

平成30年度中小企業等産業公害防止対策調査事業  
(新たな排水評価手法に関する動向調査)  
について

令和元年5月

経済産業省 産業技術環境局 環境管理推進室

諸外国においては、水環境全体の生態リスクを低減させるために、我が国で実施されている個別物質を対象とした排水規制とは別の排水評価手法（以下「新たな排水評価手法」という）が用いられている場合も有り、また我が国においても、新たな排水評価手法についての調査・研究や、その活用の在り方についての検討が行われています。

こうした中、我が国や諸外国における排水管理・評価の実際等、水環境の実態を踏まえ、新たな排水評価手法の特徴と限界、利活用の実態を検証すべく、平成30年度中小企業等産業公害防止対策調査事業として、一般社団法人産業環境管理協会へ調査をお願いしました。

本調査の実施機関である一般社団法人産業環境管理協会をはじめ、ご協力いただいた学識経験者、日本国内の企業、行政、関係諸団体等の多くの皆様に御礼を申し上げます。

平成30年度  
経済産業省請負事業

平成30年度中小企業等産業公害防止対策調査事業  
(新たな排水評価手法に関する動向調査)

報 告 書

平成31年3月

一般社団法人産業環境管理協会

## 目 次

第1章	事業の概要	3
1.1	事業の目的	3
1.2	調査の結果（概要）	3
第2章	生物応答を用いた新たな排水評価手法の特徴及び利点と限界について	5
2.1	WET 試験の技術的な課題及び利点と限界に関する調査	5
	(1) 調査の方法	5
	(2) 総説における Chapman 氏の主張	5
	(3) WET 試験における変動性 (Variability) について	7
	(4) 保護レベルに対して	9
	(5) 野外の状況との比較 (Comparisons to field conditions)	19
	(6) リスクの定量化について	20
2.2	技術的な課題に対する国内外の対応	29
	(1) 技術的課題に対する米国 EPA の対応	29
	(2) WET 試験法における米国裁判の事例等	30
	(3) 技術的課題に対する我が国の有識者の考え	33
第3章	原因究明・対策立案・効果検証を含む排水評価手法としての能力と限界	36
3.1	海外における WET 試験結果の原因特定・対策 (TIE/TRE) 実施例について	36
	(1) 調査の方法及び対象	36
	(2) TIE/TRE の実施例	37
3.2	TIE/TRE の実施にかかる費用について	44
3.3	生物応答試験を用いた排水の評価手法に関する国内外の動向： 科学的・技術的知見の更新	45
	(1) 我が国の動向	45
	(2) 海外の動向	46
第4章	米国及び我が国における排水に係る規制の枠組みと水環境の実態	48
4.1	米国の排水規制の枠組みと水環境の実態について	48
	(1) 米国の排水に係る規制の枠組み	48
	(2) 米国における水環境の実態	78
	(3) 米国国内における WET の運用実態	92
4.2	我が国の排水規制の枠組みと水環境の実態について	103
	(1) 我が国の排水に係る規制の枠組み	103
	(2) 我が国の水環境の実態	115
	(3) 我が国における生物応答試験を用いた排水評価手法の活用事例	137
4.3	日米における水環境の実態と排水管理の特徴	143
	(1) 日米における排水管理の特徴	144
	(2) 日米の排水管理の特徴比較	148
	(3) 日米の水質実態調査	149
第5章	我が国における生物応答試験を用いた排水評価手法の在り方	152

(1) 生物応答試験を用いた排水の評価法 (WET 試験) の特徴と限界 .....	152
(2) 米国における排水管理に対する考え方と WET 手法の位置付け .....	153
(3) 我が国における排水管理と水環境の現状.....	153
(4) 自主的な取組の中での WET 試験の位置付け .....	154
第 6 章    今後求められる新たな水環境モニタリング手法について.....	155
別添 1    : WET の課題に対する EPA の対応	
別添 2    : TIE 実施例	
別添 3    : その他活用事例	
別添 4    : WET に関する文献調査結果	
別添 5    : 米国における水環境に関する規制の歴史	
別添 6    : テキサス州_水質基準表	
別添 7    : 水生生物 National Recommended Water Quality Criteria	
別添 8    : Industrial Effluent Guidelines _ Effluent Guidelines _ US EPA	
別添 9    : 特殊有機化学品サブカテゴリーに対する排出基準	
別添 1 0 : 製造業者が NPDES 許可申請に当たって提出することが要求されている化学分析データ	
別添 1 1 : NPDES 許可証の概要(事例)	
別添 1 2 : 米国における主要な水質調査	
別添 1 3 : 地方自治体リスクコミュニケーション等に関する事例	
別添 1 4 : CSR 報告書等調査	

## 第1章事業の概要

### 1.1 事業の目的

諸外国においては、水環境全体の生態リスクを低減させるために、我が国で実施されている個別物質を対象とした排水規制とは別の排水評価手法（いわゆる WET 手法のような生物応答試験を用いた排水評価手法）が導入されている。我が国においても生物応答試験を用いた排水評価手法について調査・研究が蓄積しつつあり、その活用の在り方について一部で検討が進められている。

本事業では、生物応答試験を用いた排水評価手法の一つとして全排水毒性（WET: Whole Effluent Toxicity）試験に着目し、WET 試験の利点や限界を把握した上で、その利用可能性を検討するための基礎となる情報収集・整理を実施した。WET 試験の特徴及び利点と限界については、過去の文献等における知見から科学的に評価し、WET 試験の採用を検討する際に必要な学術的・技術的情報（論点と各論点に関する実験データ及び評価）を収集・整理した。また、本調査では米国と我が国の排水規制の歴史と枠組みからその特徴を整理するとともに、水環境の実態についても水質基準と生物調査の両面から生物応答試験を用いた排水評価手法の利活用の在り方について検討した。

なお、本報告書では、「WET 手法」及び「WET 試験」について以下のように定義した。また、調査に用いた文献あるいは行政文書等に記載されている「WET 手法」及び「WET 試験」に該当する表記は、原則として原著に記載されている表記と定義に準ずることとした。

#### ・ WET 手法：

生物応答を利用して排水の水環境への影響や毒性の有無を総体的に把握・評価する手法を指す。我が国でも一部で利活用の在り方が検討されている「生物を用いた水環境の評価・管理手法」も WET 手法としている\*。本報告書では、生物応答試験、毒性同定評価（TIE: Toxicity Identification Evaluation）及び毒性削減評価（TRE: Toxicity Reduction Evaluation）を含めた、統合的な排水評価手法として記している。

#### ・ WET 試験：

WET 手法において、生物応答を利用して排水そのものが水生生物へ及ぼす影響を調べる試験を「WET 試験」と表記した。

\*我が国では藻類、甲殻類、魚類の3生物種を使った試験が提案されている。

### 1.2 調査の結果（概要）

#### ○生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法）の特徴と限界

WET 手法のような、我が国の一部で検討されている生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）は、総合的な毒性把握手法としての特徴（排水自体の水生生物への影響を把握する一つの手法となりうる）と限界（試験の本質的な「変動性（ばらつき）」や受水域の環境に及ぼす影響の有無について信頼できる予測ツールではない等）がある。

本調査の結果においては、本手法は排水管理手法ではなく、「排水自体を全体として、生物応答によって評価する手法（生物応答を用いた総排水評価手法）」であると考えられる。米国では規制の一部として本手法を排水管理に利用しているが、我が国のように業種業態や河川の特徴などにかかわらず、一律に基準を設定する場合、本手法は直接的な排水の管理手法にはなりえないと考える。

## ○米国と我が国における排水規制及び水環境調査の考え方

日米では、排水に係る規制及び水環境調査の考え方が大きく異なる。米国では、水域の水質基準を守るように設定された排出許可限度値を遵守するために、事業者が排水の管理を行う。州は水質基準及び排出許可限度値を、水域ごと及び排出施設ごとに個別に定める。また、水域水質の調査を、化学的・物理的・生物的手法により網羅的ではなく重点的に行い、合理的に課題を把握している。

一方、我が国では全国的に定められた水質環境基準項目について、毎年、同一地点で行政がモニタリング・評価を行い、排水者はその水質環境基準に基づき設定された、全国一律の排水基準を遵守すべく、モニタリングを行っている。我が国の水環境の改善の様子と課題は、行政モニタリングの結果により全国において常に明らかにされている。日本では、同一地点を毎年調査しているため、水環境の経年変化を確認することができる。

## ○米国における WET の運用実態

WET を規制の一部として排水管理に適用している米国では、WET 試験への対応は州によって厳格性や頻度に違いが見られた。また、企業に対して一律に同じ基準で WET モニタリングや WET 限度値 (WET limit) の設定がなされていなかった。更に、WET については、化学分析を補完するものとする州もあった。

## ○我が国における生物応答試験を用いた排水評価手法 (いわゆる WET 手法など) の利用事例

我が国で自主的に取り組んでる企業は、自社の排水が水生生物に影響を及ぼすか確認する手段として、生物応答を用いた全排水毒性試験を行っている。業種により継続的に実施しているケースもあるが、費用等の課題もあり、試験は過去 1 回のみのケースが多く、生物多様性の取組の一環として行っているケースがほとんどである。

## ○生物応答試験を用いた排水評価手法 (例えば WET 手法) の利活用の在り方

生物応答試験だけでは直接原因を把握できないため、直接的には対策につながらない。自社の排水における生物への影響を確認する手法の一つとして、事業者が必要に応じて自主的に生物応答を用いた手法を活用するのであれば、本手法の特徴と限界を十分に理解した上で利用することが望ましい。

## 第2章 生物応答を用いた新たな排水評価手法の特徴及び利点と限界について

### 2.1 WET 試験の技術的な課題及び利点と限界に関する調査

#### (1) 調査の方法

本事業では、生物応答試験を用いた排水評価手法の一つである全排水毒性（WET: Whole Effluent Toxicity）試験に着目し、文献等調査から得られた過去の知見等に基づき科学的に評価するとともに、WET試験の利点や問題点について整理した。

本調査では、WETに関する特集号である Environmental Toxicology and Chemistry 誌の19号1巻（2000年）に掲載されているChapman氏の総説（Chapman PM, 2000. Whole effluent toxicity testing – usefulness, level of protection, and risk assessment. Environmental Toxicology and Chemistry, 19: 3-13）に着目した。この総説は、WET関連の文献を詳細にレビューするのではなく、WET試験を当時の状況に照らして評価しており、WET試験の有用性や問題点などについて様々な視点で報告がなされている。そこで、Chapman氏の総説からWET試験の「利便性」（変動性に関する記述も含む）、「保護レベル」、「野外との比較」、「リスク評価」の観点から技術的な課題及び利点と問題点について調査し、当時の知見を収集・整理することとした。

#### ○Chapman氏について

Dr. Chapman (1951-2017) は、産学官のいずれにおいても知名度の高い環境毒性学者である。1979年にVictoria大学(カナダ、ブリティッシュコロンビア)において水生生態学(aquatic ecology)の博士号を取得後、カナダにある環境コンサルタント会社EVS Environment Consultantsに加わり、Golder Associatesを経て、2014年に自身の会社であるChapema Environmental Strategies Ltdを設立。一貫して専門性を生かした環境コンサルティングに携わった。環境毒性化学会 Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)\*が発刊する Environmental Toxicology and Chemistry 誌など、複数の学術誌の編集委員を務め、国内外において生態毒性試験法の開発に携わる等、幅広い活動を行った。EPAの科学諮問委員会(SAB)の委員も務めた。300近い論文を発表、科学界にも規制当局にも、高い科学及び意思決定における常識を重んじる姿勢が高く評価された。

※SETACは北米、ヨーロッパ、アジア、アフリカなど、グローバルに展開している環境化学及び環境毒性に関する学会で、会員数は約6,000名程度 (<https://www.setac.org/>)。

#### (2) 総説におけるChapman氏の主張

Chapman氏は、全排水毒性（WET）試験の一般的な状況を、水産資源への排水の毒性影響を同定し、特徴付け、削減するという目的に対して評価し、WET試験の適切な使用を、その長所と短所の観点から確認している。Chapman氏は、WET試験は有用であるが、他の試験と同じように完璧なツールではなく、その理由として、①生物学的若しくは人為的要因、又はその両方に起因する試験の本質的な「変動性（ばらつき）」、②実験室と実環境、及び実環境中でも生物種が異なるという現実、そして③実験室と排水が流入する受水域との環境の違い、を挙げている。WET試験は、過剰保護となる場合、過小保護となる場合、あるいは保護が過剰なのか過小なのかはつきりしない可能性があるとしている。

また、WET試験は受水域の環境における影響や影響の欠如に対する信頼できる予測ツールではないことを示している。さらに、WET試験は、リスクアセスメントの第1段階に過ぎず、したがって、リスクではなくハザードを確認するものであるとし、リスクを確認するためには、他の適切なツールと共に活用すべきと主張している。

○WET試験は有用であるが、完璧なツールではない（完璧なツールなど存在しない）。その理由として、試験の本質的な「変動性」、実験室とフィールドにおける生物の種差や、環境の違いが挙げられる。

○WET 試験の結果は保護のレベルが過剰の場合も不足する場合も、また保護レベルが過剰なのか不足なのかははっきりしない場合もある。

○WET 試験は受水域の環境における影響を予測するための信頼できるツールではない。

○WET 試験は、リスクアセスメントの第 1 段階に過ぎず、リスクではなくハザードを確認するものである。WET 試験でリスクを確認するためには、「独立適用の概念」※を見直す必要がある。

○WET 試験単独では、目的（放流水の水資源に対する毒性影響を確認、特性化及び排除する）を達成することはできない。達成するためには、リスク評価の枠組みにおいて、他の適切なツールと併用することが重要である。また、WET 試験でできないことに過度な労力を費やしてはならない。

※「独立適用の概念」とは、米国 EPA における独立適用政策（independent application policy）（4. 1 参照）に基づく考え方であり、生態リスク評価において、生物調査(biological survey)、毒性試験、化学分析のいずれかの評価で水質基準が満たさないと示された場合に対策を行うとするものである。



### (3) WET 試験における変動性 (Variability) について

Chapman氏は、WET試験は環境中の毒性影響を確認するための有用なツールであることに違いないが、いくつかの課題を有していると指摘している (表 2-1)。

完全なツールではないとする部分には、生物学的及び人為的要因の両方に起因する試験の本質的な「変動性 (ばらつき)」、生物の種差及び実験室と野外における環境の違いが含まれる。特に変動性 (Variability)、すなわち試験結果のばらつきについていくつか問題点を挙げており、WET試験の結果には大きな変動性が伴うため、規制に用いる場合はその変動性を十分考慮に入れる必要があると主張している。WET試験における課題とその内容について表 2-1 に整理した。

表 2-1 WET 試験における課題とその内容

課題	内容	引用文献
変動性 (Variability)	試験の変動性は生物学的及び人為的要因の両方に起因する。WET試験の結果は中程度の毒性を有する試料で特にばらつくため、規制に用いる場合はばらつきを考慮に入れるべきである。また、結果が規制値の上か下かで合否を判断せず、変動幅を考慮して合否の割合等で決める方がよい。エンドポイントはECxのような点推定値を推奨する。	【6-21】
種差 (Species differences)	各国・地域の河川で生息している生物種は同一種ではない。化学物質に対する感受性やライフスタイルも異なる。また、同一種でも汚染物質に対して同じ感受性を示すというわけでもない。毒性を評価するためには複数の試験生物やエンドポイントを使用することが望ましい。	【22-33】
実験室環境と実環境の違い (Laboratory versus receiving environment)	実験室の環境は制御されており、実環境と異なる。実環境に生息している生物は多様な非生物的 (気候、温度、海洋か淡水等) 及び生物的修飾要因 (種及び生活段階、性及び生殖状態、栄養及び病状、競争及び捕食) の影響を受けるが、WET試験では標準化されている。また、実環境において当たり前に起こる競合及び捕食についても、WET試験を行う実験室環境では起こらない。	【29-30, 34-50】

#### 1) WET試験の変動性に影響を与える要因

WET試験の変動性には試験機関内での変動性、試験機関間での変動性、試験内での変動性がある。試験機関内での変動性は、同じ試験機関で試験を行った場合のばらつきであり、試験機関間での変動性は、異なる試験機関で試験を行った場合のばらつきを指す。また、試験内での変動性は、試験生物の反応性の違いなどで生じるばらつきを指す。この総説の中でChapman氏は、このようなばらつきはWET試験の結果における変動性の一つであると述べており、どの試験方法を選んだか (試験方法の選択)、温度、pH、試料の希釈水、給餌の他、試験機関における経験、試料の取り扱い、データ解析、試験試料の毒性も変動性に影響を与える要因であるとしている。

仮に排水の毒性が高い場合ほとんどの生物が影響を受け、反対に低い場合はほとんどの生物が影響を受けないと考えられるため、生物の応答性においてばらつきの程度は小さくなる。一方、毒性が中程度の場合、生物における反応が必ずしも同じようにはならず、ばらつきの程度は大きくなる。

この総説の中で、Chapman氏は、変動性は高毒性又は低毒性の排水試料に比べて中程度の毒性を示す排水試料で大きくなり、それはLC50に近い濃度であると述べている。その理由について以下の文献等を引用している。

Warren-Hicks (1992) 【11】は、3種類の排水について、10の試験機関がファットヘッドミノアの7日間慢性毒性試験を4回実施した結果をLC50値と生存率で示している。例えば、1つの排水を例に挙げると、排水を全く含まない試料では、生存率の平均が94.7%で試験機関間の生存率の幅は80から100%であった。反対に、排水を8.0%を含む試料では全ての試験機関で生存できなかった。排水濃度が0.5%及び1.0%の試験では、生存率の平均がそれぞれ74.8%と37.4%であるのに対し、試験機関間の生存率の幅は0%から100%、つまり全部死んだ試験機関もあれば全て生き残っているところもあるという結果となり、LC50 (0.95%) に近い中程度の毒性を有する試料では試験機関間で結果がばらついていることを示している。

このことは、単一の試験で測定された特定の排水濃度における生存率、すなわち1回の試験で、プロットされた毒性値には信頼性がほとんどないということを示している。Chapman氏は、WET試験の結果の判断においては、規制における明確な線引きは妥当ではない（基準値の上下で判断すべきではない）と主張している。

## 2) WET試験における変動性への対応

変動性に対応する方法として、①データを蓄積し平均値で許容可能な変動幅を設定すること、②レファレンス（標準物質）又は標準物質と同様のアプローチで精度管理・品質管理を行うこと、③規制の適合を1回の失敗で判定せずに、何度かの試験の平均値から基準値を求める方法や試験の結果、基準を逸脱した「不合格の割合」を示す失敗率（Test failure rate）等で判断する方法を挙げている。また、WET試験のエンドポイントについても、④ECx（点推定値）の使用を推奨している。

### ①データを蓄積し平均値で許容可能な変動幅を設定すること

WET試験に限らず、生物応答を用いた影響評価（バイオアッセイ）の弱点の1つに試験生物の状態を決める尺度がないことが挙げられる。生物の感受性、応答性等は必ずしも一定ではないため、環境や個体の違い等によりLC50の値が2倍～3倍変動することは一般的に起こり得る。Chapman氏はWET試験における2倍程度のばらつきは許容範囲であると述べている。

WET試験の可否を判断する方法について、試験データからcontrol chartを作成し、規制値とばらつきを考慮しながら許容できる範囲を決める方法をChapman氏は推奨している。例えば、試験する排水について、最初の5回程度の試験データからばらつきの下限値を決め、規制値と下限値の変動幅を見ながらWET試験の可否を判断する方法が挙げられている。

### ②レファレンス（標準物質）の使用又はアプローチによる精度管理・品質管理

同一条件下でのレファレンス物質（標準物質や合成排水等）による試験は、試験機関における精度管理や品質管理に有効な手段であり、現在も多くの試験機関で実施されている。米国EPAも排水試験を行う試験機関に対して品質管理の手順を示しており、その過程に標準物質を用いている。

### ③試験データの変動性を考慮した判定

Chapman氏は、試験データの変動性を十分に考慮し、1回の試験結果で可否を判断せずに失敗率（規制値を逸脱した回数の割合等）を使う、変動幅を考慮に入れた試験を提案している。その理由について以下の文献等を引用している。

Diamond ら (2000) 【16】は、アメリカではWET導入の際に国内15の州、250件の排水データベースからWET試験の結果と各河川における受水域の生物相への影響（底生の大型無脊椎動物群集評価）に相関があるかを調べている。流量等の条件によって相関が認められる場合もあるが、排水の希釈率や試験の変動性が相関の有無に影響するため、WET試験の結果がばらついてしまうと相関が見られない。WET試験で河川の状態を予測するには、1回の試験結果で判断せず、試験結果から基準値を超えた結果の割合で判断する方が効果的であるとしている。

#### ④エンドポイントについて

試験結果をEC<sub>x</sub>（点推定値）とするか、NOEC（仮説検定）を使うかということについては多くの議論がなされているが、Chapman氏は、NOEC等の仮説検定を使うよりはLC50のような点推定を使ってデータを出すほうが適切ではないかと述べている。その理由について以下の文献等を引用している。

Chapman ら (1996) 【18】は、規制上の使用にはEC<sub>x</sub>（点推定値）がNOEC（仮説検定）のエンドポイントより信頼できるとしている。1つの試験機関で3試験が全て行われていなくても、2試験の結果を規制に使用することができる。また、ソフトウェアと計算オプションと制御オプションの選択もNOECは影響を受けてしまう。さらに、統計手法が異なると必ずしも同じ結果とならないとしている。

### （4）保護レベルに対して

WET試験の全体的な目的が「環境を保護すること」とすれば、Chapman氏は、WET試験が過剰保護となる場合、過小保護となる場合、あるいは過剰なのか過小なのかはっきりしない場合が考えられるとし、それぞれの論点に対して考えられる要因を述べている。また、実環境と実験室環境の違い等から、WET試験が受水域の環境に対して排水等の影響を予測するには十分に信頼できるツールではないため、WET試験の結果を他の適切な関連情報とともに検討することが重要であると主張している。

#### 1) 過剰保護（Overprotective）となる場合

WET試験が過剰保護となる場合の論点と要因について表2-2に整理した。

##### ①環境条件

カナダではニジマスの96時間LC50試験を、環境温度である10℃ではなく15℃で実施している【53】。水温や水質の違いなど、通常的环境条件と異なると、生物に対しストレスを与え、その他のストレス要因に対する感受性を高める可能性がある。また、実験室の環境では忌避行動（ストレスを回避すること）ができないため、ばく露期間が長くなる。さらに、WETの許可要件は、一般に受水域における希釈率とは無関係であり、排出先の環境における希釈条件を考慮していない。

以上の理由により、Chapman氏は、WET試験は現実より厳しいばく露条件で実施されているため、最悪のケースを想定した試験であり、過剰な保護を与える可能性があるとしている。

表 2-2 過剰保護 (Overprotective) : 論点と要因

論点	過剰保護となる要因	引用文献
環境条件	実験室での試験では、現実より厳しい環境条件（例えば低水温）を採用している。	【53】
環境中での毒性低減	実験室では環境中で毒性が低減するプロセス（光分解、吸着、変換、生分解、加水分解、酸化、還元等）を再現できない。	—
補償や調整のメカニズム	馴化や適応といった生態系プロセスにある補償や調整のメカニズムを欠いている。	【54-57】 【59-60】
試験生物の毒性に対する感受性	WET試験に用いる生物は、自然環境中の生物より感受性が高い可能性がある。また、塩濃度や全溶解固形分等の汚染影響以外の要因に感受性が高い可能性がある。環境条件が変われば、生物の反応も変わる。	【64-75】

### ②環境中での毒性低減

実環境の化学物質は、光分解、吸着、変換、生分解、加水分解、酸化、還元等が生じるため、ばく露が低減されることがあるが、実験室で行うWET試験ではこのようなプロセスが考慮されていない。以上の理由から、Chapman氏は実環境中では毒性物質の残留性が低くなる可能性があるが、WET試験では考慮されていないので過剰保護になるとしている。

### ③補償や調整のメカニズム

Chapman氏は、実環境において生物は集団あるいは個体レベルで金属やPAH（多環芳香族炭化水素）といった汚染物質に対する抵抗性を発達させるとし、WET試験では、馴化や適応といった生態系の補償（ここで示す補償とは、耐性のある生物で一次生産が保持されていることを意味する）や調整のメカニズムが考慮されていないと指摘している。その理由について以下の文献等を引用している。

Klerksら（1987）【56】は、水生生物の重金属に対する抵抗性に関する文献レビューを行った。細菌、藻類、真菌類、環形動物、軟体動物、甲殻類、昆虫、脊椎動物について、抵抗性が確認できる証拠の有無と、それに遺伝的要素が関わっている可能性及び生理学的要素が関わっている可能性について整理している。一方、汚染環境中で局所集団が抵抗性を持つようになることを根拠に水質基準を緩和することは危険であろうとしている。

Diamond（1995）【59】は、PAHに対する適応について報告している。集団の中で200匹のファットヘッドミノーを8 ug/Lのフルオランテンを含む試験水中で14週間にわたり飼育、産卵させる試験を行い、3週目及び11週目に得た卵を用いて、孵化率及び6日目までの生存率を調べたところ、3週目より11週目のほうが対照区との差が小さくなった。

また、耐性の増大が次世代にも認められるか調べたところ、LD50については耐性の獲得は認められなかったが、LT50（50%致死時間）では対照区とばく露区に間に統計学的に有意な差が認められ、耐性の獲得が認められた。

またChapman氏は、生物が毒性物質に対して得る抵抗性については、遺伝的なものはコスト（負荷）がかかる可能性が相対的に低く、短期間で適応するものはコスト（負荷）がかかるとし、WET試験は、馴化や適応を生じる生態系における補償や調整のメカニズムが考慮されていないと主張している。その理由について以下の文献等を引用している。

Wilson (1988) 【62】は、重金属鉱山から採取したコヌカグサを用いた実験で植物の相対生長率 (RGR) と重金属耐性との関係について調べた。この結果、重金属耐性の高い個体ほどRGRが低いことが示された。

Niederlehnerら (1992) 【63】は、ポリウレタンフォームを21日にわたり池につるして生じさせた付着生物集団 (Aufwuchs) に対して亜鉛に馴化し、その後再び亜鉛に急性ばく露することで生じる集団の反応 (原生動物種の多様性と構成 (共通する種の数) 及び総一次生産 (GPP)) について調べた。種の多様性は対照区で馴化ばく露群より豊かであり、二次的な急性ばく露では、馴化群で対照区と比較して減少率が低いことが示された。一方、種の構成では、馴化ばく露群と対照区で有意差はないことが示されたが、二次ばく露では、ばく露濃度が高くなるにつれ、共通する種の数が増え、その傾向は対照区で高い結果となった。GPPについては、二次ばく露により減少したが、馴化群では対照区と比較して減少が小さいことが示された。

以上の結果から、馴化群では対照区と比較して二次的なストレスに対する反応が低く、耐性増加の証拠がある程度示された。一方、事前のストレスによる耐性の増加を環境管理上どのように見るかについては議論があり、耐性増加を潜在的に保護的なものと見るのであれば、馴化群と対照区では最初の違いがあるため、環境の成り行きの評価にIC20値を用いるのは誤解を招く可能性があるとしている。

#### ④試験生物の毒性に対する感受性

WET試験は受水域の環境よりも不利な条件で実施される可能性がある。例えばOECDの藻類試験における培養液中の銅濃度は藻類の生長に不十分な濃度であり、また、亜鉛の欠乏が毒性試験の結果をゆがめることがあるという事例も報告されている。本総説の中でChapman氏は、WET試験に用いる生物は必須微量栄養素の欠乏等により、実環境における生物集団と比較して、特に感受性が高い可能性があるとして指摘している。その理由について以下の文献等を引用している。

Postmaら (1995) 【64】は、カドミウム耐性ユスリカを用いた試験を行った。最初に、カドミウム耐性ユスリカをカドミウム不含有の環境水で2世代にわたり飼育したところ、(A)死亡率、(B)胚発生時間、(C)産卵数、(E)集団の増殖率、(F)雄成体の乾燥重量、(G)雄成体の亜鉛蓄積量に対照区と比べて悪影響が認められた。次に、非耐性ユスリカと、カドミウム耐性ユスリカ (54 nMで5世代ばく露) の幼生を2世代にわたり亜鉛含有水にばく露したところ、非耐性ユスリカと比較して (A)死亡率 だけに影響が認められ、他のエンドポイントは亜鉛の影響を受けていなかった。さらに、非耐性ユスリカとカドミウム耐性ユスリカの幼生を4日間亜鉛にばく露して成長を調べたところ、耐性ユスリカでは低濃度の亜鉛で成長の促進が見られ、また、亜鉛による成長抑制の程度が非耐性ユスリカと比較して低かった。

以上の結果から、エンドポイントに認められた悪影響は、耐性を得た (得る) ために生じたコスト (負荷) であるとともに、カドミウム耐性により亜鉛への要求が高まった結果として亜鉛欠乏が生じたためではないかと述べている。

Keatingら (1996) 【65】は、ミジンコ (*Daphnia magna*, *Daphnia pulex*) の培養や試験に用いる緩衝液を検討する過程で、亜鉛欠乏の影響を調べた。この結果、亜鉛を含まない飼育液で飼育したミジンコは、亜鉛を含む飼育液で飼育したミジンコよりもpHに対する感受性が高い (生存できるpHの幅が狭い) ことを示した。

Cafferyら(1997)【66】はミジンコ (*Daphnia pulex*) を亜鉛欠如環境で23世代にわたり継続的に飼育した。亜鉛欠如環境で飼育したミジンコは寿命の短縮、繁殖力の低下を示した。最初の5代では、障害はわずかであったが、障害の程度は世代が進むに従って増加し、最後の3世代では繁殖力が大きく低下して23代目では繁殖力が完全に失われていた。

#### ⑤その他の要因

Chapman氏は、WET試験は排出先の環境における環境条件や希釈条件が考慮されていないと主張している。Chapman氏は、自然に起こる金属汚染が有害な生物影響を生じることが珍しいことではないが、WET試験では自然に起こる金属汚染がある地域向けには設計されていないと指摘している。

また、WETで使用する試験生物は、非汚染物質（硬度、塩濃度、TSD等）による影響を受けると指摘している。さらに、環境条件が変化するだけで影響を受けることもあり、WET試験の結果に干渉する自然の生物の存在についても注意を払うことが重要であると指摘している。この理由について以下の文献等を引用している。

Runnellsら(1992)【68】は、金属採掘による水質汚染の修復を考える場合に問題となる、自然のバックグラウンド濃度について、鉱物地域 (mineralized area) において自然のバックグラウンド濃度よりも低い基準にまで水質を改善することは、科学的に妥当なことでも技術的に可能なことでもないであろうと述べている。

Dornら(1989)【70】は化学工場の未処理排水と処理排水の急性毒性をシープスヘッドミノー、アミ、マイクロトックスで調べた。この結果、アミの毒性は主にカルシウムに起因し、シープスヘッドミノーは有機ハロゲン化合物が主な原因物質で、カルシウムも若干毒性に寄与していると考えられた。このことから、排水のWET試験に基づく毒性削減評価 (TRE) は、十分な経験が得られるまで、あるいは試験生物の耐性や生理学的反応がより良く理解されるまで慎重に行う必要があるとしている。

Grotheら(1996)【71】は、濾過及び紫外線による滅菌前後の冷却水を用いてミジンコの急性毒性試験を行った。その結果、濾過及び紫外線処理の水で試験した場合の死亡率が低下しており、冷却水中のファットヘッドミノー及びニセネコゼミジンコの急性毒性試験で見られた毒性は、試料中に存在していたフィラメント状の細菌に由来することを示していた。

Dorn(1996)【72】は、工場排水にばく露されたアミに対する排水のイオン種のバランスの影響について調べるとともに、工場排水と同じイオン種を持つ合成排水を用いたミジンコの反応について調べた。毒性を示す濃度の有機・無機化合物を含まない化学工場排水では、Ca、Mg、Kのイオン種のバランスが異なる場合、アミに対する毒性が異なった。また、TDS（総溶解固形分）濃度の高い水を精錬プロセスに使用している精錬所の排水試験では、イオン種バランスの違いによりミジンコの感受性が異なるようであると述べている。排水のTDS濃度が高い場合やイオン組成や塩濃度が異なる場合には、これらが排水の毒性に影響を与えないように試験方法を変える必要があるのではないかと指摘している。

Persoonら（1989）【75】は、ワムシ、アルテミア、オオミジンコを用いて、それぞれ、16の温度と塩濃度の組み合わせ、20の温度と塩濃度の組み合わせ、16の温度と硬度の組み合わせの条件下で、重クロム酸カリウム及びラウリル硫酸ナトリウムの急性毒性試験を行った。

オオミジンコの重クロム酸カリウムに対する試験の結果、硬度を一定として温度を上昇させた場合、EC50は3-12倍減少し、温度を一定として硬度を増加させた場合には16-30倍減少した。ラウリル硫酸ナトリウムに対する試験では、温度のみを変動させた場合、EC50は12倍、硬度のみを変動させた場合には、硬度が低くなるにつれ、1.3-4倍程度毒性が増加した。

このことから、環境条件を変化させたときの毒性の変化は、試験に用いる種及び化学物質に対して特異的であり、予防的なハザード評価には、このような変化を考慮に入れる必要があるとしている。

## 2) 過小保護 (Underprotective) となる場合

WET試験が過小保護(Underprotective)となる場合の論点と要因について表2-3に整理した。

表2-3 過小保護(Underprotective) : 論点と要因

論点	過小保護となる要因	引用文献
感受性の種差	最も感受性の高い種は、一般的に実験室で飼育又は試験することができない。	—
複合的なストレスの影響	受水域の環境では多様なストレスが存在する傾向があるが、被験生物は、実験室内において環境中にある複数のストレスの影響を受けない。	—
食物連鎖	水を介したばく露のみを考慮し、食物連鎖は考慮されていない。	—
エンドポイント	可能性のあるエンドポイントが十分考慮されていない。	【76-78】

Chapman氏は、実環境中では、汚染物質に対し最も感受性の高い種は一般的に実験室で飼育又は試験することができないため、最悪の場合を想定した試験であれば、感受性の高い種の反応を近似できるかもしれないが、WETでは少数の試験種から得られたわずかな生物応答しか観察していないと述べており、感受性の種差が過小保護になっていると指摘している。

また、複合的なストレスの影響と食物連鎖を例に挙げ、WET試験が過小保護になる可能性を指摘している。前者については、WETの試験生物は、多くの受水域の環境では現実的にある複数のストレス（例えば、食物不足、貧しい生息環境、低溶存酸素、富栄養化など）の影響を受けないと述べており、後者については、WET試験が水を介したばく露のみを考慮しているため、セレン、メチル水銀、及びDDTのような汚染物質の場合に非常に重要な暴露経路である食物連鎖を考慮していないと述べている。

さらに、WET試験では全ての可能なエンドポイント（例えば回避行動）を考慮していないことを指摘しており、例えば、無脊椎動物のドリフトなどの行動反応は、一般的に、急性及び慢性のWET試験閾値未満の濃度で生じると述べている。WET試験のエンドポイントが過小保護となる可能性については、以下の文献等を引用している。

Little ら (1985) 【76】は、ニジマスを用いて6種類の農薬をばく露したときの行動変化（自発的遊泳、遊泳能力、摂食行動、捕食脆弱性）を評価した。摂食行動は、DEF、2,4-DMA 及びメチルパラチオンへのばく露によって最も阻害された。捕食脆弱性は、カルバリル及びペンタクロロフェノールへのばく露によって最も高まった。全ての化学物質は自発的遊泳活動を阻害したが、カルバリル、DEF、及び2,4-DMA のみが遊泳能力に影響を与えた。

行動に関するいくつかのエンドポイントは致死性毒性の指標として有効であり、毒性評価に組み込むべきであるとし、その理由を以下に挙げてゐる。

- ・死亡率だけで提供される毒性評価よりも包括的に評価が可能である。
  - ・短期間の行動試験はより長期的なばく露で明らかになる影響を推定できる。
  - ・行動の測定は、単一の化学物質又は複雑な流出物の慢性毒性を予測することができる。
- また、現場で起こり得る影響を予測することもできる。

Birgeら (1989) 【77】は、二次排水処理場の排水とケンタッキー川流域の淡水流入域において、水汚染物質の下流域への汚染状況の評価、生態系の構造と機能に及ぼす影響の定量化、河川水の毒性の検出と水生生物相への慢性影響を推定するため、ファットヘッドミノーの胚毒性試験と実環境の生物調査を実施した。現地での半止水式試験では、排水の希釈、化学物質の濃度低下、生態学的条件の改善及び毒性の減少について、顕著な下流勾配 (downstream gradient) が認められた。また、毒性試験での胚の生存率と生物調査での大型無脊椎動物の生息数には相関が見られた。さらに、毒性試験で求めた毒性閾値 (LC1) は、生態学的影響が認められなかった実際の排水の希釈率と一致していた。WET試験の結果と野外の試験の結果（多様性や生息数等）に相関性があるという結果となった。

Hansen ら (1999) 【78】は、クラークフォーク川上流を想定した水質条件下で、ニジマスを用いて、金属（銅、カドミウム、鉛、亜鉛）の行動回避試験を実施した。向流回避チャンバを用いて、一定濃度金属溶液をばく露したところ、それぞれの金属の水質基準濃度の10分の1においても回避行動が見られ、高い濃度ではより回避した。ニジマスはブラウントラウトより敏感であり、このことは金属濃度が高い水質ではニジマス生息数が減少することを説明できる。

### 3) 保護レベルが不確実 (Uncertain level of protection) となる場合

WET試験により、保護レベルが不確実(Uncertain level of protection)となる場合の論点と要因について表2-4に整理した。

#### ①生物学的及び非生物学的な要因

Chapman氏は、生物学的要因と非生物学的要因は、実環境中では影響を与えるが、実験室の試験ではそのような影響を与えないと述べており、その根拠として以下の論文を引用している。

La Point ら(1996) 【79】は、生態（環境中）において汚染物質が生物に与える影響は、実験室の環境とは異なり、生物学的要因あるいは非生物学的要因によって影響を受けやすい。

生物学的要因には、汚染物質に対する種の応答性や順応性、種間の相互作用（捕食や競争）、サイズ、週齢、性差、生活スタイルにおける影響の違い、生態系そのものの影響等があり、非生物学的要因には、生息地の状態（底質、水質）、複合影響等がある。

フィールド調査において、受水域での生物の生息環境と排水が流入することで生じる生物へのストレスを正確に把握することは、WET試験の有効性を評価する上で重要である。排水の環境影響を評価するためには、フィールド調査の結果を証拠の重み付けとし、WET試験と組み合わせて使用する必要がある。



表2-4 保護レベルの不確実(Uncertain level of protection) : 論点と要因

論点	保護レベルが不確実となる要因	引用文献
生物的及び非生物的要因	生物的要因と非生物的要因は環境中では影響を与えるが、実験室の WET 試験ではそのような影響はない。	【79】
間欠的な（スラグ）用量	排水成分は、時間と共に変化し、汚染物質の間欠的な（パルス状の）ばく露をもたらす。間欠的なばく露は、WET 試験における連続ばく露と比べて、生物に対して異なる影響を及ぼす。	【80-85】
環境中の混合物との様々な反応	汚染物質の混合物では個々の汚染物質と比較して毒性が高くなることも低くなることも同じであることもある。野外では、実験室とは異なる反応が生じる可能性がある。	【86】
環境中での適応	短期の WET 試験では適応は生じないが野外では適応反応や忌避反応が生じる。	【78】 【87-90】
ホルミシス	「ホルミシス」とは、あるエンドポイントに対して NOEC より 10 倍程度低い領域において、30-60%の応答性が見られるものであり、一般的な生物現象であるとされている。濃度依存的な反応と異なり、「ホルミシス」のような反応に対して WET 試験では考慮されておらず、非定型曲線を示すデータは今でも「異常」として扱う傾向がある。	【91-106】

## ②間欠的なスラグ、用量

Chapman氏は、排水成分は時間と共に変化するため、汚染物質の間欠的な（又はパルス状の）ばく露をもたらすとし、排水は常に変動するために、WET試験における連続ばく露とは異なる影響を生物に及ぼし、場合によっては、間欠的なばく露は、連続ばく露と比較して低毒性を示すと述べている。その根拠として以下の文献等を引用している。

発電所では冷却用に海水を用いているが、熱交換器に藻類が付着すると冷却効率を低下させるため、定期的に塩素を投入している。Fischer ら(1994) 【80】は、排水の残留塩素が生物に与える影響について、急性及び慢性試験で連続ばく露と間欠ばく露を行い、それぞれの影響の違いを調査した。

試験に用いた生物は、甲殻類の *Mysidopsis bahia* と魚類の *Menidia beryllina* で、ばく露条件は、対照区及び5濃度区について、1日2, 4, 6, 8時間の間欠ばく露及び連続ばく露とした。急性毒性のエンドポイントは96時間 LC<sub>50</sub>とした。慢性毒性は7日間行い、エンドポイントは、生存率、成長（乾燥重量）、産卵数、性成熟した個体数等とした。この結果、排水の環境中の影響を考えるなら、間欠ばく露を考慮すべきであり、実験室で行う連続ばく露の結果に基づいて規制するのは過保護であることが示唆された。

フェノキシカルブについて、オオミジンコを使った48時間 LC<sub>50</sub>は0.4 mg/Lであり、比較的毒性は低いが、慢性毒性試験の無影響濃度（NOEC）は0.0016 ug/Lと非常に高い毒性を示す。一方、フェノキシカルブは、環境中では光分解と微生物分解により速やかに分解されるため、標準的な慢性毒性試験（濃度は一定）では毒性を過大評価することが懸念されている。Hosmer ら(1998) 【81】が、フェノキシカルブの環境中濃度を想定したパルス投与毒性試験を行ったところ、フェノキシカルブの推定最大許容毒物濃度（MATC）は26 ug/Lとなり、従来の慢性毒性試験で報告された0.0016 ug/Lとは大きく異なる結果となった。

反対に、間欠ばく露が連続ばく露よりも高い毒性を示すこともある。Chapman氏は、以下の論文を引用することで、生体内での汚染物質の半減期と毒性のメカニズムの可逆性は、F1世代又はF2世代の魚類の潜在的影響を含め、生物へのばく露による影響を決定する重要な要素であると思われると述べている。

Handy (1994) 【82】は、一般的に、間欠ばく露は、同じ濃度の連続ばく露よりも毒性が低くなるが、例外としてアンモニアや酸性条件下でのアルミニウム又は硫酸などは、間欠ばく露における試験期間中の累積ばく露量が、連続ばく露の累積よりも低いにもかかわらず、毒性値が高くなることが報告されている。ばく露期間（用量）と毒性が比例するのは、毒性メカニズムが迅速かつ可逆的である場合であり、上記のように予想と異なる結果が得られた場合は、毒性発現までの閾値、毒性発現に要する時間、毒性メカニズム等を考える必要がある。間欠ばく露は、水生生物に直ちに有害でないかもしれないが、毒性が発現した場合には有害な影響が長引く場合がある。例えば、淡水トラウト *Salvelinus namaycush* は、酸の短時間ばく露を受けると、数週間にわたって成長率が減少した。そのような場合、次世代への繁殖に影響し、魚資源の減少を引き起こすかもしれない。

### ③環境中の混合物と様々な反応を生じる可能性

Chapman氏は、汚染物質の混合物では個々の汚染物質と比較して毒性が高くなることも低くなることも同じになることもあるとし、毒性試験は全体的なものであるため、これらの反応の総体が評価されるが、得られるのは試験した試験生物、エンドポイント、条件についてのみであるとしている。また、野外では、非常に異なる反応が生じる可能性もあるとしている。

さらに、雨水では硬度が低く金属結合能も低いが、この水が実際に、濁った硬度の高い受水域の環境に入る時までには、有機物や懸濁物を蓄積しており、実験室でも環境に対しても毒性を示さなくなるため、流出水の毒性試験で見られた毒性は環境には意味を持たないと述べている。

Bailey ら(1999) 【86】は、ブリティッシュコロンビアの9つの製材所の豪雨による雨水流出水 (storm-water runoff) 試料 (58 試料) の急性毒性 (96-h LC50 等) を、ニジマス幼魚を用いて調べ、このうち急性毒性を示した 41 試料について、その毒性の原因を EPA の TIE (Toxicity Identification Evaluation) 手法に従って調べた。この論文では、試料中の亜鉛濃度と硬度の関係が示され、亜鉛の毒性は硬度に依存しており硬度が低いと毒性が強い。試料中の亜鉛濃度と硬度をプロットし、それに亜鉛の LC50 曲線より上では亜鉛に帰せられる毒性が予測され、これらの試料では一般に EDTA 処理で毒性が減衰したことから、亜鉛が毒性の原因物質と考えられた。

### ④環境中での適応

Chapman氏は、短期のWET試験では適応を生じないが、環境中では適応を生じるとし、適応では短期及び長期のコスト（負荷）を生じることが考えられると述べている。その根拠として以下の文献等を引用している。

Forbes ら(1996) 【87】は、低レベルの汚染物質へのばく露の反応が生態学的にどのような意味をもつかを、コストの観点から検討した。その中で、毒性物質ばく露の結果、適応によりエネルギーを要求する二つの反応（誘導型戦略と構成的戦略）が生じる。誘導型戦略では、エネルギーを大量消費するストレス抵抗プロセス（例えば毒性物質の能動的排出、粘液分泌による排出を含む無毒化）のスイッチを入れる、あるいは忌避行動を生じると述べ、構成的 (constitutive) 戦略では、生産を犠牲にして抵抗性を増加させる、あるいは金属に反応してメタロチオネインを生産する等があると述べている。

誘導型戦略に関する根拠については以下の文献のとおりである。本件についてChapman氏は、忌避行動は魚類にとっては最もコスト（負荷）の低い方法であり、穿孔動物では最もコスト（負荷）の高い方法であると述べている。

Hansen ら(1999) 【78】は、鉱山由来の金属（Cu、Cd、Pb、Zn）で汚染された河川（upper Clark Fork River）においてブラントラウトに比較してニジマスの方が極めて少ない理由について検討するため、実験室にて忌避試験を実施した。この試験の結果、ニジマスがブラントラウトに比較して金属に対する感受性が高く、河川中の濃度の 1/10 の濃度でも忌避行動を起こすことを確認した。

Schere (1992) 【88】は、環境汚染の生態系への影響を予測するための方法として、魚類の行動反応に注目し、その可能性について検討している。魚の行動反応は、統合及び複雑さのレベルにより、反射、運動性行動、種内及び種間の反応に分けられ、選好-忌避行動は運動行動の一つである。温度、光、塩濃度等の物理的・化学的条件への選好-忌避行動を調べる試験は従来から行われており、汚染物質に対する直接的な忌避反応を調べる試験も行われている。

Blaxter ら(1992) 【89】は、水生生物における汚染物質の行動及び感覚系に対する影響についてレビューしており、行動に対する閾値は致死閾値よりもかなり低い場合がある（感度が高い）ことを示している。

この論文では、重金属、農薬、炭化水素及び石油分散剤等が魚類や無脊椎動物において、感覚器への影響等を通して行動に影響を与えた事例等が多数紹介されている。排水に関しては、3.7-9.0%のクラフト工場排水がサケ（coho salmon）の遊泳行動に影響を与えた例が紹介されている。また、様々な水生生物に対する汚染物質の致死閾値と摂餌や行動に影響を与える閾値濃度との関係を示している。

#### ⑤ホルミシス

生物試験データは一般的に、NOEC→LOEC→EC25→EC50のような濃度依存的な応答を示すが、ホルミシスを示す場合は、低濃度側で活性を示すため、用量反応曲線は非定型的な形をとる。Chapman氏は、以下の論文を引用し、「ホルミシス」とは、あるエンドポイントに対してNOECより10倍程度低い濃度で、対照区の30-60%の応答性が見られる現象であり、一般的な生物応答であると言われていると述べている。

Stebbing (1998) 【93】によると、ホルミシスの存在は100年以上前から示唆されており、これまでも少なからず報告されてきたが、一般には受け入れられず、その研究の多くは否定されてきた歴史を持つ。しかしながら、様々な実験データなどからホルミシスを示す化学物質（アルコール、カフェイン、ニコチン、抗生物質、農薬等）における科学的な証拠は存在している（1997年の時点で350件/4000件の論文）。ホルミシスは、対象生物に対して高濃度では毒性を示すが低濃度では活性化し良い作用を及ぼすもので、毒性による影響を軽減する生物の正常な反応の副産物であると定義している。

またChapman氏は、以下の論文を引用し、ホルミティックな反応（現象）は、有機/無機の化学物質に対して、多数の生物の多数のエンドポイントで報告されていること、その中にはWETで用いられる生物も含まれていること、そしてホルミシスと類似の現象はフィールド（生態系）でも見られ

ていることについて述べている。

○ホルミシスを示す化学物質（現象を含む）の例（【93】 Stebbing, 1998; 【101】 Chapman, 1998）

- ・ 必須金属、アルコール、カフェイン、ニコチン、抗生物質、農薬、内分泌かく乱物質等

○WET試験で用いる生物によるホルミシス応答の事例

- ・ ヨコエビやユスリカを使ったコロンビア川周辺の生態リスク評価（【98】 Delistraty et.al., 1998）
- ・ 淡水単細胞緑藻類を使ったシェールオイル回収中に生じる水のWET試験（【97】 Delistraty, 1986）  
光合成と生長阻害試験をエンドポイントとしている。サンプルは採取した水試料、親水性分画、親有機性分画の3種類で、それぞれの影響をEC50で算出している。試験の結果、低濃度で統計学的に有意な刺激（阻害ではない）が観察され、高濃度では阻害されている。

○生態系におけるホルミシスと類似の事例（【102】 Connell, 1978; 【103】 Huston, 1979）

- ・ ホルミシスと類似の現象はフィールド（生態系）でも見られており、低～中程度にかく乱された生態系や、かく乱が起きてから低～中程度の時間が経過した生態系では、個体群が豊か（より多様性）であると報告されている。
- ・ 熱帯雨林とサンゴ礁における生物多様性に関する研究から生態系が乱される頻度、経過時間、規模が「低～中程度」であった場合、その生態系は高い多様性を示すことが報告されている。
- ・ 個体群の動的平衡モデルに関する研究では、個体群の減少の割合が低～中程度であると、各個体の成長率が低くなり、競合平衡状態へのアプローチが遅れ、結果として個体群の競争的排除を妨げる効果が高まるため、生物の多様性をより維持できると報告されている。

WET試験とホルミシスについて、Chapman氏は、現在のWET試験はホルミシスを除外しており、ホルミシスの検出を考慮に入れるならば、現行のWET試験の手法は改良すべきであるとし、低濃度側を含めた適切な濃度設定の必要性（例えば、設定濃度（試験濃度の幅）を決める際に、環境動態モデルを使用する等）、濃度依存的な単純な曲線となることを前提とした現行の統計解析よりも、一般化線形モデルを用いた解析のほうが適切であることを主張している。

また、WETでホルミシスを受け入れるためには生態影響試験におけるパラダイムシフトが必要であるとし、ホルミシスでは低濃度の暴露が生物にとって有益となるため、今のNOECやEC<sub>x</sub>値では、水生生物に対して有益となるデータは得られないかもしれないと述べている。

### (5) 野外の状況との比較 (Comparisons to field conditions)

WET試験と野外の状況との比較により、WET試験が排水先の環境における影響や影響の欠如について信頼できる予測ツールではないとChapman氏は主張している。WET試験の結果が野外の状況と異なる場合の論点と要因について表2-5に整理した。

表2-5 野外の状況との比較 (Comparisons to field conditions) : 論点と要因

論点	WET試験結果とフィールド試験が異なる要因	引用文献
WET試験の定性、定量の正確さ	EPAの研究等では、予測精度や定量的な比較がされていない。	【4, 6, 77, 107-112】
WET試験結果と生態系試験結果の不一致	WET試験結果と排水が流入する環境での障害 (impairment) が一致する確率は低い。	【16,17, 72, 85, 113, 115-120】
WET試験と野外での条件の違い	実験室と野外には基本的な条件の違いがあるため、WET試験の結果を他の適切な関連情報とともに検討することが重要。	【16-17, 79, 111, 121-131】

#### ①WET試験の定性、定量の正確さ

WET試験と排水が流入する河川での影響を比較したEPAの研究等(1980年代)では、定性的に一致していることが報告されているが、Chapman氏は、本件がサイトの選択によりバイアスが生じたことと批判されていること、予測精度も示されていないことを指摘している。また、以下の文献を引用し、WET試験とフィールド(特に流入水 (instream) の毒性が低い地点)では定量的な比較があまり行われていないと述べている。

Birgeら(1989)【77】は、WET基準(WET Limits)の正確性を水生生物群集への影響評価等により実際に検証した例はまれであり、魚類では予測性があるが無脊椎動物では予測性がない。

#### ②WET試験の結果と生態系の試験結果における不一致

Chapman氏は、WET試験結果と排水が流入する環境での障害(ダメージ)が一致する確率は低いと述べている。また、実験室で求めた毒性閾値はフィールドで見られた閾値より高く、WET試験では過小保護となり、安全係数等を使用する考えもあるが、この場合一般に過剰保護となると述べている。

#### ③WET試験と野外での条件の違い

実験室とフィールドは基本的に条件が異なる。Chapman氏は、野外の生物は、実験室の生物とは非常に異なる条件下で生存することが多く、野外で観察されることが必ずしも実験室の試験結果で確認できるわけではなく、その反対もあり得ると述べている。実際に水質が悪い環境では、点発生源及び非点発生源の複雑な相互作用や、物理的要素により生息環境に障害が生じており、WET試験の結果については、他の適切な関連情報とともに検討することが重要であるとしている。

## (6) リスクの定量化について

リスクの定量化について、論点とその内容を表2-6に整理した。

表2-6 リスクの定量化：論点とその内容

論点	内容	引用文献
ハザード vs. リスク アセスメント (Hazard versus risk assessment)	WETはハザード評価に過ぎず、リスクアセスメントの初期段階 (問題の発見)に適しており、リスクの定量化には他の情報が 必要である。	【132-134】
WET 試験の誤用 (Misuse of WET tests)	WET試験は必ずしも排出先の環境の状態について信頼できる予 測因子ではないので、WET試験を単独で使用すべきではない。 米国及びカナダのWETの使い方は誤用である。	【135】
リスク評価 (Risk assessment)	EPAの生態リスク評価の流れは、複数の要因に対して複数のア プローチを段階的に行って総合的に評価するものである。また、 試験生物に対するリスクが明らかになっても、適切な実環境に 関する情報なしでは、排出先の環境リスクには直接つながら ない。	【136-139】
WET 試験の適切な 使用 (Appropriate use of WET tests)	WETは意思決定のための証拠の重み付けアプローチの一つに過 ぎないとし、因果関係を明らかにするための毒性確認試験等の 特別な試験を援用することが重要である。	【79, 112, 142-143】

### ①ハザードvs.リスクアセスメント (Hazard versus risk assessment)

Chapman氏は、WET試験は生態リスク評価の第一段階であるハザードの確認と問題の設定(明確化、problem formulation)において役割を果たすとし、WET試験で生態リスク評価を行うには追加の情報(土着生物の健康状態の測定、長期の実験室又は野外でのバイオアッセイ、毒性同定評価等)が必要となるとしている。また、Warren-Hicks と Parkhurst【134】の論文を引用し、WET試験で基準を1回超過しても、環境に悪影響を及ぼす可能性はあるとみなすべきでなく、特に単一のWET試験結果を受水域の環境に外挿する場合は不確実性が高くなることがあると述べている。

### ②WETテストの誤用 (Misuse of WET tests)

EPAは1991年5月、「水質プログラムにおける生物学的評価及びクライテリアの利用に関する方針」という文書を発出している。Chapman氏は、EPAでは、ハザードの確認に、毒性試験、化学分析、土着生物社会の構造の測定の3つの手段を別々に検討しており、ハザードの確認からリスク評価に進めていないとし、排出先の環境の情報と切り離してWET試験の結果を検討する(consider)ことができるとする米国EPAの独立した適用の概念(concept of independent application)は誤用の例であると主張している。

また、独立した適用が正当化されるのは、それぞれの手段が他の手段を予測する場合のみであるが、WET試験は、必ずしも排出先の環境の状態について信頼できる予測因子ではないと述べている。本件についてChapman氏は、WET試験はリスクではなくハザードを特定するためにのみ使用され、単独で使用すべきではないと主張している。

EPA (1991) 【135】は、1991年5月、「水質プログラムにおける生物学的評価及びクライテリアの利用に関する方針」という文書を発出した。この中で、概略を下記のように記している。

- ①米国の水域における生物学的健全性 (biological integrity) を回復・維持するために、州の水質プログラムにおいて、生物調査を毒性試験及び化学分析と完全に一体化させるべきであるというのが EPA の方針である。
- ②州の水質基準 (water quality standards) で指定された水生生物の利用の達成/未達成の評価において、全排水及び環境毒性試験及び化学分析とともに、生物調査 (biological survey) を使用すべきであると EPA は認識している。
- ③これらの三つの各方法は、指定された水生生物の利用の障害 (impairment) の有効な評価を提供できると EPA は認識している。したがって、三つの評価方法のいずれか一つが、水質基準が達成されていないことを示した場合は、規制権限の使用も含めて、達成のために適切な措置を講じるべきであるというのが EPA の方針である。
- ④州が生物学的健全性に適切に対応する水生生物の使用を指定し、これらの使用を保護するのに必要な生物学的クライテリア (biological criteria) を採択すべきであるというのも EPA の方針である。
- ⑤基準の達成/未達成に関する情報は、優先順位の策定、管理の有効性の評価、及び規制上の判断に用いられるべきである。
- ⑥本方針の実施には州と EPA との密接な協力が必要である。EPA は国のガイダンスと技術的支援を提供するが、具体的な評価方法及び生物学的クライテリアは州ごとに採択すべきである。
- ⑦EPA は監督の役割により、評価手順及び生物学的クライテリアが、国内水域における生態学的及び地理的な重要な違いを反映し、しかし、水質浄化法と一致した国としての一貫性を保持するものとなるよう、州と連携する所存である。

同様に、カナダ漁業法も WET試験誤用 の一つであり、環境への害を引き起こす可能性のあるものを毒物とみなし、用量 (又は濃度) によって毒性を持つようになるという環境毒性学の基本的な考え方の一つを無視していると述べている。

### ③ リスク評価 (Risk assessment)

EPAの生態リスク評価の流れは、複数の要因に対して複数のアプローチを段階的に行って総合的に評価するもので、EPAのWET試験に関する独立した適用の概念とは異なる。Chapman氏は、リスクアセスメントには、独立した適用ではなく、共同適用が含まれていると述べている。生態リスク評価の第1段階は問題の定式化又はハザード評価であり、ここではしばしば毒性試験 (例えば、WET試験) が用いられ、潜在的な発生源及びストレス要因 (sources and stressors of potential concern) が特定されるとしている。

また、定量的なリスク評価には、リスクを定量化する数値が必要であり、これに関して、WET試験の測定エンドポイントは、定量的なリスク評価に適切であるが、試験生物に対するリスクが明らかになっても、適切な実環境に関する情報なしでは、排出先の環境リスクには直接つながらないと述べている。

さらに、Chapman氏は、定量的な確率論的生態リスク評価を行い、排水に対する土着の生物群集の実際のばく露の期間と大きさを評価する必要があるとし、生態リスク評価では、排水のみでなく、全ての潜在的に懸念のあるストレスを考慮し、更に不確実性を定量しなければならないと主張している。

以下に EPA (1992) 【136】の生態リスクアセスメントフレームワークを紹介する。最初に、計画段階 (Planning) において管理目標、リスクアセスメントの目的が設定され、実施のために利用可能なリソースに関する合意がなされ、次に実施段階において、問題の明確化、分析、リスクの特徴付けの順に三つの段階に従って評価が行われる。

第一段階：問題の明確化 (PROBLEM FORMULATION)

- ・発生源、ストレス要因、影響、生態系と棲息生物の特徴に関する情報収集
- ・評価エンドポイントと概念モデルの作成
- ・分析計画

第二段階 分析 (ANALYSIS)

- ・ばく露の特徴付け／生態影響の特徴付け
- ・ばく露量の調査、生態系及び生息生物の調査、影響の分析
- ・概念モデルを使って、ばく露の性質と生態学的反応を特徴付ける
- ・ばく露プロファイルとストレス応答プロファイルを作成

第三段階 リスクの特徴付け (RISK CHARACTERIZATION)

- ・リスクの推定 (Risk Estimation)：分析の結果からリスクが統合される。  
(前提条件の要約、科学的不確実性、リスク分析の強みと限界を含む)
- ・リスクの説明 (Risk Description)：生態学的可逆性の解釈、不確実性、証拠の説明を含む

リスク評価の実施後は、悪影響の可能性を含め評価の結果がリスク管理者に伝えられる。リスク管理者は、結果を利害関係者に伝え、社会的、法的、政治的、経済的に基づく特定されたリスクに対して行動を選択する。

④WET試験の適切な使用 (Appropriate use of WET tests)

WET試験の適切な使用について、Chapman氏は、WET試験は懸念のある排水の毒性を確認し、説明するのに適していると述べており、その例として、【142】Marshallの文献と水環境研究基金のコメントを紹介している。

水環境研究基金ではWETについて、「理想的には、リスクに基づくアプローチの必要性を示す旗印の役割を果たすものであり、個々の点発生源に対してリスク評価の枠組みを適用する代りとなる、「低コストの代替物」と考えることができる。」とし、「WETが生態リスクのどの程度効果的な指標となり得るかについては、議論の余地が残されている。」としている。

Marshall (1999) 【142】は、WET試験について「将来の低流量事象 (low flow events) に対して排水毒性を予測するためにデザインされた単純な規制ツールであり、合理的に信頼できる防止の手段 (TIE / TRE) を提供する。低流量事象以外に関連する環境条件は、WET試験の一部として評価されることを意図されていない。」と述べている。また、「WET試験を「変数、主観及び間接測定」として分類し、WETの限界はあるものの、いくつかの常識を許容するための十分な規制の柔軟性があれば、WET試験のばらつき、信頼性、又は環境関連性といったいくつかの問題をもしかしたら解決できるかもしれない」と述べている。

また、WET試験は、意思決定へのweight of evidence approach (証拠の重み付け) の一部に過ぎず、化学分析や排水先の環境における生物評価も含まれなければならないと述べている。さらに、因果関係を明らかにするための毒性確認試験等の特別な試験を援用することが重要であるとしている。

以上の知見から、ChapmanはWETの適切な使い方について、96時間のLC50試験ではなく、頻繁に



できる合否試験（対照区とあらかじめ設定された排液濃度、例えば100%）を行うことがより有用であり、WET試験の結果は、最悪の場合を想定した濃度ではなく、試験時の排水先の環境における実際の排水濃度に関連している必要があると主張している。

### 総説中に用いられた引用文献

1. Hynes HBN. 1960. *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool University Press, Liverpool, UK.
2. Anderson BG. 1980. Aquatic invertebrates in tolerance investigations from Aristotle to Naumann. In Buikema AL Jr, Cairns J Jr, eds, *Aquatic Invertebrate Bioassays*, Vol 3. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp 3–35.
3. American Public Health Association. 1955. *Standard Methods for the Examination of Water, Sewage and Industrial Wastes*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, DC.
4. U.S. Environmental Protection Agency. 1991. Technical support document for water quality-based toxics control. EPA/505/2-90-001. Technical Report. Washington, DC.
5. U.S. Environmental Protection Agency. 1996. Regions 9 and 10 guidance for implementing whole effluent toxicity testing programs. Technical Report. Seattle, WA.
6. Grothe DR, Dickson KL, Reed-Judkins DK. 1996. *Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, USA.
7. Mount DI. 1998. Midcourse corrections in WET testing program. *Soc Environ Toxicol Chem News* 18(2):19–20.
8. Calow P. 1994. Ecotoxicology: What are WETrying to protect? *Environ Toxicol Chem* 13:1549.
9. Fulk FA. 1996. Whole effluent toxicity testing variability: A statistical perspective. In Grothe DR, Dickson KL, Reed-Judkins DK, eds, *Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, USA, pp 172–179.
10. Washington State Biomonitoring Science Advisory Board. 1994. West Coast marine species chronic variability study: Criteria for acceptable variability of marine chronic test methods. Olympia, WA, USA.
11. Warren-Hicks W, Parkhurst BR. 1992. Performance characteristics of effluent toxicity tests: Variability and its implications for regulatory policy. *Environ Toxicol Chem* 11:793–804.
12. Chapman PM. 1995. Ecotoxicology and pollution—Key issues. *Mar Pollut Bull* 31:167–177.
13. Lee DR. 1980. Reference toxicants in quality control of aquatic bioassays. In Buikema AL Jr, Cairns J Jr, eds, *Aquatic Invertebrate Bioassays*. STP 715. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp 188–199.
14. U.S. Environmental Protection Agency. 1990. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. EPA/600/4-90/27. Technical Report. Washington, DC.
15. Baird RB, Berger R, Gully J. 1996. Improvements in point estimation methods and application to controlling aquatic toxicity test reliability. In Grothe DR, Dickson KL, Reed-Judkins DK, eds, *Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, pp 103–130.
16. Diamond J, Daley C. 2000. What is the relationship between whole effluent toxicity and instream biological condition? *Environ Toxicol Chem* 19:158–168.
17. Diamond J, Daley C, Moore T. 1999. What is the relationship between whole effluent toxicity and instream biological condition? Final Report. Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA, USA.
18. Chapman PM, Cardwell RS, Chapman PF. 1996. A warning: NOECs are inappropriate for regulatory use. *Environ Toxicol Chem* 15:77–79.
19. Bailer AJ, Oris JT. 1999. What is an NOEC? Non-monotonic concentration–response patterns want to know. *SETAC News* 19(2):22–24.
20. Beaty V. 1999. Non-monotonicity: Ignore it and it goes away, legitimately. But first, a logical inconsistency in NOECs. *SETAC News* 19(2):24–25.
21. Baird RB, Bailer AJ, Berger R, de Vlaming V, Gully JR, Lillebo P, Oris JT. 1997. More on WET tests and statistics: Moving aquatic toxicity testing beyond toxicity units. *SETAC News* 17(1):15–16.
22. Chapman PM, Paine MD, Moran T, Kierstead T. 1994. Refinery water (intake and effluent) quality: Update of 1970s with 1990s toxicity testing. *Environ Toxicol Chem* 13:897–909.
23. Elnabarawy MT, Welter AN, Robideau RR. 1986. Relative sensitivity of three daphnid species to selected organic and inorganic chemicals. *Environ Toxicol Chem* 5:393–398.

24. Lilius H, Haastbacka T, Isomaa B. 1995. A comparison of the toxicity of 30 reference chemicals to *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*. *Environ Toxicol Chem* 14:2085–2088.
25. Soares AMVM, Baird DJ, Calow P. 1992. Interclonal variation in the performance of *Daphnia magna* Strauss in chronic bioassays. *Environ Toxicol Chem* 11:1477–1483.
26. Duan Y, Guttman SI, Oris JT. 1997. Genetic differentiation among laboratory populations of *Hyalella azteca*: Implications for toxicology. *Environ Toxicol Chem* 16:691–695.
27. Schlueter MA, Guttman SI, Oris JT, Bailer AJ. 1995. Survival of copper-exposed juvenile fathead minnows (*Pimephales promelas*) differs among allozyme genotypes. *Environ Toxicol Chem* 14:1727–1734.
28. Schlueter MA, Guttman SI, Oris JT, Bailer AJ. 1997. Differential survival of fathead minnows, *Pimephales promelas*, as affected by copper exposure, prior population stress, and allozyme genotypes. *Environ Toxicol Chem* 16:939–947.
29. Mount DI, Norberg TJ. 1984. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environ Toxicol Chem* 3:425–434.
30. Cowgill UM, Takahashi IT, Applegath SL. 1985. A comparison of the effect of four benchmark chemicals on *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*-affinis tested at two different temperatures. *Environ Toxicol Chem* 4:415–422.
31. Koriñek V, Hebert PDN. 1996. A new species complex of *Daphnia* (Crustacea, Cladocera) from the Pacific Northwest of the United States. *Can J Zool* 74:1379–1393.
32. Chapman PM, Brinkhurst RO. 1987. Hair today, gone tomorrow (induced setal changes in tubificid oligochaetes). *Hydrobiologia* 155:45–55.
33. Chapman PM, Allen HE, Godtfredsen K, Z'Graggen MN. 1996. Evaluation of bioaccumulation factors in regulating metals. *Environ Sci Technol* 30:448A–452A.
34. Cowgill UM, Williams DM, Benjamin Esquivel J. 1984. Effects of maternal nutrition on fat content and longevity of neonates of *Daphnia magna*. *J Crustacean Biol* 4:173–190.
35. Cowgill UM, Keating KI, Takahashi IT. 1985. Fecundity and longevity of *Ceriodaphnia dubia*/affinis in relation to diet at two different temperatures. *J Crustacean Biol* 5:420–429.
36. Cowgill UM, Hopkins DL, Applegath SL, Takahashi IT, Brooks SD, Milazzo DP. 1985. Brood size and neonate weight of *Daphnia magna* produced by nine diets. In Bahner RC, Hansen DJ, eds, *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: 8th Symposium*. STP 891. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp 233–244.
37. Cowgill UM, Emmel HW, Hopkins DL, Takahashi IT, Parker WM. 1986. Variation in chemical composition, reproductive success and body weight of *Daphnia magna* in relation to diet. *Int Rev Gesamten Hydrobiol* 71:79–99.
38. Norberg-King TJ, Schmidt S. 1993. Comparison of effluent toxicity results using *Ceriodaphnia dubia* cultured on several diets. *Environ Toxicol Chem* 12:1945–1955.
39. Taylor G, Baird DJ, Soares AMVM. 1998. Surface binding of contaminants by algae: Consequences for lethal toxicity and feeding to *Daphnia magna* Strauss. *Environ Toxicol Chem* 17: 412–429.
40. Stewart AJ, Konetsky BK. 1998. Longevity and reproduction of *Ceriodaphnia dubia* in receiving waters. *Environ Toxicol Chem* 17:1165–1171.
41. Lewis PA, Horning WB II. 1991. Differences in acute toxicity test results of three reference toxicants on *Daphnia* at two temperatures. *Environ Toxicol Chem* 10:1351–1357.
42. Girling AE, Garforth BM. 1989. Influence of variations in culture medium on the survival and reproduction of *Daphnia magna*. *Bull Environ Contam Toxicol* 42:119–125.
43. Cowgill UM, Emmel HW, Hopkins DL, Applegath SL, Takahashi IT. 1986. The influence of water on reproductive success and chemical composition of laboratory reared populations of *Daphnia magna*. *Water Res* 20:317–323.
44. Winner RW. 1989. Multigenerational life-span tests of the nutritional adequacy of several diets and culture waters for *Ceriodaphnia dubia*. *Environ Toxicol Chem* 8:513–520.
45. Hutchinson TW, Williams TD. 1994. Culturing of fathead minnow (*Pimephales promelas* L.) larvae for aquatic toxicity testing: An observational note. *Environ Toxicol Chem* 13:665–669.
46. Phillips BM, Anderson BS, Hunt JW. 1998. Spatial and temporal variation in results of purple urchin (*Strongylocentrotus purpuratus*) toxicity tests with zinc. *Environ Toxicol Chem* 17:453–459.
47. Kszos LA, Stewart AJ, Sumner JR. 1997. Evidence that variability in ambient fathead minnow short-term chronic tests is due to pathogenic infection. *Environ Toxicol Chem* 16:351–356.
48. Environmental Protection Service. 1992. Biological test method: Test of reproduction and survival using the cladoceran *Ceriodaphnia dubia*. Technical Report. Environment Canada, Environmental Protection Service, Ottawa, ON.
49. U.S. Environmental Protection Agency. 1994. Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving water to freshwater organisms. EPA-600-4-91-002. Technical Report. Cincinnati, OH.
50. Chapman PM, Farrell MA, Brinkhurst RO. 1982. Effects of species interactions on the survival and respiration

- of *Limnodrilus hoffmeisteri* and *Tubifex tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae) exposed to various pollutants and environmental factors. *Water Res* 16:1405–1408.
51. McGee RL, Wright DA, Fisher DJ. 1998. Biotic factors modifying acute toxicity of aqueous cadmium to estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus*. *Arch Environ Contam Toxicol* 34:34–40.
  52. Rand GM. 1995. *Fundamentals of Aquatic Toxicology*, 2nd ed. Taylor & Francis, Washington, DC.
  53. Environmental Protection Service. 1990. Biological test method: Acute lethality test using rainbow trout. EPS 1/RM/9. Technical Report. Environment Canada, Environmental Protection Service, Ottawa, ON.
  54. Bradshaw A. 1952. Populations of *Agrostis tenuis* resistant to lead and zinc poisoning. *Nature* 169:1089.
  55. Antonovics J, Bradshaw AD, Turner RG. 1971. Heavy metal tolerances in plants. *Adv Ecol Res* 7:1–85.
  56. Klerks PL, Weis JS. 1987. Genetic adaptation to heavy metals in aquatic organisms: A review. *Environ Pollut* 45:173–205.
  57. Postma JF. 1995. Adaptation to metals in the midge *Chironomus riparius*. PhD thesis. University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands.
  58. Leppänen MT, Postma JF, Groenendijk D, Kukkonen JVK, Buckert-de Jong MC. 1998. Feeding activity of midge larvae (*Chironomus riparius* Meigen) in metal-polluted river sediments. *Ecotoxicol Environ Saf* 41:251–257.
  59. Diamond SA, Oris JT, Guttman SI. 1995. Adaptation to fluoranthene exposure in a laboratory population of fathead minnows. *Environ Toxicol Chem* 14:1393–1400.
  60. Wallace WG, Lopez GR, Levinton JS. 1998. Cadmium resistance in an oligochaete and its effect on cadmium trophic transfer to an omnivorous shrimp. *Mar Ecol Prog Ser* 172:225–237.
  61. Giller KE, Witter E, McGrath SP. 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review. *Soil Biol Biochem* 30:1389–1414.
  62. Wilson JB. 1988. The cost of heavy-metal tolerance: An example. *Evolution* 42:408–413.
  63. Niederlehner BR, Cairns JR Jr. 1992. Community response to cumulative toxic impact: Effects of acclimation on zinc tolerance of aufwuchs. *Can J Fish Aquat Sci* 49:2155–2163.
  64. Postma JF, Mols S, Larsen H, Admiraal W. 1995. Life-cycle changes and zinc shortage in cadmium-tolerant midges, *Chironomus riparius* (Diptera) reared in the absence of cadmium. *Environ Toxicol Chem* 14:117–122.
  65. Keating K, Dagbusan B, Caffrey P. 1996. Buffers in daphnid culture and bioassay. *Environ Toxicol Chem* 15:348–352.
  66. Caffrey PB, Keating KI. 1997. Results of zinc deprivation in daphnid culture. *Environ Toxicol Chem* 16:572–575.
  67. Chapman PM, McPherson C, MacCay C. 1996. Natural pollution and the NPDES permit process: The Red Dog Mine, Alaska. Abstracts, 17th Annual Meeting, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Washington, DC, November 17–21, p230.
  68. Runnells DD, Shepherd TA, Angino EE. 1992. Determining natural background concentrations in mineralized areas. *Environ Sci Technol* 26:2316–2323.
  69. Nimmo DWR, Parrish LP, Castle CJ. 1998. Streams naturally contaminated by metals—What can we learn from them? *SETAC News* 18(1):26–27.
  70. Dorn PB, Rodgers JH Jr. 1989. Variability associated with identification of toxics in National Pollutant Discharge Elimination System effluent toxicity tests. *Environ Toxicol Chem* 8:893–902.
  71. Grothe DR, Johnson DE. 1996. Bacterial interferences in whole effluent toxicity tests. *Environ Toxicol Chem* 15:761–764.
  72. Dorn PB. 1996. An industrial perspective on whole effluent toxicity testing. In Grothe DR, Dickson KL, Reed-Judkins DK, eds, *Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, USA, pp 16–37.
  73. Chapman PM, Bailey H, Canaria E. 2000. Toxicity of total dissolved solids associated with two mine effluents to chironomid larvae and early life stages of rainbow trout. *Environ Toxicol Chem* 19:210–214.
  74. Chapman PM, Brinkhurst RO. 1984. Lethal and sublethal tolerances of aquatic oligochaetes with reference to their use as a biotic index of pollution. *Hydrobiologia* 115:139–144.
  75. Persoone G, Van de Vel A, Van Steertegem M, De Nayer B. 1989. Predictive value of laboratory tests with aquatic invertebrates: Influence of experimental conditions. *Aquat Toxicol* 14:149–166.
  76. Little EE, Archeski RD, Flerov BA, Koslovskaya VI. 1985. Behavioural indicators of sublethal toxicity in rainbow trout. *Arch Environ Contam Toxicol* 19:380–385.
  77. Birge MT, Black HA, Short TM. 1989. A comparative ecological and toxicological investigation of a secondary waste-water treatment plant effluent and its receiving stream. *Environ Toxicol Chem* 8:437–450.
  78. Hansen JA, Woodward DF, Little EE, DeLonay AJ, Bergman HL. 1999. Behavioural avoidance: Possible mechanism for explaining abundance and distribution of trout species in a metalimpacted river. *Environ Toxicol Chem* 18:313–317.

79. La Point TWET al. 1996. Field assessments. In Grothe DR, Dickson KL, Reed-Judkins DK, eds, *Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, USA, pp 191–227.
80. Fisher DJ, Burton DT, Yonkos LT, Turley SD, Turley BS, Ziegler GP, Zillioux EJ. 1994. Acute and short-term chronic effects of continuous and intermittent chlorination on *Mysidopsis bahia* and *Menidia beryllina*. *Environ Toxicol Chem* 13:1525–1534.
81. Hosmer AJ, Warren LW, Ward TJ. 1998. Chronic toxicity of pulse-dosed fenoxycarb to *Daphnia magna* exposed to environmentally realistic concentrations. *Environ Toxicol Chem* 17: 1860–1866.
82. Handy RD. 1994. Intermittent exposure to aquatic pollutants: Assessment, toxicity and sublethal responses in fish and invertebrates. *Comp Biochem Physiol C* 107:171–184.
83. Cairns J Jr, Thompson KW, Hendricks AC. 1981. Effects of fluctuating, sublethal applications of heavy metal solutions upon the gill ventilatory response of bluegills (*Lepomis macrochirus*). EPA-600/S3-81-003. Technical Report. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN.
84. Ingersoll CG, Winner RW. 1982. Effect on *Daphnia pulex* (De Geer) of daily pulse exposures to copper or cadmium. *Environ Toxicol Chem* 1:321–327.
85. Brooks AW, Maltby L, Saul AJ, Calow P. 1996. A simple indoor artificial stream system designed to study the effects of toxicant pulses on aquatic organisms. *Water Res* 30:285–290.
86. Bailey HC, Elphick JR, Potter A, Chao E, Konasewich D, Zak JB. 1999. Causes of toxicity in stormwater runoff from sawmills. *Environ Toxicol Chem* 18:1485–1491.
87. Forbes VE, Calow P. 1996. Costs of living with contaminants: Implications for assessing low-level exposures. *Biol Effects Low Level Expos Newsl* 4(3):1–7.
88. Scherer E. 1992. Behavioural responses as indicators of environmental alterations: Approaches, results, developments. *J Appl Ichthyol* 8:122–131.
89. Blaxter JHS, Ten Hallers-Tjabbes CC. 1992. The effect of pollutants on sensory systems and behaviour of aquatic animals. *Neth J Aquat Ecol* 26:43–58.
90. Cosson RP. 1997. Adaptation des organismes hydrothermaux a` la contrainte me´tallique. *Bull Soc Zool Fr* 122:109–126.
91. Calabrese EJ, Baldwin LA, Hoffman CD. 1999. Hormesis: A highly generalized and reproducible phenomenon with important implications for risk assessment. *Risk Anal* 19:261–281.
92. Stebbing ARD. 1982. Hormesis—The stimulation of growth by low levels of inhibitors. *Sci Total Environ* 22:213–234.
93. Stebbing ARD. 1998. A theory for growth hormesis. *Mutat Res* 403:249–258.
94. Holland CD. 1999. Chemical hormesis. *SETAC News* 19(1):23–24.
95. Calabrese EJ, Baldwin LA. 1997. The dose determines the stimulation (and poison): Development of a chemical hormesis database. *Int J Toxicol* 16:545–559.
96. Calabrese EJ, Baldwin LA. 1997. Chemical hormesis: Scientific foundations, documentation and implications for risk assessment. Final Report. School of Public Health Environmental Health Sciences, University of Massachusetts, Amherst, MA, USA.
97. Delistraty DA. 1986. Growth and photosynthetic response of a freshwater alga, *Selenastrum capricornutum*, to an oil shale byproduct water. *Bull Environ Contam Toxicol* 36:114–121.
98. Delistraty DA, Yokel J. 1998. Ecotoxicity of river and spring sediment along Hanford Reach. *Bull Environ Contam Toxicol* 61:746–753.
99. Kerr DR, Meador JP. 1996. Modelling dose response using generalized linear models. *Environ Toxicol Chem* 15:395–401.
100. Bailer AJ, Oris JT. 1997. Estimating inhibition concentrations for different response scales using generalized linear models. *Environ Toxicol Chem* 16:1554–1559.
101. Chapman PM. 1998. New and emerging issues in ecotoxicology—The shape of testing to come? *Aust J Ecotoxicol* 4:1–7.
102. Connell JH. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302–1310.
103. Houston M. 1979. A general theory of species diversity. *Am Nat* 113:81–101.
104. Santillo D, Stringer DL, Johnston PA, Tickner J. 1998. The Precautionary Principle: Protecting against failures of scientific method and risk assessment. *Mar Pollut Bull* 36:939–950.
105. Anonymous. 1998. Results of low-dose exposure research may challenge the theoretical basis of toxicology. *Environ Sci Technol* 32:485A–486A.
106. Washington Department of Ecology. 1998. Laboratory guidance and whole effluent toxicity test review criteria. Technical Report. Publication WQ-R-95-80 revised December 1998. Olympia, WA, USA.
107. Eagleson KW, Lenat DL, Ausley LW, Winborne FB. 1990. Comparison of measured instream biological responses with responses predicted using the *Ceriodaphnia dubia* chronic toxicity test. *Environ Toxicol Chem* 9:1019–1028.
108. Dickson KL, Waller WT, Kennedy JH, Ammann TP. 1992. Assessing the relationship between ambient

- toxicity and instream biological response. *Environ Toxicol Chem* 11:1307–1322.
109. Marcus MD, McDonald LL. 1992. Evaluating the statistical bases for relating receiving water impacts to effluent and ambient toxicities. *Environ Toxicol Chem* 11:1389–1402.
  110. Diamond J, Gerardi C. 1997. When do WET test results accurately predict instream toxicity to biota? *SETAC News* 17(3): 15–16.
  111. Clements WH, Kiffney PM. 1996. Validation of whole effluent toxicity tests: integrated studies using field assessments, microcosms, and mesocosms. In Grothe DR, Dickson KL, Reed-Judkins DK, eds, *Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, USA, pp 229–244.
  112. Water Environment Research Foundation. 1998. Watershedscale ecological risk assessment. Final Report. Project 93-IRM-4A. Alexandria, VA, USA.
  113. Clements WH, Kiffney PM. 1994. Integrated laboratory and field approach for assessing impacts of heavy metals at the Arkansas River, Colorado. *Environ Toxicol Chem* 13:397–404.
  114. Sarakinos HC, Rasmussen JB. 1998. Use of bioassay-based whole effluent toxicity (WET) tests to predict benthic community response to a complex industrial effluent. *J Aquat Ecosyst Stress Recov* 6:141–157.
  115. Crossland NO, Mitchell GC, Dorn PB. 1992. Use of outdoor artificial streams to determine threshold toxicity concentrations for a petrochemical effluent. *Environ Toxicol Chem* 11:49–59.
  116. Pontasch K, Miderlehner BR, Cairns J Jr. 1989. Comparisons of single species, microcosm and field responses to a complex effluent. *Environ Toxicol Chem* 8:521–532.
  117. Chapman PM, Fairbrother A, Brown D. 1998. A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment. *Environ Toxicol Chem* 17:99–108.
  118. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals. 1997. The value of aquatic model ecosystem studies in ecotoxicology. Technical Report 73. Brussels, Belgium.
  119. Dorn PB, Van Compernelle R, Meyer CL, Crossland NO. 1991. Aquatic hazard assessment of the toxic fraction from the effluent of a petrochemical plant. *Environ Toxicol Chem* 10:691–703.
  120. Van Straalen NM, Denneman CAJ. 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotoxicol Environ Saf* 18:241–251.
  121. Kimball KD, Levin SA. 1985. Limitations of laboratory bioassays: The need for ecosystem-level testing. *BioScience* 35: 165–171.
  122. Waller WT, et al. 1996. Predicting instream effects from WET tests. In Grothe DR, Dickson KL, Reed-Judkins DK, eds, *Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, USA, pp 271–286.
  123. Kooijman SALM. 1991. Effects of feeding conditions on toxicity for the purpose of extrapolation. *Comp Biochem Physiol C* 100: 305–310.
  124. Chapman PM. 1995. Extrapolating laboratory toxicity results to the field. *Environ Toxicol Chem* 14:927–930.
  125. Chapman PM. 1995. Do sediment toxicity tests require field validation? *Environ Toxicol Chem* 14:1451–1453.
  126. Minns CK, Kelso JRM, Randall RG. 1996. Detecting the response of fish to habitat alterations in freshwater ecosystems. *Can J Fish Aquat Sci* 53(Suppl. 1):403–414.
  127. Seitz A, Ratte HT. 1991. Aquatic ecotoxicology: On the problems of extrapolation from laboratory experiments with individuals and populations to community effects in the field. *Comp Biochem Physiol C* 100:301–304.
  128. Odum WE, Odum EP, Odum HT. 1995. Nature's pulsing paradigm. *Estuaries* 18:547–555.
  129. Matthews RA, Landis WG, Matthews GB. 1996. The community conditioning hypothesis and its application to environmental toxicology. *Environ Toxicol Chem* 15:597–603.
  130. Neubert MG, Caswell H. 1997. Alternatives to resilience for measuring the responses of ecological systems to perturbations. *Ecology* 78:653–665.
  131. Landis WG, Matthews RA, Matthews GB. 1997. Nonequilibrium dynamics and alternatives to the recovery model. In Ingersoll CG, Dillon T, Biddinger GR, eds, *Ecological Risk Assessment of Contaminated Sediments*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, USA, pp 157–165.
  132. Tucker ME, Pittinger CA, Ruffing CJ, Mihaich E. 1999. Environmental assessment of chemicals: Criteria for distinguishing risk from hazard. *SETAC News* 19(2):26–27.
  133. Chapman PM. 1996. Hazard identification, hazard classification and risk assessment for metals and metal compounds in the aquatic environment. Final Report. International Council on Metals and the Environment, Ottawa, ON, Canada.
  134. Warren-Hicks W, Parkhurst BR. 1996. Issues in whole effluent toxicity test uncertainty analyses. In Grothe DR, Dickson KL, Reed-Judkins DK, eds, *Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL,

USA, pp 180–190.

135. U.S. Environmental Protection Agency. 1991. Policy on the use of biological assessments and criteria in the water quality program. Technical Report. Washington, DC.
136. U.S. Environmental Protection Agency. 1992. Framework for ecological risk assessment. EPA/630/R-92/001. Technical Report. Washington, DC.
137. U.S. Environmental Protection Agency. 1998. Guidelines for risk assessment. Fed Reg 63:26846–26924.
138. International Council on Metals and the Environment. 1996. International workshop on risk assessment of metals and their inorganic compounds. Final Report. Ottawa, ON, Canada.
139. Parkhurst BR, Warren-Hicks WJ, Creager CS. 1996. Methods for assessing watershed-scale aquatic risks for multiple stressors. In Dwyer FJ, Doane TR, Minman ML, eds, *Environmental Toxicology and Risk Assessment*, Vol 6. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp 148–162.
140. DeGraeve G, Smith G, Clement W, McIntyre D. 1998. Whole effluent toxicity survey: Assessing the implementation status of the whole effluent toxicity testing program. Final Report. Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA, USA.
141. Beaty V. 1997. What's the point? Quantitative risk assessment using WET tests. *SETAC News* 17(5):18–20.
142. Marshall R. 1999. Should we impeach WET? (Or find something better to do). *SETAC News* 19(2):25–26.
143. Burkholder JM, Noga EJ, Hobbs CH, Glasgow HB Jr, Smith SA. 1992. New phantom dinoflagellate is the causative agent of major estuarine fish kills. *Nature* 258:407–410.

