



# WHO 飲料水水質ガイドライン

Guidelines for drinking-water quality

第 3 版

(第 1 卷)



WORLD HEALTH ORGANIZATION

Geneva 2004

社団法人 日本水道協会

Published by the World Health Organization in 2004  
under the title *Guidelines for Drinking Water Quality, Volume 1, 3rd edition*  
©World Health Organization 2004

The Director-General of the World Health Organization has granted translation rights for an edition in the Japanese language to the Japan Water Works Association, which is solely responsible for the Japanese edition.

この飲料水水質ガイドラインは、WHO の承認を得て翻訳刊行したものである。したがって本飲料水水質ガイドラインの全部又は一部の転載、複製は、日本水道協会の承認を得ずに、これを行ってはならない。

# WHO 飲料水水質ガイドライン

Guidelines for drinking-water quality

第3版  
(第1巻)



WORLD HEALTH ORGANIZATION  
Geneva 2004

社団法人 日本水道協会

# 発刊にあたって

WHO飲料水水質ガイドラインは、飲料水の安全性に関する最新の科学的知見を集大成した貴重な資料である。飲料水中のあらゆる汚染物質についての基礎的な情報およびデータから、水道などの水供給の実務や国による規制のあり方に至るまでが網羅されており、まさに飲料水質管理についてのバイブルと呼ぶにふさわしい。WHO飲料水水質ガイドラインが何ものにも代えがたいのは、この分野における世界の第一線の科学者や研究者の叡知と、長年にわたる努力の成果が結集されていることである。このたび、監訳者として全文を通読する機会を得るに及んで、改めてその手応えを強く感じている。

このWHO飲料水水質ガイドライン第3版第1巻はウェブ上でも掲載されており、その分だけ書籍としての原本の資料的な価値は以前ほどではなくなった。しかし、われわれ日本人にとっては、英語の原文を読むよりは日本語訳を読む方がはるかに楽で、内容を正しく的確に理解することができる。そのため、これまで諸先輩方のご努力により、第1版の第1巻は水道協会雑誌に全訳が掲載され、第2版の第1巻、第2巻のほか追補などは、日本語訳が日本水道協会から刊行物として出版されて、多くの方々に広く活用されてきた。

このようなことから、筆者も微力ながら何とかあとを引き継ぎたいと一念発起して、この第3版第1巻の日本語版作成に名のりを上げた。それというのも、数年前から筆者はWHO飲料水水質ガイドライン改訂委員会に毎年出席して、原本の作成にも関わってきており、日本語版の作成にも責任を果たすべき立場にあると思われたからである。以上のような経緯で思い立ったまでは良かったが、いざ取りかかってみると道は険しく、思いのほか作業に手間取ってしまった。その結果、読者諸氏はもとより、翻訳を分担してくださった大勢の方々、さらには編集を担当していただいた日本水道協会調査部資料課編集係の方々などに、大変なご迷惑をお掛けしてしまった。これはひとえに、小生が至らなかつたためである。ここに深くお詫び申し上げたい。

現在のところ、すでに第3版の第1追補も公表されており、また、WHOの方針が10年ごとの全面改訂から逐次改訂に変更されたことにより、第4版が早ければ2009年にも刊行される見込みである。願わくは、第4版の取りまとめが大幅にずれ込むことをひそかに祈りつつ、本日本語版が、単に水道分野の業務に携わる諸兄に限らず、水と健康に関心のある幅広い層の方々にご活用いただけることを期待している。

なお、翻訳に際しては原意を損なわないことを前提に、できるだけ読みやすい文章になるよう努めたつもりであるが、至らぬ点も多々あることと思われる。後日のためにも、読者諸氏の忌憚のないご批判をお待ち申し上げている。

監訳者を代表して  
国包章一

## 日本語版発刊に寄せて

安全でない飲料水による疾病の伝播が後を絶たず、また、水に関わる新たなリスクが生じるに連れて、水の安全管理に関する最新のかつ有効な手引きの必要性が、1958年当時に重要な課題となり、このときに本ガイドライン - 当時は、国際飲料水基準として知られていた - が初めて刊行された。

2004年の第3版ガイドラインの刊行に対する反響は、水質と健康についての権威ある参考資料として、また、各国の基準設定のための科学的出発点としてのその位置づけを、確固たるものに行っている。本版は、その刊行以来、WHO刊行物の中では最も多く活用されているものの一つであり、先進国および開発途上国のいずれかを問わず、10万回以上ダウンロードされていることが示されている。

WHOが水質の問題について正式な手引きを作成するようになってから、2008年で50年になり、また、この新たな日本語版が生まれるにあたり、この機会にこれまでの進歩を振り返るとともに、国際的な専門家による貢献と、重要な役割を果たしている日本を含めた各国の支援に謝意を表したい。日本の科学者らは、本ガイドラインが最良の利用可能な証拠と科学を確実に反映したものとなるよう助けてくれている。

この50年の間に、本ガイドラインは劇的に進歩した。リスクの評価と管理に関する新たな進展と新たな情報に答えてきた。例えば、本第3版では、水の安全に対する予防管理アプローチを認識し、その活用を促している。このアプローチは、それを適切に用いることによって、エンド・オブ・パイプでの監視に過度に依存した場合に起こり得る疾病の集団発生を防止するための、よりコスト - 効果の高い方法となるであろう。このアプローチの強みは、あらゆる発展レベルの国において広く適用し得ることにある。

しかし、われわれの最も重要な最終到達目標は、疾病の集団発生を防止し、水系感染症の低減を図ることである。どのようにすれば、われわれは健康の増進を保証することができるか。数ある規範の中で、われわれは、実用的で、明瞭で、解釈しやすく、しかも、各国においてリスクを優先順位付ける際に助けとなる、正確で証拠に基づいた勧告をタイムリーに提供する必要があると考えている。そのような意味において、本ガイドラインの地域言語への翻訳は重要であり、本日本語版は正に一里程碑となるものである。

(国包訳)



Jamie K. Bartram

Coordinator  
Assessing and Managing Environmental Risks to Health  
World Health Organization

# まえがき

安全な飲料水へのアクセスは、健康にとって必須であり、基本的人権であって、健康保護のための有効な政策の一要素である。

健康と発展のための水、衛生処理および身体衛生の重要性は、一連の国際的な政策フォーラムの成果に反映されている。これらには、1978年にアルマータ(カザフスタン、旧ソビエト連邦領)で開かれた国際プライマリーヘルスケア会議など、健康を主題とする会議が含まれている。また、マルデルプラタ(アルゼンチン)で開かれた1977世界水会議 - この会議によって1981～1990年の水供給と衛生処理の十ヶ年計画が実施されることになった - や、2000年の国連総会で採択されたミレニアム宣言目標、2002年の持続可能な発展のためのヨハネスブルグ世界サミットの成果など、水を主題とする会議も含まれている。最も近くは、国連総会において、2005～2015年の期間を「命の水(Water for Life)」国際活動年とすることが宣言された。

安全な飲料水へのアクセスは、国および地域レベルにおいて、健康と開発に関わる問題として重要である。地域によっては、健康へのマイナスの影響と保健医療コストの減少が、水供給と衛生処理のための投資コストを上回ることにより、正味の経済的便益がもたらされている。このことは、主要な水供給基盤施設への投資から家庭での水処理に至るまで、正に真実である。また、これまでの経験から、安全な水へのアクセスの改善は、都市域または農村域にかかわらず、特に貧困者層に対して恩恵を与えており、貧困撲滅戦略の有効な一部となり得ている。

1983～1984年および1993～1997年に、世界保健機関(WHO)は、先のWHO国際基準を引き継ぐものとして、飲料水水質ガイドライン(*Guidelines for Drinking-water Quality*)第1版および第2版(いずれも全3巻)をそれぞれ公表した。1995年には、逐次改訂プロセスを通してこのガイドラインをさらに発展させることを決断した。その後、1998年、1999年および2002年における化学的および微生物学的観点からの第2版追補の公表、「水中の有毒シアノバクテリア(*Toxic Cyanobacteria in Water*)」の出版、並びに、本ガイドライン第3版作成の準備段階における主要事項についての専門家レビューの準備などにつながっている。

2000年には、本ガイドライン第3版の作成に関して、詳細な作業計画が合意された。旧版の場合と同様に、この作業はWHO本部とWHOヨーロッパ地域事務局(EURO)とが分担した。第3版作成プロセスをリードしたのは、本部の水、衛生処理および健康計画(Programme on Water, Sanitation and Health)とローマにあるEUROのヨーロッパ環境保健センターである。WHO本部では、化学物質安全計画(Programme on Chemical Safety)がいくつかの化学的有害因子について情報提供し、また、放射線学的安全計画(Programme on Radiological Safety)が放射線学的の観点を扱うセクションに貢献した。このほか、WHOの全6地域事務局が参画した。

改訂版ガイドライン第1巻と併せて、微生物学的危害因子のリスク評価および管理や、特定の化学物質についての国際的な査読を受けたリスク評価に関する情報を盛り込んだ一連の刊行物も公表されている。これらは、先の第2巻の該当部分に代わるものである。第3巻では、コミュニティ水供給のサーベイランス、監視および水質評価における優良作業についての手引きが盛り込まれている。また、実務における優良作業についての手引き作成の科学的根拠を解説した刊行物も公表されている。

この飲料水水質ガイドライン第1巻では、飲料水の安全性を確保する上での必要条件につき、最低限必要な手順と特定のガイドライン値、並びに、これらの必要条件の活用方法を含めて説明している。また、この第1巻では、ガイドライン値とともにガイドラインの導出アプローチについても記述している。重要な微生物学的および化学的有害因子についてのファクトシートも含まれている。この第3版飲料水水質ガイドラインの作成においては、微生物学的安全性確保のためのアプローチについて大幅な改訂を行った。すなわち、微生物学的リスク評価における重要な発展や、そのリスク管理との連係に配慮した。この面における方向付けと内容の発展は、Arie Havelaar博士(RIVM、オランダ)とJamie Bartram博士(WHO)の長期間にわたる貢献によるものである。

WHO飲料水水質ガイドライン第2版を作成して以来、飲料水質と健康の関わりについて、様々な観点からその重要性を浮かび上げさせ、理解をより深めさせるような多くの出来事があった。これらは、第3版ガイドラインに反映されている。

本ガイドラインは、旧版のガイドライン(1983～1984年の初版、1993～1997年の第2版、1998、1999および2002年の追補)や以前の国際基準(1958年の初版、1963年の第2版および1971年の第3版)に取って代わるものである。本ガイドラインは、飲料水質と健康の問題に関する国連組織の見解を、水に関わる24の国連機関および計画の調整機関「国連 - 水 (UN-Water)」が表したものと認められている。本第3版ガイドラインでは、これまでの版における概念、アプローチおよび情報をさらに発展させている。

- 微生物学的有害因子は、先進国および開発途上国のいずれにおいても主要な関心事であり続けることが、これまでの経験から明らかである。また、微生物学的安全性確保への系統的アプローチの価値が、経験によって示されている。本第3版ガイドラインでは、旧版でも考慮されていた多段バリアアプローチおよび水源保護の重要性の原則に基づき、飲料水の微生物学的安全性確保についての手引きを大幅に拡充した。本ガイドラインと併せて、微生物学的安全性に関する必要条件を満たすためのアプローチについて記した資料や、安全性確保のための優良作業についての手引きを盛り込んだ資料も作成している。
- 多くの化学物質についての情報が改訂された。これは、以前は考慮されていなかった化学物質に関する情報、新たな科学的情報を考慮に入れた改訂、さらに、場合によっては、新

たな情報で以前に比べてより重要性が低いと考えられる物質についてのそれに合わせた記述の簡略化などである。

- これまでの経験から、飲料水の安全性確保においては、多くの異なる利害関係者の重要な役割を認識する必要があることが明らかである。本第3版ガイドラインでは、飲料水の安全性確保における主要利害関係者の役割と責任についても議論している。
- 安全管理を支援する上で、大規模な管路による水供給と小規模のコミュニティー水供給では、異なるツールとアプローチが必要であり、本第3版ガイドラインでは、それぞれのアプローチの主な特性について記述している。
- 二・三の限られた化学物質が、飲料水を通した曝露による大規模な健康影響の原因となることが、次第に認められるようになってきている。これらは、フッ素とヒ素である。鉛、セレン、ウランなどその他の化学物質も、条件によっては重大である。飲料水中の化学的有害因子についての関心は、バングラデシュやその他の地域での飲料水を通した大規模なヒ素曝露が知られるに及んで際だってきた。本第3版ガイドラインとその関連図書では、各地域での優先度の見極めや、大規模な影響をもたらす化学物質の管理についての手引きも含まれている。
- WHOは、コミュニティー水供給や管理された水道とは違った状況への飲料水水質ガイドラインの適用につき、しばしば手引きを求められている。この第3版ガイドラインでは、いくつかの特殊な状況への本ガイドラインの適用に関する情報も盛り込んでおり、また、そのうちいくつかについてはより詳細に記述している。

飲料水水質ガイドラインは逐次改訂プロセスを通して常に最新の状態を維持し、この第1巻に追加するあるいはこれに取って代わる情報を定期的に公表することになっている。

本ガイドラインは、主として、水と健康に関わる規制担当者、政策担当者およびその助言者らによる国の基準策定の支援を目的として作成している。本ガイドラインおよびその関連図書は、その他の多くの人々によって、水質と健康および効果的な管理アプローチについての情報源としても使われている。



# 謝 辞

本第3版ガイドラインとその関連図書の作成には8年の歳月を費やし、先進国および開発途上国計90ヶ国の490人を超える専門家の参画を得た。付録2に掲載した方々を含め、本飲料水水質ガイドラインの作成に関わったすべての方々の貢献に対して、ここに深く感謝申し上げる。

とりわけ、本第3版飲料水水質ガイドラインの作成における下記作業グループの働きは、極めて重要なものであった。

## 微生物学的観点に関する作業グループ

Ms T. Boonyakarnkul, Department of Health, タイ(サーベイランスおよび制御)

Dr D. Cunliffe, SA Department of Human Services, オーストラリア(公衆衛生)

Prof. W. Grabow, University of Pretoria, 南アフリカ共和国(病原体情報)

Dr A. Havelaar, オランダ(作業グループコーディネータ、リスク評価)

Prof. M. Sobsey, University of North Carolina, 米国(リスク管理)

## 化学的観点に関する作業グループ

Mr J. K. Fawell, 英国(有機物および無機物)

Ms M. Giddings, Health Canada(消毒剤および消毒副生成物)

眞柄泰基教授、北海道大学(分析による達成度)

Dr E. Ohanian, 米国環境保護局(消毒剤および消毒副生成物)

Dr P. Toft, カナダ(農薬)

## 保護と制御に関する作業グループ

Dr I. Chorus, Umweltbundesamt, ドイツ(水資源および水源保護)

Dr J. Cotruvo, 米国(材料および添加薬品)

Dr G. Howard, DfID, バングラデシュ - 元 Loughborough University, 英国(監視および評価)

Mr P. Jackson, WRc-NSF, 英国(処理による達成度)

## WHO コーディネータ

Dr J. Bartram, コーディネータ, Programme on Water, Sanitation and Health, WHO 本部 - 元 WHO European Center for Environmental Health

Mr P. Callan, Programme on Water Sanitation and Health, WHO 本部, オーストラリア National

## Health and Medical Research Council からの派遣

Ms. C. Vickers, 作業グループと WHO 本部国際化学物質安全性計画の連絡役として

Ms. Maria Sheffer - オタワ, カナダ - は、本ガイドラインの編集責任者であった。橋詰博樹氏は、化学的観点に関する作業グループの作業支援にあたった。Ms Mary-Ann Lundby、Ms. Grazia Motturi および Ms. Penny Ward は、全過程を通してまた個別の会議に際して秘書および事務処理を担当した。

本ガイドラインの作成は、イタリア国保健省、日本国厚生労働省、オーストラリア国 National Health and Medical Research Council、スウェーデン国 International Development Cooperation Agency および米国環境保護局の寛大な支援なくしては不可能であった。ここに記して謝意を表す。

## 本文中で用いている頭字語および略語

AAS	atomic absorption spectrometry	原子吸光光度法
AD	Alzheimer disease	アルツハイマー病
ADI	acceptable daily intake	許容一日摂取量
AES	atomic emission spectrometry	原子発光分光分析法
AIDS	acquired immunodeficiency syndrome	後天性免疫不全症候群
AMPA	aminomethylphosphonic acid	アミノメチルホスホン酸
BaP	benzo[a]pyrene	ベンゾ[a]ピレン
BDCM	bromodichloromethane	ブロモジクロロメタン
BMD	benchmark dose	ベンチマーク投与
bw	body weight	体重
CAC	Codex Alimentarius Commission	国際食品規格委員会
CAS	Chemical Abstracts Service	ケミカルアブストラクトサービス
CICAD	Concise International Chemical Assessment Document	化学物質国際簡潔評価文書
CSAF	chemical-specific adjustment factor	化学物質ごとの調整係数
Ct	product of disinfectant concentration and contact time	消毒剤濃度と接触時間の積
DAEC	diffusely adherent <i>E. coli</i>	分散接着性大腸菌
DALY	disability-adjusted life-year	障害調整生存年数
DBCM	dibromochloromethane	ジブロモクロロメタン
DBCP	1,2-dibromo-3-chloropropane	1,2-ジブロモ-3-クロロプロパン
DBP	disinfection by-product	消毒副生成物
DCA	dichloroacetic acid	ジクロロ酢酸
DCB	dichlorobenzene	ジクロロベンゼン
DCP	dichloropropane	ジクロロプロパン
DDT	dichlorodiphenyltrichloroethane	ジクロロジフェニルトリクロロエタン
DEHA	di(2-ethylhexyl)adipate	アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル
DEHP	di(2-ethylhexyl)phthalate	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル
DNA	deoxyribonucleic acid	デオキシリボ核酸
EAAS	electrothermal atomic absorption spectrometry	電気加熱原子吸光光度法
EAEC	enteroaggregative <i>E. coli</i>	腸管凝集性大腸菌
EBCT	empty bed contact time	空筒接触時間
EC	electron capture	電子捕獲

ECD	electron capture detector	電子捕獲型検出器
EDTA	edetic acid; ethylenediaminetetraacetic acid	エチレンジアミン四酢酸
EHC	Environmental Health Criteria Monograph	環境保健クライテリアモノグラフ
EHEC	enterohaemorrhagic <i>E. coli</i>	腸管出血性大腸菌
EIEC	enteroinvasive <i>E. coli</i>	腸管組織侵入性大腸菌
ELISA	enzyme-linked immunosorbent assay	酵素結合免疫測定法
EPEC	enteropathogenic <i>E. coli</i>	腸管病原性大腸菌
ETEC	enterotoxigenic <i>E. coli</i>	腸管毒素原性大腸菌
EURO	WHO Regional Office for Europe	WHO ヨーロッパ地域事務局
FAAS	flame atomic absorption spectrometry	フレイム原子吸光光度法
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations	国連食糧農業機構
FD	fluorescence detector	蛍光検出器
FID	flame ionization detector	水素炎イオン化検出器
FPD	flame photodiode detector	炎光光度検出器
GAC	granular activated carbon	粒状活性炭
GAE	granulomatous amoebic encephalitis	アメーバ性肉芽腫脳炎
GC	gas chromatography	ガスクロマトグラフ法
GL	guidance level (used for radionuclides in drinking-water)	ガイダンスレベル(飲料水中の放射性核種について用いられる)
GV	guideline value	ガイドライン値
HACCP	hazard analysis and critical control points	危害度分析重要管理点方式
HAd	human adenovirus	ヒトアデノウイルス
HAstV	human astrovirus	ヒトアストロウイルス
HAV	hepatitis A virus	A 型肝炎ウイルス
Hb	haemoglobin	ヘモグロビン
HCB	hexachlorobenzene	ヘキサクロロベンゼン
HCBD	hexachlorobutadiene	ヘキサクロロブタジエン
HCH	hexachlorocyclohexane	ヘキサクロロシクロヘキサン
HEV	hepatitis E virus	E 型肝炎ウイルス
HIV	human immunodeficiency virus	ヒト免疫不全ウイルス
HPC	heterotrophic plate count	従属栄養細菌数
HPLC	high-performance liquid chromatography	高速液体クロマトグラフ法
HRV	human rotavirus	ヒトロタウイルス
HuCV	human calicivirus	ヒトカリシウイルス
HUS	haemolytic uraemic syndrome	溶血性尿毒症
IAEA	International Atomic Energy Agency	国際原子力機関

IARC	International Agency for Research on Cancer	国際がん研究機関
IC	ion chromatography	イオンクロマトグラフ法
ICP	inductively coupled plasma	誘導結合プラズマ発光分光分析法
ICRP	International Commission on Radiological Protection	国際放射線防護委員会
IDC	individual dose criterion	個別用量クライテリア
IPCS	International Programme on Chemical Safety	国際化学物質安全性計画
ISO	International Organization for Standardization	国際標準化機構
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives	FAO/WHO 合同食品添加物専門家委員会
JMPR	Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues	FAO/WHO 合同残留農薬専門家会議
<i>Kow</i>	octanol/water partition coefficient	オクタノール/水分配係数
LI	Langelier Index	ランゲリア指数
LOAEL	lowest-observed-adverse-effect level	最小作用量
MCB	monochlorobenzene	モノクロロベンゼン
MCPA	4-(2-methyl-4-chlorophenoxy)acetic acid	4-(2-メチル-4-クロロフェノキシ)酢酸
MCPP	2(2-methyl-chlorophenoxy) propionic acid; mecoprop	2-(2-メチル-クロロフェノキシ)プロピオン酸、メコプロップ
methHb	methaemoglobin	メトヘモグロビン
MMT	methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl	メチルシクロペンタジエニルマンガントリカルボニル
MS	mass spectrometry	質量分析法
MTBE	methyl tertiary-butyl ether	メチル- <i>t</i> -ブチルエーテル
MX	3-chloro-4-dichloromethyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone	3-クロロ-4-ジクロロメチル-5-ヒドロキシ-2(5H)-フラノン
NAS	National Academy of Sciences (USA)	米国科学アカデミー
NOAEL	no-observed-adverse-effect level	無毒性量
NOEL	no-observed-effect level	無影響量
NTA	nitritotriacetic acid	ニトリロ三酢酸
NTP	National Toxicology Program (USA)	米国国家毒性プログラム
NTU	nephelometric turbidity unit	NTU 濁度単位
P/A	presence/absence	存否
PAC	powdered activated carbon	粉末活性炭
PAH	polynuclear aromatic hydrocarbon	多環芳香族炭化水素

PAM	primary amoebic meningoencephalitis	原発性アメーバ性髄膜脳炎
PCP	pentachlorophenol	ペンタクロロフェノール
PCR	polymerase chain reaction	ポリメラーゼ連鎖反応
PD	photoionization detector	光イオン化検出器
PMTDI	provisional maximum tolerable daily intake	暫定最大耐容一日摂取量
PT	purge and trap	パージトラップ
PTDI	provisional tolerable daily intake	暫定耐容一日摂取量
PTWI	provisional tolerable weekly intake	暫定耐容一週摂取量
PVC	polyvinyl chloride	ポリ塩化ビニル
QMRA	quantitative microbial risk assessment	微生物学的リスクの定量評価
RDL	reference dose level	参照用量(または線量)レベル
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Dutch National Institute of Public Health and Environmental Protection)	オランダ国立公衆衛生・環境保護研究所
RNA	ribonucleic acid	リボ核酸
SI	Système international d'unités (International System of Units)	国際単位系
SOP	standard operating procedure	標準作業手順
SPADNS	sulfo phenyl azo dihydroxy naphthalene disulfonic acid	スルホフェニルアゾジヒドロキシナフトレンジスルホン酸
TBA	terbutylazine	テルブチラジン
TCB	trichlorobenzene	トリクロロベンゼン
TCU	true colour unit	真色度
TD <sub>05</sub>	tumorigenic dose <sub>05</sub> , the intake or exposure associated with a 5% excess incidence of tumours in experimental studies in animals	腫瘍発生用量-05、動物実験において過剰腫瘍発生率が5%となる摂取量又は曝露量
TDI	tolerable daily intake	耐容一日摂取量
TDS	total dissolved solids	溶解性物質
THM	trihalomethane	トリハロメタン
TID	thermal ionization detector	熱イオン化検出器
TPH	total petroleum hydrocarbons	全石油系炭化水素
UF	uncertainty factor	不確実係数
UNICEF	United Nations Children's Fund	国連児童基金
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation	原子放射線の影響に関する国連科学委員会
USA	United States of America	アメリカ合衆国
US EPA	United States Environmental Protection Agency	米国環境保護局

UV	ultraviolet	紫外線
UVPAD	ultraviolet photodiode array detector	紫外線フォトダイオードアレイ検出器
WHO	World Health Organization	世界保健機関
WHOPES	World Health Organization Pesticide Evaluation Scheme	WHO 農薬評価計画
WQT	water quality target	水質目標
WSP	water safety plan	水安全計画
YLD	years of healthy life lost in states of less than full health, i.e., years lived with a disability	障害を持って過ごす時間
YLL	years of life lost by premature mortality	疾病によって失われた余命

# 目 次

発刊にあたって

日本語版発刊に寄せて

まえがき

謝辞

本文中で用いている頭字語および略語

第 1 章 序	1
1.1 一般的考察と原則	1
1.1.1 微生物学的観点	3
1.1.2 消毒	4
1.1.3 化学的観点	5
1.1.4 放射線学的観点	6
1.1.5 受容性の観点	6
1.2 飲料水の安全管理における役割と責任	7
1.2.1 サーベイランスと品質管理	7
1.2.2 公衆衛生官署	9
1.2.3 地方官署	10
1.2.4 水資源管理	11
1.2.5 飲料水供給事業者	12
1.2.6 コミュニティーによる管理	13
1.2.7 水売り	14
1.2.8 個々の消費者	14
1.2.9 認証機関	15
1.2.10 給水工事	16
1.3 ガイドライン関連図書	17
第 2 章 ガイドライン - 安全な飲料水の枠組み	21
2.1 安全な飲料水の枠組み - 必要条件	21



2.1.1	健康に基づく目標	23
2.1.2	システムの評価と設計	24
2.1.3	運転監視	25
2.1.4	管理計画、文書化および情報伝達	26
2.1.5	飲料水質のサーベイランス	27
2.2	検証のためのガイドライン	28
2.2.1	微生物学的水質	28
2.2.2	化学的水質	28
2.3	国の飲料水政策	30
2.3.1	法律、規則および基準	30
2.3.2	国の基準の設定	31
2.4	飲料水質に関して優先すべき重要事項の見極め	33
2.4.1	微生物学的観点からの優先度評価	33
2.4.2	化学的観点からの優先度評価	34
<b>第3章</b>	<b>健康に基づく目標</b>	<b>37</b>
3.1	健康に基づく目標の役割と目的	37
3.2	健康に基づく目標のタイプ	39
3.2.1	指定技術目標	40
3.2.2	処理性能目標	41
3.2.3	水質目標	42
3.2.4	健康成果目標	42
3.3	健康に基づく目標設定の一般的考察	43
3.3.1	安全な飲料水の枠組みのもとにおけるリスク評価	43
3.3.2	参照リスクレベル	44
3.3.3	障害調整生存年数 (DALY)	44
<b>第4章</b>	<b>水安全計画</b>	<b>47</b>
4.1	システムの評価と設計	50
4.1.1	新システム	51
4.1.2	利用可能なデータの収集と評価	52

4.1.3	資源および水源の保護	55
4.1.4	浄水処理	58
4.1.5	管路による給水システム	60
4.1.6	管路によらない給水システム、コミュニティ給水システムおよび 自家給水システム	63
4.1.7	確認	66
4.1.8	改良と改善	66
4.2	運転監視と制御の維持	67
4.2.1	システム制御手段の決定	67
4.2.2	運転監視指標の選定	67
4.2.3	運転管理限界と運転停止限界の設定	69
4.2.4	管路によらない給水システム、コミュニティ給水システムおよび 自家給水システム	69
4.3	検証	70
4.3.1	微生物学的水質の検証	71
4.3.2	化学的水質の検証	71
4.3.3	水源	72
4.3.4	管路による給水システム	72
4.3.5	コミュニティ管理水供給の検証	73
4.3.6	品質の保証と管理	74
4.4	管路による給水システムの管理手順	75
4.4.1	予見し得る事故（「逸脱」）	76
4.4.2	予見し得ない事故	77
4.4.3	緊急事態	77
4.4.4	給水停止、使用禁止および「煮沸」命令	78
4.4.5	監視計画の作成	79
4.4.6	支援プログラム	79
4.5	コミュニティ水供給および自家給水の管理	80
4.6	文書化と情報伝達	81
<b>第5章</b>	<b>サーベイランス</b>	<b>83</b>
5.1	アプローチのタイプ	84

5.1.1	監査	84
5.1.2	直接評価	86
5.2	特定の状況への適合アプローチ	86
5.2.1	開発途上国の都市域	86
5.2.2	コミュニティー飲料水供給のサーベイランス	87
5.2.3	自家処理・貯留システムのサーベイランス	88
5.3	給水の充足度	88
5.3.1	給水量（サービス水準）	89
5.3.2	アクセスの容易さ	90
5.3.3	経済的負担能力	90
5.3.4	連続性	91
5.4	計画と実施	92
5.5	報告と情報伝達	94
5.5.1	コミュニティーおよび消費者との相互関係	94
5.5.2	地域単位でのデータの利用	95
第6章	特殊条件下における本ガイドラインの適用	99
6.1	大規模建築物	99
6.1.1	健康リスク評価	99
6.1.2	システムの評価	100
6.1.3	管理	101
6.1.4	監視	101
6.1.5	個別サーベイランスと支援プログラム	102
6.1.6	ヘルスケア施設における飲料水質	102
6.1.7	学校およびデイケアセンターにおける飲料水質	103
6.2	緊急事態と災害	104
6.2.1	実践的な考え方	104
6.2.2	監視	106
6.2.3	微生物ガイドライン	106
6.2.4	衛生査察と集水域地図の作成	108
6.2.5	化学物質および放射線に関するガイドライン	108

6.2.6	テストキットと試験機関	109
6.3	旅行者のための安全な飲料水	109
6.4	淡水化システム	111
6.5	パック飲料水	113
6.5.1	パック飲料水の安全性	113
6.5.2	ボトル飲料水の健康面における便益	114
6.5.3	ボトル飲料水の国際基準	114
6.6	食品の生産と加工	115
6.7	航空機と空港	116
6.7.1	健康リスク	116
6.7.2	システムのリスク評価	116
6.7.3	運転監視	116
6.7.4	管理	117
6.7.5	サーベイランス	117
6.8	船舶	118
6.8.1	健康リスク	118
6.8.2	システムのリスク評価	118
6.8.3	運転監視	119
6.8.4	管理	119
6.8.5	サーベイランス	120
第7章	微生物学的観点	121
7.1	飲料水の微生物学的危害因子	121
7.1.1	水系感染	121
7.1.2	水中での生残性と増殖	124
7.1.3	公衆衛生の観点	125
7.2	健康に基づく目標設定	126
7.2.1	微生物学的危害因子に関する健康に基づく目標	126
7.2.2	リスク評価のアプローチ	126
7.2.3	リスクに基づく処理性能目標の設定	131
7.2.4	処理性能目標の策定による成果の提示	132

7.2.5	国/地域の状況に合わせたリスクに基づく処理性能目標設定における留意点	132
7.2.6	健康成果目標	134
7.3	病原体の存在と浄水処理	135
7.3.1	存在	135
7.3.2	浄水処理	137
7.4	微生物学的な安全性と水質の検証	141
7.5	糞便指標細菌の検出法	142
第8章	化学的観点	145
8.1	飲料水中の化学的有害因子	145
8.2	化学物質のガイドライン値の導出	147
8.2.1	採用アプローチ	148
8.2.2	閾値のある化学物質	149
8.2.3	代替アプローチ	152
8.2.4	閾値のない化学物質	154
8.2.5	データの質	154
8.2.6	暫定ガイドライン値	155
8.2.7	受容性に影響を及ぼす化学物質	155
8.2.8	ガイドラインが定められていない化学物質	156
8.2.9	混在	156
8.3	分析の観点	156
8.3.1	分析による達成度	157
8.3.2	分析法	158
8.4	浄水処理	166
8.4.1	処理による達成度	166
8.4.2	塩素処理	171
8.4.3	オゾン処理	172
8.4.4	その他の消毒プロセス	172
8.4.5	ろ過	173
8.4.6	曝気	174
8.4.7	薬品凝集	175

8.4.8	活性炭吸着 .....	176
8.4.9	イオン交換 .....	177
8.4.10	膜プロセス .....	177
8.4.11	その他の処理プロセス .....	178
8.4.12	消毒副生成物 - プロセス制御手段 .....	178
8.4.13	腐食制御のための処理 .....	180
8.5	個々の化学物質のガイドライン値（発生源別） .....	184
8.5.1	自然由来の化学物質 .....	184
8.5.2	産業発生源および市街地に由来する化学物質 .....	185
8.5.3	農業活動に由来する化学物質 .....	188
8.5.4	浄水薬品または飲料水と接触する材料に由来する化学物質 .....	191
8.5.5	公衆衛生上の目的で水に使われる農薬 .....	194
8.5.6	シアノバクテリア毒素 .....	194
第9章	放射線学的観点 .....	197
9.1	放射線被ばくの線源と健康影響 .....	198
9.1.1	飲料水を通しての放射線被ばく .....	200
9.1.2	飲料水を通しての放射線被ばくによる健康影響 .....	200
9.2	放射能と放射線量の単位 .....	201
9.3	飲料水中の放射性核種のガイダンスレベル .....	202
9.4	溶存放射性核種の監視と評価 .....	204
9.4.1	飲料水供給のスクリーニング .....	204
9.4.2	飲料水の評価方法 .....	205
9.4.3	防除手段 .....	206
9.5	ラドン .....	206
9.5.1	空気中および水中のラドン .....	206
9.5.2	リスク .....	207
9.5.3	飲料水供給におけるラドンについてのガイダンス .....	207
9.6	試料採取、分析および報告 .....	207
9.6.1	全、全放射能濃度の測定 .....	207
9.6.2	カリウム-40の測定 .....	208

9.6.3	ラドンの測定	208
9.6.4	試料採取	208
9.6.5	結果の報告	209
第 10 章	受容性の観点	211
10.1	臭味および外観	212
10.1.1	生物学的汚染物質	212
10.1.2	化学的汚染物質	214
10.1.3	臭味および外観の問題に対処するための浄水処理	220
10.2	温度	220
第 11 章	微生物ファクトシート	221
11.1	病原細菌	222
11.1.1	アシネトバクター ( <i>Acinetobacter</i> )	222
11.1.2	アエロモナス ( <i>Aeromonas</i> )	224
11.1.3	バチルス ( <i>Bacillus</i> )	225
11.1.4	類鼻疽菌 ( <i>Burkholderia pseudomallei</i> )	226
11.1.5	カンピロバクター ( <i>Campyrobacter</i> )	227
11.1.6	病原性大腸菌 ( <i>Escherichia coli</i> 病原株)	229
11.1.7	ヘリコバクター・ピロリ ( <i>Helicobacter pylori</i> )	230
11.1.8	クレブシエラ ( <i>Klebsiella</i> )	232
11.1.9	レジオネラ ( <i>Legionella</i> )	233
11.1.10	抗酸菌 ( <i>Mycobacterium</i> )	235
11.1.11	緑膿菌 ( <i>Pseudomonas aeruginosa</i> )	237
11.1.12	サルモネラ ( <i>Salmonella</i> )	238
11.1.13	赤痢菌 ( <i>Shigella</i> )	240
11.1.14	黄色ブドウ球菌 ( <i>Staphylococcus aureus</i> )	241
11.1.15	ツカムレラ ( <i>Tsukamurella</i> )	242
11.1.16	ビブリオ ( <i>Vibrio</i> )	244
11.1.17	エルシニア ( <i>Yersinia</i> )	245
11.2	病原ウイルス	247

11.2.1	アデノウイルス	247
11.2.2	アストロウイルス	249
11.2.3	カリシウイルス	251
11.2.4	エンテロウイルス	252
11.2.5	A型肝炎ウイルス	254
11.2.6	E型肝炎ウイルス	255
11.2.7	ロタウイルスおよびオルトレオウイルス	257
11.3	原虫	259
11.3.1	アカントアメーバ ( <i>Acanthamoeba</i> )	259
11.3.2	大腸バランチジウム ( <i>Balantidium coli</i> )	261
11.3.3	クリプトスポリジウム ( <i>Cryptosporidium</i> )	262
11.3.4	サイクロスポーラ・カエタネンシス ( <i>Cyclospora cayetanesis</i> )	264
11.3.5	赤痢アメーバ ( <i>Entamoeba histolitica</i> )	265
11.3.6	ジアルジア・インテスティナリス ( <i>Giardia intestinalis</i> )	267
11.3.7	戦争イソスポーラ ( <i>Isoospora belli</i> )	268
11.3.8	微胞子虫	270
11.3.9	ネグレリア・ファウレリ ( <i>Naegleria fowleri</i> )	272
11.3.10	トキソプラズマ・ゴンディイ ( <i>Toxoplasma gondii</i> )	273
11.4	病原性蠕虫	275
11.4.1	メジナ虫 ( <i>Dracunculus medinensis</i> )	276
11.4.2	肝蛭 ( <i>Fasciola</i> spp.)	277
11.5	有毒シアノバクテリア	279
11.6	指標生物	281
11.6.1	大腸菌群	282
11.6.2	大腸菌 ( <i>Escherichia coli</i> ) および糞便性大腸菌群	284
11.6.3	従属栄養細菌数	285
11.6.4	腸球菌	287
11.6.5	ウェルシュ菌 ( <i>Clostridium perfringens</i> )	288
11.6.6	コリファージ (大腸菌ファージ)	289
11.6.7	<i>Bacteroides fragilis</i> ファージ	292
11.6.8	腸管系ウイルス	294



第 12 章	化学物質ファクトシート	297
12.1	アクリルアミド	297
12.2	アラクロール	298
12.3	アルディカーブ	299
12.4	アルドリンおよびディルドリン	300
12.5	アルミニウム	302
12.6	アンモニア	304
12.7	アンチモン	305
12.8	ヒ素	306
12.9	アスベスト	308
12.10	アトラジン	309
12.11	バリウム	310
12.12	ベンタゾン	311
12.13	ベンゼン	312
12.14	ホウ素	313
12.15	臭素酸イオン	315
12.16	臭素化酢酸	316
12.17	カドミウム	317
12.18	カルボフラン	318
12.19	四塩化炭素	320
12.20	抱水クロラール(トリクロロアセトアルデヒド)	321
12.21	クオルデン	322
12.22	塩化物イオン	324
12.23	塩素	324
12.24	亜塩素酸イオンおよび塩素酸イオン	325
12.25	クロロアセトン	328
12.26	クロロフェノール(2-クロロフェノール、2,4-ジクロロフェノール、 2,4,6-トリクロロフェノール)	329
12.27	クロロピクリン	330
12.28	クロロトルロン	331
12.29	クオルピリホス	332

12.30	クロム	333
12.31	銅	334
12.32	シアナジン	336
12.33	シアン	337
12.34	塩化シアン	338
12.35	2,4-D (2,4-ジクロロフェノキシ酢酸)	339
12.36	2,4-DB	341
12.37	DDT およびその代謝物	342
12.38	ジアルキルスズ	344
12.39	1,2-ジブromo-3-クロロプロパン (DBCP)	344
12.40	1,2-ジブromoエタン (二臭化エチレン)	345
12.41	ジクロロ酢酸	347
12.42	ジクロロベンゼン (1,2-ジクロロベンゼン、1,3-ジクロロベンゼン、 1,4-ジクロロベンゼン)	348
12.43	1,1-ジクロロエタン	350
12.44	1,2-ジクロロエタン	351
12.45	1,1-ジクロロエチレン	352
12.46	1,2-ジクロロエチレン	353
12.47	ジクロロメタン	355
12.48	1,2-ジクロロプロパン (1,2-DCP)	356
12.49	1,3-ジクロロプロパン	357
12.50	1,3-ジクロロプロペン	358
12.51	ジクロロプロップ (2,4-DP)	359
12.52	アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	360
12.53	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	361
12.54	ジメトエート	362
12.55	ジクワット	363
12.56	エチレンジアミン四酢酸 (EDTA)	364
12.57	エンドスルファン	366
12.58	エンドリン	367
12.59	エピクロロヒドリン	368

12.60	エチルベンゼン	369
12.61	フェニトロチオン	370
12.62	フェノプロップ (2,4,5-TP ; 2,4,5-トリクロロフェノキシプロピオン酸)	371
12.63	フッ素	373
12.64	ホルムアルデヒド	375
12.65	グリホサートおよび AMPA	376
12.66	ハロゲン化アセトニトリル(ジクロロアセトニトリル、ジブromoアセトニトリル、 ブromokロロアセトニトリル、トリクロロアセトニトリル)	377
12.67	硬度	379
12.68	ヘプタクロールおよびヘプタクロールエポキシサイド	380
12.69	ヘキサクロロベンゼン (HCB)	382
12.70	ヘキサクロロブタジエン (HCBd)	383
12.71	硫化水素	384
12.72	無機スズ	385
12.73	ヨウ素	386
12.74	鉄	387
12.75	イソプロツロン	388
12.76	鉛	389
12.77	リンデン	391
12.78	マラチオン	393
12.79	マンガン	394
12.80	MCPA [4-(2-メチル-4-クロロフェノキシ)酢酸]	396
12.81	メコプロップ (MCPp ; [2-(2-メチル-クロロフェノキシ) プロピオン酸])	397
12.82	水銀	398
12.83	メトキシクロール	399
12.84	メチルパラチオン	400
12.85	メトラクロール	402
12.86	ミクロキスティン-LR	403
12.87	モリネート	405
12.88	モリブデン	406
12.89	モノクロラミン	407

12.90	モノクロロ酢酸	408
12.91	モノクロロベンゼン	409
12.92	MX	410
12.93	ニッケル	411
12.94	硝酸イオンおよび亜硝酸イオン	412
12.95	ニトリロ三酢酸 (NTA)	416
12.96	パラチオン	417
12.97	ペンディメタリン	418
12.98	ペンタクロロフェノール (PCP)	419
12.99	ペルメトリン	420
12.100	pH	421
12.101	2-フェニルフェノールおよびそのナトリウム塩	422
12.102	多環芳香族炭化水素 (PAH)	423
12.103	プロパニル	425
12.104	ピリプロキシフェン	426
12.105	セレン	428
12.106	銀	429
12.107	シマジン	430
12.108	ナトリウム	431
12.109	スチレン	432
12.110	硫酸イオン	433
12.111	2,4,5-T (2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸)	434
12.112	テルブチラジン (TBA)	435
12.113	テトラクロロエチレン	436
12.114	トルエン	438
12.115	溶解性物質 (TDS)	439
12.116	トリクロロ酢酸	440
12.117	トリクロロベンゼン (総量)	441
12.118	1,1,1-トリクロロエタン	442
12.119	トリクロロエチレン	443
12.120	トリフルラリン	444

12.121	トリハロメタン(プロモホルム、プロモジクロロメタン、ジプロモクロロメタン、 クロロホルム) .....	445
12.122	ウラン .....	449
12.123	塩化ビニル .....	451
12.124	キシレン .....	452
12.125	亜鉛 .....	453
付録 1	参考文献 .....	455
付録 2	第3版飲料水水質ガイドライン作成への貢献者 .....	461
付録 3	仮定条件 .....	483
付録 4	化学物質総括表 .....	485
索引	.....	491

# 第1章 序

## 1.1 一般的考察と原則

この飲料水水質ガイドラインの主な目的は、公衆衛生の保護である。

水は人が生きるために不可欠であり、満足な(豊富で、安全で、しかも容易にアクセスできる)水の供給は、すべての人々が享受できるものでなければならない。安全な水へのアクセスの改善は、健康に明らかな便益をもたらす。可能な限り安全な飲料水の水質を達成するよう、あらゆる努力が払われるべきである。

飲料水の汚染に関わる疾病は、人の健康にとって大きな負担である。飲料水質を改善するための介入は健康に大きな便益をもたらす。

本ガイドラインにおいて定義される安全な飲料水とは、人の成長段階に応じて感受性は異なるがそのことも含めて、一生涯を通じて飲み続けても、重大な健康リスクがもたらされないことを示すものである。水系感染症のリスクに最も強くさらされているのは、不衛生な条件の下で生まれあるいは生活している乳幼児と老人である。安全な飲料水は、個々人の衛生を含めて、家庭での通常のあらゆる利用に適したものである。本ガイドラインは、パック水や人が消費する水にも適用できる。しかし、人工透析、コンタクトレンズ洗浄などの特殊な目的や、食品製造、薬品への利用などの目的には、より良質な水が必要とされる。免疫不全の重症患者は、通常は問題とならない微生物に対して感受性が高いため、飲料水を煮沸するなどさらに手を加える必要がある。本ガイドラインは、水生生物の保護、灌漑用水、ある種の産業利用などに対しては適用できない。

本ガイドラインは、水中の危害因子の制御を通じた、飲料水供給の安全性確保のためのリスク管理戦略の作成とその実施の支援をねらいとしている。これらの戦略には、本ガイドラインに示した科学的根拠に基づいて策定される国あるいは地域の基準を含んでいる。本ガイドラインでは、消費者の健康を守るための合理的な最低限の安全性確保作業について記し、水中の成分または水質指標に関して数値で表した「ガイドライン値」を導き出している。これらの最低限の安全性確保作業や、数値による「ガイドライン値」は、いずれも義務として守るべき限界を示すものではない。そのような限界を定めるためには、本ガイドラインを、地域または国ごとの環境、社会、経済および文化などの条件に合わせて考えることが必要である。

飲料水質の国際基準の採用を進めようとする主な理由は、国の基準および規則の策定においてリスク - 便益アプローチ(定性的であれ定量的であれ) - を用いることが有利だからである。さらに、本ガイドラインは、集水域から消費者に至る安全のための統合的予防管理の枠組みを通して、最もよくその真価が発揮される。本ガイドラインは、各国政府がそれぞれの状況に適した飲料水規則や基準を策定するための科学的出発点となるものである。基準および規則の策定に際し

ては、限られた資源が、公衆衛生にとってそれほど重要でない物質についての基準策定や監視にまで、不必要に割かれることのないよう注意しなければならない。本ガイドラインにおけるアプローチは、直ちに実施・施行することができて、公衆衛生の保護に寄与する国の基準および規則につながるよう意図したものである。

飲料水基準の特性や形式は国や地域によって大いに異なる。普遍的に適用できる単一のアプローチなどは存在しない。基準の策定と実施に当たっては、水、健康および地方政府に関わる現行のあるいは計画中の法令を考慮に入れること、並びに、規則を策定して実施する能力を評価することが不可欠である。ある一つの国または地域でうまくいくアプローチが、他の国または地域にそのまま移せるとは限らない。規制の枠組みを策定するに際して、それぞれの国がニーズと能力を再検討することが不可欠である。

安全性 - もしくは、特殊な状況下での許容可能なリスクレベル - の判定は、社会が全体として役割を果たさなければならない事柄である。ガイドラインおよびガイドライン値のある部分を、国または地方の基準として採用することによって得られる便益が、それに関わるコストを正当化するものであるかどうかは、各国が最終的に判断するべきである。

本ガイドラインでは、生涯にわたって摂取し続けることができる水の質について述べているが、ガイドライン値を含めた本ガイドラインの策定は、飲料水質が勧告レベルにまで損なわれてもかまわないということを意味するものでは決していない。実際に、飲料水質をできる限り高いレベルに維持するよう、常に努力が払われなければならない。

飲料水の安全性向上を目的とした資源割り当てに当たっては、長期水質目標へ向かっての段階的改善という考え方が重要である。最も緊急の課題（例えば、病原体からの防護については1.1.1を参照）に取り組むための優先順位は、その先の水質向上に関する長期目標ともつながっているであろう（例えば、飲料水の受容性改善については1.1.5を参照）。

飲料水の安全性確保のための基本必須要件は、適切な保健官署によって策定された健康に基づく目標、十分かつ適切に管理されたシステム（満足な基盤施設、適切な監視および効果的な計画と管理）および独立したサーベイランスのシステムから成る安全な飲料水に関しての「枠組み」である。

飲料水のリスク評価とリスク管理への総合的アプローチは、その安全性に対する信頼を高める。このアプローチは、飲料水供給の全過程 - 集水域とその原水から消費者まで - を通したリスクの系統的な評価、並びに、制御手段が効果的に機能していることの確認方法を含めて、これらのリスクを管理する手立ての明確化を必然的に伴う。それは、混乱状態や故障への対処を含めた、日常の水質管理を行う上での戦略を組み入れたものとなる。

本ガイドラインは、大規模首都圏や小規模コミュニティの管路による飲料水システムから、コミュニティや戸別住居の管路によらない飲料水システムにまで適用可能である。また、本ガイドラインは、大規模建築物、旅行者および水の輸送を含めた特殊な状況にも適用できる。

これまで明らかとなっている水に関わる健康問題の大部分は、微生物(細菌、ウイルス、原虫またはその他の微生物)汚染によってもたらされたものである。とは言え、深刻な健康問題のうちかなりのものは、飲料水の化学汚染によってもたらされていると考えられる。

### 1.1.1 微生物学的観点

飲料水供給の微生物学的安全性確保は、集水域から消費者までを通じた飲料水の汚染防止、または、健康障害のないレベルまでへの汚染低減を目的とした多段バリアの使用が基本である。水源の保護、一連の浄水処理ステップの適切な選択と運転および処理水質を維持してその汚染を防ぐための(管路によるか否かにかかわらず)配水システムの管理を含めて、多段バリアが適切に配置されていれば安全性は高まる。より好まれる戦略は、水源への病原体の侵入を阻止または低減し、浄水処理プロセスにおける病原体除去への依存度の軽減を主眼とした管理アプローチである。

健康影響をもたらすおそれのある微生物汚染の制御は、常に最も重要であり、いかなる事情があってもおそれかにはならない。

一般に、最大の微生物学的リスクは、ヒトまたは動物(鳥を含む)の糞便によって汚染された水の摂取に関係している。糞便は、病原性を有する細菌、ウイルス、原虫および蠕虫の供給源である。

糞便由来の病原体は、健康に基づく微生物学的安全性の目標設定における主な関心事である。微生物学的水質は、しばしば急速にそして大きく変化する。病原体濃度の短期的ピークは、感染症リスクを著しく増大させたり、水系感染症発生の誘因となったりすることがある。しかも、微生物汚染が検出されるまでに、多数の人々が曝露を受けることがある。これらの理由により、水の微生物学的安全性を確保するためには、たとえその頻度が高くとも製品検査だけに依存することはできない。

飲料水の安全性を常に確保し、それによって公衆衛生を保護するためには、水の安全に関する枠組み、並びに、総合的な水安全計画(Water Safety Plan:WSP)の実施に対して、特に留意しなければならない(第4章参照)。飲料水の微生物学的安全管理においては、システムに影響を及ぼすおそれのある危害因子の見極めを目的としたシステム全体の評価(4.1参照)、危害因子を除去または低減に必要な制御手段の明確化と当該システム内のバリアが効率的に機能していることの確認を目的とした運転監視(4.2参照)、並びに、平常時および事故時において取るべき行動を記した管理計画の作成が必要となる。これらが水安全計画の三要素である。

飲料水の安全性確保に問題があった場合、コミュニティを腸管系感染症などの発生リスクにさらすことになる。飲料水に起因する感染症の発生は、多数のそしておそらくコミュニティの大部分の人々に同時感染をもたらすので、特に避けなければならない。

糞便に由来する病原体以外の他の微生物学的危害因子(例えば、メジナ虫[*Dracunculus*



*medinensis*], 有毒シアノバクテリアおよびレジオネラなど)も、特殊な状況下では公衆衛生上重要である。

多くの蠕虫類、すなわち回虫や扁虫などの感染期にあるものは、飲料水を通じてヒトに伝播する。一個の成熟した幼生または成熟卵が感染の原因となり得るので、これらは飲料水中にあってはならない。しかし、メジナ虫の場合を除いて、蠕虫類の感染において水による経路はさほど重要ではない。

レジオネラ菌は環境中に普遍的に存在し、管路による飲料水供給システムではときたま、温水供給システムではより一般的に生じる高温時に、急激に増殖することがある。飲料水からのレジオネラに対する曝露は吸入によるもので、建築物における基本的水質管理手段の実施や、管路による給水システム全体を通しての残留消毒剤の保持によって制御することができる。

シアノバクテリアの公衆衛生上の問題は、「シアノトキシン」として知られる様々な毒素のこれらによる産生能と関係している。病原細菌と違って、シアノバクテリアはヒトの体内で増殖したりはせず、水環境中に限って増殖する。毒性を有するペプチド(例えばマイクロキスティン)は、通常は細胞内に存在しているので、ろ過によってその大半が除去されるであろうが、シリンドロスペルモプシンや神経毒素のようなアルカロイドは、水中に放出されてろ過システムを通り抜けてしまう。

微生物の中には、水と接触する表面で成長して生物膜を形成するものがある。レジオネラなどのようないくつかの例外は別として、これらの微生物の大部分は健常者に対して病気の原因とならないが、異臭味の発生や飲料水の着色などの障害をもたらすことがある。浄水処理後におけるこれらの増殖は、しばしば「再増殖」と呼ばれる。それは、一般に水中の従属栄養細菌数(HPC)の増加に反映される。HPCの増加は、特に管路による給水システムの停滞部、屋内配管、ある種のボトル水および軟水器、活性炭ろ過器、自動販売機などの給水用具において生じる。

水は感染性微生物の非常に重大な供給源となるが、水系感染症の多くは、ヒト-ヒト接触、小滴やエアロゾルおよび食品の摂取を含めた他の経路によっても伝播される。状況によるが、水系による発生が認められない場合、これらの感染経路は水系伝播に比べてより重要な経路となることがある。

水質の微生物学的観点については、第7章でより詳細な考察が述べられており、また、第11章で特定の微生物に関するファクトシートが示されている。

### 1.1.2 消毒

消毒は、安全な飲料水を供給する上で疑うまでもなく重要である。病原微生物の破壊は必須であり、そのために塩素など反応性を有する化学薬品がごく一般に用いられる。

消毒は浄水処理における多くの病原体(とりわけ細菌)への効果的なバリアであり、表流水や糞便汚染を受ける地下水に対して行われなければならない。残留消毒は、低レベルの汚染や配水システムにおける増殖に対する部分的な予防のために行われる。

糞便汚染を受ける飲料水供給の化学薬品による消毒は、疾病リスクの全体的な低下をもたらすが、必ずしも給水の安全をもたらすものではない。例えば、飲料水の塩素消毒は、病原性原虫 - 特にクリプトスポリジウム - やある種のウイルスに対しては限界がある。消毒効果は、フロックや懸濁物質に取り込まれている病原体に対しても、これらが病原体を消毒剤の作用から保護するため満足でないことがある。高濁度は、微生物を消毒作用から守り、細菌の増殖を促し、塩素要求量を著しく増加させる。効果的な総合管理戦略は、微生物汚染の防止とその除去のための消毒を組み合わせた貯水および配水過程における防護のほか、原水保護および適切な浄水処理プロセスを含めた多段バリアの確保である。

浄水処理において消毒剤を使用すると、通常、副生成物が生成される。しかし、これらの副生成物による健康リスクは、不十分な消毒に伴うリスクに比べると極めて小さいので、このような副生成物の制御を理由に消毒をないがしろにすることは許されない。

消毒副生成物(DBP)の制御を理由に消毒をないがしろにしてはいけない。

例えば塩素のような消毒剤は、飲料水の消毒剤として監視や制御が容易に行えるので、塩素消毒を行っているときは頻繁に監視することを勧める。

飲料水の消毒については、第8章でより詳細な考察が述べられており、また、第12章で特定の消毒剤および消毒副生成物に関するファクトシートが示されている。

### 1.1.3 化学的観点

飲料水中の化学成分に関わる健康上の問題は、微生物汚染に関わる健康上の問題と異なっており、化学成分に対する長期曝露の結果として健康影響が引き起こされることに主として起因している。飲料水供給を介した大規模な汚染事故の場合を除けば、1回の曝露が健康被害につながるような水中の化学成分はわずかしかない。しかも、経験的に、そのような事故の場合、すべてではないがその多くでは、不快な臭味や外観のために水が飲めるような状態ではない。

短期曝露によって健康が損なわれるようなおそれがない場合には、化学成分を除去するための高価な浄水処理施設を整備するよりは、むしろ汚染源の発見とその除去といった改善措置に利用可能な資源を集中させることが、しばしば最も効果的である。

飲料水中に検出される化学物質には多くのものがあるが、どのような状況の場合であっても、健康上直ちに問題となるような物質は二・三のものに限られる。飲料水中の化学的汚染物質に関する監視や改善措置への優先度を決めるに当たっては、健康上ほとんどまたは全く問題にならないような物質に、乏しい資源が不必要に振り向けられることがないようにしなければならない。

自然起因による高レベルのフッ素に対する曝露は、斑状歯や、重篤な場合には骨フッ素症を引き起こす。同様に、ヒ素についても自然起因による汚染が認められることがあり、飲料水を介してのヒ素に対する過剰曝露は、がんや皮膚傷害といった重大なリスクをもたらす。ウランおよびセレンを含むその他の自然起因の化学物質も、過剰に存在するときには健康上問題となることがある。

水中における硝酸イオンおよび亜硝酸イオンの存在は、特に人工栄養児のメトヘモグロビン血症と関わりがある。硝酸イオンは、肥料の過剰散布や、表流水または地下水への排水またはその他の有機廃棄物の浸透に由来して増加する。

特に水の侵食性または酸性の高い地域で鉛管および鉛を含む継手またはハンダを使用すると、水道水中の鉛濃度が高くなり、神経系に悪影響を及ぼすことがある。

総摂取量に対する飲料水の寄与が、疾病を予防する上で重要な要因となる化学物質は限られている。その一例は、う歯を予防する上での飲料水中のフッ素の効果である。本ガイドラインでは、飲料水中の化学物質について最低限の望ましい濃度を定めてはいない。

ガイドライン値は、飲料水中の多くの化学物質について導き出されている。ガイドライン値は、通常、生涯を通して摂取した場合でも重大な健康リスクを及ぼさない濃度を示している。多くの暫定ガイドライン値は、実際の浄水処理による達成度や分析の可能性に基づいて定められている。これらの場合、ガイドライン値は健康に基づいて求められた値に比べて高い。

飲料水質の化学的観点については、第8章でより詳細な考察が述べられており、また、第12章で特定の化学物質に関するファクトシートが示されている。

#### 1.1.4 放射線学的観点

飲料水中の自然由来の放射性核種の存在に関わる健康影響は、その放射性核種への総曝露量に対する寄与が通常は非常に小さいが考慮しておく必要がある。

飲料水中の個々の放射性核種について、正式なガイドライン値は設定されていない。むしろ、アプローチとしては、飲料水の全線量のスクリーニングに基づくものである。スクリーニング値を超える放射能が見出されても、そのことが直ちに健康リスクを示すわけではないが、それをきっかけに、地域の状況を考慮に入れながら、その原因となっている放射性核種や潜在的なリスクを突き止めるなど、さらに調査を進めるべきである。

本巻で勧告しているガイダンス値は、事故による放射性物質の環境中への放出といった緊急時の飲料水の汚染には適用できない。

飲料水の放射能の観点については、第9章でより詳細な考察が述べられている。

#### 1.1.5 受容性の観点

水には、大多数の消費者が不快を感じるような臭味があってはならない。

飲料水質の消費者による評価は、主としてその感覚に依存する。水の微生物学的、化学的および物理的成分はその外観と臭味に影響を及ぼし、消費者はこれらに基づいて水質と水の受容性を評価する。これらの物質は直接的な健康影響をまず有しないが、著しく濁った水、著しく色の付いた水あるいは不快な臭味のある水は、消費者によって安全でないと思われ、受け入れられないであろう。極端な場合、消費者は、安全であっても見かけ上受け入れがたい飲料水を避けて、

必ずしも安全と言えなくても見かけ上より快適な水源を好むことがある。それゆえ、飲料水供給について評価し、規制や基準を策定する際には、消費者の考え方をよく知って、健康に関連するガイドラインと外観に関するクライテリアのいずれをも考慮に入れておくことが賢明である。

飲料水供給で外観や臭味が通常と異なる場合には、水源水質の変化や、浄水処理プロセスの欠陥を示すものと考えて調査しなければならない。

飲料水質の受容性については、第10章でより詳細に考察する。

## 1.2 飲料水の安全管理における役割と責任

予防管理は飲料水の安全性確保のための望ましいアプローチであり、集水域および水源から消費者による使用に至るまで、飲料水供給の諸特性を考慮に入れたものでなければならない。飲料水質管理に関わる多くの観点は、しばしば飲料水供給事業者の直接の責任範囲を越えており、水循環に係るその地域に責任を有する機関が水質管理に関わることを保証するためには、多機関による協調的アプローチを欠くことができない。一例を上げれば、それは、集水域や原水に飲料水供給事業者の権限が及ばない場合である。監視と必要事項に関する報告、緊急時における対応計画、情報伝達方法など、飲料水質管理の他の要素に関しては、他機関との協議が必要である。

すべての関連機関が連携しての予防的総合管理アプローチは、飲料水の安全確保のための望ましいアプローチである。

飲料水供給事業者の判断や活動に影響を与える、または、それによって影響を受ける主な利害関係者は、適宜、その計画や管理活動につき調整を図ることが求められる。利害関係者には、例えば、健康および資源管理機関、消費者、業界、管工事事業者などが含まれる。適切なメカニズムと文書化によって、利害関係者の委任と関与を取り付けることが必要である。

### 1.2.1 サーベイランスと品質管理

公衆衛生を保護するために、サービス提供者の役割と責任を、公衆衛生保護のための独立した監督機関のそれ（「飲料水供給のサーベイランス」）と、区別したアプローチが有効であることが示されている。

飲料水供給サービスの維持管理と改善のための組織体制づくりにおいては、サーベイランス担当機関と水供給事業者それぞれの重大な相補的役割を考慮しておかななければならない。サーベイランスと水質管理の二つの機能は、これらを一つにした場合には利害が衝突するので、それぞれ別の独立した機関によって行わせることによってその効果が最も発揮される。その場合、

- 国の機関は、水供給事業者が定められた義務を満たすよう、目標、基準、法令などの枠組みを提供する。
- 消費者への水供給に携わる事業者は、その手段の如何にかかわらず、その事業者による

システムが安全な水を送ることができ、またそのことを日常的に達成し得ていることを保証し、検証することが、求められるようにするべきである。

- サーベイランス機関は、安全性並びに検証試験に関するあらゆる観点からの定期的な査察を通じて、独自の(外部からの)サーベイランスに責任を持つ。

実際には、サーベイランス機関と飲料水供給事業者との間には、必ずしも明確な責任分担は認められないかも知れない。場合によっては、専門組織、政府組織、非政府組織および民間組織がカバーする範囲は、上記よりもより広くて複雑かも知れない。既存の枠組みがどうであれ、水安全計画の実施、水質管理とサーベイランス、データの照合と要約、結果の報告と発信および是正措置の実施のための、明確な戦略と構造を開発することが重要である。説明責任と情報伝達についての明確な道筋は不可欠である。

飲料水質のサーベイランスは、「継続的で怠りのない公衆衛生の評価と、飲料水供給の安全性および受容性の再吟味」(WHO、1976)として定義される。

サーベイランスは、飲料水に関わる潜在的な健康リスクを確認して評価するための調査活動である。サーベイランスは、飲料水供給の水質、水量、アクセスの容易さ、供給範囲(すなわち、信頼し得るアクセスを有している人口)、経済的負担能力および連続性(これらは「サービス指標」と呼ばれる)の改善を促進することによって、公衆衛生の保護に寄与するものである。サーベイランス機関は、水供給事業者がその義務を履行しているかどうかを判断する権限を有していなければならない。

大抵の国では、飲料水供給サービスのサーベイランスに責任を有している機関は、保健(または公衆衛生)省およびその地方または部門の部署である。国によっては、環境保護機関であることもあるし、また、地方政府の環境保健部署が何らかの責任を有していることもある。

サーベイランスには、監査、分析、衛生査察、組織やコミュニティーなどの観点を含めた系統的な調査計画が必要とされる。サーベイランスは、水源と集水域内活動、導水施設、浄水施設、貯水施設および(管路によるか否かにかかわらず)配水施設を含めた、飲料水システム全体をカバーするものでなければならない。

問題を予防し、欠陥を是正するためのすばやい行動を保証することは、サーベイランス計画の一つのねらいであるべきである。ときには、基準に適合させるよう促してそれを保証させるために、懲罰を科すことが必要となることがある。そのため、サーベイランス機関は、強力で強制力のある法令によって支えられていなければならない。しかし、サーベイランス機関は、懲罰を科すことを最後の手段としつつ、事業者と前向きで協力的な関係を築くことが重要である。

サーベイランス機関は、公衆衛生を脅かすおそれがある微生物汚染が検出されたときに、水の煮沸やその他の手段を水供給事業者に強制的に勧告させる権限を、法律によって与えられなければならない。

飲料水供給事業者は、いかなる場合においても、自らが供給する水の品質と安全性に責任を負っている。

### 1.2.2 公衆衛生官署

公衆衛生保護を効果的に支援するため、国の公衆衛生担当機関は通常次の4分野の活動を行う。

- 健康状態とその動向に関するサーベイランス。集団発生の検知と調査を含む。これらは一般に国の機関が直接行うが、ときによって地方機関を通して行うこともある。
- 飲料水に関する規範および基準の策定。国の公衆衛生官署は、多くの場合、水供給に関する規範策定に主たる責任を負っており、これには、水質目標(water quality target: WQT)、運転管理と安全性に関する目標および直接に指定された必要事項(例えば、浄水処理など)が含まれる。規範に関する活動には、水質だけにとどまらず、例えば、飲料水の生産と供給に用いる材料および薬品に関する規制と認可(8.5.4参照)や、給水装置工事などの分野に関する最低基準の策定(1.2.10参照)などが含まれる。しかも、これらは常に一定したものではない。なぜなら、技術および利用可能な材料(例えば、給水用具および浄水処理プロセスなど)の面で飲料水供給の実務に変化があれば、それに応じて健康上の優先度や対応も変化するからである。
- 特に保健政策および統合的水資源管理(1.2.4参照)など、より広範な政策展開における健康面からの関心表明。健康への懸念から、飲料水供給の拡張と改善に関係することへの資源割り当てを支持する役割がしばしば求められ、他の何よりも優先して飲料水ニーズの充足を第一に要求するためのロビー活動にしばしば関わったり、そして、利害衝突の解決に関与したりするようなこともある。
- 他の地方機関(例えば、地方自治体など)への、一般に下位組織(例えば、地方環境衛生行政担当機関など)を通してのまたはガイダンスによる、飲料水供給サーベイランスに関する直接行動。これらの役割は、国と地方の組織と責任によって大いに異なり、コミュニティー水供給事業者を支持する役割もしばしば含まれ、しかも、そのような場合には地方官署がよく直接介入する。

公衆衛生サーベイランス(すなわち、健康状態とその動向に関するサーベイランス)は、飲料水の安全性の検証に寄与する。サーベイランスでは、飲料水に限らず、様々な汚染源に由来する病原微生物への曝露があったかも知れない集団全体の疾病が考慮される。国の公衆衛生担当官署は、例えばケースコントロール、コホートまたは介入研究を通して、疾病におけるリスク要因としての水の役割につき評価したり、あるいはそのことを直接研究したりすることもある。公衆衛生サーベイランスチームは、都市や農村の保健センターにおける場合と同様に、一般に国および地方レベルにおいて活動する。日常的な公衆衛生サーベイランスの内容は、次のとおりである。

- 報告に値する疾病(その多くは水系病原体に起因する)の進行状況監視
- 集団発生の検出
- 長期的動向の解析

- 地理的および人口学的解析
- 水行政担当官署へのフィードバック

公衆衛生サーベイランスは、通常と異なる疾病発生の疑いまたは水質の悪化を受けて、実際に起きているかも知れない水系感染症の発生を突き止めるために、様々な方法で強化されることがある。疫学調査の内容は次のとおりである。

- 集団発生の調査
- 介入方法を評価するための介入研究
- 疾病におけるリスク要因としての水の役割を評価するためのケースコントロールまたはコホート研究

しかし、水系感染症制御のための短期的な対応を可能にするようなタイムリーな情報提供を、公衆衛生サーベイランスに期待することはできない。制約として次のようなことが上げられる。

- 報告に値しない疾病の集団発生
- 曝露と発病の間の時間遅れ
- 発病と報告の間の時間遅れ
- 低レベルの報告
- 原因となった病原体および汚染源同定の困難さ

公衆衛生担当官署は、公衆衛生政策全体を背景とし、すべての利害関係者との相互活動の中で、事前と同様に事後にも活動する。公衆衛生面における説明責任を果たすため、通常は弱者集団が優先される。その結果、一般に、飲料水の安全管理および改善と、安全で豊富な飲料水の安定供給に対するアクセスを確保したいというニーズとの均衡を図ることが必要となる。

国の飲料水の状態に関する理解を得るために、国の公衆衛生担当官署は、国の飲料水質の現状の概略、並びに、公衆衛生政策全体の面から見た関心事や優先度について記した報告書を定期的に作成するべきである。これは、地方と国の機関の間での効果的な情報交換が必要なことを意味している。

国の保健担当官署は、何らかの形で信頼できる安全な飲料水供給へのアクセス確保のための政策形成およびその実施につき、指導的立場を取るかまたはそれらに参画するようにすべきである。これが達成できていない場合には、個別または自家処理と水の安全な貯留が行えるよう、適切な道具と教育が得られるようにしなければならない。

### 1.2.3 地方官署

地方環境衛生担当官署は、水資源および飲料水供給の管理に関してしばしば重要な役割を果たしている。これには、集水域の査察や、水源水質に影響を及ぼすような集水域での活動の許可が含まれることがある。また、飲料水システムの管理についての検証および監査（サーベイランス）が含まれることもある。地方環境衛生担当官署は、コミュニティー飲料水供給システムおよび

自家給水システムの設計と実行、並びに、欠陥の是正に関しても、具体的なガイダンスを与えるとともに、これらの飲料水供給のサーベイランスについても責任を負う。地方環境衛生担当官署は、家庭での水処理が必要な場合における消費者教育についても重要な役割を担っている。

自家給水および小規模コミュニティ飲料水供給の管理においては、一般に飲料水供給と水質に関しての教育プログラムが必要とされる。通常、このようなプログラムには以下のようなことが含まれる。

- 水の衛生についての意識向上
- 飲料水供給とその管理についての基礎技術訓練および技術移転
- 水質への介入の受け入れに対する社会文化的な障壁を越えるための配慮とアプローチ
- 動機づけ、活性化および社会・市場活動
- 持続可能性を達成し維持するための水質プログラムの継続支援、フォローアップおよび情報伝達

これらのプログラムは、地方保健担当官署またはその他の非政府機関や民間セクターなどの機関によって、コミュニティレベルで運営され得る。これらのプログラムがその他の機関によるものであれば、水質教育および訓練プログラムの作成と実施への地方保健担当官署の関与を強く勧めたい。

参加型衛生教育・訓練プログラムへのアプローチについては、他のWHO資料 (Simpson-Hébertほか、1996; Sawyerほか、1998; Brikké, 2000) に記されている。

#### 1.2.4 水資源管理

水資源管理は、飲料水質の予防管理に必須の観点である。原水の微生物学的および化学的汚染の防止は、公衆衛生上の懸念である飲料水の汚染に対する第一のバリアである。

水資源の管理および集水域の汚染につながる人間活動は、下流域および地下帯水層の水質に影響を及ぼす。このことは、安全な水を確保するために必要とされる浄水処理のステップに影響をもたらすので、予防活動は浄水処理の高度化に比べてより好ましい。

土地利用が水質に及ぼす影響については、水資源管理の一部としてその評価が行われるべきである。この評価は、通常は保健担当官署や飲料水供給事業体単独によって行われるものではなく、また、次のようなことを考慮に入れて行われるべきである。

- 土地被覆の改変
- 採掘行為
- 水路の建設/改修
- 肥料、除草剤、殺虫剤およびその他の薬剤の散布
- 家畜密度および糞尿の散布
- 道路の建設、維持管理および使用



- 様々な形態のレクリエーション
- 都市および農村における宅地開発、特に排泄物処理、衛生処理、埋め立て処分および廃棄物処理
- 工業、鉱業および軍用地など、汚染につながるその他の人間活動

水資源管理は、工業、農業、航行および洪水調節に係わる機関など、水資源を制御するあるいは水資源に影響を及ぼす集水域の管理機関もしくはその他の機関の責任であろう。

保健担当機関や飲料水供給事業者の水資源管理に関する責任の程度は、国やコミュニティによって大きく異なる。政府の組織やセクターの責任に関係なく、保健担当官署が、水資源の管理や集水域の土地利用規制に携わるセクターと、連絡を取って協力し合うことは重要である。

公衆衛生担当官署、飲料水供給事業者および資源管理担当機関の間の緊密な協力関係の確立は、そのシステムで検出されるおそれのある健康危害因子を認識する上での助けとなる。このことは、土地利用や水源の汚染に関する規制について決定が下される際に、飲料水源の保護が考慮されることを保証するためにも重要である。これには、状況に応じて、農業、運輸、観光または都市開発などその他のセクターも関与することがある。

飲料水源の適切な保護を保証するために、通常、国の官署は、統合的水資源管理に関する国家政策の形成に際して他のセクターと調整を行う。政策実施のための地方組織が設立され、国の官署は手段の提供を通じて地方官署を指導する。

地方の環境衛生または公衆衛生担当官署には、最良の利用可能な飲料水源水質を保証するための統合的水資源管理計画の作成に参画するという、重要な仕事が課せられている。より詳しくは、関連図書「健康のための表流水保護(*Protecting Surface Waters for Health*)」および「健康のための地下水保護(*Protecting Groundwaters for Health*)」(1.3)を参照されたい。

### 1.2.5 飲料水供給事業者

飲料水供給には、給水人口が1,000万人オーダーの非常に大規模な都市システムから、ごく少数の人々に給水する小規模コミュニティシステムまで、様々なレベルのものがある。それには、大抵の国においては、管路を用いて給水するものと併せてコミュニティ水源が含まれている。

飲料水供給事業者は、品質保証および品質管理に責任を負っている(1.2.1参照)。その主要な責任は、水安全計画(WSP、詳細は第4章参照)の作成と実施である。

多くの場合、水供給事業者は、その水源への水の供給源である集水域の管理について責任を負っていない。集水域についての水道事業者の役割は、複数機関にまたがる水資源管理の活動に参画すること、汚染につながるおそれのある活動や事故によって生じるリスクを理解すること、および、この情報を水道に対するリスクの評価と適切な管理に活用することである。水道事業者が単独で集水域を調査したり、汚染リスクを評価したりすることはないが、自らにとってのその必要性を認識し、例えば保健行政または環境行政担当官署などと、機関横断的な協力を呼び掛けること

は水道事業者の役割である。

水道の利害関係者(例えば、操作員、管理者、並びに、小規模事業者、科学者、社会学者、議員、政治家などの専門家グループ)との連合体を組織することにより、貴重で和やかな意見交換の場を持つことができることが、これまでの経験から明らかである。

より詳しくは、関連図書「水安全計画(*Water Safety Plans*)」(1.3)を参照されたい。

### 1.2.6 コミュニティーによる管理

コミュニティー管理による飲料水システムは、それが管路による給水システムであれ管路によらない給水システムであれ、先進国・開発途上国を問わず世界的に広く共通して存在する。コミュニティー飲料水システムの正確な定義は様々である。水道の給水人口規模や供給形態に基づく定義は多くの条件の下で適切であるが、小規模コミュニティー飲料水システムと大規模都市飲料水システムでは、運営・管理へのアプローチにおいて明確な違いがある。これには、コミュニティー飲料水システムの運営および運転が、しばしば訓練を受けていない、そしてときには無給のコミュニティー構成員に対して、強く依存しがちであることも含まれる。開発途上国の都市周辺地域、すなわち主要都市の周りにあるコミュニティー飲料水システムも、このようなコミュニティーシステムとしての特徴を持っていることがある。

コミュニティー飲料水供給の水質管理の効果的かつ持続可能なプログラムには、地域コミュニティーの積極的な支援と関与が必要である。これらのコミュニティーは、初期調査、井戸の位置選定、立ち退き区域の選定または保護区域の設定についての判断、飲料水供給の監視とサーベイランス、欠陥の報告、維持管理の遂行および改善策の実施、そして、衛生処理と衛生習慣を含めた支援活動など、プログラムのすべての段階に関わらなければならない。

コミュニティーはすでに高度に組織されていて、保健または飲料水供給について活動していることがある。あるいは、良く整備された飲料水システムがなかったり、女性などのあるセクターに十分な代表権がなかったり、意見の不一致や内部対立があったりすることがある。このような状況のもとでコミュニティー参加を達成するには、住民の足並みを揃え、意見の相違を解決し、共通の目的について合意し、具体的な行動を取るために、より多くの時間と努力が必要である。支援と激励を与え、安全な飲料水の供給を目的として生み出された組織が機能し続けることを保証するためには、おそらく数年にわたって何度も訪問することがしばしば必要である。これには、そのコミュニティーにおいて、以下のようなことを保証するための衛生・健康教育プログラムの設定が含まれることがある。

- 水質の重要性とその健康との関係、並びに、飲用、調理および衛生のための安全で十分な量の家事用水の必要性について気付いていること
- サーベイランスの重要性とコミュニティーによる対応の必要性を認識していること
- サーベイランスにおけるコミュニティーの役割を理解しており、それを果たす用意があること

- 前記の役割を果たす上で必要とされる技倆を備えていること
- 水道の汚染を防ぐための必要条件について気付いていること

より詳しくは、「WHO飲料水水質ガイドライン第2版第3巻(WHO *Guidelines for Drinking-water Quality, second edition, Volume 3*)」、関連図書「水安全計画(*Water Safety Plans*)」(1.3)、Simpson-Hébertほか(1996)、Sawyerほか(1998)およびBrikké(2000)を参照されたい。

### 1.2.7 水売り

各家庭を訪れてや、給水地点での水売りは、水不足の地域や、社会基盤施設に欠陥があったりまたそれが未整備で、十分な量の飲料水へのアクセスに制約がある地域など、世界の随所において共通して見られる。水売りが消費者に直に飲料水売る際の輸送形態は、給水車によるものや手押し車によるものなど様々である。本ガイドラインでは、ボトル水やパック水(これらについては6.5参照)または自動販売機によって売られる水は、水売りには含まない。

水売りによって消費者に供給される水には、健康の面で多くの懸念がある。これには、十分な量の水へのアクセスや、汚染につながる不十分な浄水処理または不適切な容器による輸送についての懸念が含まれる。

水源が不確かであったり、水質が明らかでなかったりする場合には、その少量を取って処理または再処理することにより、水質を改善して安全性を高めることができる。微生物学的汚染を受けた水の最も簡単で重要な処理は消毒である。給水車でまとまった量の供給を受ける場合には、少なくとも30分接触後の遊離残留塩素濃度が、給水点において少なくとも0.5mg/Lになるように十分な塩素を添加するべきである。一般に、給水車は、飲料水供給だけのために確保しておくべきである。使用前に、給水車は化学薬品を用いて消毒するかまたは蒸気洗浄しておくべきである。

地方官署は、水売りが供給する水についてサーベイランスプログラムを実施し、また、必要に応じて、汚染防止を目的とした取水、浄水処理および給水の改善のための教育プログラムを開発するべきである。

### 1.2.8 個々の消費者

すべての人はある一つのまたは他の水源からの水を消費しており、消費者は取水、浄水処理および貯水に関してしばしば重要な役割を果たしている。消費者の行動は、自らが消費する水の安全性確保を助けると同時に、他の人々が消費する水の改善または汚染にも寄与する。消費者は、その行動が水質に悪影響を及ぼさないよう責任を負っている。給水装置の施工と維持管理は、誤接合や逆流によって水道の汚染を引き起こさないよう、資質が十分にありかつ資格を持った給水工事技術者(1.2.10参照)などができるだけ行うようにするべきである。

大抵の国では、自家用井戸や天水などの自己水源に依存している人々がいる。管路によらない水供給に依存している家庭では、飲料水の安全な取水、貯留およびおそらく処理も含めて、こ

れらを保証するために相応の努力が必要である。コミュニティー水供給がない場合だけでなく、コミュニティー水供給があっても汚染されていたり、水系感染症(第7章参照)の原因となることが知られていたりする場合など、状況によっては、その水の安全性に対する信頼度を高めるために、家庭や個人で処理するようにした方が良い。公衆衛生、サーベイランスもしくはその他の業務を担当する地方官署は、各家庭や個々の消費者に対して、自らの飲料水の安全性確保を支援するガイダンスを提供すると良い(6.3参照)。このようなガイダンスは、コミュニティー教育・訓練プログラムに添って提供するのが最適である。

### 1.2.9 認証機関

認証は、飲料水供給に用いられる装置および材料が、一定の品質や安全性を満たしているかを検証するために行われるものである。認証は、独立した機関が、正規の基準またはクライテリアに対する製造業者のクレームの妥当性を確認したり、材料やプロセスに起因して起こり得る汚染のリスクについて独自に評価したりするプロセスである。認証機関は、製造業者からデータの提出を求めたり、試験して結果を得たり、立入検査や監査を行ったり、さらに場合によっては、製品の性能について勧告することに責任を負うことがある。

認証は、手押しポンプなど家庭あるいはコミュニティーレベルで用いられる技術、浄水薬品など飲料水供給で用いられる材料、各家庭で取水、処理および貯留に用いられる装置に対してこれまで適用されている。

取水、水処理、貯水および配水に用いられる製品やプロセスの認証は、政府機関または民間団体によって監督され得る。認証手続きは、その製品の認証に対して適用される基準、認証クライテリアおよび認証実施機関によって異なる。

国の政府、地方官庁または民間の(第三者機関の監査による)認証プログラムには、以下のような様々な目的が含まれることが考えられる。

- それを用いることが、毒性物質、消費者の受容性に影響を及ぼす物質、または、微生物の増殖を促進させる物質による飲料水の汚染の原因となるなど、利用者や一般の人たちの安全が脅かされることがないようにするための製品の認証、
- 地方レベルまたは購入時の再試験を避けるための製品試験、
- 製品の均一な品質および状態の保証、
- 分析機関およびその他試験機関の認証と認定
- 家庭用装置の性能を含めた材料および浄水薬品の管理

どのような認証手続きにおいても重要なステップとなるのは、製品評価の基礎となるべき基準の策定である。この基準は、可能な限り、認可のためのクライテリアを含むものでなければならない。技術的観点からの認証手続きでは、この基準は、一般に製造業者、認証機関および消費者との協力によって作成される。国の公衆衛生担当官署は、認可プロセスまたはクライテリアのうち、公

衆衛生に直接関係する部分の作成に対して責任を負わなければならない。これ以上の詳細に関しては、8.5.4を参照されたい。

### 1.2.10 給水工事

劣悪な設計、不正な施工、改造および不十分な維持管理に起因する、公共建築物や私有建築物内の不適切な給水装置は、健康に重大な悪影響を及ぼすことが認められている。

建築物内の管路による給水システムの水質には多くの要因が影響を及ぼし、その結果、飲料水の微生物学的または化学的汚染につながる可能性がある。例えば、高置水槽の欠陥や排水管との誤接合などによる建築物内での飲料水の糞便汚染によって、胃腸系疾患が集団発生することがある。劣悪な設計による給水装置は、水の停滞の原因となり、レジオネラの増殖に適した環境を提供することがある。配管用材料、管、継手および塗装剤は、飲料水中の重金属(例えば、鉛など)濃度上昇の原因となることがあり、不適切な材料は細菌増殖の誘因となることがある。健康への悪影響の可能性は、当該建築物の中だけにとどまらない。飲料水と逆流水とのクロス汚染により、当該建築物を越えてその地域の配水システムが汚染され、他の消費者も汚染物質への曝露を受けることがある。

建築物内での基準に適合した水の供給は、一般に水供給事業者による直接の管理対象とはなっていない給水装置に依存している。それゆえ、適切な給水工事の施工と、特に大規模建築物においては、建築物水安全計画(WSP)(6.1参照)に対して信頼が置かれることになる。

建築物システムにおける給水の安全を確保するためには、給水工事施工の段階で健康危害因子の侵入を防いでおくようにしなければならない。このことは、以下のようなことを保証することによって達成し得る。

- 給水管と排水管が、水密で、耐久性があって、内面は滑らかで障害物がなく、しかも予期し得ない応力から護られている。
- 給水システムと排水システムの誤接合が生じていない。
- 貯水システムに欠陥がなく、微生物や化学物質などの汚染物質の侵入のおそれがない。
- 温水・冷水供給システムが、レジオネラの増殖を最小限に抑えるよう設計されている(6.1および11.1.9参照)。
- 適切な逆流防止措置が施されている。
- 多階層建築物において、圧力変動が最小となるようシステム設計されている。
- 水道水を汚染することなく汚水が排出される。
- 給水装置が効率的に機能する。

給水工事技術者は、それにふさわしい資質を備えていて、地域の規制に適合した給水装置に係る必要な業務を遂行できる能力があり、飲料水に用いても安全と認められている材料だけを使用することが重要である。

新規建築物の給水装置の設計については、通常は、建築工事以前に認可を受け、工事中と引き渡し前にしかるべき規制官庁による査察が行われるべきである。

### 1.3 ガイドライン関連図書

本ガイドラインには、ガイドライン導出の正当性を実証するとともに、優良作業を効果的に実施するための手引きとなる背景情報を提供する別の資料が付属している。これらは、インターネット ([http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/)) を通してまたはCD-ROMにより、公表資料として利用できる。参考文献の詳細は付録1に示すとおりである。これらの資料には下記のものが含まれる。

「飲料水の微生物学的安全性評価：アプローチと方法の改善 (*Assessing Microbial Safety of Drinking Water: Improving Approaches and Methods*)」

この本では、飲料水の微生物学的安全性評価に用いられるアプローチと方法の現状に関するレビューが示されている。具体的な情報ニーズに応じた運転監視と併せて、指標の選択と使用についてのガイダンスを提供しているほか、「新」技術および新しい方法の適用可能性に視線を当てている。

「飲料水の化学的安全性：リスク管理のための優先度評価 (*Chemical Safety of Drinking-water: Assessing Priorities for Risk Management*)」

この資料では、その利用者が、地域においてあるいは国として水供給システムの系統的な評価を行い、最も重大と考えられる化学物質について優先順位付けし、それらをどのようにして制御するかまたは減少させるかについて検討し、基準が適切なものとなるよう見直したりまたは適切な基準を施行したりするための手段が示されている。

「家事用水の量、サービスレベルおよび健康 (*Domestic Water Quantity, Service Level and Health*)」

この資料では、水の消費(水分の補給と調理)と基礎衛生に必要な許容最小限のニーズを判断するための、健康に関わる目的に水を用いる際の要件についてレビューしている。

「飲料水の糞便汚染検出のためのH<sub>2</sub>S法の評価 (*Evaluation of the H<sub>2</sub>S Method for Detection of Fecal Contamination of Drinking Water*)」

この報告書では、飲料水の糞便汚染に関する尺度または指標としての「H<sub>2</sub>S試験」の利用に関して、その科学的根拠、正当性、利用可能なデータおよびその他の情報につき詳細にレビューしている。

「食品中および水中の病原体の危害因子特性評価ガイドライン (*Hazard Characterization for Pathogens in Food and Water: Guidelines*)」

この資料では、国や研究機関の科学者の支援を目的とした、微生物学的危害因子の特性評価のための実際的な枠組みと組織的アプローチが示されている。

「従属栄養細菌数と飲料水の安全性: 水質と人の健康の面から見たHPCの意義 (*Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety: The Significance of HPCs for Water Quality and Human Health*)」

この資料では、飲料水の安全管理における HPC 測定の役割についての詳細な評価が示されている。

「家庭での水管理: 飲料水供給の改善による健康の増進 (*Managing Water in the Home: Accelerated Health Gains from Improved Water Supply*)」

この報告書では、家事用水の取水、処理および貯留のための、様々な方法とシステムに関する記述と詳細なレビューが示されている。微生物学的水質の向上を図るための、家庭で浄水処理して貯水する方法の能力についても評価している。

「水中の病原性抗酸菌: 公衆衛生上の重要性、監視および管理に関する手引き (*Pathogenic Mycobacteria in Water: A Guide to Public Health Consequences, Monitoring and Management*)」

この本では、水中およびその他の環境中の病原性抗酸菌 (PEM) の分布に関する最新の知識について述べている。ヒトの感染を引き起こす伝播経路に関する考察、感染によってもたらされる最も重大な症状およびPEM種の古典的な分析法から最新の分析法までが含まれている。最後は、飲料水中のPEMの制御を取り巻く課題についての考察およびリスク評価と管理で締め括られている。

「WHO 飲料水水質ガイドラインにおける公衆衛生リスクの定量化: 疾病負荷に基づくアプローチ (*Quantifying Public health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality: A Burden of Disease Approach*)」

この報告書では、公衆衛生に関する共通尺度としての障害調整生存年数 (Disability Adjusted Life Years: DALY) の概念と方法論、並びに、その水質評価における有用性について考察するとともに、疾病負荷のアプローチを用いて飲料水中のいくつかの汚染物質について検討した結果を示している。

「管路給水における水の安全性:管路給水システムにおける微生物学的な水質管理 (*Safe Piped Water: Managing Microbial Water Quality in Piped Distribution Systems*)」

戸別住宅、建築物および共同水栓に水道水を供給するための圧力管網の整備は、多くのコミュニティの継続的発展と健康のための重要な要素である。この刊行物では、配水管網における微生物学的な汚染物質の侵入と微生物の増殖および管路給水システムにおける飲料水の安全性を確保するための実務について考察している。

「水中の有毒シアノバクテリア:その公衆衛生上の重要性、監視および管理に関する手引き (*Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*)」

この本では、水利用におけるシアノバクテリアの健康影響に関する知識の現状が述べられている。リスク管理の観点につき考察し、シアノバクテリアとその毒素に起因する健康危害因子から、飲料水源やレクリエーション水域を保護する上で必要な情報につき詳述している。また、水源や水供給の監視プログラムおよび調査の設計において考慮すべき主な事項につき、知識の現状を紹介しているほか、その際に用いられるアプローチや手順についても述べている。

「浄水施設の機能向上 (*Upgrading Water Treatment Plants*)」

この本では、浄水場の処理性能改善のための実用的な手引きが示されている。浄水場の設計、運転、維持管理および機能向上を担当している人たちにとって、非常に貴重な情報源となるであろう。

「水安全計画 (*Water Safety Plans*)」

水質制御戦略の改善は、排泄物処理および身体衛生の改善と相まって、集団の健康に大きな利益をもたらすことが期待される。この資料は、飲料水質の制御および監視戦略の改善に関する情報を提供するものである。

「浄水処理と病原体制御:飲料水の安全性確保におけるプロセス効率 (*Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking-water*)」

この刊行物では、水質専門家および設計技術者が微生物学的な水質について意思決定する際に助けとなるよう、水中の病原微生物の除去および不活化に関する文献についての詳細な分析が示されている。



作成中または改訂中の資料

- 「飲料水中のヒ素: 健康リスクの評価と管理 (*Arsenic in Drinking-water: Assessing and managing health risks*)」(作成中)
- 「安全な飲料水供給のための淡水化 (*Desalination for Safe Drinking-water Supply*)」(作成中)
- 「航空機における衛生と衛生設備の手引き (*Guide to Hygiene and Sanitation in Aviation*)」(改訂中)
- 「船舶衛生設備の手引き (*Guide to Ship Sanitation*)」(改訂中)
- 「健康の観点から見た給水装置 (*Health Aspects of Plumbing*)」(作成中)
- 「レジオネラとレジオネラ症の予防 (*Legionella and the Prevention of Legionellosis*)」(最終取りまとめ中)
- 「健康のための地下水保護 - 飲料水源の水質管理 (*Protecting Groundwaters for Health – Managing the Quality of Drinking-water Sources*)」(作成中)
- 「健康のための表流水保護 - 飲料水源の水質管理 (*Protecting Surface Waters for Health – Managing the Quality of Drinking-water Sources*)」(作成中)
- 「飲料水質の迅速評価: 実務ハンドブック (*Rapid Assessment of Drinking-water Quality: A Handbook for Implementation*)」(作成中)

## 第2章 ガイドライン - 安全な飲料水の枠組み

飲料水の水質は、水源の保全、浄水処理プロセスの制御と配水の管理および水の取り扱いの組み合わせを通して制御される。そのためのガイドラインは、それぞれの国や地域の状況に適したものの、すなわち、環境、社会、経済および文化の状況に適合し、かつ、優先度を設定するものでなければならない。

### 2.1 安全な飲料水の枠組み - 必要条件

本ガイドラインは、予防管理に関する「安全な飲料水の枠組み」の概説であり、以下の5項目から成っている。

- 健康影響の評価を基礎とする健康に基づく目標(第3章)
- 飲料水供給(水源から浄水処理を経て利用点に至るまで)が全体として健康に基づく目標に適合した水を供給し得ているかどうかを判定するためのシステム評価(4.1)
- 飲料水の安全確保において特に重要な飲料水供給の制御手段の運転監視(4.2)
- システム評価と監視計画、平常運転時と事故時において取るべき措置、並びに、機能向上と改善、文書化および情報伝達について記載した管理計画(4.4～4.6)
- 上述の各項目が適切に実行されていることを検証するための独立したサーベイランスシステム(第5章)

本ガイドラインでは、安全な飲料水の枠組みを支援するため、微生物学的観点(第7、11章)、化学的観点(第8、12章)、放射線学的観点(第9章)および受容性の観点(第10章)から広範な参考情報を提供する。図2.1に、飲料水の安全性確保における本ガイドライン各章の相互関係の概要を示す。

飲料水中の微生物学的および化学的成分で、人の健康に悪影響を及ぼす原因となり得るものには、様々なものがある。原水や消費者に供給される水に含まれるこれらの成分の検出は、時間がかかり、煩雑で、経費もかかることから、早期警戒能力や経済的負担能力に限界がある。水質測定に依存するだけでは、公衆衛生を保護する上で不十分である。あらゆる水質パラメータについて検査することは物理的にも経済的にも不可能であることから、監視のための努力と資源の使い方を慎重に計画し、重大な鍵となる特性に振り向けるようにするべきである。

健康と関係はなくても、水の受容性に重大な影響を及ぼすような特性は重要である。水に見かけ上受け入れがたい特性(例えば、外観、味および臭気など)があれば、健康に対して重大な問題があるかどうかを判断するために、さらに調査する必要がある。

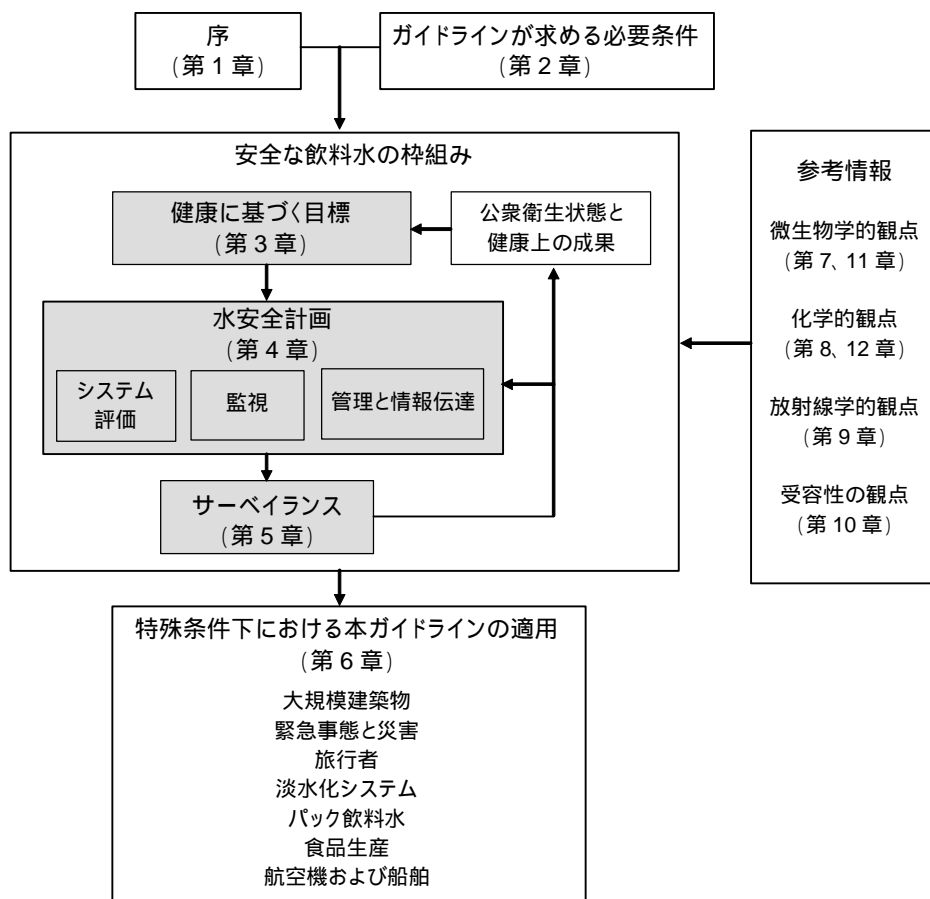


図 2.1 飲料水の安全確保における本ガイドライン各章の相互関係

飲料水の微生物学的および化学的水質を制御するために、管理計画を策定することが必要である。管理計画は、それが実施されれば、病原体数や化学物質濃度が公衆衛生上問題とならない程度リスクであり、水が消費者に受け入れられるものであることを保証するための、システム保護およびプロセス制御の基礎となる。水供給事業者が作成する管理計画は「水安全計画 (Water Safety Plan: WSP)」と呼ばれる。WSPは、システムの評価と設計、運転監視および文書化と情報伝達を含めた管理計画により構成される。WSPの構成要素は、多段バリアの原則、危害度分析重要管理点方式 (HACCP) の原則および、その他の系統的管理のアプローチの上に築かれる。WSPでは、飲料水供給のあらゆる観点を対象とし、かつ、取水、浄水処理および配水の制御に焦点を当てるべきである。

多くの飲料水供給は、正式なWSPがなくても、十分に安全な飲料水を供給している。このような飲料水供給にとってのWSPの策定と実施の主な便益は、危害因子の系統的で詳細な評価とその優先順位づけ、およびバリアまたは制御手段の運転監視である。さらに、WSPは、管理上の見落

としいや過失による機能停止の機会を最小化するための組織的・構造的システムおよびシステムの機能停止または不測の危害事象に対応するための危機管理計画を規定するものである。

### 2.1.1 健康に基づく目標

健康に基づく目標は、安全な飲料水の枠組みに不可欠な要素であり、水供給事業者および受益コミュニティなどとも協議の上で、高レベルの保健担当官署が策定すべきものである。その際には、全体的な水と健康に関する政策の一部として、全体的な公衆衛生の状況および水に含まれる微生物や化学物質が引き起こす疾病に対する飲料水質の寄与を、考慮に入れるべきである。また、特に水の供給を受けていない人々のために、水へのアクセスを確保することの重要性も考慮に入れなければならない。

健康に基づく目標は、あらゆるタイプの飲料水供給に対する本ガイドライン適用の基礎となるものである。飲料水中の成分には、一回の曝露によって健康に悪影響をもたらすもの（例えば、病原微生物など）と、長期間の曝露により健康に悪影響をもたらすもの（例えば、多くの化学物質など）がある。水中の成分と、その作用形態および濃度変動特性は多様なため、健康に基づく目標には以下の4つの主なタイプがあり、これらは、飲料水の安全のための必要条件を明らかにする際の基礎として用いることができる。

- 健康成果目標 (*Health outcome target*): 特に水系感染症が計測し得る負荷となっている場合などにおいては、飲料水による曝露量の低減により、全体的な疾病リスクをかなりの程度まで減少させることが可能である。その場合、全体的な疾病レベルの定量的な低減として、健康に基づく目標を策定することができる。このような方法は、曝露後すぐに悪影響が現れる場合、そのような悪影響を即座に十分な信頼度で監視できる場合および曝露量の変化も同様に即座に十分な信頼度で監視できる場合に、その適用性が最も高い。このタイプの健康成果目標は、主として、開発途上国におけるいくつかの微生物学的危害因子および主として水に起因して明確な健康影響を有する化学的有害因子（例えば、フッ素など）に対して適用し得る。また、これとは別の場合、健康成果目標は、リスク定量評価モデルによる結果を評価するための根拠となるであろう。この場合、健康成果は、曝露および用量 - 反応関係に関する情報に基づいて推定される。その結果は、水質目標を明確にするための根拠として直接用いられるか、あるいは、他のタイプの健康に基づく目標を策定するための根拠を与えるものとなるであろう。実在集団の健康に関する試験介入の影響についての情報に基づく健康成果目標は、理想的であるがまれにしか利用できない。より一般的なのは、絶対的なものであっても部分的なものであっても、望ましくは疫学的証拠に基づく、あるいは、それに代えてリスク評価研究に基づく、全疾病負荷についての明確な耐容リスクレベルに基づく健康成果目標である。

- 水質目標(*Water quality target, WQT*): WQTは、長期曝露により健康リスクをもたらす、その濃度変動は小さいかまたは長期間において認められる、飲料水中の個々の成分に対して策定される。これらは、通常、健康影響が懸念される物質または化学物質のガイドライン値(濃度)として示される。
- 処理性能目標(*Performance target*): 処理性能目標は、短期曝露により公衆衛生リスクをもたらすか、あるいは、短期間のうちにその個数または濃度が大幅に変動することがあり、健康上重大な意味を持つ成分に対して用いられる。これらは、通常、問題となる物質について求められる除去率、または、汚染防止の効果として示される。
- 特定技術目標(*Specified technology target*): 国の規制機関は、小都市、コミュニティーおよび各家庭での飲料水供給のための特定の行動について、目標を策定することがある。これらの目標は、与えられた状況や、飲料水システムの一般的なタイプに対して許される、特定の装置またはプロセスを明確化するものである。

健康に基づく目標が、地域の実際の条件下において現実的であり、公衆衛生の保護と改善のために設定されることは最も重要である。WSPの策定によって裏付けられた健康に基づく目標は、既存設備の妥当性を評価するために必要な情報を提供し、査察と分析による適切な検証のレベルとタイプを明確にする上で助けとなる。

大抵の国は、異なる供給形態や異なる汚染物質に対して、いくつかのタイプの目標を適用している。それらが適切で支えとなるものであることを保証するために、妥当な限り、仮定条件、代替管理手法、制御手段および検証のための指標システムに関する記述を含む、代表的なシナリオが策定されるべきである。これらのシナリオは、国や地域における優先度と段階的实施について明確化し、そのことによって、利用可能な資源の最大限の活用を保証する助けとなる、一般的なガイダンスによって支持されるべきである。

健康に基づく目標については、第3章でより詳細に考察する。

### 2.1.2 システムの評価と設計

飲料水システムの評価は、管路給水システムによる大規模事業体、管路によるコミュニティー水供給および手押しポンプを含めた管路によらないコミュニティー水供給、並びに、個別の自家給水に対して等しく適用し得る。評価の対象は、既存の基盤施設、または、新規給水や、既存施設の改良に関する計画である。飲料水質はシステム全体を通して変化するので、評価を行う際には、最終的に消費者に供給される水の質が、健康に基づく目標を常に満たすかどうかの判定をねらいとするべきである。水源における水質とそのシステムを通しての変化について理解するためには、専門家による助けが必要である。システム評価は、定期的に行わなければならない。

システム評価においては、水質に影響を及ぼすいくつかの成分や成分グループの挙動を考慮

に入れることが必要である。水質に影響を及ぼす危害事象およびシナリオを含めて、現実のまたは潜在的な危害因子を明確化して記述することにより、その可能性と結果の基大きさに基づいて、個々の危害因子についてのリスクレベルを推定し、ランク付けすることができる。

確認は、システム評価の一要素である。それは、その計画を支持する情報が正確で、WSPへの科学的小および技術的投入の評価に関わるものであることを、保証するために行われる。WSPを支持する証拠は、科学文献、流通業者団体、規制・法律制定部局、過去のデータ、専門家団体および水供給事業者の知識を含めて、広範囲の情報源から得られる。

当該システムが理論的に健康に基づく目標に合うものであれば、WSPは、実際に健康に基づく目標を満たす上で助けとなる管理手法となるものであり、それは、以下の項目で概説する段階を追って策定されるべきである。当該システムが健康に基づく目標に適いそうになれば、その飲料水供給が目標を満たすようにするための改良プログラム(資本投資または訓練を含むであろう)に着手するべきである。暫定措置として、達成可能な最高水質の水が供給されるよう、あらゆる努力を払うべきである。公衆衛生に対して重大なリスクがある場合には、追加的手段をとることが妥当である。

評価と設計については、4.1(関連図書「浄水施設の機能向上(*Upgrading Water Treatment Plants*)」;1.3参照)でより詳細に考察する。

### 2.1.3 運転監視

制御手段は、汚染の防止、低減または除去のために飲料水供給システムにおいて行う行為であり、システム評価において明確化される。これには、例えば、集水域管理活動、井戸の台座、ろ過池と消毒施設および管路による給水システムが含まれる。これらがまとめて適切に運転されていれば、健康に基づく目標を満たしていることが確認される。

運転監視は、飲料水システムにおいて制御手段が適切に作動しているかどうかを評価するため、計画的に観察または測定を行う行為である。制御手段の限界値を設定し、それらについて監視し、逸脱があった場合にはそれに対応して、水が安全でなくなる前に改善措置をとることが可能である。限界値の実例としては、ハンドポンプの周囲の台座が完全に損傷がないこと、ろ過処理水の濁度がある一定値以下であること、あるいは、消毒施設を出たあと、または、配水システムの遠くの地点における残留塩素濃度が決められた値以上であること、などが上げられる。

運転監視の頻度は、例えば、台座の完全性の点検は月ごとまたは年ごとに、濁度監視はオンラインでまたは非常に頻繁に、複数地点での残留消毒剤濃度の監視は日ごとまたはオンラインで連続的になど、制御手段の特性によって異なる。監視によって限界値が規定を満たさないことが示された場合には、水が安全でない、または、安全でなくなるおそれがある。運転監視の目的は、安全でないおそれのある水が供給されることを防ぐために、論理的に裏付けられた採水計画にしたがって、制御手段を時間遅れなく監視することにある。

大抵の場合、運転監視は、煩雑な微生物学的または化学的検査ではなく、濁度や構造上の完全性など、簡単で迅速な観察または検査に基づく。煩雑な検査は、一般に、運転監視の一部としてではなく、確認および検証(4.1.7および4.3参照)活動の一部として適用される。

水供給システム全体が適切に作動していることについて確信を得るだけでなく、水質が維持・達成されていることを確認するために、2.2に概説されているような検証を実施する必要がある。

水質監視における指標細菌の活用については、関連図書「飲料水の微生物学的安全性評価 (*Assessing Microbial Safety of Drinking Water*)」(1.3参照)に述べられている。また、運転監視については4.2でより詳細に考察する。

#### 2.1.4 管理計画、文書化および情報伝達

管理計画では、システム評価、並びに、運転監視および検証計画について文書化し、通常運転時だけでなく、システムの制御が損なわれる「事故」時の措置についても記載する。管理計画では、飲料水システムの最適運転を保証するために必要な手順と他の支援プログラムについても、その概略を記載するべきである。

飲料水システムのいくつかの観点からの管理は、単一機関の責任範囲を超えることがよくあるので、関係する様々な機関による計画立案および管理との調整を図るために、各機関の役割と責任を明確にしておくことが必須である。利害関係者の関与と責任を確実なものとするために、適切な仕組みの構築と文書化が必要である。これには、適切な代表者による作業グループ、委員会またはタスクフォースの設置や、例えば署名付の覚え書き(1.2参照)など、協力合意文書の作成を含む。

飲料水質管理のあらゆる観点に関する文書化が必須である。文書には、とるべき行動と、どのような手順を踏む必要があるかを記載するべきである。また、次のようなことにつき、詳細な情報を盛り込むべきである。

- 飲料水システムの評価(フロー図と潜在的有害因子、並びに、確認結果を含む)
- 制御手段、並びに、運転監視および検証計画
- 日常運転および管理手順
- 事故時および緊急時における対応計画
- 以下のような支援手段
  - 訓練計画
  - 研究開発
  - 結果の評価および報告の手順
  - 性能評価、監査および見直し
  - 情報伝達指示書
  - コミュニティー相談

文書化および記録システムは、できるだけ簡単で焦点を合わせたものにするべきである。手順に関する文書化の詳細度は、十分な資質と能力を備えた運転担当者による運転管理を保証する程度で十分である。

文書を定期的に見直すための仕組みを確立するとともに、必要であれば、状況の変化に応じて文書を改訂することが必要である。文書は、必要な修正が容易にできるようなものでなければならない。現行版が活用され、旧版は廃棄されることが保証されるような、文書管理システムを開発するべきである。

事故または緊急事態の適切な文書化と記録も行われなければならない。組織は、将来の事態への備えや計画立案をより良いものとするために、事故からできる限りのことを学ばなければならない。事故を再吟味することにより、既存の指示書に関して必要な修正点が明らかになるであろう。

コミュニティの飲料水質問題についての自覚と知識、並びに、その様々な面における責任の向上を図るための効果的な情報伝達は、飲料水供給事業者によるサービス、または、集水域の土地利用に関する制約についての決定を消費者が理解し、それに寄与するための助けとなる。コミュニティ内の個人やグループの間で多様な意見があることについて十分に理解することは、コミュニティによる期待を満足させる上で必要である。

管理、文書化および情報伝達については、4.4、4.5および4.6においてより詳細に考察する。

### 2.1.5 飲料水質のサーベイランス

サーベイランス機関は、安全性に関するあらゆる観点からの独立した(外部からの)定期的な見直しについて責任があり、また、水供給事業者は、日常的な水質制御、運転監視および優良作業の確保に常時責任がある。

サーベイランスは、WSPへの適合性を評価し、飲料水供給の質、量、アクセスの容易さ、普及率、経済的負担能力および連続性の向上を促進することにより、公衆衛生の保護に寄与する。

サーベイランスでは、WSPの監査、分析、衛生査察、並びに、制度およびコミュニティの観点を含む、系統的な調査プログラムが必要である。サーベイランスは、集水域の資源と活動、管路によるものか否かにかかわらず、水輸送の基盤施設、浄水処理施設、貯水施設および配水システムを含めて、飲料水システムのすべてをカバーしなければならない。

公衆衛生に対して最大の全体的リスクをもたらすシステムの漸進的改善と優先順位付けは重要であるので、飲料水供給の相対的な安全性についての格付け計画(第4章参照)を採用することは有利である。検査頻度が低く、分析結果の信頼性が特に不適切であるようなコミュニティ水供給においては、より高度な格付け計画が特に役立つであろう。このような計画では、通常、分析による所見と、4.1.2に示すようなアプローチによる衛生査察を考慮に入れることになるであろう。

サーベイランスの役割については、1.2.1および第5章で述べている。



## 2.2 検証のためのガイドライン

飲料水の安全性はWSPの適用によって確保され、これには、適切に選ばれた項目を用いて制御手段の効率を監視することが含まれる。この運転監視に加えて、水質の最終的な検証が必要とされる。

検証とは、飲料水供給の性能が健康に基づく目標に記されている目的に適合しているかどうか、もしくは、WSPの修正や再確認が必要かどうかを判断するための、方法、手順または検査の活用であり、運転監視に加えて行われるものである。

### 2.2.1 微生物学的水質

微生物学的水質に関する検証には、微生物学的水質検査が含まれる。大抵の場合、糞便指標微生物の分析が行われるが、ときには、特定病原体の濃度評価が行われることもある。飲料水の微生物学的水質の検証は、供給事業者、サーベイランス機関、または、これらの両者(4.3.1および7.4参照)によって行われる。

検証へのアプローチは、原水、浄水処理直後の水、配水システムの水、または、家庭で貯留されている水の検査を含む。飲料水の微生物学的水質の検証は、糞便汚染指標としての大腸菌の検査を含む。大腸菌は、糞便汚染があってもないことを示す決定的な証拠であり、飲料水中に存在してはならないものである。実際には、多くの場合、糞便性大腸菌の検査が、許容し得るものとしてこれに代えて行われる。大腸菌は有用な指標であるが、その適用には限界がある。腸管系ウイルスおよび原虫は、消毒に対してこれより高い耐性があり、そのため、大腸菌が存在しないことが、これらが存在しないことを必ずしも示すとは限らない。場合によっては、バクテリオファージや細菌芽胞など、より耐性の高い微生物を併せて用いることが望ましい。腸管系ウイルスや寄生虫によって汚染されていることが知られている表流水を用いている場合や、コミュニティでウイルス性疾患や寄生虫症が高いレベルで発生している場合などがこれに相当する。

水質は急速に変化することがあり、いかなるシステムもときとして破綻することがある。例えば、降雨によって原水の微生物濃度が著しく上昇することがあり、降雨後に水系感染症が集団発生することがよくある。分析による検査結果は、このことを考慮に入れて解釈しなければならない。

### 2.2.2 化学的水質

飲料水の化学的水質の満足度評価は、水質分析結果とガイドライン値との比較によることになる。

添加物(すなわち、主として材料に由来する化学物質および飲料水の製造と配水に用いられる化学薬品)については、これらの製品の直接的な品質管理に重点が置かれる。飲料水への添加物の管理に関する検査では、通常、添加物が飲料水に及ぼす影響が評価され、また、ガイドライン値と比較すべき値の導出(8.5.4参照)に際しては、その時間経過に伴う変化が考慮に入れら

れる。

第1章で指摘したように、大部分の化学物質についてはその長期曝露のみが懸念されるが、飲料水中のいくつかの有害化学物質については、短期曝露の結果としての健康影響が懸念される。そのような化学物質の濃度が大幅に変化するような場合には、たとえ何度も分析を行ったとしても、公衆衛生リスクを十分明らかにしてそれを記すことができないことがある(例えば、人工栄養児のメトヘモグロビン血症の原因となる硝酸イオン)。このような危害因子の制御に際しては、農業での施肥など原因となる要因と、検出濃度の動向の両者を知ることには注意を払う必要がある。なぜなら、これらは、将来、重大な問題が発生するかどうかを示すものとなるからである。その他の危害因子は、しばしば季節的な活動によってまたは季節的な条件に伴って、間欠的に発生することがある。その一例は、表流水での有毒シアノバクテリアによる水の華の発生である。

ガイドライン値は、一生涯を通じて摂取しても消費者の健康に関する耐容リスクを超えない成分濃度を表すものである。いくつかの化学汚染物質(例えば、鉛、硝酸イオンなど)についてのガイドライン値は、感受性の高い集団の健康保護を考えて設定されている。これらのガイドライン値は、一般の人たちを生涯にわたって保護することにもなる。

ガイドライン値の超過は、必ずしも健康に重大なリスクをもたらす結果となるものではない。そのため、短期間であれ長期間であれ、ガイドライン値を超えていることは、必ずしもその水が消費に適さないことを意味するものではない。公衆衛生に影響を及ぼすことなくガイドライン値を超過している物質の量や、その期間は、その特定の物質に左右される。しかし、超過は次のようなことの必要性を示す兆候である。

- 少なくとも、必要に応じて是正措置をとる方向でその原因を調査する。
- 公衆衛生担当官署と協議して助言を求める。

ガイドライン値を超過した場合には、飲料水以外からのその物質の摂取量、その物質の毒性、健康への悪影響の可能性とその特性および是正手段の実用性を考慮しつつ、適切な措置について公衆衛生担当官署と協議し、その助言を求めることが推奨される。ガイドライン値の適用に際して重要な考え方は、適切な代替供給手段がない限り、十分な水量を維持することが優先されるべきであるということである。緊急時におけるガイドライン値の活用については、6.2でより詳細に考察する。

推奨されるガイドライン値は、公衆衛生の保護に貢献するだけでなく、実際的かつ実用可能なものであることが重要である。ガイドライン値は、通常、試験機関の日常的な操作条件のもとで達成可能な検出限界より低い濃度で設定されてはいない。さらに、ガイドライン値は、汚染物質を望ましい濃度にまで制御、除去、または、低減するための利用可能な技術を考慮して策定されている。そのため、場合により、利用可能な情報に不確実性がある、または、求められたガイドライン値が実際に達成可能でないような汚染物質については、暫定ガイドライン値が設定されている。

## 2.3 国の飲料水政策

### 2.3.1 法律、規則および基準

飲料水についての国の法律や基準のねらいは、消費者が安全な飲料水を享受できるよう保証することであるべきであり、欠陥のある飲料水供給を閉止させることであるべきではない。

飲料水質の効果的な制御は、理想的には、法令、基準および規程その他の規制によって支援される。各国の法令の詳細な特性は、国としての、憲法上のおよびその他の考え方に依存する。一般に、法令は、基本政策原理(例えば、飲料水として供給される水は安全でなければならない、など)を制定するとともに、多くの機関の責任と権限を定め、それらの相互関係を説明するものとなるであろう。国の規制は、必要に応じて調整され、すべての水供給に対して適用可能なものでなければならない。これは、通常、飲料水質に関する正式な責任が特定の一主体に与えられている場合と、コミュニティー管理が一般に行われているような場合とで、アプローチが異なることを表している。

法令は、飲料水源の開発と保護、並びに、安全な飲料水の浄水処理、維持管理および配水に関する規則の策定と併せて、飲料水質基準およびガイドラインの策定と改正につき規定するものでなければならない。

法令では、水供給事業者の法的な機能および責任につき制定するべきであり、また、一般に法令は、水供給事業者がいかなる場合においても、その消費者に販売あるいは供給する水の質、並びに、その飲料水システムの適切な監督、査察、維持管理および安全運転に法的責任があることを明確にするものとなるであろう。一般の人たち、すなわち「消費者」に実際に水を供給し、その質と安全性について法的責任を有するのは水供給事業者である。水供給事業者は、査察、監督、予防的維持管理、日常的な水質検査および必要に応じての是正措置を含めて、水供給の連続的で効果的な品質保証と品質管理に責任がある。しかし、通常、水供給事業者は、配水システムの特定地点までに限った水質に責任があり、家屋や建築物内の不適切な給水工事や不十分な貯水槽による水質の悪化については責任がない。

例えば、用水供給事業者、都市水道事業者および地域配水会社などといった一連の機関が水を管理する場合には、各機関がその行為によって生起する水質について責任を負うべきである。

飲料水質に関する法令、基準または作業規程に適合させることを保証するための法律上および組織上の規定は、通常、1.2.1および第5章で概説する独立したサーベイランス機関に関するものである。法令では、水に関してのサーベイランス機関の義務、責任および権限を定めるべきである。サーベイランス機関は、望ましくは国レベルを代表するべきであり、国および地方レベルで運営されるべきである。サーベイランス機関には、水質に関する法律、規則、基準および規程を施行する上で必要な権限が与えられるべきである。また、これらの権限は、地方自治体、地方保健部局、地方官署および適格で認可された民間の監査または検査事業者に対して、委任でき

るものでなければならない。その責任は、消費者に供給される水が、管路によるものとそうでないもののいずれの給水システムを通してかにかかわらず、飲料水供給事業基準に適合することの確認を目的とした水質についてのサーベイランス、並びに、飲料水源の認可および全住民に対する飲料水供給の調査を含むものであるべきである。飲料水供給が不適切な規制による妨げを受けないようにするため、このような機関には高レベルの知識、訓練および理解が求められる。サーベイランス機関は、公衆衛生を脅かすおそれのある微生物学的汚染が検出されたときには、水供給事業者が水の煮沸またはその他の手段を勧告するよう、法律に基づいて強制する権限が与えられるべきである。

安全な飲料水を供給するためのプログラムの実施は、適切な法令がないことを理由に遅らせてはならない。飲料水に関して法令に基づくガイドラインまたは基準がまだ公布されていない場合でも、消費者と供給事業者の間での教育的努力、または、営業上・契約上の規定(例えば、民法に基づくものなど)、あるいは、例えば健康、食品または福祉に関する法令により、安全な飲料水の供給を促進もしくは強制することは可能であろう。

飲料水質に関する法令は、地方の主導によるのではなく国または地域の政策として、暫定基準、許容される逸脱および除外規定を定める上で有用となるであろう。これは、特定のコミュニティーまたは区域を対象とした、特定期間についての一時的な除外規定の形をとることができる。人の健康に対して最も重大なリスクがまず第一に制御されるよう、短期および中期目標が設定されるべきである。

### 2.3.2 国の基準の設定

許容し得るサービス水準での安全な飲料水に対するアクセスが、いまだあまねく保証されていない国においては、アクセスの増大に関する明確な目標について政策の中で言及するべきである。このような政策の記述は、国連 (UN) ミレニアム宣言のミレニアム開発目標 (<http://www.developmentgoals.org/>) の達成と軌を一にしたもので、また、国連の経済的、社会的および文化的権利に関する委員会による水の権利に関する一般的コメントNo.15 (<http://www1.umn.edu/humanrts/gencomm/escgencom15.htm>) および関連文書で概説されている、許容し得るアクセスレベルを考慮に入れたものであるべきである。

本ガイドラインに基づく国の飲料水基準の策定においては、曝露に影響を及ぼす環境、社会、文化、経済、食習慣およびその他の条件を考慮することが必要となるであろう。このことにより、国の基準は本ガイドラインとはかなり異なったものとなるかも知れない。妥当な程度の公衆衛生の保護による集団の疾病または疾病リスクの低減と首尾一貫した、健康上優先度の高い少数の達成可能なレベルの水質パラメータを含む、穏当で現実的な最終目標に基づくプログラムは、特に目標が定期的に格上げされれば、過大な最終目標に基づく場合よりもむしろ多くの成果をもたらすことがある。

飲料水に関する基準、作業規程およびその他の技術規則の策定と改正の権限は、飲料水の安全と公衆衛生の保護に責任を有する大臣、できれば保健大臣に委任するべきである。水質に関する基準および規則の策定と施行の権限は、通常、公衆衛生や環境衛生に責任を有する省とは別の省に与えられることがある。規則や基準は、それが健康保護の基本方針と確実に合致するよう、公衆衛生または環境衛生担当官署の承認を得たのち初めて交付することを求める、といった配慮が必要である。

飲料水供給政策では、通常、水源および水資源の保護についての必要条件、適切な浄水処理、配水システムにおける予防的維持管理、並びに、共有水源から取水したあと水の安全を保つ上での必要条件につき概説するべきである。

水に関する基本法令では、通常、採水頻度について明記するべきではないが、測定すべきパラメータのリストおよび、その測定頻度と地点を定める権限を行政に与えるべきである。

基準および規程では、通常、消費者に供給される水の水質、水源の選択と開発および浄水処理プロセスと配水または家庭内貯留システムにおいて行うべき作業、並びに、水質に関しての飲料水システム認可手順を明記するべきである。

国の基準の設定において、理想的には、強制的措置と併せて、水質、サービスの質、「目標設定」および基盤となる施設とシステムの質について考慮するべきである。例えば、国の基準では、水源の周辺における保護区域、システムの運転に関する最小限の基準、建設工事に関する衛生基準および健康保護に関する最小限の基準を定めるべきである。国によっては、これらの詳細を「衛生管理規程」または「優良作業規程」に盛り込んでいる場合がある。飲料水供給担当機関および適切な専門団体との協議を規則の中で必要条件として盛り込むことは、飲料水の制御がより効果的に行われることにつながるので望ましい。

飲料水質のサーベイランスと制御に伴うコストは、国の法令や基準を策定する際に考慮に入れておかなければならない。

基準が消費者に確かに受け入れられるものとするために、大多数の水使用者と併せてその供給を受けるコミュニティが、基準設定プロセスに関与するようにするべきである。公衆衛生機関は、飲料水供給を担当する機関よりもコミュニティに対してより近い関係にある。地方レベルでは、それらは他のセクター（例えば、教育など）とも関係し合っており、そのような協力活動はコミュニティ関与を確かなものにするために不可欠である。

公共事業、住宅、天然資源または環境などを担当する他の省は、飲料水供給および廃棄物処理システムの設計、設備基準、給排水工事規程および規則、水の割り当て、天然資源保護、並びに、廃棄物の収集、処理および処分に関して、規範を定め、規制する役割を果たしている。

## 2.4 飲料水質に関して優先すべき重要事項の見極め

本ガイドラインは、世界中の国々の多様なニーズを満たすため、飲料水中の多数の成分を網羅している。一般に、ある与えられた状況のもとで懸念される成分は二・三のものに限られている。国の規制機関と地方の水を担当する官署は、そのような成分を特定して対応することが必須である。このことにより、公衆衛生上重大なそれらの成分に対して努力が払われ、調査が行われることが保証される。

ここでは、有害なおそれのある水中の成分についてガイドラインを策定し、飲料水質を評価するための根拠を示している。パラメータが異なれば、公衆衛生を向上させ、保護するための管理における優先度もそれに合わせて違ってくる。一般に、優先度の順位は次のとおりである。

- 微生物学的に安全な水の十分な供給を確保し、消費者が微生物学的により安全でない水を使う気が起きないように、受容性を維持する。
- 健康に悪影響を及ぼすことが知られている重要な化学汚染物質を管理する。
- その他の化学汚染物質に対処する。

優先度の設定は、すべての関係機関の協調による系統的な評価に基づいて行われるべきであり、国のおよび当該システム特有のレベルに合わせて行われることになる。健康、水資源、飲料水供給、環境、農業および地質/鉱業などの官署を含めた、広範囲の機関横断的な委員会を組織することが、飲料水質に関する課題について情報を共有し、合意を得るための仕組みを構築する上で必要となるであろう。

優先度を決定する際に考慮すべき情報源は、集水域のタイプ(保護の有無)、地質、地形、農地としての利用、産業活動、衛生調査、過去の監視および査察の記録、並びに、地方およびコミュニティの知識である。データ源の幅がより広ければ、結果の有用性がより高まるであろう。多くの場合、特にそれらが明らかに健康影響または受容性に関する問題の原因となっている場合は、官署または消費者が飲料水質に関する多くの問題をすでに明らかにしている。通常、これらの既存の問題には高い優先度が与えられる。

### 2.4.1 微生物学的観点からの優先度評価

飲料水に関連する最も一般的で広く認められる健康リスクは微生物学的汚染であり、その制御が常に何よりも重要であることを結果が示している。最大の公衆衛生リスクを示す飲料水供給の改善に、高い優先順位が与えられるべきである。

飲料水に関連する最も一般的で広く認められる健康リスクは微生物学的汚染であり、その制御が常に何よりも重要であることを結果が示している。

主要都市システムの微生物学的汚染は、水系感染症の大規模な集団発生の原因となるおそれがある。したがって、そのようなシステムにおける水質の確保は優先度が高い。しかし、改良さ

れた飲料水供給へのアクセスを持たない世界の大多数(80%)の人たちは、農村地域に居住している。同様に、大半の国々における小規模およびコミュニティ飲料水供給は、不相応ながら飲料水質全般への懸念に対して貢献している。地方および国における優先度を明らかにする上で、これらの要因を考慮に入れておくべきである。

微生物汚染に関わる健康に基づく目標については、3.2で述べる。また、飲料水質の微生物学的観点についての総合的な考察は、第7章に記されている。

#### 2.4.2 化学的観点からの優先度評価

ガイドライン値が示されているすべての化学物質が、すべての飲料水供給、または、実際にすべての国において存在しているわけではない。もしそれらが存在するとしても、懸念される濃度で検出されることはないかも知れない。逆に、それにもかかわらず、ガイドライン値の設定されていないいくつかの化学物質、または、本ガイドラインで取り上げられていない化学物質が、特別な条件のもとでは確かにその地方の懸念となることがある。

リスク管理戦略(国の基準および監視活動に反映されている)および資源の委譲に際しては、人の健康に対してリスクをもたらす化学物質、または、水の受容性に重大な影響を及ぼす化学物質に対して高い優先順位を与えるべきである。

飲料水中に過剰に含まれていて、それへの曝露の結果、人に対して広く健康影響を及ぼすことが明らかにされている化学物質は、二・三のものに限られている。これには、フッ素とヒ素が含まれる。地域によっては、(給水装置からの)鉛の人に対する健康影響も明らかにされており、また、地域によっては、人の健康に重大な影響を及ぼす濃度のセレンおよびウランに対する曝露のおそれも懸念されている。鉄およびマンガンは、受容性に影響を及ぼすため地域を問わず重大である。これらは、優先度の設定のいかなるプロセスにおいても、その一部として考慮に入れなければならない。場合によっては、評価の結果、国、地域またはシステムのいずれのレベルでも、重大な曝露のリスクが存在しないことが示されることもあるであろう。

特定の化学物質の全摂取量に対する飲料水の寄与が取るに足らず、多額の出費をしてまでその飲料水中の濃度を制御しても、全曝露量に及ぼす効果が少ないことがある。そのため、飲料水に関するリスク管理戦略は、人に対する他の曝露源と関連付けて検討するべきである。

問題として取り上げるべき化学物質の「最終候補リスト作成」プロセスにおいては、広範な課題を明らかにするため、リスクの高低による簡単な分類を初めに行うと良い。そして、より詳細な評価と分析に基づくデータを用いてその精度を高めるとともに、まれに生起する事象、変動の可能性および不確実性を考慮に入れるようにすると良い。

飲料水中の化学物質の優先順位付けについては、関連図書「飲料水の化学的安全性(*Chemical Safety of Drinking-water*)」(1.3参照)に手引きが示されている。これには、次のようなことが含まれている。

- 消費者のその化学物質に対する(曝露期間を含めた)曝露の可能性
- 健康影響をもたらすおそれのある化学物質の濃度(8.5参照)
- 他の摂取源でなく飲料水を通しての健康影響または曝露の根拠および他の曝露源制御の容易さ

本ガイドラインに含まれていない多くの化学物質の危害とリスクに関するこれ以上の情報は、WHOの環境保健クライテリアモノグラフ(EHC)および化学物質国際簡潔評価文書(CICAD)(<http://www.who.int/pcs/index.htm>)、FAO/WHO合同残留農薬専門家会議(JMPR)およびFAO/WHO合同食品添加物専門家委員会(JECFA)によるレポート、並びに、米国環境保護局(USEPA)([www.epa.gov/waterscience](http://www.epa.gov/waterscience))など高い能力の国の機関による情報を含め、いくつかの情報源から得られる。これらの情報源の内容は精査されており、余り一般的でない多くの汚染物質の毒性、危害およびリスクに関する情報に容易にアクセスできる。これらは、水供給事業者や保健行政担当者が、検出された化学物質の重大さとそれに対する適切な対応について判断する上で助けとなる。



## 第3章 健康に基づく目標

### 3.1 健康に基づく目標の役割と目的

健康に基づく目標は、現状と動向、並びに、個別の環境条件や全体的な健康管理のもとにおける、感染症の伝播および有害化学物質への曝露に対する水道水の寄与を考慮に入れて、公衆衛生政策の一環として位置づけられるものである。目標設定の目的は、あらかじめ定められた健康や水の安全性に関する目標に向けて誘導し、その進捗を明らかにするための里程標を刻むことである。健康の効果的な保護と向上を図るため、目標は現実的で、地域の条件（経済的、環境的、社会的および文化的条件を含む）や、資金、技術および組織といった資源に即したものでなければならない。このことは、優先順位と目標の定期的な見直しと更新を意味しており、また他方では、上記の諸要因と利用可能な情報の変化を考慮に入れて、規範および基準が定期的に更新されるべきであることを意味している（2.3参照）。

健康に基づく目標は、水道事業者に「ベンチマーク」を提供する。それらの目標は、既存の設備と方針の妥当性を評価するための情報を提供するとともに、適切な査察と分析による検証のレベルとタイプを明確にし、監査計画を作成する際の助けとなる。健康に基づく目標は、水安全計画（WSP）の策定およびその円滑な実施の検証の基盤となる。それらは、公衆衛生上の成果の改善に寄与するものでなければならない。

健康に基づく目標は、水源保護および浄水処理プロセスなどの制御手段を含めて、安全な飲料水の供給に適した特定の介入を決定する際に、その助けとなるものでなければならない。

健康に基づく目標は、あらゆる開発段階の国において適用が可能である。目的に応じて異なるタイプの目標を適用することができ、大多数の国で多様な目的に応じていくつかのタイプの目標を用いることができる。疾病に最も寄与する曝露についての目標設定には注意が必要である。公衆衛生リスクの分類（4.1.2参照）にしばしば基づく、段階的改善の長所を反映させることに関しても注意が必要である。

安全性 - または特定の状況下で耐容リスクとは何かということ - の判断は、社会全体が役割を果たすべき問題である。健康に基づく目標の採用によって生み出される便益が、コストを正当化するものであるかどうかの最終的な判断は、各国が下すべきである。

健康に基づく目標は、その性格からして通常は国が所掌すべき事項である。本ガイドラインによる情報とアプローチを活用して、国は、飲料水質ひいては人の健康の保護と改善に寄与し、特定の国および地域の状況のもとで、利用可能な資源を最大限に利用した健康に基づく目標を設定することができなければならない。

疾病の集団発生の可能性を最小化するために、平常時はもとより、維持管理の際や短期的な水質悪化時においても、水道の処理性能が適切に保たれるよう注意を払わなければならない。そ

のため、健康に基づく目標の策定においては、短期的な事態(原水の水質変動、システムの不具合、プロセス上の問題など)の際における水道システムの処理性能を考慮しておかなければならない。短期的な事態や大惨事のいずれの場合も、原水水質が著しく悪化し、多くの処理プロセスの効率が極端に低下する。これらのことは、水の安全性に関して以前から確立されている「多段バリア原則」の論理的で有効な根拠である。

健康に基づく目標の策定、実施および評価の各プロセスは、飲料水質の全体的な予防管理に便益をもたらす。これらの便益の概要は表3.1に示すとおりである。

目標は、飲料水質管理の改善に際してその進捗を促し、これを測るための有用な手段となり得る。改善は、目標設定の科学的根拠、健康保護の最終目標をより正確に反映した目標タイプの漸進的進化および特に既存飲料水供給の漸進的改善に関する分類の明確化と促進に際しての目標の利用と関連付けることができる。水質管理担当者、飲料水供給事業者または国会議員は、水質管理の改善を常に目指すべきである。段階的改善の事例は5.4に示すとおりである。改善の程度は、初期段階から中間段階に移行する際には大きい、その後は比較的小さい。

表 3.1 健康に基づく目標の便益

段階	便 益
策定	集団の健康についての洞察を深める 知識のずれを明らかにする 優先順位付けを支援する 健康政策の透明性を高める 国の健康プログラムの間での一貫性を助長する 討論を促す
実施	関係機関が協力して行動するよう鼓舞し、動機付ける 関わり合いを改善する 説明責任を高める 資源の合理的割り当てに導く
評価	改善のための確固とした里程標を与える 欠陥や逸脱を是正するための行動を取る機会を与える データの必要性と矛盾点を明確にする

理想的には、健康に基づく目標は定量的リスク評価によって設定されるべきであり、また、その設定に際しては、地域の状況や危害因子が考慮されるべきである。しかし、実際には、それらの目標は、サーベイランスに基づく水系感染症の疫学的証拠、介入研究、または、歴史上の先例に基づいて改良したり、国際的な取り組みや指針に合わせたりすることになるであろう。

## 3.2 健康に基づく目標のタイプ

健康に基づく目標を策定するためのここで提示するアプローチは、あらゆるタイプの危害因子およびあらゆるタイプの飲料水供給に適用できる、一貫性のある枠組みに基づくものである(表3.2および以下を参照)。このことは、国としての優先度を裏付け、リスク-便益アプローチを支援する柔軟性を提供するものである。この枠組みは、異なったタイプの健康に基づく目標を含んでいる。それらは、目標を策定して実施するために必要な資源量の面で、並びに、リスク管理行動の公衆衛生上の便益を明確化する際の正確さにおいて、相当に異なっている。表3.2の最下段の目標タイプは、実施段階での実務者による最小限の解釈を必要としており、多くの仮定に依存している。この表では上段の目標ほど、仮定を置かなくても済むだけの、ずっとより多くの科学的・技術的裏付けが必要となり、したがって、健康保護のレベルとより正確に関連付けられる。この枠組みは、目標設定の次の段階に進むための現時点で重要なデータが利用できず、将来に期待するもので、追加データの収集が必要なことは明らかである。

健康に基づく目標の策定においては、「定常」状態だけでなく、公衆衛生上の重大なリスクにつながる短期的な事態(環境水質の変動、システムの不具合、プロセス上の問題など)の可能性も考慮に入れなければならない。

病原微生物に関する健康に基づく目標では、健康危害因子およびその他の関連データを考慮し、制御上の課題と健康上の重大さを組み合わせて、いくつかの病原体グループを用いることになるであろう。利用可能な安全確保策についての広範な課題を評価するために、複数の病原体が必要となる。水系微生物感染症の負荷が高い場合には、飲料水質に関わる公衆衛生の改善における漸進的段階として、健康に基づく目標は、下痢症やコレラなど、コミュニティにおける疾病の現状レベルでの測定可能な低減の達成を基礎に置くことができる。健康に基づく目標は、特定の病原体に対する耐容曝露(すなわち、水質目標(WQT))として表現することができるが、これを、短期間に焦点を当てた集団全体に対する曝露と関連付けることに関しては注意が必要であり、また、このような目標は直接的な病原体監視のためには不適切である。これらの条件は、短期間における効率の低下という、多くのプロセスにおいてよく知られている現象と関係があり、また、水の安全性に関してずっと以前から確立されている、多段バリア原則の論理的な根拠を与えるものである。目標は、また、飲料水供給の処理性能や効果が通常の状態のもとにおける、バックグラウンドの罹患率を説明するものでなければならない。

飲料水中の化学成分に関する健康に基づく目標は、8.5に概説したガイドライン値を用いて策定することができる。これらは、水中の化学物質の健康影響に基づいて策定されたものである。これらのガイドライン値に基づいて国の飲料水基準(または健康に基づく目標)を策定する際には、環境、社会、文化、経済、食習慣、その他の曝露に影響を及ぼす様々な条件を考慮する必要がある。その結果、国の目標がガイドライン値とは明らかに異なることがある。

表 3.2 健康に基づく水質目標の特性、適用および評価

目標のタイプ	目標の特性	一般的な適用	評価
健康成果 ・疫学に基づく  ・リスク評価に 基づく	検出される疾病の発生または蔓延の低減	水との関わりが深く無視できないほど高い疾病負荷を持つ微生物学的または化学的有害因子	公衆衛生サーベイランスおよび分析疫学
	飲料水中の汚染物質によるリスクの耐容レベル。絶対値またはあらゆる曝露による全負荷に占める割合として	疾病負荷が低い直接測定できないような状況下での微生物学的または化学的有害因子	定量的リスク評価
水質	水質に適用されるガイドライン値	原水中に検出される化学成分	当該ガイドライン値への適合性評価のための重要化学成分の定期測定（8.5 参照）
	材料および化学薬品の検査手順に適用されるガイドライン値	化学薬品および副生成物	時間経過に伴う変化を考慮に入れて、飲料水を通じた曝露の寄与を評価するための、材料および化学薬品に適用される検査手順（8.5 参照）
処理性能	微生物グループの除去に関する一般的な処理性能目標	微生物学的汚染物質	システム評価による適合性評価（4.1 参照）および運転監視（4.2 参照）
	微生物グループの除去に関する個別の処理性能目標	微生物学的汚染物質	公衆衛生官署が個別にレビューし、その上で上記のような評価に進む
	水質に適用されるガイドライン値	様々な健康影響を有する閾値のある化学物質（例えば、硝酸イオン、シアノバクテリア毒素など）	システム評価による適合性評価（4.1 参照）および運転監視（4.2 参照）
指定技術	健康影響を有する成分を対象として、国が特定のプロセスを指定（例えば、保護されていない集水域についての一般的な WSP など）	小都市水道やコミュニティ水道における健康影響を有する成分	システム評価による適合性評価（4.1 参照）および運転監視（4.2 参照）

注：この表では、各目標タイプはその上のタイプに基づいており、目標タイプの上から下に移動する際に、デフォルト値による仮定が取り入れられている。これらの仮定は、目標の適用を単純化して、矛盾を少なくするためのものである。

### 3.2.1 指定技術目標

指定技術目標は、小規模コミュニティ水道や家庭レベルで用いられる器具に対して最もよく適用される。それらは、ある特定の状況下で適用可能な技術の推奨、もしくは、ある特定の技術を用いることを制限する、または、その適用に関してガイダンスを与えるプログラムについての認可といった形が取られる。

小規模の都市水道やコミュニティ水道では、個別のシステム評価や管理計画策定のための

資源や能力に限界があることが多い。そのため、国の規制機関が、必要条件または承認される選択肢を直接指定することがある。例えば、井戸頂部の保護、水源形態ごとの指定・承認された浄水処理プロセス、および、配水過程における水道水質の保護に関する必要条件に関する手引書の作成などがこれにあたる。

状況によっては、国または地方官署が、水道事業者がそのままあるいは限定条件付で使えるようなWSPのモデルを作成することが望ましい。水道がコミュニティによって管理されている場合には、このことは特に重要である。このような状況下では、法令の施行と遵守よりも、管理上の弱点を克服するための十分な訓練や支援を、運転担当者に確実に受けさせることに焦点を当てたアプローチの方がより効果的であろう。

### 3.2.2 処理性能目標

処理性能目標は、施設規模の大小を問わず、管路による水供給における微生物学的危害因子の制御に最もよく用いられる。

水質が急速に変化したり、生産から消費に至るまでの間での危害因子の検出が不可能であったりして、短期的な曝露が公衆衛生上問題となるような場合には、水道水の安全確保のために、制御手段を適用して最適条件で運転するとともに、その効果が十分であることを検証することが必要である。

処理性能目標は、病原体が、水源保護、浄水処理および配水システムのバリアを超えて侵入することや、配水システム内で増殖することを防ぐことが可能な、制御手段の選択と使用を助けるものである。

処理性能目標は、その目標が常に達成されていることを保証するプロセスや作業に最も重点を置き、原水水質と関連付けて必要条件を明確にするものでなければならない。浄水処理プロセスによる病原体グループの除去率に関する目標は、最も一般的には様々な原水水質または水源形態と関連付けて、また、ときには原水水質の特定のデータと関連付けて明示される。処理性能目標の策定においては、特定の病原体(対象微生物)に関する罹患率などや用量 - 反応関係を含めた、耐容疾病負荷(耐容リスク)などの諸因子を取り込むことが必要である(7.3参照)。

処理性能目標は、制御上の課題および健康上の重大さを併せ持つ、病原体グループを代表する目標微生物を対象として策定するべきである。実際には、利用可能な安全装置に対する様々な課題を適切に考慮した複数の対象微生物が通常必要である。処理性能目標は、特定の病原体への曝露と関連付けて導き出されるであろうが、この目標を、おそらく短期間に集中的にもたらされる、集団全体の曝露およびリスクと関連付ける際には注意が必要である。

病原体制御に関する処理性能目標が主に実用されるのは、浄水処理施設の適合性評価に際してである。この適用は、処理性能目標に関する情報を、浄水処理性能に関する特定の情報、または、病原体除去の技術タイプごとの処理性能に関する仮定と併せて用いることによって達成さ

れる。処理性能目標と病原体に関する処理効果の例は第7章に示す。

処理性能の必要条件は、浄水処理装置や侵入を防ぐための管路設備の認証に際しても重要である。装置および材料の認証については別に述べている(1.2.9参照)。

### 3.2.3 水質目標

健康への悪影響は化学物質への長期曝露によって生じるが、ときには短期曝露によって生じることもある。また、通常、水道水中に含まれるほとんどの化学物質の濃度は、短時間のうちに大きく変動することはない。したがって、長期曝露による健康影響が危惧される地域では、飲料水質の定期的な分析、および、そのガイドライン値など水質目標(WQT)との比較による管理が、飲料水中の多くの化学物質について行われている。水質に対する予防管理アプローチはすべての飲料水供給システムで採用されるべきであり、8.5では、個別の化学物質に関するガイドライン値が、飲料水中の化学物質の健康に基づく目標として示されている。

