

9. Directivele UE

Директивы ЕС

901. Directiva 2000/60/CE a Parlamentului European și a consiliului din 23 octombrie 2000 de stabilire a unui cadru de politică comunitară în domeniului apei.
902. Директива Европейского Парламента и Совета 2000/60/ЕС от 23 октября 2000г., которой устанавливаются рамки действий сообщества относительно политики в сфере водного хозяйства.
903. Directiva 98/83/CE a consiliului din 3 noiembrie 1998 privind calitatea apei destinate consumului uman.
904. Директива 98/83/ЕС Совета от 3 ноября 1998г. о качестве воды, предназначенной для употребления людьми.
905. Directiva consiliului din 21 mai 1991, privind tratarea apelor urbane reziduale (91/271/CEE).
906. Директива Совета 91/271/ЕЕС от 21 мая 1991г. об очистке городских стоков, дополненная Директивой 98/15/ЕС.
907. Руководство по обеспечению качества питьевой воды, третье издание, том 1 - перечень глав, входящих в Руководство: главы на русском языке, главы на английском языке.
908. Руководство по обеспечению качества питьевой воды. Третье издание. Том 1. Рекомендации Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ), Женева, 2004г.

Acest document reprezintă un instrument de documentare, iar instituțiile nu își asumă responsabilitatea pentru conținutul său.

► **B** **DIRECTIVA 2000/60/CE A PARLAMENTULUI EUROPEAN ȘI A CONSILIULUI**
din 23 octombrie 2000
de stabilire a unui cadru de politică comunitară în domeniul apei
(JO L 327, 22.12.2000, p. 1)

Astfel cum a fost modificată prin:

		Jurnalul Oficial		
		NR.	Pagina	Data
► <u>M1</u>	Decizia nr. 2455/2001/CE a Parlamentului European și a Consiliului din 20 noiembrie 2001	L 331	1	15.12.2001
► <u>M2</u>	Directiva 2008/32/CE a Parlamentului European și a Consiliului din 11 martie 2008	L 81	60	20.3.2008



**DIRECTIVA 2000/60/CE A PARLAMENTULUI EUROPEAN ȘI A
CONSILIULUI**

din 23 octombrie 2000

de stabilire a unui cadru de politică comunitară în domeniul apei

PARLAMENTUL EUROPEAN ȘI CONSILIUL UNIUNII EUROPENE,

având în vedere Tratatul de instituire a Comunității Europene, în special articolul 175 alineatul (1),

având în vedere propunerea Comisiei (1),

având în vedere avizul Comitetului Economic și Social (2),

având în vedere avizul Comitetului Regiunilor (3),

în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 251 din tratat (4),
având în vedere proiectul comun aprobat de Comitetul de conciliere
la 18 iulie 2000,

întrucât:

- (1) Apa nu este un bun comercial oarecare, ci un patrimoniu care trebuie protejat, apărat și tratat ca atare.
- (2) Concluziile seminarului ministerial privind politica comunitară a apei, desfășurat la Frankfurt, în 1988, au subliniat necesitatea unei legislații comunitare privind calitatea ecologică. În Rezoluția sa din 28 iunie 1988 (5), Consiliul a solicitat Comisiei să înainteze propuneri pentru îmbunătățirea calității ecologice a apelor de suprafață în cadrul Comunității.
- (3) Declarația publicată la încheierea seminarului ministerial privind apele subterane, desfășurat la Haga, în 1991, a subliniat necesitatea unei acțiuni pentru a evita deteriorarea pe termen lung a calității și cantității de apă dulce și solicita lansarea unui program de acțiune care să fie realizat până în anul 2000 și care să urmărească gestionarea viabilă din punct de vedere ecologic și protecția resurselor de apă dulce. În rezoluțiile sale din 25 februarie 1992 (6) și din 20 februarie 1995 (7), Consiliul a cerut un program de acțiune privind apele subterane și o revizuire a Directivei 80/68/CEE a Consiliului din 17 decembrie 1979 privind protecția apelor subterane împotriva poluării cauzate de anumite substanțe periculoase (8), în cadrul unei politici globale de protecție a apelor dulci.
- (4) Apele în cadrul Comunității se află sub o presiune tot mai mare, având în vedere creșterea continuă a cererii de apă de bună calitate în cantități suficiente pentru toate tipurile de utilizări.

(1) JO C 184, 17.6.1997, p. 20,
JO C 16, 20.1.1998, p. 14 și
JO C 108, 7.4.1998, p. 94.

(2) JO C 355, 21.11.1997, p. 83.

(3) JO C 180, 11.6.1998, p. 38.

(4) Avizul Parlamentului European din 11 februarie 1999 (JO C 150, 28.5.1999, p. 419), confirmat la data de 16 septembrie 1999, și Poziția comună a Consiliului din 22 octombrie 1999 (JO C 343, 30.11.1999, p. 1). Decizia Parlamentului European din 7 septembrie 2000 și Decizia Consiliului din 14 septembrie 2000.

(5) JO C 209, 9.8.1988, p. 3.

(6) JO C 59, 6.3.1992, p. 2.

(7) JO C 49, 28.2.1995, p. 1.

(8) JO L 20, 26.1.1980, p. 43. Directivă, astfel cum a fost modificată prin Directiva 91/692/CEE (JO L 377, 31.12.1991, p. 48).

▼B

La 10 noiembrie 1995, în „Raportul său privind mediul în Uniunea Europeană - 1995”, Agenția Europeană de Mediu a prezentat un nou raport cu privire la starea mediului, confirmând necesitatea unei acțiuni pentru protecția apelor Comunității atât din punct de vedere calitativ, cât și din punct de vedere cantitativ.

- (5) La 18 decembrie 1995, Consiliul adoptă concluzii care cereau, între altele, elaborarea unei noi directive-cadru de stabilire a principiilor de bază ale unei politici durabile a apei în Uniunea Europeană și care să invite Comisia să prezinte o propunere.
- (6) La 21 februarie 1996, Comisia adoptă o comunicare destinată Parlamentului European și Consiliului, cu privire la „politica comunitară în domeniul apei”, care stabilește principiile unei politici comunitare a apei.
- (7) La 9 septembrie 1996, Comisia a prezentat o propunere de Decizie a Parlamentului European și a Consiliului privind un program de acțiune pentru protecția și gestionarea integrată a apelor subterane (¹). În acea propunere, Comisia a subliniat necesitatea de a stabili proceduri de control al captărilor de apă dulce și de supraveghere a calității și cantității de apă dulce.
- (8) La 29 mai 1995, Comisia adoptă o comunicare destinată Parlamentului European și Consiliului cu privire la utilizarea rațională și conservarea zonelor umede, recunoscând funcțiile importante pe care acestea le exercită în protecția resurselor de apă.
- (9) Este necesar să se elaboreze o politică comunitară integrată în domeniul apei.
- (10) Comisia a fost invitată de către Consiliu la 25 iunie 1996, de către Comitetul Regiunilor la 19 septembrie 1996, de către Comitetul Economic și Social la 26 septembrie 1996 și de către Parlamentul European la 23 octombrie 1996 să prezinte o propunere de Directivă a Consiliului de stabilire a unui cadru pentru politica europeană în domeniul apei.
- (11) În conformitate cu articolul 174 din tratat, politica comunitară referitoare la mediu trebuie să contribuie la îndeplinirea obiectivelor de conservare, protecție și îmbunătățire a calității mediului, precum și de utilizare prudentă și rațională a resurselor naturale și trebuie să fie bazată pe principiile precauției și prevenirii și pe principiul corectării, cu prioritate la sursă, a daunelor aduse mediului, precum și pe baza principiului „poluatorul plătește”.
- (12) În conformitate cu articolul 174 din tratat, la elaborarea politicii de mediu, Comunitatea trebuie să aibă în vedere datele științifice și tehnice disponibile, condițiile de mediu din diferitele regiuni ale Comunității, dezvoltarea economică și socială a Comunității în ansamblu și dezvoltarea echilibrată a regiunilor sale, precum și avantajele și costurile care pot rezulta de pe urma acțiunii sau a lipsei de acțiune.
- (13) Condițiile și nevoile diverse existente în cadrul Comunității necesită soluții specifice. La planificarea și punerea în aplicare a măsurilor care asigură protecția și utilizarea viabilă din punct de vedere ecologic a apelor în cadrul bazinului hidrografic, trebuie să se țină seama și de această diversitate. Deciziile trebuie luate cât mai aproape posibil de locul în care apa este utilizată sau deteriorată. Prin elaborarea de programe de acțiune adaptate condițiilor locale și regionale, trebuie să se acorde prioritate acțiunilor care țin de responsabilitatea statelor membre.
- (14) Succesul prezentei directive se bazează pe o cooperare strânsă și pe acțiuni coerente la nivelul Comunității, al statelor membre și al

(¹) JO C 355, 25.11.1996, p. 1.

▼B

autorităților locale, precum și pe informarea, consultarea și participarea publicului, inclusiv a utilizatorilor.

- (15) Aprovizionarea cu apă constituie un serviciu de interes general, în conformitate cu definiția din Comunicarea Comisiei privind serviciile de interes general din Europa ⁽¹⁾.
- (16) Este necesară o continuare a integrării protecției și gestionării viabile din punct de vedere ecologic a apei în celelalte politici comunitare, cum ar fi cele în domeniile energiei, transportului, agriculturii, pescuitului, politicii regionale și turismului. Prezenta directivă trebuie să asigure baza unui dialog permanent și să permită elaborarea de strategii vizând acest obiectiv de integrare. Prezenta directivă poate aduce, de asemenea, o contribuție importantă și în alte domenii de cooperare între statele membre, cum ar fi, între altele, Perspectiva dezvoltării spațiului european.
- (17) O politică a apei eficientă și coerentă trebuie să aibă în vedere vulnerabilitatea ecosistemelor acvatice situate în apropierea coastei și a estuarelor sau în golfuri sau mări parțial închise, echilibrul acestora fiind puternic influențat de calitatea apelor interioare care se varsă în ele. Protecția stării apei în interiorul bazinelor hidrografice va aduce beneficii economice, contribuind la protecția populațiilor piscicole din apele respective, inclusiv a celor din apele de coastă.
- (18) Politica comunitară a apei necesită un cadru legislativ transparent, eficient și coerent. Comunitatea trebuie să definească principii comune și un cadru global de acțiune. Prezenta directivă trebuie să stabilească acest cadru și să asigure coordonarea, integrarea și, pe termen lung, dezvoltarea principiilor generale și a structurilor care să permită protecția și utilizarea viabilă din punct de vedere ecologic a apei în Comunitate, cu respectarea principiului subsidiarității.
- (19) Prezenta directivă urmărește să asigure menținerea și îmbunătățirea mediului acvatic al Comunității. Acest obiectiv este în principal legat de calitatea apelor respective. Controlul cantității este un alt element suplimentar pentru asigurarea unei bune calități a apei, fiind în consecință necesară stabilirea de măsuri referitoare la cantitate care să servească și obiectivului asigurării unei bune calități.
- (20) Starea cantitativă a unui corp de apă subterană poate avea impact asupra calității ecologice a apelor de suprafață și a ecosistemelor terestre asociate cu respectivul corp de apă subterană.
- (21) Comunitatea și statele membre sunt părți la diferite acorduri internaționale care conțin obligații importante referitoare la protecția apelor marine împotriva poluării, în special la Convenția privind protecția mediului marin din regiunea Mării Baltice, semnată la Helsinki, la 9 aprilie 1992 și aprobată prin Decizia 94/157/CE a Consiliului ⁽²⁾, Convenția privind protecția mediului marin din regiunea de nord-est a Oceanului Atlantic, semnată la Paris, la 22 septembrie 1992 și aprobată prin Decizia 98/249/CE a Consiliului ⁽³⁾ și Convenția privind protecția Mării Mediterane împotriva poluării, semnată la Barcelona, la 16 februarie 1976 și aprobată prin Decizia 77/585/CEE a Consiliului ⁽⁴⁾ și Protocolul acesteia privind protecția Mării Mediterane împotriva poluării din surse terestre, semnat la Atena, la 17 mai 1980 și aprobat prin Decizia 83/101/CEE a Consiliului ⁽⁵⁾. Prezenta

⁽¹⁾ JO C 281, 26.9.1996, p. 3.

⁽²⁾ JO L 73, 16.3.1994, p. 19.

⁽³⁾ JO L 104, 3.4.1998, p. 1.

⁽⁴⁾ JO L 240, 19.9.1977, p. 1.

⁽⁵⁾ JO L 67, 12.3.1983, p. 1.

▼B

directivă urmărește să sprijine Comunitatea și statele membre în îndeplinirea acestor obligații.

- (22) Prezenta directivă urmărește să contribuie la reducerea progresivă a evacuărilor de substanțe periculoase în apă.
- (23) Este necesară definirea unor principii comune pentru a coordona eforturile făcute de statele membre pentru îmbunătățirea protecției apelor Comunității din punct de vedere calitativ și cantitativ, pentru a promova o utilizare viabilă din punct de vedere ecologic a apei, pentru a contribui la controlul problemelor trans-frontaliere privind apa, pentru a proteja ecosistemele acvatice și cele terestre, precum și zonele umede care depind direct de acestea și pentru a proteja și dezvolta utilizările potențiale ale apelor Comunității.
- (24) O bună calitate a apei va garanta aprovizionarea populației cu apă potabilă.
- (25) Se impune elaborarea de definiții comune pentru starea apei din punct de vedere al calității și, dacă este relevant pentru protecția mediului, din punct de vedere al cantității. Obiectivele ecologice trebuie stabilite astfel încât să se asigure obținerea unei stări bune a apelor de suprafață și a apelor subterane în întreaga Comunitate și să se evite deteriorarea stării apelor la nivel comunitar.
- (26) Statele membre trebuie să urmărească atingerea cel puțin a obiectivului referitor la o stare bună a apelor, prin definirea și punerea în aplicare a măsurilor necesare în cadrul programelor de măsuri integrate, luând în considerare cerințele comunitare existente. Dacă există deja o stare bună a apelor, aceasta trebuie menținută. În cazul apelor subterane, pe lângă cerințele referitoare la o stare bună, trebuie identificată și inversată orice tendință de creștere semnificativă și durabilă a concentrației oricărui poluant.
- (27) Obiectivul ultim al prezentei directive este de a asigura eliminarea substanțelor periculoase prioritare și de a contribui la obținerea, în mediul marin, de concentrații apropiate de valorile de bază pentru substanțele de origine naturală.
- (28) Apele de suprafață și apele subterane sunt, în general, surse care se reînnoiesc permanent și garantarea unei stări bune a apelor subterane presupune, în special, acțiuni rapide și o planificare stabilă, pe termen lung, a măsurilor de protecție, dat fiind intervalul natural necesar pentru formarea și reînnoirea acestor ape. Acest interval trebuie luat în considerare la stabilirea calendarelor pentru măsurile de realizare a unei îmbunătățiri a stării apelor, precum și la inversarea oricărei tendințe de creștere semnificativă și durabilă a concentrației conținutului oricărui poluant în apele subterane.
- (29) Pentru atingerea obiectivelor stabilite de prezenta directivă și pentru elaborarea unui program de măsuri în acest scop, statele membre pot structura pe etape punerea în aplicare a programului de măsuri, pentru a putea defalca costurile aferente.
- (30) Pentru a asigura punerea în aplicare a prezentei directive în mod complet și coerent, orice extindere a termenelor aferente trebuie efectuată pe baza unor criterii adecvate, evidente și transparente și trebuie justificată de statele membre în planurile de gestionare a bazinelor hidrografice.
- (31) În cazul în care un corp de apă este atât de afectat de activitățile umane sau condițiile sale naturale sunt de așa natură încât obținerea unei stări bune ar fi imposibil de realizat sau exagerat de costisitoare, se poate dovedi necesară stabilirea unor obiective ecologice mai puțin stricte pe baza unor criterii adecvate, evidente și transparente și trebuie adoptate toate măsurile posibile pentru a preveni continuarea deteriorării stării apelor respective.

▼B

- (32) Pot exista motive pentru exceptarea de la cerința de a preveni continuarea deteriorării sau de a obține o stare bună în condiții specifice, dacă nerespectarea acestei cerințe este rezultatul unor împrejurări neprevăzute sau excepționale, în special inundații sau perioade de secetă sau, din motive de interes public superior, al unor noi modificări în ceea ce privește caracteristicile fizice ale unui corp de apă de suprafață sau al unor modificări ale nivelurilor acviferelor subterane, cu condiția adoptării tuturor măsurilor realizabile necesare atenuării impactului negativ asupra stării acviferului respectiv.
- (33) Trebuie urmărit obiectivul realizării unei stări bune a apelor pentru fiecare bazin hidrografic, astfel încât măsurile luate cu privire la apele de suprafață și la apele subterane care aparțin aceluiași sistem ecologic, hidrologic și hidrogeologic să fie coordonate.
- (34) În scopul protecției mediului, este necesară o mai mare integrare a aspectelor calitative și cantitative atât în ceea ce privește apele de suprafață, cât și în ceea ce privește apele subterane, luând în considerare condițiile naturale de debit în ciclul hidrologic.
- (35) Într-un bazin hidrografic în cazul căruia utilizarea apei poate avea efecte transfrontaliere, cerințele pentru realizarea obiectivelor ecologice stabilite în temeiul prezentei directive, în special toate programele de măsuri, trebuie coordonate pentru întregul district hidrografic. Pentru bazinele hidrografice care se întind dincolo de granițele Comunității, statele membre trebuie să facă eforturi pentru a asigura o coordonare adecvată cu statele terțe în cauză. Este important ca prezenta directivă să contribuie la respectarea obligațiilor care revin Comunității în temeiul convențiilor internaționale referitoare la protecția și gestionarea apelor, în special în temeiul Convenției Organizației Națiunilor Unite privind protecția și utilizarea cursurilor de apă transfrontaliere și a lacurilor internaționale, aprobată prin Decizia 95/308/CE a Consiliului ⁽¹⁾, precum și în temeiul acordurilor ulterioare cu privire la punerea sa în aplicare.
- (36) Este necesar să se efectueze o analiză a caracteristicilor unui bazin hidrografic și a impactului activității umane, precum și o analiză economică a utilizării apei. Evoluția stării apelor trebuie monitorizată de statele membre în mod sistematic și comparabil în ansamblul Comunității. Aceste informații sunt necesare pentru a oferi statelor membre o bază solidă pentru elaborarea unor programe de măsuri în vederea realizării obiectivelor stabilite de prezenta directivă.
- (37) Statele membre trebuie să identifice apele utilizate pentru captarea apei potabile și să asigure respectarea dispozițiilor Directivei 80/778/CEE a Consiliului din 15 iulie 1980 privind calitatea apei destinate consumului uman ⁽²⁾.
- (38) Utilizarea de instrumente economice de către statele membre se poate dovedi adecvată în cadrul unui program de măsuri. Este necesar ca principiul recuperării costurilor serviciilor de utilizarea apei, inclusiv costurile de mediu și cele legate de resurse asociate deteriorării sau impactului negativ asupra mediului acvatic, trebuie luat în considerare, în special în conformitate cu principiul „poluatorul plătește”. În acest scop, este necesară o analiză economică a serviciilor de gestionare a apelor, pe baza previziunilor pe termen lung cu privire la cererea și oferta de apă din districtul hidrografic.

⁽¹⁾ JO L 186, 5.8.1995, p. 42.

⁽²⁾ JO L 229, 30.8.1980, p. 11. Directivă, astfel cum a fost modificată prin Directiva 98/83/CE (JO L 330, 5.12.1998, p. 32).

▼ B

- (39) Este necesar să se prevină sau să se reducă consecințele poluărilor accidentale. În programul de măsuri trebuie incluse măsuri care să urmărească acest lucru.
- (40) În ceea ce privește prevenirea și controlul poluării, politica comunitară în domeniul apei trebuie să se bazeze pe o abordare combinată vizând reducerea poluării la sursă prin stabilirea unor valori limită de emisie și a unor standarde de calitate a mediului.
- (41) În ceea ce privește cantitățile de apă disponibile, se impune stabilirea unor principii generale de control al captărilor și al îndiguirii, pentru a asigura viabilitatea ecologică a sistemelor hidrologice în cauză.
- (42) Se impune stabilirea, ca cerințe minime în legislația comunitară, a unor standarde de calitate a mediului și a unor valori limită de emisie comune în cazul anumitor grupe sau familii de poluanți. Se impune prevederea unor dispoziții cu privire la adoptarea acestor standarde la nivel comunitar.
- (43) Se impune stoparea sau eliminarea treptată a poluării rezultate din evacuări, emisii sau pierderi de substanțe periculoase prioritare. La propunerea Comisiei, Parlamentul European și Consiliul trebuie să convină asupra substanțelor avute în vedere pentru o acțiune prioritară și asupra măsurilor speciale care urmează a fi luate împotriva poluării apelor cu respectivele substanțe, luând în considerare toate sursele de poluare importante și identificând nivelurile și combinațiile rentabile și proporționate ale controalelor.
- (44) La identificarea substanțelor periculoase prioritare, trebuie avut în vedere principiul precauției, în special pe baza identificării efectelor potențial negative ale produsului și pe o evaluare științifică a gradului de risc.
- (45) Statele membre ar trebui să adopte măsuri pentru eliminarea poluării apelor de suprafață cu substanțele prioritare și pentru eliminarea treptată a poluării cu alte substanțe; în absența acestor măsuri, statele membre nu pot atinge obiectivele stabilite pentru corpurile de apă de suprafață.
- (46) Pentru a permite participarea publicului în general, în special a utilizatorilor de apă, la întocmirea și actualizarea planurilor de gestionare a bazinelor hidrografice, este necesară furnizarea de informații corespunzătoare cu privire la măsurile preconizate și raportarea cu privire la evoluția punerii în aplicare a acestora, astfel încât publicul să poată interveni înainte de adoptarea deciziilor finale referitoare la măsurile necesare.
- (47) Este necesar ca prezenta directivă să prevadă mecanisme destinate să facă față obstacolelor în calea îmbunătățirii stării apelor, atunci când acestea nu țin de domeniul de aplicare a legislației comunitare referitoare la ape, în vederea elaborării de strategii comunitare adecvate pentru eliminarea acestora.
- (48) Comisia trebuie să prezinte anual un plan actualizat de inițiative pe care intenționează să le propună în domeniul apei.
- (49) Trebuie definite specificații tehnice pentru a asigura o abordare coerentă la nivel comunitar în cadrul prezentei directive. Criteriile pentru evaluarea stării apelor constituie un pas important. Se impune adaptarea, prin procedură de comitet, a anumitor elemente la progresul tehnic, precum și la standardizarea metodelor de monitorizare, prelevare de probe și analiză. Pentru a favoriza o înțelegere profundă și o aplicare coerentă a criteriilor stabilite pentru caracterizarea districtelor hidrografice și pentru evaluarea stării apelor, Comisia poate adopta orientări cu privire la aplicarea acestor criterii.

▼B

- (50) Măsurile necesare pentru punerea în aplicare a prezentului act se adoptă în conformitate cu Decizia 1999/468/CE a Consiliului din 28 iunie 1999 de stabilire a procedurilor privind exercitarea atribuțiilor de punere în aplicare conferite Comisiei ⁽¹⁾.
- (51) Prin punerea în aplicare a prezentei directive se urmărește obținerea unui nivel de protecție a apelor cel puțin echivalent cu cel asigurat de anumite anterioare, care trebuie, prin urmare, abrogate imediat după aplicarea pe deplin a dispozițiilor relevante ale prezentei directive.
- (52) Dispozițiile prezentei directive reiau cadrul de combatere a poluării cu substanțe periculoase stabilit în temeiul Directivei 76/464/CEE a Consiliului privind poluarea cauzată de anumite substanțe periculoase evacuate în mediul acvatic al Comunității ⁽²⁾. Prin urmare, respectiva directivă trebuie abrogată în momentul aplicării pe deplin a dispozițiilor relevante ale prezentei directive.
- (53) Trebuie asigurată aplicarea pe deplin și respectarea legislației de mediu existente în domeniul protecției apelor. Este necesar să se asigure aplicarea corectă a dispozițiilor de punere în aplicare a prezentei directive, în ansamblul Comunității, prin sancțiuni adecvate prevăzute de legislația statelor membre. Aceste sancțiuni trebuie să fie eficiente, proporționale și cu efect de descurajare,

ADOPTĂ PREZENTA DIRECTIVĂ:

Articolul 1

Obiectul

Obiectul prezentei directive este de a stabili un cadru pentru protecția apelor interioare de suprafață, a apelor de tranziție, a apelor de coastă și a apelor subterane, urmărind:

- (a) prevenirea deteriorărilor ulterioare, conservarea și îmbunătățirea stării ecosistemelor acvatice și, în ceea ce privește necesitățile de apă ale acestora, a ecosistemelor terestre și a zonelor umede care depind în mod direct de ecosistemele acvatice;
- (b) promovarea utilizării durabile a apei pe baza unei protecții pe termen lung a resurselor de apă disponibile;
- (c) asigurarea unei protecții sporite și a îmbunătățirii mediului acvatic, în special prin măsuri speciale de reducere progresivă a evacuărilor, emisiilor și pierderilor de substanțe prioritare și prin stoparea sau eliminarea treptată a evacuărilor, emisiilor și pierderilor de substanțe periculoase prioritare;
- (d) asigurarea reducerii treptate a poluării apelor subterane și prevenirea poluării ulterioare a acestora și
- (e) contribuția la atenuarea efectelor inundațiilor și ale perioadelor de secetă

și contribuind la:

- asigurarea unei aprovizionări suficiente cu apă de suprafață și subterană de bună calitate, aceasta fiind necesară pentru o utilizare durabilă, echilibrată și echitabilă a apei;
- o reducere semnificativă a poluării apelor subterane;
- protecția apelor marine și teritoriale și

⁽¹⁾ JO C 184, 17.7.1999, p. 23.

⁽²⁾ JO L 129, 18.5.1976, p. 23. Directivă, astfel cum a fost modificată prin Directiva 91/692/CEE (JO L 377, 31.12.1991, p. 48).

▼B

- realizarea obiectivelor stabilite în acorduri internaționale corespunzătoare, inclusiv în acordurile care urmăresc prevenirea și eliminarea poluării mediului marin, printr-o acțiune comunitară în temeiul articolului 16 alineatul (3), stoparea sau eliminarea treptată a evacuărilor, emisiilor și pierderilor de substanțe periculoase prioritare prezentând un risc inacceptabil pentru sau prin intermediul mediului acvatic, cu scopul ultim de a obține, în mediul marin, concentrații apropiate de nivelurile de bază pentru substanțele de origine naturală și a unor concentrații apropiate de zero pentru substanțele sintetice artificiale.

*Articolul 2***Definiții**

În sensul prezentei directive, se aplică următoarele definiții:

1. „ape de suprafață”: înseamnă apele interioare, cu excepția apelor subterane; apele de tranziție și apele de coastă și, în ceea ce privește starea chimică, apele teritoriale;
2. „ape subterane”: înseamnă toate apele care se găsesc sub suprafața solului în zona de saturație și în contact direct cu solul sau cu subsolul;
3. „ape interioare”: înseamnă toate apele stătătoare sau curgătoare de pe suprafața solului și toate apele subterane situate în amonte față de linia de bază care servește la măsurarea întinderii apelor teritoriale;
4. „râu”: înseamnă un corp de apă interioară care curge în mare parte pe suprafața solului, dar care poate curge și în subsol pe o parte a cursului său;
5. „lac”: înseamnă un corp de apă interioară de suprafață stătătoare;
6. „ape de tranziție”: înseamnă corpurile de apă de suprafață aflate în vecinătatea gurilor de râu care au un caracter parțial salin ca urmare a învecinării cu apele de coastă, dar care sunt puternic influențate de fluxurile de apă dulce;
7. „ape de coastă”: înseamnă apele de suprafață situate în partea interioară a unei linii care are fiecare punct situat la o distanță de o milă marină față de punctul cel mai apropiat de linia de bază de la care se măsoară întinderea apelor teritoriale și care, acolo unde este cazul, se extinde până la limita exterioră a unei ape de tranziție;
8. „corp de apă artificial”: înseamnă un corp de apă de suprafață creat de o activitate umană;
9. „corp de apă puternic modificat”: înseamnă un corp de apă de suprafață al cărui caracter, ca urmare a modificărilor fizice cauzate de activitatea umană, este fundamental modificat, după cum a fost stabilit de statele membre în conformitate cu dispozițiile din anexa II;
10. „corp de apă de suprafață”: înseamnă o parte distinctă și semnificativă a unei ape de suprafață, cum ar fi un lac, un rezervor, un curent de apă, un râu sau un canal, o parte a unui curent de apă, râu sau canal, o apă de tranziție sau un segment din apele de coastă;
11. „acvifer”: înseamnă unul sau mai multe straturi subterane de rocă sau alte tipuri de straturi geologice cu o porozitate și o permeabilitate suficiente pentru a permite fie trecerea unui curent semnificativ de apă subterană, fie captarea de cantități importante de apă subterană;
12. „corp de apă subterană”: înseamnă un volum distinct de apă subterană din interiorul unuia sau mai multor acvifere;

▼B

13. „bazin hidrografic”: înseamnă orice zonă în care toate scurgerile de apă converg, printr-o rețea de râuri, fluvii și, eventual, lacuri, către mare, în care se varsă printr-o singură gură de vărsare, un singur estuar sau o singură deltă;
14. „sub-bazin”: înseamnă orice zonă în care toate scurgerile de apă converg, printr-o rețea de râuri, fluvii și, eventual, lacuri, către un anumit punct al unui curs de apă (în mod normal, un lac sau o confluență de râuri);
15. „district hidrografic”: înseamnă zona terestră și marină constituită din unul sau mai multe bazine hidrografice, precum și din apele subterane și apele de coastă asociate, identificată în conformitate cu articolul 3 alineatul (1) ca fiind principala unitate pentru gestionarea bazinelor hidrografice;
16. „autoritate competentă”: înseamnă autoritatea sau autoritățile desemnate în aplicarea articolului 3 alineatul (2) sau (3);
17. „starea unei ape de suprafață”: este expresia generală a stării unui corp de apă de suprafață, determinată pe baza celei mai nefavorabile valori a stării sale ecologice și chimice;
18. „starea bună a unei ape de suprafață”: înseamnă starea unui corp de apă de suprafață, atunci când atât starea sa ecologică, cât și cea chimică sunt cel puțin „bune”;
19. „starea unei ape subterane”: este expresia generală a stării unui corp de apă subterană, determinată pe baza celei mai nefavorabile valori a stării sale cantitative și chimice;
20. „starea bună a unei ape subterane”: înseamnă starea unui corp de apă subterană, atunci când atât starea sa cantitativă, cât și cea chimică sunt cel puțin „bune”;
21. „stare ecologică”: este expresia calității structurii și a funcționării ecosistemelor acvatice asociate apelor de suprafață, clasificată în conformitate cu anexa V;
22. „stare ecologică bună”: este starea unui corp de apă de suprafață, clasificată astfel în conformitate cu anexa V;
23. „potențial ecologic bun”: este starea unui corp de apă puternic modificat sau a unui corp de apă artificial, clasificate astfel în conformitate cu dispozițiile aplicabile din anexa V;
24. „stare chimică bună a unei ape de suprafață”: înseamnă starea chimică necesară pentru a atinge obiectivele de mediu stabilite în articolul 4 alineatul (1) litera (a) pentru apele de suprafață, și anume starea chimică a unui corp de apă de suprafață în cazul căreia valorile concentrațiilor de poluanți nu depășesc standardele de calitate a mediului stabilite în anexa IX și în aplicarea articolului 16 alineatul (7), precum și în cadrul altor texte legislative comunitare aplicabile care stabilesc standarde de calitate a mediului la nivel comunitar;
25. „stare chimică bună a unei ape subterane”: este starea chimică a unui corp de apă subterană care îndeplinește toate condițiile prevăzute în tabelul 2.3.2 din anexa V;
26. „stare cantitativă”: reprezintă gradul în care un corp de apă subterană este afectat de captările directe și indirecte;
27. „resursă disponibilă de apă subterană”: înseamnă rata medie anuală pe termen lung de realimentare a corpului de apă subterană minus rata anuală pe termen lung a debitului necesară pentru a atinge obiectivele de calitate ecologică a apelor de suprafață asociate stabilite în articolul 4 pentru a evita orice diminuare semnificativă a stării ecologice a acestor ape și pentru a evita orice deteriorare adusă ecosistemelor terestre asociate;

▼ B

28. „stare cantitativă bună”: este starea definită în tabelul 2.1.2 din anexa V;
29. „substanțe periculoase”: înseamnă substanțele sau grupele de substanțe care sunt toxice, persistente și bioacumulabile, precum și alte substanțe sau grupe de substanțe care dau naștere unui nivel similar de îngrijorare;
30. „substanțe prioritare”: înseamnă substanțele definite în conformitate cu articolul 16 alineatul (2) și menționate în anexa X. Printre aceste substanțe, există „substanțe periculoase prioritare”, prin care se înțelege substanțele definite în conformitate cu articolul 16 alineatele (3) și (6), pentru care se impune luarea de măsuri în conformitate cu articolul 16 alineatele (1) și (8);
31. „poluant”: înseamnă orice substanță care ar putea constitui factor de poluare, în special cele care figurează pe lista din anexa VIII;
32. „evacuare directă în apele subterane”: înseamnă evacuarea poluanților în apele subterane, fără ca aceștia să mai treacă prin sol sau subsol;
33. „poluare”: înseamnă introducerea directă sau indirectă de substanțe sau căldură în aer, apă sau sol ca rezultat al activității umane și care poate prezenta riscuri pentru sănătatea umană sau pentru calitatea ecosistemelor acvatice sau a ecosistemelor terestre care depind în mod direct de ecosistemele acvatice, aceasta ducând la deteriorarea bunurilor materiale sau deteriorând sau afectând negativ domeniul agrementului sau alte utilizări legitime ale mediului;
34. „obiective de mediu”: înseamnă obiectivele prevăzute la articolul 4;
35. „standard de calitate a mediului”: înseamnă concentrația unui poluant sau a unui grup de poluanți în apă, sedimente sau biota, care nu trebuie depășită pentru a asigura protecția sănătății umane și a mediului;
36. „abordare combinată”: înseamnă controlul evacuărilor și al emisiilor în apele de suprafață în conformitate cu abordarea prezentată în articolul 10;
37. „apă destinată consumului uman”: are același înțeles ca și în cazul Directivei 80/778/CEE, astfel cum a fost modificată prin Directiva 98/83/CE;
38. „servicii legate de utilizarea apei”: înseamnă totalitatea serviciilor care acoperă, în cazul gospodăriilor individuale, al instituțiilor publice sau al oricărei activități economice:
 - (a) captarea, îndiguirea, depozitarea, tratarea și distribuția apei de suprafață sau a apei subterane;
 - (b) instalații de colectare și tratare a apelor uzate care urmează a fi evacuate în apele de suprafață;
39. „utilizarea apei”: înseamnă serviciile legate de utilizarea apei și orice alte activități identificate în temeiul articolului 5 și al anexei II, care pot avea un impact semnificativ asupra stării apelor.

Acest concept se aplică în sensul articolului 1 și în vederea analizei economice efectuate în conformitate cu articolul 5 și cu anexa III litera (b).
40. „valori limită de emisie”: înseamnă masa, exprimată în funcție de anumiți parametri specifici, concentrația și/sau nivelul unei emisii care nu pot fi depășite pe durata uneia sau mai multor perioade date. Valorile limită de emisie pot fi stabilite și pentru anumite grupe, familii sau categorii de substanțe, în special pentru cele determinate în aplicarea articolului 16.

▼B

Valorile limită de emisie pentru substanțe se aplică, în mod normal, în punctul în care emisiile părăsesc instalația, fără a se lua în calcul gradul de diluare. În cazul evacuărilor indirecte în apă, efectul unei stații de epurare poate fi luat în considerare la determinarea valorilor limită de emisie ale instalației, cu condiția garantării unui nivel echivalent de protecție a mediului în ansamblu și cu condiția ca aceasta să nu ducă la creșterea nivelului de poluare a mediului.

41. „controlul emisiilor”: înseamnă controalele care necesită o limitare specifică a emisiilor, de exemplu o valoare limită de emisie sau orice impunere de limite sau de condiții pentru efectele, natura sau alte caracteristici ale unei emisii sau pentru condițiile de funcționare care afectează emisiile. Utilizarea expresiei de „control al emisiilor” în cadrul prezentei directive cu referire la dispozițiile oricărei alte directive nu poate fi în nici un caz considerată ca o reinterpretare a respectivelor dispoziții.

*Articolul 3***Coordonarea măsurilor administrative în cadrul districtelor hidrografice**

(1) Statele membre identifică bazinele hidrografice care se află pe teritoriul lor național și, în sensul prezentei directive, le alocă unor districte hidrografice. Dacă este necesar, bazinele hidrografice mici pot fi combinate cu bazine hidrografice mai mari sau pot fi grupate cu alte bazine hidrografice mici învecinate pentru a forma un district hidrografic. Dacă apele subterane nu se încadrează în totalitate într-un anumit bazin hidrografic, acestea sunt identificate și alocate celui mai apropiat sau celui mai adecvat district hidrografic. Apele de coastă sunt identificate și alocate celui sau celor mai apropiate sau celui mai adecvat district hidrografic.

(2) Statele membre adoptă măsurile administrative adecvate, inclusiv desemnarea autorității competente corespunzătoare, în aplicarea normelor prezentei directive în cadrul fiecărui district hidrografic situat pe teritoriul lor.

(3) Statele membre se asigură de faptul că un bazin hidrografic care se află pe teritoriul mai multor state membre este alocat unui district hidrografic internațional. La cererea statelor membre respective, Comisia adoptă măsurile necesare pentru a facilita operațiunea de creare a unui district hidrografic internațional.

Statele membre adoptă măsurile administrative adecvate, inclusiv desemnarea autorității competente corespunzătoare, în aplicarea normelor prezentei directive în cadrul acelei porțiuni din districtul hidrografic internațional care se află pe teritoriul său.

(4) Statele membre asigură coordonarea cerințelor prezentei directive care urmăresc realizarea obiectivelor de mediu stabilite în temeiul articolului 4, în special a tuturor programelor de măsuri, pentru întregul district hidrografic. În cazul districtelor hidrografice internaționale, statele membre respective asigură împreună coordonarea și pot utiliza în acest scop structurile existente care derivă din acordurile internaționale. La cererea statelor membre respective, Comisia intervine pentru a facilita întocmirea programelor de măsuri.

(5) În cazul în care un district hidrografic se extinde în afara teritoriului Comunității, statul membru sau statele membre respective trebuie să facă eforturile necesare pentru a stabili o coordonare adecvată împreună cu țările terțe în cauză cu scopul de a realiza obiectivele prezentei directive în întregul district hidrografic. Statele membre garantează aplicarea normelor prezentei directive pe teritoriul lor.

(6) În sensul prezentei directive, statele membre pot desemna un organism național sau internațional ca autoritate competentă.

▼B

(7) Statele membre desemnează autoritatea competentă până la data menționată la articolul 24.

(8) Statele membre prezintă Comisiei o listă cu autoritățile competente naționale și cu autoritățile competente ale tuturor organismelor internaționale la care participă, în termen de cel mult șase luni de la data menționată la articolul 24. Pentru fiecare autoritate competentă se furnizează informațiile indicate în anexa I.

(9) Statele membre informează Comisia cu privire la orice modificare a datelor furnizate în aplicarea alineatului (8) în termen de cel mult trei luni de la data la care a fost pusă în aplicare modificarea respectivă.

*Articolul 4***Obiective de mediu**

(1) La punerea în aplicare a programelor de măsuri prevăzute în planul de gestionare a districtului hidrografic:

(a) în ceea ce privește apele de suprafață

(i) statele membre pun în aplicare măsurile necesare pentru a preveni deteriorarea stării tuturor corpurilor de apă de suprafață, sub rezerva aplicării alineatelor (6) și (7) și fără a aduce atingere alineatului (8);

(ii) statele membre protejează, îmbunătățesc și refac toate corpurile de apă de suprafață, sub rezerva aplicării punctul (iii) în ceea ce privește corpurile de apă artificiale și corpurile de apă puternic modificate cu scopul de a obține o stare bună a apelor de suprafață în termen de cel mult 15 ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive, în conformitate cu dispozițiile prevăzute în anexa V, sub rezerva aplicării prelungirilor determinate în conformitate cu alineatul (4) și a aplicării alineatelor (5), (6) și (7), fără a aduce atingere alineatului (8);

(iii) statele membre protejează și îmbunătățesc toate corpurile de apă artificiale și corpurile de apă puternic modificate cu scopul de a obține un potențial ecologic bun și o stare chimică bună pentru apele de suprafață în termen de cel mult 15 ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive, în conformitate cu dispozițiile prevăzute în anexa V, sub rezerva aplicării prelungirilor determinate în conformitate cu alineatul (4) și a aplicării alineatelor (5), (6) și (7), fără a aduce atingere alineatului (8);

(iv) statele membre pun în aplicare măsurile necesare în temeiul articolului 16 alineatul (1) și alineatul (8) cu scopul de a reduce treptat poluarea cu substanțe prioritare și de a stopa sau elimina treptat emisiile, evacuările și pierderile de substanțe periculoase prioritare,

fără a aduce atingere acordurilor internaționale corespunzătoare menționate la articolul 1 pentru părțile în cauză;

(b) în ceea ce privește apele subterane

(i) statele membre pun în aplicare măsurile necesare pentru a preveni sau a limita evacuarea poluanților în apele subterane și pentru a preveni deteriorarea stării tuturor corpurilor de apă subterană, sub rezerva aplicării alineatelor (6) și (7), fără a aduce atingere alineatului (8) și sub rezerva aplicării articolului 11 alineatul (3) litera (j);

(ii) statele membre protejează, îmbunătățesc și refac toate corpurile de apă subterană, asigură un echilibru între captările și realimentarea pânzei freatice cu scopul de a obține o stare bună a apelor subterane, în conformitate cu dispozițiile prevăzute în anexa V, în termen de cel mult 15 ani de la data intrării în

▼B

vigoare a prezentei directive, sub rezerva aplicării prelungirilor determinate în conformitate cu alineatul (4) și a aplicării alineatelor (5), (6) și (7), fără a aduce atingere alineatului (8) și sub rezerva aplicării articolului 11 alineatul (3) litera (j);

- (iii) statele membre pun în aplicare măsurile necesare pentru a inversa orice tendință de creștere, semnificativă și durabilă, a nivelului concentrației oricărui poluant ca urmare a impactului activităților umane, pentru a reduce în mod treptat poluarea apelor subterane;

Măsurile necesare pentru a obține o inversare a acestei tendințe sunt puse în aplicare în conformitate cu alineatele (2), (4) și (5) din articolul 17, având în vedere standardele aplicabile prevăzute de legislația comunitară aplicabilă, sub rezerva aplicării alineatelor (6) și (7), fără a aduce atingere alineatului (8);

(c) în ceea ce privește zonele protejate

Statele membre asigură respectarea tuturor standardelor și obiectivelor în termen de cel mult 15 ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive, cu excepția cazului în care există dispoziții contrare în legislația comunitară pe baza căreia a fost stabilită fiecare zonă protejată.

- (2) În cazul în care pentru un anumit corp de apă sunt valabile mai multe obiective prevăzute la alineatul (1), se aplică obiectivul cel mai strict.

- (3) Statele membre pot desemna un corp de apă de suprafață ca fiind artificial sau puternic modificat, dacă:

- (a) modificarea caracteristicilor hidromorfologice ale corpului de apă respectiv, necesare pentru a obține o stare ecologică bună ar avea un impact negativ semnificativ asupra:

- (i) mediului în general;
- (ii) navigației, inclusiv asupra instalațiilor portuare sau asupra activităților de recreere;
- (iii) activităților pentru care este necesară stocarea apei, cum ar fi alimentarea cu apă potabilă, generarea de curent electric sau irigațiile;
- (iv) reglării nivelului apelor, protecției împotriva inundațiilor și drenării solurilor;
- (v) altor activități de dezvoltare umană durabilă la fel de importante;

- (b) din motive care țin de fezabilitatea tehnică sau de costuri disproporționate, obiectivele benefice urmărite de caracteristicile artificiale sau modificate ale corpului de apă nu pot fi atinse în mod rezonabil prin alte mijloace care să constituie o opțiune mult mai bună din punct de vedere ecologic.

Alegerea făcută și motivele care au stat la baza ei trebuie menționate în mod specific în planurile de gestionare a bazinelor hidrografice solicitate în temeiul articolului 13 și revizuite la fiecare șase ani.

- (4) Termenele limită stabilite în temeiul alineatului (1) pot fi prelungite în scopul realizării treptate a obiectivelor pentru corpurile de apă, cu condiția ca starea corpului de apă afectat să nu fie înrăutățită și sub rezerva îndeplinirii următoarelor condiții:

- (a) Statele membre constată faptul că îmbunătățirile care trebuie aduse corpului de apă nu pot fi realizate în intervalul de timp prevăzut de alineatul respectiv din cel puțin unul dintre următoarele motive:

▼B

- (i) gama îmbunătățirilor necesare poate fi realizată numai în mod treptat, într-un interval care depășește programul stabilit, din motive de fezabilitate tehnică;
 - (ii) realizarea îmbunătățirilor necesare în termenele indicate ar determina costuri disproporționate;
 - (iii) condițiile naturale nu permit îmbunătățirea la timp a stării corpului de apă.
- (b) Prelungirea termenului limită și motivele care stau la baza acestei prelungiri sunt expuse în mod expres și explicate în planul de gestionare a districtului hidrografic, solicitat în temeiul articolului 13.
- (c) Prelungirile sunt limitate la cel mult două actualizări ale planului de gestionare a districtului hidrografic, cu excepția cazului în care condițiile naturale împiedică realizarea la timp a obiectivelor stabilite.
- (d) În planul de gestionare a districtului hidrografic trebuie incluse: un rezumat al măsurilor solicitate în temeiul articolului 11, care sunt considerate necesare pentru a aduce în mod treptat corpurile de apă la starea dorită până la termenul limită prelungit, motivele pentru orice întârziere importantă în aplicarea acestor măsuri și calendarul prevăzut pentru punerea lor în aplicare. În planul actualizat de gestionare a districtului hidrografic se include o revizuire a modului de punere în aplicare a acestor măsuri și un rezumat al tuturor măsurilor suplimentare.
- (5) Statele membre pot urmări realizarea unor obiective de mediu mai puțin stricte decât cele stabilite la alineatul (1) pentru anumite corpuri de apă, dacă acestea sunt afectate de activitatea umană, determinată în conformitate cu articolul 5 alineatul (1), sau dacă starea lor naturală face ca realizarea acestor obiective să fie imposibilă sau disproporționată din punctul de vedere al costurilor și dacă sunt îndeplinite următoarele condiții:
- (a) necesitățile ecologice și socio-economice satisfăcute de activitatea umană nu pot fi realizate prin alte mijloace care să constituie o opțiune ecologică mult mai bună, fără a determina costuri disproporționate;
 - (b) statele membre se asigură că:
 - pentru apele de suprafață, se obține cea mai bună stare posibilă din punct de vedere ecologic și chimic, având în vedere impactul care nu ar fi putut fi evitat în mod rezonabil, dată fiind natura activităților umane sau a poluării;
 - pentru apele subterane, starea bună a apelor subterane se modifică cât mai puțin posibil, având în vedere impactul care nu ar fi putut fi evitat în mod rezonabil, dată fiind natura activităților umane sau a poluării;
 - (c) starea corpurilor de apă afectate nu suferă deteriorări ulterioare;
 - (d) obiectivele ecologice mai puțin stricte sunt indicate și motivate explicit în planul de gestionare a bazinului hidrografic solicitat în temeiul articolului 13, iar obiectivele sunt revizuite la fiecare șase ani.
- (6) Deteriorarea temporară a stării corpurilor de apă nu încalcă cerințele prezentei directive, dacă acest lucru este rezultatul unor cauze naturale sau de forță majoră excepționale sau care nu au putut fi prevăzute, în special inundații majore sau perioade prelungite de secetă sau sunt rezultatul unor accidente care nu au putut fi prevăzute, dacă se îndeplinesc toate condițiile de mai jos:
- (a) se iau toate măsurile necesare pentru a preveni deteriorarea în continuare a stării apei și pentru a nu compromite realizarea obiec-

▼B

tivelor prezentei directive în cazul altor corpuri de apă care nu au fost afectate de aceste împrejurări;

- (b) condițiile în care pot fi declarate împrejurările excepționale sau imposibil de prevăzut, inclusiv adoptarea indicatorilor adecvați, sunt indicate în planul de gestionare a districtului hidrografic;
- (c) măsurile care trebuie luate în aceste împrejurări excepționale sunt incluse în programul de măsuri și nu trebuie să împiedice refacerea calității corpului de apă, după dispariția acestor împrejurări;
- (d) efectele unor împrejurări excepționale sau imposibil de prevăzut sunt analizate anual și, sub rezerva motivelor enunțate la alineatul (4) litera (a), se iau toate măsurile practice cu scopul de a readuce corpul de apă la starea anterioară efectelor acelor împrejurări în cel mai scurt timp posibil și
- (e) în următoarea versiune revizuită a planului de gestionare a districtului hidrografic se include un rezumat al efectelor împrejurărilor și măsurilor luate sau care urmează a fi luate în conformitate cu literele (a) și (d).

(7) Statele membre nu încalcă dispozițiile prezentei directive în cazul în care:

- nu reușesc să obțină o stare bună a apelor subterane, o stare ecologică bună sau, acolo unde este cazul, un potențial ecologic bun sau nu reușesc să prevină deteriorarea stării unui corp de apă de suprafață sau subterană ca urmare unor noi modificări ale caracteristicilor fizice ale corpului de apă de suprafață sau a schimbării nivelului corpurilor de apă subterană sau
- nu reușesc să prevină deteriorarea stării unui corp de apă de la foarte bună la bună, ca urmare a desfășurării unor noi activități de dezvoltare umană durabilă

și sunt îndeplinite următoarele condiții:

- (a) sunt luate toate măsurile practice pentru a atenua impactul negativ asupra stării corpului de apă;
- (b) motivele pentru modificările sau schimbările respective sunt indicate și motivate explicit în planul de gestionare a districtului hidrografic, solicitat în temeiul articolului 13, iar obiectivele sunt revizuite la fiecare șase ani;
- (c) motivele care stau la baza acestor modificări sau schimbări sunt de interes public major și/sau beneficiile pe care realizarea obiectivelor enunțate la alineatul (1) le aduce mediului și societății sunt mai mici decât beneficiile noilor modificări sau schimbări pentru sănătatea umană, menținerea securității umane sau pentru dezvoltarea durabilă și
- (d) din motive de fezabilitate tehnică sau de costuri disproporționate, obiectivele benefice urmărite prin modificările sau schimbările aduse corpului de apă nu pot fi realizate prin alte mijloace care să constituie o opțiune mult mai bună din punct de vedere ecologic.

(8) La aplicarea alineatelor (3), (4), (5), (6) și (7), statele membre se asigură că aplicarea nu împiedică sau nu compromite realizarea obiectivelor prezentei directive în cazul altor corpuri de apă din același district hidrografic și este în conformitate cu punerea în aplicare a altor dispoziții legale comunitare în materie de mediu.

(9) Se impune luarea de măsuri pentru ca aplicarea noilor dispoziții, inclusiv aplicarea alineatelor (3), (4), (5), (6) și (7), să garanteze cel puțin același nivel de protecție ca și în cazul legislației comunitare în vigoare.

▼B*Articolul 5***Caracteristici ale districtelor hidrografice, analiza impactului activităților umane asupra mediului și analiza economică a utilizării apei**

(1) Fiecare stat membru trebuie să se asigure de faptul că pentru fiecare district hidrografic sau pentru porțiunea unui district hidrografic internațional care se află pe teritoriul său se efectuează:

- o analiză a caracteristicilor acesteia;
- o analiză a impactului activităților umane asupra stării apelor de suprafață și a apelor subterane și
- o analiză economică a utilizării apei;

în conformitate cu specificațiile tehnice enunțate în anexele II și III și că acestea sunt finalizate în termen de cel mult patru ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive.

(2) Analizele și revizuirile menționate la alineatul (1) sunt revizuite și, dacă este necesar, actualizate în termen de cel mult 13 ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive și, ulterior, la fiecare șase ani.

*Articolul 6***Registrul zonelor protejate**

(1) Statele membre asigură întocmirea în fiecare district hidrografic a unui registru sau a mai multor registre care să cuprindă toate zonele situate în districtul respectiv, pentru care s-a stabilit că este necesară o protecție specială în cadrul unei legislații comunitare speciale privind protecția apelor de suprafață și a apelor subterane sau conservarea habitatelor și a speciilor care depind în mod direct de apă. Statele membre se asigură că aceste registre să fie întocmite în termen de cel mult patru ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive.

(2) Registrul sau registrele trebuie să includă toate corpurile de apă desemnate la articolul 7 alineatul (1) și toate zonele protejate care fac obiectul anexei IV.

(3) În fiecare district hidrografic, registrul sau registrele zonelor protejate trebuie revizuite și actualizate periodic.

*Articolul 7***Apele utilizate la captarea apei potabile**

(1) În cadrul fiecărui district hidrografic, statele membre identifică:

- toate corpurile de apă utilizate pentru captarea apei potabile destinate consumului uman, care furnizează în medie cel puțin 10 m³ pe zi sau deservește cel puțin 50 de persoane și
- corpurile de apă destinate unei astfel de utilizări în viitor.

Statele membre monitorizează, în conformitate cu anexa V, corpurile de apă care, în conformitate cu anexa respectivă, furnizează în medie peste 100 m³ de apă pe zi.

(2) Pentru fiecare corp de apă identificat în aplicarea alineatului (1), statele membre se asigură de faptul că, pe lângă îndeplinirea obiectivelor prevăzute la articolul 4 în conformitate cu cerințele prezentei directive pentru corpurile de apă de suprafață, inclusiv cu standardele de calitate stabilite la nivel comunitar în temeiul articolului 16, apa obținută îndeplinește cerințele Directivei 80/778/CEE, astfel cum a fost modificată prin Directiva 98/83/CE, pe baza regimului prevăzut pentru tratarea apelor și în conformitate cu legislația comunitară.

▼B

(3) Statele membre asigură protecția necesară în cazul corpurilor de apă identificate pentru a preveni deteriorarea calității acestora, cu scopul de a reduce nivelul tratamentului de purificare necesar pentru producerea apei potabile. Statele membre pot stabili zone de protecție pentru corpurile de apă respective.

*Articolul 8***Monitorizarea stării apelor de suprafață, a apelor subterane și a zonelor protejate**

(1) Statele membre asigură elaborarea de programe de monitorizare a stării apelor cu scopul de a obține o viziune coerentă și completă asupra stării apelor din cadrul fiecărui district hidrografic:

— în cazul apelor de suprafață, aceste programe se referă la:

- (i) volumul și nivelul sau rata debitului, în măsura în care acesta prezintă importanță pentru starea ecologică și chimică, și potențialul ecologic și
- (ii) starea ecologică și chimică și potențialul ecologic;

— în cazul apelor subterane, aceste programe se referă la monitorizarea stării chimice și cantitative;

— în cazul zonelor protejate, programele de mai sus sunt completate cu specificațiile conținute în legislația comunitară pe baza căreia s-a stabilit fiecare zonă protejată.

(2) Aceste programe devin operaționale în termen de cel mult șase ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive, cu excepția cazului în care legislația corespunzătoare conține dispoziții contrare. Monitorizarea respectivă se efectuează în conformitate cu cerințele stabilite în anexa V.

▼M2

(3) Se stabilesc specificațiile tehnice și metodele standardizate de analiză și monitorizare a stării apelor. Aceste măsuri destinate să modifice elemente neesențiale ale prezentei directive, completând-o, se adoptă în conformitate cu procedura de reglementare cu control menționată la articolul 21 alineatul (3).

▼B*Articolul 9***Recuperarea costurilor serviciilor legate de utilizarea apei**

(1) Statele membre iau în considerare principiul recuperării costurilor serviciilor legate de utilizarea apei, inclusiv a costurilor legate de mediu și de resurse, având în vedere analiza economică efectuată în conformitate cu anexa III și, în special, cu principiul „poluatorul plătește”.

Până în anul 2010, statele membre se asigură de faptul că:

- politica de stabilire a prețului apei constituie o motivație adecvată pentru ca utilizatorii să utilizeze resursele de apă în mod eficient, contribuind astfel la realizarea obiectivelor de mediu incluse în prezenta directivă;
- diferitele tipuri de destinații finale ale apei, clasificate cel puțin în funcție de sectorul industrial, gospodării și agricultură, contribuie în mod adecvat la recuperarea costurilor serviciilor de alimentare cu apă, pe baza analizei economice realizate în conformitate cu anexa III și luând în considerare principiul „poluatorul plătește”.

În acest sens, statele membre pot avea în vedere efectele sociale, ecologice și economice ale recuperării costurilor, precum și condițiile geografice și climatice existente în regiunea sau regiunile afectate.

▼B

(2) În planul de gestionare a districtului hidrografic, statele membre raportează cu privire la măsurile prevăzute pentru punerea în aplicare a alineatului (1), care vor contribui la realizarea obiectivelor de mediu prevăzute de prezenta directivă, precum și cu privire la contribuția diferitelor tipuri de utilizări ale apei la recuperarea costurilor serviciilor legate de apă.

(3) Prezentul articol nu împiedică în nici un fel finanțarea anumitor măsuri de prevenire sau de remediere în vederea realizării obiectivelor prevăzute de prezenta directivă.

(4) Statele membre nu încalcă dispozițiile prezentei directive în cazul în care decid, pe baza practicilor stabilite, să nu aplice dispozițiile prevăzute la alineatul (1) a doua teză și, în acest sens, dispozițiile aplicabile prevăzute la alineatul (2) pentru o anumită activitate de utilizare a apei, dacă acest lucru nu repune în discuție scopurile prezentei directive și nu compromite realizarea acestor obiective. Statele membre includ în planurile de gestionare a districtului hidrografic motivele pentru care nu au aplicat în totalitate alineatul (1) a doua teză.

*Articolul 10***Abordarea combinată a surselor punctiforme și a surselor difuze**

(1) Statele membre se asigură că toate evacuările în apele de suprafață menționate la alineatul (2) sunt controlate în conformitate cu abordarea combinată prevăzută de prezentul articol.

(2) Statele membre asigură stabilirea și/sau punerea în aplicare:

- (a) a controlării emisiilor pe baza celor mai bune tehnici disponibile sau
- (b) a valorilor limită de emisie relevante sau
- (c) în cazul impacturilor difuze, a controalelor, inclusiv, dacă este necesar, a celor mai bune practici ecologice

prevăzute de

- Directiva 96/61/CE a Consiliului din 24 septembrie 1996 privind prevenirea și controlul integrat al poluării ⁽¹⁾;
- Directiva 91/271/CEE a Consiliului din 21 mai 1991 privind tratarea apelor urbane reziduale ⁽²⁾;
- Directiva 91/676/CEE a Consiliului din 12 decembrie 1991 privind protecția apelor împotriva poluării cu nitrați proveniți din surse agricole ⁽³⁾;
- directivele adoptate în temeiul articolului 16 din prezenta directivă;
- directivele enumerate în anexa IX;
- orice altă legislație comunitară relevantă,

în termen de cel mult 12 ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive, cu excepția cazului în care legislația corespunzătoare conține dispoziții contrare.

(3) În cazul în care un obiectiv sau un standard de calitate, întocmit în aplicarea prezentei directive, a directivelor enumerate în anexa IX sau a oricărei alte dispoziții legale comunitare, impune condiții mai stricte decât cele care rezultă din aplicarea alineatului (2), se stabilesc controale ale emisiilor mai stricte în consecință.

⁽¹⁾ JO L 257, 10.10.1996, p. 26.

⁽²⁾ JO L 135, 30.5.1991, p. 40. Directivă, astfel cum a fost modificată prin Directiva 98/15/CE a Comisiei (JO L 67, 7.3.1998, p. 29).

⁽³⁾ JO L 375, 31.12.1991, p. 1.

*Articolul 11***Programul de măsuri**

- (1) Pentru fiecare district hidrografic sau pentru acea parte a unui district hidrografic internațional situat pe teritoriul său, fiecare stat membru asigură întocmirea unui program de măsuri care să țină seama de rezultatele analizelor prevăzute la articolul 5, în vederea realizării obiectivelor stabilite la articolul 4. Aceste programe de măsuri se pot referi la măsurile care rezultă din legislația adoptată la nivel național și care acoperă întreg teritoriul unui stat membru. Dacă este necesar, un stat membru poate adopta măsuri aplicabile tuturor districtelor hidrografice și/sau acelor părți ale districtelor hidrografice internaționale care se află pe teritoriul său.
- (2) Fiecare program de măsuri include măsurile „de bază” indicate la alineatul (3) și, dacă este necesar, măsuri „suplimentare”.
- (3) Măsurile „de bază” constituie cerințele minime care trebuie respectate și includ:
- (a) măsurile necesare pentru aplicarea legislației comunitare privind protecția apei, inclusiv măsurile necesare în cadrul legislației menționate la articolul 10 și în partea A din anexa VI;
 - (b) măsurile considerate adecvate în sensul articolului 9;
 - (c) măsurile care promovează utilizarea apei în mod eficient și durabil pentru a evita compromiterea realizării obiectivelor menționate la articolul 4;
 - (d) măsurile necesare pentru a îndeplini cerințele articolului 7, în special măsurile pentru conservarea calității apei, cu scopul de a reduce nivelul tratamentului de purificare necesar pentru obținerea apei potabile;
 - (e) măsurile de control al captărilor de apă dulce din apele de suprafață și din apele subterane și al îndiguirilor de apă dulce de suprafață, inclusiv întocmirea unuia sau a mai multor registre privind activitățile de captare a apei și instituirea unei autorizații prealabile pentru captare și îndiguire a apei. Controalele trebuie revizuite periodic și, dacă este necesar, actualizate. Statele membre pot scuti de efectuarea controalelor acele activități de captare și de îndiguire care nu au un impact semnificativ asupra stării apelor;
 - (f) controale, inclusiv obligativitatea unei autorizații prealabile pentru realimentarea sau sporirea artificială a corpurilor de apă subterane. Apa utilizată poate proveni din orice apă de suprafață sau subterană, cu condiția ca utilizarea acelei surse să nu compromită realizarea obiectivelor de mediu stabilite pentru acea sursă sau pentru acel corp de apă realimentat sau sporit. Controalele trebuie revizuite periodic și, dacă este necesar, actualizate;
 - (g) pentru evacuările din surse punctiforme care pot cauza poluare, este necesară o reglementare prealabilă, cum ar fi interzicerea introducerii poluanților în apă sau o autorizație prealabilă ori o înregistrare pe baza unor norme generale obligatorii, care definesc controalele de emisie pentru poluanții respectivi, inclusiv controalele efectuate în conformitate cu articolele 10 și 16. Controalele trebuie revizuite periodic și, dacă este necesar, actualizate;
 - (h) pentru sursele difuze care pot cauza poluarea, măsuri destinate prevenirii sau controlului cantității de poluanți. Controalele pot fi structurate sub forma unei cerințe de reglementare prealabilă, de exemplu interzicerea introducerii poluanților în apă, o unei cerințe de autorizare prealabilă sau de înregistrare pe baza unor norme generale obligatorii, dacă legislația comunitară nu prevede o astfel de cerință. Controalele trebuie revizuite periodic și, dacă este necesar, actualizate;

▼B

- (i) pentru orice alt impact negativ semnificativ asupra stării apelor identificate în temeiul articolului 5 și al anexei II, în special, măsuri prin care condițiile hidromorfologice ale corpului de apă să permită atingerea stării ecologice necesare sau un potențial ecologic bun pentru corpurile de apă desemnate ca fiind artificiale sau puternic modificate. Controalele efectuate în acest scop pot lua forma unei cerințe de autorizare prealabilă sau a unei înregistrări pe baza unor norme generale obligatorii, dacă legislația comunitară nu prevede o astfel de cerință. Controalele trebuie revizuite periodic și, dacă este necesar, actualizate;
- (j) interzicerea evacuărilor directe de poluanți în apele subterane, sub rezerva următoarelor dispoziții:

Statele membre pot autoriza reinjectarea în același acvifer a apei utilizate în scopuri geotermale.

Specificând condițiile necesare, statele membre pot autoriza și:

- injectarea substanțelor cu conținut de apă care rezultă în urma operațiilor de exploatare și extragere a hidrocarburilor sau în urma activităților miniere, precum și injectarea apelor, din motive tehnice, în formațiunile geologice din care au fost extrase hidrocarburile sau alte substanțe sau în formațiunile geologice care, din motive naturale, sunt permanent inadecvate pentru alte întrebuințări. Aceste injectări nu conțin decât substanțele care rezultă din operațiile menționate anterior;
- reinjectarea apelor subterane pompate din mine și cariere sau care provin din activități de construcții sau de întreținere a lucrărilor de inginerie civilă;
- injectarea gazelor naturale sau a gazului petrolier lichefiat (GPL) în scopul depozitării, în formațiunile geologice care, din motive naturale, sunt permanent inadecvate pentru alte întrebuințări;
- injectarea gazelor naturale sau a gazului petrolier lichefiat (GPL) în scopul depozitării, în alte formațiuni geologice, dacă există o nevoie imperioasă de aprovizionare cu gaze și injectarea este efectuată astfel încât previne orice pericol prezent sau viitor de deteriorare a calității apelor subterane receptoare;
- activități de construcție, inginerie civilă și lucrări publice, precum și alte activități similare pe sau în sol, care intră în contact cu apa subterană. În acest scop, statele membre pot stabili faptul că aceste activități trebuie considerate ca fiind autorizate, cu condiția să fie desfășurate în conformitate cu normele generale obligatorii elaborate de statele membre pentru activitățile respective;
- evacuările în scopuri științifice, de cantități mici de substanțe pentru caracterizarea, protecția și refacerea corpurilor de apă, aceste evacuări fiind limitate la cantitatea strict necesară pentru scopurile respective,

cu condiția ca aceste evacuări să nu compromită realizarea obiectivelor de mediu stabilite pentru respectivul corp de apă subterană;

- (k) în conformitate cu măsurile adoptate în temeiul articolului 16, măsuri pentru eliminarea poluării apelor de suprafață cu substanțele enumerate în lista de substanțe prioritare adoptată în aplicarea articolului 16 alineatul (2) și pentru reducerea treptată a poluării cu alte substanțe care ar putea împiedica statele membre să realizeze obiectivele ecologice stabilite în articolul 4 pentru corpurile de apă de suprafață;
- (l) orice măsuri necesare pentru a preveni pierderile importante de poluanți din instalațiile tehnice și pentru a preveni și/sau reduce apariția poluării accidentale, de exemplu ca urmare a inundațiilor, în special prin intermediul sistemelor de detectare sau de avertizare a acestor evenimente, inclusiv, în cazul accidentelor care nu ar fi

▼B

putut fi prevăzute, toate măsurile necesare pentru reducerea riscului pentru ecosistemele acvatice.

(4) Măsuri „suplimentare” sunt acele măsuri concepute și puse în aplicare pe lângă măsurile de bază cu scopul de a realiza obiectivele stabilite în temeiul articolului 4. Partea B a anexei VI conține o listă neexhaustivă a acestor măsuri.

Statele membre pot adopta, de asemenea, alte măsuri suplimentare pentru a spori gradul de protecție și pentru o îmbunătățire a apelor care fac obiectul prezentei directive, în special în cadrul aplicării acordurilor internaționale corespunzătoare menționate la articolul 1.

(5) Atunci când informațiile obținute din controale sau din alte surse arată că obiectivele menționate la articolul 4 pentru corpurile de apă nu pot fi realizate, statele membre se asigură că:

- se investighează cauzele posibilului eșec;
- permisele și autorizațiile relevante sunt examinate și, după caz, revizuite;
- programele de monitorizare sunt revizuite și modificate după caz și
- se elaborează măsurile suplimentare care pot fi necesare pentru realizarea obiectivelor respective, inclusiv, dacă este necesar, instituirea unor standarde de calitate a mediului mai stricte, în conformitate cu procedurile prevăzute în anexa V.

Atunci când cauzele respective sunt rezultatul unor cauze naturale sau situații de forță majoră excepționale sau care nu ar fi putut fi prevăzute, în special inundații puternice și perioade de secetă prelungită, statele membre pot stabili faptul că adoptarea măsurilor suplimentare este imposibilă, sub rezerva articolului 4 alineatul (6).

(6) La punerea în aplicare a măsurilor prevăzute la alineatul (3), statele membre adoptă toate dispozițiile pentru a nu spori poluarea apelor marine. Fără a aduce atingere legislației existente, aplicarea măsurilor adoptate în temeiul alineatului (3) nu poate, sub nici o formă, duce, în mod direct sau indirect, la creșterea poluării apelor de suprafață. Această cerință nu se aplică în cazul în care ar duce la creșterea poluării mediului în ansamblu.

(7) Programele de măsuri sunt stabilite în termen de cel mult nouă ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive și toate măsurile devin operaționale în termen de cel mult 12 ani de la aceeași dată.

(8) Programele de măsuri sunt revizuite și, dacă este necesar, actualizate în termen de cel mult 15 ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive și, ulterior, la fiecare șase ani. Toate măsurile noi sau revizuite elaborate în cadrul unui program actualizat devin operaționale în termen de cel mult trei ani de la data adoptării lor.

Articolul 12

Probleme care nu pot fi tratate la nivelul unui stat membru

(1) În cazul în care un stat membru identifică o problemă care are un impact asupra gestionării apelor sale, dar care nu poate fi rezolvată de către statul membru respectiv, acesta poate raporta problema Comisiei și oricărui alt stat membru interesat și poate formula recomandări cu privire la rezolvarea acesteia.

(2) Comisia răspunde tuturor rapoartelor sau recomandărilor statelor membre în termen de șase luni.



Articolul 13

Planurile de gestionare a districtelor hidrografice

- (1) Statele membre se asigură că, pentru fiecare district hidrografic aflat în întregime pe teritoriul său, se elaborează un plan de gestionare.
- (2) În cazul unui district hidrografic internațional situat în întregime pe teritoriul Comunității, statele membre asigură coordonarea acestuia, cu scopul de a elabora un singur plan internațional de gestionare a districtului hidrografic internațional. În absența unui astfel de plan, statele membre elaborează un plan de gestionare a districtului hidrografic care să acopere cel puțin acele părți ale districtului hidrografic internațional care se află pe teritoriul lor, în vederea realizării obiectivelor prezentei directive.
- (3) În cazul unui district hidrografic internațional care se întinde dincolo de granițele Comunității, statele membre depun eforturi pentru a elabora un singur plan de gestionare a districtului hidrografic și, dacă acest lucru nu este posibil, planul acoperă cel puțin acea porțiune a districtului hidrografic internațional care se află pe teritoriul statului membru respectiv.
- (4) Planul de gestionare a districtului hidrografic cuprinde informațiile prezentate în detaliu în anexa VII.
- (5) Planurile de gestionare a districtului hidrografic pot fi suplimentate prin elaborarea unor programe și planuri de gestionare mult mai detaliate, pentru un sub-bazin, un sector, o problemă sau un tip de apă, care să abordeze aspectele particulare ale gestionării apelor respective. Punerea în aplicare a acestor măsuri nu scutește statele membre de la îndeplinirea obligațiilor care le revin în temeiul celorlalte dispoziții ale prezentei directive.
- (6) Planurile de gestionare a districtului hidrografic sunt publicate în termen de cel mult nouă ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive.
- (7) Planurile de gestionare a districtului hidrografic sunt revizuite și actualizate în termen de cel mult 15 ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive și, ulterior, la fiecare șase ani.

Articolul 14

Informarea și consultarea publicului

- (1) Statele membre încurajează participarea activă a tuturor părților interesate de punerea în aplicare a prezentei directive, în special de elaborarea, revizuirea și actualizarea planurilor de gestionare a districtului hidrografic. Statele membre se asigură că, pentru fiecare district hidrografic, publică și pune la dispoziția publicului, inclusiv a utilizatorilor, pentru comentarii:
 - (a) un calendar și un program de lucru pentru elaborarea planului, inclusiv declararea măsurilor care trebuie luate în materie de consultare, cu cel puțin trei ani înainte de începutul perioadei de referință a planului;
 - (b) o sinteză provizorie a problemelor importante identificate în legătură cu bazinul hidrografic în materie de gestionare a apelor, cu cel puțin doi ani înainte de începutul perioadei de referință a planului;
 - (c) un proiect al planului de gestionare a districtului hidrografic, cu cel puțin un an înainte de începutul perioadei de referință a planului;

La cerere, sunt puse la dispoziție documentele de referință și informațiile utilizate la elaborarea proiectului planului de gestionare.

▼B

- (2) Statele membre prevăd un termen de cel puțin șase luni pentru formularea în scris a observațiilor cu privire la aceste documente, pentru a permite o consultare și o participare active.
- (3) Alineatele (1) și (2) se aplică și versiunii actualizate a planului.

*Articolul 15***Notificarea**

(1) Statele membre trimit copii ale planurilor de gestionare a districtului hidrografic și ale tuturor actualizărilor ulterioare Comisiei și celorlalte state membre interesate în termen de trei luni de la data publicării acestora:

- (a) pentru districtele hidrografice aflate în totalitate pe teritoriul unui stat membru, toate planurile de gestionare care acoperă teritoriul național respectiv și care au fost publicate în conformitate cu articolul 13;
- (b) pentru districtele hidrografice internaționale, cel puțin acea parte a planului de gestionare care acoperă teritoriul statului membru.

(2) Statele membre prezintă rapoarte de sinteză privind:

- analizele cerute în temeiul articolului 5 și
- programele de monitorizare menționate la articolul 8,

realizate în scopul primului plan de gestionare a districtului hidrografic, în termen de trei luni de la data finalizării acestora.

(3) În termen de trei ani de la data publicării fiecărui plan de gestionare a districtului hidrografic sau a fiecărei versiuni actualizate în temeiul articolului 13, statele membre prezintă un raport interimar care descrie progresele înregistrate în punerea în aplicare a programului de măsuri prevăzut.

*Articolul 16***Strategii de combatere a poluării apei**

(1) Parlamentul European și Consiliul adoptă măsuri speciale împotriva poluării apelor cu poluanți individuali sau cu grupuri de poluanți care prezintă un risc important pentru sau prin intermediul mediului acvatic, inclusiv riscuri pentru apele utilizate la captarea apei potabile. Măsurile trebuie să urmărească reducerea treptată a acestor poluanți și, pentru substanțele prioritare cu un grad ridicat de risc definite la articolul 2 alineatul (30), trebuie să urmărească stoparea sau eliminarea treptată a evacuărilor, emisiilor și pierderilor. Aceste măsuri sunt adoptate pe baza propunerilor prezentate de Comisie în conformitate cu procedurile prevăzute de tratat.

(2) Comisia prezintă o propunere de stabilire a unei liste a substanțelor prioritare selectate dintre substanțele care prezintă un risc semnificativ pentru sau prin intermediul mediului acvatic. Prioritățile referitoare la măsurile care trebuie luate cu privire la aceste substanțe se stabilesc pe baza riscului pentru sau prin intermediul mediului acvatic, prin:

- (a) evaluarea riscului în conformitate cu Regulamentul (CEE) nr. 793/93 al Consiliului ⁽¹⁾, Directiva 91/414/CEE a Consiliului ⁽²⁾ și Directiva 98/8/CE a Parlamentului European și a Consiliului ⁽³⁾ sau

⁽¹⁾ JO L 84, 5.4.1993, p. 1.

⁽²⁾ JO L 230, 19.8.1991, p. 1. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Directiva 98/47/CE (JO L 191, 7.7.1998, p. 50).

⁽³⁾ JO L 123, 24.4.1998, p. 1.

▼B

- (b) evaluare specifică în funcție de risc [în conformitate cu metodologia stabilită de Regulamentul (CEE) nr. 793/93], axată exclusiv pe ecotoxicitatea acvatică și pe toxicitatea pentru om prin intermediul mediului acvatic.

Dacă este necesar în vederea respectării calendarului stabilit la alineatul (4), prioritățile referitoare la măsurile care trebuie luate cu privire la aceste substanțe se stabilesc pe baza riscului pentru sau prin intermediul mediului acvatic, determinat printr-o procedură simplificată de evaluare în funcție de risc, pe baza principiilor științifice, luând în considerare:

- datele referitoare la pericolul intrinsec al substanței respective și, în special, la ecotoxicitatea acvatică și toxicitatea sa pentru om prin intermediul căilor de expunere acvatice;
- date obținute din monitorizarea contaminării mediului pe scară extinsă și
- alți factori dovediți care pot indica posibilitatea unei contaminări extinse a mediului, cum ar fi volumul de producție sau volumul utilizat al substanței în cauză și tipurile de utilizare.

(3) Propunerea Comisiei identifică, de asemenea, substanțele periculoase prioritare. La identificarea acestor substanțe, Comisia ia în considerare selectarea substanțelor cu grad de risc, efectuată în legislația comunitară relevantă privind substanțele periculoase sau în acordurile internaționale relevante.

(4) În termen de cel mult patru ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive și, ulterior, cel puțin la fiecare patru ani, Comisia revizuieste lista substanțelor prioritare adoptată, și prezintă, dacă este necesar, propuneri.

(5) La pregătirea propunerii, Comisia ia în considerare recomandările Comitetului științific pentru toxicitate, ecotoxicitate și mediu, ale statelor membre, ale Parlamentului European, ale Agenției Europene de Mediu, ale programelor de cercetare comunitară, ale organizațiilor internaționale din care face parte Comunitatea, ale organizațiilor de afaceri europene, inclusiv cele care reprezintă întreprinderile mici și mijlocii, ale organismelor europene în domeniul mediului, precum și de alte informații pertinente care îi sunt aduse la cunoștință.

(6) Pentru substanțele prioritare, Comisia prezintă propuneri de măsuri de control pentru:

- reducerea progresivă a evacuărilor, emisiilor și pierderilor de substanțe în cauză și, în special;
- stoparea sau eliminarea treptată a evacuărilor, emisiilor și pierderilor de substanțe identificate în conformitate cu alineatul (3), inclusiv un calendar adecvat. Calendarul nu depășește o perioadă de 20 de ani după data adoptării acestor propuneri de către Parlamentul European și Consiliu, în conformitate cu dispozițiile prezentului articol.

În acest scop, Comisia identifică nivelul și combinația adecvate, rentabile și proporționale ale produselor și procedurilor atât pentru sursele punctiforme, cât și pentru sursele difuze și ia în considerare valorile limită uniforme ale emisiilor, în vigoare pe întreg teritoriul Comunității în ceea ce privește controalele procedurilor. Dacă este necesar, acțiunea la nivel comunitar privind controalele aplicabile procedurilor poate fi organizată pe sectoare. În cazul în care controalele produselor includ o revizuire a autorizațiilor relevante eliberate în aplicarea Directivei 91/414/CEE și a Directivei 98/8/CE, aceste revizurii sunt efectuate în conformitate cu dispozițiile directivelor respective. Fiecare propunere de control specifică normele de revizuire, actualizare și evaluare a eficienței acestora.

(7) Comisia prezintă propuneri privind standardele de calitate aplicabile concentrațiilor substanțelor prioritare în apele de suprafață, sedimente sau biota.

▼B

(8) În conformitate cu alineatele (6) și (7), Comisia prezintă propuneri și, cel puțin pentru controlul emisiilor din surse punctiforme și pentru standarde de calitate a mediului, în termen de doi ani de la data includerii substanței respective pe lista de substanțe prioritare. Pentru substanțele incluse pe prima listă de substanțe prioritare, în absența unui acord la nivel comunitar după șase ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive, statele membre stabilesc standarde de calitate a mediului aplicabile acestor substanțe în toate apele de suprafață afectate de evacuările acestor substanțe, precum și de limitarea principalelor surse ale acestor evacuări, bazate, între altele, pe analizarea tuturor opțiunilor tehnice de reducere. Pentru substanțele incluse ulterior pe lista substanțelor prioritare, în absența unui acord la nivel comunitar, statele membre iau aceste măsuri după cinci ani de la data includerii pe listă.

(9) Comisia poate elabora strategii de combatere a poluării apei cu orice alt poluant sau grup de poluanți, inclusiv de combatere a poluării accidentale.

(10) La elaborarea propunerilor sale menționate la alineatele (6) și (7), Comisia revizuieste, de asemenea, toate directivele enumerate în anexa IX. În termenul prevăzut la alineatul (8), Comisia propune revizuirea controalelor stabilite în anexa IX pentru toate substanțele care figurează pe lista substanțelor prioritare și propune măsurile adecvate, inclusiv posibila abrogare a controalelor, prevăzută în anexa IX pentru toate celelalte substanțe.

Orice control prevăzut în anexa IX pentru care se propune o revizuire se abrogă la data intrării în vigoare a acestei revizuii.

(11) Lista substanțelor prioritare pentru substanțele menționate la alineatele (2) și (3), propusă de Comisie, devine, după adoptarea de către Parlamentul European și Consiliu, anexa X la prezenta directivă. Revizuirea listei menționate la alineatul (4) va face obiectul aceleiași proceduri.

*Articolul 17***Strategii de prevenire și control ale poluării apelor subterane**

(1) Parlamentul European și Consiliul adoptă măsuri speciale pentru prevenirea și controlul poluării apelor subterane. Aceste măsuri urmăresc realizarea obiectivului referitor la o bună stare a apelor subterane din punct de vedere chimic în conformitate cu articolul 4 alineatul (1) litera (b) și sunt adoptate de Comisie, pe baza propunerii prezentate în termen de maximum doi ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive, în conformitate cu procedurile prevăzute de tratat.

(2) La propunerea măsurilor, Comisia ia în considerare analiza efectuată în conformitate cu articolul 5 și anexa II. Aceste măsuri sunt propuse mai devreme, dacă informațiile sunt disponibile și includ:

- (a) criterii pentru evaluarea stării bune a apelor subterane din punct de vedere chimic, în conformitate cu anexa II punctul 2.2 și anexa V punctele 2.3.2 și 2.4.5;
- (b) criterii pentru identificarea unor tendințe de creștere semnificativă și durabilă și pentru definirea punctelor de pornire a inversării tendințelor, care să fie utilizate în conformitate cu anexa V punctul 2.4.4.

(3) Măsurile care rezultă din aplicarea alineatului (1) sunt incluse în programele de măsuri impuse în aplicarea articolului 11.

(4) În absența criteriilor adoptate la nivel comunitar în temeiul alineatului (2), statele membre stabilesc criteriile adecvate în termen de cel mult cinci ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive.

▼B

(5) În absența criteriilor adoptate la nivel comunitar în temeiul alineatului (4), inversarea tendințelor va avea ca punct de pornire cel mult 75 % din nivelul de calitate stabilit în legislația comunitară în vigoare aplicabilă apelor subterane.

*Articolul 18***Raportul Comisiei**

(1) Comisia publică un raport privind punerea în aplicare a prezentei directive în termen de cel mult 12 ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive și, ulterior, la fiecare șase ani, pe care îl prezintă Parlamentului European și Consiliului.

(2) Raportul include cel puțin următoarele elemente:

- (a) o analiză a progresului obținut în punerea în aplicare a prezentei directive;
- (b) o prezentare a stării apelor de suprafață și a apelor subterane în Comunitate, efectuată în coordonare cu Agenția Europeană de Mediu;
- (c) o trecere în revistă a planurilor de gestionare a districtului hidrografic, înaintate în aplicarea articolului 15, inclusiv sugestii pentru îmbunătățirea planurilor viitoare;
- (d) un rezumat al răspunsului primit de fiecare dintre rapoartele sau recomandările înaintate Comisiei de către statele membre în aplicarea articolului 12;
- (e) un rezumat al tuturor propunerilor, măsurilor de control și strategiilor elaborate în aplicarea articolului 16;
- (f) un rezumat al răspunsurilor primite la observațiile formulate de Parlamentul European și Consiliu pe marginea rapoartelor de punere în aplicare anterioare.

(3) Comisia publică și un raport privind progresul înregistrat la punerea în aplicare, pe baza rapoartelor de sinteză pe care statele membre le prezintă în temeiul articolului 15 alineatul (2), pe care îl înaintează Parlamentului European și statelor membre în termen de cel mult doi ani de la datele menționate la articolele 5 și 8.

(4) În termen de trei ani de la data publicării fiecărui raport prevăzut la alineatul (1), Comisia publică un raport interimar care descrie progresul înregistrat la punerea în aplicare, pe baza rapoartelor interimare ale statele membre, prevăzute la articolul 15 alineatul (3). Acest raport este prezentat Parlamentului European și Consiliului.

(5) Atunci când este oportun, Comisia convoacă, în conformitate cu ciclul de raportare, o conferință a părților interesate de politica comunitară în domeniul apelor, la care participă toate statele membre, pentru a face comentarii pe marginea rapoartelor de punere în aplicare întocmite de Comisie și pentru a face schimb de experiență.

La această conferință ar trebui să participe și reprezentanți ai autorităților competente, ai Parlamentului European, ai ONG-urilor, ai partenerilor sociali și economici, ai organizațiilor consumatorilor, oameni de știință și alți experți.

*Articolul 19***Planuri pentru viitoare măsuri comunitare**

(1) O dată pe an, Comisia prezintă comitetului menționat la articolul 21, în scopuri informative, un plan orientativ de măsuri cu impact asupra legislației în domeniul apei, pe care intenționează să o propună în viitorul apropiat, inclusiv măsurile care derivă din propuneri,

▼B

măsurile de control și strategiile elaborate în aplicarea articolului 16. Comisia prezintă primul plan orientativ în termen de cel mult doi ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive.

(2) Comisia revizuieste prezenta directivă în termen de cel mult 19 ani de la data intrării sale în vigoare și propune orice modificare considerată necesară.

▼M2*Articolul 20***Adaptările tehnice ale directivei**

(1) Anexele I și III, precum și punctul 1.3.6 din anexa V pot fi adaptate la progresul tehnic și științific având în vedere termenele menționate la articolul 13 pentru revizuirea și actualizarea planurilor de management al bazinelor hidrografice. Aceste măsuri destinate să modifice elemente neesențiale ale prezentei directive se adoptă în conformitate cu procedura de reglementare cu control menționată la articolul 21 alineatul (3).

Dacă este necesar, Comisia poate adopta orientări pentru aplicarea anexelor II și V în conformitate cu procedura de reglementare menționată la articolul 21 alineatul (2).

(2) În scopul transmiterii și al prelucrării datelor, inclusiv a datelor statistice și cartografice, pot fi adoptate formate tehnice, în sensul alineatului (1), în conformitate cu procedura de reglementare menționată la articolul 21 alineatul (2).

*Articolul 21***Procedura comitetului**

(1) Comisia este asistată de un comitet.

(2) Atunci când se face trimitere la prezentul alineat, se aplică articolele 5 și 7 din Decizia 1999/468/CE, având în vedere dispozițiile articolului 8.

Termenul prevăzut la articolul 5 alineatul (6) din Decizia 1999/468/CE se stabilește la trei luni.

(3) Atunci când se face trimitere la prezentul alineat, se aplică articolul 5a alineatele (1)-(4) și articolul 7 din Decizia 1999/468/CE, având în vedere dispozițiile articolului 8.

▼B*Articolul 22***Abrogări și dispoziții tranzitorii**

(1) Următoarele directive și decizii se abrogă după șapte ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive:

- Directiva 75/440/CEE din 16 iunie 1975 privind cerințele de calitate pentru apa de suprafață destinată preparării apei potabile în statele membre ⁽¹⁾;
- Decizia 77/795/CEE a Consiliului din 12 decembrie 1977 de stabilire a unei proceduri comune pentru schimbul de informații privind calitatea apei dulci de suprafață de pe teritoriul Comunității ⁽²⁾;

⁽¹⁾ JO L 194, 25.7.1975, p. 26. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Directiva 91/692/CEE.

⁽²⁾ JO L 334, 24.12.1997, p. 29. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Actul de aderare din 1994.

▼B

— Directiva 79/869/CEE a Consiliului din 9 octombrie 1979 privind metodele de măsurare și frecvența prelevării de probe și a analizării apei de suprafață destinate preparării apei potabile în statele membre ⁽¹⁾.

(2) Următoarele directive se abrogă în termen de treisprezece ani de la data intrării în vigoare a prezentei directive:

— Directiva 78/659/CEE a Consiliului din 18 iulie 1978 privind calitatea apelor dulci care trebuie să fie protejate sau îmbunătățite pentru a se întreține viața piscicolă ⁽²⁾;

— Directiva 79/923/CEE a Consiliului din 30 octombrie 1979 privind cerințele de calitate pentru apele conchilicole ⁽³⁾;

— Directiva 80/68/CEE a Consiliului din 17 decembrie 1979 privind protecția apelor subterane împotriva poluării cauzate de anumite substanțe periculoase;

— Directiva 76/464/CEE, cu excepția articolului 6, care este abrogat la data intrării în vigoare a prezentei directive.

(3) Următoarele dispoziții tranzitorii se aplică Directivei 76/464/CEE:

(a) lista substanțelor prioritare adoptată în temeiul articolului 16 din prezenta directivă înlocuiește lista de substanțe prioritare din comunicarea Comisiei adresată Consiliului din 22 iunie 1982;

(b) în sensul articolului 7 din Directiva 76/464/CEE, statele membre pot aplica principiile prevăzute de prezenta directivă pentru identificarea problemelor de poluare și a substanțelor care le determină, stabilirea standardelor de calitate și adoptarea măsurilor.

(4) Obiectivele de mediu prevăzute la articolul 4 și standardele ecologice de calitate a mediului stabilite în anexa IX și în aplicarea articolului 16 alineatul (7), precum și de către statele membre în cadrul anexei V pentru substanțele care nu figurează pe lista substanțelor prioritare și în aplicarea articolului 16 alineatul (8), în ceea ce privește substanțele prioritare pentru care nu există încă standarde comunitare, sunt considerate ca standarde de calitate a mediului în sensul articolului 2 punctul 7 și articolului 10 din Directiva 96/61/CE.

(5) Atunci când o substanță indicată pe lista substanțelor prioritare adoptată în cadrul articolului 16 nu figurează în anexa VIII la prezenta directivă sau în anexa III la Directiva 96/61/CE, aceasta trebuie adăugată pe această listă.

(6) În cazul corpurilor de apă de suprafață, obiectivele de mediu stabilite în cadrul primului plan de gestionare a districtului hidrografic, impus de prezenta directivă, determină cel puțin standarde de calitate la fel de stricte sau mai stricte decât cele prevăzute de Directiva 76/464/CEE.

*Articolul 23***Sancțiuni**

Statele membre determină regimul sancțiunilor aplicabile în cazul încălcării dispozițiilor de drept intern adoptate în aplicarea prezentei directive. Sancțiunile astfel prevăzute trebuie să fie eficiente, proporționale și cu efect de descurajare.

⁽¹⁾ JO L 271, 29.10.1979, p. 44. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Actul de aderare din 1994.

⁽²⁾ JO L 222, 14.8.1978, p. 1. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Actul de aderare din 1994.

⁽³⁾ JO L 281, 10.11.1979, p. 47. Directivă, astfel cum a fost modificată prin Directiva 91/692/CEE.

*Articolul 24***Punerea în aplicare**

(1) Statele membre pun în aplicare actele cu putere de lege și actele administrative necesare pentru a se conforma prezentei directive până la 22 decembrie 2003. Statele membre informează de îndată Comisia cu privire la aceasta.

Atunci când statele membre adoptă aceste acte, ele cuprind o trimitere la prezenta directivă sau sunt însoțite de o asemenea trimitere la data publicării lor oficiale. Statele membre stabilesc modalitatea de efectuare a acestei trimiteri.

(2) Comisiei îi sunt comunicate de către statele membre textele dispozițiilor de drept intern pe care le adoptă în domeniul reglementat de prezenta directivă. Comisia informează celelalte state membre cu privire la aceasta.

*Articolul 25***Intrarea în vigoare**

Prezenta directivă intră în vigoare în ziua publicării în *Jurnalul Oficial al Comunităților Europene*.

*Articolul 26***Destinatari**

Prezenta directivă se adresează statelor membre.



ANEXA I

**INFORMAȚII NECESARE PENTRU LISTA AUTORITĂȚILOR
COMPETENTE**

În aplicarea articolului 3 alineatul (8), statele membre furnizează următoarele informații pentru toate autoritățile competente din cadrul fiecăreia dintre districtele sale hidrografice, precum și din acea porțiune a districtului hidrografic care se află pe teritoriul lor.

- (i) **Denumirea și adresa autorității competente** – denumirea și adresa oficială a autorității definite în aplicarea articolului 3 alineatul (2).
- (ii) **Zona geografică a districtului hidrografic** – denumirea principalelor râuri din districtul hidrografic, precum și o descriere precisă a granițelor districtului hidrografic. Pe cât posibil, aceste informații trebuie comunicate într-un format care să permită introducerea lor într-un sistem de informații geografice (GIS) și/sau în sistemul de informații geografice al Comisiei (GISCO).
- (iii) **Statutul juridic al autorității competente** – indicarea statutului juridic al autorității competente și, dacă este necesar, un rezumat sau o copie a statutului acesteia, a actului de constituire sau a unui document legal echivalent.
- (iv) **Responsabilități** – descrierea responsabilităților juridice și administrative ale fiecărei autorități competente și a rolului acestora în cadrul fiecărui district hidrografic.
- (v) **Apartenență** – când autoritatea competentă funcționează ca organ de coordonare pentru alte autorități competente, este necesară o listă cu aceste autorități, însoțită de un rezumat al relațiilor instituționale stabilite pentru asigurarea coordonării.
- (vi) **Relații internaționale** – când un district hidrografic se întinde pe teritoriul mai multor state membre sau pe teritoriul unei țări terțe, este necesar un rezumat al relațiilor instituționale stabilite pentru asigurarea coordonării.



ANEXA II

(1) APELE DE SUPRAFAȚĂ

1.1. Caracterizarea tipurilor de corpuri de apă de suprafață

Statele membre identifică situația și granițele corpurilor de apă de suprafață și efectuează o caracterizare inițială a acestor corpuri în conformitate cu metodologia descrisă în continuare. În vederea acestei caracterizări, statele membre pot regrupa corpurile de apă de suprafață.

- (i) Corpurile de apă de suprafață din interiorul unui district hidrografic sunt definite ca aparținând uneia dintre următoarele categorii de ape de suprafață – râuri, lacuri, ape de tranziție sau de coastă – sau ca fiind corpuri de apă de suprafață artificiale sau corpuri de apă de suprafață puternic modificate.
- (ii) Pentru fiecare categorie de ape de suprafață, corpurile de apă de suprafață din cadrul districtului hidrografic respectiv sunt clasificate în funcție de tip. Aceste tipuri sunt definite fie pe baza „sistemului A”, fie pe baza „sistemului B”, definite la punctul 1.2.
- (iii) Dacă se utilizează sistemul A, corpurile de apă de suprafață din interiorul districtului hidrografic sunt mai întâi repartizate în ecoregiuni în conformitate cu ariile geografice definite la punctul 1.2 și indicate pe harta corespunzătoare din anexa XI. Corpurile de apă din fiecare ecoregiune sunt apoi repartizate pe tipuri de ape de suprafață în funcție de descriptorii indicați în tabelele pentru sistemul A.
- (iv) Dacă se utilizează sistemul B, statele membre trebuie să obțină cel puțin același nivel de clasificare pe care l-ar obține folosind sistemul A. În mod corespunzător, corpurile de apă de suprafață din districtul hidrografic sunt clasificate pe tipuri utilizând valorile pentru descriptorii obligatorii și pentru acei descriptorii sau acele combinații de descriptorii opționali care sunt necesari pentru a se asigura îndeplinirea condițiilor de referință biologice specifice fiecărui tip.
- (v) Pentru corpurile de apă de suprafață artificiale sau puternic modificate, repartizarea se efectuează în conformitate cu descriptorii pentru acea categorie de ape de suprafață care este cea mai apropiată de corpul de apă de suprafață artificial sau puternic modificat respectiv.
- (vi) Statele membre prezintă Comisiei o hartă sau hărți (în format SIG) a situației geografice a tipurilor corespunzătoare nivelurilor de clasificare cerute pe baza sistemului A.

1.2. Ecoregiuni și tipuri de corpuri de apă de suprafață

1.2.1. Râuri

Sistemul A

Tipologie stabilită	Descriptorii
Ecoregiune	Ecoregiuni ilustrate pe harta A din anexa XI
Tip	<p>Tipologia altitudinii înaltă: > 800 m altitudine medie: 200 - 800 m zonă depresionară: < 200 m</p> <p>Tipologia dimensiunii pe baza zonei de captare mică: 10 – 100 km² medie: > 100 – 1 000 km² mare: > 1 000 – 10 000 km² foarte mare: > 10 000 km²</p> <p>Geologie calcaroasă</p>

▼ **B**

Tipologie stabilită	Descriptori
	silicioasă organică

Sistemul B

Caracterizare alternativă	Factori fizici și chimici care determină caracteristicile râului sau ale unui tronson al râului și, în consecință, structura și compoziția populației biologice
Factori obligatorii	altitudine latitudine longitudine geologie dimensiune
Factori opționali	distanța față de izvoare energia debitului (în funcție de debit și de pantă) lățimea medie a cursului de apă adâncimea medie a cursului de apă panta medie a cursului de apă forma și structura patului principal al râului categoria debitului râului forma văii transportul materialelor solide capacitatea de neutralizare a acizilor compoziția medie a substraturilor cloruri gama de temperaturi ale aerului temperatura medie a aerului precipitații

1.2.2. **Lacuri***Sistemul A*

Tipologie stabilită	Descriptori
Ecoregiune	Ecoregiuni ilustrate pe harta A din anexa XI
Tip	<p>Tipologia altitudinii</p> <p>zonă depresionară înaltă: > 800 m altitudine medie: 200 - 800 m zonă depresionară: < 200 m</p> <p>Tipologia adâncimii pe baza adâncimii medii</p> <p>< 3 m 3-15 m > 15 m</p> <p>Tipologia dimensiunii pe baza suprafeței</p> <p>0,5-1 km² 1-10 km² 10-100 km² > 100 km²</p> <p>Geologie</p> <p>calcaroasă silicioasă organică</p>

▼B*Sistemul B*

Caracterizare alternativă	Factori fizici și chimici care determină caracteristicile lacului și, în consecință, structura și compoziția populației biologice
Factori obligatorii	altitudine latitudine longitudine adâncime geologie dimensiune
Factori opționali	adâncimea medie a apei forma lacului timpul de rezidență temperatura medie a aerului interval de temperatura a aerului caracteristici de amestec (de exemplu, monomictic, dimictic, polimictic) capacitatea de neutralizare a acizilor situația de fond a nutrienților compoziția substraturilor medii fluctuația nivelului apei

1.2.3. Ape de tranziție

Sistemul A

Tipologie stabilită	Descriptori
Ecoregiune	Următoarele ecoregiuni identificate pe harta B din anexa XI: Marea Baltică Marea Barents Marea Norvegiei Marea Nordului Oceanul Atlantic de Nord Marea Mediteraneană
Tip	Pe baza salinității anuale medii < 0,5 ‰: apă dulce 0,5 - < 5 ‰: oligominerală 5 - < 18 ‰: mezominerală 18 - < 30 ‰: poliminerală 30 - < 40 ‰: euminerală Pe baza scalei medii a mareelor < 2 m: micromaree 2 - 4 m: mezomaree > 4 m: macromaree

Sistemul B

Caracterizare alternativă	Factori fizici și chimici care determină caracteristicile apei de tranziție și, în consecință, structura și compoziția populației biologice
Factori obligatorii	latitudine longitudine scala mareelor salinitate

▼ **B**

Caracterizare alternativă	Factori fizici și chimici care determină caracteristicile apei de tranziție și, în consecință, structura și compoziția populației biologice
Factori opționali	adâncime viteza curentului expunerea la valuri timpul de rezidență temperatura medie a apei caracteristici de amestecare turbiditate compoziția medie a substraturilor formă scala temperaturilor apei

1.2.4. Ape de coastă

Sistemul A

Tipologie stabilită	Descriptori
Ecoregiune	Următoarele ecoregiuni identificate pe harta B din anexa XI: Marea Baltică Marea Barents Marea Norvegiei Marea Nordului Oceanul Atlantic de Nord Marea Mediteraneană
Tip	Pe baza salinității medii anuale < 0,5 ‰: apă dulce 0,5 - < 5 ‰: oligominerală 5 - < 18 ‰: mezominerală 18 - < 30 ‰: poliminerală 30 - < 40 ‰: euminerală Pe baza adâncimii medii ape puțin adânci: < 30 m intermediare: (30 – 200 m) adânci: > 200 m

Sistemul B

Caracterizare alternativă	Factori fizici și chimici care determină caracteristicile apelor de coastă și, în consecință, structura și compoziția populației biologice
Factori obligatorii	latitudine longitudine scala mareelor salinitate
Factori opționali	viteza curentului expunerea la valuri temperatura medie a apei caracteristici de amestecare turbiditate timpul de retenție (al golfurilor închise) compoziția medie a substraturilor scala temperaturilor apei

1.3. **Stabilirea condițiilor de referință specifice pentru tipurile de corpuri de apă de suprafață**

- (i) Pentru fiecare tip de corp de apă de suprafață caracterizat în conformitate cu punctul 1.1, se stabilesc condiții fizico-chimice și hidromorfologice specifice care reprezintă valorile elementelor calitative fizico-chimice și hidromorfologice menționate la punctul 1.1 din

▼B

anexa V pentru tipul respectiv de corp de apă de suprafață cu o stare ecologică foarte bună, în conformitate cu tabelul adecvat de la punctul 1.2 din anexa V. Se stabilesc condiții de referință biologice specifice reprezentând valorile elementelor calitative biologice menționate la punctul 1.1 din anexa V pentru tipul respectiv de corp de apă de suprafață cu o stare ecologică foarte bună, în conformitate cu tabelul adecvat de la punctul 1.2 din anexa V.

- (ii) La aplicarea procedurii prevăzute de prezentul punct pentru corpurile de apă de suprafață puternic modificate sau artificiale, trimerile la starea ecologică foarte bună sunt interpretate ca trimeri la potențialul ecologic maxim definit în tabelul 1.2.5 din anexa V. Valorile potențialului ecologic maxim pentru corpurile de apă sunt revizuite la fiecare șase ani.
- (iii) În sensul punctului (i) și (ii), condițiile specifice fiecărui tip și condițiile de referință biologice specifice fiecărui tip pot avea fie o bază spațială, fie un model sau pot deriva dintr-o combinație a acestor metode. Dacă aceste metode nu pot fi utilizate, statele membre pot solicita opinia unui expert pentru a stabili aceste condiții. La definirea stării ecologice foarte bune în raport cu concentrațiile anumitor poluanți sintetici, limitele de detecție sunt cele care pot fi obținute în conformitate cu tehnicile disponibile la momentul la care trebuie stabilite condițiile specifice fiecărui tip.
- (iv) Pentru condițiile de referință biologice specifice fiecărui tip, bazate pe criterii spațiale, statele membre elaborează o rețea de referință pentru fiecare tip de corp de apă de suprafață. Rețeaua conține un număr suficient de situri în stare foarte bună pentru a oferi un nivel de încredere suficient cu privire la valorile prevăzute pentru condițiile de referință, dată fiind variabilitatea valorilor elementelor calitative care corespund unei stări ecologice foarte bune pentru respectivul tip de corp de apă de suprafață și tehnicile bazate pe modele care trebuie aplicate conform punctului (v).
- (v) Condițiile de referință biologice specifice fiecărui tip, bazate pe modele, pot fi stabilite utilizând fie modele de prognoză, fie metode de reconstituire prin calcul. Metodele utilizează date istorice, date paleologice și alte date disponibile și oferă un nivel de încredere suficient cu privire la valorile condițiilor de referință pentru a garanta coerența și valabilitatea condițiilor astfel stabilite pentru fiecare tip de corp de apă de suprafață.
- (vi) Dacă este imposibilă stabilirea unor condiții de referință specifice valabile pentru un element calitativ aparținând unui tip de corpuri de apă de suprafață, având în vedere gradul ridicat de variabilitate naturală a elementului respectiv și nu doar ca urmare a variațiilor sezoniere, elementul respectiv poate fi exclus de la evaluarea stării ecologice pentru tipul de apă de suprafață respectiv. În acest caz, statele membre indică motivul excluderii în planul de gestionare a districtului hidrografic.

1.4. **Identificarea presiunilor**

Statele membre colectează și actualizează informații referitoare la tipul și la amploarea presiunilor antropice importante care pot apărea în corpurile de apă de suprafață din fiecare district hidrografic, în special:

Estimarea și identificarea poluărilor semnificative din surse punctiforme, în special cu substanțele enumerate în anexa VIII, care rezultă din instalațiile și activitățile urbane, industriale, agricole și de alt tip, bazate, între altele, pe informații adunate în temeiul:

- (i) articolelor 15 și 17 din Directiva 91/271/CEE;
- (ii) articolelor 9 și 15 din Directiva 96/61/CE ⁽¹⁾

și, în cadrul planului inițial de gestionare a districtului hidrografic:

- (iii) articolul 11 din Directiva 76/464/CEE și

⁽¹⁾ JO L 135, 30.5.1991, p. 40. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Directiva 98/15/CE (JO L 67, 7.3.1998, p. 29).

▼B

- (iv) Directivele 75/440/CE, 76/160/CEE ⁽¹⁾, 78/659/CEE și 79/923/CEE ⁽²⁾.

Estimarea și identificare poluărilor semnificative din sursele difuze, în special cu substanțele enumerate în anexa VIII, care rezultă din instalațiile și activitățile urbane, industriale, agricole și de alt tip, bazate, între altele, pe informații adunate în temeiul:

- (i) articolelor 3, 5 și 6 din Directiva 91/676/CEE ⁽³⁾;
 (ii) articolelor 7 și 17 din Directiva 91/414/CEE;
 (iii) Directivei 98/8/CE

și, în cadrul planului inițial de gestionare a districtului hidrografic:

- (iv) Directivele 75/440/CEE, 76/160/CEE, 76/464/CEE, 78/659/CEE și 79/923/CEE.

Estimarea și identificarea captărilor importante de apă pentru utilizări urbane, industriale și agricole și de alt tip, inclusiv variațiile sezoniere și cererea anuală totală, precum și pierderile de apă din rețelele de distribuție.

Estimarea și identificarea impactului regularizării semnificative a debitului de apă, inclusiv transferul și devierea apei, asupra caracteristicilor generale ale debitului și asupra echilibrului hidrologic.

Identificarea modificărilor morfologice importante aduse corpurilor de apă.

Estimarea și identificarea celorlalte impacturi antropice importante asupra stării apelor de suprafață și

Estimarea structurilor de utilizare a terenurilor, inclusiv identificarea principalelor zone urbane, industriale și agricole și, după caz, a zonelor de pescuit și a pădurilor.

1.5. Evaluarea impactului

Statele membre evaluează comportamentul apei de suprafață la presiunile menționate anterior.

Statele membre utilizează informațiile colectate conform descrierii anterioare și orice alte informații pertinente, inclusiv datele de monitorizare a mediului existente, pentru a efectua o evaluare a probabilității ca un corp de apă de suprafață din districtul hidrografic respectiv să nu îndeplinească obiectivele de calitate a mediului stabilite pentru corpurile respective în temeiul articolului 4.

Pentru corpurile identificate ca prezentând un risc de nerespectare a obiectivelor de calitate a mediului, se efectuează, dacă este necesar, o caracterizare suplimentară pentru a optimiza concepția programelor de monitorizare cerute în temeiul articolului 8 și a programelor de măsuri cerute în temeiul articolului 11.

(2) APE SUBTERANE

2.1. Caracterizare inițială

Statele membre efectuează o caracterizare inițială a tuturor corpurilor de apă subterană pentru a evalua utilizările acestora și măsura în care există riscul ca acestea să nu îndeplinească obiectivele stabilite pentru fiecare corp de apă subterană în conformitate cu articolul 4. În vederea acestei caracterizări inițiale, statele membre pot grupa corpurile de apă subterană în categorii. Această analiză poate utiliza datele hidrologice, geologice, pedologice existente, datele referitoare la utilizarea terenurilor, evacuări, captări și alte date, dar trebuie să definească:

- situarea și granițele corpului sau corpurilor de apă subterană;
- presiunile la care pot fi supuse corpurile de apă, inclusiv:
 - sursele difuze de poluare;

⁽¹⁾ JO L 31, 5.2.1976, p. 1. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Actul de aderare din 1994.

⁽²⁾ JO L 281, 10.11.1979, p. 47. Directivă, astfel cum a fost modificată prin Directiva 91/692/CEE (JO L 377, 31.12.1991, p. 48).

⁽³⁾ JO L 375, 31.12.1991, p. 1.

▼B

- sursele punctiforme de poluare;
- captarea;
- realimentarea artificială;
- caracterul general al straturilor superioare în zona de captare din care se realimentează corpul de apă subterană;
- acele corpuri de apă subterană pentru care există ecosisteme terestre sau de apă de suprafață direct dependente.

2.2. Caracterizare suplimentară

Pe baza acestei caracterizări inițiale, statele membre efectuează o caracterizare suplimentară a acelor corpuri sau grupuri de corpuri de apă care au fost identificate ca prezentând un risc pentru a stabili o evaluare mai precisă a importanței acestui risc și pentru a identifica orice măsură necesară în temeiul articolului 11. În consecință, această caracterizare trebuie să cuprindă informații pertinente cu privire la impactul activității umane și, dacă este necesar, informații pertinente referitoare la:

- caracteristicile geologice ale corpului de apă subterană, inclusiv întinderea și tipul unităților geologice;
- caracteristicile hidrogeologice ale corpului de apă subterană, inclusiv conductivitatea hidrolică, porozitatea și gradul de închidere;
- caracteristicile depozitelor superficiale și ale solurilor din zona de captare din care corpul de apă subterană se realimentează, inclusiv grosimea, porozitatea, conductivitatea hidrolică, precum și proprietățile absorbante ale depozitelor și solurilor;
- caracteristicile de stratificare ale apei subterane din corpul de apă subterană;
- un inventar al sistemelor de suprafață asociate, inclusiv ecosistemele terestre și corpurile de apă de suprafață cu care corpul de apă subterană este în legătură dinamică;
- estimările direcțiilor și a ratelor de schimb de apă între corpul de apă subterană și sistemele de suprafață asociate;
- date suficiente pentru a calcula rata medie anuală pe termen lung a realimentărilor generale;
- caracterizarea compoziției chimice a apelor subterane, inclusiv specificarea contribuțiilor activităților umane. Statele membre pot utiliza tipologii pentru caracterizarea apelor subterane la stabilirea nivelurilor naturale pentru aceste corpuri de apă subterană.

2.3. Analiza impactului activității umane asupra apelor subterane

Pentru acele corpuri de apă subterană care traversează granițele între două sau mai multe state membre sau care sunt identificate pe baza caracterizării inițiale efectuate în conformitate cu punctul 2.1 ca prezentând riscul de a nu îndeplini obiectivele stabilite pentru fiecare corp de apă în temeiul articolului 4, pentru fiecare corp de apă subterană se colectează și se actualizează, dacă este necesar, următoarele informații:

- (a) amplasamentul punctelor în corpul de apă subterană utilizate la captarea apei, cu excepția:
 - punctelor de captare a apei din care se obține o medie mai mică de 10 m³ pe zi sau
 - punctelor de captare a apei destinate consumului uman din care se obține o medie mai mică de 10 m³ pe zi sau care deservesc mai puțin de 50 de persoane;
- (b) ratele medii anuale de captare din aceste puncte;
- (c) compoziția chimică a apei captate din corpul de apă subterană;
- (d) amplasamentul punctelor în corpul de apă subterană în care apa este evacuată direct;
- (e) ritmul de evacuare în astfel de puncte;
- (f) compoziția chimică a evacuărilor în corpul de apă subterană și

▼B

(g) utilizarea terenurilor în zona sau zonele de captare din care corpul de apă subterană se realimentează, inclusiv evacuările de poluanți și modificările antropice aduse caracteristicilor de realimentare, cum devierea apei de ploaie și a scurgerilor prin impermeabilizarea solului, realimentare artificială, îndiguire sau drenare.

2.4. Analiza impactului modificărilor în nivelul apelor subterane

Statele membre identifică și acele corpuri de apă subterană pentru care trebuie specificate obiective inferioare în conformitate cu articolul 4, inclusiv rezultatul analizei efectelor stării corpului de apă asupra:

- (i) apelor de suprafață și ecosistemelor terestre asociat;
- (ii) regularizării debitului apelor, protecției împotriva inundațiilor și drenării solurilor;
- (iii) dezvoltării umane.

2.5. Analiza impactului poluării asupra calității apelor subterane

Statele membre identifică corpurile de apă subterană pentru care trebuie specificate obiective inferioare în conformitate cu articolul 4 alineatul (5), în cazul în care, ca urmare a efectelor activității umane, determinate în conformitate cu articolul 5 alineatul (1), corpul de apă subterană este atât de poluat, încât obținerea unei stări bune a apelor subterane din punct de vedere chimic este imposibilă sau presupune costuri disproporționate.

▼B*ANEXA III***ANALIZA ECONOMICĂ**

Analiza economică trebuie să conțină informații suficiente și suficient de detaliate (luând în considerare costurile asociate colectării de date relevante) pentru:

- (a) a face calculele relevante necesare pentru a lua în considerare, în temeiul articolului 9, principiul recuperării costurilor serviciilor legate de utilizarea apei, având în vedere prognozele pe termen lung referitoare la furnizarea și cererea de apă în districtele hidrografice și, acolo unde este cazul:
 - estimarea volumului, prețurilor și costurilor asociate serviciilor legate de utilizarea apei și
 - estimarea investițiilor relevante, inclusiv prevederea unor astfel de investiții;
- (b) a identifica, pe baza costului potențial, cea mai eficientă combinație de măsuri privind utilizările apei care să fie inclusă în programul de măsuri stabilit în conformitate cu articolul 11.

*ANEXA IV***ZONE PROTEJATE**

1. Registrul zonelor protejate prevăzut la articolul 6 include următoarele tipuri de zone protejate:
 - (i) zonele desemnate pentru captarea apei destinate consumului uman în aplicarea articolului 7;
 - (ii) zonele desemnate pentru protecția speciilor acvatice cu importanță economică;
 - (iii) corpurile de apă desemnate ca ape pentru recreere, inclusiv zonele desemnate ca ape de înbăiere în temeiul Directivei 76/160/CEE;
 - (iv) zonele sensibile la nutrienți, inclusiv zonele desemnate ca vulnerabile în temeiul Directivei 91/676/CEE și zonele desemnate ca sensibile în temeiul Directivei 91/271/CEE, precum și
 - (v) zonele desemnate pentru protecția habitatelor sau a speciilor, în care menținerea sau îmbunătățirea stării apelor este un factor important al acestei protecții, inclusiv siturile Natura 2000 relevante desemnate în temeiul Directivei 92/43/CEE ⁽¹⁾ și al Directivei 79/409/CEE ⁽²⁾.
2. Versiunea prescurtată a registrului care trebuie inserată în planul de gestionare a districtului hidrografic trebuie să includă hărți care să indice situarea fiecărei zone protejate, precum și indicarea legislației comunitare, interne sau locale, pe baza căreia au fost desemnate aceste zone.

⁽¹⁾ JO L 206, 22.7.1992, p. 7. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Directiva 97/62/CE (JO L 305, 8.11.1997, p. 42).

⁽²⁾ JO L 103, 25.4.1979, p. 1. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Directiva 97/49/CE (JO L 223, 13.8.1997, p. 9).



ANEXA V

1. STAREA APELOR DE SUPRAFAȚĂ
 - 1.1. **Elemente calitative pentru clasificarea stării ecologice**
 - 1.1.1. Râuri
 - 1.1.2. Lacuri
 - 1.1.3. Ape de tranziție
 - 1.1.4. Ape de coastă
 - 1.1.5. Corpuri de apă de suprafață artificiale sau puternic modificate
 - 1.2. **Definiții normative ale clasificărilor stării ecologice**
 - 1.2.1. Definiții ale stării ecologice „foarte bună”, „bună” și „medie” a râurilor
 - 1.2.2. Definiții ale stării ecologice „foarte bună”, „bună” și „medie” a lacurilor
 - 1.2.3. Definiții ale stării ecologice „foarte bună”, „bună” și „medie” a apelor de tranziție
 - 1.2.4. Definiții ale stării ecologice „foarte bună”, „bună” și „medie” a apelor de coastă
 - 1.2.5. Definiții ale potențialului ecologic „maxim”, „bun” și „acceptabil” al corpurilor de apă puternic modificate sau artificiale
 - 1.2.6. Procedură pentru stabilirea standardelor de calitate chimică de către statele membre
 - 1.3. **Monitorizarea stării ecologice și chimice a apelor de suprafață**
 - 1.3.1. Conceperea controalelor de monitorizare
 - 1.3.2. Conceperea controalelor operaționale
 - 1.3.3. Conceperea controalelor de anchetă
 - 1.3.4. Frecvența controalelor
 - 1.3.5. Controale suplimentare necesare pentru zonele protejate
 - 1.3.6. Standarde pentru controlul elementelor calitative
 - 1.4. **Clasificarea și prezentarea stărilor ecologice**
 - 1.4.1. Comparabilitatea rezultatelor controalelor biologice
 - 1.4.2. Prezentarea rezultatelor controalelor și clasificarea calității ecologice și a potențialului ecologic
 - 1.4.3. Prezentarea rezultatelor controalelor și clasificarea calității chimice
2. APE SUBTERANE
 - 2.1. **Starea cantitativă a apelor subterane**
 - 2.1.1. Parametrii pentru clasificarea stării cantitative
 - 2.1.2. Definirea stării cantitative
 - 2.2. **Monitorizarea stării cantitative a apelor subterane**
 - 2.2.1. Rețeaua de monitorizare a nivelului apelor subterane
 - 2.2.2. Densitatea siturilor de monitorizare
 - 2.2.3. Frecvența controalelor
 - 2.2.4. Interpretarea și prezentarea stării cantitative a apelor subterane
 - 2.3. **Starea chimică a apelor subterane**
 - 2.3.1. Parametrii pentru determinarea stării chimice a apelor subterane
 - 2.3.2. Definirea stării chimice bune a apelor subterane
 - 2.4. **Monitorizarea stării chimice a apelor subterane**

▼B

- 2.4.1. Rețeaua de monitorizare a apelor subterane
 - 2.4.2. Controalele de monitorizare
 - 2.4.3. Controale operaționale
 - 2.4.4. Identificarea tendințelor poluanților
 - 2.4.5. Interpretarea și prezentarea stării chimice a apelor subterane
 - 2.5. **Prezentarea stării apelor subterane**
1. STAREA APELOR DE SUPRAFAȚĂ
- 1.1. **Elemente calitative pentru clasificarea stării ecologice**
 - 1.1.1. Râuri
 - Parametri biologici*
 - Compoziția și abundența florei acvatice
 - Compoziția și abundența faunei bentonice nevertebrate
 - Compoziția, abundența și structura pe vârste a faunei piscicole
 - Parametri hidromorfologici care susțin parametrii biologici*
 - Regim hidrologic:
 - cantitatea și dinamica debitului
 - legături cu corpurile de apă subterană
 - Continuitatea râului
 - Condiții morfologice:
 - variații în adâncimea și deschiderea râului
 - structura și substratul patului râului
 - structura zonei riverane
 - Parametri chimici și fizico-chimici care susțin parametrii biologici*
 - Parametri generali*
 - Condiții termice
 - Condiții de oxigenare
 - Salinitate
 - Nivel de acidifiere
 - Concentrațiile nutrienților
 - Poluanți specifici*
 - Poluarea cu toate substanțele prioritare identificate ca fiind evacuate în corpul de apă
 - Poluarea cu alte substanțe identificate ca fiind evacuate în cantități importante în corpul de apă
 - 1.1.2. Lacuri
 - Parametri biologici*
 - Compoziția, abundența și biomasa fitoplanctonului
 - Compoziția și abundența florei acvatice (alta decât fitoplanctonul)
 - Compoziția și abundența faunei bentonice nevertebrate
 - Compoziția, abundența și structura pe vârste a faunei piscicole
 - Parametri hidromorfologici care susțin parametrii biologici*
 - Regim hidrologic:
 - cantitatea și dinamica debitului
 - timpul de rezidență

▼B

legături cu corpurile de apă subterană

Condiții morfologice:

variații în adâncimea lacului

cantitatea, structura și substratul patului lacului

structura malului lacului

Parametri chimici și fizico-chimici care susțin parametrii biologici

Parametri generali

Transparență

Condiții termice

Condiții de oxigenare

Salinitate

Nivel de acidifiere

Concentrația nutrienților

Poluanți specifici

Poluarea cu toate substanțele prioritare identificate ca fiind evacuate în corpul de apă

Poluarea cu alte substanțe identificate ca fiind evacuate în cantități importante în corpul de apă

1.1.3. Ape de tranziție

Parametri biologici

Compoziția, abundența și biomasa fitoplanctonului

Compoziția și abundența florei acvatice (alta decât fitoplanctonul)

Compoziția și abundența faunei bentonice nevertebrate

Compoziția, abundența și structura pe vârste a faunei piscicole

Parametri hidromorfologici care susțin parametrii biologici

Condiții morfologice:

variații în adâncime

cantitatea, structura și substratul patului

structura zonei delimitate de maree

Regimul mareelor:

fluxul de apă dulce

expunerea la valuri

Parametri chimici și fizico-chimici care susțin parametrii biologici

Parametri generali

Transparență

Condiții termice

Condiții de oxigenare

Salinitate

Concentrația nutrienților

Poluanți specifici

Poluarea cu toate substanțele prioritare identificate ca fiind evacuate în corpul de apă

Poluarea cu alte substanțe identificate ca fiind evacuate în cantități importante în corpul de apă

▼B

1.1.4. Ape de coastă

Parametri biologici

Compoziția, abundența și biomasa fitoplanctonului

Compoziția și abundența florei acvatice (alta decât fitoplanctonul)

Compoziția și abundența faunei bentonice nevertebrate

Parametri hidromorfologici care susțin parametrii biologici

Condiții morfologice:

variații în adâncime

structura și substratul patului de coastă

structura zonei delimitate de maree

Regimul mareelor:

direcția curenților dominanți

expunerea la valuri

*Parametri chimici și fizico-chimici care susțin parametrii biologici**Parametri generali*

Transparență

Condiții termice

Condiții de oxigenare

Salinitate

Concentrația nutrienților

Poluanți specifici

Poluarea cu toate substanțele prioritare identificate ca fiind evacuate în corpul de apă

Poluarea cu alte substanțe identificate ca fiind evacuate în cantități importante în corpul de apă

1.1.5. Corpuri de apă de suprafață artificiale și puternic modificate

Elementele calitative care se aplică corpurilor de apă de suprafață artificiale sau puternic modificate sunt cele care se aplică acelei categorii de apă de suprafață naturală (din cele patru descrise anterior) care se aseamănă cel mai bine cu corpul de apă de suprafață artificial sau puternic modificat respectiv.



1.2. Definiții normative ale clasificărilor stării ecologice

Tabelul 1.2. *Definiții generale pentru râuri, lacuri, ape de tranziție și ape de coastă*

Textul de mai jos oferă o definiție generală a calității ecologice. În vederea clasificării, valorile elementelor calitative ale stării ecologice pentru fiecare categorie de apă de suprafață sunt cele indicate în tabelele 1.2.1-1.2.4 de mai jos.

Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
În general	Nu există modificări antropice ale valorilor elementelor calitative fizico-chimice și hidro-morfologice pentru tipul de corpuri de apă de suprafață sau acestea sunt foarte mici în comparație cu valorile asociate în mod normal cu tipul respectiv în condiții neperturbate. Valorile elementelor calitative biologice pentru corpul de apă de suprafață reflectă valorile asociate în mod normal cu tipul respectiv în condiții neperturbate și deformările indicate sunt nule sau foarte mici. Acestea sunt condiții și comunități specifice fiecărui tip.	Valorile elementelor calitative biologice pentru corpul de apă de suprafață reflectă un nivel de deformare redus în urma activității umane și care deviază extrem de puțin de la valorile asociate în mod normal cu tipul respectiv în condiții neperturbate.	Valorile elementelor calitative biologice pentru corpul de apă de suprafață reflectă un nivel moderat de abatere de la valorile asociate în mod normal cu tipul respectiv în condiții neperturbate. Valorile indică o deformare moderată care rezultă din activitatea umană și sunt mult mai deformate decât în cazul condițiilor de bună calitate.

Apele care au o stare inferioară celei medii sunt clasificate ca având o calitate slabă sau foarte slabă.

Apele care prezintă modificări majore ale valorilor elementelor calitative biologice pentru tipul de corpuri de apă de suprafață și în cazul cărora comunitățile biologice relevante diferă substanțial față de cele asociate în mod normal cu tipul respectiv de corpuri de apă de suprafață în condiții neperturbate sunt clasificate ca având o calitate slabă.

Apele care prezintă modificări importante ale valorilor elementelor calitative biologice pentru tipul de corpuri de apă de suprafață și în cazul cărora lipsesc părți importante ale comunităților biologice relevante asociate în mod normal cu tipul de corp de apă de suprafață respectiv în condiții neperturbate sunt clasificate ca având o calitate foarte slabă.



1.2.1. Definiții ale stărilor ecologice „foarte bună”, „bună” și „medie” a râurilor

Elemente calitative biologice

Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Fitoplancton	<p>Compoziția taxonomică a fitoplanctonului corespunde în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.</p> <p>Abundența medie a fitoplanctonului este în întregime în concordanță cu condițiile fizico-chimice specifice acestui tip și nu modifică în mod semnificativ condițiile de transparență specifice tipului.</p> <p>Eflorescența planctonului apare cu o frecvență și o intensitate care sunt în concordanță cu condițiile fizico-chimice specifice acestui tip.</p>	<p>În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția și abundența taxonomică a planctonului există ușoare modificări. Aceste modificări nu indică o creștere accelerată a algelor care să ducă la deformări nedorite ale echilibrului organismelor prezente în corpurile de apă sau ale calității fizico-chimice a apei sau a sedimentelor.</p> <p>Poate apărea o ușoară creștere a frecvenței și intensității eflorescențelor planctonului specifice tipului respectiv.</p>	<p>Compoziția taxonomică a planctonului diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip.</p> <p>Abundența este deformată moderat și poate produce o deformare nedorită semnificativă a valorilor altor elemente biologice și fizico-chimice.</p> <p>Poate apărea o creștere moderată a frecvenței și intensității eflorescențelor planctonului. În lunile de vară pot apărea eflorescențe persistente ale planctonului.</p>
Vegetație macrofită și fitobentonită	<p>Compoziția taxonomică a fitoplanctonului corespunde în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.</p> <p>Nu există modificări detectabile în abundența macrofită și fitobentonită medie.</p>	<p>În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția și abundența taxonomică fitobentonită și macrofită există ușoare modificări. Aceste modificări nu indică o creștere accelerată a vegetației fitobentonice sau a unor forme superioare de plante care să ducă la deformări nedorite ale echilibrului organismelor prezente în corpurile de apă sau ale calității fizico-chimice a apei sau a sedimentelor.</p> <p>Comunitatea fitobentonită nu este afectată negativ de fasciculele sau de învelișurile bacteriene prezente ca urmare a activității antropice.</p>	<p>Compoziția taxonomică fitobentonită și macrofită diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip și este mult mai deformată decât în cazul unei situații bune.</p> <p>Apar modificări moderate în abundența macrofită și fitobentonită medie.</p> <p>Comunitatea fitobentonită este combinată și, în anumite zone, înlocuită cu fasciculele sau învelișurile bacteriene prezente ca urmare a activității antropice.</p>
Fauna nevertebrată bentonică	<p>Compoziția și abundența taxonomică corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.</p> <p>Raportul dintre categoriile taxonomice sensibile la modificări și cele insensibile nu arată nici o deteriorare față de nivelurile neperturbate.</p> <p>Nivelul diversității taxonomice pentru nevertebrate nu indică nici o deteriorare față de nivelurile neperturbate.</p>	<p>În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția și abundența taxonomică la nevertebrate există ușoare modificări.</p> <p>Raportul dintre categoriile taxonomice sensibile la modificări și cele insensibile arată ușoare schimbări față de nivelurile neperturbate.</p> <p>Nivelul diversității taxonomice pentru nevertebrate indică ușoare semne de modificare față de nivelurile specifice acestui tip.</p>	<p>Compoziția și abundența taxonomică pentru nevertebrate diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip.</p> <p>Grupurile taxonomice majore ale comunității specifice acestui tip sunt absente.</p> <p>Raportul dintre categoriile taxonomice sensibile la modificări și cele insensibile, precum și nivelul diversității sunt substanțial mai scăzute decât nivelurile specifice acestui tip și net inferioare nivelurilor unei stări bune.</p>



Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Fauna piscicolă	<p>Compoziția și abundența speciilor corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.</p> <p>Toate speciile sensibile la modificări specifice acestui tip sunt prezente.</p> <p>Structurile pe vârste ale comunităților piscicole indică semne minore de modificări antropice și nu prezintă tulburări de reproducere sau de dezvoltare a unei anumite specii.</p>	<p>În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția și abundența speciilor există ușoare modificări datorate impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizico-chimice și hidromorfologice.</p> <p>Structurile pe vârste ale comunităților piscicole indică modificări datorate impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizico-chimice și hidromorfologice și, în câteva cazuri, prezintă tulburări de reproducere sau de dezvoltare a unei anumite specii, ducând chiar la lipsa unor categorii de vârstă.</p>	<p>Compoziția și abundența speciilor piscicole diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip din cauza impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizico-chimice și hidromorfologice.</p> <p>Structurile pe vârste ale comunităților piscicole indică modificări antropice importante care duc la absența sau prezența extrem de redusă a unei proporții moderate din speciile specifice acestui tip.</p>
<i>Elemente calitative hidromorfologice</i>			
Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Regim hidrologic	<p>Cantitatea și dinamica debitului și legătura cu apele subterane reflectă în totalitate sau aproape în totalitate condițiile neperturbate.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>
Continuitatea râului	<p>Continuitatea râului nu este întreruptă de activitățile antropice și nu perturbă migrarea organismelor acvatice și transportul sedimentelor.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>
Condiții morfologice	<p>Tipurile de canale, variațiile de lățime și de adâncime, viteza de curgere, starea substratului, precum și structura și starea zonelor riverane corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>



Elemente calitative fizico-chimice ⁽¹⁾

Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Condiții generale	<p>Valorile elementelor fizico-chimice corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.</p> <p>Concentrațiile nutrienților rămân în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate.</p> <p>Nivelul salinității, pH-ul, condițiile de oxigenare, capacitatea de neutralizare a acizilor și temperatura nu indică modificări antropice și se mențin în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate.</p>	<p>Temperatura, condițiile de oxigenare, pH-ul, capacitatea de neutralizare a acizilor și nivelul salinității nu depășesc standardele stabilite pentru a asigura funcționarea ecosistemului specific acestui tip și pentru a obține valorile specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p> <p>Concentrațiile nutrienților nu depășesc standardele stabilite pentru a asigura funcționarea ecosistemului specific acestui tip și pentru a obține valorile specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>
Poluanți sintetici specifici	<p>Valori ale concentrațiilor apropiate de zero și cel puțin sub limitele de detecție ale celor mai avansate tehnici analitice de uz general.</p>	<p>Concentrațiile nu depășesc standardele stabilite în conformitate cu procedura menționată la punctul 1.2.6, fără a aduce atingere Directivelor 91/414/CE și 98/8/CE (<SEC).</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>
Poluanți nesintetici specifici	<p>Concentrațiile se mențin în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate (nivel de fond = nf).</p>	<p>Concentrațiile nu depășesc standardele stabilite în conformitate cu procedura menționată la punctul 1.2.6 ⁽²⁾ fără a aduce atingere Directivelor 91/414/CE și 98/8/CE (<SEC).</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>

(1) Se utilizează următoarele abrevieri: nf = nivel de fond, SEC = standard ecologic de calitate.

(2) Aplicarea standardelor care derivă din acest protocol nu necesită reducerea concentrațiilor poluanților sub nivelurile de fond: (SEC>nf).



1.2.2. Definiții ale stărilor ecologice „foarte bună”, „bună” și „medie” a lacurilor

Elemente calitative biologice

Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Fitoplancton	<p>Compoziția taxonomică și abundența fitoplanctonului corespunde în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate. Biomasa medie a fitoplanctonului este în concordanță cu condițiile fizico-chimice specifice acestui tip și nu modifică în mod semnificativ condițiile de transparență specifice tipului.</p> <p>Eflorescența planctonului apare cu o frecvență și o intensitate care sunt în concordanță cu condițiile fizico-chimice specifice acestui tip.</p>	<p>În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția și abundența taxonomică a planctonului există ușoare modificări. Aceste modificări nu indică o creștere accelerată a algelor care să ducă la deformări nedorite ale echilibrului organismelor prezente în corpul de apă sau ale calității fizico-chimice a apei sau a sedimentelor.</p> <p>Poate apărea o ușoară creștere a frecvenței și intensității eflorescențelor planctonului specifice tipului respectiv.</p>	<p>Compoziția și abundența taxonomică a planctonului diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip.</p> <p>Biomasa este deformată moderat și poate produce o deformare nedorită semnificativă a situației altor elemente calitative biologice și a calității fizico-chimice a apei sau a sedimentelor.</p> <p>Poate apărea o creștere moderată a frecvenței și intensității eflorescențelor planctonului. În lunile de vară pot apărea eflorescențe persistente ale planctonului.</p>
Vegetație macrofită și fitobentonică	<p>Compoziția taxonomică corespunde în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.</p> <p>Nu există modificări detectabile în abundența macrofită și fitobentonică medie.</p>	<p>În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția și abundența taxonomică fitobentonică și macrofită există ușoare modificări. Aceste modificări nu indică o creștere accelerată a vegetației fitobentonice sau a unor forme superioare de plante care să ducă la deformări nedorite ale echilibrului organismelor prezente în corpul de apă sau ale calității fizico-chimice a apei.</p> <p>Comunitatea fitobentonică nu este afectată negativ de fasciculele sau de învelișurile bacteriene prezente ca urmare a activității antropice.</p>	<p>Compoziția taxonomică fitobentonică și macrofită diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip și este mult mai deformată decât în cazul unei stări bune.</p> <p>Apar modificări moderate în abundența macrofită și fitobentonică medie.</p> <p>Comunitatea fitobentonică poate fi combinată și, în anumite zone, înlocuită cu fasciculele sau învelișurile bacteriene prezente ca urmare a activității antropice.</p>
Fauna nevertebrată bentonică	<p>Compoziția și abundența taxonomică corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.</p> <p>Raportul dintre categoriile taxonomice sensibile la modificări și cele insensibile nu arată nici o schimbare față de nivelurile neperturbate.</p> <p>Nivelul diversității taxonomice pentru nevertebrate nu indică nici o modificare față de nivelurile neperturbate.</p>	<p>În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția și abundența taxonomică la nevertebrate există ușoare modificări.</p> <p>Raportul dintre categoriile taxonomice sensibile la modificări și cele insensibile arată ușoare schimbări față de nivelurile neperturbate.</p> <p>Nivelul diversității taxonomice pentru nevertebrate indică ușoare semne de modificare față de nivelurile specifice acestui tip.</p>	<p>Compoziția și abundența taxonomică pentru nevertebrate diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip.</p> <p>Grupurile taxonomice majore ale comunității specifice acestui tip sunt absente.</p> <p>Raportul dintre categoriile taxonomice sensibile la modificări și cele insensibile, precum și nivelul diversității sunt substanțial mai scăzute decât nivelurile specifice acestui tip și net inferioare față de nivelurile unei stări bune.</p>



Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Fauna piscicolă	<p>Compoziția și abundența speciilor corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.</p> <p>Toate speciile sensibile specifice acestui tip sunt prezente.</p> <p>Structurile pe vârste ale comunităților piscicole indică semne minore de modificări antropice și nu prezintă tulburări de reproducere sau de dezvoltare a unei anumite specii.</p>	<p>În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția și abundența speciilor există ușoare modificări datorate impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizico-chimice și hidromorfologice.</p> <p>Structurile pe vârste ale comunităților piscicole indică modificări datorate impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizico-chimice și hidromorfologice și, în câteva cazuri, prezintă tulburări de reproducere sau de dezvoltare a unei anumite specii, ducând chiar la lipsa unor categorii de vârstă.</p>	<p>Compoziția și abundența speciilor piscicole diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip din cauza impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizico-chimice și hidromorfologice.</p> <p>Structurile pe vârste ale comunităților piscicole indică modificări importante din cauza impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizico-chimice sau hidromorfologice, care duc la absența sau prezența extrem de redusă a unei proporții moderate din speciile specifice acestui tip.</p>

Elemente calitative hidromorfologice

Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Regim hidrologic	<p>Cantitatea și dinamica debitului, nivelul, timpul de rezidență și legătura cu apele subterane reflectă în totalitate sau aproape în totalitate condiții neperturbate.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>
Condiții morfologice	<p>Variațiile de adâncimea lacului, calitatea și structura substratului, precum și structura și starea malurilor lacului corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>



Elemente calitative fizico-chimice ⁽¹⁾

Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Condiții generale	<p>Valorile elementelor fizico-chimice corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.</p> <p>Concentrațiile nutrienților rămân în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate.</p> <p>Nivelul salinității, pH-ul, condițiile de oxigenare, capacitatea de neutralizare a acizilor, transparența și temperatura nu indică modificări antropice și se mențin în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate.</p>	<p>Temperatura, condițiile de oxigenare, pH-ul, capacitatea de neutralizare a acizilor, transparența și nivelul salinității nu depășesc limita stabilită pentru a asigura funcționarea ecosistemului specific acestui tip și pentru a obține valorile specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p> <p>Concentrațiile nutrienților nu depășesc nivelurile stabilite pentru a asigura funcționarea ecosistemului specific acestui tip și pentru a obține valorile specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>
Poluanți sintetici specifici	<p>Valori ale concentrațiilor apropiate de zero și cel puțin sub limitele de detecție ale celor mai avansate tehnici analitice de uz general.</p>	<p>Concentrațiile nu depășesc standardele stabilite în conformitate cu procedura menționată la punctul 1.2.6, fără a aduce atingere Directivelor 91/414/CE și 98/8/CE. (<SEC)</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>
Poluanți nesintetici specifici	<p>Concentrațiile se mențin în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate (nivel de fond = nf).</p>	<p>Concentrațiile nu depășesc standardele stabilite în conformitate cu procedura menționată la punctul 1.2.6 ⁽²⁾, fără a aduce atingere Directivelor 91/414/CE și 98/8/CE. (<SEC)</p>	<p>Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.</p>

(1) Se utilizează următoarele abrevieri: nf = nivel de fond, SEC = standarde ecologice de calitate.

(2) Aplicarea standardelor care derivă din acest protocol nu necesită reducerea concentrațiilor poluanților sub nivelurile de fond: (SEC>nf).



1.2.3. Definiții ale stărilor ecologice „foarte bună”, „bună” și „medie” a apelor de tranziție

Elemente calitative biologice

Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Fitoplancton	Compoziția și abundența taxonomică a fitoplanctonului corespunde condițiilor neperturbate. Biomasa medie a fitoplanctonului este în concordanță cu condițiile fizico-chimice specifice acestui tip și nu modifică în mod semnificativ condițiile de transparență specifice tipului. Eflorescența planctonului apare cu o frecvență și o intensitate care sunt în concordanță cu condițiile fizico-chimice specifice acestui tip.	În compoziția și abundența taxonomică a fitoplanctonului apar ușoare modificări. În comparație cu condițiile specifice acestui tip, în biomasa există ușoare modificări. Aceste modificări nu indică o creștere accelerată a algelor care să ducă la deformări nedorite ale echilibrului organismelor prezente în corpul de apă sau ale calității fizico-chimice a apei. Poate apărea o ușoară creștere a frecvenței și intensității eflorescențelor planctonului specifice tipului respectiv.	Compoziția și abundența taxonomică a planctonului diferă moderat față de condițiile specifice acestui tip. Biomasa este deformată moderat și poate produce o deformare nedorită semnificativă a valorilor altor elemente calitative biologice. Poate apărea o creștere moderată a frecvenței și intensității eflorescențelor planctonului. În lunile de vară pot apărea eflorescențe persistente ale planctonului.
Macroalge	Compoziția taxonomică a macroalgelor corespunde condițiilor neperturbate. Nu există modificări detectabile în învelișul macroalgelor ca urmare a activităților antropice.	În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția și abundența taxonomică a macroalgelor există ușoare modificări. Aceste modificări nu indică o creștere accelerată a vegetației fitobentonice sau a unor forme superioare de plante care să ducă la deformări nedorite ale echilibrului organismelor prezente în corpul de apă sau ale calității fizico-chimice a apei.	Compoziția taxonomică a macroalgelor diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip și este mult mai deformată decât în cazul unei stări bune. Apar modificări moderate în abundența medie a macroalgelor care pot duce la deformări nedorite ale echilibrului organismelor prezente în corpul de apă.
Angiosperme	Compoziția taxonomică corespunde în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate. Nu există modificări detectabile în abundența angiospermelor ca urmare a activităților antropice.	În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția taxonomică a angiospermelor există ușoare modificări. Abundența angiospermelor indică ușoare modificări.	Compoziția taxonomică a angiospermelor diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip și este substanțial mai modificată decât în cazul unei stări bune. Există modificări moderate în abundența taxonomică a angiospermelor.
Fauna nevertebrată bentonică	Gradul de diversitate și abundența taxonomică a nevertebratelor se situează în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate. Sunt prezente toate categoriile taxonomice sensibile la modificări asociate condițiilor neperturbate.	Gradul de diversitate și abundența taxonomică a nevertebratelor depășesc ușor limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate. Sunt prezente majoritatea categoriilor taxonomice ale comunităților specifice acestui tip.	Gradul de diversitate și abundența taxonomică a nevertebratelor depășesc moderat limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate. Sunt prezente categorii taxonomice care indică prezența poluanților. Sunt absente multe dintre categoriile taxonomice ale comunităților specifice acestui tip.



Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Fauna piscicolă	Compoziția și abundența speciilor corespund condițiilor neperturbate.	Abundența speciilor sensibile la modificări indică ușoare modificări față de condițiile specifice acestui tip datorate impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizico-chimice și hidromorfologice.	O proporție moderată a speciilor sensibile la modificări specifice acestui tip sunt absente ca urmare a impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizico-chimice și hidromorfologice.
<i>Elemente calitative hidromorfologice</i>			
Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Regimul mării	Regimul fluxului de apă dulce corespunde în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.
Condiții morfologice	Variațiile de adâncime, starea substratului, precum și structura și starea zonelor delimitate de mare corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.
<i>Elemente calitative fizico-chimice (*)</i>			
Element	Situație superioară	Situație bună	Situație moderată
Condiții generale	Valorile elementelor fizico-chimice corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate. Concentrațiile nutrienților rămân în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate. Temperatura, condițiile de oxigenare și transparența nu indică modificări antropice și se mențin în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate.	Temperatura, condițiile de oxigenare și transparența nu depășesc limitele stabilite pentru a asigura funcționarea ecosistemului și pentru a obține valorile specificate anterior pentru elementele calitative biologice. Concentrațiile nutrienților nu depășesc nivelurile stabilite pentru a asigura funcționarea ecosistemului și pentru a obține valorile specificate anterior pentru elementele calitative biologice.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.
Poluanți sintetici specifici	Valori ale concentrațiilor apropiate de zero și cel puțin sub limitele de detecție ale celor mai avansate tehnici analitice de uz general.	Concentrațiile nu depășesc standardele stabilite în conformitate cu procedura menționată la punctul 1.2.6, fără a aduce atingere Directivelor 91/414/CE și 98/8/CE. (<SEC)	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.



Element	Situatie superioara	Situatie buna	Situatie moderata
Poluanți nesintetici specifici	Concentrațiile se mențin în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate (nivel de fond = nf).	Concentrațiile nu depășesc standardele stabilite în conformitate cu procedura menționată la punctul 1.2.6 (2), fără a aduce atingere Directivelor 91/414/CE și 98/8/CE. (<SEC)	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.

(1) Se utilizează următoarele abrevieri: nf = nivel de fond, SEC = standarde ecologice de calitate.
(2) Aplicarea standardelor care derivă din acest protocol nu necesită reducerea concentrațiilor poluanților sub nivelurile de fond: (SEC>nf).



1.2.4. Definiții ale stării ecologice „foarte bună”, „bună” și „medie” a apelor de coastă
Elemente calitative biologice

Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Fitoplancton	<p>Compoziția și abundența taxonomică a fitoplanctonului corespunde condițiilor neperturbate.</p> <p>Biomasa medie a fitoplanctonului este în concordanță cu condițiile fizico-chimice specifice acestui tip și nu modifică în mod semnificativ condițiile de transparență specifice tipului.</p> <p>Eflorescența planctonului apare cu o frecvență și o intensitate care sunt în concordanță cu condițiile fizico-chimice specifice acestui tip.</p>	<p>În compoziția și abundența taxonomică a fitoplanctonului apar ușoare modificări.</p> <p>În comparație cu condițiile specifice acestui tip, în biomasa există ușoare modificări. Aceste modificări nu indică o creștere accelerată a algelor care să ducă la deformări nedorite ale echilibrului organismelor prezente în corpul de apă sau ale calității apei.</p> <p>Poate apărea o ușoară creștere a frecvenței și intensității eflorescențelor planctonului specifice tipului respectiv.</p>	<p>Compoziția și abundența taxonomică a planctonului diferă moderat.</p> <p>Biomasa depășește substanțial limitele asociate condițiilor specifice acestui tip și poate avea influență asupra altor elemente calitative biologice.</p> <p>Poate apărea o creștere moderată a frecvenței și intensității eflorescențelor planctonului. În lunile de vară pot apărea eflorescențe persistente ale planctonului.</p>
Macroalge și angiosperme	<p>Sunt prezente toate categoriile taxonomice ale angiospermelor și macroalgelor sensibile la modificări asociate cu condițiile neperturbate.</p> <p>Nivelurile învelișului macroalgelor și abundența angiospermelor corespund condițiilor neperturbate.</p>	<p>Sunt prezente majoritatea categoriilor taxonomice ale angiospermelor și macroalgelor sensibile la modificări asociate cu condițiile neperturbate.</p> <p>Nivelurile învelișului macroalgelor și abundența angiospermelor indică ușoare modificări.</p>	<p>Lipsește un număr moderat din categoriile taxonomice ale angiospermelor și macroalgelor sensibile la modificări asociate condițiilor neperturbate.</p> <p>Apar modificări moderate în învelișul macroalgelor și în abundența angiospermelor care pot duce la deformări nedorite ale echilibrului organismelor prezente în corpul de apă.</p>
Fauna nevertebrată bentonică	<p>Compoziția și abundența taxonomică corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate. Raportul dintre categoriile taxonomice sensibile la modificări și cele insensibile nu arată nici o schimbare față de nivelurile neperturbate. Nivelul diversității taxonomice pentru nevertebrate nu indică nici o modificare față de nivelurile neperturbate.</p>	<p>În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția și abundența taxonomică la nevertebrate există ușoare modificări.</p> <p>Raportul dintre categoriile taxonomice sensibile la modificări și cele insensibile arată ușoare schimbări față de nivelurile neperturbate.</p>	<p>Nivelul diversității taxonomice pentru nevertebrate indică ușoare semne de modificare față de nivelurile specifice acestui tip.</p> <p>Compoziția și abundența taxonomică pentru nevertebrate diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip.</p> <p>Grupurile taxonomice majore ale comunității specifice acestui tip sunt absente. Raportul dintre categoriile taxonomice sensibile la modificări și cele insensibile, precum și nivelul diversității sunt substanțial mai scăzute decât nivelurile specifice acestui tip și net inferioare față de nivelurile unei stări bune.</p>



Elemente calitative hidromorfologice

Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Regimul mării	Regimul fluxului de apă dulce și direcția și viteza curenților dominanți corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.
Condiții morfologice	Variațiile de adâncime, structură și substratul patului din zona de coastă, precum și structura și starea zonelor delimitate de maree, corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.

Elemente calitative fizico-chimice (1)

Element	Stare foarte bună	Stare bună	Stare medie
Condiții generale	Valorile elementelor fizico-chimice corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate. Concentrațiile nutrienților rămân în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate. Temperatura, condițiile de oxigenare și transparența nu indică modificări antropice și se mențin în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate.	Temperatura, condițiile de oxigenare și transparența nu depășesc limitele stabilite pentru a asigura funcționarea ecosistemului și pentru a obține valorile specificate anterior pentru elementele calitative biologice. Concentrațiile nutrienților nu depășesc nivelurile stabilite pentru a asigura funcționarea ecosistemului și pentru a obține valorile specificate anterior pentru elementele calitative biologice.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.
Poluanți sintetici specifici	Valori ale concentrațiilor apropiate de zero și cel puțin sub limitele de detecție ale celor mai avansate tehnici analitice de uz general.	Concentrațiile nu depășesc standardele stabilite în conformitate cu procedura menționată la punctul 1.2.6, fără a aduce atingere Directivelor 91/414/CE și 98/8/CE (<SEC).	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.
Poluanți nesintetici specifici	Concentrațiile se mențin în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate (nivel de fond = nf).	Concentrațiile nu depășesc standardele stabilite în conformitate cu procedura menționată la punctul 1.2.6 (2), fără a aduce atingere Directivelor 91/414/CE și 98/8/CE (<SEC).	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.

(1) Se utilizează următoarele abrevieri: nf = nivel de fond, SEC = standarde ecologice de calitate.

(2) Aplicarea standardelor care derivă din acest protocol nu necesită reducerea concentrațiilor poluanților sub nivelurile de fond: (SEC>nf).



1.2.5. Definiții ale potențialului ecologic „maxim”, „bun” și „acceptabil” al corpurilor de apă puternic modificate sau artificiale

Element	Potențial ecologic maxim	Potențial ecologic bun	Potențial ecologic mediu
Elemente calitative biologice	Valorile elementelor calitative biologice relevante reflectă, pe cât posibil, valorile asociate celui mai asemănător tip de corp de apă de suprafață, având în vedere condițiile fizice care rezultă din caracteristicile artificiale sau puternic modificate ale corpului de apă.	Apar ușoare modificări în valorile elementelor calitative biologice pertinente în raport cu valorile stabilite pentru potențialul ecologic maxim.	Apar modificări moderate ale valorilor pentru elementele calitative biologice relevante în comparație cu valorile stabilite pentru potențialul ecologic maxim. Valorile sunt mult mai modificate decât cele specifice unui potențial ecologic bun.
Elemente hidromorfologice	Condițiile hidromorfologice corespund condițiilor normale, singurele impacturi asupra corpului de apă de suprafață fiind cele care rezultă din caracteristicile artificiale sau puternic modificate ale corpului de apă după ce au fost luate toate măsurile practice de atenuare a efectelor pentru a asigura cea mai bună aproximare a continuuului ecologic, mai ales cu privire la migrarea faunei și la arealele adecvate de depunere a ouălor și de înmulțire.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.
Elemente fizico-chimice			
Condiții generale	Elementele fizico-chimice corespund în totalitate sau aproape în totalitate condițiilor neperturbate asociate tipului de corp de apă de suprafață cel mai asemănător cu corpul de apă artificial sau puternic modificat respectiv. Concentrațiile nutrienților rămân în limitele asociate în mod normal acestor condițiilor neperturbate. Nivelul temperaturii, condițiile de oxigenare sunt în concordanță cu nivelurile stabilite pentru cel mai asemănător tip de corp de apă de suprafață în condiții neperturbate.	Valorile elementelor fizico-chimice nu depășesc limitele stabilite pentru a asigura funcționarea ecosistemului și pentru a obține valorile specificate anterior pentru elementele calitative biologice. Temperatura și pH-ul nu depășesc nivelurile stabilite pentru a asigura funcționarea ecosistemului și pentru a obține valorile specificate anterior pentru elementele calitative biologice. Concentrațiile nutrienților nu depășesc nivelurile stabilite pentru a asigura funcționarea ecosistemului și pentru a obține valorile specificate anterior pentru elementele calitative biologice.	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.



Element	Potențial ecologic maxim	Potențial ecologic bun	Potențial ecologic mediu
Poluanți sintetici specifici	Valori ale concentrațiilor apropiate de zero și cel puțin sub limitele de detecție ale celor mai avansate tehnici analitice de uz general.	Concentrațiile nu depășesc standardele stabilite în conformitate cu procedura menționată la punctul 1.2.6, fără a aduce atingere Directivelor 91/414/CE și 98/8/CE (<SEC).	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.
Poluanți nesintetici specifici	Concentrațiile se mențin în limitele asociate în mod normal condițiilor neperturbate stabilite în cazul tipului de corp de apă de suprafață cel mai asemănător cu corpul de apă artificial sau puternic modificat respectiv (nivel de fond = nf).	Concentrațiile nu depășesc standardele stabilite în conformitate cu procedura menționată la punctul 1.2.6 (1) (1), fără a aduce atingere Directivelor 91/414/CE și 98/8/CE (<SEC).	Condiții adecvate atingerii valorilor specificate anterior pentru elementele calitative biologice.

(1) Aplicarea standardelor care derivă din acest protocol nu necesită reducerea concentrațiilor poluanților sub nivelurile de fond: (SEC>nf).

▼B

1.2.6. Procedură pentru stabilirea standardelor de calitate chimică de către statele membre

La determinarea standardelor de calitate a mediului pentru poluanții enumerați la punctele 1-9 din anexa VIII pentru protecția elementelor de biota acvatică, statele membre acționează în conformitate cu dispozițiile care urmează. Standardele pot fi stabilite pentru apă, sedimente sau biota.

Dacă este posibil, este necesar să se obțină atât datele acute, cât și cele cronice pentru categoriile taxonomice menționate mai jos, care sunt pertinente pentru tipul de corp de apă respectiv, precum și pentru orice alte categorii taxonomice acvatice pentru care există date. „Setul de bază” pentru categoriile taxonomice este format din:

- alge și/sau vegetație macrofită;
- *Daphnia* sau organisme reprezentative pentru apele saline;
- pești.

Stabilirea standardelor de calitate a mediului

La stabilirea limitei maxime pentru concentrația medie anuală, se aplică următoarea procedură:

- (i) statele membre stabilesc, în fiecare caz, factorii de siguranță adecvați în funcție de natura și de calitatea datelor disponibile și de orientările de la punctul 3.3.1 din partea a II-a a „Documentului de orientare tehnică pentru Directiva 93/67/CEE a Comisiei referitoare la evaluarea riscurilor pentru substanțe notificate noi și pentru Regulamentul (CE) nr. 1488/94 al Comisiei privind evaluarea riscurilor prezentate de substanțele existente”, precum și factorii de securitate indicați în tabelul următor:

	Factor de siguranță
Cel puțin o valoare L(E)C ₅₀ acut pentru fiecare dintre cele trei niveluri trofice din setul de bază	1 000
O valoare NOEC cronică (fie pești, fie <i>Daphnia</i> sau un organism reprezentativ pentru apele saline)	100
Două valori NOEC cronice pentru specii reprezentând două niveluri trofice (pești și/sau <i>Daphnia</i> sau un organism reprezentativ pentru apele saline și/sau alge)	50
Valori NOEC cronice pentru cel puțin trei specii (în mod normal pești, <i>Daphnia</i> sau un organism reprezentativ pentru apele saline și alge) reprezentând trei niveluri trofice	10
Alte situații, inclusiv date de teren sau ecosisteme model care permit calcularea și aplicarea unor factori de securitate mai exacți.	Evaluare de la caz la caz

- (ii) dacă există date referitoare la persistență și bioacumulare, acestea sunt luate în considerare la determinarea valorii finale a standardului de calitate a mediului;
- (iii) standardul astfel determinat trebuie comparat cu toate probele din studiile de teren. Când apar anomalii, se revizuește derivarea, pentru a permite calcularea unui factor de siguranță mai precis;
- (iv) standardul determinat este revizuit de alți specialiști și prezentat publicului pentru consultare, inclusiv pentru a permite calcularea unui factor de siguranță mai precis.

▼B**1.3. Monitorizarea stării ecologice și chimice a apelor de suprafață**

Rețeaua de monitorizare a apelor de suprafață este stabilită în conformitate cu cerințele articolului 8. Rețeaua de monitorizare este astfel concepută încât să ofere o privire de ansamblu coerentă și completă asupra stării ecologice și chimice din fiecare district hidrografic și să permită clasificarea corpurilor de apă în cinci clase conforme definițiilor normative de la punctul 1.2. În planul de gestionare a districtului hidrografic, statele membre furnizează una sau mai multe hărți ale rețelei de monitorizare a apelor de suprafață.

Pe baza analizei caracteristicilor și a studierii impactului în conformitate cu articolul 5 și anexa II, statele membre întocmesc, pentru fiecare perioadă la care se referă planul de gestionare a districtului hidrografic, un program de control al monitorizării și un program de controale operaționale. În unele cazuri, există necesitatea ca statele membre să întocmească, de asemenea, programe de controale de investigare.

Statele membre monitorizează parametrii care indică starea fiecărui element calitativ pertinent. La selectarea parametrilor pentru elementele calitative biologice, statele membre identifică nivelul taxonomic adecvat pentru a obține un grad suficient de fiabilitate și de precizie, necesar pentru clasificarea elementelor calitative. Valorile estimative ale nivelurilor de fiabilitate și precizie ale rezultatelor obținute pe baza programelor de monitorizare sunt indicate în plan.

1.3.1. Conceperea controlului de monitorizare*Obiectiv*

Statele membre întocmesc programe de control de monitorizare pentru a furniza informații în vederea:

- completării și validării procedurii de studiere a impactului descrisă în anexa II;
- conceperii eficiente și efective a viitoarelor programe de monitorizare;
- evaluării modificărilor pe termen lung ale condițiile naturale și
- evaluării modificărilor pe termen lung care rezultă dintr-o activitate antropică răspândită.

Rezultatele acestor controale sunt revizuite și utilizate, împreună cu procedura de studiere a impactului descrisă în anexa II, pentru a determina cerințele pentru programele de monitorizare din planurile de gestionare a bazinelor hidrografice actuale și viitoare.

Selectarea punctelor de control

Pentru a oferi o evaluare a stării generale a apelor de suprafață din fiecare zonă de captare sau sub-zonă de captare din bazinul hidrografic respectiv, se monitorizează un număr suficient de corpuri de apă de suprafață. La selectarea acestor corpuri, statele membre se asigură că, după caz, monitorizarea se efectuează în puncte unde:

- rata debitului este reprezentativă pentru districtul hidrografic în ansamblu, inclusiv punctele de pe râurile mari în care zona de captare depășește 2 500 km²;
- volumul de apă prezent este reprezentativ pentru districtul hidrografic, inclusiv în cazul lacurilor sau al rezervoarelor întinse;
- corpuri de apă semnificative depășesc granița statului membru;
- sunt identificate situri în conformitate cu Decizia 77/795/CEE privind schimbul de informații și

în alte situri necesare pentru a estima cantitatea de poluanți transferată peste granițele statului membru și care pătrunde în mediul maritim.

Selectarea elementelor calitative

Controlul de monitorizare este efectuat pentru fiecare sit de monitorizare pe o perioadă de un an, pe parcursul perioadei acoperite de planul de gestionare a districtului hidrografic pentru:

▼B

- parametrii indicatori pentru toate elementele calitative biologice;
- parametrii indicatori pentru toate elementele calitative hidromorfologice;
- parametrii indicatori pentru toate elementele calitative fizico-chimice;
- poluanții incluși pe lista de substanțe prioritare care sunt evacuați în bazinul sau sub-bazinul hidrografic și
- alți poluanți evacuați în cantități semnificative în bazinul sau sub-bazinul hidrografic,

cu excepția cazului în care exercițiul anterior de control de monitorizare a demonstrat că respectivul corp de apă era într-o stare bună și că studierea impactului activității umane în conformitate cu anexa II nu indică în nici un fel modificarea impacturilor asupra corpului de apă. În aceste cazuri, controlul de supraveghere este efectuat o dată la fiecare trei planuri de gestionare a districtului hidrografic.

1.3.2. Conceperea controalelor operaționale

Controalele operaționale sunt întreprinse în vederea:

- stabilirii stării acelor corpuri de apă identificate ca prezentând riscul de a nu-și îndeplini obiectivele de mediu și
- a evaluării modificărilor suferite de starea corpurilor ca urmare a programului de măsuri.

Programul poate fi modificat pe perioada acoperită de planul de gestionare a districtului hidrografic pe baza informațiilor obținute în cadrul cerințelor din anexa II sau din prezenta anexă, în special pentru a permite o reducere a frecvenței controalelor atunci când un impact se dovedește a nu fi semnificativ sau când presiunea în cauză este înlăturată.

Selectarea siturilor de control

Controalele operaționale sunt efectuate pentru toate corpurile de apă care, fie pe baza unui studiu de impact efectuat în conformitate cu anexa II, fie pe baza unui control de monitorizare, sunt identificate ca prezentând riscul de a nu-și îndeplini obiectivele de mediu prevăzute la articolul 4 și pentru acele corpuri de apă în care sunt evacuate substanțe incluse pe lista de substanțe prioritare. Pentru substanțele incluse pe lista de substanțe prioritare, punctele de control sunt selectate în conformitate cu dispozițiile legale care stabilesc standardul de calitate a mediului pentru substanțele în cauză. În toate celelalte cazuri, inclusiv pentru substanțe incluse pe lista de substanțe prioritare pentru care legislația nu oferă indicații specifice, punctele de control sunt selectate după cum urmează:

- pentru corpurile amenințate de presiuni considerabile ale unor surse punctiforme, puncte de control în număr suficient pentru a evalua amploarea și impactul sursei punctiforme. Dacă un corp de apă este supus mai multor presiuni din surse punctiforme, punctele de control pot fi selectate în vederea evaluării amplitudinii și impactului acestor presiuni în ansamblu;
- pentru corpurile amenințate de presiuni considerabile ale unor surse difuze, puncte de control în număr suficient, în cadrul unor corpuri de apă selectate, pentru a evalua amploarea și impactul sursei difuze. Corpurile sunt selectate astfel încât să fie reprezentative pentru riscurile relative de apariție a presiunii din sursele difuze și pentru riscurile relative de a nu obține o stare bună a apelor de suprafață;
- pentru corpurile amenințate de presiuni considerabile ale unor surse hidromorfologice, puncte de control în număr suficient, în cadrul unor corpuri selectate, pentru a evalua amploarea și impactul presiunilor hidromorfologice. Selectarea corpurilor trebuie să ofere indicii despre impactul global al presiunilor hidromorfologice la care sunt supuse toate corpurile de apă.

Selectarea elementelor calitative

Pentru a evalua amploarea presiunii la care sunt supuse corpurile de apă, statele membre controlează acele elemente calitative care permit

▼B

identificarea presiunilor la care este supus corpul sau corpurile de apă respective. Pentru a evalua impactul acestor presiuni, statele membre controlează, după caz:

- parametrii care permit identificarea elementului calitativ biologic sau a elementelor calitative biologice cel(e) mai sensibil(e) la presiunile la care sunt supuse corpurile de apă;
- toate substanțele prioritare evacuate și alți poluanți evacuați în cantități semnificative;
- parametrii care permit identificarea elementului calitativ hidromorfologic cel mai sensibil la presiunea identificată.

1.3.3. Conceperea controalelor de investigare

Obiectiv

Controalele de investigare sunt efectuate:

- atunci când nu se cunoaște motivul depășirii parametrilor;
- atunci când controlul de monitorizare arată că obiectivele menționate în articolul 4 pentru un corp de apă nu pot fi realizate și nu a fost încă stabilit un control operațional pentru a determina cauzele pentru care un corp de apă nu îndeplinește obiectivele de mediu sau
- pentru a identifica amploarea și impactul poluărilor accidentale.

Aceste controale furnizează informațiile necesare pentru întocmirea unui program de măsuri în vederea realizării obiectivelor de mediu și de măsuri speciale de remediere a efectelor poluării accidentale.

1.3.4. Frecvența controalelor

Pe perioada controlului de monitorizare, se aplică parametrilor indicatori ai elementelor calitative fizico-chimice frecvențele de control menționate în continuare, cu excepția cazului când se justifică intervale mai mari pe baza cunoștințelor tehnice și a avizului experților. Pentru elementele calitative biologice sau hidromorfologice, controlul este efectuat cel puțin o dată pe durata perioadei controlului de monitorizare.

Pentru controalele operaționale, frecvența controalelor necesară pentru oricare dintre parametri este determinată de statele membre astfel încât să ofere date suficiente pentru o evaluare sigură a stării elementului calitativ relevant. Cu titlu orientativ, controalele trebuie efectuate la intervale care să nu depășească perioadele indicate în tabelul de mai jos, cu excepția cazului când se justifică intervale mai mari pe baza cunoștințelor tehnice și a avizului experților.

Frecvențele sunt alese astfel încât să se obțină un nivel de fiabilitate și de precizie acceptabil. Evaluarea fiabilității și preciziei atinse de sistemul de control utilizat este indicată în planul de gestionare a districtului hidrografic.

Sunt alese frecvențe de control care să aibă în vedere variabilitatea parametrilor care rezultă din condițiile naturale și antropice. Momentele la care se efectuează controalele sunt stabilite astfel încât să minimizeze impactul variațiilor sezoniere asupra rezultatelor și astfel să se asigure că rezultatele reflectă modificările apărute în corpul de apă ca urmare a variației presiunilor antropice. Pentru realizarea acestui obiectiv, acolo unde este cazul, se efectuează controale suplimentare în diferite anotimpuri ale aceluiași an.

Element calitativ	Râuri	Lacuri	Ape de tranziție	Ape de coastă
Biologic				
Fitoplancton	6 luni	6 luni	6 luni	6 luni
Altă floră acvatică	3 ani	3 ani	3 ani	3 ani
Macronevertebrate	3 ani	3 ani	3 ani	3 ani
Pești	3 ani	3 ani	3 ani	



Element calitativ	Râuri	Lacuri	Ape de tranziție	Ape de coastă
Hidromorfologic				
Continuitate	6 ani			
Hidrologie	continuu	1 lună		
Morfologie	6 ani	6 ani	6 ani	6 ani
Fizico-chimic				
Condiții termice	3 luni	3 luni	3 luni	3 luni
Oxigenare	3 luni	3 luni	3 luni	3 luni
Salinitate	3 luni	3 luni	3 luni	
Nutrienți	3 luni	3 luni	3 luni	3 luni
Acidifiere	3 luni	3 luni		
Alți poluanți	3 luni	3 luni	3 luni	3 luni
Substanțe prioritare	1 lună	1 lună	1 lună	1 lună

1.3.5. Controale suplimentare pentru zonele protejate

Programele de control prevăzute anterior sunt completate în vederea îndeplinirii următoarelor cerințe:

Puncte de captare a apei potabile

Corpurile de apă de suprafață definite în temeiul articolului 7 (captarea apei potabile), care furnizează o medie zilnică mai mare de 100 m³ sunt desemnate ca puncte de control și fac obiectul controalelor suplimentare necesare pentru a îndeplini cerințele articolului respectiv. Controalele efectuate asupra acestor corpuri se referă la toate substanțele prioritare evacuate și restul substanțelor evacuate în cantități semnificative care ar putea afecta starea corpului de apă și care sunt controlate în temeiul dispozițiilor directivei privind apa potabilă. Controalele sunt efectuate cu următoarea frecvență:

Populația deservită	Frecvență
< 10 000	de 4 ori pe an
10 000-30 000	de 8 ori pe an
> 30 000	de 12 ori pe an

Zone de habitat și zone de protecție a speciilor

Corpurile de apă care formează aceste zone sunt incluse în programul de controale operaționale menționat anterior, dacă, pe baza evaluării impactului și a controlului de monitorizare, acestea sunt identificate ca prezentând riscul de a nu îndeplini obiectivele de mediu prevăzute la articolul 4. Controalele au rolul de a evalua amploarea și impactul tuturor presiunilor semnificative relevante la care sunt supuse aceste corpuri și, acolo unde este cazul, de a evalua modificările care apar în starea acestor corpuri ca urmare a programului de măsuri. Controalele continuă până când zonele se conformează cerințelor referitoare la apă ale legislației pe baza căreia sunt desemnate și îndeplinesc obiectivele prevăzute la articolul 4.

1.3.6. Standarde pentru controlul elementelor calitative

Metodele utilizate pentru controlul parametrilor tip sunt în conformitate cu standardele internaționale enumerate mai jos sau cu alte standarde naționale sau internaționale care asigură furnizarea de date echivalente în ceea ce privește calitatea științifică și comparabilitatea.

▼ B*Eșantionarea macronevertebratelor*

ISO 5667-3:1995	Calitatea apei – Eșantionare - Partea a 3-a: Îndrumări pentru conservarea și manevrarea probelor
EN 27828:1994	Calitatea apei – Metode de eșantionare biologică: Îndrumări pentru eșantionarea manuală a macronevertebratelor bentonice
EN 28265:1994	Calitatea apei – Metode de eșantionare biologică: Îndrumări pentru proiectarea și utilizarea instrumentelor pentru eșantionare cantitativă a macronevertebratelor bentonice pe substraturi pietroase în ape puțin adânci
EN ISO 9391:1995	Calitatea apei – Eșantionarea macronevertebratelor în ape adânci: Îndrumări pentru utilizarea instrumentelor de eșantionare a colonizării, cantitativă și calitativă
EN ISO 8689-1:1999	Clasificarea biologică a râurilor - Partea I: Îndrumări pentru interpretarea datelor calitative biologice din monitorizarea macronevertebratelor bentonice în apele curgătoare
EN ISO 8689-2:1999	Clasificarea biologică a râurilor - Partea II: Îndrumări pentru prezentarea datelor calitative biologice din monitorizarea macronevertebratelor bentonice în apele curgătoare

Eșantionarea vegetației macrofite

Standarde CEN/ISO relevante, dacă există.

Eșantionarea peștilor

Standarde CEN/ISO relevante, dacă există.

Eșantionarea diatomeei

Standarde CEN/ISO relevante, dacă există.

Standarde pentru parametri fizico-chimici

Oricare standarde CEN/ISO relevante.

Standarde pentru parametri hidromorfologici

Oricare standarde CEN/ISO relevante.

1.4. Clasificarea și prezentarea stărilor ecologice**1.4.1. Comparabilitatea rezultatelor monitorizării biologice**

- (i) Statele membre stabilesc sisteme de control pentru a estima valorile elementelor calitative biologice specificate pentru fiecare categorie de apă de suprafață sau pentru corpurile de apă de suprafață artificiale și puternic modificate. La aplicarea procedurii prezentate în continuare corpurilor de apă artificiale sau puternic modificate, trimerile la starea ecologică trebuie interpretate ca trimeri la potențialul ecologic. Aceste sisteme pot utiliza anumite specii sau grupuri de specii reprezentative pentru elementul calitativ în ansamblu.
- (ii) Pentru a asigura comparabilitatea sistemelor de control, rezultatele sistemelor utilizate de fiecare stat membru se exprimă ca indici de calitate ecologice în scopul clasificării stării ecologice. Acești indici reprezintă relația dintre

▼B

valorile parametrilor biologici înregistrați pentru un anumit corp de apă de suprafață și valorile acestor parametri în condițiile de referință aplicabile corpului respectiv. Indicele este exprimat ca valoare numerică între zero și unu, starea ecologică foarte bună fiind reprezentată de valorile apropiate de unu, iar starea ecologică deteriorată de valorile apropiate de zero.

- (iii) Fiecare stat divide scala indicilor de calitate ecologică din propriul sistem de control, pentru fiecare categorie de ape de suprafață, în cinci clase variind de la o stare ecologică foarte bună la o stare deteriorată, în conformitate cu punctul 1.2, alocând o valoare numerică fiecărei delimitări dintre clase. Valoarea delimitării între clasele de stare ecologică „foarte bună” și „bună”, precum și valoarea delimitării între clasele de stare ecologică „bună” și „medie” sunt stabilite prin exercițiul de intercalibrare descris mai jos.
- (iv) Comisia facilitează exercițiul de intercalibrare pentru a asigura stabilirea coerentă a delimitărilor între clase în conformitate cu definițiile normative de la punctul 1.2 și pentru a asigura comparabilitatea între statele membre.
- (v) În cadrul acestui exercițiu, Comisia facilitează schimbul de informații între statele membre care duc la identificarea unei serii de situri în fiecare ecoregiune de pe teritoriul Comunității; aceste situri formează o rețea de intercalibrare. Rețeaua cuprinde siturile selectate dintr-o serie de tipuri de corpuri de apă de suprafață prezente în fiecare ecoregiune. Pentru fiecare tip de corp de apă de suprafață selectat, rețeaua cuprinde cel puțin două situri corespunzând limitei dintre definițiile normative ale stării „foarte bună” și „bună” și cel puțin două situri corespunzând limitei dintre definițiile normative ale stării „bună” și „medie”. Siturile sunt selectate cu avizul experților, pe baza unor inspecții mixte și a oricăror informații disponibile.
- (vi) Fiecare sistem de control al unui stat membru se aplică acelor situri din rețeaua de intercalibrare care se află în ecoregiune și care, în același timp, aparțin tipului de corpuri de apă de suprafață pentru care sistemul se aplică în conformitate cu cerințele prezentei directive. Rezultatele acestei aplicări sunt utilizate pentru a stabili valorile numerice pentru delimitările între clase în fiecare sistem de control al unui stat membru.

▼M2

- (vii) Comisia elaborează un proiect de registru al siturilor pentru a forma rețeaua de intercalibrare. Registrul final al siturilor este stabilit în conformitate cu procedura de reglementare menționată la articolul 21 alineatul (2).

▼B

- (viii) Comisia și statele membre încheie exercițiul de intercalibrare în termen de 18 luni de la data publicării registrului final.

▼M2

- (ix) Rezultatele exercițiului de intercalibrare și valorile pentru clasificările sistemului de monitoring al statelor membre stabilite în conformitate cu punctele (i)-(viii) și destinate să modifice elemente neesențiale ale prezentei directive, completând-o, se adoptă în conformitate cu procedura de reglementare cu control menționată la articolul 21 alineatul (3) și se publică în termen de șase luni de la încheierea exercițiului de intercalibrare.

▼B

1.4.2. Prezentarea rezultatelor controalelor și clasificarea stărilor ecologice și a potențialului ecologic

- (i) Pentru categoriile de ape de suprafață, clasificarea stării ecologice a corpurilor de apă este reprezentată de cea mai mică valoare a rezultatelor controalelor biologice și fizico-chimice pentru elementele calitative relevante clasificate în

▼B

conformitate cu prima coloană a tabelului de mai jos. Statele membre furnizează o hartă pentru fiecare district hidrografic, ilustrând clasificarea stării ecologice pentru fiecare corp de apă, cu ajutorul culorilor indicate în a doua coloană a tabelului de mai jos, pentru a reflecta clasificarea stării ecologice a corpului de apă:

Clasificarea stării ecologice	Cod culoare
Foarte bună	Albastru
Bună	Verde
Medie	Galben
Mediocră	Portocaliu
Deteriorată	Roșu

- (ii) Pentru corpurile de apă artificiale și puternic modificate, clasificarea stării ecologice pentru corpul de apă respectiv este reprezentată de cea mai mică valoare a rezultatelor controalelor biologice și fizico-chimice pentru elementele calitative relevante clasificate în conformitate cu prima coloană a tabelului de mai jos. Statele membre furnizează o hartă pentru fiecare district hidrografic, ilustrând clasificarea stării ecologice pentru fiecare corp de apă, cu ajutorul culorilor indicate în a doua coloană a tabelului de mai jos, pentru corpurile de apă artificiale, și a culorilor indicate în a treia coloană a tabelului de mai jos, pentru corpurile de apă puternic modificate:

Clasificarea potențialului ecologic	Cod culoare	
	Corpuri de apă artificiale	Corpuri de apă puternic modificate
Bun și superior	Fâșii egale de culoare verde și gri deschis	Fâșii egale de culoare verde și gri închis
Mediu	Fâșii egale de culoare galbenă și gri deschis	Fâșii egale de culoare galbenă și gri închis
Mediocră	Fâșii egale de culoare portocalie și gri deschis	Fâșii egale de culoare portocalie și gri închis
Slab	Fâșii egale de culoare roșie și gri deschis	Fâșii egale de culoare roșie și gri închis

- (iii) Statele membre indică, printr-un punct negru pe hartă, și acele corpuri de apă în cazul cărora imposibilitatea de a obține o stare bună sau un potențial ecologic bun se datorează nerespectării unuia sau mai multor standarde de calitate care au fost stabilite pentru corpul de apă respectiv cu privire la anumiți poluanți sintetici și nesintetici specifici (în conformitate cu regimul de conformitate stabilit de statul membru).

1.4.3. Prezentarea rezultatelor controalelor și clasificarea stării chimice

Dacă un corp de apă respectă toate standardele de calitate a mediului stabilite în anexa IX articolul 16 și în alte dispoziții legale comunitare de stabilire a unor standarde de calitate a mediului, corpul respectiv este înregistrat ca având o stare chimică bună. În caz contrar, corpul respectiv este înregistrat ca nereușind să atingă o stare chimică bună.

Statele membre furnizează o hartă pentru fiecare district hidrografic, ilustrând starea chimică pentru fiecare corp de apă, cu ajutorul

▼B

culorilor indicate în a doua coloană a tabelului de mai jos, pentru a reflecta clasificarea stării chimice a corpului de apă:

Clasificarea stării chimice	Cod culoare
Bună	Albastru
Deteriorată	Roșu

2 APE SUBTERANE

2.1. Starea cantitativă a apelor subterane

2.1.1. Parametri pentru clasificarea stării cantitative a apelor subterane

Regimul nivelului de apă subterană

2.1.2. Definiția stării cantitative bune

Elemente	Stare bună
Nivelul apei subterane	<p>Nivelul apei subterane în corpul de apă subterană este astfel încât rata anuală medie de captare pe termen lung să nu depășească resursele de apă subterană disponibile.</p> <p>În consecință, nivelul apei subterane nu este supus modificărilor antropice rezultate, de exemplu, din:</p> <ul style="list-style-type: none"> — imposibilitatea de a realiza obiectivele de mediu stabilite în articolul 4 pentru apele de suprafață asociate; — orice deteriorare semnificativă a stării acestor ape; — orice deteriorare semnificativă a ecosistemelor terestre care depind direct de corpul de apă subterană <p>și modificări ale direcției de curgere rezultate din modificările de nivel pot apărea temporar sau continuu într-o zonă limitată ca întindere, dar aceste schimbări nu duc la pătrunderea apei sărate sau a altor intruziuni și nu indică o tendință indusă antropic, bine determinată și durabilă, în direcția de curgere, care să ducă la apariția unor astfel de intruziuni.</p>

2.2. Monitorizarea stării cantitative a apelor subterane

2.2.1. Rețeaua de monitorizare a nivelului apelor subterane

Rețeaua de monitorizare a apelor subterane este realizată în conformitate cu cerințele articolelor 7 și 8. Rețeaua de monitorizare trebuie concepută astfel încât să ofere o estimare fiabilă a stării cantitative a tuturor corpurilor sau grupurilor de corpuri de apă subterane, inclusiv evaluarea resurselor de apă subterană disponibile. În planul de gestionare a districtului hidrografic, statele membre includ una sau mai multe hărți indicând rețeaua de monitorizare a apei subterane.

2.2.2. Densitatea punctelor de control

Rețeaua include suficiente puncte de monitorizare reprezentative pentru a evalua nivelul apei în fiecare corp sau grup de corpuri de ape subterane, luând în considerare variațiile de realimentare pe termen scurt și lung, în special:

- pentru corpurile de apă subterană identificate ca prezentând riscul de a nu atinge obiectivele de mediu prevăzute la articolul 4, asigură o densitate suficientă a punctelor de monitorizare

▼B

pentru a evalua impactul captărilor și al evacuărilor la nivelul apei subterane;

- pentru corpurile de apă subterană în care apa subterană traversează granița unui stat membru, asigură suficiente puncte de monitorizare pentru a evalua direcția și debitul apei subterane la traversarea graniței statului membru respectiv.

2.2.3. Frecvența monitorizării

Observațiile se efectuează cu o frecvență suficientă pentru a permite evaluarea stării cantitative a fiecărui corp sau grup de corpuri de ape subterane, luând în considerare variațiile de realimentare pe termen scurt și lung, în special:

- pentru corpurile de apă subterană identificate ca prezentând riscul de a nu atinge obiectivele de mediu prevăzute la articolul 4, asigură o frecvență suficientă a punctelor de monitorizare pentru a evalua impactul captărilor și al evacuărilor la nivelul apei subterane;
- pentru corpurile de apă subterană în care apa subterană traversează granița unui stat membru, asigură suficiente puncte de monitorizare pentru a evalua direcția și debitul apei subterane la traversarea graniței statului membru respectiv.

2.2.4. Interpretarea și prezentarea stării cantitative a apelor subterane

Rezultatele obținute din rețeaua de monitorizare pentru un corp sau un grup de corpuri de ape subterane sunt utilizate pentru a evalua starea cantitativă a corpului sau grupului de corpuri respective. Sub rezerva punctului 2.5, statele membre furnizează o hartă cu evaluarea respectivă a stării cantitative a corpului de apă subterană, indicată prin culorile următoare:

bună: verde

deteriorată: roșu

2.3. Starea chimică a apelor subterane

2.3.1. Parametri pentru examinarea stării chimice a apelor subterane

Conductivitate

Concentrația poluanților

2.3.2. Definirea stării chimice bune a apelor subterane

Elemente	Stare bună
În general	<p>Compoziția chimică a corpului de apă subterană este astfel încât concentrațiile poluanților:</p> <ul style="list-style-type: none"> — conform specificațiilor de mai jos, nu indică efecte ale unor intruziuni saline sau ale altor intruziuni; — nu depășesc standardele de calitate aplicabile în temeiul altor dispoziții legale comunitare aplicabile în conformitate cu articolul 17; — nu duc la nerealizarea obiectivelor de mediu prevăzute în temeiul articolului 4 pentru apele de suprafață asociate sau la diminuarea semnificativă a calității ecologice sau chimice a corpurilor respective și nici la deteriorarea semnificativă a ecosistemelor terestre care depind direct de corpul de apă subterană.

▼B

Elemente	Stare bună
Conductivitate	Modificările de conductivitate nu indică intruziuni saline sau de alt tip în corpul de apă subterană.

2.4. **Monitorizarea stării chimice a apelor subterane**

2.4.1. Rețeaua de monitorizare a apelor subterane

Rețeaua de monitorizare a apelor subterane este realizată în conformitate cu cerințele articolelor 7 și 8. Rețeaua de monitorizare trebuie concepută astfel încât să ofere o imagine coerentă și globală asupra stării chimice a apelor subterane din fiecare district hidrografic și să permită detectarea prezenței tendințelor ascendente pe termen lung ale poluării induse antropice.

Pe baza caracterizării și evaluării impactului efectuate în conformitate cu articolul 5 și anexa II, pentru fiecare perioadă la care se referă un plan de gestionare a districtului hidrografic, statele membre întocmesc un program de control de monitorizare. Rezultatele acestui program sunt utilizate pentru întocmirea unui program de controale operaționale, aplicabil pe perioada rămasă din plan.

Evaluarea nivelului de fiabilitate și de precizie a rezultatelor obținute pe baza programelor de control este indicată în plan.

2.4.2. Controlul de monitorizare

Obiectiv

Controlul de monitorizare este efectuat în vederea:

- completării și validării procedurii studiului de impact;
- furnizării de informații care să fie utilizate la evaluarea tendințelor pe termen lung, atât ca rezultat al modificării condițiilor naturale, cât și ca urmare a activității antropice.

Selectarea punctelor de control

Trebuie ales un număr suficient de puncte de control pentru fiecare din categoriile următoare:

- corpurile identificate ca prezentând un grad de risc ca urmare a exercițiului de caracterizare întreprins în conformitate cu anexa II;
- corpurile care traversează granița unui stat membru.

Selectarea parametrilor

Următorii parametri esențiali sunt controlați în toate corpurile de apă subterane selectate:

- conținutul în oxigen;
- valoarea pH-ului;
- conductivitatea;
- nitrați;
- amoniu.

În cazul corpurilor care sunt identificate în conformitate cu anexa II ca prezentând un risc semnificativ de a nu atinge o stare bună, se controlează și acei parametri care indică impactul acestor presiuni.

În cazul corpurilor transfrontaliere, se controlează acei parametri care sunt relevanți pentru protecția tuturor utilizărilor posibile ale cursului de apă subterană.

2.4.3. Controale operaționale

Obiectiv

Se efectuează controale operaționale în perioadele dintre programele de control de monitorizare în vederea:

▼B

- stabilirii stării chimice a tuturor corpurilor sau grupurilor de corpuri de apă subterană identificate ca prezentând un grad de risc;
- stabilirii prezenței oricărei tendințe ascendente pe termen lung induse antropocentric ale concentrației oricărui poluant.

Selectarea punctelor de control

Se efectuează controale operaționale pentru toate corpurile sau grupurile de corpuri de apă subterană care, pe baza studiului de impact efectuat în conformitate cu anexa II și a unui control de monitorizare, sunt identificate ca prezentând riscul de a nu atinge obiectivele prevăzute la articolul 4. Selectarea punctelor de control trebuie să reflecte, de asemenea, evaluarea măsurii în care datele obținute de la punctul de control respectiv sunt reprezentative pentru calitatea corpului sau corpurilor de apă subterană în cauză.

Frecvența controalelor

Controalele operaționale se efectuează în perioadele dintre programele de control de monitorizare, cu o frecvență suficientă pentru a detecta impactul presiunilor în cauză, dar cel puțin o dată pe an.

2.4.4. Identificarea tendințelor poluanților

Statele membre utilizează datele obținute prin monitorizare și controale operaționale pentru a identifica tendințele ascendente pe termen lung induse antropocentric ale concentrațiilor poluanților, precum și inversarea acestor tendințe. Se stabilește anul sau perioada de bază începând cu care se calculează identificarea tendinței. Calcularea tendințelor se face pentru un corp de apă sau, după caz, pentru un grup de corpuri de apă subterană. Inversarea unei tendințe trebuie demonstrată statistic, declarându-se și nivelul de fiabilitate asociat cu identificarea respectivă.

2.4.5. Interpretarea și prezentarea stării chimice a apelor subterane

Pentru evaluarea stării, rezultatele obținute din punctele individuale de monitorizare dintr-un corp de apă subterană sunt totalizate pentru corp ca întreg. Fără a aduce atingere directivelor în cauză, pentru a obține o stare bună a unui corp de apă subterană, trebuie, pentru acei parametri chimici pentru care legislația comunitară prevede standarde de calitate a mediului:

- să se calculeze valoarea medie a rezultatelor monitorizării în fiecare punct din corpul sau grupul de corpuri de apă subterană și
- în conformitate cu articolul 17, aceste valori medii să fie utilizate pentru a demonstra conformitatea cu o stare chimică bună a apelor subterane.

Sub rezerva punctului 2.5, statele membre furnizează o hartă care indică starea chimică a apelor subterane, indicată prin următoarele culori:

bună: verde

mediocră: roșu

Statele membre indică, de asemenea, printr-un punct negru pe hartă, corpurile de apă care sunt supuse unei tendințe ascendente durabile și bine definite a concentrației oricărui poluant care rezultă ca urmare a activității umane. Inversarea acestor tendințe este indicată printr-un punct albastru pe hartă.

Aceste hărți sunt incluse în planul de gestionare a districtului hidrografic.

2.5. Prezentarea stării apelor subterane

În planul de gestionare a districtului hidrografic, statele membre prevăd o hartă care să indice, pentru fiecare corp sau grup de corpuri de apă subterană, starea cantitativă și starea chimică a corpului sau grupului de corpuri în cauză, cu ajutorul culorilor, în conformitate cu cerințele stabilite la punctele 2.2.4 și 2.4.5. Statele membre pot alege să nu includă hărți separate pentru punctul 2.2.4 și

▼B

2.4.5., în acest caz indicând pe harta cerută la prezentul punct, în conformitate cu cerințele stabilite la punctul 2.4.5, acele corpuri care sunt supuse unei tendințe ascendente durabile și bine definite a concentrației oricărui poluant sau orice inversare a unei astfel de tendințe.



ANEXA VI

LISTA MĂSURILOR CE TREBUIE INCLUSE ÎN PROGRAMELE DE MĂSURI

PARTEA A

Măsurile impuse în aplicarea următoarelor directive:

- (i) Directiva 76/160/CEE referitoare la apele de îmbăiere;
- (ii) Directiva 79/409/CEE ⁽¹⁾ referitoare la păsările sălbatice;
- (iii) Directiva 80/778/CEE referitoare la apele potabile, astfel cum a fost modificată prin Directiva 98/83/CE;
- (iv) Directiva 96/82/CE ⁽²⁾ referitoare la riscurile de accidente majore („Seveso”);
- (v) Directiva 85/337/CEE ⁽³⁾ referitoare la evaluarea impactului asupra mediului;
- (vi) Directiva 86/278/CEE ⁽⁴⁾ referitoare la nămolurile de epurare;
- (vii) Directiva 91/271/CEE privind tratarea apelor urbane reziduale;
- (viii) Directiva 91/414/CEE referitoare la produsele fitofarmaceutice;
- (ix) Directiva 91/676/CEE referitoare la nitrați;
- (x) Directiva 92/43/CEE ⁽⁵⁾ referitoare la habitate;
- (xi) Directiva 96/61/CE privind prevenirea și controlul integrat al poluării.

PARTEA B

Următoarea listă neexhaustivă enumeră măsurile suplimentare pe care statele membre le pot include, pentru fiecare district hidrografic, în programul de măsuri prevăzut la articolul 11 alineatul (4):

- (i) instrumente legislative;
- (ii) instrumente administrative;
- (iii) instrumente economice sau fiscale;
- (iv) acorduri de mediu negociate;
- (v) valori limită de emisie;
- (vi) coduri de bune practici;
- (vii) recrearea și refacerea zonelor umede;
- (viii) controale ale captărilor;
- (ix) măsuri de gestionare a cererii, între altele, promovarea unei producții agricole adaptate, cum ar fi recoltele care necesită un volum scăzut de apă în zonele afectate de secetă;
- (x) măsuri privind eficacitatea și reciclarea, între altele, promovarea tehnologiilor care promovează o utilizare eficientă a apei în industrie, precum și a unor tehnici de irigare cu economie de apă;
- (xi) proiecte de construcție;
- (xii) uzine de desalinizare;
- (xiii) proiecte de refacere;
- (xiv) realimentarea artificială a acviferelor;
- (xv) proiecte educaționale;
- (xvi) proiecte de cercetare, dezvoltare și demonstrative;

⁽¹⁾ JO L 103, 25.4.1979, p. 1.

⁽²⁾ JO L 10, 14.1.1997, p. 13.

⁽³⁾ JO L 175, 5.7.1985, p. 40. Directivă, astfel cum a fost modificată prin Directiva 97/11/CE (JO L 73, 14.3.1997, p. 5).

⁽⁴⁾ JO L 181, 8.7.1986, p. 6.

⁽⁵⁾ JO L 206, 22.7.1992, p. 7.

▼B

(xvii) alte măsuri pertinente.



ANEXA VII

PLAN DE GESTIONARE A DISTRICTULUI HIDROGRAFIC

- A. Planurile de gestionare a districtului hidrografic includ următoarele elemente:
1. O descriere generală a caracteristicilor districtului hidrografic, impuse de dispozițiile articolului 5 și ale anexei II, incluzând:
 - 1.1. pentru apele de suprafață:
 - o hartă indicând situarea și limitele corpurilor de apă;
 - o hartă indicând ecoregiunile și tipurile de corpurile de apă de suprafață din cadrul districtului hidrografic;
 - identificarea condițiilor de referință pentru tipurile de apă de suprafață;
 - 1.2. pentru apele subterane:
 - o hartă indicând situarea și limitele corpurilor de apă.
 2. O scurtă prezentare a presiunilor importante și a impactului activității umane asupra stării apelor de suprafață și a apelor subterane, inclusiv:
 - o estimare a poluării din surse punctiforme;
 - o estimare a poluării din surse difuze, inclusiv o scurtă prezentare a utilizării solurilor;
 - o estimare a presiunilor asupra stării cantitative a apelor, inclusiv a captărilor;
 - o analiză a altor impacturi ale activității umane asupra stării apelor.
 3. Identificarea și reprezentarea cartografică a zonelor protejate prevăzute la articolul 6 și în anexa IV.
 4. O hartă a rețelelor de monitorizare realizate în sensul articolului 8 și al anexei V, precum și o reprezentare cartografică a rezultatelor programelor de monitorizare puse în aplicare în temeiul dispozițiilor menționate anterior cu privire la starea:
 - 4.1. apelor de suprafață (stare ecologică și stare chimică);
 - 4.2. apelor subterane (stare chimică și stare cantitativă);
 - 4.3. zonelor protejate;
 5. O listă a obiectivelor de mediu stabilite în temeiul articolului 4 pentru apele de suprafață, apele subterane și zonele protejate, inclusiv, în special, identificarea situațiilor în care s-a recurs la articolul 4 alineatele (4), (5), (6) și (7) și informațiile asociate impuse de articolul respectiv.
 6. O scurtă prezentare a analizei economice a utilizării apei, impusă de articolul 5 și de anexa III.
 7. O scurtă prezentare a programului sau a programelor de măsuri adoptate în temeiul articolului 11, inclusiv a modalităților de realizare a obiectivelor stabilite în temeiul articolului 4:
 - 7.1. o scurtă prezentare a măsurilor impuse pentru punerea în aplicare a legislației comunitare cu privire la protecția apei;
 - 7.2. un raport privind demersurile și măsurile practice întreprinse în aplicarea principiului recuperării costurilor utilizării apei în conformitate cu articolul 9;
 - 7.3. o scurtă prezentare a măsurilor luate pentru a îndeplini cerințele articolului 7;
 - 7.4. o scurtă prezentare a controalelor captării și îndiguirii apelor, inclusiv o trimitere la registrele și identificările cazurilor în care s-au acordat derogări în temeiul articolului 11 alineatul (3) litera (e);
 - 7.5. o scurtă prezentare a controalelor adoptate pentru evacuările din surse punctiforme și pentru alte activități cu impact asupra stării apelor în conformitate cu dispozițiile articolului 11 alineatul (3) literele (g) și (i);

▼B

- 7.6. o identificare a cazurilor în care evacuările directe în apele subterane au fost autorizate în conformitate cu dispozițiile articolului 11 alineatul (3) litera (j);
 - 7.7. o scurtă prezentare a măsurilor luate în conformitate cu articolul 16 cu privire la substanțele prioritare;
 - 7.8. o scurtă prezentare a măsurilor luate pentru a preveni sau a reduce impactul poluărilor accidentale;
 - 7.9. o scurtă prezentare a măsurilor luate în temeiul articolului 11 alineatul (5) pentru corpurile de apă pentru care există probabilitatea să nu atingă obiectivele stabilite în articolul 4;
 - 7.10. detalii privind măsurile suplimentare considerate necesare pentru îndeplinirea obiectivelor de mediu stabilite;
 - 7.11. detalii privind măsurile luate pentru a evita intensificarea poluării apelor maritime în conformitate cu articolul 11 alineatul (6);
 8. Un registru al celorlalte programe și planuri de gestionare mai detaliate adoptate pentru districtul hidrografic cu privire la sub-districte (sub-bazine), sectoare, probleme sau tipuri de apă speciale, precum și un rezumat al conținutului acestora.
 9. O scurtă prezentare a măsurilor luate pentru informarea și consultarea publicului, a rezultatelor acestora și a modificărilor aduse în consecință planului.
 10. O listă a autorităților competente în conformitate cu anexa I.
 11. (1) Punctele de contact și procedurile pentru obținerea documentației de fond și a informațiilor menționate în articolul 14 alineatul (1), în special detalii cu privire la măsurile de control adoptate în conformitate cu articolul 11 alineatul (3) literele (g) și (i) și datele reale de control colectate în conformitate cu articolul 8 și cu anexa V.
- B. Prima actualizare a planului de gestionare a bazinului, precum și actualizările ulterioare trebuie să includă și:
1. o scurtă prezentare a oricărei modificări sau actualizări apărute după data publicării versiunii anterioare a planului, inclusiv o scurtă prezentare a revizuirilor care trebuie efectuate în temeiul articolului 4 alineatele (4), (5), (6) și (7);
 2. o evaluare a progreselor înregistrate în realizarea obiectivelor de mediu, inclusiv o reprezentare cartografică a rezultatelor monitorizării pentru perioada planului anterior, însoțită de explicații pentru orice obiectiv de mediu care nu au fost atins;
 3. o scurtă prezentare motivată a oricărei măsuri prevăzute într-o versiune anterioară a planului, care nu a fost în final pusă în aplicare;
 4. o scurtă prezentare a oricărei măsuri tranzitorii adoptate în aplicarea articolului 11 alineatul (5) de la data publicării versiunii anterioare a planului.

*ANEXA VIII***LISTA ORIENTATIVĂ A PRINCIPALILOR POLUANȚI**

1. Compuși organohalogenati și substanțe care pot forma compuși de acest tip în mediul acvatic.
2. Compuși organofosforici.
3. Compuși organostanici.
4. Substanțe și preparate sau compuși de descompunere ai acestora, pentru care s-a demonstrat caracterul cancerigen sau mutagen sau proprietățile care pot afecta funcțiile steroidogene, tiroidiene, de reproducere sau alte funcții de tip endocrin în sau prin intermediul mediului acvatic.
5. Hidrocarburi persistente și substanțe organice toxice persistente și bioacumulabile.
6. Cianuri.
7. Metale și compuși ai acestora.
8. Arsenul și compușii acestuia.
9. Biocide și produse fitofarmaceutice.
10. Materii în suspensie.
11. Substanțe care contribuie la eutrofizare (în special nitrații și fosfații).
12. Substanțe care au o influență negativă asupra condițiilor de oxigenare (și pot fi măsurate utilizând parametri cum ar fi CBO, CCO etc.).

*ANEXA IX***VALORI LIMITĂ DE EMISIE ȘI STANDARDE DE CALITATE A MEDIULUI**

„Valorile limită” și „obiectivele de calitate” stabilite în cadrul directivelor adoptate pe baza directivei referitoare la substanțele periculoase (76/464/CEE) sunt considerate valori limită de emisie standarde de calitate a mediului în sensul prezentei directive. Aceste valori și obiective sunt stabilite în următoarele directive:

- (i) directiva referitoare la evacuările de mercur (82/176/CEE) ⁽¹⁾;
- (ii) directiva referitoare la evacuările de cadmiu (83/513/CEE) ⁽²⁾;
- (iii) directiva referitoare la mercur (84/156/CEE) ⁽³⁾;
- (iv) directiva referitoare la evacuările de hexaclorociclohexan (84/491/CEE) ⁽⁴⁾ și
- (v) directiva referitoare la evacuările de substanțe periculoase (86/280/CEE) ⁽⁵⁾.

⁽¹⁾ JO L 81, 27.3.1982, p. 29.

⁽²⁾ JO L 291, 24.10.1983, p. 1.

⁽³⁾ JO L 74, 17.3.1984, p. 49.

⁽⁴⁾ JO L 274, 17.10.1984, p. 11.

⁽⁵⁾ JO L 181, 4.7.1986, p. 16.

ANEXA X

LISTA SUBSTANTELOR PRIORITARE ÎN DOMENIUL APEI (*)

	Nr. CAS ⁽¹⁾	Nr. UE ⁽²⁾	Denumirea substanței prioritare	Identificată ca substanță periculoasă prioritară
(1)	15972-60-8	240-110-8	Alaclor	
(2)	120-12-7	204-371-1	Antracen	(X) (***)
(3)	1912-24-9	217-617-8	Atrazin	(X) (***)
(4)	71-43-2	200-753-7	Benzen	
(5)	Fără obiect	Fără obiect	Difenileteri bromurați (**)	(X) (***)
(6)	7440-43-9	231-152-8	Cadmium și compuși	X
(7)	85535-84-8	287-476-5	Cloralcani C ₁₀ - C ₁₃ (**)	X
(8)	470-90-6	207-432-0	Clorfenvinfos	
(9)	2921-88-2	220-864-4	Clorpirifos	(X) (***)
(10)	107-06-2	203-458-1	1,2-Diclorețan	
(11)	75-09-2	200-838-9	Diclorometan	
(12)	117-81-7	204-211-0	Di(2-etilhexil)ftalat (DEHP)	(X) (***)
(13)	330-54-1	206-354-4	Diuron	(X) (***)
(14)	115-29-7	204-079-4	Endosulfan	(X) (***)
	959-98-8	Fără obiect	(alfa-endosulfan)	
(15)	206-44-0	205-912-4	Fluoranten (****)	
(16)	118-74-1	204-273-9	Hexaclorbenzen	X
(17)	87-68-3	201-765-5	Hexaclorbutadienă	X



	Nr. CAS ⁽¹⁾	Nr. UE ⁽²⁾	Denumirea substanței prioritare	Identificată ca substanță periculoasă prioritară
(18)	608-73-1	210-158-9	Hexaclorociclohexan	X
(19)	58-89-9	200-401-2	(izomerul gama, Lindan)	
(20)	34123-59-6	251-835-4	Izoproturon	(X) (***)
(21)	7439-92-1	231-100-4	Plumb și compuși	(X) (***)
(22)	7439-97-6	231-106-7	Mercur și compuși	X
(23)	91-20-3	202-049-5	Naftalină	(X) (***)
(24)	7440-02-0	231-111-4	Nichelși compuși	
(25)	25154-52-3	246-672-0	Nonil-fenoli	X
(26)	104-40-5	203-199-4	[4-(para)-nonil-fenol]	
(27)	1806-26-4	217-302-5	Octil-fenoli	(X) (***)
(28)	140-66-9	Fără obiect	(para-terț-octilfenol)	
(29)	608-93-5	210-172-5	Pentaclorbenzen	X
(30)	87-86-5	201-778-6	Pentaclorfenol	(X) (***)
	Fără obiect	Fără obiect	Hidrocarburi aromatice policiclice	(X)
	50-32-8	200-028-5	(Benz-a-piren),	
	205-99-2	205-911-9	(Benz-b-fluoranten),	
	191-24-2	205-883-8	(Benz-g,h,i,-perilen),	
	207-08-9	205-916-6	(Benz-k-fluoranten),	
	193-39-5	205-893-2	(Indeno-1,2,3-cd-piren)	
(29)	122-34-9	204-535-2	Simazin	(X) (***)
(30)	688-73-3	211-704-4	Compuși tributilstanici	X
	36643-28-4	Fără obiect	(cation tributilstanii)	



	Nr. CAS ⁽¹⁾	Nr. UE ⁽²⁾	Denumirea substanței prioritare	Identificată ca substanță periculoasă prioritară
(31)	12002-48-1	234-413-4	Triclorbenzen	(X) (***)
	120-82-1	204-428-0	(1,2,4-triclorbenzen)	
(32)	67-66-3	200-663-8	Triclorometan (Cloroform)	
(33)	1582-09-8	216-428-8	Trifluralin	(X) (***)

(*) În cazul în care s-au selectat grupe de substanțe, substanțe tipice reprezentative au fost incluse în listă ca parametri orientativi (într-o paranteză și fără număr). Controlurile instituite vor avea ca obiect aceste substanțe reprezentative, fără a prejudicia introducerea altor substanțe individuale reprezentative, atunci când este cazul.