## 2.2 技術的な課題に対する国内外の対応

### (1) 技術的課題に対する米国 EPA の対応

2000年当時Chapman氏が指摘したWET手法の技術的な問題点や課題について、その後どのように改善され、また行政のガイダンス等に反映されているか調査した。Chapman氏の指摘する課題の一部について、USEPAにより以下のガイダンス等で対応していると思われる。なお、本調査結果については「別添1」に整理した。

#### 1) 変動性について

##### ○運用評価方法関連

- USEPA, EPA 832-B-04-003, 2004. (National Whole Effluent Toxicity (WET) Implementation Guidance Under the NPDES Program. DRAFT) ①

##### ○試験法関連

- Federal register 40 CFR Part 136.3, 2002. (40 CFR Part 136 Guidelines Establishing Test Procedures for the Analysis of Pollutants; Whole Effluent Toxicity Test Methods; Final Rule. 67 FR 69952, November 19, 2002) ②
- USEPA, EPA-821-B-00-004, 2000. (Method Guidance and Recommendations for Whole Effluent Toxicity (WET) Testing (40 CFR Part 136)) ③

#### 2) 種差について

- USEPA, 1995 等 (Whole Effluent Toxicity: Guidelines Establishing Test Procedures for the Analysis of Pollutants: Final rule. 60 FR 53529, October 16, 1995) ④

#### 3) 実験室と野外（受水域）の違いについて

- USEPA, 2000 (Method Guidance and Recommendations for Whole Effluent Toxicity (WET) Testing (40 CFR Part 136)) ③
- USEPA, 2010 (NPDES Permit writer's manual) ⑤

#### 4) 保護レベルの不確実性について

- USEPA, 2010 (NPDES Permit writer's manual) ⑤
- USEPA, 2000 (Method Guidance and Recommendations for Whole Effluent Toxicity (WET) Testing (40 CFR Part 136)) ③

#### 5) リスクの定量化・リスク評価について

- USEPA, 2004 (National Whole Effluent Toxicity (WET) Implementation Guidance Under the NPDES Program. DRAFT) ①
- USEPA, 2004 (National Whole Effluent Toxicity (WET) Implementation Guidance Under the NPDES Program. DRAFT) ①

#### 6) 適切な WET 試験の使い方について

- USEPA, 2004 (National Whole Effluent Toxicity (WET) Implementation Guidance Under the NPDES Program. DRAFT) ①
- USEPA, 2010 (National Pollutant Discharge Elimination System Test of Significant Toxicity Implementation Document) ⑥

## (2) WET 試験法における米国裁判の事例等

米国で1980年代後半に排水規制として正式に導入されたWET試験について、その課題の一つである精度に関して裁判が起こされた。この事例を調査し、その経緯と現状について整理した。

### 1) 米国におけるWET試験の導入と裁判の経緯

米国におけるWET試験の導入と裁判の経緯を表2-7に整理して示す。1982年から1989年にかけては、WET手法に関して、その排水規制への導入可能性や試験法に関して様々な検討が行われた期間である。これらの検討を経て、1989年に連邦規則が改定され<sup>1</sup>、whole effluent toxicity (WET、全排水毒性)という言葉が「毒性試験により直接測定される排水の全毒性影響」(aggregate toxic effect of an effluent measured directly by a toxicity test)と定義されWETが規則の中に明確に位置付けられた。また、1995年になると連邦規則集にWET試験法のガイドラインが記載され<sup>2</sup>、排水のWET試験はここで示された試験法により実施しなければならないこととなった。

表2-7 米国における WET 試験の導入と裁判の経緯

1982年-1989年	<ul style="list-style-type: none"> <li>全排水毒性 (WET) の事例研究実施 (1982~1984年)</li> <li>毒性汚染物質に対する水質に基づく許可制限の策定に関する方針 (1984年)</li> <li>水質に基づく毒性管理のための技術支援文書 (TSD) (1985年) (1991年に改訂版を公表)</li> <li>排水の毒性試験法の公表(1985~1989年)</li> </ul>
1989年	<ul style="list-style-type: none"> <li>連邦規則の改定: WETを定義し、下記の場合はWETに対する排水制限を設定すべきことを規定</li> </ul>
	排水の放出が、州の水質基準のWETに対する数値クライテリアの未達成を生じる可能性がある場合
	排水の放出が、州の水質基準のWETに対する記述クライテリアの未達成を生じる可能性がある場合で、個別化学物質に対する排水制限では対応できない場合
1995年	<ul style="list-style-type: none"> <li>連邦規則集に、WET試験法のガイドラインを記載</li> </ul>
1996年	<ul style="list-style-type: none"> <li>Edison Electric社等、EPAのWET試験法 (慢性試験) の妥当性について控訴裁判所に提訴</li> </ul>
1998年	<ul style="list-style-type: none"> <li>EPAがWET試験に関する手引書を作成すること、EPAが機関間変動性研究を実施することを条件に Edison Electric社等との間で合意</li> </ul>
2000年-2001年	<ul style="list-style-type: none"> <li>EPAが合意に基づき下記の文書を公表</li> </ul>
	「NPDES システムの下でのWETの適用における方法の変動性の理解と説明」
	「WET試験のための方法の手引及び助言」
	「EPAの短期慢性及び急性WET試験法の機関間変動性研究: 最終報告書」
2002年	<ul style="list-style-type: none"> <li>上記の検討に基づき、連邦規則集のWET試験法を改定</li> </ul>
2003年	<ul style="list-style-type: none"> <li>Edison Electric社等、控訴裁判所に審理 (review) 請求</li> </ul>
2004年	<ul style="list-style-type: none"> <li>控訴裁判所、Edison Electric社等の申し立てを棄却する判決</li> </ul>
2005年	<ul style="list-style-type: none"> <li>控訴裁判所、Edison 社等による再審 (rehearing) 請求を却下</li> </ul>

これに対して1996年、Edison Electric社等がEPAの規定するWET試験法の妥当性、具体的には、その精度について控訴裁判所に提訴した。この裁判に対しては裁判所が調停を行い、1998年、EPAがWET試験に関する手引書を作成すること、また、EPAが試験機関間の変動性に関する研究を実施することを条件に、Edison Electric社との間で合意に達した。この合意に基づき、EPAは2000年から

<sup>1</sup> 54 FR 23868, June 2, 1989

<sup>2</sup> 60 FR 53529, October 16, 1995



2001年にかけて「NPDESシステムの下でのWETの適用における方法の変動性の理解と説明」、  
「WET試験のための方法の手引及び助言」、及び「EPAの短期慢性及び急性WET試験法の試験機  
関間変動性研究」について報告を行った。また、得られた結果に基づき2002年に連邦規則集にある  
WET試験法を改定した。

しかし、Edison Electric社等はこの内容（具体的には、ファットヘッドミノー幼生成長試験、ファ  
ットヘッドミノー胚-幼生催奇形性試験、ニセネコゼミジンコ繁殖試験、緑藻増殖試験）に対して  
まだ問題があるとし、2003年に控訴裁判所に審理を請求した。控訴裁判所は審理の結果、2004年に  
Edison Electric社等の申し立てを棄却する判決を下した。その後、再審請求が行われたが、2005年  
に再審請求も却下されている。

## 2) 裁判における主張と裁判所の判決の概要

Edison社の主張に対する裁判所の判決の概要を表2-8に整理した。

表2-8 Edison Electric社等の訴えと裁判所の判決の概要

Edison社等の主張	裁判所の判決(2004年12月)
試験法の検証(正確性、精度、実施可能性、検出 限界の設定)が行われていない。	<ul style="list-style-type: none"> <li>毒性試験を化学物質の測定と比較することは不適當である。例えば生物は 較正を行うことはできない。</li> <li>正確性は精度と偏り(バイアス)で計られる。WET試験では真値が不明であ るため、バイアスの測定はできないが、精度があることをEPAは示している。</li> <li>Edison社等はTU値に基づき変動が大きいとしているが、TUは試験結果で 示されるNOEC(%)の逆数であり、これに基づき変動性を論じるのは誤りで ある。</li> <li>WET試験は生物試験であるため、検出限界の設定はできない。</li> </ul>
WET試験法は受け入れがたいほどの偽陽性を生 じる。	<ul style="list-style-type: none"> <li>Edison社等は、WET基準が3TUであるときに、ほとんどはWETが2TUである 排出源が、時として4TUとなると違反となることを偽陽性と主張しているよう であるが、これは定義が異なる。上記のことは確かに問題であるが、化学分析 でも同様なことは起こりうる。また、この反対のことも起こりうる。EPAは偽陽性 の率を5%、偽陰性の率を20%となるように設定している。</li> <li>試験法の妥当性(validity)と、特定の試験結果を許可条件遵守の判定に用 いることの妥当性は明確に区別する必要がある。</li> </ul>
EPAは国内の試験機関がWET試験を適切に実施 できることを示していない。	<ul style="list-style-type: none"> <li>EPAは機関間変動性試験を実施し、90%以上の機関が適切に試験を実施し た。また十分な試験機関がなかった試験は試験法から取り下げている。</li> </ul>
西部と東部では水質が違うため規定の試験法では 実環境での結果を代表できない。	<ul style="list-style-type: none"> <li>EPAはすでにこの問題を多数の試験結果に基づいて検証している。また、 州等の所管当局は実際の条件に合わせて試験結果を補正することが許され ている。</li> </ul>
試験法の採用により不適切に1.0TUという水質基 準を導入した。	<ul style="list-style-type: none"> <li>州等の所管当局は裁量権を持っている。</li> </ul>

EPAのWET試験が、一般に化学分析において実施しているような試験法の検証、すなわち、正確  
性、精度、実施可能性、検出限界の設定が行われていないとの主張に対して、裁判所は、毒性試験  
と化学物質の測定を比較することは不適當であるとし、また、TU値に基づいて変動が大きいとし  
ている件も、TUは試験結果で示されるNOEC(%)の逆数であり、これに基づき変動性を論じるの  
は誤りであるとした。

EPAはWET試験法は許容できないほど多くの偽陽性を生じるという主張に対しては、確かに問題  
であるとしつつも、化学分析でも同様なことは起こり得るとし、また、EPAは偽陽性の率を5%、偽  
陰性の率を20%になるように設定しており、試験法の妥当性について担保されているとしている。

米国内の試験機関がWET試験を適切に実施できることを示していないとした主張に対しては、  
EPAが機関間変動性試験を実施した結果、90%以上の機関が適切に試験を実施しているとし、一方、  
十分な試験機関が見つからなかった試験は試験法から取り下げているとした。

西部と東部では水質が違うため規定の試験法では実環境での結果を代表できないという主張に

対しては、EPAは既にこの問題を多数の試験結果に基づいて検証しているとし、州等の所管当局は実際の条件に合わせて試験結果を補正することが許されているとした。

試験法の採用により不適切に1.0 TUという水質基準が導入されたという主張に対しては、州等の所管当局は裁量権を持っており、そのまま州が規制値として導入する必要はないとした。

以上の理由により、WET試験法に関するEdison社等の主張は全て却下された。

### 3) WET試験に関するその後の動き

2010年、EPAは「NPDESにおける有意な毒性の検定 (Test of Significant Toxicity, TST) に関する技術文書」<sup>3</sup>及び「NPDESにおける有意な毒性の検定に関する実施文書」<sup>4</sup>という報告書を公開した。

従来の方法では、対照区と受水域中の排水濃度 (IWC) での生物の反応の平均値が同じであるか否かについて、有意差検定を行っていた (同じであるという仮説の棄却)。これに対し、TSTアプローチではIWCにおける反応の平均値が対照区における反応の平均値の一定割合よりも小さいかどうかを検定する手法である。例えば一定の割合を75%に設定すると、繁殖試験では、対照区での繁殖率を100としたときに、IWCでの繁殖率が80%であれば毒性なし、75%以下であれば毒性ありと判定し、それを帰無仮説として検証をする (下表を参照)。

ここで用いるb値は慢性試験では0.75、急性試験では0.80と設定し、この検定における許容できる偽陰性の割合 ( $\alpha$ ) を、25%に設定して統計解析を行うものである<sup>3</sup>。

null hypothesis : mean response [IWC]  $\leq$  b x mean response [control]

Decision	True condition	
	Null hypothesis Treatment mean $\leq$ b $\times$ Control mean Sample is toxic	Alternative hypothesis Treatment mean $>$ b $\times$ Control mean Sample is non-toxic
Treatment mean $\leq$ b $\times$ Control mean Sample is toxic	Correct decision (1- $\alpha$ )	False positive ( $\beta$ )
Treatment mean $>$ b $\times$ Control mean Sample is non-toxic	False negative ( $\alpha$ )	Correct decision (1- $\beta$ ) (power)

EPA 実施文書から抜粋

<sup>3</sup> Final National Pollutant Discharge Elimination System Test of Significant Toxicity Technical Document. June 2010、EPA 833-R-10-004

<sup>4</sup> Final National Pollutant Discharge Elimination System Test of Significant Toxicity Implementation Document. June 2010、EPA 833-R-10-003

### (3) 技術的課題に対する我が国の有識者の考え

生物応答試験を用いた排水の評価手法（いわゆるWET手法）で検討されている試験法について、Chapman氏の総説で指摘されている試験の変動性（ばらつき）等の技術的な課題とその対応例、及び生物応答試験におけるばらつきの考え方について、有識者にヒアリングをするとともに、文献等情報を整理した<sup>1,2</sup>。

また、化審法の試験（OECDにて検証済みの試験）では、ばらつきが許容できる範囲にあるのに対して本手法では大きくばらつく理由についても、生物応答試験を用いた排水の評価手法における特有のばらつきの原因とその改善方法について有識者にヒアリングし及び文献等を調査した。

#### 1) 生物応答試験の変動性（ばらつき）について

WET試験に限らず、生物応答試験（=*in vivo*での生態影響試験）の試験結果のばらつきは、以下の要因が相互に関わりあうことにより生じると考えられている。これらを制御することにより、ばらつきが一定となる試験が実施できるとされている。

- ガイドライン等に記載の試験条件（環境条件や物理化学的要因等も含む）からの乖離
- 生物的要因（系統、週齢、ストレス、飼育状況、水質、標準物質に対する感受性等）
- 人的要因（飼育方法、取扱い、実験誤差、選定等）

#### ①試験条件

ガイドラインには、試験方法だけでなく、試験をするための条件（生物のコンディション、水質、照度、容器、結果の取り扱い）も記載されている。化審法で使われている試験法と同じように、WETで検討されている試験法も、OECD、欧米、カナダ等でガイドライン化（標準化）されている。

OECD等で生物応答試験をガイドライン化する場合、複数国（又は複数機関）の参加の下で、数年かけてリングテスト等を行い試験法のバリデーションや妥当性を検証する。すなわち、その試験法で実施した結果については、生物反応の揺らぎ等を含めて十分に検証がなされており、ばらつきを許容範囲内とすることが可能と思われる。

#### ②生物的要因

生物試験を実施する上で、試験生物の管理は非常に重要である。試験データの品質を保つため、試験生物は標準化された飼育条件で管理され、また標準物質を用いた感受性の確認（精度管理）も定期的に行われている。

生物応答試験と化学分析は原理、得られる情報、精度管理の方法も異なる。例えば、化学分析では使用する機器の管理を行うように、生物応答試験ではモノサシとなる生物の管理を適切に行うことで、ばらつき（生物反応の揺らぎ）を最小とすることが可能とされている。

#### ③人的要因

試験担当者の技量、成熟度、組織の経験から派生するばらつきも考慮する必要があるといわれている。試験機関内及び試験機関間の変動の考え方は化学分析と基本的に同じであり、長く生物応答試験を実施している組織は、生物の管理や担当者のトレーニングも十分に行っており、組織の経験も豊富であるため、ばらつきが一定の水準にある中で議論することが可能となる。

一方、経験の長くない機関では、試験の有効性は担保できたとしても、結果のばらつきは生じやすい傾向がある。一般的に、常時生物を飼育し、定期的（例えば1か月に1試験）に試験を実施する環境であれば、半年から2年程度で一定の経験を積むことができるとされている。

## 2) WET試験特有のばらつきの原因とその改善方法

化審法の試験などと比べてWET試験でばらつきが目立つ理由は、上記の変動要因が試験の種類によって少しずつ異なっている（試験の種類が異なるので試験条件も異なる）ことと、対象が排水であることが考えられる。

### ①排水の水質による変動

試験試料となる「排水」は、その取扱いや受入れ状況を一定（規定）にしなければばらつきが生じる。これは生物応答試験に限ったことではなく、化学分析でも同様である。WET試験では、単一の化学物質でなく複合的な排水を対象としている。試験試料となるその排水の内容は、生産品目や使用化学物質等により経時的に変動する。全く同じ状況で試料を再現することは難しいが、常に同じ条件で取扱い、複数回採水及び試験した結果から総合的に判断することが重要とされている。

### ②試験機関内の変動

同一の試料を繰り返し試験したときに生じるばらつきは、主に試験生物の管理、試験担当者の技量及び成熟度等が影響する。ばらつきを抑えるためには、それぞれの試験機関での精度管理（生物的及び人的要因を含む）が重要であると言われている。

例えば、WET試験で用いられるゼブラフィッシュやニセネコゼミジンコは、海外では主要な試験生物として多く利用されているが、国内での生物試験種としての歴史が浅いため（知見が多く蓄積されていない）、生物の管理、担当者の技量、組織の経験において必ずしも十分な知見があるとは言えない状況でもある。今後議論が深まる中で共通の品質管理マニュアル等が整備され、それに基づいたトレーニングを実施する等、各試験機関の熟練度を高めることで変動を最小化できる可能性があると言われている。

### ③試験機関間の変動

異なる複数の試験機関で同一試料を用いて試験したときのばらつきも、試験機関内の変動と考え方は基本的に同様であると考えられている。WET試験のように新しい取組では、ルーチンで実施している機関と実施していない機関でばらつきの程度に差が生じやすいと思われる。

試験機関間の変動は、試験の手順書等をしっかり整備し、上記の品質管理マニュアル等を共有することで改善できるとされ、各試験機関で検証試験を実施し、繰り返し改定作業を行うことで変動を最小化できる可能性があると言われている。

### ④試験の特性

試験ごとに供試生物の種類や試験条件が異なるため、試験によっては生物反応のばらつきが大きくなり、繰り返しの間に変動が生じる場合がある。

例えば、ライフサイクルが短いニセネコゼミジンコの繁殖試験（8日間）で得られる産仔数はオ

オミジンコの繁殖試験（21日間）で得られる産仔数より半分以上少ない。また、ニセネコゼミジンは、オオミジンコよりも小型で取扱いに一定の技術が必要となり、ばらつきが大きくなる傾向がある。この課題は標準化された試験での有効性条件によって担保されると考えられている。

### 3) 結果の取り扱いについて

得られた複数のデータ（例えばNOEC: 無影響濃度）を比較する場合、試験により得られた結果の取り扱い方によっては、ばらつきが大きく見えてしまう場合がある。濃度-反応曲線が大きく変わらなくても、NOECは対照区との統計学的有意差を求めているため、対照区内のばらつきと濃度区内、濃度区間のばらつきの関係から、有意差を示す濃度がずれる結果となる場合がある。また、試験結果の標準偏差が小さすぎたり大きすぎたりすることで統計学的に有意差が異なる場合がある。試験濃度の設定の仕方（例えば公比）によっても、NOECに差があるように見える場合がある。この場合、一つの考え方として（最小有意差の影響値）を対照区の平均値で割った値（PMSD: Percent of Minimum Significant Difference）により各試験機関で試験機関内のばらつきと試験の検出力を評価する方法がある。

排水試料によっては、濃度の逆転現象や逆U字型のカーブを描くような場合もあるが、このようなケースがあった場合、仮に評価ができなければ（濃度と反応に相関性がない等）、再試験にて解決する（解決しない場合もたまにある）。結果をどのように評価するかについては、専門性や経験が関係してくると思われる。

### 4) まとめ

我が国におけるWET試験の事例を見ると、結果が大きくばらついている例も多い。しかしながら、WET導入時の米国も各試験機関内で品質管理を行っていたが結果はばらついていた。その後、試験機関の認可制等によって品質が向上したと思われる。

我が国においても、将来的に、実施機関の設備や試験法（マニュアル等）の整備、あるいは教育訓練による技術者のレベル向上等により、WET試験のばらつきの程度は最小化できる可能性があると考えられている。

### 参考文献

1. 鎌迫典久監修「生物応答を用いた排水評価・管理手法の国内外最新動向」、株式会社 NTS、2014年
2. 渡部春奈ら「生物応答を用いた排水試験法案の検証と事業場排水の実態調査」環境化学、Vol.25, No.1, pp.43-53, 201

### 第3章 原因究明・対策立案・効果検証を含む排水評価手法としての能力と限界

#### 3.1 海外における WET 試験結果の原因特定・対策 (TIE/TRE) 実施例について

##### (1) 調査の方法及び対象

海外におけるWET試験結果の原因特定・対策実施事例 (TIE/TREの実施例) について、行政の報告書及び研究論文 (英語の文献) を中心に情報を収集した。収集範囲をPubMed及びJ-Stageでのキーワード検索、SETAC等の専門誌、EPAや環境省の報告書とし、WET試験結果を踏まえた対策実施例と効果の検証例が詳しく記載されている文献を抽出し調査した。

本事業で調査した事例については「別紙2」に記載した。今回の調査では21の文献から35の事例について調査・整理した。

##### 1) 文献収集について

###### ①SETAC が発行している雑誌 (Environmental Toxicology and Chemistry 誌及び Integrated Environmental Assessment and Management 誌) のキーワード検索

検索期間：1998年1月1日から2017年9月29日

キーワード：Whole effluent toxicity of industrial effluent AND toxicity reduction and identification evaluation

ヒット数：142件、一次スクリーニングで18件を入手

キーワード：Whole effluent toxicity AND toxicity reduction and evaluation

ヒット数：266件、一次スクリーニングで5件を入手

###### ②PubMedでの検索

検索期間は設定せず。キーワード及びヒット数は下記のとおり。

キーワード：(whole effluent toxicity) AND (industry effluent)

ヒット数：81件、一次スクリーニングで11件を入手 (他の検索との重複を含む)

キーワード：(whole effluent toxicity) AND (toxicity identification evaluation)

ヒット数：10件、一次スクリーニングで7件を入手 (他の検索との重複を含む)

###### ③J-Stageでの検索

検索条件「全文：排水 WET TRE TIE」で検索して得られた15件の論文の引用文献から海外の論文を抽出し13件を入手した (他の検索との重複を含む)。

###### ④Ecotoxicology (2004)

Ecotoxicology (2004)の vol. 13 (5)は英国のDTAに関する特集号である。10報の文献からTIE/TREに関する文献2報を入手し、調査に用いた (他の検索との重複を含む)。

###### ⑤Environmental Toxicology and Chemistry (2000)

Environmental Toxicology and Chemistry (2000)の vol. 19 (1)はWETの特集号である。30報の文献からTIE/TREに関する文献4報を入手し、調査に用いた (他の検索との重複を含む)。

##### 2) 調査項目について

- ・実施目的、対象施設、排水の種類、排出先の環境
- ・試験に用いた排水の毒性レベル等
- ・原因特定に用いた方法と目的達成の有無
- ・原因特定に至らなかった事例における要因の検討又は可能であった事例における特徴 (どのような物質なら特定できるのか、物質の特定が明確になされているか)
- ・TREの第2段階で毒性が削減されTIEまで実施する必要がない事例があれば記録した。

## (2) TIE/TRE の実施例

### 1) TIE/TRE について

毒性削減評価 (TRE)、及び毒性同定評価 (TIE) は図 3 - 1 に示すフローによって進められる。WETシステムは、生物試験による毒性の把握と、その毒性について削減評価をするTRE、それから毒性の原因物質を同定して評価するTIEという工程に分かれている。

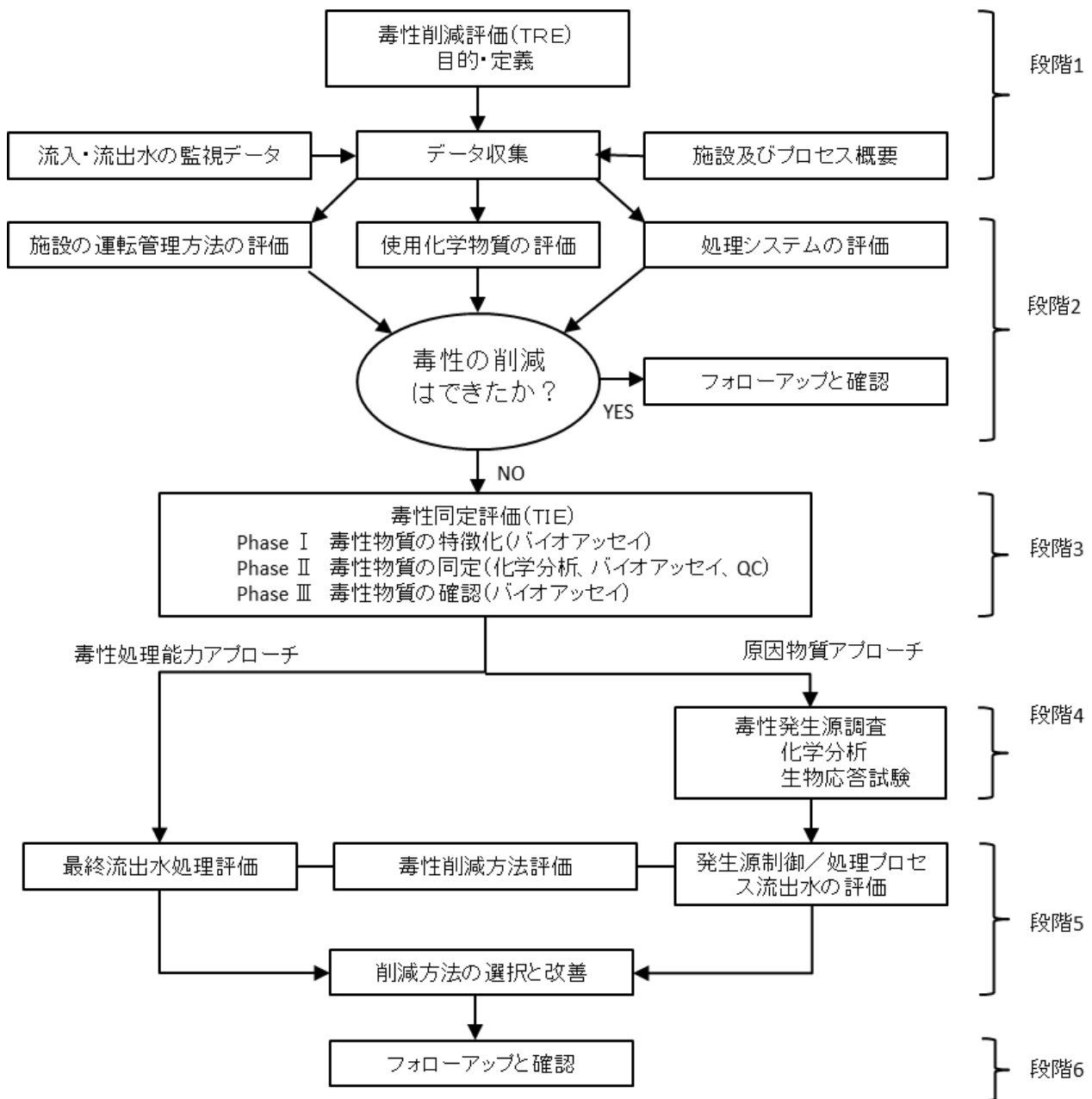


図 3 - 1 TIE/TRE の概要とフロー

(引用文献)

- ・ 鑑迫典久, 新しい排水管理手法の動き, 日本印刷学会誌, 49(1), 2012
- ・ EPA/602/2-88/070, Generalized Methodology for Conducting Industrial Toxicity Reduction Evaluations (TREs), 1989

**TIE/TRE**は全部で6つの段階に分かれており、順に進めることになっている。最初に**TRE**として、**第1段階**では、用水や排水のデータ、施設、プロセスの内容、排水処理方法などの情報を収集する。

**第2段階**では、施設の運転条件の変更等で毒性の削減効果があるか確認する。例えば、毒性物質の排出量が低減する運転条件への見直しや、化学物質の使用量削減、排水処理システムの稼働条件の変更等で毒性の削減効果が認められた場合、それ以上の作業手順はなく、フォローアップ等で監視を続けることになる。第2段階でも削減効果が認められなかった場合、次の第3段階、**TIE**の工程に移行する。

**第3段階**では、毒性の原因を究明する**TIE**を行う。**TIE**は3つの**Phase**に分けることができるとされている。**Phase I**では、金属、農薬、界面活性剤、酸化性物質など、どのような物質が毒性の原因であるか調査する。**Phase II**では、化学分析を中心に具体的に毒性物質を同定する。**Phase III**では、同定された化学物質を排水などに添加して毒性があるかどうか、本当にそれが毒性を引き起こすかどうかを確認する。**TIE**で化学物質が同定された場合は第4段階に移行する。

**第4段階**では、毒性物質の発生源、すなわちどのプロセスから毒性が発生しているかの評価を行う。

**第5段階**では、毒性物質の使用中止や密閉化、排水処理方法の追加や運転条件の変更等、毒性削減方法の評価を行い、効果的な削減方法の選択と改善を行う。

最後に、**第6段階**ではこれまでの経緯を踏まえて毒性が削減できたかどうか効果の検証とフォローアップを行う。ここまでが一連の**TRE**、**TIE**の流れである。

使われる手法と特定される原因物質の例は以下のとおりである。

- ①**TIE Phase I**では、毒性が確認された排水を以下の表に示す前処理を行った後、処理された排水で再度生物試験を実施する。毒性が削減された場合、原因物質が推定できる。
- ②**TIE Phase II**では、化学分析と機器分析を中心に原因物質の同定を行う。検出された物質の濃度とその毒性値から原因物質を特定することができる。
- ③**TIE Phase III**では、**Phase I**で毒性が削減された処理排水に、**Phase II**で特定された原因物質を添加して生物試験を行い、特定した原因物質が毒性に寄与していることを確認する。

ただし、**EPA**の**TIE/TRE**の手法はすでに30年が経過しており、技術的には古くなっている。最近では、試料の前処理や化学分析の手法及び分析機器の発展に伴い、原因物質が容易に特定できる可能性が高いと考えられている。



表3-1 TIE で使われる手法と原因物質

前処理	分析方法	原因物質
ろ過、遠心分離、凝集	沈殿物質量測定	固形物に含まれる毒性物質
チオ硫酸ナトリウム	酸化還元滴定	酸化性物質（残留塩素、オゾン等）
固相抽出（C18,C8）	GC/MS, LC/MS	中性有機物質（農薬、界面活性剤、有機塩素化合物等）
固相抽出（pH シフト）	GC/MS, LC/MS	酸性有機物質、塩基性有機物質
曝気	GC, GC/MS	揮発性物質（有機溶剤）、易酸化性物質
EDTA、キレート樹脂	ICP-MS, AA	金属（銅、亜鉛、ニッケル等）
イオン交換樹脂	IC	陽イオン（Na, Ca, Mg 等）、陰イオン（Cl, SO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> 等）
pH シフト	化学分析	アンモニア等
PBO（ピペロニルブトキサイド）	生物試験	農薬の代謝活性物質
抗生物質	生物試験	病原菌

## 2) TIE/TRE に関する海外の実施事例について

文献等から収集したTIE/TREの実施事例のうち、本事業における調査項目や原因特定が明確な45例について調査した。このうちTIEの事例は31例、その他のWET活用事例（TREのみを含む）は4例だった。なお、本調査では、WET試験は水生生物試験までを指すものと定義し、ここではTIEやTREまで含めてWETとはしていない。また、各事例におけるWET試験の有効性については日本の水質基準ではなく、文献上の基準や一般に公開されている生物試験の毒性値で判断している。

各事例については「別添2」及び「別添3」に整理した。概要を以下に示す。

### ①調査事例における傾向（結果概要）

- WETを実施した背景や目的は各事例により様々であるが、学術論文という性質上、生物試験やTIEのアプローチ等の研究的要素の強い内容や、試料となる排水の毒性や性質が知られており、ある程度の原因が判明している排水を使用した内容が多くを占めていた。  
一方、TIEを用いずTREのみで毒性の削減効果が認められた事例はほとんどなかった。また、調査時期についても2000年以前の事例が比較的多く、最近の事例については今回の収集範囲から有用な情報を得ることができなかった。
- 各事例の業種や施設（試験に使われた排水が何に由来するか）については、農業排水、化学品や繊維等の工業廃水、パルプ製造業、下水処理場、都市生活排水、鉱山等多岐にわたり、代表的な業種が含まれていた。TIEの結果、原因が特定されたかどうかについては、主な原因物質として農薬、界面活性剤、金属、アンモニア、無機塩類といったものが特定されており、予想外の物質や未知の毒性物質が原因となる事例も見られた。
- 毒性削減までに要した期間について、文献上に記載があるものとしては、1年、9年あるいは数年以上というように事例ごとに幅があるが、研究として継続している例や物質の同定や削減をせずに（できずに）終了している例も見られた。
- 最後に、各事例におけるWETの必要性について、「WETでなければ分からなかったもの（化学分析では毒性物質を同定できなかった例や予想とは異なる化学物質が原因であった例）」、「WETで

なくても分かるもの（農業排水の農薬、工業廃水の金属、化学工業廃水のアンモニア、無機塩類など、一般水質分析でも予想できるもの、結果的にWET試験を実施しなくても管理できたと考えられるもの）、「WETを行う必要性がないもの（排水が見た目から既に汚れている、一般水質分析で対策すべきもの）」に区分してWETの活用の在り方を整理した。

- 今回の調査対象においては、多くが「WETでなくても分かるもの」に分類され、排水の性状、化学分析、使用している化学物質の種類からある程度の毒性や原因が予想可能であったとした。一方、既に生物試験による毒性が示されていた状況も含め、「WETでなければ分からなかったもの」に該当する事例も1/3程度あり、WET試験をしなければ毒性が分からず、原因物質も分からなかった可能性のある事例として分類した。

## ②各事例の特徴とTIEの成果

次にいくつかの事例について個々の特徴を抽出し、整理した。

事例の1番から10番は、環境省の検討会資料で過去に紹介されているEPAのケーススタディーである。文献が1980年代のもので、おそらく現在のガイドラインとは異なる。以下に抜粋事例を記載する。

- **7番の事例**は化学工業廃水の例である。この工場では有機染料及び中間体、エポキシ樹脂、繊維、ファインケミカルなどが使われており、TIEでは生分解性試験、有機溶剤抽出、金属の沈殿除去、活性炭を使って原因物質が特定され、難分解性有機物質が原因と結論付けられた。この事例で特徴的なことは、プロセス記述シートと物質収支シートを使って、128か所にも及ぶ排水試料を毒性や生分解性といった観点から、AからDという4つに分類し、排水の特徴から処理方法をそれぞれ最適化し、最終的に排出基準を満たすという大がかりな処置を1年で実施していることである。
- **10番の事例**は化学工場の3つのサイトにおけるTIEの実施例である。サイト1は、総アンモニア濃度が高くアンモニアが毒性原因であろうと予想されていた。TIEの結果でもアンモニアが毒性の主原因であると特定されたが、陽イオン交換樹脂で処理した結果、未知なる毒性物質も検出された。結局、原因物質が何であるかは特定できていないが、アンモニアだけが原因ではないという結果が得られた。サイト2では、冷却水配管の洗浄水が流入しており、TIEの結果、洗浄に使われている六価クロムが原因であると特定され、使用を中止したところ毒性が削減された。サイト3では、多数の無機、有機物を含む排水で導電率が非常に高いことが分かっており、TIEの結果、カルシウムや塩化物イオンが毒性の原因であることが示された。
- **11番の事例**は国内の事業所の例である。この企業はCSRの一環で水環境の保全、生物多様性への取組に、いわゆるWET手法（我が国で検討されている「生物を用いた水環境の評価・管理手法」）を使った工業廃水の環境影響評価を取り入れている。対象となる事業所では、工程を変えることで毒性の低減が認められたとしており、毒性削減が認められたため原因物質の同定まで行わなかった例である。
- **15番の事例**は韓国の医薬品工業団地の下水処理場の例である。EPAのTIEガイドラインに沿って進められている。当初は医薬品及びその中間体が毒性の原因であると想定されていたが、TIEの結果、ノンルフェノールやアルカン化合物、銅、亜鉛といった複数の原因物質が認められた。また、毒性が不明な物質については生態毒性のQSARモデルであるECOSARを使って物質の毒性

を調べている。

- **16番の事例**はオーストラリアの下水処理場の事例で、排水がニセネコゼミジンコに対して急性毒性を示したため、EPAのガイドラインに従ってTIE/TREを実施し、原因物質を調べたところ、毒性の大部分がクロルフェンビンホスであることを突き止めた。さらに、このクロルフェンビンホスの発生源を調査し、使用中止を指導した結果、ニセネコゼミジンコに対する急性毒性の頻度は大幅に減少した例である。
- **17番から21番の事例**は中国の工業廃水の事例である。EPAのTIEガイドラインに沿って進められている。排水が複雑な混合物で、原因物質として有機化合物、銅、ニッケル、亜鉛といった複数が同定されている。この事例の特徴は、それぞれ毒性がどれだけ寄与しているか「寄与率」を計算しながらTIEを実施している点である。
- **27番から29番の事例**は英国のDTAデモンストレーションプログラムの成果事例をまとめたレビューである。英国DTAプログラムは、エスク川流域、ティーズ川河口、エア川流域といった3つを対象に実施された。これらの場所は、排水由来の生態毒性が主な要因として明確に定義されている地域であり、水質問題を伴う集水域であるということが既に知られていた。この試みは水質改善を実現するために設計された一連のバイオアッセイと7段階に及ぶ改善プロトコルで構成されており、この試みは環境規制当局、水処理業者、製造業の共同ベンチャーとして実施された。財政支援も共同ベンチャーによるものである。また、成果は英国の排水評価と管理にバイオアッセイをどのように最善に活用するかについて、規制当局に推奨するための情報として扱われており、実施方法や規制上の意思決定のためにデータをどのように使うかについてガイダンスが作成されている。さらに、規制する側と規制される側が環境問題に取り組み、効果的かつ実行可能な解決策を提供するためにどのように協力し合うかを実証しているが、本調査では詳細は分からなかった。なお、2001年にUKWIRから7編の報告書が出されている。
- **本調査では、28番の事例**のティーズ川河口の例を紹介する。この河口域では、産業界や国内の様々な発生源から受水域における海産生物への重大な生態毒性をもたらす複雑な下水が流入していることが既に知られており、その下水の原因を調べるために、細かく分岐点ごと、発生源ごと、マンホール単位で調査している。このように下水網を細かく調査したところ、未処理の工業廃水と密接に関連していることがわかり、TIEの結果、最も強力かつ疑わしいものとしてシアン化合物が同定された。一方、下水網全体では未知の原因物質も多くあるとし、最終的に毒性削減には下水処理施設の拡張にて対応可能としている。
- **30番の事例**は漂白作業を行っている企業の排水における生物影響について、TIEを実施して残留塩素が原因であることが判明した例である。
- **31番の事例**は排水中の塩や、イオンの不均衡に起因する毒性に対処するためのアプローチを含めてTIE/TREによる二つの成功事例を紹介している。また、塩やイオンの不均衡の問題を伴う排出者に対して、費用対効果を含めて管理するための規制やコンプライアンスオプションを提案している。
- **その他の生物応答試験の活用事例について、32番の事例**は繊維産業の盛んなブラジルの例である。排水規制は一般的な物理化学的測定に基づくものであるが、当該排水の化学的複雑性に鑑み、安価な方法として毒性試験の義務付けを検討しており、毒性試験に生物応答試験を使って評価している例であり、目的に沿ったやり方で生物応答試験を有効活用している。

### 3) まとめ

今回の調査は文献から情報を収集しており、TREで終了した事例、原因物質が分からない、あるいは特定できないといった事例については研究成果として公表されていない可能性がある。

また、過去の知見が多く、1980年～1990年代の文献も含まれているが、この時代は、活性汚泥処理や凝集沈殿処理等の設備もそれほど普及しておらず、環境問題も大きく取り上げられている時期である。

米国でWET試験が導入された当時と比較して、現在の水処理技術は著しく進歩し、またGC-MS、LC-MS、ICP-MSなどを用いた一斉分析の技術も格段に進歩、TIE/TREによる毒性原因物質の確認も容易になってきている。当時の水環境や水処理及び分析技術において有効である手法が、必ずしも今の日本の水環境にも有効であるとは限らない。

米国でWET試験が導入された後、英国ではDTAプログラムにおいて、排水由来の生態毒性が主要因として明確に定義されている地域（下水が流入する河川や河口域）で、いわゆるWET手法を活用した発生源の調査を実施している（**27～29の事例**）。

現在の我が国の公共用水域においては、下水道普及率の向上や事業所から排出される排水処理施設の設置・普及、近代化に伴い、水環境が飛躍的に改善されたことから、定常的に排出される排水が生態系に悪影響を及ぼしているという事例は、今回の調査範囲では確認できていない。

一方、企業のポリシーとしてCSRにWET手法を活用している企業もある。今後は過去の知見や事例、時代背景に加え、現在の日本の水環境を考慮し、生物応答試験を用いた排水評価手法の利活用の在り方を考える必要がある。

### 調査に使用した事例に関する引用文献

- 事例1-10 : Generalized Methodology for Conduction Industrial Toxicity Reduction Evaluation (TREs), EPA /600/2-88/070, 1989
- 事例11 : WET 法を活用した工場排水管理：化学工業における排水改善の取組, 富川 恵子, 入江 俊行, 内田 弘美, 渡部 春奈, 鎌迫 典久, 環境化学 Vol. 25 (2015) No. 1
- 事例12 : VLAMING et al., APPLICATION OF WHOLE EFFLUENT TOXICITY TEST PROCEDURES TO AMBIENT WATER QUALITY ASSESSMENT, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 19, No. 1
- 事例13 : ANDERSON et al., EVIDENCE OF PESTICIDE IMPACTS IN THE SANTA MARIA RIVER WATERSHED, CALIFORNIA, USA, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 25, No. 4
- 事例14 : Sungjong Lee et al., Toxicity identification and evaluation for the effluent from a nonmetallic mineral mining facility in Korea using D.magna, Toxicology and Industrial Health 2017, Vol.33
- 事例15 : Jin-Sung Ra et al., Application of toxicity identification evaluation procedure to toxic industrial effluent in South Korea, Chemosphere 143 (2016)
- 事例16 : BAILEY et al., IDENTIFICATION OF CHLORFENVINPHOS TOXICITY IN A MUNICIPAL EFFLUENT IN SYDNEY, NEW SOUTH WALES, AUSTRALIA, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 24, No. 7
- 事例17-21 : Fang et al., Use of TIE techniques to characterize industrial effluents, Ecotoxicology and Environmental Safety 76 (2012)
- 事例22 : SAMLALSINGH et al., APPLICATION OF TOXICITY IDENTIFICATION EVALUATION PROCEDURES FOR CHARACTERIZING PRODUCED WATER USING THE TROPICAL MYSID, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 23, No. 5(2004)
- 事例23 : HUGHES et al., USING ULTRAHIGH-RESOLUTION MASS SPECTROMETRY AND TOXICITY IDENTIFICATION TECHNIQUES TO CHARACTERIZE THE TOXICITY OF OIL SANDS PROCESS-AFFECTED WATER: THE CASE FOR CLASSICAL NAPHTHENIC ACIDS, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 36, No. 9, 2017
- 事例24 : Lee et al., Ecological assessment of coal mine and metal mine drainage in South Korean using

Dap hnia magna bioassay, SpringerPlus (2015)

- 事例25 : Kayhaniana et al., Toxicity of urban highway runoff with respect to storm duration, *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* (2008)
- 事例26 : Naddy et al., Identifying the cause of toxicity in an algal whole effluent toxicity study - An unanticipated toxicant. *Chemosphere*, 85 (2011) 1026-1032.
- 事例27-29 : Tinsley et al. (2004). The Use of Direct Toxicity Assessment in the Assessment and Control of Complex Effluents in the UK: A Demonstration Programme. *Ecotoxicology*, 13, 423–436.  
: Hutchings et al. (2004). Toxicity Reduction Evaluation, Toxicity Identification Evaluation and Toxicity Tracking in Direct Toxicity Assessment. *Ecotoxicology*, 13, 475–484.
- 事例30 : Maltby et al. (2000). Using single-species toxicity tests, community-level responses, and toxicity identification evaluations to investigate effluent impacts. *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 151-157.
- 事例31 : Goodfellow WET al. (2000). Major ion toxicity in effluents: A review with permitting recommendations. *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 175-182.
- 事例32 : Rosa et al., Toxicity-based criteria for the evaluation of textile wastewater treatment efficiency. *Environmental toxicology and Chemistry*, 20, 839-845, 2001.
- 事例33 : Rickwood et al., Use of paired fathead minnow (*Pimephales promelas*) reproductive test. Part 2: Source identification of biological effects at a bleached kraft mill. *Environmental toxicology and Chemistry*, 25, 1847-1856, 2006.
- 事例34 : Koehler et al., Organic pollutant removal versus toxicity reduction in industrial wastewater treatment: The example of wastewater from fluorescent whitening agent production. *Environ. Sci. Technol.* 2006, 40, 3395-3401.
- 事例35 : Lu et al., Toxicity reduction in an industrial nitro-aromatic wastewater plant: an assessment and a proposed improvement. *Water Science & Technology*, 66, 415-421, 2012.

### 3.2 TIE/TRE の実施にかかる費用について

本調査においては、TIE/TREの実施にかかる費用について、明確な根拠を示して額を報告している情報は入手できなかった。根拠は示していないが概略の費用を提示している資料として、Western States Petroleum Association (WSPA) がカリフォルニア州におけるWETに関連した新たな方針に対してコメントしている資料<sup>1</sup>がある。この資料から、費用の例を以下に示す。

- San Jacinto Water Authority (テキサス州ヒューストン近傍) は、ニセネコゼミジンコの生殖試験でまれに起こる偶発的な失敗に対処するために、2003年～2004年にTIE/TREに25万ドル以上を費やした。
- Inland Empire Utilities Agency (カリフォルニア州チノ) はニセネコゼミジンコの生殖試験の散発的な失敗に対処するために、1997-98年にTIE/TREに30万ドル以上を費やした。
- Georgia-Pacific (フロリダ州パラッカ) は、2003年から2009年まで、ニセネコゼミジンコの生殖試験の失敗に対処するために、様々なTIE/TRE試験に約50万ドルを費やした。これは、水処理プロセスで使用されるミョウバンが地下水中の通常見られない化学物質と相互作用して、実験室では有毒であるが野外では有害ではない排水を生成することによるようである。フロリダ州とEPAは、この状況にどう対処するかを決定するために、引き続きこの問題に取り組んでいる。
- San Bernardino市は、過去10年間で加速試験<sup>2</sup>と予備的TIEに10万ドル以上を費やした。いずれの事例においても、ニセネコゼミジンコ生殖試験の最初の失敗は、分析実験室で日常的に起こる培養の失敗によるものであると思われる。
- Milliken and Co., Inc. (サウスカロライナ州) は、サウスカロライナ州で多数の繊維工場を操業しており、過去10年間に5～6の工場でのTIE/TRE研究に約100万ドルを費やしている。
- Springs Industries (ジョージア州) は2001-2003年にジョージア州グリフィンにある繊維加工工場、TIE/TREに10万ドル以上を費やした。
- Kinder-Morgan は、サンディエゴの地下水浄化プロジェクトでTIE/TRE作業に10万ドル以上を費やした。最終排水は、放流前に二つの活性炭フィルターを通過する。地下水で自然な化学反応により生じるイオン干渉が問題である。

カリフォルニア州では2010年頃から、WETに関連した新たな方針を検討し始め、これを公開してパブリックコメントを求めた。WSPAの上記のコメントは、これに対するものである。2012年、州政府はこれを再度見直し、新たな方針のドラフトを公開して、再度コメントを求めた。このドラフトの作成に際して、州政府はドラフトの基礎となる考え方を示す文書の一部として、新たな方針に伴う経済的インパクトに関する分析(経済分析)を示している。2012年に公開されたカリフォルニア州の新たな方針の経済分析ではTREの費用を4万ドルと見込んでいる。

<sup>1</sup> WSPA: Comment regarding the Policy for Toxicity Assessment and Control .(January 21, 2011)

<sup>2</sup> accelerated test: 試験が基準を満たさない場合に要求される、実施頻度を高めた試験

### 3.3 生物応答試験を用いた排水評価手法に関する国内外の動向：科学的・技術的知見の更新

#### (1) 我が国の動向

##### 1) 環境省における検討会の動向

環境省では、産学官の有識者を集めて、平成28年6月より「生物を用いた水環境の評価・管理手法に関する検討会」を設置し、水環境の評価・管理に生物を用いた手法に関する検討を行っている。

今後、中間とりまとめとして、「生物応答試験を用いた排水の評価手法とその活用の手引き」(仮称)を作成し、試験法の特徴と限界及び6年分のパイロット試験の結果(事例集)がユーザー向けにHPにて公開されることとなった。手引きの概要(特徴と限界)は以下の通りである。なお、環境省は今後、この手引きが普及するよう努力したいとしている。以下に「生物を用いた水環境の評価・管理手法に関する検討会(第9回)」(<https://www.env.go.jp/press/106556.html>)での議論の内容を記す。

##### ①手法の概要

「生物を用いる試験の特性上、ある程度の試験結果のばらつきや試験期間を有することを考慮したうえで活用する必要がある」とされた。

##### ②手法の活用意義

「生物応答試験以外にも、生態毒性が明確な化学物質を使用している場合には個別化学物質の分析・モニタリングを行うなど、試験精度やコスト、試験期間等を勘案し、各事業者の目的に応じて手法を選択することが考えられる」とされた。

##### ③課題と展望

「公共用水域を評価するためには、河床の物理的な構造等の水質以外の要因の影響を考慮する必要があり、信頼性が確認された試験方法の確立や、公共用水域を対象として生物応答試験を実施する場合の考え方(採地点、息状水域を対象と水質の関係等)について、知見の集積を図った上で整理が必要である」とされた。

##### ④その他(本手法の普及関連)

「試験のコスト負担が大きいことや、原因究明及び対策検討は事業場のみでは対応が難しく、専門家・専門機関の支援が必要であるとの意見が多く挙げられた。また、生物応答試験のコストにも関連して、生物を実施可能な試験機関の充実が必要であるとの意見もあった」とされた。

## 2) 国内の研究動向

次に、国内の研究動向から、排水管理や水環境保全に向けた取組に関する研究を調査した。環境省の環境研究総合推進費に対して、水環境保全とされた、以下の①～⑤に関する研究などの幾つかのアプローチが提案・公開されている。また、海域における短期慢性毒性試験に向けた研究も提案されている。

- ①多種・新規化学物質の網羅的モニタリングと地域ネットワークを活用した統合的評価・管理手法の開発
- ②水環境保全に向けた要調査項目の一斉評価手法の開発と要調査項目候補選定への展開
- ③企業活動による生物多様性の影響評価のための指標と経済評価手法、及びモデルの開発に関する研究
- ④化学物質の複合曝露による野外生態リスク評価方法の開発：水質及び底生動物調査と環境水を用いた生物応答試験の活用（産業技術総合研究所）
- ⑤海産・汽水生物を用いた慢性毒性短期試験法の開発（国立環境研究所）

## (2) 海外の動向

### 1) 文献調査

調査の目的である工場排水のWET試験（生物応答試験を用いた排水の評価手法の一つとして）及びTIE, TRE事例を中心に最近の事例（2010年以降）について、行政の報告書及び研究論文等を中心に情報を収集した。

調査はPubMedの検索エンジンを用い、WETを軸とするキーワード検索（effluent, toxicity, industry）を実施し、調査の目的である工場排水のWET試験の内容や原因物質を同定／削減（TIE/TRE）している事例についても調査した。また、上記に関連し、工場排水（industry, effluent）と生態毒性（Ecotoxicity）の関連についてもキーワード検索を実施し、effluent, biological integrity（生物学的健全性）、biological diversity (biodiversity), bioassayまたはdirect toxicity effects等のキーワードを組み合わせた生態影響への調査及び生態系（Biological diversityまたはBiodiversity）や水質の改善事例等についても調査した。

タイトル等から本調査と関連のありそうな内容を抽出（一次スクリーニング）し、さらに要旨から本調査と特に関連のありそうな文献についてその内容を整理した。

調査結果を別添4に示す。文献検索の結果、2010以降は、工場排水の排水処理技術に関する研究成果やWETとは異なる生物種及びエンドポイントによる毒性評価や削減効果等の報告がある。特に、生態影響や生物応答試験（バイオアッセイ）に関する文献については、WET以外の生物種（哺乳類、植物種、底生生物を含む）を用いた排水の毒性試験、排水中の化学物質による内分泌攪乱・変異原性・遺伝毒性・細胞毒性・生殖腺への影響等に関する研究報告が認められた。TIR/TREを含むWET試験に関連する報告はわずかであり、ブラジルや韓国において事例が複数認められた。一方、WETの生物種及びエンドポイントでは不十分とする研究が傾向として確認された。



なお、カリフォルニア州では、州内における統一的な方法が提案されている。カリフォルニア州には9つの地域 (Region) で水質管理を担当しており、それぞれ毒性物質に対する水質目標およびその実施計画 (Basin Plan) を設定している。一方、州はPolicy for Implementation of Toxic Standards or Inland Surface Waters, Enclosed Bays and Estuaries of California (略称 : Statewide Implementation Plan, SIP) を策定しているが、各Regionにおける水質目標にはばらつきがあり、SIP中には合意された事項 (毒性に関する記述的水質目標に基づく排水の慢性毒性に対する排出制限値) についての記述しか含まれていなかった。

2003年ごろから各Regionにおける毒性物質に対する水質目標及びその実施計画 (Basin Plan) を一致させる必要性が認識されるようになり、2018年10月19日、水質目標と毒性に対する対応を一致させることを目的として、そのドラフトが州より公表された。

2018年12月7日までパブリックコメントの受付が行われており、2019年の初めに州の水質委員会 (Water Board) が検討を行う予定となっているが、現時点で新しい情報は入手できていない。

## 第4章 米国及び我が国における排水に係る規制の枠組みと水環境の実態

本事業では、我が国及び米国を中心に、水環境の実態並びに排水管理に係る法体系等について調査し、それぞれの特徴を整理した。

米国では、1980年代末に排水管理手法として全排水毒性「WET」手法を取り入れており、WET導入における背景や法体系が明確であることから、連邦や州における規制（水質浄化法：CWA等）でのWETの位置づけや事例等を整理した。

なお、事業者が直接受ける規制は、米国においては水質基準の設定や排水許可は、各州が所管しており、水質基準は水の用途に関連付けられ、排水許可は各州より個別の発生源ごとに与えられる。したがって、発生源の性質や河川の用途により同一州内でも、また州間でもWETの運用が異なる場合がある。

そこで、本事業では、州単位の調査を行い、州による規制や利用実態の違い（規制の厳格性等）を明らかにし、米国でのWET試験の運用の実態や水環境の実態を把握するとともに、我が国の実態と比較した。なお、州の選定にあたっては、用水利用率の高い業種（化学工業、鉄鋼業、石油製品・石炭製品製造業等）が多く立地している州<sup>1</sup>、日本企業の進出数（工場だけでなく事務所も含まれる）<sup>2</sup>が多い州、新旧の工業地帯等の立地条件や地理的条件により、南部テキサス州、中西部イリノイ州、東部ニュージャージー州を調査の対象とした。

1：平成26年確報 用地・用水編：平成28年4月28日公表・掲載 経済産業省大臣官房調査統計グループ

<http://www.meti.go.jp/statistics/tyo/kougyo/result-2/h26/kakuho/youti/index.html>

2：米国50州と日本との関係について 経済産業省 HP 掲載情報

[http://www.meti.go.jp/policy/external\\_economy/trade/report/index.html](http://www.meti.go.jp/policy/external_economy/trade/report/index.html)

### 4.1 米国の排水規制の枠組みと水環境の実態について

WET手法を規制に運用している米国において、全排水毒性（whole effluent toxicity, WET）が排水規制においてどのように位置付けられ、どのように運用されているかを、排水規制の歴史と枠組みに基づき整理するとともに、水環境の実態を水質基準と生物調査の両面から調査した。

#### （1）米国の排水に係る規制の枠組み

米国において排水に係る規制に中心的役割をはたしているのは水質浄化法（Clean Water Act, CWA）である。本項では同法の下での排水規制の歴史、水質調査、排水基準の概要について以下に記載する。

#### 1）排水規制の歴史（毒性汚染物質対策及び全排水毒性試験（WET）導入の経緯）（p.49）

米国では水質汚濁に対する懸念から、1972年にCWAが大幅に改正され、全国汚染物質排出削減システム（NPDES）が導入された。また、毒性影響を生じる量の毒性汚染物質を放出することを禁じるべしとする方針が示された。CWAは1977年に再度改正され、毒性汚染物質の名称を明示して、排出基準策定が進められることとなった。しかし、毒性汚染物質の分析が比較的高価なこと、排水中の多数の汚染物質の相互作用や複合作用への懸念から、排水そのものの毒性試験を排水規制に利用することが検討され、1984年から化学的手法と毒性学的手法を併用する方針が明確になった。その後、試験法の検討を経て1989年に排水規制にWETが明確に位置づけられた。

## 2) 水質基準 (p.55)

米国では、水域とその水域に指定された用途、さらにその水域の特性に基づいて、水域ごとに必要な水質基準を設定している。米国の水質基準は、用途と、その用途の達成を満たすクライテリアからなる。水質基準は基本的に州が所管している。州は水域を区分し、その用途を満たすようにクライテリアを設定する。

毒性汚染物質に対しては、EPA が推奨クライテリアを示し、州は毒性汚染物質により影響を受ける可能性のある水域に対して、推奨クライテリアを参考にしてクライテリアを設定する。毒性汚染物質に対する数値クライテリアが設定できない場合や数値クライテリアを補完する場合には記述クライテリアを設定する。その場合は、クライテリア達成の評価を可能とする手法（例えば WET 試験手法）を示す。

## 3) 排水基準 (p.67)

米国では、排出源ごとに、排水の特性及び受入水の水域に指定された用途、さらにその水域の特性に基づいて、必要な排水限度値を設定し、排水の放出に許可制度を採用している。

排水許可を得るためには、排出者は排水の詳細な分析データを含む許可申請を提出する必要がある、その際には EPA が策定した技術に基づく排水限度値を満たさなければならない。

技術に基づく排水限度値とは、直接排出する既存の発生源に対しては、BPT (best practicable control technology)、BCT (best conventional pollutant control technology)、または BAT (best available technology economically achievable) の適用により達成できる排水限度値である。州等の所管当局の許可執筆者は、申請書に基づき、排水放出が受入水の水質に及ぼす影響を評価する (RP 解析)。RP 解析の結果、技術に基づく排水限度値を適用しても水質基準を達成できない可能性がある場合は、許可執筆者により水質に基づく排水限度値が設定される。

毒性汚染物質に対する水質クライテリアはこの判断に重要な役割を果たす。水質に基づく排水限度値の設定に際して、WET についても排水限度値が設定される可能性がある。許可証には排水限度値のほか、順守を確認するためのモニタリングの実施等、様々な条件が付され、排出者はその順守が求められる。

## 1) 水質浄化法の下での排水規制の歴史

水質浄化法の制定及びその主要な改正について、排水規制及び WET 試験の導入に焦点をあてた内容を以下に記載する。詳細は「別添5」に示す。

米国では水質汚濁に対する懸念から、1972年にCWAが大幅に改正され、全国汚染物質排出削減システム(NPDES)が導入された。また、毒性影響を生じる量の毒性汚染物質を放出することを禁じるべしとする方針が示された。CWAは1977年に再度改正され、毒性汚染物質の名称を明示して、排水基準策定が進められることとなった。しかし、毒性汚染物質の分析が比較的高価なこと、排水中の多数の汚染物質の相互作用や複合作用への懸念から、排水そのものの毒性試験を排水規制に利用することが検討され、1984年から化学的手法と毒性学的手法を併用する方針が明確になった。その後、試験法の検討を経て1989年に排水規制にWETが明確に位置づけられた。

### ①1972年の法改正までの歴史

米国における水汚染対策に関係する最初の主要な法律は1899年に制定された「河川及び港湾法」である。この法律は航行可能な水域を許可なく障害したり改変したりすることを防止するために許可制度を設定したものであり、水質ではなく、航行に的を絞ったものであった<sup>1</sup>。

その後1948年に「連邦水質汚濁防止法(Federal Water Pollution Control Act, FWPCA)」が制定され、連邦政府が初めて人の健康保護のために水汚染の問題に関与するようになった。議会はさらに水質劣化の問題への関心を深め、法の改正を重ね、1965年には「水質法(Water Quality Act)」によりFWPCAを改正し、州に対し1967年までに州際水域に水質基準を設定すること、水質基準の超過なしに各排出源が汚染物質を放出できる量(汚染負荷量)を算出することを求めた。また、連邦

水質局（Federal Water Quality Administration）を設置した<sup>1</sup>。しかし、1970年になっても水質基準を設定した州は半分にとどまっていた。また、特定の用途と許容される最高汚染物質濃度、さらには特定の発生源の排出基準を関連づけるのに必要な科学的情報が不足していたため、排出基準の設定やその施行は進まなかった<sup>2</sup>。

この間、1969年6月22日には、オハイオ州クリーブランド市近郊のCuyahoga川を汚染していた油膜に火がつくという事件がおこった<sup>3</sup>。また、1969年には、1960年以来最高の4100万匹の魚が水質汚染によりへい死したとする報告が連邦水質局から出された<sup>4</sup>。

1970年、米国では環境問題に対する懸念の高まりから、連邦環境保護庁（U.S. Environmental Protection Agency, EPA）が設置された。また、大統領令により、産業による水汚染の防止を目的として、「河川及び港湾法」の下に、「廃物法許可プログラム（Refuse Act Permit Program, RAPP）という排水許可制度を導入し、EPAが22の異なる発生源カテゴリーに対する排水質ガイドラインを作成することとなっていた。しかし、訴訟の結果、1971年、コロンビア地区控訴裁判所はRAPPを無効とした<sup>1</sup>。魚のへい死、水質汚染、悪臭に満ちた河川流域をこれ以上の拡大させないため<sup>5</sup>、議会は放出許可プログラムの必要性及びこれまでの水汚染削減法制における問題点を是正する必要性を認識し、1972年、大幅なFWPCAの改正を行った<sup>1</sup>。

## ②1972年の改正

1972年10月18日、FWPCAは大幅に改正され、ほぼ現在の形となった。この改正で導入された主要な事項の概要は下記のとおりである。

### ○目的の規定

法101条は法の目的を、「米国水域の化学的・物理的・生物学的健全性（chemical, physical, and biological integrity）を回復し維持すること」とし、その目的達成のために、以下を宣言している（(4)以下は省略する）。

- (1) 1985年までに可航水域への汚染物質の放出をなくすこと（国家目標）
- (2) 達成可能な限り、1983年7月1日までに、魚介類及び野生生物（fish, shellfish and wildlife）の保護と繁殖（protection and propagation）を提供し、水中・水辺でのレクリエーションを提供する水質の暫定目標を達成すること（国家目標）：一般に「fishable and swimmable」と呼ばれている。
- (3) 毒性汚染物質（toxic pollutant）の毒性影響を生じる量（toxic amount）の放出を禁止すること（国家方針）。

なお、(3)でいう毒性汚染物質には、ヒトのみでなく、あらゆる生物（any organism）又はその子孫（offspring）に対して毒性影響を生じる汚染物質が含まれている（502条(13)）。

### ○水質基準の設定

従来、州による水質基準の設定は十分ではなかったことから、州際水域のみでなく州内水域に対しても水質基準の設定を求め、3年毎の見直しを義務付けた。

- ・州内水域に水質基準を設定してない州はこれを設定してEPAに提出する（180日以内）（303条(a)）
- ・水質基準は用途（公共供給水、魚介類及び野生生物の繁殖、レクリエーション、農業、産業、航行等）と用途に基づく水質クライテリアからなり、ヒトの健康または福祉を守り、水質を高め、法の目的に資するものとする（303条(c)）
- ・水質基準は3年毎に見直しEPAへ提出する（303条(c)）

### ○排水排出許可制度の導入

水域への汚染物質の放出を原則禁止し、米国における排水規制の中心をなす、全国汚染物質排水削減システム（National Pollutant Discharge Elimination System, NPDES）という排水許可制度を導入した。

- ・法の規定に従う場合以外は、いかなる汚染物質のいかなる者による放出も違法である（301条(a)）
- ・法の規定に準拠している場合は、汚染物質の放出を許可することができる。EPAはこれを満た

す許可の条件を規定する（402条(a)）。

- ・一定の条件を満たしている場合は、州は州内の水域における許可権限を得ることができる（402条(b)）

### ○EPAによる手引きの作成

下記のような手引きの作成をEPAに義務付けた。

- ・汚染物質の健康及び福祉影響等についての最新の科学的知見を反映した水質のクライテリアの作成（法改正後1年以内に作成）（304条(a)）
- ・現時点で利用可能な最良の実用的制御技術（best practicable control technology currently available, BPT）を利用した排水基準ガイドラインの作成（Effluent limitation guidelines）（法改正後1年以内に公表）（304条(b)）

### ○排水基準

排水基準（技術に基づく排水限度値）について下記を規定した。

- ・公共処理施設（Public Owned Treatment Works, POTW）以外の直接排出点発生源はBPTを適用（1977年7月1日以降）（301条(b)）
- ・POTW以外の直接排出点発生源は、さらに、経済的に達成可能な利用可能な最良技術（best available control technology economically achievable, BAT）を適用（1983年7月1日以降）（301条(b)）
- ・既存のPOTWは二次処理を適用（1977年7月1日以降）（301条(b)）
- ・特定カテゴリーの新規発生源に対し、利用可能な最良の実証制御技術（best available demonstrated control technology）を適用した性能基準を制定（90日以内に発生源を特定、その後1年以内に性能基準を制定）（306条(b)）
- ・POTWに排水する非直接排出点発生源に対しては、POTWで処理されにくく運転を妨害する可能性のある汚染物質に適用される前処理基準（pretreatment standards）の制定（1972年10月18日から180日以内に規則提案公示）（307条(b)）

また、点発生源からの排出に技術に基づく排水限度値（technology-based effluent limitation, TBEL）を適用しても水質基準が満たされない場合は、水質の達成又は維持のために、水質に基づく排水限度値（water quality-based effluent limitation, WQBEL）を設定すべきことを規定した（302条(a)）。

### ○毒性汚染物質への対応

特に毒性汚染物質に関しては、下記を規定している。

- ・排水基準を設定すべき毒性汚染物質をリストする（90日以内）（307条(a)）
- ・毒性汚染物質に対して排水基準を設定する（リスト作成から6か月以内に提案）（307条(a)）。

以上に記した1972年10月18日の改正は、汚染防止や汚染排除のベースを排水基準におき、水質基準は汚染の排除や執行ではなく、プログラムの有効性や実施の尺度としたものである、とされている<sup>2</sup>。

### ③1977年の改正

EPAはFWPCAの1972年の大幅な改正に基づき、全国的に同一の、技術に基づく排水限度ガイドライン及び排水基準の策定に取り組んだが、この対象は、伝統的汚染物質（BOD、TSS、pH、糞便性大腸菌）を対象としたものであった。一方、1972年の改正ではEPAが法改正の90日後までに毒性汚染物質のリストを作成し、6か月以内にこれらの汚染物質に対する排水基準を提案することとされていたが、処理能力（treatability）に関する情報不足からこの要求を満たすことができなかった。その結果、The National Resources Defense Council（NRDC）に訴えられ、1976年、下記を確認する同意判決が出された<sup>1</sup>

- ・削減すべき毒性（優先）汚染物質
- ・技術に基づく削減の対象となる主要産業（Primary industry）
- ・FWPCAの改正による権限を通じた毒性物質排出の規制方法

この結果を受けて、1977年12月27日にFWPCAが改正された。またこの改正以降、FWPCAは水質浄化法（Clean water act, CWA）と呼ばれるようになった<sup>1</sup>。1977年の主要な改正点は下記の通りである。

#### ○毒性汚染物質（優先汚染物質）

毒性汚染物質が何を指すかが307条(a)に明確に記載された。これは、下院の公共事業交通委員会（Committee on Public Works and Transportation）における議論をもとに決定されたものであり、65の物質または物質クラスからなっていた<sup>1</sup>。

なおEPAは個別の物質に対応する必要性から1979年までに、129物質の優先汚染物質からなるリストを作成した<sup>6</sup>。

#### ○技術に基づく排水基準

POTW以外の直接排出点発生源について下記を規定した。（301条(b)）

- ・毒性汚染物質については、1984年7月1日以降、BATを適用（301条(b)、307条(a)）
- ・新たにリストされた毒性汚染物質については、排水基準設定から3年以内にBATを適用（301条(b)）
- ・伝統的汚染物質については、1984年7月1日以降、最良の伝統的汚染物質削減技術（Best Conventional Pollutant Control Technology, BCT）を適用（301条(b)）
- ・伝統的汚染物質/毒性汚染物質以外の汚染物質（非伝統的汚染物質、アンモニア、塩素、色彩、鉄、全フェノール等）については、排水限度値設定から3年以内又は1987年7月1日のいずれか早い日付までにBATを適用（301条(b)）

また、毒性汚染物質が発生源からPOTWに排出される場合の前処理基準については、直接排水する場合に適用される排水基準や限度値と同等の毒性物質の除去が求められた（307条(b)）

#### ④1987年の改正

1977年の改正にもかかわらず、技術に基づく排水限度値の達成が遅れたため、1987年に再度、法改正が行われ、達成期限の延長が図られた。また、技術に基づく排水限度値のみでは、毒性物質の水域への毒性量の放出を防止できないことが明らかになり、1987年の改正では、水質基準からの排出削減対策を目指した改正も行われた。

#### ○技術に基づく排水基準

- ・毒性汚染物質に対するBATに基づく排水限度値達成期限を、排水基準設定から3年以内であるが、遅くとも1989年3月31日までとする（301条(b)）
- ・伝統的汚染物質に対するBCTに基づく排水限度値達成期限を、排水基準設定から3年以内であるが、遅くとも1989年3月31日までとする（301条(b)）
- ・非毒性汚染物質に対するBATに基づく排水限度値達成期限を、排水基準設定より3年以内であるが、遅くとも1989年3月31日までとする（301条(b)）

#### ○水質基準

州における水質基準の見直し・改定・新規策定に際しては、下記のような対応をとる。

- ・各水域に指定された用途の達成に妨げになると考えられる汚染物質に対してEPAがクライテリアを策定している場合は、用途の達成に必要な場合、それらをすべて採用する（303条(c)）。
- ・クライテリアは、その毒性汚染物質に対する数値クライテリアとするが、数値クライテリアが設定できない場合は、バイオモニタリングに基づくクライテリアや評価手法を採用する（303条(c)）。

#### ○EPAによる手引きの作成

- ・EPAは、毒性汚染物質に対する水質クライテリアを、生物モニタリングや評価法を含め、物質ごとによらない方法により設定・測定する方法を公表する（304条(a)）。1987年の改正では、さらに、非点発生源対策も導入している（402条(p)）。

## ⑤WET 導入の背景

表 4-1-1 に水質浄化法における毒性物質対策導入の経緯を前述含め、整理した。

表 4-1-1 水質浄化法における毒性物質対策導入の経緯

年代	出来事
1972	CWA 改正。点発生源に対する排出許可制度 (NPDES) 導入。産業カテゴリーごとに点発生源に対して排出抑制技術に基づく排水限度値 (TBEL) を設定。TBEL でも水質基準を達成できない場合は水質に基づく排水限度値 (WQBEL) を設定。EPA に、毒性汚染物質のリスト作成とこれらの物質に対する排水基準作成を求める。
1974-77	36 の産業カテゴリーに対する TBEL 設定
1977	EPA の毒性汚染物質リスト作成が遅れ、毒性汚染物質対策が進まなかったことから、CWA 改正。毒性汚染物質 (65 物質群) をリスト化し、これらの物質に対する TBEL 設定を求めた。EPA は 65 物質群から 129 物質 (優先汚染物質) をリスト化。汚染物質対策の焦点が毒性汚染物質に移る。
1980	NPDES 排出許可申請規則を制定。主要産業カテゴリー発生源の許可申請者に排水中の優先汚染物質の分析を要求。EPA は、排水中の化学物質把握は発生源の責任とし、分析データの毒性試験データによる代替は認めず。
1980	EPA が毒性汚染物質のクライテリア (推奨値) 公表。(州が水質基準に取り入れると規制値となる)
1982-84	EPA が、毒性試験による排水毒性評価手法 (全排水毒性 (WET) 手法) の事例研究を実施。
1983	水質基準規則を改定。水質基準 (用途+クライテリア) の目的の一つが、WQBEL 設定の法的根拠であることを明記。毒性物質に対して数値クライテリアが設定できない場合は、記述クライテリア (例えば、毒性物質を毒性量含んではならない) を設定すべしと規定。
1984	「水質に基づく許可限度値 (permit limitations) 設定に関する方針」公表。許可限度値設定において、個別物質のクライテリアに基づく数値限度値と毒性に関する記述クライテリアに基づく生物学的方法 (毒性試験を用いる方法) を併用する方針を示す。WET に基づく許可限度値を導入する可能性に言及
1985	水質に基づく毒性管理のための技術支援文書を公表。化学物質による許可限度値の算出、WET 試験の方法、WET 試験に基づく許可限度値算出の手引きを示す。
1985-89	WET 試験法開発
1987	CWA 改正。EPA に対し、毒性汚染物質に対する水質クライテリアを、生物モニタリング及び評価法を含め、物質ごとによらない方法により設定・測定する方法の公表を求める。
1989	NPDES の排水許可規則に WET を正式に位置付ける。WET に基づく許可限度値の設定方法を規定。
1991	水生生物保護のために、環境生物調査、排水の毒性試験、化学分析のいずれかで水質基準 (毒性クライテリアを含む) を満たさないことが示された場合は、規制措置等、適切な措置をとる (独立適用原則)。
1991	水質に基づく毒性管理のための技術支援文書の改定版を公表。

前述のように、1977 年の CWA の改正において、法 307 条(a)(1)に、毒性汚染物質リストの基となるべきリストが指定され、1984 年 7 月 1 日までにこれらの汚染物質に対する排水基準の策定が求められた。

1979 年 6 月 14 日、EPA はこの要求に対応するために NPDES 規則の改定提案を行った<sup>6</sup>。また、この提案に先立ち、EPA 内部では毒性汚染物質リストの中から 129 の個別物質 (優先汚染物質) のリスト<sup>\*1</sup>を作成した<sup>6</sup>。

\*1 このリストは 40CFR 423 の Appendix A に記載されている。129 までの番号がふってあるが、当初のリストから 17、49、50 が削除されている。

EPA は NPDES 規則の改定提案で、NPDES 許可申請の際に提出すべき最低限の情報を示し、その中で、特定産業カテゴリーの製造業者に対して、許可申請の際に、全ての優先汚染物質の分析を求める提案を行った。これは、排水の放出者は基本的に排水の性質（重要な汚染物質レベル）を知っている義務がある、という考えに基づくものである。EPA はさらに、これらのリストされている毒性物質以外にも排水には多数の毒性汚染物質が含まれている可能性があることから、提案前文の中で、許可執筆者が状況（例えば、過去における魚のへい死、これまでの毒性試験にて毒性が示唆されている等）により申請者に対してバイオモニタリング試験（毒性試験）を要求することを強く勧め、規則本文案の中で、許可限度値を毒性で表現することも可能とすることを提案した<sup>6</sup>。

1980 年 5 月 19 日、EPA は NPDES 許可申請様式に関する規則を他の法の下での許可申請様式と合わせて最終決定し、この中で、限度値が CWA の適切な要件（例えば、技術に基づく、あるいは水質に基づく基準）を反映している場合は、排水限度値を毒性（例えば、排水のファットヘッドミノーに対する LC<sub>50</sub> が 25% 以上）で表現してもよいことが正式に決定された<sup>7</sup>。しかし申請に際してバイオモニタリングを義務付けるべきである、とするコメントに対しては、許可申請中に個別の毒性汚染物質が確認されている場合は、バイオモニタリングは重複となることから、そのような試験の要求はケースパーケースとすべきであるとした。また、限度値の遵守を確認するためのモニタリングに関して、高価な化学分析を避けるために、化学モニタリングをバイオモニタリングで置き換えてはどうか、とするコメントに対しては、EPA は、排水中に汚染物質が排出されているかどうかを知ることは重要であり、多くの毒性汚染物質のように発がん性や生物濃縮性があるが急性毒性がない物質や、急性毒性レベル以下で放出される物質は、急性毒性試験ではモニタリングできないことを挙げ、遵守を確認するためのモニタリングに毒性試験のみを用いることには反対した<sup>8</sup>。しかし、EPA は BAT に基づく許可限度値により適切に毒性が低減され、fishable and swimmable という CWA の目標が達成されていることを保証するためには毒性試験は有用であるとし、特定の排出源に対して、BAT 施行後に毒性によるスクリーニング試験を義務付ける規則作りを開始する考えがあることを表明した<sup>8</sup>。

以上に示した経緯より、1977 年の法改正による毒性汚染物質対策強化の流れの中で、排水管理への毒性試験の利用が検討され始めたことがうかがえる。

EPA はその後、1982 年 8 月から 1984 年 9 月にかけて、全米で 8 件の WET の事例研究を実施した<sup>9</sup>。また、1984 年 3 月 9 日には、「水質に基づく毒性汚染物質に対する許可限度値策定に関する方針」を官報に公示し、毒性汚染物質に対して化学的方法と生物学的方法を併用すること、WET に基づく許可限度値を導入する可能性について言及した<sup>10</sup>。この中で EPA はその背景として、排水中には多数の毒性汚染物質が放出される可能性があるが、その分析が困難であること、排水中のその他の成分と汚染物質が反応して毒性影響が変化する可能性があること、排水中の複数の汚染物質への同時ばく露による影響の予測が困難であることを挙げている<sup>10</sup>。

EPA は 1985 年、この方針を実施するために必要な手引書として、水質に基づく毒性管理のための技術支援文書を作成した<sup>11</sup>。WET に基づくアプローチについてはさらに、1985 年から 1989 年に試験法の開発が行われ<sup>12</sup>、1989 年には NPDES に関する連邦規則の中に WET 試験が明確に位置付けられた<sup>13</sup>。また、1991 年には毒性物質対策において、生物調査(biological survey)、毒性試験、化学分析のいずれかの評価で水質基準を満たさないことが示された場合には対策を行う、という独立適用政策 (independent application policy) が示され<sup>14</sup>、1991 年には、水質に基づく毒性管理のための技術支援文書の改定版も作成された<sup>15</sup>。

その後、試験法の改定や訴訟等もあったが、米国における排水中毒性物質への対応には大きな変更はない模様である。



## 2) 米国における水質基準

本項では米国における水質基準の概要を記し、その例として、テキサス州における水質基準について記す。米国における水質基準は、我が国における水質基準とは概念が少し異なっており、水域の用途とその用途を達成するためのクライテリア（水質項目と濃度基準）（定義を p.56 に示す。）からなっている。

米国では、水域とその水域に指定された用途、さらにその水域の特性に基づいて、水域毎に必要な水質基準を設定している。米国の水質基準は、用途と、その用途の達成を満たすクライテリアよりなる。水質基準は基本的に州が所管している。

州は水域を区分し、その用途を満たすようにクライテリアを設定する。毒性汚染物質に対しては、EPA が推奨クライテリアを示し、州は毒性汚染物質により影響を受ける可能性のある水域に対して、推奨クライテリアを参考にしてクライテリアを設定する。毒性汚染物質に対する数値的クライテリアが設定できない場合や数値クライテリアを補完する場合には記述クライテリアを設定する。その場合は、クライテリア達成の評価を可能とする手法（例えば WET 試験手法）を示す。

### ①水質基準

水質基準は水域ごとに指定された用途とクライテリアからなり、用途を考慮に入れて、人の健康や福祉を保護し、水質を高め、CWA の目的に資するものでなければならないとされている（CWA303 条(a)～(c)）。ここで、用途とは下記のようなものである。

- ・ 市民への水の供給
- ・ 魚や野生生物の繁殖
- ・ 娯楽
- ・ 農業用水
- ・ 工業用水
- ・ 航行

また、水質基準の目的は下記とされている（40 CFR 131.2）。

- ・ 個別の水域で達成すべき水質の目標を示す
- ・ 技術に基づく排水処理を超えた、水質に基づく排水処理及び管理の作成に法的根拠を与える

米国では水質基準は基本的に州が設定し、EPA の承認を受ける（州の水質基準が EPA の承認を得られず、且つ両者の協議により合意に至らない場合は、EPA が水質基準を定める）。州は少なくとも 3 年ごとに水質基準を見直さなければならない（40 CFR 131.20）。また、水質基準に対して、州は非劣化政策（Antidegradation policy）を採用しなければならず（303 条(d)）、最低でも現状での用途とそれに必要な水質の維持・保護が求められている（40 CFR 131.12）。

州の設定した水質基準は EPA の承認を受けなければならない。協議によっても合意に至らず EPA の承認を得られない場合には、EPA が直接水質基準を定める（法 303 条(c)）。

### ②クライテリア（米国における、水質項目と濃度基準）

米国では水質基準は基本的には州が設定する。また、水質基準を構成する要素であるクライテリアは、「州の水質基準の要素であり、特定の用途を支える水質を表す成分の濃度あるいは記述として表現される。クライテリアが満たされているとき、一般に水質は指定された用途を保護する。」と定義されている。したがって、水質項目とその濃度レベルは、水域の用途を満たすように設定され、州によって異なっている可能性があり、さらに同じ州においてもその水域の用途により異なっている可能性がある。

米国においては、水質クライテリア（水質項目及びその濃度レベル、我が国における水質基準に相当すると思われる）は全国一律のものではない。

## ○米国の水質基準規則におけるクライテリアの定義

米国の水質基準規則ではクライテリアという言葉が二つの意味で用いられている。

- ・ **クライテリア**：州の水質基準の一部であり、特定の用途を支える水質を表す、成分の濃度あるいは記述。クライテリアが満たされているとき、一般に水質は指定された用途を保護する。
- ・ **CWA304 条(a)クライテリア**：成分の濃度と水生生物及び/または人健康への影響との関係に関する最新の科学的情報に基づいて EPA が作成する、これ以下では有害な影響が生じないと想定される濃度。この情報は定期的に手引きとして州に示され、州のクライテリア作成に用いられる。

## ○EPA のクライテリア

CWA304 条(a)は EPA に対し、水質クライテリアを策定し、適宜見直すことを求めている。EPA の作成するクライテリアとは、汚染物質の下記に関する最新の科学的知見を反映したものである。

- (A) プランクトン、魚、甲殻類、野生生物、植物、海岸線 (shoreline)、海岸 (beach)、美観、レクリエーションを含め、ヒトの健康及び福祉に対する影響の種類と程度
- (B) 生物学的、物理的及び化学的プロセスによる汚染物質またはその副産物の濃縮及び拡散
- (C) さまざまな種類の受入水について富栄養化の速度・有機物及び無機物の沈降速度に影響を与える要因に関する情報を含む、生物多様性、生産性及び安定性に対する影響

これらのクライテリアは 304 条 (a)クライテリア、304 条 (a)ガイダンスあるいは推奨クライテリア (National recommended water quality criteria) と呼ばれ、規制的な意味合いを持たないものである。EPA はこれらのクライテリアを州におけるクライテリア (水質基準の一部をなすクライテリア) 設定の手引きとして示している。

EPA の推奨クライテリアには、人の健康を保護するためのもの、水生生物を保護するためのもの、感覚影響 (臭い等) に関するものがある。人の健康を保護するためのものには、水生生物の摂取を対象としたものと、水生生物と水の両方の摂取を対象としたものがある。また、水生生物を保護するためのクライテリアには、一般に、淡水を対象としたものと、海水を対象としたものがある<sup>16</sup>。

## ○州のクライテリア

州は水質基準の一部として水域ごとに用途が達成できるよう、クライテリアを設定する。このクライテリアは規制に用いられるものである。クライテリアは、指定された用途を満たすのに十分な水質項目を含み、複数の用途をもつ水域については最も感受性の高い用途を満たすものでなければならない (40 CFR 131.12)。水質項目には、伝統的汚染物質<sup>\*1</sup>、毒性汚染物質<sup>\*2</sup>、非毒性/非伝統的汚染物質<sup>\*3</sup>がある。また、個別物質ではなく、「毒性」や「美観」を含めることができる。「毒性」に関するクライテリアは、例えば、「毒性物質が毒性量 (毒性影響を生じる量) 存在しないこと」、というように、記述で示される (記述クライテリア)。

<sup>\*1</sup> 伝統的汚染物質 (conventional pollutants) とは法 304 条(a)(4)に定義されている汚染物質 (BOD、TSS、糞便性大腸菌、pH、オイル、グリース)

<sup>\*2</sup> 毒性汚染物質とは優先汚染物質とも呼ばれ、307 条(a)(1)に定義された汚染物質であり 126 (当初は 129 物質) の金属及び人工有機化合物を含む。

<sup>\*3</sup> 非伝統的汚染物質 (non-conventional pollutants) とは、上記のいずれにも含まれない汚染物質であり、塩素、アンモニア、窒素、リン、COD を含む。Permit Writer's Manual(2010)には WET を含むと記されているが、連邦規則では非伝統的汚染物質は定義されていない。

毒性汚染物質については、州は水質データ及び排水放出に関する情報を検討し、毒性汚染物質が水質または用途の達成に有害な影響を与えている可能性のある水域、または毒性汚染物質のレベルが懸念を与える水域に対して、用途の達成に十分な、毒性物質のクライテリアを設定しなければならないとされている（40 CFR 131.11）。したがって、毒性汚染物質については、州内の全ての水域にクライテリア（水質項目と濃度レベル）が設定されている、というものではないようである。

州は数値クライテリアを設定する場合は、a) EPA の推奨クライテリアをそのまま採用する、あるいは b) EPA の推奨クライテリアをサイト特異的な条件を反映して改変して採用する、または c) その他の科学的に正当化できる方法を用いて導出したクライテリアを採用する。また、数値クライテリアが設定できない場合や数値クライテリアを補完する場合は、記述クライテリアあるいはバイオモニタリングに基づくクライテリアを設定することとされている（40 CFR 131.12）。

州は上記のように、必ずしも EPA の推奨クライテリアをそのまま採用しているわけではなく、個別の水域の用途や特性（例えば水の硬度等）に基づいてクライテリアを設定していることから、水質項目や濃度レベルについても、米国内、あるいは州内で一律であるとは限らない。さらに、州によっては、冷水魚の保護等、その水域の用途に応じたものを定めている。

### ③テキサス州における水質基準

州における水質基準の例として、テキサス州における表面水質基準の概要を以下に示す。

テキサス州では、Texas Administrative Code の Title 30、Chapter 307 に表面水質基準（Texas Surface Water Quality Standards, TSWQS）を定めている<sup>17</sup>。表面水質基準は、用途やクライテリアの他に、非悪化原則についても規定している。