特定の化学物質を除去するために浄水処理プロセスが整備されている場合(8.4参照)、適切な浄水処理の必要条件を決めるためにWQTが用いられるべきである。

WQTは、健康上問題がある、または、消費者による飲料水の受容性の面で問題があると、厳密な評価を受けて判定された化学物質についてのみ、これが策定されるという点が重要である。当該システムにおそらく存在しない化学物質、ガイドライン値よりずっと低い濃度でしか存在しないであろう化学物質、または、人に健康影響を及ぼさないあるいは飲料水の受容性に影響を及ぼさない化学物質を測定することは、ほとんど価値がない。

WQTは、浄水処理プロセスの結果として、または、水と接触する材料から溶出して水中に存在する化学物質に関しての認証プロセスにおいても用いられる。そのような場合には、材料や化学薬品の認証に用いられる基準を導き出すために仮定が設けられる。一般に、水源で検出されるレベルを超える増加分が許容されなければならない。一部の材料(例えば、給水装置など)については、施工後の短期間におけるある種の物質の比較的高い溶出を考慮した仮定が必要である。

微生物学的危害因子に関しては、病原体のWQTは、処理性能目標の策定の一段階として主に使われ、直接に用いられることはない。特に、通常ではない技術を大規模施設で用いる場合など、状況によっては、微生物学的汚染物質に関するWQTを策定することが適切である。

### 3.2.4 健康成果目標

特に、水に関わる疾病について無視できない負荷がある場合など、状況によっては、疾病の全体的なレベルの一定量の低減として健康に基づく目標を策定することができる。この目標は、健康への悪影響が曝露後すぐに現れ、それが容易にかつ確かに監視できる場合や、曝露量の変化も容易にかつ確かに監視できる場合に最もよく当てはまる。したがって、この種の健康成果目標は、開発途上国および先進国のいずれにおいても、微生物学的危害因子に対して、また、水

に深い関わりを持つ健康影響が十分明確にされている化学的有害因子(例えば、フッ素など)に対して、主に適用される。

その他の場合には、健康に基づく目標は定量的リスク評価の結果を基礎とする。場合によっては、健康成果は、曝露および用量 - 反応関係に関する情報に基づいて推定される。その結果は、WQTを策定するための基礎としてそのまま用いられるか、あるいは、処理性能目標の策定の基礎として用いられる。

微生物学的リスクの定量評価(QMRA)に利用できるデータやモデルには限界がある。短期間の水質変動は、疾病や集団感染発生率に関連するリスクを含めて、全体的な健康リスクに大きな影響を及ぼし、QMRAの適用を広げる際に特に関心の的となる。これらの分野における今後の発展は、このようなアプローチの適用可能性や有用性を大いに高める。

### 3.3 健康に基づく目標設定の一般的考察

水は腸管系病原体や有害化学物質の主な供給源であるが、それらの唯一の供給源ではない。目標設定においては、食品、空気およびヒト - ヒト接触や、劣悪な衛生処理および個人衛生の影響を含めて、その他の有害物質供給源に対する考慮が必要である。総曝露量のうち水による割合が小さければ、化学物質の目標濃度を厳しく設定することはほとんど価値がない。そのような目標に合わせるためのコストは、他のより緊急を要する健康介入から不必要に資金を振り向けることになる。提案された介入が、全体的な罹患率に及ぼす影響を考慮することが重要である。ある種の病原体とそれがもたらす疾病については、水質への介入が無効で正当化されないことがある。他の曝露経路が支配的な場合がそれにあたる。その他の場合には、飲料水供給と水質管理の有効性が、これまでの長い経験によって示されている(例えば、チフスや赤痢菌による赤痢など)。

健康に基づく目標と一般の水質改善プログラムは、衛生処理、廃棄物処理、個人衛生、および、有害物質に対する個人曝露や水質に及ぼす個人活動の影響を低減するための公衆教育などの取り組みを含めた、より広範な公衆衛生政策の一環としてもとらえられるべきである。公衆衛生の改善、病原体保有者の低減および人の活動が水資源に及ぼす影響の低減は、すべて飲料水の安全性に寄与する(Howard ほか(2002)参照)。

#### 3.3.1 安全な飲料水の枠組みのもとにおけるリスク評価

安全飲料水の枠組みのもとでは、リスク評価はそれ自身が最終目標ではなく、リスク評価の結果を用いて、その実施が水質改善につながるような、管理上の意思決定を導き出すための相互作用サイクルの一部である。本ガイドラインの目的として、改善の重点を健康に置いている。しかし、特定の状況に対して本ガイドラインを適用する際に、それらはコストや便益に相当な影響を及ぼすので、これらの健康以外の要因についても考慮に入れるべきである。

### 3.3.2 参照リスクレベル

水に関わる「参照リスクレベル」は、例えば、下痢症またはがんの最大発生率、または、特定の病原体による感染（発症の有無は問わない）の最大発生率など、特定の健康上の結果として一般に表される。

水に関わる疾患は、急性、遅発性および慢性影響、並びに、罹患率および死亡率など、その重篤度は様々である。影響は、出生への悪影響、がん、コレラ、赤痢、感染性肝炎、腸管寄生虫症、骨フッ素症、チフスおよびギラン・バレー症候群など様々である。

リスクの許容に関する判断は極めて複雑で、リスクの様々な側面を考慮に入れる必要がある。リスクの確立、重篤度および期間といった「客観的」側面に加えて、環境、社会、文化、経済および政策などの側面が、意思決定において重要な役割を果たす。これらのプロセスでは交渉が重要な役割を果たし、その結果は状況に応じて特異なものとなることがある。リスクに関する判断の複雑さとは関係なく、指針を策定するためには、特定の状況のもとでの意思決定の出発点として、耐用リスクの基準線を明確化することが必要である。

参照リスクレベルは、水に関わる疾病の相互比較と、個々の危害因子について取り扱う際の一貫したアプローチを可能にする。本ガイドラインではその目的に添って、有毒化学物質に対する保護レベルと、病原微生物に対する保護レベルとの間の広い範囲での均衡を図るために、参照リスクレベルを用いている。これらの目的のために、水系感染症の健康影響だけを考慮に入れている。参照リスクレベルは、一人一年当たり $10^{-6}$  DALY（障害調整生存年数）であり、この値は過剰生涯がんリスク $10^{-5}$ （すなわち、その物質をガイドライン値と同じ濃度で含む飲料水を、生涯を通して摂取することにより、10万人に1人ががんになることを意味する）とほぼ同等である（より詳細は3.3.3参照）。致死率の低い（例えば、10万分の1など）水溶性下痢の原因となる病原体に関しては、この参照リスクレベルは、個々人にとって年間疾病リスク $1/1,000$ （生涯リスクとして約 $1/10$ ）に相当するであろう。参照リスクレベルは、リスク - 便益アプローチに基づいて地域の状況に適合させることができる。特に、飲料水に関わりがあると考えられる特定の疾病による負荷を考慮に入れなければならない。公衆衛生面からの優先順位付けにおいては、通常、考えられる介入策のコストと効果を考慮し、寄与の大きいものが優先的に取り上げられるべきことを明示する。これは、基準の段階的策定と適用の理論的根拠ともなる。参照リスクレベルの設定におけるDALYの適用は、新たなそして進んだアプローチである。特に課題となるのは、閾値のない化学物質への曝露が人に及ぼす健康影響について明らかにすることである。

### 3.3.3 障害調整生存年数 (DALY)

水中に存在する様々な危害因子は、非常に多様な健康への悪影響と関係している。急性のもの（下痢症、メヘモグロビン血症）もあれば、遅発性のもの（何年をも経てから発病するがん、数週間後に発病する感染性肝炎）もあり、重篤になる可能性があるもの（がん、先天異常、チフス）も



あれば、通常は軽微なもの(下痢症および歯のフッ素症)もあり、特定の年齢層に影響を及ぼすもの(老年期の骨フッ素症の多くは少年期の曝露がもとで発病する。E型肝炎ウイルス[HEV]による感染は妊婦の死亡率が極めて高い。)もあれば、感受性の高い特定集団にとって特に重要なもの(クリプトスポリジウム症は大多数の人々にとっては軽微で自然治癒するが、ヒト免疫不全ウイルス[HIV]陽性患者では高い死亡率を示す。)もある。さらに、どのような単一の危害因子であれ、複数の影響の原因となり得る(例えば、胃腸炎、ギラン・バレー症候群、反応性関節炎およびカンピロバクターに関連する死亡など)。

水に関わる危害因子とそれに関連する様々な結果を客観的に比較できるようにするために、その影響の生起確率、重篤度および期間の違いを考慮した共通の「尺度」が必要である。また、そのような尺度は、危害因子のタイプに関係なく、微生物学的危害因子、化学的有害因子および放射性有害因子に適用できるものでなければならない。この飲料水水質ガイドラインで用いている尺度はDALYである。WHOでは、公衆衛生上の優先順位と、環境曝露に関わる疾病負荷の評価に、DALYを広く用いている。

DALYの基本原則は、各健康影響を、その重篤度に応じて0(通常の良い健康状態)から1(死亡)まで重み付けすることである。この重みに対して、影響を受ける期間 - 疾病に罹っていることが明白な期間(結果が死亡であれば、「期間」は期待余命となる) - と、その特定の影響を受ける人数を掛け合わせる。このとき、その特定の危害因子によるすべての影響を足し合わせることができる。

このように、DALYは、余命を残して死亡することによって失われる年数(YLL)と、十分に健康ではない状態となることによって失われる健康な生存年数、すなわち障害を持って生きる年数(YLD)の合計であり、このうち後者は、重篤度の重みによって標準化される。したがって、

$$DALY = YLL + YLD$$

DALYを用いることの本来的な利点は、そのことによる様々な影響の「総括」と、生命の質と量の組み合わせである。さらに - そして、このアプローチでは立てられた仮定を明確に理解しておくことが必要であるため - 、それらの仮定について議論し、その違いによる影響を評価することが可能である。結果についての尺度を用いることは、起こり得る有害因子よりもむしろ実際にある有害因子に焦点を当てるものでもあり、そのことによって、合理的な公衆衛生上の優先順位付けを促進し、可能にする。DALYを用いる際の困難のうち多くは、データ - 例えば、曝露やその疫学的帰結に関して - の利用可能性と関係している。

また、DALYは、水中の異なる媒体による健康影響の比較にも用いることができる。例えば、オゾンは副生成物として臭素酸イオンを生成する化学消毒剤である。DALYは、クリプトスポリジウム(*Cryptosporidium parvum*)によるリスクと臭素酸イオンによるリスクの比較や、浄水処理におけるオゾン処理の正味の健康便益の評価に用いられている。

旧版の飲料水水質ガイドラインや多くの国の飲料水基準では、がんの「耐容」リスクに基づいて、遺伝毒性を有する発がん物質など、閾値のない化学物質のガイドライン値が導き出されている。曝露レベルにかかわらずいくらかの(理論的)リスクがあるので、このことは必要である。本版および旧版のガイドラインでは、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限を用いているが、これは保守的な立場で、真のリスクを過大評価するものと言って差し支えない。

がんは、その種類によって重篤度が異なり、このことは主に死亡率の差によって示されている。代表的な例は、飲料水中の臭素酸イオンに対する曝露による腎細胞がん(腎臓がん)である。腎細胞がんの理論的疾患負荷は、平均的なケースを考慮して死亡率を0.6、平均発症年齢を65歳と仮定すると、1患者当たり11.4 DALYとなる(Havelaarら、2000)。これらのデータは、耐容生涯発がんリスクおよび耐容年間損失DALYの評価に用いることができる。ここで、われわれは、耐容リスクを寿命70年で割り、患者1人当たりの疾患負荷を掛けることによって、発がん物質に対する生涯曝露について次のように説明することができる。すなわち、(がん患者 $10^{-5}$ /寿命70年)×1患者当たり11.4 DALY=一人一年当たり $1.6 \times 10^{-6}$  DALY、または、人口100万人に対して1年当たり1.6健康人/年の耐容損失となる。

ガイドラインの導出に関して、よく選択される方法は、各危害因子(水中の汚染物質または成分)に対する曝露と同じ耐容リスクの上限レベルを定めることである。上記のように、本ガイドラインではその目的に添って、参照リスクレベルを1人1年当たり $10^{-6}$  DALYとしている。この値は、本版および旧版のガイドラインで、遺伝毒性を有する発がん物質についてガイドライン値を決める際に用いている、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ とほぼ等しい。発がん物質について、より厳しい許容リスクレベル( $10^{-6}$ など)を定めている国では、耐容損失はそれに比例してより低くなる(1人1年当たり $10^{-7}$  DALYなど)。

健康に基づく目標の策定におけるDALYの使用についてのこれ以上の情報は、関連図書「WHO飲料水水質ガイドラインにおける公衆衛生リスクの定量化(*Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality*)」(1.3参照)に盛り込まれている。

## 第4章 水安全計画

飲料水供給の安全性を常に保証するための最も効果的な方法は、集水域から消費者までのすべての段階について、包括的なリスク評価とリスク管理のアプローチを適用することである。本ガイドラインでは、このようなアプローチを**水安全計画(WSP)**と呼んでいる。WSPのアプローチは、長い歴史の中で培われてきた飲料水についての管理作業を組織化して、体系化し、飲料水の水質管理にこれらの作業が確実に適用されるようにするために策定された。これには、他のリスク管理のアプローチ、特に多段バリアアプローチおよび(食品産業で用いられている)HACCPの原理と概念を取り入れている。

本章は、WSPの原理に焦点を当てたものであり、その適用のための包括的な指針ではない。WSPの策定方法に関するより詳細な情報は、関連図書「水安全計画(*Water Safety Plans*)」(1.3)に記されている。

WSPを構成するいくつかの要素の中には、飲料水供給事業者による通常の作業の一部として、または、包括的なWSPとして統合されていないが標準化された優良作業の一部として、実施されているものもしばしばある。これには品質保証システム(例えば、ISO9001:2000など)が含まれるであろう。現行の優良管理作業は、WSPの原理を統合するための適切な土台となる。しかし、現行の作業には、システム管理の出発点としての、個別のシステムの特性に合わせた危害因子の同定とリスク評価が含まれていない場合がある。

WSPの複雑さの程度は状況に応じて変わる。多くの場合においては、個別のシステムにつき特定された、重要な危害因子に焦点を当てた非常に単純なものとなるであろう。以下では、様々な制御手段の例を上げているが、これらのすべてがあらゆるケースに当てはまるというわけではない。WSPは、飲料水供給事業者にとって安全な水供給管理のための強力なツールである。また、公衆衛生官署によるサーベイランスの助けとなるものでもある。

WSPは、できるだけ個別の飲料水供給システムに合わせて策定するべきである。しかし、小規模なシステムでは、このことは現実的でない場合があるので、その策定指針を付した特定技術用WSPまたはモデルWSPが用意されている。小規模システムについては、法定機関または公認の第三者機関がWSPを作成することになるであろう。このような場合には、家庭での水の貯留、取り扱いおよび使用に関する指導も必要であろう。家事用水に関する計画は、衛生教育プログラムや各家庭への水の安全性確保の勧告と連携させるべきである。

WSPは3つの主要な要素によって構成され、それらは健康に基づく目標(第3章参照)により導かれるとともに、飲料水供給のサーベイランス(第5章参照)を通して監督される。これらの3要素を以下に示す。

- 一 一連の飲料水供給システム(消費点まで)が、全体として健康に基づく目標を満たす水を供給できるかどうかを判断するための**システムの評価**。新システムの設計基準の評価も含む。
- 一 飲料水システムにおいて特定されたリスクを包括的に制御し、健康に基づく目標を満たすことを保障するための制御手段の特定。特定されたそれぞれの制御手段に対して、求められている処理性能から逸脱した場合には直ちに把握できるよう、適切な**運転監視**手段を定めておかなければならない。
- 一 通常運転時または事故時に取るべき対応について記載するとともに、システムの評価(改良および改善を含む)、監視、並びに、情報伝達計画および支援プログラムについて文書化した**管理**計画。

WSPは、飲料水が安全であることを保証するために、飲料水供給事業者が責任を持って最低限行う3つの行動によって構成される。

システムの評価  
効果的な運転監視  
管理

優良な飲料水供給作業を保証する上での**WSP**の主な目的は、原水の汚染を最小限にとどめ、浄水処理プロセスにおいて汚染物質を低減または除去し、そして、飲料水の貯留、配水およびその取扱いの過程での汚染を防止することである。これらの目的は、大規模な管路による水供給、小規模なコミュニティ水供給および自家給水システムに等しく適用できるものであり、以下のことを通して達成される。

- 一 特定の水道システムと、そのシステムが健康に基づく目標を満たす水を供給する能力についての理解
- 一 汚染源とその制御方法の特定
- 一 危害因子に対する制御手段の妥当性の確認
- 一 水供給システムにおける制御手段監視システムの運用
- 一 常に安全な水が供給されることを保証するための適時の改善措置
- 一 **WSP**が正しく運用され、国および地域の水質基準または目標を満たす処理性能を達成していることを確認するための飲料水質の検証

危害因子や危害事象の制御のために作成される**WSP**が信頼できるものであるためには、正確で信頼できる技術情報によって裏打ちされていることが必要である。このような**WSP**が効果的であることを確認する過程は、**確認 (validation)**と呼ばれている。技術情報は、関連する産業団体、より規模の大きな事業者との提携や共同目標設定(資源共有の最適化のため)、科学技術文献および専門家の判断から得ることができる。個々の設備およびバリアに関する前提条件と製造者の仕様について、その設備またはバリアが当該システムにおいて有効であるかどうか、その妥当性を個別に確認する必要がある。例えば水の組成が異なれば除去プロセスの有効性に大きく影響

することがあるため、システムごとに確認することが必須である。

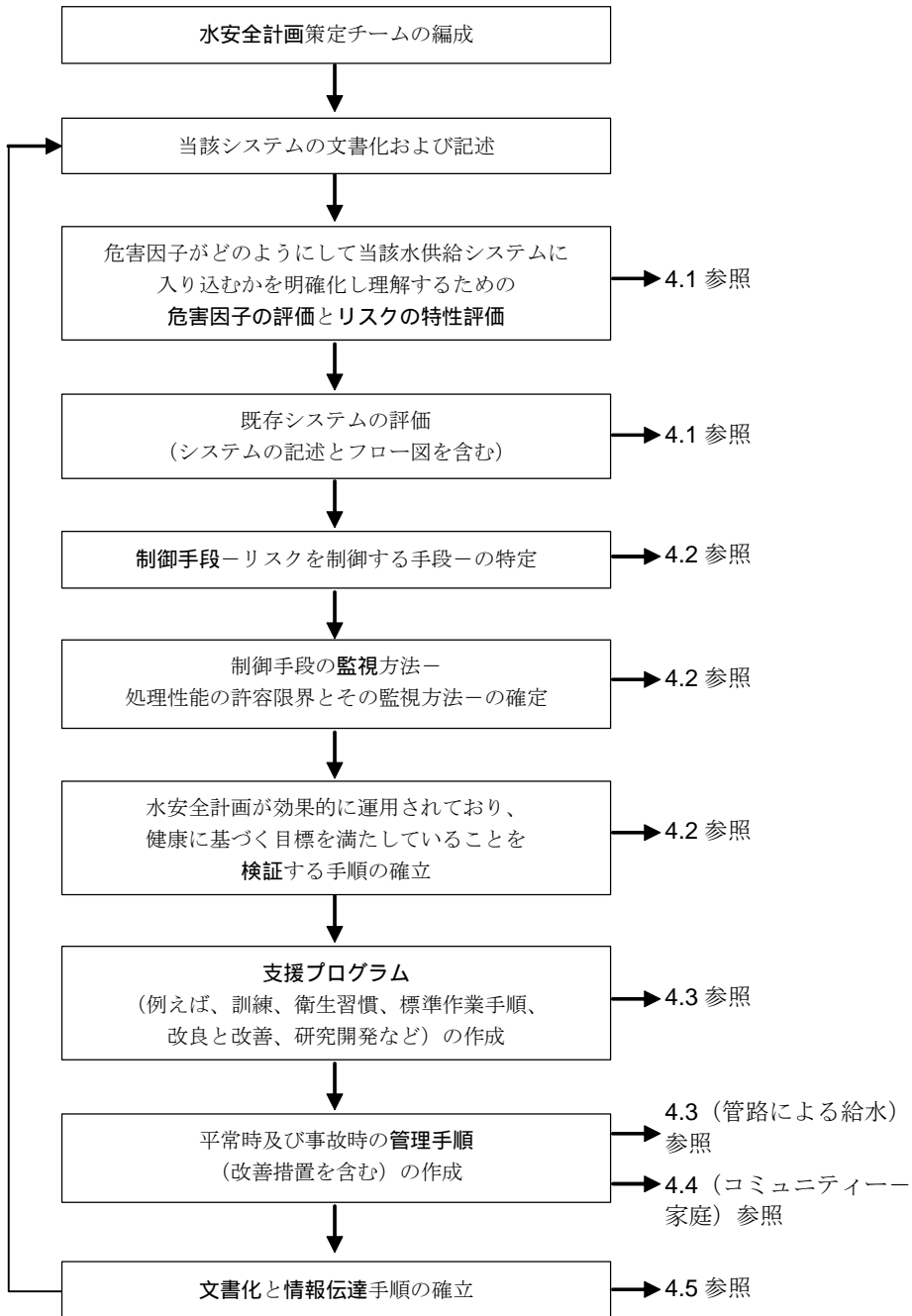


図 4.1 水安全計画 (WSP) 策定の主要手順の概要

妥当性の確認においては、システムを構成するそれぞれのユニットが、システムの評価において想定された性能を発揮しているかどうかを判定するため、通常の運転監視に比べてより包括的で徹底的な監視が行われる。この過程において、最も効果的で確実な運転方法が見極められ、これが運転性能の改善につながることも多い。確認の過程における他の効果として、ユニットの運転性能のより適切な監視パラメータの同定が上げられる。

飲料水質の検証により、飲料水システム全体の性能と、消費者に供給される飲料水の最終的な水質が提示される。この検証には、飲料水質の監視に加え、消費者の満足度の評価も含まれる。

ある特定の事業者が飲料水供給に責任を有している場合、WSPの策定と運用はその責任の中に含まれるべきである。このようにして策定されたWSPは、健康に基づく目標を満たす水質の飲料水がその事業者によって供給されるよう、公衆衛生保護に責任を有する官署によって再吟味と承認が行われるべきである。

公式なサービス提供者がない場合には、国または地域の担当官署が、コミュニティー水道や個別の飲料水供給の適切な管理の十分さに関して、情報の提供と指導を行うべきである。これには、運転監視と管理に関する必要条件の明確化も含まれる。このような状況下における検証のアプローチは、地方官署やコミュニティーの能力によって異なるため、国の政策の中で定めるべきである。

#### 4.1 システムの評価と設計

WSP策定の第一段階は、当該飲料水システムを熟知した各分野の専門家から成るチームの編成である。チームには、一般に、飲料水供給の各段階の関係者、すなわち、技術者、集水域・水源管理者、水質専門家、環境衛生・公衆衛生専門家または衛生学者、運転担当者および消費者代表が含まれるであろう。多くの場合、チームにはいくつかの組織からのメンバーが含まれ、また、専門機関または大学からの独立したメンバーも含まれるべきである。

飲料水システムの効果的な管理を行うには、当該システム、存在し得る危害因子の大きさと範囲、並びに、現実のまたは潜在的なリスクを管理する上での既存のプロセスと基盤施設の能力について、幅広く理解していることが求められる。また、目的達成能力を評価することも求められる。新システムの場合や、既存システムの改良を計画する場合、WSP策定の第一段階は、関連情報

効果的なリスク管理を行うには、危害因子、その発生源および危害事象を特定し、それぞれによりもたらされるリスクのレベルを評価することが必要である。ここでは、

危害因子とは、生物学的、化学的、物理学的または放射線学的媒体で、危害を及ぼすおそれのあるものを意味する。

危害事象とは、危害因子の存在(何かが何らかの形で生じること)をもたらす事態や状況を意味する。

リスクとは、一定の期間にわたって曝露を受けた集団に危害を与える特定の危害因子が存在する可能性を意味し、危害の大きさやその結果もあわせて含む。

をできる限り収集・評価し、水が消費者に届くまでに発生し得るリスクについて検討することである。

飲料水システムの評価は、危害因子を制御する効果的な方策を計画して実施する、WSPのこのあとの段階に役立つ。

飲料水システムの評価では、フロー図を作成すると良い。フロー図は、水源の特性、集水域における汚染源の存在、水源と原水の保護手段、浄水処理プロセス、貯留および配水施設などを含めた、飲料水システムの全体像を示すものである。飲料水システムの描写は、概念的に正確であることが重要である。もしフロー図が正確でない場合には、重大な危害因子を見落とすおそれがある。正確を期するために、目視でのチェックにより、現場で観察される特徴と対比して、フロー図の妥当性を確認するべきである。

原水中における病原体や化学物質の存在状況に関するデータと、既存の制御手段の有効性に関する情報を併せて検討することにより、現状の施設のままで健康に基づく目標が達成できるかどうかを評価することが可能

危害因子の管理においては、主要な浄水施設の整備に投資するよりも、集水域での予防的プロセスに投資する方が、より効率的であることが多い。

である。これらのデータや情報は、目標を達成するために改善が必要な場合に、期待される集水域管理の手段や、浄水処理プロセスと配水システムの運転条件を見極める上でも役に立つ。

評価を正確に行うためには、飲料水システムのすべての要素（資源および水源保護、浄水処理、並びに、配水）について同時に検討し、各要素間の相互作用や影響とその全体的な効果を考慮に入れることが重要である。

#### 4.1.1 新システム

飲料水供給の水源を調査または開発する際には、総合的な安全性を確立し、水源の汚染源を特定するために、広範囲にわたる分析を行うべきである。これには、通常、化学的および放射線学的汚染物質を特定するための水文学的解析、地質学的評価および土地利用状況調査が含まれる。

新たなシステムを設計する場合で、新規水源からの取水および浄水処理に用いる技術を選択する際には、水質に関するすべての要素を考慮するべきである。表流水を原水とする場合には濁度や他のパラメータの変化が非常に大きいので、これに合わせて許容範囲を十分にとっておかなければならない。浄水場は、平均的な水質ではなく、かなりの頻度で発生すると考えられる水質変動を考慮して設計するべきである。そうでないと、ろ過池が急速に閉塞したり、沈澱池が過負荷になることがある。地下水で化学的侵食性がある場合には、井戸のケーシングやポンプの完全性に影響を与え、水中の鉄の濃度が許容範囲を超える程度に上昇したり、最終的にはシステムが停止したりして、高額をかけて修理しなければならないような事態に陥ることがある。飲料水の水質と利便性がともに低下し、公衆衛生が危機にさらされることになる。

### 4.1.2 利用可能なデータの収集と評価

表4.1は飲料水システムの評価を行う場合に、その一部として通常考慮すべき事項の例を示している。集水域の分析では、ほとんどの場合、土地および水の利用者、並びに、集水域での活動を規制するすべての者を含めて、公衆衛生およびその他のセクターとの協議が必要である。重大な問題を見落とすことなく、最大のリスクがどこにあるのかを特定するために、系統立ったアプローチを用いることが重要である。

表 4.1 飲料水システムを評価する際に有用な情報の例

飲料水システムの構成要素	飲料水システムを評価する際に考慮すべき情報
集水域	<ul style="list-style-type: none"> <li>・地質および水文</li> <li>・気象および気象パターン</li> <li>・集水域および河川の一般的な衛生状態</li> <li>・野生動物</li> <li>・競合する水利用</li> <li>・開発と土地利用の特性および強度</li> <li>・原水を汚染するおそれがある集水域でのその他の活動</li> <li>・将来計画</li> </ul>
表流水	<ul style="list-style-type: none"> <li>・水域の形態（例えば、河川、貯水池、ダムなど）</li> <li>・物理的特性（例えば、規模、水深、水温躍層、標高など）</li> <li>・原水の流量と信頼性</li> <li>・滞留時間</li> <li>・水中の成分（物理的、化学的、微生物的）</li> <li>・保護（例えば、立ち入り規制、アクセスなど）</li> <li>・レクリエーションおよびその他の人間活動</li> <li>・大量水輸送</li> </ul>
地下水	<ul style="list-style-type: none"> <li>・被圧または不圧帯水層</li> <li>・帯水層の水文地質学的状況</li> <li>・流量と流向</li> <li>・希釈特性</li> <li>・涵養地域</li> <li>・井戸頂部の保護</li> <li>・ケーシングの深さ</li> <li>・大量水輸送</li> </ul>
浄水処理	<ul style="list-style-type: none"> <li>・浄水処理プロセス（常時使用しないプロセスを含む）</li> <li>・装置の設計</li> <li>・監視装置と自動化</li> <li>・浄水処理用薬品</li> <li>・処理効率</li> <li>・消毒による病原体の除去率</li> <li>・残留消毒剤/接触時間</li> </ul>
配水施設	<ul style="list-style-type: none"> <li>・配水池の設計</li> <li>・滞留時間</li> <li>・季節変動</li> <li>・保護（例えば、覆い、囲い、アクセスなど）</li> <li>・配水システムの設計</li> <li>・水理条件（例えば、到達時間、水圧、流れなど）</li> <li>・逆流防止</li> <li>・残留消毒剤</li> </ul>



飲料水システムの全体的な評価では、特定の事象(例えば、豪雨など)を含めた、長期にわたる原水の特性と飲料水システムの性能を理解する上で参考となる、過去のあらゆる水質データを考慮に入れるべきである。

### 制御すべき危害因子の優先順位付け

危害因子とその発生源を特定したら、リスク管理の優先順位を設定して文書化するために、それぞれの危害因子または危害事象によるリスクを比較するべきである。飲料水の水質を損なう汚染物質は数多くあるが、すべての危害因子に等しく注意を払う必要はない。

危害因子または危害事象によって引き起こされるリスクは、その発生の蓋然性(例えば、確かにあり得る、まれなど)を特定し、その危害因子が発生した場合の結果の甚大さ(例えば、重大でない、重大、壊滅的など)を評価した上で記載する。この目的は、それぞれの危害因子または危害事象について、重大であるか、そうでないかを区別するためである。ここでよく用いられるのは、半定量的マトリクスを用いたアプローチである。

簡易得点化法が、ピアレビューまたはベンチマークに裏打ちされた、十分に情報に通じた「専門家」の判断とともに、ガイドライン、科学文献および産業実務の技術情報に適用される。飲料水システムはそれぞれ異なるので、得点化も各システムに特有なものとなる。小規模飲料水システムで使われている技術について一般的なWSPが策定された場合、得点化は個々のシステムではなく、技術に対して特有なものとなる。

半定量的得点化法を用いることによって、最も重大な危害因子に関連付けて制御手段をランク付けすることができる。リスクのランク付けには、様々なやり方を適用することができる。一例を表4.2に示す。このマトリクスを用いる際には、危害因子または危害事象によってもたらされる健康リスクの判断は、専門家の意見に大きく依存することになる。

表 4.2 リスクをランク付けするための簡易得点化表の例

蓋然性	結果の甚大さ				
	重大でない	やや重大	重大	非常に重大	壊滅的
ほとんど確か					
多分あり得る					
あり得る					
多分あり得ない					
ごくまれにある					

表4.3に、発生の蓋然性と結果の甚大さを数値化する際に用いるための記載例を示す。「限界」値を設定し、その値を超えるすべての危害因子について、直ちに対応措置を取るようにすることが必要である。非常に小さなリスクの検討に大きな労力をつぎ込むのは意味がない。

表 4.3 リスクの得点化に用いる蓋然生と甚大さの定義の例

項目	定義
蓋然生	
ほとんど確か	1日に1回
多分あり得る	1週間に1回
あり得る	1ヶ月に1回
多分あり得ない	1年に1回
ごくまれにある	5年に1回
甚大さ	
壊滅的	大人数の死者が出るおそれがある
非常に重大	少人数の死者が出るおそれがある
重大	大人数の健康を害するおそれがある
やや重大	少人数の健康を害するおそれがある
重大でない	影響なしまたは検知不能

### 制御手段

制御手段に関する評価と計画立案は、健康に基づく目標が満たされることを保証し、また、危害因子の特定とその評価に基づくものでなければならない。ある危害因子に適用する制御のレベルは、ランク付けの結果に見合ったものでなければならない。制御手段の評価には、以下のことが含まれる。

- 集水域から消費者に至るまでの、個々の重大な危害因子または危害事象に対する既存制御手段の特定
- 全体として考え合わせた場合に、制御手段がリスクを許容レベル内に収める上で効果的かどうかの評価
- 改善が必要な場合、適用できる代替または追加の制御手段の評価

制御手段の特定と実施は、多段バリアの原則に基づいて行われるべきである。このアプローチの強みは、一つのバリアが故障しても、残りのバリアの効果的な運転で補うことにより、汚染物質がシステム全体に混入して、消費者に危害を与えるような濃度となるおそれを最小限にできることである。多くの制御手段は、一つ以上の危害因子を制御することが可能であるが、効果的な制御のためには一つの危害因子に対して複数の制御手段が必要である。そのような制御手段の例を以下に示す。

すべての制御手段は重要であり、常時注意を払うようにするべきである。制御手段は、その特性と状況変化の速さに基づく監視手法とデータ収集頻度で、運転の監視と制御が行われるべきである。(4.4.3参照)

制御手段とは、飲料水供給において、飲料水質に直接影響を及ぼし、飲料水が健康に基づく目標を満たすよう総体としてこれを保証する手段のことである。それらは、危害の発生を防止するために行われる作業およびプロセスである。

### 4.1.3 資源および水源の保護

効果的な集水域管理により、多くの利益が得られる。原水の汚染を軽減することにより、必要な浄水処理の量を減らすことができる。これにより、浄水処理による副生成物の生成量を少くし、運転費用を最小化することができる。

#### 危害因子の特定

原水水質の変化は、求められる浄水処理、処理効率およびその結果得られる浄水に係る健康リスクに影響するため、その理由を理解することが重要である。一般に、原水水質は、自然および人為的利用の要因による影響を受ける。自然的要因としては、野生動物、気候、地形、地質および植生がある。人為的利用の要因としては、点源（例えば、都市下水および工場排水など）と非点源（例えば、都市からの降雨流出や農薬を含む農地からの流出、家畜またはレクリエーション利用など）がある。例えば、都市下水は病原体の主要な汚染源となることがあり、都市降雨流出水および家畜は相当な微生物負荷となることがあり、人体が水に接触するレクリエーションは糞便汚染源となることがあり、農地流出水は浄水処理の課題を増やすことになることがある。

原水が表流水であるか地下水であるかにかかわらず、その地域の集水域もしくは帯水層の特質を理解し、水質汚染が引き起こされる過程を明確にして管理することが重要である。水利用の競争や増大する開発圧力のため、集水域での汚染につながる活動を減らしていくことが、制約されることがある。しかし、活動を大幅に制限することなく危害因子を封じ込める有効な対策を導入することは、しばしば可能であり、利害関係者との協調は、有益な開発を抑制せずに汚染を抑えるための強力な手立てとなる。

資源と水源の保護は、飲料水の水質を守る第一のバリアである。集水域の管理が飲料水供給事業者の管轄外である場合、制御手段の計画と実施については他の関係機関との調整が求められる。このような関係機関には、計画策定機関、集水域を管理する機関、環境および水資源の規制機関、道路を管理する機関、緊急事態に対処する機関、並びに、水質に影響を与える活動を行う農業、工業およびその他の営利団体が含まれる。資源と水源の保護のすべての観点に最初から傾注することはできないであろうが、それでも、集水域の管理は優先して行うべきである。このことは、汚染リスクを評価し、その低減のための管理方法の改善に関する計画を策定する利害関係者間の組織を通して、飲料水資源に対する所有者意識と共同責任意識の形成に役立つ。

被圧深層地下水は、通常、直接的な汚染がなく、微生物学的に安全で、化学的に安定している。しかし、浅層地下水や不圧地下水は、農業活動（例えば、病原体、硝酸塩および農薬など）、オンサイトでの衛生処理および下水道（病原体および硝酸塩）、並びに、工場からの排水の放流または浸透による汚染を受けることがある。集水域に影響を及ぼす可能性のある危害因子や危害事象で、危害評価の一部として考慮すべきことを次に示す。

- － 原水水質の急激な変化

- － 下水および腐敗槽排水
- － 工場排水
- － 集水域での化学物質の使用(例えば、肥料および農薬の使用など)
- － 事故または故意による大量漏洩(道路および輸送経路に関係するものを含む)
- － 人の立ち入り(例えば、レクリエーション活動など)
- － 野生動物および家畜
- － 土地利用(例えば、畜産、農業、林業、工業地帯、廃棄物処分、鉱業など)およびその変更
- － 不十分な緩衝地帯と植生、土壌侵食および砂防システム不全
- － 洪水流およびその排出
- － 稼働中のまたは閉鎖された廃棄物処理場または鉱山採掘場/汚染地区/有毒廃棄物
- － 地質(自然由来の化学物質)
- － 不圧および浅層帯水層(表流水の影響を直接受ける地下水を含む)
- － 不十分な井戸頂部の保護、ケーシングされていないまたはケーシングの不十分な井戸および不衛生な行為
- － 気候および季節による変化(例えば、豪雨、渇水など)、並びに、自然災害

上記に加えて、貯水池や取水口で影響を与える可能性がある危害因子や危害事象で、危害評価の一部として考慮すべきことを次に示す。

- － 人の立ち入り/立ち入り禁止区域の欠如
- － 貯水池での短絡流
- － 貯水量の枯渇
- － 選択取水の欠如
- － 代替水源の欠如
- － 不適切な取水場所
- － シアノバクテリアによる水の華
- － 成層
- － 警報・監視装置の故障

### 制御手段

資源および水源の効果的な保護には、以下の要素が含まれる。

- － 表流水源および地下水源保護のための制御手段を含む、集水域管理計画の策定と実施
- － 計画中の規制が、汚染のおそれのある活動からの水資源の保護(土地利用計画策定および集水域管理)を含み、それが施行されることの保証
- － 人為活動が水質に及ぼす影響に関するコミュニティでの啓発活動

原水と集水域の効果的な保護のための制御手段の例を以下に示す。

- － 利用目的の指定と制限
- － 集水域で使用する化学物質の登録
- － 化学工場や燃料補給施設における特別な防御策の要請(例えば、防護壁の設置など)
- － シアノバクテリアの増殖、並びに、無酸素の深水層と堆積物中のマンガンおよび鉄の溶解を少なくするための貯水池の混合/成層破壊
- － 貯水池水のpH調整
- － 集水域内での人為活動の制限
- － 下水放流の制御
- － 水質汚染を引き起こすおそれのある開発を規制するための土地利用計画策定手順と、計画策定および環境規制の利用
- － 集水域の定期的な査察
- － 洪水流の流域外放流
- － 水路の保護
- － 流出水の遮断
- － 不法行為を防ぐ安全対策

同様に、取水と貯水システムの効果的な保護のための制御手段を以下に示す。

- － 豪雨時とその後の期間における貯水機能の利用
- － 適切な取水場所とその保護
- － 貯水池からの適切な取水深度の選択
- － ケーシング、シーリングおよび井戸頂部の安全対策を含めた、適切な井戸の建設
- － 適切な井戸の場所
- － 滞留時間を最大にするための貯水システム
- － 適切な洪水時の集水および排水機能を具えた貯水施設および貯水池
- － 動物の侵入を防ぐ安全対策
- － 無断侵入や不法行為を防ぐ安全対策

利用可能な水源が複数ある場合には、処理して供給する水を柔軟に選択できるであろう。水質が良くないとき(例えば、豪雨後など)には、リスクを減少させ、処理過程での問題を回避するために、河川からの取水を避けることができるであろう。

貯水池に水を貯留することにより、沈降および太陽光(紫外線)での消毒による不活化などを通じて、糞便性微生物数を減少させることができる。ほとんどの糞便由来の病原微生物(腸管病原体)は、環境中で生残し続けることはできない。腸管系細菌は数週間で死滅する。腸管系ウイルス

や原虫はしばしばより長く(数週間から数ヶ月間)生残するが、沈降や土壌細菌との拮抗作用により除去されることが多い。滞留することにより懸濁物質が沈降するので、あとの消毒がより効果的になるとともに、消毒副生成物(DBP)の生成量が低減される。

地下水源の制御手段としては、帯水層や孔口周囲の汚染からの保護と、井戸の物理的な完全性(地表面のシール、損傷のないケーシングなど)の確保を含めるべきである。

集水域の特徴を表す指標の利用に関するより詳細な情報は、関連図書「飲料水の微生物安全性評価(*Assessing Microbial Safety of Drinking Water*)」(1.3)の第4章に記されている。

### 4.1.4 浄水処理

原水保護に続く、飲料水システムの汚染に対する次のバリアは、消毒および汚染物質の物理的除去を含む浄水処理プロセスのバリアである。

#### 危害因子の特定

浄水処理の過程では危害因子が持ち込まれるおそれがあり、また、危害が生じやすい状況では、汚染物質が高濃度で浄水処理過程を通過してしまうことがある。浄水処理用薬品、または、飲料水との接触による生成物など、浄水処理プロセスを通じて飲料水の構成成分が持ち込まれる。原水の突発的な高濁度は、浄水処理プロセスに悪影響を及ぼし、腸管病原体が浄水並びに配水システムに混入する原因となる。同様に、ろ過池の逆洗直後にはろ過機能が不完全なため、配水システムに病原体が混入することがある。

飲料水の処理性能に影響を及ぼす危害因子や危害事象の例を次に示す。

- － 設計限界値を超える流量の変化
- － 不適切または不十分な、消毒を含めた処理プロセス
- － 不十分なバックアップ(施設、人員)
- － 処理プロセスの制御不良と誤作動、または、装置の低い信頼性
- － 許可されていないまたは汚染された浄水薬品および材料の使用
- － 薬品注入率の誤り
- － 不十分な混合
- － 警報および監視装置の故障
- － 停電
- － 事故および故意による汚染
- － 自然災害
- － DBP の生成
- － 汚染水/廃水との誤接合、内部での短絡

## 制御手段

制御手段には、前処理、凝集/フロック形成/沈澱、ろ過および消毒が含まれる。

前処理には、粗ろ過、マイクロストレーナー、河道外貯留および河岸ろ過がある。前処理の選択肢は、簡単な消毒から膜ろ過まで広範囲にわたる。前処理により、微生物、天然有機物および懸濁物質の負荷を、減少または安定化させることができる。

凝集、フロック形成、沈澱(または浮上分離)およびろ過により、微生物(細菌、ウイルスおよび原虫)を含む粒子を取り除くことができる。安定した信頼性のある処理性能を達成するため、これらのプロセスを最適化して制御することが重要である。薬品凝集は、凝集/フロック形成/沈澱プロセスの除去効率を決定する最も重要なステップである。それは、また、粒状ろ材を用いたろ過装置の除去効率に直接影響するとともに、消毒プロセスにも間接的に影響する。凝集プロセスそのものにより、新たな微生物学的危害因子が浄水中に混入するおそれはないが、凝集不良やその効率が低い場合には、配水システムへの微生物負荷が増大するであろう。

飲料水の浄水処理では、粒状ろ材ろ過、緩速砂ろ過、プレコートろ過、膜ろ過(精密ろ過、限外ろ過、ナノろ過および逆浸透)など様々なろ過プロセスが用いられる。適切に設計して運転すれば、ろ過は病原微生物に対する安定で効果的なバリアとなり、またときには浄水処理における唯一のバリア(例えば、消毒剤として塩素のみを使用している場合における直接ろ過によるクリプトスポリジウムオーシストの除去についてなど)となることもある。

ほとんどの浄水処理システムにおいては、必要なレベルの微生物リスクの低減を達成するために十分なレベルの消毒が必須である。特定のpHと温度におけるCt値(消毒剤濃度と接触時間の積)の概念を適用し、より抵抗力の高い病原微生物に必要な不活化レベルを考慮に入れることにより、消毒に対して感受性のより高い微生物も効果的に制御されることが保証される。消毒を行う場合、DBP生成量を最小に抑える方法についても考慮しなければならない。

最も一般に用いられる消毒プロセスは塩素処理である。オゾン処理、紫外線照射、クロラミン処理および二酸化塩素処理も用いられる。これらの方法は、細菌を死滅させるのに非常に効果的であり、また、ウイルス(種類による)や、ジアルジアおよびクリプトスポリジウムを含む多くの原虫の不活化にも、それぞれに応じて効果がある。原虫のシストやオーシストを効果的に除去または不活化するには、凝集/フロック形成のあとにろ過(粒子および濁度を除去するため)し、そのあとに消毒(一つまたは複数の消毒剤の組み合わせによる)するのが最も実的な方法である。

浄水処理における制御手段の例を次に示す。

- － 凝集/フロック形成および沈澱
- － 許可された浄水薬品および材料の使用
- － 浄水薬品の注入制御
- － プロセス制御
- － バックアップシステムの整備

- 以下のことを含めた浄水処理プロセスの最適化
  - ・薬品注入
  - ・ろ過池の逆洗
  - ・流量
- 原水水質が悪化している期間における貯留水の使用
- 無断侵入や不法行為を防ぐ安全対策

消毒後の浄水を消費者に供給する前に貯留することにより、消毒剤との接触時間が長くなり消毒効果が高まる。これは、ジアルジアやある種のウィルスなど、消毒に対して抵抗力の高い微生物に対して特に重要である。

より詳細な情報は、関連図書「浄水処理と病原体制御 (*Water Treatment and Pathogen Control*)」(1.3)に記されている。

### 4.1.5 管路による給水システム

微生物の増殖、管材の腐食および堆積物の生成を防ぐために、浄水処理プロセスを以下に示す方法により最適化するべきである。

- 粒子の継続的で確実な除去および低濁度の水の生産
- 溶存態(および懸濁態)の鉄およびマンガンの析出と除去
- 配水池や配水管内で析出するおそれがある残留凝集剤(溶存態、コロイド状または懸濁態)のキャリーオーバーの最小化
- 微生物の栄養源となる溶存態有機物および特に易生物分解性有機炭素のできる限りの低減
- 構造材料の損傷と消毒剤の消費を避けるための許容範囲内での腐食ポテンシャルの維持

配水システムにおいて良好な水質を維持できるかどうかは、配水システムの設計と運用、並びに汚染の防止と、その内部における堆積物の蓄積の防止および除去のための維持管理と調査に依存する。

より詳細な情報は、関連図書「管路給水における水の安全性 (*Safe Piped Water*)」(1.3)に記されている。

### 危害因子の特定

配水システムの保護は、安全な飲料水を供給する上で必須である。配水システムは、その特性として、何キロにも及ぶ配水管、貯水槽、工場との接続および不法行為や破壊行為の可能性を有しているため、微生物や化学物質による汚染の機会がある。



以下のような場合に、配水システムにおいて汚染が生じるおそれがある。

- － 配水管内の水圧の低下または配水システム内の「水圧変動」の影響で、地下の材料中や、特に配水システム周辺の下水管内の汚染水が入り込むとき（浸透/侵入）。
- － 配水管内の水圧の低下および汚染水と貯水または配水システムとの物理的な連結に起因して、汚染水が逆流し、配水システムまたは貯水槽に引き込まれるとき。
- － 開放の、または、安全確保が十分でない貯水槽および水路を通して。これらは、地表面からの流出および糞便汚染源としての動物や水鳥の侵入による影響を受けやすく、また、破壊行為や不法行為に対する安全確保が行き届かないことがある。
- － 既設の配水管を修繕または布設替えしたとき、あるいは、新規に配水管を布設したときに、管の破損箇所を通して。このような場合、汚染された土壌または瓦礫が、システム内に持ち込まれることがある。
- － ヒューマンエラーによる意図しない下水管または雨水管の配水システムへの誤接合を通して、あるいは、不法または無認可接続を通して。
- － 管、はんだ/接着剤、給水栓および配水システムの洗浄や消毒に用いられる薬品などの材料からの、化学物質および重金属の浸出を通して。
- － プラスチック管を通して石油または油類が拡散するとき。

それぞれの場合において、汚染された水に病原体または有害化学物質が含まれていれば、消費者がそれらによる曝露を受けることになる。

残留消毒剤が微生物の発生抑制のために用いられていても、汚染に対応するには不十分であったり、混入した病原体の一部または全部に対して効果がなかったりすることがある。その結果、感染や発病につながる可能性がある濃度で病原体が存在することがある。

水が時間給水されている場合、水圧が低くなると、破損箇所、亀裂、継手およびピンホールから配水システム内に汚染水が侵入する。時間給水は望ましいことではないが、多くの国でごく一般に行われており、それによりしばしば汚染が生じている。時間給水では浸透や逆流のリスクが増加するので、水質制御が重要な課題となる。季節的に土壌の水分が増加し、土壌からパイプへの圧力傾斜が発生しやすくなると、それに応じてリスクが高まる。時間給水を行っていて管内に汚染物質が侵入する場合、システムに水を流して給水を再開したときに、濃縮された汚染水の「おり」が配水システムを通して流れ、消費者へのリスクが増加することがある。時間給水対策として家庭で貯水する場合、微生物の増殖を抑制するために、消毒剤の局所的な使用が妥当とされることがある。

配水システムに流入する飲料水には、自由生活型のアメーバや、種々の従属栄養細菌および菌類の環境適応株が含まれることがある。好適条件下では、アメーバや、シトロバクター、エンテロバクターおよびクレブシエラなどの従属栄養細菌が配水システム内にコロニーを作り、生物膜を

形成することがある。これらの生物膜のほとんどの微生物(例えば、建築物の水供給システム内でコロニーを形成するレジオネラを除く)については、その存在が、極端に免疫力の落ちた人を除く一般集団への飲料水を通じた健康への悪影響に関連しているという証拠はない(関連図書「従属栄養細菌数と飲料水の安全性(*Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*)」(1.3)参照)。

通常、配水システム内の水温と栄養塩濃度は、生物膜内での大腸菌(腸管系病原細菌)の増殖をもたらすほど高くなることはない。したがって、大腸菌の存在は、ごく最近に糞便汚染があった証拠と考えるべきである。

洪水、漏水および地震などの自然災害は、管路給水システムに重大な影響を及ぼすことがある。

### 制御手段

配水システム内に流入する水は、微生物学的に安全でなければならず、しかも、生物学的に安定したものであるべきである。配水システム自体は、消費者に水が届くまでの間、汚染に対して確固たるバリアでなければならない。配水システム全体を通して消毒剤が保持されていれば、汚染に対してある程度までの防護となり、微生物の増殖の問題を限られたものとすることができる。クロラミン処理は、長い配管内の水中や沈澱物中のネグレリア・ファウレリ(*Naegleria fowleri*)の制御に好結果をもたらすことが示されており、また建築物内でのレジオネラの再増殖を抑制することができるであろう。

残留消毒剤は、微生物汚染に対する部分的な防護となるが、一方では、特に、抵抗力のある生物による汚染が、大腸菌のような一般的な糞便汚染指標細菌を用いることにより、検出されなくなってしまうことがある。残留消毒剤を配水システム内で使用する場合、DBPの生成量を最少にする手段を検討するべきである。

配水システムは完全に密閉し、配水池や貯水槽には汚染を防ぐための雨水排除機能を備えた屋根を取り付けるべきである。貯水および配水における、短絡流の制御と水の停滞防止は、微生物の増殖防止に寄与する。逆流防止装置の使用、配水システム全体にわたる正水圧の維持および効率的な維持管理手順の実施など、多くの方策を、配水システムにおける水質の維持のために採用することができる。飲料水システムの施設への無断立ち入りや妨害を防ぐために、適切な安全手段を講じることも重要である。

制御手段としては、より安定した二次的な消毒剤(例えば、遊離塩素の代替としてのクロラミンなど)の使用、管路更新計画の実施、配水システム内の洗浄、再ライニングおよび正水圧の維持などがある。貯水槽、ループおよび配水管末端における水の停滞を回避し、配水システム内における水の滞留時間を短縮することも、飲料水の水質の維持に寄与する。

配水システムの制御手段のその他の例を以下に示す。

- － 配水システムの維持管理
- － バックアップシステム(電源)の整備
- － 十分な残留消毒剤の維持
- － 誤接合および逆流防止装置の使用
- － 配水システムおよび貯水槽の完全な密閉
- － 事後における配水管の消毒を含めた、適切な修理手順
- － システム内の適切な水圧の保持
- － 破壊行為、不法接続および不法行為を防ぐための安全策の実施

より詳細な情報は、関連図書「管路給水における水の安全性 (*Safe Piped Water*)」(1.3)に記載されている。

#### 4.1.6 管路によらない給水システム、コミュニティ給水システムおよび自家給水システム 危害因子の特定

危害因子の特定は、ケースバイケースで行うのが理想的である。しかし、実際には、管路によらない給水、コミュニティ給水および自家給水システムにおいては、危害がもたらされる条件は、通常、技術またはシステムのタイプに関係し、それは国または地方レベルで特定されるといった、一般的な仮定に信頼が置かれる。

管路によらない様々な給水システムにおける危害因子や危害状況の例を次に示す。

- 手押しポンプ付管井戸
  - － 井戸への汚染された表流水の直接の侵入
  - － 貧弱な建設工事、または、ライニングの破損による汚染物質の侵入
  - － 帯水層への微生物学的汚染物質の浸透
- 簡易な、保護された湧水
  - － 「埋め戻し」箇所を通しての直接的な汚染
  - － 汚染された表流水による急速な涵養
- 簡易な掘り抜き井戸
  - － 貧弱な建設工事、または、ライニングの破損による汚染物質の侵入
  - － バケツにより持ち込まれる汚染
- 雨水の集水
  - － 屋根または雨樋への鳥や動物の糞
  - － 貯水槽への初期流出水の流入

より詳細な指針は、関連図書「水安全計画 (*Water Safety Plans*)」(1.3) および「飲料水質ガイド

ライン」第3巻に記されている。

### 制御手段

求められる制御手段は、理想的には水とその集水域の特性に依存するが、実際にはこれらのそれぞれについて、各システムに固有な評価ではなく、標準的なアプローチを適用することができる。

管路によらない様々な給水の水源に対する制御手段の例を以下に示す。

- 手押しポンプ付管井戸
  - － 井戸頂部の適切な仕上げ
  - － 便所や畜舎などの汚染源からの十分な、理想的には流達時間に基づく、離隔距離の確保
- 簡易な保護された湧水
  - － 効果的な湧水の保護対策
  - － 流達時間に基づく離隔距離の設定
- 簡易な掘り抜き井戸
  - － 適切な建設工事と、モルタルシールを用いたライニング
  - － 手押しポンプまたは衛生的な汲み上げ用具の設置と維持管理
- 雨水の集水
  - － 屋根および雨樋の清掃
  - － 初期流出水の放流装置

ほとんどの場合、地下水源の汚染は簡単な方法の組み合わせにより制御することができる。汚染物質を急速に水源まで侵入させる割れ目や裂け目がなければ、被圧または深層帯水層の地下水には、通常、病原微生物は存在しない。管井戸の孔は十分な深さまでケーシングを施し、表流水や浅層地下水が侵入しないよう、井戸の頂部を密閉するべきである。

雨水集水システムで、特に地上に貯水槽を設けているものは、比較的安全な水の供給が行える。主な汚染源は、鳥、小動物、屋根にたまった塵埃である。これらの汚染源による影響は、以下の簡単な手段で最小限に抑えることができる。すなわち、雨樋は定期的に掃除すること、張り出した枝(落葉などの発生源であり、また、屋根の集水部分への鳥や小動物のアクセスを高めるため)を最小限の長さにする、および、貯水槽への流入管に落葉除去用ストレーナを設置することである。降り始めの屋根を洗う雨水(20～25L)が貯水槽に入らないよう、初期流出水放流装置の設置が推奨される。放流装置を使用できない場合、脱着式の縦管を使用することにより、手動で同様の効果を得ることができる。

一般に、微生物学的安全性を確保するため、表流水の場合には少なくとも消毒が必要であり、

通常はろ過も必要である。第一のバリアは、水源への人の排泄物、家畜およびその他の危害因子による汚染を、最小限に抑えることを基礎とする。

水源の保護を強化すれば、その分だけ、浄水処理や消毒に頼らなくて済むようになる。貯水および消費者への配水過程における水は、配水および貯水システムを確実に密閉して保護すべきである。

このことは、管路による給水システム(4.1.5)および水売りによる水(6.5)についても当てはまる。一般家庭で貯水する場合には、手、ひしゃく、または、その他の汚染物質が付着した物が使われないよう、密閉された貯水槽、または、安全対策が施された貯水容器を用いることにより、汚染を防ぐことができる。

化学的有害因子の制御に関する信頼性は、主として、汚染源の当初のスクリーニング、並びに、浄水薬品、材料および貯水システムを含めたこの用途に使われる装置の品質と性能の確保に委ねられる。

下記の水供給のタイプについては、モデル的なWSPが関連図書「水安全計画(*Water Safety Plans*)」(1.3)に示されている。

- － 保護された動力ポンプ付き井戸からの地下水
- － 一般的な浄水処理
- － 多段ろ過
- － 水供給事業者が管理する管路給水システムにおける貯水と配水
- － コミュニティー管理の管路給水システムにおける貯水と配水
- － 水売り
- － 交通機関(航空機、船舶および列車)に搭載される水
- － 手で水を汲み上げる管井戸
- － 手で水を汲み上げる湧水
- － 簡易な、保護された掘り抜き井戸
- － 雨水の集水

家庭での集水、水の運搬および貯水における水の安全性確保の方法についても、手引きが用意されている(関連図書「家庭での水管理(*Managing Water in the Home*)」(1.3)参照)。この手引きは、水系感染症低減のため、健康増進支援の衛生教育プログラムと併せて活用するべきである。

#### 4.1.7 確認

確認は、制御手段の性能に関する証拠を得ることと関わりがある。このことにより、WSPの基礎として使われた情報が正確であることが保証され、ひいては、健康に基づく目標の達成が可能となる。

浄水処理プロセスの確認では、処理プロセスにおいて要求を満たす運転ができることを示すことが求められる。この確認は、パイロット段階での調査、もしくは、新たなまたは改修された浄水処理システムにおいて行われる。それは、既存の浄水処理プロセスの最適化にも有効なツールである。

確認の第一段階は、既存データの検討である。これには、科学文献、流通業者団体、規制・法律制定部局および専門家団体によるデータ、過去のデータ、並びに、水供給事業者の知識などが含まれる。このことにより、検査が必要な事項が明らかとなる。確認は、飲料水供給における日々の管理に適用されるものではない。その結果として、確認においては、運転監視には向かない微生物学的パラメータが用いられ、病原体測定の結果が得られるまでの時間遅れや、そのための追加費用がしばしば許容されることがある。

確認とは、制御手段の有効性を証明するための調査活動である。システムを新規に構築したり再構築した場合には、一般に確認の作業を徹底的に行なう。これにより、単なる保証値ではなく、システム評価に用いることができ、しかも、制御手段が危害因子の効果的な制御に寄与することを保証する上で必要な運転基準を明確にすることができる。高い信頼度で達成可能な質的改善または維持管理に関する情報が得られる。

#### 4.1.8 改良と改善

飲料水システムの評価により、現行の方策や技術では、飲料水の安全性を確保することができないという結果がもたらされることがある。ある部分の改善が必要なだけで、あとは現行の方策を再吟味し、文書化し、公式なものにするだけで十分という場合もあれば、大規模な施設の改造が必要な場合もある。システムの評価は、WSPの完全実施のために必要とされる計画を策定するための根拠として活用されるべきである。

飲料水システムの改善には、下記のような様々な事項が含まれる。

- － 主要施設改善事業
- － 訓練
- － 運転手順の強化
- － コミュニティ相談プログラム
- － 研究開発
- － 事故対策指示書の作成
- － 情報伝達と報告

改良・改善計画には、短期(例えば、1年など)のものから長期にわたるプログラムまでがある。

短期的な改善としては、例えば、コミュニティー相談プログラムの改善やコミュニティー啓発プログラムの作成などがある。長期的な主要施設改善プロジェクトとしては、配水池の覆蓋設置や、凝集およびろ過の強化などがある。

改善計画の実施には、多額の費用がかかる場合があるので、詳細な分析と、リスク評価結果に基づく慎重な優先順位付けが求められるであろう。改善計画の実施に際しては、改善が実行され、有効であることを確認するために監視を行うべきである。制御手段はしばしばかなりの費用を伴うものであり、限られた予算の中で飲料水供給の他の観点との兼ね合いを考慮せずに、水質改善について決定を下すことはできない。優先順位を明確にすることが必要であり、また、一定期間にわたって段階的に改善を実施することが必要となるであろう。

## 4.2 運転監視と制御の維持

運転監視では、適切な時間間隔で制御手段の処理性能を評価する。時間間隔には大きな幅があり、例えば、オンラインでの残留塩素の制御から、四半期ごとの井戸の台座の完全性の検証まで様々である。

運転監視の目的は、効果的なシステムの維持を可能にし、健康に基づく目標が確実に達成されるよう、水供給事業者が各制御手段を適時に監視することである。

### 4.2.1 システム制御手段の決定

制御手段の内容と数は各システムに固有であり、危害因子の数と特性およびそれにより引き起こされるリスクの重大さにより決まる。

制御手段は、制御できなくなる可能性や、その場合にもたらされる結果を考えに入れたものでなければならない。制御手段には、以下のことを含め、多くの運転上の必要条件がある。

- 測定可能で、運転効果を明確にするために限界値を設定できる運転監視パラメータ
- 適時、不具合を明らかにできるよう、十分な頻度で監視することができる運転監視パラメータ
- 限界値を逸脱した場合に取り得る改善措置の手順

### 4.2.2 運転監視指標の選定

運転監視において選ばれるパラメータは、各制御手段の効果を考慮したもので、適時に運転状況が把握でき、容易に測定可能であって、必要な場合に適切な対応が取れるようなものであるべきである。測定可能な変数の例としては、残留塩素、pHおよび濁度などがあり、目視によるものの例としては、害虫よけスクリーンの完全性などがある。

腸管病原体や指標細菌は、サンプルの処理と分析に時間がかかり、水が供給されるまでに運

転の調節ができないことから、運転監視に用いるには限界がある。

様々なパラメータを運転監視に用いることができる。

- 原水については、濁度、紫外部吸光度、藻類の増殖、流量と滞留時間、色度、電気伝導度および地域の気象現象などがある(関連図書「健康のための表流水保護(*Protecting Surface Waters for Health*)」、「健康のための地下水保護(*Protecting Groundwaters for Health*)」(1.3)参照)。
- 浄水処理については、消毒剤の濃度と接触時間、紫外部吸光度、pH、可視部吸光度、膜の完全性、濁度および色度などがある(関連図書「浄水処理と病原体制御(*Water Treatment and Pathogen Control*)」(1.3)参照)。
- 管路給水システムの運転監視パラメータには次のようなものがある。
  - 残留塩素の監視により、微生物学的パラメータの測定が必要となる問題の発生を直ちに知ることができる。通常、安定して存在している残留塩素が突然消失することは、汚染の侵入を意味する。あるいは、配水システム内で場所によっては、残留塩素を維持することが困難であったり、または、残留塩素が徐々に減っていく場合には、細菌の増殖により、水または管路による酸化剤の要求量が多くなっていることを示している。
  - 糞便汚染指標細菌の存否も、一般に用いられる運転監視パラメータである。しかし、最も一般的に使われる指標、すなわち大腸菌や糞便性大腸菌群よりも、塩素消毒に対してより抵抗力のある病原体もある。したがって、より抵抗力のある糞便汚染指標細菌(例えば、腸球菌など)、ウェルシュ菌(*Clostridium perfringens*)芽胞またはコリファージを、運転監視パラメータとして用いる方が適切であるかも知れない。
  - 水供給において存在する従属栄養細菌は、微生物増殖能の増加、生物膜の活性度の増加、滞留時間の増加、または、水の停滞およびシステムの完全性の喪失などの変化に関する有用な指標である。水供給において存在する従属栄養細菌の数は、浄水処理システム内におけるろ過池などの広い接触面の存在を反映し、配水システムの状態の直接的な指標とはならないことがある(関連図書「従属栄養細菌数と飲料水の安全性(*Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*)」(1.3)参照)。
  - 水圧測定と濁度も、管路給水システムにおける有用な運転監視パラメータである。

配水システムの運転・維持管理に関する指針(関連図書「管路給水における水の安全性(*Safe Piped Water*)」(1.3)参照)が用意されており、これには、水質およびその他水圧などのパラメータの監視プログラム策定について記されている。

運転監視パラメータの例を表 4.4 に示す。



表 4.4 制御手段の監視に用いられる運転監視パラメータの例

運転監視パラメータ	原水	凝集	沈澱	ろ過	消毒	配水システム
pH		✓	✓		✓	✓
濁度（または粒子数）	✓	✓	✓	✓	✓	✓
溶存酸素	✓					
河川流量	✓					
降雨量	✓					
色度	✓					
電気伝導度（溶解性物質、TDS）	✓					
有機炭素	✓		✓			
藻類、藻類毒素および代謝物	✓					✓
薬品注入率		✓			✓	
処理水量		✓	✓	✓	✓	
正味電荷		✓				
流動電流値		✓				
損失水頭				✓		
Ct値 <sup>a</sup>					✓	
残留消毒剤					✓	✓
DBP					✓	✓
水圧						✓

<sup>a</sup> Ct値＝消毒剤濃度×接触時間

#### 4.2.3 運転管理限界と運転停止限界の設定

制御手段は、運転監視パラメータが適用でき、運転効果が容認し得るかどうかを判定できる明確な限界値－運転管理限界と呼ばれる－を具えていることが必要である。運転管理限界は、各制御手段に用いるパラメータごとに設定するべきである。監視により、運転管理限界を超えたことが示された場合には、あらかじめ決められた改善措置（4.4参照）を適用する必要がある。運転管理限界からの逸脱の検知と改善措置の実施は、処理性能と水の安全性が維持される時間内に十分行えるようにするべきである。

制御手段によっては、それを超えると水の安全性が信頼できなくなる「運転停止限界」も設定されることがある。運転停止限界から逸脱した場合には、通常、担当の保健官署に直ちに連絡するなど緊急な対処が必要である。

運転管理限界と運転停止限界は、運転管理手段における上限値、下限値、上限値と下限値の範囲、または、「包絡線」として示される。

#### 4.2.4 管路によらない給水システム、コミュニティ給水システムおよび自家給水システム

一般に、表流水や浅層地下水を、衛生上の防護や浄水処理を施さずに飲料水源として用いてはならない。

コミュニティの運転担当者や家庭による水源（雨水貯留槽を含む）の監視では、通常、衛生上の点検を定期的に行う。衛生点検シートの書式は、例えば絵を用いるなど、分かりやすく使い

やすいものにするべきである。取り扱いリスク要因は、運転担当者の管理下にある作業に関連するもので、水質に影響するものであることが望ましい。運転監視の結果と、講じるべき措置の関係を明確にしておくべきであり、また、訓練が必要となるであろう。

運転担当者は、定期的な水の物理学的な評価を、特に豪雨のあとには行い、水質に明らかな変化(例えば、色、臭いまたは濁りなど)がないかも監視するべきである。

コミュニティー水源(井戸および湧水など)の水や家庭で集水した雨水を処理することはまれであるが、処理する場合は運転監視を行うことが望ましい。

### 自家給水システムにおける集水、運搬および貯留

集水と、人手による運搬の際の水質の維持は、各家庭の責任である。良い衛生習慣が必要であり、衛生教育を通してこれが支援されるべきである。衛生教育プログラムにより、家庭やコミュニティーに水の衛生を監視し、管理する技術を提供するべきである。

家庭での水処理は、公衆衛生の向上に効果があることが証明されている。処理プロセスの監視は、それぞれの技術に固有のものである。家庭で処理を行う場合には、利用者が基本的な運転監視の必要条件について確実に理解できるよう、情報(そして、もし適切であれば訓練も)提供することが非常に重要である。

## 4.3 検証

飲料水システムの各構成要素の性能につき運転監視することに加えて、システムが全体として安全に作動していることを確かめるための最終的な「検証」を行う必要がある。検証は、その国の行政形態に応じて、水供給事業者、独立した機関、または、その両者により行われる。一般に、検証には、糞便汚染指標生物および有害化学物質の検査が含まれる。

検証は、一連の飲料水供給過程の全体にわたり安全性を最終的にチェックするものである。検証は、サーベイランス機関が行う場合もあれば、水供給事業者が品質管理の一環として行うこともある。

微生物に関する検証では、一般に、浄水および配水の糞便汚染指標細菌について検査する。化学的な安全性の検証では、懸念される化学物質の検査を、浄水処理の最終段階、配水過程、または、消費点(濃度が配水過程で変化するかどうかによる)において行う。

試料採取の頻度は、より多くの情報を得ることの効果と費用について、バランスをとる必要があることを考慮して決めるべきである。通常、試料採取頻度は、人口が増えればそれだけリスクも増加することを考慮し、給水人口または給水量に基づいて決める。個々の特性についての検査頻度も、その変わりやすさに応じて異なる。微生物についての試料採取と分析は頻度を最も高くす

る必要があるが、化学物質についてはそれより頻度が低くて良い。これは、些細な微生物学的汚染でもすぐに消費者が発病する可能性があるのに対して、急性健康影響を引き起こすような化学的汚染は、特別な事態(例えば、浄水場における薬品の過剰注入など)を除いては、まれにしか発生しないからである。浄水場から送り出される水の試料採取頻度は、水源の水質や浄水処理方法によって異なる。

#### 4.3.1 微生物学的水質の検証

供給される水の微生物学的水質の検証は、汚染の検出が可能な限り最も確実に行われるように計画しなければならない。したがって、試料採取は、配水過程における水質変化の可能性を考慮したものとするべきである。これは、一般に、汚染の可能性が高い場所や時間を考慮に入れることを意味する。

糞便汚染は、管路給水システム全体にわたって均一に広がるものではない。水質が良好なシステムでは、比較的限られた試料数で糞便汚染指標細菌が検出される可能性はかなり低い。

糞便汚染指標細菌をほとんど検出しないシステムにおいては、糞便性指標細菌が存在している(presence)か、存在していない(absence)かをより高い頻度で検査(P/A試験)することにより、汚染の検出の機会が増加する。P/A試験は、定量試験に比べて簡単、迅速で、費用も安い。これらの二つの方法に関する比較研究により、P/A試験で糞便汚染指標細菌の検出率を最も高くできることが示されている。しかし、P/A試験は、指標細菌の検査がほとんどすべての場合に陰性であるシステムにおいてのみ適切な方法である。

糞便汚染指標細菌の試験をより高頻度で行うほど、汚染を検出する可能性も高くなる。簡単な方法による試験を高頻度で行う方が、複雑な検査または系統的な一連の検査を低頻度で行うよりも役に立つ。

降雨やその他の地域的な条件により、季節によって汚染の特性やその起こりやすさが異なる。一般に、試料採取はランダムに行い、感染症の流行、洪水、または、緊急活動の際、あるいは、断水または修繕工事のあとにはその回数を増やさなければならない。

#### 4.3.2 化学的水質の検証

化学的水質の検証を行うに当たり検討が必要な事項としては、適切な分析施設の存在、分析費用、試料の劣化の可能性、汚染物質の安定性、様々な水供給における汚染の発生のしやすさ、最適な監視地点および試料採取の頻度などが上げられる。

個々の化学物質に関する試料採取場所と頻度は、主な汚染源(第8章参照)とその変わりやすさに応じて決定される。時間的な濃度変化が大きくない物質については、大きく変化する物質に比べて、試料採取頻度は少なくても良い。

多くの場合、特に安定した地下水で、懸念される自然由来の物質の濃度が時間的に非常にゆ

るやかに変化するような場合には、原水の試料採取は年に一度、またはそれ以下で十分であろう。表流水の場合には濃度の変化がより大きいので、汚染物質とその重要性に応じて、より多くの試料数が必要である。

試料採取場所は、試験する水の水質特性に応じて決める。配水過程で濃度が変化しない成分については、浄水場または配水システムの入口での試料採取で十分である。しかし、配水過程で濃度が変化する成分については、その挙動や発生源を考慮した上で試料採取を行うべきである。試料は、配水システムの末端に近いところ、および、配水管と直接接続されている各家庭や大型集合住宅の給水栓などから採取するべきである。例えば、通常、鉛の汚染源は給水装置や屋内配管であることから、鉛についての採水は給水栓で行うべきである。

より詳細な情報は、関連図書「飲料水の化学的安全性 (*Chemical Safety of Drinking-water*)」(1.3)に記されている。

### 4.3.3 水源

浄水処理を行わない場合、原水を検査することは極めて重要である。原水の検査は、浄水処理プロセスに不具合が生じた場合や、水系感染症の発生原因調査の一部としても有用である。検査の頻度は、試料採取を行う理由により異なる。検査頻度は以下に示すとおりである。

- 定期検査(検証における検査の頻度は、水供給を受けるコミュニティの規模、飲料水質の信頼性/浄水処理の程度および地域的なリスク要因の存在など、いくつかの要因により異なる)
- 臨時検査(例えば、ランダム、または、コミュニティ管理飲料水供給の訪問時になど)
- 汚染の流入のおそれが高まると想定される、予見し得る事故、緊急事態、または、計画されていない出来事による原水水質の悪化を受けての検査頻度増(例えば、洪水のあと、上流での漏洩など)

新たな飲料水供給を始める前には、類似した飲料水供給におけるデータの再吟味や水源のリスク評価により、存在の可能性が明らかにされたパラメータなどについて、より広範囲な分析を行うべきである。

### 4.3.4 管路による給水システム

試料採取地点の選定は個々の水供給に応じて行う。病原体による公衆衛生リスクの特性および配水システム全体にわたっての汚染の可能性を考慮し、微生物学的分析(および、残留塩素など、これに関連するパラメータ)のための試料採取は、一般に高頻度でかつ広く分散した試料採取地点において行う。配管材料から発生し、直接的な規制では制御できない化学成分およびトリハロメタン (THM) のように配水過程で濃度が変化する成分については、試料採取の地点と頻

度を慎重に検討する必要がある。

飲料水の微生物学的水質の検証における推奨最小試料数を表4.5に示す。

配水システムにおける層別ランダムサンプリングは、その有効性が証明されている。

表 4.5 配水システムにおける糞便汚染指標の推奨最小試料数<sup>a</sup>

人口	1年間の総サンプル数
一点からの給水 管路による給水	3～5年サイクル（最高）ですべての水源につき段階的に試料採取
5,000人以下	12
5,001～100,000人	5,000人ごとに12
100,001～500,000人	120+10,000人ごとに12
500,001人以上	180+100,000人ごとに12

<sup>a</sup> 塩素、濁度およびpHなどのパラメータについての検査は、運転および検証のための監視の一部としてより高頻度に行うべきである。

#### 4.3.5 コミュニティー管理水供給の検証

コミュニティ飲料水システムの性能を正しく評価するためには、いくつかの要素を考慮しなければならない。飲料水システムのサーベイランスと品質管理に関して国家戦略を策定しているいくつかの国では、コミュニティ、地域および国レベルで適用するための**定量的サービス指標**（すなわち、水質、水量、アクセスの容易さ、普及率、経済的負担能力および連続性）を採用している。通常用いられているのは、微生物学的水質（通常は、大腸菌、塩素、濁度およびpH）および衛生査察に関して重要なパラメータなどである。これらの検査方法は、標準化された上で、承認されなければならない。フィールドテストキットは、参照法または標準法に照らしてその性能が確認され、検証のための検査に用いることが承認されていることが望ましい。

そして、サービス指標は、コミュニティ飲料水供給における目標設定の基礎となる。これらの指標は、飲料水供給の充足度に関する定量的な指針として用いられ、全般的なサービスの質、言い換えれば、与えられる公衆衛生保護の程度に関する客観的な尺度を消費者に提供する。

一般に、コミュニティ飲料水供給の定期的な検査と衛生査察は、サーベイランス機関が行うべきであって、微生物学的危害因子や既知の問題となる化学物質について評価が行われるべきである（第5章参照）。試料採取を高い頻度で行うことはできないであろうから、各飲料水供給に3～5年に一度、順番に訪れるような計画を策定するのも一つの方法である。その主な目的は、各飲料水供給の適合性を評価することよりも、むしろ、戦略的な計画と方針を通知することにある。少なくとも供用開始前に、そして、その後はできれば3～5年ごとに、すべての水源の化学的水質の総合的な分析を行うことを推奨する。

試料採取計画の策定と試料採取の頻度に関する勧告が、ISO基準(表4.6)として示されている。

表 4.6 水質に関しての試料採取の指針となる ISO 基準

ISO 基準番号	表題 (水質)
5667-1:1980	試料採取－第1部 試料採取計画の策定に関する指針
5667-2:1991	試料採取－第2部 試料採取技術に関する指針
5667-3:1994	試料採取－第3部 試料の保存と取り扱いに関する指針
5667-4:1987	試料採取－第4部 自然湖沼および人工湖からの試料採取に関する指針
5667-5:1991	試料採取－第5部 飲料水並びに食品および飲料加工用水の試料採取に関する指針
5667-6:1990	試料採取－第6部 河川からの試料採取に関する指針
5667-13:1997	試料採取－第13部 下水処理場および浄水場汚泥の試料採取に関する指針
5667-14:1998	試料採取－第14部 環境水の試料採取と取り扱いにおける品質保証に関する指針
5667-16:1998	試料採取－第16部 試料の生物検査に関する指針
5668-17:2000	試料採取－第17部 浮遊物質の試料採取に関する指針
13530:1997	水質－水質分析の分析管理に関する指針

#### 4.3.6 品質の保証と管理

適切な品質保証と分析精度管理の手順を、飲料水の水質データの作成に関連するすべての作業に適用するべきである。これにより、データが目的に合致していること、言い換えれば、測定結果が十分に正確であることが保証される。目的に合致している、または、十分に正確であるというこの意味は、データの正確さと精度に関する記述が盛り込まれている水質監視計画の中で定義される。飲料水の監視には、物質、方法、装置および要求される正確さのそれぞれについて、広い範囲のことが関係しており、分析精度管理に関する詳細で実践的な多くの観点に気を配る必要がある。しかし、これらは、本書で取り扱う範囲を超えるものである。

分析機関における品質保証プログラムの設計と実施については、「水質監視 (Water Quality Monitoring) 」(BartramおよびBallance、1996) に詳しく記されている。その中のある章では、「ISO 基準17025:2000試験所および校正機関の能力に関する一般要求事項 (General requirements for the competence of testing and calibration laboratories) 」を取り上げ、分析機関における品質管理の枠組みについて述べている。

#### 4.4 管路による給水システムの管理手順

効果的な管理には、通常の運転条件下で起こる様々な変化への対応、システムの制御が不能となる可能性のある特定の「事故」への対応および予測不可能な事態や緊急事態が起こった場合の対応についての明確化が含まれる。これらの管理手順は、システムの安全な運転を確実にを行うために必要なシステム評価、監視計画、支援プログラムおよび情報伝達などと併せて文書化しておくべきである。

管理計画の大部分は、運転監視パラメータが運転管理限界に近づいた場合でも最適な運転が保てるよう、運転監視パラメータの「正常な」変化への対応に関する記述に割かれるであろう。

運転監視における運転停止限界を超える（または検証における）重大な逸脱は、「事故」として位置づけられる。事故とは、供給される飲料水が安全でない、または安全でなくなるおそれがある（すなわち、水の安全性に対する確信の喪失）と考えられるいかなる状況も含んでいる。WSPの一部として、予見可能な事故、並びに、予見不可能な事故および緊急事態についても対応を定めておくべきである。事故のきっかけとなることを以下に示す。

- － 運転監視基準の遵守違反
- － 下水処理場から水源への不適切な処理水の排水
- － 水源への有害物質の漏出
- － 主要な制御手段に対する電力供給の停止
- － 集水域における豪雨
- － （原水または浄水の）異常な高濁度の検出
- － 異常な水の臭味または外観
- － （原水または浄水の）糞便汚染指標の異常な高濃度や（原水の）病原体の異常な高濃度など、微生物学的指標パラメータの検出
- － 水による感染が疑われる公衆衛生指標または感染症の発生

事故対応計画では、一連の警報レベルを設定することが考えられる。これには、追加調査のみを求める初期注意警報から緊急事態までがあり得る。緊急事態においては、飲料水供給事業者の内部だけにとどまらず、これを越えて、特に公衆衛生官署などの機関の対応が必要となる可能性がある。

一般に、事故対応計画は以下のような内容により構成される。

- － 多くの場合いくつかの機関や関係者を含めた、主要担当者の責任範囲と連絡先
- － 警報レベルと併せて、事故のきっかけとして測定可能な指標およびその管理限界値/条件のリスト
- － 警報への対応方法の明確な記述

- － 標準作業手順(SOP)および必要な装置の設置場所と特定
- － バックアップ装置の設置場所
- － 関連する後方支援および技術情報
- － チェックリストおよび早見用手引き

この計画は既座に実施する必要があることから、待機者名簿、効果的な情報伝達システム、並びに、日々の訓練と文書の更新が必要である。

職員が事故や緊急事態に効果的に対処できるよう、訓練を行うべきである。事故および緊急事態対応計画は、定期的に見直して、演習を行うべきである。これにより、備えがより確かなものになり、緊急事態が発生する前に計画をより有効なものに改善する機会が与えられる。

事故や緊急事態が起こったあとには、すべての関係者を交えて調査を行うべきである。この調査では、以下のようなことにつき検討するべきである。

- ・ 何がその問題の原因であったか？
- ・ どのようにしてその問題が最初に発見され、確認されたか？
- ・ 何が最も必要とされる対応であったか？
- ・ 情報伝達に関してどのような問題があり、それに対してどのように対処したか？
- ・ どのような直接的なおよび長期的な結果が生じたか？
- ・ 緊急事態対応計画はどの程度満足に機能したか？

事故や緊急事態を適切に記録し、報告するシステムも構築するべきである。組織として、将来の事故に対する事前準備や対応計画を改善するため、過去の事故や緊急事態からできる限り多くのことを学ばなければならない。事故や緊急事態を再吟味することにより、既存の指示書に必要な改善点が明らかとなる。

事故が起こった場合に備えての、明確な対応手順の整備、責任範囲の明確化および試料水の採取・貯蔵装置の準備は、実際の事故の際に疫学やその他の調査を行う上で貴重であり、事故発生が疑われる初期段階から試料水を採取して保存しておくことは、対応計画の一部として実施すべきことである。

### 4.4.1 予見し得る事故(「逸脱」)

多くの事故(例えば、運転停止限界からの超過など)は予見可能なので、管理計画において事故への対応措置を明記することができる。対応措置としては、例えば、一時的な水源の変更(もし可能であれば)、凝集剤注入率の増加、バックアップ消毒、または、配水システムにおける消毒剤濃度の増加などが上げられる。



#### 4.4.2 予見し得ない事故

水の安全性が損なわれるおそれがあるような事態に至る筋書き(シナリオ)の中には、事故対応計画の中で明確に特定できないものがある。それは、そのような事態が予見できないため、またはそのような事態が起こる可能性が極めて低く、詳細な改善措置計画を準備する正当な理由が認められないためである。そのような事態も見込んで、全般的な事故対応計画を作成するべきである。この計画は、事故の特定と対応に関する全般的な指針としてと同時に、多くの異なるタイプの事故に適用する個別の対応指針として利用されるであろう。

状況評価と事故宣言に関する指示書は、担当者の責任範囲や事故の分類選択基準を含む総合事故対応計画の中で示されるであろう。選択基準としては以下のようなことが上げられる。

- － 影響が及ぶまでの時間
- － 影響人口
- － 疑われる危害因子の特性

事故対応の一般的な成否は、飲料水システムを運転管理する職員の経験、判断および熟練度にかかっている。しかし、多くの事故への対応に共通する一般的な作業を、総合事故対応計画に加えることができる。例えば、管路給水システムにおいて、緊急フラッシングの SOP を策定し、汚染水をシステムから排出する必要があるときに実際に適用できるかどうか試しておくことと良い。同様に、貯水池を緊急に変更したり、または、迂回させたりする SOP を策定して、試行し、計画に組み込むと良い。このような「ツールキット」を支援資料として作成しておくことにより、事故時における対応ミスが少なくなり、迅速な対応が図られるようになる。

#### 4.4.3 緊急事態

水供給事業者は、緊急事態に発動する計画を策定しておくべきである。この計画では、自然災害(例えば、地震、洪水、落雷による電気機器の損傷など)、事故(例えば、流域内での漏洩など)、浄水場および配水システムにおける損傷、並びに、人為的行為(例えば、ストライキ、破壊行為など)につき考慮するべきである。緊急事態対応計画では、取るべき対応方策を調整する責任、飲料水供給の利用者への警報発信および情報伝達計画、並びに、応急給水計画などを明確に示すべきである。

この計画は、関係する規制官署や他の主要な機関と協議して策定され、国および地方の緊急事態対応方針と整合しているべきである。緊急事態対応計画に盛り込むべき基本項目を次に示す。

- － 監視強化を含めた対応措置
- － 組織の内部および外部の責任と権限
- － 応急給水計画

- － 周知方法を含めた情報伝達指示書と戦略(内部、規制機関、報道機関および一般大衆)
- － 公衆衛生サーベイランス強化の仕組み

飲料水供給で糞便汚染の証拠が認められるような緊急事態においては、既存の原水に対する浄水処理を変更するか、または、一時的に代替水源を使用することが必要であろう。消毒を強化するか、または、配水過程で追加塩素処理を行うことが必要であろう。

微生物学的水質を維持できない場合は、緊急事態の間、消費者に水を煮沸するよう勧告することが必要であろう(4.4.4参照)。水の煮沸それ自体が健康リスク(例えば、やけどなど)を伴うことから、過剰塩素処理の導入および即時の改善措置の実施が望ましい。

水系感染の可能性のある疾病の集団発生や、飲料水供給における糞便汚染の検出などの緊急事態の際には、直ちに取るべき最低限の対応として、配水システム全体の遊離塩素濃度を0.5 mg/L以上に増加させるべきである。

偶発的または人為的な飲料水供給の化学物質による大規模汚染のような緊急事態に関しては、一般的な指針を示すことは不可能である。本ガイドラインが勧告するガイドライン値(8.5および付録4参照)は、一生涯にわたって許容できる曝露レベルと関連付けられており、通常、急性毒性については考慮していない。ガイドライン値を大きく超える化学物質への曝露が毒物学的に有害となるまでの曝露時間は、汚染物質ごとの諸要因によって異なる。どのような緊急事態においても、適切な対応について公衆衛生官署と相談するべきである。

### 4.4.4 給水停止、使用禁止および「煮沸」命令

緊急事態や予見不可能な事態への事故対応計画には、飲用回避および煮沸の命令を発令する根拠についての評価を含めるべきである。これらの命令は公益を目的としたものであり、一般に公衆衛生官署により発令される。

給水停止の決断は、安全な水を別途供給する義務を伴うものであり、水の使用制限による特に健康への悪影響が懸念されるので、よほどのことでない限り正当化されるものではない。

水の煮沸命令は、公衆衛生官署が事故対応チームと協議の上、煮沸命令自体により生じるいかなるリスクよりも、現に認められる飲料水による健康リスクの方が大きいと確信した場合に執行する重大な手段である。煮沸命令は、公衆衛生に対してやけどや不安などのマイナスの影響をもたらすので、公益の観点からは必ずしも最良とは言えない。しかも、煮沸勧告が頻繁に出されたり、長く出されたままになると、勧告に従うことが少なくなる。勧告を出す場合は、明確で理解しやすいものにする必要があり、そうでないと、何をすべきなのか混乱を引き起こして無視されることがある。煮沸勧告を出す場合には、勧告を解除する基準を設定しておくことが良い方法である。

#### 4.4.5 監視計画の作成

飲料水システムの様々な観点につき監視するための方策と手順を詳細に記述した、運転および検証のための監視計画を策定し、WSPの一部として文書化しておくべきである。監視計画には次に示す情報を含めて、完全に文書化しておくべきである。

- － 監視するパラメータ
- － 試料採取または評価する場所と頻度
- － 試料採取または評価の方法と設備
- － 試料採取または評価のスケジュール
- － 品質の保証および結果の妥当性確認のための手段
- － 結果の確認と解釈についての必要条件
- － 職員の責任と必要な資格
- － 監視結果の記録と保管の方法を含めた、記録の文書化と管理についての必要条件
- － 結果の報告と情報伝達についての必要条件

#### 4.4.6 支援プログラム

多くの活動が、飲料水の安全性を確保する上で重要であるが、それらは水質に直接影響しないことから、制御手段には含まれない。これらは「支援プログラム」と呼ばれ、WSPの中で併せて文書化されるべきものである。

飲料水の安全性を確保する上で重要であるが、水質に直接影響しない活動は、支援プログラムと呼ばれる。

支援プログラムとしては、以下のようなことが上げられる。

- － 浄水場、集水域および貯水池への人の立ち入り規制および立ち入る場合に危害因子が持ち込まれないようにするための適切な安全対策の実施
- － 飲料水供給における薬品および材料の使用についての検証指示書の策定－例えば、品質保証プログラムに参加している納入業者の活用の確認など
- － 配水管破裂などの事故時における指定機材の使用（例えば、機材が水道専用であり、下水道用ではないと指定しておくべきであることなど）
- － 飲料水の安全性に影響を及ぼす作業に従事する職員の訓練および教育プログラム。訓練は研修の一部として行い、頻繁に内容を更新する。

支援プログラムを構成している内容のほとんどは、飲料水供給事業者やその取扱者が、通常の業務の一部として普通に行っているようなことである。多くの場合、支援プログラムの実施には以下のことが含まれる。

- － 現行の運転管理業務の照合
- － 業務の導入時およびその後の継続的な改善のための定期的な見直しと更新

- － 優良作業の奨励
- － 優良作業の適用状況に関する監査と、不適合の場合の改善措置

優良運転管理作業および衛生的作業に関する規程は、支援プログラムの非常に重要な要素である。これらは、多くの場合、SOPの中にまとめられる。それらの一部を以下に示す。

- － 維持管理 SOP の中で記される衛生的作業
- － 個人の衛生に対する注意
- － 飲料水供給に携わる職員の訓練と能力
- － 品質保証システムのような、担当者の行動を管理する手段
- － 安全な飲料水の供給に対する、利害関係者のあらゆるレベルにおける責任ある関与の確保
- － 飲料水の水質に影響を及ぼすおそれのある活動を行うコミュニティに対する教育
- － 監視装置の校正
- － 記録の保存

専門家による再吟味、目標水準の明確化および職員または文書の交換を通じて、支援プログラム全体を他の事業者の支援プログラムと比較することにより、作業の改善のための思考が促される。

支援プログラムは、広範なものであって良いし、修正が可能であり、また、多くの機関や人々をこれに巻き込んで良い。多くの支援プログラムには、水源保護の手段、通常は土地利用規制の観点が含まれている。水源保護手段の中には、制御手段として用いられる排水処理プロセスや雨水管理手法などとして設計されているものがある。

### 4.5 コミュニティー水供給および自家給水の管理

世界中で見られるコミュニティ飲料水供給では、大規模な飲料水供給に比べて汚染される頻度が高く、しかも、運転が断続的(または間欠的)になりがちであったり、故障や断水がより頻繁に起きやすい。

安全な飲料水を確保するため、小規模な飲料水供給では以下のことに注意するべきである。

- － 公衆への情報提供
- － 特定の健康に基づく目標を満たし得るかどうかを判断するための水供給の評価(4.1参照)
- － 考えられるすべての危害因子が制御され、リスクが許容レベル内に維持されていることを保証するための、特定の制御手段の監視と運転担当者の訓練(4.2参照)
- － 飲料水供給システムの運転監視(4.2参照)

- － 文書化および情報伝達(4.6参照)を含めた体系的な水質管理手順の実施(4.1参照)
- － 適切な事故対応指示書の策定(通常、運転担当者の訓練に裏づけられた個別の飲料水供給において取るべき措置および地方または国の官署において取るべき措置を含む)(4.4.2、4.4.3、4.4.4参照)
- － 現行の水供給の改良および改善プログラムの策定(通常、個別の飲料水供給レベルではなく、国または地方レベルで策定される)(4.1.8参照)

コミュニティーまたは個別家庭用の水源については、利用可能な最も良質な原水を選択すること、並びに、多段バリア(通常は水源保護区域内)および維持管理プログラムを用いて水質を保護することに重点を置くべきである。水源(地下水、表流水または雨水貯留槽)が何であれ、コミュニティーや家庭においては、飲料水の安全性を自ら保証しなくてはならない。一般に、表流水、並びに、表流水の影響を直接受ける浅層地下水(優先的な流路のある浅層地下水を含む)は、浄水処理を行うべきである。

コミュニティー水供給の最低限の監視のために推奨されるパラメータは、水の衛生状態、言い換えれば、水系感染症のリスクを最も良く立証し得るものである。水質に関する必須のパラメータは、大腸菌－糞便性大腸菌群が適切な代替として許容される－と残留塩素(塩素消毒が行われている場合)である。

もし妥当であれば、これらにpH調整(塩素消毒が行われている場合)と濁度の測定を加えるべきである。

これらのパラメータは、比較的簡易な検査器具を用いて現場で測定することができる。濁度と残留塩素は、輸送や保管の過程で濃度が急速に変化するので、現場での検査が必須である。他のパラメータについても、分析施設がない場合や、輸送上の問題により通常の試料採取や分析が行えない場合は、このことが重要である。

その地域にとって重要な他の健康関連パラメータについても測定するべきである。化学的汚染の制御に関する全体的なアプローチについては、第8章で概説する。

## 4.6 文書化と情報伝達

WSPの文書には、以下のことを含めるべきである。

- － 現行の水供給の改良および改善プログラム(4.1.8参照)を含めた、飲料水供給システムの記述と評価(4.1参照)
- － 飲料水供給システムの運転監視と検証の計画(4.2参照)
- － 情報伝達計画を含めた、平常時、事故時(特定のおよび不測の)および緊急時(4.4.1、4.4.2および4.4.3参照)における水の安全管理手順

－ 支援プログラムの記述(4.4.6参照)

記録は、WSPの妥当性を見直す上で、また、飲料水供給システムがWSPに忠実であることを示す上で非常に重要である。通常、以下の5種類の記録が残される。

- － 妥当性の確認を含めた、WSP策定のための支援文書
- － 運転監視と検証に関する記録と結果
- － 事故調査の結果
- － 用いている方法と手順に関する文書
- － 職員の訓練プログラムの記録

運転監視と検証の記録をたどることにより、あるプロセスがその運転管理限界または運転停止限界に近づきつつあることを、運転担当者または管理責任者が確認することができる。記録を見直すことは、変化の動向を見定めて運転を調節する上で役立つ。動向を知り、適切な措置を決定して実施することができるよう、定期的な WSP 記録の見直しが推薦される。記録は、査察に基づくアプローチによるサーベイランスが行われる際にも非常に重要である。

情報伝達計画には以下のことが含まれるべきである。

- － 公衆衛生官署への通知を含めた、飲料水供給内におけるすべての重大事故に関する即時勧告手順
- － 消費者への概要報告の提供－例えば、年次報告書やインターネットなどによる
- － コミュニティーからの苦情を受け付けて、積極的に適時に対応する体制の確立

家事用に供給される水の健康関連情報に対する消費者の権利は、基本的なものである。しかし、多くのコミュニティーにおいては、単に情報を得る権利が与えられているだけで、供給されている水の質について人々が認識することは保証されておらず、それどころか、安全でない水を使用している可能性が比較的高いことがある。したがって、監視について責任を有する機関は、健康関連情報の重要性について、広く知らせて説明するための計画を策定すべきである。情報伝達に関するより詳細な情報は5.5に記されている。

## 第5章 サーベイランス

飲料水供給のサーベイランスは、「継続的で用心深い公衆衛生の評価と、飲料水供給の安全性および受容性の再吟味」(WHO, 1976)である。このサーベイランスは、水供給の水質、水量、アクセス、供給範囲、経済的負担能力および連続性(サービス指標として知られる)の改善を促すことにより、公衆衛生の保護に貢献し、飲料水供給事業者の役目である水質管理機能を補完するものである。飲料水供給のサーベイランスは、水質が受容可能で、定められた健康に基づく目標や他の処理性能目標を満たす飲料水供給を保証するという、飲料水供給事業者が有する責任を免除または代替するものではない。

すべての人々は何らかの手段で飲料水を得ている。その手段には、浄水処理やポンプ利用の有無に関わらず管路による給水(戸別接続または公共水栓による給水)、給水車による給水や家畜による水の運搬、または、地下水源(湧水または井戸)や表流水源(湖および河川)からの直接取水を含む。サーベイランス機関にとって、様々な給水形態の利用状況を把握することは、そのプログラムを立てる際の予備段階として特に重要なことである。例えば、管路による給水を利用する人口の割合が小さい、または、それらが少数派である場合、管路給水システムのサーベイランスのみで得られる情報は少い。

情報だけでは改善へと導かれませんが、サーベイランスによって得た情報を効果的に管理し、利用することによって、水供給の合理的な改善が可能となる。ここでいう「合理的」とは、入手可能な水資源が公衆衛生の最大利益のために利用されることを意味する。

サーベイランスは、飲料水供給サービスの質をより一層改善するための戦略を策定する上で重要な要素となっている。サーベイランスを実施し、データを整理、分析、集約し、成果を報告して周知させるために、戦略が策定され、そして、この戦略に是正措置の提案が加えられることが重要である。また、確実に是正措置がとられるように追跡調査が必要となるであろう。

サーベイランスは、個々の事業者が運営する飲料水供給のみならず、コミュニティが管理する飲料水供給についても行われ、家庭での取水および貯留における優良な衛生状態の保証も含んでいる。

サーベイランス機関は、飲料水や水質に関する専門知識に加えて、法律に関する専門知識(2.3.1参照)を有するか、あるいは、その専門知識へのアクセスを持っていないなければならない。飲料水供給のサーベイランスは、違反があった場合にそれを適切に調査し、解決することを保証するためにも利用される。多くの場合、特にコミュニティ管理の飲料水供給に問題がある場合、よくあるように強制手段に訴えるより、公衆衛生機関と事業者とが協働で飲料水供給を改善するための仕組みとしてサーベイランスを利用する方が、より適切である。

飲料水供給のサーベイランスの責任を負う官署としては、公衆衛生省やその他の機関(1.2.1参照)が該当し、その役割は以下の4つの分野の活動を含む。

- 組織化された飲料水供給の公衆衛生の監督
- コミュニティーおよび家庭を含めた、組織化された飲料水供給へのアクセスがない人々に対する公衆衛生の監督と情報支援
- 公衆衛生に中心を置き首尾一貫した政策の策定とその実施の展開に対するインプットとしての、国または地域における飲料水供給の総合的な状況を理解するための、様々な情報源からの情報の統合
- 水系感染症の発生に関する調査、報告および資料編集への参画

飲料水供給のサーベイランスプログラムは、通常、水安全計画(WSP)の承認プロセスを含むべきである。この承認は、通常、システム評価、適切な制御手段や支援プログラムの明確化および運転監視や管理計画の再吟味を含む。WSPが、通常の運転状態から予測可能な事故(逸脱)までを網羅し、緊急事態や不測の事態に備えた危機管理計画を備えていることを確認するべきである。

サーベイランス機関が、コミュニティ管理水道や自家給水のWSPの策定を支援したり、請負ったりする場合もある。そのような計画は、個々のシステムに特有のものというより、特定の技術に関して一般的なものとなるであろう。

## 5.1 アプローチのタイプ

飲料水質のサーベイランスには、監査に基づくアプローチと直接評価によるアプローチの2つがある。サーベイランスの実施には、一般に、供給のタイプによってこれらのアプローチを組み合わせたものが使われ、継続的で逐次的なプログラムを用いて段階的に行われる。すべてのコミュニティ水道や自家給水を対象とした広範囲なサーベイランスを行うことは、多くの場合不可能である。そのような場合は、国または地域レベルでの状況を把握するために、綿密に計画された調査が行われなければならない。

### 5.1.1 監査

監査によるサーベイランスにおいて、検証試験を含む評価作業は、法令遵守を検証するための第三者による監査と併せて、その多くは事業者によって行われる。外部の認証試験機関によって分析サービスを受けることは、より一般的になりつつある。また、一部の官署では、衛生査察、試料採取および監査などの業務を、外部試験機関に委託する試みも行われている。

監査によるアプローチでは、以下の目的を満たすため、サーベイランス機関に十分な専門知識と能力があることが要求される。



- 新しいWSPを再吟味して、承認する。
- プログラム化された日常作業として、個々のWSPの実施についての監査を請け負ったり、監督したりする。
- 重大な事故の報告を受けた場合、直ちにそれに対処し、調査して、助言する。

WSPの実施に関する定期的な監査は、以下の要領で行われなければならない。

- 定期的に（監査の頻度は、給水人口の規模、並びに、原水および浄水施設の特性と質などの要因に左右される。）
- 水源、配水・貯留システム、または、浄水処理プロセスの大幅な変化のあとに
- 重大な事故のあとに

定期的な監査は、WSPの再吟味に加えて、通常、以下の要素を含むことになる。

- WSPに記載されているとおりにシステム管理が行われているかどうか確認するための報告書の記録の検査
- 運転監視パラメータが運転管理限界内に収まっているかどうかや、法令が遵守されているかどうかの確認
- 検証プログラムが事業者によって（事業体内の専門家または第三者機関を通じて）実行されているかどうかの確認
- 支援プログラムの評価とWSPの改善および更新のための戦略の評価
- 状況によっては、水源、導水施設、浄水場、配水池および配水システムを含む飲料水供給システムのすべてを網羅する衛生査察

重大な事故の報告を受けた際は、以下のことを確認する必要がある

- 事故が迅速かつ適切に調査されている。
- 事故の原因が特定され、改善されている。
- 事故とその改善措置が文書化され、担当官署に報告されている。
- 同じような状況の発生を回避するため、WSPが再評価されている。

監査に基づくアプローチの実施においては、所定の指標によるシステム運営状況に関する情報をサーベイランス機関に提供する責任を、飲料水供給事業者に課している。加えて、提出されたデータが信頼できるものであるか確認するために、監査担当者による飲料水供給事業者への事前告知または非告知の訪問プログラムが、運転状況の文書記録や報告書を見直す目的で実施されるべきである。こうしたアプローチは、必ずしも飲料水供給事業者が報告書を偽造しがちであるということ意味するわけではないが、飲料水供給事業者の検証が完全に独立して実施されていると、消費者を安心させるのに有用な手段となる。サーベイランス機関は、通常、運営状況を検証するために自らの権限により飲料水質の分析を実施するか、あるいは、そのような分析のために第三者機関と契約を結ぶことになるであろう。

### 5.1.2 直接評価

飲料水供給のサーベイランス機関は、独立して飲料水供給事業の試験を行うことが適当である。こうした直接評価アプローチは、多くの場合、試料採取、分析および衛生査察を行えるよう訓練された職員のいる自前の分析施設が利用できることを意味している。

直接評価とは、サーベイランス機関が結果を評価し、飲料水供給事業者およびコミュニティに対して報告や助言を行える能力を備えていることをも意味する。

直接評価に基づくサーベイランスプログラムには、通常、以下の事項が含まれる。

- 大小の都市水道やコミュニティ水道および個別の自家給水のそれぞれに特化したアプローチ
- 有資格者によって行われる衛生査察
- 有資格者によって行われる試料採取
- 認証を受けた試験機関において、または、認可されたフィールドテストキットを用いて、有資格者によって適切な方法で行われる試験
- 結果報告と、それにしたがって行動していることを確認するための追跡の手順

コミュニティ管理水道にとって、自己検証または第三者機関による検証が困難な場合において、直接評価は主要なサーベイランス方法として用いられる。直接評価は、小さな町の小規模民間セクターの運転担当者または地方自治体による飲料水供給に対して適用される。直接評価はWSPの修正または更新の必要性和、そのような修正の必要性が明らかに認められた場合のそれに続くプロセスの見極めにつながる。

直接評価がサーベイランス機関によって実施される場合、それは他の検証試験を補完する。検証試験についての一般的な指導ガイダンスは4.3に示されており、それは直接評価によるサーベイランスにも適用できる。

## 5.2 特定の状況への適合アプローチ

### 5.2.1 開発途上国の都市域

開発途上国の都市域における飲料水の供給方法は概して複雑である。戸別水栓や公共水栓による大規模な管路による給水のほか、点的な水源や水売りによるものを含めて、他の様々な飲料水供給形態がある。このような状況でのサーベイランスプログラムでは、様々な飲料水の水源と、取水、貯留および利用時の水質悪化の可能性に注意する必要がある。さらに、利用者集団は、社会経済状態や水系感染症に対する脆弱性に応じて変化するであろう。

多くの場合、脆弱性と飲料水供給システムに基づく都市域のゾーニングが必要とされる。公衆衛生の最も大きな改善(または便益)が達成される地域に資源を振り向けるため、その法的地位に関係なく、非合法的な居住者や都市周辺の居住者を含めて、ゾーニングシステムでは都市域内

の全住民を対象とするべきである。これによって、管路を用いない飲料水源も、飲料水供給サーベイランス活動の対象に確実に含まれることになる。

経験によると、ゾーニングは定性的方法と定量的方法で行うことができ、脆弱なグループや、飲料水供給の改善を優先して行う必要があるコミュニティを特定する際に役立つ。

### 5.2.2 コミュニティー飲料水供給のサーベイランス

小規模なコミュニティ管理による飲料水供給は多くの国で見られ、住民の多くの部分に対して最も広く行われている飲料水供給の形態であろう。「コミュニティ飲料水供給」の正確な定義は多様であるが、多くの場合、運営および管理方法によって区別される。コミュニティが管理する飲料水供給には、簡単な管路給水システムや、手押しポンプ付き井戸、堀井戸および保護された湧水など様々な点的な水源も含まれる。

そのようなコミュニティ管理飲料水供給において、水の安全管理やサーベイランスプログラムを実施する際に、しばしば大きな制約に直面する。それは概して以下のようなものである。

- コミュニティー内では、プロセス制御や検証の能力と熟練度が限られていて、飲料水供給の状態を評価するサーベイランスと、コミュニティメンバーを訓練し、支援するサーベイランスの両者に対するニーズが高い。
- 飲料水供給の数が膨大であり、広く分散しているため、サーベイランス活動の全体コストが著しく増大する。

さらに、多くの場合、それらのコミュニティ飲料水供給では深刻な水質問題が生じている。

開発途上国と先進国の双方の経験によると、コミュニティ管理の飲料水供給に対するサーベイランスは、それが上手く設計されている場合や、法令遵守の強制ではなく、コミュニティ管理と総合的な戦略評価を強化する支援的役割に目標を設定している場合に効果的である。

コミュニティ飲料水供給のサーベイランスでは、衛生査察(集水域を含む)や制度上およびコミュニティの観点を含む、住民全体への飲料水供給におけるすべての観点を網羅した体系的なサーベイランスプログラムが要求される。サーベイランスは、原水水質の変動特性、処理プロセスの有効性、並びに、配水または自家処理および自家貯留された水の水質に的を当てるべきである。

サーベイランスの役割として、健康行動を増進して飲料水供給および衛生処理の管理の適正化を図るための、健康教育および健康増進活動を含めると良いことが、経験を通じてわかっている。参加型活動には、コミュニティによる衛生査察や、必要に応じて、手頃な価格のフィールドテストキットや他の入手しやすい試験材料を利用した、コミュニティレベルでの飲料水質試験も含めることができる。

総合的な戦略の評価においては、個々の飲料水供給の運営状況の監視に依存するのではなく、すべてのコミュニティ飲料水供給における水の安全性向上のための、総合的な教訓を得ることを主要な目的とするべきである。

個々の飲料水供給すべてを頻繁に訪問調査することは、その膨大な数と訪問手段の限界から実行不可能であろう。しかし、膨大な数のコミュニティー飲料水供給のサーベイランスは、逐次的な訪問プログラムを実施することによって達成できる。一般に、そのねらいは、層別ランダムサンプリング法やクラスターサンプリング法を用いて、訪問する特定の飲料水供給を選択し、各飲料水供給を定期的に(最低限3～5年に一度)訪問調査することにある。訪問中には、汚染の有無とその原因を見極めるため、衛生査察と水質分析が通常行われるであろう。

各訪問中に、家庭内の水を試料として貯留水の試験を行うと良い。このような試験の目的は、汚染が主に水源で生じているのか、家庭内で生じているのかを判別することにある。この試験を行うことによって、飲料水供給改善のための投資、または、自家処理と安全な貯留のための優良な衛生習慣教育の必要性を評価することができる。また、家庭内試験は、特定の衛生教育プログラムの効果の評価にも使用できる。

### 5.2.3 自家処理・貯留システムのサーベイランス

自家貯留して水を使っている場合、水は汚染されやすく、自家貯留水の試料採取は独立したサーベイランスの中でも興味深いものである。多くの場合、それは、広く認められている問題の程度や特性を見極めるための「調査」として行われている。

したがって、自家処理および自家貯留用の容器を用いた公衆衛生官署による飲料水供給のサーベイランスシステムが推奨される。家庭単位での介入のサーベイランスの主眼は、総合的な戦略の策定と改善につき評価して情報を与えるために、サンプル調査を通じて家庭内対策の受け入れとその効果を評価することにある。

## 5.3 給水の充足度

飲料水供給のサーベイランス機関は一般住民の健康を対象としているので、その関心は水質だけでなく、公衆衛生保護のための飲料水供給の充足度に関するあらゆる観点を含む。

飲料水供給の充足度評価を行う際には、通常、以下の飲料水供給における基本サービスパラメータを考慮する必要がある。

- 水質: 承認されたWSP(第4章参照)を有しているかどうか、および、法令遵守(第3章参照)の定期的な監査を受けているかどうか
- 水量(サービス水準): 異なる飲料水供給水準(アクセスなし、基本的アクセス、中程度のアクセス、最適なアクセス)ごとの人口比率
- 水へのアクセス: 改良された飲料水供給システムへ手頃なアクセスを持つ人口の割合
- 経済的負担能力: 家事用消費者によって支払われる料金
- 連続性: 飲料水を使用できる時間の割合(日、週および季節ごと)

### 5.3.1 給水量(サービス水準)

家庭での水使用量は健康に重大な影響を及ぼす。水は、人がその生存基盤としての十分な水分補給のために生理的に必要とするもののほか、食事の準備にも必要である。さらに、健康のために必要な衛生状態を維持する上でも水が必要である。

健康のために必要な水量は一定ではない。WHOガイドライン値の導出に際して、成人一人一日当たりの飲料水消費量は約2Lであると仮定している。しかし、実際の消費量は、気候、活動レベルおよび食習慣によって異なる。現在利用可能なデータに基づくと、一人一日当たり最低7.5Lの水があれば、大抵の状況において、大部分の人々の水分補給と食事用に十分な水をまかなえる。それに加えて、健康にとって重要な食事の準備、洗濯および個人や家庭内の衛生のための十分な家事用水が必要である。また、水は、収入の創出や快適性の確保にも重要であろう。

家庭での水使用量は、給水点までの距離や取水に必要な全時間と主に関係している。これは、広い意味でサービス水準に等しく、表5.1で示すような4段階のサービス水準を定義することができる。

表 5.1 サービス水準と水使用量

サービス水準	距離 / 時間	想定される水使用量	不衛生による公衆衛生リスク	介入の優先度と行動
アクセスなし	1 km 以上 / 往復 30 分以上	非常に少い 一人一日当たり 5L	非常に高い 基礎衛生習慣が損なわれる 基礎消費量が損なわれる	非常に高い 基礎レベルの供給サービス 衛生教育
基本的アクセス	1km 以内 / 往復 30 分以内	一人一日当たり 平均約 20L	高い 衛生習慣が損なわれるおそれがある 洗濯は別の場所で行われる	高い 衛生教育 改良されたレベルの供給サービス
中程度のアクセス	最低 1 つの給水柱からの現場水供給 (宅地レベル)	一人一日当たり 平均約 50L	低い 衛生習慣が損なわれることはない 洗濯は同じ場所で行われる可能性が高い	低い 更なる健康増進のための衛生促進 最適なアクセスの推奨
最適なアクセス	屋内の多元給水柱からの水供給	一人一日当たり 100 ~ 200L	非常に低い 衛生習慣が損なわれることはない 洗濯は同じ場所で行われる	非常に低い 更なる健康増進のための衛生促進

出典：Howard および Bartram (2003)

サービス水準は、有用で測定容易な指標で、家庭での水使用量の有効な代替指標であり、サーベイランスで好んで用いられる指標である。利用可能な証拠により、サービス水準を、1 km 以内または全取水時間が30分以内の配水と、宅地レベル(yard level)の配水の2つの主要な段階で改

善することによって、健康が増進されることが示されている。一旦、水が複数水栓によって供給され始めると、多様な衛生習慣のための水使用の増大につながり、更なる健康の増進がもたらされるであろう。また、水使用量は、水の信頼性とコストに依存しやすいため、これらの指標に基づくデータの収集は重要である。

### 5.3.2 アクセスの容易さ

公衆衛生の見地から見たとき、安全な飲料水への信頼できるアクセスを持つ住民の割合は、飲料水供給プログラムの全体的な成功に関する最も重要な指標である。

水へのアクセス(または普及率)にはいくつかの定義があり、多くの場合、水の安全性や充足度によって条件付けされている。よく用いられる定義は、WHOとUNICEFの「合同監視プログラム」における定義、すなわち、改善された水源への「手ごろなアクセス」を、「使用者の居住地から1kmの範囲内で、一人一日当たり最低20Lの水が使用可能」であることとするものである。WHO/UNICEF合同監視プログラムにおいて、改良された給水技術と未改良の給水技術は、「手ごろなアクセス」を提供する観点から以下のように定義されている。

- 改良された給水技術：
  - 戸別接続
  - 公共水栓
  - 井戸
  - 保護された堀井戸
  - 保護された湧水
  - 雨水利用
- 未改良の給水技術
  - 保護されていない井戸
  - 保護されていない湧水
  - 水売りによる水
  - ボトル水
  - 給水車での水供給

### 5.3.3 経済的負担能力

水に対する経済的負担能力は、水の使用と水源の選択に対して重要な影響を及ぼす。安全な給水に対して最も低いレベルのアクセスしか持たない家庭が、管路による給水システムに接続している家庭に比較して、しばしばより高い水の代金を支払っている。水のコストが高いために、より重大な健康リスクを示す低品質の水をこれに代えて使用することを、家庭が強いられるかもしれない。さらに、水のコストが高いために家庭での水使用量が減る可能性があり、それが衛生習慣に

影響し、疾病伝播のリスクを増大させることも考えられる。

経済的負担能力を評価する際には、購入点での価格に関するデータを集めることが重要である。水道事業者に接続している家庭では、適用されている水道料金がそれである。公共水栓や近隣から水を購入しているところでは、購入点での価格が水道事業者の料金と大きく異なることがある。また、多くの代替的な給水源(特に水売り)の場合には、価格にコストも含まれているので、これらのコストが経済的負担能力の評価に含まれるべきである。経済的負担能力を評価する際は、繰り返し発生するコストに加えて、当初の接続コストも考慮しなければならない。

### 5.3.4 連続性

飲料水供給の中断は、それが時間制限のある水源によるものであれ、技術的な不備によるものであれ、飲料水へのアクセスと水質の主要決定要因となる。給水の連続性に関するデータ分析においては、いくつかの要素について考える必要がある。連続性は次のように分類することができる。

- 給水栓や水源の流れに中断のない信頼できる供給源からの一年を通したサービス
- 中断が頻繁(日ごとまたは週ごと)にある一年を通したサービス - 中断の最も一般的な原因は以下のとおり
  - ポンプシステムにおける計画的または停電や散発的な故障によるポンプ運転の制限
  - 送水管の能力または貯水池の容量を上回るピーク需要
  - 配水システム内での過度の漏水
  - コミュニティ管理の点的な水源に対する過度の需要
- 水源変動から生じる季節的なサービス変動 - 一般に以下の3つの原因がある
  - 一年を通じた水源における水量の自然変化
  - 灌漑など他の用途との競合による水量制限
  - 原水が処理不能なほど高濁度の期間
- 頻繁な断水と季節的な断水の複合

この分類は、様々な形で衛生に影響を及ぼす連続性の幅広いカテゴリーを反映している。日ごと、または週ごとの不連続は、低い供給圧とそれに伴うパイプ内の再汚染のリスクをもたらす。その他、利用可能性の低下や使用量の減少など、衛生に悪影響を与えるような結果をもたらす。家庭での貯水は必要かもしれないが、貯水とそれに伴う操作の間に汚染リスクが増加するおそれがある。季節的な断水は、低品質で遠くの水源から水を得ることをしばしば使用者に強いることになる。その結果、水質や水量が明らかに低下するばかりか、取水に時間を浪費することになる。

## 5.4 計画と実施

飲料水供給システム改善のためのサーベイランスにおいて、改善を促進するための手法を認識して活用することは極めて重大である。

飲料水供給システムの改善(それが、地域または国レベルでの投資優先度、衛生教育プログラムの策定、または、法令遵守の強制のいずれとしてであれ)の焦点は、飲料水供給の特性と明らかにされた問題の種類によって異なる。サーベイランス結果に基づく飲料水供給システムの改善手法のチェックリストは、下記のとおりである。

- 国としての優先度の策定 - 飲料水供給システムについて、最も一般的な問題と欠点が確認されたとき、その改善および是正策のための国家戦略を組み立てることができる。これらには(管理者、行政担当者、技術者または現地スタッフに対する)訓練、修復や改善のための逐次的なプログラム、または、個々の需要に即した資金提供戦略の変更などがある。
- 地域としての優先度の策定 - どのコミュニティーに力を入れるべきかや、どの是正措置を優先すべきかを、飲料水供給機関の地域事務所が決めることができる。優先度を決める際は、公衆衛生基準を考慮しなければならない。
- 衛生教育プログラムの確立 - サーベイランスによって明らかにされた問題が、すべて技術的な問題とは限らず、また、水道事業者によって解決されることも限らない。サーベイランスでは、コミュニティーや各家庭による給水、取水と輸送および自家処理と貯留などの問題も考慮する。これらの問題の多くを解決するには、教育的で啓発的な活動を必要とするであろう。
- WSPの監査と改善 - サーベイランスによって得られる情報は、WSPの監査とその法令遵守の評価に用いることができる。システムとそれに関わるWSPに欠陥が見つかった場合は、改善する必要がある。その際には、実現可能性の考慮および改善の実施と漸進的な改善戦略との関連付けが必要である。
- コミュニティーによる運転・維持管理体制の確保 - コミュニティー構成員がその飲料水供給システムの運転および維持管理の責務を担えるようにするために、コミュニティー構成員の訓練について指定機関に支援してもらうようにすべきである。
- 住民意識と情報チャンネルの確立 - 飲料水供給における公衆衛生の観点、水質および飲料水供給事業者による運転状況に関する情報を公表することは、事業者が優良作業を行うよう促し、公衆の意見と反応を喚起し、そして、最後の手段とするべき法的な強制力行使の必要性を低下させる。

サーベイランスがまだ行われていないところで、限られた資源を最大限に活用するためには、計画の形で示される基礎プログラムから始めることが望ましい。初期の活動では、サーベイランスの価値を示すために役立つ十分なデータを生み出さなければならない。そのあとで、資源と条件が許す限り、より進んだサーベイランスへ発展させることを目指すべきである。



飲料水供給サーベイランスの、初期、中期および発展段階のそれぞれにおいて通常行われる活動は、次のようにまとめられる。

- 初期段階
  - 組織整備のための必要条件を確立する。
  - プログラムに関係する職員の訓練を行う。
  - 参加者の役割(例えば、給水事業者による品質保証/品質管理、公衆衛生官署によるサーベイランスなど)を定める。
  - 地域に合った方法論を策定する。
  - 優先地域での定期サーベイランス(インベントリー作成を含む)を開始する。
  - 主要パラメータと既知の問題物質に限定して検証する。
  - 報告、整理および情報伝達システムを確立する。
  - 決定された優先度にしたがって改善を唱える。
  - 地方の給水事業者、コミュニティ、メディアおよび地方官署への報告体制を確立する。
  - コミュニティーとの連絡体制を確立するとともに、サーベイランスにおけるコミュニティの役割と、コミュニティ参加を促進する手段を明確にする。
- 中期段階
  - プログラムに関係する職員を訓練する。
  - 系統的な定期サーベイランスを確立し、拡大する。
  - 分析能力へのアクセスを拡大する(しばしば、地方試験機関や、分析精度管理および地方試験機関職員の訓練に対して大いに責任がある国の試験機関を活用することによって)。
  - より広範な分析法を使用して化学汚染物質の調査を行う。
  - すべての方法論(試験採取、分析、その他)を評価する。
  - 適切な標準法(例えば、分析法、フィールドワーク手順など)を使用する。
  - データの統計解析の能力を開発する。
  - 国レベルのデータベースを構築する。
  - 共通の問題を明らかにして、地域および国レベルでそれらに取り組む活動を促進する。
  - 国レベルでの意味づけを含むような報告に進展させる。
  - 安全な飲料水確保のための枠組みの一部としての、健康に基づく目標を立案もしくは改訂する。
  - 必要に応じて法律を施行する。
  - サーベイランスの実施に際して常にコミュニティを参加させる。

- 発展段階
  - プログラムに関係する職員を訓練する。
  - 健康と受容性に関するすべての水質項目について、一定頻度での定期サーベイランス実施体制を確立する。
  - 国および地方試験機関の全ネットワークを活用する(分析精度管理を含む)。
  - 国による安全な飲料水確保のための枠組みを活用する。
  - 国と地方の優先度、衛生教育および基準の施行に基づいて水サービスを改善する。
  - 国のデータベースと互換性を持つ地域のデータベースアーカイブを構築する。
  - あらゆるレベル(地方および国)のデータを発信する。
  - サーベイランスの実施に際して常にコミュニティーを参加させる。

## 5.5 報告と情報伝達

サーベイランスプログラムを成功裡に行うために必須の要素は、その結果を利害関係者に報告することである。それに関わるすべての団体に対しての適切な報告システムの確立が重要である。適切な報告とそれに対するフィードバックは、効果的な是正戦略の策定に役立つ。サーベイランスプログラムの、水供給システムを改善するための介入を確認し、それを唱えるという能力は、情報を分析し、異なる受け取り手に対して有意義な方法でその情報を示す能力に強く依存している。一般に、サーベイランス情報の受け取り手には以下が含まれる。

- 地方および国レベルの公衆衛生担当者
- 給水事業者
- 地方自治体
- コミュニティーと水使用者
- 開発計画および投資を担当する地方および国の官署

### 5.5.1 コミュニティーおよび消費者との相互関係

コミュニティー参加は、特にコミュニティーおよび自家給水のサーベイランスにおいて望ましい要素である。改良された飲料水供給システムの主要な受益者として、コミュニティー構成員は意思決定に参加する権利を有する。コミュニティーは、地域における知見と経験を引き出すための資源である。彼らは、飲料水供給に関する問題に最初に気づく人たちであり、それゆえ、どのような時に早急な是正措置が必要であるかを指摘することができる。情報伝達戦略は、以下のことを含まなければならない。

- 消費者に対する概略情報の提供(例えば、年報やインターネットを通してなど)

家事用に供給される水の安全性に関する情報を得ることは、消費者の基本的な権利である。

- 地方および国レベルの消費者団体の設立と関与

しかし、多くのコミュニティにおいて、単なる情報アクセス権があることだけでは、消費者個人が供給されている水の水質や安全性を知っていることは保証されない。サーベイランス担当機関は、得られた結果の重要性を周知し、説明するための戦略を策定しなければならない。

サーベイランス機関がコミュニティ全体にフィードバック情報を直接提供することは、不可能かもしれない。そこで、使用者にフィードバック情報を提供するための効果的な経路を確保するために、コミュニティ組織があるところではこれらを利用することが適切であろう。一部の地方組織（例えば、地方議会や、女性グループ、宗教団体および学校などコミュニティに密着した組織）にはコミュニティでの定期的な会合があるため、これがコミュニティ内の多数の人々に重要な情報を伝える仕組みを提供することができる。さらに、地方組織を用いる方が、コミュニティ内で水質に関する議論と意思決定のプロセスを立ち上げる上で、しばしばより容易である。地方組織との協力において最も重要な点は、選ばれた組織がコミュニティ全体にアクセスでき、サーベイランス結果についての議論が始められる保証があることである。

### 5.5.2 地域単位でのデータの利用

地域の優先順位付け戦略では、一般に、中期的な視点と具体的なデータが必要とされる。国レベルの情報管理は、共通のもしくは再発する問題を浮き彫りにすることを目的とするが、地域レベルでのその目的は、個々の介入についての優先度を割り振ることである。したがって、健康リスクの相対的な尺度を導き出すことが重要である。この情報だけでは、どのシステムに緊急の注意（それは、また、経済、社会、環境および文化に関わる要因の分析を必要とするであろう）を払うべきかを決定することはできないが、それは地域の優先度を決定するために極めて重要なツールを提供する。高リスクに分類される一定割合の水供給システムについて、是正措置を毎年必ず行うことを、目的として宣言しておくべきである。

地域レベルで、個々の飲料水供給および飲料水供給全般の双方について、その改善（または悪化）を監視することも重要である。このようなことから、全システムについての衛生査察の平均得点、ある特定の糞便汚染レベルごとのシステムの割合、異なるサービスレベルごとの給水人口および家事用水消費の平均コストなどの単純な指標を用いて毎年計算し、その変化を監視する必要がある。

多くの開発途上国および先進諸国においては、かなりの割合の小規模コミュニティ飲料水供給システムが、水の安全性に関する必要条件を満たしていない。そのような状況では、漸進的改善のための現実的な目標が合意され、実行されることが重要である。表5.2に示すように、水質分析結果を分類して、行動の優先度と関連付けた水の安全性の全体的な格付けを行うことは実践的である。

格付けは、試験の頻度が低く、分析結果のみに依存することが特に不適當であるコミュニティ水供給において、特に役立つであろう。一般に、格付けを行う際には、水質分析結果と図5.1に示すような衛生査察の結果を考慮すると良い。

表 5.2 処理性能および安全目標の遵守に基づく飲料水供給システムの分類（表 7.7 参照）

水供給システムの質	サンプルの大腸菌に対する陰性率(%)		
	人口規模		
	<5,000	5,000-100,000	>100,000
優	90	95	99
良	80	90	95
可	70	85	90
不可	60	80	85



\* 飲料水中における大腸菌の陽性頻度と濃度に基づく

格付け	内容
A	リスクレベルは極めて低く、完全に満足できる。
B	リスクレベルは非常に低く、満足できる。
C	浄水場から水が供給されるときに微生物学的リスクレベルは低く、かろうじて満足できるが、化学的には満足できないことがある。
D	満足できないリスクレベル。
E	許容できないリスクレベル。

出典：Lloyd および Bartram (1991)

図 5.1 微生物学的水質と衛生査察評点の格付けに基づくコミュニティ飲料水供給の是正措置優先度評価の例

衛生査察と水質のデータを併せて分析することにより、汚染の最も重要な原因とその制御手段を明らかにすることができる。これは、効果的かつ合理的な意思決定を支援するために重要である。例えば、オンサイトとオフサイトのいずれの衛生処理が飲料水の汚染に関係しているかを知ることが重要であろう。なぜなら、それぞれの汚染源に対して必要な是正措置が非常に異なっ

いるからである。また、この分析により、例えば豪雨など、汚染に係る他の要因が特定されるかもしれない。データがノンパラメトリックなため、適当な分析方法としては、自乗モデル、オッズ比モデルやロジスティック回帰モデルなどがある。

## 第6章 特殊条件下における本ガイドラインの適用

本ガイドラインでは、一般に適用可能な飲料水の安全性確保のためのアプローチを示している。第2～5章では、管路による飲料水供給やコミュニティ飲料水供給におけるアプローチと、場合によってはその適用について述べた。本ガイドラインを特殊な条件に適用する際は、これらで記した以外の要因が重要となることもある。本章では、いくつかの特殊な条件のもとにおける本ガイドラインの適用と、その際に考慮すべき事項について述べる。

### 6.1 大規模建築物

大規模建築物における飲料水の水質管理に必要な多くの業務は、飲料水供給事業者の責任範囲外であろう。建築物内であるという環境要因に起因して重大な汚染が起こることがあり、大規模建築物(病院やヘルスケア施設を含む)の環境に特有な要件は、居住環境の場合とは明らかに異なっている。

一般に、飲料水の安全性は、維持管理指示書、定期洗浄、温度管理および残留消毒剤保持により保証されている。これらの理由により、建築物の安全管理担当官署は、水安全計画(WSP)の策定と実施に責任を負うべきである。監督官庁およびその他の担当官署は、建築物管理者が行うべき大規模建築物の飲料水供給システムに関するWSPの策定とその適用について指導すると良い。

大規模建築物のWSPは、通常、飲料水供給システムだけでなく、空調設備の冷却塔や蒸気凝縮器など、他の水システムにも適用することができる。

監督官庁は、建築物全般または個別の建築物に対して、法令遵守の要件を指定することができる。そのような要件を通して、個々の建築物ごとのWSPに即した維持管理および監視計画の実施が求められるであろう。維持管理および監視計画並びに法令遵守証明書を、建築物内の目立つ場所に掲示することが適切であろう。独立した査察機関が、法令遵守を検証して認証することも考えられる。

#### 6.1.1 健康リスク評価

大規模建築物の飲料水供給システムで生じ得る主要な危害因子は、微生物汚染の侵入(建築物の内部のみ、または、外部を含めてより広範囲に影響する可能性がある)、水との接触面で増殖する微生物(特にレジオネラ)の繁殖と拡散、並びに、管、継手およびその他の給水用具からの化学物質の溶出である。

糞便汚染は、誤接合や逆流により、そしてまた、特に正の水圧が保たれていない場合には、地

下/水中の水槽や管で生じることがある。

レジオネラは、在郷軍人病を含めたレジオネラ症の原因となる。レジオネラは、環境中に普遍的に存在し、管路給水システムの水温でもときとして増殖することが可能である。感染経路は水滴またはエアロゾルの吸入である。しかし、管路給水システムによる曝露は、水温をレジオネラが増殖温度(25～50℃)の範囲外に維持することや、管路給水システム中に残留消毒剤を保持することなど、基本的な水質管理手段により予防可能である。

冷却塔および熱水または温水供給システムなどの設備は、適切に維持されていない場合、レジオネラの生存および増殖に適した条件を提供することがある。大規模建築物では、長い給水システムの内部でレジオネラが増殖する可能性が高いので、システムの維持管理については特に注意が必要である。冷却塔および熱水または温水供給システムは、レジオネラを増殖を助長するだけでなく、汚染された水をエアロゾルとして放散させるおそれもある。

飲料水中のレジオネラに関して、より詳しくは11.1.9および関連図書「レジオネラとレジオネラ症の予防(*Legionella and the Prevention of Legionellosis*)」(1.3)を参照されたい。

病院、養護施設、その他のヘルスケア施設、学校、ホテルおよび他の大規模建築物は、飲料水供給システムが複雑であり、また、施設利用者の感受性が高いため、高リスク環境である。他の大規模建築物についてまとめた上記のような要件も適用できるが、制御手段に関する監視と検証においてはより厳しい警戒が一般に必要である。

### 6.1.2 システムの評価

大規模建築物のWSPは建築環境に限定されており、増殖によって生じる細菌については用量-反応関係の説明が容易でないため、その適切な制御手段は、これまでに効果が証明されている作業に限られる。

建築物の給水システムを評価するに当たり、一定範囲の具体的事項を考慮に入れておかなければならない。これらの要因は、汚染物質の侵入および増殖に関連するもので、以下のことを含む。

- システム内の水圧
- 間歇的な供給
- 水温
- 特に複合システムの場合における誤接合
- 逆流防止
- 行き止まり(すなわち、一端が閉じられ、そこから先に水が流れない)およびその他停滞のおそれがある部分を最小化するシステム設計

### 6.1.3 管理

大規模建築物の給水システムの目的は、安全な飲料水を適切な水圧と流量で供給することである。水圧は、管壁での摩擦、流速と管長、勾配、並びに、管径の影響を受ける。飲料水質を維持するためには、輸送時間を最小化し、低流速と低圧を避けることが重要である。システム内のどの地点においても、最大水圧で管が破損せず、最小水圧ですべての想定需要に十分な流量で供給できる範囲の水圧に保たれるべきである。そのため、建築物によっては、給水管内の増圧が必要である。

間歇的な供給の影響を緩和するために貯水槽を用いている場合、および、特に直結給水している場合は、配水管に逆流するおそれがある。これは、配水管に接続されている給水装置内の高水圧、または、配水管内の低水圧により発生する。間歇給水の場合には、給水再開の際に圧力変動により生物膜が漏出・剥離して、受容性の面で問題が生じるなど、水質悪化のおそれがある。

逆流は、飲料水供給と汚染源との間で誤接合があった場合に衛生上問題となる。管路による給水システム全体を通して正圧を維持する必要がある。逆流を防止するために、効果的な維持管理手順を実施するべきである。逆流が特に懸念される状況においては、逆流の軽減もしくは排除するという本来の目標に加え、逆流防止器具を使用することもできる。公衆衛生リスクが特に高い状況(例えば、歯科椅子、試験機関など)では、特別な注意が必要である。

排水路、または、その他水が溜まる場所を給水管が通るところでは、重大なリスクが存在する。このような状況における汚染の侵入に係るリスクは、停滞水の形成を低減させること、および、停滞箇所を避けて配管することにより制御できる。建築物の管路給水システムの設計および管理においては、低流速や行き止まりによる影響も考慮しなければならない。

飲料水用給水栓は、可能な限り、管路の水の流れが良く、管、材料および継手からの溶出が最小の場所に設置されるべきである。

### 6.1.4 監視

制御手段の監視には、以下のことが含まれる。

- 水温。頻繁(例えば、毎週など)な遠方監視を含む。
- 消毒剤およびpH。消毒剤などを用いている場合(例えば、毎週～毎月など)。
- 微生物学的水質。特にシステムの維持管理または修繕のあと。

水系感染が疑われる患者が発生している場合は、毎日の監視が必要である。

建築物が新しい場合や、使用し始めたばかりの場合、または、給水システムの保守が終わった直後は、飲料水質の監視を平常より頻繁に行う必要がある。建築物内の飲料水供給システムが安定していなければ、安定するまでさらに頻繁に監視を行うべきである。



### 6.1.5 個別サーベイランスと支援プログラム

独立したサーベイランスは、大規模建築物内での継続的な水の安全性を確保する上で望ましい要素であり、担当保健機関またはその他の独立した官署により行われるべきである。

建築物内における飲料水の安全性確保のために国の監督官庁が行う支援活動には、以下のことが含まれる。

- 優良作業規程の適用重視(例えば、建築物の引き渡し時、並びに、建築および修繕契約時など)
- 技術者および配管工の適切な訓練
- 配管工団体の規制
- 市場に流通する材料および器具の効果的な認証
- 建築物安全規定への必須構成要素としてのWSPの盛り込み

WSPには、通常、例えば、維持管理は資格を持つ専門職のみに行わせる、認証を受けた材料のみを使用するなどといった手段の活用と信頼性について記載される。

### 6.1.6 ヘルスケア施設における飲料水質

ヘルスケア施設には、病院、ヘルスセンターおよびホスピス、在宅看護、歯科医院、並びに、人工透析施設が含まれる。飲料水は、人による摂取に適しており、かつ、身体衛生など、あらゆる日常的家事用途に適したものでなくてはならない。しかし、ヘルスケア施設においては、飲料水がすべての用途には、あるいは、患者によっては必ずしも適しておらず、さらに処理したり、他の安全対策をとることが必要な場合がある。

飲料水には、緑膿菌、非結核性抗酸菌、アシネトバクター、アエロモナスおよびアスペルギルスなど、様々な微生物が含まれていることがある。これらの微生物が、ヘルスケア施設の大半の患者を含めて、一般集団による水の摂取を通して健康上問題となるという証拠はない。しかし、例えば好中球数が500/ $\mu$ L以下の重度免疫不全症患者が、安全に摂取できるようにするためには、さらに追加して処理することが必要である(関連図書「従属栄養細菌数と飲料水の安全性 (*Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*)」(1.3)参照)。

飲料水中の微生物は、飲料水で火傷を洗ったり、内視鏡やカテーテルなどの医療器具を洗ったりすると、感染の原因となることもある。これらの目的に使用する水は、本ガイドラインに記しているよりも高い水質でなければならず、用途によっては精密ろ過または滅菌が必要な場合がある

ヘルスケア施設は、レジオネラの繁殖と拡散を促すような環境を含むことがある(11.1.9および関連図書「レジオネラとレジオネラ症の予防 (*Legionella and the Prevention of Legionellosis*)」(1.3)参照)。

腎臓透析では、飲料水として求められる化学的および微生物学的水質を超えた高水質の水が

大量に必要である。人工透析に用いる水は、微生物、内毒素(エンドトキシン)、毒素および化学的汚染物質の存在量を最小にするための特別な処理を経たものであることが必要である。腎臓透析患者の脆弱性は、1996年に高濃度のミクロキスティンで汚染された水による曝露を受けた50名の患者の死亡により明らかになった(Jochimsenほか, 1998; Pouriaほか, 1998)。人工透析患者はクロラミンに対しても感受性があり、飲料水供給において消毒でクロラミン処理が行われているとき、特に自宅で人工透析を行っている患者が居る地域では、この問題を考慮しなければならない。

すべてのヘルスケア施設は、感染予防プログラムの一環として独自のWSPを策定するべきである。これらのWSPは、水質および処理に関する必要条件、専門器具の洗浄、並びに、給水システムおよびその付帯設備における微生物増殖の抑制などの事項に言及したものであるべきである。

### 6.1.7 学校およびデイケアセンターにおける飲料水質

コミュニティにおける衛生の向上を目指した長期的なアプローチとして、学校の児童を巻き込んだ活動が上げられる。このことにより、飲料水の安全性を含めた良好な衛生の概念が、健康および環境が及ぼす影響への一般的な理解として定着する。児童は、衛生の概念を家族や各家庭に伝えてくれる。児童は身の周りを見て学ぶので、学校の環境そのものが良好な衛生の必要条件を満たしているべきである。例えば、便所、手洗い水、一般に清潔な環境および給食を準備して給仕するための衛生的な施設が備えられていることなどである。例えば、蛍光や硫化水素紙法などにより、洗っていない手に付着した微生物の存在を目に見えるようなかたちで説明することは、役立つことが示されている。

効果的な健康教育の最も重要な特質の一つは、人々がすでに身につけている概念、考えおよび習慣の上に、それが築かれるということである。衛生教育プログラムは、以下のようなコミュニティレベルでの行動に影響を及ぼす要素を理解した上で作成されるべきである。

- 適切なパターンの行動を起こすことも可能にする金、材料および時間などの要素
- 家族やコミュニティの特別の人からの圧力(例えば、長老、伝統治療師、オピニオンリーダーなど)
- 衛生行動に関して、特に、ある行為を行うことの知られている便益および不利益など、コミュニティ構成員の間での信念と姿勢
- 健康と衛生の関係についての理解

衛生に関係する行動に影響を及ぼす要素を理解することは、資源(例えば、石鹼、貯留容器など)、家庭およびコミュニティにおける重要人物、並びに、考慮に入れておくべき重要な信念を特定する上で役立つ。これにより、衛生教育の内容を、そのコミュニティに即したものにすることができる。有益な勧告の条件は以下のとおりである。

- 健康状態の改善につながる
- 経済的に負担可能である
- 最小限の努力と時間で実現可能である
- 現実的である
- 文化的に受け入れられる
- 認められているニーズに適合する
- 理解しやすい

## 6.2 緊急事態と災害

飲料水の安全性は、ほとんどの緊急事態や災害に際して、公衆衛生上の最も重要な課題の一つである。多くの緊急時における水に係る最大の健康リスクは、不十分な衛生処理、身体衛生および水源保護による糞便性病原体の伝播である。化学・原子力産業施設の損壊、輸送中の漏洩、または、火山活動などに伴う災害は、水の化学的または放射線学的汚染による深刻な問題をもたらすことがある。

災害の種類によって、水質への影響はそれぞれ異なる。紛争や自然災害により住民が移住させられたときに、移住先の土地で、保護されていない水源が汚染されることがある。人口密度が高く、衛生処理が十分でないときには、仮居住地の中や周辺の保護されていない水源が汚染されるおそれが高い。栄養失調または他の疾病のために免疫力が低い集団で、罹患者や感染者が多い場合には、水系感染症の集団発生のリスクが高くなる。都市の飲料水供給における水質は、特に、地震、土砂崩れ、および、その他構造上の被害をもたらす災害によってリスクにさらされる。浄水施設は被害を受けて、未処理のまたは部分的にしか処理されていない水を供給することになり、また、下水管や水道管が壊れて、配水過程にある水が汚染されることになる。洪水では、井戸、管井戸および表流水源が、地表面または便所や下水管から溢れ出て洗い流された糞便で汚染される。渇水で通常の水源が干上がったときには、保護されていない水源を用いることを人々が余儀なくされ、より多くの人々と動物が乏しい水源を利用するので、汚染のリスクが高くなる。

緊急事態が適切に管理されれば、数日ないし数週間後には状況が安定する。しかし、多くは、恒久的な解決を見るまでに数年にも及ぶ長期的な事態に発展する。その間に、水質についての関心の変化し、長期的な健康リスクをもたらす水質パラメータがより重要となる。

### 6.2.1 実践的な考え方

緊急時には利用可能な水源が非常に限定され、飲用および調理用と同時に、身体および屋内衛生用に十分な量の水を供給することが重要となる。そのため、指針や国の水質基準は、健康に対する短期および長期のリスクと便益を考慮して柔軟であるべきであり、衛生のための水の利

用を過度に制限することは、結果的に疾病の伝播リスクを高めることがよくあるので控えるべきである。

被災者集団に飲料水を供給する際には、考慮すべき要因が以下のように多くある。

- ・ 利用可能な水量と供給の信頼性 - 通常、水質を改善することは、その利用可能量を高めること、または、被災者集団を他の水源により近いところに移動させることよりも容易であり、このことは、ほとんどの緊急事態において他のすべてに優先させるべき事項であると考えられる。
- ・ 水へのアクセスの公平性 - 最小限必要な量が利用可能であるとしても、公平なアクセスが保証されるようさらに手段を講じる必要があるであろう。給水点が居住地から十分に遠くない限り、人々は必要に見合う十分な量の水を得ることができない。すべての人の基本的な必要が満たされるよう、水を配給制にする必要があるかも知れない。
- ・ 原水水質 - 十分な量が利用可能であれば、浄水処理がほとんどまたは全くなしで供給できる水源を選ぶことが望ましい。
- ・ 汚染源と水源保護の可能性 - このことは、水供給において消毒が必要と考えられるかどうかにかかわらず、緊急時にはいつでも優先して取り上げるべきである。
- ・ 十分な量の飲料水を迅速に供給するために必要な浄水処理プロセス - 緊急時に多くの人々に水を供給するために表流水源がよく用いられ、その場合には、消毒に先立ち除濁 - 例えば、フロック形成および沈澱、並びに、必要に応じて、ろ過などによる - が一般に必要である。
- ・ 緊急事態発生後における適切な浄水処理プロセス - 緊急時対応の初期の段階で、浄水プロセスに関する経済的負担能力、簡素さおよび信頼性について、長期的な視点で検討するべきである。
- ・ 飲料水供給の消毒の必要性 - 通常、緊急時には衛生状態が悪く、特に免疫力が低い集団においては疾病が集団発生するリスクが高い。したがって、水供給においては、水中に消毒剤が確実に残留する程度に消毒を行うことが重要である。これにより、家庭での水汚染による疾病伝播の可能性を大幅に低減させることができる。
- ・ 受容性 - 緊急時に供給される飲料水が、消費者にとって受け入れられるものであることを保証することは重要であり、もしそうでなければ、消費者は、保護されていない、または、浄水処理されていない水供給に頼ることになる。
- ・ 水を取って蓄えるための容器の必要性 - 衛生的で、その地方の必要性や習慣に適した容器が、洗濯、調理および入浴に用いる水を取って蓄えるために必要である。
- ・ 疫学的配慮 - 水量が十分でないために衛生処理が損なわれたり、不衛生になると、その結果として、家庭での水の取得、貯留および使用に際して、水が汚染されることがある。緊急時や災害時における、主な水系感染症や衛生処理に関連した疾病のその他の伝播経