(**) Aceste grupe de substanțe includ în general un număr semnificativ de compuși. În prezent, nu se pot indica parametri orientativi adecvați.

(***) Această substanță prioritară este supusă unei revizuirii pentru identificarea ca posibilă «substanță periculoasă prioritară». Comisia va adresa o propunere Parlamentului European și Consiliului pentru clasificarea finală a substanței, în termen de 12 luni de la adoptarea prezentei liste. Calendarul stabilit la articolul 16 din Directiva 2000/60/CE pentru propunerile Comisiei referitoare la controale nu este afectat de această revizuire.

(****) Numai pentabromdifenil eter (număr CAS 32534-81-9).

(*****) Fluorantenui a fost inclus pe listă ca indicator al altor hidrocarburi aromatice policiclice mai periculoase.

(1) CAS: Chemical Abstract Services.

(2) Număr UE: Inventarul european al substanțelor chimice existente introduse pe piață (IESCE) sau Lista europeană a substanțelor chimice notificate (ELINCS).

▼B

ANEXA XI

HARTA A

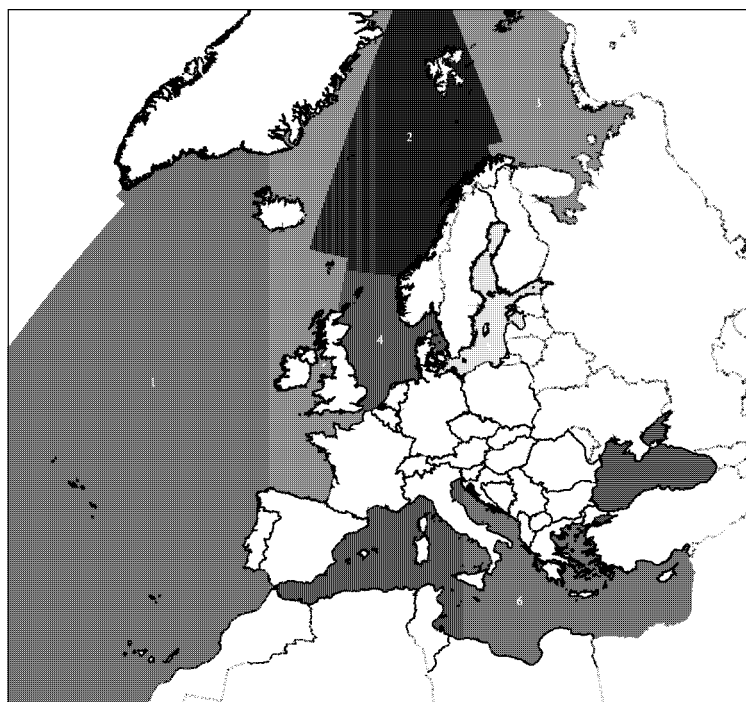
Sistemul A: Ecoregiuni pentru râuri și lacuri



- (1) Regiunea iberico-macaroneziană
- (2) Munții Pirinei
- (3) Italia, Corsica și Malta
- (4) Munții Alpi
- (5) Balcanii vestici dinarici
- (6) Balcanii vestici eleni
- (7) Balcanii estici
- (8) Podișurile vestice
- (9) Podișurile centrale
- (10) Munții Carpați
- (11) Pusta ungară
- (12) Regiunea pontică
- (13) Câmpiile vestice
- (14) Câmpiile centrale
- (15) Regiunea baltică
- (16) Câmpiile estice
- (17) Irlanda și Irlanda de Nord
- (18) Regatul Unit
- (19) Islanda

▼B

- (20) Regiunile înalte boreale
- (21) Tundra
- (22) Scutul fino-scandinav
- (23) Taigaua
- (24) Munții Caucaz
- (25) Depresiunea Caspică

▼B**HARTA B****Sistemul A: Ecoregiuni pentru apele de tranziție și apele de coastă**

- (1) Oceanul Atlantic
- (2) Marea Norvegiei
- (3) Marea Barents
- (4) Marea Nordului
- (5) Marea Baltică
- (6) Marea Mediterană

▼B

NOTA COMISIEI

Comisia, în raportul său conform articolului 17 alineatul (3), cu ajutorul statelor membre, va include un studiu cost-profit.

Данный текст публикуется в справочных целях и не является официальным переводом Директивы. Вы можете ознакомиться с [полным английским текстом](#) Директивы.

**ЕВРОПЕЙСКИЙ СОЮЗ
ЕВРОПЕЙСКИЙ ПАРЛАМЕНТ
СОВЕТ**

ДИРЕКТИВА ЕВРОПЕЙСКОГО ПАРЛАМЕНТА И СОВЕТА 2000/60/ЕС,

**КОТОРОЙ УСТАНАВЛИВАЮТСЯ РАМКИ ДЕЙСТВИЙ СООБЩЕСТВА
ОТНОСИТЕЛЬНО ПОЛИТИКИ В СФЕРЕ ВОДНОГО ХОЗЯЙСТВА**

Люксембург, 23 октября 2000 г.

1997/0067(COD) PE-CONS 3639/1/00
C5-0347/2000 REV 1
LEX 224 ENV 221
CODEC 513

Приложения к Директиве

ЕВРОПЕЙСКИЙ ПАРЛАМЕНТ И СОВЕТ ЕВРОПЕЙСКОГО СОЮЗА,

Учитывая Договор, которым основано Европейское Сообщество и, в частности, его Статью 175(1),

Учитывая предложение Комиссии,

Учитывая Вывод Комитета по экономическим и социальным вопросам,

Учитывая Вывод Комитета по вопросам регионов,

Действуя согласно процедуре, изложенной в Статье 251 Договора, и в свете сводного текста, утвержденного Комитетом по урегулированию споров 18 июля 2000 г.,

Поскольку:

- (1) Вода — это не коммерческий товар подобно другим, а, скорее, наследство, которое следует защищать, охранять и обращаться надлежащим образом.
- (2) В выводах семинара на уровне министров, посвященного вопросам политики Сообщества в сфере водного хозяйства, который состоялся во Франкфурте в 1988 г., большое значение придавалось потребности в законодательстве Сообщества, которое бы охватывало экологическое состояние вод. В своей Резолюции от 28 июня 1988 г. Совет обратился в Комиссию с просьбой предоставить предложения по улучшению экологического состояния поверхностных вод Сообщества.

- (3) Декларацией семинара на тему грунтовых вод, проведенного на уровне министров в Гааге в 1991 г., была признана необходимость мер по предотвращению долгосрочного ухудшения качества и уменьшения количества пресной воды, а также призвано к реализации до 2000 г. программы действий, направленной на эффективное управление и защиту ресурсов пресной воды. В своих Резолюциях от 25 февраля 1992 г. и 20 февраля 1995 г. Совет сформулировал требования по разработке программы действий относительно грунтовых вод и просмотра Директивы Совета 80/68/ЕЭС от 17 декабря 1979 г. о защите грунтовых вод от загрязнения, вызванного определенными опасными веществами, как часть общей политики по защите пресной воды.
- (4) Водные ресурсы Сообщества находятся под все большим давлением вследствие постоянного возрастания спроса на достаточное количество воды хорошего качества для всевозможных целей. 10 ноября 1995 г. в своем отчете "Окружающая среда в Европейском Союзе — 1995" Европейское агентство по вопросам окружающей среды представило отчет о состоянии окружающей среды, подтвердив необходимость действий для защиты вод Сообщества как в качественном, так и в количественном аспектах.
- (5) 18 декабря 1995 г. Советом были приняты выводы с требованиями, рядом с другими, разработки новой рамочной директивы, которая бы установила основные принципы последовательной политики по водному хозяйству в Европейском Союзе. Совет также пригласил Комиссию предоставить соответствующие предложения.
- (6) 21 февраля 1996 г. Комиссия утвердила Послание к Европейскому Парламенту и Совету "О политике Европейского Сообщества в сфере водного хозяйства", в котором были сформулированы принципы политики Сообщества в сфере водного хозяйства.
- (7) 9 сентября 1996 г. Комиссией было представлено предложение относительно Решения Европейского Парламента и Совета о программе действий для интегрированной защиты и управления грунтовыми водами. В этом предложении Комиссия указала на необходимость установления соответствующих процедур для регулирования добычи пресной воды и мониторинга ее качества и количества.
- (8) 29 мая 1995 г. Комиссия утвердила Послание к Европейскому Парламенту и Совету "О разумном использовании и сохранении заболоченных территорий", чем признала их значение для защиты водных ресурсов.
- (9) Необходимо разработать интегрированную политику Сообщества относительно воды.
- (10) Совет 25 июня 1996 г., Комитет по вопросам регионов 19 сентября 1996 г., Комитет по экономическим и социальным вопросам 26 сентября 1996 г., а также Европейский Парламент 23 октября 1996 г. обратились в Комиссию с просьбой разработать предложение относительно Директивы Совета, которой бы устанавливались рамки для европейской политики в сфере водного хозяйства.
- (11) Как указано в Статье 174 Договора, политика Сообщества относительно окружающей среды должна способствовать достижению целей сохранения, защиты и улучшения качества окружающей среды, должна заключаться в рассудительном и рациональном использовании естественных ресурсов, исходить из принципа предусмотрительности, а также принципов, согласно которым следует принимать превентивные меры, устранять не следствия, а источник вреда для окружающей среды, причем платить должен тот, кто создал этот источник загрязнения.

(12) Соответственно статье 174 Договора, при подготовке политики относительно окружающей среды, Сообщество должно учитывать имеющиеся научно-технические данные, состояние окружающей среды в разных регионах Сообщества, экономическое и социальное развитие Сообщества в целом и сбалансированное развитие регионов, а также потенциальные преимущества и стоимость мероприятий или их отсутствия.

(13) В Сообществе неодинаковые условия и потребности, которые требуют разных конкретно приспособленных решений. Это разнообразие следует учесть при планировании и выполнении мер по обеспечению защиты и эффективного использования воды в пределах речного бассейна. Решение следует принимать, связывая их по возможности более тесно с той местностью, где вода используется или испытывает влияние от такого решения. Приоритет следует отдать мероприятиям в компетенции государств-членов путем разработки программ мероприятий, приспособленных к региональным и местным условиям.

(14) Успешность этой Директивы зависит от тесного сотрудничества и согласованной деятельности на уровне Сообщества, государств-членов и на местах, а также от информирования, консультирования и привлечения широкой общественности, в том числе пользователей.

(15) Как определено в Послании Комиссии о службах всеобщего значения в Европе, водоснабжение является услугой, которая имеет всеобщее значение.

(16) Необходимое дальнейшее интегрирование защиты и эффективного управления водным хозяйством в другие сферы политики Сообщества, такие как энергетика, транспорт, сельское хозяйство, рыболовство, региональная политика и туризм. Эта Директива может обеспечить почву для постоянного диалога и разработки стратегий с целью дальнейшей интеграции всех этих сфер политики. Эта Директива может также внести крупный вклад в другие сферы сотрудничества между государствами-членами, среди которых — перспективы планирования территории ЕС (European Spatial Development Perspective — ESDP).

(17) Эффективная и последовательная политика относительно водного хозяйства должна учитывать уязвимость водных экосистем, расположенных близ побережья, в устьях, заливах, относительно закрытых морях, поскольку на их равновесие существенно влияет качество внутренних вод, которые в них стекают. Защита состояния воды в речных бассейнах принесет и экономическую выгоду, ведь это будет способствовать защите популяций рыбы, в том числе прибрежной.

(18) Политика Сообщества в сфере водного хозяйства требует прозрачных, действенных и последовательных законодательных рамок; Сообщество должно обеспечить общие принципы и общие рамки для действий. Эта Директива должна предусмотреть такие рамки, скоординировать, интегрировать и, в более долгосрочной перспективе, дальше развить общие принципы и структуры для защиты и эффективного использования воды в Сообществе в соответствии с принципами субсидиарности.

(19) Эта Директива преследует цель поддержания и улучшения водной среды в Сообществе. Эта цель, прежде всего, касается качества соответствующих вод. Вспомогательным элементом в обеспечении хорошего качества воды является контроль количества. Поэтому на поддержку цели обеспечения надлежащего качества воды необходимо установить мероприятия и относительно количества.

- (20) Количественное состояние грунтовых вод может иметь влияние на экологическое качество поверхностных вод и наземных экосистем, связанных с этими грунтовыми водами.
- (21) Сообщество и государства-члены являются сторонами многочисленных международных соглашений, которые содержат важные обязательства относительно защиты морских вод от загрязнения. Это, в частности, Конвенция о защите морской окружающей среды территории Балтийского моря, подписанная в Хельсинки 9 апреля 1992 г. и принятая Решением Совета 94/157/ЕС, Конвенция о защите морской окружающей среды северо-восточной части Атлантического океана, подписанная в Париже 22 сентября 1992 г. и принятая Решением Совета 98/249/ЕС, Конвенция о защите Средиземного моря от загрязнения, подписанная в Барселоне 16 февраля 1976 г. и принятая Решением Совета 77/585/ЕЭС, и Протокол к ней о защите Средиземного моря от загрязнения из наземных источников, подписанный в Афинах 14 мая 1980 г. и принятый Решением Совета 83/101/ЕЭС. Эта Директива будет способствовать предоставлению Сообществу и государствам-членам возможности приблизиться к выполнению этих обязательств.
- (22) Эта Директива будет способствовать постепенному уменьшению выбросов опасных веществ в воду.
- (23) Необходимы общие принципы для координации усилий государств-членов, направленные на защиту вод Сообщества в количественном и качественном аспектах, содействие разумному использованию воды, контролю за проблемами трансграничных вод, защите водных и наземных экосистем и болотистых территорий, от которых они непосредственно зависят, а также обеспечение и развитие потенциального использования вод Сообщества.
- (24) Благодаря хорошему качеству воды будет обеспечено снабжение питьевой воды для населения.
- (25) Необходимо установить общие определения состояния воды с точки зрения ее качества и, где это имеет значение для охраны окружающей среды, и количества. Следует определить такие цели охраны окружающей среды, которые бы гарантировали, что по всему Сообществу достигнуто хорошее состояние поверхностных и грунтовых вод и что ухудшение их состояния упреждается на уровне Сообщества.
- (26) Государства-члены должны поставить перед собой цель достижения, по крайней мере, доброго состояния воды, определяя и внедряя необходимые мероприятия в рамках интегрированных программ мероприятий и с учетом действующих требований Сообщества. Там, где состояние воды уже хорошее, его следует поддерживать. Что касается грунтовых вод, то наряду с требованиями хорошего состояния, необходимо своевременно замечать и исправлять ситуацию, когда имеет место значительное и постоянное возрастание концентрации любого загрязнителя.
- (27) Конечная цель этой Директивы — достичь очищения морской среды от основных опасных веществ и способствовать уменьшению уровня концентрации в нем веществ естественного происхождения к фоновым показателям.
- (28) В принципе, поверхностные и подземные воды являются возобновляемыми естественными ресурсами; в частности, задача обеспечения хорошего состояния грунтовых вод требует заблаговременных действий и стабильного долгосрочного

планирования защитных мероприятий, что связано с естественным временным лагом для формирования и возобновления грунтовых вод. Такой временной лаг необходимо учесть при разработке графиков мер по достижению хорошего состояния грунтовых вод и исправления ситуации, если имеет место значительное и постоянное возрастания концентрации любого загрязнителя в грунтовых водах.

(29) Стремясь достичь цели, изложенные в этой Директиве, и создавая для этого программу мероприятий, государства-члены могут разбить выполнение программы мероприятий на отдельные фазы, что поможет растянуть затраты на реализацию.

(30) Для обеспечения полного и последовательного выполнения этой Директивы, любые продолжения временных рамок должны базироваться на надлежащих, очевидных и прозрачных критериях и должны быть обоснованы государствами-членами в Планах управления речными бассейнами.

(31) В случаях, если водное пространство настолько испытало влияние от человеческой деятельности или если его естественные условия являются такими, что достичь хорошего состояния было бы нецелесообразно или неприемлемо дорого, можно установить менее масштабные цели охраны окружающей среды на основе надлежащих, очевидных и прозрачных критериев, причем необходимо принять все реальные меры для предупреждения дальнейшего ухудшения состояния вод.

(32) При определенных конкретных условиях могут быть основания для исключений из требования относительно предупреждения дальнейшего ухудшения или достижения хорошего состояния, если невыполнение требования — результат непредвиденных или исключительных обстоятельств, в частности, наводнений и засух, или по причине доминирующего общественного интереса, новых модификаций физических характеристик поверхностных вод или изменений в уровень грунтовых вод, при условии, если предприняты все реально возможные меры по смягчению отрицательного влияния на состояние вод.

(33) Цель достижения хорошего состояния воды следует ставить по каждому речному бассейну, чтобы были скоординированы мероприятия относительно поверхностных и грунтовых вод, принадлежащих к одной экологической, гидрологической и гидрогеологической системе.

(34) В целях охраны окружающей среды есть потребность в большей интеграции качественных и количественных аспектов как поверхностных, так и грунтовых вод, причем должны учитываться условия естественного потока воды в гидрологическом цикле.

(35) В речных бассейнах, где использование воды может иметь трансграничный эффект, требования относительно достижения целей охраны окружающей среды, сформулированных по этой Директиве и, в частности, во всех программах мероприятий, должны координироваться для всего района речного бассейна. Что касается речных бассейнов, которые выходят за пределы Сообщества, государства-члены должны прилагать все усилия для обеспечения надлежащей координации с соответствующими государствами – не членами. Эта Директива будет способствовать выполнению Сообществом своих обязательств по международным конвенциям об охране и управлении водными ресурсами, а именно Конвенции ООН об охране и использовании водотоков, которые протекают на территории нескольких государств, и международных озер,

утвержденной Решением Совета 95/308/ЕС, и любым последующим соглашениям на применение этой Конвенции.

(36) Необходимо провести анализы характеристик речных бассейнов и воздействий на них человеческой деятельности, а также экономические анализы водопользования. Развитие состояния воды должен осуществляться под систематическим надзором государств-членов и сопоставляться по всему Сообществу. Эта информация необходима государствам-членам для обеспечения надлежащей почвы для разработки программ мероприятий, направленных на достижение целей, изложенных в этой Директиве.

(37) Государства-члены должны определить воды, которые используются для получения питьевой воды, и обеспечить соблюдение Директивы Совета 80/778/ЕЭС от 15 июля 1980 г. относительно качества воды, предназначенной для потребления людьми.

(38) Как часть программы мероприятий, может быть целесообразным использование государствами-членами экономического инструментария. В частности, соответственно принципу "платит тот, кто загрязняет", необходимо учитывать принцип возмещения затрат на услуги водоснабжения, включая затраты на охрану окружающей среды и сохранение ресурсов, связанные с причинением вреда или отрицательным влиянием на водную среду. Для этого необходимо будет провести экономический анализ услуг водоснабжения, который будет базироваться на долгосрочном прогнозировании предложения и спроса воды в районе речного бассейна.

(39) Необходимо предупредить или уменьшить влияние инцидентов, если вода загрязняется случайно. Такие мероприятия тоже должны быть включены в Программу мероприятий.

(40) Что касается профилактики и контроля загрязнений, политика Сообщества в сфере водного хозяйства должна базироваться на комбинированном подходе с использованием контроля над загрязнением в его источнике путем установления максимально допустимых выбросов и стандартов качества окружающей среды.

(41) Что касается количества воды, то необходимо определить общие принципы контроля над добычей воды и созданием искусственных водоемов с целью обеспечения экологической стабильности соответствующих водных систем.

(42) В законодательстве Сообщества должны быть установлены как минимальные требования, общие стандарты качества охраны окружающей среда, так и максимально допустимые значения выбросов для определенных групп или видов загрязнителей. Необходимо обеспечить установление таких стандартов на уровне Сообщества.

(43) Должно быть прекращено ли постепенно уменьшено загрязнение посредством выбросов или утечек основных опасных веществ. Европейский Парламент и Совет, по предложению Комиссии, должны согласовать вещества, которые будут считаться основными при определении приоритетов мероприятий. Кроме того, должны быть согласованы конкретные мероприятия борьбы с загрязнением воды этими веществами с учетом всех существенных источников, определением уровней экономности и пропорциональности и комбинаций контрольных мероприятий.

(44) При определении перечня основных опасных веществ следует учесть принцип предусмотрительности, полагаясь, в частности, на определение любых потенциально опасных воздействий продукта и на научно обоснованную оценку риска.

(45) Государства-члены должны разработать меры по исключению загрязнения поверхностной воды основными опасными веществами, признанными как приоритетные, и постепенно снижать уровень загрязнения другими веществами, ведь в другом случае у них не будет возможности достичь целей относительно защиты поверхностных вод.

(46) Для обеспечения участия широких масс, в том числе водопользователей, в разработке и обновлении Планов управления речными бассейнами, необходимо, прежде чем будут приняты окончательные решения о необходимых мероприятиях, обеспечить предоставление достоверной информации о запланированных мероприятиях и отчет о выполненных работах в связи с привлечением широкой общественности.

(47) Эта Директива должна обеспечить механизмы для преодоления препятствий на пути к улучшению состояния воды, если такие препятствия не подпадают под водное законодательство Сообщества, с целью дальнейшей разработки соответствующих стратегий Сообщества для их преодоления.

(48) Комиссия должна ежегодно предоставлять обновленный план любых инициатив по водного сектору, с которыми она намеревается выступить.

(49) Частью этой Директивы может стать определение технических характеристик для обеспечения последовательности подхода к проблеме со стороны государств-членов. Важным шагом вперед является определение критериев оценки состояния воды. По процедуре комитета должны утверждаться приспособление определенных технических элементов к техническому развитию, а также стандартизация методов мониторинга, взятие проб и проведения анализа. Комиссия может разработать инструкции по применению этих критериев для обеспечения полного понимания и последовательного применения этих критериев для описания и определения параметров районов речного бассейна и оценки состояния воды.

(50) Мероприятия, необходимые для выполнения этой Директивы, должны быть утверждены в соответствии с решением Совета 1999/468/ЕС от 28 июня 1999 г., согласно которому определяются процедуры реализации полномочий по выполнению решений, которые возлагаются на Комиссию.

(51) Реализация этой Директивы нацелена на достижение уровня защиты вод по крайней мере равнозначного тому, что устанавливался в предшествующих актах, которые теряют силу как только соответствующие положения этой Директивы выполняются в полном объеме.

(52) Положения этой Директивы перенимают рамки контроля за загрязнением опасными веществами, определенные Директивой 76/464/ЕЭС. Та Директива теряет силу, как только соответствующие положения этой Директивы выполняются в полном объеме.

(53) Для защиты вод следует обеспечить полное выполнение действующего законодательства об охране окружающей среды. Необходимо также обеспечить надлежащее применение положений, имплементирующих эту Директиву, во всем Сообществе с помощью соответствующих санкций и штрафов, предусмотренных в законодательстве государств-членов. Такие санкции должны быть эффективными, зависеть от нарушения и нести соответствующую воспитательную функцию на будущее,

ПРИНЯЛИ ЭТУ ДИРЕКТИВУ:

Статья 1

Цель

Целью данной Директивы является установление таких рамок для защиты внутренних поверхностных вод, промежуточных вод, прибрежных вод, а также подземных вод, которые:

- a) предупреждают дальнейшее ухудшение, защищают и улучшают состояние водных экосистем и, в отношении их потребностей в воде, земных экосистем и заболоченных территорий, которые непосредственно зависят от водных экосистем;
- b) пропагандируют разумное использование воды, основанное на долгосрочной защите существующих водных ресурсов;
- c) нацелены на усовершенствованную защиту и улучшение водной среды путем, в частности, принятия мер для постепенного уменьшения выбросов и распространения веществ, борьба с загрязнением которое требует первоочередных мер, и немедленное или постепенное прекращение выбросов и распространения опасных веществ;
- d) обеспечивают прогрессивное уменьшение загрязнения подземных вод и предупреждают их дальнейшее загрязнение, а также
- e) содействуют смягчению последствий паводков и засух

и таким образом содействуют:

- обеспечению достаточного количества доброкачественной поверхностных и подземных вод в соответствии с постоянными и разумными потребностями в воде;
- значительному уменьшению загрязнения подземных вод;
- охране территориальных и морских вод, а также
- достижению целей соответствующих международных соглашений, включая и те, которые направлены на предупреждение и прекращение загрязнения морской среды, в соответствии со статьей 16(3) о немедленном или постепенном прекращении выбросов и распространения опасных веществ, борьба с загрязнением которыми требует первоочередных мер, с конечной целью достижения концентраций в морской среде, которые приближены к фоновым показателям для природных веществ и к нулевым показателям для искусственных синтетических веществ.

Статья 2

Определения

В данной Директиве используются такие определения:

- 1) Поверхностные воды — обозначают внутренние воды, кроме подземных вод, промежуточные и прибрежные воды, кроме тех, химический состав которых определяет их как территориальные воды.

- 2) Подземные воды — обозначают всю воду, которая находится под поверхностью земли в зоне насыщения в непосредственном контакте с грунтом или под-грунтом.
- 3) Внутренние воды – обозначают всю стоячую или текущую воду на поверхности земли, а также все подземные воды со стороны берега базисной линии, от которой измеряется ширина территориальных вод;
- 4) Река — обозначает массу внутренней воды, которая протекает, в основном, по поверхности земли, но в определенной своей части может протекать под землей;
- 5) Озеро — обозначает массу стоячей внутренней поверхностной воды;
- 6) Транзитные воды – обозначают массу поверхностной воды вблизи речных устьев, частично солончаковые по своей природе, что связано с их близостью к прибрежным водам, но на них также в значительной степени влияют пресноводные потоки;
- 7) Прибрежные воды – обозначают поверхностную воду со стороны береговой линии, каждая точка которой находится на расстоянии одной морской мили в сторону моря от ближайшей точки базисной линии, от которой идет отсчет территориальных вод, причем иногда, где это нужно, прибрежные воды выходят за рамки промежуточных вод;
- 8) Искусственный водный объект — обозначает объект поверхностной воды, образованной в результате человеческой деятельности;
- 9) Существенно видоизмененный водный объект — обозначает объект поверхностной воды, существенно видоизмененной в следствие физических изменений, вызванных человеческой деятельностью, как определено государством-членом в соответствии с положениями Дополнения II.
- 10) Объект поверхностной воды — обозначает отделенную и значительную часть поверхностной воды в виде озера, резервуара, рва, речки или канала, промежуточной воды или полосы прибрежных вод;
- 11) Водоносный грунт – обозначает подземный слой или слои горной породы или другой геологический пласт с такой пористостью и проницаемостью, которая есть достаточной для прохождения значительного потока подземных вод или для выделения значительного количества подземных вод;
- 12) Объект подземных вод — обозначает четко обозначенный объем подземных вод в рамках определенного водоносного грунта или грунтов;
- 13) Речной бассейн — обозначает территорию суши, с которой посредством рвов, рек, и возможно, озер все поверхностные потоки идут в море или устье, эстуарий или дельту одной реки.
- 14) Под-бассейн — обозначает территорию суши, с которой посредством ручьев, рек, и, возможно, озер все поверхностные потоки идут в определенную точку водотока (как правило, озера или слияния рек).
- 15) Район речного бассейна — обозначает территорию на суше или море, которую составляют один или несколько речных бассейнов вместе с их подземными и

прибрежными водами, и которую по Статье 3(1) определено как основную единицу для управления речными бассейнами.

16) Компетентный орган — обозначает орган или органы власти, определены в соответствии со Статьей 3(2) или 3(3).

17) Состояние поверхностных вод — обозначает общее выражение состояния поверхностной воды, которое определяется по худшим из показателей экологического и химического состояния.

18) Хорошее состояние поверхностных вод — обозначает такое состояние поверхностного водоема, при котором его экологическое и химическое состояние можно назвать по меньшей мере "хорошим".

19) Состояние подземных вод — обозначает общее выражение состояния массы подземных вод, которое определяется по худшим показателям количественного и химического состояний.

20) Хорошее состояние подземных вод — обозначает такое состояние массы подземных вод, при котором его количественное и химическое состояние можно назвать по меньшей мере "хорошим".

21) Экологическое состояние — обозначает выражение качества структуры та функционирования водных экосистем, связанных с поверхностными водами, классифицированными в соответствии с Приложением V.

22) Хорошее экологическое состояние — обозначает такое состояние массы поверхностных вод, которое определяется как доброе в соответствии с Приложением V.

23) Хороший экологический потенциал — обозначает состояние существенно видоизмененного или искусственного водоема, которое классифицируется как таковое в соответствии с положениями Дополнения V.

24) Хорошее химическое состояние поверхностных вод — обозначает химическое состояние, которое должно соответствовать целям охраны окружающей среды относительно поверхностных вод, определенным в Статье 4(1)(a), то есть, это химическое состояние, которое приобретает масса поверхностных вод, при котором концентрации загрязнителей не превышают стандартов качества охраны среды, установленных в Дополнении IX и в соответствии со Статьей 16(7), а также в соответствии с другим законодательством Сообщества, которое определяет стандарты качества охраны окружающей среды на уровне Сообщества.

25) Хорошее химическое состояние подземных вод — обозначает такое химическое состояние массива подземных вод, которое соответствует всем условиям, изложенным в таблице 2.3.2 Дополнения V.

26) Количественное состояние является выражением степени влияния на объект подземных вод в результате непосредственной или опосредованной добычи воды.

27) Существующие ресурсы подземных вод — обозначают долгосрочный среднегодовой темп полного обновления запасов грунтовых вод, который является более длительным, чем долгосрочный среднегодовой темп потока, необходимый для достижения целей

экологического качества соответствующих поверхностных вод, определенных статьей 4, с целью предотвращения существенного ухудшения экологического состояния этих вод, а также для предупреждения любого ущерба соответствующим наземным экосистемам.

28) Хорошее качественное состояние — обозначает состояние, определенное в таблице 2.1.2 Дополнения V.

29) Опасные вещества — обозначает вещества или группы веществ, которые являются токсичными, стойкими и способными к био-аккумуляции, а также другие вещества или группы веществ, что вызывают обеспокоенность такого же уровня.

30) Приоритетные вещества — обозначают вещества, определенные в соответствии со статьей 16(2), и перечисленные в Приложении X. К ним относятся "приоритетные опасные вещества", которые обозначают вещества, определенные в соответствии со статьей 16(3) и (6), относительно которых необходимо принимать меры в соответствии со статьей 16(1) и 16(8).

31) Загрязнитель — обозначает любое вещество, способное вызвать загрязнение, в частности те вещества, которые перечислены в Приложении VIII.

32) Прямой сток в подземные воды — обозначает сток загрязнителей в подземные воды без их просачивания через грунт или подпочву.

33) Загрязнение — обозначает вызванные человеческой деятельностью непосредственные или опосредованные выбросы веществ или тепла в воздух, воду или землю, которые могут быть вредными для здоровья людей или для качества водных экосистем, что приводит к нанесению вреда материальной собственности, мешает или наносит вред бытовым удобствам и другому законному использованию среды.

34) Цели охраны среды — обозначают цели, изложенные в статье 4.

35) Стандарт качества охраны среды — обозначает концентрацию конкретного загрязнителя или группы загрязнителей в воде, наносных породах и флоре/фауне, которая не должна превышать в целях охраны здоровья и окружающей среды.

36) Комбинированный подход — обозначает контроль за стоками и выбросами в поверхностные воды в соответствии с подходом, изложенным в статье 10.

37) Вода, предназначенная для употребления — имеет такое же значение, как и в Директиве 80/778/ЕЭС с поправками Директивы 98/83/ЕС.

38) Службы водохозяйств — обозначают все службы, которые обеспечивают для домохозяйств, общественных учреждений или для любой хозяйственной деятельности:

a) Добычу, аккумуляцию стока, хранение, очистку и распределение поверхностных или грунтовых вод;

b) Забор сточных вод и очистительные сооружения, с которых очищенная вода попадает в поверхностные воды.

39) Водоиспользование — обозначает службы водохозяйства и любую другую деятельность, определенную в статье 5 и Приложении II, которые имеют значительное

влияние на состояние воды. Это понятие используется в целях статьи 1 и в экономическом анализе, который проводится в соответствии со статьей 5 и пункта (б) Приложения III.

40) Максимально допустимые значения выбросов — обозначают массу, выраженную в определенных конкретных параметрах, концентрацию и/или уровень, который не должен превышать в течение какого-то одного или больше периодов времени. Максимально допустимые значения выбросов могут также быть установлены для определенных групп, семейств или категорий веществ, в частности, для тех, которые подпадают под статью 16.

Максимально допустимые значения выбросов для веществ, как правило, используются тогда, когда выбросы выходят за пределы сооружений, причем при их определении уровень разреженности не берется во внимание. Относительно непрямых выбросов в воду, то при определении максимально допустимых значений выбросов для соответствующих сооружений, может приниматься во внимание эффект водоочистительной станции при условии, если гарантируется соответствующий уровень охраны окружающей среды в целом, и что это не приведет к повышению уровня загрязнения в окружающей среде.

41) Контроль за выбросами — это регулятивные нормы, которые требуют конкретного ограничения выбросов, например, определяют максимально допустимое значение выбросов, или другим способом устанавливают ограничение или условия относительно влияния, природы или других характеристик выброса, или условий эксплуатации, которые влияют на выбросы. Использование термина "контроль за выбросами" в данной Директиве относительно положений любой другой Директивы никоим образом не должно восприниматься как ре-интерпретация этих положений.

Статья 3

Координация административных мер в границах районов речных бассейнов

1. Государства-члены определяют отдельные речные бассейны в границах их государственной территории и в целях данной Директивы приписывают их к конкретным районам речных бассейнов. Там, где необходимо, небольшие речные бассейны могут объединяться с большими, или присоединяться к соседним малым речным бассейнам, формируя отдельные районы речных бассейнов. Если грунтовые воды не полностью соответствуют конкретному речному бассейну, они определяются и приписываются к ближайшему или наиболее целесообразному району речных бассейнов. Прибрежные воды определяются и приписываются к ближайшему или наиболее целесообразному району или районам речных бассейнов.

2. Государства-члены обеспечивают соответствующие административные меры, в том числе определение соответствующего компетентного органа для выполнения правил данной Директивы в границах каждого района речных бассейнов, которые находятся на территории.

3. Государства-члены обеспечивают, чтобы речной бассейн, который охватывает территории больше одного государства-члена, был приписан к международному району речных бассейнов. На запрос соответствующих государств-членов Комиссия принимает меры по облегчению определения таких международных районов речных бассейнов.

Каждое государство-член обеспечивает проведение соответствующих административных мер, в том числе определение надлежащего компетентного органа для применения правил данной Директивы в рамках той части международного района речных бассейнов, которая находится на его территории.

4. Государства-члены обеспечивают координацию для всего района речных бассейнов требований данной Директивы с целью достижения целей охраны среды, определенных в статье 4, и в частности, всех программ мер. Относительно международных районов речных бассейнов, соответствующие государства-члены вместе обеспечивают эту координацию и могут с этой целью использовать существующие структуры, которые возникли вследствие международных соглашений. На запрос соответствующих государств-членов Комиссия принимает меры для облегчения определения программ мер.

5. Если район речных бассейнов выходит за границы Сообщества, то соответствующее государство-член или государства-члены для достижения целей этой Директивы пытаются установить надлежащую координацию с соответствующими государствами — не членами относительно целого района речных бассейнов. Государства-члены обеспечивают применение правил данной Директивы в рамках своей территории.

6. Государства-члены могут определять существующий государственный или международный орган в качестве компетентного органа в целях выполнения данной Директивы.

7. Государства-члены определяют компетентный орган до даты, указанной в статье 24.

8. Государства-члены предоставляют Комиссии список своих компетентных органов и компетентных органов всех международных организаций, в которых они принимают участие, не позже чем через 6 месяцев с даты, определенной в статье 24. Относительно каждого компетентного органа предоставляется информация, указанная в Приложении I.

9. Государства-члены информируют Комиссию о всех изменениях в предоставленной информации в соответствии с пунктом 8 не позже, чем через три месяца после появления изменений.

Статья 4

Цели охраны окружающей среды

1. Чтобы обеспечить действенность программ мер, определенных в планах управления речными бассейнами:

а) для поверхностных вод

(i) государства-члены принимают необходимые меры по предупреждению ухудшения состояния всех поверхностных водоемов с применением пунктов 6 и 7 и без ущерба для пункта 8;

(ii) государства-члены защищают, увеличивают и возобновляют все массивы поверхностных вод с применением подпункта (iii) для искусственных и существенно видоизмененных водоемов с целью достижения хорошего состояния поверхностных вод, по меньшей мере, за 15 лет с момента вступления в силу данной Директивы, в

соответствии с положениями Приложения V, с применением расширений, определенных соответственно пункту 4 и с применением пунктов 5, 6 и 7 и без ущерба для пункта 8;

(iii) государства-члены защищают и увеличивают все искусственные и существенно видоизмененные водоемы с целью достижения хорошего экологического потенциала и хорошего химического состояния поверхностных вод, по меньшей мере, за 15 лет с момента ввода в действие данной Директивы, в соответствии с положениями Приложения V и с применением расширений, определенных в соответствии с пунктом 4 и с применением пунктов 5, 6 и 7, и без ущерба для пункта 8;

(iv) государства-члены применяют необходимые меры в соответствии со статьей 16(1) и 16 (8) с целью постепенного сокращения загрязнения, вызванного веществами, загрязнение которыми требует первоочередных мер, и прекращения либо поэтапного сокращения выбросов, стоков и потерь основных опасных веществ;

без ущерба для соответствующих международных соглашений, определенных в статье 1, относительно вовлеченных сторон.

b) для грунтовых вод

(i) государства-члены применяют необходимые меры по предупреждению или ограничению попадания загрязнителей в подземные воды и по предупреждению ухудшения состояния всех объектов подземных вод с применением пунктов 6 и 7 и без ущерба для пункта 8 данной статьи, а также с соблюдением статьи 11(3) (j);

(ii) государства-члены защищают, увеличивают и обновляют все объекты подземных вод, обеспечивают баланс между добычей подземных вод и их пополнением с целью достижения хорошего состояния грунтовых вод, хотя бы за 15 лет с момента вступления в силу данной Директивы. Эти действия должны проходить в соответствии с положениями Приложения V, с учетом расширений, определенных в соответствии с пунктом 4, а также использованием пунктов 5, 6 и 7, и без вреда для пункта 8 этой статьи, при этом соблюдая статью 11 (3)(j);

(iii) для постепенного уменьшения загрязнения подземных вод государства-члены предпринимают необходимые меры, направленные на устранение устойчивых и значительных тенденций роста концентрации какого-либо загрязнителя, являющегося отходом деятельности человека;

Меры, направленные на устранение этих тенденций, предпринимаются в соответствии с пунктами 2, 4 и 5 статьи 17, с учетом стандартов, изложенных в соответствующем законодательстве Сообщества, а также с применением пунктов 6 и 7, без вреда для пункта 8.

(c) для охраняемых территорий

Государства-члены достигают соответствия с какими-либо стандартами или целями, хотя бы за 15 лет с момента вступления в силу данной Директивы, если другое не предусмотрено законодательством Сообщества, по которому созданы некоторые защищенные территории.

1. Если к определенному водному объекту относится несколько мер, то, согласно пункту 1, применяется наиболее жесткая из них.

2. Государства-члены могут определять объект поверхностных вод как искусственно или значительно видоизмененный, если:

(a) изменения гидроморфологических характеристик данного объекта, необходимые для достижения хорошего экологического состояния, имели бы негативное влияние на:

(i) окружающую среду за пределами данного водоема;

(ii) навигацию, включая портовое оборудование, или рекреационную сферу;

(iii) деятельность, для которой сохраняется вода, такая как водоснабжение, выработка электроэнергии или орошение;

(iv) мелиорацию, защиту от наводнений, осушение земель, или

(v) другие виды деятельности, важные для устойчивого развития человечества.

(b) корыстные цели, которые осуществляются с помощью искусственных или видоизмененных характеристик водоемов, не способны по причинам технических возможностей исполнения или несоразмерности затрат быть достигнуты другими способами, что является лучшим вариантом с точки зрения охраны окружающей среды.

Такое определение и причины для этого должны быть специально указаны в Планах управления речными бассейнами, как и требуется по статье 13. Пересмотр этих вопросов должен проводиться каждые 6 лет.

3. Конечные сроки, установленные в соответствии с пунктом 1, могут быть продлены для постепенного достижения целей, касающихся водных объектов при условии, что не будет дальнейшего ухудшения состояния соответствующего водоема, и что выполняются все указанные ниже условия:

(a) государства-члены оговаривают, что все необходимые улучшения состояния водных массивов не возможно разумно достичь в установленные в данном пункте сроки, хотя бы по одной из следующих причин:

(i) улучшения необходимого масштаба могут быть достигнуты лишь поэтапно, с превышением установленного графика по причинам технических возможностей выполнения;

(ii) завершение мер по улучшению в установленные сроки потребовало бы слишком больших затрат;

(iii) своевременно завершить улучшение состояние водного массива не позволяют природные условия.

(b) Продление конечных сроков и причины на это специально указываются в планах управления речными бассейнами, как и требуется по статье 13;

(c) продление ограничивается максимум двумя последующими продлениями плана управления речными бассейнами за исключением случаев, когда из-за природных условий цели не могут быть достигнуты в установленные сроки;

(d) в Плане управления речными бассейнами дается краткое описание мер, требуемых в соответствии со статьей 11, которые необходимы для постепенного приведения водных массивов в необходимое состояние до истечения конечного срока, а также причины каких-либо значительных задержек в проведении этих мер и планируемый график их проведения. В пересмотренные варианты плана управления речными бассейнами включается анализ проведения этих мер и краткое описание каких-либо дополнительных мер.

3. Государства-члены могут поставить целью достижение менее жестких стандартов охраны окружающей среды нежели те, что требуются по пункту 1, для конкретных водных массивов, если они попадают под влияние деятельности человека, как определено в соответствии со статьей 5(1), или если их природные условия являются таковыми, что делают достижение данных целей нереальным или слишком дорогим. При этом должны выполняться следующие условия:

(a) потребности по охране окружающей среды и социо-экономические нужды, которые удовлетворяются такой деятельностью человека, и не могут быть удовлетворены другими способами, что является лучшим вариантом, с точки зрения охраны окружающей среды, который не требует больших затрат;

(b) государства-члены обеспечивают:

- для поверхностных вод: достижение наилучшего из возможных экологического и химического состояния вод при сохранении влияния, которого нельзя избежать по причине природы деятельности человека или загрязнения;
- для грунтовых вод: наименьшую вероятность ухудшения состояния грунтовых вод при сохранении влияния, которого нельзя избежать по причине природы деятельности человека или загрязнения;

(c) в состоянии соответственного водного массива не происходит дальнейшего ухудшения;

(d) установление менее жестких целей по охране окружающей среды и причины для этого должны быть специально указаны в планах управления речными бассейнами, как и требуется по статье 13. Пересмотр этих вопросов должен проводиться каждые 6 лет.

5. Временное ухудшение состояния водных массивов не рассматривается как нарушение требований данной Директивы, если это временное ухудшение наступило в результате последствий природных явлений или форс-мажорных обстоятельств, которые являются исключительными и не могли быть предусмотрены, например, чрезвычайные наводнения и долгие засухи, или несчастных случаев, которые невозможно было спрогнозировать, при выполнении таких условий:

(a) применяются все возможные меры по предупреждению дальнейшего ухудшения состояния водных массивов и избежания угрозы достижению целей данной Директивы в других водных массивах, которые не попали под влияние этих последствий и обстоятельств;

(b) условия, при которых обстоятельства являются чрезвычайными или таковыми, которые невозможно было спрогнозировать, включая утверждение соответственных показателей, определяются в Плане управления речными бассейнами;

(с) меры, которые необходимо принять при исключительных обстоятельствах, включаются в программу мер и не поставят под угрозу восстановление качества водных массивов после окончания действия таких обстоятельств;

(d) последствия обстоятельств, которые являются чрезвычайными или которые невозможно было спрогнозировать, пересматриваются ежегодно. По причинам, изложенным в пункте 4(a), применяются все возможные меры, направленные на наиболее быстрое восстановление водных массивов до состояния, в котором они находились до начала воздействия обстоятельств; и

(е) перечисление последствий и результатов мер, которые уже были приняты или их только планируется принять в соответствии с пунктами (a) и (d) включаются в следующую обновленную версию Плана управления речными бассейнами.

6. Государства-члены не нарушают положений данной Директивы при следующих обстоятельствах:

- когда неспособность достичь хорошего состояния грунтовых вод, нормальной экологии, хорошего экологического потенциала или предупредить ухудшение состояния водных массивов, или грунтовых вод является результатом изменения физических характеристик поверхностных водных массивов или внесения изменений в уровень водных грунтовых массивов, или
- когда неспособность предупредить снижение статуса поверхностных водных массивов с высокого до позитивного является результатом воздействия новых видов деятельности человека,

если выполняются условия:

(a) приняты все возможные меры для смягчения влияния на состояние водных массивов;

(b) причины внесения изменений рассматриваются отдельно и поясняются в плане управления речными бассейнами в соответствии со статьей 13, а цели пересматриваются каждые 6 лет;

(с) причины данных модификаций или изменений являются очень важными для общества и/или преимущества достижения этих целей для охраны окружающей среды, изложенных в пункте 1, менее важны, чем преимущества новых модификаций или изменений для здоровья человека, поддержания безопасности или стабильного развития; а также

(d) достижение целей, созданными данными модификациями или изменениями водных массивов не возможно другими способами по причинам технической реализации или слишком высокой стоимости.

7. При реализации пунктов 3, 4, 5, 6, и 7 государство-член гарантирует, что их применение не поставит под угрозу достижение целей данной Директивы в других водных массивах в рамках одного и того же района речного бассейна, а также соблюдения рамок реализации законодательства Сообщества в сфере охраны окружающей среды,

8. Необходимо принять меры для того, чтобы реализация новых положений, включая применение пунктов 3, 4, 5, 6 и 7, гарантировала хотя бы одинаковый уровень защиты окружающей среды, наравне с действующим законодательством Сообщества.

Статья 5

Характеристика района речного бассейна

Краткий обзор влияния деятельности человека на окружающую среду и экономический анализ использования водных ресурсов

1. Каждое государство-член обеспечивает проведение следующих мер согласно технических характеристик, изложенных в Приложениях II и III, по отношению к каждому району речного бассейна или части международного района речного бассейна на ее территории:

- анализ характеристик;
- анализ влияния деятельности человека на состояние поверхностных или грунтовых вод; и
- экономический анализ использования водных ресурсов.

Реализацию этих мер необходимо завершить не позднее четырех лет с момента вступления в силу этой Директивы.

2. Анализы и обзоры, упомянутые в пункте 1, должны быть пересмотрены и, при необходимости, обновлены не позднее 13 лет после вступления в силу данной Директивы и каждые последующие шесть лет.

Статья 6

Реестр охраняемых территорий

1. Государства-члены должны создать реестр или реестры всех территорий, находящихся в районе речного бассейна, которые были признаны как такие, которые требуют специальной защиты в соответствии с законодательством Сообщества, для охраны их поверхностных и грунтовых вод, или сохранения среды обитания видов, существование которых непосредственно зависит от воды. Государства-члены должны принять меры для завершения работы по созданию реестров не позднее четырех лет с момента вступления в силу этой Директивы.

2. Реестр или реестры должны включать все водные объекты, согласно определения в статье 7(1)Б и все охраняемые территории, упомянутые в Приложении IV.

3. Что касается каждого района речного бассейна, то реестр или реестры охраняемых территорий должны пересматриваться и обновляться.

Статья 7

Воды, используемые для забора питьевой воды

1. В каждом районе речного бассейна государства-члены определяют:

- все водные объекты, которые используются для забора воды, предназначенной для потребления человеком, и дают в среднем более 10 куб. м. воды, при обеспечении водой более пятидесяти человек; и

- водные объекты, которые планируется использовать для таких же целей в будущем.

В соответствии с Приложением V, все государства-члены должны наблюдать за состоянием всех водных объектов, которые поставляют в среднем более 100 куб. м. в день.

2. Для всех водных объектов, указанных в п. 1, вместе с осуществлением целей статьи 4, и согласно требованиям этой Директивы, государства-члены будут обеспечивать применение режима обработки воды, включая обеспечение стандартов качества, установленных на уровне Сообщества в соответствии со статьей 16 и законодательством Сообщества, получаемая вода должна будет соответствовать требованиям Директивы 80/778/ЕЕС с дополнениями и поправками Директивы 98/83/ЕС.

3. Государства-члены обеспечат необходимый уровень охраны обозначенных водных объектов с целью предупреждения дальнейшего ухудшения их качества в целях снижения уровня использования очистных средств, применение которых требуется для приготовления питьевой воды. Государства-члены могут устанавливать зоны безопасности по отношению к этим водным объектам.

Статья 8

Контроль состояния поверхностных и грунтовых вод и охраняемых территорий

1. Государства-члены будут создавать программы по контролю состояния вод с целью проведения последовательного и глубокого анализа состояния вод в каждом районе речного бассейна:

- по отношению к поверхностным водам такие программы будут охватывать:
 - (i) объем и уровень или скорость потока, который соответствует экологическому и химическому состоянию, а также экологическому потенциалу;
 - (ii) экологическое и химическое состояние, а также экологический потенциал;
- по отношению к грунтовым водам эти программы будут охватывать контроль за химическим и количественным состоянием;
- по отношению к защищенным территориям эти программы будут дополнены характеристиками, которые содержатся в законодательстве Сообщества и по которым определялись некоторые защищенные территории.

2. Такие программы будут реализовываться на протяжении шести лет с момента вступления в силу данной Директивы, если другое не указано в законодательной базе. Такой контроль будет осуществляться в соответствии с требованиями, изложенными в Приложении V.

3. Технические характеристики и стандартизированные методы анализа и контроля состояния воды формируются в порядке, указанном в Статье 21.

Статья 9

Возмещение затрат на службы водохозяйства

1. Принимая во внимание экономический анализ, проведенный в соответствии с Приложением III, и придерживаясь также принципа "платит тот, кто загрязняет", государства-члены учитывают принцип возмещения затрат на службы водохозяйства, включая затраты на охрану окружающей среды и ресурсы.

До 2010 года государства-члены должны обеспечить следующее:

- что ценовая политика в области воды создает соответствующие стимулы для эффективного использования водных ресурсов потребителями и, таким образом, помогать осуществлению целей охраны окружающей среды, указанным в этой Директиве;
- надлежащее участие потребителей воды, например, по отраслям промышленности, секторам домашних хозяйств и сельским хозяйством, в возмещении затрат на службы водохозяйства, которое бы базировалось на экономическом анализе, проведенном в соответствии с Приложением III, и учетом принципа "платит тот, кто загрязняет".

Выполняя это, государства-члены могут принимать во внимание социальные, экологические, экономические влияния такого возмещения, а также географические и климатические условия соответствующего региона или регионов.

2. В планах управления речными бассейнами государства-члены излагают запланированные шаги в исполнение п. 1, который содействует достижению целей этой Директивы в сфере охраны окружающей среды, а также участие различных потребителей воды в возмещении затрат на службы водохозяйства.

3. Эта статья не должна ни коим образом препятствовать финансированию конкретных превентивных или корригирующих мер для достижения целей этой Директивы.

4. Государства-члены не нарушат данную Директиву, если они решат в соответствии с установившейся практикой не применять положения второго предложения пункта 1, а с этой целью — и положений пункта 2, к некоторой деятельности, связанной с использованием водных ресурсов, если это не ставит под угрозу исполнение целей данной Директивы. Государства-члены должны указать причины неполного применения положений, сформулированных во втором предложении пункта 1 планов управления речными бассейнами.

Статья 10

Комбинированный подход к точечным и диффузным источникам

1. Государства-члены обеспечивают контроль стоков в поверхностные воды, согласно п. 2, в соответствии с комбинированным подходом, изложенным в данной статье.

2. Государства-члены обеспечивают установление и/или исполнение:

(а) контроля выбросов, осуществляемого на базе наилучших существующих методик; или

(b) соответствующих максимально допустимых значений выбросов; или

(c) в случае рассеянного влияния контроль включает, по необходимости, передовую практику по охране окружающей среды,

изложенную в:

- Директиве Совета 96/61/ЕС от 24 сентября 1996 г. о комплексной профилактике и контроле загрязнения,
- Директиве Совета 91/271/ЕЕС от 21 мая 1991 г. об обработке сточных вод в городах,
- Директиве Совета 91/676/ЕЕС от 12 декабря 1991 г. о защите вод от загрязнения нитратами из сельскохозяйственных источников,
- Директивах, принятых в исполнение статьи 16 данной Директивы,
- Директивах, перечисленных в приложении IX,
- Других соответствующих законодательных актах Сообщества

не позднее двадцати лет от момента вступления в силу данной Директивы, если другое не предусмотрено в соответствующем законодательстве.

3. Если цель или стандарт качества, установленные либо в исполнение данной Директивы, в директивах перечисленных в Приложении IX, или соответствующие какому-либо другому законодательству Сообщества, требуют более жестких условий, чем те, что устанавливаются при использовании пункта 2, соответственно устанавливается более жесткий контроль выбросов.

Статья 11

Программа мер

1. Каждое государство-член обеспечивает разработку программы мер для каждого района речных бассейнов или части международного района речных бассейнов на своей территории, принимая во внимание результаты анализов, которые требуются в соответствии со статьей 5, для достижения целей, сформулированных в статье 4. Такие программы мер могут содержать ссылки на меры, проистекающие из законодательства, принятого на национальном уровне, и которое охватывает всю территорию государства-члена. Если это целесообразно, государство-член может принимать меры, используемые на территории все речных бассейнов или для частей международных районов речных бассейнов на своей территории.

2. Каждая программа мер должна включать "основные" меры, предусмотренные в пункте 3 и, при необходимости, "вспомогательные" меры.

3. "Основные меры" - это минимальные требования, которые должны быть выполнены. Сюда входят:

a) меры, необходимые для выполнения законодательства Сообщества про охрану вод, в том числе меры, которые требуются по законодательству, указанному в статье 10 и части А Приложения VI;

b) меры, которые считаются целесообразными для целей статьи 9;

- с) меры по содействию эффективному использованию воды для предупреждения угроз невыполнения целей, сформулированных в статье 4;
- d) меры по выполнению требований статьи 7, в том числе меры по обеспечению качества воды, направленные на уменьшение затрат на очистку, необходимую для получения питьевой воды;
- e) контроль добычи пресной поверхностной воды и грунтовых вод, создание искусственных водоёмов с пресной водой, в том числе реестр или регистры объектов по добыче воды, и требование первоначального получения разрешений на добычу воды, а также создание искусственных водоемов. Эти контрольные меры периодически пересматриваются и, при необходимости, обновляются. Государства-члены могут не применять эти контрольные меры по отношению к объектам по добыче воды и искусственным водоемам, если они не существенно влияют на состояние воды;
- (f) контроль искусственного пополнения запасов грунтовых вод, в том числе требование первоначального получения соответственного разрешения. Вода для использования может быть получена из любого объекта поверхностных или грунтовых вод при условии, что использование данного источника не ставит под угрозу выполнение целей охраны окружающей среды, касающихся источника воды, пополненного или увеличенного массива грунтовых вод. Эти контрольные меры периодически пересматриваются и, при необходимости, обновляются;
- (g) что касается точечных стоков, которые могут стать причиной загрязнения — требование о предшествующем регулировании, таком как запрет на попадание загрязнителей в воду, или про предшествующее получение разрешения, или регистрацию на основе общих обязательных правил контроля выбросов соответственных загрязнителей, включая контрольные меры по Статьям 10 и 16. Эти контрольные меры периодически пересматриваются и, при необходимости, обновляются;
- (h) что касается диффузных источников, которые могут стать причиной загрязнения — меры для их предупреждения или контроля попадания загрязнителей в воду. Контрольные меры могут иметь форму требования более весомого регулирования, такого как запрет на попадание загрязнителей в воду, или предварительного получения разрешения, или регистрацию на основании общих обязательных правил, если другое требование не предусмотрено по законодательству Сообщества. Эти контрольные меры периодически пересматриваются и, при необходимости, обновляются;
- (i) что касается каких-либо других негативных влияний на состояние воды, определенных в соответствии со статьей 5 и Приложением II — особенно, меры, направленные на обеспечение того, чтобы гидроморфологические условия водного объекта отвечали достижению необходимого экологического состояния или хорошего экологического потенциала водоемов, которые характеризуются как искусственные или существенно видоизмененные. Контрольные меры могут принимать форму предварительного получения разрешения или регистрации на основе общих обязательных правил, если другое требование не предусмотрено в законодательстве Сообщества. Эти контрольные меры периодически пересматриваются и, при необходимости, обновляются;
- (j) запрет непосредственных стоков загрязнителей в грунтовые воды с выполнением следующих условий.

Государства-члены могут санкционировать повторные выбросы в водоносные слои грунта, которые используются в геотермальных целях.

Также, при некоторых обстоятельствах они могут санкционировать :

- инъекцию воды, которая содержит соединения, полученные в результате исследований и добычи углеводородов или горных разработок, а также инъекцию воды по техническим причинам в геологические образования, которые по естественным причинам не будут пригодны для других целей. Эти инъекции не должны содержать других веществ, кроме полученных в результате упомянутых выше операций;
- повторную инъекцию воды, выкачанной из шахт и карьеров, или полученной в результате строительных работ;
- инъекцию природного газа или разреженного нефтяного газа (LPG) для сохранения в геологических образованиях, которые, по естественным причинам, никогда не будут пригодны для других целей;
- инъекцию природного газа или разреженного нефтяного газа (LPG) для сохранения в другие геологические образования, если основной является потребность в безопасности поставки газа и если эта инъекция может предупредить какую-либо существующую или будущую опасность ухудшения качества принимающих грунтовых вод;
- конструкторские, строительные работы или подобную деятельность на или в слоях грунта, которые контактируют с грунтовыми водами. Для этих целей, государства-члены могут установить, что эти виды деятельности считаются такими, на которые дано разрешение, при условии, если они проводятся в соответствии с общими обязательными правилами, разработанными государством-членом для этого вида деятельности;
- стоки незначительного количества веществ в научных целях для замеров параметров, защиты и улучшения состояния водных объектов, если это количество четко ограничивается и не является большим, чем это необходимо для соответствующих целей;

при условии, что эти сроки не ставят под угрозу достижения целей охраны окружающей среды, касающихся соответственного массива грунтовых вод.

(к) Согласно с действиями, примененными в исполнение статьи 16, - меры, направленные на устранение загрязнения поверхностных вод веществами, перечисленными в списке веществ, загрязнение которыми требует первоочередных мер, согласованном в соответствии со статьей 16 (2), и постепенное снижение загрязнения другими веществами, которые в другом случае не дало бы государствам-членам возможности достичь целей в сфере поверхностных водных массивов, изложенных в Статье 4;

(l) Какие-либо меры, необходимые для предупреждения утечек загрязнителей из технических установок и/или уменьшения случайных инцидентов, например, в результате наводнений, в том числе, с помощью систем выявить и предупредить такие явления, как и в случае аварий, которые нельзя было бы предусмотреть, - все целесообразные меры по снижению риска для водных экосистем.

4. "Вспомогательные" меры — это меры, разрабатываемые и используемые вместе с основными мерами для достижения целей статьи 4. Не полный список этих мер находится в разделе В Приложения VI.

Государства-члены могут также принять дальнейшие вспомогательные меры для обеспечения дополнительной защиты или улучшения состояния вод, которых касается эта Директива, в том числе для выполнения соответственных международных соглашений, упомянутых в статье 1.

5. Если мониторинг или другие данные свидетельствуют о незначительной вероятности достижения целей, установленных в статье 4 для водного массива, государство-член обеспечивает:

- анализ исследования причин вероятной неудачи;
- анализ и пересмотр, при необходимости соответственных разрешений;
- анализ и адаптация, при необходимости, программ мониторинга, а также
- дополнительные меры, которые могут потребоваться для достижения поставленных целей, включая, если целесообразно, установление более жестких стандартов качества охраны окружающей среды в соответствии с процедурами, изложенными в Приложении V.

Если эти причины являются результатом природных или форс мажорных обстоятельств, которые являются исключительными и не могли бы быть предусмотрены, как, на пример, чрезвычайные наводнения и длительные засухи, государство-член может постановить, что дополнительные меры не выполнимы, в соответствии со статьей 4 (6).

6. При реализации мер в исполнение п. 3, государства-члены применяют все целесообразные шаги, чтобы не увеличить загрязнения морских вод. Применение мер на исполнение п. 3, без вреда для действующего законодательства, никаким образом не должно привести прямо или косвенно, к увеличению загрязнения поверхностных вод. Это условие не применяется, если оно приведет к увеличению загрязнения окружающей среды в целом.

7. Программы мер устанавливаются на протяжении не более чем 9 лет с момента вступления в силу данной Директивы. Все меры вводятся в действие в срок не более чем 12 лет с указанной выше даты.

8. Программы мер пересматриваются и, по необходимости, обновляются не позднее 15 лет с момента вступления в силу данной Директивы, после чего — каждые 6 лет. Любые новые или скорректированные методы, установленные по обновленной программе вводятся в действие на протяжении 3 лет с даты их установления.

Статья 12.

Вопросы, которые нельзя решить на уровне государства-члена.

1. Если государство-член обнаруживает вопрос, который влияет на управление его водными ресурсами, но не может быть решен этим государством-членом, оно может доложить о нем Комиссии и какому-либо государству-члену, которого это касается, и может дать рекомендацию по его решению.

2. Комиссия отвечает на какой-либо отчет или рекомендации от государств-членов на протяжении 6 месяцев.

Статья 13.

Планы управления речными бассейнами.

1. Государства-члены обеспечивают, для каждого района речных бассейнов, который полностью находится на ее территории, разработку плана управления речными бассейнами.
2. В случае, если международный район речного бассейна полностью находится на территории Сообщества, государства-члены обеспечивают координацию для разработки единого плана управления речными бассейнами. Если такой план управления речными бассейнами не разрабатывается, государства-члены разрабатывают план управления речными бассейнами хотя бы для тех участков международного района речных бассейнов, которые находятся на их территории и, таким образом, обеспечивают выполнение целей данной Директивы.
3. Если международный участок бассейна реки выходит за пределы территории общины, государства — члены ЕС должны разработать единый план управления бассейном реки, однако, если это невозможно, план должен как минимум охватывать участок международного бассейна реки, которая протекает через территорию данного государства — члена ЕС.
4. План управления бассейном должен содержать информацию, которая детально изложена в Приложении VII.
5. Планы управления бассейном могут сопровождаться более детально разработанными программами и планами управления под-бассейнами, участком, устьем или типом воды, они могут касаться определенных аспектов управления водными ресурсами. Внедрение таких мер не освобождает государства — члены ЕС от каких-либо других обязательств, изложенных в данной Директиве.
6. Планы управления бассейном подлежат публикации самое позднее через девять лет с момента вступления в силу данной Директивы.
7. Планы управления бассейном должны пересматриваться и обновляться самое позднее через 15 лет от даты вступления в силу Директивы и каждые шесть лет в последующем.

Статья 14

Информирование и консультации с общественностью

1. Государства — члены должны способствовать активному привлечению всех заинтересованных сторон к выполнению данной Директивы, особенно, в части разработки, пересмотра и обновления планов управления бассейном. Государства - члены с целью определения общественного мнения обеспечат публикацию и доступ к материалам по каждому участку бассейна, в том числе таких как :
 - а) график и рабочую программу разработки плана, с указанием того, какие консультации будут проведены, как минимум за три года до начала периода, который охватывает план;

б) предварительный анализ важных вопросов управления водными ресурсами установленными для данного бассейна, как минимум, за два года до начала периода, который охватывает план ;

в) проект плана как минимум за один год до начала периода , который охватывает план.

По требованию будет предоставляться доступ к документам и информации по истории вопроса, которые были использованы при разработке проекта плана.

2. Государства — члены должны предоставить как минимум шестимесячный срок для подачи письменных замечаний к этим документам для обеспечения активного обсуждения и консультаций.

3. Абзацы 1 и 2 в одинаковой степени применяются относительно обновленных Планов управления бассейном.

Статья 15

Предоставление отчетов

1. Государства — члены должны направлять копии Планов управления бассейнами рек и все последующие обновленные планы в Комиссию, а также государствам — членам, которых это касается, в течение трех месяцев от даты их публикации :

(а) относительно участков, которые полностью находятся на территории государства-члена, - все планы управления бассейнами на национальной территории и опубликованные во исполнение статьи 13;

(b) относительно международных участков бассейна — как минимум, часть плана, которая охватывает территорию государства-члена;

2. Государства — члены должны подавать итоговые отчеты :

- об анализе, проведение которого требует статья 5;
- о мониторинговых программах, разработанных согласно статье 8,

в случае подачи первого Плана управления бассейном в течение 3 месяцев после их подготовки.

3. В течение трех лет с момента публикации каждого из Планов управления бассейнами или их обновления согласно статье 13 государства — члены должны подавать промежуточный отчет о ходе внедрения запланированных программ мер.

Статья 16

Стратегия борьбы с загрязнением воды

1. Европейский Парламент и Совет должны принять специальные меры против загрязнения воды единичными или групповыми источниками загрязнения, которые представляют значительный риск для водной среды или посредством ее, в том числе для воды, предназначенной для забора питьевой воды. К таким источникам загрязнения применяются меры по постепенному уменьшению, а в случае содержания особо опасных

веществ, согласно статьи 2(30), - по полному прекращению и поэтапному исключению слива, выбросов и вытоков. Такие меры должны быть приняты по предложению Комиссии согласно процедуре, изложенной в Договоре.

2. Комиссия должна представить предложение, содержащее список приоритетных веществ, отобранных из тех, которые представляют значительную опасность для водной среды или посредством нее. Вещества должны быть изложены в приоритетном для внедрения мер порядке исходя из уровня опасности, которую они представляют для собственно водной среды или посредством нее, установленного :

(a) путем проведения оценки риска согласно Положению Совета (ЕЕС) № 793/93^[1], Директиве Совета 91/414/ЕЕС^[2] и Директиве 98/8/ЕС Европейского Парламента и Совета^[3] или

(b) путем целевой оценки рисков (по методологии Положения (ЕЕС) № 793/93) сконцентрированного исключительно на экотоксичности воды и токсичности водной среды для человека.

При необходимости в целях соблюдения временного графика, указанного в абзаце 4, приоритетность веществ для внедрения мер против них, будет определяться исходя из опасности, которую они представляют для водной среды или посредством нее, установленной упрощенным методом оценки рисков на основе научных принципов с учетом следующего:

- доказательств непосредственной опасности самого вещества, особенно относительно его токсичности для водной среды и токсичности для человека в результате возможного его поражения вследствие близости к водной среде;
- данных мониторинга общего загрязнения окружающей среды ;
- и других доказанных фактов, которые могут указывать на возможность распространения загрязнения окружающей среды, таких как объем производства и использования данного вещества и способов его использования.

3. В предложении Комиссии должна быть определена приоритетность опасных веществ. При этом Комиссия должна учесть, что отбор таких веществ должен проводиться с соблюдением положений законодательства об опасных веществах или соответствующих международных соглашений.

4. Комиссия должна провести пересмотр утвержденного списка веществ не позднее чем через четыре года от даты вступления в силу данной Директивы и далее проводить их каждые четыре года, а также , при необходимости, вносить определенные предложения.

5. В ходе разработки предложения Комиссия должна учитывать рекомендации Научного Комитета по токсичности, экотоксичности и охране окружающей среды, государств — членов, Европейского Парламента, Европейского Агентства охраны окружающей среды, исследовательских программ Сообщества, международных организаций, в состав которых входит Сообщество, Европейских бизнес ассоциаций, в том числе представляющих малые и средние предприятия, Европейских экологических организаций и прочую уместную информацию, которая доведена до ведома Комиссии.

6. Относительно приоритетности веществ Комиссия должна подать предложения по контролю за :

- постепенным уменьшением вытоков, выбросов и утрат данных веществ,
- и, в частности, по прекращению и недопущению выбросов, вытоков и утраты веществ, указанных в абзаце 3, в том числе, по возможности, с установлением графика проведения таких работ. Срок, указанный в графике, не может превышать 20 лет с момента принятия данных предложений Европейским Парламентом и Советом согласно положений данной статьи.

При этом они должны определять соответствующий пропорциональный и рентабельный уровень и объединения контроля за производством и процессом как для точечного так и для диффузного источника и как минимум учитывать принятые в Сообществе единые предельные объемы для контроля за процессом. Там, где это целесообразно, меры на уровне Сообщества по контролю за процессом могут внедряться в каждой отрасли. Там, где контроль за продукцией включает пересмотр соответствующего санкционирования согласно Директиве 91/414/ЕЕС и Директиве 98/8/ЕС, такой пересмотр должен проводиться в соответствии с положениями данных Директив. Каждое предложение по контролю должно подробно излагать схемы пересмотра, их обновление и оценку их эффективности.

7. Комиссия должна подавать предложения относительно стандартов качества, применимые к концентрациям приоритетных веществ в поверхностных водах, осадочных породах, флоре и фауне.

8. Комиссия должна подавать предложения согласно абзацев 6 и 7 и в частности относительно контроля за выбросами точечных источников и экологических стандартов, в течение 2 лет с момента внесения того или иного вещества в список приоритетных веществ. Касательно веществ, внесенных в список приоритетных, в случае, если на уровне Сообщества по ним не будет достигнуто соглашения в течение 6 лет от даты введения в действие данной Директивы, государства — члены должны установить стандарты качества для всех поверхностных вод, которые подвержены заражению такими веществами, и контролю главных источников их вытоков, на основе, среди прочих факторов, рассмотрения всех технически исполнимых вариантов уменьшения вытоков. Если относительно веществ, которые надлежащим образом были внесены в список приоритетных веществ, не было достигнуто на уровне Сообщества соглашения, государства-члены должны согласовать позиции по ним в течение пяти лет после внесения веществ в список.

9. Комиссия может разрабатывать стратегию борьбы с загрязнением воды какими-либо прочими веществами или группами веществ, в том числе с загрязнением, которое может стать последствием несчастных случаев.

10. При разработке своих предложений согласно абзацев 6 и 7 Комиссия должна пересмотреть все Директивы, указанные в Приложении IX. Она должна до крайнего срока, указанного в абзаце 8, внести предложение по пересмотру мер по контролю согласно Приложению IX относительно всех веществ, внесенных в список, и предложить соответствующие шаги, в том числе по отмене контроля согласно Приложению IX относительно всех веществ.

Все меры по контролю в Приложении IX, которые предлагается пересмотреть, должны быть отозваны до даты вступления в силу их пересмотренной версии.

11. Список веществ, указанный в абзацах 2 и 3 и представленный Комиссией, должен получить статус Приложения X к данной Директиве после его утверждения Европейским

Парламентом и Советом. Пересмотр его, как указано в абзаце 4, должен проводиться с соблюдением такой же процедуры.

Статья 17

Стратегия профилактики и контроля загрязнения грунтовых вод.

1. Европейский Парламент и Совет должны принять специальные меры для профилактики и контроля за загрязнением грунтовых вод. Такие меры должны быть направлены на достижение положительного химического состава грунтовых вод согласно статье 4(1)(б) и должны быть утверждены на основе предложения, внесенного на рассмотрение с соблюдением процедуры, изложенной в соглашении, Комиссией в течение двух лет после вступления в силу данной Директивы.

2. При формулировании своего предложения Комиссия должна принимать во внимание анализ, проведенный согласно статье 5 и Приложения II. Такие меры могут быть предложены ранее при наличии данных и должны содержать следующее:

а) критерии оценки положительного химического состава грунтовых вод согласно Приложения II.2.2 и Приложения V 2.3 и 2.4.5;

б) критерии определения важных и устойчивых тенденций роста и для определения исходных точек для придания обратного хода процессу, которые должны использоваться согласно Приложения V 2.4.4.

3. Меры, которые являются результатом применения положений абзаца 1, должны быть включены в программы мер, как указано в статье 11.

4. При отсутствии критериев, которые должны быть приняты согласно абзацу 2 на уровне Сообщества, государства — члены должны установить соответствующие критерии не позднее чем через пять лет от даты вступления в силу данной Директивы.

5. При отсутствии критериев, которые должны быть приняты согласно абзацу 4 на национальном уровне, пересмотр тенденции должен начинаться по достижении 75 % уровня стандартов качества грунтовых вод установленном действующим законодательством Сообщества.

Статья 18

Отчеты

1. Комиссия должна опубликовать отчет о ходе выполнения данной Директивы не позже чем через 12 лет после введения в действие Директивы и публиковать отчеты каждые шесть лет в дальнейшем, а также подавать их в Европейский Парламент и Совет.

2. Отчет должен содержать следующее :

(а) обзор хода выполнения Директивы ;

(б) проверку состояния поверхностных и грунтовых вод в Сообществе, проведенную совместно с Европейским экологическим Агентством;

(с) пересмотр планов управления бассейнами рек, представленных согласно статье 15, которые содержат предложения по совершенствованию будущих планов;

(d) общий отзыв по каждому из отчетов или рекомендации Комиссии от государства-члена по статье 12;

(е) обобщение предложений, мер по контролю и стратегии согласно статье 16 ;

(f) обобщение предложений относительно комментариев Европейского Парламента и Совета по поводу выполнения предыдущих планов;

3. Комиссия должна опубликовать отчет о ходе выполнения Директивы, подготовленный на основе общих отчетов государств — членов, которые они подают согласно статье 15 (2), и представить его Европейскому Парламенту и государствам — членам, не позднее чем через 2 года после дат, на которые ссылаются статьи 5 та 8.

4. Комиссия должна в течение трех лет после публикации каждого отчета согласно абзаца 1, опубликовать промежуточный отчет о ходе выполнения Директивы, подготовленный на основе промежуточных отчетов государств — членов, как указано в статье 15 (3). Этот отчет должен быть подан в Европейский Парламент и Совет.

5. Комиссия должна при необходимости и в рамках периода отчетности созвать конференцию по вопросам политики относительно водных ресурсов Сообщества для заинтересованных сторон от каждого государства - члена для обсуждения отчетов Комиссии о ходе выполнения Директивы и обмена опытом .

Участниками конференции должны быть представители компетентных органов, Европейского Парламента, неправительственных организаций, социально-экономических партнеров, представителей потребителей, ученых и других специалистов.

Статья 19

Планы будущих мер Сообщества

1. Раз в год Комиссия с целью информирования должна подать в Комитет, указанный в статье 21, индикативный план мер, которые должны оказать влияние на будущее предлагаемое к принятию законодательство, в т.ч. какие — либо меры по контролю и стратегии согласно статье 16. Первое представление таких мер Комиссия должна сделать не позднее чем через два года после вступления в силу данной Директивы.

2. Комиссия проведет пересмотр Директивы не позднее чем через 19 лет от даты введения в действие Директивы и предложит внести соответствующие поправки.

Статья 20

Адаптация технических аспектов к Директиве

1. Приложение I, III, и раздел 1.3.6. Приложения V должны быть адаптированы к научно-техническому прогрессу согласно процедуре статьи 21, с учетом периодов проведения пересмотра и обновления планов управления бассейнами, как указано в статье 13. При необходимости Комиссия может принять основные направления относительно выполнения положений Приложений II и V согласно процедуре статьи 21.

2. С целью передачи и обработки данных , в т.ч. статистических и картографических, технические форматы в исполнение абазца 1 могут быть утверждены согласно процедуре статьи 21.

Статья 21

Комитет

1. Помощь Комиссии должен оказывать Комитет (далее — Комитет).
2. В случае ссылок на данную статью, должны применяться положения статей 5 и 7 Решения 1999/468/ЕС с учетом положения статьи 8 .

Период , указанный в статье 5(6) Решения 1999/468/ЕС, должен составлять три месяца.

3. Комитет должен принять правила и процедуры своей деятельности.

Статья 22

Положения об отмене и переходные положения.

1. Следующие документы должны быть отозваны через 7 лет от даты введения в действие данной Директивы :

- Директива 75/440/ЕЕС от 16.06.1975 о качестве поверхностных вод для забора питьевой воды в государствах-членах [\[4\]](#);
- Решение Совета 77/795/ЕЕС от 12.12.1977 об установлении общего порядка обмена информацией о качестве пресных поверхностных вод Сообщества [\[5\]](#)
- Директива Совета 79/869/ЕЕС от 9.10.1979 о методике измерений, частоте отбора проб и анализе поверхностных вод для забора питьевой воды в государствах-членах [\[6\]](#)

2. Следующие документы должны быть отозваны через 12 лет от даты введения в действие данной Директивы :

- Директива Совета 78/659/ЕЕС от 18.07.1978 о качестве пресной воды, ее охране и улучшении для поддержания жизнеспособности рыб [\[7\]](#)
- Директива Совета 79/923/ЕЕС от 30.10.1979 о качестве воды необходимым для поддержания жизнеспособности моллюсков [\[8\]](#)
- Директива Совета 80/68/ЕЕС от 17.12.1979 о защите грунтовых вод от загрязнения определенными опасными веществами
- Директива 76/464/ЕЕС за исключением статьи 6, которая будет отозвана по введении в действие данной Директивы

3. Следующие переходные положения касаются Директивы 74/464/ЕЕС :

(а) список приоритетных веществ, утвержденный согласно статьи 16 данной Директивы, должен заменить перечень веществ, признанных приоритетными в Обращении Комиссии к Совету от 22.06.1982

(b) в исполнение статьи 7 Директивы 76/464/ЕЕС государства-члены могут применять принципы определения проблем загрязнения и веществ, которые явились его причиной, установления стандартов качества и принятия мер, указанные в данной Директиве.

4. Экологические цели, указанные в статье 4 и стандарты экологического качества, установленные в Приложении IX и в исполнение статьи 16 (7) и государствами-членами согласно Приложению V для веществ, не входящих в список приоритетных веществ, и согласно статьи 16(8), относительно которых Сообществом не установлены стандарты, должны рассматриваться как экологические стандарты относительно пункта 7 статей 2 и 10 Директивы 96/61/ЕС.

5. Если вещество из списка приоритетных по статье 16 не внесено в Приложение VIII к данной Директиве или в Приложение III Директивы 96/61/ЕС, то оно должно быть туда внесено .

6. Для поверхностных вод, экологические цели , установленные первым планом управления бассейнами согласно требованиям Директивы, должны определять установление таких стандартов качества, которые не уступают в жесткости стандартам, которых требует исполнение Директивы 76/464/ЕЕС.

Статья 23

Штрафные санкции

Государства-члены должны установить штрафные санкции, применяемые в случае нарушения национальных положений, принятых в исполнение данной Директивы. Такие санкции должны быть эффективными, пропорциональными и убедительными.

Статья 24

Исполнение

1. Государства-члены должны не позднее 22 декабря 2003 г. ввести в действие законы, регулирующие и административные положения, необходимые для соблюдения данной Директивы. Об этом они должны уведомить Комиссию.

При принятии таких мер государства-члены должны ссылаться на данную Директиву или изложить ссылки в виде приложения в случае их официальной публикации. Методика ссылок будет определяться государствами-членами.

2. Государства-члены должны довести до ведома Комиссии тексты основных положений национальных законов, принятых в сфере действия данной Директивы. Об этом Комиссия должна информировать государства — члены.

Статья 25

Введение в действие

Данная Директива вводится в действие со дня опубликования ее в Официальном журнале Европейских Сообществ.

Статья 26

Данная Директива адресована государствам-членам

Составлено в Люксембурге

**От Европейского
Парламента: Президент**

От Совета: Президент

Приложения к Директиве

[1] OJL 84, 5.4. 1993, стр.1

[2] OJL 230, 19.8.1991, стр.1. Директива с поправками Директивы 98/47/ЕС (OJL 191, 7.7.1998, стр.50)

[3] OJL 123, 24.4.1998, стр.1

[4] OJL: 194, 25/7/1975 стр 26 Директива с поправками в Директиве 91/692/ЕЕС

[5] OJL 334, 24.12.1977 стр.29 Решение с поправками в Акте о вступлении от 1994

[6] OJL 271, 29.10.1979 стр 44 Директива с поправками в Акте о вступлении от 1994

[7] OJL 222, 14.08.1978 стр 1 Директива с поправками в Акте о вступлении от 1994

[8] OJL 281, 10.11.1979 стр 47 Директива с поправками в Директиве 91/692/ЕЕС

Перевод Директивы выполнен Украинско - Европейским Консультативным Центром по заказу проекта Tasis WW/SCR-E1/No.1 "Придунайские Озера, Украина: Устойчивое восстановление и сохранение естественного состояния и экосистем"

Acest document reprezintă un instrument de documentare, iar instituțiile nu își asumă responsabilitatea pentru conținutul său.

► **B**

DIRECTIVA 98/83/CE A CONSILIULUI
din 3 noiembrie 1998
privind calitatea apei destinate consumului uman
(JO L 330, 5.12.1998, p. 32)

Astfel cum a fost modificată prin:

		Jurnalul Oficial		
		NR.	Pagina	Data
► <u>M1</u>	Regulamentul (CE) nr. 1882/2003 al Parlamentului European și al Consiliului din 29 septembrie 2003	L 284	1	31.10.2003



DIRECTIVA 98/83/CE A CONSILIULUI
din 3 noiembrie 1998
privind calitatea apei destinate consumului uman

CONSILIUL UNIUNII EUROPENE,

având în vedere Tratatul de instituire a Comunității Europene, în special articolul 130s alineatul (1),

având în vedere propunerea Comisiei ⁽¹⁾,

având în vedere avizul Comitetului Economic și Social ⁽²⁾,

având în vedere avizul Comitetului Regiunilor ⁽³⁾,

hotărând în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 189c din tratat ⁽⁴⁾,

- (1) întrucât este necesar ca Directiva 80/778/CEE a Consiliului din 15 iulie 1980 privind calitatea apei destinate consumului uman ⁽⁵⁾ să fie adaptată la progresul științific și tehnologic; întrucât experiența acumulată prin punerea în aplicare a directivei menționate arată că este necesar să se creeze un cadru juridic flexibil și transparent care să le permită statelor membre să reglementeze situațiile de nerespectare a standardelor; întrucât, în plus, directiva în cauză trebuie revizuită în temeiul Tratatului privind Uniunea Europeană și, în special, al principiului subsidiarității;
- (2) întrucât, în conformitate cu articolul 3b din tratat, în care se prevede că nici o măsură a Comunității nu trebuie să depășească ceea ce este necesar pentru a îndeplini obiectivele tratatului, este necesar să se revizuiască Directiva 80/778/CEE astfel încât accentul să cadă pe respectarea parametrilor esențiali de calitate și de salubritate a apelor, acordându-li-se statelor membre libertatea de a adăuga și alți parametri în cazul în care consideră că este necesar;
- (3) întrucât, în conformitate cu principiul subsidiarității, acțiunea Comunității trebuie să susțină și să completeze acțiunile întreprinse de autoritățile competente din statele membre;
- (4) întrucât, în conformitate cu principiul subsidiarității, diferențele naturale și socioeconomice dintre regiunile Uniunii impun ca majoritatea deciziilor privind monitorizarea, analiza și măsurile care urmează să fie luate pentru a remedia situațiile de nerespectare să fie luate la nivel local, regional sau național, în măsura în care diferențele în cauză nu împiedică instituirea cadrului pentru actele cu putere de lege și actele administrative prevăzute de prezenta directivă;
- (5) întrucât sunt necesare standarde comunitare privind parametrii de calitate esențiali și de prevenire referitori la salubritatea apei destinate consumului uman, în paralel cu alte măsuri comunitare, pentru definirea obiectivelor minime de calitate stabilite în domeniul mediului, astfel încât să se garanteze și să se promoveze exploatarea durabilă a apei destinate consumului uman;

⁽¹⁾ JO C 131, 30.5.1995, p. 5 și

JO C 213, 15.7.1997, p. 8.

⁽²⁾ JO C 82, 19.3.1996, p. 64.

⁽³⁾ JO C 100, 2.4.1996, p. 134.

⁽⁴⁾ Avizul Parlamentului European din 12 decembrie 1996 (JO C 20, 20.1.1997, p. 133), Poziția comună a Consiliului din 19 decembrie 1997 (JO C 91, 26.3.1998, p. 1) și Decizia Parlamentului European din 13 mai 1998 (JO C 167, 1.6.1998, p. 92).

⁽⁵⁾ JO L 229, 30.8.1980, p. 11. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Actul de aderare din 1994.

▼B

- (6) întrucât, având în vedere importanța calității apei destinate consumului uman pentru sănătatea umană, este necesar să se definească la nivel comunitar standardele esențiale de calitate pe care trebuie să le îndeplinească apa cu această destinație;
- (7) întrucât este necesar ca apa folosită în industria alimentară să fie inclusă în această categorie, cu excepția cazurilor în care se poate stabili că utilizarea apei vizate nu afectează salubritatea produsului finit;
- (8) întrucât, pentru a le permite întreprinderilor de furnizare a apei să îndeplinească standardele de calitate pentru apa potabilă, trebuie să se aplice măsuri adecvate de protecție a apei pentru a asigura puritatea apei subterane și de suprafață; întrucât același obiectiv poate fi atins prin măsuri adecvate de tratare a apei care se aplică înainte de furnizarea acesteia;
- (9) Întrucât, pentru a asigura coerența politicii europene privind apa, este necesar să se adopte o directivă-cadru corespunzătoare privind apa în timp util;
- (10) întrucât este necesar să se excludă din domeniul de aplicare a prezentei directive apele minerale naturale și apele medicinale, având în vedere faptul că s-au instituit norme speciale pentru respectivele tipuri de apă;
- (11) întrucât sunt necesare măsuri pentru toți parametrii cu relevanță directă pentru sănătate și pentru alți parametri, dacă survine o deteriorare a calității apei; întrucât, în plus, astfel de măsuri trebuie să fie atent coordonate cu punerea în aplicare a Directivei 91/414/CEE a Consiliului din 15 iulie 1991 privind introducerea pe piață a produselor de uz fitosanitar ⁽¹⁾ și a Directivei 98/8/CE a Parlamentului European și a Consiliului din 16 februarie 1998 privind comercializarea produselor biodestructive ⁽²⁾;
- (12) întrucât este necesar să se stabilească, pentru substanțele importante la nivelul întregii Comunități, parametri valorici speciali suficient de stricți pentru a garanta că obiectivul prezentei directive poate fi atins;
- (13) întrucât parametrii valorici se bazează pe cunoștințele științifice disponibile, iar principiul precauției a fost, de asemenea, luat în considerare; întrucât valorile în cauză au fost selectate pentru a garanta că apa destinată consumului uman poate fi consumată în condiții de siguranță pe întreaga durată a vieții și, astfel, asigură un nivel ridicat de protecție a sănătății;
- (14) întrucât trebuie să se atingă un nivel de echilibru pentru a preveni atât riscurile microbiologice, cât și pe cele chimice; întrucât, în acest scop și având în vedere o viitoare revizuire a parametrilor valorici, stabilirea valorilor aplicabile apei destinate consumului uman trebuie să se bazeze pe considerente de sănătate publică și pe o metodă de evaluare a riscurilor;
- (15) întrucât în prezent nu există la nivel comunitar dovezi suficiente care să permită, la nivel comunitar, stabilirea parametrilor valorici pentru substanțele chimice care afectează negativ funcția endocrină, dar există o preocupare din ce în ce mai mare privind potențialul impact al efectelor substanțelor nocive asupra sănătății umane și asupra faunei;
- (16) întrucât, în special, standardele prevăzute la anexa I se bazează, în general, pe „Orientările privind calitatea apei potabile”, elaborate de Organizația Mondială a Sănătății, și pe avizul Comitetul științific consultativ al Comisiei pentru examinarea toxicității și a ecotoxicității compușilor chimici;

⁽¹⁾ JO L 230, 19.8.1991, p. 1. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Directiva 96/68/CE a Comisiei (JO L 277, 30.10.1996, p. 25).

⁽²⁾ JO L 123, 24.4.1998, p. 1.

▼B

- (17) întrucât statele membre trebuie să stabilească valori și pentru alți parametri suplimentari care nu figurează la anexa I în cazurile în care acest lucru este necesar pentru a proteja sănătatea umană pe teritoriile lor;
- (18) întrucât statele membre pot stabili valori și pentru alți parametri suplimentari care nu figurează la anexa I, dacă se consideră că acest lucru este necesar în scopul asigurării calității a producției, a distribuției și controlului apei destinate consumului uman;
- (19) întrucât, în cazurile în care statele membre consideră că este necesar să adopte standarde mai stricte decât cele prevăzute la anexa I părțile A și B sau parametri suplimentari care nu figurează la anexa I, dar sunt necesari pentru protejarea sănătății umane, statele membre trebuie să notifice Comisiei standardele în cauză;
- (20) întrucât, la introducerea sau menținerea unor măsuri de protecție mai stricte, statele membre au obligația să respecte principiile și normele prevăzute de tratat, astfel cum au fost interpretate de către Curtea de Justiție;
- (21) întrucât respectarea parametrilor valorici trebuie asigurată în punctul în care apa destinată consumului uman este pusă la dispoziția consumatorului în cauză;
- (22) întrucât calitatea apei destinate consumului uman poate fi influențată de sistemul casnic de distribuție; întrucât, în plus, se recunoaște faptul că responsabilitatea pentru sistemul casnic de distribuție sau pentru întreținerea acestuia nu poate reveni statelor membre;
- (23) întrucât fiecare stat membru trebuie să instituie programe de control pentru a verifica dacă apa destinată consumului uman îndeplinește cerințele prevăzute de prezenta directivă; întrucât programele de control în cauză trebuie să fie adecvate nevoilor locale și trebuie să îndeplinească cerințele minime de control prevăzute de prezenta directivă;
- (24) întrucât metodele aplicate pentru a analiza calitatea apei destinate consumului uman trebuie să fie de natură să garanteze că rezultatele obținute sunt fiabile și comparabile;
- (25) întrucât, în cazul nerespectării cerințelor prezentei directive, statul membru vizat trebuie să investigheze cauza și să se asigure că se întreprind măsurile de remediere necesare cât mai curând posibil pentru a restabili calitatea apei;
- (26) întrucât este important ca apa contaminată să fie împiedicată să provoace un potențial pericol pentru sănătatea umană; întrucât furnizarea acestei ape trebuie să fie interzisă sau utilizarea acesteia să fie limitată;
- (27) întrucât, în cazul nerespectării unui parametru care îndeplinește funcția de indicator, statul membru vizat trebuie să analizeze dacă nerespectarea în cauză poate prezenta un risc pentru sănătatea umană; întrucât statul membru trebuie să întreprindă măsuri de remediere pentru a restabili calitatea apei, dacă acest lucru este necesar pentru a proteja sănătatea umană;
- (28) întrucât, dacă astfel de măsuri de remediere sunt necesare pentru a restabili calitatea apei destinate consumului uman, în conformitate cu dispozițiile articolului 130r alineatul (2) din tratat, trebuie să se acorde prioritate acțiunilor care soluționează problema la sursă;
- (29) întrucât statele membre trebuie să fie autorizate, în anumite condiții, să acorde derogări de la prezenta directivă; întrucât, în plus, este necesar să se instituie un cadru de reglementare adecvat pentru astfel de derogări, cu condiția ca acestea să nu reprezinte un pericol potențial pentru sănătatea umană și dacă alimentarea

▼B

cu apă destinată consumului uman în sectorul vizat nu poate fi menținută în alt mod prin orice alte mijloace rezonabile;

- (30) întrucât, având în vedere faptul că prepararea sau distribuția apei destinate consumului uman poate presupune folosirea anumitor substanțe sau materiale, sunt necesare norme care să reglementeze utilizarea acestora pentru a evita posibilele efecte nocive asupra sănătății umane;
- (31) întrucât progresul științific și tehnic poate impune o adaptare rapidă a cerințelor tehnice prevăzute la anexele II și III; întrucât, în plus, pentru a facilita aplicarea măsurilor necesare în acest scop, trebuie să se prevadă o procedură care să permită Comisiei să efectueze astfel de adaptări cu sprijinul unui comitet format din reprezentanți ai statelor membre;
- (32) întrucât consumatorii trebuie să fie informați în mod adecvat și corespunzător cu privire la calitatea apei destinate consumului uman, la orice derogări acordate de statele membre și la orice măsură de remediere întreprinsă de autoritățile competente; întrucât, în plus, trebuie avute în vedere atât nevoile tehnice și statistice ale Comisiei, cât și drepturile individului de a obține informații corespunzătoare privind calitatea apei destinate consumului uman;
- (33) întrucât, în cazuri excepționale și pentru zone delimitate din punct de vedere geografic, poate fi necesar să se acorde statelor membre un termen mai lung pentru a se conforma anumitor dispoziții ale prezentei directive;
- (34) întrucât prezenta directivă nu trebuie să aducă atingere obligațiilor statelor membre în ceea ce privește termenele de transpunere și de aplicare în dreptul intern, indicate la anexa IV,

ADOPTĂ PREZENTA DIRECTIVĂ:

Articolul 1

Obiectivul

- (1) Prezenta directivă privește calitatea apei destinate consumului uman.
- (2) Obiectivul prezentei directive este de a proteja sănătatea umană împotriva efectelor nefaste ale contaminării apei destinate consumului uman, prin asigurarea salubrității și a purității acesteia.

Articolul 2

Definiții

În sensul prezentei directive:

1. „apă destinată consumului uman” înseamnă:
- (a) întreaga cantitate de apă, fie în starea sa inițială, fie după tratare, destinată băutului, gătitului, preparării de alimente sau oricărui alt scop casnic, indiferent de originea acesteia și indiferent dacă este furnizată dintr-o rețea de distribuție, dintr-un camion-cisternă sau dintr-un vapor-cisternă, în sticle sau recipiente;
- (b) întreaga cantitate de apă folosită în orice întreprindere de producție alimentară pentru producerea, prelucrarea, conservarea sau comercializarea produselor sau a substanțelor destinate consumului uman, cu excepția cazurilor în care autoritățile naționale competente constată că salubritatea produselor alimentare în forma lor finită nu poate fi afectată de calitatea apei;

▼B

2. „sistem casnic de distribuție” înseamnă instalația de țevi, garnituri și dispozitive instalate între robinetele care sunt folosite în mod normal pentru consum uman și rețeaua de distribuție, dar numai dacă acestea nu constituie responsabilitatea furnizorului de apă, în calitatea acestuia de furnizor de apă, în conformitate cu legislația internă aplicabilă.

*Articolul 3***Exceptări**

- (1) Prezenta directivă nu se aplică:
- (a) apelor minerale naturale recunoscute ca atare de autoritățile naționale competente, în conformitate cu Directiva 80/777/CEE a Consiliului din 15 iulie 1980 de apropiere a legislațiilor statelor membre privind exploatarea și comercializarea apelor minerale naturale ⁽¹⁾;
 - (b) apelor medicinale în sensul Directivei 65/65/CEE a Consiliului din 26 ianuarie 1965 privind apropierea actelor cu putere de lege și actelor administrative referitoare la produsele medicamentoase brevetate ⁽²⁾.
- (2) Statele membre pot excepta de la aplicarea dispozițiilor prezentei directive:
- (a) apele destinate exclusiv acelor scopuri în cazul cărora autoritățile competente constată că calitatea apei nu are nici o influență, directă sau indirectă, asupra sănătății consumatorilor vizati;
 - (b) apele destinate consumului uman și care provin dintr-o rezervă distinctă care furnizează sub 10 m³ pe zi în medie sau care deservește mai puțin de 50 de persoane, cu excepția cazurilor în care apa este furnizată în cadrul unei activități comerciale sau publice.
- (3) Statele membre care recurg la exceptările prevăzute la alineatul (2) litera (b) se asigură că populația vizată este informată în această privință, precum și cu privire la orice măsură care poate fi luată pentru a ocroti sănătatea umană împotriva efectelor nefaste ale contaminării apelor destinate consumului uman. În plus, atunci când apare un potențial pericol pentru sănătatea umană generat de calitatea acestor ape, populația vizată este consiliată cu promptitudine în mod corespunzător.

*Articolul 4***Obligații generale**

- (1) Fără a aduce atingere obligațiilor care le revin în temeiul altor dispoziții comunitare, statele membre iau măsurile necesare pentru a asigura salubritatea și puritatea apei destinate consumului uman. În sensul cerințelor minime din prezenta directivă, apa destinată consumului uman este salubră și pură dacă:
- (a) nu conține microorganisme, paraziți și orice alte substanțe care, prin numărul sau concentrația lor, constituie un pericol potențial pentru sănătatea umană și
 - (b) sunt în conformitate cu cerințele minime prevăzute la anexa I părțile A și B

și dacă, în conformitate cu dispozițiile relevante ale articolelor 5-8 și ale articolului 10 și cu tratatul, statele membre iau toate celelalte măsuri

⁽¹⁾ JO L 229, 30.8.1980, p. 1. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Directiva 96/70/CE (JO L 299, 23.11.1996, p. 26).

⁽²⁾ JO 22, 9.2.1965, p. 369. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Directiva 93/39/CEE (JO L 214, 24.8.1993, p. 22).

▼B

necesare pentru a se asigura că apa destinată consumului uman îndeplinește cerințele prezentei directive.

(2) Statele membre se asigură că măsurile luate pentru punerea în aplicare a prezentei directive nu determină în nici o situație, direct sau indirect, nici o deteriorare a calității actuale a apei destinate consumului uman în măsura în care acest lucru este relevant pentru protecția sănătății umane, nici o creștere a poluării apelor folosite pentru producerea apei potabile.

*Articolul 5***Standardele de calitate**

(1) Statele membre stabilesc valori aplicabile apei destinate consumului uman pentru parametrii prevăzuți la anexa I.

(2) Valorile stabilite în conformitate cu alineatul (1) nu sunt mai puțin stricte decât cele care figurează la anexa I. În ceea ce privește parametrii prevăzuți la anexa I partea C valorile trebuie să fie stabilite doar în scopul monitorizării și pentru îndeplinirea obligațiilor impuse de articolul 8.

(3) Statele membre stabilesc valori pentru parametrii suplimentari care nu figurează la anexa I, dacă acest lucru se impune pentru ocrotirea sănătății umane pe teritoriul său național sau într-o zonă a acestuia. Valorile stabilite trebuie să îndeplinească cel puțin cerințele prevăzute la articolul 4 alineatul (1) litera (a).

*Articolul 6***Punctul de conformitate**

(1) Valorile parametrilor stabilite în conformitate cu articolul 5 trebuie respectate:

- (a) în cazul apei furnizate printr-o rețea de distribuție, în punctul, din interiorul unei incinte sau al unei unități, în care aceasta curge din robinetele folosite în mod normal pentru consumul uman;
- (b) în cazul apei furnizate dintr-un rezervor, în punctul în care aceasta curge din rezervor;
- (c) în cazul apei îmbuteliate în sticle sau recipiente destinate comercializării, în punctul în care aceasta este îmbuteliată în sticle sau recipiente;
- (d) în cazul apei folosite într-o întreprindere alimentară, în punctul în care apa este utilizată în întreprindere.

(2) În cazul apei care intră sub incidența alineatului (1) litera (a), se consideră că statele membre și-au îndeplinit obligațiile care le revin în sensul prezentului articol, precum și în sensul articolului 4 și al articolului 8 alineatul (2), dacă se poate stabili că nerespectarea parametrilor valorici stabiliți în temeiul articolului 5 se datorează sistemului casnic de distribuție sau întreținerii acestuia, cu excepția incintelor și a unităților în care apa este furnizată publicului, cum ar fi școlile, spitalele și restaurantele.

(3) În cazurile în care se aplică dispozițiile alineatului (2) și există riscul ca apa care intră sub incidența alineatului (1) litera (a) să nu respecte parametrii valorici stabiliți în conformitate cu articolul 5, statele membre se asigură, cu toate acestea, că:

- (a) se iau măsuri corespunzătoare pentru a reduce sau a elimina riscul de nerespectare a parametrilor valorici, cum ar fi consilierea proprietarilor cu privire la orice măsură de remediere posibilă pe care o pot întreprinde și/sau

▼B

se iau alte măsuri, cum ar fi tehnici adecvate de tratare, pentru a modifica natura sau proprietățile apei înainte ca aceasta să fie furnizată, astfel încât să se reducă sau să se elimine riscul ca apa să nu respecte parametrii valorici după furnizare

și

- (b) consumatorii vizați sunt informați în mod corespunzător și sunt consiliați cu privire la orice măsură de remediere posibilă pe care trebuie să o întreprindă.

*Articolul 7***Controlul**

(1) Statele membre iau toate măsurile necesare pentru a se asigura că se efectuează un control periodic al calității apei destinate consumului uman, cu scopul de a verifica dacă apa furnizată consumatorilor respectă cerințele stabilite în prezenta directivă și, în special, parametrii valorici stabiliți în conformitate cu articolul 5. Probele trebuie prelevate astfel încât să fie reprezentative pentru calitatea apei consumate pe întreg parcursul unui an. În plus, statele membre iau toate măsurile necesare pentru a se asigura că, în cazul în care prepararea sau distribuția apei destinate consumului uman cuprinde și operațiunea de dezinfecție, se controlează eficiența tratamentului aplicat și că orice contaminare cu produse secundare rezultate în urma dezinfecției se menține la cel mai scăzut nivel posibil, fără a afecta operațiunea de dezinfecție.

(2) Pentru a îndeplini obligațiile impuse la alineatul (1), autoritățile competente instituie programe corespunzătoare de control pentru întreaga cantitate de apă destinată consumului uman. Programele de control în cauză îndeplinesc cerințele minime prevăzute la anexa II.

(3) Autoritățile competente stabilesc punctele de prelevare, iar acestea îndeplinesc cerințele relevante prevăzute la anexa II.

(4) Orientările comunitare pentru controlul prevăzut de prezentul articol pot fi definite în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 12.

(5) (a) Statele membre respectă specificațiile privind analiza parametrilor care figurează la anexa III.

(b) Se pot utiliza metode diferite de cele precizate la anexa III partea 1, cu condiția să se poată demonstra că rezultatele obținute sunt cel puțin la fel de fiabile ca și cele obținute prin metodele indicate. Statele membre care recurg la metode alternative furnizează Comisiei toate informațiile pertinente privind aceste metode și caracterul echivalent al acestora.

(c) Pentru parametrii menționați la anexa III părțile 2 și 3, se poate utiliza orice metodă de analiză, cu condiția ca aceasta să îndeplinească cerințele prevăzute de anexa menționată.

(6) Statele membre se asigură că se efectuează un control suplimentar de la caz la caz pentru substanțele și microorganismele pentru care nu s-au stabilit parametri valorici în conformitate cu articolul 5, dacă existe motive care să indice prezența acestor substanțe sau microorganismelor într-o cantitate sau un număr care să reprezinte un potențial pericol pentru sănătatea umană.

*Articolul 8***Măsurile de remediere și restricțiile de utilizare**

(1) Statele membre se asigură că, în cazul nerespectării parametrilor valorici stabiliți în conformitate cu articolul 5, este efectuată o anchetă în vederea identificării cauzei acestuia.

▼B

- (2) În cazul în care, în ciuda măsurilor luate pentru a îndeplini obligațiile impuse la articolul 4 alineatul (1), apa destinată consumului uman nu respectă parametrii valorici stabiliți în conformitate cu articolul 5 și sub rezerva dispozițiilor articolului 6 alineatul (2), statul membru în cauză se asigură că se întreprind cât mai curând posibil măsurile de remediere necesare pentru a restabili calitatea apei și acordă prioritate aplicării acestora, luând în considerare, între altele, măsura în care parametrul valoric în cauză a fost depășit, precum și pericolul potențial pentru sănătatea umană.
- (3) Indiferent dacă parametrii valorici au fost respectați sau nu, statele membre asigură interzicerea distribuției apei destinate consumului uman care constituie un potențial pericol pentru sănătatea umană sau limitarea utilizării acesteia sau adoptarea oricărei alte măsuri necesare pentru a proteja sănătatea umană. În astfel de cazuri consumatorii sunt informați de îndată în această privință și li se oferă consilierea necesară.
- (4) Autoritățile competente sau celelalte instanțe corespunzătoare decid măsurile care trebuie adoptate în temeiul alineatului (3), având în vedere riscurile pentru sănătatea umană care ar putea fi provocate de o întrerupere a alimentării cu apă sau de o limitare a utilizării apei destinate consumului uman.
- (5) Statele membre pot defini orientări pentru a sprijini autoritățile competente în îndeplinirea obligațiilor prevăzute la alineatul (4).
- (6) În cazul nerespectării parametrilor valorici sau a specificațiilor prevăzute la anexa I partea C, statele membre analizează dacă nerespectarea vizată prezintă vreun risc pentru sănătatea umană. Statele membre întreprind măsuri de remediere pentru a restabili calitatea apei, dacă acest lucru este necesar pentru a proteja sănătatea umană.
- (7) Statele membre se asigură că, în cazul în care se întreprind măsuri de remediere, consumatorii sunt informați în această privință, cu excepția cazurilor în care autoritățile competente consideră că nerespectarea parametrului valoric în cauză este nesemnificativă.

*Articolul 9***Derogări**

- (1) Statele membre pot prevedea derogări de la parametrii valorici stabiliți la anexa I partea B sau stabiliți în conformitate cu articolul 5 alineatul (3), până la o valoare maximă pe care acestea o stabilesc, în măsura în care nici o astfel de derogare nu constituie un pericol potențial pentru sănătatea umană și în cazul în care alimentarea cu apă destinată consumului uman în zona vizată nu poate fi menținută prin nici un fel de mijloace rezonabile. Derogările sunt cât mai limitate în timp posibil și nu depășesc trei ani, la încheierea acestei perioade fiind întocmit un bilanț pentru a determina dacă s-a înregistrat un progres suficient. În cazul în care un stat membru intenționează să acorde o a doua derogare, acesta transmite Comisiei bilanțul întocmit, împreună cu motivele care justifică decizia de a acorda o a doua derogare. Nici o astfel de a doua derogare nu depășește trei ani.
- (2) În cazuri excepționale, un stat membru poate solicita Comisiei o a treia derogare pentru o perioadă de cel mult trei ani. Comisia hotărăște cu privire la această solicitare în termen de trei luni.
- (3) Orice derogare acordată în conformitate cu alineatul (1) sau (2) trebuie să cuprindă următoarele informații:
- motivele derogării;
 - parametrul în cauză, rezultatele pertinente ale controalelor anterioare și valoarea maximă permisă în temeiul derogării;

▼B

- (c) zona geografică, cantitatea de apă distribuită în fiecare zi, populația vizată și existența unor eventuale repercusiuni asupra întreprinderilor de producție alimentară în cauză;
- (d) un program de control corespunzător, care să prevadă, după caz, controale mai frecvente;
- (e) un rezumat al planului de măsuri de remediere necesare, care să cuprindă un calendar al lucrărilor și o estimare a costurilor, precum și dispoziții în materie de bilanț;
- (f) durata necesară a derogării.

(4) Dacă autoritățile competente consideră că nerespectarea parametrului valoric în cauză este nesemnificativă și dacă măsurile întreprinse în conformitate cu articolul 8 alineatul (2) permit remedierea situației în termen de cel mult 30 de zile, cerințele prevăzute la alineatul (3) nu trebuie aplicate.

În acest caz, autoritățile competente sau alte instanțe interesate stabilesc doar valoarea maximă permisă pentru parametrul în cauză și intervalul de timp acordat pentru remedierea situației.

(5) Nu se mai poate recurge la dispozițiile alineatului (4) în cazul în care același parametru valoric aplicabil unei distribuții date a apei nu a fost respectat pe o perioadă mai lungă de 30 de zile cumulate pe parcursul ultimelor 12 luni.

(6) Orice stat membru care recurge la derogările prevăzute de prezentul articol se asigură că populația afectată de o astfel de derogare este informată rapid și în mod corespunzător cu privire la derogare și la condițiile care o reglementează. În plus, dacă este necesar, statul membru se asigură că se oferă consiliere, după caz, unor grupuri de populație specifice pentru care derogarea ar putea prezenta un risc deosebit.

Aceste obligații nu se aplică situației menționate la alineatul (4), cu excepția cazului în care autoritățile competente decid altfel.

(7) Cu excepția derogărilor acordate în conformitate cu alineatul (4), statele membre informează Comisia, în termen de două luni, cu privire la orice derogare privind o distribuție de peste 1 000 m³ pe zi în medie sau care deservește peste 5 000 de persoane și îi comunică informațiile menționate la alineatul (3).

(8) Prezentul articol nu se aplică apei destinate consumului uman oferite spre vânzare în sticle sau recipiente.

Articolul 10

Asigurarea calității tratării, a echipamentului și a materialelor

Statele membre iau toate măsurile necesare pentru a se asigura că nici un fel de substanțe sau materiale pentru instalațiile noi, folosite la prepararea sau distribuția apei destinate consumului uman, precum și impuritățile asociate acestor substanțe sau materiale pentru instalațiile noi nu rămân în apa destinată consumului uman în concentrații mai mari decât este necesar în scopul utilizării lor și că acestea nu reduc, direct sau indirect, protecția sănătății umane prevăzută de prezenta directivă; documentele de interpretare și specificațiile tehnice prevăzute la articolul 3 și articolul 4 alineatul (1) din Directiva 89/106/CEE a Consiliului din 21 decembrie 1988 privind apropierea actelor cu putere de lege și a actelor administrative ale statelor membre în ceea ce privește produsele pentru construcții ⁽¹⁾ respectă cerințele prezentei directive.

⁽¹⁾ JO L 40, 11.2.1989, p. 12. Directivă, astfel cum a fost modificată ultima dată prin Directiva 93/68/CEE (JO L 220, 30.8.1993, p. 1).

▼B*Articolul 11***Revizuirea anexelor**

- (1) Cel puțin la fiecare cinci ani, Comisia revizuieste anexa I în baza progresului științific și tehnic și propune, dacă este necesar, modificări, în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 189c din tratat.
- (2) Cel puțin la fiecare cinci ani, Comisia adaptează anexele II și III la progresul științific și tehnic. Modificările necesare se adoptă în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 12.

▼MI*Articolul 12*

- (1) Comisia este asistată de un comitet.
- (2) Atunci când se face trimitere la prezentul articol, se aplică articolele 4 și 7 din Decizia 1999/468/CE ⁽¹⁾, cu respectarea dispozițiilor articolului 8.
- Perioada prevăzută la articolul 4 alineatul (3) din Decizia 1999/468/CE se stabilește la trei luni.
- (3) Comitetul își stabilește regulamentul de procedură.

▼B*Articolul 13***Informare și raportare**

- (1) Statele membre iau măsurile necesare pentru a asigura că li se furnizează consumatorilor informații adecvate și actualizate pri vind calitatea apei destinate consumului uman.
- (2) Fără a aduce atingere Directivei 90/313/CEE a Consiliului din 7 iunie 1990 privind libertatea de acces la informații privind mediul ⁽²⁾, fiecare stat membru publică la fiecare trei ani un raport privind calitatea apei destinate consumului uman în vederea informării consumatorilor. Primul raport se referă la anii 2002, 2003 și 2004. Fiecare raport se referă cel puțin la toate furnizările distincte de apă care depășesc 1 000 m³ pe zi în medie sau care deservește peste 5 000 de persoane; fiecare raport se referă la trei ani calendaristici și se publică în termen de un an calendaristic de la sfârșitul perioadei de raportare.
- (3) Statele membre transmit raportul Comisiei în termen de două luni de la publicarea acestora.
- (4) Formatele și informațiile minime care trebuie cuprinse în rapoartele menționate la alineatul (2) se determină luând în special în considerare măsurile menționate la articolul 3 alineatul (2), articolul 5 alineatele (2) și (3), articolul 7 alineatul (2), articolul 8, articolul 9 alineatele (6) și (7) și articolul 15 alineatul (1) și, dacă este necesar, se modifică în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 12.
- (5) Comisia examinează rapoartele statelor membre și, la fiecare trei ani, publică un raport de sinteză cu privire la calitatea apei destinate consumului uman în cadrul Comunității. Raportul menționat se publică în termen de nouă luni de la primirea rapoartelor din partea statelor membre.
- (6) Alături de primul raport prevăzut la alineatul (2), statele membre întocmesc, de asemenea, un raport, care trebuie înaintat Comisiei, cu privire la măsurile pe care le-au luat sau intenționează să le ia pentru a-și îndeplini obligațiile care le revin în temeiul articolului 6 alineatul (3) și al anexei I partea B nota 10. Comisia înaintează, după caz, o

⁽¹⁾ Decizia 1999/468/CE a Consiliului din 28 iunie 1999 de stabilire a normelor privind exercitarea competențelor de executare conferite Comisiei (JO L 184, 17.7.1999, p. 23).

⁽²⁾ JO L 158, 23.6.1990, p. 56.

▼B

propunere privind formatul raportului menționat anterior, în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 12.

*Articolul 14***Termenul limită pentru conformare**

Statele membre iau măsurile necesare pentru a asigura conformitatea calității apei destinate consumului uman cu dispozițiile prezentei directive în termen de cinci ani de la intrarea în vigoare a acesteia, fără a aduce atingere notelor 2, 4 și 10 din anexa I partea B.

*Articolul 15***Situații excepționale**

(1) În situații excepționale și pentru zone geografice delimitate, statele membre pot înainta o cerere specială Comisiei pentru a obține o prelungire a termenului prevăzut la articolul 14. Perioada suplimentară nu depășește trei ani; la încheierea acestei perioade, are loc o reexaminare, ale cărei rezultate se înaintează Comisiei, care poate, pe baza reexaminării, să autorizeze o a doua prelungire a termenului cu până la trei ani. Prezenta dispoziție nu se aplică apei destinate consumului uman, oferite spre vânzare în sticle sau recipiente.

(2) Cererea, motivată corespunzător, expune dificultățile întâmpinate și cuprinde cel puțin toate informațiile indicate la articolul 9 alineatul (3).

(3) Comisia examinează cererea în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 12.

(4) Orice stat membru care recurge la dispozițiile prezentului articol se asigură că populația afectată de cerere este informată rapid și în mod corespunzător cu privire la rezultatul cererii. În plus, dacă este necesar, statul membru se asigură că se oferă consiliere anumitor grupuri din cadrul populației pentru care cererea ar putea prezenta un risc deosebit.

*Articolul 16***Abrogarea**

(1) Directiva 80/778/CEE se abrogă după cinci ani de la intrarea în vigoare a prezentei directive. Sub rezerva alineatului (2), această abrogare nu aduce atingere obligațiilor statelor membre privind termenele limită pentru transpunerea în dreptul intern și pentru aplicarea directivei conform anexei IV.

Orice trimitere la directiva abrogată se interpretează ca trimitere la prezenta directivă și se citește în conformitate cu tabelul de corespondență din anexa V.

(2) De îndată ce un stat membru a pus în aplicare actele cu putere de lege și actele administrative necesare pentru a se conforma prezentei directive și a luat măsurile prevăzute la articolul 14, prezenta directivă se aplică calității apei destinate consumului uman în statul membru vizat, și nu Directiva 80/778/CEE.

*Articolul 17***Transpunerea în dreptul intern**

(1) Statele membre asigură intrarea în vigoare a actelor cu putere de lege și a actelor administrative necesare pentru a se conforma prezentei directive în termen de doi ani de la intrarea în vigoare a acesteia. Statele membre informează de îndată Comisia cu privire la aceasta.

▼B

Atunci când statele membre adoptă aceste acte, ele cuprind o trimitere la prezenta directivă sau sunt însoțite de o asemenea trimitere la data publicării lor oficiale. Statele membre stabilesc modalitatea de efectuare a acestei trimiteri.

(2) Comisiei îi sunt comunicate de către statele membre textele dispozițiilor de drept intern pe care le adoptă în domeniul reglementat de prezenta directivă.

*Articolul 18***Intrarea în vigoare**

Prezenta directivă intră în vigoare în a douăzecea zi de la data publicării în *Jurnalul Oficial al Comunităților Europene*.

*Articolul 19***Destinatari**

Prezenta directivă se adresează statelor membre.

▼B

ANEXA I

PARAMETRI ȘI PARAMETRI VALORICI

PARTEA A

Parametri microbiologici

Parametri	Parametru valoric (număr/100 ml)
<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	0
Enterococi	0

Următoarele se aplică apei oferite spre vânzare în sticle sau recipiente:

Parametri	Parametru valoric
<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	0/250 ml
Enterococi	0/250 ml
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	0/250 ml
Număr de colonii 22 °C	100/ml
Număr de colonii 37 °C	20/ml



PARTEA B
Parametri chimici

Parametru	Parametru valoric	Unitate	Note
Acrilamidă	0,10	µg/l	Nota 1
Antimoniu	5,0	µg/l	
Arsenic	10	µg/l	
Benzen	1,0	µg/l	
Benzo(a)piren	0,010	µg/l	
Bor	1,0	mg/l	
Bromat	10	µg/l	Nota 2
Cadmiu	5,0	µg/l	
Crom	50	µg/l	
Cupru	2,0	mg/l	Nota 3
Cianură	50	µg/l	
1,2-diclorețan	3,0	µg/l	
Epiclorhidrină	0,10	µg/l	Nota 1
Fluorură	1,5	mg/l	
Plumb	10	µg/l	Notele 3 și 4
Mercur	1,0	µg/l	
Nichel	20	µg/l	Nota 3
Azotat	50	mg/l	Nota 5
Azotit	0,50	mg/l	Nota 5
Pesticide	0,10	µg/l	Notele 6 și 7
Pesticide – Total	0,50	µg/l	Notele 6 și 8
Hidrocarburi aromatice policiclice	0,10	µg/l	Suma concentrațiilor compușilor specificați Nota 9
Seleniu	10	µg/l	
Tetraclorețană și triclorețană	10	µg/l	Suma concentrațiilor parametrilor specificați;
Trihalometani – Total	100	µg/l	Suma concentrațiilor compușilor specificați Nota 10
Clorură de vinil	0,50	µg/l	Nota 1

Nota 1: Parametrul valoric se referă la concentrația reziduală de monomer din apă, calculată conform specificațiilor privind emisia maximă din polimerul corespondent în contact cu apa.

Nota 2: Dacă este posibil, statele membre trebuie să depună eforturi pentru a atinge o valoare mai scăzută, fără însă a compromite operațiunea de dezinfecție.

În cazul apei menționate la articolul 6 alineatul (1) literele (a), (b) și (d), valoarea trebuie atinsă în termen de 10 ani calendaristici de la intrarea în vigoare a prezentei directive. Parametrul valoric pentru bromat este 25 µg/l în cursul unei perioade cuprinse între cinci și 10 ani de la intrarea în vigoare a prezentei directive.

▼B

Nota 3: Valoarea se aplică unei probe de apă destinată consumului uman obținută printr-o metodă de eșantionare corespunzătoare ⁽¹⁾ de la robinet și recoltată astfel încât să fie reprezentativă pentru valoarea săptămânală medie ingerată de consumatori. După caz, metodele de eșantionare și de control trebuie să se aplice într-un mod armonizat stabilit în conformitate cu articolul 7 alineatul (4). Statele membre trebuie să ia în considerare frecvența nivelurilor maxime care pot avea efecte negative asupra sănătății umane.

Nota 4: În cazul apei menționate la articolul 6 alineatul (1) literele (a), (b) și (d), valoarea trebuie atinsă în termen de 15 ani calendaristici de la intrarea în vigoare a prezentei directive. Parametrul valoric pentru plumb este 25 μg/l în cursul unei perioade cuprinse între cinci și 15 ani de la intrarea în vigoare a prezentei directive.

Statele membre se asigură că se iau toate măsurile adecvate pentru a reduce cât mai mult posibil concentrația de plumb din apa destinată consumului uman în cursul perioadei necesare pentru conformarea la parametrul valoric.

La punerea în aplicare a măsurilor destinate respectării valorii menționate, statele membre trebuie să acorde în mod progresiv prioritate cazurilor în care concentrațiile plumbului din apa destinată consumului uman sunt cele mai ridicate.

Nota 5: Statele membre trebuie să se asigure că se respectă condiția $[\text{azotat}]/50 + [\text{azotit}]/3 \leq 1$ [concentrația în mg/l pentru azotat (NO₃) și azotit (NO₂) este indicată între paranteze pătrate], precum și că se respectă valoarea de 0,10 mg/l pentru azotiți la ieșirea apei din stațiile de tratare.

Nota 6: „Pesticide” reprezintă:

- insecticide organice;
- erbicide organice;
- fungicide organice;
- nematocide organice;
- acaricide organice;
- algicide organice;
- rodenticide organice;
- produse organice de combatere a mușgaiului;
- produse conexe (*inter alia*, regulatori de creștere)

și metaboliții lor, produșii de degradare și de reacție corespunzători.

Numai pesticidele care pot fi prezente într-o anumită rezervă de apă trebuie monitorizate.

Nota 7: Parametrul valoric se aplică fiecărui pesticid în parte. Parametrul valoric este 0,030 μg/l pentru aldrin, dieldrin, heptaclor și heptaclor epoxid.

Nota 8: „Pesticide – Total” reprezintă suma tuturor pesticidelor detectate și cuantificate în cadrul procedurii de control.

Nota 9: Compușii specificați sunt următorii:

- benzo(b)fluoranten;
- benzo(k)fluoranten;
- benzo(ghi)perilen;
- indeno(1,2,3-cd)piren.

Nota 10: Dacă este posibil, statele membre trebuie să depună eforturi pentru a atinge o valoare mai scăzută, fără însă a afecta operațiunea de dezinfecție.

Compușii specificați sunt: cloroform, bromoform, dibromoclorometan, bromdiclorometan.

În cazul apei menționate la articolul 6 alineatul (1) literele (a), (b) și (d), valoarea trebuie atinsă în termen de 10 ani calendaristici de la data intrării în vigoare a prezentei directive. Parametrul valoric pentru total trihalometani este 150 μg/l în cursul perioadei cuprinse între cinci și 10 ani de la intrarea în vigoare a prezentei directive.

Statele membre se asigură că se iau toate măsurile corespunzătoare pentru a reduce cât mai mult posibil concentrația de trihalometani din apa destinată consumului uman în cursul perioadei necesare pentru a se conforma parametrului valoric.

La punerea în aplicare a măsurilor destinate respectării valorii menționate, statele membre trebuie să acorde prioritate în mod progresiv cazurilor în care concentrațiile trihalometanilor din apa destinată consumului uman sunt cele mai ridicate.

⁽¹⁾ Urmează să se adauge în funcție de rezultatul studiului aflat în desfășurare în prezent.



PARTEA C
Parametri indicatori

Parametru	Parametru valoric	Unitate	Note
Aluminiu	200	μg/l	
Amoniu	0,50	mg/l	
Clorură	250	mg/l	Nota 1
<i>Clostridium perfringens</i> (inclusiv sporii)	0	număr/100 ml	Nota 2
Culoare	Acceptabil pentru consumatori și fără modificări anormale		
Conductivitate	2 500	μS cm ⁻¹ la 20 °C	Nota 1
Concentrația ionilor de hidrogen	≥ 6,5 și ≤ 9,5	unități pH	Notele 1 și 3
Fier	200	μg/l	
Mangan	50	μg/l	
Miros	Acceptabil pentru consumatori și fără modificări anormale		
Oxidabilitate	5,0	mg/l O ₂	Nota 4
Sulfat	250	mg/l	Nota 1
Sodiu	200	mg/l	
Gust	Acceptabil pentru consumatori și fără modificări anormale		
Număr de colonii 22°	Fără modificări anormale		
Bacterii coliforme	0	număr/100 ml	Nota 5
Carbon organic total (COT)	Fără modificări anormale		Nota 6
Turbiditate	Acceptabil pentru consumatori și fără modificări anormale		Nota 7

RADIOACTIVITATE

Parametru	Parametru valoric	Unitate	Note
Tritiu	100	Bq/l	Notele 8 și 10
Total doză orientativă	0,10	mSv/an	Notele 9 și 10

Nota 1: Apa nu trebuie să fie agresivă.

Nota 2: Acest parametru trebuie măsurat doar dacă apa provine din sau este influențată de apa de suprafață. În cazul în care acest parametru valoric nu este respectat, statul membru vizat trebuie să investigheze rezerva de apă pentru a se asigura că nu există nici un pericol potențial pentru sănătatea umană, care ar rezulta din prezența microorganismelor patogene, cum ar fi criptosporidium. Statele membre trebuie să includă rezultatele tuturor acestor investigații în rapoartele pe care le prezintă în conformitate cu articolul 13 alineatul (2).

Nota 3: În cazul apei plate îmbuteliate în sticle sau recipiente, valoarea minimă poate fi redusă la 4,5 unități pH. În cazul apei naturale gazoase sau îmbogățite artificial cu dioxid de carbon și îmbuteliate în sticle sau recipiente, valoarea minimă poate fi mai scăzută.

▼B

- Nota 4:* Acest parametru nu trebuie măsurat dacă se analizează parametrul COT.
- Nota 5:* În cazul apei îmbuteliate în sticle sau recipiente, unitatea este numărul total de bacterii coliforme/250 ml.
- Nota 6:* Acest parametru nu trebuie măsurat în cazul distribuțiilor cu un debit mai mic de 10 000 m³ pe zi.
- Nota 7:* În cazul tratării apei de suprafață, statele membre trebuie să vizeze un parametru valoric care să nu depășească 1,0 NTU (unități de turbiditate nefelometrică) în apă la ieșirea din stațiile de tratare.
- Nota 8:* Frecvența controalelor va fi stabilită ulterior la anexa II.
- Nota 9:* Cu excepția tritiului, a potasiului-40, a radonului și a produselor de descompunere ale radonului. Frecvența controalelor, metodele de control și punctele de control cele mai adecvate vor fi stabilite ulterior la anexa II.
- Nota 10:*
1. Propunerile necesare în temeiul notelor 8 și 9 cu privire la frecvența controalelor, metodele de control și punctele de control cele mai adecvate (anexa II) se adoptă în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 12. La elaborarea propunerilor în cauză, Comisia ia în considerare, *inter alia*, dispozițiile corespunzătoare prevăzute de legislația existentă sau programele de control corespunzătoare, inclusiv rezultatele controalelor care decurg din acestea. Comisia prezintă propunerile în cauză în termen de cel mult 18 luni de la data menționată la articolul 18 din directivă.
 2. Un stat membru nu are obligația de a controla prezența tritiului în apa destinată consumului uman sau radioactivitatea acesteia pentru a stabili doza totală orientativă, dacă constată, pe baza altor controale efectuate, că nivelurile tritiului sau doza totală orientativă calculată sunt net inferioare parametrului valoric. În acest caz, statul membru informează Comisia cu privire la motivele deciziei sale, inclusiv cu privire la rezultatele celorlalte controale efectuate.



ANEXA II

CONTROLUL

TABELUL A

Parametrii care trebuie analizați

1. *Controlul de rutină*

Scopul controlului de rutină este de a furniza în mod periodic informații privind calitatea organoleptică și microbiologică a apei destinate consumului uman, precum și informații privind eficiența tratării apei potabile (în special a dezinfecției), dacă se recurge la aceasta, pentru a determina dacă apa destinată consumului uman respectă sau nu parametrii valorici corespunzători prevăzuți de prezenta directivă.

Următorii parametri fac obiectul controlului de rutină. Statele membre pot adăuga și alți parametri la această listă, în cazul în care consideră că acest lucru este necesar.

Aluminiu (Nota 1)

Amoniu

Culoare

Conductivitate

Clostridium perfringens (inclusiv sporii) (Nota 2)

Escherichia coli (*E. coli*)

Concentrația ionilor de hidrogen

Fier (Nota 1)

Azotit (Nota 3)

Miros

Pseudomonas aeruginosa (Nota 4)

Gust

Număr de colonii 22 °C și 37 °C (Nota 4)

Bacterii coliforme

Turbiditate

Nota 1: Necesar numai când este utilizat ca flocculant. (*)

Nota 2: Necesar numai dacă apa provine din sau este influențată de apa de suprafață. (*)

Nota 3: Necesar numai când tratarea cu cloramină este folosită pentru dezinfecție. (*)

Nota 4: Necesar numai în cazul apei oferite spre vânzare în sticle sau recipiente.

(*) În toate celelalte cazuri, parametrii figurează în lista pentru controlul complet.

2. *Controlul complet*

Scopul controlului complet este de a furniza informațiile necesare pentru a determina dacă toți parametrii valorici prevăzuți de prezenta directivă sunt respectați sau nu. Toți parametrii stabiliți conform articolului 5 alineatele (2) și (3) trebuie să facă obiectul controlului complet, cu excepția cazurilor în care autoritățile competente pot stabili că, pe parcursul unei perioade de timp fixate de ele, nu există probabilitatea ca un anumit parametru să fie prezent într-o anumită rezervă de apă în concentrații care ar putea compromite respectarea parametrilor valorici corespunzători. Prezentul punct nu se aplică parametrilor de radioactivitate care, în temeiul notelor 8, 9 și 10 din anexa I, partea C, sunt controlați în conformitate cu cerințele de control adoptate în temeiul articolului 12.



TABELUL B1

Frecvența minimă de prelevare și de analiză a apei destinate consumului uman furnizate dintr-o rețea de distribuție sau dintr-un camion-cisternă sau utilizate în întreprinderi de producție alimentară

Statele membre trebuie să preleveze probe în punctele de conformitate definite la articolul 6 alineatul (1) pentru a se asigura că apa destinată consumului uman îndeplinește cerințele prezentei directive. Cu toate acestea, în cazul unei rețele de distribuție, statul membru poate preleva probe în zona de distribuție sau la stațiile de tratare pentru anumiți parametri, dacă se poate demonstra că nu va interveni nici o modificare defavorabilă a valorii măsurate a parametrilor în cauză.

Volumul de apă distribuit sau produs în fiecare zi în interiorul unei zone de distribuție (Notele 1 și 2) m ³	Control de rutină: număr de prelevări pe an (Notele 3, 4 și 5)	Control complet: număr de prelevări pe an (Notele 3 și 5)
≤ 100	(Nota 6)	(Nota 6)
> 100 ≤ 1 000	4	1
> 1 000 ≤ 10 000	4 +3 pentru fiecare tranșă de 1 000 m ³ /zi din volumul total	1 +1 pentru fiecare tranșă de 3 300 m ³ /zi din volumul total
> 10 000 ≤ 100 000		3 +1 pentru fiecare tranșă de 10 000 m ³ /zi din volumul total
> 100 000		10 +1 pentru fiecare tranșă de 25 000 m ³ /zi din volumul total

Nota 1: O zonă de distribuție este o zonă geografică determinată în care apa destinată consumului uman provine din una sau mai multe surse și în care calitatea apei se poate considera că este aproximativ uniformă.

Nota 2: Volumele se calculează ca medii pe parcursul unui an calendaristic. Un stat membru poate folosi numărul de locuitori dintr-o zonă de distribuție în loc de volumul de apă pentru a determina frecvența minimă, pe baza unui consum de apă de 200 l/zi/persoană.

Nota 3: În cazul furnizării intermitente pe termen scurt, frecvența controalelor apei distribuite din camioane-cisternă sau vapoare-cisternă trebuie decisă de statul membru în cauză.

Nota 4: În cazul diversilor parametri din anexa I, statele membre pot reduce numărul de prelevări indicat în tabel dacă:

- valorile rezultatelor obținute din probele prelevate pe o perioadă de cel puțin doi ani consecutivi sunt constante și semnificativ mai bune decât valorile limită prevăzute la anexa I și
- nici un factor nu poate să provoace o deteriorare a calității apei.

Cea mai scăzută frecvență aplicată nu trebuie să fie sub 50 % din numărul de prelevări indicat în tabel, cu excepția cazului de la nota 6.

Nota 5: În măsura în care este posibil, numărul prelevărilor trebuie distribuit egal în timp și în spațiu.

Nota 6: Frecvența trebuie stabilită de statul membru în cauză.

▼B

TABELUL B2

Frecvența minimă de prelevare și de analiză a apei îmbuteliate în sticle și recipiente destinate comercializării

Volumul de apă produs pe zi pentru a fi oferit spre vânzare în sticle sau recipiente ⁽¹⁾ m ³	Control de rutină: număr de prelevări pe an	Control complet: număr de prelevări pe an
≤ 10	1	1
> 10 ≤ 60	12	1
> 60	1 pe tranșă de 5 m ³ din volumul total	1 pe tranșă de 100 m ³ din volumul total

⁽¹⁾ Volumele se calculează ca medii pe parcursul unui an calendaristic.



ANEXA III

SPECIFICAȚII PENTRU ANALIZA PARAMETRILOR

Fiecare stat membru trebuie să se asigure că orice laborator în care se analizează probele dispune de un sistem analitic de control al calității, care face obiectul unor verificări periodice realizate de către o persoană care nu se află în subordinea laboratorului și care este aprobată în acest scop de autoritatea competentă.

1. PARAMETRII PENTRU CARE SE SPECIFICĂ METODELE DE ANALIZĂ

Următoarele principii pentru metode de calcul al parametrilor microbiologici sunt prezentate fie ca referință ori de câte ori se indică o metodă CEN/ISO, fie orientativ, până la eventuala adoptare în viitor, în conformitate cu procedura definită la articolul 12, a unor metode internaționale CEN/ISO pentru parametrii în cauză. Statele membre pot folosi metode alternative, cu condiția respectării dispozițiilor articolului 7 alineatul (5).

Bacterii coliforme și *Escherichia coli* (*E. coli*) (ISO 9308-1)

Enterococi (ISO 7899-2)

Pseudomonas aeruginosa (prEN ISO 12780)

Enumerarea microorganismelor care pot fi obținute în cultură – Număr de colonii 22 °C (prEN ISO 6222)

Enumerarea microorganismelor care pot fi obținute în cultură – Număr de colonii 37 °C (prEN ISO 6222)

Clostridium perfringens (inclusiv sporii)

Filtrare prin membrană urmată de incubarea anaerobă a membranei pe m-CP agar (Nota 1) la 44 ± 1 °C timp de 21 ± 3 ore. Se numără coloniile de culoare galben opac care devin roz sau roșii după expunerea la vapori de hidroxid de amoniu timp de 20-30 de secunde.

Nota 1: Compoziția m-CP agar este:

Mediu bazic

Triptoză	30 g
Extras de drojdie	20 g
Zaharoză	5 g
Hidroclorură de L-cisteină	1 g
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0,1 g
Purpură de bromcrezol	40 mg
Agar	15 g
Apă	1 000 ml

Se dizolvă ingredientele mediului bazic, se ajustează pH-ul la 7,6 și se introduce în autoclavă la 121 °C timp de 15 minute. Se lasă mediul să se răcească și se adaugă:

D-cicloserină	400 mg
Polimixină-B sulfat	25 mg
Indoxil-β-D-glucozid care se dizolvă în 8 ml apă distilată înainte de adăugare	60 mg
Soluție de difosfat de fenofaleină la 0,5 % sterilizată prin filtrare	20 ml
6H ₂ O la 4,5 % FeCl ₃ sterilizată prin filtrare	2 ml

▼B

2. PARAMETRII PENTRU CARE SE SPECIFICĂ CARACTERISTICILE DE PERFORMANȚĂ

2.1. În cazul următorilor parametri, caracteristicile de performanță specificate constau în faptul că metoda de analiză utilizată trebuie să aibă cel puțin capacitatea de a măsura concentrații egale cu parametrul valoric cu exactitatea, precizia și limita de detecție specificate. Indiferent de sensibilitatea metodei de analiză utilizate, rezultatul trebuie exprimat folosind cel puțin același număr de zecimale ca și în cazul parametrului valoric prevăzut la anexa I părțile B și C.

Parametri	Exactitatea % a parametrului valoric (Nota 1)	Precizia % a parametrului valoric (Nota 2)	Limita de detecție % a parametrului valoric (Nota 3)	Condiții	Note
Acrilamidă				A se controla în funcție de criteriile de calitate specificate pentru produs	
Aluminiu	10	10	10		
Amoniu	10	10	10		
Antimoniu	25	25	25		
Arsenic	10	10	10		
Benzo(a)piren	25	25	25		
Benzen	25	25	25		
Bor	10	10	10		
Bromați	25	25	25		
Cadmiu	10	10	10		
Cloruri	10	10	10		
Crom	10	10	10		
Conductivitate	10	10	10		
Cupru	10	10	10		
Cianuri	10	10	10		Nota 4
1,2-diclorețan	25	25	10		
Epiclorhidrină				A se controla în funcție de criteriile de calitate specificate pentru produs	
Fluoruri	10	10	10		
Fier	10	10	10		
Plumb	10	10	10		
Mangan	10	10	10		
Mercur	20	10	20		
Nichel	10	10	10		

▼B

Parametri	Exactitatea % a parametrului valoric (Nota 1)	Precizia % a parametrului valoric (Nota 2)	Limita de detecție % a parametrului valoric (Nota 3)	Condiții	Note
Azotați	10	10	10		
Azotiți	10	10	10		
Oxidabilitate	25	25	10		Nota 5
Pesticide	25	25	25		Nota 6
Hidrocarburi aromatice policiclice	25	25	25		Nota 7
Seleniu	10	10	10		
Sodiu	10	10	10		
Sulfați	10	10	10		
Tetracloretilenă	25	25	10		Nota 8
Tricloretilenă	25	25	10		Nota 8
Total trihalometani	25	25	10		Nota 7
Clorură de vinil				A se controla în funcție de criteriile de calitate specificate pentru produs	

2.2. În cazul concentrației ionilor de hidrogen, caracteristicile de performanță specificate constau în faptul că metoda de analiză utilizată trebuie să aibă capacitatea de a măsura concentrații egale cu parametrul valoric, cu o exactitate de 0,2 unități pH și o precizie de 0,2 unități pH.

Nota 1 ()*: Exactitatea este eroarea sistematică și reprezintă diferența dintre valoarea medie a unui număr mare de măsurări repetate și valoarea exactă.

Nota 2 ()*: Precizia este eroarea aleatorie și se exprimă de obicei ca deviație standard (în cadrul lotului și între loturi) a gamei de rezultate față de valoarea medie. Precizia acceptabilă este egală cu dublul deviației standard relative.

(*) Acești termeni sunt definiți mai detaliat în ISO 5725.

Nota 3: Limita de detecție este fie:
— de trei ori deviația standard în cadrul lotului pentru o probă naturală care conține o concentrație scăzută din parametrul vizat
fie
— de cinci ori deviația standard în cadrul lotului pentru o probă martor.

Nota 4: Metoda trebuie să permită determinarea cantității totale de cianură sub toate formele.

Nota 5: Oxidarea trebuie să se desfășoare timp de 10 minute la 100 °C în mediu acid, folosindu-se permanganat.

Nota 6: Caracteristicile de performanță se aplică pentru fiecare pesticid în parte și depind de pesticidul în cauză. Este posibil ca limita de detecție să nu poată fi atinsă în prezent pentru toate pesticidele, dar statele membre trebuie să depună eforturi pentru a atinge acest standard.

Nota 7: Caracteristicile de performanță se aplică fiecărei substanțe specificate la 25 % din parametrul valoric care figurează la anexa I.

Nota 8: Caracteristicile de performanță se aplică fiecărei substanțe specificate la 50 % din parametrul valoric care figurează la anexa I.

▼B

3. PARAMETRII PENTRU CARE NU SE SPECIFICĂ NICI O METODĂ DE ANALIZĂ

Culoare

Miros

Gust

Carbon organic total

Turbiditate (Nota 1)

Nota 1: Pentru controlul turbidității apei de suprafață tratate, caracteristicile de performanță specificate constau în faptul că metoda utilizată trebuie să aibă cel puțin capacitatea de a măsura concentrații egale cu parametrul valoric cu o exactitate de 25 %, o precizie de 25 % și o limită de detecție de 25 %.

ANEXA IV

TERMENE DE TRANSPUNERE ÎN DREPTUL INTERN ȘI DETALIILE DE APLICARE

Directiva 80/778/CEE Transpunere 17.7.1982 Aplicare 17.7.1985 Toate statele membre cu exceptia Spaniei, Portugaliei și a noilor <i>Länder</i> din Germania	Directiva 81/858/CEE (Modificare ca urmare a aderării Greciei)	Actul de aderare a Spaniei și a Portugaliei Spania: transpunere 1.1.1986 aplicare 1.1.1986 Portugalia: transpunere 1.1.1986 aplicare 1.1.1989	Directiva 90/656/CEE pentru noile <i>Länder</i> din Germania	Actul de aderare a Austriei, a Finlandei și a Suediei Austria: transpunere 1.1.1995 aplicare 1.1.1995 Finlanda: transpunere 1.1.1995 aplicare 1.1.1995 Suedia: transpunere 1.1.1995 aplicare 1.1.1995	Directiva 91/692/CEE
Articolul 1-14			Aplicare 31.12.1995		
Articolul 15	Modificat cu intrare în vigoare de la 1.1.1981	Modificat cu intrare în vigoare de la 01.01.1986		Modificat cu intrare în vigoare de la 1.1.1995	
Articolul 16					
Articolul 17					Articolul 17a inserat
Articolul 18					
Articolul 19		Modificat	Modificat		
Articolul 20					
Articolul 21					



ANEXA V

TABEL DE CORESPONDENȚĂ

Prezenta directivă	Directiva 80/778/CEE
Articolul 1 alineatul (1)	Articolul 1 alineatul (1)
Articolul 1 alineatul (2)	—
Articolul 2 alineatul (1) literele (a) și (b)	Articolul 2
Articolul 2 alineatul (2)	—
Articolul 3 alineatul (1) literele (a) și (b)	Articolul 4 alineatul (1)
Articolul 3 alineatul (2) literele (a) și (b)	—
Articolul 3 alineatul (3)	—
Articolul 4 alineatul (1)	Articolul 7 alineatul (6)
Articolul 4 alineatul (2)	Articolul 11
Articolul 5 alineatul (1)	Articolul 7 alineatul (1)
Articolul 5 alineatul (2) prima teză	Articolul 7 alineatul (3)
Articolul 5 alineatul (2) a doua teză	—
Articolul 5 alineatul (3)	—
Articolul 6 alineatul (1)	Articolul 12 alineatul (2)
Articolul 6 alineatele (2)-(3)	—
Articolul 7 alineatul (1)	Articolul 12 alineatul (1)
Articolul 7 alineatul (2)	—
Articolul 7 alineatul (3)	Articolul 12 alineatul (3)
Articolul 7 alineatul (4)	—
Articolul 7 alineatul (5)	Articolul 12 alineatul (5)
Articolul 7 alineatul (6)	—
Articolul 8	—
Articolul 9 alineatul (1)	Articolul 9 alineatul (1) și articolul 10 alineatul (1)
Articolul 9 alineatele (2)-(6)	—
Articolul 9 alineatul (7)	Articolul 9 alineatul (2) și articolul 10 alineatul (3)
Articolul 9 alineatul (8)	—
Articolul 10	Articolul 8
Articolul 11 alineatul (1)	—

▼B

Prezenta directivă	Directiva 80/778/CEE
Articolul 11 alineatul (2)	Articolul 13
Articolul 12 alineatul (1)	Articolul 14
Articolul 12 alineatele (2) și (3)	Articolul 15
Articolul 13 alineatul (1)	—
Articolul 13 alineatele (2)-(5)	Articolul 17a (inserat de Directiva 91/692/CEE)
Articolul 14	Articolul 19
Articolul 15	Articolul 20
Articolul 16	—
Articolul 17	Articolul 18
Articolul 18	—
Articolul 19	Articolul 21

Директива 98/83/ЕС Совета от 3 ноября 1998 года

Директива 98/83/ЕС Совета от 3 ноября 1998 года, о качестве воды, предназначенной для употребления людьми

Директива Совета

от 3 ноября 1998 г.

о качестве воды, предназначенной для употребления людьми

(98/83/ЕС)

Принимая во внимание Договор Европейского Сообщества и, в частности, статью 130s(1),

Принимая во внимание предложение Комиссии,

Принимая во внимание мнение Экономического и Социального Комитета,

Принимая во внимание мнение Комитета Регионов

Действуя в соответствии с процедурой, заложенной в статье 189с,

(1) Поскольку необходимо привести Директиву Совета 80/778/ЕЕС от 15.07.80 г. по качеству воды, предназначенной для употребления людьми, в соответствие с достижениями науки и техники; поскольку опыт, полученный по выполнению этой Директивы показывает, что необходимо создать достаточно гибкую и прозрачную законодательную основу для государств - членов Сообщества, чтобы достичь соответствия стандартам; поскольку, кроме того, эта Директива должна быть пересмотрена в свете Договора Европейского Сообщества и, в частности, принципа подчиненности;

(2) Поскольку, в соответствии со статьей 3b Договора, устанавливающей, что никакие действия Сообщества не должны выходить за рамки целей Договора, необходимо пересмотреть Директиву 80/778/ЕЕС, чтобы согласовать основные параметры, имеющие коренное значение для качества воды и здоровья людей, оставив возможность Государствам-Членам устанавливать второстепенные параметры, как они считают нужным;

(3) Поскольку, в соответствии с принципом подчиненности, деятельность Сообщества должна поддерживать и дополнять деятельность властей Государств-Членов;

(4) Поскольку, в соответствии с принципом подчиненности, национальные и социально-экономические различия между регионами Сообщества требуют, чтобы большинство решений по мониторингу, анализу и измерениям принимались на местном, региональном или национальном уровне, если эти различия не умаляют основ законов, постановлений и норм, заложенных в данной Директиве;

(5) Поскольку стандарты Сообщества по основным параметрам качества воды для употребления людьми, от которых зависит здоровье людей, являются необходимыми, если достигнуты минимальные природоохранные цели совместно с другими действиями Сообщества для безопасного и успешного применения такой воды;

(6) Поскольку, ввиду важности качества воды, предназначенной для употребления людьми, для здоровья людей, необходимо установить на уровне Сообщества основные стандарты качества, которым должна соответствовать вода для употребления людьми;

(7) Поскольку необходимо включить воду, используемую в пищевой промышленности, если нельзя установить, что использование такой воды не влияет на полезность конечного продукта;

(8) Поскольку для обеспечения соответствия предприятий водоснабжения стандартам по качеству питьевой воды должны быть предприняты подходящие водозащитные меры, чтобы гарантировать чистоту поверхностных и подземных вод; поскольку та же цель может быть достигнута подходящими методами водообработки перед распределением воды;

(9) Поскольку направление Европейской политики по воде предполагает, что будет принята соответствующая основа Директивы по воде;

(10) Поскольку необходимо исключить из области действия этой Директивы природные минеральные воды и воду для медицинских целей, поскольку для этих вод установлены специальные нормы;

(11) Поскольку необходимы меры в отношении всех параметров, прямо влияющих на здоровье, и других параметров, если происходит ухудшение качества; поскольку, кроме того, такие меры должны быть тщательно скоординированы с выполнением Директивы 91/414/ЕЕС от 15.07.91 г., касающейся размещения на рынке средств защиты растений и Директивы 98/8/ЕС Европейского Парламента и Совета от 16.02.98 г., касающейся размещения на рынке биологических продуктов;

(12) Поскольку необходимо установить индивидуальные параметрические величины для веществ, важных для всего Сообщества, на уровне, точно обеспечивающем достижение целей данной Директивы;

(13) Поскольку параметрические величины основаны на доступных научных данных и принципы предосторожности также приняты во внимание; поскольку эти величины были выбраны с тем, чтобы, обеспечить безопасное пожизненное употребление воды с высокой степенью защиты здоровья;

(14) Поскольку необходим баланс для предотвращения и микробиологической, и химической опасности; поскольку, с этой стороны, и в свете будущего рассмотрения параметрических величин, установление параметрических величин для воды, предназначенной для употребления людьми, должно быть основано на соображениях здоровья и методах оценки риска;

(15) Поскольку в настоящее время невозможно установить основные параметрические величины для химикатов, воздействующих на эндокринную систему, на уровне Сообщества, и меняется оценка влияния вредного воздействия веществ на здоровье человека:

(16) Поскольку, в частности, стандарты Приложения I в большинстве основаны на «Руководстве по качеству питьевой воды» Всемирной Организации Здравоохранения, и, по мнению Научного Консультативного Комитета, надлежит исследовать токсичность и экотоксичность химических веществ;

(17) Поскольку Государства-Члены должны устанавливать величины других дополнительных параметров, не включенных в Приложение I, когда это необходимо для защиты здоровья людей на их территориях;

(18) Поскольку Государства-Члены могут устанавливать величины других дополнительных параметров, не включенных в Приложение I, когда считают это необходимым для обеспечения качества производства, распределения и проверки воды, предназначенной для употребления людьми;

(19) Поскольку, когда Государства-Члены считают необходимым принять стандарты, более строгие, чем приведенные в Приложении 1, части А и В, или стандарты на дополнительные параметры, не включенные в Приложение I, но необходимые для охраны здоровья людей, они могут поставить Комиссию в известность об этих стандартах;

(20) Поскольку Государства-Члены связаны между собой, введение или утверждение более строгих защитных мер для соблюдения принципов и правил Договора производится по мере рассмотрения их судебным органом;

(21) Поскольку параметрические величины для воды, предназначенной для употребления людьми, должны приниматься в интересах пользователя;

(22) Поскольку качество воды, предназначенной для употребления людьми, может зависеть от домашней распределительной системы; поскольку, более того, ни домашняя система распределения, ни ее техническое обслуживание не находятся в сфере ответственности Государств-Членов;

(23) Поскольку каждое Государство-Член должно принять программу мониторинга для проверки соответствия воды, предназначенной для употребления людьми, требованиям данной Директивы; поскольку такие программы мониторинга должны отвечать местным нуждам и удовлетворять минимальным требованиям мониторинга, заложенным в данной Директиве;

(24) Поскольку методы анализа качества воды, предназначенной для употребления людьми, должны обеспечивать получение надежных и сопоставимых результатов:

(25) Поскольку в случае несоответствия стандартам Директивы Государство-Член должно исследовать причину и немедленно принять меры к восстановлению качества воды:

(26) Поскольку важно предотвратить распространение загрязненной воды, представляющей потенциальную опасность для здоровья людей, и ограничить ее использование;

(27) Поскольку в случае несовпадения с параметром, служащим индикатором. Государство-Член должно рассмотреть, представляет ли это несоответствие потенциальную угрозу здоровью людей; поскольку необходимо принять меры по восстановлению качества воды там, где это необходимо для защиты здоровья людей;

(28) Поскольку, если необходимы действия по восстановлению качества воды, предназначенной для употребления людьми, в соответствии со статьей 130g (2) Договора, предпочтение отдается действиям, устраняющим причину проблемы;

(29) Поскольку Государствам-Членам может при определенных условиях быть разрешено ослабление требований Директивы; поскольку, кроме того, необходимо установить соответствующие рамки этих отступлений, при условии, что это не повлечет потенциальной угрозы здоровью людей, и при условии, что иными способами в данной области не достигается снабжение водой, предназначенной для употребления людьми:

(30) Поскольку, так как приготовление или распределение воды, предназначенной для употребления людьми, предполагает использование некоторых веществ или материалов, нужны правила их применения для предотвращения возможного негативного влияния на здоровье людей;

(31) Поскольку научный и технический прогресс может потребовать быстрого пересмотра технических требований, заложенных в Приложениях II и III; поскольку, далее, для обеспечения необходимых для этого мер создается комитет, состоящий из представителей Государств-Членов;

(32) Поскольку потребители должны быть информированы о качестве воды, предназначенной для употребления людьми, обо всех отступлениях, принятых Государством-Членом, и о восстановительных мероприятиях, предпринятых компетентными органами; поскольку следует учитывать технические и статистические нужды Комиссии, а также права индивидуума на

получение достаточной информации относительно качества воды, предназначенной для употребления людьми;

(33) Поскольку данная Директива не налагает на Государства-Члены обязательств ни по времени внедрения в национальное законодательство, ни по применению, как показано в Приложении IV,

ПРИНИМАЕТ ДАННУЮ ДИРЕКТИВУ:

Статья 1 Цель

1. Данная Директива касается качества воды, предназначенной для употребления людьми.
2. Целью данной Директивы является защита здоровья людей от вредного влияния загрязняющих веществ в воде, предназначенной для употребления людьми, путем обеспечения ее чистоты и полезности.

Статья 2 Определения

Для целей данной Директивы:

1. "Вода, предназначенная для употребления людьми" означает:
 - а) вода, природная или после обработки, предназначенная для питья, приготовления пищи или других домашних целей, независимо от ее происхождения и от того, поступает ли она из распределительной сети, цистерны, из бутылок или контейнеров;
 - б) вода, используемая в производстве пищевых продуктов или веществ, предназначенных для употребления людьми, если нет гарантии компетентных органов в том, что эта вода не влияет на полезность пищевых продуктов в их конечной форме;
2. "Домашняя распределительная система" означает трубопровод, арматуру и электрооборудование, которое установлено между кранами, которые обычно используются для потребления воды, и распределительной сетью, если за них не отвечает потребитель, в соответствии с национальным законодательством.

Статья 3 Исключения

I. Данная Директива не применяется:

- а) к природным минеральным водам, которые признаны таковыми компетентными национальными органами, в соответствии с Директивой Совета 80/777/ЕЕС от 15 июля 1980 в соответствии с законами Государств-Членов относительно эксплуатации и маркетинга природных минеральных вод;

б) воде, являющейся медицинским продуктом, подпадающей под действие Директивы Совета 65/65/ЕЕС от 26 января 1965 в соответствии с положениями законов, постановлений и административных действий, распространяющихся на медицинские продукты.

2. Государства-Члены могут исключать из действия данной Директивы:

а) воду предназначенную исключительно для тех целей, для которых компетентные органы гарантируют, что качество воды не оказывает прямого или косвенного влияния на здоровье потребителей;

б) воду, предназначенную для употребления людьми, из индивидуального источника производительностью менее 10 м³ в день или обслуживающего менее 50 человек, если эта вода не попадает в коммерческую или общественную сеть.

3. В случае, если Государство-Член делает исключение для воды, упомянутой в параграфе 2 (b), население данной местности должно быть поставлено в известность об этом и о мерах по защите здоровья людей, которые следует предпринять в случае загрязнения воды, предназначенной для употребления людьми. Кроме того, когда качество такой воды может представлять потенциальную опасность для здоровья людей, население должно быть срочно уведомлено, и даны соответствующие рекомендации.

Статья 4 Общие обязательства

1. Без ущерба в отношении других обязательств перед Сообществом Государства-Члены должны принять необходимые меры для того, чтобы вода, предназначенная для употребления людьми, была полезной и чистой. В соответствии с минимальными требованиями настоящей Директивы вода, предназначенная для употребления людьми, считается полезной и чистой, если:

(а) не содержит микроорганизмов и паразитов, а также любых веществ, представляющих потенциальную опасность для здоровья людей и

(b) отвечает минимальным требованиям Приложения I, частей А и В;

и если в соответствии с положениями Статей 5 – 8 и 10 и в соответствии с Договором, Государства-Члены принимают все меры для того, чтобы вода, предназначенная для употребления людьми, отвечала требованиям данной Директивы.

2. Государства-Члены должны быть уверены, что меры по выполнению настоящей Директивы ни при каких обстоятельствах не приведут ни к снижению существующего качества воды, предназначенной для употребления людьми- поскольку от нее зависит здоровье людей, ни к повышению загрязнения воды, используемой для производства питьевой воды.

Статья 5 Стандарты качества

1. Государства-Члены устанавливают величины, применимые к воде, предназначенной для употребления людьми, для параметров, указанных в Приложении I.
2. Величины, установленные в соответствии с параграфом 1, не должны быть менее строгими, чем указанные в Приложении I. Что касается параметров, представленных в Приложении I, часть C, величины устанавливают только в целях мониторинга и для исполнения обязательств Статьи 8.
3. Государство-Член устанавливает на своей территории или ее части величины для дополнительных параметров, не включенных в Приложение I, там, где это необходимо для защиты здоровья людей. Эти величины должны, как минимум, удовлетворять требованиям Статьи 4 (1) (a).

Статья 6 Точки отбора проб

1. Параметрические величины, установленные в соответствии со Статьей 5, следует проверять:
 - (a) в случае поступления воды из распределительной системы, в помещениях - на выходе из крана, где обычно отбирают воду, используемую для употребления людьми;
 - (b) в случае воды в цистерне - в точке выхода из цистерны;
 - (c) в случае воды в бутылках или контейнерах для продажи - в точке, из которой вода поступает в бутылки или контейнеры;
 - (d) в случае, если вода используется на предприятии по производству продуктов питания - в точке использования.
2. Для воды, упоминаемой в параграфе 1 (a), Государства-Члены могут считать свои обязательства по этой статье и статьям 4 и 8 (2) выполненными в случае несовпадения параметрических величин, установленных в соответствии со статьей 5, из-за домашней распределительной системы или содержания, исключая помещения и учреждения, где вода подается населению, такие как школы, больницы и рестораны.
3. Если применяется параграф 2, и существует опасность, что вода, упоминаемая в параграфе 1 (a), не соответствует параметрическим величинам, установленным в соответствии со статьей 5, Государства-Члены должны убедиться, что:
 - (a) предприняты меры по снижению или уничтожению этой опасности несоответствия параметрических величин, такие как инструктаж владельцев собственности о восстановительных действиях, которые они могут предпринять, и/или

другие меры, такие как подходящая техническая обработка для исправления сорта (природы) или свойств воды перед распределением для снижения опасности несовпадения требуемых параметров после распределения:

и

(b) потребители должны быть должным образом оповещены и проинструктированы обо всех возможных дополнительных восстановительных действиях, которые они могут предпринять.

Статья 7 Мониторинг

1. Государства-Члены должны принять все меры для проведения регулярного мониторинга воды, предназначенной для употребления людьми, чтобы убедиться, что вода, поступающая к потребителю, отвечает требованиям данной Директивы, особенно параметрические величины, установленные в соответствии со статьей 5. Отбираемые образцы должны быть представительными относительно качества воды, поставляемой в течение года.

Кроме того, если при приготовлении и распределении воды, предназначенной для употребления людьми, используется дезинфекция, Государства-Члены должны принять все меры, чтобы загрязнение воды побочными продуктами дезинфекции было по возможности минимальным (и не компрометирующим дезинфекцию).

2. Для выполнения обязательств, изложенных в параграфе 1. компетентными органами должны быть разработаны программы мониторинга всей воды, предназначенной для употребления людьми. Эти программы мониторинга должны отвечать минимальным требованиям Приложения II

3. Точки отбора проб должны быть определены компетентными органами и должны отвечать соответствующим требованиям Приложения 11.

4. Руководства Сообщества по мониторингу, описанному в данной статье, могут быть написаны в соответствии с процедурой, установленной в статье 12.

5.(a) Государства-Члены должны соблюдать технические условия анализов параметров, установленных в Приложении III.

(b) Методы, отличные от установленных в Приложении III, можно применять при условии, что они дают результаты столь же достоверные, что и установленные методы. Государства-Члены, применяющие альтернативные методы, должны представлять Комиссии всю информацию относительно этих методов и их эквивалентности.

(c) Для параметров, перечисленных в Приложении III, части 2 и 3, можно применять любые методы анализов при условии, что они отвечают установленным требованиям.

6. Государства-Члены должны обеспечить проведение время от времени дополнительного мониторинга по веществам и микроорганизмам, для которых не установлено параметрических величин в соответствии со статьей 5, если есть подозрение, что они могут присутствовать в количествах, представляющих потенциальную опасность для здоровья людей.

Статья 8 Устранение недостатков и ограничения пользования

1. При несоответствии параметрических величин установленным в соответствии со статьей 5 Государства-Члены должны гарантировать немедленное исследование с целью определения причины.

2. Если, несмотря на меры, принятые для выполнения обязательств, приведенных в статье 4 (2), вода, предназначенная для употребления людьми, не отвечает требованиям статей 5 и 6 (2), данное Государство-Член должно обеспечить немедленное исправление недостатков для восстановления качества воды, отдавая предпочтение принудительным мерам, в зависимости от степени превышения параметрических величин и потенциальной опасности для жизни людей.

3. В случае несоответствия параметрическим величинам Государства-Члены должны обеспечить запрет распространения воды, предназначенной для употребления людьми, или ограничить ее использование, или принять другие необходимые меры для защиты здоровья людей. Потребители должны быть немедленно извещены и проинструктированы.

4. Компетентные органы должны решить, какие действия из параграфа 3 следует предпринять, принимая во внимание риск для здоровья людей, который может быть вызван прерыванием снабжения или ограничением использования воды, предназначенной для употребления людьми.

5. Государства-Члены могут устанавливать руководства в помощь компетентным органам для выполнения их обязательств по параграфу 4.

6. В случае несовпадения с параметрическими величинами или техническими условиями Приложения I, части C Государства-Члены должны рассмотреть, представляет ли это несовпадение опасность для здоровья людей. Там, где это необходимо для защиты здоровья людей, должны быть предприняты восстановительные меры.

7. Государства-Члены должны гарантировать, что там, где предприняты восстановительные действия, потребители извещены, кроме тех случаев, когда компетентные органы считают несовпадение параметрических величин несущественным.

Статья 9 Отступления от закона

1. Государства-Члены могут предусматривать отступления от закона по параметрическим величинам, установленным в Приложении I, части B или установленным в соответствии со стать-

ей 5 (3), до максимальных величин, установленных ими, при условии, что не будет угрозы здоровью людей, и при условии, что в противном случае невозможно обеспечить в соответствующей области снабжение водой, предназначенной для употребления людьми. Отступления от закона должно распространяться по возможности на как можно меньший отрезок времени, это время не должно превышать трех лет, к концу этого периода должен быть проведен пересмотр, чтобы определить, достигнут ли существенный прогресс. Если Государство-Член собирается провести повторное отступление, то представляет в Комиссию рецензию с обоснованием своего решения по повторному отступлению от закона. Никакое повторное отступление не должно превышать трех лет.

2. В исключительных обстоятельствах Государство-Член может запросить Комиссию о третьем отступлении от закона на период, не превышающий трех лет. Комиссия должна принять решение по такой просьбе в течение трех месяцев.

3. Любое отступления от закона, данное в соответствии с параграфами 1 или 2, должно содержать следующее:

(a) основание для отступления;

(b) параметр, результаты предыдущего мониторинга и максимальную разрешенную величину для отступления;

(c) географическую область, количество воды, поставляемой ежедневно, население области и будет ли затронуто какое-либо производство пищевых продуктов;

(d) подходящую схему мониторинга с повышенной частотой мониторинга там, где это необходимо;

(e) краткое содержание планируемых восстановительных мероприятий- включая график работы, оценку стоимости и обеспечение проверки;

(f) требуемый срок отступления от закона.

4. Если компетентные органы находят несовпадение параметрических величин незначительным, и если действия, предпринятые в соответствии со статьей 8 (2), достаточны для разрешения проблемы в течение 30 дней, требования параграфа 3 можно не применять. В этом случае только максимально возможная величина для рассматриваемого параметра и время для разрешения проблемы устанавливается компетентными органами.

5. Параграф 4 нельзя более применять в случае, если по какой-либо одной параметрической величине несовпадение превышает 30 дней в целом за последние 12 месяцев.

6. Государство-Член, обращающееся к отступлению, предусмотренному данной статьей, должно гарантировать, что население, которого касается отступление, будет должным образом информировано об отступлении и условиях регулирования. Кроме того, при необходимости Государство-Член должно гарантировать, что населению, для которого отступление может представлять особый риск, даны необходимые инструкции

Эти обязательства не применимы к обстоятельствам, описанным в параграфе 4. если компетентные органы не решат иначе.

7. За исключением отступлений, сделанных в соответствии с параграфом 4, Государство-Член информирует Комиссию в течение двух месяцев о любом отступлении, касающемся индивидуального водоснабжения, превышающего в среднем 1000 м³ в день или обслуживающего более 5000 человек, включая информацию, перечисленную в параграфе 3.

8. Данная статья не применяется к воде, предназначенной для употребления людьми, продаваемой в бутылках или контейнерах.

Статья 10 Гарантии качества обработки, оборудования и материалов

Государства-Члены должны принять все необходимые меры, чтобы гарантировать, что никакие вещества или материалы для новых установок, используемых для приготовления или распределения воды, предназначенной для употребления людьми, или примеси, связанные с этими веществами или материалами для новых установок, не остаются в воде, предназначенной для употребления людьми, в концентрациях более высоких, чем это необходимо для их использования и не снижают, прямо или косвенно, защиту здоровья населения, предусмотренную данной Директивой; пояснительные документы и технические условия в соответствии со статьями 3 и 4 (1) Директивы Совета 89/106/ЕЕС от 21 декабря 1988 по сближению законов, норм и административных постановлений Государств-Членов в отношении строительных материалов должны отвечать требованиям данной Директивы

Статья 11 Пересмотр Приложений

1. Как минимум раз в пять лет, Комиссия пересматривает Приложение I в свете достижений научного и технического прогресса и, при необходимости, вносит предложения по исправлениям по процедуре, заложенной в статье 189с Договора.

2. Как минимум раз в пять лет. Комиссия пересматривает Приложения II и III в свете достижений научного и технического прогресса. Такие изменения при необходимости должны проводиться в соответствии с процедурой, заложенной в статье 12.

Статья 12 Процессуальные нормы Комиссии

1. В помощь комиссии создается комитет, состоящий из представителей Государств-Членов под председательством представителя Комиссии.

2. Представитель Комиссии выносит на рассмотрение комитета проект мер, которые должны быть приняты. Комитет выражает свое мнение по проекту в срок, определяемый председателем в зависимости от неотложности проблемы. Мнение принимается большинством голосов по статье 148 (2) Договора в случае, если совет требует прислушаться к предложениям Комиссии. Голоса представителей Государств-Членов подсчитывают внутри комитета по процедуре, установленной в этой статье. Председатель не голосует.

3. Комиссия утверждает меры, которые должны быть приняты немедленно. Однако, если эти меры не совпадают с мнением комитета, Комиссия немедленно передает их в Совет. В этом случае:

(а) Комиссия задерживает проведение принятых мероприятий на трехмесячный период со дня совещания:

(b) Совет, действуя квалифицированным большинством, может принять другое решение в период времени, указанный в пункте а).

Статья 13 Информация и отчетность

1. Государства-Члены должны гарантировать, что приняты все необходимые меры для снабжения потребителей достаточной и современной информацией относительно качества воды, предназначенной для употребления людьми.

2. Без ущерба для Директивы Совета 90/313/ЕЕС от 7 июня 1990 по свободе доступа к информации по окружающей среде каждое Государство-Член публикует доклад по качеству воды, предназначенной для употребления людьми, каждые три года с обязательством по информированию населения. Первый доклад должен охватывать годы 2002, 2003 и 2004. Каждый доклад должен включать как минимум все индивидуальные источники водоснабжения объемом в среднем более 1000 м³ в день или обслуживающие более 5000 человек, охватывать период в три календарных года и публиковаться в течение одного календарного года от конца отчетного периода.

3. Государства-Члены посылают свои отчеты в Комиссию в течение двух месяцев со дня публикации.

4. Размер и минимальный объем информации докладов, предусмотренных параграфом 2, определяется исходя из мер, перечисленных в статьях 3 (2), 5 (2) и (3), 7 (2), 8, 9 (6) и (7) и 15

(1) и может при необходимости быть исправлен в соответствии с процедурой, положенной в основу статьи 12.

5. Комиссия рассматривает отчеты Государств-Членов, и каждые три года публикует суммарный отчет о качестве воды, предназначенной для употребления людьми, в Сообществе. Этот отчет должен быть опубликован в течение девяти месяцев по получению отчетов Государств-Членов.

6. Вместе с первым отчетом по этой Директиве, как указано в параграфе 2, Государства-Члены также составляют отчеты для направления в Комиссию по мерам, которые предприняты или планируются для выполнения обязательств в соответствии со статьей 6 (3) и Приложением I, часть B, примечание 10. Комиссия представляет на рассмотрение предложения по объему этого доклада в соответствии с процедурой, заложенной в статье 12.

Статья 14 График соответствия

Государства-Члены принимают меры, необходимые для того, чтобы гарантировать соответствие качества воды, предназначенной для употребления людьми, в течение пяти лет с момента вступления ее в силу, без ущерба для примечаний 2, 4 и 10 в Приложении I, часть B.

Статья 15 Исключительные обстоятельства

1. Государства-Члены могут, в исключительных обстоятельствах и для географически ограниченной местности, внести на рассмотрение Комиссии специальный запрос на период больший, чем заложенный в статье 14. Дополнительный период не должен превышать трех лет, в конце этого периода проводится проверка, и результаты направляются в Комиссию, которая может на основании этой проверки предоставить второй дополнительный период на срок до трех лет. Этот запрос не может распространяться на воду для употребления людьми, предназначенную для продажи в бутылках или контейнерах.

2. Такой запрос, для которого должно быть дано основание, должен устанавливать трудности и включать, как минимум, всю информацию, предусмотренную статьей 9 (3).

3. Комиссия рассматривает этот запрос в соответствии с процедурой, заложенной в статье 12.

4. Всякое Государство-Член, обращающееся к данной статье, гарантирует, что население, на которое распространяется запрос, должным образом информировано о последствиях этого запроса. Кроме того, Государство-Член гарантирует, при необходимости, что та часть населения, для которой запрос может представлять особый риск, должным образом проинструктирована.

Статья 16 Отмена

1. Действие Директивы 80/778/ЕЕС отменяется по прошествии пяти лет с момента вступления в силу данной Директивы. Касательно параграфа 2, данная Директива не ущемляет обязательств Государств-Членов относительно конечных сроков внедрения в качестве национальных стандартов и применения, как показано в приложении IV.

Любая ссылка на отмененную Директиву должна интерпретироваться как ссылка на данную Директиву и должна читаться в соответствии таблицей, приведенной в Приложении V.

2. Как только в Государстве-Члене вступили в силу законы, нормы и административные положения, необходимые по данной Директиве, и приняты меры, предусмотренные статьей 14, в данном Государстве-Члене к качеству воды, предназначенной для употребления людьми, применяется данная директива, а не Директива 80/778/ЕЕС.

Статья 17 Преобразование в национальный закон

1. Государство-Член вводит в силу законы, нормы и административные положения, необходимые по данной Директиве, в течение двух лет со вступления ее в силу. Комиссию немедленно ставят в известность.

Когда Государство-Член проводит эти мероприятия, они сопровождаются ссылками на данную Директиву или сопровождаются такими ссылками в случае их официальной публикации. Метод приведения таких ссылок устанавливается Государством-Членом.

2. Государство-Член передает Комиссии тексты положений национального закона, принимаемого в области действия данной Директивы.

Статья 18 Вступление в силу

Данная Директива вступает в силу на 20-й день после ее опубликования в Официальном Журнале Европейского Сообщества.

Статья 19 Адресаты

Данная Директива предназначена для Государств-Членов.

Подписано в Брюсселе 3 ноября 1998.

От Совета
Президент
Б. Праммер

ПРИЛОЖЕНИЕ I

ПАРАМЕТРЫ И ПАРАМЕТРИЧЕСКИЕ ВЕЛИЧИНЫ

ЧАСТЬ А

Микробиологические параметры

Параметр	Параметрическая величина (число/100 мл)
Escherichia coli (E. coli)	0
Enterococci	0

Для воды, предложенной для продажи в бутылках или контейнерах:

Параметр	Параметрическая величина
Escherichia coli (E. coli)	0/250 мл
Enterococci	0/250 мл
Pseudomonas aeruginosa	0/250 мл
Подсчет колоний при 22°C	100/мл
Подсчет колоний при 37°C	20/мл

Часть В

Химические параметры

Параметр	Параметрическая величина	Единица измерения	Примечания
Акриламид	0,10	мкг/л	Примечание 1
Сурьма	5,0	мкг/л	
Мышьяк	10	мкг/л	
Бензол	1,0	мкг/л	
Бенз(а)пирен	0,010	мкг/л	
Бор	1 0	мг/л	
Бромат	10	мкг/л	Примечание 2
Кадмий	5,0	мкг/л	
Хром	50	мкг/л	
Медь	2,0	мг/ч	Примечание 3
Цианид	50	мкг/л	
1,2-дихлорэтан	3,0	мкг/л	
Эпихлоргидрин	0,10	мкг/л	Примечание 1
Фторид	1,5	мг/л	
Свинец	10	мкг/л	Примечания 3 и 4
Ртуть	1,0	мкг/л	
Никель	20	мкг/л	Примечание 3
Нитрат	50	мг/л	Примечание 5
Нитрит	0,50	мг/л	Примечание 5
Пестициды	0,10	мкг/л	Примечания 6 и 7
Пестициды общее содержание	0,50	мкг/л	Примечания 6 и 8
Полициклические ароматические углеводороды	0,10	мкг/л	Сумма концентраций установленных веществ. Примечание 9

Параметр	Параметрическая величина	Единица измерения	Примечания
Селен	10	мкг/л	
Тетрахлорэтилен и трихлорэтилен	10	мкг/л	Сумма концентраций установленных веществ
Тригалометаны - общее содержание	100	мкг/т	Сумма концентраций установленных веществ
Винилхлорид	0,50	мкг/л	Примечание 1

Примечание 1

Параметрические величины, относящиеся к остаточным концентрациям мономера в воде рассчитанные по максимальному выделению из соответствующего полимера при контакте с водой.

Примечание 2

Где возможно без компромиссной дезинфекции, Государства-Члены должны стараться ориентироваться на более низкую величину.

Для воды, относящейся к статье 6 (1) (a), (b) и (d), величины должны удовлетворять требованиям, самое позднее, 10 календарных лет после вступления в силу данной Директивы. Параметрическая величина для бромата с пяти лет вступления в силу данной Директивы до 10 лет после вступления ее в силу равняется 25 мкг/л.

Примечание 3

Величина относится к пробе воды, предназначенной для употребления людьми, отобранной соответствующим методом из крана и представляющим среднюю недельную величину, поглощаемую потребителем. Где уместно, применяемые методы отбора образцов и мониторинга должны соответствовать статье 7 (4) Государства-Члены должны принимать во внимание пиковые уровни, которые могут оказывать негативное влияние на здоровье людей.

Примечание 4

Для воды, относящейся к статье 6 (1) (a), (b) и (d), величины должны удовлетворять требованиям, самое позднее, 15 календарных лет после вступления в силу данной Директивы. Параметрическая величина для свинца с пяти лет вступления в силу данной Директивы до 15 лет после вступления ее в силу равняется 25 мкг/л.

Государства-Члены должны гарантировать, что на период, необходимый для достижения соответствия параметрических величин, для снижения загрязнения свинцом воды, предназначенной для употребления людьми, приняты все необходимые меры.

При выполнении мер по достижению соответствия указанной величине Государства-Члены должны отдавать предпочтение тем случаям, где концентрация свинца в воде, предназначенной для употребления людьми, наивысшая.

Примечание 5

Государства-Члены должны гарантировать, что удовлетворяется условие $\frac{[\text{нитрат}]}{50} + \frac{[\text{нитрит}]}{3} \leq 1$, квадратные скобки означают концентрацию, в мг/л, для нитрата (NO₃) и нитрита (NO₂), и что величина 0,10 мг/л удовлетворяется для воды после обработки.

Примечание 6

Термин "пестициды" означает:

- органические инсектициды,
- органические гербициды,
- органические фунгициды,
- органические нематоциды,
- органические акарициды,
- органические альгициды,
- органические родентициды,
- органические симициды,
- родственные продукты (среди них регуляторы роста)

и их метаболиты, продукты реакции и распада

Предметом мониторинга являются только те пестициды, которые могут присутствовать в данном источнике водоснабжения.

Примечание 7

Параметрические величины применяются к каждому индивидуальному пестициду. В случае алдрина, диэldrина, гептахлора и гептахлорэпоксида параметрическая величина равна 0.030 мкг/л.

Примечание 8

Термин «Общее содержание пестицидов» означает сумму индивидуальных пестицидов, определенных и подсчитанных в процессе мониторинга.

Примечание 9

Под установленными веществами понимают:

- бенз(b)фторантрен,
- бенз(k)фторантрен,
- бенз(ghi)перилен,
- индено(1,2,3-cd)пирен.

Примечание 10

Где возможно обойтись без дезинфекции, Государствам-Членам следует ориентироваться на более низкие величины.

Под установленными веществами понимают хлороформ, бромформ, дибромохлорметан, бромодихлорметан.

Часть С
Индикаторные параметры

Параметр	Параметрическая величина	Единица измерения	Примечания
Алюминий	200	мкг/л	
Аммоний	050	мг/л	
Хлорид	250	мг/л	Примечание 1
Clostridium perfringens (включая споры)	0	число/100 мл	Примечание 2
Цвет	Приемлемый для потребителей без аномальных изменений		
Проводимость	2500	мкС/см при 20°C	Примечание 1
Концентрация ионов водорода	³ 6,5 и £9,5	единицы pH	Примечание 1 и 3
Железо	200	мкг/л	
Марганец	50	мкг/л	
Запах	Приемлемый для потребителей без аномальных изменений		
Окисляемость	50		Примечание 4
Сульфат	250		Примечание 1
Натрий	200	мг/л	
Вкус	Приемлемый для потребителей без аномальных изменений		
Подсчет колоний при 22°C	Без аномальных изменений		
Колиформы	0	число/100 мл	Примечание 5
Общий органический углерод (ООУ)	Без аномальных изменений		
Мутность	Приемлемая для потребителей без аномальных изменений		

РАДИОАКТИВНОСТЬ

Параметр	Параметрическая величина	Единица измерения	Примечания
Тритий	100	Бк/л	Примечания 8 и 10
Общая индикационная доза	0,10	мСв/год	Примечания 9 и 10

Acest document reprezintă un instrument de documentare, iar instituțiile nu își asumă responsabilitatea pentru conținutul său.

► **B**

DIRECTIVA CONSILIULUI
din 21 mai 1991
privind tratarea apelor urbane reziduale
(91/271/CEE)
(JO L 135, 30.5.1991, p. 40)

Astfel cum a fost modificată prin:

		Jurnalul Oficial		
		NR.	Pagina	Data
► <u>M1</u>	Directiva 98/15/CE a Comisiei din 27 februarie 1998	L 67	29	7.3.1998
► <u>M2</u>	Regulamentul (CE) nr. 1882/2003 al Parlamentului European și al Consiliului din 29 septembrie 2003	L 284	1	31.10.2003

**DIRECTIVA CONSILIULUI****din 21 mai 1991****privind tratarea apelor urbane reziduale**

(91/271/CEE)

CONSILIUL COMUNITĂȚILOR EUROPENE,

având în vedere Tratatul de instituire a Comunității Economice Europene, în special articolul 130s,

având în vedere propunerea Comisiei ⁽¹⁾,având în vedere avizul Parlamentului European ⁽²⁾,având în vedere avizul Comitetului Economic și Social ⁽³⁾,întrucât Rezoluția Consiliului din 28 iunie 1998 privind protecția Mării Nordului și a altor ape ale Comunității ⁽⁴⁾ a invitat Comisia să prezinte propuneri privind măsurile necesare la nivelul Comunității în domeniul tratării apelor urbane reziduale;

întrucât poluarea cauzată de tratarea insuficientă a apelor reziduale dintr-un stat membru influențează adesea apele altor state membre și întrucât, prin urmare, se impune o acțiune la nivelul Comunității, în conformitate cu articolul 130r;

întrucât, pentru a se evita deteriorarea mediului prin evacuarea apelor urbane reziduale insuficient tratate, este, în general, necesară tratarea secundară a acestor ape;

întrucât este necesar să se impună o tratare mai riguroasă în zonele sensibile, în timp ce în zonele mai puțin sensibile se poate considera corespunzătoare o tratare primară;

întrucât apele industriale uzate care intră în sistemele de colectare, precum și evacuarea apelor reziduale și a nămolurilor care provin de la stațiile de tratare a apelor urbane reziduale trebuie să facă obiectul unor norme generale, reglementări și/sau autorizații specifice;

întrucât evacuările de ape industriale uzate biodegradabile care provin din anumite sectoare industriale și care nu intră în stațiile de tratare a apelor urbane reziduale înaintea evacuării în ape receptoare trebuie să facă obiectul unor cerințe corespunzătoare;

întrucât trebuie încurajată reciclarea nămolurilor care provin din tratarea apelor reziduale; întrucât trebuie eliminată treptat evacuarea nămolurilor în apele de suprafață;

întrucât este necesară supravegherea instalațiilor de tratare, a apelor receptoare și a evacuării nămolurilor, pentru a proteja mediul de efectele negative ale evacuării apelor reziduale;

întrucât este necesar să se asigure informarea publicului cu privire la evacuarea apelor urbane reziduale și a nămolurilor, sub formă de rapoarte periodice;

întrucât statele membre trebuie să stabilească și să prezinte Comisiei programe naționale în vederea punerii în aplicare a prezentei directive;

întrucât trebuie constituit un comitet pentru sprijinirea Comisiei în problemele care se raportează la punerea în aplicare a prezentei directive și la adaptarea sa la progresul tehnic,

⁽¹⁾ JO C 1, 4.1.1990, p. 20 și

JO C 287, 15.11.1990, p. 11.

⁽²⁾ JO C 260, 15.10.1990, p. 185.⁽³⁾ JO C 168, 10.7.1990, p. 36.⁽⁴⁾ JO C 209, 9.8.1988, p. 3.

▼B

ADOPTĂ PREZENTA DIRECTIVĂ:

Articolul 1

Prezenta directivă se aplică colectării, tratării și evacuării apelor urbane reziduale, precum și tratării și evacuării apelor uzate care provin din anumite sectoare industriale.

Prezenta directivă are ca obiect protejarea mediului împotriva deteriorării datorate evacuărilor de ape reziduale menționate anterior.

Articolul 2

În sensul prezentei directive:

1. „ape urbane reziduale” înseamnă apele menajere uzate sau amestecul de ape menajere uzate cu ape industriale uzate și/sau ape de scurgere;
2. „ape menajere uzate” înseamnă apele uzate care provin de la așezări și servicii rezidențiale și care sunt generate, în special, de metabolismul uman și de activitățile menajere;
3. „ape industriale uzate” înseamnă toate apele uzate care provin din spațiile utilizate în scopuri comerciale sau industriale, altele decât apele menajere uzate sau apele de scurgere;
4. „aglomerare” înseamnă o zonă în care populația și/sau activitățile economice sunt concentrate suficient, astfel încât să fie posibilă colectarea apelor urbane reziduale în vederea dirijării lor către o stație de epurare sau un punct final de evacuare;
5. „sistem de colectare” înseamnă un sistem de canalizare care adună și transportă apele urbane reziduale;
6. „echivalent-locuitor (EL)” înseamnă încărcarea organică biodegradabilă cu o cerere biochimică de oxigen în cinci zile (CBO5) de 60 de grame de oxigen pe zi;
7. „tratare primară” înseamnă tratarea apelor urbane reziduale printr-un procedeu fizic și/sau chimic care cuprinde decantarea materiilor solide în suspensie sau prin alte procedee prin care CBO5 a apelor reziduale care intră se reduce cu cel puțin 20 % înaintea evacuării, și totalul materiilor solide în suspensie al apelor reziduale care intră, cu cel puțin 50 %;
8. „tratare secundară” înseamnă tratarea apelor urbane reziduale printr-un procedeu care conține în general o tratare biologică cu decantare secundară sau printr-un procedeu care permite respectarea condițiilor din tabelul 1 din anexa I;
9. „tratate corespunzătoare” înseamnă tratarea apelor urbane reziduale prin orice procedeu și/sau sistem de evacuare care să permită, pentru apele receptoare de deșeuri, respectarea obiectivelor de calitate reținute, precum și conformarea la dispozițiile corespunzătoare ale prezentei directive și ale altor directive comunitare;
10. „nămoluri” înseamnă nămolurile reziduale, tratate sau nu, care provin de la stațiile de epurare a apelor urbane reziduale;
11. „eutrofizare” înseamnă îmbogățirea apei cu elemente nutritive, în special cu compuși ai azotului și/sau ai fosforului, provocând o dezvoltare accelerată a algelor și a vegetalelor din specii superioare, care duce la o perturbare nedorită a echilibrului organismelor prezente în apă și la o degradare a calității apei respective;
12. „estuar” înseamnă zona de tranziție la gura de vărsare a unui curs de apă, între apa dulce și apele litorale. Statele membre stabilesc limitele exterioare (maritime) ale estuarelor în sensul prezentei directive, în cadrul programului de punere în aplicare, conform articolului 17 alineatele (1) și (2);

▼B

13. „ape litorale” înseamnă apele din afara etiajului sau a limitei exterioare a unui estuar.

Articolul 3

- (1) Statele membre veghează ca toate aglomerările să fie echipate cu sisteme de colectare a apelor urbane reziduale:

- până la 31 decembrie 2000, pentru cele al căror echivalent-locuitor (EL) este mai mare de 15 000 și
- până la 31 decembrie 2005, pentru cele al căror EL se situează între 2 000 și 15 000.

Pentru evacuările de ape urbane reziduale în ape receptoare considerate ca „zone sensibile”, definite la articolul 5, statele membre asigură instalarea unor sisteme de colectare până la 31 decembrie 1998, pentru aglomerările al căror EL este mai mare de 10 000.

Atunci când instalarea unui sistem de colectare nu se justifică, fie pentru că nu ar prezenta interes pentru mediu, fie pentru că instalarea sa presupune un cost excesiv, se utilizează sisteme individuale sau alte sisteme corespunzătoare care să asigure un nivel identic de protecție a mediului.

- (2) Sistemele de colectare descrise la alineatul (1) trebuie să respecte cerințele din anexa I punctul A. Aceste cerințe se pot modifica în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 18.

Articolul 4

- (1) Statele membre veghează ca apele urbane reziduale care intră în sistemele de colectare, înainte de a fi evacuate, să facă obiectul unei tratări secundare sau echivalente, în următoarele împrejurări:

- până la 31 decembrie 2000, pentru toate evacuările care provin de la aglomerări cu EL mai mare de 15 000;
- până la 31 decembrie 2005, pentru toate evacuările care provin de la aglomerări cu EL cuprins între 10 000 și 15 000;
- până la 31 decembrie 2005, pentru evacuările în apele dulci și în estuare, care provin de la aglomerări cu EL cuprins între 2 000 și 10 000.

(2) Evacuările de ape urbane reziduale în apele situate în regiuni muntoase (la o altitudine mai mare de 1 500 m), unde este dificil să se aplice o tratare biologică eficientă din cauza temperaturilor scăzute, pot face obiectul unei tratări mai puțin riguroase decât cea prevăzută la alineatul (1), cu condiția să se indice pe baza unor studii aprofundate că aceste evacuări nu deteriorează mediul.

(3) Evacuările din stațiile de epurare a apelor urbane reziduale prevăzute la alineatele (1) și (2) respectă condițiile din anexa I punctul B. Aceste condiții se pot modifica în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 18.

(4) Încărcarea exprimată în EL se calculează pe baza încărcării medii maxime săptămânale care intră în instalația de tratare în cursul anului, cu excepția situațiilor neobișnuite, cum ar fi cele produse de precipitații intense.

Articolul 5

(1) În sensul alineatului (2), statele membre identifică, până la 31 decembrie 1993, zonele sensibile pe baza criteriilor definite la anexa II.

(2) Statele membre veghează ca apele urbane reziduale care intră în sistemele de colectare, înainte de a fi evacuate în zonele sensibile, să facă obiectul unei tratări mai riguroase decât cea descrisă la articolul 4,

▼B

până la 31 decembrie 1998, pentru toate evacuările care provin din aglomerări cu EL mai mare de 10 000.

(3) Evacuările care provin de la stațiile de epurare a apelor urbane reziduale menționate la alineatul (2) respectă condițiile corespunzătoare din anexa I punctul B. Aceste condiții se pot modifica în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 18.

(4) Cu toate acestea, condițiile impuse unei stații de epurare în conformitate cu alineatele (2) și (3) nu se aplică în mod obligatoriu zonelor sensibile, dacă se poate dovedi că procentul minim de reducere a încălcării globale care intră în toate stațiile de epurare a apelor reziduale urbane din această zonă atinge cel puțin 75 % pentru cantitatea totală de fosfor și cel puțin 75 % pentru cantitatea totală de azot.

(5) Pentru evacuările de la stațiile de epurare a apelor urbane situate în bazinele hidrografice corespunzătoare zonelor sensibile și care contribuie la poluarea acestor zone, se aplică alineatele (2), (3) și (4).

Atunci când bazinele hidrografice menționate la primul paragraf se situează, în totalitate sau parțial, într-un alt stat membru, se aplică articolul 9.

(6) Statele membre veghează ca lista zonelor sensibile să fie revizuită cel puțin la fiecare patru ani.

(7) Statele membre veghează ca zonele identificate ca sensibile ca urmare a revizuirii prevăzute la alineatul (6) să se conformeze condițiilor menționate anterior în termen de șapte ani.

(8) Un stat membru nu este obligat să identifice zonele sensibile în sensul prezentei directive, dacă acest stat aplică pe întreg teritoriul său tratarea prevăzută la alineatele (2), (3) și (4).

Articolul 6

(1) În sensul alineatului (2), statele membre pot identifica, până la 31 decembrie 1993, zone mai puțin sensibile pe baza criteriilor stabilite la anexa II.

(2) Evacuările de ape urbane reziduale care provin din aglomerări cu EL cuprins între 10 000 și 150 000 în apele litorale și între 2 000 și 10 000 în estuarele situate în zonele prevăzute la alineatul (1) pot face obiectul unei tratări mai puțin riguroase decât cea prevăzută la articolul 4, cu condiția ca:

- aceste evacuări să fi făcut obiectul cel puțin unei tratări primare în temeiul articolului 2 alineatul (7), conform procedurilor de control stabilite la anexa I punctul D;
- să se demonstreze, pe baza unor studii aprofundate, că aceste evacuări nu vor deteriora mediul.

Statele membre pun la dispoziția Comisiei orice informație importantă privind aceste studii.

(3) În cazul în care Comisia estimează că nu se îndeplinesc condițiile prevăzute la alineatul (2), aceasta prezintă Consiliului o propunere corespunzătoare.

(4) Statele membre veghează ca lista zonelor mai puțin sensibile să fie revizuită cel puțin la fiecare patru ani.

(5) Statele membre veghează ca zonele care nu mai sunt considerate mai puțin sensibile să se conformeze condițiilor corespunzătoare din articolele 4 și 5 în termen de șapte ani.



Articolul 7

Statele membre veghează ca, până la 31 decembrie 2005, apele urbane reziduale să fie tratate, înainte de a fi evacuate, în mod corespunzător, în conformitate cu articolul 2 punctul 9, în următoarele cazuri:

- evacuări în ape dulci și estuare, care provin din aglomerări cu EL mai mic de 2 000;
- evacuări în ape litorale, care provin din aglomerări cu EL mai mic de 10 000.

Articolul 8

(1) În cazuri excepționale datorate unor probleme tehnice și în sprijinul grupurilor de populație determinate în funcție de considerente geografice, statele membre pot prezenta Comisiei o cerere specială de prelungire a termenului pentru conformarea la dispozițiile articolului 4.

(2) Această cerere, care trebuie motivată în mod corespunzător, expune problemele tehnice întâmpinate și propune un program de acțiuni care trebuie întreprinse conform unui calendar corespunzător pentru a atinge obiectivul prezentei directive. Acest calendar se include în programul de punere în aplicare prevăzut la articolul 17.

(3) Se pot accepta numai motive tehnice, iar termenul prelungit prevăzut la alineatul (1) nu poate depăși data de 31 decembrie 2005.

(4) Comisia examinează această cerere și ia măsurile corespunzătoare conform procedurii prevăzute la articolul 18.

(5) În împrejurări excepționale, atunci când se poate dovedi că o tratare mai riguroasă nu prezintă interes pentru mediu, evacuările, în zonele mai puțin sensibile, de ape reziduale care provin din aglomerări cu EL mai mare de 150 000 pot face obiectul tratării prevăzute la articolul 6 pentru apele reziduale care provin din aglomerări cu EL cuprins între 10 000 și 150 000.

În astfel de împrejurări, statele membre prezintă în prealabil Comisiei un dosar. Comisia examinează situația și ia măsurile corespunzătoare conform procedurii prevăzute la articolul 18.

Articolul 9

În cazul în care apele care țin de jurisdicția unui stat membru sunt alterate de evacuările de ape urbane reziduale care provin de la un alt stat membru, statul membru ale cărui ape sunt poluate poate notifica faptele celui alt stat membru și Comisiei.

Statele membre în cauză facilitează, eventual împreună cu Comisia, concertarea necesară pentru identificarea sursei evacuărilor și a măsurilor care trebuie luate la sursă în favoarea apelor poluate, pentru a asigura conformitatea cu prezenta directivă.

Articolul 10

Statele membre veghează ca stațiile de epurare a apelor urbane reziduale, construite în conformitate cu condițiile prevăzute la articolele 4, 5, 6 și 7, să fie concepute, construite, exploatate și întreținute astfel încât să aibă un randament suficient în toate condițiile climatice normale ale locului în care sunt amplasate. Este necesar să se țină seama de variațiile sezoniere ale încărcării în momentul conceperii acestor instalații.

Articolul 11

(1) Statele membre veghează ca, până la 31 decembrie 1993, evacuarea de ape industriale uzate în sistemele de colectare și stațiile

▼B

de epurare a apelor urbane reziduale să facă obiectul unor reglementări prealabile și/sau al unor autorizații specifice din partea autorităților competente sau a organismelor corespunzătoare.

(2) Reglementările și/sau autorizațiile specifice trebuie să respecte condițiile prevăzute la anexa I punctul C. Aceste condiții se pot modifica în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 18.

(3) Reglementările și autorizațiile specifice se reexaminează și, dacă este necesar, se adaptează la intervale regulate.

Articolul 12

(1) Apele uzate tratate se reutilizează, dacă acest lucru se dovedește adecvat. Căile de evacuare trebuie să reducă la maximum efectele negative asupra mediului.

(2) Autoritățile competente sau organismele corespunzătoare se asigură că evacuarea apelor uzate care provin de la stațiile de epurare a apelor urbane reziduale face obiectul unor reglementări prealabile și/sau al unor autorizații specifice.

(3) Reglementările prealabile și/sau autorizațiile specifice privind evacuările care provin de la stațiile de epurare a apelor urbane reziduale și care se efectuează în conformitate cu alineatul (2) în aglomerările cu EL cuprins între 2 000 și 10 000, pentru evacuările în ape dulci și în estuare, și în aglomerări cu EL de 10 000 sau mai mult, pentru toate evacuările, definesc condițiile necesare pentru a respecta condițiile corespunzătoare din anexa I punctul B. Aceste condiții se pot modifica în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 18.

(4) Reglementările și/sau autorizațiile se reexaminează și, dacă este necesar, se adaptează la intervale regulate.

Articolul 13

(1) Statele membre veghează ca, până la 31 decembrie 2000, apele industriale uzate biodegradabile care provin de la instalațiile sectoarelor industriale enumerate la anexa III și care nu intră în stațiile de epurare a apelor urbane reziduale înainte de a fi evacuate în apele receptoare să respecte, înainte de evacuare, condițiile stabilite în reglementările prealabile și/sau autorizațiile specifice ale autorității competente sau ale organismului corespunzător pentru toate evacuările care provin din instalații prevăzute pentru un EL de cel puțin 4 000.

(2) Până la 31 decembrie 1993, autoritatea competentă sau organismul corespunzător din fiecare stat membru stabilește condițiile pentru evacuarea acestor ape uzate în funcție de natura sectorului industrial în cauză.

(3) Comisia efectuează un studiu comparativ al condițiilor impuse de statele membre până la 31 decembrie 1994. Comisia își publică concluziile într-un raport și prezintă, dacă este necesar, o propunere corespunzătoare.

Articolul 14

(1) Nămolurile de epurare se reutilizează atunci când acest lucru se dovedește necesar. Căile de evacuare trebuie să reducă la maximum efectele negative asupra mediului.

(2) Autoritățile competente sau organismele corespunzătoare veghează ca, până la 31 decembrie 1998, evacuarea nămolurilor care provin de la stațiile de epurare a apelor urbane reziduale să facă obiectul unor norme generale sau al înregistrării, al sau autorizării.

▼B

(3) Statele membre asigură, până la 31 decembrie 1998, eliminarea nămolurilor de epurare în apele de suprafață prin deversare de pe vapoare, evacuare prin conducte sau prin orice alt mijloc.

(4) Până la eliminarea formelor de evacuare menționate la alineatul (3), statele membre asigură autorizarea și reducerea treptată a cantităților totale de substanțe toxice, persistente sau bioacumulabile conținute în nămolurile evacuate în apele de suprafață.

Articolul 15

(1) Autoritățile competente sau organismele corespunzătoare supraveghează:

— evacuările care provin de la stațiile de tratare a apelor urbane reziduale, pentru a verifica respectarea condițiilor din anexa I punctul B, în conformitate cu procedurile de control stabilite la anexa I punctul D;

— cantitățile și compoziția nămolurilor de epurare evacuate în apele de suprafață.

(2) Autoritățile competente sau organismele corespunzătoare supraveghează apele receptoare de deșeurii provenind de la stațiile de epurare a apelor urbane reziduale și din evacuări directe, cum ar fi cele descrise la articolul 13, atunci când există temeri că mediul receptor va fi puternic deteriorat de aceste evacuări.

(3) În cazul evacuărilor conforme cu dispozițiile articolului 6 și în cazul evacuării de nămoluri în apele de suprafață, statele membre stabilesc o supraveghere și efectuează orice studiu care poate fi necesar pentru a garanta că deversarea sau evacuarea de nămoluri nu deteriorează mediul.

(4) Informațiile colectate de autoritățile competente sau de organismele corespunzătoare în conformitate cu alineatele (1), (2) și (3) se păstrează în statul membru și se pun la dispoziția Comisiei în decurs de șase luni de la primirea unei cereri în acest sens.

(5) Principiile directe pentru supravegherea prevăzută la alineatele (1), (2) și (3) pot fi stabilite în conformitate cu procedura prevăzută la articolul 18.

Articolul 16

Fără a aduce atingere punerii în aplicare a Directivei 90/313/CEE a Consiliului din 7 iunie 1990 privind libertatea de acces la informații privind mediul ⁽¹⁾, statele membre asigură publicarea la fiecare doi ani, de către autoritățile și organismele în cauză, a unui raport de situație privind evacuarea apelor urbane reziduale și a nămolurilor din sectorul lor. Statele membre transmit aceste rapoarte Comisiei îndată după publicarea lor.

Articolul 17

(1) Statele membre stabilesc, până la 31 decembrie 1993, un program de punere în aplicare a prezentei directive.

(2) Statele membre transmit Comisiei informațiile privind programul până la 30 iunie 1994.

(3) După caz, statele membre transmit Comisiei, la fiecare doi ani, o actualizare a informațiilor prevăzute la alineatul (2), până la 30 iunie.

(4) Metodele și modelele de prezentare care trebuie adoptate pentru rapoartele privind programele naționale se determină în conformitate cu

⁽¹⁾ JO L 158, 23.6.1990, p. 56.

▼B

procedura prevăzută la articolul 18. Orice modificare a acestor metode și modele de prezentare se adoptă în conformitate cu aceeași procedură.

(5) Comisia efectuează, la fiecare doi ani, o examinare și o evaluare a informațiilor pe care le-a primit în conformitate cu alineatele (2) și (3) și publică un raport în acest sens.

▼M2*Articolul 18*

- (1) Comisia este asistată de un comitet.
- (2) Atunci când se face trimitere la prezentul articol, se aplică articolele 5 și 7 din Decizia 1999/468/CE ⁽¹⁾, cu respectarea dispozițiilor articolului 8.

Perioada prevăzută la articolul 5 alineatul (6) din Decizia 1999/468/CE se stabilește la trei luni.

- (3) Comitetul își stabilește regulamentul de procedură.

▼B*Articolul 19*

(1) Statele membre asigură intrarea în vigoare a actelor cu putere de lege și a actelor administrative necesare pentru a se conforma prezentei directive până la 30 iunie 1993. Statele membre informează de îndată Comisia cu privire la aceasta.

(2) Atunci când statele membre adoptă aceste acte, ele cuprind o trimitere la prezenta directivă sau sunt însoțite de o asemenea trimitere la data publicării lor oficiale. Statele membre stabilesc modalitatea de efectuare a acestei trimiteri.

(3) Comisiei îi sunt comunicate de către statele membre textele principalelor dispoziții de drept intern pe care la adoptă în domeniul reglementat de prezenta directivă.

Articolul 20

Prezenta directivă se adresează statelor membre.

⁽¹⁾ Decizia 1999/468/CE a Consiliului din 28 iunie 1999 de stabilire a normelor privind exercitarea competențelor de executare conferite Comisiei (JO L 184, 17.7.1999, p. 23).



ANEXA I

DISPOZIȚII PRIVIND APELE URBANE REZIDUALE

A. Sistemele de colectare ⁽¹⁾

Sistemele de colectare țin seama de dispozițiile din domeniul tratării apelor uzate.

Conceperea, construirea și întreținerea sistemelor de colectare se întreprind pe baza celor mai avansate cunoștințe tehnice, fără a atrage costuri excesive, în special în ceea ce privește:

- volumul și caracteristicile apelor urbane reziduale;
- prevenirea scurgerilor;
- limitarea poluării apelor receptoare care rezultă din supraîncărcarea cu apă ca urmare a furtunilor.

B. Evacuările provenind de la stațiile de epurare a apelor urbane reziduale în apele receptoare ⁽¹⁾

1. Stațiile de epurare a apelor uzate sunt concepute sau modificate astfel încât probele reprezentative din apele uzate care intră și din efluenții tratați să se poată obține înaintea evacuării în apele receptoare.
2. Evacuările provenind de la stațiile de tratare a apelor urbane reziduale, tratate în conformitate cu articolele 4 și 5 din prezenta directivă, corespund dispozițiilor din tabelul 1.
3. Evacuările instalațiilor de tratare a apelor urbane reziduale în zonele sensibile predispuse la eutrofizare, cum ar fi cele identificate la anexa II punctul A litera (a), respectă, în afară de aceasta, dispozițiile care figurează în tabelul 2 din prezenta anexă.
4. După caz, pentru a garanta că apele receptoare respectă dispozițiile oricărei alte directive din domeniu, se aplică dispoziții mai riguroase decât cele care figurează în tabelele 1 și/sau 2.
5. Punctele de evacuare a apelor urbane reziduale se aleg, în măsura posibilului, astfel încât să reducă la minimum efectele asupra apelor receptoare.

C. Apele industriale uzate

Apele uzate industriale care intră în sistemele de colectare și în stațiile de epurare a apelor urbane reziduale fac obiectul unei tratări prealabile necesare pentru:

- a proteja sănătatea personalului care lucrează în sistemele de colectare și în stațiile de epurare;
- a asigura că sistemele de colectare, stațiile de epurare a apelor uzate și echipamentele conexe nu sunt deteriorate;
- a asigura că funcționarea stației de epurare a apelor uzate și tratarea nămolurilor nu sunt împiedicate;
- a asigura că evacuările de la stațiile de epurare nu deteriorează mediul sau nu împiedică apele receptoare să respecte dispozițiile altor directive comunitare;
- a asigura evacuarea nămolurilor în condiții de securitate și într-un mod acceptabil pentru mediu.

D. Metodele de referință pentru urmărirea și evaluarea rezultatelor

1. Statele membre asigură aplicarea unei metode de supraveghere care să corespundă cel puțin cerințelor descrise mai jos.

⁽¹⁾ Dat fiind că în practică nu este posibilă construirea sistemelor de colectare și a stațiilor de epurare care să permită tratarea tuturor apelor uzate în situații precum cele provenite din precipitații extrem de intense, statele membre decid ce măsuri trebuie adoptate pentru limitarea poluării care rezultă din supraîncărcarea cu apă ca urmare a furtunilor. Aceste măsuri se pot baza pe procente de diluare sau pe capacitatea în raport cu debitul pe timp uscat sau pot indica un număr acceptabil de supraîncărcări în fiecare an.