水質基準は水域に指定された用途（designated use）と、その用途を達成するのに必要なクライテリア（項目及び数値又は記述基準）からなっている。

#### ○用途

テキサス州では用途として、水生生物用途（Aquatic life）、レクリエーション用途（Recreation）、家庭給水用途（Domestic water supply）を指定している。

水生生物用途では下記の5つのサブカテゴリーを指定している。

- ・特別（Exceptional）
- ・高度（High）
- ・中等度（Intermediate）
- ・限定的（Limited）
- ・最低限（Minimal）

また、サイト特異的な用途として、カキ用水（Oyster water）が指定されている。

レクリエーション用途では下記の5つのサブカテゴリーを指定している。

- ・一次接触レクリエーション1（Primary contact recreation 1）：水泳や急流でのカヤック等、水を飲むリスクがかなり高いと考えられる活動
- ・一次接触レクリエーション2（Primary contact recreation 2）：一次接触レクリエーション1と同様の活動であるが、これより身体接触の頻度が低いと想定されるもの
- ・二次接触レクリエーション1（Secondary contact recreation 1）：釣り等の通常の活動であるが、身体接触の機会が限定的であり、水を飲むリスクが一次接触レクリエーションより低いもの
- ・二次接触レクリエーション2（Secondary contact recreation 2）：身体接触の機会が限定的であり、水体の物理的特徴や人のアクセスが限られている等により、飲水の頻度が二次接触レクリエーション1より低いもの
- ・無接触レクリエーション（Noncontact recreation）：水辺の鳥類観察等、身体接触の機会が限定的であり水を飲むリスクがほぼない活動。または船舶による航行等、一次・二次接触レクリエーションが起こりえない場合

家庭給水用途では下記の3つを指定している。

- ・公共飲料用水 (Public drinking water supply) : 公共飲料水の原水となる水
- ・単一飲用表面水源 (Sole-source surface drinking water supply) : 公共飲料水の原水となる水で唯一の供給源となる水
- ・サイト特異的な用途として、帯水層保護 (Aquifer protection)

テキサス州では水体をセグメントに分け、主要なセグメントに対しては、水体を明確に定義し、用途を指定して水質を管理している。これらは分類済みセグメントとよばれている。分類済みセグメント以外でも水体と用途が具体的に指定されている水体がある。

## ○クライテリア

テキサス州の水質基準では、一般クライテリア、毒性物質に対するクライテリア、サイト特異的クライテリアの3種のクライテリアを規定している。

### ●一般クライテリア

一般クライテリアは、州内の表面水全般に適用され、排水の放出や人の活動に帰せられる物質に適用される。ただし、サイト特異的なクライテリアや、その他の規定のある場合は、それらが優先される。一般クライテリアでは、下記について、表面水が満たすべき水質の状態が主に記述により規定されている (このようなクライテリアを記述クライテリアという)。

- ・審美的パラメータ (味、臭気、美観、濁り等)
- ・放射性物質
- ・毒性物質
- ・栄養素
- ・温度
- ・塩濃度
- ・水生生物用途に関連した溶存酸素
- ・水生生物用途に関連した生息環境
- ・水中レクリエーション
- ・pH

毒性物質についての記述クライテリアは、「表面水は、水の摂取、水生生物の摂取、皮膚との接触により人に有毒であってはならない。または陸生または水生生物に有毒であってはならない。」と規定している。

温度については記述クライテリアの他に、河川、淡水湖、湾等で許容される温度幅を規定している。

水生生物用途に関連した溶存酸素については一般的な記述クライテリアの他に、サイト特異的な数値クライテリアが付表 A または D に規定されている。付表 A または D に数値クライテリアが規定されていない河川、湖沼、湾、汽水域についても、その状況に応じた用途カテゴリーの指定や要求される溶存酸素濃度に関する規定がある。

水中レクリエーションについては、一般的な記述クライテリアの他に、病原体に関するサイト特異的な数値クライテリアが付表 G に規定されている。付表 G に列挙されていない水域に対する水中レクリエーションカテゴリーについても規定がある。

### ●毒性物質に対するクライテリア

毒性物質に対するクライテリアは、排水の放出や人の活動に帰せられる物質に適用される、毒性物質については、一般的な事項として下記を規定している。

- ・州内の水は水生生物に対して急性毒性を示してはならない
- ・州内の水で「限定的」より高レベルの水生生物用途が指定されている、あるいは現に存在する水は、水生生物に対して慢性毒性を示してはならない。
- ・州内の水は、接触レクリエーション、水生生物の摂取、飲料水の摂取及びこの組合せにより人

の健康に有害な毒性影響が生じないように維持されなければならない。

- ・州内の水は、水生生物、陸上生物、家畜に、接触、水生生物の摂取、水の摂取及びこの組合せにより有害な毒性影響が生じないように維持されなければならない。

毒性物質の水生生物に対する数値クライテリアは表（本報告書別添6）に示されており、EPA の推奨クライテリアと EPA の手引書をもとに、テキサス州に土着の水生生物に対する数値を再計算している。急性クライテリアは 24 時間平均値、慢性クライテリアは 7 日平均値に適用される。

なお、毒性物質の数値クライテリアに関しては、その他に下記のような規定がある。

- ・アンモニア及び塩素の毒性は WET（後述）により対応する。
- ・金属及び半金属に対する数値クライテリアは溶存濃度に、非金属に対するクライテリアは別に規定がない限り、全回収濃度に適用される。
- ・急性数値クライテリアは初期希釈域（zones of initial dilution, ZID）以外に適用される。ただし、水流が極めて低い条件下（critical low-flow condition（臨界低水流）の 1/4 以下）では超過も許容される。ZID を通過する水生生物に死亡が生じてはならない。
- ・毒性物質に対する慢性数値クライテリアは、混合域（mixing zone）及び臨界低水流（critical low-flow condition）を除き、「限定的」より高レベルの水生生物用途が指定されているあるいは現存する全ての州内の水域に適用される。
- ・表中に水生生物保護のための数値クライテリアが記載されていない物質については、EPA のガイドランを用いて算出を行うか、あるいは LC<sub>50</sub> 値に規定されている係数をかけて算出する。
- ・毒性と水の pH や硬度との関係が明らかになっている物質については、数値クライテリアはこの関係に基づく数式で示してあり、サイト特異的な数値に基づいて算出する。
- ・ほとんどの金属に対するクライテリアは、場所ごとの水質の毒性に対する影響を考慮に入れるために、WER（water-effect ratio）で乗じて求める。WER は 1 と推定するが、サイト特異的なデータがある場合はそのデータが用いられる。
- ・淡水中の銅に対するクライテリアは、場所ごとの水質の毒性に対する影響を考慮に入れるために、m という乗数を含んでいる。サイト特異的なクライテリアは、WER または生態毒性モデル（Biotic Ligand Model, BLM）を用いて求める。その他、考慮すべきサイト特異的な要素についての規定がある。

毒性物質の人健康に対する数値クライテリアも表（別添6）に示されている。水及び魚（Water and Fish）の欄の濃度クライテリアは、飲料水及び水生生物の摂取の安全性を確保するためのものであり、飲料水用途をもつ表面水に適用される。魚（Fish only）の欄の濃度クライテリアは水生生物の摂取の安全性を確保するためのものであり、持続的な漁業は行うが、飲料水源としては使用しない表面水に適用される。

毒性物質の人健康に対する数値クライテリアについては、その他、適用範囲や数値クライテリアがない場合の導出方法、サイト特異的な条件により、表に示したクライテリアが適当でないために一時的な変更やサイト特異的なクライテリアの採用が認められる条件等についても規定されている。

## ●全排水毒性（whole effluent toxicity、WET）

WET については、下記を規定している。

- ・排水許可を受けた排水の WET は、初期希釈域（zones of initial dilution, ZID）、及び極めて水流の低いときを除いて、急性毒性を生じないようにしなければならない。ZID においては急性毒性レベルを超過してもよいが、ZID を通過する水生生物に有意な死亡を生じてはならない。
- ・排水許可を受けた排水の WET は、混合域、及び水流が臨界低水流以下の場合を除いて、水生生物用途に使用されているあるいは「限定的」以上のレベルに指定されている水域で慢性毒性を生じないようにしなければならない。混合域においては慢性毒性レベルを超過してもよいが、混合域を通過する水生生物に対して有意な非致死的な毒性を生じてはならない。
- ・排水が受水域において毒性を示す有意な可能性のある排出者は、適切な希釈液で WET モニタ

- リング（バイオモニタリング）を実施しなければならない。
- ・州内の水域への排水は感受性の高い水生生物種に対して急性毒性を示してはならない。この目的のための毒性試験は100%排水で実施し、24時間暴露での死亡が50%以上を毒性のクライテリアとする。ただし、排水に含まれる、表にリストされていない溶存無機塩類、あるいは元の水中の溶存無機塩類の超過、欠乏、不均衡による死亡にはこの規定は適用されない。
- ・WET試験はEPAの方法またはテキサス州当局が認めた方法で実施する。
- ・WET試験の結果、排水が十分管理されていないことが明らかになった場合は、毒性の発生源を取り除くことが要求され、許可手順に従ったTREを実施することが要求される可能性がある。また、毒性を除くための適切な規定（WET限度値、個別化学物質に対する制限値、最善管理手法等）を含むよう、許可証が改定される。

WETに基づく排出限度値を、サイト特異的な条件を考慮して設定することも許容されているが、この場合、用途が損なわれることがあってはならず、用途が保護されていることを示すために、追加の排水毒性試験、受入水のモニタリング等、追加の情報が必要となる可能性があるとしている。

また、暫定的なクライテリアや、クライテリアのサイト特異的な変更が正当化されるための要素として、受水域のバックグラウンドの毒性、WETに寄与する主要な毒性物質の残留性や分解率、放流水の毒性に影響を与える可能性のあるサイト特異的な変動因子、WET試験に用いた種に比較した土着の水生生物の感受性のレベル、特定の毒性物質の処理可能性や、管理の技術的、経済的、あるいは法的限界を挙げている。

### ●サイト特異的な用途及びクライテリア

水質クライテリアはサイト特異的な用途とクライテリアを下記のように付表のA、B、D、E、F、Gに規定している。

- ・付表A：分類済みセグメントに対するサイト特異的な用途及びクライテリア
- ・付表B：唯一の飲料水源表面水（注：数値クライテリアの記載はない）
- ・付表D：非分類水体に対するサイト特異的な用途及びクライテリア
- ・付表E：サイト特異的な毒性クライテリア
- ・付表F：いくつかの貯水池に対するサイト特異的な数値クライテリア
- ・付表G：非分類水体に対するサイト特異的なレクリエーション用途及びクライテリア  
（付表C：分類済みセグメントの説明）

示されている数値クライテリアは網羅的なものではなく、付表ごとに異なっている。

- ・付表A：塩素イオン、硫酸イオン、TDS、DO、pH、バクテリア、温度のみ
- ・付表D：水生生物用途のクラスとDOのみ
- ・付表E：NPDES許可を受けている特定施設との関連で、特定パラメータ（施設ごとに、アルミニウム、銅、鉛、亜鉛、セレンが指定されている）に対するサイト特異的な調整係数を示す。
- ・付表F：クロロフィルaのみ
- ・付表G：バクテリアの指標のみ

### ○基準の適用と達成の判定

基準の適用に関連して、水量、混合域やZIDの扱い、最低分析レベル、一過性冷却水の排出や雨水放出に対する適用についても規定がある。また、基準達成の判定方法（サンプリング方法、分析方法、試験方法、評価方法等）についても記述されている。

### ③我が国と米国における、水質項目と濃度基準の比較

表4-1-2に人の健康保護を目的としたEPAの推奨クライテリア、我が国の環境基準、米国の飲料水質基準<sup>18</sup>、我が国の水道水質基準を比較して示した。なお、表には米国の飲料水質基準のみ含まれている項目は含まれていない。

EPAがクライテリアを示しており、我が国に全く基準のない物質には古い汚染物質のほかに、フタル酸エステル類、PAH類、フェノール類がある。また、発がん物質に関しては、EPAのクライテ

リアの数値は、その物質へのばく露によりがんになる人が100万人に一人増加する濃度レベル(10<sup>6</sup>過剰発がんリスクレベル)に対応するものであり、かなり低い。我が国で基準が設定されているが、米国では全く基準のない物質に、ほう素、チウラム、チオベンカルブがある。

表4-1-3に水生生物保護を目的としたEPAの推奨クライテリアと我が国の環境基準、別添7にEPAの推奨クライテリアとテキサス州のクライテリアを比較して示した。

我が国の環境基準項目はEPAのものに比較して非常に少ないが、我が国のみのものとしてLASがある。EPAとテキサスは項目、数値とも似ているが、テキサスには、アルミニウムとフェナントレンのクライテリアがある。また、シアン化物のクライテリアはテキサスがEPAの2倍程度と、違いもみられる。

EPAの水生生物保護を目的とした推奨クライテリア及びテキサス州のクライテリアでは、硬度に依存して毒性が変わる金属については、変換係数が示されている。

表4-1-2 米国EPAの人健康保護を目的とした推奨水質クライテリア等と我が国の人健康保護に関する環境基準等の比較①

Pollutant	CAS Number	EPAヒト健康 (飲水+水生生物摂取) (µg/L)	EPAヒト健康 (水生生物摂取) (µg/L)	我が国における 人の健康の保護 に関する環境基 準	米国飲料水質 基準MCL (µg/L)	我が国水道水質基準
Acenaphthene (P)	83-32-9	70	90			
Acrolein (P)	107-02-8	3	400			
Acrylonitrile (P)	107-13-1	0.061	7.0			
Aldrin (P)	309-00-2	0.00000077	0.00000077			
alpha-Hexachlorocyclohexane (HCH) (P)	319-84-6	0.00036	0.00039			
alpha-Endosulfan (P)	959-98-8	20	30			
Anthracene (P)	120-12-7	300	400			
Antimony (P)	7440-36-0	5.6	640		6	
Arsenic (P)	7440-38-2	0.018	0.14	10	10	10 (ヒ素の量に 関して)
Asbestos (P)	1332-21-4	7 million fibers/L			7 MFL	
Barium	7440-39-3	1,000			2000	
Benzene (P)	71-43-2	0.58-2.1	16-58	10	5	10
Benzdine (P)	92-87-5	0.00014	0.011			
Benzo(a)anthracene (P)	56-55-3	0.0012	0.0013			
Benzo(a)pyrene (P)	50-32-8	0.00012	0.00013		0.2	
Benzo(b)fluoranthene (P)	205-99-2	0.0012	0.0013			
Benzo(k)fluoranthene (P)	207-08-9	0.012	0.013			
Beryllium (P)	7440-41-7				4	
beta-Hexachlorocyclohexane (HCH) (P)	319-85-7	0.0080	0.014			
beta-Endosulfan (P)	33213-65-9	20	40			
Bis(2-Chloro-1-methylethyl) Ether (P)	108-60-1	200	4,000			
Bis(2-Chloroethyl) Ether (P)	111-44-4	0.030	2.2			
Bis(2-Ethylhexyl) Phthalate (P)	117-81-7	0.32	0.37		6	
Bis(Chloromethyl) Ether	542-88-1	0.00015	0.017			
ほう素	7440-42-8			1,000		1,000 (ほう素の量 に関して)
Bromoform (P)	75-25-2	7.0	120		80(total trihalometha nes)	90
Butylbenzyl Phthalate (P)	85-68-7	0.10	0.10			
Cadmium (P)	7440-43-9			3	5	3 (カドミウムの量に 関して)
Carbon Tetrachloride (P)	56-23-5	0.4	5	2	5	2
Chlordane (P)	57-74-9	0.00031	0.00032		2	
Chlorobenzene (P)	108-90-7	100	800		100	
Chlorodibromomethane (P)	124-48-1	0.80	21		80(total trihalometha nes)	100
Chloroform (P)	67-66-3	60	2,000		80(total trihalometha nes)	60
Chlorophenoxy Herbicide (2,4- D)	94-75-7	1,300	12,000		70	
Chlorophenoxy Herbicide (2,4,5- TP) [Silvex]	93-72-1	100	400		50	
Chromium (III) (P)	16065-83-1	Total			100(total chromium)	
Chromium (VI) (P)	18540-29-9	Total		50	100 (total chromium)	50 (六価クロムの量 に関して)
Chrysene (P)	218-01-9	0.12	0.13		0.2 Benzo(a)pyre ne(PAHs)	
Copper (P)	7440-50-8	1,300	-		1,300	1,000 (銅の量に関 して)
Cyanide (P)	21-15-9	4	400	検出されないこ と (全シアン)	200	10 (シアンの量に関 して)

(P)= Priority Pollutant, 斜体・下線付きの数値は発がんリスクが 10<sup>-6</sup> 乗に相当する濃度を示す。



表4-1-2 米国EPAの人健康保護を目的とした推奨水質クライテリア等と我が国の人健康保護に関する環境基準等の比較②

Pollutant	CAS Number	EPAヒト健康 (飲水+水生生物摂取) (µg/L)	EPAヒト健康 (水生生物摂取) (µg/L)	我が国における 人の健康の保護 に関する環境基 準	米国飲料水質 基準MCL (µg/L)	我が国水道水質基準
Dibenzo(a,h)anthracene (P)	53-70-3	0.00012	0.00013			
Dichlorobromomethane (P)	75-27-4	0.95	27		80(total trihalomethanes)	30 (トリハロメタン)
Dieldrin (P)	60-57-1	0.0000012	0.0000012			
Diethyl Phthalate (P)	84-66-2	600	600			
Dimethyl Phthalate (P)	131-11-3	2,000	2,000			
Di-n-Butyl Phthalate (P)	84-74-2	20	30			
Dinitrophenols	25550-58-7	10	1,000			
Endosulfan Sulfate (P)	1031-07-8	20	40			
Endrin (P)	72-20-8	0.03	0.03		2	
Endrin Aldehyde (P)	7421-93-4	1	1			
Ethylbenzene (P)	100-41-4	68	130		700	
Fluoranthene (P)	206-44-0	20	20			
ふっ素	7782-41-4			800	400	800 (フッ素の量に関して)
Fluorene (P)	86-73-7	50	70			
gamma-Hexachlorocyclohexane (HCH) [Lindane] (P)	58-89-9	4.2	4.4		0.2	
Heptachlor (P)	76-44-8	0.0000059	0.0000059		0.4	
Heptachlor Epoxide (P)	1024-57-3	0.000032	0.000032		0.2	
Hexachlorobenzene (P)	118-74-1	0.000079	0.000079		1	
Hexachlorobutadiene (P)	87-68-3	0.01	0.01			
Hexachlorocyclohexane (HCH) - Technical	608-73-1	0.0066	0.010			
Hexachlorocyclopentadiene (P)	77-47-4	4	4		50	
Hexachloroethane (P)	67-72-1	0.1	0.1			
Indeno(1,2,3-cd)pyrene (P)	193-39-5	0.0012	0.0013			
Isophorone (P)	78-59-1	34	1,800			
鉛	7439-92-1			10	15	10 (鉛の量に関して)
Manganese	7439-96-5	50 (不快影響：味覚、選択汚れ)	100			50 (マンガンに関して)
総水銀				0.5		0.5 (水銀の量に関して)
Mercury (inorganic)					2	
アルキル水銀				検出されないこと		
Methylmercury (P)	22967-92-6		0.3 mg/kg			
Methoxychlor	72-43-5	0.02	0.02		40	
Methyl Bromide (P)	74-83-9	100	10,000			
Methylene Chloride (P)	27639	20	1,000	20	5	20
Nickel (P)	7440-02-0	610	4,600			
Nitrates	14797-55-8	10,000			10,000 (Nとして)	
Nitrite					1000 (Nとして)	
硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素				10,000		10,000
Nitrobenzene (P)	98-95-3	10	600			
Nitrosamines		0.0008	1.24			
Nitrosodibutylamine	924-16-3	0.0063	0.22			
Nitrosodiethylamine	55-18-5	0.0008	1.24			
Nitrosopyrrolidine	930-55-2	0.016	34			
N-Nitrosodimethylamine (P)	62-75-9	0.00069	3.0			
N-Nitrosodi-n-Propylamine (P)	621-64-7	0.0050	0.51			
N-Nitrosodiphenylamine (P)	86-30-6	3.3	6.0			
Pathogen and Pathogen Indicators						
Pentachlorobenzene	608-93-5	0.1	0.1			
Pentachlorophenol (P)	87-86-5	0.03	0.04		1	
pH		5-9				

(P)= Priority Pollutant, 斜体・下線付きの数値は発がんリスクが10-6乗に相当する濃度を示す。

表4-1-2 米国EPAの人健康保護を目的とした推奨水質クライテリア等と我が国の人健康保護に関する環境基準等の比較③

Pollutant	CAS Number	EPAヒト健康 (飲水+水生生物摂取) ( $\mu\text{g/L}$ )	EPAヒト健康 (水生生物摂取) ( $\mu\text{g/L}$ )	我が国における 人の健康の保護 に関する環境基準	米国飲料水質 基準MCL ( $\mu\text{g/L}$ )	我が国水道水質基準
Dibenzo(a,h)anthracene (P)	53-70-3	0.00012	0.00013			
Dichlorobromomethane (P)	75-27-4	0.95	27		80(total trihalomethanes)	30 (トリハロメタン)
Dieldrin (P)	60-57-1	0.0000012	0.0000012			
Phenol (P)	108-95-2	4,000	300,000			5 (フェノール類: フェノールの量に換算して)
Polychlorinated Biphenyls (PCBs) (P)		0.000064	0.000064	検出されないこと	0.5	
Pyrene (P)	129-00-0	20	30			
Selenium (P)	778-49-2	170	4200	10	50	10 (セレンの量に関して)
Solids Dissolved and Salinity		250,000				
Tetrachloroethylene (P)	127-18-4	10	29	10	5	10
Thallium (P)	7440-28-0	0.24	0.47			
Toluene (P)	108-88-3	57	520		1000	
Toxaphene (P)	8001-35-2	0.00070	0.00071		3	
Trichloroethylene (P)	28-86-1	0.6	7	10	5	10
Vinyl Chloride (P)	27-39-8	0.022	1.6		2	
Zinc (P)	7440-66-6	7,400	26,000			1,000 (亜鉛の量に関して)
1,1,1-Trichloroethane (P)	71-55-6	10,000	200,000	1,000	200	
1,1,2,2-Tetrachloroethane (P)	79-34-5	0.2	3			
1,1,2-Trichloroethane (P)	79-00-5	0.55	8.9	6	5	
1,1-Dichloroethylene (P)	75-35-4	300	20,000	100	7	
1,2,4,5-Tetrachlorobenzene	95-94-3	0.03	0.03			
1,2,4-Trichlorobenzene (P)	120-82-1	0.071	0.076		70	
1,2-Dichlorobenzene (P)	95-50-1	1,000	3,000		600	
1,2-Dichloroethane (P)	107-06-2	9.9	650	4	5	
1,2-Dichloropropane (P)	78-87-5	0.90	31		5	
1,2-Diphenylhydrazine (P)	122-66-7	0.03	0.2			
Trans-1,2-Dichloroethylene (P)	156-60-5	100	4,000		100	40 (cis+trans)
Cis-1,2-Dichloroethylene	156-59-2			40	70	40 (cis+trans)
1,3-Dichlorobenzene (P)	541-73-1	7	10			
1,3-Dichloropropene (P)	542-75-6	0.27	12	2		
1,4-Dichlorobenzene (P)	106-46-7	300	900		75	
1,4-Dioxane	123-91-1			50		50
2,3,7,8-TCDD (Dioxin) (P)	1746-01-6	5.0E-9	5.1E-9		0.00003	
2,4,5-Trichlorophenol	95-95-4	300	600			
2,4,6-Trichlorophenol (P)	32-29-6	1.5	2.8			
2,4-Dichlorophenol (P)	120-83-2	10	60			
2,4-Dimethylphenol (P)	105-67-9	100	3,000			
2,4-Dinitrophenol (P)	51-28-5	10	300			
2,4-Dinitrotoluene (P)	121-14-2	0.049	1.7			
2-Chloronaphthalene (P)	91-58-7	800	1,000			
2-Chlorophenol (P)	95-57-8	30	800			
2-Methyl-4,6-Dinitrophenol (P)	534-52-1	2	30			
3,3'-Dichlorobenzidine (P)	91-94-1	0.049	0.15			
3-Methyl-4-Chlorophenol (P)	59-50-7	500	2,000			
p,p'-Dichlorodiphenyldichloroethane (DDD) (P)	72-54-8	0.00012	0.00012			
p,p'-Dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE) (P)	72-55-9	0.000018	0.000018			
p,p'-Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) (P)	50-29-3	0.000030	0.000030			
チウラム				6		
シマジン	122-34-9			3	4	
チオベンカルブ	28249-77-6			20		

(P)= Priority Pollutant, 斜体・下線付きの数値は発がんリスクが  $10^{-6}$  乗に相当する濃度を示す。

表 4-1-3 米国 EPA の水生生物保護のためのクライテリアと我が国の生活環境保護のための環境基準の比較

Pollutant (P= Priority Pollutant)	CAS Number	Freshwater		Saltwater		我が国の生活環境の保全に 関する環境基準 (水生生物の生存状況の適応)		
		CMC1 (acute) (µg/L)	CCC2 (chronic) (µg/L)	CMC1 (acute) (µg/L)	CCC2 (chronic) (µg/L)	河川 (µg/L)	湖沼 (µg/L)	海洋 (µg/L)
Acrolein (P)	107-02-8	3ug/L	3ug/L					
Aldrin (P)	309-00-2	3.0		1.3				
Alkalinity			20000					
alpha-Endosulfan (P)	959-98-8	0.22	0.056	0.034	0.0087			
Arsenic	7440-38-2	340	150	69	36			
beta-Endosulfan (P)	33213-65-9	0.22	0.056	0.034	0.0087			
Cadmium (P)	7440-43-9	1.8	0.72	33	7.9			
Carbaryl	63-25-2	2.1	2.1	1.6				
Chlordane (P)	57-74-9	2.4	0.0043	0.09	0.004			
Chloride	16887-00-6	860000	230000					
Chlorine	7782-50-5	19	11	13	7.5			
Chlorpyrifos	2921-88-2	0.083	0.041	0.011	0.0056			
Chromium (III) (P)	16065-83-1	570	74					
Chromium (VI) (P)	18540-29-9	16	11	1,100	50			
Copper (P)	7440-50-8			4.8	3.1			
Cyanide (P)	21-15-9	22	5.2	1	1			
Demeton	8065-48-3		0.1		0.1			
Diazinon	333-41-5	0.17ug/L	0.17ug/L	0.82ug/L	0.82ug/L			
Dieldrin (P)	60-57-1	0.24	0.056	0.71	0.0019			
Endrin (P)	72-20-8	0.086	0.036	0.037	0.0023			
gamma-BHC (Lindane) (P)	58-89-9	0.95		0.16				
Guthion	86-50-0		0.01		0.01			
Heptachlor (P)	76-44-8	0.52	0.0038	0.053	0.0036			
Heptachlor Epoxide (P)	1024-57-3	0.52	0.0038	0.053	0.0036			
Iron	7439-89-6		1000					
Lead (P)	7439-92-1	65	2.5	210	8.1			
直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩						20-50	20-50	6-10
Malathion	121-75-5		0.1		0.1			
Mercury (P)	7439-97-6, 22967-92-6	1.4	0.77	1.8	0.94			
Methoxychlor	72-43-5		0.03		0.03			
Mirex	2385-85-5		0.001		0.001			
Nickel (P)	7440-02-0	470	52	74	8.2			
Nonylphenol	84852-15-3	28 ug/L	6.6 ug/L	7 ug/L	1.7 ug/L	0.6-1	0.6-1	0.7-1
Parathion	56-38-2	0.065	0.013					
Pentachlorophenol (P)	87-86-5	19	15	13	7.9			
pH			6.5 - 9		6.5 - 8.5			
Polychlorinated Biphenyls (PCBs) (P)			0.014		0.03			
Selenium (P)	7782-49-2		---	290	71			
Silver (P)	7440-22-4	3.2		1.9				
Sulfide-Hydrogen Sulfide	2148-87-8		2.0		2.0			
Toxaphene (P)	8001-35-2	0.73	0.0002	0.21	0.0002			
Tributyltin (TBT)		0.46	0.072	0.42	0.0074			
Zinc (P)	7440-66-6	120	120	90	81	30	30	10-20
4,4'-DDT (P)	50-29-3	1.1	0.001	0.13	0.001			

1: CMC: Criterion Maximum Concentration , 2 : CCC: Criterion Continuous Concentration

Appendix A  
Conversion Factors for Dissolved Metals

Metal	Freshwater CMC	Freshwater CCC	Saltwater CMC	Saltwater CCC
Arsenic	1.000	1.000	1.000	1.000
Cadmium	$1.136672 \cdot [(\ln \text{hardness}) (0.041838)]$	$1.101672 \cdot [(\ln \text{hardness}) (0.041838)]$	0.994	0.994
Chromium III	0.316	0.860		
Chromium VI	0.982	0.962	0.993	0.993
Copper	0.960	0.960	0.83	0.83
Lead	$1.46203 \cdot [(\ln \text{hardness}) (0.145712)]$	$1.46203 \cdot [(\ln \text{hardness}) (0.145712)]$	0.951	0.951
Mercury	0.85	0.85	0.85	0.85
Nickel	0.998	0.997	0.990	0.990
Selenium			0.998	0.998
Silver	0.85		0.85	
Zinc	0.978	0.986	0.946	0.946

1: CMC: Criterion Maximum Concentration , 2 : CCC: Criterion Continuous Concentration

Appendix B  
Parameters for Calculating Freshwater Dissolved Metals Criteria That Are Hardness-Dependent

Chemical	mA	bA	mC	bC	Freshwater Conversion Factors (CF)	
					CMC	CCC
Cadmium	0.9789	-3.866	0.7977	-3.909	$1.136672 \cdot [(\ln \text{hardness}) (0.041838)]$	$1.101672 \cdot [(\ln \text{hardness}) (0.041838)]$
Chromium III	0.8190	3.7256	0.8190	0.6848	0.316	0.860
Lead	1.273	-1.460	1.273	-4.705	$1.46203 \cdot [(\ln \text{hardness}) (0.145712)]$	$1.46203 \cdot [(\ln \text{hardness}) (0.145712)]$
Nickel	0.8460	2.255	0.8460	0.0584	0.998	0.997
Silver	1.72	-6.59			0.85	-
Zinc	0.8473	0.884	0.8473	0.884	0.978	0.986

1: CMC: Criterion Maximum Concentration , 2 : CCC: Criterion Continuous Concentration

Hardness-dependant metals' criteria may be calculated from the following:

$$\text{CMC (dissolved)} = \exp\{mA [\ln(\text{hardness})] + bA\} \text{ (CF)}$$

$$\text{CCC (dissolved)} = \exp\{mC [\ln(\text{hardness})] + bC\} \text{ (CF)}$$

### 3) 米国における排水基準

#### ○概要

米国では、排出源ごとに、排水の特性及び受入水の水域に指定された用途、さらにその水域の特性に基づいて、必要な排水基準を設定している。米国では排水の放出に許可制度を採用している。排水許可を得るためには、排出者は排水の詳細な分析データを含む許可申請を提出する。その際、EPA が策定した技術に基づく排水限度値を満たさなければならない。

技術に基づく排水限度値とは、直接排出する既存の発生源に対しては、BPT (best practicable control technology)、BCT (best conventional pollutant control technology)、または BAT (best available technology economically achievable) の適用により達成できる排水限度値である。州等の所管当局の許可執筆者は、申請書に基づき、排水放出が受入水の水質に及ぼす影響を評価する (RP 解析)。

RP 解析の結果、技術に基づく排水限度値を適用しても水質基準を達成できない可能性がある場合は、許可執筆者により水質に基づく排水限度値が設定される。毒性汚染物質に対する水質クライテリアはこの判断に重要な役割を果たす。水質に基づく排水限度値の設定に際して、WET についても排水限度値が設定される可能性がある。許可証には排水限度値のほか、遵守を確認するためのモニタリングの実施等、様々な条件が付され、排出者はその順守が求められる。

水質浄化法 (Clean Water Act, CWA) はその目的達成のために、法に従わずに汚染物質を放出することを禁じており (301 条(a))、公共用水域に排水を放出する点発生源は、全国汚染物質放出削減制度 (National Pollution Discharge Elimination System, NPDES) の下で規制当局 (多く場合は州等 (州又はその region) は EPA の承認の下で、規制権限を与えられている) から許可 (NPDES 許可) を得なければならない (401 条、402 条)。許可にあたっては、規制当局から一定の排水限度値 (effluent limitations) が課せられ、許可を受けたものはこれを順守することが必要である。

ここでは、NPDES の下での排水限度値、排水許可の申請と許可について、その概要を記す。

#### ①NPDES における排水基準－技術に基づく排水限度値<sup>1</sup>

米国においては排水基準には特定技術の適用により達成できる排水限度値 (technology based effluent limitations, TBEL) と水質に基づく排水限度値 (water quality based effluent limitations, WQBEL) とがある。TBEL とは、EPA 長官が法 304 条(b)のもとで産業発生源カテゴリーごとに作成する排水ガイドライン (effluent guidelines, EG) に示されるものであり、国レベルで同じ産業カテゴリーに対しては同じものが適用されることになっている。

CWA は EPA に対して、排水ガイドラインを作成する際に、特定の制御技術を用いて達成できる排出レベルを設定することを求めている。適用される制御技術は汚染物質のタイプ (伝統的汚染物質、毒性汚染物質、非伝統的汚染物質) 及び施設のタイプ (既存の直接排出者、新規の直接排出者、既存の間接排出者、新規の間接排出者) により異なっている。

直接排出する既存の発生源に対しては、BPT (best practicable control technology)、BCT (best conventional pollutant control technology)、または BAT (best available technology economically achievable) が適用される。直接排出する新規発生源に対しては、長官が法 306 条のもとで発生源カテゴリーごとに作成する新規発生源性能基準 (new source performance standards, NSPS) が適用される。また、直接公共水域に排水せず。公共処理施設 (public-owned treatment works, POTW) に排水する発生源に対しては前処理基準 (pretreatment standards, PS) が適用される。名称が示すように、既存の直接排出者に対するものは州に対する「ガイドライン」であるが、それ以外の制御技術、すなわち、新規の直接排出者及び間接排出者に対するものは、「基準」であり、EPA が示したものが直接適用される。これらは、NPDES の許可証を通じて執行される。

• **BPT** は、既存の施設に適用される技術であり、1972年のCWA改正の際に導入された最初のレベルの制御技術である。最終的な法的な達成期限は1977年7月1日である。これは全ての汚染物質（伝統的汚染物質、非伝統的汚染物質、毒性汚染物質）に対して適用される。EPAはBPT基準の策定に際して、汚染物質削減による便益と比較した、産業全体における実施コスト等を考慮しなければならない。EPAはBPT排出ガイドラインを、一般に各産業カテゴリー等において良好に運営されている施設の最上の性能の平均値に基づいて設定している。

BCTは、1977年のCWAの改定に伴って、伝統的汚染物質に求められる性能基準として新たに導入された。最終的な法的な達成期限は1989年5月3日である。BCT基準の策定に当たっては、EPAは(1) 排出削減コストと排出削減便益の関係の妥当性、(2) POTWにおける汚染物質の削減コストと削減レベルと、産業排出源における汚染物質の削減コストと削減レベルとの比較を考慮している。

• **BAT** は、1972年の改正の際に導入された、非伝統的汚染物質、毒性汚染物質に対して適用される制御技術である。最終的な法的な達成期限は1989年5月3日である。BPAは経済的に達成可能なものでなければならず、EPAは汚染物質削減のためのコストを考慮することができるが、汚染物質削減による便益とのバランスを考慮することは求められていない。EPAはBATを、産業カテゴリーが達成可能な最良の制御と処理手段による性能に基づいて定義している。BAT排出基準については、施設における処理や運転の変更を行うことで達成できる排出削減に基づく場合もありうる。

• **NSPS** は最良の利用可能な立証された制御技術に基づく排出削減を反映しており、全ての汚染物質（伝統的汚染物質、非伝統的汚染物質、毒性汚染物質）に対して最も厳しい制御を求めている。EPAはNSPSの設定に際してコスト及びその他のインパクトを考慮する。施設は放出後90日以内にNSPS基準を達成しなければならない。

• **PSES** (Pretreatment Standards for Existing Sources) はPOTWを通過する、あるいは阻害する、あるいはその運転に適合しない汚染物質の放出を抑えることを目的としている。PSESは基本的にBATと同様の技術に基づくものである。

• **PSNS** (Pretreatment Standards for New Sources) もPSESと同様に、POTWを通過する、あるいは阻害する、あるいはその運転に適合しない汚染物質の放出を抑えることを目的としており、基本的にNSPSと同様、最良の利用可能な立証された制御技術に基づくものである。これらの関係を表4-1-4に示す。

表4-1-4 CWAの技術に基づく削減レベルのまとめ

規制されるサイトのタイプ	BPT	BCT	BAT	NSPS	PSES	PSNS
既存の直接排出者	X	X	X			
新規の直接排出者				X		
既存の間接排出者					X	
新規の間接排出者						X
<b>規制対象物質</b>						
伝統的汚染物質	X	X		X		
非伝統的汚染物質	X		X	X	X	X
毒性汚染物質	X		X	X	X	X

- BPT : Best Practicable Control Technology Currently Available
- BCT : Best Conventional Pollutant Control Technology
- BAT : Best Available Technology Economically Achievable
- NSPS : New Source Performance Standards
- PSES : Pretreatment Standards for Existing Sources
- PSNS : Pretreatment Standards for New Sources

排水ガイドラインの策定に当たって、EPA は経済的実施可能性や汚染低減の便益に対するコストを考慮しなければならない。排水ガイドラインには最良の管理手法 (Best management practice, BMP) を含めて、数値基準と記述基準が示されている。この基準は利用可能な技術の性能を反映したものであり、企業に対して EPA が基準とした特定技術の利用を求めるものではなく、その技術で達成できる排水基準自体の達成が求められる。

これらの TBEL は米国連邦規則の 40CFR Parts 400-471 (40CFR Chapter 1 “Environmental Protection Agency”の Subchapter N “Effluent Guidelines and Standards)に記載されている。2018 年 12 月末現在、40CFR Subchapter N に示されている 59 の発生源カテゴリーを別添 8 に示す。各サブカテゴリーについては、適用範囲、既存発生源に対する排水限度値 (BPA、BCT、または BAT の適用により達成できるもの)、新規発生源に対する性能基準、POTW に排出する間接排出発生源に対する前処理基準が記載されている。

別添 9 に、有機化学物質、プラスチック及び合成繊維カテゴリーのサブカテゴリー、及び特殊有機化学品サブカテゴリーに対する BPT 排出限度値及び BAT 限度値を示す。

州の許可証執筆者は、EPA の示す排水ガイドラインを基に、サイト特異的な条件を加味して TBEL を規定する。この際、最良の専門的判断 (best professional judgement, BPJ) が適用される。また、州法 (SL) により、より厳しい規定がある場合がある。したがって許可証に記載されている排出限度値には、排水ガイドラインの他に、最良の専門的判断、州法の規定が含まれている可能性があり、更に水質に基づく排水限度値 (WQBEL) が含まれている場合がある。

## ②NPDES における排水基準—水質に基づく排水限度値

TBEL を満たしても受水域に適用される水質基準を達成することができないときは、水質に基づく排水限度値である WQBEL が課せられる (法 302 条)。

水質基準は、水域ごとに指定された用途と、その用途を満たすために必要なクライテリアからなる。クライテリアの項目には、伝統的な項目 (DO 等) に加えて、その水域の水質データ及びその水域への排出を勘案し、その水域の水質や用途の達成に有害な影響を与える可能性がある、あるいは懸念を与えるレベルにある毒性汚染物質を含めなければならない (40 CFR 131.11)。したがって毒性汚染物質に対する TBEL を設定しても、受水域におけるその毒性物質の数値クライテリアを達成できない場合は、その物質の数値クライテリアが達成できるように、WQBEL が設定される。数値クライテリアを設定することができない場合や、数値クライテリアを補完するために、記述によるクライテリア (例えば毒性物質が毒性影響を生じる量存在してはならない) を含めることができる (法 303 条(c))。記述によるクライテリアを採用した場合は、この基準の執行に用いる生物モニタリングや試験 (例えば WET 試験) の方法を示さなければならない (40 CFR 131.11)。

このように、WET は水質基準に基づく排水基準に関係するものである。

## ③排出許可の種類と申請

NPDES 規則の下での排出許可には、一般許可 (general permit) と個別許可 (individual permit) がある<sup>1</sup>。

### ○一般許可

一般許可というのは、特定の水域に排水する特定カテゴリーの複数の発生源をカバーする排出許可である。特定カテゴリーの発生源とは、例えば、基本的に同じ操業 (operation) を行う発生源、同タイプの排水を排出する発生源、同じ排水限度値や運転条件が要求される発生源、同じモニタリングが要求される発生源等である。特定の水域とは、例えば、指定された計画区域 (designated planning area) や下水道区、市や郡等の行政区分、都市地域等である。

一般許可は一つの許可で複数の施設がカバーできるため、行政的に効率的である<sup>1</sup>。該当排出者は、この許可でカバーされることを求める書類 (notice of intent, NOI) を提出する<sup>1</sup>。NOI に記載すべき事項は、連邦規則に規定されている (40 CFR 122.21)。排出者が許可に規定された排出限度値を順守しなくてはならないのは、個別許可の場合と同様である。

### ○個別許可

一般許可対象排出源以外は全て個別許可を申請する。個別許可は、個別の発生源（施設）に向けた許可である。個別許可の申請に必要な事項は連邦規則（40 CFR 122.21）に規定されており、EPAはこれを満たす所定の様式を作成している。NPDES の権限を持つ州ではこの様式を使用しなくてもよいが、要求される記載事項は同じである<sup>1</sup>。

様式 1 はすべての申請に要求されるものであり、そのほかに既存の製造業施設の申請のためには様式 2C、新規の製造業施設の申請には様式 2D が用いられる。様式 1 では下記に示す施設の一般的な情報が要求される。

- ・施設の住所、場所、連絡先等
- ・産業分類及び事業のタイプの説明
- ・取水及び排出システム（intake and discharge structure）の地理的位置を示す地図

様式 2C では、下記の情報が要求される。

- (1) 排出口（outfall）の位置（緯度、経度、受入水の種類）
- (2) 流量（flow）の特性、汚染物質の発生源、処理技術  
施設内の水の流れを示す線画  
排水流に寄与する工程、流量、処理技術（排出口ごとに）
- (3) 製造に関する情報（該当する場合）  
EPA の技術に基づく排出基準に関するガイドラインの適用状況
- (4) 改善点（該当する場合）
- (5) 伝統的、非伝統的、及び毒性汚染物質に関する取水及び排水の特性（排出口ごとに）
- (6) 分析ではカバーされていない放出の可能性
- (7) 生物学的試験データ
- (8) 契約試験機関に関する情報
- (9) 証明と署名

このうち、(5)の化学分析については、産業カテゴリーにもよるが、排出口ごとに非常に多岐にわたる分析データが要求される。この情報を別添 10 に示す。

また、(7)生物学的試験データの項では、もし申請者が承知している、過去 3 年間に実施された排水あるいは受水域に関する毒性試験がある場合は、その名称（identification）や目的を記載する。また、契約試験機関に関する情報については、化学分析に関する契約試験機関について記載する<sup>2</sup>。申請書のレビューの過程で、所管当局から追加の情報（例えば排水の毒性試験データ等）を要求されることもある（40 CFR 122.21）。

以上のように既存の製造施設については、排出許可申請に際して WET 試験結果の提出は一律に義務付けられているものではないようである。



#### ④水質に基づく排水限度値の必要性の判断

NPDESの下で、WQBELを課す必要があるかどうかは、点発生源に対するTBELを適用しても排水により受水域の水質基準が超過するかあるいは超過また超過に寄与する可能性 (reasonable potential)があるか、あるいは超過に寄与するかの解析「これを、**RP解析(reasonable potential analysis)**と呼んでいる」の結果に依存する。40CFR 122.44(d)(1)は、下記のように規定している。

「WQBEL は、州の水質に関する記述的クライテリアを含めて、州の水質基準を超過するあるいは超過する可能性 (reasonable potential) がある、あるいは超過に寄与するレベルで放出されるあるいは放出される可能性がある」と所管当局の長 (Director) が判定する全ての汚染物質あるいは汚染物質パラメータ (伝統的、非伝統的、あるいは毒性汚染物質<sup>1</sup>のいずれも) を規制するものでなければならない。」

“Limitations must control all pollutants or pollutant parameters (either conventional, nonconventional, or toxic pollutants) which the Director determines are or may be discharged at a level which will cause, have the reasonable potential to cause, or contribute to an excursion above any State water quality standard, including State narrative criteria for water quality.”

○**伝統的汚染物質 (conventional pollutants)**とは法304条(a)(4)に定義されている汚染物質 (BOD、TSS、糞便性大腸菌、pH、オイル、グリース) である。毒性 (優先) 汚染物質とは法307条(a)(1)に定義された汚染物質であり126の金属及び人工有機化合物を含む。非伝統的汚染物質 (non-conventional pollutants) とは、上記のいずれにも含まれない汚染物質であり、塩素、アンモニア、窒素、りん、CODを含む。Permit Writer’s Manual(2010)<sup>1</sup>にはWETを含むと記されているが、連邦規則では非伝統的汚染物質は定義されていない。

したがって、所管当局が RP 解析に基づき、排水の放出により、受水域の水質基準が超過する、あるいは超過する可能性がある、あるいは超過に寄与する、あるいはその可能性がある (以下、下線部分を「水質基準を超過する可能性がある」、と略記する) と判断した場合は、水質に基づく排水限度値が課せられる。

RP 解析では、まず、排水流量、排水中の汚染物質濃度、受水域の流量、受水域におけるバックグラウンド濃度の情報を用いてモデルにより受水域中の汚染物質濃度を推定し、これを受水域の水質基準 (受水域のタイプ及び指定された用途に基づく) と比較する。RP 解析の詳細は後述する。

WQBEL の必要性については、これに加えて、排出源の産業のタイプ、既存の技術に基づく排水基準 (TBEL)、これまでのその発生源の許可条件の順守状況、受水域における毒性インパクトの有無も考慮される。また、必要に応じて、施設に関する追加のデータ (モニタリングデータや WET 試験データ等) が要求されることもある。RP 解析で「水質基準を超過する可能性がある」と判定された場合には、WQBEL が課せられる<sup>1</sup>。

なお、NPDES の対象となる点発生源のうち、公共排水処理施設 (public owned treatment works, POTW) 等に対しては排出許可申請に際しての WET 試験の提出が義務付けられているが、産業発生源に対しては、WET 試験データの提出を一律に義務付ける規定はない (40 CFR 122.21)。

しかし、RP 解析の結果、WET に関する数値クライテリアを超過すると判定された場合は、WET に対する排水限度値が課せられる。また、提出された毒性試験の結果等に基づき、水質基準の記述クライテリアを超過する可能性がある」と判定された場合は、個別化学物質の制限により基準が達成できる場合を除いて、WET に対する排水限度値を含まなければならないとされている (40 CFR 122.44(d))。

以上のように、WET に関する排水限度値は、個別の排出施設について、排出状況、受水域の状況、受水域の水質基準 (用途及びクライテリア) 等に基づく RP 解析により、「水質基準を超過する可能性がある」と判定された場合にのみ、課せられるものであり、一律に課せられているものではない。また、産業発生源の排出許可申請に際しては、RP 解析の際に WET データが要求される場合もあるが、常に WET 試験データが要求されるわけではない。

⑤RP 解析<sup>1,20,21</sup>

RP 解析(reasonable potential analysis)とは、NPDES において、点発生源に対して技術に基づく排水基準 (TBEL) を適用しても水質基準を超過する (will cause an excursion)か、超過を引き起こす可能性がある (have the reasonable potential to cause an excursion)か、あるいは超過に寄与する (contribute to an excursion)か (以上をまとめて超過する可能性があるか、と略記する) を判定するプロセスである。

この RP 解析により水質基準を超過する可能性がある、と判定された場合は、水質基準を満たすために、水質に基づく排水限度値 (WQBEL) を設定しなければならない。

言い換えると、RP 解析は WQBEL 設定の必要性を判断するために実施されるものである。したがって RP 解析は、個別の化学物質や BOD 等のパラメータに対する水質クライテリアと、WET に関する数値的あるいは記述クライテリア (例えば、「毒性物質を毒性が生じる濃度含まない」) の両方に対して実施され、その手法は基本的に同じである。

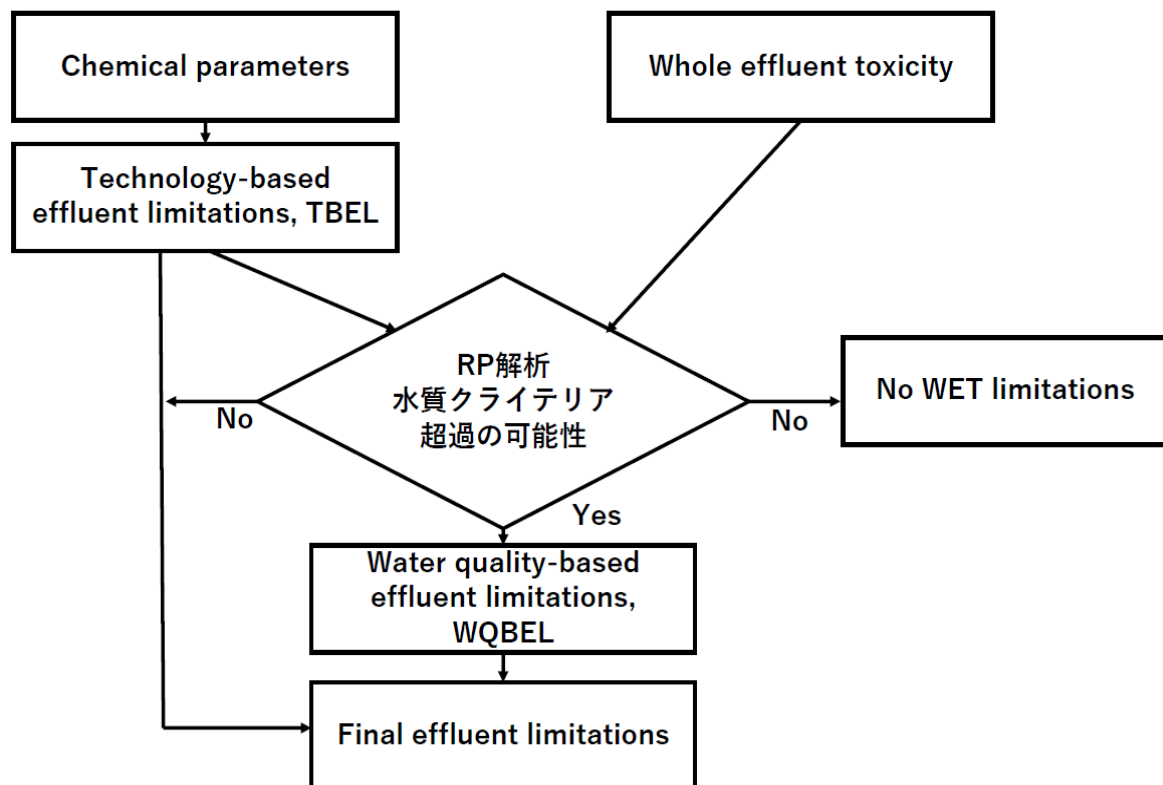


図 4 - 1 - 1 RP 解析の位置づけ

RP 解析では、排水データ (排水中の汚染物質等の濃度及び排水量) 及び受入水データ (排水の希釈に寄与する受入水量及び汚染物質のバックグラウンド濃度) を用いてモデリング手法により受入水中の汚染物質濃度を推定し、この濃度を水質クライテリアと比較する。したがって、一般的には、すでに排水データを取得していることが必要であるが、既存のデータがない条件下で RP 解析が行われる場合もある。

○既存のデータに基づき RP 解析を行う場合

既に入手しているデータを用いて RP 解析を行う場合は下記の 3 つのステップによる。

・ステップ 1：適切な水質モデルを選択する

RP 解析に用いるモデルとしては、定常状態モデルとダイナミックモデルがある。EPA は、排水データが少ない状況では、定常状態モデルを用いることを推奨している。

定常状態モデルの中でどのモデルを使用するかは、汚染物質等が何か、また受入水中で急速かつ完全な混合が起こるかどうかに依存する。毒性（優先）汚染物質や伝統的汚染物質では、急速かつ完全な混合が想定される場合は、マスバランスモデルが用いられる（図 4-1-2）。

Exhibit 6-11 Simple mass-balance equation

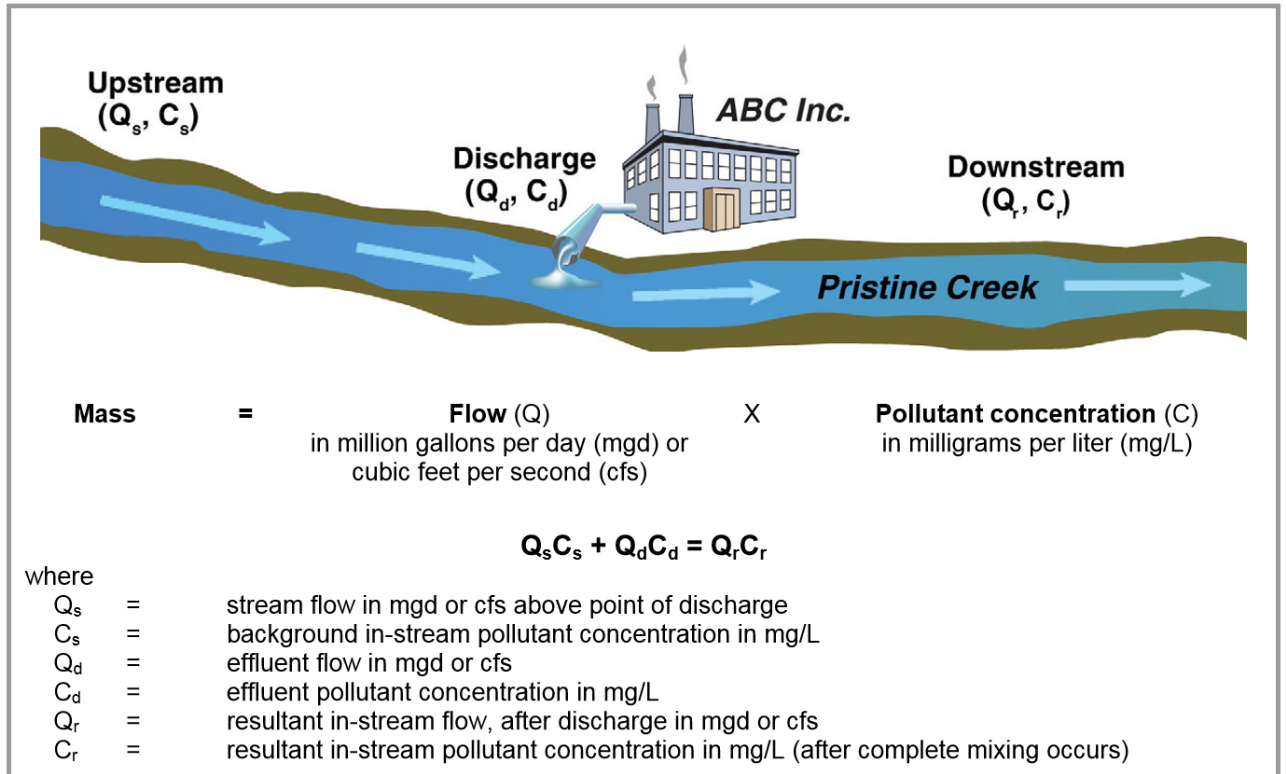


図 4-1-2 単純なマスバランス式（文献 1 より引用）

・ステップ 2：最悪条件下で受入水に予測される濃度を推定する

RP 解析では、通常、マスバランスモデルを用いて単一の最悪条件（critical condition）下で排水が受入水に与えるインパクトを検討する。

ここで、最悪条件（critical condition）には主として下記がある。

受入水に関するもの：上流域の流量（河川、水路）、汚染物質濃度（バックグラウンド）、  
 排水に関するもの：流量、汚染物質濃度

・受入水流量

一般に水質基準は最悪低水量を、慢性水生生物クライテリアに対しては 7Q10（10 年に 1 回生じる低水量の 7 日間平均値）、急性毒性クライテリアに対しては、1Q10（10 年に 1 回生じる低水量）、人健康クライテリアに対しては、調和平均）と定義しており、水質クライテリアはこの最悪低水量時においても達成されなければならないとされている。したがって最悪の受入水流量としては、上流域での最悪低水量を用いる。

・バックグラウンド濃度

バックグラウンド濃度としては、EPA は実際の測定データ（平均値や最大値）を用いることを勧めている。いずれにしてもどのような値をバックグラウンド濃度として用いるかは、州が方針を決定する。

・**最悪排水流量**

排水の流量の最悪条件として、日間最大流量、月平均流量の最大値、施設的设计流量を用いることができる。どの値を採用するかは、当局の方針や許可執筆者の判断による。

・**最悪排水中汚染物質濃度**

排水中の汚染物質濃度の最悪条件は、統計的な手法で求められる。通常、排水中の汚染物質濃度は対数正規分布すると考えられており、その最悪条件としては排水中濃度の対数正規分布の 99 パーセンタイル値、あるいは 95 パーセンタイル値が採用される（図 4-1-3）

**Exhibit 6-7 Example of lognormal distribution of effluent pollutant concentrations and projection of critical concentration ( $C_d$ )**

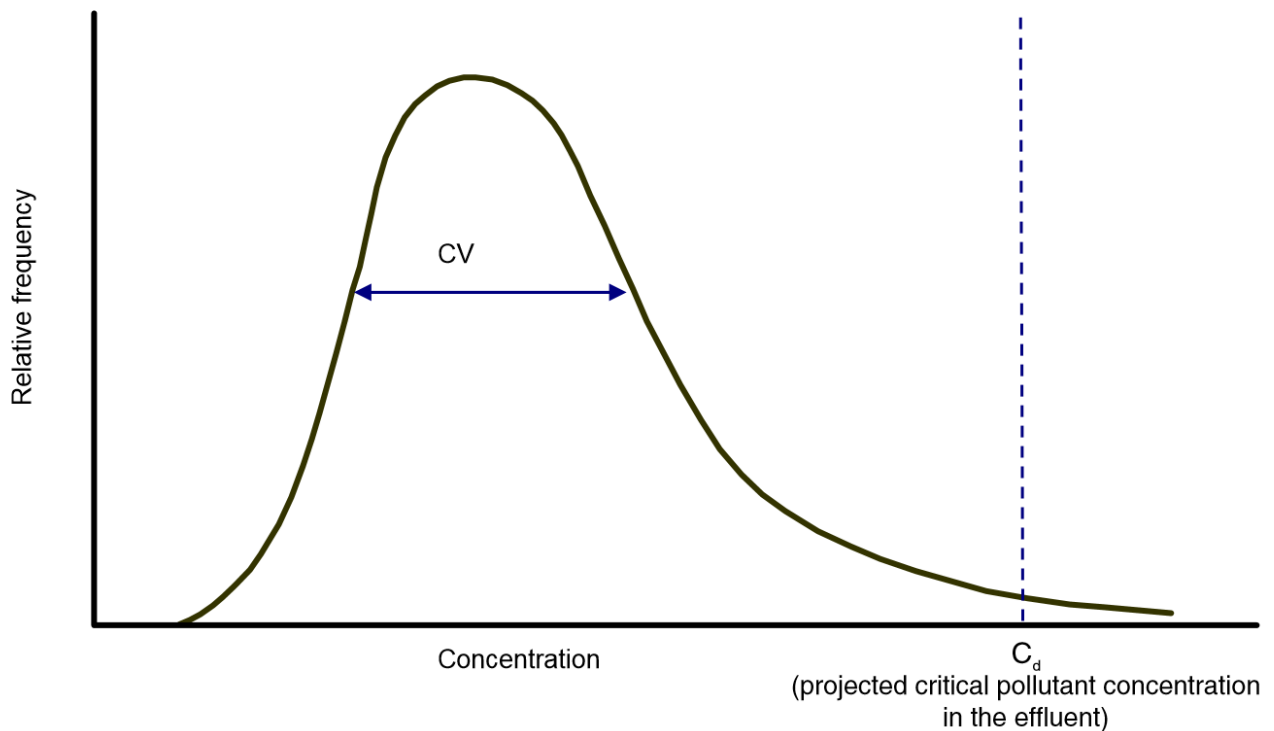


図 4-1-3 排水中汚染物質濃度の対数正規分布と排水中の最悪濃度の推定（文献 1 より引用）

この値は、得られている濃度データの数とデータの変動係数（CV）から推定される。EPA は排水中の汚染物質濃度の 99 パーセンタイル値、あるいは 95 パーセンタイル値を求めるための係数（reasonable potential multiplier factor, rpmf）を表に示している（表 4-1-5、表 4-1-6）。

$n < 10$  の場合は、変動係数を 0.6 とし、 $n \geq 10$  の場合はデータの実際の変動係数を用いて、表から係数を求め、観察された最高濃度に乗じて最悪排水中汚染物質濃度を求める。

表4-1-5、表4-1-6 99パーセンタイル値 (95パーセンタイル値) を求めるための係数 (reasonable potential multiplier factor, rpmf)

Table 3-1. Reasonable Potential Multiplying Factors: 99% Confidence Level and 99% Probability Basis

Number of Samples	Coefficient of Variation																			
	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0
1	1.6	2.5	3.9	6.0	9.0	13.2	18.9	26.5	36.2	48.3	63.3	81.4	102.8	128.0	157.1	90.3	227.8	269.9	316.7	368.3
2	1.4	2.0	2.9	4.0	5.5	7.4	9.8	12.7	16.1	20.2	24.9	30.3	36.3	43.0	50.4	58.4	67.2	76.6	86.7	97.5
3	1.4	1.9	2.5	3.3	4.4	5.6	7.2	8.9	11.0	13.4	16.0	19.0	22.2	25.7	29.4	33.5	37.7	42.3	47.0	52.0
4	1.3	1.7	2.3	2.9	3.8	4.7	5.9	7.2	8.7	10.3	12.2	14.2	16.3	18.6	21.0	23.6	26.3	29.1	32.1	35.1
5	1.3	1.7	2.1	2.7	3.4	4.2	5.1	6.2	7.3	8.6	10.0	11.5	13.1	14.8	16.6	18.4	20.4	22.4	24.5	26.6
6	1.3	1.6	2.0	2.5	3.1	3.8	4.6	5.5	6.4	7.5	8.6	9.8	11.1	12.4	13.8	15.3	16.8	18.3	19.9	21.5
7	1.3	1.6	2.0	2.4	2.9	3.6	4.2	5.0	5.8	6.7	7.7	8.7	9.7	10.8	12.0	13.1	14.4	15.6	16.9	18.2
8	1.2	1.5	1.9	2.3	2.8	3.3	3.9	4.6	5.3	6.1	6.9	7.8	8.7	9.6	10.6	11.6	12.6	13.6	14.7	15.8
9	1.2	1.5	1.8	2.2	2.7	3.2	3.7	4.3	5.0	5.7	6.4	7.1	7.9	8.7	9.6	10.4	11.3	12.2	13.1	14.0
10	1.2	1.5	1.8	2.2	2.6	3.0	3.5	4.1	4.7	5.3	5.9	6.6	7.3	8.0	8.8	9.5	10.3	11.0	11.8	12.6
11	1.2	1.5	1.8	2.1	2.5	2.9	3.4	3.9	4.4	5.0	5.6	6.2	6.8	7.4	8.1	8.8	9.4	10.1	10.8	11.5
12	1.2	1.4	1.7	2.0	2.4	2.8	3.2	3.7	4.2	4.7	5.2	5.8	6.4	7.0	7.5	8.1	8.8	9.4	10.0	10.6
13	1.2	1.4	1.7	2.0	2.3	2.7	3.1	3.6	4.0	4.5	5.0	5.5	6.0	6.5	7.1	7.6	8.2	8.7	9.3	9.9
14	1.2	1.4	1.7	2.0	2.3	2.6	3.0	3.4	3.9	4.3	4.8	5.2	5.7	6.2	6.7	7.2	7.7	8.2	8.7	9.2
15	1.2	1.4	1.6	1.9	2.2	2.6	2.9	3.3	3.7	4.1	4.6	5.0	5.4	5.9	6.4	6.8	7.3	7.7	8.2	8.7
16	1.2	1.4	1.6	1.9	2.2	2.5	2.9	3.2	3.6	4.0	4.4	4.8	5.2	5.6	6.1	6.5	6.9	7.3	7.8	8.2
17	1.2	1.4	1.6	1.9	2.1	2.5	2.8	3.1	3.5	3.8	4.2	4.6	5.0	5.4	5.8	6.2	6.6	7.0	7.4	7.8
18	1.2	1.4	1.6	1.8	2.1	2.4	2.7	3.0	3.4	3.7	4.1	4.4	4.8	5.2	5.6	5.9	6.3	6.7	7.0	7.4
19	1.2	1.4	1.6	1.8	2.1	2.4	2.7	3.0	3.3	3.6	4.0	4.3	4.6	5.0	5.3	5.7	6.0	6.4	6.7	7.1
20	1.2	1.3	1.6	1.8	2.0	2.3	2.6	2.9	3.2	3.5	3.8	4.2	4.5	4.8	5.2	5.5	5.8	6.1	6.5	6.8

Table 3-2. Reasonable Potential Multiplying Factors: 95% Confidence Level and 95% Probability Basis

Number of Samples	Coefficient of Variation																			
	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0
1	1.4	1.9	2.6	3.6	4.7	6.2	8.0	10.1	12.6	15.5	18.7	22.3	26.4	30.8	35.6	40.7	46.2	52.1	58.4	64.9
2	1.3	1.6	2.0	2.5	3.1	3.8	4.6	5.4	6.4	7.4	8.5	9.7	10.9	12.2	13.6	15.0	16.4	17.9	19.5	21.1
3	1.2	1.5	1.8	2.1	2.5	3.0	3.5	4.0	4.6	5.2	5.8	6.5	7.2	7.9	8.6	9.3	10.0	10.8	11.5	12.3
4	1.2	1.4	1.7	1.9	2.2	2.6	2.9	3.3	3.7	4.2	4.6	5.0	5.5	6.0	6.4	6.9	7.4	7.8	8.3	8.8
5	1.2	1.4	1.6	1.8	2.1	2.3	2.6	2.9	3.2	3.6	3.9	4.2	4.5	4.9	5.2	5.6	5.9	6.2	6.6	6.9
6	1.1	1.3	1.5	1.7	1.9	2.1	2.4	2.6	2.9	3.1	3.4	3.7	3.9	4.2	4.5	4.7	5.0	5.2	5.5	5.7
7	1.1	1.3	1.4	1.6	1.8	2.0	2.2	2.4	2.6	2.8	3.1	3.3	3.5	3.7	3.9	4.1	4.3	4.5	4.7	4.9
8	1.1	1.3	1.4	1.6	1.7	1.9	2.1	2.3	2.4	2.6	2.8	3.0	3.2	3.3	3.5	3.7	3.9	4.0	4.2	4.3
9	1.1	1.2	1.4	1.5	1.7	1.8	2.0	2.1	2.3	2.4	2.6	2.8	2.9	3.1	3.2	3.4	3.5	3.6	3.8	3.9
10	1.1	1.2	1.3	1.5	1.6	1.7	1.9	2.0	2.2	2.3	2.4	2.6	2.7	2.8	3.0	3.1	3.2	3.3	3.4	3.6
11	1.1	1.2	1.3	1.4	1.6	1.7	1.8	1.9	2.1	2.2	2.3	2.4	2.5	2.7	2.8	2.9	3.0	3.1	3.2	3.3
12	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.9	2.0	2.1	2.2	2.3	2.4	2.5	2.6	2.7	2.8	2.9	3.0	3.0
13	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2	2.3	2.4	2.5	2.5	2.6	2.7	2.8	2.9
14	1.1	1.2	1.3	1.4	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2	2.3	2.3	2.4	2.5	2.6	2.6	2.7
15	1.1	1.2	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2	2.2	2.3	2.4	2.4	2.5	2.5
16	1.1	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.6	1.7	1.8	1.9	1.9	2.0	2.1	2.1	2.2	2.3	2.3	2.4	2.4
17	1.1	1.1	1.2	1.3	1.4	1.4	1.5	1.6	1.7	1.7	1.8	1.9	1.9	2.0	2.0	2.1	2.2	2.2	2.3	2.3
18	1.1	1.1	1.2	1.3	1.3	1.4	1.5	1.6	1.6	1.7	1.7	1.8	1.9	1.9	2.0	2.0	2.1	2.1	2.2	2.2
19	1.1	1.1	1.2	1.3	1.3	1.4	1.5	1.5	1.6	1.6	1.7	1.8	1.8	1.9	1.9	2.0	2.0	2.0	2.1	2.1
20	1.1	1.1	1.2	1.2	1.3	1.4	1.4	1.5	1.5	1.6	1.7	1.7	1.8	1.8	1.8	1.9	1.9	2.0	2.0	2.0

(文献 20 より引用)

このようにして得られた最悪条件下の数値を下記の単純なマスバランスモデル (図 4-1-4) に導入して、最悪条件下での受入水中の汚染物質濃度を推定する。

**Exhibit 6-13 Mass-balance equation for reasonable potential analysis for conservative pollutant under conditions of rapid and complete mixing**

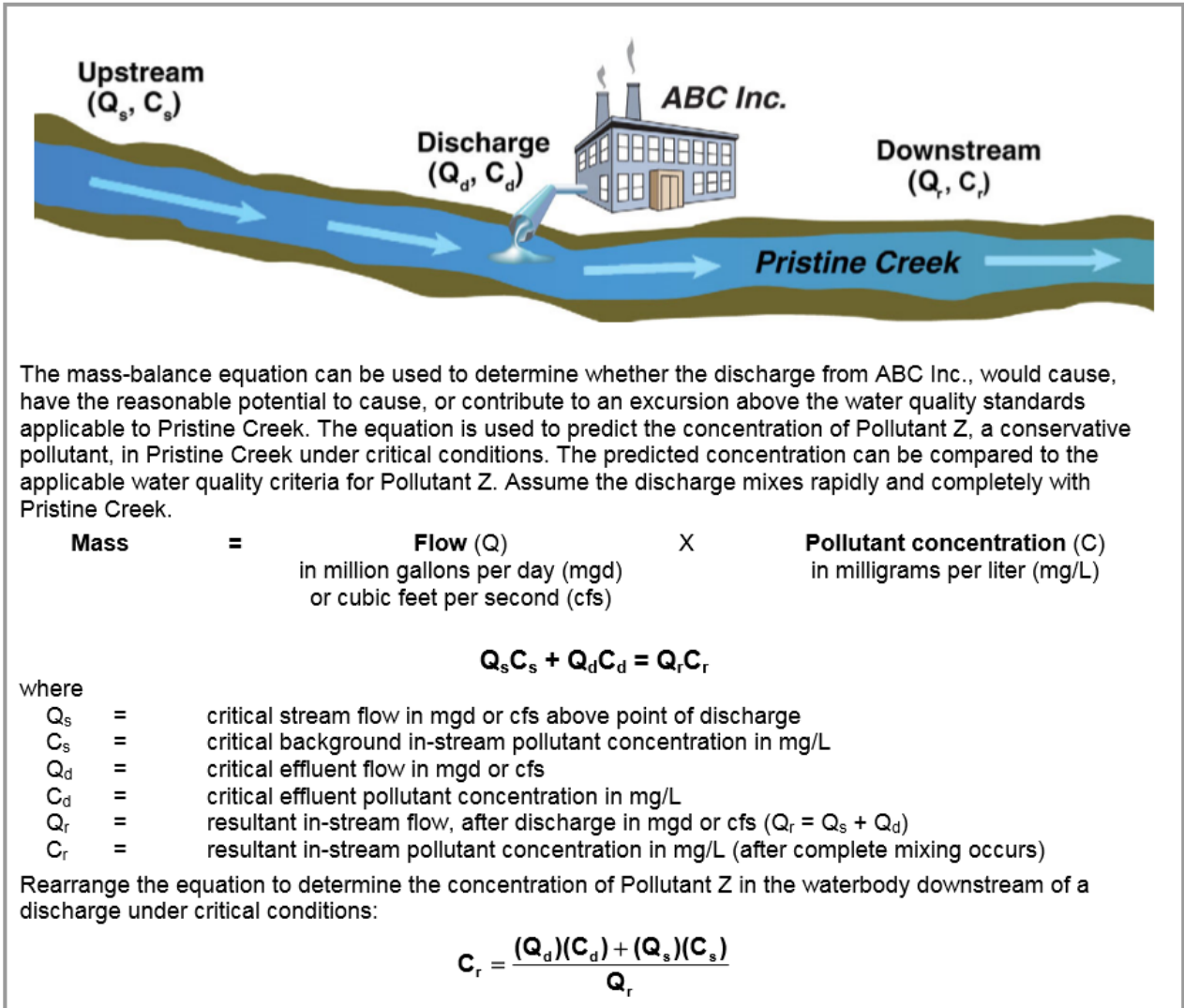


図 4 - 1 - 4 最悪条件下での受入水中の汚染物質濃度の推定（文献 1 より引用）

なお、EPA の WET 実施ガイダンス<sup>21</sup>では、上記の【 $Q_r = Q_s + Q_d$ 】の代わりに【 $Q_d + (pmf)Q_s$ 】を用いている。この pmf (partial mix factor) という係数は、 $Q_s$ のうち、混合にあずかる割合であり、州が設定するものとされている。

**・ステップ 3 : 超過の可能性に関する判定**

ほとんどの汚染物質については、上記のようにして推定された受入水中の汚染物質濃度が水質クライテリアよりも高ければ、超過の可能性ありと判定され、WQBEL を設定することになる。一方、受入水中濃度が水質クライテリア以下の場合、WQBEL 設定の必要はない。

なお、不完全混合の場合は、放出点近傍で濃度が高く、放出点からの距離が離れるにつれて濃度が低くなる。通常、水質基準は混合域 (mixing zone) には適用されないため、モデルで得られたこのような分布に対して、次のステップで、規則で規定された混合域を重ね合わせ、規制上の混合域の端での汚染物質推定濃度とクライテリアを比較して、水質クライテリアよりも高ければ、超過の可能性ありと判定され、WQBEL を設定することになる。

このような RP 解析を全てのクライテリアについて実施し、いずれかで超過の可能性ありと判定された場合は、WQBEL を設定しなければならない。

## ○データがない場合の RP 解析

データがない状況で RP 解析が必要となる場合は、定性的な判断を行うことになる。この場合には、下記のような情報が用いられる。

排水の変動に関する情報、例えば、順守に問題があった、あるいは毒性インパクトがあった、という歴史

- ・処理技術、産業のタイプ、POTW の処理システム、用いられている最良管理規範 (BMP)
- ・受水域データを含む種の感受性データ、採用されている水質クライテリア、指定されている用途
- ・最悪の受入水量や混合域等の希釈に関する情報

得られたデータを吟味しても判定がつかない場合は、モニタリングを許可の条件とし、データを集めることもできる。

## ⑥個別許可の作成と公開

①～④に記したことからも明らかのように、個別許可は申請書類及びその他の情報に基づき、所管当局の許可執筆者 (permit writer) により、施設の具体的排出状況や受水域の状況等を反映した形で作成される。個別許可では、その施設に対する許可条件として、排水限度値の他、モニタリングや報告も義務付けられる<sup>1</sup>。WET を含め、排水限度値が設定されているパラメータに対しては、順守確認のためのモニタリングが課せられている。

所管当局の担当官によりこのようにして作成された排水許可のドラフトは、公開され、市民等からのコメントを受け付け、コメントを勘案して最終的な許可が作成され発行される<sup>1</sup>。

NPDES や水質基準は基本的に州等に所管されている。したがって、州等の規制の違い等により、許可の詳しさはかなり異なっている可能性がある。米国における排水規制において、WET がどのように活用されているか、その実態を知るためには、各州における排水許可において、WET 試験がどのように要求されているか、より具体的な情報を把握する必要がある。

## ⑦排出許可証の概要

提出された NPDES 許可申請書は、許可執筆者がレビューし、許可可能と判断された場合は、許可証のドラフトを作成する。許可証のドラフトには、下記の情報を含む。

- ・排水限度値
- ・モニタリング及び報告要件
- ・許可条件 (順守、汚染削減、適切な操業、情報提供、査察対応、報告等)

また、主要施設や主要な活動が関与している場合や、一般許可、一般の関心が高い許可の場合は、ファクトシート (施設の説明、排水のタイプと量、許可条件の根拠の要約、許可までの手順等) を添付することが求められる<sup>1</sup>。

ドラフトは公開され、パブリックコメントを受け付け、その結果も踏まえて最終的な許可証が発行される<sup>1</sup>。

排出許可証の例として、テキサス州ヒューストン地区の化学会社の許可証概要を別添 1 1 に示す。当該企業のプロセス排水に対しては、施設の性質上、排水限度値の設定されている項目はかなり多い。また、急性、慢性の WET 試験による排水モニタリングも要求されている<sup>22</sup>。

## (2) 米国における水環境の実態

米国における水環境の実態を把握するために、米国における主要な水質調査（生物調査も含む）の概要を紹介し、州による調査として、イリノイ州及びテキサス州における水質調査の結果を示す。なお、州による調査は州の関心の高い地点に偏って実施されるため、全国的なトレンドを把握するために、EPA が全国規模で実施した全国河川評価についても簡単に紹介する。

### ○概要

米国においては、様々な水質調査が行われているが、水質調査項目は伝統的汚染物質や富栄養化物質、農薬に偏っている。

**州は CWA** の下で水質基準の達成状況を、水質の化学的データのみでなく、生物的・物理的データも総合して判断している。また、その過程で、未達成の原因となった要因や、その要因の発生源を解析し、水質管理に利用している。

州の水質モニタリングでは、化学物質の分析項目は水質クライテリア設定項目に比較してかなり少なく、毒性汚染物質の測定点数も少ない。州は、州内の同一測定地点で同一手法で継続的にモニタリングを行っているわけではなく、州のモニタリングデータによるトレンドの解析は困難であった。

**EPA** は近年、トレンドの解析に役立てるために統計学的なデザインにより全国を代表できるように測定点を設置して、全国調査を行っている。2008 年に実施された河川の調査では、水中の化学的な指標として、全りん、全窒素、塩濃度、酸性化を、生物学的指標として、魚及び底生無脊椎動物のマルチメトリック指数（Multi-metric Index, MMI）を用いて河川の健全度を評価した。指標に MMI を用いたとき、良好と評価された河川は、距離ベースで 30%弱、悪いと評価された河川は 50%弱であった。

### 1) 米国における主要な水質調査

米国で実施されている主要な水質調査には下記がある。

A) National Water Quality Inventory Report to Congress (NWQR) (1984～)<sup>23</sup>

B) National Aquatic Resource Surveys<sup>24</sup>

- National Coastal Condition Assessment (NCCA) (2010～)
- National Lakes Assessment (NLA)(2007～)
- National Rivers and Streams Assessment (NRSA)(2008-2009～)
- National Wadeable Streams Assessment (2004)

C) National Water Quality Assessment Project (NAWQA) (1991～)<sup>25</sup>

**・A)** は水質浄化法（Clean Water Act, CWA）の 305 条(b)の要求に基づき実施されている水質調査である。各州は法が要求する（クライテリアで示された）水質に対応する州内における水質及びの状態が fishable and swimmable と一般に言われている水質を達成している程度について、2年に一度、EPA に報告を行うことになっている。EPA は各州の報告書を整理して議会に報告している。

なお、各州の水質調査の結果は、CW303 条(d)<sup>\*1</sup> の下での日間負荷総量 (total maximum daily load, TMDL) の設定にも利用されており、近年は、州は両目的の報告書を合わせた統合報告書として報告している<sup>26</sup>。

**・B)** は EPA が中心となって実施している調査である。A)の調査は州が主体となって実施されているため、州ごとに方法が異なる、同じ州でも年度により測定項目や測定地点が異なる、年度によっては EPA に報告を行っていない州がある等、全国的なトレンドの把握には不十分である。このことから、全国的なトレンドを把握するために、統計学的なデザインにより代表性を確保したサプリング地点で同一の方法により継続的に調査を行うことを想定した調査である。

<sup>\*1</sup> : CW303 条(d)は州に対し、技術に基づく排出基準（technology-based effluent standards, TBEL）を施行しても水質基準を達成できない水域（impaired water）を優先順位に従ってリストし、2年に一度、EPA に報告することを求めている。impaired water に対しては優先順位に従い、日間負荷総量（total maximum daily load, TMDL）を設定することが求められている。



・C) は米国地質調査所 (National Geological Survey, NCGS) が全国的に実施している調査である。

これらの調査及び関連した調査の概要を別添 1 2 に整理した。

米国の様々な水質調査の生データが収録されているデータベースとして、Water Quality Portal<sup>27</sup>がある。これは、EPA、USGS (United States Geological Survey) 及び National Water Quality Monitoring Council が共同で運営しているデータベースであり、条件を入力すると、該当するデータを抽出することができるようになっている。しかし、具体的な州についての情報を出力すると、毒性化学物質のモニタリング項目は水質基準の設定されている項目に比較して少なく、データ数も測定が行われている州内の地点数から推定される数に比較して少なかった。

## 2) 州における調査

### ①イリノイ州における水質調査

各州は水域モニタリングにより水環境の実態を評価し、2年に一度、EPAに報告することになっている。モニタリングに関する連邦規則 (40 CFR 130.4) によると、州は水質に関するデータを蓄積・解析するために、適切なモニタリング方法と手順を作成しなければならない。また、州のモニタリングプログラムには、物理的、化学的、生物学的データの収集とデータの科学的な質を保証するための品質保証プログラムを含まなければならない。これらのデータは下記に利用されることになっている。

- ・汚染削減の優先順位の決定
- ・水質基準、TMDL、WLA (wasteload allocation)、LA (load allocation) の設定と見直し
- ・放出者が NPDES 許可証を順守しているかどうかの評価
- ・CWA 305 条(b)を通じた市民への水質情報の提供

以下にイリノイ州が 2016 年に EPA に提出した報告書「Illinois Integrated Water Quality Report and Section 303(D) List, 2016」<sup>28</sup>の概要を記す。

上記の報告書から把握されるイリノイ州における水質調査のポイントは下記の通りである。

- ・モニタリングには費用がかかるため、州外の機関によるモニタリング結果も可能な限り利用している。
- ・水生生物用途の水域のモニタリングでは、年度ごとに地域を決め、5年でモニタリングが一巡するようにしている。
- ・水生生物用途の水域のモニタリングでは生物モニタリングを行い、併せて化学分析や生息環境の観察も行っている。
- ・生物モニタリングでは、採取した生物 (魚類、大型無脊椎動物) を調べ、分類学的な分布の広さと、汚染に強い種、汚染に弱い種の割合に基づく IBI (Index of Biological Integrity という指標を用いている。
- ・モニタリングの結果は、その水域の用途が満たされているかどうかの評価に用いられる。
- ・ある水域の用途が未達成である場合は、その原因である可能性があるのは何か、また、その発生源である可能性があるのは何かを示している。
- ・水域に複数の用途 (例えば水生生物保護、水泳等のレクリエーション、飲料水源) が指定されている場合には、全ての用途を満たしているかどうかを評価する。

この調査結果から、イリノイ州では、河川における用途の達成度を表 4-1-7 に、全ての用途に関する未達成の潜在的原因を表 4-1-8 に、全ての用途に関する未達成の発生源を、表 4-1-9 に整理している。

- ・表 4-1-7 によると、河川における水生生物用途の完全達成率は距離ベースで 57.8%であった。
- ・表 4-1-8 によると、用途未達成の原因として最も影響が大きかった物質は DO であった。なお、水銀や PCB も未達成の原因となっていたが、これは、魚の摂取用途の未達成に寄与している

割合が高いと考えられた。

- ・表4-1-9によると、用途未達成の原因の発生源として、最も影響が大きかったのは、毒性物質の大気降下であった。都市点発生源（municipal point source discharge）はランキングの6位で、1273マイルの未達成に寄与していた。一方、産業点発生源（industrial point source discharge）はランキングの19位で、4マイルの未達成に寄与していた。しかしながら、この報告書の基となった、イリノイ州における水質モニタリングの生データはWEBから入手することができなかった。

表4-1-7 イリノイ州における水質調査結果—河川における用途の達成度（文献28より引用）

**Table C-34. Statewide Individual Use-Support Summary for Streams, 2016**

Designated Use	Statewide Miles Designated	Miles Assessed	Miles Fully Supporting (Good)	Miles Not Supporting (Fair)	Miles Not Supporting (Poor)	Miles Not Assessed
Aesthetic Quality	119,244	11,475	11,011	11,025	0	450
Aquatic Life	119,154	17,783	10,272	10,283	6,631	870
Fish Consumption	119,244	4,170	0	0	3,892	278
Indigenous Aquatic Life	90	90	14	14	19	57
Primary Contact	118,571	4,492	753	753	1,474	2,265
Public and Food Processing Water Supply	924	924	602	602	321	0
Secondary Contact <sup>(1)</sup>	119,244	753	753	--	--	118,491
Designated Use	Miles Assessed	Percent of Statewide Miles Assessed	Percent of Assessed Miles as Fully Supporting (Good)	Percent of Assessed Miles as Not Supporting (Fair)	Percent of Assessed Miles as Not Supporting (Poor)	Percent of Statewide Miles Not Assessed
Aesthetic Quality	11,461	9.6	96.1	0.0	3.9	90.4
Aquatic Life	17,762	14.9	57.8	37.3	4.9	85.1
Fish Consumption	4,167	3.5	0.0	93.3	6.7	96.5
Indigenous Aquatic Life	90	100.0	15.1	20.9	63.9	0.0
Primary Contact	4,492	3.8	16.8	32.8	50.4	96.2
Public and Food Processing Water Supply	924	100.0	65.2	34.8	0.0	0.0
Secondary Contact <sup>(1)</sup>	753	0.6	100.0	--	--	99.4

Note: Numbers and percentages may not add up due to slight rounding errors.

1. By definition, Secondary Contact Use is "Fully Supporting" in all waters in which Primary Contact Use is "Fully Supporting."