路は、ヒト - ヒト接触、エアロゾルおよび摂食である。本ガイドラインを適用して、水源を選定・保護し、浄水処理方式を選択するときには、あらゆる経路の重要性を考慮するべきである。

多くの緊急事態に際して、被災者は給水拠点で水を受け取ってきて、容器に蓄えておき、それを調理用や飲用の容器に移し替える。給水点からのこの一連のプロセスにおいては、水の汚染の機会が多くある。したがって、給水点から消費時に至までの間における水の汚染による健康リスクに人々が気付き、しかも、そのリスクを減じたり、取り除いたりするための手段を持っていることが重要である。水源が居住地から近いときには、ところかまわぬ排便により水源が容易に汚染されることがあるので、このような行為は厳に慎ませるべきである。緊急時において水質の確保と維持を図るためには、運転担当者の迅速な徴募、訓練および管理、並びに、維持管理と修理、消耗品の供給および監視のためのシステムの確立が必要である。被災者集団との情報交換は、劣悪な水質に起因する健康上の問題を低減させるために極めて重要である。詳細な情報については Wisner および Adams (2003) を参照されたい。

### 6.2.2 監視

緊急時には、水の安全性につき監視するべきである。監視には、衛生査察のほか、下記のうちいくつかが含まれる。

- 衛生査察および試料水の採取と分析
- 消毒を含めた浄水処理プロセスの監視
- すべての給水点における水質および家庭内試料の水質の監視
- 疾病の集団発生の調査、または、衛生向上活動の評価に際しての水質評価(必要に応じて)

監視および報告システムは、健康を保護するための迅速な行動が取られるよう、計画されて運営されるべきである。また、水質が健康上問題となるおそれがあるときには水質調査が速やかに行われ、浄水処理プロセス - 特に、消毒 - が必要に応じて変更され得るよう、健康に関する情報も監視されるべきである。

### 6.2.3 微生物ガイドライン

水100 mL中に大腸菌が検出されないことは、すべての水供給における目標であり、たとえ緊急時であっても目標とするべきであるが、被災直後においてこれを達成することは困難であろう。このことが、適切な消毒が必要とされる所以である。

糞便汚染指標細菌のある一定量を単独で指標として用いることは、水の微生物学的安全性に

に関して信頼し得るよりどころとはならない。多くのウイルスや原虫のシストおよびオーシストを含めた、いくつかの糞便性病原体は、一般の糞便汚染指標細菌よりも、浄水処理(例えば、塩素によるものなど)に対する抵抗力が高いかも知れない。もっと一般的には、もし衛生査察で糞便汚染のリスクが示唆されれば、特にコレラなど水系でも感染する疾病が集団発生している際には、非常に低レベルの糞便汚染であってもリスクがあると考えて良い。

緊急時には飲料水を消毒するべきであり、システム内に十分な残留消毒剤(例えば、塩素など)を保持するべきである。消毒効果が発揮されるよう、懸濁物質は可能な限り除去しておくべきである。給水点における塩素濃度の最小目標値は、平常時では0.2 mg/L、高リスク時では0.5 mg/Lである。

緊急時において、サービス拠点では対処できない飲料水としての水質上の懸念がある場合には、例えば以下のようなことなど、家庭レベルでの処理の妥当性について評価するべきである。

- 水を煮沸したあと、冷ましてから飲用する。
- バケツに取った水に、家庭用漂白剤など、次亜塩素酸ナトリウムまたは次亜塩素酸カルシウムの溶液を添加し、よく混ぜたあと、約30分間放置してから飲用する。懸濁物質は、消毒の前に、沈澱もしくはろ過により除去しておくべきである。
- 清涼飲料水のボトルなど、清潔で透明な容器に入れた少量の水を、20秒間激しく振ったあと、その容器を日向に少なくとも6時間曝しておく。
- 錠剤その他の薬剤を用いて水を消毒する。このとき、必要に応じて、フロック形成またはろ過による懸濁物質の除去を行う。
- 末端利用者向けの飲料水野外処理用装置を用いる。

緊急時における汚染除去プロセスでは、特に、抵抗力の高い病原体に関して、最適な条件のもとで推奨される消毒レベルほどの効果は必ずしも期待できない。しかし、緊急処置を施すことにより、水系感染症のリスクを大いに抑えるレベルにまで病原体数を低減し得るであろう。

微生物学的な安全性を評価するために最も一般的に用いられているパラメータは、以下の示すとおりである。

- ・ 大腸菌(上記参照):糞便性大腸菌群はより簡易な代替指標となるであろう。
- ・ 残留塩素:味は、塩素濃度についての信頼し得る目安とはならない。塩素濃度は、野外では、例えば、通常0.2~1 mg/Lの濃度範囲の比色器などを用いて試験するべきである。
- ・ pH:水のpHを知ることが必要である。なぜなら、アルカリ性の強い水は、十分な消毒効果を得るために、接触時間を長くするか、または、接触時間終了時点での遊離残留塩素濃度を高くする必要があるからである。
- ・ 濁度:濁度は、消毒効率を低下させる。濁度は、必要な浄水処理の種類やレベルを決めるためにも測定される。濁度測定は、NTU単位で直読できる簡易な濁度管を用いて行われる。

#### 6.2.4 衛生査察と集水域地図の作成

水源における糞便汚染の可能性は、衛生査察により評価することができる。衛生査察と水質検査は相補的な活動であり、それぞれによる知見が、もう一方による知見の解釈に役立つ。水質分析が行えない場合でも、衛生査察を行うことにより、有効な意思決定を支える貴重な情報を得ることができる。衛生査察により、水源保護のために何が必要かを知ることができる。これを、細菌学的、物理学的および化学的検査と組み合わせることにより、被災後に現地調査団が汚染リスクを評価して、これに対処するとともに、水供給監視の基礎を与えることが可能になる。

微生物学的水質検査の実施が可能であっても、その結果が即座に利用できるわけではない。したがって、汚染リスクの当面の評価は、(人または動物の)糞便汚染源への近接度、色や臭気、魚や動物の死骸の存在、灰や瓦礫などの異物の存在、化学的または放射線危害因子や上部部における下水放流地点の存在など、大まかな指標に基づくことになるであろう。汚染源と汚染経路を特定した集水域地図の作成は、水源汚染の可能性を評価するための重要な手段となり得るであろう。

衛生査察と集水域地図の作成については、異なる職員によって集められた情報が信頼し得るものであり、異なる水源について集められた情報が相互に比較し得るものであることを保証するために、標準的な報告様式を用いることが重要である。様式例については、WHO(1997)、並びに、DavisおよびLambert(2002)を参照されたい。集水域地図作成についての詳細は、HouseおよびReed(1997)を参照されたい。

#### 6.2.5 化学物質および放射線に関するガイドライン

飲料水中の多くの化学物質は、長期にわたる曝露がある場合に限って懸念されるべきものである。したがって、水によって伝播される感染症(waterborne disease)や、水洗いの不足による感染症(water-washed disease)(例えば、トラコーマ、疥癬、皮膚感染など)の集団発生のリスクを低減させるためには、緊急時においては、たとえその水が何らかの化学物質パラメータについてガイドライン値を大幅に超えていたとしても、病原体を殺すための処理が行われ、被災者に迅速に供給され得るのであれば、水へのアクセスを制限するよりはその水を供給した方がましである。水源が長期間にわたって使われる可能性が高ければ、長期的な健康影響がより懸念される化学的および放射線学的汚染物質に、より多くの注意が払われるべきである。状況によっては、浄水処理プロセスをさらに追加するか、代替水源を探すことが必要となるかも知れない。

化学物質または放射線による重大な汚染のリスクがあると考えられる水源の水は、たとえ一時的な処置としてであれ避けるべきである。長期的には、本ガイドラインの達成を、水質の漸進的向上に基づく緊急飲料水供給プログラムのねらいとするべきである。飲料水中の優先すべき化学物質を特定するための手順は、関連図書「飲料水の化学的安全性(*Chemical Safety of Drinking-water*)」(1.3)で概説されている。

### 6.2.6 テストキットと試験機関

持ち運び可能なテストキットを用いることにより、野外で、糞便性大腸菌群数、遊離残留塩素、pH、濁度およびろ過性などの主要水質パラメータにつき測定することができる。

多数の試料水を検査する必要がある場合や、広範囲なパラメータについて関心がある場合には、通常、試験機関での分析が最も適している。災害により、飲料水供給事業者の試験機関や、環境衛生部局または大学の試験機関が機能しなくなっている場合には、仮設の試験機関を設ける必要があるかも知れない。試料を試験機関に輸送する際には、その取り扱いが重要である。粗雑に取り扱おうと、意味のないまたは誤解を招くような結果が出てしまうことがある。

試料の採取、ラベル表示、梱包および輸送の正しい手順、並びに、衛生査察によって得られ、試験機関での分析結果の解釈に役立つ情報の提供につき、作業員を訓練するべきである。試料水の採取および検査方法に関するガイダンスは、WHO(1997)並びにBartramsおよびBalance(1996)を参照されたい。

## 6.3 旅行者のための安全な飲料水

下痢は、旅行者の間で最もよく見られる病気であり、高リスク地域では旅行者の80%もがこれに罹る。飲料水と衛生処理の質や、食品の衛生的な取り扱いに問題がある地域では、水および食品中に寄生虫、細菌およびウイルスが多く存在し、感染が多く発生することがある。あらゆる範囲のリゾートやホテルの宿泊客の間で患者が発生する。多くの異なる病原体が下痢の原因となり得るので、下痢をまとめて予防できるワクチンはない。旅行者はリスクを認識し、それらを最小にするための適切な手段を講じることが重要である。

汚染された食品、水および飲料は、最も一般的な感染源である。飲料水源を慎重に選定し、浄水処理を適切に行うことが、重要な保護手段となる。飲料水が安全でない地域に居住または旅行する際の予防的手段として、以下のようなことが上げられる。

- ・ 安全でない水の飲用または使用(たとえ歯を磨く場合でも)は、水質に確信が持てない限り常に避ける。
- ・ 滅菌されていないジュースや、処理されていない水で作られた氷を避ける。
- ・ 安全でない水で洗うか、調理したと思われるサラダや、その他の加熱していない料理を避ける。
- ・ 自分で煮沸、ろ過、もしくは、塩素またはヨウ素で処理し、清潔な容器に蓄えた水を飲む。
- ・ 氷は、飲用に適した水で作られたことが明らかなものに限って口にする。
- ・ 安全であることがわかっているボトル水、密封してあって勝手に開封できない容器に入っているボトル炭酸水(ソーダ水)や、滅菌した/缶入りのジュースおよび滅菌した牛乳を飲む。
- ・ 沸騰水で淹れて、清潔な容器で蓄えられ、給仕されるコーヒーや紅茶を飲む。



旅行者にとっての飲料水による最も重大な健康リスクは、水中の微生物学的成分に関係している。少量の水であれば、それを処理または再処理することにより、その安全性を著しく向上させることができる。微生物学的汚染を受けた水の最も簡単で最も重要かつ有益な処理は、病原微生物を不活化するかまたは除去するための、煮沸、消毒およびろ過である。これらの処理では、一般に水中のほとんどの化学的成分は除去されない。しかし、ほとんどの化学物質については、長期曝露の場合に限って健康上の懸念となる。数多くの簡易な処理方法や、市場で利用可能な技術も、旅行者がその個人的な使用を目的として水を処理するために用いることができる。

水を煮沸することは、たとえ高度が高い場合でも、また、たとえ濁度が高い場合でも、疾病の原因となる病原体を死滅させる最も有効な方法である。熱水は、氷を加えずに、そのままにして冷ますべきである。煮沸する水に濁りがある場合には、あらかじめ濁りを取り除くべきである。

薬品による消毒は、細菌、一部のウイルスおよび一部の原虫（ただし、例えばクリプトスポリジウムを除く）を死滅させる上で効果がある。ある種の形態の塩素およびヨウ素は、旅行者による消毒に最も広く用いられている薬品である。塩素処理のあと、過剰の塩素による味を取り除くために、また、ヨウ素処理のあと、過剰のヨウ素を取り除くために、炭素（炭）フィルターが用いられることがある。銀は緩やかにしか作用しないので、疾病の原因となる微生物を除去する上で余り効果がない。水に濁りがある（清澄でない、または、懸濁物質を含んでいる）場合には、ろ過、沈澱およびデカンテーションなどにより、消毒に先立ち濁りを除去しておくべきである。原虫およびある種の細菌の除去につき、試験・評価済みの携帯用ろ過器も利用可能であり、セラミックフィルターおよびある種のカーボンブロックフィルターが、最も一般的なタイプである。フィルターの孔径は、クリプトスポリジウムオーシストの除去を保证するため、1  $\mu\text{m}$ （絶対）またはそれ以下でなければならない（これらの非常に目の細かいフィルターを使うときには、その目詰まりを防ぐために、より大きな粒子を除去するプレフィルターが必要であろう）。ほとんどのろ過器はウイルスを除去することができないので、いくつかの技術を組み合わせて用いること（ろ過後の薬品による消毒または煮沸）を推奨する。

免疫力が低い人々には、汚染された水による感染リスクを少なくするために特別な警戒が必要である。煮沸した水を飲むのが一番安全であるが、認証取得済みのボトル水やミネラルウォーターでも大丈夫であろう。水の消毒剤としてのヨウ素は、粒状炭素などによる効果的なヨウ素除去の後処理システムが使われていない限り、妊婦、甲状腺疾患の病歴がある人およびヨウ素過敏症と診断されている人には勧められない。

## 6.4 淡水化システム

淡水化の主な目的は、そのままでは人の飲用に適さない鹹水または塩水を、この目的に使えるようにすることである。

人口増加、水資源の過度な開発および他の水源の汚染に伴う水不足により、飲料水供給のために淡水化を用いる例は増えつつあり、今後も増え続けることが予想される。現在の施設能力の大部分(約60%)は東地中海地域であるが、淡水化施設は世界中にあり、世界で今後その利用が高まると考えられる。

現在、淡水化が適用されているのは、そのほとんどが河口水、沿岸水および海水である。淡水化は内陸の鹹水(表流水および地下水)にも適用され、また、船舶でも用いられる。家庭やコミュニティ用の小規模淡水化装置もあるが、その効果的な運転と維持管理が特に課題となっている。

安全な飲料水供給のための淡水化に関するより詳しいガイダンスは、関連図書「安全な飲料水供給のための淡水化(Desalination for Safe Drinking-water Supply)」(1.3)に示されている。

本ガイドラインを淡水化処理水供給システムに適用するに際しては、これらと、淡水の水源から取水するシステムとの、いくつかの大きな違いについて考慮に入れておくべきである。これらの違いは、6.4.1に記した要素などである。これらのことを考慮に入れて、微生物学的、化学的および放射線学的安全性を確保するために、本ガイドラインで一般に求めている要件を当てはめるべきである。

水源としての鹹水、沿岸水および海水は、淡水では認められないような危害因子を含んでいることがある。それは、微細および大型藻類やシアノバクテリアなどの様々な有害藻類による事故、ある種の自由遊泳細菌(*Vibrio parahaemolyticus*およびコレラ菌などのビブリオ属菌を含む)、並びに、海水中により豊富に存在するホウ素や臭化物イオンなどある種の化学物質である。

有害藻類による事故は、おそらく熱では破壊されない、藻類細胞中にまたは水中に遊離して存在する、外毒素(エクソトキシン)および内毒素(エンドトキシン)とおそらく関係している。これらは、通常、不揮発性であり、塩素処理により分解する場合には、通常、極めて長い接触時間を必要とする。これまでに多くの毒素が同定されているが、これらのほかにも未知の毒素が存在する可能性がある。場所/立地の選定と取水口的设计、並びに、効果的な監視と取水口管理により、有毒藻類を含む水を取水する可能性を最小にすることは、重要な制御手段である。

「添加物」、DBPおよび農薬の制御など、その他の化学的事項については、淡水化の場合には、より多様でより多量であることを除いて淡水の場合(第8章参照)と同じである。海水中に臭化物イオンが存在することにより、DBPの分布は臭素化有機物が支配的となるであろう。

淡水の場合における水源水質の監視および評価アプローチを、淡水化に供する水源にそのまま適用することはできないであろう。例えば、多くの糞便汚染指標細菌は、淡水中でなく塩水中では、病原体(特にウイルス)よりも速く死滅する。

淡水化において、健康影響が懸念される物質を除去するために用いられるいくつかのプロセスの効果は、まだ十分に解明されていない。効果に問題がある場合の例としては、不完全な膜もしくは膜のシールの完全性(膜処理)、膜を通しての細菌の増殖もしくは膜面上における生物膜の発生(膜処理システム内)、並びに、特に揮発性物質のキャリアオーバー(蒸気とともに)が上げられる。

微生物学および化学的成分のいずれもの除去に用いられるいくつかのプロセス(特に蒸留および逆浸透)は、処理効果が高いことから、単独で、または、低レベルの残留消毒剤と組み合わせられて用いられることがある。多段バリアがないことは、そのプロセスの安全な運転の継続に重圧を与えるものであり、たとえ短期的であれ処理効果が低下すると、人への健康リスクが高まる可能性があることを意味している。このことは、取りも直さず、迅速な管理上の介入と直結したオンライン監視が必要であることを意味している。より詳細な情報については、関連図書「浄水処理と病原体制御(*Water Treatment and Pathogen Control*)」(1.3)を参照されたい。

淡水化により生産された水は、例えば水供給および給水装置に用いられる管などの材料に対して「侵食性」がある。これらの材料の品質については特別に配慮するべきであり、飲料水用に適した材料としての通常の認証手順は、「安定化」されていない水に対しては不十分であろう。

淡水化処理水には侵食性があること、および、淡水化処理水は気が抜けたようで、風味がなく、消費者に受け入れられないことから、淡水化処理水は、二酸化炭素と併せて、炭酸カルシウムや炭酸マグネシウムなどの化学成分を加える処理がよく行われる。このような処理が行われれば、淡水化処理水は、飲料水供給により通常供給される水と比べて、侵食性がより高いということはもはやなくなる。このような処理に用いる薬品は、通常の認証手順を踏んだものであるべきである。

淡水化処理水は、その受容性を向上させ、そして、特に材料に対する侵食性を低下させるために、通常、より無機塩類に富む少量の水とブレンドされる。ブレンド水は、本節や本ガイドラインの他の箇所でも記されているような、十分に飲用に適した水であるべきである。海水をこの目的のために使用する場合には、添加される主なイオンはナトリウムと塩化物イオンである。これは硬度またはイオンバランスの改善には貢献せず、また、受容性の問題が生じない範囲で、ごく少量(例えば、1~3%など)だけを加えることができる。ブレンド水としての沿岸水や河口水は、石油系炭化水素による汚染をより受けやすく、臭味の問題が生じるおそれがある。適切に処理した表流水または地下水は、より高い割合でブレンドに用いることができ、これにより硬度やイオンバランスが改善されるであろう。

淡水化処理水は、工業製品である。主要イオンの極端な組成または割合が人の健康に及ぼす影響について、懸念が表明されている。無機塩類の含有量に関しては、上記のような安定化プロセスを経るので、さほど懸念する必要はないと考えられるが、このような水を長期的にわたって摂取することによる健康リスクについては、限られた証拠しかない(WHO, 2003b参照)。

淡水化処理水は、その製造方法に由来して、水中によく見られるその他のイオンの濃度がしば

しば通常に比べて低く、そのうちのいくつかは必須元素である。必須元素に占める水の寄与の割合は一般に小さく、その摂取の大部分は食品によるものである。例外はフッ素で、フッ素濃度が非常に低い淡水化処理水を消費していて、う歯のリスクが中～高の集団における歯の健康障害が報告されている(WHO, 2003b)。

淡水化処理水は、以下のうち1つまたはそれ以上のことにより、他の水の場合以上に「微生物増殖」問題が生じやすい。すなわち、より高い初期水温(処理プロセスから)、より高い水温(熱帯地域での適用)、および、材料に対する侵食性の影響(栄養素の放出につながる)がそれである。このような増殖の直接的な健康上の重大さ(関連図書「従属栄養細菌数と飲料水の安全性(Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety)」(1.3)参照)に関しては、レジオネラ(第11章参照)を除いて十分に解明されていない。クロラミン処理が行われていて、過剰のアンモニアが存在する場合には、生物膜中の生物による亜硝酸イオンの生成が問題となることがある。優良管理作業の一部として予防管理が行われるよう、警戒を怠ってはならない。

## 6.5 パック飲料水

ボトル水および氷は、工業国、開発途上国を問わず広く手に入る。消費者がパック飲料水を買う理由は、味、便利さまたは流行など様々であるが、多くの消費者にとっては、安全性と健康上の便益が重要な動機である。

### 6.5.1 パック飲料水の安全性

飲料水は、缶、ラミネート加工した箱およびプラスチック製の袋などの様々な容器に、また、氷として詰められている。しかし、最も一般的なのは、ガラス瓶またはプラスチックボトルによるものである。ボトル水にも、グラス一杯分のものから80L入りの大きなかご入り瓶まで、様々なサイズのものがある。

本ガイドラインをボトル水に適用する際には、ある種の化学成分は、管路による給水システムの場合に比べてより容易に制御され得ることから、集団の総曝露量を低減させるためにより厳しい基準が設定されることがある。同様に、水源に関して融通がきく場合には、ヒ素などの健康影響が懸念される自然由来の物質に関して、管路による給水システムの場合に比べて、より厳しい基準をより容易に達成できることがある。

しかし、いくつかの物質は、給水栓水の場合に比べてボトル水の場合の方が、管理がより困難である。危害因子のいくつかは、その製品の特性に関係している(例えば、ガラス片および金属片など)。他の問題は、ボトル水が管路による給水システムの場合に比べて、より長期間、より高温で貯留されること、または、容器が十分な洗浄や消毒が行われずに再使用されることによる。したがって、ボトル水の容器と蓋に使われる材料の制御には、特に配慮が必要である。通常は公衆衛生

上ほとんどまたは全く重大でない微生物が、ボトル水中で高レベルにまで増殖することがある。このような増殖は、炭酸水やガラス容器入りの水では、普通の(ガス入りでない)水やプラスチックボトル入りの水の場合ほど頻繁には見られない。このような微生物増殖の公衆衛生上における重大さ、特に人工栄養児や免疫不全症患者などの健康弱者に対する影響については、まだよくわかっていない。人工栄養児に関しては、ボトル水は無菌ではないので、それを用いて粉ミルクを溶かすときに、例えば煮沸するなどして消毒するべきである。より詳細については、関連図書「従属栄養細菌数と飲料水の安全性(*Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*)」(1.3)を参照されたい。

### 6.5.2 ボトル飲料水の健康面における便益

ナチュラルミネラルウォーターには薬効またはその他の健康上の便益があると、一部の消費者により信じられている。このような水は、一般に無機塩類の含有量が高く、ときには、飲料水として通常許容される濃度よりもはるかに高い。このような水は、しばしば伝統的に長く用いられてきており、飲料水というよりもむしろ食品として受け入れられている。ある種のミネラルウォーターは必須微量栄養素の補給に有用であるが、本ガイドラインでは、飲料水からの無機塩類摂取に関しては確信が持てないので、必須化合物の最小濃度については勧告しない。

蒸留水や脱塩水など、無機塩類含有量が非常に少いパック水も消費されている。同様に無機塩類が少い雨水が、一部の人たちにより、見かけ上健康への悪影響なしに消費されている。このようなボトル水を日常的に消費することの便益や危害については、科学的な情報が不十分である(WHO, 2003b参照)。

### 6.5.3 ボトル飲料水の国際基準

本飲料水水質ガイドラインでは、あらゆるパック水についての基準導出のための基礎を提示している。他の水源からの飲料水の場合と同様に、安全管理、並びに、最終製品の品質基準と検査の組み合わせによって、安全が追求される。パック水規制の国際的な枠組みは、WHOの国際食品規格委員会(Codex Alimentarius Commission: CAC)およびFAOにより示されている。CACでは、「ナチュラルミネラルウォーター基準(*Standard for Natural Mineral Waters*)」およびこれに付属する作業規程(Code of Practice)を策定している。この基準では、特定の化学物質についての限界値、衛生、包装およびラベル表示を含めて、製品、並びに、その組成および品質の要素について規定している。CACでは、ナチュラルミネラルウォーター以外のパック飲料水を対象とした、「ボトル水/パック水基準(*Standard for Bottled/Packaged Water*)」も策定している。これらのCAC基準では、本ガイドラインが直接参照されている。

CACによる「ナチュラルミネラルウォーター取水、加工および販売規程(*Code of Practice for Collecting, Processing and Marketing of Natural Mineral Waters*)」では、ある範囲の優良製造作

業に関する手引き、並びに、パック飲料水に適用し得る一般的なWSPが示されている。

現行のCAC「ナチュラルミネラルウォーター基準」およびその付属作業規程のもとでは、ナチュラルミネラルウォーターは、取水および瓶詰めの際に、湧水または井戸などの天然水源からの水に処理を加えないことを含めて、厳しい要件に適合しなければならない。これに対して、CAC「ボトル水/パック水基準」では、湧水および井戸に加えて他の水源からの水、並びに、その安全性と品質の向上のための処理が含まれている。ナチュラルミネラルウォーターが長い文化史を持つ地域では、これらの基準の明確な区別が特に問題となる。

CAC、CACナチュラルミネラルウォーター委員会(Codex Committee on Natural Mineral Waters)、CAC「ナチュラルミネラルウォーター基準」、および、その付属作業規程に関するより詳細な情報については、CACのウェブサイト(<http://www.codexalimentarius.net/>)を参照されたい。

## 6.6 食品の生産と加工

本ガイドラインにより規定されている水質は、食品産業におけるあらゆる通常の利用に適したものである。プロセスによっては、望ましい製品の特質を確保するために特別な水質上の要件があるが、本ガイドラインは、必ずしもこのような特別な要件に適合することを保証するものではない。

飲料水質の悪化は、食品加工施設および場合によっては公衆衛生に深刻な影響を及ぼすことがある。飲用に適した水が使われないことによりもたらされる結果は、その水の使用と、おそらく汚染された材料のその後の加工のしかたにより左右される。飲料水供給においてときに許容される水質の変化が、食品産業におけるある種の利用では許容されないことがある。このような変化は、例えば製品のリコールなど、食品の製造に重大な財政的影響をもたらすことがある。

食品の製造および加工における多様な水利用では、それぞれ水質要件が異なる。その用途は、以下のとおりである。

- 灌漑および家畜への水やり
- 製品の一部として、または、それに付けての使用(例えば、原料として、または、食品の洗浄または「鮮度保持」に用いる場合など)
- 食料品店でのサラダ用野菜の保湿
- 水と食材の接触が最小であるべき用途に(加温および冷却用、並びに、洗浄水として)

微生物汚染の低減のために、公衆衛生上懸念されるある範囲の病原生物を除去し得る、特定の処理(例えば、熱など)が用いられることがある。これらの処理の有効性は、食品の製造または加工施設に対して飲料水質の悪化が及ぼす影響を評価する際に、考慮に入れておくべきである。

飲料水供給の水質の悪化に関する情報は、その影響を受けやすい食品製造施設に、速やかに伝達されるべきである。

## 6.7 航空機と空港

### 6.7.1 健康リスク

航空機内での感染症の伝播に、水が媒体として重要な役割を果たしている可能性があることは、これまでによく記録されている。一般的な言い方をすれば、最大の微生物学的リスクは、人や動物の排泄物により汚染された水を摂取することによる。

航空機に補給する水の供給源が汚染されていて、しかも、十分な用心がされていなければ、航空機の水により疾病が蔓延する。したがって、空港では、国際保健規則(1969)第14.2条(パート - 保健機関)を遵守し、担当規制機関により承認された供給源から、飲用に適した水の供給を受けるようにしなければならない(WHO, 1983)。

飲用に適した水の供給源であっても、移し換え、貯留または航空機内での給水の過程で水が汚染されれば、安全が保たれていることにはならない。通常、空港では、航空機が着陸したあと、水の管理について特別な措置が取られる。水は、給水車により航空機に補給される。給水車による航空機への水供給の過程で、微生物または化学物質による汚染の機会が生じる(例えば、給水用ホースなど)。

水の受け取りから航空機への移し換えまでを通しての、航空機内で水質が確実に保持されるようにするための手段(例えば、航空機システムの設計、製造、運転および維持管理における安全な材料の使用と優良作業など)により補強される、空港内での水管理に関するWSPは、航空における水の安全の枠組みを提供するものである。

### 6.7.2 システムのリスク評価

一般の空港/航空機給水システムの評価に際しては、特に以下のようなことを考慮しなければならない。

- 供給源の水質
- 空港の貯水槽と配管の設計および施工
- 給水車の設計と製造
- 水の積み込み方法
- 航空機内の処理システム
- 航空機内の配管の維持管理
- 逆流防止を含めた、誤接合の防止

### 6.7.3 運転監視

空港官署は、飲料水が航空機の操作担当者の手に移るまで、運転監視を含めて安全な飲料水の供給に責任を有している。監視で主に重点が置かれるのは、管理プロセスの検証としての場合である。制御手段の監視には、以下のことが含まれる。

- 供給源の水質
- 給水栓、ホースおよび給水車の清浄度と修理の必要性
- 残留消毒剤とpH
- 逆流防止装置
- る過装置
- 特に維持管理または修理後における水の微生物学的水質

#### 6.7.4 管理

たとえ飲用に適した水が空港に供給されるとしても、航空機への水の移し換えの際や、航空機の飲料水供給システム内での汚染を防ぐための用心が必要である。飲料水供給を担当する職員は、まず第一にあらゆる必要な用心(例えば、手洗い、上着の交換などによる)をしないで、航空機の便所の掃除などに携わることがあってはならない。

すべての給水車は、頻繁に洗浄し、消毒しなければならない。

空港用WSPの一部として文書化されるべき支援プログラムには、以下のようなことが含まれる。

- 水の移し換えと処理を行う乗員の適切な訓練
- 航空機内の貯水槽と配管に用いる材料の効果的な認証

#### 6.7.5 サーベイランス

独立したサーベイランスは、第5章で記したものと似ており、航空における飲料水の安全性確保の必須要素である。これには以下のことが含まれる。

- 定期的な監査と直接評価
- WSPの再吟味と承認
- 航空機産業の作業規程、関連図書「航空機における衛生と衛生設備の手引き (*Guide to Hygiene and Sanitation in Aviation*)」(1.3)、および、空港保健規則または航空会社規則に対する特別な注意
- 重大事故報告を受け取った際の対応、調査および勧告



## 6.8 船舶

### 6.8.1 健康リスク

船舶での感染症の伝播に、水が媒体として重要な役割を果たしている可能性があることは、これまでによく記録されている。一般的な言い方をすれば、最大の微生物学的リスクは、人や動物の排泄物により汚染された水を摂取することによる。腸管毒素原性大腸菌、ノロウイルス、ピブリオ属菌、チフス菌、サルモネラ属菌(チフス菌以外の)、赤痢菌、クリプトスポリジウム属原虫(*Cryptosporidium* spp.)、ジアルジア(*Giardia lamblia*)およびレジオネラ属菌の船舶内での水系伝播が確認されている(Rooneyほか(印刷中)参照)。

船舶では、水中の化学物質による中毒も起こり得る。例えば、船舶の飲料水供給が写真現像用材料のヒドロキノンにより汚染され、これが原因で急性薬物中毒が発生したことがある。船舶では、乗員または乗客が少量であれ長期間にわたり有害化学物質による曝露を受けていると、化学物質による慢性中毒も発生する。

関連図書「船舶衛生設備の手引き(*Guide to Ship Sanitation*)」(1.3)では、船舶での水の処理、移し換え、生産、貯留または供給に関する要因について記されている。この改訂版ガイドでは、水供給に関わる組織の特徴と規制の枠組みについても記されている。

岸壁施設および船舶を含めた水供給システムの機構は、陸上での通常の水輸送とはかなり異なっている。港湾官署は、都市または民間の水供給から飲料水を受け取るが、通常、水が港に届いたあとに、水の管理に関して特別な手はずが取られる。水は、ホースで各船舶に供給されるか、または、給水船や舳を介して船舶に移し換えられる。岸壁から船舶への水の移し換えの際に、微生物学的または化学的汚染が生じる可能性がある。

岸壁施設とは対照的に、船舶内の配管は、比較的限られた空間の中にはめ込まれた、飲料水、海水、下水および燃料などの、おびただしい配管システムから成っている。配管システムは、通常、広範囲にわたって複雑で、点検、修理および維持管理が困難である。船舶における多くの水系集団感染は、飲料水がその船舶に積み込まれたあとの汚染 - 例えば、貯水システムが適切に設計・施工されていない場合の、下水またはビルジによるものなど - に起因している。配水過程では、水の停滞や行き止まりによる水質の悪化を防ぐことが困難である。

船舶内の配水では、船舶が動くことにより水圧の急上昇や逆流が発生しやすいため、陸上の場合に比べて汚染の機会もより多くなると考えられる。

### 6.8.2 システムのリスク評価

船舶の飲料水システムの評価に際しては、特に以下のようなことに配慮しなければならない。

- 供給源の水質
- 水の積み込み設備
- 水の積み込み方法

- 貯水槽と配管の設計および施工
- 船舶内のろ過システムおよびその他の処理システム
- 逆流防止
- システム内の水圧
- 行き止まりおよび停滞域を最小にするためのシステム設計
- 残留消毒剤

### 6.8.3 運転監視

船長は運転監視に責任がある。監視で主に重点が置かれるのは、管理プロセスの検証としての場合である。制御手段の監視には、以下のことが含まれる。

- 供給源の水質
- 給水栓およびホースの清浄度と修理の必要性
- 残留消毒剤とpH(例えば、毎日など)
- 逆流防止装置(例えば、毎月～毎年など)
- ろ過装置(使用前および使用のつど)
- 特に維持管理または修理後における処理水の微生物学的水質

監視頻度は、想定される水質変化の速度を考慮したものであるべきである。例えば、船舶における飲料水の監視は、その船舶が新造か、または、新たに就航したばかりのものの場合にはより高い頻度で行い、その後は結果を吟味しつつ頻度を下げるようにする。同様に、船舶の水システムが制御できなくなった場合には、そのシステムを修理したあとの監視を、それが明らかに制御できることが検証されるまでより高い頻度で行う。

### 6.8.4 管理

港湾官署は、船舶に積み込む安全で飲用可能な水を供給する責任がある。船長は、通常、港で供給される水の汚染を直接制御する立場にはない。水が、安全な供給源からのものではないと疑われる場合、船長は追加処理(例えば、過剰塩素処理もしくはろ過など)が必要と判断しなければならないことがある。船上での、または、積み込み前の処理が必要なときには、その水に最も適した、しかも、その船の船員や乗員が最も容易に運転・維持管理できる処理を選ぶべきである。

岸壁から船に移し換えるときおよび船内では、船内システムへの接続部を含めた岸壁の給水システムを通して、および、その船内システム全体を通して、水の汚染を防ぐための衛生上の防護が講じられなければならない。

飲料水は、汚染に対して安全なように製造され、設置され、保護された、1基または2基以上の水槽に蓄えられるべきである。飲料水の配管は、保護されて、ビルジ水の中に漬かったり、飲用で

はない液体の貯留槽を貫通したりしないように配置されるべきである。

船長は、乗員および乗客が十分な途絶えることのない飲料水供給を受けること、並びに、配水システムが汚染されないことを保証するべきである。船舶の配水システムは、特に圧力が低下したときに汚染されやすい。圧力が低下して逆流が生じそうな箇所には、水の汚染を防ぐために逆流防止装置を設置するべきである。

飲料水用の配管は、飲用でないどのような水システムの配管または貯留槽とも、誤接合してはならない。

水の安全性は、職員のバルブ操作により汚染を阻止する能力と清潔度、職員の日常業務および用いられる材料などについて記載した、修理および維持管理指示書により確保される。

多くの船舶での現行の業務として、配水システムにおける微生物の増殖を制御するために残留消毒剤が用いられている。残留消毒剤は汚染にたやすく圧倒されてしまうことがあるので、汚染された水を「処理する」上でこれだけに頼ってはならない。

船舶用WSPの一部として文書化されるべき支援プログラムには、以下のようなことが含まれる。

- 水の移し換えと処理を行う乗員の適切な訓練
- 船舶内の貯水槽と配管に用いる材料の効果的な認証

#### 6.8.5 サーベイランス

独立したサーベイランスは、船舶における飲料水の安全性確保の望ましい要素である。これには以下のことが含まれる。

- 定期的な監査と直接評価
- WSPの再吟味と承認
- 造船業の作業規程、関連図書「船舶衛生設備の手引き (*Guide to Ship Sanitation*)」(1.3)、および、港湾保健規則または航行規則に対する特別な注意
- 重大事故報告を受け取った際の対応、調査および勧告

## 第7章 微生物学的観点

水中の微生物に由来する最も大きなリスクは、ヒトおよび動物の排泄物で汚染された飲料水の摂取に伴うものであるが、他の汚染源や曝露経路が重大である場合もある。

本章では、流行感染時の研究および平常時以外の予見的研究により、飲料水の摂取、飛沫の吸入または飲料水との接触によって感染する証拠が示されている生物と、その制御に焦点を当てる。

### 7.1 飲料水の微生物学的危害因子

病原細菌、ウイルスおよび寄生虫（例えば、原虫および蠕虫類など）によって引き起こされる感染症は、飲料水に関する健康リスクの中で最も一般的なものである。公衆衛生への負荷は、その病原体による疾病の重篤度、感染力および曝露人口によって決まる。

水供給の安全性が損なわれると大規模な汚染のおそれが生じ、感染流行が顕在化する事態となることがある。その他の損傷や潜在的に繰り返される低レベルの汚染が、重大な疾病の散発につながる可能性があるが、これらが公衆衛生サーベイランスによって飲料水と関連付けられる可能性は低い。

リスクの定量評価は、特に散発的な疾病に関連するリスクを理解し管理する上で有用である。

#### 7.1.1 水系感染

汚染された飲料水が媒介する病原体は多様である。表7.1と図7.1に、飲料水供給の管理に関連する病原体についての一般的な情報をまとめた。これらは、人口や動物数の増加、排水利用の拡大、生活様式や医療技術の変化、集団の移動と旅行、新種の病原体や既存の病原体の突然変異種および遺伝組み換えに対する自然淘汰の圧力などの変数に対応して変化する。個人の免疫力も、病原体との接触による後天性のものか、あるいは年齢、性別、健康状態および生活環境などの要因による影響かは別として、かなり変化する。

糞便 - 経口感染する病原体にとって、飲料水は伝播経路のうちの一つに過ぎない。特に室内の衛生状態が悪いときには、食物、手、調理用具および衣服の汚染もその役割を果たすことがある。水質と水の利用可能性、排泄物の処理および全般的な衛生の改善は、すべて糞便 - 経口感染経路による感染症の伝播を低減する上で重要である。

表 7.1 水系病原体とその水供給における重大性

病原体	健康上の重大性	水供給での生残性 <sup>a</sup>	塩素への抵抗力 <sup>b</sup>	相対的感染力 <sup>c</sup>	汚染源となる重要な動物
細菌					
類鼻疽菌	低	増殖の可能性あり	低	低	無
カンピロバクター ( <i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i> )	高	中	低	中	有
病原性大腸菌 <sup>d</sup>	高	中	低	低	有
腸管出血性大腸菌	高	中	低	高	有
レジオネラ属菌	高	増殖	低	中	無
非結核性抗酸菌	低	増殖	高	低	無
緑膿菌 <sup>e</sup>	中	増殖の可能性あり	中	低	無
チフス菌	高	中	低	低	無
その他のサルモネラ	高	増殖の可能性あり	低	低	有
赤痢菌	高	短	低	中	無
コレラ菌	高	短	低	低	無
エルシニア ( <i>Yersinia enterocolitica</i> )	高	長	低	低	有
ウイルス					
アデノウイルス	高	長	中	高	無
エンテロウイルス	高	長	中	高	無
A型肝炎ウイルス	高	長	中	高	無
E型肝炎ウイルス	高	長	中	高	おそらく有
ノロウイルスおよびサボウイルス	高	長	中	高	おそらく有
ロタウイルス	高	長	中	高	無
原虫					
アカントアメーバ	高	長	高	高	無
クリプトスポリジウム ( <i>Cryptosporidium parvum</i> )	高	長	高	高	有
サイクロポーラ ( <i>Cyclospora cayetanensis</i> )	高	長	高	高	無
エントアメーバ ( <i>Entamoeba histolytica</i> )	高	中	高	高	無
ジアルジア ( <i>Giardia intestinalis</i> )	高	中	高	高	有
ネグレリア ( <i>Naegleria fowleri</i> )	高	増殖の可能性あり <sup>f</sup>	高	高	無
トキソプラズマ ( <i>Toxoplasma gondii</i> )	高	長	高	高	有
蠕虫類					
メジナ虫 ( <i>Dracunculus medinensis</i> )	高	中	中	高	無
住血吸虫属吸虫	高	短	中	高	有

注：これらの水系による病原体の伝播は、疫学調査および感染者の履歴により確認されたものである。病原性の発現は、好適な宿主中で疾病が再現される場合を含む。有志被験者を既知量の病原体に曝露させる実験では、相対的な関係についての情報が得られる。大半の実験研究は健康な成人有志被験者で行われるので、そのようなデータは曝露集団のごく一部にしか適用できない。より感受性の高いグループへの外挿は、さらに詳細な実験研究を行って解明すべき問題である。

<sup>a</sup> 20 の水中で感染期として検出される期間。「短」は1週間以下、「中」は1週間～1ヶ月間、「長」は1ヶ月間以上。

<sup>b</sup> 通常の注入率と接触時間での処理水中に、感染力を有する生育段階で自由懸濁状態で存在しているとき。抵抗力「中」は病原体が完全には破壊されない。

<sup>c</sup> 有志被験者による実験または疫学的証拠による。

<sup>d</sup> 腸管病原性、腸管毒性および腸管侵入性。

<sup>e</sup> 主たる感染経路は皮膚接触であるが、免疫不全またはがん患者から経口感染することもある。

<sup>f</sup> 温水中。



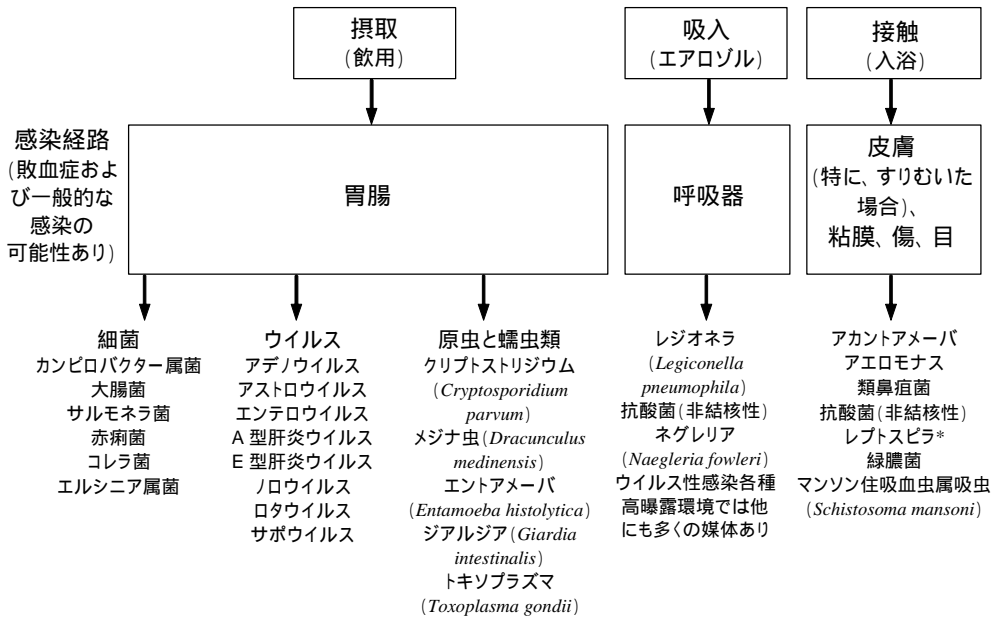


図 7.1 水系病原体の伝播経路とその例  
\*主に、高度に汚染された表流水との接触から

飲料水の安全性は、糞便汚染のみに関係しているわけではない。管路給水システムの中で増殖する生物(例えば、レジオネラなど)や、原水中に存在し(メジナ虫 [*Dracunculus medinensis*])、感染症の流行や個別の事例を引き起こす生物もある。さらに、特別な管理アプローチを必要とする微生物(例えば、有毒シアノバクテリアなど)もあるが、これらについては本ガイドラインの他の箇所(11.5参照)で述べる。

病原細菌、ウイルス、原虫および蠕虫類による感染症は、飲料水に係する最もありふれた広く認められる健康リスクである。

高温と栄養の存在によって病原生物がそこで増殖したことが原因で、水の小滴(エアロゾル)を吸入することによって特定の重い病気にかかることがある。これらの感染症には、レジオネラ属菌によって引き起こされるレジオネラ症およびレジオネラ肺炎、並びに、アメーバのネグレリア (*Naegleria fowleri*) によるもの(原発性アメーバ性髄膜脳炎[PAM])およびアカントアメーバによるもの(アメーバ性髄膜脳炎、肺感染症)が含まれる。

住血吸虫症は熱帯・亜熱帯地方における主要な寄生虫感染症で、感染した淡水性巻貝から放出された幼虫(セルカリア)が皮膚を通して侵入することで感染する。住血吸虫症は主に水との接触によって広まる。安全な飲料水がいつでも利用できる状態にあれば、例えば家に持ち帰る水を汲むときや、水浴びとか洗濯に水を使うときなど、汚染された水源と接触する必要性が減少して、感染症予防に効果がある。

土壌や糞便で汚染された安全でない飲料水が、バランチジウム症(大腸バランチジウム [*Balantidium coli*])やある種の蠕虫類(肝蛭、肥大吸虫、エキノコックス、スピロメトラ、回虫、鞭虫、犬回虫、鉤虫、ズビニ鉤虫、糞線虫および*Taenia solium*)によるその他の寄生虫感染症のキャリアの働きをすることは、容易に想像がつく。しかし、これらの寄生虫症の大部分については、汚染された飲料水の摂取によってではなく、糞便または糞便汚染土壌で汚染された食物を通じて、その卵を摂取(*Taenia solium*の場合は、生の豚肉の囊虫の幼虫を摂取)することによって感染するのが普通である。

環境中に自然に存在する可能性があるその他の病原体も、高齢者、乳幼児、やけどまたは大きなけがを負った患者、免疫抑制療法を受けている患者、後天性免疫不全症候群(エイズ)患者など、局所的または全体的に免疫防御機構が弱くなった人々に病気を引き起こす可能性がある。もしこのような人々が、これらの微生物を多量に含む水を飲んだり入浴に使うと、皮膚や、目、耳、鼻および咽喉の粘膜に様々な感染を起こすことがある。そのような病原因子の例としては、緑膿菌や、特定種のフラボバクテリウム、アシネトバクター、クレブシエラ、セラチア、アエロモナスおよびある種の「成長が遅い」(非結核性)抗酸菌がある(関連図書「水中の病原性抗酸菌 (*Pathogenic Mycobacteria in Water*)」(1.3)参照)。

表7.1に示したヒトの病原体(第11章でより詳しく記載)の大部分は、世界中に分布しているが、コレラやメジナ虫症の流行を引き起こす病原体などは特定の地域に限られている。メジナ虫の撲滅は、世界保健機関総会(World Health Assembly, 1991)で認められた目標である。

表7.1に示す以外にも、水系感染する病原体が存在する可能性がある。というのは、新しいあるいは以前はそれと認められていなかった病原体の発見が相次ぎ、水系感染することがわかっている病原微生物の数が増え続けているからである(WHO, 2003a参照)。

### 7.1.2 水中での生残性と増殖

通常の水系病原体は飲料水中で生残し得るが、その大部分は水中で成長したり増殖したりしない。大腸菌やカンピロバクターのような微生物は、堆積物中に集積され、水流が増すと移動することがある。

宿主の体を出たあと、大部分の病原体は徐々に活性と感染力を失う。その減衰速度は通常指数関数的であり、一定期間以降病原体は検出されなくなる。生残性の低い病原体はすぐに新たな宿主を探す必要があり、飲料水を介してより、むしろヒト-ヒト接触や個人の衛生状態の悪さによって伝播する可能性が高い。生残性はいくつかの要因に影響され、そのうち最も重要なのは水温である。通常、水温が高いほど減衰速度が速く、水面付近では太陽光の働きによる紫外線照射の致死的影響を受けることがある。

最も一般的な水系病原体と寄生虫は、強い感染力を持ち、水中で増殖することができるか、あるいは、宿主の体外で高い生残力を持つ。



ウイルスおよび休眠状態にある寄生虫(シスト、オーシスト、卵)は水中では増殖できない。逆に、表流水の一部や配水の過程において、高い水温と低い残留塩素濃度、比較的多量の生分解性有機炭素の存在などの条件がそろえば、レジオネラ、コレラ菌、ネグレリア(*Naegleria fowleri*)、アカントアメーバおよび不快生物が増殖することがある(関連図書「従属栄養細菌数と飲料水の安全性(*Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*)」(1.3)参照)。

微生物学的水質は急速かつ大幅に変化することがある。病原体の濃度が短期間にピークに達して、疾病リスクが相当程度増大し、水系感染症の流行を引き起こすこともある。微生物に関する水質検査の結果は、管理行動への情報提供および安全でない水の供給回避に通常は間に合わない。

### 7.1.3 公衆衛生の観点

水系感染症の流行は多くの人々に影響を及ぼすことがあるので、飲料水質の制御方策を策定して適用するに当たっては、感染症の流行制御を最優先するべきである。飲料水は、感染症が流行していない状況においても、その発生率に背景的に寄与している場合があることを示唆する証拠もあるので、飲料水質の制御は、コミュニティ全般の水系感染症にも向けられるべきである。

水系感染症発生の検出システムは、社会経済的發展レベルにかかわらずどの国においても効率的ではないことが経験によって示されており、検出されないからといってそれが発生していないことを保証するものではなく、飲料水が必ず安全であると考えられるべきであるということを示すわけでもない。

汚染された飲料水を介して感染することが知られている病原体の中には、重篤な、ときには命に関わる疾病を引き起こすものがある。例えば腸チフス、コレラ、感染性肝炎(A型肝炎ウイルス[HAV]またはE型肝炎ウイルス[HEV]によって引き起こされる)、赤痢菌や大腸菌O157によって引き起こされる感染症などである。それ以外は、自然治癒する下痢症(例えば、ノロウイルスやクリプトスポリジウムなど)のように、症状は通常それほど重くない。

病原体への曝露による影響はすべての個人にとって同じではなく、したがって、すべての集団にとって同じではない。ある病原体に対して繰り返し曝露を受けると、後天性の免疫による効果で感染の可能性または重篤度が軽減されることがある。免疫が生涯続く病原体(例えば、HAVなど)もあるが、保護効果が数ヶ月から数年に限られるような病原体(例えば、カンピロバクターなど)もある。一方、集団の中で感受性の高いグループ(例えば、若年者、高齢者、妊婦および免疫不全患者など)は、病気にかかりやすかったり、あるいは、症状が重く命を亡くしたりすることがある。すべての病原体が、感受性の高いすべてのグループに対して大きな効果を持つわけではない。

感染した人すべてが症候を示すわけではない。無症候性の感染者(キャリアを含む)の割合は病原体によって異なり、免疫の普及度など集団の特徴にも左右される。キャリアと無症候性感染者はすべて、症候を示す患者と同様に、病原体の二次感染に寄与する可能性がある。

## 7.2 健康に基づく目標設定

### 7.2.1 微生物学的危害因子に関する健康に基づく目標

健康に基づく目標設定へ向けての一般的アプローチは、2.1.1と第3章で記されている。

健康リスクの情報は疫学とリスク評価から得られ、通常これらは相補的に活用される。

健康に基づく目標は、また、介入の効果を測定できるほどに、すなわち飲料水に起因する感染症の低減を測定できるほどに、水系感染症による疫病負荷が高いと考えられる場合、健康成果アプローチを使って設定することもできる。

リスク評価は、飲料水に起因する感染症の割合が低かったり、公衆衛生サーベイランスや解析的疫学研究によって、直接評価することが困難であったりする場合に特に価値がある。

数多くの病原体について健康に基づく目標を策定するための疫学およびリスク評価によるデータは、いずれも限られているが、次第に増えてきている。地方で得られたデータは、国としての目標設定において常に重要な価値をもつ。

微生物学的危害因子の制御に関して、健康に基づく目標の最も頻繁に適用される形態は処理性能目標(3.2.2参照)であり、これは耐容疾病負荷に基づくものである。通常、水質目標(WQT)(3.2.3参照)が病原体を対象に策定されることはない。なぜなら、浄水を対象とした病原体の監視が可能で、コスト効果のある選択肢だとは考えられないからである。

### 7.2.2 リスク評価のアプローチ

多くの場合、リスク評価モデルを構築して適用することにより、飲料水質の改善が集団の健康リスクに及ぼす効果を推定することができる。

微生物学的リスクの定量評価(QMRA)は急速に発展している分野であり、曝露量と用量 - 反応関係について利用可能な情報を体系的に組み合わせて、病原体への曝露による疾病負荷を推定するものである。飲料水中の微量の病原体が集団に及ぼす影響を推定するために、数学モデルが用いられる。

解析的疫学研究から得られる情報を解釈し、国または地方レベルの健康に基づく目標の策定に適用するに当たっては、以下のような多数の要因を考慮する必要がある。

- 疫病低減の具体的な推定値あるいはその低減の推定範囲は示せるか？
- より広範囲なグループに対する結果の信頼性を保証するために、研究試料が対象集団に関してどの程度の代表性を有しているか？
- 人口統計学的もしくは社会経済学的条件におけるわずかな差異が、予期される結果にどの程度影響するか？

リスク評価は、該当するすべての危害因子と、それらの発生源からヒトへの経路を特定するための問題の明確化から始まる。次に、ヒトの病原体への曝露(環境中での濃度と摂取量)と、選択し

た微生物の用量 - 反応関係を組み合わせ、リスク特性を評価する。付加的情報(社会、文化、政治、経済、環境などの面の)を活用することによって、管理の選択肢に優先順位を付けることができる。利害関係者の支援と参加を促すために、プロセスの各段階において、手続きの透明性と活発なリスクコミュニケーションが重要である。リスク評価アプローチの一例を表7.2に示し、その概略を以下に述べる。

表7.2 病原体による健康リスクに関するリスク評価パラダイム

段階	目的
1. 問題の明確化と危害因子同定	公衆衛生に害を及ぼすおそれのある飲料水に関連したすべての危害因子と、その発生源から消費者への経路を同定すること。
2. 曝露評価	曝露集団の規模と特性、並びに、曝露の経路、量および期間を決定すること。
3. 用量 - 反応評価	曝露と健康影響の発生との関係の特性を評価すること。
4. リスク特性評価	公衆衛生問題の重大さを推定し、変動と不確実性を評価するために、曝露、用量 - 反応および健康介入から得られた情報をまとめること。

出典：Haas ら(1999)を改変

#### 問題の明確化と危害因子の同定

飲料水供給事業者が飲料水供給システムの各構成部分を直接管理しているか否かに関わらず、それらについて、すべての潜在的な危害因子、発生源および危害因子の存在につながる可能性のある事象(つまり、何がどのように起こりうるか)を同定して文書化するべきである。これには、面的汚染源(例えば、農業、畜産業活動に関するものなど)だけでなく、点的汚染源(例えば、人間活動および産業活動による廃棄物の排出など)も含まれる。湯水や洪水のような頻度は低いが甚大な災害と同様に、継続的、断続的または季節的な汚染パターンも考慮するべきである。

危害因子という言葉は、より広義には、危害シナリオ、つまり、特定の病原微生物に消費者が曝露されることに繋がる可能性のある事象を意味する。このことから、危害事象(例えば、家庭排水による原水汚染のピークなど)も危害因子と呼んで差し支えない。

制御を行う場合には、重要なすべての病原体の制御を保証できる生物が代表として選ばれる。通常、これは、病原細菌、ウイルスおよび原虫を少なくとも1つずつ含むことを意味する。

#### 曝露評価

曝露評価は、ある個人が主に経口摂取により曝露を受ける病原微生物数の推定を含む。曝露評価はしばしば主観的判断を含む予測活動である。それは必然的に不確実性を含み、微生物濃度の経時変化や、水摂取量などといった要因の変動を説明するものでなければならない。

曝露量とは、消費者がある特定の時点で摂取する病原体の1回当たりの用量、あるいは、複数回の曝露(例えば、一年間にわたってなど)の合計量と考えることができる。曝露量は、飲料水中

の微生物濃度と摂取した水の量によって決まる。

飲料水中の病原体を定期的に直接測定することは、ほとんど不可能であるし、適切ではない。それより、原水中の濃度を測定または推定し、濃度の低減(例えば、浄水処理などによる)の推定値を使って摂取された水の濃度を推定する方がより一般的である。病原体の測定を行う場合は、その濃度が最も高いところ(普通は原水)において行うのが一般に最善である。普通、何段階かの制御手段による除去率の推定は、指標(腸管系病原体の指標としての大腸菌など)を用いて行う。

曝露評価のもう一つの構成要素は、すべての病原体に共通であるが、集団が摂取する生水の量であり、消費行動における個人間のばらつき、特にリスクに直面したグループにおけるばらつきを考慮する必要がある。微生物学的危害因子を考える上で重要なのは、病原体は加熱により即座に不活化されるので、直接摂取されるものと調理に使用されるものの両方を含めた生の飲料水の量を、リスク評価に使うことである。この量は、化学物質のガイドライン値および水質目標の導出に使われる量よりも少ない。

消費者の日々の曝露量は、飲料水中の病原体濃度と、摂取した飲料水の量を掛けて求められる。本ガイドラインでは、その目的から、生の飲料水の摂取量は一日当たり1Lと仮定している。

#### 用量 - 反応評価

一種類あるいは複数種の病原体による曝露を受けて健康に悪影響が生じる確率は、用量 - 反応モデルから算出される。これまでの用量 - 反応データは、主に健康な成人の有志被験者を使った実験から得られている。集団のうち小児、高齢者および免疫不全患者などいくつかのグループは、感染症に対する感受性がより高いが、これらに使える適切なデータが現時点では不足している。

感染モデル概念の基礎は、当該用量の曝露が条件付事象として一定の感染確率につながるという観察である。感染が起こるためには、1個以上の活性のある病原体が摂取されなければならない。さらに、摂取された病原体のうち1個以上が宿主の体内で生存していなければならない。重要な概念は単一個体ヒット原則(すなわち、おそらく確率は低い、一個体の生物でも感染や病気を引き起こすことができるということ)である。この概念は、過去の文献で頻繁に使われた(最小)感染用量という概念に代わるものである(関連図書「食品中および水中の病原体の危害因子特性評価ガイドライン(Hazard Characterization for Pathogens in Food and Water)」(1.3)参照)。

一般に、水中に分散する病原体はポアソン分布に従うと考えられる。ある生物の各個体の生残率および感染確率が同じであるとき、用量 - 反応関係は指数関数に単純化される。しかし、この各個体の確率が一定でない場合には、 $\beta$ -ポアソン用量 - 反応関係となる。ここで、「 $\beta_1$ 」は病原体(と宿主)の各個体の確率の分布を表している。飲料水においてよくあるような低曝露量では、用量 - 反応モデルはほぼ線型であり、1個体の生物への曝露による感染確率として単純に表すこと

ができる。(関連図書「食品中および水中の病原体の危害因子特性評価ガイドライン(*Hazard Characterization for Pathogens in Food and Water*)」(1.3)参照)

### リスク特性評価

リスク特性評価は、病原体曝露、用量 - 反応、重篤度および疫病負荷について収集したデータを統合するものである。

感染確率は、飲料水による曝露と、一つの生物への曝露が感染という結果を生む確率の積として推定することができる。一年当たりの感染確率は、一日当たりの感染確率に365を掛けることで算出される。この計算では、異なる曝露事象はそれぞれ独立しており、防御免疫は作られないと仮定している。このような単純化は、リスクが低い場合に限りて正当化される。

すべての感染者が臨床症状を示すわけではない。不顕性感染はほとんどの病原体で共通して認められる。臨床症状を示す感染者の割合は病原体によって異なるが、宿主の免疫状態など他の要因にも左右される。一年当たりの発病リスクは、感染確率に、感染による発病の確率を掛けることで求められる。

表7.3中で下の数字は、ある個人が一年間に発病する確率を表していると解釈できる。例えば、カンピロバクターの年間発病リスク $2.5 \times 10^{-4}$ は、平均して消費者4,000人に1人が飲料水を通じてカンピロバクター症に罹ることを示している。

特定の疾患の発病リスクを事例当たりの疫病負荷に換算するために、DALY(障害調整生存年数)が使われる。これには、急性のエンドポイント(例えば、下痢症など)の影響だけでなく、死亡率やより重篤なエンドポイント(例えば、カンピロバクターによるギラン・バレー症候群など)の影響をも反映させるべきである。事例当たりの疫病負荷は実に様々である。例えば、小児死亡が頻繁に認められる低所得地域では、ロタウイルス下痢症1,000件あたりの疫病負荷は480 DALYである。しかし、大多数の人たちが病院施設を容易に利用できる高所得地域においては、1,000件あたり僅か14 DALYである(関連図書「WHO飲料水水質ガイドラインにおける公衆衛生リスクの定量化(*Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality*)」(1.3)参照)。

この疫病負荷の大きな差により、低所得地域で高所得地域と同等のリスク(年間のDALYで表される)を得るためには、同じ原水水質に対してはるかに厳しい処理が要求される。理想を言えば、表7.3の疫病負荷推定のデフォルト値は国情に応じて修正されるべきである。表7.3では、免疫不全患者への影響(例えば、HIV感染者およびエイズ患者におけるクリプトスポリジウム症など)も計算に入れていないが、この点は国によっては重大である。DALYの測定や、それをどのように適用して参照リスクレベルを算出するかについては、3.3.3でより詳細に述べている。

ある病原体に対して感受性を持つのは、集団の一部だけかもしれない。なぜなら、最初の感染や発病による免疫が生涯にわたって防御機能を果すからである。HAVやロタウイルスがその例で

ある。発展途上国においては、5歳以上の小児は、幼少の頃に繰り返し曝露を受けるので、すべてロタウイルスに免疫があると考えられている。このことから、ロタウイルス症に対して感受性を持つのは人口の平均17%と推定される。先進国でも幼少期におけるロタウイルス感染は一般的で、この病気の診断が下されるのは主に幼児であるが、先進国では幼児の全人口に占める割合は小さい。このことから、先進国では人口の平均6%がロタウイルスに対して感受性を持つと推定される。

表 7.3 参照病原体の耐容疫病負荷と原水水質との関連付け - 計算例

河川水 (ヒトおよび動物による汚染)		クリプト スポリジウム	カンピロ バクター	ロタウイルス <sup>a</sup>
原水水質 ( $C_R$ )	1L 中の生物数	10	100	10
耐容リスクに到達するのに必要な処理効果 (PT)	除去率	99.994%	99.99987%	99.99968%
飲料水質 ( $C_D$ )	1L 中の生物数	$6.3 \times 10^{-4}$	$1.3 \times 10^{-4}$	$3.2 \times 10^{-5}$
非加熱飲料水の摂取量 (V)	一日当たりのL数	1	1	1
飲料水による曝露量 (E)	一日当たりの生物数	$6.3 \times 10^{-4}$	$1.3 \times 10^{-4}$	$3.2 \times 10^{-5}$
用量 - 反応 (r)	一生物当たりの感染確率	$4.0 \times 10^{-3}$	$1.8 \times 10^{-2}$	$2.7 \times 10^{-1}$
感染リスク ( $P_{inf,d}$ )	一日当たり	$2.5 \times 10^{-6}$	$2.3 \times 10^{-6}$	$8.5 \times 10^{-6}$
感染リスク ( $P_{inf,y}$ )	一年当たり	$9.2 \times 10^{-4}$	$8.3 \times 10^{-4}$	$3.1 \times 10^{-3}$
発病(下痢症)リスク ( $P_{ill,inf}$ )		0.7	0.3	0.5
発病(下痢症)リスク ( $P_{ill}$ )	一年当たり	$6.4 \times 10^{-4}$	$2.5 \times 10^{-4}$	$1.6 \times 10^{-3}$
疫病負荷 (db)	一患者当たりのDALY	$1.5 \times 10^{-3}$	$4.6 \times 10^{-3}$	$1.4 \times 10^{-2}$
感受性を持つ人の割合 ( $f_s$ )	人口比	100%	100%	6%
疫病負荷 (DB)	一年当たりのDALY	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-6}$
定式化:	$C_D = C_R \times (1 - PT)$ $E = C_D \times V$ $P_{inf,d} = E \times r$			

<sup>a</sup> 高所得地域からのデータ。低所得地域では通常重篤度がより高いが、飲料水による感染が支配的である可能性は低い。

推定リスクの不確実性は、リスク評価の様々な段階で収集されたデータの不確実性と変動の結果である。ここでは点推定についてしか述べていないが、理想的には、リスク評価モデルはこの変動と不確実性を説明できるものであるべきである(下記参照)。

それぞれの変数に対して最適な点推定値を選ぶことが重要である。理論的考察は、リスクが摂取量の算術平均値に直接比例することを示している。したがって、原水中の濃度、処理による除去率および飲料水の摂取量といった諸変数の算術平均値を用いることが推奨される。これは、微生物学者や技術者が通常用いる方法、すなわち、濃度や処理効果に対数値に変換して対数スケールで計算や記述を行うという方法とは異なる。そのような計算の結果は、算術平均というよりも

る幾何平均の推定値となり、リスクを有意に過小評価するおそれがある。それゆえ、その場所に特有のデータを分析する際には、対数変換された値に頼るよりもむしろ生のデータに立ち返る必要がある。

### 7.2.3 リスクに基づく処理性能目標の設定

上で概説したプロセスにより、原水水質および制御効果を考慮に入れた集団レベルのリスク推定が可能となる。これは、参照リスクレベル(3.3.2参照)や地域で策定された耐容リスクと比較することができる。これらの計算により、指定された許容リスクレベルを達成するために必要な水源保護や処理の程度を定量化し、制御手段の変更により推定される効果を分析することが可能になる。

処理性能目標は、処理性能、すなわち、水の安全確保に必要な微生物の除去について決定することに最もよく適用される。処理性能目標は、特定のシステムに適用されることもあれば(すなわち、特定の原水水質特性に合わせたものとして)、一般的な値として示されることもある(例えば、ある特定タイプのすべてのシステム、または、ある特定の水源形態のすべてのシステムに対して原水水質を仮定してなど)。

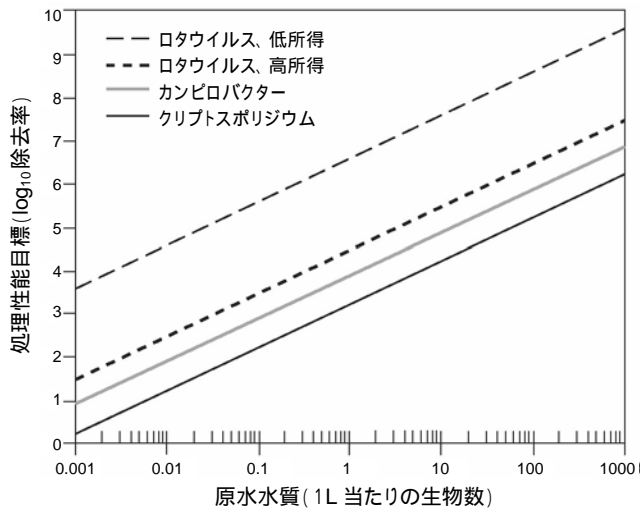


図 7.2 いくつかの病原細菌、ウイルスおよび原虫の (一人一年当たり  $10^{-6}$  DALY を達成するための) 処理性能目標と原水水質の関係

図7.2は、原水中に存在する一定濃度範囲の病原体に対する処理性能目標を示している。例えば、原水1L中に10個体の微生物が存在する場合、高所得地域での処理性能目標は、クリプトスポリジウムについては $4.2\log$ (または99.994%)、ロタウイルスについては $5.5\log$ (99.99968%)となるであろう(表7.4参照)。高所得国と低所得国におけるロタウイルスの処理性能目標の差( $5.5\log$ と

7.6 log、図7.2参照)は、この生物が引き起こす病気の重篤度の違いに関係している。低所得国では小児患者の死亡率が比較的高く、その結果疫病負荷が高い。また、低所得国ではより大きな人口比率を、5歳未満でロタウイルス感染リスクのある小児が占めている。

これらの処理性能目標の算出法を表7.4に記す。この表では、水系病原体に関するリスク評価モデルの構築に一般に用いられるデータと計算の例を示している。この表は、様々な水源の主要病原体3グループ(細菌、ウイルスおよび原虫)の代表種のデータを示している。これらの計算例は、3.3.3で述べたように、一人一年当たり $10^{-6}$  DALYという参照リスクレベルの達成を目標としている。表中のデータは、リスクの推定に至るまでに必要とされる計算を示すもので、ガイドライン値ではない。

表 7.4 表 7.3 の計算例から導出される健康に基づく目標

	クリプトスピリジウム	カンピロバクター	ロタウイルス <sup>a</sup>
原水 1 L 中の生物数	10	100	10
健康成果目標	一人一年当たり $10^{-6}$ DALY	一人一年当たり $10^{-6}$ DALY	一人一年当たり $10^{-6}$ DALY
下痢症リスク <sup>b</sup>	一年当たり 1,600 人に 1 人	一年当たり 4,000 人に 1 人	一年当たり 11,000 人に 1 人
飲料水質	1,600 L 中に 1 個	8,000 L 中に 1 個	32,000 L 中に 1 個
処理性能目標 <sup>c</sup>	$4.2 \log_{10}$	$5.9 \log_{10}$	$5.5 \log_{10}$

<sup>a</sup> 高所得地域からのデータ。低所得地域では通常重篤度がより高いが、飲料水による感染が支配的である可能性は低い。

<sup>b</sup> 感受性の高い住民について。

<sup>c</sup> 処理性能目標は、原水水質に基づく病原体除去率対数値である。

#### 7.2.4 処理性能目標の策定による成果の提示

表7.4は、表7.3で得られたデータの一部をリスク管理者にとってより意味のある形で示している。飲料水中の病原体の平均濃度が情報として含まれている。それは水質目標ではなく、また浄水中の病原体の監視を促すことを意図したものでもない。例として、1L当たり $6.3 \times 10^{-4}$ の濃度のクリプトスピリジウム(表7.3参照)は、1,600L当たり1オーシスト(表7.4参照)に相当する。パーセント除去率として示されている処理性能目標(表7.3の「処理効果」の行)は、リスク評価の表において最も重要な管理情報である。また、それは除去率対数値として表すこともできる。例えば、ロタウイルスの99.99968%除去は $5.5 \log_{10}$ に相当する。

#### 7.2.5 国/地域の状況に合わせたリスクに基づく処理性能目標設定における留意点

表7.4の病原体は、主に浄水処理における生残率、感染力および疫病負荷に関するデータが入手可能であるかどうかを基準に選択した。例示した病原体が世界のすべての地域で優先度の高い病原体であるとは限らないが、選ぶ病原体を変えても、このモデルの適用によって導き出される全体的な結論に大きく影響することはまずないであろう。



このような評価においては、可能な限り、国もしくは地域固有の情報が使われるべきである。固有のデータが入手できない場合は、デフォルト値(後出の表7.5参照)に基づいておよそのリスク推定値が得られる。

表7.4は浄水処理による水質の変化だけを説明するもので、水源保護手段から生じる水質の変化を説明するものではない。後者は、病原体の濃度とその変動に影響を与えるので、水の全体的な安全性に大きく寄与することが多い。表7.3に提示しているリスクの推定値は、配水管網において水質の低下がないことも前提としている。これらは必ずしもすべての状況下で現実的な仮定ではないかもしれず、可能な限り、これらの諸要因を考慮に入れることが望ましい。

表7.4は点推定値だけを示しており、変動と不確実性を説明するものではない。完全なリスク評価モデルとは、入力変数を点推定値ではなく統計的分布で表すことによって、これらの要因を組み込んだものである。しかし、そのようなモデルは現時点では多くの国の能力を超えており、分布を定義するデータは乏しい。このようなデータの作成には時間と資源の面で大きな努力を必要とするかもしれないが、それによって実際の原水水質と処理性能について多くの知見が得られるであろう。

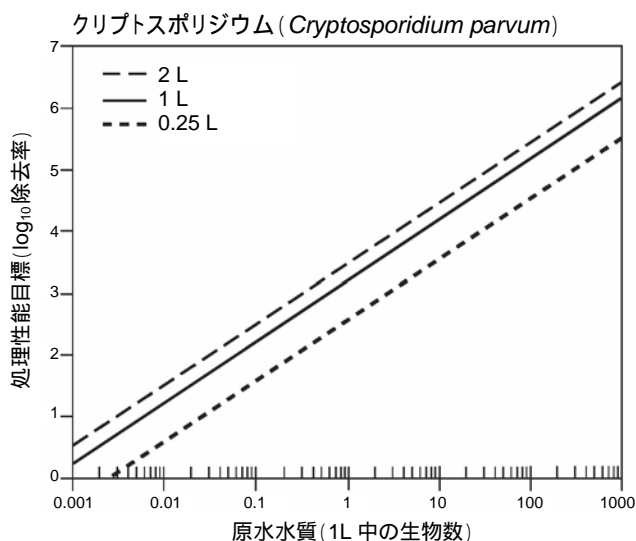


図 7.3 クリプトスポリジウム (*Cryptosporidium parvum*) に関する処理性能目標と生の飲料水の一日常たり摂取量との関係 (一人一年当たり  $10^{-6}$  DALYを達成するための)

必要となる処理の程度も、リスク評価モデルで仮定される変数(例えば、飲料水の摂取量、感受性のある人の割合など)の値に左右される。図7.3は、生の飲料水の摂取量の変化が、クリプトスポリジウム (*Cryptosporidium parvum*) に関する処理性能目標に与える影響を示す。例えば、原水濃度が1L中1オーストで、飲料水摂取量が一日当たり0.25Lと2Lの間で変化する場合、処理

性能目標は $2.6 \log_{10}$ と $3.5 \log_{10}$ の間で変化する。先進諸国においては、5歳以上の人のうち有意な割合の人たちが、ロタウイルスに対して免疫を有しないということを示唆する感染流行データがある。図7.4は、集団の中で感受性のある人の割合が変化した場合の影響を示す。例えば、原水濃度が1L中10ウイルス粒子であるなら、感受性のある人の割合が6%から100%にまで増加した場合、処理性能目標は5.5から6.7にまで増加する。

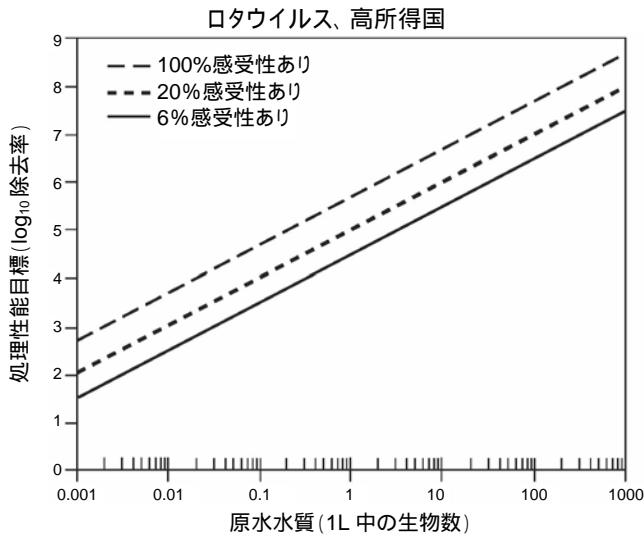


図 7.4 ロタウイルスに関する処理性能目標と疾病に感受性のある人口割合の関係  
(一人一年当たり  $10^{-6}$  DALYを達成するための)

### 7.2.6 健康成果目標

コミュニティの疾病低減を明確に示した健康成果目標は、コミュニティおよび家庭レベルでの特定の水質介入のために策定するWSPに適用することができる。これらの目標によって、介入を受けるコミュニティにおいて期待される疾病の低減が明確に示されるであろう。

水質介入の優先順位付けにおいては、疾病負荷の例えば5% (例えば、下痢症全体の5%など)以上が水に起因していると推定されるものに焦点を当てるべきである。世界の多くの地域で、推定健康利得が5%を超える水質介入を実施することは、極めて価値が高いと考えられるであろう。水質改善による健康利得を、例えば消費点における大腸菌数の低減などのように直接示すことは、疾病負荷が高く、効果的な介入が行われる場合であればおそらく可能であり、そして、そのことは水の安全性改善の第一歩としての強力なツールとなり得る。

健康成果目標として特定の疾患の低減が定量的に示されている場合、代表的なコミュニティを対象に、受動的な公衆衛生サーベイランスではなく、現在実施中の予防的サーベイランスを続けることが望ましい。

### 7.3 病原体の存在と浄水処理

4.1で述べたように、システム評価には、水道システムが全体として定められた目標に見合う水質の水道水を供給できるかどうかの判断が含まれる。これには、原水水質と制御手段の効果に関する理解が求められる。

原水中における病原体の存在について理解することは重要である。なぜなら、それは水道のための最高水質の水源の選定を容易にし、原水中の病原体の負荷と濃度を決定し、WSPのもとで健康に基づく目標を満たす処理要件を設定するための基礎となるからである。

制御手段の効果を理解することには、確認(2.1.2および4.1.7参照)が含まれる。確認は、浄水処理によって望ましい目標(処理性能目標)が達成されることを保証する際、および、効果の改善が期待される部分を評価する(例えば、実際に得られた処理性能を、経験的に達成可能とされている処理性能と比較するなど)際に重要である。

#### 7.3.1 存在

地下水および表流水源における病原体または指標生物の存在は、集水域に固有の物理的・化学的特徴、環境中に病原体を放出する人間活動と動物汚染源の規模および範囲など、多数の要因に左右される。

表流水中の病原体の潜在的な汚染源には、公共下水道や都市の降雨流出水といった点源と、農業地域や、腐敗槽システムおよび便槽付き便所を用いている地域からの汚染流出水といった面源が含まれる。その他の汚染源は、野生動物と、表流水への家畜の直接的なアクセスである。表流水中の多くの病原体は、環境影響(熱、日光、捕食など)による希釈、沈澱および死滅によってその濃度が低下する。

地下水は、上を覆う土壌とその不飽和帯によってもたらされるバリア効果のため、汚染源の直接の影響に対してそれほど脆弱でない場合が多い。地下水汚染がより頻繁に起きるのは、これらの保護バリアが破れ、直接的な汚染が起きる場合である。この地下水汚染は、汚染されたり使われなくなったりした井戸、あるいは便槽付き便所や下水管といった地下汚染源を通して発生することがある。しかし、家畜糞尿の土壌還元が行われていたり、集中的な畜産で糞便の影響を受けるところ(例えば、飼育用地など)、特に表面の汚染が激しいところでは、このような危険な状況が生じていない深さにおいても、地下水中に病原体や指標生物が存在することが多くの研究によって示されている。これらの汚染源の影響は、例えば帯水層保護手段や適切な井戸の設計と建設によって大幅に低減させることができる。

病原体の汚染源とそれらの運命を決定する主要因に関して、より詳細には、関連図書「健康のための表流水保護(*Protecting Surface Waters for Health*)」および「健康のための地下水保護(*Protecting Groundwaters for Health*)」(1.3)を参照されたい。

表7.5は、様々な形態の表流水と地下水における腸管系病原体と微生物指標の高濃度推定値に

ついて、主に公表データのレビューによって求めた結果を示す。高い値が示されているのは、リスクがより高い、したがって脆弱度がより高い状況にあるからである。表には、河川に関して二つのカテゴリーのデータが含まれており、そのうち一つは影響を受けている水源であり、もう一つは比較的影響の少ない水源である。これらのデータに関してより詳細な情報は、Dangendorfら(2003)が引用しているいくつかの論文を含め、様々な参考文献で発表されている。

表7.5のデータは、様々な汚染源における腸管系病原体と指標微生物の濃度について、有用な指針となる。しかし、これらのデータには、以下のような多くの点で限界と不確実性がある。

- 汚染源に対する試料採取地点についての知識が欠如している。
- 特にウイルスと原虫に関して、分析技術の感度に懸念がある。
- 使用される様々な手法が培養によらない手法(例えば、顕微鏡検査、分子/核酸の分析)に基づくので、様々な研究で検出されるクリプトスポリジウムオーシスト、ジアルジアシストおよびウイルスの活性とヒトに対する感染力についての知識が欠如している。

表 7.5 科学文献による多様な水源形態における腸管病原体と糞便指標の高検出濃度(1L 当たり)の例

病原体または指標群	湖沼および貯水池	影響を受ける河川	原生河川	地下水
カンピロバクター	20 ~ 500	90 ~ 2,500	0 ~ 1,100	0 ~ 10
サルモネラ	-	3 ~ 58,000 (3 ~ 1,000) <sup>a</sup>	1 ~ 4	-
大腸菌(属として)	10,000 ~ 1,000,000	30,000 ~ 1,000,000	6,000 ~ 30,000	0 ~ 1,000
ウイルス	1 ~ 10	30 ~ 60	0 ~ 3	0 ~ 2
クリプトスポリジウム	4 ~ 290	2 ~ 480	2 ~ 240	0 ~ 1
ジアルジア	2 ~ 30	1 ~ 470	1 ~ 2	0 ~ 1

<sup>a</sup>下段の数字は、より最近の測定値である。

この表は水源に存在する可能性のある濃度を示すが、特定の集水域や他の水源における病原体の負荷と濃度を決定するもっとはるかに正確な方法は、季節変動と、例えば暴風雨のような突発事象を考慮するよう注意しつつ、一定期間水質を分析することである。WSPとその対象病原体が設定されつつある原水については、病原体と指標を可能な限り直接測定することを推奨する。なぜなら、これらが微生物の濃度と負荷についての最善の推定値となるからである。

### 7.3.2 浄水処理

例えば被圧帯水層からの地下水などのような、非常に良質の水が得られるか否かは、安全な水を供給するための主要制御手段である原水と配水システムの保護に依存する。より一般的には、浄水処理で病原微生物を除去または不活性化することが求められる。多くの場合(例えば、水質の良くない表流水など)、例えば、凝集、フロック形成、沈澱、ろ過、消毒などの複数の処理段階が必要である。表7.6に、微生物を除去するために個別にまたは組み合わせて広く用いられている浄水処理プロセスの概要を示す。

表7.6では、微生物の除去率を、細菌、ウイルスおよび原虫といったその大まかなグループまたは種類ごとに示している。これは、これらの微生物グループの間で、固有の特性に違い(例えば、大きさ、保護外層の特性、表面の物理化学的特性など)があるため、除去処理の効果が一般に異なるからである。これらの微生物グループにおいては、その種、型または株による浄水処理プロセスの効率の違いは比較的少い。しかし、そのような違いは存在し、この表では、各微生物グループの中でより抵抗力があって生残性の高い病原体についての控え目の推定除去率を示している。同じグループに属する微生物種間で処理による除去率の差が大きい場合は、個別の結果を表に示している。

屋根集水(雨水利用)や、井戸水または湧水など管路によらない水供給では、病原体によって汚染されることがよくある。そのような水源の場合には、安全な水を確保するために浄水処理と保護された貯蔵設備が必要なことが多い。家庭での浄水処理に使用されるプロセスの多くは、コミュニティ管理水道やその他の管路による水供給で使われているプロセスと同じである(表7.6)。家庭レベルのこれらの浄水処理プロセスの処理性能は、表7.6に示した微生物のベースライン除去の処理性能と同程度であろう。しかし、家庭レベルの管路によらない水供給では、管路による水供給では一般に用いられていない他の浄水処理技術で、その利用が推奨されるものがある。

これらの浄水処理プロセスと、その運転および病原体除去性能に関して、より詳しくは関連図書(管路による水供給については「浄水処理と病原体制御(*Water Treatment and Pathogen Control*)」、管路によらない水供給[主に自家給水]については「家庭での水管理(*Managing Water in the Home*)」(1.3参照)に記されている。

表 7.6 通常処理および高度浄水処理プロセスにおける細菌、ウイルスおよび原虫の除去率 (1/3)

処理プロセス	腸管系病原微生物グループ	ベースライン除去率	最大可能除去率
前処理			
粗ろ過	細菌	50%	ダイナミック・フィルターによって濁度急増から保護されている場合、または、成熟時にのみ使われる場合、最高95%
	ウイルス	データなし	
	原虫	データなし、しかし、少しは除去されるであろう	原虫除去の処理性能は濁度除去におおむね対応
マイクロストレーナ処理	細菌、ウイルス、原虫	ゼロ	一般に無効
河道外/河岸での貯留	すべて	再汚染が重大で、原水の汚染レベルを高めるおそれがある；藻類の増殖が水質を悪化させるおそれがある	濁度のピーク時に取水停止すると90%除去に相当；区切って貯留することにより15~230倍の除去速度
	細菌	ゼロ（短絡を仮定して）	滞留時間10~40日で90%除去
	ウイルス	ゼロ（短絡を仮定して）	滞留時間100日で93%除去
	原虫	ゼロ（短絡を仮定して）	滞留時間3週間で99%除去
河岸浸透	細菌	2mで99.9% 4mで99.99%（ウイルス除去に基づく最低値）	
	ウイルス	2mで99.9% 4mで99.99%	
	原虫	99.99%	
凝集/フロック形成/沈澱			
通常の沈澱	細菌	30%	90%（凝集剤、pH、水温、アルカリ度、濁度による）
	ウイルス	30%	70%（同上）
	原虫	30%	90%（同上）
高速沈澱	細菌	最低30%	
	ウイルス	最低30%	
	原虫	95%	99.99%（適切なブランケットポリマーを使うか否かによる）
溶解空気浮上	細菌	データなし	
	ウイルス	データなし	
	原虫	95%	99.9%（pH、凝集剤注入率、フロック形成時間、循環化による）
石炭軟化処理	細菌	pH 9.5、2~8、6時間で20%	pH 11.5、2~8、6時間で99%
	ウイルス	pH 11以下、6時間で90%	pH 11超で99.99%、ただしウイルスと沈澱時間による
	原虫	不活化率低	凝析沈澱で99%、pH 11.5で不活化
イオン交換			
	細菌	ゼロ	
	ウイルス	ゼロ	
	原虫	ゼロ	

表 7.6 通常処理および高度浄水処理プロセスにおける細菌、ウイルスおよび原虫の除去率 (2/3)

処理プロセス	腸管系病原微生物グループ	ベースライン除去率	最大可能除去率
ろ過			
高速粒状ろ材ろ過	細菌	データなし	最適沈澱条件下で 99%
	ウイルス	データなし	最適沈澱条件下で 99.9%
	原虫	70%	最適沈澱条件下で 99.9%
緩速ろ過	細菌	50%	最適な熟成、洗浄および補充で、短絡がないとき 99.5%
	ウイルス	20%	最適な熟成、洗浄および補充で、短絡がないとき 99.9%
	原虫	50%	最適な熟成、洗浄および補充で、短絡がないとき 99%
プレコートろ過、珪藻土およびバーライトを含む	細菌	30 ~ 50%	凝集剤またはポリマーを用いた薬品前処理の場合 96 ~ 99.9%
	ウイルス	90%	凝集剤またはポリマーを用いた薬品前処理の場合 98%
	原虫	99.9%	99.99%、ただしろ材の品質とろ過速度によって異なる
膜ろ過 - 精密ろ過	細菌	99.9 ~ 99.99%、ただし、適切な前処理と膜の完全性が維持される場合	
	ウイルス	90%以下	
	原虫	99.9 ~ 99.99%、ただし、適切な前処理と膜の完全性が維持される場合	
膜ろ過 - 限外ろ過、ナノろ過、逆浸透	細菌	完全な除去、ただし、適切な前処理と膜の完全性が維持される場合	
	ウイルス	ナノろ過、逆浸透および小細孔径の限外ろ過の場合は完全除去、ただし、適切な前処理と膜の完全性が維持される場合	
	原虫	完全除去、ただし、適切な前処理と膜の完全性が維持される場合	
消毒			
塩素	細菌	CT <sub>99</sub> : 0.08 mg・分/L (1~2、pH 7)、3.3 mg・分/L (1~2、pH 8.5)	
	ウイルス	CT <sub>99</sub> : 12mg・分/L (0~5)、8 mg・分/L (10、pHはいずれも7~7.5)	
	原虫	ジアルジア CT <sub>99</sub> : 230mg・分/L (0.5)、100 mg・分/L (10) \ 41mg・分/L (25、pHはいずれも7~7.5) クリプトスポリジウム 死滅せず	

表 7.6 通常処理および高度浄水処理プロセスにおける細菌、ウイルスおよび原虫の除去率 (3/3)

処理プロセス	腸管系病原微生物グループ	ベースライン除去率	最大可能除去率
消毒			
モノクロラミン	細菌	CT <sub>99</sub> : 94 mg・分/L (1~2、pH 7)、 278 mg・分/L (1~2、pH 8.5)	
	ウイルス	CT <sub>99</sub> : 1,240mg・分/L (1)、 430 mg・分/L (15、pHはいずれも6~9)	
	原虫	ジアルジア CT <sub>99</sub> : 2,550mg・分/L (1)、 1,000 mg・分/L (15、pHはいずれも6~9) クリプトスポリジウム 不活化されず	
二酸化塩素	細菌	CT <sub>99</sub> : 0.13 mg・分/L (1~2、pH 7)、 0.19 mg・分/L (1~2、pH 8.5)	
	ウイルス	CT <sub>99</sub> : 8.4mg・分/L (1)、 2.8 mg・分/L (15、pHはいずれも6~9)	
	原虫	ジアルジア CT <sub>99</sub> : 42mg・分/L (1)、 15 mg・分/L (10)、 7.3 mg・分/L (25、pHはいずれも6~9) クリプトスポリジウム CT <sub>99</sub> : 40 mg・分/L (22、pH 8)	
オゾン	細菌	CT <sub>99</sub> : 0.02 mg・分/L (5、pH 6~7)	
	ウイルス	CT <sub>99</sub> : 0.9 mg・分/L (1)、 0.3 mg・分/L (15)	
	原虫	ジアルジア CT <sub>99</sub> : 1.9 mg・分/L (1)、 0.63 mg・分/L (15、pHはいずれも6~9) クリプトスポリジウム CT <sub>99</sub> : 40 mg・分/L (1)、 4.4 mg・分/L (22)	
紫外線照射	細菌	99%不活化: 7mJ/cm <sup>2</sup>	
	ウイルス	99%不活化: 59mJ/cm <sup>2</sup>	
	原虫	ジアルジア 99%不活化: 5mJ/cm <sup>2</sup> クリプトスポリジウム 99.9%不活化: 10mJ/cm <sup>2</sup>	

注： Ct と紫外線照射量は、浮遊状態の微生物に適用され、粒子または生物膜に付着した微生物には適用されない。



## 7.4 微生物学的な安全性と水質の検証

病原体は、飲料水中の他の汚染物質と区別される性質をいくつか持っている。

- 病原体は個別に存在し、溶解していない。
- 病原体は水中で固まりになっているかあるいは懸濁物質に付着していることが多い。
- 病原体が侵入して、感染を引き起こす可能性は、個人の免疫力だけでなく、病原体の侵入力と発病力に左右される。
- 感染が成立した場合、病原体は宿主内で増殖する。ある種の病原細菌は、食物や飲料中においても増殖することができ、それによって感染の可能性を維持し、さらに増加させることさえある。
- 多くの化学物質と異なり、病原体の用量 - 反応は累加的ではない。

大腸菌を含め糞便汚染指標細菌は、微生物学的水質の検証における重要なパラメータである(2.2.1も参照)。このような水質の検証は、例えば処理施設の監査、プロセス制御の評価および衛生査察を通じての、運転監視と汚染リスク評価を補足するものである。

糞便汚染指標細菌は、意味のある結果を与えるものとしてある一定の基準を満たす必要がある。それは、ヒトおよびその他の温血動物の糞便中に広くしかも多数存在し、簡単な方法により検出でき、かつ、自然水中で増殖しないことである。

糞便汚染の指標生物として優れているのが大腸菌である。多くの場合、大腸菌試験に代えて糞便性大腸菌群を用いることができる。

ヒトが摂取する水は指標生物を含むべきではない。指標細菌は汚染された水に多く含まれるため、ほとんどの場合、指標細菌を監視することによって高い安全性を確保できる。

大腸菌が存在していなくても、通常的环境条件や浄水処理技術に対して抵抗力がより高い病原微生物が、処理された水道水に存在していることがある。水系感染症の発生に関する後向き研究および水中での病原体の挙動に関する理解の進歩は、大腸菌の有無に基づく仮説に頼り続けることが、水の安全に関して最適な決定を保証するものではないことを示している。

原虫および一部のエンテロウイルスは、塩素を含め多くの消毒剤に対してより抵抗力があり、消毒後も飲料水中で活性(および病原性)を持ち続けることがある。生残性の高い微生物学的危害因子の指標としては、他の生物がより適していることもあり、追加指標としてのそれらの選択は、地域の状況や科学的な知見に基づいて行われるべきである。そのため、検証では、腸球菌、ウェルシュ菌(の芽胞)およびバクテリオファージなど、種々の生物の分析が求められる。

表7.7は、飲料水の水質の微生物学的検証のためのガイドライン値を表したものである。表の個々の数値をそのまま適用するべきではない。これらのガイドライン値は、本ガイドラインや他の関連図書に含まれる情報と併せて適用および解釈されるべきである。

病原体に対する感受性にばらつきがある結果として、特定の水質の飲料水に対する曝露による健康影響が集団によって異なる可能性がある。ガイドライン導出のためには、対象集団を定めるか、場合によっては感受性の高い特定のグループに焦点を絞る必要がある。国または地方の官署は、全国的な基準を導出する際に、それらの集団の特性に合わせることを期待される。

表 7.7 微生物学的水質の検証のためのガイドライン値<sup>a</sup> (表 5.2 も参照)

生物	ガイドライン値
直接飲用するすべての水 大腸菌または糞便性大腸菌群 <sup>b,c</sup>	試料 100mL 中に検出してはならない
配水システムに入る浄水 大腸菌または糞便性大腸菌群 <sup>b</sup>	試料 100mL 中に検出してはならない
配水システム内の浄水 大腸菌または糞便性大腸菌群 <sup>b</sup>	試料 100mL 中に検出してはならない

<sup>a</sup> 大腸菌が検出されたら直ちに調査しなければならない。

<sup>b</sup> 大腸菌の方が糞便汚染のより正確な指標であるが、糞便性大腸菌群数でも代替可能である。必要に応じて適切な確認試験を行わねばならない。水供給の衛生的水質の指標として、大腸菌群は適切ではない。特に熱帯地域においては、未処理の水ほぼすべてに衛生的に重要でない多くの細菌が存在する。

<sup>c</sup> 特に開発途上国においては、村落給水の過半数において糞便汚染が広く認められている。特にこれらの条件下では、水供給の漸進的改善のために中期目標を設定するべきである。

## 7.5 糞便指標細菌の検出法

糞便指標細菌の分析は飲料水供給の汚染の高感度な指標であるが、最も迅速な方法ではない。増殖培地と培養条件、また、水試料の特性や採取後の経過時間が、分離できる種や計数に影響を与えるため、微生物学的試験では正確さにばらつきが生じる。このことは、微生物学的水質の基準を異なる試験機関の間で国際的に統一する場合、方法と試験手順の標準化が非常に重要であることを意味している。

国際的な標準法は、それを採用する前に、地域的な条件下で評価して見るべきである。ISOによる標準法(表7.8)や、これと同等の効力と信頼性を持つ方法が確立されている。日常的な試験では確立された標準法を用いることが望ましい。大腸菌や糞便性大腸菌群の検出にどのような方法が選択されるとしても、環境中であるいは消毒剤により損傷を受けた株が、「再活化」または回復することの重要性を考慮しなければならない。

表 7.8 水中の糞便汚染指標細菌の検出と計数のための国際標準化機構（ISO）標準

ISO 標準	標題（水質）
6461-1:1986	亜硫酸還元嫌気性菌（クロストリジウム）芽胞の検出と計数 - 第一部：液体培地による方法
6461-2:1986	亜硫酸還元嫌気性菌（クロストリジウム）芽胞の検出と計数 - 第二部：メンブランろ過による方法
7704:1985	微生物学的分析に用いられるメンブランフィルターの評価
7899-1:1984	糞便性連鎖球菌の検出と計数 - 第一部：液体培地による方法
7899-2:1984	糞便性連鎖球菌の検出と計数 - 第二部：メンブランろ過による方法
9308-1:1990	大腸菌群、糞便性大腸菌群、推定大腸菌の検出と計数 - 第一部：メンブランろ過法
9308-2:1990	大腸菌群、糞便性大腸菌群、推定大腸菌の検出と計数 - 第二部：発酵管（MPN）法

## 第8章 化学的観点

飲料水中の化学物質のうちほとんどのものは、何ヶ月とかではなく何年もの曝露があって初めて健康上重要な問題となる。その例外の代表的なものとして硝酸イオンがある。通常、水質は連続的に変化するが、例えば汚染された埋立処分場から、表流水や地下水源へ間欠的に排出されるまたは浸出する物質のような例外もある。

化学物質の中には、消毒副生成物(DBP)など、同じような発生源に由来するものがあり、これらについては、ガイドライン値が設定されているすべての物質について、基準値を設定する必要があるかもしれないであろう。塩素処理では、クロロホルムを主要構成成分とするトリハロメタン(THM)のほか、塩素化酢酸も主なDBPとなることがある。場合によっては、クロロホルム濃度による制御や、また、それが適当であればトリクロロ酢酸濃度による制御も、他の塩素処理副生成物に対する適切な制御手段となるであろう。

ガイドライン値が勧告されている無機物質の中には、人の栄養において必須元素と認められているものがいくつかある。現時点で、これらの物質について、飲料水中での望ましい最低濃度を設定するという試みはここでは行っていない。

個々の化学汚染物質に関するファクトシートは第12章に掲載している。ガイドライン値が設定されている汚染物質について、このファクトシートでは、各化学物質の毒性概略、ガイドライン値の導出根拠、処理による達成度および分析における検出限界を記している。これらの化学物質のより詳細については、次のサイトで閲覧可能である ([http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/guidelines/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en/))。

### 8.1 飲料水中の化学的有害因子

多くの化学汚染物質は、飲料水を通じた長期間にわたる曝露の結果、ヒトの健康に悪影響を及ぼすことが示されている。しかし、これらは、様々な汚染源から飲料水中に混入するであろう化学物質のうちごく一部であるにすぎない。

ここでとりあげた物質は健康影響の可能性について評価したものであり、健康影響評価のみに基づいてガイドライン値を提案したものである。飲料水の受容性に関して化学汚染物質が利用者に与える影響についての考察は、第10章で述べる。健康影響が懸念される物質の中には飲料水の受容性に影響するものがあり、これは、通常、健康上問題となる濃度よりもはるかに低い濃度でその水が受け入れられなくなる。これらの物質については、例えば利用者からの苦情への

本ガイドラインに掲載された化学物質のリストは、これらの物質がすべて常に存在することを意味するものではなく、また掲載されていない物質が存在しないことを意味するものでもない。

対応に収集したデータを解釈して活用するため、健康に基づくガイドライン値が必要である。

2.3.2では、「本ガイドラインに基づく国の飲料水基準の策定においては、曝露に影響を及ぼす環境、社会、文化、経済、食習慣およびその他の条件を考慮することが必要となるであろう。このことにより、国の基準は本ガイドラインとはかなり異なったものとなるかも知れない。」と述べてい

化学汚染物質については、最も重要な物質が国の基準や監視プログラムに組み込まれるよう、優先順位付けを行うことが重要である。

る。このことは、特に、多項目にわたってガイドライン値が提示されている化学汚染物質に当てはまり、これらのすべてについて基準値を定めたり、監視プログラムを策定することは、現実的ではないし、望ましいことでもない。

特定の化学物質が特定の状況のもとで高濃度で存在する可能性は、個別に評価しなければならない。ある特定の国においてすでにその存在が知られている化学物質もあるが、その他の化学物質については評価が困難である。

開発途上国であろうと先進国であろうと、ほとんどの国では、水分野の専門家であれば、飲料水中にかなりの濃度で存在する多くの化学物質を知っているであろう。長期間にわたる実務経験で蓄積されたその地方に関する知識には、計り知れない価値がある。それゆえ、飲料水中における少数の化学汚染物質の存在については、多くの国や多くの水供給システムで通常すでに知られている。しかし、高い健康リスクをもたらす化学物質が広く分布しているにもかかわらず、急性ではなく慢性の曝露によって長期的な健康影響が引き起こされるために、その存在が知られていない場合は、重大な問題、ときには危機的状況が発生する。バングラデシュや西ベンガルにおける地下水のヒ素汚染問題がその例である。

一部の汚染物質については飲料水以外の曝露源があり、このことは、基準を設定する際あるいは基準の必要性を検討する際に考慮する必要がある。このことはまた、監視の必要性を検討する際にも重要であろう。場合によっては、飲料水は寄与の小さい曝露源で、水中濃度を制御しても全体の曝露量にほとんど影響しないことがある。また、場合によっては、水中の汚染物質を制御することが曝露量を減らす上でコスト効果が最も高い方法であることもある。したがって、飲料水の監視戦略は、環境中の化学物質に対する他の曝露経路と切り離して考えるべきではない。

各ガイドライン値の科学的根拠は、第12章にまとめて示している。この情報は、国の必要条件に合わせてガイドライン値を修正する際や汚染物質の濃度がガイドライン値よりも高い場合に、その健康影響の重大さを評価する際に重要である。

飲料水中の化学汚染物質は様々な方法で分類されるが、最も適切なのはその主な発生源を考慮したもの、すなわち、どこで制御するのが効果的かということによってグループ分けする方法である。この方法は、最終的な水中の汚染物質濃度の測定に主に依存するアプローチではなく、汚染を防止または最小化することを意図したアプローチを策定する上で役に立つ。

一般に、飲料水中の化学的有害因子を管理するためのアプローチは、原水が重大な寄与を及

ばしている場合(この場合は、例えば、原水の選択、汚染制御、浄水処理または処理水のブレンドによる制御)と、浄水処理過程および配水過程で使用される材料や化学薬品による場合(この場合は、プロセスの最適化または製品仕様規定による制御)とで異なる。したがって、本ガイドラインでは、表8.1に示すように化学物質を主な発生源別に6グループに分類している。

この分類は必ずしも明瞭ではない。例えば、自然由来の汚染物質のグループには、降雨によって岩石や土壌から流出して、その結果、飲料水中で検出される多くの無機化学物質が含まれるが、その一部は鉱山地区など環境攪乱が生じているところでも問題となることがある。

表 8.1 化学成分の発生源別分類

化学成分の発生源	発生源の例
自然由来	岩石、土壌および地質学的状況と気候の影響
産業発生源および市街地	鉱業(採掘業)、製造業、加工業、下水、固形廃棄物、市街地流出、燃料の漏出
農業活動	堆肥、肥料、集約的な動物の飼育と農薬の使用
浄水処理または飲料水と接触する材料	凝集剤、DBP、配管材料
公衆衛生上の目的で水に使われる農薬	昆虫による疾病伝播を防止するための幼虫撲滅剤
シアノバクテリア	富栄養湖

## 8.2 化学物質のガイドライン値の導出

特定の化学成分に対してガイドライン値を設定するかどうかの判断基準を以下に示す。

- その物質が、飲料水中に存在しているということに関して信頼できる証拠があり、かつ、現実に毒性を有している、あるいは、毒性を有している可能性があるということに関しても証拠があること。
- その化学物質に国際的に重大な懸念が寄せられていること。
- その化学物質が、WHO農業評価計画(WHOPES)プログラム(昆虫による疾病伝播を制御するために、飲料水に対して農薬を直接使用することについての認可プログラム)の中で取り上げることが検討されているか、または、すでに取り上げられていること。

ガイドライン値は、飲料水中の多くの化学成分に対して導出されている。ガイドライン値は、通常、その物質を生涯にわたって摂取しても健康に重大なリスクが生じない濃度として示されている。多くの暫定ガイドライン値は、実際の浄水処理または分析機関において達成可能な濃度に設定されており、この場合、暫定ガイドライン値は、通常、健康影響評価に基づいて算出される濃度より大きな値となる。ガイドライン値は、毒性評価や健康影響データに不確実性が高い場合にも暫定として示される(8.2.6も参照)。

化学物質曝露による健康影響に関して、ガイドライン値の導出に利用できる情報源には主とし

て2つがある。第一のそしてより好ましい情報源は、ヒトの集団に関する研究である。しかし、多くの物質に関して、そのような研究による値は、曝露濃度や、同時に曝露を受けた他の物質についての定量的情報が欠けているため限られている。しかし、いくつかの物質に関しては、そのような研究がガイドライン値設定の主な根拠となっている。第二のそして最も頻繁に使われる情報源は、実験動物を用いた毒性研究である。毒性研究の限界は、用いる実験動物の数が相対的に少なく、また、用量が相対的に高いために、ヒトの健康に関する特定の知見の妥当性に不確実性が生じることである。それは、動物による結果をヒトに当てはめるために、通常、ヒトの集団が曝露を受ける低用量域に外挿する必要があるからである。大抵の場合、ガイドライン値の導出に使われた研究は、ヒトに関するデータを含む他の調査研究によって裏づけられており、それらもまた健康リスク評価を行う際に考慮されている。

ヒトの健康を保護するためのガイドライン値を導出するには、それに最もふさわしい研究を選択する必要がある。明瞭な用量 - 反応関係が示されている良い研究データが好ましい。専門家の判断により、利用可能な情報の中から最も適当な研究が選択されている。

### 8.2.1 採用アプローチ

ガイドライン値の導出には、次の2つのアプローチが用いられている。一つは「閾値のある化学物質」に対するものであり、もう一つは「閾値のない化学物質」（多くは遺伝毒性を有する発がん物質）に対するものである。

遺伝毒性を有する化学物質による発がんプロセスは、一般に、体細胞（すなわち、卵子や精子以外の細胞）の遺伝子（DNA）における突然変異の誘発によって始まり、理論的にいかなる曝露レベルでもリスクが存在する（すなわち、閾値なし）と考えられている。一方、遺伝毒性を示すことなく間接的な機構によって作用し、動物やヒトに腫瘍を生じさせる発がん物質がある。これらの遺伝毒性のない発がん物質に関しては、一般に、明確な閾値が存在すると考えられている。

発がん物質のガイドライン値導出に当たっては、閾値ありと閾値なしのいずれのアプローチ（8.2.2および8.2.4参照）を用いるかを判断するため、その物質による発がんメカニズムについて考察した。

化学物質の発がん性評価は、通常、長期間曝露による動物実験に基づいて行われる。ときには、その大半は職業曝露によるものであるが、ヒトの発がん性に関するデータが用いられることもある。

国際がん研究機関（IARC）は、利用可能な証拠に基づいて、化学物質をその発がんリスクに応じて次のようにグループ分けしている。

- グループ1 ヒトに対して発がん性のある物質
- グループ2A ヒトに対して発がん性を示す可能性が高い物質

- グループ2B ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質  
 グループ3 ヒトに対して発がん性による分類ができない物質  
 グループ4 ヒトに対して発がん性がおそくない物質

IARCによれば、発がんリスク評価においてはこの分類を行うことが第一段階であり、可能な場合は、定量的なリスク評価を行うことが第二段階となる。飲料水に関するガイドライン値の設定に当たって、IARCによる発がん物質の評価が利用可能な場合には、これも考慮に入れている。

### 8.2.2 閾値のある化学物質

ほとんどの種類の毒性について、ある一定の用量以下では悪影響を生じないと考えられている。このような毒性影響を持つ化学物質の耐容一日摂取量(TDI)は、できれば飲料水投与による最も適切な研究において得られている最も感受性の高いエンドポイントを用いて、次式により求められる。

$$TDI = \frac{NOAEL \text{ または } LOAEL}{UF}$$

ここに、

- NOAEL: 無毒性量
- LOAEL: 最小作用量
- UF: 不確実係数

ガイドライン値(GV)は、TDIを用いて次式により求められる。

$$GV = \frac{TDI \times bw \times P}{C}$$

ここに、

- bw: 体重(付録3参照)
- P: TDIのうち飲料水への割り当て
- C: 一日当たり飲料水消費量(付録3参照)

### 耐容一日摂取量

TDIは、食品や飲料水に含まれるその物質を一生涯にわたって摂取しても、明らかな健康影響が認められない量の推定値であり、体重当たり(mgまたは $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重)として表される。

許容一日摂取量(ADI)は、技術上の目的のため、または農作物保護の理由により、食品添加物や食品中の残留農薬について定められているものである。飲料水中の、意図された機能を通常持たない化学汚染物質については、許容性よりむしろ受容性を示すという意味で、用語としては「許容一日摂取量」ではなく「耐容一日摂取量」の方がより適切である。

FAO/WHO合同食品添加物専門家委員会(JECFA)とFAO/WHO合同残留農薬専門家会議



(JMPR)は、長年にわたって、ADIを設定する際の原則を確立してきた。この原則は、飲料水質に関するガイドライン値の設定に使われるTDIを求める際にも採用されている。

TDIは、一生涯にわたる耐容摂取量を表すものであるから、短期間でも超過してはならないというほど厳密なものではない。長期間の平均摂取量が設定値を大きく超えない限り、TDIを超える量の曝露が短期間あっても懸念することはない。TDIを超える曝露が短期間であれば健康に悪影響がもたらされないことを保証するため、一般にTDIを設定(下記参照)するには大きな不確実係数が用いられている。しかし、短期間であれTDIを大きく超える場合には、急性影響について検討するべきである。

#### 無毒性量(NOEL)と最小毒性量(LOEL)

NOELは、単独の研究において実験または観察によって明らかにされた、健康への悪影響が検出されない化学物質の最大用量もしくは最高濃度として定義される。NOELは、可能な限り長期間の研究に基づいて求められる値であり、できれば飲水摂取によるものであることが望ましい。しかし、短期間の研究や、他の曝露源(例えば、食品、空気など)を用いた研究から得られたNOELが用いられることもある。

NOELを利用できない場合は、LOELが用いられる。LOELは、健康への悪影響が検出できる、物質の最小用量もしくは最低濃度である。NOELに代えてLOELを用いるときは、不確実係数を追加するのが普通である(下記参照)。

#### 不確実係数

不確実(または安全)係数は、食品添加物、農薬および環境汚染物質のADIやTDIを導出する際に広く用いられる。この係数の設定に当たっては、専門家が、利用可能な科学的証拠を慎重に検討しつつ判断することが必要である。

ガイドライン値を導出する際には、生物学的に最も重要と考えられる反応についてのNOELあるいはLOELに対して不確実係数を当てはめる。

一般集団の曝露に関しては、通常、動物における重大な影響から得られたNOELを不確実係数100で除する。これは2種類の係数10を掛け合わせたもので、一つは種間差、もう一つはヒトにおける個体間の差(表8.2参照)に関するものである。データベースが不完全であったり、健康影響が重篤で不可逆である場合には、不確実係数がさらに追加されることがある。

例えば、研究に用いた実験動物種よりもヒトの方が感受性が低いことが分かっている場合には、種間差として、10未満の不確実係数を用いた。研究やデータベースが不十分というのは、NOELに代えてLOELを用いた場合や、研究期間が望ましい期間より短かった場合である。健康影響の特性や重篤度のため不確実係数を追加すべき状況というのは、エンドポイントが胎児の奇形であったり、NOELを設定する際のエンドポイントが発がんの可能性に直結している場合

などである。後者の場合には、通常、その発がん物質に対して、理論的な外挿によるリスク評価アプローチではなくTDIアプローチを用いて、追加の不確実係数を適用してガイドライン値を設定した。

不確実係数が1,000を上回る物質については、高い不確実性を有していることを強調するために、暫定ガイドライン値として示した。不確実係数が大きいということは、そのガイドライン値が、現実のヒトの集団において健康影響が実際に生じる濃度より、おそらくかなり低いということを意味する。不確実性の高いガイドライン値は、今後新しい情報が提示された時点で修正される可能性が高い。

化学物質に関するガイドライン値の導出においては、不確実係数の選択と適用が重要である。なぜなら、これらによってガイドライン値がかなり異なるからである。データベースに十分な信頼性がある汚染物質については、小さな不確実係数を用いてガイドライン値が導出された。しかし、ほとんどの汚染物質については科学的な面で大きな不確実性があり、比較的大きな不確実係数が用いられた。不確実係数を使用することにより、ガイドライン値を導出する際に、化学物質の特性と利用可能なデータを考慮に入れることが可能になる。

表 8.2 ガイドライン値の導出における不確実係数の原因

不確実性の原因	係数
種間差（動物からヒトへ）	1～10
種内差（同一種における個体間の差）	1～10
研究あるいはデータベースの十分さ	1～10
健康影響の特性と重篤度	1～10

#### 摂取量の割り当て

飲料水は、通常、ガイドライン値が設定されている物質のヒトに対する唯一の曝露源ではない。多くの場合、飲料水からの化学汚染物質の摂取量は、食品や空気などの他の経路からの摂取量に比べて小さい。TDIアプローチを用いて導き出されたガイドライン値は、あらゆる経路による曝露を考慮に入れて、飲料水に対するTDIの比率を割り当てたものである。このアプローチにより、すべての曝露源(ガイドライン値前後の濃度でその物質を含有する飲料水を含む)からの一日総摂取量が、TDIを超えないことが保証されている。

ガイドライン値を導き出す際には、可能な限り、通常の総摂取量のうち飲料水が占める割合(食品、空気および飲料水中の平均濃度に基づく)、または、物理的および化学的性質の考察に基づく推定摂取量に関するデータを用いた。このような情報が利用できない場合には、任意(デフォルト)値として10%を飲料水に割り当てた。このデフォルト値であれば、ほとんどの場合、水中汚染物質の他の経路(すなわち、吸入および経皮吸収)による摂取を考慮に入れても十分である。

入浴やシャワーによる吸入および経皮吸収が重大であることを示す証拠がある場合については、それらによる曝露の可能性について特別に議論しており、また、そのような場合には、通常、飲料水に対するTDIの割り当てを10%以上にしている。

様々な媒体による曝露量は、その地域の状況によって異なることが知られている。したがって、導出されたガイドライン値は、典型的な曝露シナリオの場合にはそのまま使えるが、デフォルト値に基づいている限り、すべての地域で適用できる場合とそうでない場合がある。適切な曝露データを利用できる地域では、行政機関が地域の状況と条件に合わせたガイドライン値を策定することを勧める。例えば、ある特定の汚染物質について、飲料水からの摂取量が他の曝露源（すなわち、空気および食品）からの摂取量よりずっと多いことが知られている地域では、より大きな比率のTDIを飲料水に割り当てて、その地域の条件により合ったガイドライン値を導き出すことが適切であろう。また、ガイドライン値を超えてしまっている場合には、そのことが健康に及ぼす重大さを明らかにするために、総摂取量に対する他の曝露源の寄与を評価し、最も関係の深い曝露源に対して改善策を講じるよう努力するべきである。

#### 有効数字

算定されたTDIは、ガイドライン値の導出に用いられ、そのあとにこのガイドライン値が有効数字1桁の数字に丸められる。JFCFAまたはJMPRによって設定された有効数字1桁のADI値が、ガイドライン値の計算に用いられた場合もある。ガイドライン値は、動物の毒性データおよび曝露に関するの仮定における不確実性を反映させるため、一般に有効数字1桁に丸めた。

#### 8.2.3 代替アプローチ

閾値のある化学物質のTDI導出において検討された代替アプローチは、ベンチマーク投与 (BMD) (IPCS, 1994)、カテゴリー回帰 (IPCS, 1994) および化学物質別調整係数 (CSAF) (IPCS, 2001) である。

##### ベンチマーク投与<sup>1</sup>

ベンチマーク投与 (BMD) とは、悪影響のわずかな増大 (例えば、5%または10% ; Crump, 1984) をもたらす用量の信頼限界の下限値で、この値に不確実係数を適用して耐容摂取量が求められる。

BMDにはNOAELと比較して多くの利点がある。

- NOAELでは単一の用量グループ (すなわち、あらかじめ選択された複数の用量レベルのうち一つ) のデータを使うのに対し、BMDは用量反応曲線全体のデータに基づく。
- BMDの使用により、同じ媒体についてや、様々な媒体による影響についての研究の利用、

<sup>1</sup> 本項はIPCS (1994) からの引用。

または、比較が容易になる。

- BMDは、NOAELを決定できなかったデータから計算することができ、これによって、LOAELに適用される不確実係数の追加の必要がなくなる。
- BMDは信頼限界の下限值として定義されるので、統計学的な面で説得力があり、データの質が保証される。言い換えれば、動物数が少ない研究での用量 - 反応曲線の信頼区間は広く、その分だけ統計学的説明力は低くなる。同様に、反応がばらばらでデータの質が劣る研究での信頼区間は広い。これらの場合には、データベースの不確実性が大きいことを反映して信頼区間が広くなり、その結果、BMDの値は小さくなる。一方、(より良い研究では)信頼区間が狭まり、BMDの値はより大きくなる。

### カテゴリー回帰<sup>1</sup>

カテゴリー回帰の理論と応用については、HertzbergおよびMiller(1985)、Hertzberg(1989)、Guthら(1991)(メチルイソシアン酸塩の吸入曝露)、FarlandおよびDourson(1992)(ヒ素の経口曝露)によって示されている。毒性に関するデータは、その内容に応じて、無影響量(NOEL)、無毒性量(NOAL)、その他など、複数のカテゴリーのうちの一つまたはいくつかに分類される。これらのカテゴリーについて、用量と必要に応じて曝露期間に基づいて回帰分析が行われる。この結果は、カテゴリー別に、用量または濃度による影響の確率図として示される。この方法は、耐容摂取量を超える場合のリスクの分析、とりわけ、化学物質間の相互比較に有用である。

上記に加えて、利用可能な毒性データの程度によっては、特定の悪影響を発現する個体の割合を推定することも可能である。しかし、そのような推定には、悪影響もたらす毒性発現メカニズムに関する理解、実験動物からヒトへの外挿に関する知識、さらには、ヒトにおける特定の影響の発生率に関する知識が必要となる。

BMDの場合と同様に、カテゴリー回帰では用量 - 反応曲線の全体が考慮されるので、現行のアプローチ(NOAELに基づく耐容摂取量)と比較するとより精度の高いリスク推定値が得られる。しかし、カテゴリー回帰では現行の耐容摂取量に基づく方法よりも多くの情報を必要とし、また、確率表示されたものの解釈が問題である。

### 化学物質別調整係数

TDI導出アプローチについては、化学物質の作用機序に関する理解を基礎に置こうとする動きが強まっている。それは、経験的数学モデルへの依存を軽減するとともに、閾値なしと閾値ありのいずれのアプローチがより適切かを決定する必要をなくすためである。このアプローチは、あらかじめ与えられた不確実係数の値を用いることはやめて、用量/濃度 - 反応関係に基づいて種間および個体間での外挿法を評価するため、体内での毒物動態に関する定量的データおよび「化学

<sup>1</sup> 本項はIPCS(1994)からの引用。

物質別調整係数」(CSAF) (IPCS, 2001)を使用するものである。かつて、CSAFは、「データから導かれた不確実係数」とよばれていた(Renwick, 1993; IPCS, 1994)。現在のところ、CSAFアプローチが最も進んでいるのは生理学に基づく薬物動態モデルの利用で、これは、種間および曝露経路間で外挿するためのデフォルト値に代わるものである。

#### 8.2.4 閾値のない化学物質

遺伝毒性を有する発がん物質であると考えられる化合物の場合、通常、ガイドライン値は数学モデルを用いて求められた。いくつかのモデルがあるが、一般には線形多段階モデルが用いられた。他のモデルが適切であると考えられた場合も少数あった。提示したガイドライン値は、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ (または、ガイドライン値と同じ濃度でその物質を含む水を70年間飲み続けた場合、10万人に1人が新たにがんになる)の推定上限値に相当する飲料水中の濃度である。

発がん物質のガイドライン値は、実験では検証できない仮説に基づく数学モデルを用いて計算されている。これらのモデルでは、通常、薬物動態、DNAの修復、免疫システムによる防御など、生物学的に重要な多くの点を考慮していない。また、実験動物での極めて高用量の曝露を、ヒトでの極めて低用量の曝露へ線形外挿することが、妥当であると仮定している。その結果、用いられるこれらのモデルは保守的な(すなわち、慎重すぎる)ものとなっている。これらのモデルを用いて導かれたガイドライン値は、モデルの精度が不足していることから、TDIアプローチで得られた値とは異なる解釈をするべきである。これらの値は、せいぜい、発がんリスクの大まかな推定値を示しているにすぎないものとみなさなければならない。ガイドライン値を超えるレベルの発がん物質による短期間の曝露を受けたからといって、リスクに大きな影響があるわけではない。

#### 8.2.5 データの質

利用可能な情報の質と信頼性を評価するに当たっては、以下の要因を考慮した。

- 純物質を用いた適切な用量での良質な病理学による経口投与による研究(特に、飲料水の研究)が望ましい。
- データベースは、可能性のある毒性学的エンドポイントを網羅した十分幅広いものでなければならない。
- 例えば、疫学研究において交絡因子を十分に考慮しているなど、研究の質の信頼性が高くなければならない。
- 異なる研究の間で合理的な一貫性が認められ、ガイドライン値の導出に利用したエンドポイントや研究が、証拠全体と矛盾しない。
- 無機物質については、飲料水中での存在形態に関して考察されている。
- 疫学研究の場合、多様な曝露経路について適切に考察されている。

ガイドライン値を設定する際には、既存の国際的な取り組みについても注意深く検討した。特に、環境保健クライテリアモノグラフ(EHC)と国際簡潔評価文書(CICAD)において、国際化学物質安全計画(IPCS)がこれまでにしているリスク評価のほか、国際がん研究機関(IARC)、FAO/WHO合同残留農薬専門家会議(JMPR)、FAO/WHO合同食品添加物専門家会議(JECFA)による評価も再吟味した。これらの評価は、新しい情報が再評価の妥当性を示唆している場合を除いて信頼したが、新しいデータの質については、どのようなリスク評価に使用する場合でもあらかじめ厳密に検討した。国際的な評価結果が活用できない場合には、ガイドライン値の導出に、審査付学術雑誌に掲載された論文、国による質の高い報告書、政府その他の利害関係者から提出された情報および限られているが未公開の専有データ(主として農薬の評価に関して)など、他のデータ源を利用した。農薬に関する今後の改訂や評価は、主としてWHO/IPCS/JMPR/JECFAのプロセスを通じて行われる。

### 8.2.6 暫定ガイドライン値

暫定ガイドライン値の使用と指定の概略は、表8.3に示すとおりである。

閾値のない物質について、分析や浄水処理の技術が不十分なために、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当する濃度が実現不可能な場合には、実行可能なレベルの暫定ガイドライン値(分析技術が不十分な場合をA、浄水処理技術が不十分な場合をTと指定)が勧告されている。

表 8.3 暫定ガイドライン値の使用と指定

暫定ガイドラインが適用される状況	指定
健康に基づくガイドライン値の導出に当たり、科学的不確実性が高い場合	P
計算により求めたガイドライン値が、実際の定量レベルを下回っている場合	A (ガイドライン値は達成可能な定量レベルに設定されている)
計算により求めたガイドライン値が、実際の浄水処理技術で達成できるレベルを下回っている場合	T (ガイドライン値は実際の浄水処理の限界値に設定されている)
計算により求めたガイドライン値を、消毒の結果上回る可能性が高い場合	D (ガイドライン値は健康に基づいて設定されているが、飲料水の消毒は最優先しなければならない)

### 8.2.7 受容性に影響を及ぼす化学物質

健康上問題となる物質の中には、飲料水の味、臭気または外観に影響を与えるものがあり、それを理由に、健康影響が問題となる濃度よりもはるかに低い濃度であっても、その水が受け入れられないということがよくある。通常、そのような物質は日常的な監視には適さない。しかし、例えば、利用者からの苦情への対応として収集したデータの解釈などに使用するために、健康に基

づくガイドライン値が必要なことがある。このような場合、健康に基づく概要書およびガイドライン値が通常の方法で提示されている。概要書では、健康に関わる濃度と飲料水としての受容性に関わる濃度との関係が説明されている。ガイドライン値の表中では、健康に基づくガイドライン値が「C」と指定されている。

### 8.2.8 ガイドラインが定められていない化学物質

本ガイドラインに含まれていない多くの化学物質については、WHOによるEHCおよびCICDA ([www.who.int/pcs/index](http://www.who.int/pcs/index))、JMPR、JECFAおよびIARCが刊行している化学物質リスク評価報告書、US EPAなどの各国による多くの文書など、いくつかの信頼できる情報源からさらに追加して情報を得ることができる。これらの情報源は本ガイドラインの策定に際して再検討しなかったが、内容は学術雑誌で精査されており、他の多くの化学物質の毒性情報が容易に得られるものとなっている。それらは、飲料水供給事業者や保健行政担当者が、何らかの化学物質が検出された場合にその重大さを判断し、適切な対応策を立案する上で有用である。

### 8.2.9 混在

飲料水供給における化学汚染物質は、他の多くの無機・有機成分と共存している。ガイドライン値はそれぞれの物質に対して個別に設定されており、共存する他の化合物との相互作用については特に考慮していない。大部分のガイドライン値は不確実性の幅を大きく取ってあるので、他の化学物質との相互作用があったとしても、それは十分に見込まれていると考えられる。さらに、大部分の汚染物質は、飲料水中にガイドライン値前後の濃度で継続的に存在することはないであろう。

多くの化学汚染物質は、その毒性メカニズムが相互に異なっているので、相互作用があると考えられる理由はない。しかし、類似の毒性メカニズムを持つ多くの汚染物質が、それぞれのガイドライン値前後のレベルで存在する可能性があるかもしれない。そのような場合には、地域の状況を考慮に入れつつ、適切な対応を判断するべきである。そうでないという証拠がない限り、これらの化合物の毒性影響は相加的なものと考えるのが適切である。

## 8.3 分析の観点

上述のように、ガイドライン値は現実的に測定できないような濃度に設定されることはない。そのような状況のときには、暫定ガイドライン値が分析限界に相当する値に設定される。

本項は、読者がそれぞれの状況に合わせて適切な分析法を選択するのに助けとなるよう、手引きを示すことが目的である。

### 8.3.1 分析による達成度

水質分析の「標準」または「推奨」法として、様々なものが多くの国や国際機関によって公表されている。もしすべての試験機関が同じ分析法を使えば、適切な分析の正確さが達成できると考えられることが多い。種々の要因が結果の正確さに影響を与えることがあるため、実際には必ずしもそうでないことが経験によって明らかである。試薬の純度、装置の機種や性能、各試験機関における分析法の修正の程度、並びに、分析者の熟練度や注意力などがその例である。これらの要因は試験機関ごとに異なり、また、個々の試験機関においても時間の経過とともに変化する。その上、ある特定の分析方法によって達成できる精度と正確さは、試料採取の妥当性や試料の特性(「マトリックス」)に左右されることが多い。標準法を用いることは必須ではないが、使用する方法が有効であることを確認し、結果に基づいて重要な決定を下す前に、精度と正確さが測定されていることが重要である。臭味、色度および濁度といった「不特定」変量項目の場合、結果はその方法に特有のものであり、データを他と比較する際にはこの点を考慮する必要がある。

分析法の選定に当たっては、次のような多くの点を考慮することが重要である。

- 最優先で考慮すべきことは、選んだ方法が必要な正確さを持つことが実証されていることである。迅速性や簡便性など他の要因については、この第一の基準を満たす方法の中から選ぶ際にのみ考慮するべきである。
- すべての分析法が必然的に有する誤差を測定して報告する手順は、極めて多様で数多くのものがある。このことは、分析法選定の有効性をわかりにくくし、損なうものであり、そのため、誤差評価の手順を標準化しようという提案がなされている。したがって、すべての分析法の詳細は、曖昧な点なく解釈できる作業性能の特徴とともに公表されることが望ましい。
- ある試験機関における分析結果を、他の試験機関の結果や標準値と比較する場合、それらは系統誤差を持たないことが明らかに望ましい。実際には、これは不可能であるが、それぞれの試験機関では、系統誤差が徹底的に評価され、容認できるほど小さいことが証明された方法を選定するべきである。

分析法について、その技術的な複雑さの程度に基づいて質的な順位付けを行った結果を、無機化学物質については表8.4に、有機化学物質については表8.5に示す。分析法が大きく異なるため、これらの化学物質はグループごとに別けている。順位の数字が大きくなるほど、装置や操作の面でプロセスがより複雑になる。一般に、順位の数字が大きくなるほど総費用も高くなる。化学物質についてのガイドライン値の検出限界に基づく分析による達成度を、表8.6～8.10に示す。

飲料水質の運転監視と併せて法令遵守試験に、多種類のフィールドテストキットが使われている。一般にフィールドテストキットは比較的低価格で入手可能であるが、分析の正確さは、表8.4および表8.5に示す方法に比べて一般に劣っている。したがって、フィールドテストキットは、使用



する前にその有効性を検討しておく必要がある。

表 8.4 無機化学物質の分析法の複雑さの順位

順位	分析法
1	容量法、比色法
2	電極法
3	イオンクロマトグラフ法
4	高速液体クロマトグラフ法 (HPLC)
5	フレイム原子吸光光度法 (FAAS)
6	電気加熱原子吸光光度法 (EAAS)
7	誘導結合プラズマ発光分光分析法 (ICP-AES)
8	誘導結合プラズマ質量分析法 (ICP-MS)

表 8.5 有機物質の分析法の複雑さの順位

順位	分析法
1	高速液体クロマトグラフ法 (HPLC)
2	ガスクロマトグラフ法 (GC)
3	ガスクロマトグラフ - 質量分析法 (GC-MS)
4	ヘッドスペース GC-MS 法
5	パージトラップ GC 法 パージトラップ GC-MS 法

### 8.3.2 分析法

容量滴定では、標準試薬を用いた滴定によって化学物質を分析する。滴定の終点は、指示薬との反応による着色、電位の変化、または、pH値の変化によって確認される。

比色法は、着色した対象化学物質または反応生成物の発色強度を測定するものである。適切な波長の光を照射してその吸収を測定する。濃度は、既知濃度の対象物質による検量線を用いて求める。紫外線吸光光度法は、紫外線を使用する点を除きこの方法に類似している。

イオン性の物質については、イオン選択電極を用いて濃度が測定できる。測定電位はイオン濃度の対数に比例する。

一部の有機化合物は、その濃度に比例して紫外線(波長190～380 nm)を吸収する。紫外線吸収と有機炭素濃度との間に強い相関があるので、紫外線吸光光度法は有機物の定性的評価に有用である。

原子吸光光度法(AAS)は金属の測定に使用される。この方法は、光が原子の蒸気を通過するとき、基底状態にある原子がその元素に固有の波長の光を吸収するという現象に基づいている。この光の吸収は蒸気中に存在する原子の濃度に依存するので、この光の吸収を測定することに

よって試料水中の対象元素の濃度を求めることができる。濃度と吸収との関係はBeer-Lambertの法則として示されている。

フレイム原子吸光光度法 (FAAS) では、試料がフレイム中へ吸引されて原子化される。対象金属と同じ元素の中空陰極ランプからの光がフレイムを通して照射され、このとき吸収された光の量を検出器で測定する。この方法は他の方法よりはるかに感度が良く、共存元素によるスペクトルまたは放射の干渉を受けない。前処理も不要あるいは簡単である。しかし、対象元素ごとに光源が異なるので、多元素の同時分析には適さない。

電気加熱原子吸光光度法 (EAAS) は、FAASと同じ原理に基づくが、金属の測定には標準的なバーナーヘッドの代わりに電気加熱したアトマイザーまたはグラファイト炉を用いる。FAASと比較すると、EAASはより高い感度を有しており、検出下限値はより低く、試料量はより少なくて良い。ただし、EAASは共存元素による光散乱の干渉を受けやすく、また、FAASよりも分析に要する時間が長い。

金属測定のための誘導結合プラズマ発光分光分析法 (ICP-AES) の原理は、以下のとおりである。ICP光源部には、適用される高周波によってイオン化されたアルゴンガスが流れている。エアロゾル状の試料がネブライザーおよび噴霧室で生成され、インジェクターチューブを通してプラズマ部へ導かれる。高温プラズマ中で、試料は加熱励起される。プラズマの高温によって原子が励起されるのである。基底状態に戻る際に、励起されていた原子は発光スペクトルを発する。異なる元素に対応した固有波長をモノクロメーターで分離し、検出器で各波長の照射強度を測定する。化学干渉の大幅な低減が達成される。汚染度の低い水の場合には、特別な前処理を行うことなく、多元素を低い検出下限値で同時または逐次分析することが可能である。この分析法はダイナミックレンジが3～5桁と広いため、金属の多元素分析が可能である。ICP-AESの感度はFAASやEAASと同等である。

誘導結合プラズマ質量分析法 (ICP-MS) では、ICP-AESの場合と同様に試料が原子化・励起され、次に、質量分析装置に導入される。質量分析装置に入ると、イオンは高電圧で加速され、イオンレンズ系、静電分析器、そして、最後に磁石を通過する。磁石の強さを変えることにより、イオンは質量/電荷比にしたがって分離されたあと、スリットを通過して検出器へ入る。検出器は、定められた時間に非常に狭い原子質量範囲のみを記録する。磁石や静電分析器の設定条件を変えることによって、比較的短時間のうちに測定対象とする全質量数範囲を走査できる。汚染の少ない水の場合には、特別な前処理を行うことなく、多元素を低い検出下限値で同時または逐次分析することが可能である。この分析法はダイナミックレンジが3～5桁と広いため、金属の多元素分析が可能である。

クロマトグラフ法は、2つの相、すなわち、固定相と移動相との間の親和性の違いに基づく分離法である。試料は、充填剤式または固定相塗布式のカラムに注入されたあと、化学物質と固定相との間の相互作用 (分配または吸着) の差に基づき、移動相によって分離される。固定相に対す

る親和性が低い化合物はカラム内を速く移動するので、より早く溶出する。カラム末端から溶出した化合物を適切な検出器で測定する。

イオンクロマトグラフ法では固定相としてイオン交換体が使われ、陰イオン測定のための溶離液としては、通常、炭酸水素ナトリウムおよび炭酸ナトリウムの希薄溶液が用いられる。各陰イオンの測定には、比色検出器、電位差検出器、または、滴定検出器が用いられる。サブレッサ方式のイオンクロマトグラフ法では、陰イオンは電気伝導度の高い酸の形に変換され、炭酸塩 - 重炭酸塩溶離液中の陰イオンは電気伝導度の低い炭酸に変換される。分離した酸を、電気伝導度により測定するとともに、保持時間を標準物質と比較することによって同定する。

高速液体クロマトグラフ法(HPLC)は、液体の移動相および液体の固定相充填カラムを使用した分析技術である。分離した化合物の検出は、有機化合物に対しては吸光検出器、金属化合物や無機化合物に対しては電気伝導度検出器や電気化学検出器を用いて行う。

ガスクロマトグラフ法(GC)では、微量有機化合物の同定と定量が可能である。GCでは、移動相は気体であり、固定相は不活性な粒状固体の表面またはキャピラリーカラムの内壁に塗布された液体である。試料がカラムに注入されるとき、有機化合物は気化されてキャリアガスによってカラム内を移動する。このときの移動速度は、移動相と固定相との間の分配係数の大きさに依存する。カラムから流出した気体は適切な検出器に導入される。水素炎イオン化検出器(FID)、電子捕獲型検出器(ECD)、窒素・リン検出器など、様々な検出器が用いられる。この方法は分離能に優れているので、類似した構造を持つ混合物が1回の操作で系統的に分離、同定および定量される。

ガスクロマトグラフ - 質量分析法(GC-MS)は、GC法と同じ原理に基づくものであるが、検出器として質量分析計を使う。GCカラムの末端から流出した気体は、キャピラリーカラムインターフェースを通してMSへ導入される。その後試料はイオン化室に入り、試料分子に電子ビームが衝突してイオン化されるとともにフラグメントが生成される。次の質量分析装置では、磁場を利用して、正電荷の粒子が質量数にしたがって分離される。分離手法にはいくつかのタイプがあるが、最も汎用されているのは四重極型とイオントラップ型である。質量数にしたがって分離されたイオンは、その後検出器に導かれる。

パージトラップ充填カラムGC-MS法またはパージトラップ充填カラムGC法は、常温で水試料にパージガスを吹き込むことにより、水相から気相へ移行する様々な揮発性有機化合物を測定するのに用いられる。蒸気を冷却したトラップ管に捕集する。トラップ管を加熱しつつ、同じパージガスを逆流させて化合物を脱着させ、GCカラムへ導く。GC法とGC-MS法の原理は上述のとおりである。

酵素結合免疫測定法(ELISA法)の原理は次のとおりである。測定したい化学物質(抗原)に対応するタンパク質(抗体)が固体材料の表面に塗布してある。水試料中の対象化学物質は抗体に結合し、その後、酵素を付加した二次抗体を添加すると、これも対象化学物質に結合する。遊離している試薬を洗浄により除去したあと、この酵素と反応すると開裂して発色するような試薬を添

加する。このときの発色反応は対象化学物質の量に比例する。ELISA法はマイクロスティンや合成界面活性剤の測定に使用することができる。

表 8.6 ガイドライン値が設定されている無機物質（発生源ごとに分類）の分析による達成度<sup>a</sup>

	フィールド用の方法		試験機関用の方法				
	Col	Absor	IC	FAAS	EAAS	ICP	ICP-MS
自然由来化学物質							
ヒ素				+(H)	++ +++(H)	++(H)	+++
バリウム				+	+++	+++	+++
ホウ素		++				++	+++
クロム				+	+++	+++	+++
フッ素		+	++				
マンガン	+	++		++	+++	+++	+++
モリブデン					+	+++	+++
セレン					+++ (H)	++ (H)	+
ウラン						+	+++
産業発生源および市街地に由来する化学物質							
カドミウム					++	++	+++
シアン		+	+				
水銀					+		
農業活動に由来する化学物質							
硝酸イオン/亜硝酸イオン	+++	+++					
浄水薬品または飲料水と接触する材料							
アンチモン					++(H)	++(H)	+++
銅		+++		+++	+++	+++	+++
鉛					+	+	++
ニッケル		+			+	+++	++

<sup>a</sup> 略称と記号の説明は表 8.10 の脚注参照。

表 8.7 ガイドライン値が設定されている産業発生源および市街地に由来する有機化学物質の分析による達成度<sup>a</sup>

	Col	GC	GC-PD	GC-EC	GC-FID	GC-FPD	GC-TID	GC-MS	PT-GC-MS	HPLC	HPLC-FD	HPLC-UVPAD	EAAS	IC-FD
ベンゼン				++	+				+++					
四塩化炭素				+					+					
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル								++						
1,2-ジクロロベンゼン			+++	+++					+++					
1,4-ジクロロベンゼン			+++	+++					+++					
1,2-ジクロロエタン				+++					++					
1,1-ジクロロエチレン				+++	+				+++					
1,2-ジクロロエチレン				++	++				+++					
ジクロロメタン				#	+				+++					
エチレンジアミン四酢酸 (EDTA)								+++						
エチルベンゼン				+++	+++				+++					
ヘキサクロロブタジエン									+					
ニトリロ三酢酸 (NTA)		+++												
ペンタクロロフェノール				++					+++	+++				
スチレン				++	+				+++					
テトラクロロエチレン				+++	+				+++					
トルエン					+++				+++					
トリクロロエチレン				+++	+				+++					+
キシレン					+++				+++					

<sup>a</sup> 略称と記号の説明は表 8.10 の脚注参照。

表 8.8 ガイドライン値が設定されている農業活動に由来する有機物の分析による達成度<sup>a</sup>

	Col	GC	GC-PD	GC-EC	GC-FID	GC-FPD	GC-TID	GC-MS	PT-GC-MS	HPLC	HPLC-FD	HPLC-UVPAD	EAAS	IC-FD
アラクロール								+++						
アルディカーブ												+		
アルドリンおよびディルドリン				+										
アトラジン								+++						
カルボフラン							++				++			
クロルデン				+										
クロロトルロン														
シアナジン								++				+		
2,4-D				++				+++						
2,4-DB				++				++						
1,2-ジブromo-3-クロロプロパン								+++	++					
1,2-ジブromoエタン								+	+					
1,2-ジクロロプロパン				+++					+++					
1,3-ジクロロプロペン				+++					+++					
ジクロロプロップ(2,4-DP)								+++						
ジメトエート								+++						
エンドリン				+				#						
フェノプロップ				+										
イソプロツロン				+								+++		
リンデン				+										
MCPA				+++				+++				+++		
メコプロップ				++				++						
メトキシクロール		+++												
メトラクロール				+++										
モリネート								+++						
ペンディメタリン				+++			++	+++						
シマジン					+		+	+++						
2,4,5-T			+	+++										
テルブチラジン (TBA)								+++				++		
トリフルラリン		+++						+++				+		

<sup>a</sup> 略称と記号の説明は表 8.10 の脚注参照。

表 8.9 ガイドライン値が設定されている浄水薬品または飲料水と接触する材料に由来する化学物質の分析による達成度<sup>a</sup>

	Col	GC	GC-PD	GC-EC	GC-FID	GC-FPD	GC-TID	GC-MS	PT-GC-MS	HPLC	HPLC-FD	HPLC-UVPAD	EAAS	IC-FD
消毒剤														
モノクロラミン	+++													
塩素	+++									+++				+++
消毒副生成物														
臭素酸イオン														+
ブロモジクロロメタン				+++					+++					
ブロモホルム				+++					+++					
抱水クロラール (トリクロロアセトアルデヒド)				+				+						
塩素酸イオン														
亜塩素酸イオン														
クロロホルム				+++					+++					
塩化シアン														
ジブromoアセトニトリル														
ジブromoクロロメタン				+++					+++					
ジクロロ酢酸														
ジクロロアセトニトリル				+++				+						
ホルムアルデヒド														
モノクロロ酢酸		++						++						
トリクロロ酢酸														
2,4,6-トリクロロフェノール				+++				+++						
トリハロメタン <sup>b</sup>				+++					+++					
浄水薬品に由来する有機汚染物質														
アクリルアミド		+					+				+			
エピクロロヒドリン				+	+				+					
管や継手などに由来する有機汚染物質														
ベンゾ[a]ピレン								++			++			
塩化ビニル				+					+					

<sup>a</sup> 略称と記号の説明は表 8.10 の脚注参照。

<sup>b</sup> 個別のトリハロメタンも参照のこと。

表 8.10 ガイドライン値が設定されている公衆衛生上の目的から水に使われる農薬の分析による達成度<sup>a</sup>

	Col	GC	GC-PD	GC-EC	GC-FID	GC-FPD	GC-TID	GC-MS	PT-GC-MS	HPLC	HPLC-FD	HPLC-UVPAD	EAAS	IC-FD
クロルピリホス				+++	+++	+	+++	+++						
DDT（およびその代謝物）				+++				+						
ピリプロキシフェン								+++						

<sup>a</sup> 略称と記号の説明は下記参照。

表 8.6～8.10 略称の説明

Col	比色法
Absor	吸光度法
GC	ガスクロマトグラフ法
GC-PD	光イオン化検出器付ガスクロマトグラフ法
GC-EC	電子捕獲型検出器付ガスクロマトグラフ法
GC-FID	水素炎イオン化検出器付ガスクロマトグラフ法
GC-FPD	炎光光度検出器付ガスクロマトグラフ法
GC-TID	熱イオン化検出器付ガスクロマトグラフ法
GC-MS	ガスクロマトグラフ - 質量分析法
PT-GC-MS	パーティック・ガスクロマトグラフ - 質量分析法
HPLC	高速液体クロマトグラフ法
HPLC-FD	蛍光光度検出器付高速液体クロマトグラフ法
HPLC-UVPAD	フォトダイオードアレイ検出器付高速液体クロマトグラフ法
EAAS	電気加熱原子吸光光度法
IC	イオンクロマトグラフ法
ICP	誘導結合プラズマ発光分光分析法
ICP-MS	誘導結合プラズマ質量分析法
FAAS	フレイム原子吸光光度法
IC-FAAS	イオンクロマトグラフ - フレイム原子吸光光度法
IC-FD	蛍光光度検出器付イオンクロマトグラフ法