▼B**D. Metodele de referință pentru urmărirea și evaluarea rezultatelor**

1. Statele membre asigură aplicarea unei metode de supraveghere care să corespundă cel puțin cerințelor descrise mai jos.

Se pot folosi alte metode decât cele prevăzute la punctele 2, 3 și 4, cu condiția să se poată dovedi că acestea permit obținerea unor rezultate echivalente.

Statele membre transmit Comisiei toate informațiile corespunzătoare privind metodele aplicate. Dacă estimează că nu se îndeplinesc condițiile prevăzute la punctele 2, 3 și 4, Comisia prezintă Consiliului o propunere corespunzătoare în această privință.

2. Pe o perioadă de 24 de ore se prelevează probe, proporțional cu debitul sau la intervale regulate, într-un punct bine determinat la ieșirea din și, dacă este necesar, la intrarea în instalația de tratare, pentru a se verifica dacă se respectă dispozițiile prezentei directive în domeniul evacuărilor de ape uzate.

Se vor aplica practici internaționale de laborator corecte, pentru a reduce la minimum degradarea probelor între momentul colectării și cel al analizei.

3. Numărul minim de probe care trebuie prelevate la intervale regulate într-un an se fixează în funcție de mărimea stației de epurare:

— EL cuprins între 2 000 și 9 999: 12 probe în cursul primului an și 4 probe în anii următori, dacă se poate demonstra că apele respectă dispozițiile prezentei directive în primul an; dacă una dintre cele 4 probe nu corespunde normelor, în anul următor se vor preleva 12 probe.

— EL cuprins între 10 000 și 49 999: 12 probe

— EL de 50 000 sau mai mult: 24 probe

4. Se consideră că apele uzate tratate respectă valorile fixate pentru diferiți parametri dacă, pentru fiecare parametru în parte, eșantioanele prelevate arată că se respectă valorile corespunzătoare, în funcție de următoarele dispoziții:

(a) pentru parametrii care figurează în tabelul 1 și la articolul 2 punctul 7, numărul maxim de probe care pot să nu corespundă valorilor de concentrație și/sau procentelor de reducere indicate în tabelul 1 și la articolul 2 punctul 7 este precizat în tabelul 3;

(b) pentru parametrii care figurează în tabelul 1 și care sunt exprimați în valori de concentrație, numărul maxim de probe prelevate în condiții de exploatare normale nu trebuie să se abată cu mai mult de 100 % de valorile parametrilor. Pentru valorile de concentrație care se raportează la totalul de materii solide în suspensie, abaterea poate merge până la 150 %;

(c) pentru parametrii care figurează în tabelul 2, media anuală a probelor trebuie să respecte valorile corespunzătoare, pentru fiecare parametru.

5. Pentru calitatea apei avută în vedere, nu se ține seama de valorile extreme, dacă acestea se datorează unor circumstanțe excepționale, cum ar fi precipitațiile intense.

▼B

Tabelul 1: Dispoziții privind evacuările provenind de la stații de epurare a apelor urbane reziduale în conformitate cu dispozițiile articolelor 4 și 5 din prezenta directivă. Se va aplica valoarea concentrației sau procentul de reducere.

Parametri	Concentrație	Procent minim de reducere ⁽¹⁾	Metodă de măsurare de referință
Cerere biochimică de oxigen (CBO5 la 20 °C) fără nitrificare ⁽²⁾	25 mg/l O ₂	70-90 40 conform articolului 4 alineatul (2)	Probă omogenizată, nefiltrată, nedecantată. Determinarea oxigenului dizolvat înainte și după o incubare de 5 zile la 20 °C ± 1 °C, în întuneric complet. Adaos de inhibitor de nitrificare.
Cerere chimică de oxigen (CCO)	125 mg/l O ₂	75	Probă omogenizată, nefiltrată, nedecantată. Bicromat de potasiu.
Totalul materiilor solide în suspensie	35 mg/l ⁽³⁾ 35 conform articolului 4 alineatul (2) (peste 10 000 EL) 60 conform articolului 4 alineatul (2) (de la 2 000 la 10 000 EL)	90 ⁽³⁾ 90 conform articolului 4 alineatul (2) (peste 10 000 EL) 70 conform articolului 4 alineatul (2) (de la 2 000 la 10 000 EL)	— Filtrarea unei probe reprezentative pe o membrană de 0,45 μm, uscare la 105 °C și cântărire. — Centrifugarea unei probe reprezentative (timp de cel puțin 5 minute, cu accelerare medie de 2 800-3 200 g), uscare la 105 °C, cântărire.

⁽¹⁾ Reducere în raport cu valorile la intrare.

⁽²⁾ Acest parametru se poate înlocui cu un altul: carbon organic total (COT) sau cerere totală de oxigen (CTO), dacă se poate stabili o relație între CBO5 și parametrul înlocuitor.

⁽³⁾ Această cerință este facultativă.

Analizele privind evacuările care provin din depozite lagunare trebuie efectuate pe probe filtrate; cu toate acestea, concentrația totalului de materii solide în suspensie în probele de apă nefiltrată nu trebuie să depășească 150 mg/l.

▼ **M1**

Tabelul 2: Cerințe pentru evacuările din uzinele de tratare a apelor urbane reziduale în zone sensibile expuse eutrofizării, identificate în anexa II punctul (A) litera (a). În funcție de condițiile locale, se aplică unul sau doi parametri. Se aplică valorile concentrației sau procentajul de reducere.

Parametri	Concentrație	Procentaj minim de reducere ⁽¹⁾	Metodă de măsurare de referință
Total fosfor	2 mg/l (10 000-100 000 e.p.) 1 mg/l (e.p.> 100 000)	80	Spectrofotometrie de absorbție moleculară
Total azot ⁽²⁾	15 mg/l (10 000-100 000 e.p.) ⁽³⁾ 10 mg/l (e.p.> 100 000) ⁽³⁾	70-80	Spectrofotometrie de absorbție moleculară

⁽¹⁾ Reducere în raport cu cantitatea de efluent.

⁽²⁾ Total azot reprezintă suma dintre totalul de azot Kjeldahl (azot organic și amoniacal), azotul din nitrați și azotul din nitriți.

⁽³⁾ Aceste valori pentru concentrație sunt mediile anuale prevăzute în anexa I alineatul D punctul 4 litera (c). Totuși, cerințele pentru azot pot fi verificate folosindu-se medii zilnice atunci când se dovedește, în conformitate cu anexa I alineatul D punctul 1, că se obține același nivel de protecție. În acest caz, media zilnică nu trebuie să depășească 20 mg/l de total azot pentru toate mostrele când temperatura efluentului din reactorul biologic este mai mare sau egală cu 12 °C. Condițiile de temperatură pot fi înlocuite printr-o limitare a timpului de operare ținând cont de condițiile climatice regionale.

▼B*Tabelul 3*

Număr de probe prelevate într-un an	Număr maxim admis de probe neconforme
4-7	1
8-16	2
17-28	3
29-40	4
41-53	5
54-67	6
68-81	7
82-95	8
96-110	9
111-125	10
126-140	11
141-155	12
156-171	13
172-187	14
188-203	15
204-219	16
220-235	17
236-251	18
252-268	19
269-284	20
285-300	21
301-317	22
318-334	23
335-350	24
351-365	25



ANEXA II

CRITERII DE IDENTIFICARE A ZONELOR SENSIBILE ȘI MAI PUȚIN SENSIBILE

A. Zonele sensibile

O masă de apă trebuie identificată ca zonă sensibilă dacă aparține uneia dintre următoarele grupe:

- (a) lacuri naturale cu apă dulce, alte mase de apă dulce, estuare și ape litorale, despre care s-a stabilit că sunt eutrofe sau ar putea deveni în curând eutrofe, dacă nu se iau măsuri de protecție.

Se poate ține seama de următoarele aspecte în cursul examinării elementelor nutritive care trebuie reduse printr-o tratare complementară:

- (i) lacuri și cursuri de apă care se varsă în lacuri/bazine de acumulare/golfuri închise unde s-a constatat că schimbul de apă este slab, ceea ce poate genera un fenomen de acumulare. Este necesar să se prevadă o eliminare a fosforului din aceste zone, cu excepția cazului în care se poate demonstra că această eliminare nu va avea efecte asupra eutrofizării. Se poate, de asemenea, preconiza eliminarea azotului în cazul evacuărilor care provin de la marile aglomerări;
- (ii) estuare, golfuri și alte ape litorale unde s-a constatat că schimbul de apă este slab sau care primesc mari cantități de elemente nutritive. Evacuările care provin din mici aglomerări prezintă, în general, puțină importanță în aceste zone, dar, în ceea ce privește marile aglomerări, trebuie prevăzută eliminarea fosforului și/sau a azotului, cu excepția cazului în care se demonstrează că această eliminare nu are efecte asupra nivelului de eutrofizare;
- (b) ape dulci de suprafață destinate captării apei potabile și care ar putea conține o concentrație de nitrați superioară celei prevăzute de dispozițiile corespunzătoare ale Directivei 75/440/CEE a Consiliului din 16 iunie 1975 privind cerințele de calitate pentru apa de suprafață destinată preparării apei potabile în statele membre ⁽¹⁾, dacă nu se iau măsuri în acest sens;
- (c) zone pentru care este necesară o tratare complementară celei prevăzute la articolul 4 din prezenta directivă pentru a respecta directivele Consiliului.

B. Zonele mai puțin sensibile

O masă sau o zonă de apă marină poate fi identificată ca zonă mai puțin sensibilă dacă evacuarea de ape uzate nu deteriorează mediul având în vedere morfologia, hidrologia sau condițiile hidraulice specifice zonei respective.

În cursul identificării zonelor mai puțin sensibile, statele membre țin seama de faptul că încărcătura evacuată riscă să fie transferată spre zonele adiacente unde aceasta ar putea altera mediul. Statele membre recunosc prezența zonelor sensibile din afara jurisdicției lor naționale.

Se ține seama de următoarele elemente în cursul identificării zonelor mai puțin sensibile:

golfuri deschise, estuare și alte ape litorale cu un schimb bun de apă și fără risc de eutrofizare sau de pierdere de oxigen sau despre care se consideră că este puțin probabil să devină eutrofe sau să piardă oxigen în urma evacuării apelor urbane reziduale.

⁽¹⁾ JO L 194, 25.7.1975, p. 26. Directivă, astfel cum a fost modificată prin Directiva 79/869/CEE (JO L 271, 29.10.1979, p. 44).

▼B

ANEXA III

SECTOARE INDUSTRIALE

1. Prelucrarea laptelui.
2. Fabricarea de produse pe bază de fructe și legume.
3. Fabricarea și îmbutelierea băuturilor nealcoolice.
4. Prelucrarea cartofilor.
5. Industria cărnii.
6. Fabricarea berii.
7. Producerea alcoolului și a băuturilor alcoolice.
8. Fabricarea de alimente destinate animalelor pe baza unor produse vegetale.
9. Fabricarea de gelatină și lipici din piei și oase.
10. Fabricarea malțului.
11. Industria de prelucrare a peștelui.

СВОДНЫЙ ТЕКСТ

Директива Совета 91/271/ЕЕС от 21 мая 1991 г. об очистке городских стоков, дополненная Директивой 98/15/ЕС

Официальный Вестник L 135 , 30/05/1991 стр. 0040 - 0052

ДИРЕКТИВА СОВЕТА от 21 мая 1991 г. об очистке городских стоков (91/271/ЕЕС).

СОВЕТ ЕВРОПЕЙСКОГО СООБЩЕСТВА,
принимая во внимание Договор об образовании Европейского Экономического Сообщества, в частности, статьи 130s,
принимая во внимание предложение Комиссии (1),
принимая во внимание мнение Европарламента (2),
принимая во внимание мнение Комитета по экономическим и социальным вопросам (3), а также,

УЧИТЫВАЯ,

- что Резолюция Совета от 28 июня 1988 г. о защите акватории Северного моря и прочих водоемов Сообщества (4) предложила Комиссии представить соображения по мерам, необходимым на уровне Сообщества для обеспечения очистки городских стоков;
- что загрязнение окружающей среды из-за недостаточной очистки стоков в одном государстве-члене ЕС часто влияет на ситуацию в водоемах других государствах-членах ЕС, в то время как, согласно Статье 130g необходимо принимать меры на уровне Сообщества;
- что для защиты окружающей среды от воздействия утилизации недостаточно очищенных городских стоков имеется общая необходимость в организации вторичной очистки городских стоков;
- что имеется необходимость ужесточить процедуру очистки стоков для наиболее важных участков, в то время, как для некоторых менее важных участков, достаточно будет обойтись первичной очисткой;
- что для промышленных стоков, попадающих в системы сбора, а также для сбросов с сооружений очистки городских стоков и утилизируемого шлама должны быть выработаны общие правила или нормативные акты и / или конкретные разрешения;
- что для способных к биологическому разложению промышленных стоков с предприятий ряда отраслей, которые не направляются на сооружения очистки городских стоков перед их сбросом в принимающие водотоки, необходимо установить соответствующие требования;
- что следует поощрять рециркуляцию шлама, образующегося после очистки стоков, сопровождая этот процесс постепенным прекращением утилизации шлама в поверхностных водоемах;
- что имеется необходимость проводить мониторинг очистных сооружений, принимающих водотоков и утилизации шлама для обеспечения защиты окружающей среды от вредного воздействия сброса сточных вод;
- что важно обеспечить доступность для общественности информации об утилизации стоков и шлама в форме периодических отчетов;
- что государства-члены ЕС обязаны разработать и представить в Комиссию

национальные программы по имплементации данной Директивы;
- что необходимо создать Комитет, который оказывал бы помощь Комиссии в ее работе по имплементации данной Директивы и ее адаптации в условиях технического прогресса,

УТВЕРДИЛ СЛЕДУЮЩУЮ ДИРЕКТИВУ:

Статья 1

Данная Директива касается сбора, очистки и удаления городских стоков, а также очистки и удаления стоков предприятий некоторых отраслей промышленности. Целью данной Директивы является защита окружающей среды от вредного воздействия сбросов вышеупомянутых стоков.

Статья 2

В рамках данной Директивы

1. Термин 'городские стоки' означает стоки бытового происхождения или смесь бытовых стоков с промышленными и / или дождевыми стоками;
2. 'Стоки бытового происхождения' - стоки из систем канализации населенных пунктов, по большей части составлены из продуктов человеческой жизнедеятельности;
3. 'Промышленные стоки' - любые стоки с объектов, занятых какой-либо коммерческой или промышленной деятельностью, кроме стоков бытового происхождения и дождевых стоков;
4. 'Агломерация' - район сосредоточения населения и /или экономической деятельности, достаточного для сбора городских стоков и их отвода на очистные сооружения или на пункт окончательного сброса;
5. 'Система сбора' означает канализационную систему, которая собирает и отводит городские сточные воды;
6. '1 ЭН (эквивалент населения)' – органический, способный к биологическому разложению объем загрязнителей, имеющий 5-дневный показатель биохимического потребления кислорода (БПК5), равный 60 г кислорода в день;
7. 'Первичная очистка' – очистка городских сточных вод путем физического и /или химического процесса, который обеспечивает осаждение взвешенных твердых частиц или другие процессы, при которых показатель БПК5 для неочищенных стоков в процессе очистки как минимум снижается на 20%, а общее содержание взвешенных твердых частиц в неочищенных стоках - на 50 %;
8. 'Вторичная очистка' – очистка городских стоков путем, как правило, биологического процесса, сопровождаемого вторичным осаждением или другого процесса, при котором соблюдаются требования Таблицы 1 Приложения I;
9. 'Соответствующая очистка' – очистка городских стоков путем любого процесса и /или системы удаления, в результате которой водотоки, принимающие сбросы, отвечают соответствующим требованиям к качеству и положениям этой и прочих Директив Сообщества;
10. 'Шлам' - очищенный или неочищенный осадок, остающийся после очистки городских стоков очистными сооружениями;
11. 'Эвтрофикация' – процесс накопления в водоеме питательных веществ, в особенности нитраты и фосфаты, что приводит к быстрому росту водорослей и водных растений и нежелательным нарушениям баланса водных организмов, а также изменениям качества воды;
12. 'Устье реки' – переходный участок в месте впадения пресной речной воды в

прибрежные воды. В рамках данной Директивы определение внешних (морских) границ для устья рек является для государств-членов ЕС частью программы имплементации в соответствии с положениями Статьи 17 (1) и (2);

13. 'Прибрежные воды' – воды за пределами линии отлива или предельной границей устья.

Статья 3

1. Государства-члены ЕС обязаны обеспечить, чтобы все агломерации оснащались системами сбора городских стоков,
- не позднее 31 декабря 2000 г. – для агломераций с эквивалентом населения (ЭН) более 15000,

- не позднее 31 декабря 2005 г. – для агломераций со значением ЭН 2000 - 15000. Для городских стоков, сбрасываемых в принимающие водотоки, статус которых определяется Статьей 5 как 'наиболее важные участки', государства-члены ЕС обязаны не позднее 31 декабря 1998 г. обеспечить обустройство систем сбора для агломераций со значением ЭН более 10000.

Там, где обустройство системы сбора является неоправданным в силу отсутствия какой-либо выгоды для окружающей среды или чрезмерной стоимости проекта, для достижения того же уровня защиты окружающей среды должны использоваться индивидуальные или другие подходящие системы.

2. Системы сбора, упомянутые в параграфе 1, должны отвечать требованиям Приложения I (А). В эти требования могут быть внесены изменения в соответствии с процедурой, изложенной в Статье 18.

Статья 4

1. Государства-члены ЕС обязаны обеспечить, чтобы городские стоки, попадающие в систему сбора, перед сбросом подвергались вторичной или эквивалентной ей очистке:

- не позднее 31 декабря 2000 г. - для всех сбросов из агломераций со значением ЭН более 15000,

- не позднее 31 декабря 2005 г. - для всех сбросов из агломераций со значением ЭН 10000 – 15000,

- не позднее 31 декабря 2005 г. - для всех сбросов в пресные водоемы и устья рек из агломераций со значением ЭН 2000 – 10000.

2. Сбросы городских стоков в водоемы, расположенные в высокогорных районах (выше 1500 м над уровнем моря), где использование эффективной биологической очистки затруднительно из-за низких температур, могут подвергаться менее строгой процедуре очистки, чем предписано параграфом 1, при условии предоставления доказательств, что такие сбросы не будут оказывать вредного воздействия на окружающую среду.

3. Сбросы с сооружений очистки городских стоков, упомянутые в параграфах 1 и 2, должны отвечать соответствующим требованиям Приложения I В. В эти требования могут быть внесены изменения в соответствии с процедурой, изложенной в Статье 18.

4. Объем загрязнителей, выраженный в ЭН, должен рассчитываться на основе максимальной средней недельной нагрузки на очистные сооружения, зафиксированной в течение года, за исключением аномальных ситуаций, например, обильного выпадения осадков.

Статья 5

1. Применительно к параграфу 2, государства-члены ЕС обязаны к 31 декабря 1993 г. идентифицировать наиболее важные участки в соответствии с критериями, определенными в Приложении II.
2. Государства-члены ЕС обязаны обеспечить, чтобы городские стоки, попадающие в систему сбора, перед сбросом в наиболее важные участки подвергались более строгой процедуре очистки, чем предписано Статьей 4 – не позднее 31 декабря 1998 для всех сбросов из агломераций со значением ЭН более 10000.
3. Сбросы с сооружений очистки городских стоков, упомянутые в параграфе 2, должны отвечать соответствующим требованиям Приложения I В. В эти требования могут быть внесены изменения в соответствии с процедурой, изложенной в Статье 18.
4. С другой стороны, требования к отдельным предприятиям, изложенные в параграфах 2 и 3, могут не применяться для наиболее важных участков, если обеспечено, что минимальный процент снижения общего объема загрязнителей на всех сооружениях очистки городских стоков в данном районе достигает, по меньшей мере, 75% для фосфатов и 75% - для нитратов.
5. Сбросы с сооружений очистки городских стоков, расположенных на соответствующих площадях водосбора наиболее важных участков и загрязняющих окружающую среду данных участков, должны регулироваться положениями параграфов 2, 3 и 4.
В случаях, когда вышеупомянутые площади водосбора частично или полностью располагаются на территории другого государства-члена ЕС, применяется Статья 9.
6. Государства-члены ЕС обязаны обеспечить, чтобы идентификация наиболее важных участков проводилась как минимум раз в течение 4 года.
7. Государствам-членам ЕС отводится 7-летний срок для того, чтобы обеспечить соответствие вышеупомянутым требованиям всех участков, идентифицированных согласно параграфу 6 как наиболее важные.
8. Государство-член ЕС не обязано идентифицировать наиболее важные участки в рамках данной Директивы, если она применяет процедуру очистки согласно параграфам 2, 3 и 4 на всей своей территории.

Статья 6

1. Применительно к параграфу 2, государства-члены ЕС могут к 31 декабря 1993 г. идентифицировать менее важные участки в соответствии с критериями, определенными в Приложении II.
2. Сбросы городских стоков из агломераций со значением ЭН в 10000 – 15000 в прибрежные воды и сбросы из агломераций со значением ЭН в 2000 – 10000 в устья рек, расположенные в районах, упомянутых в параграфе 1, могут подвергаться менее строгой процедуре очистки, предписанной Статьей 4, при условии, что:
 - такие сбросы проходят как минимум первичную очистку согласно Статье 2 (7) в соответствии процедурами контроля, изложенными в Приложении I D,
 - результаты проведенных исследований показывают, что такие сбросы не будут оказывать вредного воздействия на окружающую среду.Государства-члены ЕС обязаны предоставить в Комиссию всю необходимую информацию относительно вышеупомянутых исследований.
3. Если Комиссия сочтет, что условия, изложенные в параграфе 2, не выполнены,

она представит в Совет соответствующие предложения.

4. Государства-члены ЕС обязаны обеспечить, чтобы идентификация менее важных участков проводилась как минимум раз в течение 4 года.

5. Государствам-членам ЕС отводится 7-летний срок для того, чтобы обеспечить соответствие участков, которые утратили свой статус 'менее важных' соответствующим требованиям Статей 4 и 5.

Статья 7

Государства-члены ЕС обязаны обеспечить, чтобы к 31 декабря 2005 г. городские стоки, попадающие в систему сбора, перед сбросом проходили соответствующую очистку согласно положениям Статьи 2 (9) в следующих случаях:

- при сбросе в пресные водоемы и устья рек из агломераций со значением ЭН менее 2000;

- при сбросе в прибрежные воды из агломераций со значением ЭН менее 10000.

Статья 8

1. Государства-члены ЕС могут в исключительных случаях, в силу технических проблем и только для части населения, проживающей в определенном географическом районе, подать в Комиссию запрос на продление срока, установленного для выполнения положений Статьи 4.

2. В таком запросе, который должен быть надлежащим образом обоснован, необходимо ясно изложить имеющиеся технические проблемы и представить программу действий с графиком их выполнения для обеспечения имплементации данной Директивы. Такой график должен быть включен в программу имплементации, упоминаемой в Статье 17.

3. Приниматься во внимание могут только технические причины, и продление срока, упомянутое в параграфе 1, не может устанавливаться позже 31 декабря 2005 года.

4. Комиссия должна рассмотреть такой запрос и принять соответствующие меры согласно процедуре, изложенной в Статье 18.

5. В исключительных обстоятельствах, когда может быть продемонстрировано, что более тщательная очистка стоков не принесет пользу окружающей среде, сбросы в менее важные участки стоков из агломераций со значением ЭН более 150000 могут подвергаться очистке согласно положениям Статьи 6 о стоках из агломераций со значением ЭН 10000 – 15000.

В таких случаях, государства-члены ЕС должны заранее представить в Комиссию всю необходимую документацию. Комиссия рассмотрит каждый случай и примет соответствующие меры согласно процедуре, изложенной в Статье 18.

Статья 9

В том случае, когда воды, находящиеся под юрисдикцией какого-либо государства-члена ЕС, подвергаются вредному воздействию городских стоков из другого государства-члена ЕС, пострадавшее государство-член ЕС может уведомить другую страну и Комиссию о происходящем.

В этом случае государства-члены ЕС, имеющие отношение к данному вопросу, обязаны при необходимости организовать необходимые консультации с Комиссией для уточнения сбросов и мер, которые необходимо принять на местах для защиты водоемов с тем, чтобы обеспечить соответствие положениям данной Директивы.

Статья 10

Государства-члены ЕС обязаны обеспечить, чтобы сооружения очистки городских стоков, возводимые в соответствии с требованиями Статей 4, 5, 6 и 7, проектировались, строились и эксплуатировались так, чтобы обеспечить их бесперебойное функционирование при любых нормальных местных климатических условиях. При проектировании станций должны учитываться сезонные колебания нагрузки.

Статья 11

1. Государства-члены ЕС обязаны обеспечить, чтобы до 31 декабря 1993 г. сбросы промышленных стоков в системы сбора и на сооружения очистки городских стоков проводились в соответствии с ранее принятыми нормативными актами и /или конкретными разрешениями, полученными от компетентного органа или соответствующих организаций.
2. Нормативные акты и /или конкретные разрешения должны отвечать требованиям Приложения I C. В эти требования могут быть внесены изменения в соответствии с процедурой, изложенной в Статье 18.
3. Нормативные акты и /или разрешения должны регулярно пересматриваться и, при необходимости, в них должны вноситься соответствующие изменения.

Статья 12

1. Очищенные стоки должны по возможности привлекаться к повторному использованию. Маршруты их утилизации должны быть разработаны так, чтобы свести к минимуму отрицательное воздействие на окружающую среду.
2. Компетентные органы или соответствующие организации обязаны обеспечить, чтобы утилизация городских стоков, прошедших очистку на очистных сооружениях, проводилась согласно ранее принятым нормативным актам и / или конкретным разрешениям.
3. Ранее принятые нормативные акты и / или конкретные разрешения на сбросы с сооружений очистки городских стоков согласно параграфу 2 для агломераций со значением ЭН 2000-10000 (в случае сброса в пресноводные водоемы и устья рек), а также со значением ЭН более 10000 (для всех сбросов), должны отвечать соответствующим требованиям Приложения I B. В эти требования могут быть внесены изменения в соответствии с процедурой, изложенной в Статье 18.
4. Нормативные акты и /или разрешения должны регулярно пересматриваться и, при необходимости, в них должны вноситься соответствующие изменения.

Статья 13

1. Государства-члены ЕС обязаны обеспечить, чтобы к 31 декабря 2000 г. способные к биологическому разложению промышленные стоки с предприятий отраслей, перечисленных в Приложении III, которые сбрасываются в принимающие водотоки, минуя очистные сооружения, перед сбросом соответствовали требованиям ранее принятых нормативных документов и / или разрешений компетентных органов или соответствующих организаций - для всех сбросов с предприятий, значение ЭН которых соответствует 4000 или более.
2. К 31 декабря 1993 г. компетентный орган или соответствующая организация в каждом государстве-члене ЕС обязаны определить требования к сбросам таких стоков в соответствии со спецификой конкретных отраслей.
3. Комиссия должна провести сравнительный анализ требований, установленных странами ЕС к 31 декабря 1994 г. Результаты анализа должны быть

опубликованы в отчете и, при необходимости, сопровождаться соответствующими предложениями.

Статья 14

1. Шлам, остающийся после процесса очистки стоков, должен по возможности привлекаться к повторному использованию. Маршруты его утилизации должны быть разработаны так, чтобы свести к минимуму отрицательное воздействие на окружающую среду.
2. Компетентные органы или соответствующие организации обязаны обеспечить, чтобы до 31 декабря 1998 г. утилизация шлама с очистных сооружений проводилась в соответствии с общими правилами, регистрацией или разрешением.
3. Государства-члены ЕС обязаны обеспечить, чтобы к 31 декабря 1998 г. была полностью прекращена утилизация шлама в поверхностные водоемы путем его сваливания с морских судов, сбросов из трубопроводов, а также прочими способами.
4. До прекращения способов утилизации, упомянутых в параграфе 3, государства-члены ЕС обязаны обеспечить их лицензирование, а также прогрессивное снижение общего содержания токсичных, стойких или биоаккумулируемых веществ в утилизируемом в поверхностных водоемах шламе.

Статья 15

1. Компетентные органы или соответствующие организации обязаны вести мониторинг:

-сбросов с сооружений очистки городских стоков для проверки соблюдения требований Приложения I.B в соответствии с контрольными процедурами, изложенными в Приложении I.D,

- объемов и химического состава шлама, утилизируемого в поверхностных водоемах.

2. Компетентные органы или соответствующие организации обязаны вести мониторинг стоков, сбрасываемых с очистных сооружений, а также прямых сбросов согласно требованиям Статьи 13 в тех случаях, когда возможно значительное воздействие на окружающую среду.
3. В случае сбросов, проводимых в соответствии с положениями Статьи 6 и утилизации шлама в поверхностных водоемах, государства-члены ЕС обязаны вести мониторинг и любые другие релевантные исследования для проверки того, что такие сбросы или утилизация не оказывают вредного воздействия на окружающую среду.
4. Информация, собираемая компетентными органами или соответствующими организациями в исполнение требований параграфов 1, 2 и 3, должна оставаться в конкретном государстве-члене ЕС и предоставляться Комиссии в течение шести месяцев с момента получения запроса на нее.
5. Инструкции по мониторингу, упомянутому в параграфах 1, 2 и 3, могут формулироваться в соответствии с процедурой, изложенной в Статье 18.

Статья 16

Не ущемляя имплементацию положений Директивы Совета 90/313/ЕЕС от 7 июня 1990 г. о свободе доступа к информации, касающейся окружающей среды (5), государства-члены ЕС должны обеспечить, чтобы раз в два года

соответствующие органы или организации публиковали отчеты о текущей ситуации в своих регионах по утилизации городских стоков и шлама. Отчеты должны направляться в Комиссию государствами-членами ЕС сразу после их опубликования.

Статья 17

1. Государства-члены ЕС обязаны к 31 декабря 1993 г. разработать программу имплементации данной Директивы.
2. Государства-члены ЕС обязаны к 30 июня 1994 г. предоставить Комиссии информацию об этой программе.
3. При необходимости, государства-члены ЕС обязаны раз в два года к 30 июня предоставлять в Комиссию информацию, упомянутую в параграфе 2.
4. Методы и структура отчетности по национальным программам должны определяться в соответствии с процедурой, изложенной в Статье 18. Любые изменения и дополнения к этим методам и структуре должны разрабатываться в соответствии с той же процедурой.
5. Комиссия должна раз в два года проводить анализ и оценку информации, полученной в исполнение параграфов 2 и 3 данной Статьи и публиковать соответствующий отчет.

Статья 18

1. Деятельности Комиссия должен оказывать содействие специальный Комитет, образованный из представителей государств-членов ЕС и возглавляемый представителем Комиссии.
2. Представитель Комиссии должен представить на рассмотрение комитета проект предлагаемых мер. Комитет обязан высказать свое мнение по проекту в установленный срок, который может быть определен председателем в зависимости от срочности вопроса. Мнение комитета должно определяться большинством в соответствии с процедурой, изложенной в Статье 148 (2) Договора для случаев, когда предложения, утверждаемые Советом, должны исходить от Комиссии. Подсчет голосов представителей государств-членов ЕС в комитете должен вестись в соответствии с процедурой, изложенной в этой Статье. Председатель не имеет права голоса.
3. (a) Комиссия обязана утвердить предлагаемые меры, если они поддержаны комитетом.
(b) Если комитет выскажется против предлагаемых мер или не придет к определенному мнению, Комиссия обязана без промедления представить в Совет свои предложения по предпринимаемым мерам. Совет должен голосовать квалифицированным большинством. Если по истечении трех месяцев со дня подачи предложения в его адрес Совет не предпримет никаких действий, Комиссия обязана утвердить предлагаемые меры, за исключением случаев, когда Совет выскажется против них простым большинством.

Статья 19

1. Государства-члены ЕС обязаны ввести в действие законы, нормативные документы и административные положения, необходимые для соблюдения требований данной Директивы не позднее 30 июня 1993 г., о чем должны поставить в известность Комиссию.
2. Меры, принятые государствами-членами ЕС в исполнение параграфа 1, должны содержать ссылку на данную Директиву или должны сопровождаться

такой ссылкой при их официальной публикации. Способы опубликования такой ссылки должны определяться самими государствами-членами ЕС.

3. Государства-члены ЕС должны довести до сведения Комиссии тексты основных положений национальных законов, которые будут приняты в области, относящейся к компетенции данной Директивы.

Статья 20

Данная Директива адресована государствам-членам ЕС. Подготовлена в Брюсселе 21 мая 1991 г. От имени Совета,
Президент
Р. СТЕЙХЕН

(1) OJ №С 1, 4. 1. 1990, с. 20 и OJ №С 287, 15. 11. 1990, с. 11.

(2) OJ №С 260, 15. 10. 1990, с. 185.

(3) OJ № С 168, 10. 7. 1990, с. 36.

(4) OJ № С 209, 9. 8. 1988, с. 3.

(5) OJ № L 158, 23. 6. 1990, с. 56.

ПРИЛОЖЕНИЕ I

ТРЕБОВАНИЯ К ГОРОДСКИМ СТОКАМ

А. системы сбора (1)

Системы сбора должны учитывать требования к очистке стоков.

Проектирование, строительство и эксплуатация систем сбора должны вестись с использованием последних технических достижений, но без чрезмерных затрат и с учетом:

- объема и характеристик городских стоков,
- предотвращения утечек,
- ограничения загрязнения принимающих водотоков из-за переполнения очистных сооружений дождевыми стоками.

В. Сброс с сооружений очистки городских стоков в принимающие водотоки (1)

1. Очистные сооружения должны быть перепроектированы или модифицированы так, чтобы обеспечить получение репрезентативных образцов как неочищенных, так и очищенных стоков до момента их сброса в принимающие водотоки.

2. Сбросы с сооружений очистки городских стоков, подлежащие очистке в соответствии со Статьей 4 и 5, должны отвечать требованиям, изложенным в Таблице 1.

3. Сбросы с сооружений очистки городских стоков в наиболее важные участки, подверженные эвтрофикации согласно Приложению II.A (а), должны кроме прочего, отвечать требованиям, изложенным в Таблице 2 этого Приложения.

4. Более строгие требования, чем те, которые изложены в Таблице 1 и /или

Таблице 2, должны применяться по необходимости для обеспечения того, чтобы принимающие водотоки соответствовали требованиям всех прочих релевантных Директив.

5. Пункты сброса городских стоков должны сооружаться как можно дольше с тем, чтобы свети к минимуму воздействие на принимающие водотоки.

С. Промышленные стоки

Промышленные стоки, попадающие в системы сбора и сооружения очистки городских стоков, должны подвергаться такой степени очистки, которая необходима для:

- защиты здоровья персонала очистных сооружений и систем сбора,
- исключения повреждений систем сбора, очистных сооружений и их оборудования,
- обеспечения бесперебойного функционирования сооружений по очистке сточных вод и шлама,
- исключения воздействия сбросов с очистных сооружений на окружающую среду или такого воздействия на принимающие водотоки, в результате которого они перестают соответствовать условиям прочих Директив Сообщества,
- обеспечения способов утилизации шлама, безопасных для окружающей среды.

Д. Методы мониторинга и оценки результатов

1. Государства-члены ЕС обязаны обеспечить применение метода мониторинга, как минимум, соответствующего уровню перечисленных далее требований. Методы, альтернативные упомянутым в параграфах 2, 3 и 4 также могут использоваться, если будет доказано, что они дают эквивалентные результаты. Государства-члены ЕС обязаны предоставить Комиссии всю необходимую информацию о применяемых методах. Если Комиссия сочтет, что условия, оговоренные параграфами 2, 3 и 4, не выполнены, она представит соответствующее предложение в Совет.

2. Образцы (пропорционально нагрузке на очистные сооружения или отбираемые в определенные часы) должны отбираться в одном и том же установленном месте на выходе и, при необходимости, на входе очистных сооружений для обеспечения соблюдения требований данной Директивы в части сбрасываемых стоков.

В процессе работы должны применяться общепринятые лабораторные методы с тем, чтобы свести к минимуму деградацию образцов за период времени с отбора до анализа.

3. Минимальное годовое количество образцов должно устанавливаться в соответствии с размерами очистных сооружений и отбираться регулярно в течение всего года:

- для ЭН 2000 - 9999: 12 образцов в течение 1-го года, по 4 образца в последующие годы, если будет доказано, что стоки в течение первого года соответствуют положениям Директивы для параметров из Таблицы; если один из четырех образцов не уложится в норму, в последующий год отбираются 12 образцов.

- для ЭН 10000 - 49999: 12 образцов.

- для ЭН 50000 и выше: 24 образца.

4. Очищенные стоки будут считаться отвечающими норме, если для каждого

отдельно взятого параметра образцы стоков покажут, что они соответствуют конкретному параметру следующим образом:

(а) для параметров из Таблицы 1 и Статьи 2 (7), максимальное количество образцов, не соответствующих нормам концентрации и снижения процентного содержания, перечисленным в таблице 1 и Статье 2 (7), указано в Таблице 3;

(б) для параметров из Таблицы 1, выраженных значениями концентрации, количество образцов, отобранных при нормальных условиях и не соответствующих нормам, не должно отклоняться от указанных значений более, чем на 100%. Для значений параметров концентрации, относящихся к общему содержанию взвешенных твердых частиц, могут приниматься отклонения до 1250%;

(с) для параметров из Таблицы 2 среднегодовые показатели образцов по каждому параметру не должны превышать предельных значений, установленных для конкретного параметра.

5. Экстремальные значения параметров, относящихся к качеству воды, не должны приниматься во внимание, если они получены в результате аномальных ситуаций, например, обильного выпадения осадков.

Table 1: Ограничения для сбросов с сооружений очистки городских стоков, подлежащих очистке в соответствии со Статьями 4 и 5 Директивы. Необходимо обеспечить безусловное соблюдение ограничений концентраций или снижения % содержания.

Параметры	Концентрация	Минимальный % снижения содержания (1)	Метод измерения
взвешенных твердых частиц	35 согласно Статье 4 (2) (ЭН более 10000)	90 согласно Статье 4 (2) (ЭН более 10000)	образца через мембрану 0,45 μm . Сушка при 105 $^{\circ}\text{C}$ и взвешивание

	60 согласно Статье 4 (2) (ЭН 2000-10000)	70 согласно Статье 4 (2) (ЭН 2000-10000)	- помещение репрезентативного образца в центрифугу (минимум на 4 минут со средним ускорением 2800 to 3200 g), сушка при 105 °С и взвешивание
<p>(1) Снижение по отношению к содержанию в поступающих на очистку стоках.</p> <p>(2) Этот параметр можно заменить другим: общее содержание органического углерода или общее потребление кислорода (ОПК), если можно установить, что между БПК5 и замещающим параметром имеется связь.</p> <p>(3) Данное требование не является обязательным.</p>			

Анализ сбросов с отстойников должен проводиться на фильтрованных образцах, однако, концентрация взвешенных твердых веществ в нефильтрованных образцах не должна превышать 150 mg/l.

Таблица 2: Ограничения для сбросов с сооружений очистки городских стоков в наиболее важные участки, подверженные эвтрофикации согласно Приложению П.А(а). В зависимости от местной ситуации, могут использоваться один или несколько параметров. Необходимо обеспечить безусловное соблюдение ограничений концентраций или снижения % содержания.

Параметры	Концентрация	Минимальный % снижения содержания (1)	Метод измерения
Всего фосфаты	2 mg/l (ЭН 10000-100000)	80	Спектрофотометрия методом молекулярной абсорбции
	1 mg/l (ЭН более 100000)		
Всего нитраты (2)	15 mg/l (ЭН 10000-100000) (3)	70-80	Спектрофотометрия методом молекулярной абсорбции
	10 mg/l (ЭН более 100000) (3)		
<p>(1) Снижение по отношению к содержанию в поступающих на очистку стоках.</p> <p>(2) Всего нитраты означает: общее содержание нитратов по Кьелдалю (органические и аммониевые азотные вещества), нитраты и нитриты.</p> <p>(3) Данные значения концентрации являются среднегодовыми, как указано в Приложении I, параграф D.4(с). Однако, можно использовать и</p>			

среднедневные значения, если, в соответствии в Приложении I, параграф D.1, будет доказано, что достигается тот же уровень защиты. В этом случае, среднедневные значения общего содержания нитратов не должны превышать 20mg/l для всех образцов, когда температура стоков в биологическом реакторе выше или равна 12⁰C. Температурные условия могут быть заменены ограничением времени операции для учета местных климатических условий.

Таблица 3

Серии образцов, отбираемых в любой год	Максимальное допустимое число образцов, не соответствующих норме
4-7	1
8-16	2
17-28	3
29-40	4
41-53	5
54-67	6
68-81	7
82-95	8
96-110	9
111-125	10
126-140	11
141-155	12
156-171	13
172-187	14
188-203	15
204-219	16
220-235	17
236-251	18
252-268	19
269-284	20
285-300	21
301-317	22
318-334	23
335-350	24
351-365	25

(1) OJ № L 194, 25. 7. 1975, с. 26, исправленная и дополненная Директивой 79/869/ЕЕС (OJ № L 271, 29. 10. 1979, с. 44). (1) Учитывая невозможность сооружения на практике систем сбора и очистных сооружений для обеспечения очистки всех стоков во время аномальных ситуаций (обильные осадки), государства-члены ЕС должны определить меры по ограничению загрязнения окружающей среды из-за переполнения очистных сооружений дождевыми стоками. Такие меры могут основываться, например, на определении какого-то допустимого количества таких переполнений в течение года.

ПРИЛОЖЕНИЕ II КРИТЕРИИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ НАИБОЛЕЕ ВАЖНЫХ И МЕНЕЕ ВАЖНЫХ УЧАСТКОВ

A. Наиболее важные участки

Водоем попадает под определение наиболее важного участка, если он является одним из ниже перечисленного:

(а) природные пресноводные озера, прочие пресноводные водоемы, устья рек и прибрежные воды, являющиеся эвтропичными или могущие стать таковыми в ближайшем будущем, если не будут предприняты защитные меры.

При определении того, содержание каких питательных веществ необходимо понизить в процессе очистки, необходимо принимать во внимание следующие характеристики:

(i) озера и ручьи, впадающие в озера / резервуары / закрытые заливы с плохим водообменном, в результате чего может возникнуть накопление питательных веществ. На этих участках необходимо обеспечить удаление фосфатов, если не будет доказано, что такое удаление не окажет никакого положительного эффекта на уровень эвтрофикации. Там, где имеет место сброс стоков из крупных агломераций, следует также рассмотреть необходимость удаления нитратов.

(ii) устья рек, заливы и прочие прибрежные воды с плохим водообменном или получающие большое количество питательных веществ. Для таких участков сбросы из малых агломераций обычно не слишком важны, однако для крупных агломераций необходимо обеспечить удаление фосфатов и нитратов, если не будет доказано, что такое удаление не окажет никакого положительного эффекта на уровень эвтрофикации;

(b) поверхностные пресные водоемы, предназначенные для забора питьевой воды, концентрация нитратов в которых может превысить значения, определенные соответствующими положениями Директивы Совета 75/440/ЕЕС от 16 июня 1975 г. о качестве поверхностных вод, предназначенных для забора питьевой воды в странах ЕС (1), если не предпринять защитные меры;

(c) участки, на которых для выполнения условий Директив Совета необходима более тщательная очистка, чем предписано Статьей 4 данной Директивы.

B. Менее важные участки

Морской водоем или его участок подпадает под определение менее важного участка, если сброс стоков не оказывает влияние на окружающую среду с точки зрения морфологии, гидрологии или прочих специфических условий в данном районе.

При определении менее важных участков, государства-члены ЕС обязаны принимать во внимание риски того, что сбрасываемые стоки могут переместиться на соседние участки, где могут нанести ущерб окружающей среде. Государства-члены ЕС должны признать наличие наиболее важных участков вне зоны их национальной юрисдикции.

При определении менее важных участков необходимо учитывать следующие характеристики:

открытые заливы, устья рек и прочие прибрежные воды с хорошим водообменом и не подверженные эвтрофикации или кислородному истощению, а также те, которым не грозит эвтрофикация или кислородное истощение из-за сброса

городских стоков.

ПРИЛОЖЕНИЕ III

ОТРАСЛИ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

1. Производство молочной продукции
2. Переработка фруктов и овощей
3. Производство и розлив безалкогольных напитков
4. Переработка картофеля
5. Мясопереработка
6. Пивоваренная промышленность
7. Производство спирта и спиртных напитков
8. Производство кормов для скота из растительного сырья
9. Производство желатина и клея из шкур и костей животных
10. Солодовни
11. Переработка рыбной продукции

Руководство по обеспечению качества питьевой воды, третье издание Том 1 - Рекомендации



Первое и второе издания Руководства ВОЗ по обеспечению качества питьевой воды использовались развивающимися и развитыми странами во всем мире в качестве основы для регулирования и установления стандартов в целях обеспечения безопасности питьевой воды. Они признали приоритет, который следует придавать вопросам обеспечения микробной безопасности, и представили нормативные величины в отношении большого числа химических вредных веществ.

Настоящее третье издание Руководства существенно обновлено и в нем учтены изменения, которые произошли в оценке рисков и управления рисками. В нем содержится описание "[Основы для безопасности питьевой воды](#)" и рассмотрена роль и обязанность различных участников, включая дополнительную роль национальных регулирующих органов, поставщиков, общин и независимых учреждений по "надзору".

Изменения в данном издании Руководства включают в значительной степени расширенное руководство по обеспечению микробной безопасности питьевой воды - в частности, посредством всеобъемлющих "[планов по обеспечению безопасности воды](#)", связанных с конкретной системой. Информация по многим химическим веществам была пересмотрена, и учтена новая научная информация, а также включена ранее не рассматриваемая информация о химических веществах. Впервые представлены обзоры многих передающихся через воду патогенов.

Признавая необходимость различных средств и подходов к вопросам защиты крупных запасов воды и запасов воды в общине, данное издание продолжает описывать основные характеристики подходов к каждому из них. Новые разделы посвящены применению Руководства в конкретных условиях, таких как чрезвычайные ситуации и бедствия, большие здания, упакованная вода/вода в бутылках, лица, совершающие поездки, системы опреснения воды, производство и обработка пищевых продуктов, а также обеспечение безопасности воды на кораблях и в авиации.

ГЛАВЫ НА РУССКОМ ЯЗЫКЕ

[Руководство по обеспечению качества питьевой воды, 3-е издание \[pdf 1.48Mb\]](#)

[Содержание, предисловие, выражение признательности, акронимы и сокращения \[pdf 386kb\]](#)

[1. Введение \[pdf 475kb\]](#)

[2. Руководство: основа для безопасной питьевой воды \[pdf 442kb\]](#)

[3. Цели, ориентированные на здоровье \[pdf 405kb\]](#)

[4. Планы безопасности воды \[pdf 650kb\]](#)

[5. Надзор \[pdf 462kb\]](#)

[7. Бактериальное содержание \[pdf 520kb\]](#)

[ПРИЛОЖЕНИЕ 4 - Сводные таблицы химических веществ \[pdf 231kb\]](#)

ГЛАВЫ НА АНГЛИЙСКОМ ЯЗЫКЕ

[6. Применение Руководства в конкретных условиях \[pdf 115kb\]](#)

[7. Аспекты микробного заражения \[pdf 302kb\]](#)

[8. Химические аспекты \[pdf 220kb\]](#)

[9. Радиационные аспекты \[pdf 94kb\]](#)

[10. Аспекты приемлемости \[pdf 72kb\]](#)

[11. Фактические данные по микробам \[pdf 332kb\]](#)

[12. Фактические данные по химическим веществам \[pdf 637kb\]](#)

[Приложение 1: Библиография \[pdf 62kb\]](#)

[Приложение 2: Участники разработки третьего издания Руководства \[pdf 106kb\]](#)

[Приложение 3: Предположения ввиду недостаточности данных \[pdf 35kb\]](#)

[Индекс \[pdf 130kb\]](#)

Руководство по обеспечению качества питьевой воды

ТРЕТЬЕ ИЗДАНИЕ

**Том 1
Рекомендации**



ВСЕМИРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ЗДРАВООХРАНЕНИЯ
Женева
2004 г.

Библиотечный каталог публикаций ВОЗ
Всемирная организация здравоохранения

Руководство по обеспечению качества питьевой воды. Том 1 : 3-е изд.

1. Питьевая вода – стандарты 2. Вода – стандарты 3. Качество воды – стандарты
4. Руководство I. Название

ISBN

(Классификация NLM : WA 675)

© Всемирная организация здравоохранения, 2004 г.

Все права охраняются. Публикации Всемирной организации здравоохранения можно получить в отделе сбыта и распространения публикаций Всемирной организации здравоохранения, 20 Avenue Appia, 1211 Geneva 27, Switzerland (тел.: +41 22 791 2476; факс: +41 22 791 4857; эл. почта: bookorders@who.int). Заявления о разрешении на перепечатку или перевод публикаций ВОЗ – для продажи или для некоммерческого распространения – следует направлять в Отдел публикаций по вышеуказанному адресу (факс: +41 22 791 4806; эл. почта: permissions@who.int).

Обозначения, используемые в настоящем издании и приводимые в нем материалы ни в коем случае не выражают мнение Всемирной организации здравоохранения о юридическом статусе какой-либо страны, территории, города, района или их органов власти, или относительно делимитации их границ. Пунктирные линии на картах представляют приблизительные линии границ, в отношении которых, тем не менее, может не быть полного согласия.

Упоминание конкретных компаний или продукции определенных производителей не означает, что они одобрены или рекомендованы Всемирной организацией здравоохранения, отдавшей им предпочтение по сравнению с другими компаниями или товарами подобного рода, которые здесь не упоминаются. За исключением возможных ошибок и пропусков, названия патентованной продукции пишутся с заглавной буквы.

Всемирная организация здравоохранения не гарантирует, что информация, содержащаяся в настоящем издании, является полной и правильной, и не несет никакой ответственности за какой-либо ущерб, нанесенный в результате ее использования.

Макет minimum graphics.

Типографский набор произведен компанией SNP Best-set Typesetter Ltd., Гонконг.

Отпечатано в Китае компанией Sun Fung

Содержание

Предисловие
Выражение признательности
Акронимы и сокращения , используемые в тексте

1. Введение

- 1.1 Общие положения и принципы
 - 1.1.1 Микробные аспекты
 - 1.1.2 Дезинфекция
 - 1.1.3 Химические аспекты
 - 1.1.4 Радиационные аспекты
 - 1.1.5 Аспекты приемлемости
- 1.2 Роли и обязанности в обеспечении безопасности питьевой воды
 - 1.2.1 Надзор и контроль качества
 - 1.2.2 Органы общественного здравоохранения
 - 1.2.3 Местные органы управления
 - 1.2.4 Управление водными ресурсами
 - 1.2.5 Учреждения по питьевому водоснабжению
 - 1.2.6 Регулирование со стороны общин
 - 1.2.7 Продавцы воды
 - 1.2.8 Отдельные потребители
 - 1.2.9 Учреждения по сертификации
 - 1.2.10 Водопроводная система
- 1.3 Вспомогательная документация к Руководству

2. Руководство: основа для безопасной питьевой воды

- 2.1 Основа для безопасной питьевой воды: требования
 - 2.1.1 Связанные со здоровьем цели
 - 2.1.2 Оценка и разработка систем
 - 2.1.3 Оперативный мониторинг
 - 2.1.4 Планы регулирования, обоснование и оповещение
 - 2.1.5 Надзор за качеством питьевой воды
- 2.2 Руководство по проверкам
 - 2.2.1 Качество воды с точки зрения микробного заражения
 - 2.2.2 Качество воды с точки зрения химического заражения
- 2.3 Национальная политика в области питьевой воды
 - 2.3.1 Законы, регулирующие положения и стандарты
 - 2.3.2 Установление национальных стандартов
- 2.4 Определение приоритетных проблем в отношении качества питьевой воды
 - 2.4.1 Оценка приоритетов с точки зрения микробного заражения
 - 2.4.2 Оценка приоритетов с точки зрения химического заражения

3. Связанные со здоровьем цели

- 3.1 Роль и назначение связанных со здоровьем целей
- 3.2 Виды связанных со здоровьем целей
 - 3.2.1 Цели, связанные с конкретной технологией
 - 3.2.2 Цели, связанные с эффективностью действий
 - 3.2.3 Цели обеспечения качества воды
 - 3.2.4 Цели, связанные с результатами в отношении здоровья

- 3.3 Общие соображения при постановке связанных со здоровьем целей
 - 3.3.1 Оценка риска в рамках основы для безопасной питьевой воды
 - 3.3.2 Эталонный уровень риска
 - 3.3.3 Количество лет жизни, скорректированных на инвалидность (DALY)

4. Планы по обеспечению безопасности воды

- 4.1 Оценка и разработка систем
 - 4.1.1 Новые системы
 - 4.1.2 Сбор и оценка имеющихся данных
 - 4.1.3 Охрана ресурсов и источников
 - 4.1.4 Очистка
 - 4.1.5 Водопроводные системы распределения
 - 4.1.6 Неводопроводные, общинные и частные системы
 - 4.1.7 Подтверждение
 - 4.1.8 Повышение качества и улучшение
- 4.2 Оперативный мониторинг и поддерживающий контроль
 - 4.2.1 Определение мер по контролю за системами
 - 4.2.2 Выбор параметров для оперативного мониторинга
 - 4.2.3 Установление оперативных и критических пределов
 - 4.2.4 Неводопроводные, общинные и частные системы
- 4.3 Проверка
 - 4.3.1 Проверка качества воды с точки зрения микробного заражения
 - 4.3.2 Проверка качества воды с точки зрения химического заражения
 - 4.3.3 Источники воды
 - 4.3.4 Водопроводные системы распределения
 - 4.3.5 Проверка запасов воды, регулируемых общиной
 - 4.3.6 Обеспечение качества и контроль качества
- 4.4 Процедуры регулирования для водопроводных систем распределения
 - 4.4.1 Предсказуемые аварийные ситуации («отклонения»)
 - 4.4.2 Непредвиденные аварии
 - 4.4.3 Чрезвычайные ситуации
 - 4.4.4 Указания по закрытию водоснабжения, прекращению пользования водой и «кипячению воды»
 - 4.4.5 Подготовка плана мониторинга
 - 4.4.6 Вспомогательные программы
- 4.5 Регулирование запасов воды на уровне общины и отдельных хозяйств
- 4.6 Обоснование и оповещение

5. Надзор

- 5.1 Виды подходов
 - 5.1.1 Проверка
 - 5.1.2 Непосредственная оценка
- 5.2 Адаптация подходов к конкретным условиям
 - 5.2.1 Городские районы в развивающихся странах
 - 5.2.2 Надзор за запасами питьевой воды в общине
 - 5.2.3 Надзор за очисткой воды в отдельных хозяйствах и системы хранения
- 5.3 Адекватность снабжения
 - 5.3.1 Количество (уровень обслуживания)
 - 5.3.2 Доступность (наличие)

СОДЕРЖАНИЕ

- 5.3.3 Доступность по цене
- 5.3.4 Непрерывность
- 5.4 Планирование и осуществление
- 5.5 Регистрация и оповещение
 - 5.5.1 Взаимодействие с общиной и потребителями
 - 5.5.2 Региональное использование данных
- 6. Применение Руководства в конкретных условиях**
 - 6.1 Большие здания
 - 6.1.1 Оценка риска для здоровья
 - 6.1.2 Оценка системы
 - 6.1.3 Регулирование
 - 6.1.4 Мониторинг
 - 6.1.5 Независимый надзор и вспомогательные программы
 - 6.1.6 Качество питьевой воды в учреждениях медико-санитарной помощи
 - 6.1.7 Качество питьевой воды в школах и детских садах
 - 6.2 Чрезвычайные ситуации и бедствия
 - 6.2.1 Практические соображения
 - 6.2.2 Мониторинг
 - 6.2.3 Руководство по устранению микробного заражения
 - 6.2.4 Санитарный контроль и картирование водосбора
 - 6.2.5 Руководство по устранению химического и радиоактивного заражения
 - 6.2.6 Комплекты для тестирования и лаборатории
 - 6.3 Безопасная питьевая воды для путешественников
 - 6.4 Системы опреснения
 - 6.5 Упакованная питьевая вода
 - 6.5.1 Безопасность упакованной питьевой воды
 - 6.5.2 Потенциальная польза для здоровья от разлитой по бутылкам питьевой воды
 - 6.5.3 Международные стандарты в отношении разлитой по бутылкам питьевой воды
 - 6.6 Производство и обработка пищевых продуктов
 - 6.7 Самолеты и аэропорты
 - 6.7.1 Риски для здоровья
 - 6.7.2 Оценка риска в системах
 - 6.7.3 Оперативный мониторинг
 - 6.7.4 Регулирование
 - 6.7.5 Надзор
 - 6.8 Суда
 - 6.8.1 Риски для здоровья
 - 6.8.2 Оценка риска в системах
 - 6.8.3 Оперативный мониторинг
 - 6.8.4 Регулирование
 - 6.8.5 Надзор
- 7. Аспекты микробного заражения**
 - 7.1 Вредные факторы микробного заражения, связанные с питьевой водой
 - 7.1.1 Инфекции, передающиеся через воду

- 7.1.2 Стойкость и рост бактерий в воде
- 7.1.3 Аспекты общественного здравоохранения
- 7.2 Постановка связанных со здоровьем целей
 - 7.2.1 Связанные со здоровьем цели применительно к вредным факторам микробного заражения
 - 7.2.2 Подход к оценке риска
 - 7.2.3 Постановка целей, связанных с эффективностью действий с учетом риска
 - 7.2.4 Представление результатов разработки целей, связанных с эффективностью действий с учетом риска
 - 7.2.5 Вопросы адаптации постановки целей, связанных с эффективностью действий с учетом риска, к национальным/местным условиям
 - 7.2.6 Цели, связанные с результатами в отношении здоровья
- 7.3 Наличие и обработка патогенов
 - 7.3.1 Наличие
 - 7.3.2 Обработка
- 7.4 Проверка безопасности и качества воды в плане микробного заражения
- 7.5 Методы выявления индикаторных фекальных бактерий
- 8. Химические аспекты**
 - 8.1 Вредные химические вещества в питьевой воде
 - 8.2 Получение нормативных величин химических веществ
 - 8.2.1 Принятые подходы
 - 8.2.2 Пороговые величины химических веществ
 - 8.2.3 Альтернативные подходы
 - 8.2.4 Непороговые величины химических веществ
 - 8.2.5 Качество данных
 - 8.2.6 Временные нормативные величины
 - 8.2.7 Химические вещества, воздействующие на приемлемость
 - 8.2.8 Ненормативные величины химических веществ
 - 8.2.9 Смеси
 - 8.3 Аналитические аспекты
 - 8.3.1 Аналитическая достижимость
 - 8.3.2 Аналитические методы
 - 8.4 Очистка
 - 8.4.1 Достижимость очистки
 - 8.4.2 Хлорирование
 - 8.4.3 Озонизация
 - 8.4.4 Другие процессы дезинфекции
 - 8.4.5 Фильтрация
 - 8.4.6 Аэрация
 - 8.4.7 Химическая коагуляция
 - 8.4.8 Адсорбция активированным углем
 - 8.4.9 Ионный обмен
 - 8.4.10 Мембранные процессы
 - 8.4.11 Другие процессы очистки
 - 8.4.12 Побочные продукты дезинфекции – меры контроля за процессом
 - 8.4.13 Обработка в целях борьбы с коррозией
 - 8.5 Нормативные величины для отдельных химических веществ по категориям источника

СОДЕРЖАНИЕ

- 8.5.1 Природные химические вещества
- 8.5.2 Химические вещества из промышленных источников и жилищ человека
- 8.5.3 Химические вещества, используемые в сельском хозяйстве
- 8.5.4 Химические вещества, используемые при обработке воды или возникающие в результате контакта материалов с питьевой водой
- 8.5.5 Пестициды, используемые в воде в целях общественного здравоохранения
- 8.5.6 Цианобактериальные токсины

9. Радиационные аспекты

- 9.1 Источники и воздействие на здоровье радиационного излучения
 - 9.1.1 Воздействие радиации через питьевую воду
 - 9.1.2 Воздействие на здоровье, вызываемое радиацией, через питьевую воду
- 9.2 Единицы измерения радиоактивности и доза радиации
- 9.3 Нормативные уровни радионуклидов в питьевой воде
- 9.4 Мониторинг и оценка растворенных радионуклидов
 - 9.4.1 Скрининг запасов питьевой воды
 - 9.4.2 Стратегия оценки питьевой воды
 - 9.4.3 Коррективные меры
- 9.5 Радон
 - 9.5.1 Радон в атмосфере и воде
 - 9.5.2 Риск
 - 9.5.3 Руководство по устранению радона в запасах питьевой воды
- 9.6 Взятие проб, анализ и регистрация
 - 9.6.1 Измерения общих концентраций альфа- и бета- излучений
 - 9.6.3 Измерение содержания радона
 - 9.6.4 Взятие проб
 - 9.6.5 Регистрация результатов

10. Аспекты приемлемости

- 10.1 Вкус, запах и вид
 - 10.1.1 Загрязнители биологического происхождения
 - 10.1.2 Загрязнители химического происхождения
 - 10.1.3 Решение проблем, связанных с вкусом, запахом и видом
- 10.2 Температура

11. Фактические данные по микробам

- 11.1 Бактериальные патогены
 - 11.1.1 *Acinetobacter*
 - 11.1.2 Аэромонады
 - 11.1.3 Бациллы
 - 11.1.4 *Burkholderia pseudomallei*
 - 11.1.5 *Campylobacter*
 - 11.1.6 Патогенные штаммы *Escherichia coli*
 - 11.1.7 *Helicobacter pylori*
 - 11.1.8 *Klebsiella*
 - 11.1.9 *Legionella*
 - 11.1.10 Микобактерия

- 11.1.11 *Pseudomonas aeruginosa*
- 11.1.12 Сальмонеллы
- 11.1.13 Шигеллы
- 11.1.14 *Staphylococcus aureus*
- 11.1.15 *Tsukamurella*
- 11.1.16 Вибрионы
- 11.1.17 *Yersinia*
- 11.2 Вирусные патогены
 - 11.2.1 Аденовирусы
 - 11.2.2 Астровирусы
 - 11.2.3 Чашевидные вирусы
 - 11.2.4 Энтеровирусы
 - 11.2.5 Вирус гепатита А
 - 11.2.6 Вирус гепатита Е
 - 11.2.7 Ротавирусы и орторевовирусы
- 11.3 Протозойные патогены
 - 11.3.1 Акантамеба
 - 11.3.2 *Balantidium coli*
 - 11.3.3 *Cryptosporidium*
 - 11.3.4 *Cyclospora cayetanensis*
 - 11.3.5 *Entamoeba histolytica*
 - 11.3.6 *Giardia intestinalis*
 - 11.3.7 *Iso spora belli*
 - 11.3.8 Микроспоридия
 - 11.3.9 *Naegleria fowleri*
 - 11.3.10 *Toxoplasma gondii*
- 11.4 Гельминтные патогены
 - 11.4.1 *Dracunculus medinensis*
 - 11.4.2 *Fasciola* spp.
- 11.5 Токсичные цианобактерии
- 11.6 Индикаторные и индексируемые организмы
 - 11.6.1 Общее количество колиподобных бактерий
 - 11.6.2 *Escherichia coli* и термостойкие колиподобные бактерии
 - 11.6.3 Определение количества микроорганизмов чашечным методом
 - 11.6.4 Кишечные энтерококки
 - 11.6.5 *Clostridium perfringens*
 - 11.6.6 Колифаги
 - 11.6.7 Фаги *Bacteroides fragilis*
 - 11.6.8 Энтеровирусы

12. Фактические данные по химическим веществам

- 12.1 Акриламид
- 12.2 Алахлор
- 12.3 Алдикарб
- 12.4 Алдрин и дильдрин
- 12.5 Алюминий
- 12.6 Аммиак
- 12.7 Сурьма
- 12.8 Мышьяк
- 12.9 Асбест

СОДЕРЖАНИЕ

12.10	Атразин
12.11	Барий
12.12	Бентазон
12.13	Бензол
12.14	Бор
12.15	Броматы
12.16	Бромированная уксусная кислота
12.17	Кадмий
12.18	Карбофуран
12.19	Тетрахлорид углерода
12.20	Хлораль гидрат (трихлорэтан)
12.21	Хлордан
12.22	Хлорид
12.23	Хлор
12.24	Хлорит и хлорат
12.25	Хлорацетон
12.26	Хлорфенолы (2-хлорфенол, 2,4-дихлорфенол, 2,4,6-трихлорфенол)
12.27	Хлорпикрин
12.28	Хлортолурун
12.29	Хлорперифос
12.30	Хром
12.31	Медь
12.32	Цианазин
12.33	Цианид
12.34	Хлорид циана
12.35	2,4-D (2,4-дихлорфеноксиуксусная кислота)
12.36	2,4-DB
12.37	ДДТ и метаболиты
12.38	Диалкилтины
12.39	1,2-дибромо-3-хлорпропан (ДБХП)
12.40	1,2-диброметан (дибромид этилена)
12.41	Дихлоруксусная кислота
12.42	Дихлорбензолы (1,2-дихлорбензол, 1,3-дихлорбензол, 1,4-дихлорбензол)
12.43	1,1-дихлорэтан
12.44	1,2-дихлорэтан
12.45	1,1-дихлорэтен
12.46	1,2-дихлорэтен
12.47	Дихлорметан
12.48	1,2-дихлорпропан (1,2-ДХП)
12.49	1,3-дихлорпропан
12.50	1,3-дихлорпропен
12.51	Дихлорпроп (2,4- ДП)
12.52	Ди(2-этилгексил) адипинат
12.53	Ди(2-этилгексил) фталат
12.54	Диметоат
12.54a	1,4-Диоксан

РУКОВОДСТВО ПО ОБЕСПЕЧЕНИЮ КАЧЕСТВА ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ

12.55	Дикват
12.56	Эдетовая кислота (ЭДТУ)
12.57	Эндосульфат
12.58	Эндрин
12.59	Эпихлоргидрин
12.60	Этилбензол
12.61	Фенитроцион
12.62	Фенопроп (2,4,5-ТП; 2,4,5-трихлорфеноксипропионовая кислота)
12.63	Фтор
12.64	Формальдегид
12.65	Глифосат и АМРА
12.66	Галоидированные ацетонитрилы (дихлорацетонитрил, дибромацетонитрил, бромохлорацетонитрил, трихлорацетонитрил)
12.67	Жесткость
12.68	Гептахлор и эпоксид гептахлора
12.69	Гексахлорбензол (ГХБ)
12.70	Гексахлорбутадиеп (ГХБД)
12.71	Сероводород
12.72	Неорганическое олово
12.73	Йод
12.74	Железо
12.75	Изопротурон
12.76	Свинец
12.77	Линдан
12.78	Малатион
12.79	Марганец
12.80	МХФА [4-(2-метил-4-хлорфеноксипропионовая кислота)]
12.81	Мекопроп (МХФП; [2(2-метил-хлорфеноксипропионовая кислота)])
12.82	Ртуть
12.83	Метоксиклор
12.84	Метилпаратион
12.84(a)	Метилтретбутиловый эфир
12.85	Метолахлор
12.86	Микроцистин-LR
12.87	Молинат
12.88	Молибден
12.89	Монохлорамин
12.90	Монохлоруксусная кислота
12.91	Монохлорбензол
12.92	МХ
12.93	Никель
12.94	Нитрат и нитрит
12.95	Нитрилотриуксусная кислота (НТК)
12.96	Паратион
12.97	Пендиметалин
12.98	Пентахлорфенол (ПХФ)
12.99	Перметрин

СОДЕРЖАНИЕ

12.99(a)	Сульфированные масла
12.100	pH
12.101	2-фенилфенол и его натриевая соль
12.102	Многоядерные ароматические углероды (МАУ)
12.103	Пропанол
12.104	Пирипроксифен
12.105	Селен
12.106	Серебро
12.107	Симазин
12.108	Натрий
12.109	Стирол
12.110	Сульфат
12.111	2,4,5-Т (2,4,5-трихлорфеноксиуксусная кислота)
12.112	Тербутилазин (ТБА)
12.113	Тетрахлорэтен
12.114	Толуол
12.115	Общее количество растворенных твердых веществ (ОКРТВ)
12.116	Трихлоруксусная кислота
12.117	Трихлорбензолы (общие)
12.118	1,1,1-трихлорэтан
12.119	Трихлорэтен
12.120	Трифторамин
12.121	Триалометаны (бромформ, бромодихлорметан, дибромохлорметан, хлороформ)
12.122	Уран
12.123	Хлористый винил
12.124	Ксилол
12.125	Цинк

Приложение 1. Библиография

Приложение 2. Участники разработки третьего издания *Руководства по обеспечению качества питьевой воды*

Приложение 3. Сводные таблицы химических веществ

Индекс

Предисловие

Доступ к безопасной питьевой воде имеет существенное значение для здоровья как основное право человека и компонент эффективной политики в области охраны здоровья.

Значение водоснабжения, санитарии и гигиены для здоровья и развития было отражено в результатах ряда международных форумов по вопросам политики. В их число входят такие ориентированные на здоровье конференции, как Международная конференция по первичной медико-санитарной помощи, проведенная в Алма-Ате, Казахстан (бывший Советский Союз), в 1978 г., а также такие ориентированные на водоснабжение конференции, как Всемирная конференция по водоснабжению в Мардель-Плата, Аргентина, которая положила начало десятилетию водоснабжения и санитарии, 1981-1990 гг., Цели тысячелетия в области развития, принятые Генеральной Ассамблеей Организации Объединенных Наций (ООН) в 2000 г. и результаты Всемирной встречи на высшем уровне в Йоханнесбурге в 2002 г. Совсем недавно Генеральная Ассамблея ООН объявила период с 2005 г. по 2015 г. Международным десятилетием действий под лозунгом «Вода для жизни».

Доступ к безопасной питьевой воде имеет важное значение в качестве проблемы охраны здоровья и развития на национальном, региональном и местном уровнях. В некоторых регионах отмечалось, что инвестиции в водоснабжение и санитарии могут привести к чистой экономической выгоде, поскольку сокращение вредного воздействия на здоровье и затрат по оказанию медико-санитарной помощи превышает затраты на осуществление мероприятий. Это верно в отношении основных инвестиций в инфраструктуру водоснабжения вплоть до очистки воды на местном уровне. Опыт также показал, что мероприятия по улучшению доступа к безопасной воде служат интересам особенно бедных слоев населения в сельских и городских районах и могут являться эффективной частью стратегии по уменьшению бедности.

В 1983-1984 гг. и в 1993-1997 гг. Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ) опубликовала первое и второе издания *Руководства по обеспечению качества питьевой воды* в трех томах в качестве продолжения предыдущих Международных стандартов ВОЗ. В 1995 г. было принято решение о продолжении дальнейшей разработки Руководства посредством регулярного пересмотра. Это привело к опубликованию дополнения ко второму изданию Руководства по химическим и микробным аспектам в 1998 г., 1999 г. и 2002 г., опубликованию текста *Токсичные цианобактерии в воде*, и подготовке экспертных обзоров по ключевым проблемам, что послужило подготовительным этапом для разработки третьего издания Руководства.

В 2002 г. был согласован детальный план разработки третьего издания Руководства. Как и в предыдущих изданиях, эта работа была распределена между штаб-квартирой ВОЗ и Европейским региональным бюро ВОЗ (ЕРБ). Руководство процессом разработки третьего издания осуществляли Программа по санитарной обработке воды и охране здоровья в штаб-квартире и Европейский центр по окружающей среде и охране здоровья, Рим, ЕРБ. В штаб-квартире ВОЗ Программа по химической безопасности внесла вклад в подготовку материала по некоторым вредным химическим веществам, а Программа по радиационной безопасности внесла вклад в раздел, в котором рассматриваются радиационные аспекты. В данном процессе принимали участие все шесть региональных бюро ВОЗ.

ПРЕДИСЛОВИЕ

Данный пересмотренный том 1 Руководства сопровождается рядом публикаций, предоставляющих информацию по оценке и управлению рисками, связанными с вредными факторами микробного заражения, а также международной экспертной оценкой риска в отношении конкретных химических веществ. Эти разделы заменяют соответствующие части предыдущего тома 2. В томе 3 предоставлено руководство по надлежащей практике надзора, мониторинга и оценки качества питьевой воды в запасах на уровне общины. Руководство также сопровождается другими публикациями, излагающими научную основу его разработки и предоставляющими руководство по надлежащей практике в области осуществления.

В данном томе *Руководства по обеспечению качества питьевой воды* объясняются требования, предъявляемые к обеспечению безопасности питьевой воды, включая минимальные процедуры и конкретные нормативные величины, а также те требования, которые необходимо использовать. В данном томе также описаны подходы, использованные при установлении норм, включая нормативные величины; он включает фактические данные в отношении значительных вредных микробных и химических факторов. Разработка третьего издания *Руководства по обеспечению качества питьевой воды* включает существенный обзор подходов к обеспечению микробной безопасности. При этом учитываются важные изменения в оценке риска микробного заражения и его связи с системой управления рисками. Разработка этой ориентации и содержания в течение длительного периода осуществлялась под руководством д-ра Agie Havelaar (Национальный институт общественного здравоохранения и гигиены окружающей среды, Нидерланды) и д-ра Jamie Bartram (ВОЗ).

Со времени второго издания *Руководства ВОЗ по обеспечению качества питьевой воды* произошел ряд событий, которые подтвердили значение и улучшили понимание различных аспектов качества питьевой воды и здоровья. Они отражены в настоящем третьем издании Руководства.

Это руководство заменяет руководящие принципы, содержащиеся в предыдущих изданиях (1983-1984 гг., 1993-1997 гг. и дополнения, сделанные в 1998 г., 1999 г. и 2002 г.), а также предыдущие Международные стандарты (1958 г.; 1963 г. и 1971 г.). Признается, что Руководство отражает позицию системы ООН по вопросам качества питьевой воды и здоровья в рамках «Механизма ООН по водным ресурсам», органа, который координирует работу 24-х организаций и программ ООН, занимающихся проблемами воды. Это издание Руководства является дальнейшим развитием концепций, подходов и информации, содержащихся в предыдущих изданиях:

- Опыт показал, что вредные микробные факторы по-прежнему вызывают основную обеспокоенность как в развивающихся, так и в развитых странах. Опыт также показал значение систематического подхода к обеспечению микробной безопасности. Данное издание включает в значительной степени расширенное руководство в области обеспечения микробной безопасности питьевой воды, на основе таких принципов, как подход с использованием «множества преград» и учет важного значения охраны источника, рассмотренных в предыдущих изданиях. Руководство сопровождается документацией с описанием подходов к выполнению требований в отношении микробной безопасности и предоставления руководства по надлежащей практике обеспечения безопасности.
- Была пересмотрена информация по многим химическим веществам. Сюда входит информация о химических веществах, не рассмотренных ранее; пересмотр для

учета новой научной информации; и в некоторых случаях меньшее внимание той новой информации, которая представляет меньший приоритет.

- Опыт также показал необходимость признания важной роли многих различных участников в обеспечении безопасности питьевой воды. Это издание включает обсуждение ролей и обязанностей основных участников по обеспечению безопасности питьевой воды.
- По-прежнему сохраняется необходимость различных средств и подходов для содействия безопасному регулированию значительных запасов водопроводной воды по сравнению с небольшими запасами воды в общине, и в этом издании содержится описание основных характеристик различных подходов.
- Возрастает признание того, что лишь небольшое число основных химических веществ вызывает серьезные последствия для здоровья от питьевой воды. В их число входят фторид, мышьяк и нитрат. Другие химические вещества, такие как свинец, селен и уран, могут также иметь важное значение в определенных условиях. Интерес к вредным химическим веществам в питьевой воде возрос в результате признания масштабов воздействия мышьяка через питьевую воду в Бангладеш и других районах. Пересмотренное Руководство и связанные с ним публикации предоставляют средства для определения местных приоритетов и регулирования химических веществ, связанных с широкомасштабным воздействием.
- В ВОЗ часто обращаются за инструкциями по применению *Руководства по обеспечению качества питьевой воды* в других ситуациях помимо общинных запасов воды или регулируемых средств. Данное пересмотренное издание включает информацию о применении Руководства к некоторым конкретным условиям и сопровождается текстами, которые более подробно их описывают.

Руководство по обеспечению качества питьевой воды постоянно обновляется посредством процесса регулярного пересмотра, ведущего к периодическому выпуску документов, которые могут служить дополнением или заменой информации, содержащейся в этом томе. Данный вариант Руководства объединяет третье издание, которое было опубликовано в 2004 г. с первым дополнением к третьему изданию, опубликованному в 2005 г.

Данное руководство в первую очередь адресовано лицам, регулирующим водоснабжение и осуществляющим охрану здоровья, лицам, разрабатывающим политику, и их консультантам в целях оказания помощи в разработке национальных стандартов. Руководство и связанные с ним документы также используются многими другими в качестве источника информации в отношении обеспечения качества воды и охраны здоровья, а также в отношении эффективных подходов к решению вопросов регулирования.

Выражение признательности

Подготовка настоящего издания *Руководства по обеспечению качества питьевой воды* и сопровождающей документации охватила период в восемь лет при участии более 490 экспертов из 90 развивающихся и развитых стран. Выражается глубокая признательность за содействие всем, кто принимал участие в подготовке и окончательном завершении *Руководства по обеспечению качества питьевой воды*, включая тех отдельных лиц, которые перечислены в Приложении 2.

Деятельность следующих рабочих групп имела важное значение для разработки третьего издания *Руководства по обеспечению качества питьевой воды*:

Рабочая группа по микробным аспектам

Г-жа Т. Boonyakarnkul, Министерство здравоохранения, Таиланд (*Эпиднадзор и контроль*)

Д-р D. Cunliffe, Южно-австралийский департамент гуманитарных служб, Австралия (*Общественное здравоохранение*)

Профессор W. Grabow, Университет, Претория, Южная Африка (*Информация по конкретным патогенам*)

Д-р A. Navelaag, RIVM, Нидерланды (координатор рабочей группы; *Оценка риска*)

Профессор M. Sobsey, Университет Северной Каролины, США (*Управление рисками*)

Рабочая группа по химическим аспектам

Г-н J.K. Fawell, Соединенное Королевство Великобритании и Северной Ирландии (*Органические и неорганические элементы*)

Г-жа M. Giddings, Здравоохранение Канады (*Дезинфицирующие вещества и побочные продукты дезинфекции*)

Профессор Y. Magara, Университет на о. Хоккайдо, Япония (*Аналитическая достижимость*)

Д-р E. Ohanian, Агентство по охране окружающей среды, США (*Дезинфицирующие вещества и побочные продукты дезинфекции*)

Д-р P. Toft, Канада (*Пестициды*)

Рабочая группа по охране и контролю

Д-р I. Chorus, Umweltbundesamt, Германия (*Охрана ресурсов и источников*)

Д-р J. Cotruvo, США (*Материалы и добавки*)

Д-р G. Howard, DfID, Бангладеш, и ранее Университет в Лагборо, Соединенное Королевство Великобритании и Северной Ирландии (*Мониторинг и оценка*)

Г-н P. Jackson, WRc-NSF, Соединенное Королевство Великобритании и Северной Ирландии (*Решение вопроса о достижимости*)

Координаторами ВОЗ были:

Д-р J. Bartram, координатор, Программа по санитарной обработке воды и охране здоровья, штаб-квартира ВОЗ, и ранее Европейский центр ВОЗ по гигиене окружающей среды

Г-н P. Callan, Программа по санитарной обработке воды и охране здоровья, командированный Национальным советом по вопросам здравоохранения и медицинских исследований, Австралия

Г-жа C. Vickers поддерживала связь между рабочими группами и Международной программой по химической безопасности, штаб-квартира ВОЗ

РУКОВОДСТВО ПО ОБЕСПЕЧЕНИЮ КАЧЕСТВА ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ

Г-жа Marla Sheffer, Оттава, Канада, занималась редакцией Руководства. Г-н Hiroki Hashizume оказывал поддержку рабочей группе по химическим аспектам. Г-жа Mary-Ann Lundby, г-жа Grazia Motturi и г-жа Penny Ward оказывали секретарскую и административную поддержку в течение всего процесса и отдельных заседаний.

Подготовка данного Руководства была бы невозможной без активной поддержки следующих организаций, которым выражается глубокая признательность: Министерство здравоохранения Италии; Министерство здравоохранения, труда и благосостояния Японии; Национальный совет по здравоохранению и медицинским исследованиям, Австралия; Агентство по международному развитию и сотрудничеству, Швеция, и Агентство Соединенных Штатов Америки по охране окружающей среды.

Акронимы и сокращения, используемые в тексте

СAAЭ	спектрометрия абсорбции атомной энергии
БА	болезнь Альцгеймера
ДСП	допустимое суточное потребление
СИАЭ	спектрометрия излучения атомной энергии
СПИД	синдром приобретенного иммунодефицита
AMФК	аминометилфосфорная кислота
БП	бензо[<i>a</i>]пирен
БДХМ	бромодихлорметан
ДЭТ	доза эталонного теста
мт	масса тела
ККА	Комиссия Кодекс алиментариус
СКОХВ	Служба краткого обзора химических веществ
КДМОХВ	Краткий документ по международной оценке химических веществ
КРКХВ	коэффициент регулирования содержания конкретных химических веществ
Кв	продукт концентрации дезинфицирующего вещества и время контакта
DAEC	распыленный адепт <i>E. coli</i>
DALY	количество лет жизни, скорректированных на инвалидность
ДБХМ	дибромохлорметан
ДБХП	1,2-дибромо-3-хлорпропан
ППД	побочный продукт дезинфекции
ДХУК	дихлоруксусная кислота
ДХБ	дихлорбензол
ДХП	дихлорпропан
ДДТ	дихлородифенилтрихлорэтан
ДЭХА	ди(2-этилгексил)адипинат
ДЭХФ	ди(2-этилгексил)фталат
ДНК	дезоксирибонуклеиновая кислота
САЭАЭ	спектрометрия абсорбции электротермической атомной энергии
EAEC	энтероагрессивная <i>E. coli</i>
ЗЭ	захват электрона
ДЗЭ	детектор захвата электрона
ЭДТУ	эдетовая кислота; этилендиаминэтитрауксусная кислота
КГОС	монография по Критериям гигиены окружающей среды
ЕНЕС	энтерогеморрагическая <i>E. coli</i>
ЕIЕС	энтероинвазивная <i>E. coli</i>
ИСАФМ	иммуносорбентный анализ с ферментной меткой
ЕРЕС	энтеропатогенный <i>E. coli</i>
ЕТЕС	энтеротоксигенный <i>E. coli</i>

ЕРБ	Европейское региональное бюро ВОЗ
СААП	спектрометрия атомной абсорбции в пламени
ФАО	Продовольственная и сельскохозяйственная организация Организации Объединенных Наций
ДФ	детектор флюоресценции
ДИП	детектор ионизации пламени
ФДП	фотодиодный детектор пламени
ГАУ	гранулированный активированный уголь
ГАЭ	гранулематозный амёбный энцефалит
ГХ	Газовая хроматография
УР	уровень регулирования (используемый в отношении радионуклидов в питьевой воде)
НВ	нормативная величина
АРКТК	анализ рисков в критических точках контроля
АдЧ	аденовирус человека
АсЧ	астровирус человека
ВГА	вирус гепатита А
Нб	гемоглобин
ГХБ	гексахлорбензол
ГХБД	гексахлорбутаден
ГХЦГ	гексахлорциклогексан
ВГЕ	вирус гепатита Е
ВИЧ	вирус иммунодефицита человека
ОКМЧМ	Определение количества микроорганизмов чашечным методом
ВЭХЖ	высокоэффективная хроматография жидкости
РВЧ	ротавирус человека
ЧВВЧ	чашечковидный вирус человека
ГУС	гемолитико-уремический синдром
МАГАТЭ	Международное агентство по атомной энергии
МАИР	Международное агентство по изучению рака
ИХ	ионная хроматография
ИСП	индуктивно связанная плазма
МКРЗ	Международная комиссия по радиационной защите
КИД	критерии индивидуальной дозы
МПХБ	Международная программа по химической безопасности
ISO	Международная организация по стандартизации
ОКЭПД	Объединенный комитет экспертов ФАО/ВОЗ по пищевым добавкам
ССОКП	Совместное совещание ФАО/ВОЗ по остаточным количествам пестицидов
Ков	коэффициент разделения октанола/воды
ИЛ	индекс Лангелье
ННУВВ	наименьший наблюдаемый уровень вредного воздействия
МХБ	моноклорбензол
МХФУК	4-(2-метил-4-хлорфенокси)уксусная кислота
МХФП	2-(2-метил-хлорфенокси) пропионовая кислота; мекопроп
metHb	метгемоглобин
ММТ	метилциклопентаденила марганцевый трикарбонил

АКРОНИМЫ И СОКРАЩЕНИЯ, ИСПОЛЬЗУЕМЫЕ В ТЕКСТЕ

МС	Масс-спектрометрия
МТБЭ	метилтретбутиловый эфир
МХ	3-хлор-4-дихлорметил-5-гидрокси-2(5Н)-фуранон
НАН	Национальная академия наук (США)
УНВВ	уровень ненаблюдаемого вредного воздействия
УНВ	уровень ненаблюдаемого воздействия
НТУК	нитрилотриуксусная кислота
НПТ	Национальная программа по токсикологии (США)
НЕП	нефелометрическая единица плотности
П/О	присутствие/отсутствие
ПАУ	порошковый активированный уголь
МАУ	многоядерный ароматический углеводород
ПАМ	первичный амёбный менингоэнцефалит
ПХФ	пентахлорфенол
ПЦР	полимеразная цепная реакция
ДФ	детектор фотоионизации
ВУМДСП	временный уровень максимального допустимого суточного потребления
ТО	точка отсчета
ОП	очистка и поглощение
ВУДСП	временный уровень допустимого суточного потребления
ВУДНП	временный уровень допустимого недельного потребления
ХПВ	хлорид поливинила
КОМП	количественная оценка микробиологического риска
ЭУД	эталонный уровень дозы
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu hygiene (Голландский национальный институт общественного здравоохранения и охраны окружающей среды)
РНК	рибонуклеиновая кислота
МСЕИ	Международная система единиц измерения
СОП	стандартная операционная процедура
SPADNS	сульфо фенил азо дигидрокси нафтаден дизульфоническая кислота
ТБЛ	тербутилазин
ТХБ	трихлорбензол
ЕРЦ	единица реального цвета
ТД ₀₅	туморигеническая доза ₀₅ поглощения или воздействия, связанная с 5% превышением возникновения новообразований при экспериментальных исследованиях животных
ДУСП	допустимый уровень суточного потребления
ОКРТВ	общее количество растворенных твердых веществ
ТГМ	тригалометан
ДТИ	детектор термальной ионизации
ОКУ	общее количество углеводорода
ФН	фактор неопределенности
ЮНИСЕФ	Детский фонд Организации Объединенных Наций
ЮНСЕАР	Научный комитет Организации Объединенных Наций по действию атомной радиации
США	Соединенные Штаты Америки

РУКОВОДСТВО ПО ОБЕСПЕЧЕНИЮ КАЧЕСТВА ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ

АСООС	Агентство США по охране окружающей среды
УФ	ультрафиолетовый
УМФД	ультрафиолетовый матричный фотодиодный детектор
ВОЗ	Всемирная организация здравоохранения
СВОЗОП	Система Всемирной организации здравоохранения по оценке пестицидов
ЦОКВ	цели обеспечения качества воды
ПОБВ	план по обеспечению безопасности воды
YLD	количество утраченных лет здоровой жизни в состоянии, хуже хорошего здоровья, т.е. количество лет, прожитых на инвалидности
YLL	количество утраченных лет жизни в результате преждевременной смерти

1

Введение

1.1 Общие положения и принципы

Основная цель *Руководства по обеспечению качества питьевой воды* – охрана здоровья населения.

Вода является первой необходимостью для поддержания жизни, а удовлетворительное (адекватное, безопасное и доступное) обеспечение водой должно быть доступно для всех. Улучшение доступа к безопасной питьевой воде может привести к ощутимой пользе для здоровья. Следует предпринимать все усилия для обеспечения такого уровня безопасности питьевой воды, который практически достижим.

Болезни, связанные с заражением питьевой воды, представляют собой основное бремя для здоровья человека. Меры по улучшению качества питьевой воды приносят значительную пользу для здоровья.

Безопасная питьевая вода, по определению Руководства, не представляет никакого значительного риска для здоровья в результате ее потребления в течение всей жизни, включая различную уязвимость, которая может возникать на разных этапах жизни. К группе наибольшего риска в отношении болезней, передаваемых через воду, относятся дети грудного и раннего возраста, люди с ослабленным здоровьем или живущие в антисанитарных условиях и люди пожилого возраста. Безопасная питьевая вода пригодна для любых домашних целей, включая личную гигиену. Данное руководство применимо к находящейся в упаковках воде и льду, предназначенных для потребления человеком. Однако вода высокого качества может потребоваться для некоторых особых целей, таких как гемодиализ и чистка контактных линз, для определенных целей в производстве пищевых продуктов и в фармацевтике. Тому, кто подвержен риску серьезного нарушения иммунитета, могут потребоваться такие дополнительные меры, как кипячение питьевой воды, из-за их уязвимости в отношении микроорганизмов, которые обычно не создают проблем, связанных с питьевой водой. Руководство, возможно, непригодно для охраны водной флоры и фауны или для некоторых отраслей промышленности.

Руководство предназначено для разработки и осуществления стратегий управления рисками, которые обеспечивают безопасность питьевого водоснабжения посредством контроля за вредными элементами, содержащимися в воде. Эти стратегии могут включать национальные или региональные стандарты, разработанные на научной базе, предоставленной в Руководстве. В Руководстве описаны приемлемые минимальные требования безопасной практики для охраны здоровья потребителей и/или получения численных «нормативных величин» для составных элементов воды и показателей качества воды. Для определения обязательных ограничений желателен рассмотреть данное руководство в контексте местных или национальных экологических, социальных, экономических и культурных условий.

Основная причина отсутствия поддержки в принятии международных стандартов качества питьевой воды заключается в преимуществе, предоставляемом в результате

использования подхода, основанного на соотношении риска и выгоды (качественной или количественной), при разработке национальных стандартов и регулирующих положений. Кроме того, данное руководство наилучшим образом осуществляется посредством механизма совместного профилактического регулирования безопасности, применяемого в пределах от водосбора до потребителя. Руководство предоставляет национальным органам научную отправную точку для разработки регулирующих положений и стандартов по питьевой воде, соответствующих национальной ситуации. При разработке стандартов и регулирующих положений следует проявлять осторожность для обеспечения того, чтобы ограниченные ресурсы без надобности не направлялись на разработку стандартов и мониторинг веществ, представляющих относительно слабый интерес для общественного здравоохранения. Подход, изложенный в этом руководстве, направлен на разработку национальных стандартов и регулирующих положений, которые можно легко осуществлять и соблюдать и которые служат интересам охраны здоровья населения.

Характер и форма стандартов питьевой воды могут изменяться в зависимости от стран и регионов. Не существует единого подхода, который был бы повсюду применим. Важно, чтобы при разработке и применении стандартов учитывалось существующее и планируемое законодательство, касающееся воды, здоровья и местных органов власти, и чтобы была проведена оценка потенциала для разработки и осуществления регулирующих положений. Подходы, которые могут действовать в одной стране или регионе, необязательно будут использоваться в других странах или регионах. Важно, чтобы каждая страна проанализировала свои потребности и возможности в разработке регулирующего механизма.

Оценка безопасности - или того, что является приемлемым уровнем риска в конкретных обстоятельствах - является вопросом, в решении которого общество в целом должно играть свою роль. Вопрос об окончательной оценке того, оправдываются ли затраты теми выгодами, которые будут получены в результате принятия какого-либо руководства и нормативных величин в качестве национальных или местных стандартов, решается каждой страной.

Хотя Руководство описывает качество воды, которое приемлемо для потребления в течение всей жизни, создание этого руководства, включая нормативные величины, не следует рассматривать в том смысле, что качество питьевой воды можно понизить до рекомендуемого уровня. Наоборот, следует предпринимать постоянные усилия по сохранению качества питьевой воды на самом высоком возможном уровне.

Важная концепция в отношении выделения ресурсов для повышения безопасности питьевой воды заключается в постоянных улучшениях на пути достижения долгосрочных целей. Приоритеты, поставленные в отношении решения самых неотложных проблем (например, защита от патогенов; см. раздел 1.1.1) могут быть связаны с долгосрочными целями дальнейшего улучшения качества воды (например, повышение степени приемлемости питьевой воды; см. раздел 1.1.5).

Основные и существенные требования к обеспечению безопасности питьевой воды являются основой в отношении безопасной питьевой воды, включающими связанные со здоровьем цели, поставленные компетентным органом здравоохранения; адекватные и надлежащим образом управляемые системы (адекватная инфраструктура, надлежащий мониторинг и эффективное планирование и управление); и системы независимого надзора.

Целостный подход к оценке рисков питьевого водоснабжения и управлению рисками повышает уверенность в безопасности питьевой воды. Этот подход предусматривает проведение систематической оценки рисков на всем пути снабжения

1. ВВЕДЕНИЕ

питьевой водой – от водосбора и получаемой из него воды до потребителя – и определение способов, с помощью которых можно устранять эти риски, включая методы обеспечения эффективности действия мер по контролю. Он включает стратегии для проведения повседневного регулирования качества воды, включая устранение повреждений и аварий.

Руководство применимо к крупным столичным и небольшим водопроводным системам питьевого водоснабжения в общинах, а также к неводопроводным системам питьевого водоснабжения в общинах и отдельных хозяйствах. Руководство также применимо к ряду конкретных обстоятельств, включая обслуживание больших зданий, туристов и транспорта.

подавляющее большинство очевидных проблем со здоровьем, связанных с водой, является результатом микробиологического (бактериологического, вирусного, протозойного и другого биологического) заражения. Тем не менее, значительное число серьезных проблем со здоровьем может возникнуть в результате химического заражения питьевой воды.

1.1.1 Микробные аспекты

Обеспечение микробной безопасности питьевого водоснабжения основано на использовании множества преград на пути от водосбора до потребителя в целях предупреждения заражения питьевой водой или сокращения заражения до уровней, которые не вредны для здоровья. Безопасность возрастает, если установлено множество преград по предупреждению заражения, включая защиту водных ресурсов, надлежащий выбор и осуществление ряда мер по очистке, а также регулирование систем распределения (водопроводных или неводопроводных) для поддержания и защиты качества обработанной воды. Предпочтительной стратегией является подход регулирования, при котором основной акцент ставится на предупреждении или сокращении проникновения патогенных микроорганизмов в источники воды, а также на уменьшении зависимости от процессов очистки для удаления патогенов.

Потенциальные последствия микробного заражения для здоровья таковы, что борьба с ним должна всегда иметь первостепенное значение и никогда не должна ставиться под угрозу.

В общем плане наибольший риск микробного заражения связан с потреблением воды, которая загрязнена фекалиями людей или животных (включая птиц). Фекалии могут быть источником патогенных бактерий, вирусов, протозоа и гельминтов.

Патогенные микроорганизмы в фекалиях являются основной проблемой при постановке связанных со здоровьем целей микробной безопасности. Качество воды с точки зрения микробного заражения часто меняется в широком диапазоне. Кратковременная максимальная концентрация патогенов может значительно повысить риск возникновения болезни и вызвать вспышки болезни, передаваемой через воду. Кроме того, до обнаружения микробного заражения, ему могут подвергнуться многие люди. По этим причинам нельзя полагаться лишь на проверку конечного состояния воды, даже производимую часто, для обеспечения микробной безопасности питьевой воды.

Особое внимание следует уделять основам безопасности воды и осуществлению всеобъемлющих планов по обеспечению безопасности воды (ПОБВ) для последовательного обеспечения безопасности питьевой воды и таким образом для

охраны здоровья населения (см. главу 4). Обеспечение микробной безопасности питьевой воды требует проведения оценки всей системы для определения потенциальных вредных факторов, которые могут воздействовать на эту систему (см. раздел 4.1); определения мер контроля, необходимых для сокращения или устранения вредных факторов, а также оперативного мониторинга для обеспечения эффективного функционирования преград от заражения в рамках системы (см. раздел 4.2); и разработки планов регулирования для описания действий, предпринимаемых как в нормальных условиях, так и в непредвиденных обстоятельствах. Эти меры являются тремя компонентами ПОБВ.

Неспособность обеспечить безопасность питьевой воды может подвергнуть население риску вспышек кишечных и других инфекционных болезней. Необходимо особенно избегать вспышек болезней, передающихся через питьевую воду, потому что они способны привести к одновременному заражению большого числа людей, а потенциально большей части населения.

Кроме патогенных микроорганизмов, переносимых фекалиями, другие вредные микробные организмы (например, ришта [*Dracunculus medinensis*], токсичные цианобактерии и *Legionella*) при определенных обстоятельствах могут иметь значение с точки зрения общественного здравоохранения.

На инфекционных стадиях многих гельминтов, таких как паразитические аскариды и плоские черви, люди могут заражаться через питьевую воду. Поскольку единственная зрелая личинка или оплодотворенная яйцеклетка может вызвать инфекцию, они должны отсутствовать в питьевой воде. Однако водный путь имеет относительно небольшое значение для заражения гельминтами, за исключением случая с риштой.

Бактерии *Legionella* распространены повсеместно в окружающей среде и могут проникать при повышенной температуре, наблюдаемой временами в водопроводных системах распределения питьевой воды и более часто в системах распределения горячей и теплой воды. Воздействие *Legionella*, содержащейся в питьевой воде, осуществляется посредством вдыхания, и с этим можно вести борьбу путем осуществления основных мер по обеспечению качества воды в зданиях и путем поддержания остаточной дезинфекции во всей водопроводной распределительной системе.

Проблема общественного здравоохранения, связанная с цианобактериями, касается их способности вырабатывать ряд токсинов, известных как «цианотоксины». В отличие от патогенных бактерий, цианобактерии не распространяются в организме человека после поглощения; они распространяются только в водной среде до поглощения. Хотя токсические пептиды (например, микроцистины) обычно содержатся в клетках и, таким образом, могут быть в значительной степени уничтожены в результате фильтрации, то токсичные алкалоиды, такие как цилиндропермопсин и нейротоксин, также поступают в воду и могут проникнуть через системы фильтрации.

Некоторые микроорганизмы разрастаются в виде биопленок на поверхностях при контакте с водой. За небольшим исключением, например *Legionella*, большинство этих микроорганизмов не вызывают заболевания у здоровых людей, но они могут вызвать неприятное ощущение в результате появления неприятного вкуса и запаха или изменения цвета питьевой воды. Рост, происходящий после очистки питьевой воды, часто называется «возобновлением роста». Он обычно отражается в измерении увеличивающегося количества микроорганизмов, определяемого чашечным методом (КМОЧМ) в пробах воды. Повышение КМОЧМ происходит особенно в частях

1. ВВЕДЕНИЕ

водопроводных систем распределения с застоявшейся водой, в домашнем водопроводе, в некоторых бутылках с водой, а также в водопроводных устройствах, таких как смягчители, угольные фильтры и торговые автоматы.

Хотя вода может быть очень существенным источником инфекционных микроорганизмов, многие болезни, которые передаются через воду, могут также передаваться другими способами, в том числе при личном контакте между людьми, посредством капель и аэрозолей, а также посредством потребления пищи. В зависимости от обстоятельств и при отсутствии вспышек болезни, передаваемой через воду, эти способы могут быть более существенными, чем передача через воду.

Микробные аспекты качества воды подробно рассмотрены в главе 7 с фактическими данными по конкретным микроорганизмам, представленными в главе 11.

1.1.2 Дезинфекция

Дезинфекция имеет несомненное значение в снабжении безопасной питьевой водой. Уничтожение микробных патогенов имеет существенное значение и очень часто связано с использованием химических реактивов, таких как хлор.

Дезинфекция является эффективно действующей преградой для многих патогенных микроорганизмов (особенно бактерий) во время очистки питьевой воды, и ее следует использовать для поверхностных и подземных вод, подверженных заражению фекалиями. Остаточная дезинфекция используется для обеспечения частичной защиты от заражения на низком уровне и от роста бактерий в системе распределения.

Химическая дезинфекция систем питьевого водоснабжения, которые загрязнены фекалиями, сократит общий риск болезней, но не обязательно может обеспечить безопасное водоснабжение. Например, дезинфекция питьевой воды с помощью хлора имеет ограничения в отношении протозойных патогенов – в частности против *Cryptosporidium* – и некоторых вирусов. Эффективность дезинфекции может быть также неудовлетворительной в отношении патогенов, содержащихся в хлопьях или частицах, которые предохраняют их от дезинфицирующего действия. Высокие уровни мутности могут предохранять микроорганизмы от воздействия дезинфекции, стимулировать рост бактерий и привести к значительной потребности в хлоре. Эффективная стратегия общего регулирования включает множество преград, в том числе защиту источников воды и соответствующие процессы очистки, а также обеспечение защиты во время хранения и распределения вместе с проведением дезинфекции для предупреждения или удаления микробного заражения.

Использование химических дезинфицирующих средств при обработке воды обычно вызывает образование химических побочных продуктов. Однако риск для здоровья от этих побочных продуктов чрезвычайно низок по сравнению с риском, связанным с неадекватной дезинфекцией, и важно, чтобы дезинфекция не нарушалась при попытках осуществить контроль за такими побочными продуктами.

Дезинфекцию не следует нарушать при попытках провести контроль за побочными продуктами дезинфекции (ППД).

Можно легко проводить мониторинг и контроль за некоторыми дезинфицирующими веществами, такими как хлор, используемый в качестве

дезинфицирующего средства для питьевой воды, и там, где применяется хлорирование, рекомендуется часто проводить мониторинг.

Дезинфекция питьевой воды рассматривается более подробно в главе 8, а фактические данные по конкретным дезинфицирующим веществам и ППД представлены в главе 12.

1.1.3 Химические аспекты

Проблемы со здоровьем, связанные с химическими веществами, содержащимися в питьевой воде, отличаются от проблем, связанных с микробным заражением, и они возникают в основном из-за способности химических веществ вызывать неблагоприятное воздействие на здоровье после продолжительных периодов воздействия. В воде содержатся несколько химических веществ, которые могут привести к проблемам со здоровьем в результате единичного воздействия, за исключением случаев массового случайного заражения питьевого водоснабжения. Кроме того, опыт показывает, что во многих, но не во всех подобных случаях вода становится непригодной для потребления из-за неприятного вкуса, запаха и вида.

В тех случаях, когда кратковременное воздействие вряд ли приведет к нарушению здоровья, часто наиболее эффективным средством является направление имеющихся ресурсов на работы по выявлению и устранению источника заражения, а не на установку дорогостоящего оборудования по обработке питьевой воды для удаления химического вещества.

Существует много химических веществ, которые могут содержаться в питьевой воде; однако лишь небольшое число непосредственно касается здоровья в любой конкретной ситуации. Приоритет, установленный как в отношении мониторинга, так и в отношении действий по удалению химических загрязнителей в питьевой воде, следует регулировать таким образом, чтобы ограниченные ресурсы без надобности не направлялись на устранение веществ, которые оказывают незначительное воздействие на здоровье или не оказывают его вообще.

Воздействие высоких уровней фторида, встречающегося в природе, может привести к пятнистому поражению зубов с изменением формы и цвета, а в тяжелых случаях к деформирующему флюорозу скелета. Мышьяк может также находиться в природе, и чрезмерное воздействие мышьяка, содержащегося в питьевой воде, может привести к значительному риску онкологических заболеваний и поражений кожи. Другие встречающиеся в природе химические вещества, включая уран и селен, могут также привести к возникновению проблемы со здоровьем, когда они присутствуют в чрезмерном количестве.

Присутствие нитратов и нитритов в воде связано с метгемоглобинемией, особенно у искусственно вскармливаемых детей. Нитрат может возникнуть в результате чрезмерного применения удобрений или в результате просачивания сточной воды или других органических отходов в поверхностные и подземные воды.

В частности, в районах с коррозионными или кислотными водами использование свинцовых труб и арматуры или спаек может привести к повышению уровня свинца в питьевой воде, который вызывает вредное неврологическое воздействие.

Существуют химические вещества, попадание которых из питьевой воды в общее потребление является важным фактором в профилактике болезни. Одним из примеров является воздействие фторида, содержащегося в питьевой воде, который ведет к улучшению профилактики кариеса зубов. В Руководстве не ставится цель определить минимальные допустимые концентрации химических веществ в питьевой воде.

1. ВВЕДЕНИЕ

Нормативные величины получены в отношении многих химических веществ, содержащихся в питьевой воде. Нормативная величина обычно отражает концентрацию вещества, которая не ведет к какому-либо значительному риску для здоровья в результате потребления его в течение всей жизни. На основе достижимости практического уровня очистки и аналитической достижимости разработан ряд временных нормативных величин. В этих случаях нормативная величина выше, чем рассчитанная санитарная норма.

Химические аспекты качества питьевой воды более подробно рассмотрены в главе 8, а фактические данные по конкретным химическим загрязнителям представлены в главе 12.

1.1.4 Радиационные аспекты

Следует также учитывать риск для здоровья, связанный с присутствием в питьевой воде встречающихся в природе радионуклидов, хотя в обычных условиях влияние питьевой воды на общее воздействие радионуклидов очень незначительно.

Официальные нормативные величины не устанавливаются для отдельных радионуклидов, содержащихся в питьевой воде. Применяемый подход скорее основан на скрининге питьевой воды в отношении общих уровней радиоактивности альфа-излучения и бета-излучения. Хотя обнаружение уровней радиоактивности выше величин скрининга не означает какого-либо непосредственного риска для здоровья, тем не менее следует проводить новые исследования для определения соответствующих радионуклидов и возможного риска с учетом местных условий.

Нормативные величины, рекомендованные в этом томе, не применимы к питьевому водоснабжению, зараженному во время чрезвычайных ситуаций, возникающих в результате случайных выбросов радиоактивных веществ в окружающую среду.

Радиационные аспекты качества питьевой воды более подробно рассмотрены в главе 9.

1.1.5 Аспекты приемлемости

В воде не должно быть привкуса или запаха, которые неприемлемы для потребителей.

При оценке качества питьевой воды потребители в основном полагаются на свое ощущение. Микробные, химические и физические элементы, содержащиеся в воде, могут оказывать влияние на вид, запах или вкус воды, и потребитель будет оценивать качество и приемлемость воды на основе этих критериев. Хотя эти элементы могут не оказывать непосредственного воздействия на здоровье, очень мутная с сильной окраской вода или вода с неприятным вкусом или запахом может считаться потребителями небезопасной и они могут от нее отказаться. В крайнем случае потребители могут не пользоваться в эстетическом плане неприемлемой, но в других отношениях безопасной питьевой водой, а пользоваться более приятной водой, но из потенциально небезопасных источников. Поэтому целесообразно осознавать восприятие потребителя и учитывать как связанные со здоровьем определяющие принципы, так и эстетические критерии при оценке питьевого водоснабжения и разработке регулирующих положений и стандартов.

Изменение обычного вида, запаха или вкуса снабжаемой питьевой воды может свидетельствовать об изменениях в качестве источника неочищенной воды или о недостатках процесса обработки, и их следует изучить.

Аспекты приемлемости качества питьевой воды более подробно рассмотрены в главе 10.

1.2 Роли и обязанности в обеспечении безопасности питьевой воды

Профилактическое регулирование является предпочтительным подходом к обеспечению безопасности питьевой воды, при котором следует учитывать особенности питьевого водоснабжения на пути от водосбора и источника до ее использования потребителями. Поскольку многие аспекты регулирования качества питьевой воды часто не касаются прямых обязанностей поставщика воды, очень важно принять совместный многоучрежденческий подход для обеспечения того, чтобы учреждения, ответственные за конкретные области цикла водоснабжения, занимались вопросами регулирования качества воды. Один из примеров касается области, где водосбор и источники воды находятся вне юрисдикции поставщика питьевой воды. Обычно необходима консультация с другими органами в отношении других элементов регулирования качества питьевой воды, таких как потребности в отношении мониторинга и регистрации, планы реагирования на чрезвычайные ситуации и стратегии оповещения.

Совместное профилактическое регулирование в сотрудничестве со всеми соответствующими учреждениями является предпочтительным подходом к обеспечению безопасности питьевой воды.

Следует содействовать основным участникам, которые могут оказывать воздействие или находиться под воздействием решений или мероприятий, проводимых поставщиком питьевой воды, в координации их мероприятий по планированию и регулированию в случае необходимости. Они могли бы включать, например, учреждения по контролю за санитарным состоянием и ресурсами, за потребителями, промышленностью и водопроводчиками. Следует разработать соответствующие механизмы и документацию в отношении обязательств и вовлечения участников.

1.2.1 Надзор и контроль качества

Для охраны здоровья населения эффективным оказался двойственный подход, различающий роли и обязанности провайдеров услуг от ролей и обязанностей органа, ответственного за проведение независимого контроля по охране здоровья населения («надзор за питьевым водоснабжением»).

При проведении организационных мероприятий по поддержанию и улучшению служб питьевого водоснабжения следует учитывать жизненно важные и взаимодополняющие роли учреждения, ответственного за надзор, и поставщика воды. Эти две функции надзора и контроля качества лучше всего выполняются отдельными и независимыми структурами из-за столкновения интересов, которое возникает при их объединении. При этом:

- национальные учреждения обеспечивают рамки в отношении целей, стандартов и законодательных положений для предоставления полномочий поставщикам и предъявления к ним требований по выполнению определенных обязательств;
- учреждения, занимающиеся снабжением водой для потребления, следует любыми средствами обязать принимать меры по обеспечению и проверке

1. ВВЕДЕНИЕ

- того, чтобы системы, которыми они управляют, были способны поставлять безопасную воду и чтобы они в установленном порядке достигали этого; и
- учреждение по надзору отвечает за проведение независимого (внешнего) надзора посредством периодической проверки всех аспектов безопасности и/или процедур проверочного тестирования.

На практике не всегда возможно четкое разделение обязанностей между учреждением по надзору и учреждением по питьевому водоснабжению. В некоторых случаях круг профессиональных, правительственных, неправительственных и частных учреждений может быть более широким и более сложным, чем рассмотренный выше. Независимо от существующих рамок очень важно, чтобы были разработаны четкие стратегии и структуры для осуществления ПОВВ, контроля качества и надзора, сбора и обобщения данных, регистрации и распространения результатов, а также для принятия коррективных мер. Существенное значение имеют четкие границы отчетности и оповещения.

Надзор за качеством питьевой воды можно определить как «постоянную и строгую оценку состояния здоровья населения и проверку безопасности и приемлемости запасов питьевой воды» (ВОЗ, 1976 г.).

Надзор является исследовательским мероприятием, проводимым для выявления и оценки потенциального риска для здоровья, связанного с питьевой водой. Надзор способствует охране здоровья населения посредством содействия улучшению качества, количества, доступности, охвата (т.е. групп населения с надежным доступом), доступности по цене и непрерывности обеспечения питьевой водой (названные «показателями обслуживания»). Орган по надзору должен обладать полномочиями по определению того, выполняет ли поставщик воды свои обязательства.

В большинстве стран учреждение, ответственное за проведение надзора за службами питьевого водоснабжения, является министерством здравоохранения (или общественного здравоохранения) и его региональным или ведомственным отделом. В некоторых странах это может быть учреждение по охране окружающей среды; в других – отделы местных органов власти по охране окружающей среды могут нести определенную ответственность.

Надзор требует систематической программы обследований, которые могут включать проверку, анализ, санитарный контроль и/или учрежденческие аспекты и аспекты деятельности общин. Он должен охватывать всю систему питьевого водоснабжения, включая источники и деятельность, связанную с водосбором, инфраструктуру передачи, очистные установки, резервуары для хранения и систему распределения (водопроводную или неводопроводную).

Обеспечение своевременных действий по предотвращению проблем и обеспечению исправления ошибок должно быть целью программы надзора. Временами может возникать необходимость в применении санкций в целях поддержки и обеспечения выполнения инструкций. Поэтому учреждению по надзору должна оказываться поддержка посредством строгого и осуществимого законодательства. Однако очень важно, чтобы это учреждение разработало позитивные и взаимоподдерживающие отношения с поставщиками, причем применение санкций

Поставщики питьевой воды несут постоянную ответственность за качество и безопасность воды, которую они поставляют.

использовалось бы в качестве крайней меры.

Учреждение по надзору должно обладать предоставленными законом полномочиями, для того чтобы обязать поставщиков воды рекомендовать кипячение воды и принимать другие меры в случае выявления микробного заражения, которое может угрожать здоровью населения.

1.2.2 Органы общественного здравоохранения

В целях эффективного содействия охране здоровья населения национальная структура, которая несет ответственность за здоровье населения, обычно действует в четырех областях:

- *Проводит наблюдение за состоянием здоровья и тенденциями*, включая выявление и изучение вспышек, обычно осуществляемое самостоятельно, но в некоторых случаях с помощью децентрализованного органа.
- Непосредственно устанавливает *нормы и стандарты* питьевой воды. Национальные органы общественного здравоохранения часто несут основную ответственность за установление норм в отношении питьевого водоснабжения, которые могут включать постановку целей обеспечения качества воды (ЦОКВ), целей, связанных с эффективностью действий и безопасностью, а также конкретные требования (например, в отношении очистки). Нормативная деятельность не ограничена качеством воды, она также включает, например, регулирование и утверждение материалов и химических веществ, используемых в производстве и распределении питьевой воды (см. раздел 8.5.4) и установление минимальных стандартов в таких областях, как водопроводная система бытового использования (см. раздел 1.2.10). Она не является статичной деятельностью, потому что измерения происходят в практике снабжения питьевой водой, в имеющихся технологиях и материалах (например, в материалах для водопроводной системы и процессах очистки), таким образом меняются приоритеты, касающиеся здоровья, и формы реагирования на них.
- Представляет аспекты здоровья в *разработке более широкой политики*, особенно политики в области здравоохранения и совместного управления водными ресурсами (см. раздел 1.2.4). Проблемы, связанные со здоровьем, часто предполагают выполнение вспомогательной роли в отношении выделения ресурсов для тех, кто занимается вопросами расширения и улучшения питьевого водоснабжения; часто участвует в поддержке основного требования по удовлетворению потребностей в питьевой воде раньше других приоритетов; и может принимать участие в разрешении конфликтной ситуации.
- *Осуществляет непосредственные действия*, обычно с помощью вспомогательных органов (например, региональных и местных органов в области гигиены окружающей среды) или путем предоставления руководства для других местных структур (например, местных органов власти) по надзору за питьевым водоснабжением. Эта роль широко варьируется в зависимости от национальных и местных структур и обязанностей и часто включает поддерживающую роль в отношении поставщиков воды населению, в деятельность которых часто непосредственно вмешиваются местные органы.

Надзор, осуществляемый органами общественного здравоохранения (т.е. наблюдение за состоянием и тенденциями, касающимися здоровья), способствует проведению проверки безопасности питьевой воды. При этом учитывается

1. ВВЕДЕНИЕ

заболеваемость среди всего населения, которое может быть подвержено воздействию патогенных микроорганизмов из ряда других источников, а не только из питьевой воды. Национальные органы общественного здравоохранения могут также предпринимать или направлять исследования на проведение оценки роли воды в качестве фактора риска заболевания – например, посредством контроля за случаями заболеваний, а также посредством когортных или оперативных исследований. Группы по надзору в рамках общественного здравоохранения обычно действуют на национальном, региональном и местном уровнях, а также в городах и сельских центрах здравоохранения. Плановый надзор, осуществляемый органами общественного здравоохранения включает:

- постоянный мониторинг подлежащих уведомлению болезней, многие из которых могут быть вызваны передаваемыми через воду патогенами;
- выявление вспышек;
- анализ долгосрочных тенденций;
- географический и демографический анализ; и
- обеспечение обратной связи с органами водоснабжения.

Надзор, осуществляемый органами общественного здравоохранения можно усилить различными путями выявления возможных вспышек болезней, передаваемых через воду, в случае возникновения подозрения в отношении заболевания необычной болезнью или после ухудшения качества воды. Эпидемиологические исследования включают:

- исследования вспышек болезней;
- изучение мероприятий для оценки вариантов вмешательства; и
- контроль за случаями заболевания или когортные исследования для оценки роли воды в качестве фактора риска заболевания.

Однако нельзя полагаться лишь на результаты надзора, осуществляемого органами общественного здравоохранения в отношении своевременного предоставления информации, с тем чтобы принять быстрые оперативные ответные меры по борьбе с болезнью, передаваемой через воду. Ограничения включают:

- вспышки не подлежащей уведомлению болезни;
- временной интервал между воздействием возбудителей болезни и заболеванием;
- временной интервал между заболеванием и уведомлением;
- низкий уровень уведомления; и
- трудности в выявлении вызывающих заболевание патогенных микроорганизмов и источников.

Орган общественного здравоохранения предпринимает действия по реагированию и упреждению в соответствии с общей политикой общественного здравоохранения и во взаимодействии со всеми участниками. В контексте общественного здравоохранения приоритетное внимание обычно уделяется обездоленным группам населения. Это ведет к установлению сбалансированности между регулированием и улучшением

безопасности питьевой воды и потребностью обеспечения доступа к надежным запасам безопасной питьевой воды в достаточном количестве.

В целях обеспечения понимания национальной ситуации в отношении питьевой воды национальный орган общественного здравоохранения должен периодически представлять отчеты с изложением состояния качества национальных запасов воды, особо выделяя проблемы и приоритеты, связанные со здоровьем населения, в контексте общих приоритетов общественного здравоохранения. Это вызывает необходимость эффективного обмена информацией между местными, региональными и национальными учреждениями.

Национальные органы здравоохранения должны осуществлять руководство или принимать участие в разработке и осуществлении политики по обеспечению доступа к некоторой форме надежного снабжения безопасной питьевой водой. В тех случаях, когда не достигается эта цель, следует обеспечить соответствующими механизмами и просвещением в целях осуществления индивидуальной очистки или очистки на уровне отдельных домашних хозяйств и обеспечения безопасного хранения.

1.2.3 Местные органы управления

Местные органы управления в области гигиены окружающей среды часто играют важную роль в управлении водными ресурсами и запасами питьевой воды. Это может включать инспекцию водосбора и разрешение на предпринятие действий в зоне водосбора, которые могут оказать влияние на качество источника воды. Это также может включать проверку и контроль (наблюдение) за управлением официальными системами снабжения питьевой водой. Местные органы управления в области гигиены окружающей среды также осуществляют конкретное руководство общинами или отдельными лицами при разработке и реализации систем питьевого водоснабжения на уровне общины и отдельных домов, а также при исправлении недостатков. Они также могут заниматься вопросами надзора за запасами питьевой воды на уровне общины или отдельных хозяйств. Они играют важную роль в просвещении потребителей в отношении того, когда необходима очистка воды в домашних хозяйствах.

Регулирование питьевого водоснабжения на уровне хозяйств и небольших общин обычно требует наличия программ по просвещению в отношении питьевого водоснабжения и качества воды. Такие программы должны обычно включать:

- повышение информированности в отношении гигиены воды;
- основную техническую подготовку и передачу технологии в области питьевого водоснабжения и регулирования;
- рассмотрение путей преодоления и подходов к преодолению социально-культурных препятствий к утверждению мероприятий по контролю за качеством воды;
- мотивацию, мобилизацию и деятельность в области социального маркетинга; и
- систему постоянной поддержки, последующего выполнения и распространения программы по обеспечению качества воды в целях достижения и поддержания устойчивости.

Эти программы могут осуществляться на уровне общины местными органами здравоохранения или другими структурами, такими как неправительственные организации и частный сектор. Если программа предлагается другими структурами, то настоятельно рекомендуется участие местных органов здравоохранения в разработке и

1. ВВЕДЕНИЕ

осуществлении программы по обучению и подготовке кадров в области обеспечения качества воды.

Подходы к программам совместных действий в области гигиены, санитарного просвещения и подготовки кадров представлены в других документах ВОЗ (см. Simpson-Hébert et al., 1996; Sawyer et al., 1998; Brikké, 2000).

1.2.4 Управление водными ресурсами

Управление водными ресурсами является общим аспектом профилактического регулирования качества питьевой воды. Предупреждение микробного и химического заражения источника воды является первой преградой на пути заражения питьевой воды, являющегося проблемой общественного здравоохранения.

Управление водными ресурсами и участие людей в потенциальном загрязнении зоны водосбора оказывают влияние на качество воды ниже по течению и в водоносных пластах. Это влияет на этапы очистки, которая требуется для обеспечения безопасности воды. Профилактические меры по повышению уровня очистки могут быть предпочтительными.

Влияние землепользования на качество воды следует оценивать как часть управления водными ресурсами. Эта оценка обычно не проводится лишь одними органами здравоохранения или учреждениями по питьевому водоснабжению. Следует учитывать:

- изменения покрова земли;
- разработки полезных ископаемых;
- сооружение/изменение водных путей;
- применение удобрений, гербицидов, пестицидов и других химических веществ;
- количество домашнего скота и применение органических удобрений;
- строительство, поддержание и использование дорог;
- различные формы отдыха и развлечений;
- расширение жилых кварталов в городской и сельской местности с уделением особого внимания вопросам, связанным с удалением нечистот, санитарией, мусорными свалками и удалением отходов; и
- прочую деятельность человека, потенциально загрязняющую окружающую среду, такую как деятельность промышленности, военные зоны и т. д.

Управление водными ресурсами может входить в сферу ответственности учреждений по регулированию водосбора и/или других структур, контролирующих или влияющих на водные ресурсы, таких как промышленные и сельскохозяйственные структуры, а также структуры по контролю за судоходством и борьбе с наводнениями.

Пределы, в которых обязанности учреждений здравоохранения или учреждений по питьевому водоснабжению включают управление водными ресурсами, в значительной степени варьируются в зависимости от стран и общин. Независимо от обязанностей правительственных структур и секторов важно, чтобы органы здравоохранения действовали согласованно и сотрудничали с секторами, занимающимися управлением водными ресурсами и регулированием землепользования в зоне водосбора.

Установление тесного сотрудничества между органом общественного здравоохранения, поставщиком воды и учреждением по управлению ресурсами

способствует выявлению опасных для здоровья факторов, которые потенциально могут возникнуть в системе. Также очень важно принять меры по обеспечению того, чтобы охрана ресурсов питьевой воды учитывалась в решениях по землепользованию или регулирующих положениях по борьбе с загрязнением водных ресурсов. В зависимости от существующих условий, эта деятельность может включать участие других секторов, таких как сельское хозяйство, транспорт, туризм и городское развитие.

В целях обеспечения адекватной защиты источников питьевой воды национальные органы обычно взаимодействуют с другими секторами при разработке национальной политики совместного управления водными ресурсами. Создаются региональные и местные структуры для реализации этой политики, а национальные органы осуществляют руководство региональными и местными органами путем предоставления средств.

Региональные органы охраны окружающей среды и органы общественного здравоохранения выполняют важную задачу, участвуя в подготовке совместных планов по управлению водными ресурсами для обеспечения наилучшего качества имеющегося источника питьевой воды. Дополнительная информация содержится в вспомогательных документах *Охрана поверхностных вод в интересах здоровья и Охрана грунтовых вод в интересах здоровья* (раздел 1.3).

1.2.5 Учреждения по питьевому водоснабжению

Системы питьевого водоснабжения варьируется от очень крупных городских систем, обслуживающих население с десятками миллионов жителей, до небольших общинных систем, предоставляющих воду очень небольшим группам населения. В большинстве стран они включают источники в общине, а также средства водопроводного питьевого водоснабжения.

Учреждения по питьевому водоснабжению отвечают за обеспечение и контроль качества (см. раздел 1.2.1). Их основная задача состоит в подготовке и осуществлении ПОВВ (см. дополнительную информацию в главе 4).

Во многих случаях поставщик воды не занимается регулированием источников своих запасов воды, существующих за счет водосбора. Роль поставщика воды в отношении водосбора заключается в том, чтобы участвовать в межучрежденческой деятельности по управлению водными ресурсами; разбираться в факторах риска, возникающих в результате деятельности и непредвиденных обстоятельств, потенциально вызывающих заражение; и использовать эту информацию при оценке рисков для питьевого водоснабжения и при разработке и осуществлении надлежащей системы управления. Хотя поставщики питьевой воды могут не проводить обследований зоны водосбора и оценки риска загрязнения в одиночку, в их обязанности входит признание необходимости этих мероприятий и инициирование межучрежденческого сотрудничества – например, с органами здравоохранения и органами по охране окружающей среды.

Опыт показывает, что ассоциация лиц, участвующих в питьевом водоснабжении (например, операторов, управляющих и групп специалистов, таких как мелкие поставщики, ученые, социологи, законодатели, политики и другие), может организовать нейтральный форум, имеющий ценное значение для обмена идеями.

Дополнительную информацию см. в вспомогательном документе *Планы по обеспечению безопасности воды* (раздел 1.3).

1.2.6 Регулирование со стороны общины

Регулируемые общиной системы питьевого водоснабжения как с водопроводным, так и с неводопроводным распределением, широко распространены в мире как в развитых, так и в развивающихся странах. Точное определение общинной системы питьевого водоснабжения является непостоянным. Хотя определение, основанное на численности населения или типе водоснабжения, может быть пригодно во многих условиях, подходы к управлению и регулированию определяют различия между системами питьевого водоснабжения в небольших общинах и системами питьевого водоснабжения в более крупных городах. Это ведет к возрастающему использованию часто неподготовленных, а иногда неоплачиваемых добровольных членов общины в управлении и эксплуатации общинных систем питьевого водоснабжения. Системы питьевого водоснабжения в пригородных районах в развивающихся странах – в общинах, окружающих крупные города, - могут также обладать свойствами общинных систем.

Эффективные и устойчивые программы по регулированию качества питьевой воды в общинах требуют активной поддержки и участия местных общин. Эти общины должны принимать участие на всех этапах осуществления таких программ, включая обследование на начальном этапе; принятие решений о размещении колодцев и отводящих каналов или установлении охранных зон; мониторинг и надзор за запасами питьевой воды; регистрацию неполадок, осуществление технического обслуживания и проведение ремонтных работ; и принятие дополнительных мер, в том числе практических действий в области санитарии и гигиены.

Община может быть уже в достаточной степени организована и принимать меры по решению вопросов охраны здоровья и питьевого водоснабжения. Или же в ней может отсутствовать хорошо развитая система питьевого водоснабжения; некоторые слои населения, такие как женщины, могут быть плохо представлены; и могут существовать противоречия или конфликты между отдельными группами. В этой ситуации обеспечение участия общины потребует больше времени и усилий для объединения людей, разрешения противоречий, согласования общих целей и предпринятия действий. Часто требуются посещения, возможно в течение нескольких лет, для обеспечения поддержки и содействия, а также для принятия мер по обеспечению того, чтобы системы, созданные для безопасного питьевого водоснабжения, продолжали действовать. Это может потребовать создания программ в области гигиены и санитарного просвещения для обеспечения того, чтобы община:

- осознавала значение качества питьевой воды и его связь с состоянием здоровья, а также необходимость обеспечения достаточным количеством безопасной питьевой воды для бытового использования в целях потребления, приготовления пищи и личной гигиены;
- признавала значение надзора и необходимость принятия ответных мер со стороны общины;
- понимала бы свою роль и была бы готова к ее выполнению в процессе надзора;
- обладала бы необходимыми навыками для выполнения этой роли; и
- осознавала бы потребности в защите питьевого водоснабжения от загрязнения.

Дополнительную информацию см. в *Руководстве ВОЗ по обеспечению качества питьевой воды*, второе издание, том 3; вспомогательный документ *Планы по обеспечению безопасности воды* (раздел 1.3); Simpson-Hebert et. al. (1996 г.); Sawyer et al. (1998 г.) и Brikké (2000 г.).

1.2.7 Продавцы воды

Продавцы, поставляющие воду домашним хозяйствам или торгующие в местах сбора, имеются во многих частях мира, где ограниченные ресурсы воды или неполадки в инфраструктуре, или ее отсутствие ограничивают доступ к достаточному количеству питьевой воды. Продавцы воды используют ряд транспортных средств для доставки питьевой воды непосредственно потребителю, включая тележки с баками и тачки. В контексте данного руководства продажа воды не включает разлитую по бутылкам или упакованную воду (которая рассматривается в разделе 6.5) или воду, продаваемую посредством торговых автоматов.

Существует ряд проблем, касающихся здоровья, которые связаны с поставкой воды потребителям продавцами воды. Они включают доступ к адекватному объему воды и беспокойство в отношении неадекватной очистки или транспортировки в неподходящих емкостях, которые могут привести к заражению.

В тех случаях, когда источник воды является ненадежным или качество воды неизвестно, воду можно обрабатывать или перерабатывать в небольшом количестве для значительного улучшения ее качества и безопасности. Самым простым и самым важным видом обработки воды, зараженной микробами, является дезинфекция. Если в цистернах содержится большое количество воды, то следует добавлять достаточное количество хлора, с тем чтобы обеспечить наличие свободной остаточной концентрации хлора по меньшей мере на уровне 0,5 мг/л после обработки по меньшей мере в течение 30 минут в пункте раздачи. Цистерны следует использовать лишь для перевозки питьевой воды. До их использования цистерны следует или подвергать химической дезинфекции, или обрабатывать паром.

Местные органы власти должны осуществлять программы по надзору за водой, предоставляемой продавцами, и в случае необходимости разработать программы по санитарному просвещению, с тем чтобы улучшить сбор, обработку и распределение воды в целях предупреждения заражения.

1.2.8 Отдельные потребители

Каждый потребляет воду из того или иного источника, и потребители часто играют важную роль в сборе, обработке и хранении воды. Действия потребителей могут способствовать обеспечению качества воды, которую они потребляют, и могут также способствовать улучшению или заражению воды, потребляемой другими. Потребители несут ответственность за обеспечение того, чтобы их действия не оказывали вредного влияния на качество воды. Установка и техническое обслуживание водопроводных систем в домах должны осуществляться желательными квалифицированными и официальными водопроводчиками (см. раздел 1.2.10) или другими лицами с соответствующим опытом для обеспечения того, чтобы перекрестные соединения или противоток не привели к заражению местных запасов воды.

В большинстве стран существуют группы населения, вода для которых поступает из домашних источников, таких как частные колодцы и дождевая вода. В хозяйствах, пользующихся неводопроводным водоснабжением, необходимы соответствующие усилия для обеспечения безопасного сбора, хранения и, возможно, обработки их питьевой воды. В некоторых обстоятельствах хозяйства и отдельные лица могут пожелать обрабатывать воду в домашних условиях для большей уверенности в ее

1. ВВЕДЕНИЕ

безопасности, не только в случае отсутствия водоснабжения в общине, но также в том случае, если известно, что водоснабжение в общине заражено или вызывает болезнь, передаваемую через воду (см. главу 7). Органы общественного здравоохранения, надзора и/или другие местные органы могут осуществлять руководство по поддержке хозяйств и отдельных потребителей в обеспечении безопасности их питьевой воды (см. раздел 6.3). Такое руководство лучше всего осуществлять в контексте программы по просвещению и обучению населения.

1.2.9 Учреждения по сертификации

Сертификация используется для проверки того, соответствуют ли устройства и материалы, используемые в питьевом водоснабжении, установленному уровню качества и безопасности. Сертификация является процессом, в котором независимая организация подтверждает обоснованность возражений производителей против официального стандарта или критерия и проводит независимую оценку возможного риска заражения от используемого материала или процесса. Учреждение по сертификации может заниматься получением данных от производителей, обобщением результатов тестирования, проведением технического контроля и проверок и, возможно, представлением рекомендаций в отношении качества препаратов.

Сертификация применяется в отношении таких технологий, используемых на уровне отдельных хозяйств или общин, как использование ручных насосов; материалы, используемые поставщиками воды, такие как химические средства обработки; и устройства, используемые в хозяйствах для сбора, обработки и хранения.

Сертификация препаратов и процессов, связанных со сбором, обработкой, хранением и распределением воды, может находиться под контролем правительственных учреждений или частных организаций. Процедуры сертификации будут зависеть от стандартов, в соответствии с которыми сертифицируются препараты, критериев сертификации и от того, кто осуществляет сертификацию.

Национальные, местные государственные или частные (проверка, осуществляемая третьей стороной) программы сертификации имеют ряд возможных целей:

- сертификация препаратов для обеспечения того, чтобы их использование не ставило под угрозу безопасность пользователя или широких слоев населения, вызывая заражение питьевой воды токсичными веществами, веществами, которые могут повлиять на восприятие потребителя, или веществами, которые поддерживают рост микроорганизмов;
- тестирование препаратов во избежание повторного тестирования на местных уровнях или перед каждой поставкой;
- обеспечение унифицированного качества и состояния препаратов;
- сертификация и аккредитация аналитических и других тестирующих лабораторий; и
- контроль за материалами и химическими веществами, используемыми для обработки питьевой воды, включая работу устройств для использования в домашних хозяйствах.

Важным шагом в любой процедуре сертификации является установление стандартов, которые должны составить основу для оценки препаратов. Эти стандарты должны также, по возможности, содержать критерии утверждения. В процедурах по сертификации технических аспектов эти стандарты обычно разрабатываются в

сотрудничестве с производителями, сертифицирующим учреждением и потребителями. Национальные органы общественного здравоохранения должны заниматься разработкой этапов процесса утверждения или критериев, непосредственно связанных с общественным здравоохранением. Дополнительную информацию см. в разделе 8.5.4.

1.2.10 Водопроводная система

Значительное вредное воздействие на здоровье связано с недостатками водопроводных систем в государственных и частных зданиях, появляющимися в результате неудовлетворительной конструкции, неправильной установки, переделок и неадекватного технического обслуживания.

Многочисленные факторы влияют на качество воды в водопроводной системе распределения в здании и могут привести к микробному или химическому заражению питьевой воды. Вспышки желудочно-кишечной болезни могут произойти в результате заражения фекалиями питьевой воды в зданиях, возникшего, например, из-за неполадок в баках хранения воды на крыше и перекрестных соединений с трубами для сточной воды. Неудачно сконструированные водопроводные системы могут вызывать застой воды и создавать благоприятную среду для распространения *Legionella*. Материалы для водопроводной системы, трубы, водопроводная арматура и покрытия могут привести к повышению концентраций тяжелых металлов (например, свинца) в питьевой воде, а неподходящие материалы могут способствовать росту бактерий. Потенциально неблагоприятное воздействие на здоровье может не ограничиваться лишь отдельным зданием. Воздействие загрязнителей на других потребителей возможно посредством заражения местной общественной системы распределения за пределами конкретного здания в результате перекрестного заражения питьевой воды и противотока.

Снабжение водой, которая отвечает соответствующим стандартам в пределах зданий, обычно зависит от водопроводной системы, которая не находится под непосредственным контролем поставщика воды. Поэтому надежда возлагается на надлежащую установку и обслуживание водопроводной системы, а в отношении больших зданий на конкретные для этого здания ПОБВ (см. раздел 6.1).

Для обеспечения безопасности питьевого водоснабжения в рамках системы зданий, установившийся порядок эксплуатации водопроводной системы должен предупреждать появление факторов риска для здоровья. Это может быть достигнуто посредством обеспечения того, чтобы:

- трубы, по которым проходит питьевая вода или сточные воды, были водонепроницаемыми и прочными с ровной и свободной внутренней поверхностью, а также защищены от возможного воздействия;
- не было перекрестных соединений между системами питьевого водоснабжения и удаления сточных вод;
- системы хранения воды не были повреждены и не допускали проникновения микробных и химических загрязнителей;
- системы горячей и холодной воды были разработаны таким образом, чтобы свести к минимуму распространение *Legionella* (см. также разделы 6.1 и 11.1.9);
- были установлены соответствующие средства защиты для предотвращения противотока;
- конструкция системы в многоэтажных зданиях сводила к минимуму колебания давления;

1. ВВЕДЕНИЕ

- сточная вода удалялась без заражения питьевой воды; и
- эффективно функционировали водопроводные системы.

Важно, чтобы водопроводчики имели соответствующую квалификацию, могли проводить необходимую установку и обслуживание водопроводных систем с обеспечением соответствия местным регулирующим положениям и использовали лишь утвержденные материалы, безопасные для питьевой воды.

Конструкция водопроводных систем зданий должна обычно утверждаться до строительства и проверяться соответствующим регулирующим органом во время строительства и до введения в строй этих зданий.

1.3 Вспомогательная документация к Руководству

Данное Руководство сопровождается отдельными текстами, в которых представлена основная информация, обосновывающая создание этого руководства и предоставляющая ориентиры по надлежащей практике эффективного осуществления. Оно представлено в виде опубликованных текстов или в электронной форме через Интернет (www://who.int/water_sanitation_health/dwq/en/), а также в виде компакт-дисков CD-ROM. Подробная ссылка представлена в Приложении 1.

Оценка микробной безопасности питьевой воды: улучшение подходов и методов

В данной книге представлен актуальный обзор подходов и методов, используемых для оценки микробной безопасности питьевой воды. В ней представлено руководство по отбору и использованию показателей вместе с оперативным мониторингом для удовлетворения потребностей в конкретной информации и отражены взгляды на потенциальное применение «новых» технологий и появившихся методов.

Химическая безопасность питьевой воды: оценка приоритетов для управления рисками

В данном документе представлены средства, которые помогают пользователям проводить систематическую оценку своей системы (систем) водоснабжения на местном, региональном и национальном уровнях; устанавливать приоритеты в отношении химических веществ, которые предположительно будут иметь наибольшее значение; рассматривать способы борьбы с ними или их устранения; и пересматривать или разрабатывать соответствующие стандарты.

Количество питьевой воды, уровень обслуживания и здоровье

В данном документе дан обзор требований, предъявляемых к воде в целях, связанных со здоровьем, для определения приемлемых минимальных потребностей в отношении потребления (утоление жажды и приготовление пищи) и личной гигиены.

Оценка метода H_2S для выявления заражения питьевой воды фекалиями

В данном документе содержится критический обзор научной основы, обоснованности, имеющихся данных и другой информации, касающейся использования «тестов H_2S » в качестве единиц измерения или показателей заражения питьевой воды фекалиями.

Описание характеристик опасного воздействия патогенов, содержащихся в пищевых продуктах и воде: руководство

В данном документе представлены практические рамки и структурированный подход к описанию вредных микробных факторов для оказания помощи руководящим органам и научным сотрудникам.

Определение количества микроорганизмов чашечным методом и безопасность питьевой воды: значение ОКМЧМ для качества воды и здоровья человека

В данном документе содержится критическая оценка роли измерения КМЧМ при регулировании безопасности питьевой воды.

Использование воды в домашних условиях: возрастающая польза для здоровья в результате улучшения водоснабжения

Данный доклад содержит описание и критический обзор различных методов и систем сбора, очистки и хранения воды в домашних условиях. В нем содержится оценка возможностей очистки и хранения воды в домашних условиях для обеспечения водой с улучшенным качеством с точки зрения микробного заражения.

Патогенные микобактерии в воде: руководство по устранению последствий для здоровья населения, мониторингу и регулированию

В данной книге содержится описание имеющихся в настоящее время знаний о распространении экологических патогенных микобактерий (ЭПМ) в воде и в другой окружающей среде. В книгу включено обсуждение путей передачи, ведущих к заражению человека, наиболее важных симптомов заболеваний, которые могут последовать за заражением, а также классических и современных методов анализа разновидностей ЭПМ. Книга завершается обсуждением проблем, связанных с борьбой с ЭПМ в питьевой воде, а также с оценкой и управлением рисками.

Определение степени риска для здоровья населения в количественном выражении, содержащееся в Руководстве ВОЗ по обеспечению качества питьевой воды: подход с точки зрения бремени болезней

В данном докладе содержится документ для обсуждения концепций и методологии определения количества лет жизни с поправкой на инвалидность (DALY) в качестве общей метрической системы общественного здравоохранения и ее пользы для определения качества питьевой воды, а также иллюстрируется подход в отношении нескольких загрязнителей питьевой воды, уже изученных с использованием подхода с точки зрения бремени болезней.

Безопасная водопроводная вода: регулирование качества воды с точки зрения микробного заражения в водопроводных системах распределения

Разработка герметизированных водопроводных сетей для снабжения питьевой водой отдельных жилых домов и зданий, а также водоразборных колонок общественного пользования является важным компонентом продолжающегося развития и сохранения здоровья многих общин. В этой публикации рассматриваются вопросы проникновения микробных загрязнителей и роста микроорганизмов в сетях распределения, а также практика, способствующая обеспечению безопасности питьевой воды в водопроводных системах распределения.

1. ВВЕДЕНИЕ

Токсичные цианобактерии в воде: руководство по устранению их последствий для здоровья населения, мониторингу и регулированию

Данная книга содержит описание имеющихся знаний, касающихся воздействия цианобактерий на здоровье при использовании воды. В ней рассматриваются аспекты управления рисками и конкретизируется информация, необходимая для защиты источников питьевой воды и групп людей, купающихся в воде, от вредного воздействия на здоровье, вызываемого цианобактериями и их токсинами. В ней также описываются имеющиеся знания, касающиеся основных аспектов разработки программ и исследований в области мониторинга водных ресурсов и запасов, и содержится описание используемых подходов и процедур.

Повышение качества установок по очистке воды

В данной книге представлено практическое руководство по улучшению работы установок по очистке воды. Она будет неоценимым источником информации для тех, кто занимается вопросами разработки, эксплуатации, технического обслуживания или совершенствования установок по очистке воды.

Планы по обеспечению безопасности воды

Совершенствование стратегий по борьбе за повышение качества воды вместе с улучшениями в области удаления нечистот и личной гигиены, как ожидается, могут привести к существенной пользе для здоровья населения. Этот документ содержит информацию по усовершенствованным стратегиям борьбы и мониторинга качества питьевой воды.

Очистка воды и борьба с патогенами: эффективность процесса достижения безопасности питьевой воды

Данная публикация содержит критический анализ литературы по удалению и инактивации патогенных микробов в воде для оказания помощи специалистам и разработчикам в области обеспечения качества воды и в принятии решений, касающихся качества воды с точки зрения микробного заражения.

Материалы, находящиеся на стадии подготовки или редактирования:

Мышьяк в питьевой воде: оценка и управление рисками для здоровья (на стадии подготовки)

Опреснение в целях безопасного питьевого водоснабжения (на стадии подготовки)

Руководство по гигиене и санитарии в авиации (на стадии редактирования)

Руководство по санитарии на судах (на стадии редактирования)

Санитарные аспекты водопроводной системы (на стадии подготовки)

Legionella и предупреждение болезни «легионеров» (на заключительной стадии)

Охрана грунтовых вод в интересах здоровья – регулирование качества источников питьевой воды (на стадии подготовки)

Охрана поверхностных вод в интересах здоровья – регулирование качества источников питьевой воды (на стадии подготовки)

Быстрая оценка качества питьевой воды: руководство по осуществлению (на стадии подготовки).

2

Руководство: основа для безопасной питьевой воды

Контроль за качеством питьевой воды можно осуществлять посредством сочетания мероприятий по охране источников воды, контролю процессов очистки и регулированию распределения и обработки воды. Руководство должно соответствовать национальным, региональным и местным условиям, которые требуют адаптации к экологическим, социальным, экономическим и культурным условиям и установления приоритетов.

2.1 Основа для безопасной питьевой воды: требования

В Руководстве изложены основные принципы профилактических управленческих основ для безопасной питьевой воды, которые включают пять ключевых компонентов:

- связанные со здоровьем цели, основанные на результатах оценки проблем здравоохранения (глава 3);
- оценка систем для определения того, может ли питьевое водоснабжение в целом (от источника через очистку к потреблению) обеспечивать водой, которая соответствует связанным со здоровьем целям (раздел 4.1);
- оперативный мониторинг мер контроля в питьевом водоснабжении, которые имеют особое значение для обеспечения безопасности питьевой воды (раздел 4.2);
- планы регулирования, обосновывающие оценку систем, и планы мониторинга, и содержащие описание действий, которые следует предпринимать в условиях нормальной эксплуатации и в аварийной ситуации, включая меры по усовершенствованию и улучшению, подтверждению и оповещению (разделы 4.4-4.6); и
- система независимого надзора, устанавливающая правильность функционирования вышеуказанных компонентов (глава 5).

Для поддержки основ безопасной питьевой воды Руководство предоставляет некоторый объем вспомогательной информации, включая микробные аспекты (главы 7 и 11), химические аспекты (главы 8 и 12), радиационные аспекты (глава 9) и аспекты приемлемости (глава 10). На Рисунке 2.1 представлен обзор взаимосвязи отдельных глав Руководства по обеспечению качества питьевой воды.

Существует широкий ряд микробных и химических элементов питьевой воды, которые могут оказывать вредное воздействие на здоровье человека. Выявление этих элементов как в необработанной воде, так и в воде, поставляемой потребителям, является очень медленным, сложным и дорогостоящим процессом, который ограничивает возможности и экономическую доступность раннего оповещения.

1. РУКОВОДСТВО: ОСНОВА ДЛЯ БЕЗОПАСНОЙ ПИТЕВОЙ ВОДЫ

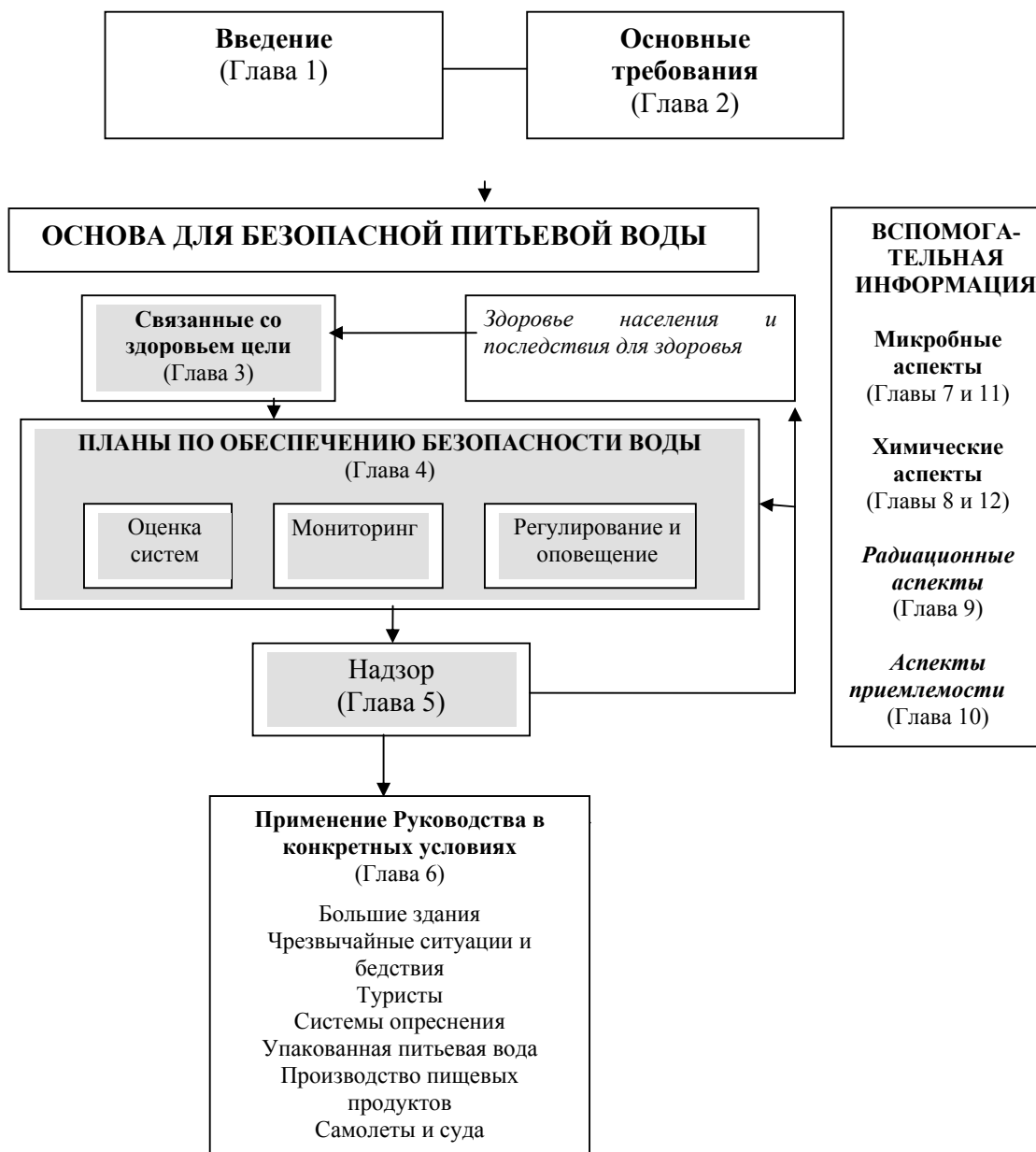


Рисунок 2.1 Взаимосвязь глав *Руководства по обеспечению качества питьевой воды* в области безопасности питьевой воды

Акцент лишь на определении качества воды является недостаточным для охраны здоровья населения. Поскольку ни в физическом, ни в экономическом плане невозможно осуществить проверку всех параметров качества питьевой воды, использование усилий и ресурсов в области мониторинга следует тщательно планировать и ориентировать на важные или ключевые свойства.

Некоторые свойства, не связанные со здоровьем, такие как свойства, оказывающие значительное влияние на приемлемость воды, могут также иметь определенное значение. В тех случаях, где вода обладает неприемлемыми эстетическими свойствами (например, вид, вкус или запах), могут потребоваться дальнейшие исследования для определения того, существуют ли какие-либо проблемы, имеющие значение для здоровья.

Контроль за качеством питьевой воды с точки зрения микробного и химического заражения требует разработки планов регулирования, которые после выполнения обеспечивают основу для защиты системы и контроля за процессом по обеспечению того, чтобы имеющиеся патогены и концентрации химических веществ представляли ничтожный риск для здоровья населения и чтобы вода была приемлема для потребителей. Планы регулирования, разрабатываемые поставщиками воды, лучше всего назвать «планами по обеспечению безопасности воды» (ПОБВ). ПОБВ включают оценку и разработку систем, планы по оперативному мониторингу и регулированию, включая обоснование и оповещение. Элементы ПОБВ основаны на принципе «множества преград», принципах анализа рисков в критических точках контроля (АРКТК) и на других систематических подходах регулирования. Планы должны учитывать все аспекты питьевого водоснабжения и быть сосредоточены на контроле отвода, очистке и снабжении питьевой водой.

Многие системы питьевого водоснабжения обеспечивают адекватной безопасной питьевой водой при отсутствии официальных ПОБВ. Основные выгоды, получаемые в результате разработки и осуществления ПОБВ в отношении этого водоснабжения, включают систематическую и подробную оценку и установление приоритетов в отношении вредных факторов, а также оперативный мониторинг преград и мер контроля. Кроме того, ПОБВ предусматривают наличие организованной и структурированной системы для сведения к минимуму возможности неудачи в результате оплошностей или упущений в регулировании, а также планы в отношении нештатных ситуаций для принятия ответных мер в случае поломок систем или непредусмотренных аварий, оказывающих вредное воздействие.

2.1.1 Связанные со здоровьем цели

Связанные со здоровьем цели являются существенным компонентом основы безопасности питьевой воды. Эти цели должен ставить орган высокого уровня, занимающийся вопросами здравоохранения, в консультации с другими сторонами, включая поставщиков воды и пострадавшие общины. Они должны учитывать общую ситуацию в области здоровья населения и роль качества питьевой воды в устранении болезней, вызываемых передаваемыми через воду микробами и химическими веществами, в качестве части общей политики в области водоснабжения и здравоохранения. Они должны также учитывать значение обеспечения доступа к воде, особенно среди необслуживаемых групп населения.

Связанные со здоровьем цели обеспечивают основу для применения Руководства ко всем видам питьевого водоснабжения. Элементы, содержащиеся в питьевой воде, могут вызывать отрицательные последствия для здоровья в результате единичного воздействия (например, микробных патогенов) или длительного воздействия (например, многих химических веществ). В зависимости от ряда имеющихся в воде элементов, характера их воздействия, а также вида колебаний в их концентрации, существуют четыре основных типа связанных со здоровьем целей, используемых в качестве основы для определения требований, предъявляемых к безопасности.

1. РУКОВОДСТВО: ОСНОВА ДЛЯ БЕЗОПАСНОЙ ПИТЕВОЙ ВОДЫ

- *Цели, связанные с результатами в отношении здоровья.* В некоторых обстоятельствах, особенно в тех случаях, когда болезнь, передаваемая через воду, способствует возникновению поддающегося измерению бремени, сокращение степени подверженности через питьевую воду потенциально ведет к заметному сокращению общего риска возникновения болезни. В таких обстоятельствах можно поставить связанную со здоровьем цель в плане количественного сокращения общего уровня заболеваемости. Этот подход является наиболее применимым в тех случаях, когда вредные последствия проявляются вскоре после воздействия, когда такие последствия легко и надежно контролируются и когда изменения в воздействии могут также легко и надежно контролироваться. Этот вид целей, связанных с результатами в отношении здоровья, в основном применим в отношении некоторого вредного микробного воздействия в развивающихся странах и вредного химического воздействия с точно определенными последствиями для здоровья, в основном вызываемыми водой (например, фторидом). При других обстоятельствах цели, связанные с результатами в отношении здоровья, могут быть основой для оценки результатов посредством использования моделей количественной оценки риска. В этих случаях оценка последствий для здоровья проводится на основе информации, касающейся воздействия и соотношений дозы – реакции. Результаты могут быть использованы непосредственно в качестве основы для уточнения целей обеспечения качества воды или предоставлять основу для разработки других видов связанных со здоровьем целей. Цели, связанные с результатами в отношении здоровья, основанные на информации о воздействии проверенных мероприятий на здоровье реальных групп населения являются идеальными, но редко предоставляемыми. Более распространенными являются цели, связанные с результатами в отношении здоровья, которые основаны на определенных уровнях допустимого риска либо всего, либо долей общего бремени болезней, предпочтительно основанных на фактических эпидемиологических данных или же на изучении результатов оценки риска.
- *Цели обеспечения качества воды (ЦОКВ).* ЦОКВ ставятся в отношении отдельных содержащихся в питьевой воде элементов, которые представляют риск для здоровья в результате длительного воздействия и в тех случаях, когда колебания в концентрации являются незначительными или происходят через длительные периоды времени. Они обычно выражены в виде нормативных величин (концентраций) субстанций или химических веществ, вызывающих беспокойство.
- *Цели, связанные с эффективностью действий.* Цели, связанные с эффективностью действий, используются в отношении тех элементов, кратковременное воздействие которых представляет собой риск для здоровья населения, или в том случае, когда могут происходить заметные колебания в количестве или концентрации за короткие периоды времени со значительными последствиями для здоровья. Они обычно выражены в виде требований по сокращению количества веществ, вызывающих беспокойство, или по повышению эффективности в предупреждении заражения.
- *Цели, связанные с конкретной технологией.* Национальные регулирующие учреждения могут ставить цели в отношении конкретных действий, касающихся незначительных муниципальных, общинных или индивидуальных запасов питьевой воды. Такие цели могут определять конкретные допустимые устройства или

процессы для данной ситуации и/или для общих типов систем питьевого водоснабжения.

Важно, чтобы связанные со здоровьем цели были бы реальными в местных условиях эксплуатации и ставились бы для охраны и улучшения здоровья населения. Связанные со здоровьем цели лежат в основе разработки ПОБВ, способствуют обеспечению информацией, с помощью которой оценивается адекватность существующих установок, и способствуют в выявлении уровня и вида технического контроля и необходимых аналитических проверок.

Большинство стран используют цели нескольких видов в отношении различных типов снабжения и различных загрязнителей. Для обеспечения того, чтобы цели были актуальными и выполняли функцию поддержки, следует разработать типовые программы, включающие описание предположений, вариантов регулирования, мер по контролю и в случае необходимости систем показателей для проведения проверки. Их следует поддерживать в плане общего руководства путем определения национальных, региональных и местных приоритетов и постепенного осуществления и таким образом содействовать обеспечению оптимального использования имеющихся ресурсов.

Связанные со здоровьем цели рассмотрены более подробно в главе 3.

2.1.2 Оценка и разработка систем

Оценка системы питьевого водоснабжения в равной степени применима к крупным объектам с водопроводными системами распределения, водопроводному и неводопроводному снабжению водой общин, включая ручные насосы и индивидуальные запасы воды в домах. Оценка может касаться существующей инфраструктуры или планов в отношении новых систем водоснабжения или улучшения существующих. Поскольку качество питьевой воды колеблется в рамках всей системы, оценка должна быть направлена на то, чтобы установить соответствует ли окончательное качество поставляемой потребителю воды поставленным целям, связанным со здоровьем. Определение качества источника и изменений во всей системе требует участия специалистов. Оценка систем должна производиться периодически.

Оценка системы требует учета свойств отдельных составных элементов или групп элементов, которые могут влиять на качество воды. Определив и получив подтверждение существующих и потенциальных вредных факторов, включающих потенциально опасные аварии и действия, которые могут повлиять на качество воды, затем можно провести оценку и установить градацию в отношении уровней риска для каждого вредного фактора на основе вероятности и степени тяжести последствий.

Подтверждение является элементом оценки системы. Оно производится для обоснования того, что информация в поддержку плана является правильной и связана с оценкой научного и технического вклада в ПОБВ. Фактические данные для подтверждения ПОБВ можно получить из широкого ряда источников, включая научную литературу, профессиональные ассоциации, отделы по регулированию и законодательству, исторические данные, профессиональные органы и опыт поставщиков.

Если система теоретически может соответствовать связанным со здоровьем целям, ПОБВ являются средством регулирования, которое способствует достижению

1. РУКОВОДСТВО: ОСНОВА ДЛЯ БЕЗОПАСНОЙ ПИТЕВОЙ ВОДЫ

целей, связанных со здоровьем, и ее следует разрабатывать в том порядке, описание которого содержится в последующих разделах. Если маловероятно, что система может соответствовать связанным со здоровьем целям, то следует приступить к программе усовершенствования системы (которая может включать инвестирование или подготовку кадров), с тем чтобы питьевое водоснабжение соответствовало поставленным целям. Одновременно следует прилагать все усилия для снабжения водой максимально достижимого качества. В случае существования значительного риска для здоровья населения, могут потребоваться дополнительные меры.

Оценка и разработка более подробно рассмотрены в разделе 4.1 (см. также вспомогательный документ *Совершенствование установок по очистке воды*; раздел 1.3).

2.1.3 Оперативный мониторинг

Мерами по контролю являются действия, осуществляемые в системе питьевого водоснабжения, которые предотвращают, уменьшают или устраняют заражение и которые определяются в процессе оценки системы. Они включают, например, действия по регулированию водосбора, ограждения вокруг колодцев, фильтры и инфраструктуру дезинфекции, а также водопроводные системы распределения. Если все указанные компоненты действуют надлежащим образом, то они обеспечивают достижение связанных со здоровьем целей.

Оперативным мониторингом является проведение запланированных наблюдений или измерений для оценки того, действуют ли надлежащим образом меры по контролю в системе питьевого водоснабжения. Можно установить пределы для мер по контролю, провести мониторинг этих пределов и предпринять действия по исправлению положения в ответ на обнаруженное отклонение от нормы до того, как вода станет небезопасной. Примером является то, чтобы ограждение вокруг ручного насоса было целое и не повреждено, мутность воды после фильтрации была ниже определенной величины или остаточное количество хлора после дезинфекционных установок или в конце системы распределения было бы выше согласованной величины.

Частота проведения оперативного мониторинга изменяется в зависимости от характера мер по контролю – например, периоды проверки целостности ограждений колеблются от месяца до года, мониторинг мутности в режиме реального времени или очень часто, а мониторинг остаточного количества после дезинфицирующих веществ во многих местах ежедневно или постоянно в режиме реального времени. Если мониторинг показывает, что предел не соответствует спецификациям, тогда существует потенциальная возможность того, что вода является или станет небезопасной. Цель заключается в своевременном мониторинге мер контроля с использованием логически обоснованного плана выборочного контроля для предупреждения снабжения потенциально небезопасной водой.

В большинстве случаев оперативный мониторинг будет основан на простых и оперативных наблюдениях или тестах, таких как определение мутности или структурной целостности, а не на сложных микробных или химических тестах. Сложные тесты обычно применяются в качестве части мер по подтверждению или проверке (рассмотренных в разделах 4.1.7 и 4.3, соответственно), а не в качестве части оперативного мониторинга.

Для того чтобы иметь не только уверенность в том, что цепь снабжения действует надлежащим образом, но и иметь подтверждение того, что качество воды

поддерживается и сохраняется, необходимо провести проверку, как указано в разделе 2.2.

Использование индикаторных бактерий при мониторинге качества воды рассмотрено в вспомогательном документе *Оценка микробной безопасности питьевой воды* (раздел 1.3), а оперативный мониторинг рассмотрен более подробно в разделе 4.2.

2.1.4 Планы регулирования, обоснование и оповещение

В плане регулирования обосновываются оценка системы и оперативный мониторинг, а также планы проверок и содержится описание действий как в случае эксплуатации в нормальных условиях, так и во время «аварий», когда может быть утрачен контроль за системой. В плане регулирования также должны излагаться процедуры и другие вспомогательные программы, которые требуются для обеспечения оптимальной эксплуатации системы питьевого водоснабжения.

Поскольку регулирование некоторых аспектов системы питьевого водоснабжения часто выходит за пределы ответственности одного учреждения, важно, чтобы были определены роли, подотчетность и обязанности различных участвующих учреждений, с тем чтобы координировать их планирование и управление. Поэтому следует установить надлежащие механизмы и дать обоснование для обеспечения вовлечения и принятия обязательств участниками. Это может включать создание рабочих групп, комитетов или целевых групп с соответствующими представителями, а также разработку партнерских соглашений, включая, например, подписание меморандума о взаимопонимании (см. также раздел 1.2).

Документальное обоснование всех аспектов регулирования качества питьевой воды имеет существенное значение. В документах должно содержаться описание предпринимаемых действий, а также того, как действуют процедуры. Они также должны включать подробную информацию в отношении:

- оценки системы питьевого водоснабжения (включая диаграммы потока и потенциальные вредные факторы, а также результаты подтверждения);
- мер по контролю, оперативного мониторинга и плана проверок;
- принятых процедур эксплуатации и регулирования;
- планов ответных мер в случае аварий или чрезвычайной ситуации; и
- вспомогательных мер, включающих:
 - программы по подготовке персонала
 - научные исследования и разработки
 - процедуры оценки результатов и регистрации
 - оценки, проверки и анализ эффективности работы
 - протоколы по оповещению и
 - консультирование общин.

Системы документального обоснования и регистрации должны быть по возможности простыми и ориентированными на достижение целей. Уровень подробностей в документации по процедурам должен быть достаточным для обеспечения оперативного контроля при совместной работе с должным образом квалифицированным и компетентным оператором.

Следует разработать механизмы для периодического проведения проверок, а в случае необходимости пересмотра документов, с тем чтобы отражать изменяющиеся обстоятельства. Документы должны составляться таким образом, чтобы можно было

1. РУКОВОДСТВО: ОСНОВА ДЛЯ БЕЗОПАСНОЙ ПИТЕВОЙ ВОДЫ

легко вносить любые необходимые изменения. Следует разработать систему контроля за документами для обеспечения того, чтобы использовались действующие в настоящее время документы и не использовались устаревшие документы.

Следует также создать соответствующую документацию и проводить регистрацию аварий или чрезвычайных ситуаций. Необходимо получать максимальную информацию об аварии, с тем чтобы улучшить готовность и планирование действий в отношении будущих чрезвычайных ситуаций. Рассмотрение аварии может привести к необходимым поправкам в существующих протоколах.

Эффективно действующая система оповещения для повышения уровня информированности и знаний населения о проблемах обеспечения качества питьевой воды и о различных областях ответственности помогает потребителям понять решения в отношении обслуживания, предоставляемого поставщиком питьевой воды, или в отношении ограничений на землепользование, вводимых в зонах водосбора, и содействовать их выполнению. Полное понимание различных точек зрения, выражаемых отдельными лицами или группами в общине, необходимо для оправдания ожиданий населения.

Регулирование, обоснование и оповещение более подробно рассматриваются в разделах 4.4, 4.5 и 4.6.

2.1.5 Надзор за качеством питьевой воды

Учреждение по проведению надзора занимается независимым (внешним) и периодическим анализом всех аспектов безопасности, в то время как поставщик воды несет постоянную ответственность за проведение регулярного контроля качества и оперативного мониторинга, а также за обеспечение надлежащей практики эксплуатации.

Надзор способствует охране здоровья населения посредством оценки соответствия ПОБВ и содействия улучшению качества, количества, доступности, охвата, доступности по цене и непрерывности питьевого водоснабжения.

Надзор требует наличия программы систематического инспектирования, которое может включать проверку ПОБВ, анализ, санитарный контроль, а также учрежденческие и общинные аспекты. Он должен охватывать всю систему питьевого водоснабжения, включая источники и деятельность на водосборе, инфраструктуру снабжения водопроводной или неводопроводной водой, очистные установки, резервуары для хранения и системы распределения.

Поскольку поэтапное улучшение и установление приоритетов действий в системах, представляющих наибольший общий риск для здоровья населения, являются очень важными, то лучше принять ступенчатую схему для определения относительной безопасности запасов питьевой воды (см. глава 4). Более сложные ступенчатые схемы могут, в частности, использоваться в водоснабжении общины, где частота проверок является невысокой, а использование исключительно результатов аналитического анализа является в высшей степени неприемлемым. В таких схемах обычно учитываются как результаты аналитического анализа, так и санитарного контроля посредством подходов, таких как подходы, представленные в разделе 4.1.2.

Роль надзора рассмотрена в разделе 1.2.1 и главе 5.

2.2 Руководство по проверкам

Безопасность питьевой воды обеспечивается путем применения ПОБВ, которые включают мониторинг эффективности мер по контролю с использованием надлежащим

образом отобранных детерминант. В дополнение к такому оперативному мониторингу требуется проведение заключительной проверки качества.

Проверкой является использование методов, процедур или тестов дополнительно к тем, которые используются в оперативном мониторинге для определения того, соответствует ли осуществление питьевого водоснабжения поставленным задачам, определенным на основе целей, связанных со здоровьем, и/или ПОБВ требуют изменения и повторного подтверждения.

2.2.1 Качество воды с точки зрения микробного заражения

В отношении качества воды с точки зрения микробного заражения проверка обязательно включает микробиологическое тестирование. В большинстве случаев она предусматривает анализ индикаторных фекальных микроорганизмов, но в некоторых случаях может также включать оценку плотности конкретных патогенов. Проверка качества питьевой воды с точки зрения микробного заражения может осуществляться поставщиками, учреждениями по надзору или теми и другими (см. разделы 4.3.1 и 7.4).

Подходы к проведению проверок включают тестирование воды в источнике, воды сразу же после очистки, воды в системах распределения или запасов воды в хозяйствах. Проверка качества питьевой воды с точки зрения микробного заражения включает тестирование на предмет выявления *Escherichia coli* в качестве индикатора загрязнения фекалиями. Наличие *Escherichia coli* является убедительным доказательством недавнего загрязнения фекалиями, и они не должны присутствовать в питьевой воде. На практике тестирование в отношении термостойких колиподобных бактерий может быть приемлемой альтернативой во многих обстоятельствах. Хотя *Escherichia coli* является полезным индикатором, он имеет ограничения. Энтеровирусы и протозоа являются более резистентными в отношении дезинфекции; поэтому отсутствие *Escherichia coli* не обязательно свидетельствует об освобождении от этих организмов. В определенных условиях желательно включать более резистентные микроорганизмы, такие как бактериофаги и/или бактериальные споры. Подобные обстоятельства могли бы включать использование воды из источника, о которой известно, что она заражена энтеровирусами и паразитами, или при высоких уровнях вирусных и паразитарных болезней в общине.

Качество воды может быстро меняться, и все системы подвержены случайными сбоями. Например, дождь может в значительной степени повысить уровни микробного заражения в воде из источника, и часто после дождя происходят вспышки болезней, передаваемых через воду. Результаты аналитического тестирования необходимо интерпретировать с учетом этого обстоятельства.

2.2.2 Качество воды с точки зрения химического заражения

Оценка адекватности качества питьевой воды с точки зрения химического заражения определяется на основе сравнения результатов анализа качества воды с нормативными величинами.

В отношении добавок (т.е. химических веществ, возникающих главным образом из материалов и химических веществ, используемых в производстве и распределении питьевой воды) основной акцент ставится на прямом контроле качества этих добавок. При проведении контроля добавок в питьевой воде с помощью процедур тестирования обычно проводится оценка количества добавок в питьевой воде и учитываются колебания по времени при вычислении величины, которую можно сравнивать с нормативной величиной (см. раздел 8.5.4).

1. РУКОВОДСТВО: ОСНОВА ДЛЯ БЕЗОПАСНОЙ ПИТЕВОЙ ВОДЫ

Как указано в главе 1, большинство химических веществ вызывает беспокойство лишь при длительном их воздействии; однако некоторые вредные химические вещества, попадающие в питьевую воду, вызывают беспокойство в связи с последствиями воздействия в течение короткого периода времени. В тех случаях, когда концентрация конкретного химического вещества изменяется в широких пределах, то даже ряд аналитических результатов может не позволить в полной мере определить и описать риск для здоровья населения (например, нитрат, который связан с метгемоглобинемией у искусственно вскармливаемых детей грудного возраста). При проведении контроля за такими вредными факторами, необходимо уделять внимание знанию причинных факторов, таких как применение удобрений в сельском хозяйстве и тенденции в обнаруженных концентрациях, поскольку они покажут, может ли возникнуть значительная проблема в будущем. Другие вредные вещества могут появляться периодически, часто в связи с сезонной активностью или сезонными условиями. Примером является появление налета токсических цианобактерий в поверхностной воде.

Нормативная величина представляет концентрацию вещества, которая не превышает допустимого риска для здоровья при потреблении его в течение всей жизни. Нормативы в отношении некоторых химических загрязнителей (например, свинца, нитрата) устанавливаются для охраны здоровья восприимчивых подгрупп населения. Эти нормативы также служат защитой для широких слоев населения в течение всего периода жизни.

Превышение нормативных величин не обязательно ведет к значительному риску для здоровья. Поэтому отклонения от этих нормативных величин в краткосрочной или долгосрочной перспективе не обязательно означают, что вода непригодна для потребления. Количество и период, на которые любая нормативная величина может быть превышена без воздействия на здоровье населения, зависят от конкретного вещества. Однако превышение нормативной величины следует рассматривать в качестве признака, свидетельствующего о необходимости:

- как минимум изучения причины в целях принятия, в случае необходимости, коррективных мер; и
- консультирования и получения рекомендаций от органа, ответственного за здоровье населения.

В случае превышения нормативной величины рекомендуется проконсультироваться с органом, ответственным за здоровье населения, в целях получения рекомендации в отношении надлежащих действий с учетом потребления данного вещества из источников, которые не связаны с питьевой водой, токсичности этого вещества, вероятности и характера любого негативного воздействия, а также осуществимости коррективных мер. При применении этих нормативных величин важное значение в случае отсутствия соответствующих альтернативных запасов имеет сохранение высокого приоритета в отношении достаточного количества воды. Использование Руководства в чрезвычайных ситуациях рассмотрено более подробно в разделе 6.2.

Важно, чтобы рекомендованные нормативные величины были бы как применимыми на практике, так и достижимыми, а также служили интересам охраны здоровья населения. Нормативные величины обычно не устанавливаются в отношении концентраций более низких, чем максимально достижимые пределы выявления в

условиях работы обычных лабораторий. Кроме того, нормативные величины устанавливаются с учетом имеющихся методик осуществления контроля, удаления или сокращения концентрации загрязняющего вещества до желательного уровня. Поэтому в некоторых случаях устанавливаются *временные* нормативные величины для загрязнителей, в отношении которых существует некоторая неопределенность в имеющейся информации, или если рассчитанные нормативные величины практически недостижимы.

2.3 Национальная политика в области питьевой воды

2.3.1 Законы, регулирующие положения и стандарты

Цели национальных законов и стандартов в отношении питьевой воды должны заключаться в том, чтобы обеспечить использование потребителем безопасной питьевой воды, а не отключать снабжение некачественной водой.

Эффективному контролю за качеством питьевой воды в идеальном случае оказывается поддержка с помощью соответствующих законодательных положений, стандартов и сводов законов и их соблюдения. Точный характер законодательства в каждой стране будет зависеть от национальных, конституционных и других положений. В нем, как правило, излагаются обязанности и полномочия ряда учреждений и содержится описание взаимоотношений между ними, а также устанавливаются основные принципы политики (например, вода, поставляемая в качестве питьевой, должна быть безопасной). Национальные регулирующие положения, с необходимой доработкой, должны быть применимы ко всем видам водоснабжения. Это обычно включает различные подходы к ситуациям, в которых официальная ответственность за качество питьевой воды возлагается на определенную структуру, и к ситуациям, в которых широко используется регулирование со стороны общины.

В законодательстве должны содержаться положения в отношении установления и исправления стандартов и норм качества питьевой воды, а также установления регулирующих положений в отношении разработки и защиты источников питьевой воды, а также очистки, сохранения и распределения безопасной питьевой воды.

В законодательстве также должны быть определены правовые функции и обязанности поставщика воды и обычно должно содержаться указание о том, что поставщик воды в юридическом плане несет постоянную ответственность за качество продаваемой и/или поставляемой воды потребителю, за надлежащий контроль, технический контроль, содержание и техническое обслуживание, а также за безопасную эксплуатацию системы питьевого водоснабжения. Именно поставщик воды фактически обеспечивает водой население – «потребителя», – и он должен нести установленную законом ответственность за ее качество и безопасность. Поставщик несет ответственность за постоянное и реальное обеспечение качества и за контроль качества водоснабжения, включая технический контроль, надзор, меры по предупреждению заражения, установленные методы проверки качества воды и, в случае необходимости, принятие коррективных мер. Однако поставщик обычно отвечает за качество воды только до определенного этапа в системе распределения и может не нести ответственность за ухудшение качества питьевой воды в результате неудовлетворительной водопроводной системы или неудовлетворительного состояния баков для хранения питьевой воды в отдельных хозяйствах и зданиях.

В тех случаях, когда вопросами воды занимается ряд учреждений, например, оптовый торговец питьевой водой, городской поставщик воды и местная компания по

1. РУКОВОДСТВО: ОСНОВА ДЛЯ БЕЗОПАСНОЙ ПИТЕВОЙ ВОДЫ

распределению воды, то каждое учреждение должно нести ответственность за качество воды, получаемой в результате его действий.

Правовые и организационные меры, направленные на обеспечение соответствия с законодательными положениями, стандартами или установившейся практикой в отношении качества питьевой воды, обычно предусматривают создание независимого учреждения по надзору, как указано в разделе 1.2.1 и главе 5. Законодательные положения должны определять обязанности, обязательства и полномочия учреждения по надзору за водой. Учреждение по надзору в идеальном случае должно быть представлено на национальном уровне и должно осуществлять деятельность на национальном, региональном и местном уровнях. Учреждению по надзору должны быть предоставлены необходимые полномочия по применению и обеспечению соблюдения законов, регулирующих положений, стандартов и норм, связанных с качеством воды. Оно также может делегировать свои полномочия другим конкретным организациям, таким как муниципальные советы, местные отделы здравоохранения, региональные органы и квалифицированные, разрешенные правительством частные проверяющие или контролирующие службы. В круг их обязанностей входит проведение надзора за качеством воды для обеспечения того, чтобы вода, поступающая потребителю по водопроводным или неводопроводным системам распределения, соответствовала бы стандартам питьевого водоснабжения; утверждение источников питьевой воды; и проверка системы обеспечения питьевой водой населения в целом. В таком учреждении необходимо иметь высокий уровень знаний, подготовки и понимания, с тем чтобы питьевое водоснабжение не страдало от ненужных регулирующих действий. Это учреждение по надзору должно обладать предоставленными законом полномочиями, с тем чтобы обязать поставщиков воды, рекомендовать кипячение воды или принятие других мер в случае выявления микробного заражения, которое может угрожать здоровью населения.

Осуществление программ по обеспечению безопасной питьевой водой не должно тормозиться из-за отсутствия соответствующего законодательства. Даже если обязывающие нормативные положения или стандарты в отношении питьевой воды еще не приняты, можно обеспечивать и даже добиваться снабжения безопасной питьевой водой посредством усилий в области просвещения или коммерческих, контрактных соглашений между потребителем и поставщиком (например, основанных на гражданском праве) или посредством, например, временных мер, включающих законодательные положения по здравоохранению, пищевым продуктам или социальному обеспечению.

Законодательство по качеству питьевой воды может в практическом плане предусматривать временные стандарты, допустимые отклонения и возможные разрешения в качестве части национальной или региональной политики, а не в качестве результата местных инициатив. Оно может иметь форму временных разрешений для отдельных общин или областей на определенные периоды времени. Следует ставить краткосрочные и среднесрочные цели, чтобы наиболее значительный риск для здоровья человека устранялся в первую очередь.

2.3.2 Установление национальных стандартов

В странах, где не достигнут всеобщий доступ к безопасной питьевой воде на приемлемом уровне обслуживания, должна проводиться политика по достижению поставленных целей увеличения доступа. Такие положения политики должны согласовываться с достижением Целей тысячелетия в области развития

(<http://www.developmentgoals.org>) Декларации тысячелетия Организации Объединенных Наций (ООН) и в них должны учитываться уровни приемлемого доступа, изложенные в Общем замечании 15 в отношении Права на воду Комитета ООН по экономическим, социальным и культурным правам (<http://www.unhchr.ch/html/menu2/6/cescr.htm>) и в связанных с ним документах.

При разработке национальных стандартов питьевой воды, основанных на данном Руководстве, необходимо учитывать ряд экологических, социальных культурных, экономических, диетических и других условий, влияющих на потенциальное воздействие. Это может привести к появлению национальных стандартов, заметно отличающихся от настоящего руководства. Программа, основанная на скромных, но реальных целях, - включая использование меньшего числа параметров качества воды как приоритетной проблемы, связанной со здоровьем, на достижимых уровнях, соответствующих обеспечению разумной степени охраны здоровья населения в плане сокращения болезней или уменьшения риска заболевания среди населения, - может достичь значительных результатов, особенно, если цели периодически уточняются.

Полномочия по разработке и пересмотру стандартов, установившейся практики и других технических регулирующих положений в отношении питьевой воды следует передать соответствующему министру в правительстве - лучше всего министру здравоохранения, который несет ответственность за обеспечение безопасности водоснабжения и за охрану здоровья населения. Полномочия по разработке и реализации стандартов и регулирующих положений по качеству могут быть предоставлены другому министерству, а не тому, которое обычно занимается вопросами здоровья населения и/или гигиены окружающей среды. Затем следует уделить внимание требованию того, чтобы регулирующие положения и стандарты были введены лишь после одобрения органом общественного здравоохранения или гигиены окружающей среды, с тем чтобы обеспечить их соответствие принципам охраны здоровья.

В политике в области питьевого водоснабжения обычно излагаются требования, предъявляемые к охране водных источников и ресурсов, необходимой надлежащей очистке, содержанию и профилактическому техническому обслуживанию систем распределения, а также требования в отношении сохранения безопасности воды после получения ее из общественных источников.

Основные законодательные положения в отношении воды не должны конкретно устанавливать частоту отбора проб, но должны предоставлять руководству полномочия по составлению перечня параметров, по которым следует проводить измерения, а также установить частоту и место проведения таких измерений.

В стандартах и нормах обычно конкретно указываются качество воды, поставляемой потребителю, установившаяся практика, которой необходимо придерживаться при выборе и разработке источников воды и в проведении очистки и распределения или в системах хранения воды в хозяйствах, а также процедуры утверждения систем водоснабжения в плане качества воды.

Установление национальных стандартов в идеальном случае предусматривает рассмотрение качества воды, качества обслуживания, «постановки целей» и качества инфраструктуры и систем, а также действий по их соблюдению. Например, в национальных стандартах следует определять охраняемые зоны вокруг источников воды, минимальные стандартные спецификации в отношении действующих систем, стандарты гигиенической практики при строительстве и минимальные стандарты в отношении охраны здоровья. Некоторые страны включают эти положения в «санитарный кодекс» или «кодекс надлежащей практики». Рекомендуется включить в

1. РУКОВОДСТВО: ОСНОВА ДЛЯ БЕЗОПАСНОЙ ПИТЕВОЙ ВОДЫ

регулирующие положения требование консультирования с учреждениями по питьевому водоснабжению и соответствующими профессиональными органами, поскольку это повышает вероятность того, что контроль за питьевой водой будет осуществляться эффективно.

При разработке национального законодательства и стандартов следует учитывать затраты, связанные с проведением надзора и контроля за качеством питьевой воды.

В целях обеспечения приемлемости стандартов для потребителей обслуживаемые общины вместе с основными пользователями воды должны принимать участие в процессе установления стандартов. Учреждения общественного здравоохранения могут быть ближе к населению, чем учреждения, ответственные за питьевое водоснабжение. На местном уровне они также взаимодействуют с другими секторами (например, с сектором образования), и их совместные действия имеют важное значение для обеспечения активного участия населения.

Другие министерства, такие как министерства, занимающиеся общественными работами, жилищным строительством, природными ресурсами или окружающей средой, могут выполнять нормативные и регулирующие функции, связанные с разработкой систем питьевого водоснабжения и удаления отходов, стандартами оборудования, положениями и правилами по водопроводным системам, распределением воды, охраной и сохранением природных ресурсов, а также функции, связанные со сбором, обработкой и удалением отходов.

Для учета колебаний воздействия из различных источников в разных частях мира используются величины погрешности обычно с интервалом от 10% до 80%, с тем чтобы определить допустимое суточное потребление (ДСП) питьевой воды при установлении нормативных величин для многих химических веществ. В тех случаях, когда имеются соответствующие данные по воздействию, директивным органам рекомендуется разработать с учетом конкретных условий нормативные величины, которые соответствуют местным обстоятельствам и условиям. Например, в районах, в отношении которых известно, что потребление конкретного загрязнителя в питьевой воде намного превышает потребление из других источников (например, из атмосферы и продуктов питания), то может быть целесообразно определить большую величину ДСП питьевой воды, с тем чтобы разработать нормативную величину, в большей мере соответствующую местным условиям.

Быстро испаряющиеся вещества в воде могут попадать в атмосферу во время принятия душа и через ряд других действий бытового характера. В таких условиях вдыхание может стать важнейшим путем их воздействия. Некоторые вещества могут также проникать в организм через кожу во время принятия ванны, но это обычно не является основным источником поглощения. В некоторых частях мира в домах существует низкий уровень вентиляции, и директивные органы могут пожелать учитывать воздействие посредством вдыхания при адаптации руководства к местным условиям, хотя другие факторы неопределенности, используемые в количественных оценках, могут сделать такой учет ненужным. В отношении тех веществ, которые особенно быстро испаряются, такие как хлороформ, корректирующий фактор будет приблизительно эквивалентен двойному воздействию. В тех случаях, когда такое воздействие играет важную роль в отношении конкретного вещества (т.е. быстрая испаряемость, низкий уровень вентиляции и частое пользование душем/ванной), то, возможно, следует соответствующим образом скорректировать нормативную величину (например, в два раза уменьшить нормативную величину для учета приблизительно двойного воздействия).

2.4 Определение приоритетных проблем в отношении качества питьевой воды

Данное руководство охватывает большое число потенциально содержащихся в питьевой воде элементов, с тем чтобы учитывать разнообразные потребности стран во всем мире. Обычно лишь небольшое число элементов будет вызывать беспокойство в любых конкретных обстоятельствах. Важно, чтобы национальное регулирующее учреждение и местные органы, занимающиеся проблемами воды, определили и приняли меры в ответ на содержание элементов, имеющих важное значение. Это позволит обеспечить направленность усилий и инвестиций именно на те компоненты, которые имеют важное значение с точки зрения общественного здравоохранения.

Для потенциально опасных содержащихся в воде компонентов разработаны нормативные величины, которые обеспечивают основу для оценки качества питьевой воды. Различные параметры могут потребовать установления разных приоритетов в области регулирования в целях улучшения и охраны здоровья населения. В целом порядок приоритетов выглядит следующим образом:

- обеспечить адекватное снабжение безопасной в микробном отношении водой и поддерживать ее приемлемость для того, чтобы препятствовать использованию потребителями потенциально менее безопасной в микробном отношении воды;
- регулировать содержание основных химических загрязнителей, в отношении которых известно, что они вызывают вредное воздействие на здоровье; и
- заниматься другими химическими загрязнителями.

Установление приоритетов следует осуществлять на основе систематической оценки совместными усилиями всех соответствующих учреждений, и приоритеты могут быть применимы на национальном уровне и на уровне конкретных систем. Это может потребовать создания на широкой основе межучрежденческого комитета, включающего структуры, отвечающие за здравоохранение, водные ресурсы, питьевое водоснабжение, охрану окружающей среды, сельскохозяйственные предприятия, а также геологические службы и предприятия горной промышленности для разработки механизма обмена информацией и достижения консенсуса по вопросам обеспечения качества питьевой воды.

Источники информации, которые следует рассматривать при определении приоритетов, включают тип водосбора (защищаемый, незащищаемый), геологию, топографию, использование сельскохозяйственной земли, промышленную деятельность, санитарные проверки, записи результатов предыдущего мониторинга, проверки и знания на местном и общинном уровнях. Чем шире круг используемых источников данных, тем полезнее будут результаты процесса. Во многих ситуациях органы власти или потребители, возможно, уже определили ряд проблем, связанных с качеством питьевой воды, в частности тех, которые вызывают очевидное воздействие на здоровье, или проблем приемлемости. Эти существующие проблемы обычно имеют высокую приоритетность.

2.4.1 Оценка приоритетов с точки зрения микробного заражения

Наиболее частым и широко распространенным риском для здоровья, связанным с питьевой водой, является микробное заражение, последствия которого означают, что борьба с ним должна всегда иметь первостепенное значение. Необходимо установить приоритет в отношении улучшения и совершенствования систем питьевого водоснабжения, представляющего наибольший риск для здоровья населения.

Наиболее частым и широко распространенным риском для здоровья, связанным с питьевой водой, является микробное заражение, последствия которого означают, что борьба с ним должна всегда иметь первостепенное значение.

Микробное заражение основных городских систем может вызывать крупные вспышки болезни, передаваемой через воду. Поэтому обеспечение качества в таких системах является приоритетом. Тем не менее большинство (около 80%) населения в мире, не имеющего доступа к улучшенным системам питьевого водоснабжения, проживает в сельских районах. Таким образом, небольшие и общинные запасы в большинстве стран также несоразмерно способствуют возникновению общих проблем, связанных с качеством питьевой воды. При определении местных и национальных приоритетов следует учитывать подобные факторы.

Связанные со здоровьем цели в отношении микробных загрязнителей рассмотрены в разделе 3.2, а всестороннее рассмотрение микробных аспектов качества питьевой воды содержится в главе 7.

2.4.2 Оценка приоритетов с точки зрения химического заражения

Не все химические вещества с нормативными величинами будут присутствовать во всех запасах воды или фактически во всех странах. Если даже они существуют, то они, возможно, не будут обнаружены на уровнях, вызывающих обеспокоенность. Напротив, некоторые химические вещества без нормативных величин или не рассматриваемые в данном руководстве, тем не менее, в определенных обстоятельствах могут вызывать законную обеспокоенность на местном уровне.

В стратегиях по управлению рисками (отраженных в национальных стандартах и деятельности по мониторингу) и при выделении ресурсов приоритет следует устанавливать в отношении тех химических веществ, которые ставят под угрозу здоровье людей или которые оказывают существенное воздействие на приемлемость воды.

Оказалось, что лишь небольшое число химических веществ вызывает серьезные последствия для здоровья людей в результате воздействия их через питьевую воду, когда они присутствуют в чрезмерном количестве. Они включают фторид, мышьяк и нитрат. Воздействие на здоровье человека также было обнаружено в некоторых областях, связанных со свинцом (от домашней водопроводной системы), и существует обеспокоенность в отношении потенциальных масштабов воздействия селена и урана в некоторых областях в концентрациях, опасных для здоровья человека. Железо и марганец имеют широко распространенное значение из-за их воздействия на приемлемость. Эти элементы следует учитывать в качестве части любого процесса по установлению приоритетов. В некоторых случаях оценка будет показывать, что

отсутствует риск значительного воздействия на национальном, региональном или системном уровнях.

Питьевая вода может быть лишь незначительной причиной общего проникновения в организм конкретного химического вещества, и в некоторых обстоятельствах проведение контроля за уровнями в питьевой воде с возможно значительными затратами может иметь незначительное влияние на общее воздействие. Поэтому стратегии управления рисками в отношении питьевой воды следует рассматривать вместе с другими потенциальными источниками воздействия на человека.

Процесс составления «краткого перечня» химических веществ, вызывающих беспокойство, может быть на начальном этапе простой классификацией высокого и низкого риска для выявления более широких проблем. Может быть сделано уточнение с использованием более подробных оценок и анализа, а также с учетом редких аварий, изменений и неопределенности.

В сопровождающем документе *Химическая безопасность питьевой воды* (раздел 1.3) предоставлено руководство в отношении того, каким образом устанавливать приоритеты в отношении химических веществ, содержащихся в питьевой воде. Оно касается вопросов, включающих:

- вероятность воздействия (включая период воздействия) химического вещества на потребителя;
- концентрацию химического вещества, которая, вероятно, вызовет воздействие на здоровье (см. также раздел 8.5); и
- фактические данные о воздействии на здоровье или воздействии через питьевую воду в противопоставлении с другими источниками и относительную легкость проведения контроля за другими источниками воздействия.

Дополнительная информация о вредных факторах и опасности многих химических веществ, не содержащаяся в данном руководстве, может быть получена из нескольких источников, включая монографию ВОЗ по Критериям гигиены окружающей среды (КГОС) и краткие документы по международной оценке химических веществ (КДМОХВ) (<http://www.who.int/pcs/index.htm>), доклады Совместного совещания ФАО/ВОЗ по остаточным количествам пестицидов (ССОКП) и Объединенного комитета экспертов ФАО/ВОЗ по пищевым добавкам (ОКЭПД), а также информацию от компетентных национальных органов, таких как Агентство США по охране окружающей среды (АСООС) (<http://www.epa.gov/waterscience>). Эти источники информации подвергаются экспертной оценке и предоставляют легко доступную информацию по токсикологии, опасности и рискам многих менее распространенных загрязнителей. Они могут оказать помощь поставщикам воды и работникам здравоохранения в принятии решений в отношении значимости (в случае существования таковой) выявленного химического вещества и соответствующих ответных мер.

Цели, ориентированные на здоровье

3.1 Роль и назначение ориентированных на здоровье целей

Ориентированные на здоровье цели должны являться частью общей политики в области здравоохранения и учитывать роль, тенденции и участие питьевой воды в переносе возбудителей инфекционных болезней и в общем содержании опасных химических веществ как в индивидуальном плане, так и в плане здравоохранительной деятельности в целом. Эти цели определяются для того, чтобы установить ориентиры, содействующие формированию и планированию поступательного движения в направлении предопределенных задач в области здравоохранения и/или безопасности питьевой воды. Эффективность охраны и укрепления здоровья требуют, чтобы цели были реалистичными и соответствовали местным условиям (включая экономические, экологические, социальные и культурные условия), а также финансовым, техническим и институциональным ресурсам. Это обычно подразумевает периодический просмотр и обновление приоритетов и целей, а также, в свою очередь, периодическое обновление норм и стандартов, чтобы учесть указанные факторы и изменения в имеющейся информации (см. раздел 2.3).

Ориентированные на здоровье цели определяют «стандарт» для структур водоснабжения. Они дают информацию, при помощи которой можно оценивать адекватность существующих установок и проводимой политики, а также содействовать определению уровня и типа необходимых инспекций и аналитических проверок, и в разработке порядка аудита. Ориентированные на здоровье цели лежат в основе разработки планов безопасности воды и проверки их успешного выполнения. Они должны привести к улучшению результатов общественного здравоохранения.

Ориентированные на здоровье цели должны способствовать определению конкретных мероприятий, направленных на обеспечение безопасной питьевой воды, включая меры контроля, такие как защита источников и процессы водоочистки.

Использование ориентированных на здоровье целей возможно в странах, находящихся на всех уровнях развития. Различные типы целей соответствуют различным назначениям, это означает, что во многих странах для различных назначений могут использоваться несколько типов целей.

Следует тщательно подходить к разработке целей, предусматривающих те виды загрязнений, которые вызывают наибольшее число заболеваний. Следует также учитывать преимущества постепенных прогрессивных изменений, нередко производимых на основе категоризации медико-санитарных рисков (см. раздел 4.1.2).

Ориентированные на здоровье цели обычно специфичны для каждой страны. Используя информацию и подходы, изложенные в настоящих Рекомендациях, национальные органы должны иметь возможность установить такие ориентированные на здоровье цели, которые будут способствовать сохранению и улучшению качества питьевой воды и на этой основе укреплению здоровья людей, а также будут способствовать наилучшему использованию имеющихся ресурсов в конкретных национальных и местных условиях.

Представление о безопасности воды или о том, что является допустимым риском в конкретных обстоятельствах, является таким вопросом, в отношении которого общество в целом играет определенную роль. Окончательное суждение в отношении того, оправданы ли расходы преимуществами, обретаемыми в результате принятия какой-либо из ориентированных на здоровье целей, каждая страна принимает самостоятельно.

Для того, чтобы свести к минимуму вероятность вспышек болезней, необходимо тщательно следить за работой системы питьевого водоснабжения, как в ее нормальном рабочем режиме, так и во время проведения технического обслуживания, а также в периоды кратковременного понижения качества воды. Поэтому при разработке ориентированных на здоровье целей должна приниматься во внимание работа системы питьевого водоснабжения в течение кратковременных событий (таких как колебания качества воды в источнике, системные сбои и проблемы водоочистки). Кратковременные и чрезвычайные явления могут приводить к периодам весьма существенного снижения качества воды в источнике, и значительному снижению эффективности многих процессов. Оба эти фактора представляют собой логическое и надежное обоснование использования при обеспечении безопасности воды «принципа множественных заслонов», который утвердился с давних пор.

Процессы разработки, осуществления и оценки ориентированных на здоровье целей благоприятно сказываются на общем профилактическом регулировании качества питьевой воды. Эти преимущества показаны в таблице 3.1.

Цели могут играть полезную роль в деле содействия постепенному улучшению управления качеством питьевой воды и его оценки. Улучшения могут быть обусловлены с научными основами установления целей, постепенным переходом к таким целям, которые вернее отражают задачи охраны здоровья, и использованием целей в определении и категоризации постепенных изменений в лучшую сторону, в особенности в отношении существующих типов водоснабжения. Те, кто призван следить за качеством воды, будь то структуры водоснабжения или законодатели, должны стремиться к неуклонному совершенствованию управления качеством воды. Пример поэтапного улучшения качества приведен в разделе 5.4. Степень улучшения качества может быть значительной, какая имеет место при переходе от первоначальной фазы к промежуточной фазе, или сравнительно небольшой.

В идеальном случае ориентированные на здоровье цели должны устанавливаться с использованием количественной оценки риска и должны принимать во внимание местные условия и опасности. Однако на практике они могут строиться исходя из эпидемиологических данных в отношении заболеваний, переносимых водой, на основе эпиднадзора, изучения конкретных мероприятий или исторических прецедентов или могут быть заимствованы из международной практики и рекомендаций.

Таблица 3.1 Преимущества целей, ориентированных на здоровье

Этап разработки целей	Преимущество
Формулирование	<ul style="list-style-type: none"> Позволяет получить информацию о состоянии здоровья населения Выявляет незнакомые области Содействует установлению приоритетов Усиливает прозрачность политики в области здравоохранения Содействует скоординированности различных национальных программ в области здравоохранения Оживляет общественную дискуссию
Осуществление	<ul style="list-style-type: none"> Вдохновляет и мотивирует сотрудничающие органы управления в деле принятия решений Усиливает приверженность делу Способствует отчетности Содействует рациональному распределению ресурсов
Оценка	<ul style="list-style-type: none"> Дает опробованные ориентиры для постепенных улучшений Предоставляет возможность предпринимать действия по исправлению недостатков и/или нарушений Выявляет потребность в информации и несоответствия

3.2 Виды ориентированных на здоровье целей

Излагаемые здесь методы разработки ориентированных на здоровье целей опираются на последовательные принципы, применимые ко всем видам опасностей и ко всем типам систем водоснабжения (см. таблицу 3.2 и ниже). При этом сохраняется гибкость, позволяющая учитывать национальные приоритеты и соотношение риска и выгод. Схема предусматривает различные типы ориентированных на здоровье целей. Они значительно разнятся в отношении объема ресурсов, необходимых для разработки и осуществления целей, а также в отношении того, насколько точно можно сформулировать медико-санитарные выгоды, вытекающие из действий, направленных на управление риском. Типы целей в нижней части таблицы 3.2 при их осуществлении вызывают наименьшее разногласие со стороны практических работников, однако они предопределяются рядом исходных предположений. Цели в верхней части таблицы требуют значительно большего научно-технического обоснования, чтобы избавиться от необходимости высказывать предположения. В силу этого они более тесно связаны с уровнем охраны здоровья. Схема является незавершенной в том плане, что решающие на определенный момент данные, необходимые для следующего этапа разработки целей могут отсутствовать, и может возникнуть необходимость сбора дополнительных данных.

При установлении ориентированных на здоровье целей необходимо учитывать не только «устойчивый режим» работы, но также возможность кратковременных явлений (таких как колебания качества воды в окружающей среде, системные сбои и проблемы водоочистки), которые могут привести к значительному медико-санитарному риску.

Что касается бактериальных патогенов, в ориентированных на здоровье целях учитываются группы тех патогенов, которые с трудом поддаются контролю и которые имеют медико-санитарную значимость, представляя опасность для здоровья, а также другие необходимые данные. Для оценки различных проблем с точки зрения осуществления защитных мер необходимо располагать данными в отношении более чем одного патогена. В случаях сильного бактериального загрязнения воды ориентированные на здоровье цели могут быть направлены на количественное снижение уровней заболеваний населения, таких как диарея или холера, что являлось бы постепенным шагом в направлении улучшения качества питьевой воды. Хотя ориентированные на здоровье цели могут быть выражены в показателях допустимого присутствия конкретных патогенов (т.е. ПКВ), необходимо проявлять осторожность, увязывая этот показатель с общим воздействием патогенов на население, которое может проявляться в течение коротких периодов времени и подобные цели использовать нецелесообразно для непосредственного контроля за наличием патогенов. Указанные условия касаются известного явления возникновения кратких периодов снижения эффективности многих процессов и служат логическим обоснованием давнего принципа множественных заслонов в обеспечении безопасности воды. Цели также должны учитывать основные показатели заболеваемости во время нормальных условий работы и эффективности системы питьевого водоснабжения.

Таблица 3.2. Характер, применение и оценка ориентированных на здоровье целей

Тип цели	Характер цели	Типичное применение	Оценка
Медико-санитарный результат			
• по показателям эпидемиологии	Снижение заболеваемости и распространенности заболеваний	Бактериальные или химические опасности, связанные со значительным измеримым бременем болезней,	Эпиднадзор и аналитическая эпидемиология

		вызываемым главным образом потребляемой водой	
• по показателям оценки риска	Допустимый уровень риска в отношении загрязняющих компонентов в питьевой воде в абсолютном выражении или в качестве доли от общего бремени болезней, вызываемых всеми факторами	Бактериальные или химические опасности в условиях незначительного бремени болезней или в тех случаях, когда их нельзя измерить непосредственным образом	Количественная оценка риска
Качество воды	Рекомендуемые параметры, применяемые в отношении качества воды	Химические компоненты, обнаруженные в водоемностях	Периодические замеры наличия основных химических компонентов для оценки соблюдения соответствующих рекомендуемых параметров (см. раздел 8.5).
	Рекомендуемые параметры, применяемые в отношении процедур тестирования материалов и химических веществ	Химические добавки и побочные продукты	Процедура тестирования, применяемая в отношении материалов и химических веществ для оценки их роли в загрязнении питьевой воды с учетом изменений, происходящих с течением времени (см. раздел 8.5)
Эффективность	Общая цель эффективности удаления групп бактерий	Бактериальные загрязнители	Оценка соблюдения норм посредством системы оценки (см. раздел 4.1) и оперативного контроля (см. раздел 4.2)
	Адаптированные к местным условиям показатели эффективности удаления групп бактерий	Бактериальные загрязнители	Индивидуальный контроль со стороны органов здравоохранения; впоследствии оценка проводится в соответствии с вышеуказанным порядком
	Рекомендуемые параметры, применяемые в отношении качества воды	Пороговые химические вещества, влияющие на здоровье, которые изменяются в широких пределах (например, нитраты и цианобактериальные токсины)	Оценка соблюдения норм посредством системы оценки (см. раздел 4.1) и оперативного контроля (см. раздел 4.2)
Конкретная технология	Национальные органы власти определяют конкретные процессы	Компоненты, влияющие на здоровье в небольших	Оценка соблюдения норм посредством системы оценки (см.

по выявлению компонентов, влияющих на здоровье человека (например, общие планы безопасности воды для необустроенных водозаборов)	поселениях и в системах водоснабжения местного характера	раздел 4.1) и оперативного контроля (см. раздел 4.2)
--	--	--

Примечание: Каждая цель вытекает из предшествующих целей в данной таблице. Предположения с подразумеваемыми показателями вводятся при перемещении вниз от одного типа цели к другому. Эти предположения упрощают применение целей и снижают потенциальные несоответствия.

В отношении химических составляющих питьевой воды при разработке ориентированных на здоровье целей могут использоваться показатели, содержащиеся в рекомендациях в раздела 8.5. Они были установлены на основании изучения воздействия на здоровье содержащихся в воде химических веществ. При разработке на основе указанных рекомендаций национальных стандартов питьевой воды (или целей, ориентированных на здоровье) необходимо учитывать разнообразие экологических, социальных, культурных, экономических, алиментарных и других факторов, которые влияют на потенциальное наличие загрязнителей. При этом может оказаться, что национальные цели значительным образом отличаются от рекомендуемых параметров.

3.2.1 Цели, касающиеся специфических технологий

Цели, касающиеся специфических технологий, чаще всего определяются в отношении небольших коммунальных источников водоснабжения, а также в отношении устройств, используемых в домашних хозяйствах. Они могут иметь форму рекомендаций, касающихся технологий, применимых в определенных обстоятельствах и/или касающихся политики лицензирования, ограничивающей применение определенных технологий или устанавливающей порядок их применения.

Небольшие муниципальные и общинные структуры водоснабжения нередко ограничены в ресурсах и возможностях в оценке отдельных систем и/или в развитии схем регулирования. Поэтому национальные регламентирующие органы могут прямым образом устанавливать требования или утвержденные варианты. Сюда относятся, например, рекомендации по защите устья скважины, специфические и утвержденные процессы водоочистки, соответствующие типу источника, а также требования, касающиеся поддержания качества распределяемой питьевой воды.

В некоторых обстоятельствах национальные или региональные структуры могут пожелать разработать типовые планы безопасности воды (ПБВ) для применения местными структурами водоснабжения либо полностью, либо с ограниченными корректировками. Это может иметь особое значение в тех случаях, когда водоснабжение регулируется на местном уровне. В этих обстоятельствах, возможно, эффективнее было бы настаивать на соблюдении норм, а обеспечить, чтобы операторы водоснабжения прошли необходимое обучение, и чтобы была оказана помощь по преодолению трудностей в работе.

3.2.2 Цели в эксплуатационной области

Цели в эксплуатационной области чаще всего касаются контроля за бактериальным загрязнением водопроводов как больших, так и малых диаметров.