表4-1-8 イリノイ州における河川の全用途に関する未達成の原因と推定される物質等①  
(文献28より引用)

Table C-35. Summary of Potential Causes for All Use Impairments in Streams, 2016

Potential Cause of Impairment	Stream Miles Impaired
Oxygen, Dissolved	4,713
Fecal Coliform	3,739
Mercury	3,277
Polychlorinated biphenyls	3,037
Alteration in stream-side or littoral vegetative covers	2,808
Phosphorus (Total)	2,097
Sedimentation/Siltation	1,809
Loss of Instream Cover	1,712
Total Suspended Solids (TSS)	1,004
Changes in Stream Depth and Velocity Patterns	912
Other flow regime alterations	797
Manganese	765
Cause Unknown	734
Iron	657
pH	508
Chloride	506
Aquatic Algae	467
Bottom Deposits	307
Atrazine	214
Temperature, water	186
Fish-Passage Barrier	167
Aldrin	162
Hexachlorobenzene	156
Aquatic Plants (Macrophytes)	142
Arsenic	136
Dioxin (including 2,3,7,8-TCDD)	131
Methoxychlor	129
Chlordane	99
DDT	98
Odor	98
Nickel	78
Sulfates	70
Copper	64
Nitrogen, Nitrate	59
Endrin	58
Total Dissolved Solids	56
Zinc	56
Low flow alterations	51
Silver	46
Ammonia (Total)	45

表 4-1-8 イリノイ州における河川の全用途に関する未達成の原因と推定される物質等②  
(文献28より引用)

Potential Cause of Impairment	Stream Miles Impaired
Boron	45
Barium	43
Sludge	38
Cadmium	35
Turbidity	32
Color	31
Nonnative Fish, Shellfish, or Zooplankton	31
Phenols	31
Alterations in wetland habitats	28
Visible Oil	28
Oil and Grease	24
Simazine	23
Terbufos	22
Lindane	21
Dieldrin	17
Chromium (total)	17
Fluoride	15
Chlorine	14
Heptachlor	13
Debris/Floatables/Trash	11
Lead	11
Petroleum Hydrocarbons	11
alpha-BHC	8
Ammonia (Un-ionized)	6
Ethanol	6
Fish Kills	4

表 4-1-9 イリノイ州における河川の全用途に関する未達成の原因と推定される発生源  
(文献28より引用)

**Table C-36. Summary of Potential Sources of All Use Impairments in Streams, 2016**

Potential Source of Impairment	Stream Miles Impaired
Atmospheric Deposition - Toxics	3,058
Crop Production (Crop Land or Dry Land)	3,024
Channelization	2,755
Agriculture	2,442
Loss of Riparian Habitat	1,762
Municipal Point Source Discharges	1,273
Urban Runoff/Storm Sewers	1,237
Natural Sources	658
Animal Feeding Operations (NPS)	644
Streambank Modifications/destabilization	644
Impacts from Hydrostructure Flow Regulation/modification	561
Dam or Impoundment	492
Contaminated Sediments	461
Surface Mining	345
Livestock (Grazing or Feeding Operations)	318
Habitat Modification - other than Hydromodification	301
Combined Sewer Overflows	296
Site Clearance (Land Development or Redevelopment)	230
Acid Mine Drainage	215
Petroleum/natural Gas Activities	184
Impacts from Abandoned Mine Lands (Inactive)	183
Upstream Impoundments (e.g., PI-566 NRCS Structures)	155
Highway/Road/Bridge Runoff (Non-construction Related)	146
Irrigated Crop Production	125
Non-irrigated Crop Production	85
Drainage/Filling/Loss of Wetlands	63
Sediment Resuspension (Contaminated Sediment)	59
Mine Tailings	52
Industrial Point Source Discharge	46
Runoff from Forest/Grassland/Parkland	46
Coal Mining (Subsurface)	35
Sanitary Sewer Overflows (Collection System Failures)	35
Inappropriate Waste Disposal	31
Municipal (Urbanized High Density Area)	29
Golf Courses	24
Pesticide Application	22
Silviculture Harvesting	22
Dredging (E.g., for Navigation Channels)	20
Subsurface (Hardrock) Mining	13
Wet Weather Discharges (Point Source and Combination of Stormwater, SSO or CSO)	13
Other Recreational Pollution Sources	10
Dredge Mining	9
Industrial Land Treatment	7
Unpermitted Discharge (Domestic Wastes)	7
Highways, Roads, Bridges, Infrastructure (New Construction)	6
Landfills	4
Rcra Hazardous Waste Sites	4
Managed Pasture Grazing	3
Spills from Trucks or Trains	3
On-site Treatment Systems (Septic Systems and Similar Decentralized Systems)	1

## ②テキサス州における水質調査

テキサス州については、EPA に提出した 2014 年版の水質評価報告書<sup>29</sup>に付随して水質調査の生データが入手できた。このデータは 2005 年 12 月から 2012 年 11 月までをカバーしていた。

テキサス州はその水域を 24 の流域 (Basin) に分けて管理している (図 4-1-5)。このうち、ヒューストンを含む Basin 10 のデータについて解析した (図 4-1-6)。

Basin 10 には水系が 17 ある。それぞれの水系は支流について細分化され合計 83 のセグメントに分類され、それぞれについて用途が指定されている。

上記水系はさらに細かい評価単位 (Assessment unit, AU) に分けられている。AU とは、河川等の水系内で水質がある程度一定とみなしうる水域の範囲であり、AU ごとにより詳細な用途指定がある。水質は、各 AU の用途が満たされるように管理されることとなっており、AU ごとに各種の測定/評価データが整理されている。



図 4-1-5 テキサス州の Basin (赤色が Basin 10) (文献 30 より引用)

**Basin 10** には AU が 149 ある。各 AU にはその用途がより細かく指定されている。用途の指定は、一つの場合も複数の場合もある。Basin 10 の AU の用途指定の状況は表 4-1-10 の通りである。

表 4-1-10 Basin 10 の AU の用途指定

用途	AU 数
全体	149
水生生物用途 (Aquatic Life Use)	144
一般用途 (General Use)	143
レクリエーション用途 (Recreation Use)	122
公共供給水 (Public Water Supply Use)	26
魚摂食用途 (Fish Consumption Use)	20

## ○水質調査

**Basin 10** の AU の用途ごとに水質の測定データを整理したものが表 4-1-11 である。ヒューストンでは 17 水系、149AU について合計 152,673 点の水質測定が行われていた。表 4-1-11 には生物調査である Macrobentic Community、Fish Community 及び毒性試験項目を網掛けしている。

測定地点、測定項目には偏りがあり、日本のように全環境基準点ですべての項目が測定されているわけではない。PCB、農薬、有機塩素化合物などの有機化合物は全く測定されていない。また、水生生物用途指定された AU のうち、生物調査データのある AU はわずか 8 か所、毒性物質の測定データのある AU は 20 以下であった。

表 4-1-1 1 テキサス州ヒューストン水質測定結果 (2014) (水質のみ、sediment は除く)

USE	Parameter	Monitoring#			Mean		Exceed			Criteria	
		SEgid	AUID	#Assd	min	max	#exceed	min	max	min	max
Aquatic Life Use	Macrobenthic Community	8	8	21	13	39	0			22	29
	Fish Community	7	7	24	30	55	0			31	42
	Habitat	6	6	16	15	21	0			13	20
	E. coli	6	6	750	114.13	1828.1	5			126	126
	Enterococcus	2	3	340	18.08	89.45	0			168	168
	Chlorophyll-a	4	4	143			8	19.3	28.4	14.1	21
	Dissolved Oxygen 24hr Avg	14	19	84			29	0.87	4.53	1	5
	Dissolved Oxygen 24hr Min	13	18	79			36	0.43	2.9	1	3
	Dissolved Oxygen Grab	82	144	29818			1588	0.1	5.23	1	5
	pH	4	5	1000			2	5.5	8.7	6	9
	Temperature	4	5	511			0			32.2	35
	Total Dissolved Solids	2	2	215		207.3	0			300	300
	Ammonia	7	8	952			141	0.49	1.03	0.33	0.46
	Nitrate	6	7	792			456	1.88	5.35	1.1	1.95
	Total Phosphorus	6	7	908			400	0.91	2.61	0.66	0.69
	Sulfate	2	2	179	3.92	12.8	0			50	50
	Chloride	2	2	178	14.4	52.98	0			50	80
	Aluminum	5	10	132			1		1114	991	991
	Arsenic	8	17	574			0			78	340
	Cadmium	8	17	572			0			0.14	40
Chromium	5	10	266			0			39.24	425.43	
Copper	8	17	466			2		7	4.88	65.46	
Lead	8	17	574			0			1.07	133	
Nickel	8	17	594			0			13.1	346.27	
Selenium	8	17	630			0			5	564	
Zinc	8	17	594			0			51.62	92.7	
Fish Consumption Use	Cadmium	1	3	72		0.13	0			5	5
	Chromium	7	15	345	1.94	3.75	0			62	502
	Lead	7	14	309	0.14	0.8	0			1.15	3.83
	Mercury	1	1	6		0.13	0			0.03	0.03
	Nickel	7	15	345	2.46	6.38	0			332	1140
General Use	Enterococcus	2	12	1064	35.4	175.33	2			168	168
	Chlorophyll-a	19	50	1449			294	14.93	111.79	14.1	26.7
	pH	16	59	14186			147	5.3	9.53	6	9
	Temperature	16	59	7291			46	32.3	35.08	32.2	35
	Total Dissolved Solids	12	44	22742	75.56	425.53	0			300	1000
	Ammonia	78	135	11255			2348	0.18	3.97	0.11	1.3125
	Nitrate	79	137	12393			5619	0.54	13.65	0.37	10
	Total Phosphorus	80	137	11677			5287	0.21	8.04	0.2	0.69
	Sulfate	12	44	16128	3.92	45.4	0			50	150
	Chloride	12	44	16223	14.4	78.55	0			50	150
	Fluoride	4	7	1661	0.18	0.37	0			4	4
	Cadmium	1	4	96		0.13	0			5	5
	Chromium	3	9	317	1.94	3.75	0			62	502
	Lead	3	10	331	0.14	0.46	0			1.15	3.83
	Nickel	3	9	317	2.46	5	0			332	1140
Selenium	1	1	25			0			50	50	
Public Water Supply Use	Nitrate	9	33	11293	0.04	4.58	0			10	10
	Fluoride	8	28	7178	0.15	0.37	0			4	4
	Arsenic	1	7	161		2.16	0			10	10
	Cadmium	1	7	168		0.13	0			5	5
	Lead	1	7	161		0.14	0			1.15	1.15
	Nickel	1	7	175		2.46	0			332	332
	Selenium	1	6	150		0.24	0			50	50
Recreation Use	E. coli	73	115	9575	7.28	5086.68	92			126	630
	Enterococcus	3	7	1178	12.53	237.64	1			35	35
		83	149	152673			13839				

○生物調査

Basin10 において生物調査の行われている地点について、生物調査結果と水質測定結果を表 4-1-1-2 に示した。網掛けはクライテリアを超過している項目を示している。生物調査が実施されている地点で行われている水質調査項目は pH、DO など一般水質項目であり、金属や有機化合物は測定されていない。

表 4-1-1-2 テキサス生物調査実施地点調査結果

SEGID	SEGID 1004 West Fork San Jacinto River	SEGID 1006D Halls Bayou	SEGID 1009 Cypress Creek	SEGID 1011 Peach Creek	SEGID 1013A Little White Oak Bayou	SEGID 1014M Newman Branch (Neimans)	SEGID 1015 Lake Creek	SEGID 1016 Greens Bayou Above Tidal	
AUID	1004_02	1006D_01	1009_02	1011_02	1013A_01	1014M_01	1015_01	1016_02	
Name	From the Stewart Creek confluence upstream to the Lake Conroe Dam	From the Greens Bayou confluence upstream to US 59	US 290 to SH 249	US Hwy 59 to confluence with Caney Creek	From the confluence of White Oak Bayou upstream to the RR Tracks north of IH 610	From the Buffalo Bayou confluence to 0.1 km (0.06 mi) upstream of Hammerly Blvd	From the West Fork of the San Jacinto River confluence upstream to the Landrum Creek confluence	IH 45 to US 59	
	Criteria								
Macrobenthic Community	31	28	29	39	16	13	27	29	22-29
Fish Community	55	33	51	51	—	30	53	31	31-42
Habitat	21	15	20	20	—	—	21	17	13-20
E. coli	185	623.82	419.02	276.78	1828.1	1022.55	114.13	988.86	126
Chlorophyll-a	18.5	22.6	43.9	19.3	—	—	—	○	14.1
Dissolved Oxygen Grab	4.42	1.43	4.29	4.6	1.63	2.01	1.87	2.3	3-5
pH	6.3	—	5.8	5.5	—	—	○	○	6-6.5/8.5-9
Nitrate	7.55	5.35	6.19	0.22	○	○	0.08	6.41	1.95-10
Total Phosphorus	2.71	1.57	1.92	○	○	0.91	0.89	1.62	0.69
Total Dissolved Solids	267.23	—	359.03	75.56	—	—	207.3	403.45	300-1000
Chloride	46.61	—	—	14.4	—	—	52.98	73.69	50-300
Sulfate	17.89	—	17.57	3.92	—	—	12.8	45.4	50-150
Ammonia	0	0.65	0.7	○	0.49	0.59	0.5	0.61	0.33
Fluoride	0.2	—	0.37	0.15	—	—	—	—	4

○水中毒性物質の測定

Basin 10 の AU のうち、水中毒性物質の測定を行っている AU、生物調査を行っている AU を図 4-1-6 に示した。Basin 10 の 149 の AU のうち、生物調査が実施されている 8 の AU においては、水中毒性物質の測定は行われていなかったが、そのような測定が行われている AU は 17 あり、いずれも水生生物用途指定がある。これらの AU における水中毒性物質測定結果を表 1-1-0 に示した。

測定項目は金属のみであり、有機化合物は測定されていなかった。いずれの AU においても水中毒性物質のクライテリアは超過していなかった。



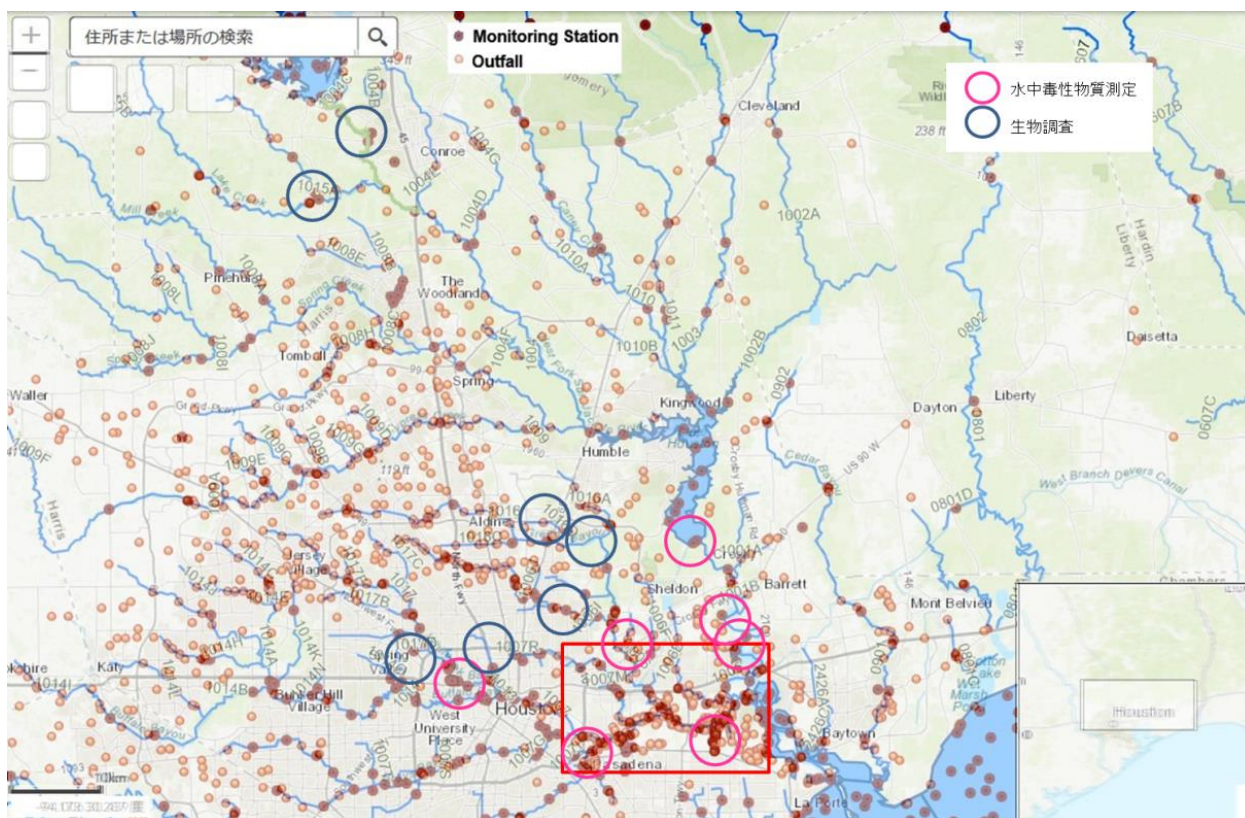


図 4-1-6 生物調査及び水中毒性物質測定地点（地図等は引用文献 31 より入手）

表 4-1-13 テキサス州 Basin 10 において水中毒性物質の測定が行われた AU とその測定値

AUD	Nickel	Zinc	Selenium	Arsenic	Cadmium	Lead	Copper	Chromium
1001_02	2.5	2.13	0.43	16.86	0.85	0.48	3.63	—
1002_05	2.46	1.97	0.34	2.16	0.05	0.14	1.82	1.94
1006_02 *	2.5	3.49	0.89	22.76	1.21	0.64	4.28	—
1006_03 *	2.5	10.57	0.38	18.75	0.75	0.38	5.18	—
1006_04 *	2.6	10.48	0.97	19.49	1.14	0.86	3.34	—
1006_06 *	2.92	7.57	1.98	22.93	1.43	0.78	4.63	—
1007_05 *	2.5	12.28	0.52	13.32	0.7	0.52	2.76	—
1007_07 *	2.87	10.9	0.31	7.9	0.42	0.3	3.09	—
1008B_01	5	33.75	1.14	2.5	0.07	0.17	7.83	3.75
1008B_02	5	11.33	1.14	2.71	0.14	0.17	1.79	3.75
1008C_01	5	15.54	1.21	2.71	0.1	0.27	4.13	3.75
1008C_02	7.75	7.21	1.14	2.88	0.11	0.17	2.58	3.75
1008E_01	5	10	1.07	2.71	0.08	0.15	1.58	3.75
1008F_01	5	5.67	1.14	2.79	0.06	0.19	3.13	3.75
1008F_02	5	4.33	1.14	3.13	0.07	0.16	2.42	3.75
1008F_03	5	3.75	1.29	3.04	0.12	0.3	2.08	3.75
1008F_04	5	3.33	1	3.17	0.05	0.15	2.25	3.75
Criteria 淡水 **	26.69-27.95	61.9-63.43	5	150	0.15	1.07-1.12	4.88-5.06	39-24-40.63
Criteria 海水 ***	13.1	84.2	136	78	8.75	5.3	6.48-8.64	8.75

表中には慢性毒性クライテリアに対応する測定値とクライテリアを示している。超過はなかった。急性毒性クライテリアについては、測定値は示されていないが、超過はなかった。

\*：底質中毒性物質の測定も実施されているが、スクリーニングレベルの超過はなかった。

AU 1006\_04 と 1007\_05 については、底質の WET 試験が実施され、いずれも不合格であった。

\*\*：数値に幅があるのは、サイトの水質の硬度に依存するため。

\*\*\*：Copper の本来のクライテリアは 3.6。幅があるのは、サイト特異的な Water-effect ratio（サイトでの毒性値と実験室での毒性値の比）を適用しているため。

水中毒性物質の測定を行っている AU のうち、AU 1006\_04 の位置を排水の排出口の位置とともに図 4-1-7 示す。AU 1006\_04 には 4 つの大手化学企業が排水を排出している<sup>32</sup>。

排出許可証の例として、AU 1006\_04 に排水を排出する企業（別添 1 1）に発行された排出許可証より、排出許可の状況を調べた<sup>22</sup>。

排出許可証によると、排出口 001 から 008 に対して、排出口によっても異なるが、30 以上の金属及び有機化合物に対する排出限度値の遵守とモニタリング（1 回/年）が要求されていた。またプロセス排水を排出する排出口 001/008 に対してはさらに金属、農薬や PCB を含む有機化合物の測定が求められていた。さらに、排出口 001/008 に対しては、海産の無脊椎動物（*Mysidopsis bahia*: アミ類）及び魚（silverside: トウゴロウイワシ）を用いた WET 試験の実施が求められていた。排出口 001 に対しては、7 日間の慢性毒性試験（4 回/年、結果によって頻度は変更される）、及び 24 時間急性試験（2 回/年）、排出口 008 に対しては 24 時間急性試験（2 回/年）の実施が要求されていた。テキサス州における水生生物保護、人健康保護を目的とした水質クライテリアを別添 6 に示した。

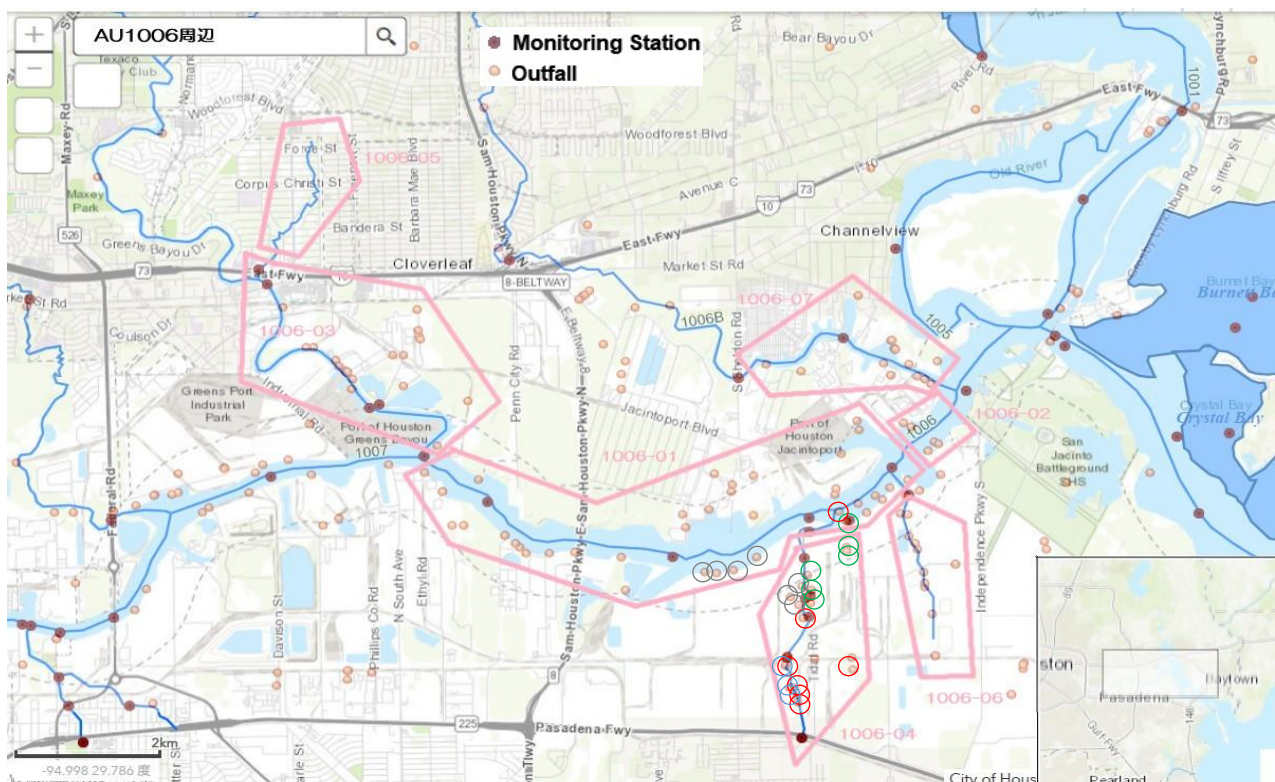


図 4-1-7 AU1006 付近の Monitoring Station と Outfall（地図等は文献 32 より入手）

テキサス州においては我が国のように全ての測定点で全ての水質基準項目の測定を行っているわけではないようで、水生生物調査を行っている地点はわずか 8 か所、水中毒性物質の測定を行っている AU の数は全体の 10% であった。また、水中毒性物質の測定を行っている場合も、金属の測定が中心であり、有機汚染物質の測定は、少なくとも水質については行われていなかった。

テキサス州における水質モニタリングの実態を把握するためには、さらに調査が必要であるが、水質クライテリアは、常時、環境水を測定して基準の達成度を確認するためではなく、むしろ、排水許可に際して、適切な排水限度値を設定するために主に用いられているようである。

テキサス州における水質管理は、我が国のように環境水質を測定してその化学的清浄度を把握することに重点をおくのではなく、排出者に排出する汚染物質の実態を詳細に測定、報告させ、排水の清浄度をチェックすることに重点をおいて行われているようであった。

### 3) 全国規模での調査

州による調査は州の関心の高い地点に偏って実施されるため、全国的なトレンドを把握することはできない。そのため、近年、EPA は全国的なトレンドを把握することを目的とした全国規模の水質調査を実施している。EPA が実施している全国河川評価 (National Rivers and Streams Assessment, NRSA) では、河川における生物の状態の健全性とそれに影響を与える要因 (ストレス) を明らかにすることを目的に、全国規模で、標準化した方法で生物 (底生無脊椎動物、藻類、魚)、化学的、物理的ストレスの調査を行っている。この調査では米国の様々な場所の様々なサイズの河川がバランスよくランダムに選択されるように河川を選択することとし、初回の調査である 2008-2009 年の調査<sup>33</sup>では、1924 の地点が選択された (図 4-1-8)。

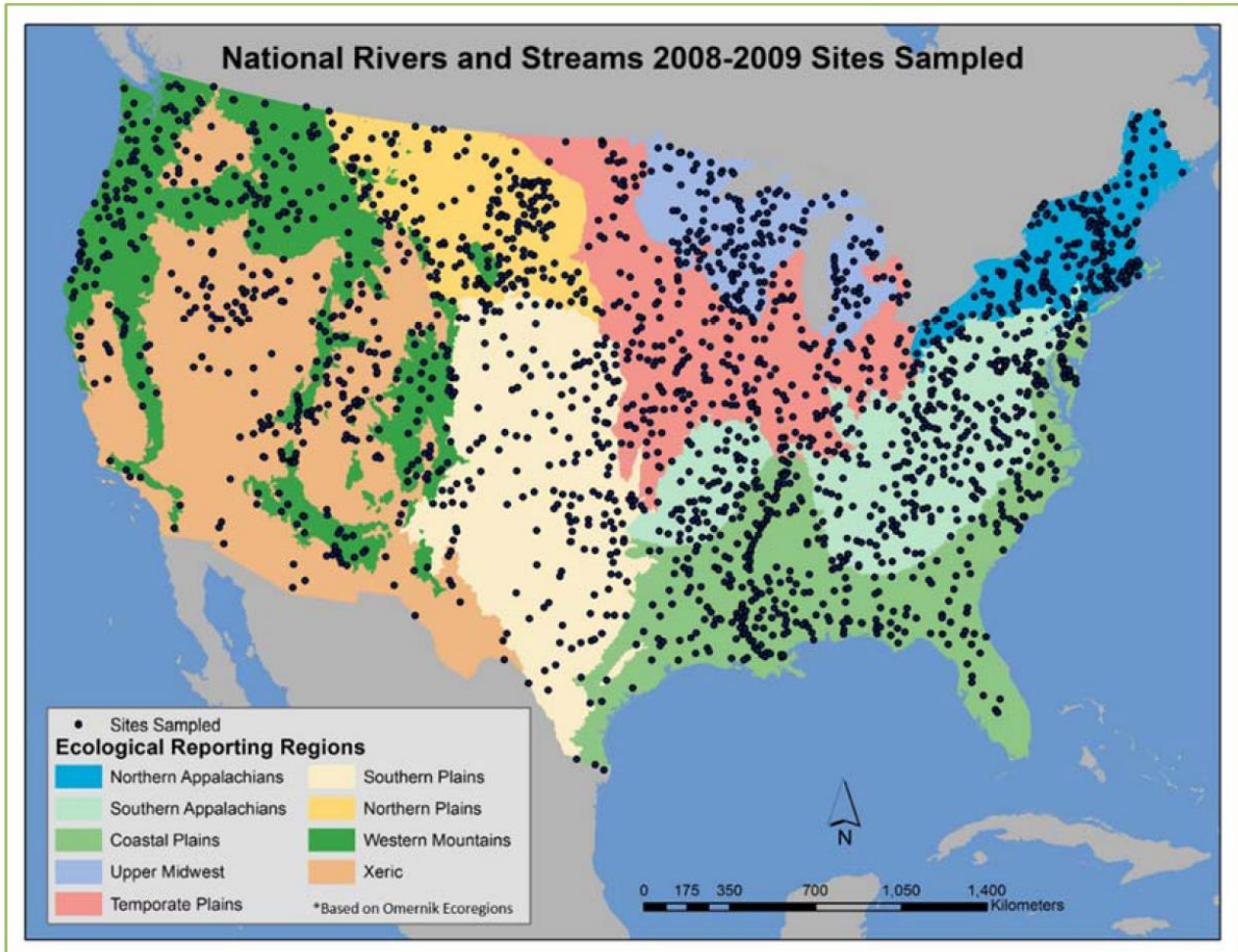


Figure 5. NRSA sample sites (EPA/NRSA).

図 4-1-8 全国河川評価におけるサンプリングサイト (文献 34 より引用)

生物の状態の指標としては、底生無脊椎動物の MMI (Multi-metric Index) が用いられている。MMI とは、下記の 6 つの観点から得た数値を総合的に指標化したものである。

- 種の数
- 種の組成
- 分類学的多様性
- 摂餌グループ
- 生息環境
- 汚染物質耐性

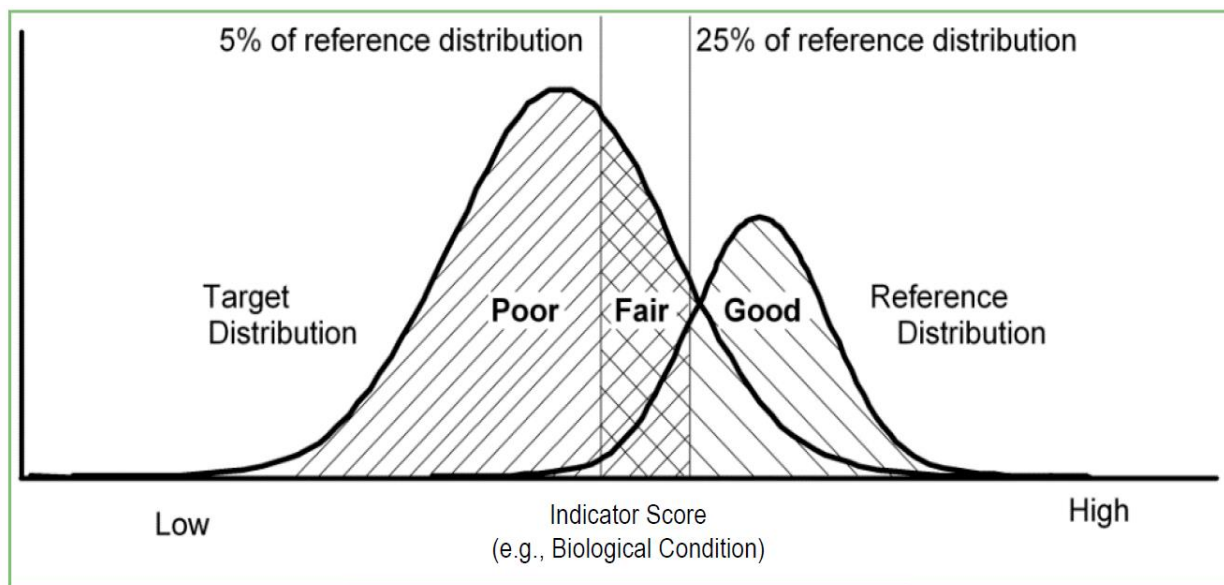
MMI は底生無脊椎動物に関する幅広い有用な尺度を一つの指標にまとめたものであり、生物の状態に関する強力な像を示すのものとして、広く使用されている。

化学的ストレスとしては、窒素、リン、塩濃度、及び酸性化の測定が行われてた。また、物理的ストレスとしては、川底への過剰な堆積、河川中の魚の生息域、川辺の植生、川辺のかく

乱が調査された。しかし、化学的ストレスについては、項目が少なく、また物理的ストレスは我が国の調査では調べられていないため、ここでは生物の健全度の評価結果のみに注目した。

生物の健全性は、各地点における底生無脊椎動物の MMI の値を、汚染物質等の影響を受けていない清澄な河川（参照河川）における数値と比較し、good、fair、poor の 3 段階に分類した。

具体的には、エコリジョン（Ecoregion）ごとに参照河川での MMI 値の分布を求める。同じエコリジョンの評価対象河川についても MMI 値の分布を求め、参照河川の分布の上位 75%以内に含まれる場合は good、下位 5%に含まれる場合は poor、その中間は fair と分類した（図 4-1-9）。



**Figure 7. Reference condition thresholds used for good, fair and poor assessment (EPA/NRSA).**

図 4-1-9 MMI 値に基づく河川の生物の状態の評価法（文献 34 より引用）

このような評価法に基づき、EPA は MMI 値から米国の河川の生物の状態を図 4-1-10、表 4-1-14 のように評価している。

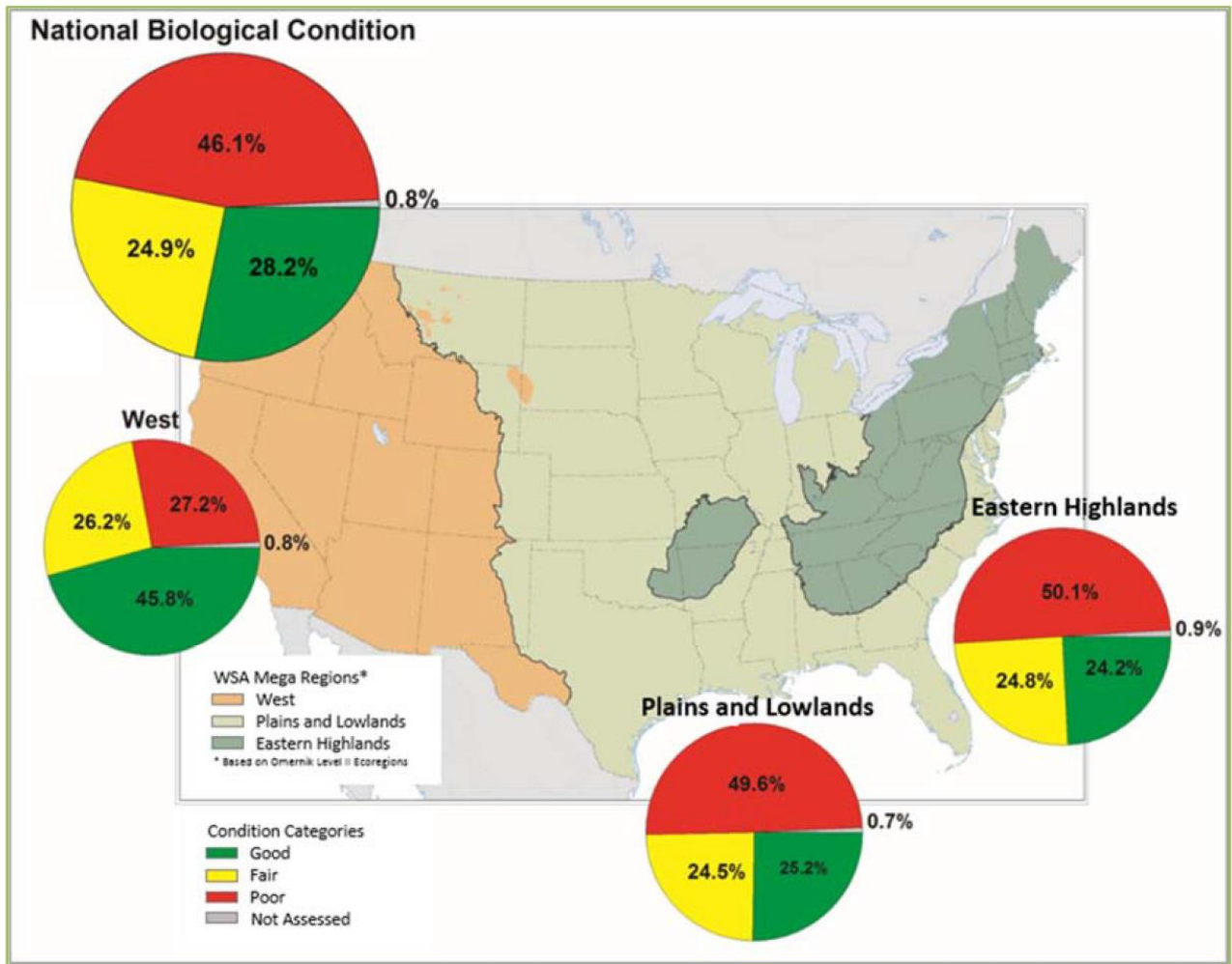


Figure I. Biological condition of the nation's rivers and streams, based on the Macroinvertebrate Multi-metric Index (EPA/NRSA).

図 4-1-10 米国における生物の指標に基づく河川の健全度の評価（文献 34 より引用）

表 4-1-14 米国における生物の指標に基づく河川の健全度の評価

	全国	東部	中部	西部
good	28.2	24.2	25.2	45.8
fair	24.9	24.8	24.5	26.2
poor	48.1	50.1	49.6	27.2

本調査では、米国の河川は、生物指標でみた健全度の高い河川は距離ベースで 30%弱であり、約 50%は健全度が低いと評価された。地域別では、西部の方が東部に比較して河川の健全度が高かった。

#### 4) まとめ

本調査の結果、米国での水質調査では我が国と異なり、一律に同じ化学物質を同じ測定地点で継続的に測定しているわけではないことが明らかになった。したがって、化学的水質のトレンドを把握することは困難であった。しかし、生物調査の結果によると、2008年の時点でも、米国全体では健全度が高いと評価された河川は全体の30%弱であり、約50%は低いと評価された。

#### (3) 米国国内における WET の運用実態

米国で実施している WET 手法について、米国国内（州）における行政及びユーザーの運用実態について、ヒアリングによる調査を行った。

テキサス州、イリノイ州、ニュージャージー州に対し、WET の実態についてヒアリングを行った。WET 試験への対応は州で厳格性や頻度に違いが見られたが、企業に対して一律に同じ基準で WET モニタリングや WET 限度値 (WET limit) の設定がなされているものではなかった。また、一度要求された WET モニタリングの要件を撤廃することは容易ではなく、さらに WET 試験と化学分析は独立したものであり、WET により化学分析が免除されることも、その逆もないとのことである。

#### 1) 米国州（行政）の運用実態について

近年の米国における WET 手法への行政の対応実態については、水質基準や排水管理が主として州政府により所管されている。例えば、WET の適用については、事業場の排水全てに対して必須とは限らず、各州の規制の違いや、permit writer の判断による部分もあるため、州ごと（或いは地域ごと）に厳格性が異なる可能性がある。そこで、連邦及び州の WET 手法適用にかかる法規制の概要を調査するとともに、各州における WET 手法適用の特徴と実態について調査した。

本調査ではテキサス州、イリノイ州、及びニュージャージー州を優先して調査した。調査方法は担当窓口または担当者にメールで質問票を送り、電話及びメールにて回答をいただいた。表 4-1-15 に各項目における州の回答を整理するとともに、以下に特徴を整理した。

#### ○運用実態について

WET 試験への対応は3州で異なり、州による厳格性の違いが見られた。WET モニタリングについて、テキサス州、イリノイ州では主として EPA の分類「Rating System」<sup>\*1</sup>により「重要施設」と判定された企業に対し要求しているのに対し、ニュージャージー州では、全ての発生源に対して要求しているとのことだった。

WET 限度値 (WET limit) については、テキサス州では主として「RP 解析 (Reasonable Potential Analysis)」<sup>\*2</sup>を行い、受水域において有意な毒性を示す可能性があるとして判断された施設に対して設定するが、イリノイ州では RP 解析を行わず、基本的に WET 限度値を設定していないとのことだった。

一方、州により共通している点もあった。いずれの州でも WET モニタリングに用いる種は2種（魚と無脊椎動物）であり、藻類を含んでおらず、EPA とは異なっていた。藻類の試験を実施していない理由については、本調査では解明できなかった。また、いずれの州でも WET モニタリングが課せられた施設では、排水に関する大幅な変更がない限り、モニタリング要件は撤廃されないとしていた。さらに、資金的な援助を行っている州はなかったが、問い合わせ対応等の技術的な支援は行われていた。

#### ○WET の有効性について

WET 試験の有効性について、いずれの州も WET 試験は有効であるとしていた。有効であるとする根拠として、個別の化学物質に対する排出基準ではカバーできない毒性があり（想定外あるいは未知の毒性物質、相加、相乗作用の可能性）、その対応には WET 試験が必要であるとしていた（なお、この回答は各州における WET 担当者の個人としての意見である）。

また、WET 試験を有用なものとする上で重要な点を尋ねたところ、テキサス州の担当者は、WET 試験は十分熟している試験であり、EPA のやり方を学ぶことによりどの国でも容易に実施

できるとしていたが、イリノイ州の担当者は、企業に過度な負担をかけないことが重要であると  
していた。

## ○WET 試験と化学分析の関係性

いずれの州も、WET 試験と化学分析はそれぞれ独立したものであるとし、WET 試験を行うこ  
とで化学分析が免除されることも、化学分析により WET 試験が代替されることもないとのこと  
であった。WET については、テキサス州では化学分析に基づくアプローチの追加的安全策であ  
るとし、イリノイ州では化学分析を補完するもの、ニュージャージー州では両者は排水規制の車  
の両輪であるとのことだった。

\*1 「**Rating System**」とは、環境インパクトが大きい「重要施設 (Major facility)」であるかどうか  
を判定する EPA の分類方法である。ある点発生源が「重要施設」であるかどうかの判断には、  
その発生源に特異的な排出情報と、実際の排出先の特性情報が用いられている。  
具体的には、①毒性汚染物質排出可能性、②排水流量及び放流先河川の流量、③伝統的汚染物質  
排出量、④公衆衛生上のインパクト (飲料水源の近さや人に対する毒性物質の排出可能性から判  
断)、⑤排出先の水質基準達成度、⑥沿岸域への近さについて、用意されたワークシート (全 4  
ページ) に細かくチェックしていき、定められた採点方法により採点する。合計 80 点以上の場  
合には「重要施設」と判断される。

\*2 「**RP 解析 (Reasonable Potential Analysis)**」では、個別汚染物質 (化学分析) または全排水毒  
性 (WET) について、水質基準をクリアするために必要となる排出限度値 (WQBEL、WET 限度  
値を含む) 設定の必要性を判断する。最悪のシナリオにて排水が排出先で希釈・混合された結果、  
ミキシングゾーンの外側において水質基準を超過する可能性がある場合は、より厳しい排出限度  
値を設定する。

## 2) 米国内のユーザーの運用実態について

本調査では、排出許可の実際の運用実態を州や地方レベルで調査すべく、前述した州政府への  
ヒアリングと併せて、その州にある事業者ヒアリング調査を行った。

テキサス州、イリノイ州、ニュージャージー州に工場を有する日系企業に対して調査を依頼し  
た。調査に当たっては、業界団体及び現地の商工会にご協力をいただき、対象となる州の企業 (工  
場等) 担当者に働きかけをいただいた。

調査はメールでのヒアリングにより実施し、メールで回答をいただいた。調査項目は、州政府  
への質問と対照となる質問を加え、現状を確認できる内容とした。

本調査では 16 社 (3 団体を含む) から回答をいただいた。テキサス、イリノイ、ニュージャ  
ージーの 3 州においては、化学メーカーの 1 社を除き、すべて WET の実施がないとの回答だった。

テキサス州に工場を有する当該企業は WET 試験のみ実施しているが、WET 試験未実施企業では、  
は「州から要請されていない」または「排水処理を外部に委託しているため自社は対象外」などの  
回答があり、これらより同じテキサス州にある化学メーカーでも WET 試験の対象になるかは、取  
り扱う化学物質、排水の特徴、排出先河川の特徴等から判断されるようである。

また、WET 試験実施の企業は、年 2 回の WET 試験 (急性と慢性) を行っているが、TIE/TRE の  
実施はなく、試験 (魚類及び甲殻類) のみで年間約 4000 ドルを自社負担している。当該企業より、  
WET はビジネスに有益と考えているが、現在の水環境下における WET の有益性については規制当  
局によって要求されているので意見する側にないとコメントをいただいた。なお、WET 試験で  
最も大事なことは、信頼性及び代表性の高いサンプリング (Quality sampling) であるとのことであ  
った。

表 4-1-15 各州における WET の実施の実態

ヒアリング及び州行政から出されている手順書等の情報、を収集し、各州における WET の実態について整理 (参考: EPA の手順書を併記)

内容	テキサス州	イリノイ州	ニュージャージー州	EPA (参考)
WET の適用に関する手順書	Procedures to Implement the Texas Surface Water Quality Standards (IPs, RG-194) June 2010 <a href="https://www.tceq.texas.gov/assets/public/permitting/waterquality/standards/docs/june_2010_ip.pdf">https://www.tceq.texas.gov/assets/public/permitting/waterquality/standards/docs/june_2010_ip.pdf</a>	ない	無回答 (ない模様)	National Whole Effluent toxicity (WET) Implementation Guidance Under the NPDES program. Draft. November 2004 <a href="https://www3.epa.gov/npdes/pubs/WET_draft_guidance.pdf">https://www3.epa.gov/npdes/pubs/WET_draft_guidance.pdf</a>
<b>①NPDES 許可申請時の対応</b>				
申請に際する WET 試験の要求	初回申請: 要求しない 更新申請の際は、前回の許可期間中のデータを提出する。	要求しない 更新申請の際は、前回の許可期間中のデータを提出する。	要求しない 更新申請の際は、前回の許可期間中のデータを提出する。	要求してもよい。
RP 解析の対象施設	下記に対して実施 重要施設 (EPA の rating system による) 十分な流量の処理済みプロセス排水を継続的に排出する施設	WET については、RP 解析を実施しない	一般許可対象の排出源も含めて全ての排出源に対して実施	重要施設
<b>②WET モニタリング</b>				
要求対象施設	重要施設 十分な流量の処理済みプロセス排水を継続的に排出する施設 受水域において毒性を示す可能性のある放出がある (RP 解析による)。 水処理用化学品や殺生物剤を使用する小規模発生源 (discharger) も対象となりうる。 断続的排出を行う発生源や追加の懸念がある場合に、24 時間急性試験のみ要求する場合がある。	重要施設	一般許可対象の排出源も含む全ての排出源	RP 解析を行ったすべての施設



件数	件数は無回答 10年間でほぼ同じ	年間約70件(約350件/5年)の個別許可のうち約5件(約25件/5年)。10年間で増加/減少の傾向なし	100件強の個別許可及び約70件の一般許可のすべてに要求	
試験内容	<p>&lt;生物種&gt; 淡水：ファットヘッドミノーとニセネコゼミジンコ(急性ではミジンコ (<i>Daphnia pulex</i>) も可) 海水：甲殻類 (<i>Americamysis bahia</i>) と inland silverside (<i>Menidia beryllina</i>) &lt;急性 vs 慢性&gt; 受水域のタイプにより48時間急性または7日間慢性のいずれか &lt;頻度&gt; 初年度は3か月に1回、成績により頻度は増減。<b>WET</b> 限度値が設定されている場合は3か月に1回、3年間。</p> <p>24時間急性試験(100%排水を使用) &lt;生物種&gt; 淡水：ファットヘッドミノーとニセネコゼミジンコ(ミジンコ (<i>Daphnia pulex</i>) も可) 海水：甲殻類 (<i>Americamysis bahia</i>) と inland silverside (<i>Menidia beryllina</i>) &lt;頻度&gt; 6か月に1回 魚と無脊椎動物がEPAの地区9の要求する試験種である。植物種を要求しない理由は不明。あくまで本調査での推測だが、この地区にふさわしい種がないためと考察する。 これらの試験は議会により「公布」された試験であるため、規則と同じ効果を持ち、従う必要がある。追加で、合格基準のような要件を加えることができ、テキサス州はそうしている。</p>	<p>&lt;生物種&gt; 淡水：ファットヘッドミノーとニセネコゼミジンコ &lt;急性 vs 慢性&gt; 基本的に急性試験(慢性試験実施施設は2-3施設のみ) &lt;頻度&gt; 1回/年 試験法はEPAと同じ 植物(藻類)の試験は、WET試験が開始された40年前には実施されていたが、少なくとも2006年以降は実施されていない。ただし、必要に応じて試験生物種の変更は可能である。</p>	<p>&lt;生物種&gt; 淡水：ファットヘッドミノーまたはニセネコゼミジンコ 海水：甲殻類 (<i>Americamysis bahia</i>) &lt;急性 vs 慢性&gt; 排出の持続時間、希釈の程度、排出物の性質により決定 &lt;頻度&gt; 得られるデータの量、排出が毒性を示す可能性により決定 試験法はEPAと同じ 植物の使用が強く推奨されたことはない。EPAはこれを要求したことは一度もない。また、無脊椎動物試験は排水中の毒性の検出に十分に敏感であると考えられる。将来再検討の可能性はある。</p>	<p>&lt;生物種&gt; 脊椎動物、無脊椎動物、藻類 最初に3種で3回試験を実施後、最も感受性の高い種で継続。 &lt;急性 vs 慢性&gt; ケースバイケース &lt;頻度&gt; ケースバイケース</p>

合否の数値基準	48時間または慢性試験：混合域末端の濃度で有意な毒性を示す 24時間急性試験：50%死亡	>20%の急性毒性（100%排水で） （排水の混合が起こる排出源の場合は原因が不明な場合のみ）	最小措置レベル*：LC50>50%排水 *：施設が原因を調査し、改善の選択肢を探索すべきレベル	
試験頻度の増減	最初の1年間に有意な影響がない場合は、無脊椎動物は1回/6か月、脊椎動物は1回/1年に頻度減少。 有意な影響が見られる場合は、試験頻度増加。	数値基準を超えなくても頻度の変更なし 数値基準を超える場合は、再試験。 6回の再試験で毒性が認められなければ通常の頻度に戻る。	直近の許可サイクルで提供された結果の質に基づいてテスト頻度を変更。 合格点多い場合は頻度減少。 毒性を示したり、限度値の遵守が困難であることを示す場合は、頻度増加。	不合格となった場合は不合格となった生物種を用いて加速試験（すなわち、頻度を増加）。
不合格への対応	24時間急性試験で不合格の場合、2週間連続で2回試験を行い、1回でも不合格の場合はTREが義務付けられる。 48時間試験、慢性試験においても持続的に有意な影響が見られる場合は、TREの実施が推奨される。	排出源で排水の混合が起こらない場合は再試験を要求する。 排出源で排水の混合が起こり原因が不明な場合は、毒性物質が何かを明らかにするために追加試験を要求。 毒性が再確認され、毒性物質が不明の場合はTIE/TREを実施。	毒性の原因を評価し、改善するために、TREを実施する。	不合格となった種を用いて加速試験。 加速試験期間中に、継続的な毒性を示す場合は、TREを実施。
WET モニタリング要件撤廃の可能性	発生源が大規模な変更を行い、発生源がこの要件の撤廃を要求し、連邦の「反バックスライディング」要件を満たすことができる場合のみ、撤廃がありうる。 通常、特定の廃液流の除去、または連続排出から断続排出への排水流の減少等の大幅な変更が必要。	毒性に関連する排水流が除かれた場合にのみ、撤廃可能。 WET モニタリング要件が許可証にある場合、頻度を減らすことはあるが、撤廃することはめったにない。	ない。 頻度が減少し、許可期間（5年）に1回になることはある。	ない。
自主的なWET モニタリングの実施	ありうる。 完全に自発的なものであり、結果を報告する必要はない。	承知していない。	TRE 目的以外には承知していない。	
<b>③WET 限度値</b>				

対象施設及び件数	RP解析の結果、受水域において毒性に関する水質クライテリアを超過する、あるいはその可能性がある、あるいはそれに寄与する可能性があると判定された施設。 前回の許可期間中に3年間で3つの垂致死的な不合格（基準未達）が起きる。	報告義務のある WET 限度値を要求していない。 約5つの施設に対して特別条件で TUa（急性毒性単位）を規定 この10年間で増加/減少の傾向なし	すべての許可には少なくとも WET モニタリングがあり、かなりのパーセンテージに限度値がある	RP解析の結果、受水域において毒性を示す可能性があるとして判定された施設。
猶予期間	ある	設定しない	ある。猶予期間の長さは、多くの場合、施設が新しい限度値を順守できる可能性によって決まる。 1年から4.5年の範囲で設定。 大半は1年または3年。	ある
限度値不合格の場合	不合格の場合は試験を毎月行い、2回不合格の場合は違反となり、執行措置の対象となる。	毒性物質が同定されない限り、より多くの試験を要求	罰金が徴収される。 6回の連続した試験中に複数回超過が発生した場合、TREの実施の義務づけ。	不合格となった種を用いて加速試験。 加速試験期間中に、継続的な毒性を示す場合は、TREを実施
限度値とモニタリング合否数値基準の違い	限度値違反の場合は執行措置の対象となる。	異なる。	最小措置レベルは措置を取るべきレベルであるが、罰金の対象とならない。 限度値違反の場合は罰金の対象となる。	
<b>④TRI/TRE</b>				
TRI/TRE を要求する条件	持続的に有意な死亡がある場合	無回答	WET モニタリングで最小措置レベルを超過した場合。 限度値の超過が複数回発生した場合。	加速試験期間中に継続的な毒性を示す場合
TRI/TRE を要求する割合	現在テキサス州で TRE を実施している発生源はおそらく4件 2011年の規制改正後、減少した。	15~20%程度 この10年で増加/減少傾向なし。	明確ではないが、割合は低い。	

低減できた事例の割合	有害物質を同定できる可能性は非常に高い。ほとんどの発生源では毒性物質を特定し、あるいは毒性を減らす手段を特定することができる。	大部分は毒性を解消できる。石油精製業者では、事業の性格及び水質浄化法の前に建設された施設が多く、毒性の完全除去に困難がある。	ほぼ全ての毒性の低減または排除に成功している（成功するまで TRE を実施する。）	
原因が特定できない場合の対応	28 か月の TRE 期間中に毒性物質の同定に失敗した場合、猶予期間を与えられ、その後 WET 限度値を要求される。 WET 限度値が有効になった後に WET 試験で不合格となった場合（まれではあるが）は、執行措置の対象となる。	引き続き稼働している。古い産業の多くは、排水中に含まれるより多数の汚染物質を規定する「現場固有の」基準によってカバーされている。	TRE を継続。	TRE を継続。
費用及び期間	正確な費用は不明。 コストはおそらく 100,000 ドル前後。 TRE の完了の期限は 28 ヶ月	状況による。 単一種（ニセネコゼミジンコまたはファットヘッドミノー）の急性第 I 相 TIE は約 1,500～2,750 ドル、単一種の慢性 Phase I TIE は、およそ 2,500～9000 ドル	程度や期間によるが、当局としては把握しておらず、推計できない。	24 か月以内に達成する
<b>⑤違反状況、産業への支援、州の態勢</b>				
許可条件への違反	許可要件の違反率は低い（試験結果を報告しなかった場合、執行担当部局から違反通知が出されるため）	許可要件（モニタリング頻度や報告要件）の違反がどれほどかは不明。報告が不適切なことはまれ。	正確には見積もれない。違反は、遵守に問題のある履歴を持つ施設に関連することが多く、非常に限られている。	
WET 実施への資金援助プログラム	ない。	ない	ない。	
技術サポートプログラム	特別な技術支援プログラムはないが、電話や電子メールで許可要件や試験結果の解釈等についての支援を提供。 排出源は WET 試験ラボやコンサルタントに頼っている。	プログラムはないが、WET プログラム専従の州政府スタッフの相談が受けられる	当局が可能な限り施設への指導と支援を提供している。	

州における WET 関連人 員	5名 WET プログラムのすべての側面（データ入力、許可における勧告、順守の監督、許可取得者に対する技術支援を含む）を担当 手引書の作成、改訂、及び更新も担当。	1名 WET データレビュー、NPDES 許可での WET に関する規定の起案を担当	許可証執筆者（permit writer）：約 10 名（RP 評価、WET を含むすべてのパラメータの限度値計算） 毒物学ユニット：2 名（スタッフ 1 名、スタッフ科学者（限度値計算、TRE レビュー等）1 名）	
<b>⑥WET 手法を用いた水質管理に対する考え（回答者個人の考え）</b>				
WET モニタリングは水質管理に有効か	非常に有用。 相加作用及び相乗効果に対応できる。 水生生物クライテリアに含まれるが許可証の排水限度値に含まれない汚染物質に対応。 クライテリアが作成されていない汚染物質に対応。	非常に有用。 WET の要求により排水毒性が検出された数多くの事例がある。（洗車からの殺虫剤、回転円盤処理装置のシール破損による水銀、凝集剤/凝固剤や殺生物剤に由来する毒性等） 排水中に見出される可能性のある全ての物質に対する基準/クライテリアはない。 毒性物質を有害量排出するのを禁ずるための包括的な方法。	非常に有用。 広範なモニタリングを行い限度値を遵守しても、排水毒性示す事例があり、相加・相乗作用の可能性はある。 WET 試験は排水中の成分が協働作用により毒性を生じていないことを確認できる唯一の方法である。	
WET 限度値は水質管理に有効か	有用である。 許可取得者が毒性を持つ排水の放流をやめることを確実にできる。 WET 限度値に従わない場合は、執行措置の対象となる。	必要とは考えない。 WET モニタリングでも同じ保護を提供できる。	有用である。 パラメータに注意を向けさせ、それを適切なレベルに維持することの重要性を感じさせる。	
WET 手法の適用は、費用対効果が高いと考えるか	費用対効果の高い方法である。 相加的及び相乗効果に対応可能 許可証に含める排出限度値を限定できる。 クライテリアを持たない毒性物質に対応。 排水限度値を補完する役割を果たす。	費用効果の高い方法だと考える。 年一回の試験費用はさほど大きくない。 許可証に規定する化学分析の量を増やすことは、施設（特に有機物を排出すると思われる排出源）に	重要なツール。 化学物質固有のパラメータと組み合わせて使用することにより、排水の質についてかなりの情報が得られる。	

		とってより高価になる可能性がある。		
WET 手法が有効な手段として機能していく上で重要な点	この技術は、十分研究され、洗練されている。米国の方法に従うことによって、他の国の産業界でも容易に実施できる。 WET 試験では試験に用いる種が重要。受水域に存在する水生生物種の感受性を代表できる種を選択すべき。	WET 試験の種類と量によって排出者に過度の負担をかけないことイリノイ州では試験をフェイルセーフとして単にモニタリングに使用している	直接的回答なし。	
生物試験により排水の全毒性を評価する手法の排水管理における有効性及び必要性	有用かつ必要。 この方法論は堅固なものであり、テストされ、実際に 30 年間使用されている。 将来、細菌のような微生物を使用する方法が生まれるかもしれないが、すぐにはそうはならないであろう。	今後でも有用かつ必要。 WET 試験は USEPA が要求するものであり当面の間、WET 試験を使用し続けることになる。	非常に重要。 排水が環境に及ぼす影響の評価に非常に価値がある。WET 試験は排水の毒性を評価する上で最も貴重なツールであり続ける。	
WET アプローチと個別化学物質に対するアプローチの関係	EPA の独立適用方針や、TSD の「生態学的強度」の概念に沿うと、これらはほぼ独立のものである。しかし、TRE や RP の判定後、許可申請者が順守猶予期間のついた WET 限度値を課せられた場合は、40 CFR § 122.44(d)(v)に従って、州の数値あるいは記述水質基準を達成し維持するのに十分な場合、WET 限度値を個別化学物質の限度値で置き換えることができる。 WET 試験は個別化学物質の限度値に対する追加的安全策である。クライテリアが策定されたことのない化学物質は何千もある。さらに、個別化学物質の限度値は相加性や協働性のような相互作用や反応を考慮に入れていない。	個別の化学物質に対する排水限度値（あるいは分析の要求）と WET モニタリングは独立である。ただし、WET 試験で未知の汚染物質が同定された場合は、その化学物質をモニタリングの要求に加える。 WET 試験が個別の化学物質に対する限度値を代替することはない。 WET 試験は個別化学物質に対する限度値を補うものである。WET 試験は主として、排水中に未知の汚染物質が存在し、個別の化学物質に対する排水限度値では規制されていない場合の安全策として用	個別化学物質の限度値と WET の組み合わせを通じて規制している。個別化学物質のパラメータが排水中に見つかりと予想される場合は、WET のみによって規制されることはない。常に個別化学物質についての水質と毒性の両方の見方を介して規制を行っている。 個別化学物質の分析も WET もそれぞれ長所と短所がある。例えば、個別化学物質の分析では、排水中に特定の汚染物質が一定量、含まれてい	

		<p>いられる。WET 試験を通じて汚染物質が同定されれば、その化学物質に対して限度値を要求する。</p>	<p>ることはわかるが、その量もつ影響についての情報は得られない。そのことは水中の全ての可能な成分について、同じである。一方、WET では特定の汚染物質を試験することはできないが、相加的または相乗的な影響を与える可能性がある複数の汚染物質からの毒性を説明することができる。</p> <p>WET では、分析物中に存在し得る未知の未試験の汚染物質の存在を暗示することもできる。WET は、排水規制の車の両輪のうち的一方であり、追加の安全保護手段ではない。効果的な規制のためには、両方の種類の試験が必要である。</p>
--	--	-------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

## 引用文献

1. EPA: Permit writers manual 2010
2. Robert L. Glicksman and Matthew R. Batzel, *Science, Politics, Law, and the Arc of the Clean Water Act: The Role of Assumptions in the Adoption of a Pollution Control Landmark*, 32 Wash. U. J. L. & Pol'y 999 (2010), [http://openscholarship.wustl.edu/law\\_journal\\_law\\_policy/vol32/iss1/5](http://openscholarship.wustl.edu/law_journal_law_policy/vol32/iss1/5) (2019.3.17)
3. Winston Harrington: Regulating industrial water pollution in the United States. April 2003. Resources for the Future
4. William L. Andreen: Success and backlash: The remarkable (continuing) story of the Clean Water Act. *Journal of energy and environmental law*. Winter 2013, 25-37.
5. William L. Anderen Water quality today – Has the Clean Water Act been a success? 55 Ala. L. Re. 536-594, 2003-204.
6. 44 FR 34393-34416, June 14, 1979
7. 45FR 33290-33513, May 18, 1980
8. 45FR 33516-33583, May 18, 1980
9. EPA NPDES Whole Effluent Toxicity(WET) (<https://www.epa.gov/npdes/whole-effluent-toxicity-WET>) WET Guidance Case Studies (2019.3.17)
10. 49 FR 9016. March 9, 1984
11. EPA: Technical Support Document for Water Quality-based Toxic Control. EPA-440/4-85-032. September 1985
12. EPA: Methods for measuring acute toxicity of effluents to freshwater and marine organisms. March 1985. EPA/600-4-85-013  
EPA: Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms. May 1988. EPA/600-4-87-028.  
EPA: Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms. March 1989. EPA/600-4-89-001
13. 54 FR 23868, June 2, 1989
14. EPA: Policy on the use of biological assessment and criteria in the water quality program. May 1991
15. EPA: Technical support document for water quality-based toxics control. March 1991. EPA/505/2-90-0012
16. National recommended water quality criteria. <https://www.epa.gov/wqc> (2019.3.17)
17. Texas commission on Environmental quality Chapter 307 – Texas Surface Water Quality Standards
18. National Primary Drinking Water Regulations. <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations> (2019.3.17)
19. EPA: application Form 2C – Wastewater discharge information. Consolidated permits program. EPA Form 3510-2C Revised August 1990.
20. EPA: Technical Support Document for Water Quality-based Toxics Control. EPA/505/2-90-001. March 1991
21. EPA: National Whole Effluent toxicity (WET) Implementation Guidance under the NPDES Program DRAFT. EPA 832-B-04-003. November 2004
22. Texas Commission on Environmental Quality のウェブページ (<http://www14.tceq.texas.gov/epic/eCID/>) より検索により入手
23. <https://www.epa.gov/waterdata/national-water-quality-inventory-report-congress> (2019.3.17)
24. <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/history-national-aquatic-resource-surveys> (2019.3.17)
25. [https://www.usgs.gov/mission-areas/water-resources/science/national-water-quality-assessment-nawqa?qt-science\\_center\\_objects=0#qt-science\\_center\\_objects](https://www.usgs.gov/mission-areas/water-resources/science/national-water-quality-assessment-nawqa?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects) (2019.3.17)
26. <https://www.epa.gov/tmdl/identifying-and-listing-impaired-waters-under-clean-water-act> (2019.3.17)
27. <https://www.waterqualitydata.us/> (2019.3.17)
28. Illinois Integrated Water Quality Report and Section 303(d) List, 2016, Clean Water Act Sections 303(d), 305(b) and 314. Water Resource Assessment Information and List of Impaired Waters <https://www2.illinois.gov/epa/Documents/iepa/water-quality/watershed-management/tmdls/2016/303-d-list/wq-report-surface-water.pdf> (2019.3.17)
29. 2014 Texas Integrated Report for Clean Water Act Section 305(b) and 303(d) <https://www.tceq.texas.gov/waterquality/assessment/14twqi/14txir> (2019.3.17)
30. [https://www.tceq.texas.gov/assets/public/comm\\_exec/pubs/gi/gi316/gi-316\\_intro.pdf](https://www.tceq.texas.gov/assets/public/comm_exec/pubs/gi/gi316/gi-316_intro.pdf)
31. TCEQ Geographic Data Viewers. <https://www.tceq.texas.gov/gis/tceq-geographic-data-viewers> から Surface Water Quality Viewer にアクセス
32. TCEQ Geographic Data Viewers. <https://www.tceq.texas.gov/gis/tceq-geographic-data-viewers> から Wastewater outfalls Viewer にアクセス
33. [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-03/documents/nrsa\\_0809\\_march\\_2\\_final.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-03/documents/nrsa_0809_march_2_final.pdf) (2019.3.17)



## 4.2 我が国の排水規制の枠組みと水環境の実態について

本項では我が国における排水規制の枠組みを整理するとともに、水環境の実態について水質基準と生物調査の両面から調査した。

### (1) 我が国の排水に係る規制の枠組み

我が国では、環境基本法において、人健康保護・生活環境保全上で維持することが望ましい河川水の水質基準として環境基準（健康項目、生活環境項目）を設定している。

水質汚濁防止法によって、特定事業場は、全国一律の排水基準（環境基準のある項目については環境基準の10倍を目安）を遵守するよう測定している。また、都道府県による上乘せ基準、総量規制による規制も行われている

国や自治体によって、環境基準項目を中心に、要監視項目、農薬、生物調査等も含め、日本の水環境の実態は、基本的に同一地点、同一頻度、同一項目で全国一律に調査されている。我が国の水環境の改善の様子と課題は、行政モニタリングの結果により全国において常に明らかにされている。

#### 1) 環境基本法と環境関連法<sup>1</sup>

環境基本法は、環境保全に向けた枠組みを示した基本的な法律であり、環境に関する全ての法律の最上位に位置する。環境の保全に向けて、環境法の基本理念を明らかにし、社会の構成員それぞれ（国、地方公共団体、事業者、国民）の役割を定め、環境保全のための施策の基本となる事項や方法を定めることで、現在だけでなく、将来の国民の生活の確保、更には人類の福祉に貢献することを目的としている。

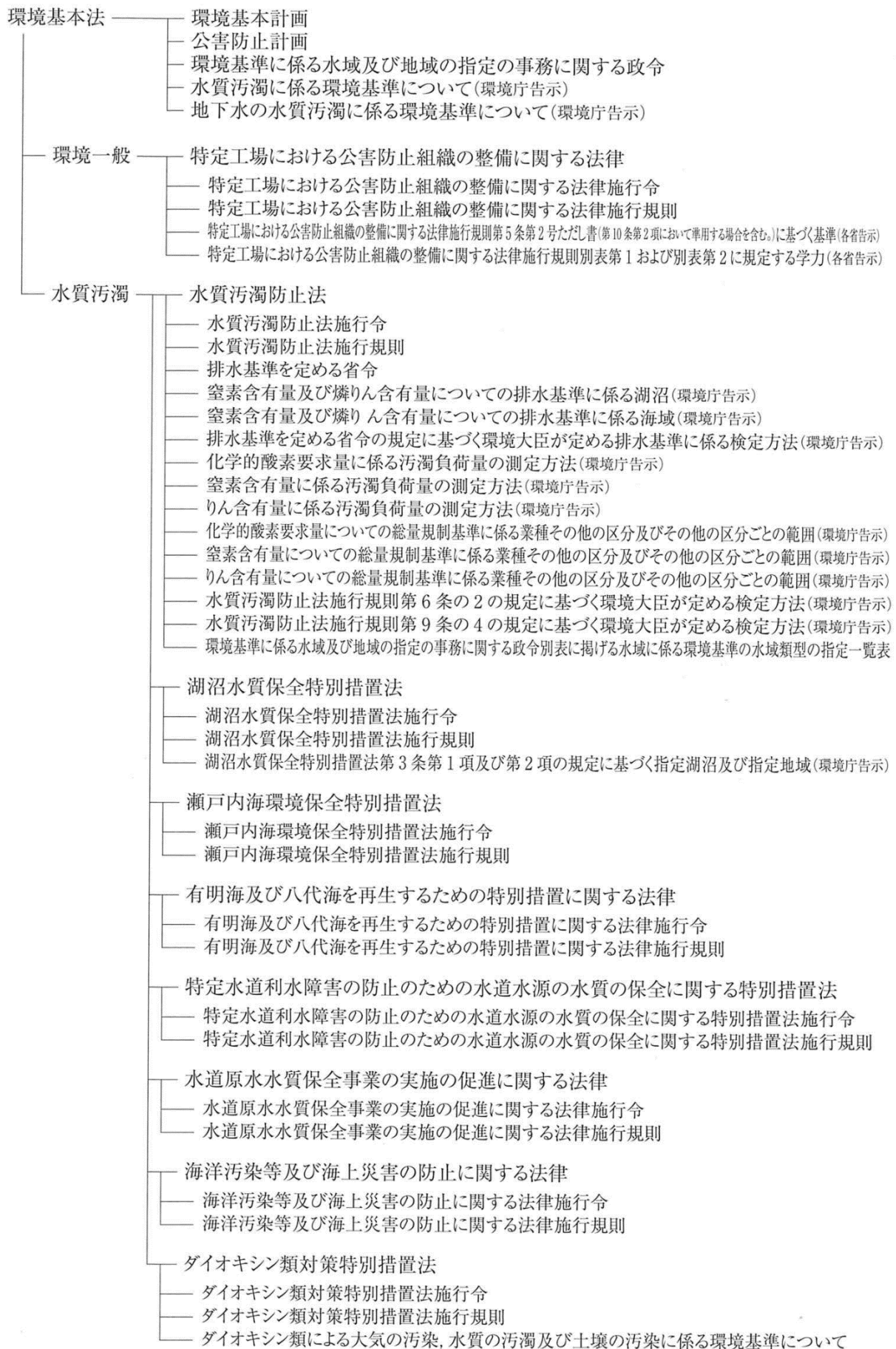
環境基本法における基本理念として、①健全で恵み豊かな環境の恵沢の享受と継承、②環境負荷の少ない持続的発展が可能な社会の構築、③国際的協調による地球環境保全の積極的推進の3つを掲げている。

環境の保全に関する多様な施策を総合的・計画的に推進する中心的な手段となるのが、環境基本計画であり、政府全体としての環境保全の政策の基本的方向を示している。

公害規制法は、環境汚染の原因となる事業活動その他、人の活動を規制し、制限し、禁止する法である。具態的には、大気汚染、水質汚濁などの公害の発生の原因となる一定の施設等について排出基準を定め、基準遵守のための規制手続きを定めている。

#### 2) 公共用水域に係る水質環境基準<sup>2</sup>

環境基本法第16条では、環境基準の設定に関する規定が置かれている。環境基準は、人の健康を保護し、及び生活環境を保全する上で維持することが望ましい基準をいい、環境保全施策を実施していく上で行政の目標として定められるものである。



(参考) 水質関係各種法規制の体系

表 4-2-1 人の健康の保護  
に関する環境基準

項目	基準値
カドミウム	0.003mg/L 以下
全シアン	検出されないこと。
鉛	0.01mg/L 以下
六価クロム	0.05mg/L 以下
砒素	0.01mg/L 以下
総水銀	0.0005mg/L 以下
アルキル水銀	検出されないこと。
PCB	検出されないこと。
ジクロロメタン	0.02mg/L 以下
四塩化炭素	0.002mg/L 以下
1,2-ジクロロエタン	0.004mg/L 以下
1,1-ジクロロエチレン	0.1mg/L 以下
シス-1,2-ジクロロエチレン	0.04mg/L 以下
1,1,1-トリクロロエタン	1mg/L 以下
1,1,2-トリクロロエタン	0.006mg/L 以下
トリクロロエチレン	0.01mg/L 以下
テトラクロロエチレン	0.01mg/L 以下
1,3-ジクロロプロペン	0.002mg/L 以下
チウラム	0.006mg/L 以下
シマジン	0.003mg/L 以下
チオベンカルブ	0.02mg/L 以下
ベンゼン	0.01mg/L 以下
セレン	0.01mg/L 以下
硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素	10mg/L 以下
ふっ素	0.8mg/L 以下
ほう素	1mg/L 以下
1,4-ジオキサン	0.05mg/L 以下

表 4-2-2 生活環境の保全に関する環境基準  
河川ア

項目 類型	利用目的の適応性	基準値				
		水素イオン 濃度 (pH)	生物化学的 酸素要求量 (BOD)	浮遊物質 量 (SS)	溶存酸素量 (DO)	大腸菌群数
AA	水道 1 級 自然環境保全及 び A 以下の欄に 掲げるもの	6.5 以上 8.5 以下	1mg/L 以下	25mg/L 以下	7.5mg/L 以上	50MPN/100m <sup>l</sup> 以下
A	水道 2 級 水産 1 級 水浴 及び B 以下の欄 に掲げるもの	6.5 以上 8.5 以下	2mg/L 以下	25mg/L 以下	7.5mg/L 以上	1,000MPN/100m <sup>l</sup> 以下
B	水道 3 級 水産 2 級 及び C 以下の欄 に掲げるもの	6.5 以上 8.5 以下	3mg/L 以下	25mg/L 以下	5mg/L 以上	5,000MPN/100m <sup>l</sup> 以下
C	水産 3 級 工業用水 1 級及 び D 以下の欄に 掲げるもの	6.5 以上 8.5 以下	5mg/L 以下	50mg/L 以下	5mg/L 以上	—
D	工業用水 2 級 農業用水及び E の欄に掲げるもの	6.0 以上 8.5 以下	8mg/L 以下	100mg/L 以下	2mg/L 以上	—
E	工業用水 3 級 環境保全	6.0 以上 8.5 以下	10mg/L 以下	ごみ等の 浮遊が認め られないこと。	2mg/L 以上	—

表 4-2-3 生活環境の保全に関する環境基準 河川イ

項目 類型	水生生物の生息状況の適応性	基準値		
		全亜鉛	ノニルフェノール	直鎖アルキルベンゼン スルホン酸及びその塩
生物 A	イワナ、サケマス等比較的低 温域を好む水生生物及びこれ らの餌生物が生息する水域	0.03mg/L 以下	0.001mg/L 以下	0.03mg/L 以下
生物特 A	生物 A の水域のうち、生物 A の欄に掲げる水生生物の産卵 場（繁殖場）又は幼稚仔の生 育場として特に保全が必要な 水域	0.03mg/L 以下	0.0006mg/L 以下	0.02mg/L 以下
生物 B	コイ、フナ等比較的高温域を 好む水生生物及びこれらの餌 生物が生息する水域	0.03mg/L 以下	0.002mg/L 以下	0.05mg/L 以下
生物特 B	生物 A 又は生物 B の水域の うち、生物 B の欄に掲げる水 生生物の産卵場（繁殖場）又 は幼稚仔の生育場として特に 保全が必要な水域	0.03mg/L 以下	0.002mg/L 以下	0.04mg/L 以下

表 4-2-4 生活環境の保全に関する  
環境基準 湖沼ア

項目 類型	利用目的の適応性	基準値				
		水素イオン濃度 (pH)	化学的酸素要求量 (COD)	浮遊物質 (SS)	溶存酸素量 (DO)	大腸菌群数
AA	水道 1 級 水産 1 級 自然環境保全及び A 以下の欄に掲げるもの	6.5 以上 8.5 以下	1mg/L 以下	1mg/L 以下	7.5mg/L 以上	50MPN/100ml 以下
A	水道 2、3 級 水産 2 級 水浴及び B 以下の欄に掲げるもの	6.5 以上 8.5 以下	3mg/L 以下	5mg/L 以下	7.5mg/L 以上	1,000MPN/100ml 以下
B	水産 3 級 工業用水 1 級 農業用水及び C の欄に掲げるもの	6.5 以上 8.5 以下	5mg/L 以下	15mg/L 以下	5mg/L 以上	—
C	工業用水 2 級 環境保全	6.0 以上 8.5 以下	8mg/L 以下	ごみ等の浮遊物が認められないこと。	2mg/L 以上	—

表 4-2-5 生活環境の保全に関する  
環境基準 湖沼イ

項目 類型	利用目的の適応性	基準値	
		全窒素	全リン
I	自然環境保全及び II 以下の欄に掲げるもの	0.1mg/L 以下	0.005mg/L 以下
II	水道 1、2、3 級 (特殊なものを除く。) 水産 1 種 水浴及び III 以下の欄に掲げるもの	0.2mg/L 以下	0.01mg/L 以下
III	水道 3 級 (特殊なもの) 及び IV 以下の欄に掲げるもの	0.4mg/L 以下	0.03mg/L 以下
IV	水産 2 種及び V の欄に掲げるもの	0.6mg/L 以下	0.05mg/L 以下
V	水産 3 種 工業用水 農業用水 環境保全	1mg/L 以下	0.1mg/L 以下

表 4-2-6 生活環境の保全に関する  
環境基準 湖沼ウ

項目 類型	水生生物の生息状況の適応性	基準値		
		全亜鉛	ノニルフェノール	直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩
生物 A	イワナ、サケマス等比較的低温域を好む水生生物及びこれらの餌生物が生息する水域	0.03mg/L 以下	0.001mg/L 以下	0.03mg/L 以下
生物特 A	生物 A の水域のうち、生物 A の欄に掲げる水生生物の産卵場 (繁殖場) 又は幼稚仔の生育場として特に保全が必要な水域	0.03mg/L 以下	0.0006mg/L 以下	0.02mg/L 以下
生物 B	コイ、フナ等比較的高温域を好む水生生物及びこれらの餌生物が生息する水域	0.03mg/L 以下	0.002mg/L 以下	0.05mg/L 以下
生物特 B	生物 A 又は生物 B の水域のうち、生物 B の欄に掲げる水生生物の産卵場 (繁殖場) 又は幼稚仔の生育場として特に保全が必要な水域	0.03mg/L 以下	0.002mg/L 以下	0.04mg/L 以下

表 4-2-7 生活環境の保全に関する  
環境基準 湖沼エ

項目 類型	水生生物が生息・再生産する場の適応性	基準値
		底層溶存酸素量
生物 1	生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物が生息できる場を保全・再生産する水域又は再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物が再生産できる場を保全・再生産する水域	4.0mg/L 以上
生物 2	生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が生息できる場を保全・再生産する水域又は再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が再生産できる場を保全・再生産する水域	3.0mg/L 以上
生物 3	生息段階において貧酸素耐性の高い水生生物が生息できる場を保全・再生産する水域、再生産段階において貧酸素耐性の高い水生生物が再生産できる場を保全・再生産する水域又は無生物域を解消する水域	2.0mg/L 以上

表 4-2-8 生活環境の保全に関する  
環境基準 海域ア

項目 類型	利用目的の適応性	基準値				
		水素イオン濃度 (pH)	化学的酸素要求量 (COD)	溶存酸素量 (DO)	大腸菌群数	n-ヘキサン抽出物質 (油分等)
A	水産 1 級 水浴 自然環境保全及び B 以下の欄に掲げるもの	7.8 以上 8.3 以下	2mg/L 以下	7.5mg/L 以上	1,000MPN/100ml 以下	検出されないこと。
B	水産 2 級 工業用水及び C の欄に掲げるもの	7.8 以上 8.3 以下	3mg/L 以下	5mg/L 以上	—	検出されないこと。
C	環境保全	7.0 以上 8.3 以下	8mg/L 以下	2mg/L 以上	—	—

表 4-2-9 生活環境の保全に関する  
環境基準 海域イ

項目 類型	利用目的の適応性	基準値	
		全窒素	全リン
I	自然環境保全及び II 以下の欄に掲げるもの (水産 2 種及び 3 種を除く。)	0.2mg/L 以下	0.02mg/L 以下
II	水産 1 種 水浴及び III 以下の欄に掲げるもの (水産 2 種及び 3 種を除く。)	0.3mg/L 以下	0.03mg/L 以下
III	水産 2 種及び IV の欄に掲げるもの (水産 3 種を除く。)	0.6mg/L 以下	0.05mg/L 以下
IV	水産 3 種 工業用水 生物生息環境保全	1mg/L 以下	0.09mg/L 以下

表 4-2-10 生活環境の保全に関する  
環境基準 海域ウ

項目 類型	水生生物の生息状況の適応性	基準値		
		全亜鉛	ノニルフェノール	直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩
生物 A	水生生物の生息する水域	0.02mg/L 以下	0.001mg/L 以下	0.01mg/L 以下
生物特 A	生物 A の水域のうち、水生生物の産卵場 (繁殖場) 又は幼稚仔の生育場として特に保全が必要な水域	0.01mg/L 以下	0.0007mg/L 以下	0.006mg/L 以下

表 4-2-11 生活環境の保全に関する  
環境基準 海域エ

項目 類型	水生生物が生息・再生産する場の適応性	基準値
		底層溶存酸素量
生物 1	生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物が生息できる場を保全・再生産する水域又は再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物が再生産できる場を保全・再生産する水域	4.0mg/L 以上
生物 2	生息段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が生息できる場を保全・再生産する水域又は再生産段階において貧酸素耐性の低い水生生物を除き、水生生物が再生産できる場を保全・再生産する水域	3.0mg/L 以上
生物 3	生息段階において貧酸素耐性の高い水生生物が生息できる場を保全・再生産する水域、再生産段階において貧酸素耐性の高い水生生物が再生産できる場を保全・再生産する水域又は無生物域を解消する水域	2.0mg/L 以上

### 3) 水質汚濁防止法<sup>2</sup>

#### ①目的

工場及び事業場から公共用水域に排出される水の排出及び地下水への浸透を規制するとともに、生活排水対策の実施を推進すること等によって、公共用水域及び地下水の水質の汚濁の防止を図り、もって国民の健康を保護するとともに生活環境を保全し、並びに工場及び事業場から排出される汚水及び廃液に関して人の健康に係る被害が生じた場合における事業者の損害賠償の責任について定めることにより、被害者の保護を図ることを目的とする。

#### ②排水規制

水質汚濁防止法では、水質汚濁防止法施行令で指定された「特定施設」を設置している「特定事業場」からの公共用水域への排出、及び地下水への浸透を規制している。

#### ③特定施設

有害物質（カドミウム、シアン化合物等 28 物質）を含む汚水等、又は生活環境項目に関して生活環境を阻害するおそれがある程度の汚水等を排出する施設で、具体的には施行令第 1 条・別表第 1 に指定されている。

#### ④指定地域特定施設

総量規制が適用される地域に設置され、生活環境に係る被害を生じるおそれがある程度の汚水又は廃液排出する施設をいう。

表 4 - 2 - 1 3 水質汚濁防止法の排水規制

規制区分	規制項目	規制対象事業場	事業者の義務	規制措置
排水規制	有害物質 カドミウム、シアン化合物、鉛、六価クロム化合物等 28 物質	公共用水域に水を排出するすべての工場、事業場	<ul style="list-style-type: none"> <li>・設置届(工事着手60日前まで)</li> <li>・使用届(規制対象となった日から30日以内)</li> <li>・構造等の変更届(工事着手60日前まで)</li> <li>・氏名等変更届(変更後30日以内)</li> <li>・廃止届(廃止後30日以内)</li> </ul>	<b>【届出】</b> ・実施の制限 ・計画変更命令等
	生活環境項目 pH、BOD、COD、浮遊物質量等 15 項目	1日当たりの平均的な排出水の量が50m <sup>3</sup> 以上の工場・事業場	<ul style="list-style-type: none"> <li>・承継届(地位承継後30日以内)</li> <li>・排出水の汚染状態の測定</li> <li>・排水基準の遵守</li> </ul>	<b>【排水規制】</b> ・改善命令等
	総量規制 COD、窒素含有量、りん含有量	指定地域内の1日当たりの平均的な排出水の量が50m <sup>3</sup> 以上の工場、事業場	<ul style="list-style-type: none"> <li>・汚濁負荷量の測定手法の届出</li> <li>・汚濁負荷量の測定</li> <li>・総量規制基準の遵守</li> </ul>	<b>【排水規制】</b> ・改善命令等
地下水の水質保全	浸透規制 有害物質	有害物質使用特定施設が設置され、かつ、有害物質を含む水が地下へ浸透する工場、事業場	<ul style="list-style-type: none"> <li>・設置届(工事着手60日前まで)</li> <li>・使用届(規制対象となった日から30日以内)</li> <li>・構造等の変更届(工事着手60日前まで)</li> <li>・氏名等変更届(変更後30日以内)</li> <li>・廃止届(廃止後30日以内)</li> <li>・承継届(地位承継後30日以内)</li> <li>・地下浸透基準の遵守</li> </ul>	<b>【届出】</b> ・実施の制限 ・計画変更命令等  <b>【浸透基準】</b> ・改善命令等
	構造規制 有害物質	有害物質使用特定施設又は有害物質貯蔵指定施設を設置する工場、事業場（上記の有害物質を含む水が地下へ浸透する工場、事業場を除く）	<ul style="list-style-type: none"> <li>・設置届(工事着手60日前まで)</li> <li>・使用届(規制対象となった日から30日以内)</li> <li>・構造等の変更届(工事着手60日前まで)</li> <li>・氏名等変更届(変更後30日以内)</li> <li>・廃止届(廃止後30日以内)</li> <li>・承継届(地位承継後30日以内)</li> <li>・構造基準の遵守</li> <li>・定期点検の実施</li> </ul>	<b>【届出】</b> ・実施の制限 ・計画変更命令等  <b>【構造基準等】</b> ・改善命令等

### ⑤指定施設

有害物質を貯蔵し、若しくは使用し、又は指定物質（ホルムアルデヒド、ヒドラジン等 56 物質）を製造し、使用し、若しくは処理する施設をいう。

### ⑥一律排水基準

有害物質に関する基準と生活環境項目に関する基準が定められている。これらの基準は、全国一律に適用されることから、一律排水基準と呼ばれている。

### ⑦有害物質に関する排出基準

28 の物質についての許容濃度が定められており、これは公共用水域に排出される排出水の量に大小にかかわらず適用される。

4-2-14 有害物質に関する排水基準

	有害物質の種類	許容限度
1	カドミウム及びその化合物	0.1mg/L
2	シアン化合物	1mg/L
3	有機リン化合物（パラチオン、メチルパラチオン、メチルジメトン及び EPN に限る。）	1mg/L
4	鉛及びその化合物	0.1mg/L
5	六価クロム化合物	0.5mg/L
6	砒素及びその化合物	0.1mg/L
7	水銀及びアルキル水銀その他の水銀化合物	0.005mg/L
8	アルキル水銀化合物	検出されないこと
9	ポリ塩化ビフェニル	0.003mg/L
10	トリクロロエチレン	0.3mg/L
11	テトラクロロエチレン	0.1mg/L
12	ジクロロメタン	0.2mg/L
13	四塩化炭素	0.02mg/L
14	1,2-ジクロロエタン	0.04mg/L
15	1,1-ジクロロエチレン	1mg/L
16	シス-1,2-ジクロロエチレン	0.4mg/L
17	1,1,1-トリクロロエタン	3mg/L
18	1,1,2-トリクロロエタン	0.06mg/L
19	1,3-ジクロロプロペン	0.02mg/L
20	チウラム	0.06mg/L
21	シマジン	0.03mg/L
22	チオベンカルブ	0.2mg/L
23	ベンゼン	0.1mg/L
24	セレン及びその化合物	0.1mg/L
25	ほう素及びその化合物	海域以外 10mg/L 海域 230mg/L
26	ふっ素及びその化合物	海域以外 8mg/L 海域 15mg/L
27	アンモニア、アンモニウム化合物亜硝酸化合物及び硝酸化合物	100mg/L
28	1,4-ジオキサン	0.5mg/L