表 8.6～8.10 記号の説明

+	検出限界がガイドライン値からその 1/10 までの範囲
++	検出限界がガイドライン値の 1/10 から 1/50 の範囲
+++	検出限界がガイドライン値の 1/100 以下
#	ガイドライン値の濃度を検出可能な分析方法であるが、ガイドライン値の 1/10 まで検出するのは困難
(H)	当該項目に適用可能 水素化物発生器により水素化物に変換したあと、その定量に適用可能な方法



## 8.4 浄水処理

上述のとおり、健康に基づくガイドライン値が実用可能な浄水処理で達成できない場合、ガイドライン値は暫定として指定され、浄水処理で問題なく達成可能な濃度に設定されている。

### 8.4.1 処理による達成度

飲料水給水システムのガイドライン値達成能力は、以下のような多くの要因に左右される。

- 原水中の化学物質濃度
- 飲料水システムを通して採用されている制御手段
- 原水の特性(地下水が表流水か、自然的な背景の有無、および、その他の構成要素)
- 既存の浄水処理プロセス

既存のシステムでガイドライン値が達成できない場合は、追加の浄水処理を検討するか、代替水源を確保すべきである。

ガイドライン値の達成に要するコストは、必要な追加処理やその他の制御手段の複雑さに左右される。個々のガイドライン値を達成するためのコストについて、一般的な定量的情報を提供することは不可能である。処理コスト(資本および運転)は上記のような要因だけでなく、プラントの処理能力などに関わる事項、すなわち、現地の人件費、土木・設備工事費、薬品費および電力費、プラントの寿命などにも左右される。

技術的な複雑さに基づく処理プロセスの順位を表8.11に示す。順位の数字が大きくなるほど、プラントや運転面のプロセスがより複雑になる。一般に、順位の数字が大きくなるほどコストもまた高くなる。

表 8.11 浄水処理プロセスの技術的な複雑さおよびコストの順位

順位	処理プロセスの例
1	簡単な塩素処理 簡単なろ過(急速砂ろ過、緩速砂ろ過)
2	前塩素処理とろ過 曝気
3	薬品凝集 消毒副生成物制御のためのプロセス最適化
4	粒状活性炭(GAC)処理 イオン交換
5	オゾン処理
6	促進酸化プロセス 膜処理

表8.12～8.16は、健康上重大な化学汚染物質の除去能力を有する処理プロセスをまとめたものである。表には、処理データがある化学物質のみが記載されている。

これらの表は、既存の処理がどの程度ガイドラインの要求を満たしているか、どのような追加処理を導入する必要があるかを決定するために役立つ情報を示している。これらの情報は、主に室内実験、パイロットプラント調査、そして、少いが浄水処理プロセスの実規模研究についての公表文献に基づいてとりまとめた。

結果は以下のとおりである。

- 概説している処理の多くは大規模処理プラント向けに設計されており、小規模処理プラントや個人のプラントには必ずしも適さない。その場合、事例ごとに技術の選択を行わなければならない。
- データは、試験機関の条件のもとで、あるいは、試験目的で注意深く制御されたプラントで得られたものであることが想定されるため、この情報はおそらく「最善の場合」である。
- 実際のプロセスの処理性能は、原水の化学物質濃度と原水の全般的な水質に左右されるであろう。例えば、塩素処理や、活性炭またはオゾン処理による有機化学物質および農薬の除去は、天然有機物の濃度が高い場合にはその機能が損なわれるであろう。
- 多くの汚染物質に対して、いくつかの異なる処理プロセスを適用することができ、その選択は、地域の事情を考慮して、技術的な複雑さやコストに基づいて行われるべきである。例えば、膜プロセスでは多様な化学物質を除去することができるが、ほとんどの化学物質については、より簡単で安価な他のプロセスによる除去が効果的である。

表 8.12 ガイドライン値が設定されている自然由来化学物質の処理による達成度<sup>a, b</sup>

	塩素処理	凝集	イオン交換	凝析・軟化処理	活性アルミナ	活性炭	オゾン処理	膜
ヒ素		+++ <0.005	+++ <0.005	+++ <0.005	+++ <0.005			+++ <0.005
フッ素		++			+++ <1			+++ <1
マンガン	+++ <0.05	++					+++ <0.05	+++ <0.05
セレン		++	+++ <0.01		+++ <0.01			+++ <0.01
ウラン		++	+++ <0.001	++	+++ <0.001			

a 記号は次のとおり

++ : 50%以上の除去率      +++ : 80%以上の除去率

b この表では、処理データがある化学物質のみを記載している。ブランクは、その処理プロセスが全く効果がない、または、その処理プロセスの効果に関するデータがないことを示している。最も効果的なプロセスに関しては、その化学物質の達成可能濃度を mg/L の単位で示している。

表 8.13 ガイドライン値が設定されている産業発生源および市街地に由来する化学物質の処理による達成度<sup>a, b</sup>

	エアストリッピング	凝集	イオン交換	凝析・軟化処理	活性炭	オゾン処理	促進酸化	膜
カドミウム		+++ <0.002	+++ <0.002	+++ <0.002				+++ <0.002
水銀		+++ <0.0001		+++ <0.0001	+++ <0.0001			+++ <0.0001
ベンゼン	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01		
四塩化炭素	+++ <0.001	+			+++ <0.001			+++ <0.001
1,2-ジクロロベンゼン	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01		
1,4-ジクロロベンゼン	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01		
1,2-ジクロロエタン	+				+++ <0.01	+	++	
1,2-ジクロロエチレン	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01		
1,4-ジオキサン						+++ データなし		
エチレンジアミン四酢酸 (EDTA)					+++ <0.01			
エチルベンゼン	+++ <0.001	+			+++ <0.001	+++ <0.001		
ヘキサクロロブタジエン					+++ <0.001			
ニトリロ三酢酸 (NTA)					+++ データなし			
ペンタクロロフェノール					+++ <0.0004			
スチレン	+++ <0.02				+++ <0.002			
テトラクロロエチレン	+++ <0.001				+++ <0.001			
トルエン	+++ <0.001				+++ <0.001	+++ <0.001	+++ <0.001	
トリクロロエチレン	+++ <0.02				+++ <0.02	+++ <0.02	+++ <0.02	
キシレン	+++ <0.005				+++ <0.005		+++ <0.005	

a 記号は次のとおり

+ : 限られた除去率    ++ : 50%以上の除去率    +++ : 80%以上の除去率

b この表では、処理データがある化学物質のみを記載している。ブランクは、その処理プロセスが全く効果がない、または、その処理プロセスの効果に関するデータがないことを示している。最も効果的なプロセスに関しては、その化学物質の達成可能濃度を mg/L の単位で示している。

表 8.14 ガイドライン値が設定されている農業活動に由来する化学物質の処理による達成度<sup>a,b</sup>

	塩素 処理	エアス トリッ ピング	凝集	イオン 交換	活性炭	オゾン 処理	促進 酸化	膜	生物 処理
硝酸イオン				+++ <5				+++ <5 <5	+++
亜硝酸イオン	+++ <0.1					+++ <0.1	+++		
アラクロール					+++ <0.001	++	+++ <0.001	+++ <0.001	
アルディカーブ	+++ <0.001				+++ <0.001	+++ <0.001		+++ <0.001	
アルドリノ/ ディルドリノ			++		+++ <0.00002	+++ <0.00002		+++ <0.00002	
アトラジン			+		+++ <0.0001	++	+++ <0.0001	+++ <0.0001	
カルボフラン	+				+++ <0.001			+++ <0.001	
クオルデン					+++ <0.0001	+++ <0.0001			
クロロトルロン					+++ <0.0001	+++ <0.0001			
シアナジン					+++ <0.0001	+		+++ <0.0001	
2,4-ジクロロフ ェノキシ酢酸 (2,4-D)			+		+++ <0.001	+++ <0.001			
1,2-ジブロモ-3- クロロプロパン		++ <0.001			++ <0.0001				
1,2-ジブロモエ タン		+++ <0.0001			+++ <0.0001				
1,2-ジクロロプ ロパン(1,2-DCP)					+++ <0.001	+		+++ <0.001	
ジメトエート	+++ <0.001				++	++			
エンドリン				+	+++ <0.0002				
イソプロツロン	++				+++ <0.0001	+++ <0.0001	+++ <0.0001	+++ <0.0001	
リンデン					+++ <0.0001	++			
MCPA					+++ <0.0001	+++ <0.0001			
メコプロップ					+++ <0.0001	+++ <0.0001			
メトキシクロー ル			++		+++ <0.0001	+++ <0.0001			
メトラクロル					+++ <0.0001	++			

(1/2)

表 8.14 ガイドライン値が設定されている農業活動に由来する化学物質の処理による達成度<sup>a,b</sup>

	塩素処理	エアストリッピング	凝集	イオン交換	活性炭	オゾン処理	促進酸化	膜	生物処理
シマジン	+				+++ <0.0001	++	+++ <0.0001	+++ <0.0001	
2,4,5-T			++		+++ <0.001	+			
テルブチラジン(TBA)			+		+++ <0.0001	++			
トリフルラリン					+++ <0.0001			+++ <0.0001	

a 記号は次のとおり

+: 限られた除去率    ++: 50%以上の除去率    +++: 80%以上の除去率

b この表では、処理データがある化学物質のみを記載している。ブランクは、その処理プロセスが全く効果がない、または、その処理プロセスの効果に関するデータがないことを示している。最も効果的なプロセスに関しては、その化学物質の達成可能濃度を mg/L の単位で示している。

表 8.15 公衆衛生上の目的から水に使用される農薬でガイドライン値が設定されているものの処理による達成度<sup>a,b</sup>

	塩素処理	凝集	活性炭	オゾン処理	促進酸化	膜
DDT およびその代謝物	+	+++ <0.0001	+++ <0.0001		+++ <0.0001	+++ <0.0001
ピリプロキシフェン			+++ <0.001			

a 記号は次のとおり

+: 限られた除去率    +++: 80%以上の除去率

b この表では、処理データがある化学物質のみを記載している。ブランクは、その処理プロセスが全く効果がない、または、その処理プロセスの効果に関するデータがないことを示している。最も効果的なプロセスに関しては、その化学物質の達成可能濃度を mg/L の単位で示している。

表 8.16 シアノバクテリア細胞およびガイドライン値が設定されているシアノトキシンの処理による達成度<sup>a,b,c</sup>

	塩素処理	凝集	活性炭	オゾン処理	促進酸化	膜
シアノバクテリア細胞		+++				+++
シアノトキシン	+++		+++	+++	+++	

a 塩素処理またはオゾン処理を行うと、シアノトキシンが放出されることがある。

b +++: 80%以上の除去率

c この表では、処理データがある化学物質のみを記載している。ブランクは、その処理プロセスが全く効果がない、または、その処理プロセスの効果に関するデータがないことを示している。

- 望ましい水質目標を達成するために一連の単位プロセス(例えば、凝集、沈澱、ろ過、GAC、塩素処理など)を組み合わせ使用することが通例となっている。これらの個々の単位プロセスは、化学物質の除去に寄与する。特定の化学物質を除去するために複数のプロセスを組み合わせ(例えば、オゾン処理 + GACなど)使用すると、技術的かつ経済的に有利な場合がある。
- 処理プロセスの効果は、実際の原水を使用した室内試験やパイロットプラント試験を活用して評価するべきである。これらの試験は、汚染物質濃度およびプロセス処理性能の季節その他時間による変動を明らかにするために、十分な期間をかけて実施するべきである。

#### 8.4.2 塩素処理

塩素処理は、液化塩素ガス、次亜塩素酸ナトリウム溶液、または、次亜塩素酸カルシウム粒(さらし粉)、および、現場塩素生成装置を使って行うことができる。液化塩素ガスは加圧容器で供給される。塩素ガスはポンペから供給され、ガス流量の制御と測定を合わせて行う塩素注入機で水に注入される。次亜塩素酸ナトリウム溶液は、容積移送式ポンプまたは自然流下方式で注入される。次亜塩素酸カルシウムは、まず水に溶解してから処理対象水と混合される。液化塩素ガス、次亜塩素酸ナトリウムまたは次亜塩素酸カルシウムいずれの形態の塩素も、水に溶けると次亜塩素酸( $\text{HOCl}$ )と次亜塩素酸イオン( $\text{OCl}^-$ )が生成される。

不連続点塩素処理、微量塩素処理、過剰塩素処理/脱塩素処理など、塩素処理には様々な技術がある。不連続点塩素処理は、水中のすべてのアンモニア態窒素を速やかに酸化し、塩素注入点から使用点までの再感染を防ぐために、適切な遊離残留塩素を残すのに十分な塩素を注入する方法である。過剰塩素処理/脱塩素処理は、迅速な消毒と化学反応のために大量の塩素注入を行ったあとで、余分な遊離残留塩素を除去するものである。余剰の塩素を除去することは、味の問題を起こさないために重要である。この方法は主に微生物負荷に変動がある場合、または、槽内の滞留時間が十分でない場合に用いられる。微量塩素処理は水質が良い場合に用いられるもので、望ましい遊離残留塩素濃度にするために塩素注入する方法である。この場合、塩素の要求量は非常に低く、不連続点は認められないかも知れない。

塩素処理は、本来、微生物の消毒のために行われる。しかし、塩素は酸化剤としての役割も果たし、一部の化学物質を除去したり、除去の助けをしたりする。例えば、アルディカーブなど酸化されやすい農薬の分解や、溶解性物質(例えば、マンガン(II)など)の酸化によるろ過で除去し得る非溶解性物質の生成および溶解性物質の酸化によるより除去されやすい形態への変換(例えば、亜ヒ酸からヒ酸へなど)がそれである。

塩素の短所は、天然有機物と反応してトリハロメタン(THM)その他のハロゲン化消毒副生成物(DBP)を生成することである。しかし、処理システムの最適化により副生成物の生成は制御できる。

### 8.4.3 オゾン処理

オゾンは強力な酸化剤であり、有機化学物質の酸化など多くの用途で浄水処理に使用される。オゾンは一次消毒剤として使うことができる。オゾンガス(O<sub>3</sub>)は、乾燥空気や酸素を高電圧場に通すことにより生成される。その結果得られるオゾン化空気が、迂流式接触槽の底部に設置した多孔散気装置から直接水に注入される。接触槽は標準で深さ約5m、接触時間10～20分である。オゾンの吸収効率として少なくとも80%は確保されるべきであり、排ガス中の残留オゾンは、オゾン分解装置を通じて大気に放出される。

オゾン処理の性能は、一定の接触時間のあとに目標濃度を達成することができるかどうかによって決まる。酸化されやすい二・三の農薬など有機化学物質の酸化については、接触時間20分での残留オゾン濃度約0.5mg/Lという条件が一般的である。この条件を満たすためのオゾン注入率は水の種類により異なるが、標準的には2～5mg/Lの範囲である。未処理の水の場合には天然有機物によるオゾン要求量があるので、より高い注入率が必要である。

オゾンは、天然有機物と反応して、同化性有機炭素として測定されるその生分解性を増加させる。配水過程で好ましくない微生物が増殖しないようにするため、オゾン処理のあとに、通常、生分解性有機物を除去するためのろ過またはGACなどによる処理が行われ、さらにその後、残留消毒剤を残すために残留塩素が添加される。オゾンは、多種類の農薬およびその他の有機化学物質の分解に効果的である。

### 8.4.4 その他の消毒プロセス

その他の消毒方法として、クロラミン処理、二酸化塩素処理、紫外線(UV)照射および促進酸化プロセスが上げられる。

クロラミン(モノクロラミン、ジクロラミン、および、「トリクロラミン」または三塩化窒素)は、水中の塩素とアンモニアとの反応によって生成される。モノクロラミンはクロラミン消毒剤として唯一有効であり、クロラミン処理ではモノクロラミンだけが生成されるような条件で設計される。モノクロラミンは遊離塩素に比べて消毒効果が低い、持続性があることから、配水システムでの安定した残留性保持のための魅力的な二次消毒剤である。

二酸化塩素は飲料水の消毒に従来広く用いられてきたわけではないが、塩素消毒に伴うTHMの生成に対する懸念から、近年用いられるようになってきた。一般に、二酸化塩素は、その使用直前に、塩素ガスまたは塩素水を亜塩素酸ナトリウム溶液に添加して生成される。二酸化塩素は水中で分解されて、亜塩素酸イオンと塩素酸イオンが生成される。二酸化塩素は(遮光下で)臭化物イオンを酸化しないため、二酸化塩素処理ではブロモホルムや臭素酸イオンは生成されない。

浄水処理におけるUV照射の利用は、通常、小規模施設に限られてきた。低圧水銀ランプより放射されるUVは、波長180～320nmで殺菌力がある。UV照射は、原虫、細菌、バクテリオファール

ジ、酵母、ウイルス、菌類および藻類の不活化に用いることができる。濁度はUV消毒を妨害する。UV照射は、オゾンと併用することにより、酸化反応における強力な触媒として機能する。

ヒドロキシルラジカルの生成を目的とするプロセスは、総称的に促進酸化プロセスとして知られ、オゾン単独など他の方法では処理が困難な化学物質の分解に効果的である。化学物質は、オゾン分子またはヒドロキシルラジカル( $\text{HO}\cdot$ )のいずれかと直接反応する。ヒドロキシルラジカルは水中におけるオゾンの分解生成物で、幅広い有機化学物質と容易に反応する、極めて強力で選択性のない酸化剤である。ヒドロキシルラジカルの生成は高pHでオゾンを用いることによって促進される。オゾンと過酸化水素を用いる促進酸化プロセスでは、オゾン注入率 $1\text{mg/L}$ に対して過酸化水素約 $0.4\text{mg/L}$ (ヒドロキシルラジカル生成のための最適理論値)と重炭酸塩をオゾンと同時に注入する。

#### 8.4.5 ろ過

懸濁物質は、重力式急速砂ろ過池、水平流式砂ろ過池、圧力式砂ろ過池または緩速砂ろ過池によって、原水から除去することができる。緩速砂ろ過は基本的に生物学的プロセスであるのに対し、他は物理学的処理プロセスである。

重力式急速ろ過池、水平流式ろ過池および圧力式ろ過池では、前処理なしで原水を直接ろ過することができる。重力式急速ろ過池と圧力式ろ過池は、凝集沈澱により前処理された水のろ過に広く用いられる。その他のプロセスとしては直接ろ過があり、これは凝集剤を注入し、その水を直接ろ過池へ通して、(汚染物質を取り込んだ)析出フロックを除去するものである。直接ろ過の適用は、ろ過池の濁質抑留容量による制約を受ける。

##### 重力式急速ろ過池

重力式急速砂ろ過池は、一般に、珪砂(粒径 $0.5\sim 1.0\text{mm}$ )を層厚 $0.6\sim 2.0\text{m}$ で充填した開放型の矩形水槽(一般に $>100\text{m}^2$ )である。水は下向きに流れ、濁質はろ層の上部に蓄積される。ろ過速度は一般に $4\sim 20\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ の範囲である。処理水はろ床のノズルを通して集水される。蓄積した濁質は処理水を用いた逆流洗浄によって定期的に除去され、このとき場合によっては先行して空気による砂の洗浄が行われる。この結果、処分を必要とする低濃度のスラッジが発生する。

単層砂ろ過池に加え、二層ろ過池または多層ろ過池も用いられる。これらのろ過池は様々な材で構成され、水がろ過池を通過するにつれて粗いものから細かいものへと移行する構成となっている。逆流洗浄後に各層の分離を維持するため、適切な密度を持つ材料が使用される。二層ろ過池の代表例はアンスラサイト(無煙炭) - 砂ろ過池であり、標準的には珪砂層 $0.6\text{m}$ の上に粒径 $1.5\text{mm}$ のアンスラサイトを $0.2\text{m}$ の層厚で敷き詰める。多層ろ過池ではアンスラサイト、砂およびガーネットが用いられる。二層ろ過池および多層ろ過池の利点は、全層にわたってより効率的に濁質を抑留できる点にあり、損失水頭を単層ろ過池の半分に抑えることができるので、損失水頭



を上昇させることなくろ過速度を高速化することが可能となる。

重力式急速ろ過池は、凝集処理水からフロックを除去するのに用いられる(8.4.7参照)。このほか、原水から濁質(吸着された化学物質を含む)や酸化状態の鉄およびマンガンを除去するのにも用いられる。

#### 粗ろ過池

粗ろ過池は、緩速ろ過池など他のプロセスの前段で前ろ過池として適用される。粗い砂利や碎石をろ材とする粗ろ過池は、高濁度水(>50NTU)を効率良く処理することができる。粗ろ過の主な利点は、水がろ過池を通過する間に、粒子がろ過および重力沈降の両方によって除去される点にある。水平ろ過池の長さは10mまで可能であり、ろ過速度は $0.3 \sim 1.0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ で運転される。

#### 圧力式ろ過池

圧力式ろ過池は、揚水の必要性を解消するため水頭を確保する必要がある場合に用いられることがある。ろ層は円筒形の容器に格納される。処理能力 $15 \text{ m}^3/\text{h}$ 程度までの小型圧力式ろ過池は、ガラス強化プラスチックで製造することができる。直径4mまでの大型圧力式ろ過池は特殊塗装鋼材で製造される。運転と処理性能は重力式急速ろ過池とほぼ同じであり、逆流洗浄と低濃度スラッジの処分のために同様の設備が必要となる。

#### 緩速ろ過池

緩速ろ過池は、一般に、砂(有効径 $0.15 \sim 0.3 \text{ mm}$ )を層厚 $0.5 \sim 1.5 \text{ m}$ に充填した水槽である。原水は下向きに流れ、濁質や微生物は主に砂層の上部数センチメートルのところでは除去される。「シュムッツデッケ(Schmutzdecke)」として知られる生物層がろ過池表面に形成され、微生物の除去に有効に作用する。処理水はろ過池下部の暗渠または配管で集水される。蓄積した濁質を含む砂層上部数センチメートルの砂は定期的にかきとられ、補砂される。緩速ろ過池は $0.1 \sim 0.3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ のろ過速度で運転される。

緩速ろ過池は、低濁度水や前ろ過処理水に対してのみ適している。緩速ろ過池は、藻類や原虫などの微生物の除去のほか、マイクロストレーナー処理または粗ろ過による前処理と組み合わせ、濁質(吸着された化学物質を含む)の除去に用いられる。緩速ろ過は、ある種の農薬など有機物やアンモニアの除去に効果的である。

### 8.4.6 曝気

曝気プロセスは、エアストリッピングによるガスおよび揮発性化合物の除去を目的として設計される。酸素の輸送は、一般に複雑な装置を用いず、簡単なカスケードまたは水中への散気により行われる。しかし、ガスまたは揮発性化合物の揮散には、液相から気相への高効率の物質移動

を可能とする特別な処理施設が必要である。

酸素の輸送に関しては、効率的な物質移動を達成するため、水が薄膜内を流れるようにエアレーター型曝気装置が設計される。カスケード型曝気は著しい圧力損失を引き起こすことがあり、処理負荷 $10 \sim 30 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ の場合には、設計上 $1 \sim 3 \text{ m}$ の水頭が必要となる。これに代えて、水中の多孔管を通して圧縮空気を散気することもできる。これらの種類の曝気装置は鉄とマンガンを酸化および析出させる目的で用いられる。

エアストリップングは、揮発性有機物(例えば、溶剤など)、ある種の異臭味原因物質およびラドンの除去に用いられる。エアストリップングのための曝気プロセスは、空気と水との必要な接触を図るため、よりずっと手の込んだものにする必要がある。最も一般的な技術はカスケード型曝気であり、通常、空気が向流で吹き込まれ、プラスチック製充填材表面の薄膜内を水が流れる充填塔内で行われる。必要な塔の高さと直径は、除去対象化合物の揮発性と濃度および流量によって決まる。

#### 8.4.7 薬品凝集

薬品凝集に基づく処理は、表流水処理のための最も一般的な方法であり、ほとんどの場合以下の単位プロセスに基づいている。

凝集薬品は、通常、アルミニウム塩または鉄塩であり、制御された条件のもとで原水に注入されて固形フロック状の金属水酸化物が形成される。標準的な凝集剤注入率は、アルミニウムとして $2 \sim 5 \text{ mg/L}$ 、鉄として $4 \sim 10 \text{ mg/L}$ である。荷電中和、吸着および捕捉機構によって、析出フロックとともに懸濁態および溶解態の汚染物質が除去される。凝集プロセスの効率は、原水水質、用いられる凝集剤または凝集補助剤、並びに、攪拌条件、凝集剤注入率およびpHなどの操作因子によって決まる。生成フロックは、沈澱、浮上分離、重力式急速ろ過または圧力式ろ過など、後段の固液分離プロセスによって処理水から除去される。

凝集プロセスの効率的な運転は、最適な凝集剤注入率とpHに依存する。必要注入率とpHは、しばしば「ジャーテスト」という用語で呼ばれる小規模バッチ式凝集試験により決定される。凝集剤注入率を段階的に変えて原水試料に添加し、これを攪拌してから沈降させる。色度および濁度を十分に除去し得た注入率が、最適注入率として選択される。最適pHも同様の方法で選択される。これらの試験は、原水水質とその凝集剤要求量の変動に対応できるよう、十分な頻度で行う必要がある。

凝集においては、一部の疎水性農薬などの有機化学物質を吸着する目的で、粉末活性炭(PAC)を注入することがある。PACは生成フロックの一部として除去され、浄水スラッジとともに処分される。

生成フロックは、次の重力式急速ろ過池への固形物負荷を減らすため、沈澱によって除去されることもある。沈澱は一般に横流式またはフロックブランケット型沈澱池を用いて行われる。あるいは

は、フロックが溶解空気浮上によって除去されることもあり、その場合にはフロックに微細気泡が付着して槽の表層まで浮上し、これがスラッジ層として定期的に除去される。いずれのプロセスの場合も、処理水は重力式急速ろ過池(8.4.5参照)に送られ、そこで残留固形物が除去される。ろ過水は、供給前の最終的な消毒に先立ち追加的な酸化およびろ過(マンガン除去のため)、オゾン処理やGAC吸着(農薬や他の微量有機物除去のため)など、さらなる処理段階へ送られることもある。

凝集は、ある種の重金属やある種の有機塩素系農薬など、難溶解性有機化学物質の除去に適している。他の有機化学物質に対しては、その化学物質がフミン質と結合しているか微粒子に吸着されている場合を除いて、凝集は概して効果がない。

#### 8.4.8 活性炭吸着

活性炭は、通常は、木材、石炭、ヤシ殻または泥炭など、炭素質の物質に制御条件下で熱処理を施すことによって製造される。この賦活によって、大きな表面積(500~1500m<sup>2</sup>/g)を持ち、有機化合物との親和性が高い多孔質の材料が生産される。通常、粉末(PAC)または粒状(GAC)のいずれかの形態で用いられる。炭が吸着飽和に達すると、制御条件下で有機物質を燃焼させることによって再生することができる。しかし、一般にPAC(および一部のGAC)は1回のみで使用で処分される。様々な種類の活性炭は、汚染物質の種類に応じてそれぞれ異なる親和性を示す。

PACとGACのどちらを選ぶかは、必要とされる使用頻度と注入率によって決まる。PACは、一般に、汚染が季節的または断続的である場合、または、注入率が低い場合に選ばれる。

PACはスラリーとして水に投入され、次の処理で浄水スラッジとともに除去される。したがって、PACの適用は、ろ過池のある表流水の浄水場に限定される。固定層吸着槽式GACはPAC投入に比べ極めて効率的であり、同じ除去率を達成するために必要な単位処理水量当たりの有効使用量は、PACの注入量に比べてはるかに少い。

GACは異臭味の制御に用いられる。通常は固定層として用いられ、化学物質の吸着槽が新たに造られるか、あるいは、既存ろ過池の砂が同程度の粒径のGACと交換される。ほとんどの浄水場では、別の吸着槽を造るより既存ろ過池を転換する方が安価であるが、既存ろ過池を使用する場合、一般に短い接触時間しか確保できない。したがって、重力式急速ろ過と最終消毒の間に、新たにGAC吸着槽を導入する(先行してオゾン処理を行う場合もある)ことが通例である。地下水を水源とする場合には、ろ過池がほとんどないため、独立した吸着槽を設置する必要があるであろう。

GAC層の耐用年数は、使用する炭の吸着能と、流量によって制御される水と炭の接触時間すなわち空筒接触時間(EBCT)に左右される。EBCTは通常5~30分の範囲である。特定の有機化合物に対する吸着能はGACによって著しく異なり、このことがその耐用年数に大きな影響を及ぼす。吸着能は、吸着等温線の公表データによって知ることができる。炭の吸着能は水源に大きく

影響され、バックグラウンド有機化合物の存在によって大幅に低下する。活性炭への吸着に影響を及ぼす化学物質の特性として、水溶解度、オクタノール/水分配比( $\log K_{ow}$ )が上げられる。一般的傾向として、水溶解度が低く $\log K_{ow}$ が高い化学物質はよく吸着される。

活性炭は、農薬その他の有機化学物質、異臭味物質、シアノバクテリア毒素および全有機炭素の除去に用いられる。

#### 8.4.9 イオン交換

イオン交換は、液相と固体樹脂相との間で同様な電荷のイオンを交換するプロセスである。水の軟化処理は陽イオンの交換によって行われる。水は陽イオン樹脂層を通過し、水中のカルシウムイオンとマグネシウムイオンがナトリウムイオンと置換される。イオン交換樹脂が飽和に達する(すなわち、ナトリウムイオンが消費され尽くす)と、塩化ナトリウム溶液を用いて再生する。「脱アルカリ処理」プロセスによってもまた水を軟化することができる。水が弱酸性樹脂層を通過し、カルシウムイオンとマグネシウムイオンが水素イオンと置換される。水素イオンは炭酸イオンおよび重炭酸イオンと反応して、二酸化炭素が生成される。水の硬度は、このようにして、ナトリウム濃度の上昇を伴うことなく低下する。陰イオンの交換によって硝酸イオンなどの汚染物質を除去することが可能で、このとき硝酸イオンは塩化物イオンと置換される。この目的のために硝酸イオン専用樹脂がある。

イオン交換処理施設は、通常、適切なポンプ、配管および再生用付帯設備を具えた圧力容器に格納される2つ以上の樹脂層で構成される。圧力容器は一般に直径が4m以下で、層厚0.6～1.5mの樹脂が格納される。

陽イオン交換はある種の重金属の除去に用いられる。陰イオン樹脂の用途としては、硝酸イオンの除去のほかに、ヒ素やセレンの除去がある。

#### 8.4.10 膜プロセス

浄水処理において最も重要な意味を持つ膜プロセスは、逆浸透、限外ろ過、精密ろ過およびナノろ過である。これらのプロセスは、従来、工業用水や製薬用水の生産に適用されてきたが、現在では飲料水の処理に用いられている。

##### 高圧プロセス

2種類の溶液が半透膜(すなわち、溶媒は通すが溶質は通さない膜)によって隔てられている場合、溶媒は低濃度の溶液から高濃度の溶液へ自然に移動する。このプロセスは浸透として知られている。しかし、高濃度溶液側の圧力を増すことにより、溶媒を高濃度溶液側から低濃度溶液側へ強制的に逆流させることが可能である。このときに必要な差圧は浸透圧として知られ、このプロセスは逆浸透として知られている。

逆浸透によって、処理水と比較的高濃度の排水が発生する。標準的な操作圧力は、適用条件に依存するが15～50barの範囲である。逆浸透では、一価のイオンと分子量が約50以上(膜孔径は0.002 $\mu\text{m}$ 以下)の有機物が阻止される。逆浸透の最も一般的な用途は、鹹水や海水の淡水化である。

ナノろ過では、逆浸透膜と限外ろ過膜の中間の特性を持つ膜が用いられ、その孔径は一般に0.001～0.01 $\mu\text{m}$ である。ナノろ過膜は、ナトリウムやカリウムなど一価のイオンは通すが、カルシウムやマグネシウムなど二価のイオンの大部分や、分子量が200以上の有機物分子は阻止される。操作圧力は一般に5bar程度である。ナノろ過は、色度や有機化合物の除去に有効であろう。

### 低圧プロセス

限外ろ過の原理は逆浸透と同様であるが、膜の孔径がはるかに大きく(一般に0.002～0.03 $\mu\text{m}$ )、より低い圧力で運転される。限外ろ過膜では分子量が約800以上の有機物分子が阻止され、その操作圧力は通常5bar以下である。

精密ろ過は、従来のろ過をサブミクロンの範囲にまでそのまま上げたものである。精密ろ過膜は一般に0.01～12 $\mu\text{m}$ の範囲の孔径を有し、分子が分離されることはないが、1～2barの操作圧力でコロイド物質や懸濁物質が阻止される。精密ろ過では、0.05 $\mu\text{m}$ 以上の粒子をふるい分けることができる。精密ろ過は、溶解性有機炭素の除去や透過流束の向上を目的として、凝集やPACと組み合わせて用いられてきている。

#### 8.4.11 その他の処理プロセス

特定の用途に利用できるその他の処理プロセスには、次のようなものが上げられる。

- 凝析軟化処理(高pH下で硬度成分を析出させるため、石灰、石灰と炭酸ナトリウム、または、水酸化ナトリウムを添加)
- 表流水から硝酸イオンを除去するための生物学的脱窒素処理
- 表流水からアンモニアを除去するための生物学的硝化処理
- フッ素やヒ素の除去など、特殊な用途のための活性アルミナ(またはその他の吸着剤)処理

#### 8.4.12 消毒副生成物 - プロセス制御手段

すべての化学消毒剤は、健康影響が懸念される無機・有機消毒副生成物(DBP)を生成させる。

塩素処理で、フミン質などの自然由来有機前駆物質の塩素化によって生成される主なDBPは、トリハロメタン(THM)、塩素化酢酸、塩素化ケトンおよびハロアセトニトリルである。モノクロラミンの場合は、塩素と比較すると生

DBP 濃度を制御するに際しては、消毒効果が損なわれないこと、および、配水システム全体を通して適切な残留消毒剤濃度が維持されることが、この上なく重要である。

成THM濃度は低い、塩化シアンなど他のDBPが生成される。

オゾン処理によって、臭化物イオンが酸化されて次亜ハロゲン酸となり、これが前駆物質と反応して臭素化THMが生成される。アルデヒドやカルボン酸など他のDBPが生成されることもある。臭化物イオンの酸化によって生成される臭素酸イオンが特に懸念されている。臭素酸イオンは次亜塩素酸溶液中などにも存在することがあるが、一般にその濃度は、処理水中での濃度がガイドライン値に達しない程度の濃度である。

二酸化塩素を用いた場合の主な副生成物は、その避けられない分解生成物である亜塩素酸イオンと塩素酸イオンである。塩素酸イオンは、次亜塩素酸の劣化によっても生成される。

DBP濃度を低減するために適用される主な方法は次のとおりである。

- プロセス条件の変更(注入前の前駆化合物の除去を含む)
- その原水で副生成物の生成量がより少ない別の化学消毒剤の使用
- 非化学消毒の利用
- 配水前のDBP除去

#### プロセス条件の変更

塩素処理によるTHMの生成量は、例えば凝集処理の導入や強化(従来適用されているより高い凝集剤注入率や低い凝集pHの採用)など、塩素と接触する前に前駆物質を除去することによって低減できる。DBPの生成量は、塩素注入率を下げることも低減できるが、その場合、消毒効果は確保しておかなければならない。

塩素処理時のpH値は、塩素化副生成物の構成に影響を与える。pHが低いと、THM濃度は低くなるが、代わりにハロ酢酸の生成量が増加する。逆にpHが高いと、ハロ酢酸の生成量は減少するが、THMの生成量が増加する。

オゾン処理による臭素酸イオンの生成量は、臭化物イオンとオゾンの濃度、pHなど、いくつかの要因による影響を受ける。原水から臭化物イオンを除去することは現実的ではないし、また、条件によってはGACろ過が臭素酸イオンの除去に効果的であるという報告もあるが、一旦生成した臭素酸イオンを除去することは困難である。臭素酸イオンの生成量は、オゾン注入率の低減、接触時間の短縮、残留オゾン濃度の低減によって最小化できる。低pH(例えば、pH 6.5など)で運転し、オゾン処理後にpHを上げることで臭素酸イオンの生成は抑制でき、また、アンモニアの添加も効果がある。過酸化水素の添加は、臭素酸イオンの生成量を増加させる場合と減少させる場合がある。

#### 消毒剤の変更

DBPのガイドライン値の達成は、消毒剤を変更することによっても可能である。これがどの程度まで可能かは、原水水質と既存の処理(例えば、前駆物質除去のための処理など)による。

配水システム内でのTHMの生成や増加を抑制するためには、少なくとも配水過程で残留消毒剤が保持されることを目的として加える塩素を、モノクロラミンに変えることが効果的な場合がある。モノクロラミンは、配水過程でより安定して残留するが、消毒効果は低く、一次消毒剤としては使うべきでない。

二酸化塩素には残留性はないが、塩素およびオゾンによる消毒のいずれもの代替として考えることができる。二酸化塩素で主に懸念されるのは、二酸化塩素と、副生成物の亜塩素酸イオンおよび塩素酸イオンの残留濃度である。これには、二酸化塩素の注入率を浄水場で制御することによって対応できる。

### 非化学消毒

紫外線照射や膜プロセスは、化学消毒の代替として考えられる。いずれの方法も消毒の残留効果がないので、配水過程で防腐剤の働きをする塩素やモノクロラミンなど、持続性のある消毒剤を少量注入することが適切であると考えられる。

## 8.4.13 腐食制御のための処理

### 概論

腐食は、飲料水の処理および供給システム、水槽、管、弁、並びに、ポンプに用いられる材料の部分的な溶解である。腐食は、構造的な欠陥、漏水、能力の低下および化学的・微生物的な水質の悪化を引き起こす恐れがある。管や継手などの内面腐食は、鉛、銅などの水中成分の濃度に直接影響する場合がある。したがって、腐食制御は、飲料水供給システムの安全管理においては重要な観点である。

腐食制御には、pHのほか、カルシウム、重炭酸イオン、炭酸イオンおよび溶存酸素の濃度など、多くのパラメータが関係する。その詳細な必要条件は、水質や配水システムに使用されている材料によって異なる。pHによって、腐食反応に関係するほとんどの金属種の溶解度と反応速度が制御される。特に金属表面における保護被膜の形成との関係が重要である。金属によっては、アルカリ度(炭酸および重炭酸)やカルシウム(硬度)も腐食速度に影響を与える。

### 鉄

鉄は配水システムで多用されており、その腐食が懸念される。鉄の腐食により構造物に欠陥が生じることはまれであるが、鉄管の過度の腐食によって水質問題(例えば、「赤水」など)が生じる。鉄の腐食は複雑なプロセスであり、通常、鉄は溶存酸素によって酸化され、最終的に鉄(III)が生成される。これによって、管表面に錆こぶが形成される。この析出物が保護スケールを形成するかどうかを決める主な水質要因は、pHとアルカリ度である。カルシウム、塩化物イオンおよび硫酸イ

オンの濃度も、鉄の腐食に影響を及ぼす。鉄の腐食制御は、pHを6.8～7.3の範囲に調整し、硬度とアルカリ度を少なくとも40mg/L(炭酸カルシウムとして)とし、4～10mg/Lの炭酸カルシウムで過飽和状態とし、 $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$ に対するアルカリ度の比を少なくとも5(両者を炭酸カルシウムとして表わした場合)に調整することによって可能である。

ケイ酸塩とポリリン酸塩は「腐食防止剤」と呼ばれることが多いが、配水システムにおいて腐食を抑制するという保証はない。しかし、これらは溶存鉄(鉄(II)の状態)と錯体を形成し、目に見える赤「さび」としてのその析出を防止することができる。これらの化合物は、腐食を防止すると言うよりも、腐食の影響を隠す(マスキングする)作用がある。オルトリン酸塩も腐食防止剤であり、ポリリン酸塩と同様に「赤水」を防止するために使用される。

## 鉛

鉛の腐食(鉛溶出)は特に懸念されている。今でも国によっては古い家屋で鉛管がよく使われており、鉛はんだが銅管の接続に広く使用されている。鉛の溶解度は、管内堆積物としての炭酸鉛の生成に支配される。可能な限り、鉛管は取り替えるべきである。

pHが8以下に低下すると平衡炭酸イオン濃度が大きく低下するため、鉛の溶解度は著しく上昇する。このように鉛の溶出は低pHや低アルカリ度で最大化する傾向があり、管の取り替えまでの暫定的な制御手段としては、塩素処理後のpHを8～8.5に上げ、場合によってはオルトリン酸塩を注入することが有効である。

鉛は、銅との接合によってさらに速く腐食が進む。このような電気腐食の速度は単純な酸化腐食よりも速く、鉛濃度は腐食生成物の溶解度による制限を受けない。電気腐食の速度は、基本的に塩化物イオン濃度の影響を受ける。電気腐食の制御は比較的難しいが、オルトリン酸亜鉛を注入するか、pHを調整することによって抑制することができる。

鉛溶出を抑制するための処理では、通常、pH調整が行われる。水の硬度が非常に低い場合(炭酸カルシウムとして50mg/L以下)、最適pHは8.0～8.5である。あるいは、特に非酸性水中で鉛の溶出が起こる場合には、オルトリン酸またはオルトリン酸ナトリウムの注入がより効果的なことがある。

## 銅

銅管や給湯器の腐食は、青水、風呂場の接合部品の青色や緑色のしみ、および、場合によっては味の問題の原因となる。銅管は、一般腐食、衝撃腐食および孔食を受けやすい。

一般腐食は、大抵の場合、pH6.5以下の酸性の軟水と関係しており、硬度が炭酸カルシウムとして60mg/L以下の場合には、銅に対する侵食性が非常に高い。銅は、亜鉛と同様に、腐食生成物としての塩基性炭酸銅の溶解によって水中にもたらされる。その溶解度は主にpHと全無機炭素の関数である。溶解度は、pHの上昇によって減少するが、炭酸種濃度の上昇によって増加す



る。pHを8.0～8.5に上げることが、これらの問題を解決する常とう手段である。

衝撃腐食は、過度の流速によるもので、高温、低pHの軟水では一層悪化する。

銅の孔食は、一般に、二酸化炭素濃度が5mg/L以上で高い溶存酸素濃度の、高硬度の地下水の場合に認められる。有機着色表流水も、孔食に関係している場合がある。銅管は、ごく局所的な侵食によってできるわずかな金属損失穴のために、使用できなくなることがある。2つの主なタイプの孔食が知られている。タイプIの孔食は、冷水(40以下)システムに影響を及ぼすもので、硬度の高い井戸水と、製造プロセスでできた管の穴にある炭素膜の存在に関係がある。洗浄によって炭素が除去された管では、タイプIの孔食は起こらない。タイプIIの孔食は、温水(60以上)システムで起こるもので、軟水に関係している。一般腐食と孔食の問題の多くは、保護効果を有する酸化層がまだ形成されていない新管で発生している。

### 黄銅

黄銅の腐食の主な問題は、脱亜鉛である。脱亜鉛は黄銅からの亜鉛の選択的溶出で、機械的強度が低い多孔質の銅があとに残る。メレンゲ状の脱亜鉛が生じると、黄銅の表面に塩基性炭酸亜鉛の腐食生成物が多量に生成されるが、これはアルカリ度に対する塩化物イオンの比率に大きく左右される。メレンゲ状の脱亜鉛は、銅に対する亜鉛の比率を低く(1:3以下)保ち、pHを8.3以下に保つことによって制御することができる。

黄銅の一般的な溶解も起こり、鉛を含む金属が水中に放出される。衝撃腐食は、保護効果を有する腐食生成物層の形成に乏しく、多量の溶解空気または混入空気を含む高流速条件下で起こる。

### 亜鉛

水中における亜鉛の溶解度は、pHと全無機炭素濃度の関数であり、塩基性炭酸亜鉛の溶解度はpHおよび炭酸種の濃度の上昇に伴って減少する。低アルカリ度水では、pHを8.5まで上昇させることによって、亜鉛の溶解を十分に制御することができる。

亜鉛メッキ鉄では、初期には、選択的な腐食によって亜鉛層が鉄を保護する。長期的には、塩基性炭酸亜鉛の保護堆積物が生成される。保護堆積物は、アルカリ度が炭酸カルシウムとして50mg/L以下の軟水や、二酸化炭素濃度の高い(二酸化炭素として>25mg/L)水では生成されず、亜鉛メッキ鋼はこれらの水に適さない。亜鉛メッキ鋼の腐食は、銅管との接合によって促進される。

### ニッケル

ニッケルは、新しいニッケル/クロムメッキの給水栓からのニッケルの浸出によって生じる。ステンレス製の管や継手からも、微量であるが溶出する。ニッケルの浸出量は時間が経てば減少する。

他の材料の腐食制御のためにpHを上げると、ニッケルの浸出量も減少する。

### コンクリートとセメント

コンクリートは、セメント結合材に不活性骨材が混ぜ込まれた複合材料である。セメントは、主成分としてのケイ酸カルシウムとアルミン酸カルシウムのほか、遊離の石灰を含む混合物である。セメントモルタルは、細砂を骨材とし、鉄管および鋼管の防護ライニングに使用される。石綿セメント管の骨材はアスベスト繊維である。セメントは、石灰その他の溶解性化合物の溶解、または、塩化物イオンや硫酸イオンなど侵食性の高いイオンによる化学腐食によって、腐食性を持つ水に長時間曝露されると劣化し、その結果構造に欠陥が生じることがある。セメントは水中に浸出し得る多様な金属を含む。セメントに対する腐食性は「腐食性指数」と関係しており、特にコンクリートの溶出の可能性を評価するためにこの指数が用いられる。セメントの腐食を制御するためには、pHを8.5以上にすることが必要である。

### 腐食性の評価

水の腐食性の評価のために開発されているほとんどの指標は、炭酸カルシウムスケールを金属表面に堆積させる傾向がある水は腐食性が低いという仮定に基づいている。ランゲリア指数(LI)は水の実際のpHと「飽和pH」との差であり、「飽和pH」とは、同じアルカリ度およびカルシウム硬度の水が固体の炭酸カルシウムと平衡となるpHである。LIが正の水は、炭酸カルシウムスケールを堆積させる。

あらゆる材料に適用できる腐食指標はなく、腐食指標、特に炭酸カルシウムの飽和に関する指標は異なる結果をもたらす。炭酸カルシウムの飽和状態に関するパラメータは、厳密に言えば、炭酸カルシウム(カルサイト=方解石)スケールの堆積または溶解の傾向に関する指標で、水の「腐食性」の指標ではない。例えば、LIが負で腐食性のない水や、LIが正で腐食性のある水は多く存在する。それにもかかわらず、鉄管中にカルサイト保護「卵殻」スケールを付着させるという考えに基づく、腐食制御の飽和指標を使用した多くの事例が記録として残されている。一般に、高pH、高カルシウム濃度および高アルカリ度の水は腐食性が低く、このことがLIが正であることと関連付けられる傾向がある。

重炭酸イオン濃度に対する塩化物イオンと硫酸イオンの合計濃度の比(ラーソン比)は、鋳鉄管や鋼管に対する水の腐食性を評価する際に有用である。これと同様の手法として、ターナー線図が、黄銅継手からの亜鉛の溶出を評価する際に用いられる。

### 腐食制御のための浄水処理

配水管網での腐食を制御するために最もよく利用される方法は、pH調整、アルカリ度や硬度の増加、または、ポリリン酸塩、ケイ酸塩およびオルトリン酸塩などの腐食防止剤の添加である。品

質と最大注入率は、これらの浄水薬品の仕様に従うべきである。pH調整は重要な手法であるが、消毒など、水道技術の他の面における影響について常に配慮しなければならない。

すべてのパラメータについて望ましい値を達成することは、必ずしも可能ではない。例えば、硬水のpHはそれほど高くできないか、あるいはもしできて、軟水化が起こる。軟水に石灰および二酸化炭素を適用することによって、カルシウム濃度とアルカリ度の両方を、炭酸カルシウムとして少なくとも40mg/Lにまで増加させることができる。

## 8.5 個々の化学物質のガイドライン値(発生源別)

### 8.5.1 自然由来の化学物質

飲料水中の自然由来の化学物質には、多くの発生源がある。すべての自然水は、ある範囲の無機および有機化学物質を含んでいる。前者は、水が岩石や土壌を浸潤したり、あるいは、その上を流れたりすることに由来する。後者は、植物成分の分解、あるいは、水中や堆積物上で繁殖する藻類およびその他の微生物に由来する。ガイドライン値が導き出されている、または、その検討の対象となった自然由来の化学物質の大部分は無機化学物質である。唯一の有機化学物質は、シアノバクテリアまたは藍藻類によって産生される毒素ミクロキスティン-LRである。これについては8.5.6で述べる。

自然由来の化学物質に対するアプローチは、その特性や発生源により様々である。岩石や堆積物に由来する無機汚染物質に関して重要なのは、その水源が使用に適しているかどうか、または、その汚染物質を微生物学的汚染物質と併せて除去するために浄水処理する必要があるかどうかを判断するために、水源をスクリーニングすることである。多数の水源が利用可能な場合、汚染度の高い水を、汚染度のずっと低い水で希釈・混合することによって、望ましい結果が得られることがある。

最も重要な化学汚染物質(すなわち、飲料水を通じた曝露により健康に悪影響をもたらすことが証明されているもの)の多くは自然由来の化学物質に分類される。自然由来の化学物質の中には、他に主要な発生源を持つものがあり、そのため、これらについては本章の別の部分で述べる。

表8.17に示す化学物質については、表中に記した理由によりガイドライン値は設定されていない。これらの物質の概要については第12章で述べる。

表8.18に示す化学物質は、一定の基準を満たしており、ガイドライン値が設定されている。これらの物質の概要については第12章で述べる。

表 8.17 自然由来の化学物質でガイドライン値が設定されていないもの

化学物質	ガイドライン値が設定されていない理由	備考
塩化物イオン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある（第10章参照）
硬度	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある（第10章参照）
硫化水素	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある（第10章参照）
pH	飲料水の値は、毒性影響があり得る値よりずっと低い。	水質上の重要な運転パラメータ
ナトリウム	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある（第10章参照）
硫酸イオン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある（第10章参照）
溶解性物質（TDS）	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある（第10章参照）

表 8.18 自然由来の化学物質で飲料水において健康上重大なもののガイドライン値

化学物質	ガイドライン値 <sup>a</sup> (mg/L)	備考
ヒ素	0.01 (P)	
バリウム	0.7	
ホウ素	0.5 (T)	
クロム	0.05 (P)	総クロムとして
フッ素	1.5	国の基準を設定する際には、飲料水摂取量と他の曝露源からの摂取を考慮するべきである。
マンガン	0.4 (C)	
モリブデン	0.07	
セレン	0.01	
ウラン	0.015 (P, T)	ウランの化学物質としての観点のみに対して

- a. P=暫定ガイドライン値。危害因子としての根拠があるが、利用可能な健康影響情報が限られている。  
T=暫定ガイドライン値。算出されたガイドライン値が、実際の浄水処理方法や水源保護などによって達成できるレベル以下である。  
C=その物質の濃度が健康に基づくガイドライン値以下であっても、水の外観や臭味に影響があり、消費者による苦情がもたらされることがある。

### 8.5.2 産業発生源および市街地に由来する化学物質

産業発生源からの化学物質は、その化学物質を含む材料や製品の使用と廃棄に伴い、排水から直接的に、または、分散した発生源から間接的に飲料水に到達する。例えば地下水に到達するグリース除去剤などのように、その不適切な取り扱いや廃棄が汚染につながることもある。これらのうち一部の化学物質、特に無機物質は、自然汚染の結果であることもあるが、鉱業など、排水パターンに変化をもたらす産業活動の副産物であることもある。これらの化学物質の多くは、市街地の小規模な作業場で使用され、特に類似する業種の作業場が集団で立地する地区は、深刻な汚染源となることがある。石油は市街地で広く使用されており、その不適切な取り扱いや廃棄は、表流水および地下水の重大な汚染につながる。プラスチック管が使用されている場合、油が

浸潤した土の中に埋設されている管を通して、石油に含まれている低分子芳香族化合物が侵入し、地域の水供給の汚染を招くという事態が時々発生している。

一般の家庭用化学物質が廃棄された結果として、数多くの化学物質が水に到達する。特に多くの重金属類が家庭排水から検出されることがある。排水処理が行なわれているところでは、普通はこれらの重金属は汚泥に移行して分離されるであろう。産業用の用途のほか家庭用品の材料としても広く使用されている化学物質、例えばフタル酸ジ-2-エチルヘキシルなどは、環境中で広く検出されており、これらは、通常は低濃度であるが水源において検出されることがある。

産業発生源または市街地に由来して飲料水に到達する化学物質のうちいくつかは、他にも主要な発生源があるため、本章の別の箇所でも述べる。便所や腐敗槽が十分に設置されていない地域では、飲料水源の硝酸イオンによる汚染の恐れがある(8.5.3参照)。

産業活動や人の居住に由来する化学物質汚染の可能性を明らかにするためには、集水域における活動と、特定の汚染物質が水源に達するリスクについて評価する必要がある。これらの汚染物質に対処するための主要なアプローチは、優良作業の推奨による汚染防止である。しかし、汚染が現に認められている場合には、浄水処理の導入を検討することが必要であろう。

表8.19に示す化学物質については、飲料水中における存在もしくは存在の信憑性に関する文献レビューの結果、飲料水中に存在しないという証拠が示されているので、ガイドライン値の導出から除外されている。

表8.20に示す化学物質については、表に記した理由によりガイドライン値は設定されていない。これらの物質の概要については第12章で述べる。

表 8.19 産業発生源および市街地に由来する化学物質で、ガイドライン値の導出から除外されたもの

化学物質	除外された理由
ベリリウム	飲料水中での存在は考えられない。

表 8.20 産業発生源および市街地に由来する化学物質でガイドライン値が設定されていないもの

化学物質	ガイドライン値が設定されていない理由
1,3-ジクロロベンゼン	健康に基づくガイドライン値の導出に十分な毒性データがない。
1,1-ジクロロエタン	毒性と発がん性に関するデータベースが非常に限られている。
アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
ヘキサクロロベンゼン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
モノクロロベンゼン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低く、しかも、健康に基づく値は、報告されている臭味閾値の最小値よりはるかに高い。
トリクロロベンゼン (総量)	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低く、しかも、健康に基づく値は、報告されている臭味閾値の最小値よりはるかに高い。
1,1,1-トリクロロエタン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。

表8.21に示す化学物質は一定の基準を満たしており、ガイドライン値が設定されている。これらの物質の概要については第12章で述べる。

表 8.21 産業発生源および市街地に由来する化学物質で飲料水において健康上重大なものガイドライン値

無機物質	ガイドライン値 (mg/L)	備考
カドミウム	0.003	
シアンイオン	0.07	
水銀	0.001	総水銀（無機と有機の和）
有機物質	ガイドライン値 <sup>a</sup> ( $\mu\text{g/L}$ )	備考
ベンゼン	10 <sup>b</sup>	
四塩化炭素	4	
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	8	
1,2-ジクロロベンゼン	1000 (C)	
1,4-ジクロロベンゼン	300 (C)	
1,2-ジクロロエタン	30 <sup>b</sup>	
1,1-ジクロロエチレン	30	
1,2-ジクロロエチレン	50	
ジクロロメタン	20	
エチレンジアミン四酢酸 (EDTA)	600	遊離酸に適用
エチルベンゼン	300 (C)	
ヘキサクロロブタジエン	0.6	
ニトリロ三酢酸 (NTA)	200	
ペンタクロロフェノール	9 <sup>b</sup> (P)	
スチレン	20 (C)	
テトラクロロエチレン	40	
トルエン	700 (C)	
トリクロロエチレン	70 (P)	
キシレン	500 (C)	

- a. P=暫定ガイドライン値。危害因子としての証拠があるが、利用できる健康影響情報が限られている。  
C=その物質の濃度が健康に基づくガイドライン値以下であっても、水の外観や臭味に影響があり、消費者による苦情がもたらされることがある。
- b. 閾値のない物質についてのガイドライン値は、過剰生涯発がんリスク  $10^{-5}$ （その物質をガイドライン値と同じ濃度で含む飲料水を、70年間摂取し続けることにより、10万人に1人ががんになることを意味する）の上限に相当する飲料水中の濃度である。過剰生涯発がんリスク  $10^{-4}$ および  $10^{-6}$ の推定上限に相当する濃度は、それぞれ、ガイドライン値に10を掛けること、および、ガイドライン値を10で割ることによって求めることができる。

## 8.5.3 農業活動に由来する化学物質

化学物質は作物の生産や動物の飼育に使用される。硝酸イオンは、耕作の結果、植物の分解、無機または有機肥料の過剰散布および畜産汚泥に由来する硝酸塩を、作物が吸収して成長しないときに存在する。農業に由来する化学物質のほとんどは農薬であるが、その存在は多くの要因に左右され、しかも、あらゆる農薬があらゆる状況や気候のもとで使用されるとは限らない。汚染は、散布とその後の降雨による移動、または、不適切な処分法の結果として生じる。

ある種の農薬は、道路や鉄道線路の雑草の制御など、農業以外の目的にも使用される。これらの農薬もここでは対象としている。

表8.22に示す化学物質については、飲料水中における存在もしくは存在の信憑性に関する文献レビューの結果、飲料水中に存在しないという証拠が示されているので、ガイドライン値の導出から除外されている。

表 8.22 農業活動由来の化学物質でガイドライン値の導出から除外されたもの

化学物質	除外された理由
アミトラス	環境中で速やかに分解され、飲料水中に測定可能な濃度で存在することは考えられない。
クロロベンジエート	飲料水中での存在は考えられない。
クロロタロニル	飲料水中での存在は考えられない。
シベルメトリン	飲料水中での存在は考えられない。
ダイアジノン	飲料水中での存在は考えられない。
ジノセブ	飲料水中での存在は考えられない。
エチレンチオ尿素	飲料水中での存在は考えられない。
フェナミフォス	飲料水中での存在は考えられない。
ホルモチオン	飲料水中での存在は考えられない。
ヘキサクロロシクロヘキサン（異性体の混合物）	飲料水中での存在は考えられない。
MCPB	飲料水中での存在は考えられない。
メタミドホス	飲料水中での存在は考えられない。
メソミル	飲料水中での存在は考えられない。
マイレックス	飲料水中での存在は考えられない。
モノクロトホス	多くの国で使用されておらず、飲料水中での存在は考えられない。
オキサミル	飲料水中での存在は考えられない。
フォレート	飲料水中での存在は考えられない。
プロボキスル	飲料水中での存在は考えられない。
ピリデート	残留性がなく、飲料水ではまれにしか検出されない。
キントゼン	飲料水中での存在は考えられない。
トキサフェン	飲料水中での存在は考えられない。
トリアゾホス	飲料水中での存在は考えられない。
トリブチルスズオキシド	飲料水中での存在は考えられない。
トリクロルホン	飲料水中での存在は考えられない。

表8.23に示す化学物質については、表に記した理由によりガイドライン値は設定されていない。これらの物質の概要については第12章で述べる。

表8.24に示す化学物質は一定の基準を満たしており、ガイドライン値が設定されている。

表 8.23 農業活動由来の化学物質でガイドライン値が設定されていないもの

化学物質	ガイドライン値が設定されていない理由
アンモニア	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
ベンタゾン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
1,3-ジクロロプロパン	健康に基づくガイドライン値の導出に十分なデータがない。
ジクワット	飲料水中ではまれにしか検出されないが、池、湖および灌漑用水路に繁殖する浮上植物や沈水植物の制御のための除草剤として使用されることがある。
エンドスルファン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
フェントロチオン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
グリホサートおよび AMPA	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
ヘプタクロルおよびヘプタクロルエポキシド	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
マラチオン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
メチルパラチオン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
パラチオン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
ベルメトリン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
2-フェニルフェノールおよびそのナトリウム塩	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
プロパニル	より毒性の強い代謝物に急速に変化する。元の化学物質プロパニルに対してガイドライン値を設定するのは不適當である。代謝物についてはガイドライン値の導出に十分なデータがない。



表 8.24 農業活動由来の化学物質で飲料水において健康上重大なもののガイドライン値

農薬以外	ガイドライン値 <sup>a</sup> (mg/L)	備考
硝酸イオン (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> として)	50	短期暴露
亜硝酸イオン (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> として)	3	短期暴露
	0.2 (P)	長期暴露

農業に使用される農薬	ガイドライン値 <sup>a</sup> (µg/L)	備考
アラクロール	20 <sup>b</sup>	
アルディカーブ	10	アルディカーブスルホキシドとアルディカーブスルホンに適用
アルドリンおよびデルドリン	0.03	アルドリンとデルドリンの和として
アトラジン	2	
カルボフラン	7	
クロルデン	0.2	
クロロトルロン	30	
シアナジン	0.6	
2,4-D (2,4-ジクロロフェノキシ酢酸)	30	遊離酸に適用
2,4-DB	90	
1,2-ジブロモ-3-クロロプロパン	1 <sup>b</sup>	
1,2-ジブロモエタン	0.4 <sup>b</sup> (P)	
1,2-ジクロロプロパン (1,2-DCP)	40 (P)	
1,3-ジクロロプロペン	20 <sup>b</sup>	
ジクロロプロップ	100	
ジメトエート	6	
エンドリン	0.6	
フェノプロップ	9	
イソプロツロン	9	
リンデン	2	
MCPA	2	
メコプロップ	10	
メトキシクロール	20	
メトラクロール	10	
モリネート	6	
ペンディメトリン	20	
シマジン	2	
2,4,5-T	9	
テルブチラジン	7	
トリフルラリン	20	

- a. P=暫定ガイドライン値。危害因子としての証拠があるが、利用できる健康影響情報が限られている。
- b. 発がん物質と考えられる物質についてのガイドライン値は、過剰生涯発がんリスク  $10^{-5}$  (その物質をガイドライン値と同じ濃度で含む飲料水を、70年間摂取し続けることにより、10万人に1人ががんになることを意味する) の上限に相当する飲料水中の濃度である。過剰生涯発がんリスク  $10^{-4}$  および  $10^{-6}$  の推定上限に相当する濃度は、それぞれ、ガイドライン値に 10 を掛けること、および、ガイドライン値を 10 で割ることによって求めることができる。

#### 8.5.4 浄水薬品または飲料水と接触する材料に由来する化学物質

化学物質が浄水処理に使用されており、処理水中に残留することがある。場合によっては、モノクロアミンや塩素など、その存在が意図的であり、利用者に直接的な便益をもたらすものがある。いくつかの化学物質は、消毒プロセスの不必要な副生成物(表8.25参照)であり、また、いくつかは、凝集など他の浄水処理プロセスの残留物である。いくつかは浄水薬品に由来する汚染物質であり、また、いくつかは、管その他飲料水供給システムで使用される材料に由来する汚染物質か、その腐食生成物である。一部の浄水薬品(例えば、フッ素など)、または、飲料水と接触する材料中の化学物質(例えば、スチレンなど)については、他に主要な汚染源があるため、本章の他の箇所で詳細に記述する。

監視および管理についてのアプローチは、材料または化学薬品の制御を通じて行うことが望ましく、この点については4.2でより詳細に取り上げる。浄水薬品の残留濃度を制御し、DBPの生成を制御するためには、浄水処理プロセスを最適化するとともに、それが最適な状態に保たれていることを確認することが重要である。

表8.26に示す化学物質については、表に記した理由によりガイドライン値は設定されていない。これらの物質の概要については第12章で述べる。

表8.27に示す化学物質は一定の基準を満たしており、ガイドライン値が設定されている。これらの物質の概要については第12章で述べる。

表 8.25 消毒処理水中の消毒副生成物 (IPCS (2000)より)

消毒剤	重要な有機ハロゲン生成物	重要な無機生成物	重要な非ハロゲン生成物
塩素/ 次亜塩素酸	THM、ハロ酢酸、ハロアセトニトリル、抱水クロラール、クロロピクリン、クロロフェノール、N-クロラミン、ハロフラノン、プロモヒドリン	塩素酸イオン(主として次亜塩素酸塩使用時)	アルデヒド、シアノカルボン酸、ベンゼン、カルボン酸
二酸化塩素		亜塩素酸イオン、塩素酸イオン	不明
クロラミン	ハロアセトニトリル、塩化シアン、有機クロラミン、クロラミン酸、抱水クロラール、ハロケトン	硝酸イオン、亜硝酸イオン、塩素酸イオン、ヒドラジン	アルデヒド、ケトン
オゾン	プロモホルム、モノプロモ酢酸、ジプロモ酢酸、ジプロモアセトン、臭化シアン	塩素酸イオン、ヨウ素酸イオン、臭素酸イオン、過酸化水素、亜臭素酸イオン、エポキシド、オゾンイオン	アルデヒド、ケト酢酸、ケトン、カルボン酸

表 8.26 浄水薬品または飲料水と接触する材料でガイドライン値が設定されていないもの

化学物質	ガイドライン値が設定されていない理由
<b>消毒剤</b>	
二酸化塩素	二酸化塩素の急速な分解。また、二酸化塩素による毒性のおそれがあるとしても、亜塩素酸イオンの暫定ガイドライン値がそのことに対して保護する役割を果たしている。
ジクロロミン ヨウ素	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分になく、また、水の消毒を通じたヨウ素の生涯曝露は考えられない。
銀 トリクロロミン	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
<b>消毒副生成物</b>	
ブromokloro酢酸 ブromokloroアセトニトリル クロロアセトン	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 いかなるクロロアセトンについても、健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
2-クロロフェノール クロロピクリン ジブrom酢酸 2,4-ジクロロフェノール モノブrom酢酸 MX トリクロロアセトニトリル	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
<b>浄水薬品に由来する汚染</b>	
アルミニウム  鉄	ヒトに対するモデルとしての実験動物のデータが限られており、しかも、ヒトに関するデータが不確かであるため、健康に基づくガイドライン値を導出することはできない。しかし、実際にアルミニウム系凝集剤を使用している浄水場での凝集工程の最適条件における濃度は、大規模浄水場では0.1 mg/L以下、小規模浄水場では0.2 mg/L以下である。 飲料水中で一般に検出される濃度では健康上問題にならないが、健康に基づく値以下の濃度で水の味と外観に影響がある。
<b>管および継手に由来する汚染</b>	
アスベスト ジアルキルスズ  フルオランテン 無機スズ 亜鉛	経口摂取したアスベストが健康に有害であるという一貫した証拠はない。 いかなるジアルキルスズについても、健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。 飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。 飲料水中で一般に検出される濃度では健康上問題にならないが、水の受容性に影響を及ぼすことがある。

表 8.27 浄水薬品または飲料水と接触する材料で飲料水において健康上重大なもののガイドライン値

消毒剤	ガイドライン値 <sup>a</sup> (mg/L)	備考
塩素	5 (C)	効果的な消毒のためには、pH < 8.0 で少なくとも 30 分接触後の遊離残留塩素濃度が 0.5mg/L 以上であるべきである。
モノクロラミン	3	
消毒副生成物	ガイドライン値 <sup>a</sup> (µg/L)	備考
臭素酸イオン	10 <sup>b</sup> (A,T)	全シアン化合物を対象にシアンとして
プロモジクロロメタン	60 <sup>b</sup>	
プロモホルム	100	
抱水クロラール (トリクロロアセトアルデヒド)	10 (P)	
塩素酸イオン	700 (D)	
亜塩素酸イオン	700 (D)	
クロロホルム	200	
塩化シアン	70	
ジプロモアセトニトリル	70	
ジプロモクロロメタン	100	
ジクロロ酢酸	50 (T,D)	
ジクロロアセトニトリル	20 (P)	
ホルムアルデヒド	900	
モノクロロ酢酸	20	
トリクロロ酢酸	200	
2,4,6-トリクロロフェノール	200 <sup>b</sup> (C)	ガイドライン値に対する個々の濃度の比の和が 1 を超えてはならない。
トリハロメタン		
浄水薬品に由来する汚染	ガイドライン値 <sup>a</sup> (µg/L)	備考
アクリルアミド	0.5 <sup>b</sup>	
エピクロロヒドリン	0.4 (P)	
管および継手に由来する汚染	ガイドライン値 <sup>a</sup> (µg/L)	備考
アンチモン	20	ガイドライン値以下であっても洗濯物や衛生用具にシミが付くことがある。
ベンゾ[ <i>a</i> ]ピレン	0.7 <sup>b</sup>	
銅	2,000	
鉛	10	
ニッケル	20 (P)	
塩化ビニル	0.3 <sup>b</sup>	

- a. P = 暫定ガイドライン値。危害因子としての証拠があるが、利用できる健康影響情報が限られている。  
 A = 暫定ガイドライン値。算出されたガイドライン値が定量可能な濃度レベル以下である。  
 T = 暫定ガイドライン値。算出されたガイドライン値が、浄水処理、水源の制御などにより達成できる濃度レベル以下である。  
 D = 暫定ガイドライン値。消毒によりガイドライン値を超えてしまうことがある。  
 C = その物質の濃度が健康に基づくガイドライン値以下であっても、水の外観や臭味に影響があり、消費者による苦情がもたらされることがある。
- b. 発がん物質と考えられる物質についてのガイドライン値は、過剰生涯発がんリスク  $10^{-5}$  (その物質をガイドライン値と同じ濃度で含む飲料水を、70年間摂取し続けることにより、10万人に1人ががんになることを意味する) の上限に相当する飲料水中の濃度である。過剰生涯発がんリスク  $10^{-4}$  および  $10^{-6}$  の推定上限に相当する濃度は、それぞれ、ガイドライン値に 10 を掛けること、および、ガイドライン値を 10 で割ることによって求めることができる。

### 8.5.5 公衆衛生上の目的で水に使われる農薬

一部の農薬は、公衆衛生上重要な意味を持つ昆虫(例えば、マラリアやチフスの制御における蚊など)の水生幼虫期を制御するために水に添加するなど、公衆衛生上の目的で使用される。現在、4種の殺虫剤メホス、メブレン、ピリプロキシフェンおよびベルメトリンと、1種の細菌性幼虫撲滅剤*Bacillus thuringiensis israelensis*について、幼虫撲滅剤として飲料水に添加することがWHO(WHOPEsのもと)により推奨されている。このうちピリプロキシフェンだけは、今でも見直しが続けられている。このほかに、WHOPEsによって公衆衛生上の目的で水に添加することが推奨されていないが、水生幼虫撲滅剤として一部の国で使用されている、あるいは、過去に使用されたことのある殺虫剤として、クロルピリホスとDDTがある。

公衆衛生の保護を目的として飲料水に添加されるこれらの農薬について検討する際には、その使用を妨げるほどの、必要以上に厳格なガイドラインを策定することは極力避けるべきである。このようなアプローチによって、飲料水質の保護と公衆衛生上重大な昆虫の制御との間で、適切なバランスを取ることが可能になる。しかし、総曝露量と幼虫撲滅剤の濃度を最低限に抑えるための努力が尽くされるべきことを強調しておきたい。

本章で記した化学物質以外の農薬類に関しては区分が明確でない。公衆衛生の保護以外の目的で広く使用されている農薬、例えば農業に用いられるクロルピリホスなどがこれに含まれる。

これらの幼虫撲滅剤について導出されているガイドライン値は、表8.28に示すとおりである。これらについての概要は第12章に述べる。

表 8.28 公衆衛生上の目的で水に使用される農薬で飲料水において健康上重大なもののガイドライン値

公衆衛生の目的で水に使用される農薬 <sup>a</sup>	ガイドライン値 (µg/L)
クロルピリホス	30
DDT およびその代謝物	1
ピリプロキシフェン	300

a. ピリプロキシフェンだけは、公衆衛生上の目的で水に添加することがWHOPEsにより推奨されている。

### 8.5.6 シアロバクテリア毒素

シアロバクテリア(11.5参照)は、湖、貯水池、沼および緩流河川に広く存在する。その多くの種は、毒素すなわち「シアロトキシン」を産生することが知られており、そのうちの多くは健康影響が懸念される。「シアロトキシン」の構造は多様で、細胞中に、または、水中に放出された状態で検出される。すでに知られているシアロトキシン(例えば、ミクロキスティンなど、同一種で異なる構造の同族体を含む)の毒性は多様であり、そして、まだ知られていない毒素が多くある可能性が高い。

これらの毒素は、その作用機序により、肝毒素(ミクロキスティンおよびシリンドロスペルモブシン)、神経毒素(アナトキシン-a、サキトキシンおよびアナトキシン-a (S))、および、刺激性または

炎症物質(リポポリサッカライド)に分類される。肝毒素は、*Microcystis*属、*Planktothrix*属、*Anabaena*属、*Aphanizomenon*属、*Nodularia*属、*Nostoc*属、*Cylindrospermopsis*属および*Umezakia*属に属する多様な種により産生される。高濃度(>1 $\mu$ g/L)で最も頻繁に検出されるシアノキシンは、マイクロスティン(オリゴペプチド)とシリンドロスペルモプシン(アルカロイド)であり、シアノバクテリアの神経毒素が高濃度で検出されることは限られている。

シアノキシンは、過剰増殖により、ときに「水の華」と呼ばれる高細胞密度状態の場合に、ヒトの健康に有害な濃度に達することがある。これらは、栄養素(リンと、場合によっては窒素)によるもので、水域の成層や十分に高い水温などの条件に起因する。水の華は、同一水域で繰り返して発生する傾向がある。ある種のシアノバクテリア細胞は、水面にスカムとして、あるいは、温度成層した貯水池の水温躍層に集積される。このような集積は急速に発達し、その存在は短期間である。多くの場合、水の華や集積は季節的なものである。

水の華の発生確率を低減するためには、様々な水資源保護および水源管理活動が考えられ、また、ろ過や塩素処理など、いくつかの浄水処理方法により、シアノバクテリアおよびシアノキシンを除去することが可能である。ろ過ではシアノバクテリア細胞を効果的に除去することができ、それによって、しばしば高い割合で毒素を除去できる。十分な濃度と接触時間でのオゾンまたは塩素による酸化により、水に溶けたシアノキシンの大半を効果的に除去することができる。

日常の監視で、シアノキシンの化学分析を行うことは好ましくない。好ましいアプローチは、原水について、水の華が存在する証拠、もしくは、水の華が発生する可能性を監視し、そのような現象が発生した場合に備えて警戒を強めることである。シアノキシンの分析には時間、装置および専門知識が要求され、一部のシアノキシンの定量分析では標準試薬がないことが障害となっている。しかし、マイクロスティンなど限られたものについては、ELISA法や酵素反応試験などの迅速分析法が利用可能になってきている。

シアノキシンの化学的分析は、水安全計画(WSP)(第4章参照)における制御手段の確認としての、浄水処理や予防的戦略の有効性評価に有用である。ガイドライン値は十分なデータがある場合に導出されており、主に制御手段の目標設定のための情報提供を意図している。

一定の基準を満たすマイクロスティン-LRについては、暫定ガイドライン値が設定されている(表8.29参照)。マイクロスティン-LRは、その70を超える異性体の中で最も毒性が強いものの一つである。世界的に見て、マイクロスティン-LRは、マイクロスティンの中で最も広く分布しているものの一つであるが、多くの地域においては最も普遍的に存在する異性体ではなく、また、他の異性体はマイクロスティン-LRに比べて毒性はるかに低い。マイクロスティン-LRの暫定ガイドライン値を、マイクロスティンの評価と目標設定のための代替指標として用いれば、それは最悪の場合の推定値となるであろう。マイクロキシテンをマイクロスティン-LRと関連付けるための、「等価濃度」または「等価毒性」の利用に関するより詳細な議論については、ChorusおよびBartram(1999)に示されている。

表 8.29 シアノトキシンで飲料水において健康上重大なもののガイドライン値

	ガイドライン値 <sup>a</sup> (μg/L)	備考
マイクロシスチン-LR	1 (P)	総マイクロシスチン-LR に対して(遊離および細胞内に存在するものの和)

a. P=暫定ガイドライン値。危害因子としての証拠があるが、利用できる健康影響情報が限られている。

## 第9章 放射線学的観点

本章の目的は、放射性核種に関する飲料水の安全性を評価するための基準を設定することである。本ガイドラインでは、自然由来の放射性核種と人工的な放射性核種を区別していない。

本ガイドラインの初版で勧告された飲料水中の放射能のガイドライン値は、放射線の線源からの被ばくリスクおよび放射線に被ばくした場合の健康影響に基づいている。本ガイドラインの第2版では、1990年の国際放射線防護委員会勧告 (International Commission on Radiological Protection: ICRP) (ICRP, 1991) を取り入れている。この第3版では、長期被ばくおよび線量換算係数に関するICRPの報告を含めた最近の進展を取り入れている。

放射線による危害は、飲料水中の放射性物質 (化学物質) から放出される電離放射線によりもたらされる。飲料水によるこのような危害が公衆衛生上重大となることはまれであるが、飲料水による放射線被ばくは、他の線源による被ばくと並行して評価されなければならない。

放射線による危害を制御するための本ガイドラインで取り上げられるアプローチは、以下の2段階である。

- 放射能濃度 (Bq/Lの単位による) が、さらに対策を取る必要があるレベル以下であるかどうかを判断するための、全 および全 放射能の初期スクリーニング
- これらのスクリーニングレベルを超過しているなら、個々の放射性核種の濃度の調査、および、各種放射性核種濃度のガイダンスレベルとの比較

地下水に由来する飲料水中のラドンによるリスクは、全吸入ラドンによるリスクに比べて一般に低い。溶存ガスの摂取と、放出されたラドンおよびその娘核種の吸入の双方により被ばくするので、そのリスクは明白である。最大の被ばくは、一般的な環境からの吸入と地殻に由来する線源からの吸入であり、ガスは特に地下室などの住居内にも侵入する。地下水に由来するラドンの全体に占める割合は通常小さいが、地下室へラドンを放射するその地域の堆積物の指標となるであろう。

スクリーニングレベルおよびガイダンスレベルは、既存のまたは新規の飲料水供給における日常の (「正常な」) 運転条件に適用される。これらは、環境中に放射性核種が放出されているような緊急時で汚染を受けている水供給に適用されるものではない。緊急時のガイダンスレベルと一般的な対策レベルについては、他の資料 (IAEA, 1996, 1997, 1999, 2002) に示されている。

本ガイドラインは、以下のことに基づいている。

- 1年間の飲料水摂取による (1年間の飲料水摂取を通してあり得る全放射能汚染による) 預託実効線量の勧告参照線量レベル (RDL) 0.1mSv。これは、長期被ばく、すなわち、一般



大衆が飲料水を長期にわたり摂取するような状況(ICRP, 2000)に関して、主要商品(例えば、食品および飲料水など)に対してICRPが勧告している介入免除レベルの10%に相当する。RDL 0.1mSvは、ICRP(1991)並びに国際基礎安全基準(International Basic Safety Standards: BSS)(IAEA, 1996)が勧告する一般住民の線量限界値の10%にも相当する。これらは、ほとんどのWHO加盟国、ヨーロッパ委員会、FAOおよびWHOにより受け入れられている。

- ICRPにより示されている成人の線量換算係数

飲料水からの放射性核種の摂取に関する年間線量0.1mSvの被ばくによる付加的健康リスクは、以下の理由により低いと考えられる。

- 全集団に対する致命的ながん、非致命的ながんおよび重度の遺伝的影響を含めた、放射線によるものとして推計される健康影響の正規確率係数は、 $7.3 \times 10^{-2}/\text{Sv}$ (ICRP, 1991)である。これに、飲料水による年間被ばく量0.1mSvのRDLを掛けることにより、推計学的健康影響の推定生涯リスク $10^{-5}$ が得られ、この値は他の健康リスクに比べると低いと考えられる。このリスクレベルは、本ガイドラインの他の箇所で用いられている参照リスクレベルと同程度である。
- バックグラウンド放射線被ばくは地球上の地域によって大きく変化するが、その平均は約2.4mSv/年で、明らかな健康影響はないものの最高地域レベルはこの10倍にも達する。したがって、0.1mSvは、バックグラウンドレベルに比べてごくわずかの増加にしか過ぎない。
- 低レベルの放射線被ばくによるリスクの判定には不確実性があるが、放射線によるリスクは、飲料水中の微生物やある種の化学物質によるものに比べておそらく十分に低い。

## 9.1 放射線被ばくの線源と健康影響

環境中の放射線は、多くの自然由来および人工の線源によるものである。放射性物質(例えば、ウラン、トリウム、カリウム-40など)は環境中のどこにでも自然に存在する。放射線によるヒトの被ばくのうち最も大きな部分は、自然線源からのもの - 宇宙線および地殻放射を含めた外部線源によるもの、並びに、放射性物質の吸入または摂取によるもの - である(図9.1)。原子放射線の影響に関する国連科学委員会(United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: UNSCEAR)(UNSCEAR, 2000)では、自然線源からのヒトの年間被ばく量の世界平均は2.4mSv/年であると推定している(表9.1)。一部の線源(例えば、ウランなど)は、鉱業およびその他の産業活動による抽出の過程で濃縮されることがある。

ヒトの放射線による被ばくは、海拔高度、土壌中の放射性核種の量と種類(地殻被ばく)、大気、食品および飲料水中の放射性核種の組成、並びに、吸入または摂取による体内への取り込み量

など、多くの要因により地域ごとに大きく変化する。世界には、インドのケララ州やブラジルの Pocos del Caldas 平原の一部など、バックグラウンド放射線レベルが比較的高い地域がある。これらの地域における一般集団の被ばくレベルは、表9.1に示した平均バックグラウンドレベル2.4mSvの10倍にも達することがある。この高い放射線被ばくによる健康への悪影響は検知されていない。

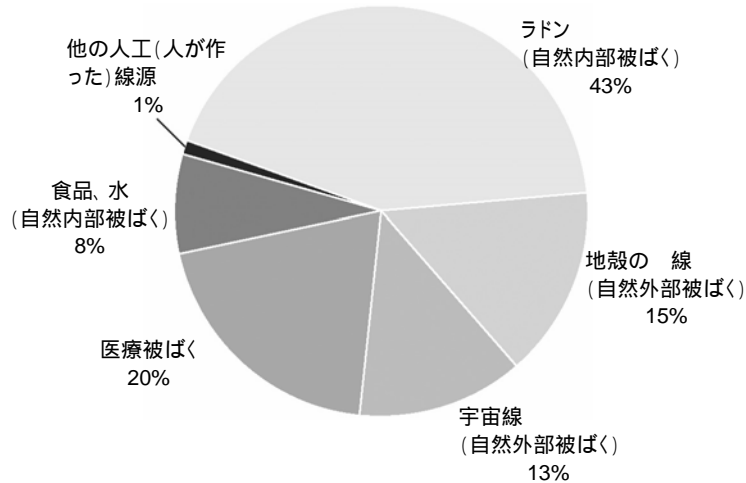


図 9-1 世界の人々への平均的な放射線被ばくの線源と分布

表 9-1 自然線源からの平均的な放射線量

線源	世界の平均年実効線量 (mSv)	代表的な範囲 (mSv)
外部被ばく		
宇宙線	0.4	0.3 ~ 1.0
地殻ガンマ線 <sup>a</sup>	0.5	0.3 ~ 0.6
内部被ばく		
吸入(主にラドン)	1.2	0.2 ~ 10 <sup>b</sup>
摂取(食物および飲料水)	0.3	0.2 ~ 0.8
総計	2.4	1 ~ 10

a 地殻による被ばくは、土壌および建材中の放射性核種による。

b ラドンの吸入線量が 10 mSv/年を超える居住地域がある。

出典：UNSCEAR (2000)

いくつかの放射性化合物が、人の活動に伴って人工的な線源から(例えば、放射線源の医療または産業用の利用などから)、環境中、ひいては飲料水供給に放出されることがある。2000年の世界の健康診断における1人当たり実効線量は、0.4mSv/年であった(ヘルスケアレベルにより異なるが、通常範囲は0.04 ~ 1.0mSv/年である)。原子力発電や核兵器実験による世界的な寄与

は極めてわずかである。2000年の世界の核兵器実験による一人当たり年間実効線量は0.005mSv、これに対して、チェルノブイリ事故によるものは0.002mSv、原子力発電によるものは0.0002mSvと推定されている(UNSCEAR, 2000)。

### 9.1.1 飲料水を通しての放射線被ばく

飲料水中の放射性成分は以下に由来する。

- 自然由来の放射性核種(例えば、トリウムおよびウランの放射性核種は、飲料水源においてそれぞれの系列にしたがって崩壊する)。特に、ラジウム-226/228およびその他いくつかのもの。
- 自然由来の放射性物質に関わる技術上のプロセス(例えば、鉱砂の採掘および加工、または、リン肥料の製造など)
- 核燃料サイクル施設から排出された放射性核種
- 製造された放射性核種(非密封型で製造されて使用されるもの)。特に、放射性物質の不適切な医療または産業用利用および廃棄処分の場合など、定期的な排出の結果として飲料水供給に混入するもの。これらは、本ガイドラインで視野に入れていない緊急時とは異なる。
- 放射性核種の飲料水源を含めた環境中への過去の放出

全被ばく量に対する飲料水の寄与は、一般に非常に小さく、ウランおよびトリウム系列の自然起因放射性核種に大きく依存する。しかし、核燃料サイクル、並びに、医療およびその他の用途における放射性物質の利用からの放射性核種が、飲料水供給に混入することがある。これらの線源による寄与は、通常、線源または業務の規制により制限されており、これらの線源が飲料水の汚染による懸念の原因となるような事態に際して防除措置が取られるのは、まさにこのような規制の仕組みを通してである。

### 9.1.2 飲料水を通しての放射線被ばくによる健康影響

低いしは中線量の放射線被ばくが長期化するとがんの増加をもたらすことは、ヒトおよび動物による研究の証拠がある。特に動物実験では、放射線被ばくによる先天奇形発生率の増加が示唆されている。

放射性核種の濃度がガイダンスレベル以下(すなわち、預託実効線量0.1mSv/年以下)であれば、飲料水の摂取による放射線学的な健康への悪影響はあり得ないと考えられる。

血球数の減少や、非常に重篤な場合には死に至ることもあるような放射線の急性健康影響は、全身または身体の大部分が非常に高線量の被ばくを受けたときにもたらされる(IAEA, 1998)。飲料水供給で通常検出される放射性核種は低レベルであるため、飲料水供給において放射線によ

る急性の健康影響が重要な問題となることはない。

## 9.2 放射能と放射線量の単位

放射能のSI単位はベクレル(Bq)で、 $1\text{Bq}=1$ 崩壊/秒である。飲料水についてのガイダンスレベルは、1L中の放射性核種による放射能、すなわち放射能濃度(Bq/L)と呼ばれる、として与えられている。放射性核種の摂取によりもたらされる被ばく線量は、多くの化学的および生物学的要因により左右される。これらは、摂取された放射性核種のうち消化管、器官または組織まで運ばれてそれから吸収される部分の割合および放射性核種が排泄されるまで器官または組織内にとどまっている時間などである。崩壊に伴い放射される放射線の特性および放射線に対する器官または組織の感受性も考慮されなければならない。

吸収線量は、どれだけ多くのエネルギーが放射線により物質に投与されたかを表す。吸収線量のSI単位はグレイ(Gy)で、 $1\text{Gy}=1\text{J/kg}$ (ジュール/キログラム)である。

等価線量は、吸収線量と特別な種類の放射線に関係する係数(電離能および密度に依存する)との積である。

ヒトが受ける放射線の実効線量は、簡単に言えば、「組織荷重係数」による荷重を掛けた、すべての組織または器官が受ける等価線量の和である。これらは、人体の異なる器官および組織の放射線に対する感受性の違いを反映している。等価線量および実効線量のSI単位はシーベルト(Sv)で、 $1\text{Sv}=1\text{J/kg}$ である。

一旦体内に取り込まれた放射性核種の残留性を反映させるため、ある放射性核種の摂取(内部被ばく)に伴い一生涯(70年)にわたって受ける全実効線量の尺度として、預託実効線量を用いられる。

「線量」という用語は、状況により、吸収線量(Gy)または実効線量(Sv)を意味する一般的な用語として使われる。監視の目的のため、与えられた物質の放射性核種の放射能濃度から線量が測定される。水の場合には、放射能濃度がBq/Lの単位で表される。この値は、線量換算係数(mSv/Bq)および水の年平均摂取量(L/年)を用いることにより、一年当たりの実効線量(mSv/年)と関連付けることができる。

特定の化学形態の放射性同位体の摂取による実効線量は、線量換算係数を用いて推定することができる。放射性核種の摂取に関する年齢と関連付けた線量換算係数のデータが、ICRPおよび国際原子力機関(International Atomic Energy Agency: IAEA)により公表されている。表9.2に、飲料水供給で検出される自然由来の放射性核種、または、人為活動に起因する放射性核種についての線量換算係数を示す(IAEA, 1996; ICRP, 1996)。

表 9-2 一般成人による放射性核種の摂取に関する線量換算係数

分類	放射性核種	線量換算係数(mSv/Bq)
天然ウラン系列	ウラン-238	$4.5 \times 10^{-5}$
	ウラン-234	$4.9 \times 10^{-5}$
	トリウム-230	$2.1 \times 10^{-4}$
	ラジウム-226	$2.8 \times 10^{-4}$
	鉛-210	$6.9 \times 10^{-4}$
	ポロニウム-210	$1.2 \times 10^{-3}$
天然トリウム系列	トリウム-232	$2.3 \times 10^{-4}$
	ラジウム-228	$6.9 \times 10^{-4}$
	トリウム-228	$7.2 \times 10^{-5}$
核分裂生成物	セシウム-134	$1.9 \times 10^{-5}$
	セシウム-137	$1.3 \times 10^{-5}$
	ストロンチウム-90	$2.8 \times 10^{-5}$
	ヨウ素-131	$2.2 \times 10^{-5}$
他の放射性核種	トリチウム	$1.8 \times 10^{-8}$
	炭素-14	$5.8 \times 10^{-7}$
	プルトニウム-239	$2.5 \times 10^{-4}$
	アメリシウム-241	$2.0 \times 10^{-4}$

### 9.3 飲料水中の放射性核種のガイダンスレベル

天然線源に由来する放射性核種、または、現在もしくは過去における活動の結果として環境中に排出された放射性核種につき、飲料水中の放射性核種のガイダンスレベルを表9.3に示す。これらのレベルは、一年以上前の核事故で放出された放射性核種にも適用できる。表9.3の放射能濃度の値は、その年に摂取された飲料水中の濃度がこの値を超えなければ、各放射性核種につきRDL 0.1mSv/年に相当する。これによるリスクの推定値は本章の初めに記した。しかし、事故直後の1年間は、BSS(IAEA, 1996)並びにその他のWHOおよびIAEAの関連刊行物(WHO, 1988; IAEA, 1997, 1999)に記載されているように、食材に関しての一般的アクションレベルが適用される。

飲料水中の放射性核種のガイダンスレベルは、次式により計算された。

$$GL=1DC/(h_{ing} \cdot q)$$

ここに、

GL: 飲料水中の放射性核種のガイダンスレベル(Bq/L)

IDC: 個別線量基準、この計算では0.1mSv/年

$h_{ing}$ : 成人による摂取の線量換算係数(mSv/Bq)

q: 飲料水の年摂取量、730L/年と仮定

小児について計算された年齢依存線量換算係数がより高い(より高い摂取量もしくは代謝速度を意味する)が、幼児または小児により摂取される飲料水量が平均的により少ないために、線量が顕著により高くなるということはない。この結果、一年間の飲料水摂取による預託実効線量

0.1mSv/年の勧告RDLは、年齢に関係なく適用される。

表 9-3 飲料水中の放射性核種のガイダンスレベル

(1/2)

放射性核種	ガイダンス レベル(Bq/L) <sup>a</sup>	放射性核種	ガイダンス レベル(Bq/L) <sup>a</sup>	放射性核種	ガイダンス レベル(Bq/L) <sup>a</sup>
<sup>3</sup> H	10,000	<sup>93</sup> Mo	100	<sup>140</sup> La	100
<sup>7</sup> Be	10,000	<sup>99</sup> Mo	100	<sup>139</sup> Ce	1,000
<sup>14</sup> C	100	<sup>96</sup> Tc	100	<sup>141</sup> Ce	100
<sup>22</sup> Na	100	<sup>97</sup> Tc	1,000	<sup>143</sup> Ce	100
<sup>32</sup> P	100	<sup>97m</sup> Tc	100	<sup>144</sup> Ce	10
<sup>33</sup> P	1,000	<sup>99</sup> Tc	100	<sup>143</sup> Pr	100
<sup>35</sup> S	100	<sup>97</sup> Ru	1,000	<sup>147</sup> Nd	100
<sup>36</sup> Cl	100	<sup>103</sup> Ru	100	<sup>147</sup> Pm	1,000
<sup>45</sup> Ca	100	<sup>106</sup> Ru	10	<sup>149</sup> Pm	100
<sup>47</sup> Ca	100	<sup>105</sup> Rh	1,000	<sup>151</sup> Sm	1,000
<sup>46</sup> Sc	100	<sup>103</sup> Pd	1,000	<sup>153</sup> Sm	100
<sup>47</sup> Sc	100	<sup>105</sup> Ag	100	<sup>152</sup> Eu	100
<sup>48</sup> Sc	100	<sup>110m</sup> Ag	100	<sup>154</sup> Eu	100
<sup>48</sup> V	100	<sup>111</sup> Ag	100	<sup>155</sup> Eu	1,000
<sup>51</sup> Cr	10,000	<sup>109</sup> Cd	100	<sup>153</sup> Gd	1,000
<sup>52</sup> Mn	100	<sup>115</sup> Cd	100	<sup>160</sup> Tb	100
<sup>53</sup> Mn	10,000	<sup>115m</sup> Cd	100	<sup>169</sup> Er	1,000
<sup>54</sup> Mn	100	<sup>111</sup> In	1,000	<sup>171</sup> Tm	1,000
<sup>55</sup> Fe	1,000	<sup>114m</sup> In	100	<sup>175</sup> Yb	1,000
<sup>59</sup> Fe	100	<sup>113</sup> Sn	100	<sup>182</sup> Ta	100
<sup>56</sup> Co	100	<sup>125</sup> Sn	100	<sup>181</sup> W	1,000
<sup>57</sup> Co	1,000	<sup>122</sup> Sb	100	<sup>185</sup> W	1,000
<sup>58</sup> Co	100	<sup>124</sup> Sb	100	<sup>186</sup> Re	100
<sup>60</sup> Co	100	<sup>125</sup> Sb	100	<sup>185</sup> Os	100
<sup>59</sup> Ni	1,000	<sup>123m</sup> Te	100	<sup>191</sup> Os	100
<sup>63</sup> Ni	1,000	<sup>127</sup> Te	1,000	<sup>193</sup> Os	100
<sup>65</sup> Zn	100	<sup>127m</sup> Te	100	<sup>190</sup> Ir	100
<sup>71</sup> Ge	10,000	<sup>129</sup> Te	1,000	<sup>192</sup> Ir	100
<sup>73</sup> As	1,000	<sup>129m</sup> Te	100	<sup>191</sup> Pt	1,000
<sup>74</sup> As	100	<sup>131</sup> Te	1,000	<sup>193m</sup> Pt	1,000
<sup>76</sup> As	100	<sup>131m</sup> Te	100	<sup>198</sup> Au	100
<sup>77</sup> As	1,000	<sup>132</sup> Te	100	<sup>199</sup> Au	1,000
<sup>75</sup> Se	100	<sup>125</sup> I	10	<sup>197</sup> Hg	1,000
<sup>82</sup> Br	100	<sup>126</sup> I	10	<sup>203</sup> Hg	100
<sup>86</sup> Rb	100	<sup>129</sup> I	1,000	<sup>200</sup> Ti	1,000
<sup>85</sup> Sr	100	<sup>131</sup> I	10	<sup>201</sup> Ti	1,000
<sup>89</sup> Sr	100	<sup>129</sup> Cs	1,000	<sup>202</sup> Ti	1,000
<sup>90</sup> Sr	10	<sup>131</sup> Cs	1,000	<sup>204</sup> Ti	100
<sup>90</sup> Y	100	<sup>132</sup> Cs	100	<sup>203</sup> Pb	1,000
<sup>91</sup> Y	100	<sup>134</sup> Cs	10	<sup>206</sup> Bi	100
<sup>93</sup> Zr	100	<sup>135</sup> Cs	100	<sup>207</sup> Bi	100
<sup>95</sup> Zr	100	<sup>136</sup> Cs	100	<sup>210</sup> Bi <sup>b</sup>	100
<sup>93m</sup> Nb	1,000	<sup>137</sup> Cs	10	<sup>210</sup> Pb <sup>b</sup>	0.1

表 9-3 飲料水中の放射性核種のガイダンスレベル

(2/2)

放射性核種	ガイダンスレベル(Bq/L) <sup>a</sup>	放射性核種	ガイダンスレベル(Bq/L) <sup>a</sup>	放射性核種	ガイダンスレベル(Bq/L) <sup>a</sup>
<sup>94</sup> Nb	100	<sup>131</sup> Ba	1,000	<sup>210</sup> Po <sup>b</sup>	0.1
<sup>95</sup> Nb	100	<sup>140</sup> Ba	100	<sup>223</sup> Ra <sup>b</sup>	1
<sup>224</sup> Ra <sup>b</sup>	1	<sup>235</sup> U <sup>b</sup>	1	<sup>242</sup> Cm	10
<sup>225</sup> Ra	1	<sup>236</sup> U <sup>b</sup>	1	<sup>243</sup> Cm	1
<sup>226</sup> Ra <sup>b</sup>	1	<sup>237</sup> U	100	<sup>244</sup> Cm	1
<sup>228</sup> Ra <sup>b</sup>	0.1	<sup>238</sup> U <sup>b,c</sup>	10	<sup>245</sup> Cm	1
<sup>227</sup> Th <sup>b</sup>	10	<sup>237</sup> Np	1	<sup>246</sup> Cm	1
<sup>228</sup> Th <sup>b</sup>	1	<sup>239</sup> Np	100	<sup>247</sup> Cm	1
<sup>229</sup> Th	0.1	<sup>236</sup> Pu	1	<sup>248</sup> Cm	0.1
<sup>230</sup> Th <sup>b</sup>	1	<sup>237</sup> Pu	1,000	<sup>249</sup> Bk	100
<sup>231</sup> Th <sup>b</sup>	1,000	<sup>238</sup> Pu	1	<sup>246</sup> Cf	100
<sup>232</sup> Th <sup>b</sup>	1	<sup>239</sup> Pu	1	<sup>248</sup> Cf	10
<sup>234</sup> Th <sup>b</sup>	100	<sup>240</sup> Pu	1	<sup>249</sup> Cf	1
<sup>230</sup> Pa	100	<sup>241</sup> Pu	10	<sup>250</sup> Cf	1
<sup>231</sup> Pa <sup>b</sup>	0.1	<sup>242</sup> Pu	1	<sup>251</sup> Cf	1
<sup>233</sup> Pa	100	<sup>244</sup> Pu	1	<sup>252</sup> Cf	1
<sup>230</sup> U	1	<sup>241</sup> Am	1	<sup>253</sup> Cf	100
<sup>231</sup> U	1,000	<sup>242</sup> Am	1,000	<sup>254</sup> Cf	1
<sup>232</sup> U	1	<sup>242m</sup> Am	1	<sup>253</sup> Es	10
<sup>233</sup> U	1	<sup>243</sup> Am	1	<sup>254</sup> Es	10
<sup>234</sup> U <sup>b</sup>	10			<sup>254m</sup> Es	100

a ガイダンスレベルは、対数の値の平均を丸めたものである（算定値が  $3 \times 10^0$ 以下および  $3 \times 10^{n-1}$ 以上であれば  $10n$ に）。

b 天然放射性核種

c 飲料水中のウランの暫定ガイドライン値は、腎臓に対する化学的な毒性に基づき  $15 \mu\text{g/L}$  である。（8.5 参照）。

## 9.4 溶存放射性核種の監視と評価

### 9.4.1 飲料水供給のスクリーニング

個々の放射性核種を同定し、その濃度を測定するプロセスでは、高度で高価な分析が求められるが、このような分析は、ほとんどの状況においては放射性核種の濃度が非常に低いので、通常は正当化されるものではない。より実的なアプローチは、特定の放射性核種を同定することは考えないで、アルファ( )およびベータ( )放射線の形で存在する全放射能をまず測定する、スクリーニング手順を用いることである。

それ以下であればさらに対策を取る必要がない飲料水のスクリーニングレベルは、全放射能  $0.5\text{Bq/L}$  および全放射能  $1\text{Bq/L}$  である。全放射能のスクリーニングレベルは、本ガイドラインの第2版で公表されたもので、最悪(ラジウム-222)の場合にはガイダンスRDL  $0.1\text{mSv/年}$  に近い線量となる。全放射能のスクリーニングレベルは  $0.5\text{Bq/L}$  (以前の  $0.1\text{Bq/L}$  に代えて) で、これは、この放射能濃度が、放射性核種ごとのガイダンスRDLにより近い値を反映しているからである。

9.4.2 飲料水の評価方法

もし前記いずれかのスクリーニングレベルを超えるようなことがあれば、この放射能を発生させている放射性核種を同定して、それらの個々の放射能濃度を測定するべきである。これらのデータから、個々の放射性核種の預託実効線量を推定して、これらの線量の合計値を決定するべきである。次式が満たされれば、さらに対策を取る必要はない。

$$\sum_i \frac{C_i}{GL_i} \leq 1$$

ここに、

$C_i$ : 放射性核種*i*について測定された放射能濃度

$GL_i$ : 1年間毎日2Lずつ摂取した場合の預託実効線量が0.1mSv/年となる放射性核種*i*のガイダンスレベル値(表9.3参照)

単一試料についてこの合計が1を超えており、これらと同じ測定濃度の被ばくが丸1年間続いていた場合に限って、RDL 0.1mSvを超過していたと見なされる。したがって、このような試料は、それ自体で、その水が飲用不適であることを意味するわけではないが、追加して試料採取を行うなど、さらに調査する必要があることを示すものと見なすべきである。全 および全 放射能のスクリーニングを最初に繰り返して行うべきであり、続けて測定したこれらの値が、ここで勧告する実務上のスクリーニング値(それぞれ、1Bq/Lおよび0.5Bq/L)を超える場合に限って、個々の放射性核種についての分析を行うべきである。

このような勧告法の適用について図9.2に示す。

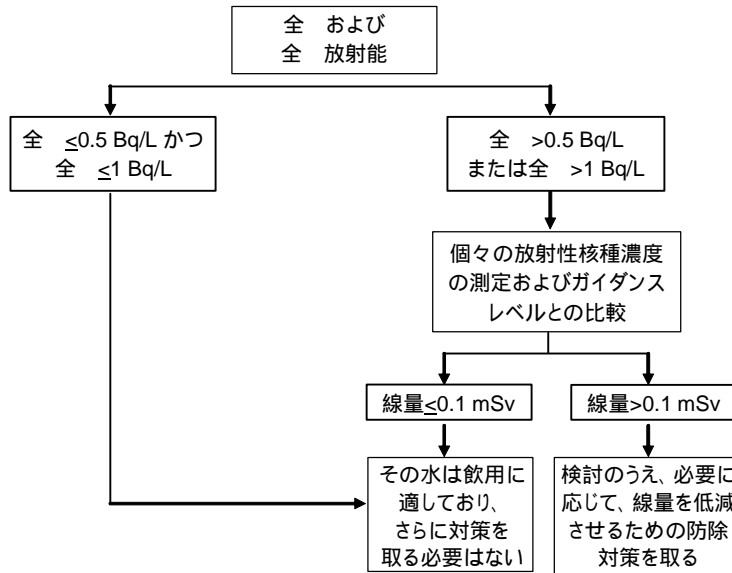


図9-2 飲料水中の放射性核種へのスクリーニングレベルおよびガイダンスレベルの適用



全 の測定は、カリウムの安定同位体に対して一定比率で自然界に存在して 線を放射する、カリウム-40による寄与を含む。カリウムはヒトの必須元素であり、主に食品として摂取して吸収される。カリウム-40は体内に蓄積されないが、摂取量とは関係なく一定のレベルが維持されている。したがって、カリウム-40の 放射能に対する寄与は、全カリウムを別途測定したあとに差し引かれるべきである。カリウム-40の比放射能は30.7Bq/gカリウムである。しかし、カリウム-40からの放射能のすべてが 放射能とは考えられない。カリウム-40の 放射能は27.6Bq/g安定同位体カリウムであり、カリウム-40による 放射能の計算には、この係数を用いるべきである。

### 9.4.3 防除手段

総計としてRDL 0.1mSv/年を超える場合には、線量を低減させるために担当官署に与えられた選択肢が試されるべきである。防除手段につき考慮する場合、それがどのような方法であっても、まずその正当性を確認(それが正味の便益をもたらすことという意味において)してから、ICRP勧告(1989, 1991)にしたがって正味の便益を最大にするための最適化を図るべきである。

## 9.5 ラドン

### 9.5.1 空気中および水中のラドン

自然放射線被ばくのうち最大のものは、ラドン、すなわち、ウラン系列放射性核種の一部として岩石や土壌に含まれる、ラジウムの崩壊による放射性ガス(表9.1および図9.1参照)によるものである。一般のラドンという用語は、多くの場合、ラドン-222を意味する。ラドンは、文字どおり地球上のどこにでも存在しているが、特に陸上の空気や建築物内の空気に存在する。

天然ウランを含む地中の岩石は、それと接触する地下水中に絶えずラドンを放出し続けている。ラドンは表流水からは容易に放出されるので、通常、地下水中のラドンの濃度は表流水中のそれよりもずっと高い。ラドンの平均濃度は、通常、表流水を原水とする飲料水供給では0.4Bq/L以下、地下水を原水とするものでは約20Bq/Lである。しかし、井戸によっては、平均値の400倍もの高濃度が測定されており、まれに10kBq/Lを超えるものもある。

ラドンの摂取による線量を評価するためには、摂取に先立つ浄水技術を考慮に入れることが重要である。さらに、地下水を一般の家事用途に使用する際には、空気中のラドンレベルが上昇し、その結果、吸入線量も増加する。この線量は、水の利用形態と住居の構造に顕著に左右される(NCRP, 1989)。水の摂取量とその形態、家庭でのその他の水利用および家屋構造は世界中で大いに異なる。

UNSCEAR(2000)では、US NAS報告(1999)を参照し、空気中のラドンおよびその崩壊生成物からの吸入線量1.1mSv/年に対して、「飲料水中のラドンからの平均線量は、吸入によるものが0.025mSv/年、摂取によるものが0.002mSv/年といずれも低い値」であると算定している。

### 9.5.2 リスク

ある報告書では、アメリカ合衆国における肺がん死亡の12%は、室内空気中のラドン(ラドン-222およびその短寿命崩壊生成物)によるものであると推定している(US NAS, 1999)。これに従えば、主として喫煙による年間の全肺がん死亡者数約160,000人のうち約19,000人(15,000～22,000人の範囲)は、ラドンに起因している。

US NAS(1999)では、飲料水中のラドンによる被ばくのリスクは、上記の約100分の1(すなわち、年間死亡者数183人)であると報告している。室内空気中のラドンに起因する肺がん死亡者数19,000人に加えて、さらに160人が、家屋内で用いる水から放射されるラドンの吸入によるものと推定された。比較までに、年間肺がん死亡者数のうち約700人は、野外で自然レベルのラドンによる被ばくによるものとされている。

また、US NAS(1999)は、溶解性ラドンを含む飲料水に起因する胃がんのリスクは、アメリカ合衆国のその他の原因での胃がんによる年間死亡者数13,000人に比べて、推計値約20人と極めて小さく評価している。

### 9.5.3 飲料水供給におけるラドンについてのガイダンス

飲料水供給のラドン濃度が100Bq/Lを超える場合には制御するべきである。どのような新規の飲料水供給でも、供用開始前に試験を行うべきである。もしラドン濃度が100Bq/Lを超えていれば、ラドンレベルが100Bq/Lよりも十分に低くなるように浄水処理を行うべきである。水源の周辺にラドンを発生させる鉱物が大量に存在している場合には、例えば5年ごとなど、大規模飲料水供給であれば定期的にラドン濃度を検査することが適切であろう。

## 9.6 試料採取、分析および報告

### 9.6.1 全、全放射能濃度の測定

飲料水の全および全放射能(ラドンを除く)を分析するための最も一般的なアプローチは、既知量の試料水を蒸発乾固させ、残渣の放射能を測定する方法である。放射線は薄層の固体に吸収されやすいので、TDS含有量の高い試料では、この全測定法の信頼性と感度が低下するおそれがある。

全および全放射能濃度の測定には、可能な限り標準化された方法を用いるべきである。3つの分析法の手順を表9.4に示す。

蒸発法による全放射能の測定では、カリウム-40の寄与が含まれる。したがって、全スクリーニング値が超過する場合には、全カリウムにつき追加分析が必要である。

共沈法(APHA, 1998)ではカリウム-40の寄与は排除されるので、全カリウムの測定は不要である。この方法は、セシウム-137など、特定の核分裂生成物を含む試料水の評価に用いることはで

きない。しかし、通常の状況のもとでは、飲料水供給における核分裂生成物の濃度は極めて低い。

表 9-4 飲料水中の全 および全 放射能の分析法

方法、参考文献	技術	検出限界	適用
国際標準化機関 ISO-9695 (全 ) ISO-9696 (全 ) (ISO, 1991a, 1991b)	蒸発	0.02 ~ 0.1 Bq/L	TDS 0.1 g/L 以上の地下水
米国公衆衛生協会 (APHA, 1998)	共沈	0.02 Bq/L	表流水および地下水 (TDS は因子でない)

### 9.6.2 カリウム-40 の測定

試料水のカリウム-40濃度の測定には、ガンマ( )線分析の感度が低いこと、および水溶液から放射性核種を化学的に分離することが困難なことから、放射能測定法を用いることは実際的ではない。カリウム-40とその安定同位体の比率は一定なので、カリウムの化学分析が推奨される。カリウムの測定感度が1mg/Lであれば十分で、これを容易に達成し得る技術としては原子吸光度法と特定イオン分析がある。カリウム-40による放射能は、全カリウム1g当たり27.6Bqの係数を用いて計算することができる。

### 9.6.3 ラドンの測定

飲料水中のラドン-222による放射能濃度は、その取り扱いに際してラドンが水中から放出されやすいため、測定が困難である。攪拌や別の容器への水の移し換えにより、溶解性のラドンが遊離する。広く用いられているPylon法(Pylon, 1989, 2003)では、水脱気ユニットとLucasシンチレーション検出器を用いて、飲料水中のラドンを検出することができる。水を放置することによりラドンによる放射能が減少し、さらに、煮沸することによりラドンが完全に除去される。

### 9.6.4 試料採取

新規の飲料水源については、その設計および建設に先立って放射線学的水質特性を明らかにし、放射性核種濃度の季節変化を評価して、飲料水供給としての適正を判定するために、試料を採取(例えば、当初の12ヶ月間は3ヶ月ごとなど)するべきである。これには、ラドンおよびその娘核種の分析を含めるべきである。

飲料水供給として正常な範囲にあることが測定によって示されたあとは、試料採取頻度を例えば毎年または5年ごとなどにしても良い。しかし、放射性核種の汚染源(例えば、鉱山または原子炉など)が周辺に存在する場合には、試料採取をより頻繁に行うべきである。それほど重大でない表流水や地下水を水源とする場合には、試料採取頻度を低くして良い。

地下水を水源とする水供給でのラドンおよびその娘核種のレベルは、通常は長期間にわたり安定である。したがって、ラドンおよびその娘核種についての水の監視は、比較的低い頻度で良い。水源が高濃度のラドンおよびその娘核種を含んでいそうかどうかを判定するために、当該地域の地質情報を考慮するべきである。その他のリスク要因としては周辺における鉱山の存在が上げられ、このような場合には、より高い頻度の監視を行うことが適当であろう。

水質の評価、試料採取の方法と計画、並びに、試料の保存と取り扱いについての手引きは、オーストラリアおよびニュージーランド基準(Australian and New Zealand Standard) (AS, 1998)に記されている。

#### 9.6.5 結果の報告

各試料についての分析結果には、以下の情報が含まれるべきである。

- 試料識別コードまたは情報
- 報告結果の参照日時(例えば、試料採取日など)
- 用いた標準分析法の特定、または、標準法でない場合にはその簡単な説明
- 測定した放射性核種または放射能の種類および全放射能の特定
- 各放射性核種につき適切なブランクを用いて計算した、測定に基づく濃度または放射能の値
- 計数上の不確実性および予測される全不確実性の推定値
- 放射性核種または分析パラメータごとの最小検出可能濃度

報告結果についての予測される全不確実性の推定値には、その分析法におけるすべてのパラメータによる寄与(すなわち、計数、並びに、その他のランダムおよび系統的な不確実性または誤差)を含めるべきである。

## 第10章 受容性の観点

飲料水の最も望ましくない成分は、公衆衛生に直接の悪影響を及ぼすおそれのある成分である。本ガイドラインでは、その多くについて他の各章でとりあげている。

概して、消費者は飲料水の安全性を自ら判断するすべをもたないが、その飲料水供給や飲料水供給事業者に対する意識は、水質のうち五感で感知できる観点に影響されるところが大きい。汚れたり色が付いたりしているように見える、あるいは、不快な臭味のある水に消費者が不信感を持つのは、たとえそうしたことが健康に直接の影響を及ぼさないとしても当然である。

安全だけでなく、外観や臭味の面でも受容し得る飲料水を供給することは、高度の優先事項である。外観上受容し得ない水は、消費者の信頼を損ない、苦情を招き、もっと重大なことには、その結果としてより安全性の低い水源の水を利用する要因となるおそれがある。

飲料水の外観および臭味は、消費者にとって受容し得るものでなければならぬ。

既存のまたは計画中の浄水処理や配水の方法が、飲料水の受容性に影響を及ぼす可能性がないかどうかを検討することは重要である。例えば消毒方法を変えた結果、処理水中にトリクロロミンなどの臭気を持つ化合物が生成されることがある。間接的な影響も考えられる。例えば、配水システム中で異なる水源からくる水に切り換えたり、あるいは、それらを混合したりする際に、管内の堆積物や生物膜が攪乱されることなどである。

消費者にとっての飲料水の受容性は主観的なもので、様々な成分の影響を受ける。消費者に不快感を与える成分の濃度は一定ではなく、個人的要因と、そのコミュニティがなじんでいる水質や、社会、環境、文化といった地域的要因に応じて変化する。水質に影響を与えても健康への悪影響とは直接結びつかない成分については、ガイドライン値は設定されていない。

本章と第12章の要約では、消費者の苦情がもたらされそうなレベルを記載している。これらは厳密な数値ではない。個人的、地域的状况によってはこれらより低い、もしくは、より高いレベルで問題が生じる場合もある。

健康上懸念がある物質ではあるが、健康影響が懸念される濃度よりかなり低い濃度でも通常は水の受容性に影響を及ぼし、ひいては水に対する拒否反応をもたらすような物質を直接規制または監視するのは、通常は適切とはいえない。こうした物質に対しては、むしろ、水は大多数の消費者が受容しうるものであるべきだという一般要件を通じて対処した方がよい。本ガイドラインではこれらの物質につき、健康に基づく要約の記述とガイドライン値を通常の方法で導き出した。要約の記述ではこのことを説明するとともに、受容性に関する情報を掲載している。ガイドライン値の表(第8章および付録4参照)では健康に基づくガイドライン値を「C」で示すとともに、脚注で、当該

物質は確かに重大な健康影響を有するが、たとえその濃度が健康に基づくガイドライン値より大幅に低くても、その水は普通は消費者から拒否されるということを述べた。そうした物質については消費者からの苦情に応じて監視するべきである。

そのほか、水中に通常存在する濃度では健康に直接影響はないものの、様々な理由から消費者に不快感を与えることのある成分がある。

## 10.1 臭味および外観

臭味は、天然の無機および有機化学汚染物質や生物学的発生源またはプロセス（例えば、水系微生物など）、合成化学物質による汚染、腐食、もしくは、浄水処理（例えば、塩素処理など）が原因で生じる。貯留および配水の過程で、微生物の活動によって臭味が発生することもある。

飲料水の臭味は、何らかの汚染や、浄水処理または配水過程における機能不全の徴候である場合がある。有害物質が存在する徴候かもしれない。特に突発的变化や大きな変化が見られる場合には、原因を調査し、しかるべき保健担当官署に相談するべきである。

消費者が、色、雲状の濁り、懸濁物質、可視生物などに気づき、飲料水供給の質や受容性に懸念を抱く場合もある。

### 10.1.1 生物学的汚染物質

公衆衛生上の重大な影響はないものの、臭味を発するがゆえに好ましくない生物も多数ある。これらの生物は水の受容性に影響を及ぼすだけでなく、浄水処理ないし配水システムの維持管理や保修状態が不十分であるという徴候でもある。

#### 放線菌と真菌

放線菌や真菌は、貯水池等の表流水源に繁殖することがある。また、配水システム内の不適切な物質、例えばゴムなどの上に発生することもある。放線菌や真菌は、ジェオスミン、2-メチルイソボルネオールおよびその他の物質を産生する場合があり、結果として水道水に不快な臭味を与える。

#### 動物<sup>1</sup>

無脊椎動物は、飲料水供給の水源として利用される多くの水源に自然に存在し、しばしば浅い開放型の井戸に繁殖する。少数の無脊椎動物が、懸濁物質の阻止機能が不十分な浄水場を通り抜けて配水システム中でコロニーを形成することがある。無脊椎動物とその幼虫は移動性なので、浄水場のろ過池を通過して配水池に侵入する。

無脊椎動物は、制御の観点から2つのグループに分けることができる。第1グループは水中や

---

<sup>1</sup> この項は主にEvins（2004）に拠った。

水面を自由遊泳する生物、例えば甲殻類の *Gammarus pulex* (ヨコエビ類)、*Crangonyx pseudogracilis*、*Cyclops* spp. および *Chydorus sphaericus* である。第2グループは表面を移動したり表面に付着する生物—例えば、*Asellus aquaticus* (ミズムシ類)、腹足類、*Dreissena polymorpha* (ゼブラガイ)、その他の二枚貝および苔虫類(*Plumatella* sp.)など—や、スライム中に生息する生物 - 例えば、*Nais* spp.、線虫類およびユスリカの幼虫など—である。温暖な気候では、蚊 (*Chironomus* および *Culex* spp.) の幼虫が緩速ろ過池から水中へ放出されることがある。

こうした動物の多くは、水中あるいは管や水槽表面のスライム上の細菌、藻類および原生動物から栄養を得て生きのびることができる。動物が全くいない配水システムは、たとえあったとしてもごくまれである。しかし、動物集団の密度や構成は様々で、容易に目に見え、消費者に不快感を与える種を含めて大量の動物が繁殖する場合もあれば、顕微鏡でしか見えないような微生物がまばらに発生する場合もある。

温暖な地域の水道事業者は、一般に動物の存在を、それ自体または水の着色とのからみで受容性の問題としてとらえている。それに対して熱帯や亜熱帯の国々には、寄生虫の中間宿主の役目を果たす水系動物種が存在する。例えば、小型甲殻類 *Cyclops* は *Dracunculus medinensis* (メジナ虫) (7.1.1および11.4参照) の中間宿主である。ただし、メジナ虫の伝播が管路による飲料水供給によって起こるとい証拠はない。飲料水中に動物、特に可視動物がいると消費者が飲料水供給の質に懸念を抱くもとなるので、制御するべきである。

水質の悪い原水を取水したり高速ろ過プロセスを使用したりしている場合は、水道施設や配水管への侵入が問題となる可能性がもっと高い。動物を死滅させたり、ろ過して除去するには前塩素処理が有効である。良質な水を生産すること、配水システム中の残留塩素を保持すること、そして配水管を水洗や擦り取り(スワッピング)で定期的に洗浄することによって、通常は繁殖を制御することができる。

管路給水システム内の無脊椎動物の繁殖対策は、関連図書「管路給水における水の安全性 (Safe Piped Water)」(1.3)の第6章に詳しい。

### シアノバクテリアと藻類

シアノバクテリアや藻類が貯水池や河川水中に繁殖すると、凝集やろ過に支障をきたし、ろ過水の着色や濁りの原因となることがある。シアノバクテリアや藻類は、ジェオスミン、2-メチルイソボルネオールおよびその他の化学物質を産生することがある。これらの飲料水中の臭味閾値は数 ng/L である。シアノバクテリアの産生物の中には、直接に重大な健康影響を及ぼすものがある。シアトキシンがそれである(8.5.6参照)。

### 鉄バクテリア

水が鉄塩やマンガン塩を含んでいると、鉄バクテリアによる酸化(または空気曝露)によって、水

槽、管または水路の壁面に錆色の堆積物が発生したり、堆積物が水中に流出したりすることがある。

### 10.1.2 化学的汚染物質

#### アルミニウム

飲料水中のアルミニウムの起源として最も一般的なものは、天然由来のアルミニウムと、浄水処理過程で凝集剤として用いられるアルミニウムである。アルミニウム濃度が0.1～0.2mg/Lを超えると、配水システム内に水酸化アルミニウムフロックが堆積したり、鉄による水の着色を促進したりする結果、消費者の苦情を招く。したがって、浄水処理プロセスを最適化することによって、飲料水供給の残留アルミニウムを最小限にとどめることが重要である。運転条件が良好であれば、多くの場合、アルミニウム濃度を0.1mg/L以下に抑えることが可能である。飲料水中のアルミニウムについては、健康に基づくガイドライン値の導出を支持する証拠は見当たらない(8.5.4および12.5参照)。

#### アンモニア

アルカリ性pHにおけるアンモニアの臭気閾値濃度は約1.5mg/Lであり、アンモニア陽イオンの味閾値は35mg/Lとされている。これらの濃度ではアンモニアが健康に直接影響を及ぼすことはなく、健康に基づくガイドライン値も提示されていない(8.5.3および12.6参照)。

#### 塩化物イオン

塩化物イオンの濃度が高いと水や飲料が塩味になる。塩化物陰イオンの味閾値は共存する陽イオンによって異なり、塩化ナトリウム、塩化カリウムおよび塩化カルシウムでは200～300mg/Lである。濃度が250mg/Lを超えると、味でそれとわかる可能性がしだいに高くなるが、消費者によっては低濃度の塩化物イオンによる味に慣れる場合がある。飲料水中の塩化物イオンに関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない(8.5.4および12.22参照)。

#### 塩素

飲料水中の塩素については、5mg/Lを大幅に下回る濃度でも多くの人がある臭味を感知でき、濃度がわずかに0.3mg/Lでも感知できる人がいる。遊離残留塩素濃度が0.6～1.0mg/Lであると、味に拒否反応を示す消費者が出る可能性が高い。塩素の味閾値は健康に基づくガイドライン値以下である(8.5.4および12.23参照)。

#### クロロフェノール

クロロフェノール類の臭味閾値は一般に低い。水中の2-クロロフェノール、2,4-ジクロロフェノールおよび2,4,6-トリクロロフェノールの味閾値は、それぞれ0.1、0.3および2μg/Lである。臭気閾値



はそれぞれ10、40および300 $\mu\text{g/L}$ である。2,4,6-トリクロロフェノールを含む水でも、味がしない限りは健康上重大なリスクがある可能性はまずない(12.26参照)。配水システム中の微生物が、クロロフェノールをメチル化して塩化アニソールを産生することがある。塩化アニソールの臭気閾値は、クロロフェノールのそれより大幅に低い。

### 色度

理想としては、飲料水には目に見える色がついているべきではない。飲料水の色度は、普通、土壌の腐植質に関連する着色有機物質(主としてフミン酸やフルボ酸)が存在していることによる。天然の不純物として、あるいは腐食生成物として存在する鉄その他の金属も、色度に大きな影響を与える。色度は産業排水による水源汚染のせいで生じる場合もあるため、危害状況を示す最初の徴候となることがある。飲料水供給で色がついている場合、とくに著しい変化が生じている場合には、その原因を調査するべきである。

コップに入れた水の真色度が15度(TCU)以上の場合、大抵の人が色を認識できる。色度が15 TCU以下なら通常は消費者に受容されるが、受容性は一様ではない。また、色度の高さが、消毒プロセスにおいて副生成物が生成されやすい傾向が高いことを示している場合もある。水道水中の色度に関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない。

### 銅

飲料水供給に含まれる銅は、普通、水の腐食作用によって銅管から溶け出した銅である。その濃度は、水と銅管との接触時間によって大きく異なる。例えば、給水栓をひねった直後の水は、十分に水を流したあと採取したサンプルに比して銅濃度がより高いことが予測される。濃度が高いと、水を家事用水として利用する際の妨げとなる。水道水中に銅が含まれていると、亜鉛メッキされた鋼製継手の腐食を促す場合がある。銅濃度が1mg/L以上であると、洗濯物や衛生器具が着色する。5mg/L以上であると水に色や不快な苦みが生じる。銅は水に味をつける可能性があるが、健康に基づくガイドライン値のレベルなら受容される(8.5.4および12.31参照)。

### ジクロロベンゼン

1,2-ジクロロベンゼンと1,4-ジクロロベンゼンの臭気閾値は、それぞれ2~10 $\mu\text{g/L}$ および0.3~30 $\mu\text{g/L}$ と報告されている。味閾値はそれぞれ1 $\mu\text{g/L}$ および6 $\mu\text{g/L}$ と報告されている。1,2-および1,4-ジクロロベンゼンについて導き出された健康に基づくガイドライン値(8.5.4および12.42参照)は、これらの化合物につき報告されている最も低い臭味閾値をはるかに上回る。

### 溶存酸素

水の溶存酸素濃度は、水源、原水温度、浄水処理および配水システム内で進行する化学的ま

たは生物学的プロセスの影響を受ける。水供給で溶存酸素が減ると、硝酸イオンから亜硝酸イオンへ、硫酸イオンから亜硫酸イオンへの微生物学的還元を促すことがある。また、水中の第一鉄イオンの濃度を増加させ、給水栓での曝気によって着色することがある。健康に基づくガイドライン値は勧告されていない。

#### エチルベンゼン

エチルベンゼンは芳香臭を有する。水中の臭気閾値は2～130 $\mu\text{g/L}$ と報告されている。報告されている最も低い臭気閾値は、健康に基づくガイドライン値の100分の1である(8.5.4および12.60参照)。味閾値は72～200 $\mu\text{g/L}$ である。

#### 硬度

カルシウムやマグネシウムによる硬度の一般的徴候は、石けんのスカムが析出することや、洗濯の際に石けんを多めに使わなければならないことである。水の硬度に対する消費者の受容性は、地域の状況に応じてコミュニティごとに大きく異なる。とくに硬度が変化した場合は、消費者が気付く可能性が高い。

カルシウムイオンの味閾値は、結合している陰イオンにもよるが100～300 $\text{mg/L}$ である。マグネシウムの味閾値は、カルシウムのそれよりおそらく低い。場合によっては、硬度が500 $\text{mg/L}$ を超えても消費者が許容することもある。

水の硬度が約200 $\text{mg/L}$ 以上であると、pHやアルカリ度といった他の諸要因の相互作用によって、浄水処理施設、配水システム、建築物内の管や水槽にスケールが堆積することがある。また、石けんの過剰消費により「スカム」が形成される。硬水を加熱すると炭酸カルシウムスケールの堆積物が形成される。一方、硬度100 $\text{mg/L}$ 以下の軟水は緩衝能が低いことがあり、そのような場合には管に対する腐食性が高い。

水道水の硬度に関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない。

#### 硫化水素

水中の硫化水素の臭味閾値は0.05～0.1 $\text{mg/L}$ と推定される。一部の地下水や配水システム内の停滞水で硫化水素の「腐卵」臭が著しいことがあるが、これは酸素の減少に起因する細菌活動の結果として生じる硫酸イオンの還元が原因である。

十分に曝気または塩素処理された水中では、硫化物は速やかに酸化されて硫酸イオンとなるため、酸化処理された水供給での硫化水素濃度は非常に低いのが普通である。飲料水に硫化水素が含まれていると消費者はすぐ気付くので、直ちに改善措置をとる必要がある。ヒトが飲料水から有害な量の硫化水素を摂取することはまずないので、これについては健康に基づくガイドライン値は導出されていない(8.5.1および12.71参照)。

## 鉄

嫌気性の地下水には、たとえ井戸から直接ポンプで揚水した時点で着色や濁りがなくても、最大で数mg/Lの第一鉄イオンが含まれている場合がある。しかし、曝気すると第一鉄イオンは酸化されて第二鉄イオンとなり、水を不快な赤褐色に染める。

鉄は「鉄バクテリア」の成長も促す。鉄バクテリアは第一鉄イオンから第二鉄イオンへの酸化によってエネルギーを得、その過程で管内にスライム状の被膜を堆積させる。鉄の濃度が0.3mg/L以上であると洗濯物や給水用具が着色する。鉄濃度が0.3mg/L以下の場合には通常は顕著な味はないが、濁度や色度が生じることがある。鉄について健康に基づくガイドライン値は提示されていない(8.5.4および12.74参照)。

## マンガン

飲料水供給のマンガン濃度が0.1mg/Lを超えていると、不快な味がついたり衛生器具や洗濯物が汚れることがある。飲料水にマンガンが含まれていると、鉄の場合と同様に、配水システム内に堆積物が生じることがある。濃度が0.1mg/L以下であれば、普通は消費者に受容される。マンガンは濃度が0.2mg/L程度でも管内に被膜が形成されることがしばしばあり、この被膜は剥離して黒色析出物となる場合がある。マンガンの健康に基づくガイドライン値は、上記の受容性閾値0.1mg/Lの4倍である(8.5.1および12.79参照)。

## モノクロアミン

塩素とアンモニアの反応で生成されるモノクロアミンについては、飲料水中の濃度が5mg/Lを大幅に下回っていても大抵の人がその臭味を感知でき、人によってはわずか0.3mg/Lでも感知することができる。モノクロアミンの味閾値は健康に基づくガイドライン値を下回る(8.5.4および12.89参照)。

## モノクロロベンゼン

モノクロロベンゼンの臭味閾値は10~20µg/L、臭気閾値は40~120µg/Lと報告されている。モノクロロベンゼンについて、健康に基づくガイドライン値は導出されていない(8.5.4および12.91参照)が、想定されるガイドライン値は報告されている最も低い臭味閾値をはるかに上回る。

## 石油類

石油類による汚染を受けると、飲料水中の臭味閾値が低い多数の低分子炭化水素が検出される。公式データはないものの経験によれば、複数の低分子炭化水素が混合物として存在する場合、その臭気閾値はさらに低くなる可能性がある。ベンゼン、トルエン、エチルベンゼンおよびキシレンについては、健康に基づくガイドライン値が導出されているため、本節で個別にとりあげている。

ただし、それ以外の多くの炭化水素、特にトリメチルベンゼンなどのアルキルベンゼンは、数 $\mu\text{g/L}$ の濃度で「ディーゼル油様」の極めて不快な臭気を生じさせることがある。

### pHと腐食

pHは通常は消費者に直接の影響を与えないが、水質上の最も重要な運転管理パラメータの一つである。水の十分な清澄化と消毒をはかるためには、浄水処理の全段階でpH管理に注意を払う必要がある(関連図書「管路給水における水の安全性(*Safe Piped Water*)」(1.3)参照)。塩素消毒の効果を上げるためには、pHは8以下であることが望ましい。ただし、pHの低い水は腐食作用を持つ場合がある。配水システムに送る水のpHを制御することにより、配水管や給水管の腐食を最小限にとどめる必要がある。アルカリ度やカルシウムの管理もまた水の安定性に寄与し、管や設備に対する水の侵食を制御する。腐食作用を最小限にとどめることができないと、飲料水の汚染および味や外観への悪影響が生じるおそれがある。必要最適pHは、水の組成や配水システムに使われている材料の特性に応じて水供給ごとに異なるが、一般に6.5～8である。漏洩事故、処理機能の故障、養生が不十分なセメントモルタル管のライニング、または、水のアルカリ度が低いときに施したセメントモルタルライニングのために、pHが極端な値をとることがある。pHに関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない(8.5.1および12.100参照)。

### ナトリウム

水中のナトリウムの味閾値濃度は、共存している陰イオンや水温によって異なる。常温でのナトリウムの平均味閾値は約200mg/Lである。健康に基づくガイドライン値は導き出されていない(8.5.1および12.108参照)。

### スチレン

スチレンは甘い臭気をもち、水中での臭気閾値は温度に応じて4～2,600 $\mu\text{g/L}$ と報告されている。そのため、健康に基づくガイドライン値を下回る水中濃度でも感知されることがある(8.5.2および12.109参照)。

### 硫酸イオン

飲料水中に硫酸イオンが存在すると味を生じることがあり、さらに、濃度が非常に高いと慣れていない消費者には下剤の効果をもたらす可能性もある。味の悪化は、共存している陽イオンの特性によって異なる。味閾値の範囲は、硫酸ナトリウムの250mg/Lから硫酸カルシウムの1,000mg/Lにまで及ぶ。一般に、濃度が250mg/L以下なら味の悪化は最小限とされている。硫酸イオンに関して、健康に基づくガイドライン値は導出されていない(8.5.1および12.110参照)。

### 合成洗剤

多くの国では、難分解性の陰イオン洗剤の代わりにより生分解しやすいタイプのものを使用するようになったため、水源での合成洗剤濃度は大幅に減少している。飲料水中の洗剤濃度が、発泡や味の問題が生じるレベルに達することは許容するべきでない。どのようなものであれ洗剤の存在は、衛生的な意味での原水汚染の徴候である可能性がある。

### トルエン

トルエンは甘く刺激的なベンゼン様の臭気を持つ。報告されている味閾値は40～120 $\mu\text{g/L}$ である。水中のトルエンの臭気閾値は、報告によれば24～170 $\mu\text{g/L}$ である。したがって、トルエンは、健康に基づくガイドライン値に達しない濃度でも、水の受容性に影響を及ぼすことがある(8.5.2および12.114参照)。

### 溶解性物質(TDS)

一般に、TDS濃度が600 $\text{mg/L}$ 以下の水は風味が良いとされている。TDS濃度が約1,000 $\text{mg/L}$ を超えると、飲料水の風味は格段に悪化する。TDSの濃度が高いと、管、ヒーター、ボイラー、給水用具などの内部に過度なスケールが生じるため、消費者の苦情がもたられることがある。TDSに関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない(8.5.1および12.115参照)。

### トリクロロベンゼン

1,2,3-, 1,2,4-および1,3,5-トリクロロベンゼンの臭気閾値は、それぞれ10、5～30および50 $\mu\text{g/L}$ と報告されている。1,2,4-トリクロロベンゼンの臭味閾値濃度は30 $\mu\text{g/L}$ と報告されている。トリクロロベンゼンに関して健康に基づくガイドライン値は導出されていないが、想定されるガイドライン値(8.5.2および12.117参照)は、報告されている最も低い臭気閾値5 $\mu\text{g/L}$ を上回る。

### 濁度

飲料水の濁度は、原水中に存在し、ろ過が不十分なために残存する、または、沈澱物が配水システム内で再懸濁して生じる懸濁物質が、その原因で生じる。地下水中に無機懸濁物質が存在したり、生物膜が配水システム中で剥離したりすることによる場合もある。地域的条件による違いはあるが、濁度5 NTU以下の水の外観は一般に消費者に受容される。

懸濁物質は、微生物を消毒効果から保護し、細菌の増殖を促進することがある。水を消毒する場合は、必ず濁度を低くしておかなければ消毒効果が発揮されない。濁度が消毒効率に及ぼす影響については、4.1で詳しく述べている。

濁度もプロセス制御における重要な運転パラメータの一つであり、浄水処理プロセス、特に凝集、沈澱およびろ過における問題点の指標となり得る。

濁度について健康に基づくガイドライン値は提示されていないが、消毒効果を発揮させるためには平均濁度0.1 NTU以下が理想であり、また、濁度の変化は重要なプロセス制御パラメータの一つである。

### キシレン

キシレンの濃度が300 $\mu$ g/L程度であれば、臭味を感知し得る。水中でのキシレン異性体の臭気閾値は、20～1,800 $\mu$ g/Lと報告されている。最も低い臭気閾値は、キシレンにつき導出された健康に基づくガイドライン値よりかなり低い(8.5.2および12.124参照)。

### 亜鉛

亜鉛は、約4mg/L(硫酸亜鉛として)の味閾値濃度で水に不快な渋味を与える。亜鉛濃度が3～5mg/Lを超えると水は乳白色を呈することがあり、煮沸すると油状の被膜が生じることがある。飲料水中の亜鉛濃度が0.1mg/Lを上回るとはめったにないが、給水栓水の亜鉛濃度は、旧式のめっき給水用具に使われている亜鉛のために、それよりかなり高い場合がある。飲料水中の亜鉛に関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない(8.5.4および12.125参照)。

#### 10.1.3 臭味および外観の問題に対処するための浄水処理

臭味を生じる有機化学物質を除去するには、一般に次の浄水処理技術が有効である。

- 曝気(8.4.6参照)
- 活性炭(粒状活性炭(GAC)または粉末活性炭(PAC))(8.4.8参照)
- オゾン処理(8.4.3参照)

消毒剤や消毒副生成物から生じる臭味を制御する最善の方法は、消毒プロセスを注意深く運転することである。これらの臭味は基本的に活性炭で除去し得る。

マンガンは、塩素処理に続いてろ過を行うことで除去し得る。硫化水素の除去技術としては、曝気、GAC、ろ過および酸化がある。アンモニアは、生物学的硝化によって除去し得る。硬度を低下させるには凝析軟化処理や陽イオン交換が有効である。臭味を生じるそれ以外の無機化学物質(例えば、塩化物イオン、硫酸イオンなど)は、一般に処理が困難である(関連図書「飲料水の化学的安全性(*Chemical Safety of Drinking-water*)」(1.3)参照)。

## 10.2 温度

一般に冷たい水の方が温かい水より風味が良く、温度は、味に影響を及ぼす多くの無機成分や化学的汚染物質の受容性に影響を与える。水温が高いと微生物の増殖を促し、臭味、色および腐食の問題を悪化させることがある。

## 第 11 章 微生物ファクトシート

ファクトシートでは、水系感染のおそれがある病原微生物とその指標となる微生物について記載する。

水系感染のおそれがある病原微生物には、以下のものがある。

- 表7.1および図7.1に示す細菌、ウイルス、原虫および蠕虫。ただし、主に水浴や洗濯中に、汚染された表流水と接触することにより感染する住血吸虫属吸虫(*Schistosoma*)を除く。
- 新興病原微生物と考えられるもの。水系伝播すると考えられるが未確認であるヘリコバクター・ピロリ(*Helicobacter pylori*)、ツカムレラ(*Tsukamurella*)、戦争イソスポーラ(*Isospora belli*)および微孢子虫を含む。
- バチルス。食中毒菌のバチルス(*Bacillus cereus*)を含むが、現在のところその水系伝播を示す証拠はない。
- 有害シアノバクテリア。

水系伝播により引き起こされるヒトへの健康影響は、軽い胃腸炎から重篤でときには致命的な下痢、赤痢、肝炎および腸チフスまで多岐にわたる。汚染された水は、コレラ、赤痢およびクリプトスポリジウム症などの大規模発生の原因となる。ただし、水系病原微生物の多くは、水以外にも、ヒト-ヒト接触や食品などのような重要な感染経路を持つ。

飲料水供給に混入したヒトまたは動物の糞便中の水系病原微生物の多くは、水中で増殖することではなく、摂取後に消化管感染を引き起こす。しかし、レジオネラ、非定型抗酸菌、類鼻疽菌(*Burkholderia pseudomallei*)およびネグレリア(*Naegleria fowleri*)は、水中および土壌中で増殖可能な環境生物である。伝播経路としては、経口摂取のほかに、呼吸器感染を引き起こす吸入(例えば、レジオネラ、非定型抗酸菌など)、皮膚や脳などの多様な部位の感染を引き起こす接触(例えば、ネグレリア、類鼻疽菌など)がある。

すべての水系病原微生物の中で、メジナ虫(*Dracunculus medinensis*)は、もっぱら飲料水を介して伝播する唯一の病原微生物である。

この病原微生物ファクトシートには、ヒトへの健康影響、汚染源および生息状態、伝播経路、並びに、感染源としての飲料水の重大さに関する情報を記載している。また、制御手段の有効性に関する指標(indicator)、または、病原微生物の存在に関する指標(index)として利用し得る微生物のファクトシートでは、指標(indicator)としての価値、汚染源および生息状態、適用、並びに、検出の重大さに関する情報を記載している。

## 11.1 病原細菌

水系伝播するおそれがある病原細菌の多くは、消化管に感染し、感染したヒトおよび他の動物の糞便中に排泄される。しかし、水中や土壌中で増殖可能な、レジオネラ、類鼻疽菌および非定型抗酸菌などの水系病原細菌もある。これらの細菌の伝播経路には、吸入や接触（水浴）などがあり、呼吸器、皮膚の外傷または脳に感染する。

### 11.1.1 アシネトバクター (*Acinetobacter*)

#### 一般情報

アシネトバクター属菌は、グラム陰性、オキシダーゼ陰性、非運動性の短桿菌（膨らんだ短い棒状）である。個々の種および生物型（biovars）の区別が困難なため、*A. baumannii*、*A. iwoffii*、*A. junii*などのサブグループ全体を含めて、*Acinetobacter calcoaceticus baumannii*コンプレックスという用語で分類することがある。

#### ヒトへの健康影響

アシネトバクターは通常は共生生物であるが、主として感受性の高い入院患者に感染することがある。アシネトバクターは、尿管感染、肺炎、菌血症、二次性髄膜炎および創傷感染を引き起こす日和見病原細菌である。これらの疾病は、悪性腫瘍、火傷、大手術および新生児や高齢者といった免疫弱者などの要因があると罹患しやすくなる。ヘルスケア施設においては、院内感染を引き起こす多剤耐性*A. calcoaceticus baumannii*コンプレックスの出現とその急速な拡大に対する注意が必要である。

#### 汚染源および生息状態

アシネトバクターは、土壌、水および下水中に広く生息する。アシネトバクターは、表流水試料の97%において～100個/mL分離されている。本細菌は飲料水試料のHPCの1.0～5.5%を占めることが知られており、配水試料の5～92%から分離されている。米国での未処理地下水の調査において、アシネトバクターは地下水を水源とする水供給の38%で検出され、その算術平均濃度は8個/100mLであった。また、この調査によって、井戸水からの分離株と臨床株との間で、*A. calcoaceticus*の病原因子であるスライムの生成に大きな差がないことが明らかになっている。このことは、地下水分離株に病原の可能性がある程度存在することを示唆している。アシネトバクターは、健康なヒトの皮膚やときに呼吸器に生息する自然微生物叢の一部である。



### 曝露経路

病院内の環境中に汚染源が存在すること、ヒト - ヒト伝播することによって、ほとんどの院内感染が発生していると考えられる。感染は、創傷や火傷との接触、あるいは、感受性の高い患者の吸入によって起こることが多い。アシネトバクター菌血症患者においては、静脈カテーテルも感染源となっている。集団感染は、入浴や加湿器の使用と関連している。通常、経口摂取は感染経路とはならない。

### 飲料水における重大さ

アシネトバクターは浄水処理した飲料水供給からしばしば検出されるが、飲料水中のアシネトバクターと臨床例との関連性は確認されていない。飲料水中のアシネトバクターの経口摂取により、一般集団に胃腸への感染が起こるといった証拠はない。しかし、特にヘルスケア施設や病院のような環境では、感受性の高い患者に対して、飲料水が原因となって非消化器系感染が起こる可能性がある。第6章で述べたように、病院や他のヘルスケア施設は、建築物における水安全計画(WSP)を策定するべきである。このWSPでは、入所者に固有の感受性を考慮する必要がある。アシネトバクターは塩素などの消毒剤に弱く、消毒剤が残留していれば菌数は減る。配水システムにおいて本細菌の増殖を制御する手段は、有機炭素除去効率を最適化した浄水処理、配水システムにおける水の滞留時間の制限および残留消毒剤の保持である。アシネトバクターはHPCとして検出されることから、残留消毒剤などの他のパラメータとともに、HPCを本細菌の増殖を支える条件に関する指標として用いることができる。しかし、大腸菌(またはその代替として、糞便性大腸菌群)は、アシネトバクターの存否に関する指標としては使えない。

### 参考文献

- 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 アエロモナス (*Aeromonas*)

#### 一般情報

アエロモナス属菌は、グラム陰性、非芽胞形成、通性嫌気性の桿菌で、ピブリオ科に属する。アエロモナスは腸内細菌科の細菌と多くの共通点を持つ。本属は2群に分けられる。その一群である非運動性で低温性のアエロモナスは、*A. salmonicida*の1種のみである。*A. salmonicida*は魚類固有の病原細菌なので、ここではこれ以上記述しない。もう一群の運動性のある(単極鞭毛)中温性のアエロモナスは、ヒトへの健康影響が考えられ、*A. hydrophila*、*A. caviae*、*A. veronii* subsp. *sobria*、*A. jandaei*、*A. veronii* subsp. *veronii*、*A. schubertii*から成る。本細菌は淡水に生息し、水、土壌および多くの食品、特に食肉と牛乳に存在する。

#### ヒトへの健康影響

アエロモナスは、敗血症、特に免疫不全患者において創傷感染と呼吸器感染を引き起こす。アエロモナスが消化器系疾患を引き起こすという説があるが、疫学的な確証はない。アエロモナスは、生体外における毒素産生が著しいものの、実験動物やヒトボランティアに下痢を引き起こした例は知られていない。

#### 汚染源および生息状態

アエロモナスは、水、土壌および食品、特に食肉、魚および牛乳から検出される。アエロモナスは一般にほとんどの淡水から容易に検出され、また、主に配水システムで増殖した結果として、多くの浄水処理している飲料水供給で検出されている。配水システムにおけるアエロモナスの存在に影響する要因は十分に解明されていないが、有機物含有量、水温、配水管網における水の滞留時間および残留塩素の存在が、菌の存在量に影響することがわかっている。

#### 曝露経路

創傷感染は、汚染土壌や、水泳、ダイビング、ボートおよび釣りなどの水と接触する活動と関係がある。創傷感染が進んで敗血症に至ることがある。免疫不全患者の場合、自身の消化管内に存在するアエロモナスが原因で、敗血症が起こる可能性がある。

#### 飲料水における重大さ

飲料水からアエロモナスがしばしば分離されるにもかかわらず、本細菌の水系伝播を示す証拠は十分でない。飲料水から検出される典型的なアエロモナスは、胃腸炎を引き起こすものとはDNAグループが異なる。飲料水供給において、アエロモナスは一般に不快微生物と考えられている。配水システムへのアエロモナスの侵入は、適切な消毒により最小限に抑えることができる。

配水システムにおける本細菌の増殖の制御手段は、有機炭素除去を最適化した浄水処理、配水システムにおける水の滞留時間の制限および残留消毒剤の保持である。アエロモナスはHPCとして分離されることから、残留消毒剤などの他のパラメータとともに、HPCを本細菌の増殖を支える条件に関する指標として用いることができる。しかし、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、アエロモナスの存否に関する指標としては使えない。

### 参考文献

- 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 バチルス (*Bacillus*)

#### 一般情報

バチルス属菌は、大型(4~10 $\mu$ m)で、グラム陽性、偏性好気性または通性嫌気性の莢膜を持つ桿菌である。本細菌は芽胞形成という重要な特徴を持ち、この芽胞は、菌にとって不利な環境に対して極めて高い抵抗力を持つ。バチルスは、*B. polymyxa*、*B. subtilis* (*B. cereus*と*B. licheniformis*を含む)、*B. brevis*および*B. anthracis*の各サブグループに分類される。

#### ヒトへの健康影響

ほとんどのバチルスは無害であるが、ヒトや動物に病原性を持つ種類がある。*B. cereus*はブドウ球菌に似た食中毒を引き起こす。いくつかの株は食品中で芽胞の発芽とともに耐熱性の毒素を産生し、摂食後1~5時間以内に嘔吐を引き起こす。他の株は易熱性(熱に不安定な性質)の腸管毒を産生し、摂食後10~15時間以内に下痢を引き起こす。*B. cereus*は、免疫不全患者に対しては、嘔吐や下痢の症状だけでなく、菌血症を引き起こすことが知られている。*B. anthracis*(炭疽菌)はヒトや動物に炭疽を引き起こす。

#### 汚染源および生息状態

バチルスは、土壌や水などの幅広い自然環境に普通に存在する。本細菌は、ほとんどの飲料水供給でHPCとして容易に検出される細菌の一部を構成する。

### 曝露経路

パチルスによる感染は、生乳や肉製品はもとより、特に米飯、パスタおよび野菜など、種々の食品の摂取と関連している。菌体そのものあるいは菌が産生した毒素を経口摂取することにより、疾病に至る。飲料水は、*B. cereus*を含む病原性パチルスの感染源として特定されていない。パチルス胃腸炎の水系伝播は未だ確認されていない。

### 飲料水における重大さ

パチルスは、適切な浄水処理と消毒が施されている場合を含め、飲料水供給においてしばしば検出される。これは主に芽胞が消毒に耐性を持つためである。水由来のパチルスが臨床的に意味を持った例がないことから、特別な管理上の対策は必要とされない。

### 参考文献

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 類鼻疽菌 (*Burkholderia pseudomallei*)

### 一般情報

類鼻疽菌はグラム陰性の桿菌で、主にオーストラリア北部および東南アジアなどの熱帯地方の土壌や泥水から普通に検出される。本細菌は耐酸性で、栄養がなくても水中に長期間生残する。

### ヒトへの健康影響

類鼻疽菌は、オーストラリア北部およびその他の熱帯地方の風土病である類鼻疽を引き起こす。最もよく見られる臨床症状は肺炎で、致命的になることがある。このうちいくつかの地域では、類鼻疽が市中肺炎の最大原因となっている。発生は年間を通じて見られるが、ピークは雨期である。患者の多くは軽い肺炎を呈するが、適切な抗生物質によく反応する。一方、重篤な敗血性肺炎を呈することもある。その他の症状には、皮膚膿瘍または潰瘍、内臓の膿瘍、脳幹脳炎や急性対麻痺といったまれな神経疾患がある。類鼻疽は健康な小児や成人にも発症するが、主に感染に対する防御機構が低下した人や、低栄養あるいは低生活条件のために身体全体の健康状態が悪い人に発症する。

### 汚染源および生息状態

本細菌は、主に熱帯地方の土壌や地表にたまった泥水に存在し、そこから水源、ひいては飲

料水供給に入り込む。飲料水を介した感染に必要な細菌数は不明である。

#### 曝露経路

ほとんどの感染は、皮膚の切り傷や擦り傷に汚染水が接触することにより起こる。東南アジアでは、水田が重要な感染源となっている。その他の感染経路、特に吸入や経口摂取によっても感染することがある。これらの感染経路の内いずれの経路が重要であるかは不明である。

#### 飲料水における重大さ

オーストラリアの2件の類鼻疽発生例では、患者および飲料水供給から、同一菌株と思われる類鼻疽菌が分離された。一方の飲料水供給では、管の取替え作業および塩素消毒の故障のあとに本細菌が検出され、もう一方の飲料水供給では塩素消毒が行われていなかった。WSPのもとでの本細菌に対する効果的な制御手段は、飲料水の確実な浄水処理と消毒を実施することとともに、配水システムを修繕や維持管理の際も含めて汚染から保護することである。浄水処理効果の尺度としてHPCと残留消毒剤を測定し、配水管の適切な修繕を実施することが、類鼻疽菌に対する防御策となる。本細菌は環境中に生息するため、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、本細菌の存否に関する指標としては適さない。

#### 参考文献

- 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.
- Ingris TJJ et al. (2000) Outbreak strain of *Burkholderia pseudomallei* traced to water treatment plant. *Emerging Infectious Diseases*, 6: 56-59.