В условиях, когда кратковременные загрязнения имеют медико-санитарные последствия по причине того, что качество воды быстро изменяется или нет возможности выявить опасность, возникающую между точкой производства и точкой потребления, для поддержания безопасности питьевой воды необходимо обеспечить наличие контрольных мер и их оптимальное действие, а также проверку их эффективности.

Эксплуатационные цели помогают при выборе и применении контрольных мер, которые препятствуют проникновению патогенных организмов сквозь барьеры, которыми защищается источник, и системы водоочистки и распределения воды или которые препятствуют росту патогенных организмов в системе распределения.

Цели в эксплуатационной области должны определять требования, предъявляемые к качеству воды источника при основном внимании таким процессам и методам, которые обеспечивают их беспрепятственную реализацию. Чаще всего задачи по удалению групп патогенных организмов посредством процессов водоочистки устанавливаются по отношению к широким категориям качества водоисточников или типам водоисточников и менее часто на основе специфических данных по качеству водоисточника. При расчете эксплуатационных задач необходимо учитывать такие факторы как допустимое время болезней (допустимый риск), включая тяжесть результирующих заболеваний и дозировку, соответствующую специфическим патогенам (целевым микроорганизмам) (см. раздел 7.3).

Цели в эксплуатационной области устанавливаются в отношении целевых микроорганизмов, представляющих группы патогенов, которые с трудом поддаются контролю и которые имеют медико-санитарное значение. На практике обычно следует принимать во внимание более одного целевого микроорганизма для того, чтобы надлежащим образом учитывать различные проблемы, возникающие при осуществлении мер безопасности. Несмотря на то, что эксплуатационные цели можно рассчитывать, исходя из наличия в воде различных патогенов, следует проявлять осторожность, увязывая этот фактор с общим воздействием патогенов и риском, которые могут в концентрированной форме проявляться в течение кратковременных периодов.

Основное практическое применение эксплуатационных целей в борьбе против патогенов состоит в оценке адекватности инфраструктуры водоочистки. Это достигается путем учета в эксплуатационных целях либо специфической информации о процессе водоочистки, либо предположений относительно работы различных технологий по удалению патогенов. Примеры эксплуатационных целей и воздействия водоочистки на патогены приведены в главе 7.

Эксплуатационные требования также имеют важное значение при сертификации водоочистительного оборудования и трубопроводных систем, исключающих проникновение патогенов в воду. Вопросы сертификации устройств и материалов обсуждаются в другом разделе (см. раздел 1.2.9).

3.2.3 Цели, касающиеся качества воды

При длительном и, в некоторых случаях, кратковременном воздействии химических веществ на организм человека могут возникать неблагоприятные последствия для здоровья. Кроме того, концентрации большинства химических веществ в питьевой воде обычно не изменяются в широких пределах в течение короткого периода времени. Поэтому в отношении многих химических веществ, содержащихся в питьевой воде, в тех случаях, когда последствия для здоровья возникают в результате длительного воздействия, обычно применяется периодический анализ качества питьевой воды и результаты сопоставляются с ПКВ, содержащимися в рекомендациях. Несмотря на то, что в отношении всех систем питьевой воды следует применять профилактический подход в обеспечении качества воды, показатели, содержащиеся в рекомендациях в отношении отдельных химических веществ, приведенных в разделе 8.5, лежат в основе ориентированных на здоровье целей, касающихся содержания химических веществ в питьевой воде.

В случаях, когда для удаления специфических химических веществ осуществляются процессы водоочистки (см. раздел 8.4), следует использовать для определения соответствующих требований водоочистки ПКВ.

Важно, чтобы ПКВ устанавливались лишь в отношении тех химических веществ, которые, согласно тщательной проверке, представляют опасность для здоровья или вызывают опасения в отношении приемлемости питьевой воды для потребителей. Не имеет смысла вдаваться в замеры наличия тех химических веществ, попадание которых в систему маловероятно, которые присутствуют в концентрациях значительно ниже значений, указанных в рекомендациях, или которые не оказывают влияния на здоровье человека или влияние на приемлемость питьевой воды.

ПКВ также используются для сертификации в отношении химических веществ, попадающих в воду в процессе водоочистки или от материалов, находящихся в контакте с водой. В подобных случаях для расчета стандартов по материалам и химическим веществам производятся допущения. Эти стандарты используются для их сертификации. Обычно предусматривается допуск на постепенное возрастание уровней веществ, обнаруженных в водоисточнике. В отношении некоторых материалов (например, трубопроводов в жилищах) необходимо также учитывать сравнительно высокую степень загрязнения некоторыми веществами в течение короткого периода после монтажа системы.

Что касается бактериального загрязнения, ПКВ, с точки зрения патогенов, используются, главным образом, как этап в расчете эксплуатационных целей и прямого применения не имеют. В определенных обстоятельствах, в особенности при использовании нетрадиционных технологий на крупных установках, может оказаться целесообразным установить ПКВ по отношению к бактериальным загрязнителям.

3.2.4 Цели, предусматривающие медико-санитарные результаты

В некоторых случаях, в особенности в тех, когда имеет место количественно определенное бремя болезней, переносимых водой, имеется возможность установить ориентированную на здоровье цель в плане количественного снижения общего уровня заболеваний. Это более всего возможно в тех случаях, когда неблагоприятные последствия проявляются вскоре после потребления загрязненной воды, и эти последствия можно легко и достоверно контролировать, а также в тех случаях, когда изменения в потреблении загрязненной воды можно также легко и достоверным образом контролировать. Поэтому подобный вид целей, предусматривающий медико-санитарные результаты, главным образом применяется в отношении бактериального загрязнения как в развитых, так и в развивающихся странах, а также в отношении химических загрязнений, при которых проявляются вполне определенные последствия для здоровья, в значительной степени вызываемые водой (например, фтористые соединения).

В других обстоятельствах ориентированные на здоровье цели могут исходить из результатов количественной оценки риска. В этих случаях медико-санитарные результаты оцениваются на основе информации, касающейся подверженности загрязнителям и дозовой зависимости. Результаты могут непосредственно использоваться в качестве основы для определения ПКВ и могут лечь в основу расчета эксплуатационных целей.

В имеющихся данных и в моделях количественной оценки риска бактериального загрязнения (QMRA) имеются ограничения. Кратковременные изменения качества воды могут иметь большое влияние на общие риски для здоровья, включая те, которые взаимно связаны с фоновыми коэффициентами заболеваемости и вспышек болезней. Они вызывают особую озабоченность при расширении применения QMRA. Дальнейшие усилия в этой области в значительной степени усилят применимость и полезность этого подхода.

3.3 Общие соображения при расчете ориентированных на здоровье целей

Хотя вода может являться основным источником кишечных патогенов и опасных химических веществ, она ни в коем случае не является единственным источником. При установлении целей необходимо принимать во внимание другие источники опасности, в том числе пищу, воздух и контакты между людьми, а также влияние неудовлетворительной санитарии и личной гигиены. Установление неукоснительного показателя концентрации какого-либо химического вещества имеет ограниченное значение, если питьевая вода является источником лишь незначительной части общего объема загрязнителей, попадающих в организм. Стоимость достижения подобных целей может ненужным образом отвлечь средства от других более важных медико-санитарных мер. Важно принимать во внимание воздействие предлагаемых мер на общую заболеваемость. В отношении некоторых патогенов и связанных с ними болезнями, меры по поводу качества воды могут оказаться неэффективными и поэтому неоправданными. Это может иметь место в тех случаях, когда преобладают другие пути загрязнения. В иных случаях, длительный опыт подтвердил эффективность контроля за водоснабжением и качеством воды (например, заболеваемость тифом и дизентерией, вызываемой микроорганизмом *Shigella*).

Ориентированные на здоровье цели и программы улучшения качества воды в целом должны также рассматриваться в контексте более широкой политики общественного здравоохранения, включая инициативы по улучшению санитарии, удалению отходов, личной гигиены и санитарного просвещения в отношении механизмов снижения как личной подверженности опасностям, так и влияния личных действий в отношении качества воды. Улучшение общественного здравоохранения, снижение переноса патогенов и снижение воздействия деятельности человека на водные ресурсы – все эти факторы содействуют безопасности питьевой воды (см. Howard et al., 2002).

3.3.1 Оценка риска в схеме обеспечения безопасной питьевой воды

В схеме обеспечения безопасной питьевой воды оценка риска не является самоцелью, но является частью итеративного цикла, в котором оценка риска используется для расчета управленческих решений, которые, будучи осуществленными, приводят к постепенному улучшению качества воды. Для целей настоящих Рекомендаций основное внимание в процессе постепенных улучшений уделяется здоровью. Однако, применяя Рекомендации к конкретным обстоятельствам, следует принимать во внимание факторы, не имеющие прямого отношения к здоровью, поскольку они оказывают значительное влияние на издержки и выгоды.

3.3.2 Эталонный уровень риска

Характеристики «эталонного уровня риска» по отношению к воде обычно выражаются в специфических медико-санитарных результатах, например, в максимальной частоте диарейных заболеваний или онкологических проявлений, или максимальной частоты инфицирования (что необязательно является болезнью) каким-либо специфическим патогеном.

Имеется широкий перечень переносимых водой заболеваний различной тяжести, включая острые, отсроченные и хронические проявления, а также заболеваемость и смертность. Проявления могут иметь самый различный характер, как например, неблагоприятный исход родов, онкологические заболевания, холера, дизентерия, инфекционный гепатит, кишечные гельминты, скелетный флюороз, тиф и синдром Гиена-Барре.

Решения в отношении приемлемости риска крайне сложны, и при их принятии необходимо учитывать различные аспекты риска. В дополнение к «объективным» аспектам вероятности, тяжести и продолжительности какого-либо проявления имеются важные экологические, социальные, культурные, экономические и

политические аспекты, которые играют важную роль при принятии решений. Важную роль в этих процессах играет диалог, и результат может вполне оказаться единственным для каждой ситуации. Невзирая на сложность решений в отношении риска, при разработке рекомендаций есть необходимость в базисном определении допустимого риска, а также отправной точки для принятия решений в специфических ситуациях.

Эталонный уровень риска позволяет проводить сравнения между различными связанными с водой заболеваниями и осуществлять последовательный подход при рассмотрении каждого фактора риска. Для целей настоящих Рекомендаций эталонный уровень риска используется для установления широкой равнозначности уровней защиты, устанавливаемых по отношению к токсическим веществам, и уровней, устанавливаемых по отношению к бактериальным патогенам. Для этих целей учитываются только медико-санитарные последствия болезней, переносимых водой. Эталонный уровень риска составляет 10^{-6} лет жизни, скорректированных на инвалидность, (DALY) на человека в год, что приблизительно соответствует избыточному риску онкологических заболеваний в течение жизни 10^{-5} (т.е. 1 избыточный случай онкологического заболевания на 100000 человек, потребляющих в течение жизни питьевую воду, содержащую онкогенное вещество, на уровне, предусмотренном рекомендациями) (см. раздел 3.3.3 для дополнительной информации). В отношении патогена, вызывающего водянистую диарею, при незначительной смертности (например, 1 случай на 100000), этот эталонный уровень риска будет соответствовать 1/1000 ежегодного риска этой болезни для отдельного лица (приблизительно 1/10 в течение жизни). Эталонный уровень риска можно адаптировать к местным условиям, пользуясь методом риска и преимуществ. В частности, следует учитывать тот процент бремени отдельного заболевания, который, возможно, связан с питьевой водой. При приоритизации медико-санитарных факторов обычно указывается, что факторам, оказывающим основное воздействие, следует оказывать предпочтение, принимая во внимание расходы и результаты потенциальных мер. Это также является логическим обоснованием поэтапной разработки и применения стандартов. Применение показателя DALY для установления эталонного уровня риска является новым и прогрессирующим подходом. Особая проблема состоит в том, чтобы определить последствия для здоровья, связанные с воздействием на организм химических веществ, не достигающих порогового значения.

3.3.3 Годы жизни, скорректированные на инвалидность

Различные опасности, которые могут быть связаны с водой, могут оказывать весьма неблагоприятное воздействие на здоровье. Некоторые проявления носят острый характер (диарея, метгемоглобинемия), другие могут иметь отсроченный характер (онкологические заболевания, возникающие несколькими годами позже, инфекционный гепатит, появляющийся несколькими неделями позже), некоторые заболевания могут быть тяжелыми (рак, неблагоприятный исход родов, тиф), другие могут быть легкими (диарея и флюороз зубов), некоторые, характерны для определенных возрастных категорий (флюороз костей у людей старшего возраста нередко возникает в результате отравления в детстве; инфицирование вирусом гепатита E приводит к весьма высокому коэффициенту смертности среди беременных женщин), а некоторые вызывают весьма специфическую озабоченность в том, что касается уязвимых слоев населения (криптоспоридиоз проявляется в легкой форме и самоограничивается у населения в целом, но приводит к высокому коэффициенту смертности у тех, кто имеет положительную реакцию на вирус иммунодефицита человека [ВИЧ]). Кроме того, какое-либо одно опасное загрязнение может иметь множественный эффект (например, микроорганизм *Campylobacter* приводит к гастроэнтериту, синдрому Гиена-Барре, реактивному артриту и смертности).

Для того, чтобы иметь возможность объективно сравнивать опасные факторы, связанные с водой, и различные результаты, с которыми они связаны, необходимы общие «мерки», которые учитывают разницу в вероятности, в степени тяжести и продолжительности воздействий. Подобные мерки должны использоваться независимо от типа опасности и применяться к бактериальным, химическим и радиологическим опасностям. Мерой, используемой в *Рекомендациях по качеству питьевой воды*, является DALY. ВОЗ широко использовала DALY для оценки медико-санитарных приоритетов и для оценки бремени болезней, связанных с экологическими факторами воздействия на здоровье человека.

Основной принцип DALY состоит в том, чтобы взвешивать каждый вид медико-санитарных проявлений по фактору тяжести от 0 (нормальное хорошее здоровье) до 1 (смерть). Этот вес умножается на продолжительность воздействия, т.е. на время, в течение которого заболевание проявляется (если результатом является смерть, «продолжительностью» называется остаточная ожидаемая продолжительность жизни), а также на число людей, подверженных данному конкретному результату. Затем можно суммировать последствия всех различных результатов, обусловленных каким-либо конкретным агентом.

Таким образом, DALY представляет собой сумму лет, утраченных вследствие преждевременной смертности (YLL), и лет здоровой жизни, которые потеряны в результате пребывания в состоянии менее чем хорошее здоровье, т.е. лет, прожитых в инвалидности (YLD), которые стандартизованы посредством веса тяжести заболевания. То есть:

$$DALY=YLL+YLD$$

Основные преимущества использования DALY состоят в «агрегировании» различных последствий и в объединении показателей качества и количества жизни. Наряду с этим и по причине того, что используемые подходы требуют явного признания исходных предположений, имеется возможность их обсудить и оценить влияние происходящих в них изменений. Использование результата в качестве меры также позволяет обратить внимание на фактические, а не на потенциальные опасности, что побуждает и позволяет определить медико-санитарные рациональные приоритеты. Большинство проблем в использовании DALY связано с доступностью данных, например, в отношении подверженности вредным факторам и в отношении эпидемиологических увязок.

DALY также можно использовать для сравнения воздействия на здоровье различных агентов, присутствующих в воде. Например, озон является химическим дезинфектантом, побочным продуктом которого является бромат. DALY использовался для сравнения рисков со стороны *Cryptosporidium parvum* и бромата, а также для оценки чистых преимуществ для здоровья, связанных с озонированием при водоочистке.

В предыдущих изданиях *Рекомендаций в отношении качества питьевой воды* и во многих национальных стандартах по питьевой воде был использован «допустимый» риск онкологических заболеваний для расчета приведенных в Рекомендациях значений непороговых уровней химических веществ, таких как генотоксичные канцерогены. Необходимость этого объясняется тем, что некоторый (теоретический) риск имеется при любом уровне подверженности вредным веществам. В настоящем и в предыдущих изданиях Рекомендаций использовался избыточный и имеющий верхнюю границу риск онкологических заболеваний в течение жизни с учетом того, что это представляет собою консервативную позицию, в которой подлинный риск почти наверняка переоценивается.

Различные виды онкологических заболеваний имеют различную степень тяжести, что проявляется, главным образом, в различных коэффициентах смертности.

Типичным примером является гипернефрома, ассоциируемая с воздействием бромата, содержащегося в питьевой воде. Теоретическое бремя гипернефромы для усредненного случая: коэффициент смертности 0,6 и средний возраст наступления заболевания 65 лет, составляет 11,4 DALY на случай (Haveleer et al., 2000). Эти данные можно использовать для подсчета допустимого риска онкологических заболеваний в течение жизни и допустимой ежегодной потери DALY. Здесь мы учитываем подверженность канцерогенам в течение жизни путем деления допустимого риска в течение 70 лет жизни, и умножения на бремя болезни из расчета на случай: $(10^{-5}$ случаев рака / 70 лет жизни) \times 11,4 DALY на случай = $1,6 \times 10^{-6}$ DALY на человека в год, что дает допустимую потерю 1,6 здоровых лет жизни, в популяции численностью один миллион, в течение года.

Для расчета рекомендуемого параметра предпочтительно определить верхний предел допустимого риска, который одинаков в отношении подверженности каждому виду опасностей (загрязнителя или водного компонента). Как отмечено выше, для целей настоящих Рекомендаций, используемый эталонный уровень риска составляет 10^{-6} DALY на человека в год. Это приблизительно соответствует показателю 10^{-5} избыточного риска онкологического заболевания в течение жизни, который использован в настоящем и предыдущих изданиях Рекомендаций для расчета рекомендуемых значений для генотоксичных канцерогенов. В странах, где используется более узкое определение уровня приемлемого риска канцерогенов (например, 10^{-6}), допустимые потери будут пропорционально ниже (например, 10^{-7} DALY на человека в год).

Дополнительную информацию об использовании DALY при расчете ориентированных на здоровье целей можно найти в дополнительном документе *Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality* (см. раздел 1.3)

4

Планы безопасности воды

Наиболее эффективным средством непрерывного обеспечения безопасности питьевого водоснабжения является использование метода всеобъемлющей оценки риска и управления риском, который предусматривает все этапы водоснабжения от водозабора до потребления воды. В настоящих Рекомендациях подобные подходы именуются *планами безопасности воды* (ПБВ). Метод ПБВ разработан в целях организации и систематизации длительной истории различных видов практики ведения хозяйства применительно к питьевой воде, а также в целях обеспечения применимости этих видов практики по отношению к управлению качеством питьевой воды. Метод опирается на многие принципы и концепции, заимствованные из других областей управления риском, в частности на метод множественных заслонов и НАССР (система качества, используемая в пищевой промышленности – Анализ Опасностей и Критические Контрольные Точки).

В данной главе основное внимание уделяется принципам ПБВ. Она не является всесторонним руководством по применению этих принципов. Дополнительную информацию в отношении того, каким образом разрабатывать ПБВ, можно найти во вспомогательном документе *Water Safety Plans* (раздел 1.3).

Некоторые элементы ПБВ нередко осуществляются как часть обычной практики снабжения питьевой водой или как часть эталонной положительной практики, не входящей составным элементом в общий ПБВ. К этим элементам могут относиться системы обеспечения качества (например, ISO 9001:2000). Существующая положительная практика регулирования является подходящей платформой для внедрения принципов ПБВ. Однако существующая практика может не включать в себя методов выявления опасностей, характерных для данной системы, а также оценку риска в качестве начального этапа системного управления.

ПБВ может иметь различную сложность, определяемую ситуацией. Во многих случаях они могут быть весьма несложными и уделять внимание основным опасностям, выявленным для данной системы. Широкое разнообразие примеров контрольных мер, приведенных в нижеследующем тексте, не означает, что все они целесообразны во всех случаях. ПБВ являются действенным инструментом, позволяющим структурам водоснабжения безопасным образом управлять водоснабжением. Они также помогают органам здравоохранения осуществлять надзор.

ПБВ должны предпочтительно разрабатываться для каждой отдельной системы питьевого водоснабжения. Однако для небольших систем они могут оказаться нереальными и поэтому ПБВ разрабатываются либо для конкретных технологических приемов, либо разрабатываются эталонные ПБВ, в которых содержатся рекомендации по их дальнейшей разработке. Для малых систем ПБВ скорее всего должны разрабатываться уставным органом или аккредитованной внешней организацией. В этих условиях могут потребоваться рекомендации в отношении домашнего хранения воды, обращения с ней и ее использования. Планы, касающиеся домашнего водохозяйства, должны увязываться с программами санитарно-гигиенического просвещения и рекомендациями домашним хозяйствам в отношении поддержания безопасности воды.

ПБВ состоит из трех основных компонентов, в которых учитываются ориентированные на здоровье цели (см. главу 3) и осуществление которых контролируется посредством надзора за питьевым водоснабжением (см. главу 5). К этим компонентам относятся:

- *проведение оценки системы* с тем, чтобы определить, может ли цепь водоснабжения в целом (вплоть до точки потребления) обеспечить качество воды, которое отвечает ориентированным на здоровье целям. Сюда также относится оценка критериев проектировки новых систем;
- определение контрольных мер в системе водоснабжения, которые будут в совокупности выявлять риски и обеспечивать достижение ориентированных на здоровье целей. Для каждой определенной контрольной меры должны быть определены средства *оперативного контроля*, которые обеспечат, чтобы всякое отклонение от требуемого порядка эксплуатации незамедлительно и своевременно выявлялось; и
- *планы управления*, в которых описываются действия, предпринимаемые во время нормальной эксплуатации или во время инцидентов, и документируется оценка системы (включая модернизацию и усовершенствование), содержатся контрольные и коммуникационные планы и вспомогательные программы.

ПБВ содержит в себе как минимум три основных действия, выполнение которых возлагается на структуру водоснабжения для того, чтобы обеспечить безопасность питьевой воды. К ним относятся:

- оценка системы;
- эффективный оперативный контроль; и
- управление

К основным задачам ПБВ в деле достижения положительной практики питьевого водоснабжения относятся минимизация загрязнения водоисточника, снижение содержания или устранение загрязнения посредством процессов водоочистки и предупреждение загрязнения во время хранения, распределения питьевой воды и обращения с ней. Эти задачи в равной степени применимы к крупногабаритным трубопроводным системам водоснабжения, небольшим коммунальным системам водоснабжения и домашним системам. Они достигаются посредством:

- построения понимания конкретной системы и ее способности обеспечивать подачу воды, которая отвечает целям, ориентированным на здоровье;
- выявления потенциальных источников загрязнения и того, каким образом их можно контролировать;
- оценки контрольных мер, применяемых в отношении опасностей;
- создания системы наблюдения за выполнением контрольных мер в системе водоснабжения;
- своевременных корректирующих действий по обеспечению бесперебойного водоснабжения безопасной водой; и
- проведения проверок качества питьевой воды, подтверждающих правильное выполнение ПБВ и достижение эксплуатационного потенциала, необходимого для соблюдения соответствующих национальных, региональных и местных стандартов и задач в отношении качества воды.

Чтобы на ПБВ можно было полагаться в деле противодействия опасностям и опасным явлениям, в связи с которыми эти планы получили применение, их необходимо подкреплять при помощи достоверной и надежной технической информации.

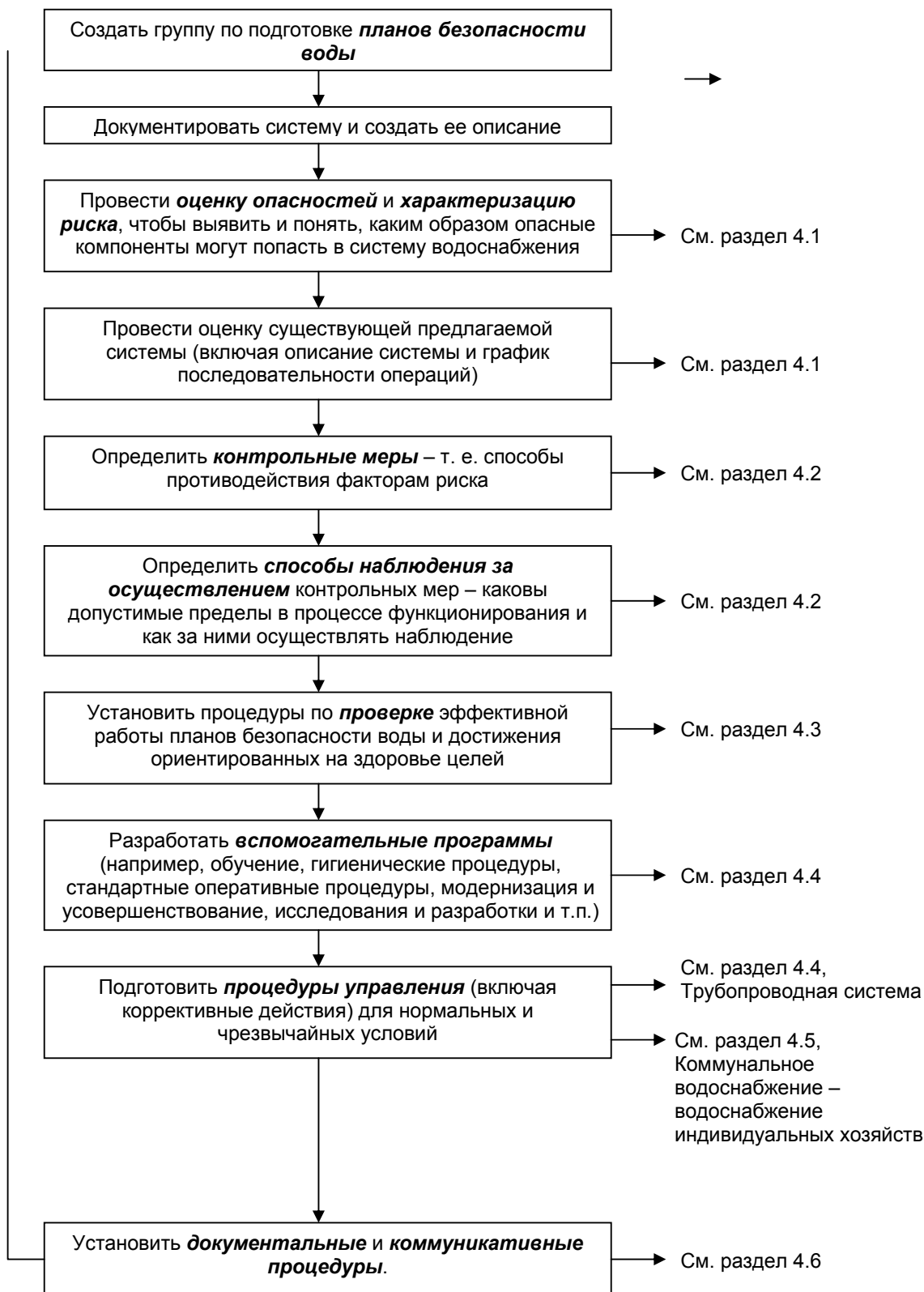


Рисунок 4.1 Основные этапы в разработки планов безопасности воды (ПБВ)

Процесс получения информации, подтверждающей эффективность ПБВ, именуется *аттестацией*. Эта информация поступает от соответствующих промышленных структур, на основе партнерских связей и установления эталонных показателей совместно с более широкими структурами управления (в целях оптимизации совместного использования ресурсов), из научной и технической литературы и на основе экспертных оценок. В отношении каждой изучаемой системы необходимо проверять исходные данные и спецификации производителя по каждому элементу оборудования и по каждому защитному элементу. Это делается для того, чтобы убедиться в эффективности оборудования или элемента защиты в данной системе. Конкретная для данной системы аттестация имеет существенное значение, поскольку например изменения в составе воды могут оказать значительное влияние на эффективность определенных процессов удаления загрязнений.

Аттестация обычно предусматривает более всесторонний и более активный контроль, чем обычный повседневный контроль. Это делается для того, чтобы выявить работают ли элементы системы так, как это определено в ходе оценки системы. Этот процесс нередко способствует усовершенствованиям в работе, благодаря выявлению наиболее эффективных и наиболее надежных методов эксплуатации. К числу дополнительных преимуществ процесса аттестации можно отнести выявление наиболее подходящих параметров оперативного контроля за работой отдельных узлов.

Проверка качества питьевой воды обеспечивает данные, характеризующие общее функционирование системы водоснабжения, и дает представление об окончательном качестве питьевой воды, поступающей потребителям. Этот процесс включает в себя не только контроль качества питьевой воды, но также и оценку удовлетворенности потребителя.

В тех случаях, когда водоснабжением занимается определенная структура, ответственность за подготовку и осуществление ПБВ возлагается на нее. План обычно рассматривается и утверждается органом, занимающимся вопросами охраны здоровья. Это делается с тем, чтобы качество воды соответствовало целям, ориентированным на здоровье.

В тех случаях, когда формальная структура водоснабжения отсутствует, компетентные национальные или региональные органы должны служить источником информации и играть руководящую роль в определении адекватности соответствующего водоснабжения на коммунальном и индивидуальном уровне снабжения питьевой водой. В таких случаях предусматривается определение требований оперативного контроля и управления. Способы проверки при подобных обстоятельствах будут зависеть от возможностей местных органов и коммунальных структур, и должны определяться в национальной политике.

4.1 Оценка и проектирование системы

Первый этап разработки ПБВ состоит в образовании многодисциплинарной группы экспертов, обладающих прочными познаниями в области соответствующих систем водоснабжения. В состав подобной группы обычно входят лица, принимающие участие в работе каждого этапа водоснабжения. Сюда относятся инженеры, лица, управляющие водозабором и водоснабжением, специалисты по качеству воды, специалисты по вопросам экологии, общественного здравоохранения или гигиены, лица, занимающиеся эксплуатацией систем водоснабжения, и представители потребителей. В большинстве случаев в состав группы будут входить лица из различных структур, а также независимые участники, например, из профессиональных организаций или университетов.

Для эффективного управления системой питьевого водоснабжения необходимо всестороннее понимание системы, перечня и масштабов опасностей, которые могут иметь место, а также необходимо, чтобы применяемые процессы и инфраструктура

могли справляться с фактическими или потенциальными факторами риска. Необходима оценка возможности достижения целей. При планировании новой системы или модернизации существующей, первый этап в разработке ПБВ состоит в сборе и оценке всей имеющейся существенной информации и изучении того, какие факторы риска могут возникнуть в процессе доставки воды к потребителю.

Для эффективного управления риском необходимо выявить потенциальные опасности, их источники и потенциальные опасные события, а также произвести оценку уровня риска, соответствующего каждому из них. В этом контексте:

- **опасностью** называется биологический, химический, физический или радиологический агент, который потенциально может причинить вред;
- **опасным событием** именуется инцидент или ситуация, которые могут привести к наличию опасности (что может случиться и как); и
- **риском** называется вероятность выявленной опасности, причиняющей вред людям в течение определенного времени, с учетом масштабов этого вреда и/или последствий.

Оценка системы водоснабжения содействует последующим шагам в разработке ПБВ, согласно которому планируются и осуществляются эффективные стратегии борьбы против опасностей.

Оценке и расчету параметров системы водоснабжения помогает разработка графика последовательности операций. В графике дается общее описание систем водоснабжения, включая характеристику источника, выявляются потенциальные источники загрязнения в водозаборе, меры защиты ресурсов и источника, процессы водоочистки, хранения и инфраструктура распределения. Важно, чтобы изложение системы водоснабжения было концептуально правильным. Если график последовательности операций неправилен, то возникает возможность упустить из внимания потенциальные опасности, которые могут оказаться существенными. Для обеспечения правильности график необходимо сверять визуальной проверкой графика по отношению к картине, наблюдаемой на местах.

Данные о наличии патогенов и химических веществ в водоисточнике вместе с информацией об эффективности существующих мер контроля, помогают в оценке того, могут ли цели, ориентированные на здоровье, быть достигнуты при существующей инфраструктуре. И если необходимы дальнейшие улучшения, то они также содействуют выявлению тех организационных мер, связанных с водозабором, тех процессов обработки и тех условий эксплуатации систем распределения, которые можно было бы обоснованно считать содействующими достижению вышеупомянутых целей.

Для обеспечения правильности оценки важно, чтобы все элементы системы водоснабжения (защита ресурсов и водоисточника, водоочистка и распределение) рассматривались в совокупности, и чтобы были учтены взаимодействия и взаимовлияния каждого из этих элементов и их общий эффект.

Для противодействия какой-либо опасности затраты средств на профилактические меры в водозаборе нередко оказываются эффективнее, чем крупные капиталовложения в инфраструктуру водоочистки.

4.1.1. Новые системы

При поисках или освоении новых источников водоснабжения целесообразно провести широкий спектр анализов для того, чтобы установить общую безопасность и определить потенциальные источники загрязнения источника водоснабжения. Сюда обычно относятся гидрологический анализ, геологическая оценка и земельные

кадастры, позволяющие определить потенциальные химические и радиологические факторы загрязнения.

Проектируя новые системы, необходимо принимать во внимание все факторы качества воды при выборе технологий отведения воды из новых водных ресурсов и ее очистки. Колебания мутности и других параметров необработанных поверхностных вод могут быть весьма значительны. Этот фактор необходимо учитывать. Очистительные установки должны проектироваться таким образом, чтобы учитывать вариации известные или такие, которые могут иметь место значительно чаще, чем это происходит при среднем качестве воды; в противном случае фильтры могут быстро оказаться заблокированными, или произойдет перегрузка водоотстойников. Химическая активность подземных вод в некоторых случаях может нарушить целостность облицовки скважин и насосов, что приведет к неприемлемо высокому уровню содержания железа в воде, поломке и дорогостоящему ремонту. При этом пострадает качество воды и снизится объем водоснабжения, а здоровье людей окажется под угрозой.

4.1.2 Сбор и оценка имеющихся данных

В таблице 4.1 приведены примеры тех аспектов, которые обычно принимаются во внимание в процессе оценки системы питьевого водоснабжения. В большинстве случаев для анализа водосбора необходимо провести консультации с органами здравоохранения и другими структурами, включая земле- и водопользователей, а также всеми теми, кто регулирует деятельность в области водосбора. Чтобы не упустить из виду важных вопросов и выявить направление наибольшего риска, необходим структурный подход.

Общая оценка системы водоснабжения должна учитывать все исторические данные, касающиеся качества воды и помогающие понять особенности водоисточника и работу системы водоснабжения на протяжении времени, а также в условиях особых событий (например, проливных дождей).

Приоритизация опасностей, подлежащих контролю

Как только выявляются потенциальные опасности и их источники, необходимо произвести оценку риска, связанного со всякой опасностью или опасным событием, чтобы можно было определить и документировать приоритеты в управлении риском. Несмотря на то, что имеется большое число загрязняющих компонентов, которые могут поставить под угрозу качество питьевой воды, не каждая опасность потребует одинаковой степени внимания.

Риск, связанный с каждой опасностью или опасным событием, может выражаться через вероятность события (например, определенная, возможная, редкая), а также через оценку тяжести последствий, если опасность реализуется (например, незначительная, существенная, катастрофическая). Цель состоит в том, чтобы провести различия между крупными и менее крупными опасностями или опасными событиями. Обычно используется метод полуколичественной матрицы.

В простых оценочных матрицах обычно используется техническая информация, отбираемая из рекомендаций, научной литературы и промышленной практики и дополняемая достаточно обоснованным «экспертным» мнением, подкрепленным рецензией специалистов или сравнительными исследованиями. Для каждой системы водоснабжения оценочные результаты являются специфическими, поскольку каждая система уникальна. В тех случаях, когда разрабатываются общие ПБВ для технологий, используемых в небольших системах водоснабжения, оценки будут специфичны для данной технологии, а не для данной системы водоснабжения.

При использовании полуколичественного оценочного метода контрольные меры можно классифицировать по соответствию наиболее значительным видам опасности. При классификации риска можно применять различные методы.

Таблица 4.1 Примеры информации, используемой при оценке системы водоснабжения

Компоненты системы водоснабжения	Информация, используемая при оценке компонентов системы водоснабжения
Водозабор	<ul style="list-style-type: none"> • Геология и гидрология • Метеорология и погодные условия • Общий водозабор и состояние реки • Флора и фауна местности • Конкуренентное водопользование • Характер и интенсивность освоения земли и землепользования • Другие виды деятельности в районе водозабора, которые потенциально загрязняют водоисточник • Планируемые будущие мероприятия
Поверхностные воды	<ul style="list-style-type: none"> • Описание типа водоресурса (например, река, резервуар, плотина) • Физические характеристики (например, размеры, глубина, температурная стратификация, высота) • Дебит и надежность водоисточника • Время удержания • Водные компоненты (физические, химические, бактериальные) • Защищенность (например, заборы, доступ) • Рекреационные и другие виды деятельности • Магистральная транспортировка воды
Грунтовые воды	<ul style="list-style-type: none"> • Ограниченные или неограниченные водоносные горизонты • Гидрогеология водоносных горизонтов • Скорость потока и направление • Ассимиляционные показатели • Область подпитки • Устьевая защита • Глубина обсадной колонны • Магистральная транспортировка воды
Очистка	<ul style="list-style-type: none"> • Процессы очистки (включая опционные) • Конструкция оборудования • Оборудование контроля и автоматика • Химические вещества, используемые для водоочистки • Эффективность очистки • Дезинфекционное удаление патогенов • Остатки дезинфекционных средств – контактное время
Эксплуатационные водохранилища и распределение	<ul style="list-style-type: none"> • Конструкция водохранилища • Время хранения • Сезонные изменения • Защита (например, укрытия, заборы, доступ) • Схема системы распределения • Гидравлические условия (например, возраст воды, давление, потоки) • Защита от обратного потока • Остатки дезинфектантов

Пример этого метода дан в таблице 4.2. В использовании этой матрицы значительную роль играет экспертное мнение, позволяющее судить о рисках для здоровья, возникающих в связи с опасностями или опасными событиями.

Пример описаний, которые можно использовать для классификации вероятности наступления или тяжести последствий, приведен в таблице 4.3. Необходимо определить точку «отсечки», при достижении которой все опасности требуют немедленного внимания. Нецелесообразно затрачивать значительные усилия, принимая во внимание крайне незначительные факторы риска.

Таблица 4.2 Пример простой матрицы оценки риска в целях классификации рисков

Вероятность	Тяжесть последствий				
	Незначительная	Малая	Умеренная	Крупная	Катастрофическая
Почти наверняка					
Вероятно					
Умеренно вероятно					
Маловероятно					
Редко					

Таблица 4.3 Примеры определений категорий вероятности и тяжести последствий, которые можно использовать в оценке риска

Предмет	Определение
<i>Категории вероятности</i>	
Почти наверняка	Ежедневно
Вероятно	Еженедельно
Умеренно вероятно	Ежемесячно
Маловероятно	Ежегодно
Редко	Каждые пять лет
<i>Категории тяжести последствий</i>	
Катастрофические	Потенциально летальное значение для большого числа людей
Крупные	Потенциально летальное значение для небольшого числа людей
Умеренные	Потенциально вредное значение для большого числа людей
Малозначительные	Потенциально вредное значение для небольшого числа людей
Незначительные	Никакого воздействия или не выявляемое

Контрольные меры

Оценка и планирование контрольных мер должны производиться таким образом, чтобы было обеспечено достижение ориентированных на здоровье целей. Они должны исходить из выявления опасностей и оценки. Уровень контрольных мер, применяемых в отношении опасности, должен быть пропорционален ее месту в классификации. Оценка контрольных мер предусматривает:

- определение существующих контрольных мер в отношении каждой значительной опасности или опасного события, от водозабора до потребителя;
- оценка того, эффективны ли контрольные меры в их совокупности в деле удержания риска на приемлемом уровне; и
- оценка альтернативных и

Контрольными мерами именуется такие меры в водоснабжении, которые непосредственно отражаются на качестве питьевой воды, и которые в совокупности обеспечивают соответствие питьевой воды ориентированным на здоровье целям. К ним относятся мероприятия и процессы, препятствующие возникновению опасности.

дополнительных контрольных мер, которые могут применяться, если необходимы улучшения.

Определение и осуществление контрольных мер должны быть основаны на принципе множественного заслона. Преимущество этого подхода состоит в том, что в случае отказа одного заслона, его действия компенсирует эффективная работа остальных заслонов, что таким образом сводит к минимуму вероятность прохождения загрязнителей через систему в целом и их наличия в количествах, достаточных для того, чтобы нанести вред потребителям. Многие контрольные меры помогают контролировать более одной опасности. Вместе с тем для эффективного сдерживания некоторых опасностей может потребоваться применение более чем одной контрольной меры. Примеры контрольных мер приводятся в нижеследующих разделах.

Все контрольные меры имеют важное значение, и им необходимо уделять неустанный внимание. Они должны являться объектом оперативного отслеживания и контроля, причем средства отслеживания и частота сбора данных зависят от характера контрольных мер и той скорости, с которой могут происходить изменения (см. раздел 4.4.3).

4.1.3 Защита водных ресурсов и источников

Эффективное регулирование водозабора имеет немалые преимущества. Если снижается загрязнение в водоисточнике, то сокращается объем необходимой работы по очистке. Это способствует снижению объема побочных продуктов водоочистки и снижает оперативные издержки.

Выявление опасностей

Важное значение имеет понимание причин изменения качества необработанной воды, поскольку это оказывает влияние на процесс очистки, на его эффективность и вытекающие из этого риски для здоровья, связанные с потреблением очищенной воды. В целом, качество необработанной воды подвержено воздействию как природных, так и антропогенных факторов. К важным природным факторам относятся флора и фауна, климат, топография, геология и растительность. К антропогенным факторам относятся точечные источники (например, муниципальные и промышленные сточные воды) и неточечные источники (например, отходы городского и сельского хозяйства, включая агрохимические, отходы животноводства или отходы рекреационного происхождения). Например, сбросы муниципальных сточных вод могут являться основным источником патогенов; отходы городского хозяйства и сельскохозяйственные животные могут создавать значительную бактериальную нагрузку; отдых на воде может быть причиной фекального загрязнения; а сельскохозяйственные стоки могут усугубить трудности в процессе очистки.

Независимо от того, происходит ли забор воды с поверхности или из подземных источников, важно понимать характеристики местного водозабора или водоносного слоя. Важно, чтобы действия, которые ведут к загрязнению воды, выявлялись и регулировались. Та степень, в которой потенциально загрязняющая деятельность в районе водозабора может быть снижена, может представляться ограниченной в силу конкуренции в отношении водных ресурсов и давления в сторону увеличения разработки водозабора. Однако внедрение положительной практики сдерживания опасностей нередко возможно без существенного ограничения деятельности. Сотрудничество между участниками может оказаться мощным инструментом в деле снижения загрязнения, не препятствующим положительному развитию.

Охрана водных ресурсов и защита источников являются первым заслоном в деле защиты качества питьевой воды. В тех случаях, когда регулирование водозабора не находится в сфере юрисдикции структуры водоснабжения, планирование и осуществление контрольных мер потребует координации с другими учреждениями. К ним могут относиться плановые органы, советы управления водозаборных структур, органы регулирования окружающей среды и водных ресурсов, дорожные органы, чрезвычайные службы, а также сельскохозяйственные, промышленные и другие коммерческие структуры, деятельность которых может оказать влияние на качество воды. На первоначальном этапе может оказаться невозможным задействовать все аспекты охраны водных ресурсов и защиты источников. Тем не менее, приоритетное внимание следует уделять управлению водозабором. Создание ощущения собственности и совместной ответственности в отношении ресурсов питьевой воды возможно благодаря участию в многосторонних структурах, занимающихся оценкой рисков загрязнения и разрабатывающих планы улучшения практики водопользования, направленной на снижение этих рисков.

Грунтовые воды из глубоких и ограниченных водоносных горизонтов обычно безопасны в бактериальном отношении и химически стабильны при отсутствии прямого источника загрязнения. Однако неглубокие или неограниченные водоносные горизонты могут загрязняться выбросами или инфильтрацией, связанными с сельскохозяйственной практикой (например, патогены, нитраты и пестициды), вследствие местных санитарных мер и канализации (патогены и нитраты), а также вследствие промышленных отходов. Опасности и опасные события, которые могут оказывать влияние на водозаборы и которые необходимо учитывать при оценке опасностей, включают в себя:

- быстрые изменения качества необработанной воды;
- канализацию и стоки из септических систем;
- промышленные стоки;
- использование химических веществ в районе водозабора (например, использование удобрений и сельскохозяйственных пестицидов);
- крупные утечки (включая те, которые связаны с общественными дорогами и транспортными магистралями) как случайного, так и преднамеренного характера;
- воздействие человека (например, рекреационного характера);
- флору и фауну, и сельскохозяйственных животных;
- землепользование (например, животноводство, сельское хозяйство, лесное хозяйство, промышленная зона, свалки, добыча ископаемых), а также изменения в землепользовании;
- неадекватные буферные зоны и растительность, эрозия почвы и неисправность отстойников;
- прорыв воды и выбросы;
- активное или закрытое удаление отходов или горные выработки / зараженные точки / опасные отходы;
- геологию (химические вещества, встречающиеся в природе);
- неограниченные и неглубокие водоносные горизонты (включая грунтовые воды, находящиеся под непосредственным влиянием поверхностных вод);
- неадекватная защита устья, неадекватно обсаженные скважины или отсутствие обсадки и антисанитарная практика; и
- климатические и сезонные изменения (например, ливневые дожди, засухи) и природные бедствия.

К другим опасностям и опасным ситуациям, которые могут оказать влияние на водохранилища и водозаборные устройства, и которые следует учитывать при оценке опасностей, относятся:

- доступ посторонних лиц / отсутствие огороженных зон;
- прохождение воды в обход водохранилища;
- сокращение запаса воды в водохранилище;
- отсутствие выборочного отвода;
- отсутствие альтернативных водоисточников;
- неудачное размещение водозаборника;
- цветение цианобактерий;
- стратификация; и
- неисправность тревожной сигнализации и контрольного оборудования.

Контрольные меры

Для эффективной защиты водных ресурсов и охраны водоисточника необходимо следующее:

- разработать и осуществить план регулирования водозабора, включающий в себя контрольные меры по защите поверхностных вод и грунтовых вод источников;
- обеспечить такое положение, чтобы плановое регулирование предусматривало защиту водных ресурсов (планирование землепользования и эксплуатация водоразделов) от потенциально загрязняющих видов деятельности и неукоснительно выполнялось; и
- вести пропаганду среди населения в отношении влияния деятельности человека на качество воды.

К примерам контрольных мер по эффективной защите водоисточника и водозаборов относятся:

- строго определенное и ограниченное использование;
- регистрация химических веществ, используемых в водозаборах;
- специфические защитные требования (например, сдерживание) в отношении химической индустрии или автозаправочных станций;
- перемешивание воды в водохранилищах / дестратификация в целях снижения роста цианобактерий и уменьшения бескислородного гипolimниона, а также солубилизация осадочного марганца и железа;
- корректировка водородного показателя рН в водохранилище;
- контроль за деятельностью человека в пределах водозабора;
- контроль водосбросов;
- плановые процедуры землепользования, использование планирования и экологического регламентирования в целях регулирования потенциальной водозагрязняющей деятельности;
- регулярное инспектирование водозаборных зон;
- отвод местных дождевых потоков;
- охрана водных путей;
- перехват утечек; и
- меры безопасности по предупреждению незаконной деятельности.

Аналогичным образом к числу контрольных мер по эффективной защите систем добычи и хранения воды относятся:

- использование имеющегося водохранилища в течение и после периодов проливных дождей;
- правильное расположение водозаборного устройства и его защита;

- правильный выбор глубины водозабора из водохранилища;
- надлежащая конструкция скважин, включая обсадку, герметизацию и защиту устья;
- правильное расположение скважин;
- системы водохранилищ с целью максимального увеличения времени хранения;
- хранилища и резервуары с надлежащим сбором и дренированием дождевой воды;
- предотвращение доступа животных к водохранилищу; и
- меры безопасности, препятствующие недозволенному доступу и незаконной деятельности.

В тех случаях, когда имеется несколько водоисточников, появляется возможность выбора воды для очистки и водоснабжения. Может возникнуть возможность отказаться от забора воды из рек и водотоков, если качество ее неудовлетворительное (например, после проливного дождя) с тем, чтобы снизить риск и предупредить потенциальные проблемы при последующей водоочистке.

Хранение воды в резервуарах помогает снизить число фекальных микроорганизмов посредством осаждения и инактивации, в том числе путем солнечной (ультрафиолетовой [UV]) дезинфекции, однако при этом также возникают возможности для загрязнения. Большинство патогенных микроорганизмов фекального происхождения (кишечные патогены) в подобной среде сохраняются недолго. Значительная часть кишечных бактерий погибает в течение нескольких недель. Кишечные вирусы и протозойные организмы сохраняются в течение более длительных периодов (от нескольких недель до нескольких месяцев), однако их нередко можно удалить путем осаждения или за счет уничтожения их местными микроорганизмами. Хранение также позволяет добиться осаждения взвешенных частиц, что способствует повышению эффективности последующей дезинфекции и препятствует образованию ДБФ.

К контрольным мерам в отношении подземных источников относятся защита водоносного горизонта и местной зоны вокруг устья скважины от заражения и обеспечение физической целостности скважины (поверхностная герметизация, целостность обсадки и т.п.).

Дополнительная информация об использовании показателей характеризующих водозабор имеется в главе 4 вспомогательного документа *Assessing Microbial Safety of Drinking Water* (раздел 1.3).

4.1.4 Водоочистка

После мер защиты водоисточника следующим заслоном от загрязнения системы водоснабжения является процесс очистки воды, включая дезинфекцию и физическое удаление загрязняющих компонентов.

Выявление опасностей

Опасные вещества могут попадать в воду в ходе очистки, или в результате опасных обстоятельств может возникнуть возможность для загрязняющих веществ пройти процесс очистки в значительных концентрациях. Загрязняющие составляющие питьевой воды могут проходить через процесс очистки, в том числе проводимый с использованием химических добавок или продуктов, вступающих в контакт с питьевой водой. Спорадически возникающая повышенная мутность в водоисточнике может помешать процессу очистки и позволить кишечным патогенам проникнуть в обрабатываемую воду и в систему распределения. Аналогичным образом, субоптимальная фильтрация после обратной промывки фильтров приводит к попаданию патогенов в систему распределения.

К примерам потенциальных опасностей и опасных событий, которые могут оказать влияние на процесс водоочистки, относятся следующие:

- изменения водотока, превышающие проектные пределы;
- неправильные или недостаточные процессы обработки, включая дезинфекцию;
- неадекватная поддержка (инфраструктура, кадровые ресурсы);
- нарушение контрольных процессов и сбои в работе или недостаточная надежность оборудования;
- использование неутвержденных или зараженных химических веществ и материалов для водоочистки;
- неправильное дозирование химических веществ;
- неправильное смешивание;
- неисправность сигнализации и контрольного оборудования;
- перебои с подачей электроэнергии;
- случайное или преднамеренное загрязнение;
- природные бедствия;
- образование ДБФ; и
- перекрестные водопотоки с зараженной водой / водосбросом, внутренние водотоки в обход предусмотренных.

Контрольные меры

К контрольным мерам относятся предварительная очистка, коагуляция / флокуляция / осаждение, фильтрация и дезинфекция.

К предварительной очистке относятся фильтрование фильтрами грубой очистки, сетчатыми микрофильтрами, выведение воды из процесса для хранения и береговое фильтрование. Различные методы предварительной очистки могут соответствовать многим приемам процесса очистки и иметь различную сложность от простой дезинфекции до процессов мембранной очистки. Предварительная очистка может понизить и/или стабилизировать содержание бактерий, органических материалов природного происхождения и частиц.

Коагуляция, флокуляция, осаждение (или флотация), а также фильтрование, удаляют частицы, включая микроорганизмы (бактерии, вирусы и протозойные организмы). Для обеспечения последовательной и правильной работы важно, чтобы процессы были оптимизированы и контролировались. Химическая коагуляция является наиболее важным этапом, предопределяющим эффективность процессов коагуляции / флокуляции / осветления в деле удаления загрязняющих веществ. Она также непосредственно отражается на эффективности удаления загрязнений, установок гранулярной фильтрации и оказывает прямое влияние на эффективность процесса дезинфекции. Хотя маловероятно, что сам процесс коагуляции создает какие-либо новые бактериальные опасности в отношении очищенной воды, неправильное проведение или неэффективность процесса коагуляции может привести к увеличению содержания бактерий, попадающих в систему распределения питьевой воды.

При очистке питьевой воды используются различные процессы фильтрации, включая гранулярный фильтр, медленный песчаный фильтр, намывной фильтр и мембранный фильтр (микрофильтрация, ультрафильтрация, нанофильтрация и обратный осмос). При надлежащей конструкции и правильной работе фильтрование является последовательным и эффективным заслоном для бактериальных патогенов и может быть в некоторых случаях единственным заслоном (например, для удаления ооцист *Cryptosporidium* путем прямой фильтрации, когда хлор используется как единственный дезинфектант).

Надлежащий уровень дезинфекции является существенным элементом для большинства систем очистки и способствует достижению необходимого уровня снижения бактериального риска. Если учитывать уровень бактериальной инактивации, необходимой в отношении более резистентных бактериальных патогенов посредством осуществления концепции Ct (произведение концентрации дезинфектанта на контактное время) при специфических pH и температуре, то другие, более чувствительные бактерии, также будут эффективным образом уничтожены. При использовании дезинфекции необходимо также принимать во внимание меры, необходимые для сведения к минимуму образования ДБФ.

Наиболее часто используемым процессом дезинфекции является хлорирование. Также используется озонирование, ультрафиолетовая иррадиация, хлораминирование и применение двуокиси хлора. При помощи этих методов происходит весьма эффективное уничтожение бактерий, и они в достаточной степени эффективны в отношении инактивирования вирусов (в зависимости от типа) и многих протозойных организмов, включая *Giardia* и *Cryptosporidium*. В отношении эффективного уничтожения или инактивации протозойных цист и ооцист, наиболее практичным является коагуляция/флоккуляция (с целью удаления частиц и замутнения), после которой проводится дезинфекция (при помощи одного дезинфектанта или их сочетания).

Примерами методов очистки являются:

- коагуляция/флоккуляция и осаждение;
- использование утвержденных химических веществ и материалов для очистки воды;
- удаление химических веществ для очистки воды;
- методы контроля за процессом;
- наличие поддерживающих систем;
- оптимизация процесса очистки воды, включая
 - дозирование химических веществ
 - обратная промывка фильтров
 - скорость потока;
- использование воды водохранилищ в те периоды, когда неочищенная вода имеет плохое качество; и
- меры безопасности, препятствующие доступу посторонних лиц и незаконной деятельности.

Хранение воды после дезинфекции и до того, как она поступает потребителю, может улучшить дезинфекцию за счет увеличения контактного времени дезинфектанта с водой. Это может играть особое значение в отношении резистентных микроорганизмов, таких как *Giardia* и некоторых вирусов.

Дополнительную информацию можно найти во вспомогательном документе *Water Treatment and Pathogen Control* (раздел 1.3).

4.1.5 Системы водораспределения по трубопроводам

Для предотвращения появления бактерий, коррозии труб и образования осадков водоочистку необходимо оптимизировать при помощи следующих мер:

- непрерывное и тщательное удаление частиц и понижение мутности воды;
- осаждение и удаление растворенного железа и марганца (а также частиц);

- сведение к минимуму количества переносимого остаточного коагулянта (растворенного, коллоидального или в частицах), который может выпадать в осадок в резервуарах и трубах;
- снижение, насколько возможно, количества растворенных органических частиц и в особенности органического углерода, который легко разлагается биологическим путем и является питательной средой для микроорганизмов; и
- поддержание уровня коррозии в определенных пределах, чтобы предотвратить структурный ущерб и поступление дезинфектанта в потребляемую воду.

Поддержание качества воды на приемлемом уровне в системе распределения будет зависеть от конструкции и характера работы системы, а также от технического обслуживания и процедур контроля, направленных на предупреждение загрязнения, а также предотвращение и удаление накапливающихся внутренних отложений.

Дополнительная информация имеется во вспомогательном документе *Safe Piped Water* (раздел 1.3).

Выявление опасностей

В обеспечении безопасной питьевой воды существенное значение имеет защита системы распределения. В силу характера системы распределения, составными элементами которой являются многокилометровые трубопроводы, накопительные резервуары, узловые точки для промышленных пользователей, и имеется возможность незаконной деятельности и вандализма, опасность бактериального и химического загрязнения сохраняется.

В системе распределения загрязнение может происходить в следующих случаях:

- когда загрязненная вода в подповерхностных слоях и в особенности вблизи коллекторов, окружающих систему распределения, попадает в трубопровод вследствие более низкого внутреннего давления в трубах или в результате эффекта «индукционного давления» внутри системы (инфильтрация/проникновение);
- когда загрязненная вода втягивается в систему распределения или в накопительный резервуар в результате обратного потока, связанного с понижением давления в трубах, и непосредственного контакта между загрязненной водой и водохранилищем или системой распределения;
- через открытые или незащищенные водохранилища с очищенной водой и акведуки, которые потенциально могут заливаться поверхностной водой, и которые загрязняются фекалиями животных и водоплавающей птицей, и могут быть не защищены от вандализма и незаконной деятельности;
- при прорыве трубопроводов в случае ремонта или замены существующих трубопроводов или при установке новых трубопроводов, когда зараженная почва или мусор попадают в систему;
- в результате человеческой ошибки при непреднамеренном перекрестном подключении сточных вод или дождевых водоотводов к системе распределения или в результате незаконных или неразрешенных подсоединений;
- в результате утечки химических веществ и тяжелых металлов из труб, припоев, уплотнений, кранов и химических веществ, используемых для очистки и дезинфекции систем распределения; и

- при просачивании топливно-смазочных материалов через пластиковые трубы.

Всякий раз, когда зараженная вода содержит патогены или опасные химические вещества, возникает вероятность угрозы для потребителя.

Даже в тех случаях, когда используются остатки дезинфектантов для ограничения бактериального содержания, их может оказаться недостаточно для борьбы с заражением, или они могут оказаться неэффективными против некоторых или всех патогенов, попавших в систему. В результате патогены могут достигать таких концентраций, что это приведет к инфекциям и болезням.

Если вода подается с перерывами, то из-за возникающего вследствие этого пониженного давления воды, зараженная вода поступает в систему через щели, трещины, соединения и небольшие отверстия. Подача воды с перерывами нежелательна, однако во многих странах это нередко имеет место и часто приводит к загрязнению. Контроль качества воды при перебоях в водоснабжении представляет собой большую трудность, поскольку риск проникновения загрязнения и обратного потока значительно увеличивается. Риск может увеличиваться в зависимости от сезона, поскольку влажная почва увеличивает вероятность возникновения градиента давления от почвы к трубе. В тех случаях, когда загрязняющие компоненты попадают в трубу при перебоях в водоснабжении, перезагрузка системы при восстановлении водоснабжения может увеличить риск для потребителя, поскольку концентрированное «скопление» загрязненной воды может пройти через всю систему. Когда при перебоях с водоснабжением создаются домашние запасы воды, необходимо локально применять дезинфектанты для того, чтобы предотвратить размножение бактерий.

Питьевая вода, попадающая в систему распределения, может содержать амёбы и имеющиеся в окружающей среде штаммы некоторых гетеротрофных бактериальных и грибковых видов. При благоприятных условиях амёбы, гетеротрофы, включая штаммы *Citrobacter*, *Enterobacter* и *Klebsiella*, могут колонизировать системы распределения и образовывать биопленки. Нет никаких данных, позволяющих предположить, что микроорганизмы из биопленок (за исключением например *Legionella*, которая может колонизировать системы водоснабжения в зданиях), оказывают неблагоприятное воздействие на здоровье людей, потребляющих питьевую воду. Возможные исключения из этого контингента составляют лишь лица с серьезным нарушением иммунной системы (см. вспомогательный документ *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*; раздел 1.3).

Температура воды и содержание питательных веществ в системе распределения обычно являются недостаточными для размножения *E.coli* (или кишечного патогена) в биопленках. Таким образом, наличие *E.coli* следует рассматривать как подтверждение недавнего фекального загрязнения.

Природные бедствия, включая наводнения, засухи и подземные толчки, могут в значительной степени отразиться на трубопроводных системах.

Меры контроля

Вода, попадающая в распределительную систему, должна быть безопасна с бактериальной точки зрения и в идеальном случае должна также быть биологически стабильной. Сама система распределения должна обеспечить надежный заслон загрязнению в процессе доставки воды к потребителю. Сохранение остаточного дезинфектанта в системе распределения может обеспечить некоторую защиту против загрязнения и ограничить рост бактерий. Применение хлорамина оказалось

успешным в борьбе против *Naegleria fowleri* в воде и в осадках в длинных трубопроводах. Хлорамин может сократить размножение *Legionella* в зданиях.

Остаточный дезинфектант обеспечивает частичную защиту против бактериального загрязнения, однако он может также помешать выявлению загрязнения через наличие бактерий, являющихся обычным фекальным индикатором, таких как *E. coli* и в особенности резистентных видов. В тех случаях, когда в системе распределения используется остаточный дезинфектант, следует подумать о мерах по снижению образования ДБФ.

Системы водораспределения должны быть полностью герметичны. Водохранилища и резервуары должны быть надежно укрыты и иметь наружные водоотводы для предотвращения загрязнения. Недопущение короткого замыкания в водотоке и предупреждение застаивания воды при хранении и распределении помогают воспрепятствовать размножению бактерий. Для сохранения качества воды в системе распределения можно использовать различные меры, включая применение устройств, препятствующих обратному водотоку, поддержание положительного давления во всей системе и обеспечение эффективного технического обслуживания. Также важны надлежащие меры безопасности, препятствующие неразрешенному доступу или вмешательству в инфраструктуру системы водоснабжения.

Контрольные меры могут предусматривать использование более стабильного вторичного дезинфекционного химического агента (например, хлорамин вместо хлора), замену труб, промывку и выравнивание, а также поддержание положительного давления в системе распределения. Поддержанию качества питьевой воды также будет способствовать сокращение времени нахождения воды в системе с целью недопущения застаивания в резервуарах хранения, в контурах и заглушенных секциях.

К другим примерам контрольных мер в отношении систем распределения относятся:

- техническое обслуживание системы распределения;
- наличие запасных систем (энергоснабжение);
- сохранение остаточного дезинфектанта на необходимом уровне;
- установление устройств, препятствующих неконтролируемой связи систем и обратному водотоку;
- полностью закрытые системы распределения и хранения;
- надлежащие ремонтные процедуры, включая последующую дезинфекцию магистральных трубопроводов;
- поддержание надлежащего давления в системе; и
- обеспечение мер безопасности по предупреждению саботажа, незаконного водоотбора и незаконных действий.

Дополнительная информация имеется во вспомогательном документе *Safe Piped Water* (раздел 1.3).

4.1.6 Нетрубопроводные коммунальные и домашние системы

Выявление опасностей

В идеальном случае опасности выявляются по каждой системе отдельно. Однако на практике в отношении нетрубопроводных, коммунальных и домашних систем питьевой воды основной упор обычно делается на общее представление в отношении опасных условий, которые присущи для технологий или типов систем, и которые могут быть определены на национальном или региональном уровне.

К примерам опасностей и опасных ситуаций, которые потенциально связаны с различными нетрубопроводными водоисточниками, относятся следующие:

- трубчатый колодец с ручным насосом

- попадание загрязненной поверхностной воды непосредственно в скважину
- попадание загрязняющих компонентов в результате неудачной конструкции или повреждения облицовки
- просачивание бактериальных загрязнителей в водоносный горизонт
- простой обустроенный родник
 - загрязнение непосредственно через «засыпку»
 - загрязненные поверхностные воды вызывают быструю подпитку родника
- простой колодец
 - попадание загрязнителей, в связи с недостатками конструкции или нарушением целостности облицовки
 - загрязнение используемыми ведрами
- дождевой сбор
 - экскременты птиц и других животных на крышах или в сточных желобах
 - первый смывной поток воды может попасть в резервуар.

Дополнительные рекомендации приведены во вспомогательном документе *Water Safety Plans* (раздел 1.3) и в томе 3 *Guidelines for Drinking-Water Quality*.

Контрольные меры

Необходимые контрольные меры в идеале зависят от характеристик водоисточника и водозабора. На практике, вместо избирательного подхода к отдельным системам в отношении каждой из них могут применяться стандартные методы.

К примерам контрольных мер в отношении различных нетрубопроводных источников относятся следующие:

- трубчатый колодец с ручным насосом
 - тщательное обустройство устья
 - соблюдение необходимой дистанции до источников загрязнения, таких как выгребные ямы или места разведения животных, в идеале с учетом продолжительности времени прохождения загрязнителей до источника
- простой обустроенный родник
 - обеспечение эффективных мер защиты родника
 - соблюдение дистанции с учетом продолжительности времени прохождения загрязнителей
- простой колодец
 - соблюдение правил устройства и использования цементной герметизации облицовки
 - устройство и поддержание работы ручного насоса или других санитарных мер отбора воды
- дождевой сбор
 - поддержание частоты на крыше и в сточных желобах
 - устройство отвода первого стока.

В большинстве случаев загрязнению подводных вод можно противодействовать при помощи ряда простых мер. При отсутствии разрывов и трещин, которые могут открыть доступ загрязнителям к источнику, подземные воды в ограниченных или глубоких водоносных горизонтах обычно не содержат патогенных микроорганизмов. Скважины должны быть обсажены до необходимой глубины, а устья скважин должны быть загерметизированы, чтобы предотвратить

попадание поверхностных вод или грунтовых вод, залегающих на небольшой глубине.

Системы дождевого сбора, в особенности те, которые предусматривают хранение воды в резервуарах, находящихся над землей, могут быть сравнительно безопасным источником водоснабжения. Основными источниками загрязнения являются птицы, мелкие млекопитающие и мусор, накапливающийся на крышах. Влияние этих источников может быть сведено к минимуму простыми средствами: сточные желоба необходимо регулярно чистить, нависающие ветки деревьев необходимо свести к минимуму (поскольку они могут быть источником мусора и могут предоставлять доступ к водосборной части крыши птицам и мелким млекопитающим); в трубах, подающих воду в резервуары, должны быть предусмотрены фильтры, удерживающие листья. Рекомендуется применять устройства, отводящие первую смывную воду, которые препятствуют попаданию в резервуар первоначального стока воды, который очищает крышу (20-25 литров). Если отводящих устройств нет, то можно использовать сточную трубу, которая отсоединяется вручную. Результат будет тот же.

В целом, в отношении поверхностных вод необходимы, по крайней мере, дезинфекция и обычно также фильтрация с тем, чтобы обеспечить бактериальную безопасность. Задача первого заслона в том, чтобы свести к минимуму загрязнение отходами жизнедеятельности человека, животных и других опасностей в источнике.

Чем лучше защищен водоисточник, тем меньше зависимость от очистки или дезинфекции. Воду необходимо защищать во время хранения и доставки к потребителям, обеспечивая герметичность систем распределения и хранения.

Это касается как трубопроводных систем (раздел 4.1), так и воды, которая разносится продавцами (раздел 6.5). В отношении воды, хранимой в домашних условиях, защита от загрязнения может быть достигнута путем использования герметичных или иным образом безопасных контейнеров для хранения воды, которые препятствуют забору воды рукой, черпаками или другими внешними источниками загрязнения.

В контрольных мерах в отношении химических опасностей упор ставится, главным образом, на первоначальное обследование источников и на обеспечение качества и эффективности применяемых для очистки химических веществ, материалов и устройств, имеющих для этой цели, включая системы хранения воды.

Во вспомогательном документе *Water Safety Plans* (раздел 1.3) имеются образцы ПБВ в отношении следующих типов водоснабжения:

- подземные воды из защищенных скважин (колодцев с механизированной откачкой);
- обычная очистка воды;
- многоступенчатое фильтрование;
- хранение и распределение через трубопроводные системы, регулируемые структурами водоснабжения;
- хранение и распределение через трубопроводные системы, регулируемые коммунальными структурами;
- розничная продажа воды;
- вода, подвозимая транспортными средствами (самолеты, морские суда и поезда);
- трубчатый колодец с ручным водозабором;
- источники, из которых вода забирается вручную;
- простые защищенные колодцы; и
- сбор дождевой воды.

Также имеются рекомендации в отношении того, каким образом обеспечивать безопасность воды в домашних хозяйствах при сборе, транспортировке и хранении

воды (см. вспомогательный документ *Managing Water in the Home*; раздел 1.3). Эти меры применяются параллельно санитарно-просветительной работе, что способствует снижению заболеваемости, связанной с потреблением воды.

4.1.7 Валидация

Валидация состоит в сборе сведений в отношении эффективности контрольных мер. С ее помощью необходимо убедиться, что информация, заложенная в ПБВ, правильна и позволяет, таким образом, достичь целей, ориентированных на здоровье.

Валидация процессов водоочистки необходима для того, чтобы показать, что процессы очистки действуют требуемым образом. Она может быть предпринята на этапах опытного проектирования и/или в ходе первоначального устройства новой или модифицированной системы водоочистки. Она также может являться полезным инструментом в деле оптимизации существующих процессов водоочистки.

Валидацией называется изучение эффективности контрольных мер. Она обычно активно проводится в тот период, когда происходит первоначальное обустройство системы или ее модернизация. Она позволяет получить информацию в отношении реально достижимого улучшения или сохранения качества. Эта информация используется при оценке системы вместо исходно установленных величин. Она также используется для определения оперативных критериев, позволяющих выявить, способствуют ли контрольные меры эффективному противодействию опасностям.

Первый этап валидации состоит в изучении существующих данных. К ним относятся сведения, получаемые из научной литературы, от предпринимательских ассоциаций, департаментов, занимающихся регламентированием и законодательством, а также от профессиональных объединений, из прошлого опыта и из опыта структур водоснабжения. Эти данные используются при разработке требований в отношении тестирования. Процесс валидации не применяется для повседневного регулирования водоснабжения. Поэтому могут использоваться бактериальные параметры, которые были бы неприемлемы для оперативного контроля, и можно примириться со временем задержки получения результатов и с дополнительными расходами, связанными с измерением содержания патогенов.

4.1.8 Модернизация и усовершенствование

В результате проведения оценки системы водоснабжения может оказаться, что существующая практика и технологии не обеспечивают безопасность питьевой воды. В некоторых случаях необходимо лишь рассмотреть, документировать и формализовать порядок работы и уделить внимание тем областям, которые необходимо усовершенствовать. В других случаях могут понадобиться изменения в инфраструктуре. Процесс оценки системы должен использоваться в качестве основы разработки плана по устранению выявленных недостатков, что будет способствовать полноценному осуществлению ПБВ.

К усовершенствованиям системы водоснабжения может относиться широкий круг вопросов, таких как:

- капитальные работы;
- обучение;
- улучшение оперативных приемов;
- консультации на коммунальном уровне;
- исследования и разработки;
- разработка протоколов на случай инцидентов; и
- контакты и отчетность.

Планы модернизации и усовершенствований могут предусматривать краткосрочные (например, 1 год) или долгосрочные действия. К усовершенствованиям краткосрочного характера могут относиться, например, улучшение опросов населения и развитие программ санитарного просвещения. К долгосрочным капитальным работам могут относиться обустройство укрытий водохранилищ или совершенствование процессов коагулирования и фильтрации.

Выполнение планов усовершенствований может иметь ощутимые бюджетные последствия. Поэтому может потребоваться детальный анализ и тщательная приоритизация с учетом результатов оценки риска. Чтобы убедиться, что усовершенствования производятся и дают эффект, выполнение планов необходимо контролировать. Контрольные меры нередко связаны с значительными расходами. Решения в отношении улучшения качества воды нельзя принимать изолированно от других аспектов водоснабжения, на которые также необходимо выделять финансовые средства, объем которых ограничен. Необходимо определить приоритетность, а усовершенствования можно вводить постепенно в течение некоторого периода времени.

4.2 Оперативный контроль и поддержание контрольных мер

При оперативном контроле эффективность контрольных мер оценивается через соответствующие временные интервалы. Интервалы могут изменяться в широких пределах. Например, от непрерывного контроля остаточного хлора до ежеквартальной проверки целостности цокольной части колодца.

Цель оперативного контроля состоит в том, чтобы орган водоснабжения мог своевременно отслеживать каждую контрольную меру для того, чтобы обеспечить эффективное управление системой и достижение ориентированных на здоровье целей.

4.2.1 Определение контрольных мер системы

Характер и число контрольных мер соответствуют каждой системе и определяются числом и характером опасностей и масштабами связанных с ними рисков.

Контрольные меры должны учитывать вероятность и последствия утраты контроля. Контрольные меры предусматривают ряд оперативных требований, включая нижеследующие:

- оперативные контрольные параметры, которые поддаются измерению и в отношении которых могут быть установлены пределы с целью дать определение оперативной эффективности проводимой работы;
- оперативные контрольные параметры, которые можно отслеживать с достаточной частотой для своевременного выявления сбоев; и
- корректирующие действия, которые можно проводить в случае отклонения от установленных пределов.

4.2.2 Отбор оперативных контрольных параметров

Параметры, выбираемые для оперативного контроля, должны отражать эффективность каждой контрольной меры, служить своевременным указанием работы системы, легко поддаваться измерению и обеспечивать возможность принятия надлежащих мер. В качестве примера можно привести измеряемые переменные, такие как наличие остаточного хлора, рН и мутности, или наблюдаемые факторы, такие как целостность средств защиты от вредителей.

Кишечные патогены и индикаторные бактерии в оперативном контроле имеют ограниченное применение, поскольку время, затрачиваемое на обработку и

анализ проб, не позволяет принимать оперативные меры корректировки до поступления воды в систему водоснабжения.

В оперативном контроле может использоваться ряд параметров:

- Для водоисточника к этим параметрам относятся мутность, поглощение ультрафиолетовых лучей, рост водорослей, дебит воды и продолжительность ее пребывания в очистном сооружении, цвет, проводимость и местные метеорологические явления (см. вспомогательные документы *Protecting Surface Waters for Health* и *Protecting Groundwaters for Health*; раздел 1.3.).
- Для водоочистки к числу параметров могут относиться концентрация дезинфектанта и продолжительность контакта, ультрафиолетовая интенсивность, рН, светопоглощение, целостность мембран, мутность и цвет (см. вспомогательный документ *Water Treatment and Pathogen Control*; раздел 1.3).
- В трубопроводных системах распределения к параметрам оперативного контроля относятся нижеследующие:
 - *Контроль за остаточным содержанием хлора* является незамедлительным указанием на то, в каком направлении надо производить измерения бактериальных параметров. Неожиданное снижение уровня в иных случаях стабильной осадочной концентрации может служить указанием на проникновение загрязнения. С другой стороны, если испытываются трудности в поддержании остаточной концентрации в некоторых точках системы распределения, или имеет место постепенное исчезновение остаточного хлора, это может указывать на то, что вода или трубопровод нуждаются в значительных количествах окислителя вследствие роста бактерий.
 - Измерение *окислительно-восстановительного потенциала (ОВП)* также может использоваться при оперативном контроле эффективности дезинфекции. Имеется возможность определить минимальный уровень ОВП, необходимого для эффективной дезинфекции. Этот показатель определяется всякий раз в индивидуальном порядке. Рекомендовать общее значение невозможно. Весьма желательны дополнительные исследования и оценка ОВП в качестве метода оперативного контроля.
 - Наличие или отсутствие *фекальной индикаторной бактерии* является другим, широко используемым параметром оперативного контроля. Однако имеются патогены, проявляющие большую резистентность к процессу дезинфекции хлором, чем наиболее часто используемый индикатор – *E.coli* или термотолерантные коли-подобные бактерии. Поэтому выявление более резистентных фекальных индикаторных бактерий (например, кишечных энтерококков), спор *Clostridium perfringens* или колифагов в качестве параметра оперативного контроля может оказаться более целесообразным в некоторых обстоятельствах.
 - Присутствие в воде *гетеротрофных бактерий* может оказаться полезным указанием на изменения, такие как увеличение потенциала бактериального роста, увеличение активности биопленки, увеличение продолжительности пребывания воды в очистном сооружении или стагнация, или нарушение целостности системы. Количество гетеротрофных бактерий, присутствующих в воде, может отражать наличие обширных контактных поверхностей в очистной системе, таких как встроенные фильтры, и не является прямым указанием на

состояние системы распределения (см. вспомогательный документ *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*; раздел 1.3).

- Измерения давления и мутности также являются полезными параметрами оперативного контроля в трубопроводных системах распределения.

Рекомендации в отношении управления работой системы распределения и технического обслуживания имеются в документе (см. вспомогательный документ *Safe Piped Water*; раздел 1.3). Они предусматривают разработку контрольной программы в отношении качества воды и других параметров, таких как давление.

Примеры параметров оперативного контроля приведены в таблице 4.4.

Таблица 4.4 Примеры параметров оперативного контроля, которые могут использоваться для отслеживания контрольных мер

Оперативный параметр	Дождевая вода	Коагуляция	Осаждение	Фильтрация	Дезинфекция	Система распределения
рН		√	√		√	√
Замутненность (или счет частиц)	√	√	√	√	√	√
Растворенный кислород	√					
Дебит водотока/реки	√					
Дождь	√					
Цвет	√					
Проводимость (общие растворенные твердые вещества)	√					
Органический углерод	√		√			
Водоросли, водорослевые токсины и метаболиты						
Дозировка химических веществ		√			√	
Расход		√	√	√	√	
Чистая загрузка		√				
Текущее значение потока		√				
Потери на трение				√		
Контактное время дезинфектанта, Ct ^a					√	
Остаточное значение дезинфектанта					√	√
Окислительно-восстановительный потенциал (ОВП)					√	
ДБФ					√	√
Давление воды						√

^a Ct = концентрация дезинфектанта x контактное время

4.2.3 Установление оперативных и критических пределов

Контрольные меры должны иметь определенные пределы для приемлемости с оперативной точки зрения (обусловленные оперативные пределы), которые могут применяться к оперативным контрольным параметрам. Оперативные пределы должны определяться в отношении параметров, соотносимых с каждой контрольной мерой. Если отслеживание показывает, что оперативный предел превышен, то тогда следует применять заранее установленные коррективные действия (см. раздел 4.4). Выявление отклонений и осуществление корректирующих действий должны осуществляться в срок, необходимый для поддержания функциональности и безопасности воды.

В отношении некоторых контрольных мер также может быть установлен второй ряд «критических пределов», при превышении которых утрачивается уверенность в безопасности воды. Отклонения от критических пределов обычно

требуют неотложных действий, включая незамедлительное уведомление соответствующих органов здравоохранения.

Оперативные и критические пределы могут являться верхними пределами, нижними пределами, набором пределов или «совокупностью» эксплуатационных характеристик.

4.2.4. Нетрубопроводные, коммунальные и домашние системы водоснабжения

Обычно поверхностные воды или грунтовые воды неглубокого залегания не должны использоваться в качестве источника питьевой воды без санитарной обработки или очистки.

Контроль за водоисточниками (включая резервуары с дождевой водой) со стороны операторов коммунального или домашнего водоснабжения обычно предусматривает периодические санитарные инспекции. Используемые при этом заполняемые формы санитарной инспекции должны быть понятными и легкими в использовании. Например, в таких формах могут использоваться пиктограммы. Учитываемые факторы риска предпочтительно должны быть увязаны с той работой, которая подконтрольна оператору и которая может отразиться на качестве воды. Взаимосвязь с действиями, вытекающими из оперативного контроля, должна быть ясной. По этим вопросам операторов необходимо обучать.

Операторам также следует предпринимать регулярную физическую оценку воды, в особенности после проливных дождей, отслеживать, не появляются ли какие-либо изменения в качестве воды (например, изменение цвета, запаха или мутности). Очистка воды из коммунальных источников (таких как скважины, колодцы и родники), а также дождевой воды практикуется редко. Однако если очистка производится, то целесообразно проводить оперативный контроль.

Сохранением качества воды во время сбора и ручной транспортировки занимается домашнее хозяйство. Здесь необходимо соблюдать гигиенические правила, что подкрепляется санитарным просвещением. Посредством проведения программ санитарного просвещения домашние хозяйства и коммуны усваивают навыки гигиеничного обращения с водой.

Водоочистка в домашних условиях доказала свою эффективность в достижении медико-санитарных результатов. Контроль за процессами обработки воды учитывает специфику применяемой технологии. В тех случаях, когда домашние хозяйства впервые приступают к очистке воды, необходимо, чтобы пользователи располагали сведениями (и в необходимых случаях возможностью пройти инструктаж) для того, чтобы они понимали основные требования оперативного контроля.

4.3 Проверка

В дополнение к оперативному контролю за работой отдельных составных частей системы питьевого водоснабжения необходимо проводить заключительную проверку с тем, чтобы полностью удостовериться, что система в целом работает безопасным образом. Проверка может проводиться органом водоснабжения, независимой структурой или совместно вышеуказанными структурами в зависимости от административного порядка, установленного в данной стране. Обычно проверка предусматривает тестирование на наличие индикаторов фекального заражения и опасных химических веществ.

Проверка является заключительным контролем в отношении общей безопасности цепи водоснабжения. Проверку может проводить надзорный орган и/или она может являться составной частью контроля качества со стороны органа водоснабжения. В качестве бактериальной проверки обычно проводятся тестирования на наличие

бактерий, индикаторов фекального загрязнения в очищенной воде и в воде, поступающей в распределение. Для проверки химической безопасности тестирование на наличие химических веществ, вызывающих озабоченность, проводится по завершении очистки, в системе распределения или в точке потребления (в зависимости от того, могут ли изменяться концентрации в процессе распределения). Тригалометаны и галоуксусные кислоты являются наиболее общими ДБФ и их концентрация в питьевой воде в числе наивысших. В любом случае они не являются подходящей единицей измерения, отражающей концентрацию широкого спектра, взаимосвязанных, содержащих хлор ДБФ.

Частота отбора проб должна учитывать необходимость уравновесить расходы и выгоды, связанные с получением дополнительной информации. Частота отбора проб обычно основана на количестве обслуживаемого населения или от объема подаваемой воды и учитывает возросший риск для населения. Частота тестирования на отдельные характеристики также зависит от их изменчивости. Пробы и анализы более всего необходимы в отношении бактериальных компонентов и менее необходимы в отношении химических составляющих. Это объясняется тем, что даже краткие эпизоды бактериального загрязнения могут прямым образом привести к возникновению болезней у потребителя, тогда как эпизоды химического загрязнения, которые являлись бы предметом серьезной медико-санитарной обеспокоенности, при отсутствии каких-либо особых событий (например, передозирование химических веществ при водоочистке) достаточно редки. Частота отбора проб из воды по завершении очистки зависит от качества водоисточника и типа очистки.

4.3.1 Проверка бактериального качества

Проверка бактериального качества подаваемой воды должна быть организована таким образом, чтобы обеспечить наилучшие возможные шансы выявления загрязнения. Поэтому при отборе проб необходимо учитывать потенциальные изменения качества распределяемой воды. Это обычно означает учет особенностей местоположения или времени возросшей вероятности загрязнения.

В системе трубопроводного распределения фекальные загрязнения не распределяются равномерно. В системах с доброкачественной водой это значительно снижает вероятность выявления бактерий индикаторов фекального загрязнения в сравнительно небольшом числе проб.

Шансы выявления загрязнения в системах, где преобладают отрицательные результаты на бактерии индикаторы фекального загрязнения, чаще можно увеличить методом тестирования на наличие/отсутствие (Н/О) загрязнения. Тестирование Н/О может оказаться более простым, более быстрым и менее дорогим, чем количественные методы. Сравнительное изучение метода Н/О и количественных методов говорит о том, что методы Н/О могут в максимальной степени содействовать выявлению бактерий индикаторов фекального загрязнения. Однако тестирование Н/О целесообразно лишь в тех системах, где большая часть тестов на индикаторы дает отрицательные результаты.

Чем чаще вода исследуется на индикаторы фекального загрязнения, тем вероятнее, что загрязнение будет выявлено. Частые проверки простыми методами более ценны, чем менее частые проверки проведением сложных тестов или совокупности тестов.

Характер и вероятность загрязнения могут изменяться в зависимости от сезона, во время дождей и в зависимости от других местных условий. Отбор проб обычно проводится в произвольном порядке, однако его следует учащать во время эпидемий, наводнений или чрезвычайных операций или после возобновления водоснабжения после перерыва или после ремонтных работ.

4.3.2 Проверка химического качества

Вопросы, которые нужно учитывать при планировании химической проверки, включают в себя наличие необходимых аналитических структур, стоимость анализов, возможности порчи проб, стабильность загрязнителя, возможное наличие загрязняющих веществ в различных материалах и принадлежностях, наиболее подходящие точки для контроля и частота отбора проб.

В отношении конкретного химического вещества место отбора проб и частота определяется его основными источниками (см. главу 8) и изменчивостью содержания. Вещества, концентрация которых существенным образом не изменяется с течением времени, требуют менее частых проб, чем те, которые могут изменяться в широких пределах.

Во многих случаях взятие пробы из водоисточника раз в год или даже реже может оказаться достаточным, в особенности в стабильных грунтовых водах, в которых природно встречающиеся вещества, вызывающие озабоченность, весьма медленно изменяют свою концентрацию с течением времени. Поверхностные воды изменчивы в значительно большей степени, и в их отношении требуется большее число проб, зависящее от загрязняющего вещества и его значения.

Место для отбора проб зависит от изучаемых характеристик качества воды. Взятие проб в водоочистном сооружении или в начальной точке системы распределения может оказаться достаточным в отношении тех составляющих, концентрации которых не изменяются в ходе доставки воды. Однако в отношении тех составляющих, которые изменяются в ходе распределения воды, при взятии проб необходимо учитывать поведение данного вещества и/или его источника. Пробы следует отбирать из точек, находящихся вблизи конечных пунктов системы распределения и вентилей, подключенных непосредственно к трубопроводам в домах и в крупных многоквартирных зданиях. Например, проверку на свинец следует проводить, отбирая воду из крана, через который вода поступает потребителю, поскольку источником свинца обычно являются вспомогательные соединения или трубопроводы в зданиях.

В отношении дополнительной информации см. вспомогательный документ *Chemical Safety of Drinking-water* (см. раздел 1.3).

4.3.3 Водоисточники

Тестирование водоисточника имеет особое значение в тех случаях, когда вода не проходит водоочистку. Оно также целесообразно в случае нарушения водоочистки или является частью эпидемиологического расследования по поводу болезней, передаваемых через воду. Частота тестирования зависит от причины, в связи с которой проводится взятие проб. Тестирование может проводиться:

- на регулярной основе (частота проверочного тестирования зависит от ряда факторов, включая численность населения, обеспечиваемого водой, надежность качества питьевой воды/степени очистки и наличие факторов местного риска);
- на случайной основе (в произвольном порядке или во время посещения точек водоснабжения, регулируемых на коммунальном уровне); и
- частота тестирования может быть увеличена в случае ухудшения качества воды в источнике, произошедшего в результате предсказуемых инцидентов, чрезвычайных обстоятельств или незапланированных событий, в отношении которых считается, что они могут увеличить вероятность внезапного загрязнения (например, после наводнения или водосбросов в верхнем течении).

До введения в строй новой системы водоснабжения необходимо провести большое число анализов, включая выявление параметров, в отношении которых, что на основе изучения данных по аналогичным видам водоснабжения или на основе оценки факторов риска в отношении источника установлено, что они потенциально могут иметь место.

4.3.4 Системы трубопроводного водоснабжения

Выбор точек отбора проб зависит от каждой системы водоснабжения в отдельности. Характер медико-санитарного риска в связи с патогенами и потенциальная опасность загрязнения через системы распределения означают, что отбор проб на бактериальный анализ (и связанные с этим параметры, такие как остаточная концентрация хлора), как правило производятся часто и из различных точек. Необходимо тщательно продумать места отбора проб и их частоту в отношении тех химических составляющих, которые обусловлены свойствами трубопровода и трубопроводных материалов, и в отношении тех, которые не контролируются непосредственным образом, а также в отношении тех составляющих, которые претерпевают изменения в ходе доставки воды к потребителю, таких как тригалометаны.

Рекомендуемое минимальное число проб для проверки бактериального качества питьевой воды приведено в таблице 4.5.

Метод стратифицированных рандомизированных проб в системах распределения подтвердил свою эффективность.

4.3.5 Проверка водоснабжения, регулируемого на коммунальном уровне

Для надлежащей оценки работы системы коммунального водоснабжения следует принимать во внимание ряд факторов. В некоторых странах, где были разработаны национальные стратегии надзора и контроля за качеством систем питьевой воды, приняты количественные показатели обслуживания (т.е. качество, количество, доступность, охват, доступность с финансовой точки зрения и непрерывность), которые применяются на коммунальном, региональном и национальном уровнях. Как правило, сюда включаются критические параметры в отношении бактериального качества (обычно *E.coli*, хлор, мутность и pH) и проведение санитарных инспекций. Методы проведения подобных тестов должны быть стандартизованы и утверждены. Рекомендуется, чтобы тестовые наборы проверялись на эффективность в сравнении с эталонными или стандартными методами и утверждались для использования при проверочном тестировании.

Все вместе показатели обслуживания берутся за основу при установлении задач коммунального водоснабжения. Они служат количественным руководством по определению адекватности водоснабжения и дают потребителям объективную картину качества общего обслуживания и указывают, таким образом, на степень обеспечиваемой медико-санитарной защиты.

Таблица 4.5 Рекомендуемое минимальное число проб на показатель фекального загрязнения в системах распределения¹

Население	Общее число проб в год
Точечные источники	Постепенное тестирование всех источников в течение 3-5-летнего цикла (максимум)
Водоснабжение по трубопроводам	
< 5 000	12
5 000 - 100 000	12 на 5 000 человек

¹Такие параметры как содержание хлора, мутность и pH должны проверяться чаще в рамках оперативного и проверочного контроля.

> 100 000 – 500 000
> 500 000

12 на 10 000 человек плюс дополнительно 120 проб
12 на 100 000 человек плюс дополнительно 180 проб

Периодическое тестирование и санитарное инспектирование систем коммунального водоснабжения должно обычно проводиться надзорным учреждением. При этом должна производиться оценка бактериальных опасностей и проверка известных проблемных химических веществ (см. также главу 5). Частое взятие проб вряд ли окажется возможным. Поэтому одним из способов является план попеременных посещений, предусматривающий проверку каждого источника водоснабжения один раз каждые 3-5 лет. Основная цель состоит в том, чтобы обеспечить информацию для стратегического планирования и политики, а не в том, чтобы производить оценку отдельных систем водоснабжения на соответствии нормам. Всесторонний анализ химического качества всех источников рекомендуется проводить до вступления их в строй как минимум, а впоследствии его предпочтительно проводить каждые 3-5 лет.

Рекомендации в отношении программ тестирования и частоты тестирования приведены в стандартах ISO (таблица 4.6).

4.3.6 Обеспечение качества и контроль качества

Обеспечение надлежащего качества и аналитические процедуры контроля качества должны соблюдаться в отношении всех действий, связанных с получением данных о качестве питьевой воды. Эти процедуры обеспечивают соответствие данных своему назначению, иными словами, обеспечивают полученным результатам необходимую правильность. Соответствие назначению или необходимая правильность определяются в программе контроля качества воды, которая включает в себя определение правильности и соответствия данным. Поскольку в контроле качества питьевой воды используется широкий спектр веществ, методов, видов оборудования и требований в отношении правильности, то оказываются затронутыми многие подробные практические аспекты аналитического контроля качества. Эти вопросы выходят за рамки данной публикации.

Подготовка и осуществление программы обеспечения качества для аналитических лабораторий подробно изложены в публикации *Water Quality Monitoring* (Bartram & Ballance, 1996 г.).

Таблица 4.6 Стандарты Международной Организации Стандартизации (ISO) по качеству воды с рекомендациями в отношении взятия проб

Стандарт номер	ISO	Название (качество воды)
5667-1:1980		Взятие проб - Часть 1: Рекомендации по составлению программ отбора проб
5667-2:1991		Взятие проб - Часть 2: Рекомендации в отношении техники отбора проб
5667-3:1994		Взятие проб - Часть 3: Рекомендации в отношении обеспечения сохранности проб и обращения с ними
5667-4:1987		Взятие проб - Часть 4: Рекомендации в отношении взятия проб из озер, природных и созданных человеком
5667-5:1991		Взятие проб - Часть 5: Рекомендации в отношении взятия проб питьевой воды и воды, используемой для приготовления продуктов питания и напитков
5667-6:1990		Взятие проб – Часть 6: Рекомендации в отношении взятия проб в реках и водотоках
5667-13:1997		Взятие проб – Часть 13: Рекомендации в отношении взятия проб из осадков в сточных водах и в водоочистительных установках
5667-14:1998		Взятие проб – Часть 14: Рекомендации по обеспечению качества сбора проб в окружающей среде и обращению с ними
5667-16:1998		Взятие проб – Часть 16: Рекомендации в отношении

5668-17:2000	биотестирования проб Взятие проб – Часть 17: Рекомендации в отношении взятия проб взвешенных осадков
13530:1997	Качество воды – Руководство по аналитическому контролю за анализом воды

В соответствующей главе обращается внимание на стандарт ISO 17025:2000 *General requirements for the competence of testing and calibration laboratories*, в котором предлагается схема управления качеством в аналитических лабораториях.

4.4 Процедуры регулирования трубопроводных систем распределения

Эффективное регулирование предполагает определение тех действий, которые предпринимаются в порядке реагирования на изменения, происходящие в течение нормальных оперативных условий; тех действий, которые предпринимаются в специфических «инцидентных» ситуациях, когда может иметь место утрата контроля над системой; и тех процедур, которых необходимо придерживаться в непредвиденных или чрезвычайных ситуациях. Процедуры управления должны быть документированы параллельно проведению оценки системы планов контроля, включая программы и коммуникации, необходимые для обеспечения безопасной работы системы.

Большая часть плана регулирования посвящается тем действиям, которые предпринимаются в порядке реагирования на «нормальные» изменения оперативных контрольных параметров для того, чтобы сохранить работу на оптимальном уровне в том случае, когда оперативные контрольные параметры достигают оперативных пределов.

Значительное отклонение, выявляемое в ходе оперативного контроля (или в ходе проверки), когда превышает критический предел, нередко квалифицируется как «инцидент». Инцидентом именуется всякая ситуация, при которой имеются основания предполагать, что вода, поступающая в качестве питьевой, может быть небезопасна или может таковой стать (т.е. доверие к безопасности воды утрачено). Как это предусматривается ПБВ, процедуры регулирования необходимо определять таким образом, чтобы они предусматривали ответные меры в отношении предсказуемых инцидентов, а также в отношении непредсказуемых инцидентов и чрезвычайных ситуаций. Инцидент может возникать при следующих обстоятельствах:

- несоблюдение критериям оперативного контроля;
- неправильная работа установки по очистке сточных вод, при которой сбросы попадают в водоисточник;
- попадание опасного вещества в водоисточник;
- прекращение подачи энергии на узел, обеспечивающий одну из существенных мер защиты;
- попадание в водозабор дождевой воды в чрезвычайном количестве;
- необычно высокая мутность (источника или очищаемой воды);
- необычный вкус, запах или вид воды;
- параметры бактериального загрязнения, включая необычно высокое значение показателя фекального загрязнения (в источнике или в очищаемой воде) или необычно высокая концентрация патогенов (в водоисточнике); и
- медико-санитарные показатели или вспышка болезни, подозреваемым переносчиком которой является вода.

Планы реагирования на инцидент могут предусматривать различные уровни готовности, от малозначительных ранних предупреждений, в отношении которых достаточно провести лишь дополнительное расследование, до чрезвычайных ситуаций. В случае чрезвычайных ситуаций может потребоваться участие организаций, не относящихся к структурам водоснабжения, в особенности медико-санитарных органов.

Планы реагирования на инцидент обычно предусматривают:

- порядок подчиненности и контактная информация по ключевым сотрудникам, нередко в отношении нескольких организаций и нескольких лиц;
- перечень измеримых показателей и предельных значений/условий, которые могут способствовать возникновению инцидента, а также шкалу уровней готовности;
- ясное изложение действий, необходимых в случае тревоги;
- местонахождение и название документа, содержащего типовой порядок действий (ТПД) и местонахождение необходимого оборудования;
- местонахождение аварийного оборудования;
- соответствующая логистическая и техническая информация; и
- контрольные списки и краткие инструкции-справочники.

Приступить к выполнению плана может потребоваться в кратчайшие сроки, поэтому необходимы находящиеся в состоянии готовности перечни, эффективные системы коммуникаций, степень подготовленности, соответствующая современным условиям, и документация.

Сотрудников необходимо обучать вопросам реагирования таким образом, чтобы они эффективно справлялись с инцидентами и/или чрезвычайными ситуациями. Планы реагирования на инциденты и чрезвычайные ситуации необходимо периодически пересматривать и необходимо практиковаться в их выполнении. Это повышает готовность и дает возможность повысить эффективность этих планов прежде, чем наступит чрезвычайная ситуация.

После того, как имел место какой-либо инцидент или чрезвычайная ситуация, необходимо предпринять расследование с участием всех причастных сотрудников. В ходе расследования должны быть рассмотрены такие факторы, как:

- Какова была причина проблемы?
- Каким образом проблема впервые была выявлена или распознана?
- Какие наиболее важные действия необходимо было предпринять?
- Какие возникли проблемы коммуникаций, и каким образом они решались?
- Каковы ближайшие и долговременные последствия?
- Насколько удовлетворительным оказался план реагирования на чрезвычайную ситуацию?

Необходимо также составить соответствующую документацию и отчеты в отношении инцидента или чрезвычайной ситуации. Организация должна научиться как можно большему по результатам инцидента или чрезвычайной ситуации с тем, чтобы повысить свою готовность и улучшить планирование в отношении будущих инцидентов. Разбор обстоятельств инцидента или чрезвычайной ситуации поможет изыскать необходимые корректирующие меры для существующих процедур.

Подготовка четких процедур, определение порядка подотчетности и оснащенность на случай взятия проб и хранения воды в случае инцидента может оказать ценную помощь в действиях, принимаемых при эпидемиологических или

иных расследованиях, поэтому подготовка проб и хранение воды в самой ранней стадии подозреваемого инцидента должны являться неотъемлемой частью плана.

4.4.1 Предсказуемые инциденты («отклонения»)

Многие инциденты (например, превышение критического предела) можно предвидеть, и в планах, предусматривающих порядок действий, можно определить вытекающие из этого мероприятия. К ним могут относиться, например, временная замена водопроводника (если это возможно), увеличение коагуляционной дозы, использование аварийной дезинфекции или увеличение концентрации дезинфектанта в системах распределения.

4.4.2 Непредвиденные события

Некоторые обстоятельства, при которых вода считается потенциально небезопасной, конкретно могут быть не предусмотрены в планах реагирования на инцидент. Это может происходить либо вследствие того, что обстоятельства являются непредвиденными, либо вследствие того, что они считались слишком маловероятными для того, чтобы оправдать подготовку подробных планов корректирующих действий. Для того, чтобы учитывать подобные события, необходимо разработать общий план реагирования на инциденты. Этот план будет необходим для изложения общих инструкций в отношении распознавания инцидентов и порядка действий, наряду с конкретными рекомендациями в отношении ответных мер, которые будут применяться в ходе инцидентов различных типов.

В общем плане реагирования на инциденты необходимо привести протокол оценки ситуации и объявления инцидента, в котором определяется порядок личной подотчетности и строгие критерии отбора. К критериям отбора относятся:

- время вступления в действие;
- население, затронутое инцидентом; и
- характер подозреваемой опасности.

Успех общих мер реагирования на инцидент зависит от опыта, суждения и навыков сотрудников, занимающихся эксплуатацией и управлением систем водоснабжения. Однако действия общего характера, которые присущи мерам реагирования на многие инциденты, могут быть введены составной частью в общие планы реагирования на инциденты. Например, в трубопроводных системах можно подготовить ТПД по экстренной промывке. Их пригодность можно проверить на тот случай, когда зараженная вода должна быть промыта из трубопроводной системы. Аналогичным образом можно подготовить, проверить и ввести в действие ТПД в отношении быстрой смены водохранилищ или перенаправления воды в обход. Разработка подобных «подсобных» вспомогательных материалов ограничивает вероятность ошибки и повышает оперативность ответных мер во время инцидентов.

4.4.3 Чрезвычайные ситуации

Структурам водоснабжения необходимо разработать планы, на случай чрезвычайной ситуации. Эти планы должны учитывать возможность природных бедствий (например, землетрясений, наводнений, повреждений электрооборудования молнией), аварий (например, попадание загрязняющих веществ в зону водораздела), ущерба очистительному оборудованию и системе распределения, а также действий людей (например, забастовки, саботаж). В планах на случай чрезвычайной ситуации должны быть ясно определены ответственность за предпринимаемые координационные меры, коммуникационный план по оповещению и информированию потребителей питьевой воды, а также планы обеспечения и распределения чрезвычайных запасов питьевой воды.

Эти планы должны разрабатываться в консультации с соответствующими регулирующими органами и другими ключевыми учреждениями, и они должны соответствовать национальным и местным мероприятиям реагирования на чрезвычайные ситуации. Ключевыми областями, которые должны быть учтены в планах реагирования на чрезвычайные ситуации, являются:

- меры реагирования, включая усиление контроля;
- ответственности и властные структуры в рамках организации и вне ее;
- планы обеспечения питьевой воды в чрезвычайных условиях;
- протоколы и стратегии внешних связей, включая процедуры уведомления (связи внутри организации, информирование регулирующих органов, средств массовой информации и общественности); и
- механизмы усиления медико-санитарного контроля.

Планы реагирования на чрезвычайные ситуации и непредвиденные события, чреватые опасностью бактериального или химического загрязнения, должны также предусматривать основные правила по использованию кипяченой воды и призывы воздерживаться от использования сырой воды. Цель инструкций сводится к защите общественных интересов, и их практическое выполнение обычно осуществляется органами здравоохранения. Решения о прекращении водоснабжения подразумевает обязательство предоставить альтернативный безопасный источник воды и может быть оправдано лишь в крайне редких случаях в силу неблагоприятных последствий, в особенности для здоровья, ограничения доступа к воде. Конкретные действия в случае отклонения от рекомендуемых параметров или чрезвычайных ситуаций обсуждаются в разделе 7.6 (бактериальные опасности) и в разделе 8.6 (химические опасности). «Учебные» чрезвычайные ситуации являются важной частью поддержания готовности к чрезвычайным ситуациям. Они помогают определить потенциальные действия, принимаемые в различных обстоятельствах в отношении каждого конкретного источника водоснабжения. Действия в случае чрезвычайных ситуаций далее рассматриваются в разделах 6.2, 7.6 и 8.6.

4.4.5 Подготовка плана оперативного контроля

Для оперативного и проверочного контроля должны быть разработаны и документированы программы, являющиеся частью ПБВ, в которых подробно излагаются стратегии и процедуры контроля различных аспектов системы водоснабжения. Планы оперативного контроля должны быть полностью документированы и включать в себя следующую информацию:

- параметры, подлежащие контролю;
- место и частота взятия проб или проведения оценки;
- методы и оборудование взятия проб или проведения оценки;
- графики взятия проб или проведения оценки;
- методы обеспечения качества и проверка результатов;
- требования перепроверки и истолкования результатов;
- распределение ответственностей и необходимые квалификационные качества сотрудников;
- требования о порядке документирования хранения и записей, включая порядок регистрации и хранения результатов контроля; и
- отчетность и оповещение о результатах.

4.4.6 **Вспомогательные программы**

Многие мероприятия играют важную роль в обеспечении безопасности питьевой воды, однако они прямым образом не отражаются на качестве питьевой воды и поэтому не относятся к контрольным мерам. Эти мероприятия именуются «вспомогательными программами». Они также должны быть документально отражены в ПБВ.

Действия, играющие важную роль в обеспечении безопасности питьевой воды, однако прямым образом не отражающиеся на качестве питьевой воды, именуются вспомогательными программами.

Вспомогательные программы могут предусматривать:

- контролирование доступа к установкам водоочистки, водозаборам и водохранилищам, и осуществление надлежащих мер безопасности для предупреждения возникновения опасностей от людей в тех случаях, когда они вступают в контакт с водоисточником;
- разработку проверочных протоколов использования химических веществ и материалов в водоснабжении. Например, использование тех поставщиков, которые участвуют в программах борьбы за качество;
- использование установленного оборудования в случае инцидентов, таких как прорывы трубопроводов (например, оборудование должно быть предназначено для использования в работе только с питьевой водой и не для работы со сточными водами); и
- программы подготовки и обучения для лиц, принимающих участие в действиях, которые могут повлиять на безопасность питьевой воды; обучение должно осуществляться как часть программ подготовки при поступлении на работу и должно часто проводиться повторно.

Вспомогательные программы состоят практически полностью из элементов, которые обычно уже действуют в процессе нормальной деятельности структур, обеспечивающих водоснабжение и водоочистку. В большинстве случаев осуществление вспомогательных программ предусматривает:

- сличение существующей практики эксплуатации и управления;
- первоначальное и, впоследствии, периодический пересмотр и обновление в целях непрерывного улучшения практики;
- пропаганду положительной практики в целях содействия ее применению; и
- контрольную проверку практики с тем, чтобы удостовериться, что она используется, включая принятие корректирующих мер в случае несоблюдения.

Кодексы положительной практики эксплуатации и управления и практики гигиеничной работы являются существенными элементами вспомогательных программ. Они нередко предусмотрены в ТПД. Они предусматривают нижеследующие положения, но не ограничиваются ими:

- гигиенические требования в работе, документированные в эксплуатационных ТПД;
- внимание к личной гигиене;
- обучение и компетентность персонала, занятого в службе водоснабжения;
- вспомогательные средства управления работой сотрудников, такие как системы обеспечения качества;

- обеспечение приверженности участников на всех уровнях делу снабжения безопасной питьевой водой;
- санитарное просвещение населения, деятельность которого может оказать влияние на качество питьевой воды;
- калибровка контрольного оборудования; и
- ведение отчетности.

Сопоставление одного комплекта вспомогательных программ с вспомогательными программами других структур водоснабжения посредством взаимного рецензирования, установления стандартов и обмена сотрудниками или документами может стимулировать идеи в отношении улучшения практики.

Вспомогательные программы могут быть обширными, разнообразными и предусматривать участие в них различных организаций и различных лиц. Многие вспомогательные программы предусматривают меры защиты водных ресурсов и обычно включают в себя аспекты контроля за землепользованием. Некоторые меры по защите водных ресурсов имеют инженерный характер, такие как процессы очистки стоков и практика регулирования дождевых стоков. Они могут использоваться в качестве контрольных мер.

4.5 Регулирование водоснабжения на общинном и домашнем уровнях

Коммунальные виды водоснабжения во всем мире чаще подвергаются заражению, чем крупные системы водоснабжения. Они могут иметь склонность к прерывистости (или работе с перебоями) и чаще выходить из строя или прекращать подачу воды.

Для обеспечения безопасной питьевой воды основное внимание в мелкомасштабных системах водоснабжения уделяется следующему:

- информированию населения;
- оценке системы водоснабжения с целью выяснить, способна ли она соответствовать поставленным целям, ориентированным на здоровье (см. раздел 4.1);
- контрольным мерам, определенным в процессе оперативного отслеживания и подготовке операторов, позволяющей держать под контролем все потенциальные опасности и удерживать факторы риска на допустимом уровне (см. раздел 4.2);
- оперативному контролю системы водоснабжения (см. раздел 4.2);
- систематическому применению процедур управления качеством воды (см. раздел 4.4.1), включая документирование и внешние связи (см. раздел 4.6);
- разработке надлежащих протоколов реагирования на инциденты (обычно предусматривающих действия по отдельным источникам водоснабжения, что достигается путем обучения операторов, а также при помощи мер со стороны местных или национальных органов власти) (см. разделы 4.4.2 и 4.4.3); и
- разработке мер по модернизации и улучшению существующих систем подачи воды (обычно определяемых на национальном или региональном уровне, а не на уровне индивидуального водоснабжения) (см. раздел 4.1.8).

В отношении точечных источников, находящихся в общинном или индивидуальном распоряжении, основное внимание следует уделять выбору имеющегося водоисточника наилучшего качества и поддержанию этого качества при

помощи множественных заслонов (обычно в самом источнике), а также мерам по обслуживанию источника. Каков бы ни был водоисточник (грунтовые воды, поверхностные воды или резервуары с дождевой водой), населенные пункты и отдельные хозяйства должны испытывать уверенность в том, что вода безопасна для питья. Обычно поверхностные воды и грунтовые воды неглубокого залегания, находящиеся под непосредственным влиянием поверхностных вод (к которым относятся неглубокие грунтовые воды с предпочтительным направлением движения) должны подвергаться очистке. Рекомендуемыми параметрами минимального надзора за коммунальным водоснабжением, являются те, которые наилучшим образом определяют гигиеническое состояние воды и таким образом риск болезней, переносимых водой. Основными параметрами качества воды являются *E.coli* – термотолерантные (фекальные) коли-подобные бактерии подходят в качестве замены – и остаточное содержание хлора (если используется хлорирование).

Эти параметры дополняются в необходимых случаях корректировкой рН (если используется хлорирование) и измерением мутности.

Эти параметры можно замерять на месте, используя сравнительно несложные приборы для тестирования. Тестирование на месте имеет важное значение при выявлении мутности и остаточного хлора, содержание которого быстро изменяется в ходе доставки и хранения воды. Оно также важно для других параметров, когда отсутствует возможность лабораторной проверки или когда обычные методы отбора проб и анализа теряют действенность по причине проблем транспортировки

Также следует замерять другие, связанные со здоровьем параметры, имеющие местное значение. Общий подход к борьбе против химического загрязнения излагается в главе 8.

4.6 Документация и внешние связи

Документация ПБВ должна включать в себя:

- описание и оценку системы водоснабжения (см. раздел 4.1), включая программы совершенствования и улучшения существующей системы доставки воды (см. раздел 4.1.8);
- план оперативного контроля и проверки системы водоснабжения (см. раздел 4.2);
- процедуры поддержания безопасности воды в ходе нормальной эксплуатации, инциденты (специфические и непредвиденные) и чрезвычайные ситуации (см. разделы 4.4.1, 4.4.2 и 4.4.3), включая планы внешних связей; и
- описание вспомогательных программ (см. раздел 4.4.6).

Письменный учет играет важное значение в проверке адекватности ПБВ, а также соответствия системы водоснабжения планам безопасности воды. Обычно различается пять видов документации:

- вспомогательная документация, используемая при разработке ПБВ и его проверке;
- регистрационные записи и результаты, полученные в ходе оперативного контроля и проверки;
- результаты расследования инцидентов;
- документация в отношении используемых методов и процедур; и
- письменный учет мероприятий по обучению сотрудников.

Проверяя учетные записи при оперативном контроле и проверке, оператор или руководитель может обнаружить ситуацию, когда процесс приближается к своему оперативному или критическому пределу. Изучение записей может способствовать выявлению тенденций и осуществлению оперативных корректировок. Рекомендуется периодически изучать отчетные материалы ПБВ с тем, чтобы тенденции принимались к сведению, и принимались решения, и затем осуществлялись соответствующие действия. Отчетные материалы также играют роль в тех случаях, когда надзор за работой системы осуществляется посредством аудита.

Стратегии в области внешних связей должны предусматривать:

- процедуры незамедлительного информирования о всяком значительном инциденте в системе водоснабжения, включая уведомления органа здравоохранения;
- обобщенную информацию, которая сообщается потребителям, например, посредством ежегодных отчетов и в Интернете; и
- создание механизмов рассмотрения жалоб населения и принятия в отношении их своевременных активных мер.

Право потребителей располагать медико-санитарной информацией в отношении воды, подводимой к ним для домашнего потребления, является фундаментальным. Однако часто имеют место такие условия, когда простое право доступа к информации не ведет автоматически к пониманию отдельными лицами вопросов качества воды, поступающей в их распоряжение. Более того, вероятность потребления небезопасной воды может оказаться сравнительно высокой. Поэтому тем органам, которые осуществляют наблюдательную функцию, необходимо разработать приемы распространения информации и разъяснения значения сведений, касающихся здоровья. Дополнительная информация в отношении внешних связей приведена в разделе 5.5.

Надзор

Надзор за водоснабжением представляет собой «непрерывную критическую медико-санитарную оценку и анализ безопасности и приемлемости водоснабжения» (ВОЗ, 1976 г.). Этот надзор содействует охране здоровья населения, стимулируя улучшение качества, количества, доступ, охват, финансовую доступность и непрерывность водоснабжения (эти факторы известны под названием показателей обслуживания). Надзор дополняет меры по контролю качества со стороны структур водоснабжения. Надзор за водоснабжением не снимает ответственность со структур водоснабжения обеспечить такое положение, чтобы водоснабжение было приемлемого качества и соответствовало заранее установленным целям, ориентированным на здоровье, и другим функциональным целям. Он также ее не подменяет.

Все слои населения получают питьевую воду тем или иным путем, по трубопроводам, очищенную или неочищенную, с использованием насосов и без них (подаваемую через домашнее подключение или при помощи водной колонки), доставляемой в автоцистерне или перевозимой тягловым скотом, или при помощи водозабора из подземных источников (родники и колодцы), или из поверхностных источников (озера, реки и ручьи). Для осуществляющего надзор органа необходимо представлять себе частоту использования различных типов водоснабжения, в особенности на первоначальном этапе планирования программы надзора. Мало пользы будет в простом надзоре за водоснабжением при помощи трубопровода, если трубопроводным водоснабжением пользуется лишь небольшая часть населения, или если по трубам подается лишь незначительная часть воды.

Знание этих вопросов само по себе к улучшениям не приводит. Только эффективное применение и использование информации, получаемой с помощью надзора, создается возможность рационального улучшения водоснабжения. Слово «рациональный» означает, что все имеющиеся ресурсы используются с максимальной пользой для общественного здравоохранения.

Надзор является важным элементом в разработке стратегии постепенного улучшения качества служб водоснабжения. Важное значение имеет разработка стратегии надзора, сопоставления, анализа и обобщения данных, а также отчетности и обнародования выявленных результатов, что должно сопровождаться рекомендациями по исправлению положения. Для обеспечения выполнения мер, направленных на исправление положения, необходим контроль исполнения.

Надзор охватывает не только те системы водоснабжения, которыми занимаются отдельные структуры, но также распространяется на те системы водоснабжения, которые регулируются на коммунальном уровне и предполагает обеспечение гигиенических условий при сборе и хранении используемой в домашних хозяйствах воды.

Помимо знаний, касающихся питьевой воды и ее качества, надзорный орган должен иметь или имеет опыт в правовой области (см. раздел 2.3.1). Надзор за водоснабжением также используется для того, чтобы обеспечить такое положение, когда любые происходящие нарушения были надлежащим образом расследуются и подвергаются урегулированию. Во многих случаях целесообразно использовать

надзор в качестве механизма взаимодействия между медико-санитарными учреждениями и структурами водоснабжения в целях улучшения водоснабжения, нежели прибегать к административному принуждению, в особенности в тех случаях, когда проблема наблюдается главным образом в системах водоснабжения, регулируемых на коммунальном уровне.

К органам, ответственным за осуществление надзора в области водоснабжения, могут относиться министерство здравоохранения или другое учреждение (см. раздел 1.2.1). Их задачи предусматривают четыре области деятельности:

- медико-санитарный надзор в отношении организованных систем водоснабжения;
- медико-санитарный надзор и информационная поддержка населения, не имеющего доступа к организованным системам водоснабжения, включая население на коммунальном уровне и на уровне отдельных домашних хозяйств;
- сведение воедино информации из различных источников с тем, чтобы содействовать пониманию общей ситуации в водоснабжении в стране или регионе в целом, что способствовало бы разработке последовательной политики и практики в интересах общественного здравоохранения; и
- участие в расследованиях, подготовке отчетности и в сборе данных в отношении вспышек болезней, переносимых водой.

Надзор за водоснабжением обычно включает в себя процессы утверждения планов безопасности воды. Этот процесс утверждения обычно предусматривает изучение результатов оценки системы водоснабжения, выявление надлежащих контрольных мер и определение вспомогательных программ, а также планов оперативного контроля и регулирования. Это утверждение способствует тому, чтобы планы безопасности воды предусматривали нормальные условия функционирования и предсказуемые инциденты (отклонения), а также особые планы действий на случай чрезвычайной ситуации или непредвиденного события.

Надзорное учреждение может поддержать или предпринять разработку планов безопасности воды для коммунальных систем водоснабжения и водохранилищ для домашних хозяйств. Подобные планы могут составляться в общем виде для отдельных технологических решений, а не конкретно для индивидуальных систем.

5.1 Типы подходов

Имеется два типа подходов к вопросам надзора за качеством питьевой воды: аудиторская проверка и проведение прямой ревизии. При осуществлении надзорной деятельности обычно используется сочетание этих двух подходов с учетом типа водоснабжения, и может использоваться метод попеременного контроля, в рамках которого системы водоснабжения рассматриваются одна за другой. Часто не представляется возможным осуществлять всеобъемлющий надзор за всеми видами водоснабжения на коммунальном и домашнем уровнях. В таких случаях необходимо проводить тщательно запланированные обследования, что поможет понять ситуацию на национальном или региональном уровнях.

5.1.1 Аудит

При аудиторском подходе к надзору, ревизионная работа, включая проверочные тестирования, проводится главным образом структурой водоснабжения при участии третьей стороны, проводящей аудит в целях проверки соблюдения установленных норм. Все чаще встречается такое положение, когда услуги аналитического характера предоставляются внешними лабораториями, имеющими аккредитацию. Некоторые административные структуры также экспериментируют с подобным порядком в отношении услуг, таких как санитарная инспекция, взятие проб и аудиторские обзоры.

Для аудиторского подхода необходимо наличие стабильного контингента, квалифицированных специалистов, а также возможностей в рамках надзорного учреждения с тем, чтобы:

- подвергать пересмотру и утверждать новые планы безопасности воды;
- проводить аудит или осуществлять надзор за аудитом по выполнению отдельных планов безопасности воды в порядке проведения своей обычной работы; и
- предпринимать необходимые действия, проводить расследования и консультировать при получении отчетов о существенных инцидентах.

Периодический аудит выполнения ПБВ необходим:

- по прошествии определенного периода времени (частота проведения обычных аудиторских проверок зависит от таких факторов, как численность населения, обслуживаемого водоснабжением, и характер и качество водоисточника/очистительных установок);
- после того, как отмечаются значительные изменения в водоисточнике, в системе распределения или хранения, или в процессе водоочистки; и
- после существенных инцидентов.

Обычно помимо пересмотра ПБВ периодический аудит предусматривает следующие элементы:

- изучение учетных данных с тем, чтобы установить, осуществлялось ли управление системой так, как это предусмотрено в ПБВ;
- обеспечение такого положения, когда оперативные контрольные параметры удерживаются в рамках оперативных пределов и когда это соответствие нормам сохраняется;
- обеспечение проведения контрольных проверок структурой водоснабжения (либо собственными силами, либо третьей стороной);
- оценка вспомогательных программ и стратегий, направленных на усовершенствование и обновление ПБВ; и
- при определенных обстоятельствах проведение санитарной инспекции, которая может касаться всей системы водоснабжения, включая источники, трансмиссионную инфраструктуру, очистительные установки, водохранилища и системы распределения.

В порядке реагирования на сообщения о значительных инцидентах необходимо, чтобы:

- инцидент был расследован незамедлительно и тщательным образом;

- причина инцидента была обнаружена и предприняты корректирующие действия;
- инцидент и корректирующие действия были документированы и направлены в виде отчета в надлежащие инстанции; и
- план безопасности воды был пересмотрен во избежание возникновения аналогичной ситуации в будущем.

В соответствии с принципом аудита структура, занимающаяся водоснабжением, обязана предоставить надзорному органу информацию, касающуюся работы системы относительно согласованных показателей. Кроме этого, аудиторам следует практиковать заранее объявляемые и необъявляемые посещения с целью изучения документации и письменных источников по оперативной работе для того, чтобы убедиться, что представленные данные достоверны. При подобном подходе вовсе не предполагается, что структуры водоснабжения могут сфальсифицировать письменные данные, однако является важным аргументом для потребителя в том, что имеет место подлинная, независимая проверка работы структуры водоснабжения. Орган надзора обычно сохраняет за собой определенное право на проведение ряда анализов качества питьевой воды с целью проверки работы или право обратиться к третьей стороне для проведения такого анализа.

5.1.2 Прямая проверка

Может оказаться целесообразным, чтобы орган надзора за водоснабжением провел независимое тестирование водоснабжения. При подобном подходе нередко предполагается, что учреждение имеет доступ к собственным аналитическим структурам, сотрудники которых имеют необходимую подготовку для того, чтобы провести отбор проб, их анализ и санитарную инспекцию.

Прямая проверка также предполагает, что надзорные органы способны произвести оценку результатов, подготовить отчетность и рекомендации в адрес структур водоснабжения и населения.

Программа надзора, использующая метод прямой проверки, обычно предусматривает:

- специфические методы в отношении крупного муниципального/ мелкого муниципального/ коммунального водоснабжения и водоснабжения индивидуальных хозяйств;
- санитарные инспекции, проводимые квалифицированными сотрудниками;
- отбор проб, проводимыми квалифицированными сотрудниками;
- тестирование с использованием необходимых методов, имеющих аккредитацию лабораториями, или с использованием утвержденных приборов для полевого тестирования, и проводимое квалифицированными сотрудниками; и
- процедуры по составлению отчетности о результатах и последующие действия, обеспечивающие принятие мер по этим результатам.

В отношении систем водоснабжения, регулируемых на коммунальном уровне, и в тех случаях, когда возможности проверки по отдельным домашним хозяйствам и с помощью третьей стороны ограничены, прямая проверка может использоваться как основная система надзора. Это также может касаться водоснабжения в небольших городах, осуществляемого мелкими операторами частного сектора или местными органами управления. Прямая проверка может помочь выявить необходимость

внести исправления или обновить планы безопасности воды и процедуры, которых необходимо придерживаться при внесении подобных изменений, должны быть ясным образом определены.

В тех случаях, когда прямая проверка проводится надзорным органом, она дополняет другие виды проверочного тестирования. Общие рекомендации в отношении проверочного тестирования, которые также имеют отношение к надзору посредством прямых проверок, приведены в разделе 4.3.

5.2 Методы работы в специфических условиях

5.2.1 Городские районы в развивающихся странах

Организация водоснабжения в городских районах развивающихся стран обычно имеет сложную структуру. Нередко имеется крупная система трубопроводного водоснабжения, к которой подключены домашние хозяйства и общественные места, а также имеется целый ряд альтернативных источников водоснабжения, включая точечные источники и воду, разносимую продавцами. В этой обстановке в программе надзора должны приниматься во внимание различные источники питьевой воды и возможности ухудшения ее качества во время сбора, хранения и использования. Кроме того, население будет представлять собой разнообразие с точки зрения социально-экономического положения и уязвимости к болезням, переносимым водой.

Во многих ситуациях необходимо провести зонирование городской территории по принципу уязвимости и по принципу организации водоснабжения. Система зонирования должна включать в себя все слои населения, проживающие в городском районе, включая незаконные и околгородские поселения, независимо от их правового статуса с той целью, чтобы направить ресурсы туда, где можно достичь наибольших улучшений (или преимуществ) в том, что касается здоровья населения. Это дает механизм, обеспечивающий включение в сферу надзора за деятельностью в водоснабжении нетрубопроводных источников питьевой воды.

Опыт также показал, что зонирование можно устанавливать при помощи качественных и количественных методов, и оно играет полезную роль в выявлении уязвимых групп и приоритетных слоев населения в тех областях, где необходимо достичь улучшений в водоснабжении.

5.2.2 Надзор за коммунальным водоснабжением

Мелкие, регулируемые на коммунальном уровне системы водоснабжения имеются в большинстве стран, и могут являться преобладающей формой водоснабжения для значительных слоев населения. Точное определение понятия «коммунальное водоснабжение» неоднозначно, однако административно-управленческие аспекты являются именно тем фактором, который выделяет коммунальное водоснабжение в особую категорию. В водоснабжении, регулируемом на коммунальном уровне, могут использоваться простые трубопроводные системы или ряд точечных источников, таких как скважины с ручными насосами, колодцы и обустроенные источники.

Контроль за безопасностью воды и осуществление программ надзора в отношении таких видов водоснабжения часто сталкивается со значительными трудностями. К таковым обычно относятся:

- ограниченные возможности и навыки местного населения в проведении контроля и проверки; при этом для органа надзора может усилиться необходимость оценить состояние водоснабжения, а для

- сотрудников надзора обучать местное население и оказывать ему поддержку; и
- очень большое число широко рассеянных источников водоснабжения, что существенно увеличивает общие расходы при проведении надзорной деятельности.

В дополнение к вышесказанному, нередко именно эти источники водоснабжения являют собой наибольшую проблему с точки зрения качества воды.

Опыт развивающихся и развитых стран показал, что надзор в отношении коммунального водоснабжения может быть эффективным, если его правильно спланировать и если его цели более направлены на осуществление поддерживающей роли в деле усиления коммунального управления и в деле оценки общих стратегий в их поддержку, нежели на принуждение к соблюдению установленных нормативов.

При надзоре за системами коммунального водоснабжения необходимо проводить систематические обследования, которые предусматривают все аспекты питьевого водоснабжения для населения в целом, включая санитарные инспекции (в том числе в отношении водозаборных зон), а также институциональные и коммунальные аспекты. В надзорной деятельности необходимо учитывать изменчивость качества водоисточника, эффективность процесса водоочистки и качества распределяемой или подвергающейся домашней обработке и хранимой в домашних условиях воды.

Опыт также показал, что задачи надзора могут предусматривать мероприятия по санитарному просвещению и укреплению здоровья в целях укрепления здорового образа жизни и правильных действий по отношению к водоснабжению и санитарии. Население можно привлекать к участию в санитарных инспекциях и в необходимых случаях проводить на местах проверку качества питьевой воды с использованием недорогих тестовых наборов для полевых условий и других возможностей тестирования.

При оценке общего направления работы основная задача должна состоять скорее в том, чтобы прийти к общим выводам в отношении улучшения безопасности воды для всех коммунальных источников водоснабжения, нежели уделять внимание вопросам контроля за работой отдельных источников водоснабжения.

Частые посещения каждого отдельного источника водоснабжения могут быть нецелесообразными в силу чрезвычайно большого числа таких источников и ограниченности ресурсов на подобные посещения. Вместе с тем, надзор за значительным числом источников коммунального водоснабжения может быть достигнут путем составления графика попеременных посещений. Обычно цель состоит в том, чтобы посещать каждый источник периодически (как минимум один раз в течение трех-пяти лет), используя либо чередующуюся произвольную выборку, либо выборочное обследование по группам при выборе конкретных источников водоснабжения, подлежащих посещению. Во время каждого посещения для подробного выявления заражения и его причин обычно производится санитарная инспекция и анализ качества воды.

Во время каждого посещения в некоторых домах можно провести тестирование хранимой там воды. Цель такого тестирования состоит в том, чтобы определить, происходит ли загрязнение главным образом в источнике или в домашних условиях. Это позволит выявить необходимость сосредоточить усилия либо на улучшении водоснабжения, либо на просветительных мероприятиях, посвященных правильной гигиенической практике, домашней обработке и безопасному хранению воды. Домашняя проверка может также использоваться для

оценки тех результатов, которые возымела какая-либо определенная программа санитарного просвещения.

5.2.3 Надзор в отношении систем домашней обработки и хранения воды

В тех случаях, когда вода подвергается действиям во время хранения в домашних условиях, в нее может быть внесено загрязнение, поэтому с точки зрения независимого надзора взятие пробы воды, хранящейся в домашних условиях, представляет интерес. Это часто проводится в рамках «обследования» и помогает понять масштабы и характер имеющихся проблем.

Поэтому рекомендуются находящиеся в ведении органов здравоохранения системы надзора в отношении тех систем питьевого водоснабжения, где используется домашняя обработка и домашнее хранение контейнеров с водой. Основным предметом внимания органов надзора в отношении действий, связанных с водой в домашних условиях, является оценка их приемлемости и результативности, которая достигается посредством выборочных обследований, что позволяет оценить развитие общей стратегии и ее совершенствование, а также получить необходимую информацию.

5.3 Адекватность водоснабжения

Поскольку надзорный орган в области питьевого водоснабжения руководствуется интересами охраны здоровья населения в целом, его заинтересованность касается не только качества воды, но и всех аспектов адекватности питьевого водоснабжения с точки зрения защиты здоровья населения.

При проведении оценки адекватности питьевого водоснабжения, следующие основные служебные параметры питьевого водоснабжения обычно принимаются во внимание:

- *Качество*: располагает ли источник водоснабжения утвержденным планом безопасности воды (см. Главу 4), который был проверен и который является предметом периодического аудита, цель которого в том, чтобы выявить соответствия нормативам (см. Главу 3);
- *Количество (уровень водоснабжения)*: доля населения, пользующегося водой на различных уровнях питьевого водоснабжения (например, доступ отсутствует, доступ, удовлетворяющий основные нужды, промежуточный доступ и оптимальный доступ);
- *Доступность*: процент населения, имеющего приемлемый доступ к питьевому водоснабжению улучшенного качества;
- *Финансовая доступность*: тарифы, выплачиваемые теми, кто потребляет воду в домашних условиях; и
- *Непрерывность*: процент времени, в течение которого питьевая вода имеется в наличии (ежедневно, еженедельно и сезонно).

5.3.1 Количество (уровень водоснабжения)

Количество воды, собираемой и используемой домашними хозяйствами, оказывает важное влияние на здоровье. Организм человека испытывает жизненно важную потребность в воде для поддержания необходимого содержания воды в тканях организма. Кроме того, человеку вода требуется для приготовления пищи. Помимо этого, вода необходима для гигиенических целей, что также имеет значение для здоровья.

Оценки количества воды, необходимой для поддержания жизнедеятельности, весьма различны. Исходя из рекомендаций ВОЗ, предполагается, что ежедневное потребление питьевой воды на человека составляет приблизительно 2 литра на одного взрослого человека, хотя фактическое потребление может быть различным в зависимости от климата, уровня активности и питания. Исходя из имеющихся на настоящий момент данных, минимальное количество 7,5 л воды на человека в день является достаточным количеством для поддержания необходимого количества воды в тканях организма и использования ее в пище для большинства людей и для большинства случаев. Помимо этого, определенное количество воды необходимо при приготовлении пищи, при стирке и для личной и домашней гигиены, что также имеет значение для здоровья. Вода также играет роль в экономической деятельности и в бытовом обустройстве.

Количество воды, собираемой и используемой в домашних хозяйствах, зависит главным образом от расстояния до вод источника или общего времени, затрачиваемого на водосбор. Эти факторы в целом отражают уровень водоснабжения. Как показано в таблице 5.1, можно выделить четыре уровня водоснабжения.

Уровень водоснабжения является удобным и легко измеряемым показателем, эффективно отражающим количество воды, собираемой домашними хозяйствами. В надзорной деятельности уровень водоснабжения является предпочитаемым показателем. Имеющиеся данные указывают на то, что благоприятные для здоровья результаты достигаются при улучшении уровня водоснабжения по двум основным направлениям: самообеспечения водой в пределах 1 км или в пределах 30 мин общего времени водосбора, а также когда точка водосбора находится вблизи жилья. Дополнительные благоприятные для здоровья факторы имеют место в тех случаях, когда водоснабжение осуществляется через водоразборные краны, что увеличивает доступность воды на различные гигиенические цели. Объем водосбора может также зависеть от надежности водоснабжения и стоимости воды. Поэтому сбор данных по этим показателям имеет важное значение.

Таблица 5.1 Уровень водоснабжения и количество собираемой воды

Уровень водоснабжения	Расстояние/ время	Вероятные объемы воды, поступающие в распоряжение	Медико-санитарный риск, связанный с неудовлетворительной гигиеной	Приоритетность и необходимые меры
Доступ отсутствует	В пределах 1 км/ более 30 мин туда и обратно	Крайне низкий объем – 5 л на чел. в день	Весьма высокий Гигиенические правила не соблюдаются Номинальное потребление воды поставлено под угрозу	Весьма высокая Обеспечение номинального уровня водоснабжения Санпросвещение
Доступ номинальный	В пределах 1 км/ в пределах 30 мин туда и обратно	В среднем приблизительно 20 л на чел. в день	Высокий Гигиенические правила могут не соблюдаться Стирка производится вне жилья	Высокая Санпросвещение Обеспечение улучшенного уровня водоснабжения
Доступ промежуточный	Водоснабжение на месте через по крайней мере один водоразборный	В среднем приблизительно 50 л на чел. в день	Низкий Гигиенические правила должны соблюдаться Стирка может	Низкая Меры по укреплению гигиены еще приносят

	кран (вблизи жилья)		происходить в пределах хозяйства	результаты Меры содействия оптимальному доступу
Доступ оптимальный	Водоснабжение через водоразборные краны в доме	В среднем 100-200 л на чел. в день	Весьма низкий Обязательно соблюдение гигиенических правил Стирка производится в пределах хозяйства	Весьма низкая Санитарное просвещение продолжает приносить результаты

Источник: Howard & Bartram (2003 г.)

5.3.2 Доступность

С точки зрения здравоохранения процент населения, надежно обеспеченного безопасной питьевой водой, является единственным наиболее важным показателем успешности программы питьевого водоснабжения в целом.

Имеется ряд определений доступа (или охвата), многие из которых включают в себя соображения безопасности или адекватности. Предпочтительней определение, используемое ВОЗ и ЮНИСЕФ в «Объединенной программе по мониторингу», которое определяет «приемлемый доступ» к обустроенным водоисточникам как «наличие по крайней мере 20 литров на человека в день доступных в радиусе одного километра от жилья водопотребителя». Усовершенствованные и неусовершенствованные технологии водоснабжения в совместной программе по мониторингу ВОЗ/ЮНИСЕФ определены как обеспечивающие «приемлемый доступ» согласно нижеследующему:

- **Усовершенствованные технологии водоснабжения**
 - Домашнее подключение
 - Общественный водозабор
 - Скважина
 - Обустроенный колодец
 - Обустроенный родник
 - Сбор дождевой воды
- **Неусовершенствованные технологии водоснабжения:**
 - Необустроенный колодец
 - Необустроенный родник
 - Вода, доставляемая продавцами
 - Вода в бутылках
 - Вода, доставляемая в автоцистернах.

5.3.3 Финансовая доступность

Финансовая доступность воды оказывает значительное влияние на использование воды и выбор водоисточника. Хозяйства на низшем уровне доступа к безопасному водоснабжению нередко платят больше за воду, чем хозяйства, подключенные к водопроводу. Высокая стоимость воды может вынудить хозяйства прибегнуть к использованию альтернативных источников воды худшего качества, что создает большой риск для здоровья. Кроме того, высокая стоимость воды вынуждает уменьшать количество воды, используемой в хозяйствах, что в свою очередь отражается на гигиенической практике и увеличивает риск распространения болезней.

При оценке финансовой доступности важное значение имеет сбор данных о ценах в месте приобретения воды. В тех случаях, когда хозяйства имеют подсоединение к системе питьевого водоснабжения, необходимо учитывать тарифы. Если воду покупают в общественных водозаборных точках или у соседей, то цена в точке покупки может значительно отличаться от тарифов, практикуемых операторами питьевого водоснабжения. За воду из многих альтернативных источников (в частности, от продавцов) также необходимо платить, и эти расходы необходимо учитывать при оценке финансовой доступности. В дополнение к текущим расходам при оценке финансовой доступности необходимо также учитывать расходы по первоначальному подключению.

5.3.4 Непрерывность

Перебои в питьевом водоснабжении, связанные либо с перебоями в источнике либо с техническими проблемами, являются основным детерминантом доступа к питьевой воде и ее количеству. При анализе данных в отношении непрерывности в водоснабжении необходимо учитывать несколько компонентов. Непрерывность можно классифицировать следующим образом:

- круглогодичное водоснабжение из надежного источника, без перебоев, из водоразборного крана или из источника;
- круглогодичное водоснабжение с частыми (ежедневными или еженедельными) перерывами, наиболее общими причинами которых являются:
 - ограничения по режиму работы насосов в водонасосных системах, которые могут быть запланированными или могут быть связаны с отключением напряжения, или спорадическими поломками;
 - пиковый спрос, превышающий дебит трубопроводов или емкость водохранилища;
 - чрезмерные утечки в системах распределения;
 - чрезвычайный спрос в точечных источниках, находящихся в коммунальном ведении.
- сезонные изменения в водоснабжении, являющиеся результатом колебаний дебита воды в источнике, которые обычно происходят по трем причинам:
 - естественные колебания объема воды в источнике в течение года;
 - ограничения объема в результате отбора воды на другие цели, как например, орошение;
 - периоды повышенной мутности, когда вода из источника не поддается очистке; и
- частые и сезонные перерывы, происходящие по разным причинам.

Данная классификация отражает широкие категории непрерывности, которые могут различным образом влиять на использование воды в гигиенических целях. Ежедневные или еженедельные перерывы приводят к тому, что в трубах создается пониженное давление, и вследствие этого возникает риск заноса загрязнений в трубопровод. К другим последствиям относится снижение доступности и объема потребляемой воды, что отрицательно сказывается на гигиене. Может возникнуть необходимость хранить воду в домашних условиях, а это может привести к увеличению риска загрязнения в ходе этого хранения и связанного с ним обращения с водой. Сезонные перерывы нередко вынуждают водопотребителей пользоваться водой из источников худшего качества и более удаленных. Вследствие этого в дополнение к очевидному снижению качества и количества воды расходуется время на ее приобретение.

5.4 Планирование и выполнение плана

Для того, чтобы надзор в области питьевого водоснабжения привел к улучшениям в питьевом водоснабжении, важно чтобы механизмы стимулирования улучшений нашли признание и применение.

То, чему нужно уделять основное внимание в деле улучшения питьевого водоснабжения (будь то инвестиционные приоритеты на региональном или национальном уровнях, разработка программ санитарного просвещения или содействие соблюдению установленных нормативов), зависит от характера различных видов питьевого водоснабжения, а также типов выявленных проблем. Контрольный список механизмов, содействующих улучшению питьевого водоснабжения, который опирается на результаты надзора, приводится ниже:

- **Установление национальных приоритетов** – После того, как выявлены наиболее общие проблемы и недостатки систем питьевого водоснабжения, можно сформулировать национальные стратегии мер улучшения и корректировки; они могут включать в себя изменения в характере обучения (управляющих, администраторов, инженеров или сотрудников на местах), программы поочередного обновления оборудования или внесения улучшений или изменений в финансовой политике с целью учета особых нужд.
- **Установление региональных приоритетов** – Региональные отделы органов водоснабжения могут сами принять решение в отношении того, в каких микрорайонах работать и какие корректирующие усилия являются приоритетными; при установлении приоритетов необходимо принимать во внимание медико-санитарные критерии.
- **Организация программ санитарного просвещения** – Не все проблемы, обнаруживаемые при помощи надзора, являются техническими по своему характеру и не все из них под силу органам водоснабжения; надзор занимается также проблемами, связанными с водоснабжением на коммунальном и домашнем уровне, со сбором воды и ее транспортировкой, а также с водоочисткой и хранением в домашних условиях. Решение многих из этих проблем, вероятно, потребует работы в области санитарного просвещения и пропаганды.
- **Проведение аудита ПБВ и модернизации** – Данные, полученные при помощи надзора могут использоваться при проведении аудита ПБВ и для оценки, соответствуют ли они нормативам. Системы водоснабжения и относящиеся к ним ПБВ должны модернизироваться, если обнаруживается, что они страдают недостатками, хотя необходимо учитывать выполнимость, и модернизация должна проводиться путем последовательного совершенствования.
- **Участие населения в эксплуатации и обслуживании** - Полномочные органы должны оказывать поддержку населению на местах в прохождении обучения с тем, чтобы они имели возможность самостоятельно заниматься эксплуатацией и обслуживанием коммунального водоснабжения.
- **Создание возможностей для повышения осведомленности населения и каналов его информирования** – Распространение информации, касающейся медико-санитарных аспектов питьевого водоснабжения, качества воды и работы структур водоснабжения, может побудить структуры водоснабжения придерживаться положительной практики, поможет мобилизовать общественное мнение и реакцию населения, а также сузить необходимость

принуждающего регламентирования, которое должно являться последним средством.

Для того, чтобы наилучшим образом использовать ограниченные ресурсы в тех условиях, где надзор еще не производится, целесообразно приступить к выполнению базисной программы, развивающейся в плановом порядке. Действия, предпринимаемые на первоначальных этапах, должны предоставить достаточно ценных данных, свидетельствующих о полезности надзора. Вслед за этим цель должна быть в том, чтобы двигаться в направлении усовершенствованного надзора по мере того, как это будут позволять ресурсы и условия.

Действия, предпринимаемые обычно на первоначальном, промежуточном и усовершенствованном этапах организации надзора за питьевым водоснабжением, кратко приведены ниже:

- **Первоначальный этап:**
 - Установить требования для институциональных структур.
 - Провести обучение сотрудников, принимающих участие в программе.
 - Определить роль участников, например, обеспечение качества/контроля качества со стороны органа водоснабжения, надзор со стороны медико-санитарного органа.
 - Разработать методологии, соответствующие данной области.
 - Приступить к рутинному надзору в приоритетных областях (включая составление перечня проблем).
 - Ограничить проверки основными параметрами и известными компонентами, являющимися проблемными.
 - Организовать отчетность, порядок хранения документов и систем внешних сношений.
 - Проводить пропаганду усовершенствований, соответствующих выявленным приоритетным вопросам.
 - Организовать информирование местных структур водоснабжения, населения, средств массовой информации и региональных структур управления.
 - Установить контакт с населением; определить роль населения в надзоре и средства, содействующие участию населения.
- **Промежуточный этап:**
 - Подготовить сотрудников, участвующих в программе.
 - Организовывать и расширять систематический рутинный надзор.
 - Расширить доступ к аналитическим структурам (часто на базе региональных лабораторий; национальные лаборатории в основном наделяются ответственностью за контроль качества проводимых анализов и подготовку сотрудников региональных лабораторий).
 - Провести обследование химических загрязнителей с привлечением широкого разнообразия аналитических методов.
 - Произвести оценку всех методологий (отбор проб, анализ и т.п.).
 - Использовать необходимые стандартные методы (например, аналитические методы, процедуры работы на местах).
 - Создать возможности для статистического анализа данных.
 - Создать национальную базу данных.
 - Выявить общие проблемы, содействовать мероприятиям по их решению на региональном и национальном уровнях.

- Дополнить отчетность истолкованием ее значения для общенационального уровня.
- Составить проект или обеспечить пересмотр ориентированных на здоровье целей, в которые входили бы составной частью схемы обеспечения безопасной питьевой воды.
- Использовать правовое принуждение в необходимых случаях.
- Привлекать в обычном порядке население к осуществлению надзора.
- **Усовершенствованный этап:**
 - Проводить обучение сотрудников, участвующих в программе.
 - Организовать рутинное тестирование всех медико-санитарных параметров и параметров приемлемости с установленной частотой.
 - Использовать всю сеть национальных, региональных и местных лабораторий (включая аналитический контроль качества).
 - Использовать национальную схему обеспечения безопасности питьевой воды.
 - Улучшать службы водоснабжения, исходя из национальных и местных приоритетов на основе санитарного просвещения и обеспечения соблюдения нормативов.
 - Создать архивные региональные базы данных, совместимые с национальной базой данных.
 - Распространять информацию на всех уровнях (местном, региональном и национальном).
 - Привлекать в обычном порядке население к осуществлению надзора.

5.5 Отчетность и внешние связи

Существенным элементом успешной программы надзора является доведение его результатов до участвующих сторон. Создание необходимых систем отчетности в адрес всех соответствующих органов имеет важное значение. Правильная отчетность и обратная связь помогут в разработке эффективных корректирующих мер. Возможность в рамках программы надзора выявлять и пропагандировать мероприятия по улучшению водоснабжения в значительной степени зависит от способности анализировать и представлять информацию понятным образом перед различными целевыми аудиториями. К целевым аудиториям для информации надзора обычно относятся:

- руководители здравоохранения на местном, региональном и национальном уровнях;
- структуры водоснабжения;
- местная администрация;
- население и водопользователи; и
- местные, региональные и национальные органы, ответственные за планирование развития и инвестиции.

5.5.1 Взаимодействие с населением и водопотребителями

Участие населения является желательным компонентом надзора, в особенности в отношении коммунальных и домашних систем питьевого водоснабжения. Поскольку от улучшения питьевого водоснабжения в первую очередь выигрывает население, оно имеет право участвовать в принятии решений. Население представляет собой ресурс, который можно использовать для приобретения знаний и опыта местного характера. Население первым замечает проблемы в питьевом водоснабжении, и

поэтому может указать, когда именно необходимы корректирующие меры. К мерам взаимодействия с населением относятся:

- краткая информация для потребителей (например, годовые отчеты или сообщения в Интернете); и
- создание потребительских ассоциаций на местном, региональном и национальном уровнях и привлечение их к работе.

Право потребителей на информацию в отношении воды, потребляемой ими дома, является фундаментальным.

Однако во многих случаях простое право доступа к информации не создаст понимания отдельными лицами вопросов качества или безопасности, потребляемой ими воды. Учреждения, занимающиеся вопросами надзора, должны разработать приемы распространения информации о полученных результатах и разъяснения значения этих результатов.

Надзорное учреждение может оказаться не в состоянии предоставить информацию непосредственно населению в целом. Поэтому может быть целесообразно использовать коммунальные организации, если таковые существуют, в качестве эффективного канала передачи отчетной информации для пользователей. Некоторые местные организации (например, местные советы и организации на коммунальной основе, например, женские группы, религиозные группы и школы) проводят регулярные встречи с обслуживаемым ими населением и поэтому могут являться механизмом передачи важной информации значительному числу людей, проживающих в данной местности. Кроме того, при помощи местных организаций, нередко оказывается легче инициировать процесс обсуждения и принятия решений в рамках данного района проживания по вопросам качества воды. Наиболее важные элементы в работе с местными организациями состоят в том, чтобы они имели доступ ко всей совокупности населения, проживающего в данной местности, и могли инициировать обсуждение результатов надзора.

5.5.2 Региональное использование данных

Методы выбора региональных приоритетов обычно имеют среднесрочный характер, и для них требуются специфические данные. В то время, как обработка информации на национальном уровне направлена на то, чтобы обозначить общие или часто возникающие проблемы, цель на региональном уровне состоит в том, чтобы определить степень приоритетности отдельных мероприятий. Поэтому важно разработать относительную меру медико-санитарного риска. Несмотря на то, что эта информация не может использоваться сама по себе для определения того, какой системе необходимо незамедлительно уделить внимание (для чего также потребуются анализ экономических, социальных, экологических и культурных факторов), она является чрезвычайно важным инструментом для определения региональных приоритетов. Обеспечение того, чтобы корректирующие действия проводились ежегодно в отношении заранее определенной части системы, представляющей значительный риск, должно быть общепризнанной целью.

На региональном уровне также важно отслеживать улучшение (или ухудшение) питьевого водоснабжения на индивидуальном уровне и водоснабжения в целом. В этом контексте простые показатели, такие как средний балл санитарного инспектирования всех систем, процент систем с данной степенью фекального загрязнения, численность населения с различными уровнями водоснабжения и средняя стоимость домашнего водопотребления, должны рассчитываться ежегодно, и изменения отслеживаться.

Во многих развивающихся и развитых странах значительная часть небольших коммунальных систем питьевого водоснабжения не отвечает требованиям безопасности воды. В этих обстоятельствах важно, чтобы были согласованы и осуществлялись реалистические цели постепенного улучшения. Целесообразно классифицировать результаты по качеству воды в выражениях общей шкалы безопасности воды, увязанной с приоритетными направлениями действий, как это показано в таблице 5.2.

Квалификационная шкала может оказаться особенно полезной в условиях коммунального водоснабжения, где вода проверяется не часто, и полагаться только на аналитические результаты особенно нецелесообразно. Подобные шкалы обычно учитывают как результаты анализов, так и результаты санитарных инспекций по всей схеме, как это показано на рисунке 5.1.

Комбинированный анализ данных санитарных инспекций и проверки качества воды можно использовать для выявления наиболее важных причин загрязнения и определения контрольных мер. Это имеет важное значение для подкрепления эффективного и рационального принятия решений. Например, важно знать, влияет ли на загрязнение питьевой воды санитарное состояние в пределах установки водоснабжения или вне ее, поскольку необходимые корректирующие действия, направленные на ликвидацию источника загрязнения, будут весьма различны. Подобный анализ может также помочь выявить другие факторы, связанные с загрязнением, такие как например, сильный дождь. Поскольку данные будут непараметрическими, то к подходящим методом анализа относятся методы хи-квадрат, вероятности успешного исхода и модели логистической регрессии.

Таблица 5.2 Категоризация систем питьевого водоснабжения по показателям соблюдения эксплуатационных требований и задач безопасности (см. также таблицу 7.7)

Качество системы водоснабжения	Доля (%) проб с отрицательным результатом по E.coli		
	Численность населения:		
	<5 000	5 000 - 100 000	>100 000
Прекрасное	90	95	99
Хорошее	80	90	95
Удовлетворительное	70	85	90
Плохое	60	80	85

Рисунок 5.1 Пример оценки приоритетности корректирующих действий в отношении коммунального питьевого водоснабжения на основе системы классификации бактериального качества и балльных оценок санитарной инспекции

		Балл риска согласно санитарной инспекции									
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Классификация по E.coli *	E										
	D										
	C										
	B										
	A										
		Никаких действий	Риск незначителен: приоритетность незначительна			Промежуточный - высокий риск: высокая приоритетность			Весьма высокий риск: неотложные меры		

* На основе частоты положительного результата по E.coli в питьевой воде и/или концентраций E.coli в питьевой воде

Классификация	Описание
A	Всецело удовлетворительный, чрезвычайно низкий уровень риска
B	Удовлетворительный, весьма низкий уровень риска
C	Предельно удовлетворительный, низкий уровень бактериального риска на выходе воды из очистительной установки, однако вода может быть неудовлетворительной по химическим показателям
D	Неудовлетворительный уровень риска
E	Неприемлемый уровень риска

Источник: Lloyd & Bartram (1991г.)

6

Application of the Guidelines in specific circumstances

These Guidelines provide a generally applicable approach to drinking-water safety. In chapters 2–5, approaches and, where appropriate, aspects of their application to drinking-water supply through piped distribution and through community supplies are described. In applying the Guidelines in specific circumstances, additional factors may be important. This chapter describes the application of the Guidelines in some commonly encountered specific circumstances and issues that should be taken into account in each.

6.1 Large buildings

Responsibility for many actions essential to the control of drinking-water quality in large buildings may be outside the responsibility of the drinking-water supplier. Significant contamination can occur because of factors within the built environment, and specific requirements in the large building environment (including hospitals and health care facilities) are distinct from those in the domestic environment.

General drinking-water safety is assured by maintenance protocols, regular cleaning, temperature management and maintenance of a disinfectant residual. For these reasons, authorities responsible for building safety should be responsible for developing and implementing WSPs. Regulatory or other appropriate authorities may provide guidance on the development and application of WSPs for large building drinking-water systems, which should be implemented by managers.

WSPs for large buildings may usefully address not only drinking-water systems but also other water systems, such as cooling towers and evaporative condensers of air conditioning devices.

The regulator can specify compliance requirements for buildings in general or for individual buildings. Compliance may require that maintenance and monitoring programmes be carried out through a building-specific WSP. It may be appropriate to display maintenance and monitoring programmes and certification of compliance at a conspicuous location within the building. Compliance could be verified and certified by an independent auditor.

6.1.1 Health risk assessment

The principal hazards that may accrue in the drinking-water systems of large buildings are ingress of microbial contamination (which may affect only the building or also the wider supply), proliferation and dispersal of bacteria growing on water contact surfaces (especially *Legionella*) and addition of chemical substances from piping, jointing and plumbing materials.

Faecal contamination may occur through cross-connection and backflow and from buried/immersed tanks and pipes, especially if not maintained with positive internal water pressure.

Legionella bacteria are the cause of legionellosis, including legionnaires' disease. They are ubiquitous in the environment and can proliferate at temperatures experienced at times in piped distribution systems. The route of infection is by inhalation of droplets or aerosols; however, exposure from piped water systems is preventable through the implementation of basic water quality management measures, including maintaining water temperature outside the range at which *Legionella* proliferates (25–50 °C) and maintaining disinfectant residuals throughout the piped distribution system.

Devices such as cooling towers and hot or warm water systems, if not appropriately maintained, can provide suitable conditions for the survival and growth of *Legionella*. In large buildings, there is increased potential for growth of *Legionella* in long water distribution systems, and maintenance of these systems needs particular attention. In addition to supporting the growth of *Legionella*, devices such as cooling towers and hot or warm water systems can disseminate contaminated water in aerosols.

For further information on *Legionella* in drinking-water, see section 11.1.9 and the supporting document *Legionella and the Prevention of Legionellosis* (see section 1.3).

Hospitals, nursing care homes, other health care facilities, schools, hotels and some other large buildings are high-risk environments, because of both the complex nature of their drinking-water systems and the sensitivities of their occupants. Requirements similar to those outlined above for other large buildings apply, but heightened vigilance in control measure monitoring and verification is generally justified.

6.1.2 System assessment

Because WSPs for large buildings are limited to the building environment and since dose–response is not easily described for bacteria arising from growth, adequate control measures are defined in terms of practices that have been shown to be effective.

In undertaking an assessment of the building's distribution system, a range of specific issues must be taken into consideration. These factors relate to ingress and proliferation of contaminants and include:

- pressure of water within the system;
- intermittent supplies;

6. APPLICATION OF THE GUIDELINES IN SPECIFIC CIRCUMSTANCES

- temperature of water;
- cross-connections, especially in mixed systems;
- backflow prevention; and
- system design to minimize dead/blind ends (i.e., a length of pipe, closed at one end, through which no water passes) and other areas of potential stagnation.

6.1.3 Management

The aim of a distribution system within a large building is to supply safe drinking-water at adequate pressure and flow. Pressure is influenced by the action of friction at the pipe wall, flow rate and pipe length, gradient and diameter. For the purposes of maintaining drinking-water quality, it is important to minimize transit times and avoid low flows and pressures. Pressure at any point in the system should be maintained within a range whereby the maximum pressure avoids pipe bursts and the minimum pressure ensures that water is supplied at adequate flow rates for all expected demands. In some buildings, this may require pressure boosting in the network.

Where piped water is stored in tanks to reduce the effect of intermittent supplies, and particularly where water is supplied directly to equipment, the potential for backflow of water into the mains network exists. This may be driven by high pressures generated in equipment connected to mains water supplies or by low pressures in the mains. Water quality in intermittent systems may deteriorate on recharging, where surges may lead to leakage and dislodgement of biofilm and acceptability problems.

A backflow event will be a sanitary problem if there is cross-connection between the potable supply and a source of contamination. Positive pressure should be maintained throughout the piped distribution system. Effective maintenance procedures should be implemented to prevent backflow. In situations where backflow is of particular concern, backflow prevention devices may be used in addition to the primary objective of reducing or eliminating backflow. Situations presenting a potentially high public health risk (e.g., dental chairs, laboratories) should receive special attention.

Significant points of risk exist in areas where pipes carrying drinking-water pass through drains or other places where stagnant water pools. The risk associated with ingress of contamination in these situations may be controlled by reducing the formation of such stagnant pools and by routing pipework to avoid such areas. The design and management of piped water systems in buildings must also take into account the impact of slow flows and dead ends.

Wherever possible, drinking-water taps should be situated in areas where the pipes are well flushed to minimize leaching from pipes, materials and plumbing fittings.

6.1.4 Monitoring

Monitoring of control measures includes:

- temperature, including frequent (e.g., weekly) monitoring of remote areas;
- disinfectants and pH, when employed (e.g., weekly to monthly); and
- microbial quality of water, particularly following system maintenance or repairs.

Daily monitoring may be necessary in the presence of suspected water-related cases of illness.

Monitoring of drinking-water quality is required to be more frequent when the building is new or recently commissioned or following maintenance of the system. When the building's drinking-water system has not stabilized, monitoring should be more frequent until the water quality has stabilized.

6.1.5 Independent surveillance and supporting programmes

Independent surveillance is a desirable element in ensuring continued water safety within a large building and should be undertaken by the relevant health agency or other independent authority.

In order to ensure safety of drinking-water within buildings, supportive activities of national regulatory agencies include the following:

- specific attention to application of codes of good practice (e.g., at commissioning and in contracting construction and rehabilitation);
- suitable training for engineers and plumbers;
- regulation of the plumbing community;
- effective certification of materials and devices in the marketplace; and
- inclusion of WSPs as an essential component of building safety provision.

A WSP would normally document its use of and reliance on such measures – for instance, in using only approved professionals to conduct maintenance and in insisting on their use of certified materials.

6.1.6 Drinking-water quality in health care facilities

Health care facilities include hospitals, health centres and hospices, residential care, dental offices and dialysis units. Drinking-water should be suitable for human consumption and for all usual domestic purposes, including personal hygiene. However, it may not be suitable for all uses or for some patients within health care facilities, and further processing or treatment or other safeguards may be required.

Drinking-water can contain a range of microorganisms, including *Pseudomonas aeruginosa*, non-tuberculous *Mycobacterium* spp., *Acinetobacter* spp., *Aeromonas* spp. and *Aspergillus*. There is no evidence that these microorganisms represent a health concern through water consumption by the general population, including most patients in health care facilities. However, additional processing may be required to ensure safety for consumption by severely immunosuppressed persons, such as those with neutrophil counts below 500 per μl (see the supporting document *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*; section 1.3).

6. APPLICATION OF THE GUIDELINES IN SPECIFIC CIRCUMSTANCES

Microorganisms in drinking-water also have the potential to cause infections if drinking-water is used to wash burns or to wash medical devices such as endoscopes and catheters. Water used for such purposes needs to be of a higher quality than described in these Guidelines and may require additional processing, such as micro-filtration or sterilization, depending on use.

Health care facilities may include environments that support the proliferation and dissemination of *Legionella* (see section 11.1.9 and the supporting document *Legionella and the Prevention of Legionellosis*; section 1.3).

Renal dialysis requires large volumes of water that exceed the chemical and microbial quality requirements for drinking-water. Water used for dialysis requires special processing to minimize the presence of microorganisms, endotoxins, toxins and chemical contaminants. The vulnerability of renal dialysis patients was demonstrated in 1996 by the death of 50 such patients after exposure to water contaminated by high levels of microcystin (Jochimsen et al., 1998; Pouria et al., 1998). Dialysis patients are also sensitive to chloramines, and this needs to be considered when chloramination is used to disinfect drinking-water supplies, particularly in areas where there are home dialysis patients.

All health care facilities should have specific WSPs as part of their infection control programme. These plans should address issues such as water quality and treatment requirements, cleaning of specialized equipment and control of microbial growth in water systems and ancillary equipment.

6.1.7 Drinking-water quality in schools and day care centres

A long-term approach to improving hygiene in the community includes working with children in schools. This enables the concept of good hygiene, of which drinking-water safety is a part, to become part of a general understanding of health and the influence of the environment. Schoolchildren can relay hygiene concepts to family and households. As young children learn from what they see around them, the school environment itself should meet the requirements of good hygiene – for example, by providing toilets or latrines, water for hand-washing, generally clean surroundings and hygienic facilities for the preparation and serving of school meals. Visual demonstration of the presence of bacteria on unwashed hands has been shown to be valuable (e.g., using UV fluorescence of bacteria or the hydrogen sulfide paper strip method).

One of the most important characteristics of effective health education is that it builds on concepts, ideas and practices that people already have. Hygiene education programmes should be based on an understanding of the factors that influence behaviour at the community level. These might include:

- enabling factors, such as money, materials and time to carry out appropriate patterns of behaviour;
- pressure from particular members of the family and community (e.g., elders, traditional healers, opinion leaders);

- beliefs and attitudes among community members with respect to hygienic behaviour, especially the perceived benefits and disadvantages of taking action; and
- the understanding of the relationship between health and hygiene.

An understanding of the factors that influence hygiene-related behaviours will help in identifying the resources (e.g., soap, storage containers), the key individuals in the home and community and the important beliefs that should be taken into account. This will help to ensure that the content of the hygiene education is relevant to the community. Good advice should:

- result in improved health;
- be affordable;
- require a minimum of effort and time to put into practice;
- be realistic;
- be culturally acceptable;
- meet a perceived need; and
- be easy to understand.

6.2 Emergencies and disasters

Drinking-water safety is one of the most important public health issues in most emergencies and disasters. The greatest waterborne risk to health in most emergencies is the transmission of faecal pathogens, due to inadequate sanitation, hygiene and protection of water sources. Some disasters, including those caused by or involving damage to chemical and nuclear industrial installations or spillage in transport or volcanic activity, may create acute problems from chemical or radiological water pollution.

Different types of disaster affect water quality in different ways. When people are displaced by conflict and natural disaster, they may move to an area where unprotected water sources are contaminated. When population density is high and sanitation is inadequate, unprotected water sources in and around the temporary settlement are highly likely to become contaminated. If there is a significant prevalence of disease cases and carriers in a population of people with low immunity due to malnutrition or the burden of other diseases, then the risk of an outbreak of waterborne disease is increased. The quality of urban drinking-water supplies is particularly at risk following earthquakes, mudslides and other structurally damaging disasters. Water treatment works may be damaged, causing untreated or partially treated water to be distributed, and sewers and water transmission pipes may be broken, causing contamination of drinking-water in the distribution system. Floods may contaminate wells, boreholes and surface water sources with faecal matter washed from the ground surface or from overflowing latrines and sewers. During droughts, people may be forced to use unprotected water supplies when normal supplies dry up; as more people and animals use fewer water sources, the risk of contamination is increased.

Emergency situations that are appropriately managed tend to stabilize after a matter of days or weeks. Many develop into long-term situations that can last for

6. APPLICATION OF THE GUIDELINES IN SPECIFIC CIRCUMSTANCES

several years before a permanent solution is found. Water quality concerns may change over that time, and water quality parameters that pose long-term risks to health may become more important.

6.2.1 Practical considerations

Available sources of water are very limited in most emergency situations, and providing a sufficient quantity of water for personal and domestic hygiene as well as for drinking and cooking is important. Guidelines and national drinking-water quality standards should therefore be flexible, taking into consideration the risks and benefits to health in the short and long term, and should not excessively restrict water availability for hygiene, as this would often result in an increased overall risk of disease transmission.

There are a number of factors to take into consideration when providing drinking-water for a population affected by a disaster, including the following:

- *The quantity of water available and the reliability of supply* – This is likely to be the overriding concern in most emergency situations, as it is usually easier to improve water quality than to increase its availability or to move the affected population closer to another water source.
- *The equitability of access to water* – Even if sufficient water is available to meet minimum needs, additional measures may be needed to ensure that access is equitable. Unless water points are sufficiently close to their dwellings, people will not be able to collect enough water for their needs. Water may need to be rationed to ensure that everyone's basic needs are met.
- *The quality of the raw water* – It is preferable to choose a source of water that can be supplied with little or no treatment, provided it is available in sufficient quantity.
- *Sources of contamination and the possibility of protecting the water source* – This should always be a priority in emergencies, whether or not disinfection of the water supply is considered necessary.
- *The treatment processes required for rapidly providing a sufficient quantity of potable water* – As surface water sources are commonly used to provide water to large populations in emergencies, clarification of the raw water – for example, by flocculation and sedimentation and/or by filtration – is commonly required before disinfection.
- *The treatment processes appropriate for post-emergency situations* – The affordability, simplicity and reliability of water treatment processes in the longer term should be considered early on in the emergency response.
- *The need to disinfect drinking-water supplies* – In emergencies, hygiene conditions are normally poor and the risk of disease outbreaks is high, particularly in populations with low immunity. It is therefore crucial to disinfect the water supplies, ensuring a residual disinfection capacity in the water. This practice would

considerably reduce the likelihood of disease transmission through contamination of water in the home.

- *Acceptability* – It is important to ensure that drinking-water provided in emergencies is acceptable to the consumers, or they may resort to water from unprotected or untreated supplies.
- *The need for vessels to collect and store water* – Vessels that are hygienic and appropriate to local needs and habits are needed for the collection and storage of water to be used for washing, cooking and bathing.
- *Epidemiological considerations* – Contamination of water may occur during collection, storage and use in the home, as a result of lack of sanitation or poor hygiene due to an insufficient quantity of water. Other transmission routes for major waterborne and sanitation-related diseases in emergencies and disasters include person-to-person contact, aerosols and food intake. The importance of all routes should be considered when applying the Guidelines, selecting and protecting water sources and choosing options for water treatment.

In many emergency situations, water is collected from central water collection points, stored in containers and then transferred to cooking and drinking vessels by the affected people. This process provides many opportunities for contamination of the water after it leaves the supply system. It is therefore important that people are aware of the risks to health from contamination of water from the point of collection to the moment of consumption and have the means to reduce or eliminate these risks. When water sources are close to dwelling areas, they may easily be contaminated through indiscriminate defecation, which should be strongly discouraged. Establishing and maintaining water quality in emergencies require the rapid recruitment, training and management of operations staff and the establishment of systems for maintenance and repairs, consumable supplies and monitoring. Communication with the affected population is extremely important for reducing health problems due to poor water quality. Detailed information may be found in Wisner & Adams (2003).

6.2.2 Monitoring

Water safety should be monitored during emergencies. Monitoring may involve sanitary inspection and one or more of:

- sanitary inspection and water sampling and analysis;
- monitoring of water treatment processes, including disinfection;
- monitoring of water quality at all water collection points and in a sample of homes; and
- water quality assessment in the investigation of disease outbreaks or the evaluation of hygiene promotion activities, as required.

Monitoring and reporting systems should be designed and managed to ensure that action is swiftly taken to protect health. Health information should also be monitored

to ensure that water quality can be rapidly investigated when there is a possibility that water quality might contribute to a health problem and that treatment processes – particularly disinfection – can be modified as required.

6.2.3 Microbial guidelines

The objective of zero *E. coli* per 100 ml of water is the goal for all water supplies and should be the target even in emergencies; however, it may be difficult to achieve in the immediate post-disaster period. This highlights the need for appropriate disinfection.

An indication of a certain level of faecal indicator bacteria *alone* is not a reliable guide to microbial water safety. Some faecal pathogens, including many viruses and protozoal cysts and oocysts, may be more resistant to treatment (e.g., by chlorine) than common faecal indicator bacteria. More generally, if a sanitary survey suggests the risk of faecal contamination, then even a very low level of faecal contamination may be considered to present a risk, especially during an outbreak of a potentially waterborne disease, such as cholera.

Drinking-water should be disinfected in emergency situations, and an adequate disinfectant residual (e.g., chlorine) should be maintained in the system. Turbid water should be clarified wherever possible to enable disinfection to be effective. Minimum target concentrations for chlorine at point of delivery are 0.2 mg/litre in normal circumstances and 0.5 mg/litre in high-risk circumstances.

Where there is a concern about the quality of drinking-water in an emergency situation that cannot be addressed through central services, then the appropriateness of household-level treatment should be evaluated, including, for example:

- bringing water to a rolling boil and cooling before consumption;
- adding sodium or calcium hypochlorite solution, such as household bleach, to a bucket of water, mixing thoroughly and allowing to stand for about 30 min prior to consumption; turbid water should be clarified by settling and/or filtration before disinfection;
- vigorously shaking small volumes of water in a clean, transparent container, such as a soft drink bottle, for 20 s and exposing the container to sunlight for at least 6 h;
- applying products such as tablets or other dosing techniques to disinfect the water, with or without clarification by flocculation or filtration; and
- end-use units and devices for field treatment of drinking-water.

Emergency decontamination processes may not always accomplish the level of disinfection recommended for optimal conditions, particularly with regard to resistant pathogens. However, implementation of emergency procedures may reduce numbers of pathogens to levels at which the risk of waterborne disease is largely controlled.

The parameters most commonly measured to assess microbial safety are as follows:

- *E. coli* (see above): Thermotolerant coliforms may provide a simpler surrogate.
- *Residual chlorine*: Taste does not give a reliable indication of chlorine concentration. Chlorine content should be tested in the field with, for example, a colour comparator, generally used in the range of 0.2–1 mg/litre.
- *pH*: It is necessary to know the pH of water, because more alkaline water requires a longer contact time or a higher free residual chlorine level at the end of the contact time for adequate disinfection (0.4–0.5 mg/litre at pH 6–8, rising to 0.6 mg/litre at pH 8–9; chlorination may be ineffective above pH 9).
- *Turbidity*: Turbidity adversely affects the efficiency of disinfection. Turbidity is also measured to determine what type and level of treatment are needed. It can be carried out with a simple turbidity tube that allows a direct reading in nephelometric turbidity units (NTU).

6.2.4 Sanitary inspections and catchment mapping

It is possible to assess the likelihood of faecal contamination of water sources through a sanitary inspection. Sanitary inspection and water quality testing are complementary activities; the findings of each assists the interpretation of the other. Where water quality analysis cannot be performed, sanitary inspection can still provide valuable information to support effective decision-making. A sanitary inspection makes it possible to see what needs to be done to protect the water source. This procedure can be combined with bacteriological, physical and chemical testing to enable field teams to assess and act on risks from contamination and to provide the basis for monitoring water supplies in the post-disaster period.

Even when it is possible to carry out testing of microbial quality, results are not instantly available. Thus, the immediate assessment of contamination risk may be based on gross indicators such as proximity to sources of faecal contamination (human or animal), colour and smell, the presence of dead fish or animals, the presence of foreign matter such as ash or debris or the presence of a chemical or radiation hazard or wastewater discharge point upstream. Catchment mapping involving the identification of sources and pathways of pollution can be an important tool for assessing the likelihood of contamination of a water source.

It is important to use a standard reporting format for sanitary inspections and catchment mapping to ensure that information gathered by different staff is reliable and that information gathered on different water sources may be compared. For an example format, see WHO (1997) and Davis & Lambert (2002). For more information on catchment mapping, see House & Reed (1997).

6.2.5 Chemical and radiological guidelines

Many chemicals in drinking-water are of concern only after extended periods of exposure. Thus, to reduce the risk of outbreaks of waterborne and water-washed (e.g.,

6. APPLICATION OF THE GUIDELINES IN SPECIFIC CIRCUMSTANCES

trachoma, scabies, skin infections) disease, it is preferable to supply water in an emergency, even if it significantly exceeds the guideline values for some chemical parameters, rather than restrict access to water, provided the water can be treated to kill pathogens and can be supplied rapidly to the affected population. Where water sources are likely to be used for long periods, chemical and radiological contaminants of more long-term health concern should be given greater attention. In some situations, this may entail adding treatment processes or seeking alternative sources.

Water from sources that are considered to have a significant risk of chemical or radiological contamination should be avoided, even as a temporary measure. In the long term, achieving the guidelines should be the aim of emergency drinking-water supply programmes based on the progressive improvement of water quality. Procedures for identifying priority chemicals in drinking-water are outlined in the supporting document *Chemical Safety of Drinking-water* (section 1.3).

6.2.6 Testing kits and laboratories

Portable testing kits allow the determination in the field of key water quality parameters, such as thermotolerant coliform count, free residual chlorine, pH, turbidity and filterability.

Where large numbers of water samples need testing or a broad range of parameters is of interest, laboratory analysis is usually most appropriate. If the drinking-water supplier's laboratories or laboratories at environmental health offices and universities no longer function because of the disaster, then a temporary laboratory may need to be set up. Where samples are transported to laboratories, handling is important. Poor handling may lead to meaningless or misleading results.

Workers should be trained in the correct procedures for collecting, labelling, packing and transporting samples and in supplying supporting information from the sanitary survey to help interpret laboratory results. For guidance on methods of water sampling and testing, see WHO (1997) and Bartram & Ballance (1996).

6.3 Safe drinking-water for travellers

Diarrhoea is the most common cause of ill health for travellers; up to 80% of all travellers are affected in high-risk areas. In localities where the quality of potable water and sanitation and food hygiene practices are questionable, the numbers of parasites, bacteria and viruses in water and food can be substantial, and numerous infections can occur. Cases occur among people staying in resorts and hotels in all categories. No vaccine is capable of conferring general protection against diarrhoea, which is caused by many different pathogens. It is important that travellers are aware of possible risks and take appropriate steps to minimize these.

Contaminated food, water and drinks are the most common sources of infections. Careful selection of drinking-water sources and appropriate water treatment offer significant protection. Preventive measures while living or travelling in areas with unsafe drinking-water include the following:

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Always avoid consumption or use of unsafe water (even when brushing teeth) if you are unsure about water quality.
- Avoid unpasteurized juices and ice made from untreated water.
- Avoid salads or other uncooked meals that may have been washed or prepared with unsafe water.
- Drink water that you have boiled, filtered and/or treated with chlorine or iodine and stored in clean containers.
- Consume ice only if it is known to be of drinking-water quality.
- Drink bottled water if it is known to be safe, carbonated bottled beverages (water and sodas) only from sealed, tamper-proof containers and pasteurized/canned juices and pasteurized milk.
- Drink coffee and tea made from boiled water and served and stored in clean containers.

The greatest health risk from drinking-water for travellers is associated with microbial constituents of water. Water can be treated or re-treated in small quantities to significantly improve its safety. The simplest and most important beneficial treatments for microbially contaminated water are boiling, disinfection and filtration to inactivate or remove pathogenic microorganisms. These treatments will generally not reduce most chemical constituents in drinking-water. However, most chemicals are of health concern only after long-term exposure. Numerous simple treatment approaches and commercially available technologies are also available to travellers to treat drinking-water for single-person use.

Bringing water to a rolling boil is the most effective way to kill disease-causing pathogens, even at high altitudes and even for turbid water. The hot water should be allowed to cool down on its own without the addition of ice. If water for boiling is to be clarified, this should be done before boiling.

Chemical disinfection is effective for killing bacteria, some viruses and some protozoa (but not, for example, *Cryptosporidium* oocysts). Some form of chlorine and iodine are the chemicals most widely used for disinfection by travellers. After chlorination, a carbon (charcoal) filter may be used to remove excess chlorine taste and, in the case of iodine treatment, to remove excess iodine. Silver is not very effective for eliminating disease-causing microorganisms, since silver by itself is slow acting. If water is turbid (not clear or with suspended solid matter), it should be clarified before disinfection; clarification includes filtration, settling and decanting. Portable filtration devices that have been tested and rated to remove protozoa and some bacteria are also available; ceramic filters and some carbon block filters are the most common types. The filter's pore size rating must be 1 µm (absolute) or less to ensure removal of *Cryptosporidium* oocysts (these very fine filters may require a pre-filter to remove larger particles in order to avoid clogging the final filter). A combination of technologies (filtration followed by chemical disinfection or boiling) is recommended, as most filtering devices do not remove viruses.

6. APPLICATION OF THE GUIDELINES IN SPECIFIC CIRCUMSTANCES

For people with weakened immune systems, extra precautions are recommended to reduce the risk of infection from contaminated water. While drinking boiled water is safest, certified bottled or mineral water may also be acceptable. Iodine as a water disinfectant is not recommended for pregnant women, those with a history of thyroid disease and those with known hypersensitivity to iodine, unless there is also an effective post-treatment iodine removal system such as granular carbon in use.

6.4 Desalination systems

The principal purpose of desalination is to enable sources of brackish or salty water, otherwise unacceptable for human consumption, to be used for this purpose.

The use of desalination to provide drinking-water is increasing and is likely to continue to increase because of water scarcity driven by pressures arising from population growth, over-exploitation of water resources and pollution of other water sources. While most (around 60%) of currently constructed capacity is in the eastern Mediterranean region, desalination facilities exist all over the world, and their use is likely to increase in all continents.

Most present applications of desalination are for estuarine water, coastal water and seawater. Desalination may also be applied to brackish inland waters (both surface water and groundwater) and may be used on board vessels. Small-scale desalination units also exist for household and community use and present specific challenges to effective operation and maintenance.

Further guidance on desalination for safe drinking-water supply is available in the supporting document *Desalination for Safe Drinking-water Supply* (section 1.3).

In applying the Guidelines to desalinated water supply systems, account should be taken of certain major differences between these and systems abstracting water from freshwater sources. These differences include the factors described in section 6.4.1. Once taken into account, the general requirements of these Guidelines for securing microbial, chemical and radiological safety should apply.

Brackish water, coastal water and seawater sources may contain hazards not encountered in freshwater systems. These include diverse harmful algal events associated with micro- and macroalgae and cyanobacteria; certain free-living bacteria (including *Vibrio* spp., such as *V. parahaemolyticus* and *V. cholerae*); and some chemicals, such as boron and bromide, that are more abundant in seawater.

Harmful algal events may be associated with exo- and endotoxins that may not be destroyed by heating, are inside algal cells or are free in the water. They are usually non-volatile, and, where they are destroyed by chlorination, this usually requires extremely long contact times. Although a number of toxins have been identified, it is possible that there are other unrecognized toxins. Minimizing of the potential for abstracting water containing toxic algae through location/siting and intake design plus effective monitoring and intake management is an important control measure.

Other chemical issues, such as control of “additives,” DBPs and pesticides, are similar to those encountered in fresh waters (see chapter 8), except that a larger variety

and greater quantities may be involved in desalination. Due to the presence of bromide in seawater, the distribution of DBPs will likely be dominated by brominated organics.

Approaches to monitoring and assessing the quality of freshwater sources may not be directly applicable to sources subject to desalination. For example, many faecal indicator bacteria die off more rapidly than pathogens (especially viruses) in saline than in fresh water.

The effectiveness of some of the processes employed in desalination to remove some substances of health concern remains inadequately understood. Examples of inefficiencies include imperfect membrane and/or membrane seal integrity (membrane treatment); bacterial growth through membranes/biofilm development on membranes (in membrane treatment systems); and carry-over, especially of volatile substances (with vapour).

Because of the apparently high effectiveness of some of the processes used in removal of both microorganisms and chemical constituents (especially distillation and reverse osmosis), these processes may be employed as single-stage treatments or combined with only a low level of residual disinfectant. The absence of multiple barriers places great stress on the continuously safe operation of that process and implies that even a short-term decrease in effectiveness may present an increased risk to human health. This, in turn, implies the need for on-line monitoring linked to rapid management intervention. For further information, see the supporting document *Water Treatment and Pathogen Control* (section 1.3).

Water produced by desalination is “aggressive” towards materials used, for example, in water supply and domestic plumbing and pipes. Special consideration should be given to the quality of such materials, and normal procedures for certification of materials as suitable for potable water use may not be adequate for water that has not been “stabilized.”

Because of the aggressivity of desalinated water and because desalinated water may be considered bland, flavourless and unacceptable, desalinated water is commonly treated by adding chemical constituents such as calcium and magnesium carbonate with carbon dioxide. Once such treatment has been applied, desalinated waters should be no more aggressive than waters normally encountered in the drinking-water supply. Chemicals used in such treatment should be subject to normal procedures for certification.

Desalinated waters are commonly blended with small volumes of more mineral-rich waters to improve their acceptability and particularly to reduce their aggressivity to materials. Blending waters should be fully potable, as described here and elsewhere in the Guidelines. Where seawater is used for this purpose, the major ions added are sodium and chloride. This does not contribute to improving hardness or ion balance, and only small amounts (e.g., 1–3%) can be added without leading to problems of acceptability. Blended waters from coastal and estuarine areas may be more susceptible to contamination with petroleum hydrocarbons, which could give rise to taste and

6. APPLICATION OF THE GUIDELINES IN SPECIFIC CIRCUMSTANCES

odour problems. Some groundwaters or surface waters, after suitable treatment, may be employed for blending in higher proportions and may improve hardness and ion balance.

Desalinated water is a manufactured product. Concern has been expressed about the impact of extremes of major ion composition or ratios for human health. There is limited evidence to describe the health risk associated with long-term consumption of such water, although concerns regarding mineral content may be limited by the stabilization processes outlined above (see WHO, 2003b).

Desalinated water, by virtue of its manufacture, often contains lower than usual concentrations of other ions commonly found in water, some of which are essential elements. Water typically contributes a small proportion of these, and most intake is through food. Exceptions include fluoride, and declining dental health has been reported from populations consuming desalinated water with very low fluoride content where there is a moderate to high risk of dental caries (WHO, 2003b).

Desalinated water may be more subject to “microbial growth” problems than other waters as a result of one or more of the following: higher initial temperature (from treatment process), higher temperature (application in hot climates) and/or the effect of aggressivity on materials (thereby releasing nutrients). The direct health significance of such growth (see the supporting document *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*; section 1.3), with the exception of *Legionella* (see chapter 11), is inadequately understood. Nitrite formation by organisms in biofilms may prove problematic where chloramination is practised and excess ammonia is present. Precaution implies that preventive management should be applied as part of good management practice.

6.5 Packaged drinking-water

Bottled water and ice are widely available in both industrialized and developing countries. Consumers may have various reasons for purchasing packaged drinking-water, such as taste, convenience or fashion; for many consumers, however, safety and potential health benefits are important considerations.

6.5.1 Safety of packaged drinking-water

Water is packaged for consumption in a range of vessels, including cans, laminated boxes and plastic bags, and as ice prepared for consumption. However, it is most commonly prepared in glass or plastic bottles. Bottled water also comes in various sizes, from single servings to large carboys holding up to 80 litres.

In applying the Guidelines to bottled waters, certain chemical constituents may be more readily controlled than in piped distribution systems, and stricter standards may therefore be preferred in order to reduce overall population exposure. Similarly, when flexibility exists regarding the source of the water, stricter standards for certain naturally occurring substances of health concern, such as arsenic, may be more readily achieved than in piped distribution systems.

However, some substances may prove to be more difficult to manage in bottled water than in tap water. Some hazards may be associated with the nature of the product (e.g., glass chips and metal fragments). Other problems may arise because bottled water is stored for longer periods and at higher temperatures than water distributed in piped distribution systems or because containers and bottles are reused without adequate cleaning or disinfection. Control of materials used in containers and closures for bottled water is, therefore, of special concern. Some microorganisms that are normally of little or no public health significance may grow to higher levels in bottled water. This growth appears to occur less frequently in gasified water and in water bottled in glass containers than in still water and water bottled in plastic containers. The public health significance of this microbial growth remains uncertain, especially for vulnerable individuals, such as bottle-fed infants and immunocompromised individuals. In regard to bottle-fed infants, as bottled water is not sterile, it should be disinfected – for example, by boiling – prior to its use in the preparation of infant formula. For further information, see the supporting document *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety* (section 1.3).

6.5.2 Potential health benefits of bottled drinking-water

There is a belief by some consumers that natural mineral waters have medicinal properties or offer other health benefits. Such waters are typically of high mineral content, sometimes significantly higher than concentrations normally accepted in drinking-water. Such waters often have a long tradition of use and are often accepted on the basis that they are considered foods rather than drinking-water *per se*. Although certain mineral waters may be useful in providing essential micro-nutrients, such as calcium, these Guidelines do not make recommendations regarding minimum concentrations of essential compounds, because of the uncertainties surrounding mineral nutrition from drinking-water.

Packaged waters with very low mineral content, such as distilled or demineralized waters, are also consumed. Rainwater, which is similarly low in minerals, is consumed by some populations without apparent adverse health effects. There is insufficient scientific information on the benefits or hazards of regularly consuming these types of bottled waters (see WHO, 2003b).

6.5.3 International standards for bottled drinking-water

The *Guidelines for Drinking-water Quality* provide a basis for derivation of standards for all packaged waters. As with other sources of drinking-water, safety is pursued through a combination of safety management and end product quality standards and testing. The international framework for packaged water regulation is provided by the Codex Alimentarius Commission (CAC) of WHO and the FAO. CAC has developed a *Standard for Natural Mineral Waters* and an associated Code of Practice. The Standard describes the product and its compositional and quality factors, including limits for certain chemicals, hygiene, packaging and labelling. The CAC has also developed

6. APPLICATION OF THE GUIDELINES IN SPECIFIC CIRCUMSTANCES

a *Standard for Bottled/Packaged Waters* to cover packaged drinking-water other than natural mineral waters. Both relevant CAC standards refer directly to these Guidelines.

The CAC *Code of Practice for Collecting, Processing and Marketing of Natural Mineral Waters* provides guidance on a range of good manufacturing practices and provides a generic WSP applied to packaged drinking-water.

Under the existing CAC *Standard for Natural Mineral Waters* and associated Code of Practice, natural mineral waters must conform to strict requirements, including collection and bottling without further treatment from a natural source, such as a spring or well. In comparison, the CAC *Standard for Bottled/Packaged Waters* includes waters from other sources, in addition to springs and wells, and treatment to improve their safety and quality. The distinctions between these standards are especially relevant in regions where natural mineral waters have a long cultural history.

For further information on CAC, its Codex Committee on Natural Mineral Waters, the CAC *Standard for Natural Mineral Waters* and its companion Code of Practice, readers are referred to the CAC website (<http://www.codexalimentarius.net/>).

6.6 Food production and processing

The quality of water defined by the Guidelines is such that it is suitable for all normal uses in the food industry. Some processes have special water quality requirements in order to secure the desired characteristics of the product, and the Guidelines do not necessarily guarantee that such special requirements are met.

Deterioration in drinking-water quality may have severe impacts on food processing facilities and potentially upon public health. The consequences of a failure to use water of potable quality will depend on the use of the water and the subsequent processing of potentially contaminated materials. Variations in water quality that may be tolerated occasionally in drinking-water supply may be unacceptable for some uses in the food industry. These variations may result in a significant financial impact on food production – for example, through product recalls.

The diverse uses of water in food production and processing have different water quality requirements. Uses include:

- irrigation and livestock watering;
- those in which water may be incorporated in or adhere to a product (e.g., as an ingredient, or where used in washing or “refreshing” of foods);
- misting of salad vegetables in grocery stores; and
- those in which contact between the water and foodstuff should be minimal (as in heating and cooling and cleaning water).

To reduce microbial contamination, specific treatments (e.g., heat) capable of removing a range of pathogenic organisms of public health concern may be used. The effect of these treatments should be taken into account when assessing the impacts of deterioration in drinking-water quality on a food production or processing facility.

Information on deterioration of the quality of a drinking-water supply should be promptly communicated to vulnerable food production facilities.

6.7 Aircraft and airports

6.7.1 Health risks

The importance of water as a potential vehicle for infectious disease transmission on aircraft has been well documented. In general terms, the greatest microbial risks are those associated with ingestion of water that is contaminated with human and animal excreta.

If the source of water used to replenish aircraft supplies is contaminated, and unless adequate precautions are taken, disease can be spread through the aircraft water. It is thus imperative that airports comply with Article 14.2 (Part III – Health Organization) of the International Health Regulations (1969) and be provided with potable drinking-water from a source approved by the appropriate regulatory agency (WHO, 1983).

A potable water source is not a safeguard if the water is subsequently contaminated during transfer, storage or distribution in aircraft. Airports usually have special arrangements for managing water after it has entered the airport. Water may be delivered to aircraft by water servicing vehicles or water bowsers. Transfer of water from the water carriers to the aircraft provides the opportunity for microbial or chemical contamination (e.g., from water hoses).

A WSP covering water management within airports from receipt of the water through to its transfer to the aircraft, complemented by measures (e.g., safe materials and good practices in design, construction, operation and maintenance of aircraft systems) to ensure that water quality is maintained on the aircraft, provides a framework for water safety in aviation.

6.7.2 System risk assessment

In undertaking an assessment of the general airport/aircraft water distribution system, a range of specific issues must be taken into consideration, including:

- quality of source water;
- design and construction of airport storage tanks and pipes;
- design and construction of water servicing vehicles;
- water loading techniques;
- any treatment systems on aircraft;
- maintenance of on-board plumbing; and
- prevention of cross-connections, including backflow prevention.

6.7.3 Operational monitoring

The airport authority has responsibility for safe drinking-water supply, including for operational monitoring, until water is transferred to the aircraft operator. The primary

6. APPLICATION OF THE GUIDELINES IN SPECIFIC CIRCUMSTANCES

emphasis of monitoring is as a verification of management processes. Monitoring of control measures includes:

- quality of source water;
- hydrants, hoses and bowsers for cleanliness and repair;
- disinfectant residuals and pH;
- backflow preventers;
- filters; and
- microbial quality of water, particularly after maintenance or repairs.

6.7.4 Management

Even if potable water is supplied to the airport, it is necessary to introduce precautions to prevent contamination during the transfer of water to the aircraft and in the aircraft drinking-water system itself. Staff employed in drinking-water supply must not be engaged in activities related to aircraft toilet servicing without first taking all necessary precautions (e.g., thorough handwashing, change of outer garments).

All water servicing vehicles must be cleansed and disinfected frequently.

Supporting programmes that should be documented as part of a WSP for airports include:

- suitable training for crews dealing with water transfer and treatment; and
- effective certification of materials used on aircraft for storage tanks and pipes.

6.7.5 Surveillance

Independent surveillance resembles that described in chapter 5 and is an essential element in ensuring drinking-water safety in aviation. This implies:

- periodic audit and direct assessment;
- review and approval of WSPs;
- specific attention to the aircraft industry's codes of practice, the supporting document *Guide to Hygiene and Sanitation in Aviation* (section 1.3) and airport health or airline regulations; and
- responding, investigating and providing advice on receipt of report on significant incidents.

6.8 Ships

6.8.1 Health risks

The importance of water as a vehicle for infectious disease transmission on ships has been clearly documented. In general terms, the greatest microbial risks are associated with ingestion of water that is contaminated with human and animal excreta. Water-borne transmission of the enterotoxigenic *E. coli*, Norovirus, *Vibrio* spp., *Salmonella typhi*, *Salmonella* spp. (non-typhi), *Shigella* spp., *Cryptosporidium* spp., *Giardia lamblia* and *Legionella* spp. on ships has been confirmed (see Rooney et al., in press).

Chemical water poisoning can also occur on ships. For example, one outbreak of acute chemical poisoning implicated hydroquinone, an ingredient of photo developer, as the disease-causing agent in the ship's potable water supply. Chronic chemical poisoning on a ship could also occur if crew or passengers were exposed to small doses of harmful chemicals over long periods of time.

The supporting document *Guide to Ship Sanitation* (section 1.3) describes the factors that can be encountered during water treatment, transfer, production, storage or distribution in ships. This revised Guide includes description of specific features of the organization of the supply and the regulatory framework.

The organization of water supply systems covering shore facilities and ships differs considerably from conventional water transfer on land. Even though a port authority may receive potable water from a municipal or private supply, it usually has special arrangements for managing the water after it has entered the port. Water is delivered to ships by hoses or transferred to the ship via water boats or barges. Transfer of water from shore to ships can provide possibilities for microbial or chemical contamination.

In contrast to a shore facility, plumbing aboard ships consists of numerous piping systems, carrying potable water, seawater, sewage and fuel, fitted into a relatively confined space. Piping systems are normally extensive and complex, making them difficult to inspect, repair and maintain. A number of waterborne outbreaks on ships have been caused by contamination of potable water after it had been loaded onto the ship – for example, by sewage or bilge when the water storage systems were not adequately designed and constructed. During distribution, it may be difficult to prevent water quality deterioration due to stagnant water and dead ends.

Water distribution on ships may also provide greater opportunities for contamination to occur than onshore, because ship movement increases the possibility of surge and backflow.

6.8.2 System risk assessment

In undertaking an assessment of the ship's drinking-water system, a range of specific issues must be taken into consideration, including:

- quality of source water;
- water loading equipment;
- water loading techniques;
- design and construction of storage tanks and pipes;
- filtration systems and other treatment systems on board the ship;
- backflow prevention;
- pressure of water within the system;
- system design to minimize dead ends and areas of stagnation; and
- residual disinfection.

6.8.3 Operational monitoring

The ship's master is responsible for operational monitoring. The primary emphasis of monitoring is as a verification of management processes. Monitoring of control measures includes:

- quality of source water;
- hydrants and hoses for cleanliness and repair;
- disinfectant residuals and pH (e.g., daily);
- backflow prevention devices (e.g., monthly to yearly);
- filters (before and during each use); and
- microbial quality of treated water, particularly after maintenance or repairs.

The frequency of monitoring should reflect the probable rate of change in water quality. For example, monitoring of drinking-water on ships may be more frequent when the ship is new or recently commissioned, with frequencies decreasing in the light of review of results. Similarly, if the ship's water system has been out of control, monitoring following restoration of the system would be more frequent until it is verified that the system is clearly under control.

6.8.4 Management

The port authority has responsibility for providing safe potable water for loading onto vessels. The ship's master will not normally have direct control of pollution of water supplied at port. If water is suspected to have come from an unsafe source, the ship's master may have to decide if any additional treatment (e.g., hyperchlorination and/or filtration) is necessary. When treatment on board or prior to boarding is necessary, the treatment selected should be that which is best suited to the water and which is most easily operated and maintained by the ship's officers and crew.

During transfer from shore to ship and on board, water must be provided with sanitary safeguards through the shore distribution system, including connections to the ship system, and throughout the ship system, to prevent contamination of the water.

Potable water should be stored in one or more tanks that are constructed, located and protected so as to be safe against contamination. Potable water lines should be protected and located so that they will not be submerged in bilge water or pass through tanks storing non-potable liquids.

The ship's master should ensure that crew and passengers receive a sufficient and uninterrupted drinking-water supply and that contamination is not introduced in the distribution system. The distribution systems on ships are especially vulnerable to contamination when the pressure falls. Backflow prevention devices should be installed to prevent contamination of water where loss of pressure could result in backflow.

The potable water distribution lines should not be cross-connected with the piping or storage tanks of any non-potable water system.

Water safety is secured through repair and maintenance protocols, including the ability to contain potential contamination by valving and the cleanliness of personnel, their working practices and the materials employed.

Current practice on many ships is to use disinfectant residuals to control the growth of microorganisms in the distribution system. Residual disinfection alone should not be relied on to “treat” contaminated water, since the disinfection can be readily overwhelmed by contamination.

Supporting programmes that should be documented as part of the WSP for ships include:

- suitable training for crew dealing with water transfer and treatment; and
- effective certification of materials used on ships for storage tanks and pipes.

6.8.5 Surveillance

Independent surveillance is a desirable element in ensuring drinking-water safety on ships. This implies:

- periodic audit and direct assessment;
- review and approval of WSPs;
- specific attention to the shipping industry’s codes of practice, the supporting document *Guide to Ship Sanitation* (section 1.3) and port health or shipping regulations; and
- responding, investigating and providing advice on receipt of report on significant incidents.

Бактериальное содержание

Наибольший риск, связанный с бактериальным содержанием воды, возникает при потреблении питьевой воды, загрязненной человеческими и животными экскрементами, хотя другие источники и пути проникновения бактериальных загрязнений могут также иметь существенное значение.

В настоящей главе рассматриваются микроорганизмы, в отношении которых, на основании изучения вспышек заболеваний или на основании проспективных исследований, не связанных со вспышками, имеются данные о том, что они вызывают заболевания при потреблении питьевой воды, вдыхании водных аэрозолей или при контакте с питьевой водой. Также обсуждаются меры противодействия.

7.1 Бактериальные опасности, связанные с питьевой водой

Инфекционные болезни, вызываемые патогенными бактериями, вирусами и паразитами (например, протозойными и гельминтами) представляют собой наиболее общий и широко распространенный риск для здоровья, связанный с питьевой водой. Масштабы медико-санитарной проблемы определяются тяжестью заболеваний, обусловленных патогенами, их инфекционностью и числом людей, подвергшихся этой опасности.

Нарушение безопасности водоснабжения может привести к крупномасштабному загрязнению и, потенциально, к заметным вспышкам заболеваний. Другие нарушения и незначительное, потенциально не однократное загрязнение могут приводить к крупным спорадическим вспышкам заболеваний, однако эпиднадзор может и не связывать их с источниками питьевой воды.

Выявлению и регулированию рисков, в особенности связанных со спорадическими заболеваниями, может помочь количественная оценка риска.

7.1.1 Инфекции, передаваемые с водой

Загрязненная питьевая вода содержит различные патогенные организмы. В Таблице 7.1 и на Рисунке 7.1 приводятся общие сведения в отношении патогенов, характерных для питьевого водоснабжения. Картина меняется в зависимости от таких переменных как прирост числа людей и животных, усиление использования сточных вод, изменение образа жизни и санитарные меры перемещения населения, и отдельные проблемы, связанные с новыми патогенами и мутантами, или рекомбинациями существующих патогенов. Иммунитет людей также подвержен значительным изменениям, независимо от того, приобретает он в связи с контактом с патогеном или на него влияют такие факторы как возраст, пол, состояние здоровья и условия жизни.

Таблица 7.1 Патогены, переносимые водой, и их особенности в системах водоснабжения

Патоген	Опасность с медико-санитарной точки зрения	Выживаемость в системах водоснабжения ^a	Устойчивость к хлору ^b	Сравнительная инфекционность ^c	Важным источником являются животные
Бактерии					
<i>Burkholderia pseudomallei</i>	Низкая	Может размножаться	Низкая	Низкая	Нет
<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>	Высокая	Умеренная	Низкая	Умеренная	Да
<i>Escherichia coli</i> – Патогенна ^d	Высокая	Умеренная	Низкая	Низкая	Да
<i>E. coli</i> – Enterohaemorrhagic	Высокая	Умеренная	Низкая	Высокая	Да
<i>Legionella</i> spp.	Высокая	Размножается	Низкая	Умеренная	Нет
Нетуберкулезная микробактерия	Низкая	Размножается	Высокая	Низкая	Нет
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> ^e	Умеренная	Может размножаться	Умеренная	Низкая	Нет
<i>Salmonella typhi</i>	Высокая	Умеренная	Низкая	Низкая	Нет
Другие сальмонеллы	Высокая	Может размножаться	Низкая	Низкая	Да
<i>Shigella</i> spp.	Высокая	Кратко-временная	Низкая	Умеренная	Нет
<i>Vibrio cholerae</i>	Высокая	Кратко-временная	Низкая	Низкая	Нет
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Высокая	Длительная	Низкая	Низкая	Да
Вирусы					
Аденовирусы	Высокая	Длительная	Умеренная	Высокая	Нет
Энтеровирусы	Высокая	Длительная	Умеренная	Высокая	Нет
Гепатит А	Высокая	Длительная	Умеренная	Высокая	Нет
Гепатит Е	Высокая	Длительная	Умеренная	Высокая	Потенциально
Норовирусы и Саповирусы	Высокая	Длительная	Умеренная	Высокая	Потенциально
Ротавирус	Высокая	Длительная	Умеренная	Высокая	Нет
Протозойные организмы					
<i>Acanthamoeba</i> spp.	Высокая	Длительная	Высокая	Высокая	Нет
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Высокая	Длительная	Высокая	Высокая	Да
<i>Cyclospora cayentanensis</i>	Высокая	Длительная	Высокая	Высокая	Нет
<i>Entamoeba histolytica</i>	Высокая	Умеренная	Высокая	Высокая	Нет
<i>Giardia intestinalis</i>	Высокая	Умеренная	Высокая	Высокая	Да
<i>Naegleria fowleri</i>	Высокая	Может размножаться ^f	Высокая	Высокая	Нет
<i>Toxoplasma gondii</i>	Высокая	Длительная	Высокая	Высокая	Да
Гельминты					
<i>Dracunculus medinensis</i>	Высокая	Умеренная	Умеренная	Высокая	Нет
<i>Schistosoma</i> spp.	Высокая	Кратковременная	Умеренная	Высокая	Да

Примечание: Перенос патогенов водой подтверждается эпидемиологическими исследованиями и конкретными случаями. Частичное подтверждение патогенности получают путем воспроизведения болезни у подходящего реципиента. Информация, получаемая в ходе экспериментальных исследований, в которых добровольцы подвергаются воздействию известного числа патогенов, является относительной. Поскольку большинство исследований проводятся со здоровыми взрослыми добровольцами, подобные данные относятся лишь к тем людям, которые были подвержены воздействию патогенов, а экстраполяцию на более чувствительные группы, можно делать лишь после более подробных исследований.

^a Период обнаружения инфективной фазы в воде при 20°C: короткий – до 1 недели; средний – от 1 недели до 1 месяца, продолжительный – более 1 месяца.

^b Когда патоген в инфективной фазе находится в свободно взвешенном состоянии в воде, обрабатываемой в обычных дозах, и при обычном контактном времени. Сопrotивляемость умеренная, патоген может быть разрушен не полностью.

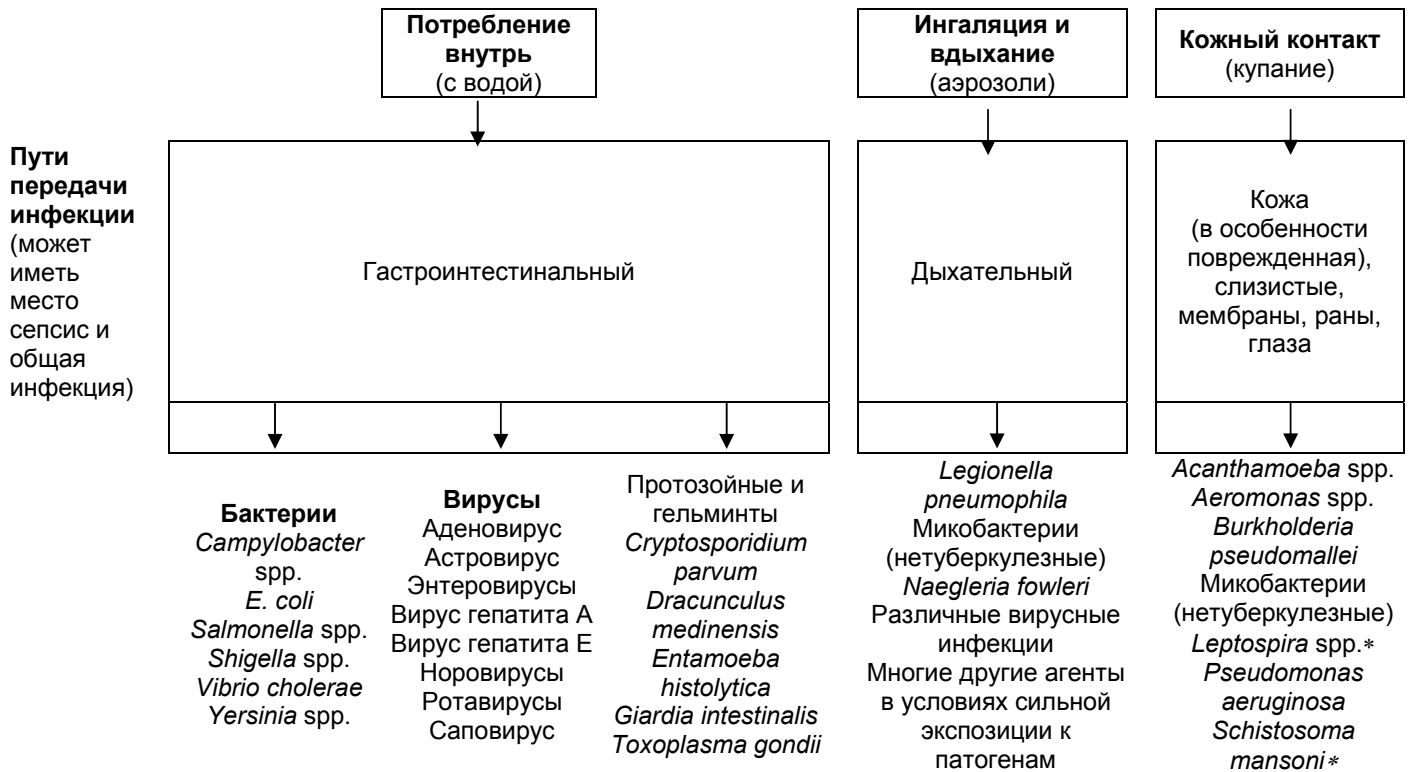
^c По экспериментам на добровольцах или по эпидемиологическим данным

^d Включает в себя энтеропатогенные, энтеротоксигенные и энтероинвазивные виды.