### ⑧生活環境項目に関する排出基準

1日当たりの平均的な排出水の量が50m<sup>3</sup>以上の特定事業場に適用される排出基準である。

表4-2-15 生活環境項目に関する排水基準

	生活環境項目	許容限度
1	水素イオン濃度 (pH)	海域以外 5.8-8.6、海 域 5.0-9.0
2	生物化学的酸素要求量 (BOD)	160mg/L (日間平均 120mg/L)
3	化学的酸素要求量 (COD)	160mg/L (日間平均 120mg/L)
4	浮遊物質量 (SS)	200mg/L (日間平均 150mg/L)
5	ノルマルヘキサン抽出物質含有量 (鉱油類含有量)	5mg/L
	ノルマルヘキサン抽出物質含有量 (動植物油脂類含有量)	30mg/L
6	フェノール類含有量	5mg/L
7	銅含有量	3mg/L
8	亜鉛含有量	2mg/L
9	溶解性鉄含有量	10mg/L
10	溶解性マンガン含有量	10mg/L
11	クロム含有量	2mg/L
12	大腸菌群数	日間平均 3000 個/cm <sup>3</sup>
13	窒素含有量	120mg/L (日間平均 60mg/L)
14	磷含有量	16mg/L (日間平均 8mg/L)

### ⑨都道府県条例で定める排水基準

都道府県は、その都道府県の区域に属する公共用水域のうちに、その自然的、社会的条件から判断して、一律排水基準によっては人の健康を保護し、又は生活環境を保全することが十分でないと認められない区域があるときは、条例で、一律排水基準に代えて適用すべき、より厳しい排水基準（上乘せ排水基準）を定めることができる。

### ⑩総量規制

東京湾、伊勢湾のように人口、産業等が集積集中し、水質の汚濁が著しい閉鎖性水域であり、かつ、排水の濃度規制のみでは水質環境基準の確保が困難な広域な水域を対象とし、これに流入する内陸部からの負荷、生活排水による負荷等を含め、汚濁負荷量の総量を効率的に削減しようとする制度である。

全体の仕組みは、国による総量削減基本方針の策定、関係都道府県知事による総量削減計画の策定・計画事業の推進、総量規制基準の設定、総量規制基準の遵守、汚濁負荷量の総量の削減のための指導等からなる。

### ⑪特定施設の設置等の届出

工場又は事業場から公共用水域に水を排出する者は、特定施設を設置しようとするときは、以下の事項を都道府県知事等に届け出なければならない。

- ・氏名又は名称及び住所並びに法人にあっては、その代表者の氏名
- ・工場又は事業場の名称及び所在地
- ・特定施設の種類
- ・特定施設の構造
- ・特定施設の設備
- ・特定施設の使用の方法
- ・汚水等の処理の方法
- ・排出水の汚染状況及び量
- ・排出水に係る用水及び排水の系統

特定施設の設置の届け出を要するのは、排水の量の大小を問わず全ての工場、事業場である。また、特定施設の構造、設備、使用の方法、汚水等の処理の方法、排水水の汚染状況及び量、排水水に係る用水及び排水の系統を変更しようとするときは、その旨を都道府県知事等に届け出なければならない。

## ⑫排水水の汚染状況の測定等

排水水を排出する者は、排水水の汚染状況を測定し、その結果を保存しなければならない。

### ・測定項目及び測定頻度

排水水の汚染状況の測定は、排出基準に定められた事項のうち、届出書の別紙4（排水水の汚染状況及び量）により届け出たものについては1年に1回以上、その他のものについては必要に応じて行う。すなわち、一律排出基準は全ての工場又は事業場からの排水水に適用されるが、全ての項目を測定する義務があるわけではなく、測定する項目は届け出たものに限られる。

### ・測定方法

排水水の汚染状況の測定は、排水基準の検定方法により行わなければならない。

### ・測定の時期

測定のための試料は、排水水の汚染状況が最も悪いと推定される次期及び時刻に採取する。

### ・測定結果の記録及び保存

測定の結果は「水質測定記録表」により記録する。測定結果の記録は、測定に伴い記録したチャートその他の試料又は証明書とともに3年間保存しておかななければならない。

## ⑬生活排水対策

生活排水とは、「炊事、洗濯、入浴等人の生活に伴い公共用水域に排出される水」であって、排水規制が適用されないものをいう。

公共用水域の汚濁の一要因である生活排水対策を一層推進するための制度的枠組みが規定されている。その構成は以下のとおりである。

- ・国及び地方公共団体の責務
- ・国民の責務
- ・生活排水を排出するものの努力
- ・都道府県知事による生活排水対策重点地域の指定等
- ・生活排水対策推進市町村による生活排水対策推進計画の策定及び計画の推進



#### 4) 水質汚濁関係の法規制と産業界の対応<sup>3</sup>

水質汚濁関係の法規制の歴史的経緯と産業界の対応を表4-2-16に示した。

表4-2-16 水質汚濁関係の法規制と産業界の対応

時期	法令の制定、改正等	産業界の対応
昭和42年 (1967)	<b>公害対策基本法制定</b> (法律132号) 水俣病、第二水俣病(新潟水俣病)、四日市ぜんそく、イタイイタイ病の発生を受け制定された。水質関係では、水質等の環境基準、排出等に関する規制、公害防止のための施設の設置・整備等。	
昭和45年 (1970)	<b>下水道法の改正</b> <b>水質汚濁防止法制定</b> (法律138号) 工場及び事業場から公共用水域への排出及び地下水へ浸透する水質の汚濁の防止を図り、国民の健康、生活環境を保全すること。人の健康に被害が生じた場合における事業者の損害賠償の責任を定める。	<ul style="list-style-type: none"> <li>この頃から、水質の富栄養化を進める窒素、リン、有機物を除去する処理技術が開発された。</li> <li>好気性流動床処理方法について、昭和45年代から昭和55年までは、処理速度の向上、維持管理の容易化のために、主として装置構造、流動担体の改良から解決を図っている。</li> </ul>
昭和46年 (1971)	<b>水質汚濁防止法施行令制定</b> (政令188号) 公共用水域への排水に対し、一律排水基準を設定した。また汚濁の改善されない地域に対しては上乗せ基準(各自治体)を設定。 <規制対象項目> ・健康項目 ①カドミウム及びその化合物、②シアン化合物、③有機リン化合物、④鉛及びその化合物、⑤六価クロム、⑥砒素及びその化合物、⑦水銀及びアルキル水銀その他水銀化合物 ・生活環境項目 ①水素イオン濃度、②生物化学的酸素要求量及び化学的酸素要求量、③浮遊状物質、④ノルマルヘキサン抽出物質含有量、⑤フェノール類含有量、⑥銅含有量、⑦亜鉛含有量、⑧溶解性鉄含有量、⑨溶解性マンガン含有量、⑩クロム含有量、⑪ふっ素含有量、⑫大腸菌群数 <b>環境庁設置</b> <b>排水基準を定める省令</b> (総理府令35号) 施行令で規定された健康物質、生活環境物質の排水基準を定めた。 <規制対象項目・基準値> ・健康項目8項目の許容限度	
昭和47年 (1972)	<b>水質汚濁防止法改正</b> 無過失賠償責任の導入	
昭和48年 (1973)	<b>瀬戸内海環境保全臨時措置法制定</b> (法律110号) 排水規制強化(CODを昭和47対比半減)、上乗せ基準。特定施設の届出厳格化、違反に対する措置命令	
昭和49年 (1974)	12月に水島で油流出事故発生	
昭和51年 (1976)		<ul style="list-style-type: none"> <li>石油業界では、排水処理設備に最高の約228億を投資し、その後も、断続的に10~30億の投資を行っている。</li> </ul>

昭和 53 年 (1978)	瀬戸内海環境保全特別措置法制定 (法律 68 号) 昭和 48 年旧瀬戸内法が時限立法であったため、恒久法とした。 COD 総量規制の導入、りんその化合物を指定。 水質汚濁防止法改正 閉鎖性海域における総合的な対策の導入、汚濁負荷量による総量規制の導入	
昭和 55 年 (1980)		<ul style="list-style-type: none"> <li>この頃、好気性活性汚泥処理水質の向上や処理コスト低減のための技術開発が行われた。</li> <li>1980 年代前半は、処理水質 (りん除去率) の向上、及び処理の安定性向上を目的に、処理プロセス並びに運転制御の面から技術開発が行われた。</li> </ul>
昭和 56 年 (1981)		<ul style="list-style-type: none"> <li>循環式硝化脱窒法装置の開発(荏原インフェルコ)</li> </ul>
昭和 57 年 (1982)	水質汚濁に係る環境基準について (環境庁告示 140 号) 湖沼における窒素・りんにかかる環境基準の設定	<ul style="list-style-type: none"> <li>生物膜ろ過装置の開発 (荏原インフェルコ)</li> </ul>
昭和 59 年 (1984)	湖沼水質保全特別措置法の制定 (法律 61 号) 湖沼における総合的な対策、汚濁負荷量による総量規制等の導入	<ul style="list-style-type: none"> <li>生物膜法や関与微生物の変更など、生物学的な視点から技術開発が行われている。</li> <li>微量有機塩素化合物除去装置の開発 (オルガノ)</li> </ul>
昭和 60 年 (1985)	湖沼水質保全特別措置法施行令 (政令 37 号) 湖沼にかかる窒素・りんの規制基準の設定、水質悪化が進んでいる湖沼を指定。	<ul style="list-style-type: none"> <li>生物的脱りん装置の開発(栗田工業)</li> <li>製鉄所の循環水量は、1970 年度の 80% から徐々に上昇し、1987 年度では 90% 近くになっている。ちなみに、排出水量は 1970 年度と比較して、1987 年度は約 40% の削減がなされている。</li> </ul>
昭和 61 年 (1986)		<ul style="list-style-type: none"> <li>キレート状重金属含有排水の再生処理システムの開発 (東レエンジニアリング)</li> </ul>
昭和 63 年 (1988)		<ul style="list-style-type: none"> <li>高効率嫌気性処理装置の開発 (栗田工業)</li> </ul>
平成元年 (1989)	水質汚濁防止法改正 (環水規 188 号) 地下水浸透規制、事故時措置の導入	<ul style="list-style-type: none"> <li>排水規制の強化に対応するために、再び処理水質の向上とそのためコスト上昇を抑えることが注目されてきている。</li> </ul>
平成 2 年 (1990)	水質汚濁防止法改正 (環水規 216,217 号) 生活排水対策の導入	<ul style="list-style-type: none"> <li>1990 (平成 2) 年代に入っからは、法規制の強化を背景に、再びリン除去水質の向上を目的とした技術開発が行われている。</li> <li>さらに、装置のコンパクト化、発生汚泥処理の容易化、発生量の削減、コスト低減については特に 1990 (平成 2) 年代に入っ注目され、従来の活性汚泥とは異なる生物膜や微生物を用いることや、排水から飼料などの有用物質を副産物として得る技術開発が行われている。</li> <li>紫外線酸化技術について、処理</li> </ul>

		性能向上、省エネルギーの課題に再び装置構造あるいはオゾン併用面から取り組んでいる。
平成 5 年 (1993)	<p><b>環境基本法制定</b> (法律 91 号) 環境への負荷の少ない持続的な発展が可能な社会構築と地球環境保全の推進を目的に、環境に係る取組について規定したもの。</p> <p><b>水質汚濁に係る環境基準について</b> (環水管 20 号) 健康環境基準 15 項目追加(全 23 項目へ) ジクロロメタン (0.02mg/L)、四塩化炭素(0.002)、1,2-ジクロロエタン(0.004)、1,1-ジクロロエチレン(0.02)、シス-1,2-ジクロロエチレン(0.04)、1,1,1-トリクロロエタン(1)、1,1,2-トリクロロエタン(0.006)、トリクロロエチレン(0.03)、テトラクロロエチレン(0.01)、1,3-ジクロロプロペン(0.002)、チウラム(0.006)、シマジン(0.003)、チオベンカルブ(0.02)、ベンゼン(0.01)、セレン(0.01)</p> <p><b>水質汚濁防止法改正</b> (環水規 255 号) 海域における窒素・りんに係る環境基準の設定 窒素含有量：max120mg/L、日間平均60mg/L、りん含有量：max16mg/L、日間平均 8mg/L</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>鉄鋼業界は 1973～95 年の間に排水処理として2,878 億円を投じた。</li> <li>フロン・エタン代替用プリント基板部品洗浄水再利用装置 (オルガノ)</li> </ul>
平成 8 年 (1996)	<p><b>水質汚濁防止法改正</b> (環水管 275 号) 地下水汚染に対する浄化措置命令の導入、流出事故時における措置の拡充(応急措置、届出、罰則規定など)</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>下水汚泥溶融装置の開発 (荏原製作所)</li> </ul>
平成 9 年 (1997)	<p><b>地下水の水質汚濁に係る環境基準について</b> (環境庁告示 10 号) 地下水の汚染に係る環境基準の設定。カドミウムから 1,4-ジオキサンまで全 28 項目について基準値が示された。</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>ふっ素及び重金属高度安定処理装置の開発 (ヘルディ・システム)</li> </ul>
	<b>環境アセスメント法制定</b>	
平成 11 年 (1999)	<p><b>水質汚濁防止法改正</b> (環境庁告示 14 号) ①有害物の追加 (ほう素及びその化合物、ふっ素及びその化合物並びにアンモニア、アンモニウム化合物、亜硝酸化合物及び硝酸化合物) ②ほう素化合物追加に伴い、石炭を燃料とする火力発電施設の排ガス洗浄施設を特定施設に追加</p> <p><b>ダイオキシン類対策特別処置法制定</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>水中のダイオキシン類分解装置の開発 (クボタ)</li> <li>汚泥減量処理装置 (栗田工業)</li> </ul>
平成 12 年 (2000)		<ul style="list-style-type: none"> <li>製紙業界生産量が 3,200 万トン、米国に次いで世界第 2 位となった。</li> </ul>
平成 13 年 (2001)	<b>環境省発足</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>高効率・余剰汚泥抑制の新活性汚泥システムの開発 (環境エンジニアリング)</li> </ul>

平成 15 年 (2003)	水質汚濁防止法改正 (環境省告示 123 号) 水生生物保全に係る環境基準の設定全亜鉛を追加 要監視物質 3 項目追加 (クロロホルム、フェノール、ホルムアルデヒド)	・窒素・リン除去型高度処理槽の開発 (フジクリーン工業)
平成 16 年		・MAP 法によるりん回収資源化システムの開発 (JFE エンジニアリング)
平成 17 年 (2005)	湖沼水質保全特別措置法改正 (法律 69 号) 流入水の地域指定・削減設定、既設含む特定事業所へ汚濁負荷削減を設定	
平成 21 年 (2009)	水質汚濁に係る環境基準について&地下水の水質汚濁に係る環境基準について改正 (環境省 091130004) 水質環境基準に 1,4-ジオキサン ( $\leq 0.05\text{mg/L}$ ) を追加。 地下水環境基準に塩化ビニルモノマー ( $\leq 0.002$ )、1,2-ジクロロエチレン ( $\leq 0.04$ )、1,4-ジオキサン ( $\leq 0.05$ ) を追加。	・地下水揚水 VOC 浄化設備の開発 (月島環境エンジニアリング)
平成 23 年 (2011)		・りん酸回収装置を開発 (栗田工業) ・下水再生システムを開発 (東京都下水道局)
平成 24 年 (2012)	水質汚濁防止法施行令改正 (環境省 120525002) 有害物質に追加 (トランス-1,2-ジクロロエチレン、塩化ビニルモノマー及び 1,4-ジオキサン) 事故時の措置が必要な指定物質として、クロム及びその化合物、マンガン及びその化合物、鉄及びその化合物、銅及びその化合物、亜鉛及びその化合物及びフェノール類及びその塩類を新たに追加。 水質汚濁に係る環境基準について改正 (環境省 1280822001) 水生生物保全環境基準にノニルフェノールを追加	
平成 25 年 (2013)	水質汚濁に係る環境基準について改正 (環境省 1303272) 水生生物保全環境基準に、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩を追加	
平成 26 年 (2014)	水循環基本法の制定 (法律 16 号) 健全な水循環の維持と回復を図るため、水循環施策の基本理念や、国、地方自治体、事業者及び国民の責務を定めた基本法。	

平成 25 年度産業公害防止対策等調査事業

(我が国の産業公害の克服に活用された技術に関する調査) を基に作成

## (2) 我が国の水環境の実態

我が国の水環境の実態は、基本的には同一地点・同一頻度・同一項目で、全国一律で調査されている。環境基本法において、河川水の水質基準として環境基準が設定され、環境基準項目を中心として、要監視項目・農薬・生物等についての調査が国や自治体により実施されている。

環境基準健康項目の基準値達成率は 99.1% (2015 年) とほとんどの地点で達成している。同生活環境項目は、有機汚濁の代表的な水質指標である河川の BOD 又は湖沼及び海域の COD の環境基準の達成率は、2016 (平成 28) 年度は、全体で 90.3%、河川 95.2%、湖沼 56.7%、海域 79.8%であった。河川の BOD は経年的に改善が進んでいるが、湖沼の環境基準達成率は、経年的に向上しているものの、依然として低くなっている。

### 1) 全国的に実施されている水質調査及び水生生物調査

#### ①公共用水域水質測定 (環境省)<sup>4</sup>

1971 (昭和 46) 年から、環境基準項目について、河川、湖沼、海域について全国調査が行われている。

#### ②全国一級河川の水質現況 (国土交通省)<sup>5</sup>

全国一級河川について環境基準項目、農薬、新しい水質指標、水生生物調査、微量化学物質等の調査が行われている。新しい水質指標の章に、(a)人と河川の豊かなふれあいの確保、(b)豊かな生態系の確保、(c)利用しやすい水質の確保、(d)下流域や滞留水域に影響の少ない水質の確保、の 4 項目がそれぞれの指標を用いて評価されている。

#### ③河川水辺の国勢調査 (国土交通省)<sup>6</sup>

「魚介類調査」「底生動物調査」「植物調査」「鳥類調査」「両生類・爬虫類・哺乳類調査」「陸上昆虫類等調査」「河川環境基図作成調査」「河川空間利用実態調査」が一級河川 98 水系、二級河川 6 水系、ダム湖について実施されている。結果は、(a)種の多様性、(b)河川環境の多様性、(c)河川の自然度・健全度、(d)絶滅危惧種等の確認状況、(e)分布に着目した在来種、(f)国外外来種の分布状況が図表でまとめられている。

#### ④全国水生生物調査 (環境省・国土交通省)<sup>7</sup>

サワガニ、カワゲラ等、河川に生息する水生生物のうち、全国各地に広く分布し、分類が容易で、水質に係る指標性が高い 29 種を指標生物とし、水質を 4 段階に分類している。調査は小中学校、市民団体等が行い、調査地点数は 2004 地点 (平成 29 年度) である。一級河川とその他の河川の水質階級構成比の推移グラフもある。ただし、調査地点と調査地点数は毎年異なり、公共用水水質測定の基準点とも一致していない。

#### ⑤緑の国勢調査 (環境省)<sup>8</sup>

植生、特定植物群、植物目録、動物分布、身近な生き物調査、鳥類分布、両生類・爬虫類分布、昆虫類分布、表土改変状況、自然景観、優れた自然、自然度、湿地調査、沿岸調査、環境寄与度、種の多様性、生態系多様性、遺伝的多様性等が調査されている。

水生生物調査は、日本全体を網目 (メッシュ) に分けて、メッシュ内で確認された日本産淡水魚類 343 種、淡水産貝類 1236 種について、分布図と、県ごとに確認されたメッシュ数が 2002 年に報告されている。指標生物は指定されておらず、水環境の評価が行われているわけではない。

#### ⑥海域における生物調査

緑の国勢調査として実施した海域の魚類、水生生物についての全国調査は、1980 年代に行われた調査のみで、それ以降は行われていない。海域での生物調査は、東京都、横浜市、大阪府、広島県等で実施されているが、指標生物や評価方法は統一されていないため、各調査結果を比較することはできない。

表 4-2-17 に、日本で実施されている水環境実態調査の概要を、表 4-2-18 に、日本の

水環境実態調査項目の変遷を示した。

表4-2-17 日本で実施されている水環境実態調査の概要

No.	調査主体	調査名称	目的	調査項目	調査地点	調査者	データ数等
1	環境省	公共用水域水質測定	水質汚濁防止法に規定に基づく、環境基準項目の測定 水道水源法に基づくトリハロメタン生成能	①健康項目(カドミ、シアン等)27項目 ②生活環境項目(BOD、COD、pH等)9項目 ③人の健康の保護に係る要監視項目26項目 ④水生生物保全に係る環境項目3項目、要監視項目6項目 ⑤トリハロメタン生成能	河川、湖沼、海域 5395地点(H28)	地方自治体 国交省	毎年実施(平成10年度以降の報告が閲覧可) 環境基準達成状況・水質の推移(BOD、COD、全窒素・全磷)・底層溶存酸素量濃度、トリハロメタン生成能濃度と濃度推移、要監視項目指針値超過状況・健康項目環境基準値超過地点一覧、BOD/COD・全窒素/全磷水域毎データ
2	国交省	全国一級河川の水質現況	昭和42年に公害対策基本法、昭和43年に水質汚濁防止法が制定される中、昭和44年からは河川浄化事業が開始され、昭和50年にはダム周辺環境整備事業が開始された。また昭和55年には河川環境管理基本計画が策定され、河川環境管理の基本的な考え方が確立されていった。本調査では、全国一級河川の水質現況について調査する。	①生活環境項目 9項目 ②健康項目 27項目 ③要監視項目 26項目 ④農業項目 262項目 ⑤トリハロメタン生成能 ⑥水生生物の保全 環境項目3 要監視項目6 ⑦新しい水質指標(豊かな生態系の確保など4つの視点) ⑧水生生物調査(指標生物を使って水質を4段階に分類) ⑨身近な水環境の全国一斉調査(COD) ⑩微量化学物質(ダイオキシン類、ベンゾ(a)ピレン、内分泌かく乱化学物質6項目) ⑪水質事故	全国一級河川109水系	①～⑥、⑩、⑪国交省 ⑥⑦⑧小中高 生、一 般市民も協 働調査	毎年実施(平成10年度以降の報告が閲覧可) ①生活環境項目満足度(BOD、CODは河川ごとデータ、図あり)、②健康項目基準超過地点数、③要監視項目指針値超過地点数、④ゴルフ場農業指針値超過地点数、⑤トリハロメタン生成能濃度、⑥全垂鉛環境基準超過割合推移、ノニルフェール・LASランク割合、要監視項目指針値超過地点数、⑦各ランク地点数、⑧水質分類地点割合、地点ごとの結果図、⑨COD結果割合、⑩ダイオキシン環境基準・要監視濃度超過地点数、ベンゾ(a)ピレン検出地点数、内分泌かく乱化学物質重点調査濃度超過地点数、⑪水質事故件数推移、原因
3	環境省 国交省	全国水生生物調査	水生生物を指標として河川の水質を総合的に評価するため、また、環境問題への関心を高めるため、環境省と国土交通省では、一般市民等の参加を得て全国水生生物調査を実施している。	サワガニ、カワガサ類等、河川に生息する水生生物のうち、①全国各地に広く分布し、②分類が容易で、③水質に係る指標性が高い、29種を指標生物として調査。	2004地点(平成29年度)	小中学校、 市民団体等 54981人(平 成29年度)	昭和59年度から毎年実施されている。 水質階級I(きれいな水)、II(ややきれいな水)、III(きたない水)、IV(大まきたない水)分類結果が地域別にまとめられている。一級河川、その他の河川の水質階級構成比の推移グラフもある。
4	国交省	河川水辺の国勢調査	河川水辺の国勢調査は、「魚介類調査」「底生動物調査」「植物調査」等6項目の生物調査、河川の瀬・淵や水階部の状況等を調査する「河川環境基図作成調査」、河川空間の利用者などを調査する「河川空間利用実態調査」の計8項目を調査している。このうち生物調査は、全国109の一級水系河川すべてについて、同一年度に同一の調査項目を一齐に実施するのではなく、例えば毎年各項目を全国109水系の1/5程度で実施し、5年で各調査が一巡するようなローテーションで実施している。	「魚介類調査」「底生動物調査」「植物調査」「鳥類調査」「両生類・爬虫類・哺乳類調査」「陸上昆虫類等調査」「河川環境基図作成調査」「河川空間利用実態調査」	一級河川109水系のうち 一級河川198水系、二級 河川6水系について調 査。	国交省	平成2年から、①魚介類調査、②底生動物調査、③植物調査、④鳥類調査、⑤両生類・爬虫類・哺乳類調査、⑥陸上昆虫類等調査を5年(項目によって10年)に一度実施。 1種の多様性、2.河川環境の多様性、3.河川の自然度・健全度、4.絶滅危惧種等の確認状況、5.分布に注目した在来種、6.国外外来種の分布状況が図表でまとめられている。各地点ごとのデータも検索できる。
5	環境省 生物多様 性センター	自然環境保全基礎調査 (緑の国勢調査)	陸域、陸水域、海域の各々の領域について国土全体の状況を調査している	植生、特定植物群、植物目録、動物分布、身近な生き物調査、鳥類分布、両生類・爬虫類分布、昆虫類分布、表土変化状況、自然景観、優れた自然、自然度、湿地調査、沿岸調査、環境審与度、種の多様性、生態系多様性、遺伝的多様性等	国土全体	環境省	昭和48年度から平成24年度まで合計7回調査されている。調査内容は多岐にわたる、基本的に動物分布等の調査結果のみが公開されている。指標生物を用いた汚染度の評価などの応用等は利用者に任せられている。
6	環境省	水環境総合情報サイト	全国や地域の水環境の状況について、地理情報システム(GIS)を用いて情報提供する。	①健康項目(27項目) ②生活環境項目(8項目) ③全窒素・全磷(2項目) ④トリハロメタン生成能(5項目) ⑤要監視項目(水生生物項目)(3項目) ⑥要監視項目(26項目) ⑦特殊項目(6項目)	全国約9000地点	環境省 国交省	資料No.1の公共用水域水質測定データをもとに、S46(1971)以降の、健康項目、生活環境項目、全窒素・全磷、トリハロメタン生成能、要監視項目(水生生物項目)、要監視項目、特殊項目のデータが収録され、地理情報システム(GIS)で日本地図上に表示できる。各測定点のデータも確認することができる。 H21(2009)以前は、国立環境研が環境GISとして公開していたが、それらの内容のうち、水環境開連が移行され、運用されている。

表4-2-18 日本の水環境実態調査項目の変遷

		環境省・国交省				国交省		環境省		
環境基準		要監視項目		水道関連項目	農業項目	全国水生生物調査	新しい水質指標	水辺の国勢調査		
人の健康の保護		水生生物の保全		水道原水水質保全事業の実施の促進に関する法律	ゴルフ場で使用される農業による水質汚濁の防止に係る暫定指導指針	水生生物を指標として水質を1～IVに分類。	①人と河川の豊かなふれあい ②豊かな生態系 ③利用しやすい水質 ④下流域や滞留水域に影響の少ない水質の確保 についてA～Dに分類。	*1 魚介類、底生動物 *2 植物、鳥類、両生類、爬虫類、哺乳類、陸上昆虫類等		
健康項目	生活環境項目	人の健康の保護	水生生物の保全					陸域、臨水域、海域の各々の種域について国土全体の状況を調査。調査結果は自然公認の指定、計画等の自然保護行政、地域計画、環境調査等に活用されている。		
1971	S46	カドミウム、全シアン、鉛、六価クロム、亜素、総水銀、アルキル水銀、有機リン	・河川:pH、BOD、SS、DO、大腸菌群 ・海域:pH、COD、DO、大腸菌群、n-ヘキサノ抽出物質 ・湖沼:pH、COD、SS、DO、大腸菌群							
1972	S47									
1973	S48							第1回		
1974	S49									
1975	S50	PCB 追加								
1976	S51									
1977	S52									
1978	S53							第2回		
1979	S54									
1980	S55									
1981	S56									
1982	S57		(湖沼)窒素、燐 追加							
1983	S58							第3回		
1984	S59						水生生物を指標とした簡易水質調査			
1985	S60									
1986	S61									
1987	S62									
1988	S63							第4回		
1989	S64									
1990	H2									
1991	H3					21項目 30項目(9項目追加)		水辺の国勢調査 1選目*1*2		
1992	H4							1選目*1*2		
1993	H5	ジクロロメタン、四塩化炭素、1,2-ジクロロエタン、1,1-ジクロロエチレン、シス-1,2-ジクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタン、1,1,1,2-トリクロロエタン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、1,3-ジクロロプロペン、チウラム、シマジン、チオベンカルブ、ベンゼン、セレン 追加 有機リン 削除	(海域)窒素、燐 追加	クロロホルム、t-1-ジクロロエチレン、1,2-ジクロロプロパン、p-ジクロロベンゼン、イソキサチオン、ダイアジリン、フェニトロチオン(MEP)、イソプロチオラン、オキシシリン(有機銅)、クロタコニル(TPN)、プロピザミド、EPN、ジクロロホス(DDVP)、フェノプロカルブ(BPMC)、イプロベンホス(IBP)、クロルニトロフェン(CNP)、トルエン、キシレン、フタル酸ジエチルヘキサシル、ニッケル、モリブデン、アンチモン、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素、ふっ素、ほう素					1選目*1*2	
1994	H6								トリハロメタン生成能	1選目*1*2
1995	H7									1選目*1*2
1996	H8									2選目*1*2
1997	H9								35項目(5項目追加)	2選目*1*2
1998	H10									2選目*1*2
1999	H11	硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素、ふっ素、ほう素 追加		硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素、ふっ素、ほう素 健康項目に移行						2選目*1*2
2000	H12									2選目*1*2
2001	H13								45項目(10項目追加)	3選目*1*2
2002	H14									3選目*1*2
2003	H15		全亜鉛		クロロホルム、フェノール、ホルムアルデヒド					3選目*1*2
2004	H16				塩化ビニルモノマー、エピクロロヒドリン、1,4-ジオキサン、全マンガン、ウラン 追加					3選目*1*2
2005	H17									3選目*1*2
2006	H18									①人と河川の豊かなふれあい ②豊かな生態系 ③利用しやすい水質 ④下流域や滞留水域に影響の少ない水質の確保 4選目*1*2
2007	H19									4選目*1*2
2008	H20									4選目*1*2
2009	H21	1,4-ジオキサン 追加		1,4-ジオキサン 健康項目に移行						4選目*1*2
2010	H22								74項目(29項目追加)	4選目*1*2
2011	H23									5選目*1, 4選目*2
2012	H24		ノニルフェノール 追加 LAS 追加						大幅追加	5選目*1, 4選目*2
2013	H25				4-t-オクチルフェノール、アニリン、2,4-ジクロロフェノール 追加				262項目	5選目*1, 4選目*2
2014	H26									5選目*1, 4選目*2
2015	H27									5選目*1, 4選目*2
2016	H28		底質DO 追加							6選目*1, 5選目*2
2017	H29									6選目*1, 5選目*2
2018	H30									6選目*1, 5選目*2

## 2) 公共用水域の水質の現状

水質環境基準項目は、カドミウム、全シアンなどの人の健康保護に関する項目（健康項目）と、有機汚濁の代表的指標である生物化学的酸素要求量（BOD）又は化学的酸素要求量（COD）などの生活環境の保全に関する項目（生活環境項目）に大別される。

我が国における近年の水質汚染状況は、総体的には改善傾向にあり、特に健康項目については大幅な改善がみられる。なお、BOD、COD については改善傾向はみられるものの、湖沼や内湾等の閉鎖性水域や都市部を流れる中小河川においては、一部問題が残されている。

### ①健康項目

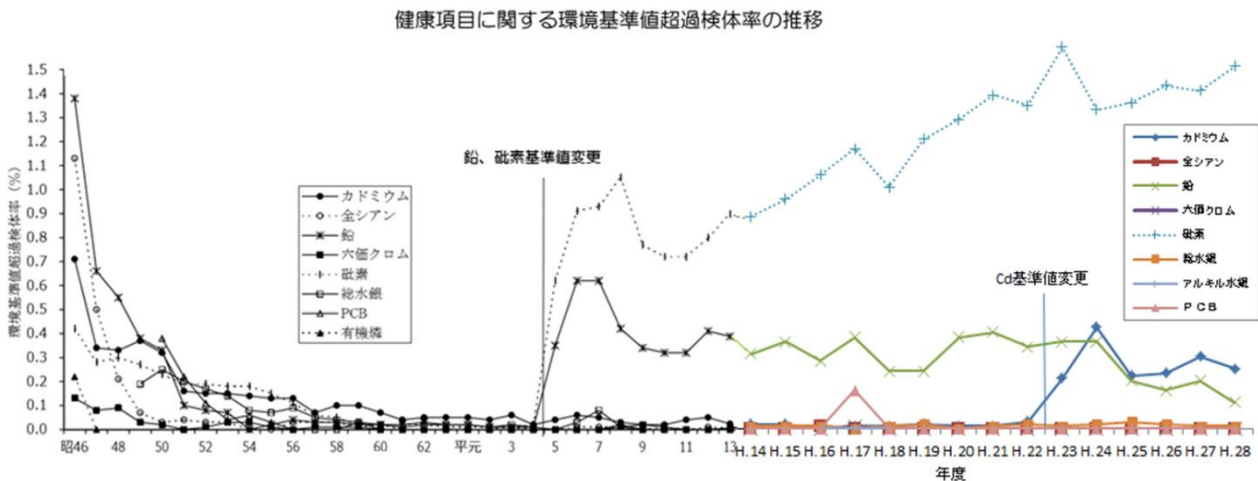
健康項目は、公共用水域の水質測定が開始された 1971 年には 8 項目であったが、現在では 27 項目になっている。

#### ①健康項目：

カドミウム、全シアン、鉛、六価クロム、砒素、総水銀、アルキル水銀、P C B、ジクロロメタン、四塩化炭素、1,2-ジクロロエタン、1,1-ジクロロエチレン、シス-1,2-ジクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタン、1,1,2-トリクロロエタン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、1,3-ジクロロプロペン、チウラム、シマジン、チオベンカルブ、ベンゼン、セレン、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素、ふっ素、ほう素、1，4-ジオキサン

図 4-2-1 から図 4-2-3 に、健康項目の環境基準値超過検体率の推移を示した。環境基準値を超過した検体数は経年的に減少し、2015 (平成 27) 年度における環境基準の達成率は 99.1% と、ほとんどの地点で達成している。環境基準を超過した測定地点数は 46 地点、超過した物質は、カドミウム、鉛、砒素、1,2-ジクロロメタン、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素、ふっ素、ほう素の 7 項目であった。環境基準値超過の主な原因としては、自然由来が最も多く、その他休廃止鉱山廃水、農業肥料や家畜排泄物が原因となっている。

図 4-2-1 健康項目に関する環境基準超過検体率の推移(1)



環境省公共用水域水質測定結果をもとに作成



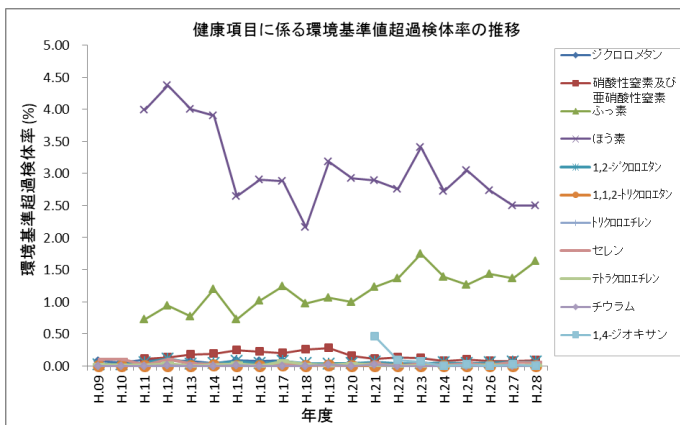


図 4-2-2 健康項目に関する環境基準超過検体の推移(2)

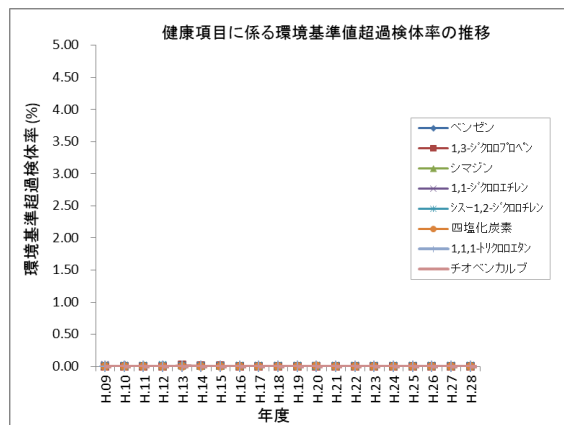


図 4-2-3 健康項目に関する環境基準超過検体の推移(3)

## ②生活環境項目

生活環境項目は、河川、湖沼、海域に区分し、1971年にはpH、BOD、COD等7項目であったが、その後全窒素、全りん、全亜鉛等6項目が追加された。

### ②生活環境項目：

- ・河川：水素イオン濃度（pH）、生物化学的酸素要求量（BOD）、浮遊物質（SS）、溶存酸素量（DO）、大腸菌群数、全亜鉛、ノニルフェノール、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩
- ・湖沼：水素イオン濃度（pH）、化学的酸素要求量（COD）、浮遊物質（SS）、溶存酸素量（DO）、大腸菌群数、全窒素、全りん、全亜鉛、ノニルフェノール、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩、底層溶存酸素量
- ・海域：水素イオン濃度（pH）、化学的酸素要求量（COD）、溶存酸素量（DO）、大腸菌群数、n-ヘキサン抽出物質、全窒素、全りん、全亜鉛、ノニルフェノール、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩、底層溶存酸素量

有機汚濁の代表的な水質指標である河川のBOD又は湖沼及び海域のCODの環境基準の達成率は、2016（平成28）年度は、全体で90.3%、河川95.2%、湖沼56.7%、海域79.8%であった。湖沼の環境基準達成率は、経年的に向上しているが、依然として低くなっている。

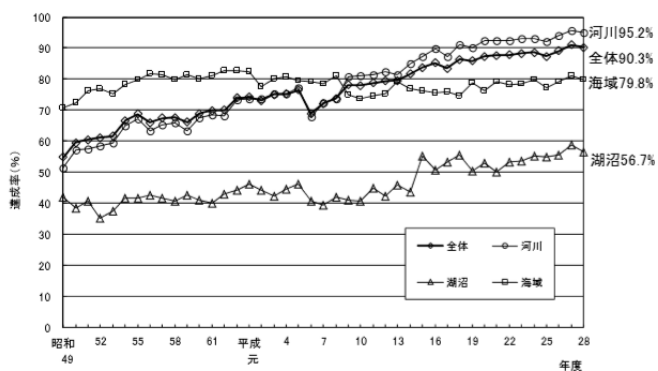


図 4-2-4 公用水域の環境基準（BOD 又は COD）達成率の推移<sup>4</sup>

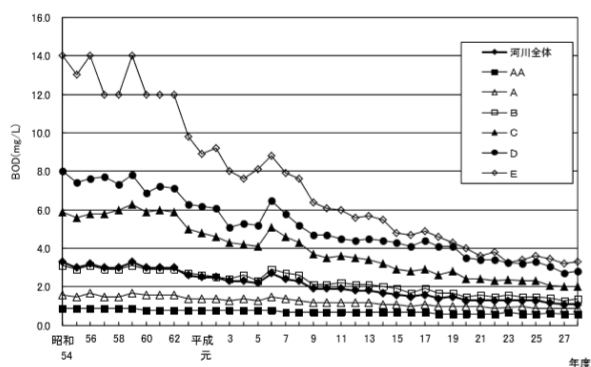


図 4-2-5 河川における類型別水質の推移（BOD 年間平均値）<sup>4</sup>

全窒素、全りんの環境基準達成率は、2016（平成28）年度は、湖沼については49.6%と依然として低い水準で推移している。海域については90.1%であった。

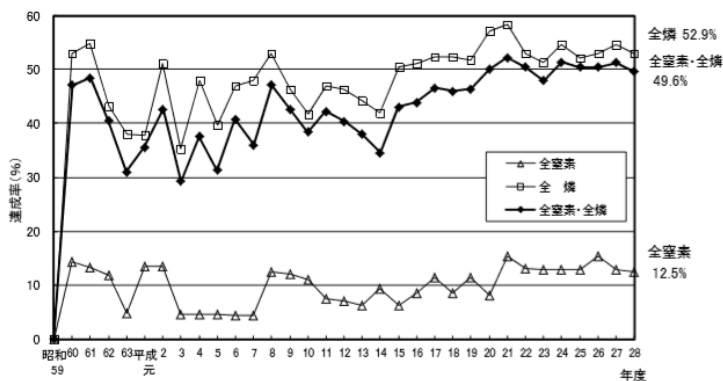


図 4-2-6 湖沼における全窒素及び全りん的环境基準達成率の推移<sup>4</sup>

水生生物保全に係る環境基準として設定された、全亜鉛、ノニルフェノール、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩についての、2016（平成 28 年）年度環境基準達成率は、全亜鉛が 98.3%（河川 98.1%、湖沼 100.0%、海域 100.0%）、ノニルフェノールが 100.0%、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩が 99.6%（河川 99.6%、湖沼 100.0%、海域 100.0%）であった。

### ③要監視項目

要監視項目は、公共用水域等における検出状況等からみて直ちに環境基準とはせず、引き続き知見の集積に努めるべき物質として設定されたものである。

#### ③要監視項目（人の健康の保護）：

クロロホルム、トランス-1, 2-ジクロロエチレン、1, 2-ジクロロプロパン、p-ジクロロベンゼン、イソキサチオン、ダイアジノン、フェントロチオン（MEP）、イソプロチオラン、オキシ銅（有機銅）、クロロタロニル（TPN）、プロピザミド、EPN、ジクロロボス（DDVP）、フェノブカルブ（BPMC）、イプロベンホス（IBP）、クロロニトロフェン（CNP）、トルエン、キシレン、フタル酸ジエチルヘキシル、ニッケル、モリブデン、アンチモン、塩化ビニルモノマー、エピクロロヒドリン、全マンガン、ウラン

#### ③要監視項目（水生生物の保全）：

クロロホルム、フェノール、ホルムアルデヒド、4-t-オクチルフェノール、アニリン、2,4-ジクロロフェノール

人の健康にかかわる要監視項目の 2016（平成 28）年度における指針値超過は、アンチモン、エピクロロヒドリンが河川、全マンガンが河川と湖沼、ウランが河川と海域で見られた。水生生物保全に係る要監視項目については、指針値の超過は見られなかった。

### 3) 我が国における水生生物調査と水質調査の情報整理

#### ○調査目的と手法 (概要)

本調査は、我が国の水環境の実態を明確にすることを主眼に置き、生態系、すなわち水生生物の情報を中心に整理し、水生生物調査と水質調査の関連を調べるため、国土交通省が全国一級河川で底生動物を用いて実施している生物学的水質環境評価（以下、**BMWP 法**）結果<sup>5</sup>と、環境省水環境総合情報サイト<sup>9</sup>で公開されている水質測定データを、GIS マップ上での重ね合わせにより、それぞれの調査結果の比較検証を実施。比較は、関東地方、関西地方、中部地方について行った。

#### ○結果総括 (概要)

全国(90 地点)における水質調査結果と **BMWP 法**(生物学的水質環境評価)を軸に整理を実施した結果、**BMWP 法**(生物学的水質環境評価)と水質調査結果は、一定の関連が認められた。  
なお、各地方別のトピックスを以下①②③に記載する。

**①関東地方**の 37 か所で生物調査で自然度・多様性良好と評価された 5 地点における、水質環境の指標の一つである **BOD (75%値)** は全て **1mg/L** 以下で、生活環境の保全に関する環境基準(河川)に当てはめると類型は **AA** であり、きれいな水であると判断された。

一方、自然度・多様性が悪いと評価された 5 か所における、**BOD (75%値)** はすべて **1mg/L** を超えていた。

**②関西地方**も同様に、自然度・多様性良好と評価された 6 か所における **BOD (75%値)** はすべて **1mg/L** 以下であった。自然度・多様性が悪いと評価された 14 か所における **BOD (75%値)** は、9 か所が **1mg/L** を超えており、残りの 5 か所も大腸菌群数が高く、全地点の類型は **B** 以下であった。

**③中部地方**も、関西地方と同様の結果であった。

・1 回のみ試験であるが、全国一級河川環境基準点 28 か所にて、水生生物 3 種を用いた短期慢性毒性試験が過去に実施されており、その結果<sup>10</sup>と **BMWP 法**(生物学的水質環境評価)及び及び水質調査項目の関連性について比較検証を実施。

水生生物 3 種を用いた短期慢性毒性試験が行われた 27 か所のうち、**BMWP 法**で自然度・多様性良好と評価された 4 地点については、水生生物 3 種を用いた短期慢性毒性試験の結果、最大無影響濃度 (NOEC) は全て 100%であり、毒性は認められなかった。

一方、自然度・多様性が悪いと評価された 16 か所における水生生物 3 種を用いた短期慢性毒性試験の結果は、**NOEC100%** (毒性なし)が 10 か所、**NOEC25%** (毒性中)が 2 か所、**NOEC>25%** (毒性大)が 4 地点となり、生物調査結果との関連は、本調査の範囲では確認されなかった。

#### ○調査目的と手法

本調査は、我が国の水環境の実態を明確にすることを主眼に置き、生態系、すなわち水生生物の情報を中心に整理し、その生息環境としての水質等の情報を重ねてとりまとめた。また、水環境の実態の記述方法は、可能な限り **GIS (地理情報システム)** を利用して表示することとした。

調査対象地点は、国土交通省全国一級河川の水質現況(2016 年)で水生生物調査が実施された地点とした。環境省水環境総合情報サイト GIS マップに 2016 年 **BOD (75%値)** を表示させ、そのマップ上に国土交通省全国一級河川の水質現況生物調査の結果である水質階級 **I ~IV** のデータ、及び国土交通省河川水辺の国勢調査水生生物調査 **BMWP 法**合計スコア (5 巡目) を重ね合わせ整理を実施。

以上の 3 つの情報が全て得られた調査地点について、水質測定データと生物調査結果を比較検証を実施。

水質測定結果は、対象地点の全測定物質データをダウンロードし、そのうち比較的検出率が高く水質の比較に使うことができそうな項目として、①**BOD (75%値)**、②**COD (75%値)**、③**SS**、④**大腸菌群数**、⑤**全窒素**、⑥**全燐**、⑦**全亜鉛**、⑧**鉄(溶解性)**、⑨**全マンガン**、⑩**鉛**、⑪**銅**、⑫**ニッケル**、⑬**ふっ素 (平均値)**、⑭**ほう素 (平均値)** 及び⑮**砒素 (平均値)** を選択した。

なお、本調査における水質測定値の情報整理手法は、水質測定値を項目間等での比較が容易とするために、値が最大で 10 付近になるように、表 4-2-19 に示した係数（ファクター）設定し、図 4-2-7、図 4-2-8 の事例に示すように、レーダーチャート上にて水質評価項目を整理した。

なお、レーダーチャートは水質が悪いほどグラフが外側に広がる。

水質測定結果は、レーダーチャートと生活環境の保全に関する環境基準（河川）を用いて評価した。なお、この重ね合わせは、関東地方（東京湾）、関西地方（大阪湾）及び中部地方（伊勢湾）について行った。

#### ○全国水生生物調査（環境省・国土交通省）概要

サワガニ、カワゲラ等、河川に生息する水生生物のうち、全国各地に広く分布し、分類が容易

で、水質に係る指標性が高い 29 種を指標生物とし、水質を 4 段階に分類している。

- ・水質階級Ⅰ（きれいな水）
- ・水質階級Ⅱ（ややきれいな水）
- ・水質階級Ⅲ（きたない水）
- ・水質階級Ⅳ（大変きたない水）

#### ○河川水辺の国勢調査（国土交通省）BMWP 法（生物学的水質環境評価）概要

BMWP 法とは、河川に生息する生物の種数や個体数、種組成等を用いて、総合的な水質環境を評価する手法のひとつとして科レベル平均スコアを求める手法である。この調査で用いているのは、イギリスにおいて生物学的水質評価法を標準化するために作られたワーキンググループ（Biological Monitoring Working Party）が提唱した BMWP 法を日本向けに改良したものである。

##### 「科レベル平均スコア値」

底生動物の各科（Family）に対して水質汚濁への耐忍性の弱いものから強いものへ順に 10 から 1 までのスコアを与え、出現したすべての科のスコアの合計値を科数で割ったもの。

$$ASPT = \sum Si / n$$

Si : i 番目の科（Family）のスコア

n : 出現した科（Family）の総数

##### 「合計スコア値」

底生動物の各科（Family）に与えられたスコア値の合計値。

平均スコア値は 1~10 の値をとり、10 に近いほど汚濁の度合いが少なく自然状態に近いなど人為影響も少ない河川環境であり、1 に近いほど汚濁の程度が大きく、周辺開発が進むなど人為影響が大きい河川環境であることを示している。

平均スコア値が河川の水質を示すよい指標になるのに対し、合計スコア値は河川の自然度や多様性を示すよい指標となる。

- ・合計スコア高い（150 以上） 自然度・多様性良好
- ・合計スコア平均（76~149） 自然度・多様性中
- ・合計スコア低い（75 以下） 自然度・多様性悪い

これら、BOD の高い地域（水質環境の悪い地点）では平均スコア値が低く、BOD の低い地域（水質環境の良好な地点）では平均スコア値が高い傾向がみられ、平均スコア値が水質環境の状況をよく反映していることが確認されている。

○本調査における水質測定値の情報整理手法

本調査においては、水質測定値を項目間等での比較が容易とするために、値が最大で10付近になるように、表4-2-19に示した係数（ファクター）設定し、図4-2-7、図4-2-8の事例に示すように、レーダーチャート上にて水質評価項目を整理した。

なお、レーダーチャートは水質が悪いほどグラフが外側に広がるように記載している。

表4-2-19 レーダーチャートによる水質評価項目

項目	Factor	項目	Factor
BOD (75%値)	5	全マンガン	100
COD (75%値)	2	鉛	1000
SS	1	銅	1000
大腸菌群数	0.001	ニッケル	1000
全窒素	2	ふっ素 (平均値)	50
全燐	20	ほう素 (平均値)	100
全亜鉛	500	砒素 (平均値)	1000
鉄(溶解性)	50	—	—

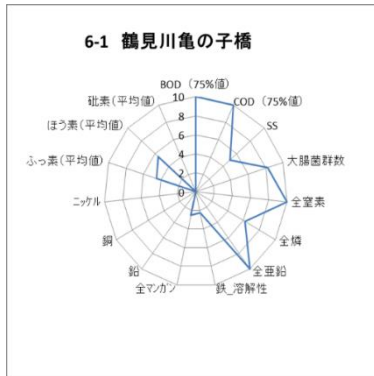


図4-2-7 きたない水質の例  
(レーダーチャート)

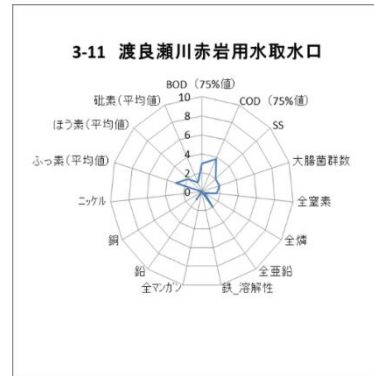


図4-2-8 きれいな水質の例  
(レーダーチャート)

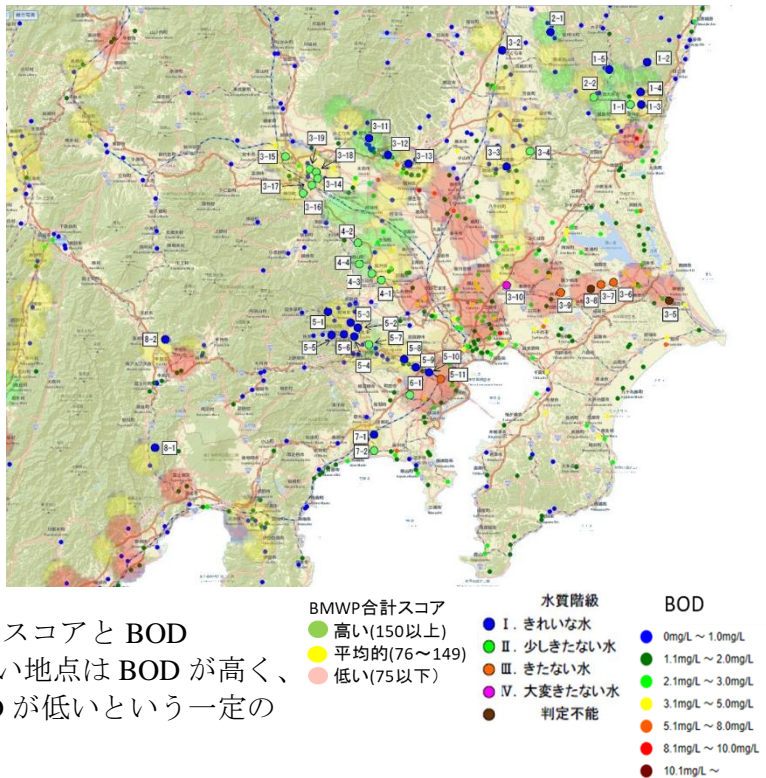
表4-2-20 生活環境の保全に関する環境基準（河川）

項目 類型	利用目的の適応性	基準値				
		水素イオン濃度 (pH)	生物化学的酸素要求量 (BOD)	浮遊物質質量 (SS)	溶存酸素量 (DO)	大腸菌群数
AA	水道1級 自然環境保全及びA以下の欄に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	1mg/L以下	25mg/L以下	7.5mg/L以上	50MPN/100ml以下
A	水道2級 水産1級 水浴及びB以下の欄に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	2mg/L以下	25mg/L以下	7.5mg/L以上	1,000MPN/100ml以下
B	水道3級 水産2級 及びC以下の欄に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	3mg/L以下	25mg/L以下	5mg/L以上	5,000MPN/100ml以下
C	水産3級 工業用水1級及びD以下の欄に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	5mg/L以下	50mg/L以下	5mg/L以上	—
D	工業用水2級 農業用水及びEの欄に掲げるもの	6.0以上 8.5以下	8mg/L以下	100mg/L以下	2mg/L以上	—
E	工業用水3級 環境保全	6.0以上 8.5以下	10mg/L以下	ごみ等の浮遊が認められないこと。	2mg/L以上	—

①関東地方の結果

関東地方の地点番号を、表4-2-21記載の整理を行いBMWP法(生物学的水質環境評価)を軸に整理を実施。

- ・結果として、**BMWP合計スコアが高い**(自然度・多様性良好)地点は5か所であり、それらの地点におけるBOD(75%値)は1mg/L以下であった。また、BODについての環境基準に当てはめると**類型AA**できれいな水であると判断される。
- ・**BMWP合計スコアが低い**(自然度・多様性悪い)地点は5か所であり、いずれの地点のBOD(75%値)も1mg/Lを超えていた。また、大腸菌群なども高く、環境基準に当てはめると**類型はB以下**であり、きれいな水ではないと判断される。



総論として、全測定地点のBMWP合計スコアとBODを比較すると、**BMWP合計スコアが悪い地点はBODが高く、BMWP合計スコアが良好な地点はBODが低い**という一定の**関連**があることが認められた。

表4-2-21 関東地方における地点番号の整理

地点番号	地点名	地点番号	地点名	地点番号	地点名	地点番号	地点名
E01	1-1 山田川東橋下流	E11	3-9 利根川若草大橋	E21	4-4 高麗川戸口橋	E31	5-10 多摩川新二子橋
E02	1-3 里川機初橋下流	E12	3-11 渡良瀬川赤岩用水取水口	E22	5-1 多摩川調布橋	E32	5-11 多摩川とどろき水辺の楽校
E03	1-5 久慈川富岡橋付近	E13	3-12 渡良瀬川葉鹿橋	E23	5-2 多摩川拝島橋	E33	6-1 鶴見川亀の子橋
E04	2-1 那珂川新那珂橋付近	E14	3-13 渡良瀬川田中橋下流左岸	E24	5-3 多摩川永田橋	E34	7-1 相模川神川橋
E05	2-2 那珂川那珂川大橋下流	E15	3-14 神流川神流川橋	E25	5-4 多摩川高幡橋	E35	7-2 相模川馬入橋
E06	3-1 男鹿川坂本沢合流後	E16	3-15 碓氷川高松	E26	5-5 多摩川鶴巻橋	E36	8-1 中村川南部橋
E07	3-2 鬼怒川氏家大橋	E17	3-16 神流川本郷	E27	5-6 多摩川中央公園横	E37	8-2 富士川浅原橋
E08	3-3 鬼怒川川島橋	E18	3-17 神流川下戸塚	E28	5-7 多摩川大丸堰下	—	—
E09	3-4 小貝川成田橋	E19	3-18 烏川岩倉橋	E29	5-8 多摩川多摩川原橋	—	—
E10	3-5 利根川小見川大橋	E20	4-2 都農川東松山橋	E30	5-9 多摩川多摩水道橋	—	—

表4-2-22 BMWP合計スコアとBODの関係 (関東)

↑水質 悪い	D		
	C		E33
	B		
	A	E01, E02, E09, E14, E16, E19, E29, E30	E10, E11, E31, E32
	AA	E04, E12, E13, E20, E21	E03, E05, E06, E07, E08, E15, E17, E18, E22, E23, E24, E25, E26, E27, E28, E34, E35, E36, E37
↓水質 良い			
		高	中
		BMWP合計スコア	
		←水質良い	水質悪い→

表4-2-23 BMWP合計スコアと水域類型の関係 (関東)

↑水質 悪い	D			
	C	E20, E21	E01, E02, E07, E08, E09, E16, E19, E28, E29, E30, E36, E37	E31, E32, E33
	B	E04, E12, E13	E03, E05, E14, E15, E17, E18, E23, E24, E25, E26, E34, E35	E10, E11
	A		E06, E22, E27	
	↓水質 良い			
		高	中	低
		BMWP合計スコア		
		←水質良い		水質悪い→

○BMWP 合計スコアが高い（自然度・多様性良好）地点の水質測定結果（関東）

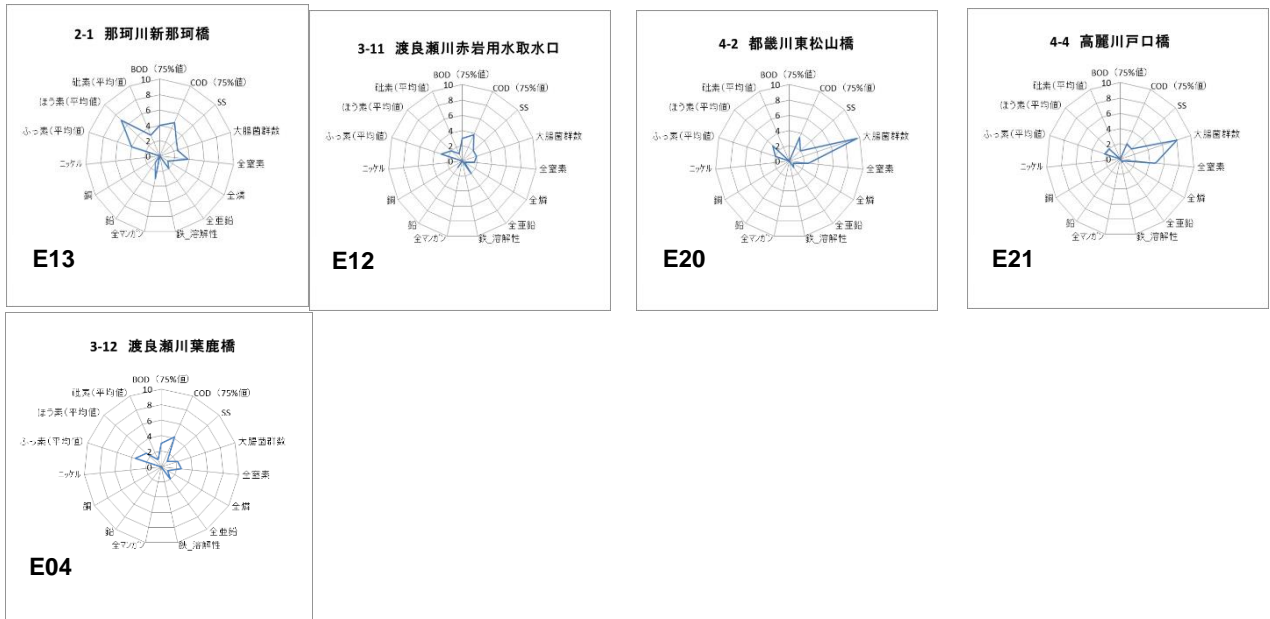


図 4-2-9 BMWP 合計スコアが高い（自然度・多様性良好）地点の水質測定結果

○BMWP 合計スコアが低い（自然度・多様性悪い）地点の水質測定結果（関東）

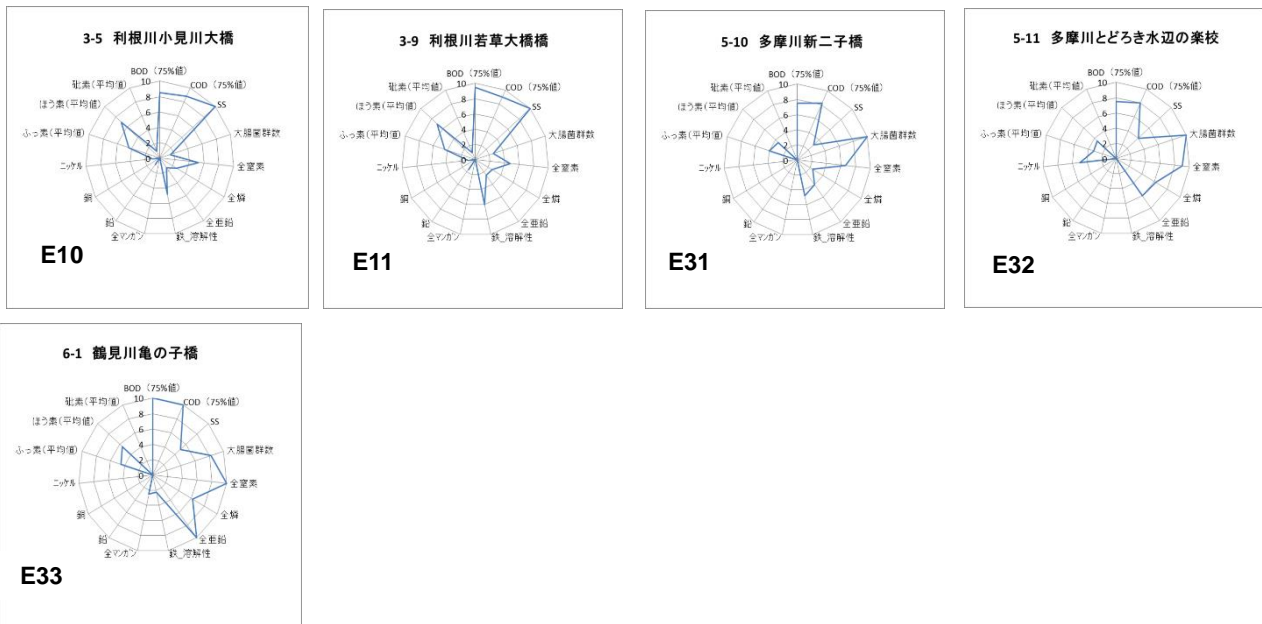
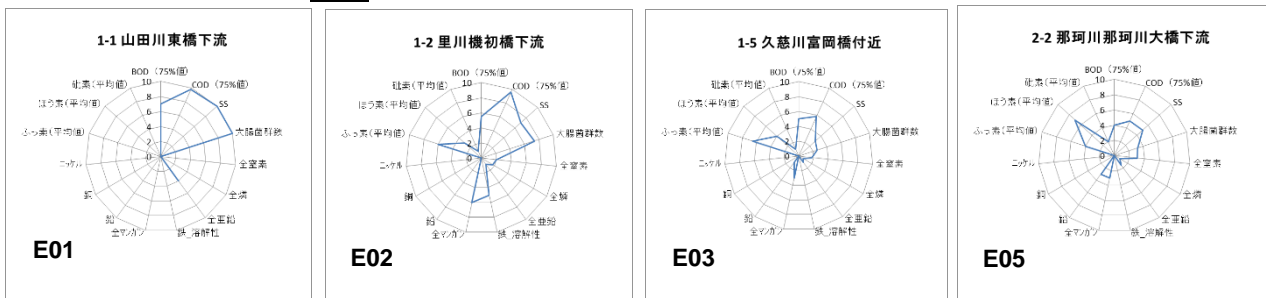


図 4-2-10 BMWP 合計スコアが低い（自然度・多様性悪い）地点の水質測定結果

○BMWP 合計スコアが平均地点の水質測定結果（関東）



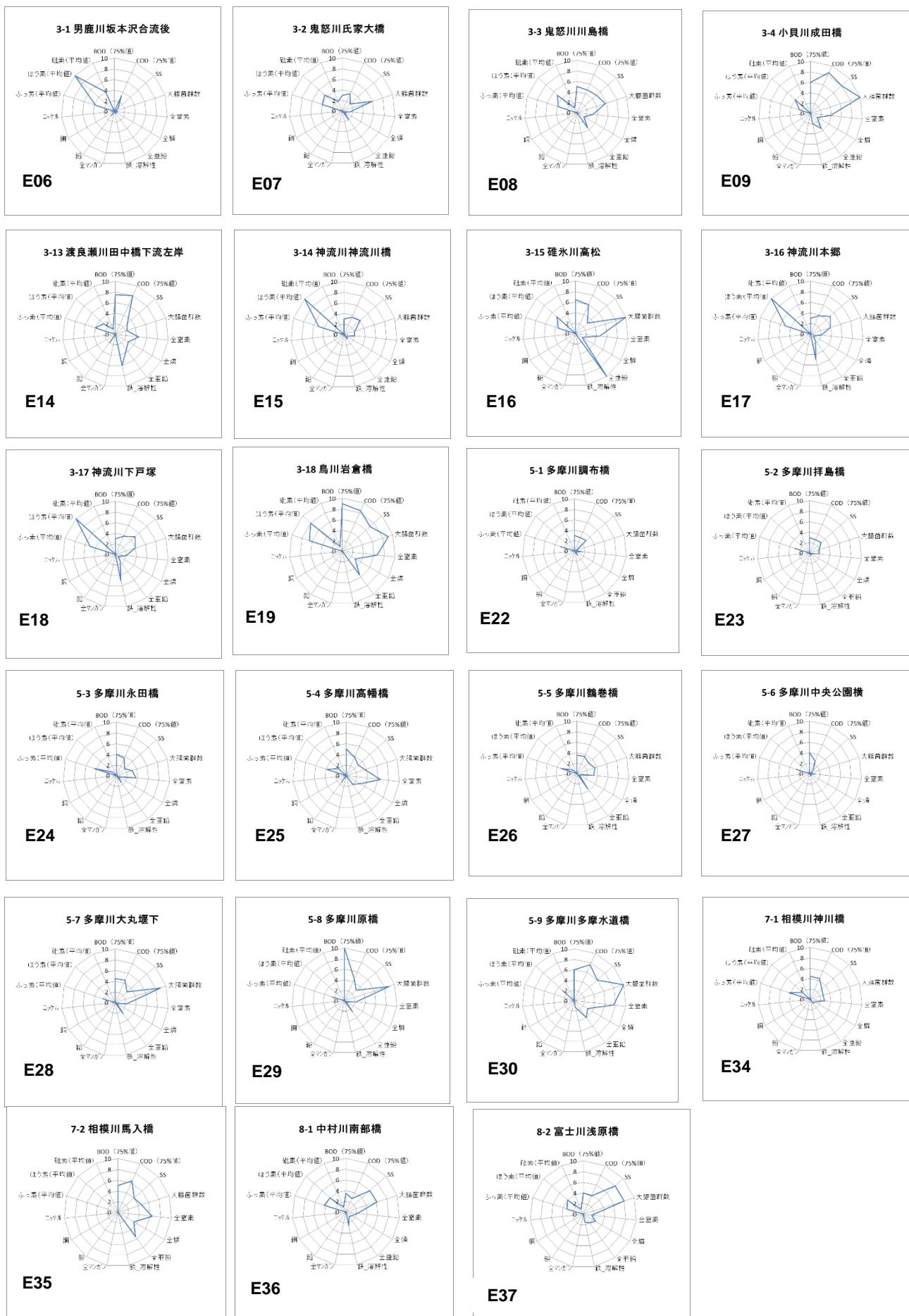


図4-2-1-1 BMWP 合計スコアが平均地点の水質測定結果



## ②関西地方の結果

関西地方の地点番号を、表4-2-24記載の整理を行いBMWP法(生物学的水質環境評価)を軸に整理を実施。

・結果として、BMWP合計スコアが高い(自然度・多様性良好)地点は6か所であり、それらの地点におけるBOD(75値)は1mg/L以下であった。また、BODについての環境基準に当てはめると類型AAできれいな水であると判断される。

・BMWP合計スコアが低い(自然度・多様性悪い)地点は14か所であった。うち9か所ではBOD(75値)は1mg/Lを超えていた。残りの5か所は、BOD(75値)は1mg/L以下であったが、大腸菌群などが高く、環境基準に当てはめると類型はB以下であり、きれいな水ではないと判断される。

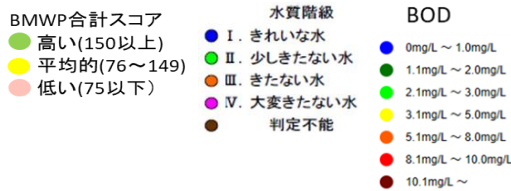
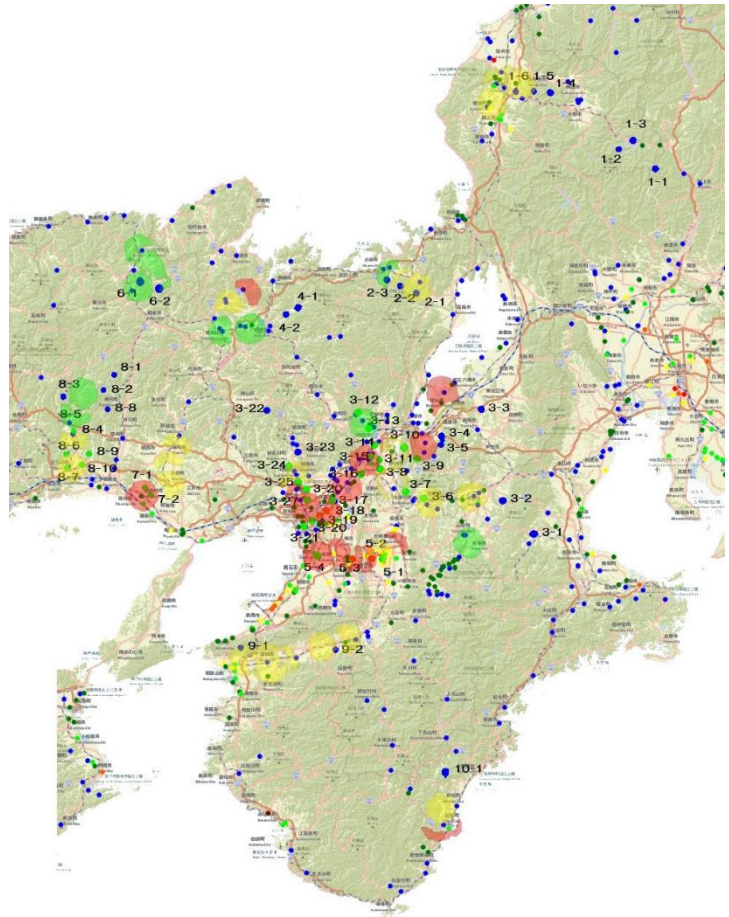


表4-2-24 関西地方における地点番号の整理

地点番号	地点名	地点番号	地点名	地点番号	地点名
W01	1-6 九頭竜川天池河川公園前	W11	3-13 桂川西大橋	W21	5-1 大和川御幸大橋
W02	2-1 北川三宅橋	W12	3-15 桂川宮前橋	W22	5-2 大和川藤井
W03	2-3 北川高塚橋	W13	3-16 淀川楠葉砂州	W23	5-3 大和川河内橋
W04	3-5 大石川高橋下流	W14	3-17 淀川鳥飼大橋	W24	5-4 大和川浅香
W05	3-6 木津川恭仁大橋	W15	3-18 淀川城北	W25	6-1 円山川府市場
W06	3-7 木津川玉水橋	W16	3-21 淀川伝法大橋	W26	7-1 加古川加古川大堰下流
W07	3-8 木津川御幸橋	W17	3-24 猪名川こんにやく橋	W27	8-4 揖保川新香橋
W08	3-10 宇治川隠元橋	W18	3-25 猪名川ドラゴンランド	W28	8-6 揖保川龍野新大橋
W09	3-11 宇治川宇治川御幸橋	W19	3-27 猪名川桑津橋	W29	9-2 紀伊丹生川丹生橋
W10	3-12 桂川渡月橋	W20	4-2 上林川有安橋	-	-

表4-2-25 BMWP合計スコアとBODの関係(関西)

水質	BOD		
	高	中	低
↑水質悪い	D		W21
	C		W22
	B		W24
	A		W08, W09, W13, W16, W23, W26
↓水質良い	AA	W03, W04, W10, W11, W20, W25	W01, W02, W05, W06, W17, W18, W27, W28, W29
		W07, W12, W14, W15, W19	

表4-2-26 BMWP合計スコアと水域類型の関係(関西)

水域類型	BMWP合計スコア		
	高	中	低
↑水質悪い	D		W21
	C	W11, W20	W18
	B	W03, W04, W10, W25	W01, W02, W05, W06, W17, W27, W28, W29
	A		W08, W09, W15, W19, W24, W26
↓水質良い	AA		W16, W23

○BMWP 合計スコアが高い（自然度・多様性良好）地点の水質測定結果（関西）

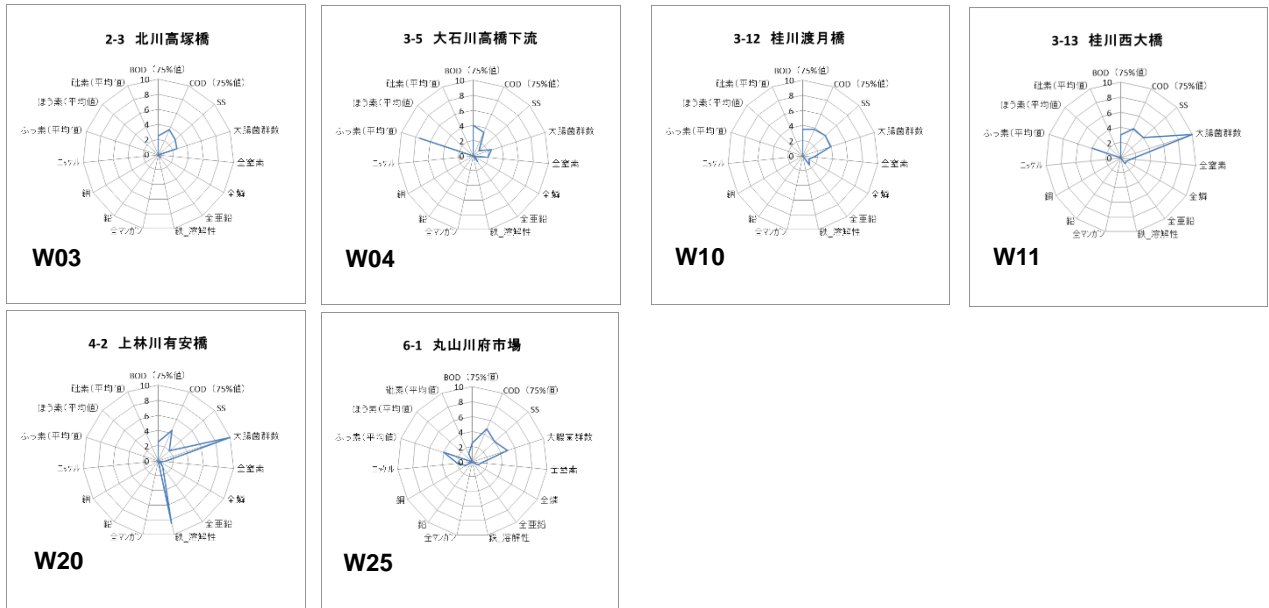
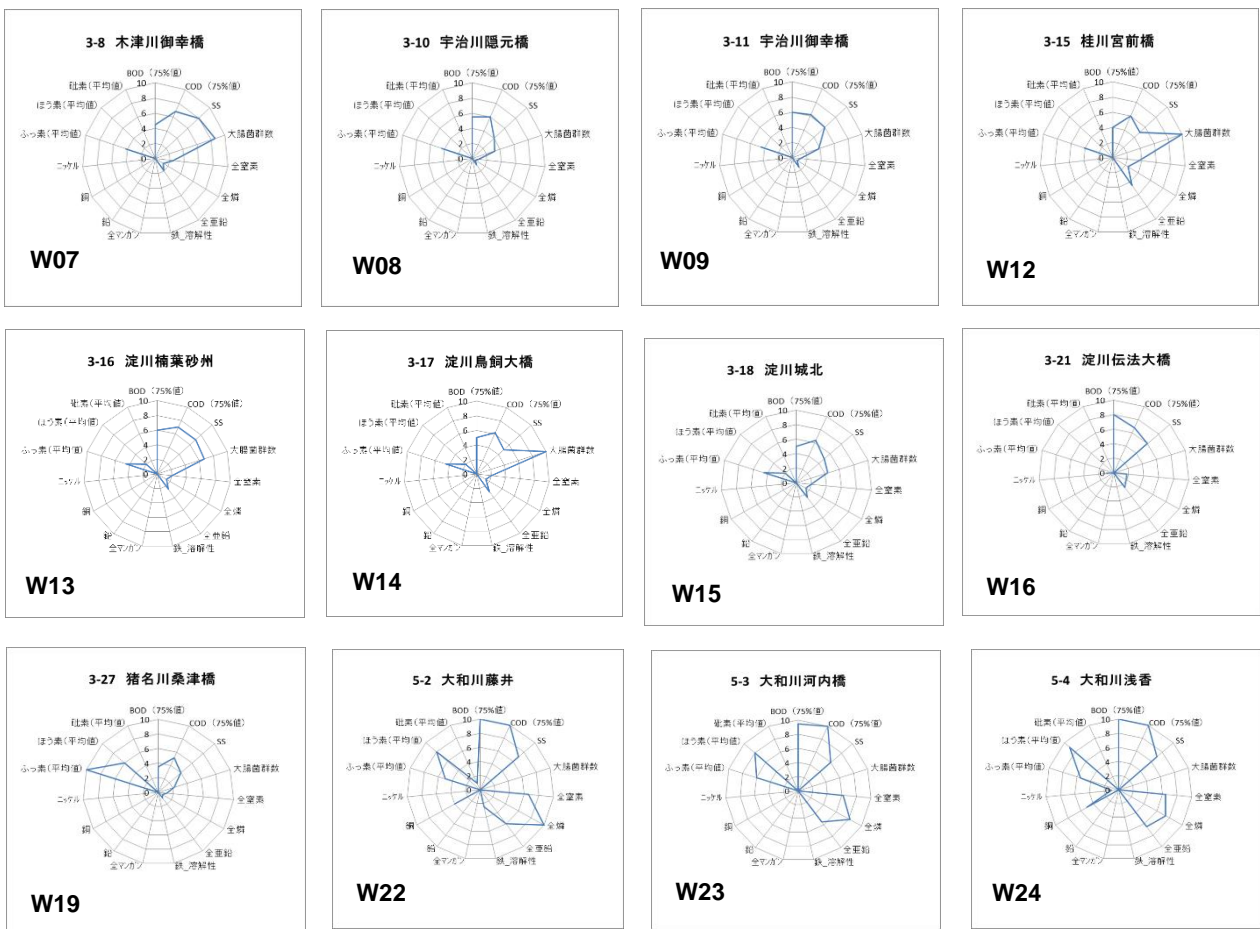


図 4-2-1 2 BMWP 合計スコアが高い（自然度・多様性良好）地点の水質測定結果

○BMWP 合計スコアが低い（自然度・多様性悪い）地点の水質測定結果（関西）



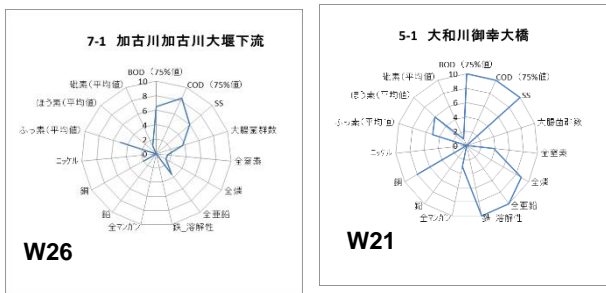


図 4-2-13 BMWP 合計スコアが低い（自然度・多様性悪い）地点の水質測定結果

○BMWP 合計スコアが平均地点の水質測定結果（関西）

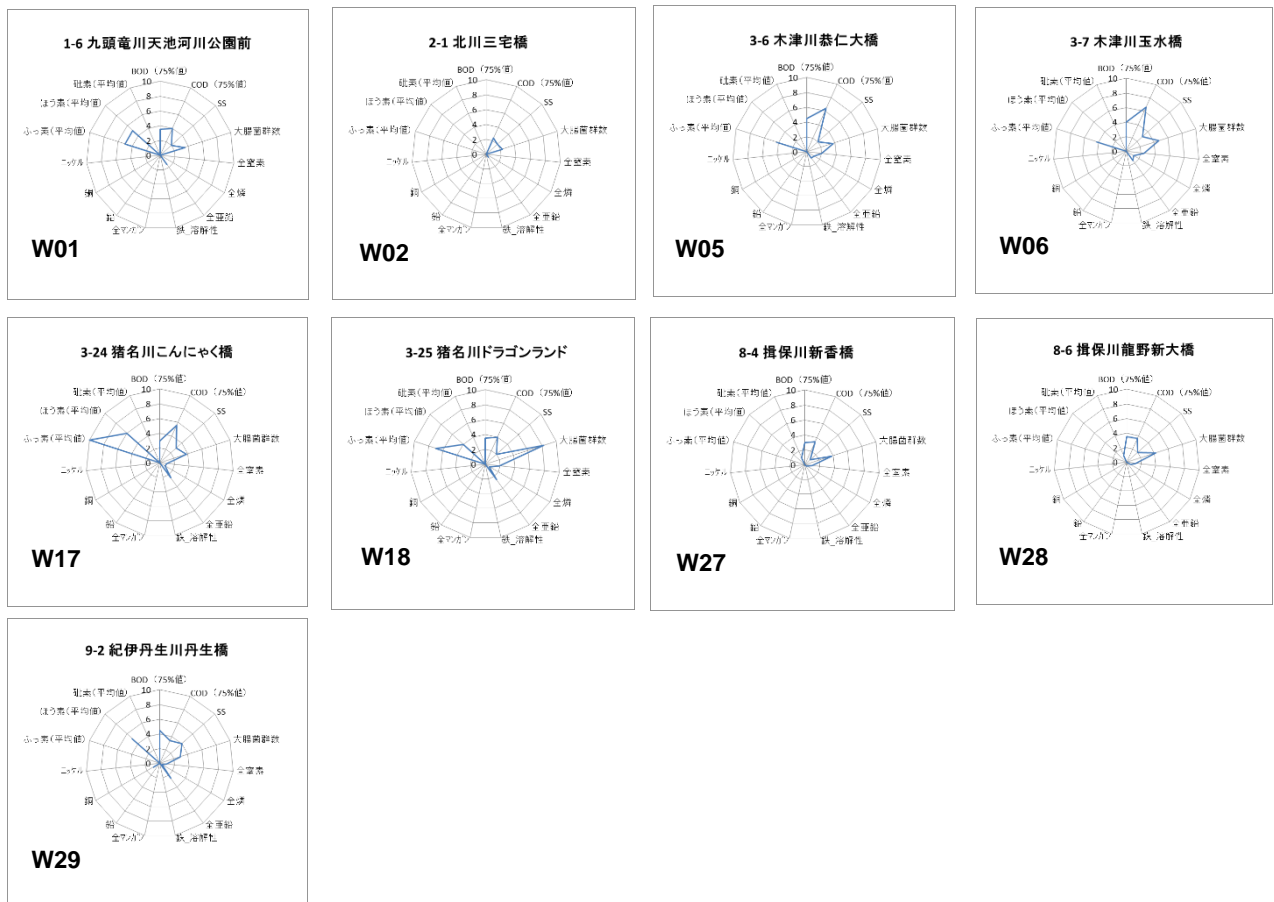


図 4-2-14 BMWP 合計スコアが平均地点の水質測定結果

### ③中部地方の結果

中部地方の地点番号を、表4-2-27記載の整理を行い BMWP 法(生物学的水質環境評価)を軸に整理を実施。

- ・結果として、**BMWP 合計スコアが高い** (自然度・多様性良好) 地点は6か所であり、それらの地点における BOD (75%値) は1mg/L 以下であった。また、BOD についての環境基準に当てはめると類型 AA できれいな水であると判断される。
- ・**BMWP 合計スコアが低い** (自然度・多様性悪い) 地点は4か所であった。うち2か所の BOD (75%値) は2mg/L を超えており、BOD についての環境基準に当てはめると類型 B であった。残りの2か所は、BOD (75%値) は1mg/L 以下であったが、大腸菌群などが高く、環境基準に当てはめると類型は A 又は B であった。

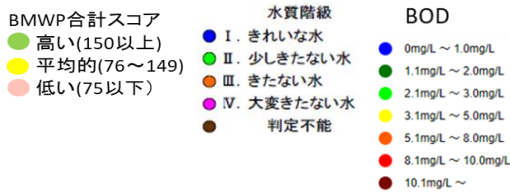
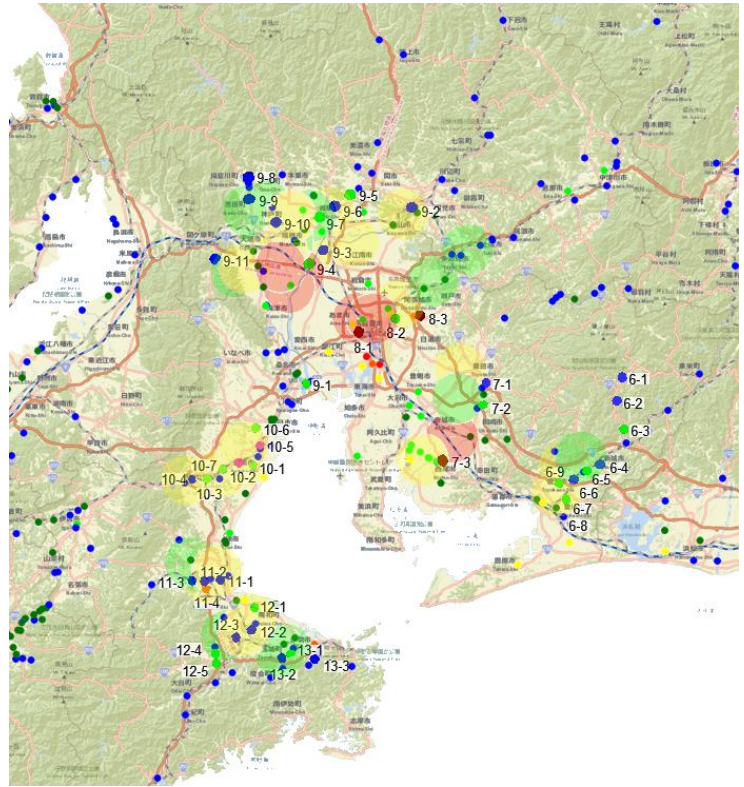
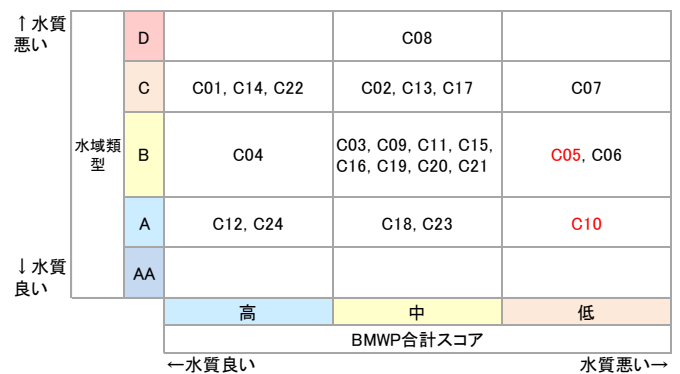
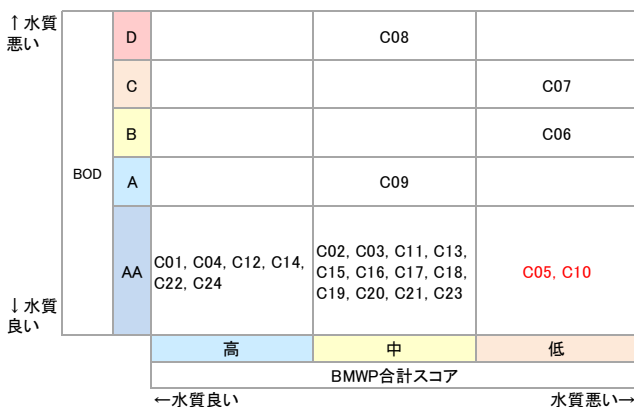