### 11.1.5 カンピロバクター (*Campylobacter*)

#### 一般情報

カンピロバクター属菌は、微好気性(低濃度の酸素を必要とする)かつ好二酸化炭素性(多くの二酸化炭素を必要とする)、グラム陰性、無鞘の単極鞭毛を持つ湾曲した螺旋型の桿菌である。カンピロバクターは世界中で急性胃腸炎の主要な原因の一つとなっている。急性下痢症の患者から *C. jejuni* が最も頻繁に分離されるが、*C. coli*、*C. laridis* および *C. fetus* も割合は低いものの分

離されている。ヘリコバクター (*Helicobacter*) 属とアルコバクター (*Archobacter*) 属には、以前にカンピロバクター属に分類されていた菌種が含まれている。

#### ヒトへの健康影響

*C. jejuni*の重要な特徴は、他の病原細菌と比べて比較的高い感染力を持つことである。1,000個程度の菌数で感染が成立する。ほとんどの有症例は、乳幼児に見られている。潜伏期は普通2～4日である。*C. jejuni*に感染した場合の特徴的な臨床症状は、腹痛、下痢(出血または糞便中に白血球の排出を伴う場合と伴わない場合がある)、嘔吐、悪寒、発熱である。感染は自然治癒し、3～7日で回復する。治療を施さなかった場合、患者の5～10%が再発する可能性がある。その他の臨床症状としては、反応性関節炎と髄膜炎がある。また、末梢神経の急性脱髄性疾患であるギランバレー症候群と、*C. jejuni*感染とを関連付ける報告がいくつかある。

#### 汚染源および生息状態

カンピロバクターは様々な環境に存在する。野生動物および家畜、特に家禽、野鳥および畜牛が重要な保有宿主である。ペットやその他の動物も保有宿主になり得る。食肉、未殺菌の牛乳などの食品は、カンピロバクター感染の重要な感染源である。水も重要な感染源である。表流水におけるカンピロバクターの存否は、降雨、水温および水鳥の存在といった要因に深く関わることがわかっている。

#### 曝露経路

カンピロバクター感染に関する報告は、一般的な感染源とされる食品による散發的なケースがほとんどである。ヒトへの伝播は主に動物加工品の摂取によるものが多く、食肉、特に家禽加工品と未殺菌の牛乳が重要な感染源である。汚染された飲料水も感染症発生原因として特定されている。この場合、表流水を水源とする塩素消毒していないか消毒が不十分な飲料水供給および野鳥の糞便による貯水槽の汚染などが原因であり、一事例当たりの患者数は数人から数千人にのぼる。

#### 飲料水における重大さ

汚染された飲料水供給は、カンピロバクター症の集団発生の重要な原因とされており、水系集団感染事例数および患者数が増加傾向にある。水系を介した伝播は患者と患者が飲んだ飲料水から同一菌株が分離されることによって確認される。WSPのもとでの、カンピロバクターによるリスクに対する制御手段は、動物やヒトの排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程での汚染防止である。浄水処理して消毒した水の貯留槽は、鳥の糞便から守る必要がある。カンピロバクターは糞便由来の病原細菌であり、消毒に対して特に耐性があるわけではない。

そのため、大腸菌(または、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるカンピロバクターの存否を確認するための指標として有効である。

#### 参考文献

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-Barre syndrome associated with *Campylobacter* infection. *Pediatric Infectious Diseases Journal*, 10: 149-151.

### 11.1.6 病原性大腸菌 (*Escherichia coli* 病原株)

#### 一般情報

大腸菌はヒトおよび動物の正常な腸内細菌叢に数多く存在し、通常は無害である。しかし、体内の他の部分では、大腸菌は尿管感染、菌血症および髄膜炎などの深刻な疾病を引き起こすことがある。腸管病原性を持つ菌株は限られており、急性の下痢を引き起こす。病原性大腸菌は、毒性因子の違いに基づいて腸管出血性大腸菌 (EHEC)、腸管毒素原性大腸菌 (ETEC)、腸管病原性大腸菌 (EPEC)、腸管組織侵入性大腸菌 (EIEC)、腸管凝集性大腸菌 (EAEC) および分散接着性大腸菌 (DAEC) に分けられる。前の4種類に関する病原性や罹患率はよく調べられているが、EAECとDAECに関してはまだよくわかっていない。

#### ヒトへの健康影響

EHEC血清型のうち、大腸菌O157: H7や大腸菌O111などは、軽症で出血を伴わない下痢から、出血性大腸炎と区別がつかないほど激しい下痢までを引き起こす。症例の2~7%は、急性腎不全や溶血性貧血を特徴とする致命的な溶血性尿毒症症候群 (HUS) を発症する。5歳未満の小児はHUSの発症リスクが最も高い。EHEC株の感染力は他の株よりもかなり高い。わずか100個程度のEHECで感染が成立する。ETECは易熱性あるいは耐熱性の*大腸菌腸管毒*のどちらか、または両方を同時に産生し、発展途上国の特に小児における下痢症の重要な原因となっている。ETECに感染した場合の症状は、軽度の水様性の下痢、腹痛、吐き気および頭痛である。EPECの感染では、乳児に、重篤な慢性の非血性下痢、嘔吐および発熱が起こる。EPEC感染は先進国ではまれであるが、発展途上国では一般的で、小児において、栄養失調、体重の減少、発育不全などの原因となる。EIECは、赤痢菌と同様の発症メカニズムによって結腸細胞に侵入し、水様性、ときには出血性の下痢を引き起こす。

## 汚染源および生息状態

腸管病原性大腸菌は腸内微生物であり、特にEPEC、ETECおよびEIEC株についてはヒトが主要な保有宿主である。畜牛およびヒツジ、より程度は低いもののヤギ、ブタおよびニワトリなどの家畜は、EHEC株の主要な保有宿主である。後者については、もやしなどの生野菜も原因と考えられている。病原性大腸菌は様々な水環境から検出されている。

## 曝露経路

感染はヒト - ヒト伝播、動物との接触、食品および汚染水の摂取による。ヒト - ヒト伝播は、看護施設やデイケアセンターなどの人が緊密に接触するような環境で特に頻繁に起こっている。

## 飲料水における重大さ

病原性大腸菌の水系伝播は、レクリエーション用水や汚染された飲料水によるものが多く記録されている。大腸菌O157: H7(および*Campylobacter jejuni*)が原因の水系集団感染例としては、カナダのオンタリオ州Walkertonの農業集落で起こった事例がよく知られている。集団発生は2000年5月に起こり、7人が死亡し2,300人以上が発症した。本件では、飲料水供給が畜牛の排泄物を含んだ雨水の混入によって汚染されていた。WSPのもとでの病原性大腸菌によるリスクの制御手段は、動物やヒトの排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程での汚染防止である。病原性大腸菌は、浄水処理や消毒に対して、他の大腸菌と同様の挙動をとると考えられている。したがって、通常、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)の試験は、飲料水中の病原性大腸菌の存否を確認するための適切な指標となり得る。大腸菌の標準試験ではEHEC株を検出できないが、指標として有効である。

## 参考文献

- 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 ヘリコバクター・ピロリ (*Helicobacter pylori*)

#### 一般情報

*Helicobacter pylori*は、もともと*Campylobacter pylori*として分類されていたもので、グラム陰性、微好気性、螺旋型の運動性細菌である。ヘリコバクター属には少なくとも14種があるが、ヒトの病原細菌として確認されているのは*H. pylori*だけである。



### ヒトへの健康影響

*H. pylori*は胃から分離される。感染のほとんどは無症状であるが、本細菌は慢性胃炎と関連があり、消化性潰瘍および十二指腸潰瘍、並びに、胃癌などの合併症を引き起こすことがある。*H. pylori*が本当にこれらの疾病を引き起こす原因であるかどうかは未だ明らかではない。*H. pylori*感染の大部分は小児期に起きており、処置が施されず慢性化している症例が発展途上国でより多く見られる。人口過密な生活条件との関連があると考えられる。家族内での蔓延が一般的である。

### 汚染源および生息状態

ヒトが*H. pylori*の本来の宿主と考えられる。他の宿主としては飼い猫がある。*H. pylori*は小児の糞便中から分離されるが、本細菌は胆汁酸塩に弱く、そのため糞便への排出量が少いと考えられている。*H. pylori*は水から検出されている。*H. pylori*は環境中では増殖しないが、生物膜内で3週間、表流水中で20～30日生残することがわかっている。米国での研究によると、*H. pylori*は表流水や浅層地下水試料の大部分から検出されている。また、*H. pylori*の存在と大腸菌の存在に相関はない。下痢症の小児または成人や小児の嘔吐による環境汚染が考えられる。

### 曝露経路

家庭内における口を介したヒト - ヒト接触が、最も可能性の高い感染経路と特定されている。*H. pylori*は、痰や嘔吐物の中でよく生残し得る。しかし、口腔内や糞便試料から検出するのは困難である。糞 - 口伝播もまた可能性があると考えられている。

### 飲料水における重大さ

汚染された飲料水の摂取は感染源として可能性があると考えられているが、水系伝播との関連を明らかにするためには調査が必要である。*H. pylori*の主要汚染源はヒトであり、また、本細菌は酸化消毒剤に弱い。そのため、*H. pylori*から飲料水供給を守るための制御手段としては、ヒトの排泄物による汚染の防止と十分な消毒が上げられる。大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、本細菌の存否に關しての信頼できる指標とはならない。

### 参考文献

Dunn BE, Cohen H, Blasser 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, Lopez-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 クレブシエラ (*Klebsiella*)

#### 一般情報

クレブシエラ属菌は、グラム陰性、非運動性の菌で、腸内細菌科に属する。クレブシエラ属には *K. pneumoniae*、*K. oxytoca*、*K. planticola*、*K. terrigena* など多くの種が含まれる。クレブシエラ属菌の最外層は多糖類の莢膜になっており、これは同一科の他の属にはみられない特徴である。糞便や臨床試料から分離されたクレブシエラの約60～80%が *K. pneumoniae* であり、糞便性大腸菌群試験で陽性となる。また、*K. oxytoca* も病原細菌とされている。

#### ヒトへの健康影響

クレブシエラは、入院患者に感染する菌として特定されており、頻繁に患者と接触すること(例えば、集中治療室など)を通じて蔓延すると考えられている。最もリスクが高い患者は、高齢者および乳幼児、火傷および重い創傷の患者、免疫抑制治療を受けている者、または、HIV/AIDS患者などの免疫不全患者である。クレブシエラの定着を介して、侵襲性の感染を引き起こすことがある。ごくまれに、クレブシエラ、特に *K. pneumoniae* と *K. oxytoca* は、劇症肺炎などの重篤な感染を引き起こすことがある。

#### 汚染源および生息状態

クレブシエラは様々な水環境中に生息しており、パルプ工場、織物工場およびサトウキビ加工場などから出る栄養豊富な水中で大量に増殖する。飲料水の配水システムにおいては、蛇口のワッシャーに住み着くことが知られている。本細菌は配水システム中で増殖し得る。クレブシエラは多くの健康なヒトや動物の糞便中にも排泄され、下水で汚染された水からは容易に検出される。

#### 曝露経路

クレブシエラは院内感染を引き起こす可能性があり、汚染水やエアロゾルが病院や他のヘルスケア施設における汚染源となる恐れがある。

#### 飲料水における重大さ

クレブシエラは、飲料水の摂取により一般集団に消化器系疾患を引き起こす原因とは考えられていない。飲料水中に検出されるクレブシエラは一般に生物膜内に生息するもので、健康リスクはないと考えられる。本細菌は消毒剤に感受性があり、配水システムへの混入は適切な浄水処理によって防ぐことができる。配水システムにおける増殖は、有機炭素除去を最適化した浄水処

理、配水システムにおける水の滞留時間の制限および残留消毒剤の保持など、生物膜の増殖を抑える手法によって最小限にすることができる。クレブシエラは大腸菌群に属することから、従来の大腸菌群試験によって検出が可能である。

#### 参考文献

Ainsworth R., ed. (2004) *Safe, piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, London, for the World Health Organizations, 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 レジオネラ (*Legionella*)

#### 一般情報

レジオネラ属はレジオネラ科に属し、少なくとも42種から成る。レジオネラはグラム陰性、無芽胞の桿菌で、増殖や分離にL-システインを必要とする。レジオネラは様々な水環境中に見られる従属栄養細菌であり、25℃以上で増殖する。

#### ヒトへの健康影響

すべてのレジオネラ属菌がヒトへの病原性を持つと考えられているが、*L. pneumophila*は、レジオネラ症(レジオネラ肺炎 - かつては在郷軍人病 (Legionnaire's disease)と呼ばれた - とポンティアック熱の2つの臨床型が知られている)を引き起こす主要な病原細菌である。レジオネラ肺炎の潜伏期間は3～6日である。本症には男性の方が女性よりもより感染しやすく、また、多くの症例は40～70代に見られるなど、宿主因子が感染に影響する。リスク因子としては、喫煙、アルコールの過剰摂取、癌、糖尿病、慢性の呼吸器疾患または腎臓疾患および臓器移植による免疫抑制などがある。ポンティアック熱は軽い疾患で、自然治癒する。感染率は高く、発症(5時間から3日)すると、発熱、頭痛、悪心、嘔吐、筋肉痛および咳などといったインフルエンザに似た症状を呈する。抗体調査からは多くの不顕性感染が指摘されている。

#### 汚染源および生息状態

レジオネラは河川および貯水池などの淡水域における自然細菌叢の一種であり、その濃度は比較的希薄である。しかし、レジオネラは、菌の生育に適切な温度(25～50℃)やその他の条件を満たす、空調設備の水冷装置(冷却塔および蒸発式凝縮器)、給湯設備および温泉など、人工的な水環境でよく増殖する。こうした装置がレジオネラ肺炎の集団発生と関連している。レジオネラは生物膜や堆積物の中で生残して増殖し、流水よりも接水部のふき取り試料からより頻繁に検

出される。レジオネラは、アcantアメーバ(*Acanthamoeba*)、ハルトマネラ(*Hartmanella*)およびネグレリア(*Naeglea*)などのアメーバの栄養体に取り込まれており、これらのアメーバが水環境中におけるレジオネラの生残に関わっている。

#### 曝露経路

最も一般的な感染経路は、本細菌を含むエアロゾルの吸入である。このようなエアロゾルは、汚染された冷却塔、温水シャワー、加湿器および温泉などから発生する。場合によっては汚染された水、食品および氷などの吸引を介した感染も認められている。ヒト-ヒト伝播の証拠はない。

#### 飲料水における重大さ

レジオネラは水環境中に発生する生物で、冷却塔、給湯設備および温泉など、管内の水を利用する装置が集団感染と関連付けられている。レジオネラの検出率からすると、飲料水システムへの侵入の可能性があると考えべきであり、その生残と増殖の可能性を低減させるために制御手段を適用する必要がある。消毒によって生物膜の増殖を最少にすることと、水温を制御することによりレジオネラによるリスクを最小にできる。本細菌は消毒に感受性がある。モノクロアミンは特に効果的であることがわかっており、これは、その安定性と生物膜に対する効果の大きさによるものと考えられる。水温は増殖を制御する上で重要な要素である。可能であれば、水温は25～50 の範囲外に保つべきである。給湯設備においては、貯湯槽を55 以上に保持し、配管も同様の温度にすることにより菌の増殖を防ぐことができる。しかし、湯温を50 以上に保つことにより、小児、高齢者およびその他の健康弱者に対する火傷のリスクが生じる。温水または冷水の給水設備における水温を25～50 の範囲外に保つことができない場合は、消毒への一層の注意と生物膜の増殖を防ぐ手段が必要となる。給水システムに、汚泥、スケール、錆、藻類またはスライムが蓄積すると、滞留水の場合と同様にレジオネラの増殖を助長することになる。清潔で水流が保たれた設備では、レジオネラの過剰増殖の可能性が低い。微生物を増殖させない、また、生物膜を発生させない配管材料を選ぶ注意も必要である。

レジオネラは、大規模建築物の冷却塔や給湯設備などの装置と特に関係がある。第6章で述べたように、これらの建築物に対しては、レジオネラの制御手段を盛り込んだ特別なWSPを策定する必要がある。レジオネラはHPCとしては検出されず、また、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、本細菌の存否に関する指標として適さない。

#### 参考文献

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.

Rusian 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 抗酸菌 (*Mycobacterium*)

#### 一般情報

*M. tuberculosis* (結核菌)、*M. bovis*、*M. africanum* および *M. leprae* (らい菌) などの結核または「定型」抗酸菌は、ヒトおよび動物を保有宿主とし、水を介した伝播はない。それに対し、非結核性または「非定型」抗酸菌は、様々な水環境に生息している。この好気性で抗酸性の桿菌は、生育に適した水環境や培地中でゆっくりと増殖する。代表例は、*M. gordonae*、*M. kansasii*、*M. marinum*、*M. scrofulaceum*、*M. xenopi*、*M. intracellulare* および *M. avium* であり、増殖の速い種としては *M. chelonae* と *M. fortuitum* が知られている。*M. avium* コンプレックスという用語が、*M. avium* および *M. intracellulare* を含むグループに対して使用されている。しかし、他の非定型抗酸菌にも病原性を有するものが知られている。抗酸菌に共通した特徴は脂質含有量の高い細胞壁を持つことであり、その特徴から抗酸染色が本細菌の同定に用いられる。

#### ヒトへの健康影響

非定型抗酸菌は、呼吸器、消化管および尿生殖器管はもとより、骨格、リンパ節、皮膚および柔組織において多様な疾病を引き起こす。その結果、疾病素因をもたない人々において、肺疾患、ブルーリ (Buruli) 潰瘍、骨髄炎および感染性関節炎などの発生を見る。本細菌は、免疫不全患者が罹る播種性の感染症の主要な原因であり、HIV陽性者の死因となっている。

#### 汚染源および生息状態

非定型抗酸菌は、その生育に適した種々の水環境、特に生物膜内で増殖する。最も普通に見られる種は *M. gordonae* である。また、*M. avium*、*M. intracellulare*、*M. kansasii*、*M. fortuitum* および *M. chelonae* などといった他の種も水から分離されている。配水システムにおける非定型抗酸菌の菌数の増加は、流水式洗浄や逆流などにより生物膜が剥離した際に起こる可能性がある。本細菌は浄水処理や消毒に比較的耐性があり、HPCが500/mL以下で、全残留塩素濃度が2.8 mg/Lまでの、良好に維持管理されている飲料水供給からも検出されている。本細菌が生物膜内で増殖すると、消毒効果は低下する。ある調査によると、氷の54%、公共飲料水供給の試料の35%から本細菌が検出されている。

### 曝露経路

主要な感染経路は、汚染水の吸入、接触および摂取と考えられる。飲料水供給からの検出と本属菌による感染との間に相関が認められている。1968年の*M. kansasii*感染の流行では、飲料水供給に生息していた本細菌との関係が確認されており、菌の拡散はシャワーヘッドから発生したエアロゾルに係っていた。また、オランダのロッテルダムで、臨床試料から*M. kansasii*が頻繁に分離されることについて調査を行ったところ、同じ菌株が給水栓水中に存在していることが、ファージ型および弱い亜硝酸酸化酵素活性により明らかになった。米国マサチューセッツにおける*M. avium*コンプレックスによる感染症の増加も、飲料水中の本細菌の影響によるものであった。これらすべての事例において、飲料水中の本細菌の存在とヒトの疾病との因果関係については状況証拠があるのみである。本細菌による感染と温泉水の汚染とは関連付けられている。

### 飲料水における重大さ

飲料水からの非定型抗酸菌が検出されているという事実と、これまでに確認された伝播経路から、飲料水供給を感染源と見なすことは妥当と考えられる。本細菌によるリスクを低減するための制御手段の有効性に関するデータは限られている。ある研究によると、浄水場で原水中の抗酸菌数を99%除去できることが示されている。非定型抗酸菌は消毒に対して比較的抵抗力がある。残留消毒剤は、水中の抗酸菌数を減少させることはできるが、生物膜内に存在する菌には効果がないと考えられる。生物膜の増殖を最少に抑えるための制御手段としては、有機炭素除去を最適化した浄水処理、配水システムにおける水の滞留時間の制限および残留消毒剤の保持などが上げられる。抗酸菌はHPCとしては検出されず、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、本細菌の存否に関する指標として適さない。

### 参考文献

- 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 緑膿菌 (*Pseudomonas aeruginosa*)

#### 一般情報

緑膿菌 (*Pseudomonas aeruginosa*) はシュードモナス科に属し、1本の極鞭毛を持つ、好気性のグラム陰性桿菌である。適した培地で増殖すると非蛍光性の青みを帯びた色素であるピオシアニンを産生する。多くの株は、蛍光性の緑色素であるピオベルジンも産生する。緑膿菌は、他の蛍光性緑膿菌と同様に、カタラーゼ、オキシダーゼ産生性で、アルギニンからアンモニアを産生し、クエン酸を唯一の炭素源として増殖することができる。

#### ヒトへの健康影響

緑膿菌は様々な感染症を引き起こすが、疾病素因のない健康なヒトに重大な疾病を引き起こすことはまれである。火傷や手術による傷、潜在疾患のあるヒトの呼吸器および損傷のある目などの、損傷を受けた部位に主に増殖する。これらの部位から体内に侵入し、重篤な障害を与えたり、敗血症や髄膜炎を引き起こしたりすることがある。嚢胞性繊維症および免疫不全患者は緑膿菌に感染しやすく、重篤な進行性肺疾患になることがある。水に関係する毛嚢炎と耳感染は、水泳プールや温泉のような温かく湿った環境と関連している。多くの株は多くの抗生物質に抵抗力を持つため、院内感染に対する注意が特に必要である。

#### 汚染源および生息状態

緑膿菌は一般的な環境生物であり、糞便、土壌、水および下水中から検出される。本細菌は水環境中や水に接触している有機物の表面においても増殖する。緑膿菌は、重篤な合併症を起こす可能性のある院内感染の原因として確認されている。本細菌は、流し、浴槽、給湯設備、シャワーおよび温泉プールなどの様々な高湿環境から分離されている。

#### 曝露経路

主な感染経路は、感染しやすい組織、特に創傷や粘膜の、汚染水または汚れた外科器具への曝露である。汚染水によるコンタクトレンズの洗浄は、角膜炎の原因となる。飲料水の摂取は重要な感染原因ではない。

### 飲料水における重大さ

緑膿菌は、ヘルスケア施設のようなある種の環境において重要であるが、通常の飲料水供給の利用が一般集団の感染に関連するという証拠はない。しかし、飲料水中、特にパック飲料水中に多数の緑膿菌が存在することは、味、においおよび濁りについての苦情につながる。緑膿菌は消毒に弱く、十分な消毒により配水システムへの混入を最少に抑えることができる。有機炭素除去を最適化した浄水処理、配水システムにおける水の滞留時間の制御および残留消毒剤の保持など、生物膜の増殖を最少にするための制御手段によって、本細菌の増殖を抑えることができると考えられる。緑膿菌はHPCとして検出されることから、残留消毒剤などのほかのパラメーターとともに、HPCを本細菌の増殖を支える条件に関する指標として用いることができる。しかし、緑膿菌は一般的な環境生物であるため、大腸菌(また、その代替として、糞便性大腸菌群)はこの目的には使用できない。

### 参考文献

- 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, Galvan 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 サルモネラ (*Salmonella*)

#### 一般情報

サルモネラ属は腸内細菌科に属する。運動性のグラム陰性菌であり、乳糖を分解しないが、ほとんどの菌は、炭水化物を発酵して硫化水素またはガスを産生する。元来、細胞壁(O)と鞭毛(H)の抗原により、2,000以上の種(血清型)に分類されていた(Kauffmann-White分類)。現在、この分類は種以下のレベルに当てはまるものであり、実際には2~3種(*S. enterica*または*S. choleraesuis*, *S. bongori*および*S. typhi*)が存在するにすぎず、血清型は亜種と考えられている。*S. typhi*を除く腸管病原性の菌は、すべて*S. enterica*の仲間である。亜種は略記するように規定されたことから、*S. enterica* serovar Parathphi Aは*S. Parathphi A*と記載する。

#### ヒトへの健康影響

サルモネラ感染は典型的な4症状、すなわち、胃腸炎(軽度のものから激症の下痢、悪心および嘔吐まで)、菌血症または敗血症(血液中に細菌が存在する状態での急激な高熱)、腸チフス/



腸熱(下痢を伴ったり伴わなかったりする長期間の発熱)および保菌状態を引き起こす。腸疾患に関しては、サルモネラは2つの群に分けられる。チフス性種/血清型(チフス菌(*S. typhi*)、パラチフス菌(*S. Paratyphi*))と、残りの非チフス性種/血清型である。非チフス性胃腸炎の症状は、汚染された食品や水の摂取後、6～72時間で現れる。下痢は発熱や腹痛を伴って3～5日間続く。通常この疾病は自然治癒する。一方、腸チフスの潜伏期間は1～14日であるが、通常は3～5日である。腸チフスはより重篤な疾病であり、致命的でもある。腸チフスは衛生システムの整った地域では余り見られないが、それ以外のところでは今だに流行がみられ、毎年何百万人も感染者が発生している。

#### 汚染源および生息状態

サルモネラは環境中に広く分布しているが、いくつかの種や血清型は宿主特異性を持つ。特にチフス菌と一般にパラチフス菌はヒトに限定される。ただし、ときには家畜がパラチフス菌の汚染源になることがある。ネズミチフス菌(*S. Typhimurium*)やサルモネラ腸炎菌(*S. Enteritidis*)などを含む多くの血清型は、ヒトのほか、家禽、乳牛、ブタ、ヒツジ、鳥および爬虫類などいろいろな動物に感染する。本病原細菌は、一般に、下水の排出、家畜および野生動物からの糞便汚染を通じて水系に混入する。様々な食品や牛乳で汚染が確認されている。

#### 曝露経路

サルモネラは糞 - 口経路で伝わる。非チフス性血清型への感染は、主にヒト - ヒト接触、様々な汚染食品の摂取および動物との接触に関して起こる。チフス性種への感染は、汚染された水あるいは食品の摂取に関係し、直接ヒトからヒトへ感染することはまれである。

#### 飲料水における重大さ

水を介した腸チフスの集団発生は、公衆衛生上甚大な被害をもたらす。しかし、非チフス性サルモネラは、その広範な分布に関わらず、飲料水を介した集団感染はまれである。ネズミチフス菌を中心とした本細菌の伝播は、汚染された地下水や表流水を水源とする飲料水供給と関係している。雨水共同利用施設に関係した疾病の発生では、鳥の糞が汚染源として関わっていた。サルモネラは消毒に比較的弱い。WSPのもとでの本細菌によるリスクの制御手段は、動物やヒトの排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程での汚染防止である。一般に、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるサルモネラの信頼できる指標である。

#### 参考文献

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 赤痢菌 (*Shigella*)

#### 一般情報

赤痢菌は、腸内細菌科に属するグラム陰性、無芽胞、非運動性の桿菌であり、酸素の有無にかかわらず増殖する。本属菌は複雑な抗原型をもち、細胞壁のO抗原に基づき分類される。O抗原の多くは、大腸菌など他の腸内細菌と共通している。*S. dysenteriae*、*S. flexneri*、*S. boydii*および*S. sonnei*の4種がある。

#### ヒトへの健康影響

赤痢菌は、細菌性赤痢を含む重篤な腸疾患を引き起こす。主に発展途上国において、毎年200万人以上の感染があり、約60万人が死亡している。赤痢感染のほとんどは10歳未満の小児に発生している。赤痢の潜伏期間は通常24～72時間である。わずか10～100個の菌の摂取で感染する可能性があり、その感染量は他のほとんどの腸管系病原細菌に比べかなり少ない。初期症状として、急激な腹痛、発熱、水様性の下痢が起こる。すべての種が重篤な疾病を引き起こす可能性があるが、通常*S. sonnei*による疾病は比較的軽く、自然治癒する。*S. dysenteriae*の場合症状は血性下痢と糞便中の好中球の増加とともに、潰瘍形成に進行することがある。赤痢菌による志賀毒素の産生が、この結果に重要な役割を果たしている。赤痢菌は、他の多くの腸管系病原細菌よりも、ヒトの疾病を引き起こすことに適応していると考えられる。

#### 汚染源および生息状態

ヒトやその他の高等霊長類のみが赤痢菌の自然な宿主であると考えられる。本細菌は、その宿主の腸管上皮細胞内に局在する。赤痢の流行は、衛生状態の悪い密集した地域で認められる。赤痢の事例の多くは、デイケアセンター、刑務所および精神病院に関連している。野戦軍や衛生環境の悪い地域への旅行者も感染するおそれがある。

#### 曝露経路

赤痢菌は、主にヒト - ヒト接触、汚染された食品や水による糞 - 口経路で伝播する腸管系の病原細菌である。ハエの媒介による伝播も確認されている。

### 飲料水における重大さ

水を介した大規模な赤痢の集団発生が多数記録されている。本細菌は水環境中で特に安定ではないので、飲料水中に本細菌が存在することは、最近にヒト糞便汚染があったことを意味している。一般に用いられる検出技術は比較的低感度で信頼性が低いことから、現在入手できる飲料水供給を介した赤痢罹患率のデータは、実際よりも低い数値である可能性がある。飲料水供給における赤痢菌の制御は、引き起こされる疾病が重篤であることから、公衆衛生上特に重要である。赤痢菌は消毒に対して比較的弱い。WSPのもとでの本細菌によるリスクの制御手段は、動物やヒトの排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程での汚染防止である。大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における赤痢菌の信頼できる指標である。

### 参考文献

- 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 黄色ブドウ球菌 (*Staphylococcus aureus*)

#### 一般情報

黄色ブドウ球菌は、好気性あるいは嫌気性で、非運動性、芽胞をつくらない、カタラーゼおよびコアグラゼ陽性、グラム陽性の球菌であり、通常はブドウの房状の不規則な集団を形成する。*Staphylococcus*属には少なくとも15種が知られている。黄色ブドウ球菌 (*S. aureus*) のほか、*S. epidermidis*と*S. saprophyticus*がヒトの疾病に関連する。

#### ヒトへの健康影響

黄色ブドウ球菌はヒトの常在菌であるが、異なる2つの機序により病気を引き起こす。一つは、細菌が組織内で増殖して広がることによるもので、もう一つは、細菌が酵素と毒素を産生して細胞外に放出することによるものである。病院や他のヘルスケア施設にとって、本細菌の増殖に伴う感染症は重大な問題である。体組織内での増殖により、腫脹、皮膚の敗血症、術後の感染、腸内感染、敗血症、心内膜炎、骨髄炎および肺炎などの症状を惹起する。これらの臨床症状が現れるまでには、通常数日と比較的長期間を要する。胃腸症(腸炎または食中毒)は耐熱性のブドウ球菌の腸管毒によって引き起こされ、嘔吐性嘔吐、下痢、発熱、腹痛、電解質異常および体液の損失といった症状が現われる。この場合、症状が始まるまでに1~8時間と短いのが特徴である。TSST-1 (toxic shock syndrome toxin-1) により引き起こされる毒素ショック症候群の場合も同様である。

### 汚染源および生息状態

黄色ブドウ球菌は環境中に比較的広く生息するが、主として動物の皮膚や粘膜から検出される。本細菌はヒトの皮膚の常在菌で、成人の20～30%の咽喉から検出される。本細菌はときには消化管中から検出され、したがって、下水から検出されることがある。黄色ブドウ球菌は、水泳プール、温泉プールおよびその他の親水施設などの水環境をヒトが利用した際に水中に放出される。黄色ブドウ球菌は、飲料水供給からも検出されたことがある。

### 曝露経路

最も一般的な感染経路は手で触れることによる。不衛生により、食品が汚染をされることがある。ハム、鶏肉およびポテトエッグサラダのような食品を、室温かそれより高い温度で放置すると、黄色ブドウ球菌の増殖や毒素の放出に最適な環境となる。黄色ブドウ球菌の毒素を含む食品を食べると、数時間内に腸管毒による食中毒を起こすことがある。

### 飲料水における重大さ

黄色ブドウ球菌は飲料水供給に存在する可能性があるが、そのような水を飲むことによって伝播が起こるといった証拠はない。本細菌は大腸菌より残留塩素に対する抵抗力がわずかに高いが、水中での存在は通常の浄水処理や消毒により容易に制御できる。普通は糞便由来ではないので、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における黄色ブドウ球菌の指標としては適していない。

### 参考文献

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 ツカムレラ (*Tsukamurella*)

##### 一般情報

ツカムレラ属はノカルジア科に属する。グラム陽性で、弱いあるいは様々な程度の抗酸性で、非運動性、偏性好気性で、不規則な形の桿菌である。ツカムレラは、ロドコッカス(*Rhodococcus*)、ノカルジア(*Nocardia*)および抗酸菌(*Mycobacterium*)と同類の放線菌である。本属は、*Corynebacterium*属と共通する特異的な化学的特徴、すなわち、一連の非常に長い炭素鎖(68～76)、高級不飽和ミコール酸、メソ-ジアミノピメリン酸およびアラビノガラクトタンを有していることから、

これらの生物群に対して1988年に新たに設定された。基準種は*T. paurometabola*で、1990年代に*T. wratislaviensis*, *T. inchonensis*, *T. pulmonis*, *T. tyrosinosolvans*および*T. strandjordae*といった種の追加が提案された。

#### ヒトへの健康影響

ツカムレラは、主として免疫不全患者に疾病をもたらす。本細菌への感染は、慢性の肺病、免疫抑制(白血病、腫瘍、HIV/AIDS感染)、および、術後の創感染と関連している。カテーテルを介した本細菌による4例の菌血症が報告されており、また、慢性肺感染、皮下腫瘍による壊死性の腱滑膜炎、皮膚や骨の感染、髄膜炎および腹膜炎などの散発例が知られている。

#### 汚染源および生息状態

ツカムレラは、主として、土壌、水、および、活性汚泥の泡(曝気槽や沈澱池の厚くて安定なスカム)に、環境中の腐生菌類として存在する。ツカムレラは、飲料水のHPCの構成員である。

#### 曝露経路

ツカムレラは、カテーテルのような器具や外傷を介して伝播すると考えられる。もともとの汚染源は不明である。

#### 飲料水における重大さ

ツカムレラは飲料水供給から検出されているが、その重要性は明らかではない。水中にツカムレラが存在することと病気を関連付ける証拠はない。ツカムレラは環境中にある細菌なので、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、本細菌の指標としては適当ではない。

#### 参考文献

- 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 Infections 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 ビブリオ (*Vibrio*)

#### 一般情報

ビブリオ属菌は、一本の極鞭毛を持つ、小さな、湾曲した(コンマ型)、グラム陰性の細菌である。O抗原によって分類される。ビブリオ属には、*V. cholerae*、*V. parahaemolyticus*および*V. vulnificus*など多くの病原性の種が含まれる。コレラ菌(*V. cholerae*)は、淡水環境に存在する唯一重要な病原性の種である。多くの血清型が下痢を引き起こすが、激症の水様性下痢といった典型的なコレラ症状をもたらすのは、O1とO139だけである。O1血清型は、さらに「古典型」と「エルトール型」の生物型に分類される。エルトール型は、ヒツジやヤギの赤血球に対し活性を持つ、透析可能で易熱性の溶血素を産生する特徴により区別することができる。古典型は、初めの6度のコレラ大流行の原因と考えられている。一方、エルトール型は、1961年に始まった7度目の大流行の原因であった。コレラを引き起こすコレラ菌のO1株とO139株は腸管毒(コレラ毒素)を産生し、この毒素が腸粘膜のイオンの透過性を変化させ、ひいては水様性便による水分や電解質の深刻な漏失をもたらす。感染に關与する他の要因は、固着因子や付着繊毛である。すべてのO1/O139型株が毒性因子を持つわけではなく、非O1/O139型はめったに毒性をもたない。

#### ヒトへの健康影響

コレラの集団発生は、発展途上国の多くの地域で起こり続けている。症状はコレラ菌O1/O139毒素産生株の産生する易熱性のエンテロトキシンによって引き起こされる。感染者の多くは発症せず、古典型に感染した者の約60%、エルトール型に感染した者の約75%が無症候性である。症状は、軽く穏やかなものから激しいものにまで及ぶ。コレラの初期症状は腸蠕動の増進であり、続いて軟便から水様で粘液混じりの「米のとぎ汁様」の下痢を呈し、一日に10~15Lという多量の水分を失うことがある。重炭酸ナトリウムを投与することによって胃の酸度が低下すると、感染に必要なコレラ菌O1の数は $10^8$ 細胞以上から約 $10^4$ 細胞まで下がる。死亡率は、医療設備とその充実度によって異なる。治療を受けなければ60%程度の人が重度の脱水と電解質損失の結果死亡すると思われるが、下痢を抑える治療を適切に施せば死者を1%以下にまで減らすことができる。毒素非産生コレラ菌は、自然治癒性の胃腸炎、傷からの感染および菌血症を引き起こす可能性がある。

#### 汚染源および生息状態

毒素非産生コレラ菌は環境水中に広く存在するが、毒素産生株はそれほど広い分布をとらない。ヒトは毒素産生コレラ菌の汚染源であり、この疾患が発生している最中には下水から検出される。コレラ菌O1は、疾患の発生していない地域の水からも分離されることがあるが、その株には一般に毒性がない。毒素産生コレラ菌は、軟体動物、甲殻類、植物、藻類およびシアノバクテリアな

どの水生生物だけでなく、生きた橈脚類からも検出されている。これらの水生生物から検出される菌の数は、水中で検出されるものより多いことがしばしばである。毒素非産生コレラ菌は、海から遠く離れた地域にいる鳥や草食動物からも分離されている。コレラ菌による病気の流行は、水温が20℃以下になると減少する。

#### 曝露経路

コレラは一般に糞 - 口伝播し、感染は主に糞便汚染された水や食物を摂取することにより起きる。感染には多数の菌が必要なので、接触によるヒト - ヒト間の感染は起こりにくい。

#### 飲料水における重大さ

劣悪な衛生状態による水の汚染が伝播の主な原因と考えられるが、それだけではコレラの季節的な発生を完全に説明できず、衛生状態以外にも重要な要因があると考えられている。飲料水供給で病原性コレラ菌O1/O139血清型が存在することは、公衆衛生上重要で、疾病が広がったコミュニティにおいては、健康および経済面で深刻な影響が出るおそれがある。コレラ菌は消毒に高い感受性を示す。WSPのもとでの本細菌によるリスクの制御手段は、動物やヒトの排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理、および、配水過程での汚染防止である。コレラ菌のO1型および非O1型は、大腸菌が不検出でも検出されている。そのため、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水中のコレラ菌の信頼できる指標ではない。

#### 参考文献

- 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 エルシニア (*Yersinia*)

#### 一般情報

エルシニア属は腸内細菌科に分類され、7種から成る。ペスト菌 (*Y. pestis*)、仮性結核菌 (*Y. pseudotuberculosis*) およびエルシニア・エンテロコリチカ (*Y. enterocolitica*) の一部血清型は、ヒトに対し病原性を示す。ペスト菌は、嚙歯類やそれに付いたノミに触れることを通して、腺ペストを引

き起こす。エルシニアは25℃では運動性があるが、37℃では非運動性のグラム陰性桿菌である。

#### ヒトへの健康影響

*Y. enterocolitica*は、腸管粘膜に侵入し、回腸末端部に潰瘍を引き起こす。エルシニア症では、大抵下痢、発熱および急激な腹痛を伴う急性胃腸炎の症状が現れる。他の臨床症状としては、「横痂(よこね)」と呼ばれる痛みを伴うリンパ腺の重度の膨脹がある。この疾病は、成人よりも小児でより急性化するようである。

#### 汚染源および生息状態

家畜や野生動物がエルシニア属菌の主な保有宿主である。ブタは病原性*Y. enterocolitica*の、嚙歯類や小動物は仮性結核菌の主な保有宿主である。病原性の*Y. enterocolitica*は、下水や汚染された表流水から検出されている。しかし、飲料水中で検出される*Y. enterocolitica*株は、環境起源の非病原株であることが多い。エルシニアの種や株の中には、微量の有機態窒素が存在すれば、4℃という低温でも環境水中で増殖するものがある。

#### 曝露経路

エルシニアは糞 - 口伝播する。主な感染源は、食品、特に食肉および肉加工品、牛乳、並びに、乳製品と考えられる。汚染水の摂取もまた感染源の可能性がある。ヒトからヒト、動物からヒトへの直接伝播も知られている。

#### 飲料水における重大さ

水中で検出されるほとんどのエルシニアはおそらく非病原性と考えられるが、未処理の飲料水からヒトへの*Y. enterocolitica*と仮性結核菌の感染を裏付ける状況証拠が示されている。病原性エルシニア属菌の汚染源として最も可能性が高いのは、ヒトや動物の排泄物である。本細菌は消毒に感受性がある。WSPのもとでの本細菌によるリスクの制御手段は、動物やヒトの排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程での汚染防止である。エルシニアの中には、水中で長い間生残したり、繁殖したりする株があるので、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水中の本細菌の存否に関する指標として適当ではない。

#### 参考文献

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, Microbiologie und Hygiene B*, 185: 527-533.

Inoue M et al. (1988) Three outbreaks of *Yersinia psuedotuberculosis* infection. *Zentralblatt für*



Bakteriologie, Microbiologie 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 病原ウイルス

水系伝播するウイルスの多くは消化管に感染し、患者の糞便中に排出される(腸管系ウイルス)。E型肝炎ウイルスを除き、ヒト感染性ウイルスの汚染源は唯一ヒトと考えられている。一般に、腸管系ウイルスは、短い潜伏期間のあとに急性疾患を引き起こす。水は、腸管系ウイルス以外のウイルスの伝播にも様々な形で関与している。ウイルス全体として見れば感染と症状は多様で、また、伝播経路、感染経路と感染場所および排出経路も様々である。感染に関するこれらの経路と場所の組み合わせは多様で、必ずしも予想どおりのパターンをとるとは限らない。例えば、原発性の呼吸器感染症の原因ウイルスは、通常、呼吸器由来の飛沫によりヒト - ヒト伝播する。しかし、これらの呼吸器ウイルスの中には糞便中に排出されて水を汚染し、エアロゾルや飛沫を介して伝播するものがある。他の例として、ポリオーマウイルスのように尿中に排出されるウイルスも、水を汚染することから水系伝播の可能性があり、疫学的に容易に水系伝播と結びつけられないが、例えばがんのような長期的な健康被害をもたらすことがある。

### 11.2.1 アデノウイルス

#### 一般情報

アデノウイルス科は、*Mastadenovirus*属(宿主は哺乳類)と*Aviadenovirus*属(宿主は鳥類)の2つの属から構成される。アデノウイルスは自然界に広く分布しており、鳥類、哺乳類および両生類に感染が見られる。現在、ヒトアデノウイルス(HAAs)には51種類の抗原型が知られている。HAAsは、物理的、化学的および生物学的特徴から6つ(A~F)のグループに分類される。アデノウイルスは、特有の繊維で修飾された80nm程度のカプシドに、2本鎖DNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベロープ(被膜)はもたない。サブグループのA~Eは培養細胞に感染して容易に増殖するが、血清型の40および41は難増殖性である。環境試料中の血清型40および41の検出は、直接あるいは培養細胞を用いたウイルス増幅を行ったあとに、ポリメラーゼ連鎖反応(PCR)を用いるのが一般的である。

## ヒトへの健康影響

HAd5の感染様式とその臨床症状は多様で、胃腸器官系(胃腸炎)、呼吸器系(急性呼吸器症、肺炎、咽頭結膜熱)、泌尿器系(子宮頸炎、尿道炎、出血性膀胱炎)および眼(流行性角結膜炎-“shipyard eye”として知られている、咽頭結膜熱-プール結膜炎として知られている)の感染症がある。血清型により症状が異なり、例えば血清型40および41は主に消化管症状を引き起こす。アデノウイルスは小児の胃腸症の重要な病原体である。一般的に幼児および小児においてアデノウイルスへの感受性が最も高いが、多くは不顕性感染である。集団感染では感染率が高いことから、感染に要する濃度は低いものと考えられる。

## 汚染源および生息状態

アデノウイルスはヒトの糞便中に大量に排出されるので、広く世界的に下水、水源および浄水処理を伴う飲料水供給において存在することが知られている。腸管系のアデノウイルスのサブグループ(主に血清型40および41)は胃腸炎の主要な原因となっており、特に開発途上国では顕著であるが、水源における腸管系アデノウイルスの分布についてはよく分かっていない。その理由は、ウイルスが培養細胞を用いた通常分離法では検出不可能なことによる。

## 曝露経路

広範な分布を示すHAd5については、その疫学的多様性から、曝露並びに感染の様々な経路が想定される。ヒト-ヒト接触は主要な伝播経路となる。疾病の特性にもよるが、糞-口、口-口、および、手指-眼といった接触伝播のほか、汚染された物の表面あるいは供用している用具などを介して間接的に伝播する場合もある。これまでに、病院、軍事施設、保育園および学校で集団感染が数多く起きている。大半の集団感染で記録されている症状は、急性呼吸器疾患、角結膜炎および結膜炎である。胃腸炎の集団感染も報告されている。汚染された食品あるいは水が消化器疾患の感染源として重要と考えられるが、この伝播経路を裏付ける十分な証拠は得られていない。眼の感染については、汚染された水による曝露を受けること、水泳プールでタオルを供用すること、または、“shipyard-eye”の症例で見られたようにゴーグルを供用することがその原因と考えられる。確認されているアデノウイルスの水系集団感染例は、咽頭炎あるいは結膜炎に限られており、水泳プールでの曝露がその原因となっている。

## 飲料水における重大さ

水源および飲料水供給では、かなりの量のHAd5が存在することが示されている。ある研究では、これらの水でHAd5よりも頻りに検出されるウイルスは、PCRで検出可能なものの中ではエンテロウイルスの仲間に限られていた。腸管系の病原微生物としての分布と水からの検出状況から、未確認ではあるが、汚染された飲料水がHAd5の感染源と想定される。HAd5に関しては、浄水処理

および消毒プロセス、特に紫外線照射に対して例外的に抵抗力があることが重要と考えられる。HAAsは、浄水処理、消毒および通常用いられる指標生物の面で、条件に適合した飲料水供給から検出されている。WSPのもとでのHAAsによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。HAAsの除去に用いる浄水プロセスの効果に関しては、確認が必要である。飲料水供給の配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるHAAsの存否に關しての信頼できる指標とはならない。

### 参考文献

- 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 アストロウイルス

### 一般情報

ヒトおよび動物から分離されるアストロウイルスは一本鎖RNAウイルスであり、アストロウイルス科に分類される。アストロウイルスは、28nm程度のカプシドに一本鎖RNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベロープはもたない。電子顕微鏡では、ウイルス粒子の特徴的な星型の表面構造が観察される。現在、ヒトアストロウイルス(HAAsVs)には8種類の血清型があり、最も一般に検出されるHAAsVsは血清型1である。環境試料中のHAAsVsはPCRで検出でき、その際に、培養細胞を用いてウイルスをあらかじめ増幅させることもある。

### ヒトへの健康影響

HAAsVsは下痢を主徴とした胃腸炎の原因ウイルスで、この症例は成人でも報告があるが主に5歳以下の小児に多い。抗体保有率に関する調査では、5～10歳の小児の80%以上がHAAsVsに対して抗体を持つことが明らかにされている。しばしば、学校、託児所および一般家庭における流

行が報告されている。この疾病は自然治癒し、症状は短期間で、発生のピークは冬場に認められる。HAstVsは、報告される胃腸炎全体のごく一部の原因となっているに過ぎない。しかし、症状が軽く報告されない例も多いことから、症例数が過小評価されている可能性がある。

#### 汚染源および生息状態

一般に患者の糞便中には多量のHAstVsが排出されることから、下水中には本ウイルスが存在していると考えられる。HAstVsは水源および飲料水供給において検出されている。

#### 曝露経路

HAstVsは糞 - 口経路で伝播する。ヒト - ヒト間は最も一般的な伝播経路と考えられており、保育園、小児病棟、家庭、老人ホームおよび軍事施設で集団的に患者発生が見られている。汚染された食品や水の摂取も重要である。

#### 飲料水における重大さ

これまでに、飲料水供給でHAstVsが存在することが確認されている。本ウイルスは糞 - 口経路で伝播することから飲料水を介した伝播が考えられるが、このことはいまだ確認されていない。HAstVsは、浄水処理、消毒および通常用いられる指標生物の面で、条件に適合した飲料水供給から検出されている。WSPのもとでのHAstVsによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。HAstVsの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は飲料水供給におけるHAstVsの存否に關しての信頼できる指標とはならない。

#### 参考文献

- 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.
- Pinto RM et al. (2001) Astrovirus detection in wastewater. *Water Science and Technology*, 43: 73-77.

### 11.2.3 カリシウイルス

#### 一般情報

カリシウイルス科は4属から構成され、直径35～40nmのカプシドに1本鎖RNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベロープは持たず、一般にウイルス粒子表面は特徴あるカプシドの形状を示す。ヒトカリシウイルス(HuCVs)は、ノロウイルス属(ノロウィーク様ウイルス)およびサボウイルス属(サッポロ様ウイルス)を含む。サボウイルス属ウイルスは典型的なカリシウイルスの形態をとり、古典的カリシウイルスと呼ばれている。ノロウイルスは、一般に形態的な特徴に欠けることから、かつては小型球形ウイルスと称されていた。本科の残り2つの属には、ヒト以外の動物に感染するウイルスが含まれている。HuCVsは通常の細胞培養系では増殖不可能である。本ウイルスは当初電子顕微鏡で発見された。ノロウイルスの中には、パキユロウイルスで発現させたノロウイルスカプシドタンパク質に対する抗体を用いた酵素結合免疫測定法(ELISA)で、検出できるものもある。逆転写酵素を用いるPCR法で、HuCVsを検出する方法がいくつか知られている。

#### ヒトへの健康影響

HuCVsはすべての年齢層において、急性ウイルス性胃腸炎の主要な原因となっている。症状は、悪心、嘔吐および腹痛である。通常、患者の約40%で下痢を伴い、発熱、悪寒、頭痛および筋肉痛を伴う患者もいる。中には嘔吐するのみで下痢を伴わない場合もあり、そのような症例は「冬期嘔吐症」として知られている。HuCVsによる感染は短期間の免疫を誘導する。通常、症状は軽く、3日以上続くことはまれである。集団感染では感染率が高いことから、感染に要する濃度は低いと考えられる。

#### 汚染源および生息状態

HuCVsは、患者の糞便中に排出されるので、家庭排水、糞便汚染された食品や水、さらには飲料水供給にも存在する。

#### 曝露経路

本疾患の疫学的特徴から、ヒト-ヒト接触、並びに、汚染されたエアロゾルおよび塵埃、さらには空中を漂う吐物の微粒子の吸入が、一般的な伝播経路であると考えられる。ヒトの糞便で汚染された飲料水および様々な食品も、主要な曝露源であることが確認されている。汚染された飲料水、氷、クルーズ船内の水およびレクリエーション用水を介した集団感染が数多く知られている。下水で汚染された水域で採取された貝類が、集団感染の感染源として特定されたこともある。

### 飲料水における重大さ

疫学的に見ると、多くのHuCVsによる集団感染は汚染された飲料水供給と関係している。WSPのもとでのHuCVsによるスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。HuCVsの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。飲料水供給の配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるHuCVsの存否についての信頼できる指標とはならない。

### 参考文献

- 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 Norwalkand 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 エンテロウイルス

### 一般情報

エンテロウイルス属は、ピコルナウイルス科に属する。本属は、ヒトに感染性を有する69の血清型(種)、すなわち、ポリオウイルス1～3型、コクサッキー-ウイルスA1～A24型、コクサッキー-ウイルスB1～B6型、エコーウイルス1～33型、および、エンテロウイルスEV68～EV73型により構成されている。本属のウイルスを総称してエンテロウイルスと呼んでいる。本属の他の種類、例えばウシ感染性のエンテロウイルスは、ヒト以外の動物に感染する。エンテロウイルスは知られている中で最も小さいウイルスで、直径20～30nmのカプシドに1本鎖RNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベローブは持たない。本属の中には、特にポリオウイルス、コクサッキーウイルスB型、エコーウイルスおよびエンテロウイルスなど、培養細胞に対する細胞障害性を利用して容易に分離されるものがある。

### ヒトへの健康影響

エンテロウイルスは最もよく見られるヒトの病原体の一つである。毎年、米国では3,000万人がこ

のウイルスに罹っていると推定されている。エンテロウイルスに起因する疾病は、軽い熱性疾患から、心筋炎、髄膜脳炎、小児麻痺、ヘルパンギーナ、手足口病および新生児多臓器不全まで幅広い。多発性心筋炎、拡張型心筋症および慢性疲労性症候群などの慢性疾患で、本ウイルスによる持続的感染が知られている。特に小児の場合は、その多くが不顕性感染であるが、多量のウイルスを排出しているため周囲への感染の原因となる。

#### 汚染源および生息状態

エンテロウイルスは感染者の糞便中に排出される。培養細胞を用いた分離法で検出されるウイルスの中でエンテロウイルスが、下水、水源および浄水処理を伴う飲料水供給から最も多く検出される。エンテロウイルスは多くの食品からも検出される。

#### 曝露経路

ヒト-ヒト接触、および、空気中に漂うウイルスまたは呼吸器由来の飛沫中のウイルスの吸入が、市中におけるエンテロウイルスの主要な伝播経路と考えられる。飲料水からの伝播も重要と思われるが、いまだ確認されていない。エンテロウイルス(コクサッキー・ウイルスA16型およびB5型)による水系伝播が過去2例の集団発生において確認されており、これらはいずれも1970年代に小児が湖水で水浴びしたことによるものであった。

#### 飲料水における重大さ

エンテロウイルスは、水源および浄水処理を伴う飲料水供給において、かなりの数が存在することが知られている。未確認ではあるが、流行状況からすれば、飲料水がエンテロウイルスの感染源であることが伺われる。水系伝播に関する知見が限られる要因として、多様な臨床所見、多数の不顕性感染、血清型の多様性およびヒト-ヒト伝播が主であることなどが上げられる。エンテロウイルスは、浄水処理、消毒および通常用いられる指標生物の面で、条件に適合した飲料水供給からも検出されている。WSPのもとでのエンテロウイルスによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。エンテロウイルスの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。飲料水供給の配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるエンテロウイルスの存否に関する信頼できる指標とはならない。

#### 参考文献

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) Coxsackie B epidemic at a boys' summer camp. *Journal of the American*

*Medical Association, 226: 33-36.*

### 11.2.5 A型肝炎ウイルス

#### 一般情報

A型肝炎ウイルス(HAV)は、ピコルナウイルス科*Hepatovirus*属の唯一の種である。本ウイルスは、エンテロウイルスで述べた本科の他のウイルスと共通する基本的構造と形態的特徴を有している。ヒトとサルはHAVは、遺伝子型による区別が可能である。HAVは培養細胞を用いた検出や培養が容易ではなく、環境試料からの検出はPCR法を用いて行われる。

#### ヒトへの健康影響

HAVは感染性が高く、感染に要するウイルス濃度は低いと考えられている。本ウイルスは一般に「感染性肝炎」として知られるA型肝炎を引き起こす。他の腸管系ウイルスと同様に、HAVは摂食に伴い取り込まれて腸管上皮細胞に感染する。ここから血流により肝臓に達し、肝細胞に激しい損傷を与える場合がある。症例の90%、特に小児の場合には肝臓の損傷はほとんどなく、臨床症状なしに経過して終生免疫を誘導する。一般に、疾病の重篤さは年齢とともに増す。肝細胞の損傷により、アスパラギン酸アミノ基転移酵素などの肝臓に特有の酵素が漏出することから、血中の酵素検出が診断に利用されている。また、この肝機能障害により、血中からのビリルビンの排除が阻害され、その蓄積が典型的な黄疸症状および黒色尿の原因となる。平均して28～30日という比較的長期間の潜伏期のあと、急激に特徴のある症状、すなわち、熱、倦怠感、おう吐、食欲不振および腹部不快感などの症状を呈し、最終的に黄疸が現れる。一般に死亡率は1%以下であるが、肝臓損傷の修復には時間がかかり、患者には6週間以上の安静が必要とされる。病気の負荷としてはかなり高い。死亡率は50歳を超えると高くなる。

#### 汚染源および生息状態

HAVの分布は世界的な広がりを示すが、本疾病の流行には典型的な地理的特徴がある。HAVは感染者の糞便中に排出されるもので、糞便汚染された食品および水が本ウイルスの感染源であることを示す強い疫学的証拠がある。衛生状態の悪い地域では小児がしばしば早い時期に感染し、臨床症状を示すことなく生涯免疫を獲得している。衛生状態の良い地域では、感染が人生の後半に起こる傾向がある。

#### 曝露経路

おそらくヒト - ヒト間が最も一般的な伝播経路であるが、汚染された食品や水も重要な感染源である。HAVの水系感染に関しては、他のウイルスよりも確かな疫学的証拠がある。食品を介した集団感染も比較的良好にみられ、その感染源としては、感染した食品取扱者、汚染水域で採取された



貝類および汚染された農産物などが上げられる。衛生状態の良い地域に住む人々の衛生状態の悪い地域への旅行は、高い感染リスクを伴う。本ウイルスによる感染は、注射器の使用の有無にかかわらず、薬物の常習にも関連して広がる可能性がある。

#### 飲料水における重大さ

飲料水供給を介したHAVの伝播に関しては説明が進んでおり、飲料水中におけるHAVの存在は相当な健康リスクとなる。WSPのもとでのHAVによる感染リスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。HAVの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌（または、その代替として、糞便性大腸菌群）は、飲料水供給におけるHAVの存否に関する信頼できる指標とはならない。

#### 参考文献

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 E型肝炎ウイルス

#### 一般情報

E型肝炎ウイルス(HEV)は、直径27～34nmのカプシドに1本鎖RNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベロープはもたない。HEVは他の多くのウイルスと共通点があり、その分類は、今後の課題である。一時期、HEVはカリシウイルス科に分類されていたが、最近E型肝炎様ウイルスと呼ばれる別の科に分類されるようになった。ヒトのHAVは単一の血清型を示すのに対し、本ウイルスは抗原的に多様で、また、おそらく血清型にも違いがあると考えられている。HEVは培養細胞を用いた検出や培養が容易ではなく、環境試料からの検出はPCR法を用いて行われる。

#### ヒトへの健康影響

HEVは多くの点でHAVと似た肝炎を引き起こす。しかし、潜伏期間はより長い(平均40日)傾向があり、感染による死亡率は妊婦で25%に達する。流行地での初感染は通常小児よりも青年に見られる。抗原的に多様であるにも関わらず、一回の感染で生涯にわたるHEVに対する免疫が付与される。世界的な発生状況を見ると地理的な特徴が見られる。HEVには流行地域があり、インド、

ネパール、中央アジア、メキシコ、アフリカの一部など、世界の開発途上地域において発生が見られる。これらの地域の多くでは、HEVが最も重要なウイルス性肝炎の原因となっている。日本、南アフリカ、英国、南北アメリカ、オーストラリア、中央ヨーロッパなどの地域では、抗体保有率は高いものの実際の患者あるいは集団感染はまれである。本ウイルスが存在するのに患者がいない理由は明らかでない。

#### 汚染源および生息状態

HEVは感染者の糞便中に排出され、未処理あるいは処理された下水から検出されている。汚染された水と大規模な集団感染とが関連づけられている。HEVは、腸管系ウイルスで唯一、特にブタのほか、畜牛、ヤギおよび齧歯類など、ヒトと関わりを持つ動物による保有が知られているウイルスである。

#### 曝露経路

患者との接触者、特に看護スタッフへのHEVの二次伝播例が知られているが、HAVほど一般的ではないようである。HEVの伝播においては、ヒト - ヒト間の伝播が低いレベルにあることから、HAVの場合よりも糞便で汚染された水がはるかに重要な役割を果たしていると推測される。非常に多くの人を巻き込んだ水系集団感染例の記録が残されている。その中には1954年にインドのデリーで発生した集団感染でおよそ40,000人の患者が出た例、1986～1988年に中国のXinjiang Uighar地区で十万人以上の患者が出た例、1991年にインドのKanpurで約79,000人の患者が出た例がある。ウイルス保有動物が曝露経路となった可能性もあるが、動物からヒトへのHEVの接触感染がどの程度起きているのかよく分かっていない。

#### 飲料水における重大さ

汚染された水がHEVの感染源となっていることはよく知られており、本ウイルスの飲料水中における存在は大きな健康リスクとなる。本ウイルスの消毒プロセスに対する抵抗力に関する実験的データはないが、水系集団感染で得られたデータからは、HEVは他の腸管系ウイルスと同程度の抵抗力を有するものと考えられる。WSPのもとでの、HEVによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトおよび動物の排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。HEVの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(また、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるHEVの存否に関しての信頼できる指標とはならない。

## 参考文献

- 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 ロタウイルスおよびオルトレオウイルス

#### 一般情報

ロタウイルス属のウイルスは、直径50～65nmのカプシドに断片化された二本鎖RNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベロープはもたない。カプシドが二重構造の殻に囲まれているので、ウイルスが車輪のような形に見える。このことがロタウイルスという名前の由来となっている。ウイルス全体としては直径80nmに達する。ロタウイルスおよびオルトレオウイルスが、ヒトに感染するレオウイルス科の2属である。オルトレオウイルスは、培養細胞への細胞障害性を利用して容易に分離できる。ロタウイルス属は血清学的にA～Gの7つのグループに分けられ、各グループはまた多くのサブグループに分かれる。これらの血清型の中にはヒトに特異的に感染するものもあるが、一方で動物に広く感染するものもある。グループA～Cはヒトから見つかるもので、グループAは最も重要なヒト感染性の病原体である。グループAに属するロタウイルスの野生型株は培養細胞では容易に増殖しないが、PCRを利用した検出方法が多数開発されており、環境試料の検査に有用である。

#### ヒトへの健康影響

ヒト感染性ロタウイルス(HRVs)は、世界の幼児死亡の単独要因として最も重要である。全世界的に見て、小児の急性消化器系疾患による入院事例の50～60%はHRVsが原因である。本ウイルスは小腸の絨毛細胞に感染し、ナトリウム - グルコース輸送系を阻害する。急性の感染例では突然の激しい水様下痢で始まり、発熱、腹部の痛みおよび嘔吐を伴うことから、脱水とアシドーシス(酸性化)が進行し、適切な処置が施されないと致死的となる。ロタウイルス感染は大変重い疾患である。オルトレオウイルスはヒトには感染するが、典型的な「孤児ウイルス」(訳者注:発見当初、ヒトや動物から検出されるものの、関わる病気(親)が分からなかった、身寄りのない孤児のようなウイルスとの意味)であり、特に疾病とは関係がない。

### 汚染源および生息状態

HRVs患者は便1グラム当たり $10^{11}$ 個程度のウイルス粒子を排出し、それが8日間程度持続する。このことから、下水やヒトの糞便で汚染された環境には、相当数のHRVsの存在が推測される。本ウイルスは、下水、河川、湖沼および浄水処理した飲料水から検出されている。一般に、オルトレオウイルスの場合はかなりの数が排水中に存在している。

### 曝露経路

HRVsは、糞 - 口経路で伝播する。ヒト - ヒト間の伝播および空中に漂うHRVsまたは本ウイルスを含んだエアロゾルの吸入が、汚染された食品や水の摂取よりもはるかに重要な役割を果たしていると思われる。このことは、病院の小児病棟で起きた感染拡大の事例で確認されている。この事例では、感染者の糞便で汚染された食品または水の摂取によるものよりも、はるかに早く伝播している。HRVsの感染率や汚染水における存在量からみて、伝播に果たす水の役割は思ったよりも小さいと推定される。しかし、その一方で、水や食品を介した集団感染が報告されている。1982～1983年に中国で発生した2件の大規模集団感染は、汚染された水供給と関連付けられている。

### 飲料水における重大さ

飲料水の摂取が最も一般的な伝播経路ではないにせよ、飲料水中におけるHRVsの存在は公衆衛生上のリスクとなる。ロタウイルスが、他の腸管系ウイルスに比較して、消毒に対してより抵抗力があることを示す証拠がいくつかある。WSPのもとでのHRVsによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。HRVsの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるHRVsの存否に関する信頼できる指標とはならない。

### 参考文献

- 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 原虫

原虫や蠕虫は、ヒトや動物における感染および疾病の最も良く知られた病原体の一部である。これらによる疾病は、公衆衛生の、そしてまた、社会経済的な面で大きな影響を与える。これらの病原体のあるものに関しては、水がその伝播に大きな役割を果たしている。これらの病原体のほとんどのものは、シスト、オーシストまたは虫卵を産生するが、それらは一般に用いられる水の消毒プロセスに対して極めて高い抵抗力を持ち、病原体によっては過プロセスにより除去することが困難なことから、水系伝播の制御がまさに課題となっている。病原体によっては「新興感染症 (emerging diseases)」の原因となるものもある。過去25年間で原虫に起因する新興感染症として最も注目すべき例は、クリプトスポリジウム症である。その他としては、微孢子虫やサイクロスポーラによる疾患がある。これらの「新興感染症」が水系を介して伝播することが報告されたのは比較的最近であったことから、それらに関する疫学、並びに、浄水処理および消毒プロセスにおける挙動には、未解明の部分が多く残されている。ヒトおよび動物がともに増加し、それに伴って飲料水の需要が増加していることから、これらの病原体の伝播において水が果たす役割の重要性と複雑さが、今後相当高まることと思われる。

新興感染症に関する詳細は、*Emerging issues in Water and Infectious Diseases* (WHO, 2003) および関連図書に記載されている。

#### 11.3.1 アカントアメーバ (*Acanthamoeba*)

##### 一般情報

アカントアメーバ属は自由生活型のアメーバ (直径10～50 $\mu$ m) で、水環境中に普通に見られ、土壌中の主な原虫の一つである。本属には20余りの種が含まれ、そのうちの *A. castellanii*、*A. polyphaga* および *A. culbertsoni* はヒトの病原体として知られている。しかし、本属の分類に関しては、急速に進展している分子生物学的知識を受け入れることにより、大幅に変わっていくものと思われる。アカントアメーバには、栄養を摂取して分裂増殖する栄養体の生長段階があるが、嫌気的環境のような好ましくない条件下に置かれると休眠状態のシストを形成し、極端な温度 (-20～56)、消毒および乾燥に耐えられるようになる。

##### ヒトへの健康影響

*A. culbertsoni*は、肉芽腫性アメーバ性脳炎 (GAE) の原因として知られ、一方、*A. castellanii* および *A. polyphaga* は、アカントアメーバ性角膜炎やアカントアメーバ性ブドウ膜炎と関連がある。GAEは多病巣性、出血性および壊死性の脳炎で、通常は衰弱または免疫不全状態の患者にのみ

見られる。まれな病気ではあるが、致死性である。初期症状は、傾眠、人格変化、激しい頭痛、頸部硬直、悪心、吐気、散発的な発熱、局所的な神経学的変化、半側不全麻痺および癲癇発作などである。このあとに、精神状態の変化、複視、不全麻痺、嗜眠、小脳性運動失調および昏睡が続く。最初の症状が現れたあと1週間から1年のうちに、多くは気管支肺炎を併発して死に至る。GAEに伴う障害としては、皮膚の潰瘍、肝臓疾患、肺炎、尿路障害および咽頭炎などがある。

アカントアメーバ性角膜炎は強い痛みを伴う角膜感染症であり、健康人のうち特にコンタクトレンズ装用者に発生する。まれな疾患ではあるが、視力障害、失明および眼球摘出につながる。アカントアメーバに対する高い抗体保有率や、本アメーバが健康人の上気道から検出されることを考えると、広く感染するものの、有症に至る例はそのごく一部にしかすぎないと考えられる。

#### 汚染源および生息状態

自然環境中にアカントアメーバは広範に分布していることから、土壌、塵埃および水など、すべてが感染源となり得る。アカントアメーバは、表流水、給水栓水、水泳プール、コンタクトレンズ保存液など、多様な水環境から検出されている。種にもよるが、アカントアメーバは生息温度域は広く、病原性種の至適温度は30℃である。栄養体は水中に生息し、細菌、酵母およびその他の生物を捕食する。感染は世界のほとんどの温帯および熱帯域で発生している。

#### 曝露経路

アカントアメーバ性角膜炎は、汚染された自家製生理食塩水で洗浄したソフトコンタクトレンズ、または、コンタクトレンズ保存容器の汚染が関係している。汚染源は不明であるが、給水栓水も可能性の一つとして考えられる。多くの衛生機関から、コンタクトレンズの洗浄液調製に滅菌水を使用するよう警告が出されている。GAEの伝播についてもよく分かっていないが、水は感染源ではないと考えられる。皮膚の外傷または肺などの他の部位に定着したものが、血流を介して他の臓器へ伝播する経路がより可能性が高い。

#### 飲料水における重大さ

コンタクトレンズの洗浄液の調製に給水栓水が用いられていたことから、アカントアメーバ性角膜炎は飲料水と関連付けられてきた。コンタクトレンズの洗浄は給水栓水の通常の使用目的として想定されておらず、これにはより良質の水が必要であろう。クリプトスポリジウムやジアルジアと比較してアカントアメーバは大きく、ろ過による除去は容易である。バイオフィルムを形成する生物の低減は、配管システムにおけるアカントアメーバの餌の低減、ひいてはその増殖の抑制につながるであろうが、アカントアメーバは消毒に対して高い抵抗力を持つ。しかし、通常に飲料水を使用する限り汚染源として重大ではないので、アカントアメーバについて健康に基づく目標を設定する正当な理由はない。

## 参考文献

- 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 大腸バランチジウム (*Balanthidium coli*)

#### 一般情報

大腸バランチジウムは単細胞の原虫で、大きさはおよそ200 $\mu\text{m}$ とヒトの腸管に寄生する原虫で最大のものである。栄養体は卵型をしており、運動器官である繊毛に覆われている。シストは60～70 $\mu\text{m}$ の大きさで、広範なpHや温度条件などの環境因子に耐性を示す。大腸バランチジウムはおよそ7,200種から成る原虫最大のグループである繊毛虫類に属しており、本種のみヒトに感染することが知られている。

#### ヒトへの健康影響

ヒトへの感染は比較的まれで、ほとんどは不顕性感染である。栄養体は大腸の粘膜および粘膜下組織に侵入し、分裂に際して宿主細胞を破壊する。増殖過程にある原虫は巣および小膿瘍を形成し、やがて破れて卵形あるいは不定形の潰瘍を形成する。臨床症状は、赤痢アメーバ症に類似した赤痢、大腸炎、下痢、悪心、吐気、頭痛および食欲減退などである。通常は自然治癒し、完治する。

#### 汚染源および生息状態

ヒトが大腸バランチジウムの最も重要な宿主と考えられ、本種は下水で検出される。保虫動物、特にブタも、環境中でのシストの分布に影響を及ぼしていると考えられている。シストは水源から検出されているが、給水栓水における分布は不明である。

#### 曝露経路

大腸バランチジウムの伝播は、糞 - 口経路、ヒト - ヒト間、感染ブタとの接触、もしくは、汚染された水または食品の摂取による。大腸バランチジウム症の水系集団感染は1例知られている。この事例は1971年に起きており、台風後に飲料水供給が、ブタの糞便を含む降雨流出水により汚染されたことによるものである。

### 飲料水における重大さ

本原虫の拡散に水が重要な役割を果たしているとは思えないものの、水系集団感染が1例報告されている。大腸バランチジウムは大きく、ろ過による除去は容易であるが、シストは消毒に対し高い抵抗力を持つ。WSPのもとでの大腸バランチジウムによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトやブタの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理に焦点を当てるべきである。消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における大腸バランチジウムの存否に關しての信頼できる指標とはならない。

### 参考文献

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 クリプトスポリジウム (*Cryptosporidium*)

#### 一般的情報

クリプトスポリジウムは偏性細胞内寄生性のコキシジウム類の寄生虫であり、有性生殖および無性生殖世代から成る複雑な生活環を持つ。厚い嚢子壁に囲まれたオーシストは4~6 $\mu$ m程度で、糞便中に排出される。クリプトスポリジウム属にはおよそ8種が知られており、ヒトへの感染はほとんど *C. parvum* によるもので、他の種が原因となる感染は若干知られている程度である。クリプトスポリジウムは「新興感染症」の原因生物として最もよく知られたものの一つである。ヒトへの感染は1976年に初めて知られるようになり、1984年に初めて水系伝播が確認されている。

#### ヒトへの健康影響

クリプトスポリジウムは自然治癒性の下痢症を引き起こし、ときには、悪心、吐気および発熱を伴い、健康人では普通1週間、まれに1ヶ月以上続いたあとに回復する。クリプトスポリジウム症の重篤度は年齢や患者の免疫状態で大きく変わり、重度の免疫不全患者の場合には致命的となることがある。クリプトスポリジウムによる集団感染では多数の人が感染することと、それに伴う社会経済的な損害から、地域社会への影響はかなり甚大である。例として、米国ミルウォーキーで起きた1993年の集団感染事例では、疾病による損失は9,620万USドルと推定されている。

#### 汚染源および生息状態

多様な動物が *C. parvum* の保虫宿主となっているが、ヒトおよび家畜、特に幼若な動物が、そのヒトへの最も重大な感染源となっている。ウシは1日に $10^{10}$ 個のオーシストを排出する。下水中のオーシスト濃度は14,000個/L、河川表流水で5,800個/Lという報告がある。オーシストは淡水中で数



週間から数ヶ月間生存する。クリプトスポリジウムのオーシストは、多くの飲料水供給で検出されている。しかし、大抵の場合、ヒトに感染する種が存在していたか否かの情報はない。現行の標準的な分析方法では間接的に原虫の活性を測るだけで、ヒトへの感染力に関する情報は提供されない。オーシストはレクリエーション水にも存在することがある。

#### 曝露経路

クリプトスポリジウムは糞 - 口経路で伝播する。主要な感染経路はヒト-ヒト間の接触である。その他の感染源としては、汚染された食品や水の摂取および感染した家畜やペットとの直接接触などが上げられる。これまでに、汚染された飲料水、レクリエーション水、また、頻度は低い食品が、集団感染と関連付けられている。1993年には、記録上最大のクリプトスポリジウムによる水系集団感染が発生した。すなわち、米国ミルウォーキーの水道により40万人以上が感染した。クリプトスポリジウムオーシストの感染力はかなり強い。健康なボランティアの協力を得て行われた研究では、10個以下のオーシスト摂取で感染が成立している。

#### 飲料水における重大さ

大規模な集団感染を含めて、クリプトスポリジウムの伝播における飲料水の役割についてはよく知られている。したがって、この生物に対する注意は重要である。オーシストは塩素など酸化消毒剤に対して極めて抵抗力が高いが、感染実験により、紫外線照射によるオーシストの不活化効果を示されている。WSPのもとでのクリプトスポリジウムによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトや家畜の排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理、および、配水過程における水の汚染防止に焦点を当てるべきである。本オーシストは比較的小さいことから、従来の粒状ろ材による過プロセスでの除去が課題となっている。許容し得る除去率を達成するためには、設計と運転が十分なシステムが必要である。膜ろ過プロセスは直接の物理的バリアとなることから、クリプトスポリジウムオーシストの効果的な除去のための実行可能な代替法となるであろう。本オーシストは消毒に対して極めて高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるクリプトスポリジウムオーシストの存否に関する指標として信頼できない。

#### 参考文献

- 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 サイクロスポーラ・カエタネンシス (*Cyclospora cayetanensis*)

#### 一般情報

*C. cayetanensis*は、単細胞の偏性細胞内寄生性の原虫であり、アイメリデア科に属する。本種は、厚い嚢子壁で被われた直径8～10 $\mu$ mのオーシストを産生し、糞便中に排出される。*C. cayetanensis*は、新たな水系病原体と考えられている。

#### ヒトへの健康影響

ヒトの体内に取り込まれるとオーシストからスポロゾイトが遊出し、小腸上皮細胞に侵入する。サイクロスポーラ症の臨床症状は、水様性の下痢、腹部の痙攣、体重減少、食欲不振、筋痛症のほか、ときとして吐気や発熱を伴う。再発がしばしば見られる。

#### 汚染源および生息状態

本原虫に関しては、ヒトが唯一知られる宿主である。未成熟のオーシストが糞便とともに外界に排出され、環境条件にもよるが7～12日で成熟する。成熟したオーシストのみが感染力を有する。定量的な検査法がないため、水環境におけるサイクロスポーラの分布に関する情報は限られる。しかし、これまでにサイクロスポーラは下水や水源から検出されている。

#### 曝露経路

*C. cayetanensis*は糞 - 口経路で伝播する。オーシストは外界で成熟して初めて感染力を持つことから、ヒト - ヒト間の伝播は起き得ない。主要な曝露経路は汚染された水や食品である。食品による集団感染の汚染源については一般によく分かっていないが、いくつかの事例で汚染された水と関係づけられている。飲料水も集団感染の原因として関係づけられている。その第1例は1990年に、米国シカゴの病院スタッフの間で発生している。感染は、飲料用の給水栓水が屋上の貯水槽からの滞留水で汚染されたことによるとされている。別の集団感染がネパールから報告されており、河川水と市営水道の水とを混合して用いていた飲料水により、14人の兵士中12人が感染し

たとされている。

#### 飲料水における重大さ

本原虫は飲料水を介して伝播することが確認されている。オーシストは消毒に対して抵抗力があり、一般に飲料水に用いられる塩素処理では不活化されない。WSPのもとでのサイクロスポーラのリスク管理のための制御手段は、ヒトの排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程における水の汚染防止である。オーシストが消毒剤に対して抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるサイクロスポーラの存否に関する指標として信頼できない。

#### 参考文献

- Curry A, Smith HV (1998) Emerging pathogens: *Isospora*, *Cyclospora* and microsporidia. *Parasitology*, 117: S143-159.
- Dowd SE et al. (2003) Confirmed detection of *Cyclospora cayentanensis*, *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 cayentanensis*: 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 drinkingwater [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 赤痢アメーバ(*Entamoeba histolytica*)

#### 一般情報

赤痢アメーバは世界的に最も感染者の多い腸管寄生性原虫で、肉質虫亜門、根足虫上綱に属する。赤痢アメーバの、栄養を摂取して増殖する栄養体(直径10~60 $\mu$ m)は、不適な生育条件では休眠型のシスト(直径10~20 $\mu$ m)に形態変化する。感染はシストの摂取による。RNAプローブやDNAプローブを用いた最近の研究から、病原性のある赤痢アメーバと非病原性のもとでは遺伝子に違いがあることが分かっており、後者は*Entamoeba dispar*として再分類されている。

### ヒトへの健康影響

赤痢アメーバ感染の約85～95%が不顕性である。急性の腸管アメーバ症の潜伏期間は1～14週間である。臨床的な症状は、消化管上皮細胞へのアメーバ栄養体の侵入に起因する。感染者のおよそ10%が赤痢あるいは大腸炎の症状を呈する。アメーバ性赤痢の症状は、痙攣を伴う下痢、下腹部痛、軽度の発熱および糞便中に血液や粘液が認められることである。栄養体の侵入に伴って形成されるアメーバ性潰瘍は組織に深く掘れ込み、古代の壺のような形状を呈する。赤痢アメーバは、肝臓、肺および脳など腸管以外の組織にも侵入することがあり、ときとして死に至る。

### 汚染源および生息状態

ヒトが保虫宿主であり、その他の動物が実際的な保虫宿主になるとは考えられない。急性期の患者は感染力のない栄養体のみを排出する。シストを排出する慢性期の患者や不顕性感染者がより重要な感染源となっており、一日当たり $1.5 \times 10^7$ 個程度のシストを排出する。赤痢アメーバは下水や汚染された水にも存在する。シストは、低温条件下であれば好適な水環境では数ヶ月間生存する。水系感染の可能性は熱帯地域で高く、そのような地域では保虫率がときに50%を超えることがあるが、これに対して温帯域での保虫率は10%以下である。

### 曝露経路

汚染された水も実質的に伝播に関与しているが、ヒト-ヒト間の接触や感染者が扱った汚染食品が主要な伝播経路であると考えられる。糞便で汚染された水や、汚染された灌漑用水で育てた農作物の摂食は、いずれもアメーバ症を伝播する。赤痢アメーバの、特に男性同性愛者の間での性的伝播も知られている。

### 飲料水における重大さ

汚染された飲料水を介して赤痢アメーバが伝播することが確認されている。シストは消毒に対して抵抗力があることから、一般的に飲料水に用いられる塩素処理では不活化されない。WSPのもとでの赤痢アメーバのリスク管理のための制御手段は、ヒトの排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理、および、配水過程における水の汚染防止である。本シストは消毒に対して抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における赤痢アメーバの存否に関する指標として信頼できない。

### 参考文献

Marshall MM et al. (1997) Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, 10: 67-85.

### 11.3.6 ジアルジア・インテスティナリス (*Giardia intestinalis*)

#### 一般情報

ジアルジアは鞭毛を有する原虫で、ヒトおよび一部の動物の消化管に寄生する。ジアルジア属は多数の種から成るが、ヒトへの感染(ジアルジア症)は、通常、*G. intestinalis*、別名*G. lamblia*または*G. duodenalis*によるものである。ジアルジアの生活環は単純で、宿主の消化管で増殖する鞭毛を持った栄養体と、感染力を有する厚い嚢子壁に包まれたシストから成り、多量のシストが断続的に糞便中に排出される。栄養体は左右対称形で楕円形を呈する。シストは卵形で直径8～12 μmである。

#### ヒトへの健康影響

ジアルジアは、ヒトの寄生虫として200年以前から知られている。シストは摂取後、脱シストし、遊出した栄養体は消化管表面に付着する。小児および成人のいずれにおいても、不顕性感染することがある。デイケアセンターでは、20%もの小児がジアルジアに感染し、臨床症状もなくシストを排出している場合がある。ジアルジア症の症状は栄養体による障害に起因すると考えられるが、ジアルジアによって引き起こされる下痢や吸収不良のメカニズムは明らかでない。症状は一般に腹痛を伴う下痢であるが、重症例では小腸における吸収不全が、主に小児において見られる。ジアルジア症はほとんどの場合自然治癒するが、健常者の場合でも慢性化して1年以上続くことがある。ボランティアによる実験では、10個以下のシストでも感染リスクがあるという結果がでている。

#### 汚染源および生息状態

ジアルジアはヒトを含む多様な動物種において増殖し、感染動物からはシストが排出される。生下水で88,000個/L、また、表流水で240個/Lものシストが検出された例がある。本シストは堅牢で、淡水中では数週間から数ヶ月間生存可能である。水源および飲料水供給において、シストの存在が確認されている。しかし、ヒトに感染力を有する種類が存在しているか否かについては情報が無い。現行の標準的な分析方法では間接的な活性評価にとどまり、ヒトへの感染力については情報が得られない。シストは、レクリエーション水および汚染された食品からも検出されている。

#### 曝露経路

ジアルジアの最も一般的な伝播経路はヒト - ヒト間の接触、特に小児同士での接触である。汚染された飲料水、レクリエーション水および重要度はこれらに比べて低い、食品が、集団感染に関与している。動物が*G. intestinalis*のヒトへの感染源として関係づけられてきたが、その役割についてはさらに調査が必要である。

### 飲料水における重大さ

この30年間、ジアルジア症の水系集団感染が飲料水供給と関連づけられてきた。一時期、米国では、ジアルジアは水系集団感染の原因病原体として最も一般的なものであった。ジアルジアのシストは、腸管系細菌と比べて塩素など酸化消毒剤に対してより高い抵抗力があるが、クリプトスポリジウムのオーシストほどではない。遊離残留塩素1mg/Lの場合の90%不活化に要する時間は、約25～30分である。WSPのもとでのジアルジアのリスク管理のための制御手段は、ヒトや動物の排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程における水の汚染防止である。本シストは消毒剤に対して抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるジアルジアの存否に関する指標として信頼できない。

### 参考文献

- 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 戦争イソスポーラ (*Isospora belli*)

#### 一般情報

戦争イソスポーラは、コクシジウム類に属する単細胞の偏性細胞内寄生性の寄生虫で、クリプトスポリジウムやサイクロスポーラに近縁である。動物寄生性のイソスポーラは多いが、ヒトへの感染は戦争イソスポーラのみで、ヒトが本種の唯一の宿主として知られる。戦争イソスポーラはヒトの小腸で有性生殖する数少ない胞子虫類である。成熟オーシストが摂取され、小腸上部の粘膜上皮において無性および有性生殖の生活環が完了すると、未成熟のオーシストが糞便中に排出される。

### ヒトへの健康影響

戦争イソスポーラに起因する疾病は、クリプトスポリジウムおよびジアルジアのそれと同様である。シストを摂取して約1週間後、軽度の発熱、疲労および悪寒で始まり、続いてすぐに軽い下痢と軽い腹痛が現れる。感染は通常1～2週間で自然治癒するが、ときとして下痢、体重減少および発熱が6週間から6ヶ月続くことがある。顕性感染は小児に多い。しばしば免疫不全患者に感染が見られるが、その症状は重く、再発または慢性化しやすく、栄養摂取障害および体重減少の原因となる。通常、感染は散発的で、熱帯、亜熱帯域で最も普通に見られるが、先進工業国を含めてどこでも発生する。中央および南アメリカ、アフリカ、並びに、東南アジアで報告されている。

### 汚染源および生息状態

患者の糞便中には未成熟のオーシストが排出される。オーシストは、環境中において1～2日間の発育期間を経てスポロシスト形成を完了し、感染型となる。下水、並びに、未処理の原水および処理水中のオーシスト数に関するデータはほとんどない。これは、水環境中のオーシスト数の高感度で信頼性のある定量測定法がないことが主な理由である。水環境中などでのオーシストの生存に関してもよく分かっていない。

### 曝露経路

貧弱な衛生施設および糞便で汚染された食品や水が感染源として最も可能性が高いが、水系伝播が確認されているわけではない。戦争イソスポーラのオーシストは、ヒトへの感染力を得るまでに環境中で1～2日間を要することから、クリプトスポリジウムオーシストやジアルジアのシストようにヒト - ヒト間で直接感染することは考えにくい。

### 飲料水における重大さ

戦争イソスポーラの生物学的特徴から、本原虫による疾病は汚染された飲料水供給を介して伝播することが考えられるが、確認されてはいない。浄水処理工程における戦争イソスポーラの除去効率に関する情報は無いが、消毒剤に対して抵抗力が比較的あるものと考えられる。クリプトスポリジウムよりはかなり大きいことから、ろ過による除去は容易と考えられる。WSPのもとでの戦争イソスポーラのリスク管理のための制御手段は、ヒトの排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理と消毒および配水過程における水の汚染防止である。本オーシストは消毒剤に対して抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における戦争イソスポーラの存否に関する指標として信頼できない。

### 参考文献

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 auto.uorescence 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 微孢子虫

#### 一般情報

「微孢子虫 (*microsporidia*)」という用語は分類学上の位置を示すものではなく、Microspora綱に属する偏性細胞寄生性の原虫の総称である。これまでに、100属以上、1,000種近くの存在が知られている。ほとんどの脊椎動物および無脊椎動物に感染する。*Enterocytozoon*、*Encephalitozoon (Septata)*を含む)、*Nosema*、*Pleistophola*、*Vittaforma*および*Trachiplestiphola*など、多数の属のほか、未同定の微孢子虫も含めて、ヒトに感染することが知られている。微孢子虫は真核生物の中で最も小さい。微孢子虫は1.0～4.5 $\mu$ mの胞子で、感染時に宿主細胞へスポロプラズムを注入するためのらせん状フィラメント(極糸)を持つ胞子を産生する。感染細胞内では複雑な増殖過程を経て新しい胞子が産生され、宿主やその感染部位によるが、糞便、尿、呼吸器分泌物、または、その他の体液中に放出される。

#### ヒトへの健康影響

微孢子虫は最近になってヒトの病原体として認識されたもので、主にAIDS患者から分離されているが、健常人においても疾病の原因となっていることが確認されている。ヒトでの感染例は世界的に広くあり、すべての大陸で感染例の報告がある。AIDS患者における主な症状は、慢性の下痢、脱水および体重減少などの重篤な消化器症状である。症状が48ヶ月間持続した例もある。一般集団への感染は多くない。通常、*Enterocytozoon*による感染は、小腸の腸管細胞および胆嚢の上皮細胞に限られているようである。*Encephalitozoon*は、上皮細胞、内皮細胞、繊維芽細胞、腎細管細胞、マクロファージ、および、その他様々な細胞に感染する。まれな合併症として、角結膜炎、筋炎および肝炎がある。

#### 汚染源および生息状態

微孢子虫のヒトへの感染源は不明である。胞子は、糞便のほか、尿や呼吸器分泌物にも排出されるようである。定量的な検査方法を欠くため、水環境における微孢子虫胞子の検出に関する情報は限られている。しかし、微孢子虫は下水や水源からも検出されている。生下水における存在量はクリプトスポリジウムやジアルジアのそれに類似し、水環境で何ヶ月間も生存できると考えら



れる。ある種の動物、特にブタが、ヒトへの感染力を有する微胞子虫の宿主となっている可能性がある。

#### 曝露経路

微胞子虫の感染経路は不明である。ヒト - ヒト間の接触およびヒトの糞便または尿で汚染された水や食品の摂取が、おそらく重要な曝露経路であると考えられる。微胞子虫症の水系集団感染事例としては、1995年の夏にフランスのリヨンで200人が発病した事例が報告されている。しかし、この事例では、汚染源および飲料水供給の糞便汚染は証明されなかった。伝播経路として、空气中を漂う孢子または孢子を含むエアロゾルの吸入が考えられる。ヒトへの感染における動物の関与はよく分かっていない。疫学研究および哺乳類を用いた実験研究から、*Encephalitozoon* は母から子へ、胎盤を介して感染する可能性があることが指摘されている。孢子の感染力に関する情報は無い。しかし、近縁種の孢子の感染力を考えると、微胞子虫の感染力は高いものと推測される。

#### 飲料水における重大さ

水系伝播例が報告されており、汚染された飲料水の関与が疑われるが、確認はされていない。浄水処理プロセスにおける微胞子虫の挙動はほとんど分かっていない。ある研究により、本孢子は塩素に感受性があることが報告されている。微胞子虫は小さいことから、ろ過プロセスによる除去が難しいと考えられる。WSPのもとでの微胞子虫のリスク管理のための制御手段は、ヒトや動物の排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理と消毒および配水過程における水の汚染防止である。微胞子虫の感染力のある種の消毒に対する感受性に関する情報がないことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)が、飲料水供給における本原虫の存否に関する指標として信頼できるかどうかは不明である。

#### 参考文献

- 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 cayentanensis*, *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.
- Joynson 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 ネグレリア・ファウレリ (*Naegleria fowleri*)

#### 一般情報

ネグレリアは鞭毛期を有する自由生活型アメーバで、環境中に広く分布する。ネグレリア属には数種が知られており、その中で *N. fowleri* が主な病原種である。ネグレリア属のアメーバは、栄養体、鞭毛期およびシストの3形態をとる。栄養体 (10 ~ 20 $\mu$ m) は仮足を突出させて運動し、細菌捕食性で、増殖は2分裂による。栄養体は、体前方に2本の鞭毛を備えた鞭毛期に移行することがある。鞭毛期では分裂が見られず、再び栄養体に戻る。生育に不利な条件下では、環境耐性を有する円形のシスト (7 ~ 15 $\mu$ m) に形態変化する。

#### ヒトへの健康影響

*N. fowleri* は健常者に原発性アメーバ性髄膜脳炎 (primary amoebic meningoencephalitis: PAM) を引き起こす。本アメーバは、鼻粘膜および篩板を通り脳へ侵入する。病状は急性で、患者は病原体が同定される以前に、感染後5 ~ 10日間で死亡することが多い。治療は難しい。感染はまれであるが、毎年新規の患者が出ている。

#### 汚染源および生息状態

*N. fowleri* は高温を好み、45 °C までの温度範囲でよく増殖する。適温の淡水中に存在し、温度や細菌 (アメーバの栄養源) の繁殖条件などが人為的に変化するに伴い、その影響を間接的に受けて生息域が変化する。本病原体は多くの国から報告されており、通常、温泉または温水プールなどの温水で検出されている。しかし、*N. fowleri* は、特に水温が25 ~ 30 °C を超えるような飲料水供給において検出されている。水が唯一知られる感染源である。アメーバ性脳炎の初例は、1965年にオーストラリアおよびフロリダで診断されている。以来、世界中で約100例のPAMが報告されている。

#### 曝露経路

*N. fowleri* への感染は、ほぼ例外なく、汚染された水による経鼻的な曝露を原因としている。感染は、大多数の場合、水泳プールおよび入浴施設のほか、太陽熱で自然に温められた表流水、冷却塔水および温泉などのレクリエーション水を介して起きている。限られた症例ではあるが、レクリエーション水と無関係な場合も知られている。PAMの発生は、水遊びやアメーバの増殖に適した水温となる夏場に最も多く見られる。汚染された水または食品の摂取やヒト-ヒト間の接触が、伝播経路として報告されたことはない。

### 飲料水における重大さ

*N. fowleri*は飲料水供給から検出されている。確認されてはいないが、例えば水泳プールに飲料水を使用することによる、直接または間接的な飲料水の関与も考えられる。季節によって30を超える、あるいは、常時25を超えるような飲料水供給は、*N. fowleri*を増殖させる可能性がある。そのような場合は、定期的な前向き研究が役立つ。配管システムを通して0.5mg/L以上の遊離塩素またはモノクロロアミンの残留が維持されれば、*N. fowleri*を制御できることが示されている。消毒剤の残留濃度の維持に加え、バイオフィルム中の微生物量を制限するような制御手段を講じることにより、配管システム内での餌量を減らし、ひいては本アメーバの増殖を抑えることができる。本アメーバの環境特性から考えて、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における *N. fowleri*の存否に関する指標として頼りにすることができない。

### 参考文献

- Behets J et al. (2003) Detection of *Naegleria* spp. and *Naegleria fowleri*: a comparison of agglutination 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 トキソプラズマ・ゴンディイ (*Toxoplasma gondii*)

#### 一般情報

トキソプラズマの多くの種および近縁の原虫の中で、*T. gondii*のみがヒトに感染する種であると考えられる。*T. gondii*はコクシジウム類の寄生虫で、ネコが固有宿主である。唯一、ネコの腸管で本原虫の有性生殖が行われる。ヒトの体内では、無性生殖により活発に増殖するタキゾイト(3~6 μm)と呼ばれる偏性細胞内寄生性の寄生虫である。タキゾイトはやがて緩徐な増殖を行うブラディゾイトに移行し、これに伴って慢性症状が現れる。ブラディゾイトは最終的に組織内でシストを形成する。自然界の生活環では、感染力のあるシストを保有するマウスやラットをネコが捕食し、有性生殖期に移行する。囊子壁が消化されると、放出されたブラディゾイトは小腸上皮細胞へ侵入

する。数世代の細胞内分裂を経たあとに、ミクロガメートおよびマクロガメートへと発育する。マクロガメートは受精後にオーシストへと発育し、ネコがシストを摂取して5日後には糞便中に排出される。オーシストは環境中での成熟に1～5日を要する。成熟オーシストおよび組織内に形成されるシストは、いずれも感染力を有する。

#### ヒトへの健康影響

通常、ヒトにおけるトキソプラズマ症は不顕性である。少数の感染例では、シストまたはオーシスト摂取後5～23日に、風邪様の症状、リンパ節腫脹および肝脾腫が見られる。初感染後に組織内に形成された休眠シストは、宿主の免疫系が抑制されると再活性化し、中枢神経系や肺など全身に拡散して、重篤な神経性疾患または肺炎を引き起こす。免疫不全患者でこれらの部位に感染が起こると致命的となる。胎児性のトキソプラズマ症はほとんどが不顕性であるが、脈絡網膜炎、大脳内石灰化、水頭症、血小板減少症および痙攣などを呈することがある。妊娠初期における初感染は、習慣性流産、死産または胎児異常につながる可能性がある。

#### 汚染源および生息状態

トキソプラズマ症は世界的に見られる。世界の多くの地域で、羊肉および豚肉の15～30%がシストに感染していると推定されている。オーシストを排出するネコの割合は1%程度である。30歳までにヨーロッパ人の約50%が感染し、フランスではその割合が80%近くに達する。感染ネコの糞便に汚染された水源や飲料水供給から、*T. gondii*のオーシストが検出される可能性がある。*T. gondii*のオーシストを検出する実用的な方法がないため、飲料水供給の原水および処理水中のオーシストの存在に関する情報はほとんどない。水環境におけるオーシストの生存や動態についても詳細な情報はない。しかし、糞便汚染された水におけるオーシストの存在の定性的な証拠の報告があり、この結果によれば、*T. gondii*のオーシストは近縁の原虫のオーシストと同程度に、水環境の生育に不利な条件に対して抵抗力を持つことが示されている。

#### 曝露経路

ネコが排出してその後成熟した*T. gondii*のオーシストおよび組織内で形成されたシストは、いずれも感染力を有する。ヒトは、ネコが排出したオーシストとの直接接触、または、汚染された土や水との接触により、オーシストを摂取して感染する。これまでに、2件のトキソプラズマ症集団感染事例が汚染水と関連づけられている。パナマでは、ジャングルに生息する山ネコの排出したオーシストにより汚染された水路の水が、最も疑わしい感染源と推測されており、また、1995年のカナダでの集団発生は、家ネコまたは野生ネコの排泄物による飲料水貯水槽の汚染が原因とされている。1997～1999年のブラジルでの研究では、ろ過処理が施されていない飲料水の摂取が、*T. gondii*に対する抗体陽転のリスク要因であったとしている。より一般的には、*T. gondii*のシストを含

む肉または肉製品を、生あるいは不完全調理のまま摂取することにより、ヒトはトキソプラズマ症にかかる。経胎盤感染も起こり得る。

#### 飲料水における重大さ

汚染された飲料水が、トキソプラズマ症集団感染の感染源となることが明らかとなっている。浄水処理プロセスにおいて *T. gondii* がどのような挙動を示すのかは、ほとんど知られていない。 *T. gondii* のオーシストはクリプトスポリジウムのオーシストよりも大きく、ろ過処理による除去が期待される。WSPのもとでの *T. gondii* のリスク管理のための制御手段としては、野生ネコおよび飼ネコによる原水汚染の防止に焦点を当てるべきである。必要であれば、オーシストはろ過により除去することが可能である。消毒に対する *T. gondii* の感受性に関する情報がないことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)が、飲料水供給における本原虫の存否に関する指標として信頼できるものであるかどうかは明らかでない。

#### 参考文献

- 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 病原性蠕虫

「蠕虫」という言葉はギリシャ語の“worm”(細長く足のない虫)に由来しており、自由生活型および寄生性のwormの総称である。主要な寄生性の蠕虫は線形動物門(回虫)と扁形動物門(吸虫を含む扁形動物)に分けられる。寄生性の蠕虫は、あらゆる地域の多くのヒトおよび動物で感染が認められる。ほとんどの蠕虫にとって、飲料水は重大な伝播経路ではない。例外が2つ知られており、それはメジナ虫(*Dracunculus medinensis*)と肝蛭(*Fasciola hepatica*および*F. gigantica*)である。メジナ虫症と肝蛭症の両者は、その生活環を完結させるために中間宿主が必要であるが、それぞれ異なった機構で飲料水を介して伝播する。ほかに、水との接触(住血吸虫症)、または、生下水の農業への利用(回虫症、鞭虫症、鉤虫症および糞線虫症)により伝播する寄生虫症もあるが、通常は飲料水を介して伝播することはない。

### 11.4.1 メジナ虫 (*Dracunculus medinensis*)

一般に「メジナ虫 (*ginea worm*)」として知られる *D. medinensis* は線虫門に属し、飲料水を重大な伝播経路とする唯一の線虫である。

1995年までの世界からのメジナ虫症の根絶は、「国際水供給と衛生の十ヶ年計画 (the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade)」(1981～1990年)の目標であり、WHO総会では1991年にこの目標達成に向けて努力することを公式に表明した。メジナ虫根絶プログラムは患者数の大幅な低減に貢献した。多くはスーダンに発生していたもので、1986年に330万人と推定された患者数は、1990年には625,000人、2002年には60,000人以下となった。今日、メジナ虫症は、アフリカのサハラ周辺の中央ベルト諸国に限られている。

#### 一般情報

メジナ虫は感染した患者の皮下および皮内に寄生し、メスは全長700mmに達し、オスは25mmである。通常、メスは幼虫を放出する準備を整えると、宿主の足や下肢に生じる水ぶくれまたは潰瘍部から体の先端を突出させて、患部が水に浸かった際に多数の幼虫を放出する。幼虫は水中でおよそ3日間程度運動性を保持し、その間に様々な種類のシクロプス (*Cyclops*、甲殻類) に取り込まれる。幼虫はシクロプスの血体腔に侵入し、2週間をかけて2回脱皮を行い、新しい宿主への感染力を獲得する。感染したシクロプス (0.5～2.0mm) が飲料水とともに飲み込まれ、幼虫は胃で遊出し、小腸壁から腹腔壁に侵入して皮下組織に定着する。

#### ヒトへの健康影響

症状は雌虫による潰瘍形成の直前に現れる。初期症状に見られる蕁麻疹、紅斑、呼吸困難、嘔吐、かゆみおよびめまいは、アレルギー性のものである。およそ50%の患者では、数週間のうちに全虫体が体内より排出され、病変部位は急速に治癒に向かうことから、障害そのものは限られた期間となる。しかし、残りの患者ではその後合併症を起こし、虫が移動した軌跡が二次感染を起こして、重度の炎症反応により何ヶ月も激しい痛みを伴う潰瘍形成に至ることがある。死亡は極めてまれであるが、腱の拘縮および慢性関節炎を原因とした障害が終生続くことがある。経済的な打撃はかなりのものとなる。ある研究によれば、東ナイジェリアのある地方では年間の米生産量が11%減少し、金額にして2,000万ドルの損害をこうむったという。

#### 汚染源および生息状態

メジナ虫による感染は、アフリカのサハラ周辺の中央ベルト諸国に限定される。感染力のあるシクロプスが生息する飲料水が、メジナ虫の唯一の感染源である。一般に、本症は管路による給水が行われていない農村地域で発生する。伝播は水源の変化により強い季節性を示す。例えば、年降水量が800mm以下のマリ共和国の乾燥したサバンナ地帯では雨季の始まりの時期、また、

年降水量が1,300mm以上のナイジェリア南部の多湿なサバンナ地帯では乾季に伝播が集中する。根絶戦略は、統合サーベイランスシステム、発生例の封じ込め強化策、安全な水の供給と衛生教育など、様々な介入策を組み合わせたものである。

#### 曝露経路

唯一の曝露経路は、感染力のあるメジナ虫の幼虫を運ぶシクロプスを含む飲料水の摂取である。

#### 飲料水における重大さ

メジナ虫は、安全な飲料水を供給することにより、近い将来に根絶が期待される唯一の寄生虫である。感染は多くの比較的簡単な制御手段により防ぐことができる。例えば、感染者に寄生する雌虫から幼虫が水中に放出されるのを防ぐための介入や、魚を使った水源でのシクロプスの制御などが上げられる。管井戸や安全な井戸を整備することにより、予防を達成することもできる。井戸や湧水はセメント壁で囲み、その中で水浴や洗濯は避けなければならない。他の制御手段として、感染力のあるメジナ虫の幼虫を含む水からシクロプスを除去するための目の細かい布製フィルターによるろ過、または、塩素処理による飲料水中のシクロプスの不活化がある。

#### 参考文献

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 肝蛭 (*Fasciola* spp.)

肝蛭症は、*Fasciola*属の2種の吸虫によって引き起こされる疾患である。これらのうち*F. hepatica*はヨーロッパ、アフリカ、アジア、南北アメリカおよびオセアニアに分布し、*F. gigantica*は主にアフリカおよびアジアに分布する。1990年代半ばまで、ヒトの肝蛭症は二次的な人獣共通感染症と考えられていた。ほとんどの地域で、肝蛭症は食品媒介感染症として捉えられている。しかし、濃厚流行地(南米アンデスのAltiplano地方など)での水中に浮遊するメタセルカリアの発見は、地域によっては飲料水が肝蛭症の重大な伝播経路になっている可能性を示すものである。

#### 一般情報

*F. hepatica*および*F. gigantica*は生活環を一巡するのに14～23週間ほどを要し、その間に2種類の宿主を必要とする。生活環は4つの段階に分かれる。第1の段階では、固有宿主がメタセルカリアを取り込む。メタセルカリアは腸管内で脱嚢し、肝臓または胆管へ侵入する。3～4ヵ月後、虫

体は性的に成熟して卵を産生するに至り、腸管および胆嚢に産卵する。成虫は宿主体内で9～14年間生存することができる。第2の段階では、ヒトおよび動物宿主から虫卵が排出される。虫卵が水中に入ると、卵殻内でミラシジウムまで発育する。第3段階では、ミラシジウムが宿主貝類に侵入してセルカリアへと発育し、さらにセルカリアが水中へ遊出する。第4の最終段階では、セルカリアが短時間遊泳して、水中の適当な場所(水草)に達したところで固着し、被嚢してメタセルカリアとなり、その後24時間以内に感染力を獲得する。メタセルカリアの中には植物に付着せず水中を漂うものもある。

#### ヒトへの健康影響

本寄生虫は胆管および胆嚢に寄生する。症状は急性期と慢性期で異なる。虫体が組織侵入性を示す段階または急性期は2～4ヶ月間続き、消化不良、悪心、嘔吐、腹痛および高熱(40℃まで)などの症状により特徴付けられる。貧血およびアレルギー反応(例えば、掻痒、蕁麻疹など)が見られることもある。小児では、急性感染の場合、重症化してときに死に至ることがある。閉塞段階、または慢性期(感染後数ヶ月から数年)には、痛みのある肝腫大、場合によっては黄疸、胸部痛、体重減少および胆石などの特徴が見られる。最も重要な後遺症は、肝臓の病変と繊維化および胆管の慢性的炎症である。未成熟な虫体は迷入して別の器官に侵入したり、皮下組織への異所寄生性肝蛭症を引き起こしたりすることがある。肝蛭症にはトリクラベンダゾールによる治療が有効である。

#### 汚染源および生息状態

ヒトの感染例は、五大陸の51ヶ国で増加傾向にある。肝蛭症の推定患者数は240～1,700万人であるが、アフリカやアジアにおける流行状況が不明なためあるいはそれ以上の可能性もある。ヒト肝蛭症例の地理的分布の解析から、肝蛭症に関しては動物とヒトとの関連性は最小限にとどまっていることが分かる。ヒトでの流行が高い地域は、必ずしも肝蛭症が大きな獣医学的問題となっている地域ではない。肝蛭症が健康上の大きな問題となっているのは、アンデス地方の国々(ボリビア、ペルー、チリ、エクアドル)、カリブ海地域(キューバ)、北アフリカ(エジプト)、近東(イランと周辺諸国)および西ヨーロッパ(ポルトガル、フランスおよびスペイン)である。

#### 曝露経路

ヒトへの感染は、生の水生植物(および、ときには汚染された灌漑用水を用いて生産されたレタスなどの陸上植物)の摂食、汚染された水の飲用、汚染された水で洗った台所用品の使用、または、未成熟の虫体が感染した肝臓の生食などにより、感染力のあるメタセルカリアを摂取することにより起こる。



### 飲料水における重大さ

たびたびヒトの感染源として水が引き合いに出される。ボリビアのAltiplanoでは、分離されたメタセルカリアの13%が水中に浮遊していた。濃厚な流行地ではしばしば未処理の飲料水に浮遊状態のメタセルカリアが含まれている。例えば、ボリビアのAltiplanoを流れる小川では、500ml中にセルカリアが最大で7隻(個体)も検出されている。水を介した肝蛭症の伝播を間接的に支持する証拠がある。例えば、アンデス地方の国々およびエジプトでは、肝蛭と水系感染する他の原虫や蠕虫による感染との間に、重大な正の相関が認められている。また南北アメリカの肝蛭症濃厚流行地の多くで、住民はクレソンやその他の水生植物を食べる習慣がない。一方、ナイル川のデルタ地帯では、管路による給水を受ける人々がより高い感染リスクを負っていた。メタセルカリアは塩素消毒に抵抗力を有していると考えられることから、種々のろ過プロセスで除去しなければならない。例えば、エジプトのTibaでは、ろ過処理水を特別に設置した洗い場に給水することにより流行が著しく低下した。

### 参考文献

- 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 有毒シアノバクテリア

有毒シアノバクテリアについてのより詳細な情報は、ガイドライン関連資料「水中の有毒シアノバクテリア(*Toxic Cyanobacteria in Water*)」(1.3参照)に記載されている。

### 一般情報

シアノバクテリアは光合成細菌であり、いくつかの点で藻類と同じ性質を有している。特にシアノバクテリアは、クロロフィルaを持ち、光合成により酸素を放出する。最初に見つかった種が藍色であったため、一般に藍藻類と呼ばれる。しかし、本細菌は様々な色素を産生するため藍色でないものも多数存在し、藍色から黄褐色や赤にわたる多様な色のものがある。大半のシアノバクテリアは好気性の光栄養型であるが、ある種のものに従属栄養でも成長する。単細胞で増殖するもののほかに、糸状やコロニー状の多細胞型のものがある。顕微鏡での形態観察により属のレベルまで分類できる。水表面で水の華またはスカムを形成するものもあれば、水柱内に浮遊するもの、あるいは、底部に生息する(底生の)ものもある。細胞内のガス胞によって浮力を制御する能力のあ

るものや、水中に溶存している窒素ガスを固定できるものもある。公衆衛生上最も重要なシアノバクテリアは、毒素を産生する一連の種である。

### ヒトへの健康影響

多くのシアノバクテリアは、表11.1に示すように毒素を産生する。シアノバクテリアの毒素に関しては8.5.6でも述べている。毒素にはそれぞれ特徴があり、肝臓障害性、神経毒性および腫瘍形成性のもなどがある。曝露による急性症状としては、胃腸障害、発熱、並びに、皮膚、耳、目、咽喉および気道の刺激がある。シアノバクテリアはヒトの体内では増殖しないので、感染性はない。

表 11.1 シアノバクテリアが産生するシアノトキシン

有毒種	シアノトキシン
<i>Anabaena</i> spp. (未確認)	アナトキシン-a(s)、アナトキシン-a、ミクロキスティン、サキシトキシン
<i>Anabaenopsis millenii</i>	ミクロキスティン
<i>Aphanizomenon</i> spp.	アナトキシン-a、サキシトキシン、アナトキシン-a
<i>Cylindrospermum</i> spp.	シリンドロスペルモブシン、サキシトキシン、アナトキシン-a
<i>Lyngbya</i> spp.	サキシトキシン、リングピアトキシン
<i>Microcystis</i> spp.	ミクロキスティン、アナトキシン-a (少量)
<i>Nodularia</i> sp.	ノジュラリン
<i>Nostoc</i> spp.	ミクロキスティン
<i>Oscillatoria</i> spp.	アナトキシン-a、ホモアナトキシン-a、ミクロキスティン
<i>Planktothrix</i> spp.	アナトキシン-a、ホモアナトキシン-a、ミクロキスティン
<i>Raphidiopsis curvata</i>	シリンドロスペルモブシン
<i>Umezakia natans</i>	シリンドロスペルモブシン

### 汚染源および生息状態

シアノバクテリアは、土壌、海水、および、とりわけ淡水など広範囲の環境に見られる。日射、温暖な天候、乏しい攪乱および高い栄養塩濃度など、いくつかの環境要因がその増殖を促す。種によっては浮遊細胞の密度が高くなって水が緑色になり、ときには水表面にスカムが形成されることがある。このような高密度になると、毒素濃度も高くなる。

### 曝露経路

健康への影響は、飲料水の摂取、レクリエーション、シャワー、さらに可能性としては、補助栄養藻類錠剤を通しての毒素により発生する恐れがある。多くのシアノトキシンについては、繰り返し曝露や慢性的な曝露が主として懸念されるが、毒素の種類によっては、急性毒性の方がより重要である(例えば、リングピアトキシンおよび神経毒のサキシトキシンとアナトキシンなど)。ヒトの死亡事例として、高濃度のシアノトキシンを含んだ水を、適切な処理を施さずに腎透析に用いたこと

により発生したものがある。皮膚曝露は、皮膚や粘膜の刺激およびアレルギー反応をもたらすことがある。

#### 飲料水における重大さ

シアノバクテリアは、多くの表流水においては低密度で存在する。しかし、好適な環境条件のもとでは、高密度の「水の華」が生じることがある。富栄養化(栄養塩の増加に伴う生物増殖の増大)は、シアノバクテリアによる水の華の発生を支えるものである(8.5.6も参照)。

#### 参考文献

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 指標生物

特定の病原体を対象にした試験は、結果を得るまでの作業が複雑でコストや時間がかかることなどから、一般に確定試験の場合に限って用いられる。そのため、浄水処理やその他のプロセスが、対象生物の除去に有効かどうか判定することを目的として、監視が行われる。ごくまれに、特定の処理またはプロセスの有効性を検証するために、病原体試験が行われることがある。しかし、運転監視や検証(サーベイランスを含む)の一環として行なわれる微生物試験は、制御手段の有効性を測るため、または、糞便汚染の指標(index)として、指標(indicator)生物の観察が行われるに留まることが多い。

糞便汚染の信号として指標(indicator)生物を用いるという考え方は、飲料水の水質評価ですでに確立されている手法である。指標(indicator)として具備すべきクライテリアとしては、まずそれ自身が病原体ではないことのほかに、下記の項目が上げられる。

- ヒトおよび動物の糞便に広く多量に存在する
- 自然水中では増殖しない
- 水中で糞便性病原体と同様の生残性がある
- 糞便性病原体よりも多く存在する
- 処理プロセスで糞便性病原体と同じような挙動をする
- 簡単で安価な方法で容易に検出できる

上記のクライテリアは、糞便汚染の指標 (index) と処理/プロセス効率の指標 (indicator) の両方に、同じ指標 (indicator) 生物が使用できるという仮定に基づいている。しかし、これまでに、一つの指標 (indicator) がこの二つの役割を果たすのは不可能であることが明らかになっている。大腸菌などの従来型の指標 (indicator) には、腸管系ウイルスや原虫の代替として欠点があることがより強く認識されるようになり、これらの病原体に対する代替指標 (indicator) として、バクテリオファージや細菌芽胞を用いることが提案されている。さらに、細菌、ウイルス、原虫および蠕虫など糞便由来の病原体を除去するための、処理およびプロセスの効果評価指標 (indicator) として使用できるパラメータに対し、より大きな信頼が置かれるようになってきている。

糞便性病原体の存在を判定するための微生物検査と、それに代えての処理/プロセスの効果を測定するための微生物試験とを区別することが重要である。その第一段階として指標 (index) と指標 (indicator) を以下のように別の用語として使い分けることを提案する。

- 「指標 (index)」生物とは、例えば糞便性病原体の指標 (index) のように、病原生物の存在を示すものを指す。
- 「指標 (indicator)」生物とは、例えばプロセス指標 (indicator) や消毒指標 (indicator) のように、プロセスの効果を測定するために使用されるものを指す。

これらの用語は非微生物パラメータにも適用できる。例えば、濁度はろ過の指標 (indicator) として使用できる、といった具合である。

指標 (index) 生物と指標 (indicator) 生物に関するより詳しい議論は、関連図書「飲料水の微生物学的安全性の評価 (Assessing Microbial Safety of Drinking Water)」(1.3参照) に記されている。

### 11.6.1 大腸菌群

#### 一般情報

大腸菌群は、広範囲の好気性または通性嫌気性のグラム陰性、無芽胞の細菌であり、比較的高濃度の胆汁酸塩の存在下で成長することができ、25～37℃のもとで24時間以内に乳糖を発酵させて、酸またはアルデヒドを産生する。大腸菌 (*Escherichia coli*) と糞便性大腸菌群は大腸菌群の一部であるが、同群の他の菌より高い温度条件下で乳糖を発酵させることができる (11.6.2参照)。大腸菌群は、乳糖発酵の過程で酵素 - ガラクトシダーゼを産生する。大腸菌群は、かつては *Escherichia* 属、シトロバクター属、クレブシエラ属およびエンテロバクター属に属するものとみなされていたが、本群はより広い範囲にまたがっており、セラチア属やハフニア属なども含まれる。大腸菌群全体としては、糞便性のものだけでなく、環境に生息している種も含む。

### 指標としての価値

大腸菌群には、水中で生存して増殖し得る種が存在する。そのため、糞便性病原体の指標 (index) としては有効でないが、処理効果、並びに、配水システムの清浄度と完全性および生物膜の存在の可能性を評価する指標 (indicator) として利用することができる。しかし、これらの目的にはより良い指標 (indicator) がある。消毒の指標 (indicator) としては、残留消毒剤に比べると、大腸菌群の試験は結果を得るのに時間がかかるうえに信頼性も低い。そのうえ、大腸菌群は、腸管系ウイルスや原虫に比べて消毒剤に対する感受性はるかに高い。これに対しHPCの測定は、より広範囲の微生物を検出できることから、一般に配水システムの完全性と清浄度のより良い指標 (indicator) であると考えられている。

### 汚染源および生息状態

大腸菌群 (*E. coli* を除く) は、下水中にも自然水中にも生息する。これらの細菌にはヒトや動物の糞便に排出されるものもあるが、多くは従属栄養で水中や土壌中で増殖できる。大腸菌群は、配水システム内で、特に生物膜が存在する場合に生存して増殖することもできる。

### 実務への適用

大腸菌群は一般に検水量100mLで測定する。乳糖からの酸の生成、または、酵素 - ガラクトシダーゼの産生に基づく、比較的簡単な試験方法がいくつかある。そのうちのひとつが、ろ過後のメンブランフィルターを選択培地上で35～37℃で培養し、24時間後にコロニーを計数するメンブランフィルター法である。その他の方法として、試験管または微小容量のプレートを用いた最確数 (MPN) 法およびPA (存否) 法がある。フィールドテストキットが市販されている。

### 飲料水における重大さ

大腸菌群は、消毒直後に存在してはならない。もし存在していれば、処理が不十分であることを示している。配水システムや貯水槽における大腸菌群の存在は、再増殖や生物膜の形成、または、土壌や植物など、異物の侵入による汚染があったことを示すものである。

### 参考文献

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 大腸菌 (*Escherichia coli*) および糞便性大腸菌群

### 一般情報

大腸菌群のうち、44～45 で乳糖を発酵できるものを糞便性大腸菌群と呼ぶ。ほとんどの場合、水中における優占属は*Escherichia*であるが、シトロバクター、クレブシエラおよびエンテロバクター属の一部も耐熱性である。大腸菌は、トリプトファンからインドールを産生できること、または、酵素  $\beta$ -グルクロニダーゼを産生することにより、他の糞便性大腸菌と区別することができる。大腸菌はヒトや動物の糞便に非常に多数存在し、熱帯の土壌で増殖するという証拠はあるものの、糞便汚染のないところで検出されることはまれである。大腸菌以外の糞便性大腸菌群には、環境株が含まれる。

### 指標としての価値

大腸菌は、糞便汚染の最も適当な指標(index)であると考えられている。大抵の場合、糞便性大腸菌群は、大腸菌がその優占種であるため、やや信頼性には劣るものの十分利用できる糞便汚染の指標(index)とみなされている。大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は飲料水質のサーベイランスなど、検証のための監視プログラムで、まず第一に選ばれる生物である。これらの生物は消毒の指標(indicator)としても用いられるが、残留消毒剤を直接測定する方法に比べると試験に非常に時間がかかり、信頼性も低い。大腸菌は、腸管系ウイルスや原虫に比べると消毒に対してはるかに感受性が高い。

### 汚染源および生息状態

ヒトや動物の糞便、下水および糞便汚染されてから間もない水には、多数の大腸菌が存在する。配水システム内における飲料水の温度および栄養条件下では、本細菌の増殖は極めて考えにくい。

### 実務への適用

大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、通常、検水量100mLで測定する。乳糖からの酸およびガスの生成、または酵素  $\beta$ -ガラクトシダーゼの産生に基づく、比較的簡単な試験方法がいくつかある。そのうちの 하나가、ろ過後のメンブランフィルターを選択培地上で44～45 で培養し、24時間後にコロニーを計数するメンブランフィルター法である。その他の方法として、試験管または微小容量のプレートを用いた最確数(MPN)法およびPA(存否)法があり、検水量が100mL以上の場合に適用できるものもある。フィールドテストキットが市販されている。

### 飲料水における重大さ

大腸菌群(または、その代替として、糞便性大腸菌群)が存在することは、最近に糞便汚染があったことを示す証拠である。本細菌が検出された場合には、試料採取をやり直したり、不十分な処理、または、配水システムの完全性の欠陥など、考えられる汚染源を調査したりするなど、さらに対策を講じる必要がある。

### 参考文献

- 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 従属栄養細菌数

従属栄養細菌数(Heterotrophic plate count:HPC)の利用に関する詳細なレビューが参照可能である(Bartramほか, 2003)。

#### 一般情報

HPCの測定では、阻害剤や選択剤を含まない高栄養の培地を用いて、一定期間、一定温度で培養して、細菌や真菌など、広範囲の従属栄養微生物を検出する。HPC試験で検出される生物には、大腸菌群のような消毒に感受性のあるものから、芽胞形成菌のように消毒に対して抵抗力を持つもの、さらに残留消毒剤のない処理水中で急速に増殖する生物まで、広範な生物が含まれる。この試験で検出されるのは、水中に存在する微生物のごく一部である。検出される菌数は、試験方法や適用条件によって異なる。標準試験法が開発されてきているが、普遍的な単一のHPC測定法はない。様々な培地が利用可能であり、培養温度は20 から37、培養期間も2、3時間から7日あるいはそれ以上と多様である。

#### 指標としての価値

病原菌の存在に関する指標(index)としてはほとんど価値がないが、運転監視を行う上での処

理および消毒の指標(indicator)としては有用であり、その場合、HPCを可能な限り低く保つことが目標となる。さらに、HPCの測定は、配水システムの清浄度と完全性および生物膜の存在の評価に使用できる。

#### 汚染源および生息状態

従属栄養微生物には、水環境の自然の(一般に有害でない)微生物叢および様々な汚染源に存在する生物が含まれる。それらは水源に多数存在する。HPC試験で実際に検出される生物の種類は多岐にわたり、場所によっても、同一地点の連続試料間でも異なる。凝集沈澱などの飲料水処理プロセスにより、水中のHPCは減少する。しかし、生物活性炭処理や砂ろ過などのその他の処理プロセスでは、HPCは増加する。HPCは、塩素処理、オゾン処理および紫外線照射などの消毒処理によって大きく減少する。しかし、実際には、どのような消毒プロセスにおいても水を滅菌するわけではないので、残留消毒剤がなくなるなど適切な条件が整えば、HPCとして測定される生物は速やかに増殖し得る。HPCとして測定される生物は、水中または水と接している表面で生物膜として増殖し得る。増殖あるいは「再増殖」に関係する主な要因は、温度、同化性有機炭素(AOC)などの栄養濃度、残留消毒剤の欠如および水の滞留である。

#### 実務への適用

高度な試験施設や熟練したスタッフは必要ではない。試験方法によるが、数時間から数日後に、好気培養した平板寒天培地上において結果が得られる。

#### 飲料水における重大さ

消毒後には、HPCが減少することが期待される。しかし、大抵の場合、HPC試験で得られる結果については、実際の菌数そのものは、特定の場所での菌数の変化に比べてそれほど価値がない。配水システムにおいてHPCの増加が見られる場合には、清浄度が低下して、おそらく滞留が生じ、生物膜が生成していることが考えられる。HPCには、「日和見」病原体の可能性のあるアシネトバクター、アエロモナス、フラボバクテリウム、クレブシエラ、モラクセラ、セラチア、シェードモナスおよびキサントモナスなどが含まれる。しかし、一般集団が飲料水を摂取することによって、これらの生物による胃腸炎がもたらされたという証拠はこれまで全くない。

#### 参考文献

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 腸球菌

##### 一般情報

腸球菌は、*Streptococcus*属のいくつかの種により構成される糞便性連鎖球菌という比較的大きな生物集団のサブグループである。本細菌はグラム陽性で、塩化ナトリウムとアルカリ性pHに比較的耐性がある。通性嫌気性で、単体のもの、2個から成るもの、または、短鎖状になっているものなどがある。腸球菌を含めて糞便性連鎖球菌はすべて、LancefieldのグループD抗血清に陽性反応を示し、温血動物の糞便から分離される。腸球菌のサブグループは、*Enterococcus faecalis*、*E. faecium*、*E. durans*、*E. hirae*の4種で構成される。本グループは糞便汚染に比較的特異性がある点で、他の糞便性連鎖球菌と区別される。しかし、水から分離される腸球菌の中には、土壌を含めて、糞便汚染のないところに由来するものが、ときには含まれることもある。

##### 指標としての価値

腸球菌は糞便汚染の指標(index)として使用できる。大抵の種は、水環境では増殖しない。ヒトの糞便中の腸球菌の数は、通常、大腸菌のそれよりもおよそ1桁少ない。本グループの重要な利点は、大腸菌(または、糞便性大腸菌群)に比べて水環境での生残性がより高いこと、乾燥により強いこと、および塩素により強いことである。腸球菌は、大腸菌よりも生残性の高い糞便性病原体の指標(index)として原水の試験に使用され、飲料水では大腸菌試験を補完するものとして使用されてきた。さらに、腸球菌は、配水システムの改修後、または、新配水管布設後の水質試験にも使用されてきた。

##### 汚染源および生息状態

腸球菌は、一般にヒトおよびその他温血動物の糞便中に排出される。糞便汚染のない土壌からも、本グループの細菌が検出されることがある。腸球菌は、下水、並びに、下水またはヒトおよび動物の排泄物で汚染された水環境に多量に存在する。

##### 実務への適用

腸球菌は、基本的な細菌試験施設があれば、簡単かつ安価な培養法で検出できる。通常使用される方法は、ろ過後のメンブランを、選択培地上で35～37℃で48時間培養するメンブランフィルター法である。他の方法としては、腸球菌が酢酸ナトリウムとナリジキシン酸の存在下で、41℃で36時間以内に4-メチルウンベリフェリル-D-グルコシドを加水分解する能力に基づいて検出する、微小容量のプレートを用いた最確数法がある。

### 飲料水における重大さ

腸球菌が存在することは、最近に糞便汚染があったことを示す証拠である。本細菌が検出された場合には、試料採取をやり直したり、不十分な処理、または、配水システムの完全性の欠陥など、考えられる汚染源を調査したりするなど、さらに対策を講じる必要がある。

### 参考文献

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 ウェルシュ菌 (*Clostridium perfringens*)

#### 一般情報

*Clostridium*属の細菌は、グラム陽性、嫌気性の亜硫酸塩還元細菌である。紫外線照射、極端な温度やpHおよび塩素処理などの消毒プロセスを含めて、水環境中の不適な条件に対して著しく抵抗力のある芽胞を形成する。本属の代表種であるウェルシュ菌は正常な腸内細菌叢の一つであり、ヒトおよび温血動物の13～15%に見られる。他の種はすべて糞便由来というわけではない。大腸菌と同様に、ウェルシュ菌も大抵の水環境では増殖せず、高度に糞便汚染に特異的な指標(indicator)である。

#### 指標としての価値

ウェルシュ菌芽胞は、消毒プロセスやその他の不適な環境条件に対して著しく抵抗力があることから、ウェルシュ菌が、浄水処理を伴う飲料水供給の腸管系ウイルスや原虫に関する指標(index)として提案されている。また、ウェルシュ菌は過去の糞便汚染の指標(index)となるため、間欠的な汚染を起こしやすい汚染源を知る手だてとなる。本細菌は、その芽胞の生残性が極端に高く、ウイルスや原虫などの腸管系病原体の生残性をはるかに凌ぐと考えられるため、常時のモニタリングには推奨できない。本細菌は原虫のオーシストよりも小さいので、ろ過プロセスの効果の指標(indicator)として有用である。原水中の数が少ないこともあるので、この目的へのウェル

シユ菌芽胞の利用は、通常モニタリングではなく、処理プロセスの検証に限定される。

#### 汚染源および生息状態

ウェルシュ菌とその芽胞は下水中に常に存在する。水環境中では増殖しない。ウェルシュ菌はヒトよりもイヌなどの糞便中に、より高頻度、高濃度で存在するが、他の多くの温血動物の糞便では検出頻度が低い。糞便中に排出される数は、通常、大腸菌に比べてかなり少ない。

#### 実務への適用

一般にウェルシュ菌の栄養細胞と芽胞の検出には、メンブランを選択培地の上に置いて、厳密な嫌気条件下で培養するメンブランフィルター法が用いられる。この方法は、大腸菌や腸球菌などの他の指標 (indicator) ほどは簡単ではなく、コストもかかる。

#### 飲料水における重大さ

飲料水中にウェルシュ菌が存在することは、間欠的な糞便汚染があることの指標 (index) となる。そのような場合には、汚染源の調査が必要である。腸管系ウイルスや原虫を除去するためのろ過プロセスにより、ウェルシュ菌も除去される。処理直後の水から検出された場合は、ろ過施設の処理性能に関する調査が必要である。

#### 参考文献

- Araujo M et al. (2001) Evaluation of .uorogenic 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 コリファージ(大腸菌ファージ)

##### 一般情報

バクテリオファージ(ファージ)は、細菌のみを増殖のための宿主とするウイルスである。コリファージの宿主は大腸菌とその近縁種であり、これらの宿主細菌から、ヒトや他の温血動物の糞便中

に排出される。水質評価に用いられるコリファージは、体表面吸着コリファージとF-RNAコリファージの2つのグループに大別される。これらのグループ間では、感染経路が異なる。

体表面吸着コリファージによる感染は、宿主の細胞壁上にあるレセプターへの付着により始まる。温血動物の消化管で増殖することが多いが、水環境中でも増殖することがある。体表面吸着コリファージは、その形態学的特徴によって様々なファージ(ミオウイルス科、サイフォウイルス科、ポドウイルス科およびマイクロウイルス科)に分けられる。

F-RNAコリファージによる感染は宿主大腸菌の性(F) 繊毛への付着により始まる。これらのF繊毛は、性(F) プラスミドを保有する細菌でのみ生成される。F繊毛は30 以上の対数増殖期にのみ生成されるので、F-RNAコリファージは、温血動物の消化管以外の環境では増殖しないと考えられる。F-RNAコリファージは、レピウイルス科の非常に近縁のグループで構成されており、一本鎖RNAと、ピコルナウイルスとよく似た正二十面体のカプシドから成る。F-RNAコリファージはI～IVの血清型に分けられ、遺伝子プローブハイブリダイゼーションのような分子生物学的手法により同定できる。グループIとIVは動物の糞便のみに見られ、グループIIIはヒトの糞便のみに見られる。グループIIのファージはヒトの糞便から検出されているが、ブタの約28%に見られるほかは動物の糞便から検出されていない。十分にはわかっていないものの、このような特性から、一定の制約条件下で、ヒト由来と動物由来の糞便汚染を区別する目安として使用できる可能性がある。

#### 指標としての価値

ファージは、組成、形態、構造および増殖の様式など、多くの点でヒトウイルスと同様の特性を持っている。それゆえ、コリファージは、腸管系ウイルスの水環境における挙動や浄水処理および消毒プロセスに対する感受性を評価する上で、有用なモデルまたは代替指標(surrogate)である。この点においては、ファージは糞便性細菌よりも優れている。しかし、コリファージ数と腸管系ウイルス数の間に直接的な相関はない。さらに、コリファージは、腸管系ウイルスの指標(index)として絶対的に信頼できるというわけではない。このことは、通常のコリファージ試験で陰性の浄水処理および消毒を伴う飲料水供給から、腸管系ウイルスが分離されることにより確認されている。

F-RNAコリファージは体表面吸着コリファージと比べて、糞便汚染をより正確に特定できる指標(index)である。さらに、F-RNAコリファージは、腸管系ウイルスの水環境における挙動や浄水処理および消毒に対する応答を表す指標(indicator)として、体表面吸着コリファージよりも優れている。このことは、F-RNAコリファージ、体表面吸着コリファージ、糞便性細菌および腸管系ウイルスの挙動や生残につき比較した研究により確認されている。F-RNAコリファージの血清型(遺伝子型)には、ヒトと動物の排泄物に対してそれぞれ特異性があることから、ヒト由来の糞便汚染と動物由来の糞便汚染を区別するのに有用であると考えられる。しかし、未解決の問題点や矛盾するデータがあり、これを実際に適用できるかどうかはまだ明らかではない。コリファージは、その制約から、実験室での研究、パイロット試験および検証試験に使用するのに最も適している。運転や検

証(サーベイランスを含む)のための監視には適さない。

#### 汚染源および生息状態

ヒトや動物が排出するコリファージの数は比較的少ない。増殖様式や宿主特異性のゆえに、体表面吸着コリファージは一般にヒトと動物から排出されるが、F-RNAコリファージはヒトや動物から排出される比率が一般に低く、変動しやすい。いくつかのコミュニティにおいて、ヒト10%、ウシ45%、ブタ60%および家禽70%の割合で、糞便試料からF-RNAコリファージが検出されたというデータがある。水環境では、体表面吸着コリファージは一般にF-RNAコリファージのおよそ5倍、細胞変性効果を示すヒトウイルスのおよそ500倍検出される(ただし、これらの倍率はかなり変動する)。下水には体表面吸着コリファージが $10^6 \sim 10^8/L$ のオーダーで含まれる。ある研究では、屠畜場排水から体表面吸着コリファージが $10^{10}/L$ もの高濃度で検出されている。体表面吸着コリファージは下水中で増殖するものと考えられ、また、体表面吸着コリファージは自然の水環境でも腐生した宿主を使って増殖することが示唆されている。体表面吸着コリファージとF-RNAコリファージはともに、湖水や河川水から最高 $10^5/L$ 程度で検出されている。

#### 実務への適用

体表面吸着コリファージは比較的簡単で安価なブランク法で検出でき、24時間で結果が得られる。F-RNAコリファージをブランク法で検出するには、F繊維毛の生成を確実にするために、温度30℃以上で宿主細菌が対数増殖期にあるようにしなければならないので、それほど簡単ではない。大型ペトリ皿を用いたブランク試験は、試料100mLでブランクを定量的に計数できるよう工夫されており、また、P/A試験は、500mLかそれ以上の水量でも行えるようになっている。

#### 飲料水における重大さ

コリファージはヒトと温血動物の消化管内でのみ増殖するので、その飲料水中に存在は、糞便汚染、および、腸管系ウイルスや他の病原微生物が存在する可能性を示す指標(index)となる。また、飲料水中におけるコリファージの存在は、腸管系ウイルスを除去するための浄水処理や消毒のプロセスに欠点があることを示すものである。F-RNAコリファージは糞便汚染に関してより特異的な指標である。浄水処理を伴う飲料水供給で、コリファージが検出されないからといって、腸管系ウイルスや原虫などの病原体が存在しないとは限らない。

#### 参考文献

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* ファージ

#### 一般情報

バクテロイデス (*Bacteroides*) 属の細菌は、ヒトの消化管内に大腸菌よりも多く生息している。糞便1g当たり、大腸菌は $10^6 \sim 10^8$ 個であるのに対して、バクテロイデス属は $10^9 \sim 10^{10}$ 個である。バクテロイデスは環境中の酸素レベルで急速に不活化されるが、バクテロイデスファージは不適な条件に対して抵抗力がある。*B. fragilis* ファージの2つのグループが、水質評価の指標 (indicator) として使用される。一つは、*B. fragilis* HSP40を特異的に宿主とするグループである。このグループのファージは、ヒトの糞便中のみ見られ、他の動物の糞便には存在しないという特徴がある。下水中のこのグループのファージの数は比較的少なく、地域によってはほとんど存在しないこともある。*B. fragilis* HSP40ファージはサイフォウイルス科に属し、柔軟性のある非収縮性の尾をもち、二本鎖DNAと直径60nmのカプシドから成る。指標 (indicator) として使用される二番目のグループは、*B. fragilis* RYC2056を宿主とするグループである。このグループは、ヒトや他の多くの動物の糞便に見られる非常に広範なファージが含まれる。下水中には、これらのファージは一般に *B. fragilis* HSP40ファージよりもずっと多く存在する。

#### 指標としての価値

バクテロイデスファージは、糞便と特異的な関係があり、環境条件に対して抵抗力が非常に高いことから、糞便汚染の指標 (index) として提案されている。特に、*B. fragilis* HSP40ファージはヒトの糞便中のみ見られる。*B. fragilis* ファージB40-8は、*B. fragilis* HSP40ファージグループの代表的なファージであるが、その塩素に対する抵抗力は、ポリオウイルス1型、サルロタウイルスSA11、コリファージφ2、大腸菌および *Streptococcus faecalis* よりも強いことが判っている。*B. fragilis* RYC2056ファージも、同様に消毒に対して抵抗力があるようである。指標 (indicator) としての *B. fragilis* ファージの欠点は、下水や汚染された水環境での濃度が比較的低いことである。これは特

に*B. fragilis* HSP40ファージについて言える。通常の*B. fragilis* HSP40ファージ検査で陰性であった飲料水供給でも、腸管系ウイルスが検出されたことがある。このような限界があることから、バクテロイデスファージは、実験室での研究、パイロット実験および検証試験に最も適している。運転や検証(サーベイランスを含む)のための監視には適さない。

#### 汚染源および生息状態

ある地域では、*B. fragilis* HSP40ファージを排出するヒトはおよそ10～20%である。したがって、その下水中の濃度は、体表面吸着コリファージはもとより、F-RNAコリファージに比べてもずっと少ない。下水で汚染された河川水で、*B. fragilis* HSP40ファージの濃度が平均67/Lであったとの報告がある。*B. fragilis* HSP40ファージが、下水から全く検出されないという地域もある。*B. fragilis* RYC2056を宿主とするファージは多数排出され、より普遍的に検出されるようである。平均的には、これらのファージはヒトの25%以上が排出する。水環境に関するある調査で、*B. fragilis* HSP40ファージが、細胞変性効果を示す腸管系ウイルスよりも平均で約5倍だけ多いとの報告がある。理論的には、排水中には実際に検出されるよりも多くのファージが存在するはずである。この違いは、ブランク法による試験の際に十分な嫌気条件が維持できていないためと考えられる。検出方法の改善により、下水や汚染された水環境から、より多くの*B. fragilis*ファージが検出されるようになるであろう。

#### 実務への適用

*B. fragilis*ファージの欠点は、コリファージに比べて試験方法がより複雑で、コストがかかることである。選択性を確保するために抗生物質を使うこと、並びに、培養やブランク形成試験を絶対嫌気条件下で行なう必要があることが、コストを押し上げている。ブランク法による試験結果は、コリファージでは約8時間後に得られるのに対し、*B. fragilis*ファージの場合は通常約24時間後に得られる。

#### 飲料水における重大さ

飲料水中に*B. fragilis*ファージが存在することは、浄水処理や消毒の不足だけでなく、糞便汚染の明確な証拠でもある。さらに、*B. fragilis* HSP40ファージが存在する場合には、ヒト由来の糞便汚染がある可能性が非常に高い。しかし、下水、汚染された水環境および飲料水供給における*B. fragilis*ファージの濃度は比較的低い。そのため、浄水処理を伴う飲料水供給から*B. fragilis*ファージが検出されないからといって、腸管系ウイルスや原虫が存在しないことが保証されるわけではない。

## 参考文献

- 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 腸管系ウイルス

#### 一般情報

ここでいうウイルスとは、ヒトの消化管に感染し、糞 - 口経路で伝播するウイルス全体のことである。このグループに入るものとしては、エンテロウイルス、アストロウイルス、腸管系アデノウイルス、オルトレオウイルス、ロタウイルス、カリシウイルス、並びに、A型およびE型肝炎ウイルスがよく知られている。腸管系ウイルスには広範なウイルスが含まれ、これらは世界的に罹患率や死亡率の主要な原因となっている。各腸管系ウイルスは、構造、組成、核酸および形態が異なる。また、排出数や排出頻度、環境中における生残性および浄水処理プロセスに対する抵抗力も異なる。腸管系ウイルスは、堅牢なカプシドを持っているため不適な環境でも生残でき、酸性で蛋白分解的な条件の胃を通過して十二指腸に到達し、感受性のある腸管上皮細胞に侵入することができる。

#### 指標としての価値

指標 (indicatorまたはindex) 生物として腸管系ウイルスを用いるのは、他に適当な選択肢がないためである。糞便性細菌の水環境における生残性や浄水処理および消毒プロセスに対する感受性は、腸管系ウイルスとは大きく異なる。そのため、多様な腸管系ウイルスの中から1つまたはいくつかを選んで監視することは、水中における腸管系ウイルスの有無や、制御手段に対する応答を評価する上でより有用である。



### 汚染源および生息状態

腸管系ウイルスは、世界中どこでもヒトからかなり頻繁にそして多数排出されるため、そのうちの多くは下水中の濃度が地域を問わずかなり高い。しかし、各腸管系ウイルスの分布は、感染率や排出率が一様でないことから大きく異なる。集団感染時にはウイルス粒子数が一層多くなる。

### 実務への適用

水供給において、多様な腸管系ウイルスを日常的に監視できる実用的な試験法はまだない。比較的容易に検出できるのは、エンテロウイルス、アデノウイルスおよびオルトレオウイルスのグループである。これらのウイルスは汚染された環境では比較的高濃度で存在しており、細胞培養での細胞変性効果に基づく実用的でそれほどコストがかからない方法で検出でき、ウイルスの種類にもよるが3～12日で結果が得られる。技術と専門知識の進歩により、コストも低下してきている。特に、大容量の飲料水から腸管系ウイルスを回収するためのコストの低下は著しい。例えばグラスウールを用いた吸着 - 誘出法など、いくつかの技術は安価である。細胞培養のコストも低下してきている。これらの結果、飲料水供給において細胞変性効果を示すウイルスを試験するためのコストは、その目的によっては許容できる範囲のものとなった。ウイルス試験は、処理プロセスの効果の評価および状況によっては、プロセス処理性能を検証するための調査研究の一部として使用できる。培養時間、コストおよび試験法がやや複雑であることから、腸管系ウイルス試験は運転や検証(サーベイランスを含む)のための監視には適さない。オルトレオウイルスや、多くの水環境で検出されるポリオウイルスのワクチン株は、実験室職員の健康リスクとはならないという利点がある。

### 飲料水における重大さ

飲料水中におけるいずれかの腸管系ウイルスの存在は、他の腸管系ウイルスが存在する可能性についての指標(index)であると考えるべきであり、糞便汚染があることを示す明白な証拠であると同時に、浄水処理および消毒プロセスが不十分であることを示す証拠でもある。

### 参考文献

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.