^e Основной путь передачи инфекции – кожный контакт, однако может инфицировать пероральным путем иммунодепрессивных лиц или онкопациентов.

^f В теплой воде.

Что касается патогенов, передаваемых фекально-оральным путем, единственным средством переноса патогенов является питьевая вода. Загрязненная пища, руки, посуда и одежда также могут играть роль, в особенности в неблагоприятной санитарно-гигиенической обстановке в местах проживания. Важными факторами противодействия фекально-оральному способу передачи болезни являются улучшение качества воды и ее доступности, улучшение удаления фекалий и в общем гигиеническом состоянии.



* Главным образом при контакте с сильно загрязненными поверхностными водами.

Рисунок 7.1 Пути передачи патогенов и примеры патогенов, переносимых водой

Безопасность питьевой воды обусловлена не только фекальным загрязнением. Некоторые организмы размножаются в трубопроводных системах распределения воды (например, *Legionella*), а другие встречаются в водоисточниках (например, ришта *Dracunculus medinensis*) и многие из них могут вызывать вспышки заболеваний и отдельные случаи. Для удаления некоторых других микробов (например, токсической цианобактерии) требуются особые методы, которые рассматриваются в других разделах настоящих рекомендаций (см. раздел 11.5).

Инфекционные заболевания, вызываемые патогенными бактериями, вирусами, протозойными и гельминтами, представляют собой наиболее общую и широко распространенную угрозу для здоровья, связанную с питьевой водой.

Некоторые серьезные заболевания могут возникнуть в результате вдыхания мелких капель воды (аэрозолей), в которых причинные организмы размножаются вследствие благоприятной температуры и наличия питательных веществ. К таким болезням относятся легионеллез и болезнь Легионеров, вызываемые *Legionella* spp., а также болезни, вызываемые амобой *Naegleria fowleri* (первичный амебный менингоэнцефалит, а также микроорганизмом *Acanthamoeba* spp. (амебный менингит, легочные инфекции).

Шистосомоз (бильгарциоз) является основным паразитарным заболеванием тропических и субтропических регионов, которое передается в тех случаях, когда личинки, выделяемые инфицированными улитками, проникают под кожу. Заболевание главным образом передается при контакте с водой. Свободное наличие безопасной питьевой воды способствует профилактике этой болезни путем снижения необходимостей

контакта с зараженными водоисточниками, например при сборе воды для домашних нужд или при использовании воды для купания или стирки.

Вне всяких сомнений небезопасная питьевая вода, загрязненная почвой или фекалиями, может переносить другие паразитарные инфекции, такие как балантидиаз (*Balantidium coli*), а также некоторые гельминтозные инфекции (виды *Fasciola*, *Fasciolopsis*, *Echinococcus*, *Spirometra*, *Ascaris*, *Trichuris*, *Toxocara*, *Necator*, *Ancylostoma*, *Strongyloides* и *Taenia solium*). Однако в большинстве из указанных случаев передача инфекции обычно происходит тогда, когда при приеме пищи, загрязненной фекалиями или почвой, содержащей фекалии, в организм попадают яйца паразитов (как в случае *Taenia solium*, когда при употреблении в пищу сырой свинины в организм попадают личинки пузырьчатого глиста), а не при употреблении загрязненной питьевой воды.

Другие патогены, которые естественным образом могут присутствовать в окружающей среде, могут вызывать заболевания у тех лиц, у которых нарушены местные или общие иммунозащитные механизмы, например у пожилых или очень молодых людей, у пациентов с ожогами или обширными ранениями, у тех, кто проходит иммунодепрессивную терапию или у лиц с синдромом приобретенного иммунодефицита (СПИД). Если вода, употребляемая такими лицами для питья или используемая для купания, содержит в достаточном количестве вышеназванные организмы, они могут вызывать инфицирование кожи, слизистых мембран глаз, уха, носа и горла. К таким организмам относятся *Pseudomonas aeruginosa* и виды *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Aeromonas* и некоторые «медленно размножающиеся» (нетуберкулезные) микобактерии (см. вспомогательный документ *Pathogenic Mycobacteria in Water*, раздел 1.3).

Большинство из патогенных для человека организмов, приведенных в Таблице 7.1 (которые более подробно описаны в Главе 11), распространены во всем мире. Однако некоторые организмы, например из числа тех, которые вызывают вспышки холеры или дракункулеза, приурочены к определенным регионам. Ликвидация *D. medinensis* является признанной целью Всемирной Ассамблеи Здравоохранения (1991 г.).

Весьма возможно, что имеются патогены, не указанные в Таблице 7.1 и которые также передаются с водой. Это объясняется тем, что количество известных патогенов, передаваемых с водой, продолжает возрастать по мере того как обнаруживаются новые или ранее неизвестные патогены (см. ВОЗ, 2003а).

7.1.2 Жизнеспособность и размножение в воде

Хотя типичные переносимые водой патогены проявляют жизнеспособность в питьевой воде, большинство из них размножаться или распространяться в воде не могут. Такие микроорганизмы как *E. coli* и *Campylobacter* могут накапливаться в осадках и высвобождаться при увеличении скорости течения воды.

Покинув организм хозяина, большинство патогенов постепенно теряют жизнеспособность и способность инфицировать. Темпы отмирания обычно экспоненциальны, и по истечении определенного периода патоген становится невыявляемым. Патогены с пониженной жизнеспособностью вынуждены незамедлительно находить нового хозяина и вероятность их распространения больше в случае контакта между людьми или при несоблюдении правил личной гигиены, чем в случае потребления питьевой воды. На жизнеспособность влияет ряд факторов, в числе которых наиболее важным является температура. При более высоких температурах разрушение патогена происходит быстрее, и ему может способствовать летальное воздействие ультрафиолетовой радиации в солнечном свете, который попадает в поверхностные воды.

К наиболее распространенным патогенам и паразитам, переносимым водой, относятся те, которые обладают значительной инфекционностью и либо могут размножаться в воде, либо обладают высокой резистентностью к распаду вне организма.

Вирусы и паразиты в стадии покоя (цисты, ооцисты, яйца) не могут размножаться в воде. В отличие от них, при сравнительно значительных количествах биodeградируемого органического углерода при теплых температурах и при низких остаточных концентрациях хлора может происходить размножение *Legionella*, *V. cholerae*, *Naegleria fowleri*, *Acanthamoeba* и сорных организмов в некоторых видах поверхностных вод и в процессе водораспределения (см. также вспомогательный документ *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*; раздел 1.3).

Качество воды с точки зрения бактериального содержания может изменяться быстро и в широких пределах. Кратковременные пиковые значения концентрации патогенов могут значительно увеличивать риск заболеваний и могут также инициировать вспышки болезней, переносимых водой. Результаты тестирования качества воды на бактериальное содержание обычно поступают несвоевременно, что не позволяет предпринять действия и предотвратить распределение небезопасной воды.

7.1.3 Медико-санитарные аспекты

Вспышки заболеваний, переносимых водой, могут затронуть большое количество лиц, поэтому при разработке и применении контрольных мер, направленных на обеспечение качества питьевой воды, в первую очередь необходимо предусматривать меры борьбы против подобных вспышек. Кроме того, есть основания полагать, что питьевая вода может играть роль в поддержании фоновых значений заболеваемости при отсутствии вспышек, поэтому меры по обеспечению качества питьевой воды должны также учитывать заболевания болезнями, переносимыми водой, у населения в целом.

Опыт показал, что системы выявления вспышек заболеваний, переносимых водой, обычно неэффективны, независимо от уровня социально-экономического развития стран, и что отсутствие выявленных вспышек не является гарантией того, что они не происходят; это также не дает основания считать, что питьевую воду поэтому можно считать безопасной.

Некоторые патогены, о которых известно, что они передаются через загрязненную питьевую воду, приводят к тяжелым и нередко угрожающим жизни заболеваниям. К примерам относятся тиф, холера, инфекционный гепатит (вызываемый вирусом гепатита А или гепатита Е), а также заболевания, вызываемые *Shigella* spp. и *E. coli* O157. Другие патогены обычно не вызывают тяжелого исхода, к ним относятся самоизлечивающаяся диарейная болезнь (например, Норовирус, *Cryptosporidium*).

На разных людей патогены оказывают различное воздействие и, вследствие этого, различные воздействия на различные группы населения. Неоднократная экспозиция к патогену может обуславливать меньшую вероятность или тяжесть заболевания вследствие приобретенного иммунитета. Для некоторых патогенов (например, вирус гепатита А) иммунитет пожизненный, а для других (например, *Campylobacter*) защитный эффект обеспечивается на период от нескольких месяцев до нескольких лет. С другой стороны чувствительные подгруппы населения (например, молодые люди, пожилые, беременные женщины и лица с нарушенным иммунитетом) могут быть подвержены большей вероятности заболевания, или заболевание может оказаться более тяжелым и, в том числе летальным. Не все патогены оказывают более сильное воздействие на все чувствительные подгруппы.

Не у всех инфицированных лиц возникнет симптоматическое заболевание. Доля инфицированных лиц в асимптоматическом состоянии (включая переносчиков) для различных патогенов различна и зависит также от характерных особенностей населения, таких как наличие иммунитета. Переносчики, а также лица с асимптоматическими инфекциями и те, кто имеют симптомы, могут также способствовать вторичному распространению патогенов.

7.2 Установление санитарно-гигиенических показателей

7.2.1 Санитарно-гигиенические показатели, учитывающие бактериальную опасность

Общие подходы к установлению санитарно-гигиенических показателей излагаются в разделе 2.1.1 и в главе 3.

Источниками информации в отношении медико-санитарных рисков могут быть исследования в области эпидемиологии и оценки риска. Оба типа исследования обычно используются в качестве дополнительных.

Санитарно-гигиенические показатели могут также устанавливаться на основе медико-санитарных результатов, когда бремя заболеваемости болезнями, переносимыми водой, предполагается в такой степени значительным, что при этом появляется возможность измерять степень результативности осуществляемых мер – а именно, измерить степень снижения заболеваемости, которая может быть связана с питьевой водой.

Оценка риска имеет особое значение в тех случаях, когда та часть заболеваемости, которая может быть вызвана питьевой водой, незначительна или с трудом поддается непосредственному измерению средствами эпиднадзора или аналитических эпидемиологических исследований.

Данные, как эпидемиологических исследований, так и исследований по оценке риска, которые позволяют разработать санитарно-гигиенические показатели в отношении многих патогенов, ограничены, но их поступает все больше и больше. Данные, получаемые для местных условий, всегда имеют огромное значение при установлении национальных критериев.

В отношении контрольных мер против бактериальных рисков наиболее частой формой применяемых санитарно-гигиенических показателей являются показатели эффективности (см. раздел 3.2.2), которые обусловлены допустимым бременем заболеваемости. Показатели качества воды (см. раздел 3.2.3) по патогенам обычно не разрабатываются, поскольку контроль очищенной воды на патогены считается нецелесообразным или неэкономичным.

7.2.2 Оценка риска

Во многих случаях для оценки результатов улучшения качества питьевой воды с точки зрения риска для здоровья населения возможна посредством построения и применения моделей оценки риска.

Метод количественной оценки бактериального риска является быстро развивающейся дисциплиной, в которой системным образом объединяется имеющаяся информация в отношении экспозиции и дозозависимой реакции для получения расчетного бремени заболеваний, связанных с экспозицией к патогенам. Для оценки воздействия малых доз патогенов, находящихся в питьевой воде, на население и отдельные группы, используется математическое моделирование.

Интерпретация и применение информации, получаемой на основе аналитических эпидемиологических исследований для разработки медико-санитарных показателей для применения на национальном или местном уровне, требует учета ряда факторов, включая нижеследующие:

- Следует ли представить конкретные показатели уменьшения заболеваемости или индикативные пределы ожидаемого уменьшения?
- Насколько репрезентативным в отношении целевого населения было исследование, что позволило бы укрепить уверенность в надежности результатов, применяемых по отношению к более широким группам?
- В какой степени незначительные различия в демографических или социально-экономических условиях отразятся на результатах?

Оценка риска начинается с постановки проблемы, позволяющей выявить все возможные опасности и их прохождение от источников до получателей. Воздействие

патогенов на человека (концентрация их в окружающей среде и объемы, поступающие в организм) и реакция отдельных организмов на определенную дозу патогенов совместно характеризуют риск. Вводя дополнительную информацию (социального, культурного, политического, экономического, экологического характера и т.п.), можно определить приоритетность действий. Для привлечения поддержки участия других сторон, важную роль играет открытость процедуры и активная информированность сторон в отношении риска на каждой стадии процесса. Пример метода оценки риска приводится в Таблице 7.2 и описывается ниже.

Постановка проблемы и выявление опасностей

Все потенциальные опасности, источники и события, которые могут привести к возникновению этих опасностей (что именно может случиться и как) должны быть выявлены и документированы для каждого компонента системы питьевого водоснабжения, независимо от того, находится ли данный компонент под прямым контролем водоснабжения. Сюда могут относиться точечные источники загрязнения (например, бытовые и промышленные отходы), а также диффузные источники (например, загрязнение, связанное с ведением сельского хозяйства и животноводства). Следует также учитывать непрерывное, периодическое или сезонное загрязнение, а также маловероятные и нечастые события, такие как засухи и наводнения.

В более широком смысле опасности следует рассматривать с точки зрения опасных сценариев, являющихся событиями, которые могут привести к воздействию на человека определенных патогенных организмов. Подобные события (например, пиковое загрязнение водоисточника бытовыми источниками) могут квалифицироваться как опасность.

При этом необходимо выбрать такие репрезентативные организмы, борьба с которыми обеспечит контроль в отношении всех, вызывающих опасение, патогенов. Обычно для этого необходимо включить в анализ по крайней мере один из бактериальных патогенов, вирусов и протозойных организмов.

Таблица 7.2 Парадигма оценки риска для расчета риска для здоровья, создаваемого патогенами

Этап	Цель
1. Постановка проблемы и выявление опасностей	Выявить все возможные опасности, связанные с питьевой водой, которые могут иметь неблагоприятные медико-санитарные последствия, а также пути их движения от источника(ов) до потребителя(ей)
2. Оценка экспозиции	Определить масштабы и особенности воздействия патогенов на население, а также путь, интенсивность и продолжительность экспозиции
3. Оценка дозозависимой реакции организма	Охарактеризовать взаимосвязь между воздействием патогена и последствиями для здоровья
4. Характеристика риска	Объединить информацию, касающуюся воздействия патогенов на организм, реакции организма на определенную дозу и медико-санитарных мероприятий с тем, чтобы оценить масштабы медико-санитарной проблемы, а также учесть факторы непостоянства и неопределенности

Источник: Адаптировано из Haas et al. (1999 г.).

Оценка экспозиции к патогенам

Под оценкой экспозиции к патогенам следует понимать определение числа патогенных микроорганизмов, попадающих в организм человека, главным образом пищевым путем.

Оценка экспозиции носит характер прогнозирования, что нередко подразумевает субъективность. В ней непременно содержится неопределенность и в ней должна учитываться изменчивость таких факторов как колебания концентрации микроорганизмов с течением времени, количество патогенов, попадающих в организм и т.п. Под экспозицией к патогенам подразумевается единая доза патогенов, попадающих в организм человека в определенный момент времени, или их общее количество, попадающее в организм в несколько приемов (например, в течение года). Экспозиция к патогенам выражается концентрацией бактерий в питьевой воде и количеством потребляемой воды.

В редких случаях представляется возможным или необходимым регулярно измерять количество патогенов в питьевой воде. Чаще всего величина концентрации патогенов в водоисточнике предполагается или замеряется, и ее расчетное уменьшение, достигаемое, например, благодаря водоочистке, используется для расчета концентрации патогенов в потребляемой воде. Измерение количества патогенов, если таковое проводится, обычно лучше всего осуществлять в том месте, где патогены присутствуют в наивысших концентрациях (обычно в водоисточнике). Расчетный показатель их удаления при помощи поэтапных мер очистки обычно производится при помощи расчета по индикатору (как например, *E.coli* в том, что касается бактериальных энтеропатогенов).

Другой компонент оценки воздействия патогенов, являющийся общим для всех патогенов, – это количество некипяченой воды, потребляемой населением с учетом различий в потреблении воды между различными лицами и, в особенности, с учетом потребления воды в группах риска. Что касается опасностей бактериального загрязнения, важно, чтобы количество некипяченой питьевой воды, потребляемой непосредственно и используемой в приготовлении пищи, при расчете риска использовалось, поскольку нагревание быстро инактивирует патогены. Это количество воды ниже по своему значению, чем то, которое используется при расчете рекомендаций по химической очистке и критериев качества воды.

Интенсивность ежедневного воздействия патогенов на человека рассчитывается путем умножения концентрации патогенов в питьевой воде на количество потребляемой питьевой воды. Для целей настоящих рекомендаций потребление некипяченой питьевой воды предполагается равным одному литру воды в день.

Оценка дозозависимой реакции организма

Вероятность неблагоприятных последствий для здоровья в результате экспозиции к одному или более патогенным организмам рассчитывается на основе модели дозозависимой реакции. Данные, касающиеся дозозависимой реакции, получены главным образом по результатам наблюдения за группой здоровых взрослых добровольцев. Некоторые подгруппы населения как, например, дети, пожилые люди и лица с нарушенным иммунитетом, более чувствительны к инфекционным заболеваниям; однако в настоящее время необходимых данных, объясняющих это явление, недостаточно.

Концептуальной основой инфекционной модели является тот факт, что экспозиция к определенной установленной дозе патогенов создает вероятность инфекции как обусловленного явления. Для того чтобы произошло инфицирование, в организм человека должен проникнуть один или более жизнеспособных патогенов. Кроме того, один или более проникших патогенов должны в организме человека выжить. Важной концепцией здесь является принцип точечного воздействия (т.е. что даже единственный микроорганизм может оказаться способным вызвать инфекцию и заболевание, возможно с незначительной вероятностью). Эта концепция заменяет собой концепцию (минимальной) дозы инфицирования, которая часто использовалась в ранней литературе (см. вспомогательный документ *Hazard Characterization for Pathogens in Food and Water*; раздел 1.3).

В целом, распределение патогенов в воде подчиняется закону Пуассона. В тех случаях, когда индивидуальные вероятности каких-либо организмов выжить и

инициировать инфекцию являются равными, дозозависимое отношение сводится к экспоненциальной функции. Однако если в индивидуальной вероятности инфицировать наблюдается неоднородность, то это создает бета-дозозависимое распределение Пуассона, где «бета» означает распределение индивидуальных вероятностей инфицировать между патогенами (и реципиентами). При малых экспозициях, какие обычно имеют место при потреблении питьевой воды, дозозависимая реакция имеет примерно линейный вид и может быть упрощенно представлена как вероятность инфекции, являющейся результатом экспозиции к единственному микроорганизму (см. вспомогательный документ *Hazard Characterization for Pathogens in Food and Water*; раздел 1.3).

Характеристика риска

В характеристике риска объединяются данные, собранные в отношении экспозиций к патогену, дозозависимой реакции, тяжести заболевания и времени болезни.

Вероятность инфекции рассчитывается как произведение экспозиции через питьевую воду на вероятность того, что экспозиция к какому-либо одному организму приведет к инфекции. Вероятность инфекции в день умножается на 365 для расчета вероятности инфекции в год. При этом предполагается, что различные события экспозиции к патогенам независимы и что защитного иммунитета не возникает. Подобные упрощения справедливы лишь для случаев незначительного риска.

Не у всех инфицированных лиц проявятся клинические симптомы заболевания; для большинства патогенов характерна асимптоматическая инфекция. Процент инфицированных лиц, у которых появятся клинические симптомы, зависит от патогена, но также и от других факторов, таких как состояние иммунной системы инфицированного лица. Риск заболеваний в год рассчитывается путем умножения вероятности инфекции на вероятность заболевания данной инфекцией.

Малые величины, показанные в Таблице 7.3, можно рассматривать как вероятность того, что какое-либо отдельное лицо проявит симптомы заболевания в данный год. Например, риск заболевания, вызываемого микроорганизмом *Campylobacter* 2.5×10^{-4} в год, указывает на то, что в среднем 1 человек из 4 000 будет инфицирован кампилобактериозом через питьевую воду.

Для того чтобы пересчитать риск развития какого-либо заболевания в бремени болезней из расчета на один случай, используется показатель DALY. Результат должен отражать не только последствия в острых предельных значениях (например, диарейное заболевание), но также смертность и последствия более опасных предельных значений (например, синдром Гийен-Барре, ассоциируемый с *Campylobacter*). Бремя заболеваний из расчета на единичный случай изменяется в широких пределах. Например, рассчитываемое на 1 000 случаев бремя заболеваний, связанных с ротавирусной диареей составляет 480 DALY в регионах с низким доходом, где нередко отмечается детская смертность. Однако оно составляет лишь 14 DALY на 1 000 случаев в регионах с высоким доходом, где больничные структуры имеются в распоряжении значительного большинства населения (см. вспомогательный документ *Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality*; раздел 1.3).

Таблица 7.3 Взаимосвязь приемлемого бремени болезней и качества водопроводящего источника по отдельным патогенам: пример расчета

Речная вода (загрязняемая бытовыми стоками и животными)		<i>Cryptosporidium</i>	<i>Campylobacter</i>	Rotavirus ^a
Качество необработанной воды (C _R)	Микроорганизмов на литр	10	100	10
Степень очистки, необходимая для установления приемлемого риска (PT)	Процент уменьшения содержания	99,994%	99,99987%	99,99968%
Качество питьевой воды (C _D)	Микроорганизмов на литр	6,3 × 10 ⁻⁴	1,3 × 10 ⁻⁴	3,2 × 10 ⁻⁵
Потребление некипяченой питьевой воды (V)	Литров в день	1	1	1
Экспозиция к патогенам через питьевую воду (E)	Микроорганизмов в день	6,3 × 10 ⁻⁴	1,3 × 10 ⁻⁴	3,2 × 10 ⁻⁵
Дозозависимая реакция (r)	Вероятность инфекций на организм	4,0 × 10 ⁻³	1,8 × 10 ⁻²	2,7 × 10 ⁻¹
Риск инфекции (P _{inf,d})	В день	2,5 × 10 ⁻⁶	2,3 × 10 ⁻⁶	8,5 × 10 ⁻⁶
Риск инфекции (P _{inf,y})	В год	9,2 × 10 ⁻⁴	8,3 × 10 ⁻⁴	3,1 × 10 ⁻³
Риск (диарейной) инфекции от данной инфекции (P _{illinf})		0,7	0,3	0,5
Риск (диарейной) инфекции (P _{ill})	В год	6,4 × 10 ⁻⁴	2,5 × 10 ⁻⁴	1,6 × 10 ⁻³
Бремя болезней (db)	Удельный DALY	1,5 × 10 ⁻³	4,6 × 10 ⁻³	1,4 × 10 ⁻²
Подверженная часть (f _s)	Процент населения	100%	100%	6%
Бремя болезни (DB)	DALY в год	1 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁶

Формулы: C_D = C_R × (1 – PT)

E = C_D × V

P_{inf,d} = E × r

^a Данные из регионов с высоким доходом. В регионах с низким доходом болезнь протекает тяжелее, однако инфицирование через питьевую воду не является преобладающим.

Эта значительная разница в бремени болезней определяет более жесткие требования к водоочистке в регионах с низким доходом по отношению к воде одинакового качества, для того чтобы обеспечить одинаковую степень риска (выражаемую в DALY в год). В идеальном случае расчетные показатели бремени болезней в Таблице 7.3 должны быть адаптированы к конкретным национальным обстоятельствам. В Таблице 7.3 не учитываются последствия воздействия патогенов на лиц с нарушенным иммунитетом (например, в случае криптоспориоза у пациентов ВИЧ/СПИДа), что в некоторых странах имеет большое значение. В разделе 3.3.3 приводится больше информации в отношении показателя DALY и каким образом он применяется для расчета контрольного уровня риска.

К некоторым патогенам чувствительна лишь некоторая часть населения, поскольку иммунитет, приобретенный после первоначального эпизода инфекции или заболевания, может сохраняться в течение всей жизни. К таким патогенам относятся вирус гепатита А и ротавирусы. Согласно расчетам, в развивающихся странах все дети в возрасте свыше 5 лет имеют иммунитет против ротавирусов, что является результатом неоднократных экспозиций в течение первых лет жизни. В результате этого болезням, вызываемым ротавирусом, подвержены в среднем 17% населения. В развитых странах ротавирусная

инфекция также часто встречается в течение первых лет жизни, и заболевание диагностируется главным образом у детей раннего возраста, однако процент детей раннего возраста от общей численности населения ниже. В результате этого в развитых странах заболеваемости в среднем подвержены 6% населения.

Неопределенность подобной оценки риска является результатом неопределенности и изменчивости данных, собираемых на различных этапах оценки риска. Идеально модели оценки риска должны учитывать эту изменчивость и неопределенность, хотя здесь мы приводим лишь точечные оценки (см. ниже).

Важно выбрать наиболее целесообразную точечную оценку для каждой из переменных. Теоретические соображения подсказывают, что риски прямо пропорциональны арифметической средней количества патогенов, попадающих в организм. Поэтому в отношении таких переменных, как концентрация в сырой воде, степень очистки и потребление питьевой воды рекомендуется применять арифметические средние. Эта рекомендация отличается от обычной практики, распространенной среди микробиологов и инженеров и состоящей в пересчете концентраций и результатов водоочистки в логарифмические значения и в проведении расчетов или спецификаций в логарифмической шкале. Подобные расчеты дают скорее геометрические, нежели арифметические средние, и риск может значительно недооцениваться. Поэтому для анализа данных по конкретному водоему может оказаться необходимым вернуться к исходным данным, а не полагаться на приводимые и пересчитанные в логарифмические значения данные.

7.2.3 Установление показателей эффективности на основе риска

Вышеизложенная процедура позволяет произвести оценку риска на уровне населения, учитывая качество водоема и влияние регулирующих мер. Это можно сравнить с контрольным уровнем риска (см. раздел 3.3.2) или с рассчитываемым для местных условий приемлемым риском. Расчеты позволяют установить количественную степень защиты водоема или указать на очистку, которую необходимо провести для достижения заранее определенного уровня приемлемого риска, а также проанализировать расчетное воздействие различных контрольных мер.

Показатели эффективности чаще всего соотносятся с эффективностью водоочистки, что предполагает определение такого снижения бактериального содержания, которое необходимо для обеспечения безопасности воды. Показатель эффективности может быть применен к конкретной системе (с тем, чтобы можно было принять во внимание особые свойства водоема) или к обобщенной системе (например, задаться качеством воды в водоемах для всех систем определенного типа или определить условия водозабора из определенного водоема).

На Рисунке 7.2 указаны параметры эффективности водоочистки в отношении ряда патогенов, встречающихся в неочищенной воде. Например, наличие 10 микроорганизмов на литр воды в водоеме определяет необходимый показатель эффективности в 4,2 log (по логарифмической шкале) (или 99,994%) для микроорганизма *Cryptosporidium* или 5,5 log (99,99968%) для ротавирусов из расчета условий регионов с высоким доходом (см. также Таблицу 7.4 ниже). Различия в параметрах эффективности в отношении ротавируса в странах с высоким и низким доходом (5,5 и 7,6 log; Рисунок 7.2) объясняется различием тяжести заболевания, вызываемого этим организмом. В странах с низким доходом коэффициенты детской смертности сравнительно велики, и вследствие этого более высоким является показатель бремени заболеваний. Помимо этого, в странах с низким доходом в возрасте до 5 лет пребывает более значительная доля населения, которая подвержена ротавирусной инфекции.

Рисунок 7.2 Показатели эффективности для отдельных бактериальных вирусных и протозойных патогенов по отношению к качеству неочищенной воды (для того, чтобы обеспечить 10^{-6} DALY на человека в год)

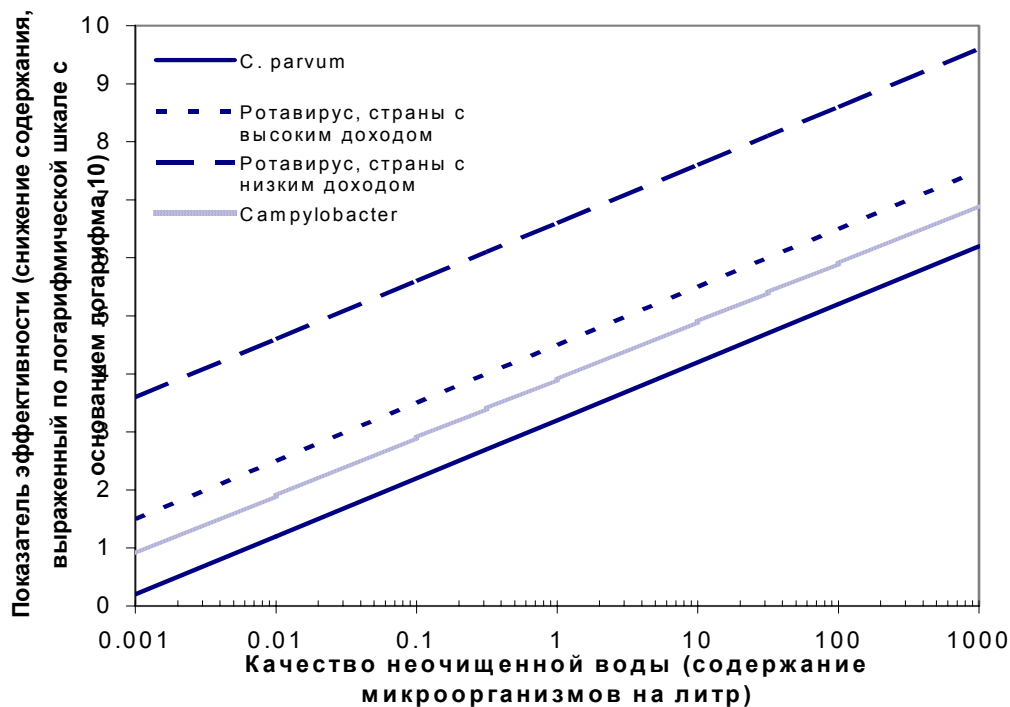


Таблица 7.4 Санитарно-гигиенические показатели, полученные из примера расчета в Таблице 7.3

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Campylobacter</i>	Ротавирус ^a
Содержание микроорганизмов на литр воды из водоисточника	10	100	10
Медико-санитарные результаты	10 ⁻⁶ DALY на человека в год	10 ⁻⁶ DALY на человека в год	10 ⁻⁶ DALY на человека в год
Риск диареи ^b	1 на 1600 в год	1 на 4000 в год	1 на 11 000 в год
Качество питьевой воды	1 на 1600 литров	1 на 8000 литров	1 на 32 000 литров
Показатель эффективности ^c	4,2 log ₁₀	5,9 log ₁₀	5,5 log ₁₀

^a Данные из регионов с высоким доходом. В регионах с низким доходом заболевание обычно протекает тяжелее, однако инфицирование через питьевую воду не является доминирующим.

^b Касается чувствительного населения.

^c Показатель эффективности является мерой логарифмического снижения количества патогенов по отношению к качеству воды в водоисточнике.

Расчет указанных показателей эффективности описан в Таблице 7.4, где приводится пример данных и расчетов, которые обычно используются для построения модели оценки риска в отношении переносимых водой патогенов. В таблице представлены данные по представителям трех основных групп патогенов (бактерии, вирусы и протозойные) из нескольких источников. Эти расчеты, носящие примерный характер, направлены на вычисление контрольного уровня риска 10⁻⁶ DALY на человека в год в соответствии с тем, как это изложено в разделе 3.3.3. Данные таблицы иллюстрируют расчеты, необходимые для того, чтобы перейти к оценке риска, и не представляют собою рекомендательные значения.

7.2.4 Результаты расчета показателей эффективности

В Таблице 7.4 представлены некоторые данные из Таблицы 7.3 в формате, который более понятен для руководящего звена, занимающегося управлением рисками. Средняя концентрация патогенов в питьевой воде включена для информации. Эти данные не отражают показателей качества воды, они также не предполагают отслеживание содержания патогенов в воде, прошедшей цикл очистки. Например, концентрация $6,3 \times 10^{-4}$ *Cryptosporidium* на литр (см. Таблицу 7.3) соответствует содержанию 1 ооцисты на 1600 литров (см. Таблицу 7.4). Показатель эффективности (в строке «Степень очистки» в Таблице 7.3), выраженный в виде процентного уменьшения содержания патогенов, является наиболее важным элементом информации для руководства в таблице по оценке риска. Он также может быть выражен в виде логарифмической величины снижения содержания патогенов. Например, снижение содержания ротавируса на 99,99968% соответствует 5,5 единиц по логарифмической шкале с основанием 10.

7.2.5 Вопросы адаптации методов расчета показателей эффективности на основе расчета риска к национальным/локальным условиям

Выбор патогенов в Таблице 7.4 был произведен главным образом благодаря наличию данных об устойчивости патогенов к процессу водоочистки, инфекционности и бремени заболеваний. Приводимые в примере патогены могут не являться самыми важными патогенами во всех регионах мира, хотя изменение состава патогенов обычно оказывает незначительное влияние на общие выводы, связанные с применением данной модели.

При проведении оценок подобного типа и в тех случаях, когда это возможно, следует использовать информацию, характерную для данной страны или для данного места. Если специфические данные отсутствуют, то приблизительная оценка риска может быть проведена по базисным данным (см. Таблицу 7.5 ниже).

В Таблице 7.4 показаны лишь изменения в качестве воды, полученные благодаря водоочистке, но не связанные с мерами по защите источника, которые в более значительной степени влияют на общую безопасность воды, регулируя концентрацию и/или состав патогенов. Оценка риска, представленная в Таблице 7.3, также предполагает, что в процессе распределения качество воды не ухудшается. Эти предположения могут не всегда оказаться реалистичными, и целесообразно всякий раз принимать эти факторы во внимание.

В Таблице 7.4 представлены лишь точечные оценки и не учитываются изменчивость и неопределенность. Полные модели оценки риска учитывают такие факторы, представляя вводимые переменные путем статического распределения, а не путем точечных оценок. Однако подобные модели в настоящее время большинству стран недоступны и данные, представленные в подобных распределениях, скудны. Получение подобных данных может потребовать значительных усилий с точки зрения времени и ресурсов, однако это способствовало бы значительно лучшему пониманию фактического качества водоисточников и требований с точки зрения водоочистки.

Необходимая степень очистки также зависит от заданных переменных величин (например, потребление питьевой воды, доля населения, подверженного заболеваниям), которые необходимо принимать во внимание в модели оценки риска. На Рисунке 7.3 показаны результаты изменения потребления некипяченой питьевой воды на критерий эффективности в отношении *Cryptosporidium parvum*. Например, если концентрация в сырой воде составляет 1 ооциста на литр, то критерий эффективности должен изменяться от 2,6 до 3,5 единиц по логарифмической шкале в тех случаях, когда потребление воды составляет от 0,25 до 2 литров в день. Некоторые эпидемиологические данные позволяют предположить, что в развитых странах значительная доля населения в возрасте свыше 5 лет имеет иммунитет к ротавирусам. На Рисунке 7.4 показано влияние колебаний в численности той доли населения, которая чувствительна к инфекции. Например, если концентрация в сырой воде составляет 10 вирусных частиц на литр, то критерии

эффективности увеличиваются с 5,5 до 6,7, если доля населения, чувствительного к инфекции, увеличивается с 6 до 100%.

Cryptosporidium parvum

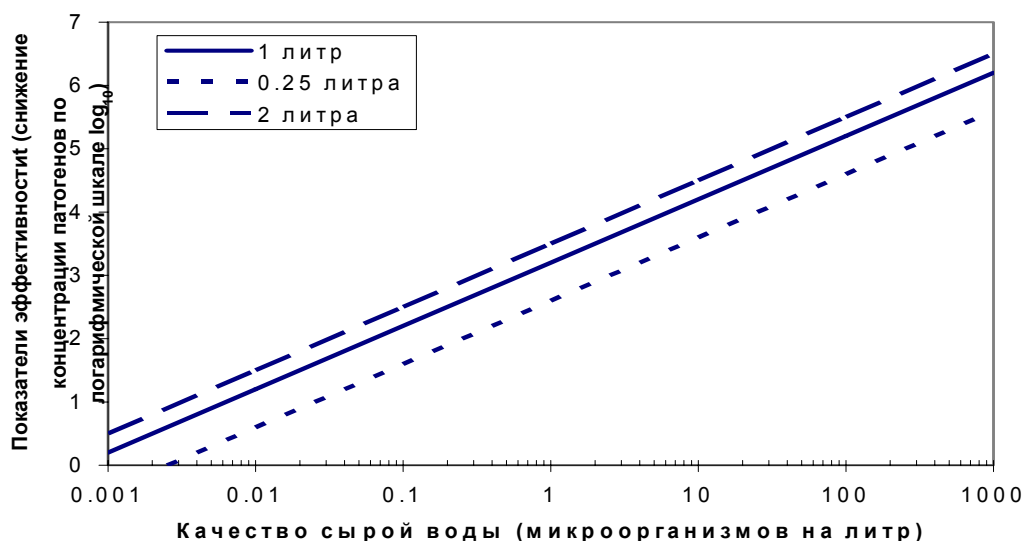


Рисунок 7.3 Критерии эффективности в отношении *Cryptosporidium parvum* при ежедневном потреблении некипяченой питьевой воды (обеспечивая уровень 10^{-6} DALY на человека в год)

7.2.6 Медико-санитарные результаты

Медико-санитарные результаты, предусматривающие снижение заболеваемости населения, могут быть установлены в ПБВ, разработанных в отношении конкретных мер по водоочистке, принимаемых на коммунальном уровне и на уровне домашних хозяйств. В этих задачах определяется ожидаемое снижение заболеваемости в тех районах, где такие меры принимаются.

Очередность мероприятий по улучшению качества воды должна определяться теми факторами, которые предполагаются ответственными за более чем 5% бремени определенного заболевания (например, 5% диарейных заболеваний). Во многих странах мира проведение мероприятий в области качества воды, которые приводят к снижению заболеваемости на более чем 5%, считались бы чрезвычайно успешными. Непосредственное подтверждение медико-санитарных достижений, получаемых в результате улучшения качества воды и выражающихся, например, в снижении концентрации *E.coli* в точке потребления, может оказаться возможным в тех случаях, где бремя заболевания является значительным, и где применяются эффективные меры, что может явиться убедительным аргументом, указывающим на первый шаг в направлении постепенного улучшения качества воды.

В тех случаях, когда определенное количественное снижение заболеваемости определяется в качестве медико-санитарного результата, может оказаться целесообразным проводить постоянное и активное обследование здоровья репрезентативного населения, а не ограничиваться пассивным наблюдением.

Ротавирус, страны с высоким доходом

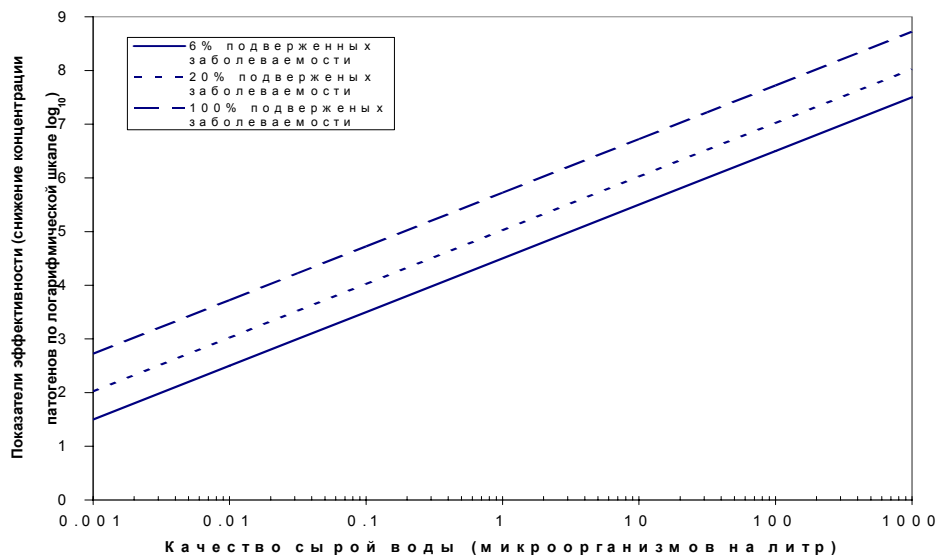


Рисунок 7.4 Показатель эффективности в отношении ротавируса, касающийся той части населения, которая восприимчива к заболеваниям (обеспечивая уровень 10^{-6} DALY на человека в год)

7.3 Распространенность патогенов в воде и способы их удаления

Как указывалось в разделе 4.1, оценка системы подразумевает выявление того, насколько способна система подачи питьевой воды в целом обеспечить качество питьевой воды, отвечающей установленным показателям. Для этого необходимо иметь представление о качестве водоисточника и эффективности контрольных мер.

Иметь понятие о распространенности патогенов в водоисточниках крайне важно, поскольку это помогает выбрать высококачественный источник для питьевого водоснабжения, определить содержание патогенов и их концентрацию в водоисточнике, и исходить из этого при разработке требований в области очистки, которые отвечали бы санитарно-гигиеническим показателям, заложенным в ПБВ.

Понимание эффективности контрольных мер предполагает валидацию (см. раздел 2.1.2 и 4.1.7). Валидация имеет важное значение в достижении тех целей, которые ставятся в процессе водоочистки (показатели эффективности), и в плане оценки тех аспектов, в отношении которых эффективность может быть улучшена (например, путем сравнения эффективности, которая достигнута, с эффективностью, которую можно достичь при правильном проведении процесса).

7.3.1 Распространенность

Распространенность патогенов и индикаторных организмов в грунтовых и поверхностных водах зависит от ряда факторов, в том числе от собственных физических и химических характеристик водозабора, а также от активности и масштабов деятельности человека и животных, которые высвобождают патогены в окружающую среду.

В поверхностных водах к потенциальным источникам патогенов относятся точечные источники, такие как муниципальные стоки и городские ливневые стоки, а также не точечные источники, такие как загрязненные стоки из сельскохозяйственных зон и зон с местными септическими системами и выгребными ямами. К другим источникам относятся дикие животные и сельскохозяйственные животные, имеющие прямой доступ к поверхностным водоемам. Концентрация многих патогенов в поверхностных водах понижается вследствие поступления дополнительной воды, осадков и распада

микроорганизмов в результате воздействия факторов окружающей среды (температура, солнечный свет, поглощение организмами, питающимися бактериями и т.п.).

Грунтовые воды часто более защищены от непосредственного влияния источников загрязнения, в силу того верхние слои почвы и ее ненасыщенные зоны обеспечивают защитный эффект. Загрязнение грунтовых вод происходит чаще в тех случаях, когда нарушаются эти защитные барьеры, в результате чего происходит прямое загрязнение. Это может происходить через загрязненные или заброшенные колодцы или в результате воздействия подземных источников загрязнения, таких как выгребные ямы и канализация. Однако в ряде исследований указывается на наличие патогенов и индикаторных микроорганизмов в грунтовых водах даже на глубине при отсутствии таких опасных факторов, в особенности в тех случаях, когда поверхностное загрязнение ярко выражено, что имеет место при применении навоза и других фекальных элементов, возникающих в результате интенсивного животноводства (например, в загонах для скота). Влияние таких источников загрязнения можно в значительной мере уменьшить, например при помощи защиты водоносных слоев и надлежащего проектирования и строительства колодцев.

Более подробное обсуждение источников патогенов и ключевых факторов, определяющих их действие, можно найти во вспомогательных документах *Protecting Surface Waters for Health* и *Protecting Groundwaters for Health* (раздел 1.3).

В Таблице 7.5 представлены расчетные данные о высоких концентрациях энтеропатогенов и бактериальных индикаторов в различных видах поверхностных вод и в грунтовых водах, полученные главным образом из опубликованных работ. Завышенные значения приведены по той причине, что они представляют собой ситуацию значительного риска и, в силу этого, более значительную степень уязвимости. В таблицу включены два вида данных в отношении рек и водостоков: один в отношении «перегруженных» источников и другой – в отношении менее «перегруженных» источников. Более подробная информация, касающаяся этих данных, опубликована в различных изданиях, включая ряд докладов, которые приводит Dangendorf et al. (2003г.).

Данные в Таблице 7.5 являются полезным руководством в отношении концентраций энтеропатогенов и индикаторных микроорганизмов в различных водоисточниках. Однако эти данные страдают некоторыми ограничениями и неопределенностями, в том числе:

Таблица 7.5 Имеющиеся в научной литературе примеры значительных обнаруживаемых концентраций (на литр) энтеропатогенов и индикаторов фекального загрязнения в различных видах водоисточников

Патоген или группы бактериальных индикаторов	Озера и резервуары	Загрязненные реки и водотоки	Реки и водотоки в необитаемых районах	Грунтовые воды
<i>Campylobacter</i>	20–500	90–2500	0–1100	0–10
<i>Salmonella</i>	–	3–58 000 (3–1000) ^a	1–4	–
<i>E. coli</i> (общего вида)	10 000–1 000 000	30 000–1 000 000	6000–30 000	0–1000
Вирусы	1–10	30–60	0–3	0–2
<i>Cryptosporidium</i>	4–290	2–480	2–240	0–1
<i>Giardia</i>	2–30	1–470	1–2	0–1

^a Нижняя граница соответствует последним замерам.

- отсутствие сведений о месте забора проб по отношению к источникам загрязнения;
- сомнения в отношении точности аналитических методов, в особенности в том, что касается вирусов и протозойных организмов; и

- отсутствие сведений о жизнеспособности и инфекционности для человека ооцист *Cryptosporidium*, цист *Giardia* и вирусов, обнаруженных в ходе разных исследований, поскольку различные использовавшиеся методы не были основаны на методе культуры (а например, на микроскопии или анализе молекулярных/нуклеиновых кислот).

Хотя в таблице дается указание на концентрации, которые могут иметь место в водоисточниках, гораздо более точным способом определения патогенной нагрузки и концентрации патогенов в конкретных водозаборах и других водоисточниках является анализ качества воды в течение некоторого периода времени, при котором учитываются сезонные вариации и пиковые явления, как например ливневые дожди. Прямое измерение количества патогенов и индикаторных микроорганизмов в отдельных водоисточниках, в отношении которых разрабатываются ПКВ и определяются целевые патогены, рекомендуется всякий раз, когда это возможно, поскольку это дает лучшие показатели в отношении бактериальных концентраций и нагрузок.

7.3.2 Водоочистка

В водоснабжении наиболее высокого качества, например, на основе грунтовых вод из ограниченных водоносных слоев, в качестве основного контрольного механизма обеспечения безопасной воды можно полагаться на водоисточник и защищенную систему распределения. В более общем случае для удаления или разрушения патогенных микроорганизмов необходима водоочистка. Во многих случаях (например, поверхностные воды плохого качества) необходимо несколько этапов водоочистки, в том числе, например, коагуляция, флокуляция, седиментация, фильтрование и дезинфекция. В Таблице 7.6 в обобщенном виде представлены процессы водоочистки, которые широко используются по отдельности или в сочетании друг с другом для снижения бактериального содержания.

Снижение бактериального содержания, показанное в Таблице 7.6, затрагивает обширные группы или категории микроорганизмов: бактерии, вирусы и протозойные. Это достигается за счет того, что обычно эффективность водоочистки в плане снижения бактериального содержания различна для этих бактериальных групп в силу различных свойств, присущих бактериям (например, размера, особенностей защитного слоя, физико-химических свойств поверхностей и т.п.). В пределах этих бактериальных групп различие в эффективности процессов водоочистки наблюдается в меньшей степени в рамках отдельных видов, типов или штаммов бактерий.

Таблица 7.6 Снижение содержания бактерий, вирусов и протозойных посредством обычных и усовершенствованных методов водоочистки

Тип водоочистки	Группа энтеропатогенов	Минимальное удаление	Максимально возможное удаление
Предварительная очистка			
Грубое фильтрование	Бактерии	50%	До 95%, если есть защита от пиков помутнения при помощи динамических фильтров или если они применяются после окончательной выдержки
	Вирусы Протозойные	Данных нет Данных нет, некоторое удаление возможно	Удаление протозойных возможно происходит одновременно с удалением помутнения
Микрофильтрование	Бактерии, вирусы,	Ноль	Обычно неэффективно

Тип водоочистки	Группа энтеропатогенов	Минимальное удаление	Максимально возможное удаление
Береговое накопление	протозойные		
	Все	Повторное загрязнение может оказаться значительным и усилить уровни загрязнения в поступающей воде; размножение водорослей может ухудшить качество воды	Прекращение водозабора в периоды максимального помутнения равноценны 90% удалению; хранение в отдельных накопителях повышает степень удаления на 15–230 раз
	Бактерии	Ноль (предполагая неполную очистку)	Удаление на 90% в течение 10–40 дней фактического хранения
	Вирусы	Ноль (предполагая неполную очистку)	Удаление на 93% в течение 100 дней фактического хранения
Береговая инфильтрация	Протозойные	Ноль (предполагая неполную очистку)	Удаление на 99% в течение 3 недель фактического хранения
	Бактерии	99,9% после 2 мес. 99,99% после 4 мес. (минимум рассчитывается по удалению вируса)	
	Вирусы	99,9% после 2 мес. 99,99% после 4 мес.	
	Протозойные	99,99%	
Коагуляция/ флокуляция/ седиментация			
Обычное осветление	Бактерии	30%	90% (в зависимости от коагулянта, рН, температуры, щелочного состава, мутности)
	Вирусы	30%	70% (см. выше)
	Протозойные	30%	90% (см. выше)
Интенсивное осветление	Бактерии	По крайней мере 30%	
	Вирусы	По крайней мере 30%	
	Протозойные	95%	99,99% (в зависимости от использования соответствующего подстилочного полимера)
Флотация растворенным воздухом	Бактерии	Данных нет	
	Вирусы	Данных нет	
	Протозойные	95%	99,9% (в зависимости от рН, дозы коагулянта, времени флокуляции, коэффициента оборота)
Известковое смягчение	Бактерии	20% при рН 9,5 в течение 6 ч. при 2–8 °С	99% при рН 11,5 в течение 6 ч. при 2–8 °С
	Вирусы	90% при рН <11 в течении 6 ч.	99,99% при рН >11, в зависимости от вируса и времени седиментации
	Протозойные	Низкая инаktivация	99% посредством ускоренного осаждения и инаktivации при рН 11,5
Ионный обмен			
	Бактерии	Ноль	
	Вирусы	Ноль	

Тип водоочистки	Группа энтеропатогенов	Минимальное удаление	Максимально возможное удаление
	Протозойные	Ноль	
Фильтрация			
Гранулярное интенсивное фильтрование	Бактерии	Данных нет	99% при оптимальных условиях коагуляции
	Вирусы	Данных нет	99,9% при оптимальных условиях коагуляции
	Протозойные	70%	99,9% при оптимальных условиях коагуляции
Медленное фильтрование через песок	Бактерии	50%	99,5% при оптимальном выдерживании, очистке и наполнении, а также при отсутствии неполной очистки
	Вирусы	20%	99,99% при оптимальном выдерживании, очистке и наполнении, а также при отсутствии неполной очистки
	Протозойные	50%	99% при оптимальном выдерживании, очистке и наполнении и при отсутствии неполной очистки
Послойное фильтрование	Бактерии	30–50%	96–99,9% при использовании предварительной химической очистки с полимерными коагулянтами
Диатомея и перлит	Вирусы	90%	98% при использовании предварительной химической очистки с коагулянтами или полимерами
	Протозойные	99,9%	99,99%, в зависимости от сортамента средства и степени фильтрования
Мембранное фильтрование – микрофильтрование	Бактерии	99,9–99,99% при условии соответствующей предварительной очистки и сохранении целостности мембраны	
	Вирусы	<90%	
	Протозойные	99,9–99,99% при условии надлежащей предварительной очистки и сохранении целостности мембраны	
Мембранное фильтрование – ультра-фильтрование, нанофильтрование	Бактерии	Полное удаление при условии надлежащей предварительной очистки и сохранении целостности мембраны	

Тип водоочистки	Группа энтеропатогенов	Минимальное удаление	Максимально возможное удаление
и обратный осмос	Вирусы	Полное удаление при помощи нанофильтрации и обратного осмоса при меньшем диаметре пор ультрафильтров при условии надлежащей предварительной очистки и сохранении целостности мембраны	
	Протозойные	Полное удаление при условии надлежащей предварительной очистки и сохранении целостности мембраны	
Дезинфекция			
Хлор	Бактерии	Ct_{99} : 0,08 мг·мин/литр при 1–2 °С, рН 7; 3,3 мг·мин/литр при 1–2 °С, рН 8,5	
	Вирусы	Ct_{99} : 12 мг·мин/литр при 0–5 °С; 8 мг·мин/литр при 10 °С; в обоих случаях при рН 7–7,5	
	Протозойные	<i>Giardia</i> Ct_{99} : 230 мг·мин/литр при 0,5 °С; 100 мг·мин/литр при 10 °С; 41 мг·мин/литр при 25 °С; во всех случаях при рН 7–7,5 <i>Cryptosporidium</i> не удаляется	
Монохлорамин	Бактерии	Ct_{99} : 94 мг·мин/литр при 1–2 °С, рН 7; 278 мг·мин/литр при 1–2 °С, рН 8,5	
	Вирусы	Ct_{99} : 1240 мг·мин/литр при 1 °С; 430 мг·мин/литр при 15 °С; в обоих случаях при рН 6–9	
	Протозойные	<i>Giardia</i> Ct_{99} : 2550 мг·мин/литр при 1 °С; 1000 мг·мин/литр при 15 °С; во обоих случаях при рН 6–9 <i>Cryptosporidium</i> не дезактивирован	
Диоксид хлора	Бактерии	Ct_{99} : 0,13 мг·мин/литр при 1–2 °С, рН 7; 0,19 мг·мин/литр при 1–2 °С, рН 8,5	
	Вирусы	Ct_{99} : 8,4 мг·мин/литр при 1 °С; 2,8 мг·мин/литр при 15 °С; в обоих случаях при рН 6–9	

Тип водоочистки	Группа энтеропатогенов	Минимальное удаление	Максимально возможное удаление
Озон	Протозойные	<i>Giardia</i> Ct ₉₉ : 42 мг·мин/литр при 1 °С; 15 мг·мин/литр при 10 °С; 7,3 мг·мин/литр при 25 °С; во всех случаях при pH 6–9 <i>Cryptosporidium</i> Ct ₉₉ : 40 мг·мин/литр при 22 °С, pH 8	
	Бактерии	Ct ₉₉ : 0,02 мг·мин/литр при 5 °С, pH 6–7	
	Вирусы	Ct ₉₉ : 0,9 мг·мин/литр при 1 °С, 0,3 мг·мин/литр при 15 °С	
Иррадиация УФ	Протозойные	<i>Giardia</i> Ct ₉₉ : 1,9 мг·мин/литр при 1 °С; 0,63 мг·мин/литр при 15 °С, pH 6–9 <i>Cryptosporidium</i> Ct ₉₉ : 40 мг·мин/литр при 1 °С; 4,4 мг·мин/литр при 22 °С	
	Бактерии	99% инактивация: 7 мJ/см ²	
	Вирусы	99% инактивация: 59 мJ/см ²	
	Протозойные	<i>Giardia</i> 99% инактивация: 5 мJ/см ² <i>Cryptosporidium</i> 99,9% инактивация: 10 мJ/см ²	

Примечание: Ct и УВ относятся к микроорганизмам во взвешенном состоянии и не входящими в состав частиц или биопленок.

Однако такие различия встречаются, и в таблице представлены консервативные оценки снижения бактериального содержания наиболее резистентной или жизнеспособной патогенной части этой бактериальной группы. В тех случаях, когда различия по удалению путем очистки между различными членами бактериальной группы значительны, результаты по отдельным бактериям представлены в таблице отдельно.

Вода, не поступающая по трубопроводу (сбор дождевых стоков), а также колодезная или ключевая вода часто содержит патогены. В таких источниках нередко необходима очистка и защита источника от загрязнения с тем, чтобы обеспечить более безопасную воду. Многие из процессов, используемых для водоочистки в домашних условиях те же, что и процессы, используемые в коллективных и других трубопроводных системах водоснабжения (Таблица 7.6). Эффективность этих процессов водоочистки в домашних условиях, вполне вероятно, равноценна эффективности минимального уровня удаления бактерий, как это показано в Таблице 7.6. Однако имеются дополнительные способы водоочистки, рекомендуемые для применения в нетрубопроводных системах водоснабжения в домашних хозяйствах и которые обычно не используются в трубопроводных системах.

Дополнительная информация в отношении этих процессов водоочистки, их проведения и их эффективности в плане удаления патогенов имеется более подробно во вспомогательных документах (для трубопроводных систем водоснабжения: *Water*

Treatment and Pathogen Control; для нетрубопроводных [главным образом домашних] систем водоснабжения: *Managing Water in the Home*; см. раздел 1.3).

7.4 Проверка бактериальной безопасности и качества воды

Патогенные агенты обладают рядом свойств, отличающих их от других элементов загрязнения питьевой воды:

- Патогены являются не раствором, а дискретными частицами.
- Патогены часто слипаются вместе или прилипают к взвешенным в воде твердым частицам.
- Вероятность успешного поведения патогена, приводящего к инфекции, зависит от инвазивности и вирулентности патогена, а также от иммунитета человека.
- Если инфицирование произошло, патогены размножаются в организме. Некоторые патогенные бактерии также могут размножаться в продуктах питания или напитках, создавая тем самым самоподдерживающийся цикл или даже усиливая вероятность инфекции.
- В отличие от многих химических агентов, дозозависимая реакция на патогены не является кумулятивной.

Бактерии, являющиеся индикаторами фекального загрязнения, включая *E. coli*, являются важными элементами проверки на бактериальное качество (см. также раздел 2.2.1). Такая проверка качества воды дополняет оперативный контроль и оценку рисков загрязнения, проводимые, например, путем контрольных проверок работы установки водоочистки, проверки технологического контроля и санитарных инспекций.

Для получения достоверных результатов, бактерии, являющиеся индикаторами фекального загрязнения, должны отвечать определенным критериям. Они должны повсеместно присутствовать в значительных количествах в фекалиях человека и других теплокровных животных, должны легко выявляться простыми методами и не должны размножаться в воде в естественных условиях.

В отношении фекального загрязнения наилучшим индикаторным организмом является *E. coli*. Во многих обстоятельствах при проверке на содержание *E. coli* в качестве замены могут использоваться термотолерантные колиформы.

Вода, предназначенная для потребления человеком, не должна содержать индикаторные организмы. В большинстве случаев контроль за содержанием индикаторных бактерий обеспечивает значительную степень безопасности, поскольку в загрязненных водах они присутствуют в больших количествах.

Патогены, более резистентные к обычным экологическим условиям или технологиям водоочистки, могут присутствовать в очищенной воде и в тех случаях, когда *E. coli* отсутствует. Ретроспективные исследования в отношении вспышек болезней, переносимых водой, и успехи в изучении поведения патогенов в воде подтвердили, что исходить из предположений, выстраиваемых на отсутствии или присутствии *E. coli*, не означает находить оптимальные решения, касающиеся безопасности воды.

Протозойные организмы и некоторые энтеровирусы более резистентны ко многим дезинфектантам, включая хлор, и могут сохранять жизнеспособность (и патогенность) в питьевой воде после дезинфекции. Другие организмы могут оказаться более подходящими индикаторами на сохраняющуюся бактериальную опасность, и их выбор в качестве дополнительных индикаторов должен рассматриваться с учетом местных обстоятельств и научного понимания. Поэтому проверка может потребовать анализа ряда организмов, таких как кишечные энтерококки (споры) *Clostridium perfringens* и бактериофаги.

В Таблице 7.7 представлены рекомендательные значения для проверки бактериального качества питьевой воды. Индивидуальные значения не должны выбираться непосредственно из таблиц. Рекомендательные значения следует использовать и интерпретировать одновременно с информацией, содержащейся в настоящих Рекомендациях и в других вспомогательных документах.

Таблица 7.7 Рекомендательные значения для проверки бактериального качества воды (см. также Таблицу 5.2)^a

Организмы	Рекомендуемый показатель
Все виды воды, непосредственно предназначенные для питья	
<i>E. coli</i> или термотолерантные колиформные бактерии ^{b,c}	Не должна выявляться ни в одной из проб по 100 мл
Очищенная вода, поступающая в систему распределения	
<i>E. coli</i> или термотолерантные колиформные бактерии ^b	Не должна выявляться ни в одной из проб по 100 мл
Очищенная вода в системе распределения	
<i>E. coli</i> или термотолерантные колиформные бактерии ^b	Не должна выявляться ни в одной из проб по 100 мл

^a Если *E. coli* выявляется, необходимо немедленно провести расследование.

^b Хотя *E. coli* является более точным индикатором фекального загрязнения, количество термотолерантных колиформных бактерий является приемлемой альтернативой. При необходимости должны быть проведены надлежащие подтверждающие тесты. Общий показатель по колиформным бактериям не является приемлемым индикатором санитарного качества воды, в особенности в тропических районах, где практически во всех неочищенных водах встречаются многие бактерии, не представляющие санитарной опасности.

^c Признается, что в значительном большинстве сельскохозяйственных систем водоснабжения, в особенности в развивающихся странах, фекальное загрязнение широко распространено. В особенности, в этих условиях необходимо устанавливать среднесрочные показатели постепенного улучшения систем водоснабжения.

Следствием различной чувствительности к патогенам является то, что экспозиция к питьевой воде определенного качества приводит к различным последствиям для здоровья у различных людей. При разработке рекомендаций необходимо определить контрольные группы населения или в некоторых случаях уделить особое внимание особым уязвимым подгруппам. Национальные или местные органы при разработке национальных стандартов могут применять специфические особенности населения своих регионов.

7.5 Методы обнаружения бактерий индикаторов фекального загрязнения

Анализ на бактерии индикаторы фекального загрязнения является чутким, хотя и не самым оперативным указанием на загрязнение питьевой воды. По причине того, что питательная среда и условия инкубации, а также характер и давность пробы могут обуславливать изолируемые виды и их количество, точность микробиологического анализа может колебаться. Это означает, что для того, чтобы критерии бактериального качества воды были единообразны в разных лабораториях и в разных странах, необходимо придавать большое значение стандартизации методов и лабораторных процедур.

Международные стандартные методы прежде, чем они будут приняты, должны пройти проверку с точки зрения местных условий. Имеются установленные стандартные методы наподобие методов ISO (Таблица 7.8) или методы равноценной эффективности и надежности. Желательно, чтобы для рутинных анализов применялись установленные стандартные методы. Какой бы метод ни был избран для обнаружения *E.coli* или

термотолерантных колиформ, необходимо учитывать, что штаммы, поврежденные окружающей средой или дезинфектантами, обладают способностью «оживать» или восстанавливаться.

Таблица 7.8 Стандарты Международной организации по стандартизации (ИСО) в области выявления и подсчета бактерий, являющихся фекальными индикаторами в воде

Стандарт ИСО	Название (качество воды)
6461-1:1986	Обнаружение и подсчет спор анаэробных микроорганизмов, восстанавливающих сульфиды (clostridia) – Часть 1: Метод обогащения в жидкой среде
6461-2:1986	Обнаружение и подсчет спор анаэробных микроорганизмов, восстанавливающих сульфиды (clostridia) – Часть 2: Метод мембранного фильтрования
7704:1985	Оценка мембранных фильтров, использованных для микробиологических анализов
7899-1:1984	Обнаружение и подсчет фекальных стрептококков – Часть 1: Метод обогащения в жидкой среде
7899-2:1984	Обнаружение и подсчет фекальных стрептококков – Часть 2: Метод мембранного фильтрования
9308-1:1990	Обнаружение и подсчет колиформных организмов, термотолерантных колиформных организмов и предполагаемой <i>Escherichia coli</i> – Часть 1: Метод мембранного фильтрования
9308-2:1990	Обнаружение и подсчет колиформных организмов, термотолерантных колиформных организмов и предполагаемой <i>Escherichia coli</i> – Часть 2: Метод наиболее вероятного количества

7.6 Действия на местах в случае проблем с бактериальным качеством воды и в случае санитарных аварий

В случае санитарной аварии, когда есть подтверждение фекального загрязнения питьевой воды, может оказаться необходимым либо внести изменения в порядок очистки существующих водоисточников, либо временно перейти на использование альтернативных источников питьевой воды. Может оказаться необходимым усилить дезинфекцию в водоисточнике после очистки или в процессе распределения.

Если качество воды с точки зрения бактериального не удается стабилизировать, может оказаться необходимым рекомендовать потребителям кипятить воду, пока сохраняется аварийное состояние (см. раздел 7.6.1). В тех случаях, когда для того, чтобы не допустить получения потребителями загрязненной воды в больших количествах, достаточны оперативные меры, может оказаться целесообразным провести дополнительное хлорирование и предпринять неотложные корректирующие меры.

Во время вспышек заболеваний, потенциально переносимых водой, или в тех случаях, когда обнаружено фекальное загрязнение питьевой воды, концентрация свободного хлора должна быть увеличена до уровня, превышающего 0,5 мг/л по всей системе в качестве минимальной безотлагательной меры. Крайне важно, чтобы решения принимались в консультации с органами здравоохранения и, в необходимых случаях, с гражданскими властями (см. также раздел 8.6).

7.6.1 Кипячение воды и рекомендации, касающиеся ограничений использования воды

Структурам, занимающимся водораспределением, совместно с органами здравоохранения, необходимо разработать порядок действий, предусматривающий необходимость кипятить воду и необходимость ограничить водопользование. Этот

порядок действий следует подготовить до заблаговременно и сделать его составной частью планов управления. Решения, касающиеся введения в действие ограничений, часто принимаются в срочном порядке, и обсуждение необходимых действий в ходе самой аварии может затруднить принятие решений, нарушить внешние контакты и подорвать общественное доверие.

Помимо информации, рассматриваемой в разделе 4.4.3, в документах, определяющих порядок действий, должны предусматриваться:

- критерии введения в действие и отмены ограничений;
- информацию для общественности и специфических групп; и
- сфера применения ограничений.

Порядок должен предусматривать механизмы распространения рекомендаций по поводу кипячения воды и ограничения использования воды. Механизмы могут быть различными, в зависимости от особенностей водоснабжения и численности населения, к которому это относится, и могут предусматривать:

- информационные сообщения по телевидению, радио и в газетах;
- сообщения по телефону, электронной почте или факсу в адрес отдельных учреждений, общественных групп и местных органов;
- размещение объявлений на видных местах;
- личную доставку; и
- рассылку по почте.

Избранные методы должны обеспечить обоснованную уверенность в том, что все те, кого эти рекомендации касаются, включая всех, кто в этих районах проживает, работает или находится проездом, извещены скорейшим образом.

В рекомендациях, касающихся кипячения необходимо указываться, что воду можно обезопасить, доведя ее до точки кипения. После кипячения воде надо дать остыть, не добавляя в нее льда. Эта процедура эффективна, независимо от высоты по отношению к уровню моря. Она также действенна при замутненной воде.

К случаям, когда надо вводить в действие рекомендации по кипячению, относятся:

- существенное ухудшение качества водоисточника;
- значительные нарушения процесса водоочистки или целостности систем распределения;
- недостаточная дезинфекция;
- обнаружение патогенов или фекальных индикаторов в питьевой воде; и
- эпидемиологические данные, позволяющие предположить, что причиной вспышки заболеваний является питьевая вода.

Рекомендации по кипячению являются серьезной мерой, которая может иметь значительные негативные последствия. Рекомендации кипятить воду может иметь опасные последствия для здоровья, т.к. могут иметь место случаи ошпаривания кипятком или усиливаться тревожные ощущения даже после того, как рекомендации будут отозваны. Кроме того, не все будут придерживаться рекомендаций даже в самом начале. Если рекомендации о кипячении воды публикуются неоднократно или сохраняются в силе в течение длительного периода времени, все меньше и меньше людей будут их придерживаться. Поэтому рекомендации следует издавать, лишь тщательно взвесив всю имеющуюся информацию в распоряжении органов здравоохранения и группы, координирующей аварийные работы, и придя к выводу, что риск для общественного здравоохранения сохраняется и преобладает над всяким риском, связанным с

рекомендациями кипятить воду. Например, в тех случаях, когда обнаруживается бактериальное загрязнение в пробах питьевой воды, к факторам, которые следует учитывать при оценке необходимости опубликования рекомендаций, относятся:

- достоверность и точность результатов;
- уязвимость водоисточника к загрязнению;
- подтверждение ухудшения качества воды в водоисточнике;
- результаты контроля за водоисточником;
- результаты оперативного контроля за процессами водоочистки и дезинфекции;
- остаточное количество дезинфектанта; и
- физическая целостность системы распределения.

Имеющаяся информация должна быть изучена для выявления возможного источника загрязнения и вероятности повторения или продолжения загрязнения.

Публикуемые рекомендации в отношении кипячения должны быть ясными и легко понимаемыми теми, для кого они предназначены, в противном случае их придерживаться не будут. Рекомендации обычно содержат изложение проблемы, потенциальный риск для здоровья и симптомы, действия, которые необходимо в связи с этим предпринимать, порядок расследования причин и корректирующие меры, которые были инициированы, а также предполагаемый срок разрешения проблемы. Если рекомендации вызваны вспышкой заболеваний, особые сведения должны быть приведены в отношении характера вспышки, самого заболевания и действий органов здравоохранения.

В рекомендациях по кипячению должны быть названы те аспекты использования питьевой воды, на которые эти рекомендации направлены, и те, которых они не затрагивают. В целом в рекомендациях должно быть указано, что некипяченая вода не должна использоваться для питья, приготовления холодных напитков, приготовления льда, приготовления пищи, промывания пищевых продуктов или для чистки зубов. Если степень загрязнения не столь значительна, то некипяченую воду обычно можно использовать для купания (при условии, что купающиеся не пьют эту воду), а также для стирки. Рекомендации по кипячению должны предусматривать особые положения для уязвимых групп, таких как беременные женщины или лица с нарушенным иммунитетом.

Особые рекомендации должны быть также предусмотрены для медико-санитарных учреждений, таких как стоматологические клиники, диализные центры, кабинеты врачей, больницы и другие учреждения здравоохранения, детские учреждения, школы, структуры, занимающиеся снабжением и производством продуктов питания, гостиницы, рестораны и операторы общественных бассейнов и минеральных источников.

В условиях, когда вступают в действие рекомендации кипячению и ограничению использования воды, необходимо предусмотреть снабжение питьевой водой, например водой в бутылках или цистернах. Порядок действий должен предусматривать источники альтернативного снабжения и механизмы доставки.

В порядке действий следует предусмотреть критерии отмены действия рекомендаций по кипячению и ограничению использования воды. В зависимости от причины введения в действие рекомендаций, эти критерии должны включать в себя один или более из числа нижеследующих:

- подтверждение того, что качество воды в водоисточнике вернулось к норме;
- нарушения, связанные с процессом водоочистки или системами распределения, ликвидированы;
- ошибки в процессе дезинфекции устранены и восстановление нормального остаточного уровня дезинфектанта произведено;

- в тех случаях, когда рекомендации были введены в действие по причине обнаружения бактериального загрязнения питьевой воды, наличие подтверждения того, что бактериальное загрязнение устранено или инактивировано;
- подтверждение того, что благодаря тщательной промывке магистральных водопроводов и движению воды потенциально загрязненная вода и биопленки удалены; и/или
- имеются эпидемиологические доказательства, подтверждающие, что инцидент завершен.

Когда действие рекомендаций по кипячению и ограничению использования воды отменяется, информация об этом должна быть направлена по тем же каналам и тем же группам, которые получили первоначальную информацию. Кроме того, операторы/управляющие или лица, занимающие крупные здания и здания с резервуарами для хранения воды, должны быть проинформированы о том, что они должны тщательно промыть емкости для хранения воды и обширную внутреннюю систему распределения прежде, чем снова вводить в их действие.

Рекомендации, касающиеся ограничения использования воды, которые во многом схожи с рекомендациями о кипячении воды, вводятся в действие реже, но применяются в тех случаях, когда проблемный фактор, в основном химические загрязняющие вещества, является таковым, на который кипячение не воздействует (см. раздел 8.6.).

7.6.2 Мероприятия по завершении инцидента

Важно, чтобы всякий инцидент был надлежащим образом расследован, и были предприняты корректирующие меры с тем, чтобы предупредить его повторения. В ПКВ потребуются внести изменения, чтобы учесть накопленный опыт. Его результаты могут также быть использованы в качестве основы для действий в отношении других систем водоснабжения с тем, чтобы предупредить возникновение аналогичного инцидента в других местах. В необходимых случаях эпидемиологические расследования, проводимые органами здравоохранения, также могут быть положены в основу действий в будущем.

8

Chemical aspects

Most chemicals arising in drinking-water are of health concern only after extended exposure of years, rather than months. The principal exception is nitrate. Typically, changes in water quality occur progressively, except for those substances that are discharged or leach intermittently to flowing surface waters or groundwater supplies from, for example, contaminated landfill sites.

In some cases, there are groups of chemicals that arise from related sources – for example, the DBPs – and it may not be necessary to set standards for all of the substances for which there are guideline values. If chlorination is practised, the THMs, of which chloroform is the major component, are likely to be the main DBPs, together with the chlorinated acetic acids in some instances. In some cases, control of chloroform levels and, where appropriate, trichloroacetic acid levels will also provide an adequate measure of control over other chlorination by-products.

Several of the inorganic elements for which guideline values have been recommended are recognized to be essential elements in human nutrition. No attempt has been made here at this time to define a minimum desirable concentration of such substances in drinking-water.

Fact sheets for individual chemical contaminants are provided in chapter 12. For those contaminants for which a guideline value has been established, the fact sheets include a brief toxicological overview of the chemical, the basis for guideline derivation, treatment achievability and analytical limit of detection. More detailed chemical reviews are available (http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en/).

8.1 Chemical hazards in drinking-water

A number of chemical contaminants have been shown to cause adverse health effects in humans as a consequence of prolonged exposure through drinking-water. However, this is only a very small proportion of the chemicals that may reach drinking-water from various sources.

The substances considered here have been assessed for possible health effects, and guideline values have been proposed only on the basis of health concerns. Additional

consideration of the potential effects of chemical contaminants on the acceptability of drinking-water to consumers is included in chapter 10. Some substances of health concern have effects on the acceptability of drinking-water that would normally lead to rejection of the water at concentrations significantly lower than those of health concern. For such substances, health-based guideline values are needed, for instance, for use in interpreting data collected in response to consumer complaints.

The lists of chemicals addressed in these Guidelines do not imply that all of these chemicals will always be present or that other chemicals not addressed will be absent.

In section 2.3.2, it is indicated that “In developing national drinking-water standards based on these Guidelines, it will be necessary to take account of a variety of environmental, social, cultural, economic, dietary and other conditions affecting potential exposure. This may lead to national standards that differ appreciably from these Guidelines.” This is particularly applicable to chemical contaminants, for which there is a long list, and setting standards for, or including, all of them in monitoring programmes is neither feasible nor desirable.

It is important that chemical contaminants be prioritized so that the most important are considered for inclusion in national standards and monitoring programmes.

The probability that any particular chemical may occur in significant concentrations in any particular setting must be assessed on a case-by-case basis. The presence of certain chemicals may already be known within a particular country, but others may be more difficult to assess.

In most countries, whether developing or industrialized, water sector professionals are likely to be aware of a number of chemicals that are present in significant concentrations in drinking-water supplies. A body of local knowledge that has been built up by practical experience over a period of time is invaluable. Hence, the presence of a limited number of chemical contaminants in drinking-water is usually already known in many countries and in many local systems. Significant problems, even crises, can occur, however, when chemicals posing high health risk are widespread but their presence is unknown because their long-term health effect is caused by chronic exposure as opposed to acute exposure. Such has been the case of arsenic in groundwater in Bangladesh and West Bengal, for example.

For some contaminants, there will be exposure from sources other than drinking-water, and this may need to be taken into account when setting standards and considering the need for standards. It may also be important when considering the need for monitoring. In some cases, drinking-water will be a minor source of exposure, and controlling levels in water will have little impact on overall exposure. In other cases, controlling a contaminant in water may be the most cost-effective way of reducing exposure. Drinking-water monitoring strategies, therefore, should not be considered in isolation from other potential routes of exposure to chemicals in the environment.

8. CHEMICAL ASPECTS

Table 8.1 Categorization of source of chemical constituents

Source of chemical constituents	Examples of sources
Naturally occurring	Rocks, soils and the effects of the geological setting and climate
Industrial sources and human dwellings	Mining (extractive industries) and manufacturing and processing industries, sewage, solid wastes, urban runoff, fuel leakages
Agricultural activities	Manures, fertilizers, intensive animal practices and pesticides
Water treatment or materials in contact with drinking-water	Coagulants, DBPs, piping materials
Pesticides used in water for public health	Larvicides used in the control of insect vectors of disease
Cyanobacteria	Eutrophic lakes

The scientific basis for each of the guideline values is summarized in chapter 12. This information is important in helping to modify guideline values to suit national requirements or in assessing the significance for health of concentrations of a contaminant that are greater than the guideline value.

Chemical contaminants in drinking-water may be categorized in various ways; however, the most appropriate is to consider the primary source of the contaminant – i.e., to group chemicals according to where control may be effectively exercised. This aids in the development of approaches that are designed to prevent or minimize contamination, rather than those that rely primarily on the measurement of contaminant levels in final waters.

In general, approaches to the management of chemical hazards in drinking-water vary between those where the source water is a significant contributor (with control effected, for example, through source water selection, pollution control, treatment or blending) and those from materials and chemicals used in the production and distribution of drinking-water (controlled by process optimization or product specification). In these Guidelines, chemicals are therefore divided into six major source groups, as shown in Table 8.1.

Categories may not always be clear-cut. The group of naturally occurring contaminants, for example, includes many inorganic chemicals that are found in drinking-water as a consequence of release from rocks and soils by rainfall, some of which may become problematical where there is environmental disturbance, such as in mining areas.

8.2 Derivation of chemical guideline values

The criteria used to decide whether a guideline value is established for a particular chemical constituent are as follows:

- there is credible evidence of occurrence of the chemical in drinking-water, combined with evidence of actual or potential toxicity; or

- the chemical is of significant international concern; or
- the chemical is being considered for inclusion or is included in the WHO Pesticide Evaluation Scheme (WHOPES) programme (approval programme for direct application of pesticides to drinking-water for control of insect vectors of disease).

Guideline values are derived for many chemical constituents of drinking-water. A guideline value normally represents the concentration of a constituent that does not result in any significant risk to health over a lifetime of consumption. A number of provisional guideline values have been established at concentrations that are reasonably achievable through practical treatment approaches or in analytical laboratories; in these cases, the guideline value is above the concentration that would normally represent the calculated health-based value. Guideline values are also designated as provisional when there is a high degree of uncertainty in the toxicology and health data (see also section 8.2.6).

There are two principal sources of information on health effects resulting from exposure to chemicals that can be used in deriving guideline values. The first and preferred source is studies on human populations. However, the value of such studies for many substances is limited, owing to lack of quantitative information on the concentration to which people have been exposed or on simultaneous exposure to other agents. However, for some substances, such studies are the primary basis on which guideline values are developed. The second and most frequently used source of information is toxicity studies using laboratory animals. The limitations of toxicology studies include the relatively small number of animals used and the relatively high doses administered, which create uncertainty as to the relevance of particular findings to human health. This is because there is a need to extrapolate the results from animals to humans and to the low doses to which human populations are usually exposed. In most cases, the study used to derive the guideline value is supported by a range of other studies, including human data, and these are also considered in carrying out a health risk assessment.

In order to derive a guideline value to protect human health, it is necessary to select the most suitable study or studies. Data from well conducted studies, where a clear dose–response relationship has been demonstrated, are preferred. Expert judgement was exercised in the selection of the most appropriate study from the range of information available.

8.2.1 Approaches taken

Two approaches to the derivation of guideline values are used: one for “threshold chemicals” and the other for “non-threshold chemicals” (mostly genotoxic carcinogens).

It is generally considered that the initiating event in the process of genotoxic chemical carcinogenesis is the induction of a mutation in the genetic material (DNA) of somatic cells (i.e., cells other than ova or sperm) and that there is a theoretical risk at

8. CHEMICAL ASPECTS

any level of exposure (i.e., no threshold). On the other hand, there are carcinogens that are capable of producing tumours in animals or humans without exerting a genotoxic activity, but acting through an indirect mechanism. It is generally believed that a demonstrable threshold dose exists for non-genotoxic carcinogens.

In deriving guideline values for carcinogens, consideration was given to the potential mechanism(s) by which the substance may cause cancer, in order to decide whether a threshold or non-threshold approach should be used (see sections 8.2.2 and 8.2.4).

The evaluation of the potential carcinogenicity of chemical substances is usually based on long-term animal studies. Sometimes data are available on carcinogenicity in humans, mostly from occupational exposure.

On the basis of the available evidence, the International Agency for Research on Cancer (IARC) categorizes chemical substances with respect to their potential carcinogenic risk into the following groups:

- Group 1: the agent is carcinogenic to humans
- Group 2A: the agent is probably carcinogenic to humans
- Group 2B: the agent is possibly carcinogenic to humans
- Group 3: the agent is not classifiable as to its carcinogenicity to humans
- Group 4: the agent is probably not carcinogenic to humans

According to IARC, these classifications represent a first step in carcinogenic risk assessment, which leads to a second step of quantitative risk assessment where possible. In establishing guideline values for drinking-water, the IARC evaluation of carcinogenic compounds, where available, is taken into consideration.

8.2.2 Threshold chemicals

For most kinds of toxicity, it is believed that there is a dose below which no adverse effect will occur. For chemicals that give rise to such toxic effects, a tolerable daily intake (TDI) should be derived as follows, using the most sensitive end-point in the most relevant study, preferably involving administration in drinking-water:

$$\text{TDI} = (\text{NOAEL or LOAEL}) / \text{UF}$$

where:

- NOAEL = no-observed-adverse-effect level
- LOAEL = lowest-observed-adverse-effect level
- UF = uncertainty factor

The guideline value (GV) is then derived from the TDI as follows:

$$\text{GV} = (\text{TDI} \times \text{bw} \times \text{P}) / \text{C}$$

where:

- bw = body weight (see Annex 3)
- P = fraction of the TDI allocated to drinking-water
- C = daily drinking-water consumption (see Annex 3)

Tolerable daily intake

The TDI is an estimate of the amount of a substance in food and drinking-water, expressed on a body weight basis (mg/kg or µg/kg of body weight), that can be ingested over a lifetime without appreciable health risk.

Acceptable daily intakes (ADIs) are established for food additives and pesticide residues that occur in food for necessary technological purposes or plant protection reasons. For chemical contaminants, which usually have no intended function in drinking-water, the term “tolerable daily intake” is more appropriate than “acceptable daily intake,” as it signifies permissibility rather than acceptability.

Over many years, JECFA and JMPR have developed certain principles in the derivation of ADIs. These principles have been adopted where appropriate in the derivation of TDIs used in developing guideline values for drinking-water quality.

As TDIs are regarded as representing a tolerable intake for a lifetime, they are not so precise that they cannot be exceeded for short periods of time. Short-term exposure to levels exceeding the TDI is not a cause for concern, provided the individual’s intake averaged over longer periods of time does not appreciably exceed the level set. The large uncertainty factors generally involved in establishing a TDI (see below) serve to provide assurance that exposure exceeding the TDI for short periods is unlikely to have any deleterious effects upon health. However, consideration should be given to any potential acute effects that may occur if the TDI is substantially exceeded for short periods of time.

No-observed-adverse-effect level and lowest-observed-adverse-effect level

The NOAEL is defined as the highest dose or concentration of a chemical in a single study, found by experiment or observation, that causes no detectable adverse health effect. Wherever possible, the NOAEL is based on long-term studies, preferably of ingestion in drinking-water. However, NOAELs obtained from short-term studies and studies using other sources of exposure (e.g., food, air) may also be used.

If a NOAEL is not available, a LOAEL may be used, which is the lowest observed dose or concentration of a substance at which there is a detectable adverse health effect. When a LOAEL is used instead of a NOAEL, an additional uncertainty factor is normally applied (see below).

Uncertainty factors

The application of uncertainty (or safety) factors has been widely used in the derivation of ADIs and TDIs for food additives, pesticides and environmental contaminants. The derivation of these factors requires expert judgement and careful consideration of the available scientific evidence.

8. CHEMICAL ASPECTS

Table 8.2 Source of uncertainty in derivation of guideline values

Source of uncertainty	Factor
Interspecies variation (animals to humans)	1–10
Intraspecies variation (individual variations within species)	1–10
Adequacy of studies or database	1–10
Nature and severity of effect	1–10

In the derivation of guideline values, uncertainty factors are applied to the NOAEL or LOAEL for the response considered to be the most biologically significant.

In relation to exposure of the general population, the NOAEL for the critical effect in animals is normally divided by an uncertainty factor of 100. This comprises two 10-fold factors, one for interspecies differences and one for interindividual variability in humans (see Table 8.2). Extra uncertainty factors may be incorporated to allow for database deficiencies and for the severity and irreversibility of effects.

Factors lower than 10 were used, for example, for interspecies variation when humans are known to be less sensitive than the animal species studied. Inadequate studies or databases include those where a LOAEL was used instead of a NOAEL and studies considered to be shorter in duration than desirable. Situations in which the nature or severity of effect might warrant an additional uncertainty factor include studies in which the end-point was malformation of a fetus or in which the end-point determining the NOAEL was directly related to possible carcinogenicity. In the latter case, an additional uncertainty factor was usually applied for carcinogenic compounds for which the guideline value was derived using a TDI approach rather than a theoretical risk extrapolation approach.

For substances for which the uncertainty factors were greater than 1000, guideline values are designated as provisional in order to emphasize the higher level of uncertainty inherent in these values. A high uncertainty factor indicates that the guideline value may be considerably lower than the concentration at which health effects would actually occur in a real human population. Guideline values with high uncertainty are more likely to be modified as new information becomes available.

The selection and application of uncertainty factors are important in the derivation of guideline values for chemicals, as they can make a considerable difference in the values set. For contaminants for which there is sufficient confidence in the database, the guideline value was derived using a smaller uncertainty factor. For most contaminants, however, there is greater scientific uncertainty, and a relatively large uncertainty factor was used. The use of uncertainty factors enables the particular attributes of the chemical and the data available to be considered in the derivation of guideline values.

Allocation of intake

Drinking-water is not usually the sole source of human exposure to the substances for which guideline values have been set. In many cases, the intake of chemical

contaminants from drinking-water is small in comparison with that from other sources, such as food and air. Guideline values derived using the TDI approach take into account exposures from all sources by apportioning a percentage of the TDI to drinking-water. This approach ensures that total daily intake from all sources (including drinking-water containing concentrations of the substance at or near the guideline value) does not exceed the TDI.

Wherever possible, data concerning the proportion of total intake normally ingested in drinking-water (based on mean levels in food, air and drinking-water) or intakes estimated on the basis of consideration of physical and chemical properties were used in the derivation of the guideline values. Where such information was not available, an arbitrary (default) value of 10% for drinking-water was used. This default value is, in most cases, sufficient to account for additional routes of intake (i.e., inhalation and dermal absorption) of contaminants in water. In some cases, a specific discussion is made of the potential for exposure from intake through inhalation and dermal uptake in bathing and showering where there is evidence that this is likely to be significant, usually in circumstances where the allocation of the TDI to drinking-water is greater than 10%.

It is recognized that exposure from various media may vary with local circumstances. It should be emphasized, therefore, that the derived guideline values apply to a typical exposure scenario or are based on default values that may or may not be applicable for all areas. In those areas where relevant exposure data are available, authorities are encouraged to develop context-specific guideline values that are tailored to local circumstances and conditions. For example, in areas where the intake of a particular contaminant in drinking-water is known to be much greater than that from other sources (i.e., air and food), it may be appropriate to allocate a greater proportion of the TDI to drinking-water to derive a guideline value more suited to the local conditions. In addition, in cases in which guideline values are exceeded, efforts should be made to assess the contribution of other sources to total intake in order to interpret the health significance of the exceedance and to orient remedial measures to sources of exposure that are most relevant.

Significant figures

The calculated TDI is used to derive the guideline value, which is then rounded to one significant figure. In some instances, ADI values with only one significant figure set by JECFA or JMPR were used to calculate the guideline value. The guideline value was generally rounded to one significant figure to reflect the uncertainty in animal toxicity data and exposure assumptions made.

8.2.3 Alternative approaches

Alternative approaches being considered in the derivation of TDIs for threshold effects include the benchmark dose (BMD) (IPCS, 1994), categorical regression (IPCS, 1994) and chemical-specific adjustment factors (CSAF) (IPCS, 2001).

Benchmark dose¹

The benchmark dose (BMD) is the lower confidence limit of the dose that produces a small increase in the level of adverse effects (e.g., 5% or 10%; Crump, 1984) to which uncertainty factors can be applied to develop a tolerable intake.

The BMD has a number of advantages over the NOAEL:

- It is derived on the basis of data from the entire dose–response curve for the critical effect rather than from the single dose group at the NOAEL (i.e., one of the few preselected dose levels).
- Use of the BMD facilitates the use and comparison of studies on the same agent or the potencies of different agents.
- The BMD can be calculated from data sets in which a NOAEL was not determined, eliminating the need for an additional uncertainty factor to be applied to the LOAEL.
- Definition of the BMD as a lower confidence limit accounts for the statistical power and quality of the data. That is, the confidence intervals around the dose–response curve for studies with small numbers of animals and, therefore, lower statistical power would be wide; similarly, confidence intervals in studies of poor quality with highly variable responses would also be wide. In either case, the wider confidence interval would lead to a lower BMD, reflecting the greater uncertainty of the database. On the other hand, narrow confidence limits (reflecting better studies) would result in higher BMDs.

Categorical regression²

The theory and application of categorical regression have been addressed by Hertzberg & Miller (1985), Hertzberg (1989), Guth et al. (1991) (inhalation exposure to methylisocyanate) and Farland & Dourson (1992) (oral exposure to arsenic). Data on toxicity are classified into one of several categories, such as no-observed-effect level (NOEL) or NOAEL, or others, as appropriate. These categories are then regressed on the basis of dose and, if required, duration of exposure. The result is a graph of probability of a given category of effect with dose or concentration, which is useful in the analysis of potential risks above the tolerable intake, especially for comparisons among chemicals.

Depending on the extent of the available data on toxicity, additional estimations regarding the percentage of individuals with specific adverse effects are possible. Such estimations require, however, an understanding of the mechanisms of toxicity of the critical effect, knowledge of the extrapolation between the experimental animal and humans and/or knowledge of the incidence of specific effects in humans.

Similar to the BMD, categorical regression utilizes information from the entire dose–response curve, resulting in more precise estimates of risk when compared with the current approach (NOAEL-based tolerable intakes). However, categorical

¹ This section has been taken from IPCS (1994).

² This section has been taken from IPCS (1994).

regression requires more information than the current tolerable intake method, and the interpretation of the probability scale can be problematic.

Chemical-specific adjustment factors

Approaches to the derivation of TDIs are increasingly being based on understanding of a chemical's mode of action in order to reduce reliance on empirical mathematical modelling and to eliminate the need to determine whether a threshold or non-threshold approach is more appropriate. This approach provides a departure from the use of default uncertainty factors and relies on the use of quantitative toxicokinetic and toxicodynamic data and "chemical-specific adjustment factors" (CSAFs) (IPCS, 2001) to assess interspecies and interindividual extrapolations in dose/concentration–response assessment. Previously, CSAFs were called "data-derived uncertainty factors" (Renwick, 1993; IPCS, 1994). The part of the CSAF approach that is at present best developed is the use of physiologically based pharmacokinetic models to replace the default values for extrapolation between species and between routes of exposure.

8.2.4 Non-threshold chemicals

In the case of compounds considered to be genotoxic carcinogens, guideline values were normally determined using a mathematical model. Although several models exist, the linearized multistage model was generally adopted. Other models were considered more appropriate in a few cases. Guideline values presented are the concentrations in drinking-water associated with an estimated upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} (or one additional cancer per 100 000 of the population ingesting drinking-water containing the substance at the guideline value for 70 years).

The guideline values for carcinogenic substances have been computed from hypothetical mathematical models that cannot be verified experimentally. These models do not usually take into account a number of biologically important considerations, such as pharmacokinetics, DNA repair or protection by the immune system. They also assume the validity of a linear extrapolation of very high dose exposures in test animals to very low dose exposures in humans. As a consequence, the models used are conservative (i.e., err on the side of caution). The guideline values derived using these models should be interpreted differently from TDI-based values because of the lack of precision of the models. At best, these values must be regarded as rough estimates of cancer risk. Moderate short-term exposure to levels exceeding the guideline value for carcinogens does not significantly affect the risk.

8.2.5 Data quality

The following factors were taken into account in assessing the quality and reliability of available information:

8. CHEMICAL ASPECTS

- Oral studies are preferred (in particular, drinking-water studies), using the pure substance with appropriate dosing regime and a good-quality pathology.
- The database should be sufficiently broad that all potential toxicological end-points of concern have been identified.
- The quality of the studies is such that they are considered reliable; for example, there has been adequate consideration of confounding factors in epidemiological studies.
- There is reasonable consistency between studies; the end-point and study used to derive a guideline value do not contradict the overall weight of evidence.
- For inorganic substances, there is some consideration of speciation in drinking-water.
- There is appropriate consideration of multimedia exposure in the case of epidemiological studies.

In the development of guideline values, existing international approaches were carefully considered. In particular, previous risk assessments developed by the International Programme on Chemical Safety (IPCS) in EHC monographs and CICADs, IARC, JMPR and JECFA were reviewed. These assessments were relied upon except where new information justified a reassessment, but the quality of new data was critically evaluated before it was used in any risk assessment. Where international reviews were not available, other sources of data were used in the derivation of guideline values, including published reports from peer-reviewed open literature, national reviews recognized to be of high quality, information submitted by governments and other interested parties and, to a limited extent, unpublished proprietary data (primarily for the evaluation of pesticides). Future revisions and assessments of pesticides will take place primarily through WHO/IPCS/JMPR/JECFA processes.

8.2.6 Provisional guideline values

The use and designation of provisional guideline values are outlined in Table 8.3.

For non-threshold substances, in cases in which the concentration associated with an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} is not feasible as a result of inade-

Table 8.3 Use and designation of provisional guideline values

Situations where a provisional guideline applies	Designation
Significant scientific uncertainties regarding derivation of health-based guideline value	P
Calculated guideline value is below the practical quantification level	A <i>(Guideline value is set at the achievable quantification level)</i>
Calculated guideline value is below the level that can be achieved through practical treatment methods	T <i>(Guideline value is set at the practical treatment limit)</i>
Calculated guideline value is likely to be exceeded as a result of disinfection procedures	D <i>(Guideline value is set on the basis of health, but disinfection of drinking-water remains paramount)</i>

quate analytical or treatment technology, a provisional guideline value (designated A or T, respectively) is recommended at a practicable level.

8.2.7 Chemicals with effects on acceptability

Some substances of health concern have effects on the taste, odour or appearance of drinking-water that would normally lead to rejection of water at concentrations significantly lower than those of concern for health. Such substances are not normally appropriate for routine monitoring. Nevertheless, health-based guideline values may be needed – for instance, for use in interpreting data collected in response to consumer complaints. In these circumstances, a health-based summary statement and guideline value are presented in the usual way. In the summary statement, the relationship between concentrations relevant to health and those relevant to the acceptability of the drinking-water is explained. In tables of guideline values, the health-based guideline values are designated with a “C.”

8.2.8 Non-guideline chemicals

Additional information on many chemicals not included in these Guidelines is available from several credible sources, including WHO EHCs and CICADs (www.who.int/pes/index), chemical risk assessment reports from JMPR, JECFA and IARC, and published documents from a number of national sources, such as the US EPA. Although these information sources may not have been reviewed for these Guidelines, they have been peer reviewed and provide readily accessible information on the toxicology of many additional chemicals. They can help drinking-water suppliers and health officials decide upon the significance (if any) of a detected chemical and on the response that might be appropriate.

8.2.9 Mixtures

Chemical contaminants of drinking-water supplies are present with numerous other inorganic and/or organic constituents. The guideline values are calculated separately for individual substances, without specific consideration of the potential for interaction of each substance with other compounds present. The large margin of uncertainty incorporated in the majority of the guideline values is considered to be sufficient to account for potential interactions. In addition, the majority of contaminants will not be continuously present at concentrations at or near their guideline value.

For many chemical contaminants, mechanisms of toxicity are different; consequently, there is no reason to assume that there are interactions. There may, however, be occasions when a number of contaminants with similar toxicological mechanisms are present at levels near their respective guideline values. In such cases, decisions concerning appropriate action should be made, taking into consideration local circumstances. Unless there is evidence to the contrary, it is appropriate to assume that the toxic effects of these compounds are additive.

8.3 Analytical aspects

As noted above, guideline values are not set at concentrations of substances that cannot reasonably be measured. In such circumstances, provisional guideline values are set at the reasonable analytical limits.

Guidance provided in this section is intended to assist readers to select appropriate analytical methods for specific circumstances.

8.3.1 Analytical achievability

Various collections of “standard” or “recommended” methods for water analysis are published by a number of national and international agencies. It is often thought that adequate analytical accuracy can be achieved provided that all laboratories use the same standard method. Experience shows that this is not always the case, as a variety of factors may affect the accuracy of the results. Examples include reagent purity, apparatus type and performance, degree of modification of the method in a particular laboratory and the skill and care of the analyst. These factors are likely to vary both between the laboratories and over time in an individual laboratory. Moreover, the precision and accuracy that can be achieved with a particular method frequently depend upon the adequacy of sampling and nature of the sample (“matrix”). While it is not essential to use standard methods, it is important that the methods used are properly validated and precision and accuracy determined before significant decisions are made based on the results. In the case of “non-specific” variables such as taste and odour, colour and turbidity, the result is method specific, and this needs to be considered when using the data to make comparisons.

A number of considerations are important in selecting methods:

- The overriding consideration is that the method chosen is demonstrated to have the required accuracy. Other factors, such as speed and convenience, should be considered only in selecting among methods that meet this primary criterion.
- There are a number of markedly different procedures for measuring and reporting the errors to which all methods are subject. This complicates and prejudices the effectiveness of method selection, and suggestions for standardizing such procedures have been made. It is therefore desirable that details of all analytical methods are published together with performance characteristics that can be interpreted unambiguously.
- If the analytical results from one laboratory are to be compared with those from others and/or with a numerical standard, it is obviously preferable for them not to have any associated systematic error. In practice, this is not possible, but each laboratory should select methods whose systematic errors have been thoroughly evaluated and shown to be acceptably small.

A qualitative ranking of analytical methods based on their degree of technical complexity is given in Table 8.4 for inorganic chemicals and in Table 8.5 for organic chemicals. These groups of chemicals are separated, as the analytical methods used differ

Table 8.4 Ranking of complexity of analytical methods for inorganic chemicals

Ranking	Example of analytical methods
1	Volumetric method, colorimetric method
2	Electrode method
3	Ion chromatography
4	High-performance liquid chromatography (HPLC)
5	Flame atomic absorption spectrometry (FAAS)
6	Electrothermal atomic absorption spectrometry (EAAS)
7	Inductively coupled plasma (ICP)/atomic emission spectrometry (AES)
8	ICP/mass spectrometry (MS)

greatly. The higher the ranking, the more complex the process in terms of equipment and/or operation. In general, higher rankings are also associated with higher total costs. Analytical achievabilities of the chemical guideline values based on detection limits are given in Tables 8.6–8.10.

There are many kinds of field test kits that are used for compliance examinations as well as operational monitoring of drinking-water quality. Although the field test kits are generally available at relatively low prices, their analytical accuracy is generally less than that of the methods shown in Tables 8.4 and 8.5. It is therefore necessary to check the validity of the field test kit before applying it.

Table 8.5 Ranking of complexity of analytical methods for organic chemicals

Ranking	Example of analytical methods
1	HPLC
2	Gas chromatography (GC)
3	GC/MS
4	Headspace GC/MS
5	Purge-and-trap GC Purge-and-trap GC/MS

8.3.2 Analytical methods

In *volumetric titration*, chemicals are analysed by titration with a standardized titrant. The titration end-point is identified by the development of colour resulting from the reaction with an indicator, by the change of electrical potential or by the change of pH value.

Colorimetric methods are based on measuring the intensity of colour of a coloured target chemical or reaction product. The optical absorbance is measured using light of a suitable wavelength. The concentration is determined by means of a calibration curve obtained using known concentrations of the determinant. The UV method is similar to this method except that UV light is used.

For ionic materials, the ion concentration can be measured using an *ion-selective electrode*. The measured potential is proportional to the logarithm of the ion concentration.

8. CHEMICAL ASPECTS

Table 8.6 Analytical achievability for inorganic chemicals for which guideline values have been established, by source category^a

	Field methods		Laboratory methods				
	Col	Absor	IC	FAAS	EAAS	ICP	ICP/MS
Naturally occurring chemicals							
Arsenic		#		+(H)	++□+++ (H)	++(H)	+++
Barium				+	+++	+++	+++
Boron		++				++	+++
Chromium		#		+	+++	+++	+++
Fluoride	#	+	++				
Manganese	+	++		++	+++	+++	+++
Molybdenum					+	+++	+++
Selenium		#		#	+++ (H)	++(H)	+
Uranium						+	+++
Chemicals from industrial sources and human dwellings							
Cadmium		#			++	++	+++
Cyanide	#	+	+				
Mercury					+		
Chemicals from agricultural activities							
Nitrate/nitrite	+++	+++	#				
Chemicals used in water treatment or materials in contact with drinking-water							
Antimony				#	++(H)	++(H)	+++
Copper	#	+++		+++	+++	+++	+++
Lead		#			+	+	++
Nickel		+		#	+	+++	++

^a For definitions and notes to Table 8.6, see below Table 8.10.

Some organic compounds absorb UV light (wavelength 190–380 nm) in proportion to their concentration. *UV absorption* is useful for qualitative estimation of organic substances, because a strong correlation may exist between UV absorption and organic carbon content.

Atomic absorption spectrometry (AAS) is used for determination of metals. It is based on the phenomenon that the atom in the ground state absorbs the light of wavelengths that are characteristic to each element when light is passed through the atoms in the vapour state. Because this absorption of light depends on the concentration of atoms in the vapour, the concentration of the target element in the water sample is determined from the measured absorbance. The Beer-Lambert law describes the relationship between concentration and absorbance.

In *flame atomic absorption spectrometry (FAAS)*, a sample is aspirated into a flame and atomized. A light beam from a hollow cathode lamp of the same element as the target metal is radiated through the flame, and the amount of absorbed light is measured by the detector. This method is much more sensitive than other methods and free from spectral or radiation interference by co-existing elements. Pretreatment is either unnecessary or straightforward. However, it is not suitable for simultaneous analysis of many elements, because the light source is different for each target element.

Table 8.7 Analytical achievability for organic chemicals from industrial sources and human dwellings for which guideline values have been established^a

	CoI	GC	GC/PD	GC/EC	GC/FID	GC/FPD	GC/TID	GC/MS	GC/MS	GC/MS	HPLC	HPLC/FD	HPLC/UVPAD	EAAS	IC/FD
Benzene				++	+					++					
Carbon tetrachloride				+						+					
Di(2-ethylhexyl)phthalate								++							
1,2-Dichlorobenzene			++	++						++					
1,4-Dichlorobenzene			++	++						++					
1,2-Dichloroethane				++						++					
1,1-Dichloroethene				++	+					++					
1,2-Dichloroethene				++	++					++					
Dichloromethane				#	+					++					
Edetic acid (EDTA)										++					
Ethylbenzene				++	++					++					
Hexachlorobutadiene										+					
Nitritotriacetic acid (NTA)		+++													
Pentachlorophenol				++						++	+++				
Styrene				++	+					++					
Tetrachloroethene				+++	+					++					
Toluene					++					++					
Trichloroethene				++	+					++					+
Xylenes					++					++					

^a For definitions and notes to Table 8.7, see below Table 8.10.

8. CHEMICAL ASPECTS

Table 8.8 Analytical achievability for organic chemicals from agricultural activities for which guideline values have been established^a

	Col	GC	GC/PD	GC/EC	GC/ FID	GC/ FPD	GC/ TID	GC/ MS	GC/ MS	PT- GC/MS	HPLC	HPLC/FD	HPLC/ UVPAD	EAAS	IC/FD
Alachlor				□				+++							
Aldicarb				+									+		
Aldrin and dieldrin								+++□							
Atrazine							++					++			
Carbofuran				+											
Chlordane				□											
Chlorotoluron								++							
Cyanazine								+++					+		
2,4-D				++				++							
2,4-DB				++				++							
1,2-Dibromo-3-chloropropane				□				+++		+					
1,2-Dibromoethane				++				+		+					
1,2-Dichloropropane				++				++		++					
1,3-Dichloropropene				++				++		++					
Dichlorprop (2,4-DP)								++							
Dimethoate								+++							
Endrin				+				#							
Fenoprop				+											
Isoproturon				+									++		
Lindane				+											
MCPA				++				++							
Mecoprop				++				++							
Methoxychlor							++								
Metolachlor															
Molinate				++				++							
Pendimethalin				++			++	++							
Simazine								++							
2,4,5-T				++											
Terbuthylazine (TBA)						+									++
Trifluralin							++								+

^a For definitions and notes to Table 8.8, see below Table 8.10.

Table 8.9 Analytical achievability for chemicals used in water treatment or from materials in contact with water for which guideline values have been established^a

	CoI	GC	GC/PD	GC/EC	GC/ FID	GC/ FPD	GC/ TID	GC/MS	GC/MS	HPLC	HPLC/FD	HPLC/ UVPAD	EAAS	IC
Disinfectants														
Monochloramine	+++													+++
Chlorine	+++									+++				+++
Disinfection by-products														
Bromate														+
Bromodichloromethane				+++					+++					
Bromoform				+++					+++					
Chloral hydrate (trichloroacetaldehyde)				+				+						
Chlorate														□
Chlorite	□													□
Chloroform				+++					+++					□
Cyanogen chloride														
Dibromoacetonitrile				□					□					
Dibromochloromethane				+++					+++					
Dichloroacetate				□					□					
Dichloroacetonitrile				+++				+	□					
Formaldehyde				□					□					
Monochloroacetate		++							++					
Trichloroacetate				□					□					
2,4,6-Trichlorophenol				+++					+++					
Trihalomethanes ^b				+++					+++					
Organic contaminants from treatment chemicals														
Acrylamide		+					+						+	
Epichlorohydrin				+			+							
Organic contaminants from pipes and fittings														
Benzo[a]pyrene								++					++	
Vinyl chloride				+										+

^a For definitions and notes to Table 8.9, see below Table 8.10.

^b See also individual THMs.

8. CHEMICAL ASPECTS

Table 8.10 Analytical achievability for pesticides used in water for public health purposes for which guideline values have been established^a

	CoI	GC	GC/PD	GC/EC	GC/FID	GC/FPD	GC/TID	GC/MS	GC/MS	PT-GC/MS	HPLC	HPLC/FD	HPLC/UVPAD	EAAS	IC/FD
Chlorpyrifos				+++	+++	+	+++		+++						
DDT (and metabolites)				+++					+						
Pyriproxyfen															+++

^a For definitions and notes to Table 8.10, see below.

Definitions to Tables 8.6–8.10

- CoI Colorimetry
- Absor Absorptometry
- GC Gas chromatography
- GC/PD Gas chromatography photoionization detector
- GC/EC Gas chromatography electron capture
- GC/FID Gas chromatography flame ionization detector
- GC/FPD Gas chromatography flame photodiode detector
- GC/TID Gas chromatography thermal ionization detector
- GC/MS Gas chromatography mass spectrometry
- PT-GC/MS Purge-and-trap gas chromatography mass spectrometry
- HPLC High-performance liquid chromatography
- HPLC/FD High-performance liquid chromatography fluorescence detector
- HPLC/UVPAD High-performance liquid chromatography ultraviolet photodiode array detector
- EAAS Electrothermal atomic absorption spectrometry
- IC Ion chromatography
- ICP Inductively coupled plasma
- ICP/MS Inductively coupled plasma mass spectrometry
- FAAS Flame atomic absorption spectrometry
- IC/FAAS Ion chromatography flame atomic absorption spectrometry
- IC/FD Ion chromatography fluorescence detector

Notes to Tables 8.6–8.10

- + The detection limit is between the guideline value and 1/10 of its value.
- ++ The detection limit is between 1/10 and 1/50 of the guideline value.
- +++ The detection limit is under 1/100 of the guideline value.
- # The analytical method is available for detection of the concentration of the guideline value, but it is difficult to detect the concentration of 1/10 of the guideline value.
- The detection method(s) is/are available for the item.
- (H) This method is applicable to the determination by conversion to their hydrides by hydride generator.

Electrothermal atomic absorption spectrometry (EAAS) is based on the same principle as FAAS, but an electrically heated atomizer or graphite furnace replaces the standard burner head for determination of metals. In comparison with FAAS, EAAS gives higher sensitivities and lower detection limits, and a smaller sample volume is required. EAAS suffers from more interference through light scattering by co-existing elements and requires a longer analysis time than FAAS.

The principle of *inductively coupled plasma/atomic emission spectrometry (ICP/AES)* for determination of metals is as follows. An ICP source consists of a flowing stream of argon gas ionized by an applied radio frequency. A sample aerosol is generated in a nebulizer and spray chamber and then carried into the plasma through an injector tube. A sample is heated and excited in the high-temperature plasma. The high temperature of the plasma causes the atoms to become excited. On returning to the ground state, the excited atoms produce ionic emission spectra. A monochromator is used to separate specific wavelengths corresponding to different elements, and a detector measures the intensity of radiation of each wavelength. A significant reduction in chemical interference is achieved. In the case of water with low pollution, simultaneous or sequential analysis is possible without special pretreatment to achieve low detection limits for many elements. This, coupled with the extended dynamic range from three digits to five digits, means that multi-element determination of metals can be achieved. ICP/AES has similar sensitivity to FAAS or EAAS.

In *inductively coupled plasma/mass spectrometry (ICP/MS)*, elements are atomized and excited as in ICP/AES, then passed to a mass spectrometer. Once inside the mass spectrometer, the ions are accelerated by high voltage and passed through a series of ion optics, an electrostatic analyser and, finally, a magnet. By varying the strength of the magnet, ions are separated according to mass/charge ratio and passed through a slit into the detector, which records only a very small atomic mass range at a given time. By varying the magnet and electrostatic analyser settings, the entire mass range can be scanned within a relatively short period of time. In the case of water with low pollution, simultaneous or sequential analysis is possible without special pretreatment to achieve low detection limits for many elements. This, coupled with the extended dynamic range from three digits to five digits, means that multi-element determination of metals can be achieved.

Chromatography is a separation method based on the affinity difference between two phases, the stationary and mobile phases. A sample is injected into a column, either packed or coated with the stationary phase, and separated by the mobile phase based on the difference in interaction (distribution or adsorption) between compounds and the stationary phase. Compounds with a low affinity for the stationary phase move more quickly through the column and elute earlier. The compounds that elute from the end of the column are determined by a suitable detector.

In *ion chromatography*, an ion exchanger is used as the stationary phase, and the eluant for determination of anions is typically a dilute solution of sodium hydrogen carbonate and sodium carbonate. Colorimetric, electrometric or titrimetric detectors

8. CHEMICAL ASPECTS

can be used for determining individual anions. In suppressed ion chromatography, anions are converted to their highly conductive acid forms; in the carbonate–bicarbonate eluant, anions are converted to weakly conductive carbonic acid. The separated acid forms are measured by conductivity and identified on the basis of retention time as compared with their standards.

High-performance liquid chromatography (HPLC) is an analytical technique using a liquid mobile phase and a column containing a liquid stationary phase. Detection of the separated compounds is achieved through the use of absorbance detectors for organic compounds and through conductivity or electrochemical detectors for metallic and inorganic compounds.

Gas chromatography (GC) permits the identification and quantification of trace organic compounds. In GC, gas is used as the mobile phase, and the stationary phase is a liquid that is coated either on an inert granular solid or on the walls of a capillary column. When the sample is injected into the column, the organic compounds are vaporized and moved through the column by the carrier gas at different rates depending on differences in partition coefficients between the mobile and stationary phases. The gas exiting the column is passed to a suitable detector. A variety of detectors can be used, including flame ionization (FID), electron capture (ECD) and nitrogen–phosphorus. Since separation ability is good in this method, mixtures of substances with similar structure are systematically separated, identified and determined quantitatively in a single operation.

The *gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS)* method is based on the same principle as the GC method, using a mass spectrometer as the detector. As the gas emerges from the end of the GC column opening, it flows through a capillary column interface into the MS. The sample then enters the ionization chamber, where a collimated beam of electrons impacts the sample molecules, causing ionization and fragmentation. The next component is a mass analyser, which uses a magnetic field to separate the positively charged particles according to their mass. Several types of separating techniques exist; the most common are quadrupoles and ion traps. After the ions are separated according to their masses, they enter a detector.

The *purge-and-trap packed-column GC/MS method* or *purge-and-trap packed-column GC* method is applicable to the determination of various purgeable organic compounds that are transferred from the aqueous to the vapour phase by bubbling purge gas through a water sample at ambient temperature. The vapour is trapped with a cooled trap. The trap is heated and backflushed with the same purge gas to desorb the compounds onto a GC column. The principles of GC or GC/MS are as referred to above.

The principle of *enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA)* is as follows. The protein (antibody) against the chemical of interest (antigen) is coated onto the solid material. The target chemical in the water sample binds to the antibody, and a second antibody with an enzyme attached is also added that will attach to the chemical of interest. After washing to remove any of the free reagents, a chromogen is added that

will give a colour reaction due to cleavage by the enzyme that is proportional to the quantity of the chemical of interest. The ELISA method can be used to determine microcystin and synthetic surfactants.

8.4 Treatment

As noted above, where a health-based guideline value cannot be achieved by reasonably practicable treatment, then the guideline value is designated as provisional and set at the concentration that can be reasonably achieved through treatment.

8.4.1 Treatment achievability

The ability to achieve a guideline value within a drinking-water supply depends on a number of factors, including:

- the concentration of the chemical in the raw water;
- control measures employed throughout the drinking-water system;
- nature of the raw water (groundwater or surface water, presence of natural background and other components); and
- treatment processes already installed.

If a guideline value cannot be met with the existing system, then additional treatment may need to be considered, or water should be obtained from alternative sources.

The cost of achieving a guideline value will depend on the complexity of any additional treatment or other control measures required. It is not possible to provide general quantitative information on the cost of achieving individual guideline values. Treatment costs (capital and operating) will depend not only on the factors identified above, but also on issues such as plant throughput; local costs for labour, civil and mechanical works, chemicals and electricity; life expectancy of the plant; and so on.

A qualitative ranking of treatment processes based on their degree of technical complexity is given in Table 8.11. The higher the ranking, the more complex the

Table 8.11 Ranking of technical complexity and cost of water treatment processes

Ranking	Examples of treatment processes
1	Simple chlorination Plain filtration (rapid sand, slow sand)
2	Pre-chlorination plus filtration Aeration
3	Chemical coagulation Process optimization for control of DBPs
4	Granular activated carbon (GAC) treatment Ion exchange
5	Ozonation
6	Advanced oxidation processes Membrane treatment

8. CHEMICAL ASPECTS

Table 8.12 Treatment achievability for naturally occurring chemicals for which guideline values have been established^{a,b}

	Chlorination	Coagulation	Ion exchange	Precipitation softening	Activated alumina	Activated carbon	Ozonation	Membranes
Arsenic		+++ <0.005	+++ <0.005	+++ <0.005	+++ <0.005			+++ <0.005
Fluoride		++			+++ <1			+++ <1
Manganese	+++ <0.05	++					+++ <0.05	+++ <0.05
Selenium		++	+++ <0.01		+++ <0.01			+++ <0.01
Uranium		++	+++ <0.001	++	+++ <0.001			

^a Symbols are as follows:

++ 50% or more removal

+++ 80% or more removal

^b The table includes only those chemicals for which some treatment data are available. A blank entry in the table indicates either that the process is completely ineffective or that there are no data on the effectiveness of the process. For the most effective process(es), the table indicates the concentration of the chemical, in mg/litre, that should be achievable.

process in terms of plant and/or operation. In general, higher rankings are also associated with higher costs.

Tables 8.12–8.16 summarize the treatment processes that are capable of removing chemical contaminants of health significance. The tables include only those chemicals for which some treatment data are available.

These tables are provided to help inform decisions regarding the ability of existing treatment to meet guidelines and what additional treatment might need to be installed. They have been compiled on the basis of published literature, which includes mainly laboratory experiments, some pilot plant investigations and relatively few full-scale studies of water treatment processes. Consequently:

- Many of the treatments outlined are designed for larger treatment plants and may not necessarily be appropriate for smaller treatment plants or individual type treatment. In these cases, the choice of technology must be made on a case-by-case basis.
- The information is probably “best case,” since the data would have been obtained under laboratory conditions or with a carefully controlled plant for the purposes of experimentation.
- Actual process performance will depend on the concentration of the chemical in the raw water and on general raw water quality. For example, chlorination and removal of organic chemicals and pesticides using activated carbon or ozonation will be impaired if there is a high concentration of natural organic matter.

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Table 8.13 Treatment achievability for chemicals from industrial sources and human dwellings for which guideline values have been established^{a,b}

	Air stripping	Coagulation	Ion exchange	Precipitation softening	Activated carbon	Ozonation	Advanced oxidation	Membranes
Cadmium		+++ <0.002	+++ <0.002	+++ <0.002				+++ <0.002
Mercury		+++ <0.0001		+++ <0.0001	+++ <0.0001			+++ <0.0001
Benzene	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01		
Carbon tetrachloride	+++ <0.001	+			+++ <0.001			+++ <0.001
1,2-Dichlorobenzene	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01		
1,4-Dichlorobenzene	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01		
1,2-Dichloroethane	+				+++ <0.01	+ ++	++	
1,2-Dichloroethene	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01		
1,4-Dioxane						+++ no data		
Edetic acid (EDTA)					+++ <0.01			
Ethylbenzene	+++ <0.001	+			+++ <0.001	+++ <0.001		
Hexachlorobutadiene					+++ <0.001			
Nitrilotriacetic acid (NTA)					+++ no data			
Pentachlorophenol					+++ <0.0004			
Styrene	+++ <0.02				+++ <0.002			
Tetrachloroethene	+++ <0.001				+++ <0.001			
Toluene	+++ <0.001				+++ <0.001	+++ <0.001	+++ <0.001	
Trichloroethene	+++ <0.02				+++ <0.02	+++ <0.02	+++ <0.02	
Xylenes	+++ <0.005				+++ <0.005		+++ <0.005	

^a Symbols are as follows:

- + Limited removal
- ++ 50% or more removal
- +++ 80% or more removal

^b The table includes only those chemicals for which some treatment data are available. A blank entry in the table indicates either that the process is completely ineffective or that there are no data on the effectiveness of the process. For the most effective process(es), the table indicates the concentration of the chemical, in mg/litre, that should be achievable.

8. CHEMICAL ASPECTS

Table 8.14 Treatment achievability for chemicals from agricultural activities for which guideline values have been established^{a,b}

	Chlorination	Air stripping	Coagulation	Ion exchange	Activated carbon	Ozonation	Advanced oxidation	Membranes	Biological treatment
Nitrate				+++ <5				+++ <5 <5	+++
Nitrite	+++ <0.1					+++ <0.1<0.1	+++		
Alachlor					+++ <0.001	++	+++ <0.001	+++ <0.001	
Aldicarb	+++ <0.001				+++ <0.001	+++ <0.001		+++ <0.001	
Aldrin/dieldrin			++		+++ <0.00002	+++ <0.00002		+++ <0.00002	
Atrazine			+		+++ <0.0001	++	+++ <0.0001	+++ <0.0001	
Carbofuran	+				+++ <0.001			+++ <0.001	
Chlordane					+++ <0.0001	+++ <0.0001			
Chlorotoluron					+++ <0.0001	+++ <0.0001			
Cyanazine					+++ <0.0001	+		+++ <0.0001	
2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D)			+		+++ <0.001	+++ <0.001			
1,2-Dibromo-3-chloropropane		++ <0.001			+++ <0.0001				
1,2-Dibromoethane		+++ <0.0001			+++ <0.0001				
1,2-Dichloropropane (1,2-DCP)					+++ <0.001	+		+++ <0.001	
Dimethoate	+++ <0.001				++	++			
Endrin			+		+++ <0.0002				
Isoproturon	++				+++ <0.0001	+++ <0.0001	+++ <0.0001	+++ <0.0001	
Lindane					+++ <0.0001	++			
MCPA					+++ <0.0001	+++ <0.0001			
Mecoprop					+++ <0.0001	+++ <0.0001			
Methoxychlor			++		+++ <0.0001	+++ <0.0001			
Metalochlor					+++ <0.0001	++			

continued

Table 8.14 Continued

	Chlorination	Air stripping	Coagulation	Ion exchange	Activated carbon	Ozonation	Advanced oxidation	Membranes	Biological treatment
Simazine	+				+++ <0.0001	++	+++ <0.0001	+++ <0.0001	
2,4,5-T			++		+++ <0.001	+			
Terbutylazine (TBA)			+		+++ <0.0001	++			
Trifluralin					+++ <0.0001			+++ <0.0001	

^a Symbols are as follows:

- + Limited removal
- ++ 50% or more removal
- +++ 80% or more removal

^b The table includes only those chemicals for which some treatment data are available. A blank entry in the table indicates either that the process is completely ineffective or that there are no data on the effectiveness of the process. For the most effective process(es), the table indicates the concentration of the chemical, in mg/litre, that should be achievable.

- For many contaminants, potentially several different processes could be appropriate, and the choice between processes should be made on the basis of technical complexity and cost, taking into account local circumstances. For example, membrane processes can remove a broad spectrum of chemicals, but simpler and cheaper alternatives are effective for the removal of most chemicals.
- It is normal practice to use a series of unit processes to achieve desired water quality objectives (e.g., coagulation, sedimentation, filtration, GAC, chlorination). Each of these may contribute to the removal of chemicals. It may be technically and

Table 8.15 Treatment achievability for pesticides used in water for public health for which guideline values have been established^{a,b}

	Chlorination	Coagulation	Activated carbon	Ozonation	Advanced oxidation	Membranes
DDT and metabolites	+	+++ <0.0001	+++ <0.0001	+	+++ <0.0001	+++ <0.0001
Pyriproxyfen			+++ <0.001			

^a Symbols are as follows:

- + Limited removal
- +++ 80% or more removal

^b The table includes only those chemicals for which some treatment data are available. A blank entry in the table indicates either that the process is completely ineffective or that there are no data on the effectiveness of the process. For the most effective process(es), the table indicates the concentration of the chemical, in mg/litre, that should be achievable.

Table 8.16 Treatment achievability for cyanobacterial cells and cyanotoxins for which guideline values have been established^{a,b,c}

H	Chlorination	Coagulation	Activated carbon	Ozonation	Advanced oxidation	Membranes
Cyanobacterial cells		+++				+++
Cyanotoxins	+++		+++	+++	+++	

^a Chlorination or ozonation may release cyanotoxins.

^b +++ = 80% or more removal.

^c The table includes only those chemicals for which some treatment data are available. A blank entry in the table indicates either that the process is completely ineffective or that there are no data on the effectiveness of the process.

economically advantageous to use a combination of processes (e.g., ozonation plus GAC) to remove particular chemicals.

- The effectiveness of potential processes should be assessed using laboratory or pilot plant tests on the actual raw water concerned. These tests should be of sufficient duration to identify potential seasonal or other temporal variations in contaminant concentrations and process performance.

8.4.2 Chlorination

Chlorination can be achieved by using liquefied chlorine gas, sodium hypochlorite solution or calcium hypochlorite granules and on-site chlorine generators. Liquefied chlorine gas is supplied in pressurized containers. The gas is withdrawn from the cylinder and is dosed into water by a chlorinator, which both controls and measures the gas flow rate. Sodium hypochlorite solution is dosed using a positive-displacement electric dosing pump or gravity feed system. Calcium hypochlorite has to be dissolved in water, then mixed with the main supply. Chlorine, whether in the form of chlorine gas from a cylinder, sodium hypochlorite or calcium hypochlorite, dissolves in water to form hypochlorous acid (HOCl) and hypochlorite ion (OCl⁻).

Different techniques of chlorination can be used, including breakpoint chlorination, marginal chlorination and superchlorination/dechlorination. Breakpoint chlorination is a method in which the chlorine dose is sufficient to rapidly oxidize all the ammonia nitrogen in the water and to leave a suitable free residual chlorine available to protect the water against reinfection from the point of chlorination to the point of use. Superchlorination/dechlorination is the addition of a large dose of chlorine to effect rapid disinfection and chemical reaction, followed by reduction of excess free chlorine residual. Removing excess chlorine is important to prevent taste problems. It is used mainly when the bacterial load is variable or the detention time in a tank is not enough. Marginal chlorination is used where water supplies are of high quality and is the simple dosing of chlorine to produce a desired level of free residual chlorine. The chlorine demand in these supplies is very low, and a breakpoint might not even occur.

Chlorination is employed primarily for microbial disinfection. However, chlorine also acts as an oxidant and can remove or assist in the removal of some chemicals – for example, decomposition of easily oxidized pesticides such as aldicarb; oxidation of dissolved species (e.g., manganese(II)) to form insoluble products that can be removed by subsequent filtration; and oxidation of dissolved species to more easily removable forms (e.g., arsenite to arsenate).

A disadvantage of chlorine is its ability to react with natural organic matter to produce THMs and other halogenated DBPs. However, by-product formation may be controlled by optimization of the treatment system.

8.4.3 Ozonation

Ozone is a powerful oxidant and has many uses in water treatment, including oxidation of organic chemicals. Ozone can be used as a primary disinfectant. Ozone gas (O₃) is formed by passing dry air or oxygen through a high-voltage electric field. The resultant ozone-enriched air is dosed directly into the water by means of porous diffusers at the base of baffled contactor tanks. The contactor tanks, typically about 5 m deep, provide 10–20 min of contact time. Dissolution of at least 80% of the applied ozone should be possible, with the remainder contained in the off-gas, which is passed through an ozone destructor and vented to the atmosphere.

The performance of ozonation relies on achieving the desired concentration after a given contact period. For oxidation of organic chemicals, such as a few oxidizable pesticides, a residual of about 0.5 mg/litre after a contact time of up to 20 min is typically used. The doses required to achieve this vary with the type of water but are typically in the range 2–5 mg/litre. Higher doses are needed for untreated waters, because of the ozone demand of the natural background organics.

Ozone reacts with natural organics to increase their biodegradability, measured as assimilable organic carbon. To avoid undesirable bacterial growth in distribution, ozonation is normally used with subsequent treatment, such as filtration or GAC, to remove biodegradable organics, followed by a chlorine residual, since it does not provide a disinfectant residual. Ozone is effective for the degradation of a wide range of pesticides and other organic chemicals.

8.4.4 Other disinfection processes

Other disinfection methods include chloramination, the use of chlorine dioxide, UV radiation and advanced oxidation processes.

Chloramines (monochloramine, dichloramine and “trichloramine,” or nitrogen trichloride) are produced by the reaction of aqueous chlorine with ammonia. Monochloramine is the only useful chloramine disinfectant, and conditions employed for chloramination are designed to produce only monochloramine. Monochloramine is a less effective disinfectant than free chlorine, but it is persistent, and it is therefore an attractive secondary disinfectant for the maintenance of a stable distribution system residual.

8. CHEMICAL ASPECTS

Although historically chlorine dioxide was not widely used for drinking-water disinfection, it has been used in recent years because of concerns about THM production associated with chlorine disinfection. Typically, chlorine dioxide is generated immediately prior to application by the addition of chlorine gas or an aqueous chlorine solution to aqueous sodium chlorite. Chlorine dioxide decomposes in water to form chlorite and chlorate. As chlorine dioxide does not oxidize bromide (in the absence of sunlight), water treatment with chlorine dioxide will not form bromoform or bromate.

Use of UV radiation in potable water treatment has typically been restricted to small facilities. UV radiation, emitted by a low-pressure mercury arc lamp, is biocidal between wavelengths of 180 and 320 nm. It can be used to inactivate protozoa, bacteria, bacteriophage, yeast, viruses, fungi and algae. Turbidity can inhibit UV disinfection. UV radiation can act as a strong catalyst in oxidation reactions when used in conjunction with ozone.

Processes aimed at generating hydroxyl radicals are known collectively as advanced oxidation processes and can be effective for the destruction of chemicals that are difficult to treat using other methods, such as ozone alone. Chemicals can react either directly with molecular ozone or with the hydroxyl radical ($\text{HO}\cdot$), which is a product of the decomposition of ozone in water and is an exceedingly powerful indiscriminate oxidant that reacts readily with a wide range of organic chemicals. The formation of hydroxyl radicals can be encouraged by using ozone at high pH. One advanced oxidation process using ozone plus hydrogen peroxide involves dosing hydrogen peroxide simultaneously with ozone at a rate of approximately 0.4 mg of hydrogen peroxide per litre per mg of ozone dosed per litre (the theoretical optimum ratio for hydroxyl radical production) and bicarbonate.

8.4.5 Filtration

Particulate matter can be removed from raw waters by rapid gravity, horizontal, pressure or slow sand filters. Slow sand filtration is essentially a biological process, whereas the others are physical treatment processes.

Rapid gravity, horizontal and pressure filters can be used for direct filtration of raw water, without pretreatment. Rapid gravity and pressure filters are commonly used to filter water that has been pretreated by coagulation and sedimentation. An alternative process is direct filtration, in which coagulation is added to the water, which then passes directly onto the filter where the precipitated floc (with contaminants) is removed; the application of direct filtration is limited by the available storage within the filter to accommodate solids.

Rapid gravity filters

Rapid gravity sand filters usually consist of open rectangular tanks (usually $<100\text{ m}^2$) containing silica sand (size range 0.5–1.0 mm) to a depth of between 0.6 and 2.0 m. The water flows downwards, and solids become concentrated in the upper layers of

the bed. The flow rate is generally in the range $4\text{--}20\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Treated water is collected via nozzles in the floor of the filter. The accumulated solids are removed periodically by backwashing with treated water, sometimes preceded by scouring of the sand with air. A dilute sludge that requires disposal is produced.

In addition to single-medium sand filters, dual-media or multimedia filters are used. Such filters incorporate different materials, such that the structure is from coarse to fine as the water passes through the filter. Materials of suitable density are used in order to maintain the segregation of the different layers following backwashing. A common example of a dual-media filter is the anthracite–sand filter, which typically consists of a 0.2-m-deep layer of 1.5-mm anthracite over a 0.6-m-deep layer of silica sand. Anthracite, sand and garnet can be used in multimedia filters. The advantage of dual- and multimedia filters is that there is more efficient use of the whole bed depth for particle retention – the rate of headloss development can be half that of single-medium filters, which can allow higher flow rates without increasing headloss development.

Rapid gravity filters are most commonly used to remove floc from coagulated waters (see section 8.4.7). They may also be used to reduce turbidity (including adsorbed chemicals) and oxidized iron and manganese from raw waters.

Roughing filters

Roughing filters can be applied as pre-filters prior to other processes such as slow sand filters. Roughing filters with coarse gravel or crushed stones as the filter medium can successfully treat water of high turbidity (>50 NTU). The main advantage of roughing filtration is that as the water passes through the filter, particles are removed by both filtration and gravity settling. Horizontal filters can be up to 10 m long and are operated at filtration rates of $0.3\text{--}1.0\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$.

Pressure filters

Pressure filters are sometimes used where it is necessary to maintain head in order to eliminate the need for pumping into supply. The filter bed is enclosed in a cylindrical shell. Small pressure filters, capable of treating up to about $15\text{ m}^3/\text{h}$, can be manufactured in glass-reinforced plastics. Larger pressure filters, up to 4 m in diameter, are manufactured in specially coated steel. Operation and performance are generally as described for the rapid gravity filter, and similar facilities are required for backwashing and disposal of the dilute sludge.

Slow sand filters

Slow sand filters usually consist of tanks containing sand (effective size range 0.15–0.3 mm) to a depth of between 0.5 and 1.5 m. The raw water flows downwards, and turbidity and microorganisms are removed primarily in the top few centimetres of the sand. A biological layer, known as the “schmutzdecke,” develops on the surface of the filter and can be effective in removing microorganisms. Treated water is collected in underdrains or pipework at the bottom of the filter. The top few centimetres of

sand containing the accumulated solids are removed and replaced periodically. Slow sand filters are operated at a water flow rate of between 0.1 and $0.3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

Slow sand filters are suitable only for low-turbidity water or water that has been pre-filtered. They are used to remove algae and microorganisms, including protozoa, and, if preceded by microstraining or coarse filtration, to reduce turbidity (including adsorbed chemicals). Slow sand filtration is effective for the removal of organics, including certain pesticides and ammonia.

8.4.6 Aeration

Aeration processes are designed to achieve removal of gases and volatile compounds by air stripping. Oxygen transfer can usually be achieved using a simple cascade or diffusion of air into water, without the need for elaborate equipment. Stripping of gases or volatile compounds, however, may require a specialized plant that provides a high degree of mass transfer from the liquid phase to the gas phase.

For oxygen transfer, cascade or step aerators are designed so that water flows in a thin film to achieve efficient mass transfer. Cascade aeration may introduce a significant headloss; design requirements are between 1 and 3 m to provide a loading of $10\text{--}30 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Alternatively, compressed air can be diffused through a system of submerged perforated pipes. These types of aerator are used for oxidation and precipitation of iron and manganese.

Air stripping can be used for removal of volatile organics (e.g., solvents), some taste- and odour-causing compounds and radon. Aeration processes to achieve air stripping need to be much more elaborate to provide the necessary contact between the air and water. The most common technique is cascade aeration, usually in packed towers in which water is allowed to flow in thin films over plastic media with air blown counter-current. The required tower height and diameter are functions of the volatility and concentration of the compounds to be removed and the flow rate.

8.4.7 Chemical coagulation

Chemical coagulation-based treatment is the most common approach for treatment of surface waters and is almost always based on the following unit processes.

Chemical coagulants, usually salts of aluminium or iron, are dosed to the raw water under controlled conditions to form a solid flocculent metal hydroxide. Typical coagulant doses are $2\text{--}5 \text{ mg/litre}$ as aluminium or $4\text{--}10 \text{ mg/litre}$ as iron. The precipitated floc removes suspended and dissolved contaminants by mechanisms of charge neutralization, adsorption and entrapment. The efficiency of the coagulation process depends on raw water quality, the coagulant or coagulant aids used and operational factors, including mixing conditions, coagulation dose and pH. The floc is removed from the treated water by subsequent solid-liquid separation processes such as sedimentation or flotation and/or rapid or pressure gravity filtration.

Effective operation of the coagulation process depends on selection of the optimum coagulant dose and also the pH value. The required dose and pH can be determined

by using small-scale batch coagulation tests, often termed “jar tests.” Increasing doses of coagulant are applied to raw water samples that are stirred, then allowed to settle. The optimum dose is selected as that which achieves adequate removal of colour and turbidity; the optimum pH can be selected in a similar manner. These tests have to be conducted at a sufficient frequency to keep pace with changes in raw water quality and hence coagulant demand.

Powdered activated carbon (PAC) may be dosed during coagulation to adsorb organic chemicals such as some hydrophobic pesticides. The PAC will be removed as an integral fraction of the floc and disposed of with the waterworks sludge.

The floc may be removed by sedimentation to reduce the solids loading to the subsequent rapid gravity filters. Sedimentation is most commonly achieved in horizontal flow or floc blanket clarifiers. Alternatively, floc may be removed by dissolved air flotation, in which solids are contacted with fine bubbles of air that attach to the floc, causing them to float to the surface of the tank, where they are removed periodically as a layer of sludge. The treated water from either process is passed to rapid gravity filters (see section 8.4.5), where remaining solids are removed. Filtered water may be passed to a further stage of treatment, such as additional oxidation and filtration (for removal of manganese), ozonation and/or GAC adsorption (for removal of pesticides and other trace organics), prior to final disinfection before the treated water enters supply.

Coagulation is suitable for removal of certain heavy metals and low-solubility organic chemicals, such as certain organochlorine pesticides. For other organic chemicals, coagulation is generally ineffective, except where the chemical is bound to humic material or adsorbed onto particulates.

8.4.8 Activated carbon adsorption

Activated carbon is produced by the controlled thermalization of carbonaceous material, normally wood, coal, coconut shells or peat. This activation produces a porous material with a large surface area (500–1500 m²/g) and a high affinity for organic compounds. It is normally used either in powdered (PAC) or in granular (GAC) form. When the adsorption capacity of the carbon is exhausted, it can be reactivated by burning off the organics in a controlled manner. However, PAC (and some GAC) is normally used only once before disposal. Different types of activated carbon have different affinities for types of contaminants.

The choice between PAC and GAC will depend upon the frequency and dose required. PAC would generally be preferred in the case of seasonal or intermittent contamination or where low dosage rates are required.

PAC is dosed as a slurry into the water and is removed by subsequent treatment processes together with the waterworks sludge. Its use is therefore restricted to surface water treatment works with existing filters. GAC in fixed-bed adsorbers is used much more efficiently than PAC dosed into the water, and the effective carbon use per water volume treated would be much lower than the dose of PAC required to achieve the same removal.

8. CHEMICAL ASPECTS

GAC is used for taste and odour control. It is normally used in fixed beds, either in purpose-built adsorbers for chemicals or in existing filter shells by replacement of sand with GAC of a similar particle size. Although at most treatment works it would be cheaper to convert existing filters rather than build separate adsorbers, use of existing filters usually allows only short contact times. It is therefore common practice to install additional GAC adsorbers (in some cases preceded by ozonation) between the rapid gravity filters and final disinfection. Most groundwater sources do not have existing filters, and separate adsorbers would need to be installed.

The service life of a GAC bed is dependent on the capacity of the carbon used and the contact time between the water and the carbon, the empty bed contact time (EBCT), controlled by the flow rate of the water. EBCTs are usually in the range 5–30 min. GACs vary considerably in their capacity for specific organic compounds, which can have a considerable effect upon their service life. A guide to capacity can be obtained from published isotherm data. Carbon capacity is strongly dependent on the water source and is greatly reduced by the presence of background organic compounds. The properties of a chemical that influence its adsorption onto activated carbon include the water solubility and octanol/water partition coefficient ($\log K_{ow}$). As a general rule, chemicals with low solubility and high $\log K_{ow}$ are well adsorbed.

Activated carbon is used for the removal of pesticides and other organic chemicals, taste and odour compounds, cyanobacterial toxins and total organic carbon.

8.4.9 Ion exchange

Ion exchange is a process in which ions of like charge are exchanged between the water phase and the solid resin phase. Water softening is achieved by cation exchange. Water is passed through a bed of cationic resin, and the calcium ions and magnesium ions in the water are replaced by sodium ions. When the ion exchange resin is exhausted (i.e., the sodium ions are depleted), it is regenerated using a solution of sodium chloride. The process of “dealkalization” can also soften water. Water is passed through a bed of weakly acidic resin, and the calcium and magnesium ions are replaced by hydrogen ions. The hydrogen ions react with the carbonate and bicarbonate ions to produce carbon dioxide. The hardness of the water is thus reduced without any increase in sodium levels. Anion exchange can be used to remove contaminants such as nitrate, which is exchanged for chloride. Nitrate-specific resins are available for this purpose.

An ion exchange plant normally consists of two or more resin beds contained in pressure shells with appropriate pumps, pipework and ancillary equipment for regeneration. The pressure shells are typically up to 4 m in diameter, containing 0.6–1.5 m depth of resin.

Cation exchange can be used for removal of certain heavy metals. Potential applications of anionic resins, in addition to nitrate removal, are for removal of arsenic and selenium species.

8.4.10 Membrane processes

The membrane processes of most significance in water treatment are reverse osmosis, ultrafiltration, microfiltration and nanofiltration. These processes have traditionally been applied to the production of water for industrial or pharmaceutical applications but are now being applied to the treatment of drinking-water.

High-pressure processes

If two solutions are separated by a semi-permeable membrane (i.e., a membrane that allows the passage of the solvent but not of the solute), the solvent will naturally pass from the lower-concentration solution to the higher-concentration solution. This process is known as osmosis. It is possible, however, to force the flow of solvent in the opposite direction, from the higher to the lower concentration, by increasing the pressure on the higher-concentration solution. The required pressure differential is known as the osmotic pressure, and the process is known as reverse osmosis.

Reverse osmosis results in the production of a treated water stream and a relatively concentrated waste stream. Typical operating pressures are in the range 15–50 bar, depending on the application. Reverse osmosis rejects monovalent ions and organics of molecular weight greater than about 50 (membrane pore sizes are less than 0.002 μm). The most common application of reverse osmosis is desalination of brackish water and seawater.

Nanofiltration uses a membrane with properties between those of reverse osmosis and ultrafiltration membranes; pore sizes are typically 0.001–0.01 μm . Nanofiltration membranes allow monovalent ions such as sodium or potassium to pass but reject a high proportion of divalent ions such as calcium and magnesium and organic molecules of molecular weight greater than 200. Operating pressures are typically about 5 bar. Nanofiltration may be effective for the removal of colour and organic compounds.

Lower-pressure processes

Ultrafiltration is similar in principle to reverse osmosis, but the membranes have much larger pore sizes (typically 0.002–0.03 μm) and operate at lower pressures. Ultrafiltration membranes reject organic molecules of molecular weight above about 800 and usually operate at pressures less than 5 bar.

Microfiltration is a direct extension of conventional filtration into the sub-micrometre range. Microfiltration membranes have pore sizes typically in the range 0.01–12 μm and do not separate molecules but reject colloidal and suspended material at operating pressures of 1–2 bar. Microfiltration is capable of sieving out particles greater than 0.05 μm . It has been used for water treatment in combination with coagulation or PAC to remove dissolved organic carbon and to improve permeate flux.

8.4.11 Other treatment processes

Other treatment processes that can be used in certain applications include:

8. CHEMICAL ASPECTS

- precipitation softening (addition of lime, lime plus sodium carbonate or sodium hydroxide to precipitate hardness at high pH);
- biological denitrification for removal of nitrate from surface waters;
- biological nitrification for removal of ammonia from surface waters; and
- activated alumina (or other adsorbents) for specialized applications, such as removal of fluoride and arsenic.

8.4.12 Disinfection by-products – process control measures

All chemical disinfectants produce inorganic and/or organic DBPs that may be of concern.

The principal DBPs formed during chlorination are THMs, chlorinated acetic acids, chlorinated ketones and haloacetonitriles, as a result of chlorination of naturally occurring organic precursors such as humic substances. Monochloramine produces lower THM concentrations than chlorine but produces other DBPs, including cyanogen chloride.

Ozone oxidizes bromide to produce hypohalous acids, which react with precursors to form brominated THMs. A range of other DBPs, including aldehydes and carboxylic acids, may also be formed. Of particular concern is bromate, formed by oxidation of bromide. Bromate may also be present in some sources of hypochlorite, but usually at concentrations that will give rise to levels in final water that are below the guideline value.

The main by-products from the use of chlorine dioxide are chlorite ion, which is an inevitable decomposition product, and chlorate ion. Chlorate is also produced in hypochlorate as it ages.

The basic strategies that can be adopted for reducing the concentrations of DBPs are:

- changing process conditions (including removal of precursor compounds prior to application);
- using a different chemical disinfectant with a lower propensity to produce by-products with the source water;
- using non-chemical disinfection; and/or
- removing DBPs prior to distribution.

Changes to process conditions

The formation of THMs during chlorination can be reduced by removing precursors prior to contact with chlorine – for example, by installing or enhancing coagulation (this may involve using higher coagulant doses and/or lower coagulation pH than are

In attempting to control DBP concentrations, it is of paramount importance that the efficiency of disinfection is not compromised and that a suitable residual level of disinfectant is maintained throughout the distribution system.

applied conventionally). DBP formation can also be reduced by lowering the applied chlorine dose; if this is done, it must be ensured that disinfection is still effective.

The pH value during chlorination affects the distribution of chlorinated by-products. Reducing the pH lowers the THM concentration, but at the expense of increased formation of haloacetic acids. Conversely, increasing the pH reduces haloacetic acid production but leads to increased THM formation.

The formation of bromate during ozonation depends on several factors, including concentrations of bromide and ozone and the pH. It is not practicable to remove bromide from raw water, and it is difficult to remove bromate once formed, although GAC filtration has been reported to be effective under certain circumstances. Bromate formation can be minimized by using lower ozone dose, shorter contact time and a lower residual ozone concentration. Operating at lower pH (e.g., pH 6.5) followed by raising the pH after ozonation also reduces bromate formation, and addition of ammonia can also be effective. Addition of hydrogen peroxide can increase or decrease bromate formation.

Changing disinfectants

It may be feasible to change disinfectant in order to achieve guideline values for DBPs. The extent to which this is possible will be dependent on raw water quality and installed treatment (e.g., for precursor removal).

It may be effective to change from chlorine to monochloramine, at least to provide a residual disinfectant within distribution, in order to reduce THM formation and subsequent development within the distribution system. While monochloramine provides a more stable residual within distribution, it is a less powerful disinfectant and should not be used as a primary disinfectant.

Chlorine dioxide can be considered as a potential alternative to both chlorine and ozone disinfection, although it does not provide a residual effect. The main concerns with chlorine dioxide are with the residual concentrations of chlorine dioxide and the by-products chlorite and chlorate. These can be addressed by controlling the dose of chlorine dioxide at the treatment plant.

Non-chemical disinfection

UV irradiation or membrane processes can be considered as alternatives to chemical disinfection. Neither of these provides any residual disinfection, and it may be considered appropriate to add a small dose of a persistent disinfectant such as chlorine or monochloramine to act as a preservative during distribution.

8.4.13 Treatment for corrosion control

General

Corrosion is the partial dissolution of the materials constituting the treatment and supply systems, tanks, pipes, valves and pumps. It may lead to structural failure, leaks, loss of capacity and deterioration of chemical and microbial water quality. The inter-

8. CHEMICAL ASPECTS

nal corrosion of pipes and fittings can have a direct impact on the concentration of some water constituents, including lead and copper. Corrosion control is therefore an important aspect of the management of a drinking-water system for safety.

Corrosion control involves many parameters, including the concentrations of calcium, bicarbonate, carbonate and dissolved oxygen, as well as pH. The detailed requirements differ depending on water quality and the materials used in the distribution system. The pH controls the solubility and rate of reaction of most of the metal species involved in corrosion reactions. It is particularly important in relation to the formation of a protective film at the metal surface. For some metals, alkalinity (carbonate and bicarbonate) and calcium (hardness) also affect corrosion rates.

Iron

Iron is frequently used in water distribution systems, and its corrosion is of concern. While structural failure as a result of iron corrosion is rare, water quality problems (e.g., “red water”) can arise as a result of excessive corrosion of iron pipes. The corrosion of iron is a complex process that involves the oxidation of the metal, normally by dissolved oxygen, ultimately to form a precipitate of iron(III). This leads to the formation of tubercles on the pipe surface. The major water quality factors that determine whether the precipitate forms a protective scale are pH and alkalinity. The concentrations of calcium, chloride and sulfate also influence iron corrosion. Successful control of iron corrosion has been achieved by adjusting the pH to the range 6.8–7.3, hardness and alkalinity to at least 40 mg/litre (as calcium carbonate), oversaturation with calcium carbonate of 4–10 mg/litre and a ratio of alkalinity to $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$ of at least 5 (when both are expressed as calcium carbonate).

Silicates and polyphosphates are often described as “corrosion inhibitors,” but there is no guarantee that they will inhibit corrosion in water distribution systems. However, they can complex dissolved iron (in the iron(II) state) and prevent its precipitation as visibly obvious red “rust.” These compounds may act by masking the effects of corrosion rather than by preventing it. Orthophosphate is a possible corrosion inhibitor and, like polyphosphates, is used to prevent “red water.”

Lead

Lead corrosion (plumbosolvency) is of particular concern. Lead piping is still common in old houses in some countries, and lead solders have been used widely for jointing copper tube. The solubility of lead is governed by the formation of lead carbonates as pipe deposits. Wherever practicable, lead pipework should be replaced.

The solubility of lead increases markedly as the pH is reduced below 8 because of the substantial decrease in the equilibrium carbonate concentration. Thus, plumbosolvency tends to be at a maximum in waters with a low pH and low alkalinity, and a useful interim control procedure pending pipe replacement is to increase the pH to 8.0–8.5 after chlorination, and possibly to dose orthophosphate.

Lead can corrode more rapidly when it is coupled to copper. The rate of such galvanic corrosion is faster than that of simple oxidative corrosion, and lead concentrations are not limited by the solubility of the corrosion products. The rate of galvanic corrosion is affected principally by chloride concentration. Galvanic corrosion is less easily controlled but can be reduced by dosing zinc in conjunction with orthophosphate and by adjustment of pH.

Treatment to reduce plumbosolvency usually involves pH adjustment. When the water is very soft (less than 50 mg of calcium carbonate per litre), the optimum pH is about 8.0–8.5. Alternatively, dosing with orthophosphoric acid or sodium orthophosphate might be more effective, particularly when plumbosolvency occurs in non-acidic waters.

Copper

The corrosion of copper pipework and hot water cylinders can cause blue water, blue or green staining of bathroom fittings and, occasionally, taste problems. Copper tubing may be subject to general corrosion, impingement attack and pitting corrosion.

General corrosion is most often associated with soft, acidic waters; waters with pH below 6.5 and hardness of less than 60 mg of calcium carbonate per litre are very aggressive to copper. Copper, like lead, can enter water by dissolution of the corrosion product, basic copper carbonate. The solubility is mainly a function of pH and total inorganic carbon. Solubility decreases with increase in pH, but increases with increase in concentrations of carbonate species. Raising the pH to between 8 and 8.5 is the usual procedure to overcome these difficulties.

Impingement attack is the result of excessive flow velocities and is aggravated in soft water at high temperature and low pH.

The pitting of copper is commonly associated with hard groundwaters having a carbon dioxide concentration above 5 mg/litre and high dissolved oxygen. Surface waters with organic colour may also be associated with pitting corrosion. Copper pipes can fail by pitting corrosion, which involves highly localized attacks leading to perforations with negligible loss of metal. Two main types of attack are recognized. Type I pitting affects cold water systems (below 40 °C) and is associated, particularly, with hard borehole waters and the presence of a carbon film in the bore of the pipe, derived from the manufacturing process. Tubes that have had the carbon removed by cleaning are immune from Type I pitting. Type II pitting occurs in hot water systems (above 60 °C) and is associated with soft waters. A high proportion of general and pitting corrosion problems are associated with new pipe in which a protective oxide layer has not yet formed.

Brass

The main corrosion problem with brasses is dezincification, which is the selective dissolution of zinc from duplex brass, leaving behind copper as a porous mass of low mechanical strength. Meringue dezincification, in which a voluminous corrosion

8. CHEMICAL ASPECTS

product of basic zinc carbonate forms on the brass surface, largely depends on the ratio of chloride to alkalinity. Meringue dezincification can be controlled by maintaining a low zinc to copper ratio (1 : 3 or lower) and by keeping pH below 8.3.

General dissolution of brass can also occur, releasing metals, including lead, into the water. Impingement attack can occur under conditions of high water velocity with waters that form poorly protective corrosion product layers and that contain large amounts of dissolved or entrained air.

Zinc

The solubility of zinc in water is a function of pH and total inorganic carbon concentrations; the solubility of basic zinc carbonate decreases with increase in pH and concentrations of carbonate species. For low-alkalinity waters, an increase of pH to 8.5 should be sufficient to control the dissolution of zinc.

With galvanized iron, the zinc layer initially protects the steel by corroding preferentially. In the long term, a protective deposit of basic zinc carbonate forms. Protective deposits do not form in soft waters where the alkalinity is less than 50 mg/litre as calcium carbonate or waters containing high carbon dioxide concentrations (>25 mg/litre as carbon dioxide), and galvanized steel is unsuitable for these waters. The corrosion of galvanized steel increases when it is coupled with copper tubing.

Nickel

Nickel may arise due to the leaching of nickel from new nickel/chromium-plated taps. Low concentrations may also arise from stainless steel pipes and fittings. Nickel leaching falls off over time. An increase of pH to control corrosion of other materials should also reduce leaching of nickel.

Concrete and cement

Concrete is a composite material consisting of a cement binder in which an inert aggregate is embedded. Cement is primarily a mixture of calcium silicates and aluminates together with some free lime. Cement mortar, in which the aggregate is fine sand, is used as a protective lining in iron and steel water pipes. In asbestos-cement pipe, the aggregate is asbestos fibres. Cement is subject to deterioration on prolonged exposure to aggressive water, due either to the dissolution of lime and other soluble compounds or to chemical attack by aggressive ions such as chloride or sulfate, and this may result in structural failure. Cement contains a variety of metals that can be leached into the water. Aggressiveness to cement is related to the "aggressivity index," which has been used specifically to assess the potential for the dissolution of concrete. A pH of 8.5 or higher may be necessary to control cement corrosion.

Characterizing corrosivity

Most of the indices that have been developed to characterize the corrosion potential of waters are based on the assumption that water with a tendency to deposit a calcium

carbonate scale on metal surfaces will be less corrosive. The Langelier Index (LI) is the difference between the actual pH of a water and its “saturation pH,” this being the pH at which a water of the same alkalinity and calcium hardness would be at equilibrium with solid calcium carbonate. Waters with positive LI are capable of depositing calcium carbonate scale from solution.

There is no corrosion index that applies to all materials, and corrosion indices, particularly those related to calcium carbonate saturation, have given mixed results. The parameters related to calcium carbonate saturation status are, strictly speaking, indicators of the tendency to deposit or dissolve calcium carbonate (calcite) scale, not indicators of the “corrosivity” of a water. For example, there are many waters with negative LI that are non-corrosive and many with positive LI that are corrosive. Nevertheless, there are many documented instances of the use of saturation indices for corrosion control based on the concept of laying down a protective “eggshell” scale of calcite in iron pipes. In general, waters with high pH, calcium and alkalinity are less corrosive, and this tends to be correlated with a positive LI.

The ratio of the chloride and sulfate concentrations to the bicarbonate concentration (Larson ratio) has been shown to be helpful in assessing the corrosiveness of water to cast iron and steel. A similar approach has been used in studying zinc dissolution from brass fittings – the Turner diagram.

Water treatment for corrosion control

To control corrosion in water distribution networks, the methods most commonly applied are adjusting pH, increasing the alkalinity and/or hardness or adding corrosion inhibitors, such as polyphosphates, silicates and orthophosphates. The quality and maximum dose to be used should be in line with specifications for such water treatment chemicals. Although pH adjustment is an important approach, its possible impact on other aspects of water supply technology, including disinfection, must always be taken into account.

It is not always possible to achieve the desired values for all parameters. For example, the pH of hard waters cannot be increased too much, or softening will occur. The application of lime and carbon dioxide to soft waters can be used to increase both the calcium concentration and the alkalinity to at least 40 mg/litre as calcium carbonate.

8.5 Guideline values for individual chemicals, by source category

8.5.1 Naturally occurring chemicals

There are a number of sources of naturally occurring chemicals in drinking-water. All natural water contains a range of inorganic and organic chemicals. The former derive from the rocks and soil through which water percolates or over which it flows. The latter derive from the breakdown of plant material or from algae and other microorganisms that grow in the water or on sediments. Most of the naturally occurring chemicals for which guideline values have been derived or that have been considered

8. CHEMICAL ASPECTS

for guideline value derivation are inorganic. Only one, microcystin-LR, a toxin produced by cyanobacteria or blue-green algae, is organic; it is discussed in section 8.5.6.

The approach to dealing with naturally occurring chemicals will vary according to the nature of the chemical and the source. For inorganic contaminants that arise from rocks and sediments, it is important to screen possible water sources to determine whether the source is suitable for use or whether it will be necessary to treat the water to remove the contaminants of concern along with microbial contaminants. In some cases, where a number of sources may be available, dilution or blending of the water containing high levels of a contaminant with a water containing much lower levels may achieve the desired result.

A number of the most important chemical contaminants (i.e., those that have been shown to cause adverse health effects as a consequence of exposure through drinking-water) fall into the category of naturally occurring chemicals. Some naturally occurring chemicals have other primary sources and are therefore discussed in other sections of this chapter.

Guideline values have not been established for the chemicals listed in Table 8.17 for the reasons indicated in the table. Summary statements are included in chapter 12.

Guideline values have been established for the chemicals listed in Table 8.18, which meet the criteria for inclusion. Summary statements are included for each in chapter 12.

8.5.2 Chemicals from industrial sources and human dwellings

Chemicals from industrial sources can reach drinking-water directly from discharges or indirectly from diffuse sources arising from the use and disposal of materials and products containing the chemical. In some cases, inappropriate handling and disposal may lead to contamination, e.g., degreasing agents that are allowed to reach ground-

Table 8.17 Naturally occurring chemicals for which guideline values have not been established

Chemical	Reason for not establishing a guideline value	Remarks
Chloride	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur	May affect acceptability of drinking-water (see chapter 10)
Hardness	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur	May affect acceptability of drinking-water (see chapter 10)
Hydrogen sulfide	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur	May affect acceptability of drinking-water (see chapter 10)
pH	Values in drinking-water are well below those at which toxic effects may occur	An important operational water quality parameter
Sodium	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur	May affect acceptability of drinking-water (see chapter 10)
Sulfate	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur	May affect acceptability of drinking-water (see chapter 10)
Total dissolved solids (TDS)	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur	May affect acceptability of drinking-water (see chapter 10)

Table 8.18 Guideline values for naturally occurring chemicals that are of health significance in drinking-water

Chemical	Guideline value ^a (mg/litre)	Remarks
Arsenic	0.01 (P)	
Barium	0.7	
Boron	0.5 (T)	
Chromium	0.05 (P)	For total chromium
Fluoride	1.5	Volume of water consumed and intake from other sources should be considered when setting national standards
Manganese	0.4 (C)	
Molybdenum	0.07	
Selenium	0.01	
Uranium	0.015 (P, T)	Only chemical aspects of uranium addressed

^a P = provisional guideline value, as there is evidence of a hazard, but the available information on health effects is limited; T = provisional guideline value because calculated guideline value is below the level that can be achieved through practical treatment methods, source protection, etc.; C = concentrations of the substance at or below the health-based guideline value may affect the appearance, taste or odour of the water, resulting in consumer complaints.

water. Some of these chemicals, particularly inorganic substances, may also be encountered as a consequence of natural contamination, but this may also be a by-product of industrial activity, such as mining, that changes drainage patterns. Many of these chemicals are used in small industrial units within human settlements, and, particularly where such units are found in groups of similar enterprises, they may be a significant source of pollution. Petroleum oils are widely used in human settlements, and improper handling or disposal can lead to significant pollution of surface water and groundwater. Where plastic pipes are used, the smaller aromatic molecules in petroleum oils can sometimes penetrate the pipes where they are surrounded by earth soaked in the oil, with subsequent pollution of the local water supply.

A number of chemicals can reach water as a consequence of disposal of general household chemicals; in particular, a number of heavy metals may be found in domestic wastewater. Where wastewater is treated, these will usually partition out into the sludge. Some chemicals that are widely used both in industry and in materials used in a domestic setting are found widely in the environment, e.g., di(2-ethylhexyl)phthalate, and these may be found in water sources, although usually at low concentrations.

Some chemicals that reach drinking-water from industrial sources or human settlements have other primary sources and are therefore discussed in other sections of this chapter. Where latrines and septic tanks are poorly sited, these can lead to contamination of drinking-water sources with nitrate (see section 8.5.3).

Identification of the potential for contamination by chemicals from industrial activities and human dwellings requires assessment of activities in the catchment and of the risk that particular contaminants may reach water sources. The primary approach to addressing these contaminants is prevention of contamination by encouraging good practices. However, if contamination has occurred, then it may be necessary to consider the introduction of treatment.

Table 8.19 Chemicals from industrial sources and human dwellings excluded from guideline value derivation

Chemical	Reason for exclusion
Beryllium	Unlikely to occur in drinking-water

The chemical listed in Table 8.19 has been excluded from guideline value derivation, as a review of the literature on occurrence and/or credibility of occurrence in drinking-water has shown evidence that it does not occur in drinking-water.

Guideline values have not been established for the chemicals listed in Table 8.20 for the reasons indicated in the table. Summary statements for each are included in chapter 12.

Guideline values have been established for the chemicals listed in Table 8.21, which meet all of the criteria for inclusion. Summary statements are included in chapter 12.

8.5.3 Chemicals from agricultural activities

Chemicals are used in agriculture on crops and in animal husbandry. Nitrate may be present as a consequence of tillage when there is no growth to take up nitrate released from decomposing plants, from the application of excess inorganic or organic fertilizer and in slurry from animal production. Most chemicals that may arise from agriculture are pesticides, although their presence will depend on many factors, and not all pesticides are used in all circumstances or climates. Contamination can result from application and subsequent movement following rainfall or from inappropriate disposal methods.

Some pesticides are also used in non-agricultural circumstances, such as the control of weeds on roads and railway lines. These pesticides are also included in this section.

Table 8.20 Chemicals from industrial sources and human dwellings for which guideline values have not been established

Chemical	Reason for not establishing a guideline value
Dichlorobenzene, 1,3-	Toxicological data are insufficient to permit derivation of health-based guideline value
Dichloroethane, 1,1-	Very limited database on toxicity and carcinogenicity
Di(2-ethylhexyl)adipate	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Hexachlorobenzene	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Monochlorobenzene	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur, and health-based value would far exceed lowest reported taste and odour threshold
Trichlorobenzenes (total)	Occur in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur, and health-based value would exceed lowest reported odour threshold
Trichloroethane, 1,1,1-	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Table 8.21 Guideline values for chemicals from industrial sources and human dwellings that are of health significance in drinking-water

Inorganics	Guideline value (mg/litre)	Remarks
Cadmium	0.003	
Cyanide	0.07	
Mercury	0.001	For total mercury (inorganic plus organic)
Organics	Guideline value^a (µg/litre)	Remarks
Benzene	10 ^b	
Carbon tetrachloride	4	
Di(2-ethylhexyl)phthalate	8	
Dichlorobenzene, 1,2-	1000 (C)	
Dichlorobenzene, 1,4-	300 (C)	
Dichloroethane, 1,2-	30 ^b	
Dichloroethene, 1,1-	30	
Dichloroethene, 1,2-	50	
Dichloromethane	20	
Edetic acid (EDTA)	600	Applies to the free acid
Ethylbenzene	300 (C)	
Hexachlorobutadiene	0.6	
Nitrilotriacetic acid (NTA)	200	
Pentachlorophenol	9 ^b (P)	
Styrene	20 (C)	
Tetrachloroethene	40	
Toluene	700 (C)	
Trichloroethene	70 (P)	
Xylenes	500 (C)	

^a P = provisional guideline value, as there is evidence of a hazard, but the available information on health effects is limited; C = concentrations of the substance at or below the health-based guideline value may affect the appearance, taste or odour of the water, leading to consumer complaints.

^b For non-threshold substances, the guideline value is the concentration in drinking-water associated with an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10⁻⁵ (one additional cancer per 100 000 of the population ingesting drinking-water containing the substance at the guideline value for 70 years). Concentrations associated with estimated upper-bound excess lifetime cancer risks of 10⁻⁴ and 10⁻⁶ can be calculated by multiplying and dividing, respectively, the guideline value by 10.

Guideline values have not been established for the chemicals listed in Table 8.22, as a review of the literature on occurrence and/or credibility of occurrence in drinking-water has shown evidence that the chemicals do not occur in drinking-water.

Guideline values have not been established for the chemicals listed in Table 8.23 for the reasons indicated in the table. Summary statements are included in chapter 12.

Guideline values have been established for the chemicals listed in Table 8.24, which meet the criteria for inclusion. Summary statements are included in chapter 12.

8.5.4 Chemicals used in water treatment or from materials in contact with drinking-water

Chemicals are used in water treatment and may give rise to residuals in the final water. In some cases, such as monochloramine and chlorine, this is intentional, and their

8. CHEMICAL ASPECTS

Table 8.22 Chemicals from agricultural activities excluded from guideline value derivation

Chemical	Reason for exclusion
Amitraz	Degrades rapidly in the environment and is not expected to occur at measurable concentrations in drinking-water supplies
Chlorobenzilate	Unlikely to occur in drinking-water
Chlorothalonil	Unlikely to occur in drinking-water
Cypermethrin	Unlikely to occur in drinking-water
Diazinon	Unlikely to occur in drinking-water
Dinoseb	Unlikely to occur in drinking-water
Ethylene thiourea	Unlikely to occur in drinking-water
Fenamiphos	Unlikely to occur in drinking-water
Formothion	Unlikely to occur in drinking-water
Hexachlorocyclohexanes (mixed isomers)	Unlikely to occur in drinking-water
MCPB	Unlikely to occur in drinking-water
Methamidophos	Unlikely to occur in drinking-water
Methomyl	Unlikely to occur in drinking-water
Mirex	Unlikely to occur in drinking-water
Monocrotophos	Has been withdrawn from use in many countries and is unlikely to occur in drinking-water
Oxamyl	Unlikely to occur in drinking-water
Phorate	Unlikely to occur in drinking-water
Propoxur	Unlikely to occur in drinking-water
Pyridate	Not persistent and only rarely found in drinking-water
Quintozene	Unlikely to occur in drinking-water
Toxaphene	Unlikely to occur in drinking-water
Triazophos	Unlikely to occur in drinking-water
Tributyltin oxide	Unlikely to occur in drinking-water
Trichlorfon	Unlikely to occur in drinking-water

presence confers a direct benefit to the consumer. Some arise as unwanted by-products of the disinfection process (see Table 8.25) and some as residuals from other parts of the treatment process, such as coagulation. Some may arise as contaminants in treatment chemicals, and others may arise as contaminants in, or as corrosion products from, materials used as pipes or in other parts of the drinking-water system. Some chemicals used in water treatment (e.g., fluoride) or in materials in contact with drinking-water (e.g., styrene) have other primary sources and are therefore discussed in detail in other sections of this chapter.

The approach to monitoring and management is preferably through control of the material or chemical, and this is covered in more detail in section 4.2. It is also important to optimize treatment processes and to ensure that such processes remain optimized in order to control residuals of chemicals used in treatment and to control the formation of DBPs.

Guideline values have not been established for the chemicals listed in Table 8.26 for the reasons indicated in the table. Summary statements are included in chapter 12.

Table 8.23 Chemicals from agricultural activities for which guideline values have not been established

Chemical	Reason for not establishing a guideline value
Ammonia	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Bentazone	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Dichloropropane, 1,3-Diquat	Data insufficient to permit derivation of health-based guideline value Rarely found in drinking-water, but may be used as an aquatic herbicide for the control of free-floating and submerged aquatic weeds in ponds, lakes and irrigation ditches
Endosulfan	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Fenitrothion	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Glyphosate and AMPA	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Heptachlor and heptachlor epoxide	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Malathion	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Methyl parathion	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Parathion	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Permethrin	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Phenylphenol, 2- and its sodium salt	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Propanil	Readily transformed into metabolites that are more toxic; a guideline value for the parent compound is considered inappropriate, and there are inadequate data to enable the derivation of guideline values for the metabolites

Guideline values have been established for the chemicals listed in Table 8.27, which meet the criteria for inclusion. Summary statements are included in chapter 12.

8.5.5 Pesticides used in water for public health purposes

Some pesticides are used for public health purposes, including the addition to water to control the aquatic larval stages of insects of public health significance (e.g., mosquitos for the control of malaria and typhus). There are currently four insecticide compounds and a bacterial larvicide recommended by WHO (under WHOPES) for addition to drinking-water as larvicides: temephos, methoprene, pyriproxyfen, permethrin and *Bacillus thuringiensis israelensis*. Of these, only pyriproxyfen has been reviewed to date. Other insecticides that are not recommended for addition to water for public health purposes by WHOPES but may be used in some countries as aquatic larvicides, or have been used as such in the past, include chlorpyrifos and DDT.

8. CHEMICAL ASPECTS

Table 8.24 Guideline values for chemicals from agricultural activities that are of health significance in drinking-water

Non-pesticides	Guideline value^a (mg/litre)	Remarks
Nitrate (as NO ₃ ⁻)	50	Short-term exposure
Nitrite (as NO ₂ ⁻)	3	Short-term exposure
	0.2 (P)	Long-term exposure
Pesticides used in agriculture	Guideline value^a (µg/litre)	Remarks
Alachlor	20 ^b	
Aldicarb	10	Applies to aldicarb sulfoxide and aldicarb sulfone
Aldrin and dieldrin	0.03	For combined aldrin plus dieldrin
Atrazine	2	
Carbofuran	7	
Chlordane	0.2	
Chlorotoluron	30	
Cyanazine	0.6	
2,4-D (2,4-dichlorophenoxyacetic acid)	30	Applies to free acid
2,4-DB	90	
1,2-Dibromo-3-chloropropane	1 ^b	
1,2-Dibromoethane	0.4 ^b (P)	
1,2-Dichloropropane (1,2-DCP)	40 (P)	
1,3-Dichloropropene	20 ^b	
Dichlorprop	100	
Dimethoate	6	
Endrin	0.6	
Fenoprop	9	
Isoproturon	9	
Lindane	2	
MCPA	2	
Mecoprop	10	
Methoxychlor	20	
Metolachlor	10	
Molinate	6	
Pendimethalin	20	
Simazine	2	
2,4,5-T	9	
Terbutylazine	7	
Trifluralin	20	

^a P = provisional guideline value, as there is evidence of a hazard, but the available information on health effects is limited.

^b For substances that are considered to be carcinogenic, the guideline value is the concentration in drinking-water associated with an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10⁻⁵ (one additional cancer per 100 000 of the population ingesting drinking-water containing the substance at the guideline value for 70 years). Concentrations associated with estimated upper-bound excess lifetime cancer risks of 10⁻⁴ and 10⁻⁶ can be calculated by multiplying and dividing, respectively, the guideline value by 10.

In considering those pesticides that may be added to water used for drinking-water for purposes of protection of public health, every effort should be made not to develop guidelines that are unnecessarily stringent as to impede their use. This approach enables a suitable balance to be achieved between the protection of drinking-water

Table 8.25 Disinfection by-products present in disinfected waters (from IPCS, 2000)

Disinfectant	Significant organohalogen products	Significant inorganic products	Significant non-halogenated products
Chlorine/hypochlorous acid	THMs, haloacetic acids, haloacetonitriles, chloral hydrate, chloropicrin, chlorophenols, <i>N</i> -chloramines, halofuranones, bromohydrins	chlorate (mostly from hypochlorite use)	aldehydes, cyanoalkanoic acids, alkanolic acids, benzene, carboxylic acids
Chlorine dioxide		chlorite, chlorate	unknown
Chloramine	haloacetonitriles, cyanogen chloride, organic chloramines, chloramino acids, chloral hydrate, haloketones	nitrate, nitrite, chlorate, hydrazine	aldehydes, ketones
Ozone	bromoform, monobromoacetic acid, dibromoacetic acid, dibromoacetone, cyanogen bromide	chlorate, iodate, bromate, hydrogen peroxide, hypobromous acid, epoxides, ozonates	aldehydes, ketoacids, ketones, carboxylic acids

quality and the control of insects of public health significance. However, it is stressed that every effort should be made to keep overall exposure and the concentration of any larvicide as low as possible.

As for the other groups of chemicals discussed in this chapter, this category is not clear-cut. It includes pesticides that are extensively used for purposes other than public health protection – for example, agricultural purposes, in the case of chlorpyrifos.

Guideline values that have been derived for these larvicides are provided in Table 8.28. Summary statements are included in chapter 12.

8.5.6 Cyanobacterial toxins

Cyanobacteria (see also section 11.5) occur widely in lakes, reservoirs, ponds and slow-flowing rivers. Many species are known to produce toxins, i.e., “cyanotoxins,” a number of which are of concern for health. Cyanotoxins vary in structure and may be found within cells or released into water. There is wide variation in the toxicity of recognized cyanotoxins (including different structural variants within a group, e.g., microcystins), and it is likely that further toxins remain unrecognized.

The toxins are classified, according to their mode of action, as hepatotoxins (microcystins and cylindrospermopsins), neurotoxins (anatoxin-a, saxitoxins and anatoxin-a(S)) and irritants or inflammatory agents (lipopolysaccharides). The hepatotoxins are produced by various species within the genera *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis* and *Umezakia*. The cyanotoxins occurring most frequently in elevated concentrations (i.e., >1 µg/litre) seem to be microcystins (oligopeptides) and cylindrospermopsin (an alkaloid), whereas the cyanobacterial neurotoxins appear to occur in high concentrations only occasionally.

8. CHEMICAL ASPECTS

Table 8.26 Chemicals used in water treatment or materials in contact with drinking-water for which guideline values have not been established

Chemical	Reason for not establishing a guideline value
<i>Disinfectants</i>	
Chlorine dioxide	Rapid breakdown of chlorine dioxide; also, the chlorite provisional guideline value is protective for potential toxicity from chlorine dioxide
Dichloramine	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value
Iodine	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value, and lifetime exposure to iodine through water disinfection is unlikely
Silver	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value
Trichloramine	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value
<i>Disinfection by-products</i>	
Bromochloroacetate	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value
Bromochloroacetonitrile	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value
Chloroacetones	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline values for any of the chloroacetones
Chlorophenol, 2-	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value
Chloropicrin	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value
Dibromoacetate	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value
Dichlorophenol, 2,4-	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value
Monobromoacetate	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value
MX	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Trichloroacetonitrile	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline value
<i>Contaminants from treatment chemicals</i>	
Aluminium	Owing to limitations in the animal data as a model for humans and the uncertainty surrounding the human data, a health-based guideline value cannot be derived; however, practicable levels based on optimization of the coagulation process in drinking-water plants using aluminium-based coagulants are derived: 0.1 mg/litre or less in large water treatment facilities, and 0.2 mg/litre or less in small facilities
Iron	Not of health concern at concentrations normally observed in drinking-water, and taste and appearance of water are affected at concentrations below the health-based value
<i>Contaminants from pipes and fittings</i>	
Asbestos	No consistent evidence that ingested asbestos is hazardous to health
Dialkyltins	Available data inadequate to permit derivation of health-based guideline values for any of the dialkyltins
Fluoranthene	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Inorganic tin	Occurs in drinking-water at concentrations well below those at which toxic effects may occur
Zinc	Not of health concern at concentrations normally observed in drinking-water, but may affect the acceptability of water

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Table 8.27 Guideline values for chemicals used in water treatment or materials in contact with drinking-water that are of health significance in drinking-water

Disinfectants	Guideline value^a (mg/litre)	Remarks	
Chlorine	5 (C)	For effective disinfection, there should be a residual concentration of free chlorine of ≥ 0.5 mg/litre after at least 30 min contact time at pH <8.0	
Monochloramine	3		
Disinfection by-products	Guideline value^a (μg/litre)	Remarks	
Bromate	10 ^b (A, T)	For cyanide as total cyanogenic compounds The sum of the ratio of the concentration of each to its respective guideline value should not exceed 1	
Bromodichloromethane	60 ^b		
Bromoform	100		
Chloral hydrate (trichloroacetaldehyde)	10 (P)		
Chlorate	700 (D)		
Chlorite	700 (D)		
Chloroform	200		
Cyanogen chloride	70		
Dibromoacetonitrile	70		
Dibromochloromethane	100		
Dichloroacetate	50 (T, D)		
Dichloroacetonitrile	20 (P)		
Formaldehyde	900		
Monochloroacetate	20		
Trichloroacetate	200		
Trichlorophenol, 2,4,6- Trihalomethanes	200 ^b (C)		
Contaminants from treatment chemicals	Guideline value^a (μg/litre)		Remarks
Acrylamide	0.5 ^b		
Epichlorohydrin	0.4 (P)		
Contaminants from pipes and fittings	Guideline value^a (μg/litre)	Remarks	
Antimony	20	Staining of laundry and sanitary ware may occur below guideline value	
Benzo[a]pyrene	0.7 ^b		
Copper	2000		
Lead	10		
Nickel	20 (P)		
Vinyl chloride	0.3 ^b		

^a P = provisional guideline value, as there is evidence of a hazard, but the available information on health effects is limited; A = provisional guideline value because calculated guideline value is below the practical quantification level; T = provisional guideline value because calculated guideline value is below the level that can be achieved through practical treatment methods, source control, etc.; D = provisional guideline value because disinfection is likely to result in the guideline value being exceeded; C = concentrations of the substance at or below the health-based guideline value may affect the appearance, taste or odour of the water, causing consumer complaints.

^b For substances that are considered to be carcinogenic, the guideline value is the concentration in drinking-water associated with an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} (one additional cancer per 100 000 of the population ingesting drinking-water containing the substance at the guideline value for 70 years). Concentrations associated with estimated upper-bound excess lifetime cancer risks of 10^{-4} and 10^{-6} can be calculated by multiplying and dividing, respectively, the guideline value by 10.

8. CHEMICAL ASPECTS

Table 8.28 Guideline values for pesticides used in water for public health purposes that are of health significance in drinking-water

Pesticides used in water for public health purposes ^a	Guideline value (µg/litre)
Chlorpyrifos	30
DDT and metabolites	1
Pyriproxyfen	300

^a Only pyriproxyfen is recommended by WHOPEs for addition to water for public health purposes.

Table 8.29. Guideline values for cyanotoxins that are of health significance in drinking-water

	Guideline value ^a (µg/litre)	Remarks
Microcystin-LR	1 (P)	For total microcystin-LR (free plus cell-bound)

^a P = provisional guideline value, as there is evidence of a hazard, but the available information on health effects is limited.

Cyanotoxins can reach concentrations potentially hazardous to human health primarily in situations of high cell density through excessive growth, sometimes termed “bloom” events. These occur in response to elevated concentrations of nutrients (phosphorus and sometimes nitrogen) and may be triggered by conditions such as water body stratification and sufficiently high temperature. Blooms tend to recur in the same water bodies. Cells of some cyanobacterial species may accumulate at the surface as scums or at the thermocline of thermally stratified reservoirs. Such accumulations may develop rapidly, and they may be of short duration. In many circumstances, blooms and accumulations are seasonal.

A variety of resource protection and source management actions are available to decrease the probability of bloom occurrence, and some treatment methods, including filtration and chlorination, are available for removal of cyanobacteria and cyanotoxins. Filtration can effectively remove cyanobacterial cells and, with that, often a high share of the toxins. Oxidation through ozone or chlorine at sufficient concentrations and contact times can effectively remove most cyanotoxins dissolved in water.

Chemical analysis of cyanotoxins is not the preferred focus of routine monitoring. The preferred approach is monitoring of source water for evidence of blooms, or bloom-forming potential, and increased vigilance where such events occur. Analysis of cyanotoxins requires time, equipment and expertise, and quantitative analysis of some cyanotoxins is hampered by the lack of analytical standards. However, rapid methods, such as ELISA and enzyme assays, are becoming available for a small number, e.g., microcystins.

Chemical analysis of cyanotoxins is useful for assessing the efficacy of treatment and preventive strategies, i.e., as validation of control measures in a WSP (see chapter 4). While guideline values are derived where sufficient data exist, they are primarily intended to inform setting targets for control measures.

A provisional guideline value has been established for microcystin-LR, which meets the criteria for inclusion (see Table 8.29). Microcystin-LR is one of the most toxic of

more than 70 structural variants of microcystin. Although, on a global scale, it appears to be one of the most widespread microcystins, in many regions it is not the most commonly occurring variant, and others may well be less toxic. If the provisional guideline value for microcystin-LR is used as a surrogate for their assessment and for setting targets, this serves as a worst-case estimate. A more detailed discussion of using “concentration equivalents” or “toxicity equivalents” for relating microcystins to microcystin-LR is given in Chorus & Bartram (1999).

9

Radiological aspects

The objective of this chapter is to provide criteria with which to assess the safety of drinking-water with respect to its radionuclide content. The Guidelines do not differentiate between naturally occurring and artificial or human-made radionuclides.

The guidance values for radioactivity in drinking-water recommended in the first edition of the Guidelines were based on the risks of exposure to radiation sources and the health consequences of exposure to radiation. The second edition of the Guidelines incorporated the 1990 recommendations of the International Commission on Radiological Protection (ICRP, 1991). The third edition incorporates recent developments, including the ICRP publications on prolonged exposures and on dose coefficients.

Radiological hazards may derive from ionizing radiation emitted by a number of radioactive substances (chemicals) in drinking-water. Such hazards from drinking-water are rarely of public health significance, and radiation exposure from drinking-water must be assessed alongside exposure from other sources.

The approach taken in the Guidelines for controlling radiological hazards has two stages:

- initial screening for gross alpha and/or beta activity to determine whether the activity concentrations (in Bq/litre) are below levels at which no further action is required; and
- if these screening levels are exceeded, investigation of the concentrations of individual radionuclides and comparison with specific guidance levels.

The risk due to radon in drinking-water derived from groundwater is typically low compared with that due to total inhaled radon but is distinct, as exposure occurs through both consumption of dissolved gas and inhalation of released radon and its daughter radionuclides. Greatest exposure is general ambient inhalation and inhalation from terrestrial sources, where the gas is infiltrating into dwellings, especially into basements. Radon of groundwater origin would usually be a small increment of the total, but may indicate deposits in the region that are emitting into basements.

The screening and guidance levels apply to routine (“normal”) operational conditions of existing or new drinking-water supplies. They do not apply to a water supply

contaminated during an emergency involving the release of radionuclides into the environment. Guidance and generic action levels covering emergency situations are available elsewhere (IAEA, 1996, 1997, 1999, 2002).

The current Guidelines are based on:

- a recommended reference dose level (RDL) of the committed effective dose, equal to 0.1 mSv from 1 year's consumption of drinking-water (from the possible total radioactive contamination of the annual drinking-water consumption). This comprises 10% of the intervention exemption level recommended by the ICRP for dominant commodities (e.g., food and drinking-water) for prolonged exposure situations, which is most relevant to long-term consumption of drinking-water by the public (ICRP, 2000). The RDL of 0.1 mSv is also equal to 10% of the dose limit for members of the population, recommended by both the ICRP (1991) and the International Basic Safety Standards (IAEA, 1996). These are accepted by most WHO Member States, the European Commission, FAO and WHO.
- dose coefficients for adults, provided by the ICRP.

The additional risk to health from exposure to an annual dose of 0.1 mSv associated with the intake of radionuclides from drinking-water is considered to be low for the following reasons:

- The nominal probability coefficient for radiation-induced stochastic health effects, which include fatal cancer, non-fatal cancer and severe hereditary effects for the whole population, is $7.3 \times 10^{-2}/\text{Sv}$ (ICRP, 1991). Multiplying this by an RDL equal to 0.1 mSv annual exposure via drinking-water gives an estimated lifetime risk of stochastic health effects of 10^{-5} , which can be considered small in comparison with other health risks. This risk level is comparable to the reference level of risk used elsewhere in these Guidelines.
- Background radiation exposures vary widely across the Earth, but the average is about 2.4 mSv/year, with the highest local levels being up to 10 times higher without any apparent health consequences; 0.1 mSv therefore represents a small addition to background levels.
- Despite the uncertainties in the determination of risk from radiation exposure at low levels, radiation risks are probably well below those due to microbes and some chemicals in drinking-water.

9.1 Sources and health effects of radiation exposure

Environmental radiation originates from a number of naturally occurring and human-made sources. Radioactive materials occur naturally everywhere in the environment (e.g., uranium, thorium and potassium-40). By far the largest proportion of human exposure to radiation comes from natural sources – from external sources of radiation, including cosmic and terrestrial radiation, and from inhalation or ingestion of radioactive materials (Figure 9.1). The United Nations Scientific Committee

9. RADIOLOGICAL ASPECTS

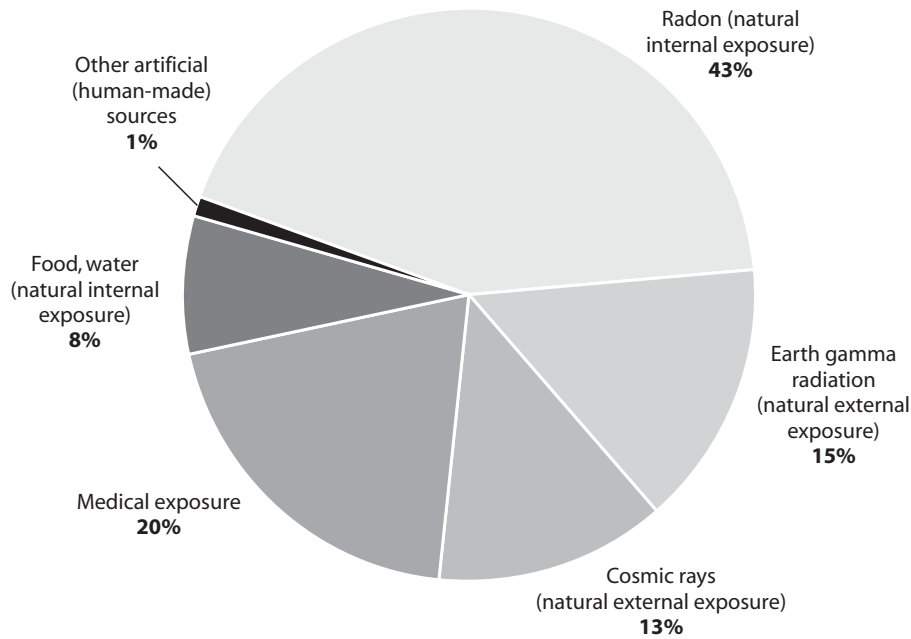


Figure 9.1 Sources and distribution of average radiation exposure for the world population

on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR, 2000) has estimated that the global average annual human exposure from natural sources is 2.4 mSv/year (Table 9.1). Some sources (e.g., uranium) can be concentrated during extraction by mining and other industrial activities.

There are large local variations in human exposure to radiation, depending on a number of factors, such as height above sea level, the amount and type of radionuclides in the soil (terrestrial exposure), the composition of radionuclides in the air, food and drinking-water and the amount taken into the body via inhalation or ingestion. There are certain areas of the world, such as parts of the Kerala state in India and the Pocos del Caldas plateau in Brazil, where levels of background radiation are

Table 9.1 Average radiation dose from natural sources

Source	Worldwide average annual effective dose (mSv)	Typical range (mSv)
External exposure		
Cosmic rays	0.4	0.3–1.0
Terrestrial gamma rays ^a	0.5	0.3–0.6
Internal exposure		
Inhalation (mainly radon)	1.2	0.2–10 ^b
Ingestion (food and drinking-water)	0.3	0.2–0.8
Total	2.4	1–10

^a Terrestrial exposure is due to radionuclides in the soil and building materials.

^b Dose from inhalation of radon may exceed 10 mSv/year in certain residential areas.

Source: UNSCEAR (2000).

relatively high. Levels of exposure for the general population in such areas may be up to 10 times higher than the average background level of 2.4 mSv given in Table 9.1. No deleterious health effects associated with this elevated radiation exposure have been detected.

Several radioactive compounds may be released into the environment, and hence into drinking-water supplies, from human activities and human-made sources (e.g., from medical or industrial use of radioactive sources). The worldwide per capita effective dose from diagnostic medical examination in 2000 was 0.4 mSv/year (typical range is 0.04–1.0 mSv/year, depending on level of health care). There is only a very small worldwide contribution from nuclear power production and nuclear weapons testing. The worldwide annual per capita effective dose from nuclear weapons testing in 2000 was estimated at 0.005 mSv; from the Chernobyl accident, 0.002 mSv; and from nuclear power production, 0.0002 mSv (UNSCEAR, 2000).

9.1.1 Radiation exposure through drinking-water

Radioactive constituents of drinking-water can result from:

- naturally occurring radioactive species (e.g., radionuclides of the thorium and uranium decay series in drinking-water sources), in particular radium-226/228 and a few others;
- technological processes involving naturally occurring radioactive materials (e.g., the mining and processing of mineral sands or phosphate fertilizer production);
- radionuclides discharged from nuclear fuel cycle facilities;
- manufactured radionuclides (produced and used in unsealed form), which might enter drinking-water supplies as a result of regular discharges and, in particular, in case of improper medical or industrial use and disposal of radioactive materials; such incidents are different from emergencies, which are outside the scope of these Guidelines; and
- past releases of radionuclides into the environment, including water sources.

The contribution of drinking-water to total exposure is typically very small and is due largely to naturally occurring radionuclides in the uranium and thorium decay series. Radionuclides from the nuclear fuel cycle and from medical and other uses of radioactive materials may, however, enter drinking-water supplies. The contributions from these sources are normally limited by regulatory control of the source or practice, and it is normally through this regulatory mechanism that remedial action should be taken in the event that such sources cause concern by contaminating drinking-water.

9.1.2 Radiation-induced health effects through drinking-water

There is evidence from both human and animal studies that radiation exposure at low to moderate doses may increase the long-term incidence of cancer. Animal studies in particular suggest that the rate of genetic malformations may be increased by radiation exposure.

No deleterious radiological health effects are expected from consumption of drinking-water if the concentrations of radionuclides are below the guidance levels (equivalent to a committed effective dose below 0.1 mSv/year).

Acute health effects of radiation, leading to reduced blood cell counts and, in very severe cases, death, occur at very high doses of exposure of the whole body or large part of the body (IAEA, 1998). Due to the low levels of radionuclides typically found in drinking-water supplies, acute health effects of radiation are not a concern for drinking-water supplies.

9.2 Units of radioactivity and radiation dose

The SI unit of radioactivity is the becquerel (Bq), where 1 Bq = 1 disintegration per second. Guidance levels for drinking-water are given as the activity of the radionuclide per litre, called the activity concentration (Bq/litre). The radiation dose resulting from ingestion of a radionuclide depends on a number of chemical and biological factors. These include the fraction of the intake that is absorbed from the gut, the organs or tissues to which the radionuclide is transported and the time during which the radionuclide remains in the organ or tissue before excretion. The nature of the radiation emitted on decay and the sensitivity of the irradiated organs or tissues to radiation must also be considered.

The absorbed dose refers to how much energy is deposited in material by the radiation. The SI unit for absorbed dose is the gray (Gy), where 1 Gy = 1 J/kg (joule per kilogram).

The equivalent dose is the product of the absorbed dose and a factor related to the particular type of radiation (depending on the ionizing capacity and density).

The effective dose of radiation received by a person is, in simple terms, the sum of the equivalent doses received by all tissues or organs, weighted for “tissue weighting factors.” These reflect different sensitivities to radiation of different organs and tissues in the human body. The SI unit for the equivalent and effective dose is the sievert (Sv), where 1 Sv = 1 J/kg.

To reflect the persistence of radionuclides in the body once ingested, the committed effective dose is a measure of the total effective dose received over a lifetime (70 years) following intake of a radionuclide (internal exposure).

The term “dose” may be used as a general term to mean either absorbed dose (Gy) or effective dose (Sv), depending on the situation. For monitoring purposes, doses are determined from the activity concentration of the radionuclide in a given material. In the case of water, activity concentration is given in becquerels per litre (Bq/litre). This value can be related to an effective dose per year (mSv/year) using a dose coefficient (mSv/Bq) and the average annual consumption of water (litres/year).

The effective dose arising from the ingestion of a radioisotope in a particular chemical form can be estimated using a dose coefficient. Data for age-related dose coefficients for ingestion of radionuclides have been published by the ICRP and the International Atomic Energy Agency (IAEA). Table 9.2 shows the dose coefficients for

Table 9.2 Dose coefficients for ingestion of radionuclides by adult members of the public

Category	Radionuclide	Dose coefficient (mSv/Bq)
Natural uranium series	Uranium-238	4.5×10^{-5}
	Uranium-234	4.9×10^{-5}
	Thorium-230	2.1×10^{-4}
	Radium-226	2.8×10^{-4}
	Lead-210	6.9×10^{-4}
	Polonium-210	1.2×10^{-3}
Natural thorium series	Thorium-232	2.3×10^{-4}
	Radium-228	6.9×10^{-4}
	Thorium-228	7.2×10^{-5}
Fission products	Caesium-134	1.9×10^{-5}
	Caesium-137	1.3×10^{-5}
	Strontium-90	2.8×10^{-5}
	Iodine-131	2.2×10^{-5}
Other radionuclides	Tritium	1.8×10^{-8}
	Carbon-14	5.8×10^{-7}
	Plutonium-239	2.5×10^{-4}
	Americium-241	2.0×10^{-4}

naturally occurring radionuclides or those arising from human activities that might be found in drinking-water supplies (IAEA, 1996; ICRP, 1996).

9.3 Guidance levels for radionuclides in drinking-water

The guidance levels for radionuclides in drinking-water are presented in Table 9.3 for radionuclides originating from natural sources or discharged into the environment as the result of current or past activities. These levels also apply to radionuclides released due to nuclear accidents that occurred more than 1 year previously. The activity concentration values in Table 9.3 correspond to an RDL of 0.1 mSv/year from each radionuclide listed if their concentration in the drinking-water consumed during the year does not exceed these values. The associated risk estimate was given at the beginning of this chapter. However, for the first year immediately after an accident, generic action levels for foodstuffs apply as described in the International Basic Safety Standards (IAEA, 1996) and other relevant WHO and IAEA publications (WHO, 1988; IAEA, 1997, 1999).

The guidance levels for radionuclides in drinking-water were calculated by the following equation:

$$GL = IDC / (h_{ing} \cdot q)$$

where:

GL = guidance level of radionuclide in drinking-water (Bq/litre),

IDC = individual dose criterion, equal to 0.1 mSv/year for this calculation,

h_{ing} = dose coefficient for ingestion by adults (mSv/Bq),

q = annual ingested volume of drinking-water, assumed to be 730 litres/year.

9. RADIOLOGICAL ASPECTS

Table 9.3 Guidance levels for radionuclides in drinking-water

Radionuclides	Guidance level (Bq/litre) ^a	Radionuclides	Guidance level (Bq/litre) ^a	Radionuclides	Guidance level (Bq/litre) ^a
³ H	10 000	⁹³ Mo	100	¹⁴⁰ La	100
⁷ Be	10 000	⁹⁹ Mo	100	¹³⁹ Ce	1000
¹⁴ C	100	⁹⁶ Tc	100	¹⁴¹ Ce	100
²² Na	100	⁹⁷ Tc	1000	¹⁴³ Ce	100
³² P	100	^{97m} Tc	100	¹⁴⁴ Ce	10
³³ P	1 000	⁹⁹ Tc	100	¹⁴³ Pr	100
³⁵ S	100	⁹⁷ Ru	1000	¹⁴⁷ Nd	100
³⁶ Cl	100	¹⁰³ Ru	100	¹⁴⁷ Pm	1000
⁴⁵ Ca	100	¹⁰⁶ Ru	10	¹⁴⁹ Pm	100
⁴⁷ Ca	100	¹⁰⁵ Rh	1000	¹⁵¹ Sm	1000
⁴⁶ Sc	100	¹⁰³ Pd	1000	¹⁵³ Sm	100
⁴⁷ Sc	100	¹⁰⁵ Ag	100	¹⁵² Eu	100
⁴⁸ Sc	100	^{110m} Ag	100	¹⁵⁴ Eu	100
⁴⁸ V	100	¹¹¹ Ag	100	¹⁵⁵ Eu	1000
⁵¹ Cr	10 000	¹⁰⁹ Cd	100	¹⁵³ Gd	1000
⁵² Mn	100	¹¹⁵ Cd	100	¹⁶⁰ Tb	100
⁵³ Mn	10 000	^{115m} Cd	100	¹⁶⁹ Er	1000
⁵⁴ Mn	100	¹¹¹ In	1000	¹⁷¹ Tm	1000
⁵⁵ Fe	1 000	^{114m} In	100	¹⁷⁵ Yb	1000
⁵⁹ Fe	100	¹¹³ Sn	100	¹⁸² Ta	100
⁵⁶ Co	100	¹²⁵ Sn	100	¹⁸¹ W	1000
⁵⁷ Co	1 000	¹²² Sb	100	¹⁸⁵ W	1000
⁵⁸ Co	100	¹²⁴ Sb	100	¹⁸⁶ Re	100
⁶⁰ Co	100	¹²⁵ Sb	100	¹⁸⁵ Os	100
⁵⁹ Ni	1 000	^{123m} Te	100	¹⁹¹ Os	100
⁶³ Ni	1 000	¹²⁷ Te	1000	¹⁹³ Os	100
⁶⁵ Zn	100	^{127m} Te	100	¹⁹⁰ Ir	100
⁷¹ Ge	10 000	¹²⁹ Te	1000	¹⁹² Ir	100
⁷³ As	1 000	^{129m} Te	100	¹⁹¹ Pt	1000
⁷⁴ As	100	¹³¹ Te	1000	^{193m} Pt	1000
⁷⁶ As	100	^{131m} Te	100	¹⁹⁸ Au	100
⁷⁷ As	1 000	¹³² Te	100	¹⁹⁹ Au	1000
⁷⁵ Se	100	¹²⁵ I	10	¹⁹⁷ Hg	1000
⁸² Br	100	¹²⁶ I	10	²⁰³ Hg	100
⁸⁶ Rb	100	¹²⁹ I	1000	²⁰⁰ Tl	1000
⁸⁵ Sr	100	¹³¹ I	10	²⁰¹ Tl	1000
⁸⁹ Sr	100	¹²⁹ Cs	1000	²⁰² Tl	1000
⁹⁰ Sr	10	¹³¹ Cs	1000	²⁰⁴ Tl	100
⁹⁰ Y	100	¹³² Cs	100	²⁰³ Pb	1000
⁹¹ Y	100	¹³⁴ Cs	10	²⁰⁶ Bi	100
⁹³ Zr	100	¹³⁵ Cs	100	²⁰⁷ Bi	100
⁹⁵ Zr	100	¹³⁶ Cs	100	²¹⁰ Bi ^b	100
^{93m} Nb	1 000	¹³⁷ Cs	10	²¹⁰ Pb ^b	0.1
⁹⁴ Nb	100	¹³¹ Ba	1000	²¹⁰ Po ^b	0.1
⁹⁵ Nb	100	¹⁴⁰ Ba	100	²²³ Ra ^b	1
²²⁴ Ra ^b	1	²³⁵ U ^b	1	²⁴² Cm	10
²²⁵ Ra	1	²³⁶ U ^b	1	²⁴³ Cm	1
²²⁶ Ra ^b	1	²³⁷ U	100	²⁴⁴ Cm	1
²²⁸ Ra ^b	0.1	²³⁸ U ^{b,c}	10	²⁴⁵ Cm	1

continued

Table 9.3 Continued

Radionuclides	Guidance level (Bq/litre)	Radionuclides	Guidance level (Bq/litre)	Radionuclides	Guidance level (Bq/litre)
²²⁷ Th ^b	10	²³⁷ Np	1	²⁴⁶ Cm	1
²²⁸ Th ^b	1	²³⁹ Np	100	²⁴⁷ Cm	1
²²⁹ Th	0.1	²³⁶ Pu	1	²⁴⁸ Cm	0.1
²³⁰ Th ^b	1	²³⁷ Pu	1000	²⁴⁹ Bk	100
²³¹ Th ^b	1 000	²³⁸ Pu	1	²⁴⁶ Cf	100
²³² Th ^b	1	²³⁹ Pu	1	²⁴⁸ Cf	10
²³⁴ Th ^b	100	²⁴⁰ Pu	1	²⁴⁹ Cf	1
²³⁰ Pa	100	²⁴¹ Pu	10	²⁵⁰ Cf	1
²³¹ Pa ^b	0.1	²⁴² Pu	1	²⁵¹ Cf	1
²³³ Pa	100	²⁴⁴ Pu	1	²⁵² Cf	1
²³⁰ U	1	²⁴¹ Am	1	²⁵³ Cf	100
²³¹ U	1 000	²⁴² Am	1000	²⁵⁴ Cf	1
²³² U	1	^{242m} Am	1	²⁵³ Es	10
²³³ U	1	²⁴³ Am	1	²⁵⁴ Es	10
²³⁴ U ^b	10			^{254m} Es	100

^a Guidance levels are rounded according to averaging the log scale values (to 10ⁿ if the calculated value was below 3 × 10ⁿ and above 3 × 10ⁿ⁻¹).

^b Natural radionuclides.

^c The provisional guideline value for uranium in drinking-water is 15 µg/litre based on its chemical toxicity for the kidney (see section 8.5).

The higher age-dependent dose coefficients calculated for children (accounting for the higher uptake and/or metabolic rates) do not lead to significantly higher doses due to the lower mean volume of drinking-water consumed by infants and children. Consequently, the recommended RDL of committed effective dose of 0.1 mSv/year from 1 year's consumption of drinking-water applies independently of age.

9.4 Monitoring and assessment for dissolved radionuclides

9.4.1 Screening of drinking-water supplies

The process of identifying individual radioactive species and determining their concentration requires sophisticated and expensive analysis, which is normally not justified, because the concentrations of radionuclides in most circumstances are very low. A more practical approach is to use a screening procedure, where the total radioactivity present in the form of alpha and beta radiation is first determined, without regard to the identity of specific radionuclides.

Screening levels for drinking-water below which no further action is required are 0.5 Bq/litre for gross alpha activity and 1 Bq/litre for gross beta activity. The gross beta activity screening level was published in the second edition of the Guidelines and, in the worse case (radium-222), would lead to a dose close to the guidance RDL of 0.1 mSv/year. The screening level for gross alpha activity is 0.5 Bq/litre (instead of the former 0.1 Bq/litre), as this activity concentration reflects values nearer the radionuclide-specific guidance RDL.

9.4.2 Strategy for assessing drinking-water

If either of the screening levels is exceeded, then the specific radionuclides producing this activity should be identified and their individual activity concentrations measured. From these data, an estimate of committed effective dose for each radionuclide should be made and the sum of these doses determined. If the following additive formula is satisfied, no further action is required:

$$\sum_i \frac{C_i}{GL_i} \leq 1$$

where:

C_i = the measured activity concentration of radionuclide i , and

GL_i = the guidance level value (see Table 9.3) of radionuclide i that, at an intake of 2 litres/day for 1 year, will result in a committed effective dose of 0.1 mSv/year.

Where the sum exceeds unity for a single sample, the RDL of 0.1 mSv would be exceeded only if the exposure to the same measured concentrations were to continue for a full year. *Hence, such a sample does not in itself imply that the water is unsuitable for consumption* but should be regarded as an indication that further investigation, including additional sampling, is needed. Gross beta and gross alpha activity screening has to be repeated first, then radionuclide-specific analysis conducted only if subsequently measured gross values exceed the recommended practical screening values (1 Bq/litre and 0.5 Bq/litre, respectively).

The application of these recommendations is summarized in Figure 9.2.

The gross beta measurement includes a contribution from potassium-40, a beta emitter that occurs naturally in a fixed ratio to stable potassium. Potassium is an essential element for humans and is absorbed mainly from ingested food. Potassium-40 does not accumulate in the body but is maintained at a constant level independent of intake. The contribution of potassium-40 to beta activity should therefore be subtracted following a separate determination of total potassium. The specific activity of potassium-40 is 30.7 Bq/g of potassium. However, not all the radiation from potassium-40 appears as beta activity. The beta activity of potassium-40 is 27.6 Bq/g of stable potassium, which is the factor that should be used to calculate the beta activity due to potassium-40.

9.4.3 Remedial measures

If the RDL of 0.1 mSv/year is being exceeded on aggregate, then the options available to the competent authority to reduce the dose should be examined. Where remedial measures are contemplated, any strategy considered should first be justified (in the sense that it achieves a net benefit) and then optimized in accordance with the recommendations of ICRP (1989, 1991) in order to produce the maximum net benefit.