表4-2-27 中部地方における地点番号の整理

地点番号	地点名	地点番号	地点名	地点番号	地点名
C01	6-5 豊川江島橋	C11	9-5 長良川藍川橋	C21	11-1 雲出川雲出川ラブリバー公園
C02	6-8 豊川吉田大橋	C12	9-8 揖斐川岡島橋	C22	11-3 雲出川小野江頭首工
C03	7-1 矢作川明治頭首工	C13	9-10 揖斐川鷺田橋	C23	12-2 榑田川榑田橋
C04	7-2 矢作川岩津天神橋	C14	9-11 牧田川 広瀬橋	C24	13-1 宮川度会橋
C05	7-3 矢作川藤井	C15	10-1 鈴鹿川塩浜	-	-
C06	8-1 庄内川みずとびあ	C16	10-2 鈴鹿川庄野橋	-	-
C07	8-2 矢田川子供の水辺(北)	C17	10-3 鈴鹿川亀山橋	-	-
C08	8-3 矢田川矢田川橋緑地	C18	10-4 鈴鹿川山下橋	-	-
C09	9-2 木曾川犬山頭首工	C19	10-5 内部川河原田橋	-	-
C10	9-4 木曾川東海北陸自動車道南派川橋	C20	10-7 安楽川和泉橋	-	-

表4-2-28 BMWP 合計スコアと BOD の関係 (中部)

表4-2-29 BMWP 合計スコアと 水域類型の関係 (中部)



○BMWP 合計スコアが高い（自然度・多様性良好）地点の水質測定結果（中部）

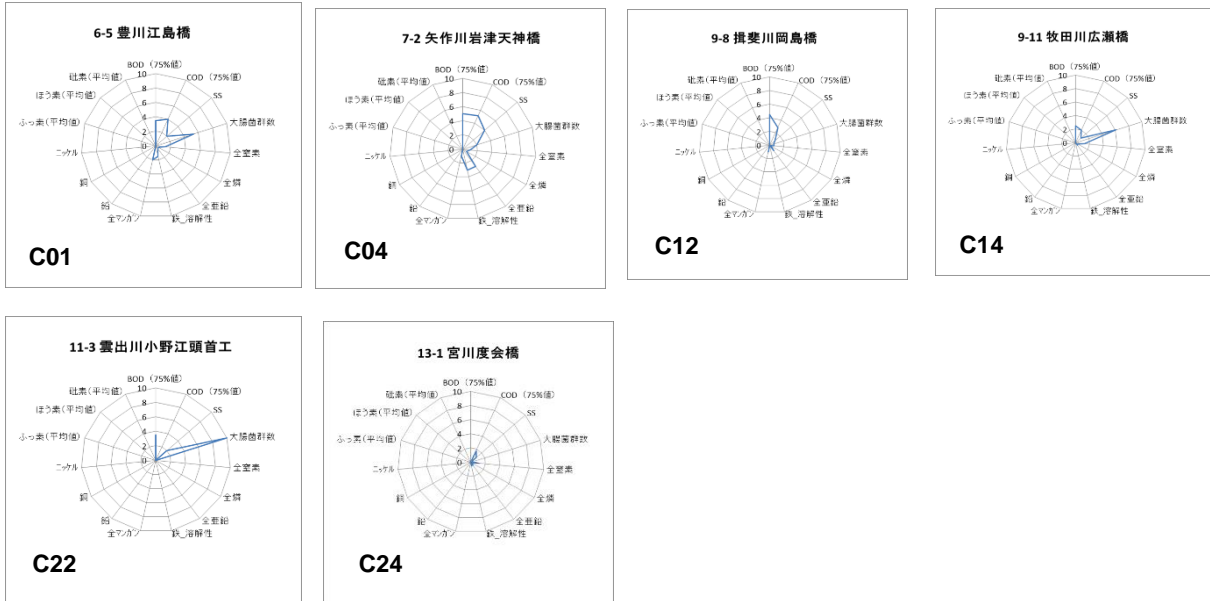


図 4-2-15 BMWP 合計スコアが高い（自然度・多様性良好）地点の水質測定結果

○BMWP 合計スコアが低い（自然度・多様性悪い）地点の水質測定結果（中部）

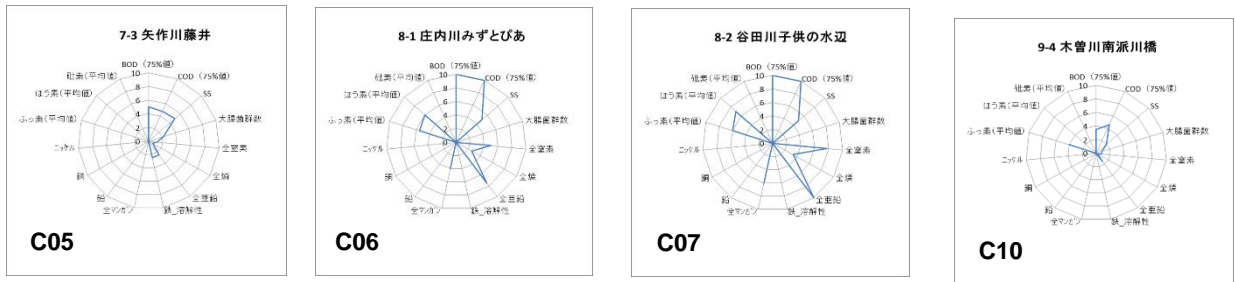
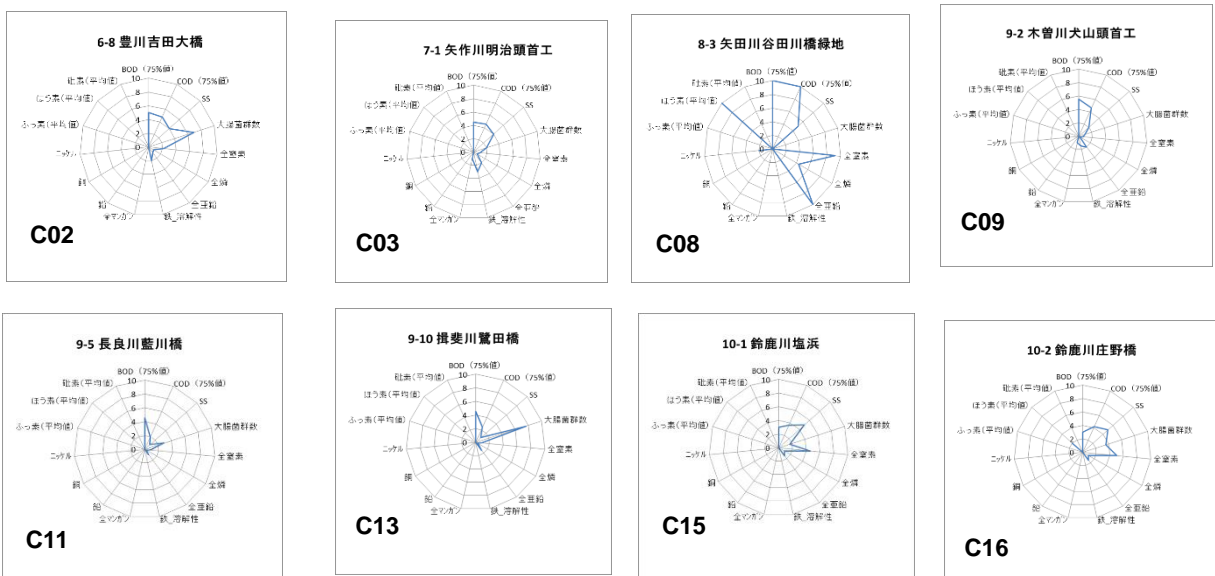


図 4-2-16 BMWP 合計スコアが低い（自然度・多様性悪い）地点の水質測定結果

○BMWP 合計スコアが平均地点の水質測定結果（中部）



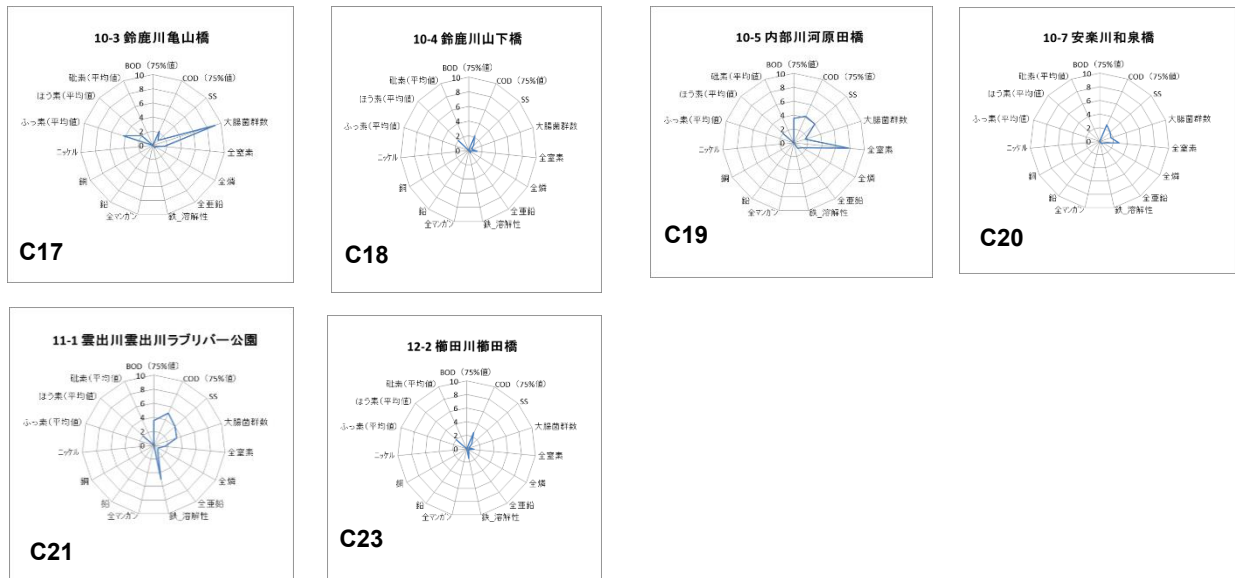


図 4-2-17 BMWP 合計スコアが平均地点の水質測定結果

④水生生物調査と水質調査の各地点情報のまとめ

全地点（90 地点）について、BMWP 法(生物学的な水質環境評価)を軸に整理を実施し、表 4-2-30、表 4-2-31 にデータを整理。

・結果として、BMWP 合計スコアが高い（自然度・多様性良好）地点は 17 か所であり、それらの地点における BOD（75%値）は 1mg/L 以下であった。また、BOD についての環境基準に当てはめると類型 AA できれいな水であると判断される。

・一方、BMWP 合計スコアが低い（自然度・多様性悪い）地点は 23 か所であった。その内 16 か所では、BOD（75%値）は 1mg/L を超えていた。

その他の 7 か所については BOD（75%値）が 1mg/L 以下であったが、BOD 以外の水質環境指標である大腸菌群等の値が高く、環境基準に当てはめると、類型は B 以下が 6 か所、A が 1 か所であった。

以上より、水生生物調査と水質調査結果は、一定の関連性が認められた。

表 4-2-30 BMWP 合計スコアと BOD の関係（全地点）

↑水質 悪い	D	C08	W21	
	C		E33, W22, C07	
	B		W24, C06	
	A	E01, E02, E09, E14, E16, E19, E29, E30, C09	E10, E11, E31, E32, W08, W09, W13, W16, W23, W26	
	BOD	E03, E05, E06, E07, E08, E15, E17, E18, E22, E23, E24, E25, E26, E27, E28, E34, E35, E36, E37, W01, W02, W05, W06, W17, W18, W27, W28, W29, C02, C03, C11, C13, C15, C16, C17, C18, C19, C20, C21, C23	W07, W12, W14, W15, W19, C05, C10	
	AA	E04, E12, E13, E20, E21, W03, W04, W10, W11, W20, W25, C01, C04, C12, C14, C22, C24		
↓水質 良い		高	中	低
		BMWP合計スコア		
		←水質良い 水質悪い→		

表 4-2-31 BMWP 合計スコアと 水域類型の関係（全地点）

↑水質 悪い	D	C08	W21	
	C	E20, E21, W11, W20, C01, C14, C22	E01, E02, E07, E08, E09, E16, E19, E28, E29, E30, E36, E37, W18, C02, C13, C17	E31, E32, E33, W07, W12, W13, W14, W22, C07
	B	E04, E12, E13, W03, W04, W10, W25, C04	E03, E05, E14, E15, E17, E18, E23, E24, E25, E26, E34, E35, W01, W02, W05, W06, W17, W27, W28, W29, C03, C09, C11, C15, C16, C19, C20, C21	E10, E11, W08, W09, W15, W19, W24, W26, C05, C06
	A	C12, C24	E06, E22, E27, C18, C23	W16, W23, C10
	AA			
	↓水質 良い		高	中
		BMWP合計スコア		
		←水質良い 水質悪い→		

### ⑤水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験と水生生物調査及び水質調査の情報整理

全国一級河川環境基準点 27 か所にて、水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験が過去に実施されていたことより、その結果<sup>10</sup>と、BMWP法(生物学的水質環境評価)及び水質調査項目の関連性について比較検証を実施した。

・水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験が行われた27か所のうち、BMWP合計スコアが高い(自然度・多様性良好)地点は4か所あり、それらの地点のBOD(75%値)は3か所が2mg/L以下であり、環境基準に当てはめると類型A、残り1か所は類型Cであった。また、これら4か所の水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験は最大無影響濃度(NOEC)が100%であり、毒性は認められなかった。すなわち、BMWP合計スコアが高い(自然度・多様性良好)地点は水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験結果共に、毒性が認められなかった。

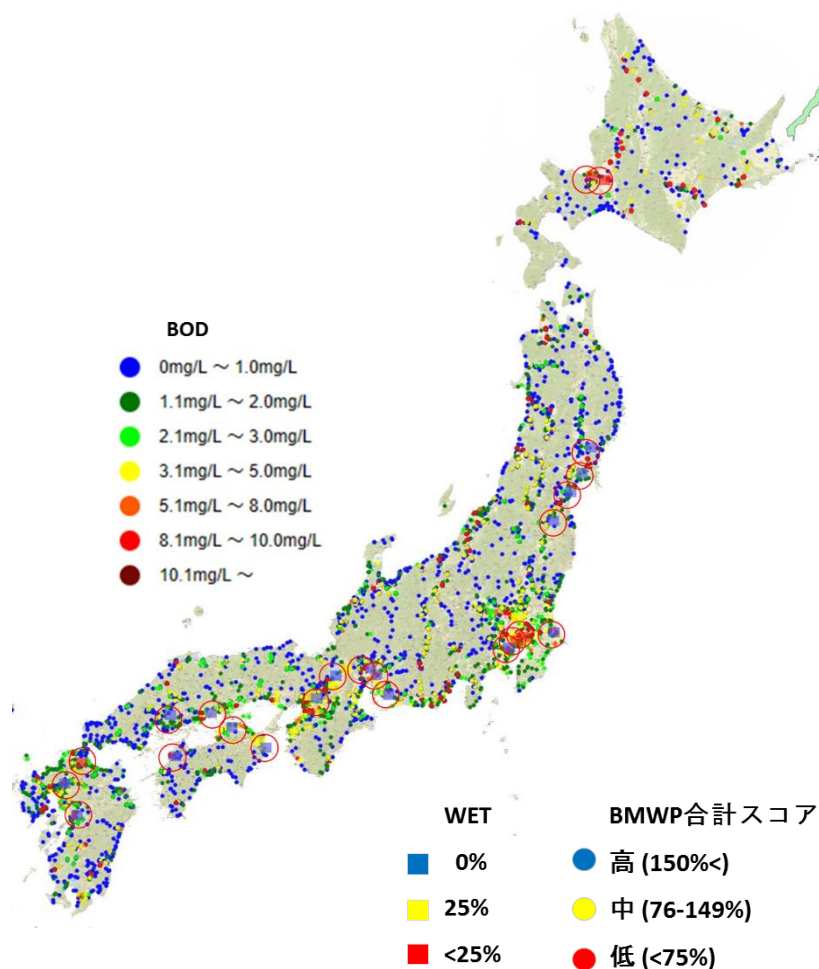


表4-2-3-2 水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験の実施場所<sup>10</sup>

地点番号	地点名	地点番号	地点名	地点番号	地点名
①	石狩川石狩大橋	⑪	多摩川田園調布堰	⑳	那賀川那賀川橋
②	茨戸川樽川合流地点	⑫	庄内川枇杷島橋	㉑	吉野川高瀬橋
③	北上川狐禅寺	⑬	木曾川濃尾大橋	㉒	土器川丸亀橋
④	吉田川鹿島台	⑭	矢作川米津橋	㉓	重信川出合橋
⑤	阿武隈川黒岩	⑮	野洲川服部大橋	㉔	遠賀川日の出橋
⑥	広瀬川三橋	⑯	桂川宮前橋	㉕	筑後川瀬の下
⑦	利根川栗橋	⑰	淀川枚方大橋	㉖	緑川上杉堰
⑧	利根川水郷大橋	⑱	猪名川利倉	-	-
⑨	綾瀬川内匠橋	⑲	太田川玖村	-	-
⑩	荒川笹目橋	⑳	芦田川山手橋	-	-

・水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験が行われた27か所のうち、BMWP合計スコアが低い(自然度・多様性悪い)地点は16か所であった。そのうち3か所のBOD(75%値)は1mg/L以下であり、環境基準に当てはめると類型AA、その他の5か所のBOD(75%値)は2mg/L以下であり、環境基準に当てはめると類型Aであった。しかし、それらの地点は大腸菌群等の値が高く、環境基準に当てはめると類型はB以下であった。残りの8地点についても類型はB以下であり、16か所はきれいな水ではないと判断されていた。

これらBMWP合計スコア及び水質調査結果から、きれいな水ではないと判断された地点における水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験の結果は、NOECが100%で毒性が認められなかった地点が10か所、NOECが25%で毒性が確認された地点が2か所、NOECが25%以下で毒性が大きかった地点が4か所であった。すなわち生物調査及び水質調査による結果と水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験結果の関連は、本調査の範囲では認められなかった。

・なお、今回検証した、水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験は1回だけの結果であり、必ずしもその地点の水質を代表しているとは言えない。また、水生生物3種だけを用いた毒性試験であり、その結果が必ずしもその地域の生態系と関連があるわけではなく、水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験は実際の生態系に対して過大保護や過小保護になることがあるとの報告もされており、今回の調査結果だけでは水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験の有効性は評価できなかった。

表4-2-33 BMWP 合計スコアと BOD の関係

↑水質 悪い	D			⑱
	C	⑳		②⑨⑩
	B			⑧⑫⑳㉔
	A	③④⑥	⑯⑰	⑦⑪⑰⑳㉔㉔
	AA		⑤⑭⑱㉑㉒	①⑬⑮
↓水質 良い		高	中	低
BMWP合計スコア				
		←水質良い → 水質悪い→		

表4-2-34 BMWP 合計スコアと 水域類型の関係

↑水質 悪い	D			⑨⑱
	C	④⑥㉓	⑯⑵	②⑦⑩⑪⑫ ⑮⑰⑳㉔㉔ ㉔
	B	③	⑤⑭⑱㉒	①⑧⑬
	A		⑲	
	AA			
↓水質 良い		高	中	低
BMWP合計スコア				
		←水質良い → 水質悪い→		

表4-2-35 BMWP 合計スコアと水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験の関係

↑水質 悪い	BMWP 合計ス コア	低	⑧⑪⑫⑬⑮ ⑰⑳㉔	⑦⑱	①②③⑩
		中	⑤⑭⑱㉑	⑯⑲	⑵
		高	③④⑥㉔		
↓水質 良い		100	25	<25	
WET NOEC					
		←毒性小 → 毒性大→			



○BMWP 合計スコアが高い（自然度・多様性良好）地点の水質測定結果（27 か所のうち）

・水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験：毒性小（NOEC 100%）

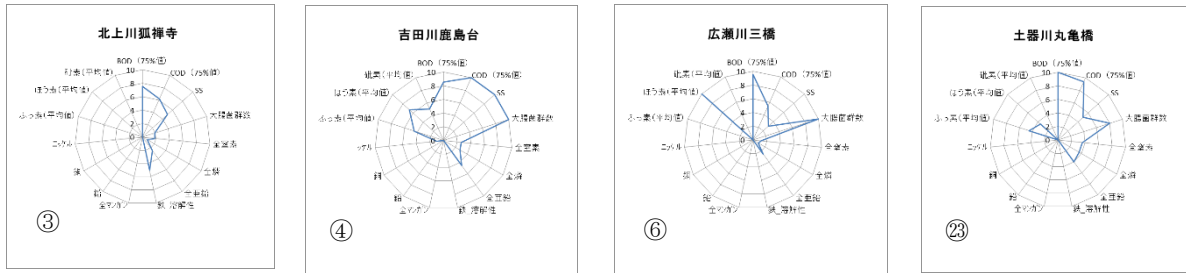


図4-2-18 BMWP 合計スコアが高い-WET 毒性小（NOEC100%）

- ・水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験：毒性中（NOEC 25%）  
該当なし
- ・水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験：毒性大（NOEC ≤25%）  
該当なし

○BMWP 合計スコアが低い（自然度・多様性悪い）地点の水質測定結果（27 か所のうち）

・水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験：毒性小（NOEC 100%）

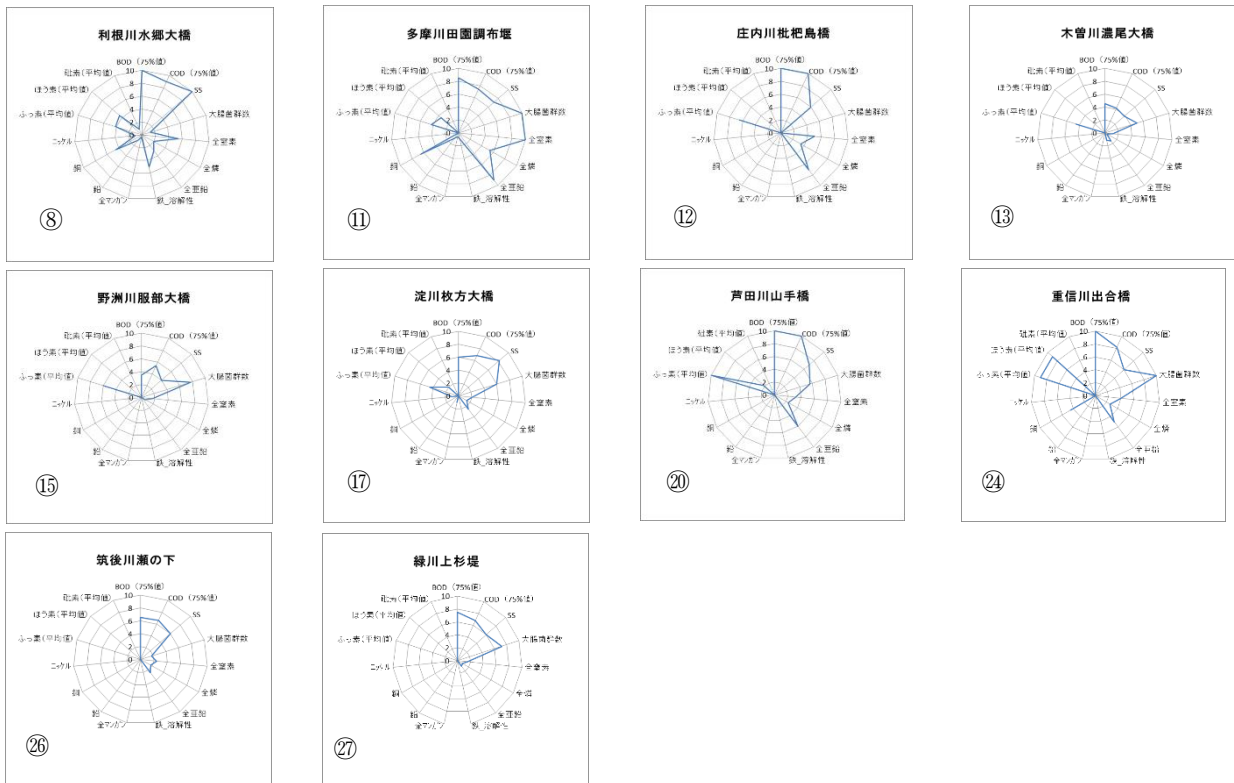


図4-2-19 BMWP 合計スコア低い-WET 毒性小（NOEC100%）

- ・水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験：毒性中（NOEC 25%）

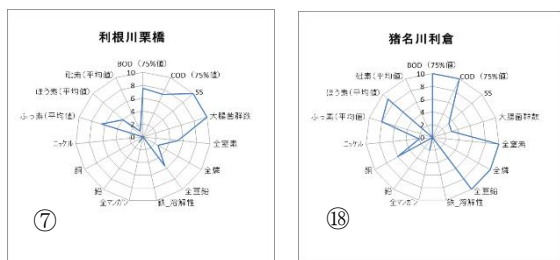


図4-2-20 BMWP 合計スコア低い-WET 毒性中（NOEC25%）

- ・水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験：毒性大（NOEC ≤25%）

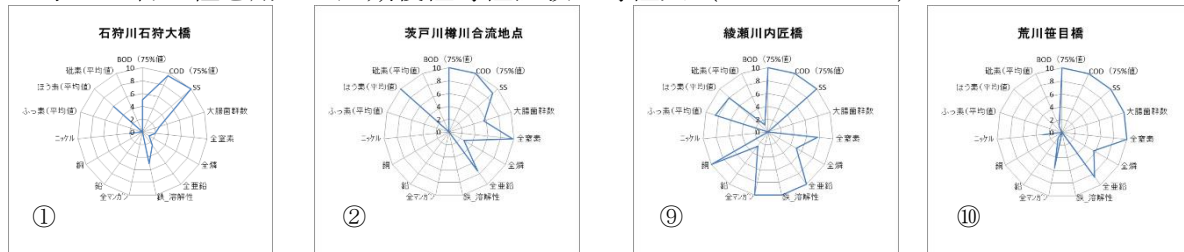


図4-2-21 BMWP 合計スコア低い-WET 毒性大（NOEC≤25%）

○BMWP 合計スコアが平均地点の水質測定結果（27か所のうち）

- ・水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験：毒性小（NOEC 100%）

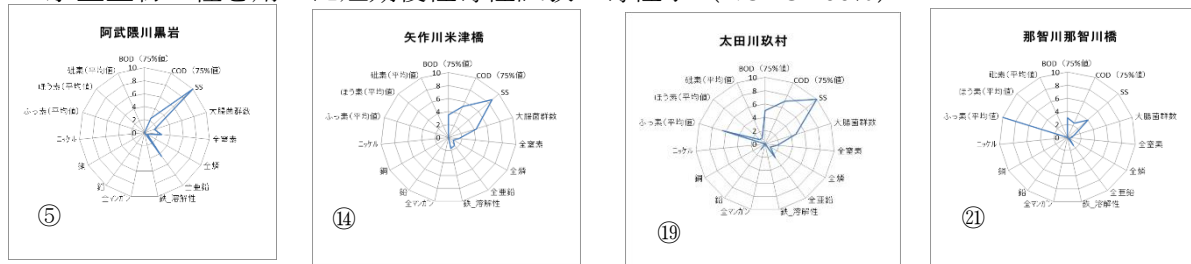


図4-2-22 BMWP 合計スコア平均-WET 毒性小（NOEC100%）

- ・水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験：毒性中（NOEC 25%）

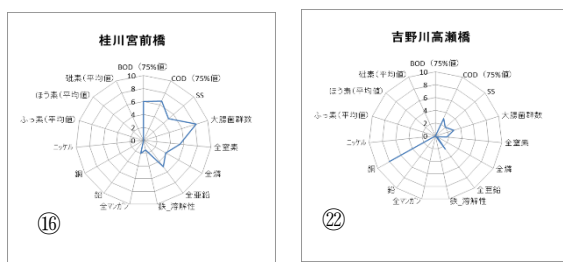


図4-2-23 BMWP 合計スコア平均-WET 毒性中（NOEC25%）

- ・水生生物3種を用いた短期慢性毒性試験：毒性大（NOEC ≤25%）

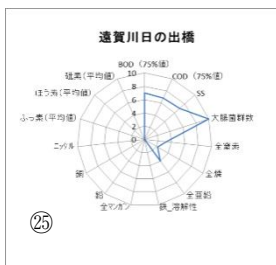


図4-2-24 BMWP 合計スコア平均-WET 毒性大（NOEC≤25%）

### (3) 我が国における生物応答試験を用いた排水評価手法の活用事例

本調査では、生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）をキーワードに「排水」に関する事例を中心に、我が国の行政及びユーザーの取組み実態について、情報開示及びリスクコミュニケーション等の事例を収集・調査した。また、CSR 等に関するユーザーの自主的取組の実態についても収集・調査した。

以下の文章において、CSR 報告書等と書かれているものは、CSR 報告書、環境報告書、サステイナビリティ報告書を含む。

#### ○結果総括（概要）

- ・生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）を研究レベルではなく、住民とのリスクコミュニケーションに活用している自治体は滋賀県などわずかであった。また、本手法を排水の管理または評価手法として実施している事例は確認されず、行政の規制等に関わる活動事例も確認されなかった。
- ・ユーザーにおける活用事例を企業の CSR 報告書等から収集した。定期的かつ継続して本手法を実施している企業は 14 社中 4 社で確認された（このうち 3 社は製薬メーカー）。また、本手法について記載している企業は減少傾向にあることがうかがえた。さらに、本手法に関する記載は他の環境項目に比べて非常に少ないことが確認された（最大で 6%）。さらに、水リスクの観点よりも生物多様性の項目に記載されている事例が多いことが確認された。
- ・CSR 報告書等に生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）を記載しているユーザーに対し、ヒアリングを行った。実施のきっかけはそれぞれであるが、法令遵守+αの部分に本手法を用い、自社の排水の生態影響を「確認」するために用いている。また、全体的に試験費用が高額である点を課題としていた。
- ・本調査の範囲では、本手法を実施した際に仮に影響ありとの結果が出た場合であっても、すぐに対応するわけではなく、継続的に問題がある場合に対応を検討するとしていた。
- ・生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）を住民とのコミュニケーションに積極的に活用している企業はなかった（説明が難しい等が理由）。
- ・少なくとも全業種・業態での一律の規制化や強制化には反対であり、賛成とする 1 社も内部への説明のしやすさからの賛成であった。
- ・ヒアリングした 4 社は一度確認して問題がなければ、製造ライン等で変更がない限り WET 試験は 1 回で終了としている。
- ・海外の売り上げ割合が非常に高い企業の場合、生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）を「共通言語」として海外ステークホルダーへの説明に活用する例があった。

#### 1) 我が国の地方自治体における取組事例について

地方自治体における生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）関連の取組について実態を調査し、住民等との双方向性を持つコミュニケーション事例についても調査した。

#### ○調査手法

行政の取組について、地方自治体における本手法への取り組み事例を入手し、①情報開示を含むコミュニケーション手法（ゼロリスク論等含む）、②広報事例、③ユーザー（事業者）の意見反映実態、④規制インパクト分析の有無について実態を調査し、整理・分類するとともに、その特徴について解析を行った。

なお、(国研) 国立環境研究所において実施されている、「地方環境研究所等との共同研究：WET 手法を用いた水環境調査のケーススタディ」(<http://www.nies.go.jp/kenkyu/chikanken/kadai/h30.html>)

に参加している地方自治体（17機関）に名古屋市環境科学調査センターを加えた18機関を調査対象とし、各自治体等のHPから情報を収集・整理し、情報開示やコミュニケーションのレベルについて分類した。

#### <調査対象>

岩手県環境保健研究センター、宮城県保健環境センター、山形県環境科学研究センター、埼玉県環境科学国際センター、千葉県環境研究センター、静岡県環境衛生科学研究所、さいたま市健康科学研究センター、川崎市環境総合研究所、滋賀県琵琶湖環境科学研究センター、地方独立行政法人大阪府立環境農林水産総合研究所、奈良県景観・環境総合センター、和歌山県環境衛生研究センター、広島県立総合技術研究所保健環境センター、福岡県保健環境研究所、佐賀県環境センター、熊本県保健環境科学研究所、大分県衛生環境研究センター、名古屋市環境科学調査センター

具体的な調査方法は、以下のとおりである。

#### <HPの検索方法>

1. 各地方自治体のHPトップにアクセスする。
2. HP内の検索窓（サイト内検索）に「WET」の検索語として入力し結果を得る。
3. 結果が得られた場合は、その概要を読み Whole Effluent Toxicity の意味で用いられている結果のページにアクセスして確認する。検索結果の記述とURLをコピーしリスト化する。
4. サイト内検索に「WET」を入力しても Whole Effluent Toxicity の意味の結果が得られない場合、「生物応答」を検索語として入力し結果を確認する。  
新たな排水管理・評価手法に関係する場合は、3.と同様の処理を行う。

#### <コミュニケーションレベルの分類>

HPの記載内容を調査し、その情報の開示方法や事業者や一般市民との双方向性など考慮し、自治体のコミュニケーションレベルを以下のように分類した。

- ・レベル1 生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆるWET手法など）に関する検索結果が0件であった。
- ・レベル2 研究機関の年報などにケーススタディへの参加、もしくは協力の記載のみがある。
- ・レベル3 研究機関の年報などにケーススタディへ等の研究結果、発表結果などが記載されている。
- ・レベル4 地方自治体のHPや機関誌に生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆるWET手法など）の記載説明がなされ、一般向けに発信している。
- ・レベル5 事業評価や各種の説明会、セミナーなどで生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆるWET手法など）が話題となっており、最低限の双方向性が見られる。
- ・レベル6 自治体の事業計画として記載があり、パブコメの実施等による自治体と住民との双方向性が確立されている。

## ○調査結果

地方自治体の HP を検索して得られた WET、生物応答に関する取り組み事例は 88 件（ただし、2 件の検索なしを含む）だった。得られた事例について、コミュニケーションレベルにて分類した結果は以下のとおりである。

- ・レベル 1 山形県、熊本県、大分県、さいたま市（情報を持っている年限のみ記載）
- ・レベル 2 静岡県、大阪府（講師派遣のみ記載）、和歌山県、広島県、福岡県、佐賀県、（宮城県※）
- ・レベル 3 なし
- ・レベル 4 岩手県、千葉県、名古屋市
- ・レベル 5 埼玉県、川崎市、奈良県、（宮城県※）
- ・レベル 6 滋賀県

※宮城県は、「第 25 回村田町竹の内地区産業廃棄物最終処分場 生活環境影響調査評価委員会 議事録」において、委員長から生態影響試験の国際的な標準試験の例として WET 試験の発言があり、これを事例と取り上げているが、同じレベル 5 の事例に比べると内容に差があるため、本調査ではレベル 2 として分類した。

本調査で分類した地方自治体のコミュニケーションレベルについて、その分類例を「別添 1 3」に示す。

調査した自治体のコミュニケーションレベルを見ると、レベル 2 以下とレベル 4 以上に大きく分類されているが、大きな違いはレベル 4 とレベル 5 以上に見られ、それは地方自治体とそのステークホルダーで双方向性コミュニケーションがなされているかである。本調査では、双方向性のコミュニケーションの有無に重点を置き分類した。

生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）の活用先進的で、双方向性のコミュニケーションを有する自治体は、埼玉県、川崎市、奈良県、滋賀県であるが、滋賀県の関心は他に比べて高く、本調査で抽出した URL の 20% 以上が滋賀県の取組事例である。この理由として琵琶湖の存在が挙げられ、各自治体に特有の事情によって本手法への関心度も異なると考えられる。

滋賀県においては、生物応答を用いた化学物質の生態影響試験が「平成 24 年の滋賀県琵琶湖環境科学研究センター報告書第 10 号」に「琵琶湖における新たな水質指標に関する研究」として報告されている。ここでは難分解性溶存有機物の生物への影響評価が行われており、琵琶湖フルボ酸を用いた試験が藻類、ニセネコゼミジンコ、ヒメダカ、グラミドモナスを用いて行われた。その結果、影響はほぼ認められないとされている。

上記の研究は、当該センターの第 3 期中期計画（2011 年～2013 年）として行われており、さらに第 4 期中期計画（2014 年～2016 年）及び第 5 期中期計画（2017 年～2019 年）では、それぞれ「化学物質の影響把握と総量リスク評価手法の検討（調査解析 3）」及び「化学物質の影響把握と緊急事故対応のための基盤構築（調査解析 4）」として、本手法の技術確立と有効活用方法の検討が記載されていた。

上記の研究に基づいて平成 26 年から環境省が進める生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）の技術確立のための生態影響試験に関する研究が継続的に行われている。試験方法の確立と琵琶湖の水を評価することに重点が置かれ、いわゆる事業所の排水管理やモニタリングについては研究の直接的な目的ではないようである。

埼玉県では、西武環境管理事務所において生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）に関する理解を深めるために、「水環境に係る特別セミナー」が開催されており、双方向のコミュニケーションが取られていると考えられる。企業が埼玉県の要請を受け、事例等を発表したものであることが確認できた。なお、セミナー受講者は、埼玉県内の事業者と自治体関係者である。埼玉県のこの他のコミュニケーション事例においては、研究発表や実施項目の年報への記載以上のものは確認できなかった。

名古屋市では、名古屋市環境科学調査センターの HP にこれからの課題に関する調査として本手法の記載がある。また、環境科学調査センターの広報誌にも生物応答試験を用いた排水評価手法（い

いわゆる WET 手法など) の記述があるとともに、名古屋市の環境白書にも記載がある。この中で、特に環境白書においては工場、事業所排水を用いてとあるが、国立環境研究所や地方研究所との共同研究との記載があり、独自で排水を調達し試験したかどうかは現時点で不明である。一方、平成 26 年度の調査研究発表会の中で一般向けに研究成果を公表しており、双方向性が認められる。また、「水生生物を用いた排水試験方法」という一般向けと思われる資料があるがいつどこで使用されたか不明である。なお、名古屋市環境局の平成 30 年度事業計画では、環境科学調査センターにおいて生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）の調査が継続されると明記されている。

以上の調査の結果、コミュニケーションレベルの高い滋賀県においても、実際の WET 試験は研究レベルでの実施であり、今回調査した範囲において、自治体が規制のために本手法を検討している事例、または排水の管理・評価手法に生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）を取り入れている自治体は、認められなかった。

## 2) ユーザーの取り組み実態に関する調査

CSR 情報を掲載する我が国のユーザー（事業者）が、一般市民に向けてどのような取り組みを行っているか、理解を得るための情報開示を含む、コミュニケーション手法（ゼロリスク論等含む）について調査するとともに、広報事例についても情報を収集し、ユーザーにおける生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）の取組事例を整理した。

調査は、以下の①WEB による検索と、②直接 WET を実施している企業へのヒアリングによって行った。

### ①WEB による検索及び CSR 報告書等の記載内容の調査

WEB 調査により、生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）について取り組んでいる以下の事業者を候補とし、各社 CSR 報告書等を確認するとともに WET について HP 等で言及している内容を調査した。インターネット上の検索エンジン (Google) で“WET、排水管理、水質、生物応答”を含むキーワードを用いて検索し、民間事業者から WET 等の実施について記載しているページを抽出し、整理するとともに、各 CSR 報告書等を入手した。

最初に生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）に関する記載の割合が各報告書でどの程度の割合を占めるのか、記載の内容（位置づけ）とともに整理した。また、水に関する項目や生物多様性に関する項目についての割合も調査解析した。調査結果を「別添 1 4」に示す。

生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）に関して最新の CSR 報告書等に記載がある企業は 14 社中 8 社だった。最新の CSR 報告書等に記載の無かった 6 社については、過去に実施・記載していた企業であり、このうち昨年度の報告書に本手法に関する記載が、最新のものになかった企業は 2 社確認された。このため、各企業の 2010 年度から 2018 年度までの CSR 報告書等を調査し、いつ頃どの程度 WET に取り組んでいるのかを確認した。別添 1 4 に示す表中の 1 と表記のある年度が WET の記載のある CSR 報告書の発行年度である。

記載年度が 1～2 年と少なく、同一の内容である 6 社は WET の実施は、1 回だけであろうと推定できる。近年、記載が継続的にある 4 社（そのうち 1 社は過去から記載がある）は、継続的に本手法を実施していると考えられる。それ以外の企業については、事業内容が変化した 1 社を除き、本手法の実施回数が 1 回だけかどうかは CSR 報告書等からは判断できなかった。

また、本手法に関する記載割合は、報告書の環境部分に対する割合として、多くの場合 1%前後であるが、5%前後とやや重きを置いている企業も確認された。総じて、本手法に関する記載は全体の中のわずかであり、他の環境項目に比べて少ないことが確認された。

また、生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）がどの環境項目に記載されているか調べたところ、水リスクの項目よりも生物多様性の項目に記載されている場合が多い。その書きぶりとして、前者が「自主的に現状の規制以上のことをする」とし、後者が「生態系への影響がほぼないことの確認」としている場合が多い。

なお、本調査の範囲では、生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）を環境目標と実績の項目に取り上げ、継続的な評価として記載しているのは1社のみであった。

## ②ヒアリングによる聞き取り調査

環境報告書等への生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）に関する記載割合が多い企業、本手法について関心の高い企業及び調査の結果特徴のある企業に対して本手法実施の目的や適用状況などをヒアリングし、その実態を調査した。具体的には、業種等を考慮した11社に対して、本手法の取組事例のヒアリングを依頼した。依頼は各社の CSR に関する問い合わせ窓口から行った。

その結果、8社から聞き取り調査可能との回答を受領、電話、訪問等によるヒアリング調査を行った。以下に聞き取り調査の結果を整理した。

### <本手法実施の目的>

- 業種や自社の方針により、本手法に対する考え方や地域住民に対する対応等がやや異なるが、自社の排水に責任を持つために法令遵守+αとして実施しているという企業がほとんどであり、本手法が自社の目的に合っていることが理由である。
- 本調査の範囲では、自社の排水の生態影響を「確認」する手法として本手法を利用している。また、公共用水域に対して影響を及ぼすとされる試験結果は見受けられないが、影響有りととの結果が出た場合、すぐに対応するのではなく、継続的に問題がある場合に対応を検討するとしていた。

### <本手法実施の契機>

- 本手法を実施した経緯は個社様々だが、多くは自社の排水に影響がないか一度確認することであり、少数ではあるが法規制化されるための準備とした企業もあった。また、1社であるが CSR に寄せられた第三者意見がきっかけになった企業もあった。

### <本手法実施の利点・課題の把握等>

- 本手法は、生物の影響は生物を指標とする方が現時点で最も有効である点、法規制以下の微量の濃度、法規制にない物質に対し、個別に分析することは効率的でないとする点を挙げる企業が多かった。
- 本手法は排水そのものの変動、試験精度、試験期間の長さ、費用等の課題があるため、影響に対してすぐに対応が必要な評価手法としては期待していないものの、継続的に長期的な影響を考えた際に、本手法に用いている生物に影響のない排水であれば絶対とまでは言えなくとも、生態系にも影響は出にくいという安心材料として活用している傾向がある。試験の課題を認識しつつ、それに合わせた使い方をしている。
- 本手法の課題については、試験費用を自己負担している企業では「試験費用が高い」との意見が多く、中には、生物調査との因果関係が不明確であるとする意見もうかがえた。

### <住民とのコミュニケーション>

- 住民とのコミュニケーションに本手法を活用することは、時期尚早であるとし、その理由は説明が難しく、混乱を引き起こす可能性があるとしている。

### <生物多様性との関連>

- CSR 報告書等に生物多様性保全として記載している企業の多くは、一般にわかりやすく説明するために適切な項目であったとの意見が多くあった。しかし、実際に生物多様性と関連付けることができるのかについては、賛否意見が分かれた。

#### <自主的取組としての有効性>

- 本手法は、技術的な課題や限界はあるが、世界的に見て確立された手法として認知されているため、海外においてステークホルダーに説明する際に共通言語として有効であると感じている会社があった。
- CSR 評価、ESG 投資評価で本手法は評価されるが、水リスクや生態系保全において、本手法はその中の一つでしかない。WET を外部評価に積極的に活用するかは企業の目的や業種によるため、必ずしも「CSR に WET を」が良い選択とは限らない（他を伸ばすことが評価される企業もある）。
- WET の規制は望まれておらず、仮に規制、強制する場合は一律ではなく業種等を考える必要があるとの意見が多数であり、特に、TRE/TIE までやるとなると非常に高額となることが予想されるため、そこまで規制化してほしくはないとの意見が多い。
- 定期的かつ継続して試験を実施していくとした企業は7社中3社で確認された（2社は製薬企業、1社は試験費用が国の事業によるもの）。そのほかの企業は一度確認して問題が無ければそこで WET は終了している。

#### 参考文献

1. 新・公害防止の技術と法規 2018 公害総論, 一般社団法人産業環境管理協会 出版・広報センター
2. 新・公害防止の技術と法規 2018 水質概論, 一般社団法人産業環境管理協会 出版・広報センター
3. 平成 25 年度産業公害防止対策等調査事業 (我が国の産業公害の克服に活用された技術に関する調査)
4. 公共用水域水質測定結果, 環境省, <http://www.env.go.jp/water/suiiki/>
5. 全国一級河川の水質現況, 国土交通省, [http://www.mlit.go.jp/river/toukei\\_chousa/kankyo/kankyou/suisitu/index.html](http://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kankyo/kankyou/suisitu/index.html)
6. 河川水辺の国勢調査, 国土交通省, <http://mizukoku.nilim.go.jp/ksnkankyo/index.html>
7. 全国水生生物調査, 環境省, <https://www.env.go.jp/press/105544.html>
8. 緑の国勢調査, 環境省, [https://www.biodic.go.jp/kiso/fnd\\_f.html](https://www.biodic.go.jp/kiso/fnd_f.html)
9. 水環境総合情報サイト, 環境省, <https://water-pub.env.go.jp/water-pub/mizu-site/mizu/kousui/dataMap.asp>
10. 水生生物 3 種を用いた全国一級河川の短期慢性毒性試験, 山本裕史ら, 土木学会論文集 G(環境), 68(2012)



### 4.3 日米における水環境の実態と排水管理の特徴

我が国と米国における排水関連規制の枠組みを整理し、両国の水環境の実態と合わせてその特徴を整理した。

#### ○米国（概要）

米国では、水域の水質基準を守れるように設定された排出許可限度値を遵守するために、事業者が排水の管理を行う。州は水質基準、排出許可限度値を、水域ごと、排出施設ごとに個別に定める。また、州は水域水質の化学的・物理的・生物的手法による調査項目・地点を、一律・網羅的な手法ではなく、水質項目を全ての測定地点で一律に継続的に測定しているわけではなく、測定地点、項目、頻度は、排水の状況と水域の状況、水の用途に応じて合理的に選定、課題を把握している。

- ・【水質基準】 水質浄化法の下で、EPA が汚染物質等に対する推奨クライテリアを策定。水質基準は基本的に州が所管し、州は水域ごとに、用途とクライテリア（水質項目と濃度基準）から水質基準を設定する。
- ・【モニタリング】 EPA は、基本的な水質項目について全国的な水質調査と生物調査を行っている。州は州内の水質の状態を化学的・物理的・生物的にモニタリングしている。しかし、州は、水質項目をすべての測定地点で一律に継続的に測定しているわけではなく、測定地点・項目・頻度は、排水の状況や水域の状況、目的に応じて合理的に決定されている。
- ・【排水規制】 排水は許可制で、事業者は施設ごとに、その産業カテゴリー別に定められた規制物質及びその事業者が排出する可能性のある物質の排水分析データ等を提出、申請する。排水許可は州により個別施設ごとに与えられる。州の許可執筆者は施設ごとに申請された情報及び排出先の情報に基づき排水基準、排水の測定項目及び頻度を設定する。

#### ○日本（概要）

日本では全国的に定められた水質環境基準項目について、毎年、同一地点で行政がモニタリング・評価を行い、排水者はその水質環境基準に基づき設定された、全国一律の排水基準を遵守すべく、モニタリングを行っている。我が国の水環境の改善の様子と課題は、行政モニタリングの結果により全国において常に明らかにされている。

- ・【環境基準】 環境基本法において、人健康保護・生活環境保全上で維持することが望ましい河川水の水質基準として環境基準を設定している。
- ・【モニタリング】 環境基準項目を中心として、要監視項目、農薬、生物等についての調査が国や自治体によって実施され、日本の水環境の実態は、基本的に同一地点・同一頻度・同一項目で全国一律に把握されている。
- ・【排水規制】 水質汚濁防止法によって、特定事業場は、全国一律の排水基準（環境基準のある項目については環境基準の10倍を目安）を遵守するよう定められている。また、都道府県による上乗せ基準、総量規制による規制も行われている。

## (1) 日米における排水管理の特徴

米国における排水管理の特徴と国、州、事業者の役割を表4-3-1に、日本における排水管理の特徴と国、地方自治体、事業者の役割を表4-3-2に示した。

### ○水質基準

- ・米国では、水質浄化法の下で、EPA が汚染物質等（126 の優先毒性汚染物質を含む）に対する推奨クライテリアを策定する。州は水域ごとに、用途（Public Water Supply, Aquatic Life Use 等）とクライテリアから水質基準を設定する。このように、米国の水質基準は、州ごと、水域ごと、用途ごとに異なり、全国一律ではない。
- ・日本では、環境基本法によって、健康項目については全国一律の水質環境基準、生活環境項目について河川では、利用目的によって6類型、水生生物の生息状況で4類型等に分類され、それぞれに水質環境基準が設定されるなど、基本的に全国一律の水質環境基準が設定されている。

### ○排水規制

- ・米国における排水規制は、EPA が水質浄化法（Clean Water Act）の下で産業カテゴリー（現在59 の産業カテゴリー）に対して排水ガイドラインを定め、産業カテゴリーごとに排水削減技術に基づく排水基準(TBEL)を規定している。個別施設に対する排水規制は州が所管しており、個別施設ごとに EPA が設定した排水ガイドライン及び事業者が提出した排水特性等に基づき、排水により水質基準の未達成が生じないように排水基準を定める。  
規制対象物質は、産業カテゴリー及び個々の施設により異なる。伝統的汚染物質(BOD、TSS、pH、オイル/グリース)は共通であるが、優先毒性汚染物質（126 種類の汚染物質）、その他非伝統的/非毒性汚染物質や排水中に含まれるその他の毒性、有害物質も規制対象となりうる。以上のように、米国においては、EPA が全国共通のクライテリアと排水ガイドラインを設定するが、排水基準は、個々の事業者ごとに州が決めるため、事業者ごとに大きく異なる。

- ・日本における排水規制は、水質汚濁防止法によって事業者が届出を行うが、排水基準は基本的には全国一律である。ただし、水質汚濁が懸念される地域では、総量規制や都道府県による上乘せ規制がある。このように、米国においては、行政が個々の企業の排水をきめ細かく管理することに注力するのに対し、日本では、全国一律基準で排水を規制している。

### ○水質調査

- ・米国における環境実態調査は、EPA が、基本的な水質項目について全国的な水質調査と生物調査を行っている。州は州内の水質の状態を、化学的・物理的・生物的にモニタリングしている。しかし、州は、水質項目をすべての測定地点で一律に継続的に測定しているわけではなく、測定地点、項目、頻度は、排水の状況と水域の状況、目的に応じて合理的に決定されている。
- ・日本では、全国的に定められた水質環境基準項目を、毎年、同一地点で行政がモニタリングしている。

表 4-3-1 米国における排水管理の特徴

事項	国	州	事業者
クライテリア (水質項目と濃度基準)	水質浄化法 (CWA: Clean Water Act) 126 の優先毒性汚染物質を含む汚染物質に対する推奨クライテリアを策定 (基準の科学的根拠として)		
水質基準		水域ごとに、用途 (Public Water Supply, Aquatic Life Use 等) とクライテリアから水質基準を設定	
排水規制	水質浄化法 (CWA: Clean Water Act) 59 の産業カテゴリーに対して排水ガイドラインを定め、産業カテゴリーごとに排水削減技術に基づく排水基準 (TBEL) を規定。TBEL は下記に基づく。 ・利用可能な最善の技術の採用 (BPT: Best Practicable Control Technology Currently Available) ・最善の汚染管理技術 (BCT: Best Conventional Pollutant Control Technology) ・経済的に利用可能な最善の処理技術の利用 (BAT: Best Available Technology Economically Achievable) ・新規排水設備からの排水基準 (NSPS: New Source Performance Standards)	水質浄化法 (CWA: Clean Water Act) 個別施設に対する排水規制は州が所管しており、個別施設ごとに EPA が設定した排水ガイドライン及び事業者が提出した排水特性等に基づき、排水により水質基準の未達成が生じないように排水基準を定める。排水基準には下記がある。 1. TBEL 2. TBEL の採用では水質基準が達成できない場合は水質に基づく排水基準 (WQBEL) を採用 排水基準及び排水のモニタリング報告等の許可条件を規定した排水許可証を発行し、排出を許可する。	-
対象施設	公共水域に排水を排出する点発生源。産業施設、公共下水処理場等 40 万を超える施設		
排水許可申請			申請書の主要な記載事項 ・施設の所在地 ・管理責任者 ・施設の SIC 番号 ・運転条件 ・既存の環境許可 ・地図 ・事業の性質 ・排水口の位置

			<ul style="list-style-type: none"> <li>・排水量・汚染物質発生源・排水処理技術</li> <li>・排出する汚染物質の種類と分析値</li> <li>・排出される可能性のある汚染物質</li> </ul>
規制対象物質	産業カテゴリーごとにTBELの対象が異なる	産業カテゴリー及び個々の施設により異なる。 <ul style="list-style-type: none"> <li>・伝統的汚染物質 (BOD、TSS、pH、オイル/グリース)</li> <li>・優先毒性汚染物質 (126種類の汚染物質)</li> <li>・その他、非伝統的/非毒性汚染物質や排水中に含まれるその他の毒性、有害物質も規制対象となりうる</li> </ul>	
排水の測定			<ul style="list-style-type: none"> <li>・分析項目：排水基準項目</li> <li>・分析頻度：分析項目及び個々の施設により異なる。</li> </ul>
上乗せ規制		日間最大排出量規制 (Total Maximum Daily Load Program) (水質基準未達成の水域汚染物質の総量規制制度)	
補足事項			<ul style="list-style-type: none"> <li>・環境影響低減のための施設運用に際する留意事項 (Best Management Practice)</li> <li>・事故時の報告</li> </ul>
許可証有効期限			5年
違反時の対応		違反通知、行政命令 (設備、運営の改善勧告)、業務停止命令、罰金刑 (最高 2500 万ドル)、懲役刑	
モニタリング (河川)	National Rivers and Streams Assessment (EPA)	National Water Quality Inventory Report to Congress	
調査地点数	1924 地点 (2008-2009 年の調査)	州によって異なる	
調査内容	大型無脊椎動物、魚、りん、窒素、塩濃度、酸性化、堆積物、魚の生息環境、川岸の植生、魚体中の水銀、腸球菌	水質基準項目をすべての測定地点で一律に継続的に測定しているわけではなく、測定地点、項目、頻度は、排水の状況と水域の状況、目的に応じて合理的に決定 <ul style="list-style-type: none"> <li>・化学的データ (汚染物質濃度、pH、</li> </ul>	

		DO等) ・物理的データ (温度、濁度、懸濁物質濃度等) ・生物学的データ (水生生物種の数等)、 生息環境 (土地利用等)	
--	--	----------------------------------------------------------------------------------	--

表 4-3-2 日本における排水管理の特徴

事項	国	地方自治体	事業者
環境基準	環境基本法 健康項目 27 項目 生活環境項目 9 項目		
基準値	健康項目は一律 生活環境項目は類型分けて設定		
排水規制	水質汚濁防止法 1.工場及び事業場から公共用水域に排出される水の排出の規制 2.地下に浸透する水の浸透の規制 3.生活排水対策 4.事業者の損害賠償の責任		
対象施設	特定施設 1.有害物質を排出する施設 2.pH、BOD、COD、SS、n-ヘキサン抽出物質など 12 項目について、生活環境に係る被害を生じるおそれがある程度 (50m <sup>3</sup> /日以上) の汚水又は廃液を排出する施設		
特定施設の届出			<ul style="list-style-type: none"> <li>・設置の届出</li> <li>・使用の届出</li> <li>・構造等の変更の届出</li> <li>・氏名の変更等の届出</li> <li>・使用廃止の届出</li> </ul>
規制対象物質	一律規制 ・有害物質：カドミウム、シアン化合物、鉛、六価クロム等 28 項目 ・生活環境項目：pH、BOD、COD、浮遊物質等 12 項目		
排水の測定			排水基準に定められた事項のうち、特定施設の設置時に届け出たものについて1年に1回以上、その他のものについては必要に応じて行う
上乗せ規制	総量規制	都道府県条例で定める排水基準	
補足事項			事故時の措置 事業者の責務

許可証有効期限			
違反時の対応		計画変更命令、改善命令、実施の制限	
モニタリング	国及び地方自治体が環境基準項目を中心に、基本的に同一地点・同一頻度・同一項目で全国一律で調査されている。 1.公共用水域水質測定(環境省) 2.全国一級河川の水質現況(国土交通省) 3.全国水生生物調査(環境省・(国土交通省)) 4.河川水辺の国勢調査((国土交通省))		
調査地点数	1. 4578 地点 (河川・生活環境項目) 2. 全国一級河川 109 水系 3. 2004 地点(2016 年) 4. 一級河川 98 水系、二級河川 6 水系		
調査内容	1.健康項目 27 項目、生活環境項目 9 項目等 2.1.に加えて農薬 262 項目、水生生物調査等 3.29 種類の指標生物を使った調査 4.魚介類、底生動物、植物、鳥類、河川環境基図		

## (2) 日米の排水管理における特徴の比較検証

日米における排水管理の特徴を比較し、表 4-3-3 に示した。

米国の水質基準は、州ごと、水域ごと、用途ごとに個別に設定され、排水基準は、個々の事業者ごとに、排水により水質基準が未達成にならないように個別に設定される。環境実態調査も、全国一律で行うのではなく、水質基準が確認されていることを確認するために、地点によっては重点的に多くの項目、頻度で調査するが、別の地点では限られた項目でしか調査しないなど合理的に実施されている。

日本では、基本的に全国一律の環境水質基準を設定し、事業者は環境基準項目と同じ項目の排水規制を守るよう規制され、国や地方自治体によって全国一律で環境実態調査が行われているという仕組みの中で、全国的に水環境の実態は常に明らかにされている。

表 4-3-3 日米排水管理の比較

事項	日本	米国
根拠法令	<ul style="list-style-type: none"> <li>・環境基本法</li> <li>・水質汚濁防止法</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・水質浄化法 (CWA: Clean Water Act)</li> </ul>
基準値	<ul style="list-style-type: none"> <li>・水質環境基準</li> <li>1.健康項目は一律、生活環境項目は類型分けで設定</li> <li>2.農薬は指針値など</li> <li>3.水質を 4 段階に分類</li> <li>4.底生動物は BMWP 法など</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・クライテリア (水質項目と濃度基準) EPA は人健康保護のためのクライテリア 122 項目、水生生物保護のためのクライテリア 42 項目を推奨値として示している。</li> <li>・水質基準 州は EPA の承認の下で、水域の用途等により項目、レベルとも異なるものを採用することが許容されている。</li> </ul>
排水規制対象物質	<ul style="list-style-type: none"> <li>・有害物質：カドミウム、シアン化合物、鉛、六価クロム等 28 項目</li> <li>・生活環境項目：pH、BOD、COD、浮遊物質等 15 項目</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・伝統的汚染物質：BOD、TSS、pH、オイル/グリース</li> <li>・その他の物質：産業カテゴリーごとに規制対象物質が異なる。</li> <li>・EPA は 59 の産業カテゴリーに対して排水基準を設定している</li> <li>・産業カテゴリーによる規制対象物質のほかに、排水中での存在実態によりそ</li> </ul>

		の他の汚染物質が規制対象になることがある
対象施設	<ul style="list-style-type: none"> <li>・特定事業場（263,000 施設：2016 年）</li> <li>1.有害物質を排出する施設</li> <li>2.生活環境項目については、50m<sup>3</sup>/日以上 の汚水又は廃液を排出する施設</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・公共用水域に排水を排出する点発生源 産業施設</li> <li>・公共下水処理場等 40 万を超える施設</li> </ul>
許可 (届出) 記載事項	<ul style="list-style-type: none"> <li>・届出 工場名称、所在地、特定施設の種類、構造、設備、使用方法、汚水等の処理の方法、排水の汚染状況及び量、排水に係る用水及び排水の系統</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・許可申請 施設名称、所在地、SIC 番号、既存の環境許可、事業の性質、排水口の位置、排水量・汚染物質発生源・排水処理技術、排出する汚染物質の種類と分析値、排出する可能性のある汚染物質、排出する水域の情報</li> </ul>
排水基準	<ul style="list-style-type: none"> <li>・一律排水基準（全国一律）</li> <li>・総量規制</li> <li>・都道府県条例による上乘せ規制</li> </ul>	<p>個別施設ごとに排水により水質基準の未達成が生じないように規制が行なわれる。排水基準には下記がある。</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1.産業カテゴリーごとに排出削減技術に基づく排出基準(TBEL)を規定。</li> <li>2.TBELの採用では水質基準が達成できない場合は水質に基づく排出基準(WQBEL)を設定。WETもこれに含まれる。</li> </ol>
排水測定 及び報告 に関する 事項	<ul style="list-style-type: none"> <li>・排水基準に定められた事項のうち、特定施設の設置時に届け出たものについて 1 年に 1 回以上。</li> <li>・その他のものについては必要に応じて行う。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・個別施設ごとに異なる (例 BOD、TSS 等：2 回/週、有機物質：1 回/年、金属：1 回/月、WET：4 回/年)</li> </ul>
モニタ リング	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.公共用水域水質測定（環境省）</li> <li>2.全国一級河川の水質現況（国土交通省）</li> <li>3.全国水生生物調査（環境省・国土交通省）</li> <li>4.河川水辺の国勢調査（国土交通省）</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.National Rivers and Streams Assessment (EPA)</li> <li>2.National Water Quality Inventory Report to Congress</li> </ol>
調査 地点数	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.4578 地点（河川・生活環境項目）</li> <li>2.全国一級河川 109 水系</li> <li>3.2004 地点</li> <li>4.全国一級河川 98 水系、二級河川 6 水系</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.1924 地点(2008-2009 年調査)</li> <li>2.州によって異なる</li> </ol>
調査内容	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.健康項目 27 項目、生活環境項目 9 項目等</li> <li>2.1.に加えて農薬 262 項目、水生生物調査等</li> <li>3.29 種類の指標生物を使った調査</li> <li>4.魚介類、底生動物、植物、鳥類、河川環境基図</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.大型無脊椎動物、魚、りん、窒素、塩濃度、酸性化、堆積物、魚の生息環境、川岸の植生、魚体中の水銀、腸球菌</li> <li>2.化学的データ（汚染物質濃度、pH、DO 等）、物理的データ（温度、濁度、懸濁物質濃度等）、生物学的データ（水生生物種の数等）、生息環境（土地利用等）</li> </ol>

### (3) 日米の水質実態調査

日米における水質調査の実態を比較するため、都市部の水質調査結果として、日本での 2016 年水質調査の結果（東京、神奈川、千葉、埼玉）、及び米国での 2014 年テキサス州ヒューストン水質

調査結果を表4-3-4に示した。

○結果総括（概要）

・**米国ヒューストン**では、水系ごとに水質基準は設定されているが、すべての地点で水質調査が行われているわけではない。ジクロロメタンや四塩化炭素などの有機塩素化合物も水質基準はあるが水質調査は実施されていない。カドミウム、鉛、クロムが検出されている地点もあるが、調査地点数は限られており、特定の地点を重点的に調査しているものと考えられる。

水質基準は、水系、目的によって異なるので基準値には幅がある。pH、DO、大腸菌群数などが0.9%～6.6%水質基準を超過していた。基準値超過が多いのはnitrate(23.4%)及び全りん(40.1%)であった。これら基準値を超過している項目については測定地点、測定頻度も多い。ただし、基準値は日本と異なるので、基準値超過数が多いと言って、日本より水質が悪いとは言い切れない。

・**日本**では、水系、調査地点、試料数は基本的に一律で調査されている。健康項目で環境水質基準を超過している項目はふっ素及びホウ素であるが、自然由来と考えられる。鉛、砒素が検出されているが、廃鉱山などの影響と考えられる。

生活環境項目では、pH、DO、BOD及びSSが2%～6%基準値を超過している。最も基準値超過が多いのは大腸菌群数の3%であった。日本では、同一地点を毎年調査しているので、水環境のトレンドを追うのは容易である。

このように、日米で水環境調査の考え方は大きく異なる。



表 4-3-3 水環境実態調査結果の例

健康項目	日本(東京、神奈川、千葉、埼玉)2016													米国(テキサス州ヒューストン)2014							
	水系数	地点数	試料数	最大	最小	基準値超過 数	率(%)	基準値 (mg/L)	水系数	地点数	試料数	最大	最小	基準値超過 数	率(%)	基準値 (mg/L)					
																	最大	最小			
カドミウム	54	92	329	0	0	0	0.0	0.003	9	24	910	0.0014	0.00005	0	0.0	0.00014-0.04					
シアン	54	92	353	0	0	0	0.0	検出されないこと	-	-	-	-	-	-	-	-					
鉛	54	92	556	0.006	0	0	0.0	0.01	9	25	1379	0.0009	0.00014	0	0.0	0.000107-0.133					
六価クロム	54	92	353	0	0	0	0.0	0.05	8	24	928	0.0038	0.00194	0	0.0	0.03924-0.502					
砒素	54	92	357	0.006	0	0	0.0	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-					
総水銀	54	92	353	0	0	0	0.0	0.0005	1	1	6	0.0001	-	0	0.0	0.00003					
アルギル水銀	54	92	0	-	-	-	-	検出されないこと	-	-	-	-	-	-	-	-					
PCB	54	92	111	0	0	0	0.0	検出されないこと	-	-	-	-	-	-	-	-					
ジクロロメタン	54	92	354	0.019	0	0	0.0	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-					
四塩化炭素	54	92	270	0	0	0	0.0	0.002	-	-	-	-	-	-	-	-					
1,2-ジクロロエタン	54	92	270	0	0	0	0.0	0.004	-	-	-	-	-	-	-	-					
1,1-ジクロロエチレン	54	92	270	0	0	0	0.0	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-					
シス-1,2-ジクロロエチレン	54	92	270	0	0	0	0.0	0.04	-	-	-	-	-	-	-	-					
1,1,1-トリクロロエタン	54	92	270	0.0003	0	0	0.0	1	-	-	-	-	-	-	-	-					
1,1,2-トリクロロエタン	54	92	270	0	0	0	0.0	0.006	-	-	-	-	-	-	-	-					
トリクロロエチレン	54	92	380	0.001	0	0	0.0	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-					
テトラクロロエチレン	54	92	380	0.005	0	0	0.0	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-					
1,3-ジクロロプロペン	54	92	270	0	0	0	0.0	0.002	-	-	-	-	-	-	-	-					
チウラム	54	92	254	0	0	0	0.0	0.006	-	-	-	-	-	-	-	-					
シマジン	54	92	272	0	0	0	0.0	0.003	-	-	-	-	-	-	-	-					
チオベンカルブ	54	92	272	0	0	0	0.0	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-					
ベンゼン	54	92	270	0	0	0	0.0	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-					
セレン	54	92	270	0.001	0	0	0.0	0.01	9	24	782	0.002	0.00024	0	0.0	0.005-0.564					
硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素	54	92	832	9.9	0.09	0	0.0	10	124	202	26987	0.0046	0.00004	6321	23.4	0.00039-0.01365(Nitrate)					
ふっ素	54	92	494	0.83	0	2	0.4	0.8	9	36	8499	0.0004	0.00015	0	0.0	0.004					
ほう素	54	92	448	3	0	4	0.9	1	-	-	-	-	-	-	-	-					
1,4-ジオキサン	54	92	168	0	0	0	0.0	0.05	-	-	-	-	-	-	-	-					
pH	46	75	990	9.2	6.9	20	2.0	pH6.0-8.5	30	89	17845	9.53	5.3	163	0.9	pH6-9					
DO	46	75	990	15	0.5	59	6.0	2-7.5mg/L以上	126	204	35186	5.23	0.1	2327	6.6	1-5mg/L					
BOD	46	75	990	10	0	24	2.4	1-10	-	-	-	-	-	-	-	-					
COD	46	75	931	12	0.5	0	0.0	1-8(湖沼)	-	-	-	-	-	-	-	-					
SS	46	75	937	160	0	19	2.0	25-100mg/L	17	58	24408	61.342	75.56	0	0.0	300-1000mg/L					
大腸菌群数	46	75	533	350000	23	186	34.9	5-50MNP/100mL	99	151	11539	5086.7	7.28	123	1.1	126-630MNP/100mL					
n-ヘキサン抽出物質	46	75	43	1	0	0	0.0	検出されないこと(海域)	-	-	-	-	-	-	-	-					
全亜鉛	46	75	444	0.056	0	0	0.0	0.03	9	18	596	0.0338	0.00197	0	0.0	0.05162-0.0927					
全窒素	80	131	990	15	0.3	0	0.0	0.1-1(湖沼)	123	196	14929	0.008	0.00021	5993	40.1	0.00021-0.00804					
全燐	80	131	990	1	0.007	0	0.0	0.005-0.1(湖沼)	9	18	468	0.0078	0.00158	2	0.4	0.00488-0.06546					
Copper	80	131	990	1	0.007	0	0.0	-	4	8	96	1.114	-	1	1.0	0.991					
Aluminium																					

## 第5章 我が国における生物応答試験を用いた排水評価手法の在り方

### ○結果総括（概要）

生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）は、排水の性質を個別の化学分析によらず把握しようとする、一つの評価手法であって、直接的な管理手法には成り得ないと考える。海外では規制の一部において WET が排水の管理手法として活用される事例はあるが、これは化学分析と併用して用いられている。また、生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）には信頼性等を含むいくつかの問題を有し、試験結果を排水処理の改善に利用する（原因物質を特定して適した対策を講じる）ことは大きな困難を伴うものであり、持続可能かつ合理的な手法とは言いえない。

国内の生物環境と、水域の水質の実情を対比させると、日本における個別物質を対象にした排水管理で、良好な水環境が維持されているとも判断できる。

事業者が必要に応じて自主的に生物応答を用いた手法を活用することを妨げるものではないが、利活用するのであれば、生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）の特徴と限界を十分に理解した上で、自社の排水における生物への影響を確認する手法の一つであることを認識する必要がある。

なお、生物応答試験だけでは排水の評価はできても対策まではできないことから、仮に影響があると判断された場合でも、自社の排水プロファイル等から工程管理や化学分析等で原因を特定する必要がある。対策まで考えるのであれば、コストを踏まえ、自社の環境目標等を考えて検討することが望ましい。

### （1） 生物応答試験を用いた排水評価法（いわゆる WET 手法）の特徴と限界

総合的な毒性把握手法としての WET 試験には特徴と限界がある。Chapman 氏は、WET 試験が環境中の毒性影響を把握するための有用なツールであることに違いないが、いくつかの問題があると指摘している。特に、WET 試験には生物学的及び人為的要因の両方に起因する試験の本質的な「変動性（ばらつき）」があるとし、規制に用いる場合、WET 試験の結果が基準値の上か下かで合否を判断せず、変動幅を考慮する必要があると述べている。また、生物応答試験を用いた排水評価法（いわゆる WET 手法）の限界の例として、塩素を含んでいる排水を正確に評価できないことも挙げられる。

したがって、排水中の影響起因物質を同定していくのは、予め使用している材料あるいは金属や塩類等が起因しない限り、極めて困難であると考えられる（例えば複合影響や未知の起因物質による場合）。水質や状態が常に変化する排水において、本手法での1回の結果で排水の毒性の有無を評価することは適切ではない。

一方、例えば新たに製造ラインが導入され、排水が公共用水域に放出する前に水生生物への毒性を把握する目的として、あるいは、組成が複雑な排水について排水処理法を変更したような場合に、その処理法が適切であるかを診断する等、目的を限定し本手法を用いるということはある。事業者が自主的に生物応答試験を用いた排水評価法（いわゆる WET 手法）を実施し、対策まで考えるのであれば、コストを踏まえ、自社の環境目標等を考えて検討することが望ましい。

## (2) 米国における排水管理に対する考え方と WET 手法の位置付け

米国では、水域の水質基準を守るように設定された排出許可限界値を遵守するために、事業者が排水の管理を行っている。行政（州）は水質基準、排出許可限界値を、水域ごと、排出施設ごとに個別に定めており、水域の水質調査を、化学的・物理的・生物的手法により網羅的ではなく重点的に行い、合理的に課題を把握している。

一方、我が国では、全国的に定められた水質環境基準項目を、毎年、同一地点で行政がモニタリング・評価し、水質環境基準を守るために設定された、基準と同一項目の全国一律の排水基準を遵守すべく、事業者がモニタリング（排水濃度を管理）している。このように、米国と我が国では、環境基準及び排水基準に違いが見られる。

米国では、1960年代後半から1970年代前半にかけて、水質汚濁が大きな環境問題として取り上げられ、人に対する毒性物質のみならず、水生生物等への毒性物質についても、毒性影響を生じる量の公共用水への放出を禁ずるべきとする、強力な法改正が行われた。また、排水管理に許可制度が導入され、各企業の排水が行政により個別に管理されるようになった。

このような状況下であり、かつ分析機器や技術も十分に普及していない時期に、排水中の毒性汚染物質に対して個別に対応するのではなく、排水中の毒性を総合的に評価する手法（未知の毒性物質の存在の把握、排水中の汚染物質の相互作用や複合作用の把握）を利用しようという動きが生じてきた。しかしながら、米国では、排水中の毒性物質の分析を WET 試験により代替する、という考えは当初から否定されており、現時点においても、力点の置き方は州により異なるものの、化学分析と毒性試験は、いわば車の両輪のようにして排水管理に利用されているようである。

## (3) 我が国における排水管理と水環境の現状

我が国は公害を経験し、国と業界が一体となって水質改善に向けた取組を推進してきたが、我が国の水質汚濁防止法を例とすれば、環境基準の評価に用いる指標は健康項目（有害物質）27項目と生活項目である BOD、COD 等によるもので、水生生物保全に関する環境基準は亜鉛、ノニルフェノール、LAS（直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩）の3項目が対象となる。

生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）の利活用の在り方として、例えば、本手法を自社の排水が水生生物へ影響を及ぼすかどうか確認する一つの手法として捉え、国が指定する水域、又は水生生物への影響が懸念される水域で活用するののも一つの考え方である。

我が国では、国による全国一律の環境基準の設定が定められ、環境基準を達成するため事業者は全国一律の排水基準を遵守し、水環境の実態を把握するために、国や地方自治体は、全国一律で水質調査、水生生物調査等、きめ細かい調査を継続的に実施してきた。このような、国、地方自治体、事業者が一体となって水質保全に取り組んできた結果、日本の水質は経年的に改善してきたことが確認され、課題も明らかにされてきた。

現在、水環境調査は、環境基準項目を中心とする化学分析と、生物調査は個々に行われ、統合して解析されてはいない。今後、それらの情報を統合し我が国の水環境の実態をより詳細に把握することで、課題を明確にすることができるとも考える。

#### (4) 自主的な取組の中での生物応答試験を用いた排水評価法の位置付け

##### 1) 生物多様性への取組と生物応答試験を用いた排水評価手法の利用可能性

現在、生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）を実施している企業の中には、医薬品等の生理活性の高い化学物質を取り扱う製薬業界や毒性の強い化学物質を取り扱う企業等が、自社の排水が水生生物（生物応答試験を用いた排水評価手法で用いられている生物種）に影響を与えるかどうかを確認する手段として、本手法を用いた試験を自主的に行っている。本手法を実施している企業のCSR報告書等によると、生物多様性保全の一環で取り組んでいる企業が目立つ。

Chapman 氏は、WET 試験は確かに有用であるが、受水域の環境に及ぼす影響の有無について信頼できる予測ツールではないとし、WET 試験はリスクアセスメントの第1段階に過ぎず、ハザードを確認する場合に適していると述べている。また、WET 試験単独では、目的（放流水の水資源に対する毒性影響の評価、影響物質の特定及びその排除）を達成することはできないと主張している（「2.1 WET 試験の技術的な課題及び利点と限界に関する調査」を参照）。

生態系に影響を与えるのは水環境中の化学物質だけではなく多くの要因があるため、生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）の目的と生物多様性保全を関連付けるためには、受水域の環境と試験の結果との関連性が明確でなければならず、本手法のみを積極的に活用することは難しいと思われる。また、排水中の化学物質による水生生物への悪影響を、本手法で事前に把握し、受水域における水生生物への負荷を軽減することが目的であるならば、本手法の結果だけでなく、受水域に生息する水生生物の調査や化学分析などと併せて総合的に評価することが必要である。

また、守るべき水域があるのであれば、その水域や目的に見合った方法があると思われる。例えば、受水域に生息している水生生物の保護が目的であるならば、その地域で生息している生物種を用いた調査・評価手法が有効であろう。一方、水生生物全般の健全性を保全することを目的として、例えば、生態系の実態を示す公共用水域を定め、化学物質による生態影響をスクリーニングするために、生物応答試験を用いた手法を実施することは有用となる場合もあると考える。そのような場合、希釈後を想定している他の環境基準と同様に、バックグラウンドとその水域で希釈された実態を考慮して評価する必要がある。

##### 2) 費用対効果

企業に生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）の継続的な活用を促すのであれば、本手法の技術的境界や特徴（何ができて何ができないか、自社に必要であるか否か）を周知させるだけでなく、費用対効果も重要な課題の一つと言える。一般に、我が国では生物応答試験を用いた排水評価手法（生物試験だけ）の費用は1試験100万円～150万円と言われているが、仮に影響が出た場合、本手法だけでは直接原因を把握できないため、直接的には対策につながらない。TIE/TRE まで対応し、必要な試験頻度が多い場合や TIE で原因特定が困難な場合、更に時間的、労力的な負担が大きくなると予想され、かかる費用は数千万円とも言われている。原因が特定できず、改善ができない場合も報告されている。生物応答試験を用いた排水評価手法の結果と排水改善の必要性について、合理的でコストベネフィットのある判断が求められると考える。

## 第6章 今後求められる新たな水環境モニタリング手法について

米国で WET が検討され 40 年近くが経過した。その間、排水等の水処理技術や化学分析における前処理技術、一斉分析技術、分析結果の解析技術などは劇的に進歩した。一方、生物応答を利用した毒性試験も、欧州を中心に、試験生物（動物実験）の削減のため *in vitro* 試験への代替や *in silico* 解析の利用が進められ、化学物質の毒性データも蓄積されつつある。また、生物応答試験を用いた排水評価手法（いわゆる WET 手法など）の生物種およびエンドポイントでは不十分とする研究が傾向として確認されており、工場排水の新たな排水処理技術に関する研究や WET 手法とは異なる生物種及びエンドポイントによる毒性評価や削減効果等の研究報告がなされている。特に、生態影響や生物応答試験（バイオアッセイ）に関する文献については、WET 手法以外の生物種（哺乳類、植物種、底生生物を含む）を用いた排水の毒性試験、排水中の化学物質による内分泌かく乱・変異原性・遺伝毒性・細胞毒性・生殖腺への影響等に関する研究が進められている。

近年、排水中の化学物質の一斉分析により、ある程度は定量的に評価することが可能となった。したがって、排水や環境水の一斉分析の結果から、水生生物に悪影響を及ぼす可能性のある化学物質を抽出し、その濃度と毒性試験等で得られた既知の毒性値を比較して生物影響が予測できるような、合理的でコストベネフィットのある診断法の開発が期待される。

生態毒性試験についても、生物を使わない（生物の使用とならない）試験法、迅速かつ多検体の同時解析が可能な技術（ハイスループットスクリーニング）の開発や ECOSAR（生態毒性予測 QSAR モデル）の活用、AOP（作用メカニズムより暴露から生物への悪影響までを予測する一連の経路：Adverse Outcome Pathways）の概念に基づく毒性評価等、これまで蓄積された様々な化学物質の毒性試験データ等を排水に対して活用できるかを含め、新たなモニタリング手法や研究動向についても比較・調査することは今後有用であると考えられる。

近年、SDG s に生態系保全がうたわれ、事業者による化学物質の自主管理がますます重要になってきている。我が国も例外ではなく、水生生物に対して影響の大きい排水を公共用水域に放出しないという社会的責任を含め、企業の環境経営として水環境保全への取組がより重視されると思われる。

また、環境保全の重要性が世界的な潮流になる中、従来、全国一律の排水規制だけでなく、将来に向けた取組が求められるようになりつつある。我が国の優れた排水管理の仕組みを維持しつつ、将来的にどのような管理が求められるのか、そしてその中にどのような形で生物応答試験を用いた排水評価手法やその他の新たな技術などを組み込むことが必要であるのか、科学的に模索する時期に来ているとも考える。例えば、既存の知見及び今後蓄積される様々な化学物質の試験データ及び排水等の化学分析データ・毒性データ・水環境に関するデータ等に対して、AI（人工知能）等を用いて評価等に活用する手法は、水環境保全のための最適解を求める手法として将来的に有効活用できる可能性がある。また、過去と現時点での各種評価法のコストベネフィット、そして水環境保全への作用効果及び将来予測も評価の対象になると考えられる。

WET試験の利点と問題点についての整理

別添1

項目	WET試験の課題(コメント)		課題(コメント)に対する提案	課題に対するEPAの対応	EPA文書					
有効性	変動性	・WET試験には試験内変動、試験機関内及び試験機関間の変動がある	・2倍程度の変動は許容されているため規制で明確に線引きすることは適当でない	ガイダンス等を改訂し、排水の変動を考慮した「リミット(Limit)」や「トリガー(Trigger)」※の設定方法や直近10回の結果の「Limit」から逸脱を評価する等、“Step-wise approach”の評価方法やPMSD等を用いた制度基準等を記載(運用評価方法関連) ・USEPA, EPA 832-B-04-003, 2004(試験法関連) ・Federal register 40 CFR Part 136.3, 2002 ・USEPA, EPA-821-B-00-004, 2000	① ② ③					
			・NPDESでWET試験結果を用いる場合は、認可制限値を平均値として表すか、より変動の小さい試験を用いる							
			・標準物質試験と同じようにControl chartを用いて管理し、許容可能な反応レベル及び変動レベルを決めて許容できる(変動の)下限値を決める ・1つの試験結果ではなく、非達成率に基づくべき ・結果表記にEcxを用いるか仮説検定(NOEC)を用いるか							
生物種による違い	・試験生物と受水域に生息する生物の感受性が異なる ・試験生物間でも感受性や耐性が異なる ・試験生物の遺伝系統による差がある	・複数の種を利用する等			④					
						実験室と受水域の違い	・受水域では環境条件や生物の状態によって影響を受けるが、実験室では制御されている。 ・特に餌の影響を受ける。 ・個別ばく露と集団ばく露では違いが出ることがある	・ニセネコゼミジンの試験では厳しく標準化されている	・希釈に実験室の飼育水を用いる場合、水質(pHや硬度)を受水域の水に合わせても良い(USEPA, 2000) ・生物調査との併用(USEPA, 2010)	③ ⑤
過小保護	・WET試験が過小保護となるケースもある ①最も感受性の高い生物は飼育・試験できない ②ラボでは受水域における環境ストレスを受けない ③水経由のみのばく露が想定されている(餌経由が重要な場合がある) ④行動異常など全てのエンドポイントを見ていない									
保護のレベル	保護レベルの不確実性	WET試験では保護レベルが過大なのか過小なのかはっきりしない可能性がある。 ①生物的及び非生物的要因 ②間欠ばく露 ③環境中の混合物との様々な反応が生じる可能性 ④環境中での適応(エネルギー消費、忌避行動) ⑤ホルミシス(NOECよりも低濃度で影響が生じる可能性)		・環境中での影響は野外生物モニタリングによって評価する(USEPA, 2010) ・濃度依存性のない結果に関する解釈ガイドラインを提供(USEPA, 2000)	⑤ ③					
		・排水の生物影響について、ラボの結果と実環境の生物相への影響に相関がみられたケースが、河川の毒性が高く下流の生物相への影響が明らかな事例に限られていた(1980年代)。 ・河川水の毒性が十分高くない場所での定量的な比較はあまりない(WET試験そのものや野外での生物調査の結果の不確実性により複雑になる)。 ・WETと河川の生物調査の結果は、排水濃度80%以上で影響が明確であるときに一致する(相関がある)。それ以下だと両者は一致しない。	・野外調査の結果から推測した排水の影響は、実験室で得られた排水の影響よりも大きく、野外への外装には安全係数が必要(欧州では8程度) ・In situ毒性試験又は生態系レベルの試験は長期に行えば実環境に最も近い条件を提供できる	特になし						

WET試験の利点と問題点についての整理

別添1

項目	WET試験の課題(コメント)	課題(コメント)に対する提案	課題に対するEPAの対応	EPA文書	
リスク評価	有害性(ハザード)評価とリスク評価	・WETは生態リスク評価の第一段階のハザード評価に当たる ・1つのWET試験が基準を超過したからといって環境影響の潜在的可能性が大きいわけではない。	特になし	・WET試験、化学分析、生物調査の結果は、原則、独立に評価する(どれか1つでも非遵守なら非順とする)が、以下のような場合に例外もある ①化学物質のLimitで基準が十分達成できる場合、WET試験のLimitを化学物質のLimitで代替して良い (USEPA, 2004) ②深刻な生態影響が起きるかもしれない前に予測・防止するため、排水を管理する方法としてWET試験を用いる(USEPA, 2004)	① ①
	適切でないWET試験の使い方	・WETだけではハザードは特定できてもリスクは特定できない ・USEPAの「毒性試験、化学分析、野外群集」をそれぞれ独立にハザード評価に使いリスク評価に移行しないのは誤った使い方である。	特になし		
	リスク評価	・試験生物へのリスクは定量化できても実環境の情報なしに、直接、受水域の環境リスクにつなげることはできない。	・リスク評価は独立でなく協同で適用すべきである		
	適切なWET試験の使い方	・WETは問題のある排水を特定し描出するのに適切なものである(ハザードランキング) ・WET試験は将来の低水量時での排水毒性を予測し、確実な予防方法(TIE/TRE)を提供するものである	・正式なリスク評価のスクリーニングとして使う場合、一度詳細試験で排水の特徴が分かれば、その後は限度試験(例えば100%排水と対照区のみ)を多く実施する方が良い ・受水域におけるワーストケースの希釈濃度より採水・試験時の希釈濃度を使うべきである ・WET試験は意思決定の証拠の重み付けアプローチの一部であり、化学分析と受水域における生物調査とを併用すべきである	・3種の生物で試験後、最も感受性の高い種で継続モニタリングして良い(USEPA, 2004) ・限度試験での適切な統計手法の開発(USEPA, 2010)	① ⑥