## 第12章 化学物質ファクトシート

本章で参照した基礎資料は、水、衛生および健康のウェブサイト

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/guidelines/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en/)に掲載されている。

### 12.1 アクリルアミド

飲料水の処理に使用されるポリアクリルアミド系凝集剤中に、アクリルアミドモノマーが残留している。通常、ポリマーの最大許容注入率は1mg/Lである。モノマーの含有率が0.05%であれば、水中におけるモノマーの最大理論濃度は0.5µg/Lである。実際の濃度はこの2分の1か3分の1である。このことは、陰イオン性および非イオン性ポリアクリルアミドには当てはまるが、陽イオン性ポリアクリルアミドの場合の残留濃度はもっと高いことがある。ポリアクリルアミドは、飲料水供給のための配水池や井戸を建設する際のグラウト剤としても使用される。さらに、食品加工にポリアクリルアミドを使用することや、食品を高温調理する際にアクリルアミドが形成されることがあるので、食品からもヒトへの曝露が生じている可能性がある。

ガイドライン値	0.0005 mg/L ( 0.5 µg/L )
検出状況	給水栓水中で数µg/Lの濃度で検出されている。
ガイドライン導出の根拠	飲料水試験で雌ラットに観察された乳腺、甲状腺、子宮の各腫瘍発生の結果に線形多段階モデルを適用。
検出下限値	0.032 µg/L - GC ; 0.2 µg/L - HPLC ; 10 µg/L - UV検出器付HPLC
処理による達成度	通常の処理プロセスではアクリルアミドを除去することができない。ポリアクリルアミド凝集剤中のアクリルアミド含有率と注入率のどちらか、またはその両方を制限することにより、飲料水中のアクリルアミドの濃度を制御できる。
付記	アクリルアミドの実際の定量レベルはほとんどの試験機関においてガイドライン値を上回る（一般に1 µg/Lのオーダー）が、飲料水中の濃度は製品の仕様や注入率の設定により制御することができる。

### 毒性学的レビュー

アクリルアミドは、摂取後容易に消化管から吸収され、広く体液中に分布する。アクリルアミドは、胎盤を透過し得る。神経毒性の性質をもち、生殖細胞に影響を及ぼすとともに生殖機能を損傷する。変異原性試験においては、Ames試験は陰性であったが、*in vitro*および*in vivo*では哺乳動物細胞の遺伝子突然変異や、染色体異常を誘発させた。飲料水による曝露を受けたラットを対象とする長期発がん性研究において、アクリルアミドは、雄では陰嚢、甲状腺および副腎に、雌では乳腺、甲状腺および子宮に腫瘍を誘発させた。IARCはアクリルアミドをグループ2Aに分類している。最近のデータにより、調理した食品によるアクリルアミド曝露量は、これまで考えられていたより

もかなり高いことがわかった。この新情報がリスク評価において、どの程度重要かはまだ確定していない。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、アクリルアミドについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、アクリルアミドの実際の定量レベルは一般に0.001mg/Lのオーダーであるが、飲料水中の濃度は製品の仕様や注入率の設定により制御できることを言及した上で、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当するガイドライン値0.0005mg/Lを設定した。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 アラクロール

アラクロール(CAS No. 15972-60-8)は、一年草や、雑穀その他多くの作物栽培中に生育する各種広葉雑草の制御に使用される、発芽前用または発芽後用の除草剤である。主に揮発、光分解、生物分解によって土壌から消失する。土壌中では、多くのアラクロール分解生成物が確認されている。

ガイドライン値	0.02 mg/L
検出状況	地下水および表流水中で検出されている。飲料水中でも2 µg/L以下の濃度で検出されている。
ガイドライン導出の根拠	ラットの鼻腔腫瘍発生率に関するデータに線形多段階モデルを適用して算出。
検出下限値	0.1 µg/L - 電気伝導度検出器(窒素モード)付ガス-液体クロマトグラフ法または窒素・リン検出器付キャピラリーカラムGC
処理による達成度	0.001 mg/L - GACにより達成可能

### 毒性学的レビュー

利用可能な実験データからすると、アラクロールの遺伝毒性の根拠は疑わしいと考えられる。しかし、アラクロールの代謝物の一つである2,6-ジエチルアニリンについては、変異原性が証明されている。ラットによる2つの実験から得られた利用可能なデータによれば、アラクロールが発がん性

を有することは明らかで、鼻介骨の良性・悪性腫瘍、悪性胃腫瘍および甲状腺の良性腫瘍の原因となる。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準ではアラクロールについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことを示唆している。アラクロールは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当する飲料水中のアラクロールのガイドライン値0.02mg/Lが算出された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 アルディカーブ

アルディカーブ(CAS No. 116-06-3)は、土壤中の線虫類、および、種々の作物につく昆虫やダニの制御に使われる浸透性殺虫剤である。水に対する溶解度が非常に高く、土壤中の移動性も高い。数週間から数ヶ月間残留し、主に生物分解と加水分解によって消失する。

ガイドライン値	0.01 mg/L
検出状況	特に砂質土と結合している場合は、汚染物質として地下水で検出されることがよくある。井戸水からの最大検出濃度は500 µg/Lである。残留物としてのアルディカーブスルホキシドとアルディカーブスルホンは、地下水中でほぼ1：1の比率で検出されている。
ADI	0.003 mg/kg体重/日 - ヒトのポランティアによる一回の経口摂取試験におけるコリンエステラーゼ抑制に基づく。
検出下限値	0.001 mg/L - 蛍光検出器付逆相HPLC
処理による達成度	0.001 mg/L - GACまたはオゾン処理により達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て ADIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	1992年のJMPRによる評価で導出されたガイドライン値が、第2版で導出されたガイドライン値と非常に近い値であるため、第2版の値が維持された。

## 毒性学的レビュー

アルディカーブは、現に使用されている農薬の中で最も急性毒性の強いものの一つであるが、その長期間投与と1回投与のいずれにおいても共通して観察される毒性影響は、アセチルコリンエステラーゼ阻害だけである。アルディカーブは代謝されてスルホキシドやスルホンの形になる。アルディカーブスルホキシドは、アルディカーブそのものよりも強力なアセチルコリンエステラーゼ阻害物質であるのに対し、アルディカーブスルホンは、アルディカーブやスルホキシドと比べて毒性がかなり低い。証拠からすると、アルディカーブ、アルディカーブスルホキシドおよびアルディカーブスルホンは、いずれも遺伝毒性や発がん性を有していない。IARCは、アルディカーブを発がん性に関しては分類できない物質(グループ3)としている。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準ではアルディカーブについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。アルディカーブは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは、健康に基づくガイドライン値0.01mg/Lが導出された。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 アルドリンおよびディルドリン

アルドリン(CAS No. 309-00-2)とディルドリン(CAS No. 60-57-1)は塩素系の殺虫剤で、材木保護のための土壌害虫対策に使用され、また、ディルドリンは公衆衛生上重大な害虫への対策にも用いられる。1970年代の初め以降、多くの国がこれらの化合物の利用、特に農業利用を厳しく規制したり禁止したりするようになった。これらの化合物は、毒性および作用機序の面で密接に関連している。アルドリンは、大抵の環境条件下もしくは生体内で急速にディルドリンに変化する。ディルドリンは、土壌中での移動性が低い残留性の高い有機塩素系化合物で、大気への移行や生物蓄積によって消失することがある。食品を通してのアルドリンとディルドリンへの曝露量は非常に

低く、減少傾向にある。

ガイドライン値	アルドリンおよびディルドリンの合計値として0.00003 mg/L (0.03 µg/L)
検出状況	飲料水中のアルドリンとディルドリンの濃度は、通常0.01 µg/L以下である。また、地下水中に含まれていることはほとんどない。
PTDI	0.1 µg/kg体重/日 (アルドリンとディルドリンの合計値として) - イヌ1 mg/kg餌およびラット0.5 mg/kg餌 (両者とも0.025 mg/kg体重/日に相当) のNOAELに、マウスで観察された発がん性の懸念に基づく不確実係数250を適用。
検出下限値	アルドリン0.003 µg/L、ディルドリン0.002 µg/L - ECD付GC
処理による達成度	0.02 µg/L - 凝集、GACまたはオゾン処理により達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て PTDIの1%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	アルドリンとディルドリンは、ストックホルム会議で定められた難分解性有機汚染物質の一つである。そのため、飲料水ガイドラインに定める以外の監視が行われる場合がある。

### 毒性学的レビュー

これらの2つの化合物は実験動物では非常に毒性が高く、ヒトへの中毒例も報告されている。アルドリンとディルドリンは複数の毒性メカニズムを有している。対象となる器官は中枢神経系と肝臓である。長期毒性試験によれば、ディルドリンは2種の系統のマウスの雄雌いずれにも肝臓腫瘍を誘発させたが、ラットでは腫瘍の増加はみられず、遺伝毒性は有していないようである。IARCは、アルドリンとディルドリンをグループ3に分類している。ヒトを対象とする研究を含めて、アルドリンとディルドリンに関する利用可能な全情報を総合すると、実際上は、これらの化学物質はヒトのがん発生にたとえ寄与するとしても、その寄与度はごく低いと考えて良さそうである。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では、アルドリンとディルドリンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、JMPRが1970年にアルドリンとディルドリン残留物それぞれと両者を合わせたものについて勧告し、その後1977年に利用可能な毒性データを用いて再確認したADIに基づいて、アルドリンとディルドリンの健康に基づくガイドライン値0.03µg/Lを勧告した。1993年の同ガイドラインでは、1977年のJMPRによるADIの再確認に基づいて、アルドリンとディルドリンの健康に基づくガイドライン値0.03µg/Lを確認した。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 アルミニウム

アルミニウムは、最も豊富に存在する金属元素であり、地殻の約8%を構成している。アルミニウム塩は、有機物、色度、濁度および微生物濃度を低減させるための凝集剤として、浄水処理に広く用いられている。こうした使用が、浄水中のアルミニウム濃度の増加につながることもある。残留濃度が高い場合、不快な色や濁りを生じさせることがある。アルミニウム濃度がこのような問題を生じるレベルに達するかどうかは、多数の水質パラメータと浄水場の運転操作因子によって大きく左右される。一般人にとってのアルミニウムの主たる曝露経路は、食品、特にアルミニウム化合物を食品添加物として含んでいる食品からの摂取である。アルミニウムの全経口曝露量に対する飲料水の寄与は、通常5%に満たない。

アルミニウムとその化合物は、その吸収の速度や程度に関してあらゆる集団につき十分な研究が行われているわけではないが、ヒトには余り吸収されないようである。アルミニウム吸収の程度は、投与されたアルミニウム塩、pH(アルミニウム種の組成と溶解度に関係する)、生物学的利用可能性および食事因子など、多数のパラメータに左右される。組織薬量測定や反応評価に当たっては、これらのパラメータを考慮に入れるべきである。現時点で利用可能な動物研究をもとにアルミニウムのガイドライン値を設定することは、以上のようなトキシコキネティクス/トキシコダイナミクス上の問題があることから妥当とはいえない。

アルミニウムは、食品、飲料水および多くの制酸剤に広く含まれているにもかかわらず、経口摂取したアルミニウムがヒトへの急性毒性を有することを示す指摘はほとんどない。アルミニウム曝露が、ヒトのアルツハイマー病(AD)の発症を引き起こし、あるいは、促進するリスク要因の一つであるという仮説がある。1997年にWHOのEHC(環境保健クライテリアモノグラフ)では、アルミニウムについて以下のとおり結論を下した。

全体として見ると、いくつかの疫学研究により示された飲料水中のアルミニウムとアルツハイマー病との正の関係を完全に否定することはできない。しかし、これらの研究が、明白な交絡因子や、すべての曝露源からのアルミニウム総摂取量を考慮に入れていないことを考えると、因果関係を推論するに当たっては厳しい留保条件付きとするのが妥当である。

総合すれば、これらの研究にあるとおり、飲料水中の濃度100 $\mu$ g/L以上のアルミニウムへの曝露によるアルツハイマー病の相対的リスクは低い(2.0以下)。しかし、これらのリスク推定値は各種の方法論上の理由から不正確であるため、集団リスクを正確に算出することはできない。このような不正確な予測であるが、一般集団のアルミニウム曝露量制御の必要性を判断する上で役に立つであろう。

現時点では、ヒトのモデルとしての動物実験の知見が限られていることと、ヒトのデータに不確実性があることから、アルミニウムについては健康に基づくガイドライン値を導出することができない。

浄水処理に凝集剤としてアルミニウムを使用することの有益性は認識されている。このことを考慮に入れ、かつアルミニウムについての健康上の懸念(すなわち神経毒性の可能性)を考慮して、浄水場でのアルミニウム系凝集剤を用いた凝集プロセスの最適化に基づき、浄水中のアルミニウム濃度を最小限にするための実際的な濃度が導出されている。

浄水中の残留アルミニウム濃度を最小限にするには、いくつかのアプローチが利用できる。すなわち、凝集pHの最適化、アルミニウムの過剰注入の回避、凝集剤注入点での十分な攪拌、フロック形成における最適パドル速度の確保およびアルミニウムフロックの効率的な過剰などである。大規模浄水施設では、良好な運転条件のもとでは、アルミニウム濃度0.1mg/L以下が達成可能である。小規模施設(例えば、給水人口10,000人未満のところなど)では、このレベルを達成するに当たっていくつかの困難に直面するかもしれない。小規模施設では、運転中の変動に対する緩衝機能に乏しく、しかも、資源や、運転上の特殊な問題の解決に必要な専門知識が限られていることが多いためである。こうした小規模施設では、浄水中のアルミニウムの実行可能なレベルは0.2mg/L以下である。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、アルミニウムについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、外観上の考慮に基づいて(浄水処理にアルミニウム化合物を使用することと、配水中での残留濃度が0.1mg/L以上の場合に水が着色する可能性があることとの妥協点として)、アルミニウムのガイドライン値0.2mg/Lが設定された。1993年の同ガイドラインでは、健康に基づくガイドライン値は勧告されなかったが、飲料水中の濃度として0.2mg/Lが、浄水処理におけるアルミニウム塩の使用と配水の着色との妥協点であることを確認した。1998年の同ガイドライン追補では、ヒトのモデルとしての動物データが限られていることと、ヒトのデータに不確実性があることから、健康に基づくガイドライン値は導出されなかった。しかし、浄水処理に凝集剤としてアルミニウムを使用することの有益性を考慮し、かつアルミニウムについての健康上の懸念(すなわち神経毒性の可能性)を考慮して、浄水場でのアルミニウム系凝集剤を



用いた凝集プロセスの最適化に基づき、浄水中のアルミニウム濃度を最小限にするための実際的な濃度が導出された。大規模浄水施設では、良好な運転条件のもとではアルミニウム濃度0.1mg/L以下が達成可能である。小規模施設では、浄水中のアルミニウムの実行可能なレベルは0.2mg/L以下である。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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 アンモニア

アンモニアには、非イオン性の化学種( $\text{NH}_3$ )とイオン化した化学種( $\text{NH}_4^+$ )が含まれる。環境中のアンモニアは、代謝、農業および工業プロセスや、クロラミンによる消毒に由来する。地下水および表流水中の自然濃度は通常0.2 mg/L以下である。嫌氣的な地下水中には最大で3mg/Lに達することがある。家畜を大量飼育している場合は、表流水中の濃度が大幅に高くなる可能性がある。管のセメントモルタルライニングからアンモニア汚染が生じることもある。水中のアンモニアは、細菌、下水および動物の排泄物による汚染の可能性を示す指標である。

アンモニアは哺乳類の代謝の主成分である。環境中の発生源による曝露量は、アンモニアの内因性合成に比べると大した量ではない。毒性影響は、曝露量が約200mg/kg体重を超えて初めて認められる。

飲料水中のアンモニアが直接健康に影響を及ぼすわけではないので、健康に基づくガイドライン値は提示されていない。しかし、アンモニアは消毒効果を低減させ、配水システム内で亜硝酸イオンを形成させ、マンガン除去のためのろ過機能に障害をきたさせ、異臭味問題の原因となる(第10章参照)。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、アンモニアについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、健康に基づくガイドライン値は勧告されていない。味や臭気の問題が生じる可能性のあるアンモニア濃度は、それぞれ35および1.5mg/Lであると述べられている。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 アンチモン

単体のアンチモンは、銅、鉛、スズと結合して非常に硬い合金を形成する。アンチモン化合物は、種々の治療上の用途に使われる。アンチモンはかつて鉛はんだの代用品になり得ると考えられていたが、これが飲料水中の濃度に大きく寄与している証拠はない。アンチモンの一日内経口摂取量は、その吸入曝露量より大幅に多いようであるが、環境中の発生源、食品および飲料水による全曝露量は、職業曝露量に比べて非常に少ない。

ガイドライン値	0.02 mg/L
検出状況	地下水および表流水中の濃度は、通常0.1～0.2 µg/Lである。飲料水中の濃度は5 µg/L以下のものである。
TDI	6 µg/kg体重/日 - ラットに酒石酸アンチモニルカリウムを90日間飲水投与した試験において、体重増加抑制、飲食量の減少につき得られたNOAEL 6.0 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000（種間差および種内差につき100、実験が短期間であることにつき10）を適用。
検出下限値	0.01 µg/L - EAAS；0.1～1 µg/L - ICP/MS；0.8 µg/L - 黒鉛炉原子吸光分光光度法；5 µg/L - 水素化物発生AAS
処理による達成度	従来の処理プロセスではアンチモンは除去できない。しかし、アンチモンは通常は原水汚染物質ではない。飲料水中のアンチモンの最も代表的な汚染源は、金属製の給水装置からの溶解であると考えられるため、アンチモンの制御は製品管理を通じて行う。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性的レビュー

前回の評価以来、利用可能な毒性データは大幅に増えたが、その大部分は腹腔内経路の曝露に関するものである。飲料水中のアンチモンの形態は毒性の主要決定要因であり、アンチモン含有物質から浸出するアンチモンの形態は、弱毒のアンチモン(V)オキソ - 陰イオンであると思われる。三酸化アンチモンの亜慢性毒性は、最も水に溶けやすい形態の酒石酸アンチモニルカリウムより低い。三酸化アンチモンは、生物学的利用可能性が低いことから、一部の*in vitro*試験

において遺伝毒性を発現するのみで*in vivo*では発現しないのに対して、水溶性アンチモン(III)塩は、*in vitro*でも*in vivo*でも遺伝毒性を発現する。水溶性あるいは不溶性のアンチモン化合物の発がん性能を定量化する基礎となる動物実験は見当たらない。IARCは、三酸化アンチモンについては、ラットの吸入実験に基づきヒトへの発がん性を有している可能性あり(グループ2B)としたが、三硫化アンチモンについては、ヒトへの発がん性に関して分類できない(グループ3)とした。しかし、吸入曝露により吸収されたアンチモンは、肺には発がん性を示すがそれ以外の器官には示さないし、不溶性粒子の過負荷による長期吸入の結果、肺の損傷の直接の原因となることが知られており、酒石酸アンチモニルカリウムの長期経口摂取と発がんリスク増大との間に関連はないかもしれない。吸入されたある種のアンチモン化合物が発がん性を有しているとの証拠が若干あるが、経口経路による発がん性を示すデータはない。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、アンチモンについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、アンチモンについては対応する必要がないと結論づけられた。1993年の同ガイドラインでは、利用可能な毒性データに基づいて、アンチモンの暫定ガイドライン値が実際の定量下限値である0.005 mg/Lに設定された。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 ヒ素

ヒ素は地殻中に広く分布し、その多くは硫化ヒ素として、または、金属ヒ酸および金属亜ヒ酸として存在している。ヒ素化合物は、主にトランジスター、レーザーおよび半導体用の合金剤として、商業用や工業用に利用されている。ヒ素は、主に天然の鉱物や鉱石の溶解に伴い、水道水源に流入する。職業被曝者を除けば、食品や飲料の経口摂取が最も重要な曝露経路である。水道水源(特に地下水)中にヒ素が高濃度で存在している地域は多くある。地域によっては、飲料水中のヒ素が健康影響の重大な原因の一つとなっており、ヒ素は水道水源のスクリーニングにおいて優先度の高い物質の一つとされている。ヒ素の濃度は、多くの場合、井戸の掘削深度によって大きく左右される。

暫定ガイドライン値	0.01 mg/L 科学的な不確実性を考慮して、ガイドライン値は暫定値とする。
検出状況	自然水中の濃度は通常1～2 µg/Lであるが、自然の汚染源が存在する地域では濃度が高くなることもある（最高12 mg/L）。
ガイドライン導出の根拠	低濃度の場合の実際的なリスクについては、依然として考慮すべき不確実性が残されており、作用機序に関する利用可能なデータは、線形または非線形外挿を適用するための生物学的基礎となりに得ない。ヒ素の発がん性に関するリスク評価をめぐって重大な不確実性が存在すること、実際の定量下限値が1～10 µg/Lであること、および、飲料水からヒ素を除去することが実際上困難であることを考慮して、ガイドライン値10 µg/Lが維持された。科学的な不確実性を考慮して、ガイドライン値は暫定とした。
検出下限値	0.1 µg/L - ICP/MS ; 2 µg/L - 水素化物発生AASまたはFAAS
処理による達成度	いくつかある従来の処理方法のどれを用いても、ヒ素濃度5 µg/L以下を達成することは技術的に可能である。しかし、それには注意深いプロセスの最適化や制御が必要であって、従来の処理、例えば凝集などによる場合には、10 µg/Lまで達成可能と考える方が妥当であろう。
付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>ヒ素に関する管理手引き書が利用可能である。</li> <li>多くの国では、このガイドライン値を達成することができないであろう。そのような場合には、可能な限り低濃度となるよう、あらゆる努力を払うべきである。</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

ヒ素がヒトにとって必須であることは証明されていない。ヒ素は、飲料水の摂取によりヒトにがんを発生させることが証明されている数少ない物質の一つであるため、飲料水の重要な汚染物質である。飲料水を介しての高濃度のヒ素の摂取と、いくつかの部位、特に皮膚、膀胱および肺におけるがん発生との間に因果関係があることについては、疫学研究による十分すぎるほどの証拠がある。世界のいくつかの地域では、ヒ素によって誘発されるがんその他の疾病が公衆衛生上の重大な問題となっている。三価の無機ヒ素の方が五価の無機ヒ素より反応性と毒性が高いので、三価の形態のヒ素が発がん物質であると一般に考えられている。しかし、発がんの機構についても、低摂取量での用量 - 反応曲線の型についても、依然として不確実性と論議が少なからずある。IARCは、無機ヒ素化合物を、ヒトへの発がん性の十分な証拠と動物への発がん性の限られた証拠に基づき、グループ1(ヒトへの発がん性あり)に分類している。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、健康上の懸念を根拠として、ヒ素の最大許容濃度0.2 mg/Lが勧告された。1963年の国際基準ではこの値が0.05mg/Lに引き下げられ、1971年の国際基準でもこれが暫定的上限濃度としてそのまま維持された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインにおいても、ガイドライン値として0.05mg/Lが維持された。1993年の同ガイドラインでは、ヒトへの発がん性に関する懸念に基づき、ヒ素の暫定ガイドライン値が実際の定量下限値である0.01mg/L

に設定された。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 アスベスト

アスベストは、アスベストを含む鉱物や鉱石が水に溶けることによって、あるいは、工場排水、大気汚染および配水システムのアスベストセメント管からの混入によって水中にもたらされる。アスベストセメント管からのアスベスト繊維の剥離は、水の腐食性と関連がある。データが限られているが、シャワーや加湿器を使用する際の給水栓水中から空中に飛散するアスベストへの曝露量は、無視できることが示されている。

アスベストは、吸入経路によるヒトへの発がん物質であることがわかっている。しかし、高濃度のアスベストを含む飲料水の供給を受けている集団を対象に、入念な疫学調査が行われてきたにもかかわらず、経口摂取されたアスベストが発がん性を有するという有力な証拠はほとんどない。また、動物による広範な研究においても、アスベストが一貫して消化管腫瘍の発生を増加させているということはない。したがって、摂取されたアスベストが健康に有害であるという一貫した証拠がないため、飲料水中のアスベストに関して健康に基づくガイドライン値を設定する必要はないと結論づけられた。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、アスベストについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、利用可能なデータが不十分なため、アスベストのガイドライン値が必要かどうかを判定し得ないとされた。1993年の同ガイドラインでは、摂取したアスベストが健康に有害であるという一貫した証拠がないため、飲料水中のアスベストに関して健康に基づくガイドライン値を設定する必要はないと結論付けられた。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評

価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 アトラジン

アトラジン (CAS No. 1912-24-9) は、発芽前および発芽後早期用の選択性除草剤である。土壤中で移動しやすいため、表流水中や地下水中で検出されている。土壤中および水環境中では比較的安定で、半減期は数ヶ月であるが、土壤中で光分解および微生物分解される。

ガイドライン値	0.002 mg/L
検出状況	地下水や飲料水で10 µg/L以下の濃度で検出されている。
TDI	0.5 µg/kg体重/日 - ラットの発がん性試験で得られたNOAEL 0.5 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、腫瘍形成の可能性につき10) を適用。
検出下限値	0.01 µg/L - GC-MS
処理による達成度	0.1 µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

様々な遺伝毒性試験から得られた証拠によれば、アトラジンは遺伝毒性を有していない。アトラジンがラットの乳がんを誘発させるという証拠がある。この発がんの機構は、非遺伝毒性である可能性が大いにある。マウスでは腫瘍発生の有意な増加は認められていない。IARCはアトラジンの発がん性について、ヒトに関しては証拠が不十分であり、実験動物に関しては限られた証拠しかないとしている(グループ2B)。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準ではアトラジンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、アトラジンの評価は行われなかったが、1993年の同ガイドラインでは、飲料水中のアトラジンにつき健康に基づくガイドライン値0.002mg/Lが設定された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 バリウム

バリウムは、火成岩や堆積岩中にいずれも微量元素として存在している。バリウム化合物は広範な工業用途に利用されているが、水中のバリウムは主に自然の汚染源に由来するものである。職業的被曝者を除けば、主な摂取源は食品である。しかし、水中のバリウム濃度が高いところでは、総摂取量のかかなりの割合を飲料水が占めることがある。

ガイドライン値	0.7 mg/L
検出状況	飲料水中の濃度は、通常100 µg/L以下であるが、地下水からの飲料水では1 mg/L以上の濃度が測定された例がある。
ヒトのNOAEL	7.3 mg/L - 現在までに実施されたうちで最も感度の高い疫学調査による。この調査では、飲料水のバリウム濃度がそれぞれ平均7.3 mg/Lと0.1 mg/Lの飲料水を用いている2つの集団の間で、血圧と心臓血管症の発生に関して有意差が認められなかった。
ガイドラインの導出	ヒトのNOAELに対して種内差につき不確実係数10を適用。
検出下限値	0.1 µg/L - ICP/MS ; 2 µg/L - AAS ; 3 µg/L - ICP
処理による達成度	0.1 mg/L - イオン交換または軟化処理により達成可能。他の従来型プロセスでは効果がない。

## 毒性学的レビュー

バリウムが発がん性または変異原性を有しているという証拠はない。バリウムは実験動物に腎障害を発生させることが証明されているが、ヒトについて最も懸念される毒性学上のエンドポイントは、高血圧症を引き起こす可能性であると思われる。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、バリウムについての記載はなかった。1963年の国際基準では、健康上の懸念に基づいてバリウムの最大許容濃度1.0mg/Lが勧告された。1971年の国際基準では、飲料水中のバリウムを制御するべきであるとしつつも、利用可能な情報が不十分なため暫定上限値は設定できないと述べている。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、通常は水中で低濃度のバリウムが、何らかの健康影響をもたらすという明確な証拠が全くないことから、

飲料水中のバリウムのガイドライン値を設定する必要性はないと結論づけられた。1993年の同ガイドラインでは、バリウムが高血圧症の原因となるのではないかという懸念に基づいて、バリウムの健康に基づくガイドライン値0.7mg/Lが設定された。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 ベンタゾン

ベンタゾン (CAS No. 25057-89-0) は適用範囲の広い除草剤で、様々な作物に使われている。ベンタゾンは土壌および水中で光分解されるが、土壌中での移動性が非常に高く、環境中では中程度の残留性を有している。ベンタゾンは、数mg/L以下の濃度で、表流水、地下水および飲料水において検出されることが報告されている。ベンタゾンは、地下水で検出され、また、水に高い親和性を有しているが、環境中に蓄積されることはない。食品からの曝露量が大いとは考えられない。ラットとマウスによる長期試験では発がんの可能性は認められず、また、各種の*in vitro*および*in vivo*試験においても遺伝毒性を有していないという結果が出ている。JMPRが、ラットによる2年間の給餌試験で観察された血液学的影響をもとに設定したADI 0.1mg/kg体重/日に基づいて、健康に基づく値300mg/Lが算出される。しかし、ベンタゾンは毒性影響が認められる濃度よりもかなり低い濃度で水中に存在することから、健康に基づくガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準ではベンタゾンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ベンタゾンは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは、1991年にJMPRが設定したADIに基づいて、ベンタゾンの健康に基づくガイドライン値0.03mg/Lが設定された。1998年の同ガイドライン追補では、ベンタゾンの環境中での作用や食品からの曝露に関する新情報に基づいて、ガイドライン値が0.3mg/Lに改訂された。



## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 ベンゼン

ベンゼンは主に他の有機化学物質の製造に用いられる。ベンゼンはガソリンに含まれているため、環境中のベンゼンの主な発生源は車の排気である。ベンゼンは工場排水や大気汚染によって水中に混入することがある。

ガイドライン値	0.01 mg/L
検出状況	飲料水中の濃度は通常5 µg/L以下である。
ガイドライン導出の根拠	ラットとマウスによる2年間の胃管栄養試験において観察された、雌マウスの白血病とリンパ腫および雄ラットの口腔扁平細胞がんに、ロバスト線形外挿モデル（線形多段階モデルを適用するには統計学的に不適合なデータが一部あるため）を適用した。
検出下限値	0.2 µg/L - 光イオン化検出器付GCおよびMSによる同定
処理による達成度	0.01 mg/L - GACまたはエアストリッピングにより達成可能
付記	過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当する飲料水中濃度の推定範囲(10 ~ 80 mg/L) の下限値は、前のガイドライン値の根拠として用いられた、吸入曝露に関する疫学調査での白血病のデータから導出された推定値と一致する。そのため、前のガイドライン値を維持する。

## 毒性学的レビュー

高濃度ベンゼンへのヒトの急性曝露は、主に中枢神経系に影響を及ぼす。一方、低濃度のベンゼンは造血機能に毒性を示し、白血病を含む一連の血液変化の原因となる。ベンゼンはヒトに対して発がん性があることから、IARCはグループ1に分類している。ヒトに観察されるものと類似の血液学的異常が、ベンゼンによる曝露を受けた動物にも観察されている。動物実験においては、ベンゼンが吸入によっても摂取によっても発がん性を示すことが証明されている。ラットとマウスに、コーン油に混ぜたベンゼンを強制経口投与した2年間の発がん実験において、ベンゼンは数種の腫瘍を誘発させた。細菌試験ではベンゼンの変異原性は証明されていないが、ヒトを含む多種の*in vivo*試験において染色体異常の原因となること、マウス小核試験では陽性を示すことが証明されている。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、ベンゼンについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ベンゼンにつき、吸入曝露によるヒトの白血病データを線形多段階外挿モデルに適用した結果に基づき、健康に基づくガイドライン値0.01mg/Lが勧告された。1993年の同ガイドラインでは、雌マウスと雄ラットの発がんに基づき、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当する飲料水中のベンゼンの濃度範囲を0.01～0.08mg/Lと推定した。この推定範囲の下限値は、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当するとして、前のガイドライン値0.01mg/Lの根拠として用いられた疫学データからの推定値と一致するため、ガイドライン値0.01mg/Lが維持された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 ホウ素

ホウ素化合物は、ガラス、石けん、洗剤などの製造に、そしてまた、燃焼抑制剤として用いられている。ホウ素は多くの可食植物に自然に存在するため、一般人はホウ素を食品から最も多く摂取する。ホウ素は、地下水中には自然に存在するが、表流水中に存在するホウ素は、しばしば、一部の洗剤の使用に由来し、下水処理水として放流されることによるものである。

暫定ガイドライン値	0.5 mg/L 自然由来のホウ素濃度が高い地域においては、利用可能な処理技術をもってしてもこの値の達成が困難であろうことから、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	濃度は周辺の地質と排水の放流状況によって大きく異なる。世界の大半の地域では、飲料水中のホウ素濃度は0.1～0.3 mg/Lの範囲であると判断される。
TDI	0.16 mg/kg体重/日 - 発生毒性（ラットの胎児の体重増加抑制）のNOAEL 9.6 mg/kg体重/日に、不確実係数60（種間差につき10、種内差につき6）を適用。
検出下限値	0.2 µg/L - ICP/MS ; 6～10 µg/L - ICP/AES

処理による達成度	従来の浄水処理方法（凝集、沈澱、ろ過）では大して除去できないので、ホウ素濃度が高い水からホウ素を除去するには、特殊な方法の導入が必要である。イオン交換および逆浸透プロセスを用いれば、かなりの除去が可能と見られるが、費用が極端に高つくおそれがある。水のホウ素濃度が高い場合、その濃度を低減させるための唯一の経済的な方法は、低ホウ素濃度の水と混合することであろう。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

実験動物へのホウ酸またはホウ砂の短期および長期経口曝露実験によれば、標的器官となるのは常に雄の生殖器である。ホウ酸またはホウ砂を食餌または飲料水に混ぜて投与したラット、マウスおよびイヌに、精巣損傷が観察されている。ラット、マウスおよびウサギを用いた実験では、発生毒性が認められている。多くの変異原性試験で陰性の結果が出ていることは、ホウ酸およびホウ砂が遺伝毒性を有しないことを示している。マウスおよびラットを用いた長期試験では、ホウ酸またはホウ砂による腫瘍発生の増加は認められなかった。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、ホウ素についての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ホウ素については何も定める必要がないと結論付けられた。1993年の同ガイドラインでは、ホウ素の健康に基づくガイドライン値0.3mg/Lが設定され、併せて、飲料水処理によるホウ素の除去はほとんど期待できないと記された。1998年の同ガイドライン追補では、このガイドライン値を0.5mg/Lに引き上げるとともに、自然由来のホウ素濃度が高い地域においては、利用可能な処理技術をもってしてもこの値の達成が困難であろうことから、これを暫定値とした。

### 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 臭素酸イオン

臭素酸ナトリウムと臭素酸カリウムは強力な酸化剤で、主に毛髪パーマ中和溶剤やイオウ染料を用いた布地の染色に用いられる。臭素酸カリウムはそのほか、小麦粉の製粉工程における熟成酸化剤として、ビール製造の際の大麦処理用に、さらに、魚のペースト製品にも用いられるが、JECFAは食品加工において臭素酸カリウムを使用するのは妥当でないと結論付けている。臭素酸イオンは、通常水中には存在しないが、水中に臭化物イオンが存在している場合にオゾン処理によって生成されることがある。条件によっては、飲料水の消毒に用いられる次亜塩素酸塩溶液中で臭素酸イオンが生成されることがある。

暫定ガイドライン値	0.01 mg/L 利用可能な分析法や処理法が限られていること、および毒性データに不確実性があることから、ガイドライン値を暫定とする。
検出状況	原水特性が様々なオゾン処理後の飲料水中の濃度は、臭化物イオン濃度、オゾン注入率、pH、アルカリ度および溶解性有機炭素によって左右され、その範囲は<2~293 µg/Lである。
ガイドライン導出の根拠	低用量線形外挿法（雄ラットに臭素酸カリウムを飲水投与し、12、26、52および77週の間層殺で観察された中皮腫、腎細管腫瘍および甲状腺小胞腫瘍の発生率に、one-stage Weibull time-to-tumourモデルを適用）で推定した臭素酸イオンの発がんリスクの上限推定値は、0.19 mg/kg体重/日である。健康に基づく値2 µg/Lは、過剰生涯発がんリスク $10^{-6}$ の上限に相当する。上記以外のいくつかの外挿法によっても、2~6 µg/Lの範囲のこれと同じような結果が得られる。
検出下限値	1.5 µg/L - SD検出器付イオンクロマトグラフ法；0.2 µg/L - UV/可視吸光度検出器付イオンクロマトグラフ法；0.3 µg/L - ICP/MS検出付イオンクロマトグラフ法
処理による達成度	臭素酸イオンは、一旦形成されると除去が困難である。消毒条件を適切に制御することによって、臭素酸イオン濃度0.01 mg/L以下の達成が可能である。

#### 毒性学的レビュー

IARCでは、臭素酸カリウムの発がん性の根拠は、ヒトでは不十分であるが実験動物では十分であると、グループ2B(ヒトへの発がんの可能性のある物質)に分類している。臭素酸イオンは、*in vitro*と*in vivo*の両方で変異原性を示す。現時点では、臭素酸カリウムの発がん作用機構を結論付けるための十分な証拠がない。臭素酸イオンについての比較的早い時期における腫瘍の観察と、各種の遺伝毒性試験で見られる陽性反応とからすると、低投与量における主な作用機構はDNAとの反応性に起因するものようである。腎臓腫瘍におけるDNAとの反応性が非線形用量-反応関係を有することをうかがわせる限られた証拠があるが、中皮腫または甲状腺腫瘍の発生の際にも、これと同じ用量-反応の関係が作用するという証拠はない。酸化ストレスが、腎臓腫瘍の形成に関与している可能性はあるが、脂質の過酸化やフリーラジカルの生成が、腎臓腫瘍の主な誘発原因であると断言し得る証拠はない。また、酸化ストレスを含めて、臭素酸イオンによる

甲状腺や腹膜の腫瘍発生の原因となる何らかの単一メカニズムの存在を示す利用可能なデータは、今のところ得られていない。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、臭素酸イオンについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当する飲料水中の臭素酸イオン濃度を0.003mg/Lと算出した。ただし、利用可能な分析方法や浄水方法が限られていることから、過剰生涯発がんリスク $7 \times 10^{-5}$ の上限に相当する暫定ガイドライン値0.025mg/Lが勧告された。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 臭素化酢酸

臭素化酢酸は、臭化物イオンと有機物を含む水の消毒過程で生成される。臭化物イオンは、表流水および地下水中に自然に存在し、その濃度は季節によって変化する。臭化物イオン濃度は、喝水の結果起こる塩水の侵入または汚染によって増加することがある。臭素化酢酸は、通常、表流水および地下水を原水とする配水システムにおいて平均 $5\mu\text{g/L}$ 以下の濃度で存在する。ジプロモ酢酸のデータベースは、ガイドライン値を導出するには不十分であると考えられる。亜慢性以上の期間にわたる系統的な毒性研究は行われていない。また、データとしてふさわしいトキシコキネティクス研究、発がん性研究、第二の種の発生研究および多世代生殖毒性研究(1例あるが、現在、US EPAがその評価を実施中)も不足している。利用可能な変異原性データによれば、ジプロモ酢酸は遺伝毒性を有しているとされている。モノプロモ酢酸およびプロモクロ酢酸の経口毒性に関しても限られたデータしかない。変異原性および遺伝毒性に関する限られたデータによれば、モノプロモ酢酸については陰性、陽性両方の結果が、プロモクロ酢酸については総じて陽性の結果が得られている。亜慢性または慢性の毒性研究、多世代生殖毒性研究、標準発生毒性研究および発がん性研究において、データにズレがある。利用可能なデータだけでは、これらの化学物質のガイドライン値を設定するには不十分であると考えられる。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、臭素化酢酸についての記載はなかった。臭素化酢酸は、1984年の初版飲料水水質ガイドライン、1993年の第2版および1998年の第2版追補のいずれでも評価されていない。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 カドミウム

金属カドミウムは製鉄業やプラスチックなどに用いられている。カドミウム化合物は電池に広く使われている。カドミウムは排水とともに環境中に放出され、また、肥料による汚染や地域的な大気汚染など、面源汚染の原因物質ともなる。亜鉛メッキ鋼管の亜鉛や、はんだおよびある種の金属継手中の不純物が原因で、飲料水が汚染されることもある。カドミウムの主な日常的曝露の汚染源は食品である。一日の経口摂取量は10～35 $\mu$ gである。喫煙も重大なカドミウム曝露源である。

ガイドライン値	0.003 mg/L
検出状況	飲料水中の濃度は通常1 $\mu$ g/L以下である。
PTWI	7 $\mu$ g/kg体重/週 - 腎皮質のカドミウム含有量が50 mg/kgを超えないためには、カドミウムの総摂取量が1 $\mu$ g/kg体重/日を超えてはならないこと（食事によるカドミウム吸収率を5%、一日当たり排泄量を体内負荷量の0.005%と仮定）に基づく。
検出下限値	0.01 $\mu$ g/L - ICP/MS ; 2 $\mu$ g/L - FAAS
処理による達成度	0.002 mg/L - 凝集または軟化処理により達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て PTWIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 新情報によれば、上記のPTWIによる曝露を受けた場合、一般住民の一部に尿細管機能障害のリスクが増大するとされるが、現時点でのこのリスク推定値は正確さに欠ける。</li> <li>• PTWIと一般住民の現実の一週間当たりのカドミウム摂取量との差は10倍以下と小さく、喫煙者に関してはさらに小さい可能性がある。</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

カドミウム化合物の吸収率はその溶解度によって異なる。カドミウムは主に腎臓に蓄積され、人体中では10～35年という長い生物学的半減期を有している。カドミウムが吸入によって発がん性を示すことについては証拠があり、IARCでは、カドミウムおよびカドミウム化合物をグループ2Aに分類している。しかし、経口による発がん性については証拠がなく、また、カドミウムが遺伝毒性を示すかどうかも明らかでない。なお、カドミウムの毒性の主な標的器官は腎臓である。一般人の低分子量タンパク尿の発生率が10%に達する臨界腎臓皮質カドミウム含有率は約200mg/kgであり、この値は、50年間にわたって一人一日当たり約175 $\mu$ gを食事摂取することにより到達するものと推定される。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、カドミウムについての記載はなかった。1963年の国際基準では、健康上の懸念に基づき最大許容濃度0.01mg/Lを勧告した。この値は、1971年の国際基準においても、容易に測定しうる検出下限濃度に基づく暫定上限濃度として維持された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、飲料水中のカドミウムのガイドライン値0.005mg/Lが勧告された。1993年の同ガイドラインでは、JECFAが定めたPTWIに基づいてこの値が、0.003mg/Lに引き下げられた。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

- 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 カルボフラン

カルボフラン(CAS No. 1563-66-2)は、多くの農作物用の農薬として世界的に使用されている。処理作物中の残留濃度は、通常、非常に低いかあるいは検出不能である。カルボフランの物理化学的性質と数少ない検出データによれば、主な曝露経路として考えられるのは、地下水および表流水を水源とする飲料水である。

ガイドライン値	0.007 mg/L
検出状況	表流水、地下水および飲料水から、通常、数µg/L以下の濃度で検出されている。最高濃度（30 µg/L）が測定されたのは地下水である。
ADI	0.002 mg/kg体重/日 - 赤血球アセチルコリンエステラーゼの活性阻害が観察された13週間の試験に付随して実施した、イヌによる短期（4週間）試験で見られた急性（可逆的）影響についてのNOAEL 0.22 mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用
検出下限値	0.1 µg/L - 窒素・リン検出器付GC ; 0.9 µg/L - 蛍光検出器付逆相HPLC
処理による達成度	1 µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て ADIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	4週間の試験のNOAELが可逆的急性影響に基づくものであることから、同試験を用いるのが妥当であると考えられた。このNOAELを用いることにより、慢性的影響に対しても保護し得る。

### 毒性学的レビュー

カルボフランは、急性経口投与後激しい毒性を示す。短期および長期の毒性研究において見られるカルボフラン中毒の組織への主な影響は、コリンエステラーゼ阻害のようである。生殖毒性研究では催奇形成の証拠は認められていない。利用可能な研究結果による限り、カルボフランが発がん性または遺伝毒性を有しているとは考えられない。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準ではカルボフランについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。カルボフランは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインは、ヒトのデータに基づき、実験動物の観察を補完データとして、健康に基づくガイドライン値0.005mg/Lが設定された。1998年の同ガイドライン追補では、1996年にJMPRが定めたADI に基づいてこの値が0.007mg/Lに引き上げられた。

### 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 四塩化炭素

四塩化炭素は、主にクロロフルオロカーボン冷却剤、消泡剤および溶剤の製造に用いられる。しかし、オゾン層破壊物質に関するモントリオール議定書(1987年)とその改正(1990および1992年)により、四塩化炭素の生産と消費の段階的廃止に向けたタイムテーブルが定められたため、製造と利用は減っており、今後も減り続けるであろう。四塩化炭素はほとんどが大気中に放出されるが、工場排水中にも放出される。表流水中の四塩化炭素は大気へ移動しやすいが、嫌気性の地下水では、何ヶ月もまたは何年も高濃度に維持されることがある。食品中の濃度に関する利用可能なデータは限られているが、食品および飲料水からの摂取量より大気中からのその方がはるかに多いと考えられる。

ガイドライン値	0.004 mg/L
検出状況	飲料水中の濃度は通常5 µg/L以下である。
TDI	1.4 µg/kg体重/日 - ラットによる12週間の経口投与試験で認められた肝毒性影響の結果に、一日当たり投与量につき換算係数5/7を組み込んで得られたNOAEL 1 mg/kg体重/日に、不確実係数500 (種間差および種内差につき100、実験期間につき10、ボルス実験であることによる修正係数0.5)を適用。
検出下限値	0.1 ~ 0.3 µg/L - ECDまたはMS付GC
処理による達成度	0.001 mg/L - エアストリッピングにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	このガイドライン値は、線形外挿法によって算出した過剰生涯発がんリスク $10^{-4}$ 、 $10^{-5}$ および $10^{-6}$ の上限に相当する値の範囲よりも低い。

#### 毒性学的レビュー

四塩化炭素による毒性の標的となる主な臓器は、肝臓と腎臓である。マウスとラットを用いた試験により、四塩化炭素が肝腫瘍と肝細胞がんの誘発作用を有していることが証明されている。肝臓腫瘍を誘発する用量は、細胞毒性を誘発する用量よりも多い。このことから、四塩化炭素の発がん性は、その肝毒性影響の二次的影響である可能性が高い。利用可能なデータからすると、四塩化炭素は、非遺伝毒性化合物と考えることができる。IARCは、四塩化炭素をヒトへの発がんの可能性のある物質(グループ2B)に分類しており、四塩化炭素の発がん性の証拠が、実験動物では十分であるがヒトでは不十分であるとしている。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、四塩化炭素についての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、暫定ガイドライン値0.003mg/Lが勧告された。暫定値とされたのは、発がん性に基づくガイドライン値算出の根拠となる信頼性の高い証拠を1つの動物種についてしか入手できなかったこと、優れた定性的な裏付けデータがないこと、そして、水中からの検出頻度が低いことによる。1993年の同ガイドラインでは、四塩化炭素につき健康に基づくガイドライン値0.002mg/Lが設定された。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 抱水クロラール(トリクロロアセトアルデヒド)

抱水クロラールは塩素処理の副生成物として、塩素がフミン酸と反応する過程で生成される。抱水クロラールは、経口投与量14mg/kg体重以下でヒトの鎮静剤や催眠剤として広く使われてきている。

暫定ガイドライン値	0.01 mg/L 利用可能なデータが限られていることから、ガイドライン値を暫定とする。
検出状況	飲料水で100 µg/L以下の濃度で検出されている。
TDI	1.6 µg/kg体重/日 - マウスを用いた90日間の飲水投与試験において観察された肝臓肥大から算出したLOAEL 16 mg/kg体重/日に、不確実係数10,000 (種間差と種内差、短期試験であること、NOAELの代わりにLOAELを使用していることを考慮)を適用。
検出下限値	1 µg/L - ECD付GC ; 3 µg/L - GC-MS
処理による達成度	飲料水中の抱水クロラール濃度は、通常0.05 mg/L以下である。抱水クロラールの濃度は、前駆化合物の除去、消毒方法の変更、または、GAC処理によって低減される。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て      TDIの10%</li> <li>• 体重                      成人60 kg</li> <li>• 水摂取量                2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

抱水クロラルの毒性についての利用可能な情報は限られているが、マウスを用いた90日間の試験で肝臓への影響が観察されている。抱水クロラルについては、いくつかの*in vitro*の短期試験で遺伝毒性が証明されているが、DNAとは結合しない。細胞分裂の際の染色体分裂を阻害することがわかっている。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、抱水クロラルについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、飲料水中の抱水クロラルについて、健康に基づく暫定ガイドライン値0.01mg/Lが設定された。暫定値とされたのは、利用可能なデータが限られていて、不確実係数10,000を用いていることによる。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 クロルデン

クロルデン(CAS No. 57-47-9)は、幅広い用途を持つ殺虫剤で、1947年以来使用されている。近年ではその使用を制限する国が多くなっており、今では主に地表近くの土壤に散布してシロアリを駆除するために使用されている。地表近くに散布された場合、低濃度の地下水汚染源となることがある。工業用のクロルデンは複数の化合物の混合体で、主に*cis*体と*trans*体から成る。クロルデンは非常に分解されにくく、土壤中の移動性が非常に低く、地下水中へ移動することがまずないため、地下水からはまれにしか検出されていない。クロルデンは大気中へ揮散しやすい。食品中のクロルデンの濃度は低下してきているが、残留性が高く、生物蓄積ポテンシャルが高い。

ガイドライン値	0.0002 mg/L ( 0.2 µg/L )
検出状況	飲料水および地下水で、通常0.1 µg/L以下の濃度で検出されている。
PTDI	0.5 µg/kg体重/日 - ラットによる長期給餌試験で、肝臓重量、血清ビリルビンレベルおよび肝細胞性腫大発生率の増加から得られたNOAEL 50 µg/kg体重/日に、不確実係数100を適用。
検出下限値	0.014 µg/L - ECD付GC
処理による達成度	0.1 µg/L - GACにより達成可能

ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て     PTDIの10%</li> <li>• 体重                   成人60 kg</li> <li>• 水摂取量             2L/日</li> </ul>
付記	クロルデンは、ストックホルム会議で定められた難分解性有機汚染物質の一つである。そのため、飲料水ガイドラインに定める以外の監視が行われる場合がある。

### 毒性学的レビュー

実験動物では、給餌による長期曝露によって肝障害を引き起こす。クロルデンはマウスに肝腫瘍を発生させるが、証拠から判断すると遺伝毒性は有していないようである。クロルデンは*in vitro*で細胞間情報伝達を阻害することがあるが、これは腫瘍プロモーターによく見られる特性である。IARCでは、1991年にクロルデンの再評価を行い、ヒトに対する発がん性を判断するには証拠が不十分であるが、動物に対する発がん性は十分に証明されているとして、グループ2Bに分類した。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではクロルデンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、1977年にJMPRが勧告したADIに基づいて、クロルデン(全異性体)につき健康に基づくガイドライン値0.3µg/Lが勧告された。1993年の同ガイドラインでは、1986年にJMPRが設定したADIに基づいて、飲料水中のクロルデンの健康に基づくガイドライン値0.2µg/Lが設定された。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 塩化物イオン

飲料水中の塩化物イオンは、自然発生源、下水放流水や工場排水、融雪塩を含む都市流出水および塩水の侵入に起因する。

人の塩化物イオンへの主な曝露源は食品への塩の添加であり、この食品からの摂取量は、通常、飲料水からの摂取量を大きく上回る。塩化物イオン濃度が過剰であると、水のアルカリ度によっては配水システムにおける金属の腐食速度を増大させる。その結果、水道水中の金属濃度が高くなる。

飲料水中の塩化物イオンについては、健康に基づくガイドライン値は提案されていない。ただし、塩化物イオン濃度が約250mg/L以上であると水に味を感じることもある(第10章参照)。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、塩化物イオン濃度が600mg/Lより高いと飲料水としての適正が著しく損なわれると示唆した。1963年と1971年の国際基準でも、許容可能または最大許容濃度としてこの値が維持された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、味を考慮して、塩化物イオンとしてのガイドライン値250mg/Lが設定された。1993年のガイドラインでは、飲料水中の塩化物イオンとして、健康に基づくガイドライン値は設定されなかったが、塩化物イオン濃度が約250mg/L以上であると水に味がつくことがあると述べている。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 塩素

塩素は大量に生産され、重要な消毒剤や漂白剤として工業用および家庭用に広く使われている。特に、水泳プールの消毒によく使われるとともに、飲料水処理においては最も一般的に使われる消毒剤および酸化剤である。塩素は水中で反応して、次亜塩素酸と次亜塩素酸イオンが生成される。

ガイドライン値	5 mg/L
検出状況	塩素消毒を行っている多くの飲料水から、0.2~1 mg/Lの濃度で検出されている。

TDI	150 µg/kg体重/日 - 齧歯類に対する2年間の塩素の飲料水混入投与によって、毒性が認められなかったことに基づくNOAELから導出。
検出下限値	0.01 µg/L - プレカラムで誘導体化して4-プロモアセトアニリドをHPLC法で測定する方法；10 µg/L - 遊離塩素として比色する方法；0.2 mg/L - イオンクロマトグラフ法
処理による達成度	塩素の濃度をゼロ(<0.1 mg/L)にまで効果的に減らすことは可能である。しかし、一般に、配水過程において消毒効果を保持するために、水道水中の残留塩素の濃度を0.数mg/Lに保つことが一般に行われる。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの100%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 厳密な研究において悪影響濃度が確認されていないため、ガイドライン値は安全側に立って設定したものである。</li> <li>• ガイドライン値の濃度でほとんどの人が塩素の味を感知できる。</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

飲料水中の塩素による曝露を受けたヒトおよび動物において、具体的な用量 - 反応影響は観察されていない。IARCは次亜塩素酸塩をグループ3に分類している。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、塩素についての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、飲料水中の遊離塩素につき5mg/Lのガイドライン値が設定されたが、参考にした研究においては健康悪影響濃度が明らかにされていないため、上記ガイドライン値は安全側に立って設定したものであるとの注釈がつけられた。ガイドライン値の濃度でほとんどの人が塩素の味を感知できることも付記された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 亜塩素酸イオンおよび塩素酸イオン

亜塩素酸イオンと塩素酸イオンは、消毒剤や水の異臭味制御用として使われる二酸化塩素の消毒副生成物として生成される。二酸化塩素は、このほか、セルロース、製紙用パルプ、小麦粉および油の漂白剤として使われる。亜塩素酸ナトリウムと塩素酸ナトリウムは、いずれも、二酸化塩

素の生産やその他の商業目的に用いられる。二酸化塩素は、処理水中で急速に分解されて亜塩素酸イオン、塩素酸イオンおよび塩化物イオンになるが、このうち生成量が最も多いのは亜塩素酸イオンであり、また、この反応はアルカリ性条件の方が進みやすい。二酸化塩素、亜塩素酸ナトリウムおよび塩素酸ナトリウムに対する環境曝露の主要な経路は飲料水である。

暫定ガイドライン値 亜塩素酸イオン 塩素酸イオン	0.7mg/L 0.7mg/L 消毒剤として二酸化塩素を使用することにより、亜塩素酸イオンと塩素酸イオンの濃度がガイドライン値を超過するおそれがあるが、ガイドライン値を満たすことが困難であるからといって十分な消毒を怠ることが決してあってはならないことから、ガイドライン値を暫定とする。
検出状況	ある研究において報告された水中の亜塩素酸イオン濃度は3.2～7.0 mg/Lであった。ただし、亜塩素酸イオンと塩素酸イオンの合計濃度は、二酸化塩素の注入率を超えることはない。
TDI 亜塩素酸イオン  塩素酸イオン	30 µg/kg体重/日 - ラットによる二世帯研究の結果、反応振幅の低下、F1とF2世代の脳絶対重量の減少および両世代の肝臓重量の変化について得られたNOAEL 2.9 mg/kg体重/日に、不確実係数100(種間差および種内差につき各10)を適用。 30 µg/kg体重/日 - 最近のラットによる90日のよく行われた研究における、甲状腺コロイドの低下が認められない最高投与量(次に多い投与量において低下が認められた投与量)について得られたNOAEL 30 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき各10、実験が短期間であることにつき10)を適用。
検出下限値	5 µg/L - サプレッサー付電導度検出器付イオンクロマトグラフ法
処理による達成度	二酸化塩素の濃度をゼロ(<0.1 mg/L)にまで効果的に減らすことは可能である。しかし、配水過程において消毒効果を保持するために、水道水中の残留二酸化塩素濃度を0.数mg/Lに保つことが一般に行われる。次亜塩素酸ナトリウムの使用に起因する塩素酸濃度の増加は、一般に0.1 mg/L程度であるが、1 mg/Lを超えた例も報告されている。二酸化塩素消毒においては、塩素酸イオンの濃度は(二酸化塩素生成装置および浄水処理上の)プロセス条件により大きく異なる。塩素酸イオン濃度の現実的な低減方法はないため、次亜塩素酸ナトリウムの注入に伴う増加と二酸化塩素の添加による生成を防ぐことしか手だてがない。二酸化塩素を使用する場合、副生成物として亜塩素酸イオンが生成するのは避けられない。二酸化塩素を最終消毒剤として通常の注入率で使用した場合、残留亜塩素酸イオン濃度は0.2 mg/L以下である。二酸化塩素を酸化剤として用いる場合は、第一鉄イオンや活性炭などを用いて亜塩素酸イオン濃度を低減させる必要がある。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDI の80%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

### 二酸化塩素

二酸化塩素は、出生前に曝露を受けたラットの神経行動学および神経学的な発達を阻害することが証明されている。ラットやサルを飲料水中の二酸化塩素に曝露させた研究では、甲状腺ホルモンの顕著な失調も観察されている。二酸化塩素は急速に加水分解されて亜塩素酸イオンになること、および亜塩素酸イオンの暫定ガイドライン値が二酸化塩素の潜在的毒性を考慮して十分に安全側に立った値であることから、二酸化塩素についてガイドライン値は設定されていない。二酸化塩素の臭味閾値は0.4mg/Lである。

### 亜塩素酸イオン

IARCでは、亜塩素酸イオンを、ヒトへの発がん性について分類できないと結論付けている。亜塩素酸イオンへの曝露による主なかつ最も共通して観察される変化は、赤血球の変化をもたらす酸化ストレスである。この影響は、実験動物に見られるほか、塩素酸イオンの場合からも類推されるように、中毒事故で高用量の曝露を受けたヒトにも見られる。ヒトのボランティアによる最長12週間の研究では、最高投与量(一日当たり36 $\mu$ g/kg体重)においてどの血液学的パラメーターにも影響が認められなかった。

### 塩素酸イオン

亜塩素酸イオンと同様に、塩素酸イオンについての主な懸念は赤血球の酸化障害である。また、亜塩素酸イオンの場合と同様に、12週間にわたって36 $\mu$ g/kg体重/日の塩素酸イオンを服用したヒトのボランティアでは、何の悪影響も認められなかった。塩素酸イオンのデータは、亜塩素酸イオンの場合ほど多くはないが、最近の適切に行われたラットによる90日間投与実験の結果が利用可能である。現在進行中の長期研究が1件あり、塩素酸イオンの慢性曝露についてより多くの情報を提供してくれるであろう。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、二酸化塩素、塩素酸イオンおよび亜塩素酸イオンについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、飲料水中の亜塩素酸イオンについて、健康に基づく暫定ガイドライン値0.2mg/Lを設定した。消毒剤として二酸化塩素を使用することにより、亜塩素酸イオンと塩素酸イオンの濃度がガイドライン値を超過するおそれがあるが、ガイドライン値を満たすことが困難であるからといって十分な消毒を怠ることが決してあってはならないことから、ガイドライン値を暫定とした。1993年の同ガイドラインでは、二酸化塩素は急速に分解することと、亜塩素酸イオンの暫定ガイドライン値が、二酸化塩素の潜在的毒性を考慮して十分に安全側に立った値であること



から、飲料水中の二酸化塩素について健康に基づくガイドライン値は設定されなかった。1993年の同ガイドラインでは、ヒトと実験動物に対する塩素酸イオンの影響に関する利用可能なデータが不十分であるため、ガイドライン値は設定できないと結論づけ、塩素酸イオンの致死作用以外の毒性の特性を解明することが必要であると勧告した。二酸化塩素の臭気閾値が0.4mg/Lであることも記されている。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 クロロアセトン

1,1-ジクロロアセトンは塩素と有機前駆物質の反応により生成され、塩素処理した飲料水中で検出されている。濃度は10µg/L以下、通常は1µg/L以下と推定される。

1,1-ジクロロアセトンの毒物学的データはごく限られているが、単回投与による研究において、肝臓に影響することが示されている。

現時点ではデータが不十分なため、1,1-ジクロロアセトンおよびその他のクロロアセトンについてはガイドライン値を提示できない。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、クロロアセトンについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、いずれのクロロアセトンについても、ガイドライン値を提示するための十分なデータがないとされた。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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 クロロフェノール(2-クロロフェノール、2,4-ジクロロフェノール、2,4,6-トリクロロフェノール)

クロロフェノールは、フェノールの塩素処理生成物、フェノール基を持つ酸と次亜塩素酸との反応副生成物、殺菌剤またはフェノキシ系除草剤の分解生成物として飲料水中に存在する。塩素処理副生成物として飲料水中で検出されることが最も多いのは、2-クロロフェノール、2,4-ジクロロフェノールおよび2,4,6-トリクロロフェノールである。飲料水中のクロロフェノールの味の閾値は低い。

2,4,6-トリクロロフェノールのガイドライン値	0.2 mg/L
検出状況	飲料水中のクロロフェノール濃度は、通常1 µg/Lより低い。
ガイドライン導出の根拠	2年の食餌実験において雄ラットに観察された白血病に線形多段階モデルを適用した（この実験で見つかった肝臓の腫瘍は、不純物によって誘発されたものである可能性があるため、リスク評価の対象として使われなかった）。
検出下限値	0.5 ~ 5 µg/L - ペンタフルオロベンジルエーテル誘導化法；1 ~ 10 µg/L (モノクロロフェノール)、0.5 µg/L (ジクロロフェノール) および0.01 µg/L (トリクロロフェノール) - ECD付GC
処理による達成度	2,4,6-トリクロロフェノールの濃度は一般に1 µg/Lより低い。必要に応じて、2,4,6-トリクロロフェノール濃度はGACを使って減少させることができる。
付記	2,4,6-トリクロロフェノールのガイドライン値は、これまでに報告された最も低い味の閾値を超えている。

### 毒性学的レビュー

#### 2-クロロフェノール

2-クロロフェノールの毒性に関するデータは限られている。したがって、健康に基づくガイドライン値は設定されていない。

#### 2,4-ジクロロフェノール

2,4-ジクロロフェノールの毒性に関するデータは限られている。したがって、健康に基づくガイドライン値は設定されていない。

#### 2,4,6-トリクロロフェノール

2,4,6-トリクロロフェノールは、雄ラットにリンパ腫および白血病を、また、雄および雌のマウスに肝臓の腫瘍を誘発させることが報告されている。2,4,6-トリクロロフェノールは、Ames試験では変異

原性が陽性であるとはされていないが、他の*in vitro*および*in vivo*研究において弱い変異原性を示している。IARCでは、2,4,6-トリクロロフェノールをグループ2Bに分類している。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、クロロフェノールについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、個々の化合物の詳細な評価が行われ、2-クロロフェノール、4-クロロフェノール、2,4-ジクロロフェノール、2,6-ジクロロフェノールおよび2,4,5-トリクロロフェノールについてガイドライン値は勧告されなかったが、快適性の観点から、個々のクロロフェノールの飲料水中の濃度が0.0001mg/Lを超えるべきではない(そして、塩素処理対象となる水の総フェノール濃度は0.001mg/L以下とするべきである)とされた。同版では、2,4,6-トリクロロフェノールについては、健康に基づくガイドライン値0.01mg/Lが勧告され、発がん性化学物質用の線形多段階モデルを用いた外挿には相当な不確実性があることも記されている。2,4,6-トリクロロフェノールの濃度が0.0001mg/Lであると、臭味が感じられることも述べられている。2-クロロフェノールおよび2,4-ジクロロフェノールについては毒性データが限られていることから、1993年の同ガイドラインでは健康に基づくガイドライン値は設定されなかった。2,4,6-トリクロロフェノールについては、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当する濃度として、ガイドライン値0.2mg/Lが算出された。この濃度は、2,4,6-トリクロロフェノールについて報告されている最も低い味の閾値0.002mg/Lを超えている。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 クロロピクリン

クロロピクリン、すなわちトリクロロニトロメタンは、塩素がフミン酸、アミノ酸またはニトロフェノールと反応することによって生成される。その生成量は、硝酸イオンが存在すると増加する。米国で得られた限られたデータによれば、飲料水中の濃度は通常 $5\mu\text{g/L}$ 以下である。

実験動物では、長期経口曝露による生存率と体重の低下が報告されている。クロロピクリンは、細菌試験およびリンパ球の*in vitro*試験において変異原性を示す。発がん性試験において死亡率が高いこと、および78週間の毒性研究において検証されたエンドポイントの試験数が限られて

いることから、利用可能なデータだけではクロロピクリンのガイドライン値を設定するには不十分であると考えられた。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、クロロピクリンについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、利用可能なデータだけでは、飲料水中のクロロピクリンについてガイドライン値を設定するには不十分であるとされた。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 クロロトルロン

クロロトルロン (CAS: 15545-48-9) は、発芽前または発芽後早期に使われる除草剤で、土壤中で緩やかに生分解され、移動する。食品からの曝露量は極めて限られている。

ガイドライン値	0.03 mg/L
検出状況	飲料水中の濃度は1 µg/L以下である。
TDI	11.3 µg/kg体重/日 - 2年の食餌実験においてマウスに見られた組織影響についてのNOAEL 11.3 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、発がん性の証拠につき10) を適用。
検出下限値	0.1 µg/L - UVおよび電気化学検出器付逆相HPLC
処理による達成度	0.1 mg/L - GAC処理により達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

クロロトルロンは、動物に対する単回投与、短期曝露および長期曝露では毒性は低いが、2年間多量投与を受けた雄マウスの腎臓に腺腫とがんを増加させることが示されている。ラットの2年の研究では発がん性が示されていないことから、クロロトルロンの毒性は、種および性に特有のものであると考えられる。クロロトルロンおよびその代謝物は遺伝毒性を示さない。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではクロロトルロンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。クロロトルロンは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは飲料水中のクロロトルロンにつき、健康に基づくガイドライン値0.03mg/Lが設定された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 クロルピリホス

クロルピリホス(CAS:2921-88-2)は、蚊、ハエ、土壌中や葉の上に生息する各種の作物害虫、屋内害虫および水生幼虫の制御に使われる、薬効範囲の広い有機リン系殺虫剤である。WHOPESでは、クロルピリホスを公衆衛生上の目的で水に添加することは推奨していないが、蚊の幼虫(ぼうふら)を制御する水生幼虫撲滅剤として、一部の国で使用されているかも知れない。クロルピリホスは土壌に強く吸着され、土壌から簡単には溶出せず、微生物によって緩やかに分解される。クロルピリホスは、水溶性が低く、環境中で水相から有機物相に移行しやすい。

ガイドライン値	0.03 mg/L
検出状況	米国の表流水では、通常0.1 µg/L以下の濃度で検出されており、地下水では検査井戸の1%未満において、通常0.01 µg/L以下の濃度で検出されている。
ADI	0.01 mg/kg体重/日 - マウス、ラットおよびイヌの研究における脳アセチルコリンエステラーゼの抑制についてのNOAEL 1 mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用および9日間曝露されたヒトの赤血球アセチルコリンエステラーゼ活性の阻害についてのNOAEL 0.1 mg/kg体重/日に不確実係数10を適用。
検出下限値	1 µg/L - ECDまたはFPD付GC
処理による達成度	利用可能なデータはないが、凝集(除去率10~20%)、活性炭吸着およびオゾン処理によって除去されると考えられる。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て ADIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

JMPRでは、クロルピリホスがヒトに発がんリスクを示すことはほとんど考えられないと結論づけた。クロルピリホスは、適正な範囲の*in vitro*および*in vivo*研究において遺伝毒性を示さなかった。長期曝露研究においてすべての種にみられた主な毒性影響は、コリンエステラーゼ活性の抑制である。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではクロルピリホスについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。クロルピリホスは、1984年の初版飲料水水質ガイドライン、1993年の第2版および1998年の第2版追補のいずれでも評価されなかった。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 クロム

クロムは地球の地殻中に広く分布しており、+2から+6の原子価で存在する。一般に食品が主要な摂取源である。

暫定ガイドライン値	総クロムとして 0.05 mg/L 毒性学上のデータベースに不確実性があるため、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	飲料水中の総クロム濃度は通常2 µg/L以下であるが、濃度120 µg/Lの報告もある。
ガイドライン導出の根拠	NOAELの根拠とし得る適切な毒性研究が見当たらない。1958年に初めて提示されたガイドライン値は健康上の懸念に基づくもので、6価クロムについてであったが、6価クロムのみを分析することが難しいため、のちに総クロムに関するガイドライン値に変更された。
検出下限値	総クロムとして0.05 - 0.2 µg/L - AAS
処理による達成度	0.015 mg/L - 凝集により達成可能

## 毒性学的レビュー

経口曝露によりクロム(III)を与えられたラットによる長期発がん性研究においては、腫瘍発生増加は観察されなかった。ラットの場合、クロム(VI)は吸入経路では発がん物質となるが、入手可能な数少ないデータによれば経口曝露では発がん性を示さない。疫学調査においては、吸入経路によるクロム(VI)への曝露と肺がんとの関連性が証明されている。IARCでは、クロム(VI)をグループ1(ヒトの発がん物質)に、クロム(III)をグループ3に分類している。クロム(VI)化合物は各種の*in vitro*および*in vivo*の遺伝毒性試験で陽性を示すが、クロム(III)化合物は陽性を示さない。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、健康上の懸念に基づき、クロム(6価)の最大許容濃度0.05mg/Lが勧告された。1963年の国際基準でもこの値が維持された。1971年の国際基準ではクロムについては評価されなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、総クロムのガイドライン値0.05mg/Lが維持された。総クロムとしたのは、6価の形態のもののみを分析することが難しいためである。1993年のガイドラインでは、6価クロムが吸入曝露で発がん性と同時に遺伝毒性を有していることから、ガイドライン値0.05mg/Lに疑問が呈されたが、新たな値の導出根拠となる毒性データを得られなかった。実際的な手段として、さらに情報が得られてクロムの再評価ができるようになるまでの間、重大な健康リスクをもたらすことがまずないと考えられる0.05mg/Lを、暫定ガイドライン値として維持することとした。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 銅

銅は必須栄養元素であると同時に、飲料水の汚染物質でもある。銅は多くの商業上の用途を持つ。銅は、管、弁および継手の原料として使われ、合金や塗装剤にも含まれている。藻類の制御のため、表流水に硫酸銅・五水和物を添加することもある。飲料水中の銅の濃度は様々であり、その主要な起源は銅配管内部の腐食であることが最も多い。流水または十分に勢よく流された水道水中の濃度は一般に低い。停滞水や部分的にしか流れていない水の試料中の濃度は様々で、流水などに比べて相当高い(しばしば1mg/L)こともある。浄水中の銅の濃度はしばしば

配水過程において増加し、特に酸性pH、または、アルカリ性pHで高炭酸水の場合その傾向が強い。先進国では、銅の主要な曝露源は食品と水である。銅製の管や継手を含む給配水システムからの停滞水や部分的にしか流れていない水を摂取していると、特に給水栓水を用いて調乳したミルクを飲んでいる幼児では、一日当たりの銅曝露量が大幅に高くなることもある。

ガイドライン値	2 mg/L
検出状況	飲料水中の濃度は0.005 mg/L以下から30 mg/L以上にわたり、その原因は主に銅配管内部の腐食である。
ガイドライン導出の根拠	銅による消化管への急性影響につき安全側に立ち、かつ、銅について正常な動的平衡を有する集団に十分な安全上の許容範囲を確保するという観点から。
検出下限値	0.02 ~ 0.1 µg/L - ICP/MS ; 0.3 µg/L - ICP発光法 ; 0.5 µg/L - FAAS
処理による達成度	銅は通常の処理プロセスでは除去できない。しかし、通常、銅は原水の汚染物質ではない。
付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>このガイドライン値であれば、銅について正常な動的平衡を有する成人の場合、2~3 L/日の水を摂取し、栄養サプリメントを服用し、食品から銅を摂取しても、耐容摂取量の上限10 mg/日を超えず、消化管への悪影響ももたらされないであろう。</li> <li>銅濃度が約1 mg/Lを超えると、洗濯物や衛生器具が着色する。銅濃度が約2.5 mg/Lを超えると水に不快な苦味が生じ、さらに濃度が高くなると水が着色する。</li> <li>銅管を配管材料として使っても、ほとんどの場合、銅の濃度はガイドライン値以下であると考えられるが、一部の条件下、例えば水の酸性や侵食性が高い場合などでは、銅の濃度がガイドライン値を大幅に上回ることがあるため、そのような条件下では銅管の使用は適切でない。</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

IPCSでは、成人の経口摂取量の許容範囲は不確実であるものの、一日当たり数(>2~3)mgで、余り多くないmg数の範囲である可能性が高いと結論付けている。この評価は、銅で汚染された飲料水の消化管への影響の研究のみに基づいたものである。動物に対する毒性の利用可能なデータは、ヒトの適切なモデルとして不確実であるため、許容経口摂取量範囲の上限の設定に役立つとは考えられなかったが、動物についての値は、反応の作用機序を解明する一助となる。銅の消化管への影響に関するデータの利用に当たっては、観察された影響は24時間の総摂取量よりも、実際に摂取された銅の濃度によるところが大きいため注意を要する。最近の研究で、飲料水中の銅が消化管に及ぼす影響の閾値を記したものがあるが、感受性の高い集団、例えばウィルソン病の遺伝子保持者や銅の動的平衡に代謝障害がある人に対する銅の長期的影響については、依然、不確実な点が残っている。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、銅濃度が1.5mg/Lより高いと、飲料水としての適性が著



しく損なわれることが示唆された。1963年と1971年の国際基準では、この値が最大許容濃度として維持された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、銅が洗濯物などを着色させる性質を持つことから、ガイドライン値1.0mg/Lが設定された。1993年の同ガイドラインでは、JECFAによるPMTDIから、銅についての健康に基づく暫定ガイドライン値2mg/Lが導出された。この根拠となった研究はイヌを対象としたやや古いもので、仔と成体の銅代謝の違いを考慮しないものであった。ヒトに対する銅の毒性については不確実性があるため、暫定ガイドライン値とされた。このガイドライン値は、1998年の同ガイドライン追補でも維持されたが、飲料水中の銅と、ヒトの消化管への急性影響の間の用量 - 反応関係に不確実性があったため、やはり暫定値とされた。同追補では、チリ、スウェーデンおよび米国で進行中の疫学調査の結果が出れば、感受性の高い集団を含めたヒトに対して銅が誘発させる毒性影響レベルの、より正確な定量化が可能になるであろうと強調している。また、銅の濃度が5mg/Lより高いと異臭味を生じることがあり、1mg/Lより高いと洗濯物や衛生器具が着色することがある。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 シアナジン

シアナジン (CAS:21725-46-2) はトリアジン系除草剤の一種である。シアナジンは、一年草や広葉雑草の制御のために、発芽前および発芽後に使用される。シアナジンは、微生物や加水分解によって、土壌中や水中で分解される。

ガイドライン値	0.0006 mg/L ( 0.6 µg/L )
検出状況	表流水および地下水では通常数µg/Lの濃度で検出されるが、表流水で1.3 mg/L、地下水で3.5 mg/Lの濃度で検出されたことがある。
TDI	0.198 µg/kg体重/日 - 雄ラットの2年の毒性/発がん性研究における異常発癌性に関するNOAEL 0.198 mg/kg/日に、不確実係数1,000 ( 種間差および種内差につき100、発がん性の証拠が少ないことにつき10 ) を適用。
検出下限値	0.01 µg/L - GC-MS
処理による達成度	0.1 µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

シアナジンに関する利用可能な変異原性データによれば、遺伝毒性の証拠は不明確である。シアナジンは、SD (Sprague-Dawley) ラットに乳腺腫瘍を起こすがマウスには起こさない。SDラットの乳腺腫瘍の発生メカニズムは現在研究中で、アトラジンのようなホルモン様物質が関与する反応である可能性もある。シアナジンは、F344ラットへの25mg/kg体重/日以上との投与により催奇形性を示す。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではシアナジンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、シアナジンを含むトリアジン系除草剤の詳細な評価が行われたが、これらの化合物についてガイドライン値は設定されなかった。シアナジンは、1993年の飲料水水質ガイドライン第2版では評価されなかった。1998年の同ガイドライン第2版追補では、飲料水中のシアナジンについての健康に基づくガイドライン値0.6mg/Lが設定された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 シアン

シアンは、特に開発途上国の一部の食品中から検出されるほか、主として工場排水による汚染が原因で飲料水からも時々検出されている。

ガイドライン値	0.07 mg/L
検出状況	飲料水中で時々検出されることがある。
TDI	12 µg/kg体重/日 - ブタによる6ヶ月の研究で認められた行動パターンおよび血清生化学面の影響に基づくLOAEL 1.2 mg/kg体重/日に、種間差および種内差につき不確実係数100を適用(観察された変化の生物学的意義に疑義があることから、NOAELの代わりにLOAELを使用することにつき係数を追加する必要はないとされた)。
検出下限値	2 µg/L - 滴定法および比色法

処理による達成度	シアンは塩素の高濃度注入によって除去される。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの20% (他の発生源によるシアンへの曝露量は通常は少ないこと、および水による曝露は間欠的であることから)</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
留意事項	ガイドライン値は、急性および長期曝露に対して安全側と考えられる。

### 毒性学的レビュー

シアンの急性毒性は高い。処理が不適切で高レベルのシアンを含むキャッサバを長期間摂取した一部の集団で、甲状腺と特に神経系への影響が観察された。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、健康上の懸念に基づき、シアンについての最大許容濃度0.01mg/Lが勧告された。1963年の国際基準では、この値が0.2mg/Lに引き上げられた。1971年の国際基準では、一部の薫蒸消毒済み食品中の残留シアン化水素のADIが0.05mg/kg体重/日であることを考慮するとともに、水源が工場排水によって過度に汚染されず、かつ適正な浄水処理が行われるよう、暫定上限濃度が0.05mg/Lに引き下げられた。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ガイドライン値0.1mg/Lが公衆衛生の保護のために妥当と判断された。1993年の同ガイドラインでは、急性曝露、長期曝露のいずれに対しても安全側と考えられる、健康に基づくガイドライン値0.07mg/Lが導出された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 塩化シアン

塩化シアンはクロラミン処理の副生成物である。塩化シアンは、アンモニウムイオン存在下での次亜塩素酸と有機前駆物質の反応生成物である。塩素およびクロラミンで処理した飲料水中で検出された濃度は、それぞれ0.4μg/Lおよび1.6μg/Lであった。

塩化シアンは体内で急速に代謝されてシアンとなる。塩化シアンの経口毒性についてはほとんどデータがないため、ガイドライン値はシアンに基づき設定された。シアンすなわち総シアンのガ

イドライン値は70 $\mu\text{g/L}$ である(12.33 シアン参照)。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、塩化シアンについての記載はなかった。塩化シアンは体内で急速に代謝されてシアンとなること、および塩化シアンの経口毒性に関するデータがほとんどないことから、1993年の同ガイドラインでは、シアンに基づき、塩化シアンの健康に基づくガイドライン値が導出された。シアンすなわち総シアンのガイドライン値は0.07mg/Lである(12.33 シアン参照)。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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-ジクロロフェノキシ酢酸)

ここで言う2,4-Dとは、遊離酸2,4-ジクロロフェノキシ酢酸(CAS:94-75-7)を指す。市販の2,4-D製品は、遊離酸、アルカリ塩、アミン塩およびエステル形態である。2,4-Dそのものは化学的に安定であるが、そのエステルは急速に加水分解されて遊離酸となる。2,4-Dは、水草を含めた広葉雑草の制御に使われる浸透性除草剤である。2,4-Dは環境中で急速に生物分解される。食品中の残留2,4-Dが数十 $\mu\text{g/kg}$ を超えることはほとんどない。

ガイドライン値	0.03 mg/L
検出状況	水中の濃度は通常0.5 $\mu\text{g/L}$ 以下であるが、30 $\mu\text{g/L}$ もの濃度が測定された例もある。
ADI	2,4-Dおよびその塩とエステルの合計値として0.01 mg/kg体重/日 - イヌに関する1年間の毒性研究(腎臓と肝臓の組織病理上の損傷を含む様々な影響)およびラットに関する2年間の毒性および発がん性研究(腎臓障害)についてのNOAEL 1 mg/kg体重/日に基づく。
検出下限値	0.1 $\mu\text{g/L}$ - 電気伝導度検出器付ガス - 液体クロマトグラフ法
処理による達成度	1 $\mu\text{g/L}$ - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て ADIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	2,4-Dの塩とエステルは水中で急速に加水分解されて遊離酸となるため、ガイドライン値は2,4-Dについての値である。

## 毒性学的レビュー

疫学調査によれば、2,4-Dを含むクロロフェノキシ系除草剤への曝露は、ヒトの軟組織肉腫と非ホジキンリンパ腫の2種のがんと相関があることが示唆されている。しかし、これらの研究結果には普遍性がない。認められた相関は弱く、研究者によって結論が異なっている。これらの研究のほとんどは、2,4-Dへの曝露に関する情報が少なく、クロロフェノキシ系除草剤全般に関するものであり、しかも、その内の一つである2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸(2,4,5-T)は、ダイオキシンによって汚染されていた可能性がある。JMPRでは、利用可能な疫学調査から2,4-Dの発がん性を評価することは不可能であると結論付けた。JMPRでは、また、2,4-Dおよびその塩とエステルは遺伝毒性があるとは言えないと結論付けた。2,4-Dの塩とエステルの毒性は、2,4-Dの毒性と同レベルである。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準では、2,4-Dについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、1976年にWHOが勧告したADIに基づき、健康に基づくガイドライン値0.1mg/Lが勧告されたが、ヒトによっては、2,4-Dの濃度が0.05mg/Lを超えると異臭味を感じる場合があると付記された。1993年の同ガイドラインでは、飲料水中の2,4-Dについて、健康に基づくガイドライン値0.03mg/Lが設定された。このガイドライン値は、1998年の同ガイドライン追補においても維持されたが、JMPRが行ったよりもあと(1996年)の毒性学的評価をベースにしていた。2,4-Dのエステルと酸は急速に加水分解されて遊離酸になることから、このガイドライン値は2,4-Dについての値である。

## 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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

2,4-DB (CAS: 94-82-6) を含むクロロフェノキシ系除草剤の環境中の分解半減期は、数日のオーダーである。クロロフェノキシ系除草剤が食品で検出されることは余りない。

ガイドライン値	0.09 mg/L
検出状況	クロロフェノキシ系除草剤が飲料水で検出されることは余りなく、検出されても通常は数μg/L以下である。
TDI	30 μg/kg体重/日 - ラットの2年間の実験で見られた体重、器官重量、血化学および血液学的パラメータの変化によるNOAEL 3 mg/kg体重/日に、不確実係数100（種間差および種内差につき）を適用。
検出下限値	1 μg/L ~ 1 mg/L - 水中のクロロフェノキシ系除草剤の測定に通常用いられる各種の方法、すなわち、溶媒抽出、GC、ガス - 液体クロマトグラフ法、薄層クロマトグラフ法またはHPLCによる分離と、ECDまたはUVによる検出。
処理による達成度	0.1 μg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
留意事項	ガイドライン値の導出に用いたNOAELは、ビーグル犬の短期研究において得られたNOAEL 2.5 mg/kg体重/日およびラットの3ヶ月の研究において得られた肝臓細胞異常肥大についてのNOAEL 5 mg/kg体重/日と、同程度の値であった。

#### 毒性学的レビュー

IARCでは、クロロフェノキシ系除草剤をグループ2Bに分類している。しかし、曝露を受けたヒトと動物の研究に基づく利用可能なデータからだけでは、特定のクロロフェノキシ系除草剤のヒトへの発がん性の可能性は評価できない。したがって、これらの化合物についての飲料水ガイドラインは、他の毒性影響に関する閾値アプローチに基づくものである。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準では、2,4-DBを含むクロロフェノキシ系除草剤についての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。2,4-DBは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは2,4-DBにつき、健康に基づくガイドライン値0.09mg/Lが設定された。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

WHO (2003) *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinkingwater. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

## 12.37 DDT およびその代謝物

DDT (CAS:107917-42-0) には、構造上いくつかの異性体があり、市販品は主として *p,p'*-DDT から成る。DDTはいくつかの国で使用が制限ないし禁止されているが、一部の国ではいまでも黄熱病、眠り病、発疹チフス、マラリアおよびその他の昆虫媒介感染症の制御に使用されている。DDTおよびその代謝物は環境中に残留し易くて分解されにくく、微生物により完全に分解されにくい。一般集団の場合、DDTおよび関連化合物の主な摂取源は食品である。

ガイドライン値	0.001 mg/L
検出状況	表流水で1 µg/L以下の濃度で検出されている。飲料水でも検出されているが、濃度は前記の1/100程度である。
PTDI	0.01 mg/kg体重/日 - ラットの発生毒性のNOAEL 1 mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用。
検出下限値	0.011 µg/L - ECD付GC
処理による達成度	0.1 µg/L - 凝集またはGACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>水への割り当て PTDIの1%</li> <li>体重 小児10 kg</li> <li>水摂取量 1L/日</li> </ul>
付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>DDTは、ストックホルム会議で定められた難分解性有機汚染物質の一つである。そのため、飲料水ガイドラインに定めるもの以外の監視が行われる場合がある。</li> <li>ガイドライン値は、1日当たり1Lの飲料水を飲む体重10 kgの幼児を基準に導出された。その理由は、幼児や小児は体重の割に多量の化学物質の曝露を受ける可能性があること、およびDDTには生物濃縮の懸念があることである。</li> <li>マラリア対策やその他の媒介昆虫の制御プログラムにDDTを使用する便益の方が、飲料水中のDDTによる健康リスクを上回ることを強調しておく必要がある。</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

IARCの作業グループは、DDTおよびその類縁化合物を、齧歯類に対しては遺伝毒性を有していない発がん物質であり、肝腫瘍の有力なプロモーターであるとした。IARCでは、DDTの発がん性について、ヒトでのデータは不十分であるが、ラットとマウスで肝腫瘍が観察されたことから実験動物での証拠が十分であるとして、グループ2Bに分類している。膵臓がん、複数の骨髄腫、非ホジキンリンパ腫および子宮がんに関する疫学調査からは、発がんの誘導とDDTおよびその類縁化合物への環境曝露との間に関連性があるという仮説を裏付ける証拠は見いだせなかった。一部の遺伝毒性試験では、作用点について矛盾する結果が得られている。ほとんどの研究で、

DDTは齧歯類またはヒトの細胞系で遺伝毒性作用を引き起こさなかったし、菌類や細菌に対する変異原性も示さなかった。米国毒性物質疾病登録庁 (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry) は、DDTおよびその類縁化合物は複数種の生殖や発生を阻害する可能性がある」と結論付けている。ラットにおいてDDTが肝臓に及ぼす影響としては、肝重量の増加、肥大、過形成、シクロームP450などのミクロゾーム酵素の誘導、細胞壊死、血清肝酵素の活性増加および分裂促進の効果がある。DDTに対する肝臓の再生反応と関係している可能性がある。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではDDTについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、DDT(全異性体)について、1969年にJMPRが勧告したADIに基づいて、健康に基づくガイドライン値0.001mg/Lが勧告された。1993年の同ガイドラインでは、1984年にJMPRが勧告したADIに基づき、幼児や小児は体重の割に多量の化学物質の曝露を受ける可能性があること、DDTの生物濃縮が懸念されること、および水以外の経路によるDDT曝露が相当レベルに達することを考慮して、飲料水中のDDTおよびその代謝物につき、健康に基づくガイドライン値0.002mg/Lが設定された。このガイドライン値はDDTの水溶解度0.001mg/Lを超えているが、DDTが水中の微量の懸濁物質に吸着された状態で存在することがあるため、条件によってはDDT濃度がガイドライン値に達する可能性がある」と付記された。また、マラリアその他の媒介昆虫の制御プログラムにDDTを使用する便益の方が、飲料水中のDDTによる健康リスクを上回るということも強調された。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

- 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 ジアルキルスズ

有機スズとして知られる化学物質群は、特性や用途を異にする多数の化合物から構成されている。有機スズの中で最も広く利用されているのは、水道用ポリ塩化ビニル(PVC)管など、プラスチック製品の安定剤として用いられるジ置換体化合物と、殺菌剤として広く使われるトリ置換体化合物である。

PVC製水道管を設置後、短期間に低濃度で浸出する可能性があるジ置換体化合物は、主として免疫毒素複合体であるが、その毒性は一般に低いと言われている。利用可能なデータが不十分なため、個々のジアルキルスズについてガイドライン値を提示するには至っていない。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ジアルキルスズについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、利用可能なデータが不十分なため、個々のジアルキルスズについてガイドライン値を提示することはできないと結論付けられた。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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-ジブromo-3-クロロプロパン (DBCP)

1,2-ジブromo-3-クロロプロパン (CAS:96-12-8) は、非常に水に溶けやすい土壤燻蒸剤である。水中のDBCPの臭味閾値は10 $\mu$ g/Lである。DBCPは処理された土壤中に生育した野菜で検出されており、空気中でも低濃度で検出されている。

ガイドライン値	0.001 mg/L
検出状況	限られた調査によれば、飲料水中の濃度は最大で数 $\mu$ g/Lの濃度である。
ガイドライン導出の根拠	104週間にわたる食餌投与実験による雄ラットの胃、腎臓および肝臓の腫瘍発生率のデータに線形多段階モデルを適用した。
検出下限値	0.02 $\mu$ g/L - ECD付GC
処理による達成度	1 $\mu$ g/L - エアストリップング - GACにより達成可能
付記	ガイドライン値1 $\mu$ g/Lは、DBCPによる生殖毒性についても安全側のはずである。

## 毒性学的レビュー

異なる系統のラットとマウスの動物実験データから、DBCPは、経口、吸入および経皮曝露により、両性に発がん性を示すことが証明されている。また、ヒトおよび複数種の実験動物において生殖毒性を示すことが証明されている。DBCPは、多くの*in vitro*および*in vivo*実験において遺伝毒性を示した。IARCでは、動物の発がん性の十分な証拠に基づき、DBCPをグループ2Bに分類している。最近の疫学的証拠は、高濃度のDBCPによる曝露を受けたヒトにおいてがん死亡率が上昇することを示唆している。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではDBCPについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。DBCPは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは、飲料水中のDBCPに対し、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当し、しかも、DBCPの生殖毒性に対しても十分に安全側にある値として、ガイドライン値0.001mg/Lが算出された。水供給が汚染されている場合には、十分な処理を行って、DBCP濃度をガイドライン値まで低減させることが必要であると付記している。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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-ジブromoエタン(二臭化エチレン)

1,2-ジブromoエタン(CAS:106-93-4)は、テトラアルキル鉛ガソリンやアンチノック剤中の鉛吸収剤として、また、土壌、作物および果実の燻蒸剤として使われている。しかし、多くの国では、有鉛ガソリンの使用も1,2-ジブromoエタンの農業利用も段階的に廃止されているため、その使用量は大幅に減少している。現在は、一部の国でガソリン添加剤として引き続き使用されているほか、主に溶媒および化学工業での中間体として使われている。

暫定ガイドライン値	0.0004 mg/L (0.4 µg/L) 根拠としている研究に重大な限界があるため、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	土壤燻蒸剤として使用したあとの地下水で、100 µg/Lの高濃度で検出されている。
ガイドライン導出の根拠	ラットまたはマウスに1,2-ジプロモエタンを強制経口投与した場合の、胃、肝臓、肺および副腎皮質の血管肉腫と腫瘍の発生（齧歯類による104週の標準的な動物実験であるため、観察された高い初期死亡率を妥当な限り補正し、また、期待される腫瘍形成増加速度に合わせて修正した。）につき、線形多段階モデルを用いて計算した生涯低用量発がんリスクに相当する濃度範囲の下端値（すなわち、より控えめな推定値）。
検出下限値	0.01 µg/L - マイクロ抽出GC-MS ; 0.03 µg/L - ハロゲン選択検出器付パージトラップGC ; 0.8 µmg/L - 光イオン化および電気伝導度検出器付パージトラップキャピラリーカラムGC
処理による達成度	0.1 µg/L - GACにより達成可能

### 毒性学的レビュー

1,2-ジプロモエタンは、ラットまたはマウスに強制経口投与、飲料水混入投与、経皮投与および吸入によって曝露させた、確認された限りのすべての発がん性試験において、複数部位の腫瘍発生率の増加を引き起こした。しかし、これらの研究の多くは、初期に高い死亡率を示し、組織病理学的検討が限られていること、実験群の規模が小さいこと、または、一つの曝露レベルしかないことなどが特徴である。1,2-ジプロモエタンは、イニシエーター/プロモーター試験においては肝臓病巣のイニシエーターとして作用したが、皮膚腫瘍のイニシエーターとはならなかった。*in vivo*の結果も混じっているが、1,2-ジプロモエタンは*in vitro*試験では一貫して遺伝毒性を示した。腫瘍の誘発に当たってはおそらく、活性代謝物 - DNAと結合することが証明されている - への体内変化が起きているものと思われる。利用可能なデータからは、遺伝毒性作用による腫瘍誘発機構が存在するという裏付けは得られていない。したがって、利用可能なデータからすると、1,2-ジプロモエタンは齧歯類に対して遺伝毒性を有する発がん物質であると考えられる。ヒトへの発がんの可能性に関するデータは不十分であるが、1,2-ジプロモエタンが齧歯類とヒトで同様の代謝をする可能性はある（遺伝子多型のため、ヒトでは活性代謝物の産生に違いがある可能性はあるが）。IARCでは、1,2-ジプロモエタンをグループ2A（ヒトにおそらく発がん性があると考えられる物質）に分類している。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準では1,2-ジプロモエタンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。

1,2-ジプロモエタンは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993

年の同ガイドラインでは、1,2-ジブロモエタンは遺伝毒性のある発がん物質らしいと指摘されている。しかし、それまでの研究だけではリスクの数学的外挿を行うのに不十分であるとして、1,2-ジブロモエタンについてガイドライン値は導出されなかった。同ガイドラインでは、新しいデータが利用可能になり次第、1,2-ジブロモエタンの再評価を行うべきであると勧告された。1998年の同ガイドライン追補では、様々な腫瘍タイプについての過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当するガイドライン値を0.0004～0.015mg/Lとした。根拠とする研究に重大な限界があるため、このガイドライン値は暫定とされた。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 ジクロロ酢酸

塩素化酢酸は、水の塩素処理の過程で有機物から生成される。

暫定ガイドライン値	0.05 mg/L このガイドライン値は、これが技術的に達成可能であることを裏付けるデータが不十分なため暫定とする。ガイドライン値の達成が困難であるからといって、決して消毒をおろそかにしてはならない。
検出状況	塩素処理後の水で最高約100 µg/Lが検出されているが、ほとんどの場合50 µg/L以下である。
TDI	7.6 µg/kg体重/日 - マウスを75週間にわたって7.6 mg /kg体重/日のジクロロ酢酸に曝露させたが、肝臓に影響が認められなかった研究結果に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、発がんの可能性につき10) を適用。
検出下限値	1 µg/L - ECD付GC ; 2 µg/L - GC-MS
処理による達成度	前駆物質を除去するための凝集プロセスの導入または最適化や、塩素処理過程でのpH制御によって、濃度を低減させることができる。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの20%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

いくつかのバイオアッセイで、ジクロロ酢酸がマウスの肝臓腫瘍を誘発させることが明らかにされている。しかし、ジクロロ酢酸の発がん性に基づいたガイドライン値を導出するには、発がん性の証拠が不十分である。遺伝毒性については十分なデータがない。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ジクロロ酢酸についての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、ジクロロ酢酸の暫定ガイドライン値0.05mg/Lが導出された。このガイドライン値は、これが技術的に達成可能であることを裏付けるデータが不十分なため暫定とされた。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 ジクロロベンゼン (1,2-ジクロロベンゼン、1,3-ジクロロベンゼン、1,4-ジクロロベンゼン)

ジクロロベンゼン(DCB)は、脱臭剤、化学染料、農薬など、工業用および家庭用製品に広く使われている。ヒトへの曝露源は主に空気と食品である。

ガイドライン値 1,2-ジクロロベンゼン 1,4-ジクロロベンゼン	1 mg/L 0.3 mg/L
検出状況	水源では10 µg/Lもの高濃度で、飲料水では3 µg/L以下の濃度で検出されている。汚染された地下水中の濃度は、これらよりはるかに高い(最高7 mg/L)。
TDI 1,2-ジクロロベンゼン 1,4-ジクロロベンゼン	429 µg/kg体重/日 - 2年間にわたり1週間に5日強制経口投与したマウスの腎臓に見られた管形成障害のNOAEL 60 mg/kg体重/日に、不確実係数100 (種間差および種内差につき)を適用。 107 µg/kg体重/日 - 2年間にわたり1週間に5日食餌投与したラットの研究で腎臓に影響が出たLOAEL 150 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、NOAELの代わりにLOAELを用いたことと発がんの可能性につき10)を適用。

検出下限値	0.01 ~ 0.25 µg/L - ECD付ガス - 液体クロマトグラフ法 3.5 µg/L - 光イオン化検出器付GC
処理による達成度	0.01 mg/L - エアストリッピングにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	1,2-ジクロロベンゼンと1,4-ジクロロベンゼンのガイドライン値は、報告されているそれぞれの最も低い味の閾値1 µg/Lおよび6 µg/Lをはるかに超えている。

## 毒性学的レビュー

### 1,2-ジクロロベンゼン

1,2-DCBは、経口曝露による急性毒性は低い。経口曝露による高濃度投与では、主に肝臓と腎臓に影響を及ぼす。1,2-DCBには遺伝毒性がなく、また、齧歯類に発がん性を示すという証拠はない。

### 1,3-ジクロロベンゼン

1,3-DCBについては、ガイドライン値を提示するに足りる十分な毒性学的データがないが、飲料水中で検出されることは滅多にないことに留意するべきである。

### 1,4-ジクロロベンゼン

1,4-DCBは、急性毒性は低いが、長期曝露によりラットの腎臓腫瘍の発生と、マウスの肝細胞腺腫およびがんの発生を増大させるという証拠がある。IARCでは、1,4-DCBをグループ2Bに分類している。1,4-DCBは、遺伝毒性はなく、動物で観察された腫瘍誘発がヒトにも当てはまるかどうかは疑わしい。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、DCBについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、1,2-DCBおよび1,4-DCBについて詳細な評価が行われたが、これらの化合物についてガイドライン値は勧告されなかった。ADIに基づき、飲料水についての毒性学的下限値0.005 ~ 0.05mg/Lが導出された。臭気閾値濃度が1,2-DCBで0.003mg/L、1,4-DCBで0.001mg/Lであることから、これらの値の10%の値が、飲料水に臭味の問題を起こすおそれのない濃度として勧告された。1993年の同ガイドラインでは、1,2-DCBについて健康に基づくガイドライン値1mg/Lが導出されたが、この値は水中の1,2-DCBについて報告されている最も低い味の閾値(0.001mg/L)をはるかに超えている。1,3-DCBについては、ガイドライン値を提示するに足りる十分な毒性学的データがなかったが、1993年の同ガイドラインでは、

1,3-DCBが飲料水で検出されることは滅多にないと記されている。1,4-DCBについては、健康に基づくガイドライン値0.3mg/Lが勧告されたが、この値は1,4-DCBにつき報告されている最も低い臭気閾値0.0003mg/Lを大きく超えている。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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-ジクロロエタン

1,1-ジクロロエタンは、中間体や溶剤として使われている。飲料水中の1,1-ジクロロエタンの濃度が、10µg/Lに達する場合があることを示すデータがいくつかある。しかし、1,1-ジクロロエタンは広く使用、廃棄されているため、地下水での検出事例が増える可能性がある。

1,1-ジクロロエタンは、哺乳動物によって速やかに代謝され、酢酸や各種塩素化合物となる。1,1-ジクロロエタンの急性毒性は比較的低く、その毒性に関する短期および長期研究のデータは乏しい。in vitro試験において、1,1-ジクロロエタンが遺伝毒性を示す証拠が若干ある。マウスやラットに対する強制経口投与による発がん性研究では、発がん性の決定的証拠は出なかったが、被験動物における血管肉腫発生率の増加が見られた。

毒性と発がん性に関するデータベースが極めて限られていることを考慮して、ガイドライン値は提示するべきでないと結論付けられた。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、1,1-ジクロロエタンについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、毒性と発がん性に関するデータベースが非常に限られていることから、1,1-ジクロロエタンについてはガイドライン値を設定するべきでないと結論付けられた。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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-ジクロロエタン

1,2-ジクロロエタンは、主に塩化ビニルやその他の化学物質製造の中間体として使用され、溶剤としても一部用いられている。1,2-ジクロロエタンは、それを製造したり使用したりする工場からの排水を経由して表流水に混入する。廃棄物処分場に廃棄されたものが、長期間にわたって残存する場合には、地下水に混入することもある。1,2-ジクロロエタンは、都市の空気中からも検出されている。

ガイドライン値	0.030 mg/L
検出状況	飲料水中で最高数 $\mu\text{g/L}$ の濃度で検出されている。
ガイドライン導出の根拠	78週間にわたる強制経口投与研究において雄のラットに発生した血管肉腫に線形多段階モデルを適用。
検出下限値	0.06 ~ 2.8 $\mu\text{g/L}$ - GC-MS ; 0.03 ~ 0.2 $\mu\text{g/L}$ - 電気伝導度検出器付GC ; 5 $\mu\text{g/L}$ - FID付GC ; 0.03 $\mu\text{g/L}$ - 光イオン化検出器付GC
処理による達成度	0.0001 mg/L - GACにより達成可能
留意事項	ガイドライン値0.030 mg/LはIPCS (1998年) から導出された値と同じで、リスクレベル $10^{-5}$ に基づく。

## 毒性学的レビュー

IARCでは、1,2-ジクロロエタンをグループ2B(ヒトへの発がんの可能性あり)に分類している。1,2-ジクロロエタンにより、実験動物における各種の腫瘍 - まれに発生する血管肉腫を含む - 発生率が統計学的に有意な増加を示すことが証明されているし、遺伝毒性の可能性も証拠により示されている。経口曝露を受けた動物における1,2-ジクロロエタンの毒性標的は、免疫システム、中枢神経系、肝臓および腎臓などである。データによれば、1,2-ジクロロエタンの作用は吸入した場合の方が低い。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、1,2-ジクロロエタンについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、健康に基づく1,2-ジクロロエタンのガイドライン値0.01mg/Lが勧告されたが、その導出に当たって適用した発がん性化学物質用の数学モデルにはかなりの不確実性が含まれていると付記された。1993年の同ガイドラインでは、雄のラットに発生した血管肉腫を根拠として、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当する1,2-ジクロロエタンのガイドライン値0.03mg/Lが算定された。



## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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-ジクロロエチレン

1,1-ジクロロエチレン、別名塩化ビニリデンは、主にポリ塩化ビニル共重合体生産時のモノマー(単量体)として、また、その他の有機化学物質合成時の中間体として使われている。ときに、飲料水の汚染物質となることがあり、通常は他の塩素化炭化水素とともに検出される。食品中の濃度についてのデータはないが、空気中の濃度は、一部の製造現場を除けば一般に40ng/m<sup>3</sup>以下である。

ガイドライン値	0.03 mg/L
検出状況	地下水源由来の飲料水での検出濃度の中央値は0.28 ~ 1.2 µg/L、公共飲料水供給での検出濃度は0.2 µg/L以下から0.5 µg/Lまでの範囲である。
TDI	9µg/kg体重/日 - ラットを用いた2年間にわたる飲水投与研究に基づくLOAEL (雌の肝臓障害の増加) 9 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、NOAELの代わりにLOAELを用いたことおよび発がんの可能性につき10) を適用。
検出下限値	0.025 µg/L - ECD付キャピラリーGC、0.07 µg/L - ECDまたはマイクロクローメトリー付パージトラップ充填カラムGC ; 4.7 µg/L - パージトラップ充填カラムGC-MS
処理による達成度	0.01 mg/L - GACまたはエアストリッピングにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

1,1-ジクロロエチレンは中枢神経系の機能抑制剤で、職業曝露を受けるヒトにおいて肝臓および腎臓毒性を示すことがある。実験動物においても、肝臓や腎臓に障害を引き起こす。IARCでは、1,1-ジクロロエチレンをグループ3に分類している。多くの*in vitro*試験で遺伝毒性が見られているが、*in vivo*での優性致死および小核試験においては陽性作用を示さなかった。マウスの吸入

実験において腎臓腫瘍を誘発させた例が1例あるが、飲料水に混入して与えた数例を含め、他の研究において発がん性は見られなかった。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、1,1-ジクロロエチレンについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、健康に基づく1,1-ジクロロエチレンのガイドライン値0.0003mg/Lが勧告されたが、その導出に当たって適用した発がん性化学物質用の数学モデルにはかなりの不確実性が含まれていると付記された。1993年の同ガイドラインでは、健康に基づく1,1-ジクロロエチレンのガイドライン値0.03mg/Lが勧告された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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-ジクロロエチレン

1,2-ジクロロエチレンは、*cis*異性体または*trans*異性体の形態で存在する。水質汚染物質として検出されることが多いのは*cis*体の方である。排水中や嫌気性の地下水中の不飽和ハロゲン化炭化水素の代謝物であるこの2つの異性体の存在は、例えば塩化ビニルのようなより毒性の高い有機塩素化合物が、同時に存在していることを示している可能性がある。したがって、これらの異性体が存在しているということは、より徹底した監視を行う必要があることを意味するものである。食品からの曝露に関するデータはない。空気中の濃度は低く、製造現場付近では高くなるがそれでも $\mu\text{g}/\text{m}^3$ レベルである。*cis*異性体は、かつては麻酔薬として使用されていた。

ガイドライン値	0.05 mg/L
検出状況	地下水源に由来する飲料水から、最高120 $\mu\text{g}/\text{L}$ の濃度で検出されている。
TDI	17 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日 - 飲料水に <i>trans</i> -1,2-ジクロロエチレンを混ぜてマウスに投与した2年間の研究によるNOAEL（血清中のアルカリフォスファターゼレベルの増加と胸腺重量の増加）17 $\text{mg}/\text{kg}$ 体重/日に、不確実係数1,000（種間差および種内差につき100、実験が短期間であることにつき10）を適用。
検出下限値	0.17 $\mu\text{g}/\text{L}$ - GC-MS
処理による達成度	0.01 $\text{mg}/\text{L}$ - GACまたはエアストリッピングにより達成可能

ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	<i>trans</i> 異性体の方が <i>cis</i> 異性体よりも低用量で毒性が発現すること、および、ラットよりマウスの方が感受性が高いことから、 <i>trans</i> 異性体のデータを基に両異性体を合わせたガイドライン値を算出した。

### 毒性学的レビュー

1,2-ジクロロエチレンの吸収、分布および排泄については、ほとんど情報がない。しかし、1,1-ジクロロエチレンとの類似性からみて、容易に吸収され、主に肝臓、腎臓および肺に分布し、速やかに排泄されると考えられる。*cis*異性体は、*in vitro*系では*trans*異性体よりも急速に代謝される。両異性体とも、齧歯類において血清中のアルカリフォスファターゼレベルを増加させると報告されている。マウスに、飲料水に*trans*異性体を加えて3ヶ月与えた実験によれば、血清中のアルカリフォスファターゼが増加し、胸腺と肺の重量が減少したと報告されている。一時的な免疫学的影響があるとの報告もあるが、その毒物学的重大性は不明である。*trans*異性体もラットの腎臓重量を減少させたが、*cis*異性体よりも高投与量を必要とした。*cis*異性体のラットに対する毒性研究は1例だけあり、*trans*異性体がマウスに誘発させるのと同程度の毒性がみられたが、*cis*異性体よりも高い投与量が必要であった。両異性体とも遺伝毒性を有している可能性があることを示唆するデータが若干ある。発がん性に関しては情報がない。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、1,2-ジクロロエチレンについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、1,2-ジクロロエチレンにつき詳細な評価が行われたが、ガイドライン値は勧告されなかった。1993年の同ガイドラインでは、*trans*異性体の毒性データを基に両異性体についてのガイドライン値0.05mg/Lが算出された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 ジクロロメタン

ジクロロメタン、別名塩化メチレンは、溶剤として、コーヒーのカフェイン除去、塗料の剥離などの幅広い用途に利用されている。飲料水による曝露量は、他の経路と比べると少いようである。

ガイドライン値	0.02 mg/L
検出状況	表流水の試料から0.1～743 µg/Lの濃度で検出されている。揮発が限られているため、地下水中の濃度の方が高いのが普通で、3,600 µg/Lという報告もある。飲料水中の平均濃度は0.1 µg/L以下である。
TDI	6 µg/kg体重/日 - ラットを用いた2年間の飲水実験による肝毒性への影響のNOAEL6 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000（種間差および種内差につき100、発がんの可能性につき10）を適用。
検出下限値	0.3 µg/L - パージトラップGC-MS（ジクロロメタンの蒸気は本手法では容易にチューブを通過することに注意）
処理による達成度	20 µg/L - エアストリッピングにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

#### 毒性学的レビュー

ジクロロメタンの急性毒性は低い。マウスによる吸入実験では、決定的な発がん性の証拠が示されたが、ラットやマウスによる飲水実験では、その可能性を示唆する証拠が得られているにすぎない。IARCでは、ジクロロメタンをグループ2Bに分類している。しかし、証拠から見て、ジクロロメタンは遺伝毒性を有する発がん物質ではなく、*in vivo*において有意な量の遺伝毒性のある代謝物が形成されることもないと考えられる。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、ジクロロメタンについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ジクロロメタンにつき詳細な評価が行われたが、ガイドライン値は勧告されなかった。1993年の同ガイドラインでは、健康に基づくジクロロメタンのガイドライン値0.02 mg/Lが設定されたが、飲料水以外にも広範な曝露源があり得ると付記されている。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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-ジクロロプロパン (1,2-DCP)

1,2-ジクロロプロパン (CAS No.78-87-5) は、作物および土壌の燻蒸殺虫剤やスカシバガを制御する殺虫剤として使われている。また、テトラクロロエチレンその他の塩素化合物の製造の中間体としてや、溶剤としても使用されている。1,2-DCPは、比較的加水分解されにくく、土壌にほとんど吸着されず、地下水中へ移動することがある。

暫定ガイドライン値	0.04 mg/L 毒性に関するデータベースが限られているため、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	通常、地下水および飲料水で20 µg/L以下の濃度で検出されるが、井戸水で440 µg/Lという測定例がある。
TDI	14 µg/kg体重/日 - 雄のラットを用いた13週間の実験における血液学的指標の変化のLOAEL 71.4 mg/kg体重/日 (100 mg/kg体重/日、週5日の投与から換算) に、不確実係数5,000 (種間差および種内差につき100、LOAELを用いたことにつき10、 <i>in vivo</i> の遺伝毒性に関して限られたデータしかないこと、亜慢性研究の結果を使用していることなど、データベースが限られていることにつき5) を適用。
検出下限値	0.02 µg/L - 電気伝導度検出器付パージトラップGCまたはGC-MS
処理による達成度	1µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

#### 毒性学的レビュー

IARC では、1986年と1987年に1,2-DCPの評価を実施している。実験動物における発がん性の証拠が限られていること、ヒトに対する発がん性の評価に使えるデータが不十分であることから、1,2-DCPはグループ3(ヒトに対する発がん性に関して分類できない)に分類された。変異原性の*in vitro*試験では、陽性、陰性両方の結果が出ている。*in vivo*試験では陰性であったが、実験数も実験計画も限られている。IARCの評価と同じく、マウスやラットの発がん性に関する長期研究から得られた証拠は限られていると考えられ、1,2-DCPの毒性評価については閾値によるアプローチが適切であると結論付けられた。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準では1,2-DCPについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1,2-DCPは1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、

1993年の同ガイドラインでは、飲料水中の1,2-DCPについて、健康に基づく暫定ガイドライン値0.02mg/Lが提案された。このガイドライン値が暫定であったのは、不確実係数を10,000として得られた値であったためである。1998年の同ガイドライン追補では、より小さい不確実係数を用いてのガイドライン値0.04mg/Lに改定された。このガイドライン値も暫定とされたが、その理由は不確実係数の値が大きいこと、旧ガイドライン値の導出時以降、データベースが変わっていないことにある。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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-ジクロロプロパン

1,3-ジクロロプロパン(CAS No.142-28-9)にはいくつかの工業用途があり、また、1,3-ジクロロプロパンを含む土壌燻蒸剤に不純物として含まれている。1,3-ジクロロプロパンが水で検出されることはまれである。

1,3-ジクロロプロパンの急性毒性は低い。1,3-ジクロロプロパンが、細菌に遺伝毒性があることを示唆する結果がある。飲料水経由の曝露に係る短期、長期、生殖または発生毒性に関するデータを示した文献は見当たらない。現時点で利用可能なデータだけでは、ガイドライン値を勧告するには不十分と考えられる。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準では、1,3-ジクロロプロパンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1,3-ジクロロプロパンは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは、利用可能なデータだけでは、飲料水中の1,3-ジクロロプロパンについてのガイドライン値を勧告するには不十分であると結論付けられた。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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-ジクロロプロペン

1,3-ジクロロプロペン (CAS No.542-75-6異性体混合物; 同10061-01-5 *cis*異性体; 同10061-02-6 *trans*異性体)は、土壤燻蒸剤であり、市販品は*cis*、*trans*の両異性体の混合物である。土壤中の多種類の害虫、特に砂質土壤中の線虫類の駆除に使用されている。蒸気圧が非常に高いにもかかわらず、g/Lレベルの濃度で水に溶けるので、水質汚染物質になり得ると考えられる。

ガイドライン値	0.02 mg/L
検出状況	表流水および地下水で、数μg/Lの濃度で検出されている。
ガイドライン導出の根拠	2年間の強制経口投与で雌のマウスに発生した肺および膀胱の腫瘍に線形多段モデルを適用して算出。
検出下限値	<i>Cis</i> -1,3-ジクロロプロペン0.34 μg/L、 <i>trans</i> -1,3-ジクロロプロペン0.20 μg/L - 電気伝導度検出器付パージトラップ充填カラムGC
処理による達成度	水中からの除去に関する情報はない。

## 毒性学的レビュー

1,3-ジクロロプロペンは直接作用する変異原物質で、ラットやマウスでの長期強制経口投与試験では、前胃に腫瘍を誘発させることが示されている。腫瘍は、雌のマウスの膀胱と肺および雄のラットの肝臓にも見られた。ラットによる長期吸入試験では陰性であったが、マウスによる吸入試験では肺に良性腫瘍が認められた。IARCでは、1,3-ジクロロプロペンをグループ2B(ヒトへの発がんの可能性あり)に分類している。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準では、1,3-ジクロロプロペンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1,3-ジクロロプロペンは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当する値としてガイドライン値0.02mg/Lが算出された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 ジクロルプロップ(2,4-DP)

ジクロルプロップ(CAS No.120-36-5)を含むクロロフェノキシ系除草剤の分解半減期は、環境中では数日のオーダーである。クロロフェノキシ系除草剤が食品で検出されることは余りない。

ガイドライン値	0.1 mg/L
検出状況	クロロフェノキシ系除草剤が飲料水で検出されることは余りない。検出される場合でも通常は数 $\mu\text{g/L}$ 以下である。
TDI	36.4 $\mu\text{g/kg}$ 体重/日 - ラットを用いた2年間の100 mg/kg食餌投与(3.64 mg/kg体重相当)実験における腎臓毒性に関するNOAELに、不確実係数100(種間差および種内差につき)を適用。
検出下限値	1 $\mu\text{g/L}$ ~ 1 mg/L - ECDまたはUV検出器を備えた、溶媒抽出GCによる分離、ガス-液体クロマトグラフ法、薄層クロマトグラフ法またはHPLCなど、クロロフェノキシ系除草剤の検出によく使われる方法
処理による達成度	データなし
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

IARCでは、クロロフェノキシ系除草剤をグループ2Bに分類している。しかし、ヒトや動物を対象とした曝露研究データで利用可能なものからだけでは、特定のクロロフェノキシ系除草剤のヒトへの発がんの可能性を評価することはできない。したがって、これらの化合物の飲料水中のガイドライン値は、他の毒性影響についての閾値アプローチに基づいている。ラットによる3ヶ月の食餌試験では、わずかな肝臓肥大が認められ、また、2年間の試験では、肝細胞の膨張、軽い貧血、腎臓の褐色色素の増加(おそらくは管状上皮がわずかに退化している徴候)、並びに、尿比重およびたんぱく質の減少が認められた。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準では、ジクロルプロップを含むクロロフェノキシ系除草剤についての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。ジクロルプロップは1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは、ジクロルプロップにつき健康に基づくガイドライン値0.1mg/Lが設定された。



### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル

アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル(DEHA)は、主としてポリ塩化ビニル(PVC)などの合成樹脂の可塑剤として使用されている。表流水や飲料水でDEHAが検出されたとの報告はまれであるが、ときにDEHAが飲料水で数 $\mu\text{g/L}$ の濃度で検出されることがある。DEHAはPVCフィルムに使われているため、ヒトの最も重要な曝露源は食品である(最大20mg/日)。

DEHAの短期毒性は低いが、食餌投与濃度が6,000mg/kgを超えると、齧歯類の肝臓のペルオキシソームの増加を誘発させる。この影響は、しばしば肝腫瘍の発生と関係がある。DEHAは非常に高い投与量で雌のマウスに肝臓がんを誘発させるが、雄のマウスまたはラットでは誘発させない。遺伝毒性はない。IARCでは、DEHAをグループ3に分類している。

ラットの胎児に対する毒性に基づくTDI 280 $\mu\text{g/kg}$ 体重/日の1%を飲料水に割り当てて算出すると、DEHAの健康に基づく値は80 $\mu\text{g/L}$ となる。しかし、DEHAの存在濃度は毒性影響が見られる濃度よりはるかに低いので、健康に基づくガイドライン値を導出する必要があるとは考えられない。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、DEHAについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、飲料水中のDEHAにつき健康に基づくガイドライン値0.08mg/Lが提示された。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 フタル酸ジ-2-エチルヘキシル

フタル酸ジ-2-エチルヘキシル(DEHP)は、主に可塑剤として使用されている。DEHPを含む製品は多岐にわたるため、曝露量は人によって大きく異なると考えられる。一般に、食品が主な曝露源であろう。

ガイドライン値	0.008 mg/L
検出状況	表流水、地下水および飲料水で数 $\mu\text{g/L}$ の濃度で検出されている。汚染された表流水および地下水で、数百 $\mu\text{g/L}$ の濃度で検出されたという報告がある。
TDI	25 $\mu\text{g/kg}$ 体重/日 - ラットの肝臓のペルオキシソームの増加に関するNOAEL 2.5 mg/kg体重/日に、種間差および種内差についての不確実係数100を適用。
検出下限値	0.1 $\mu\text{g/L}$ - GC-MS
処理による達成度	データなし
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの1%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	試料の採取や調整の際の二次汚染が考えられるため、環境水試料に関する一部のデータの信頼性には疑問がある。溶解度の10倍を超える濃度が検出されたという報告がある。

#### 毒性学的レビュー

ラットの場合、DEHPは消化管から容易に吸収される。霊長類(ヒトを含む)では、摂取後の吸収率はずっと低い。代謝機構にも種による違いが認められる。多くの種では、主として尿中の抱合モノエステルとして排泄される。しかし、ラットでは大部分が最終酸化物として排泄される。DEHPは体内に広く分布しており、肝臓や脂肪組織に高濃度で存在するが、有意な蓄積は見られない。経口による急性毒性は低い。短期毒性研究において見られた顕著な影響は、肝臓のペルオキシソームの増加であり、ペルオキシソーム酵素活性の増加と病理変化に現れていた。利用可能なデータによれば、この影響に関しては、ヒトを含む霊長類の方が齧歯類に比べてはるかに感受性が低い。長期間の経口発がん性試験では、ラットとマウスに肝細胞がんの誘発が見られた。IARCでは、DEHPはヒトへの発がんの可能性あり(グループ2B)と結論付けている。JECFAでは1988年にDEHPについて評価し、食品中のDEHPに対するヒトの曝露量を、可能な限り最小のレベルにするべきであると勧告した。同委員会は、別の可塑剤を使用するか、DEHPを含むプラスチック材料に代わるものを使用するのが有効な方法ではないかとした。多くの*in vitro*および*in vivo*の研究によれば、DEHPとその代謝物に遺伝毒性があるという証拠はないが、染色体異常および細胞形質転換の誘発作用は認められている。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、DEHPについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、飲料水中のDEHPにつき、健康に基づくガイドライン値0.008g/Lが設定された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 ジメトエート

ジメトエート(CAS No.60-51-5)は、農業で多種類の害虫の制御に使われ、また、イエバエの駆除にも使用される有機リン系殺虫剤である。半減期は18時間から8週間で、水中には残留しないと考えられるが、pH2～7で比較的安定している。食品からの一日当たり総摂取量は0.001μg/kg体重と推定されている。

ガイドライン値	0.006 mg/L
検出状況	カナダで個人の井戸から微量で検出されたが、カナダの表流水および水道水の調査では検出されていない。
TDI	0.002 mg/kg体重/日 - ラットによる発生毒性研究での生殖能に関する見かけ上のNOAEL 1.2 mg/kg体重/日に、不確実係数500 (この値がLOAELであるかも知れないことを考慮して) を適用。
検出下限値	0.05 μg/L - GC-MS
処理による達成度	1 μg/L - GACおよび塩素処理により達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て ADIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

ヒトのボランティアを対象とした研究では、ジメトエートは、コリンエステラーゼを抑制し、皮膚を刺激する効果を示した。齧歯類に対して発がん性はない。JMPPRでは、*in vitro*試験ではジメトエートには変異原性があるが、この可能性は*in vivo*試験では見られないと結論付けられた。ラットの発生毒性に関する数世代研究では、NOAELは1.2mg/kg体重/日とされたが、それ以下の用量でも生殖能力に影響を及ぼす事例がある。生殖能力に及ぼす影響が、コリンエステラーゼ抑制の副

次的な効果であるかどうかを評価できるデータは入手できなかった。JMPRでは、ヒトにおける作用点(生殖能力)の評価が行われていないため、ボランティアによる研究結果をADIの根拠とするのは妥当でないとされた。オメエートが主な残留物であると確定された場合には、ジメエートの残留物と分析の定期的な見直しを完了した上で、ジメエートの毒性の再評価が必要であると示唆された。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではジメエートについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことを示唆している。1984年の初版飲料水水質ガイドライン、1993年の同第2版および1998年の同第2版追補では、ジメエートの評価は行われていない。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 ジクワット

ジクワット(CAS No.2764-72-9)は、非選択的接触性除草剤および作物乾燥剤である。ジクワットは、池、湖沼、灌漑水路などの浮遊性または沈水性水生植物の除草剤としても、1mg/L以下の濃度で使用される。水中での急速な分解や堆積物への強い吸着のため、ジクワットが飲料水で検出されることはまれである。

ジクワットに、発がん性もしくは遺伝毒性があるとは考えられない。実験動物に見られる主な毒性は、白内障の発生である。ラットを用いた2年間の研究での、2番目に高い投与量の場合における白内障発生についてのジクワットイオンのADI 0.002mg/kg体重/日に基づき、その健康に基づく値6µg/Lが算出され得る。しかし、ジクワットが飲料水で検出されることはまれにしかないので、ガイドライン値を導出する必要があるとは考えられない。水中でのジクワットの検出下限値が0.001mg/Lで、実用的な定量下限値が約0.1mg/Lであることも留意しておくべきである。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではジクワットについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。ジクワットは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインおよび1993年の同第2版では評価されなかった。1998年の同ガイドライン第2版追補では、1993年にJMPRが設定したADIをもとに健康に基づくジクワットイオンのガイドライン値0.006mg/Lが算出された。しかし、水中でのジクワットの検出下限値は0.001mg/Lで、実用的な定量下限値は約0.01mg/Lである。そのためジクワットイオンについての暫定ガイドライン値0.01mg/Lが設定された。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 エチレンジアミン四酢酸 (EDTA)

EDTAは、食品添加物、薬品、化粧品、衛生用品などに用いられており、ヒトはそれらを通じてEDTAへの曝露を直接に受ける。飲料水を通してのEDTA曝露量は、他の曝露源に比べると非常に小さいと考えられる。EDTAが水環境中に存在する場合、その形態は、水質や、結合する微量金属の存在によって異なる。下水処理場での生物分解による都市下水からのEDTAの除去は、ごく限られている。

ガイドライン値	0.6 mg/L (遊離酸のEDTAとして)
検出状況	表流水では通常70 µg/L以下の濃度で検出されるが、より高い濃度(900 µg/L)での検出報告もある。表流水を原水とする飲料水では、10～30 µg/Lの濃度で検出されている。
ADI	遊離酸として1.9 mg/kg体重/日 (JECFAによる食品添加物としてのエチレンジアミン四酢酸カルシウム二ナトリウムのADIは2.5 mg/kg体重/日)
検出下限値	0.1 µg/L - 電位差溶出分析
処理による達成度	0.01 mg/L - GAC + オゾン処理
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て ADIの1%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

付記	EDTAが亜鉛と錯体を形成し得ることと、その結果、利用可能な亜鉛が欠乏することについての懸念が表明されている。しかし、このことが重大となるのは、環境中で認められる濃度よりはるかに高い濃度の場合に限られる。
----	--------------------------------------------------------------------------------------------------------

### 毒性学的レビュー

エチレンジアミン四酢酸カルシウム二ナトリウムは、消化管からは余り吸収されない。EDTAの長期毒性は、必須金属や毒性金属との錯体形成能があることから複雑である。利用可能な毒性研究によれば、EDTAの持つ見かけ上の毒性影響の原因は、実は錯体形成の結果生じる亜鉛欠乏である。EDTAは、動物においては催奇形性や発がん性を示さないようである。EDTAは、広く金属中毒の治療に用いられてきた臨床実績があり、このことがヒトに対する安全性を証明している。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、EDTAについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、エチレンジアミン四酢酸についての健康に基づく暫定ガイドライン値0.2mg/Lが提示されており、これは1973年にJECFAが提示した食品添加物としてのエチレンジアミン四酢酸カルシウム二ナトリウムのADIをもとに、体重10kgの小児が一日当たり1Lの水を消費すると仮定し、亜鉛錯体形成の可能性を考慮した値である。この値はJECFAの提唱するADIの見直しが1973年以来行われていないことを考慮して、暫定とされた。JECFAでは、1993年に、利用可能なEDTAの毒性研究をさらに評価したが、EDTAおよびそのカルシウム塩とナトリウム塩の毒性について、1973年の評価に新たに重要な情報を加えることはできなかった。1998年の同ガイドライン第2版追補では1993年の同ガイドラインに掲載された暫定ガイドライン値の導出の際とは別の仮定により、EDTA(遊離酸)として0.6mg/Lのガイドライン値が導出された。EDTAには亜鉛との錯体形成能があり、そのため利用可能な亜鉛が欠乏する可能性があるが、このことが重大となるのは、環境中で認められる濃度よりはるかに高い濃度の場合に限られることが特に付記された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 エンドスルフアン

エンドスルフアン(CAS No. 115-29-7)は、果実、野菜および茶や、食用以外の作物ではタバコおよび綿などの害虫駆除用として、世界中の国で使用されている殺虫剤である。エンドスルフアンは、農業用だけでなく、ツエツエバエの駆除、木の防腐剤として、あるいは、庭の害虫駆除にも使われている。エンドスルフアンによる水環境汚染が広範囲に広がっているとは思われないが、エンドスルフアンは農業排水や、その製造および調合が行われている工業地域の河川のほか、米国の有害廃棄物処分場から採取した表流水と地下水の試料からも検出されている。米国の表流水試料中の濃度は、通常 $1\mu\text{g/L}$ 以下である。一般人にとっての主な曝露源は食品であるが、通常、その残留濃度はFAO/WHO残留物最大限界濃度より十分に低い。一般人にとってのエンドスルフアンへのもう一つの重要な曝露経路は、タバコ製品の使用である。

JMPRでは、エンドスルフアンに遺伝毒性はないと結論付けており、マウスおよびラットを用いた長期試験では発がん作用は認められていない。毒性の標的器官は腎臓である。最近のいくつかの研究によれば、エンドスルフアンは単独で、あるいは他の農薬とともに、エストロゲン受容体と結びついたり内分泌系を攪乱させたりする可能性が示されている。ラットを用いた2年間の食餌による毒性研究でのADI  $0.006\text{mg/kg}$ 体重/日をもとに、マウスを用いた78週間の研究、イヌを用いた1年間の研究およびラットの発生毒性研究を補完データとして、エンドスルフアンの健康に基づく値 $20\mu\text{g/L}$ が算出される。しかし、エンドスルフアンの存在濃度は毒性影響が認められる濃度より十分に低いため、ガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではエンドスルフアンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。エンドスルフアンは、1984年の初版飲料水水質ガイドライン、1993年の同第2版および1998年の同第2版追補のいずれでも評価されなかった。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 エンドリン

エンドリン(CAS No. 72-20-8)は、葉作物につく多種類の害虫の殺虫剤として広く使用されている。エンドリンは、殺鼠剤としても使われている。食品中に少量のエンドリンが存在するが、食品からの総摂取量は減少しつつあるようである。

ガイドライン値	0.0006 mg/L (0.6 µg/L)
検出状況	いくつかの国の飲料水供給で、微量のエンドリンが検出されている。
PTDI	0.0002 mg/kg体重/日 - イヌを用いた2年間の研究によるNOAEL 0.025 mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用。
検出下限値	0.002 µg/L - ECD付GC
処理による達成度	0.2 µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て     PTDIの10%</li> <li>• 体重                   成人60 kg</li> <li>• 水摂取量             2L/日</li> </ul>
付記	エンドリンは、ストックホルム会議で定められた難分解性有機汚染物質の一つである。そのため、飲料水ガイドラインに定める以外の監視が行われる場合がある。

### 毒性学的レビュー

エンドリンがヒトに対する発がん物質であるかどうかを示すには、毒性データが不十分である。エンドリンが作用する主な部位は中枢神経系である。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではエンドリンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。エンドリンは、1984年の初版飲料水水質ガイドライン、1993年の同第2版、1998年の同第2版追補のいずれでも評価されなかった。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 エピクロロヒドリン

エピクロロヒドリン (ECH) は、グリセロール、非変性エポキシ樹脂および水処理用薬品の製造に使用されている。食品や飲料水中での存在に関する定量的なデータはない。エピクロロヒドリンは水中で加水分解される。

暫定ガイドライン値	0.0004 mg/L (0.4 µg/L) エピクロロヒドリンの毒性に不確実性があること、およびガイドライン値の導出に用いた不確実係数が大きいことから、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	定量的なデータはない。
TDI	0.14 µg/kg体重/日 - ラットを用いた2年間の強制経口投与と研究で観察された前胃肥厚についてのLOAEL 2 mg/kg体重/日に基づき、週5日投与データを修正した上で、不確実係数10,000 (種間差および種内差につき100、NOAELの代わりにLOAELを用いることにつき10、発がん性につき10) を適用。
検出下限値	0.01 µg/L - ECD付GC ; 0.1 µg/Lおよび0.5 µg/L - GC-MS ; 0.01 mg/L - FID付GC
処理による達成度	通常の処理プロセスではエピクロロヒドリンは除去されない。エピクロロヒドリンの飲料水中の濃度は、ポリアミン系凝集剤中のエピクロロヒドリン含有率がその注入率、または、これらの両者を制限することにより制御できる。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	エピクロロヒドリンは遺伝毒性のある発がん物質であるが、腫瘍発生部位はエピクロロヒドリンにより強く刺激を受ける投与箇所だけであることから、発がんリスクの推定に線形多段モデルを適用するのは適当ではないと考えられた。

#### 毒性学的レビュー

エピクロロヒドリンは、経口、吸入または皮膚からの曝露によって迅速かつ広範囲に吸収される。エピクロロヒドリンは、細胞の構成要素と容易に結合する。主な毒性影響は、局所的な刺激と中枢神経系の損傷である。吸入により鼻腔に扁平上皮細胞がん腫を、経口摂取によって前胃に腫瘍を誘発させる。in vitroおよびin vivo試験において遺伝毒性があることが示されている。IARCでは、エピクロロヒドリンをグループ2A(ヒトへの発がんの可能性あり)に分類している。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、エピクロロヒドリンについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、エピクロロヒドリンの健康に基づく暫定ガイドライン値0.0004mg/Lが提示された。不確実係数10,000を適用して導出されたことから、このガイドライン値は暫定とされた。エピクロロヒドリンの実質的な定量下限値は0.03mg/L程度であるが、飲料水中の濃度は、水と接触する製品のエピクロロヒドリン含有率を規定することにより制御することができる。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 エチルベンゼン

環境中のエチルベンゼンの主な発生源は、石油産業と石油製品の使用である。その物理的および化学的特性からみて、環境中のエチルベンゼンの96%以上は空気中に存在すると考えられる。空気中の濃度として最高26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ が報告されている。エチルベンゼンは、表流水、地下水、飲料水および食品でも微量で検出されている。

ガイドライン値	0.3 mg/L
検出状況	飲料水中の濃度は通常1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 以下である。点発生源により汚染された地下水で、最高濃度300 $\mu\text{g}/\text{L}$ の報告がある。
TDI	97.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日 - ラットを用いた限定された6ヶ月間の短期研究でみられた肝毒性と腎毒性についてのNOAEL 136 mg/kg体重/日に基づき、週5日投与データを修正した上で不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、データが限られていることと実験期間が短いことにつき10)を適用。
検出下限値	0.002 ~ 0.005 $\mu\text{g}/\text{L}$ - 光イオン化検出器付GC、0.03 ~ 0.06 $\mu\text{g}/\text{L}$ - GC-MS
処理による達成度	0.001 mg/L - エアストリッピングにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	ガイドライン値は、報告されている飲料水中のエチルベンゼンの最も低い臭気閾値 (0.002 mg/L) を超えている。

## 毒性学的レビュー

エチルベンゼンは、経口、吸入または皮膚からの曝露によって迅速に吸収される。ヒトの場合は、脂肪に貯留されるという報告がある。エチルベンゼンはほぼ完全に溶解性代謝物に転換され、尿中に速やかに排泄される。急性経口毒性は低い。催奇形性に関するデータは限られており、明確な結論を引き出すことはできない。生殖毒性、長期毒性および発がん性に関するデータは見当たらない。*in vivo*、*in vitro*のいずれにおいても、エチルベンゼンが遺伝毒性を有しているという証拠はない。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、エチルベンゼンについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、エチルベンゼンについて健康に基づくガイドライン値0.3mg/Lが提案されたが、この値は飲料水中のエチルベンゼンの最も低い臭気閾値(0.002mg/L)を超えていると付記された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 フェニトロチオン

フェニトロチオン(CAS No. 122-14-5)は、農業で米、作物、果実、野菜、貯蔵作物および綿につく害虫の制御に、並びに、森林地帯において主に使用されている。フェニトロチオンは、公衆衛生プログラムのもとで屋内でのハエ、蚊およびゴキブリの駆除にも使用されている。フェニトロチオンは、日光または微生物による分解を受けない場合に限り、水中で安定である。土壌中での主な分解経路は生物分解であるが、光分解の可能性もある。青虫(spruce budworm)噴霧駆除中に水から検出された残留フェニトロチオンは、低濃度(最高1.30 $\mu$ g/L)であった。森林の青虫噴霧駆除後に採取した試料水には、検出可能な量のフェニトロチオンは含まれていなかった。噴霧後の試料中の濃度は0.01 $\mu$ g/L以下であった。果実、野菜および作物中の残留フェニトロチオンは、処理後速やかに減少し、その半減期は1~2日間である。フェニトロチオンの摂取源は、主に(95%)食品と考えられる。

JMPRでは、適切な範囲を設定した*in vitro*および*in vivo*試験に基づき、フェニトロチオンが遺伝

毒性を有している可能性はおそらくないと結論付けた。ヒトに対する発がんリスクも、おそらくないと結論付けられた。長期毒性研究においてすべての種にみられた主な毒性は、コリンエステラーゼ活性の抑制によるものである。ラットの2年間の毒性研究における脳と赤血球のコリンエステラーゼ活性の抑制についてのNOAEL 0.5mg/kg体重/日をもとに、ラットの3ヶ月間の視覚毒性研究から得られた脳と赤血球のコリンエステラーゼ活性の抑制についてのNOAEL 0.57mg/kg体重/日およびラットにおける発生毒性研究での食餌摂取量と体重増加率の減少についてのNOAEL 0.65mg/kg体重/日を補完データとして得られたADI 0.005mg/kg体重/日に基づき、ADIの5%を飲料水に割り当てることによって、フェントロチオンの健康に基づくガイドライン値8 $\mu$ g/Lが計算される。しかし、フェントロチオンの存在濃度は毒性影響が見られる濃度より十分に低いいため、ガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではフェントロチオンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。フェントロチオンは、1984年の初版飲料水水質ガイドライン、1993年の同第2版および1998年の同第2版追補のいずれでも評価されなかった。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 フェンプロップ(2,4,5-TP; 2,4,5-トリクロロフェノキシプロピオン酸)

フェンプロップ(CAS No.93-72-1)を含むクロロフェノキシ系除草剤の環境中での分解による半減期は、数日間のオーダーである。クロロフェノキシ系除草剤が食品で検出されることは余りない。

ガイドライン値	0.009 mg/L
検出状況	クロロフェノキシ系除草剤が飲料水で検出されることは余りない。検出される場合でも、通常は数 $\mu$ g/L以下の濃度である。
TDI	3 $\mu$ g/kg体重/日 - 2年間にわたってビーグル犬に食餌に混ぜてフェノプロップを投与した場合の肝臓への悪影響のNOAEL 0.9 mg/kg体重/日に、不確実性係数300 (種間差および種内差につき100、データが限られていることにつき3) を適用。
検出下限値	0.2 $\mu$ g/L - ECD付充填またはキャピラリーカラムGC
処理による達成度	データなし; 0.001 mg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

IARCでは、クロロフェノキシ系除草剤をグループ2Bに分類している。しかし、曝露を受けたヒトや動物における利用可能な研究データからは、特定のクロロフェノキシ系除草剤のヒトへの発がんの可能性を評価することはできない。したがって、これらの化合物に関する飲料水ガイドラインは、他の毒性評価に関する閾値アプローチに基づくものである。ビーグル犬の餌にフェノプロップを混ぜて与えた長期研究の一例では、肝細胞の緩やかな変性と壊死および繊維芽細胞の増加が、また、別の例では、肝臓の重大な病理的变化が見られた。ラットを用いた2例の長期食餌研究では、腎臓重量の増加が観察された。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準では、フェノプロップを含むクロロフェノキシ系除草剤についての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインではフェノプロップの評価は行われていないが、1993年の同第2版では健康に基づくフェノプロップのガイドライン値0.009mg/Lが設定された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

WHO (2003) *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinkingwater. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

### 12.63 フッ素

フッ素は、地殻中に約0.3g/kgの割合で含まれ、多くの鉱物中にフッ化物として存在する。飲料水中のフッ素の最も重要な発生源は、自然由来である。無機フッ化物を含む鉱物は、アルミニウム製造などの幅広い目的で工業用途に使われている。フッ化物は、燐灰石(4%程度のフッ素を含む)からリン酸肥料を製造する際に、環境中へ放出されることがある。都市水道へのフッ素添加には、フルオロケイ酸、ヘキサフルオロケイ酸ナトリウムおよびフッ化ナトリウムが用いられる。日常的にフッ素への曝露を受けるかどうかは、主に地理的条件による。ほとんどの場合、フッ素の主な摂取源は食品で、飲料水や練り歯磨きによる寄与は小さいと考えられる。フッ素濃度が、特に地下水で比較的高い地域では、飲料水が重要なフッ素の曝露源となる。フッ素を多く含む石炭を屋内で使用する地域でも、その摂取が重大となることがある。

ガイドライン値	1.5 mg/L
検出状況	地下水中の濃度は流水が接する岩の種類によって異なるが、通常10 mg/Lを超えることはない。自然界での最大濃度としては2,800 mg/Lの報告がある。
ガイドラインの導出	この値より高い濃度では斑状歯の発症リスクが高くなり、さらに濃度が高くなるにつれ、骨フッ素症の発症リスクも高くなるという疫学的証拠がある。このガイドライン値は、水道でのフッ素添加の推奨値(通常0.5~1.0 mg/L)より高い。
検出下限値	0.01 mg/L - イオンクロマトグラフ法 ; 0.1 mg/L - イオン選択電極または SPADNS (スルホフェニルアゾジヒドロキシナフタレンジスルホン酸) 比色法
処理による達成度	1 mg/L - 活性アルミナ(「通常」の処理プロセスではないが、装置の設置が比較的簡単なる過)により達成可能
付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>• フッ素に関する管理手引き書が入手可能</li> <li>• フッ素の国の基準を設定したり、フッ素曝露の健康影響を評価したりする場合には、対象集団の水摂取量と水以外の摂取源(例えば、食品、空気、歯科薬品など)からのフッ素摂取量を考慮することが必要である。水以外の摂取源からの摂取量が6mg/日に近いかそれ以上の場合には、基準値をガイドライン値より低く設定することが適当である。</li> <li>• 飲料水中の自然由来のフッ素濃度が高い地域では、利用可能な処理技術を用いてもガイドライン値の達成が困難な場合がある。</li> </ul>

#### 毒性学的レビュー

飲料水からの長期にわたるフッ素摂取が及ぼす悪影響の可能性については、数々の疫学研究が行われてきた。これらの研究により、フッ素は主として骨格組織(骨と歯)に影響を及ぼすことが明らかにされている。高濃度のフッ素曝露を受ける多くの地域では、フッ素は疾病の重大な原因の一つである。低濃度のフッ素は、特に小児のう歯予防に効果がある。永久歯萌出前後のフッ素による歯の保護効果(歯の形成過程におけるフッ素の基質への取り込み、歯の浅い溝の形成 - これによってよりう歯になりにくくなる -、および、エナメル質との表面接触など)は、飲料水中の

濃度が約2mg/Lまでは高くなるにしたがって増大する。効果がもたらされるのに必要な飲料水中の最低濃度は約0.5mg/Lである。しかし、フッ素は一方で歯のエナメル質に悪影響をもたらす可能性もあり、摂取量によっては飲料水中の濃度が0.9～1.2mg/Lの場合に軽度の斑状歯を発症させることがある。フッ素の摂取量が多いと、骨格組織にさらに深刻な影響が及ぶおそれがある。フッ素の総摂取量が14mg/日であると骨格に悪影響を及ぼすリスクが明らかに高まり、総摂取量が約6mg/日以上であると骨に対する悪影響のリスクが増加することを示唆する証拠がある。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準では、飲料水中のフッ素濃度が1～1.5mg/Lを超えると、一部の小児に斑状歯の発症を増加させる可能性があり、それよりもっと高い濃度であれば、最終的に成人にも小児にも骨格への障害を及ぼすおそれがあるとしている。小児のう歯の発症を予防するため、多くのコミュニティー水供給ではフッ素濃度が1.0mg/Lになるように添加している。1971年の国際基準では、日最高気温の年間平均値に応じた飲料水のフッ素濃度の制御限界値、すなわち、気温26.3～32.6 の場合の0.6～0.8mg/Lから、気温10～12 の場合の0.9～1.7mg/Lまでの制御限界値が勧告された。フッ素濃度が高いと斑状歯が発症するという報告が非常に多いことから、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、フッ素のガイドライン値1.5mg/Lが設定された。ガイドライン値の適用に当たっては、地域の気象条件や、飲料水の多量摂取を考慮に入れるべきであることも付記された。1993年の同ガイドラインでは、1984年に設定されたガイドライン値1.5mg/Lを改定するべき理由はないと結論付けられた。自然のフッ素の濃度が高い地域においては、利用可能な処理技術ではガイドライン値の達成が困難であるかも知れないことも認識された。フッ素の国の基準を設定するに当たっては、気象条件、水摂取量および水以外の摂取源からのフッ素摂取量を考慮することが、特に重要であることも強調された。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 ホルムアルデヒド

ホルムアルデヒドは、工場排水中に含まれ、また、プラスチック材料や樹脂接着剤から大気中に放出される。飲料水中のホルムアルデヒドは、主にオゾン処理や塩素処理の過程における天然有機物の酸化によって生じる。ホルムアルデヒドは、ポリアセタールプラスチック製継手からの溶出により、飲料水中で検出されることもある。

ガイドライン値	0.9 mg/L
検出状況	オゾン処理した飲料水で、最高30 µg/Lの濃度で検出されている。
TDI	150 µg/kg体重/日 - ラットの2年間試験における、雌の相対腎臓重量の増加および両性における腎乳頭壊死発生率の増加を含む種々の影響に関するNOAEL 15 mg/kg体重/日に、不確実係数100（種間差および種内差につき）を適用。シャワーなど、屋内の様々な水利用からのホルムアルデヒド吸入による発がんの可能性は考慮していない。
検出下限値	6.2 µg/L - 2,4-ジニトロフェニルヒドラジンによる誘導体化 - 固相抽出 - HPLC
処理による達成度	0.03 mg/L - プロセスの制御および変更
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの20%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

ホルムアルデヒドの吸入曝露を受けたラットとマウスにおいては、鼻上皮に炎症を生じる程度の用量で、鼻腔の発がんの発生率増加を示した。ホルムアルデヒドを2年間、飲料水経由でラットに摂取させた結果、胃に炎症が生じた。ある研究では、激しい組織炎症に関連した胃の乳頭腫が観察された。IARCでは、ホルムアルデヒドをグループ2Aに分類している。証拠からみて、ホルムアルデヒドは経口曝露においては発がん性を有していないと考えられる。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ホルムアルデヒドについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、飲料水中のホルムアルデヒドについて健康に基づくガイドライン値0.9mg/Lが設定された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。



## 主要参考文献

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 グリホサートおよび AMPA

グリホサート(CAS No. 1071-83-6)は適用範囲の広い除草剤であり、農業と林業のいずれにも使用されるほか、水草の制御にも使用されている。グリホサートは、土壌、水底堆積物および水中で微生物によって分解され、その主な代謝物はアミノメチルホスホン酸 (AMPA) (CAS No. 1066-51-9)である。グリホサートは水中で化学的に安定であり、光分解されない。グリホサートは土壌中での移動性が低いことから、地下水を汚染する可能性は極めて小さい。しかし、水域周辺で直接使用された、あるいは、土壌撒布後に流出または浸出したグリホサートが、表流水や地下水に入り込むことがある。

グリホサートとAMPAは毒性学上の特徴が似ており、両方とも毒性が低いと考えられている。工業用純度のグリホサートを経口曝露させたラットの26ヶ月毒性研究における最大用量としてのNOAEL 32mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用して得られる、AMPA単独あるいはAMPAとグリホサートの混合物としてのADI 0.3mg/kg体重/日に基づき、健康に基づく値0.9mg/Lが導出される。

毒性が低いことから、このAMPA単独あるいはAMPAとグリホサートの混合物についての健康に基づく値は、飲料水で通常検出されるグリホサートまたはAMPAの濃度よりも数桁高い。したがって、通常の条件下においては、飲料水中にグリホサートやAMPAが存在していても、ヒトの健康に対する危害因子とはならない。それゆえ、グリホサートおよびAMPAについてガイドライン値を設定する必要はないと判断される。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではグリホサートについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインおよび1993年の同第2版では、グリホサートは評価されなかった。1998年の同ガイドライン追補では、1994年のグリホサートに関するEHCモノグラフで導出されているADIを使用して、グリホサートにつき健康に基づく値5mg/Lが導出された。しかし、この値は通常飲料水中で検出される濃度よりも数桁高い。したがって、通常の条件下においては、飲料水中にグリホサートが存在していてもヒトの健康に対する危害因子とはならないため、グリホサートについてガイドライン値を設定する必要はないと考えられた。また、グリホサートの主要な代謝物であるAMPAについて、その水中で検出されるものの大部分は、グリホ

サートの分解以外の発生源に由来していることが付記された。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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) *G/Lyphosate*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 159).