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

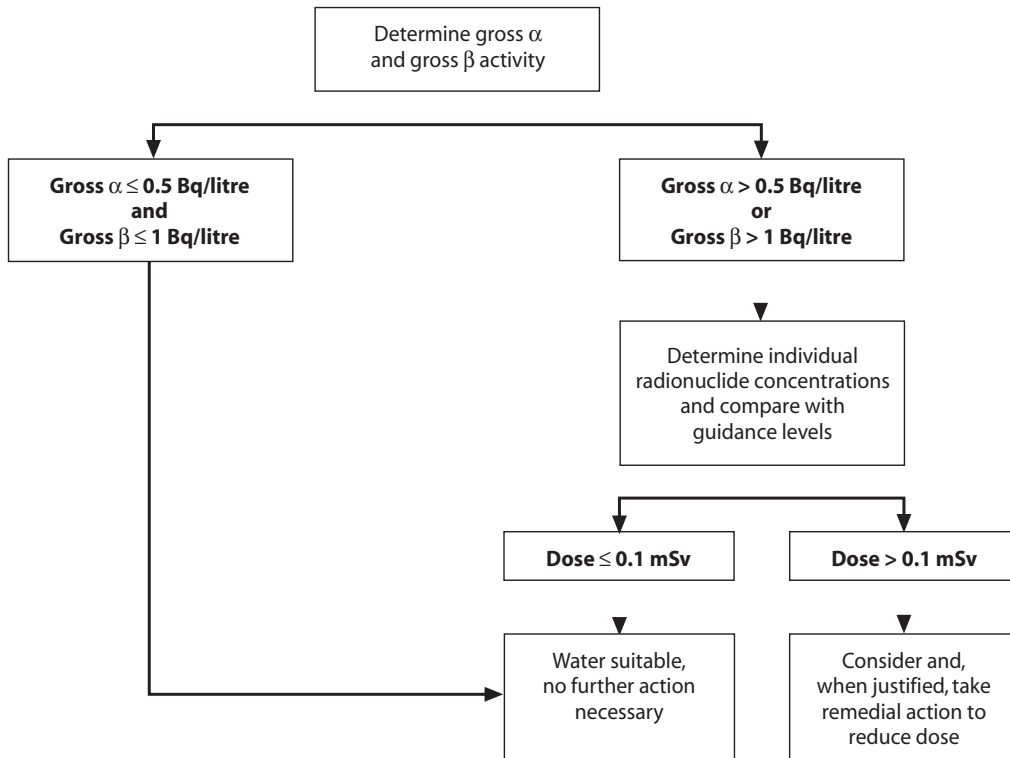


Figure 9.2 Application of screening and guidance levels for radionuclides in drinking-water

9.5 Radon

9.5.1 Radon in air and water

The largest fraction of natural radiation exposure comes from radon, a radioactive gas (see Table 9.1 and Figure 9.1), due to decay of radium contained in rocks and soil as part of the uranium radionuclide chain. The term radon in general refers mostly to radon-222. Radon is present virtually everywhere on Earth, but particularly in the air over land and in buildings.

Underground rock containing natural uranium continuously releases radon into water in contact with it (groundwater). Radon is readily released from surface water; consequently, groundwater normally has much higher concentrations of radon than surface water. The average concentration of radon is usually less than 0.4 Bq/litre in public water supplies derived from surface waters and about 20 Bq/litre from groundwater sources. However, some wells have been identified with higher concentrations, up to 400 times the average, and in rare cases exceeding 10 kBq/litre.

For assessing the dose from radon ingestion, it is important that water processing technology before consumption is taken into account. Moreover, the use of some groundwater supplies for general domestic purposes will increase the levels of radon in the air, thus increasing the dose from inhalation. This dose depends markedly on the form of domestic usage and housing construction (NCRP, 1989). The amount and

form of water intake, the other domestic uses of water and the construction of houses vary widely throughout the world.

UNSCEAR (2000) refers to a US NAS (1999) report and calculates the “average doses from radon in drinking water to be as low as 0.025 mSv/year via inhalation and 0.002 mSv/year from ingestion” compared with the inhalation dose of 1.1 mSv/year from radon and its decay products in air.

9.5.2 Risk

One report estimates that 12% of lung cancer deaths in the USA are linked to radon (radon-222 and its short-lived decay products) in indoor air (US NAS, 1999). Thus, radon causes about 19 000 deaths (in the range of 15 000–22 000) due to lung cancer annually out of a total of about 160 000 deaths from lung cancer, which are mainly as a result of smoking tobacco (US NRC, 1999).

US NAS (1999) reports an approximately 100-fold smaller risk from exposure to radon in drinking-water (i.e., 183 deaths each year). In addition to the 19 000 deaths from lung cancer caused by radon in indoor air, a further 160 were estimated to result from inhaling radon that was emitted from water used in the home. For comparison, about 700 lung cancer deaths each year were attributed to exposure to natural levels of radon while people are outdoors.

The US NAS (1999) also assessed that the risk of stomach cancer caused by drinking-water that contains dissolved radon is extremely small, with the probability of about 20 deaths annually compared with the 13 000 deaths from stomach cancer that arise each year from other causes in the USA.

9.5.3 Guidance on radon in drinking-water supplies

Controls should be implemented if the radon concentration of drinking-water for public water supplies exceeds 100 Bq/litre. Any new drinking-water supply should be tested prior to being used for general consumption. If the radon concentration exceeds 100 Bq/litre, treatment of the water source should be undertaken to reduce the radon levels to well below 100 Bq/litre. If there are significant amounts of radon-producing minerals around the water source, then it may be appropriate for larger drinking-water supplies to test for radon concentration periodically – for example, every 5 years.

9.6 Sampling, analysis and reporting

9.6.1 Measuring gross alpha and gross beta activity concentrations

To analyse drinking-water for gross alpha and gross beta activities (excluding radon), the most common approach is to evaporate a known volume of the sample to dryness and measure the activity of the residue. As alpha radiation is easily absorbed within a thin layer of solid material, the reliability and sensitivity of the method for alpha determination may be reduced in samples with a high TDS content.

Table 9.4 Methods for the analysis of gross alpha and gross beta activities in drinking-water

Method, reference	Technique	Detection limit	Application
International Organization for Standardization: ISO-9695 (for gross beta) ISO-9696 (gross alpha) (ISO, 1991a, 1991b)	Evaporation	0.02–0.1 Bq/litre	Groundwater with TDS greater than 0.1 g/litre
American Public Health Association (APHA, 1998)	Co-precipitation	0.02 Bq/litre	Surface water and groundwater (TDS is not a factor)

Where possible, standardized methods should be used to determine concentrations of gross alpha and gross beta activities. Three procedures for this analysis are listed in Table 9.4.

The determination of gross beta activity using the evaporation method includes the contribution from potassium-40. An additional analysis of total potassium is therefore required if the gross beta screening value is exceeded.

The co-precipitation technique (APHA, 1998) excludes the contribution due to potassium-40; therefore, determination of total potassium is not necessary. This method is not applicable to assessment of water samples containing certain fission products, such as caesium-137. However, under normal circumstances, concentrations of fission products in drinking-water supplies are extremely low.

9.6.2 Measuring potassium-40

It is impractical to use a radioactive measurement technique to determine the concentration of potassium-40 in a water sample due to the lack of sensitivity in gamma-ray analysis and the difficulty of chemically isolating the radionuclide from solution. Because of the fixed ratio between potassium-40 and stable potassium, chemical analysis for potassium is recommended. A measurement sensitivity of 1 mg/litre for potassium is adequate, and suitable techniques that can readily achieve this are atomic absorption spectrophotometry and specific ion analysis. The activity due to potassium-40 can then be calculated using a factor of 27.6 Bq of beta activity per gram of total potassium.

9.6.3 Measuring radon

There are difficulties in deriving activity concentrations of radon-222 in drinking-water arising from the ease with which radon is released from water during handling. Stirring and transferring water from one container to another will liberate dissolved radon. According to the widely used Pylon technique (Pylon, 1989, 2003), detection of radon in drinking-water is performed using a water degassing unit and Lucas scintillation chambers. Water that has been left to stand will have reduced radon activity, and boiling will remove radon completely.

9.6.4 Sampling

New water sources should be sampled (e.g., every 3 months for the first 12 months) to determine their suitability for drinking-water supply before design and construction to characterize the radiological quality of the water supply and to assess any seasonal variation in radionuclide concentrations. This should include analysis for radon and radon daughters.

Once measurements indicate the normal range of the supply, then the sampling frequency can be reduced to, for example, annually or every 5 years. However, if sources of potential radionuclide contamination exist nearby (e.g., mining activity or nuclear reactors), then sampling should be more frequent. Less significant surface and underground water supplies can be sampled less frequently.

Levels of radon and radon daughters in groundwater supplies are usually stable over time. Monitoring of water for radon and its daughters can therefore be relatively infrequent. Knowledge of the geology of the area should be considered in determining whether the source is likely to contain significant concentrations of radon and radon daughters. An additional risk factor would be the presence of mining in the vicinity; in such circumstances, more frequent monitoring may be appropriate.

Guidance on assessing water quality, sampling techniques and programmes and the preservation and handling of samples is given in the Australian and New Zealand Standard (AS, 1998).

9.6.5 Reporting of results

The analytical results for each sample should contain the following information:

- sample identifying code or information;
- reference date and time for the reported results (e.g., sample collection date);
- identification of the standard analytical method used or a brief description of any non-standard method used;
- identification of the radionuclide(s) or type and total radioactivity determined;
- measurement-based concentration or activity value calculated using the appropriate blank for each radionuclide;
- estimates of the counting uncertainty and total projected uncertainty; and
- minimum detectable concentration for each radionuclide or parameter analysed.

The estimate of total projected uncertainty of the reported result should include the contributions from all the parameters within the analytical method (i.e., counting and other random and systematic uncertainties or errors).

10

Acceptability aspects

The most undesirable constituents of drinking-water are those capable of having a direct adverse impact on public health. Many of these are described in other chapters of these Guidelines.

To a large extent, consumers have no means of judging the safety of their drinking-water themselves, but their attitude towards their drinking-water supply and their drinking-water suppliers will be affected to a considerable extent by the aspects of water quality that they are able to perceive with their own senses. It is natural for consumers to regard with suspicion water that appears dirty or discoloured or that has an unpleasant taste or smell, even though these characteristics may not in themselves be of direct consequence to health.

The provision of drinking-water that is not only safe but also acceptable in appearance, taste and odour is of high priority.

Water that is aesthetically unacceptable will undermine the confidence of consumers, lead to complaints and, more importantly, possibly lead to the use of water from sources that are less safe.

The appearance, taste and odour of drinking-water should be acceptable to the consumer.

It is important to consider whether existing or proposed water treatment and distribution practices can affect the acceptability of drinking-water. For example, a change in disinfection practice may generate an odorous compound such as trichloramine in the treated water. Other effects may be indirect, such as the disturbance of internal pipe deposits and biofilms when changing between or blending waters from different sources in distribution systems.

The acceptability of drinking-water to consumers is subjective and can be influenced by many different constituents. The concentration at which constituents are objectionable to consumers is variable and dependent on individual and local factors, including the quality of the water to which the community is accustomed and a variety of social, environmental and cultural considerations. Guideline values have not been established for constituents influencing water quality that have no direct link to adverse health impacts.

10

Acceptability aspects

The most undesirable constituents of drinking-water are those capable of having a direct adverse impact on public health. Many of these are described in other chapters of these Guidelines.

To a large extent, consumers have no means of judging the safety of their drinking-water themselves, but their attitude towards their drinking-water supply and their drinking-water suppliers will be affected to a considerable extent by the aspects of water quality that they are able to perceive with their own senses. It is natural for consumers to regard with suspicion water that appears dirty or discoloured or that has an unpleasant taste or smell, even though these characteristics may not in themselves be of direct consequence to health.

The provision of drinking-water that is not only safe but also acceptable in appearance, taste and odour is of high priority.

Water that is aesthetically unacceptable will undermine the confidence of consumers, lead to complaints and, more importantly, possibly lead to the use of water from sources that are less safe.

The appearance, taste and odour of drinking-water should be acceptable to the consumer.

It is important to consider whether existing or proposed water treatment and distribution practices can affect the acceptability of drinking-water. For example, a change in disinfection practice may generate an odorous compound such as trichloramine in the treated water. Other effects may be indirect, such as the disturbance of internal pipe deposits and biofilms when changing between or blending waters from different sources in distribution systems.

The acceptability of drinking-water to consumers is subjective and can be influenced by many different constituents. The concentration at which constituents are objectionable to consumers is variable and dependent on individual and local factors, including the quality of the water to which the community is accustomed and a variety of social, environmental and cultural considerations. Guideline values have not been established for constituents influencing water quality that have no direct link to adverse health impacts.

10. ACCEPTABILITY ASPECTS

In the summaries in this chapter and chapter 12, reference is made to levels likely to give rise to complaints from consumers. These are not precise numbers, and problems may occur at lower or higher levels, depending on individual and local circumstances.

It is not normally appropriate to directly regulate or monitor substances of health concern whose effects on the acceptability of water would normally lead to rejection of the water at concentrations significantly lower than those of concern for health; rather, these substances may be addressed through a general requirement that water be acceptable to the majority of consumers. For such substances, a health-based summary statement and guideline value are derived in these Guidelines in the usual way. In the summary statement, this is explained, and information on acceptability is described. In the tables of guideline values (see chapter 8 and Annex 4), the health-based guideline value is designated with a “C,” with a footnote explaining that while the substance is of health significance, water would normally be rejected by consumers at concentrations well below the health-based guideline value. Monitoring of such substances should be undertaken in response to consumer complaints.

There are other water constituents that are of no direct consequence to health at the concentrations at which they normally occur in water but which nevertheless may be objectionable to consumers for various reasons.

10.1 Taste, odour and appearance

Taste and odour can originate from natural inorganic and organic chemical contaminants and biological sources or processes (e.g., aquatic microorganisms), from contamination by synthetic chemicals, from corrosion or as a result of water treatment (e.g., chlorination). Taste and odour may also develop during storage and distribution due to microbial activity.

Taste and odour in drinking-water may be indicative of some form of pollution or of a malfunction during water treatment or distribution. It may therefore be an indication of the presence of potentially harmful substances. The cause should be investigated and the appropriate health authorities should be consulted, particularly if there is a sudden or substantial change.

Colour, cloudiness, particulate matter and visible organisms may also be noticed by consumers and may create concerns about the quality and acceptability of a drinking-water supply.

10.1.1 Biologically derived contaminants

There are a number of diverse organisms that may have no public health significance but which are undesirable because they produce taste and odour. As well as affecting the acceptability of the water, they indicate that water treatment and/or the state of maintenance and repair of the distribution system are insufficient.

Actinomycetes and fungi

Actinomycetes and fungi can be abundant in surface water sources, including reservoirs, and they also can grow on unsuitable materials in the water supply distribution systems, such as rubber. They can give rise to geosmin, 2-methyl isoborneol and other substances, resulting in objectionable tastes and odours in the drinking-water.

Animal life¹

Invertebrate animals are naturally present in many water resources used as sources for the supply of drinking-water and often infest shallow, open wells. Small numbers of invertebrates may also pass through water treatment works where the barriers to particulate matter are not completely effective and colonize the distribution system. Their motility may enable them and their larvae to penetrate filters at the treatment works and vents on storage reservoirs.

The types of animal concerned can be considered, for control purposes, as belonging to two groups. First, there are free-swimming organisms in the water itself or on water surfaces, such as the crustaceans *Gammarus pulex* (freshwater shrimp), *Crangonyx pseudogracilis*, *Cyclops* spp. and *Chydorus sphaericus*. Second, there are other animals that either move along surfaces or are anchored to them (e.g., water louse *Asellus aquaticus*, snails, zebra mussel *Dreissena polymorpha*, other bivalve molluscs and the bryozoan *Plumatella* sp.) or inhabit slimes (e.g., *Nais* spp., nematodes and the larvae of chironomids). In warm weather, slow sand filters can sometimes discharge the larvae of gnats (*Chironomus* and *Culex* spp.) into the water.

Many of these animals can survive, deriving food from bacteria, algae and protozoa in the water or present on slimes on pipe and tank surfaces. Few, if any, water distribution systems are completely free of animals. However, the density and composition of animal populations vary widely, from heavy infestations, including readily visible species that are objectionable to consumers, to sparse occurrences of microscopic species.

The presence of animals has largely been regarded by piped drinking-water suppliers in temperate regions as an acceptability problem, either directly or through their association with discoloured water. In tropical and subtropical countries, on the other hand, there are species of aquatic animal that act as secondary hosts for parasites. For example, the small crustacean *Cyclops* is the intermediate host of the guinea worm *Dracunculus medinensis* (see sections 7.1.1 and 11.4). However, there is no evidence that guinea worm transmission occurs from piped drinking-water supplies. The presence of animals in drinking-water, especially if visible, raises consumer concern about the quality of the drinking-water supply and should be controlled.

Penetration of waterworks and mains is more likely to be a problem when low-quality raw waters are abstracted and high-rate filtration processes are used. Pre-chlorination assists in destroying animal life and in its removal by filtration.

¹ The section was drawn largely from Evins (2004).

10. ACCEPTABILITY ASPECTS

Production of high-quality water, maintenance of chlorine residuals in the distribution system and the regular cleaning of water mains by flushing or swabbing will usually control infestation.

Treatment of invertebrate infestations in piped distribution systems is discussed in detail in chapter 6 of the supporting document *Safe, Piped Water* (section 1.3).

Cyanobacteria and algae

Blooms of cyanobacteria and other algae in reservoirs and in river waters may impede coagulation and filtration, causing coloration and turbidity of water after filtration. They can also give rise to geosmin, 2-methyl isoborneol and other chemicals, which have taste thresholds in drinking-water of a few nanograms per litre. Some cyanobacterial products – cyanotoxins – are also of direct health significance (see section 8.5.6).

Iron bacteria

In waters containing ferrous and manganous salts, oxidation by iron bacteria (or by exposure to air) may cause rust-coloured deposits on the walls of tanks, pipes and channels and carry-over of deposits into the water.

10.1.2 Chemically derived contaminants

Aluminium

Naturally occurring aluminium as well as aluminium salts used as coagulants in drinking-water treatment are the most common sources of aluminium in drinking-water. The presence of aluminium at concentrations in excess of 0.1–0.2 mg/litre often leads to consumer complaints as a result of deposition of aluminium hydroxide floc in distribution systems and the exacerbation of discoloration of water by iron. It is therefore important to optimize treatment processes in order to minimize any residual aluminium entering the supply. Under good operating conditions, aluminium concentrations of less than 0.1 mg/litre are achievable in many circumstances. Available evidence does not support the derivation of a health-based guideline value for aluminium in drinking-water (see sections 8.5.4 and 12.5).

Ammonia

The threshold odour concentration of ammonia at alkaline pH is approximately 1.5 mg/litre, and a taste threshold of 35 mg/litre has been proposed for the ammonium cation. Ammonia is not of direct relevance to health at these levels, and no health-based guideline value has been proposed (see sections 8.5.3 and 12.6).

Chloride

High concentrations of chloride give a salty taste to water and beverages. Taste thresholds for the chloride anion depend on the associated cation and are in the range of 200–300 mg/litre for sodium, potassium and calcium chloride. Concentrations in

excess of 250 mg/litre are increasingly likely to be detected by taste, but some consumers may become accustomed to low levels of chloride-induced taste. No health-based guideline value is proposed for chloride in drinking-water (see sections 8.5.4 and 12.22).

Chlorine

Most individuals are able to taste or smell chlorine in drinking-water at concentrations well below 5 mg/litre, and some at levels as low as 0.3 mg/litre. At a residual free chlorine concentration of between 0.6 and 1.0 mg/litre, there is an increasing likelihood that some consumers may object to the taste. The taste threshold for chlorine is below the health-based guideline value (see sections 8.5.4 and 12.23).

Chlorophenols

Chlorophenols generally have very low taste and odour thresholds. The taste thresholds in water for 2-chlorophenol, 2,4-dichlorophenol and 2,4,6-trichlorophenol are 0.1, 0.3 and 2 µg/litre, respectively. Odour thresholds are 10, 40 and 300 µg/litre, respectively. If water containing 2,4,6-trichlorophenol is free from taste, it is unlikely to present a significant risk to health (see section 12.26). Microorganisms in distribution systems may sometimes methylate chlorophenols to produce chlorinated anisoles, for which the odour threshold is considerably lower.

Colour

Drinking-water should ideally have no visible colour. Colour in drinking-water is usually due to the presence of coloured organic matter (primarily humic and fulvic acids) associated with the humus fraction of soil. Colour is also strongly influenced by the presence of iron and other metals, either as natural impurities or as corrosion products. It may also result from the contamination of the water source with industrial effluents and may be the first indication of a hazardous situation. The source of colour in a drinking-water supply should be investigated, particularly if a substantial change has taken place.

Most people can detect colours above 15 true colour units (TCU) in a glass of water. Levels of colour below 15 TCU are usually acceptable to consumers, but acceptability may vary. High colour could also indicate a high propensity to produce by-products from disinfection processes. No health-based guideline value is proposed for colour in drinking-water.

Copper

Copper in a drinking-water supply usually arises from the corrosive action of water leaching copper from copper pipes. Concentrations can vary significantly with the period of time the water has been standing in contact with the pipes; for example, first-draw water would be expected to have a higher copper concentration than a fully flushed sample. High concentrations can interfere with the intended domestic uses of

10. ACCEPTABILITY ASPECTS

the water. Copper in drinking-water may increase the corrosion of galvanized iron and steel fittings. Staining of laundry and sanitary ware occurs at copper concentrations above 1 mg/litre. At levels above 5 mg/litre, copper also imparts a colour and an undesirable bitter taste to water. Although copper can give rise to taste, it should be acceptable at the health-based guideline value (see sections 8.5.4 and 12.31).

Dichlorobenzenes

Odour thresholds of 2–10 and 0.3–30 µg/litre have been reported for 1,2- and 1,4-dichlorobenzene, respectively. Taste thresholds of 1 and 6 µg/litre have been reported for 1,2- and 1,4-dichlorobenzene, respectively. The health-based guideline values derived for 1,2- and 1,4-dichlorobenzene (see sections 8.5.4 and 12.42) far exceed the lowest reported taste and odour thresholds for these compounds.

Dissolved oxygen

The dissolved oxygen content of water is influenced by the source, raw water temperature, treatment and chemical or biological processes taking place in the distribution system. Depletion of dissolved oxygen in water supplies can encourage the microbial reduction of nitrate to nitrite and sulfate to sulfide. It can also cause an increase in the concentration of ferrous iron in solution, with subsequent discoloration at the tap when the water is aerated. No health-based guideline value is recommended.

Ethylbenzene

Ethylbenzene has an aromatic odour; the reported odour threshold in water ranges from 2 to 130 µg/litre. The lowest reported odour threshold is 100-fold lower than the health-based guideline value (see sections 8.5.4 and 12.60). The taste threshold ranges from 72 to 200 µg/litre.

Hardness

Hardness caused by calcium and magnesium is usually indicated by precipitation of soap scum and the need for excess use of soap to achieve cleaning. Public acceptability of the degree of hardness of water may vary considerably from one community to another, depending on local conditions. In particular, consumers are likely to notice changes in hardness.

The taste threshold for the calcium ion is in the range of 100–300 mg/litre, depending on the associated anion, and the taste threshold for magnesium is probably lower than that for calcium. In some instances, consumers tolerate water hardness in excess of 500 mg/litre.

Depending on the interaction of other factors, such as pH and alkalinity, water with a hardness above approximately 200 mg/litre may cause scale deposition in the treatment works, distribution system and pipework and tanks within buildings. It will also result in excessive soap consumption and subsequent “scum” formation. On heating, hard waters form deposits of calcium carbonate scale. Soft water, with a hardness of

less than 100 mg/litre, may, on the other hand, have a low buffering capacity and so be more corrosive for water pipes.

No health-based guideline value is proposed for hardness in drinking-water.

Hydrogen sulfide

The taste and odour thresholds of hydrogen sulfide in water are estimated to be between 0.05 and 0.1 mg/litre. The “rotten eggs” odour of hydrogen sulfide is particularly noticeable in some groundwaters and in stagnant drinking-water in the distribution system, as a result of oxygen depletion and the subsequent reduction of sulfate by bacterial activity.

Sulfide is oxidized rapidly to sulfate in well aerated or chlorinated water, and hydrogen sulfide levels in oxygenated water supplies are normally very low. The presence of hydrogen sulfide in drinking-water can be easily detected by the consumer and requires immediate corrective action. It is unlikely that a person could consume a harmful dose of hydrogen sulfide from drinking-water, and hence a health-based guideline value has not been derived for this compound (see sections 8.5.1 and 12.71).

Iron

Anaerobic groundwater may contain ferrous iron at concentrations of up to several milligrams per litre without discoloration or turbidity in the water when directly pumped from a well. On exposure to the atmosphere, however, the ferrous iron oxidizes to ferric iron, giving an objectionable reddish-brown colour to the water.

Iron also promotes the growth of “iron bacteria,” which derive their energy from the oxidation of ferrous iron to ferric iron and in the process deposit a slimy coating on the piping. At levels above 0.3 mg/litre, iron stains laundry and plumbing fixtures. There is usually no noticeable taste at iron concentrations below 0.3 mg/litre, although turbidity and colour may develop. No health-based guideline value is proposed for iron (see sections 8.5.4 and 12.74).

Manganese

At levels exceeding 0.1 mg/litre, manganese in water supplies causes an undesirable taste in beverages and stains sanitary ware and laundry. The presence of manganese in drinking-water, like that of iron, may lead to the accumulation of deposits in the distribution system. Concentrations below 0.1 mg/litre are usually acceptable to consumers. Even at a concentration of 0.2 mg/litre, manganese will often form a coating on pipes, which may slough off as a black precipitate. The health-based guideline value for manganese is 4 times higher than this acceptability threshold of 0.1 mg/litre (see sections 8.5.1 and 12.79).

Monochloramine

Most individuals are able to taste or smell monochloramine, generated from the reaction of chlorine with ammonia, in drinking-water at concentrations well below

10. ACCEPTABILITY ASPECTS

5 mg/litre, and some at levels as low as 0.3 mg/litre. The taste threshold for monochloramine is below the health-based guideline value (see sections 8.5.4 and 12.89).

Monochlorobenzene

Taste and odour thresholds of 10–20 µg/litre and odour thresholds ranging from 40 to 120 µg/litre have been reported for monochlorobenzene. A health-based guideline value has not been derived for monochlorobenzene (see sections 8.5.4 and 12.91), although the health-based value that could be derived far exceeds the lowest reported taste and odour threshold in water.

Petroleum oils

Petroleum oils can give rise to the presence of a number of low molecular weight hydrocarbons that have low odour thresholds in drinking-water. Although there are no formal data, experience indicates that these may have lower odour thresholds when several are present as a mixture. Benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes are considered individually in this section, as health-based guideline values have been derived for these chemicals. However, a number of other hydrocarbons, particularly alkylbenzenes such as trimethylbenzene, may give rise to a very unpleasant “diesel-like” odour at concentrations of a few micrograms per litre.

pH and corrosion

Although pH usually has no direct impact on consumers, it is one of the most important operational water quality parameters. Careful attention to pH control is necessary at all stages of water treatment to ensure satisfactory water clarification and disinfection (see the supporting document *Safe, Piped Water*; section 1.3). For effective disinfection with chlorine, the pH should preferably be less than 8; however, lower-pH water is likely to be corrosive. The pH of the water entering the distribution system must be controlled to minimize the corrosion of water mains and pipes in household water systems. Alkalinity and calcium management also contribute to the stability of water and control its aggressiveness to pipe and appliance. Failure to minimize corrosion can result in the contamination of drinking-water and in adverse effects on its taste and appearance. The optimum pH required will vary in different supplies according to the composition of the water and the nature of the construction materials used in the distribution system, but it is usually in the range 6.5–8. Extreme values of pH can result from accidental spills, treatment breakdowns and insufficiently cured cement mortar pipe linings or cement mortar linings applied when the alkalinity of the water is low. No health-based guideline value has been proposed for pH (see sections 8.5.1 and 12.100).

Sodium

The taste threshold concentration of sodium in water depends on the associated anion and the temperature of the solution. At room temperature, the average taste thresh-

old for sodium is about 200 mg/litre. No health-based guideline value has been derived (see sections 8.5.1 and 12.108).

Styrene

Styrene has a sweet odour, and reported odour thresholds for styrene in water range from 4 to 2600 µg/litre, depending on temperature. Styrene may therefore be detected in water at concentrations below its health-based guideline value (see sections 8.5.2 and 12.109).

Sulfate

The presence of sulfate in drinking-water can cause noticeable taste, and very high levels might cause a laxative effect in unaccustomed consumers. Taste impairment varies with the nature of the associated cation; taste thresholds have been found to range from 250 mg/litre for sodium sulfate to 1000 mg/litre for calcium sulfate. It is generally considered that taste impairment is minimal at levels below 250 mg/litre. No health-based guideline value has been derived for sulfate (see sections 8.5.1 and 12.110).

Synthetic detergents

In many countries, persistent types of anionic detergent have been replaced by others that are more easily biodegraded, and hence the levels found in water sources have decreased substantially. The concentration of detergents in drinking-water should not be allowed to reach levels giving rise to either foaming or taste problems. The presence of any detergent may indicate sanitary contamination of source water.

Toluene

Toluene has a sweet, pungent, benzene-like odour. The reported taste threshold ranges from 40 to 120 µg/litre. The reported odour threshold for toluene in water ranges from 24 to 170 µg/litre. Toluene may therefore affect the acceptability of water at concentrations below its health-based guideline value (see sections 8.5.2 and 12.114).

Total dissolved solids

The palatability of water with a TDS level of less than 600 mg/litre is generally considered to be good; drinking-water becomes significantly and increasingly unpalatable at TDS levels greater than about 1000 mg/litre. The presence of high levels of TDS may also be objectionable to consumers, owing to excessive scaling in water pipes, heaters, boilers and household appliances. No health-based guideline value for TDS has been proposed (see sections 8.5.1 and 12.115).

Trichlorobenzenes

Odour thresholds of 10, 5–30 and 50 µg/litre have been reported for 1,2,3-, 1,2,4- and 1,3,5-trichlorobenzene, respectively. A taste and odour threshold concentration of

10. ACCEPTABILITY ASPECTS

30 µg/litre has been reported for 1,2,4-trichlorobenzene. A health-based guideline value was not derived for trichlorobenzenes, although the health-based value that could be derived (see sections 8.5.2 and 12.117) exceeds the lowest reported odour threshold in water of 5 µg/litre.

Turbidity

Turbidity in drinking-water is caused by particulate matter that may be present from source water as a consequence of inadequate filtration or from resuspension of sediment in the distribution system. It may also be due to the presence of inorganic particulate matter in some groundwaters or sloughing of biofilm within the distribution system. The appearance of water with a turbidity of less than 5 NTU is usually acceptable to consumers, although this may vary with local circumstances.

Particulates can protect microorganisms from the effects of disinfection and can stimulate bacterial growth. In all cases where water is disinfected, the turbidity must be low so that disinfection can be effective. The impact of turbidity on disinfection efficiency is discussed in more detail in section 4.1.

Turbidity is also an important operational parameter in process control and can indicate problems with treatment processes, particularly coagulation/sedimentation and filtration.

No health-based guideline value for turbidity has been proposed; ideally, however, median turbidity should be below 0.1 NTU for effective disinfection, and changes in turbidity are an important process control parameter.

Xylenes

Xylene concentrations in the range of 300 µg/litre produce a detectable taste and odour. The odour threshold for xylene isomers in water has been reported to range from 20 to 1800 µg/litre. The lowest odour threshold is well below the health-based guideline value derived for the compound (see sections 8.5.2 and 12.124).

Zinc

Zinc imparts an undesirable astringent taste to water at a taste threshold concentration of about 4 mg/litre (as zinc sulfate). Water containing zinc at concentrations in excess of 3–5 mg/litre may appear opalescent and develop a greasy film on boiling. Although drinking-water seldom contains zinc at concentrations above 0.1 mg/litre, levels in tap water can be considerably higher because of the zinc used in older galvanized plumbing materials. No health-based guideline value has been proposed for zinc in drinking-water (see sections 8.5.4 and 12.125).

10.1.3 Treatment of taste, odour and appearance problems

The following water treatment techniques are generally effective in removing organic chemicals that cause tastes and odours:

- aeration (see section 8.4.6);
- activated carbon (GAC or PAC) (see section 8.4.8); and
- ozonation (see section 8.4.3).

Tastes and odours caused by disinfectants and DBPs are best controlled through careful operation of the disinfection process. In principle, they can be removed by activated carbon.

Manganese can be removed by chlorination followed by filtration. Techniques for removing hydrogen sulfide include aeration, GAC, filtration and oxidation. Ammonia can be removed by biological nitrification. Precipitation softening or cation exchange can reduce hardness. Other taste- and odour-causing inorganic chemicals (e.g., chloride and sulfate) are generally not amenable to treatment (see the supporting document *Chemical Safety of Drinking-water*; section 1.3).

10.2 Temperature

Cool water is generally more palatable than warm water, and temperature will impact on the acceptability of a number of other inorganic constituents and chemical contaminants that may affect taste. High water temperature enhances the growth of microorganisms and may increase taste, odour, colour and corrosion problems.

11

Microbial fact sheets

Fact sheets are provided on potential waterborne pathogens as well as on indicator and index microorganisms.

The potential waterborne pathogens include:

- bacteria, viruses, protozoa and helminths identified in Table 7.1 and Figure 7.1, with the exception of *Schistosoma*, which is primarily spread by contact with contaminated surface water during bathing and washing;
- potentially emerging pathogens, including *Helicobacter pylori*, *Tsukamurella*, *Isospora belli* and microsporidia, for which waterborne transmission is plausible but unconfirmed;
- *Bacillus*, which includes the foodborne pathogenic species *Bacillus cereus* but for which there is no evidence at this time of waterborne transmission; and
- hazardous cyanobacteria.

The human health effects caused by waterborne transmission vary in severity from mild gastroenteritis to severe and sometimes fatal diarrhoea, dysentery, hepatitis and typhoid fever. Contaminated water can be the source of large outbreaks of disease, including cholera, dysentery and cryptosporidiosis; for the majority of waterborne pathogens, however, there are other important sources of infection, such as person-to-person contact and food.

Most waterborne pathogens are introduced into drinking-water supplies in human or animal faeces, do not grow in water and initiate infection in the gastrointestinal tract following ingestion. However, *Legionella*, atypical mycobacteria, *Burkholderia pseudomallei* and *Naegleria fowleri* are environmental organisms that can grow in water and soil. Besides ingestion, other routes of transmission can include inhalation, leading to infections of the respiratory tract (e.g., *Legionella*, atypical mycobacteria), and contact, leading to infections at sites as diverse as the skin and brain (e.g., *Naegleria fowleri*, *Burkholderia pseudomallei*).

Of all the waterborne pathogens, the helminth *Dracunculus medinensis* is unique in that it is the only pathogen that is solely transmitted through drinking-water.

The fact sheets on potential pathogens include information on human health effects, sources and occurrence, routes of transmission and the significance of drinking-water as a source of infection. The fact sheets on microorganisms that can be used as indicators of the effectiveness of control measures or as indices for the potential presence of pathogenic microorganisms provide information on indicator value, source and occurrence, application and significance of detection.

11.1 Bacterial pathogens

Most bacterial pathogens potentially transmitted by water infect the gastrointestinal tract and are excreted in the faeces of infected humans and other animals. However, there are also some waterborne bacterial pathogens, such as *Legionella*, *Burkholderia pseudomallei* and atypical mycobacteria, that can grow in water and soil. The routes of transmission of these bacteria include inhalation and contact (bathing), with infections occurring in the respiratory tract, in skin lesions or in the brain.

11.1.1 *Acinetobacter*

General description

Acinetobacter spp. are Gram-negative, oxidase-negative, non-motile coccobacilli (short plump rods). Owing to difficulties in naming individual species and biovars, the term *Acinetobacter calcoaceticus baumannii* complex is used in some classification schemes to cover all subgroups of this species, such as *A. baumannii*, *A. iwoffii* and *A. junii*.

Human health effects

Acinetobacter spp. are usually commensal organisms, but they occasionally cause infections, predominantly in susceptible patients in hospitals. They are opportunistic pathogens that may cause urinary tract infections, pneumonia, bacteraemia, secondary meningitis and wound infections. These diseases are predisposed by factors such as malignancy, burns, major surgery and weakened immune systems, such as in neonates and elderly individuals. The emergence and rapid spread of multidrug-resistant *A. calcoaceticus baumannii* complex, causing nosocomial infections, are of concern in health care facilities.

Source and occurrence

Acinetobacter spp. are ubiquitous inhabitants of soil, water and sewage environments. *Acinetobacter* has been isolated from 97% of natural surface water samples in numbers of up to 100/ml. The organisms have been found to represent 1.0–5.5% of the HPC flora in drinking-water samples and have been isolated from 5–92% of distribution water samples. In a survey of untreated groundwater supplies in the USA, *Acinetobacter* spp. were detected in 38% of the groundwater supplies at an arithmetic mean density of 8/100 ml. The study also revealed that slime production, a virulence factor for *A. calcoaceticus*, was not significantly different between well water isolates and

clinical strains, suggesting some degree of pathogenic potential for strains isolated from groundwater. *Acinetobacter* spp. are part of the natural microbial flora of the skin and occasionally the respiratory tract of healthy individuals.

Routes of exposure

Environmental sources within hospitals and person-to-person transmission are the likely sources for most outbreaks of hospital infections. Infection is most commonly associated with contact with wounds and burns or inhalation by susceptible individuals. In patients with *Acinetobacter* bacteraemia, intravenous catheters have also been identified as a source of infection. Outbreaks of infection have been associated with water baths and room humidifiers. Ingestion is not a usual source of infection.

Significance in drinking-water

While *Acinetobacter* spp. are often detected in treated drinking-water supplies, an association between the presence of *Acinetobacter* spp. in drinking-water and clinical disease has not been confirmed. There is no evidence of gastrointestinal infection through ingestion of *Acinetobacter* spp. in drinking-water among the general population. However, transmission of non-gastrointestinal infections by drinking-water may be possible in susceptible individuals, particularly in settings such as health care facilities and hospitals. As discussed in chapter 6, specific WSPs should be developed for buildings, including hospitals and other health care facilities. These plans need to take account of particular sensitivities of occupants. *Acinetobacter* spp. are sensitive to disinfectants such as chlorine, and numbers will be low in the presence of a disinfectant residual. Control measures that can limit growth of the bacteria in distribution systems include treatment to optimize organic carbon removal, restriction of the residence time of water in distribution systems and maintenance of disinfectant residuals. *Acinetobacter* spp. are detected by HPC, which can be used together with parameters such as disinfectant residuals to indicate conditions that could support growth of these organisms. However, *E. coli* (or, alternatively, thermo-tolerant coliforms) cannot be used as an index for the presence/absence of *Acinetobacter* spp.

Selected bibliography

- Bartram J et al., eds. (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series. London, IWA Publishing.
- Bergogne-Berezin E, Towner KJ (1996) *Acinetobacter* as nosocomial pathogens: microbiological, clinical and epidemiological features. *Clinical Microbiology Reviews*, 9:148–165.
- Bifulco JM, Shirey JJ, Bissonnette GK (1989) Detection of *Acinetobacter* spp. in rural drinking water supplies. *Applied and Environmental Microbiology*, 55:2214–2219.

Jellison TK, McKinnon PS, Rybak MJ (2001) Epidemiology, resistance and outcomes of *Acinetobacter baumannii* bacteremia treated with imipenem-cilastatin or ampicillin-sulbactam. *Pharmacotherapy*, 21:142–148.

Rusin PA et al. (1997) Risk assessment of opportunistic bacterial pathogens in drinking-water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 152:57–83.

11.1.2 *Aeromonas*

General description

Aeromonas spp. are Gram-negative, non-spore-forming, facultative anaerobic bacilli belonging to the family Vibrionaceae. They bear many similarities to the Enterobacteriaceae. The genus is divided into two groups. The group of psychrophilic non-motile aeromonads consists of only one species, *A. salmonicida*, an obligate fish pathogen that is not considered further here. The group of mesophilic motile (single polar flagellum) aeromonads is considered of potential human health significance and consists of the species *A. hydrophila*, *A. caviae*, *A. veronii* subsp. *sobria*, *A. jandaei*, *A. veronii* subsp. *veronii* and *A. schubertii*. The bacteria are normal inhabitants of fresh water and occur in water, soil and many foods, particularly meat and milk.

Human health effects

Aeromonas spp. can cause infections in humans, including septicaemia, particularly in immunocompromised patients, wound infections and respiratory tract infections. There have been some claims that *Aeromonas* spp. can cause gastrointestinal illness, but epidemiological evidence is not consistent. Despite marked toxin production by *Aeromonas* spp. *in vitro*, diarrhoea has not yet been introduced in test animals or human volunteers.

Source and occurrence

Aeromonas spp. occur in water, soil and food, particularly meat, fish and milk. *Aeromonas* spp. are generally readily found in most fresh waters, and they have been detected in many treated drinking-water supplies, mainly as a result of growth in distribution systems. The factors that affect the occurrence of *Aeromonas* spp. in water distribution systems are not fully understood, but organic content, temperature, the residence time of water in the distribution network and the presence of residual chlorine have been shown to influence population sizes.

Routes of exposure

Wound infections have been associated with contaminated soil and water-related activities, such as swimming, diving, boating and fishing. Septicaemia can follow from such wound infections. In immunocompromised individuals, septicaemia may arise from aeromonads present in their own gastrointestinal tract.

Significance in drinking-water

Despite frequent isolation of *Aeromonas* spp. from drinking-water, the body of evidence does not provide significant support for waterborne transmission. Aeromonads typically found in drinking-water do not belong to the same DNA homology groups as those associated with cases of gastroenteritis. The presence of *Aeromonas* spp. in drinking-water supplies is generally considered a nuisance. Entry of aeromonads into distribution systems can be minimized by adequate disinfection. Control measures that can limit growth of the bacteria in distribution systems include treatment to optimize organic carbon removal, restriction of the residence time of water in distribution systems and maintenance of disinfectant residuals. *Aeromonas* spp. are detected by HPC, which can be used together with parameters such as disinfectant residuals to indicate conditions that could support growth of these organisms. However, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) cannot be used as an index for the presence/absence of *Aeromonas* spp.

Selected bibliography

- Bartram J et al., eds. (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series. London, IWA Publishing.
- Borchardt MA, Stemper ME, Standridge JH (2003) *Aeromonas* isolates from human diarrheic stool and groundwater compared by pulsed-field gel electrophoresis. *Emerging Infectious Diseases*, 9:224–228.
- WHO (2002) *Aeromonas*. In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization.

11.1.3 *Bacillus*

General description

Bacillus spp. are large (4–10 µm), Gram-positive, strictly aerobic or facultatively anaerobic encapsulated bacilli. They have the important feature of producing spores that are exceptionally resistant to unfavourable conditions. *Bacillus* spp. are classified into the subgroups *B. polymyxa*, *B. subtilis* (which includes *B. cereus* and *B. licheniformis*), *B. brevis* and *B. anthracis*.

Human health effects

Although most *Bacillus* spp. are harmless, a few are pathogenic to humans and animals. *Bacillus cereus* causes food poisoning similar to staphylococcal food poisoning. Some strains produce heat-stable toxin in food that is associated with spore germination and gives rise to a syndrome of vomiting within 1–5 h of ingestion. Other strains produce a heat-labile enterotoxin after ingestion that causes diarrhoea within 10–15 h. *Bacillus cereus* is known to cause bacteraemia in immunocompromised patients as well as symptoms such as vomiting and diarrhoea. *Bacillus anthracis* causes anthrax in humans and animals.

Source and occurrence

Bacillus spp. commonly occur in a wide range of natural environments, such as soil and water. They form part of the HPC bacteria, which are readily detected in most drinking-water supplies.

Routes of exposure

Infection with *Bacillus* spp. is associated with the consumption of a variety of foods, especially rice, pastas and vegetables, as well as raw milk and meat products. Disease may result from the ingestion of the organisms or toxins produced by the organisms. Drinking-water has not been identified as a source of infection of pathogenic *Bacillus* spp., including *Bacillus cereus*. Waterborne transmission of *Bacillus* gastroenteritis has not been confirmed.

Significance in drinking-water

Bacillus spp. are often detected in drinking-water supplies, even supplies treated and disinfected by acceptable procedures. This is largely due to the resistance of spores to disinfection processes. Owing to a lack of evidence that waterborne *Bacillus* spp. are clinically significant, specific management strategies are not required.

Selected bibliography

Bartram J et al., eds. (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series. London, IWA Publishing.

11.1.4 *Burkholderia pseudomallei*

General description

Burkholderia pseudomallei is a Gram-negative bacillus commonly found in soil and muddy water, predominantly in tropical regions such as northern Australia and south-east Asia. The organism is acid tolerant and survives in water for prolonged periods in the absence of nutrients.

Human health effects

Burkholderia pseudomallei can cause the disease melioidosis, which is endemic in northern Australia and other tropical regions. The most common clinical manifestation is pneumonia, which may be fatal. In some of these areas, melioidosis is the most common cause of community-acquired pneumonia. Cases appear throughout the year but peak during the rainy season. Many patients present with milder forms of pneumonia, which respond well to appropriate antibiotics, but some may present with a severe septicaemic pneumonia. Other symptoms include skin abscesses or ulcers, abscesses in internal organs and unusual neurological illnesses, such as brainstem encephalitis and acute paraplegia. Although melioidosis can occur in healthy children and adults, it occurs mainly in people whose defence mechanisms against infection

11. MICROBIAL FACT SHEETS

are impaired by underlying conditions or poor general health associated with poor nutrition or living conditions.

Source and occurrence

The organism occurs predominantly in tropical regions, typically in soil or surface-accumulated muddy water, from where it may reach raw water sources and also drinking-water supplies. The number of organisms in drinking-water that would constitute a significant risk of infection is not known.

Routes of exposure

Most infections appear to be through contact of skin cuts or abrasions with contaminated water. In south-east Asia, rice paddies represent a significant source of infection. Infection may also occur via other routes, particularly through inhalation or ingestion. The relative importance of these routes of infection is not known.

Significance in drinking-water

In two Australian outbreaks of melioidosis, indistinguishable isolates of *B. pseudomallei* were cultured from cases and the drinking-water supply. The detection of the organisms in one drinking-water supply followed replacement of water pipes and chlorination failure, while the second supply was unchlorinated. Within a WSP, control measures that should provide effective protection against this organism include application of established treatment and disinfection processes for drinking-water coupled with protection of the distribution system from contamination, including during repairs and maintenance. HPC and disinfectant residual as measures of water treatment effectiveness and application of appropriate mains repair procedures could be used to indicate protection against *B. pseudomallei*. Because of the environmental occurrence of *B. pseudomallei*, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a suitable index for the presence/absence of this organism.

Selected bibliography

- Ainsworth R, ed. (2004) *Safe, piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, London, for the World Health Organization, Geneva.
- Currie BJ (2000) The epidemiology of melioidosis in Australia and Papua New Guinea. *Acta Tropica*, 74:121–127.
- Currie BJ et al. (2001) A cluster of melioidosis cases from an endemic region is clonal and is linked to the water supply using molecular typing of *Burkholderia pseudomallei* isolates. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 65:177–179.
- Inglis TJJ et al. (2000) Outbreak strain of *Burkholderia pseudomallei* traced to water treatment plant. *Emerging Infectious Diseases*, 6:56–59.

11.1.5 *Campylobacter*

General description

Campylobacter spp. are microaerophilic (require decreased oxygen) and capnophilic (require increased carbon dioxide), Gram-negative, curved spiral rods with a single unsheathed polar flagellum. *Campylobacter* spp. are one of the most important causes of acute gastroenteritis worldwide. *Campylobacter jejuni* is the most frequently isolated species from patients with acute diarrhoeal disease, whereas *C. coli*, *C. laridis* and *C. fetus* have also been isolated in a small proportion of cases. Two closely related genera, *Helicobacter* and *Archobacter*, include species previously classified as *Campylobacter* spp.

Human health effects

An important feature of *C. jejuni* is relatively high infectivity compared with other bacterial pathogens. As few as 1000 organisms can cause infection. Most symptomatic infections occur in infancy and early childhood. The incubation period is usually 2–4 days. Clinical symptoms of *C. jejuni* infection are characterized by abdominal pain, diarrhoea (with or without blood or faecal leukocytes), vomiting, chills and fever. The infection is self-limited and resolves in 3–7 days. Relapses may occur in 5–10% of untreated patients. Other clinical manifestations of *C. jejuni* infections in humans include reactive arthritis and meningitis. Several reports have associated *C. jejuni* infection with Guillain-Barré syndrome, an acute demyelinating disease of the peripheral nerves.

Source and occurrence

Campylobacter spp. occur in a variety of environments. Wild and domestic animals, especially poultry, wild birds and cattle, are important reservoirs. Pets and other animals may also be reservoirs. Food, including meat and unpasteurized milk, are important sources of *Campylobacter* infections. Water is also a significant source. The occurrence of the organisms in surface waters has proved to be strongly dependent on rainfall, water temperature and the presence of waterfowl.

Routes of exposure

Most *Campylobacter* infections are reported as sporadic in nature, with food considered a common source of infection. Transmission to humans typically occurs by the consumption of animal products. Meat, particularly poultry products, and unpasteurized milk are important sources of infection. Contaminated drinking-water supplies have been identified as a source of outbreaks. The number of cases in these outbreaks ranged from a few to several thousand, with sources including unchlorinated or inadequately chlorinated surface water supplies and faecal contamination of water storage reservoirs by wild birds.

Significance in drinking-water

Contaminated drinking-water supplies have been identified as a significant source of outbreaks of campylobacteriosis. The detection of waterborne outbreaks and cases appears to be increasing. Waterborne transmission has been confirmed by the isolation of the same strains from patients and drinking-water they had consumed. Within a WSP, control measures that can be applied to manage potential risk from *Campylobacter* spp. include protection of raw water supplies from animal and human waste, adequate treatment and protection of water during distribution. Storages of treated and disinfected water should be protected from bird faeces. *Campylobacter* spp. are faecally borne pathogens and are not particularly resistant to disinfection. Hence, *E. coli* (or thermotolerant coliforms) is an appropriate indicator for the presence/absence of *Campylobacter* spp. in drinking-water supplies.

Selected bibliography

Frost JA (2001) Current epidemiological issues in human campylobacteriosis. *Journal of Applied Microbiology*, 90:85S–95S.

Koenraad PMFJ, Rombouts FM, Notermans SHW (1997) Epidemiological aspects of thermophilic *Campylobacter* in water-related environments: A review. *Water Environment Research*, 69:52–63.

Kuroki S et al. (1991) Guillain-Barré syndrome associated with *Campylobacter* infection. *Pediatric Infectious Diseases Journal*, 10:149–151.

11.1.6 *Escherichia coli* pathogenic strains

General description

Escherichia coli is present in large numbers in the normal intestinal flora of humans and animals, where it generally causes no harm. However, in other parts of the body, *E. coli* can cause serious disease, such as urinary tract infections, bacteraemia and meningitis. A limited number of enteropathogenic strains can cause acute diarrhoea. Several classes of enteropathogenic *E. coli* have been identified on the basis of different virulence factors, including enterohaemorrhagic *E. coli* (EHEC), enterotoxigenic *E. coli* (ETEC), enteropathogenic *E. coli* (EPEC), enteroinvasive *E. coli* (EIEC), enteroaggregative *E. coli* (EAEC) and diffusely adherent *E. coli* (DAEC). More is known about the first four classes named; the pathogenicity and prevalence of EAEC and DAEC strains are less well established.

Human health effects

EHEC serotypes, such as *E. coli* O157:H7 and *E. coli* O111, cause diarrhoea that ranges from mild and non-bloody to highly bloody, which is indistinguishable from haemorrhagic colitis. Between 2% and 7% of cases can develop the potentially fatal haemolytic uraemic syndrome (HUS), which is characterized by acute renal failure and haemolytic anaemia. Children under 5 years of age are at most risk of developing HUS. The infectivity of EHEC strains is substantially higher than that of the other

strains. As few as 100 EHEC organisms can cause infection. ETEC produces heat-labile or heat-stable *E. coli* enterotoxin, or both toxins simultaneously, and is an important cause of diarrhoea in developing countries, especially in young children. Symptoms of ETEC infection include mild watery diarrhoea, abdominal cramps, nausea and headache. Infection with EPEC has been associated with severe, chronic, non-bloody diarrhoea, vomiting and fever in infants. EPEC infections are rare in developed countries, but occur commonly in developing countries, with infants presenting with malnutrition, weight loss and growth retardation. EIEC causes watery and occasionally bloody diarrhoea where strains invade colon cells by a pathogenic mechanism similar to that of *Shigella*.

Source and occurrence

Enteropathogenic *E. coli* are enteric organisms, and humans are the major reservoir, particularly of EPEC, ETEC and EIEC strains. Livestock, such as cattle and sheep and, to a lesser extent, goats, pigs and chickens, are a major source of EHEC strains. The latter have also been associated with raw vegetables, such as bean sprouts. The pathogens have been detected in a variety of water environments.

Routes of exposure

Infection is associated with person-to-person transmission, contact with animals, food and consumption of contaminated water. Person-to-person transmissions are particularly prevalent in communities where there is close contact between individuals, such as nursing homes and day care centres.

Significance in drinking-water

Waterborne transmission of pathogenic *E. coli* has been well documented for recreational waters and contaminated drinking-water. A well publicized waterborne outbreak of illness caused by *E. coli* O157:H7 (and *Campylobacter jejuni*) occurred in the farming community of Walkerton in Ontario, Canada. The outbreak took place in May 2000 and led to 7 deaths and more than 2300 illnesses. The drinking-water supply was contaminated by rainwater runoff containing cattle excreta. Within a WSP, control measures that can be applied to manage potential risk from enteropathogenic *E. coli* include protection of raw water supplies from animal and human waste, adequate treatment and protection of water during distribution. There is no indication that the response of enteropathogenic strains of *E. coli* to water treatment and disinfection procedures differs from that of other *E. coli*. Hence, conventional testing for *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliform bacteria) provides an appropriate index for the enteropathogenic serotypes in drinking-water. This applies even though standard tests will generally not detect EHEC strains.

Selected bibliography

Nataro JP, Kaper JB (1998) Diarrheagenic *Escherichia coli*. *Clinical Microbiology Reviews*, 11:142–201.

O'Connor DR (2002) *Report of the Walkerton Inquiry: The events of May 2000 and related issues. Part 1: A summary*. Toronto, Ontario, Ontario Ministry of the Attorney General, Queen's Printer for Ontario.

11.1.7 *Helicobacter pylori*

General description

Helicobacter pylori, originally classified as *Campylobacter pylori*, is a Gram-negative, microaerophilic, spiral-shaped, motile bacterium. There are at least 14 species of *Helicobacter*, but only *H. pylori* has been identified as a human pathogen.

Human health effects

Helicobacter pylori is found in the stomach; although most infections are asymptomatic, the organism is associated with chronic gastritis, which may lead to complications such as peptic and duodenal ulcer disease and gastric cancer. Whether the organism is truly the cause of these conditions remains unclear. The majority of *H. pylori* infections are initiated in childhood and without treatment are chronic. The infections are more prevalent in developing countries and are associated with overcrowded living conditions. Interfamilial clustering is common.

Source and occurrence

Humans appear to be the primary host of *H. pylori*. Other hosts may include domestic cats. There is evidence that *H. pylori* is sensitive to bile salts, which would reduce the likelihood of faecal excretion, although it has been isolated from faeces of young children. *Helicobacter pylori* has been detected in water. Although *H. pylori* is unlikely to grow in the environment, it has been found to survive for 3 weeks in biofilms and up to 20–30 days in surface waters. In a study conducted in the USA, *H. pylori* was found in the majority of surface water and shallow groundwater samples. The presence of *H. pylori* was not correlated with the presence of *E. coli*. Possible contamination of the environment can be through children with diarrhoea or through vomiting by children as well as adults.

Routes of exposure

Person-to-person contact within families has been identified as the most likely source of infection through oral–oral transmission. *Helicobacter pylori* can survive well in mucus or vomit. However, it is difficult to detect in mouth or faecal samples. Faecal–oral transmission is also considered possible.

Significance in drinking-water

Consumption of contaminated drinking-water has been suggested as a potential source of infection, but further investigation is required to establish any link with waterborne transmission. Humans are the principal source of *H. pylori*, and the organism is sensitive to oxidizing disinfectants. Hence, control measures that can be applied to protect drinking-water supplies from *H. pylori* include preventing contamination by human waste and adequate disinfection. *Escherichia coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a reliable index for the presence/absence of this organism.

Selected bibliography

- Dunn BE, Cohen H, Blaser MJ (1997) *Helicobacter pylori*. *Clinical Microbiology Reviews*, 10:720–741.
- Hegarty JP, Dowd MT, Baker KH (1999) Occurrence of *Helicobacter pylori* in surface water in the United States. *Journal of Applied Microbiology*, 87:697–701.
- Hulten K et al. (1996) *Helicobacter pylori* in drinking-water in Peru. *Gastroenterology*, 110:1031–1035.
- Mazari-Hiriart M, López-Vidal Y, Calva JJ (2001) *Helicobacter pylori* in water systems for human use in Mexico City. *Water Science and Technology*, 43:93–98.

11.1.8 *Klebsiella*

General description

Klebsiella spp. are Gram-negative, non-motile bacilli that belong to the family Enterobacteriaceae. The genus *Klebsiella* consists of a number of species, including *K. pneumoniae*, *K. oxytoca*, *K. planticola* and *K. terrigena*. The outermost layer of *Klebsiella* spp. consists of a large polysaccharide capsule that distinguishes the organisms from other members of the family. Approximately 60–80% of all *Klebsiella* spp. isolated from faeces and clinical specimens are *K. pneumoniae* and are positive in the thermotolerant coliform test. *Klebsiella oxytoca* has also been identified as a pathogen.

Human health effects

Klebsiella spp. have been identified as colonizing hospital patients, where spread is associated with the frequent handling of patients (e.g., in intensive care units). Patients at highest risk are those with impaired immune systems, such as the elderly or very young, patients with burns or excessive wounds, those undergoing immunosuppressive therapy or those with HIV/AIDS infection. Colonization may lead to invasive infections. On rare occasions, *Klebsiella* spp., notably *K. pneumoniae* and *K. oxytoca*, may cause serious infections, such as destructive pneumonia.

Source and occurrence

Klebsiella spp. are natural inhabitants of many water environments, and they may multiply to high numbers in waters rich in nutrients, such as pulp mill wastes, textile finishing plants and sugar-cane processing operations. In drinking-water distribution

11. MICROBIAL FACT SHEETS

systems, they are known to colonize washers in taps. The organisms can grow in water distribution systems. *Klebsiella* spp. are also excreted in the faeces of many healthy humans and animals, and they are readily detected in sewage-polluted water.

Routes of exposure

Klebsiella can cause nosocomial infections, and contaminated water and aerosols may be a potential source of the organisms in hospital environments and other health care facilities.

Significance in drinking-water

Klebsiella spp. are not considered to represent a source of gastrointestinal illness in the general population through ingestion of drinking-water. *Klebsiella* spp. detected in drinking-water are generally biofilm organisms and are unlikely to represent a health risk. The organisms are reasonably sensitive to disinfectants, and entry into distribution systems can be prevented by adequate treatment. Growth within distribution systems can be minimized by strategies that are designed to minimize biofilm growth, including treatment to optimize organic carbon removal, restriction of the residence time of water in distribution systems and maintenance of disinfectant residuals. *Klebsiella* is a coliform and can be detected by traditional tests for total coliforms.

Selected bibliography

- Ainsworth R, ed. (2004) *Safe, piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, London, for the World Health Organization, Geneva.
- Bartram J et al., eds. (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series. London, IWA Publishing.

11.1.9 Legionella

General description

The genus *Legionella*, a member of the family Legionellaceae, has at least 42 species. Legionellae are Gram-negative, rod-shaped, non-spore-forming bacteria that require L-cysteine for growth and primary isolation. *Legionella* spp. are heterotrophic bacteria found in a wide range of water environments and can proliferate at temperatures above 25°C.

Human health effects

Although all *Legionella* spp. are considered potentially pathogenic for humans, *L. pneumophila* is the major waterborne pathogen responsible for legionellosis, of which two clinical forms are known: Legionnaires' disease and Pontiac fever. The former is a pneumonic illness with an incubation period of 3–6 days. Host factors influence the likelihood of illness: males are more frequently affected than females, and most cases

occur in the 40- to 70-year age group. Risk factors include smoking, alcohol abuse, cancer, diabetes, chronic respiratory or kidney disease and immunosuppression, as in transplant recipients. Pontiac fever is a milder, self-limiting disease with a high attack rate and an onset (5 h to 3 days) and symptoms similar to those of influenza: fever, headache, nausea, vomiting, aching muscles and coughing. Studies of seroprevalence of antibodies indicate that many infections are asymptomatic.

Source and occurrence

Legionella spp. are members of the natural flora of many freshwater environments, such as rivers, streams and impoundments, where they occur in relatively low numbers. However, they thrive in certain human-made water environments, such as water cooling devices (cooling towers and evaporative condensers) associated with air conditioning systems, hot water distribution systems and spas, which provide suitable temperatures (25–50 °C) and conditions for their multiplication. Devices that support multiplication of *Legionella* have been associated with outbreaks of Legionnaires' disease. *Legionella* survive and grow in biofilms and sediments and are more easily detected from swab samples than from flowing water. Legionellae can be ingested by trophozoites of certain amoebae such as *Acanthamoeba*, *Hartmanella* and *Naegleria*, which may play a role in their persistence in water environments.

Routes of exposure

The most common route of infection is the inhalation of aerosols containing the bacteria. Such aerosols can be generated by contaminated cooling towers, warm water showers, humidifiers and spas. Aspiration has also been identified as a route of infection in some cases associated with contaminated water, food and ice. There is no evidence of person-to-person transmission.

Significance in drinking-water

Legionella spp. are common waterborne organisms, and devices such as cooling towers, hot water systems and spas that utilize mains water have been associated with outbreaks of infection. Owing to the prevalence of *Legionella*, the potential for ingress into drinking-water systems should be considered as a possibility, and control measures should be employed to reduce the likelihood of survival and multiplication. Disinfection strategies designed to minimize biofilm growth and temperature control can minimize the potential risk from *Legionella* spp. The organisms are sensitive to disinfection. Monochloramine has been shown to be particularly effective, probably due to its stability and greater effectiveness against biofilms. Water temperature is an important element of control strategies. Wherever possible, water temperatures should be kept outside the range of 25–50 °C. In hot water systems, storages should be maintained above 55 °C, and similar temperatures throughout associated pipework will prevent growth of the organism. However, maintaining temperatures of hot water above 50 °C may represent a scalding risk in young children, the elderly and other vul-

nerable groups. Where temperatures in hot or cold water distribution systems cannot be maintained outside the range of 25–50°C, greater attention to disinfection and strategies aimed at limiting development of biofilms are required. Accumulation of sludge, scale, rust, algae or slime deposits in water distribution systems supports the growth of *Legionella* spp., as does stagnant water. Systems that are kept clean and flowing are less likely to support excess growth of *Legionella* spp. Care should also be taken to select plumbing materials that do not support microbial growth and the development of biofilms.

Legionella spp. represent a particular concern in devices such as cooling towers and hot water systems in large buildings. As discussed in chapter 6, specific WSPs incorporating control measures for *Legionella* spp. should be developed for these buildings. *Legionella* are not detected by HPC techniques, and *E. coli* (or, alternatively, thermo-tolerant coliforms) is not a suitable index for the presence/absence of this organism.

Selected bibliography

- Codony F et al. (2002) Factors promoting colonization by legionellae in residential water distribution systems: an environmental case-control survey. *European Journal of Clinical Microbiology and Infectious Diseases*, 21:717–721.
- Emmerson AM (2001) Emerging waterborne infections in health-care settings. *Emerging Infectious Diseases*, 7:272–276.
- Rusin PA et al. (1997) Risk assessment of opportunistic bacterial pathogens in drinking-water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 152:57–83.
- WHO (in preparation) *Legionella and the prevention of legionellosis*. Geneva, World Health Organization.

11.1.10 Mycobacterium

General description

The tuberculous or “typical” species of *Mycobacterium*, such as *M. tuberculosis*, *M. bovis*, *M. africanum* and *M. leprae*, have only human or animal reservoirs and are not transmitted by water. In contrast, the non-tuberculous or “atypical” species of *Mycobacterium* are natural inhabitants of a variety of water environments. These aerobic, rod-shaped and acid-fast bacteria grow slowly in suitable water environments and on culture media. Typical examples include the species *M. gordonae*, *M. kansasii*, *M. marinum*, *M. scrofulaceum*, *M. xenopi*, *M. intracellulare* and *M. avium* and the more rapid growers *M. chelonae* and *M. fortuitum*. The term *M. avium* complex has been used to describe a group of pathogenic species including *M. avium* and *M. intracellulare*. However, other atypical mycobacteria are also pathogenic. A distinct feature of all *Mycobacterium* spp. is a cell wall with high lipid content, which is used in identification of the organisms using acid-fast staining.

Human health effects

Atypical *Mycobacterium* spp. can cause a range of diseases involving the skeleton, lymph nodes, skin and soft tissues, as well as the respiratory, gastrointestinal and genitourinary tracts. Manifestations include pulmonary disease, Buruli ulcer, osteomyelitis and septic arthritis in people with no known predisposing factors. These bacteria are a major cause of disseminated infections in immunocompromised patients and are a common cause of death in HIV-positive persons.

Source and occurrence

Atypical *Mycobacterium* spp. multiply in a variety of suitable water environments, notably biofilms. One of the most commonly occurring species is *M. gordonae*. Other species have also been isolated from water, including *M. avium*, *M. intracellulare*, *M. kansasii*, *M. fortuitum* and *M. chelonae*. High numbers of atypical *Mycobacterium* spp. may occur in distribution systems after events that dislodge biofilms, such as flushing or flow reversals. They are relatively resistant to treatment and disinfection and have been detected in well operated and maintained drinking-water supplies with HPC less than 500/ml and total chlorine residuals of up to 2.8 mg/litre. The growth of these organisms in biofilms reduces the effectiveness of disinfection. In one survey, the organisms were detected in 54% of ice and 35% of public drinking-water samples.

Routes of exposure

Principal routes of infection appear to be inhalation, contact and ingestion of contaminated water. Infections by various species have been associated with their presence in drinking-water supplies. In 1968, an endemic of *M. kansasii* infections was associated with the presence of the organisms in the drinking-water supply, and the spread of the organisms was associated with aerosols from showerheads. In Rotterdam, Netherlands, an investigation into the frequent isolation of *M. kansasii* from clinical specimens revealed the presence of the same strains, confirmed by phage type and weak nitrate activity, in tap water. An increase in numbers of infections by the *M. avium* complex in Massachusetts, USA, has also been attributed to their incidence in drinking-water. In all these cases, there is only circumstantial evidence of a causal relationship between the occurrence of the bacteria in drinking-water and human disease. Infections have been linked to contaminated water in spas.

Significance in drinking-water

Detections of atypical mycobacteria in drinking-water and the identified routes of transmission suggest that drinking-water supplies are a plausible source of infection. There are limited data on the effectiveness of control measures that could be applied to reduce the potential risk from these organisms. One study showed that a water treatment plant could achieve a 99% reduction in numbers of mycobacteria from raw water. Atypical mycobacteria are relatively resistant to disinfection. Persistent residual disinfectant should reduce numbers of mycobacteria in the water column but is

unlikely to be effective against organisms present in biofilms. Control measures that are designed to minimize biofilm growth, including treatment to optimize organic carbon removal, restriction of the residence time of water in distribution systems and maintenance of disinfectant residuals, could result in less growth of these organisms. Mycobacteria are not detected by HPC techniques, and *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a suitable index for the presence/absence of this organism.

Selected bibliography

- Bartram J et al., eds. (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series. London, IWA Publishing.
- Bartram J et al., eds. (2004) *Pathogenic mycobacteria in water: A guide to public health consequences, monitoring and management*. Geneva, World Health Organization.
- Covert TC et al. (1999) Occurrence of nontuberculous mycobacteria in environmental samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 65:2492–2496.
- Falkinham JO, Norton CD, LeChevallier MW (2001) Factors influencing numbers of *Mycobacterium avium*, *Mycobacterium intracellulare* and other mycobacteria in drinking water distribution systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 66:1225–1231.
- Grabow WOK (1996) Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.
- Rusin PA et al. (1997) Risk assessment of opportunistic bacterial pathogens in drinking-water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 152:57–83.
- Singh N, Yu VL (1994) Potable water and *Mycobacterium avium* complex in HIV patients: is prevention possible? *Lancet*, 343:1110–1111.
- Von Reyn CF et al. (1994) Persistent colonization of potable water as a source of *Mycobacterium avium* infection in AIDS. *Lancet*, 343:1137–1141.

11.1.11 *Pseudomonas aeruginosa*

General description

Pseudomonas aeruginosa is a member of the family Pseudomonadaceae and is a polarly flagellated, aerobic, Gram-negative rod. When grown in suitable media, it produces the non-fluorescent bluish pigment pyocyanin. Many strains also produce the fluorescent green pigment pyoverdine. *Pseudomonas aeruginosa*, like other fluorescent pseudomonads, produces catalase, oxidase and ammonia from arginine and can grow on citrate as the sole source of carbon.

Human health effects

Pseudomonas aeruginosa can cause a range of infections but rarely causes serious illness in healthy individuals without some predisposing factor. It predominantly colonizes damaged sites such as burn and surgical wounds, the respiratory tract of people

with underlying disease and physically damaged eyes. From these sites, it may invade the body, causing destructive lesions or septicaemia and meningitis. Cystic fibrosis and immunocompromised patients are prone to colonization with *P. aeruginosa*, which may lead to serious progressive pulmonary infections. Water-related folliculitis and ear infections are associated with warm, moist environments such as swimming pools and spas. Many strains are resistant to a range of antimicrobial agents, which can increase the significance of the organism in hospital settings.

Source and occurrence

Pseudomonas aeruginosa is a common environmental organism and can be found in faeces, soil, water and sewage. It can multiply in water environments and also on the surface of suitable organic materials in contact with water. *Pseudomonas aeruginosa* is a recognized cause of hospital-acquired infections with potentially serious complications. It has been isolated from a range of moist environments such as sinks, water baths, hot water systems, showers and spa pools.

Routes of exposure

The main route of infection is by exposure of susceptible tissue, notably wounds and mucous membranes, to contaminated water or contamination of surgical instruments. Cleaning of contact lenses with contaminated water can cause a form of keratitis. Ingestion of drinking-water is not an important source of infection.

Significance in drinking-water

Although *P. aeruginosa* can be significant in certain settings such as health care facilities, there is no evidence that normal uses of drinking-water supplies are a source of infection in the general population. However, the presence of high numbers of *P. aeruginosa* in potable water, notably in packaged water, can be associated with complaints about taste, odour and turbidity. *Pseudomonas aeruginosa* is sensitive to disinfection, and entry into distribution systems can be minimized by adequate disinfection. Control measures that are designed to minimize biofilm growth, including treatment to optimize organic carbon removal, restriction of the residence time of water in distribution systems and maintenance of disinfectant residuals, should reduce the growth of these organisms. *Pseudomonas aeruginosa* is detected by HPC, which can be used together with parameters such as disinfectant residuals to indicate conditions that could support growth of these organisms. However, as *P. aeruginosa* is a common environmental organism, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) cannot be used for this purpose.

Selected bibliography

Bartram J et al., eds. (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series. London, IWA Publishing.

- de Victorica J, Galván M (2001) *Pseudomonas aeruginosa* as an indicator of health risk in water for human consumption. *Water Science and Technology*, 43:49–52.
- Hardalo C, Edberg SC (1997) *Pseudomonas aeruginosa*: Assessment of risk from drinking-water. *Critical Reviews in Microbiology*, 23:47–75.

11.1.12 *Salmonella*

General description

Salmonella spp. belong to the family Enterobacteriaceae. They are motile, Gram-negative bacilli that do not ferment lactose, but most produce hydrogen sulfide or gas from carbohydrate fermentation. Originally, they were grouped into more than 2000 species (serotypes) according to their somatic (O) and flagellar (H) antigens (Kauffmann-White classification). It is now considered that this classification is below species level and that there are actually no more than 2–3 species (*Salmonella enterica* or *Salmonella choleraesuis*, *Salmonella bongori* and *Salmonella typhi*), with the serovars being subspecies. All of the enteric pathogens except *S. typhi* are members of the species *S. enterica*. Convention has dictated that subspecies are abbreviated, so that *S. enterica* serovar Paratyphi A becomes *S. Paratyphi A*.

Human health effects

Salmonella infections typically cause four clinical manifestations: gastroenteritis (ranging from mild to fulminant diarrhoea, nausea and vomiting), bacteraemia or septicaemia (high spiking fever with positive blood cultures), typhoid fever / enteric fever (sustained fever with or without diarrhoea) and a carrier state in persons with previous infections. In regard to enteric illness, *Salmonella* spp. can be divided into two fairly distinct groups: the typhoidal species/serovars (*Salmonella typhi* and *S. Paratyphi*) and the remaining non-typhoidal species/serovars. Symptoms of non-typhoidal gastroenteritis appear from 6 to 72 h after ingestion of contaminated food or water. Diarrhoea lasts 3–5 days and is accompanied by fever and abdominal pain. Usually the disease is self-limiting. The incubation period for typhoid fever can be 1–14 days but is usually 3–5 days. Typhoid fever is a more severe illness and can be fatal. Although typhoid is uncommon in areas with good sanitary systems, it is still prevalent elsewhere, and there are many millions of cases each year.

Source and occurrence

Salmonella spp. are widely distributed in the environment, but some species or serovars show host specificity. Notably, *S. typhi* and generally *S. Paratyphi* are restricted to humans, although livestock can occasionally be a source of *S. Paratyphi*. A large number of serovars, including *S. Typhimurium* and *S. Enteritidis*, infect humans and also a wide range of animals, including poultry, cows, pigs, sheep, birds and even reptiles. The pathogens typically gain entry into water systems through faecal contamination from sewage discharges, livestock and wild animals. Contamination has been detected in a wide variety of foods and milk.

Routes of exposure

Salmonella is spread by the faecal–oral route. Infections with non-typhoidal serovars are primarily associated with person-to-person contact, the consumption of a variety of contaminated foods and exposure to animals. Infection by typhoid species is associated with the consumption of contaminated water or food, with direct person-to-person spread being uncommon.

Significance in drinking-water

Waterborne typhoid fever outbreaks have devastating public health implications. However, despite their widespread occurrence, non-typhoidal *Salmonella* spp. rarely cause drinking-water-borne outbreaks. Transmission, most commonly involving *S. Typhimurium*, has been associated with the consumption of contaminated ground-water and surface water supplies. In an outbreak of illness associated with a communal rainwater supply, bird faeces were implicated as a source of contamination. *Salmonella* spp. are relatively sensitive to disinfection. Within a WSP, control measures that can be applied to manage risk include protection of raw water supplies from animal and human waste, adequate treatment and protection of water during distribution. *Escherichia coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is a generally reliable index for *Salmonella* spp. in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Angulo FJ et al. (1997) A community waterborne outbreak of salmonellosis and the effectiveness of a boil water order. *American Journal of Public Health*, 87:580–584.
- Escartin EF et al. (2002) Potential *Salmonella* transmission from ornamental fountains. *Journal of Environmental Health*, 65:9–12.
- Koplan JP et al. (1978) Contaminated roof-collected rainwater as a possible cause of an outbreak of salmonellosis. *Journal of Hygiene*, 81:303–309.

11.1.13 Shigella**General description**

Shigella spp. are Gram-negative, non-spore-forming, non-motile, rod-like members of the family Enterobacteriaceae, which grow in the presence or absence of oxygen. Members of the genus have a complex antigenic pattern, and classification is based on their somatic O antigens, many of which are shared with other enteric bacilli, including *E. coli*. There are four species: *S. dysenteriae*, *S. flexneri*, *S. boydii* and *S. sonnei*.

Human health effects

Shigella spp. can cause serious intestinal diseases, including bacillary dysentery. Over 2 million infections occur each year, resulting in about 600 000 deaths, predominantly in developing countries. Most cases of *Shigella* infection occur in children under 10 years of age. The incubation period for shigellosis is usually 24–72 h. Ingestion of as

11. MICROBIAL FACT SHEETS

few as 10–100 organisms may lead to infection, which is substantially less than the infective dose of most other enteric bacteria. Abdominal cramps, fever and watery diarrhoea occur early in the disease. All species can produce severe disease, but illness due to *S. sonnei* is usually relatively mild and self-limiting. In the case of *S. dysenteriae*, clinical manifestations may proceed to an ulceration process, with bloody diarrhoea and high concentrations of neutrophils in the stool. The production of Shiga toxin by the pathogen plays an important role in this outcome. *Shigella* spp. seem to be better adapted to cause human disease than most other enteric bacterial pathogens.

Source and occurrence

Humans and other higher primates appear to be the only natural hosts for the shigellae. The bacteria remain localized in the intestinal epithelial cells of their hosts. Epidemics of shigellosis occur in crowded communities and where hygiene is poor. Many cases of shigellosis are associated with day care centres, prisons and psychiatric institutions. Military field groups and travellers to areas with poor sanitation are also prone to infection.

Routes of exposure

Shigella spp. are enteric pathogens predominantly transmitted by the faecal–oral route through person-to-person contact, contaminated food and water. Flies have also been identified as a transmission vector from contaminated faecal waste.

Significance in drinking-water

A number of large waterborne outbreaks of shigellosis have been recorded. As the organisms are not particularly stable in water environments, their presence in drinking-water indicates recent human faecal pollution. Available data on prevalence in water supplies may be an underestimate, because detection techniques generally used can have a relatively low sensitivity and reliability. The control of *Shigella* spp. in drinking-water supplies is of special public health importance in view of the severity of the disease caused. *Shigella* spp. are relatively sensitive to disinfection. Within a WSP, control measures that can be applied to manage potential risk include protection of raw water supplies from human waste, adequate treatment and protection of water during distribution. *Escherichia coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is a generally reliable index for *Shigella* spp. in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Alamanos Y et al. (2000) A community waterborne outbreak of gastro-enteritis attributed to *Shigella sonnei*. *Epidemiology and Infection*, 125:499–503.
- Pegram GC, Rollins N, Espay Q (1998) Estimating the cost of diarrhoea and epidemic dysentery in Kwa-Zulu-Natal and South Africa. *Water SA*, 24:11–20.

11.1.14 *Staphylococcus aureus***General description**

Staphylococcus aureus is an aerobic or anaerobic, non-motile, non-spore-forming, catalase- and coagulase-positive, Gram-positive coccus, usually arranged in grapelike irregular clusters. The genus *Staphylococcus* contains at least 15 different species. Apart from *S. aureus*, the species *S. epidermidis* and *S. saprophyticus* are also associated with disease in humans.

Human health effects

Although *Staphylococcus aureus* is a common member of the human microflora, it can produce disease through two different mechanisms. One is based on the ability of the organisms to multiply and spread widely in tissues, and the other is based on the ability of the organisms to produce extracellular enzymes and toxins. Infections based on the multiplication of the organisms are a significant problem in hospitals and other health care facilities. Multiplication in tissues can result in manifestations such as boils, skin sepsis, post-operative wound infections, enteric infections, septicaemia, endocarditis, osteomyelitis and pneumonia. The onset of clinical symptoms for these infections is relatively long, usually several days. Gastrointestinal disease (enterocolitis or food poisoning) is caused by a heat-stable staphylococcal enterotoxin and characterized by projectile vomiting, diarrhoea, fever, abdominal cramps, electrolyte imbalance and loss of fluids. Onset of disease in this case has a characteristic short incubation period of 1–8 h. The same applies to the toxic shock syndrome caused by toxic shock syndrome toxin-1.

Source and occurrence

Staphylococcus aureus is relatively widespread in the environment but is found mainly on the skin and mucous membranes of animals. The organism is a member of the normal microbial flora of the human skin and is found in the nasopharynx of 20–30% of adults at any one time. Staphylococci are occasionally detected in the gastrointestinal tract and can be detected in sewage. *Staphylococcus aureus* can be released by human contact into water environments such as swimming pools, spa pools and other recreational waters. It has also been detected in drinking-water supplies.

Routes of exposure

Hand contact is by far the most common route of transmission. Inadequate hygiene can lead to contamination of food. Foods such as ham, poultry and potato and egg salads kept at room or higher temperature offer an ideal environment for the multiplication of *S. aureus* and the release of toxins. The consumption of foods containing *S. aureus* toxins can lead to enterotoxin food poisoning within a few hours.

Significance in drinking-water

Although *S. aureus* can occur in drinking-water supplies, there is no evidence of transmission through the consumption of such water. Although staphylococci are slightly more resistant to chlorine residuals than *E. coli*, their presence in water is readily controlled by conventional treatment and disinfection processes. Since faecal material is not their usual source, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a suitable index for *S. aureus* in drinking-water supplies.

Selected bibliography

Antai SP (1987) Incidence of *Staphylococcus aureus*, coliforms and antibiotic-resistant strains of *Escherichia coli* in rural water supplies in Port Harcourt. *Journal of Applied Bacteriology*, 62:371–375.

LeChevallier MW, Seidler RJ (1980) *Staphylococcus aureus* in rural drinking-water. *Applied and Environmental Microbiology*, 39:739–742.

11.1.15 *Tsukamurella*

General description

The genus *Tsukamurella* belongs to the family Nocardiaceae. *Tsukamurella* spp. are Gram-positive, weakly or variably acid-fast, non-motile, obligate aerobic, irregular rod-shaped bacteria. They are actinomycetes related to *Rhodococcus*, *Nocardia* and *Mycobacterium*. The genus was created in 1988 to accommodate a group of chemically unique organisms characterized by a series of very long chain (68–76 carbons), highly unsaturated mycolic acids, meso-diaminopimelic acid and arabinogalactan, common to the genus *Corynebacterium*. The type species is *T. paurometabola*, and the following additional species were proposed in the 1990s: *T. wratislaviensis*, *T. inchonensis*, *T. pulmonis*, *T. tyrosinosolvans* and *T. strandjordae*.

Human health effects

Tsukamurella spp. cause disease mainly in immunocompromised individuals. Infections with these microorganisms have been associated with chronic lung diseases, immune suppression (leukaemia, tumours, HIV/AIDS infection) and post-operative wound infections. *Tsukamurella* were reported in four cases of catheter-related bacteraemia and in individual cases including chronic lung infection, necrotizing tenosynovitis with subcutaneous abscesses, cutaneous and bone infections, meningitis and peritonitis.

Source and occurrence

Tsukamurella spp. exist primarily as environmental saprophytes in soil, water and foam (thick stable scum on aeration vessels and sedimentation tanks) of activated sludge. *Tsukamurella* are represented in HPC populations in drinking-water.

Routes of exposure

Tsukamurella spp. appear to be transmitted through devices such as catheters or lesions. The original source of the contaminating organisms is unknown.

Significance in drinking-water

Tsukamurella organisms have been detected in drinking-water supplies, but the significance is unclear. There is no evidence of a link between organisms in water and illness. As *Tsukamurella* is an environmental organism, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a suitable index for this organism.

Selected bibliography

- Bartram J et al., eds. (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series. London, IWA Publishing.
- Kattar MM et al. (2001) *Tsukamurella strandjordae* sp. nov., a proposed new species causing sepsis. *Journal of Clinical Microbiology*, 39:1467–1476.
- Larkin JA et al. (1999) Infection of a knee prosthesis with *Tsukamurella* species. *Southern Medical Journal*, 92:831–832.

11.1.16 *Vibrio*

General description

Vibrio spp. are small, curved (comma-shaped), Gram-negative bacteria with a single polar flagellum. Species are typed according to their O antigens. There are a number of pathogenic species, including *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* and *V. vulnificus*. *Vibrio cholerae* is the only pathogenic species of significance from freshwater environments. While a number of serotypes can cause diarrhoea, only O1 and O139 currently cause the classical cholera symptoms in which a proportion of cases suffer fulminating and severe watery diarrhoea. The O1 serovar has been further divided into “classical” and “El Tor” biotypes. The latter is distinguished by features such as the ability to produce a dialysable heat-labile haemolysin, active against sheep and goat red blood cells. The classical biotype is considered responsible for the first six cholera pandemics, while the El Tor biotype is responsible for the seventh pandemic that commenced in 1961. Strains of *V. cholerae* O1 and O139 that cause cholera produce an enterotoxin (cholera toxin) that alters the ionic fluxes across the intestinal mucosa, resulting in substantial loss of water and electrolytes in liquid stools. Other factors associated with infection are an adhesion factor and an attachment pilus. Not all strains of serotypes O1 or O139 possess the virulence factors, and they are rarely possessed by non-O1/O139 strains.

Human health effects

Cholera outbreaks continue to occur in many areas of the developing world. Symptoms are caused by heat-labile cholera enterotoxin carried by toxigenic strains of *V.*

11. MICROBIAL FACT SHEETS

cholerae O1/O139. A large percentage of infected persons do not develop illness; about 60% of the classical and 75% of the El Tor group infections are asymptomatic. Symptomatic illness ranges from mild or moderate to severe disease. The initial symptoms of cholera are an increase in peristalses followed by loose, watery and mucus-flecked “rice-water” stools that may cause a patient to lose as much as 10–15 litres of liquid per day. Decreasing gastric acidity by administration of sodium bicarbonate reduces the infective dose of *V. cholerae* O1 from more than 10^8 to about 10^4 organisms. Case fatality rates vary according to facilities and preparedness. As many as 60% of untreated patients may die as a result of severe dehydration and loss of electrolytes, but well established diarrhoeal disease control programmes can reduce fatalities to less than 1%. Non-toxigenic strains of *V. cholerae* can cause self-limiting gastroenteritis, wound infections and bacteraemia.

Source and occurrence

Non-toxigenic *V. cholerae* is widely distributed in water environments, but toxigenic strains are not distributed as widely. Humans are an established source of toxigenic *V. cholerae*; in the presence of disease, the organism can be detected in sewage. Although *V. cholerae* O1 can be isolated from water in areas without disease, the strains are not generally toxigenic. Toxigenic *V. cholerae* has also been found in association with live copepods as well as other aquatic organisms, including molluscs, crustaceans, plants, algae and cyanobacteria. Numbers associated with these aquatic organisms are often higher than in the water column. Non-toxigenic *V. cholerae* has been isolated from birds and herbivores in areas far away from marine and coastal waters. The prevalence of *V. cholerae* decreases as water temperatures fall below 20°C.

Routes of exposure

Cholera is typically transmitted by the faecal–oral route, and the infection is predominantly contracted by the ingestion of faecally contaminated water and food. The high numbers required to cause infection make person-to-person contact an unlikely route of transmission.

Significance in drinking-water

Contamination of water due to poor sanitation is largely responsible for transmission, but this does not fully explain the seasonality of recurrence, and factors other than poor sanitation must play a role. The presence of the pathogenic *V. cholerae* O1 and O139 serotypes in drinking-water supplies is of major public health importance and can have serious health and economic implications in the affected communities. *Vibrio cholerae* is highly sensitive to disinfection processes. Within a WSP, control measures that can be applied to manage potential risk from toxigenic *V. cholerae* include protection of raw water supplies from human waste, adequate treatment and protection of water during distribution. *Vibrio cholerae* O1 and non-O1 have been

detected in the absence of *E. coli*, and this organism (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a reliable index for *V. cholerae* in drinking-water.

Selected bibliography

- Kaper JB, Morris JG, Levine MM (1995) Cholera. *Clinical Microbiology Reviews*, 8:48–86.
- Ogg JE, Ryder RA, Smith HL (1989) Isolation of *Vibrio cholerae* from aquatic birds in Colorado and Utah. *Applied and Environmental Microbiology*, 55:95–99.
- Rhodes JB, Schweitzer D, Ogg JE (1985) Isolation of non-O1 *Vibrio cholerae* associated with enteric disease of herbivores in western Colorado. *Journal of Clinical Microbiology*, 22:572–575.
- WHO (2002) *Vibrio cholerae*. In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 119–142.

11.1.17 Yersinia

General description

The genus *Yersinia* is classified in the family Enterobacteriaceae and comprises seven species. The species *Y. pestis*, *Y. pseudotuberculosis* and certain serotypes of *Y. enterocolitica* are pathogens for humans. *Yersinia pestis* is the cause of bubonic plague through contact with rodents and their fleas. *Yersinia* spp. are Gram-negative rods that are motile at 25°C but not at 37°C.

Human health effects

Yersinia enterocolitica penetrates cells of the intestinal mucosa, causing ulcerations of the terminal ileum. Yersiniosis generally presents as an acute gastroenteritis with diarrhoea, fever and abdominal pain. Other clinical manifestations include greatly enlarged painful lymph nodes referred to as “buboes.” The disease seems to be more acute in children than in adults.

Source and occurrence

Domestic and wild animals are the principal reservoir for *Yersinia* spp.; pigs are the major reservoir of pathogenic *Y. enterocolitica*, whereas rodents and small animals are the major reservoir of *Y. pseudotuberculosis*. Pathogenic *Y. enterocolitica* has been detected in sewage and polluted surface waters. However, *Y. enterocolitica* strains detected in drinking-water are more commonly non-pathogenic strains of probable environmental origin. At least some species and strains of *Yersinia* seem to be able to replicate in water environments if at least trace amounts of organic nitrogen are present, even at temperatures as low as 4°C.

Routes of exposure

Yersinia spp. are transmitted by the faecal–oral route, with the major source of infection considered to be foods, particularly meat and meat products, milk and dairy products. Ingestion of contaminated water is also a potential source of infection. Direct transmission from person to person and from animals to humans is also known to occur.

Significance in drinking-water

Although most *Yersinia* spp. detected in water are probably non-pathogenic, circumstantial evidence has been presented to support transmission of *Y. enterocolitica* and *Y. pseudotuberculosis* to humans from untreated drinking-water. The most likely source of pathogenic *Yersinia* spp. is human or animal waste. The organisms are sensitive to disinfection processes. Within a WSP, control measures that can be used to minimize the presence of pathogenic *Yersinia* spp. in drinking-water supplies include protection of raw water supplies from human and animal waste, adequate disinfection and protection of water during distribution. Owing to the long survival and/or growth of some strains of *Yersinia* spp. in water, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a suitable index for the presence/absence of these organisms in drinking-water.

Selected bibliography

- Aleksic S, Bockemuhl J (1988) Serological and biochemical characteristics of 416 *Yersinia* strains from well water and drinking water plants in the Federal Republic of Germany: lack of evidence that these strains are of public health significance. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene B*, 185:527–533.
- Inoue M et al. (1988) Three outbreaks of *Yersinia pseudotuberculosis* infection. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene B*, 186:504–511.
- Ostroff SM et al. (1994) Sources of sporadic *Yersinia enterocolitica* infections in Norway: a prospective case control study. *Epidemiology and Infection*, 112:133–141.
- Waage AS et al. (1999) Detection of low numbers of pathogenic *Yersinia enterocolitica* in environmental water and sewage samples by nested polymerase chain reaction. *Journal of Applied Microbiology*, 87:814–821.

11.2 Viral pathogens

Viruses associated with waterborne transmission are predominantly those that can infect the gastrointestinal tract and are excreted in the faeces of infected humans (enteric viruses). With the exception of hepatitis E, humans are considered to be the only source of human infectious species. Enteric viruses typically cause acute disease with a short incubation period. Water may also play a role in the transmission of other viruses with different modes of action. As a group, viruses can cause a wide variety of infections and symptoms involving different routes of transmission, routes and sites

of infection and routes of excretion. The combination of these routes and sites of infection can vary and will not always follow expected patterns. For example, viruses that are considered to primarily cause respiratory infections and symptoms are usually transmitted by person-to-person spread of respiratory droplets. However, some of these respiratory viruses may be discharged in faeces, leading to potential contamination of water and subsequent transmission through aerosols and droplets. Another example is viruses excreted in urine, such as polyomaviruses, which could contaminate and then be potentially transmitted by water, with possible long-term health effects, such as cancer, that are not readily associated epidemiologically with water-borne transmission.

11.2.1 Adenoviruses

General description

The family Adenoviridae is classified into the two genera *Mastadenovirus* (mammal hosts) and *Aviadenovirus* (avian hosts). Adenoviruses are widespread in nature, infecting birds, mammals and amphibians. To date, 51 antigenic types of human adenoviruses (HAd) have been described. HAd have been classified into six groups (A–F) on the basis of their physical, chemical and biological properties. Adenoviruses consist of a double-stranded DNA genome in a non-enveloped icosahedral capsid with a diameter of about 80 nm and unique fibres. The subgroups A–E grow readily in cell culture, but serotypes 40 and 41 are fastidious and do not grow well. Identification of serotypes 40 and 41 in environmental samples is generally based on polymerase chain reaction (PCR) techniques with or without initial cell culture amplification.

Human health effects

HAd cause a wide range of infections with a spectrum of clinical manifestations. These include infections of the gastrointestinal tract (gastroenteritis), the respiratory tract (acute respiratory diseases, pneumonia, pharyngoconjunctival fever), the urinary tract (cervicitis, urethritis, haemorrhagic cystitis) and the eyes (epidemic keratoconjunctivitis, also known as “shipyard eye”; pharyngoconjunctival fever, also known as “swimming pool conjunctivitis”). Different serotypes are associated with specific illnesses; for example, types 40 and 41 are the main cause of enteric illness. Adenoviruses are an important source of childhood gastroenteritis. In general, infants and children are most susceptible to adenovirus infections, and many infections are asymptomatic. High attack rates in outbreaks imply that infecting doses are low.

Source and occurrence

Adenoviruses are excreted in large numbers in human faeces and are known to occur in sewage, raw water sources and treated drinking-water supplies worldwide. Although the subgroup of enteric adenoviruses (mainly types 40 and 41) is a major cause of gastroenteritis worldwide, notably in developing communities, little is known about the prevalence of these enteric adenoviruses in water sources. The limited availability

of information on enteric adenoviruses is largely due to the fact that they are not detectable by conventional cell culture isolation.

Routes of exposure

Owing to the diverse epidemiology of the wide spectrum of HAdS, exposure and infection are possible by a variety of routes. Person-to-person contact plays a major role in the transmission of illness; depending on the nature of illness, this can include faecal-oral, oral-oral and hand-eye contact transmission, as well as indirect transfer through contaminated surfaces or shared utensils. There have been numerous outbreaks associated with hospitals, military establishments, child care centres and schools. Symptoms recorded in most outbreaks were acute respiratory disease, keratoconjunctivitis and conjunctivitis. Outbreaks of gastroenteritis have also been reported. The consumption of contaminated food or water may be an important source of enteric illness, although there is no substantial evidence supporting this route of transmission. Eye infections may be contracted by the exposure of eyes to contaminated water, the sharing of towels at swimming pools or the sharing of goggles, as in the case of “shipyard eye.” Confirmed outbreaks of adenovirus infections associated with water have been limited to pharyngitis and/or conjunctivitis, with exposure arising from use of swimming pools.

Significance in drinking-water

HAdS have been shown to occur in substantial numbers in raw water sources and treated drinking-water supplies. In one study, the incidence of HAdS in such waters was exceeded only by the group of enteroviruses among viruses detectable by PCR-based techniques. In view of their prevalence as an enteric pathogen and detection in water, contaminated drinking-water represents a likely but unconfirmed source of HAd infections. HAdS are also considered important because they are exceptionally resistant to some water treatment and disinfection processes, notably UV light irradiation. HAdS have been detected in drinking-water supplies that met accepted specifications for treatment, disinfection and conventional indicator organisms. Within a WSP, control measures to reduce potential risk from HAdS should focus on prevention of source water contamination by human waste, followed by adequate treatment and disinfection. The effectiveness of treatment processes used to remove HAdS will require validation. Drinking-water supplies should also be protected from contamination during distribution. Because of the high resistance of the viruses to disinfection, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a reliable index of the presence/absence of HAdS in drinking-water supplies.

Selected bibliography

Chapron CD et al. (2000) Detection of astroviruses, enteroviruses and adenoviruses types 40 and 41 in surface waters collected and evaluated by the information

collection rule and integrated cell culture-nested PCR procedure. *Applied and Environmental Microbiology*, 66:2520–2525.

D'Angelo LJ et al. (1979) Pharyngoconjunctival fever caused by adenovirus type 4: Report of a swimming pool-related outbreak with recovery of virus from pool water. *Journal of Infectious Diseases*, 140:42–47.

Grabow WOK, Taylor MB, de Villiers JC (2001) New methods for the detection of viruses: call for review of drinking water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1–8.

Puig M et al. (1994) Detection of adenoviruses and enteroviruses in polluted water by nested PCR amplification. *Applied and Environmental Microbiology*, 60:2963–2970.

11.2.2 Astroviruses

General description

Human and animal strains of astroviruses are single-stranded RNA viruses classified in the family Astroviridae. Astroviruses consist of a single-stranded RNA genome in a non-enveloped icosahedral capsid with a diameter of about 28 nm. In a proportion of the particles, a distinct surface star-shaped structure can be seen by electron microscopy. Eight different serotypes of human astroviruses (HAstVs) have been described. The most commonly identified is HAstV serotype 1. HAstVs can be detected in environmental samples using PCR techniques with or without initial cell culture amplification.

Human health effects

HAstVs cause gastroenteritis, predominantly diarrhoea, mainly in children under 5 years of age, although it has also been reported in adults. Seroprevalence studies showed that more than 80% of children between 5 and 10 years of age have antibodies against HAstVs. Occasional outbreaks in schools, nurseries and families have been reported. The illness is self-limiting, is of short duration and has a peak incidence in the winter. HAstVs are the cause of only a small proportion of reported gastroenteritis infections. However, the number of infections may be underestimated, since the illness is usually mild, and many cases will go unreported.

Source and occurrence

Infected individuals generally excrete large numbers of HAstVs in faeces; hence, the viruses will be present in sewage. HAstVs have been detected in water sources and in drinking-water supplies.

Routes of exposure

HAstVs are transmitted by the faecal–oral route. Person-to-person spread is considered the most common route of transmission, and clusters of cases are seen in child

care centres, paediatric wards, families, homes for the elderly and military establishments. Ingestion of contaminated food or water could also be important.

Significance in drinking-water

The presence of HAstVs in treated drinking-water supplies has been confirmed. Since the viruses are typically transmitted by the faecal–oral route, transmission by drinking-water seems likely, but has not been confirmed. HAstVs have been detected in drinking-water supplies that met accepted specifications for treatment, disinfection and conventional indicator organisms. Within a WSP, control measures to reduce potential risk from HAstVs should focus on prevention of source water contamination by human waste, followed by adequate treatment and disinfection. The effectiveness of treatment processes used to remove HAstVs will require validation. Drinking-water supplies should also be protected from contamination during distribution. Owing to the higher resistance of the viruses to disinfection, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a reliable index of the presence/absence of HAstVs in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Grabow WOK, Taylor MB, de Villiers JC (2001) New methods for the detection of viruses: call for review of drinking water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1–8.
- Nadan S et al. (2003) Molecular characterization of astroviruses by reverse transcriptase PCR and sequence analysis: comparison of clinical and environmental isolates from South Africa. *Applied and Environmental Microbiology*, 69:747–753.
- Pintó RM et al. (2001) Astrovirus detection in wastewater. *Water Science and Technology*, 43:73–77.

11.2.3 Caliciviruses

General description

The family Caliciviridae consists of four genera of single-stranded RNA viruses with a non-enveloped capsid (diameter 35–40 nm), which generally displays a typical surface morphology resembling cup-like structures. Human caliciviruses (HuCVs) include the genera *Norovirus* (Norwalk-like viruses) and *Sapovirus* (Sapporo-like viruses). *Sapovirus* spp. demonstrate the typical calicivirus morphology and are called classical caliciviruses. Noroviruses generally fail to reveal the typical morphology and were in the past referred to as small round-structured viruses. The remaining two genera of the family contain viruses that infect animals other than humans. HuCVs cannot be propagated in available cell culture systems. The viruses were originally discovered by electron microscopy. Some *Norovirus* spp. can be detected by ELISA using antibodies raised against baculovirus-expressed *Norovirus* capsid proteins. Several reverse transcriptase PCR procedures have been described for the detection of HuCVs.

Human health effects

HuCVs are a major cause of acute viral gastroenteritis in all age groups. Symptoms include nausea, vomiting and abdominal cramps. Usually about 40% of infected individuals present with diarrhoea; some have fever, chills, headache and muscular pain. Since some cases present with vomiting only and no diarrhoea, the condition is also known as “winter vomiting disease.” Infections by HuCVs induce a short-lived immunity. The symptoms are usually relatively mild and rarely last for more than 3 days. High attack rates in outbreaks indicate that the infecting dose is low.

Source and occurrence

HuCVs are excreted in faeces of infected individuals and will therefore be present in domestic wastewaters as well as faecally contaminated food and water, including drinking-water supplies.

Routes of exposure

The epidemiology of the disease indicates that person-to-person contact and the inhalation of contaminated aerosols and dust particles, as well as airborne particles of vomitus, are the most common routes of transmission. Drinking-water and a wide variety of foods contaminated with human faeces have been confirmed as major sources of exposure. Numerous outbreaks have been associated with contaminated drinking-water, ice, water on cruise ships and recreational waters. Shellfish harvested from sewage-contaminated waters have also been identified as a source of outbreaks.

Significance in drinking-water

Many HuCV outbreaks have been epidemiologically linked to contaminated drinking-water supplies. Within a WSP, control measures to reduce potential risk from HuCV should focus on prevention of source water contamination by human waste, followed by adequate treatment and disinfection. The effectiveness of treatment processes used to remove HuCV will require validation. Drinking-water supplies should also be protected from contamination during distribution. Owing to the higher resistance of the viruses to disinfection, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a reliable index of the presence/absence of HuCVs in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Berke T et al. (1997) Phylogenetic analysis of the Caliciviridae. *Journal of Medical Virology*, 52:419–424.
- Jiang X et al. (1999) Design and evaluation of a primer pair that detects both Norwalk- and Sapporo-like caliciviruses by RT-PCR. *Journal of Virological Methods*, 83:145–154.

Mauer AM, Sturchler DA (2000) A waterborne outbreak of small round-structured virus, *Campylobacter* and *Shigella* co-infections in La Neuveville, Switzerland, 1998. *Epidemiology and Infection*, 125:325–332.

Monroe SS, Ando T, Glass R (2000) Introduction: Human enteric caliciviruses – An emerging pathogen whose time has come. *Journal of Infectious Diseases*, 181(Suppl. 2):S249–251.

11.2.4 Enteroviruses

General description

The genus *Enterovirus* is a member of the family Picornaviridae. This genus consists of 69 serotypes (species) that infect humans: poliovirus types 1–3, coxsackievirus types A1–A24, coxsackievirus types B1–B6, echovirus types 1–33 and the numbered enterovirus types EV68–EV73. Members of the genus are collectively referred to as enteroviruses. Other species of the genus infect animals other than humans – for instance, the bovine group of enteroviruses. Enteroviruses are among the smallest known viruses and consist of a single-stranded RNA genome in a non-enveloped icosahedral capsid with a diameter of 20–30 nm. Some members of the genus are readily isolated by cytopathogenic effect in cell cultures, notably poliovirus, coxsackievirus B, echovirus and enterovirus.

Human health effects

Enteroviruses are one of the most common causes of human infections. They have been estimated to cause about 30 million infections in the USA each year. The spectrum of diseases caused by enteroviruses is broad and ranges from a mild febrile illness to myocarditis, meningoencephalitis, poliomyelitis, herpangina, hand-foot-and-mouth disease and neonatal multi-organ failure. The persistence of the viruses in chronic conditions such as polymyositis, dilated cardiomyopathy and chronic fatigue syndrome has been described. Most infections, particularly in children, are asymptomatic, but still lead to the excretion of large numbers of the viruses, which may cause clinical disease in other individuals.

Source and occurrence

Enteroviruses are excreted in the faeces of infected individuals. Among the types of viruses detectable by conventional cell culture isolation, enteroviruses are generally the most numerous in sewage, water resources and treated drinking-water supplies. The viruses are also readily detected in many foods.

Routes of exposure

Person-to-person contact and inhalation of airborne viruses or viruses in respiratory droplets are considered to be the predominant routes of transmission of enteroviruses in communities. Transmission from drinking-water could also be important, but this has not yet been confirmed. Waterborne transmission of enteroviruses (coxsackievirus

A16 and B5) has been epidemiologically confirmed for only two outbreaks, and these were associated with children bathing in lake water in the 1970s.

Significance in drinking-water

Enteroviruses have been shown to occur in substantial numbers in raw water sources and treated drinking-water supplies. In view of their prevalence, drinking-water represents a likely, although unconfirmed, source of enterovirus infection. The limited knowledge on the role of waterborne transmission could be related to a number of factors, including the wide range of clinical symptoms, frequent asymptomatic infection, the diversity of serotypes and the dominance of person-to-person spread. Enteroviruses have been detected in drinking-water supplies that met accepted specifications for treatment, disinfection and conventional indicator organisms. Within a WSP, control measures to reduce potential risk from enteroviruses should focus on prevention of source water contamination by human waste, followed by adequate treatment and disinfection. The effectiveness of treatment processes used to remove enteroviruses will require validation. Drinking-water supplies should also be protected from contamination during distribution. Owing to the higher resistance of the viruses to disinfection, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a reliable index of the presence/absence of enteroviruses in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Grabow WOK, Taylor MB, de Villiers JC (2001) New methods for the detection of viruses: call for review of drinking water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1–8.
- Hawley HB et al. (1973) Cocksackie B epidemic at a boys' summer camp. *Journal of the American Medical Association*, 226:33–36.

11.2.5 Hepatitis A virus

General description

HAV is the only species of the genus *Hepatovirus* in the family Picornaviridae. The virus shares basic structural and morphological features with other members of the family, as described for enteroviruses. Human and simian HAVs are genotypically distinguishable. HAV cannot be readily detected or cultivated in conventional cell culture systems, and identification in environmental samples is based on the use of PCR techniques.

Human health effects

HAV is highly infectious, and the infecting dose is considered to be low. The virus causes the disease hepatitis A, commonly known as “infectious hepatitis.” Like other members of the group enteric viruses, HAV enters the gastrointestinal tract by ingestion, where it infects epithelial cells. From here, the virus enters the bloodstream and reaches the liver, where it may cause severe damage to liver cells. In as many as 90%

11. MICROBIAL FACT SHEETS

of cases, particularly in children, there is little, if any, liver damage, and the infection passes without clinical symptoms and elicits lifelong immunity. In general, the severity of illness increases with age. The damage to liver cells results in the release of liver-specific enzymes such as aspartate aminotransferase, which are detectable in the bloodstream and used as a diagnostic tool. The damage also results in the failure of the liver to remove bilirubin from the bloodstream; the accumulation of bilirubin causes the typical symptoms of jaundice and dark urine. After a relatively long incubation period of 28–30 days on average, there is a characteristic sudden onset of illness, including symptoms such as fever, malaise, nausea, anorexia, abdominal discomfort and eventually jaundice. Although mortality is generally less than 1%, repair of the liver damage is a slow process that may keep patients incapacitated for 6 weeks or longer. This has substantial burden of disease implications. Mortality is higher in those over 50 years of age.

Source and occurrence

HAV occurs worldwide, but the prevalence of clinical disease has typical geographically based characteristics. HAV is excreted in faecal material of infected people, and there is strong epidemiological evidence that faecally contaminated food and water are common sources of the virus. In areas with poor sanitation, children are often infected at a very early age and become immune for life without clinical symptoms of disease. In areas with good sanitation, infection tends to occur later in life.

Routes of exposure

Person-to-person spread is probably the most common route of transmission, but contaminated food and water are important sources of infection. There is stronger epidemiological evidence for waterborne transmission of HAV than for any other virus. Foodborne outbreaks are also relatively common, with sources of infection including infected food handlers, shellfish harvested from contaminated water and contaminated produce. Travel of people from areas with good sanitation to those with poor sanitation provides a high risk of infection. Infection can also be spread in association with injecting and non-injecting drug use.

Significance in drinking-water

The transmission of HAV by drinking-water supplies is well established, and the presence of HAV in drinking-water constitutes a substantial health risk. Within a WSP, control measures to reduce potential risk from HAV should focus on prevention of source water contamination by human waste, followed by adequate treatment and disinfection. The effectiveness of treatment processes used to remove HAV will require validation. Drinking-water supplies should also be protected from contamination during distribution. Owing to the higher resistance of the viruses to disinfection, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a reliable index of the presence/absence of HAV in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Cuthbert JA (2001) Hepatitis A: Old and new. *Clinical Microbiology Reviews*, 14:38–58.
- WHO (2002) Enteric hepatitis viruses. In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 18–39.

11.2.6 Hepatitis E virus

General description

HEV consists of a single-stranded RNA genome in a non-enveloped icosahedral capsid with a diameter of 27–34 nm. HEV shares properties with a number of viruses, and classification is a challenge. At one stage, HEV was classified as a member of the family Caliciviridae, but most recently it has been placed in a separate family called hepatitis E-like viruses. There are indications of antigenic variation, and possibly even differences in serotypes of the virus, whereas human HAV consists of only one clearly defined serotype. HEV cannot be readily detected or cultivated in conventional cell culture systems, and identification in environmental samples is based on the use of PCR techniques.

Human health effects

HEV causes hepatitis that is in many respects similar to that caused by HAV. However, the incubation period tends to be longer (average 40 days), and infections typically have a mortality rate of up to 25% in pregnant women. In endemic regions, first infections are typically seen in young adults rather than young children. Despite evidence of antigenic variation, single infection appears to provide lifelong immunity to HEV. Global prevalence has a characteristic geographic distribution. HEV is endemic and causes clinical diseases in certain developing parts of the world, such as India, Nepal, central Asia, Mexico and parts of Africa. In many of these areas, HEV is the most important cause of viral hepatitis. Although seroprevalence can be high, clinical cases and outbreaks are rare in certain parts of the world, such as Japan, South Africa, the United Kingdom, North and South America, Australasia and central Europe. The reason for the lack of clinical cases in the presence of the virus is unknown.

Source and occurrence

HEV is excreted in faeces of infected people, and the virus has been detected in raw and treated sewage. Contaminated water has been associated with very large outbreaks. HEV is distinctive, in that it is the only enteric virus with a meaningful animal reservoir, including domestic animals, particularly pigs, as well as cattle, goats and even rodents.

Routes of exposure

Secondary transmission of HEV from cases to contacts and particularly nursing staff has been reported, but appears to be much less common than for HAV. The lower

level of person-to-person spread suggests that faecally polluted water could play a much more important role in the spread of HEV than of HAV. Waterborne outbreaks involving thousands of cases are on record. These include one outbreak in 1954 with approximately 40 000 cases in Delhi, India; one with more than 100 000 cases in 1986–1988 in the Xinjiang Uighar region of China; and one in 1991 with some 79 000 cases in Kanpur, India. Animal reservoirs may also serve as a route of exposure, but the extent to which humans contract HEV infection from animals remains to be elucidated.

Significance in drinking-water

The role of contaminated water as a source of HEV has been confirmed, and the presence of the virus in drinking-water constitutes a major health risk. There is no laboratory information on the resistance of the virus to disinfection processes, but data on waterborne outbreaks suggest that HEV may be as resistant as other enteric viruses. Within a WSP, control measures to reduce potential risk from HEV should focus on prevention of source water contamination by human and animal waste, followed by adequate treatment and disinfection. The effectiveness of treatment processes used to remove HEV will require validation. Drinking-water supplies should also be protected from contamination during distribution. Due to the likelihood that the virus has a higher resistance to disinfection, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a reliable index of the presence/absence of HEV in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Pina S et al. (1998) Characterization of a strain of infectious hepatitis E virus isolated from sewage in an area where hepatitis E is not endemic. *Applied and Environmental Microbiology*, 64:4485–4488.
- Van der Poel WHM et al. (2001) Hepatitis E virus sequence in swine related to sequences in humans, the Netherlands. *Emerging Infectious Diseases*, 7:970–976.
- WHO (2002) Enteric hepatitis viruses. In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 18–39.

11.2.7 Rotaviruses and orthoreoviruses

General description

Members of the genus *Rotavirus* consist of a segmented double-stranded RNA genome in a non-enveloped icosahedral capsid with a diameter of 50–65 nm. This capsid is surrounded by a double-layered shell, giving the virus the appearance of a wheel – hence the name rotavirus. The diameter of the entire virus is about 80 nm. *Rotavirus* and *Orthoreovirus* are the two genera of the family Reoviridae typically associated with human infection. Orthoreoviruses are readily isolated by cytopathogenic effect on cell cultures. The genus *Rotavirus* is serologically divided into seven groups, A–G, each of which consists of a number of subgroups; some of these subgroups specifically infect

humans, whereas others infect a wide spectrum of animals. Groups A–C are found in humans, with group A being the most important human pathogens. Wild-type strains of rotavirus group A are not readily grown in cell culture, but there are a number of PCR-based detection methods available for testing environmental samples.

Human health effects

Human rotaviruses (HRVs) are the most important single cause of infant death in the world. Typically, 50–60% of cases of acute gastroenteritis of hospitalized children throughout the world are caused by HRVs. The viruses infect cells in the villi of the small intestine, with disruption of sodium and glucose transport. Acute infection has an abrupt onset of severe watery diarrhoea with fever, abdominal pain and vomiting; dehydration and metabolic acidosis may develop, and the outcome may be fatal if the infection is not appropriately treated. The burden of disease of rotavirus infections is extremely high. Members of the genus *Orthoreovirus* infect many humans, but they are typical “orphan viruses” and not associated with any meaningful disease.

Source and occurrence

HRVs are excreted by patients in numbers up to 10^{11} per gram of faeces for periods of about 8 days. This implies that domestic sewage and any environments polluted with the human faeces are likely to contain large numbers of HRVs. The viruses have been detected in sewage, rivers, lakes and treated drinking-water. Orthoreoviruses generally occur in wastewater in substantial numbers.

Routes of exposure

HRVs are transmitted by the faecal–oral route. Person-to-person transmission and the inhalation of airborne HRVs or aerosols containing the viruses would appear to play a much more important role than ingestion of contaminated food or water. This is confirmed by the spread of infections in children’s wards in hospitals, which takes place much faster than can be accounted for by the ingestion of food or water contaminated by the faeces of infected patients. The role of contaminated water in transmission is lower than expected, given the prevalence of HRV infections and presence in contaminated water. However, occasional waterborne and foodborne outbreaks have been described. Two large outbreaks in China in 1982–1983 were linked to contaminated water supplies.

Significance in drinking-water

Although ingestion of drinking-water is not the most common route of transmission, the presence of HRVs in drinking-water constitutes a public health risk. There is some evidence that the rotaviruses are more resistant to disinfection than other enteric viruses. Within a WSP, control measures to reduce potential risk from HRVs should focus on prevention of source water contamination by human waste, followed by adequate treatment and disinfection. The effectiveness of treatment processes used to

remove HRVs will require validation. Drinking-water supplies should also be protected from contamination during distribution. Due to a higher resistance of the viruses to disinfection, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a reliable index of the presence/absence of HRVs in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Baggi F, Peduzzi R (2000) Genotyping of rotaviruses in environmental water and stool samples in southern Switzerland by nucleotide sequence analysis of 189 base pairs at the 5' end of the VP7 gene. *Journal of Clinical Microbiology*, 38:3681–3685.
- Gerba CP et al. (1996) Waterborne rotavirus: a risk assessment. *Water Research*, 30:2929–2940.
- Hopkins RS et al. (1984) A community waterborne gastroenteritis outbreak: evidence for rotavirus as the agent. *American Journal of Public Health*, 74:263–265.
- Hung T et al. (1984) Waterborne outbreak of rotavirus diarrhoea in adults in China caused by a novel rotavirus. *Lancet*, i:1139–1142.
- Sattar SA, Raphael RA, Springthorpe VS (1984) Rotavirus survival in conventionally treated drinking water. *Canadian Journal of Microbiology*, 30:653–656.

11.3 Protozoan pathogens

Protozoa and helminths are among the most common causes of infection and disease in humans and other animals. The diseases have a major public health and socio-economic impact. Water plays an important role in the transmission of some of these pathogens. The control of waterborne transmission presents real challenges, because most of the pathogens produce cysts, oocysts or eggs that are extremely resistant to processes generally used for the disinfection of water and in some cases can be difficult to remove by filtration processes. Some of these organisms cause “emerging diseases.” In the last 25 years, the most notable example of an emerging disease caused by a protozoan pathogen is cryptosporidiosis. Other examples are diseases caused by microsporidia and *Cyclospora*. As evidence for waterborne transmission of “emerging diseases” has been reported relatively recently, some questions about their epidemiology and behaviour in water treatment and disinfection processes remain to be elucidated. It would appear that the role of water in the transmission of this group of pathogens may increase substantially in importance and complexity as human and animal populations grow and the demands for potable drinking-water escalate.

Further information on emerging diseases is provided in *Emerging Issues in Water and Infectious Disease* (WHO, 2003) and associated texts.

11.3.1 *Acanthamoeba*

General description

Acanthamoeba spp. are free-living amoebae (10–50 µm in diameter) common in aquatic environments and one of the prominent protozoa in soil. The genus contains some 20 species, of which *A. castellanii*, *A. polyphaga* and *A. culbertsoni* are known to

be human pathogens. However, the taxonomy of the genus may change substantially when evolving molecular biological knowledge is taken into consideration. *Acanthamoeba* has a feeding, replicative trophozoite, which, under unfavourable conditions, such as an anaerobic environment, will develop into a dormant cyst that can withstand extremes of temperature (−20 to 56°C), disinfection and desiccation.

Human health effects

Acanthamoeba culbertsoni causes granulomatous amoebic encephalitis (GAE), whereas *A. castellanii* and *A. polyphaga* are associated with acanthamoebic keratitis and acanthamoebic uveitis.

GAE is a multifocal, haemorrhagic and necrotizing encephalitis that is generally seen only in debilitated or immunodeficient persons. It is a rare but usually fatal disease. Early symptoms include drowsiness, personality changes, intense headaches, stiff neck, nausea, vomiting, sporadic low fevers, focal neurological changes, hemiparesis and seizures. This is followed by an altered mental status, diplopia, paresis, lethargy, cerebellar ataxia and coma. Death follows within a week to a year after the appearance of the first symptoms, usually as a result of bronchopneumonia. Associated disorders of GAE include skin ulcers, liver disease, pneumonitis, renal failure and pharyngitis.

Acanthamoebic keratitis is a painful infection of the cornea and can occur in healthy individuals, especially among contact lens wearers. It is a rare disease that may lead to impaired vision, permanent blindness and loss of the eye. The prevalence of antibodies to *Acanthamoeba* and the detection of the organism in the upper airways of healthy persons suggest that infection may be common with few apparent symptoms in the vast majority of cases.

Source and occurrence

The wide distribution of *Acanthamoeba* in the natural environment makes soil, airborne dust and water all potential sources. *Acanthamoeba* can be found in many types of aquatic environments, including surface water, tap water, swimming pools and contact lens solutions. Depending on the species, *Acanthamoeba* can grow over a wide temperature range in water, with the optimum temperature for pathogenic species being 30°C. Trophozoites can exist and replicate in water while feeding on bacteria, yeasts and other organisms. Infections occur in most temperate and tropical regions of the world.

Routes of exposure

Acanthamoebic keratitis has been associated with soft contact lenses being washed with contaminated home-made saline solutions or contamination of the contact lens containers. Although the source of the contaminating organisms has not been established, tap water is one possibility. Warnings have been issued by a number of health agencies that only sterile water should be used to prepare wash solutions for contact

lenses. The mode of transmission of GAE has not been established, but water is not considered to be a source of infection. The more likely routes of transmission are via the blood from other sites of colonization, such as skin lesions or lungs.

Significance in drinking-water

Cases of acanthamoebic keratitis have been associated with drinking-water due to use of tap water in preparing solutions for washing contact lenses. Cleaning of contact lenses is not considered to be a normal use for tap water, and a higher-quality water may be required. Compared with *Cryptosporidium* and *Giardia*, *Acanthamoeba* is relatively large and is amenable to removal from raw water by filtration. Reducing the presence of biofilm organisms is likely to reduce food sources and growth of the organism in distribution systems, but the organism is highly resistant to disinfection. However, as normal uses of drinking-water lack significance as a source of infection, setting a health-based target for *Acanthamoeba* spp. is not warranted.

Selected bibliography

Marshall MM et al. (1997) Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, 10:67–85.

Yagita K, Endo T, De Jonckheere JF (1999) Clustering of *Acanthamoeba* isolates from human eye infections by means of mitochondrial DNA digestion patterns. *Parasitology Research*, 85:284–289.

11.3.2 *Balantidium coli*

General description

Balantidium coli is a unicellular protozoan parasite with a length up to 200 µm, making it the largest of the human intestinal protozoa. The trophozoites are oval in shape and covered with cilia for motility. The cysts are 60–70 µm in length and resistant to unfavourable environmental conditions, such as pH and temperature extremes. *Balantidium coli* belongs to the largest protozoan group, the ciliates, with about 7200 species, of which only *B. coli* is known to infect humans.

Human health effects

Infections in humans are relatively rare, and most are asymptomatic. The trophozoites invade the mucosa and submucosa of the large intestine and destroy the host cells when multiplying. The multiplying parasites form nests and small abscesses that break down into oval, irregular ulcers. Clinical symptoms may include dysentery similar to amoebiasis, colitis, diarrhoea, nausea, vomiting, headache and anorexia. The infections are generally self-limiting, with complete recovery.

Source and occurrence

Humans seem to be the most important host of *B. coli*, and the organism can be detected in domestic sewage. Animal reservoirs, particularly swine, also contribute to

the prevalence of the cysts in the environment. The cysts have been detected in water sources, but the prevalence in tap water is unknown.

Routes of exposure

Transmission of *B. coli* is by the faecal–oral route, from person to person, from contact with infected swine or by consumption of contaminated water or food. One waterborne outbreak of balantidiasis has been reported. This outbreak occurred in 1971 when a drinking-water supply was contaminated with stormwater runoff containing swine faeces after a typhoon.

Significance in drinking-water

Although water does not appear to play an important role in the spread of this organism, one waterborne outbreak is on record. *Balantidium coli* is large and amenable to removal by filtration, but cysts are highly resistant to disinfection. Within a WSP, control measures to reduce potential risk from *B. coli* should focus on prevention of source water contamination by human and swine waste, followed by adequate treatment. Due to resistance to disinfection, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is not a reliable index for the presence/absence of *B. coli* in drinking-water supplies.

Selected bibliography

Garcia LS (1999) Flagellates and ciliates. *Clinics in Laboratory Medicine*, 19:621–638.
Walzer PD et al. (1973) Balantidiasis outbreak in Truk. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 22:33–41.

11.3.3 *Cryptosporidium*

General description

Cryptosporidium is an obligate, intracellular, coccidian parasite with a complex life cycle including sexual and asexual replication. Thick-walled oocysts with a diameter of 4–6 µm are shed in faeces. The genus *Cryptosporidium* has about eight species, of which *C. parvum* is responsible for most human infections, although other species can cause illness. *Cryptosporidium* is one of the best examples of an “emerging disease”-causing organism. It was discovered to infect humans only in 1976, and waterborne transmission was confirmed for the first time in 1984.

Human health effects

Cryptosporidium generally causes a self-limiting diarrhoea, sometimes including nausea, vomiting and fever, which usually resolves within a week in normally healthy people, but can last for a month or more. Severity of cryptosporidiosis varies according to age and immune status, and infections in severely immunocompromised people can be life-threatening. The impact of cryptosporidiosis outbreaks is relatively high due to the large numbers of people that may be involved and the associated socioe-

11. MICROBIAL FACT SHEETS

conomic implications. The total cost of illness associated with the 1993 outbreak in Milwaukee, USA, has been estimated at US\$96.2 million.

Source and occurrence

A large range of animals are reservoirs of *C. parvum*, but humans and livestock, particularly young animals, are the most significant source of human infectious organisms. Calves can excrete 10^{10} oocysts per day. Concentrations of oocysts as high as 14000 per litre for raw sewage and 5800 per litre for surface water have been reported. Oocysts can survive for weeks to months in fresh water. *Cryptosporidium* oocysts have been detected in many drinking-water supplies. However, in most cases, there is little information about whether human infectious species were present. The currently available standard analytical techniques provide an indirect measure of viability and no indication of human infectivity. Oocysts also occur in recreational waters.

Routes of exposure

Cryptosporidium is transmitted by the faecal–oral route. The major route of infection is person-to-person contact. Other sources of infection include the consumption of contaminated food and water and direct contact with infected farm animals and possibly domestic pets. Contaminated drinking-water, recreational water and, to a lesser extent, food have been associated with outbreaks. In 1993, *Cryptosporidium* caused the largest waterborne outbreak of disease on record, when more than 400 000 people were infected by the drinking-water supply of Milwaukee, USA. The infectivity of *Cryptosporidium* oocysts is relatively high. Studies on healthy human volunteers revealed that ingestion of fewer than 10 oocysts can lead to infection.

Significance in drinking-water

The role of drinking-water in the transmission of *Cryptosporidium*, including in large outbreaks, is well established. Attention to these organisms is therefore important. The oocysts are extremely resistant to oxidizing disinfectants such as chlorine, but investigations based on assays for infectivity have shown that UV light irradiation inactivates oocysts. Within a WSP, control measures to reduce potential risk from *Cryptosporidium* should focus on prevention of source water contamination by human and livestock waste, adequate treatment and protection of water during distribution. Because of their relatively small size, the oocysts represent a challenge for removal by conventional granular media-based filtration processes. Acceptable removal requires well designed and operated systems. Membrane filtration processes that provide a direct physical barrier may represent a viable alternative for the effective removal of *Cryptosporidium* oocysts. Owing to the exceptional resistance of the oocysts to disinfectants, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) cannot be relied upon as an index for the presence/absence of *Cryptosporidium* oocysts in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Corso PS et al. (2003) Cost of illness in the 1993 waterborne *Cryptosporidium* outbreak, Milwaukee, Wisconsin. *Emerging Infectious Diseases*, 9:426–431.
- Haas CN et al. (1996) Risk assessment of *Cryptosporidium parvum* oocysts in drinking water. *Journal of the American Water Works Association*, 88:131–136.
- Leav BA, Mackay M, Ward HD (2003) *Cryptosporidium* species: new insight and old challenges. *Clinical Infectious Diseases*, 36:903–908.
- Linden KG, Shin G, Sobsey MD (2001) Comparative effectiveness of UV wavelengths for the inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts in water. *Water Science and Technology*, 43:171–174.
- Okhuysen PC et al. (1999) Virulence of three distinct *Cryptosporidium parvum* isolates for healthy adults. *Journal of Infectious Diseases*, 180:1275–1281.
- WHO (2002) Protozoan parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Cyclospora*). In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 70–118.

11.3.4 *Cyclospora cayetanensis*

General description

Cyclospora cayetanensis is a single-cell, obligate, intracellular, coccidian protozoan parasite, which belongs to the family Eimeriidae. It produces thick-walled oocysts of 8–10 µm in diameter that are excreted in the faeces of infected individuals. *Cyclospora cayetanensis* is considered an emerging waterborne pathogen.

Human health effects

Sporozoites are released from the oocysts when ingested and penetrate epithelial cells in the small intestine of susceptible individuals. Clinical symptoms of cyclosporiasis include watery diarrhoea, abdominal cramping, weight loss, anorexia, myalgia and occasionally vomiting and/or fever. Relapsing illness often occurs.

Source and occurrence

Humans are the only host identified for this parasite. The unsporulated oocysts pass into the external environment with faeces and undergo sporulation, which is complete in 7–12 days, depending on environmental conditions. Only the sporulated oocysts are infectious. Due to the lack of a quantification technique, there is limited information on the prevalence of *Cyclospora* in water environments. However, *Cyclospora* has been detected in sewage and water sources.

Routes of exposure

Cyclospora cayetanensis is transmitted by the faecal–oral route. Person-to-person transmission is virtually impossible, because the oocysts must sporulate outside the host to become infectious. The primary routes of exposure are contaminated water and food. The initial source of organisms in foodborne outbreaks has generally not

been established, but contaminated water has been implicated in several cases. Drinking-water has also been implicated as a cause of outbreaks. The first report was among staff of a hospital in Chicago, USA, in 1990. The infections were associated with drinking tap water that had possibly been contaminated with stagnant water from a rooftop storage reservoir. Another outbreak was reported from Nepal, where drinking-water consisting of a mixture of river and municipal water was associated with infections in 12 of 14 soldiers.

Significance in drinking-water

Transmission of the pathogens by drinking-water has been confirmed. The oocysts are resistant to disinfection and are not inactivated by chlorination practices generally applied in the production of drinking-water. Within a WSP, control measures that can be applied to manage potential risk from *Cyclospora* include prevention of source water contamination by human waste, followed by adequate treatment and protection of water during distribution. Owing to the resistance of the oocysts to disinfectants, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) cannot be relied upon as an index of the presence/absence of *Cyclospora* in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Curry A, Smith HV (1998) Emerging pathogens: *Isospora*, *Cyclospora* and microsporidia. *Parasitology*, 117:S143–159.
- Dowd SE et al. (2003) Confirmed detection of *Cyclospora cayetanensis*, *Encephalitozoon intestinalis* and *Cryptosporidium parvum* in water used for drinking. *Journal of Water and Health*, 1:117–123.
- Goodgame R (2003) Emerging causes of traveller's diarrhea: *Cryptosporidium*, *Cyclospora*, *Isospora* and microsporidia. *Current Infectious Disease Reports*, 5:66–73.
- Herwaldt BL (2000) *Cyclospora cayetanensis*: A review, focusing on the outbreaks of cyclosporiasis in the 1990s. *Clinical Infectious Diseases*, 31:1040–1057.
- Rabold JG et al. (1994) *Cyclospora* outbreak associated with chlorinated drinking-water [letter]. *Lancet*, 344:1360–1361.
- WHO (2002) Protozoan parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Cyclospora*). In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 70–118.

11.3.5 *Entamoeba histolytica*

General description

Entamoeba histolytica is the most prevalent intestinal protozoan pathogen worldwide and belongs to the superclass Rhizopoda in the subphylum Sarcodina. *Entamoeba* has a feeding, replicative trophozoite (diameter 10–60 µm), which, under unfavourable conditions, will develop into a dormant cyst (diameter 10–20 µm). Infection is contracted by the ingestion of cysts. Recent studies with RNA and DNA probes demon-

strated genetic differences between pathogenic and non-pathogenic *E. histolytica*; the latter has been separated and reclassified as *E. dispar*.

Human health effects

About 85–95% of human infections with *E. histolytica* are asymptomatic. Acute intestinal amoebiasis has an incubation period of 1–14 weeks. Clinical disease results from the penetration of the epithelial cells in the gastrointestinal tract by the amoebic trophozoites. Approximately 10% of infected individuals present with dysentery or colitis. Symptoms of amoebic dysentery include diarrhoea with cramping, lower abdominal pain, low-grade fever and the presence of blood and mucus in the stool. The ulcers produced by the invasion of the trophozoites may deepen into the classic flask-shaped ulcers of amoebic colitis. *Entamoeba histolytica* may invade other parts of the body, such as the liver, lungs and brain, sometimes with fatal outcome.

Source and occurrence

Humans are the reservoir of infection, and there would not appear to be other meaningful animal reservoirs of *E. histolytica*. In the acute phase of infection, patients excrete only trophozoites that are not infectious. Chronic cases and asymptomatic carriers who excrete cysts are more important sources of infection and can discharge up to 1.5×10^7 cysts daily. *Entamoeba histolytica* can be present in sewage and contaminated water. Cysts may remain viable in suitable aquatic environments for several months at low temperature. The potential for waterborne transmission is greater in the tropics, where the carrier rate sometimes exceeds 50%, compared with more temperate regions, where the prevalence in the general population may be less than 10%.

Routes of exposure

Person-to-person contact and contamination of food by infected food handlers appear to be the most significant means of transmission, although contaminated water also plays a substantial role. Ingestion of faecally contaminated water and consumption of food crops irrigated with contaminated water can both lead to transmission of amoebiasis. Sexual transmission, particularly among male homosexuals, has also been documented.

Significance in drinking-water

The transmission of *E. histolytica* by contaminated drinking-water has been confirmed. The cysts are relatively resistant to disinfection and may not be inactivated by chlorination practices generally applied in the production of drinking-water. Within a WSP, control measures that can be applied to manage potential risk from *E. histolytica* include prevention of source water contamination by human waste, followed by adequate treatment and protection of water during distribution. Owing to the resistance of the oocysts to disinfectants, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant

coliforms) cannot be relied upon as an index of the presence/absence of *E. histolytica* in drinking-water supplies.

Selected bibliography

Marshall MM et al. (1997) Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, 10:67–85.

11.3.6 *Giardia intestinalis*

General description

Giardia spp. are flagellated protozoa that parasitize the gastrointestinal tract of humans and certain animals. The genus *Giardia* consists of a number of species, but human infection (giardiasis) is usually assigned to *G. intestinalis*, also known as *G. lamblia* or *G. duodenalis*. *Giardia* has a relatively simple life cycle consisting of a flagellate trophozoite that multiplies in the gastrointestinal tract and an infective thick-walled cyst that is shed intermittently but in large numbers in faeces. The trophozoites are bilaterally symmetrical and ellipsoidal in shape. The cysts are ovoid in shape and 8–12 µm in diameter.

Human health effects

Giardia has been known as a human parasite for 200 years. After ingestion and excystation of cysts, the trophozoites attach to surfaces of the gastrointestinal tract. Infections in both children and adults may be asymptomatic. In day care centres, as many as 20% of children may carry *Giardia* and excrete cysts without clinical symptoms. The symptoms of giardiasis may result from damage caused by the trophozoites, although the mechanisms by which *Giardia* causes diarrhoea and intestinal malabsorption remain controversial. Symptoms generally include diarrhoea and abdominal cramps; in severe cases, however, malabsorption deficiencies in the small intestine may be present, mostly among young children. Giardiasis is self-limiting in most cases, but it may be chronic in some patients, lasting more than 1 year, even in otherwise healthy people. Studies on human volunteers revealed that fewer than 10 cysts constitute a meaningful risk of infection.

Source and occurrence

Giardia can multiply in a wide range of animal species, including humans, which excrete cysts into the environment. Numbers of cysts as high as 88 000 per litre in raw sewage and 240 per litre in surface water resources have been reported. These cysts are robust and can survive for weeks to months in fresh water. The presence of cysts in raw water sources and drinking-water supplies has been confirmed. However, there is no information on whether human infectious species were present. The currently available standard analytical techniques provide an indirect measure of viability and no indication of human infectivity. Cysts also occur in recreational waters and contaminated food.

Routes of exposure

By far the most common route of transmission of *Giardia* is person-to-person contact, particularly between children. Contaminated drinking-water, recreational water and, to a lesser extent, food have been associated with outbreaks. Animals have been implicated as a source of human infectious *G. intestinalis*, but further investigations are required to determine their role.

Significance in drinking-water

Waterborne outbreaks of giardiasis have been associated with drinking-water supplies for over 30 years; at one stage, *Giardia* was the most commonly identified cause of waterborne outbreaks in the USA. *Giardia* cysts are more resistant than enteric bacteria to oxidative disinfectants such as chlorine, but they are not as resistant as *Cryptosporidium* oocysts. The time required for 90% inactivation at a free chlorine residual of 1 mg/litre is about 25–30 min. Within a WSP, control measures that can be applied to manage potential risk from *Giardia* include prevention of source water contamination by human and animal waste, followed by adequate treatment and disinfection and protection of water during distribution. Owing to the resistance of the cysts to disinfectants, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) cannot be relied upon as an index of the presence/absence of *Giardia* in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- LeChevallier MW, Norton WD, Lee RG (1991) Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* species in surface water supplies. *Applied and Environmental Microbiology*, 57:2610–2616.
- Ong C et al. (1996) Studies of *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp. in two adjacent watersheds. *Applied and Environmental Microbiology*, 62:2798–2805.
- Rimhanen-Finne R et al. (2002) An IC-PCR method for detection of *Cryptosporidium* and *Giardia* in natural surface waters in Finland. *Journal of Microbiological Methods*, 50:299–303.
- Slifko TR, Smith HV, Rose JB (2000) Emerging parasite zoonoses associated with water and food. *International Journal for Parasitology*, 30:1379–1393.
- Stuart JM et al. (2003) Risk factors for sporadic giardiasis: a case-control study in southwestern England. *Emerging Infectious Diseases*, 9:229–233.
- WHO (2002) Protozoan parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Cyclospora*). In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 70–118.

11.3.7 *Isospora belli*

General description

Isospora is a coccidian, single-celled, obligate parasite related to *Cryptosporidium* and *Cyclospora*. There are many species of *Isospora* that infect animals, but only *I. belli* is known to infect humans, the only known host for this species. *Isospora belli* is one of

the few coccidia that undergo sexual reproduction in the human intestine. Sporulated oocysts are ingested, and, after complete asexual and sexual life cycles in the mucosal epithelium of the upper small intestine, unsporulated oocysts are released in faeces.

Human health effects

Illness caused by *I. belli* is similar to that caused by *Cryptosporidium* and *Giardia*. About 1 week after ingestion of viable cysts, a low-grade fever, lassitude and malaise may appear, followed soon by mild diarrhoea and vague abdominal pain. The infection is usually self-limited after 1–2 weeks, but occasionally diarrhoea, weight loss and fever may last for 6 weeks to 6 months. Symptomatic isosporiasis is more common in children than in adults. Infection is often associated with immunocompromised patients, in whom symptoms are more severe and likely to be recurrent or chronic, leading to malabsorption and weight loss. Infections are usually sporadic and most common in the tropics and subtropics, although they also occur elsewhere, including industrialized countries. They have been reported from Central and South America, Africa and south-east Asia.

Source and occurrence

Unsporulated oocysts are excreted in the faeces of infected individuals. The oocysts sporulate within 1–2 days in the environment to produce the potentially infectious form of the organism. Few data are available on numbers of oocysts in sewage and raw and treated water sources. This is largely because sensitive and reliable techniques for the quantitative enumeration of oocysts in water environments are not available. Little is known about the survival of oocysts in water and related environments.

Routes of exposure

Poor sanitation and faecally contaminated food and water are the most likely sources of infection, but waterborne transmission has not been confirmed. The oocysts are less likely than *Cryptosporidium* oocysts or *Giardia* cysts to be transmitted directly from person to person, because freshly shed *I. belli* oocysts require 1–2 days in the environment to sporulate before they are capable of infecting humans.

Significance in drinking-water

The characteristics of *I. belli* suggest that illness could be transmitted by contaminated drinking-water supplies, but this has not been confirmed. No information is available on the effectiveness of water treatment processes for removal of *I. belli*, but it is likely that the organism is relatively resistant to disinfectants. It is considerably larger than *Cryptosporidium* and should be easier to remove by filtration. Within a WSP, control measures that can be applied to manage potential risk from *I. belli* include prevention of source water contamination by human waste, followed by adequate treatment and disinfection and protection of water during distribution. Owing to the likely resistance of the oocysts to disinfectants, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms)

cannot be relied upon as an index of the presence/absence of *I. belli* in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Ballal M et al. (1999) *Cryptosporidium* and *Isospora belli* diarrhoea in immunocompromised hosts. *Indian Journal of Cancer*, 36:38–42.
- Bialek R et al. (2002) Comparison of autofluorescence and iodine staining for detection of *Isospora belli* in feces. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 67:304–305.
- Curry A, Smith HV (1998) Emerging pathogens: *Isospora*, *Cyclospora* and microsporidia. *Parasitology*, 117:S143–159.
- Goodgame R (2003) Emerging causes of traveller's diarrhea: *Cryptosporidium*, *Cyclospora*, *Isospora* and microsporidia. *Current Infectious Disease Reports*, 5:66–73.

11.3.8 Microsporidia

General description

The term “microsporidia” is a non-taxonomic designation commonly used to describe a group of obligate intracellular protozoa belonging to the phylum Microspora. More than 100 microsporidial genera and almost 1000 species have been identified. Infections occur in every major animal group, including vertebrates and invertebrates. A number of genera have been implicated in human infections, including *Enterocytozoon*, *Encephalitozoon* (including *Septata*), *Nosema*, *Pleistophora*, *Vittaforma* and *Trachipleistophora*, as well as a collective group of unclassified microsporidia referred to as microsporidium. Microsporidia are among the smallest eukaryotes. They produce unicellular spores with a diameter of 1.0–4.5 µm and a characteristic coiled polar filament for injecting the sporoplasm into a host cell to initiate infection. Within an infected cell, a complex process of multiplication takes place, and new spores are produced and released in faeces, urine, respiratory secretions or other body fluids, depending on the type of species and the site of infection.

Human health effects

Microsporidia are emerging human pathogens identified predominantly in persons with AIDS, but their ability to cause disease in immunologically normal hosts has been recognized. Reported human infections are globally dispersed and have been documented in persons from all continents. The most common clinical manifestation in AIDS patients is a severe enteritis involving chronic diarrhoea, dehydration and weight loss. Prolonged illness for up to 48 months has been reported. Infections in the general population are less pronounced. *Enterocytozoon* infection generally appears to be limited to intestinal enterocytes and biliary epithelium. *Encephalitozoon* spp. infect a variety of cells, including epithelial and endothelial cells, fibroblasts, kidney tubule cells, macrophages and possibly other cell types. Unusual complications include keratoconjunctivitis, myositis and hepatitis.

Source and occurrence

The sources of microsporidia infecting humans are uncertain. Spores are likely to be excreted in faeces and are also excreted in urine and respiratory secretions. Due to the lack of a quantification technique, there is limited information on the prevalence of microsporidia spores in water environments. However, microsporidia have been detected in sewage and water sources. Indications are that their numbers in raw sewage may be similar to those of *Cryptosporidium* and *Giardia*, and they may survive in certain water environments for many months. Certain animals, notably swine, may serve as a host for human infectious species.

Routes of exposure

Little is known about transmission of microsporidia. Person-to-person contact and ingestion of spores in water or food contaminated with human faeces or urine are probably important routes of exposure. A waterborne outbreak of microsporidiosis has been reported involving about 200 cases in Lyon, France, during the summer of 1995. However, the source of the organism and faecal contamination of the drinking-water supply were not demonstrated. Transmission by the inhalation of airborne spores or aerosols containing spores seems possible. The role of animals in transmission to humans remains unclear. Epidemiological and experimental studies in mammals suggest that *Encephalitozoon* spp. can be transmitted transplacentally from mother to offspring. No information is available on the infectivity of the spores. However, in view of the infectivity of spores of closely related species, the infectivity of microsporidia may be high.

Significance in drinking-water

Waterborne transmission has been reported, and infection arising from contaminated drinking-water is plausible but unconfirmed. Little is known about the response of microsporidia to water treatment processes. One study has suggested that the spores may be susceptible to chlorine. The small size of the organism is likely to make them difficult to remove by filtration processes. Within a WSP, control measures that can be applied to manage potential risk from microsporidia include prevention of source water contamination by human and animal waste, followed by adequate treatment and disinfection and protection of water during distribution. Owing to the lack of information on sensitivity of infectious species of microsporidia to disinfection, the reliability of *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) as an index for the presence/absence of these organisms from drinking-water supplies is unknown.

Selected bibliography

Coote L et al. (2000) Waterborne outbreak of intestinal microsporidiosis in persons with and without human immunodeficiency virus infection. *Journal of Infectious Diseases*, 180:2003–2008.

- Dowd SE et al. (2003) Confirmed detection of *Cyclospora cayetanensis*, *Encephalitozoon intestinalis* and *Cryptosporidium parvum* in water used for drinking. *Journal of Water and Health*, 1:117–123.
- Goodgame R (2003) Emerging causes of traveller's diarrhea: *Cryptosporidium*, *Cyclospora*, *Isospora* and microsporidia. *Current Infectious Disease Reports*, 5:66–73.
- Joyson DHM (1999) Emerging parasitic infections in man. *The Infectious Disease Review*, 1:131–134.
- Slifko TR, Smith HV, Rose JB (2000) Emerging parasite zoonoses associated with water and food. *International Journal for Parasitology*, 30:1379–1393.

11.3.9 *Naegleria fowleri*

General description

Naegleria are free-living amoeboflagellates distributed widely in the environment. There are several species of *Naegleria*, of which *N. fowleri* is the primary infectious species. *Naegleria* spp. exist as a trophozoite, a flagellate and a cyst stage. The trophozoite (10–20 µm) moves by eruptive pseudopod formation feeding on bacteria and reproduces by binary fission. The trophozoite can transform into a flagellate stage with two anterior flagella. The flagellate does not divide but reverts to the trophozoite stage. Under adverse conditions, the trophozoite transforms into a circular cyst (7–15 µm), which is resistant to unfavourable conditions.

Human health effects

Naegleria fowleri causes primary amoebic meningoencephalitis (PAM) in healthy individuals. The amoeba enters the brain by penetrating the olfactory mucosa and cribriform plate. The disease is acute, and patients often die within 5–10 days and before the infectious agent can be diagnosed. Treatment is difficult. Although the infection is rare, new cases are reported every year.

Source and occurrence

Naegleria fowleri is thermophilic and grows well at temperatures up to 45 °C. It occurs naturally in fresh water of suitable temperature, and prevalence is only indirectly related to human activity, inasmuch as such activity may modify temperature or promote bacterial (food source) production. The pathogen has been reported from many countries, usually associated with thermally polluted water environments such as geothermal water or heated swimming pools. However, the organism has been detected in drinking-water supplies, particularly where water temperature can exceed 25–30 °C. Water is the only known source of infection. The first cases of amoebic meningitis were diagnosed in 1965 in Australia and Florida. Since that time, about 100 cases of PAM have been reported throughout the world.

Routes of exposure

Infection with *N. fowleri* is almost exclusively contracted by exposure of the nasal passages to contaminated water. Infection is predominantly associated with recreational use of water, including swimming pools and spas, as well as surface waters naturally heated by the sun, industrial cooling waters and geothermal springs. In a limited number of cases, a link to recreational water exposure is lacking. The occurrence of PAM is highest during hot summer months, when many people engage in water recreation and when the temperature of water is conducive to growth of the organism. Consumption of contaminated water or food and person-to-person spread have not been reported as routes of transmission.

Significance in drinking-water

Naegleria fowleri has been detected in drinking-water supplies. Although unproven, a direct or indirect role of drinking-water-derived organisms – for example, through use of drinking-water in swimming pools – is possible. Any water supply that seasonally exceeds 30°C or that continually exceeds 25°C can potentially support the growth of *N. fowleri*. In such cases, a periodic prospective study would be valuable. Free chlorine or monochloramine residuals in excess of 0.5 mg/litre have been shown to control *N. fowleri*, providing the disinfectant persists through the water distribution system. In addition to maintaining persistent disinfectant residuals, other control measures aimed at limiting the presence of biofilm organisms will reduce food sources and hence growth of the organism in distribution systems. Owing to the environmental nature of this amoeba, *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) cannot be relied upon as an index for the presence/absence of *N. fowleri* in drinking-water supplies.

Selected bibliography

- Behets J et al. (2003) Detection of *Naegleria* spp. and *Naegleria fowleri*: a comparison of flagellation tests, ELISA and PCR. *Water Science and Technology*, 47:117–122.
- Cabanes P-A et al. (2001) Assessing the risk of primary amoebic meningoencephalitis from swimming in the presence of environmental *Naegleria fowleri*. *Applied and Environmental Microbiology*, 67:2927–2931.
- Dorsch MM, Cameron AS, Robinson BS (1983) The epidemiology and control of primary amoebic meningoencephalitis with particular reference to South Australia. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 77:372–377.
- Martinez AJ, Visvesvara GS (1997) Free-living amphizoic and opportunistic amebas. *Brain Pathology*, 7:583–598.
- Parija SC, Jayakeerthee SR (1999) *Naegleria fowleri*: a free living amoeba of emerging medical importance. *Communicable Diseases*, 31:153–159.

11.3.10 *Toxoplasma gondii*

General description

Many species of *Toxoplasma* and *Toxoplasma*-like organisms have been described, but it would appear that *T. gondii* is the only human infectious species. *Toxoplasma gondii* is a coccidian parasite, and the cat is the definitive host. Only cats harbour the parasite in the intestinal tract, where sexual reproduction takes place. The actively multiplying asexual form in the human host is an obligate, intracellular parasite (diameter 3–6 µm) called a tachyzoite. A chronic phase of the disease develops as the tachyzoites transform into slowly replicating bradyzoites, which eventually become cysts in the host tissue. In the natural cycle, mice and rats containing infective cysts are eaten by cats, which host the sexual stage of the parasite. The cyst wall is digested, and bradyzoites penetrate epithelial cells of the small intestine. Several generations of intracellular multiplication lead to the development of micro- and macrogametes. Fertilization of the latter leads to the development of oocysts that are excreted in faeces as early as 5 days after a cat has ingested the cysts. Oocysts require 1–5 days to sporulate in the environment. Sporulated oocysts and tissue-borne cysts can both cause infections in susceptible hosts.

Human health effects

Toxoplasmosis is usually asymptomatic in humans. In a small percentage of cases, flu-like symptoms, lymphadenopathy and hepatosplenomegaly present 5–23 days after the ingestion of cysts or oocysts. Dormant cysts, formed in organ tissue after primary infection, can be reactivated when the immune system becomes suppressed, producing disseminated disease involving the central nervous system and lungs and leading to severe neurological disorders or pneumonia. When these infection sites are involved, the disease can be fatal in immunocompromised patients. Congenital toxoplasmosis is mostly asymptomatic, but can produce chorioretinitis, cerebral calcifications, hydrocephalus, severe thrombocytopenia and convulsions. Primary infection during early pregnancy can lead to spontaneous abortion, stillbirth or fetal abnormality.

Source and occurrence

Toxoplasmosis is found worldwide. Estimates indicate that in many parts of the world, 15–30% of lamb and pork meat is infected with cysts. The prevalence of oocyst-shedding cats may be 1%. By the third decade of life, about 50% of the European population is infected, and in France this proportion is close to 80%. *Toxoplasma gondii* oocysts may occur in water sources and supplies contaminated with the faeces of infected cats. Due to a lack of practical methods for the detection of *T. gondii* oocysts, there is little information on the prevalence of the oocysts in raw and treated water supplies. Details on the survival and behaviour of the oocysts in water environments are also not available. However, qualitative evidence of the presence of oocysts in faecally polluted water has been reported, and results suggest that *T. gondii*

oocysts may be as resistant to unfavourable conditions in water environments as the oocysts of related parasites.

Routes of exposure

Both *T. gondii* oocysts that sporulate after excretion by cats and tissue-borne cysts are potentially infectious. Humans can become infected by ingestion of oocysts excreted by cats by direct contact or through contact with contaminated soil or water. Two outbreaks of toxoplasmosis have been associated with consumption of contaminated water. In Panama, creek water contaminated by oocysts from jungle cats was identified as the most likely source of infection, while in 1995, an outbreak in Canada was associated with a drinking-water reservoir being contaminated by excreta from domestic or wild cats. A study in Brazil during 1997–1999 identified the consumption of unfiltered drinking-water as a risk factor for *T. gondii* seropositivity. More commonly, humans contract toxoplasmosis through the consumption of undercooked or raw meat and meat products containing *T. gondii* cysts. Transplacental infection also occurs.

Significance in drinking-water

Contaminated drinking-water has been identified as a source of toxoplasmosis outbreaks. Little is known about the response of *T. gondii* to water treatment processes. The oocysts are larger than *Cryptosporidium* oocysts and should be amenable to removal by filtration. Within a WSP, control measures to manage potential risk from *T. gondii* should be focused on prevention of source water contamination by wild and domesticated cats. If necessary, the organisms can be removed by filtration. Owing to the lack of information on sensitivity of *T. gondii* to disinfection, the reliability of *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) as an indicator for the presence/absence of these organisms in drinking-water supplies is unknown.

Selected bibliography

- Aramini JJ et al. (1999) Potential contamination of drinking water with *Toxoplasma gondii* oocysts. *Epidemiology and Infection*, 122:305–315.
- Bahia-Oliveira LMG et al. (2003) Highly endemic, waterborne toxoplasmosis in North Rio de Janeiro State, Brazil. *Emerging Infectious Diseases*, 9:55–62.
- Bowie WR et al. (1997) Outbreak of toxoplasmosis associated with municipal drinking water. The BC Toxoplasma Investigation Team. *Lancet*, 350:173–177.
- Kourenti C et al. (2003) Development and application of different methods for the detection of *Toxoplasma gondii* in water. *Applied and Environmental Microbiology*, 69:102–106.

11.4 Helminth pathogens

The word “helminth” comes from the Greek word meaning “worm” and refers to all types of worms, both free-living and parasitic. The major parasitic worms are classi-

fied primarily in the phylum Nematoda (roundworms) and the phylum Platyhelminthes (flatworms including trematodes). Helminth parasites infect a large number of people and animals worldwide. For most helminths, drinking-water is not a significant route of transmission. There are two exceptions: *Dracunculus medinensis* (guinea worm) and *Fasciola* spp. (*F. hepatica* and *F. gigantica*) (liver flukes). Dracunculiasis and fascioliasis both require intermediate hosts to complete their life cycles but are transmitted through drinking-water by different mechanisms. Other helminthiasis can be transmitted through water contact (schistosomiasis) or are associated with the use of untreated wastewater in agriculture (ascariasis, trichuriasis, hookworm infections and strongyloidiasis) but are not usually transmitted through drinking-water.

11.4.1 *Dracunculus medinensis*

Dracunculus medinensis, commonly known as “guinea worm,” belongs to the phylum Nematoda and is the only nematode associated with significant transmission by drinking-water.

The eradication of guinea worm infection from the world by 1995 was a target of the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade (1981–1990), and the World Health Assembly formally committed itself to this goal in 1991. The Dracunculus Eradication Programme has achieved a massive reduction in the number of cases. There were an estimated 3.3 million cases in 1986, 625 000 cases in 1990 and fewer than 60 000 cases in 2002, with the majority occurring in Sudan. Dracunculiasis is restricted to a central belt of countries in sub-Saharan Africa.

General description

The *D. medinensis* worms inhabit the cutaneous and subcutaneous tissues of infected individuals, the female reaching a length of up to 700 mm, and the male 25 mm. When the female is ready to discharge larvae (embryos), its anterior end emerges from a blister or ulcer, usually on the foot or lower limb, and releases large numbers of rhabditiform larvae when the affected part of the body is immersed in water. The larvae can move about in water for approximately 3 days and during that time can be ingested by many species of *Cyclops* (cyclopoid Copepoda, Crustacea). The larvae penetrate into the haemocoelom, moult twice and are infective to a new host in about 2 weeks. If the *Cyclops* (0.5–2.0 mm) are swallowed in drinking-water, the larvae are released in the stomach, penetrate the intestinal and peritoneal walls and inhabit the subcutaneous tissues.

Human health effects

The onset of symptoms occurs just prior to the local eruption of the worm. The early manifestations of urticaria, erythema, dyspnoea, vomiting, pruritus and giddiness are of an allergic nature. In about 50% of cases, the whole worm is extruded in a few weeks; the lesion then heals rapidly, and disability is of limited duration. In the

11. MICROBIAL FACT SHEETS

remaining cases, however, complications ensue, and the track of the worm becomes secondarily infected, leading to a severe inflammatory reaction that may result in abscess formation with disabling pain that lasts for months. Mortality is extremely rare, but permanent disability can result from contractures of tendons and chronic arthritis. The economic impact can be substantial. One study reported an 11% annual reduction in rice production from an area of eastern Nigeria, at a cost of US\$20 million.

Source and occurrence

Infection with guinea worm is geographically limited to a central belt of countries in sub-Saharan Africa. Drinking-water containing infected *Cyclops* is the only source of infection with *Dracunculus*. The disease typically occurs in rural areas where piped water supplies are not available. Transmission tends to be highly seasonal, depending on changes in water sources. For instance, transmission is highest in the early rainy season in a dry savannah zone of Mali with under 800 mm annual rainfall but in the dry season in the humid savannah area of southern Nigeria with over 1300 mm annual rainfall. The eradication strategy combines a variety of interventions, including integrated surveillance systems, intensified case containment measures, provision of safe water and health education.

Routes of exposure

The only route of exposure is the consumption of drinking-water containing *Cyclops* spp. carrying infectious *Dracunculus* larvae.

Significance in drinking-water

Dracunculus medinensis is the only human parasite that may be eradicated in the near future by the provision of safe drinking-water. Infection can be prevented by a number of relatively simple control measures. These include intervention strategies to prevent the release of *D. medinensis* larvae from female worms in infected patients into water and control of *Cyclops* spp. in water resources by means of fish. Prevention can also be achieved through the provision of boreholes and safe wells. Wells and springs should be surrounded by cement curbing, and bathing and washing in these waters should be avoided. Other control measures include filtration of water carrying infectious *Dracunculus* larvae through a fine mesh cloth to remove *Cyclops* spp. or inactivation of *Cyclops* spp. in drinking-water by treatment with chlorine.

Selected bibliography

- Cairncross S, Muller R, Zagaria N (2002) Dracunculiasis (guinea worm disease) and the eradication initiative. *Clinical Microbiology Reviews*, 15:223–246.
- Hopkins DR, Ruiz-Tiben E (1991) Strategies for dracunculiasis eradication. *Bulletin of the World Health Organization*, 69:533–540.

11.4.2 *Fasciola* spp.

Fascioliasis is caused by two trematode species of the genus *Fasciola*: *F. hepatica*, present in Europe, Africa, Asia, the Americas and Oceania, and *F. gigantica*, mainly distributed in Africa and Asia. Human fascioliasis was considered a secondary zoonotic disease until the mid-1990s. In most regions, fascioliasis is a foodborne disease. However, the discovery of floating metacercariae in hyperendemic regions (including the Andean Altiplano region in South America) indicates that drinking-water may be a significant transmission route for fascioliasis in certain locations.

General description

The life cycle of *F. hepatica* and *F. gigantica* takes about 14–23 weeks and requires two hosts. The life cycle comprises four phases. In the first phase, the definitive host ingests metacercariae. The metacercariae excyst in the intestinal tract and then migrate to the liver and bile ducts. After 3–4 months, the flukes attain sexual maturity and produce eggs, which are excreted into the bile and intestine. Adult flukes can live for 9–14 years in the host. In the second phase, the eggs are excreted by the human or animal. Once in fresh water, a miracidium develops inside. In the third phase, miracidia penetrate a snail host and develop into cercaria, which are released into the water. In the fourth and final phase, cercaria swim for a short period of time until they reach a suitable attachment site (aquatic plants), where they encyst to form metacercariae, which become infective within 24 h. Some metacercariae do not attach to plants but remain floating in the water.

Human health effects

The parasites inhabit the large biliary passages and the gall-bladder. Disease symptoms are different for the acute and chronic phases of the infection. The invasive or acute phase may last from 2 to 4 months and is characterized by symptoms such as dyspepsia, nausea and vomiting, abdominal pain and a high fever (up to 40°C). Anaemia and allergic responses (e.g., pruritis, urticaria) may also occur. In children, the acute infection can be accompanied by severe symptoms and sometimes causes death. The obstructive or chronic phase (after months to years of infection) may be characterized by painful liver enlargement and in some cases obstructive jaundice, chest pains, loss of weight and cholelithiasis. The most important pathogenic sequelae are hepatic lesions and fibrosis and chronic inflammation of the bile ducts. Immature flukes may deviate during migration, enter other organs and cause ectopic fascioliasis in a range of subcutaneous tissues. Fascioliasis can be treated with triclabendazole.

Source and occurrence

Human cases have been increasing in 51 countries on five continents. Estimates of the numbers of humans with fascioliasis range from 2.4 to 17 million people or even higher, depending on unquantified prevalence in many African and Asian countries.

11. MICROBIAL FACT SHEETS

Analysis of the geographical distribution of human cases shows that the correlation between animal and human fascioliasis occurs only at a basic level. High prevalences in humans are not necessarily related to areas where fascioliasis is a great veterinary problem. Major health problems associated with fascioliasis occur in Andean countries (Bolivia, Peru, Chile, Ecuador), the Caribbean (Cuba), northern Africa (Egypt), Near East (Iran and neighbouring countries) and western Europe (Portugal, France and Spain).

Routes of exposure

Humans can contract fascioliasis when they ingest infective metacercariae by eating raw aquatic plants (and, in some cases, terrestrial plants, such as lettuce, irrigated with contaminated water), drinking contaminated water, using utensils washed in contaminated water or eating raw liver infected with immature flukes.

Significance in drinking-water

Water is often cited as a human infection source. In the Bolivian Altiplano, 13% of metacercariae isolates are floating. Untreated drinking-water in hyperendemic regions often contains floating metacercariae; for example, a small stream crossing in the Altiplano region of Bolivia contained up to 7 metacercariae per 500 ml. The importance of fascioliasis transmission through water is supported by indirect evidence. There are significant positive associations between liver fluke infection and infection by other waterborne protozoans and helminths in Andean countries and in Egypt. In many human hyperendemic areas of the Americas, people do not have a history of eating watercress or other water plants. In the Nile Delta region, people living in houses with piped water had a higher infection risk. Metacercariae are likely to be resistant to chlorine disinfection but should be removed by various filtration processes. For example, in Tiba, Egypt, human prevalence was markedly decreased after filtered water was supplied to specially constructed washing units.

Selected bibliography

- Mas-Coma S (2004) Human fascioliasis. In: *Waterborne zoonoses: Identification, causes, and controls*. IWA Publishing, London, on behalf of the World Health Organization, Geneva.
- Mas-Coma S, Esteban JG, Bargues MD (1999) Epidemiology of human fascioliasis: a review and proposed new classification. *Bulletin of the World Health Organization*, 77(4):340–346.
- WHO (1995) *Control of foodborne trematode infections*. Geneva, World Health Organization (WHO Technical Report Series 849).

11.5 Toxic cyanobacteria

More detailed information on toxic cyanobacteria is available in the supporting document *Toxic Cyanobacteria in Water* (see section 1.3).

General description

Cyanobacteria are photosynthetic bacteria that share some properties with algae. Notably, they possess chlorophyll-a and liberate oxygen during photosynthesis. The first species to be recognized were blue-green in colour; hence, a common term for these organisms is blue-green algae. However, owing to the production of different pigments, there are a large number that are not blue-green, and they can range in colour from blue-green to yellow-brown and red. Most cyanobacteria are aerobic phototrophs, but some exhibit heterotrophic growth. They may grow as separate cells or in multicellular filaments or colonies. They can be identified by their morphology to genus level under a microscope. Some species form surface blooms or scums, while others stay mixed in the water column or are bottom dwelling (benthic). Some cyanobacteria possess the ability to regulate their buoyancy via intracellular gas vacuoles, and some species can fix elemental nitrogen dissolved in water. The most notable feature of cyanobacteria in terms of public health impact is that a range of species can produce toxins.

Human health effects

Many cyanobacteria produce potent toxins, as shown in Table 11.1. Cyanobacterial toxins are also discussed in section 8.5.6. Each toxin has specific properties, with distinct concerns including liver damage, neurotoxicity and tumour promotion. Acute symptoms reported after exposure include gastrointestinal disorders, fever and irritations of the skin, ears, eyes, throat and respiratory tract. Cyanobacteria do not multiply in the human body and hence are not infectious.

Source and occurrence

Cyanobacteria are widespread and found in a diverse range of environments, including soils, seawater and, most notably, freshwater environments. Some environmental conditions, including sunlight, warm weather, low turbulence and high nutrient levels, can promote growth. Depending on the species, this may result in greenish discoloration.

Table 11.1 Cyanotoxins produced by cyanobacteria

Toxic species	Cyanotoxin
Potentially <i>Anabaena</i> spp.	Anatoxin-a(S), anatoxin-a, microcystins, saxitoxins
<i>Anabaenopsis millenii</i>	Microcystins
<i>Aphanizomenon</i> spp.	Anatoxin-a, saxitoxins, cylindrospermopsin
<i>Cylindrospermum</i> spp.	Cylindrospermopsin, saxitoxins, anatoxin-a
<i>Lyngbya</i> spp.	Saxitoxins, lyngbyatoxins
<i>Microcystis</i> spp.	Microcystins, anatoxin-a (minor amounts)
<i>Nodularia</i> spp.	Nodularins
<i>Nostoc</i> spp.	Microcystins
<i>Oscillatoria</i> spp.	Anatoxin-a, microcystins
<i>Planktothrix</i> spp.	Anatoxin-a, homoanatoxin-a, microcystins
<i>Raphidiopsis curvata</i>	Cylindrospermopsin
<i>Umezakia natans</i>	Cylindrospermopsin

oration of water due to a high density of suspended cells and, in some cases, the formation of surface scums. Such cell accumulations may lead to high toxin concentrations.

Routes of exposure

Potential health concerns arise from exposure to the toxins through ingestion of drinking-water, during recreation, through showering and potentially through consumption of algal food supplement tablets. Repeated or chronic exposure is the primary concern for many of the cyanotoxins; in some cases, however, acute toxicity is more important (e.g., lyngbyatoxins and the neurotoxins saxitoxin and anatoxin). Human fatalities have occurred through use of inadequately treated water containing high cyanotoxin levels for renal dialysis. Dermal exposure may lead to irritation of the skin and mucous membranes and to allergic reactions.

Significance in drinking-water

Cyanobacteria occur in low cell density in most surface waters. However, in suitable environmental conditions, high-density “blooms” can occur. Eutrophication (increased biological growth associated with increased nutrients) can support the development of cyanobacterial blooms (see also section 8.5.6).

Selected bibliography

- Backer LC (2002) Cyanobacterial harmful algal blooms (CyanoHABs): Developing a public health response. *Lake and Reservoir Management*, 18:20–31.
- Chorus I, Bartram J, eds. (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Published by E & FN Spon, London, on behalf of the World Health Organization, Geneva.
- Lahti K et al. (2001) Occurrence of microcystins in raw water sources and treated drinking water of Finnish waterworks. *Water Science and Technology*, 43:225–228.

11.6 Indicator and index organisms

Owing to issues relating to complexity, cost and timeliness of obtaining results, testing for specific pathogens is generally limited to validation, where monitoring is used to determine whether a treatment or other process is effective in removing target organisms. Very occasionally, pathogen testing may be performed to verify that a specific treatment or process has been effective. However, microbial testing included as part of operational and verification (including surveillance) monitoring is usually limited to that for indicator organisms, either to measure the effectiveness of control measures or as an index of faecal pollution.

The concept of using indicator organisms as signals of faecal pollution is a well established practice in the assessment of drinking-water quality. The criteria determined for such indicators were that they should not be pathogens themselves and should:

- be universally present in faeces of humans and animals in large numbers;
- not multiply in natural waters;
- persist in water in a similar manner to faecal pathogens;
- be present in higher numbers than faecal pathogens;
- respond to treatment processes in a similar fashion to faecal pathogens; and
- be readily detected by simple, inexpensive methods.

These criteria reflect an assumption that the same indicator organism could be used as both an index of faecal pollution and an indicator of treatment/process efficacy. However, it has become clear that one indicator cannot fulfil these two roles. Increased attention has focused on shortcomings of traditional indicators, such as *E. coli*, as surrogates for enteric viruses and protozoa, and alternative indicators of these pathogens, such as bacteriophages and bacterial spores, have been suggested. In addition, greater reliance is being placed on parameters that can be used as indicators for the effectiveness of treatments and processes designed to remove faecal pathogens, including bacteria, viruses, protozoa and helminths.

It is important to distinguish between microbial testing undertaken to signal the presence of faecal pathogens or alternatively to measure the effectiveness of treatments/processes. As a first step, the separate terms *index* and *indicator* have been proposed, whereby:

- an *index organism* is one that points to the presence of pathogenic organisms – for example, as an index of faecal pathogens; and
- an *indicator organism* is one that is used to measure the effectiveness of a process – for example, a process indicator or disinfection indicator.

These terms can also be applied to non-microbial parameters; hence, turbidity can be used a filtration indicator.

Further discussion on index and indicator organisms is contained in the supporting document *Assessing Microbial Safety of Drinking Water* (see section 1.3).

11.6.1 Total coliform bacteria

General description

Total coliform bacteria include a wide range of aerobic and facultatively anaerobic, Gram-negative, non-spore-forming bacilli capable of growing in the presence of relatively high concentrations of bile salts with the fermentation of lactose and production of acid or aldehyde within 24 h at 35–37°C. *Escherichia coli* and thermotolerant coliforms are a subset of the total coliform group that can ferment lactose at higher temperatures (see section 11.6.2). As part of lactose fermentation, total coliforms produce the enzyme β -galactosidase. Traditionally, coliform bacteria were regarded as belonging to the genera *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* and *Enterobacter*, but the group is more heterogeneous and includes a wider range of genera, such as *Serratia* and *Hafnia*. The total coliform group includes both faecal and environmental species.

Indicator value

Total coliforms include organisms that can survive and grow in water. Hence, they are not useful as an index of faecal pathogens, but they can be used as an indicator of treatment effectiveness and to assess the cleanliness and integrity of distribution systems and the potential presence of biofilms. However, there are better indicators for these purposes. As a disinfection indicator, the test for total coliforms is far slower and less reliable than direct measurement of disinfectant residual. In addition, total coliforms are far more sensitive to disinfection than are enteric viruses and protozoa. HPC measurements detect a wider range of microorganisms and are generally considered a better indicator of distribution system integrity and cleanliness.

Source and occurrence

Total coliform bacteria (excluding *E. coli*) occur in both sewage and natural waters. Some of these bacteria are excreted in the faeces of humans and animals, but many coliforms are heterotrophic and able to multiply in water and soil environments. Total coliforms can also survive and grow in water distribution systems, particularly in the presence of biofilms.

Application in practice

Total coliforms are generally measured in 100-ml samples of water. A variety of relatively simple procedures are available based on the production of acid from lactose or the production of the enzyme β -galactosidase. The procedures include membrane filtration followed by incubation of the membranes on selective media at 35–37°C and counting of colonies after 24h. Alternative methods include most probable number procedures using tubes or micro-titre plates and P/A tests. Field test kits are available.

Significance in drinking-water

Total coliforms should be absent immediately after disinfection, and the presence of these organisms indicates inadequate treatment. The presence of total coliforms in distribution systems and stored water supplies can reveal regrowth and possible biofilm formation or contamination through ingress of foreign material, including soil or plants.

Selected bibliography

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. WHO Water Series. London, IWA Publishing, pp. 289–315.
- Grabow WOK (1996) Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.

Sueiro RA et al. (2001) Evaluation of Coli-ID and MUG Plus media for recovering *Escherichia coli* and other coliform bacteria from groundwater samples. *Water Science and Technology*, 43:213–216.

11.6.2 *Escherichia coli* and thermotolerant coliform bacteria

General description

Total coliform bacteria that are able to ferment lactose at 44–45°C are known as thermotolerant coliforms. In most waters, the predominant genus is *Escherichia*, but some types of *Citrobacter*, *Klebsiella* and *Enterobacter* are also thermotolerant. *Escherichia coli* can be differentiated from the other thermotolerant coliforms by the ability to produce indole from tryptophan or by the production of the enzyme β -glucuronidase. *Escherichia coli* is present in very high numbers in human and animal faeces and is rarely found in the absence of faecal pollution, although there is some evidence for growth in tropical soils. Thermotolerant coliform species other than *E. coli* can include environmental organisms.

Indicator value

Escherichia coli is considered the most suitable index of faecal contamination. In most circumstances, populations of thermotolerant coliforms are composed predominantly of *E. coli*; as a result, this group is regarded as a less reliable but acceptable index of faecal pollution. *Escherichia coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) is the first organism of choice in monitoring programmes for verification, including surveillance of drinking-water quality. These organisms are also used as disinfection indicators, but testing is far slower and less reliable than direct measurement of disinfectant residual. In addition, *E. coli* is far more sensitive to disinfection than are enteric viruses and protozoa.

Source and occurrence

Escherichia coli occurs in high numbers in human and animal faeces, sewage and water subject to recent faecal pollution. Water temperatures and nutrient conditions present in drinking-water distribution systems are highly unlikely to support the growth of these organisms.

Application in practice

Escherichia coli (or, alternatively, thermotolerant coliforms) are generally measured in 100-ml samples of water. A variety of relatively simple procedures are available based on the production of acid and gas from lactose or the production of the enzyme β -glucuronidase. The procedures include membrane filtration followed by incubation of the membranes on selective media at 44–45°C and counting of colonies after 24 h. Alternative methods include most probable number procedures using tubes or microtitre plates and P/A tests, some for volumes of water larger than 100 ml. Field test kits are available.

Significance in drinking-water

The presence of *E. coli* (or, alternatively, thermotolerant coliforms) provides evidence of recent faecal contamination, and detection should lead to consideration of further action, which could include further sampling and investigation of potential sources such as inadequate treatment or breaches in distribution system integrity.

Selected bibliography

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. WHO Water Series. London, IWA Publishing, pp. 289–315.
- George I et al. (2001) Use of rapid enzymatic assays to study the distribution of faecal coliforms in the Seine river (France). *Water Science and Technology*, 43:77–80.
- Grabow WOK (1996) Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.
- Sueiro RA et al. (2001) Evaluation of Coli-ID and MUG Plus media for recovering *Escherichia coli* and other coliform bacteria from groundwater samples. *Water Science and Technology*, 43:213–216.

11.6.3 Heterotrophic plate counts

A substantial review of the use of HPC is available (Bartram et al., 2003).

General description

HPC measurement detects a wide spectrum of heterotrophic microorganisms, including bacteria and fungi, based on the ability of the organisms to grow on rich growth media, without inhibitory or selective agents, over a specified incubation period and at a defined temperature. The spectrum of organisms detected by HPC testing includes organisms sensitive to disinfection processes, such as coliform bacteria; organisms resistant to disinfection, such as spore formers; and organisms that rapidly proliferate in treated water in the absence of residual disinfectants. The tests detect only a small proportion of the microorganisms that are present in water. The population recovered will differ according to the method and conditions applied. Although standard methods have been developed, there is no single universal HPC measurement. A range of media is available, incubation temperatures used vary from 20°C to 37°C and incubation periods range from a few hours to 7 days or more.

Indicator value

The test has little value as an index of pathogen presence but can be useful in operational monitoring as a treatment and disinfectant indicator, where the objective is to keep numbers as low as possible. In addition, HPC measurement can be used in assessing the cleanliness and integrity of distribution systems and the presence of biofilms.

Source and occurrence

Heterotrophic microorganisms include both members of the natural (typically non-hazardous) microbial flora of water environments and organisms present in a range of pollution sources. They occur in large numbers in raw water sources. The actual organisms detected by HPC tests vary widely between locations and between consecutive samples. Some drinking-water treatment processes, such as coagulation and sedimentation, reduce the number of HPC organisms in water. However, the organisms proliferate in other treatment processes, such as biologically active carbon and sand filtration. Numbers of HPC organisms are reduced significantly by disinfection practices, such as chlorination, ozonation and UV light irradiation. However, in practice, none of the disinfection processes sterilizes water; under suitable conditions, such as the absence of disinfectant residuals, HPC organisms can grow rapidly. HPC organisms can grow in water and on surfaces in contact with water as biofilms. The principal determinants of growth or “regrowth” are temperature, availability of nutrients, including assimilable organic carbon, lack of disinfectant residual and stagnation.

Application in practice

No sophisticated laboratory facilities or highly trained staff are required. Results on simple aerobically incubated agar plates are available within hours to days, depending on the characteristics of the procedure used.

Significance in drinking-water

After disinfection, numbers would be expected to be low; for most uses of HPC test results, however, actual numbers are of less value than changes in numbers at particular locations. In distribution systems, increasing numbers can indicate a deterioration in cleanliness, possibly stagnation and the potential development of biofilms. HPC can include potentially “opportunistic” pathogens such as *Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Flavobacterium*, *Klebsiella*, *Moraxella*, *Serratia*, *Pseudomonas* and *Xanthomonas*. However, there is no evidence of an association of any of these organisms with gastrointestinal infection through ingestion of drinking-water in the general population.

Selected bibliography

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. WHO Water Series. London, IWA Publishing, pp. 289–315.
- Bartram J et al., eds. (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series. London, IWA Publishing.

11.6.4 Intestinal enterococci

General description

Intestinal enterococci are a subgroup of the larger group of organisms defined as faecal streptococci, comprising species of the genus *Streptococcus*. These bacteria are Gram-positive and relatively tolerant of sodium chloride and alkaline pH levels. They are facultatively anaerobic and occur singly, in pairs or as short chains. Faecal streptococci including intestinal enterococci all give a positive reaction with Lancefield's Group D antisera and have been isolated from the faeces of warm-blooded animals. The subgroup intestinal enterococci consists of the species *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *E. durans* and *E. hirae*. This group was separated from the rest of the faecal streptococci because they are relatively specific for faecal pollution. However, some intestinal enterococci isolated from water may occasionally also originate from other habitats, including soil, in the absence of faecal pollution.

Indicator value

The intestinal enterococci group can be used as an index of faecal pollution. Most species do not multiply in water environments. The numbers of intestinal enterococci in human faeces are generally about an order of magnitude lower than those of *E. coli*. Important advantages of this group are that they tend to survive longer in water environments than *E. coli* (or thermotolerant coliforms), are more resistant to drying and are more resistant to chlorination. Intestinal enterococci have been used in testing of raw water as an index of faecal pathogens that survive longer than *E. coli* and in drinking-water to augment testing for *E. coli*. In addition, they have been used to test water quality after repairs to distribution systems or after new mains have been laid.

Source and occurrence

Intestinal enterococci are typically excreted in the faeces of humans and other warm-blooded animals. Some members of the group have also been detected in soil in the absence of faecal contamination. Intestinal enterococci are present in large numbers in sewage and water environments polluted by sewage or wastes from humans and animals.

Application in practice

Enterococci are detectable by simple, inexpensive cultural methods that require basic bacteriology laboratory facilities. Commonly used methods include membrane filtration with incubation of membranes on selective media and counting of colonies after incubation at 35–37°C for 48 h. Other methods include a most probable number technique using micro-titre plates where detection is based on the ability of intestinal enterococci to hydrolyse 4-methyl-umbelliferyl- β -D-glucoside in the presence of thallium acetate and nalidixic acid within 36 h at 41 °C.

Significance in drinking-water

The presence of intestinal enterococci provides evidence of recent faecal contamination, and detection should lead to consideration of further action, which could include further sampling and investigation of potential sources such as inadequate treatment or breaches in distribution system integrity.

Selected bibliography

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. WHO Water Series. London, IWA Publishing, pp. 289–315.
- Grabow WOK (1996) Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.
- Junco TT et al. (2001) Identification and antibiotic resistance of faecal enterococci isolated from water samples. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203:363–368.
- Pinto B et al. (1999) Characterization of “faecal streptococci” as indicators of faecal pollution and distribution in the environment. *Letters in Applied Microbiology*, 29:258–263.

11.6.5 *Clostridium perfringens*

General description

Clostridium spp. are Gram-positive, anaerobic, sulfite-reducing bacilli. They produce spores that are exceptionally resistant to unfavourable conditions in water environments, including UV irradiation, temperature and pH extremes, and disinfection processes, such as chlorination. The characteristic species of the genus, *C. perfringens*, is a member of the normal intestinal flora of 13–35% of humans and other warm-blooded animals. Other species are not exclusively of faecal origin. Like *E. coli*, *C. perfringens* does not multiply in most water environments and is a highly specific indicator of faecal pollution.

Indicator value

In view of the exceptional resistance of *C. perfringens* spores to disinfection processes and other unfavourable environmental conditions, *C. perfringens* has been proposed as an index of enteric viruses and protozoa in treated drinking-water supplies. In addition, *C. perfringens* can serve as an index of faecal pollution that took place previously and hence indicate sources liable to intermittent contamination. *Clostridium perfringens* is not recommended for routine monitoring, as the exceptionally long survival times of its spores are likely to far exceed those of enteric pathogens, including viruses and protozoa. *Clostridium perfringens* spores are smaller than protozoan (oo)cysts and may be useful indicators of the effectiveness of filtration processes. Low numbers in

11. MICROBIAL FACT SHEETS

some source waters suggest that use of *C. perfringens* spores for this purpose may be limited to validation of processes rather than routine monitoring.

Source and occurrence

Clostridium perfringens and its spores are virtually always present in sewage. The organism does not multiply in water environments. *Clostridium perfringens* is present more often and in higher numbers in the faeces of some animals, such as dogs, than in the faeces of humans and less often in the faeces of many other warm-blooded animals. The numbers excreted in faeces are normally substantially lower than those of *E. coli*.

Application in practice

Vegetative cells and spores of *C. perfringens* are usually detected by membrane filtration techniques in which membranes are incubated on selective media under strict anaerobic conditions. These detection techniques are not as simple and inexpensive as those for other indicators, such as *E. coli* and intestinal enterococci.

Significance in drinking-water

The presence of *C. perfringens* in drinking-water can be an index of intermittent faecal contamination. Potential sources of contamination should be investigated. Filtration processes designed to remove enteric viruses or protozoa should also remove *C. perfringens*. Detection in water immediately after treatment should lead to investigation of filtration plant performance.

Selected bibliography

- Araujo M et al. (2001) Evaluation of fluorogenic TSC agar for recovering *Clostridium perfringens* in groundwater samples. *Water Science and Technology*, 43:201–204.
- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. WHO Water Series. London, IWA Publishing, pp. 289–315.
- Nieminski EC, Bellamy WD, Moss LR (2000) Using surrogates to improve plant performance. *Journal of the American Water Works Association*, 92(3):67–78.
- Payment P, Franco E (1993) *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking-water treatment for viruses and protozoan cysts. *Applied and Environmental Microbiology*, 59:2418–2424.

11.6.6 Coliphages

General description

Bacteriophages (phages) are viruses that use only bacteria as hosts for replication. Coliphages use *E. coli* and closely related species as hosts and hence can be released

by these bacterial hosts into the faeces of humans and other warm-blooded animals. Coliphages used in water quality assessment are divided into the major groups of somatic coliphages and F-RNA coliphages. Differences between the two groups include the route of infection.

Somatic coliphages initiate infection by attaching to receptors permanently located on the cell wall of hosts. They replicate more frequently in the gastrointestinal tract of warm-blooded animals but can also replicate in water environments. Somatic coliphages consist of a wide range of phages (members of the phage families Myoviridae, Siphoviridae, Podoviridae and Microviridae) with a spectrum of morphological types.

F-RNA coliphages initiate infection by attaching to fertility (F-, sex) fimbriae on *E. coli* hosts. These F-fimbriae are produced only by bacteria carrying the fertility (F-) plasmid. Since F-fimbriae are produced only in the logarithmic growth phase at temperatures above 30 °C, F-RNA phages are not likely to replicate in environments other than the gastrointestinal tract of warm-blooded animals. F-RNA coliphages comprise a restricted group of closely related phages, which belong to the family Leviviridae, and consist of a single-stranded RNA genome and an icosahedral capsid that is morphologically similar to that of picornaviruses. F-RNA coliphages have been divided into serological types I–IV, which can be identified as genotypes by molecular techniques such as gene probe hybridization. Members of groups I and IV have to date been found exclusively in animal faeces, and group III in human faeces. Group II phages have been detected in human faeces and no animal faeces other than about 28% of porcine faeces. This specificity, which is not fully understood, offers a potential tool to distinguish between faecal pollution of human and animal origin under certain conditions and limitations.

Indicator value

Phages share many properties with human viruses, notably composition, morphology, structure and mode of replication. As a result, coliphages are useful models or surrogates to assess the behaviour of enteric viruses in water environments and the sensitivity to treatment and disinfection processes. In this regard, they are superior to faecal bacteria. However, there is no direct correlation between numbers of coliphages and numbers of enteric viruses. In addition, coliphages cannot be absolutely relied upon as an index for enteric viruses. This has been confirmed by the isolation of enteric viruses from treated and disinfected drinking-water supplies that yielded negative results in conventional tests for coliphages.

F-RNA coliphages provide a more specific index of faecal pollution than somatic phages. In addition, F-RNA coliphages are better indicators of the behaviour of enteric viruses in water environments and their response to treatment and disinfection processes than are somatic coliphages. This has been confirmed by studies in which the behaviour and survival of F-RNA coliphages, somatic phages, faecal bacteria and enteric viruses have been compared. Available data indicate that the specificity of F-

RNA serogroups (genotypes) for human and animal excreta may prove useful in the distinction between faecal pollution of human and animal origin. However, there are shortcomings and conflicting data that need to be resolved, and the extent to which this tool can be applied in practice remains to be elucidated. Due to the limitations of coliphages, they are best used in laboratory investigations, pilot trials and possibly validation testing. They are not suitable for operational or verification (including surveillance) monitoring.

Source and occurrence

Coliphages are excreted by humans and animals in relatively low numbers. As a result of their respective modes of replication and host specificity, somatic coliphages are generally excreted by most humans and animals, whereas F-RNA coliphages are excreted by a variable and generally lower percentage of humans and animals. Available data indicate that in some communities, F-RNA phages are detectable in 10% of human, 45% of bovine, 60% of porcine and 70% of poultry faecal specimens. Somatic coliphages have been found to generally outnumber F-RNA phages in water environments by a factor of about 5 and cytopathogenic human viruses by a factor of about 500, although these ratios vary considerably. Sewage contains somatic coliphages in numbers of the order of 10^6 – 10^8 per litre; in one study, slaughterhouse wastewater was found to contain somatic coliphages in numbers up to 10^{10} per litre. There are indications that they may multiply in sewage, and somatic coliphages may multiply in natural water environments using saprophytic hosts. Somatic phages and F-RNA phages have been detected in numbers up to 10^5 per litre in lake and river water.

Application in practice

Somatic coliphages are detectable by relatively simple and inexpensive plaque assays, which yield results within 24h. Plaque assays for F-RNA coliphages are not quite as simple, because the culture of host bacteria has to be in the logarithmic growth phase at a temperature above 30 °C to ensure that F-fimbriae are present. Plaque assays using large petri dishes have been designed for the quantitative enumeration of plaques in 100-ml samples, and P/A tests have been developed for volumes of water of 500 ml or more.

Significance in drinking-water

Since coliphages typically replicate in the gastrointestinal tract of humans and warm-blooded animals, their presence in drinking-water provides an index of faecal pollution and hence the potential presence of enteric viruses and possibly also other pathogens. The presence of coliphages in drinking-water also indicates shortcomings in treatment and disinfection processes designed to remove enteric viruses. F-RNA coliphages provide a more specific index for faecal pollution. The absence of coliphages from treated drinking-water supplies does not confirm the absence of pathogens such as enteric viruses and protozoan parasites.

Selected bibliography

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. WHO Water Series. London, IWA Publishing, pp. 289–315.
- Grabow WOK (2001) Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. *Water SA*, 27:251–268.
- Mooijman KA et al. (2001) Optimisation of the ISO-method on enumeration of somatic coliphages (draft ISO 10705–2). *Water Science and Technology*, 43:205–208.
- Schaper M et al. (2002) Distribution of genotypes of F-specific RNA bacteriophages in human and non-human sources of faecal pollution in South Africa and Spain. *Journal of Applied Microbiology*, 92:657–667.
- Storey MV, Ashbolt NJ (2001) Persistence of two model enteric viruses (B40-8 and MS-2 bacteriophages) in water distribution pipe biofilms. *Water Science and Technology*, 43:133–138.

11.6.7 *Bacteroides fragilis* phages

General description

The bacterial genus *Bacteroides* inhabits the human gastrointestinal tract in greater numbers than *E. coli*. Faeces can contain 10^9 – 10^{10} *Bacteroides* per gram compared with 10^6 – 10^8 *E. coli* per gram. *Bacteroides* are rapidly inactivated by environmental oxygen levels, but *Bacteroides* bacteriophages are resistant to unfavourable conditions. Two groups of *B. fragilis* phages are used as indicators in water quality assessment. One is a restricted group of phages that specifically uses *B. fragilis* strain HSP40 as host. This group of phages appears unique, because it is found only in human faeces and not in faeces of other animals. The numbers of these phages in sewage appear to be relatively low, and they are almost absent in some geographical areas. The *B. fragilis* HSP40 phages belong to the family Siphoviridae, with flexible non-contractile tails, double-stranded DNA and capsids with a diameter of up to 60 nm. The second group of *Bacteroides* phages used as indicators is those that use *B. fragilis* strain RYC2056 as a host. This group includes a substantially wider spectrum of phages, occurring in the faeces of humans and many other animals. The numbers of these phages in sewage are generally substantially higher than those of *B. fragilis* HSP40 phages.

Indicator value

Bacteroides bacteriophages have been proposed as a possible index of faecal pollution due to their specific association with faecal material and exceptional resistance to environmental conditions. In particular, *B. fragilis* HSP40 phages are found only in human faeces. *Bacteroides fragilis* phage B40-8, a typical member of the group of *B. fragilis* HSP40 phages, has been found to be more resistant to inactivation by chlorine than poliovirus type 1, simian rotavirus SA11, coliphage f2, *E. coli* and *Streptococcus faecalis*. *Bacteroides fragilis* strain RYC2056 phages seem to be likewise relatively resistant

to disinfection. Indicator shortcomings of *B. fragilis* phages include relatively low numbers in sewage and polluted water environments. This applies in particular to *B. fragilis* HSP40 phages. Human enteric viruses have been detected in drinking-water supplies that yielded negative results in conventional tests for *B. fragilis* HSP40 phages. Owing to the limitations of *Bacteroides* bacteriophages, they are best used in laboratory investigations, pilot trials and possibly validation testing. They are not suitable for operational or verification (including surveillance) monitoring.

Source and occurrence

Bacteroides fragilis HSP40 phages are excreted by about 10–20% of humans in certain parts of the world; consequently, their numbers in sewage are substantially lower than those of somatic and even F-RNA coliphages. A mean count of 67 *B. fragilis* HSP40 phages per litre in a sewage-polluted river has been reported. In some parts of the world, *B. fragilis* HSP40 phages would appear not to be detectable in sewage at all. Phages using *B. fragilis* RYC2056 as host are excreted in larger numbers and seem to occur more universally. On average, these phages are excreted by more than 25% of humans. In a survey of water environments, *B. fragilis* HSP40 phages have been found to outnumber cytopathogenic enteric viruses on average by only about 5-fold. Theoretically, wastewaters could be expected to contain higher levels of *B. fragilis* phages than those detected. The reason for the discrepancy may be due to failure in maintaining sufficiently anaerobic conditions during the performance of plaque assays. Improvement of detection methods may result in the recording of higher numbers of *B. fragilis* phages in sewage and polluted water environments.

Application in practice

Disadvantages of *B. fragilis* phages are that the detection methods are more complex and expensive than those for coliphages. Costs are increased by the need to use antibiotics for purposes of selection and to incubate cultures and plaque assays under absolute anaerobic conditions. Results of plaque assays are usually available after about 24 h compared with about 8 h for coliphages.

Significance in drinking-water

The presence of *B. fragilis* phages in drinking-water is sound evidence of faecal pollution as well as shortcomings in water treatment and disinfection processes. In addition, the presence of *B. fragilis* HSP40 phages strongly indicates faecal pollution of human origin. However, *B. fragilis* phages occur in relatively low numbers in sewage, polluted water environments and drinking-water supplies. This implies that the absence of *B. fragilis* phages from treated drinking-water supplies does not confirm the absence of pathogens such as enteric viruses and protozoan parasites.

Selected bibliography

- Bradley G et al. (1999) Distribution of the human faecal bacterium *Bacteroides fragilis* and their relationship to current sewage pollution indicators in bathing waters. *Journal of Applied Microbiology*, 85(Suppl.):90S–100S.
- Grabow WOK (2001) Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. *Water SA*, 27:251–268.
- Puig A et al. (1999) Diversity of *Bacteroides fragilis* strains in their capacity to recover phages from human and animal wastes and from fecally polluted wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, 65:1772–1776.
- Storey MV, Ashbolt NJ (2001) Persistence of two model enteric viruses (B40-8 and MS-2 bacteriophages) in water distribution pipe biofilms. *Water Science and Technology*, 43:133–138.
- Tartera C, Lucena F, Jofre J (1989) Human origin of *Bacteroides fragilis* bacteriophages present in the environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 10:2696–2701.

11.6.8 Enteric viruses

General description

The viruses referred to here are a combined group of those that infect the human gastrointestinal tract and are predominantly transmitted by the faecal–oral route. Well known members of this group include the enteroviruses, astroviruses, enteric adenoviruses, orthoreoviruses, rotaviruses, caliciviruses and hepatitis A and E viruses. The enteric viruses cover a wide spectrum of viruses, members of which are a major cause of morbidity and mortality worldwide. Members of the group of enteric viruses differ with regard to structure, composition, nucleic acid and morphology. There are also differences in the numbers and frequency of excretion, survival in the environment and resistance to water treatment processes. Enteric viruses have robust capsids that enable them to survive unfavourable conditions in the environment as well as allowing passage through the acidic and proteolytic conditions in the stomach on their way to the duodenum, where they infect susceptible epithelial cells.

Indicator value

The use of enteric viruses as indicator or index organisms is based on the shortcomings of the existing choices. The survival of faecal bacteria in water environments and the sensitivity to treatment and disinfection processes differ substantially from those of enteric viruses. Monitoring based on one or more representatives of the large group of enteric viruses themselves would, therefore, be more valuable for assessment of the presence of any of the enteric viruses in water and the response to control measures.

Source and occurrence

Enteric viruses are excreted by individuals worldwide at a frequency and in numbers that result in many of these viruses being universally present in substantial numbers

11. MICROBIAL FACT SHEETS

in wastewater. However, the prevalence of individual members may vary to a large extent due to variations in rates of infection and excretion. Much higher numbers would be present during outbreaks.

Application in practice

Practical methods are not yet available for the routine monitoring of water supplies for a broad spectrum of enteric viruses. Viruses that are more readily detectable include members of the enterovirus, adenovirus and orthoreovirus groups. These viruses occur in polluted environments in relatively high numbers and can be detected by reasonably practical and moderate-cost techniques based on cytopathogenic effect in cell culture that yield results within 3–12 days (depending on the type of virus). In addition, progress in technology and expertise is decreasing costs. The cost for the recovery of enteric viruses from large volumes of drinking-water has been reduced extensively. Some techniques – for instance, those based on glass wool adsorption–elution – are inexpensive. The cost of cell culture procedures has also been reduced. Consequently, the cost of testing drinking-water supplies for cytopathogenic viruses has become acceptable for certain purposes. Testing could be used to validate effectiveness of treatment processes and, in certain circumstances, as part of specific investigations to verify performance of processes. The incubation times, cost and relative complexity of testing mean that enteric virus testing is not suitable for operational or verification (including surveillance) monitoring. Orthoreoviruses, and at least the vaccine strains of polioviruses detected in many water environments, also have the advantage of not constituting a health risk to laboratory workers.

Significance in drinking-water

The presence of any enteric viruses in drinking-water should be regarded as an index for the potential presence of other enteric viruses, is conclusive evidence of faecal pollution and also provides evidence of shortcomings in water treatment and disinfection processes.

Selected bibliography

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. WHO Water Series. London, IWA Publishing, pp. 289–315.
- Grabow WOK, Taylor MB, de Villiers JC (2001) New methods for the detection of viruses: call for review of drinking-water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1–8.

12

Chemical fact sheets

The background documents referred to in this chapter may be found on the Water Sanitation and Health website at http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en/.

12.1 Acrylamide

Residual acrylamide monomer occurs in polyacrylamide coagulants used in the treatment of drinking-water. In general, the maximum authorized dose of polymer is 1 mg/litre. At a monomer content of 0.05%, this corresponds to a maximum theoretical concentration of 0.5 µg/litre of the monomer in water. Practical concentrations may be lower by a factor of 2–3. This applies to the anionic and non-ionic polyacrylamides, but residual levels from cationic polyacrylamides may be higher. Polyacrylamides are also used as grouting agents in the construction of drinking-water reservoirs and wells. Additional human exposure might result from food, owing to the use of polyacrylamide in food processing and the potential formation of acrylamide in foods cooked at high temperatures.

Guideline value	0.0005 mg/litre (0.5 µg/litre)
Occurrence	Concentrations of a few micrograms per litre have been detected in tap water.
Basis of guideline derivation	Combined mammary, thyroid and uterine tumours observed in female rats in a drinking-water study, and using the linearized multistage model
Limit of detection	0.032 µg/litre by GC; 0.2 µg/litre by HPLC; 10 µg/litre by HPLC with UV detection
Treatment achievability	Conventional treatment processes do not remove acrylamide. Acrylamide concentrations in drinking-water are controlled by limiting either the acrylamide content of polyacrylamide flocculants or the dose used, or both.
Additional comments	Although the practical quantification level for acrylamide in most laboratories is above the guideline value (generally in the order of 1 µg/litre), concentrations in drinking-water can be controlled by product and dose specification.

12

Chemical fact sheets

The background documents referred to in this chapter may be found on the Water Sanitation and Health website at http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en/.

12.1 Acrylamide

Residual acrylamide monomer occurs in polyacrylamide coagulants used in the treatment of drinking-water. In general, the maximum authorized dose of polymer is 1 mg/litre. At a monomer content of 0.05%, this corresponds to a maximum theoretical concentration of 0.5 µg/litre of the monomer in water. Practical concentrations may be lower by a factor of 2–3. This applies to the anionic and non-ionic polyacrylamides, but residual levels from cationic polyacrylamides may be higher. Polyacrylamides are also used as grouting agents in the construction of drinking-water reservoirs and wells. Additional human exposure might result from food, owing to the use of polyacrylamide in food processing and the potential formation of acrylamide in foods cooked at high temperatures.

Guideline value	0.0005 mg/litre (0.5 µg/litre)
Occurrence	Concentrations of a few micrograms per litre have been detected in tap water.
Basis of guideline derivation	Combined mammary, thyroid and uterine tumours observed in female rats in a drinking-water study, and using the linearized multistage model
Limit of detection	0.032 µg/litre by GC; 0.2 µg/litre by HPLC; 10 µg/litre by HPLC with UV detection
Treatment achievability	Conventional treatment processes do not remove acrylamide. Acrylamide concentrations in drinking-water are controlled by limiting either the acrylamide content of polyacrylamide flocculants or the dose used, or both.
Additional comments	Although the practical quantification level for acrylamide in most laboratories is above the guideline value (generally in the order of 1 µg/litre), concentrations in drinking-water can be controlled by product and dose specification.

Toxicological review

Following ingestion, acrylamide is readily absorbed from the gastrointestinal tract and widely distributed in body fluids. Acrylamide can cross the placenta. It is neurotoxic, affects germ cells and impairs reproductive function. In mutagenicity assays, acrylamide was negative in the Ames test but induced gene mutations in mammalian cells and chromosomal aberrations *in vitro* and *in vivo*. In a long-term carcinogenicity study in rats exposed via drinking-water, acrylamide induced scrotal, thyroid and adrenal tumours in males and mammary, thyroid and uterine tumours in females. IARC has placed acrylamide in Group 2A. Recent data have shown that exposure to acrylamide from cooked food is much higher than previously thought. The significance of this new information for the risk assessment has not yet been determined.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to acrylamide. The 1993 Guidelines established a guideline value of 0.0005 mg/litre associated with an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} , noting that although the practical quantification level for acrylamide is generally in the order of 0.001 mg/litre, concentrations in drinking-water can be controlled by product and dose specification.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Acrylamide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/71).

12.2 Alachlor

Alachlor (CAS No. 15972-60-8) is a pre- and post-emergence herbicide used to control annual grasses and many broad-leaved weeds in maize and a number of other crops. It is lost from soil mainly through volatilization, photodegradation and biodegradation. Many alachlor degradation products have been identified in soil.

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Guideline value	0.02 mg/litre
Occurrence	Has been detected in groundwater and surface water; has also been detected in drinking-water at levels below 0.002 mg/litre
Basis of guideline derivation	Calculated by applying the linearized multistage model to data on the incidence of nasal tumours in rats
Limit of detection	0.1 µg/litre by gas-liquid chromatography with electrolytic conductivity detection in the nitrogen mode or by capillary column GC with a nitrogen-phosphorus detector
Treatment achievability	0.001 mg/litre should be achievable using GAC

Toxicological review

On the basis of available experimental data, evidence for the genotoxicity of alachlor is considered to be equivocal. However, a metabolite of alachlor, 2,6-diethylaniline, has been shown to be mutagenic. Available data from two studies in rats clearly indicate that alachlor is carcinogenic, causing benign and malignant tumours of the nasal turbinate, malignant stomach tumours and benign thyroid tumours.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to alachlor, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Alachlor was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines calculated a guideline value of 0.02 mg/litre for alachlor in drinking-water, corresponding to an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} .

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Alachlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/31).

12.3 Aldicarb

Aldicarb (CAS No. 116-06-3) is a systemic pesticide used to control nematodes in soil and insects and mites on a variety of crops. It is very soluble in water and highly mobile in soil. It degrades mainly by biodegradation and hydrolysis, persisting for weeks to months.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Guideline value	0.01 mg/litre
Occurrence	Frequently found as a contaminant in groundwater, particularly when associated with sandy soil; concentrations in well water as high as 500 µg/litre have been measured. Aldicarb sulfoxide and aldicarb sulfone residues are found in an approximately 1 : 1 ratio in groundwater.
ADI	0.003 mg/kg of body weight based on cholinesterase depression in a single oral dose study in human volunteers
Limit of detection	0.001 mg/litre by reverse-phase HPLC with fluorescence detection
Treatment achievability	0.001 mg/litre should be achievable using GAC or ozonation
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of ADI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	The guideline value derived from the 1992 JMPR assessment was very similar to the guideline value derived in the second edition, which was therefore retained.

Toxicological review

Aldicarb is one of the most acutely toxic pesticides in use, although the only consistently observed toxic effect with both long-term and single-dose administration is acetylcholinesterase inhibition. It is metabolized to the sulfoxide and sulfone. Aldicarb sulfoxide is a more potent inhibitor of acetylcholinesterase than aldicarb itself, while aldicarb sulfone is considerably less toxic than either aldicarb or the sulfoxide. The weight of evidence indicates that aldicarb, aldicarb sulfoxide and aldicarb sulfone are not genotoxic or carcinogenic. IARC has concluded that aldicarb is not classifiable as to its carcinogenicity (Group 3).

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to aldicarb, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Aldicarb was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but a health-based guideline value of 0.01 mg/litre was derived for aldicarb in the 1993 Guidelines.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

FAO/WHO (1993) *Pesticide residues in food – 1992*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (Report No. 116).

WHO (2003) *Aldicarb in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/72).

12.4 Aldrin and dieldrin

Aldrin (CAS No. 309-00-2) and dieldrin (CAS No. 60-57-1) are chlorinated pesticides that are used against soil-dwelling pests, for wood protection and, in the case of dieldrin, against insects of public health importance. Since the early 1970s, a number of countries have either severely restricted or banned the use of both compounds, particularly in agriculture. The two compounds are closely related with respect to their toxicology and mode of action. Aldrin is rapidly converted to dieldrin under most environmental conditions and in the body. Dieldrin is a highly persistent organochlorine compound that has low mobility in soil, can be lost to the atmosphere and bioaccumulates. Dietary exposure to aldrin/dieldrin is very low and decreasing.