※「トリガー(Trigger)」及び「リミット(Limit)」について  
 EPAのガイドライン等では「モニタリングトリガー」及び「WETリミット」として使い分けられている。「モニタリングトリガー」は試験の頻度に関する基準で「試験の毒性閾値」とされ、この閾値を超えるかどうかで試験の頻度が変わるようである。一方、「WETリミット」については、RP(reasonable potential)の検討の結果、決められた制限値を指すようである。同じ「基準」の意味でも使い分けされていることが「平成24年の環境省主催WETセミナー資料」に記載されている。なお、米国では州ごとに「トリガー」を用いる場合と「リミット」を用いる場合があるようだが、具体的な使い方については調査できていない。

TIE実施例

別添2

No.	WET試験実施の目的等	施設の名	所在地	調査時期	業種・施設概要	排水先	LO60	※1 毒性原因調査に用いた生物応答試験	前処理	分析	Phase	※2 原因特定	特定された原因	原因物質濃度	原因物質LO60	特定できなかった要因	※3 毒性削減方法	※4 毒性削減効果までに要した期間	※5 毒性削減方法の備	WET必要性	文獻									
1	米国EPA-WERLは、バージニア州の水質管理委員会の勧告に基づいてTIEベースを実施した最初の場所(サイトNo.1)としてバージニア州の多目的特殊化学工場を選定した。	A Multipurpose Specialty Chemical Plant (MSPC) in Virginia	ヴァージニア州	1985年～1986年前半	多目的化学工場 高純物質、農薬、アミン化合物等の製造、研究所等	河川	0.09%	オオミジコ(D. magna)(急性)	分画	GC/MS	Ⅲ	○	農薬(ジクロロボス、製造工程で使用)	ジクロロボス:10ug/L オオミジコ	0.07ug/L		発生源作業プロセス停止	1年		△	1									
2	施設の種類の、規制対象の限度、既存の排水処理システムの設計、及び最終及び内部流出物量に関する既存の化学物質及び毒物学的モニタリングデータに関する施設固有の情報を調査する。	Tosco Corporation's Avon Refinery	カリフォルニア州	1986年6月頃～1989年の出典(書き取りまとめ当時、調査未了)	精油所 (ガソリン、ディーゼル燃料などを精製)	海域	0.58%	発光バクテリア試験	分画	GC/MS	Ⅱ	△	中性有機化合物(具体的原因物質は不明)			GC/MSでは特定できなかった	中性有機化合物除去方法検討	3年(未了)		○	1									
3	強化された排水規制に対応するため、施設内の排水について広範な化学的及び毒物学的研究を行う。	Martinez Manufacturing Complex, Shell Oil Company	カリフォルニア州	1976年～1985年(調査は数回に分かれる)	精油所 (ガソリン、ディーゼル燃料、潤滑油、グリコールなどを精製・製造)	河川(河口域)	<100%	*急性毒性試験:魚類(トゲウオなど6種) *慢性毒性試験3種	なし	ナフテン酸、アンモニア、ポリエチレンイミン	Ⅲ	○	油・グリコール(主にナフテン酸)、アンモニア、有機アミン化合物			装置改良、アンモニア酸化処理追加、ポリエチレンイミン使用禁止	9年		○	1										
4	ノースカロライナ州環境管理部門は、WWTP廃液が有毒であると判断したため、Glen Ravenに水生毒性モニタリングプログラムを実施させた。	A North Carolina Textile Mill(Glen Raven Mills)	ノースカロライナ州	1985年初頭～1987年前半	繊維工場(染色等)	河川	38.1%	ミジコ(D. pulex)(急性)	なし	金属、界面活性剤	Ⅲ	○	界面活性剤	非イオン界面活性剤:5.360mg/L 陰イオン界面活性剤:19.870mg/L オオミジコ	0.007mg/L		生分解性界面活性剤へ代替、排水流入量の均等化	2年		△	1									
5	ノースカロライナ州環境管理部門(NCDEM)が実施した排水のバイオアッセイの結果、試験生物に有毒であると確認されたため、Halsstead社に対して排水のバイオアッセイ監視プログラムの実施と改善を要求した。	A North Carolina Metal Product Manufacturer(Halsstead Metal Products)	ノースカロライナ州	1985年6月頃～1987年(毒性削減は未了)	金属製品製造工場(銅製パイプの成型など)	河川	<5%	ミジコ(D. pulex)(急性)	キレート剤	銅、亜鉛、COD	Ⅲ	○	銅、塩素	Cu: 1.931mg/L Cl: 0.32mg/L	Cu: 0.007mg/L Cl: 0.028mg/L		排水処理運転条件変更	2年(未了)		△	1									
6	マサチューセッツ州テキサス・インスツルメンツの施設が、国立汚染物質排出削減制度(NPDES)許可証の更新申請を提出したが、Atteboroの施設は既存の技術では新しい水質基準を満たすことができなかったため、TIEは水生毒性試験を用いて毒性の原因を特定し、その発生源を減らす手段を特定することとした。	Texas Instruments Facility in Atteboro	マサチューセッツ州	1984年～1985年前半(毒性削減は未了)		河川	0.1%	*ミジコ(D. pulex)(急性) *ミジコ(C. affinis/lobbia)(慢性)	なし	重金属他	I	○	金属(銀、銅、鉛)	Ag: 0.068mg/L Cu: 0.046mg/L Pb: 0.043mg/L		不溶(鉄)酸化物沈殿処理追加導入検討	1年(未了)		△	1										
7	1985年7月1日に発効した許可条件は、 ① Myxidopsis bahia 毒性試験を実施する(暫定改善レベルも指定された)、 ② TIEを1年以内に実施し、最終毒性限界を達成できる技術を特定する。 ③ 毒性を低減するための技術的進歩についての四半期報告書を作成する、ものであった。	Chemical Plant I	西海岸	1985年～1986年	化学工業 (有機染料(中間生成物を含む)、エポキシ樹脂、粘剤、製糖、プラスチック産業に用いる化学製品を製造)	海域	5%	アミ(M. bahia)(急性)	ばっ気、有機化合物分画、活性炭、沈殿・ろ過	GC/MS, TOC	Ⅲ	△	非生分解性有機化合物			GC/MSでは特定できなかった	粉末活性炭処理	1年		○	1									
8	この施設には、排出許可要件として、mysidopsis bahia 毒性試験の実施、3年以内にバイエント96時間LC50値を50%とする遵守スケジュールが要求された。	Chemical Plant II			化学工業(界面活性剤及びその誘導体、合成有機化合物等を製造)		3%	アミ(M. bahia)(急性)	バイロットプラント反応器、合成有機化合物等を製造)	ノニルフェノール、ノニルフェノールエトキシシレート	Ⅲ	○	ノニルフェノール及びノニルフェノールエトキシシレート				粉末活性炭処理	不明		△	1									
9	NPDESの許可要件を満たすため、TIEを実施する。	I.T.T. Rayonier Plant	フロリダ州	1985年～1986年前半	バルブ製造業	河川	32%	*ファッドヘッドミノー短期慢性毒性試験 *ニセコゼミジコ急性毒性試験 *ミジコ(C. reticulata)短期慢性毒性試験 *ウエウガ慢性毒性試験(海産生物試験) *魚類(シムバーサイドミノー、シーバスヘッドミノー)急性・慢性毒性試験 *ウニ急性・慢性毒性試験 *アミ急性・慢性毒性試験 *紅藻急性・慢性毒性試験	キレート剤、pHシフト	アンモニア、金属	Ⅲ	○	アンモニア	156mg/L			エアストリッピングによるアンモニア除去、中和処理、酸化処理	1年		△	1									
10	モンサントの環境科学センター(ESC)は、いくつかの廃棄物中の有害化合物の同定に成功した毒性同定評価(TIE)プロトコルを開発、試験、改良した。	site1	アメリカ	1980年代	化学製造プラント排水(有機及び無機成分の多くを含む比較的複雑な混合物)	不明	オオミジコ(急性) ファットヘッドミノー(急性)	活性炭、チオ硫酸ナトリウム、陰イオン交換樹脂、陰イオン交換樹脂、ゼオライト、通気、NTA	TOC、ICP、アンモニア	Ⅲ	○	アンモニア	300mg/L	陽イオン交換樹脂通過駅から未知の毒性	不明	不明	不明	不明	不明	不明	△	1								
		site2																					六価クロム	200ug/L	20～212ug/L	六価クロム使用禁止により毒性削減された	不明	不明	△	1
		site3																					カルシウム、塩化物	Ca: 9000mg/L Na: 1020mg/L Cl: 7310mg/L	Ca: 2766mg/L (ファットヘッドミノー)	不明	不明	△		
11	2007年から国内の主力工場において排水の調査している。生物影響が認められる1つの工場について、US EPAが公表している排水の毒性削減計画/毒性同定評価ののマニュアルを参考にしながら、生物影響の日内変動、排水経路別の影響評価や実地及び実験室レベルで排水処理条件の検討を行い、毒性要因の推定と排水改善に資する知見が得られた。	T社	日本	2007年～2012年	化学工業	河川	TU64	*ゼブラフィッシュ *ニセコゼミジコ *ムミムカツキモ *発光バクテリア	C18-SPE	一般水質	I	○ x	次亜塩素酸ナトリウム有機化合物		*残留塩素定量未実施 *有機化合物未確認	次亜塩素酸ナトリウム削減	5年		○	2										
12	米国カリフォルニア州では、1986年以来、淡水毒性試験を実施するためのUS EPAのプロトコルが使用されている。毒性の分布を評価するための広域調査を行い、化学的・生物学的要因を特定するための詳細な調査を実施した。毒性同定評価(TIE)及び化学分析に関連した3つの全排水毒性試験手法が、土地利用に関連する毒性物質の同定に有効であることが明らかである。	アラモ川～ベリアルバレー	カリフォルニア州	1993年～1995年	農業排水	河川	7.0%	ニセコゼミジコ(急性)	EDTA、チオ硫酸ナトリウム、pHシフト、C8-SPE、PBO(ペレニルニトロキシド)、F3(抗体凝集剤)、F3(抗体凝集剤)	化学分析	Ⅲ	○	クロロピリフェノス、ダイアジノン、代謝活性化された有機農薬			行政、栽培者による削減計画	2年(未了)		△	3										
		サクラメント川	カリフォルニア州	1986年	水田排水	河川		ニセコゼミジコ(急性)	なし	化学分析	Ⅲ	○	カルボフラン、マラチオン、メチルマラチオン			カリフォルニア州農業基準改定、田面水保持時間延長			△	3										
		CBD(排水路)	カリフォルニア州	1989年～1990年	水田排水	河川		*N.mercedis(固有種シンド)(急性) *ストライプバス仔魚(急性)	C18-SPE	化学分析	Ⅲ	○	カルバリル、カルボフラン、メチルマラチオン、MCPA、モリネート、フエンルカルブ				4年		△	3										
		サクラメント市	カリフォルニア州	1993年～1994年	ストーム後の都市排水	河川		ニセコゼミジコ	PBO	化学分析	Ⅱ	○	ダイアジノン	3.3ug/L						△	3									
		サクラメント市	カリフォルニア州	1994年～1995年	ストーム後の都市排水	河川		ニセコゼミジコ	なし	化学分析、ELISA	Ⅱ	○	ダイアジノン クロロピリフェノス	1.332ug/L 0.137ug/L						発生源は特定されていない	△	3								
	Shasta湖山	カリフォルニア州	1988年～1992年	湖山	河川		藻類成長阻害	C8-SPE、Cheloxイオン交換樹脂	化学分析	Ⅲ	○	銅、亜鉛			石灰中和プラント建設	4年		△	3											



TIE実施例

別添2

No.	WET試験実施の目的等	施設の名	所在地	調査時期	業種・施設概要	排水先	LO60	毒性原因因子に用いた生物応答試験	前処理	分析	Phase	原因特定	特定された原因	原因物質濃度	原因物質LO60	特定できなかった原因	毒性削減方法	毒性削減効果までに要した期間	毒性削減方法の帰属	WET必要性	文獻	
13	サンタマリア川河口は多くの海洋河川魚類にとって重要な水生生態地となっているが、河川水にセネコゼミジコに対して急性毒性が認められた。急性毒性評価(TIEs)を実施し、河川水及び堆積物中の毒性物質を調査した。	サンタマリア川	カリフォルニア州	2002年~2003年	農業排水	河川	TU208.8	・ニセコゼミジコ(7d生存・繁殖) ・Hatzteca(ヨコエビ)	通気、EDTA、pHシフト、C18-SPE、PBO、Ambersorb 563	GC/ECOD、GC/NPD、ICP-MS、ELISA、環境生物顕微鏡	Ⅲ	○	クロルピリフオス、ピレスロイド系農薬	2.5ug/L (クロルピリフオス)			カリフォルニア州農業監視プログラム実施、農業と栄養塩の流出を減少させる。	1年(未了)		△	農業の影響を確認するための調査研究	4
14	非金属鉱業採掘施設から排出される排水の毒性は評価されていない。この調査の目的は、WETとTIEを使用し、韓国にある非金属鉱業採掘施設から排出される排水の毒性を評価することである。	非金属鉱業採掘施設	韓国	2016年頃	非金属鉱業採掘施設	河川	27%	オオミジコ(急性)	C18-SPE、EDTA、チオ硫酸ナトリウム、通気、pHシフト、イオン交換樹脂、ろ過(ガラスろ紙、C)	IC、ICP-OES	Ⅲ	○	塩化物イオン(カリウム、マグネシウム、ナトリウム、硫酸イオン)	15302.5mg/L	5348mg/L		イオン交換処理プロセスを推奨	不明		△		5
15	環境汚染物質としての医薬品は関心が高いが、製薬業界からの排水を調査するためのWETとTIEの適用はほとんど例がない。本研究では、WETとTIE試験を韓国にある医薬品工業団地の排水に適用した。	医薬品工業団地	韓国忠南	2015年頃	工業団地排水処理場	河川	<1.6%	オオミジコ(急性)	C18-SPE、EDTA、チオ硫酸ナトリウム、ろ過(ガラスろ紙、C)	GC-MS、GC/NPD、IC、ICP-OES、ICP-MS、ECOSAR	Ⅱ	○	ノルフェエノール、TBP等アルカン化合物、銅、亜鉛、微粒子は部分的に寄与。	定性分析のみで、定量していない	104ug/L (ノルフェエノール)		活性炭処理を推奨	不明		△		6
16	シドニーにあるセントメアリー下水処理場(STP)から採取した流出物サンプルは、ニセコゼミジコに対して急性毒性を示した。US EPAが推奨する急性毒性評価(TIE)を実施する目的は、マイクロバイタルに基づいて、毒性の原因を調べる調査が開始された。	下水処理場	シドニー	2003年頃	都市下水処理場	河川	31.9%	ニセコゼミジコ(急性)	EDTA、PBO、C8-SPE、ろ過、通気	GC/MS、GC/NPD	Ⅲ	○	クロルフェニクソス	0.95ug/L	0.40ug/L		発生源は単一のペットボトル工場。シドニー市が中止要請し、改善された。	1年		○		7
17	珠江デルタ地域の様々な工業排水の急性毒性を、発光バクテリア、ウキウサ、藻類、甲殻類、ゼブラフィッシュを用いて調査した。工業排水中の潜在的な有毒物質を、発光細菌バイオアッセイ及び化学分析によって同定、評価した。	繊維及び染色工場	中国珠江デルタ	2010年頃	繊維及び染色工場	河川	61%*	・発光バクテリア* ・ウキウサ ・藻類 ・ニセコゼミジコ ・ゼブラフィッシュ	通気、EDTA、チオ硫酸ナトリウム、ろ過、C18-SPE	ICP-MS、GC-MS	Ⅱ	○	有機化合物(4-NP、NP、PEO、PAE、アゾリン)毒性寄与50%以上。金属、酸化性、揮発性物質に寄与は小さい。	4-t-OP:17.0ug/L 4-NP:86.6ug/L			記載なし	不明		○ 個々の毒性物質の確認未実施	8	
18	パルプ及び製紙工場	パルプ及び製紙工場			河川	56%*	有機化合物(4-NP、BPA、PAE及びステロイド誘導体)50~62%毒性寄与。一部、ろ過で毒性除去。						4-NP:6.83ug/L BPA:1.4ug/L TCS:5.57ng/L			記載なし	不明		○ 個々の毒性物質の確認未実施			
19	都市下水処理場	都市下水処理場			河川	50%*	有機化合物(PAEs、ステロール誘導体、トリクロサン)毒性寄与31~44%。金属(銅、鉛)、酸化性物質も毒性に寄与。						TCS:132ng/L			記載なし	不明		○ 個々の毒性物質の確認未実施			
20	電子及び電気めっき工場	電子及び電気めっき工場			河川	33%*	金属(銅、ニッケル、亜鉛)が主な毒性。洗浄剤(NPEO、4-NP)も毒性が認められた。						Cu:455ug/L Ni:46ug/L Zn:1150ug/L	Cu:490ug/L* Ni:2750ug/L* Zn:820ug/L*			記載なし	不明		○		
21	ファイナケミカル工場	ファイナケミカル工場			河川	65%*	有機化合物(PAEs、NPEOs、BPA及び4-NP)が最も毒性に寄与。						4-NP:59.5ug/L BPA:0.71ug/L			記載なし	不明			○ 個々の毒性物質の確認未実施		
22	トリニダードトバゴの油田、石油精製施設からの排水は、環境へ大きな負荷を与えている。現在、排水中の油分含有量を規制しているが、それでは不十分のため、新たに毒性試験の導入と点源排出システムを許可を盛り込んだ環境規制が策定された。この研究は、石油産業排水の毒性と原因物質を調査する目的で実施された。	石油精製所	トリニダードトバゴ	2001年頃	石油精製所	河川	0.09%	Metamyxoidopsis insularis (熱帯性のマイシト)(急性)	通気、EDTA、チオ硫酸ナトリウム、ろ過、C18-SPE	一般水質分析、AA	Ⅰ	△	主に無機性有機物アンモニウム、揮発性化合物、イオン不均衡、水中油型エマルジョン			個々の化学物質は未測定	活性炭処理を提案	不明	×		9	
23	オイルサンドプロセス水(OSPW)毒性は、従来の高分解能分析の欠如、非標準的毒性試験方法の使用、及びOSPWサンプル間の変動によって明らかでなかった。我々は、OSPWのニジマスに対する急性毒性の主要な原因を定量的に同定するために、超高分解能質量分析法を急性毒性評価(TIE)アプローチと統合して実施した。	アサバカ地方オイルサンド鉱業事業	カナダ、アルバータ州	2015年~2016年	オイルサンドプロセス水(OSPW)	河川	35%	ニジマス仔魚(急性)	通気、EDTA、pHシフト、ろ過、C8-SPE	超高分解能オービトラップGC-MS	Ⅱ	○	ナフテン酸(C17以上)	分画ごとに詳細に分析している	分画ごとにTUを求めている	未実施(研究段階)	未実施		○ 排水の成分分析に力点	10		
24	酸性鉱床(AMD)は、硫化鉱物の酸化によって鉱山地域から発生する酸性の性質に富む廃水である。AMDの影響を評価するために、化学測定が適用されているが、多数の有害な因子が相対的に評価される。AMDの負の影響を推定する際の使用には限界がある。本研究の目的は、ミネソタを用いた生物学的評価によるAMDの負の影響を評価することである。	ダルソン鉱山	韓国テグ	2012年	銅・タングステン鉱山(閉鎖)	河川	1.8%	オオミジコ(急性)	pHシフト、通気、ろ過、陰イオン交換樹脂、陰イオン交換樹脂、EDTA	ICP、ICP-OES	Ⅱ	○	カドミウム、銅、マンガン及び亜鉛などのカチオン金属と強酸性	Cd:0.17mg/L Cu:5.1mg/L Mn:53.9mg/L Zn:14.5mg/L			不明	不明		△ 金属が原因であることを調査	11	
		サムタン鉱山	韓国テジョン	2012年	炭鉱(閉鎖)	河川	6.9%						銅、マンガン及び酸性pH	Cu:0.52mg/L Mn:49.8mg/L Zn:14.1mg/L Zn:4.94mg/L			不明	不明		△ 金属が原因であることを調査		
25	カリフォルニア州ロサンゼルス都市圏が進んだ3つのハイウェイ・サイトから収集した3種の淡水種と2種の海洋種を用いて試験した。実施された急性試験は、単一の生物、暴風事象及び単一の雨期に基づいているものだったが、本研究では、複数の暴風事象及び季節について道路流出物の毒性を評価することを目的とした。	都市圏が進んだ3つのハイウェイ・サイト	カリフォルニア州ロサンゼルス	2002年~2006年	ロサンゼルス西部3つの高速道路サイト(コンポジット及びグラフ)	河川	10.3%(ウニ)	・ニセコゼミジコ(慢性) ・フットヘッドミノー(慢性) ・線菌類 <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ・紫ウニ <i>Strongylocentrotus purpuratus</i> ・発光バクテリア(マイクロトックス)	EDTA、チオ硫酸ナトリウム、pHシフト、C18-SPE、通気、ゼオライト	ICP-MS	Ⅲ	○	主として銅、亜鉛、一部界面活性剤	Cu:560ug/L Zn:4490ug/L	Cu:9.5ug/L Zn:95ug/L (ニセコゼミジコ)		未実施	未実施		△		12
26	米国EPAのRegion9.10ではWET放出許可にファットヘッドミノー、ニセコゼミジコ、シロギョの試験を要求している。本排水はファットヘッドミノー、ニセコゼミジコには毒性を示さなかったが線菌に対して毒性を示した。これに基づきTIEを行い原因物質を明らかにした。	工場排水	米国、アリゾナ、カリフォルニア、オレゴン、またはワシントン州	2006年~2010年	不明	不明		・線菌類 <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> 96時間増殖阻害試験(EPA 2002)	ろ過、C18-SPE、pHシフト、EDTA、チオ硫酸ナトリウム	ICP-MS、イオンクロマト	Ⅲ	○	オルトリン酸塩	7.5 mg/L	本研究の結果、下記が示された。 IC25:3.4 mg/L 最大許容濃度: 4.8mg/L		未実施	未実施		○ 通常のTIEプロセスを超えて検討を加え、予想外の原因物質であることが明らかになった事例	13	

TIE実施例

別添2

No.	WET試験実施の目的等	施設の名	所在地	調査時期	業種・施設概要	排水先	LO50	毒性原因調査に用いた生物応答試験	前処理	分析	Phase	原因特定	特定された原因	原因物質濃度	原因物質LO50	特定できなかった要因	毒性削減方法	毒性削減効果までに要した期間	毒性削減方法の備	WET必要性	文献
27	<p>・英国DTA(Direct Toxicity Assessment)デモンストレーションプログラムで実施された。</p> <p>・排水由来の生態毒性が主な要因として明確に定義された水質指標を伴う排水域において、水質改善を実現するために設計された一連のバイオアッセイと段階的改善プロトコルを試行した。</p> <p>・この試みは、英国の環境規制当局と水と製造業の共同ベンチャーとして委託された(財政支援もここから)。</p> <p>・このプログラムでは3つの河川を対象に実施された。</p> <p>・この成果は、英国の複雑な排水の評価と管理にバイオアッセイをどのように最善に活用するかについて、規制当局に推奨するために使用され、実施方法や規制上の意思決定のためのデータ使用方法に関するガイダンスが作られた。</p> <p>また、規制する側と規制される側が環境問題に取り組み、効果的かつ実行可能な解決策を提供するためにこのプログラムで各詳細はUKWRが2001年に報告書を掲載している(全編)</p> <p>・現在の化学物質排出許可の制限があるにもかかわらず、選択された排水に関連する受水域で同じ生態毒性が確認された。</p> <p>・プログラムの進捗状況は地域のステークホルダーに伝えられ、プログラムの間に設定されたステークホルダーミーティングによってフィードバックされた。</p> <p>・受水域に重大な生態毒性をもたらすことが示されていた複雑な排水についてTIEの完了を目指した。</p>	エスク川流域	スコットランドとイングランドの国境にあるラングホルム近郊	1998~1999	<p>・町の下水処理場からの排水(町からの下水と工場下水(繊維会社等)とその河川)</p> <p>・下水道に排水している工場由来の排水から2社が候補に絞られるも発生源は不明。</p>	河川/流入下水	下水サンプルのペー スライ ンとし て、 オオミ ジノコ (EC50 =4- 5%)	・オオミジノコ48時間急性遊泳阻害試験(淡水)	<p>・下水は生分解性の炭素と細菌が多く軟いため、固定化従属栄養細菌を含む加熱されたバイオリアクターに試料を通すことにより前処理</p> <p>・TIE Phase1: 前処理は活性炭素処理、エアレーション、Filtration、pH調整、チオ硫酸ナトリウム処理、O18、EDTA処理</p>	<p>・アンモニア、窒素素、BOD、COD、TOC、微量金属、有機リン及び有機塩素系農薬を測定</p> <p>・GC-MS、</p>	I	△	<p>・河川本流から農業が検出されるも生態毒性の影響は軽微。一方、下水処理場からの最終排水において高い生態毒性が確認され、下水網へ流入する工場排水が汚染源であることが示唆される。</p> <p>下水処理場までの下水網の複数地点からサンプリングされた排水でTIE/TIEを実施した。最も有望な毒性物質は有機リン系農薬シアジノンで、より少ない程度でプロベナムホス及び界面活性剤(例えば、ニルフェノール)が原因物質として示された</p>	<p>・Diazinon (3000および1500ng/L)</p> <p>・EPA文獻値 (EC50): 840ng/L</p>	<p>・殺虫剤単独では全排水生態毒性を説明することはできないが、界面活性剤の存在は相乗的効果で毒性効果が高まる可能性がある(複合影響を示唆)</p>	pH調整及びC18固相抽出、曝気	2年	<p>△</p> <p>年2回の測定(TIEで2回目的シアジノン分析結果が生態毒性を十分に説明できない他の化学物質が関連している)</p>			
28	<p>・産業界や国内のさまざまな源泉から大量の複雑な廃棄物(受水域に重大な生態毒性をもたらすことが示されていた複雑な排水)</p> <p>・L1: 河川に流入する前の最終の集合下水</p> <p>・L1: 最終合流前の下水</p> <p>・L2: 化学コンビナート(a chemical processing complex)からの排水</p> <p>・L3: sewage maceratorからの排水</p> <p>・L1-3: 上流からL1に流れる下水(下水処理プラントを通らない)</p> <p>・L1-5: 上流からL1に流れる下水</p> <p>・L1-5(a): L1-5に集まる下水</p>	ティーズ川河口	イングランドの北東海岸	1988~1999	<p>・産業界や国内のさまざまな源泉から大量の複雑な廃棄物(受水域に重大な生態毒性をもたらすことが示されていた複雑な排水)</p> <p>・L1: 河川に流入する前の最終の集合下水</p> <p>・L1: 最終合流前の下水</p> <p>・L2: 化学コンビナート(a chemical processing complex)からの排水</p> <p>・L3: sewage maceratorからの排水</p> <p>・L1-3: 上流からL1に流れる下水(下水処理プラントを通らない)</p> <p>・L1-5: 上流からL1に流れる下水</p> <p>・L1-5(a): L1-5に集まる下水</p>	流入下水(希釈水は海水)	LI-3の排水ではカキ胚・幼生発生試験(海水)	<p>・珪藻類72時間成長阻害試験(海水)</p> <p>・カキ胚・幼生発生試験(海水)</p>	TIE Phase1における妨害を回避するために、試験溶液及び希釈水を調整前に0.2umでのフィルターで処理	<p>・TIE Phase1で行う分析/測定</p>	I	△	<p>・最終流出液中かなりの毒性が、未処理工業廃液と関連</p> <p>・塩度による影響ではないことは確認済み(測定された物質)</p> <p>・シアニ化合物(L1-3)</p> <p>・揮発性有機物(L1-5a)</p> <p>・カチオン(L1-5a)</p> <p>・揮発性化合物(L1-5a)</p>	<p>日本の有害性評価書より「無脊椎動物に対する急性毒性は0.083 ~ 2.326 mg CN/Lの範囲」</p>	<p>下水全体で生態毒性に寄与する小さな排出物がたくさんある(測定できていない)</p> <p>・L3における生態毒性は下水処理施設の拡張で対応できると示唆</p>	<p>・C18固相抽出、pH調整、エアレーション、活性炭処理、EDTA処理、珪藻類⇒削減効果が見られたある各排水サンプルで異なる</p> <p>・曝気後に集水域の排水量が増えたことで排水時の毒性が低下した。</p> <p>・L3における生態毒性は下水処理施設の拡張で対応できると示唆</p>	2年	△			
29	<p>・受水域に重大な生態毒性をもたらすことが示されていた複雑な排水についてTIEの完了を目指した。</p>	エア川流域	イングランドのヨークシャー州ブラッドフォード市近郊		<p>ブラッドフォード地区の繊維産業及び化学産業からの生態毒性質易廃液を含む下水と産業廃棄物の複雑な混合物</p>	河川	農業などの濃度は上昇したが、無脊椎動物に対する短期毒性は示されなかった	実施せず	実施せず		I-III	○	chlorine	<p>塩素の濃度は不明(0.88g/Lのチオ硫酸Naの添加で毒性が完全に除去された。</p> <p>また、次亜塩素酸Naの0.89mg/Lで100%行動不能になる)</p>	<p>近年の処理プロセスの改善の結果として改善によるもの</p>		<p>○</p> <p>水質の改善を生態毒性試験(バイオアッセイ)で評価</p>				
30	<p>漂白作業からの排水に対して生物学的影響を評価するために、WETテスト、in situバイオアッセイ、大型無脊椎動物のミニチュア構造及び機能、及びTIE手順の組み合わせを使用した。</p> <p>この研究で使用された4段階アプローチは、個々の段階で使用される方法の有用性だけでなく、いくつかのアプローチの統合がどのようにリスク評価への証拠の積み付けアプローチのための貴重な情報を提供するかを示している。</p>	英国ダービーシャー川のゴイト川の一部	a single consented discharge from a bleaching works	1997-1998	<p>英国ダービーシャー川のゴイト川の一部から2点(上流は農地、下流は住宅地)</p>	河川	EC50 30%	<p>・オオミジノコ48時間急性遊泳阻害試験 (in situ)</p> <p>⇒生存率: 上流: 90% &gt; 下流: 0%</p> <p>・ヨコエビ feeding rate test (in situ)</p> <p>⇒生存率: 上流 &gt; 下流、摂食率: 上流 &gt; 下流</p> <p>・産生大型無脊椎動物の群集構造及び機能</p> <p>⇒分類数の低下、生物指標の低下</p>	<p>・pH調整</p> <p>・pH調整+エアレーション</p> <p>・pH調整+エアレーション+フィルター</p> <p>・pH調整+エアレーション+フィルター+O18 SPE</p> <p>・チオ硫酸ナトリウム</p>	<p>・GC/MS</p> <p>・遊離及び全有機塩素含量を測定</p>	I-III	○	chlorine	<p>塩素の濃度は不明(0.88g/Lのチオ硫酸Naの添加で毒性が完全に除去された。</p> <p>また、次亜塩素酸Naの0.89mg/Lで100%行動不能になる)</p>	<p>【塩素酸】オオミジノコ遊泳阻害試験 EC50値 599mg ClO3-/L</p>	<p>流出液の曝気及びチオ硫酸ナトリウムの添加は毒性を除去し、揮発性でありチオ硫酸ナトリウムによって減少し得る化合物によって毒性が引き起こされたことを示唆した。</p> <p>流出物のpHを調整し、それを通過すること(操作1-2及び6-8)は、その後の毒性に有意な影響を及ぼさなかった</p>		<p>△</p> <p>原因がわかっていた可能性がある。様々な生物試験の組み合わせで評価している</p>	10		

TIE実施例

No.	WET試験実施の目的等	施設の名	所在地	調査時期	業種・施設概要	排水先	※1 LO50	毒性原因調査に用いた生物応答試験	前処理	分析	Phase	原因特定	※2 特定された原因	原因物質濃度	原因物質LO50	特定できなかった要因	※3 毒性削減方法	※4 毒性削減効果までに要した期間	※5 毒性削減方法の補償	WET必要性	文献
31	塩分又はイオンの不均衡が排水の毒性の原因であることに対し、高い導電率を有する排水が生態毒性を引き起こす可能性や、TDSが原因となる事例を紹介している。また、費用対効果を考えた削減プロセスについても提案している。 このレビューは事業所排水の改善あるいは生態系保全を目的としたTIEではなく、水生毒性試験におけるイオンの不均衡の役割をより良く理解し、これらの問題に対処する際に考慮すべき様々な提案事項 (recommendations) を提供することを目的としている。	化学製造工場の排水		論文が1989年	高い伝導率の排水 (Na+, Ca2+, Cl- が主成分: Na+, 1020 mg/L, Ca2+, 3,000 mg/L and Cl-, 7,310 mg/L)	①排水 ②合成排水に塩を添加: Ca2+3,000mg / L; 及びCl- 7,310mg / L	(LC50) 40-80%	FHM 96h急性毒性試験	塩分/導電率、イオン交換樹脂、活性炭、及びシリカゲル	-TOC, ICP	I-III	○	-TIEの第一段階で毒性を削減できた -Ca2+が一部の製造現場の排水の毒性の原因であり、廃水中のCa2+の大部分は、製品回収及び輸物流入中性化に使用された石灰(酸化カルシウム)に由来	①Ca2+濃度の分析により、P. promelas 96時間LC50/Lレベル (すなわち、2,400mg / L)	カルシウム急性毒性 -D.pulex 48時間EC50, 499mg / L -P. promelas 96時間LC50, 927mg / L -P. promelas 96時間LC50, 266mg / L		生成物回収プロセス及び廃水中和において水酸化ナトリウムを石灰の代わりに使用する毒性コンバージョンプロセスを実施した。これにより、排出物中に塩化ナトリウムが生成され、これは塩化カルシウムよりも著しく毒性が低い。この変化の結果、流出物の毒性は排除された。		イオンのバランス調整、除去、または処理が安価であれば、最小限に抑えられる	△ 生物試験の結果に対し、製造工場の特性と導電率で概ね原因が判明	17
		化学品製造工場の排水		論文が1993年			(LC50) 61.2-66.0%	ニセネコゼミジコ48時間毒性試験 (この排水の状況からニセネコゼミジコでは回収システムを反映していないためFHMがその後使われた)	TIEの第一段階の手順、イオンズキャン		I	○	-イオンズキャンによりNa+及びCl-が主要なイオンと判明。同じイオン種の合成排水を変化させても毒性が変わらないことから、毒性の原因はTDSによる浸透圧調整への影響とされた。塩濃度が高い原因は高塩濃度の内陸部に排水されていたためと述べている			この排水をニセネコゼミジコでは評価できないのでFHMを使うことになった(浸透圧調整における種の感受性の問題かの記載はない)	数か月に及ぶTIEの第一段階では毒性が除去できなかった。	△ (このレビューの参考文献による) 排出状況によっては、TDSだけに起因する排水毒性は、毒性レベル以下で急速に希釈され、人間の健康や生物濃縮問題がないため、規制上の問題が少なくなる可能性がある。			

1 Generalized Methodology for Conduction Industrial Toxicity Reduction Evaluation (TIEs), EPA/600/2-88/070, 1989  
 2 WET 法を活用した工場排水管理: 化学工業における排水改善の取り組み, 富川 恵子, 入江 俊行, 内田 弘美, 渡部 泰奈, 鎌迫 典久, 環境化学 Vol. 25 (2015) No. 1  
 3 VLAMING et al. APPLICATION OF WHOLE EFFLUENT TOXICITY TEST PROCEDURES TO AMBIENT WATER QUALITY ASSESSMENT, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 19, No. 1  
 4 ANDERSON et al. EVIDENCE OF PESTICIDE IMPACTS IN THE SANTA MARIA RIVER WATERSHED, CALIFORNIA, USA, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 25, No. 4  
 5 Sungjoo Lee et al., Toxicity identification and evaluation for the effluent from a nonmetallic mineral mining facility in Korea using D.magna, Toxicology and Industrial Health 2017, Vol.33  
 6 Jin-Sung Ra et al., Application of toxicity identification evaluation procedure to toxic industrial effluent in South Korea, Chemosphere 143 (2016)  
 7 BAILEY et al., IDENTIFICATION OF CHLORFENVINPHOS TOXICITY IN A MUNICIPAL EFFLUENT IN SYDNEY, NEW SOUTH WALES, AUSTRALIA, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 24, No. 7  
 8 Fang et al., Use of TIE techniques to characterize industrial effluents, Ecotoxicology and Environmental Safety 76(2012)  
 9 SAMLALSINGH et al., APPLICATION OF TOXICITY IDENTIFICATION EVALUATION PROCEDURES FOR CHARACTERIZING PRODUCED WATER USING THE TROPICAL MYSID, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 23, No. 5(2004)  
 10 HUGHES et al., USING ULTRAHIGH-RESOLUTION MASS SPECTROMETRY AND TOXICITY IDENTIFICATION TECHNIQUES TO CHARACTERIZE THE TOXICITY OF OIL SANDS PROCESS-AFFECTED WATER: THE CASE FOR CLASSICAL NAPHTHENE ACIDS, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 9999, No. 9999, 2017  
 11 Lee et al., Ecological assessment of coal mine and metal mine drainage in South Korea using Daphnia magna bioassay, SpringerPlus (2015)  
 12 Kayhaniana et al., Toxicity of urban highway runoff with respect to storm duration, SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT (2008)  
 13 Naddy et al., Identifying the cause of toxicity in an algal whole effluent toxicity study - An unanticipated toxicant, Chemosphere, 85 (2011) 1026-1032.  
 14 Tinsley et al. (2004), The Use of Direct Toxicity Assessment in the Assessment and Control of Complex Effluents in the UK: A Demonstration Programme, Ecotoxicology, 13, 423-436.  
 15 Hutchings et al. (2004), Toxicity Reduction Evaluation, Toxicity Identification Evaluation and Toxicity Tracking in Direct Toxicity Assessment, Ecotoxicology, 13, 475-484.  
 16 Maltby et al. (2000), Using single-species toxicity tests, community-level responses, and toxicity identification evaluations to investigate effluent impacts, Environ. Toxicol. Chem. 19, 151-157.  
 17 Goodfellow et al. (2000), Major ion toxicity in effluents: A review with permitting recommendations, Environ. Toxicol. Chem. 19, 175-182.

※1 文献の中で水質の基準等が記載されている場合 (TU等) はその値 (例えば最大値) を記入  
 ※2 複数の毒性原因の寄与が考察されている場合 (複合影響) とコメントした。  
 ※3 文献中に記載がある場合に記録する。  
 ※4 文献中に記載がある場合に記録する。  
 ※5 ○WETでは分からないもの ×WETでは分からないもの △WETでなくてもできるもの (例えば環境基準値や文献値をほかに上回る毒性値や分析値の場合、WETでなくても評価可能とした)

その他のWET活用事例

別添3

No.	WET試験実施の目的等	施設の名	所在地	調査時期	業種・施設概要	排水先	用いた生物応答試験	毒性削減方法等	毒性削減効果等	文献
32	繊維産業の盛んなブラジル、サンタカタリーナ州において、排水規制は一般的な物理化学的測定に基づくものであるが、当該排水の化学的複雑性に鑑み、安価な方法として毒性試験の義務付けを検討している。 これに關係して、排水処理手法としてのオゾン処理の有効性を毒性試験により調べた。	ブラジルの繊維産業	ブラジル、サンタカタリーナ州	1999年頃	繊維産業排水	河川 (詳細不明)	・発光バクテリア ・藻類(イカダモ増殖阻害) ・オオミジンコ(遊泳阻害) ・グッピー(急性) ・高等植物(イネ、ダイズ、コムギの発芽・成長、酵素活性(カタラーゼ、ペルオキシダーゼ)) ・ソラマメ小核試験	オゾン処理	・発光バクテリア(TU: 18.5→3.0) ・藻類(イカダモ増殖阻害)(TU: 16.1→4.0) ・オオミジンコ(遊泳阻害)(TU: 4.0→NT) ・グッピー(急性)(TU: 2.0→NT) ・高等植物(イネ、ダイズ、コムギの発芽・成長)(ダイズの成長のTU:4.0→1.0以外、TU:NT→4.0→NT) ・カタラーゼ(TU: 4.0→NT) ・ペルオキシダーゼ(TU: 16.7→NT) ・ソラマメ小核試験(TU: NT→NT)	1
33	カナダにおいてバルブ工場排水が野生魚類の生殖指標に変化を生じていることが明らかにされていることから、その原因追究のため、漂白クラフトバルブ工場のどの排水経路が原因となっているかをファットヘッドミーの生物試験を用いて調べた。	漂白クラフトバルブ工場	カナダ、テラスベイ	2003年7-8月	漂白クラフトバルブ工場	湖水	ファットヘッドミー(短期生殖試験) ・個体エンドポイント(生殖腺指数、コンディショニングファクター、肝臓重量指数、体重増加) ・産卵 ・卵産生 ・雌性性徴の発現(産卵管発生) ・雄性性徴の発現 ・生化学的組織学的分析 ・F1のエンドポイント	○原因追究方法 以下の排水について生物試験を実施し、有意な生殖影響を生じる排水流を特定した ・最終排水(生物処理後) ・統合工場排水(CME) ・統合アルカリ排水(CALK) ・統合酸排水(CACID) ・統合ストリッピング濃縮排水(GSC)	○原因追究結果 有意な生殖影響を生じた排水流は下記の通り ・産卵の減少(CALK***) ・卵産生(CALK***) ・雄における産卵管発達(CALK***) ・雌における雄性性徴の発現(最終排水*、CALK*) ・テストステロン産生レベル(雌: 最終排水***、CALK*、CACID*) (雄: CACID**、GSC**、CME*) ***: p<0.001, **: p<0.01, *: p<0.05	2
34	有機化学工業排水中の有機炭素は残留性及び生態毒性を示す可能性がある。通常、様々な廃水処理によりTOCやWETは除去されるものと考えられるが、個別の処理方法について、これらの除去効果を検証した事例は少ない。 しかし、このような情報は、プロセスの最適化や新たな製品分離プロセスの導入により廃水処理システムを変更した場合には特に価値がある。 ここでは、事例研究として実験室内で二つの製品分離プロセス廃水の活性炭吸着及び/又は生物処理を行い、有機炭素および毒性除去効果と比較した。	蛍光漂白剤製造工場 (Ciba Specialty Chemicals)	ドイツ、グレンザッハ	2005年 (詳細不明)	有機化学工業(蛍光漂白剤製造)廃水 1. End-of-pipe system (製品分離はフィルタープレス): 廃水処理には活性炭吸着+生物処理を使用 2. Process-integrated system (製品分離は膜分離): 廃水処理には生物処理を使用	河川	藻類増殖阻害試験(OECD 201) 1. 活性炭吸着+生物処理 2. 生物処理	1. 活性炭吸着+生物処理 2. 生物処理	1のシステムでは活性炭吸着でTOCはあまり低下しないが毒性は40%低下。 生物処理ではTOCは80%低下したが、毒性は約3倍上がった。 2のシステムでは生物処理によりTOCは低下していたが、毒性は約2倍上がった 生物処理により、より毒性の強い代謝物の産生が疑われた。 TOCと化学分析、毒性試験を組み合わせることがプロセスの最適化に重要。	3
35	中国において、ニトロ芳香族を含む排水の処理の流れと有機汚染物質除去及び毒性の関係を調べた。	ニトロ芳香族排水	中国	2010年	ニトロ芳香族を含む排水	湖水	・発光バクテリア ・魚類(ゼブラフィッシュ)初期生活段階試験	ニトロ芳香族を含む排水、ラボスケールで上級処理を行いその効果を化学分析及びバイアッセイにより調べた。 ○従来処理 ・生物処理 ○上級処理、従来処理に下記を加える ・凝集処理 ・酸化+凝集処理 ・凝集+吸着処理 ・酸化+凝集+吸着処理 ・吸着処理(活性炭、MEX、高クロスリンク樹脂)	酸化凝集処理までのプロセスによりDOCは低下したが、急性毒性は酸化凝集処理を行うことによりむしろ増加した(450%)。これは未処理排水に比較しても30%増であり、毒性副生物の生成によるものと考えられた。 酸化凝集処理に更に吸着処理を加えたところ、活性炭又は樹脂による吸着はDOC、および急性毒性、慢性毒性を減少させるのに有効であった。	4

1 Rosa et al., Toxicity-based criteria for the evaluation of textile wastewater treatment efficiency, Environmental toxicology and Chemistry, 20, 839-845, 2001.  
2 Rickwood et al., Use of paired fathead minnow (Pimephales promelas) reproductive test. Part 2: Source identification of biological effects at a bleached kraft mill. Environmental toxicology and Chemistry, 25, 1847-1856, 2006.  
3 Koehler et al., Organic pollutant removal versus toxicity reduction in industrial wastewater treatment: The example of wastewater from fluorescent whitening agent production. Environ. Sci. Technol. 2006, 40, 3395-3401.  
4 Lu et al., Toxicity reduction in an industrial nitro-aromatic wastewater plant: an assessment and a proposed improvement. Water Science & Technology, 66, 415-421, 2012.

WETに関する文献調査①

別添4

①キーワード: toxicity testing industry effluent (and/or) : ヒット数: 99件、一次スクリーニングで 22件を調査(他の検索との重複を除く)

No.	関連性	Title	WETアプローチ	WET試験と生態毒性評価	TIE/TRE毒性の同定・削減	生物試験と毒性評価	処理技術の性能評価	年
1	A	An International Perspective on the Tools and Concepts for Effluent Toxicity Assessments in the Context of Animal Alternatives: Reduction in Vertebrate Use.	排水規制と排水試験のアプローチについての概要。開発中の代替方法論、および各国や地域の要件に合わせて選択できる規制上のアプローチに対する制限および障壁について説明					2018
8	C	Exposure to a Brazilian pulp mill effluent impacts the testis and liver in the zebrafish.				ブラジルのパルプ製紙工場からの排水の影響を調べるため、ゼブラフィッシュの肝臓および精巣における形態学並びに生理学的解析を行った。本研究から、ゼブラフィッシュの精巣と肝臓の生理学と生化学解析により、パルプ工場からの排水が短期的な影響を及ぼす証拠を示した。		2018
9	C	Association of textile industry effluent with mutagenicity and its toxic health implications upon acute and sub-chronic exposure.				複雑な産業排水は、生態系に一定のリスクをもたらす。この研究は、繊維産業廃水の急性および慢性の毒物学的影響を特定することを目的として実施した。化学分析と変異原性試験(コメトアッセイ、エイムス試験)、およびラットを用いた生理学的・行動学的変化を観察した。この研究では、繊維産業排水が遺伝毒性や変異原性を引き起こし、急性曝露時に生理学的および行動学的変化をもたらす、慢性曝露時に様々な病理学的病変を引き起こす可能性があることが結論した。		2018
14	B	Investigation of a Brazilian tannery effluent by means of zebra fish (Danio rerio) embryo acute toxicity (FET) test.				ブラジルの皮なめし工場排水中の化合物とその影響を検出するためにFETテスト(144時間)を実施。ゼブラフィッシュの胚に対してD <sub>10</sub> レニオにおいて、受精期の凝固等の急性毒性を生じたことを示した。これらの影響は金属に起因するのではなく、染料、顔料、殺生物剤、担体、界面活性剤、またはこれらの複雑な混合物中に存在し得る他の有機化合物などの他の検出されない成分に起因し得ることを裏付した。FET試験は皮なめし排水の慢性急性毒性を評価するための生態毒性試験への追加ツールとして有用である。		2017
16	C	Bioassessment of the Effluents Discharged from Two Export Oriented Industrial Zones Located in Kelani River Basin, Sri Lanka Using Erythrocytic Responses of the Fish, Nile Tilapia (Oreochromis niloticus).				工業プロセスから発生する排水は、細胞毒性/遺伝毒性の危険をもたらす可能性があり、従来のモニタリング方法では明らかにできない。魚の赤血球反応を用いる試験を提案している。		2017
17	A	Toxicity identification and evaluation for the effluent from a nonmetallic mineral mining facility in Korea using D. magna.			韓国、工場の廃水からの未知の化学物質や従来の汚染物質の毒性を監視するために、全排水試験が一般的に使用されている。この研究は、オオミジンコに毒性を有する非金属鉱物採掘施設の廃水の急性毒性を決定するための同定評価(TIE)を行った。TIEフェーズの後、全海解形物の化学分析(TIEフェーズII)を実施し、塩化物イオンの濃度(15,302.5 mg/L)が予測EC50値より実質的に高いことを示した。確認ステップ(TIEフェーズIII)では、塩化物イオンがこの排水の主な毒物であることが裏付された。なお、カリウム(317.5 mg/L)、マグネシウム(970.5 mg/L)、ナトリウム(8395.3 mg/L)、および硫酸塩(2854.3 mg/L)の濃度は、毒性を引き起こすのに十分ほど高くはなかった。この研究では、塩化物が非金属鉱物採掘施設の排水中の主な毒物であると結論した。これらの結果に基づいて、イオン交換や逆浸透技術などの高度な処理プロセスは、このような状況で排水を処理するために推奨されている。原因物質の同定と様々なタイプの廃水処理施設の排水評価のための技術的支援を提供するためにはさらなる研究が必要であるとしている。			2017
18	C	Uranium mining wastes: The use of the Fish Embryo Acute Toxicity Test (FET) test to evaluate toxicity and risk of environmental discharge.				魚類胚急性毒性試験(FET)を用いて、鉱山廃水および不活性化されたウラン鉱山からのスラッジ溶出物の遺伝毒性および催奇形性の可能性を評価した。本手法により、溶出物と排水の両方が遺伝毒性であること、そして鉱山排水が低濃度で催奇形性であることを決定することが可能であることを示した。		2017
19	A	The toxicity of oil sands process-affected water (OSPW): A critical review.				このレビューは、オイルサンドプロセス影響水(OSPW)のタイプ、および異なる分類群の生物を用いたin vitroおよびin vivo曝露試験から得られた毒物学的データをまとめたものである。一般に、OSPWの毒性は、OSPWの種類と濃度、暴露期間(急性対慢性)、および研究対象の生物に依存することがわかったとしている。		2017
24	C	In vitro and in vivo investigation of the genotoxic potential of waters from rivers under the influence of a petroleum refinery				ブラジル最大の石油精製所から発生する廃水の遺伝毒性および変異原性の可能性、製油所で使用される処理の有効性、およびその廃水が廃棄される河川の水質を損なうかどうかを評価している。		2017
25	B	Aneugenicity and clastogenicity in freshwater fish Oreochromis niloticus exposed to incipient safe concentration of tannery effluent.				従来の排水毒性試験では、遺伝毒性等を調べることができないので、WET試験の手順に遺伝毒性反応をなどアプローチを加えるべきと強調している。		2017
26	B	The Effects of Elevated Specific Conductivity on the Chronic Toxicity of Mining Influenced Streams Using Ceriodaphnia dubia.	人間活動の結果としての淡水生態系の塩類化は近年著しく増加している。本研究では、鉱山の排水物は実験室試験生物にとって有毒であり、さらにその毒性は導電性によって示されるようにイオン濃度に関連するという仮説を検証するため、ニセネコゼミジンコに対する流入河川水の全排水毒性試験を行った。伝統的な毒性試験のエンドポイントを用いて、鉱業の影響を受けた河川におけるニセネコゼミジンコの生存率と導電率の間には関係がないことを示した。しかし、データセット全体を検討すると、導電率と産仔数との間に有意な逆相関があることが明らかになった。					2016

No.	関連性	Title	WETアプローチ	WET試験と生態毒性評価	TIE/TRE毒性の同定・削減	生物試験と毒性評価	処理技術の性能評価	年
31	B	Toxicity evaluation of wastewater collected at different treatment stages from a pharmaceutical industrial park wastewater treatment plant.				中国の製薬工業団地における廃水処理施設から異なる処理段階で集められた廃水の毒性評価。アヒロクローゼ活性(DHA)と生物発光細菌(V. qinghaiensis)の試験を通して、従来の廃水の汚染パラメータと今回の毒性試験を評価することを目的とした。DHAとV.qinghaiensis試験を用いて得られた毒性値の間には有意に正の相関があることを示した。DHA測定と比較して、V. qinghaiensis試験はより速くそしてより感度が高かった。一方、毒性指標はSS、TN、TPおよびCOD濃度と有意に正に相関していた。		2016
37	A	Comprehensive Toxicity Evaluation and Toxicity Identification Used in Tannery and Textile Wastewaters	中国、なめし革工場及び繊維製品工場の排水の毒性評価。バイオアッセイは、Microtox試験、魚類胚仔魚短期毒性試験および藻類試験を採用。TIEの結果、繊維流出物の主な有毒物質は非極性有機汚染物質であり、続いて濾過可能な化合物、重金属、酸化性物質および揮発性成分であることを示した(Article in Chinese)。					2015
43	A	Source identification of toxic wastewaters in a petrochemical industrial park.					石油化学工業団地における有害廃水の発生源の特定、石油化学工業団地における生産廃水の毒性を評価するために、活性汚泥の酸素消費の抑制効果をテストしました。毒性データを標準毒性物質3、5-ジクロロフェノールの各日の濃度、効果関数に就いて標準化した。さらに、対応する標準毒性物質の品質排出量(QEL)は、対応する3.5-ジクロロフェノール濃度と廃水流量を掛け合わせて算出し、各廃水の廃水処理施設への毒性排出寄与を示した(Article in Chinese)。	2014
44	A	Oil refinery experience with the assessment of refinery effluents and receiving waters using biologically based methods.	ヨーロッパの製油所からの石油関連物質の排出の傾向は、1969年に最初に測定されて以来、一貫して排出量が減少している。この減少は、内側回収またはリサイクル手順の強化と物理的および生物学的処理の利用の増加と一致する。同時に、立法の推進力に部分的に応じて、排出物の品質を評価するための慢性(長期)毒性試験および代替方法の使用が増加している。全排水評価(WEA)アプローチはまた、排水成分の動態(運命)に取り組む研究の実施の増加を推進している。そのような研究は、潜在的に生物蓄積性物質(PBS)に取り組むための生分解および固相マイクロ抽出-バイオメティック抽出(SPMME-BE)方法の使用を含んでいた。このようにして排水中のPBS成分の残留性および毒性に対処することが可能である。さまざまなケーススタディで収集されたデータは、製油所の排水が環境に影響を与える可能性を評価するために生物ベースの方法を使用することの利点と落とし穴を強調している。					2015
56	A	Identification of toxicity variations in a stream affected by industrial effluents using Daphnia magna and Ulva pertusa.			韓国。オオミジンコとアオサを使用した包括的な毒性モニタリング調査が実施され、繊維製品と皮革製品製造施設から産業排水が流れる河川の毒性の原因が特定された。TIEの結果、CuとZnの両方が排水中の主要な毒性物質だった。特にアオサは下流での毒性を検出するのに十分な感度であり、重要な毒性物質としてZnを同定するのに有用だった。一連のバイオアッセイを用いたTIE手順は、排水および河川水中の急性および亜急性毒性の原因を特定するのに効果的だった。		2013	
80	A	A comparative study on toxicity identification of industrial effluents using Daphnia magna.			韓国。工場排水中の原因物質(毒性)を同定するため、オオミジンコの急性毒性試験モニタリングとTIEを実施した。金属メッキ工場とゴム製品工場からの排水はオオミジンコに対して急性毒性があり、毒性は異なるサンプリングイベント(それぞれ2.9から9と17.7 t/d)で変化した。ゴム製品工場の排水に関して、亜鉛が、加硫促進剤として用いられた亜鉛2-メルカプトベンゾチアゾールおよび亜鉛ジエチルジチオカルバメートに由来すると思われる主な毒性原因であることが確認された。金属めっき工場の排水については、還元剤および酸化剤由来の高濃度の塩化物イオンと硫酸イオンが原因として特定された。		2011	
85	A	A comparative study of toxicity identification using Daphnia magna and Tigriopus japonicus: implications of establishing effluent discharge limits in Korea.	韓国では、オオミジンコ急性毒性試験に基づく産業排水の新たな許可基準が2011年から徐々に実施される予定である。この研究では、海洋種(シオダマリミジンコ)および淡水種(オオミジンコ)を用いた試験と同定の比較を行った。金属メッキ工場からの排水(塩化物イオンが原因と同定)は、オオミジンコに対して急性毒性を示したが、シオダマリミジンコに対しては毒性を示さなかった。海水に排出される産業排水の毒性評価には淡水種よりも海洋種のほうが望ましいことが示唆された。					2011
86	B	Toxicity assessment of dye containing industrial effluents by acute toxicity test using Daphnia magna.	インド。皮なめし、織物、染料および紙ハルパ産業の染料含有排水の毒性が、オオミジンコを用いた急性毒性試験で評価された。全体で86.67%の排水が有毒、33.33%が無毒であることがわかった。一般に、なめし工場および染料工場の排水よりも、なめし工場および染料の排水はより高い毒性を示した。					2011
93	A	Whole effluent assessment of industrial wastewater for determination of bat compliance: Part 1: Paper manufacturing industry.						2010
94	A	Whole effluent assessment of industrial wastewater for determination of BAT compliance: Part 2: metal surface treatment industry.						2010
95	B	The fish embryo toxicity test as an animal alternative method in hazard and risk assessment and scientific research.				TG212の代替としてFETが有用であるかを含め、動物愛護の関連で、ハザードの評価にFETを代替試験とすることに関するレビュー。	2010	

WETに関する文献調査②

別添4

②キーワード: effluent toxicity identification evaluation (and/or): ヒット数: 29件、一次スクリーニングで 5件を調査(他の検索との重複を除く)

No.	関連性	Title	WETアプローチ	WET試験と生態毒性評価	TIE/TRE毒性の同定・削減	生物試験と毒性評価	処理技術の性能評価	年
1	C	Multiple lines of evidence of sediment quality in an urban Marine Protected Area			Sediment Quality Triadアプローチ(SQT)を用いて底質化学、毒性、底生生物群集記述子について分析した。堆積物全体の毒性同定評価(TIE)を実施。			2018
7	A	Ecological assessment of coal mine and metal mine drainage in South Korea using Daphnia magna bioassay.			酸性鉱山排水の生態学的影響を評価するために、韓国の金属鉱山(Dalsung)および石炭鉱山(Samtan)排水を収集。全排水毒性試験(オオミジンコの急性毒性試験)および毒性同定評価(TIE)により調査。TIEの結果から、酸性pHと銅(Cu)が両方の鉱山排水で主要な毒物になり得ることが明らかになった。			2015
18	B	Screening analysis of hundreds of sediment pollutants and evaluation of their effects on benthic organisms in Dokai Bay, Japan.				北九州市洞海湾。底生生物に対する産業及び都市排水中の微量汚染物質の影響を評価。約900の有機化学物質と重金属の発生についてスクリーニングし、さらに底生動物の密度とバイオマスを定量化した。化学分析には、GC-MSデータベースを備えた自動識別定量システムを使用して、新しく開発された包括的な分析方法を使用。工業用化学品、残留物ならびに家庭用化学品、糞便および下水等に特徴的な汚染物質が確認された。底生動物の種の豊富さと個体数は、金属、PAH、その他の有機汚染物質の濃度が高い地域で最も低く、湾の底生動物に悪影響を及ぼしていることを示唆している。		2013
19	B	Identification of multi-level toxicity of liquid crystal display wastewater toward Daphnia magna and Moina macrocopa.			液晶ディスプレイ(LCD)廃水処理施設(WWTP)からの排水をオオミジンコとタマシジコを用いて急性毒性、摂食速度阻害および酸化ストレスを含む多段階毒性を定期的に調べた。未処理廃水はD. magnaとM. macrocopaの両方に対して急性毒性であったが、処理が進むにつれて毒性は最終流出液(FE)で1 TU未満に達した。FEでは急性毒性は観察されなかったが、ミジンコの摂餌量は有意に抑制された。TIEにより、オオミジンコの毒性は凝固・凝集プロセスで十分処理できなかった銅によるものと示された。さらに、凝固剤に由来するAlはFEの毒性を増加させるように思われた。			2012
20	A	Identifying the cause of toxicity in an algal whole effluent toxicity study – an unanticipated toxicant.	淡水藻類Pseudokirchneriella subcapitataを用いた全排水毒性(WET)試験で、3か月の連続した試験で毒性が観察された(NOEC = 50-75%)。ニセネコゼミジンコまたはフアットヘッドミノーに対する毒性は観察されなかった。原因物質を特定するために毒性特定評価(TIE)試験を実施した。排水中の過剰なオルトリン酸によるものであることが確認されたが、直接毒性によるオルトリン酸の96時間25%低毒濃度(IC25)は3.4mg/Lであり、最大許容濃度は4.8mg/Lであった。この研究は複数のテストを行うことの価値を例証し、また予期しない毒物を同定するために藻類を使った効果的なTIEの例を提供した。					2011

WETに関する文献調査③④

別添4

③キーワード: effluent toxicity reduction evaluation (and/or): ヒット数: 57件、一次スクリーニングで7件を調査(他の検索との重複を除く)

No.	関連性	Title	WETアプローチ	WET試験と生態毒性評価	TIE/TRE毒性の同定・削減	生物試験と毒性評価	処理技術の性能評価	年
15	B	Biological Toxicity Evaluation of Domestic Wastewater Based on A(2)/O Treatment Processes Using a Battery of Bioassays.				中国、生活排水の包括的な生態毒性と様々な処理プロセスの毒性低減効率を正確に評価するために、Vibrio fischeri、SOS / umuテストと酵母のエストロゲンスクリーニングに焦点を当てたアッセイを実施。同時に、逆ゼブラフィッシュを用いて廃水と中水道の内分泌攪乱作用のMOAについても取り組んだ。結果は、流入水に急性毒性、遺伝毒性およびエストロゲン作用が観察された。二次処理後、毒性は著しく減少し、水質が改善されたが、エストロゲン作用は検出され、依然として水生生物に潜在的なリスクをもたらしていた。水生生物に対する廃水の悪影響について、より包括的な情報を得ることができるよう、評価は異なる組織または器官において分析されるべきであるとしている。		2017
19	C	Ecotoxicity evaluation of a WWTP effluent treated by solar photo-Fenton at neutral pH in a raceway pond reactor.					一部汚染物質は廃水処理に耐性があるため、一般的に見られる非常に低い濃度でも、水生生物と陸生生物にリスクが生じる。三次処理は微量汚染物質除去に使用されているが、処理された排水の生態毒性についてはほとんど知られていない。この研究では、都市の二次排水について微量汚染物質除去の前後で生態毒性を評価した。二次排水からは主に医薬品が同定され、処理後は99%の微小汚染物質に分解された。生態毒性の減少に関しては、例えばオオミジンコに対して阻害率が20%〜5%に低下した。	2017
20	C	Acute toxicity and chemical evaluation of coking wastewater under biological and advanced physicochemical treatment processes.					毒性の高い有機化合物は、coking wastewaterにおける急性毒性の主な原因である。生分解性が低く、毒性が高い、コーキング廃水中の芳香族タンパク質様物質が、生物学的に処理された廃水の急性毒性の残存の主な原因である。酸化プロセスから発生する塩素は、フェントン酸化後の急性毒性増加の原因である。したがって、適切で高度な物理化学的処理プロセス、例えば活性炭吸着の組み込みは、より厳しい排出基準を満たしつつ環境に対してより安全であるために生物学的処理プロセスの後に実施されるべきである。	2016
24	B	Are combined AOPs effective for toxicity reduction in receiving marine environment? Suitability of battery of bioassays for wastewater treatment plant (WWTP) effluent as an ecotoxicological assessment.					3種類の廃水処理施設(WWTP)からの排水の生態毒性学的評価を、高度酸化プロセス(AOP)の組み合わせを用いた三次処理の前後に行った。ヨーロッパヘイダ、ウニ、イソクリシスおよび、ピプリオ・フィッシュをバイオアッセイに用いた。試験した各WWTP廃水中に異なる急性毒性効果が観察された。バイオアッセイは、海洋環境のためのWWTP排水の急性毒性について予備的評価のために推奨できる。	2016
29	B	Evaluating the treatment of a synthetic wastewater containing a pharmaceutical and personal care product chemical cocktail: compound removal efficiency and effects on juvenile rainbow trout.				医薬品およびパーソナルケア製品(PPCP)は、慢性的に環境中に排出される可能性があり、これらの生物活性を持つ化学物質にさらされる可能性がある水生生物、野生生物、および人間に対する懸念を引き起こす。合成排水を用い、実験室規模の処理プラントによる実験では、物質によっては半分解度しか除去できず、幼若ニジマスに暴露した実験では、血中VTG濃度が上昇した。排水中にエストロゲン様活性を持つ物質は保持されており、汚染物質負荷の一層の低減がホルモン活性剤に取組むために必要であるとしている。		2014
56	C	Exposure and risk assessment of zinc in Japanese surface waters.				水生生物相に対する亜鉛の影響について日本の表流水中の亜鉛の包括的な暴露とリスク評価。河川水中の亜鉛濃度に対する雨水流出の影響を評価したところ、河川水中の亜鉛濃度は、河川に流入する道路排水から大幅に増加することが示された。費用対効果分析により、亜鉛全国排水基準の実施は、日本の公共用水域に一定のレベルで有効である可能性があることが実証されたが、有効性の程度は、流域の特性に大きく依存している。現実的かつ適切な亜鉛の生態学的リスク管理を進展させるためには、費用対効果分析とともに排出量およびばく露評価が不可欠である。生態系における損害と人間の活動における利益との間のトレードオフを考慮して、より強固な枠組みを開発することが重要である。		2010
57	C	Removal of pharmaceuticals during wastewater treatment and environmental risk assessment using hazard indexes.					下水処理場での従来の廃水処理では研究のほとんどの医薬品を完全に除去できないことが示唆された。大多數の医薬品について観察された高い半減期は、化合物の分解を促進するために、より長い水力学的滞留時間が必要とされるべきであることを示唆している。さまざまな水生生物(藻類、ミジンコ、魚)に対して評価しました。感受性の全体的な相対的順序は藻類>ミジンコ>魚であると推定された。	2010

④キーワード: effluent toxicity Bioassessment (and/or): ヒット数: 2件、一次スクリーニングで1件を調査(他の検索との重複を除く)

No.	関連性	Title	WETアプローチ	WET試験と生態毒性評価	TIE/TRE毒性の同定・削減	生物試験と毒性評価	処理技術の性能評価	年
1	A	In situ aquatic bioassessment of pesticides applied on rice fields using a microalga and daphnids.	ホルトガル。米の生産地域に隣接する排水路に対する一時的な汚染の影響を評価した。評価にはa)物理化学的分析、b)Pseudokirchneriella subcapitataを用いた全排水毒性(WET)アッセイ、c)微細藻類(P. subcapitata)の成長を評価するためのin situバイオアッセイを実施した。in situバイオアッセイとWET試験の結果から見て、WET試験は栄養素の制限がL1の藻類の成長に影響を及ぼしている可能性があることを示した。					2011



WETに関する文献調査⑤

別添4

⑤キーワード: effluent toxicity Bioassay industry (and/or): ヒット数: 27件、一次スクリーニングで 6件を調査(他の検索との重複を除く)

No.	関連性	Title	WETアプローチ	WET試験と生態毒性評価	TIE/TRE毒性の同定・削減	生物試験と毒性評価	処理技術の性能評価	年
9	C	Efficacy of <i>Allium cepa</i> test system for screening cytotoxicity and genotoxicity of industrial effluents originated from different industrial activities.					スリランカ 4種類の産業活動(2つの繊維産業、3つのゴム系産業、2つの工業地帯の一般処理場、および2つの水処理場)に由来する処理済み廃水の細胞毒性および遺伝毒性のスクリーニングに対する <i>Allium cepa</i> テストシステムの有効性を評価。	2015
11	C	COD removal and toxicity decrease from tannery wastewater by zinc oxide-assisted photocatalysis: a case study.					酸化亜鉛支援光触媒による皮なめし工場廃水からのCOD除去と毒性の減少事例研究 アルテミアを用いた研究。	2014
19	B	Assessment of the toxicity of waste water from a textile industry to <i>Cyprinus carpio</i> .				繊維工業からの排水(異なる濃度の流入水と流出水)を用いて鯉( <i>Cyprinus carpio</i> )への96時間急性毒性試験を行った。そこから得られたデータが水生動物による許容限界を設定するのに非常に有用であることを示している。有効な環境上の安全限界の観点から排水の品質を確認し、水生環境の完全性を確保するための毒性評価試験を導入する必要性を強調。		2012
21	C	Assessing acute toxicity of effluent from a textile industry and nearby river waters using sulfur-oxidizing bacteria in continuous mode.				韓国。連続方式の硫酸化細菌を用いた繊維産業と近隣の河川水からの排水の急性毒性の評価。繊維工場排水および工場下流の河川水の水生毒性を、硫酸化細菌バイオセンサーを用いて連続モードで評価した。		2011
24	C	Examining the effects of metal mining mixtures on fathead minnow ( <i>Pimephales promelas</i> ) using field-based multi-trophic artificial streams.				メソコスム手法により、共通の受け入れ環境に排出され、同じ規制の下で規制されている3つの処理済み金属鉱山廃水(MME)の個々の影響を評価す。ファットヘッドミノー( <i>Pimephales promelas</i> )の21日繁殖試験を実施し、雌の組織からの元素を分析。排水の出所が異なることから、水質への影響を評価するために、累積放流環境における treatment streamsを分けることの重要性を示唆。		2011
26	C	Enhanced nitrogen removal from pharmaceutical wastewater using SBA-ANAMMOX process.					製薬廃水からの効率的な生物学的窒素除去に関する研究。嫌気性アンモニア酸化(ANAMMOX)による硫酸クリステンおよびキタサイミン製造廃水の処理を行い、発光細菌( <i>Photobacterium phosphoreum</i> (T3変異))に対する生物毒性試験によりその有効性を評価した研究。	2011

WETに関する文献調査⑥

別添4

⑥-1キーワード: **ecotoxicity effluent Integrity (and/or)**: ヒット数: 1件を調査(他の検索との重複を除く)

No.	関連性	Title	WETアプローチ	WET試験と生態毒性評価	TIE/TRE毒性の同定・削減	生物試験と毒性評価	処理技術の性能評価	年
1	B	Effects of municipal wastewater on aquatic ecosystem structure and function in the receiving stream.					生態系の健全性に対する潜在的なリスクにもかかわらず、生態系機能に対するさまざまな廃水の希釈の可能性について、その影響に関する知識は不足している。淡水生態系を保護するための高度な廃水処理技術の適用、また気候変動シナリオによって予測されるように河川の水量の減少の可能性を考慮する必要がある。	2013

⑥-2キーワード: **effluent ecotoxicity bioassay (and/or)**: ヒット数: 21件、一次スクリーニング後に6件を調査(他の検索との重複を除く)

No.	関連性	Title	WETアプローチ	WET試験と生態毒性評価	TIE/TRE毒性の同定・削減	生物試験と毒性評価	処理技術の性能評価	年
8	B	Proposal to optimize ecotoxicological evaluation of wastewater treated by conventional biological and ozonation processes.				この研究は、標準化されたバイオアッセイは廃水の生態毒性学的評価に対して十分な感度を保っていない。そして処理された廃水の潜在的な残留毒性を適切に特徴付けるためには適切かつ敏感なバイオアッセイの開発が必要であることを示唆。		2016
9	B	Evaluation of acute ecotoxicity removal from industrial wastewater using a battery of rapid bioassays.				処理された排水の毒性除去についての研究。迅速なバイオアッセイを使った生態毒性評価を実施。		2014
10	A	Assessment of the ecotoxicological risk of combined sewer overflows for an aquatic system using a coupled "substance and bioassay" approach.				カナダ。表面水生生態系に対する合同下水道越流(OSO)の生態毒性リスクを評価。(Pimephales promelas, Ceriodaphnia dubia, Daphnia magna, および Oncorhynchus mykiss) についても4つのバイオアッセイを実施。		2015
13	C	Study of the variation of ecotoxicity at different stages of domestic wastewater treatment using Vibrio-qiinghaiensis sp.-Q67.				バクテリアから見た生活排水における生態毒性の変動の歴史。		2011
14	B	Assessment of toxicological profiles of the municipal wastewater effluents using chemical analyses and bioassays.				クロアチアのザグレブ市の廃水処理プラント。調査したサンプルの生態毒性プロファイリング(細胞毒性、慢性毒性およびEROD活性)。		2011
16	C	Ecotoxicity assessment of lipid regulators in water and biologically treated wastewater using three aquatic organisms.				生物学的処理を行った廃水中の脂質調節剤の生態毒性評価を実施。発光性のバクテリアの遺伝子を染色体上に組み込んで作ったAnabaena(藻類)CPB4337株を用いたバイオアッセイの有効性を確認。		2010

⑥-3キーワード: **ecotoxicity effluent biological diversity (biodiversity) (and/or)**: ヒット数: 2件を調査(他の検索との重複を除く)

No.	関連性	Title	WETアプローチ	WET試験と生態毒性評価	TIE/TRE毒性の同定・削減	生物試験と毒性評価	処理技術の性能評価	年
2	C	Diversity of cutaneous microbiome of Pelophylax perezi populations inhabiting different environments.				無尾両生類減少。環境ストレス要因がこのコミュニティにどのように作用するか。皮膚のバクテリアと化学的汚染物質の関連について研究。		2016
3	C	Wastewater recycling in Antarctica: Performance assessment of an advanced water treatment plant in removing trace organic chemicals.					チュニジア、再利用のために処理された都市下水が土壌および食用作物の健康に与える影響を研究。処理技術の研究により成果が農業に再利用できる可能性を示唆。	2016

WETに関する文献調査⑦

別添4

⑦キーワード: direct toxicity effects effluent (and/or): ヒット数: 37件、一次スクリーニング後に16件を調査(他の検索との重複を除く)

No.	関連性	Title	WETアプローチ	WET試験と生態毒性評価	TIE/TRE毒性の同定・削減	生物試験と毒性評価	処理技術の性能評価	年
1	C	The potential reproductive toxicity of tannery effluent to the estrous cycle and ovarian follicular dynamics of female Swiss mice.				なめし産業労働者に対するなめし工場廃水(TE)の毒性影響。マウスを用いた女性の生殖毒性に関する研究。		2018
3	C	Wastewater recycling in Antarctica: Performance assessment of an advanced water treatment plant in removing trace organic chemicals.					高度水処理プラントの性能評価に関する研究。例えばレポーター遺伝子アッセイによる水生生物への影響を調べている。	2018
4	C	Comparative Life Cycle Assessment of Advanced Wastewater Treatment Processes for Removal of Chemicals of Emerging Concern.					contaminants of emerging concern (CECs)の健康影響に関する研究。高度なCEC除去プロセスに関連するライフサイクルアセスメント。	2018
5	C	Pretreatment technologies for industrial effluents: Critical review on bioenergy production and environmental concerns.					排水の排出前における前処理技術について。再生可能エネルギー生産と製品/資源回収のためのさまざまな前処理技術を採用することの考えられる環境上の利点と懸念をレビュー。	2018
8	C	The use of time-averaged concentrations of metals to predict the toxicity of pulsed complex effluent exposures to a freshwater alga.				緑藻類を使った銅の連続曝露と単一パルス曝露による毒性の比較。生長阻害試験を実施。パルス曝露がある場所における水質指標の導出に特に重要であることを示し、ガイドライン値の導出に通常使用される連続曝露よりも毒性が強いことが示された。		2018
12	C	Ecophysiological perspectives on engineered nanomaterial toxicity in fish and crustaceans.					ナノ材料の水生生物に対する毒性。廃水処理プラント。成魚および甲殻類での試験を実施。	2018
13	A	Integrating chemical analysis and bioanalysis to evaluate the contribution of wastewater effluent on the micropollutant burden in small streams.				スイス。地表水に含まれる微量の汚染物質の発生源の特定と負荷の軽減および水生生物への悪影響の軽減に関する研究。化学分析とバイオアッセイを組み合わせ。バイオアッセイはARの転写活性とエストロゲン、アンドロゲン作用、酸化ストレス応答、遺伝毒性などがエンドポイント。影響の大部分は除草剤によるもので化学物質はわずか。廃水処理施設の改良は完全に負荷削減を達成できるわけではないが発生源コントロールは必要であるとしている。		2018
17	C	Chemical avoidance responses of fishes.				魚の忌避行動に関する研究。		2018
25	C	Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone.					特定の下水処理場をアップグレードするための選択肢としてオゾン処理の実現可能性をテスト。医薬品、エストロゲン、農薬などの有機微量汚染物質に対してオゾン処理を実施し、バイオアッセイで毒性を評価。比較的安価で直接的な方法論を表している。	2015
27	A	An adaptive, comprehensive monitoring strategy for chemicals of emerging concern (CECs) in California's Aquatic Ecosystems.				カリフォルニア州政府が科学諮問委員会を招集し、都市下水処理場(WWTP)からの排水や雨水の流出を受ける水系内の新たに懸念される化学物質(CEC)のモニタリングを勧告。		2013
29	C	Characteristics of THMFP increase in secondary effluent and its potential toxicity.				淡水ルミネセンス細菌Vibrio-qiinghaiensis sp.-Q67を用いたバイオアッセイ。生活排水処理施設(WWTP)からの二次流出物の塩素化は、トリハロメタン(THM)の形成による毒性影響。		2013
30	B	Influence of elevated alkalinity and natural organic matter (NOM) on tissue-specific metal accumulation and reproductive performance in fathead minnows during chronic, multi-trophic exposures to a metal mine effluent.				金属鉱山廃水(MME)への慢性曝露により、魚類の金属蓄積と繁殖能力に影響を及ぼし得るかどうかを評価。ファットヘッドミノー(Pimephales promelas)の21日試験。組織特異的の金属蓄積および繁殖に対する影響を調べた。		2013
31	C	The influence of food quantity on metal bioaccumulation and reproduction in fathead minnows (Pimephales promelas) during chronic exposures to a metal mine effluent.				金属鉱山廃水への慢性曝露により、魚類の金属蓄積と繁殖能力に影響を及ぼし得るかどうかを評価。ファットヘッドミノー(Pimephales promelas)の21日試験。組織特異的の金属蓄積および繁殖に対する影響を調べた。食物の存在量の減少が、金属鉱山排水にさらされる環境に生息する魚の繁殖能力に、標的組織における金属蓄積よりも大きな影響を及ぼし得ることを示唆。		2013
33	B	Chronic effects of exposure to a pharmaceutical mixture and municipal wastewater in zebrafish.				都市下水に排出された医薬品およびパーソナルケア製品(PPCP)の環境影響。ゼブラフィッシュ(Danio rerio)を用いた慢性影響試験。廃水中に放出された医薬品にさらされている魚の個体群が生産能力と健康に悪影響を及ぼす危険性があることを示唆。		2013
36	C	Do historical sediments of pulp and paper industry contribute to the exposure of fish caged in receiving waters?				紙パルプ工場から5-17キロ離れた地点でプラウトアウトケージに入れ野外実験。DNAマイクロアレイによる肝臓のEROD活性、HSP70タンパク質、および遺伝子発現プロファイルを測定することによって、起こり得る毒性を調べた。		2011
37	C	The use of field-based mesocosm systems to assess the effects of uranium milling effluent on fathead minnow (Pimephales promelas) reproduction.				カナダ。ウラン粉砕作業の排水の毒性についてファットヘッドミノーの21日試験により影響を評価。		

米国における水質および排水規制の歴史

別添5

年	主要な法改正	水質基準及び優先汚染物質に関する動き	排水基準に関する動き	WETに関する動き	文献
1948	連邦水質汚染防止法FWPCA (Federal Water Pollution Control Act)				U.S. EPA NPDES Permit Writer's Manual 2010 EPA-833-K-10-001
1965	WQA(Water Quality Act)	1967年までに、州際水域の用途を指定し、その用途を達成できる水質基準を設定し、各排出源が水質基準に違反することなく放出できる汚染物質負荷量を算定することを州に義務付け、用途を達成できる水質基準を設定するための科学的情報の欠如、水質基準から排出基準を設定するための科学的情報の欠如、罰則の欠如から、対策はあまり進まず。			U.S. EPA NPDES Permit Writer's Manual 2010 EPA-833-K-10-001 Glicksman, R.L. and Batzel, M. (2010) Science, Politics, Law, and the Arc of the Clean Water Act: the role of assumptions in the adoption of a pollution control landmark. Washington University Journal of Law & Policy, 32, 99-138.
1970	Refuse Act Permit Program (RAPP) を制定		1989年Rivers and Harbor Actの13条(この条はRefuse Actとも呼ばれていた)の下に大統領令により制定。 工業排水に焦点を当て、排水許可システムを導入。 EPAが22の発生源に対し排水水質ガイドラインを定めること、米軍工兵部隊(U.S. Army Corp of Engineers)が排水許可を与えることとなった。		U.S. EPA NPDES Permit Writer's Manual 2010 EPA-833-K-10-001
1971			控訴裁判所の判決によりRAPPは無効とされる。		U.S. EPA NPDES Permit Writer's Manual 2010 EPA-833-K-10-001
1972	FWPCA amendment of 1972によりFWPCAを改定 米国の水域の化学的、物理的、生物学的強度(integrity)の回復を目的として法改正。 1983年7月1日までに、達成可能な限り、魚介類及び野生生物の保護及び繁殖、水辺での娯楽を提供する水質を達成すること(fishable and swimmable)、1985年までに可航水域への汚染物質の放出をなくすることを目標とする。 毒性物質を毒性影響を生じる量放出することを禁止することを国の方針とした。 州に対して水質基準の見直し、州際のみならず、州内の水域全体に対する水質基準の設定を求めた。 許可なく、可航水域への汚染物質の放出を禁止。 汚染物質を公共用水域に放出する発生源は所管当局(州又はEPA)から許可を得なければならないとするNPDES許可プログラムを導入。 全国的に適用される技術に基づく排出基準をEPAが公布することとし、具体的には、1977年7月1日までに既存発生源のBPT (Best Practicable Control Technology)に基づく排出基準、1983年7月1日までにBAT (Best Available Technology Economically Achievable)に基づく排出基準の達成を求めた。 また、EPAに対し1972年10月18日より90日以内に排出基準を決めるべき毒性汚染物質をリストすることを求めた。 汚染防止の基本を排出基準とし、水質基準は執行の手段ではなく、プログラムの有効性を判断する手段とした。 市民による訴訟の権利も付与。監視と参加の役割を付した。			Glicksman, R.L. and Batzel, M. (2010) U.S. EPA NPDES Permit Writer's Manual 2010 EPA-833-K-10-001	
1974			25の産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準設定 ・乳製品製造加工 (40 CFR Part 405) ・殺菌製粉 (40 CFR Part 406) ・果物及び野菜の缶詰および保存加工 (40 CFR Part 407) ・魚介類の缶詰および保存加工 (40 CFR Part 408) ・砂糖製造 (40 CFR Part 409) ・セメント製造 (40 CFR Part 411) ・石鹼及び界面活性剤製造 (40 CFR Part 417) ・肥料製造 (40 CFR Part 418) ・リン酸製造 (40 CFR Part 422) ・フェロアロイ製造 (40 CFR Part 424) ・ガラス製造 (40 CFR Part 426) ・アスベスト製造 (40 CFR Part 427) ・ゴム製造 (40 CFR Part 428) ・木材製造 (40 CFR Part 429) ・石油精製 (40 CFR Part 419) ・蒸気発電 (40 CFR Part 423) ・塩化メチル仕上げ (40 CFR Part 425) ・鉄鋼業 (40 CFR Part 420) ・無機化学物質製造 (40 CFR Part 415) ・繊維工場 (40 CFR Part 410) ・有機化学製品製造 (40 CFR Part 414) ・プラスチック及び合成繊維製造 (40 CFR Part 414) ・パルプ・紙・板紙 (40 CFR Part 430) ・飼料 (feed lot) (40 CFR Part 412) ・食肉及び家禽加工品 (40 CFR Part 432)		39 FR 18597, May 28, 1974 39 FR 10513, Mar. 20, 1974 39 FR 10864, Mar. 21, 1974 39 FR 23140, June 26, 1974 39 FR 4037, Jan. 31, 1974 39 FR 6531, Feb. 20, 1974 39 FR 13372, Apr. 12, 1974 39 FR 12836, April 8, 1974 39 FR 6582, Feb. 20, 1974 39 FR 6809, Feb. 22, 1974 39 FR 2565, Jan. 22, 1974 39 FR 7527, Feb. 26, 1974 39 FR 6662, Feb. 21, 1974 39 FR 13942, April 18, 1974 39 FR 16560, May 9, 1974 39 FR 36186, Oct. 8, 1974 39 FR 12958, April 9, 1974 39 FR 24114, June 28, 1974 39 FR 9612, March 11, 1974 39 FR 24739, July 5, 1974 39 FR 14676, April 25, 1974 39 FR 12502, April 5, 1974 39 FR 16578, May 9, 1974 39 FR 5704, Feb. 145, 1974 39 FR 7894, Feb. 28, 1974
1975			4つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準設定 ・金属探採加工(40 CFR Part 436) ・舗装及び屋根材(タール及びアスファルト)(40 CFR Part 443) ・塗料調剤(40 CFR Part 443) ・インク調剤(40 CFR Part 447)		40 FR 48657, Oct. 16, 1975 40 FR 31191, July 24, 1975 40 FR 31725, July 28, 1975 40 FR 31727, July 28, 1975
1976			6つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準設定 ・爆発物製造 (40 CFR Part 457) ・ゴム及び木材化学物質製造 (Gum and Wood Chemicals) (40 CFR Part 454) ・病院 (40 CFR Part 460) ・皮革 (40 CFR Part 459) ・医薬品製造 (40 CFR Part 439(暫定)) ・集中動物給餌(CAFO) (40 CFR Part 412)		41 FR 10184, Mar. 9, 1976 41 FR 20511, May 18, 1976 41 FR 18777, May 6 41 FR 29079, July 14, 1976 41 FR 50678, Nov. 17, 1976 41 FR 11458, March 17, 1976
1977			1つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準設定 ・石炭鉱業 (40 CFR Part 434)		42 FR 21380, Apr. 1, 1977
1977			アルドリン/ディルドリン、DDT(DDD, DDE)、エンドリン、トクサフェンに対する排出基準を設定 (40 CFR Part 129)。		42 FR 2613, Jan. 12, 1977
1977	Clean Water Act of 1977によりFWPCAを改定、以後、水質浄化法と呼ばれる(Clean Water Act, CWA) EPAによる毒性を持つ汚染物質のリストが遅れ、排出基準の策定が進まなかったことから、訴訟が起き、その訴訟の和解に基づき法改正に至った。 65物質群よりなる毒性(toxic)汚染物質を指定 主要産業カテゴリーについては、1984年7月1日までに65の毒性汚染物質に対してBAT排出基準を、工場地等からの毒性汚染物質の runoff等に対してBMPを、伝統的汚染物質に対してCOTの達成を求め、非毒性/非伝統的汚染物質に対しては遅くとも1989年5月3日までにBATの達成を求めた。 EPAは内部的に65物質群の129物質を、優先汚染物質とした。 汚染物質対策の焦点が毒性汚染物質に移った。				U.S. EPA NPDES Permit Writer's Manual 2010 EPA-833-K-10-001
1978		65物質群よりなる毒性(toxic)汚染物質リストを官報に公示 65物質群および群の中の化学物質の例示はあるが、129物質全体のリストはない。			43 FR 4108, Jan. 31, 1978
1978			2つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準設定 ・カーボンブラック製造 (40 CFR Part 458) ・農業化学製品製造 (CFR Part 455)		43 FR 1343, Jan. 9, 1978 43 FR 17776, Apr. 25, 1978
1978			NPDESにおける許可申請規則の提案 前文において、排出者が何を排出しているかを告知していることは排出者の義務であると言及。 EPAがすべての毒性汚染物質の分析法を開発中であるとした。 提案規則では、特定産業カテゴリーの申請者に対して、申請にあたって、プロセス排水の排出孔について、シアン化物、アスベスト、TCDDを除くすべての優先汚染物質の定量的なデータを求めること、また既存のバイオモニタリングデータがある場合はこれも提出することを提案した。	NPDESにおける許可申請規則提案の前文中でバイオモニタリング(WET試験)に言及。 WET試験プロトコルを近日中に公表する予定であると記載。 また、下記の要件に基づいて、申請に際してバイオモニタリングを求めることを強く進めた。 ・過去に魚への死があった ・過去のバイオモニタリングで毒性を示した ・申請者の産業カテゴリー また、規則提案において、排出限度値として毒性に基づく限度値(例えばLC50)を設定することも可能と提案した。	44 FR 34383, June 14, 1979
1978		伝統的汚染物質を規定すると同時に、毒性汚染物質リストも再度官報に公示し、これをそれぞれ、40 CFR 401.18, 40 CFR 401.19に収載。 伝統的汚染物質として、従来のBOD、TSS、PH、糞便性大腸菌に加えてオイルとグリスが加わった。 毒性汚染物質リストは1978年に官報公示されたものと同じ。			44 FR 44501, July 30, 1979
1979			2つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準設定 ・オイルおよびガス抽出 (40CFR Part 435) ・電気メッキ (40 CFR Part 413, 1981年に大幅改定)		44 FR 22075, Apr. 13, 1979 44 FR 52590, Sep. 7, 1979