WHO (2003) *G/Lyphosate 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 ハロゲン化アセトニトリル(ジクロロアセトニトリル、ジブromoアセトニトリル、ブromokロアセトニトリル、トリクロロアセトニトリル)

ハロゲン化アセトニトリルは、水の塩素処理やクロラミン処理の過程で、藻類、フルボ酸、タンパク様物質などの自然由来物質から生成される。一般に、高温や低pHが高濃度のハロゲン化アセトニトリルと関係している。水中の臭化物イオン濃度が、ハロゲン化アセトニトリル化合物の種類別構成にある程度影響を与えるようである。飲料水中では、ハロゲン化アセトニトリルの中でもジクロロアセトニトリルが、圧倒的な優占種として検出される。

ジクロロアセトニトリルの暫定ガイドライン値	0.02 mg/L このジクロロアセトニトリルについてのガイドライン値は、毒性に関するデータベースが限られているため暫定とする。
ジブromoアセトニトリルのガイドライン値	0.07 mg/L
検出状況	ハロゲン化アセトニトリルは、表流水および地下水を原水とする配水システム中で検出され、検出濃度は一般に10 µg/L以下、通常は1 µg/L以下である。
TDI	
ジクロロアセトニトリル	2.7 µg/kg体重/日 - 雌雄ラットを用いた90日間試験での相対肝重量増加についてのLOAEL 8 mg/kg体重/日に、不確実係数3,000 (種間差と種内差、研究期間が短いこと、最小のLOAELを使用したこと、およびデータベースの欠陥を考慮して) を適用。
ジブromoアセトニトリル	11 µg/kg体重/日 - 雄F344ラットによる飲料水を用いた90日間試験での体重減少についてのNOAEL 11.3 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差と種内差、亜慢性影響から慢性影響への外挿、データベースの不十分さを考慮して) を適用。
検出下限値	0.03 µg/L - ECD付GC

処理による達成度	個々のハロゲン化アセトニトリルの濃度は、通常は0.002 mg/L以下であるが、0.01 mg/Lを超える場合もあり得る。トリクロロアセトニトリルの濃度は0.001 mg/Lよりもずっと低いことが多い。有機前駆物質を低減化することにより、ハロゲン化アセトニトリルの生成量を減少させることができる。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの20%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

IARCでは、ジクロロ、ジブロモ、プロモクロロおよびトリクロロアセトニトリルのヒトに対する発がん性に関しては分類できないと結論付けている。ジクロロアセトニトリルとプロモクロロアセトニトリルは細菌試験において変異原性を示しているのに対し、ジブロモアセトニトリルとトリクロロアセトニトリルは陰性であった。これら4種のハロゲン化アセトニトリルはすべて、哺乳類細胞を用いた *in vitro* 試験において姉妹染色分体交換、DNA鎖の切断および付加体を誘導した。マウス小核試験においては陰性であった。

ハロゲン化アセトニトリルについての生殖および発生毒性試験の大部分は、カプリリンを強制経口投与の際の賦形剤として使用して実施された。カプリリンは、のちに、トリクロロアセトニトリルの影響を増強する発生毒性物質であることが判明し、そして、おそらく他のハロゲン化アセトニトリルの影響も増強するであろうと考えられることから、カプリリンを強制経口投与の際の賦形剤として使用した発生試験で報告された結果は、これらハロゲン化アセトニトリルの発生毒性を過大評価している可能性が高い。

#### ジクロロアセトニトリル

ジクロロアセトニトリルは、短期試験において体重の減少と相対肝重量の増加を誘導した。また、発生毒性も示したが、これらの試験ではカプリリンが強制経口投与の際の賦形剤として使用されていた。

#### ジブロモアセトニトリル

ジブロモアセトニトリルに関しては、現在、マウスとラットによる慢性毒性試験が実施されている。利用可能な生殖または発生毒性試験の中で、定量的用量 - 反応評価への利用に適した報告は一つもない。このようなデータの欠如は、ジブロモアセトニトリルの代謝物の一つであるシアンが雄の生殖システムへの毒性を誘導すること、および米国国家毒性プログラム (NTP) によるラットの14日間試験において観察された精巢への影響に有意性が認められることに関して、不確実性が存在することと関連が深そうである。

### ブromochloroacetone nitrile

ブromochloroacetone nitrileについてのガイドライン値を導出する根拠として、利用可能なデータだけでは不十分である。

### Trichloroacetone nitrile

上記と同様に、Trichloroacetone nitrileについてのガイドライン値を導出する根拠として、利用可能なデータだけでは不十分である。以前の暫定ガイドライン値 $1\mu\text{g/L}$ は、カプリリンを賦形剤として胃管栄養法によりTrichloroacetone nitrileを投与した発生毒性試験に基づいていたが、最近の再評価では、この試験は信頼できないと判断された。その理由は、カプリリンがハロゲン化アセトニトリルの発生毒性および催奇形性への影響を増強し、また、処理雌親から産まれた仔の奇形の発生パターンを変化させることが、最近の研究によって明らかになったことにある。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ハロゲン化アセトニトリルについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、健康に基づく暫定ガイドライン値としてジクロロアセトニトリル $0.09\text{mg/L}$ 、ジブromoアセトニトリル $0.1\text{mg/L}$ 、トリクロロアセトニトリル $0.001\text{mg/L}$ がそれぞれ設定された。これらのガイドライン値は、データベースが限られている(すなわち、長期毒性および発がん性に関する生物試験の欠如)ため、暫定とされた。ブromochloroacetone nitrileについてのガイドライン値を導出するための根拠として、利用可能なデータだけでは不十分であった。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 硬度

水の硬度の原因となるのは、主に溶存態のカルシウム、次いでマグネシウムである。硬度は、通常、炭酸カルシウム当量として表される。

pHやアルカリ度にもよるが、約 $200\text{mg/L}$ を超える硬度は、特に加熱時にスケールの沈着を引き

起こす可能性がある。硬度が約100mg/L以下の軟水は緩衝能が低く、水道管に対する腐食性が高いことがある。

多くの生態学的調査および疫学調査において、飲料水の硬度と心臓血管疾患の間に統計的に有意な負の相関が示されている。硬度が非常に低い水は、ミネラルバランスに悪影響を及ぼすという指摘があるが、評価に利用できるような詳細な研究は見当たらない。

硬度について、健康に基づくガイドライン値は提示されていない。しかし、水の硬度が、味やスケール沈着の面で利用者の受容性に影響を与えることはあり得る(第10章参照)。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では、硬度についての記載はなかった。1971年の国際基準では、飲料水の硬度の最大許容濃度を、家事用水の受容性に基づいて10mg当量/L (500mgCaCO<sub>3</sub>/L)とした。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、硬水を飲むことがヒトの健康に悪影響をもたらすという確たる証拠はなく、また、都市水道の軟化処理に対する制限、もしくは、カルシウムやマグネシウムの最低残留濃度の維持に関する勧告については、その正当性を保証できないと結論付けられた。味と家事使用を考慮して、硬度についてのガイドライン値500mg/L (CaCO<sub>3</sub>として)が設定された。1993年の同ガイドラインでは、約200mg/Lを超える硬度は配水システム内にスケールを沈着させる可能性があるが、健康に基づく硬度のガイドライン値は提示されなかった。硬度レベルに関する利用者の受容性は、地域の状況に応じてコミュニティによりかなり大きく異なることがあり、場合によっては硬度500mg/Lを超える水でも利用者がその味を耐容している例もある。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 ヘプタクロールおよびヘプタクロールエポキシサイド

ヘプタクロール(CAS No. 76-44-8)は適用範囲の広い殺虫剤であるが、多くの国で使用の禁止や制限がされてきている。現在、ヘプタクロールの主な用途は、地中に注入してシロアリを制御することである。ヘプタクロールは土壌中での残留性が非常に高く、土壌中では主にエポキシサイドへと変換される。ヘプタクロールエポキシサイド(CAS No. 1024-57-3)は、それ以上にはほとんど分解

されない。ヘブタクロールおよびヘブタクロールエポキシドは、土壌粒子と結合し、非常にゆっくりと移動する。ヘブタクロールおよびヘブタクロールエポキシドは、ng/Lの濃度レベルで飲料水中に検出される。摂取量自体は減っているものの、ヘブタクロールの主要な曝露源は食品であると考えられる。

長期にわたるヘブタクロールへの曝露は、肝臓の損傷や中枢神経系への毒性と関連があるとされている。IARCでは1991年にヘブタクロールに関するデータを再吟味し、発がん性の証拠は動物では十分、ヒトでは不十分であると結論付け、グループ2Bに分類した。ヘブタクロールとヘブタクロールエポキシドについては、イヌにおける2つの研究から得られたヘブタクロールのNOAEL 0.025mg/kg体重/日をもとに、データベースの不十分さを考慮してのPTDI 0.1µg/kg体重/日を根拠として、このPTDIの1%を飲料水に割り当てることにより、健康に基づく値0.03µg/Lが計算される。しかし、ヘブタクロールとヘブタクロールエポキシドは、毒性影響が認められる濃度よりもずっと低い濃度で存在していることから、ガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。また、通常の処理技術では、その濃度を0.1µg/L以下にまで減少させることは、一般に不可能であることも付記されるべきである。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では、ヘブタクロールとヘブタクロールエポキシドについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たり農薬摂取量全体における水中残留農薬の寄与率は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、JMPRが勧告したADIに基づき、ヘブタクロールとヘブタクロールエポキシドについての健康に基づくガイドライン値0.1µg/Lが勧告された。このガイドライン値は、過剰生涯発がんリスクの予測値を1/100,000として、多段階モデルを適用して計算した値よりも小さいことが付記された。1993年の同ガイドラインでは、1991年にJMPRが設定したADIに基づき、かつ、主要な曝露源は食品であろうという事実を考慮に入れた上で、ヘブタクロールの健康に基づくガイドライン値0.03µg/Lが設定された。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 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 ヘキサクロロベンゼン (HCB)

ヘキサクロロベンゼン (HCB) (CAS No. 118-74-1) の農業上の主な用途は、作物の種子消毒剤として真菌の増殖を防止することであったが、今ではこの用途に用いられることはまれである。現在、HCBは、主にいくつかの化学プロセスでの副生成物、または、一部の農薬中の不純物として存在する。HCBは、その移動しやすさと分解されにくさのため、環境中の至るところに分布している。また、その物理化学的特性および消失の遅さのため生物濃縮される。HCBは、食品中では通常低濃度で検出され、また、環境大気中においても一般に低濃度で存在している。HCBは、飲料水中ではかなり低濃度 ( $0.1\mu\text{g/L}$ 以下) で、しかもまれにしか検出されない。

IARCでは、動物とヒトにおけるHCBの発がん性の証拠について評価を行い、グループ2Bに分類している。HCBは、3種の動物の様々な部位に腫瘍を誘発させた。雌ラットによる2年間の食餌実験で観察された肝腫瘍データに線形多段階低用量外挿モデルを適用することにより、HCBの健康に基づく値  $1\mu\text{g/L}$  が導出される。代替 ( $\text{TD}_{05}$ ) アプローチを用いると、健康に基づく値  $0.16\mu\text{g/kg}$  体重/日が計算によって求められ、この値は、飲料水への割り当てを1%と仮定すると、飲料水中の濃度約  $0.05\mu\text{g/L}$  に相当する。

これらの2つのアプローチにより導出された健康に基づく値は、いずれも、飲料水中で検出される場合の濃度 (すなわち、 $1\text{ng/L}$ 以下) よりもかなり高いことから、飲料水中のHCBについてガイドライン値を設定する必要はないと考えられる。ヘキサクロロベンゼンは、ストックホルム会議で定められた難分解性有機汚染物質の一つである。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではHCBについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たり農薬摂取量全体における水中残留農薬の寄与率は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、HCBの健康に基づくガイドライン値  $0.01\mu\text{g/L}$  が勧告された。この値は、生涯曝露において10万分の1以下の発がんリスクに相当する値として、線形多段階外挿モデルを用いて導出されたものであり、この数学モデルには相当な不確実性が含まれていることが付記された。1993年の同ガイドラインでは、過剰生涯発がんリスク  $10^{-5}$  の上限に相当する、飲料水中のHCBについてのガイドライン値  $1\mu\text{g/L}$  が算出された。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 ヘキサクロロブタジエン (HCBD)

ヘキサクロロブタジエン (HCBD) は、塩素ガス生成時の溶媒、農薬、ゴム化合物製造の中間体および潤滑剤として使用されている。化学工場の排水中の濃度として、最高6 $\mu\text{g/L}$ が報告されている。HCBDは、空気および食品でも検出されている。

ガイドライン値	0.0006 mg/L (0.6 $\mu\text{g/L}$ )
検出状況	表流水では数 $\mu\text{g/L}$ の濃度、飲料水では0.5 $\mu\text{g/L}$ 以下の濃度で検出されている。
TDI	0.2 $\mu\text{g/kg}$ 体重/日 - ラットを用いた2年間の食餌実験における腎臓毒性についてのNOAEL 0.2 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、一部の代謝物の発がん性と遺伝毒性に関する証拠が限られていることにつき10) を適用。
検出下限値	0.01 $\mu\text{g/L}$ - GC-MS ; 0.18 $\mu\text{g/L}$ - ECD付GC
処理による達成度	0.001 mg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	HCBDの実用的な定量下限値は2 $\mu\text{g/L}$ 程度であるが、水と接触する製品のHCBD含有率を規定することにより、飲料水中の濃度を制御することができる。

## 毒性学的レビュー

HCBDは、グルタチオンとの抱合により容易に吸収され代謝される。この抱合体は、さらに腎毒性産物まで代謝される。ラットにおける長期経口曝露試験において腎臓の腫瘍が観察された。HCBDは、他の経路の曝露では発がん性を示していない。IARCでは、HCBDをグループ3に分類した。点突然変異に関する細菌試験では、HCBDについて陽性と陰性の両方の結果が得られている。一方、いくつかの代謝物では陽性の結果が得られている。



### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、HCBDについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、HCBDの健康に基づくガイドライン値0.0006mg/Lが導出されるとともに、HCBDの実用的な定量下限値は0.002mg/L程度であるが、水と接触する製品のHCBD含有率を規定することにより、飲料水中の濃度を制御することができると付記された。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 硫化水素

硫化水素は、空気中で $0.8\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下の極低濃度においても感知できるほどの、不快な「腐卵」臭を持つ気体である。硫化水素は、硫化物の水中での加水分解の際に生成される。しかし、十分に曝気された水中では硫化物は酸化されやすいため、飲料水中で検出される硫化水素の濃度は一般に低いであろう。

硫化水素ガスを吸入することによるヒトへの急性毒性は高く、 $15\sim 30\text{mg}/\text{m}^3$ の濃度で目への刺激が観察される。経口による毒性データはないが、ヒトが有害な量の硫化水素を飲料水から摂取することはあり得ない。したがって、ガイドライン値は提示されていない。しかし、飲料水中の硫化水素が味や臭気として感知されるようであってはならない(第10章参照)。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、硫化水素についての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、快適性を考慮して、硫化水素が消費者によって感知されるようであってはならないと勧告された。汚染があれば消費者が容易に感知できることから、ガイドライン値は必要ではないとされた。1993年の同ガイドラインでは、経口毒性データが欠けていたため、有害な量の硫化水素をヒトが飲料水から摂取することは、まずないと考えられたこともあり、健康に基づくガイドライン値は提案されなかった。水中の硫化水素の臭味閾値は、 $0.05\sim 0.1\text{mg}/\text{L}$ の間であろうと推定される。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 無機スズ

スズは、食品産業で使用される塗装剤の製造に主に使用されている。したがって、食品、特に缶詰食品が、ヒトのスズに対する主要な曝露経路である。一般人にとって、飲料水はスズの重大な曝露源ではなく、飲料水中の濃度が1~2 $\mu$ g/L以上になることは例外的である。しかし、給水工事にも使用されるはんだとしてのスズ使用量は増加しており、スズを腐食防止剤として使用する案も出されている。

スズと無機スズ化合物は、消化管からは余り吸収されず、組織中にも濃縮されずに、主に糞便中に速やかに排出される。

マウスとラットに塩化第一スズを与えた長期発がん性試験においては、腫瘍発生率の増加は観察されなかった。マウス、ラットおよびハムスターに対して、スズは催奇形成も胎児への毒性も示さなかった。ラットを用いた長期の食餌実験におけるNOAELは20 mg/kg体重/日であった。

ヒトに対する主な悪影響として、過剰な濃度のスズを含んでいる缶飲料(150mg/kg以上)や缶詰食品(250mg/kg以上)を摂取した場合の急性胃腸炎がある。スズへの慢性曝露が、ヒトに悪影響を及ぼすという証拠はない。

1989年に、JECFAでは、スズの問題は急性胃腸炎と関連があり、閾値が約200mg/kg食品であることを根拠としたTDI 2mg/kg体重/日に基づき、PTWI 14mg/kg体重/週を設定した。このことは、2000年にJECFAによって再確認された。したがって、その毒性が低いため、飲料水中にスズが存在していても、ヒトの健康に対する危害因子とはならない。このことから、無機スズについてガイドライン値を設定する必要はないと判断される。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では、無機スズについての記載はなかった。1971年の国際基準では、飲料水中のスズは制御するべきであるが、暫定上限値を設定するための情報も十分ではないと記されていた。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、スズについて対応する必要はないと結論付けられた。1993年の同ガイドラインでは、無機スズの毒性は低く、

暫定ガイドライン値が飲料水に通常含まれるスズの濃度よりも3桁も高い値になるため、無機スズについてガイドライン値を設定する必要はないと判断された。それゆえ、飲料水中にスズが存在していても、ヒトの健康に対する危害因子とはならない。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 ヨウ素

ヨウ素は、水中ではヨウ化物イオンの形で自然に存在している。浄水処理の過程で、ヨウ化物イオンが酸化されて微量のヨウ素が生成される。ヨウ素は野外で、または緊急事態の際に、水の消毒用として使用されることがある。

ヨウ素は、甲状腺ホルモンの合成に必須の元素である。成人の食事からの推定必要摂取量は80～150 $\mu$ g/日であるが、世界の多くの地域で食事からのヨウ素摂取量が不足している。1988年に、JECFAでは、主にヨウ化物イオンの影響を調べた結果に基づき、あらゆる摂取源からのヨウ素のPMTDI 1mg/日(17 $\mu$ g/kg体重/日)を設定した。しかし、ラットにおける最近の試験データでは、飲料水中のヨウ素とヨウ化物イオンとでは、血中の甲状腺ホルモン濃度に与える影響が異なることが示されている。

そのため、利用可能なデータからは、ヨウ化物イオンの影響に関する情報に基づいて、ヨウ素のガイドライン値を導出することは不適當と考えられるが、ヨウ素の影響に関する適切なデータはほとんどない。ヨウ素は、長期にわたる消毒用としては推奨されていないので、ヨウ素による水の消毒によって生じるようなヨウ素濃度に、生涯にわたってずっと曝露を受けることは考えにくい。これらの理由により、今回はヨウ素についてのガイドライン値は設定されていない。しかし、緊急事態の際や旅行者向けの消毒剤としてのヨウ素の使用に関する手引きは必要であろう。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ヨウ素についての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、ヨウ素についてのガイドライン値は設定されなかった。その理由は、利用可能なデータからは、ヨウ化物イオンの影響に関する情報に基づいてヨウ素のガイドライン値を導出することは不適當と考えられること、ヨウ素の影響に関する適切なデータはほとんどないこと、さらに、ヨウ素は長期にわたる消毒用とし

ては推奨されていないので、ヨウ素による水の消毒によって生じるようなヨウ素濃度に、生涯にわたってずっと曝露を受けることは考えにくいことによる。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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 鉄

鉄は、地殻中に最も豊富に含まれる金属の一つである。鉄は、自然の淡水中には0.5～50mg/Lの濃度で検出される。鉄は、また、鉄系凝集剤の使用や、配水時の鋼管および鑄鉄管の腐食の結果として飲料水中に存在することもある。

鉄はヒトの栄養に必須な元素である。鉄の一日最低必要量の推定値は、年齢、性別、生理学的な状態および鉄の生物学的な利用可能性により異なるが、およそ10～50mg/日である。

体内に過剰な鉄が蓄積されるのを防ぐために、JECFAでは1983年にPMTDI 0.8mg/kg体重/日を設定した。この値は、着色剤として使用される酸化鉄および妊娠期や授乳期に、または、臨床に必要なために摂取する鉄のサプリメントを除く、あらゆる摂取源からの鉄に対して適用される。このPMTDIの10%を飲料水に割り当てると約2mg/Lという値が得られるが、この値は健康に対する危害因子となるものではない。通常は、この濃度以下で、飲料水の味や外観に影響を与える(第10章参照)。

飲料水中の鉄についてのガイドライン値は提示されていない。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、鉄の濃度が1.0mg/Lを超えると、飲料水として適性が著しく損なわれると示唆された。1963年と1971年の国際基準では、この値が最大許容濃度として維持された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、浄水処理で鉄を使用することと快適性を考慮した妥協案として、ガイドライン値0.3mg/Lが設定された。1993年の同ガイドラインでは、健康に基づくガイドライン値は提示されなかったが、体内に過剰な鉄が蓄積されるのを防ぐためにJECFAが1983年に設定したPMTDIから、約2mg/Lという値が導出されるとしている。鉄は0.3mg/L以上の濃度で洗濯物や給水用具を着色させる。鉄の濃度が0.3mg/L以下であれば、通常その味は感知されず、また、嫌気性の井戸水を飲用する人々には、1～3mg/Lの鉄濃度でも受容される

ことがある。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 イソプロツロン

イソプロツロン(CAS No. 34123-59-6)は、選択性のある浸透性除草剤であり、作物栽培における一年草や広葉雑草の制御に使用されている。イソプロツロンには、光分解性、加水分解性および生物分解性があるが、数日から数週間にわたり残留する。イソプロツロンには土壤中での移動性がある。食品による曝露レベルは低いという証拠がある。

ガイドライン値	0.009 mg/L
検出状況	表流水や地下水中で、通常0.1 µg/L以下の濃度で検出されている。飲料水では、ときに0.1 µg/Lを超える濃度で検出されている。
TDI	3 µg/kg体重/日 - イヌによる90日間の試験およびラットによる2年間の食餌試験でのNOAEL約3 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、ラットにおいて非遺伝毒性の発がん性があるという証拠につき10) を適用。
検出下限値	10 ~ 100 ng/L - UVまたは電気化学検出器付逆相HPLC
処理による達成度	0.1 µg/L - オゾン処理により達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

イソプロツロンには低い急性毒性があり、また、短期および長期の曝露において低～中程度の毒性がある。イソプロツロンは有意な遺伝毒性を有していないが、顕著な酵素誘導および肝臓肥大を引き起こす。イソプロツロンは、雌雄ラットにおいて肝細胞の腫瘍増加を引き起こすが、これは肝毒性も引き起こす程度の用量でのみ誘発される。イソプロツロンは、完全な発がん物質ではなく発がんプロモーターではないかと考えられる。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準ではイソプロツロンについての記載はなかった

が、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー飲料水供給の残留農薬の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、イソプロロンは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは、飲料水中のイソプロロンの健康に基づくガイドライン値0.009mg/Lが算出された。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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 鉛

鉛は、主に鉛蓄電池、はんだおよび合金の製造に使用されている。有機鉛化合物である四エチル鉛と四メチル鉛も、ガソリンのアンチノック剤や潤滑剤として多用されてきたが、このような用途での鉛の使用は多くの国で徐々に廃止されつつある。ガソリンへの鉛含有添加剤の使用量や、食品産業での鉛含有はんだの使用量が減ってきていることから、大気中と食品中の濃度は減少しつつあり、その結果、全摂取量に対する飲料水からの摂取量の割合が大きくなってきている。給水栓水に、自然界で溶解した鉛はほとんど含まれておらず、その存在は、むしろ、鉛製の管、はんだ、継手などの給水装置に主として由来するものである。給水装置からの鉛溶出量は、pH、温度、水の硬度および滞留時間などいくつかの要因によって異なり、最も鉛を溶出させるのは酸性の軟水である。

ガイドライン値	0.01 mg/L
検出状況	飲料水での濃度は通常5 µg/L以下であるが、鉛製継手が使われている場合はかなり高い濃度(100 µg/L以上)で検出されている。
PTWI	乳児および小児に対して25 µg/kg体重/週(3.5 µg/kg体重/日に相当) - 鉛は蓄積性の毒であり、体内負荷量の増加を避けるべきであることに基づく。
検出下限値	1 µg/L - AAS
処理による達成度	原水汚染物質ではないので、処理は適用できない。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て      PTWIの50%</li> <li>• 体重                      乳児5 kg</li> <li>• 水摂取量                0.75L/日</li> </ul>

付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 乳児が最も感受性の高い集団であることから、このガイドライン値であれば他の年齢層の集団も保護できる。</li> <li>• 飲料水に含まれている鉛のほとんどが建物内の給水装置由来であり、その主な改善策は鉛を含む管や継手を撤去することであるという点で、鉛は例外的である。この改善策には多くの時間と費用が必要なことから、すべての水を即座に本ガイドラインに適合させることはできないと認識されている。それまでの間は、全鉛曝露量の低減化に向けて、腐食防止などのあらゆる実用的な対策を実施するべきである。</li> </ul>
----	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

## 毒性学的レビュー

ヒトにおける鉛の胎盤移行は、妊娠12週目より始まり、胎児の発育期間中ずっと継続する。幼児は成人の4～5倍も多くの鉛を吸収するだけでなく、生物学的半減期は成人よりも小児の方がずっと長い。鉛は骨格に蓄積する一般的な毒物である。乳児、6歳以下の小児および妊婦が、健康に対する鉛の悪影響を最も受けやすい。小児におけるδ-アミノレヴェリン酸脱水素酵素(ポルホピリノーゲン合成酵素;ヘムの生合成に関与する主要酵素の一つ)の活性阻害が、血中鉛濃度5μg/dLにおいても観察されているが、この濃度における阻害と悪影響との関連づけはなされていない。また、鉛は、カルシウムの代謝を、直接的に、あるいはビタミンDの代謝を阻害することを通して間接的に阻害する。これらの影響は、小児で12～120μg/dLの血中鉛濃度において観察されているが、閾値の存在に関する証拠はない。鉛は、中枢神経系および抹消神経系の両系に有毒であり、脳下部位の異常や行動への影響を誘発させる。血中鉛濃度が30μg/dLをかなり下回っていても、小児の神経組織に対する影響の電気生理学的証拠が認められている。横断的疫学調査の証拠に照らすと、小児で血中鉛濃度が30μg/dL以上であることと、知能指数が約4ポイント低いこととの間に、統計的に有意な関連性が見られる。前向き(縦断的)疫学調査の結果によれば、出生前の鉛曝露が、早期の精神発達に影響を及ぼすことがあるが、この影響は4歳までは続かない。霊長目動物に関する研究では、出生後に血中鉛濃度が11～33μg/dLとなるような曝露を受けると、行動と認知に有意な影響が観察されるという疫学調査の結果が支持されている。食餌に高濃度の鉛化合物を加えて曝露させた実験動物では腎への腫瘍を誘発させており、IARCは鉛および無機鉛化合物をグループ2B(ヒトに対して発がんの可能性あり)に分類している。しかし、ヒトに関する研究によれば、がんの他にも神経毒性の悪影響が極低濃度の鉛で発生する可能性があること、そして、このことを根拠として導出されたガイドライン値は、発がん影響についても保護できるものであることを示す証拠がある。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、健康上の懸念を踏まえて、鉛の最大許容濃度0.1mg/Lが勧告された。この値は、1963年の国際基準において0.05mg/Lに引き下げられた。1971年の国際基準では、暫定上限濃度が0.1mg/Lに引き上げられた。その理由は、この濃度が多くの国で許

容されていて、その水が明白な悪影響なしに長年摂取されており、しかも、鉛管を使用している国々ではこれより低濃度にすることが困難なためであった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、健康に基づくガイドライン値0.05mg/Lが勧告された。1993年の同ガイドラインでは、鉛は蓄積性の毒であり、体内負荷量の増加を避けるべきことに基づいてJECFAが設定した乳児と小児についてのPTWIを用いて、健康に基づくガイドライン値0.01mg/Lが提示された。乳児は最も感受性が高い集団と考えられることから、このガイドライン値であれば他の年齢グループも保護できるはずである。また、同ガイドラインでは、飲料水に含まれている鉛のほとんどが給水装置由来であり、主な改善策は鉛を含む管や継手を撤去することであるという点で、鉛は例外的であると認めた。この改善策には多くの時間と費用が必要なことから、すべての水を即座にこのガイドラインに適合させることはできないと認識されている。それまでの間は、全鉛曝露量の低減に向け、腐食防止などのあらゆる実用的な対策を実施するべきである。JECFAは鉛の再評価を行い、以前に導出したPTWIを再確認している。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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 リンデン

リンデン( - ヘキサクロロシクロヘキサン、 - HCH) (CAS No. 58-89-9)は、果実や野菜、種子の処理および森林などへの殺虫剤として使用されている。また、リンデンはヒトや動物に対する治療用殺虫剤としても使用されている。リンデンの使用を制限している国もいくつかある。リンデンは土壤中で分解され、地下水に浸透することはまれである。表流水では、リンデンは蒸発によって除去される。ヒトへの曝露は主に食品を通じてであるが、この量は減少しつつある。公衆衛生上の使用や、木材の防腐剤としての使用からの曝露もあり得る。

ガイドライン値	0.002 mg/L
検出状況	表流水と地下水のいずれでも、通常0.1 µg/L以下の濃度で検出されているが、排水で汚染されている川では、12 µg/Lもの高濃度で検出されている。
ADI	0.005 mg/kg体重/日 - 高用量で小房周辺の肝細胞肥大発生率の増加、肝臓と脾臓の重量の増加および死亡率の上昇が観察されたラットによる2年間の毒性および発がん性試験におけるNOAEL 0.47 mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用。
検出下限値	0.01 µg/L - GC



処理による達成度	0.1 µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て ADIの1%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

リンデンは、ラットによる短期および長期の毒性試験と生殖毒性試験で、経口、経皮または吸入の曝露において腎臓と肝臓への毒性を示した。リンデンの腎毒性は雄のラットに特異的なものであり、ヒトには存在しないタンパク質である  $\alpha_2$  - グロブリンの蓄積によるものであるため、ヒトのリスク評価とは関係がないと考えられた。マウス、ラットおよびウサギによる多くの試験で肝細胞肥大が観察され、その一部だけが最長6週間の回復期を経て元に戻った。遺伝的背景が腫瘍形成の潜伏期間と発生率に与える役割を調べた研究では、リンデンは、ラットやイヌで発がん作用を誘発させなかったものの、アグーチ属と擬似アグーチ属マウスの肝臓の腺腫およびがん発生率を増加させたが、黒あるいは他の系統のマウスではこれらを増加させなかった。JMPRは遺伝毒性の証拠はないと結論付けた。遺伝毒性がないことに加えて、発がん性試験で得られた証拠を踏まえて、JMPRは、リンデンがヒトに発がんリスクをもたらすことはないであろうと結論付けた。さらに、乳がんと塩素系農薬への曝露との間の関連を評価した疫学調査においては、リンデンとの相関は認められなかった。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準ではリンデンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ飲料水供給の残留農薬の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、JMPRが勧告したADIに基づき、リンデンの健康に基づくガイドライン値3µg/Lが勧告された。1993年の同ガイドラインでは、JMPRが1989年にADIを設定する際に用いた研究に基づくとともに、さらに多くのデータを考慮に入れてより適切と考えられる推定摂取量を用い、公衆衛生上や木材の防腐剤としての使用によるリンデンへの曝露がかなりの量になる可能性も認められた上で、飲料水中のリンデンの健康に基づくガイドライン値2 µg/Lが設定された。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 マラチオン

マラチオン(CAS No. 121-75-5)は、蚊、並びに、果実、野菜、景観植物および低木の多様な昆虫を制御するために広く使用されている。マラチオンは、ペットのダニや虫および人の頭や体に生息するシラミを退治するための屋内用殺虫剤製品に含まれていることもある。マラチオンは、最も好ましくない条件下(すなわち、低pHで有機物濃度が低い条件)においても、数ヶ月から数年の半減期で水中に残留することがある。しかし、ほとんどの条件下で、半減期はおおよそ7~14日程度であると思われる。マラチオンは、表流水や飲料水中で2 $\mu$ g/L以下の濃度で検出されている。

マラチオンは、マウス、ラットおよびヒトのポランティアにおいてコリンエステラーゼ活性阻害を示している。マラチオンを食餌投与したマウスで、肝臓腫瘍発生率の上昇が認められた。いくつかの*in vitro*試験で、マラチオンは染色体異常や姉妹染色分体交換を発生させることが示されているが、証拠のほとんどはマラチオンに遺伝毒性がないことを示している。JMPRは、マラチオンに遺伝毒性はないと結論付けた。

JMPRによるADIの10%を飲料水に割り当てることにより、マラチオンの健康に基づく値0.9mg/Lが求められる。このADIは、ラットを用いた2年間の毒性および発がん性試験におけるNOAEL 29mg/kg体重/日に基づき、これに不確実係数100を適用したものであり、ウサギによる発生毒性試験におけるNOAEL 25mg/kg体重/日によって支持されている。しかし、すべての曝露源からのマラチオン摂取量は一般に低く、ADIを大幅に下回っている。飲料水中のマラチオンの濃度は、健康に基づく値よりもずっと低いことから、通常の条件下では、飲料水中にマラチオンが含まれていたとしても、ヒトの健康に危害をもたらすことはないと考えられる。この理由により、飲料水中のマラチオンに関するガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準ではマラチオンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー飲料水供給の残留農薬の寄与は極めて小さいことが示唆された。マラチオンは、1984年の初版飲料水水質ガイドライン、1993年の同第2版および1998年の同第2版追補のいずれにおいても評価されなかった。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 マンガン

マンガンは地殻中に最も豊富に含まれる金属の一つであり、一般に鉄と共存している。マンガンは、主に鉄合金や鋼合金の製造に用いられるほか、過マンガン酸カリウムの形態で洗浄、漂白および消毒用酸化剤として、また、様々な製品の原材料として使用されている。最近、北アメリカでは、有機マンガン化合物MMTをガソリンのオクタン価増強剤として使用している。一部の浄水場では浄水処理にマンガン砂を使用している。マンガンはヒトや他の動物にとって必須元素であり、多くの食品に自然に含まれている。環境と生物学において最も重要な酸化状態は $Mn^{2+}$ 、 $Mn^{4+}$ および $Mn^{7+}$ である。マンガンは多くの表流水源や地下水源に、特に嫌気状態や低酸化状態の場合に自然由来で存在しており、これが飲料水への最も重要な供給源となっている。通常、マンガンの最大の曝露源は食品である。

ガイドライン値	0.4 mg/L
検出状況	淡水では通常1～200 µg/Lであるが、酸性の地下水で10 mg/Lもの高濃度が報告されている。好気性の水で高濃度で検出される場合は、一般に工場排水汚染によるものである。
TDI	0.06 mg/kg体重/日 - 悪影響は観察されていないが、食事調査におけるマンガン摂取量の上限值11 mg/日（すなわち、この値をNOAELと見なす）に、水中のマンガンは生体利用率が高い可能性を考慮して、不確実係数3を適用。
検出下限値	0.01 µg/L - AAS ; 0.05 µg/L - ICP/MS ; 0.5 µg/L - ICP ; 1 µg/L - EAAS ; 10 µg/L - FAAS
処理による達成度	0.05 mg/L - 酸化およびろ過により達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの20%（マンガンは必須微量元素であるため）</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	飲料水中のマンガンが給水管内で析出して水が着色するようであれば、利用者の反発を招くであろう。0.05～0.1 mg/L以下の濃度であれば通常は利用者に受容されるが、その場合でも、長時間配水管内に滞留していると黒い堆積物が析出することがある。このことは地域の状況によって異なる。

## 毒性学的レビュー

マンガンはヒトや他の動物にとっての必須元素である。マンガンが不足した場合も過剰曝露の場合も、悪影響が起こり得る。マンガンは、特に職業環境での吸入曝露によって神経系への影響を引き起こすことが知られており、飲料水中の非常に高濃度のマンガンへの長期曝露による神経系への悪影響について報告した複数の疫学調査がある。しかし、これらの研究には多くの重要な交絡因子が含まれており、他の多くの研究では飲料水を通じた曝露による悪影響は観察されていない。動物データ、特に齧歯類のデータは、マンガンの生理学的必要量が種によって異なるため、ヒトのリスク評価には好ましくない。さらに、霊長目動物で認められる神経系への影響（例えば、振せん、歩行異常など）は、齧歯類では見られない精神的症状（例えば、神経過敏、感情的不安など）のあとに、あるいは、これらと同時にしばしば現れることから、神経行動的影響を評価する際に、齧歯類は余り価値がない。霊長目動物において唯一存在する研究は、単一用量に少数の動物を曝露させた実験で、しかも、基礎食中のマンガン含有量が示されていないため、定量的リスク評価においては限定的にしか利用できない。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、0.5mg/Lを超える濃度のマンガンは飲料水としての適性を著しく損うことが示唆された。1963年と1971年の国際基準では、この値が最大許容濃度として維持された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、着色の観点からマンガンのガイドライン値0.1mg/Lが設定された。1993年の同ガイドラインでは、ガイドライン値の計算に適用できる研究は一つもないが、実際の一日摂取量および飲料水としてマンガンを投与した実験動物による毒性研究の証拠に基づき、暫定ガイドライン値0.5mg/Lが公衆衛生の保護に十分であると結論付けられた。地域の状況によって異なるが、0.1mg/L以下の濃度であれば通常は消費者に受容されることも付記された。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

- 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-メチル-4-クロロフェノキシ) 酢酸]

MCPA (CAS No. 94-74-6) は、クロロフェノキシ系の発芽後散布用の除草剤で、溶解性が非常に高く、移動性も高いため、土壌から浸出しやすい。MCPAは細菌によって代謝され、また、光化学的に分解される。MCPAの水中での残留性はそれほど高くない。

ガイドライン値	0.002 mg/L
検出状況	飲料水ではそれほど頻繁に検出されない。表流水で0.54 µg/L以下、地下水で5.5 µg/L以下の濃度で検出されている。
TDI	0.5 µg/kg体重/日 - イヌによる1年間の食餌実験において高用量域で腎臓と肝臓への毒性が観察されたことによるNOAEL 0.15 mg/kg体重/日に、不確実係数300 (種間差および種内差につき100、データベースの不十分さにつき3) を適用。
検出下限値	0.01 µg/L - GC-MSまたはECD付GC
処理による達成度	0.1 µg/L - GACまたはオゾン処理により達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

#### 毒性学的レビュー

MCPAの遺伝毒性に関しては、限られたかつ決定的とはいえないデータしかない。IARCでは1983年にMCPAの評価を行い、ヒトおよび実験動物に関する利用可能なデータだけでは、その発がん性を評価するのに不十分であると結論付けた。1986年と1987年に、IARCではクロロフェノキシ系除草剤についてさらに評価を行い、その発がん性の証拠はヒトでは限られており、動物では不十分である(グループ2B)と結論付けた。最近のラットとマウスによる発がん性試験では、MCPAの発がん性は示されなかった。MCPAだけへの曝露に関する適切な疫学データは得られていない。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準ではMCPAについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の残留農薬の寄与は極めて小さいことが示唆された。MCPAは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは、飲料水中のMCPAの健康に基づくガイドライン値0.002 mg/Lが設定された。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 メコプロップ (MCP; [2(2-メチルクロロフェノキシ) プロピオン酸])

メコプロップ (CAS No. 93-65-2; ラセミ混合物は7085-19-0) を含めたクロロフェノキシ系除草剤の環境中における半減期は、数日のオーダーである。クロロフェノキシ系除草剤は、食品では余り検出されていない。

ガイドライン値	0.01 mg/L
検出状況	クロロフェノキシ系除草剤は、飲料水ではそれほど頻繁に検出されていない。検出される場合の濃度は、通常数µg/Lより低い。
TDI	3.33 µg/kg体重/日 - ラットによる1年と2年の試験における腎重量への影響に関するNOAEL 1 mg/kg体重/日に、不確実係数300 (種間差および種内差につき100、データベースの制約につき3) を適用。
検出下限値	0.01 µg/L - GC-MS ; 0.01 ~ 0.02 µg/L - ECD付GC
処理による達成度	0.1 µg/L - GACまたはオゾン処理により達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

IARCでは、クロロフェノキシ系除草剤をグループ2Bに分類している。しかし、曝露集団や動物についての研究による利用可能なデータから、特定のクロロフェノキシ系除草剤のヒトへの発がん性を評価することはできない。そのため、これらの化合物に関する飲料水ガイドラインは、他の毒性影響についての閾値アプローチに基づいている。メコプロップを食餌投与した短期および長期試験での影響としては、相対腎重量の減少(ラットおよびビーグル犬)、相対肝重量の増加(ラット)、血中パラメータへの影響(ラットおよびビーグル犬)、および、体重増加の抑制(ビーグル犬)がある。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では、メコプロップを含めたクロロフェノキシ系除草剤についての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の残留農薬の寄与は極めて小さいことが示唆された。メコプロップは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかった。しかし、1993年の同ガイドラインでは、メコプロップの健康に基づくガイドライン値0.01mg/Lが設定された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

WHO (2003) *Chloropnenoxy 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 水銀

水銀は、電気分解による塩素の製造に用いられるほか、電気器具や歯科治療用のアマルガムに、あるいは、各種水銀化合物の原料として使用されている。淡水および海水中で無機水銀のメチル化が起こることが示されているが、汚染されていない飲料水中の水銀はほとんどすべて $\text{Hg}^{2+}$ の形態であると考えられる。このことから、飲料水を摂取することによって、有機水銀化合物、特にアルキル水銀を摂取するという直接的なリスクが生じることはまず考えられない。しかし、メチル水銀が無機水銀に変換される可能性は現実にある。職業曝露を受けていない集団においては、食品が主要な水銀の摂取源である。世界各国における食品からの水銀摂取量の平均値は、一人当たり2～20 µg/日である。

ガイドライン値	総水銀として0.001 mg/L
検出状況	水銀は表流水および地下水中に無機の形態で存在しており、通常0.5 µg/L以下の濃度であるが、鉱物の堆積によって地下水中の濃度が高い地域もある。
PTWI	5 µg/kg体重/週 - 一般の集団に対して、総水銀として。このうちメチル水銀は、3.3 µg/kg体重/週を超えてはならない。
検出下限値	0.001 µg/L - 原子蛍光分光分析 ; 0.05 µg/L - 水素化物発生AAS ; 0.6 µg/L - ICP ; 5 µg/L - FAAS
処理による達成度	0.1 µg/L - 凝集処理により達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て PTWIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
留意事項	妊婦および授乳中の母親は、一般集団よりもメチル水銀の悪影響を受けるリスクが高いと考えられる。

## 毒性学的レビュー

無機水銀化合物の毒性影響は、主に腎において観察される。メチル水銀は主に中枢神経系に影響を及ぼす。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では、水銀についての記載はなかった。水銀について初めて言及したのは1971年の国際基準で、健康上の懸念を踏まえて暫定上限濃度0.001mg/L(総水銀)が示された。この値は、自然水で検出される濃度と関連があると付記された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、すべての化学形態の水銀に適用されるガイドライン値0.001mg/Lが維持された。1993年の同ガイドラインでも、1972年にJECFAが設定し、1988年に再確認したメチル水銀についてのPTWIに基づき、総水銀のガイドライン値0.001mg/Lが維持された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 メトキシクロール

メトキシクロール(CAS No. 72-43-5)は、野菜、果実、樹木、飼料および家畜に使用される殺虫剤である。メトキシクロールは水溶解度が低く、ほとんどの農用地土壌中において移動性が極めて低い。一般的な使用条件において、メトキシクロールが環境上の懸念をもたらすことはないと思われる。食品および空気からの摂取量は、一人一日当たり1 $\mu$ g以下と推定される。環境中での代謝物は好気条件下よりもむしろ嫌気条件下で生成され、主な代謝物には脱塩素化物や脱メチル化物がある。メトキシクロールおよびその代謝物は、表流水の堆積物中に蓄積される可能性がある。

ガイドライン値	0.02 mg/L
検出状況	飲料水で時折検出され、農村地域ではその濃度が300 $\mu$ g/Lにも達することがある。
TDI	5 $\mu$ g/kg体重/日 - ウサギの催奇形性試験における全身性のNOAEL 5 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、閾値のある発がん性を有する懸念と、データベースに制約があることにつき10)を適用。
検出下限値	0.001 ~ 0.01 $\mu$ g/L - GC
処理による達成度	0.1 $\mu$ g/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>



## 毒性学的レビュー

メキシクロールの遺伝毒性作用は、無視できる程度であると考えられる。1979年に、IARCではメキシクロールをグループ3に分類した。その後のデータで、マウスの肝臓と精巣に対するがん誘発の可能性が示唆された。これは、メキシクロールのエストロゲン様前駆体の哺乳動物代謝物のホルモン様作用によると考えられ、したがって、閾値を持つ可能性がある。しかし、この研究は単一の投与量だけについてであり、しかも、その投与量が最大耐容投与量を超えている可能性があるため、適切なものではなかった。長期試験、短期試験および生殖毒性試験のデータベースも不十分である。あるウサギの催奇形性試験において、全身性のNOAELとして5mg/kg体重/日が報告されているが、この値は他の試験におけるLOAELやNOAELよりも低い値である。そのため、このNOAELをTDIの導出に利用した。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではメキシクロールについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の残留農薬の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、JMPRが1965年に勧告し、1977年に再確認したADIに基づき、メキシクロールの健康に基づくガイドライン値0.03mg/Lが勧告された。1993年の同ガイドラインでは、飲料水中のメキシクロールの健康に基づくガイドライン値0.02mg/Lが設定された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 メチルパラチオン

メチルパラチオン(CAS No. 298-00-0)は、世界中で製造されている局所性の殺虫剤およびダニ駆除剤であり、多くの農作物、特に綿花に対する使用が登録されている。メチルパラチオンは、環境中では主に大気と土壤中に分配される。土壤中で実質的には全く移動しないため、メチルパラチオン自体もその分解生成物も地下水まで到達することはない。メチルパラチオンの環境中での分解経路として最も重要なのは、微生物による分解である。メチルパラチオンの水中での半減期は、数週間から数ヶ月のオーダーである。米国の農業地帯における自然水中のメチルパラチ

オン濃度は、夏に最も高く、その最大値は0.46 $\mu$ g/Lであった。一般集団がメチルパラチオンと接触するのは、空気、水または食品を通じてである。

ヒトについて行われたいくつかの研究の結果をまとめて、赤血球および血漿中コリンエステラーゼ活性の低下に基づくNOAEL0.3mg/kg体重/日が導出された。メチルパラチオンは、マウスとラットの長期試験においてコリンエステラーゼ活性を低下させたが、発がん性は示さなかった。メチルパラチオンは細菌に対して変異原性があるものの、哺乳類組織に対する限られた範囲の試験において遺伝毒性を示す証拠はなかった。

メチルパラチオンの健康に基づく値は、ラットによる2年間の研究における網膜の変性、座骨神経の脱髄、体重の減少、貧血および脳のアセチルコリンエステラーゼ活性の減少についてのNOAEL 0.25mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用することによって得られるADI 0.003mg/kg体重/日に基づき、9 $\mu$ g/Lと計算される。動物で観察される毒性発現作用点は、アセチルコリンエステラーゼの阻害以外のものであることから、ヒトでのコリンエステラーゼ阻害について導出されたNOAELよりも、むしろこれらのデータを用いた方がより適切であると考えられた。

メチルパラチオンの摂取量は、通常、すべての摂取源からによるものを合わせても少なく、ADIより大幅に低い。健康に基づく値は、飲料水中で通常検出されるメチルパラチオンの濃度よりもずっと高いことから、通常の条件下においてメチルパラチオンが飲料水中に存在しても、ヒトの健康に危害を及ぼすとは考えにくい。そのため、メチルパラチオンについてガイドライン値を設定する必要はないと考えられる。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではメチルパラチオンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の残留農薬の寄与は極めて小さいことが示唆された。メチルパラチオンは、1984年の初版飲料水水質ガイドライン、1993年の同第2版および1998年の同第2版追補版のいずれでも評価されなかった。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 メトラクロール

メトラクロール(CAS No. 51218-45-2)は、様々な作物に対して用いられる選択性の発芽前散布用の除草剤である。メトラクロールは、生物分解、光分解および揮発により土壌から消失する。メトラクロールは移動性が高いため、条件によっては地下水を汚染することがあるが、大抵は表流水で検出される。

ガイドライン値	0.01 mg/L
検出状況	表流水および地下水で検出され、その濃度は10 µg/Lを超えることがある。
TDI	3.5 µg/kg体重/日 - イヌによる1年間の投与実験において腎臓重量が明確な減少を示した2通りの最大投与量から算定したNOAEL 3.5 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、発がん性の懸念につき10) を適用。
検出下限値	0.75 ~ 0.01 µg/L - 窒素・リン検出器付GC
処理による達成度	0.1 µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

ビーグル犬による1年間の実験において、メトラクロールの2通りの最大投与量で腎臓重量の減少が認められた。齧歯類への給餌による2年間のメトラクロール投与実験において、アルビノマウスで観察された毒性応答は、最大投与量での体重増加量の減少と雌の生存率の低下のみであったのに対して、ラットでは最大投与量で体重増加量と飼料摂取量の減少が観察された。利用可能な研究結果によれば、メトラクロールがマウスに対して発がん性を有しているという証拠はない。ラットでは、これまでに雌の肝臓腫瘍の増加や雄の鼻部腫瘍の発生が観察されている。メトラクロールは遺伝毒性を有していない。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準ではメトラクロールについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の残留農薬の寄与は極めて小さいことが示唆された。メトラクロールは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同第2版では、健康に基づく飲料水中のメトラクロールのガイドライン値0.01mg/Lが設定された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 ミクロキスティン-LR

現在までに同定されている 80 種類余りのミクロキスティンの中で、高頻度かつ高濃度で発生しているのは数種のみである。ミクロキスティン-LR は、その中でも最も発生頻度が高く、また、最も毒性が高い種の一つである。このような毒素を含み、高い頻度で発生するシアノバクテリア属の藻類は、*Microcystis*、*Planktothrix* および *Anabaena* である。通常、ミクロキスティンは細胞内で産生され、細胞が破裂するような状況(すなわち、細胞溶解)においてのみ、そのかなりの量が周辺の水中に放出される。

暫定ガイドライン値	0.001mg/L (遊離および細胞内に存在するミクロキスティン-LRの和) ミクロキスティン-LRのみを対象とする値であること、データベースが限られていること、および現在、シアノバクテリア毒素に関する新規毒性データが構築されつつあることから、ガイドライン値は暫定とした。
TDI	0.04 µg/kg体重/日 - マウスを用いた13週間の投与実験における肝臓の病理学的知見に基づき、データベースの制約、特に慢性毒性および発がん性に関するデータの欠如を考慮して、不確実係数1,000を適用。
検出下限値	0.1 ~ 1 µg/L - 75%メタノールによる細胞からの抽出またはC-18による液体試料からの濃縮後にHPLC。標準試薬を用いて分別定量が可能。 0.1 ~ 0.5 µg/L - 市販免疫アッセイキット (ELISA) により、水に溶けたまたは細胞から水抽出したミクロキスティンについて。大部分のミクロキスティンを検出可能。HPLCよりも定量の精度は劣るが、スクリーニングには有用。 0.5 ~ 1.5 µg/L - タンパク質ホスファターゼアッセイにより、水に溶けたまたは細胞から水抽出したミクロキスティンについて。すべてのミクロキスティンを検出可能。HPLCよりも定量および同定の精度は劣るが、スクリーニングには有用。
監視	シアノバクテリアの細胞密度増加(異常増殖)またはその可能性につき、原水を視覚的に監視(ミクロキスティンを含めて、可能性のある属の顕微鏡観察を含む)し、そのようなことが起こっている場合は警戒を強めることが望ましい。ミクロキスティンの化学的な監視は好ましくない。

予防および処理	藻類の増殖の可能性を低減する方策として、栄養塩負荷の削減または貯水池の成層破壊や混合など、集水域や水源の管理が上げられる。シアノバクテリアの除去に効果的な処理は、ろ過によるその細胞の除去である。水中の遊離のミクロキスティン（他の大部分の遊離シアノトキシンも同様）に対する効果的な処理は、粒状活性炭や粉末活性炭を用いた処理のほか、適正な濃度および接触時間でのオゾン処理や塩素処理による酸化である。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの80%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	ガイドライン値は十分なデータがある場合に基づいて導出されているが、これは監視データの解釈につき情報提供するためであって、化学分析による日常監視の必要性を意味するものではない。

### 毒性学的レビュー

ミクロキスティン- LRは真核生物のタンパク質に含まれるセリン/トレオニンホスファターゼ1および2Aの有力な阻害剤である。ミクロキスティンの毒性の主な標的部位は肝臓であるが、これは、ミクロキスティンが主に胆汁酸輸送を通じて細胞膜を通過することによる。ガイドラインの導出は、マウスによる13週間の経口投与実験に基づいて、豚による44日間の経口投与実験により支持されている。これまでに、家畜および野生生物の中毒事例が多数報じられている。腫瘍促進の証拠も発表されている。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

シアノバクテリア毒素については、1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインおよび1993年の同第2版では評価されなかった。1998年の同第2版追補では、ミクロキスティン- LR以外のシアノバクテリア毒素について、ガイドライン値を導出するにはデータが不十分であると結論付けられた。総ミクロキスティン- LR（遊離および細胞内に存在するものの和）については、飲料水による曝露が相当量に達する場合を考慮して、健康に基づく飲料水中のガイドライン値0.001mg/Lが導出された。このガイドライン値は、ミクロキスティン- LRのみを対象とする値であること、データベースが限られていること、および、現在、シアノバクテリア毒素に関する新規毒性データが構築されつつあることから、暫定とされた。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 モリネート

モリネート(CAS No. 2212-67-1)は、稲作での広葉雑草およびイネ科雑草の制御に用いられる除草剤である。利用可能なデータによれば、モリネートによる地下水汚染は一部の稲作地帯に限られている。環境中におけるモリネートの存在に関するデータも限られている。モリネートの水中および土壌中での残留性は低く、半減期は約5日間である。

ガイドライン値	0.006 mg/L
検出状況	水中濃度が1 µg/Lを超える事例はほとんどない。
TDI	2 µg /kg体重/日 - ラットにおける生殖毒性についてのNOAEL 0.2 mg/kg 体重/日に、不確実係数100 (種間差および種内差につき) を適用。
検出下限値	0.01 µg/L - GC-MS
処理による達成度	0.001 mg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

利用可能な限られた情報によれば、モリネートは動物に対して発がん性も変異原性も有していないようである。最も感度の高い指標は、雄のラットの生殖能力の損傷である。しかし、モリネート生産従事者の疫学調査データによれば、ヒトの生殖能力に対する影響は全く認められていない。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

モリネートについては、1958年と1963年のWHO国際飲料水基準には記載されていないが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。モリネートは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同第2版では、健康に基づく飲料水中のモリネートのガイドライン値 0.006mg/Lが設定された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

WHO (2003) *Molibdate 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 モリブデン

モリブデンは土壤中に自然に存在しており、特殊鋼の製造や、タングステンおよび顔料の生産に用いられている。また、モリブデン化合物は、潤滑油添加剤としてや、作物のモリブデン欠乏症の抑制に用いられている。

ガイドライン値	0.07 mg/L
検出状況	飲料水中の濃度は通常0.01 mg/L以下であるが、鉱山の近傍では200 µg/Lに達した事例がある。
NOAEL	0.2 mg/L - 飲料水を通じたヒトへの2年間曝露の研究に、不確実係数として種内差3を適用（モリブデンは必須元素であるため）。
検出下限値	0.25 µg/L - 黒鉛炉AAS ; 2 µg/L - ICP/AES
処理による達成度	モリブデンは飲料水から除去されない。
付記	ガイドライン値は、種々の動物による毒性学的研究の結果から導出される範囲内にあり、また、一日必須摂取量とも整合している。

## 毒性学的レビュー

モリブデンは必須元素と見なされており、成人の一日必須摂取量は0.1～0.3mgである。経口摂取によるモリブデンの発がん性に関して、利用可能なデータはない。人工栄養児に対するモリブデンの影響に関しては、さらに毒性情報が必要である。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

モリブデンについては、1958年と1963年のWHO国際飲料水基準では記載がなかった。1971年の国際基準では、飲料水中のモリブデンを制御する必要があるが、情報が不十分なため暫定上限値を設けることはできないと記された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、モリブデンについては対策の必要なしと結論付けられた。1993年の同第2版では、飲料水を通じたヒトへの2年間曝露の研究に基づき、健康に基づく飲料水中のガイドライン値0.07mg/Lが提示された。この値は、種々の動物による毒性学的研究の結果から導出されるガイドライン値の範囲内にあり、また、一日必須摂取量とも整合している。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 モノクロラミン

モノクロラミン、ジクロラミンおよびトリクロラミンは、飲料水の塩素処理における副生成物と考えられており、塩素処理された水にアンモニアを添加すると生成される。モノクロラミンは、飲料水の配水システムにおいて、残留消毒効果を維持する目的で添加される場合もある。飲料水供給において塩素の代わりにクロラミンを使用すると、THM生成量は低減される。しかし、ハロケトン、クロロピクリン、塩化シアン、ハロ酢酸、ハロアセトニトリル、アルデヒドおよびクロロフェノールなどの他の副生成物が、生成されることが報告されている。モノクロラミンは、塩素よりもその消毒効果が低いことが認められている。ここでは、クロラミンの中で最も存在量が多いモノクロラミンが最もよく研究されているので、モノクロラミンのみを取り上げる。

ガイドライン値	3 mg/L
検出状況	クロラミンが主消毒剤として、あるいは、配水システムで残留塩素を維持するために使用されている飲料水供給では、クロラミン濃度は通常0.5～2 mg/Lである。
TDI	94 µg/kg体重/日 - NTPにおける雄ラットを用いた2年間の飲料水による研究での最大投与量としてのNOAEL 9.4 mg/kg体重/日に基づく（当該研究では、最大投与量におけるラットの平均体重は各対照群よりも軽かったが、これはクロラミンを添加した水が飲料水としての適性を欠いていたためと考えられる。）。
検出下限値	10 µg/L - 比色法
処理による達成度	還元反応により、クロラミン濃度を効果的にゼロ（<0.1 mg/L）まで低減することは可能である。しかし、配水過程での防腐剤としての効果を目指して、残留クロラミン濃度0.数mg/Lの水を供給することが通常に行われている。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの100%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>• NTPの研究における単一種および単一性でのあいまいな発がん影響は、ヒストリカルコントロールデータの範囲内であったため、発がん性に関する追加的な不確実係数は適用しなかった。</li> <li>• 大部分の人は5 mg/L以下の濃度のクロラミンを味覚で感知でき、人によってはわずか0.3 mg/Lでも感知できる。</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

モノクロラミンは、一部の*in vitro*研究で変異原性が示されているが、*in vivo*で遺伝毒性は示されていない。IARCではクロラミンをグループ3に、また、US EPAではモノクロラミンをグループD(ヒ



トおよび動物において十分な証拠がないためヒトへの発がん性について分類できない)に分類している。2種類の生物種に対するNTPのバイオアッセイでは、雌のF344/Nラットにおける単核細胞白血病の発生数は増加したが、腫瘍の発生数は増加しなかった。IPCS (2000年)は、この単核細胞白血病の増加とクロラミン処理とは関係がないと見なした。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

クロラミンについては、1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは記載がなかった。1993年の同ガイドライン第2版では、健康に基づく飲料水中のモノクロラミンのガイドライン値3mg/L が設定された。ジクロラミンおよびトリクロラミンについては、利用可能なデータが不十分なためガイドライン値の策定には至らなかった。ジクロラミンおよびトリクロラミンの臭気閾値は、モノクロラミンのそれよりも大幅に低い点に留意するべきであると付記された。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 モノクロロ酢酸

モノクロロ酢酸は、水の塩素処理の過程で有機物から生成される。

ガイドライン値	0.02 mg/L
検出状況	表流水を原水とする飲料水中に<2 ~ 82 µg/L (平均2.1 µg/L) の濃度で存在する。
TDI	3.5 µg/kg体重/日 - 2年間にわたり飲料水を通じてモノクロロ酢酸による曝露を受けた雄ラットにおける、脾臓の絶対重量および相対重量の増加に関するLOAEL 3.5 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、NOAELの代わりに最小のLOAELを使用したこと、および、数世代にわたる生殖毒性研究の欠如によるデータベースの欠陥につき10) を適用。
検出下限値	2 µg/L - ECD付GC ; 5 µg/L - GC-MS
処理による達成度	利用可能な情報なし

ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの20%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
-----------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------

### 毒性学的レビュー

2年間にわたるラットおよびマウスの強制経口投与によるバイオアッセイでは、モノクロロ酢酸による発がん性の証拠は得られなかった。モノクロロ酢酸は限られた数の変異原性試験において陽性および陰性の結果を示しており、また、染色体異常試験や遺伝毒性試験では陰性である。IARCでは、発がん性の観点からモノクロロ酢酸を分類していない。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

モノクロロ酢酸については、1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは記載がなかった。1993年の同ガイドライン第2版でも、利用可能な毒性データが不十分であると見なされたため、モノクロロ酢酸のガイドライン値は設定されなかった。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 モノクロロベンゼン

環境中へのモノクロロベンゼン(MCB)の放出は、主に農薬の溶剤および脱脂剤としてや、その他の工業用途への使用における揮発によると考えられる。MCBは表流水、地下水および飲料水から検出されており、カナダの水道水源における平均的な濃度は1µg/L以下(最大5µg/L)である。ヒトへの主な曝露源は空気と見られる。

MCBの急性毒性は低い。多量のMCBの経口摂取は、主に肝臓、腎臓および造血系に影響を与える。雄ラットによる試験では、高投与量で肝臓の腫瘍性結節の発生率が増加したが、発がん性の証拠は限られている。MCBは、*in vivo*でDNAと結合するが、それほど強い結合ではなく、大方の知見では変異原性を有していない。

MCBについては、2年間にわたるラットへの強制経口投与で確認された腫瘍性結節に基づくTDI 85.7µg/kg体重/日を根拠とし、発がん性に関する証拠が限られている点を考慮に入れて、健康に基

づく値として300 $\mu$ g/Lを算出し得る。しかし、MCBの環境中の濃度は、毒性影響が発現するよりもはるかに低い濃度であるため、ガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。また、この健康に基づく値は、水中におけるMCBの臭味閾値の最小値よりもはるかに高いことに注意すべきである。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

MCBについては、1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では記載がなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、詳細な評価の結果、クロロベンゼンのガイドライン値は勧告されなかった。暫定ADIに基づく飲料水中の毒性学的な下限値が0.005～0.05mg/Lと計算されること、および、水中でのMCBの臭気閾値が0.03mg/Lであることから、ガイドライン値は勧告されず、飲料水の異臭味を回避するための濃度として0.003mg/Lが勧告された。1993年の同ガイドライン第2版では健康に基づくMCBのガイドライン値0.3mg/Lが提示され、この値は水中のMCBの臭味閾値の最小値(0.01mg/L)よりもはるかに高いことが付記された。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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は、3-クロロ-4-ジクロロメチル-5-ヒドロキシ-2(5H)-フランンの通称であり、飲料水中の複雑な形態の有機物と塩素との反応によって生成される。これまでにフィンランド、イギリスおよび米国で、塩素処理されたフミン酸溶液および飲料水中において同定されており、37水源で2～67ng/Lの濃度で検出されている。日本の複数の都市における飲料水5試料中にも、<3～9ng/Lの濃度のMXが含まれていた。

MXは、*in vitro*の細菌や細胞に対する強力な変異原物質であり、ラットの生涯にわたる研究では発がん性の応答が観察されている。これらのデータでは、MXが甲状腺腫瘍および胆管腫瘍を誘発させることが示されている。IARCは、ラットへの発がん性および強力な変異原性を有することに基づいて、MXをグループ2Bに分類している。

雌のラットにおける胆管腫および胆管がんの増加に線型多段階モデル(体表面積補正なし)を適用することにより、MXの健康に基づく値1.8 $\mu$ g/Lを算出し得る。しかし、この値は飲料水中で検出される濃度をはるかに超えており、このような低濃度でMXを測定することは分析上困難であることから、飲料水中のMXの公式なガイドライン値を提示する必要はないと考えられる。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

MXについては、1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは記載がなかった。1993年の同ガイドライン第2版では、ガイドライン値を定めるには利用可能なデータが不十分であると結論付けられた。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 ニッケル

ニッケルは、主にステンレス鋼やニッケル合金の製造に用いられる。非喫煙者や職業曝露を受けない集団にとって、ニッケルの主な曝露源は食品であり、一日経口摂取量に対する水の寄与は一般に小さい。しかし、汚染が著しい場合、または、ある種の薬罐や、井戸に非耐食性材料を使用したり、ニッケルまたはクロムめっきした給水栓と接触する水を使用したりしている場合には、水からのニッケルの寄与が重大となることがある。

暫定ガイドライン値	0.02 mg/L 周産期死亡率に及ぼす影響レベルが不確実であるため、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	飲料水中のニッケル濃度は通常0.02 mg/L以下であるが、給水栓や継手からニッケルが溶出している場合には1 mg/Lにも達することがある。地中の自然由来または産業由来のニッケル堆積物からの溶出があるような特殊な場合には、飲料水中のニッケル濃度がより高い可能性がある。
TDI	5 µg/kg体重/日 - ラットを用いた給餌研究での臓器重量 / 体重比の変化に基づくNOAEL 5 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000( 種間差および種内差につき100、長期曝露および生殖毒性に関する研究の不足、経口投与による発がん性に関するデータの不足、および、空腹時に飲料水とともに摂取した場合に食物とともに摂取した場合に比べて腸管吸収が大幅に高くなることにつき10) を適用。
検出下限値	0.1 µg/L - ICP/MS ; 1 µg/L - EAASまたはICP光学発光分光分析法 ; 15 µg/L - ICP ; 20 µg/L - FAAS
処理による達成度	20 µg/L - 通常処理(例えば、凝集など)により達成可能。しかし、通常、ニッケルは原水汚染物質ではない。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

IARCでは、吸入したニッケル化合物はヒトに対して発がん性を有しており(グループ1)、また、金属ニッケルは発がん性を有している可能性がある(グループ2B)と結論付けた。しかし、ニッケルの経口曝露による発がんリスクについては証拠がない。注意深く行われたラットの二世代にわたる研究では、投与量に応じた周産期死亡率の増加が観察されたが、同腹子の間で応答にばらつきがあるため、この研究から確固たる結論を導くことは困難である。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

ニッケルについては、1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では記載がなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、利用可能な毒性データから見て、飲料水中のニッケルについてのガイドライン値を設定する必要はないと結論付けられた。1993年の同ガイドライン第2版では、ニッケルに対して感受性が高い人々を十分に保護し得る値として、健康に基づくニッケルのガイドライン値0.02mg/Lが導出された。利用可能なデータに基づく限り、この値は、ニッケルに対して感受性が高い人々を十分に保護し得る値であると考えられたため、1998年の同ガイドライン第2版追補でもこの値が維持された。ただし、このガイドライン値は、周産期死亡率に及ぼす影響レベルが不確実であるため暫定とされた。

## 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 硝酸イオンおよび亜硝酸イオン

硝酸イオンおよび亜硝酸イオンは自然由来のイオンであり、窒素循環の一部を担っている。硝酸イオンは主に無機肥料に用いられ、また、亜硝酸ナトリウムは食品、特に保存肉の防腐剤として使用されている。地下水および表流水中の硝酸イオン濃度は、通常は低いが、農地からの溶出または流出、あるいは、人や動物の排泄物などによる汚染と、アンモニアの酸化に由来して高濃度になることがある。嫌気性条件下では、亜硝酸イオンが生成されて、そのまま安定して存在することがある。クロラミン処理においてクロラミン生成の制御が十分でない場合には、配水システム中における亜硝酸イオンの生成量が多くなる可能性がある。亜硝酸イオンの生成は微生物活動の結果であって、断続的である。配水システムでの硝化による亜硝酸イオン濃度の上昇は、通常0.2～

1.5mg/Lである。

硝酸イオンのガイドライン値	50 mg/L - 人工栄養児におけるメトヘモグロビン血症の予防のため(短期曝露)
亜硝酸イオンのガイドライン値 / 暫定ガイドライン値	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 3 mg/L - 乳児のメトヘモグロビン血症 (短期曝露)</li> <li>• 0.2 mg/L - 暫定値 (長期曝露)</li> </ul> <p>亜硝酸イオンの慢性毒性に関するガイドライン値が暫定であるのは、ヒトの健康に対する悪影響の観察結果の妥当性や、動物と比較した場合のヒトの感受性に不確実性があるためである。クロラミンの使用による配水過程での亜硝酸イオンの生成は断続的であり、長期にわたる平均曝露量が暫定ガイドライン値を超えることはないはずである。</p>
硝酸イオンと亜硝酸イオンの総量のガイドライン値	硝酸イオンおよび亜硝酸イオンの各々のガイドライン値に対する比の和が1を超えてはならない。
検出状況	ほとんどの国では、表流水を原水とする飲料水の硝酸イオン濃度は10 mg/Lを超えないが、井戸水の硝酸イオン濃度はしばしば50 mg/Lを超えることがある。亜硝酸イオン濃度は通常はこれより低く、数mg/L以下である。
ガイドライン導出の根拠	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 硝酸イオン (人工栄養児) : 疫学調査によると、飲料水の硝酸イオン濃度が常に50 mg/L以下の地域においては、乳児のメトヘモグロビン血症の事例はない。</li> <li>• 亜硝酸イオン (人工栄養児) : メトヘモグロビンの生成に関して、亜硝酸イオンは硝酸イオンに比べてモル濃度ベースで10倍影響が大きい。</li> <li>• 亜硝酸イオン (長期曝露) : 室内の動物実験において亜硝酸イオンにより誘発された副腎、心臓および肺の形態変化に基づくJECFAによるADI 0.06 mg/kg体重/日の10%を飲料水に割り当て。</li> </ul>
検出下限値	0.1 mg/L (硝酸イオン) および0.05 mg/L (亜硝酸イオン) - 液体クロマトグラフ法; 0.01 ~ 1mg/L (硝酸イオン) - 分光分析法; 0.005 ~ 0.01 mg/L (亜硝酸イオン) - 分子吸光度法; 22 µg/L (硝酸イオン) および35 µg/L (亜硝酸イオン) - イオンクロマトグラフ法
処理による達成度	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 硝酸イオン : 5 mg/L以下 - 表流水を対象とした生物学的脱窒素、地下水を対象としたイオン交換により達成可能</li> <li>• 亜硝酸イオン : 0.1 mg/L - 塩素処理 (硝酸イオンの生成) により達成可能</li> </ul>
付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 亜硝酸イオンは、クロラミン処理を行っている場合に配水過程において高濃度で存在することがあるが、その存在はおおむね常に散発的である。したがって、メトヘモグロビン血症は最も重要な問題であり、このような場合においては、硝酸イオンが共存している可能性も考慮に入れつつ、メトヘモグロビン血症予防のために導出されたガイドラインを用いることが最も適切であろう。</li> <li>• クロラミン処理を行っている全水道事業者は、自らのシステムを綿密に定期的に監視し、消毒剤濃度、微生物学的水質および亜硝酸イオン濃度について検証するようにならなければならない。硝化が確認された場合 (例えば、残留消毒剤濃度が低下し亜硝酸イオン濃度が上昇している場合など) には、安全な水質を維持するために、浄水処理過程や化学的水質条件を見直す措置をとらなければならない。ただし、消毒効率をおろそかにするようなことが決してあってはならない。</li> <li>• 乳児のメトヘモグロビン血症は、汚染微生物に対する同時曝露とも関係しているようである。</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

硝酸イオンおよび亜硝酸イオンについての健康上の主な懸念は、メトヘモグロビン血症、いわゆる「ブルーベビー症候群」の発症である。硝酸イオンは乳児の胃の中で亜硝酸イオンに還元され、この亜硝酸イオンがヘモグロビン(Hb)を酸化することによって生成されるメトヘモグロビン(metHb)は、体内に酸素を送ることができない。metHbの濃度が正常なHb濃度の10%以上に達すると、酸素の輸送機能の低下が臨床的に明らかとなる。この状態がメトヘモグロビン血症と呼ばれるもので、チアノーゼの原因となり、さらに高濃度の場合には窒息状態となる。生後3ヶ月以下の乳児の正常なmetHb濃度は3%以下である。

生後間もない乳児のHbは、小児や成人よりもmetHbを形成しやすい。これは、乳児の血液中にはmetHbへ酸化されやすい胎児性Hbが、まだ高い割合で含まれているためであると考えられている。これに加えて、乳児にはmetHbをHbに還元するmetHb分解酵素が不足している。また、乳児は胃液酸度が低いため、胃の中の細菌による硝酸イオンから亜硝酸イオンへの還元性が高い。母乳の硝酸イオン濃度は比較的低いですが、人工栄養の乳児は、飲料水中の硝酸イオンおよび亜硝酸イオンに対する曝露の可能性があること、体重当たりの水の摂取量が多いことからリスクが高い。生後間もない乳児の場合に、硝酸イオンから亜硝酸イオンへの還元性が高いことについては十分に定量化されていないが、消化器系感染によって硝酸イオンから亜硝酸イオンへの変換が増幅されるようである。

ヒトの硝酸イオンおよび亜硝酸イオンに対する曝露と発がんリスクとの関係については、証拠から見てその可能性は極めて低い。

ラットによる亜硝酸イオンについての複数の研究で、副腎球状帯の肥大が確認されている。この毒性影響の誘発機構や、他の動物種でもこれらの症状が発現するか否かは明確でない。JECFAではこれらの研究におけるNOAELに基づき、亜硝酸ナトリウムのADI 5mg/kg体重/日を策定した。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では硝酸イオンについての記載があり、50~100mg/L(硝酸イオンとして)を超える硝酸イオンを含む水の摂取により、1歳以下の乳児でメトヘモグロビン血症の発症率が増加する可能性があるとして述べている。1963年の国際基準では、この値は45mg/L(硝酸イオンとして)まで引き下げられ、1971年の国際基準でも同じ値が維持された。1971年の国際基準では、*in vivo*におけるニトロソアミン生成の可能性に対する懸念について初めて言及した。すなわち、ニトロソアミンはヒトの健康に対する危害因子であるおそれがあるため、ニトロソアミンによるヒトの健康への危害に水が重大な寄与を及ぼしていることが判明した場合には、水中の硝酸イオン濃度を低減させることが必要になるであろうと記された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、硝酸態窒素のガイドライン値10mg/Lが勧告された。また、亜硝酸イオンのガイドライン値は、

硝酸イオンに対応してこれよりもさらに低くする必要があると勧告され、浄水処理が適正に行われている場合には、亜硝酸態窒素の濃度は1mg/Lを大幅に下回っていなければならないと付記された。1993年の同ガイドライン第2版では、現行の硝酸態窒素のガイドライン値10mg/Lは広範な疫学データにより支持されると結論付けられたが、この値は硝酸態窒素としてではなく、健康上懸念すべき化学物質である硝酸イオンそれ自体として表記するべきであると記された。したがって、硝酸イオンのガイドライン値は50mg/Lである。急性影響としての乳児メトヘモグロビン血症に対するこのガイドライン値は、1998年の同ガイドライン第2版追補でも支持された。1993年の同ガイドライン第2版では、亜硝酸イオンのガイドライン値が提示されるべきであるが、メトヘモグロビン血症に関して適切な動物実験データが得られていないことも結論として示された。そのため、亜硝酸イオンおよび硝酸イオンによるメトヘモグロビン血症の相対的な発症可能性を10:1(モル比)として、亜硝酸イオンの暫定ガイドライン値3mg/Lが提示された。1998年の同ガイドライン第2版追補は、JECFAが再吟味したヒトにおける亜硝酸イオンに関するデータは、乳児におけるメトヘモグロビン血症の発症に基づく現行の暫定ガイドライン値3mg/Lを、支持するものであると結論付けられた。さらに、第2版追補では、JECFAが1995年に導出したADIに基づき、長期曝露に関する亜硝酸イオンのガイドライン値0.2mg/Lが導出された。しかし、観察されたヒトの健康への悪影響の妥当性や、動物と比較してのヒトの感受性に不確実性があることから、このガイドライン値は暫定とされた。亜硝酸イオンおよび硝酸イオンは飲料水中に同時に存在し得るため、1993年の同ガイドライン第2版および1998年の同ガイドライン第2版追補では、各々の濃度のガイドライン値に対する比の和が1を超えてはならないと勧告された。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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 ニトリロ三酢酸 (NTA)

ニトリロ三酢酸 (NTA) は、主に、リン酸塩の代替品として洗剤に、そしてまた、銹物スケール蓄積防止のためのボイラー用水の処理に用いられている。

ガイドライン値	0.2 mg/L
検出状況	飲料水中の濃度は通常は数µg/Lを超えないが、35 µg/Lもの高濃度が測定された事例がある。
TDI	10 µg/kg体重/日 - ラットによる2年間の研究における腎炎およびネフローゼの発症を根拠に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、高投与量での発がんの可能性につき10) を適用。
検出下限値	0.2 µg/L - 窒素検出器付GC
処理による達成度	利用可能なデータなし
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの50%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

NTAは動物では代謝されず、速やかに排出されるが、その一部が一時的に骨中に残留することがある。動物への急性毒性は低いが、腎臓毒性を生じる投与量よりも高い投与量で齧歯類に長期間に曝露させた場合に、腎がんを発症することが示されている。IARCではNTAをグループ2Bに分類している。NTAは遺伝毒性を有しておらず、報告されている腫瘍の誘発性は、尿道での亜鉛やカルシウムなどの2価イオンとのキレート形成による細胞毒性に由来し、腎臓肥大、ひいては新生組織形成につながると考えられている。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

NTAについては、1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では記載がなかった。1971年の国際基準では、飲料水中のNTAを制御するべきであるが、情報が不十分なため、暫定的な制限値を定めることができないと述べられている。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、NTAについてさらに対策をとる必要はないと判断された。1993年の同ガイドライン第2版では、健康に基づくNTAのガイドライン値0.2mg/Lが定められた。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 パラチオン

パラチオン(CAS No. 56-38-2)は非浸透性の殺虫剤であり、世界中の多くの国で使用されている。パラチオンは、屋外および温室で、燻蒸剤やダニ駆除剤として、また様々な作物の収穫前の土壌および枝葉の処理に用いられている。環境中に放出されたパラチオンは、土壌の最上層に強く吸着され、ほとんど浸透しないと考えられる。パラチオンは約1週間以内に表流水から消失する。通常、一般集団が空気や水を通してパラチオンへの曝露を受けることはない。食品中の残留パラチオンが主な曝露源である。

パラチオンは、毒性試験の対象となったすべての生物種において、コリンエステラーゼ活性阻害を示している。2年間にわたるラットによる研究では、発がん性の証拠は認められていない。JMPRでは、パラチオンは遺伝毒性を有していないと結論付けた。

ラットを用いた2年間の研究における、高投与量での網膜萎縮および脳のアセチルコリンエステラーゼ阻害についてのNOAEL 0.4mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用して求めたADI 0.004mg/kg体重/日に基づき、パラチオンの健康に基づく値10µg/Lを算出することができる。ヒトの赤血球のコリンエステラーゼ阻害についてのNOAEL 0.1mg/kg体重/日が利用できるため、動物の赤血球や脳のアセチルコリンエステラーゼ阻害のみに基づくより低いNOAELを使用することは、適切でないと考えられた。

あらゆる経路から摂取されるパラチオンは通常少量であり、ADIよりも十分に小さい。上記のパラチオンの健康に基づく値は、飲料水中で検出されるパラチオンの濃度よりもはるかに高いので、通常の条件下では飲料水中にパラチオンが存在していても、ヒトの健康に対して危害因子となるおそれはほとんどない。以上のことから、パラチオンのガイドライン値を設定する必要はないと考えられる。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

パラチオンについては、1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では記載がなかった。1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。パラチオンは、1984年の初版飲料水水質ガイドライン、1993年の同ガイドライン第2版、および、1998年の同ガイドライン第2版追補では評価されなかった。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 ペンディメタリン

ペンディメタリン(CAS No. 40487-42-1)は発芽前除草剤であり、移動性がかなり低く、土壤中に残留する。ペンディメタリンは、日本で大量(5,000トン/年)に使用されている。ペンディメタリンは、光分解、生物分解および揮発により失われる。ペンディメタリンが浸透する可能性は極めて低いと考えられるが、より極性の高い分解産物の挙動についてはほとんど知られていない。

ガイドライン値	0.02 mg/L
検出状況	限られた利用可能な研究においては、飲料水中ではまれにしか検出されていない(検出下限値0.01 µg/L)。
TDI	5 µg/kg体重/日 - 長期間のラット給餌試験における最小投与量(5 mg/kg体重)での微弱な肝臓毒性の証拠に基づき、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、NOAELの代わりにLOAELを使用したこととデータベースが限られていることにつき10)を適用。
検出下限値	0.01 µg/L (GC-MS)
処理による達成度	1 µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

ラットでの短期間の食餌試験では、最大投与量において様々な肝毒性の発現や雄の腎臓重量の増加が観察された。長期間の食餌試験では、最小投与量においてもいくつかの毒性影響(マウスでの高血糖症やラットでの肝毒性)が発現した。利用可能なデータによれば、ペンディメタリンは顕著な変異原性は有していないようである。マウスおよびラットでの長期間の研究結果からは、発がん性の証拠は出ていないが、これらの研究には重大な方法論上の限界がある。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

ペンディメタリンについては、1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では記載がなかった。1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。ペンディメタリンは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドライン第2版では、飲料水中のペンディメタリンの健康に

基づくガイドライン値0.02mg/Lが定められた。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 ペンタクロロフェノール(PCP)

PCP(CAS No. 87-86-5)およびその他のクロロフェノールは、主に木材の真菌増殖の防止に用いられる。特定の地域においてクロロフェノールによる飲料水の汚染がある場合や、PCP処理されたログハウスからの曝露がある場合を除いて、PCPの主な曝露源は食品である。

暫定ガイドライン値	0.009 mg/L 実験動物とヒトでは代謝が異なるため、ガイドライン値は暫定とした。
検出状況	試料水中の濃度は通常10 µg/L以下であるが、特定の条件下では地下水中でこれより大幅に高い濃度で検出されることがある。
ガイドライン導出の根拠	US NTPバイオアッセイにおける腫瘍発生についての体表面積補正なしの多段階モデル適用結果に基づいており、動物とヒトで代謝に種間差があること、すなわち、ラットで生成される重要な代謝物がヒトでは重要度が低いことを考慮している。
検出下限値	0.005 ~ 0.01 µg/L - ECD付GC
処理による達成度	0.4 µg/L - GACにより達成可能
付記	過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当するPCP濃度は、1993年のガイドライン第2版で設定されたガイドライン値と同程度であるため、このガイドライン値を維持する。

### 毒性学的レビュー

IARCでは、PCPのヒトに対する発がん性の証拠は不十分であるが、実験動物での証拠は十分であることに基づき、PCPをグループ2B(ヒトに対して発がんの可能性のある物質)に分類している。PCPを含む混合物による曝露を受けた集団についての疫学調査において、決定的とは言えないが、PCPの発がん性を示唆する証拠が得られている。一動物種(マウス)では、発がん性を示す決定的な証拠が得られている。実験動物とヒトでは代謝に顕著な違いがあるとは言え、PCPを発がんの可能性のある物質として扱うのが賢明であると考えられた。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

PCPIについては、1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では記載がなかった。1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、飲料水中のPCPIの健康に基づくガイドライン値0.01mg/Lが勧告された。1993年の同ガイドライン第2版では、飲料水中のPCPIの健康に基づくガイドライン値0.009mg/Lが定められた。PCPIは、EHCモノグラフ(No. 71)に基づいて最終タスクフォース会議だけで評価されたことから、このガイドライン値は暫定とされた。過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当するPCPIの濃度は、1993年の同ガイドライン第2版で設定された暫定ガイドライン値と同程度であると認められたため、1998年の同ガイドライン第2版追補でもこの暫定値が維持された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 ペルメトリン

ペルメトリン(CAS No. 52645-53-1)は、農業、林業および公衆衛生において広範な害虫に対して効果のある接触性の殺虫剤である。ペルメトリンはWHOPESが推奨する幼虫駆除剤でもあり、配水管内の水生無脊椎動物の制御に用いられる。ペルメトリンは、水中および土壌表面で光分解される。表流水中の検出濃度として最高0.8mg/Lの記録があるが、飲料水中の濃度については報告がない。土壌中では、ペルメトリンは好気条件下で加水分解および微生物活動により速やかに分解される。一般集団のペルメトリンに対する曝露は、主に食品を通じてである。

工業用ペルメトリンの急性毒性は低い。*cis*異性体の方が*trans*異性体に比べてはるかに毒性が高い。IARCでは、ヒトに関する毒性データがなく、動物実験のデータも限られているため、ペルメトリンをグループ3に分類している。ペルメトリンは遺伝毒性を有していない。

*cis*異性体と*trans*異性体の混合比が2:3および1:3のペルメトリンのADIIは、ラットでの2年間の給餌研究における臨床症状、並びに、体重と臓器重量の変化および血液化学的变化に基づくNOAEL 100mg/kg (5mg/kg体重/日に相当)、並びに、イヌでの1年間の研究における100mg/kg体重/日の投与時の体重減少に基づくNOAEL 5mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用して

0.05mg/kg体重/日が導出された。このADIの1%を飲料水に割り当てる(周辺環境からのペルメトリンの曝露が重大なため)ことにより、ペルメトリンの健康に基づく値20mg/Lが計算によって得られる。しかし、ペルメトリンの検出濃度は毒性影響が観察される濃度よりもずっと低いため、ガイドライン値を導出する必要はないと考えられた。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

ペルメトリンについては、1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では記載がなかった。1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。ペルメトリンは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドライン第2版では、1987年にJMPRが定めた*cis*異性体と*trans*異性体の混合比が2:3および1:3のペルメトリンのADIに基づき、かつ、周辺環境からのペルメトリンの曝露が重大であることを考慮して、健康に基づく飲料水中のガイドライン値0.02mg/Lが定められた。蚊やその他健康上重大な昆虫を制御するための幼虫駆除剤として、飲料水源でペルメトリンを使用する場合には、飲料水に割り当てられるADIは多くなるであろうと付記されている。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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

pHについては、健康に基づくガイドライン値は提示されていない。通常、pHは利用者に対して直接的な影響を及ぼさないが、水質上の運転管理パラメータとしては最も重要なものの一つである(第10章参照)。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、pHが6.5以下または9.2以上であると飲料水としての適性が著しく損なわれると提言された。1963年および1971年の国際基準では、pH6.5～9.2が許容範囲として維持された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、快適性に基づくpHのガイドライ

ン値6.5～8.5の範囲が定められた。配水システムがない場合は、pHの許容範囲はこれより広くなると付記された。1993年の同ガイドライン第2版では、健康に基づくpHのガイドライン値は示されなかった。通常、pHは利用者に対して直接的な影響を及ぼさないが、水質上の運転管理パラメータとしては最も重要なものの一つであり、多くの場合、最適pHの範囲は6.5～9.5である。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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-フェニルフェノールおよびそのナトリウム塩

2-フェニルフェノール(CAS No. 90-43-7)は、消毒剤、殺菌剤および殺ウイルス剤として使用されている。農業において、2-フェニルフェノールは果実、野菜および卵の消毒に用いられる。また、病院、養護施設、動物病院、養鶏場、酪農場、クリーニング店、理髪店および食品加工場において、一般的な表面消毒剤として使用されている。2-フェニルフェノールは表流水中で分解しやすく、河川水中での半減期は約1週間である。

2-フェニルフェノールの毒性は低いことが明らかにされている。2-フェニルフェノールとそのナトリウム塩は雄ラットに対して発がん性を有しており、また、2-フェニルフェノールは雄マウスに対して発がん性を有している。しかし、2-フェニルフェノールへの曝露によって、雄ラットで認められた膀胱腫瘍および雄マウスで認められた肝腫瘍は、特定の種および性に固有の閾値を有する現象であると考えられる。JMPRでは、2-フェニルフェノールがヒトに対して発がんリスクをもたらす可能性はまずないと結論付けた。IARCの作業部会では、2-フェニルフェノールのナトリウム塩をグループ2B(ヒトに対して発がんの可能性がある)に、2-フェニルフェノールをグループ3(ヒトに対する発がん性について分類できない)に分類しているが、JMPRでは、IARCの分類はリスク評価ではなく危害同定に基づいており、さらに、毒性や発がん性に関する未公表の研究成果を除外し、公表された文献のみに限られていると指摘している。JMPRは、また、2-フェニルフェノールの遺伝毒性については未解決の問題があると結論付けている。

2-フェニルフェノールの健康に基づく値1mg/Lは、雄ラットを用いた2年間の毒性研究における、体重増加量の減少、膀胱の肥厚化および膀胱がんの発現についてのNOAEL 39mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用して得られるADI 0.4mg/kg体重/日に基づいて、計算により求めることができる。しかし、2-フェニルフェノールの毒性は低いため、上記の健康に基づく値は飲料水中で

検出される濃度よりずっと高い。それゆえ、通常の条件下で、飲料水中の2-フェニルフェノールがヒトの健康に対する危害因子となることはまずない。以上のことから、2-フェニルフェノールのガイドライン値を設定する必要性はないと考えられる。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

2-フェニルフェノールについては、1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では記載がなかった。1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。2-フェニルフェノールは、1984年の初版飲料水水質ガイドライン、1993年の同ガイドライン第2版、および、1998年の同ガイドライン第2版追補では評価されなかった。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 多環芳香族炭化水素 (PAH)

PAHは、炭素原子と水素原子から成る縮合芳香環を2個以上含む多様な形態の有機化合物群である。大部分のPAHは、様々な燃焼プロセスや熱分解源から大気経由で環境中に入る。PAHは、水溶解度が低く、懸濁物質への親和性が高いため、通常、水中で高濃度で検出されることはない。飲料水中のPAHの主な汚染源は、通常は、腐食防止のためコールタール被覆が施された配水管である。飲料水中で最もよく検出されるPAHはフルオランテンであり、主として鑄鉄またはダクタイル鑄鉄製配水管のコールタールライニングと関係している。PAHは、大気からの降下に由来して様々な食品中で、また、汚染された水に由来して魚類中で検出されている。PAHは、炭火焼き、直火焼き、ロースト、フライまたはベーキングなど、食品の調理過程でも生成される。一般集団にとって、PAHへの主な曝露経路は、食品と屋外および屋内の空気である。特に開発途上国では、暖房や調理に裸火を使用することによりPAHへの曝露量が高まることもある。水道管のコールタール被覆によりPAH汚染のレベルが高い場合には、飲料水からのPAH摂取量が食品による摂取量と同じか、それを上回ることもある。



ベンゾ[a]ピレン (BaP) のガイドライン値	0.0007 mg/L (0.7 µg/L)
検出状況	汚染されていない地下水でのPAH濃度は通常0~5 ng/Lであるが、汚染された地下水では10 µg/Lを超えることがある。飲料水におけるいく種類のPAHの代表的な合計濃度は約1 ng/L~11 µg/Lである。
ガイドライン導出の根拠	マウスによる経口発がん試験に基づき、2段階出生 - 死亡変異モデルにより算定したもので、投与パターンおよび致死時点の違いを組み込んでいる。投与群の数は小さいが、マウスでの経口投与によりBaPの発がん性を検討した新規研究に基づく、腫瘍形成の用量 - 反応関係を定量化した結果も、この値の妥当性を裏付けるものである。
検出下限値	0.01 µg/L - GC-MS および蛍光検出器付逆相HPLC
処理による達成度	0.05 µg/L - 凝集により達成可能
付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 飲料水中にフルオランテンが高濃度で存在していないのに、BaPが高濃度で存在している場合には、おそらく管のコールドラールライニングの著しい劣化に起因して、コールドラール粒子が存在していることを示している。</li> <li>• 管のライニングや貯水槽の被覆にコールドラール系およびそれに類似した材料を用いることは、取りやめるよう勧告する。</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

PAHの混合物がヒトに対して発がん性を有することの証拠は、主として、経気道および経皮による職業曝露を受けた作業従事者についての研究結果から得られたものである。ヒトの経口曝露について、利用可能なデータはない。特に飲料水については、BaP以外のPAHの経口毒性に関するデータは僅かしかない。経皮およびその他の研究のデータ比較により、PAHの相対的な発がん強度が決定されている。発がん強度の順序は一貫しているため、この手法はBaPに対するPAHの相対的な発がん強度を表す有用な指標を提供するものである。

フルオランテンの健康に基づく値4µg/Lは、マウスでの13週間の経口強制飼養試験における、血清中のグルタミン酸 - ピルビン酸アミノ基転移酵素濃度の上昇、腎臓と肝臓の病変、および、臨床所見と血液の変化についてのNOAEL 125mg/kg体重/日に、不確実係数10,000(種間差および種内差につき100、亜慢性試験であることおよびデータベースが不十分であることにつき10、マウスの皮膚塗布試験におけるBaPの発がん性を示す明確な証拠につき10)を適用することによって算出される。しかし、この健康に基づく値は、飲料水中で通常検出される濃度を大幅に上回っている。それゆえ、通常の条件下では、飲料水中のフルオランテンがヒトの健康に対する危害因子となることはない。以上のことから、フルオランテンのガイドライン値を設定する必要はないと考えられる。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

PAHについては、1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では記載がなかった。1971年の国際基準では、一部のPAHは発がん性を持つことが知られており、そのため、6種の代表的な

PAH化合物(フルオランテン、3,4-ベンゾフルオランテン、11,12-ベンゾフルオランテン、3,4-ベンゾピレン、1,12-ベンゾピレン、インデノ[1,2,3-cd]ピレン)の濃度は、一般に0.0002mg/Lを超えてはならないと記された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ガイドライン値を設定するための十分な毒性学上の証拠があるPAHはBaPのみであった。BaPの健康に基づくガイドライン値0.00001mg/Lが勧告されたが、この導出に用いた発がん性化学物質の数値モデルには、多くの不確実性が含まれることが付記された。また、飲料水のPAHの制御は、汚染されていない地下水で検出される濃度を超えてはならない、との考え方に基づいて行うべきであると勧告された。1993年の同ガイドライン第2版では、BaP以外のPAHについては、飲料水ガイドラインを導出するための利用可能なデータが十分ないと結論付けられた。過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当するBaPのガイドライン値として0.0007mg/Lが算定された。このガイドライン値は、BaPの発がん性に関する新規研究においてその妥当性が確認されたため、1998年の同ガイドライン第2版追補でも維持された。また、管のライニングや貯水槽の被覆にコールタール系およびそれに類似した材料を用いることは、取りやめるよう勧告された。この追補ではフルオランテンの健康に基づく値も算定されたが、この値は飲料水中で検出される濃度を大幅に上回っていたため、通常の条件下では、飲料水中のフルオランテンがヒトの健康に対する危害因子となることはない結論付けられた。したがって、フルオランテンのガイドライン値を設定する必要はないと考えられた。特に飲料水については、BaP以外のPAHの経口毒性に関するデータは僅かしかないので、PAHの相対的な発がん強度は、経皮およびその他の研究のデータ比較により決定された。この手法は、BaPに対するPAHの相対的な発がん強度を表す有用な指標を提供するものである。

### 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 プロパニル

プロパニル(CAS No. 709-98-8)は接触性の発芽後除草剤であり、広葉雑草およびイネ科雑草の制御のため主として稲作で使用される。プロパニルは、水相と親和性のある移動性の物質である。しかし、プロパニルの残留性は低く、自然条件下で複数の代謝物に容易に変化する。これらの代謝物のうち3,4-ジクロロアニリンと3,3',4,4'-テトラクロロアゾベンゼンは、プロパニルに比べて毒性と残留性がより高い。プロパニルは多くの国々で使用されているが、地下水中では時折検出

されるのみである。

プロパニルの健康に基づく値を導出することは可能であるが、毒性がより高い代謝物に容易に変化するため、これは行われなかった。したがって、プロパニルのガイドライン値を定めることは不適切であると考えられ、また、その代謝物についてガイドライン値を導出するにはデータが不十分である。関係官署では、毒性がより高い環境中での代謝物が水中に存在する可能性を考慮すべきである。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

プロパニルについては、1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では記載がなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の残留農薬の寄与は極めて小さいことが示唆された。プロパニルは1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドライン第2版では、プロパニルの健康に基づく飲料水中のガイドライン値0.02mg/Lが定められるとともに、このガイドラインの適用に際して、関係官署では毒性がより高い環境中での代謝物が水中に存在する可能性を考慮すべきであると付記された。

#### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

#### 主要参考文献

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 ピリプロキシフェン

ピリプロキシフェン(CAS No. 95737-68-1)は、広範な種類の昆虫に使用される成長調節剤であり、公衆衛生上の害虫に対して殺虫力がある。ピリプロキシフェンは、蚊の幼虫(ぼうふう)の制御用としてWHOPEPが推奨する殺虫剤である。農業および園芸では、ピリプロキシフェンは、カイガラムシ、コナジラミ、ワタミハナゾウムシ、ヨコバイ、アブラムシおよびヨトウムシの制御用に登録使用されている。ピリプロキシフェンは好気性条件下の土壤中で速やかに分解され、その半減期は6.4～36日である。好氣的な湖沼の水 - 堆積物系における半減期は16～21日である。嫌氣的な湖沼の水 - 堆積物系では、これよりもはるかに緩やかな速度で分解されるようである。ピリプロキシフェンは新しい殺虫剤であるため、環境中のデータはまだほとんどない。あらゆる経路からのピリプロキシフェンの摂取量は一般に少なく、ADI以下である。

ガイドライン値	0.3 mg/L
検出状況	米国の表流水では、検出可能な濃度では存在していない。
ADI	0.1 mg/kg体重/日 - 雄イヌによる1年間にわたる毒性研究2報において、相対的な肝臓重量の増加と血漿コレステロール濃度の上昇より得られた総合的なNOAEL 10 mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用。
検出下限値	情報なし
処理による達成度	利用可能なデータなし。1 µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て ADIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

JMPRでは、ピリプロキシフェンは発がん性および遺伝毒性を有していないと結論づけた。マウス、ラットおよびイヌを用いて、短期間および長期間におけるピリプロキシフェンの影響を調べた研究では、その毒性学上の主な標的部位は肝臓(肝臓重量の増加と、血漿脂質、特にコレステロールの濃度の変化)であった。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

ピリプロキシフェンについては、1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では記載がなかった。1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。ピリプロキシフェンは、1984年の初版飲料水水質ガイドライン、1993年の同ガイドライン第2版および1998年の同ガイドライン第2版追補では評価されなかった。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 セレン

セレンは地球の地殻中に存在し、しばしば硫黄含有鉱物中に含まれている。セレンは必須微量元素であり、一般集団にとってのセレンの主な摂取源は、作物、肉および魚などの食材である。また、食品中の含有量は生産地域によって大きく異なる。

ガイドライン値	0.01 mg/L
検出状況	飲料水中の濃度は地域によって大きく異なるが、通常は0.01 mg/Lよりずっと低い。
ヒトにおけるNOAEL	推定約4 µg/kg体重/日 - 一日平均4 µg/kg体重を摂取した142名のグループにおいて、セレンの毒性による臨床的または生化学的な徴候が認められなかったとのデータに基づく。
検出下限値	0.5 µg/L - 水素化物発生AAS
処理による達成度	0.01 mg/L - 凝集によりセレン(IV)は達成可能。セレン(VI)は通常の処理プロセスでは除去されない。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て NOAELの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

セレンはヒトの必須元素であり、成人では一日当たり約1µg/kg体重の摂取が推奨されている。セレン化合物は、*in vitro*系において代謝活性を伴う場合に遺伝毒性を示すことが認められているが、このことはヒトにおいてではない。サルを用いた試験で催奇形性の証拠は認められなかった。ラットでの長期毒性の特徴は、成長の抑制と肝臓の病変である。ヒトでは、セレンの長期曝露による毒性影響が、爪、髪および肝臓に見られる。中国のデータでは、一日摂取量が0.8mgを超えると臨床的および生化学的な徴候が現れることが示されている。臨床的な徴候を示したベネズエラの小児の一日摂取量は、その血中濃度および血中濃度と摂取量の関係についての中国のデータに基づき、約0.7mgと推定された。また、関節リウマチ患者の少人数グループでは、食品経由に加えて0.25mg/日のセレン投与により、肝臓タンパク質合成への影響が見られた。一日平均0.24mg(最高0.72mg)を食品から摂取した142名のグループについては、セレンの毒性による臨床的または生化学的な徴候は報告されていない。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、健康上の懸念に基づき、飲料水中のセレンの最大許容濃度0.05mg/Lが勧告された。1963年の国際基準ではこの値が0.01mg/Lまで引き下げられ、1971年の国際基準では、セレンが一部の生物種の必須微量元素であることを認識した上で、この値が暫定的な上限濃度として維持された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでもガイドライン値0.01mg/Lが維持されたが、食事によるセレン摂取量が相対的に多いあるいはより少ない地域において、このガイドライン値を適宜修正するべきであろうと付記された。1993年の同ガイドライン

第2版では、ヒトでの調査事例に基づき、健康に基づくガイドライン値0.01mg/Lが提示された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 銀

銀は、自然界では、主に、極めて不溶性が高く、移動性の低い酸化物、硫化物またはある種の塩の形で存在する。ときに、地下水、表流水および飲料水で、5 $\mu$ g/L以上の濃度で検出されている。銀消毒した飲料水の銀濃度は、50 $\mu$ g/L以上になることがある。一人一日当たり摂取量の最新の推定値は約7 $\mu$ gである。

銀は、パーセントレベルのわずかな割合でしか吸収されない。ヒトや実験動物における体内保持率は0～10%である。

銀過剰摂取の唯一の明らかな兆候は、銀沈着症、すなわち、組織内の銀による皮膚や毛髪の強度の退色である。ヒトの銀沈着症についての経口摂取のNOAELは、ヒトの事例報告や実験動物による長期投与実験に基づき、銀の生涯摂取量として10gと推定されている。

飲料水中の銀濃度は一般に5 $\mu$ g/L以下と低く、この濃度であれば、銀沈着症によるヒトへの健康影響は考慮しなくても良い。一方、特殊な状況のもとでは、飲料水の細菌学的水質を良好に維持するために銀塩が使用されることがある。このような場合、0.1mg/L（この濃度だと、70年間にヒトのNOAEL 10gの半量を摂取することになる）もの高濃度の銀であっても健康リスクはもたらされていない。

飲料水中の銀の健康に基づくガイドライン値を導出するための十分なデータはない。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、銀について記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、飲料水中の銀についてガイドライン値を設定する必要はないとされた。1993年の同ガイドラインにおいても、銀の健康に基づくガイドライン値は提示されなかった。飲料水の細菌学的水質を維持するために銀塩が使用される場合、銀濃度が0.1mg/L以下であれば健康に対するリスクは生じないであろう。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 シマジン

シマジン(CAS No.122-34-9)は、数多くの作物のほか、非農耕地でも使用される発芽前用除草剤である。シマジンは、土壌中では物理化学的な分解を受けにくい。シマジンは、環境中では残留性があり、また、移動性もある。

ガイドライン値	0.002 mg/L
検出状況	地下水および表流水で、最高数μg/Lの濃度でしばしば検出されている。
TDI	0.52 μg/kg体重/日 - ラットにおける長期曝露研究の結果から得られたNOAEL 0.52 mg/kg体重/日(体重の変化、血液パラメータに対する影響および乳がんの増加に基づく)に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、遺伝毒性を有しない発がんの可能性につき10)を適用。
検出下限値	0.01 μg/L - GC-MS ; 0.1 ~ 0.2 μg/L - フレーム熱イオン化検出器付GC
処理による達成度	0.1 μg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重成人 60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

哺乳動物では、シマジンは遺伝毒性を有していないようである。最近の研究によれば、雌のラットに乳がんの発症が増加するが、マウスでは影響は認められない。IARCではシマジンをグループ3に分類している。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年と1963年のWHO国際飲料水基準ではシマジンについて記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。シマジンは1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは、飲料水中のシマジンの健康に基づくガイドライン値0.002mg/Lが設定された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 ナトリウム

ナトリウム塩(例えば、塩化ナトリウムなど)は、ほとんどすべての食品(主な日常的曝露源)および飲料水に含まれている。飲用に適した水のナトリウム濃度は一般に20mg/L以下であるが、国によってはこの値を大きく超えることがある。大気中のナトリウム塩のレベルは、普通は食品中や水中のレベルに比べて低い。ある種の軟水処理用薬品は、飲料水のナトリウム濃度を著しく増加させることがあるので注意しなければならない。

飲料水中のナトリウムと高血圧症の発症との関連について、確たる結論は得られていない。したがって、健康に基づくガイドライン値は提示しない。しかし、濃度が200mg/Lを超えるといやな味がすることがある(第10章参照)。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、ナトリウムについては記載がなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、健康リスクへの考慮に基づいて水中のナトリウムのガイドライン値を設定する十分な証拠がないと結論付けられ、ナトリウム制限食を必要とする人や人工栄養児にとっては、飲料水からのナトリウムの摂取が、より重大であるかもしれないと付記された。味を考慮して、ナトリウムのガイドライン値200mg/Lが設定された。1993年の同ガイドラインにおいては、飲料水中のナトリウムと高血圧症の発症との関連について確たる結論が得られないことから、ナトリウムの健康に基づくガイドライン値は提示されなかった。しかし、濃度が200mg/Lを超えるといやな味がすることがある。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。



## 主要参考文献

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 スチレン

スチレンは、主としてプラスチックや樹脂の生産に用いられ、表流水、飲料水および食品中に微量に存在する。工業地域では空気を通した曝露により、摂取量が一日当たり数百 $\mu\text{g}$ に達することがある。喫煙により、一日の曝露量が多ければ10倍にも増加することがある。

ガイドライン値	0.02 mg/L
検出状況	飲料水や表流水で1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 以下の濃度で検出されている。
TDI	7.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日 - ラットの2年間飲水投与による研究で認められた体重減少についてのNOAEL 7.7 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、反応中間体の7,8-酸化スチレンの発がん性と遺伝毒性につき10)を適用。
検出下限値	0.3 $\mu\text{g}/\text{L}$ - 光イオン化検出器付GCおよびMSによる確認
処理による達成度	0.02 mg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	ガイドライン値の濃度のスチレンは、飲料水の受容性に影響を及ぼすことがある。

## 毒性学的レビュー

スチレンは、経口または吸入曝露により速やかに吸収され、脂肪貯蔵部位を中心に全身に広く分布する。スチレンは代謝されて活性中間体である7,8-酸化スチレンとなり、グルタチオンと結合するか、さらに代謝される。代謝物は、速やかにほとんどすべて尿中に排泄される。スチレンは低い急性毒性を示す。ラットの短期毒性研究では、グルタチオン転移酵素の機能低下やグルタチオン濃度の低下が認められている。*in vitro*試験では、スチレンは代謝活性化の条件下でのみ変異原性を示した。*in vitro*, *in vivo*のいずれの研究においても、ほとんどはスチレンの投与量が多い場合に、染色体異常が認められている。反応中間体である7,8-酸化スチレンは、代謝活性化を必要としない変異原物質である。長期曝露試験では、経口投与とされたスチレンは高投与量でマウスに肺がんの発生を増加させたが、ラットに対する発がんの影響は見られなかった。7,8-酸化スチレンは、経口投与によってラットにがんを発症させた。IARCでは、スチレンをグループ2Bに分類している。利用可能なデータによれば、スチレンの発がん性は、7,8-酸化スチレンに対する解毒作用の過負荷(例えば、グルタチオンの欠乏など)によると考えられる。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、スチレンについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、スチレンの健康に基づくガイドライン値0.02mg/Lが設定されるとともに、この濃度のスチレンは飲料水の受容性に影響を及ぼすことがあると付記された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 硫酸イオン

硫酸塩は、多数の鉱物中に自然に存在しており、主に化学工業で商業利用されている。硫酸イオンは産業廃棄物や大気からの降下を通して水に排出されるが、通常は地下水で最も高い濃度で検出され、その発生源は自然に由来している。一般に、飲料水、空気および食品からの硫酸イオンの一日平均摂取量は約500mgであり、主な摂取源は食品である。しかし、飲料水に高濃度の硫酸イオンが含まれている地域では、飲料水が主な摂取源となることがある。

既存のデータからは、ヒトの健康に悪影響を及ぼすおそれのある飲料水中の硫酸イオンの濃度は明らかでない。乳離れていない仔ブタを用いた研究やヒトのボランティアによる給水栓水を用いた研究の結果によれば、1,000～1,200mg/Lの濃度で便通がよくなる効果が見られたが、下痢、脱水または体重減少の症状の増加は見られなかった。

硫酸イオンについては健康に基づくガイドラインは提示しない。しかし、高濃度の硫酸イオンを含む飲料水の摂取により胃腸への影響が生じることから、500mg/L以上の濃度の硫酸イオンを含む飲料水源については保健担当官署に届け出ることが望ましい。さらに、飲料水中に硫酸イオンが存在すると味を感じることもあり(第10章参照)、また、配水システムの腐食の原因となることがある。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、硫酸イオンの濃度が400mg/Lを超えると飲料水としての適性が著しく損なわれるとされた。1963年および1971年の国際基準では、この値が最大許容濃度として維持された。また、1958年および1963年の国際基準では、硫酸マグネシウムと硫酸ナトリウ

μの濃度の和が1,000mg/Lを超えると、飲料水としての適性が著しく損なわれるとされた。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、味を考慮して硫酸イオンのガイドライン値400mg/Lが設定された。1993年の同ガイドラインでは、硫酸イオンの健康に基づくガイドライン値は提示されなかった。しかし、高濃度の硫酸イオンを含む飲料水の摂取により胃腸への影響が生じることから、500mg/Lを超える濃度の硫酸イオンを含む飲料水源については保健担当官署に届け出るべきであると勧告された。さらに、飲料水中の硫酸イオン濃度が250mg/Lを超えると味を感じることがあり、また、配水システムの腐食の原因となることがある。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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-トリクロロフェノキシ酢酸)

2,4,5-T(CAS No.93-76-5)を含むクロロフェノキシ系除草剤の環境中での分解による半減期は、数日のオーダーである。クロロフェノキシ系除草剤は食品中では余り検出されていない。

ガイドライン値	0.009 mg/L
検出状況	クロロフェノキシ系除草剤は、飲料水では余り検出されていない。検出されても、通常、その濃度は数μg/L以下である。
TDI	3 μg/kg体重/日 - ラットの2年間投与の研究で、体重増加率の減少、肝臓と腎臓の重量増加、および、腎毒性についてのNOAEL 3 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、疫学調査において2,4,5-Tと軟組織肉腫および非ホジキンリンパ腫との間に示唆された関連を考慮して10) を適用。
検出下限値	0.02 μg/L - ECD付GC
処理による達成度	1 μg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

IARCでは、クロロフェノキシ系除草剤をグループ2Bに分類している。しかし、曝露集団や実験動物の研究における利用可能なデータからは、特定のクロロフェノキシ系除草剤のヒトに対する発がんの可能性は評価できない。したがって、これらの化合物に関する飲料水ガイドラインは、他の毒性影響に対する閾値アプローチに基づいている。ダイオキシンを含まない(<0.03μg/kg)2,4,5-T

に関するラットの3世代繁殖研究における生殖毒性(新生児生存率の減少、出生率の減少、および、正常胎児に比べての胎児の肝臓と脾臓の相対重量)についてのNOAELは、ラットに(事実上、ダイオキシンの混入がない)2,4,5-Tを2年間食餌投与した毒性研究での体重増加率の減少、肝臓と腎臓の重量増加、および、腎毒性についてのNOAELと同じである。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では、2,4,5-Tを含むクロロフェノキシ系除草剤についての記載はなかった。しかし、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティ水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。2,4,5-Tは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されなかったが、1993年の同ガイドラインでは、2,4,5-Tの健康に基づくガイドライン値0.009mg/Lが設定された。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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 テルブチラジン(TBA)

TBA (CAS No.5915-41-3)はクロロトリアジン系除草剤で、各種農作物の発芽前および発芽後処理のほか、森林にも使用されている。自然水中での分解は、堆積物や生物活性の存在に依存している。

ガイドライン値	0.007 mg/L
検出状況	水中濃度が0.2 µg/Lを超えることはまずないが、これ以上の濃度の検出例もある。
TDI	2.2µg/kg体重/日 - ラットによる2年間の毒性および発がん性研究での2番目に高い投与量における体重増加率の減少についてのNOAEL 0.22 mg/kg体重/日に、不確実係数100(種間差および種内差につき100)を適用。
検出下限値	0.1 µg/L - UV検出器付HPLC
処理による達成度	0.1 µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

TBAが、発がん性や変異原性を有しているという証拠はない。ラットの長期食餌投与研究では、雌での赤血球パラメータへの影響、雌雄での肝、肺、甲状腺および精巣における非腫瘍性傷害の発生増加、並びに、体重増加率の僅かな減少が観察されている。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準ではTBAについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、TBAを含むトリアジン系除草剤の詳細な評価が行われたが、これらの化合物についてガイドライン値は勧告されなかった。1993年の飲料水水質ガイドライン第2版では、TBAは評価されなかった。1998年の同ガイドライン第2版追補では、飲料水中のTBAの健康に基づくガイドライン値0.007mg/Lが導出された。

## 評価実施日

リスク評価は元々1998年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 テトラクロロエチレン

テトラクロロエチレンは、主にドライクリーニング業において溶剤として使用されるほか、脱脂溶剤としても使用されている。環境中に広く分布し、水、水生生物、空気、食材およびヒトの組織中で微量に検出される。テトラクロロエチレンの環境中の濃度が最も高いのは、ドライクリーニング業や金属脱脂業においてである。排出により地下水中の濃度が高くなることもある。嫌気性の地下水中でテトラクロロエチレンは分解されて、塩化ビニルなどのより毒性の高い化合物になることがある。

ガイドライン値	0.04 mg/L
検出状況	飲料水中の濃度は一般に3 µg/L以下であるが、井戸水(23 mg/L)や汚染された地下水(1 mg/L)ではそれよりはるかに高濃度で検出されている。

TDI	14 µg/kg体重/日 - 雄マウスの6週間強制経口投与研究と雌雄のラット90日間飲料水投与研究で観察された肝毒性に基づき、発がんの可能性を考慮して(ただし、データベースと、2件の重要な研究のうち1件が飲料水を介した投与であることを考慮し、研究が短期間であることは考慮しない)。
検出下限値	0.2 µg/L - ECD付GC ; 4.1µg/L - GC-MS
処理による達成度	0.001 mg/L - エアストリップングにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

### 毒性学的レビュー

高濃度のテトラクロロエチレンは、中枢神経系の機能低下を引き起こす。低濃度のテトラクロロエチレンは、肝臓や腎臓に障害を与えるとの報告がある。IARCでは、テトラクロロエチレンをグループ2Aに分類している。テトラクロロエチレンは、雌雄のマウスに肝臓がんを発症させると報告されており、雌雄のラットに単核細胞性白血病を、雄ラットに腎臓がんを発症させるという証拠がある。テトラクロロエチレンの遺伝毒性 - *in vitro*および*in vivo*における一本鎖DNA切断の誘導、生殖細胞の変異、並びに、染色体異常など - を評価するために行われた諸研究による証拠を総括すると、テトラクロロエチレンは遺伝毒性を有していないと考えられる。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、テトラクロロエチレンについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、暫定ガイドライン値0.01mg/Lが勧告された。暫定とされたのは、発がん性のデータから正式なガイドライン値を設定することはできないが、これが飲料水中に存在していると健康上重大であると考えられたことによる。1993年の飲料水水質ガイドライン第2版では、テトラクロロエチレンについて健康に基づくガイドライン値0.04mg/Lが設定された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 トルエン

大部分のトルエンは、(ベンゼン - トルエン - キシレン混合物の形で)ガソリンの混合物として使用されている。トルエンは、溶剤や化学製品の原料としても使用されている。主な曝露経路は空気である。曝露量は、喫煙や自動車排ガスにより増加する。

ガイドライン値	0.7 mg/L
検出状況	表流水、地下水および飲料水で、数 $\mu\text{g/L}$ の濃度で検出されている。点排出源からの影響により、地下水で高濃度(最高1mg/L)に達することがある。汚染土壌からプラスチック管内に浸透することもある。
TDI	223 $\mu\text{g/kg}$ 体重/日 - マウスの13週間の強制経口投与研究における軽微な肝毒性についてのLOAEL 312 mg/kg体重/日に基づき、週5日の投与量を換算した上で、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、試験期間が短期間であることとNOAELに代えてLOAELを用いることにつき10)を適用。
検出下限値	0.13 $\mu\text{g/L}$ - FID付GC ; 6 $\mu\text{g/L}$ - GC-MS
処理による達成度	0.001 mg/L - エアストリッピングにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	ガイドライン値は、水中のトルエンの臭気閾値として報告されている最も低い値を超えている。

## 毒性学的レビュー

トルエンは、消化管から完全に吸収され、脂肪細胞を中心に速やかに全身に分布する。トルエンは速やかに代謝され、抱合後主に尿中に排泄される。職業曝露によりトルエンを吸入した場合に、中枢神経系の機能低下や粘膜の炎症が観察されている。急性経口毒性は低い。トルエンは胎芽期や胎児期に影響を及ぼすが、実験動物やヒトに対しての催奇形性作用を示す明らかな証拠はない。ラットとマウスの長期吸入研究において、トルエンの発がん性を示す証拠はない。*in vitro*の遺伝毒性試験は陰性であったのに対し、*in vivo*の試験では染色体異常について陽性と陰性の相反する結果が示されている。IARCでは、実験動物とヒトのいずれにおいてもトルエンの発がん性について十分な証拠がないと結論付けて、トルエンをグループ3(ヒトに対する発がん性に関して分類できない)に分類している。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、トルエンについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、トルエンの詳細な評価が行われたが、ガイドライン値は勧告されなかった。1993年の同ガイドラインでは、トルエンの健康に基づくガイドライン値0.7mg/Lが設定されたが、この値は水中のトルエンの臭気閾値として報告されている最も低い値(0.024mg/L)を超えていることが付記された。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 溶解性物質 (TDS)

TDSは、水に溶解している無機塩類(主として、カルシウム、マグネシウム、カリウム、ナトリウム、重炭酸イオン、塩化物イオンおよび硫酸イオン)と少量の有機物から成る。飲料水中のTDSは、自然発生源、下水、都市域の降雨流出水、および、工場排水に由来する。一部の国で道路の凍結防止用に使用されている塩類も、飲料水中のTDSとして寄与することがある。水中のTDS濃度は、各地域の地質に応じて無機物質の溶解度の違いにより大きく異なる。

飲料水中のTDSの摂取による健康影響について信頼できるデータが得られていないため、健康に基づくガイドライン値は提示されていない。しかし、飲料水のTDS濃度が高いと、利用者に受け入れられないことがある(第10章参照)。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、TDSの濃度が1,500mg/Lを超えると飲料水としての適性が著しく損なわれるであろうと示唆している。1963年および1971年の国際基準では、最大許容濃度としてこの値が維持された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、味を考慮して、TDSのガイドライン値1,000mg/Lが設定された。1993年の同ガイドラインでは、飲料水中のTDSの摂取による健康影響について信頼できるデータが得られないことから、TDSの健康に基づくガイドライン値は提示されなかった。しかし、飲料水のTDS濃度が高い(1,200mg/L以上)と、利用者に受け入れられないことがある。TDS濃度が極端に低い水も、味が平板で風味を欠くことから受け入れられないことがある。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 トリクロロ酢酸

塩素化酢酸は、水の塩素処理過程で有機物から生成される。

ガイドライン値	0.2 mg/L
検出状況	米国の地下水および表流水を水源とする配水システムにおいて、平均値としてそれぞれ5.3 µg/L (<1.0 ~ 80 µg/Lの範囲)および16 µg/L (<1.0 ~ 174 µg/Lの範囲)の濃度で検出されている。最高濃度(200 µg/L)は、オーストラリアの塩素処理水で測定されている。
TDI	32.5 µg/kg体重/日 - 2年間の飲水投与によりトリクロロ酢酸の曝露を受けたラットで、体重減少、肝臓由来の血清中酵素の活性増加および肝臓の病変が見られた研究からのNOAEL 32.5 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、数世代にわたる繁殖試験がないこと、第二の種での発生研究がないこと、第二の種での全体的病理学的データがないことなど、データベースの不完全さにつき10)を適用。
検出下限値	1 µg/L - ECD付GC ; 1 µg/L - GC-MS
処理による達成度	飲料水中のトリクロロ酢酸の濃度は、一般に0.1 mg/L以下である。前駆物質を除去するための凝集プロセスの導入または最適化や、塩素処理過程でのpH制御によって、濃度を低減させることができる。
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの20%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	IPCSでは、マウスの長期間毒性試験における肝毒性についてのNOAELに基づき、トリクロロ酢酸について同程度のTDIを設定している。

## 毒性学的レビュー

トリクロロ酢酸は、マウスの肝臓に腫瘍を誘発させることが示されている。トリクロロ酢酸は、変異および染色体異常に関する*in vitro*試験では陰性、陽性両方の結果を示しており、*in vivo*試験では染色体異常を引き起こすことが報告されている。IARCでは、トリクロロ酢酸はヒトに対する発がん性に関して分類できないとして、グループ3に分類している。証拠から判断すると、トリクロロ酢酸は遺伝毒性を有する発がん物質ではないようである。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、トリクロロ酢酸についての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、利用可能な毒性データベースが限られていること、および、ガイドライン値が技術的に達成可能かどうかを判断するための情報が不十分であることから、トリクロロ酢酸に関して暫定ガイドライン値0.1mg/Lが導出された。同ガイドラインでは、ガイドライン値の達成が困難であることを理由に、消毒を決しておろそかにしてはならないと強調している。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 トリクロロベンゼン (総量)

トリクロロベンゼン (TCB) は、工業薬品とその中間体および溶剤としての製造と使用に伴って環境中へ放出される。TCBは飲料水で検出されるが、その濃度が1 $\mu$ g/Lを超えることはまれである。一般集団の曝露源は主として空気および食品であろう。

TCBは、中程度の急性毒性を有している。短期間の経口曝露の結果、異性体3種すべてが、同様の毒性を主に肝臓に対して示している。経口曝露による長期間毒性試験と発がん性試験は実施されていないが、利用可能なデータによれば、3種の異性体はいずれも遺伝毒性を有していない。

ラットの13週間の研究において確認された肝毒性に基づくTDI 7.7 $\mu$ g/kg体重/日を根拠とし、研究が短期間であることを考慮して、総TCBの健康に基づく値20 $\mu$ g/Lを算出することができる。しかし、TCBの検出濃度は毒性影響が認められる濃度を大幅に下回っているため、健康に基づくガイドライン値を導き出す必要はないと考えられる。上記の健康に基づく値は、水中の臭気閾値として報告されている最も低い値を超えていることに注意するべきである。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、TCBについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、1,2,4-TCBの健康に基づくガイドライン値を導出するには健康データが不十分であると結論付けられた。1993年の同ガイドラインでは、3種の異性体の毒性が類似していることから、総TCBの健康に基づくガイドライン値0.02mg/Lが提示されたが、この値は、水中の臭気閾値として報告されている最も低い値(1,2,4-TBCについて0.005mg/L)を超えていることが付記された。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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-トリクロロエタン

1,1,1-トリクロロエタンは、電気機器の洗浄用の溶剤として、接着剤、コーティング剤および織物用染料の溶剤として、並びに、冷媒および潤滑剤として広く使用されている。1,1,1-トリクロロエタンは、主として大気中で検出されるが、土壤中で移動性があり、地下水に容易に移行する。1,1,1-トリクロロエタンは、ごく一部の表流水や地下水でのみ検出され、その濃度は通常20µg/L以下であるが、より高濃度(最高150µg/L)の検出例も二・三ある。他からの1,1,1-トリクロロエタンの曝露量が増加しているようである。

1,1,1-トリクロロエタンは肺や消化管から速やかに吸収されるが、ヒトでは約6%、実験動物では約3%とごく少量が代謝されるにすぎない。高濃度曝露を受けると、ヒトでも実験動物でも肝臓脂肪症(脂肪肝)になることがある。マウスとラットを用いて適切に行われた経口投与研究においては、肝臓重量の減少、硝子滴神経系障害を伴う腎臓の変化などの影響が認められた。IARCでは、1,1,1-トリクロロエタンをグループ3に分類している。1,1,1-トリクロロエタンは、変異原性は有していないようである。

雄ラットの13週間の経口投与研究で観察された、硝子滴神経系障害を伴う腎臓の変化を根拠としたTDI 0.6mg/kg体重/日に基づき、研究が短期間であることを考慮に入れて、1,1,1-トリクロロエタンについての健康に基づく値2mg/Lを算出することができる。しかし、1,1,1-トリクロロエタンの検出濃度は、毒性影響が認められる濃度を大幅に下回っているため、ガイドライン値を導き出す必要性はないと考えられる。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、1,1,1-トリクロロエタンについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは1,1,1-トリクロロエタンの詳細な評価が行われたが、ガイドライン値は勧告されなかった。1993年の同ガイドラインでは、1,1,1-トリクロロエタンの暫定ガイドライン値2mg/Lが提示された。この値は、経口投与研究ではなく吸入曝露研究に基づいているため暫定とされた。ガイドライン値導出のより有力な根拠となるデータを提供できるよう、適切な経口投与毒性研究が行われるべきであると強く勧告している。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 トリクロロエチレン

トリクロロエチレンは、主としてドライクリーニングや金属脱脂操作で使用されている。先進諸国におけるトリクロロエチレン使用量は、1970年以降急速に減っている。トリクロロエチレンは主として大気中に放出されるが、工場排水とともに表流水や地下水に混入することもある。トリクロロエチレンの空気による曝露量は、食品や飲料水による曝露量より大きいと考えられる。嫌気性の地下水中のトリクロロエチレンは、分解されて、塩化ビニルなどのより毒性の高い化合物になることがある。

暫定ガイドライン値	0.07 mg/L 毒性学的なデータベースが不完全であることから、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	空気へ失われない地下水中で主として検出される。飲料水の調査の平均値は2.1 µg/Lであった。また、地下水による飲料水供給での非無作為抽出試料158検体中24%で検出されており、その中央値は1 µg/L、最大値は130 µg/Lであった。
TDI	23.8 µg/kg体重/日（週5日間の投与であることを考慮） - マウスの6週間の投与研究において、肝臓の相対重量に対する軽度の影響についてのLOAEL 100 mg/kg体重/日に、不確実係数3,000（種間差および種内差につき100、発がん性の証拠が限られていることにつき10、研究が短期間であることとNOAELに代えてLOAELを用いることにつき3）を適用。
検出下限値	0.037 µg/L - ECD付キャピラリーGC； 0.12 µg/L - ECDまたは微量電気滴定検出器付パージトラップ充填カラムGC； 0.2 µg/L - パージトラップ充填カラムGC-MS
処理による達成度	0.02mg/L - エアストリッピングにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

反応性に富むエポキシトリクロロエチレンオキシドの生成は、代謝経路としての重要な特徴である。IARCでは、トリクロロエチレンをグループ3に分類している。毒性が発現する投与量で、多種のマウスにおいて肺や肝に腫瘍を誘発させることが示されている。しかし、他の動物種でトリクロロエチレンが発がんの原因となることを示唆する決定的なデータはない。トリクロロエチレンは、細菌や酵母に対しては弱い活性を持つ変異原物質である。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、トリクロロエチレンについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、暫定ガイドライン値0.03 mg/Lが勧告された。発がん性は一動物種でしか認められていないが、トリクロロエチレンは飲料水中で比較的良好に検出されるため、このガイドラインは暫定とされた。1993年の同ガイドラインでは、トリクロロエチレンについて健康に基づく暫定ガイドライン値0.07mg/Lが設定された。このガイドライン値が暫定とされたのは、その導出に当たって不確実係数3,000を用いていることによる。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 トリフルラリン

トリフルラリン(CAS No. 1582-09-8)は、数多くの作物に使用される発芽前用の除草剤である。水溶解度は低く、土壌への吸着性は高い。しかし、生物分解および光分解プロセスにより極性代謝物が生成され、これらが飲料水源を汚染することがある。トリフルラリンは多くの国で使用されているが、飲料水の汚染に関しての利用可能なデータは比較的乏しい。

ガイドライン値	0.02 mg/L
検出状況	分析された少数の飲料水試料では検出されていない。表流水では0.5 µg/L以上の濃度で検出されており、地下水でもまれに検出されている。
TDI	7.5 µg/kg体重/日 - イヌの1年間の食餌曝露研究における肝臓への軽度の影響についてのNOAEL 0.75 mg/kg体重/日に、不確実係数100（種間差および種内差につき）を適用。
検出下限値	0.05 µg/L - 窒素・リン検出器付GC
処理による達成度	1 µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	担当官署は、純度の低い一部の工業用トリフルラリンが発がん性化合物を含んでいることがあり、そのためこれらは使用するべきでないことに注意しなければならない。

## 毒性学的レビュー

高純度のトリフルラリンは変異原性を有していない。低純度の工業用トリフルラリンは、汚染物質としてニトロソ化合物を含んでいることがあり、変異原性を有していることが証明されている。純度の高い(99%)供試物質を用いた数多くの毒性および発がん性研究において、発がん性の証拠は全く示されていない。IARCでは、最近、工業用トリフルラリンの評価を行い、グループ3に分類している。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では、トリフルラリンについての記載はなかったが、1971年の国際基準では、一日当たりの全農薬摂取量に対するコミュニティー水供給の寄与は極めて小さいことが示唆された。トリフルラリンは、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは評価されていない。しかし、1993年の同ガイドラインでは、飲料水中のトリフルラリンについて健康に基づくガイドライン値0.02mg/Lを設定するとともに、担当官署は、純度の低い一部の工業用トリフルラリンは発がん性化合物を含んでいることがあり、そのため使用するべきでないことに注意しなければならないと記している。

## 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

## 主要参考文献

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 トリハロメタン(プロモホルム、プロモジクロロメタン、ジプロモクロロメタン、クロロホルム)

トリハロメタン (THM) は、主に飲料水の塩素処理における副生成物として、自然由来の有機化合物から生成される。次亜塩素酸が臭化物イオンを酸化して次亜臭素酸が生成され、この次亜臭素酸が内因性の有機物質 (例えば、フミン酸やフルボ酸など) と反応して臭素化THMが生成される。それぞれのTHMの生成量は、温度、pH、並びに、塩化物イオンおよび臭化物イオンの濃度に依存する。水中のTHMの大部分は、揮発性があるため最終的には大気中に移行すると考えられている。例えばクロロホルムについては、塩素処理した給水栓水でシャワーを浴びる際に、高濃度の曝露を受けることがある。様々な媒体からの推定平均曝露量によれば、一般集団は、主として食品、飲料水および室内空気を通じて、それぞれにほぼ同程度のクロロホルムによる曝露を

受けている。

ガイドライン値 クロロホルム プロモホルム ジブロモクロロメタン (DBCM) プロモジクロロメタン (BDCM)	0.2mg/L 0.1mg/L 0.1mg/L 0.06mg/L
検出状況	THMは原水ではめったに検出されないが、浄水にはしばしば存在している。濃度は一般に100 µg/L以下である。大抵の場合、クロロホルムがそのうちの多くを占める。
TDI	
クロロホルム	13 µg/kg体重/日 - ビーグル犬に7.5年間、歯磨き粉にクロロホルムを15 mg/kg体重/日の割合で混ぜて摂取させることにより観察された軽微な肝毒性（肝臓血中酵素と脂肪滴の増加）に基づき、不確実係数1,000（種間差および種内差につき100、NOAELに代えてLOAELを用いたことと亜慢性研究であることにつき10）を適用。
プロモホルム	17.9 µg/kg体重/日 - ラットを用いて適切に行われかつ記録された90日間の曝露研究において、肝臓に病理学的な変化が認められないことに基づき、不確実係数1,000（種間差および種内差につき100、発がんの可能性および短期間の曝露であることにつき10）を適用。
DBCM	21.4 µg/kg体重/日 - ラットを用いて適切に行われかつ記録された90日間の曝露研究において、肝臓に病理学的な変化が認められないことに基づき、不確実係数1,000（種間差および種内差につき100、短期間の曝露であることにつき10）を適用。発がんの可能性はあるものの、コーン油のみの投与によるマウスでの肝臓腫瘍発症に疑問があることと、遺伝毒性の証拠が確定的でないことから、不確実係数の追加適用はしなかった。
BDCMのガイドラインの導出の根拠	NTPバイオアッセイで観察された雄マウスにおける腎臓腫瘍の発生を根拠とすることが、安全率を最も高く見込んだ値をもたらすものであるため、この腫瘍の発生率増加に対して線形多段階モデルを適用。 最近発表されたラットによる食餌投与研究はガイドライン値を裏付けるものであるが、全面的な評価にこれを用いることはできなかった。
検出下限値	0.1 µg/L - ECD付GC；2.2 µg/L - GC-MS；飲料水中のクロロホルム、プロモホルム、BDCMおよびDBCMの濃度は、一般に<0.05 mg/Lである。これらの濃度は、消毒方法の変更（有機THM前駆物質の低減）やエアストリップングの適用によって低減させることができる。
処理による達成度	1 µg/L - GACにより達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て      プロモホルムとDBCMについてはTDIの20%</li> <li>                                 クロロホルムについてはTDIの50%（一般集団は、主として食品、飲料水および室内空気によって、それぞれほぼ同程度のクロロホルムによる曝露を受けていること、並びに、室内空気中のクロロホルムの大部分は、飲料水から揮発によるものであることを示す推定結果に基づく。）</li> <li>• 体重                      成人60 kg</li> <li>• 水摂取量                2L/日</li> </ul>

付記	<p>相加毒性を考慮した総THMの基準を設定したい場合には、次式に示すような比率に基づくアプローチを用いても良い。</p> $\frac{C_{\text{プロモホルム}}}{GV_{\text{プロモホルム}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{GV_{\text{DBCM}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{GV_{\text{BDCM}}} + \frac{C_{\text{クロロホルム}}}{GV_{\text{クロロホルム}}} = 1$ <p>ここに、C：濃度、GV：ガイドライン値 THMのガイドライン値の達成を目指すに当たって、十分な消毒をおろそかにすることが決してあってはならないことを強調しておく。</p>
----	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

## 毒性学的レビュー

### クロロホルム

クロロホルムは、証拠から見て遺伝毒性はないと考えられる。マウスの肝臓がんに関する証拠は、誘導に閾値がある機構と合致している。ラットの腎臓がんも同様に閾値のある機構と関連している可能性はあるが、この点に関するデータベースには限界がある。クロロホルムで最も普遍的に認められる毒性影響は、肝臓の中心小葉領域への傷害である。クロロホルム単位投与量当たりのこれらの影響の重篤さは、動物種、媒体および投与方法に依存する。

### プロモホルム

NTPバイオアッセイにおいてプロモホルムは、雌雄のラットに対して比較的まれな大腸腫瘍発生の僅かな増加をもたらしたが、マウスでは腫瘍を誘発させなかった。プロモホルムの遺伝毒性に関する様々なアッセイから得られたデータは、一定の結論を示していない。IARCではプロモホルムをグループ3(ヒトに対する発がん性に関して分類できない)に分類している。

### ジブロモクロロメタン

NTPバイオアッセイにおいて、DBCMは雌マウスに肝腫瘍を誘発させ、おそらく雄マウスにも肝腫瘍を誘発させたが、ラットには誘発させなかった。DBCMの遺伝毒性については多数のアッセイで研究されてきたが、利用可能なデータから結論は得られていない。IARCでは、DBCMをグループ3(ヒトに対する発がん性に関して分類できない)に分類している。

### プロモジクロロメタン

IARCでは、BDCMをグループ2B(ヒトに対して発がんの可能性あり)に分類している。BDCMは、各種の*in vitro*および*in vivo*の遺伝毒性試験において陽性と陰性の両方の結果を示している。NTPバイオアッセイにおいて、BDCMは雌雄のラットと雄のマウスに腎臓の腺腫と腺がんを、雌雄のラットにまれにしかみられない大腸腫瘍(腺腫様ポリープおよび腺がん)を、雌マウスに肝臓の腺腫と腺がんを誘発させた。



### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、THMについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、THMの詳細な評価が行われたが、クロロホルム以外のTHMのガイドライン値は勧告されなかった。クロロホルム以外のTHMに関してはほとんどデータがないこと、大部分の飲料水供給ではTHMのうちクロロホルムが最もよく検出されていることから、クロロホルムについてのみ健康に基づくガイドライン値0.03mg/Lが設定された。クロロホルムのガイドライン値は、雄ラットから得られたデータを基に線形多段階外挿法を用いて算出されたものであり、発がん性化学物質に適用されるこの数理モデルには、かなりの不確実性が含まれていることが付記された。また、利用可能な毒性学的データは、クロロホルムのガイドライン値設定にしか役立たなかったが、それ以外のTHMの濃度も最小限にするべきであると記されていた。いくつかの国では、特定の状況下で達成可能なレベルと望ましいレベルとの間の均衡点として、プロモホルム、DBCM、BDCMおよびクロロホルムの総和の限界値0.025～0.25mg/Lを設定している。1993年の同ガイドラインでは、総THMのガイドライン値は設定されなかったが、4種のTHMすべてにつきそれぞれ個別のガイドライン値が設定された。相加毒性を考慮した総THMの基準を設定したい場合には、4種のTHMのそれぞれのガイドライン値に対する比の合計を1以下とするアプローチを用いても良いとされた。1993年の同ガイドラインでは、プロモホルムとDBCMの双方につき健康に基づくガイドライン値0.1mg/Lが設定された。また、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当する値として、BDCMのガイドライン値0.06mg/L、クロロホルムのガイドライン値0.2mg/Lが勧告された。クロロホルムのガイドライン値0.2mg/Lは、1998年の同ガイドライン第2版追補でも維持されたが、これは閾値のある影響についてのTDIに基づいて策定されたものである。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年と1998年(クロロホルムについて)に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 ウラン

ウランは、花崗岩や他の様々な鉱物の鉱床など、自然界に広く分布している。ウランは、主として原子力発電所における燃料として使用されている。ウランは、自然鉱床からの浸出、選鉱くずからの放出、核燃料施設からの排出、石炭や他の燃料の燃焼およびウランを含むリン肥料の使用の結果として、環境中に存在している。空気を通してのウランの摂取量は少なく、食品を通しての摂取量は1～4 $\mu\text{g}$ /日であると見られる。飲料水を通しての摂取量は一般に極めて少ないが、ウランが飲料水源に存在する場合には、摂取量の大部分が飲料水経由であることもありうる。

暫定ガイドライン値	0.015 mg/L ウランの毒性学と疫学に関して極めて不確実性が高く、しかも、小規模飲料水供給ではガイドライン値の達成が技術的に困難であることから、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	飲料水中の濃度は一般に1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 以下であるが、私的な水供給で700 $\mu\text{g}/\text{L}$ もの高い濃度が測定された。
TDI	0.6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日 - 硝酸ウラン・六水和物を飲料水投与した91日間の研究において、雄ラットで認められた腎臓の近位尿管細管退行性病変についてのLOAEL（ウラン60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日に相当）に、不確実係数100（種間差および種内差につき）を適用。傷害の重篤さが最低レベルであり、腎臓におけるウランの半減期が短いこと、しかも、継続的な曝露を受けても腎傷害の重篤さが悪化する兆候がないことから、NOAELに代えてLOAELを用いていることと、研究期間が短期間であることにつき、不確実係数を追加して適用する必要はないと考えられた。このことは、疫学調査のデータによって支持されている。
検出下限値	0.01 $\mu\text{g}/\text{L}$ - ICP/MS ; 0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$ - レーザー光励起もしくはUVによる固体蛍光光度法 ; 0.2 $\mu\text{g}/\text{L}$ - キレート剤で吸着した後ICP
処理による達成度	1 $\mu\text{g}/\text{L}$ - 例えば、凝集またはイオン交換など、通常の処理方法により達成可能
ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの80% (大部分の地域では他からの摂取量が少いため)</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 大部分の地域における食品からの摂取に関するデータでは、食品からの摂取量は少く、飲料水への高い割り当てを支持する結果となっている。地域によっては、土壌など他からの曝露量がより多い場合があるので、国や地域の基準を設定するに当たって考慮しなければならない。</li> <li>• 飲料水中のウラン濃度と明らかな尿管機能障害の発生との関連は不確かであり、また、低濃度曝露で認められる変化の臨床学的重要性も同様に不確かである。疫学調査で認められた変化の臨床学的重要性が不確かであるが、高くても30 <math>\mu\text{g}/\text{L}</math>までのガイドライン値であれば、腎毒性の発症を予防できるであろう。</li> <li>• ここでは、放射線学的観点からではなく、化学的観点からのウランの毒性のみを取り上げた。</li> <li>• 天然ウランの副生成物である劣化ウランに関する資料が利用可能である。</li> </ul>

## 毒性学的レビュー

ヒトや実験動物に対するウランの発がん性に関して、十分なデータはない。ヒトにおいてウランが化学的に誘発させる主な影響は腎炎である。ヒトにおける環境中のウランへの曝露による慢性健康影響に関して、利用できる情報はほとんどない。飲料水中のウランによる曝露を受けた集団について多くの疫学調査では、近位尿細管の機能の軽微な変化に加えて、尿中のアルカリフォスファターゼと $\alpha$ -マイクログロブリンの間の相関が示されている。しかし、実際の測定値は、正常な病理学上の範囲内に収まっていた。

## ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年および1963年のWHO国際飲料水基準では、ウランについての記載はなかった。1971年の国際基準では、飲料水中のウランは制御するべきであるが、利用可能な情報が不足しているため暫定限界値は設定できないと記している。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、ウランに関して対応する必要はないと結論付けられた。1993年の同ガイドラインでは、ウランの化学物質としての毒性に関する短期間および長期間の十分な研究結果が入手できなかったため、ウランの健康に基づくガイドライン値は導出されなかった。そのような情報が利用可能になるまでは、ウランの放射性物質としての性質についての限界値を用いるべきことが勧告された。これらの限界値に基づけば、これに相当する天然ウランの値は約0.14mg/Lとなる。1998年のガイドライン第2版追補では、健康に基づくガイドライン値0.002mg/Lが設定された。天然ウラン濃度が高い地域では、利用可能な処理技術を用いてもこのガイドライン値を達成することが困難であり、しかも、根拠とした重要な研究に限界があることから、このガイドライン値は暫定とされた。いくつかのヒトに関する研究が進行中であり、新たに有用なデータが提供される可能性があることが付記された。

## 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

## 主要参考文献

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 塩化ビニル

塩化ビニルは、主としてポリ塩化ビニル(PVC)の生産に用いられている。揮発性が高いため、汚染地域を除けば表流水からはめったに検出されない。一部の国では、プラスチック化が不十分なPVCを配水管に使用するケースが増えつつある。プラスチック化が不十分なPVCからの塩化ビニルモノマーが、飲料水中の塩化ビニルの汚染源となっている可能性がある。塩化ビニルの最も重要な摂取経路は吸入であると考えられるが、塩化ビニルモノマーの残留含有率が高いPVC管を配水管網に使用している地域では、一日摂取量のうち相当の割合を飲料水が占めている可能性がある。塩化ビニルは、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンなど塩素系溶剤の分解産物として、地下水中に存在していることが報告されている。

ガイドライン値	0.0003 mg/L (0.3 µg/L)
検出状況	表流水ではまれにしか検出されず、その濃度は一般に10 µg/Lを超えることはない。汚染地域の地下水や井戸水ではずっと高濃度で検出されている。飲料水では10 µg/Lまでの濃度で検出されている。
ガイドライン導出の根拠	ラットの経口曝露バイオアッセイにおいてその10%に腫瘍を発生させた、薬物動態学的モデルを用いて決定した投与量と、原点(投与量ゼロ)とを直線で結ぶ線形外挿法を適用。ガイドライン値はリスク $10^{-5}$ の上限に相当する値とし、かつ、出生時からの曝露のリスクはこの2倍であると仮定。
検出下限値	0.01 µg/L - ECDまたはFIDおよび同定用MS付GC
処理による達成度	0.001 mg/L - エアストリッピングにより達成可能
付記	<ul style="list-style-type: none"> <li>線形外挿法の結果は、線形多段階モデルを用いて導出される結果とほぼ等しい。</li> <li>塩化ビニルはヒトに対する既知の発がん物質であるため、これへの曝露は実際上可能な限り避けるべきであり、その濃度も技術的に可能な限り低く保つべきである。</li> <li>塩化ビニルは、低品質のPVC管に由来する汚染物質として第一に懸念すべきであり、その最善の制御方法は材料の品質を規定することである。</li> </ul>

#### 毒性学的レビュー

吸入経路を通して高濃度曝露を受けた産業従事者集団の事例報告で、ヒトにおける塩化ビニルが発がん性を示す十分な証拠があり、IARCでは、塩化ビニルをグループ1に分類している。塩化ビニル産業の作業従事者の事例研究では、肝臓がん、血管肉腫および肝細胞がんのすべてに関して、顕著な曝露 - 反応関係が認められているが、塩化ビニルの累積曝露量と他のがんとの間に強い関係は認められていない。実験動物のデータは、塩化ビニルが多臓器に対する発がん物質であることを示している。塩化ビニルをマウス、ラットおよびハムスターに経口または吸入投与すると、肝臓や他の組織に血管肉腫を発症させたほか、乳腺、肺、Zymbal腺および皮膚に腫瘍を発症させた。証拠によれば、塩化ビニルの代謝物は遺伝毒性を有しており、DNAと直接相互に作用し合う。DNAと塩化ビニル代謝物の反応によって生成されるDNA附加物も同定されている。

職業曝露の結果、染色体異常、小核および姉妹染色体交換が生じており、その反応レベルと曝露レベルの間には相関関係が認められている。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準では、塩化ビニルについての記載はなかった。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、水中での塩化ビニルの存在は、主に高分子化が不十分なPVC製水道管の使用と関連していると思われ、そうであれば、この問題は製品の仕様規定により制御する方が妥当であることから、ガイドライン値は勧告されなかった。1993年の同ガイドラインでは、過剰生涯発がんリスク $10^{-5}$ の上限に相当する塩化ビニルのガイドライン値0.005mg/Lが算出された。

### 評価実施日

リスク評価は2003年に行われた。

### 主要参考文献

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 キシレン

キシレンは、混合ガソリンの原材料、溶剤および化学合成の中間体として使用されている。キシレンは主に大気を通じて環境中に放出される。キシレンの主たる曝露経路は空気であり、喫煙により曝露量は増加する。

ガイドライン値	0.5 mg/L
検出状況	表流水、地下水および飲料水で、最高8 µg/Lの濃度が報告されている。点源からの排出により汚染された地下水では、数mg/Lの濃度で検出されている。キシレンは、汚染土壌からプラスチック管内に浸透することもある。
TDI	179 µg/kg体重/日 - ラットを用いた103週の強制経口投与の研究により、体重減少について週5日間の投与を補正して得られたNOAEL 250 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差および種内差につき100、毒性学的エンドポイントが限られていることにつき10) を適用。
検出下限値	0.1µg/L - GC-MS ; 1µg/L - FID付GC
処理による達成度	0.005 mg/L - GACまたはエアストリッピングにより達成可能

ガイドラインの導出	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 水への割り当て TDIの10%</li> <li>• 体重 成人60 kg</li> <li>• 水摂取量 2L/日</li> </ul>
付記	ガイドライン値は、飲料水中のキシレンの臭気閾値として報告されている最も低い値を超えている。

### 毒性学的レビュー

キシレンは、吸入により速やかに吸収される。経口曝露に関するデータは不足している。キシレンは、脂肪組織を中心として速やかに全身に分布する。キシレンはほとんど完全に代謝され、尿中に排泄される。キシレンによる急性経口毒性は低い。催奇形性に関する説得力のある証拠は見当たらない。長期の発がん性研究では、発がん性を示す証拠は示されていない。in vitroおよびin vivoの変異原性試験では、陰性であることが証明されている。

### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年、1963年および1971年のWHO国際飲料水基準、並びに、1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、キシレンについての記載はなかった。1993年の同ガイドラインでは、キシレンの健康に基づくガイドライン値0.5mg/Lが提示され、この値は、飲料水中のキシレンについて報告されている最も低い臭気閾値(0.02mg/L)を超えていることが付記された。

### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

### 主要参考文献

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 亜鉛

亜鉛は必須微量元素であり、塩または有機錯体の形でほぼすべての食品および飲料水中に存在する。亜鉛の主な摂取源は、普通は食品である。表流水および地下水の亜鉛濃度は、普通はそれぞれ0.01mg/Lおよび0.05mg/L以下であるが、給水栓水中の濃度は、管から亜鉛が溶出してこれよりずっと高くなることもある。

1982年にJECFAでは、亜鉛についてのPMTDI 1mg/kg体重/日を提示している。成人男子の一日必要摂取量は15～20mg/日である。ヒトの最近の研究を考慮に入れて、ガイドライン値の導出は現時点では必要なしと結論付けられた。しかし、3mg/L以上の濃度の亜鉛を含む飲料水は、利

用者に受け入れられないおそれがある(第10章参照)。

#### ガイドライン策定の歴史的経緯

1958年のWHO国際飲料水基準では、亜鉛の濃度が15mg/Lを超えると飲料水としての適性が著しく損なわれるであろうと示唆された。1963年と1971年の国際基準では、この値が最大許容濃度として維持された。1984年の初版飲料水水質ガイドラインでは、味を考慮して、亜鉛のガイドライン値5.0mg/Lが設定された。1993年の同ガイドラインでは、ヒトの最近の研究を考慮に入れて、ガイドライン値の導出は現時点では必要なしと結論づけられた。しかし、3mg/L以上の濃度の亜鉛を含む飲料水は、利用者に受け入れられないおそれがある。

#### 評価実施日

リスク評価は元々1993年に行われた。2003年の最終タスクフォース会議において、このリスク評価を本版の飲料水水質ガイドラインでも踏襲することに合意した。

#### 主要参考文献

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)

# 付録 1

## 参考文献

### 関連図書

- 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 H<sub>2</sub>S 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.