Guideline value	0.00003 mg/litre (0.03 µg/litre) combined aldrin and dieldrin
Occurrence	Concentrations of aldrin and dieldrin in drinking-water normally less than 0.01 µg/litre; rarely present in groundwater
PTDI	0.1 µg/kg of body weight (combined total for aldrin and dieldrin), based on NOAELs of 1 mg/kg of diet in the dog and 0.5 mg/kg of diet in the rat, which are equivalent to 0.025 mg/kg of body weight per day in both species, and applying an uncertainty factor of 250 based on concern about carcinogenicity observed in mice
Limit of detection	0.003 µg/litre for aldrin and 0.002 µg/litre for dieldrin by GC with ECD
Treatment achievability	0.02 µg/litre should be achievable using coagulation, GAC or ozonation
Guideline derivation	
• allocation to water	1% of PTDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	Aldrin and dieldrin are listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Hence, monitoring may occur in addition to that required by drinking-water guidelines.

Toxicological review

Both compounds are highly toxic in experimental animals, and cases of poisoning in humans have occurred. Aldrin and dieldrin have more than one mechanism of toxicity. The target organs are the central nervous system and the liver. In long-term studies, dieldrin was shown to produce liver tumours in both sexes of two strains of

mice. It did not produce an increase in tumours in rats and does not appear to be genotoxic. IARC has classified aldrin and dieldrin in Group 3. It is considered that all the available information on aldrin and dieldrin taken together, including studies on humans, supports the view that, for practical purposes, these chemicals make very little contribution, if any, to the incidence of cancer in humans.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to aldrin and dieldrin, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 0.03 µg/litre was recommended for aldrin and dieldrin, based on the ADI recommended by JMPR in 1970 for aldrin and dieldrin residues separately or together and reaffirmed by toxicological data available in 1977. The 1993 *Guidelines* confirmed the health-based guideline value of 0.03 µg/litre for aldrin and dieldrin, based on the reaffirmation of the ADI recommended in 1977 by JMPR.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

FAO/WHO (1995) *Pesticide residues in food – 1994. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and WHO Toxicological and Environmental Core Assessment Groups*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Plant Production and Protection Paper 127).

WHO (2003) *Aldrin and dieldrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/73).

12.5 Aluminium

Aluminium is the most abundant metallic element and constitutes about 8% of the Earth's crust. Aluminium salts are widely used in water treatment as coagulants to reduce organic matter, colour, turbidity and microorganism levels. Such use may lead to increased concentrations of aluminium in finished water. Where residual concentrations are high, undesirable colour and turbidity may ensue. Concentrations of aluminium at which such problems may occur are highly dependent on a number of water quality parameters and operational factors at the water treatment plant. Aluminium intake from foods, particularly those containing aluminium compounds used as food additives, represents the major route of aluminium exposure for the general

public. The contribution of drinking-water to the total oral exposure to aluminium is usually less than 5% of the total intake.

In humans, aluminium and its compounds appear to be poorly absorbed, although the rate and extent of absorption have not been adequately studied for all sectors of the population. The degree of aluminium absorption depends on a number of parameters, such as the aluminium salt administered, pH (for aluminium speciation and solubility), bioavailability and dietary factors. These parameters should be taken into consideration during tissue dosimetry and response assessment. The use of currently available animal studies to develop a guideline value for aluminium is not appropriate because of these specific toxicokinetic/toxicodynamic considerations.

There is little indication that orally ingested aluminium is acutely toxic to humans despite the widespread occurrence of the element in foods, drinking-water and many antacid preparations. It has been hypothesized that aluminium exposure is a risk factor for the development or acceleration of onset of Alzheimer disease (AD) in humans. The 1997 WHO EHC document for aluminium concludes that:

On the whole, the positive relationship between aluminium in drinking-water and AD, which was demonstrated in several epidemiological studies, cannot be totally dismissed. However, strong reservations about inferring a causal relationship are warranted in view of the failure of these studies to account for demonstrated confounding factors and for total aluminium intake from all sources.

Taken together, the relative risks for AD from exposure to aluminium in drinking-water above 100 µg/litre, as determined in these studies, are low (less than 2.0). But, because the risk estimates are imprecise for a variety of methodological reasons, a population-attributable risk cannot be calculated with precision. Such imprecise predictions may, however, be useful in making decisions about the need to control exposures to aluminium in the general population.

Owing to the limitations of the animal data as a model for humans and the uncertainty surrounding the human data, a health-based guideline value for aluminium cannot be derived at this time.

The beneficial effects of the use of aluminium as a coagulant in water treatment are recognized. Taking this into account, and considering the health concerns about aluminium (i.e., its potential neurotoxicity), a practicable level is derived, based on optimization of the coagulation process in drinking-water plants using aluminium-based coagulants, to minimize aluminium levels in finished water.

Several approaches are available for minimizing residual aluminium concentrations in treated water. These include use of optimum pH in the coagulation process, avoiding excessive aluminium dosage, good mixing at the point of application of the coagulant, optimum paddle speeds for flocculation and efficient filtration of the aluminium floc. Under good operating conditions, concentrations of aluminium of 0.1 mg/litre or less are achievable in large water treatment facilities. Small facilities (e.g., those serving fewer than 10 000 people) might experience some difficulties in attaining this level, because the small size of the plant provides little buffering for fluctuation in operation; moreover, such facilities often have limited resources and limited

access to the expertise needed to solve specific operational problems. For these small facilities, 0.2 mg/litre or less is a practicable level for aluminium in finished water.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to aluminium. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value of 0.2 mg/litre was established for aluminium, based on aesthetic considerations (as a compromise between the use of aluminium compounds in water treatment and discoloration that may be observed if levels above 0.1 mg/litre remain in the distributed water). No health-based guideline value was recommended in the 1993 Guidelines, but the Guidelines confirmed that a concentration of 0.2 mg/litre in drinking-water provides a compromise between the practical use of aluminium salts in water treatment and discoloration of distributed water. No health-based guideline value was derived for aluminium in the addendum to the Guidelines published in 1998, owing to the limitations of the animal data as a model for humans and the uncertainty surrounding the human data. However, taking the beneficial effects of the use of aluminium as a coagulant in water treatment into account and considering the health concerns about aluminium (i.e., its potential neurotoxicity), a practicable level was derived based on optimization of the coagulation process in drinking-water plants using aluminium-based coagulants, to minimize aluminium levels in finished water. Under good operating conditions, concentrations of aluminium of 0.1 mg/litre or less are achievable in large water treatment facilities. For small facilities, 0.2 mg/litre or less is a practicable level for aluminium in finished water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Aluminium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/53).

12.6 Ammonia

The term ammonia includes the non-ionized (NH_3) and ionized (NH_4^+) species. Ammonia in the environment originates from metabolic, agricultural and industrial processes and from disinfection with chloramine. Natural levels in groundwater and surface water are usually below 0.2 mg/litre. Anaerobic groundwaters may contain up to 3 mg/litre. Intensive rearing of farm animals can give rise to much higher levels in surface water. Ammonia contamination can also arise from cement mortar pipe

linings. Ammonia in water is an indicator of possible bacterial, sewage and animal waste pollution.

Ammonia is a major component of the metabolism of mammals. Exposure from environmental sources is insignificant in comparison with endogenous synthesis of ammonia. Toxicological effects are observed only at exposures above about 200 mg/kg of body weight.

Ammonia in drinking-water is not of immediate health relevance, and therefore no health-based guideline value is proposed. However, ammonia can compromise disinfection efficiency, result in nitrite formation in distribution systems, cause the failure of filters for the removal of manganese and cause taste and odour problems (see also chapter 10).

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to ammonia. In the 1993 Guidelines, no health-based guideline value was recommended, but the Guidelines stated that ammonia could cause taste and odour problems at concentrations above 35 and 1.5 mg/litre, respectively.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Ammonia in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/1).

12.7 Antimony

Elemental antimony forms very hard alloys with copper, lead and tin. Antimony compounds have various therapeutic uses. Antimony was considered as a possible replacement for lead in solders, but there is no evidence of any significant contribution to drinking-water concentrations from this source. Daily oral uptake of antimony appears to be significantly higher than exposure by inhalation, although total exposure from environmental sources, food and drinking-water is very low compared with occupational exposure.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Guideline value	0.02 mg/litre
Occurrence	Concentrations in groundwater and surface water normally range from 0.1 to 0.2 µg/litre; concentrations in drinking-water appear to be less than 5 µg/litre.
TDI	6 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 6.0 mg/kg of body weight per day for decreased body weight gain and reduced food and water intake in a 90-day study in which rats were administered potassium antimony tartrate in drinking-water, using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation, 10 for the short duration of the study)
Limit of detection	0.01 µg/litre by EAAS; 0.1–1 µg/litre by ICP/MS; 0.8 µg/litre by graphite furnace atomic absorption spectrophotometry; 5 µg/litre by hydride generation AAS
Treatment achievability	Conventional treatment processes do not remove antimony. However, antimony is not normally a raw water contaminant. As the most common source of antimony in drinking-water appears to be dissolution from metal plumbing and fittings, control of antimony from such sources would be by product control.
Guideline derivation	
● allocation to water	10% of TDI
● weight	60-kg adult
● consumption	2 litres/day

Toxicological review

There has been a significant increase in the toxicity data available since the previous review, although much of it pertains to the intraperitoneal route of exposure. The form of antimony in drinking-water is a key determinant of the toxicity, and it would appear that antimony leached from antimony-containing materials would be in the form of the antimony(V) oxo-anion, which is the less toxic form. The subchronic toxicity of antimony trioxide is lower than that of potassium antimony tartrate, which is the most soluble form. Antimony trioxide, due to its low bioavailability, is genotoxic only in some *in vitro* tests, but not *in vivo*, whereas soluble antimony(III) salts exert genotoxic effects *in vitro* and *in vivo*. Animal experiments from which the carcinogenic potential of soluble or insoluble antimony compounds may be quantified are not available. IARC has concluded that antimony trioxide is possibly carcinogenic to humans (Group 2B) on the basis of an inhalation study in rats, but that antimony trisulfide was not classifiable as to its carcinogenicity to humans (Group 3). However, chronic oral uptake of potassium antimony tartrate may not be associated with an additional carcinogenic risk, since antimony after inhalation exposure was carcinogenic only in the lung but not in other organs and is known to cause direct lung damage following chronic inhalation as a consequence of overload with insoluble particulates. Although there is some evidence for the carcinogenicity of certain antimony compounds by inhalation, there are no data to indicate carcinogenicity by the oral route.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to antimony. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was concluded that no action was required for antimony. A provisional guideline value for antimony was set at a practical quantification level of 0.005 mg/litre in the 1993 Guidelines, based on available toxicological data.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Antimony in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/74).

12.8 Arsenic

Arsenic is widely distributed throughout the Earth's crust, most often as arsenic sulfide or as metal arsenates and arsenides. Arsenicals are used commercially and industrially, primarily as alloying agents in the manufacture of transistors, lasers and semiconductors. Arsenic is introduced into drinking-water sources primarily through the dissolution of naturally occurring minerals and ores. Except for individuals who are occupationally exposed to arsenic, the most important route of exposure is through the oral intake of food and beverages. There are a number of regions where arsenic may be present in drinking-water sources, particularly groundwater, at elevated concentrations. Arsenic in drinking-water is a significant cause of health effects in some areas, and arsenic is considered to be a high-priority substance for screening in drinking-water sources. Concentrations are often highly dependent on the depth to which the well is sunk.

Provisional guideline value	0.01 mg/litre The guideline value is designated as provisional in view of the scientific uncertainties.
Occurrence	Levels in natural waters generally range between 1 and 2 µg/litre, although concentrations may be elevated (up to 12 mg/litre) in areas containing natural sources.
Basis of guideline derivation	There remains considerable uncertainty over the actual risks at low concentrations, and available data on mode of action do not provide a biological basis for using either linear or non-linear extrapolation. In view of the significant uncertainties surrounding the risk assessment for arsenic carcinogenicity, the practical quantification limit in the region of 1–10 µg/litre and the practical difficulties in removing arsenic from drinking-water, the guideline value of 10 µg/litre is retained. In view of the scientific uncertainties, the guideline value is designated as provisional.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Limit of detection	0.1 µg/litre by ICP/MS; 2 µg/litre by hydride generation AAS or FAAS
Treatment achievability	It is technically feasible to achieve arsenic concentrations of 5 µg/litre or lower using any of several possible treatment methods. However, this requires careful process optimization and control, and a more reasonable expectation is that 10 µg/litre should be achievable by conventional treatment, e.g., coagulation.
Additional comments	<ul style="list-style-type: none">• A management guidance document on arsenic is available.• In many countries, this guideline value may not be attainable. Where this is the case, every effort should be made to keep concentrations as low as possible.

Toxicological review

Arsenic has not been demonstrated to be essential in humans. It is an important drinking-water contaminant, as it is one of the few substances shown to cause cancer in humans through consumption of drinking-water. There is overwhelming evidence from epidemiological studies that consumption of elevated levels of arsenic through drinking-water is causally related to the development of cancer at several sites, particularly skin, bladder and lung. In several parts of the world, arsenic-induced disease, including cancer, is a significant public health problem. Because trivalent inorganic arsenic has greater reactivity and toxicity than pentavalent inorganic arsenic, it is generally believed that the trivalent form is the carcinogen. However, there remain considerable uncertainty and controversy over both the mechanism of carcinogenicity and the shape of the dose–response curve at low intakes. Inorganic arsenic compounds are classified by IARC in Group 1 (carcinogenic to humans) on the basis of sufficient evidence for carcinogenicity in humans and limited evidence for carcinogenicity in animals.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* recommended a maximum allowable concentration of 0.2 mg/litre for arsenic, based on health concerns. In the 1963 *International Standards*, this value was lowered to 0.05 mg/litre, which was retained as a tentative upper concentration limit in the 1971 *International Standards*. The guideline value of 0.05 mg/litre was also retained in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984. A provisional guideline value for arsenic was set at the practical quantification limit of 0.01 mg/litre in the 1993 *Guidelines*, based on concern regarding its carcinogenicity in humans.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

IPCS (2001) *Arsenic and arsenic compounds*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 224).

WHO (2003) *Arsenic in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/75).

12.9 Asbestos

Asbestos is introduced into water by the dissolution of asbestos-containing minerals and ores as well as from industrial effluents, atmospheric pollution and asbestos-cement pipes in the distribution system. Exfoliation of asbestos fibres from asbestos-cement pipes is related to the aggressiveness of the water supply. Limited data indicate that exposure to airborne asbestos released from tap water during showers or humidification is negligible.

Asbestos is a known human carcinogen by the inhalation route. Although well studied, there has been little convincing evidence of the carcinogenicity of ingested asbestos in epidemiological studies of populations with drinking-water supplies containing high concentrations of asbestos. Moreover, in extensive studies in animal species, asbestos has not consistently increased the incidence of tumours of the gastrointestinal tract. There is, therefore, no consistent evidence that ingested asbestos is hazardous to health, and thus it is concluded that there is no need to establish a health-based guideline value for asbestos in drinking-water.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to asbestos. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was noted that available data were insufficient to determine whether a guideline value was needed for asbestos. The 1993 Guidelines concluded that there was no consistent evidence that ingested asbestos was hazardous to health and that there was therefore no need to establish a health-based guideline value for asbestos in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Asbestos in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/2).

12.10 Atrazine

Atrazine (CAS No. 1912-24-9) is a selective pre- and early post-emergence herbicide. It has been found in surface water and groundwater as a result of its mobility in soil.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

It is relatively stable in soil and aquatic environments, with a half-life measured in months, but is degraded by photolysis and microbial action in soil.

Guideline value	0.002 mg/litre
Occurrence	Found in groundwater and drinking-water at levels below 10 µg/litre
TDI	0.5 µg/kg of body weight based on a NOAEL of 0.5 mg/kg of body weight per day in a carcinogenicity study in the rat and an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 to reflect potential neoplasia)
Limit of detection	0.01 µg/litre by GC/MS
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

The weight of evidence from a wide variety of genotoxicity assays indicates that atrazine is not genotoxic. There is evidence that atrazine can induce mammary tumours in rats. It is highly probable that the mechanism for this process is non-genotoxic. No significant increase in neoplasia has been observed in mice. IARC has concluded that there is inadequate evidence in humans and limited evidence in experimental animals for the carcinogenicity of atrazine (Group 2B).

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to atrazine, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Atrazine was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.002 mg/litre for atrazine in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Atrazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/32).

12.11 Barium

Barium is present as a trace element in both igneous and sedimentary rocks, and barium compounds are used in a variety of industrial applications; however, barium in water comes primarily from natural sources. Food is the primary source of intake for the non-occupationally exposed population. However, where barium levels in water are high, drinking-water may contribute significantly to total intake.

Guideline value	0.7 mg/litre
Occurrence	Concentrations in drinking-water are generally below 100 µg/litre, although concentrations above 1 mg/litre have been measured in drinking-water derived from groundwater.
NOAEL in humans	7.3 mg/litre in the most sensitive epidemiological study conducted to date, in which there were no significant differences in blood pressure or in the prevalence of cardiovascular disease between a population drinking water containing a mean barium concentration of 7.3 mg/litre and one whose water contained a barium concentration of 0.1 mg/litre
Guideline derivation	Uncertainty factor of 10 for intraspecies variation applied to NOAEL in humans
Limit of detection	0.1 µg/litre by ICP/MS; 2 µg/litre by AAS; 3 µg/litre by ICP/optical emission spectroscopy
Treatment achievability	0.1 mg/litre should be achievable using either ion exchange or precipitation softening; other conventional processes are ineffective

Toxicological review

There is no evidence that barium is carcinogenic or mutagenic. Barium has been shown to cause nephropathy in laboratory animals, but the toxicological end-point of greatest concern to humans appears to be its potential to cause hypertension.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to barium. The 1963 International Standards recommended a maximum allowable concentration of 1.0 mg/litre, based on health concerns. The 1971 International Standards stated that barium should be controlled in drinking-water, but that insufficient information was available to enable a tentative limit to be established. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was concluded that it was not necessary to establish a guideline value for barium in drinking-water, as there was no firm evidence of any health effects associated with the normally low levels of barium in water. A health-based guideline value of 0.7 mg/litre was derived for barium in the 1993 Guidelines, based on concern regarding the potential of barium to cause hypertension.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- IPCS (2001) *Barium and barium compounds*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Concise International Chemical Assessment Document 33).
- WHO (2003) *Barium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/76).

12.12 Bentazone

Bentazone (CAS No. 25057-89-0) is a broad-spectrum herbicide used for a variety of crops. Photodegradation occurs in soil and water; however, bentazone is very mobile in soil and moderately persistent in the environment. Bentazone has been reported to occur in surface water, groundwater and drinking-water at concentrations of a few micrograms per litre or less. Although it has been found in groundwater and has a high affinity for the water compartment, it does not seem to accumulate in the environment. Exposure from food is unlikely to be high.

Long-term studies conducted in rats and mice have not indicated a carcinogenic potential, and a variety of *in vitro* and *in vivo* assays have indicated that bentazone is not genotoxic. A health-based value of 300 µg/litre can be calculated on the basis of an ADI of 0.1 mg/kg of body weight established by JMPR, based on haematological effects observed in a 2-year dietary study in rats. However, because bentazone occurs at concentrations well below those at which toxic effects are observed, it is not considered necessary to derive a health-based guideline value.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to bentazone, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Bentazone was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.03 mg/litre for bentazone, based on an ADI established by JMPR in 1991. This guideline value was amended to 0.3 mg/litre in the addendum to the Guidelines, published in 1998, based on new information on the environmental behaviour of bentazone and exposure from food.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- FAO/WHO (1999) *Pesticide residues in food – 1998. Evaluations – 1998. Part II – Toxicology*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/01.12).

WHO (2003) *Bentazone in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/77).

12.13 Benzene

Benzene is used principally in the production of other organic chemicals. It is present in petrol, and vehicular emissions constitute the main source of benzene in the environment. Benzene may be introduced into water by industrial effluents and atmospheric pollution.

Guideline value	0.01 mg/litre
Occurrence	Concentrations in drinking-water generally less than 5 µg/litre
Basis of guideline derivation	Robust linear extrapolation model (because of statistical lack of fit of some of the data with the linearized multistage model) applied to leukaemia and lymphomas in female mice and oral cavity squamous cell carcinomas in male rats in a 2-year gavage study in rats and mice
Limit of detection	0.2 µg/litre by GC with photoionization detection and confirmation by MS
Treatment achievability	0.01 mg/litre should be achievable using GAC or air stripping
Additional comments	Lower end of estimated range of concentrations in drinking-water corresponding to an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10 ⁻⁵ (10–80 µg/litre) corresponds to the estimate derived from data on leukaemia from epidemiological studies involving inhalation exposure, which formed the basis for the previous guideline value. The previous guideline value is therefore retained.

Toxicological review

Acute exposure of humans to high concentrations of benzene primarily affects the central nervous system. At lower concentrations, benzene is toxic to the haematopoietic system, causing a continuum of haematological changes, including leukaemia. Because benzene is carcinogenic to humans, IARC has classified it in Group 1. Haematological abnormalities similar to those observed in humans have been observed in animal species exposed to benzene. In animal studies, benzene was shown to be carcinogenic following both inhalation and ingestion. It induced several types of tumours in both rats and mice in a 2-year carcinogenesis bioassay by gavage in corn oil. Benzene has not been found to be mutagenic in bacterial assays, but it has been shown to cause chromosomal aberrations *in vivo* in a number of species, including humans, and to be positive in the mouse micronucleus test.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to benzene. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 0.01 mg/litre was recommended for

benzene based on human leukaemia data from inhalation exposure applied to a linear multistage extrapolation model. The 1993 Guidelines estimated the range of benzene concentrations in drinking-water corresponding to an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} to be 0.01–0.08 mg/litre based on carcinogenicity in female mice and male rats. As the lower end of this estimate corresponds to the estimate derived from epidemiological data, which formed the basis for the previous guideline value of 0.01 mg/litre associated with a 10^{-5} upper-bound excess lifetime cancer risk, the guideline value of 0.01 mg/litre was retained.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Benzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/24).

12.14 Boron

Boron compounds are used in the manufacture of glass, soaps and detergents and as flame retardants. The general population obtains the greatest amount of boron through food intake, as it is naturally found in many edible plants. Boron is found naturally in groundwater, but its presence in surface water is frequently a consequence of the discharge of treated sewage effluent, in which it arises from use in some detergents, to surface waters.

Provisional guideline value	0.5 mg/litre The guideline is designated as provisional because it will be difficult to achieve in areas with high natural boron levels with the treatment technology available.
Occurrence	Concentrations vary widely and depend on the surrounding geology and wastewater discharges. For most of the world, the concentration range of boron in drinking-water is judged to be between 0.1 and 0.3 mg/litre.
TDI	0.16 mg/kg of body weight, based on a NOAEL of 9.6 mg/kg of body weight per day for developmental toxicity (decreased fetal body weight in rats) and an uncertainty factor of 60 (10 for interspecies variation and 6 for intraspecies variation)
Limit of detection	0.2 µg/litre by ICP/MS; 6–10 µg/litre by ICP/AES

Treatment achievability	Conventional water treatment (coagulation, sedimentation, filtration) does not significantly remove boron, and special methods need to be installed in order to remove boron from waters with high boron concentrations. Ion exchange and reverse osmosis processes may enable substantial reduction but are likely to be prohibitively expensive. Blending with low-boron supplies may be the only economical method to reduce boron concentrations in waters where these concentrations are high.
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Short- and long-term oral exposures to boric acid or borax in laboratory animals have demonstrated that the male reproductive tract is a consistent target of toxicity. Testicular lesions have been observed in rats, mice and dogs given boric acid or borax in food or drinking-water. Developmental toxicity has been demonstrated experimentally in rats, mice and rabbits. Negative results in a large number of mutagenicity assays indicate that boric acid and borax are not genotoxic. In long-term studies in mice and rats, boric acid and borax caused no increase in tumour incidence.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to boron. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was concluded that no action was required for boron. A health-based guideline value of 0.3 mg/litre for boron was established in the 1993 Guidelines, while noting that boron's removal by drinking-water treatment appears to be poor. This guideline value was increased to 0.5 mg/litre in the addendum to the Guidelines published in 1998 and was designated as provisional because, with the treatment technology available, the guideline value will be difficult to achieve in areas with high natural boron levels.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Boron in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/54).

12.15 Bromate

Sodium and potassium bromate are powerful oxidizers used mainly in permanent wave neutralizing solutions and the dyeing of textiles using sulfur dyes. Potassium bromate is also used as an oxidizer to mature flour during milling, in treating barley in beer making and in fish paste products, although JECFA has concluded that the use of potassium bromate in food processing is not appropriate. Bromate is not normally found in water, but may be formed during ozonation when the bromide ion is present in water. Under certain conditions, bromate may also be formed in concentrated hypochlorite solutions used to disinfect drinking-water.

Provisional guideline value	0.01 mg/litre The guideline value is provisional because of limitations in available analytical and treatment methods and uncertainties in the toxicological data.
Occurrence	Has been reported in drinking-water with a variety of source water characteristics after ozonation at concentrations ranging from <2 to 293 µg/litre, depending on bromide ion concentration, ozone dosage, pH, alkalinity and dissolved organic carbon
Basis of guideline derivation	Upper-bound estimate of cancer potency for bromate is 0.19 per mg/kg of body weight per day, based on low-dose linear extrapolation (a one-stage Weibull time-to-tumour model was applied to the incidence of mesotheliomas, renal tubule tumours and thyroid follicular tumours in male rats given potassium bromate in drinking-water, using the 12-, 26-, 52- and 77-week interim kill data). A health-based value of 2 µg/litre is associated with the upper-bound excess cancer risk of 10 ⁻⁵ . A similar conclusion may be reached through several other methods of extrapolation, leading to values in the range 2–6 µg/litre.
Limit of detection	1.5 µg/litre by ion chromatography with suppressed conductivity detection; 0.2 µg/litre by ion chromatography with UV/visible absorbance detection; 0.3 µg/litre by ion chromatography with detection by ICP/MS
Treatment achievability	Bromate is difficult to remove once formed. By appropriate control of disinfection conditions, it is possible to achieve bromate concentrations below 0.01 mg/litre.

Toxicological review

IARC has concluded that although there is inadequate evidence of carcinogenicity in humans, there is sufficient evidence for the carcinogenicity of potassium bromate in experimental animals and has classified it in Group 2B (possibly carcinogenic to humans). Bromate is mutagenic both *in vitro* and *in vivo*. At this time, there is not sufficient evidence to conclude the mode of carcinogenic action for potassium bromate. Observation of tumours at a relatively early time and the positive response of bromate in a variety of genotoxicity assays suggest that the predominant mode of action at low doses is due to DNA reactivity. Although there is limited evidence to

suggest that the DNA reactivity in kidney tumours may have a non-linear dose–response relationship, there is no evidence to suggest that this same dose–response relationship operates in the development of mesotheliomas or thyroid tumours. Oxidative stress may play a role in the formation of kidney tumours, but the evidence is insufficient to establish lipid peroxidation and free radical production as key events responsible for induction of kidney tumours. Also, there are no data currently available to suggest that any single mechanism, including oxidative stress, is responsible for the production of thyroid and peritoneal tumours by bromate.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to bromate. The 1993 Guidelines calculated the concentration of bromate in drinking-water associated with an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} to be 0.003 mg/litre. However, because of limitations in available analytical and treatment methods, a provisional guideline value of 0.025 mg/litre, associated with an upper-bound excess lifetime cancer risk of 7×10^{-5} , was recommended.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Bromate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/78).

12.16 Brominated acetic acids

Brominated acetic acids are formed during disinfection of water that contains bromide ions and organic matter. Bromide ions occur naturally in surface water and groundwater and exhibit seasonal fluctuations in levels. Bromide ion levels can increase due to saltwater intrusion resulting from drought conditions or due to pollution. Brominated acetates are generally present in surface water and groundwater distribution systems at mean concentrations below 5 µg/litre.

The database for dibromoacetic acid is considered inadequate for the derivation of a guideline value. There are no systemic toxicity studies of subchronic duration or longer. The database also lacks suitable toxicokinetic studies, a carcinogenicity study, a developmental study in a second species and a multigeneration reproductive toxicity study (one has been conducted but is currently being evaluated by the US EPA). Available mutagenicity data suggest that dibromoacetate is genotoxic.

Data are also limited on the oral toxicity of monobromoacetic acid and bromochloroacetic acid. Limited mutagenicity and genotoxicity data give mixed results for monobromoacetic acid and generally positive results for bromochloroacetic acid.

Data gaps include subchronic or chronic toxicity studies, multigeneration reproductive toxicity studies, standard developmental toxicity studies and carcinogenicity studies. The available data are considered inadequate to establish guideline values for these chemicals.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to brominated acetic acids. Brominated acetic acids were not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, in the second edition, published in 1993, or in the addendum to the second edition, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 216).

WHO (2003) *Brominated acetic acids in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/79).

12.17 Cadmium

Cadmium metal is used in the steel industry and in plastics. Cadmium compounds are widely used in batteries. Cadmium is released to the environment in wastewater, and diffuse pollution is caused by contamination from fertilizers and local air pollution. Contamination in drinking-water may also be caused by impurities in the zinc of galvanized pipes and solders and some metal fittings. Food is the main source of daily exposure to cadmium. The daily oral intake is 10–35 µg. Smoking is a significant additional source of cadmium exposure.

Guideline value	0.003 mg/litre
Occurrence	Levels in drinking-water usually less than 1 µg/litre
PTWI	7 µg/kg of body weight, on the basis that if levels of cadmium in the renal cortex are not to exceed 50 mg/kg, total intake of cadmium (assuming an absorption rate for dietary cadmium of 5% and a daily excretion rate of 0.005% of body burden) should not exceed 1 µg/kg of body weight per day
Limit of detection	0.01 µg/litre by ICP/MS; 2 µg/litre by FAAS
Treatment achievability	0.002 mg/litre should be achievable using coagulation or precipitation softening

Guideline derivation	
● allocation to water	10% of PTWI
● weight	60-kg adult
● consumption	2 litres/day
Additional comments	
	<ul style="list-style-type: none"> ● Although new information indicates that a proportion of the general population may be at increased risk for tubular dysfunction when exposed at the current PTWI, the risk estimates that can be made at present are imprecise. ● It is recognized that the margin between the PTWI and the actual weekly intake of cadmium by the general population is small, less than 10-fold, and that this margin may be even smaller in smokers.

Toxicological review

Absorption of cadmium compounds is dependent on the solubility of the compounds. Cadmium accumulates primarily in the kidneys and has a long biological half-life in humans of 10–35 years. There is evidence that cadmium is carcinogenic by the inhalation route, and IARC has classified cadmium and cadmium compounds in Group 2A. However, there is no evidence of carcinogenicity by the oral route and no clear evidence for the genotoxicity of cadmium. The kidney is the main target organ for cadmium toxicity. The critical cadmium concentration in the renal cortex that would produce a 10% prevalence of low-molecular-weight proteinuria in the general population is about 200 mg/kg and would be reached after a daily dietary intake of about 175 µg per person for 50 years.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to cadmium. The 1963 International Standards recommended a maximum allowable concentration of 0.01 mg/litre, based on health concerns. This value was retained in the 1971 International Standards as a tentative upper concentration limit, based on the lowest concentration that could be conveniently measured. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value of 0.005 mg/litre was recommended for cadmium in drinking-water. This value was lowered to 0.003 mg/litre in the 1993 Guidelines, based on the PTWI set by JECFA.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

JECFA (2000) *Summary and conclusions of the fifty-fifth meeting, Geneva, 6–15 June 2000*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives.

WHO (2003) *Cadmium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/80).

12.18 Carbofuran

Carbofuran (CAS No. 1563-66-2) is used worldwide as a pesticide for many crops. Residues in treated crops are generally very low or not detectable. The physical and chemical properties of carbofuran and the few data on occurrence indicate that drinking-water from both groundwater and surface water sources is potentially the major route of exposure.

Guideline value	0.007 mg/litre
Occurrence	Has been detected in surface water, groundwater and drinking-water, generally at levels of a few micrograms per litre or lower; highest concentration (30 µg/litre) measured in groundwater
ADI	0.002 mg/kg of body weight based on a NOAEL of 0.22 mg/kg of body weight per day for acute (reversible) effects in dogs in a short-term (4-week) study conducted as an adjunct to a 13-week study in which inhibition of erythrocyte acetylcholinesterase activity was observed, and using an uncertainty factor of 100
Limit of detection	0.1 µg/litre by GC with a nitrogen–phosphorus detector; 0.9 µg/litre by reverse-phase HPLC with a fluorescence detector
Treatment achievability	1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of ADI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	Use of a 4-week study was considered appropriate because the NOAEL is based on a reversible acute effect; the NOAEL will also be protective for chronic effects.

Toxicological review

Carbofuran is highly toxic after acute oral administration. The main systemic effect of carbofuran poisoning in short- and long-term toxicity studies appears to be cholinesterase inhibition. No evidence of teratogenicity has been found in reproductive toxicity studies. On the basis of available studies, carbofuran does not appear to be carcinogenic or genotoxic.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to carbofuran, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Carbofuran was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but a

health-based guideline value of 0.005 mg/litre was established for carbofuran in the 1993 Guidelines, based on human data and supported by observations in laboratory animals. This value was amended to 0.007 mg/litre in the addendum to the Guidelines published in 1998, on the basis of the ADI established by JMPR in 1996.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal references

FAO/WHO (1997) *Pesticide residues in food – 1996. Evaluations – 1996. Part II – Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/97.1).

WHO (2003) *Carbofuran in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/81).

12.19 Carbon tetrachloride

Carbon tetrachloride is used mainly in the production of chlorofluorocarbon refrigerants, foam-blowing agents and solvents. However, since the Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer (1987) and its amendments (1990 and 1992) established a timetable for the phase-out of the production and consumption of carbon tetrachloride, manufacture and use have dropped and will continue to drop. Carbon tetrachloride is released mostly into the atmosphere but also into industrial wastewater. Although it readily migrates from surface water to the atmosphere, levels in anaerobic groundwater may remain elevated for months or even years. Although available data on concentrations in food are limited, the intake from air is expected to be much greater than that from food or drinking-water.

Guideline value	0.004 mg/litre
Occurrence	Concentrations in drinking-water generally less than 5 µg/litre
TDI	1.4 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 1 mg/kg of body weight per day for hepatotoxic effects in a 12-week oral gavage study in rats, incorporating a conversion factor of 5/7 for daily dosing and applying an uncertainty factor of 500 (100 for inter- and intraspecies variation, 10 for the duration of the study and a modifying factor of 0.5 because it was a bolus study)
Limit of detection	0.1–0.3 µg/litre by GC with ECD or MS
Treatment achievability	0.001 mg/litre should be achievable using air stripping

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Additional comments	The guideline value is lower than the range of values associated with upper-bound lifetime excess cancer risks of 10^{-4} , 10^{-5} and 10^{-6} calculated by linear extrapolation.
---------------------	---

Toxicological review

The primary targets for carbon tetrachloride toxicity are liver and kidney. In experiments with mice and rats, carbon tetrachloride proved to be capable of inducing hepatomas and hepatocellular carcinomas. The doses inducing hepatic tumours were higher than those inducing cell toxicity. It is likely that the carcinogenicity of carbon tetrachloride is secondary to its hepatotoxic effects. On the basis of available data, carbon tetrachloride can be considered to be a non-genotoxic compound. Carbon tetrachloride is classified by IARC as being possibly carcinogenic to humans (Group 2B): there is sufficient evidence that carbon tetrachloride is carcinogenic in laboratory animals, but inadequate evidence in humans.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to carbon tetrachloride. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a tentative guideline value of 0.003 mg/litre was recommended; the guideline was designated as tentative because reliable evidence on which to calculate a guideline value based on carcinogenicity was available in only one animal species, because of the good qualitative supporting data and because of its frequency of occurrence in water. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.002 mg/litre for carbon tetrachloride.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- IPCS (1999) *Carbon tetrachloride*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 208).
- WHO (2003) *Carbon tetrachloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/82).

12.20 Chloral hydrate (trichloroacetaldehyde)

Chloral hydrate is formed as a by-product of chlorination when chlorine reacts with humic acids. It has been widely used as a sedative or hypnotic drug in humans at oral doses of up to 14 mg/kg of body weight.

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Provisional guideline value	0.01 mg/litre The guideline value is designated as provisional because of limitations of the available database.
Occurrence	Found in drinking-water at concentrations of up to 100 µg/litre
TDI	1.6 µg/kg of body weight, based on a LOAEL of 16 mg/kg of body weight per day for liver enlargement from a 90-day drinking-water study in mice, using an uncertainty factor of 10 000 to take into consideration intra- and intraspecies variation, the short duration of the study and the use of a LOAEL instead of a NOAEL
Quantification limit	1 µg/litre by GC with ECD; 3 µg/litre by GC/MS
Treatment achievability	Chloral hydrate concentrations in drinking-water are generally below 0.05 mg/litre. Chloral hydrate concentrations may be reduced by removal of precursor compounds, changes to disinfection practice or GAC treatment.
Guideline derivation	
• allocation to water	20% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

The information available on the toxicity of chloral hydrate is limited, but effects on the liver have been observed in 90-day studies in mice. Chloral hydrate has been shown to be genotoxic in some short-term tests *in vitro*, but it does not bind to DNA. It has been found to disrupt chromosome segregation in cell division.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to chloral hydrate. The 1993 Guidelines established a provisional health-based guideline value of 0.01 mg/litre for chloral hydrate in drinking-water. The guideline value was designated as provisional because of the limitations of the available database, necessitating the use of an uncertainty factor of 10 000.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chloral hydrate (trichloroacetaldehyde) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/49).

12.21 Chlordane

Chlordane (CAS No. 57-47-9) is a broad-spectrum insecticide that has been used since 1947. Its use has recently been increasingly restricted in many countries, and it is now used mainly to destroy termites by subsurface injection into soil. Chlordane may be a low-level source of contamination of groundwater when applied by subsurface injection. Technical chlordane is a mixture of compounds, with the *cis* and *trans* forms of chlordane predominating. It is very resistant to degradation, is highly immobile in soil and it unlikely to migrate to groundwater, where it has only rarely been found. It is readily lost to the atmosphere. Although levels of chlordane in food have been decreasing, it is highly persistent and has a high bioaccumulation potential.

Guideline value	0.0002 mg/litre (0.2 µg/litre)
Occurrence	Has been detected in both drinking-water and groundwater, usually at levels below 0.1 µg/litre
PTDI	0.5 µg/kg of body weight based on a NOAEL of 50 µg/kg of body weight per day for increased liver weights, serum bilirubin levels and incidence of hepatocellular swelling, derived from a long-term dietary study in rats, and using an uncertainty factor of 100
Limit of detection	0.014 µg/litre by GC with an ECD
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	1% of PTDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	Chlordane is listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Hence, monitoring may occur in addition to that required by drinking-water guidelines.

Toxicological review

In experimental animals, prolonged exposure in the diet causes liver damage. Chlordane produces liver tumours in mice, but the weight of evidence indicates that it is not genotoxic. Chlordane can interfere with cell communication *in vitro*, a characteristic of many tumour promoters. IARC re-evaluated chlordane in 1991 and concluded that there is inadequate evidence for its carcinogenicity in humans and sufficient evidence for its carcinogenicity in animals, classifying it in Group 2B.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to chlordane, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 0.3 µg/litre was recommended for chlordane (total isomers), based on the

ADI recommended by JMPR in 1977. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.2 µg/litre for chlordane in drinking-water, based on an ADI established by JMPR in 1986.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

FAO/WHO (1995) *Pesticide residues in food – 1994. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and WHO Toxicological and Environmental Core Assessment Groups*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Plant Production and Protection Paper 127).

WHO (2003) *Chlordane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/84).

12.22 Chloride

Chloride in drinking-water originates from natural sources, sewage and industrial effluents, urban runoff containing de-icing salt and saline intrusion.

The main source of human exposure to chloride is the addition of salt to food, and the intake from this source is usually greatly in excess of that from drinking-water.

Excessive chloride concentrations increase rates of corrosion of metals in the distribution system, depending on the alkalinity of the water. This can lead to increased concentrations of metals in the supply.

No health-based guideline value is proposed for chloride in drinking-water. However, chloride concentrations in excess of about 250 mg/litre can give rise to detectable taste in water (see chapter 10).

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* suggested that concentrations of chloride greater than 600 mg/litre would markedly impair the potability of the water. The 1963 and 1971 International Standards retained this value as a maximum allowable or permissible concentration. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value of 250 mg/litre was established for chloride, based on taste considerations. No health-based guideline value for chloride in drinking-water was proposed in the 1993 Guidelines, although it was confirmed that chloride concentrations in excess of about 250 mg/litre can give rise to detectable taste in water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/3).

12.23 Chlorine

Chlorine is produced in large amounts and widely used both industrially and domestically as an important disinfectant and bleach. In particular, it is widely used in the disinfection of swimming pools and is the most commonly used disinfectant and oxidant in drinking-water treatment. In water, chlorine reacts to form hypochlorous acid and hypochlorites.

Guideline value	5 mg/litre
Occurrence	Present in most disinfected drinking-water at concentrations of 0.2–1 mg/litre
TDI	150 µg/kg of body weight, derived from a NOAEL for the absence of toxicity in rodents ingesting chlorine in drinking-water for 2 years
Limit of detection	0.01 µg/litre following pre-column derivatization to 4-bromoacetanilide by HPLC; 10 µg/litre as free chlorine by colorimetry; 0.2 mg/litre by ion chromatography
Treatment achievability	It is possible to reduce the concentration of chlorine effectively to zero (< 0.1 mg/litre) by reduction. However, it is normal practice to supply water with a chlorine residual of a few tenths of a milligram per litre to act as a preservative during distribution.
Guideline derivation	
● allocation to water	100% of TDI
● weight	60-kg adult
● consumption	2 litres/day
Additional comments	<ul style="list-style-type: none"> ● The guideline value is conservative, as no adverse effect level was identified in the critical study. ● Most individuals are able to taste chlorine at the guideline value.

Toxicological review

In humans and animals exposed to chlorine in drinking-water, no specific adverse treatment-related effects have been observed. IARC has classified hypochlorite in Group 3.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to chlorine. The 1993 Guidelines established a guideline value of 5 mg/litre for free chlorine in drinking-water, but noted that this value is conservative, as no adverse effect level was identified in the study used. It was also noted that most individuals are able to taste chlorine at the guideline value.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chlorine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/45).

12.24 Chlorite and chlorate

Chlorite and chlorate are DBPs resulting from the use of chlorine dioxide as a disinfectant and for odour/taste control in water. Chlorine dioxide is also used as a bleaching agent for cellulose, paper pulp, flour and oils. Sodium chlorite and sodium chlorate are both used in the production of chlorine dioxide as well as for other commercial purposes. Chlorine dioxide rapidly decomposes into chlorite, chlorate and chloride ions in treated water, chlorite being the predominant species; this reaction is favoured by alkaline conditions. The major route of environmental exposure to chlorine dioxide, sodium chlorite and sodium chlorate is through drinking-water.

Provisional guideline values	
Chlorite	0.7 mg/litre
Chlorate	0.7 mg/litre
	The guideline values for chlorite and chlorate are designated as provisional because use of chlorine dioxide as a disinfectant may result in the chlorite and chlorate guideline values being exceeded, and difficulties in meeting the guideline value must never be a reason for compromising adequate disinfection.
Occurrence	Levels of chlorite in water reported in one study ranged from 3.2 to 7.0 mg/litre; however, the combined levels will not exceed the dose of chlorine dioxide applied.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

TDIs	
Chlorite	30 µg/kg of body weight based on a NOAEL of 2.9 mg/kg of body weight per day identified in a two-generation study in rats, based on lower startle amplitude, decreased absolute brain weight in the F ₁ and F ₂ generations and altered liver weights in two generations, using an uncertainty factor of 100 (10 each for inter- and intraspecies variation)
Chlorate	30 µg/kg of body weight based on a NOAEL of 30 mg/kg of body weight per day in a recent well conducted 90-day study in rats, based on thyroid gland colloid depletion at the next higher dose, and using an uncertainty factor of 1000 (10 each for inter- and intraspecies variation and 10 for the short duration of the study)
Limit of detection	5 µg/litre by ion chromatography with suppressed conductivity detection for chlorate
Treatment achievability	It is possible to reduce the concentration of chlorine dioxide effectively to zero (< 0.1 mg/litre) by reduction; however, it is normal practice to supply water with a chlorine dioxide residual of a few tenths of a milligram per litre to act as a preservative during distribution. Chlorate concentrations arising from the use of sodium hypochlorite are generally around 0.1 mg/litre, although concentrations above 1 mg/litre have been reported. With chlorine dioxide disinfection, the concentration of chlorate depends heavily on process conditions (in both the chlorine dioxide generator and the water treatment plant) and applied dose of chlorine dioxide. As there is no viable option for reducing chlorate concentrations, control of chlorate concentration must rely on preventing its addition (from sodium hypochlorite) or formation (from chlorine dioxide). Chlorite ion is an inevitable by-product arising from the use of chlorine dioxide. When chlorine dioxide is used as the final disinfectant at typical doses, the resulting chlorite concentration should be <0.2 mg/litre. If chlorine dioxide is used as a pre-oxidant, the resulting chlorite concentration may need to be reduced using ferrous iron or activated carbon.
Guideline derivation	
• allocation to water	80% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Chlorine dioxide

Chlorine dioxide has been shown to impair neurobehavioural and neurological development in rats exposed perinatally. Significant depression of thyroid hormones has also been observed in rats and monkeys exposed to it in drinking-water studies. A guideline value has not been established for chlorine dioxide because of its rapid hydrolysis to chlorite and because the chlorite provisional guideline value is adequately protective for potential toxicity from chlorine dioxide. The taste and odour threshold for this compound is 0.4 mg/litre.

Chlorite

IARC has concluded that chlorite is not classifiable as to its carcinogenicity to humans. The primary and most consistent finding arising from exposure to chlorite is oxidative stress resulting in changes in the red blood cells. This end-point is seen in laboratory animals and, by analogy with chlorate, in humans exposed to high doses in poisoning incidents. Studies with human volunteers for up to 12 weeks did not identify any effect on blood parameters at the highest dose tested, 36 µg/kg of body weight per day.

Chlorate

Like chlorite, the primary concern with chlorate is oxidative damage to red blood cells. Also like chlorite, a chlorate dose of 36 µg/kg of body weight per day for 12 weeks did not result in any adverse effects in human volunteers. Although the database for chlorate is less extensive than that for chlorite, a recent well conducted 90-day study in rats is available. A long-term study is in progress, which should provide more information on chronic exposure to chlorate.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to chlorine dioxide, chlorate or chlorite. The 1993 Guidelines established a provisional health-based guideline value of 0.2 mg/litre for chlorite in drinking-water. The guideline value was designated as provisional because use of chlorine dioxide as a disinfectant may result in the chlorite guideline value being exceeded, and difficulties in meeting the guideline value must never be a reason for compromising disinfection. The 1993 Guidelines did not establish a health-based guideline value for chlorine dioxide in drinking-water because of its rapid breakdown and because the provisional guideline value for chlorite is adequately protective for potential toxicity from chlorine dioxide. The 1993 Guidelines concluded that available data on the effects of chlorate in humans and experimental animals are insufficient to permit development of a guideline value and recommended that further research was needed to characterize the non-lethal effects of chlorate. It was noted that the taste and odour threshold for chlorine dioxide is 0.4 mg/litre.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 216).

WHO (2003) *Chlorite and chlorate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/86).

12.25 Chloroacetones

1,1-Dichloroacetone is formed from the reaction between chlorine and organic precursors and has been detected in chlorinated drinking-water. Concentrations are estimated to be less than 10 µg/litre and usually less than 1 µg/litre.

The toxicological data on 1,1-dichloroacetone are very limited, although studies with single doses indicate that it affects the liver.

There are insufficient data at present to permit the proposal of guideline values for 1,1-dichloroacetone or any of the other chloroacetones.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to chloroacetones. The 1993 Guidelines concluded that there were insufficient data available to permit the proposal of guideline values for any of the chloroacetones.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chloroacetones in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/50).

12.26 Chlorophenols (2-chlorophenol, 2,4-dichlorophenol, 2,4,6-trichlorophenol)

Chlorophenols are present in drinking-water as a result of the chlorination of phenols, as by-products of the reaction of hypochlorite with phenolic acids, as biocides or as degradation products of phenoxy herbicides. Those most likely to occur in drinking-water as by-products of chlorination are 2-chlorophenol, 2,4-dichlorophenol and 2,4,6-trichlorophenol. The taste thresholds for chlorophenols in drinking-water are low.

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Guideline value for 2,4,6-trichlorophenol	0.2 mg/litre
Occurrence	Concentrations of chlorophenols in drinking-water are usually less than 1 µg/litre.
Basis of guideline derivation	Applying the linearized multistage model to leukaemias in male rats observed in a 2-year feeding study (hepatic tumours found in this study were not used for risk estimation because of the possible role of contaminants in their induction)
Limit of detection	0.5–5 µg/litre by formation of pentafluorobenzyl ether derivatives; 1–10 µg/litre (monochlorophenols), 0.5 µg/litre (dichlorophenols) and 0.01 µg/litre (trichlorophenols) using GC with ECD
Treatment achievability	2,4,6-Trichlorophenol concentrations are generally less than 1 µg/litre. If necessary, 2,4,6-trichlorophenol concentrations can be reduced using GAC.
Additional comments	The guideline value for 2,4,6-trichlorophenol exceeds its lowest reported taste threshold.

Toxicological review

2-Chlorophenol

Data on the toxicity of 2-chlorophenol are limited. Therefore, no health-based guideline value has been derived.

2,4-Dichlorophenol

Data on the toxicity of 2,4-dichlorophenol are limited. Therefore, no health-based guideline value has been derived.

2,4,6-Trichlorophenol

2,4,6-Trichlorophenol has been reported to induce lymphomas and leukaemias in male rats and hepatic tumours in male and female mice. The compound has not been shown to be mutagenic in the Ames test but has shown weak mutagenic activity in other *in vitro* and *in vivo* studies. IARC has classified 2,4,6-trichlorophenol in Group 2B.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to chlorophenols. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, no guideline values for 2-chlorophenol, 4-chlorophenol, 2,4-dichlorophenol, 2,6-dichlorophenol or 2,4,5-trichlorophenol were recommended after a detailed evaluation of the compounds, although it was suggested that individual chlorophenols should not be present in drinking-water at a level above 0.0001 mg/litre for organoleptic reasons (and the total phenol content of water to be chlorinated should be kept below 0.001 mg/litre). In the same edition, a health-based guideline value of 0.01 mg/litre was recommended for 2,4,6-trichlorophenol, while noting

that the linear multistage extrapolation model appropriate for chemical carcinogens that was used in its derivation involved considerable uncertainty. It was also noted that 2,4,6-trichlorophenol may be detected by its taste and odour at a concentration of 0.0001 mg/litre. No health-based guidelines for 2-chlorophenol or 2,4-dichlorophenol were derived in the 1993 Guidelines, as data on their toxicity were limited. A guideline value of 0.2 mg/litre, associated with a 10^{-5} upper-bound excess lifetime cancer risk, was calculated for 2,4,6-trichlorophenol. This concentration exceeds the lowest reported taste threshold for the chemical (0.002 mg/litre).

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chlorophenols in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/47).

12.27 Chloropicrin

Chloropicrin, or trichloronitromethane, is formed by the reaction of chlorine with humic and amino acids and with nitrophenols. Its formation is increased in the presence of nitrates. Limited data from the USA indicate that concentrations in drinking-water are usually less than 5 µg/litre.

Decreased survival and body weights have been reported following long-term oral exposure in laboratory animals. Chloropicrin has been shown to be mutagenic in bacterial tests and in *in vitro* assays in lymphocytes. Because of the high mortality in a carcinogenesis bioassay and the limited number of end-points examined in the 78-week toxicity study, the available data were considered inadequate to permit the establishment of a guideline value for chloropicrin.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to chloropicrin. The 1993 Guidelines considered the available data to be inadequate to permit the establishment of a guideline value for chloropicrin in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chloropicrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/52).

12.28 Chlorotoluron

Chlorotoluron (CAS No. 15545-48-9) is a pre- or early post-emergence herbicide that is slowly biodegradable and mobile in soil. There is only very limited exposure to this compound from food.

Guideline value	0.03 mg/litre
Occurrence	Detected in drinking-water at concentrations of less than 1 µg/litre
TDI	11.3 µg/kg of body weight, derived from a NOAEL of 11.3 mg/kg of body weight per day for systemic effects in a 2-year feeding study in mice using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for evidence of carcinogenicity)
Limit of detection	0.1 µg/litre by separation by reverse-phase HPLC followed by UV and electrochemical detection
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Chlorotoluron is of low toxicity in single, short-term and long-term exposures in animals, but it has been shown to cause an increase in adenomas and carcinomas of the kidneys of male mice given high doses for 2 years. As no carcinogenic effects were reported in a 2-year study in rats, it has been suggested that chlorotoluron has a carcinogenic potential that is both species- and sex-specific. Chlorotoluron and its metabolites have shown no evidence of genotoxicity.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to chlorotoluron, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Chlorotoluron was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.03 mg/litre for chlorotoluron in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chlorotoluron in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/33).

12.29 Chlorpyrifos

Chlorpyrifos (CAS No. 2921-88-2) is a broad-spectrum organophosphorus insecticide used for the control of mosquitos, flies, various crop pests in soil and on foliage, household pests and aquatic larvae. Although it is not recommended for addition to water for public health purposes by WHOPES, it may be used in some countries as an aquatic larvicide for the control of mosquito larvae. Chlorpyrifos is strongly absorbed by soil and does not readily leach from it, degrading slowly by microbial action. It has a low solubility in water and great tendency to partition from aqueous into organic phases in the environment.

Guideline value	0.03 mg/litre
Occurrence	Detected in surface waters in USA, usually at concentrations below 0.1 µg/litre; also detected in groundwater in less than 1% of the wells tested, usually at concentrations below 0.01 µg/litre
ADI	0.01 mg/kg of body weight on the basis of a NOAEL of 1 mg/kg of body weight per day for inhibition of brain acetylcholinesterase activity in studies in mice, rats and dogs, using a 100-fold uncertainty factor, and on the basis of a NOAEL of 0.1 mg/kg of body weight per day for inhibition of erythrocyte acetylcholinesterase activity in a study of human subjects exposed for 9 days, using a 10-fold uncertainty factor
Limit of detection	1 µg/litre by GC using an ECD or flame photometric detection
Treatment achievability	No data available; should be amenable to treatment by coagulation (10–20% removal), activated carbon adsorption and ozonation
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of ADI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

JMPR concluded that chlorpyrifos is unlikely to pose a carcinogenic risk to humans. Chlorpyrifos was not genotoxic in an adequate range of studies *in vitro* and *in vivo*. In long-term studies, inhibition of cholinesterase activity was the main toxicological finding in all species.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to chlorpyrifos, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Chlorpyrifos was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, in the second edition, published in 1993, or in the addendum to the second edition, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- FAO/WHO (2000) *Pesticide residues in food – 1999 evaluations. Part II – Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/00.4).
- WHO (2003) *Chlorpyrifos in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/87).

12.30 Chromium

Chromium is widely distributed in the Earth's crust. It can exist in valences of +2 to +6. In general, food appears to be the major source of intake.

Provisional guideline value	0.05 mg/litre for total chromium The guideline value is designated as provisional because of uncertainties in the toxicological database.
Occurrence	Total chromium concentrations in drinking-water are usually less than 2 µg/litre, although concentrations as high as 120 µg/litre have been reported.
Basis of guideline value derivation	There are no adequate toxicity studies available to provide a basis for a NOAEL. The guideline value was first proposed in 1958 for hexavalent chromium, based on health concerns, but was later changed to a guideline for total chromium because of difficulties in analysing for the hexavalent form only.
Limit of detection	0.05–0.2 µg/litre for total chromium by AAS
Treatment achievability	0.015 mg/litre should be achievable using coagulation

Toxicological review

In a long-term carcinogenicity study in rats given chromium(III) by the oral route, no increase in tumour incidence was observed. In rats, chromium(VI) is a carcinogen via the inhalation route, although the limited data available do not show evidence

for carcinogenicity via the oral route. In epidemiological studies, an association has been found between exposure to chromium(VI) by the inhalation route and lung cancer. IARC has classified chromium(VI) in Group 1 (human carcinogen) and chromium(III) in Group 3. Chromium(VI) compounds are active in a wide range of *in vitro* and *in vivo* genotoxicity tests, whereas chromium(III) compounds are not.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* recommended a maximum allowable concentration of 0.05 mg/litre for chromium (hexavalent), based on health concerns. This value was retained in the 1963 *International Standards*. Chromium was not evaluated in the 1971 *International Standards*. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, the guideline value of 0.05 mg/litre for total chromium was retained; total chromium was specified because of difficulties in analysing for the hexavalent form only. The 1993 *Guidelines* questioned the guideline value of 0.05 mg/litre because of the carcinogenicity of hexavalent chromium by the inhalation route and its genotoxicity, although the available toxicological data did not support the derivation of a new value. As a practical measure, 0.05 mg/litre, which is considered to be unlikely to give rise to significant health risks, was retained as the provisional guideline value until additional information becomes available and chromium can be re-evaluated.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chromium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/4).

12.31 Copper

Copper is both an essential nutrient and a drinking-water contaminant. It has many commercial uses. It is used to make pipes, valves and fittings and is present in alloys and coatings. Copper sulfate pentahydrate is sometimes added to surface water for the control of algae. Copper concentrations in drinking-water vary widely, with the primary source most often being the corrosion of interior copper plumbing. Levels in running or fully flushed water tend to be low, whereas those in standing or partially flushed water samples are more variable and can be substantially higher (frequently > 1 mg/litre). Copper concentrations in treated water often increase during distribution, especially in systems with an acid pH or high-carbonate waters with an alkaline pH. Food and water are the primary sources of copper exposure in developed

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

countries. Consumption of standing or partially flushed water from a distribution system that includes copper pipes or fittings can considerably increase total daily copper exposure, especially for infants fed formula reconstituted with tap water.

Guideline value	2 mg/litre
Occurrence	Concentrations in drinking-water range from ≤ 0.005 to >30 mg/litre, primarily as a result of the corrosion of interior copper plumbing.
Basis of guideline derivation	To be protective against acute gastrointestinal effects of copper and provide an adequate margin of safety in populations with normal copper homeostasis
Limit of detection	0.02–0.1 $\mu\text{g/litre}$ by ICP/MS; 0.3 $\mu\text{g/litre}$ by ICP/optical emission spectroscopy; 0.5 $\mu\text{g/litre}$ by FAAS
Treatment achievability	Copper is not removed by conventional treatment processes. However, copper is not normally a raw water contaminant.
Additional comments	<ul style="list-style-type: none"> • For adults with normal copper homeostasis, the guideline value should permit consumption of 2 or 3 litres of water per day, use of a nutritional supplement and copper from foods without exceeding the tolerable upper intake level of 10 mg/day or eliciting an adverse gastrointestinal response. • Staining of laundry and sanitary ware occurs at copper concentrations above 1 mg/litre. At levels above 2.5 mg/litre, copper imparts an undesirable bitter taste to water; at higher levels, the colour of water is also impacted. • In most instances where copper tubing is used as a plumbing material, concentrations of copper will be below the guideline value. However, there are some conditions, such as highly acidic or aggressive waters, that will give rise to much higher copper concentrations, and the use of copper tubing may not be appropriate in such circumstances.

Toxicological review

IPCS concluded that the upper limit of the acceptable range of oral intake in adults is uncertain but is most likely in the range of several (more than 2 or 3) but not many milligrams per day in adults. This evaluation was based solely on studies of gastrointestinal effects of copper-contaminated drinking-water. The available data on toxicity in animals were not considered helpful in establishing the upper limit of the acceptable range of oral intake due to uncertainty about an appropriate model for humans, but they help to establish a mode of action for the response. The data on the gastrointestinal effects of copper must be used with caution, since the effects observed are influenced by the concentration of ingested copper to a greater extent than the total mass or dose ingested in a 24-h period. Recent studies have delineated the threshold for the effects of copper in drinking-water on the gastrointestinal tract, but there is still some uncertainty regarding the long-term effects of copper on sensitive populations, such as carriers of the gene for Wilson disease and other metabolic disorders of copper homeostasis.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* suggested that concentrations of copper greater than 1.5 mg/litre would markedly impair the potability of the water. The 1963 and 1971 International Standards retained this value as a maximum allowable or permissible concentration. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value of 1.0 mg/litre was established for copper, based on its laundry and other staining properties. The 1993 Guidelines derived a provisional health-based guideline value of 2 mg/litre for copper from the PMTDI proposed by JECFA, based on a rather old study in dogs that did not take into account differences in copper metabolism between infants and adults. The guideline value was considered provisional because of the uncertainties regarding copper toxicity in humans. This guideline value was retained in the addendum to the Guidelines published in 1998 and remained provisional as a result of uncertainties in the dose–response relationship between copper in drinking-water and acute gastrointestinal effects in humans. It was stressed that the outcome of epidemiological studies in progress in Chile, Sweden and the USA may permit more accurate quantification of effect levels for copper-induced toxicity in humans, including sensitive subpopulations. Copper can also give rise to taste problems at concentrations above 5 mg/litre and can stain laundry and sanitary ware at concentrations above 1 mg/litre.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- IPCS (1998) *Copper*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 200).
- WHO (2003) *Copper in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/88).

12.32 Cyanazine

Cyanazine (CAS No. 21725-46-2) is a member of the triazine family of herbicides. It is used as a pre- and post-emergence herbicide for the control of annual grasses and broadleaf weeds. It can be degraded in soil and water by microorganisms and by hydrolysis.

Guideline value	0.0006 mg/litre (0.6 µg/litre)
Occurrence	Has been detected in surface water and groundwater, usually at concentrations of a few micrograms per litre, although levels as high as 1.3 and 3.5 mg/litre have been measured in surface water and groundwater, respectively

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

TDI	0.198 µg/kg of body weight based on a NOAEL of 0.198 mg/kg of body weight for hyperactivity in male rats in a 2-year toxicity/carcinogenicity study, with an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for limited evidence of carcinogenicity)
Limit of detection	0.01 µg/litre by GC with MS
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
● allocation to water	10% of TDI
● weight	60-kg adult
● consumption	2 litres/day

Toxicological review

On the basis of the available mutagenicity data on cyanazine, evidence for genotoxicity is equivocal. Cyanazine causes mammary gland tumours in Sprague-Dawley rats but not in mice. The mechanism of mammary gland tumour development in Sprague-Dawley rats is currently under investigation and may prove to be hormonal (cf. atrazine). Cyanazine is also teratogenic in Fischer 344 rats at dose levels of 25 mg/kg of body weight per day and higher.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to cyanazine, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, no guideline value for triazine herbicides, which include cyanazine, was recommended after a detailed evaluation of the compounds. Cyanazine was not evaluated in the second edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1993. In the addendum to the second edition of these Guidelines, published in 1998, a health-based guideline value of 0.6 µg/litre was established for cyanazine in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Cyanazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/60).

12.33 Cyanide

Cyanides can be found in some foods, particularly in some developing countries, and they are occasionally found in drinking-water, primarily as a consequence of industrial contamination.

Guideline value	0.07 mg/litre
Occurrence	Occasionally found in drinking-water
TDI	12 µg/kg of body weight, based on a LOAEL of 1.2 mg/kg of body weight per day for effects on behavioural patterns and serum biochemistry in a 6-month study in pigs, using an uncertainty factor of 100 for inter- and intraspecies variation (no additional factor for use of a LOAEL instead of a NOAEL was considered necessary because of doubts over the biological significance of the observed changes)
Limit of detection	2 µg/litre by titrimetric and photometric techniques
Treatment achievability	Cyanide is removed from water by high doses of chlorine.
Guideline derivation	
• allocation to water	20% of TDI (because exposure to cyanide from other sources is normally small and because exposure from water is only intermittent)
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional considerations	The guideline value is considered to be protective for acute and long-term exposure.

Toxicological review

The acute toxicity of cyanides is high. Effects on the thyroid and particularly the nervous system were observed in some populations as a consequence of the long-term consumption of inadequately processed cassava containing high levels of cyanide.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* recommended a maximum allowable concentration of 0.01 mg/litre for cyanide, based on health concerns. This value was raised to 0.2 mg/litre in the 1963 International Standards. The tentative upper concentration limit was lowered to 0.05 mg/litre in the 1971 International Standards upon consideration of the ADI of hydrogen cyanide residues in some fumigated foods of 0.05 mg/kg of body weight and to ensure that the water source is not too highly contaminated by industrial effluents and that water treatment has been adequate. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was determined that a guideline value of 0.1 mg/litre would be a reasonable level for the protection of public health. A health-based guideline value of 0.07 mg/litre, which was considered to be protective for both acute and long-term exposure, was derived in the 1993 Guidelines.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Cyanide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/5).

12.34 Cyanogen chloride

Cyanogen chloride is a by-product of chloramination. It is a reaction product of organic precursors with hypochlorous acid in the presence of ammonium ion. Concentrations detected in drinking-water treated with chlorine and chloramine were 0.4 and 1.6 µg/litre, respectively.

Cyanogen chloride is rapidly metabolized to cyanide in the body. There are few data on the oral toxicity of cyanogen chloride, and the guideline value is based, therefore, on cyanide. The guideline value is 70 µg/litre for cyanide as total cyanogenic compounds (see Cyanide in section 12.33).

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to cyanogen chloride. The 1993 Guidelines derived a health-based guideline value for cyanogen chloride based on cyanide, as cyanogen chloride is rapidly metabolized to cyanide in the body and as there are few data on the oral toxicity of cyanogen chloride. The guideline value is 0.07 mg/litre for cyanide as total cyanogenic compounds (see Cyanide in section 12.33).

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Cyanogen chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/51).

12.35 2,4-D (2,4-dichlorophenoxyacetic acid)

The term 2,4-D is used here to refer to the free acid, 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (CAS No. 94-75-7). Commercial 2,4-D products are marketed as the free acid, alkali

12. CHEMICAL FACT SHEETS

and amine salts, and ester formulations. 2,4-D itself is chemically stable, but its esters are rapidly hydrolysed to the free acid. 2,4-D is a systemic herbicide used for control of broad-leaved weeds, including aquatic weeds. 2,4-D is rapidly biodegraded in the environment. Residues of 2,4-D in food rarely exceed a few tens of micrograms per kilogram.

Guideline value	0.03 mg/litre
Occurrence	Levels in water usually below 0.5 µg/litre, although concentrations as high as 30 µg/litre have been measured
ADI	0.01 mg/kg of body weight for the sum of 2,4-D and its salts and esters, expressed as 2,4-D, on the basis of a NOAEL of 1 mg/kg of body weight per day in a 1-year study of toxicity in dogs (for a variety of effects, including histopathological lesions in kidneys and liver) and a 2-year study of toxicity and carcinogenicity in rats (for renal lesions)
Limit of detection	0.1 µg/litre by gas-liquid chromatography with electrolytic conductivity detection
Treatment achievability	1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of ADI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	The guideline value applies to 2,4-D, as salts and esters of 2,4-D are rapidly hydrolysed to the free acid in water

Toxicological review

Epidemiological studies have suggested an association between exposure to chlorophenoxy herbicides, including 2,4-D, and two forms of cancer in humans: soft-tissue sarcomas and non-Hodgkin lymphoma. The results of these studies, however, are inconsistent; the associations found are weak, and conflicting conclusions have been reached by the investigators. Most of the studies did not provide information on exposure specifically to 2,4-D, and the risk was related to the general category of chlorophenoxy herbicides, a group that includes 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid (2,4,5-T), which was potentially contaminated with dioxins. JMPR concluded that it was not possible to evaluate the carcinogenic potential of 2,4-D on the basis of the available epidemiological studies. JMPR has also concluded that 2,4-D and its salts and esters are not genotoxic. The toxicity of the salts and esters of 2,4-D is comparable to that of the acid.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to 2,4-D, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. In the first edition of the *Guide-*

lines for Drinking-water Quality, published in 1984, a health-based guideline value of 0.1 mg/litre was recommended for 2,4-D, based on the ADI recommended by WHO in 1976, but it was noted that some individuals may be able to detect 2,4-D by taste and odour at levels exceeding 0.05 mg/litre. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.03 mg/litre for 2,4-D in drinking-water. This guideline value was retained in the addendum to these Guidelines, published in 1998, but was based on the more recent (1996) toxicological evaluation conducted by JMPR. This guideline value applies to 2,4-D, as salts and esters of 2,4-D are rapidly hydrolysed to the free acid in water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal references

FAO/WHO (1997) *Pesticide residues in food – 1996. Evaluations 1996. Part II – Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/97.1).

WHO (2003) *2,4-D in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/70).

12.36 2,4-DB

The half-lives for degradation of chlorophenoxy herbicides, including 2,4-DB (CAS No. 94-82-6), in the environment are in the order of several days. Chlorophenoxy herbicides are not often found in food.

Guideline value	0.09 mg/litre
Occurrence	Chlorophenoxy herbicides not frequently found in drinking- water; when detected, concentrations are usually no greater than a few micrograms per litre
TDI	30 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 3 mg/kg of body weight per day for effects on body and organ weights, blood chemistry and haematological parameters in a 2-year study in rats, with an uncertainty factor of 100 (for inter- and intraspecies variation)
Limit of detection	1 µg/litre to 1 mg/litre for various methods commonly used for the determination of chlorophenoxy herbicides in water, including solvent extraction, separation by GC, gas–liquid chromatography, thin-layer chromatography or HPLC, with ECD or UV detection
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional considerations	The NOAEL used in the guideline value derivation is similar to the NOAEL of 2.5 mg/kg of body weight per day obtained in a short-term study in beagle dogs and the NOAEL for hepatocyte hypertrophy of 5 mg/kg of body weight per day obtained in a 3-month study in rats.

Toxicological review

Chlorophenoxy herbicides, as a group, have been classified in Group 2B by IARC. However, the available data from studies in exposed populations and animals do not permit assessment of the carcinogenic potential to humans of any specific chlorophenoxy herbicide. Therefore, drinking-water guidelines for these compounds are based on a threshold approach for other toxic effects.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to chlorophenoxy herbicides, including 2,4-DB, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. 2,4-DB was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.09 mg/litre for 2,4-DB.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

12.37 DDT and metabolites

The structure of DDT (CAS No. 107917-42-0) permits several different isomeric forms, and commercial products consist predominantly of *p,p'*-DDT. Its use has been restricted or banned in several countries, although DDT is still used in some countries for the control of vectors that transmit yellow fever, sleeping sickness, typhus, malaria and other insect-transmitted diseases. DDT and its metabolites are persistent

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

in the environment and resistant to complete degradation by microorganisms. Food is the major source of intake of DDT and related compounds for the general population.

Guideline value	0.001 mg/litre
Occurrence	Detected in surface water at concentrations below 1 µg/litre; also detected in drinking-water at 100-fold lower concentrations
PTDI	0.01 mg/kg of body weight based on a NOAEL of 1 mg/kg of body weight per day for developmental toxicity in rats, applying an uncertainty factor of 100
Limit of detection	0.011 µg/litre by GC using an ECD
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using coagulation or GAC
Guideline derivation	
● allocation to water	1% of PTDI
● weight	10-kg child
● consumption	1 litre/day
Additional comments	<ul style="list-style-type: none"> ● DDT is listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Hence, monitoring may occur in addition to that required by drinking-water guidelines. ● The guideline value is derived on the basis of a 10-kg child consuming 1 litre of drinking-water per day, because infants and children may be exposed to greater amounts of chemicals in relation to their body weight and because of concern over the bioaccumulation of DDT. ● It should be emphasized that the benefits of DDT use in malaria and other vector control programmes outweigh any health risk from the presence of DDT in drinking-water.

Toxicological review

A working group convened by IARC classified the DDT complex as a non-genotoxic carcinogen in rodents and a potent promoter of liver tumours. IARC has concluded that there is insufficient evidence in humans and sufficient evidence in experimental animals for the carcinogenicity of DDT (Group 2B) based upon liver tumours observed in rats and mice. The results of epidemiological studies of pancreatic cancer, multiple myeloma, non-Hodgkin lymphoma and uterine cancer did not support the hypothesis of an association with environmental exposure to the DDT complex. Conflicting data were obtained with regard to some genotoxic end-points. In most studies, DDT did not induce genotoxic effects in rodent or human cell systems, nor was it mutagenic to fungi or bacteria. The US Agency for Toxic Substances and Disease Registry concluded that the DDT complex could impair reproduction and/or development in several species. Hepatic effects of DDT in rats include increased liver weights, hypertrophy, hyperplasia, induction of microsomal enzymes, including cytochrome P450, cell necrosis, increased activity of serum liver enzymes and mitogenic effects, which might be related to a regenerative liver response to DDT.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to DDT, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 0.001 mg/litre was recommended for DDT (total isomers), based on the ADI recommended by JMPR in 1969. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.002 mg/litre for DDT and its metabolites in drinking-water, derived from the ADI recommended by JMPR in 1984 and taking into consideration the fact that infants and children may be exposed to greater amounts of chemicals in relation to their body weight, concern over the bioaccumulation of DDT and the significant exposure to DDT by routes other than water. It was noted that the guideline value exceeds the water solubility of DDT of 0.001 mg/litre, but that some DDT may be adsorbed onto the small amount of particulate matter present in drinking-water, so the guideline value could be reached under certain circumstances. It was also emphasized that the benefits of DDT use in malaria and other vector control programmes far outweigh any health risk from the presence of DDT in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

FAO/WHO (2001) *Pesticide residues in food – 2000. Evaluations – 2000. Part II – Toxicology*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/01.3).

WHO (2003) *DDT and its derivatives in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/89).

12.38 Dialkyltins

The group of chemicals known as the organotins is composed of a large number of compounds with differing properties and applications. The most widely used of the organotins are the disubstituted compounds, which are employed as stabilizers in plastics, including polyvinyl chloride (PVC) water pipes, and the trisubstituted compounds, which are widely used as biocides.

The disubstituted compounds that may leach from PVC water pipes at low concentrations for a short time after installation are primarily immunotoxins, although they appear to be of low general toxicity. The data available are insufficient to permit the proposal of guideline values for individual dialkyltins.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to dialkyltins. The 1993 Guidelines concluded that the data available were insufficient to permit the proposal of guideline values for individual dialkyltins.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Dialkyltins in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/109).

12.39 1,2-Dibromo-3-chloropropane (DBCP)

1,2-Dibromo-3-chloropropane (CAS No. 96-12-8) is a soil fumigant that is highly soluble in water. It has a taste and odour threshold in water of 10 µg/litre. DBCP was detected in vegetables grown in treated soils, and low levels have been detected in air.

Guideline value	0.001 mg/litre
Occurrence	Limited survey found levels of up to a few micrograms per litre in drinking-water
Basis of guideline derivation	Linearized multistage model was applied to the data on the incidence of stomach, kidney and liver tumours in the male rat in a 104-week dietary study
Limit of detection	0.02 µg/litre by GC with ECD
Treatment achievability	1 µg/litre should be achievable using air stripping followed by GAC
Additional comments	The guideline value of 1 µg/litre should be protective for the reproductive toxicity of DBCP.

Toxicological review

On the basis of animal data from different strains of rats and mice, DBCP was determined to be carcinogenic in both sexes by the oral, inhalation and dermal routes. DBCP was also determined to be a reproductive toxicant in humans and several species of laboratory animals. DBCP was found to be genotoxic in a majority of *in vitro* and *in vivo* assays. IARC has classified DBCP in Group 2B based upon sufficient evidence of carcinogenicity in animals. Recent epidemiological evidence suggests an increase in cancer mortality in individuals exposed to high levels of DBCP.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to DBCP, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may

occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. DBCP was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines calculated a guideline value of 0.001 mg/litre for DBCP in drinking-water, corresponding to an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} and sufficiently protective for the reproductive toxicity of the pesticide. It was noted that for a contaminated water supply, extensive treatment would be required to reduce the level of DBCP to the guideline value.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *1,2-Dibromo-3-chloropropane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/34).

12.40 1,2-Dibromoethane (ethylene dibromide)

1,2-Dibromoethane (CAS No. 106-93-4) is used as a lead scavenger in tetra-alkyl lead petrol and antiknock preparations and as a fumigant for soils, grains and fruits. However, with the phasing out of leaded petrol and of the use of 1,2-dibromoethane in agricultural applications in many countries, use of this substance has declined significantly. In addition to its continued use as a petrol additive in some countries, 1,2-dibromoethane is currently used principally as a solvent and as an intermediate in the chemical industry.

Provisional guideline value	0.0004 mg/litre (0.4 µg/litre) The guideline value is provisional due to serious limitations of the critical studies.
Occurrence	Detected in groundwater following its use as a soil fumigant at concentrations as high as 100 µg/litre
Basis of guideline derivation	Lower end of the range (and thus more conservative estimate) of lifetime low-dose cancer risks calculated by linearized multistage modelling of the incidences of haemangiosarcomas and tumours in the stomach, liver, lung and adrenal cortex (adjusted for the observed high early mortality, where appropriate, and corrected for the expected rate of increase in tumour formation in rodents in a standard bioassay of 104 weeks) of rats and/or mice exposed to 1,2-dibromoethane by gavage

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Limit of detection	0.01 µg/litre by microextraction GC/MS; 0.03 µg/litre by purge and trap GC with halogen-specific detector; 0.8 µg/litre by purge-and-trap capillary column GC with photoionization and electrolytic conductivity detectors in series
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC

Toxicological review

1,2-Dibromoethane has induced an increased incidence of tumours at several sites in all carcinogenicity bioassays identified in which rats or mice were exposed to the compound by gavage, ingestion in drinking-water, dermal application and inhalation. However, many of these studies were characterized by high early mortality, limited histopathological examination, small group sizes or use of only one exposure level. The substance acted as an initiator of liver foci in an initiation/promotion assay but did not initiate skin tumour development. 1,2-Dibromoethane was consistently genotoxic in *in vitro* assays, although results of *in vivo* assays were mixed. Biotransformation to active metabolites, which have been demonstrated to bind to DNA, is probably involved in the induction of tumours. Available data do not support the existence of a non-genotoxic mechanism of tumour induction. The available data thus indicate that 1,2-dibromoethane is a genotoxic carcinogen in rodents. Data on the potential carcinogenicity in humans are inadequate; however, it is likely that 1,2-dibromoethane is metabolized similarly in rodent species and in humans (although there may be varying potential for the production of active metabolites in humans, owing to genetic polymorphism). IARC classified 1,2-dibromoethane in Group 2A (the agent is probably carcinogenic to humans).

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to 1,2-dibromoethane, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. 1,2-Dibromoethane was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 *Guidelines* noted that 1,2-dibromoethane appears to be a genotoxic carcinogen. However, as the studies to date were inadequate for mathematical risk extrapolation, a guideline value for 1,2-dibromoethane was not derived. The *Guidelines* recommended that 1,2-dibromoethane be re-evaluated as soon as new data became available. In the addendum to these *Guidelines*, published in 1998, the guideline value that corresponds to an upper-bound excess lifetime cancer risk for various tumour types of 10^{-5} was calculated to be in the range 0.0004–0.015 mg/litre. This guideline value was considered to be provisional because of the serious limitations of the critical studies.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

IPCS (1995) *Report of the 1994 meeting of the Core Assessment Group*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, Joint Meeting on Pesticides (WHO/PCS/95.7).

IPCS (1996) *1,2-Dibromoethane*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 177).

WHO (2003) *1,2-Dibromoethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/66).

12.41 Dichloroacetic acid

Chlorinated acetic acids are formed from organic material during water chlorination.

Provisional guideline value	0.05 mg/litre The guideline value is designated as provisional because the data are insufficient to ensure that the value is technically achievable. Difficulties in meeting a guideline value must never be a reason to compromise adequate disinfection.
Occurrence	Found in finished chlorinated water at concentrations up to about 100 µg/litre, but in most cases at concentrations less than 50 µg/litre
TDI	7.6 µg/kg of body weight, based on a study in which no effects were seen in the livers of mice exposed to dichloroacetate at 7.6 mg/kg of body weight per day for 75 weeks and incorporating an uncertainty factor of 1000 (100 for intra- and interspecies variation and 10 for possible carcinogenicity)
Limit of detection	1 µg/litre by GC with ECD; 2 µg/litre by GC/MS
Treatment achievability	Concentrations may be reduced by installing or optimizing coagulation to remove precursors and/or by controlling the pH during chlorination.
Guideline derivation	
• allocation to water	20% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

In several bioassays, dichloroacetate has been shown to induce hepatic tumours in mice. However, the evidence for the carcinogenicity of dichloroacetate is insufficient to derive a guideline value based on carcinogenicity. No adequate data on genotoxicity are available.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to dichloroacetic acid. In the 1993 Guidelines, a provisional guideline value of 0.05 mg/litre was derived for dichloroacetic acid; the guideline value was designated as provisional because the data were insufficient to ensure that the value was technically achievable.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Dichloroacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/121).

12.42 Dichlorobenzenes (1,2-dichlorobenzene, 1,3-dichlorobenzene, 1,4-dichlorobenzene)

The dichlorobenzenes (DCBs) are widely used in industry and in domestic products such as odour-masking agents, chemical dyestuffs and pesticides. Sources of human exposure are predominantly air and food.

Guideline values	
1,2-Dichlorobenzene	1 mg/litre
1,4-Dichlorobenzene	0.3 mg/litre
Occurrence	Have been found in raw water sources at levels as high as 10 µg/litre and in drinking-water at concentrations up to 3 µg/litre; much higher concentrations (up to 7 mg/litre) present in contaminated groundwater
TDIs	
1,2-Dichlorobenzene	429 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 60 mg/kg of body weight per day for tubular degeneration of the kidney identified in a 2-year mouse gavage study, correcting for 5 days per week dosing and using an uncertainty factor of 100 (for inter- and intraspecies variation)
1,4-Dichlorobenzene	107 µg/kg of body weight, based on a LOAEL of 150 mg/kg of body weight per day for kidney effects identified in a 2-year rat study, correcting for 5 days per week dosing and using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for the use of a LOAEL instead of a NOAEL and the carcinogenicity end-point)

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Limit of detection	0.01–0.25 µg/litre by gas–liquid chromatography with ECD; 3.5 µg/litre by GC using a photoionization detector
Treatment achievability	0.01 mg/litre should be achievable using air stripping
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	Guideline values for both 1,2- and 1,4-DCB far exceed their lowest reported taste thresholds in water of 1 and 6 µg/litre, respectively.

Toxicological review

1,2-Dichlorobenzene

1,2-DCB is of low acute toxicity by the oral route of exposure. Oral exposure to high doses of 1,2-DCB affects mainly the liver and kidneys. The balance of evidence suggests that 1,2-DCB is not genotoxic, and there is no evidence for its carcinogenicity in rodents.

1,3-Dichlorobenzene

There are insufficient toxicological data on this compound to permit a guideline value to be proposed, but it should be noted that it is rarely found in drinking-water.

1,4-Dichlorobenzene

1,4-DCB is of low acute toxicity, but there is evidence that it increases the incidence of renal tumours in rats and of hepatocellular adenomas and carcinomas in mice after long-term exposure. IARC has placed 1,4-DCB in Group 2B. 1,4-DCB is not considered to be genotoxic, and the relevance for humans of the tumours observed in animals is doubtful.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to DCBs. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, no guideline value was recommended for 1,2- or 1,4-DCB after a detailed evaluation of the compounds. Toxicological limits for drinking-water of 0.005–0.05 mg/litre were derived based on an ADI; given that the threshold odour concentrations are 0.003 mg/litre for 1,2-DCB and 0.001 mg/litre for 1,4-DCB, 10% of each of these values was recommended as a level unlikely to give rise to taste and odour problems in drinking-water supplies. The 1993 Guidelines calculated a health-based guideline value of 1 mg/litre for 1,2-DCB, which far exceeds the lowest reported taste threshold of 1,2-DCB in water (0.001 mg/litre). There were insufficient toxicological data on 1,3-DCB to permit a guideline value to be proposed, but the 1993 Guidelines noted that it is rarely found in drinking-water. A health-based guideline value of 0.3 mg/litre was proposed for 1,4-DCB, which far exceeds the lowest reported odour threshold of 1,4-DCB in water (0.0003 mg/litre).

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Dichlorobenzenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/28).

12.43 1,1-Dichloroethane

1,1-Dichloroethane is used as a chemical intermediate and solvent. There are limited data showing that it can be present at concentrations of up to 10 µg/litre in drinking-water. However, because of the widespread use and disposal of this chemical, its occurrence in groundwater may increase.

1,1-Dichloroethane is rapidly metabolized by mammals to acetic acid and a variety of chlorinated compounds. It is of relatively low acute toxicity, and limited data are available on its toxicity from short- and long-term studies. There is limited *in vitro* evidence of genotoxicity. One carcinogenicity study by gavage in mice and rats provided no conclusive evidence of carcinogenicity, although there was some evidence of an increased incidence of haemangiosarcomas in treated animals.

In view of the very limited database on toxicity and carcinogenicity, it was concluded that no guideline value should be proposed.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to 1,1-dichloroethane. In view of the very limited database on toxicity and carcinogenicity, the 1993 Guidelines concluded that no guideline value for 1,1-dichloroethane should be proposed.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *1,1-Dichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/19).

12.44 1,2-Dichloroethane

1,2-Dichloroethane is used mainly as an intermediate in the production of vinyl chloride and other chemicals and to a lesser extent as a solvent. It may enter surface waters via effluents from industries that manufacture or use the substance. It may also enter groundwater, where it may persist for long periods, following disposal in waste sites. It is found in urban air.

Guideline value	0.030 mg/litre
Occurrence	Has been found in drinking-water at levels of up to a few micrograms per litre
Basis of guideline derivation	Applying the linearized multistage model to haemangiosarcomas observed in male rats in a 78-week gavage study
Limit of detection	0.06–2.8 µg/litre by GC/MS; 0.03–0.2 µg/litre by GC with electrolytic conductivity detector; 5 µg/litre by GC with FID; 0.03 µg/litre by GC with photoionization detection
Treatment achievability	0.0001 mg/litre should be achievable using GAC
Additional considerations	The guideline value of 0.030 mg/litre is consistent with the value derived from IPCS (1998), based on a 10^{-5} risk level.

Toxicological review

IARC has classified 1,2-dichloroethane in Group 2B (possible human carcinogen). It has been shown to produce statistically significant increases in a number of tumour types in laboratory animals, including the relatively rare haemangiosarcoma, and the balance of evidence indicates that it is potentially genotoxic. Targets of 1,2-dichloroethane toxicity in orally exposed animals included the immune system, central nervous system, liver and kidney. Data indicate that 1,2-dichloroethane is less potent when inhaled.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to 1,2-dichloroethane. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 0.01 mg/litre was recommended for 1,2-dichloroethane, while noting that the mathematical model appropriate to chemical carcinogens that was used in its derivation involved considerable uncertainty. The 1993 Guidelines calculated a guideline value of 0.03 mg/litre for 1,2-dichloroethane on the basis of haemangiosarcomas observed in male rats, corresponding to an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} .

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- IPCS (1995) *1,2-Dichloroethane*, 2nd ed. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 176).
- IPCS (1998) *1,2-Dichloroethane*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Concise International Chemical Assessment Document 1).
- WHO (2003) *1,2-Dichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/67).

12.45 1,1-Dichloroethene

1,1-Dichloroethene, or vinylidene chloride, is used mainly as a monomer in the production of polyvinylidene chloride co-polymers and as an intermediate in the synthesis of other organic chemicals. It is an occasional contaminant of drinking-water, usually being found together with other chlorinated hydrocarbons. There are no data on levels in food, but levels in air are generally less than 40 ng/m³ except at some manufacturing sites.

Guideline value	0.03 mg/litre
Occurrence	Detected in finished drinking-water taken from groundwater sources at median concentrations of 0.28–1.2 µg/litre and in public drinking-water supplies at concentrations ranging from ≤0.2 to 0.5 µg/litre
TDI	9 µg/kg of body weight, based on a LOAEL (for increased incidence of hepatic lesions in females) of 9 mg/kg of body weight per day in a 2-year drinking-water study in rats, using an uncertainty factor of 1000 (100 for intra- and interspecies variation and 10 for the use of a LOAEL instead of a NOAEL and the potential for carcinogenicity)
Limit of detection	0.025 µg/litre by capillary GC with ECD; 0.07 µg/litre by purge-and-trap packed column GC with ECD or microcoulometric detector; 4.7 µg/litre by purge-and-trap packed column GC/MS
Treatment achievability	0.01 mg/litre should be achievable using GAC or air stripping
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

1,1-Dichloroethene is a central nervous system depressant and may cause liver and kidney toxicity in occupationally exposed humans. It causes liver and kidney damage in laboratory animals. IARC has placed 1,1-dichloroethene in Group 3. It was found to be genotoxic in a number of test systems *in vitro* but was not active in the dominant lethal and micronucleus assays *in vivo*. It induced kidney tumours in mice in one inhalation study but was reported not to be carcinogenic in a number of other studies, including several in which it was given in drinking-water.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to 1,1-dichloroethene. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 0.0003 mg/litre was recommended for 1,1-dichloroethene, while noting that the mathematical model appropriate to chemical carcinogens that was used in its derivation involved considerable uncertainty. A health-based guideline value of 0.03 mg/litre for 1,1-dichloroethene was recommended in the 1993 Guidelines.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *1,1-Dichloroethene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/20).

12.46 1,2-Dichloroethene

1,2-Dichloroethene exists in a *cis* and a *trans* form. The *cis* form is more frequently found as a water contaminant. The presence of these two isomers, which are metabolites of other unsaturated halogenated hydrocarbons in wastewater and anaerobic groundwater, may indicate the simultaneous presence of more toxic organochlorine chemicals, such as vinyl chloride. Accordingly, their presence indicates that more intensive monitoring should be conducted. There are no data on exposure from food. Concentrations in air are low, with higher concentrations, in the microgram per cubic metre range, near production sites. The *cis* isomer was previously used as an anaesthetic.

Guideline value	0.05 mg/litre
Occurrence	Has been found in drinking-water supplies derived from groundwater at levels up to 120 µg/litre
TDI	17 µg/kg of body weight, based on a NOAEL (for increases in serum alkaline phosphatase levels and increased thymus weight) of 17 mg/kg of body weight from a 90-day study in mice administered <i>trans</i> -1,2-dichloroethene in drinking-water, using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for the short duration of the study)
Limit of detection	0.17 µg/litre by GC with MS
Treatment achievability	0.01 mg/litre should be achievable using GAC or air stripping

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Guideline derivation	
● allocation to water	10% of TDI
● weight	60-kg adult
● consumption	2 litres/day

Additional comments	Data on the <i>trans</i> isomer were used to calculate a joint guideline value for both isomers because toxicity for the <i>trans</i> isomer occurred at a lower dose than for the <i>cis</i> isomer and because data suggest that the mouse is a more sensitive species than the rat.
---------------------	--

Toxicological review

There is little information on the absorption, distribution and excretion of 1,2-dichloroethene. However, by analogy with 1,1-dichloroethene, it would be expected to be readily absorbed, distributed mainly to the liver, kidneys and lungs and rapidly excreted. The *cis* isomer is more rapidly metabolized than the *trans* isomer in *in vitro* systems. Both isomers have been reported to cause increased serum alkaline phosphatase levels in rodents. In a 3-month study in mice given the *trans* isomer in drinking-water, there was a reported increase in serum alkaline phosphatase and reduced thymus and lung weights. Transient immunological effects were also reported, the toxicological significance of which is unclear. *Trans*-1,2-dichloroethene also caused reduced kidney weights in rats, but at higher doses. Only one rat toxicity study is available for the *cis* isomer, which produced toxic effects in rats similar in magnitude to those induced by the *trans* isomer in mice, but at higher doses. There are limited data to suggest that both isomers may possess some genotoxic activity. There is no information on carcinogenicity.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to 1,2-dichloroethene. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, no guideline value was recommended after a detailed evaluation of the compound. In the 1993 Guidelines, a joint guideline value of 0.05 mg/litre was calculated for both 1,2-dichloroethene isomers using toxicity data on the *trans* isomer.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *1,2-Dichloroethene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/72).

12.47 Dichloromethane

Dichloromethane, or methylene chloride, is widely used as a solvent for many purposes, including coffee decaffeination and paint stripping. Exposure from drinking-water is likely to be insignificant compared with that from other sources.

Guideline value	0.02 mg/litre
Occurrence	Dichloromethane has been found in surface water samples at concentrations ranging from 0.1 to 743 µg/litre. Levels are usually higher in groundwater because volatilization is restricted; concentrations as high as 3600 µg/litre have been reported. Mean concentrations in drinking-water were less than 1 µg/litre.
TDI	6 µg/kg of body weight, derived from a NOAEL of 6 mg/kg of body weight per day for hepatotoxic effects in a 2-year drinking-water study in rats, using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for concern about carcinogenic potential)
Limit of detection	0.3 µg/litre by purge-and-trap GC with MS detection (note that dichloromethane vapour readily penetrates tubing during the procedure)
Treatment achievability	20 µg/litre should be achievable using air stripping
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Dichloromethane is of low acute toxicity. An inhalation study in mice provided conclusive evidence of carcinogenicity, whereas drinking-water studies in rats and mice provided only suggestive evidence. IARC has placed dichloromethane in Group 2B; however, the balance of evidence suggests that it is not a genotoxic carcinogen and that genotoxic metabolites are not formed in relevant amounts *in vivo*.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to dichloromethane. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, no guideline value was recommended after a detailed evaluation of the compound. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.02 mg/litre for dichloromethane, noting that widespread exposure from other sources is possible.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Dichloromethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/18).

12.48 1,2-Dichloropropane (1,2-DCP)

1,2-Dichloropropane (CAS No. 78-87-5) is used as an insecticide fumigant on grain and soil and to control peach tree borers. It is also used as an intermediate in the production of perchloroethylene and other chlorinated products and as a solvent. 1,2-DCP is relatively resistant to hydrolysis, is poorly adsorbed onto soil and can migrate into groundwater.

Provisional guideline value	0.04 mg/litre The guideline value is provisional owing to limitations of the toxicological database.
Occurrence	Detected in groundwater and drinking-water, usually at concentrations below 20 µg/litre, although levels as high as 440 µg/litre have been measured in well water
TDI	14 µg/kg of body weight based on a LOAEL of 71.4 mg/kg of body weight per day (100 mg/kg of body weight per day corrected for 5 days per week dosing) for changes in haematological parameters in a 13-week study in male rats, with an uncertainty factor of 5000 (100 for inter- and intraspecies variation, 10 for use of a LOAEL and 5 to reflect limitations of the database, including the limited data on <i>in vivo</i> genotoxicity and use of a subchronic study)
Limit of detection	0.02 µg/litre by a purge-and-trap GC method with an electrolytic conductivity detector or GC/MS
Treatment achievability	1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

1,2-DCP was evaluated by IARC in 1986 and 1987. The substance was classified in Group 3 (not classifiable as to its carcinogenicity to humans) on the basis of limited evidence for its carcinogenicity in experimental animals and insufficient data with which to evaluate its carcinogenicity in humans. Results from *in vitro* assays for mutagenicity were mixed. The *in vivo* studies, which were limited in number and design, were negative. In accordance with the IARC evaluation, the evidence from the long-term carcinogenicity studies in mice and rats was considered limited, and it was concluded that the use of a threshold approach for the toxicological evaluation of 1,2-DCP was appropriate.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to 1,2-DCP, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. 1,2-DCP was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines proposed a provisional health-based guideline value of 0.02 mg/litre for 1,2-DCP in drinking-water. The value was provisional because an uncertainty factor of 10 000 was used in its derivation. This guideline value was amended to 0.04 mg/litre in the addendum to these Guidelines, published in 1998, using a lower uncertainty factor. This guideline value was considered to be provisional owing to the magnitude of the uncertainty factor and the fact that the database had not changed since the previous guideline value had been derived.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *1,2-Dichloropropane (1,2-DCP) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/61).

12.49 1,3-Dichloropropane

1,3-Dichloropropane (CAS No. 142-28-9) has several industrial uses and may be found as a contaminant of soil fumigants containing 1,3-dichloropropene. It is rarely found in water.

1,3-Dichloropropane is of low acute toxicity. There is some indication that it may be genotoxic in bacterial systems. No short-term, long-term, reproductive or developmental toxicity data pertinent to exposure via drinking-water could be located in the literature. The available data are considered insufficient to permit recommendation of a guideline value.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to 1,3-dichloropropane, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. 1,3-Dichloropropane was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines concluded that the available data

were insufficient to permit recommendation of a guideline value for 1,3-dichloropropane in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *1,3-Dichloropropane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/35).

12.50 1,3-Dichloropropene

1,3-Dichloropropene (CAS Nos. 542-75-6 isomer mixture; 10061-01-5 *cis* isomer; 10061-02-6 *trans* isomer) is a soil fumigant, the commercial product being a mixture of *cis* and *trans* isomers. It is used to control a wide variety of soil pests, particularly nematodes in sandy soils. Notwithstanding its high vapour pressure, it is soluble in water at the gram per litre level and can be considered a potential water contaminant.

Guideline value	0.02 mg/litre
Occurrence	Has been found in surface water and groundwater at concentrations of a few micrograms per litre
Basis of guideline derivation	Calculated by applying the linearized multistage model to the observation of lung and bladder tumours in female mice in a 2-year gavage study
Limit of detection	0.34 and 0.20 µg/litre by purge-and-trap packed column GC using an electrolytic conductivity detector or microcoulometric detector for <i>cis</i> -1,3-dichloropropene and <i>trans</i> -1,3-dichloropropene, respectively
Treatment achievability	No information found on removal from water

Toxicological review

1,3-Dichloropropene is a direct-acting mutagen that has been shown to produce forestomach tumours following long-term oral gavage exposure in rats and mice. Tumours have also been found in the bladder and lungs of female mice and the liver of male rats. Long-term inhalation studies in the rat have proved negative, whereas some benign lung tumours have been reported in inhalation studies in mice. IARC has classified 1,3-dichloropropene in Group 2B (possible human carcinogen).

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to 1,3-dichloropropene, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide

residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. 1,3-Dichloropropene was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines calculated a guideline value of 0.02 mg/litre for 1,3-dichloropropene in drinking-water, corresponding to an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} .

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *1,3-Dichloropropene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/36).

12.51 Dichlorprop (2,4-DP)

The half-lives for degradation of chlorophenoxy herbicides, including dichlorprop (CAS No. 120-36-5), in the environment are in the order of several days. Chlorophenoxy herbicides are not often found in food.

Guideline value	0.1 mg/litre
Occurrence	Chlorophenoxy herbicides not frequently found in drinking-water; when detected, concentrations are usually no greater than a few micrograms per litre
TDI	36.4 µg/kg of body weight, based on a NOAEL for renal toxicity in a 2-year study in rats of 100 mg/kg of diet, equal to 3.64 mg/kg of body weight per day, applying an uncertainty factor of 100 (for intra- and interspecies variation)
Limit of detection	1 µg/litre to 1 mg/litre for various methods commonly used for the determination of chlorophenoxy herbicides in water, including solvent extraction, separation by GC, gas-liquid chromatography, thin-layer chromatography or HPLC, with ECD or UV detection
Treatment achievability	No data available
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Chlorophenoxy herbicides, as a group, have been classified in Group 2B by IARC. However, the available data from studies in exposed populations and animals do not

permit assessment of the carcinogenic potential to humans of any specific chlorophenoxy herbicide. Therefore, drinking-water guidelines for these compounds are based on a threshold approach for other toxic effects. In dietary studies in rats, slight liver hypertrophy was observed in a 3-month study, and effects in a 2-year study included hepatocellular swelling, mild anaemia, increased incidence of brown pigment in the kidneys (possibly indicative of slight degeneration of the tubular epithelium) and decreased urinary specific gravity and protein.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to chlorophenoxy herbicides, including dichlorprop, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Dichlorprop was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.1 mg/litre for dichlorprop.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

12.52 Di(2-ethylhexyl)adipate

Di(2-ethylhexyl)adipate (DEHA) is used mainly as a plasticizer for synthetic resins such as PVC. Reports of the presence of DEHA in surface water and drinking-water are scarce, but DEHA has occasionally been identified in drinking-water at levels of a few micrograms per litre. As a consequence of its use in PVC films, food is the most important source of human exposure (up to 20 mg/day).

DEHA is of low short-term toxicity; however, dietary levels above 6000 mg/kg of feed induce peroxisomal proliferation in the liver of rodents. This effect is often associated with the development of liver tumours. DEHA induced liver carcinomas in female mice at very high doses but not in male mice or rats. It is not genotoxic. IARC has placed DEHA in Group 3.

A health-based value of 80 µg/litre can be calculated for DEHA on the basis of a TDI of 280 µg/kg of body weight, based on fetotoxicity in rats, and allocating 1% of the TDI to drinking-water. However, because DEHA occurs at concentrations well

below those at which toxic effects are observed, it is not considered necessary to derive a health-based guideline value.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to DEHA. The 1993 Guidelines proposed a health-based guideline value of 0.08 mg/litre for DEHA in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Di(2-ethylhexyl)adipate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/68).

12.53 Di(2-ethylhexyl)phthalate

Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) is used primarily as a plasticizer. Exposure among individuals may vary considerably because of the broad nature of products into which DEHP is incorporated. In general, food will be the main exposure route.

Guideline value	0.008 mg/litre
Occurrence	Found in surface water, groundwater and drinking-water in concentrations of a few micrograms per litre; in polluted surface water and groundwater, concentrations of hundreds of micrograms per litre have been reported
TDI	25 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 2.5 mg/kg of body weight per day for peroxisomal proliferation in the liver in rats, using an uncertainty factor of 100 for inter- and Intraspecies variation
Limit of detection	0.1 µg/litre by GC/MS
Treatment achievability	No data available
Guideline derivation	<ul style="list-style-type: none"> ● allocation to water 1% of TDI ● weight 60-kg adult ● consumption 2 litres/day
Additional comments	The reliability of some data on environmental water samples is questionable because of secondary contamination during sampling and working-up procedures. Concentrations that exceed the solubility more than 10-fold have been reported.

Toxicological review

In rats, DEHP is readily absorbed from the gastrointestinal tract. In primates (including humans), absorption after ingestion is lower. Species differences are also observed

in the metabolic profile. Most species excrete primarily the conjugated mono-ester in urine. Rats, however, predominantly excrete terminal oxidation products. DEHP is widely distributed in the body, with highest levels in liver and adipose tissue, without showing significant accumulation. The acute oral toxicity is low. The most striking effect in short-term toxicity studies is the proliferation of hepatic peroxisomes, indicated by increased peroxisomal enzyme activity and histopathological changes. The available information suggests that primates, including humans, are far less sensitive to this effect than rodents. In long-term oral carcinogenicity studies, hepatocellular carcinomas were found in rats and mice. IARC has concluded that DEHP is possibly carcinogenic to humans (Group 2B). In 1988, JECFA evaluated DEHP and recommended that human exposure to this compound in food be reduced to the lowest level attainable. The Committee considered that this might be achieved by using alternative plasticizers or alternatives to plastic material containing DEHP. In a variety of *in vitro* and *in vivo* studies, DEHP and its metabolites have shown no evidence of genotoxicity, with the exception of induction of aneuploidy and cell transformation.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to DEHP. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.008 mg/litre for DEHP in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Di(2-ethylhexyl)phthalate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/29).

12.54 Dimethoate

Dimethoate (CAS No. 60-51-5) is an organophosphorus insecticide used to control a broad range of insects in agriculture, as well as the housefly. It has a half-life of 18 h to 8 weeks and is not expected to persist in water, although it is relatively stable at pH 2–7. A total daily intake from food of 0.001 µg/kg of body weight has been estimated.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Guideline value	0.006 mg/litre
Occurrence	Detected at trace levels in a private well in Canada, but not detected in a Canadian survey of surface water or drinking- water supplies
ADI	0.002 mg/kg of body weight based on an apparent NOAEL of 1.2 mg/kg of body weight per day for reproductive performance in a study of reproductive toxicity in rats, applying an uncertainty factor of 500 to take into consideration concern regarding whether this could be a LOAEL
Limit of detection	0.05 µg/litre by GC/MS
Treatment achievability	1 µg/litre should be achievable using GAC and chlorination
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of ADI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

In studies with human volunteers, dimethoate has been shown to be a cholinesterase inhibitor and a skin irritant. Dimethoate is not carcinogenic to rodents. JMPR concluded that although *in vitro* studies indicate that dimethoate has mutagenic potential, this potential does not appear to be expressed *in vivo*. In a multigeneration study of reproductive toxicity in rats, the NOAEL appeared to be 1.2 mg/kg of body weight per day, but there was some indication that reproductive performance may have been affected at lower doses. No data were available to assess whether the effects on reproductive performance were secondary to inhibition of cholinesterase. JMPR concluded that it was not appropriate to base the ADI on the results of the studies of volunteers, since the crucial end-point (reproductive performance) has not been assessed in humans. It was suggested that there may be a need to re-evaluate the toxicity of dimethoate after the periodic review of the residue and analytical aspects of dimethoate has been completed if it is determined that omethoate is a major residue.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to dimethoate, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Dimethoate was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, in the second edition, published in 1993, or in the addendum to the second edition, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- FAO/WHO (1997) *Pesticide residues in food – 1996 evaluations. Part II – Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/97.1).
- WHO (2003) *Dimethoate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/90).

12.55 Diquat

Diquat (CAS No. 2764-72-9) is a non-selective contact herbicide and crop desiccant. Diquat may also be used (at or below 1 mg/litre) as an aquatic herbicide for the control of free-floating and submerged aquatic weeds in ponds, lakes and irrigation ditches. Because of its rapid degradation in water and strong adsorption onto sediments, diquat has rarely been found in drinking-water.

Diquat does not appear to be carcinogenic or genotoxic. The main toxicological finding in experimental animals is cataract formation. A health-based value of 6 µg/litre for diquat ion can be calculated on the basis of an ADI of 0.002 mg of diquat ion per kg of body weight, based on cataract formation at the next higher dose in a 2-year study in rats. However, because diquat has rarely been found in drinking-water, it is not considered necessary to derive a guideline value. It should also be noted that the limit of detection of diquat in water is 0.001 mg/litre, and its practical quantification limit is about 0.01 mg/litre.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to diquat, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Diquat was not evaluated in the first two editions of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984 and 1993. In the addendum to the second edition of these Guidelines, published in 1998, a health-based value of 0.006 mg/litre was calculated for the diquat ion using the ADI established by JMPR in 1993. However, the limit of detection of diquat in water is 0.001 mg/litre, and its practical quantification limit is about 0.01 mg/litre. A provisional guideline value of 0.01 mg/litre was therefore established for diquat.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- FAO/WHO (1994) *Pesticide residues in food – 1993. Evaluations – 1993. Part II – Toxicology*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/94.4).

WHO (2003) *Diquat in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/91).

12.56 Edetic acid (EDTA)

Human exposure to EDTA arises directly from its use in food additives, medicines, and personal care and hygiene products. Exposure to EDTA from drinking-water is probably very small in comparison with that from other sources. Once EDTA is present in the aquatic environment, its speciation will depend on the water quality and the presence of trace metals with which it will combine. The removal of EDTA from communal wastewater by biodegradation in sewage purification plants is very limited.

Guideline value	0.6 mg/litre (for EDTA as the free acid)
Occurrence	Present in surface waters generally at concentrations below 70 µg/litre, although higher concentrations (900 µg/litre) have been measured; detected in drinking-water prepared from surface waters at concentrations of 10–30 µg/litre
ADI	1.9 mg/kg of body weight as the free acid (ADI of 2.5 mg/kg of body weight proposed by JECFA for calcium disodium edetate as a food additive)
Limit of detection	1 µg/litre by potentiometric stripping analysis
Treatment achievability	0.01 mg/litre using GAC plus ozonation
Guideline derivation	
• allocation to water	1% of ADI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	Concern has been expressed over the ability of EDTA to complex, and therefore reduce the availability of, zinc. However, this is of significance only at elevated doses substantially in excess of those encountered in the environment.

Toxicological review

Calcium disodium edetate is poorly absorbed from the gut. The long-term toxicity of EDTA is complicated by its ability to chelate essential and toxic metals. Those toxicological studies that are available indicate that the apparent toxicological effects of EDTA have in fact been due to zinc deficiency as a consequence of complexation. EDTA does not appear to be teratogenic or carcinogenic in animals. The vast clinical experience of the use of EDTA in the treatment of metal poisoning has demonstrated its safety in humans.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not

refer to edetic acid. The 1993 Guidelines proposed a provisional health-based guideline value of 0.2 mg/litre for edetic acid, based on an ADI for calcium disodium edetate as a food additive proposed by JECFA in 1973 and assuming that a 10-kg child consumes 1 litre of water per day, in view of the possibility of zinc complexation. The value was considered provisional to reflect the fact that the JECFA ADI had not been considered since 1973. JECFA further evaluated the toxicological studies available on EDTA in 1993 and was unable to add any further important information regarding the toxicity of EDTA and its calcium and sodium salts to the 1973 evaluation. In the addendum to the second edition of the Guidelines, published in 1998, a guideline value of 0.6 mg/litre was derived for EDTA (free acid), using different assumptions from those used in the derivation of the provisional guideline value in the 1993 Guidelines. In particular, it was noted that the ability of EDTA to complex, and therefore reduce the availability of, zinc was of significance only at elevated doses substantially in excess of those encountered in the environment.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Edetic acid (EDTA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/58).

12.57 Endosulfan

Endosulfan (CAS No. 115-29-7) is an insecticide used in countries throughout the world to control pests on fruit, vegetables and tea and on non-food crops such as tobacco and cotton. In addition to its agricultural use, it is used in the control of the tsetse fly, as a wood preservative and for the control of home garden pests. Endosulfan contamination does not appear to be widespread in the aquatic environment, but the chemical has been found in agricultural runoff and rivers in industrialized areas where it is manufactured or formulated, as well as in surface water and groundwater samples collected from hazardous waste sites in the USA. Surface water samples in the USA generally contain less than 1 µg/litre. The main source of exposure of the general population is food, but residues have generally been found to be well below the FAO/WHO maximum residue limits. Another important route of exposure to endosulfan for the general population is the use of tobacco products.

JMPR concluded that endosulfan is not genotoxic, and no carcinogenic effects were noted in long-term studies using mice and rats. The kidney is the target organ for toxicity. Several recent studies have shown that endosulfan, alone or in combination with other pesticides, may bind to estrogen receptors and perturb the endocrine system. A

health-based value of 20 µg/litre can be calculated for endosulfan on the basis of an ADI of 0.006 mg/kg of body weight, based on results from a 2-year dietary study of toxicity in rats, and supported by a 78-week study in mice, a 1-year study in dogs and a developmental toxicity study in rats. However, because endosulfan occurs at concentrations well below those at which toxic effects are observed, it is not considered necessary to derive a guideline value.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to endosulfan, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Endosulfan was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, in the second edition, published in 1993, or in the addendum to the second edition, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- FAO/WHO (1999) *Pesticide residues in food – 1998 evaluations. Part II – Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/99.18).
- WHO (2003) *Endosulfan in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/92).

12.58 Endrin

Endrin (CAS No. 72-20-8) is a broad-spectrum foliar insecticide that acts against a wide range of agricultural pests. It is also used as a rodenticide. Small amounts of endrin are present in food, but the total intake from food appears to be decreasing.

Guideline value	0.0006 mg/litre (0.6 µg/litre)
Occurrence	Traces of endrin found in the drinking-water supplies of several countries
PTDI	0.0002 mg/kg of body weight, based on a NOAEL of 0.025 mg/kg of body weight per day in a 2-year study in dogs and applying an uncertainty factor of 100
Limit of detection	0.002 µg/litre by GC with ECD
Treatment achievability	0.2 µg/litre should be achievable using GAC

Guideline derivation	
• allocation to water	10% of PTDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	Endrin is listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Hence, monitoring may occur in addition to that required by drinking-water guidelines.

Toxicological review

Toxicological data are insufficient to indicate whether endrin is a carcinogenic hazard to humans. The primary site of action of endrin is the central nervous system.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to endrin, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Endrin was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, in the second edition, published in 1993, or in the addendum to the second edition, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

FAO/WHO (1995) *Pesticide residues in food – 1994. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and WHO Toxicological and Environmental Core Assessment Groups*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Plant Production and Protection Paper 127).

IPCS (1992) *Endrin*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 130).

WHO (2003) *Endrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/93).

12.59 Epichlorohydrin

Epichlorohydrin is used for the manufacture of glycerol, unmodified epoxy resins and water treatment resins. No quantitative data are available on its occurrence in food or drinking-water. Epichlorohydrin is hydrolysed in aqueous media.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Provisional guideline value	0.0004 mg/litre (0.4 µg/litre) The guideline value is considered to be provisional because of the uncertainties surrounding the toxicity of epichlorohydrin and the use of a large uncertainty factor in deriving the guideline value.
Occurrence	No quantitative data available
TDI	0.14 µg/kg of body weight, on the basis of a LOAEL of 2 mg/kg of body weight per day for forestomach hyperplasia observed in a 2-year gavage study in rats, correcting for 5 days per week dosing and using an uncertainty factor of 10 000 to take into consideration inter- and intraspecies variation (100), the use of a LOAEL instead of a NOAEL (10) and carcinogenicity (10)
Limit of detection	0.01 µg/litre by GC with ECD; 0.1 and 0.5 µg/litre by GC/MS; 0.01 mg/litre by GC with FID
Treatment achievability	Conventional treatment processes do not remove epichlorohydrin. Epichlorohydrin concentrations in drinking- water are controlled by limiting either the epichlorohydrin content of polyamine flocculants or the dose used, or both.
Guideline derivation	
● allocation to water	10% of TDI
● weight	60-kg adult
● consumption	2 litres/day
Additional comments	Although epichlorohydrin is a genotoxic carcinogen, the use of the linearized multistage model for estimating cancer risk was considered inappropriate because tumours are seen only at the site of administration, where epichlorohydrin is highly irritating.

Toxicological review

Epichlorohydrin is rapidly and extensively absorbed following oral, inhalation or dermal exposure. It binds easily to cellular components. Major toxic effects are local irritation and damage to the central nervous system. It induces squamous cell carcinomas in the nasal cavity by inhalation and forestomach tumours by the oral route. It has been shown to be genotoxic *in vitro* and *in vivo*. IARC has placed epichlorohydrin in Group 2A (probably carcinogenic to humans).

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to epichlorohydrin. The 1993 Guidelines proposed a provisional health-based guideline value of 0.0004 mg/litre for epichlorohydrin. The value was provisional because it was derived using an uncertainty factor of 10 000. It was noted that a practical quantification level for epichlorohydrin is of the order of 0.03 mg/litre, but concentrations in drinking-water can be controlled by specifying the epichlorohydrin content of products coming into contact with it.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Epichlorohydrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/94).

12.60 Ethylbenzene

The primary sources of ethylbenzene in the environment are the petroleum industry and the use of petroleum products. Because of its physical and chemical properties, more than 96% of ethylbenzene in the environment can be expected to be present in air. Values of up to 26 µg/m³ in air have been reported. Ethylbenzene is found in trace amounts in surface water, groundwater, drinking-water and food.

Guideline value	0.3 mg/litre
Occurrence	Concentrations in drinking-water are generally below 1 µg/litre; levels up to 300 µg/litre have been reported in groundwater contaminated by point emissions.
TDI	97.1 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 136 mg/kg of body weight per day for hepatotoxicity and nephrotoxicity observed in a limited 6-month study in rats, correcting for 5 days per week dosing and using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for the limited database and short duration of the study)
Limit of detection	0.002–0.005 µg/litre by GC with photoionization detector; 0.03–0.06 µg/litre by GC/MS
Treatment achievability	0.001 mg/litre should be achievable using air stripping
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	The guideline value exceeds the lowest reported odour threshold for ethylbenzene in drinking-water (0.002 mg/litre).

Toxicological review

Ethylbenzene is readily absorbed by oral, inhalation or dermal routes. In humans, storage in fat has been reported. Ethylbenzene is almost completely converted to soluble metabolites, which are excreted rapidly in urine. The acute oral toxicity is low. No definite conclusions can be drawn from limited teratogenicity data. No data on reproduction, long-term toxicity or carcinogenicity are available. Ethylbenzene has shown no evidence of genotoxicity in *in vitro* or in *in vivo* systems.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to ethylbenzene. The 1993 Guidelines proposed a health-based guideline value of 0.3 mg/litre for ethylbenzene, noting that this value exceeds the lowest reported odour threshold for ethylbenzene in drinking-water (0.002 mg/litre).

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Ethylbenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/26).

12.61 Fenitrothion

Fenitrothion (CAS No. 122-14-5) is mainly used in agriculture for controlling insects on rice, cereals, fruits, vegetables, stored grains and cotton and in forest areas. It is also used for the control of flies, mosquitos and cockroaches in public health programmes and/or indoor use. Fenitrothion is stable in water only in the absence of sunlight or microbial contamination. In soil, biodegradation is the primary route of degradation, although photolysis may also play a role. Fenitrothion residues detected in water were low (maximum 1.30 µg/litre) during the spruce budworm spray programme. Following the spraying of forests to control spruce budworm, water samples did not contain detectable amounts of fenitrothion; post-spray samples contained <0.01 µg/litre. Levels of fenitrothion residues in fruits, vegetables and cereal grains decline rapidly after treatment, with a half-life of 1–2 days. Intake of fenitrothion appears to be primarily (95%) from food.

On the basis of testing in an adequate range of studies *in vitro* and *in vivo*, JMPR concluded that fenitrothion is unlikely to be genotoxic. It also concluded that fenitrothion is unlikely to pose a carcinogenic risk to humans. In long-term studies of toxicity, inhibition of cholinesterase activity was the main toxicological finding in all species. A health-based value of 8 µg/litre can be calculated for fenitrothion on the basis of an ADI of 0.005 mg/kg of body weight, based on a NOAEL of 0.5 mg/kg of body weight per day for inhibition of brain and erythrocyte cholinesterase activity in a 2-year study of toxicity in rats and supported by a NOAEL of 0.57 mg/kg of body weight per day for inhibition of brain and erythrocyte cholinesterase activity in a 3-month study of ocular toxicity in rats and a NOAEL of 0.65 mg/kg of body weight per day for reduced food consumption and body weight gain in a study of reproductive toxicity in rats, and allocating 5% of the ADI to drinking-water. However, because

fenitrothion occurs at concentrations well below those at which toxic effects are observed, it is not considered necessary to derive a guideline value.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to fenitrothion, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Fenitrothion was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, in the second edition, published in 1993, or in the addendum to the second edition, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

FAO/WHO (2001) *Pesticide residues in food – 2000 evaluations. Part II – Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/01.3).

WHO (2003) *Fenitrothion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/95).

12.62 Fenoprop (2,4,5-TP; 2,4,5-trichlorophenoxy propionic acid)

The half-lives for degradation of chlorophenoxy herbicides, including fenoprop (CAS No. 93-72-1), in the environment are in the order of several days. Chlorophenoxy herbicides are not often found in food.

Guideline value	0.009 mg/litre
Occurrence	Chlorophenoxy herbicides not frequently found in drinking- water; when detected, concentrations are usually no greater than a few micrograms per litre
TDI	3 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 0.9 mg/kg of body weight for adverse effects on the liver in a study in which beagle dogs were administered fenoprop in the diet for 2 years, with an uncertainty factor of 300 (100 for inter- and intraspecies variation and 3 for limitations in the database)
Limit of detection	0.2 µg/litre by either packed or capillary column GC with ECD
Treatment achievability	No data found; 0.001 mg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
● allocation to water	10% of TDI
● weight	60-kg adult
● consumption	2 litres/day

Toxicological review

Chlorophenoxy herbicides, as a group, have been classified in Group 2B by IARC. However, the available data from studies in exposed populations and animals do not permit assessment of the carcinogenic potential to humans of any specific chlorophenoxy herbicide. Therefore, drinking-water guidelines for these compounds are based on a threshold approach for other toxic effects. Effects observed in long-term studies with beagle dogs given fenoprop in the diet include mild degeneration and necrosis of hepatocytes and fibroblastic proliferation in one study and severe liver pathology in another study. In rats, increased kidney weight was observed in two long-term dietary studies.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to chlorophenoxy herbicides, including fenoprop, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Fenoprop was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.009 mg/litre for fenoprop.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

12.63 Fluoride

Fluoride accounts for about 0.3 g/kg of the Earth's crust and exists in the form of fluorides in a number of minerals. The most important source of fluoride in drinking-water is naturally occurring. Inorganic fluoride-containing minerals are used widely in industry for a wide range of purposes, including aluminium production. Fluorides can be released to the environment from the phosphate-containing rock used to produce phosphate fertilizers; these phosphate deposits contain about 4% fluorine. Fluorosilicic acid, sodium hexafluorosilicate and sodium fluoride are used in municipal water fluoridation schemes. Daily exposure to fluoride depends mainly on the geographical area. In most circumstances, food seems to be the primary source of fluoride intake, with lesser contributions from drinking-water and from toothpaste. In areas with relatively high concentrations, particularly in groundwater, drinking-water

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

becomes increasingly important as a source of fluoride. Intakes in areas where high-fluoride coal is used indoors may also be significant.

Guideline value	1.5 mg/litre
Occurrence	In groundwater, concentrations vary with the type of rock the water flows through but do not usually exceed 10 mg/litre; the highest natural level reported is 2800 mg/litre.
Basis of guideline derivation	Epidemiological evidence that concentrations above this value carry an increasing risk of dental fluorosis, and progressively higher concentrations lead to increasing risks of skeletal fluorosis. The value is higher than that recommended for artificial fluoridation of water supplies, which is usually 0.5–1.0 mg/litre.
Limit of detection	0.01 mg/litre by ion chromatography; 0.1 mg/litre by ion-selective electrodes or the SPADNS (sulfo phenyl azo dihydroxy naphthalene disulfonic acid) colorimetric method
Treatment achievability	1 mg/litre should be achievable using activated alumina (not a “conventional” treatment process, but relatively simple to install filters)
Additional comments	<ul style="list-style-type: none"> • A management guidance document on fluoride is available. • In setting national standards for fluoride or in evaluating the possible health consequences of exposure to fluoride, it is essential to consider the intake of water by the population of interest and the intake of fluoride from other sources (e.g., from food, air and dental preparations). Where the intakes from other sources are likely to approach, or be greater than, 6 mg/day, it would be appropriate to consider setting standards at a lower concentration than the guideline value. • In areas with high natural fluoride levels in drinking-water, the guideline value may be difficult to achieve, in some circumstances, with the treatment technology available.

Toxicological review

Many epidemiological studies of possible adverse effects of the long-term ingestion of fluoride via drinking-water have been carried out. These studies clearly establish that fluoride primarily produces effects on skeletal tissues (bones and teeth). In many regions with high fluoride exposure, fluoride is a significant cause of morbidity. Low concentrations provide protection against dental caries, especially in children. The pre- and post-eruptive protective effects of fluoride (involving the incorporation of fluoride into the matrix of the tooth during its formation, the development of shallower tooth grooves, which are consequently less prone to decay, and surface contact with enamel) increase with fluoride concentration up to about 2 mg/litre of drinking-water; the minimum concentration of fluoride in drinking-water required to produce it is approximately 0.5 mg/litre. However, fluoride can also have an adverse effect on tooth enamel and may give rise to mild dental fluorosis at drinking-water concentrations between 0.9 and 1.2 mg/litre, depending on intake. Elevated fluoride intakes can also have more serious effects on skeletal tissues. It has been concluded that there is

a clear excess risk of adverse skeletal effects for a total intake of 14 mg/day and suggestive evidence of an increased risk of effects on the skeleton at total fluoride intakes above about 6 mg/day.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* referred to fluoride, stating that concentrations in drinking-water in excess of 1.0–1.5 mg of fluorine per litre may give rise to dental fluorosis in some children, and much higher concentrations may eventually result in skeletal damage in both children and adults. To prevent the development of dental caries in children, a number of communal water supplies are fluoridated to bring the fluorine concentration to 1.0 mg/litre. The 1971 *International Standards* recommended control limits for fluorides in drinking-water for various ranges of the annual average of maximum daily air temperatures; control limits ranged from 0.6–0.8 mg/litre for temperatures of 26.3–32.6 °C to 0.9–1.7 mg/litre for temperatures of 10–12 °C. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value of 1.5 mg/litre was established for fluoride, as mottling of teeth has been reported very occasionally at higher levels. It was also noted that local application of the guideline value must take into account climatic conditions and higher levels of water intake. The 1993 *Guidelines* concluded that there was no evidence to suggest that the guideline value of 1.5 mg/litre set in 1984 needed to be revised. It was also recognized that in areas with high natural fluoride levels, the guideline value may be difficult to achieve in some circumstances with the treatment technology available. It was also emphasized that in setting national standards for fluoride, it is particularly important to consider climatic conditions, volume of water intake and intake of fluoride from other sources.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- IPCS (2002) *Fluorides*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 227).
- WHO (2003) *Fluoride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/96).

12.64 Formaldehyde

Formaldehyde occurs in industrial effluents and is emitted into air from plastic materials and resin glues. Formaldehyde in drinking-water results primarily from the oxidation of natural organic matter during ozonation and chlorination. It is also found in drinking-water as a result of release from polyacetal plastic fittings.

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Guideline value	0.9 mg/litre
Occurrence	Concentrations of up to 30 µg/litre have been found in ozonated drinking-water.
TDI	150 µg/kg of body weight, derived from a NOAEL (for a variety of effects, including increased relative kidney weights in females and an increased incidence of renal papillary necrosis in both sexes) of 15 mg/kg of body weight per day in a 2-year study in rats, incorporating an uncertainty factor of 100 (for intra- and interspecies variation); no account was taken of potential carcinogenicity from the inhalation of formaldehyde from various indoor water uses, such as showering
Limit of detection	6.2 µg/litre by HPLC following derivatization with 2,4-dinitrophenylhydrazine and liquid–solid extraction
Treatment achievability	<0.03 mg/litre by process control/modification
Guideline derivation	
• allocation to water	20% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Rats and mice exposed to formaldehyde by inhalation exhibited an increased incidence of carcinomas of the nasal cavity at doses that caused irritation of the nasal epithelium. Ingestion of formaldehyde in drinking-water for 2 years caused stomach irritation in rats. Papillomas of the stomach associated with severe tissue irritation were observed in one study. IARC has classified formaldehyde in Group 2A. The weight of evidence indicates that formaldehyde is not carcinogenic by the oral route.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to formaldehyde. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.9 mg/litre for formaldehyde in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Formaldehyde in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/48).

12.65 Glyphosate and AMPA

Glyphosate (CAS No. 1071-83-6) is a broad-spectrum herbicide used in both agriculture and forestry and for aquatic weed control. Microbial biodegradation of glyphosate occurs in soil, aquatic sediment and water, the major metabolite being aminomethylphosphonic acid (AMPA) (CAS No. 1066-51-9). Glyphosate is chemically stable in water and is not subject to photochemical degradation. The low mobility of glyphosate in soil indicates minimal potential for the contamination of groundwater. Glyphosate can, however, enter surface and subsurface waters after direct use near aquatic environments or by runoff or leaching from terrestrial applications.

Glyphosate and AMPA have similar toxicological profiles, and both are considered to exhibit low toxicity. A health-based value of 0.9 mg/litre can be derived based on the group ADI for AMPA alone or in combination with glyphosate of 0.3 mg/kg of body weight, based upon a NOAEL of 32 mg/kg of body weight per day, the highest dose tested, identified in a 26-month study of toxicity in rats fed technical-grade glyphosate and using an uncertainty factor of 100.

Because of their low toxicity, the health-based value derived for AMPA alone or in combination with glyphosate is orders of magnitude higher than concentrations of glyphosate or AMPA normally found in drinking-water. Under usual conditions, therefore, the presence of glyphosate and AMPA in drinking-water does not represent a hazard to human health. For this reason, the establishment of a guideline value for glyphosate and AMPA is not deemed necessary.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to glyphosate, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Glyphosate was not evaluated in the first two editions of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984 and 1993. In the addendum to these Guidelines, published in 1998, a health-based value of 5 mg/litre was derived for glyphosate using the ADI derived in the EHC monograph for glyphosate published in 1994. However, the health-based value is orders of magnitude higher than the concentrations normally found in drinking-water. Under usual conditions, therefore, the presence of glyphosate in drinking-water does not represent a hazard to human health, and it was not deemed necessary to establish a guideline value for glyphosate. It was noted that most AMPA, the major metabolite of glyphosate, found in water comes from sources other than glyphosate degradation.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- FAO/WHO (1998) *Pesticide residues in food – 1997 evaluations. Part II – Toxicological and environmental*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/98.6).
- IPCS (1994) *Glyphosate*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 159).
- WHO (2003) *Glyphosate and AMPA in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/97).

12.66 Halogenated acetonitriles (dichloroacetonitrile, dibromoacetonitrile, bromochloroacetonitrile, trichloroacetonitrile)

Halogenated acetonitriles are produced during water chlorination or chloramination from naturally occurring substances, including algae, fulvic acid and proteinaceous material. In general, increasing temperature and/or decreasing pH have been associated with increasing concentrations of halogenated acetonitriles. Ambient bromide levels appear to influence, to some degree, the speciation of halogenated acetonitrile compounds. Dichloroacetonitrile is by far the most predominant halogenated acetonitrile species detected in drinking-water.

Provisional guideline value for dichloroacetonitrile	0.02 mg/litre The guideline value for dichloroacetonitrile is provisional due to limitations of the toxicological database.
Guideline value for dibromoacetonitrile	0.07 mg/litre
Occurrence	Halogenated acetonitriles have been found in surface water and groundwater distribution systems at concentrations generally below 10 µg/litre and usually below 1 µg/litre.
TDIs	
Dichloroacetonitrile	2.7 µg/kg of body weight based on a LOAEL of 8 mg/kg of body weight per day for increased relative liver weight in male and female rats in a 90-day study, using an uncertainty factor of 3000 (taking into consideration intra- and interspecies variation, the short duration of the study, the use of a minimal LOAEL and database deficiencies)
Dibromoacetonitrile	11 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 11.3 mg/kg of body weight per day for decreased body weight in male F344 rats in a 90-day drinking-water study and an uncertainty factor of 1000 (accounting for inter- and intraspecies variation, subchronic to chronic extrapolation and database insufficiencies)
Limit of detection	0.03 µg/litre by GC with an ECD

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Treatment achievability	Concentrations of individual halogenated acetonitriles can exceed 0.01 mg/litre, although levels of 0.002 mg/litre or less are more usual. Trichloroacetonitrile concentrations are likely to be much less than 0.001 mg/litre. Reduction of organic precursors will reduce their formation.
Guideline derivation	
• allocation to water	20% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

IARC has concluded that dichloro-, dibromo-, bromochloro- and trichloroacetonitrile are not classifiable as to their carcinogenicity in humans. Dichloroacetonitrile and bromochloroacetonitrile have been shown to be mutagenic in bacterial assays, whereas results for dibromoacetonitrile and trichloroacetonitrile were negative. All four of these halogenated acetonitriles induced sister chromatid exchange and DNA strand breaks and adducts in mammalian cells *in vitro* but were negative in the mouse micronucleus test.

The majority of reproductive and developmental toxicity studies of the halogenated acetonitriles were conducted using tricapyrylin as a vehicle for gavage administration of the compound under study. As tricapyrylin was subsequently demonstrated to be a developmental toxicant that potentiated the effects of trichloroacetonitrile and, presumably, other halogenated acetonitriles, results reported for developmental studies using tricapyrylin as the gavage vehicle are likely to overestimate the developmental toxicity of these halogenated acetonitriles.

Dichloroacetonitrile

Dichloroacetonitrile induced decreases in body weight and increases in relative liver weight in short-term studies. Although developmental toxicity has been demonstrated, the studies used tricapyrylin as the vehicle for gavage administration.

Dibromoacetonitrile

Dibromoacetonitrile is currently under test for chronic toxicity in mice and rats. None of the available reproductive or developmental studies were adequate to use in the quantitative dose-response assessment. The data gap may be particularly relevant since cyanide, a metabolite of dibromoacetonitrile, induces male reproductive system toxicity, and due to uncertainty regarding the significance of the testes effects observed in the 14-day National Toxicology Program (NTP) rat study.

Bromochloroacetonitrile

Available data are insufficient to serve as a basis for derivation of a guideline value for bromochloroacetonitrile.

Trichloroacetonitrile

Available data are also insufficient to serve as a basis for derivation of a guideline value for trichloroacetonitrile. The previous provisional guideline value of 1 µg/litre was based on a developmental toxicity study in which trichloroacetonitrile was administered by gavage in tricapyrylin vehicle, and a recent re-evaluation judged this study to be unreliable in light of the finding in a more recent study that tricapyrylin potentiates the developmental and teratogenic effects of halogenated acetonitriles and alters the spectrum of malformations in the fetuses of treated dams.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to halogenated acetonitriles. The 1993 Guidelines established provisional health-based guideline values of 0.09 mg/litre for dichloroacetonitrile, 0.1 mg/litre for dibromoacetonitrile and 0.001 mg/litre for trichloroacetonitrile. The guideline values were designated as provisional because of the limitations of the databases (i.e., lack of long-term toxicity and carcinogenicity bioassays). Available data were insufficient to serve as a basis for derivation of a guideline value for bromochloroacetonitrile.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 216).

WHO (2003) *Halogenated acetonitriles in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/98).

12.67 Hardness

Hardness in water is caused by dissolved calcium and, to a lesser extent, magnesium. It is usually expressed as the equivalent quantity of calcium carbonate.

Depending on pH and alkalinity, hardness above about 200 mg/litre can result in scale deposition, particularly on heating. Soft waters with a hardness of less than about 100 mg/litre have a low buffering capacity and may be more corrosive to water pipes.

A number of ecological and analytical epidemiological studies have shown a statistically significant inverse relationship between hardness of drinking-water and cardiovascular disease. There is some indication that very soft waters may have an adverse effect on mineral balance, but detailed studies were not available for evaluation.

No health-based guideline value is proposed for hardness. However, the degree of hardness in water may affect its acceptability to the consumer in terms of taste and scale deposition (see chapter 10).

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to hardness. The 1971 *International Standards* stated that the maximum permissible level of hardness in drinking-water was 10 mEq/litre (500 mg calcium carbonate/litre), based on the acceptability of water for domestic use. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was concluded that there was no firm evidence that drinking hard water causes any adverse effects on human health and that no recommendation on the restriction of municipal water softening or on the maintenance of a minimum residual calcium or magnesium level was warranted. A guideline value of 500 mg/litre (as calcium carbonate) was established for hardness, based on taste and household use considerations. No health-based guideline value for hardness was proposed in the 1993 *Guidelines*, although hardness above approximately 200 mg/litre may cause scale deposition in the distribution system. Public acceptability of the degree of hardness may vary considerably from one community to another, depending on local conditions, and the taste of water with hardness in excess of 500 mg/litre is tolerated by consumers in some instances.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Hardness in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/6).

12.68 Heptachlor and heptachlor epoxide

Heptachlor (CAS No. 76-44-8) is a broad-spectrum insecticide, the use of which has been banned or restricted in many countries. At present, the major use of heptachlor is for termite control by subsurface injection into soil. Heptachlor is quite persistent in soil, where it is mainly transformed to its epoxide. Heptachlor epoxide (CAS No. 1024-57-3) is very resistant to further degradation. Heptachlor and heptachlor epoxide bind to soil particles and migrate very slowly. Heptachlor and heptachlor epoxide have been found in drinking-water at levels of nanograms per litre. Diet is considered to represent the major source of exposure to heptachlor, although intake is decreasing.

Prolonged exposure to heptachlor has been associated with damage to the liver and central nervous system toxicity. In 1991, IARC reviewed the data on heptachlor and concluded that the evidence for carcinogenicity was sufficient in animals and inadequate in humans, classifying it in Group 2B. A health-based value of 0.03 µg/litre can be calculated for heptachlor and heptachlor epoxide on the basis of a PTDI of 0.1 µg/kg of body weight, based on a NOAEL for heptachlor of 0.025 mg/kg of body weight per day from two studies in the dog, taking into consideration inadequacies of the database and allocating 1% of the PTDI to drinking-water. However, because heptachlor and heptachlor epoxide occur at concentrations well below those at which toxic effects are observed, it is not considered necessary to derive a guideline value. It should also be noted that concentrations below 0.1 µg/litre are generally not achievable using conventional treatment technology.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to heptachlor and heptachlor epoxide, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 0.1 µg/litre was recommended for heptachlor and heptachlor epoxide, based on the ADI recommended by JMPR. It was noted that this guideline value was less than the value that would have been calculated by applying the multistage model at a projected incremental cancer risk of 1 per 100 000 per lifetime. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.03 µg/litre for heptachlor, based on an ADI established by JMPR in 1991 and taking into consideration the fact that the main source of exposure seems to be food.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- FAO/WHO (1992) *Pesticide residues in food – 1991. Evaluations – 1991. Part II. Toxicology*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/92.52).
- FAO/WHO (1995) *Pesticide residues in food – 1994. Report of the Joint Meeting of the FAO Panel of Experts on Pesticide Residues in Food and the Environment and WHO Toxicological and Environmental Core Assessment Groups*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Plant Production and Protection Paper 127).
- WHO (2003) *Heptachlor and heptachlor epoxide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/99).

12.69 Hexachlorobenzene (HCB)

The major agricultural application for HCB (CAS No. 118-74-1) was as a seed dressing for crops to prevent the growth of fungi, but its use is now uncommon. At present, it appears mainly as a by-product of several chemical processes or an impurity in some pesticides. HCB is distributed throughout the environment because it is mobile and resistant to degradation. It bioaccumulates in organisms because of its physico-chemical properties and its slow elimination. HCB is commonly detected at low levels in food, and it is generally present at low concentrations in ambient air. It has been detected only infrequently, and at very low concentrations (below 0.1 µg/litre), in drinking-water supplies.

IARC has evaluated the evidence for the carcinogenicity of HCB in animals and humans and assigned it to Group 2B. HCB has been shown to induce tumours in three animal species and at a variety of sites. A health-based value of 1 µg/litre can be derived for HCB by applying the linearized multistage low-dose extrapolation model to liver tumours observed in female rats in a 2-year dietary study. Using an alternative (TD₀₅) approach, a health-based guidance value of 0.16 µg/kg body weight per day can be calculated, which corresponds to a drinking-water concentration of approximately 0.05 µg/litre, if one assumes a 1% allocation of the guidance value to drinking-water.

Because the health-based values derived from both of these approaches are considerably higher than the concentrations at which HCB is detected in drinking-water (i.e., sub-nanograms per litre), when it is detected, it is not considered necessary to establish a guideline value for HCB in drinking-water. Hexachlorobenzene is listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to HCB, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 0.01 µg/litre was recommended for HCB, derived from the linear multistage extrapolation model for a cancer risk of less than 1 in 100 000 for a lifetime of exposure; it was noted that the mathematical model used involved considerable uncertainty. The 1993 *Guidelines* calculated a guideline value of 1 µg/litre for HCB in drinking-water, corresponding to an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10⁻⁵.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

IPCS (1997) *Hexachlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 195).

WHO (2003) *Hexachlorobenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/100).

12.70 Hexachlorobutadiene (HCBD)

HCBD is used as a solvent in chlorine gas production, a pesticide, an intermediate in the manufacture of rubber compounds and a lubricant. Concentrations of up to 6 µg/litre have been reported in the effluents from chemical manufacturing plants. It is also found in air and food.

Guideline value	0.0006 mg/litre (0.6 µg/litre)
Occurrence	Has been detected in surface water at concentrations of a few micrograms per litre and in drinking-water at concentrations below 0.5 µg/litre
TDI	0.2 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 0.2 mg/kg of body weight per day for renal toxicity in a 2-year feeding study in rats, using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for limited evidence of carcinogenicity and genotoxicity of some metabolites)
Limit of detection	0.01 µg/litre by GC/MS; 0.18 µg/litre by GC with ECD
Treatment achievability	0.001 mg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	The practical quantification level for HCBD is of the order of 2 µg/litre, but concentrations in drinking-water can be controlled by specifying the HCBD content of products coming into contact with it.

Toxicological review

HCBD is easily absorbed and metabolized via conjugation with glutathione. This conjugate can be further metabolized to a nephrotoxic derivative. Kidney tumours were observed in a long-term oral study in rats. HCBD has not been shown to be carcinogenic by other routes of exposure. IARC has placed HCBD in Group 3. Positive and negative results for HCBD have been obtained in bacterial assays for point mutation; however, several metabolites have given positive results.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not

refer to HCBD. The 1993 Guidelines derived a health-based guideline value of 0.0006 mg/litre for HCBD, noting that although a practical quantification level for HCBD is of the order of 0.002 mg/litre, concentrations in drinking-water can be controlled by specifying the HCBD content of products coming into contact with it.

Assessment date

The risk assessment was conducted in in 2003.

Principal references

IPCS (1994) *Hexachlorobutadiene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 156).

WHO (2003) *Hexachlorobutadiene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/101).

12.71 Hydrogen sulfide

Hydrogen sulfide is a gas with an offensive “rotten eggs” odour that is detectable at very low concentrations, below $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in air. It is formed when sulfides are hydrolysed in water. However, the level of hydrogen sulfide found in drinking-water will usually be low, because sulfides are readily oxidized in well aerated water.

The acute toxicity to humans of hydrogen sulfide following inhalation of the gas is high; eye irritation can be observed at concentrations of 15–30 mg/m³. Although oral toxicity data are lacking, it is unlikely that a person could consume a harmful dose of hydrogen sulfide from drinking-water. Consequently, no guideline value is proposed. However, hydrogen sulfide should not be detectable in drinking-water by taste or odour (see chapter 10).

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to hydrogen sulfide. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was recommended that hydrogen sulfide should not be detectable by the consumer, based on aesthetic considerations. A guideline value was not needed, since any contamination can be easily detected by the consumer. The 1993 Guidelines did not propose a health-based guideline value, as oral toxicity data are lacking; nevertheless, it is unlikely that a person could consume a harmful dose of hydrogen sulfide from drinking-water. The taste and odour thresholds of hydrogen sulfide in water are estimated to be between 0.05 and 0.1 mg/litre.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Hydrogen sulfide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/7).

12.72 Inorganic tin

Tin is used principally in the production of coatings used in the food industry. Food, particularly canned food, therefore represents the major route of human exposure to tin. For the general population, drinking-water is not a significant source of tin, and levels in drinking-water greater than 1–2 µg/litre are exceptional. However, there is increasing use of tin in solder, which may be used in domestic plumbing, and tin has been proposed for use as a corrosion inhibitor.

Tin and inorganic tin compounds are poorly absorbed from the gastrointestinal tract, do not accumulate in tissues and are rapidly excreted, primarily in the faeces.

No increased incidence of tumours was observed in long-term carcinogenicity studies conducted in mice and rats fed stannous chloride. Tin has not been shown to be teratogenic or fetotoxic in mice, rats or hamsters. In rats, the NOAEL in a long-term feeding study was 20 mg/kg of body weight per day.

The main adverse effect on humans of excessive levels of tin in canned beverages (above 150 mg/kg) or other canned foods (above 250 mg/kg) has been acute gastric irritation. There is no evidence of adverse effects in humans associated with chronic exposure to tin.

In 1989, JECFA established a PTWI of 14 mg/kg of body weight from a TDI of 2 mg/kg of body weight on the basis that the problem with tin is associated with acute gastrointestinal irritancy, the threshold for which is about 200 mg/kg in food. This was reaffirmed by JECFA in 2000. In view of its low toxicity, the presence of tin in drinking-water does not, therefore, represent a hazard to human health. For this reason, the establishment of a guideline value for inorganic tin is not deemed necessary.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to inorganic tin. The 1971 *International Standards* stated that tin should be controlled in drinking-water, but that insufficient information was available to enable a tentative limit to be established. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was concluded that no action was required for tin. The establishment of a guideline value for inorganic tin was not deemed necessary in the 1993 *Guidelines*, as, because of the low toxicity of inorganic tin, a tentative guideline value could be derived 3 orders of magnitude higher than the normal tin concentration in drinking-water. Therefore, the presence of tin in drinking-water does not represent a hazard to human health.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Inorganic tin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/115).

12.73 Iodine

Iodine occurs naturally in water in the form of iodide. Traces of iodine are produced by oxidation of iodide during water treatment. Iodine is occasionally used for water disinfection in the field or in emergency situations.

Iodine is an essential element for the synthesis of thyroid hormones. Estimates of the dietary requirement for adult humans range from 80 to 150 µg/day; in many parts of the world, there are dietary deficiencies in iodine. In 1988, JECFA set a PMTDI for iodine of 1 mg/day (17 µg/kg of body weight per day) from all sources, based primarily on data on the effects of iodide. However, recent data from studies in rats indicate that the effects of iodine in drinking-water on thyroid hormone concentrations in the blood differ from those of iodide.

Available data therefore suggest that derivation of a guideline value for iodine on the basis of information on the effects of iodide is inappropriate, and there are few relevant data on the effects of iodine. Because iodine is not recommended for long-term disinfection, lifetime exposure to iodine concentrations such as might occur from water disinfection is unlikely. For these reasons, a guideline value for iodine has not been established at this time. There is, however, a need for guidance concerning the use of iodine as a disinfectant in emergency situations and for travellers.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to iodine. The 1993 Guidelines did not establish a guideline value for iodine because available data suggest that derivation of a guideline value for iodine on the basis of information on the effects of iodide is inappropriate and there are few relevant data on the effects of iodine; also, because iodine is not recommended for long-term disinfection, lifetime exposure to iodine concentrations such as might occur from water disinfection is unlikely.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Iodine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/46).

12.74 Iron

Iron is one of the most abundant metals in the Earth's crust. It is found in natural fresh waters at levels ranging from 0.5 to 50 mg/litre. Iron may also be present in drinking-water as a result of the use of iron coagulants or the corrosion of steel and cast iron pipes during water distribution.

Iron is an essential element in human nutrition. Estimates of the minimum daily requirement for iron depend on age, sex, physiological status and iron bioavailability and range from about 10 to 50 mg/day.

As a precaution against storage in the body of excessive iron, in 1983 JECFA established a PMTDI of 0.8 mg/kg of body weight, which applies to iron from all sources except for iron oxides used as colouring agents and iron supplements taken during pregnancy and lactation or for specific clinical requirements. An allocation of 10% of this PMTDI to drinking-water gives a value of about 2 mg/litre, which does not present a hazard to health. The taste and appearance of drinking-water will usually be affected below this level (see chapter 10).

No guideline value for iron in drinking-water is proposed.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* suggested that concentrations of iron greater than 1.0 mg/litre would markedly impair the potability of the water. The 1963 and 1971 International Standards retained this value as a maximum allowable or permissible concentration. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value of 0.3 mg/litre was established, as a compromise between iron's use in water treatment and aesthetic considerations. No health-based guideline value for iron in drinking-water was proposed in the 1993 Guidelines, but it was mentioned that a value of about 2 mg/litre can be derived from the PMTDI established in 1983 by JECFA as a precaution against storage in the body of excessive iron. Iron stains laundry and plumbing fixtures at levels above 0.3 mg/litre; there is usually no noticeable taste at iron concentrations below 0.3 mg/litre, and concentrations of 1–3 mg/litre can be acceptable for people drinking anaerobic well water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Iron in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/8).

12.75 Isoproturon

Isoproturon (CAS No. 34123-59-6) is a selective, systemic herbicide used in the control of annual grasses and broad-leaved weeds in cereals. It can be photodegraded, hydrolysed and biodegraded and persists for periods ranging from days to weeks. It is mobile in soil. There is evidence that exposure to this compound through food is low.

Guideline value	0.009 mg/litre
Occurrence	Has been detected in surface water and groundwater, usually at concentrations below 0.1 µg/litre; levels above 0.1 µg/litre have occasionally been detected in drinking-water
TDI	3 µg/kg of body weight based on a NOAEL of approximately 3 mg/kg of body weight in a 90-day study in dogs and a 2-year Feeding study in rats, with an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for evidence of non-genotoxic carcinogenicity in rats)
Limit of detection	10–100 ng/litre by reverse-phase HPLC followed by UV or electrochemical detection
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using ozonation
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Isoproturon is of low acute toxicity and low to moderate toxicity following short- and long-term exposures. It does not possess significant genotoxic activity, but it causes marked enzyme induction and liver enlargement. Isoproturon caused an increase in hepatocellular tumours in male and female rats, but this was apparent only at doses that also caused liver toxicity. Isoproturon appears to be a tumour promoter rather than a complete carcinogen.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to isoproturon, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Isoproturon was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in

1984, but the 1993 Guidelines calculated a health-based guideline value of 0.009 mg/litre for isoproturon in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Isoproturon in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/37).

12.76 Lead

Lead is used principally in the production of lead-acid batteries, solder and alloys. The organolead compounds tetraethyl and tetramethyl lead have also been used extensively as antiknock and lubricating agents in petrol, although their use for these purposes in many countries is being phased out. Owing to the decreasing use of lead-containing additives in petrol and of lead-containing solder in the food processing industry, concentrations in air and food are declining, and intake from drinking-water constitutes a greater proportion of total intake. Lead is rarely present in tap water as a result of its dissolution from natural sources; rather, its presence is primarily from household plumbing systems containing lead in pipes, solder, fittings or the service connections to homes. The amount of lead dissolved from the plumbing system depends on several factors, including pH, temperature, water hardness and standing time of the water, with soft, acidic water being the most plumbosolvent.

Guideline value	0.01 mg/litre
Occurrence	Concentrations in drinking-water are generally below 5 µg/litre, although much higher concentrations (above 100 µg/litre) have been measured where lead fittings are present.
PTWI	25 µg/kg of body weight (equivalent to 3.5 µg/kg of body weight per day) for infants and children on the basis that lead is a cumulative poison and that there should be no accumulation of body burden of lead
Limit of detection	1 µg/litre by AAS
Treatment achievability	Not a raw water contaminant; treatment not applicable
Guideline derivation	
• allocation to water	50% of PTWI
• weight	5-kg infant
• consumption	0.75 litre/day

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Additional comments	<ul style="list-style-type: none">● As infants are considered to be the most sensitive subgroup of the population, this guideline value will also be protective for other age groups.● Lead is exceptional in that most lead in drinking-water arises from plumbing in buildings and the remedy consists principally of removing plumbing and fittings containing lead. This requires much time and money, and it is recognized that not all water will meet the guideline immediately. Meanwhile, all other practical measures to reduce total exposure to lead, including corrosion control, should be implemented.
---------------------	--

Toxicological review

Placental transfer of lead occurs in humans as early as the 12th week of gestation and continues throughout development. Young children absorb 4–5 times as much lead as adults, and the biological half-life may be considerably longer in children than in adults. Lead is a general toxicant that accumulates in the skeleton. Infants, children up to 6 years of age and pregnant women are most susceptible to its adverse health effects. Inhibition of the activity of d-aminolaevulinic dehydratase (porphobilinogen synthase; one of the major enzymes involved in the biosynthesis of haem) in children has been observed at blood lead levels as low as 5 µg/dl, although adverse effects are not associated with its inhibition at this level. Lead also interferes with calcium metabolism, both directly and by interfering with vitamin D metabolism. These effects have been observed in children at blood lead levels ranging from 12 to 120 µg/dl, with no evidence of a threshold. Lead is toxic to both the central and peripheral nervous systems, inducing subencephalopathic neurological and behavioural effects. There is electrophysiological evidence of effects on the nervous system in children with blood lead levels well below 30 µg/dl. The balance of evidence from cross-sectional epidemiological studies indicates that there are statistically significant associations between blood lead levels of 30 µg/dl and more and intelligence quotient deficits of about four points in children. Results from prospective (longitudinal) epidemiological studies suggest that prenatal exposure to lead may have early effects on mental development that do not persist to the age of 4 years. Research on primates has supported the results of the epidemiological studies, in that significant behavioural and cognitive effects have been observed following postnatal exposure resulting in blood lead levels ranging from 11 to 33 µg/dl. Renal tumours have been induced in experimental animals exposed to high concentrations of lead compounds in the diet, and IARC has classified lead and inorganic lead compounds in Group 2B (possible human carcinogen). However, there is evidence from studies in humans that adverse neurotoxic effects other than cancer may occur at very low concentrations of lead and that a guideline value derived on this basis would also be protective for carcinogenic effects.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* recommended a maximum allowable concentration of 0.1 mg/litre for lead, based on health concerns.

This value was lowered to 0.05 mg/litre in the 1963 International Standards. The tentative upper concentration limit was increased to 0.1 mg/litre in the 1971 International Standards, because this level was accepted in many countries and the water had been consumed for many years without apparent ill effects, and it was difficult to reach a lower level in countries where lead pipes were used. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 0.05 mg/litre was recommended. The 1993 Guidelines proposed a health-based guideline value of 0.01 mg/litre, using the PTWI established by JECFA for infants and children, on the basis that lead is a cumulative poison and that there should be no accumulation of body burden of lead. As infants are considered to be the most sensitive subgroup of the population, this guideline value would also be protective for other age groups. The Guidelines also recognized that lead is exceptional, in that most lead in drinking-water arises from plumbing, and the remedy consists principally of removing plumbing and fittings containing lead. As this requires much time and money, it is recognized that not all water will meet the guideline immediately. Meanwhile, all other practical measures to reduce total exposure to lead, including corrosion control, should be implemented. JECFA has reassessed lead and confirmed the previously derived PTWI.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Lead in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/9).

12.77 Lindane

Lindane (γ -hexachlorocyclohexane, γ -HCH) (CAS No. 58-89-9) is used as an insecticide on fruit and vegetable crops, for seed treatment and in forestry. It is also used as a therapeutic pesticide in humans and animals. Several countries have restricted the use of lindane. Lindane can be degraded in soil and rarely leaches to groundwater. In surface waters, it can be removed by evaporation. Exposure of humans occurs mainly via food, but this is decreasing. There may also be exposure from its use in public health and as a wood preservative.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Guideline value	0.002 mg/litre
Occurrence	Has been detected in both surface water and groundwater, usually at concentrations below 0.1 µg/litre, although concentrations as high as 12 µg/litre have been measured in wastewater-contaminated rivers
ADI	0.005 mg/kg of body weight on the basis of a NOAEL of 0.47 mg/kg of body weight per day in a 2-year toxicity/carcinogenicity study in rats in which an increased incidence of periacinar hepatocellular hypertrophy, increased liver and spleen weights and increased mortality occurred at higher doses, using an uncertainty factor of 100
Limit of detection	0.01 µg/litre using GC
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	1% of ADI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Lindane was toxic to the kidney and liver after administration orally, dermally or by inhalation in short-term and long-term studies of toxicity and reproductive toxicity in rats. The renal toxicity of lindane was specific to male rats and was considered not to be relevant to human risk assessment, since it is a consequence of accumulation of α_{2u} -globulin, a protein that is not found in humans. Hepatocellular hypertrophy was observed in a number of studies in mice, rats and rabbits and was reversed only partially after recovery periods of up to 6 weeks. Lindane did not induce a carcinogenic response in rats or dogs, but it caused an increased incidence of adenomas and carcinomas of the liver in agouti and pseudoagouti mice, but not in black or any other strains of mice, in a study of the role of genetic background in the latency and incidence of tumorigenesis. JMPR has concluded that there was no evidence of genotoxicity. In the absence of genotoxicity and on the basis of the weight of the evidence from the studies of carcinogenicity, JMPR has concluded that lindane is not likely to pose a carcinogenic risk to humans. Further, in an epidemiological study designed to assess the potential association between breast cancer and exposure to chlorinated pesticides, no correlation with lindane was found.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to lindane, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 3 µg/litre was recommended for lindane, based on the ADI recommended by JMPR. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 2 µg/litre for lindane in drinking-water, on the basis of a study used to establish an ADI by JMPR

in 1989 but using a compound intake estimate considered to be more appropriate in light of additional data and recognizing that there may be substantial exposure to lindane from its use in public health and as a wood preservative.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

FAO/WHO (2002) *Pesticide residues in food – 2002*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (FAO Plant Production and Protection Paper 172).

WHO (2003) *Lindane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/102).

12.78 Malathion

Malathion (CAS No. 121-75-5) is commonly used to control mosquitos and a variety of insects that attack fruits, vegetables, landscaping plants and shrubs. It can also be found in other pesticide products used indoors, on pets to control ticks and insects and to control human head and body lice. Under least favourable conditions (i.e., low pH and little organic content), malathion may persist in water with a half-life of months or even years. However, under most conditions, the half-life appears to be roughly 7–14 days. Malathion has been detected in surface water and drinking-water at concentrations below 2 µg/litre.

Malathion inhibits cholinesterase activity in mice, rats and human volunteers. It increased the incidence of liver adenomas in mice when administered in the diet. Most of the evidence indicates that malathion is not genotoxic, although some studies indicate that it can produce chromosomal aberrations and sister chromatid exchange *in vitro*. JMPR has concluded that malathion is not genotoxic.

A health-based value of 0.9 mg/litre can be calculated for malathion based on an allocation of 10% of the JMPR ADI – based on a NOAEL of 29 mg/kg of body weight per day in a 2-year study of toxicity and carcinogenicity in rats, using an uncertainty factor of 100 and supported by a NOAEL of 25 mg/kg of body weight per day in a developmental toxicity study in rabbits – to drinking-water. However, intake of malathion from all sources is generally low and well below the ADI. As the chemical occurs in drinking-water at concentrations much lower than the health-based value, the presence of malathion in drinking-water under usual conditions is unlikely to represent a hazard to human health. For this reason, it is considered unnecessary to derive a guideline value for malathion in drinking-water.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to malathion, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Malathion was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, in the second edition, published in 1993, or in the addendum to the second edition, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

FAO/WHO (1998) *Pesticide residues in food – 1997 evaluations. Part II – Toxicological and environmental*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/98.6).

WHO (2003) *Malathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/103).

12.79 Manganese

Manganese is one of the most abundant metals in the Earth's crust, usually occurring with iron. It is used principally in the manufacture of iron and steel alloys, as an oxidant for cleaning, bleaching and disinfection as potassium permanganate and as an ingredient in various products. More recently, it has been used in an organic compound, MMT, as an octane enhancer in petrol in North America. Manganese greensands are used in some locations for potable water treatment. Manganese is an essential element for humans and other animals and occurs naturally in many food sources. The most important oxidative states for the environment and biology are Mn^{2+} , Mn^{4+} and Mn^{7+} . Manganese is naturally occurring in many surface water and groundwater sources, particularly in anaerobic or low oxidation conditions, and this is the most important source for drinking-water. The greatest exposure to manganese is usually from food.

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Guideline value	0.4 mg/litre
Occurrence	Levels in fresh water typically range from 1 to 200 µg/litre, although levels as high as 10 mg/litre in acidic groundwater have been reported; higher levels in aerobic waters usually associated with industrial pollution
TDI	0.06 mg/kg of body weight, based on the upper range value of manganese intake of 11 mg/day, identified using dietary surveys, at which there are no observed adverse effects (i.e., considered a NOAEL), using an uncertainty factor of 3 to take into consideration the possible increased bioavailability of manganese from water
Limit of detection	0.01 µg/litre by AAS; 0.05 µg/litre by ICP/MS; 0.5 µg/litre by ICP/optical emission spectroscopy; 1 µg/litre by EAAS; 10 µg/litre by FAAS
Treatment achievability	0.05 mg/litre should be achievable using oxidation and filtration
Guideline derivation	
<ul style="list-style-type: none"> ● allocation to water ● weight ● consumption 	20% of TDI (because manganese is essential trace element) 60-kg adult 2 litres/day
Additional comments	The presence of manganese in drinking-water will be objectionable to consumers if it is deposited in water mains and causes water discoloration. Concentrations below 0.05–0.1 mg/litre are usually acceptable to consumers but may sometimes still give rise to the deposition of black deposits in water mains over an extended period; this may vary with local circumstances.

Toxicological review

Manganese is an essential element for humans and other animals. Adverse effects can result from both deficiency and overexposure. Manganese is known to cause neurological effects following inhalation exposure, particularly in occupational settings, and there have been epidemiological studies that report adverse neurological effects following extended exposure to very high levels in drinking-water. However, there are a number of significant potential confounding factors in these studies, and a number of other studies have failed to observe adverse effects following exposure through drinking-water. Animal data, especially rodent data, are not desirable for human risk assessment because the physiological requirements for manganese vary among different species. Further, rodents are of limited value in assessing the neurobehavioural effects, because the neurological effects (e.g., tremor, gait disorders) seen in primates are often preceded or accompanied by psychological symptoms (e.g., irritability, emotional lability), which are not apparent in rodents. The only primate study is of limited use in a quantitative risk assessment because only one dose group was studied in a small number of animals and the manganese content in the basal diet was not provided.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* suggested that concentrations of manganese greater than 0.5 mg/litre would markedly impair the potability of

the water. The 1963 and 1971 International Standards retained this value as a maximum allowable or permissible concentration. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value of 0.1 mg/litre was established for manganese, based on its staining properties. The 1993 Guidelines concluded that although no single study is suitable for use in calculating a guideline value, the weight of evidence from actual daily intake and toxicity studies in laboratory animals given manganese in drinking-water supports the view that a provisional health-based guideline value of 0.5 mg/litre should be adequate to protect public health. It was also noted that concentrations below 0.1 mg/litre are usually acceptable to consumers, although this may vary with local circumstances.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

IPCS (1999) *Manganese and its compounds*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Concise International Chemical Assessment Document 12).

WHO (2003) *Manganese in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/104).

12.80 MCPA [4-(2-methyl-4-chlorophenoxy)acetic acid]

MCPA (CAS No. 94-74-6) is a chlorophenoxy post-emergence herbicide that is very soluble, is highly mobile and can leach from the soil. It is metabolized by bacteria and can be photochemically degraded. MCPA has only limited persistence in water.

Guideline value	0.002 mg/litre
Occurrence	Not frequently detected in drinking-water; has been measured in surface water and groundwater at concentrations below 0.54 and 5.5 µg/litre, respectively
TDI	0.5 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 0.15 mg/kg of body weight for renal and liver toxicity observed at higher dose levels in a 1-year feeding study in dogs, with an uncertainty factor of 300 (100 for inter- and intraspecies variation and 3 for inadequacies in the database)
Limit of detection	0.01 µg/litre by GC/MS and by GC with ECD
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC or ozonation
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

There are only limited and inconclusive data on the genotoxicity of MCPA. IARC evaluated MCPA in 1983 and concluded that the available data on humans and experimental animals were inadequate for an evaluation of carcinogenicity. Further evaluations by IARC on chlorophenoxy herbicides in 1986 and 1987 concluded that evidence for their carcinogenicity was limited in humans and inadequate in animals (Group 2B). Recent carcinogenicity studies on rats and mice did not indicate that MCPA was carcinogenic. No adequate epidemiological data on exposure to MCPA alone are available.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to MCPA, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. MCPA was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.002 mg/litre for MCPA in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *MCPA in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/38).

12.81 Mecoprop (MCP; [2(2-methyl-chlorophenoxy) propionic acid])

The half-lives for degradation of chlorophenoxy herbicides, including mecoprop (CAS No. 93-65-2; 7085-19-0 racemic mixture), in the environment are in the order of several days. Chlorophenoxy herbicides are not often found in food.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Guideline value	0.01 mg/litre
Occurrence	Chlorophenoxy herbicides not frequently found in drinking- water; when detected, concentrations are usually no greater than a few micrograms per litre
TDI	3.33 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 1 mg/kg of body weight for effects on kidney weight in 1- and 2-year studies in rats, with an uncertainty factor of 300 (100 for inter- and intraspecies variation and 3 for limitations in the database)
Limit of detection	0.01 µg/litre by GC/MS; 0.01–0.02 µg/litre by GC with ECD
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC or ozonation
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Chlorophenoxy herbicides, as a group, have been classified in Group 2B by IARC. However, the available data from studies in exposed populations and animals do not permit assessment of the carcinogenic potential to humans of any specific chlorophenoxy herbicide. Therefore, drinking-water guidelines for these compounds are based on a threshold approach for other toxic effects. Effects of dietary administration of mecoprop in short- and long-term studies include decreased relative kidney weight (rats and beagle dogs), increased relative liver weight (rats), effects on blood parameters (rats and beagle dogs) and depressed body weight gain (beagle dogs).

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to chlorophenoxy herbicides, including mecoprop, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Mecoprop was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.01 mg/litre for mecoprop.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

12.82 Mercury

Mercury is used in the electrolytic production of chlorine, in electrical appliances, in dental amalgams and as a raw material for various mercury compounds. Methylation of inorganic mercury has been shown to occur in fresh water and in seawater, although almost all mercury in uncontaminated drinking-water is thought to be in the form of Hg^{2+} . Thus, it is unlikely that there is any direct risk of the intake of organic mercury compounds, especially of alkylmercurials, as a result of the ingestion of drinking-water. However, there is a real possibility that methylmercury will be converted into inorganic mercury. Food is the main source of mercury in non-occupationally exposed populations; the mean dietary intake of mercury in various countries ranges from 2 to 20 $\mu\text{g}/\text{day}$ per person.

Guideline value	0.001 mg/litre for total mercury
Occurrence	Mercury is present in the inorganic form in surface water and groundwater at concentrations usually below 0.5 $\mu\text{g}/\text{litre}$, although local mineral deposits may produce higher levels in groundwater.
PTWI	5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ of body weight for total mercury for the general population, of which no more than 3.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ of body weight should be present as methylmercury
Limit of detection	0.001 $\mu\text{g}/\text{litre}$ by atomic fluorescence spectrometry; 0.05 $\mu\text{g}/\text{litre}$ by cold vapour AAS; 0.6 $\mu\text{g}/\text{litre}$ by ICP; 5 $\mu\text{g}/\text{litre}$ by FAAS
Treatment achievability	0.1 $\mu\text{g}/\text{litre}$ should be achievable using coagulation
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of PTWI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional considerations	Pregnant women and nursing mothers are likely to be at greater risk than the general population from the adverse effects of methylmercury.

Toxicological review

The toxic effects of inorganic mercury compounds are seen mainly in the kidney. Methylmercury affects mainly the central nervous system.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not mention mercury. Mercury was first mentioned in the 1971 *International Standards*, which gave the tentative upper concentration limit for mercury as 0.001 mg/litre (total mercury), based on health concerns. It was noted that this figure was related to levels found in natural water. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, the guideline value of 0.001 mg/litre, which applied to all chemical forms of mercury, was retained. The 1993 *Guidelines* also retained the guideline

value for total mercury of 0.001 mg/litre, based on the PTWI for methylmercury established by JECFA in 1972 and reaffirmed by JECFA in 1988.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Mercury in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/10).

12.83 Methoxychlor

Methoxychlor (CAS No. 72-43-5) is an insecticide used on vegetables, fruit, trees, fodder and farm animals. It is poorly soluble in water and highly immobile in most agricultural soils. Under normal conditions of use, methoxychlor does not seem to be of environmental concern. Daily intake from food and air is expected to be below 1 µg per person. Environmental metabolites are formed preferentially under anaerobic rather than aerobic conditions and include mainly the dechlorinated and demethylated products. There is some potential for the accumulation of the parent compound and its metabolites in surface water sediments.

Guideline value	0.02 mg/litre
Occurrence	Detected occasionally in drinking-water, at concentrations as high as 300 µg/litre in rural areas
TDI	5 µg/kg of body weight, based on a systemic NOAEL of 5 mg/kg of body weight in a teratology study in rabbits, with an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 reflecting concern for threshold carcinogenicity and the limited database)
Limit of detection	0.001–0.01 µg/litre by GC
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

The genotoxic potential of methoxychlor appears to be negligible. In 1979, IARC assigned methoxychlor to Group 3. Subsequent data suggest a carcinogenic potential of methoxychlor for liver and testes in mice. This may be due to the hormonal activity of proestrogenic mammalian metabolites of methoxychlor and may therefore have

a threshold. The study, however, was inadequate because only one dose was used and because this dose may have been above the maximum tolerated dose. The database for studies on long-term, short-term and reproductive toxicity is inadequate. A teratology study in rabbits reported a systemic NOAEL of 5 mg/kg of body weight per day, which is lower than the LOAELs and NOAELs from other studies. This NOAEL was therefore selected for use in the derivation of a TDI.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to methoxychlor, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 0.03 mg/litre was recommended for methoxychlor, based on the ADI recommended by JMPR in 1965 and reaffirmed in 1977. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.02 mg/litre for methoxychlor in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Methoxychlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/105).

12.84 Methyl parathion

Methyl parathion (CAS No. 298-00-0) is a non-systemic insecticide and acaricide that is produced throughout the world and has been registered for use on many crops, in particular cotton. It partitions mainly to air and soil in the environment. There is virtually no movement through soil, and neither the parent compound nor its breakdown products will reach groundwater. By far the most important route for the environmental degradation of methyl parathion is microbial degradation. Half-lives of methyl parathion in water are in the order of weeks to months. Concentrations of methyl parathion in natural waters of agricultural areas in the USA ranged up to 0.46 µg/litre, with highest levels in summer. The general population can come into contact with methyl parathion via air, water or food.

A NOAEL of 0.3 mg/kg of body weight per day was derived from the combined results of several studies conducted in humans, based on the depression of erythrocyte and plasma cholinesterase activities. Methyl parathion decreased cholinesterase activities in long-term studies in mice and rats, but did not induce carcinogenic

effects. Methyl parathion was mutagenic in bacteria, but there was no evidence of genotoxicity in a limited range of studies in mammalian systems.

A health-based value of 9 µg/litre can be calculated for methyl parathion on the basis of an ADI of 0.003 mg/kg of body weight, based on a NOAEL of 0.25 mg/kg of body weight per day in a 2-year study in rats for retinal degeneration, sciatic nerve demyelination, reduced body weight, anaemia and decreased brain acetylcholinesterase activity, using an uncertainty factor of 100. Since the toxicological end-points seen in animals were other than acetylcholinesterase inhibition, it was considered more appropriate to use these data rather than the NOAEL derived for cholinesterase inhibition in humans.

Intake of methyl parathion from all sources is generally low and well below the ADI. As the health-based value is much higher than methyl parathion concentrations likely to be found in drinking-water, the presence of methyl parathion in drinking-water under usual conditions is unlikely to represent a hazard to human health. For this reason, the establishment of a guideline value for methyl parathion is not deemed necessary.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to methyl parathion, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Methyl parathion was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, in the second edition, published in 1993, or in the addendum to the second edition, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

FAO/WHO (1996) *Pesticide residues in food – 1995 evaluations. Part II – Toxicological and environmental*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/96.48).

IPCS (1992) *Methyl parathion*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 145).

WHO (2003) *Methyl parathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/106).

12.85 Metolachlor

Metolachlor (CAS No. 51218-45-2) is a selective pre-emergence herbicide used on a number of crops. It can be lost from the soil through biodegradation, photodegrada-

tion and volatilization. It is fairly mobile and under certain conditions can contaminate groundwater, but it is mostly found in surface water.

Guideline value	0.01 mg/litre
Occurrence	Detected in surface water and groundwater at concentrations that can exceed 10 µg/litre
TDI	3.5 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 3.5 mg/kg of body weight for an apparent decrease in kidney weight at the two highest dose levels in a 1-year dog study, with an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 reflecting some concern regarding carcinogenicity)
Limit of detection	0.75–0.01 µg/litre by GC with nitrogen–phosphorus detection
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

In a 1-year study in beagle dogs, administration of metolachlor resulted in decreased kidney weight at the two highest dose levels. In 2-year studies with rodents fed metolachlor in the diet, the only toxicological effects observed in albino mice were decreased body weight gain and decreased survival in females at the highest dose level, whereas rats showed decreased body weight gain and food consumption at the highest dose level. There is no evidence from available studies that metolachlor is carcinogenic in mice. In rats, an increase in liver tumours in females as well as a few nasal tumours in males have been observed. Metolachlor is not genotoxic.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to metolachlor, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Metolachlor was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 *Guidelines* established a health-based guideline value of 0.01 mg/litre for metolachlor in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Metolachlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/39).

12.86 Microcystin-LR

Among the more than 80 microcystins identified to date, only a few occur frequently and in high concentrations. Microcystin-LR is among the most frequent and most toxic microcystin congeners. Frequently occurring cyanobacterial genera that contain these toxins are *Microcystis*, *Planktothrix* and *Anabaena*. Microcystins usually occur within the cells; substantial amounts are released to the surrounding water only in situations of cell rupture (i.e., lysis).

Provisional guideline value	0.001 mg/litre (for total microcystin-LR, free plus cell-bound) The guideline value is provisional, as it covers only microcystin-LR, the database is limited and new data for the toxicity of cyanobacterial toxins are being generated.
TDI	0.04 µg/kg of body weight, based on liver pathology observed in a 13-week study in mice and applying an uncertainty factor of 1000, taking into consideration limitations in the database, in particular lack of data on chronic toxicity and carcinogenicity
Limit of detection	0.1–1 µg/litre by HPLC following extraction of cells with 75% aqueous methanol or following concentration of microcystins from liquid samples on C-18; will allow differentiation between variants where standards are available. 0.1–0.5 µg/litre by commercially available immunoassay kits (ELISA) for microcystins dissolved in water or in aqueous extracts of cells; will detect most microcystins. These are less precise in quantification than HPLC, but useful for screening. 0.5–1.5 µg/litre by protein phosphatase assay for microcystins dissolved in water or in aqueous extracts of cells; will detect all microcystins. This assay is less precise in quantification and identification than HPLC, but useful for screening.
Monitoring	The preferred approach is visual monitoring (including microscopy for potentially microcystin-containing genera) of source water for evidence of increasing cyanobacterial cell density (blooms) or bloom-forming potential, and increased vigilance where such events occur. Chemical monitoring of microcystins is not the preferred focus.
Prevention and treatment	Actions to decrease the probability of bloom occurrence include catchment and source water management, such as reducing nutrient loading or changing reservoir stratification and mixing. Treatment effective for the removal of cyanobacteria includes filtration to remove intact cells. Treatment effective against free microcystins in water (as well as most other free cyanotoxins) includes oxidation through ozone or chlorine at sufficient concentrations and contact times, as well as GAC and some PAC applications.

Guideline derivation	
● allocation to water	80% of TDI
● weight	60-kg adult
● consumption	2 litres/day
Additional comments	While guideline values are derived where sufficient data exist, they are intended to inform the interpretation of monitoring data and not to indicate that there is a requirement for routine monitoring by chemical analysis.

Toxicological review

Microcystin-LR is a potent inhibitor of eukaryotic protein serine/threonine phosphatases 1 and 2A. The primary target for microcystin toxicity is the liver, as microcystins cross cell membranes chiefly through the bile acid transporter. Guideline derivation was based on an oral 13-week study with mice, supported by an oral 44-day study with pigs. A large number of poisonings of livestock and wildlife have been recorded. Evidence of tumour promotion has been published.

History of guideline development

Cyanobacterial toxins were not evaluated in the 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* or in the first two editions of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984 and 1993. In the addendum to the second edition of the Guidelines, published in 1998, it was concluded that there were insufficient data to allow a guideline value to be derived for any cyanobacterial toxins other than microcystin-LR. A health-based guideline value for total microcystin-LR (free plus cell-bound) of 0.001 mg/litre was derived, assuming significant exposure from drinking-water. The guideline value was designated as provisional, as it covers only microcystin-LR, the database is limited and new data for the toxicity of cyanobacterial toxins are being generated.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- Chorus I, Bartram J, eds. (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Published by E & FN Spon, London, on behalf of the World Health Organization, Geneva.
- WHO (2003) *Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/57).

12.87 Molinate

Molinate (CAS No. 2212-67-1) is a herbicide used to control broad-leaved and grassy weeds in rice. The available data suggest that groundwater pollution by molinate is

12. CHEMICAL FACT SHEETS

restricted to some rice-growing regions. Data on the occurrence of molinate in the environment are limited. Molinate is of low persistence in water and soil, with a half-life of about 5 days.

Guideline value	0.006 mg/litre
Occurrence	Concentrations in water rarely exceed 1 µg/litre.
TDI	2 µg/kg of body weight, based on a NOAEL for reproductive toxicity in the rat of 0.2 mg/kg of body weight, with an uncertainty factor of 100 (for inter- and intraspecies variation)
Limit of detection	0.01 µg/litre by GC/MS
Treatment achievability	0.001 mg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

On the basis of the limited information available, molinate does not seem to be carcinogenic or mutagenic in animals. Evidence suggests that impairment of the reproductive performance of the male rat represents the most sensitive indicator of molinate exposure. However, epidemiological data based on the examination of workers involved in molinate production do not indicate any effect on human fertility.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to molinate, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Molinate was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.006 mg/litre for molinate in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Molinate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/40).

12.88 Molybdenum

Molybdenum is found naturally in soil and is used in the manufacture of special steels and in the production of tungsten and pigments, and molybdenum compounds are used as lubricant additives and in agriculture to prevent molybdenum deficiency in crops.

Guideline value	0.07 mg/litre
Occurrence	Concentrations in drinking-water are usually less than 0.01 mg/litre, although concentrations as high as 200 µg/litre have been reported in areas near mining sites.
NOAEL	0.2 mg/litre in a 2-year study of humans exposed through their drinking-water, using an uncertainty factor of 3 for intraspecies variation (because molybdenum is an essential element)
Limit of detection	0.25 µg/litre by graphite furnace AAS; 2 µg/litre by ICP/AES
Treatment achievability	Molybdenum is not removed from drinking-water.
Additional comments	The guideline value is within the range of that derived on the basis of results of toxicological studies in animal species and is consistent with the essential daily requirement.

Toxicological review

Molybdenum is considered to be an essential element, with an estimated daily requirement of 0.1–0.3 mg for adults. No data are available on the carcinogenicity of molybdenum by the oral route. Additional toxicological information is needed on the impact of molybdenum on bottle-fed infants.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to molybdenum. The 1971 *International Standards* stated that molybdenum should be controlled in drinking-water, but that insufficient information was available to enable a tentative limit to be established. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was concluded that no action was required for molybdenum. The 1993 *Guidelines* proposed a health-based guideline value of 0.07 mg/litre for molybdenum based on a 2-year study of humans exposed through their drinking-water. This value is within the range of that derived on the basis of results of toxicological studies in animal species and is consistent with the essential daily requirement.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Molybdenum in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/11).

12.89 Monochloramine

Mono-, di- and trichloramines are considered by-products of drinking-water chlorination, being formed when ammonia is added to chlorinated water. Monochloramine may also be added to maintain residual disinfection activity in potable water distribution systems. The use of chloramines for disinfection instead of chlorine reduces the formation of THMs in drinking-water supplies. However, formation of other by-products, such as halo ketones, chloropicrin, cyanogen chloride, haloacetic acids, haloacetonitriles, aldehydes and chlorophenols, has been reported. Monochloramine is recognized as a less effective disinfectant than chlorine. Only monochloramine, the most abundant chloramine, is considered here, as it has been the most extensively studied.

Guideline value	3 mg/litre
Occurrence	Typical chloramine concentrations of 0.5–2 mg/litre are found in drinking-water supplies where chloramine is used as a primary disinfectant or to provide a chlorine residual in the distribution system.
TDI	94 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 9.4 mg/kg of body weight per day, the highest dose administered to male rats in a 2-year NTP drinking-water study (although mean body weights of rats given the highest dose were lower than those of their respective control groups, it is probable that the lower body weights were caused by the unpalatability of the drinking-water)
Limit of detection	10 µg/litre by colorimetric methods
Treatment achievability	It is possible to reduce the concentration of chloramine effectively to zero (<0.1 mg/litre) by reduction; however, it is normal practice to supply water with a chloramine residual of a few tenths of a milligram per litre to act as a preservative during distribution.
Guideline derivation	
• allocation to water	100% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	<ul style="list-style-type: none"> • An additional uncertainty factor for possible carcinogenicity was not applied because equivocal cancer effects reported in the NTP study in only one species and in only one sex were within the range observed in historical controls. • Most individuals are able to taste chloramines at concentrations below 5 mg/litre, and some at levels as low as 0.3 mg/litre.

Toxicological review

Although monochloramine has been shown to be mutagenic in some *in vitro* studies, it has not been found to be genotoxic *in vivo*. IARC has classified chloramine in Group 3, and the US EPA has classified monochloramine in group D (not classifiable as to human carcinogenicity, as there is inadequate human and animal evidence). In the NTP bioassay in two species, the incidence of mononuclear cell leukaemias in female F344/N rats was increased, but no other increases in tumour incidence were observed. IPCS (2000) did not consider that the increase in mononuclear cell leukaemia was treatment-related.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to chloramines. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 3 mg/litre for monochloramine in drinking-water. Available data were insufficient for the establishment of guideline values for dichloramine and trichloramine. It was noted that the odour thresholds for dichloramine and trichloramine are much lower than that for monochloramine.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 216).

WHO (2003) *Monochloramine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/83).

12.90 Monochloroacetic acid

Chlorinated acetic acids are formed from organic material during water chlorination.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Guideline value	0.02 mg/litre
Occurrence	Present in surface water-derived drinking-water at <2–82 µg/litre (mean 2.1 µg/litre)
TDI	3.5 µg/kg of body weight, based on a LOAEL of 3.5 mg/kg of body weight per day from a study in which increased absolute and relative spleen weights were observed in male rats exposed to monochloroacetic acid in drinking-water for 2 years, and using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for use of a minimal LOAEL instead of a NOAEL and database deficiencies, including the lack of a multigeneration reproductive toxicity study)
Limit of detection	2 µg/litre by GC with ECD; 5 µg/litre by GC/MS
Treatment achievability	No information available
Guideline derivation	
• allocation to water	20% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

No evidence of carcinogenicity of monochloroacetate was found in 2-year gavage bioassays with rats and mice. Monochloroacetate has given mixed results in a limited number of mutagenicity assays and has been negative for clastogenicity in genotoxicity studies. IARC has not classified the carcinogenicity of monochloroacetic acid.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to monochloroacetic acid. The 1993 Guidelines did not establish a guideline value for monochloroacetic acid, as available toxicity data were considered insufficient.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Monochloroacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/85).

12.91 Monochlorobenzene

Releases of monochlorobenzene (MCB) to the environment are thought to be mainly due to volatilization losses associated with its use as a solvent in pesticide formulations, as a degreasing agent and from other industrial applications. MCB has been

detected in surface water, groundwater and drinking-water; mean concentrations were less than 1 µg/litre in some potable water sources (maximum 5 µg/litre) in Canada. The major source of human exposure is probably air.

MCB is of low acute toxicity. Oral exposure to high doses of MCB affects mainly the liver, kidneys and haematopoietic system. There is limited evidence of carcinogenicity in male rats, with high doses increasing the occurrence of neoplastic nodules in the liver. The majority of evidence suggests that MCB is not mutagenic; although it binds to DNA *in vivo*, the level of binding is low.

A health-based value of 300 µg/litre can be calculated for MCB on the basis of a TDI of 85.7 µg/kg of body weight, based on neoplastic nodules identified in a 2-year rat study with dosing by gavage, and taking into consideration the limited evidence of carcinogenicity. However, because MCB occurs at concentrations well below those at which toxic effects are observed, it is not considered necessary to derive a guideline value. It should also be noted that the health-based value far exceeds the lowest reported taste and odour threshold for MCB in water.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to MCB. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, no guideline value for chlorobenzene was recommended after a detailed evaluation of the compound. Following consideration of the calculated toxicological limit for drinking-water of 0.005–0.05 mg/litre based on a tentative ADI and the fact that the threshold odour concentration of MCB in water is 0.03 mg/litre, no guideline value was recommended, and 0.003 mg/litre was recommended to avoid taste and odour problems in drinking-water. The 1993 Guidelines proposed a health-based guideline value of 0.3 mg/litre for MCB, noting that this value far exceeds the lowest reported taste and odour threshold for MCB in water (0.01 mg/litre).

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Monochlorobenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/107).

12.92 MX

MX, which is the common name for 3-chloro-4-dichloromethyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone, is formed by the reaction of chlorine with complex organic matter in drinking-water. It has been identified in chlorinated humic acid solutions and drinking-water in Finland, the United Kingdom and the USA and was found to be

present in 37 water sources at levels of 2–67 ng/litre. Five drinking-water samples from different Japanese cities contained MX at concentrations ranging from <3 to 9 ng/litre.

MX is a potent mutagen in bacteria and in cells *in vitro* and has undergone a life-time study in rats in which some tumorigenic responses were observed. These data indicate that MX induces thyroid and bile duct tumours. IARC has classified MX in Group 2B on the basis of rat tumorigenicity and its strong mutagenicity.

A health-based value of 1.8 µg/litre can be calculated for MX on the basis of the increase in cholangiomas and cholangiocarcinomas in female rats using the linearized multistage model (without a body surface area correction). However, this is significantly above the concentrations that would be found in drinking-water, and, in view of the analytical difficulties in measuring this compound at such low concentrations, it is considered unnecessary to propose a formal guideline value for MX in drinking-water.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to MX. The 1993 Guidelines concluded that available data were inadequate to permit a guideline value for MX to be established.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 216).

WHO (2003) *MX in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/108).

12.93 Nickel

Nickel is used mainly in the production of stainless steel and nickel alloys. Food is the dominant source of nickel exposure in the non-smoking, non-occupationally exposed population; water is generally a minor contributor to the total daily oral intake. However, where there is heavy pollution or use of certain types of kettles, of non-resistant material in wells or of water that has come into contact with nickel- or chromium-plated taps, the nickel contribution from water may be significant.

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Provisional guideline value	0.02 mg/litre The guideline value is considered provisional owing to uncertainties about the effect level for perinatal mortality.
Occurrence	The concentration of nickel in drinking-water is normally less than 0.02 mg/litre, although nickel released from taps and fittings may contribute up to 1 mg/litre. In special cases of release from natural or industrial nickel deposits in the ground, the nickel concentrations in drinking-water may be even higher.
TDI	5 µg/kg of body weight, derived from a NOAEL of 5 mg/kg of body weight per day from a dietary study in rats in which altered organ to body weight ratios were observed, using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and an extra factor of 10 to compensate for the lack of adequate studies on long-term exposure and reproductive effects, a lack of data on carcinogenicity by the oral route and a much higher intestinal absorption when taken on an empty stomach in drinking-water than when taken together with food)
Limit of detection	0.1 µg/litre by ICP/MS; 1 µg/litre by EAAS or ICP/optical emission spectroscopy; 15 µg/litre by ICP; 20 µg/litre by FAAS
Treatment achievability	20 µg/litre should be achievable by conventional treatment, e.g., coagulation. However, nickel is not usually a raw water contaminant.
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

IARC concluded that inhaled nickel compounds are carcinogenic to humans (Group 1) and metallic nickel is possibly carcinogenic (Group 2B). However, there is a lack of evidence of a carcinogenic risk from oral exposure to nickel. Dose-related increases in perinatal mortality were observed in a carefully conducted two-generation study in rats, but variations in response between successive litters make it difficult to draw firm conclusions from this study.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to nickel. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was concluded that the toxicological data available indicate that a guideline value for nickel in drinking-water was not required. A health-based guideline value of 0.02 mg/litre was derived in the 1993 Guidelines, which should provide sufficient protection for individuals who are sensitive to nickel. This guideline value was maintained in the addendum to the Guidelines published in 1998 because, on the basis of the available data, it was considered to provide sufficient protection for individuals who are sensitive to nickel. However, the guideline value was designated as provisional owing to uncertainties about the effect level for perinatal mortality.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Nickel in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/55).

12.94 Nitrate and nitrite

Nitrate and nitrite are naturally occurring ions that are part of the nitrogen cycle. Nitrate is used mainly in inorganic fertilizers, and sodium nitrite is used as a food preservative, especially in cured meats. The nitrate concentration in groundwater and surface water is normally low but can reach high levels as a result of leaching or runoff from agricultural land or contamination from human or animal wastes as a consequence of the oxidation of ammonia and similar sources. Anaerobic conditions may result in the formation and persistence of nitrite. Chloramination may give rise to the formation of nitrite within the distribution system if the formation of chloramine is not sufficiently controlled. The formation of nitrite is as a consequence of microbial activity and may be intermittent. Nitrification in distribution systems can increase nitrite levels, usually by 0.2–1.5 mg/litre.

Guideline value for nitrate	50 mg/litre to protect against methaemoglobinaemia in bottle-fed infants (short-term exposure)
Guideline value / Provisional guideline value for nitrite	<ul style="list-style-type: none"> ● 3 mg/litre for methaemoglobinaemia in infants (short-term exposure) ● 0.2 mg/litre (provisional) (long-term exposure) <p>The guideline value for chronic effects of nitrite is considered provisional owing to uncertainty surrounding the relevance of the observed adverse health effects for humans and the susceptibility of humans compared with animals. The occurrence of nitrite in distribution as a consequence of chloramine use will be intermittent, and average exposures over time should not exceed the provisional guideline value.</p>
Guideline value for combined nitrate plus nitrite	The sum of the ratios of the concentrations of each to its guideline value should not exceed 1.
Occurrence	In most countries, nitrate levels in drinking-water derived from surface water do not exceed 10 mg/litre, although nitrate levels in well water often exceed 50 mg/litre; nitrite levels are normally lower, less than a few milligrams per litre.

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Basis of guideline derivation	<ul style="list-style-type: none"> ● nitrate (bottle-fed infants): in epidemiological studies, methaemoglobinaemia was not reported in infants in areas where drinking-water consistently contained less than 50 mg of nitrate per litre ● nitrite (bottle-fed infants): nitrite is 10 times more potent than nitrate on a molar basis with respect to methaemoglobin formation ● nitrite (long-term exposure): based on allocation to drinking-water of 10% of JECFA ADI of 0.06 mg/kg of body weight per day, based on nitrite-induced morphological changes in the adrenals, heart and lungs in laboratory animal studies
Limit of detection	0.1 mg/litre (nitrate) and 0.05 mg/litre (nitrite) by liquid chromatography; 0.01–1 mg/litre (nitrate) by spectrometric techniques; 0.005–0.01 mg/litre (nitrite) by a molecular absorption spectrometric method; 22 µg/litre (nitrate) and 35 µg/litre (nitrite) by ion chromatography
Treatment achievability	<ul style="list-style-type: none"> ● nitrate: 5 mg/litre or lower should be achievable using biological denitrification (surface waters) or ion exchange (groundwaters) ● nitrite: 0.1 mg/litre should be achievable using chlorination (to form nitrate)
Additional comments	<ul style="list-style-type: none"> ● Nitrite can occur in distribution at higher concentrations when chloramination is used, but the occurrence is almost invariably sporadic. Methaemoglobinaemia is therefore the most important consideration, and the guideline derived for protection against methaemoglobinaemia would be the most appropriate under these circumstances, allowing for any nitrate that may also be present. ● All water systems that practise chloramination should closely and regularly monitor their systems to verify disinfectant levels, microbiological quality and nitrite levels. If nitrification is detected (e.g., reduced disinfectant residuals and increased nitrite levels), steps should be taken to modify the treatment train or water chemistry in order to maintain a safe water quality. Efficient disinfection must never be compromised. ● Methaemoglobinaemia in infants also appears to be associated with simultaneous exposure to microbial contaminants.

Toxicological review

The primary health concern regarding nitrate and nitrite is the formation of methaemoglobinaemia, so-called “blue-baby syndrome.” Nitrate is reduced to nitrite in the stomach of infants, and nitrite is able to oxidize haemoglobin (Hb) to methaemoglobin (metHb), which is unable to transport oxygen around the body. The reduced oxygen transport becomes clinically manifest when metHb concentrations reach 10% or more of normal Hb concentrations; the condition, called methaemoglobinaemia, causes cyanosis and, at higher concentrations, asphyxia. The normal metHb level in infants under 3 months of age is less than 3%.

The Hb of young infants is more susceptible to metHb formation than that of older children and adults; this is believed to be the result of the large proportion of fetal

Hb, which is more easily oxidized to metHb, still present in the blood of infants. In addition, there is a deficiency in infants of metHb reductase, the enzyme responsible for the reduction of metHb to Hb. The reduction of nitrate to nitrite by gastric bacteria is also higher in infants because of low gastric acidity. The level of nitrate in breast milk is relatively low; when bottle-fed, however, these young infants are at risk because of the potential for exposure to nitrate/nitrite in drinking-water and the relatively high intake of water in relation to body weight. The higher reduction of nitrate to nitrite in young infants is not very well quantified, but it appears that gastrointestinal infections exacerbate the conversion from nitrate to nitrite.

The weight of evidence is strongly against there being an association between nitrite and nitrate exposure in humans and the risk of cancer.

Studies with nitrite in laboratory rats have reported hypertrophy of the adrenal zona glomerulosa. The mechanism of induction of this effect and whether it occurs in other species is unclear. JECFA developed an ADI of 5 mg of potassium nitrite per kg of body weight based on the NOAEL in these studies.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* referred to nitrates, stating that the ingestion of water containing nitrates in excess of 50–100 mg/litre (as nitrate) may give rise to methaemoglobinaemia in infants under 1 year of age. In the 1963 *International Standards*, this value was lowered to 45 mg/litre (as nitrate), which was retained in the 1971 *International Standards*. The 1971 *International Standards* first mentioned concern over the possibility of nitrosamine formation *in vivo*; as nitrosamines are a possible hazard to human health, the 1971 *Standards* stated that it may eventually become necessary to reduce the level of nitrates in water if it is found that this source makes a significant contribution to the hazard to human health arising from nitrosamines. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value of 10 mg/litre for nitrate-nitrogen was recommended. It was also recommended that the guideline value for nitrite must be correspondingly lower than that for nitrate, and it was noted that the nitrite-nitrogen level should be considerably lower than 1 mg/litre where drinking-water is correctly treated. The 1993 *Guidelines* concluded that extensive epidemiological data support the current guideline value for nitrate-nitrogen of 10 mg/litre, but stated that this value should be expressed not on the basis of nitrate-nitrogen but on the basis of nitrate itself, which is the chemical entity of concern to health. The guideline value for nitrate is therefore 50 mg/litre. This guideline value for methaemoglobinaemia in infants, an acute effect, was confirmed in the addendum to the *Guidelines*, published in 1998. It was also concluded in the 1993 *Guidelines* that a guideline value for nitrite should be proposed, although no suitable animal studies of methaemoglobinaemia were available. A provisional guideline value for nitrite of 3 mg/litre was therefore proposed by accepting a relative potency for nitrite and nitrate with respect to methaemoglobin formation of 10:1 (on a molar basis). In the addendum to the *Guidelines*, published

in 1998, it was concluded that human data on nitrite reviewed by JECFA supported the current provisional guideline value of 3 mg/litre, based on induction of methaemoglobinaemia in infants. In addition, a guideline value of 0.2 mg/litre for nitrate ion associated with long-term exposure was derived in the addendum to the Guidelines, based on JECFA's ADI derived in 1995. However, because of the uncertainty surrounding the relevance of the observed adverse health effects for humans and the susceptibility of humans compared with animals, this guideline value was considered provisional. Because of the possibility of simultaneous occurrence of nitrite and nitrate in drinking-water, it was recommended in the 1993 and 1998 Guidelines that the sum of the ratios of the concentration of each to its guideline value should not exceed 1.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Nitrate and nitrite in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/56).

12.95 Nitritotriacetic acid (NTA)

Nitritotriacetic acid (NTA) is used primarily in laundry detergents as a replacement for phosphates and in the treatment of boiler water to prevent accumulation of mineral scale.

Guideline value	0.2 mg/litre
Occurrence	Concentrations in drinking-water usually do not exceed a few micrograms per litre, although concentrations as high as 35 µg/litre have been measured.
TDI	10 µg/kg of body weight, based on nephritis and nephrosis in a 2-year study in rats and using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for carcinogenic potential at high doses)
Limit of detection	0.2 µg/litre using GC with a nitrogen-specific detector
Treatment achievability	No data available
Guideline derivation	
• allocation to water	50% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

NTA is not metabolized in animals and is rapidly eliminated, although some may be briefly retained in bone. It is of low acute toxicity to animals, but it has been shown to produce kidney tumours in rodents following long-term exposure to doses higher than those required to produce nephrotoxicity. IARC has placed NTA in Group 2B. It is not genotoxic, and the reported induction of tumours is believed to be due to cytotoxicity resulting from the chelation of divalent cations such as zinc and calcium in the urinary tract, leading to the development of hyperplasia and subsequently neoplasia.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to NTA. The 1971 International Standards stated that NTA should be controlled in drinking-water, but that insufficient information was available to enable a tentative limit to be established. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was determined that no further action on NTA was required. A health-based guideline value of 0.2 mg/litre was established for NTA in the 1993 Guidelines.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Nitritotriacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/30).

12.96 Parathion

Parathion (CAS No. 56-38-2) is a non-systemic insecticide that is used in many countries throughout the world. It is used as a fumigant and acaricide and as a pre-harvest soil and foliage treatment on a wide variety of crops, both outdoors and in greenhouses. Parathion released to the environment will adsorb strongly to the top layer of soil and is not likely to leach significantly. Parathion disappears from surface waters in about a week. The general population is not usually exposed to parathion from air or water. Parathion residues in food are the main source of exposure.

Parathion inhibits cholinesterase activity in all species tested. There has been no evidence of carcinogenicity in 2-year rat studies. JMPR concluded that parathion is not genotoxic.

A health-based value of 10 µg/litre can be calculated for parathion on the basis of an ADI of 0.004 mg/kg of body weight based on a NOAEL of 0.4 mg/kg body weight

per day in a 2-year study in rats for retinal atrophy and inhibition of brain acetylcholinesterase at the higher dose, and using an uncertainty factor of 100. Lower NOAELs in animals, based only on inhibition of erythrocyte or brain acetylcholinesterase, were not considered relevant because of the availability of a NOAEL for erythrocyte acetylcholinesterase inhibition in humans, which was 0.1 mg/kg of body weight per day.

Intake of parathion from all sources is generally low and well below the ADI. As the health-based value is much higher than parathion concentrations likely to be found in drinking-water, the presence of parathion in drinking-water under usual conditions is unlikely to represent a hazard to human health. For this reason, the establishment of a guideline value for parathion is not deemed necessary.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to parathion, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Parathion was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, in the second edition, published in 1993, or in the addendum to the second edition, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

FAO/WHO (1996) *Pesticide residues in food – 1995 evaluations. Part II – Toxicological and environmental*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/96.48).

WHO (2003) *Parathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/110).

12.97 Pendimethalin

Pendimethalin (CAS No. 40487-42-1) is a pre-emergence herbicide that is fairly immobile and persistent in soil. It is used in large amounts in Japan (5000 tonnes per year). It is lost through photodegradation, biodegradation and volatilization. The leaching potential of pendimethalin appears to be very low, but little is known about its more polar degradation products.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Guideline value	0.02 mg/litre
Occurrence	Rarely been found in drinking-water in the limited studies available (detection limit 0.01 µg/litre)
TDI	5 µg/kg of body weight, based on evidence of slight liver toxicity even at the lowest dose tested (5 mg/kg of body weight) in a long-term rat feeding study, with an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for a combination of the use of a LOAEL instead of a NOAEL and limitations of the database)
Limit of detection	0.01 µg/litre by GC/MS
Treatment achievability	1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

In a short-term dietary study in rats, a variety of indications of hepatotoxicity as well as increased kidney weights in males were observed at the highest dose level. In a long-term dietary study, some toxic effects (hyperglycaemia in the mouse and hepatotoxicity in the rat) were present even at the lowest dose level. On the basis of available data, pendimethalin does not appear to have significant mutagenic activity. Long-term studies in mice and rats have not provided evidence of carcinogenicity; however, these studies have some important methodological limitations.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to pendimethalin, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Pendimethalin was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.02 mg/litre for pendimethalin in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Pendimethalin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/41).

12.98 Pentachlorophenol (PCP)

PCP (CAS No. 87-86-5) and other chlorophenols are used primarily for protecting wood from fungal growth. Food is usually the major source of exposure to PCP unless there is a specific local chlorophenol contamination of drinking-water or exposure from log homes treated with PCP.

Provisional guideline value	0.009 mg/litre The guideline value is considered provisional because of the variations in metabolism between experimental animals and humans.
Occurrence	Concentrations in water samples are usually below 10 µg/litre, although much higher concentrations in groundwater may be measured under certain conditions.
Basis of guideline derivation	Multistage modelling of tumour incidence in a US NTP bioassay without incorporation of a body surface area correction, recognizing that there are interspecies differences in metabolism between animals and humans, with an important metabolite formed in rats being only a minor metabolite in humans
Limit of detection	0.005–0.01 µg/litre by GC with ECD
Treatment achievability	0.4 µg/litre should be achievable using GAC
Additional comments	The concentration of PCP associated with a 10 ⁻⁵ upper-bound excess lifetime cancer risk is similar to the guideline value established in the second edition, so that guideline value is retained.

Toxicological review

IARC classified PCP in Group 2B (the agent is possibly carcinogenic to humans) on the basis of inadequate evidence of carcinogenicity in humans but sufficient evidence in experimental animals. There is suggestive, although inconclusive, evidence of the carcinogenicity of PCP from epidemiological studies of populations exposed to mixtures that include PCP. Conclusive evidence of carcinogenicity has been obtained in one animal species (mice). Although there are notable variations in metabolism between experimental animals and humans, it was considered prudent to treat PCP as a potential carcinogen.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to PCP, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a health-based guideline value of 0.01 mg/litre was recommended for PCP. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.009 mg/litre for PCP in drinking-water. This value was considered provisional because PCP was evaluated only at the Final Task Group Meeting on the basis of an EHC monograph (No. 71). The concentration of PCP associated

with a 10^{-5} upper-bound excess lifetime cancer risk was found to be similar to the provisional guideline value established in 1993, and so that provisional guideline value was retained in the addendum to the Guidelines, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Pentachlorophenol in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/62).

12.99 Permethrin

Permethrin (CAS No. 52645-53-1) is a contact insecticide effective against a broad range of pests in agriculture, forestry and public health. It is also a WHOPES-recommended larvicide used to control aquatic invertebrates in water mains. Permethrin is photodegraded both in water and on soil surfaces. Concentrations as high as 0.8 mg/litre have been recorded in surface water; levels in drinking-water have not been reported. In soil, permethrin is rapidly degraded by hydrolysis and microbial action under aerobic conditions. Exposure of the general population to permethrin is mainly via the diet.

Technical-grade permethrin is of low acute toxicity. The *cis* isomer is considerably more toxic than the *trans* isomer. IARC has classified permethrin in Group 3, as there are no human data and only limited data from animal studies. Permethrin is not genotoxic.

An ADI of 0.05 mg/kg of body weight for 2:3 and 1:3 *cis:trans*-permethrin has been derived by applying an uncertainty factor of 100 to a NOAEL of 100 mg/kg, equivalent to 5 mg/kg of body weight per day, from a 2-year dietary study in rats, based on clinical signs and changes in body and organ weights and blood chemistry, and a NOAEL of 5 mg/kg of body weight per day from a 1-year study in dogs, based on reduced body weight at 100 mg/kg of body weight per day. A health-based value of 20 µg/litre can be calculated for permethrin by allocating 1% of this ADI to drinking-water (because there is significant exposure to permethrin from the environment). However, because permethrin occurs at concentrations well below those at which toxic effects are observed, it is not considered necessary to derive a guideline value.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to permethrin, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to

the total daily intake of pesticides for the population served. Permethrin was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.02 mg/litre for permethrin in drinking-water, based on an ADI established by JMPR in 1987 for 2:3 and 1:3 *cis:trans*-permethrin and recognizing the significant exposure to permethrin from the environment. It was noted that if permethrin is to be used as a larvicide for the control of mosquitos and other insects of health significance in drinking-water sources, the share of the ADI allocated to drinking-water may be increased.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

FAO/WHO (2000) *Pesticide residues in food – 1999. Evaluations – 1999. Part II – Toxicology*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/00.4).

WHO (2003) *Permethrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/111).

12.100 pH

No health-based guideline value is proposed for pH. Although pH usually has no direct impact on consumers, it is one of the most important operational water quality parameters (see chapter 10).

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* suggested that pH less than 6.5 or greater than 9.2 would markedly impair the potability of the water. The 1963 and 1971 International Standards retained the pH range 6.5–9.2 as the allowable or permissible range. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value pH range of 6.5–8.5 was established for pH, based on aesthetic considerations. It was noted that the acceptable range of pH may be broader in the absence of a distribution system. No health-based guideline value was proposed for pH in the 1993 Guidelines. Although pH usually has no direct impact on consumers, it is one of the most important operational water quality parameters, the optimum pH required often being in the range 6.5–9.5.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *pH in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/12).