## 引用文献<sup>1</sup>

- 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).

---

<sup>1</sup> 第 11 章では、各微生物のファクトシートの最後いくつかの参考文献が記載されている。第 12 章では、各化学物質のファクトシートの最後に主要な参考文献が記載されている。

- 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.
- 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](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](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](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).
- 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.pylonelectronics.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 waterborne 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/](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/](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}&softpage=Doc\\_Frame\\_Pg42&x=37&y=12&zz=](http://policy.who.int/cgi-bin/om_isapi.dll?advquery=aircraft&hitsperheading=on&infobase=ihreg&rankhits=50&record={96}&softpage=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/](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).

## 付録 2

### 第 3 版飲料水水質ガイドライン作成への貢献者

- Mr M. Abbaszadegan, (21: iv), American Water Works Services Inc., Belleville, IL, USA
- Dr M. Abduraheem, (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
- 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
- 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-lij, 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
- 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), Gisenc-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, Vientiane, 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
- 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. Ewins, (23), Drinking Water Inspectorate, London, UK

Dr M. Exner, (14, 16, 22), Universitat 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

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, Ougadougo, 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-iii, 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. Gjølme, (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  
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-lij, 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
- 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-lix, 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
- 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, Ceske 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, lxi), 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
- 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, lxi), 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 Sanita, 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
- Dr S. Murphy, (3), NSF International, Ann Arbor, MI, USA
- Dr F.J. Murray, (4), International Life Sciences Institute, San Jose, 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-ii; 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. Padišák, (29), University of Veszprem, Veszprem, Hungary  
Dr F. Pamminer, (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  
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 Environmental 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  
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

- 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
- 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-lix, liv-lxviii), WHO, Geneva, Switzerland

Dr V. Vincent, (18), Institut Pasteur, Paris, France

The Vinyl Institute, (19), Arlington, VA, USA

Dr D. Vitange, (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

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, lxviii), 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*
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. アルミニウム
  - ii. ホウ素
  - iii. ニッケル
  - iv. 硝酸イオンおよび亜硝酸イオン
  - v. シアトキシン:ミクロキスティン-LR
  - vi. エチレンジアミン四酢酸 (EDTA)
  - vii. 多環芳香族炭化水素
  - viii. シアナジン
  - ix. 1,2-ジクロロプロパン(1,2-DCP)
  - x. ペンタクロロフェノール
  - xi. テルブチラジン(TBA)
  - xii. トリハロメタン
  - xiii. 1,1,1-トリクロロエタン
  - xiv. 1,2-ジブromoエタン
  - xv. 1,2-ジクロロエタン
  - xvi. アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル
  - xvii. 2-フェニルフェノール
  - xviii. 2,4-ジクロロフェノキシ酢酸
  - xix. アクリルアミド
  - xx. アルディカーブ
  - xxi. アルドリンおよびディルドリン
  - xxii. アンチモン
  - xxiii. ヒ素
  - xxiv. バリウム
  - xxv. ベンタゾン
  - xxvi. 臭素酸イオン
  - xxvii. 臭素化酢酸
  - xxviii. カドミウム
  - xxix. カルボフラン
  - xxx. 四塩化炭素
  - xxxi. モノクロラミン
  - xxxii. クロルデン
  - xxxiii. モノクロロ酢酸
  - xxxiv. 亜塩素酸イオンおよび塩素酸イオン
  - xxxv. クロルピリフォス
  - xxxvi. 銅
  - xxxvii. DDT およびその代謝物

- xxxviii. ジメトエート
  - xxxix. ジクワット
  - xl. エンドスルファン
  - xli. エンドリン
  - xlII. エピクロロヒドリン
  - xlIII. フェニトロチオン
  - xliv. フッ素
  - xlv. グリホサートおよび AMPA
  - xlvi. ハロゲン化アセトニトリル
  - xlVII. ヘプタクロールおよびヘプタクロールエポキシサイド
  - xlVIII. ヘキサクロロベンゼン
  - xlIX. ヘキサクロロブタジエン
  - l. リンデン
  - li. マラチオン
  - lii. マンガン
  - liii. メトキシクロール
  - liv. メチルパラチオン
  - lv. モノクロロベンゼン
  - lvi. MX
  - lvii. ジアルキルスズ
  - lviii. パラチオン
  - lix. ペルメトリン
  - lx. プロパニル
  - lxi. ピリプロキシフェン
  - lxii. 硫酸イオン
  - lxiii. 無機スズ
  - lxiv. トルエン
  - lxv. トリクロロベンゼン
  - lxvi. ウラン
  - lxvii. 塩化ビニル
  - lxviii. トリクロロ酢酸
  - lxix. ジクロロ酢酸
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. アエロモナス
  - ii. 腸管系肝炎ウイルス
  - iii. レジオネラ
  - iv. 寄生性原虫(クリプトスポリジウム、ジアルジア、サイクロスポーラ)
  - v. コレラ菌
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.”*

## 付録 3

### 仮定条件

#### A3.1 飲料水の摂取量と体重

飲料水の摂取量に関する世界的なデータは限られている。カナダ、オランダ、イギリスおよび米国で行われた調査では、通常、一人一日当たりの平均摂取量は2L未満であったが、個人差がかなりあった。飲料水の摂取量は気候、身体的活動度および文化によって変化するため、温帯地域において行われたこれらの調査は、世界全体から見ると、ごく限られた飲料水摂取の傾向を示しているだけである。例えば、気温が25°C以上になると、水分の摂取量は、発汗量の増加にほぼ見合っただけである( ICRP, 1992; HowardおよびBartram, 2003)。

微生物学的危害因子についてのガイドラインを作成する際には、一人一日当たりの生水摂取量を1Lと仮定している。

有害化学物質についてガイドラインを作成する際には、一般に、体重60kgの人が一人一日当たり2Lの飲料水を摂取するとの仮定を用いている。この仮定を用いて飲料水のガイドライン値を設定した場合、平均的には、安全側の誤差を伴うことになる。しかし、この仮定は、成人よりも単位体重当たりの飲料水摂取量が多い幼児や小児と併せて、熱帯気候に住む人々に対しては、単位体重当たりの飲料水摂取量、ひいては曝露量を過小評価するおそれがある。幼児や小児など飲料水摂取量が多い、したがって曝露量が多い時期はごく限られてはいるが、この時期は特定の毒性物質に対する感受性がより高い時期である。若い年代での不可逆的影響は、後の年代での影響よりも社会的および公衆衛生学的に重大である。特定の化学物質に対する曝露のリスクが、幼児や小児に対して特に高いと判断される場合には、体重10kgの小児が一日当たり1Lの飲料水を摂取する、または、体重5kgの幼児が一日当たり0.75kgの飲料水を摂取すると仮定して、ガイドライン値が導出された。この場合、体重当たりの水分摂取量は、大人の場合よりも多い。

#### A3.2 吸入および経皮吸収

一日当たりの曝露量に対する飲料水の寄与には、直接的な摂取だけでなく、入浴やシャワーを浴びるときの、微生物や揮発性物質を含んだ微粒子および水滴の吸入、並びに、皮膚接触といった間接的な経路も含まれる。

ほとんどの場合、飲料水中の汚染物質の吸入および経皮吸収による曝露量を、高い信頼度で推定するためのデータは十分に得られていない。したがって、特にガイドライン値を導出する際に、これらの経路による摂取量について取り上げることは必ずしも可能ではない。しかし、飲料水に対

して割り当てられている耐容一日摂取量(TDI)は、一般にこれらの付加的な経路からの摂取が見込める十分な量である(8.2.2参照)。屋内での様々な水利用(シャワーなど)による、揮発性物質の吸入や経皮曝露についての取り扱いが、もし不十分であると信じるに足る理由がある場合には、このことを考慮して国の基準またはガイドライン値を設定すると良い。

## 付録 4 化学物質総括表

表 A-4.1 ガイドライン値の導出から除外された化学物質

化学物質	除外された理由
アミトラス	環境中で速やかに分解され、飲料水中に測定可能な濃度で存在することは考えられない。
ベリリウム	飲料水中での存在は考えられない。
クロロベンゼン	飲料水中での存在は考えられない。
クロロタロニル	飲料水中での存在は考えられない。
シベルメトリン	飲料水中での存在は考えられない。
ダイアジノン	飲料水中での存在は考えられない。
ジノセブ	飲料水中での存在は考えられない。
エチレンチオ尿素	飲料水中での存在は考えられない。
フェナミホス	飲料水中での存在は考えられない。
ホルモチオン	飲料水中での存在は考えられない。
ヘキサクロロシクロヘキサン（異性体の混合物）	飲料水中での存在は考えられない。
MCPB	飲料水中での存在は考えられない。
メタミドホス	飲料水中での存在は考えられない。
メソミル	飲料水中での存在は考えられない。
マイレックス	飲料水中での存在は考えられない。
モノクロトホス	多くの国で使用されておらず、飲料水中での存在は考えられない。
オキサミル	飲料水中での存在は考えられない。
フォレート	飲料水中での存在は考えられない。
プロボキスル	飲料水中での存在は考えられない。
ピリデート	残留性がなく、飲料水ではまれにしか検出されない。
キントゼン	飲料水中での存在は考えられない。
トキサフェン	飲料水中での存在は考えられない。
トリアゾホス	飲料水中での存在は考えられない。
酸化トリブチルスズ	飲料水中での存在は考えられない。
トリクロルホン	飲料水中での存在は考えられない。

表 A-4.2 ガイドライン値が設定されていない化学物質

(1/2)

化学物質	ガイドライン値が設定されていない理由
アルミニウム	ヒトに対するモデルとしての実験動物のデータが限られており、しかも、ヒトに関するデータが不確かであるため、健康に基づくガイドライン値を導出することはできない。しかし、実際にアルミニウム系凝集剤を使用している浄水場での凝集工程の最適条件における濃度は、大規模浄水場では0.1 mg/L以下、小規模浄水場では0.2 mg/L以下である。
アンモニア	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
アスベスト	経口摂取したアスベストが健康に有害であるという一貫した証拠はない。
ベンタゾン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
プロモクロロ酢酸	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
プロモクロロアセトニトリル	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
塩化物イオン	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない <sup>a</sup> 。
二酸化塩素	二酸化塩素の急速な分解。また、二酸化塩素による毒性のおそれがあるとしても、亜塩素酸イオンの暫定ガイドライン値がそのことに対して保護する役割を果たしている。
クロロアセトン	いかなるクロロアセトンについても、健康影響に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
2-クロロフェノール	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
クロロピクリン	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
ジアルキルスズ	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
ジプロモ酢酸	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
ジクロロアミン	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
1,3-ジクロロベンゼン	健康に基づくガイドライン値の導出に十分な毒性データがない。
1,1-ジクロロエタン	毒性と発がん性に関するデータベースが非常に限られている。
2,4-ジクロロフェノール	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
1,3-ジクロロプロパン	健康に基づくガイドライン値の導出に十分なデータがない。
アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
ジクワット	飲料水中ではまれにしか検出されないが、池、湖および灌漑水路に繁殖する浮上植物や沈水植物の制御のための除草剤として使用されることがある。
エンドスルファン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
フェニトロチオン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
フルオランテン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
グリホサートおよび AMPA	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
硬度	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない <sup>a</sup> 。
ヘプタクロールおよびヘプタクロールエポキシサイド	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
ヘキサクロロベンゼン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
硫化水素	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない <sup>a</sup> 。
無機スズ	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
ヨウ素	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分になく、また、水の消毒を通じたヨウ素の生涯曝露は考えられない。
鉄	飲料水中で一般に検出される濃度では健康上問題にならないが、健康に基づく値以下の濃度で水の味と外観に影響がある。

(2/2)

化学物質	ガイドライン値が設定されていない理由
マラチオン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
メチルパラチオン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
モノプロモ酢酸	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
モノクロロベンゼン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低く、しかも、健康に基づく値は、報告されている臭味閾値の最小値よりはるかに高い。
MX	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
パラチオン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
ペルメトリン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
pH	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない <sup>b</sup> 。
2-フェニルフェノールおよびそのナトリウム塩	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
プロパニル	より毒性の強い代謝物に急速に変化する。元の化学物質プロパニルに対してガイドライン値を設定するのは不適當である。代謝物についてはガイドライン値の導出に十分なデータがない。
銀	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
ナトリウム	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない <sup>a</sup> 。
硫酸イオン	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない <sup>a</sup> 。
溶解性物質 (TDS)	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない <sup>a</sup> 。
トリクロラミン	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
トリクロロアセトニトリル	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
トリクロロベンゼン (総量)	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低く、しかも、健康に基づく値は、報告されている臭味閾値の最小値よりはるかに高い。
1,1,1-トリクロロエタン	飲料水中の濃度は、毒性影響があり得る濃度よりずっと低い。
亜鉛	飲料水中で一般に検出される濃度では健康上問題にならない <sup>a</sup> 。

a 飲料水の受容性に影響を及ぼすことがある (第10章参照)

b 水質上の重要な運転パラメータ



表 A-4.3 飲料水において健康上重大な化学物質のガイドライン値

(1/3)

化学物質	ガイドライン値 <sup>a</sup> (mg/L)	備考
アクリルアミド	0.0005 <sup>b</sup>	
アラクロール	0.02 <sup>b</sup>	
アルディカーブ	0.01	アルディカーブスルホキシドとアルディカーブスルホンに適用
アルドリンおよびディルドリン	0.00003	アルドリンとディルドリンの和として
アンチモン	0.02	
ヒ素	0.01 (P)	
アトラジン	0.002	
バリウム	0.7	
ベンゼン	0.01 <sup>b</sup>	
ベンゾ <sup>(a)</sup> ピレン	0.0007 <sup>b</sup>	
ホウ素	0.5 (T)	
臭素酸イオン	0.01 <sup>b</sup> (A, T)	
プロモジクロロメタン	0.06 <sup>b</sup>	
プロモホルム	0.1	
カドミウム	0.003	
カルボフラン	0.007	
四塩化炭素	0.004	
抱水クロラール(トリクロロアセトアルデヒド)	0.01 (P)	
塩素酸イオン	0.7 (D)	
クロルデン	0.0002	
塩素	5 (C)	効果的な消毒のため、pH<8.0で少なくとも30分間の接触時間後に、遊離残留塩素濃度が $\geq 0.5\text{mg/L}$ であること
亜塩素酸イオン	0.7 (D)	
クロロホルム	0.2	
クロロトルロン	0.03	
クロルピリホス	0.03	
クロム	0.05 (P)	総クロムとして
銅	2	ガイドライン値以下の濃度で、洗濯物や衛生器具にしみができることがある
シアナジン	0.0006	
シアン	0.07	
塩化シアン	0.07	全シアン化合物を対象にシアンとして
2,4-D (2,4-ジクロロフェノキシ酢酸)	0.03	遊離酸に適用
2,4-DB	0.09	
DDT およびその代謝物	0.001	
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	0.008	
ジプロモアセトニトリル	0.07	
ジプロモクロロメタン	0.1	
1,2-ジプロモ-3-クロロプロパン	0.001 <sup>b</sup>	

表 A-4.3 飲料水において健康上重大な化学物質のガイドライン値

(2/3)

化学物質	ガイドライン値 <sup>a</sup> (mg/L)	備考
1,2-ジブロモエタン	0.0004 <sup>b</sup> (P)	
ジクロロ酢酸	0.05 (T, D)	
ジクロロアセトニトリル	0.02 (P)	
1,2-ジクロロベンゼン	1 (C)	
1,4-ジクロロベンゼン	0.3 (C)	
1,2-ジクロロエタン	0.03 <sup>b</sup>	
1,1-ジクロロエチレン	0.03	
1,2-ジクロロエチレン	0.05	
ジクロロメタン	0.02	
1,2-ジクロロプロパン(1,2-DCP)	0.04 (P)	
1,3-ジクロロプロペン	0.02 <sup>b</sup>	
ジクロルプロップ	0.1	
ジメトエート	0.006	
エチレンジアミン四酢酸 (EDTA)	0.6	遊離酸に適用
エンドリン	0.0006	
エピクロロヒドリン	0.0004 (P)	
エチルベンゼン	0.3 (C)	
フェノプロップ	0.009	
フッ素	1.5	国の基準を設定する際には、飲料水摂取量および他の曝露源からの摂取量を考慮するべきである。
ホルムアルデヒド	0.9	
ヘキサクロロブタジエン	0.0006	
イソプロツロン	0.009	
鉛	0.01	
リンデン	0.002	
マンガン	0.4 (C)	
MCPA	0.002	
メコプロップ	0.01	
水銀	0.001	総水銀(無機および有機水銀の和)として
メトキシクロール	0.02	
メトラクロール	0.01	
ミクロキスティン-LR	0.001 (P)	総ミクロキスティン-LR(遊離および細胞内に存在するものの和)として
モリネート	0.006	
モリブデン	0.07	
モノクロラミン	3	
クロロ酢酸	0.02	
ニッケル	0.02 (P)	
硝酸イオン(NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> として)	50	短期曝露
ニトリロ三酢酸(NTA)	0.2	
亜硝酸イオン(NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> として)	3	短期曝露
	0.2 (P)	長期曝露

表 A-4.3 飲料水において健康上重大な化学物質のガイドライン値

(3/3)

化学物質	ガイドライン値 <sup>a</sup> (mg/L)	備考
ベンディメタリン	0.02	
ペンタクロロフェノール	0.009 <sup>b</sup> (P)	
ピリプロキシフェン	0.3	
セレン	0.01	
シマジン	0.002	
スチレン	0.02 (C)	
2,4,5-T	0.009	
テルブチラジン	0.007	
テトラクロロエチレン	0.04	
トルエン	0.7 (C)	
トリクロロ酢酸	0.2	
トリクロロエチレン	0.07 (P)	
2,4,6-トリクロロフェノール	0.2 <sup>b</sup> (C)	
トリフルラリン	0.02	
トリハロメタン		それぞれの検出濃度とガイドライン値との比の和が1を超えないこと
ウラン	0.015 (P, T)	ウランの化学的観点のみについて
塩化ビニル	0.0003 <sup>b</sup>	
キシレン	0.5 (C)	

- a. P = 暫定ガイドライン値。危害因子としての証拠があるが、利用できる健康影響情報が限られている。  
T = 暫定ガイドライン値。算出されたガイドライン値が、浄水処理、水源保護などにより達成できる濃度レベル以下である。  
A = 暫定ガイドライン値。算出されたガイドライン値が定量可能な濃度レベル以下である。  
D = 暫定ガイドライン値。消毒によりガイドライン値を超えてしまうことがある。  
C = その物質の濃度が健康に基づくガイドライン値以下であっても、水の外観や臭味に影響があり、消費者による苦情がもたらされることがある。
- b. 発がん物質と考えられる物質についてのガイドライン値は、過剰生涯発がんリスク  $10^{-5}$  (その物質をガイドライン値と同じ濃度で含む飲料水を、70年間摂取し続けることにより、10万人に1人ががんになることを意味する) の上限に相当する飲料水中の濃度である。過剰生涯発がんリスク  $10^{-4}$  および  $10^{-6}$  の推定上限に相当する濃度は、それぞれ、ガイドライン値に10を掛けること、および、ガイドライン値を10で割ることによって求めることができる。

# 索引

注) 太字のページ番号は主な記載箇所

日本語	英語	ページ
α線放射能	Alpha radiation activity	
スクリーニングレベル	screening levels	204, 205, 206
測定	measurement	207–208
ADI	ADI	
許容一日摂取量	see Acceptable daily intake	
AMPA	AMPA	189, <b>376–377</b> , 486
<i>Asellus aquaticus</i> (ミズムシ類)	<i>Asellus aquaticus</i>	213
A 型肝炎ウイルス (HAV)	Hepatitis A virus (HAV)	122, 125, <b>254–255</b>
<i>Bacteroides fragilis</i> ファージ	<i>Bacteroides fragilis</i> phages	<b>292–294</b>
BDCM	BDCM	
ブロモジクロロメタン	see Bromodichloromethane	
β-ガラクトシダーゼ	β -Galactosidase	282, 283
β -グルクロニダーゼ	β -Glucuronidase	284
β線放射能	Beta radiation activity	205
スクリーニングレベル	screening levels	204, 205, 206
測定	measurement	207–208
β -ポアソン用量 - 反応関係	Beta-Poisson dose–response relation	128
<i>Chydorus sphaericus</i>	<i>Chydorus sphaericus</i>	213
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	213
Ct の考え方	Ct concept	59
2,4-D (2,4-ジクロロフェノキシ酢酸)	2,4-D (2,4-dichlorophenoxyacetic acid)	<b>339–340</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 339, 488
処理による達成度	treatment achievability	169, 339
分析	analysis	163
DALY	DALYs	
障害調整生存年数	see Disability-adjusted life years	
2,4-DB	2,4-DB	163, 190, <b>341–342</b> , 488
DBCP	DBCP	
1,2-ジブロモ-3-クロロプロパン	see 1,2-Dibromo-3-chloropropane	
DBP	DBPs	
消毒副生成物	see Disinfection by-products	
DCB	DCBs	
ジクロロベンゼン	see Dichlorobenzenes	

DDT およびその代謝物	DDT and metabolites	194, <b>342–343</b>
ガイドライン値	guideline value	194, 342, 488
処理による達成度	treatment achievability	170, 342
分析	analysis	165
DEHA	DEHA	
アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	see Di(2-ethylhexyl)adipate	
DEHP	DEHP	
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	see Di(2-ethylhexyl)phthalate	
<i>Dracunculus medinensis</i> (メジナ虫)	<i>Dracunculus medinensis</i> (guinea worm)	123, 124, 221, <b>276–277</b>
飲料水中における重大さ	significance in drinking-water	122, 277
中間宿主	intermediate host	213
<i>Dreissena polymorpha</i> (ゼブラガイ)	<i>Dreissena polymorpha</i>	213
EDTA	EDTA	
エチレンジアミン四酢酸	see Edetic acid	
ELISA 法(酵素結合免疫測定法)	ELISA (enzyme-linked immunosorbent assay)	160
E 型肝炎ウイルス(HEV)	Hepatitis E virus (HEV)	122, <b>255–257</b>
FAO/WHO 合同残留農薬専門家会議(JMPR)	Joint FAO/WHO Meetings on Pesticide Residues (JMPR)	35, 149–150
FAO/WHO 合同食品添加物専門家委員会(JECFA)	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA)	35, 149–150
<i>Gammarus pulex</i> (ヨコエビ類)	<i>Gammarus pulex</i>	213
LOAEL	LOAEL	
最小作用量	see Lowest-observed-adverse-effect level	
MCPA(4-(2-メチル-4-クロロフェノキシ)酢酸)	MCPA (4-(2-methyl-4-chlorophenoxy)acetic acid)	<b>396–397</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 396, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 396
分析	analysis	163
MCPB	MCPB	188, 485
MCPP	MCPP	
メコプロップ	see Mecoprop	
MX(3-クロロ-4-ジクロロメチル-5-ヒドロキシ-2(5H)-フランオン)	MX (3-chloro-4-dichloromethyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone)	192, <b>410–411</b> , 487
<i>Mycobacterium avium</i> コンプレックス	<i>Mycobacterium avium</i> complex	235, 236
<i>Mycobacterium kansasii</i>	<i>Mycobacterium kansasii</i>	235, 236
NOAEL	NOAEL	
無毒性量	see No-observed-adverse-effect level	
OMRA	QMRA	
微生物学的リスクの定量評価	see Quantitative microbial risk assessment	
pH	pH	185, <b>421–422</b> , 487
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	107

コミュニティ給水(または水供給)	community supplies	81
最適範囲	optimum range	218, 422
DBP の生成(量)と...	DBP formation and	178–179
腐食と...	corrosion and	180–184
飽和	saturation	183
薬品凝集	chemical coagulation	175
"shipyard eye"(流行性角結膜炎)	"Shipyard eye"	248
<i>Taenia solium</i>	<i>Taenia solium</i>	124
TBA	TBA	
テルブチラジン	see Terbutylazine	
TDI	TDI	
耐受一日摂取量	see Tolerable daily intake	
THM	THMs	
トリハロメタン類	see Trihalomethanes	
2,4,5-TP	2,4,5-TP	
フェノプロップ	see Fenoprop	
<i>Trachipleistophora</i>	<i>Trachipleistophora</i>	270
2,4,5-T(トリクロロフェノキシ酢酸)	2,4,5-T (2,4,5-trichlorophenoxy acetic acid)	<b>434–435</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 434, 490
処理による達成度	treatment achievability	170, 434
分析	analysis	163
<i>Vittaforma</i>	<i>Vittaforma</i>	270
「WHO 飲料水水質ガイドラインにおける公衆衛生リスクの定量化」	<i>Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality</i>	18, 46
WHO 農薬評価計画(WHOPES)	WHO Pesticide Evaluation Scheme (WHOPES) programme	147, 194
WQT	WQTs	
水質目標	see Water quality targets	
WSP	WSPs	
水安全計画	see Water safety plans	

## あ

アエロモナス	<i>Aeromonas</i>	102, 124, <b>224–225</b> , 286
亜鉛	Zinc	192, <b>453–454</b> , 487
黄銅の溶解	dissolution from brass	182
許容レベル	acceptable level	220, 454
腐食	corrosion	<b>182</b>
亜鉛メッキ鋼	Galvanized iron	182
亜塩素酸イオン	Chlorite	179, <b>325–328</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 326, 488
分析	analysis	164

「赤水」	“Red water”	180, 181, 217
アクリルアミド	Acrylamide	<b>297–298</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 297, 488
分析	analysis	164
アカントアメーバ	<i>Acanthamoeba</i>	122, 123, 125, <b>259–261</b>
味	Taste	6, 211, <b>212–220</b>
化学汚染物質	chemical contaminants	214–220
処理による除去	treatments for removing	220
生物起因有機物	biologically derived contaminants	212–214
アシネトバクター	<i>Acinetobacter</i>	102, 124, <b>222–223, 286</b>
アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	Di(2-ethylhexyl)adipate (DEHA)	186, <b>360, 486</b>
亜硝酸イオン	Nitrite	6, <b>412–415</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 413, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 413
淡水化処理水	desalinated water	113
分析	analysis	161, 413
アストロウイルス	Astroviruses	<b>249–250</b>
アスベスト	Asbestos	192, <b>308–309, 486</b>
アスペルギルス	<i>Aspergillus</i>	102
圧力、水圧	Pressure, water	61, 62, 63
測定、運転監視	measurement, operational monitoring	68, 69
大規模建築物	large buildings	101
アデノウイルス	Adenoviruses	122, <b>247–249, 294, 295</b>
アトラジン	Atrazine	<b>309–310</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 309, 488
処理による達成度	treatment achievability	169, 309
分析	analysis	163
アミトラズ	Amitraz	188, 485
アミノメチルホスホン酸 (AMPA)	Aminomethylphosphonic acid (AMPA)	189, <b>376–377, 486</b>
アメーバ	Amoebae	61
水中での生残	persistence in water	123
レジオネラの摂取	<i>Legionella</i> ingestion	234
アカントアメーバ; 赤痢アメーバ; ネグレリア・ファウレリ	<i>see also Acanthamoeba; Entamoeba histolytica; Naegleria fowleri</i>	
アメーバ症	Amoebiasis	266
アメーバ性肉芽腫脳炎 (GAE)	Granulomatous amoebic encephalitis (GAE)	259
アメリシウム-241	Americium-241	202

アラクロール	Alachlor	<b>298–299</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 298, 488
処理による達成度	treatment achievability	169, 298
分析	analysis	163
アルカリ度	Alkalinity	218
腐食と...	corrosion and	180–184
pH	<i>see also</i> pH	
アルキルベンゼン	Alkylbenzenes	218
アルツハイマー病	Alzheimer disease (AD)	303
アルディカーブ	Aldicarb	<b>299–300</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 299, 488
処理による達成度	treatment achievability	169, 299
分析	analysis	163
アルドリン	Aldrin	<b>300–302</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 301, 488
処理による達成度	treatment achievability	169, 301
分析	analysis	163
アルミナ、活性...	Alumina, activated	178
アルミニウム	Aluminium	192, 214, <b>302–304, 486</b>
安全な飲料水のための枠組み	Framework for safe drinking water	2–3, <b>21–35</b>
飲料水質のサーベイランス	surveillance of drinking-water quality	27
運転監視	operational monitoring	25–26
管理計画、文書化および情報伝達	management plans, documentation and communication	26–27
健康に基づく目標	health-based targets	23–24
支援情報	supporting information	21–23
システム評価および設計	system assessment and design	24–25
主要構成要素	key components	22
必要条件	requirements	21–27
リスク評価	risk assessment	43
アンチモン	Antimony	<b>305–306</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 305, 488
分析	analysis	161
アンモニア	Ammonia	189, <b>304–305, 486</b>
臭味	taste and odour	214
処理による除去	treatment to remove	220

## い

イオンクロマトグラフ法	Ion chromatography	160
イオン交換	Ion exchange	138, <b>177</b>



イオン選択電極	Ion-selective electrode, Electrode, ion-selective	158
胃がん、ラドンによる...リスク	Stomach cancer, radon-related risk	207
イソスポーラ症	Isosporiasis	269
イソプロトロン	Isoproturon	<b>388-389</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 388, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 388
分析	analysis	163
胃腸炎	Gastroenteritis	
アストロウイルス	astrovirus	249-250
アデノウイルス	adenovirus	248-249
エルシニア	Yersinia	246
カリシウイルス	calicivirus	251
カンピロバクター	Campylobacter	227
サルモネラ	Salmonella	238-239
ロタウイルス	rotavirus	257
「逸脱」	“Deviations”	<b>76</b>
遺伝毒性を有する発がん物質	Genotoxic carcinogens	148-149
井戸	Wells	57, 63-64, 137
犬回虫	Toxocara	124
医療器具、洗浄	Medical devices, cleaning	102
陰イオン交換	Anion exchange	177
インデノ[1,2,3-cd]ピレン	Indeno [1,2,3-cd] pyrene	425
咽頭結膜熱	Pharyngoconjunctival fever	248
飲用回避	Avoidance, water	<b>78</b>
飲用回避命令	Water avoidance orders	78
飲料水摂取量、一人一日当たり	Consumption, drinking-water, daily per capita	89
仮定	assumptions	483
(処理)性能目標の設定と...	performance target setting and	128, 133-134
飲料水の安全性に関する格付け	Grading schemes, safety of drinking-water	27, 52-54, 95-96
「飲料水の化学的安全性:リスク管理のための優先度評価」	<i>Chemical Safety of Drinking-water: Assessing Priorities for Risk Management</i>	17, 34
「飲料水の微生物学的安全性評価:アプローチと方法の改善」	<i>Assessing Microbial Safety of Drinking Water: Improving Approaches and Methods</i>	17, 58
「飲料水の糞便汚染検出のための H <sub>2</sub> S 法の評価」	<i>Evaluation of the H<sub>2</sub>S Method for Detection of Fecal Contamination of Drinking Water</i>	17

## う

ウイルス	Viruses	221
指標	indicator and index	<b>289-295</b>
処理効果	treatment effects	138-140
水中での生残性	persistence in water	124-125
腸管系 腸管系ウイルス	enteric <i>see</i> Enteric viruses	

病原...	pathogenic	122, <b>247–259</b>
ウェルシュ菌	<i>Clostridium perfringens</i>	141, <b>288–289</b>
雨水	Rainwater	
集水システム	collection systems	63, 64, 137
消費	consumption	114
ウラン	Uranium	5, <b>449–450</b>
ガイドライン値	guideline value	185, 449, 490
処理による達成度	treatment achievability	167, 449
分析	analysis	161, 449
優先順位付け	priority setting and	34
ウラン-234 ( <sup>234</sup> U)	Uranium-234 ( <sup>234</sup> U)	202
ウラン-238 ( <sup>238</sup> U)	Uranium-238 ( <sup>238</sup> U)	202
運転監視	Operational monitoring	<b>25–26, 48, 67–70</b>
航空機と空港	aircraft and airports	116–117
コミュニティ給水(または水供給)	community supplies	69-70, 80–81
船舶	ships	119
大規模建築物	large buildings	101
定義	defined	67
パラメータ	parameters	67–69
運転管理限界	Operational limits,	<b>69</b>
運転停止限界	Critical limits	<b>69</b>
<b>え</b>		
エアストリッピング	Air stripping	174–175
エアロゾル	Aerosols	123
エイズ(後天性免疫不全症候群)	AIDS	124, 270
衛生	Hygiene	
教育プログラム 教育プログラム	education programmes <i>see</i> Education programmes	
サービスレベルと...	service level and	89, 90
衛生管理規程	Sanitary code	32
衛生査察	Sanitary inspection	84, 85
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	<b>108</b>
コミュニティ管理水供給	community-managed supplies	73, 74, 87
データの活用	use of data	96
エキノコックス	<i>Echinococcus</i>	124
石油類	Petroleum oils	185, 186, 217–218
エコーウイルス	Echoviruses	252
エチルベンゼン	Ethylbenzene	<b>369–370</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 369, 489

臭味閾値	odour and taste thresholds	216
処理による達成度	treatment achievability	168, 369
分析	analysis	162
エチレンジアミン四酢酸(EDTA)	Edetic acid (EDTA)	<b>364–366</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 364, 489
処理による達成度	treatment achievability	168, 364
分析	analysis	162
エチレンチオウレア	Ethylene thiourea	188, 485
エルシニア	<i>Yersinia</i>	<b>245–247</b>
エルシニア・エンテロコリチカ	<i>Yersinia enterocolitica</i>	122, 245, 246
塩化アニソール	Chlorinated anisoles	215
塩化シアン	Cyanogen chloride	164, 193, <b>338–339</b> , 488
塩化ビニリデン	Vinylidene chloride	
1,1-ジクロロエチレン	<i>see</i> 1,1-Dichloroethene	
塩化ビニル	Vinyl chloride	<b>451–452</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 451, 490
分析	analysis	164
塩化物(または塩化物イオン)	Chloride	185, <b>324</b> , 486
受容性	acceptability	214, 324
腐食と...	corrosion and	180, 181, 182, 183
塩化メチレン	Methylene chloride	
ジクロロメタン	<i>see</i> Dichloromethane	
沿岸海水	Coastal water	111
エンセファリトゾーン	<i>Encephalitozoon</i>	270, 271
塩素	Chlorine	4-5, 171, <b>324–325</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 324, 488
...ガス、液体	gas, liquefied	171
許容レベル	acceptable levels	214
残留...	residual	
監視	monitoring	68, 81
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	107
...処理 塩素処理	treatment <i>see</i> Chlorination	
分析	analysis	164
塩素化ケトン	Chlorinated ketones	178
塩素化酢酸	Chlorinated acetic acids	145, 178, 347, 408–409, 440–441
塩素酸イオン	Chlorate	179, <b>325–328</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 326, 488
分析	analysis	164

塩素処理	Chlorination	59, <b>171</b>
緊急時における...	in emergencies	78
微生物の低減	microbial reduction	139
微量...	marginal	171
...副生成物	by-products	145, 178–179, 191, 445
不連続点...	breakpoint	171
旅行者のための...	for travellers	109, 110
エンテロウイルス	Enteroviruses	122, 141, <b>252–254</b> , 294, 295
エンテロコッカス属菌	<i>Enterococcus</i> spp.	287
エンテロサイトゾーン	Enterocytozoon	270
エンテロバクター	<i>Enterobacter</i>	282, 284
エンドスルファン	Endosulfan	189, <b>366–367</b> , 486
エンドリン	Endrin	<b>367–368</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 367, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 367
分析	analysis	163
エピクロロヒドリン (ECH)	Epichlorohydrin (ECH)	164, 193, <b>368–369</b> , 489

<b>お</b>		
黄色ブドウ球菌	<i>Staphylococcus aureus</i>	<b>241–242</b>
黄銅の脱亜鉛	Dezincification of brass	182
黄銅腐食	Brass corrosion	<b>182</b>
オキサミル	Oxamyl	188, 485
オクタノール/水分配係数	Octanol/water partition coefficient	177
オゾン	Ozone	172, 173
オゾン処理	Ozonation	<b>172</b>
副生成物	by-products	179, 180, 191
微生物の低減	microbial reduction	140
オルトリン酸	Orthophosphate	181
オルトレオウイルス	Orthoreoviruses	<b>257–259</b> , 294, 295
温泉	Spas	233, 234, 272
温度、水温	Temperature, water	
許容レベル	acceptable levels	<b>220</b>
ネグレリアの生残	<i>Naegleria</i> survival	272, 273
レジオネラの増殖/生残	<i>Legionella</i> growth/survival	100, 233–234

<b>か</b>		
外観	Appearance	6-7, 210,

		<b>211–220</b>
化学汚染物質	chemical contaminants	214–220
処理による改善	treatments for improving	220
生物起因汚染物質	biologically derived contaminants	212–214
海水	Seawater	111, 112
改善、飲料水供給システム(または水道システム)	Improvement, drinking-water systems	<b>66–67</b>
蓋然性による区分	Likelihood categories	53–54
回虫症(回虫)	Ascariasis ( <i>Ascaris</i> )	124, 275
ガイドライン値	Guideline values (Gvs)	1–2, 6, 24, 28–29
アプローチ	approaches	148–149
閾値のある化学物質(TDIに基づく...)	threshold chemicals (TDI-based)	149–152
閾値のない化学物質(TDIに基づかない...)	non-threshold chemicals (non-TDI-based)	154
化学物質の混在と...	mixtures of chemicals and	156
...が定められていない化学物質	chemicals without established	486–487
緊急時における...	in emergencies	108
暫定...	provisional	29, 147, <b>155</b>
重大な健康影響を有する化学物質	chemicals of health significance	488–490
受容性と...	acceptability and	155–156
除外化学物質	chemicals excluded	485
処理による達成度	treatment achievability	166–171
総括表	summary tables	<b>485–490</b>
高い不確実性と...	high uncertainty and	151
適用	applying	28–29
データの質	data quality	154–155
導出	derivation	46, <b>147–156</b>
...の利用と指示	use and designation	155
発生源別化学物質	chemicals by source category	<b>184–196</b>
微生物学的水質の検証	verification of microbial quality	141–142
放射性核種	radionuclides	<b>202–204</b>
有効数字	significant figures	152
ラドン	radon	207
耐容一日摂取量	<i>see also</i> Tolerable daily intake	
...を根拠とした健康に基づく目標	health-based targets based on	39
開発途上国の都市域	Developing countries, urban areas	<b>86–87</b>
化学物質、(化学)薬品	Chemicals	<b>5–6, 145–196</b>
IARCによる分類	IARC classification	148–149
閾値	threshold	148, <b>149–154</b>
ガイドライン値の導出	derivation of guideline values	149–152
代替アプローチ	alternative approaches	152–154

閾値のない...	non-threshold	148–149
ガイドライン値の導出	derivation of guideline values	<b>154</b>
暫定ガイドライン値	provisional guideline values	155
ガイドライン値    ガイドライン値	guideline values <i>see</i> Guideline values	
ガイドラインが示されていない...	non-guideline	156
緊急事態	emergencies involving	79, 108
健康危害因子	health hazards	5–6, <b>145–147</b>
健康に基づく目標	health-based targets	39, 42
混在	mixtures	156
「最終候補リスト作成」	“short-listing”	34
産業発生源および市街地    産業発生源および市街地、...に由来する化学物質	industrial sources and human dwellings <i>see</i> Industrial sources and human dwellings, chemicals from	
自然由来    自然由来化学物質	naturally occurring <i>see</i> Naturally occurring chemicals	
受容性の観点	acceptability aspects	145, 155–156, <b>211–220</b>
浄水薬品/水と接触する材料	used in treatment/materials in contact with water	147
ガイドライン値	guideline values	<b>191, 192–193</b>
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	<b>108</b>
検証	verification	<b>28–29, 71–72</b>
水質	water quality	
分析	analysis	161, 164
目標	targets	42
消毒副生成物	<i>see also</i> Disinfection by-products	
情報源	information sources	35, 147–148, 156
処理	treatment	<b>166–184</b>
達成可能性	achievable	166–171
腐食制御のための...	for corrosion control	180–184
プロセス	processes	171–178
プロセス制御手段	process control measures	178–180
摂取量の割り当て	allocation of intake	151–152
船舶における...	on ships	118
総括表	summary tables	<b>485–490</b>
他の曝露経路	alternative routes of exposure	43, 146
淡水化システム	desalination systems	111–113
農業活動    農業活動、...に由来する化学物質	agricultural activities <i>see</i> Agricultural activities, chemicals from	
...の優先順位付け	priority setting	<b>34–35</b>
発生源別分類	categorization by source	147
分析法	analytical methods	158–165

達成可能性	achievable	157–158, 161, 162–165
複雑さのランク付け	ranking of complexity	158
無機...	inorganic	
ガイドライン値	guideline values	185
分析法	analytical methods	158–160
有機..., 分析法	organic, analytical methods	158, 160
化学物質国際簡潔評価文書 (CICADs)	Concise International Chemical Assessment Documents (CICAD)	36
化学物質別調整係数 (CSAF)	Chemical-specific adjustment factors (CSAF)	152, 153–154
確認	Validation	25, 48–50, <b>66</b> , 135
角膜炎、アcantamoeba 性...	Keratitis, <i>Acanthamoeba</i>	259–261
過酸化水素	Hydrogen peroxide	173, 179
可視生物	Visible organisms	212–213
過剰塩素処理/脱塩素処理	Superchlorination/dechlorination	171
渇水	Droughts	104
ガスクロマトグラフ - 質量分析法 (GC-MS)	Gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS)	160
ガスクロマトグラフ法 (GC)	Gas chromatography (GC)	160
カスケード型曝気	Cascade aeration	175
活性アルミナ	Activated alumina	178
仮性結核菌	<i>Yersinia pseudotuberculosis</i>	245, 246
活性炭	Carbon, activated, Activated carbon	
吸着	adsorption	<b>176–177</b>
粉末	powdered (PAC)	176
粒状	granular (GAC)	176, 177
河川、病原体の検出	Rivers, Streams, occurrence of pathogens	135, 136
学校	Schools	<b>100, 103–104</b>
「家庭での水管理」	<i>Managing Water in the Home</i>	18, 65
「家事用水の量、サービスレベルおよび健康」	<i>Domestic Water Quantity, Service Level and Health</i>	17
カテゴリー回帰	Categorical regression	152, <b>153</b>
カドミウム	Cadmium	<b>317–318</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 317, 488
処理による達成度	treatment achievability	168, 317
分析	analysis	161
空筒接触時間 (EBCT)	Empty bed contact time (EBCT)	176
カリウム-40 ( <sup>40</sup> K)	Potassium-40 ( <sup>40</sup> K)	206
測定	measurement	<b>208</b>
カリシウイルス	Caliciviruses	<b>251–252</b>
カルシウム、味の閾値	Calcium, taste threshold	216
カルボフラン	Carbofuran	163, <b>318–320</b>

ガイドライン値	guideline value	190, 319, 488
処理による達成度	treatment achievability	169, 319
管	Pipes	16
汚染物質	contaminants	192, 193
コールタールライニング	coal-tar linings	423, 425
セメントライニング	cement lining	183
鉛	lead	181
破裂	bursts	61
腐食	corrosion	180, 181, 182, 183
がん	Cancer	
耐容リスク	tolerable risk	46
放射能による...	radiation-induced	200
ラドンによるリスク	radon-related risk	207
発がん物質	<i>see also</i> Carcinogens	
管井戸	Tubewells	63, 64
管井戸による水供給	Borehole water supplies	64
眼感染症	Eye infections	
アcantアメーバ性...	<i>Acanthamoeba</i>	259–260
アデノウイルス性...	adenovirus	248
肝吸虫	Liver flukes	
肝蛭	<i>see</i> Fasciola	
環境保健クライテリアモノグラフ (EHC)	Environmental Health Criteria monographs (EHCs)	35
看護施設	Nursing care homes	100
監査	Audit	84–85, 92
監視	Monitoring	
運転上の 運転監視	operational <i>see</i> Operational monitoring	
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	106
計画、作成	plans, preparing	79
溶存放射性核種	dissolved radionuclides	204–206
衛生査察、サーベイランス	<i>see also</i> Sanitary inspection; Surveillance	
鹹水	Brackish water	111
感染、水系...	Infections, waterborne	3–4, 121–124, 221
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	78, 104, 105–106
健康成果目標	health outcome targets	134
健康に基づく目標	health-based targets	39, 42–43
公衆衛生の観点	public health aspects	9–10, 125
船舶	ships	117
伝播経路	routes of transmission	221



無症候性...	asymptomatic	125
リスク特性評価	risk characterization	127, 129–131
病原体	<i>see also</i> Pathogens	
肝蛭	<i>Fasciola</i>	124, 275, <b>277–279</b>
肝蛭症	Fascioliasis	277–279
カンピロバクター	<i>Campylobacter</i>	<b>227–229</b>
原水中の...	in source waters	136
(処理)性能目標の設定	performance target setting	132
リスク特性評価	risk characterization	129, 130
カンピロバクター	<i>Campylobacter coli</i> , <i>Campylobacter jejuni</i>	122, 227, 228
カンピロバクター ( <i>Campylobacter pylori</i> )	<i>Campylobacter pylori</i>	
ヘリコバクター・ピロリ	<i>see Helicobacter pylori</i>	
管理	Management	
管路(による)給水システム	piped distribution systems	<b>75–80</b>
計画	plans	<b>26–27</b> , 48
航空機と空港	aircraft and airports	117
コミュニティー給水および自家給水	community and household supplies	<b>80–81</b>
船舶	ships	119–120
大規模建築物	large buildings	101
役割と責任	roles and responsibilities	<b>7–17</b>
「管路給水における水の安全性:管路給水システムにおける微生物学的な水質管理」	<i>Safe Piped Water: Managing Microbial Water Quality in Piped Distribution Systems</i>	19
管路によらない給水システム	Non-piped water systems	<b>63–65</b>
運転監視	operational monitoring	<b>69–70</b>
危害因子同定	hazard identification	63–64
処理	treatment	137
制御手段	control measures	64–65
役割と責任	roles and responsibilities	15
管路(による)給水システム	Piped distribution systems	<b>60–63</b>
運転監視パラメータ	operational monitoring parameters	68
管理手順	management procedures	<b>75–80</b>
危害因子同定	hazard identification	60–62
検証試験	verification testing	<b>73–74</b>
時間(または間歇)給水	intermittent supply	61
制御手段	control measures	62–63
船舶	on ships	118, 119, 120
大規模建築物	large buildings	99, 100, 101
微生物学的危害因子	microbial hazards	123
評価と設計	assessment and design	54

危害因子	Hazard	51
制御のための優先順位付け	prioritization, for control	53–54
同定	identification	127
危害事象	Hazardous events	50, 127
規格、飲料水...	Norms, drinking-water	9
器具(または装置)	Devices	
医療器具の洗浄	medical, washing	102
認証 認証	certification <i>see</i> Certification	
キサントモナス	<i>Xanthomonas</i>	286
基準	Standards	
飲料水	drinking-water	9
国の... 国の基準と規制	national <i>see</i> National standards and regulations	
認証	certification	15
ボトル飲料水	bottled drinking-water	114–115
キシレン	Xylenes	<b>452–453</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 452, 490
許容レベル	acceptable level	220
処理による達成度	treatment achievability	168, 452
分析	analysis	162, 452
規制、国の...	Regulations, national	
国の基準と規制	<i>see</i> National standards and regulations	
寄生虫	Parasites	420
水系...	waterborne	122, 123
水中での生残性	persistence in water	124–125
中間宿主	secondary hosts	213
蠕虫、原虫	<i>see also</i> Helminths; Protozoa	
キット、テスト...	Kits, testing	<b>109, 157</b>
逆浸透	Reverse osmosis	140, 177–178
逆流	Backflow	61
大規模建築物	large buildings	101
吸血小昆虫の幼生	Gnat larvae	213
給水工事	Plumbing	<b>16–17</b>
屋内...	household	15
船舶における...	on ships	118
給水事業者(または水供給事業者)	Water suppliers	
事業者(または給水事業者、または水供給事業者)、飲料水	<i>see</i> Suppliers, drinking water	
給水車	Tankers, water	14
給水栓	Taps	101
給水停止	Closure, drinking-water supply	<b>78</b>
給水の連続性	Continuity of supply	88, <b>91</b>

給水量	Quantity of supply	
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	104
充足度評価	assessment of adequacy	<b>88</b>
給湯システム	Hot water systems, Warm water systems	100, 233–234
吸入	Inhalation	
化学物質	chemicals	151–152
仮定	assumptions	483–484
微生物	micro-organisms	123, 221
放射性核種	radionuclides	197
ラドン	radon	260
教育プログラム	Education programmes	11, 70, 88
学校およびデイケアセンターでの…	schools and day care centres	103
…の策定	establishing	92
供給、飲料水	Supply, drinking-water	
改善計画の立案と実施	planning and implementing improvement	92–94
改良された技術	improved technologies	90
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	104–106
時間(または間歇)…	intermittent	61, 91, 100
充足度	adequacy	<b>88–91</b>
未改良の技術	unimproved technologies	90
凝集(薬品)	Coagulation (chemical)	59, <b>175–176</b>
消毒前の…	before disinfection	179
微生物の低減	microbial reduction	138–139
共沈法、放射性核種	Co-precipitation method, radionuclide	
分析	analysis	207–208
許容一日摂取量(ADI)	Acceptable daily intake (ADI)	150
ガイドライン値の導出	derivation of guideline values	152
不確実係数	uncertainty factors	150–151
ギラン・バレー症候群	Guillain-Barré syndrome	228
記録	Records	
文書化	see Documentation	
銀	Silver	<b>429–430</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 487
緊急事態	Emergencies	76, <b>104–109</b>
衛生査察と集水域地図の作成	sanitary inspections and catchment mapping	108
化学物質および放射線に関するガイドライン	chemical and radiological guidelines	108
監視	monitoring	106
現実的配慮	practical considerations	104–106
対応計画	response plans	75–76, <b>78–79</b>
追跡調査	follow-up investigation	76

テストキットと試験機関	testing kits and laboratories	109
微生物ガイドライン	microbial guidelines	107
文書化と報告	documentation and reporting	27, 76
放射性核種の放出	radionuclide releases	197
災害、事故	<i>see also</i> Disasters; Incidents	
処理、旅行者のための...	treatment, for travellers	110
銀沈着症	Argyria	429
キントゼン	Quintozene	188, 485

<b>く</b>		
空港	Airports	<b>116–117</b>
国としての優先度、水供給の改善	National priorities, supply improvement	92
国の飲料水政策	National drinking-water policy	<b>30–32</b>
国の基準と規制	National standards and regulations	<b>30–31</b>
化学汚染物質	chemical contaminants	146
...の策定	developing	2–3, <b>31–32</b>
国の処理性能目標	National performance targets	<b>132–134</b>
雲状の濁り	Cloudiness	212
クリプトスポリジウム(パルブム)	<i>Cryptosporidium (parvum)</i>	122, <b>262–264</b>
オーシスト	oocysts	110, 262, 263
原水中の...	in source waters	136
消毒	disinfection	139–140
(処理)性能目標の設定	performance target setting	131–132, 133–134
リスク特性評価	risk characterization	130
クリプトスポリジウム症	Cryptosporidiosis	259, 262–263
グリホサート	Glyphosate	189, <b>376–377</b> , 486
グレイ (Gy)	Gray (Gy)	201
クレブシエラ	<i>Klebsiella</i>	<b>232–233</b>
指標生物としての...	as indicator organism	282, 284, 286
病原性	pathogenicity	124, 232
クロマトグラフ法	Chromatography	159–160
クロム	Chromium	<b>333–334</b>
ガイドライン値	guideline value	185, 333, 488
分析	analysis	161
クロラミン	Chloramines	172
透析用水	dialysis water	103
モノクロラミン	<i>see also</i> Monochloramine	
クロラミン処理	Chloramination	62, 172
亜硝酸イオンの生成	nitrite formation	412
副生成物	by-products	178, 180, 191

クロルデン	Chlordane	<b>322–323</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 322, 488
処理による達成度	treatment achievability	169, 322
分析	analysis	163
クロルピリホス	Chlorpyrifos	194, <b>332–333</b>
ガイドライン値	guideline value	194, 332, 488
分析	analysis	165
クロレラ	<i>Cholera</i>	244–245
クロロアセトン	Chloroacetones	192, 328–329, 486
3-クロロ-4-ジクロロメチル-5-ヒドロキシ-2(5H)-フランオン (MX)	3-Chloro-4-dichloromethyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone (MX)	192, <b>410–411</b> , 487
クロロタロニル	Chlorothalonil	188, 485
クロロトルロン	Chlorotoluron	<b>331–332</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 332, 488
処理による達成度	treatment achievability	169, 331
分析	analysis	163
クロロピクリン	Chloropicrin	192, <b>330–331</b> , 486
クロロフェノキシ系除草剤	Chlorophenoxy herbicides	340, 341–342, 359, 371–372, 434–435
クロロフェノール	Chlorophenols	214–215, <b>329–330</b>
2-クロロフェノール	2-Chlorophenol	192, 214, <b>329–330</b> , 486
クロロベンジエート	Chlorobenzilate	188, 485
クロロホルム	Chloroform	145, <b>445–448</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 446, 488
分析	analysis	164, 446

## け

経済的負担能力	Affordability	88, <b>90–91</b>
珪藻土	Diatomaceous earth	139
経皮吸収	Dermal absorption	
化学物質	chemicals	151
仮定	assumptions	483–484
激甚度による区分	Severity categories	53–54
結膜炎、アデノウイルス	Conjunctivitis, adenovirus	247, 248
下痢	Diarrhoea	
クリプトスポリジウム症	cryptosporidiosis	262–263
ジアルジア	<i>Giardia</i>	267
大腸菌	<i>Escherichia coli</i>	229
旅行者の...	travellers'	109

ロタウイルス	rotavirus	257
限外ろ過	Ultrafiltration	139, 177, 178
健康教育	Health education	88, 103–104
教育プログラム	<i>see also</i> Education programmes	
健康成果目標	Health outcome targets	23, 40, 42–43
水系感染	waterborne infections	<b>134</b>
健康増進	Health promotion	87
健康に基づく目標	Health-based targets	<b>23–24, 37–46</b>
種類	types	39–43
…の策定	establishing	43–46
微生物学的危害因子	microbial hazards	<b>126–134</b>
便益	benefits	38
役割と目的	role and purpose	37–38
健康リスク	Health risks	3–6
化学物質	chemicals	5–6, <b>145–147</b>
航空機と空港	aircraft and airports	116
船舶	ships	118
大規模建築物	large buildings	99–100
微生物学的 微生物学的危害因子	microbial <i>see</i> Microbial hazards	
放射線学的	radiological	6, 198, 200–201
旅行者	travellers	109
原子吸光光度法 (AAS)	Atomic absorption spectrometry (AAS)	158–159, 161–165
原子発光分光分析法 (AES)	Atomic emission spectrometry (AES)	159
原子放射線の影響に関する国連科学委員会 (UNSCEAR)	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR)	198–200, 206
検証	Verification	<b>28–29, 50,</b> <b>70–74</b>
化学的水質	chemical quality	28–29, 71–72
管路 (による) 給水システム	piped distribution systems	72–73
コミュニティー管理水供給	community-managed supplies	73–74
水源	water sources	72
品質保証と品質管理	quality assurance and quality control	74
微生物学的安全性と水質	microbial safety and quality	28, 71, <b>141–142</b>
原水	Source waters	
運転監視	operational monitoring	68, 69–70
化学汚染物質	chemical contaminants	146, 147
危害因子同定	hazard identification	55–56
季節変動	seasonal fluctuation	91
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	105
検証	verification	<b>72</b>

コミュニティ給水システムおよび自家給水システム	community and household systems	69–70, 81
自然由来化学物質	naturally occurring chemicals	184
新設システム	new systems	51
制御手段	control measures	56–58
淡水化システム	desalination systems	111
微生物学的危害因子	microbial hazards	123
病原体の検出	pathogen occurrence	135, 135–136
集水域	<i>see also</i> Catchments	
懸濁物質	Particulate matter	212, 219
建築物	Buildings	
給水装置	plumbing systems	16–17
大規模...	large	<b>99–104</b> , 234
原虫	Protozoa	221
シストおよびオシスト、除去	cysts and oocysts, removal	59
処理効果	treatment effects	138–140
処理に対する抵抗力	resistance to treatment	141
病原性	pathogenic	122, <b>259–275</b>
原発性アメーバ性髄膜脳炎 (PAM)	Amoebic meningoencephalitis, primary (PAM)	123, 272
<b>こ</b>		
降雨	Rainfall	28
甲殻類	Crustaceans	213
鉱業	Mining activities	185
航空機	Aircraft	<b>116–117</b>
高血圧	Hypertension	431
抗酸菌	<i>Mycobacterium</i> (mycobacteria)	<b>235–237</b>
非定型(非結核性)...	atypical (non-tuberculous)	122, 124, 221
ヘルスケア施設	health care facilities	102
公衆衛生	Public health	
官署、役割と責任	authorities, roles and responsibilities	<b>9–10</b> , 12
サーベイランス	surveillance	7–8
水系感染と...	waterborne infections and	<b>125</b>
政策環境	policy context	43
向上、飲料水供給システム(または水道システム)	Upgrading, drinking-water systems	<b>66–67</b> , 92
孔食	Pitting corrosion	181
高所得国、ロタウイルスの処理性能目標	High-income countries, rotavirus performance targets	131–132
洪水	Floods	104
合成洗剤	Detergents, synthetic	219
高速液体クロマトグラフ法 (HPLC)	High-performance liquid chromatography (HPLC)	160

酵素結合免疫測定法 (ELISA 法)	Enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA)	160
鉤虫	<i>Necator</i>	124
鉤虫感染	Hookworm infections	275
硬度	Hardness	185, <b>379–380</b> , 486
受容性	acceptability	216
処理による低減	treatment to reduce	220
腐食と...	corrosion and	181, 183–184
公平性、水へのアクセス	Equitability, access to water	105
氷	Ice	110, 113
呼吸器感染、アデノウイルス	Respiratory infections, adenoviral	248
国際がん研究機関 (IARC)	International Agency for Research on Cancer (IARC)	148-149
...国際機関	International Organization for	74, 143, 208
国際基準	International standards	1
国際原子力機関 (IAEA)	International Atomic Energy Agency (IAEA)	201–202
国際食品規格委員会 (CAC)	Codex Alimentarius Commission (CAC)	114–115
国際放射線防護委員会 (ICRP)	International Commission on Radiological Protection (ICRP)	197, 198, 201–202
国際保健規則	International Health Regulations	116
コクサッキーウイルス	Coxsackieviruses	252–253
国民意識、...の確立	Public awareness, establishing	92
国連食糧農業機構 (FAO)	Food and Agriculture Organization (FAO)	114
湖沼	Lakes	136
コスト	Costs	
処理	treatment	166–167
水供給 (または水道)	water supply	90–91
コミュニティ	Community	
基準設定への住民参加	involvement in setting standards	32
情報伝達	communication	27, <b>94–95</b>
組織化	organizations	11, 94–95
コミュニティ飲料水 (供給) システム	Community drinking-water systems	<b>63–65</b>
運転・維持管理体制の確保	ensuring operation and maintenance	92
運転監視	operational monitoring	<b>69–70</b> , 81
格付け	grading schemes	95, 96
管理	management	<b>80–81</b>
危害因子同定	hazard identification	63–64
検証試験	verification testing	<b>73–74</b>
サーベイランス	surveillance	86, <b>87–88</b>
制御手段	control measures	64–65
水安全計画の策定	development of water safety plans (WSPs)	84
役割と責任	roles and responsibilities	10–11, <b>12–14</b>



コリファージ	Coliphages	<b>289–292</b>
菌体...	somatic	290, 291
性線毛-RNA...	F-RNA	290–291
コールタールライニング、管	Coal-tar linings, pipes	423, 424, 425
コレラ菌	<i>Vibrio cholerae</i>	122, 125, <b>244–245</b>
コンクリート、...の溶解	Concrete, dissolution	<b>183</b>
コンタクトレンズ	Contact lenses	237, 260

## さ

サービスレベル	Service levels	89–90
サービス指標、定量的...、サービスの定量評価指標	Service indicators, quantitative, Quantitative service indicators	73–74
サーベイランス	Surveillance	<b>7–8, 27, 83–97</b>
アプローチ	approaches	84–86
開発途上国の都市域	urban areas in developing countries	86–87
監査による...	audit-based	84–85
機関	agencies	8, 30–31, 84–85
計画と実施	planning and implementation	92–94
航空機と空港	aircraft and airports	117
公衆衛生	public health	9–10
コミュニティ飲料水供給	community drinking-water supplies	86, 87–88
船舶	ships	120
大規模建築物	large buildings	102
直接評価	direct assessment	86
定義	definition	8, 83
特殊な状況への適合	adapted to specific circumstances	86–88
発展段階	stages of development	94
報告と情報伝達	reporting and communicating	94
水供給の充足度	adequacy of supply	88–91
監視	<i>see also</i> Monitoring	
災害	Disasters	<b>61, 104–109</b>
衛生査察と集水域地図の作成	sanitary inspections and catchment mapping	108
化学物質および放射線に関するガイドライン	chemical and radiological guidelines	108–109
監視	monitoring	106
現実的配慮	practical considerations	104–106
テストキットおよび試験機関	testing kits and laboratories	109
微生物ガイドライン	microbial guidelines	106–107
緊急時	<i>see also</i> Emergencies	
細菌	Bacteria	221
指標	indicator and index	<b>282–289</b>

処理効果	treatment effects	138
水中での生残	persistence in water	124–125
病原...	pathogenic	122, <b>222–247</b>
サイクロスポーラ・カエタネンシス	<i>Cyclospora cayetanensis</i>	122, 259, <b>264–265</b>
サイクロスポーラ症	Cyclosporiasis	264
最小作用量	Lowest-observed-adverse-effect level (LOAEL)	149, <b>150</b>
不確実係数	uncertainty factors	150–151
「再増殖」	“Regrowth”	4
サポウイルス(サッポロ様ウイルス)	<i>Sapovirus</i> (Sapporo-like viruses)	122, 251
サルモネラ	<i>Salmonella</i> (salmonellae)	122, 136, <b>238–240</b>
サルモネラ腸炎菌	<i>Salmonella</i> Typhimurium	238, 239
7,8-酸化スチレン	Styrene-7,8-oxide	432
酸化トリブチルスズ(TBTO)	Tributyltin oxide (TBTO)	188, 485
酸化プロセス、促進...	Oxidation processes, advanced	173
産業排水	Industrial effluents	215
産業発生源および市街地、...に由来する化学物質	Industrial sources and human dwellings, chemicals from	
ガイドライン値	guideline values	<b>185–187</b>
処理による達成度	treatment achievability	168
分析	analysis	159, 160
参照線量レベル(RDL)	Reference dose level (RDL)	197, 202
参照リスクレベル	Reference level of risk	44, 46, 131–132
酸素	Oxygen	
...移動	transfer	175
溶存(または溶解性)...	dissolved	215–216

## し

次亜塩素酸	Hypochlorous acid	171
次亜塩素酸イオン	Hypochlorite	107, 171
次亜塩素酸カルシウム(さらし粉)	Calcium hypochlorite	107, 171
次亜塩素酸ナトリウム	Sodium hypochlorite	107, 171
シアナジン	Cyanazine	<b>336–337</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 336, 488
処理による達成度	treatment achievability	169
分析	analysis	163
シアノトキシン	Cyanotoxins	4, 280
ガイドライン値	guideline values	<b>194–196</b>
処理	treatment	170, 195
分類	classification	194
ミクロキスティン-LR	<i>see also</i> Microcystin-LR	

シアノバクテリア	Cyanobacteria	147, 194, 221, <b>279–281</b>
健康上の懸念	health concerns	4
受容性	acceptability	213
処理	treatment	170, 195
毒素 シアトキシン	toxins <i>see</i> Cyanotoxins	
水の華	blooms	195, 213, 281
ジアルキルスズ	Dialkyltins	192, <b>344–345</b> , 486
ジアルジア(インテスティナリス)	<i>Giardia (intestinalis)</i>	122, <b>267–268</b>
原水中の...	in source waters	136
ジアルジア症	Giardiasis	267, 268
消毒	disinfection	139–140
シアン	Cyanide	<b>337–338</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 337, 488
分析	analysis	161
シーベルト(Sv)	Sievert (Sv)	201
ジェオスミン	Geosmin	212, 213
四塩化炭素	Carbon tetrachloride	<b>320–321</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 320, 488
処理による達成度	treatment achievability	168, 320
分析	analysis	162
支援プログラム	Supporting programmes	<b>79–80</b>
航空機と空港	aircraft and airports	117
船舶	ships	120
大規模建築物	large buildings	102
1,4-ジオキサン	1,4-Dioxane	168
紫外線(UV)吸収	Ultraviolet (UV) absorption	158
紫外線(UV)照射	Ultraviolet (UV) irradiation	14, 172–173, 180
市街地、...に由来する化学物質	Human dwellings, chemicals originating from	
産業発生源および市街地、...に由来する化学物質	<i>see</i> Industrial sources and human dwellings, chemicals from	
自家飲料水供給	Household drinking-water supplies	
運転監視	operational monitoring	<b>69–70</b>
管理	management	<b>80–81</b>
危害因子同定	hazard identification	63–64
サーベイランス	surveillance	<b>87–88</b>
システム評価	system assessment	<b>63–65</b>
取水、輸送および貯留	collection, transportation and storage of water	70
取水・使用水量	quantity of water collected and used	89–90
処理	treatment	137

制御手段	control measures	64–66
水安全計画 (WSP)	water safety plans (WSPs)	47–48, 84
役割と責任	roles and responsibilities	10–11, 14–15
自家給水	Domestic supplies	
自家飲料水供給	<i>see</i> Household drinking-water supplies	
時間(または間歇)給水	Intermittent water supply	61, 91, 101
色度	Colour	212, 215
事業者(または給水事業者、または水供給事業者)、飲料水	Suppliers, drinking-water	
監査によるサーベイランス	audit-based surveillance	85
管理計画 水安全計画	management plans <i>see</i> Water safety plans	
サーベイランスの独立性	independence of surveillance	7–8
法律上の機能と責任	legal functions and responsibilities	30–31
役割と責任	roles and responsibilities	8, <b>12–13</b>
シクロプス	<i>Cyclops</i>	213, 276, 277
ジクロロアミン	Dichloramine	192, 407, 486
ジクロロプロップ(2,4-DP)	Dichlorprop (2,4-DP)	163, 190, <b>359–360</b> , 489
ジクロロアセトニトリル	Dichloroacetonitrile	164, 193, <b>377–379</b> , 489
1,1-ジクロロアセトン	1,1-Dichloroacetone	328
3,4-ジクロロアニリン	3,4-Dichloroaniline	425
1,1-ジクロロエタン	1,1-Dichloroethane	186, <b>350–351</b> , 486
1,2-ジクロロエタン	1,2-Dichloroethane	<b>351–352</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 351, 489
処理による達成度	treatment achievability	168, 351
分析	analysis	162
1,1-ジクロロエチレン	1,1-Dichloroethene	162, 187, <b>352–353</b> , 489
1,2-ジクロロエチレン	1,2-Dichloroethene	<b>353–354</b>
ガイドライン値	guideline value	187–188, 353, 489
処理による達成度	treatment achievability	168, 353
分析	analysis	162
ジクロロ酢酸	Dichloroacetate	164, 193, <b>347–348</b> , 489
2,4-ジクロロフェノキシ酢酸	2,4-Dichlorophenoxyacetic acid	
2,4-D	<i>see</i> 2,4-D	
2,4-ジクロロフェノール	2,4-Dichlorophenol	192, 214–215, <b>329–330</b> , 486
1,2-ジクロロプロパン(1,2-DCP)	1,2-Dichloropropane (1,2-DCP)	<b>356–357</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 356, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 356

分析	analysis	163
1,3-ジクロロプロパン	1,3-Dichloropropane	189, <b>357–358</b> , 486
1,3-ジクロロプロペン	1,3-Dichloropropene	163, 190, <b>358–359</b> , 489
ジクロロベンゼン (DCBs)	Dichlorobenzenes (DCBs)	215, <b>348–350</b>
1,2-ジクロロベンゼン	1,2-Dichlorobenzene	<b>348–350</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 348, 489
許容レベル	acceptable levels	215
処理による達成度	treatment achievability	168, 349
分析	analysis	162
1,3-ジクロロベンゼン	1,3-Dichlorobenzene	186, <b>348–350</b> , 486
1,4-ジクロロベンゼン	1,4-Dichlorobenzene	<b>348–350</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 348, 489
許容レベル	acceptable levels	215
処理による達成度	treatment achievability	168, 349
分析	analysis	162
ジクロロメタン	Dichloromethane	162, 187, <b>355–356</b> , 489
ジクワット	Diquat	189, <b>363–364</b> , 486
試験機関、緊急時および災害時	Laboratories, in emergencies and disasters	<b>109</b>
事故	Incidents	75
監査	audit	84–85
対応計画	response plans	75–76, 77–78
追跡調査	follow-up investigation	76
不慮の事態	unplanned events	77
文書化および報告	documentation and reporting	26–27, 76
予測可能な...	predictable	76
緊急時	<i>see also</i> Emergencies	
地震	Earthquakes	104
システム、飲料水供給...	Systems, drinking-water	
運転監視 運転監視	operational monitoring <i>see</i> Operational monitoring	
確認 確認	validation <i>see</i> Validation	
管路によらない... 管路によらない給水システム	non-piped <i>see</i> Non-piped water systems	
管路(による)... 管路(による)給水システム	pipel <i>see</i> Pipel distribution systems	
検証 検証	verification <i>see</i> Verification	
向上と改善	upgrade and improvement	66–67, 92
新設システム	new	51, 72
制御の維持	maintaining control	<b>67–70</b>

船舶における...	on ships	118–119
大規模建築物	large buildings	99, 100
水資源および水源の保護	resource and source protection	56–58
システム評価と設計	System assessment and design	<b>24–25, 48, 50–67</b>
航空機と空港	aircraft and airports	116
処理	treatment	58–60
船舶	ships	118–119
大規模建築物	large buildings	100
利用可能なデータの収集と評価	collecting and evaluating available data	52–54
自然災害	Natural disasters	62, 104
自然由来化学物質	Naturally occurring chemicals	147
ガイドライン値	guideline values	<b>184–185</b>
処理による達成度	treatment achievability	167
分析	analysis	161
化学物質	<i>see also</i> Chemicals	
質量分析 (MS)	Mass spectrometry (MS)	159, 160
指定技術目標	Specified technology targets	24, <b>40–41</b>
シトロバクター	<i>Citrobacter</i>	282, 284
ジノセブ	Dinoseb	188, 485
指標生物	Index organisms	<b>281–295</b>
指標生物	Indicator organisms	28, <b>281–295</b>
ジブロモアセトニトリル	Dibromoacetonitrile	164, 193, <b>377–379, 488</b>
1,2-ジブロモエタン (二臭化エチレン)	1,2-Dibromoethane (ethylene dibromide)	<b>345–347</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 346, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 346
分析	analysis	163
1,2-ジブロモ-3-クロロプロパン (DBCP)	1,2-Dibromo-3-chloropropane (DBCP)	<b>344–345</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 344, 488
処理による達成度	treatment achievability	169, 344
分析	analysis	163
ジブロモクロロメタン (DCBM)	Dibromochloromethane (DCBM)	<b>445–448</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 446, 488
分析	analysis	164
ジブロモ酢酸	Dibromoacetate	192, 316, 486
疾病負荷	Disease burden	
健康成果目標と...	health outcome targets and	134
水系感染	waterborne infections	129–130
シベルメトリン	Cypermethrin	188, 485
シマジン	Simazine	<b>430–431</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 430, 490

処理による達成度	treatment achievability	170, 430
分析	analysis	163
ジメトエート	Dimethoate	<b>362–363</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 362, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 362
分析	analysis	163
ジャーテスト	Jar tests	175
煮沸命令	Boil water orders	<b>78</b>
臭気	Odour	6-7, 211, <b>212–220</b>
化学汚染物質	chemical contaminants	314–220
処理による除去	treatments for removing	220
生物起因汚染物質	biologically derived contaminants	212–214
住血吸虫症	Bilharziasis, Schistosomiasis	123, 275
住血吸虫属吸虫	<i>Schistosoma</i> spp.	122, 221
集水域	Catchments	52, 55–58
危害因子同定	hazard identification	55–56
新設システム	new systems	51
制御手段	control measures	56–58
地図の作成、緊急事態および災害	mapping, emergency and disaster situations	<b>108</b>
役割と責任	roles and responsibilities	10, 11–12
原水	<i>see also</i> Source waters	
臭素化酢酸	Brominated acetic acids	<b>316–317</b>
従属栄養細菌数 (HPC)	Heterotrophic plate counts (HPC)	4, <b>285–287</b>
「従属栄養細菌数と飲料水の安全性」	<i>Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety</i>	18
臭素酸イオン	Bromate	179, <b>315–316</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 315, 488
低減方策	strategies for reducing	179
分析	analysis	164
臭素酸ナトリウム	Sodium bromate	315
シュードモナス	<i>Pseudomonas</i>	286
種間差	Interspecies variation	151
取水	Collection, water	
家事用水の...	household use	70
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	106
取水口	Intakes	
危害因子同定	hazard identification	56
制御手段	control measures	57
取水システム、制御手段	Water extraction systems, control measures	56–58
従属栄養微生物	Heterotrophic micro-organisms	68, 286
臭素酸カリウム	Potassium bromate	315

「シュムッツデッケ」	“Schmutzdecke”	174
受容性	Acceptability	6-7, 22, <b>210–220</b>
化学汚染物質	chemical contaminants	145, 155-156, 214–220
緊急時および災害時における...	in emergency and disaster situations	105
生物起因汚染物質	biologically derived contaminants	212–213
淡水化处理水	desalinated water	112
硝化、生物学的...	Nitrification, biological	178
障害調整生存年数 (DALY)	Disability-adjusted life years (DALYs)	<b>44-46</b>
参照リスクレベルと...	reference level of risk and	46
微生物学的危害因子	microbial hazards	129–130
小芽胞菌	<i>Nosema</i>	270
衝撃腐食	Impingement attack	182, 183
硝酸イオン(または硝酸塩)	Nitrate	6, <b>412–415</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 413, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 413
農業発生源	agricultural sources	188
分析	analysis	161, 413
「浄水施設の機能向上」	<i>Upgrading Water Treatment Plants</i>	19
浄水処理 処理	Water treatment <i>see</i> Treatment	
「浄水処理と病原体制御」	<i>Water Treatment and Pathogen Control</i>	19, 60
省、政府	Ministries, government	31, 32
消毒	Disinfection	<b>4–5, 59</b>
緊急時および災害時における...	in emergency and disaster situations	105–106, 107
限界	limitations	5
指標生物	indicator organisms	283, 284, 286
船舶における...	on ships	120
抵抗力のある生物	resistant organisms	141
微生物の低減	microbial reduction	139–140
方法	methods	<b>171–173</b>
水売りによる水供給	vendor supplies	14
薬品を用いない...	non-chemical	180
旅行者のための...	for travellers	110
消毒剤	Disinfectants	191–192
ガイドライン値	guideline values	192–193
管路(による)給水システムにおける残留消毒剤	residual, piped distribution systems	61
消毒副生成物の生成と...	DBP formation and	179
分析	analysis	164
個別消毒剤	<i>see also specific disinfectants</i>	
消毒副生成物 (DBP)	Disinfection by-products (DBPs)	5, 145,



		<b>178–179, 191</b>
ガイドライン値	guideline values	192, 193
淡水化処理水	desalinated water	111–112
低減方策	strategies for reducing	179–180
分析	analysis	164
個別化学物質	<i>see also specific chemicals</i>	
小児	Children	
衛生教育	hygiene education	103–104
放射性核種ガイダンスレベル	radionuclide guidance levels	202
水摂取量の仮定	consumption assumptions	483
乳児	<i>see also Infants</i>	
蒸発法、放射性核種分析	Evaporation method, radionuclide analysis	207–208
情報チャンネル、確立された...	Information channels, establishing	92
情報伝達	Communication	<b>26–27</b>
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	106
サーベイランス情報	surveillance information	<b>94–97</b>
水安全計画	water safety plans	<b>81–82</b>
蒸留水	Distilled water	114
初期流出水放流装置	First-flush diverters	64
食品	Food	
化学物質摂取量	intake of chemicals	151
許容一日摂取量 (ADI)	acceptable daily intakes (ADIs)	149
生産と加工	production and processing	<b>115</b>
旅行者の安全性	safety, travellers	109–110
食品中毒	Food poisoning	
黄色ブドウ球菌 ( <i>Staphylococcus aureus</i> )	<i>Staphylococcus aureus</i>	241–242
カンピロバクター	<i>Campylobacter</i>	227–229
サルモネラ	<i>Salmonella</i>	238–240
バチルス ( <i>Bacillus cereus</i> )	<i>Bacillus cereus</i>	225, 226
「食品中および水中の病原体の危害因子特性 評価ガイドライン」	<i>Hazard Characterization for Pathogens in Food and Water: Guidelines</i>	18
処理	Treatment	<b>58–60, 166–184</b>
運転監視パラメータ	operational monitoring parameters	69
危害因子同定	hazard identification	58
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	105, 107
コミュニティー水源	community sources	71
自家...	household	69–70, 88, 137
システム評価および設計	system assessment and design	52, 53
指標生物	indicator organisms	282, 286
臭味および外観上の問題	taste, odour and appearance problems	<b>220</b>
浄水薬品 化学物質、(化学)薬品	chemicals used in <i>see under</i> Chemicals	

処理による達成度	achievability	<b>166–171</b>
水質目標	water quality targets	42
制御手段	control measures	59–60
(処理)性能目標の設定と...	performance target setting and	131–132, 133, 134
船舶での...	for ships	119
淡水化処理水	desalinated water	112
病原体除去	pathogen removal	<b>137–140</b>
腐食制御のための...	for corrosion control	180–184
...プロセス	processes	138–140, 171–178
確認	validation	66
制御手段	control measures	178–180
複雑さ/コストのランク付け	ranking of complexity/costs	166
(個別処理技術)	<i>see also specific treatments</i>	
膜プロセス	membrane processes	177, 180
旅行者のための...	for travellers	110
消毒	<i>see also Disinfection</i>	
シリカ、ケイ酸	Silicates	181
試料採取	Sampling	
コミュニティ管理水供給	community-managed supplies	87
ISO 基準	ISO standards	74
地点	locations	72
頻度	frequencies	70, 71, 72, 73, 74, 79
放射性汚染物質	radioactive contaminants	<b>208–209</b>
試料数、最小...	Sample numbers, minimum	73
シンドロスペルモプシン	Cylindrospermopsin	194, 280
真菌	Fungi	212
人工栄養児	Bottle-fed infants	114, 406, 413, 431
新興感染症	Emerging diseases	259
真色度 (TCU)	True colour units (TCU)	215
侵食性、淡水化処理水	Aggressivity, desalinated water	112
侵食性指数	Aggressivity index	183
新設水道システム	New drinking-water supply systems	
水源の検証	source verification	72
評価と設計	assessment and design	<b>50–51</b>
腎臓の人工透析	Dialysis, renal	103
浸透	Infiltration	
河岸...	bankside	138
...による汚染	contamination via	61

浸透	Osmosis	178
逆...	reverse	139, 177
侵入	Ingress	
管路によらない給水システム	non-piped distribution systems	65
管路(による)給水システム	piped distribution systems	62, 63
信頼区間	Confidence intervals	153

<b>す</b>		
髄膜脳炎、原発性アメーバ性...(PAM)	Meningoencephalitis, primary amoebic (PAM)	123, 272
水泳プール	Swimming pools	248, 272, 273
水銀	Mercury	<b>398–399</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 398, 399, 492
処理による達成度	treatment achievability	168, 398
分析	analysis	161
水系感染	Waterborne infections	
感染、水系	<i>see</i> Infections, waterborne	
水系昆虫用殺虫剤	Insecticides, aquatic	194
水源	Water sources	
原水	<i>see</i> Source waters	
水源保護	Source protection	<b>55–58, 65</b>
水質	Water quality	88
ガイドライン値	<i>see also</i> Guideline values	
監視 監視	monitoring <i>see</i> Monitoring	
水源、災害時の...	sources, in disaster situations	105
ヘルスケア施設	health care facilities	102–103
「水質監視」(Bartram & Ballance)	<i>Water Quality Monitoring</i> (Bartram & Ballance)	74
水質目標(WQT)	Water quality targets (WQTs)	24, 39, <b>42, 126</b>
水素炎イオン化検出法(FID)	Flame ionization detection (FID)	160
「水中の病原性抗酸菌」	<i>Pathogenic Mycobacteria in Water</i>	18
「水中の有毒シアノバクテリア」	<i>Toxic Cyanobacteria in Water</i>	19
水道法	Laws, national drinking-water	<b>30–31</b>
スカム	Scum	216
スクリーニング、飲料水中の放射性核種	Screening, radionuclides in drinking-water	<b>204, 205</b>
スケール、炭酸カルシウム	Scale, calcium carbonate	183, 216
スズ、無機...	Tin, inorganic	192, <b>385–386, 486</b>
スチレン	Styrene	<b>432–433</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 432, 490
臭気閾値	odour threshold	218
処理による達成度	treatment achievability	168, 432
分析	analysis	162, 432

ストロンチウム-90 ( <sup>90</sup> Sr)	Strontium-90 ( <sup>90</sup> Sr)	202
ズビニ鉤虫	<i>Ancylostoma</i>	124
スピロメトラ	<i>Spirometra</i>	124
<b>せ</b>		
制御手段	Control measures	25, 48, <b>67</b>
運転管理限界と運転停止限界	operational and critical limits	69
運転状況の監視 運転監視	monitoring performance <i>see</i> Operational monitoring	
確認 確認	validation <i>see</i> Validation	
危害因子の優先順位付け	prioritizing hazards	53–54
定義	defined	54
評価と計画	assessment and planning	54
政策	Policy	
国の飲料水供給政策	national drinking-water	<b>30–32</b>
より広範な...の、策定	development, wider	9
ホルモチオン	Formothion	188, 485
(処理)性能目標	Performance targets	25, 40, <b>41–42</b> , 126
国/地域での適用	national/local adaptation	132–134
原水中の病原体	pathogens in raw water	131–132, 133
リスクに基づく...の策定	risk-based development	<b>131–134</b>
生物、可視...	Organisms, visible	212–213
生物学的硝化	Biological nitrification	178
生物学的脱窒素	Biological denitrification, Denitrification, biological	178
生物起因汚染物質	Biologically derived contaminants	<b>212–214</b>
生物膜	Biofilms	4, 61, 62
クレブシエラ	<i>Klebsiella</i>	232
大腸菌群	coliform bacteria	283
淡水化处理水	desalinated water	113
非定型抗酸菌	atypical mycobacteria	235, 236
レジオネラ	<i>Legionella</i>	233, 234
精密ろ過	Microfiltration	139, 177, 178
石綿セメント管	Asbestos–cement pipes	183
赤痢	Shigellosis	240–241
赤痢	Dysentery	
アメーバ赤痢	amoebic	266
細菌性赤痢	bacillary	240–241
赤痢アメーバ	<i>Entamoeba histolytica</i>	122, <b>265–267</b>
赤痢菌	<i>Shigella</i>	122, <b>240–241</b>
セシウム-134 ( <sup>134</sup> Cs)	Caesium-134 ( <sup>134</sup> Cs)	202

セシウム-137 ( <sup>137</sup> Cs)	Caesium-137 ( <sup>137</sup> Cs)	202
接触、...による伝播	Contact, transmission via	221
石灰軟化処理	Lime softening	138, 179
セプタータ	<i>Septata</i>	270
セメント、腐食	Cement, corrosion	<b>183</b>
セラチア	<i>Serratia</i>	124, 282, 286
セルカリア	Cercariae	123
セレン	Selenium	5, <b>428–429</b>
ガイドライン値	guideline value	185, 428, 490
処理による達成度	treatment achievability	167, 428
分析	analysis	161, 428
優先順位付け	priority setting and	34–35
戦争イソスポーラ	<i>Iso spora belli</i>	221, <b>268–270</b>
線虫	Nematodes	213
蠕虫	Helminths	4, 221, <b>275–279</b>
飲料水中における重大さ	significance in drinking-water	122, 124
船舶	Ships	<b>118–120</b>
運転監視	operational monitoring	119
管理	management	119–120
健康リスク	health risks	118
サーベイランス	surveillance	120
システムのリスク評価	system risk assessment	118–119
「船舶衛生設備の手引き」	<i>Guide to Ship Sanitation</i>	118
<b>そ</b>		
総合的アプローチ	Holistic approach	2
総合予防管理アプローチ	Preventive integrated management approach	7
創傷感染、アエロモナス	Wound infections, <i>Aeromonas</i>	224
藻類	Algae	213
毒素	toxins	111
有害な事態	harmful events	111, 213
藍藻 シアノバクテリア	blue-green <i>see</i> Cyanobacteria	
ゾーニング、都市域	Zoning, urban areas	86, 87
促進酸化プロセス	Advanced oxidation processes	173
粗ろ過池	Roughing filters	138, 174
存否(または P/A)試験	Presence/absence (P/A) testing	71
<b>た</b>		
ダイアジノン	Diazinon	188, 485
大気	Air	
化学物質の摂取	chemical intake	151

大規模建築物	Large buildings	99–104, 234
飲料水質	drinking-water quality	102–104
監視	monitoring	101–102
管理	management	101
健康リスク評価	health risk assessment	99–100
システム評価	system assessment	100
独立機関によるサーベイランスと支援プログラム	independent surveillance and supporting programmes	102
ラドンの摂取	radon intake	206–207
体重	Weight, body, Body weight	149
仮定	assumptions	483
大腸炎、アメーバ性	Colitis, amoebic	266
大腸菌	<i>Escherichia coli</i>	282
ガイドライン値	guideline values	142
管路(による)給水システム	piped distribution systems	62
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	107
検出法	detection methods	142
原水中の...	in source waters	135, 136
腸管出血性...(EHEC)	enterohaemorrhagic (EHEC)	122, 229–230
腸管毒素原性...(ETEC)	enterotoxigenic (ETEC)	229, 230
腸管病原性...(EPEC)	enteropathogenic (EPEC)	229, 230
腸管組織侵入性...(EIEC)	enteroinvasive (EIEC)	229, 230
病原性...	pathogenic	122, <b>229–230</b>
...ファージ(コリファージ)	phages (coliphages)	289–292
糞便汚染指標としての...	as indicator of faecal pollution	28, 141, <b>284–285</b>
大腸菌群	<i>see also</i> Coliform bacteria	
大腸菌群	Coliform bacteria	
検出法	detection methods	142
糞便性...	thermotolerant	142, 143, 282, <b>284–285</b>
...	total	<b>282–284</b>
大腸バランチジウム(バランチジウム症)	<i>Balantidium coli</i> (balantidiasis)	124, <b>261–262</b>
耐容一日摂取量(TDI)	Tolerable daily intake (TDI)	<b>149</b> , 150
飲料水への割り当て	allocation to drinking-water	151–152
ガイドライン値の計算	calculation of guideline values	149, 152
代替アプローチ	alternative approaches	152–154
不確実係数	uncertainty factors	150–151
多環芳香族炭化水素(PAH)	Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs)	<b>423–425</b>
多機関アプローチ、...協働...	Multiagency approach, collaborative	7
濁度	Turbidity	5, 219–220
運転監視	operational monitoring	69

緊急時および災害時	emergency and disaster situations	107
コミュニティ給水(または水供給)	community supplies	82
多段バリアの考え方	Multiple-barrier concept	3, 5, 54
「脱アルカリ処理」	“Dealkalization”	177
脱塩水	Demineralized water	114
脱塩素処理	Dechlorination	171
ターナー図	Turner diagram	183
単一固体ヒット原則	Single-hit principle	128–129
炭化水素、低分子...	Hydrocarbons, low molecular weight	217
炭酸カルシウム	Calcium carbonate	
スケール	scale	183, 216
腐食制御	corrosion control	181, 182, 183, 184
硬度	<i>see also</i> Hardness	
淡水化システム	Desalination systems	<b>111–113</b> , 178
淡水コケムシ	<i>Plumatella</i>	213
炭疽	Anthrax	225
炭素-14 ( <sup>14</sup> C)	Carbon-14 ( <sup>14</sup> C)	202

## ち

地域レベル	Regional level	
(処理)性能目標の設定	performance target setting	<b>132–134</b>
水供給の改善	supply improvement	93
優先度設定のためのデータ活用	use of data for priority setting	<b>95–97</b>
チーム、水安全計画策定	Team, water safety planning	51
地下水	Groundwaters	
アシネトバクター	<i>Acinetobacter</i>	222–223
危害因子同定	hazard identification	55, 57
システム評価および設計	system assessment and design	51, 52
制御手段	control measures	56, 59, 64–65
ヒ素汚染	arsenic contamination	146
病原体の検出	pathogen occurrence	135–136
ラドン	radon	206
地熱水	Geothermal waters	272, 273
チフス菌	<i>Salmonella typhi</i>	122, 239
地方官署	Local authorities	10–11
腸炎、黄色ブドウ球菌	Enterocolitis, <i>Staphylococcus aureus</i>	241, 242
腸管系ウイルス	Enteric viruses	247, <b>294–295</b>
原水中の...	in source waters	137
指標価値	indicator value	294
指標としてのコリファージ	coliphages as indicator	290–291
腸管病原体、原水中の...	Enteric pathogens, in source waters	135–136

腸球菌	Enterococci, intestinal, Intestinal enterococci	<b>287–288</b>
腸チフス	Typhoid fever	238, 239
腸熱	Enteric fever	239
貯水槽	Tanks, storage	63
貯留	Storage	
家庭での...	home	70
河道外/河岸での...	off-stream/bankside	138
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	105, 106
サーベイランス	surveillance	88
...システム	systems	
消毒後	after disinfection	60
制御手段	control measures	59–60, 62, 64
船舶での...	on ships	119
大規模建築物	large buildings	101
沈澱	Sedimentation	59, 138, 175
沈澱	Clarification	138
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	105, 107
旅行者のための飲料水	drinking-water for travellers	110
<b>つ</b>		
ツカムレラ	<i>Tsukamurella</i>	221, <b>242–243</b>
<b>て</b>		
デイケアセンター	Day care centres	<b>103–104</b>
低所得国、ロタウイルスの処理性能目標	Low-income countries, rotavirus performance targets	131–132
停滞	Pools, stagnant, Stagnant pools	101
ディルドリン	Dieldrin	<b>300–301</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 300, 488
処理による達成度	treatment achievability	169, 301
分析	analysis	163
滴定、容量...	Titration, volumetric	158
テストキット	Testing kits	<b>109</b> , 157
データ	Data	
システム評価および設計	system assessment and design	52–54
地域での活用	regional use	<b>95–96</b>
目的への適合性	fitness for purpose	74
鉄	Iron	192, <b>387–388</b> , 486
亜鉛メッキ鋼	galvanized	182
許容レベル	acceptable levels	216, 387
腐食	corrosion	<b>180–181</b>
優先度	priority	34–35



鉄バクテリア	Iron bacteria	213, 217
3,3',4,4'-テトラクロロアゾベンゼン	3,3',4,4'-Tetrachloroazobenzene	425
テトラクロロエチレン	Tetrachloroethene	<b>436–437</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 436, 490
処理による達成度	treatment achievability	168, 437
分析	analysis	162, 437
テメホス	Temephos	194
テルブチラジン(TBA)	Terbutylazine (TBA)	<b>435–436</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 435, 490
処理による達成度	treatment achievability	170, 435
分析	analysis	163
(添加)薬品、添加物	Additives	28
電気加熱原子吸光度法(EAAS)	Electrothermal atomic absorption spectrometry (EAAS)	159
電子捕獲型検出法(ECD)	Electron capture detection (ECD)	160
伝播経路	Routes of transmission	123

## と

銅	Copper	<b>334–336</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 335, 488
孔食	pitting	182
受容性	acceptability	215
衝撃腐食	impingement attack	182
腐食	corrosion	<b>181–182</b>
分析	analysis	161
冬季嘔吐症	Winter vomiting disease	251
動物	Animals	
飲料水中の...	in drinking-water	212–213
毒性研究	toxicity studies	148
不確実係数	uncertainty factors	150
トキサフェン	Toxaphene	188, 485
トキソプラズマ・ゴンディイ	<i>Toxoplasma gondii</i>	122, <b>273–275</b>
トキソプラズマ症	Toxoplasmosis	274, 275
毒性研究、動物	Toxicity studies, animal	148
毒素性ショック症候群	Toxic shock syndrome	241
都市域	Urban areas	
開発途上国の...	in developing countries	<b>86</b>
ゾーニング	zoning	86
土砂崩れ	Mudslides	104
土地利用	Land use	11–12
トリアソホス	Triazophos	188, 485
トリチウム( <sup>3</sup> H)	Tritium ( <sup>3</sup> H)	202

トリウム-228	Thorium-228	202
トリウム-230	Thorium-230	202
トリウム-232	Thorium-232	202
トリクロラミン	Trichloramine	192, 407, 487
トリクロルホン	Trichlorfon	188, 485
トリクロロアセトアルデヒド 抱水クロラール	Trichloroacetaldehyde <i>see</i> Chloral hydrate	
トリクロロアセトニトリル	Trichloroacetonitrile	192, <b>377–379</b> , 487
1,1,1-トリクロロエタン	1,1,1-Trichloroethane	186, <b>442–443</b> , 487
トリクロロエチレン	Trichloroethene	<b>443–444</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 443, 490
処理による達成度	treatment achievability	168, 443
分析	analysis	162, 443
トリクロロ酢酸	Trichloroacetic acid	145, <b>440–441</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 440, 490
分析	analysis	164, 440
トリクロロニトロメタン クロロピクリン	Trichloronitromethane <i>see</i> Chloropicrin	
2,4,6-トリクロロフェノール	2,4,6-Trichlorophenol	<b>329–330</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 329, 490
許容レベル	acceptable levels	214
分析	analysis	164
2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸 2,4,5-T	2,4,5-Trichlorophenoxy acetic acid <i>see</i> 2,4,5-T	
2,4,5-トリクロロフェノキシプロピオン酸 フェノプロップ	2,4,5-Trichlorophenoxy propionic acid <i>see</i> Fenoprop	
トリクロロベンゼン (TCB)	Trichlorobenzenes (TCBs)	186, 219, <b>441–442</b> , 487
トリハロメタン (THM)	Trihalomethanes (THMs)	145, 178, <b>445–448</b>
ガイドライン値	guideline values	194, 446, 490
低減方策	strategies for reducing	179
分析	analysis	164
トリフルラリン	Trifluralin	<b>444–445</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 444, 490
処理による達成度	treatment achievability	170, 444
分析	analysis	163
トリメチルベンゼン	Trimethylbenzene	218
トルエン	Toluene	<b>438–439</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 438, 490
受容性	acceptability	219
処理による達成度	treatment achievability	168, 438
分析	analysis	162, 438

な		
ナイス虫	<i>Nais</i> worms	213
「ナチュラルミネラルウォーター基準」	<i>Standard for Natural Mineral Waters</i>	114
「ナチュラルミネラルウォーター取水、加工および販売規程」	<i>Code of Practice for Collecting, Processing and Marketing of Natural Mineral Waters</i>	114
ナトリウム	Sodium	185, <b>431–432</b> , 487
味の閾値	taste threshold	218, 431
ナノろ過	Nanofiltration	139, 178
鉛	Lead	6, <b>389–391</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 389, 489
試料採取地点	sampling locations	72
腐食	corrosion	<b>181</b>
分析	analysis	161
優先度	priority	34
鉛-210	Lead-210	202
鉛溶出	Plumbosolvency	181
軟化处理	Softening	177
凝析、析出	precipitation	178
石灰	lime	138, 178
軟体動物	Molluscs	213
に		
二酸化塩素	Chlorine dioxide	325–326
ガイドライン値	guideline value	192, 327, 486
浄水処理	water treatment	172
毒性	toxicity	327
微生物の低減	microbial reduction	139
副生成物	by-products	178, 179, 191, 325
塩素酸イオン、亜塩素酸イオン	<i>see also</i> Chlorate; Chlorite	
二臭化エチレン	Ethylene dibromide	
1,2-ジブromoエタン	<i>see</i> 1,2-Dibromoethane	
ニッケル	Nickel	<b>411–412</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 411, 489
浸出	leaching	<b>182</b>
分析	analysis	161, 412
ニトリロ三酢酸 (NTA)	Nitrilotriacetic acid (NTA)	<b>416–417</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 416, 489
処理による達成度	treatment achievability	168
分析	analysis	162, 416
ニトロソアミン	Nitrosamines	414
乳児	Infants	

人工栄養の...	bottle-fed	114, 413, 414
摂取量の仮定	consumption assumptions	483–484
小児	<i>see also</i> Children	
乳糖発酵	Lactose fermentation	282, 283, 284
認証	Certification	15–16, 42
機関	agencies	<b>15–16</b>
水中化学物質	chemicals in water	43
淡水化システム	desalination systems	111

## ね

ネグレリア・ファウレリ	<i>Naegleria fowleri</i>	122, 123, 125, 221, <b>272–273</b>
飲料水中における重大さ	significance in drinking-water	122, 273
制御手段	control measures	62, 273
ネズミチフス菌	<i>Salmonella</i> Enteritidis	239

## の

脳炎、肉芽腫性アメーバ性... (GAE)	Encephalitis, granulomatous amoebic (GAE)	259, 260
農業活動、...に由来する化学物質	Agricultural activities, chemicals from	147
ガイドライン値	guideline values	<b>188–189, 190</b>
処理による達成度	treatment achievabilities	169–170
分析	analysis	161, 163
嚢胞性繊維症	Cystic fibrosis	237
農薬	Pesticides	188
ガイドライン値	guideline values	<b>188–190, 194</b>
公衆衛生上の目的で水に使われる農薬	used in water for public health	147
処理による達成度	treatment achievability	170
分析	analysis	163, 165
農業活動に由来する化学物質、(個別化学物質)	<i>see also</i> Agricultural activities, chemicals from; <i>specific compounds</i>	
ノロウイルス(ノーウォーク様ウイルス)	Noroviruses (Norwalk-like viruses)	122, 251

## は

パージトラップ充填カラム GC-MS 法	Purge-and-trap packed-column GC/MS method	160
パージトラップ充填カラム GC 法	Purge-and-trap packed-column GC method	160
パーライト	Perlite	139
肺炎、類鼻疽菌	Pneumonia, <i>Burkholderia pseudomallei</i>	226
肺がん、ラドンによる...リスク	Lung cancer, radon-related risk	207
排水、家庭...、...中の化学物質	Wastewater, domestic, chemicals in	186
配水池	Reservoirs	52
危害因子同定	hazard identification	55–56
制御手段	control measures	56–58, 62
病原体の検出	occurrence of pathogens	136

パイロン法	Pylon technique	208
バクテリオファージ	Bacteriophages	141, <b>289–294</b>
<i>Bacteroides fragilis</i>	<i>Bacteroides fragilis</i>	<b>292, 294</b>
コリファージ	coliphages	<b>289–292</b>
ベクレル (Bq)	Becquerel (Bq)	201
曝露評価、病原微生物	Exposure assessment, microbial pathogens	127, 128
発がん物質	Carcinogens	
IARC 分類	IARC classification	148–149
遺伝毒性を有する...	genotoxic	148–149, 154
遺伝毒性を有しない...	non-genotoxic	148
ガイドライン値	guideline values	154
ガイドライン値の導出	derivation of guideline values	149
耐容リスク	tolerable risk	46
不確実係数	uncertainty factors	150
曝気プロセス	Aeration processes	174
パック飲料水	Packaged drinking-water	<b>113–115</b>
安全性	safety	113–114
国際基準	international standards	114–115
ボトル水	<i>see also</i> Bottled water	
ハフニア	<i>Hafnia</i>	282
ハマダラカの幼虫	<i>Culex</i> larvae	213
パラチオン	Parathion	189, <b>417–418</b> , 487
パラチフス菌	<i>Salmonella</i> Paratyphi	239
バリウム	Barium	<b>310–311</b>
ガイドライン値	guideline value	185, 310, 488
分析	analysis	161
バチルス	<i>Bacillus</i>	221, <b>225–226</b>
バチルス ( <i>Bacillus cereus</i> )	<i>Bacillus cereus</i>	221, 225, 226
バチルス ( <i>Bacillus thuringiensis israelensis</i> )	<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i>	190
ハロゲン化アセトニトリル	Halogenated acetonitriles	<b>377–379</b>
<b>ひ</b>		
比色法	Colorimetric methods	158
微生物、指標...	Micro-organisms, indicator and index	<b>281–295</b>
微生物学的観点	Microbial aspects	<b>3–4, 121–144</b>
微生物学的危害因子	Microbial hazards	3–4, <b>121–125</b>
健康に基づく目標の設定	health-based target setting	126–134
水質目標	water quality targets	42, 126
同定	identification	127
微生物学的水質	Microbial quality	
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	77, <b>106–107</b>

検証	verification	<b>28, 71, 141–142</b>
...に基づく格付け	grading schemes based on	95, 96
ヘルスケア施設	health care facilities	102–103
優先度評価	assessing priorities	<b>33</b>
微生物学的リスクの定量評価(QMRA)	Quantitative microbial risk assessment (QMRA)	43, 126–131
曝露評価	exposure assessment	127–128
問題の明確化と危害因子同定	problem formulation and hazard identification	127
用量 - 反応評価	dose–response assessment	128–129
リスク特性評価	risk characterization	129–131
微生物増殖	Microbial growth	
淡水化処理水	desalinated water	113
ボトル水	bottled water	114
ヒ素	Arsenic	<b>5, 306–308</b>
ガイドライン値	guideline value	185, 307, 488
原水中の...	in drinking-water sources	146, 306
処理による達成度	treatment achievability	167, 307
分析	analysis	161
優先度	priority	34–35
肥大吸虫	<i>Fasciolopsis</i>	124
ヒドロキシラジカル	Hydroxyl radicals	173
ヒドロキノン	Hydroquinone	118
避難民(または難民)	Displaced populations	104
皮膚吸収	Skin absorption	
経皮吸収	<i>see</i> Dermal absorption	
ビブリオ	<i>Vibrio</i>	<b>244–245</b>
微孢子虫	Microsporidia	221, 259, <b>270–272</b>
病院	Hospitals	
飲料水質	drinking-water quality	102–103
病院感染	Hospital-acquired (nosocomial) infections	
アシネトバクター	<i>Acinetobacter</i>	222, 223
クレブシエラ	<i>Klebsiella</i>	232, 233
緑膿菌	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	238
健康リスク評価	health risk assessment	99–100
病原体	Pathogens	121–124
健康に基づく目標	health-based targets	39
検出	occurrence	<b>135–136</b>
原虫	protozoan	<b>259–275</b>
処理	treatment	<b>137–141</b>
(処理)性能目標	performance targets	41–42,

水中での生残性と増殖	persistence and growth in water	131–134 <b>124–125</b>
蠕虫	helminth	<b>275–279</b>
他の伝播経路	alternative routes of transmission	4, 43–44, 122
伝播経路	transmission pathways	123
特性	special properties	142
曝露評価	exposure assessment	127, 128
(病原)ウイルス	viral	<b>247–259</b>
(病原)細菌	bacterial	<b>222–247</b>
ファクトシート	fact sheets	<b>221–279</b>
用量 - 反応評価	dose–response assessment	127, 128–129
感染、水系	<i>see also</i> Infections, waterborne	
病原微生物	Microbial pathogens	
病原体	<i>see</i> Pathogens	
標準作業手順(SOP)	Standard operating procedures (SOPs)	80
事故対応	incident responses	76,77
漂白剤、家庭用...	Bleach, household	107
表流水	Surface waters	
危害因子同定	hazard identification	55–56
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	105
検証	verification	73
システム評価および設計	system assessment and design	50, 51
制御手段	control measures	56, 64
病原体の検出	pathogen occurrence	135–136
ヘリコバクター・ピロリ	<i>Helicobacter pylori</i>	231
ピリデート	Pyridate	188, 485
ピリプロキシフェン	Pyriproxyfen	194, <b>426–427</b>
ガイドライン値	guideline value	194, 426, 490
処理による達成度	treatment achievability	170, 427
分析	analysis	165
品質管理	Quality control	<b>7–8, 74</b>
品質保証	Quality assurance	<b>74</b>

## い

ファージ	Phages	
バクテリオファージ	<i>see</i> Bacteriophages	
フィールドテストキット	Field test kits	109, 157
フェナミホス	Fenamiphos	188, 485
フェントロチオン	Fenitrothion	189, <b>370–371</b> , 486
2-フェニルフェノール(およびそのナトリウム塩)	2-Phenylphenol (and its sodium salt)	189, <b>422–423</b> , 487

フェノプロップ	Fenoprop	163, 190, <b>371–372</b> , 489
不快生物	Nuisance organisms	3–4
不確実係数(UF)	Uncertainty factors (UF)	149, <b>150–151</b>
データの由来	data-derived	154
腐食	Corrosion	<b>180–184</b> , 218
孔食	pitting	182
制御方策	control strategies	183
...性指数	indices	183
電気腐食	galvanic	181
...防止剤	inhibitors	181, 183
フッ素	Fluoride	<b>373–374</b>
ガイドライン値	guideline value	185, 373, 489
健康上の懸念	health concerns	5, 373–374
処理による達成度	treatment achievability	167, 373
淡水化処理水	desalinated water	113
分析	analysis	161
優先度	priority	34–35
フッ素症	Fluorosis	373–374
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル(DEHP)	Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	162, 187, <b>361–362</b> , 488
葡萄膜炎、アcantアメーバ	Uveitis, <i>Acanthamoeba</i>	259
腐敗槽	Septic tanks	186
フミン酸	Humic acids	215
フラボバクテリウム	<i>Flavobacterium</i>	124, 286
プリストフォーラ	<i>Pleistophora</i>	270
不慮の事態	Unplanned events	<b>77–78</b>
フルオランテン	Fluoranthene	192, 423, 486
健康に基づく値	health-based values	424, 425
プルトニウム-239 ( $^{239}\text{Pu}$ )	Plutonium-239 ( $^{239}\text{Pu}$ )	202
「ブルーベビー症候群」(メヘモグロビン血症)	“Blue-baby syndrome” (methaemoglobinaemia)	6, 413–415
フルボ酸	Fulvic acids	215
フレイム原子吸光光度法(FAAS)	Flame atomic absorption spectrometry (FAAS)	158
フロック形成	Flocculation	59, 137, 175–176
フローダイアグラム	Flow diagrams	51
プロパニル	Propanil	189, <b>425–426</b> , 487
プロポキスル	Propoxur	188, 485
ブロモクロロアセトニトリル	Bromochloroacetonitrile	192, <b>379</b> , 486
ブロモクロロ酢酸	Bromochloroacetate	192, 316–317, 486
ブロモジクロロメタン(BDCM)	Bromodichloromethane (BDCM)	<b>445–448</b>



ガイドライン値	guideline value	193, 446, 488
分析	analysis	164, 447
ブロモホルム	Bromoform	<b>445–448</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 446, 488
分析	analysis	164
糞 - 口感染	Faecal–oral route of transmission	121, 221
文書化	Documentation	<b>26–27</b>
支援...	supporting	71–20
事故時および緊急時	incidents and emergencies	26, 76
水安全計画	water safety plans	<b>81–82</b>
分析法	Analytical methods	
化学物質	chemicals	<b>156–165</b>
放射性核種	radionuclides	<b>207–208</b>
糞線虫症(糞線虫)	Strongyloidiasis ( <i>Strongyloides</i> )	124, 275
糞便汚染	Faecal contamination	3–4
緊急時における...	in emergencies	78, 106, 107
指標生物 糞便汚染指標生物	indicator organisms <i>see</i> Faecal indicator organisms	
制御手段	control measures	4,57
船舶における...	on ships	118
大規模建築物	large buildings	99, 100
糞便汚染指標生物	Faecal indicator organisms	28, <b>281–295</b>
運転監視	operational monitoring	68
ガイドライン値	guideline values	142
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	160, 107, 108
クライテリア	criteria	281–282
検出法	methods of detection	<b>142–143</b>
検証試験	verification testing	71, 73, 141
原水中の...	in source waters	135–136
コミュニティー給水(または水供給)	community supplies	81
存否(P/A)試験	presence/absence (P/A) testing	71
淡水化処理水	desalinated water	111
糞便性大腸菌群	Thermotolerant coliform bacteria	141, 142, 282, <b>284–285</b>
糞便性連鎖球菌	Streptococci, faecal	143, 287
粉末活性炭(PAC)	Powdered activated carbon (PAC)	176

へ

平均、算術...と幾何...	Mean, arithmetic vs geometric	130
米国科学アカデミー(NAS)	National Academy of Sciences (NAS) (USA)	207, 208
米国環境保護局(USEPA)	Environmental Protection Agency, US (USEPA)	35
ヘキサクロロシクロヘキサン	Hexachlorocyclohexanes	188, 485

ヘキサクロブタジエン(HCBD)	Hexachlorobutadiene (HCBD)	<b>383-384</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 383, 489
処理による達成度	treatment achievability	168, 383
分析	analysis	162
ヘキサクロベンゼン(HCB)	Hexachlorobenzene (HCB)	186, <b>382-383</b> , 486
ヘプタクロール	Heptachlor	189, <b>380-382</b> , 486
ヘプタクロールエポキシド	Heptachlor epoxide	189, <b>380-382</b> , 486
ヘリコバクター・ピロリ	<i>Helicobacter pylori</i>	221, <b>230-232</b>
ベリリウム	Beryllium	186, 485
ヘルスケア施設	Health care facilities	
飲料水質	drinking-water quality	102-103
健康リスク評価	health risk assessment	99, 100
ペルメトリン	Permethrin	189, <b>420-421</b> , 487
扁形動物	Platyhelminthes	275
便所、...に由来する汚染	Latrines, contamination from	186
ベンゼン	Benzene	<b>312-313</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 312, 488
処理による達成度	treatment achievability	168, 312
分析	analysis	162
ベンゾ[a]ピレン	Benzo[a]pyrene	423-424, 425
ガイドライン値	guideline value	193, 424, 488
分析	analysis	164
11,12-ベンゾフルオランテン	11,12-Benzfluoranthene	425
3,4-ベンゾフルオランテン	3,4-Benzfluoranthene	425
ペンタクロロフェノール(PCP)	Pentachlorophenol (PCP)	<b>419-420</b>
ガイドライン値	guideline value	187, 419, 490
処理による達成度	treatment achievability	168, 419
分析	analysis	162, 419
ベンタゾン	Bentazone	189, <b>311-312</b> , 486
ベンチマーク投与(BMD)	Benchmark dose (BMD)	151, 152
鞭虫症(鞭虫)	Trichuriasis (Trichuris)	124, 275
1,12-ベンツピレン	1,12-Benzpyrene	425
3,4-ベンツピレン	3,4-Benzpyrene	425
ペンディメタリン	Pendimethalin	<b>418-420</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 418, 490
分析	analysis	163

ポアソン分布	Poisson distribution	128
報告	Reporting	
サーベイランス情報	surveillance information	<b>94–97</b>
事故時および緊急時	incidents and emergencies	26, 76
放射能分析	radioactivity analysis	<b>209</b>
放射	Radiation	
飲料水による被ばく	exposure through drinking-water	<b>200</b>
吸収線量	absorbed dose	201
健康リスク	health risks	6, 198, 200–201
参照線量レベル(RDL)	reference dose level (RDL)	197, 202
線量	dose	<b>201–202</b>
等価線量	equivalent dose	201
バックグラウンド被ばく	background exposures	198
発生源	sources	<b>198–201</b>
有効線量	effective dose	201
預託実効線量	committed effective dose	201, 205
放射性核種	Radionuclides	6, 197–209
飲料水評価方法	strategy for assessing drinking-water	205, 206
勧告レベル	guidance levels	<b>202–204</b>
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	<b>108–109</b>
結果報告	reporting of results	209
試料採取	sampling	208, 209
...のスクリーニング	screening for	204, 205
線量係数	dose coefficients	201–202
発生源	sources	200
分析法	analytical methods	207–208
放射能濃度	activity concentration	201, 202
防除手段	remedial measures	206
溶存放射性物質の監視と評価	monitoring and assessment for dissolved	<b>204–205</b>
放射線学的観点	Radiological aspects	<b>6, 197–210</b>
放射能	Radioactivity	
スクリーニング	screening	204
測定	measurement	207–208
単位	units	<b>201–202</b>
抱水クロラル(トリクロロアセトアルデヒド)	Chloral hydrate (trichloroacetaldehyde)	<b>321–322</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 321, 488
分析	analysis	164
放線菌	Actinomycetes	212
ホウ素	Boron	<b>313–314</b>
ガイドライン値	guideline value	185, 313, 488

分析	analysis	161
保健大臣	Minister of health	32
ホテル	Hotels	100
「ボトル水/パック水基準」	<i>Standard for Bottled/Packaged Waters</i>	114
ボトル水	Bottled water	113–115
国際基準	international standards	114–115
潜在的健康便益	potential health benefits	114
旅行者	travellers	109, 110
ポリアクリルアミド	Polyacrylamides	297
ポリ塩化ビニル(PVC)	Polyvinylchloride (PVC)	451
ポリオウイルス	Poliovirus	252, 294
ポリリン酸	Polyphosphates	181
ホルムアルデヒド	Formaldehyde	164, 193, <b>375–376, 489</b>
ホレート	Phorate	188, 485
ポロニウム-210 ( <sup>210</sup> Po)	Polonium-210 ( <sup>210</sup> Po)	202
ポンティアック熱	Pontiac fever	233

## ま

マイクロストレナーナ処理	Microstraining	138
マイレックス	Mirex	188, 485
前処理	Pretreatment	59, 138
巻貝	Snails	123, 212
マグネシウム	Magnesium	216
膜プロセス、浄水処理	Membrane processes, water treatment	<b>177, 179</b>
馬拉チオン	Malathion	189, <b>393–394,</b> 487
マンガン	Manganese	<b>394–395</b>
ガイドライン値	guideline value	185, 394, 489
受容性	acceptability	217, 395
処理による低減	treatment to remove	167, 220
分析	analysis	161
優先度	priority	34

## み

ミクロキスティン	Microcystins	103, 194, 195, 280
ミクロキスティン-LR	Microcystin-LR	195–196, <b>403–405, 489</b>
「水安全計画」	<i>Water Safety Plans</i>	19, 47, 65
水安全計画(WSP)	Water safety plans (WSP)	3, 22, 25, <b>47–82</b>
運転監視および維持管理	operational monitoring and maintaining control	67–70

監査	audit	84, 92
管理	management	76–81
検証 検証	verification <i>see</i> Verification	
航空機と空港	aircraft and airports	116
コミュニティ給水および自家給水	community and household supplies	84
策定段階	stages in development	49
サーベイランス サーベイランス	surveillance <i>see</i> Surveillance	
支援プログラム	supporting programmes	79–80
システム評価および設計	system assessment and design	50–67
主要構成要素	key components	48
承認と再吟味	approval and review	84
船舶	ships	120
大規模建築物	large buildings	99, 102
文書化と情報伝達	documentation and communication	81–82
ヘルスケア施設	health care facilities	102
モデル	model	65
水売り	Vendors, water, Water vendors	<b>14</b>
水供給施設の季節稼働	Seasonal discontinuity of supply	91
水供給の充足度、サーベイランス	Adequacy of supply, surveillance	<b>88–91</b>
水源資管理	Water resource management	<b>11–12</b>
水資源保護	<i>see also</i> Resource protection	
水資源保護	Resource protection	<b>55–58, 81</b>
危害因子同定	hazard identification	55–56
制御手段	control measures	56–58
水の煮沸	Boiling of water	
緊急事態および災害	emergencies and disasters	78, 107
人工栄養児	bottle-fed infants	114
旅行者	travellers	110
水の華、シアノバクテリア	Blooms, cyanobacterial	195, 213, 281
水へのアクセス(アクセスの容易さ)	Access to water (accessibility)	<b>88, 90</b>
公平性	equitability	105
定義	definition of reasonable	90
ミネラルウォーター、ナチュラル...	Mineral waters, natural	114–115
ボトル水	<i>see also</i> Bottled water	
ミレニアム開発目標	Millennium Development Goals	31
<b>む</b>		
無機スズ	Inorganic tin	192, <b>385–386</b>
無脊椎動物	Invertebrate animals	212–213
無毒性量 (NOAEL)	No-observed-adverse-effect level (NOAEL)	149, <b>150</b>
不確実係数	uncertainty factors	150

ベンチマーク投与との対比	vs benchmark dose	152
<b>め</b>		
メコプロップ	Mecoprop	<b>397–398</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 397, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 397
分析	analysis	163
メジナ虫	guinea worm	
<i>Dracunculus medinensis</i>	see <i>Dracunculus medinensis</i>	
メジナ虫撲滅プログラム	Dracunculus Eradication Programme	276
メソミル	Methomyl	188, 485
メタミドフォス	Methamidophos	188, 485
2-メチルイソボルネオール	2-Methyl isoborneol	212, 213
4-(2-メチル-4-クロロフェノキシ)酢酸	4-(2-Methyl-4-chlorophenoxy)acetic acid	
MCPA	see MCPA	
2-(2-メチル-クロロフェノキシ)プロピオン酸	2-(2-Methyl-chlorophenoxy)propionic acid	
メコプロップ	see Mecoprop	
メチル水銀	Methylmercury	398
メチルパラチオン	Methyl parathion	189, <b>400–402</b> , 487
メトキシクロール	Methoxychlor	<b>399–400</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 399, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 399
分析	analysis	163
メトプレン	Methoprene	194
メトヘモグロビン血症	Methaemoglobinaemia	6, 414–415
メトラクロール	Metolachlor	<b>402–403</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 402, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 402
分析	analysis	163
メレンゲ脱亜鉛現象	Meringue dezincification	182
免疫	Immunity	
後天性...	acquired	125, 129–130
...の多様性	variations in	121, 125
免疫不全症患者	Immunocompromised persons	102, 124
アエロモナス感染	<i>Aeromonas</i> infections	224
イソスポーラ症	isosporiasis	269
クレブシエラ感染	<i>Klebsiella</i> infections	232
疾病負荷推定値	disease burden estimates	129
ツカムレラ感染	<i>Tsukamurella</i> infections	243
トキソプラズマ症	toxoplasmosis	274
非定型抗酸菌感染	atypical mycobacteria infections	235

緑膿菌	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	238
旅行者	travellers	110
<b>も</b>		
目的に適合した	Fit for purpose	75
目標	Targets	
健康上の成果	health outcome	23–24, 40, 42
健康に基づく... 健康に基づく目標	health-based <i>see</i> Health-based targets	
(処理)性能 (処理)性能目標	performance <i>see</i> Performance targets	
水質 水質目標	water quality <i>see</i> Water quality targets	
特定技術	specified technology	24, 40
...に対する改善の一步前進	incremental improvements towards	2
モノクロトホス	Monocrotophos	191, 485
モノクロラミン	Monochloramine	<b>407–408</b>
ガイドライン値	guideline value	193, 407, 489
受容性	acceptability	217
消毒活性	disinfection activity	140, 172
副生成物	by-products	179, 180
分析	analysis	164
モノクロロ酢酸	Monochloroacetate	164, 193, <b>408–409</b> , 489
モノクロロベンゼン (MCB)	Monochlorobenzene (MCB)	186, 217, <b>409–410</b> , 487
モノブロモ酢酸	Monobromoacetate	192, 316, 487
モラクセラ	<i>Moraxella</i>	286
モリネート	Molinate	163, 190, <b>405–406</b> , 489
モリブデン	Molybdenum	161, 185, <b>406–407</b> , 489
問題の明確化、微生物学的危害因子	Problem formulation, microbial hazards	127
<b>や</b>		
役割と責任、管理	Roles and responsibilities, management	<b>7–17</b>
火傷	Burns injuries	102
<b>ゆ</b>		
有機スズ	Organotins	344
有機物	Organic matter	214
有効数字	Significant figures	152
湧水	Springs	64, 137
優先度	Priorities	
化学物質の...評価	assessing chemical	34–35
同定	identifying	<b>33–35</b>
微生物の...評価	assessing microbial	33–34

優先順位付け	setting	33
誘導結合プラズマ質量分析法 (ICP-MS)	Inductively coupled plasma/mass spectrometry (ICP/MS)	159
誘導結合プラズマ発光分光分析法 (ICP-AES)	Inductively coupled plasma/atomic emission spectrometry (ICP/AES)	159
優良作業規程	Code of good practice	33–34
ユスリカの幼虫	<i>Chironomus</i> larvae	213
輸送、家事用水	Transportation, household water	70
油類、石油類	Oils, petroleum	186, 217
<b>よ</b>		
陽イオン交換	Cation exchange	177
溶解空気浮上法	Flotation, dissolved air	138, 176
溶解性物質 (TDS)	Solids, total dissolved (TDS)	185, 219, <b>439–440, 487</b>
溶解度、水...	Solubility, water	177
容器	Vessels	
緊急時および災害時	emergency and disaster situations	106
パック飲料水	packaged drinking-water	113
溶血性尿毒症 (HUS)	Haemolytic uraemic syndrome (HUS)	229
幼生	Larvae	212
ヨウ素	Iodine	<b>386–387</b>
ガイドライン値	guideline value	192, 386, 486
処理、旅行者のための...	treatment, for travellers	109, 110
ヨウ素-131	Iodine-131	202
幼虫撲滅剤、水系...	Larvicides, aquatic	194
用量、感染...	Dose, infectious	129
容量滴定	Volumetric titration	158
用量 - 反応評価、病原微生物	Dose–response assessment, microbial pathogens	127, 128–129
予防、疾病...	Prevention, disease	6
<b>ら</b>		
ラジウム-226 ( <sup>226</sup> Ra)	Radium-226 ( <sup>226</sup> Ra)	202
ラジウム-228 ( <sup>228</sup> Ra)	Radium-228 ( <sup>228</sup> Ra)	202
ラーソン比	Larson ratio	183
ラドン ( <sup>222</sup> Rn)	Radon ( <sup>222</sup> Rn)	197, <b>206–207</b>
ガイダンスレベル	guidance levels	207
空気中および水中の...	in air and water	206
試料採取	sampling	208
測定	measurement	<b>208</b>
リスク	risk	207
ランゲリア指数 (LI)	Langelier index (LI)	183
藍藻	Blue-green algae	



シアノバクテリア

see Cyanobacteria

## リ

リスク	Risk	
参照レベル	reference level	44, 46, 132–133
スコア化	scoring	52–54
耐容リスクの判定	judgement of tolerable	2, 37
定義	defined	50
リスク特性評価、水系感染	Risk characterization, waterborne infection	127, 129–131
リスクの定量評価	Quantitative risk assessment	43
リスク評価	Risk assessment	52–54
安全な飲料水の枠組み	in framework for safe drinking water	43
...の定量、定量...	quantitative	43
定量的微生物学的リスク 微生物学的リスク の定量評価	quantitative microbial <i>see</i> Quantitative microbial risk assessment	
リスク - 便益アプローチ	Risk–benefit approach	1, 44
硫化水素	Hydrogen sulfide	185, <b>384–385</b> , 486
許容レベル	acceptable levels	216
処理による低減	treatment to remove	220
流行性角結膜炎 (“shipyard eye”)	Keratoconjunctivitis, epidemic (“shipyard eye”)	248
硫酸塩(または硫酸イオン)	Sulfate	185, <b>433–434</b> , 487
許容レベル	acceptable level	218
届け出レベル	notifiable level	433–434
腐食制御	corrosion control	180, 184
硫酸カルシウム	Calcium sulfate	218
硫酸ナトリウム	Sodium sulfate	218
粒状活性炭(GAC)	Granular activated carbon (GAC)	176
利用者	Consumers	
受容性 受容性	acceptability to <i>see</i> Acceptability	
情報アクセス権	right of access to information	82, 95
...との相互関係	interaction with	94
役割と責任	roles and responsibilities	15–16
緑膿菌	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	102, 122, 124, <b>237–238</b>
旅行者	Travellers	<b>109–110</b>
リンデン	Lindane	<b>391–393</b>
ガイドライン値	guideline value	190, 391, 489
処理による達成度	treatment achievability	169, 391
分析	analysis	163, 392

<b>る</b>		
類鼻疽	Melioidosis	226–227
類鼻疽菌	<i>Burkholderia pseudomallei</i>	122, 221, <b>226–227</b>
<b>れ</b>		
冷却塔	Cooling towers	100, 234
レオウィルス	Reoviridae	257
レジオネラ症	Legionellosis	100, 123, 233–234
レジオネラ属菌	<i>Legionella</i> spp.	4, 123, 221, <b>233–235</b>
飲料水中における重大さ	significance in drinking-water	122, 234
制御手段	control measures	62, 234
生残性	persistence	124
大規模建築物給水システム	large building systems	100, 234
ヘルスケア施設	health care facilities	102
レジオネラ肺炎	Legionnaires' disease	123, 233–234
<b>ろ</b>		
ろ過	Filtration	59–60, <b>173–174</b>
圧力...	pressure	173, 174
緩速...	slow sand	139, 173, 174
高速粒状ろ材...	granular high-rate	139
凝集後の...	after coagulation	175
水平流...	horizontal	173, 174
重力式急速...	rapid gravity	173–174
粗...	roughing	138, 174
直接...	direct	173
二層または多層...	dual-media or multimedia	173
...による微生物の低減	microbial reduction	139
プレコート...	precoat	139
膜...	membrane	139
旅行者のための飲料水の...	drinking-water for travellers	109
ロタウイルス (HRV)	Rotaviruses (HRVs)	122, <b>257–259</b>
(処理)性能目標の設定	performance target setting	131–132, 133, 134
リスク特性評価	risk characterization	129, 130–131
<b>わ</b>		
港湾官署	Port authority	118, 119

# WHOガイドライン訳者名簿

(太字は執筆箇所を示す)

## 監訳

国包 章一	国立保健医療科学院水道工学部
遠藤 卓郎	国立感染症研究所寄生動物部
西村 哲治	国立医薬品食品衛生研究所環境衛生化学部

## 翻訳(五十音順)

秋葉 道宏	国立保健医療科学院水道工学部(第12章12.1~12.21)
浅見 真理	国立保健医療科学院水道工学部(第12章12.22~12.42)
伊藤 禎彦	京都大学大学院工学研究科(第8章8.1~8.3)
伊藤 雅喜	国立保健医療科学院水道工学部(第12章12.43~12.63)
遠藤 卓郎	国立感染症研究所寄生動物部(第2章、第3章、索引)
大野 浩一	北海道大学大学院工学研究科(第12章12.64~12.84)
片山 浩之	東京大学大学院工学系研究科(第7章)
北澤 弘美	東京都水道局(第11章11.1)
国包 章一	国立保健医療科学院水道工学部(発刊にあたって、日本語版発刊に寄せて、まえがき、謝辞、本文中で用いられている頭字語及び略語、目次、第1章、索引)
小坂 浩司	国立保健医療科学院水道工学部(付録1~4)
佐々木 隆	阪神水道企業団(第8章8.4~8.5、第10章)
島崎 大	国立保健医療科学院水道工学部(第12章12.85~12.105)
滝沢 智	東京大学大学院工学系研究科(第6章)
寺嶋 勝彦	大阪市水道局(第4章)
徳永 裕司	国立医薬品食品衛生研究所環境衛生化学部(第9章)
西村 哲治	国立医薬品食品衛生研究所環境衛生化学部(第8章8.4~8.5、第12章12.106~12.125)
平田 強	麻布大学環境保健学部(第11章11.4~11.6)
古米 弘明	東京大学大学院工学系研究科(第5章)
八木田健司	国立感染症研究所寄生動物部(第11章11.2~11.3)

WHO 飲料水水質ガイドライン(第3版) 第1巻

定価 10,500 円(消費税込)

© Japan Water Works Association 2008

監 訳 国包章一、遠藤卓郎、西村哲治  
発行所 社団法人 日本水道協会

〒102-0074 東京都千代田区九段南4丁目8番9号

編集 電話(03)3264-2395

FAX(03)3264-2205

販売 電話(03)3264-2826

FAX(03)5210-2216

ISBN 978-4-904017-03-6 C3040 ¥10000E

---

印刷所 イディオリンク(株)

〒100-0014 東京都千代田区永田町1-11-18