12.101 2-Phenylphenol and its sodium salt

2-Phenylphenol (CAS No. 90-43-7) is used as a disinfectant, bactericide and virucide. In agriculture, it is used in disinfecting fruits, vegetables and eggs. It is also used as a general surface disinfectant in hospitals, nursing homes, veterinary hospitals, poultry farms, dairy farms, commercial laundries, barbershops and food processing plants. 2-Phenylphenol is readily degraded in surface waters, with a half-life of about 1 week in river water.

2-Phenylphenol has been determined to be of low toxicity. Both 2-phenylphenol and its sodium salt are carcinogenic in male rats, and 2-phenylphenol is carcinogenic in male mice. However, urinary bladder tumours observed in male rats and liver tumours observed in male mice exposed to 2-phenylphenol appear to be threshold phenomena that are species- and sex-specific. JMPR has concluded that 2-phenylphenol is unlikely to represent a carcinogenic risk to humans. Although a working group convened by IARC has classified 2-phenylphenol, sodium salt, in Group 2B (possibly carcinogenic to humans) and 2-phenylphenol in Group 3 (not classifiable as to its carcinogenicity to humans), JMPR noted that the IARC classification is based on hazard identification, not risk assessment, and is furthermore limited to published literature, excluding unpublished studies on toxicity and carcinogenicity. JMPR also concluded that there are unresolved questions about the genotoxic potential of 2-phenylphenol.

A health-based value of 1 mg/litre can be calculated for 2-phenylphenol on the basis of an ADI of 0.4 mg/kg of body weight, based on a NOAEL of 39 mg/kg of body weight per day in a 2-year toxicity study for decreased body weight gain and hyperplasia of the urinary bladder and carcinogenicity of the urinary bladder in male rats, using an uncertainty factor of 100. Because of its low toxicity, however, the health-based value derived for 2-phenylphenol is much higher than 2-phenylphenol concentrations likely to be found in drinking-water. Under usual conditions, therefore, the presence of 2-phenylphenol in drinking-water is unlikely to represent a hazard to human health. For this reason, the establishment of a guideline value for 2-phenylphenol is not deemed necessary.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to 2-phenylphenol, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. 2-Phenylphenol was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*,

published in 1984, in the second edition, published in 1993, or in the addendum to the second edition, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- FAO/WHO (2000) *Pesticide residues in food – 1999 evaluations. Part II – Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/00.4).
- WHO (2003) *2-Phenylphenol and its sodium salt in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/69).

12.102 Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs)

PAHs form a class of diverse organic compounds each containing two or more fused aromatic rings of carbon and hydrogen atoms. Most PAHs enter the environment via the atmosphere from a variety of combustion processes and pyrolysis sources. Owing to their low solubility and high affinity for particulate matter, they are not usually found in water in notable concentrations. The main source of PAH contamination in drinking-water is usually the coal-tar coating of drinking-water distribution pipes, used to protect the pipes from corrosion. Fluoranthene is the most commonly detected PAH in drinking-water and is associated primarily with coal-tar linings of cast iron or ductile iron distribution pipes. PAHs have been detected in a variety of foods as a result of the deposition of airborne PAHs and in fish from contaminated waters. PAHs are also formed during some methods of food preparation, such as charbroiling, grilling, roasting, frying or baking. For the general population, the major routes of exposure to PAHs are from food and ambient and indoor air. The use of open fires for heating and cooking may increase PAH exposure, especially in developing countries. Where there are elevated levels of contamination by coal-tar coatings of water pipes, PAH intake from drinking-water could equal or even exceed that from food.

Guideline value for benzo[a]pyrene (BaP)	0.0007 mg/litre (0.7 µg/litre)
Occurrence	PAH levels in uncontaminated groundwater usually in range 0–5 ng/litre; concentrations in contaminated groundwater may exceed 10 µg/litre; typical concentration range for sum of selected PAHs in drinking-water is from about 1 ng/litre to 11 µg/litre

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Basis of guideline derivation	Based on an oral carcinogenicity study in mice and calculated using a two-stage birth–death mutation model, which incorporates variable dosing patterns and time of killing; quantification of dose–response for tumours, on the basis of new studies in which the carcinogenicity of BaP was examined following oral administration in mice, but for which the number of dose groups was smaller, confirms this value
Limit of detection	0.01 µg/litre by GC/MS and reverse-phase HPLC with a fluorescence detector
Treatment achievability	0.05 µg/litre should be achievable using coagulation
Additional comments	<ul style="list-style-type: none"> • The presence of significant concentrations of BaP in drinking-water in the absence of very high concentrations of fluoranthene indicates the presence of coal-tar particles, which may arise from seriously deteriorating coal-tar pipe linings. • It is recommended that the use of coal-tar-based and similar materials for pipe linings and coatings on storage tanks be discontinued.

Toxicological review

Evidence that mixtures of PAHs are carcinogenic to humans comes primarily from occupational studies of workers following inhalation and dermal exposure. No data are available for humans for the oral route of exposure. There are few data on the oral toxicity of PAHs other than BaP, particularly in drinking-water. Relative potencies of carcinogenic PAHs have been determined by comparison of data from dermal and other studies. The order of potencies is consistent, and this scheme therefore provides a useful indicator of PAH potency relative to BaP.

A health-based value of 4 µg/litre can be calculated for fluoranthene on the basis of a NOAEL of 125 mg/kg of body weight per day for increased serum glutamate–pyruvate transaminase levels, kidney and liver pathology, and clinical and haematological changes in a 13-week oral gavage study in mice, using an uncertainty factor of 10 000 (100 for inter- and intraspecies variation, 10 for the use of a sub-chronic study and inadequate database and 10 because of clear evidence of co-carcinogenicity with BaP in mouse skin painting studies). However, this health-based value is significantly above the concentrations normally found in drinking-water. Under usual conditions, therefore, the presence of fluoranthene in drinking-water does not represent a hazard to human health. For this reason, the establishment of a guideline value for fluoranthene is not deemed necessary.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to PAHs. The 1971 *International Standards* stated that some PAHs are known to be carcinogenic and that the concentrations of six representative PAH compounds (fluoranthene, 3,4-benzfluoranthene, 11,12-benzfluoranthene, 3,4-benzpyrene, 1,12-benzpyrene and indeno [1,2,3-cd] pyrene) should therefore not, in general, exceed 0.0002 mg/litre. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*,

published in 1984, the only PAH for which there was sufficient substantiated toxicological evidence to set a guideline value was BaP. A health-based guideline value of 0.00001 mg/litre was recommended for BaP, while noting that the mathematical model appropriate to chemical carcinogens that was used in its derivation involved considerable uncertainty. It was also recommended that the control of PAHs in drinking-water should be based on the concept that the levels found in unpolluted groundwater should not be exceeded. The 1993 Guidelines concluded that there were insufficient data available to derive drinking-water guidelines for PAHs other than BaP. The guideline value for BaP, corresponding to an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} , was calculated to be 0.0007 mg/litre. This guideline value was retained in the addendum to the second edition of the Guidelines, published in 1998, as it was confirmed by new studies on the carcinogenicity of the compound. It was also recommended that the use of coal-tar-based and similar materials for pipe linings and coatings on storage tanks be discontinued. Although a health-based value for fluoranthene was calculated in the addendum, it was significantly above the concentrations found in drinking-water, and it was concluded that, under usual conditions, the presence of fluoranthene in drinking-water does not represent a hazard to human health; thus, the establishment of a guideline value for fluoranthene was not deemed necessary. As there are few data on the oral toxicity of other PAHs, particularly in drinking-water, relative potencies of carcinogenic PAHs were determined by comparison of data from dermal and other studies, which provides a useful indicator of PAH potency relative to BaP.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/59).

12.103 Propanil

Propanil (CAS No. 709-98-8) is a contact post-emergence herbicide used to control broad-leaved and grassy weeds, mainly in rice. It is a mobile compound with affinity for the water compartment. Propanil is not, however, persistent, being easily transformed under natural conditions to several metabolites. Two of these metabolites, 3,4-dichloroaniline and 3,3',4,4'-tetrachloroazobenzene, are more toxic and more persistent than the parent compound. Although used in a number of countries, propanil has only occasionally been detected in groundwater.

Although a health-based value for propanil can be derived, this has not been done, because propanil is readily transformed into metabolites that are more toxic. Therefore, a guideline value for the parent compound is considered inappropriate, and there are inadequate data on the metabolites to allow the derivation of a guideline value for them. Authorities should consider the possible presence in water of more toxic environmental metabolites.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to propanil, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Propanil was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.02 mg/litre for propanil in drinking-water, noting that in applying this guideline, authorities should consider the possible presence of more toxic metabolites in water.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Propanil in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/112).

12.104 Pyriproxyfen

Pyriproxyfen (CAS No. 95737-68-1) is a broad-spectrum insect growth regulator with insecticidal activity against public health insect pests. It is a WHOPES-recommended insecticide for the control of mosquito larvae. In agriculture and horticulture, pyriproxyfen has registered uses for the control of scale, whitefly, bollworm, jassids, aphids and cutworms. Pyriproxyfen degrades rapidly in soil under aerobic conditions, with a half-life of 6.4–36 days. It disappeared from aerobic lake water–sediment systems with half-lives of 16 and 21 days. Pyriproxyfen appeared to be degraded much more slowly in anaerobic lake water–sediment systems. As pyriproxyfen is a new pesticide, few environmental data have been collected. Intake of pyriproxyfen from all sources is generally low and below the ADI.

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Guideline value	0.3 mg/litre
Occurrence	No detectable concentrations found in surface water in the USA
ADI	0.1 mg/kg of body weight based on an overall NOAEL of 10 mg/kg of body weight per day for increased relative liver weight and increased total plasma cholesterol concentration in male dogs in two 1-year toxicity studies, using an uncertainty factor of 100
Limit of detection	No information found
Treatment achievability	No data available; 1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of ADI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

JMPR concluded that pyriproxyfen was not carcinogenic or genotoxic. In short- and long-term studies of the effects of pyriproxyfen in mice, rats and dogs, the liver (increases in liver weight and changes in plasma lipid concentrations, particularly cholesterol) was the main toxicological target.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to pyriproxyfen, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Pyriproxyfen was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, in the second edition, published in 1993, or in the addendum to the second edition, published in 1998.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

- FAO/WHO (2000) *Pesticide residues in food – 1999 evaluations. Part II – Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/00.4).
- WHO (2003) *Pyriproxyfen in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/113).

12.105 Selenium

Selenium is present in the Earth's crust, often in association with sulfur-containing minerals. Selenium is an essential trace element, and foodstuffs such as cereals, meat

12. CHEMICAL FACT SHEETS

and fish are the principal source of selenium in the general population. Levels in food also vary greatly according to geographical area of production.

Guideline value	0.01 mg/litre
Occurrence	Levels in drinking-water vary greatly in different geographical areas but are usually much less than 0.01 mg/litre.
NOAEL in humans	Estimated to be about 4 µg/kg of body weight per day, based on data in which a group of 142 persons with a mean daily intake of 4 µg/kg body weight showed no clinical or biochemical signs of selenium toxicity
Limit of detection	0.5 µg/litre by AAS with hydride generation
Treatment achievability	0.01 mg/litre should be achievable using coagulation for selenium(IV) removal; selenium(VI) is not removed by conventional treatment processes
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of NOAEL
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Selenium is an essential element for humans, with a recommended daily intake of about 1 µg/kg of body weight for adults. Selenium compounds have been shown to be genotoxic in *in vitro* systems with metabolic activation, but not in humans. There was no evidence of teratogenic effects in monkeys. Long-term toxicity in rats is characterized by depression of growth and liver pathology. In humans, the toxic effects of long-term selenium exposure are manifested in nails, hair and liver. Data from China indicate that clinical and biochemical signs occur at a daily intake above 0.8 mg. Daily intakes of Venezuelan children with clinical signs were estimated to be about 0.7 mg on the basis of their blood levels and the Chinese data on the relationship between blood level and intake. Effects on synthesis of a liver protein were also seen in a small group of patients with rheumatoid arthritis given selenium at a rate of 0.25 mg/day in addition to selenium from food. No clinical or biochemical signs of selenium toxicity were reported in a group of 142 persons with a mean daily intake of 0.24 mg (maximum 0.72 mg) from food.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* recommended a maximum allowable concentration of 0.05 mg/litre for selenium, based on health concerns. In the 1963 *International Standards*, this value was lowered to 0.01 mg/litre, which was retained in the 1971 *International Standards* as a tentative upper concentration limit, while recognizing that selenium is an essential trace element for some species. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, the guideline value of 0.01 mg/litre was again retained, although it was noted that in areas of

relatively higher or lower selenium dietary intake, the guideline value may have to be modified accordingly. The 1993 Guidelines proposed a health-based guideline value of 0.01 mg/litre on the basis of human studies.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Selenium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/13).

12.106 Silver

Silver occurs naturally mainly in the form of its very insoluble and immobile oxides, sulfides and some salts. It has occasionally been found in groundwater, surface water and drinking-water at concentrations above 5 µg/litre. Levels in drinking-water treated with silver for disinfection may be above 50 µg/litre. Recent estimates of daily intake are about 7 µg per person.

Only a small percentage of silver is absorbed. Retention rates in humans and laboratory animals range between 0 and 10%.

The only obvious sign of silver overload is argyria, a condition in which skin and hair are heavily discoloured by silver in the tissues. An oral NOAEL for argyria in humans for a total lifetime intake of 10 g of silver was estimated on the basis of human case reports and long-term animal experiments.

The low levels of silver in drinking-water, generally below 5 µg/litre, are not relevant to human health with respect to argyria. On the other hand, special situations exist where silver salts may be used to maintain the bacteriological quality of drinking-water. Higher levels of silver, up to 0.1 mg/litre (this concentration gives a total dose over 70 years of half the human NOAEL of 10 g), could be tolerated in such cases without risk to health.

There are no adequate data with which to derive a health-based guideline value for silver in drinking-water.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to silver. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was not considered necessary to establish a guideline value for silver in drinking-water. No health-based guideline value for silver was proposed in the 1993 Guidelines. Where silver salts are used to maintain the bacteriological quality of

drinking-water, levels of silver up to 0.1 mg/litre can be tolerated without risk to health.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Silver in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/14).

12.107 Simazine

Simazine (CAS No. 122-34-9) is a pre-emergence herbicide used on a number of crops as well as in non-crop areas. It is fairly resistant to physical and chemical dissipation processes in the soil. It is persistent and mobile in the environment.

Guideline value	0.002 mg/litre
Occurrence	Frequently detected in groundwater and surface water at concentrations of up to a few micrograms per litre
TDI	0.52 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 0.52 mg/kg of body weight from a long-term study in the rat (based on weight changes, effects on haematological parameters and an increase in mammary tumours) and an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for possible non-genotoxic carcinogenicity)
Limit of detection	0.01 µg/litre by GC/MS; 0.1–0.2 µg/litre by GC with flame thermionic detection
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Simazine does not appear to be genotoxic in mammalian systems. Recent studies have shown an increase in mammary tumours in the female rat but no effects in the mouse. IARC has classified simazine in Group 3.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to simazine, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that

may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Simazine was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.002 mg/litre for simazine in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Simazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/42).

12.108 Sodium

Sodium salts (e.g., sodium chloride) are found in virtually all food (the main source of daily exposure) and drinking-water. Although concentrations of sodium in potable water are typically less than 20 mg/litre, they can greatly exceed this in some countries. The levels of sodium salts in air are normally low in relation to those in food or water. It should be noted that some water softeners can add significantly to the sodium content of drinking-water.

No firm conclusions can be drawn concerning the possible association between sodium in drinking-water and the occurrence of hypertension. Therefore, no health-based guideline value is proposed. However, concentrations in excess of 200 mg/litre may give rise to unacceptable taste (see chapter 10).

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to sodium. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was concluded that there was insufficient evidence to justify a guideline value for sodium in water based on health risk considerations, but it was noted that intake of sodium from drinking-water may be of greater significance in persons who require a sodium-restricted diet and bottle-fed infants. A guideline value of 200 mg/litre was established for sodium based on taste considerations. No health-based guideline value was proposed for sodium in the 1993 Guidelines, as no firm conclusions could be drawn concerning the possible association between sodium in drinking-water and the occurrence of hypertension. However, concentrations in excess of 200 mg/litre may give rise to unacceptable taste.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Sodium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/15).

12.109 Styrene

Styrene, which is used primarily for the production of plastics and resins, is found in trace amounts in surface water, drinking-water and food. In industrial areas, exposure via air can result in intake of a few hundred micrograms per day. Smoking may increase daily exposure by up to 10-fold.

Guideline value	0.02 mg/litre
Occurrence	Has been detected in drinking-water and surface water at concentrations below 1 µg/litre
TDI	7.7 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 7.7 mg/kg of body weight per day for decreased body weight observed in a 2- year drinking-water study in rats, and using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for the carcinogenicity and genotoxicity of the reactive intermediate styrene-7,8-oxide)
Limit of detection	0.3 µg/litre by GC with photoionization detection and confirmation by MS
Treatment achievability	0.02 mg/litre may be achievable using GAC
Guideline derivation	
● allocation to water	10% of TDI
● weight	60-kg adult
● consumption	2 litres/day
Additional comments	Styrene may affect the acceptability of drinking-water at the guideline value.

Toxicological review

Following oral or inhalation exposure, styrene is rapidly absorbed and widely distributed in the body, with a preference for lipid depots. It is metabolized to the active intermediate styrene-7,8-oxide, which is conjugated with glutathione or further metabolized. Metabolites are rapidly and almost completely excreted in urine. Styrene has a low acute toxicity. In short-term toxicity studies in rats, impairment of glutathione transferase activity and reduced glutathione concentrations were observed. In *in vitro* tests, styrene has been shown to be mutagenic in the presence of metabolic

activation only. In *in vitro* as well as in *in vivo* studies, chromosomal aberrations have been observed, mostly at high doses of styrene. The reactive intermediate styrene-7,8-oxide is a direct-acting mutagen. In long-term studies, orally administered styrene increased the incidence of lung tumours in mice at high dose levels but had no carcinogenic effect in rats. Styrene-7,8-oxide was carcinogenic in rats after oral administration. IARC has classified styrene in Group 2B. The available data suggest that the carcinogenicity of styrene is due to overloading of the detoxification mechanism for styrene-7,8-oxide (e.g., glutathione depletion).

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to styrene. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.02 mg/litre for styrene, noting that styrene may affect the acceptability of drinking-water at this concentration.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Styrene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/27).

12.110 Sulfate

Sulfates occur naturally in numerous minerals and are used commercially, principally in the chemical industry. They are discharged into water in industrial wastes and through atmospheric deposition; however, the highest levels usually occur in groundwater and are from natural sources. In general, the average daily intake of sulfate from drinking-water, air and food is approximately 500 mg, food being the major source. However, in areas with drinking-water supplies containing high levels of sulfate, drinking-water may constitute the principal source of intake.

The existing data do not identify a level of sulfate in drinking-water that is likely to cause adverse human health effects. The data from a liquid diet piglet study and from tap water studies with human volunteers indicate a laxative effect at concentrations of 1000–1200 mg/litre but no increase in diarrhoea, dehydration or weight loss.

No health-based guideline is proposed for sulfate. However, because of the gastrointestinal effects resulting from ingestion of drinking-water containing high sulfate levels, it is recommended that health authorities be notified of sources of drinking-water that contain sulfate concentrations in excess of 500 mg/litre. The presence of

sulfate in drinking-water may also cause noticeable taste (see chapter 10) and may contribute to the corrosion of distribution systems.

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* suggested that concentrations of sulfate greater than 400 mg/litre would markedly impair the potability of the water. The 1963 and 1971 International Standards retained this value as a maximum allowable or permissible concentration. The first two editions of the International Standards also suggested that concentrations of magnesium plus sodium sulfate in excess of 1000 mg/litre would markedly impair drinking-water potability. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value of 400 mg/litre for sulfate was established, based on taste considerations. No health-based guideline value for sulfate was proposed in the 1993 Guidelines. However, because of the gastrointestinal effects resulting from ingestion of drinking-water containing high sulfate levels, it was recommended that health authorities be notified of sources of drinking-water that contain sulfate concentrations in excess of 500 mg/litre. The presence of sulfate in drinking-water may also cause noticeable taste at concentrations above 250 mg/litre and may contribute to the corrosion of distribution systems.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Sulfate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/114).

12.111 2,4,5-T (2,4,5-Trichlorophenoxyacetic acid)

The half-lives for degradation of chlorophenoxy herbicides, including 2,4,5-T (CAS No. 93-76-5), in the environment are in the order of several days. Chlorophenoxy herbicides are not often found in food.

Guideline value	0.009 mg/litre
Occurrence	Chlorophenoxy herbicides not frequently found in drinking-water; when detected, concentrations are usually no greater than a few micrograms per litre
TDI	3 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 3 mg/kg of body weight for reduced body weight gain, increased liver and kidney weights and renal toxicity in a 2-year study in rats, with an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 to take into consideration the suggested association between 2,4,5-T and soft tissue sarcoma and non-Hodgkin lymphoma in epidemiological studies)

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Limit of detection	0.02 µg/litre by GC with an ECD
Treatment achievability	1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

Chlorophenoxy herbicides, as a group, have been classified in Group 2B by IARC. However, the available data from studies in exposed populations and animals do not permit assessment of the carcinogenic potential to humans of any specific chlorophenoxy herbicide. Therefore, drinking-water guidelines for these compounds are based on a threshold approach for other toxic effects. The NOAEL for reproductive effects (reduced neonatal survival, decreased fertility, reduced relative liver weights and thymus weights in litters) of dioxin-free (<0.03 µg/kg) 2,4,5-T in a three-generation reproduction study in rats is the same as the NOAEL for reduced body weight gain, increased liver and kidney weights and renal toxicity in a toxicity study in which rats were fed 2,4,5-T (practically free from dioxin contamination) in the diet for 2 years.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to chlorophenoxy herbicides, including 2,4,5-T, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. 2,4,5-T was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.009 mg/litre for 2,4,5-T.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

12.112 Terbuthylazine (TBA)

TBA (CAS No. 5915-41-3), a herbicide that belongs to the chlorotriazine family, is used in both pre- and post-emergence treatment of a variety of agricultural crops and

12. CHEMICAL FACT SHEETS

in forestry. Degradation of TBA in natural water depends on the presence of sediments and biological activity.

Guideline value	0.007 mg/litre
Occurrence	Concentrations in water seldom exceed 0.2 µg/litre, although higher concentrations have been observed.
TDI	2.2 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 0.22 mg/kg of body weight for decreased body weight gain at the next higher dose in a 2-year toxicity/carcinogenicity study in rats, with an uncertainty factor of 100 (for inter- and intraspecies variation)
Limit of detection	0.1 µg/litre by HPLC with UV detection
Treatment achievability	0.1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

There is no evidence that TBA is carcinogenic or mutagenic. In long-term dietary studies in rats, effects on red blood cell parameters in females, an increased incidence of non-neoplastic lesions in the liver, lung, thyroid and testis and a slight decrease in body weight gain were observed.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to TBA, but the 1971 International Standards suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, no guideline value for triazine herbicides, which include TBA, was recommended after a detailed evaluation of the compounds. TBA was not evaluated in the second edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1993. In the addendum to the second edition of the Guidelines, published in 1998, a health-based guideline value of 0.007 mg/litre was derived for TBA in drinking-water.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1998. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Terbutylazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/63).

12.113 Tetrachloroethene

Tetrachloroethene has been used primarily as a solvent in dry cleaning industries and to a lesser extent as a degreasing solvent. It is widespread in the environment and is found in trace amounts in water, aquatic organisms, air, foodstuffs and human tissue. The highest environmental levels of tetrachloroethene are found in the commercial dry cleaning and metal degreasing industries. Emissions can sometimes lead to high concentrations in groundwater. Tetrachloroethene in anaerobic groundwater may degrade to more toxic compounds, including vinyl chloride.

Guideline value	0.04 mg/litre
Occurrence	Concentrations in drinking-water are generally below 3 µg/litre, although much higher concentrations have been detected in well water (23 mg/litre) and in contaminated groundwater (1 mg/litre).
TDI	14 µg/kg of body weight, based on hepatotoxic effects observed in a 6-week gavage study in male mice and a 90-day drinking-water study in male and female rats, and taking into consideration carcinogenic potential (but not the short length of the study, in view of the database and considerations regarding the application of the dose via drinking-water in one of the two critical studies)
Limit of detection	0.2 µg/litre by GC with ECD; 4.1 µg/litre by GC/MS
Treatment achievability	0.001 mg/litre should be achievable using air stripping
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

At high concentrations, tetrachloroethene causes central nervous system depression. Lower concentrations of tetrachloroethene have been reported to damage the liver and the kidneys. IARC has classified tetrachloroethene in Group 2A. Tetrachloroethene has been reported to produce liver tumours in male and female mice, with some evidence of mononuclear cell leukaemia in male and female rats and kidney tumours in male rats. The overall evidence from studies conducted to assess the genotoxicity of tetrachloroethene, including induction of single-strand DNA breaks, mutation in germ cells and chromosomal aberrations *in vitro* and *in vivo*, indicates that tetrachloroethene is not genotoxic.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to tetrachloroethene. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a tentative guideline value of 0.01 mg/litre was recommended; the guideline was designated as tentative because, although the carcinogenicity data did not justify a full guideline value, the compound was considered to have important health implications when present in drinking-water. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.04 mg/litre for tetrachloroethene.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Tetrachloroethene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/23).

12.114 Toluene

Most toluene (in the form of benzene–toluene–xylene mixtures) is used in the blending of petrol. It is also used as a solvent and as a raw material in chemical production. The main exposure is via air. Exposure is increased by smoking and in traffic.

Guideline value	0.7 mg/litre
Occurrence	Concentrations of a few micrograms per litre have been found in surface water, groundwater and drinking-water; point emissions can lead to higher concentrations in groundwater (up to 1 mg/litre). It may also penetrate plastic pipes from contaminated soil.
TDI	223 µg/kg of body weight, based on a LOAEL of 312 mg/kg of body weight per day for marginal hepatotoxic effects observed in a 13-week gavage study in mice, correcting for 5 days per week dosing and using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for the short duration of the study and use of a LOAEL instead of a NOAEL)
Limit of detection	0.13 µg/litre by GC with FID; 6 µg/litre by GC/MS
Treatment achievability	0.001 mg/litre should be achievable using air stripping
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	The guideline value exceeds the lowest reported odour threshold for toluene in water.

Toxicological review

Toluene is absorbed completely from the gastrointestinal tract and rapidly distributed in the body, with a preference for adipose tissue. Toluene is rapidly metabolized and, following conjugation, excreted predominantly in urine. With occupational exposure to toluene by inhalation, impairment of the central nervous system and irritation of mucous membranes are observed. The acute oral toxicity is low. Toluene exerts embryotoxic and fetotoxic effects, but there is no clear evidence of teratogenic activity in laboratory animals and humans. In long-term inhalation studies in rats and mice, there is no evidence for carcinogenicity of toluene. Genotoxicity tests *in vitro* were negative, whereas *in vivo* assays showed conflicting results with respect to chromosomal aberrations. IARC has concluded that there is inadequate evidence for the carcinogenicity of toluene in both experimental animals and humans and classified it as Group 3 (not classifiable as to its carcinogenicity to humans).

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to toluene. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, no guideline value was recommended after a detailed evaluation of the compound. The 1993 Guidelines established a health-based guideline value of 0.7 mg/litre for toluene, but noted that this value exceeds the lowest reported odour threshold for toluene in water (0.024 mg/litre).

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Toluene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/116).

12.115 Total dissolved solids (TDS)

TDS comprise inorganic salts (principally calcium, magnesium, potassium, sodium, bicarbonates, chlorides and sulfates) and small amounts of organic matter that are dissolved in water. TDS in drinking-water originate from natural sources, sewage, urban runoff and industrial wastewater. Salts used for road de-icing in some countries may also contribute to the TDS content of drinking-water. Concentrations of TDS in water vary considerably in different geological regions owing to differences in the solubilities of minerals.

Reliable data on possible health effects associated with the ingestion of TDS in drinking-water are not available, and no health-based guideline value is proposed. However, the presence of high levels of TDS in drinking-water may be objectionable to consumers (see chapter 10).

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* suggested that concentrations of total solids greater than 1500 mg/litre would markedly impair the potability of the water. The 1963 and 1971 International Standards retained this value as a maximum allowable or permissible concentration. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value of 1000 mg/litre was established for TDS, based on taste considerations. No health-based guideline value for TDS was proposed in the 1993 Guidelines, as reliable data on possible health effects associated with the ingestion of TDS in drinking-water were not available. However, the presence of high levels of TDS in drinking-water (greater than 1200 mg/litre) may be objectionable to consumers. Water with extremely low concentrations of TDS may also be unacceptable because of its flat, insipid taste.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Total dissolved solids in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/16).

12.116 Trichloroacetic acid

Chlorinated acetic acids are formed from organic material during water chlorination.

Guideline value	0.2 mg/litre
Occurrence	Detected in US groundwater and surface water distribution systems at mean concentrations of 5.3 µg/litre (range <1.0–80 µg/litre) and 16 µg/litre (range <1.0–174 µg/litre), respectively; maximum concentration (200 µg/litre) measured in chlorinated water in Australia
TDI	32.5 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 32.5 mg/kg of body weight per day from a study in which decreased body weight, increased liver serum enzyme activity and liver histopathology were seen in rats exposed to trichloroacetate in drinking-water for 2 years, incorporating an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for database deficiencies, including the absence of a multigeneration reproductive study, the lack of a developmental study in a second species and the absence of full histopathological data in a second species)
Limit of detection	1 µg/litre by GC with ECD; 1 µg/litre by GC/MS

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Treatment achievability	Trichloroacetic acid concentrations in drinking-water are generally below 0.1 mg/litre. Concentrations may be reduced by installing or optimizing coagulation to remove precursors and/or by controlling the pH during chlorination.
Guideline derivation	
• allocation to water	20% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	A similar TDI for trichloroacetate was established by IPCS based on a NOAEL for hepatic toxicity in a long-term study in mice.

Toxicological review

Trichloroacetic acid has been shown to induce tumours in the liver of mice. It has given mixed results in *in vitro* assays for mutations and chromosomal aberrations and has been reported to cause chromosomal aberrations in *in vivo* studies. IARC has classified trichloroacetic acid in Group 3, not classifiable as to its carcinogenicity to humans. The weight of evidence indicates that trichloroacetic acid is not a genotoxic carcinogen.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to trichloroacetic acid. In the 1993 Guidelines, a provisional guideline value of 0.1 mg/litre was derived for trichloroacetic acid, with the provisional designation because of the limitations of the available toxicological database and because there were inadequate data to judge whether the guideline value was technically achievable. It was emphasized that difficulties in meeting the guideline value must never be a reason for compromising adequate disinfection.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Trichloroacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/120).

12.117 Trichlorobenzenes (total)

Releases of trichlorobenzenes (TCBs) into the environment occur through their manufacture and use as industrial chemicals, chemical intermediates and solvents. TCBs are found in drinking-water, but rarely at levels above 1 µg/litre. General population exposure will primarily result from air and food.

The TCBs are of moderate acute toxicity. After short-term oral exposure, all three isomers show similar toxic effects, predominantly on the liver. Long-term toxicity and carcinogenicity studies via the oral route have not been carried out, but the data available suggest that all three isomers are non-genotoxic.

A health-based value of 20 µg/litre can be calculated for total TCBs on the basis of a TDI of 7.7 µg/kg of body weight, based on liver toxicity identified in a 13-week rat study, taking into consideration the short duration of the study. However, because TCBs occur at concentrations well below those at which toxic effects are observed, it is not considered necessary to derive a health-based guideline value. It should be noted that the health-based value exceeds the lowest reported odour threshold in water.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to TCBs. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was concluded that insufficient health data were available from which to derive a guideline value for 1,2,4-TCB. The 1993 Guidelines proposed a health-based guideline value of 0.02 mg/litre for total TCBs, because of the similarity in the toxicity of the three isomers, but noted that this value exceeds the lowest reported odour threshold in water (0.005 mg/litre for 1,2,4-TCB).

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Trichlorobenzenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/117).

12.118 1,1,1-Trichloroethane

1,1,1-Trichloroethane is widely used as a cleaning solvent for electrical equipment, as a solvent for adhesives, coatings and textile dyes and as a coolant and lubricant. It is found mainly in the atmosphere, although it is mobile in soils and readily migrates to groundwaters. 1,1,1-Trichloroethane has been found in only a small proportion of surface waters and groundwaters, usually at concentrations of less than 20 µg/litre; higher concentrations (up to 150 µg/litre) have been observed in a few instances. There appears to be increasing exposure to 1,1,1-trichloroethane from other sources.

1,1,1-Trichloroethane is rapidly absorbed from the lungs and gastrointestinal tract, but only small amounts – about 6% in humans and 3% in experimental animals – are metabolized. Exposure to high concentrations can lead to hepatic steatosis (fatty liver) in both humans and laboratory animals. In a well conducted oral study in mice and rats, effects included reduced liver weight and changes in the kidney consistent

with hyaline droplet neuropathy. IARC has placed 1,1,1-trichloroethane in Group 3. 1,1,1-Trichloroethane does not appear to be mutagenic.

A health-based value of 2 mg/litre can be calculated for 1,1,1-trichloroethane on the basis of a TDI of 0.6 mg/kg of body weight, based on changes in the kidney that were consistent with hyaline droplet nephropathy observed in a 13-week oral study in male rats, and taking into account the short duration of the study. However, because 1,1,1-trichloroethane occurs at concentrations well below those at which toxic effects are observed, it is not considered necessary to derive a guideline value.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to 1,1,1-trichloroethane. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, no guideline value was recommended after a detailed evaluation of the compound. The 1993 Guidelines proposed a provisional guideline value of 2 mg/litre for 1,1,1-trichloroethane. The value was provisional because it was based on an inhalation study rather than an oral study. It was strongly recommended that an adequate oral toxicity study be conducted to provide more acceptable data for the derivation of a guideline value.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *1,1,1-Trichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/65).

12.119 Trichloroethene

Trichloroethene is used mainly in dry cleaning and metal degreasing operations. Its use in industrialized countries has declined sharply since 1970. It is released mainly to the atmosphere but may be introduced into surface water and groundwater in industrial effluents. It is expected that exposure to trichloroethene from air will be greater than that from food or drinking-water. Trichloroethene in anaerobic groundwater may degrade to more toxic compounds, including vinyl chloride.

Provisional guideline value	0.07 mg/litre The guideline value is designated as provisional because of deficiencies in the toxicological database.
Occurrence	Found mostly in groundwater from which it is not lost to air; mean concentration of 2.1 µg/litre in a survey of drinking-water; also present in 24% of 158 non-random samples collected in a groundwater supply survey at a median level of 1 µg/litre and a maximum of 130 µg/litre

12. CHEMICAL FACT SHEETS

TDI	23.8 µg/kg of body weight (including allowance for 5 days per week dosing), based on a LOAEL of 100 mg/kg of body weight per day for minor effects on relative liver weight in a 6-week study in mice, using an uncertainty factor of 3000 (100 for intra- and interspecies variation, 10 for limited evidence of carcinogenicity and 3 in view of the short duration of the study and the use of a LOAEL rather than a NOAEL)
Limit of detection	0.037 µg/litre by capillary GC with ECD; 0.12 µg/litre by purge-and-trap packed column GC with ECD or microcoulometric detector; 0.2 µg/litre by purge-and-trap packed column GC/MS
Treatment achievability	0.02 mg/litre should be achievable using air stripping
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day

Toxicological review

The reactive epoxide trichloroethene oxide is an essential feature of the metabolic pathway. Trichloroethene has been classified by IARC in Group 3. It has been shown to induce lung and liver tumours in various strains of mice at toxic doses. However, there are no conclusive data to suggest that this chemical causes cancer in other species. Trichloroethene is a weakly active mutagen in bacteria and yeast.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to trichloroethene. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a tentative guideline value of 0.03 mg/litre was recommended; the guideline was designated as tentative because, although carcinogenicity was observed in one species only, the compound occurs relatively frequently in drinking-water. The 1993 Guidelines established a provisional health-based guideline value of 0.07 mg/litre for trichloroethene. The value was provisional because an uncertainty factor of 3000 was used in its derivation.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Trichloroethene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/22).

12.120 Trifluralin

Trifluralin (CAS No. 1582-09-8) is a pre-emergence herbicide used in a number of crops. It has low water solubility and a high affinity for soil. However, biodegradation and photodegradation processes may give rise to polar metabolites that may contaminate drinking-water sources. Although this compound is used in many countries, relatively few data are available concerning contamination of drinking-water.

Guideline value	0.02 mg/litre
Occurrence	Not detected in the small number of drinking-water samples analysed; has been detected in surface water at concentrations above 0.5 µg/litre and rarely in groundwater
TDI	7.5 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 0.75 mg/kg of body weight for mild hepatic effects in a 1-year feeding study in dogs, with an uncertainty factor of 100 (for inter- and intraspecies variation)
Limit of detection	0.05 µg/litre by GC with nitrogen–phosphorus detection
Treatment achievability	1 µg/litre should be achievable using GAC
Guideline derivation	
● allocation to water	10% of TDI
● weight	60-kg adult
● consumption	2 litres/day
Additional comments	Authorities should note that some impure technical grades of trifluralin could contain potent carcinogenic compounds and therefore should not be used.

Toxicological review

Trifluralin of high purity does not possess mutagenic properties. Technical trifluralin of low purity may contain nitroso contaminants and has been found to be mutagenic. No evidence of carcinogenicity was demonstrated in a number of long-term toxicity/carcinogenicity studies with pure (99%) test material. IARC recently evaluated technical-grade trifluralin and assigned it to Group 3.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to trifluralin, but the 1971 *International Standards* suggested that pesticide residues that may occur in community water supplies make only a minimal contribution to the total daily intake of pesticides for the population served. Trifluralin was not evaluated in the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, but the 1993 *Guidelines* established a health-based guideline value of 0.02 mg/litre for trifluralin in drinking-water, noting that authorities should be aware that some impure technical grades of trifluralin could contain potent carcinogenic compounds and therefore should not be used.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Trifluralin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/43).

12.121 Trihalomethanes (bromoform, bromodichloromethane, dibromochloromethane, chloroform)

Trihalomethanes (THMs) are generated principally as by-products of the chlorination of drinking-water, being formed from naturally occurring organic compounds. Hypochlorous acid oxidizes bromide ion to form hypobromous acid, which reacts with endogenous organic materials (e.g., humic or fulvic acids) to form brominated THMs. The amount of each THM formed depends on the temperature, pH and chlorine and bromide ion concentrations. It is assumed that most THMs present in water are ultimately transferred to air as a result of their volatility. For chloroform, for example, individuals may be exposed during showering to elevated concentrations from chlorinated tap water. Based on estimates of mean exposure from various media, the general population is exposed to chloroform principally in food, drinking-water and indoor air, in approximately equivalent amounts.

Guideline values	
Chloroform	0.2 mg/litre
Bromoform	0.1 mg/litre
Dibromochloromethane (DBCM)	0.1 mg/litre
Bromodichloromethane (BDCM)	0.06 mg/litre
Occurrence	THMs are rarely found in raw water but are often present in finished water; concentrations are generally below 100 µg/litre. In most circumstances, chloroform is the dominant compound.
TDIs	
Chloroform	13 µg/kg of body weight, based on slight hepatotoxicity (increases in hepatic serum enzymes and fatty cysts) observed in beagle dogs ingesting 15 mg of chloroform per kg of body weight per day in toothpaste for 7.5 years, incorporating an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for use of a LOAEL rather than a NOAEL and a subchronic study) and correcting for 6 days per week dosing

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Bromoform	17.9 µg/kg of body weight, based on the absence of histopathological lesions in the liver in a well conducted and well documented 90-day study in rats, using an uncertainty factor of 1000 (100 for intra- and interspecies variation and 10 for possible carcinogenicity and short duration of exposure)
DBCM	21.4 µg/kg of body weight, based on absence of histopathological effects in the liver in a well conducted and well documented 90-day study in rats, using an uncertainty factor of 1000 (100 for intra- and interspecies variation and 10 for the short duration of the study); an additional uncertainty factor for potential carcinogenicity was not applied because of the questions regarding mouse liver tumours from corn oil vehicles and inconclusive evidence of genotoxicity
Basis of guideline derivation for BDCM	Application of the linearized multistage model for the observed increases in incidence of kidney tumours in male mice observed in an NTP bioassay, as these tumours yield the most protective value (guideline value is supported by a recently published feeding study in rats that was not available for full evaluation)
Limit of detection Treatment achievability	0.1 µg/litre by GC with ECD; 2.2 µg/litre by GC/MS Concentrations of chloroform, bromoform, BDCM and DBCM in drinking-water are generally <0.05 mg/litre. Concentrations can be reduced by changes to disinfection practice (reducing organic THM precursors) or using air stripping.
Guideline derivation	
<ul style="list-style-type: none"> • allocation to water 	20% of TDI for bromoform and DBCM 50% of TDI for chloroform (based on estimates indicating that the general population is exposed to chloroform principally in food, drinking-water and indoor air in approximately equivalent amounts and that most of the chloroform in indoor air is present as a result of volatilization from drinking-water)
<ul style="list-style-type: none"> • weight • consumption 	60-kg adult 2 litres/day
Additional comments	For authorities wishing to establish a total THM standard to account for additive toxicity, the following fractionation approach could be taken: $\frac{C_{\text{bromoform}}}{GV_{\text{bromoform}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{GV_{\text{DBCM}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{GV_{\text{BDCM}}} + \frac{C_{\text{chloroform}}}{GV_{\text{chloroform}}} \leq 1$ where C = concentration and GV = guideline value. It is emphasized that adequate disinfection should never be compromised in attempting to meet guidelines for THMs.

Toxicological review

Chloroform

The weight of evidence for genotoxicity of chloroform is considered negative. The weight of evidence for liver tumours in mice is consistent with a threshold mechanism of induction. Although it is plausible that kidney tumours in rats may similarly be associated with a threshold mechanism, there are some limitations of the database

in this regard. The most universally observed toxic effect of chloroform is damage to the centrilobular region of the liver. The severity of these effects per unit dose administered depends on the species, vehicle and method by which the chloroform is administered.

Bromoform

In an NTP bioassay, bromoform induced a small increase in relatively rare tumours of the large intestine in rats of both sexes but did not induce tumours in mice. Data from a variety of assays on the genotoxicity of bromoform are equivocal. IARC has classified bromoform in Group 3 (not classifiable as to its carcinogenicity to humans).

Dibromochloromethane

In an NTP bioassay, DBCM induced hepatic tumours in female and possibly in male mice but not in rats. The genotoxicity of DBCM has been studied in a number of assays, but the available data are considered inconclusive. IARC has classified DBCM in Group 3 (not classifiable as to its carcinogenicity to humans).

Bromodichloromethane

IARC has classified BDCM in Group 2B (possibly carcinogenic to humans). BDCM gave both positive and negative results in a variety of *in vitro* and *in vivo* genotoxicity assays. In an NTP bioassay, BDCM induced renal adenomas and adenocarcinomas in both sexes of rats and male mice, rare tumours of the large intestine (adenomatous polyps and adenocarcinomas) in both sexes of rats and hepatocellular adenomas and adenocarcinomas in female mice.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to THMs. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, no guideline values for THMs other than chloroform were recommended after a detailed evaluation of the compounds. A health-based guideline value of 0.03 mg/litre was established for chloroform only, as few data existed for the remaining THMs and, for most water supplies, chloroform was the most commonly encountered member of the group. It was noted that the guideline value for chloroform was obtained using a linear multistage extrapolation of data obtained from male rats, a mathematical model appropriate to chemical carcinogens that involves considerable uncertainty. It was also mentioned that although the available toxicological data were useful in establishing a guideline value for chloroform only, the concentrations of the other THMs should also be minimized. Limits ranging from 0.025 to 0.25 mg/litre, which represent a balance between the levels that can be achieved given certain circumstances and those that are desirable, have been set in several countries for the sum of bromoform, DBCM, BDCM and chloroform. In the 1993 Guidelines, no guideline value was set for total THMs, but guideline values were established sep-

arately for all four THMs. Authorities wishing to establish a total THM standard to account for additive toxicity could use a fractionation approach in which the sum of the ratios of each of the four THMs to their respective guideline values is less than 1. The 1993 Guidelines established health-based guideline values of 0.1 mg/litre for both bromoform and DBCM. Guideline values of 0.06 mg/litre for BDCM and 0.2 mg/litre for chloroform, associated with an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} , were also recommended. The guideline value of 0.2 mg/litre for chloroform was retained in the addendum to the second edition of the Guidelines, published in 1998, but was developed on the basis of a TDI for threshold effects.

Assessment date

The risk assessments were originally conducted in 1993 and 1998 (for chloroform). The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that these risk assessments be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Trihalomethanes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/64).

12.122 Uranium

Uranium is widespread in nature, occurring in granites and various other mineral deposits. Uranium is used mainly as fuel in nuclear power stations. Uranium is present in the environment as a result of leaching from natural deposits, release in mill tailings, emissions from the nuclear industry, the combustion of coal and other fuels and the use of phosphate fertilizers that contain uranium. Intake of uranium through air is low, and it appears that intake through food is between 1 and 4 µg/day. Intake through drinking-water is normally extremely low; however, in circumstances in which uranium is present in a drinking-water source, the majority of intake can be through drinking-water.

Provisional guideline value	0.015 mg/litre The guideline value is designated as provisional because of outstanding uncertainties regarding the toxicology and epidemiology of uranium as well as difficulties concerning its technical achievability in smaller supplies.
Occurrence	Levels in drinking-water are generally less than 1 µg/litre, although concentrations as high as 700 µg/litre have been measured in private supplies.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

TDI	0.6 µg/kg of body weight per day, based on the application of an uncertainty factor of 100 (for inter- and intraspecies variation) to a LOAEL (equivalent to 60 µg of uranium per kg of body weight per day) for degenerative lesions in the proximal convoluted tubule of the kidney in male rats in a 91-day study in which uranyl nitrate hexahydrate was administered in drinking-water. It was considered unnecessary to apply an additional uncertainty factor for the use of a LOAEL instead of a NOAEL and the short length of the study because of the minimal degree of severity of the lesions and the short half-life of uranium in the kidney, with no indication that the severity of the renal lesions will be exacerbated following continued exposure. This is supported by data from epidemiological studies.
Limit of detection	0.01 µg/litre by ICP/MS; 0.1 µg/litre by solid fluorimetry with either laser excitation or UV light; 0.2 µg/litre by ICP using adsorption with chelating resin
Treatment achievability	1 µg/litre should be achievable using conventional treatment, e.g., coagulation or ion exchange
Guideline derivation	
<ul style="list-style-type: none"> ● allocation to water ● weight ● consumption 	80% of TDI (because intake from other sources is low in most areas) 60-kg adult 2 litres/day
Additional comments	<ul style="list-style-type: none"> ● The data on intake from food in most areas suggest that intake from food is low and support the higher allocation to drinking-water. In some regions, exposure from sources such as soil may be higher and should be taken into account in setting national or local standards. ● The concentration of uranium in drinking-water associated with the onset of measurable tubular dysfunction remains uncertain, as does the clinical significance of the observed changes at low exposure levels. A guideline value of up to 30 µg/litre may be protective of kidney toxicity because of uncertainty regarding the clinical significance of changes observed in epidemiological studies. ● Only chemical, not radiological, aspects of uranium toxicity have been addressed here. ● A document on depleted uranium, which is a by-product of natural uranium, is available.

Toxicological review

There are insufficient data regarding the carcinogenicity of uranium in humans and experimental animals. Nephritis is the primary chemically induced effect of uranium in humans. Little information is available on the chronic health effects of exposure to environmental uranium in humans. A number of epidemiological studies of populations exposed to uranium in drinking-water have shown a correlation with alkaline phosphatase and β-microglobulin in urine along with modest alterations in proximal tubular function. However, the actual measurements were still within the normal physiological range.

History of guideline development

The 1958 and 1963 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to uranium. The 1971 International Standards stated that uranium should be controlled in drinking-water, but that insufficient information was available to enable a tentative limit to be established. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, it was concluded that no action was required for uranium. A health-based guideline value for uranium was not derived in the 1993 Guidelines, as adequate short- and long-term studies on the chemical toxicity of uranium were not available. Until such information became available, it was recommended that the limits for radiological characteristics of uranium be used. The equivalent for natural uranium, based on these limits, is approximately 0.14 mg/litre. In the addendum to the Guidelines, published in 1998, a health-based guideline value of 0.002 mg/litre was established. This guideline value was designated as provisional, because it may be difficult to achieve in areas with high natural uranium levels with the treatment technology available and because of limitations in the key study. It was noted that several human studies are under way that may provide helpful additional data.

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal reference

WHO (2003) *Uranium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/118).

12.123 Vinyl chloride

Vinyl chloride is used primarily for the production of PVC. Owing to its high volatility, vinyl chloride has rarely been detected in surface waters, except in contaminated areas. Unplasticized PVC is increasingly being used in some countries for water mains supplies. Migration of vinyl chloride monomer from unplasticized PVC is a possible source of vinyl chloride in drinking-water. It appears that inhalation is the most important route of vinyl chloride intake, although drinking-water may contribute a substantial portion of daily intake where PVC piping with a high residual content of vinyl chloride monomer is used in the distribution network. Vinyl chloride has been reported in groundwater as a degradation product of the chlorinated solvents trichloroethene and tetrachloroethene.

12. CHEMICAL FACT SHEETS

Guideline value	0.0003 mg/litre (0.3 µg/litre)
Occurrence	Rarely detected in surface waters, the concentrations measured generally not exceeding 10 µg/litre; much higher concentrations found in groundwater and well water in contaminated areas; concentrations up to 10 µg/litre detected in drinking-water
Basis for guideline derivation	Application of a linear extrapolation by drawing a straight line between the dose, determined using a pharmacokinetic model, resulting in tumours in 10% of animals in rat bioassays involving oral exposure and the origin (zero dose), determining the value associated with the upper-bound risk of 10^{-5} and assuming a doubling of the risk for exposure from birth
Limit of detection	0.01 µg/litre by GC with ECD or FID with MS for confirmation
Treatment achievability	0.001 mg/litre should be achievable using air stripping
Additional comments	<ul style="list-style-type: none"> • The results of the linear extrapolation are nearly identical to those derived using the linearized multistage model. • As vinyl chloride is a known human carcinogen, exposure to this compound should be avoided as far as practicable, and levels should be kept as low as technically feasible. • Vinyl chloride is primarily of concern as a potential contaminant from some grades of PVC pipe and is best controlled by specification of material quality.

Toxicological review

There is sufficient evidence of the carcinogenicity of vinyl chloride in humans from industrial populations exposed to high concentrations via the inhalation route, and IARC has classified vinyl chloride in Group 1. Studies of workers employed in the vinyl chloride industry have shown a marked exposure–response for all liver cancers, angiosarcomas and hepatocellular carcinoma, but no strong relationship between cumulative vinyl chloride exposure and other cancers. Animal data show vinyl chloride to be a multisite carcinogen. When administered orally or by inhalation to mice, rats and hamsters, it produced tumours in the mammary gland, lungs, Zymbal gland and skin, as well as angiosarcomas of the liver and other sites. Evidence indicates that vinyl chloride metabolites are genotoxic, interacting directly with DNA. DNA adducts formed by the reaction of DNA with a vinyl chloride metabolite have also been identified. Occupational exposure has resulted in chromosomal aberrations, micronuclei and sister chromatid exchanges; response levels were correlated with exposure levels.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* did not refer to vinyl chloride. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, no guideline value was recommended, because the occurrence of vinyl chloride in water seemed to be associated primarily with the use of poorly polymerized PVC water pipes, a problem that was more appropriately controlled by product specification. The 1993 Guidelines calculated a guideline value of

0.005 mg/litre for vinyl chloride based on an upper-bound excess lifetime cancer risk of 10^{-5} .

Assessment date

The risk assessment was conducted in 2003.

Principal references

IPCS (1999) *Vinyl chloride*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 215).

WHO (2003) *Vinyl chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/119).

12.124 Xylenes

Xylenes are used in blending petrol, as a solvent and as a chemical intermediate. They are released to the environment largely via air. Exposure to xylenes is mainly from air, and exposure is increased by smoking.

Guideline value	0.5 mg/litre
Occurrence	Concentrations of up to 8 µg/litre have been reported in surface water, groundwater and drinking-water; levels of a few milligrams per litre were found in groundwater polluted by point emissions. Xylenes can also penetrate plastic pipe from contaminated soil.
TDI	179 µg/kg of body weight, based on a NOAEL of 250 mg/kg of body weight per day for decreased body weight in a 103-week gavage study in rats, correcting for 5 days per week dosing and using an uncertainty factor of 1000 (100 for inter- and intraspecies variation and 10 for the limited toxicological end-points)
Limit of detection	0.1 µg/litre by GC/MS; 1 µg/litre by GC with FID
Treatment achievability	0.005 mg/litre should be achievable using GAC or air stripping
Guideline derivation	
• allocation to water	10% of TDI
• weight	60-kg adult
• consumption	2 litres/day
Additional comments	The guideline value exceeds the lowest reported odour threshold for xylenes in drinking-water.

Toxicological review

Xylenes are rapidly absorbed by inhalation. Data on oral exposure are lacking. Xylenes are rapidly distributed in the body, predominantly in adipose tissue. They are almost completely metabolized and excreted in urine. The acute oral toxicity of xylenes is low. No convincing evidence for teratogenicity has been found. Long-term carcino-

genicity studies have shown no evidence for carcinogenicity. *In vitro* as well as *in vivo* mutagenicity tests have proved negative.

History of guideline development

The 1958, 1963 and 1971 WHO *International Standards for Drinking-water* and the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, did not refer to xylenes. The 1993 Guidelines proposed a health-based guideline value of 0.5 mg/litre for xylenes, noting that this value exceeds the lowest reported odour threshold for xylenes in drinking-water (0.02 mg/litre).

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Xylenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/25).

12.125 Zinc

Zinc is an essential trace element found in virtually all food and potable water in the form of salts or organic complexes. The diet is normally the principal source of zinc. Although levels of zinc in surface water and groundwater normally do not exceed 0.01 and 0.05 mg/litre, respectively, concentrations in tap water can be much higher as a result of dissolution of zinc from pipes.

In 1982, JECFA proposed a PMTDI for zinc of 1 mg/kg of body weight. The daily requirement for adult men is 15–20 mg/day. It was considered that, taking into account recent studies on humans, the derivation of a guideline value is not required at this time. However, drinking-water containing zinc at levels above 3 mg/litre may not be acceptable to consumers (see chapter 10).

History of guideline development

The 1958 WHO *International Standards for Drinking-water* suggested that concentrations of zinc greater than 15 mg/litre would markedly impair the potability of the water. The 1963 and 1971 International Standards retained this value as a maximum allowable or permissible concentration. In the first edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*, published in 1984, a guideline value of 5.0 mg/litre was established for zinc, based on taste considerations. The 1993 Guidelines concluded that, taking into account recent studies on humans, the derivation of a guideline value was not required at this time. However, drinking-water containing zinc at levels above 3 mg/litre may not be acceptable to consumers.

Assessment date

The risk assessment was originally conducted in 1993. The Final Task Force Meeting in 2003 agreed that this risk assessment be brought forward to this edition of the *Guidelines for Drinking-water Quality*.

Principal reference

WHO (2003) *Zinc in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/17).

ANNEX 1

Bibliography

Supporting documents

- Ainsworth R, ed. (2004) *Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, London, for the World Health Organization, Geneva.
- Bartram J et al., eds. (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series. London, IWA Publishing.
- Bartram J et al., eds. (2004) *Pathogenic mycobacteria in water: A guide to public health consequences, monitoring and management*. Geneva, World Health Organization.
- Chorus I, Bartram J, eds. (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Published by E & FN Spon, London, on behalf of the World Health Organization, Geneva.
- Davison A et al. (2004) *Water safety plans*. Geneva, World Health Organization.
- Dufour A et al. (2003) *Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods*. Geneva, Organisation for Economic Co-operation and Development/World Health Organization.
- FAO/WHO (2003) *Hazard characterization for pathogens in food and water: guidelines*. Geneva, Food and Agriculture Organization of the United Nations/World Health Organization (Microbiological Risk Assessment Series No. 3). Available at <http://www.who.int/foodsafety/publications/micro/en/pathogen.pdf>.
- Havelaar AH, Melse JM (2003) *Quantifying public health risks in the WHO Guidelines for drinking-water quality: A burden of disease approach*. Bilthoven, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM Report 734301022/2003).
- Howard G, Bartram J (2003) *Domestic water quantity, service level and health*. Geneva, World Health Organization.
- LeChevallier MW, Au K-K (2004) *Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking-water*. Geneva, World Health Organization and IWA.
- Sobsey M (2002) *Managing water in the home: Accelerated health gains from improved water supply*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/02.07).

ANNEX 1

Bibliography

Supporting documents

- Ainsworth R, ed. (2004) *Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, London, for the World Health Organization, Geneva.
- Bartram J et al., eds. (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series. London, IWA Publishing.
- Bartram J et al., eds. (2004) *Pathogenic mycobacteria in water: A guide to public health consequences, monitoring and management*. Geneva, World Health Organization.
- Chorus I, Bartram J, eds. (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Published by E & FN Spon, London, on behalf of the World Health Organization, Geneva.
- Davison A et al. (2004) *Water safety plans*. Geneva, World Health Organization.
- Dufour A et al. (2003) *Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods*. Geneva, Organisation for Economic Co-operation and Development/World Health Organization.
- FAO/WHO (2003) *Hazard characterization for pathogens in food and water: guidelines*. Geneva, Food and Agriculture Organization of the United Nations/World Health Organization (Microbiological Risk Assessment Series No. 3). Available at <http://www.who.int/foodsafety/publications/micro/en/pathogen.pdf>.
- Havelaar AH, Melse JM (2003) *Quantifying public health risks in the WHO Guidelines for drinking-water quality: A burden of disease approach*. Bilthoven, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM Report 734301022/2003).
- Howard G, Bartram J (2003) *Domestic water quantity, service level and health*. Geneva, World Health Organization.
- LeChevallier MW, Au K-K (2004) *Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking-water*. Geneva, World Health Organization and IWA.
- Sobsey M (2002) *Managing water in the home: Accelerated health gains from improved water supply*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/02.07).

- Sobsey MD, Pfaender FK (2002) *Evaluation of the H₂S method for detection of fecal contamination of drinking water*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/02.08).
- Thompson T et al. (2004) *Chemical safety of drinking-water: Assessing priorities for risk management*. Geneva, World Health Organization.
- Wagner EG, Pinheiro RG (2001) *Upgrading water treatment plants*. Published by E & FN Spon, London, on behalf of the World Health Organization, Geneva.
- WHO (in preparation) *The arsenic monograph*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (in preparation) *Desalination for safe drinking-water supply*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (in revision) *Guide to hygiene and sanitation in aviation*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (in revision) *Guide to ship sanitation*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (in preparation) *Health aspects of plumbing*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (in preparation) *Legionella and the prevention of legionellosis*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (in preparation) *Managing the safety of materials and chemicals used in the production and distribution of drinking-water*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (in preparation) *Protecting groundwaters for health – Managing the quality of drinking-water sources*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (in preparation) *Protecting surface waters for health – Managing the quality of drinking-water sources*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (in preparation) *Rapid assessment of drinking-water quality: a handbook for implementation*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (in preparation) *Safe drinking-water for travelers and emergencies*. Geneva, World Health Organization.

Cited references¹

- APHA (1998) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th ed. Washington, DC, American Public Health Association.
- AS (1998) *Water quality – Sampling – Guidance on the design of sampling programs, sampling techniques and the preservation and handling of samples*. Australia and New Zealand Standards (AS/NZS 5667.1.1998).
- Bartram J, Ballance R, eds. (1996) *Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. Published by E & FN Spon, London, on behalf of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, the World Health Organization and the United Nations Environment Programme.

¹ In chapter 11, selected bibliographical references are included at the end of each microbial fact sheet. In chapter 12, principal references are provided at the end of each chemical fact sheet.

ANNEX 1. BIBLIOGRAPHY

- Brikké F (2000) *Operation and maintenance of rural water supply and sanitation systems: a training package for managers and planners*. Delft, IRC International Water and Sanitation Centre; and Geneva, World Health Organization. Available at <http://www.irc.nl/pdf/publ/ome.pdf>.
- Codex Alimentarius Commission (1985) *Code of practice for collecting, processing and marketing of natural mineral waters*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations and World Health Organization (CAC RCP 33). Available at ftp://ftp.fao.org/codex/standard/en/CXP_033e.pdf.
- Codex Alimentarius Commission (1997) *Standard for natural mineral waters*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations and World Health Organization (CODEX STAN 108). Available at ftp://ftp.fao.org/codex/standard/en/CXS_108e.pdf.
- Codex Alimentarius Commission (2001) *General standard for bottled/packaged waters (other than natural mineral waters)*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations and World Health Organization (CAC/RCP 48). Available at ftp://ftp.fao.org/codex/standard/en/CXP_048e.pdf.
- Crump KS (1984) A new method for determining allowable daily intakes. *Fundamental and Applied Toxicology*, 4:854–871.
- Dangendorf F et al. (2003) *The occurrence of pathogens in surface water*. Bonn, University of Bonn, World Health Organization Collaborating Centre (draft report).
- Davis J, Lambert R (2002) *Engineering in emergencies: a practical guide for relief workers*, 2nd ed. London, Intermediate Technology Publications.
- Evins C (2004) Small animals in drinking water systems. In: Ainsworth R, ed. *Safe, piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, London, for the World Health Organization, Geneva.
- Farland W, Dourson ML (1992) Noncancer health endpoints: approaches to quantitative risk assessment. In: Cothorn R, ed. *Comparative environmental risk assessment*. Boca Raton, FL, Lewis Publishers, pp. 87–106.
- Guth DJ et al. (1991) *Evaluation of risk assessment methods for short-term inhalation exposure*. Presentation at the 84th Annual Meeting of the Air and Waste Management Association, Vancouver, British Columbia, 16–21 June 1991.
- Haas CN, Rose JB, Gerba CP (1999) *Quantitative microbial risk assessment*. New York, NY, Wiley.
- Havelaar AH et al. (2000) Balancing the risks of drinking water disinfection: Disability adjusted life-years on the scale. *Environmental Health Perspectives*, 108:315–321.
- Hertzberg RC (1989) Fitting a model to categorical response data with application to special extrapolation to toxicity. *Health Physics*, 57(Suppl. 1):404–409.
- Hertzberg RC, Miller M (1985) A statistical model for species extrapolation using categorical response data. *Toxicology and Industrial Health*, 1:43–57.
- House SF, Reed RA (1997) *Emergency water sources: Guidelines for selection and treatment*. Loughborough, Water, Engineering and Development Centre.

- Howard G et al. (2002) *Healthy villages: A guide for communities and community health workers*. Geneva, World Health Organization.
- IAEA (1996) *International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources*. Vienna, International Atomic Energy Agency.
- IAEA (1997) *Generic assessment procedures for determining protective actions during a reactor accident*. Vienna, International Atomic Energy Agency (IAEA-TecDoc-955).
- IAEA (1998) *Diagnosis and treatment of radiation injuries*. Vienna, International Atomic Energy Agency/World Health Organization (Safety Reports Series No. 2).
- IAEA (1999) *Generic procedures for monitoring in a nuclear or radiological emergency*. Vienna, International Atomic Energy Agency (IAEA-TecDoc-1092).
- IAEA (2002) *Safety requirements on preparedness and response for a nuclear or radiological emergency*. Vienna, International Atomic Energy Agency (Safety Standards Series No. GS-R-2).
- ICRP (1989) *Optimization and decision-making in radiological protection*. *Annals of the ICRP*, 20(1).
- ICRP (1991) 1990 recommendations of the ICRP. *Annals of the ICRP*, 21(1.3). Oxford, Pergamon Press (International Commission on Radiological Protection Publication 60).
- ICRP (1992) *Report of the Task Group on Reference Man*. New York, NY, Pergamon Press (International Commission on Radiological Protection No. 23).
- ICRP (1996) *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 5. Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients*. Oxford, Pergamon Press (International Commission on Radiological Protection Publication 72).
- ICRP (2000) *Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure*. Oxford, Pergamon Press (International Commission on Radiological Protection Publication 82).
- IPCS (1994) *Assessing human health risks of chemicals: derivation of guidance values for health-based exposure limits*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 170).
- IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 216).
- IPCS (2001) *Guidance document for the use of data in development of chemical-specific adjustment factors (CSAFs) for interspecies differences and human variability in dose/concentration–response assessment*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (February 2001 draft).
- ISO (1991a) *Water quality – Measurement of gross beta activity in non-saline water – Thick source method*. Geneva, International Organization for Standardization (International Standard 9695).

ANNEX 1. BIBLIOGRAPHY

- ISO (1991b) *Water quality – Measurement of gross alpha activity in non-saline water – Thick source method*. Geneva, International Organization for Standardization (International Standard 9696).
- Jochimsen EM et al. (1998) Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *New England Journal of Medicine*, 338(13):873–878.
- Lloyd B, Bartram J (1991) Surveillance solutions to microbiological problems in water quality control in developing countries. *Water Science and Technology*, 24(2):61–75.
- NCRP (1989) *Control of radon in houses. Recommendations of the National Council on Radiation Protection and Measurements*. Bethesda, MD, National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP Report No. 103).
- Pouria S et al. (1998) Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet*, 352:21–26.
- Pylon (1989) *Instruction manual for using Pylon Model 110A and 300A Lucas cells with the Pylon Model AB-5*. Ottawa, Ontario, Pylon Electronic Development Company Ltd., 43 pp.
- Pylon (2003) *Water degassing with Pylon WG-1001 to measure Rn in Lucas cells*. Available at <http://www.pyronelectronics.com/nukeinst/sections/2.htm>.
- Renwick AG (1993) Data-derived safety factors for the evaluation of food additives and environmental contaminants. *Food Additives and Contaminants*, 10:275–305.
- Rooney RM et al. (in press) Water safety on ships. A review of outbreaks of water-borne disease associated with ships. Accepted for publication in *Public Health Reports*.
- Sawyer R, Simpson-Hébert M, Wood S (1998) *PHAST step-by-step guide: A participatory approach for the control of diarrhoeal disease*. Geneva, World Health Organization (unpublished document WHO/EOS/98.3). Available at http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/envsan/phastep/en/.
- Simpson-Hébert M, Sawyer R, Clarke L (1996) *The Participatory Hygiene and Sanitation Transformation (PHAST) initiative: a new approach to working with communities*. Geneva, World Health Organization, United Nations Development Programme/World Bank Water and Sanitation Program (WHO/EOS/96.11). Available at http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/envsan/phast/en/.
- UNSCEAR (2000) *Sources, effects and risks of ionizing radiation. UNSCEAR 2000 report to the General Assembly*. New York, NY, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.
- US NAS (1999) *Risk assessment of radon in drinking water*. National Academy of Sciences, Committee on Risk Assessment of Exposure to Radon in Drinking Water. Washington, DC, National Academy Press, 296 pp.
- US NRC (1999) *Health effects of exposure to radon; BEIR VI*. US National Research Council. Washington, DC, National Academy Press.
- WHO (1976) *Surveillance of drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization.

- WHO (1983) Article 14.2. In: *International Health Regulations (1969)*, 3rd annotated ed. (updated and reprinted in 1992 and 1995). Geneva, World Health Organization. Available at http://policy.who.int/cgi-bin/om_isapi.dll?advquery=aircraft&hitsperheading=on&infobase=ihreg&rankhits=50&record={96}&soft-page=Doc_Frame_Pg42&x=37&y=12&zz=.
- WHO (1988) *Derived intervention levels for radionuclides in food*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (1997) *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. Vol. 3. *Surveillance and control of community supplies*. Geneva, World Health Organization. Available at http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines4/en/.
- WHO (2003a) *Emerging issues in water and infectious disease*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (2003b) *Report of the WHO workshop: Nutrient minerals in drinking water and the potential health consequences of long-term consumption of demineralized and remineralized and altered mineral content drinking waters*. Rome, 11–13 November 2003 (SDE/WSH/04.01).
- WHO/UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation (2000) *Global water supply and sanitation assessment 2000 report*. Geneva, World Health Organization, Water Supply and Sanitation Collaborative Council and United Nations Children Fund.
- Wisner B, Adams J (2003) *Environmental health in emergencies and disasters*. Geneva, World Health Organization.
- World Health Assembly (1991) *Elimination of dracunculiasis: resolution of the 44th World Health Assembly*. Geneva, World Health Organization (Resolution No. WHA 44.5).

ANNEX 2

Contributors to the development of the third edition of the *Guidelines on drinking-water quality*

- Mr M. Abbaszadegan, (21: iv), American Water Works Services Inc., Belleville, IL, USA
Dr M. Abdullaheem, (9), United Nations Environment Programme, Manama, Bahrain
Dr H. Abouzaid, (1, 7, 9, 15, 23, 25, 27), WHO, Regional Office for the Eastern Mediterranean, Cairo, Egypt
Mr R. Abrams, (19), WHO, Regional Office for the Western Pacific, Manila, Philippines
Mr J. Adams, (5), (formerly of Oxfam, Oxford, UK)
Dr Z. Adeel, (15), The United Nations University, Tokyo, Japan
Mr M. Adriaanse, (5), United Nations Environment Programme, The Hague, Netherlands
Mr R. Aertgeerts, (7, 15, 23, 25, 27), European Centre for Environment and Health, Rome, Italy
Dr R. Ainsworth, (12, 20, 23, 25), Water Science and Technology, Bucklebury, UK
Dr A. Aitio, (26), WHO, Geneva, Switzerland
Ms M. Al Alili, (9), Abu Dhabi Water and Electricity Authority, Abu Dhabi, United Arab Emirates
Dr F. Al Awadhi, (9), United Nations Environment Programme, Bahrain, and Regional Organization for the Protection of the Marine Environment, Kuwait
Dr M.M.Z. Al-Ghali, (21), Ministry of Health, Damascus, Syria
Dr B. Ali, (27), Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Kumasi, Ghana
Dr M. Ali, (27), Water, Engineering and Development Centre, Loughborough University, Loughborough, UK
Dr A. Ali Alawadhi, (9), Ministry of Electricity and Water, Manama, Bahrain
Mr M. Al Jabri, (9), Ministry of Regional Municipalities, Environment and Water Resources, Muscat, Oman
Dr A. Allen, (27), University of York, Ireland
Dr M. Allen, (14), American Water Works Association, Denver, CO, USA
Mr H. Al Motairy, (9), Ministry of Defence and Aviation, Jeddah, Saudi Arabia

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Ms E. Al Nakhi, (9), Abu Dhabi Water and Electricity Authority, Abu Dhabi, United Arab Emirates
- Dr M. Al Rashed, (9), Kuwait Institute for Scientific Research, Safat, Kuwait
- Mr M. Al Sofi, (9), House of Sofia, Al Khobar, Saudi Arabia
- Dr M. Al Sulaiti, (9), Qatar Electricity and Water Corporation, Doha, Qatar
- Dr S. Ambu, (11), Ministry of Health, Kuala Lumpur, Malaysia
- American Chemistry Council, (19), Washington, DC, USA
- Ms Y. Andersson, (6), Swedish Institute for Infectious Disease Control, Solna, Sweden
- Dr M. Ando, (15), Ministry of Health, Labour and Welfare, Tokyo, Japan
- Dr M. Asami, (11, 15), National Institute of Public Health, Tokyo, Japan
- Dr N. Ashbolt, (6, 8, 13, 14, 23, 28), University of New South Wales, Sydney, Australia
- Ms K. Asora, (10), Samoa Water Supply, Apia, Samoa
- Dr K.-K. Au, (24), Greeley and Hansen, Limited Liability Company, Chicago, USA
- Dr S. Azevedo, (29), Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil
- Dr L. Backer, (19), National Center for Environmental Health, Atlanta, USA
- Mr D. Bahadur Shrestha, (15), Department of Water Supply and Sewerage, Kathmandu, Nepal
- Dr K. Bailey, (5), WRc-NSF Ltd, Marlow, UK (now retired)
- Dr H. Bakir, (9), Centre for Environmental Health Activities, Amman, Jordan
- Dr G. Ball, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA
- Dr M. Balonov, (20), International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria
- Mr R. Bannerman, (27), Water Resources Consultancy Service, Accra, Ghana
- Dr J. Bartram, (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 12, 13, 14, 15, 16, 18, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 21: i–v, 22, 23, 24, 25, 29), WHO, Geneva, Switzerland
- Dr A. Basaran, (10, 11, 12, 15, 25), WHO, Regional Office for the Western Pacific, Manila, Philippines
- Dr A. Bathija, (19: xxvi), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- Mr U. Bayar, (11), State Inspectorate for Health, Ulaanbaatar, Mongolia
- Mr G. Bellen, (2), NSF International, Ann Arbor, MI, USA
- Dr R. Belmar, (15), Ministry of Health of Chile, Santiago, Chile
- Dr R. Bentham, (16), Department of Environmental Health, Adelaide, Australia
- Dr K. Bentley, (4), Centre for Environmental Health, Woden, Australia
- Mrs U. Bera, (10), Ministry of Health, Suva, Fiji
- Dr P. Berger, (21: iv, 27), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- Dr U. Blumenthal, (6, 28), London School of Hygiene and Tropical Medicine, London, UK
- Dr A. Boehncke, (19: vii), Fraunhofer Institute of Toxicology and Experimental Medicine, Hanover, Germany
- Ms E. Bolt, (27), International Research Centre on Water and Sanitation, Delft, Netherlands
- Dr L. Bonadonna, (14, 21: i), Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy

ANNEX 2. CONTRIBUTORS TO THE DEVELOPMENT OF THE THIRD EDITION

- Dr X. Bonnefoy, (19: xii, liii, lxix), WHO European Center for Environment and Health, Bonn, Germany (formerly of WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark)
- Mr L. Bontoux, (6), European Commission, Brussels, Belgium
- Ms T. Boonyakarnkul, (8, 12, 15, 22, 25), Ministry of Public Health, Nonthaburi, Thailand
- Professor K. Botzenhart, (5, 16, 21: iii), Tuebingen University, Tuebingen, Germany
- Dr L. Bowling, (29), Department of Land and Water Conservation, Parramatta, Australia
- Dr E. Briand, (16), Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Marne-la Vallée, France
- Dr S. Bumaa, (11), Health Inspection Services, Ulaanbaatar, Mongolia
- Mr M. Burch, (8, 29), Australian Water Quality Centre, Salisbury, Australia
- Dr T. Burns, (19), The Vinyl Institute, Inc., Arlington, VA, USA
- Professor D. Bursill, (8), Australian Water Quality Centre, Salisbury, Australia
- Dr J. Butler, (21: iii), Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA, USA
- Dr P. Byleveld, (10), New South Wales Department of Health, Gladesville, Australia
- Mr P. Callan, (7, 8, 13, 15, 17, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 22, 25), National Health and Medical Research Council, Canberra, Australia
- Professor G. Cangelosi, (18), Seattle Biomedical Research Institute, Seattle, USA
- Professor W. Carmichael, (29), Wright State University, Ohio, USA
- Mr R. Carr, (23), WHO, Geneva, Switzerland
- Dr R. Carter, (27), Cranfield University, Silsoe, UK
- Dr C. Castell-Exner, (27), The German Technical and Scientific Association for Gas and Water, Bonn, Germany
- Dr M. Cavalieri, (29), Local Agency for Electricity and Water Supply, Rome, Italy
- Dr R. Chalmers, (26), Public Health Laboratory Service, Swansea, UK
- Dr K. Chambers, (23), WRc-NSF Ltd, Swindon, UK
- Professor P. Chambon, (1, 4, 19: i–xii), University of Lyon, Lyon, France,
- Mr C.K.R. Chan, (11), Shatin Treatment Works, Shatin, Hong Kong, Special Administrative Region of China
- Mr S. Chantaphone, (11), Ministry of Health, Vientiane, Lao People's Democratic Republic
- Dr D. Chapman, (29), Cork, Ireland
- Mr G.P.R. Chaney, (7), International Association of Plumbing and Mechanical Officials, Ontario, CA, USA
- Ms L. Channan, (10), South Pacific Applied Geoscience Commission, Suva, Fiji
- Professor W. Chee Woon, (11), University of Malaya, Kuala Lumpur, Malaysia
- Dr T. Chi Ho, (11), Health Department, Macao, Macao, People's Republic of China
- Dr N. Chiu, (15, 19: xlvi), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- Dr Y.-G. Cho, (11), Waterworks Gwangju, Gwangju City, Republic of Korea

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Dr I. Chorus, (2, 5, 7, 8, 15, 20, 22, 25, 27, 29), Umweltbundesamt, Berlin, Germany
- Dr W.T. Chung, (11), Department of Health, Wan Chai, Hong Kong, Special Administrative Region of China
- Dr J. Clancy, (23), Clancy Environmental Consultants, St. Albans, VT, USA
- Dr J. Clark-Curtiss, (18), Washington University, St. Louis, MO, USA
- Dr E. Clayton, (21: ii), US Armed Forces Research Institute of Medical Sciences, Bangkok, Thailand
- Professor G. Codd, (29), University of Dundee, Dundee, UK
- Dr O. Conerly, (19), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- Dr M. Cooper, (19), Envirorad Services Pty Ltd, Victoria, Australia
- Dr C. Corvalan, (26), WHO, Geneva, Switzerland
- Dr A.L. Corwin, (21: ii), US Armed Forces Research Institute of Medical Sciences, Jakarta, Indonesia
- Dr J. Cotruvo, (3, 5, 7, 9, 14, 18, 22, 23, 25), Joseph Cotruvo & Associates, Limited Liability Company, and NSF International, Washington, DC, USA
- Professor D. Crawford-Brown, (26), University of North Carolina, Chapel Hill, NC, USA
- Dr J. Creasy, (23), WRc-NSF Ltd, Swindon, UK
- Dr S. Crespi, (16), Policlinica Miramar, Palma, Spain
- Dr G. Cronberg, (29), Lund University, Lund, Sweden
- Dr D. Cunliffe, (8, 13, 19, 20, 21: iv, 22, 23, 25, 27), Environmental Health Service, Adelaide, Australia
- Dr F. Dagendorf, (16), Institute for Hygiene and Public Health, Bonn, Germany
- Dr J.L. Daroussin, (20), European Commission, Luxembourg
- Dr H. Darpito, (19, 20, 22), Ministry of Health, Jakarta Pusat, Indonesia
- Dr A. Davison, (13, 25), Water Futures, Dundas Valley, NSW, Australia (formerly of the Ministry of Energy and Utilities, Parramatta, NSW, Australia)
- Dr F. de Buttet, (19, 20), Gisenec-Unesen, Paris, France
- Dr M.-A. DeGroot, (18), University of Colorado, Denver, CO, USA
- Dr G. de Hollander, (26), National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Netherlands
- Dr D. Deere, (6, 8, 12, 13, 23, 25, 27), Water Futures, Dundas Valley, Australia (formerly of South East Water Ltd, Moorabbin, Australia)
- Mr W. Delai, (10), Ministry of Health, Suva, Fiji
- Dr J.M. Delattre, (14, 21: i), Institut Pasteur de Lille, Lille, France
- Dr S. Dethoudom, (11), Water Supply Authority, Ventiane, Lao People's Democratic Republic
- Professor B. De Villiers, (27), Potchefstroom University for CHE, Potchefstroom, South Africa
- Mr I. Deyab, (9), Environment Public Authority, Safat, Kuwait
- Professor H. Dieter, (19: xxii), Federal Environment Agency, Berlin, Germany
- Dr P. Dillon, (27), Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Land and Water, Glen Osmond, Australia

ANNEX 2. CONTRIBUTORS TO THE DEVELOPMENT OF THE THIRD EDITION

- Dr J. Donohue, (7, 19: xxxvi), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- Dr J. Doss, (19, 20), International Bottled Water Association, Alexandria, USA
- Dr V. Drasar, (16), OHS-National Legionella Reference Laboratory, Vyskov, Czech Republic
- Dr M. Drikas, (19, 29), Australian Water Quality Center, Salisbury, Australia
- Dr J. Du, (19: lii), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- Dr A. Dufour, (6, 8, 14, 16, 27), US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, USA
- Dr S. Edberg, (14), Yale University, New Haven, CT, USA
- Dr N. Edmonds, (19: xxxi), Health Canada, Ottawa, Canada
- Dr J. Eisenberg, (6, 28), University of California, Berkeley, CA, USA
- Dr M. El Desouky, (9), Kuwait Institute for Scientific Research, Safat, Kuwait
- Dr H. El Habr, (9), United Nations Environment Programme, Managa, Bahrain
- Professor F. El Zaatari, (18), Baylor College of Medicine, Houston, TX, USA
- Dr M. Ema, (19: xlii, xlix), National Institute of Health Sciences, Tokyo, Japan
- Mr P. Emile, (10), Ministry of Health, Rarotonga, Cook Islands
- Dr R. Enderlein, (29), United Nations Economic Commission for Europe, Geneva, Switzerland
- Dr T. Endo, (5, 7, 14, 15, 19, 22), Ministry of Health, Labor and Welfare, Tokyo, Japan
- Mr H. Enevoldsen, (9), Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, IOC Science and Communication Centre on Harmful Algae, Copenhagen, Denmark
- Dr S. Enkhsetseg, (15), Ministry of Health, Ulaanbaatar, Mongolia
- Dr O. Espinoza, (19: xii, liii, lxix), WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- Mr S. Esrey, (6), deceased (formerly of UNICEF, New York, USA)
- Mr G. Ethier, (4), International Council of Metals and the Environment, Ottawa, Canada
- Dr C. Evins, (23), Drinking Water Inspectorate, London, UK
- Dr M. Exner, (14, 16, 22), Universität Bonn, Bonn, Germany
- Professor I. Falconer, (29), University of Adelaide, Adelaide, Australia
- Dr J. Falkinham, (18), Fralin Biotechnology Center, Blacksburg, VA, USA
- Dr M. Farrimond, (23), UK Water Industry Research, London, UK
- Dr J. Fastner, (15, 29), Federal Environmental Agency, Berlin, Germany
- Professor B. Fattal, (6), Hebrew University of Jerusalem, Jerusalem, Israel
- Mr J. Fawell, (4, 5, 7, 15, 17, 19: vi, xii–lxix, 20, 22, 29), independent consultant, High Wycombe, UK
- Ms F. Feagai, (10), Princess Margaret Hospital, Funafuti, Tuvalu
- Dr T. Fengthong, (15), Ministry of Health, Vientiane, Lao People's Democratic Republic
- Dr I. Feuerpfeil, (21: iv), Umweltbundesamt, Bad Elster, Germany

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Dr L. Fewtrell, (6, 12), Center for Research into Environment & Health, University of Wales, Aberystwyth, UK
- Mr B. Fields, (16), Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA, USA
- Mr J. Filiomea, (10), Ministry of Health and Medical Service, Honiara, Solomon Islands
- Dr J. Fitch, (20), South Australian Health Commission, Adelaide, Australia
- Dr J. Fitzgerald, (29), South Australian Health Commission, Adelaide, Australia
- Dr J. Fleisher, (6), State University of New York, Downstate Medical Center, New York, NY, USA
- Dr L. Forbes, (23), Leith Forbes & Associates Pty Ltd, Victoria, Australia
- Dr T. Ford, (18), Montana State University, Bozeman, MT, USA
- Dr R. Franceys, (27), Cranfield University, Silsoe, UK
- Ms P. Franz, (10), Paulau Environment Quality Protection Agency, Koror, Republic of Palau
- Dr I. Fraser, (19, 20), Department of Health, London, UK
- Dr C. Fricker, (14, 21: iv), CRF Consulting, Reading, UK
- Dr A. Friday, (22), Ministry of Health, Kampala, Uganda
- Dr E. Funari, (7), Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy
- Dr H. Galal-Gorchev, (1, 2, 4, 5, 19: i–xii, liii, lxix), US Environmental Protection Agency, Washington, DC (formerly of WHO, Geneva, Switzerland)
- Dr P. Gale, (8), WRc-NSF Ltd, Marlow, UK
- Dr Y. Ganou, (22), Ministry of Health, Ougadougou, Burkino Faso
- Dr M. Gardner, (19), WRc-NSF Ltd, Marlow, UK
- Dr A.E.H. Gassim, (22), Ministry of Health, Makkah, Saudi Arabia
- Dr R. Gaunt, (4), International Council of Metals and the Environment, Ottawa, Canada
- Dr A.-M. Gebhart, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA
- Dr B. Genthe, (27), Division Environment, Pretoria, South Africa
- Dr C. Gerba, (14, 28), Arizona University, Tucson, AZ, USA
- Dr T. Gerschel, (19), European Copper Institute, Brussels, Belgium
- Dr H. Gezairy, (9), WHO, Regional Office for the Eastern Mediterranean, Cairo, Egypt
- Ms M. Giddings, (15, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 20, 22, 29), Health Canada, Ottawa, Canada
- Professor W. Giger, (27), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Dübendorf, Switzerland
- Dr N. Gjolme, (29), National Institute for Public Health, Oslo, Norway
- Dr A. Glasmacher, (14), Universität Bonn, Bonn, Germany
- Dr A. Godfree, (23, 25, 27), United Utilities Water, Warrington, UK
- Mr S. Godfrey, (10, 12), Water, Engineering and Development Centre, Loughborough University, Loughborough, UK
- Dr M.I. Gonzalez, (19, 20, 22), National Institute of Hygiene, Epidemiology and Microbiology, Havana, Cuba
- Ms F. Gore, (22), WHO, Geneva, Switzerland

ANNEX 2. CONTRIBUTORS TO THE DEVELOPMENT OF THE THIRD EDITION

Dr P. Gosling, (21: i), Department of Health, London, UK
Dr P. Gowin, (9), International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria
Professor W. Grabow, (5, 6, 8, 13, 19, 20, 21: ii, 22, 25), retired (formerly of University of Pretoria, Pretoria, South Africa)
Mr W. Graham, (4), CropLife International, Brussels, Belgium
Dr P. Grandjean, (19, 20), Institute of Public Health, Odense, Denmark
Dr S. Grant-Trusdale, (19: xxxiv), Health Canada, Ottawa, Canada
Dr R. Gregory, (29), WRC-NSF Ltd, Swindon, UK
Professor A. Grohmann, (19, 27), independent, Berlin, Germany
Dr S. Gupta, (19: v), Health Canada, Ottawa, Canada
Professor C. Haas, (6, 28), Drexel University, Philadelphia, PA, USA
Dr W. Haas, (18), Robert Koch Institute, Berlin, Germany
Ms L. Haller, (12), WHO, Geneva, Switzerland
Mr F. Hannecart, (10), Noumea City Hygiene Service, Noumea, New Caledonia
Dr K.-I. Harada, (29), Meijo University, Nagoya, Japan
Dr M. Hardiman, (20), WHO, Geneva, Switzerland
Mr H. Hashizume, (5, 9, 15, 17, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 22), Ministry of the Environment, Tokyo, Japan (formerly of WHO, Geneva, Switzerland)
Dr A. Havelaar, (1, 2, 5, 6, 7, 8, 20, 21: i–v, 22, 25, 26, 28), National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Netherlands
Mr T. Hayakawa, (1, 5), Ministry of Health & Welfare, Tokyo, Japan
Mr J. Hayes, (16), Institute for Healthcare Management, High Wycombe, UK
Mr P. Hecq, (22), European Commission, Brussels, Belgium
Mr P. Heinsbroek, (10, 11, 15), WHO, Regional Office for the South Pacific, Manila, Philippines
Dr R. Heinze, (29), Umweltbundesamt, Bad Elster, Germany
Mr E. Hellan, (10), Pohnpei Environment Protection Agency, Kolonia, Federated States of Micronesia
Dr R. Helmer, (1, 4, 19: xii, liii, lxix, 22), retired (formerly of WHO, Geneva, Switzerland)
Dr P. Henriksen, (29), National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark
Dr N. Hepworth, (27), Lancaster, UK
Professor J. Hermon-Taylor, (18), St George's Hospital Medical School, London, UK
Mr A. Hicking, (10), Marshall Islands Environment Protection Agency, Majuro, Marshall Islands
Dr G. Hoetzel, (29), La Trobe University, Victoria, Australia
Dr A. Hogue, (6), US Department of Agriculture, Washington, DC, USA (formerly of WHO, Geneva, Switzerland)
Dr D. Holt, (23), Thames Water Utilities Ltd, Reading, UK
Mr M. Hori, (7), Ministry of Health and Welfare, Tokyo, Japan
Professor H. Höring, (2), Umweltbundesamt, Bad Elster, Germany
Ms M. Hoshino, (15), UNICEF, Tokyo, Japan

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Dr G. Howard, (2, 5, 7, 8, 12, 13, 15, 19, 20, 22, 23, 25), DFID Bangladesh, Dhaka, Bangladesh (formerly of Water Engineering and Development Centre, Loughborough University, Loughborough, UK)
- Dr P. Howsam, (27), Cranfield University, Silsoe, UK
- Professor S. Hrudey, (8, 29), University of Alberta, Edmonton, Canada
- Mr J. Hueb, (20, 21: v, 23), WHO, Geneva, Switzerland
- Dr J. Hulka, (19, 20), National Radiation Protection Institute, Prague, Czech Republic
- Dr N. Hung Long, (15), Ministry of Health, Han Noi, Viet Nam
- Dr P. Hunter, (14, 23), University of East Anglia, Norwich, UK
- Dr K. Hussain, (9), Ministry of Health, Manama, Bahrain
- Mr O.D. Hydes, (4, 5, 7), independent consultant, West Sussex, UK (formerly of Drinking Water Inspectorate, London, UK)
- Dr A. Iannucci, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA
- Mr S. Iddings, (11, 15), WHO, Phnom Penh, Cambodia
- Dr M. Ince, (12, 25), independent consultant, Loughborough, UK (formerly of Water, Engineering and Development Centre, Loughborough University, Loughborough, UK)
- International Bottled Water Association, (19), Alexandria, VA, USA
- Mr K. Ishii, (15), Japan Water Works Association, Tokyo, Japan
- Mr J. Ishiwata, (11), Ministry of Health, Labour and Welfare, Tokyo, Japan
- Mr P. Jackson, (2, 5, 7, 15, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 22, 25), WRc-NSF Ltd, Marlow, UK
- Dr J. Jacob, (21: v), (formerly of Umweltbundesamt, Bad Elster, Germany)
- Dr M. Janda, (21: i), Health and Welfare Agency, Berkeley, CA, USA
- Mr A. Jensen, (1, 2), DHI Water and Environment, Horsholm, Denmark
- Dr R. Johnson, (19), Rohm and Haas Company, USA
- Dr D. Jonas, (7), Industry Council for Development, Ramsgate, UK
- Dr G. Jones, (29), Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Brisbane, Australia
- Mr C. Jørgensen, (5), DHI Water and Environment, Horsholm, Denmark
- Dr C. Joseph, (16), Communicable Disease Surveillance Control, London, UK
- Mr H. Kai-Chye, (10), Canberra, Australia
- Ms R. Kalmet, (10), Mines and Water Resources, Port Vila, Vanuatu
- Mr I. Karnjanareka, (15), Ministry of Public Health, Nonthaburi, Thailand
- Dr D. Kay, (6), University of Wales, Aberystwyth, UK
- Dr H. Kerndorff, (27), Umweltbundesamt, Berlin, Germany
- Dr S. Khamdan, (9), Ministry of State for Municipalities and Environment Affairs, Manama, Bahrain
- Mr P. Khanna, (21: ii), National Environmental Engineering Institute, Nagpur, India
- Mr M. Kidanu, (22), WHO, Regional Office for Africa, Harare, Zimbabwe
- Dr J. Kielhorn, (4, 19: vii, xv, lxvii), Fraunhofer Institute of Toxicology and Experimental Medicine, Hanover, Germany

ANNEX 2. CONTRIBUTORS TO THE DEVELOPMENT OF THE THIRD EDITION

- Dr R. Kirby, (8, 25), Industry Council for Development, Ramsgate, UK
Dr G. Klein, (1), WHO, Bonn, Germany (formerly of Umweltbundesamt, Bad Elster, Germany)
Dr J. Komarkova, (29), Hydrobiological Institute of the Czech Academy of Sciences, České Budejovice, Czech Republic
Dr H. Komulainen, (22), National Public Health Institute, Kuopio, Finland
Dr F. Kondo, (29), Aichi Prefectural Institute of Public Health, Nagoya, Japan
Dr M. Koopmans, (26), National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Netherlands
Dr F. Kozisek, (19), National Institute of Public Health, Prague, Czech Republic
Dr A. Kozma-Törökne, (29), National Institute for Public Health, Budapest, Hungary
Dr T. Kuiper-Goodman, (29), Health Canada, Ottawa, Canada
Dr S. Kunikane, (7, 15, 17, 22), Ministry of Health, Labour and Welfare, Tokyo, Japan
Dr T. Kwader, (27), URS Corporation, Tallahassee, FL, USA
Miss K. Kwee-Chu, (11), Ministry of Health, Kuala Lumpur, Malaysia
Mr P. Lafitaga, (10), Department of Health, Pago-pago, American Samoa
Dr B. Lang, (4), Novartis Crop Protection AG, Basel, Switzerland
Dr J. Langford, (8), Water Services Association, Melbourne, Australia
Dr J. Latorre, (25), Universidad del Valle, Cali, Colombia
Dr L. Lawton, (29), Robert Gordon University of Aberdeen, Aberdeen, UK
Dr M. LeChevallier, (7, 8, 14, 18, 23, 24), American Water Works Service Company, Inc., Voorhees, NJ, USA
Dr H. Leclerc, (14, 19, 20), University of Lille, Lille, France
Dr J. Lee, (5, 16, 21: iii), Queen's Medical Centre, Nottingham, UK
Mr F. Leitz, (9), Water Treatment Engineering and Research Group, Denver, CO, USA
Professor Le The Thu, (11), Institute of Hygiene and Public Health, Ho Chi Minh City, Viet Nam
Dr Y. Levi, (23), Laboratoire Santé Publique – Environnement, Université Paris XI, Chatenay-Malabry, France
Dr D. Levy, (19, 20), Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA, USA
Dr N. Lightfoot, (14), UK Public Health Laboratory Service, Newcastle-upon-Tyne, UK
Dr P. Literathy, (2, 5, 29), Kuwait Institute for Scientific Research, Safat, Kuwait (formerly of Water Resource Research Centre VITUKI, Budapest, Hungary)
Mr S. Loau, (15), Preventive Health Services, Apia, Samoa
Dr J.F. Luna, (26), Secretariat of Health, Mexico City, Mexico
Dr U. Lund, (4, 7, 19: i–xii, liii, lxix), DHI Water and Environment, Horsholm, Denmark
Dr Y. Magara, (1, 4, 5, 7, 14, 15, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 21: iv, 22), Hokkaido University, Sapporo, Japan
Mr T. Magno, (10), WHO Representative's Office in Papua New Guinea, Port Moresby, Papua New Guinea

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Dr B. Magtibay, (11, 22), Bureau of International Health Cooperation, Manila, Philippines
- Dr I. Mäkeläinen, (20), Radiation and Nuclear Safety Authority, Helsinki, Finland
- Dr D. Mangino, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA
- Dr A. Marandi, (19), University of Tartu, Tartu, Estonia
- Dr T. Mariee, (21: iii), Queen Elizabeth II Health Science Centre, Halifax, Canada
- Mr A. Marquez, (10), Guam Environmental Protection Agency, Barrigada, Guam
- Dr B. Marsalek, (29), Institute of Botany, Brno, Czech Republic
- Professor M. Martin, (27), Bangladesh University of Engineering and Technology, Dhaka, Bangladesh
- Dr R. Mascarenhas, (19: xxiii, xxiv, xxx, lvi, lxii, lxiii), Metcalf and Eddy, Devizes, UK
- Dr D. McFadden, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA
- Dr M. McLaughlin, (27), Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Land and Water, Glen Osmond, Australia
- Dr B. McRae, (8), Australian Water Association, Artarmon, Australia
- Dr D. Medeiros, (26), Health Canada, Ottawa, Canada
- Dr G. Medema, (5, 7, 8, 21: iv), KIWA N.V, Nieuwegein, Netherlands
- Ms M.E. Meek, (4), Health Canada, Ottawa, Canada
- Dr J. Meheus, (4), International Water Supply Association, Antwerpen, Belgium
- Ms G. Melix, (10), Papeete, French Polynesia
- Dr J.M. Melse, (26), National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Utrecht, Netherlands
- Dr T. Meredith, (22), WHO, Geneva, Switzerland
- Mr T. Metutera, (10), Public Utilities Board, Tarawa, Kiribati
- Dr E. Meyer, (3), Umweltbundesamt, Berlin, Germany
- Dr S. Miller, (27), US Department of Agriculture – Agricultural Research Service (USDA-ARS), Tucson, AZ, USA
- Dr B. Mintz, (19: xii, liii, lxix), Centers for Disease Control and Prevention (CDC), Atlanta, GA, USA
- Mr M.Z. bin Mohd Talha, (11), Ministry of Health, Kuala Lumpur, Malaysia
- Ms M.N. Mons, (7), KIWA Research and Consultancy, Nieuwegein, Netherlands
- Professor M.R. Moore, (19), National Research Centre for Environmental Toxicology, Queensland, University of Queensland, Queensland, Australia
- Dr G. Morace, (21: ii), Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy
- Dr A. Moreau, (14, 19, 20), Danone Water Technology Centre, Evian, France
- Dr R. Morris, (5, 7, 23), IWA, London, UK
- Dr D. Mossel, (14), Eijkman Foundation, Utrecht, Netherlands
- Ms G. Motturi, (2, 5), WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark
- Dr G. Moy, (4, 29), WHO, Geneva, Switzerland
- Dr L. Mur, (29), University of Amsterdam, Amsterdam, Netherlands
- Ms S. Murcott, (19, 20), Massachusetts Institute of Technology, Massachusetts, USA
- Dr P. Murphy, (26), US Environmental Protection Agency, Edison, NJ, USA

ANNEX 2. CONTRIBUTORS TO THE DEVELOPMENT OF THE THIRD EDITION

Dr S. Murphy, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA
Dr F.J. Murray, (4), International Life Sciences Institute, San José, CA, USA
Mr M.W. Muru, (10), Health Protection, Waigani, Papua New Guinea
Mr C. Mwesigye, (7), WHO, Kampala, Uganda
Dr D. Nabarro, (22), WHO, Geneva, Switzerland
Dr G.B. Nair, (21: v), National Institute of Cholera and Enteric Diseases, Calcutta, India
Pr. K. Nath, (19), Institution of Public Health Engineering, Calcutta, India
Mr P. Navuth, (11), Ministry of Industry, Mines and Energy, Phnom Penh, Cambodia
Mr M. Neal, (19), Invista, Teesside, UK
Dr A. Neller, (8), University of Sunshine Coast, Maroochydore, Australia
Mr J. Newbold, (16), Health and Safety Executive, Bootle, UK
Dr E. Ngoni Mudege, (27), Institute of Water and Sanitation Development, Harare, Zimbabwe
Dr C. Nhachi, (15), WHO, Regional Office for Africa, Harare, Zimbabwe
Dr G. Nichols, (18), Health Protection Agency, London, UK
Dr T. Nishimura, (15, 19: xix, xlii, xlix, lvii), Ministry of Health, Labour and Welfare, Tokyo, Japan
Ms S. Nofal, (9), WHO, Cairo, Egypt
Dr C. Nokes, (25), Environmental Science and Research Ltd, Christchurch, New Zealand
Dr L. Ofanoa, (10), Ministry of Health, Nuku'olofa, Tonga
Dr H. Ogawa, (23), WHO, Regional Office for the Western Pacific, Manila, Philippines
Dr E. Ohanian, (4, 7, 19: i–lii; liv–lxviii, 22), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
Dr Y. Okumura, (20), Nagasaki University, Japan
Ms J. Orme-Zavaleta, (1), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
Dr Y. Ortega, (21: iv), University of Arizona, Tucson, AZ, USA
Dr J. Padisák, (29), University of Veszprém, Veszprém, Hungary
Dr F. Pamminger, (23), Yarra Valley Water, Melbourne, Australia
Mr I. Papadopoulos, (5, 7), European Commission, Athens, Greece (formerly of European Commission, Brussels, Belgium)
Dr C.N. Paramasivan, (18), Indian Council of Medical Research, Chennai, India
Mr R. Paramasivan, (21: ii), National Environmental Engineering Research Institute, Nagpur, India
Mr D. Parish, (10), Pacific Water Association, Suva, Fiji
Dr C. Pastoris, (21: iii), Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy
Dr E. Pawlitzky, (29), Umweltbundesamt, Berlin, Germany
Dr P. Payment, (6, 14, 23), National Institute of Scientific Research, University of Quebec, Montreal, Canada

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Dr S. Pedley, (5, 21: ii, 29), Robens Centre, University of Surrey, Guildford, UK
- Dr H.K. bin Pengiran Haji Ismail, (11), Ministry of Health, Bandar Seri Begawan
Negara 1210, Brunei Darussalam
- Dr G. Peralta, (10, 11, 15), University of the Philippines, Quezon City, Philippines
- Mr A. Percival, (8), Consumer Health Forum, Cobargo, Australia
- Dr K. Petersson Grawé, (4, 19: iii), National Food Administration, Uppsala, Sweden
- Dr M.S. Pillay, (11, 15, 27), Ministry of Health, Kuala Lumpur, Malaysia
- Mr S. Pita Helu, (15), Tonga Water Board, Nuku'alofa, Tonga
- Dr J. Plouffe, (21: iii), University Hospitals, Columbus, OH, USA
- Dr A. Pozniak, (18), Chelsea & Westminster Hospital, London, UK
- Dr E. Pozio, (21: iv), Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy
- Dr A. Pozniak, (18), Chelsea & Westminster Hospital, London, UK
- Mr M. Pretrick, (10), National Government, Palikir, Federated States of Micronesia
- Dr C. Price, (19, 20), American Chemical Council, Arlington, VA, USA
- Mr F. Properzi, (22), WHO, Geneva, Switzerland
- Dr V. Puklova, (19), National Institute of Public Health, Prague, Czech Republic
- Mr T. Pule, (23, 25, 27), WHO, Regional Office for Africa, Harare, Zimbabwe
- Dr D. Purkiss, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA
- Dr A. Pruess-Ustun, (6, 26), WHO, Geneva, Switzerland
- Dr L. Quiggle, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA
- Dr P.P. Raingsey, (11), Ministry of Health, Phnom Penh, Cambodia
- Dr C. Ramsay, (22), Scottish Centre for Infection and Environmental Health, Glasgow,
UK
- Dr P. Ravest-Weber, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA
- Dr D. Reasoner, (14, 23), National Risk Management Research Laboratory, US Envi-
ronmental Protection Agency, Cincinnati, OH, USA
- Dr G. Rees, (7, 18), Askham Bryan College, York, UK (formerly University of Surrey,
Guildford, UK)
- Dr S. Regli, (21: iv, 23), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- Dr R. Reilly, (26), Scottish Centre for Infection and Environmental Health, Glasgow,
UK
- Dr M. Repacholi, (20, 22), WHO, Geneva, Switzerland
- Mrs M. Richold, (4), European Centre for Ecotoxicology and Toxicology, Sharnbrook,
UK
- Dr J. Ridgway, (3, 5), WRc-NSF Ltd, Marlow, UK
- Ms J. Riego de Dios, (11, 15), National Center for Disease Prevention and Control,
Manila, Philippines
- Mrs U. Ringelband, (5), Umweltbundesamt, Berlin, Germany
- Dr M. Rivett, (27), University of Birmingham, Birmingham, UK
- Mr W. Robertson, (3, 7, 8, 14, 23, 26), Health Canada, Ottawa, Canada
- Dr C. Robinson, (20), International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria
- Dr J. Rocourt, (28), WHO, Geneva, Switzerland

ANNEX 2. CONTRIBUTORS TO THE DEVELOPMENT OF THE THIRD EDITION

Ms R. Rooney, (12, 16), WHO, Geneva, Switzerland
Dr J. Rose, (14, 21: iv, 28), University of South Florida, St. Petersburg, FL, USA
Dr K. Rotert, (19, 20), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
Dr J. Rothel, (18), Cellestis Limited, Victoria, Australia
Mr H. Salas, (2), WHO, Regional Office for the Americas, Washington, DC, USA
Mr A. Salem, (9), Abu Dhabi Water and Electricity Authority, Abu Dhabi, United Arab Emirates
Dr P. Samnang, (15), Ministry of Health, Phnom Penh, Cambodia
Dr M. Santamaria, (16), WHO, Geneva, Switzerland
Mr M. Saray, (11), Ministry of Rural Development, Phnom Penh, Cambodia
Mr D. Sartory, (5, 21: i), Severn Trent Water Ltd, Shelton, UK
Dr M. Savkin, (20), Institut Biophysics, Moscow, Russian Federation
Dr S. Schaub, (6, 16, 21: iv, 28), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
Professor R. Schertenleib, (27), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Dübendorf, Switzerland
Dr J. Schijven, (27), National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Netherlands
Mrs G. Schlag, (5), Umweltbundesamt, Berlin, Germany
Mr O. Schmoll, (8, 15, 27), Umweltbundesamt, Berlin, Germany
Professor L. Schwartzbrod, (19, 20), WHO Collaborating Center for Microorganisms in Wastewater, Nancy, France
Mr P. Scott, (8), Melbourne Water, Melbourne, Australia
Professor K.-P. Seiler, (27), National Research Center for Environment and Health, Institut für Hydrologie, Neuherberg, Germany
Dr Y.-C. Seo, (11), Sangji University, Wonju, Republic of Korea
Dr I. Shalaru, (19, 20, 22), Ministry of Health, Chisinau, Republic of Moldova
Dr D. Sharp, (10, 15), WHO Representative Office in South Pacific, Suva, Fiji
Ms S. Shaw, (7, 21: iv), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
Ms F. Shoaie, (9), Department of the Environment, Tehran, Islamic Republic of Iran
Dr Y. Shun-Zhang, (29), Institute of Public Health, Shanghai, People's Republic of China
Dr E. Sievers, (19, 20), Kiel, Germany
Dr D. Simazaki, (15), National Institute of Public Health, Tokyo, Japan
Professor I. Simmers, (27), Vrije University, Amsterdam, Netherlands
Mr T. Simons, (1, 4), European Commission, Brussels, Belgium
Dr M. Sinclair, (8), Monash University Medical School, Prahran, Australia
Dr K. Sivonen, (29), University of Helsinki, Helsinki, Finland
Dr B. Skinner, (12), Water, Engineering and Development Centre, Loughborough University, Loughborough, UK
Dr O. Skulberg, (29), Norwegian Institute for Public Health, Oslo, Norway

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Professor H.V. Smith, (5, 21: iv), Scottish Parasite Diagnostic Laboratory, Stobhill Hospital, Glasgow, UK*
- Dr M. Smith, (23), Water, Engineering and Development Centre, Loughborough University, Loughborough, UK
- Dr M. Snozzi, (7), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Dübendorf, Switzerland
- Professor M. Sobsey, (7, 8, 12, 13, 19, 20, 22, 25, 28), University of North Carolina, Chapel Hill, USA
- Professor J.A. Sokal, (19, 20, 22), Institute of Occupational Medicine and Environmental Health, Sosnowiec, Poland
- Dr F. Solsona, (15, 23, 25, 27), retired (formerly of WHO, Regional Office for the Americas/Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria Ciencias del Ambiente [CEPIS], Lima, Peru)
- Dr G.J.A. Speijers, (4, 19: iv), National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Netherlands
- Dr D. Srinivasan, (10), University of the South Pacific, Suva, Fiji
- Dr G. Stanfield, (5, 7, 21: ii, 25), WRc-NSF Ltd, Marlow, UK
- Dr T.A. Stenstrom, (6, 16, 22), Swedish Institute for Infectious Disease Control, Solna, Sweden
- Dr M. Stevens, (8, 12, 13, 14, 15, 19, 20, 23, 25), Melbourne Water Corporation, Melbourne, Australia
- Dr T. Stinear, (18), Institut Pasteur, Paris, France
- Dr M. Storey, (23), University of New South Wales, Sydney, Australia
- Mr M. Strauss, (6), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Dübendorf, Switzerland
- Dr K. Subramanian, (7), Health Canada, Ottawa, Canada
- Dr S. Surman, (16), Health Protection Agency, London, UK
- Mr T. Taeauea, (10), Ministry of Health, Tarawa, Kiribati
- Mr P. Talota, (10), Ministry of Health and Medical Service, Honiara, Solomon Islands
- Mr C. Tan, (11), Ministry of Environment, Singapore
- Mr B. Tanner, (2), NSF International, Brussels, Belgium
- Mr H. Tano, (4), Ministry of Health and Welfare, Tokyo, Japan
- Professor I. Tartakovsky, (16), Gamaleya Research Institute for Epidemiology and Microbiology, Moscow, Russian Federation
- Dr A. Tayeh, (20), WHO, Geneva, Switzerland
- Dr M. Taylor, (8, 19, 20, 22, 27), Ministry of Health, Wellington, New Zealand
- Dr R. Taylor, (8, 10, 15), Health Surveillance and Disease Control, Rockhampton, Australia
- Mr J. Teio, (10), Department of Health, Waigani, Papua New Guinea
- Dr P.F.M. Teunis, (7, 8, 28), National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Netherlands

ANNEX 2. CONTRIBUTORS TO THE DEVELOPMENT OF THE THIRD EDITION

- Dr B.H. Thomas, (4), independent consultant (formerly Health Canada, Ottawa, Canada)
- Mr T. Thompson, (7, 12, 15, 17, 22, 23, 25, 27), WHO, Regional Office for South-East Asia, New Delhi, India
- Dr F. Tiefenbrunner, (21: iii), Institute of Hygiene and Social Medicine, Innsbruck, Austria
- Mr Tiew King Nyau, (11), Public Utilities Board, Singapore
- Dr D. Till, (8, 28), Consultant Public Health Microbiologist, Wellington, New Zealand
- Mr T. Tipi, (10), Health Department, Apia, Samoa
- Mr T.Q. Toan, (11), National Institute of Occupational and Environmental Health, Hanoi, Viet Nam
- Dr P. Toft, (1, 4, 7, 15, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 22), independent consultant, Qualicum Beach, Canada
- Mr V. Tovu, (10), Ministry of Health, Port Vila, Vanuatu
- Mr L. Tu’itupou, (10), Ministry of Health, Nuku’olafo, Tonga
- Professor J. Tuomisto, (4, 19: x), National Public Health Institute, Kuopio, Finland
- Dr I. Turai, (20, 22), WHO, Geneva, Switzerland
- Dr R. Uauy, (4, 15, 19, 20), Instituto de Nutrición y Tecnología de los Alimentos, Santiago, Chile
- Mr S. Unisuga, (2), Ministry of Health and Welfare, Tokyo, Japan
- Dr H. Utkilen, (29), National Institute for Public Health, Oslo, Norway
- Dr J. van Den Berg, (3), KIWA N.V., Nieuwegein, Netherlands
- Dr D. van der Kooij, (14, 21: i, 23), KIWA N.V., Nieuwegein, Netherlands
- Ms K. VandeVelde, (19), International Antimony Oxide Industry Association, Campine, Beerse, Belgium
- Dr A.M. van Dijk-Looijaard, (4), KIWA N.V., Nieuwegein, Netherlands
- Dr F.X.R. van Leeuwen, (4), National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Netherlands (formerly of WHO European Centre for Environment and Health, Netherlands)
- Dr J. Vapnek, (29), Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
- Mr A. Versteegh, (16), National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, Netherlands
- Ms C. Vickers, (15, 19: xiii–lii, liv–lxviii), WHO, Geneva, Switzerland
- Dr V. Vincent, (18), Institut Pasteur, Paris, France
- The Vinyl Institute, (19), Arlington, VA, USA
- Dr D. Vitanage, (23), Sydney Water, Sydney, Australia
- Dr U. von Gunten, (19), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology Dübendorf, Switzerland
- Professor F. Von Reyn, (18), Dartmouth Hitchcock Medical Centre, Hanover, NH, USA

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

Professor M. Von Sperling, (6), Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil

Dr T. Vourtsanis, (23), Sydney Water, Sydney, Australia

Dr P. Waggit, (27), Environment Australia, Darwin, Australia

Dr I. Wagner, (3), Technologie Zentrum Wasser, Karlsruhe, Germany

Mr M. Waite, (6), Drinking Water Inspectorate, London, UK

Mr M. Waring, (19, 20), Department of Health, London, UK

Ms M. Whittaker, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA

Dr B. Wilkins, (20), National Radiological Protection Board, UK

Dr J. Wilson, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA

Dr R. Wolter, (27), Umweltbundesamt, Berlin, Germany

Dr D. Wong, (19: xxvii, xxxiii, lxxviii), US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

Dr A. Wrixon, (20), International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria

Professor Y. Xu, (27), University of the Western Cape, Bellville, South Africa

Mr T. Yamamura, (7), (formerly of WHO, Geneva, Switzerland)

Dr S. Yamashita, (20), Nagasaki University, Japan

Dr C. Yayan, (15), Institute of Environmental Health Monitoring, Beijing, People's Republic of China

Dr B. Yessekin, (27), The Regional Environmental Centre for Central Asia, Almaty, Kazakhstan

Dr Z. Yinfa, (11), Ministry of Health, Beijing, People's Republic of China

Mr N. Yoshiguti, (1), Ministry of Health and Welfare, Tokyo, Japan

Dr M. Younes, (1, 7, 20), WHO, Geneva, Switzerland

Mr J. Youngson, (10), Crown Public Health, Christchurch, New Zealand

Dr V. Yu, (21: iii), Pittsburgh University, Pittsburgh, PA, USA

Professor Q. Yuhui, (11), Institute of Environmental Health Monitoring, Beijing, People's Republic of China

Mrs N. Zainuddin, (11), Ministry of Health, Kuala Lumpur, Malaysia

1. *Expert Consultation on Rolling Revision of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, Geneva, 13–15 December 1995*
2. *Expert Consultation on Protection and Control of Water Quality for the Updating of the WHO Guidelines for Drinking-water Quality, Bad Elster, Germany, 17–19 June 1996*
3. *Expert Consultation on Safety of Materials and Chemicals Used in Production and Distribution of Drinking-water, Ann Arbor, Michigan, USA, 23–24 January 1997*
4. *Expert Consultation on Rolling Revision of the Guidelines for Drinking-water Quality: Report of Working Group Meeting on Chemical Substances for the Updating of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, Geneva, Switzerland, 22–26 April 1997*

ANNEX 2. CONTRIBUTORS TO THE DEVELOPMENT OF THE THIRD EDITION

5. *Expert Consultation on Rolling Revision of the Guidelines for Drinking-water Quality: Aspects of Protection and Control and of Microbiological Quality*, Medmenham, UK, 17–21 March 1998
6. *Expert Consultation on Harmonized Risk Assessment for Water-related Microbiological Hazards*, Stockholm, Sweden, 12–16 September 1999
7. *Drinking-water Quality Committee Meeting*, Berlin, Germany, 5–9 June 2000
8. *Expert Consultation on Effective Approaches to Regulating Microbial Drinking-water Quality*, Adelaide, Australia, 14–18 May 2001
9. *Consultation on Planning of Water Quality Guidelines for Desalination*, Bahrain, 28–31 May 2001
10. *Workshop on Drinking-water Quality Surveillance and Safety*, Nadi, Fiji, 29 October–1 November 2001
11. *Workshop on Drinking-water Quality Surveillance and Safety*, Kuala Lumpur, Malaysia, 12–15 November 2001
12. *Expert Consultation on Preparation of Supporting Documents for the Updating of Microbial Aspects of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*, Loughborough, UK, 18–23 November 2001
13. *WHO Meeting: Guidelines on Drinking-water Quality*, Micro Working Group, Melbourne, Australia, 13–14 April 2002
14. *Meeting on HPC Bacteria in Drinking-water*, Geneva, Switzerland, 25–26 April 2002
15. *Global Meeting on the Revision of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*, Tokyo, Japan, 23–29 May 2002
16. *Meeting on Prevention and Control of Legionnaires' Disease*, London, 18–20 June 2002
17. *Chemical Safety of Drinking-water: Assessing Priorities for Risk Management*, Nyon, Switzerland, 26–30 August 2002
18. *Expert Consultation on Mycobacterium Avium Complex*, Guildford, UK, 18–20 September 2002
19. *Contributors to the chemical substantiation document on:*
 - i. Aluminium
 - ii. Boron
 - iii. Nickel
 - iv. Nitrate and Nitrite
 - v. Cyanobacterial Toxins: Microcystin-LR
 - vi. Edetic Acid (EDTA)
 - vii. Polynuclear aromatic hydrocarbons
 - viii. Cyanazine
 - ix. 1,2-Dichloropropane (1,2-DCP)
 - x. Pentachlorophenol
 - xi. Terbutylazine (TBA)
 - xii. Trihalomethanes

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- xiii. *1,1,1-Trichloroethane*
- xiv. *1,2-Dibromoethane*
- xv. *1,2-Dichloroethane*
- xvi. *Di(2-ethylhexyl)adipate*
- xvii. *2-Phenylphenol*
- xviii. *2,4-Dichlorophenoxyacetic acid*
- xix. *Acrylamide*
- xx. *Aldicarb*
- xxi. *Aldrin and Dieldrin*
- xxii. *Antimony*
- xxiii. *Arsenic*
- xxiv. *Barium*
- xxv. *Bentazone*
- xxvi. *Bromate*
- xxvii. *Brominated Acetic Acids*
- xxviii. *Cadmium*
- xxix. *Carbofuran*
- xxx. *Carbon Tetrachloride*
- xxxi. *Monochloramine*
- xxxii. *Chlordane*
- xxxiii. *Monochloroacetic acid*
- xxxiv. *Chlorite and Chlorate*
- xxxv. *Chlorpyrifos*
- xxxvi. *Copper*
- xxxvii. *DDT and its Derivatives*
- xxxviii. *Dimethoate*
- xxxix. *Diquat*
- xl. *Endosulfan*
- xli. *Endrin*
- xl. *Epichlorohydrin*
- xl. *Fenitrothion*
- xl. *Fluoride*
- xl. *Glyphosate and AMPA*
- xl. *Halogenated Acetonitriles*
- xl. *Heptachlor and Heptachlor Epoxide*
- xl. *Hexachlorobenzene*
- xl. *Hexachlorobutadiene*
- l. *Lindane*
- li. *Malathion*
- lii. *Manganese*
- liii. *Methoxychlor*
- liv. *Methyl Parathion*

ANNEX 2. CONTRIBUTORS TO THE DEVELOPMENT OF THE THIRD EDITION

- lv. *Monochlorobenzene*
- lvi. *MX*
- lvii. *Dialkyltins*
- lviii. *Parathion*
- lix. *Permethrin*
- lx. *Propanil*
- lxi. *Pyriproxyfen*
- lxii. *Sulfate*
- lxiii. *Inorganic Tin*
- lxiv. *Toluene*
- lxv. *Trichlorobenzenes*
- lxvi. *Uranium*
- lxvii. *Vinyl Chloride*
- lxviii. *Trichloroacetic Acid*
- lxix. *Dichloroacetic Acid*
- 20. *Provision of comments on drafts of the Guidelines for Drinking-water Quality (3rd edition)*
- 21. *Contributor to Guidelines for Drinking-water Quality (2nd edition), Addendum, Microbiological Agents in Drinking-water*
 - i. *Aeromonas*
 - ii. *Enteric Hepatitis Viruses*
 - iii. *Legionella*
 - iv. *Protozoan Parasites (Cryptosporidium, Giardia, Cyclospora)*
 - v. *Vibrio cholerae*
- 22. *Participant in Final Task Force Meeting for 3rd Edition of Guidelines on Drinking-water Quality, Geneva, Switzerland, 31 March – 4 April 2003*
- 23. *Contributor to the background document “Safe, Piped Water: Managing Microbial Water Quality in Piped Distribution Systems.”*
- 24. *Contributor to the background document “Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking-water.”*
- 25. *Contributor to the background document “Water Safety Plans.”*
- 26. *Contributor to the background document “Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality: A Burden of Disease Approach.”*
- 27. *Contributor to the background document “Protecting Groundwaters for Health – Managing the Quality of Drinking-water Sources.”*
- 28. *Contributor to the background document “Hazard Characterization for Pathogens in Food and Water: Guidelines.”*
- 29. *Contributor to the background document “Toxic Cyanobacteria in Water.”*

ANNEX 3

Default assumptions

A3.1 Drinking-water consumption and body weight

Global data on the consumption of drinking-water are limited. In studies carried out in Canada, the Netherlands, the United Kingdom and the USA, the average daily per capita consumption was usually found to be less than 2 litres, but there was considerable variation between individuals. As water intake will vary with climate, physical activity and culture, the above studies, which were conducted in temperate zones, can give only a limited view of consumption patterns throughout the world. At temperatures above 25°C, for example, there is a sharp rise in fluid intake, largely to meet the demands of an increased sweat rate (ICRP, 1992; see also Howard & Bartram, 2003).

In developing guidelines for microbial hazard, per capita daily consumption of 1 litre of unboiled water was assumed.

In developing the guideline values for potentially hazardous chemicals, a daily per capita consumption of 2 litres by a person weighing 60 kg was generally assumed. The guideline values set for drinking-water using this assumption do, on average, err on the side of caution. However, such an assumption may underestimate the consumption of water per unit weight, and thus exposure, for those living in hot climates, as well as for infants and children, who consume more fluid per unit weight than adults. The higher intakes, and hence exposure, for infants and children apply for only a limited time, but this period may coincide with greater sensitivity to some toxic agents and less for others. Irreversible effects that occur at a young age will have more social and public health significance than those that are delayed. Where it was judged that this segment of the population was at a particularly high risk from exposure to certain chemicals, the guideline value was derived on the basis of a 10-kg child consuming 1 litre per day or a 5-kg bottle-fed infant consuming 0.75 litre per day. The corresponding daily fluid intakes are higher than for adults on a body weight basis.

A3.2 Inhalation and dermal absorption

The contribution of drinking-water to daily exposure includes some indirect routes – such as inhalation of particles and droplets containing microbes and volatile

ANNEX 2. CONTRIBUTORS TO THE DEVELOPMENT

substances, and dermal contact during bathing or showering – as well as direct ingestion.

In most cases, available data are insufficient to permit reliable estimates of exposure by inhalation and dermal absorption of contaminants present in drinking-water. It was not always possible, therefore, to address intake from these routes specifically in the derivation of the guideline values. However, that portion of the total tolerable daily intake (TDI) allocated to drinking-water is generally sufficient to allow for these additional routes of intake (see section 8.2.2). Should there be reason to believe that potential inhalation of volatile compounds and dermal exposure from various indoor water uses (such as showering) are not adequately addressed, authorities could consider taking this into account in setting national standards or guidelines.

ПРИЛОЖЕНИЕ 4

Сводные таблицы химических веществ

Таблица А4.1 Химические вещества, не принимаемые в расчет в рекомендациях

Вещество	Причина
Амитраз	Быстро распадается в окружающей среде и не встречается в питьевой воде в поддающихся измерению концентрациях
Бериллий	В питьевой воде не встречается
Хлоробензилат	В питьевой воде не встречается
Хлороталонил	В питьевой воде не встречается
Циперметрин	В питьевой воде не встречается
Дельтаметрин	В питьевой воде не встречается
Диацинон	В питьевой воде не встречается
Динозоб	В питьевой воде не встречается
Этилен тио мочевина	В питьевой воде не встречается
Фенамифос	В питьевой воде не встречается
Формотион	В питьевой воде не встречается
Гексахлороциклогексаны (смешанные изомеры)	В питьевой воде не встречается
2-метил-4-хлорофеноксимасляная кислота	В питьевой воде не встречается
Метамидофос	В питьевой воде не встречается
Метомил	В питьевой воде не встречается
Мирекс	В питьевой воде не встречается
Монокротофос	Выведен из употребления во многих странах и не встречается в питьевой воде
Оксамил	В питьевой воде не встречается
Форат	В питьевой воде не встречается
Пропоксур	В питьевой воде не встречается
Пиридат	Неустойчив и крайне редко встречается в питьевой воде
Квинтозен	В питьевой воде не встречается
Токсафен	В питьевой воде не встречается
Триазофос	В питьевой воде не встречается
Окись трибутиллина	В питьевой воде не встречается
Трифлорфон	В питьевой воде не встречается

A4.2 Химические вещества, в отношении которых рекомендательные параметры установлены не были

Химическое вещество	Причина, по которой рекомендательный параметр установлен не был
Алюминий	В связи с ограниченными данными в отношении животных, используемых в качестве модели организма человека, а также неопределенности данных в отношении человека, рекомендуемый медико-санитарный параметр расчету не поддается; однако можно рассчитать практические уровни на основе оптимизации процесса коагуляции в водоочистительной установке, в которой используются коагулянты на основе алюминия: 0,1 мг/л или меньше в крупных водоочистительных установках и 0,2 мг/л или меньше в небольших водоочистительных установках
Аммиак	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Асбест	Достоверные данные о том, что при попадании в желудочно-кишечный тракт асбест представляет опасность для здоровья, отсутствуют
Бентазон	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Бромохлорацетат	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье
Бромохлорацетонитрил	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье
Хлорацетальдегид	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Хлорид	В той концентрации, в какой он встречается в питьевой воде, опасности для здоровья не представляет ²
Двуокись хлора	Рекомендуемый параметр не установлен вследствие быстрого разложения двуокиси хлора и поскольку предварительный параметр рекомендаций в отношении хлорида обеспечивает адекватную защиту от потенциальной токсичности двуокиси хлора
Хлорацетоны	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье
Хлорфенол, 2-	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье
Хлорпикрин	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье

² Может повлиять на восприятие питьевой воды (см. Главу 10)

Химическое вещество	Причина, по которой рекомендательный параметр установлен не был
Диалкилтины	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра в отношении какого-либо из диалкилтинов, учитывающего воздействие на здоровье
Дибромацетат	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье
Дихлорамин	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье
Дихлорбензол, 1,3-	Токсикологических данных недостаточно для расчета параметра рекомендаций, учитывающего воздействие на здоровье
Дихлорэтан, 1,1-	База данных в отношении токсичности и канцерогенности весьма ограничена
Хлористый винил	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Дихлорфенол, 2,4-	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье
Дихлорпропан, 1,3-	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье
Ди (2-этилгексил) адипат	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Дикват	В питьевой воде обнаруживается редко, однако может использоваться в качестве гербицида в водной среде для борьбы против свободно плавающей и погруженной сорной растительности в прудах, озерах и ирригационных каналах
Эндосульфат	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Фенитроцион	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Флуорантен	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Формальдегид	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Глифосат и АМФК	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Жесткость	В тех концентрациях, в которых она имеет место в питьевой воде, опасности для здоровья не представляет ^a
Гептахлор и эпоксид гептахлора	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое

Химическое вещество	Причина, по которой рекомендательный параметр установлен не был
Гексахлорбензол	воздействие В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Сероводород	В той концентрации, в какой он встречается в питьевой воде, опасности для здоровья не представляет ^a
Неорганическое олово	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Йод	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье, кроме того, вероятность того, что используемый для дезинфекции воды йод будет воздействовать на организм человека в течение всей жизни, является незначительной
Железо	В тех концентрациях, в которых железо обычно встречается в питьевой воде, оно опасности для здоровья не представляет, а влияние на вкус и внешний вид воды не выходит за пределы параметров, учитывающих воздействие на здоровье
Малатион	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Метил паратион	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Метил-трет-бутиловый эфир (МТБЕ)	Токсикологическая база данных крайне ограничена, и всякий расчетный рекомендуемый параметр будет значительно выше, чем те концентрации, при которых МТБЕ обнаруживается по запаху
Монобромацетат	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье
Монохлорбензол	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие, и параметр, учитывающий здоровье, будет значительно выше самого низкого порогового уровня, при котором, согласно имеющимся данным, этот загрязнитель можно обнаружить на вкус или по запаху
МХ	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Паратион	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие

^a Может повлиять на восприятие питьевой воды (см. Главу 10)

Химическое вещество	Причина, по которой рекомендательный параметр установлен не был
Перметрин	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Нефтепродукты	Вкус и запах в большинстве случаев выявляются при концентрациях ниже концентраций, вызывающих опасения в отношении здоровья и в особенности при кратковременном воздействии
pH	В той концентрации, в какой этот показатель имеет место в питьевой воде, опасности для здоровья не представляет ^b
Фенилфенол, 2- и его натриевая соль	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Пропанил	Легко превращается в метаболиты, которые являются более токсичными; рекомендательный параметр в отношении исходного соединения считается нецелесообразным, данных для расчета рекомендуемых параметров в отношении метаболитов недостаточно
Серебро	Имеющихся данных недостаточно для расчета параметра рекомендаций, учитывающего воздействие на здоровье
Натрий	В той концентрации, в какой он встречается в питьевой воде, опасности для здоровья не представляет ^a
Сульфат	В той концентрации, в какой он встречается в питьевой воде, опасности для здоровья не представляет ^a
Общие растворенные твердые вещества	В той концентрации, в какой он встречается в питьевой воде, опасности для здоровья не представляет ^a
Трихлорамин	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье
Трихлорацетонитрил	Имеющихся данных недостаточно для расчета рекомендуемого параметра, учитывающего воздействие на здоровье
Трихлорбензол (общий)	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие, и учитывающий здоровье параметр превышает нижний порог запаха
Трихлорэтан, 1,1,1-	В питьевой воде встречается в концентрациях значительно ниже таких, при которых проявляется токсическое воздействие
Цинк	В концентрациях, в которых он обычно встречается в питьевой воде, опасности для здоровья не представляет ^a

^a Может повлиять на восприятие питьевой воды (см. Главу 10)

^b Важный оперативный параметр качества воды.

Таблица А4.3 Рекомендуемые параметры в отношении химических веществ, которые, находясь в питьевой воде, могут оказать воздействие на здоровье

Химическое вещество	Рекомендуемый параметр^a (мг/л)	Примечания
Акриламид	0,0005 ^b	
Алахлор	0,02 ^b	
Альдикарб	0,01	Касается альдикарб сульфоксида и альдикарб сульфона
Альдрин и дизьдрин	0,00003	Альдрин и дизьдрин совместно
Сурьма	0,02	
Мышьяк	0,01 (P)	
Атразин	0,002	
Барий	0,7	
Бензол	0,01 ^b	
Бензо[α]пирен	0,0007 ^b	
Бор	0,5 (T)	
Бромат	0,01 ^b (A,T)	
Бромодихлорметан	0,06 ^b	
Бромформ	0,1	
Кадмий	0,003	
Карбофуран	0,007	
Четыреххлористый углерод	0,004	
Хлорат	0,7 (D)	
Хлордан	0,0002	
Хлорид	5 (C)	Для эффективной дезинфекции должна быть остаточная концентрация свободного хлора ≥0,5мг/л по прошествии по крайней мере 30 мин контактного времени, при рН <8,0
Хлорит	0,7 (D)	
Хлороформ	0,3	
Хлоротолурон	0,03	
Хлорпирифос	0,03	
Хром	0,05 (P)	Для общего хрома
Медь	2	Пятна на белье и санитарных приборах могут проявляться до достижения рекомендуемого параметра
Цианозин	0,0006	
Цианид	0,07	
Хлористый циан	0,07	Касается цианида как части цианогенных соединений в целом
2,4-D (2,4-дихлор-феноксиксусная кислота)	0,03	Относится к свободной кислоте
2,4-DB	0,09	
DDT и метаболиты	0,001	
Ди(2-этилгексил)фталат	0,008	
Дибромоацетонитрил	0,07	
Дибромохлорометан	0,1	
Дибромо-3-хлоропропан	0,001 ^b	
Диброметан	0,0004 ^b (P)	
Дихлорацетат	0,05 ^b (T,D)	
Дихлорацетонитрил	0,02 (P)	
Дихлорбензол, 1,2-	1 (C)	
Дихлорбензол, 1,4-	0,3 (C)	
Дихлорэтан, 1,2-	0,03 ^b	
Дихлорэтилен, 1,2-	0,05	
Дихлорметан, 1,2-	0,02	
Дихлорпропан (1,2-DCP)	0,04 (P)	
Дихлорпропен. 1,3-	0,02 ^b	
Дихлорпроп	0,1	

Химическое вещество	Рекомендуемый параметр ^a (мг/л)	Примечания
Диметоат	0,006 ^b	
Диоксан, 1,4-	0,05 ^b	
Эдетовая кислота (ЭДТК)	0,6	
Эндрин	0,0006	Относится к свободной кислоте
Эпихлоргидрин	0,0004 (P)	
Этилбензол	0,3 (C)	
Фенопроп	0,009	
Фтор	1,5	При установлении национальных стандартов необходимо принимать во внимание объем потребляемой воды и водозабор из других источников
Гексахлорбутадиен	0,0006	
Изопротурон	0,009	
Свинец	0,01	
Линдан	0,002	
Марганец	0,4 (C)	
Метил-хлорфеноксиуксусная кислота	0,002	
Мекопроп	0,01	
Ртуть	0,006	Касается неорганической ртути
Метоксихлор	0,02	
Метолахлор	0,01	
Микроцистин-LR	0,001 (P)	Касается общего микроцистина-LR (свободного и клеточно-фиксированного)
Молинат	0,006	
Молибден	0,07	
Монохлорамин	3	
Монохлорацетат	0,02	
Никель	0,07	
Нитрат (NO ₃ ⁻)	50	Кратковременное воздействие
Нитрилотриуксусная кислота (NTA)	0,2	
Нитрит (NO ₂ ⁻)	3	Кратковременное воздействие
	0,2 (P)	Долговременное воздействие
Пендиметалин	0,02	
Пентахлорофенол	0,009 ^b (P)	
Перметрин	0,3	Лишь в тех случаях, когда перметрин используется в качестве противочленичного средства в медико-санитарных целях
Пирипроксифен	0,3	
Селен	0,01	
Симазин	0,002	
Стирен	0,02 (C)	
2,4,5-Т	0,009	
Тербутилазин	0,007	
Тетрахлорэтилен	0,04	
Толуол	0,7 (C)	
Трихлорацетат	0,2	
Трихлорэтилен	0,02 (P)	
Трихлорфенол, 2,4,6-	0,2 ^b (C)	
Трифлоралин	0,02	
Тригалометаны		Сумма пропорций концентрации каждого из этих соединений по отношению к рекомендуемому параметру не должна превышать 1
Уран	0,015 (P,T)	Учитываются лишь химические свойства урана
Хлористый винил	0,0003 ^b	

Химическое вещество	Рекомендуемый параметр ^a (мг/л) Примечания
Ксилены	0,5 (С)

- a Р = временный рекомендуемый параметр, поскольку имеются данные об опасности, однако имеющаяся информация о воздействии на здоровье ограничена; Т = временный параметр, поскольку расчетный параметр ниже того уровня, которого можно достичь при помощи удобных методов водоочистки, защита источника и т.п.; А = временный параметр, поскольку расчетный рекомендуемый параметр ниже уровня, который можно численно установить; D = временный рекомендуемый параметр, поскольку дезинфекция может привести к превышению рекомендуемого параметра; С = концентрации вещества на уровне медико-санитарного рекомендуемого параметра или ниже могут отразиться на внешнем виде, вкусе или запахе воды, что вызовет жалобы потребителей.
- b Для веществ, которые считаются канцерогенными, рекомендуемым параметром является такая концентрация их в питьевой воде, которая связана с верхним пограничным избыточным риском онкологического заболевания на протяжении жизни, составляющей 10^{-5} (один избыточный случай онкологического заболевания на 100 000 населения, потребляющего в течение 70 лет вещество, процентное содержание которого в воде соответствует рекомендуемому параметру). Концентрации, связанные с верхним пограничным расчетным избыточным риском рака в течение жизни в 10^{-4} и 10^{-6} , рассчитываются соответственно путем умножения и деления рекомендуемого параметра на 10.

Index

Page numbers in **bold** indicate main discussions.

- Acanthamoeba* 122, 123, 125, **259–261**
Acceptability 7, 23, **210–220**
 biologically derived contaminants
 211–213
 chemical contaminants 146, 156,
 213–219
 desalinated water 112–113
 in emergency and disaster situations
 106
Acceptable daily intake (ADI) 150
 derivation of guideline values 152
 uncertainty factors 150–151
Access to water (accessibility) 90, **91–92**
 definition of reasonable 91
 equitability 105
Acinetobacter 102, 124, **222–224**, 286
Acrylamide **296–297**
 analysis 162
 guideline value 194, 296, 491
Actinomycetes 212
Activated alumina 179
Activated carbon
 adsorption **176–177**
 granular (GAC) 176, 177
 powdered (PAC) 176
Additives 30
Adenoviruses 122, **248–250**, 295
Adequacy of supply, surveillance **90–93**
ADI *see* Acceptable daily intake
Advanced oxidation processes 173
Aeration processes **175**
Aeromonas 102, 124, **224–225**, 286
Aerosols 123
Affordability 90, **92**
Aggressivity, desalinated water 112
Aggressivity index 183
Agricultural activities, chemicals from 147
 analysis 159, 161
 guideline values **187–188**, 189, 190, 191
 treatment achievabilities 169–170
AIDS 124, 270
Air
 chemical intake 152
 radon intake 206–207
Air stripping 175
Aircraft **116–117**
Airports **116–117**
Alachlor **297–298**
 analysis 161
 guideline value 191, 298, 491
 treatment achievability 169, 298
Aldicarb **298–300**
 analysis 161
 guideline value 191, 299, 491
 treatment achievability 169, 299
Aldrin **300–301**
 analysis 161
 guideline value 191, 300, 491
 treatment achievability 169, 300
Algae 213
 blue-green *see* Cyanobacteria
 harmful events 111, 213
 toxins 111
Alkalinity 217
 corrosion and 181, 184
 see also pH
Alkylbenzenes 217
Alpha radiation activity
 measurement 207–208
 screening levels 204, 205, 206
Alumina, activated 179
Aluminium 193, 213, **301–303**, 489

INDEX

- Alzheimer disease (AD) 302
 Americium-241 202
 Aminomethylphosphonic acid (AMPA)
 190, **379–380**, 489
 Amitraz 189, 488
 Ammonia 190, **303–304**, 489
 taste and odour 213
 treatment to remove 220
 Amoebae 63
Legionella ingestion 234
 persistence in water 125
see also Acanthamoeba; Entamoeba histolytica; Naegleria fowleri
 Amoebiasis 266
 Amoebic meningoencephalitis, primary (PAM) 123, 272, 273
 AMPA 190, **379–380**, 489
 Analytical methods
 chemicals **157–166**
 radionuclides **207–208**
Ancylostoma 124
 Animals
 in drinking-water 212–213
 toxicity studies 148
 uncertainty factors 151
 Anion exchange 177
 Anthrax 225
 Antimony **304–306**
 analysis 159
 guideline value 194, 305, 491
 Appearance 7, 210, **211–220**
 biologically derived contaminants 211–213
 chemical contaminants 213–219
 treatments for improving 219–220
 Argiria 434
 Arsenic 6, **306–308**
 analysis 159
 in drinking-water sources 146, 306
 guideline value 186, 306, 491
 priority 35–36
 treatment achievability 167, 307
 Asbestos 193, **308**, 489
 Asbestos–cement pipes 183
 Ascariasis (*Ascaris*) 124, 276
Asellus aquaticus 212
Aspergillus 102
Assessing Microbial Safety of Drinking Water: Improving Approaches and Methods
 18, 59
 Astroviruses **250–251**
 Atomic absorption spectrometry (AAS)
 159–164
 Atomic emission spectrometry (AES) 164
 Atrazine **308–309**
 analysis 161
 guideline value 191, 309, 491
 treatment achievability 169, 309
 Audit **86–87**, 94
 Avoidance, water **79**
Bacillus 221, **225–226**
Bacillus cereus 221, 225, 226
Bacillus thuringiensis israelensis 190
 Backflow 62, 63
 large buildings 101
 Bacteria 221
 indicator and index **282–289**
 pathogenic 122, **222–247**
 persistence in water 125
 treatment effects 138–141
 Bacteriophages 142, **289–294**
Bacteroides fragilis **292–294**
 coliphages **289–292**
Bacteroides fragilis phages **292–294**
Balantidium coli (balantidiasis) 124, **261–262**
 Barium **310–311**
 analysis 159
 guideline value 186, 310, 491
 BDCM *see* Bromodichloromethane
 Becquerel (Bq) 201
 Benchmark dose (BMD) 152, **153**
 Bentazone 190, **311–312**, 489
 Benzene **312–313**
 analysis 160
 guideline value 188, 312, 491
 treatment achievability 168, 312
 3,4-Benzfluoranthene 429
 1,12-Benzfluoranthene 429
 Benzo[*a*]pyrene 428–429, 430
 analysis 162
 guideline value 194, 428, 491
 1,12-Benzpyrene 429
 3,4-Benzpyrene 429
 Beryllium 187, 488
 Beta-Poisson dose–response relation 129
 Beta radiation activity 205
 measurement 207–208
 screening levels 204, 205, 206
 Bilharziasis 123
 Biofilms 4–5, 63
 atypical mycobacteria 235, 236
 coliform bacteria 283
 desalinated water 113
Klebsiella 233
Legionella 234, 235
 Biological denitrification 179

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Biological nitrification 179
- Biologically derived contaminants **211–213**
- Bleach, household 107
- Blooms, cyanobacterial 195, 213, 281
- “Blue-baby syndrome”
(methaemoglobinaemia) 6, 418–420
- Blue-green algae *see* Cyanobacteria
- Body weight 150
 - assumptions 486
- Boil water orders **79**
- Boiling of water
 - bottle-fed infants 114
 - emergencies and disasters 79, 107
 - travellers 110
- Borehole water supplies 65–66
- Boron **313–314**
 - analysis 159
 - guideline value 186, 313, 491
- Bottle-fed infants 114, 418, 419
- Bottled water 113–115
 - international standards 114–115
 - potential health benefits 114
 - travellers 110, 111
- Brackish water 111
- Brass corrosion **182–183**
- Bromate 179, **315–316**
 - analysis 162
 - guideline value 194, 315, 491
 - strategies for reducing 180
- Brominated acetic acids **316–317**
- Bromochloroacetate 193, 316–317, 489
- Bromochloroacetonitrile 193, **380–382**, 489
- Bromodichloromethane (BDCM) **451–454**
 - analysis 162, 452
 - guideline value 194, 451, 491
- Bromoform **451–454**
 - analysis 162
 - guideline value 194, 451, 491
- Buildings
 - large **99–104**, 235
 - plumbing systems 17–18
- Burkholderia pseudomallei* 122, 221, **226–227**
- Burns injuries 103
- Cadmium **317–319**
 - analysis 159
 - guideline value 188, 317, 491
 - treatment achievability 168, 317
- Caesium-134 (¹³⁴Cs), 202
- Caesium-137 (¹³⁷Cs), 202
- Calcium, taste threshold 215
- Calcium carbonate
 - corrosion control 181, 182, 183, 184
 - scale 183–184, 215–216
 - see also* Hardness
- Calcium hypochlorite 107, 171
- Calcium sulfate 218
- Caliciviruses **251–253**
- Campylobacter* **228–229**
 - performance target setting 132
 - risk characterization 129, 130
 - in source waters 137
- Campylobacter coli* 122, 228
- Campylobacter jejuni* 122, 228
- Campylobacter pylori* *see* *Helicobacter pylori*
- Cancer
 - radiation-induced 200
 - radon-related risk 207
 - tolerable risk 46–47
 - see also* Carcinogens
- Carbofuran 161, **319–320**
 - guideline value 191, 319, 491
 - treatment achievability 169, 319
- Carbon, activated *see* Activated carbon
- Carbon-14 (¹⁴C), 202
- Carbon tetrachloride **320–321**
 - analysis 160
 - guideline value 188, 320, 491
 - treatment achievability 168, 320
- Carcinogens
 - derivation of guideline values 149
 - genotoxic 148–149, 154
 - guideline values 154
 - IARC classification 149
 - non-genotoxic 149
 - tolerable risk 46–47
 - uncertainty factors 151
- Cascade aeration 175
- Catchments 53, 54, 56–59
 - control measures 58–59
 - hazard identification 56–58
 - mapping, emergency and disaster situations **108**
 - new systems 52–53
 - roles and responsibilities 11, 12–13, 14
 - see also* Source waters
- Categorical regression 152, **153–154**
- Cation exchange 177
- Cement, corrosion **183**
- Cercariae 123
- Certification 16–17, 42
 - agencies **16–17**
 - chemicals in water 43
 - desalination systems 112
- Chemical Safety of Drinking-water: Assessing Priorities for Risk Management* 18, 36

INDEX

- Chemical-specific adjustment factors (CSAF) 152, 154
- Chemicals **6–7, 145–196**
 - acceptability aspects 146, 156, **213–219**
 - agricultural activities *see* Agricultural activities, chemicals from
 - allocation of intake 151–152
 - alternative routes of exposure 43–44, 146
 - analytical methods 157–166
 - achievabilities 157–158, 159, 160–163
 - ranking of complexity 158
 - categorization by source 147
 - desalination systems 111–112
 - emergencies involving 79, 108–109
 - guideline values *see* Guideline values
 - health-based targets 41, 42–43
 - health hazards **6–7, 145–147**
 - IARC classification 149
 - industrial sources and human dwellings *see* Industrial sources and human dwellings, chemicals from
 - information sources 36, 148, 156
 - inorganic
 - analytical methods 158, 159
 - guideline values 185, 186
 - mixtures 156
 - naturally occurring *see* Naturally occurring chemicals
 - non-guideline 156
 - non-threshold 148–149
 - derivation of guideline values **154**
 - provisional guideline values 155–156
 - organic, analytical methods 158, 160–161
 - priority setting **35–36**
 - on ships 118
 - “short-listing” 36
 - summary tables **488–493**
 - threshold 148, **149–154**
 - alternative approaches 152–154
 - derivation of guideline values 149–152
 - treatment **166–184**
 - achievabilities 166–171
 - for corrosion control 180–184
 - process control measures 179–180
 - processes 171–179
 - used in treatment/materials in contact with water 147
 - analysis 159, 162
 - guideline values **188–190, 193–194**
 - see also* Disinfection by-products
 - water quality
 - emergency and disaster situations **108–109**
 - targets 42–43
 - verification **30–31, 72, 73**
- Children
 - consumption assumptions 486
 - hygiene education 103–104
 - radionuclide guidance levels 204
 - see also* Infants
- Chironomus* larvae 212
- Chloral hydrate (trichloroacetaldehyde) **321–322**
 - analysis 162
 - guideline value 194, 322, 491
- Chloramination 63–64, 172
 - by-products 179, 180, 192
 - nitrite formation 417, 418
- Chloramines 172
 - dialysis water 103
 - see also* Monochloramine
- Chlorate 179, **326–329**
 - analysis 162
 - guideline value 194, 326, 491
- Chlordane **323–324**
 - analysis 161
 - guideline value 191, 323, 491
 - treatment achievability 169, 323
- Chloride 185, **324–325, 489**
 - acceptability 213–214, 324
 - corrosion and 181, 182, 184
- Chlorinated acetic acids 145, 179, 349–350, 412–413, 445–446
- Chlorinated anisoles 214
- Chlorinated ketones 179
- Chlorination 61, **171–172**
 - breakpoint 171
 - by-products 145, 179–180, 192, 451
 - in emergencies 79
 - marginal 171
 - microbial reduction 140
 - for travellers 110
- Chlorine 5, 171, **325–326**
 - acceptable levels 214
 - analysis 162
 - gas, liquefied 171
 - guideline value 194, 325, 491
 - residual
 - emergency and disaster situations 107, 108
 - monitoring 69, 82
 - treatment *see* Chlorination
- Chlorine dioxide 326
 - by-products 179, 180, 192, 326
 - see also* Chlorate; Chlorite
 - guideline value 193, 328, 489
 - microbial reduction 140

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- toxicity 327
- water treatment 173
- Chlorite 179, **326–329**
 - analysis 162
 - guideline value 194, 326, 491
- 3-Chloro-4-dichloromethyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone (MX) 193, **414–415**, 490
- Chloroacetones 193, **329**, 489
- Chlorobenzilate 189, 488
- Chloroform 145, **451–454**
 - analysis 162, 452
 - guideline value 194, 451, 491
- 2-Chlorophenol 193, 214, **329–331**, 489
- Chlorophenols 214, **329–331**
- Chlorophenoxy herbicides 341, 342–343, 361–362, 374–375, 439–440
- Chloropicrin 193, **331–332**, 489
- Chlorothalonil 189, 488
- Chlorotoluron **332–333**
 - analysis 161
 - guideline value 191, 332, 491
 - treatment achievability 169, 332
- Chlorpyrifos 190, **333–334**
 - analysis 163
 - guideline value 195, 333, 491
- Cholera 244–245
- Chromatography 164–165
- Chromium **334–335**
 - analysis 159
 - guideline value 186, 334, 491
- Chydorus sphaericus* 212
- Citrobacter* 282, 284
- Clarification 138–139
 - drinking-water for travellers 110
 - emergency and disaster situations 105, 107
- Clostridium perfringens* 142, **288–289**
- Closure, drinking-water supply **79**
- Cloudiness 211
- Co-precipitation method, radionuclide analysis 208
- Coagulation (chemical) 60, **175–176**
 - before disinfection 179–180
 - microbial reduction 138–139
- Coal-tar linings, pipes 428, 430
- Coastal water 111
- Code of good practice 33–34
- Code of Practice for Collecting, Processing and Marketing of Natural Mineral Waters* 115
- Codex Alimentarius Commission (CAC) 114–115
- Coliform bacteria
 - detection methods 144
 - thermotolerant 142, 143, 282, **284–285**
 - total **282–284**
- Coliphages **289–292**
 - F-RNA 290–291
 - somatic 290, 291
- Colitis, amoebic 266
- Collection, water
 - emergency and disaster situations 106
 - household use 71
- Colorimetric methods 158
- Colour 211, 214
- Communication **27–28**
 - emergency and disaster situations 106
 - surveillance information **95–97**
 - water safety plans **82–83**
- Community
 - communication 28, **96**
 - involvement in setting standards 34
 - organizations 12, 96
- Community drinking-water systems **64–67**
 - control measures 65–67
 - development of water safety plans (WSPs) 85
 - ensuring operation and maintenance 94
 - grading schemes 97, 98
 - hazard identification 64–65
 - management **81–82**
 - operational monitoring 71, 82
 - roles and responsibilities 11–12, **14–15**
 - surveillance 87, **88–89**
 - verification testing **74–75**
- Concise International Chemical Assessment Documents (CICADs) 36
- Concrete, dissolution **183**
- Confidence intervals 153
- Conjunctivitis, adenovirus 248, 249
- Consumers
 - acceptability to *see* Acceptability
 - interaction with **96**
 - right of access to information 83, 96
 - roles and responsibilities **15–16**
- Consumption, drinking-water, daily per capita 90
 - assumptions 486
 - performance target setting and 128, 133–134
- Contact, transmission via 221
- Contact lenses 238, 260–261

INDEX

- Continuity of supply 90, **92–93**
- Control measures 26, 49, **68**
 assessment and planning 55–56
 defined 55
 monitoring performance *see* Operational monitoring
 operational and critical limits 70
 prioritizing hazards 53–55
 validation *see* Validation
- Cooling towers 100, 234
- Copper **335–337**
 acceptability 214–215
 analysis 159
 corrosion **182**
 guideline value 194, 336, 491
 impingement attack 182
 pitting 182
- Corrosion **180–184**, 217
 control strategies 184
 galvanic 182
 indices 183–184
 inhibitors 181, 184
 pitting 182
- Costs
 treatment 166–167
 water supply 92
- Coxsackieviruses 253–254
- Crangonyx pseudogracilis* 212
- Critical limits **70**
- Crustaceans 212
- Cryptosporidiosis 259, 262–263
- Cryptosporidium (parvum)* 122, **262–264**
 disinfection 140–141
 oocysts 110, 262, 263
 performance target setting 131–132, 133–134
 risk characterization 130
 in source waters 137
- Ct concept 61
- Culex* larvae 212
- Cyanazine **337–338**
 analysis 161
 guideline value 191, 337, 491
 treatment achievability 169
- Cyanide **339–340**
 analysis 159
 guideline value 188, 339, 491
- Cyanobacteria 147, 192, 221, **279–281**
 acceptability 213
 blooms 195, 213, 281
 health concerns 4
 toxins *see* Cyanotoxins
 treatment 171, 195
- Cyanogen chloride 162, 194, **340**, 491
- Cyanotoxins 4, 280, 281
 classification 192
 guideline values **192–196**
 treatment 171, 195
see also Microcystin-LR
- Cyclops* 212, 276, 277
- Cyclospora cayetanensis* 122, 259, **264–265**
- Cyclosporiasis 264
- Cylindrospermopsin 192, 280
- Cypermethrin 189, 488
- Cystic fibrosis 238
- 2,4-D (2,4-dichlorophenoxyacetic acid) **340–342**
 analysis 161
 guideline value 191, 341, 491
 treatment achievability 169, 341
- DALYs *see* Disability-adjusted life years
- Data
 fitness for purpose 75
 regional use **96–97**, 98
 system assessment and design 53–56
- Day care centres **103–104**
- 2,4-DB 161, 191, **342–343**, 491
- DBCP *see* 1,2-Dibromo-3-chloropropane
- DBPs *see* Disinfection by-products
- DCBs *see* Dichlorobenzenes
- DDT and metabolites 190, **343–345**
 analysis 163
 guideline value 195, 344, 491
 treatment achievability 170, 344
- “Dealkalization” 177
- Dechlorination 171
- DEHA *see* Di(2-ethylhexyl)adipate
- DEHP *see* Di(2-ethylhexyl)phthalate
- Demineralized water 114
- Denitrification, biological 179
- Dermal absorption
 assumptions 486–487
 chemicals 152
- Desalination systems **111–113**, 178
- Detergents, synthetic 218
- Developing countries, urban areas **88**
- “Deviations” 77
- Devices
 certification *see* Certification
 medical, washing 103
- Dezincification of brass 182
- Di(2-ethylhexyl)adipate (DEHA) 187, **362–363**, 489
- Dialkyltins 193, **345–346**, 489
- Dialysis, renal 103

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Diarrhoea
 cryptosporidiosis 262–263
Escherichia coli 230
Giardia 267
 rotavirus 258
 travellers' 109
- Diatomaceous earth 139
- Diazinon 189, 488
- 1,2-Dibromo-3-chloropropane (DBCP)
346–347
 analysis 161
 guideline value 191, 346, 491
 treatment achievability 169, 346
- Dibromoacetate 193, 316, 489
- Dibromoacetonitrile 162, 194, **380–382**,
 491
- Dibromochloromethane (DCBM) **451–454**
 analysis 162
 guideline value 194, 451, 491
- 1,2-Dibromoethane (ethylene dibromide)
347–349
 analysis 161
 guideline value 191, 347, 491
 treatment achievability 169, 348
- Dichloramine 193, 411, 489
- Dichloroacetate 162, 194, **349–350**, 491
- 1,1-Dichloroacetone 329
- Dichloroacetonitrile 162, 194, **380–382**, 491
- 3,4-Dichloroaniline 430
- 1,2-Dichlorobenzene **350–352**
 acceptable levels 215
 analysis 160
 guideline value 188, 350, 491
 treatment achievability 168, 351
- 1,3-Dichlorobenzene 187, **350–352**, 489
- 1,4-Dichlorobenzene **350–352**
 acceptable levels 215
 analysis 160
 guideline value 188, 350, 492
 treatment achievability 168, 351
- Dichlorobenzenes (DCBs) 215, **350–352**
- 1,1-Dichloroethane 187, **352**, 489
- 1,2-Dichloroethane **353–354**
 analysis 160
 guideline value 188, 353, 492
 treatment achievability 168, 353
- 1,1-Dichloroethene 160, 188, **354–355**, 492
- 1,2-Dichloroethene **355–356**
 analysis 160
 guideline value 188, 355, 492
 treatment achievability 168, 355
- Dichloromethane 160, 188, **357–358**, 492
- 2,4-Dichlorophenol 193, 214, **329–331**, 489
- 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid *see* 2,4-D
- 1,2-Dichloropropane (1,2-DCP) **358–359**
 analysis 161
 guideline value 191, 358, 492
 treatment achievability 169, 358
- 1,3-Dichloropropane 190, **359–360**, 489
- 1,3-Dichloropropene 161, 191, **360–361**,
 492
- Dichlorprop (2,4-DP) 161, 191, **361–362**,
 492
- Dieldrin **300–301**
 analysis 161
 guideline value 191, 300, 491
 treatment achievability 169, 300
- Dimethoate **364–366**
 analysis 161
 guideline value 191, 365, 492
 treatment achievability 169, 365
- Dinoseb 189, 488
- 1,4-Dioxane 168
- Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) 160,
 188, **363–364**, 491
- Diquat 190, **366–367**, 489
- Disability-adjusted life years (DALYs)
45–47
 microbial hazards 129–130
 reference level of risk and 45
- Disasters 63, **104–109**
 chemical and radiological guidelines
 108–109
 microbial guidelines 107–108
 monitoring 106–107
 practical considerations 105–106
 sanitary inspections and catchment
 mapping 108
 testing kits and laboratories 109
see also Emergencies
- Disease burden
 health outcome targets and 134–135
 waterborne infections 129–130
- Disinfectants 188–189
 analysis 162
 DBP formation and 180
 guideline values 193, 194
 residual, piped distribution systems 63
see also specific disinfectants
- Disinfection **5–6**, 61
 in emergency and disaster situations
 105–106, 107
 indicator organisms 283, 284, 286
 limitations 5
 methods **171–173**
 microbial reduction 140–141
 non-chemical 180
 resistant organisms 142

INDEX

- on ships 120
- for travellers 110
- vendor supplies 15
- Disinfection by-products (DBPs) 5, 145, 179–180, 189, 192
 - analysis 162
 - desalinated water 111–112
 - guideline values 193, 194
 - strategies for reducing 179–180
 - see also specific chemicals*
- Displaced populations 104
- Distilled water 114
- Documentation 27–28
 - incidents and emergencies 28, 77
 - supporting 18–21
 - water safety plans 82–83
- Domestic supplies *see* Household drinking-water supplies
- Domestic Water Quantity, Service Level and Health* 18
- Dose, infectious 129
- Dose–response assessment, microbial
 - pathogens 127, 128–129
- Dracunculus Eradication Programme 276
- Dracunculus medinensis* (guinea worm)
 - 123, 124, 221, 276–277
 - intermediate host 212
 - significance in drinking-water 122, 277
- Dreissena polymorpha* 212
- Droughts 104
- Dysentery
 - amoebic 266
 - bacillary 240–241
- Earthquakes 104
- Echinococcus* 124
- Echoviruses 253
- Edetic acid (EDTA) 367–368
 - analysis 160
 - guideline value 188, 367, 492
 - treatment achievability 168, 367
- EDTA *see* Edetic acid
- Education programmes 12, 71, 89
 - establishing 94
 - schools and day care centres 103–104
- Electrode, ion-selective 158
- Electron capture detection (ECD) 165
- Electrothermal atomic absorption spectrometry (EAAS) 164
- ELISA (enzyme-linked immunosorbent assay) 165–166
- Emergencies 76, 104–109
 - chemical and radiological guidelines 108–109
 - documentation and reporting 28, 77
 - follow-up investigation 77
 - microbial guidelines 107–108
 - monitoring 106–107
 - practical considerations 105–106
 - radionuclide releases 198
 - response plans 76–77, 78–79
 - sanitary inspections and catchment mapping 108
 - testing kits and laboratories 109
 - see also* Disasters; Incidents
- Emerging diseases 259
- Empty bed contact time (EBCT) 177
- Encephalitis, granulomatous amoebic (GAE) 260, 261
- Encephalitozoon* 270, 271
- Endosulfan 190, 368–369, 489
- Endrin 369–370
 - analysis 161
 - guideline value 191, 369, 492
 - treatment achievability 169, 369
- Entamoeba histolytica* 122, 265–267
- Enteric fever 239
- Enteric pathogens, in source waters
 - 136–137
- Enteric viruses 247–248, 294–295
 - coliphages as indicator 290–291
 - indicator value 294
 - in source waters 137
- Enterobacter* 282, 284
- Enterococci, intestinal 287–288
- Enterococcus* spp. 287
- Enterocolitis, *Staphylococcus aureus* 242
- Enterocytozoon* 270
- Enteroviruses 122, 142, 253–254, 295
- Environmental Health Criteria monographs (EHCs) 36
- Environmental Protection Agency, US (US EPA) 36
- Enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA) 165–166
- Epichlorohydrin (ECH) 162, 194, 370–372, 492
- Equitability, access to water 105
- Escherichia coli* 282
 - detection methods 144
 - emergency and disaster situations 108
 - enterohaemorrhagic (EHEC) 122, 229–230
 - enteroinvasive (EIEC) 229, 230
 - enteropathogenic (EPEC) 229, 230
 - enterotoxigenic (ETEC) 229, 230
 - guideline values 143

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- as indicator of faecal pollution 29, 142, **284–285**
- pathogenic 122, **229–231**
- phages (coliphages) 289–292
- pipelined distribution systems 63
- in source waters 137
- see also* Coliform bacteria
- Ethylbenzene **372–373**
 - analysis 160
 - guideline value 188, 372, 492
 - odour and taste thresholds 215
 - treatment achievability 168, 372
- Ethylene dibromide *see* 1,2-Dibromoethane
- Ethylene thiourea 189, 488
- Evaluation of the H₂S Method for Detection of Fecal Contamination of Drinking Water* 19
- Evaporation method, radionuclide analysis 207–208
- Exposure assessment, microbial pathogens 127, 128
- Eye infections
 - Acanthamoeba* 260
 - adenovirus 248, 249
- Faecal–oral route of transmission 122, 221
- Faecal contamination 3–4
 - control measures 5, 59
 - in emergencies 79, 107
 - indicator organisms *see* Faecal indicator organisms
 - large buildings 100
 - on ships 117
- Faecal indicator organisms 29, **281–295**
 - community supplies 82
 - criteria 281–282
 - desalinated water 112
 - emergency and disaster situations 107, 108
 - guideline values 143
 - methods of detection **143–144**
 - operational monitoring 69
 - presence/absence (P/A) testing 72
 - in source waters 136–137
 - verification testing 72, 74, 142
- Fasciola* 124, 276, **278–279**
- Fascioliasis 278–279
- Fasciolopsis* 124
- Fenamiphos 189, 488
- Fenitrothion 190, **373–374**, 489
- Fenoprop 161, 191, **374–375**, 492
- Field test kits 109, 158
- Filtration 60–61, **173–175**
 - after coagulation 176
 - direct 173
 - drinking-water for travellers 110
 - dual-media or multimedia 174
 - granular high-rate 139
 - horizontal 173, 174
 - membrane 139
 - microbial reduction 139–140
 - precoat 139
 - pressure 173, 174
 - rapid gravity 173–174
 - roughing 138, 174
 - slow sand 139, 173, 174–175
- First-flush diverters 66
- Fit for purpose 75
- Flame atomic absorption spectrometry (FAAS) 159
- Flame ionization detection (FID) 165
- Flavobacterium* 124, 286
- Flocculation 60, 138–139, 175–176
- Floods 104
- Flotation, dissolved air 138, 176
- Flow diagrams 52
- Fluoranthene 193, 428, 489
 - health-based values 429, 430
- Fluoride **375–377**
 - analysis 159
 - desalinated water 113
 - guideline value 186, 376, 492
 - health concerns 6, 376–377
 - priority 35–36
 - treatment achievability 167, 376
- Fluorosis 376–377
- Food
 - acceptable daily intakes (ADIs) 150
 - intake of chemicals 152
 - production and processing **115–116**
 - safety, travellers 109–110
- Food and Agriculture Organization (FAO) 114
- Food poisoning
 - Bacillus cereus* 225, 226
 - Campylobacter* 228
 - Salmonella* 239, 240
 - Staphylococcus aureus* 242
- Formaldehyde 162, 194, **377–378**, 492
- Formothion 189, 488
- Framework for safe drinking water 2–3, **22–36**
 - health-based targets 24–25
 - key components 22
 - management plans, documentation and communication 27–28
 - operational monitoring 26–27
 - requirements 22–29

INDEX

- risk assessment 44
 - supporting information 22–23
 - surveillance of drinking-water quality 28–29
 - system assessment and design 25–26
 - Fulvic acids 214
 - Fungi 212
 - β -Galactosidase 282, 283
 - Galvanized iron 183
 - Gammarus pulex* 212
 - Gas chromatography (GC) 165
 - Gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS) 165
 - Gastroenteritis
 - adenovirus 248–249
 - astrovirus 250
 - calicivirus 252
 - Campylobacter* 228
 - rotavirus 258
 - Salmonella* 239
 - Yersinia* 246
 - Genotoxic carcinogens 148–149
 - Geosmin 212, 213
 - Geothermal waters 272, 273
 - Giardia (intestinalis)* 122, **267–268**
 - disinfection 140–141
 - in source waters 137
 - Giardiasis 267
 - β -Glucuronidase 284
 - Glyphosate 190, **379–380**, 489
 - Gnat larvae 212
 - Grading schemes, safety of drinking-water 29, 53–55, 97, 98
 - Granular activated carbon (GAC) 176, 177
 - Granulomatous amoebic encephalitis (GAE) 260, 261
 - Gray (Gy) 201
 - Groundwaters
 - Acinetobacter* 222–223
 - arsenic contamination 146
 - control measures 58, 59, 65–66
 - hazard identification 56, 57
 - pathogen occurrence 136–137
 - radon 206
 - system assessment and design 53, 54
 - Guide to Ship Sanitation* 118
 - Guideline values (GVs) 1–2, 6–7, 25, 30
 - acceptability and 156
 - applying 30–31
 - chemicals by source category **184–196**
 - chemicals excluded 488
 - chemicals of health significance 491–493
 - chemicals without established 489–490
 - derivation 47, **147–156**
 - approaches 148–149
 - data quality 154–155
 - non-threshold chemicals (non-TDI-based) 154–155
 - significant figures 152
 - threshold chemicals (TDI-based) 149–154
 - see also* Tolerable daily intake
 - in emergencies 108–109
 - health-based targets based on 41
 - mixtures of chemicals and 156
 - provisional 31, 148, **155–156**
 - high uncertainty and 151
 - use and designation 155
 - radionuclides **202–204**
 - radon 207
 - summary tables **488–493**
 - treatment achievability 166–171
 - verification of microbial quality 143
- Guillain–Barré syndrome 228
 - Guinea worm *see* *Dracunculus medinensis*
 - Haemolytic uraemic syndrome (HUS) 229–230
 - Hafnia* 282
 - Halogenated acetonitriles **380–382**
 - Hardness 185, **382–383**, 489
 - acceptability 215–216
 - corrosion and 182, 184
 - treatment to reduce 220
 - Hazard 52
 - identification 127
 - prioritization, for control 53–55
 - Hazard Characterization for Pathogens in Food and Water: Guidelines* 19
 - Hazardous events 52, 127
 - Health-based targets **24–25**, **37–47**
 - benefits 38
 - establishing 43–47
 - microbial hazards **126–135**
 - role and purpose 37–39
 - types 39–43
 - Health care facilities
 - drinking-water quality 102–103
 - health risk assessment 100
 - Health education 89, 103–104
 - see also* Education programmes
 - Health outcome targets 24–25, 40, **43**
 - waterborne infections **134–135**
 - Health promotion 89
 - Health risks 3–7
 - aircraft and airports 116
 - chemicals 6–7, **145–147**

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- large buildings 100
- microbial *see* Microbial hazards
- radiological 7, 198, 200–201
- ships 117–118
- travellers 109
- Helicobacter pylori* 221, **231–232**
- Helminths 4, 221, **275–279**
 - significance in drinking-water 122, 124
- Hepatitis A virus (HAV) 122, 125, **254–256**
- Hepatitis E virus (HEV) 122, **256–257**
- Heptachlor 190, **383–384**, 489
- Heptachlor epoxide 190, **383–384**, 489
- Heterotrophic micro-organisms 69, 286
- Heterotrophic plate counts (HPC) 5, **285–286**
- Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety* 19
- Hexachlorobenzene (HCB) 187, **385–386**, 490
- Hexachlorobutadiene (HCBd) **386–387**
 - analysis 160
 - guideline value 188, 386, 492
 - treatment achievability 168, 386
- Hexachlorocyclohexanes 189, 488
- High-income countries, rotavirus
 - performance targets 131–132
- High-performance liquid chromatography (HPLC) 165
- Holistic approach 3
- Hookworm infections 276
- Hospital-acquired (nosocomial) infections
 - Acinetobacter* 222, 223
 - Klebsiella* 232, 233
 - Pseudomonas aeruginosa* 238
- Hospitals
 - drinking-water quality 102–103
 - health risk assessment 100
- Hot water systems 100, 234–235
- Hotels 100
- Household drinking-water supplies
 - collection, transportation and storage of water 71
 - control measures 65–67
 - hazard identification 64–65
 - management **81–82**
 - operational monitoring **71**
 - quantity of water collected and used 90–91
 - roles and responsibilities 11–12, 15–16
 - surveillance **89**
 - system assessment **64–67**
 - treatment 141
 - water safety plans (WSPs) 48–49, 85
- Human dwellings, chemicals originating
 - from *see* Industrial sources and human dwellings, chemicals from
- Humic acids 214
- Hydrocarbons, low molecular weight 217
- Hydrogen peroxide 173, 180
- Hydrogen sulfide 185, **387–388**, 490
 - acceptable levels 216
 - treatment to remove 220
- Hydroquinone 118
- Hydroxyl radicals 173
- Hygiene
 - education programmes *see* Education programmes
 - service level and 90, 91
- Hypertension 436
- Hypochlorite 107, 171
- Hypochlorous acid 171
- Ice 110, 113
- Immunity
 - acquired 125, 130–131
 - variations in 121, 125
- Immunocompromised persons 102, 124
 - Aeromonas* infections 224
 - atypical mycobacteria infections 236
 - disease burden estimates 130
 - isosporiasis 269
 - Klebsiella* infections 232
 - Pseudomonas aeruginosa* 238
 - toxoplasmosis 274
 - travellers 111
 - Tsukamurella* infections 243
- Impingement attack 182, 183
- Improvement, drinking-water systems **67–68**
- Incidents 76
 - audit 86–87
 - documentation and reporting 28, 77
 - follow-up investigation 77
 - predictable 77
 - response plans 76–77, 78
 - unplanned events 77–78
 - see also* Emergencies
- Indeno [1,2,3-cd] pyrene 429
- Index organisms **281–295**
- Indicator organisms 29, **281–295**
- Inductively coupled plasma/atomic emission spectrometry (ICP/AES) 164
- Inductively coupled plasma/mass spectrometry (ICP/MS) 164
- Industrial effluents 214

INDEX

- Industrial sources and human dwellings,
 - chemicals from
 - analysis 159, 160
 - guideline values **185–187**, 188
 - treatment achievability 168
- Infants
 - bottle-fed 114, 418, 419
 - consumption assumptions 486
 - see also* Children
- Infections, waterborne 4, **121–124**, 221
 - asymptomatic 125–126
 - emergency and disaster situations 79, 104, 106
 - health-based targets 39, 43
 - health outcome targets 134–135
 - public health aspects 10–11, **125–126**
 - risk characterization 127, 129–131
 - routes of transmission 221
 - ships 117
 - see also* Pathogens
- Infiltration
 - bankside 138
 - contamination via 62, 63
- Information channels, establishing 94
- Ingress
 - non-piped distribution systems 65
 - piped distribution systems 62, 63
- Inhalation
 - assumptions 486–487
 - chemicals 152
 - micro-organisms 123, 221
 - radionuclides 197
 - radon 206–207
- Inorganic tin 193, **388–389**
- Insecticides, aquatic 190
- Intakes
 - control measures 59
 - hazard identification 57–58
- Intermittent water supply 63, 92–93, 101
- International Agency for Research on Cancer (IARC) 149
- International Atomic Energy Agency (IAEA) 201–202
- International Commission on Radiological Protection (ICRP) 197, 198, 201–202
- International Health Regulations 116
- International Organization for Standardization (ISO) standards 75, 76, 144, 208
- International standards 2
- Interspecies variation 151
- Intestinal enterococci **287–288**
- Invertebrate animals 212–213
- Iodine **389–390**
 - guideline value 193, 389, 490
 - treatment, for travellers 110, 111
- Iodine-131 202
- Ion chromatography 164–165
- Ion exchange 139, **177**
- Ion-selective electrode 158
- Iron 193, **390–391**, 490
 - acceptable levels 216, 390
 - corrosion **181**
 - galvanized 183
 - priority 35–36
- Iron bacteria 213, 216
- Isoproturon **391–392**
 - analysis 161
 - guideline value 191, 391, 492
 - treatment achievability 169, 391
- Isospora belli* 221, **268–270**
- Isosporiasis 269
- Jar tests 176
- Joint FAO/WHO Expert Committee
 - on Food Additives (JECFA) 36, 150
- Joint FAO/WHO Meetings on Pesticide Residues (JMPR) 36, 150
- Keratitis, *Acanthamoeba* 260–261
- Keratoconjunctivitis, epidemic (“shipyard eye”) 248, 249
- Kits, testing **109**, 158
- Klebsiella* **232–233**
 - as indicator organism 282, 284, 286
 - pathogenicity 124, 232
- Laboratories, in emergencies and disasters **109**
- Lactose fermentation 282, 283, 284
- Lakes 137
- Land use 12–13
- Langelier index (LI) 184
- Large buildings **99–104**, 235
 - drinking-water quality 102–104
 - health risk assessment 100
 - independent surveillance and supporting programmes 102
 - management 101
 - monitoring 101–102
 - system assessment 100–101
- Larson ratio 184
- Larvae 212
- Larvicides, aquatic 190

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Latrines, contamination from 186
- Laws, national drinking-water 31–32
- Lead 6, **392–394**
 analysis 159
 corrosion **181–182**
 guideline value 194, 392, 492
 priority 35–36
 sampling locations 73
- Lead-210 202
- Legionella* spp. 4, 123, 221, **233–235**
 control measures 64, 234–235
 health care facilities 103
 large building systems 100, 235
 persistence 125
 significance in drinking-water 122, 234–235
- Legionellosis 100, 123, 233–234
- Legionnaires' disease 123, 233–234
- Likelihood categories 54–55
- Lime softening 139, 179
- Lindane **394–396**
 analysis 161, 395
 guideline value 191, 395, 492
 treatment achievability 169, 395
- Liver flukes *see Fasciola*
- LOAEL *see* Lowest-observed-adverse-effect level
- Local authorities 11–12
- Low-income countries, rotavirus
 performance targets 131–132
- Lowest-observed-adverse-effect level (LOAEL) 149, **150**
 uncertainty factors 151
- Lung cancer, radon-related risk 207
- Magnesium 215
- Malathion 190, **396–397**, 490
- Management
 aircraft and airports 117
 community and household supplies 81–82
 large buildings 101
 piped distribution systems **76–81**
 plans **27–28**, 49
 roles and responsibilities **8–18**
 ships 119–120
- Managing Water in the Home* 19, 66–67
- Manganese **397–399**
 acceptability 216, 398
 analysis 159
 guideline value 186, 398, 492
 priority 36
 treatment to remove 167, 220
- Mass spectrometry (MS) 164, 165
- MCPA (4-(2-methyl-4-chlorophenoxy)acetic acid) **399–400**
 analysis 161
 guideline value 191, 399, 492
 treatment achievability 169, 399
- MCPB 189, 488
- MCCP *see* Mecoprop
- Mean, arithmetic *vs* geometric 131
- Mecoprop **400–401**
 analysis 161
 guideline value 191, 401, 492
 treatment achievability 169, 401
- Medical devices, cleaning 103
- Melioidosis 226–227
- Membrane processes, water treatment **178**, 180
- Meningoencephalitis, primary amoebic (PAM) 123, 272, 273
- Mercury **402–403**
 analysis 159
 guideline value 188, 402, 492
 treatment achievability 168, 402
- Meringue dezincification 182–183
- Methaemoglobinaemia 6, 418–420
- Methamidophos 189, 488
- Methomyl 189, 488
- Methoprene 190
- Methoxychlor **403–404**
 analysis 161
 guideline value 191, 403, 492
 treatment achievability 169, 403
- 4-(2-Methyl-4-chlorophenoxy)acetic acid
see MCPA
- 2-(2-Methyl-chlorophenoxy) propionic acid
see Mecoprop
- 2-Methyl isoborneol 212, 213
- Methyl parathion 190, **404–405**, 490
- Methylene chloride *see* Dichloromethane
- Methylmercury 402
- Metolachlor **405–407**
 analysis 161
 guideline value 191, 406, 492
 treatment achievability 169, 406
- Micro-organisms, indicator and index **281–295**
- Microbial aspects **3–5**, **121–144**
- Microbial growth
 bottled water 114
 desalinated water 113
- Microbial hazards **3–4**, **121–126**
 health-based target setting 126–135
 identification 127
 water quality targets 43, 126
- Microbial pathogens *see* Pathogens

INDEX

- Microbial quality
 assessing priorities **35**
 emergency and disaster situations 79,
107–108
 grading schemes based on 97, 98
 health care facilities 102–103
 verification **29–30, 72, 142–143**
- Microcystin-LR 195–196, **407–408**, 492
- Microcystins 103, 192, 196, 280
- Microfiltration 139, 178
- Microsporidia 221, 259, **270–272**
- Microstraining 138
- Millennium Development Goals 33
- Mineral waters, natural 114–115
see also Bottled water
- Mining activities 186
- Minister of health 33
- Ministries, government 33, 34
- Mirex 189, 488
- Molinate 161, 191, **408–409**, 492
- Molluscs 212
- Molybdenum 159, 186, **410–411**, 492
- Monitoring
 dissolved radionuclides **204–205**
 emergency and disaster situations
 106–107
 operational *see* Operational monitoring
 plans, preparing **80**
see also Sanitary inspection; Surveillance
- Monobromoacetate 193, 316–317, 490
- Monochloramine **411–412**
 acceptability 216–217
 analysis 162
 by-products 179, 180
 disinfection activity 140, 172
 guideline value 194, 411, 492
- Monochloroacetate 162, 194, **412–413**,
 492
- Monochlorobenzene (MCB) 187, 217,
413–414, 490
- Monocrotophos 189, 488
- Moraxella* 286
- Mudslides 104
- Multiagency approach, collaborative 8
- Multiple-barrier concept 3, 5, 56
- MX (3-chloro-4-dichloromethyl-5-
 hydroxy-2(5H)-furanone) 193,
414–415, 490
- Mycobacterium* (mycobacteria) **235–237**
 atypical (non-tuberculous) 122, 124,
 221
 health care facilities 102
- Mycobacterium avium* complex 235, 236
- Mycobacterium kansasii* 235, 236
- Naegleria fowleri* 123, 125, 221, **272–273**
 control measures 64, 273
 significance in drinking-water 122, 273
- Nais* worms 212
- Nanofiltration 140, 178
- National Academy of Sciences (NAS) (USA)
 207
- National drinking-water policy **31–34**
- National performance targets **133–134**
- National priorities, supply improvement
 93
- National standards and regulations **31–32**
 chemical contaminants 146
 developing 2, **32–34**
- Natural disasters 63, 104
- Naturally occurring chemicals 147
 analysis 159
 guideline values **184–185**, 186
 treatment achievability 167
see also Chemicals
- Necator* 124
- Nematodes 212, 276
- New drinking-water supply systems
 assessment and design **52–53**
 source verification 74
- Nickel **415–417**
 analysis 159, 416
 guideline value 194, 416, 492
 leaching **183**
- Nitrate 6, **417–420**
 agricultural sources 187
 analysis 159, 418
 guideline value 191, 417, 492
 treatment achievability 169, 418
- Nitrification, biological 179
- Nitritotriacetic acid (NTA) **420–421**
 analysis 160, 420
 guideline value 188, 420, 492
 treatment achievability 168
- Nitrite 6, **417–420**
 analysis 159, 418
 desalinated water 113
 guideline value 191, 417, 492
 treatment achievability 169, 418
- Nitrosamines 419
- No-observed-adverse-effect level (NOAEL)
 149, **150**
 uncertainty factors 151
 vs benchmark dose 153
- NOAEL *see* No-observed-adverse-effect
 level
- Non-piped water systems **64–67**
 control measures 65–67
 hazard identification 64–65

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- operational monitoring **71**
- roles and responsibilities 16
- treatment 141
- Norms, drinking-water 10
- Noroviruses (Norwalk-like viruses) 122, 251
- Nosema* 270
- Nosocomial infections *see* Hospital-acquired infections
- Nuisance organisms 4–5
- Nursing care homes 100

- Octanol/water partition coefficient 177
- Odour 7, 210, **211–220**
 - biologically derived contaminants 211–213
 - chemical contaminants 213–219
 - treatments for removing 219–220
- Oils, petroleum 186, 217
- Operational limits **70**
- Operational monitoring **26–27**, 49, **68–71**
 - aircraft and airports 116–117
 - community supplies 71, 82
 - defined 68
 - large buildings 101–102
 - parameters 68–70
 - ships 119
- Organic matter 214
- Organisms, visible 211, 212–213
- Organotins 345–346
- Orthophosphate 181, 182
- Orthoreoviruses **257–259**, 295
- Osmosis 178
 - reverse 140, 178
- Oxamyl 189, 488
- Oxidation processes, advanced 173
- Oxygen
 - dissolved 215
 - transfer 175
- Ozonation **172**
 - by-products 179, 180, 192
 - microbial reduction 141
- Ozone 172, 173

- Packaged drinking-water **113–115**
 - international standards 114–115
 - safety 113–114
 - see also* Bottled water
- Parasites 420
 - persistence in water 125
 - secondary hosts 212
 - waterborne 122, 124
 - see also* Helminths; Protozoa
- Parathion 190, **421–422**, 490

- Particulate matter 211, 219
- Pathogenic Mycobacteria in Water* 19
- Pathogens 121–124
 - alternative routes of transmission 5, 43–44, 122
 - bacterial **222–247**
 - dose–response assessment 127, 128–129
 - exposure assessment 127, 128
 - fact sheets **221–279**
 - health-based targets 39
 - helminth **275–279**
 - occurrence 135, **136–137**
 - performance targets 41–42, 131–134
 - persistence and growth in water **124–125**
 - protozoan **259–275**
 - special properties 142
 - transmission pathways 123
 - treatment **137–141**
 - viral **247–259**
 - see also* Infections, waterborne
- Pendimethalin **422–423**
 - analysis 161
 - guideline value 191, 423, 492
- Pentachlorophenol (PCP) **424–425**
 - analysis 160, 424
 - guideline value 188, 424, 492
 - treatment achievability 168, 424
- Performance targets 25, 40, **41–42**, 126
 - national/local adaptation 133–134
 - pathogens in raw water 131–132, 133
 - risk-based development **131–134**
- Perlite 139
- Permethrin 190, **425–426**, 490
- Pesticides 187
 - used in water for public health 147
 - analysis 161, 163
 - guideline values **190–192**, 195
 - treatment achievability 170
 - see also* Agricultural activities, chemicals from; *specific compounds*
- Petroleum oils 186, 217
- pH 185, **426–427**, 490
 - chemical coagulation 175–176
 - community supplies 82
 - corrosion and 181, 182, 184
 - DBP formation and 179–180
 - emergency and disaster situations 108
 - optimum range 217, 426
 - saturation 184
- Phages *see* Bacteriophages
- Pharyngoconjunctival fever 248
- 2-Phenylphenol (and its sodium salt) 190, **427–428**, 490
- Phorate 189, 488

INDEX

- Piped distribution systems **61–64**
 assessment and design 54
 control measures 63–64
 hazard identification 62–63
 intermittent supply 63
 large buildings 100, 101
 management procedures **76–81**
 microbial hazards 123
 operational monitoring parameters 69
 on ships 118, 119
 verification testing **74**
- Pipes 17–18
 bursts 62
 cement lining 183
 coal-tar linings 428, 430
 contaminants 193, 194
 corrosion 181, 182, 183
 lead 181
- Pitting corrosion 182
- Platyhelminthes 276
- Pleistophora* 270
- Plumatella* 212
- Plumbing **17–18**
 household 16
 on ships 118
- Plumbosolvency 181–182
- Plutonium-239 (²³⁹Pu) 202
- Pneumonia, *Burkholderia pseudomallei* 226
- Poisson distribution 129
- Policy
 development, wider 10
 national drinking-water **31–34**
- Poliovirus 253, 295
- Polonium-210 (²¹⁰Po) 202
- Polyacrylamides 296
- Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs)
428–430
- Polyphosphates 181
- Polyvinylchloride (PVC) 456
- Pontiac fever 233, 234
- Pools, stagnant 101
- Port authority 118, 119
- Potassium-40 (⁴⁰K) 205
 measurement **208**
- Potassium bromate 315
- Powdered activated carbon (PAC) 176
- Presence/absence (P/A) testing 72
- Pressure, water 62, 63
 large buildings 101
 measurement, operational monitoring 69
- Pretreatment 60, 138
- Prevention, disease 6
- Preventive integrated management
 approach 8
- Priorities
 assessing chemical 35–36
 assessing microbial 35
 identifying **34–36**
 setting 34
- Problem formulation, microbial hazards 127
- Propanil 190, **430–431**, 490
- Propoxur 189, 488
- Protozoa 221
 cysts and oocysts, removal 61
 pathogenic 122, **259–275**
 resistance to treatment 142
 treatment effects 138–141
- Pseudomonas* 286
- Pseudomonas aeruginosa* 102, 122, 124,
237–239
- Public awareness, establishing 94
- Public health
 authorities, roles and responsibilities
10–11, 13
 policy context 44
 surveillance 10–11
 waterborne infections and **125–126**
- Purge-and-trap packed-column GC method
 165
- Purge-and-trap packed-column GC/MS
 method 165
- Pylon technique 208
- Pyridate 189, 488
- Pyriproxyfen 190, **431–432**
 analysis 163
 guideline value 195, 432, 492
 treatment achievability 170, 432
- QMRA *see* Quantitative microbial risk
 assessment
- Quality assurance **75–76**
- Quality control **8–9**, **75–76**
- Quantifying Public Health Risk in the WHO
 Guidelines for Drinking-water
 Quality* 19, 47
- Quantitative microbial risk assessment
 (QMRA) 43, 126–131
 dose–response assessment 128–129
 exposure assessment 128
 problem formulation and hazard
 identification 127
 risk characterization 129–131
- Quantitative risk assessment 43
- Quantitative service indicators 74–75
- Quantity of supply
 assessment of adequacy **90–91**
 emergency and disaster situations 105
- Quintozene 189, 488

- Radiation
 - absorbed dose 201
 - background exposures 198
 - committed effective dose 201, 205
 - dose **201–202**
 - effective dose 201
 - equivalent dose 201
 - exposure through drinking-water **200**
 - health risks 7, 198, 200–201
 - reference dose level (RDL) 198, 202
 - sources **198–201**
- Radioactivity
 - measurement 207–208
 - screening 204
 - units **201–202**
- Radiological aspects 7, **197–209**
- Radionuclides 7, 197–209
 - activity concentration 201, 202
 - analytical methods 207–208
 - dose coefficients 201–202
 - emergency and disaster situations **108–109**
 - guidance levels **202–204**
 - monitoring and assessment for dissolved **204–205**
 - remedial measures 205
 - reporting of results 209
 - sampling 209
 - screening for 204, 206
 - sources 200
 - strategy for assessing drinking-water 205, 206
- Radium-226 (²²⁶Ra) 202
- Radium-228 (²²⁸Ra) 202
- Radon (²²²Rn) 197, **206–207**
 - in air and water 206
 - guidance levels 207
 - measurement **208**
 - risk 207
 - sampling 209
- Rainfall 29–30
- Rainwater
 - collection systems 65, 66, 141
 - consumption 114
- Records *see* Documentation
- “Red water” 181, 216
- Reference dose level (RDL) 198, 202
- Reference level of risk 44–45, 47, 132–133
- Regional level
 - performance target setting **133–134**
 - supply improvement 93
 - use of data for priority setting **96–97, 98**
- “Regrowth” 5
- Regulations, national *see* National standards and regulations
- Reoviridae 257
- Reporting
 - incidents and emergencies 28, 77
 - radioactivity analysis **209**
 - surveillance information **95–97**
- Reservoirs 54
 - control measures 58–59, 64
 - hazard identification 57–58
 - occurrence of pathogens 137
- Resource protection **56–59, 81**
 - control measures 58–59
 - hazard identification 56–58
- Respiratory infections, adenoviral 248
- Reverse osmosis 140, 178
- Risk
 - defined 52
 - judgement of tolerable 2, 37
 - reference level **44–45, 47, 132–133**
 - scoring 53–55
- Risk–benefit approach 2, 45
- Risk assessment 53–55
 - in framework for safe drinking water **44**
 - quantitative 43
 - quantitative microbial *see* Quantitative microbial risk assessment
- Risk characterization, waterborne infection 127, 129–131
- Rivers, occurrence of pathogens 136, 137
- Roles and responsibilities, management **8–18**
- Rotaviruses (HRVs) 122, **257–259**
 - performance target setting 131–132, 133, 134, 135
 - risk characterization 129, 130–131
- Roughing filters 138, 174
- Routes of transmission 123
- Safe, Piped Water: Managing Microbial Water Quality in Piped Distribution Systems* 19–20
- Salmonella* (salmonellae) 122, 137, **239–240**
- Salmonella* Enteritidis 239
- Salmonella* Paratyphi 239
- Salmonella typhi* 122, 239
- Salmonella* Typhimurium 239, 240
- Sample numbers, minimum 74
- Sampling
 - community-managed supplies 89
 - frequencies 72, 73, 75
 - ISO standards 75
 - locations 73
 - radioactive contaminants **209**

INDEX

- Sanitary code 33–34
 Sanitary inspection 86
 community-managed supplies 71, 74, 75, 89
 emergency and disaster situations **108**
 use of data 97, 98
Sapovirus (Sapporo-like viruses) 122, 251
 Scale, calcium carbonate 183–184, 215–216
Schistosoma spp. 122, 221
 Schistosomiasis 123, 276
 “Schmutzdecke” 174
 Schools 100, **103–104**
 Screening, radionuclides in drinking-water **204, 206**
 Scum 215
 Seasonal discontinuity of supply 93
 Seawater 111, 112
 Sedimentation 60, 138–139, 176
 Selenium 6, **432–434**
 analysis 159, 433
 guideline value 186, 433, 492
 priority setting and 35–36
 treatment achievability 167, 433
Septata 270
 Septic tanks 186
Serratia 124, 282, 286
 Service indicators, quantitative 74–75
 Service levels 90–91
 Severity categories 54–55
Shigella 122, **240–241**
 Shigellosis 240–241
 Ships **117–120**
 health risks 117–118
 management 119–120
 operational monitoring 119
 surveillance 120
 system risk assessment 118
 “Shipyard eye” 248, 249
 Sievert (Sv) 201
 Significant figures 152
 Silicates 181
 Silver **434–435**
 guideline value 193, 490
 treatment, for travellers 110
 Simazine **435–436**
 analysis 161
 guideline value 191, 435, 492
 treatment achievability 170, 435
 Single-hit principle 128–129
 Skin absorption *see* Dermal absorption
 Snails 123, 212
 Sodium 185, **436–437**, 490
 taste threshold 217–218, 436
 Sodium bromate 315
 Sodium hypochlorite 107, 171
 Sodium sulfate 218
 Softening 177
 lime 139, 179
 precipitation 179
 Solids, total dissolved (TDS) 185, 218, **444–445**, 490
 Solubility, water 177
 Source protection **56–59**, 66
 Source waters
 chemical contaminants 147
 community and household systems 71, 82
 control measures 58–59
 desalination systems 111
 emergency and disaster situations 105
 hazard identification 56–58
 microbial hazards 123
 naturally occurring chemicals 185
 new systems 52–53
 operational monitoring 69, 71
 pathogen occurrence 135, 136–137
 seasonal fluctuation 93
 verification **73–74**
 see also Catchments
 Spas 234, 273
 Specified technology targets 25, 40, **41**
Spirometra 124
 Springs 65, 141
 Stagnant pools 101
Standard for Bottled/Packaged Waters 115
Standard for Natural Mineral Waters 114–115
 Standard operating procedures (SOPs) 81
 incident responses 77, 78
 Standards
 bottled drinking-water 114–115
 certification 17
 drinking-water 10
 national *see* National standards and regulations
Staphylococcus aureus **242–243**
 Stomach cancer, radon-related risk 207
 Storage
 after disinfection 61
 emergency and disaster situations 106
 home 71
 large buildings 101
 off-stream/bankside 138
 on ships 119
 systems
 control measures 58–59, 64, 66
 surveillance 89
 Streams, occurrence of pathogens 136, 137

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Streptococci, faecal 142, 287
- Strongyloidiasis (*Strongyloides*) 124, 276
- Strontium-90 (⁹⁰Sr) 202
- Styrene **437–438**
 analysis 160, 437
 guideline value 188, 437, 492
 odour threshold 218
 treatment achievability 168, 437
- Styrene-7,8-oxide 437, 438
- Sulfate 185, **438–439**, 490
 acceptable level 218
 corrosion control 181, 184
 notifiable level 438–439
- Superchlorination/dechlorination 171
- Suppliers, drinking-water
 audit-based surveillance 87
 independence of surveillance 8–9
 legal functions and responsibilities 31–32
 management plans *see* Water safety plans
 roles and responsibilities 9, **13–14**
- Supply, drinking-water
 adequacy **90–93**
 emergency and disaster situations
 105–106
 improved technologies 92
 intermittent 63, 92–93, 101
 planning and implementing
 improvement 93–94
 unimproved technologies 92
- Supporting programmes **80–81**
 aircraft and airports 117
 large buildings 102
 ships 120
- Surface waters
 control measures 58, 66
 emergency and disaster situations 105
 hazard identification 56–57
Helicobacter pylori 231
 pathogen occurrence 136–137
 system assessment and design 53, 54
 verification 73
- Surveillance **8–9, 28–29, 84–98**
 adapted to specific circumstances 88–89
 adequacy of supply 90–93
 agencies 9, 32, 85
 aircraft and airports 117
 approaches 85–87
 audit-based 86–87
 direct assessment 87
 community drinking-water supplies 87,
 88–89
 definition 9, 84
 large buildings 102
 planning and implementation 93–95
 public health 10–11
 reporting and communicating 95–97
 ships 120
 stages of development 94–95
 urban areas in developing countries 88
see also Monitoring
- Swimming pools 249, 272, 273
- System assessment and design **25–26**, 49,
51–68
 aircraft and airports 116
 collecting and evaluating available data
 53–56
 large buildings 100–101
 ships 118
 treatment 59–61
- Systems, drinking-water
 large buildings 99, 100
 maintaining control **68–71**
 new 52–53, 74
 non-piped *see* Non-piped water systems
 operational monitoring *see* Operational
 monitoring
 piped *see* Piped distribution systems
 resource and source protection 56–59
 on ships 118
 upgrade and improvement 67–68, 94
 validation *see* Validation
 verification *see* Verification
- 2,4,5-T (2,4,5-trichlorophenoxy acetic acid)
439–440
 analysis 161
 guideline value 191, 439, 492
 treatment achievability 170, 440
- Taenia solium* 124
- Tankers, water 15
- Tanks, storage 64
- Taps 101
- Targets
 health-based *see* Health-based targets
 health outcome 24–25, 40, 43
 incremental improvements towards 2
 performance *see* Performance targets
 specified technology 25, 40, 41
 water quality *see* Water quality targets
- Taste 7, 210, **211–220**
 biologically derived contaminants
 211–213
 chemical contaminants 213–219
 treatments for removing 219–220
- TBA *see* Terbutylazine
- TDI *see* Tolerable daily intake
- Team, water safety planning 51
- Temephos 190

INDEX

- Temperature, water
 acceptable levels **220**
Legionella growth/survival 100, 234–235
Naegleria survival 272, 273
- Terbuthylazine (TBA) **440–442**
 analysis 161
 guideline value 191, 441, 492
 treatment achievability 170, 441
- Testing kits **109**, 158
- 3,3',4,4'-Tetrachloroazobenzene 430
- Tetrachloroethene **442–443**
 analysis 160, 442
 guideline value 188, 442, 492
 treatment achievability 168, 442
- Thermotolerant coliform bacteria 142, 143, 282, **284–285**
- THMs *see* Trihalomethanes
- Thorium-228 202
- Thorium-230 202
- Thorium-232 202
- Tin, inorganic 193, **388–389**, 490
- Titration, volumetric 158
- Tolerable daily intake (TDI) 149, **150**
 allocation to drinking-water 151–152
 alternative approaches 152–154
 calculation of guideline values 149–150, 152
 uncertainty factors 150–151
- Toluene **443–444**
 acceptability 218
 analysis 160, 443
 guideline value 188, 443, 492
 treatment achievability 168, 443
- Total coliform bacteria **282–284**
- Total dissolved solids (TDS) 185, 218, **444–445**, 490
- Toxaphene 189, 488
- Toxic Cyanobacteria in Water* 20
- Toxic shock syndrome 242
- Toxicity studies, animal 148
- Toxocara* 124
- Toxoplasma gondii* 122, **274–275**
- Toxoplasmosis 274, 275
- 2,4,5-TP *see* Fenoprop
- Trachipleistophora* 270
- Transportation, household water 71
- Travellers **109–111**
- Treatment **59–61**, **166–184**
 achievability **166–171**
 chemicals used in *see under* Chemicals
 community sources 71
 control measures 60–61
 for corrosion control 180–184
 desalinated water 112
 emergency and disaster situations 105, 107
 hazard identification 59–60
 household 71, 89, 141
 indicator organisms 282, 286
 membrane processes 178, 180
 operational monitoring parameters 69
 pathogen removal **137–141**
 performance target setting and 131–132, 133–134
 processes 138–141, 171–179
 control measures 179–180
 ranking of complexity/costs 166–167
 validation 67
 see also specific treatments
 for ships 119
 system assessment and design 53, 54
 taste, odour and appearance problems **219–220**
 for travellers 110
 water quality targets 42
 see also Disinfection
- Triazophos 189, 488
- Tributyltin oxide (TBTO) 189, 488
- Trichloramine 193, 411, 490
- Trichlorfon 189, 488
- Trichloroacetaldehyde *see* Chloral hydrate
- Trichloroacetic acid 145, **445–446**
 analysis 162, 445
 guideline value 194, 445, 493
- Trichloroacetoneitrile 193, **380–382**, 490
- Trichlorobenzenes (TCBs) 187, 218–219, **446–447**, 490
- 1,1,1-Trichloroethane 187, **447–448**, 490
- Trichloroethene **448–449**
 analysis 160, 449
 guideline value 188, 448, 493
 treatment achievability 168, 449
- Trichloronitromethane *see* Chloropicrin
- 2,4,6-Trichlorophenol **329–331**
 acceptable levels 214
 analysis 162
 guideline value 194, 330, 493
- 2,4,5-Trichlorophenoxy acetic acid *see* 2,4,5-T
- 2,4,5-Trichlorophenoxy propionic acid *see* Fenoprop
- Trichuriasis (*Trichuris*) 124, 276
- Trifluralin **450–451**
 analysis 161
 guideline value 191, 450, 493
 treatment achievability 170, 450

GUIDELINES FOR DRINKING-WATER QUALITY

- Trihalomethanes (THMs) 145, 179, **451–454**
 analysis 162
 guideline values 194, 451, 493
 strategies for reducing 179–180
- Trimethylbenzene 217
- Tritium (³H) 202
- True colour units (TCU) 214
- Tsukamurella* 221, **243–244**
- Tubewells 65
- Turbidity 5, 219
 community supplies 82
 emergency and disaster situations 108
 operational monitoring 69
- Turner diagram 184
- Typhoid fever 239, 240
- Ultrafiltration 139, 178
- Ultraviolet (UV) absorption 159
- Ultraviolet (UV) irradiation 141, 173, 180
- Uncertainty factors (UF) 149, **150–151**
 data-derived 154
- United Nations Scientific Committee on the
 Effects of Atomic Radiation
 (UNSCEAR) 198–199, 207
- Unplanned events **77–78**
- Upgrading, drinking-water systems **67–68**,
 94
- Upgrading Water Treatment Plants* 20
- Uranium 6, **454–456**
 analysis 159, 455
 guideline value 186, 454, 493
 priority setting and 35–36
 treatment achievability 167, 455
- Uranium-234 (²³⁴U) 202
- Uranium-238 (²³⁸U) 202
- Urban areas
 in developing countries **88**
 zoning 88
- Uveitis, *Acanthamoeba* 260
- Validation 26, 50–51, **67**, 136
- Vendors, water **15**
- Verification **29–31**, 51, **71–76**
 chemical quality 30–31, 72, 73
 community-managed supplies 74–75
 microbial safety and quality 29–30, 72,
142–143, 284
 piped distribution systems 74
 quality assurance and quality control
 75–76
 water sources 73–74
- Vessels
 emergency and disaster situations 106
 packaged drinking-water 113
- Vibrio* **244–246**
Vibrio cholerae 122, 125, **244–246**
- Vinyl chloride **456–458**
 analysis 162
 guideline value 194, 457, 493
- Vinylidene chloride *see* 1,1-Dichloroethene
- Viruses 221
 enteric *see* Enteric viruses
 indicator and index **289–295**
 pathogenic 122, **247–259**
 persistence in water 125
 treatment effects 138–141
- Visible organisms 211, 212–213
- Vittaforma* 270
- Volumetric titration 158
- Warm water systems 100
- Wastewater, domestic, chemicals in 186
- Water avoidance orders 79
- Water extraction systems, control measures
 58–59
- Water quality 90
 health care facilities 102–103
 monitoring *see* Monitoring
 sources, in disaster situations 105
see also Guideline values
Water Quality Monitoring (Bartram &
 Ballance) 75–76
- Water quality targets (WQTs) 25, 40, **42–43**,
 126
- Water resource management **12–13**
see also Resource protection
- Water Safety Plans* 20, 48, 66
- Water safety plans (WSPs) 4, 24, 26, **48–83**
 aircraft and airports 116
 approval and review 85
 audit 86, 94
 community and household supplies 85
 documentation and communication
 82–83
 health care facilities 103
 key components 49
 large buildings 99, 102
 management 76–82
 model 66
 operational monitoring and maintaining
 control 68–71
 ships 120
 stages in development 50
 supporting programmes 80–81
 surveillance *see* Surveillance
 system assessment and design 51–68
 verification *see* Verification
- Water sources *see* Source waters

INDEX

- Water suppliers *see* Suppliers, drinking-water
- Water treatment *see* Treatment
- Water Treatment and Pathogen Control* 20, 61
- Water vendors **15**
- Waterborne infections *see* Infections, waterborne
- Weight, body *see* Body weight
- Wells 59, 65, 141
- WHO Pesticide Evaluation Scheme (WHOPES) programme 148, 190
- Winter vomiting disease 252
- Wound infections, *Aeromonas* 224
- WQTs *see* Water quality targets
- WSPs *see* Water safety plans
- Xanthomonas* 286
- Xylenes **458–459**
- acceptable level 219
 - analysis 160, 458
 - guideline value 188, 458, 493
 - treatment achievability 168, 458
- Yersinia* **246–247**
- Yersinia enterocolitica* 122, 246, 247
- Yersinia pseudotuberculosis* 246, 247
- Zinc 193, **459–460**, 490
- acceptable level 219, 459
 - corrosion **183**
 - dissolution from brass 182–183
- Zoning, urban areas 88