年	主要な法改正	水質基準及び優先汚染物質に関する動き	排水基準に関する動き	WETIに関する動き	文献	
1980		EPAの統合的許可申請規則の前文中に下記の記載がある。 ・すべての州が「毒性物質を毒性を示す量、排出してはならない」ということを意味する水質基準を持っている。 ・カリフォルニア州およびアリゾナ州には水質基準として毒性に関する水質基準 (LC50等)がある。	EPAの規制プログラムにおける許可申請を統合する統合的許可規則、および統合的許可申請様式を決定。 また、この中で、NPDES許可申請に関する規則を最終化。 申請に際して提出すべき情報を明確化。排水の特性としては下記を要求 ・34の主要産業を規定し、これらの産業カテゴリーの排出者はプロセス排水中の毒性金属、シアン化合物およびフェノール(全15物質)の定量的データ、113の有機毒性汚染物質のうち、指定された特定グループ(揮発性、酸性、塩基性/中性、農業)の物質の定量的データを提出 ・すべての排出者は、毒性汚染物質(128物質)および24の伝統的/非伝統的汚染物質のうち排水中に存在すると考えられる物質の定量的データを提出 ・すべての排出者は、79の有害物質およびアスベストについて、排水中に存在すると考えられる物質の名称を提出 ・特定物質を使用あるいは製造する排出者等はTCDDの定量的データ ・排水の生物毒性データがある場合はそのデータ 技術に基づく排出限度値として、BATを反映している場合には、毒性に基づく限度値や指標物質(伝統的汚染物質等)の限度値を利用することも可能とした。	EPAの統合的許可申請規則作成時のコメントへの対応として、EPAは、現時点で化学物質の限度値の利用を毒性削減の中心とし、化学物質の限度値が不適当である場合にはのみ毒性に基づく限度値を利用するとしている。 また、化学物質の分析の代わり毒性試験を用いることを許している。また、主要産業の申請に対しては、バイオモニタリングデータの提出を義務付けてはどうかというコメントに対し、EPAは、BAT基準により、毒性の原因物質に対して追加の排水処理が行われると考えられ、その場合、毒性の原因物質が同定されれば、毒性試験そのものはあまり意味がなくなるとして、現時点では、バイオモニタリングは、ケースバイケースでしか求めないとしている。 ただし、EPAは、将来は毒性試験が大きな役割を演じるであろうとしている。 また、BAT基準以降、排水の急性毒性の問題はあまり生じなくなり、慢性毒性、残留性、蓄積性が関係する問題が大きくなるとしている。	45 FR 32290, May 19, 1980 45 FR 33516, May 19, 1980	
1980		65の毒性汚染物質群のうちTCDDを除く64の毒性汚染物質に対するクライテリアの作成及びクライテリア作成のためのガイドラインを官報公示 なおEPAは、クライテリアには二つの意味があり、ここで示したクライテリアは、水質基準の一部をなすクライテリア(規則としてのクライテリア)ではなく、ガイダンスとしてのクライテリアであるとしている。			45 FR 79318, Nov. 28, 1980	
1981		優先汚染物質リストより下記を削除 ・クロロシフルオロメタン ・トリクロロフルオロメタン ・ビス(クロロメチル)エーテル 二つのフルオロメタン化合物については、水溶解度が低く揮発性が高いことおよびトリスに対する毒性が低いことから削除 ビス(クロロメチル)エーテルについては20℃での半減期が38秒と短いことから削除 それぞれ、毒性汚染物質リストの38番(ハロメタン)、37番(ハロエタン)の一員であることからリストそのものの変更はない			46 FR 2266, Jan. 8, 1981 46 FR 10723, Feb. 4, 1981 Toxic and priority pollutants under the clean water act ( <a href="https://www.epa.gov/eg/toxic-and-priority-pollutants-under-clean-water-act">https://www.epa.gov/eg/toxic-and-priority-pollutants-under-clean-water-act</a> )	
1981			2つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準を改定 ・電気メッキ(大幅改定)(40 CFR Part 413) ・木材製造(改定)(40 CFR Part 429)		46 FR 9467, Jan. 28, 1981 46 FR 8285, Jan. 26, 1981	
1982			6つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 ・鉄鋼業(改定)(40 CFR Part 420) ・無機化学物質製造(改定)(40 CFR Part 415) ・縫造工場(改定)(40 CFR Part 410) ・石油精製(改定)(40 CFR Part 418) ・蒸気発電(改定)(40 CFR Part 423) ・革なめしと仕上げ(改定)(40 CFR Part 425) 3つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 ・ほうろく加工(40 CFR Part 466) ・鉱石採掘及び選鉱(40 CFR Part 440) ・コイルコーティング(40 CFR Part 465)		47 FR 23294, May 27, 1982 47 FR 28278, June 29, 1982 47 FR 38819, Sept. 2, 1982 47 FR 46446, Oct. 18, 1982 47 FR 52304, Nov. 19, 1982 47 FR 52870, Nov. 23, 1982 47 FR 53184, Nov. 24, 1982 47 FR 54609, Dec. 3, 1982 47 FR 54244, Dec. 1, 1982	
1982		126物質よりなる優先汚染物質リストを公表 蒸気力発電カテゴリーに対する排出基準設定の官報公示に際して、その付属資料として公表			47 FR 52309, Nov. 19, 1982	
1982 1984				全排水毒性(WET)の事例研究を開始 排水の事例研究を実施。WETと淡水系への生物学的インパクトの関係の評価	EPA NPDES Whole Effluent Toxicity(WET) ( <a href="https://www.epa.gov/npdes/whole-effluent-toxicity-wet">https://www.epa.gov/npdes/whole-effluent-toxicity-wet</a> ) WET Guidance Case Studies	
1983			1980年に策定された統合的許可規則の改定。 許可申請の統合を解消。		48 FR 14146, Apr 11, 1983	
1983			1つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 ・医薬品製造(改定)(40 CFR Part 439) 4つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 ・アルミニウム成形(40 CFR Part 467) ・金属表面処理(40 CFR Part 433) ・銅成形(40 CFR Part 468) ・電気・電子部品(40 CFR Part 469)		48 FR 49621, Oct. 27, 1983 48 FR 49149, Oct. 24, 1983 48 FR 32485, July 15, 1983 48 FR 36957, Aug. 15, 1983 48 FR 15394, Apr. 8, 1983	
1983		水質基準規則の改定を官報公示。主要な改定点は下記 ・目的事項を新設。水質基準の目的を下記二つと規定 ・個々の水域に対する水質の目標を設定すること ・技術に基づく排出処理レベルを超えた処理による削減と戦略の設定に規制上の基礎を与えること ・クライテリアの変更の改定 ・水質データおよび排出情報に基づき、毒性汚染物質が水質又は指定用途の達成を著している水域、あるいは毒性汚染物質が懸念を生じるレベルとなっている水域を確認し、その水域の指定用途を保護するために十分な毒性汚染物質のクライテリアを採用しなければならぬ。 クライテリアとしては数値クライテリア、数値クライテリアが設定できない場合やこれを補充する場合は記述的クライテリアまたはバイオモニタリングにもとづくクライテリアを設定する。 ・数値クライテリアは、EPAのガイダンスあるいはそれをサイトの条件に合わせて改定したもの、あるいはその他の科学的に正当化できるものとする。 記述的クライテリアを設定した場合は、州は記述的クライテリアに基づいて毒性汚染物質を排出する点発生源を規制しようとする方法を明らかにしなければならぬ。 ・水質基準は3年毎に見直すこと。		改正された水質基準規則の中で、数値クライテリアが設定できない場合やこれを補充する場合は毒性汚染物質に対する記述的クライテリアやバイオモニタリングに基づくクライテリアを設定することとし、記述的クライテリアを設定した場合は、記述的クライテリアに基づいて排出源を規制する方法を明らかにしなければならぬとしている。	48 FR 51400, November 8, 1983	
1984			3つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 ・プラスチック成型(40 CFR Part 463) ・非鉄金属製造(40 CFR Part 465) ・バッテリー製造(40 CFR Part 461)		49 FR 49047, Dec. 17, 1984 49 FR 8790, Mar. 8, 1984 49 FR 9134, Mar. 9, 1984	
1984			毒性汚染物質に対する水質に基づく許可限度値の策定に関する方針を公表 毒性汚染物質対策に化学分析と生物学的的手法の統合的利用を勧告。 NPDES許可申請者に対して化学的及び毒性学的、並びに排水先水域の生物学的データを要求する可能性、排水先水域に有意な毒性影響を生じる可能性がある場合は、排水の毒性に基づく許可限度値(permit limits)を導入する可能性に言及。	毒性汚染物質に対する水質に基づく許可限度値の策定に関する方針を公表 毒性汚染物質対策に化学分析と生物学的的手法の統合的利用を勧告。 NPDES許可申請者に対して化学的及び毒性学的、並びに排水先水域の生物学的データを要求する可能性、排水先水域に有意な毒性影響を生じる可能性がある場合は、排水の毒性に基づく許可限度値(permit limits)を導入する可能性に言及。	49-FR 9016, March 9, 1984	
1985		水質計画及び管理規則を官報公示。この中で、水質基準は、州の個々の水域に対する目標であり、法の下での削減に関する決定(control decision)に法的根拠を与えるものであるとしている。 また、水質モニタリングは、州の水質の現状を測定し、汚染の発生源を確認するために化学的、物理的、生物学的データを提供するためのものであるとしている。 州は、この規則の下で、水質の分析データを蓄積するために適切なモニタリング方法と手順(生物モニタリングを含む)を設定しなければならぬ。 このようにして得られたデータは、削減の優先順位決定、水質およびTMDL等の検討、排出源のNPDES許可順守の評価、305(b)報告書、個々のサイトのモニタリングの見直しに用いられる。			50 FR 1774, Jan 11, 1985	
1985		下記の9つの汚染物質のクライテリアドキュメントが入手可能であることを官報公示 ・フロン系、ヒ素、カドミウム、塩素、クロム、銅、シアン、鉛、水銀 いずれのクライテリアドキュメントもすでに公表されていたものを改定したもの。 これ以降、EPAは適宜見直しおよび新規作成をおこなっている。			50 FR 30784, July 29, 1985	
1985			1つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 ・石灰製造(改定)(40 CFR Part 434) 2つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 ・金属製造(40 CFR Part 464) ・金属表面成形(40 CFR Part 471)		50 FR 41305, Oct. 9, 1985 50 FR 45247, Oct. 30, 1985 50 FR 34272, Aug. 23, 1985	
1985				水質に基づく毒性管理のための技術支援文書を公表 一般にTSDと呼ばれる。1984年3月の方針に呼応するもの。 個別化学物質アプローチ、全排水アプローチ、生物学的クライテリア/生物評価および生物調査アプローチについて解説。	水質に基づく毒性管理のための技術支援文書を公表 一般にTSDと呼ばれる。1984年3月の方針に呼応するもの。 個別化学物質アプローチ、全排水アプローチ、生物学的クライテリア/生物評価および生物調査アプローチについて解説。	Technical Support Document for Water Quality-based Toxicity Control. EPA-440/4-85-032, September 1985.
1985				排水の毒性試験法の公表 「淡水及び海洋生物に対する排水の急性毒性測定法」	EPA/600-4-85-013, March 1985.	
1986		これまでクライテリアドキュメント集として、下記が公表されてきた。 グリーンブック:1968年、ブルーブック:1973年、レッドブック:1976年 これ以降、EPAは随々、クライテリアのアップデート結果を整理して公表している。			Quality Criteria for Water 1986. EPA 440/5-86-001, May 1, 1986	

年	主要な法改正	水質基準及び優先汚染物質に関する動き	排水基準に関する動き	WETIに関する動き	文献
1987	Water Quality Act of 1987により水質浄化法改正 州による毒性汚染物質に対するクライテリアの採用が進まなかったことから、毒性汚染物質対策として、点発生源に対する水質に基づく対策及び技術に基づく対策を強化。 また、非点発生源(nonpoint sources)に対する汚染対策プログラムを導入。 EPAは、1987年水質浄化法の発効後2年以内に、バイオモニタリングや評価方法を定めて、個別物質のクライテリアに基づかない水質クライテリアの設定方法および測定方法を開発して公表すること。 州に対して技術基準を頒布しても州の水質基準を満たすことができない水域をリストし、上記水域の水質に影響を与える個別発生源に対し、排水基準を課すことを求める。 都市及び産業由来の雨水(storm water)排出に対するNPDES許可制度を導入。 既存の排水基準の見直し、新規の排水基準設定のスケジュール作成を求める。				U.S. EPA NPDES Permit Writer's Manual 2010 EPA-833-K-10-001 1990年のReport to congress
1987			下記の産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 ・有機化学品およびプラスチックおよび合成繊維(40 CFR Part 414)		52 FR 42568, Nov. 5, 1987
1988				排水の毒性試験法の公表 「海洋及び汽水生物に対する排水及び排水流入水の慢性毒性を推定するための短期試験法」  排水の毒性試験法の公表 「淡水生物に対する排水及び排水流入水の慢性毒性を推定するための短期試験法」	EPA/600-4-87-028, May 1988.
1988				表面水毒性物質管理規則を官報公示 NPDES規則を改定。 WET(Whole effluent toxicity)を「Aggregate toxic effect of an effluent measured directly with a toxicity test」と定義。 排水の放出が州のWET水質クライテリア(州による数値基準)の未達成を生じる可能性がある場合、WETIに基づく排水限度値(effluent limit)を設定しなければならない。 排水の放出が州のWET水質クライテリア(州による記述基準)の未達成を生じる可能性がある場合は、個別化学物質に対する排水限度値によりWET水質クライテリアが達成できる場合を除いて、州はWETIに基づく排水限度値(effluent limit)を設定しなければならない。	54 FR 23868, June 2, 1989
1990			産業施設及び都市雨水集水システム(MS4)からの雨水放出許可規則を官報公示 雨水を通した有害物質等の公共用水域への放出に対する対策強化		55 FR 47990
1991			「水質に基づく毒性管理のための技術支援文書」を改訂 1985年に公表したTSDの改訂版1985年に公表したTSDの改訂版	「水質に基づく毒性管理のための技術支援文書」を改訂 1985年に公表したTSDの改訂版1985年に公表したTSDの改訂版	Technical Support Document for Water Quality-based Toxics Control EPA/505/2-90-0012, March 1991.
1991		「水質プログラムにおける生物評価及びクライテリアの利用に関する方針」を公表 水質基準達成/未達成の判断においては、化学的クライテリア、毒性試験、生物評価のいずれも根拠を提供することができる。いずれかの評価で水質基準を満たさないことが示された場合には、規制措置を含め、適切な措置を取る。(independent application policy)		「水質プログラムにおける生物評価及びクライテリアの利用に関する方針」を公表 水質基準達成/未達成の判断においては、化学的クライテリア、毒性試験、生物評価のいずれも根拠を提供することができる。いずれかの評価で水質基準を満たさないことが示された場合には、規制措置を含め、適切な措置を取る。(independent application policy)	Policy on the use of biological assessment and criteria in the water quality program. May 1991
1992		EPAが執行する優先汚染物質に対する水質基準規則を官報に公示。 EPAにより水質基準の承認が得られていない州に対し、EPAが執行する優先汚染物質に対する水質基準値を、40 CFR 131.36に示す。			57 FR 60848, Dec. 22, 1992
1994				「NPDES許可に水生生物保護のためのWET管理を目的とした排水限度値(effluent limit)を作成するための方針」を策定 NPDES許可では、WET水質クライテリア(州による数値基準)の達成の有無を急性WETIに関しては急性混合域、慢性WETIに関しては慢性混合域で評価し、より厳しいクライテリアに基づいてWET排水限度値(effluent limitations)を作成する。 州における主要な放出者について、WET水質クライテリアの超過を引き起こす可能性があるかどうかをレビューする。 この評価には、WET試験データ及びその他の情報を利用する。 WET水質クライテリアの超過を引き起こす可能性が認められた場合は、WET管理のために排水限度値を課す。	July 1994, EPA 833-B-94-002
1995				「汚染物質の分析のための試験手順を定めるガイドライン: 全排水毒性試験法最終規則」を制定 ・汚染物質の分析のための試験手順を定めるガイドライン(40 CFR part 136)のリストIAにWET試験法を、EPAが承認した方法として定める(40 CFR part 136.3) ・NPDES許可が全排水毒性限界値を要求する場合は、試験はリストIAに掲載された方法によらなければならない。 「淡水及び海水生物に対する排水の急性毒性測定法、第4版」 「淡水生物に対する排水及び排水流入水の慢性毒性を推定するための短期試験法、第2版」 「汽水及び海水生物に対する排水及び排水流入水の慢性毒性を推定するための短期試験法、第2版」 いずれの試験法にも信頼性保証及び日常的な品質管理活動の手引が示されている。	Guidelines establishing test procedures for the analysis of pollutants: Whole effluent toxicity test methods: Final rule. 60 FR 53529, 1995.10.16 Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms (Fourth edition)(August 1993). EPA/600/4-90/027F Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms (Third edition)(July 1994, EPA/600/4-91/002) Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving water to marine and estuarine organisms (Second edition)(July 1994, EPA/600/4-91/003)
1996				Edison Electric社等、EPAを提訴 EPAのWET試験法(慢性試験)の妥当性について控訴裁判所に提訴	
1998			下記の産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準を大幅改定 ・バルブ・紙・板紙(40 CFR Part 430)		63 FR 18635, Apr. 15, 1998
1998				Edison Electric社等との間で調停に合意 EPAが手引書を作成すること、EPAが機関間変動性研究を実施することが条件となっている	Edison Electric Institute et al. v. EPA, Settlement Agreement, July 24, 1998
2000			4つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 ・廃棄物焼却炉(40 CFR Part 444) ・埋立(40 CFR Part 445) ・集中廃棄物処理施設(40 CFR Part 437) ・輸送用機器(transportation equipment)洗浄(40 CFR Part 442)		65 FR 4381, Jan. 27, 2000 65 FR 3048, Jan. 19, 2000 65 FR 81300, Dec. 22, 2000 65 FR 49700, Aug. 14, 2000
2000				下記の二つの文書を公表 「NPDESシステムの下でのWETの適用における方法の変動性の理解と説明」 「全排水毒性試験(40 CFR part 136)のための方法の手引及び助言」を公表 Edison Electric Institute等との裁判の調停の要件への対応の一部。 1988年～1999年に終了した75の研究所の23の方法に基づく試験データを集め、変動の潜在的な原因の検証、これを最小化する手法の検討、NPDES許可プログラムの中での対応の検討を行っている。 1991年のTSDIに示された手引の変更は不要と判断。	Understanding and accounting for method variability in whole effluent toxicity applications under the National Pollutant Discharge Elimination System program. 65 FR 44528, July 18, 2000 Method guidance and recommendations for whole effluent toxicity (WET) testing (40 CFR part 136). July 2000. EPA 821-B-00-004
2001				EPAの短期慢性および急性全排水毒性試験法の機関間変動性研究:最終報告書」を公表 Edison Electric Institute等との裁判の調停の要件への対応の一部。 ニセコゼミシロの急性試験及び生存及び繁殖試験、ファットヘッドミノの急性試験及び幼生生存・成長試験、Selenastrum capricornutum(緑藻)の増殖試験、アミの生存・成長・繁殖試験、シフスヘッドミノの急性試験及び幼生生存・成長試験、シルバーサムの急性試験及び幼生生存・成長試験について、7-35の試験機関の参加を得て、下記を調べた。 機関間変動性、試験の成功率、偽陽性(false positive)発生率	Final report: Interlaboratory variability study of EPA short-term chronic and acute whole effluent toxicity test methods. Vol. I, September 2001. EPA 821-B-01-004
2002				EPA、「汚染物質の分析のための試験手順を定めるガイドライン: 全排水毒性試験法最終規則」を官報公示 WET試験法のガイドライン(40 CFR Part 136.3)の見直しを官報に公示 WET試験法の検証に基づき非致死エンドポイントについては特定の変動標準(variability criteria)を満たすことを義務付け。 WET試験の機関間変動性に関する研究において、精度の検証ができるなかった2種の試験を取り下げ	Guidelines establishing test procedures for the analysis of pollutants: Whole effluent toxicity test methods: Final rule. 67 FR 69951, 2002.11.19
2003			1つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 ・集中動物給餌(CAFO)(改定)(40 CFR Part 412) 1つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 ・金属製品・機械(40 CFR Part 438)		68 FR 7269, Feb. 12, 2003 68 FR 25735, May 13, 2003

年	主要な法改正	水質基準及び優先汚染物質に関する動き	排水基準に関する動き	WETに関する動き	文献
2003				Edison Electric社等により審理(review)の請求 2002年に定められたEPAの試験法に関して、EPAが試験の科学的有効性を確保するための手順に従っていない等と指摘。	United States Court of Appeals for the District of Columbia Circuit. Argued October 15, 2004. decided December 10, 2004. No. 96-1062 Edison Electric Institute, et al., Petitioners v. Environmental Protection Agency, et al., Respondents
2004				裁判所、Edison Electric社等による申し立てを棄却	同上
2004				「NPDESプログラムの下での国家全排水毒性(WET)実施ガイドライン草稿」を公表	National whole effluent toxicity (WET) implementation guidance under the NPDES program. Draft. November 2004
2004			1つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準設定 -集中水生生物養殖(40 CFR Part 451) 1つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準改定 -食肉及び家畜加工品(改定)(40 CFR Part 432)		68 FR 51927, Aug. 23, 2004 68 FR 94541, Sept. 8, 2004
2005				Western Coalition of Arid States (WESTOAS) 等による再審 (rehearing) 請求却下	John Hall et al.: Ruling on wet methods leaves resolution of critical issues to permitting. <a href="http://www.lawsa.org/sites/default/files/Ruling%20on%20WET%20methods.pdf">http://www.lawsa.org/sites/default/files/Ruling%20on%20WET%20methods.pdf</a>
2009			1つの産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準設定 -建設及び開発(40 CFR Part 450)		74 FR 63057, Dec. 1, 2009
2010				「NPDESにおける有意な毒性の検定の実施文書」を公表 WETの仮設検証試験データの解析に推奨される追加の統計学的手法	Final National Pollutant Discharge Elimination System Test of Significant Toxicity Implementation Document, June 2010, EPA 833-R-10-003
2012			下記の産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準設定 -空港の除水(40 CFR Part 449)		77 FR 29203, May 16, 2012
2017			下記の産業カテゴリーの点発生源に対する排出基準設定 -畜産者(40 CFR Part 441)		82 FR 27126, June 14, 2017

注: 排水基準は最初に設定された年及び主要な改定が行われた年を示した。

テキサス州における毒性物質に対するクライテリア

別添6

Criteria in Water for Specific Toxic Materials

(All values are listed or calculated in micrograms per liter unless otherwise noted)  
(Hardness concentrations are input as milligrams per liter)

Parameter	CASRN	Aquatic life protection				Human health	
		Freshwater Acute Criteria	Freshwater Chronic Criteria	Saltwater Acute Criteria	Saltwater Chronic Criteria	A Water and Fish	B Fish Only
Acrolein	107-02-8	3 0	3 0	---	---		
Acrylonitrile	107-13-1					1 0	115
Aldrin	309-00-2	3 0	---	1 3	---		
Aluminum (d)	7429-90-5	991w	---	---	---		
Anthracene	120-12-7					1,109	1,317
Antimony	7440-36-0					6 <sup>4</sup>	1,071
Arsenic (d)	7440-38-2	340w	150w	149w	78w	10 <sup>4</sup>	---
Barium (d)	7440-39-3					2,000 <sup>4</sup>	---
Benzene	71-43-2					5 <sup>4</sup>	581
Benzidine	92-87-5					0 0015	0 107
Benzo(a)anthracene	56-55-3					0 024	0 025
Benzo(a)pyrene	50-32-8					0 0025	0 0025
Bis(chloromethyl)ether	542-88-1					0 0024	0 2745
Bis(2-chloroethyl)ether	111-44-4					0 60	42 83
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	117-81-7					6 <sup>4</sup>	7 55
Bromodichloromethane	75-27-4					10 2	275
Bromoform	75-25-2					66 9	1,060
Cadmium (d)	7440-43-9	(1 136672- (ln(hardness)(0 041838))) (we <sup>(1.0166(ln(hardness))-2.4743)</sup> )	(1 101672- (ln(hardness)(0 041838))) (we <sup>(0.7409(ln(hardness))-4.719)</sup> )	40 0w	8 75w	5 <sup>4</sup>	---
Carbaryl	63-25-2	2 0	2 0	1 6	---		
Carbon Tetrachloride	56-23-5					4 5	46
Chlordane	57-74-9 and 12789-03-6	2 4	0 004	0 09	0 004	0 0025	0 0025
Chlorobenzene	108-90-7					100 <sup>4</sup>	2,737
Chlorodibromomethane	124-48-1					7 5	183
Chloroform	67-66-3					70 <sup>4</sup>	7,697
Chlorpyrifos	2921-88-2	0 083	0 041	0 011	0 006		
Chromium (Tri)(d)	16065-83-1	0 316we <sup>(0.8190(ln(hardness))-3.7256)</sup>	0 860we <sup>(0.8190(ln(hardness))-0.6848)</sup>	---	---		
Chromium (Hex)(d)	18540-29-9	15 7w	10 6w	1,090w	49 6w	62	502
Chrysene	218-01-9					2 45	2 52
Cresols	5					1,041	9,301
Copper (d) <sup>1,4</sup>	7440-50-8	0 960me <sup>(0.9422(ln(hardness))-1.6448)</sup>	0 960me <sup>(0.8545(ln(hardness))-1.6463)</sup>	13 5w	3 6w		
Cyanide <sup>2</sup> (free)	57-12-5	45 8	10 7	5 6	5 6	200 <sup>4</sup>	---
4,4'-DDD	72-54-8					0 002	0 002
4,4'-DDE	72-55-9					0 00013	0 00013
4,4'-DDT	50-29-3	1 1	0 001	0 13	0 001	0 0004	0 0004
2,4-D	94-75-7					70 <sup>4</sup>	---
Danitol	39515-41-8					262	473
Demeton	8065-48-3	---	0 1	---	0 1		
Diazinon	333-41-5	0 17	0 17	0 819	0 819		
1,2-Dibromoethane	106-93-4					0 17	4 24
m-Dichlorobenzene	541-73-1					322	595
o-Dichlorobenzene	95-50-1					600 <sup>4</sup>	3,299
p-Dichlorobenzene	106-46-7					75 <sup>4</sup>	---
3,3'-Dichlorobenzidine	91-94-1					0 79	2 24
1,2-Dichloroethane	107-06-2					5 <sup>4</sup>	364
1,1-Dichloroethylene	75-35-4					7 <sup>4</sup>	55,114
Dichloromethane	75-09-2					5 <sup>4</sup>	13,333
1,2-Dichloropropane	78-87-5					5 <sup>4</sup>	259
1,3-Dichloropropene	542-75-6					2 8	119
Dicofol	115-32-2	59 3	19 8	---	---	0 30	0 30
Dieldrin	60-57-1	0 24	0 002	0 71	0 002	2 0E-5	2 0E-5
2,4-Dimethylphenol	105-67-9					444	8,436
Di-n-Butyl Phthalate	84-74-2					88 9	92 4
Dioxins/Furans (TCDD Equivalents)	1746-01-6					7 80E-8	7 97E-8
Diuron	330-54-1	210	70	---	---		
Endosulfan I (alpha)	959-98-8	0 22	0 056	0 034	0 009		
Endosulfan II (beta)	33213-65-9	0 22	0 056	0 034	0 009		
Endosulfan sulfate	1031-07-8	0 22	0 056	0 034	0 009		
Endrin	72-20-8	0 086	0 002	0 037	0 002	0 02	0 02
Epichlorohydrin	106-89-8					53 5	2,013
Ethylbenzene	100-41-4					700 <sup>4</sup>	1,867
Ethylene Glycol	107-21-1					46,744	1 68E+7
Fluoride	16984-48-8					4,000 <sup>4</sup>	---
Guthion	86-50-0	---	0 01	---	0 01		
Heptachlor	76-44-8	0 52	0 004	0 053	0 004	8 0E-5	0 0001
Heptachlor Epoxide	1024-57-3					0 00029	0 00029
Hexachlorobenzene	118-74-1					0 00068	0 00068
Hexachlorobutadiene	87-68-3					0 21	0 22
Hexachlorocyclohexane (alpha)	319-84-6					0 0078	0 0084
Hexachlorocyclohexane (beta)	319-85-7					0 15	0 26
Hexachloro- cyclohexane (gamma) (Lindane)	58-89-9	1 126	0 08	0 16	---	0 2 <sup>4</sup>	0 341
Hexachlorocyclopentadiene	77-47-4					10 7	11 6
Hexachloroethane	67-72-1					1 84	2 33



Parameter	CASRN	Aquatic life protection				Human health	
		Freshwater Acute Criteria	Freshwater Chronic Criteria	Saltwater Acute Criteria	Saltwater Chronic Criteria	A Water and Fish	B Fish Only
Hexachlorophene	70-30-4					2 05	2 90
4,4'-Isopropylidenediphenol (bisphenol A)	80-05-7					1,092	15,982
Lead (d)	7439-92-1	$(1\ 46203-(\ln(\text{hardness})(0\ 145712)))$ $(we^{(1.273(\ln(\text{hardness}))-1.460)})$	$(1\ 46203-(\ln(\text{hardness})(0\ 145712)))$ $(we^{(1.273(\ln(\text{hardness}))-4.705)})$	133w	5 3w	1 15	3 83
Malathion	121-75-5	---	0 01	---	0 01		
Mercury	7439-97-6	2 4	1 3	2 1	1 1		
Mercury in freshwater <sup>6</sup>	7439-97-6					0 0122	0 0122
Mercury in saltwater <sup>7</sup>	7439-97-6					---	0 0250
Methoxychlor	72-43-5	---	0 03	---	0 03	2 92	3 0
Methyl Ethyl Ketone	78-93-3					13,865	9 92E+5
Methyl <i>tert</i> -butyl ether (MTBE)	1634-04-4					15 <sup>9</sup>	10,482
Mirex	2385-85-5	---	0 001	---	0 001		
Nickel (d)	7440-02-0	0 998we <sup>(0.8460(\ln(\text{hardness})) 2.255)</sup>	0 997we <sup>(0.8460(\ln(\text{hardness})) 0.0584)</sup>	118w	13 1w	332	1140
Nitrate-Nitrogen as total Nitrogen	14797-55-8					10,000 <sup>4</sup>	---
Nitrobenzene	98-95-3					45 7	1,873
<i>N</i> -Nitrosodiethylamine	55-18-5					0 0037	2 1
<i>N</i> -Nitroso- <i>di-n</i> -Butylamine	924-16-3					0 119	4 2
Nonylphenol	84852-15-3 and 25154-52-3	28	6 6	7	1 7		
Parathion (ethyl)	56-38-2	0 065	0 013	---	---		
Pentachlorobenzene	608-93-5					0 348	0 355
Pentachlorophenol	87-86-5	$e^{(1.005(\text{pH}))-4.869)}$	$e^{(1.005(\text{pH}))-5.134)}$	15 1	9 6	0 22	0 29
Phenanthrene	85-01-8	30	30	7 7	4 6		
Polychlorinated Biphenyls (PCBs) <sup>3,8</sup>	1336-36-3	2 0	0 014	10	0 03	6 4E-4	6 4E-4
Pyridine	110-86-1					23	947
Selenium	7782-49-2	20	5	564	136	50 <sup>4</sup>	---
Silver, as free ion	7440-22-4	0 8w	---	2w	---		
1,2,4,5-Tetrachlorobenzene	95-94-3					0 23	0 24
1,1,2,2-Tetrachloroethane	79-34-5					1 64	26 35
Tetrachloroethylene	127-18-4					5 <sup>4</sup>	280
Thallium	7440-28-0					0 12	0 23
Toluene	108-88-3					1,000	---
Toxaphene	8001-35-2	0 78	0 0002	0 21	0 0002	0 011	0 011
Tributyltin (TBT)	688-73-3	0 13	0 024	0 24	0 0074		
2,4,5-TP (Silvex)	93-72-1					50 <sup>4</sup>	369
1,1,1-Trichloroethane	71-55-6					200	784,354
1,1,2-Trichloroethane	79-00-5					5 <sup>4</sup>	166
Trichloroethylene	79-01-6					5 <sup>4</sup>	71.9
2,4,5-Trichlorophenol	95-95-4		64	259	12	1,039	1,867
TTHM (Sum of total trihalomethanes)						80 <sup>4</sup>	---
bromodichloromethane	75-27-4						
dibromochloromethane	124-48-1						
tribromomethane (bromoform)	75-25-2						
trichloromethane (chloroform)	67-66-3						
Vinyl Chloride	75-01-4					0 23	16 5
Zinc (d)	7440-66-6	0 978we <sup>(0.8473(\ln(\text{hardness})) 0.884)</sup>	0 986we <sup>(0.8473(\ln(\text{hardness})) 0.884)</sup>	92 7w	84 2w		

1: In designated oyster waters, an acute saltwater copper criterion of 3.6 micrograms per liter applies outside of the mixing zone of permitted discharges, and specified mixing zones for copper do not encompass oyster reefs containing live oysters

2: Compliance will be determined using the analytical method for available cyanide

3: These criteria apply to the sum of all congener or all isomer or homolog or Arochlor analysis

4: Based on Maximum Contaminant Levels (MCLs) specified in 30 TAC Chapter 290 (relating to Public Drinking Water)

5: Consists of *m*, *o*, and *p* Cresols. The criteria are the same for all three, and the criteria are applied independently to each form of cresol. CASRNs for cresols are 95-48-7 for *o*-Cresol, 108-39-4 for *m*-Cresol, and 106-44-5 for *p*-Cresol

6: Consumption rate for fish and shellfish was estimated as 10 grams per person per day

7: Consumption rate for fish and shellfish was estimated as 15 grams per person per day

8: Until Method 1668 or equivalent method to measure PCB congeners is approved in 40 Code of Federal Regulations Part 136, compliance with PCB criteria is determined using Arochlor data or any alternate method listed in a TCEQ-approved Quality Assurance Plan

9: Based on aesthetics criteria in the 1998 Oxygenated Fuels Association study *Taste and Odor Properties of Methyl Tertiary-Butyl Ether and Implications for Setting a Secondary MCL*

(d): Indicates that the criteria for a specific parameter are for the dissolved portion in water. All other criteria are for total recoverable concentration, except where noted

*e*: The mathematical constant that is the basis of the natural logarithm. When rounded to four decimal points, *e* is equal to 2.7183

*m*: Indicates that a criterion may be multiplied by a water-effect ratio (WER) or based on a biotic ligand model result in order to incorporate the effects of local water chemistry on toxicity. The WER multiplier is equal to 1 except where sufficient data is available to establish a site-specific multiplier. WER multipliers and criteria based on biotic ligand models for individual water bodies are listed in Appendix E of §307.10 of this title when standards are revised. The number preceding the *m* in the freshwater equation is an EPA conversion factor. The biotic ligand model is based on the dissolved portion of copper, and the equation is not used in this case.

*w*: Indicates that a criterion is multiplied by a WER in order to incorporate the effects of local water chemistry on toxicity. The WER is equal to 1 except where sufficient data is available to establish a site-specific WER. WERs for individual water bodies are listed in Appendix E of §307.10 of this title when standards are revised. The number preceding the *w* in the freshwater criterion equation is an EPA conversion factor.

## 米国EPAの水生物保護のための推奨クライテリアとテキサス州の水生物保護のためのクライテリアの比較

Pollutant (P = Priority Pollutant)	CAS Number	Freshwater		Saltwater		Texas Freshwater		Texas Saltwater	
		CMC1 (acute) (µg/L)	CCC2 (chronic) (µg/L)	CMC1 (acute) (µg/L)	CCC2 (chronic) (µg/L)	(acute) (µg/L)	(chronic) (µg/L)	(acute) (µg/L)	(chronic) (µg/L)
Acrolein (P)	107-02-8	3	3			3 0	3 0	---	---
Aldrin (P)	309-00-2	3 0		1 3		3 0	---	1 3	---
Alkalinity			20000						
alpha-Endosulfan (P)	959-98-8	0 22	0 056	0 034	0 0087	0 22	0 056	0 034	0 009
Aluminum	7429-90-5	--	--			991*	---	---	---
Arsenic	7440-38-2	340	150	69	36	340*	150*	149*	78*
beta-Endosulfan (P)	33213-65-9	0 22	0 056	0 034	0 0087				
Cadmium (P)	7440-43-9	1 8	0 72	33	7 9	*	*	40 0*	8 75*
Carbaryl	63-25-2	2 1	2 1	1 6		2	2	1 6	
Chlordane (P)	57-74-9	2 4	0 0043	0 09	0 004	2 4	0 004		
Chloride	16887-00-6	860000	230000						
Chlorine	7782-50-5	19	11	13	7 5				
Chlorpyrifos	2921-88-2	0 083	0 041	0 011	0 0056	0 083	0 041	0 011	0 006
Chromium (III) (P)	16065-83-1	570	74			*	*	---	---
Chromium (VI) (P)	18540-29-9	16	11	1,100	50	15 7*	10 6*	1,090*	49 6*
Copper (P)	7440-50-8			4 8	3 1	*	*	13 5*	3 6*
Cyanide (P) (free)	21-15-9	22	5 2	1	1	45 8	10 7	5 6	5 6
Demeton	8065-48-3		0 1		0 1		0 1		0 1
Demeton	333-41-5	0 17	0 17	0 82	0 82	0 17	0 17	0 819	0 819
Dicofol	115-32-2					59 3	19 8	---	---
Dieldrin (P)	60-57-1	0 24	0 056	0 71	0 0019	0 24	0 002	0 71	0 002
Diuron	330-54-1					210	70	---	---
Endosulfan II (beta)	33213-65-9					0 22	0 056	0 034	0 009
Endosulfan sulfate	1031-07-8					0 22	0 056	0 034	0 009
Endrin (P)	72-20-8	0 086	0 036	0 037	0 0023	0 086	0 002	0 037	0 002
gamma-BHC (Lindane) (P)	58-89-9	0 95		0 16		1 126	0 08	0 16	---
Guthion	86-50-0		0 01		0 01	---	0 01	---	0 01
Hardness									
Heptachlor (P)	76-44-8	0 52	0 0038	0 053	0 0036	0 52	0 004	0 053	0 004
Heptachlor Epoxide (P)	1024-57-3	0 52	0 0038	0 053	0 0036				
Iron	7439-89-6		1000						
Lead (P)	7439-92-1	65	2 5	210	8 1	*	*	133*	5 3*
Malathion	121-75-5		0 1		0 1	---	0 01	---	0 01
Mercury (P)	7439-97-6, 22967-92-6	1 4	0 77	1 8	0 94	2 4	1 3	2 1	1 1
Methoxychlor	72-43-5		0 03		0 03	---	0 03	---	0 03
Mirex	2385-85-5		0 001		0 001	---	0 001	---	0 001
Nickel (P)	7440-02-0	470	52	74	8 2	*	*	118*	13 1*
Nonylphenol	84852-15-3	28	6 6	7	1 7	28	6 6	7	1 7
Parathion	56-38-2	0 065	0 013			0 065	0 013	---	---
Pentachlorophenol (P)	87-86-5	19	15	13	7 9	$e^{(1.005(\text{pH}-4.869))}$	$e^{(1.005(\text{pH}-5.134))}$	15 1	9 6
pH			6 5 - 9		6 5 - 8 5				
Phenanthrene						30	30	7 7	4 6
Polychlorinated Biphenyls (PCBs) (P)			0 014		0 03	2 0	0 014	10	0 03
Selenium (P)	7782-49-2		---	290	71	20	5	564	136
Silver (P)	7440-22-4	3 2		1 9		*	---	*	---
Sulfide-Hydrogen Sulfide	2148-87-8		2 0		2 0				
Toxaphene (P)	8001-35-2	0 73	0 0002	0 21	0 0002	0 78	0 0002	0 21	0 0002
Tributyltin (TBT)		0 46	0 072	0 42	0 0074	0 13	0 024	0 24	0 0074
Zinc (P)	7440-66-6	120	120	90	81	*	*	92 7*	84 2*
4,4'-DDT (P)	50-29-3	1 1	0 001	0 13	0 001	1 1	0 001	0 13	0 001

1: CMC: Criterion Maximum Concentration 2 : CCC: Criterion Continuous Concentration

テキサスの水質クライテリアに関する注

Carbaryl, Copper: In designated oyster waters, an acute saltwater copper criterion of 3 6 micrograms per liter applies outside of the mixing zone of permitted discharges, and specified mixing zones for copper do not encompass oyster reefs containing live oysters

Cyanide: Compliance will be determined using the analytical method for available cyanide

PCB: These criteria apply to the sum of all congener or all isomer or homolog or Arochlor analysis

\*: Indicates that the criteria for the parameter are for the dissolved portion in water

\* Indicates that a criterion is multiplied by a WER in order to incorporate the effects of local water chemistry on toxicity The WER is equal to 1 except where sufficient data is available to establish a site-specific WER WERs for individual water bodies are listed in Appendix E of §307 10 of this title when standards are revised The number preceding the w in the freshwater criterion equation is an EPA conversion factor

**Appendix A**

**Conversion Factors for Dissolved Metals**

Metal	Freshwater CMC	Freshwater CCC	Saltwater	Saltwater CCC
Arsenic	1 000	1 000	1 000	1 000
Cadmium	1 136672-[(ln hardness) (0 041838)]	1 101672-[(ln hardness) (0 041838)]	0 994	0 994
Chromium III	0 316	0 860		
Chromium VI	0 982	0 962	0 993	0 993
Copper	0 960	0 960	0 83	0 83
Lead	1 46203-[(ln hardness) (0 145712)]	1 46203-[(ln hardness) (0 145712)]	0 951	0 951
Mercury	0 85	0 85	0 85	0 85
Nickel	0 998	0 997	0 990	0 990
Selenium	-	-	0 998	0 998
Silver	0 85	-	0 85	
Zinc	0 978	0 986	0 946	0 946

**Appendix B**

**Parameters for Calculating Freshwater Dissolved Metals Criteria That Are Hardness-Dependent**

Chemical	mA	bA	mC	bC	Freshwater Conversion Factors (CF)
					CMC
Cadmium	0 9789	-3 866	0 7977	-3 909	1 136672-[(ln hardness) (0 041838)]
Chromium III	0 8190	3 7256	0 8190	0 6848	0 316
Lead	1 273	-1 460	1 273	-4 705	1 46203-[(ln hardness) (0 145712)]
Nickel	0 8460	2 255	0 8460	0 0584	0 998
Silver	1 72	-6 59			0 85
Zinc	0 8473	0 884	0 8473	0 884	0 978

Hardness-dependant metals' criteria may be calculated from the following:

$$CMC (dissolved) = \exp\{mA [\ln(hardness)]+ bA\} (CF) \quad CCC (dissolved) = \exp\{mC [\ln(hardness)]+ bC\} (CF)$$

**テキサス州の金属に対する水質クライテリア (淡水)**

Pollutant (P = Priority Pollutant)	CAS Number	Freshwater (acute) (µg/L)	Freshwater (chronic) (µg/L)
Cadmium (P)	7440-43-9	$(1 136672-(\ln(hardness)(0 041838)))$ $(we^{(1.0166(\ln(hardness))-2.4743)})$	$(1 101672-(\ln(hardness)(0 041838)))$ $(we^{(0.7409(\ln(hardness))-4.719)})$
Chromium (III) (P)	16065-83-1	$0 316we^{(0.8190(\ln(hardness)) 3.7256)}$	$0 316we^{(0.8190(\ln(hardness)) 3.7256)}$
Copper (P)	7440-50-8	$0 960me^{(0.9422(\ln(hardness))-1.6448)}$	$0 960me^{(0.9422(\ln(hardness))-1.6448)}$
Lead (P)	7439-92-1	$(1 46203-(\ln(hardness)(0 145712)))$ $(we^{(1.273(\ln(hardness))-1.460)})$	$(1 46203-(\ln(hardness)(0 145712)))$ $(we^{(1.273(\ln(hardness))-1.460)})$
Nickel (P)	7440-02-0	$0 998we^{(0.8460(\ln(hardness)) 2.255)}$	$0 998we^{(0.8460(\ln(hardness)) 2.255)}$
Zinc (P)	7440-66-6	$0 978we^{(0.8473(\ln(hardness)) 0.884)}$	$0 978we^{(0.8473(\ln(hardness)) 0.884)}$

e : The mathematical constant that is the basis of the natural logarithm. When rounded to four decimal points, e is equal to 2.7183

m : Indicates that a criterion may be multiplied by a water-effect ratio (WER) or based on a biotic ligand model result in order to incorporate the effects of local water chemistry on toxicity. The WER multiplier is equal to 1 except where sufficient data is available to establish a site-specific multiplier. WER multipliers and criteria based on biotic ligand models for individual water bodies are listed in Appendix E of §307.10 of this title when standards are revised. The number preceding the m in the freshwater equation is an EPA conversion factor. The biotic ligand model is based on the dissolved portion of copper, and the equation is not used in this case.

w : Indicates that a criterion is multiplied by a WER in order to incorporate the effects of local water chemistry on toxicity. The WER is equal to 1 except where sufficient data is available to establish a site-specific WER. WERs for individual water bodies are listed in Appendix E of §307.10 of this title when standards are revised. The number preceding the w in the freshwater criterion equation is an EPA conversion factor.

## 現在のNPDES排水ガイドラインが策定されている産業カテゴリー

Category Overview	40 CFR	Initial	Last
Airport Deicing	449	2012	2012
Aluminum Forming	467	1983	1988
Asbestos Manufacturing	427	1974	1975
Battery Manufacturing	461	1984	1986
Canned and Preserved Fruits and Vegetable Processing	407	1974	1976
Canned and Preserved Seafood (Seafood Processing)	408	1974	1975
Carbon Black Manufacturing	458	1976	1978
Cement Manufacturing	411	1974	1974
Centralized Waste Treatment	437	2000	2003
Coal Mining	434	1975	2002
Coil Coating	465	1982	1983
Concentrated Animal Feeding Operations (CAFO)	412	1974	2008
Concentrated Aquatic Animal Production (Aquaculture)	451	2004	2004
Construction and Development	450	2009	2014
Copper Forming	468	1983	1986
Dairy Products Processing	405	1974	1974
Dental Office	441	2017	2017
Electrical and Electronic Components <sup>1</sup>	469	1983	1983
Electroplating	413	1974	1983
Explosives Manufacturing	457	1976	1976
Ferroalloy Manufacturing	424	1974	1974
Fertilizer Manufacturing	418	1974	1974
Glass Manufacturing	426	1974	1974
Grain Mills	406	1974	1974
Gum and Wood Chemicals Manufacturing	454	1976	1976
Hospitals	460	1976	1976
Ink Formulating	447	1975	1975
Inorganic Chemicals Manufacturing	415	1982	1982
Iron and Steel Manufacturing	420	1974	2005
Landfills	445	2000	2000
Leather Tanning and Finishing	425	1982	1996
Meat and Poultry Products	432	1974	2004
Metal Finishing	433	1983	1986
Metal Molding and Casting (Foundries)	464	1985	1985
Metal Products and Machinery	438	2003	2003
Mineral Mining and Processing	436	1975	1979
Nonferrous Metals Forming and Metal Powders	471	1985	1989
Nonferrous Metals Manufacturing	421	1976	1990
Oil and Gas Extraction <sup>1</sup>	435	1975	2016
Ore Mining and Dressing (Hard Rock Mining)	440	1975	1988
Organic Chemicals, Plastics and Synthetic Fibers (OCPSF)	414	1987	1993
Paint Formulating	446	1975	1975
Paving and Roofing Materials (Tars and Asphalt)	443	1975	1975
Pesticide Chemicals	455	1978	1996
Petroleum Refining <sup>1</sup>	419	1974	1982
Pharmaceutical Manufacturing	439	1976	2003
Phosphate Manufacturing	422	1974	1974
Photographic	459	1976	1976
Plastics Molding and Forming	463	1984	1984
Porcelain Enameling	466	1982	1985
Pulp, Paper and Paperboard	430	1974	2002
Rubber Manufacturing	428	1974	1974
Soap and Detergent Manufacturing	417	1974	1975
Steam Electric Power Generating <sup>2</sup>	423	1974	2015
Sugar Processing	409	1974	1984
Textile Mills	410	1974	1982
Timber Products Processing	429	1974	1981
Transportation Equipment Cleaning	442	2000	2000
Waste Combustors	444	2000	2000

1. Industry study
2. Revision pending

## 特殊有機化学品サブカテゴリーに対する排出基準

<有機化学物質、プラスチック、及び合成繊維（OCPSF）カテゴリーのサブカテゴリー、及び特殊有機化学品サブカテゴリーに対する排水限度値>

### ○OCPSF カテゴリーのサブカテゴリー

OCPSF カテゴリーには、以下に示す7つのサブカテゴリーがある。

- レーヨンファイバー
- その他のファイバー
- 熱可塑性樹脂
- 熱硬化性樹脂
- 商品有機化学品
- バルク有機化学品
- 特殊有機化学品

### ○特殊有機化学品サブカテゴリーに対する BPT 排水限度値

特殊有機化学品サブカテゴリーに対する BPT 排水限度値は下記のように規定されている。具体的には mg/L で表されている数値×流量である。

BOD5：1日最高濃度：120mg/L、最高月間平均値：45 mg/L

TSS：1日最高濃度：183 mg/L、最高月間平均値：57 mg/L

pH：6.0 ～ 9.0

### ○特殊有機化学品サブカテゴリーに対する BAT 限度値

このサブカテゴリーに対する BAT に対応する排出限度値を次ページに示す。この限度値は、総 OCPSF の製造量が年間 500 万ポンドを超える点発生源に対して設定されている。

BAT 限度値は BPT 達成のために排出前に生物処理を行う発生源と生物処理を行わない排出源で異なっている。また、このほかに、クロム、銅、鉛、ニッケル、亜鉛の各金属およびシアン化物についての排水限度値が、これらを多く含む特定の工程排水のみを対象として設定されている。

特殊有機化学製品サブカテゴリーの直接排出発生源における毒性物質の排水限度値

Effluent characteristics	生物処理を行う施設		生物処理を行わない施設	
	Effluent limitations BAT and NSPS <sup>1</sup>		Effluent limitations BAT and NSPS <sup>1</sup>	
	Maximum for any one day	Maximum for any monthly average	Maximum for any one day	Maximum for any monthly average
Acenaphthene	59	22	47	19
Acenaphthylene	59	22	47	19
Acrylonitrile	242	96	232	94
Anthracene	59	22	47	19
Benzene	136	37	134	57
Benzo(a)anthracene	59	22	47	19
3,4-Benzofluoranthene	61	23	48	20
Benzo(k)fluoranthene	59	22	47	19
Benzo(a)pyrene	61	23	48	20
Bis(2-ethylhexyl) phthalate	279	103	258	95
Carbon Tetrachloride	38	18	380	142
Chlorobenzene	28	15	380	142
Chloroethane	268	104	295	110
Chloroform	46	21	325	111
2-Chlorophenol	98	31	—	—
Chrysene	59	22	47	19
Di-n-butyl phthalate	57	27	43	20
1,2-Dichlorobenzene	163	77	794	196
1,3-Dichlorobenzene	44	31	380	142
1,4-Dichlorobenzene	28	15	380	142
1,1-Dichloroethane	59	22	59	22
1,2-Dichloroethane	211	68	574	180
1,1-Dichloroethylene	25	16	60	22
1,2-trans-Dichloroethylene	54	21	66	25
2,4-Dichlorophenol	112	39	—	—
1,2-Dichloropropane	230	153	794	196
1,3-Dichloropropylene	44	29	794	196
Diethyl phthalate	203	81	113	46
2,4-Dimethylphenol	36	18	47	19
Dimethyl phthalate	47	19	47	19
4,6-Dinitro-o-cresol	277	78	277	78
2,4-Dinitrophenol	123	71	4,291	1,207
2,4-Dinitrotoluene	285	113	—	—
2,6-Dinitrotoluene	641	255	—	—
Ethylbenzene	108	32	380	142

Effluent characteristics	生物処理を行う施設		生物処理を行わない施設	
	Effluent limitations BAT and NSPS <sup>1</sup>		Effluent limitations BAT and NSPS <sup>1</sup>	
	Maximum for any one day	Maximum for any monthly average	Maximum for any one day	Maximum for any monthly average
Fluoranthene	68	25	54	22
Fluorene	59	22	47	19
Hexachloroethane	54	21	794	196
Methyl Chloride	190	86	295	110
Methylene Chloride	89	40	170	36
Naphthalene	59	22	47	19
Nitrobenzene	68	27	6,402	2,237
2-Nitrophenol	69	41	231	65
4-Nitrophenol	124	72	576	162
Phenanthrene	59	22	47	19
Phenol	26	15	47	19
Pyrene	67	25	48	20
Tetrachloroethylene	56	22	164	52
Toluene	80	26	74	28
Total Chromium	2,770	1,110	2,770	1,110
Total Copper	3,380	1,450	3,380	1,450
Total Cyanide	1,200	420	1,200	420
Total Lead	690	320	690	320
Total Nickel	3,980	1,690	3,980	1,690
Total Zinc <sup>2</sup>	2,610	1,050	2,610	1,050
1,2,4-Trichlorobenzene	140	68	794	196
1,1,1-Trichloroethane	54	21	59	22
1,1,2-Trichloroethane	54	21	127	32
Trichloroethylene	54	21	69	26
Vinyl Chloride	268	104	172	97

1 All units are micrograms per liter.

2 Total Zinc for Rayon Fiber Manufacture that uses the vis- cose process and Acrylic Fiber Manufacture that uses the zinc chloride/solvent process is 6,796 mg/l and 3,325 mg/l for maximum for any one day and maximum for monthly average, respectively.

## 製造業者が NPDES 許可申請に当たって提出することが要求されている 化学分析データ

**A :** 以下の項目については、すべての申請者がすべての排水口についてデータを提出しなければならない。新規施設の場合は、推定値を提出する。既存施設の場合は、最低 1 回の測定が要求される。申請により免除が認められる場合がある。

BOD、COD、TOC、TSS、アンモニア、流量、温度（冬季）、温度（夏季）、pH

**B :** 以下の項目については、すべての申請者がすべての排出口について、排水中の存否についてチェックし、存在すると考えられる項目についてはデータを提出しなければならない。EPA のガイドラインで排出限界値が設定されている項目については定量的なデータが要求される。新規施設の場合は、推定値を提出する。申請により免除が認められる場合がある。

Bromide	Sulfate (as SO <sub>4</sub> )
Chlorine, Total Residual	Sulfide (as S)
Color	Sulfite (as SO <sub>3</sub> )
Fecal Coliform	Surfactants
Fluoride	Aluminum, Total
Nitrate-Nitrite (as N)	Barium, Total
Nitrogen, Total Organic (as N)	Boron, Total
Oil and Grease	Cobalt, Total
Phosphorus (as P) Total	Iron, Total
Radioactivity	Magnesium, Total
(1) Alpha, Total	Molybdenum, Total
(2) Beta, Total	Manganese, Total
(3) Radium, Total	Tin, Total
(4) Radium 226, Total	Titanium, Total

**C :** 以下のカテゴリーは 126 の毒性（優先）汚染物質であり、以下の 3 つに分けられる。

- 1) 金属、シアナイド、全フェノール (15)
- 2) ダイオキシン (2,3,7,8-TCDD) (1)
- 3) 有機毒性汚染物質 (GC/MS で分析されるものであり、揮発性物質 (31)、酸性物質 (11)、塩基性/中性物質 (46)、農薬 (25) である。)

これらの項目の分析が要求されるかどうかは、その製造業が主要工業 (primary industry) であるかどうか、小企業<sup>i</sup>であるかどうかによって異なっている。

ここで主要工業とは表 1 に示す工業カテゴリーである。主要工業については、1) の全項目の分析、及び 3) の項目のうち、表 1 中の X の項目の分析も要求される。

<sup>i</sup>: 製造業の場合、直近 3 年間の平均年間販売額が 10 万ドル/年 (1980 年の第二四半期ベースで) 未満の企業



表1 主要工業カテゴリーにおける有機毒性汚染物質の分析要求<sup>ii</sup>

INDUSTRY CATEGORY	GC/MS FRACTION			
	Volatile	Acid	Base/Neutral	Pesticide
Adhesives and sealants	X	X	X	–
Aluminum forming	X	X	X	–
Auto and other laundries	X	X	X	X
Battery manufacturing	X	–	X	–
Coal mining	–	–	–	–
Coil coating	X	X	X	–
Copper forming	X	X	X	–
Electric and electronic compounds	X	X	X	X
Electroplating	X	X	X	–
Explosives manufacturing	–	X	X	–
Foundries	X	X	X	–
Gum and wood (all subparts except D and F)	X	X	–	–
Subpart D tall oil rosin	X	X	X	–
Subpart F rosin-based derivatives	X	X	X	–
Inorganic chemicals manufacturing	X	X	X	–
Iron and steel manufacturing	X	X	X	–
Leather tanning and finishing	X	X	X	–
Mechanical products manufacturing	X	X	X	–
Nonferrous metals manufacturing	X	X	X	X
Ore mining (applied to the base and precious metals/Subpart B)	–	X	–	–
Organic chemicals manufacturing	X	X	X	X
Paint and ink formulation	X	X	X	–
Pesticides	X	X	X	X
Petroleum refining	X	–	–	–
Pharmaceutical preparations	X	X	X	–
Photographic equipment and supplies	X	X	X	–
Plastic and synthetic materials manufacturing	X	X	X	X
Plastic processing	X	–	–	–
Porcelain enameling	–	–	–	–
Printing and publishing	X	X	X	X
Pulp and paperboard mills 別表参照				
Rubber processing	X	X	X	–
Soap and detergent manufacturing.	X	X	X	–
Steam electric power plants	X	X	–	–
Textile mills (Subpart C Greige Mills are exempt from this table)	X	X	X	–
Timber products processing	X	X	X	X

X = Testing required. – = Testing not required.

<sup>ii</sup> : 裁判等により当初の表から変更されている。変更の経緯は 40 CFR 122, Appendix D 参照のこと。

別表 パルプ及び製紙工業における有機毒性汚染物質の分析要求

パルプ及び製紙工業のサブカテゴリー (40 CFR Part 430) の Subpart	GC/MS FRACTION			
	Volatile	Acid	Base/Neutral	Pesticide
Subpart A	△	X	△	X
Subpart B	△	X	△	△
Subpart C	△	X	△	△
Subpart D	△	X	△	△
Subpart E	X	X	△	X
Subpart F	X	X	△	△
Subpart G	X	X	△	△
Subpart H	X	X	△	△
Subpart I	X	X	△	△
Subpart J	X	X	X	△
Subpart K	X	X	△	△
Subpart L	X	X	△	△
Subpart M	X	X	△	△
Subpart N	X	X	△	△
Subpart O	X	X	△	△
Subpart P	X	X	△	△
Subpart Q	X	X	△	X
Subpart R	△	X	△	△
Subpart S	X	X	△	X
Subpart T	X	X	△	X
Subpart U	X	X	X	△

主要工業カテゴリー以外の製造業については、1) および3) の化学物質のうち、排水中に10 ppb以上 (acrolein, acrylonitrile, 2, 4 dinitrophenol, and 2-methyl-4, 6 dinitrophenolについては100 ppb以上) 存在すると考えられる物質について、1回以上の分析が要求される。

なお、これらの分析については、申請により免除が認められることがある。また、小企業については3)の分析は免除される。

2) のダイオキシンについては、下記の化合物を用いるあるいは製造する場合にスクリーニングレベルの分析が要求され、陽性結果が得られた場合は定量が求められる。

- (a) 2,4,5-trichlorophenoxy acetic acid, (2,4,5-T);
- (b) 2-(2,4,5-trichlorophenoxy) propanoic acid, (Silvex, 2,4,5-TP)
- (c) 2-(2,4,5-trichlorophenoxy) ethyl 2,2-dichloropropionate, (Erbon);
- (d) 0,0-dimethyl 0-(2,4,5-trichlorophenyl) phosphorothioate, (Ronnel);
- (e) 2,4,5,-trichlorophenol, (TCP); or
- (f) hexachlorophene, (HCP).

C のカテゴリーの化学物質のうち、1)および 3)を以下に示す。

1) 金属、シアナイド、全フェノール

Antimony, Total	Mercury, Total
Arsenic, Total	Nickel, Total
Beryllium, Total	Selenium, Total
Cadmium, Total	Silver, Total
Chromium, Total	Thallium, Total
Copper, Total	Zinc, Total
Lead, Total	Cyanide, Total
	Phenols, Total

3) の揮発性化合物

Acrolein	1,2-Dichloropropane
Acrylonitrile	1,3-Dichloropropylene
Benzene	Ethylbenzene
Bis ( <i>Chloro- methyl</i> ) Ether	Methyl Bromide
Bromoform	Methyl Chloride
Carbon Tetrachloride	Methylene Chloride
Chlorobenzene	1,1,2,2-Tetrachloroethane
Chlorodibromomethane	Tetrachloroethylene
Chloroethane	Toluene
2-Chloroethylvinyl Ether	1,2-Trans-Dichloroethylene
Chloroform	1,1,1-Trichloroethane
Dichlorobomomethane	1,1,2-Trichloroethane
Dichlorodifluoromethane	Trichloroethylene
1,1-Dichloroethane	Trichlorofluoromethane
1,2-Dichloroethane	Vinyl Chloride
1,1-Dichloroethylene	

3) の酸性化合物

2-Chlorophenol	4-Nitrophenol
2,4-Dichlorophenol	P-Chloro-M-Cresol
2,4-Dimethylphenol	Pentachlorophenol
4,6-Dinitro-O-Cresol	Phenol
2,4-Dinitro-phenol	2,4,6-Trichlorophenol
2-Nitrophenol	

## 3) の塩基性/中性化合物

Acenaphthene	Diethyl Phthalate
Acenaphthylene	Dimethyl Phthalate
Anthracene	Di-N-Butyl Phthalate
Benzidine	2,4-Dinitrotoluene
Benzo (a) Anthracene	2,6-Dinitrotoluene
Benzo (a) Pyrene	Di-N-Octyl Phthalate
3,4-Benzofluoranthene	1,2, Diphenylhydrazine (as Azobenzen)
Benzo (ghi) Perylene	Fluoranthene
Benzo (k) Fluoranthene	Fluorene
Bis (2 Chloroethoxy) Methane	Hexachlorobenzene
Bis (2-Chloroethyl) Ether	Hexachlorobutadiene
Bis (2-Chloroisopropyl) Ether	Hexachlorocyclopentadiene
Bis (2-Ethylhexyl) Phthalate	Hexachloroethane
4-Bromophenyl Phenyl Ether	Indeno (1,2,3-cd) Pyrene
Butyl Benzyl Phthalate	Isophorone
2-Chloronaphthalene	Naphthalene
4-Chlorophenyl Phenyl Ether	Nitrobenzene
Chrysene	N-Nitro-sodimethylamine
Dibenzo (a, h) Anthracene	N-Nitrosodi-N-Propylamine
1,2-Dichlorobenzene	N-Nitro-sodiphenylamine
1,3-Dichlorobenzene	Phenanthrene
1,4-Dichlorobenzene	Pyrene
3,3-Dichlorobenzidine	1,2,4-Trichlorobenzene

## 3) の農薬

Aldrin	Alpha-Endosulfan
Alpha-BHC	Beta-Endosulfan
Beta-BHC	Endosulfan Sulfate
Gamma-BHC	Endrin
Delta-BHC	Endrin Aldehyde
Chlordane	Heptachlor
4,4' DDT	Heptachlor Epoxide
4,4' DDE	PCB-1242
4,4'-DDD	PCB-1254
Dieldrin	PCB-1221

別添 1 0

PCB-1232

PCB-1016

PCB-1248

Toxaphene

PCB-1260

なお、下記に示す毒性汚染物質及び有害汚染物質が排水中に存在すると考えられる場合は、分析は要求されないが、申請書に記載することが要求される。また既存の分析データがあるいは場合はそれを提出することが要求される。

TOXIC POLLUTANT		
Asbestos	Dichlorvos	Naled
	Diethyl amine	Napthenic acid
HAZARDOUS SUBSTANCES	Dimethyl amine	Nitrotoluene
	Dintrobenzene	Parathion
Acetaldehyde	Diquat	Phenolsulfonate
Allyl alcohol	Disulfoton	Phosgene
Allyl chloride	Diuron	Propargite
Amyl acetate	Epichlorohydrin	Propylene oxide
Aniline	Ethion	Pyrethrins
Benzonitrile	Ethylene diamine	Quinoline
Benzyl chloride	Ethylene dibromide	Resorcinol
Butyl acetate	Formaldehyde	Strontium
Butylamine	Furfural	Strychnine
Captan	Guthion	Styrene
Carbaryl	Isoprene	2,4,5-T (2,4,5-Trichlorophenoxyacetic acid)
Carbofuran	Isopropanolamine	TDE(Tetrachlorodiphenyl ethane)
Carbon disulfide	Kelthane	2,4,5-TP [2-(2,4,5-Trichlorophenoxy) propanoic acid]
Chlorpyrifos	Kepone	Trichlorofon
Coumaphos	Malathion	Triethanolamine
Cresol	Mercaptodimethur	Triethylamine
Crotonaldehyde	Methoxychlor	Trimethylamine
Cyclohexane	Methyl mercaptan	Uranium
2,4-D (2,4-Dichlorophenoxyacetic acid)	Methyl methacrylate	Vanadium
Diazinon	Methyl parathion	Vinyl acetate
Dicamba	Mevinphos	Xylene
Dichlobenil	Mexacarbate	Xylenol
Dichlone	Monoethyl amine	Zirconium
2,2-Dichloropropionic acid	Monomethyl amine	

## NPDES 許可証の概要

許可証の例として、テキサス州が 2018 年に発行した施設に対する NPDES 許可証の概要を以下に示す。許可証は下記のような構成になっている。

- 表紙（施設名、許可番号、SIC 番号、施設の概要と排出口番号、排出水域のセグメント番号、署名）
- 排出口ごとの排出基準とモニタリング要件
- 定義及び標準的許可条件  
流量測定、濃度測定、サンプルのタイプ等の要件および用語の定義
- モニタリングおよび報告要件  
モニタリングについては、方法や機器の較正、報告について規定  
報告要件としては、許可条件からの逸脱や違反等の届け出や報告について規定
- 許可条件  
順守、査察や立ち入りへの対応、許可の変更や更新等について規定
- 運転の要件  
施設及びシステムの管理等について規定
- その他の要件（多くの要件がある。主要な要件として下記を含む）
  - 伝統的汚染物質以外で排出限度値が設定されている汚染物質が 1 日最高限度値を超えた場合の 24 時間以内の報告
  - プロセス排水の再分析と結果の提出
  - プロセス排水の慢性バイオモニタリング（mysid shrimp, silverside）実施
  - プロセス排水の 24 時間急性バイオモニタリング（mysid shrimp, silverside）実施  
（バイオモニタリングについては、頻度及び方法、試験頻度の低減、試験条件、報告、毒性の持続、毒性低減評価（TRE）に関する規定を含む）

## 米国における主要な水質調査

## ○米国 EPA : National Aquatic Resource Surveys

目的：沿岸域、湖沼、河川、湿地の質を統計学的デザインにより、一貫性のある方法で調べる

調査表題	調査期間	調査項目	備考	報告書等の URL
National Coastal Condition Assessment (NCCA)	2010	底生大型無脊椎動物 クロロフィル a 魚組織汚染物質（生態学、人健康） 溶存酸素 窒素 リン 塩濃度 堆積物中の汚染物質 堆積物の毒性 水の透明度	五大湖も含む サンプリングサイトの選択方法の情報を 含む サンプリングサイトの地図もある サンプリングサイトの情報もある	ウェブは下記。ここから報告書も入手。 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/ncca">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/ncca</a> 生データは下記から入手可能 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/data-national-aquatic-resource-surveys">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/data-national-aquatic-resource-surveys</a>
National Coastal Condition Report IV	2003-2006	水質（DO、クロロフィル a、N、P、透明度） 堆積物（毒性、汚染物質、TOC） Benthic condition 沿岸域生息環境 魚組織汚染物質	五大湖も含む	報告書は下記から入手。 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-coastal-condition-reports">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-coastal-condition-reports</a>
National Coastal Condition Report III	2001, 2002	水質（DO、クロロフィル a、N、P、透明度） 底生大型無脊椎動物 クロロフィル a 堆積物（毒性、汚染物質、TOC） 沿岸域生息環境 魚組織汚染物質	五大湖も含む	報告書は下記から入手。 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-coastal-condition-reports">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-coastal-condition-reports</a>
National Coastal Condition Report II	1997-2000	水質（DO、クロロフィル a、N、P、透明度） 堆積物（毒性、汚染物質、TOC） Benthic condition 沿岸域生息環境 魚組織汚染物質	五大湖も含む	報告書は下記から入手。 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-coastal-condition-reports">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-coastal-condition-reports</a>
National Coastal Condition Report I	1990-1996	透明度、DO 沿岸域の湿地消失 富栄養化 堆積物汚染物質 Benthic condition、魚組織汚染物質	五大湖も含む	報告書は下記から入手。 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-coastal-condition-reports">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-coastal-condition-reports</a>

National Lakes Assessment (NLA)	2012	底生大型無脊椎動物 クロロフィル a 動物プランクトン 酸性化 アトラジン DO N P 堆積物中の水銀 マイクロキスチン シアノバクテリア	下記の評価を含む水位低下 人による攪乱 湖岸の生息環境 物理的な生息環境の問題 浅瀬の生息環境  湖沼の選択方法及び地図もある。 サイト情報もある	ウェブは下記。ここから報告書も入手。 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/nla">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/nla</a> 生データは下記から入手可能 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/data-national-aquatic-resource-surveys">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/data-national-aquatic-resource-surveys</a>
National Lakes Assessment (NLA)	2007	底質ダイアツム 植物プランクトン 動物プランクトン 底生大型無脊椎動物 クロロフィル a 侵入種	湖沼の選択方法及び地図もある。 サイト情報もある	ウェブは下記。ここから報告書も入手。 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-lakes-assessment-2007-results">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-lakes-assessment-2007-results</a> 生データは下記から入手可能 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/data-national-aquatic-resource-surveys">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/data-national-aquatic-resource-surveys</a>
National Rivers and Streams Assessment (NRSA)	2008-2009	大型無脊椎動物 魚 P N 塩濃度 酸性化 堆積物 魚の生息環境 川岸の植生 魚体中の水銀 腸球菌	調査地点は 1924  サンプリングサイトの選択方法の情報を 含む サンプリングサイトの地図もある サイト情報もある	ウェブは下記 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/nrsa">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/nrsa</a> 報告書は下記 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-rivers-and-streams-assessment-2008-2009-results">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-rivers-and-streams-assessment-2008-2009-results</a> 生データは下記から入手可能 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/data-national-aquatic-resource-surveys">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/data-national-aquatic-resource-surveys</a>
National Wadeable Streams Assessment (NRSA)	2004	大型無脊椎動物 P N 塩濃度 酸性化 堆積物 魚の生息環境 川岸の植生、侵入種	調査地点は 1392  サンプリングサイトの選択方法の情報を 含む サンプリングサイトの地図もある サイト情報もある	ウェブは下記。報告書もここから入手 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/wadeable-streams-assessment">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/wadeable-streams-assessment</a> 生データは下記から入手可能 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/data-national-aquatic-resource-surveys">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/data-national-aquatic-resource-surveys</a>



National Wetland Condition Assessment (NWA)	2011	植生 人為による生息環境の変化 自然による生息環境の変化 重金属（銀、カドミウム、コバルト、クロム、銅、ニッケル、鉛、アンチモン、スズ、バナジウム、タングステン、亜鉛） P ミクロキスチン 侵入種	サンプルングサイトの選択方法の情報を含む サンプルングサイトの地図もある	ウェブは下記 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/nwca">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/nwca</a> 報告書は下記 <a href="https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-wetland-condition-assessment-2011-results">https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/national-wetland-condition-assessment-2011-results</a>
---------------------------------------------	------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

○USGS : National Water-Quality Assessment (NAWQA) Project

目的：1991年に設置されたプロジェクト。人的自然的原因による国内の水質の変化（どこで、なぜ、どのよう）を調査する。

調査表題	期間	調査項目	備考	URL
Water-Quality in the Nation's Streams and Rivers – Current Conditions and Long-Term Trends	継続中	水中の化学的性質（栄養素、農薬、沈降物、炭素、塩濃度）及び水生生態系(魚、大型無脊椎動物、藻類) 農薬は多数	サイト数は全米で 113	<a href="https://water.usgs.gov/nawqa/swtrends/#">https://water.usgs.gov/nawqa/swtrends/#</a>  化学的性質に関するデータは下記のサイトからダウンロードできる <a href="https://www.sciencebase.gov/catalog/item/595e6b16e4b0d1f9f05702fd">https://www.sciencebase.gov/catalog/item/595e6b16e4b0d1f9f05702fd</a>  方法論についての報告書は、下記 Water-Quality Trends in the Nation's Rivers and Streams, 1972–2012 —Data Preparation, Statistical Methods, and Trend Results

○米国 EPA : National Water Quality Inventory Report to Congress

目的：水質清浄法 303(d)、305(b)の要求の下で実施された州による河川、湖沼、沿岸域、湿地、地下水の水質評価の結果（水質が指定された用途をみたしているか）を整理して議会に報告する。報告を行っていない州や、州により方法論が異なること、さらに、同じ州でも年度により調査サイトが異なるなど、結果の解釈には注意が必要である。

表題	期間	調査項目・調査地点数	報告内容・備考	URL
National Water Quality Inventory Report to Congress	2017	調査項目及びモニタリングについては記述なし 河川の水質低下（impairment）の主要な原因として下記を挙げている。 ・病原菌 ・底質 ・栄養素（N、P等） 調査記点数の記載はなく、距離（河川）、面積（湖沼）で示してある。	州からの報告のまとめと、National Aquatic Resource Surveys からのデータのまとめを両方合わせて報告 結果の詳細はウェブにゆだねている。	報告書は下記から入手可能 <a href="https://www.epa.gov/waterdata/national-water-quality-inventory-report-congress">https://www.epa.gov/waterdata/national-water-quality-inventory-report-congress</a>  各州のまとめの図表は下記（ATTAINS のサイト）から入手可能。 <a href="https://ofmpub.epa.gov/waters10/attains_index.home">https://ofmpub.epa.gov/waters10/attains_index.home</a>
National Water Quality Inventory Report to Congress	2004 2002 2000 1998 1996 1994	調査項目とモニタリングは州により異なるが、下記を含む。 ・化学的データ（汚染物質濃度、pH、DO等） ・物理的データ（温度、濁度、懸濁物質濃度等） ・生物学的データ（水生生物種の数等） ・生息環境（土地利用等） 調査地点数の記載はなく、距離（河川）、面積（湖沼）で示してある。	結果を下記の形で報告 ・水域の用途の達成率 ・未達成の潜在的原因と割合 ・未達成の潜在的発生源と割合	報告書は下記から入手可能 <a href="https://www.epa.gov/waterdata/national-water-quality-inventory-report-congress">https://www.epa.gov/waterdata/national-water-quality-inventory-report-congress</a> 2002年以降は、EPAのまとめおよび各州のまとめの図表は下記（ATTAINS のサイト）から提供 <a href="https://ofmpub.epa.gov/waters10/attains_index.home">https://ofmpub.epa.gov/waters10/attains_index.home</a> ただし、州および年度によって提供されていないものがある。
National Water Quality Inventory Report to Congress	1992	生物調査（biological integrity を把握） 化学物質（金属、オイル、農薬、栄養素） 物理的データ（温度、流量、DO、pH） 生息環境（サイトと周辺の土地利用、川辺の植生の状況等） 毒性試験 調査地点数の記載はなく、距離（河川）、面積（湖沼）で示してある。	結果を下記の形で州ごとに整理して報告 ・水域の用途の達成率 ・未達成の潜在的原因とそれにより影響を受けている水域の長さ（広さ） ・未達成の潜在的発生源とそれにより影響を受けている水域の長さ（広さ） ・toxics により影響を受けている水域の長さ（広さ）	報告書は EPA のアーカイブから入手

National Water Quality Inventory Report to Congress	1990	調査項目やモニタリングについての記載はない 調査地点数の記載はなく、距離（河川）、面積（湖沼）で示してある。	結果を下記の形で州ごとに整理して報告 <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 水域の用途の達成率</li> <li>・ 未達成の潜在的原因とそれにより影響を受けている水域の長さ（広さ）</li> <li>・ 未達成の潜在的発生源とそれにより影響を受けている水域の長さ（広さ）</li> <li>・ toxics により影響を受けている水域の長さ（広さ）</li> <li>・ 魚の摂食禁止の原因となる物質と発生源および各報告数</li> <li>・ 汚染が原因の魚のへい死</li> </ul>	報告書は EPA のアーカイブから入手
National Water Quality Inventory Report to Congress	1988	調査項目やモニタリングについての記載はない Toxics についてモニタリングして報告している州が増加との記述がある 調査地点数はなく、距離（河川）、面積（湖沼）で示してある。	各州による記述的な概要がある。 EPA によるまとめでは下記（州ごとに整理）がある（河川の例）。 <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 用途を満たしているとされる河川（長さ）の割合</li> <li>・ fishable/swimmable の目標を達成している河川の長さ（割合）</li> <li>・ 未達成の潜在的原因とそれにより影響を受けている水域の長さ（広さ）</li> <li>・ 未達成の潜在的発生源とそれにより影響を受けている水域の長さ（広さ）</li> <li>・ toxics により影響を受けている河川の長さ</li> </ul>	報告書は EPA のアーカイブから入手
National Water Quality Inventory Report to Congress	1986	調査項目やモニタリングについての記載はない 汚染の指標として、下記が挙げられている。 <ul style="list-style-type: none"> <li>・ BOD/DO</li> <li>・ 細菌</li> <li>・ 栄養素</li> <li>・ SS/濁度</li> <li>・ Total dissolved solids/Salinity</li> <li>・ pH/酸性度</li> <li>・ Toxics</li> </ul> 調査記点数はなく、距離（河川）、面積（湖沼）で示してある。	各州による記述的な概要がある。 EPA によるまとめには下記（州ごとに整理）がある（河川の例）。 <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 用途を満たしているとされる河川（長さ）の割合</li> <li>・ fishable/swimmable の目標を達成している河川（長さ）の割合</li> </ul> 新たな焦点として、toxics および非点発生源について言及。	報告書は EPA のアーカイブから入手

National Water Quality Inventory Report to Congress	1984	<p>調査項目やモニタリングについての記載はない 汚染の指標として、下記が挙げられている。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ BOD/DO</li> <li>・ 細菌</li> <li>・ 栄養素</li> <li>・ SS/濁度</li> <li>・ Total dissolved solids/Salinity</li> <li>・ pH</li> <li>・ Ammonia</li> <li>・ Toxics(金属、その他)</li> </ul> <p>調査記点数はなく、距離（河川）、面積（湖沼）で示してある。</p>	<p>各州による記述的な概要がある。 EPA によるまとめには下記がある（河川の例）。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 広範に報告された汚染指標</li> <li>・ 用途を満たしているとされる河川（長さ）の割合</li> <li>・ fishable/swimmable の目標を達成している河川（長さ）の割合</li> </ul>	<p>報告書は EPA のアーカイブから入手</p>
-----------------------------------------------------	------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------

○イリノイ州：Integrated Water Quality Report and Section 303 (d) Lists

目的：水質清浄法 305(b)の要求の下で河川、湖沼、沿岸域、湿地、地下水の水質を調査し、水域の状態（用途の達成、未達成）を評価する。また 303(d)の要求の下で、水質が低下している水域（impaired water）について TMDL 作成の優先順位のリスト（303(d)リスト）を作成して、EPA に 2 年に一度報告する。

表題	期間	調査項目等	備考	URL
Integrated Water Quality Report and Section 303 (d) Lists	<p>継続中</p> <p>2016 年 が最新</p> <p>2014</p> <p>2012</p> <p>2010</p> <p>2008</p> <p>2006</p>	<p>調査対象</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 表面水（河川、湖沼、ミシガン湖開水域）</li> <li>・ 地下水</li> <li>・ 湿地</li> </ul> <p>調査地点数</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 河川：約 3300 地点のうち約 850 でデータ取得</li> <li>・ 内陸湖沼：1977 年以来約 2000 の地点でデータ取得</li> <li>・ ミシガン湖：77 地点</li> </ul> <p>調査項目</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 生物データ</li> <li>・ 水質の物理・化学データ</li> <li>・ 物理的生息域</li> <li>・ 魚体中化学物質</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 評価した水域部分（Assessment unit、AU）について下記を整理。 <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 用途の達成状況</li> <li>・ 未達成の潜在的原因</li> <li>・ 未達成の潜在的発生源</li> </ul> </li> <li>・ 水域の用途により調査項目が異なる。</li> <li>・ 水生生物保護用途では生物調査が主体</li> <li>・ 生物調査は毎年別の地域を調査。5 年で一巡。調査していない AU については、過年度のデータを使用。</li> <li>・ 調査年度により評価法が異なる場合がある。</li> </ul>	<p>報告書は下記から入手可能 <a href="http://www.epa.illinois.gov/topics/water-quality/watershed-management/tmdl/303d-list/index">http://www.epa.illinois.gov/topics/water-quality/watershed-management/tmdl/303d-list/index</a></p> <p>ウェブでは 2004 年までが入手可能であるが、2004 年版は評価法が大きく異なる</p> <p>解析結果は下記の EPA の ATTAINS のサイトでも得られる（2002 年以降） <a href="https://ofmpub.epa.gov/waters10/attains_index.home">https://ofmpub.epa.gov/waters10/attains_index.home</a></p> <p>生データは下記サイトの STORET から入手可能な場合がある <a href="https://www.epa.gov/waterdata/water-quality-data-wqx">https://www.epa.gov/waterdata/water-quality-data-wqx</a></p>

## リスクコミュニケーション等に関する事例

本調査でコミュニケーションレベルごとに分類した事例について、一部例を紹介する。

(レベル2：研究機関の年報などにケーススタディーへの参加、もしくは協力の記載のみがある)

①和歌山県環境衛生研究センター年報（平成28年度）の記載例（レベル2）

題	大気中繊維状物質の測定に関する調査		
研究期間	H28～H28（終了）	担当課（主担当）	大気環境グループ（桶谷）
平成27～28年度にアスベスト除去作業現場周辺で採取された試料について顕微鏡観察を行い、ファイバーモニターに表示された結果と顕微鏡観察結果に大きな差が見られないことを確認した。また、繊維状粒子について詳細な観察を行ったところ、アスベストと同様の特徴を示す粒子が複数あることを確認した。			
題	酸性雨共同調査研究		
研究期間	H28～H30（継続）	担当課（主担当）	大気環境グループ（上野）
乾性沈着成分の粒径別の分布を把握することを目的として、インパクタの効果及びデータの継続性を確認するため、5段FP法と6段FP法の並行試験を行った。また、インパクタを追加することによってPM2.5のイオン成分の測定が可能となった。			
題	共同研究Ⅱ型「PM2.5の環境基準超過をもたらす地域的/広域的汚染機構の解明」		
研究期間	H28～H30（継続）	担当課（主担当）	大気環境グループ（野中）
酸性沈着調査で用いられているFP法の採取期間を1週間単位に変更し、分析方法を最適化した。過去の大気汚染常時監視の時間値データと海南市でのFP法の結果を解析し、瀬戸内海沿いの大気汚染の移流を確認した。 レボグルコサン他の有機成分のクロスチェックを実施し、分析方法を最適化した。2015年春季から2016年秋季の有機成分を分析し、レボグルコサンの季節変動を確認した。			
題	共同研究Ⅱ型「WET手法を用いた水環境調査のケーススタディ」		
研究期間	H28～30（継続）	担当課（主担当）	水質環境グループ（梶本）
バイオアッセイによる事業所排水の評価・管理手法の情報収集、技術習得に努めるため、地方公共団体環境研究機関及び国立環境研究所との共同研究に参画している。 ニセネコゼミジンコによる試験技術の確立を目指し、マスカルチャー、シングルカルチャーの飼育環境を整えた。			
題	第2次 底生動物相を用いた河川の水質評価 一日高川水系		
研究期間	H28～30（継続）	担当課（主担当）	水質環境グループ（奥野）
底生動物相の変遷の確認およびデータの更新を目的として第2次調査を実施し、平成8年度に実施した底生動物による日高川水系の水質評価との比較を行った。 平成28年度調査において、採取できた科数、種数、個体数については減少が認められた。一方、水質評価結果の比較を行ったところ、大きな変化は見られず、日高川水系において良好な水質が保たれていることが確認できた。			

## ②広島県立総合技術研究所保健環境センター業務年報（平成 28 年度）の記載例（レベル 2）

## 研究業務 協力研究

**結果** 一般的な農薬等を用い、逆相系で網羅分析のための分析条件を検討した。この分析条件を用い、実河川試料を使って迅速前処理カートリッジと固相抽出法との比較を行った。ジクロロメタン等を用いた迅速前処理カートリッジ処理では一部の物質の回収率が低かったため、LC 用の分析サンプル調整に用途を広げるためにはさらなる検討が必要と判断した。

(9) 国環研 II 型研究「PM<sub>2.5</sub> の環境基準超過をもたらす地域的／広域的汚染機構の解明」

(研究期間：平成 28～30 年度)

**目的** 本研究では、これまでの常時監視結果をもとに瀬戸内海地域が特徴的に高濃度となる事例をさらに複数年の常時監視結果をもとに精査し、モデル解析でその原因を考察・解明する。さらに、瀬戸内海地域での PM<sub>2.5</sub> の高時間分解能(1～3 時間)での質量濃度・主要無機イオン成分濃度・炭素成分・金属濃度の調査を実施することに加え、粒子状物質の原因(前駆)物質であるガス状汚染物質濃度を粒子状物質とともに観測することにより、上記の常時監視・モデル解析の結果と併せて、総合的に瀬戸内海地域で特徴的に観測される高濃度の原因の解明を目指す。

**内容** ①これまでの観測結果に基づく瀬戸内海地域高濃度事例の抽出と特徴把握、②高濃度時の観測による汚染要因解析ー 1 (PM<sub>2.5</sub> 中主要化学成分)、③高濃度時の観測による汚染要因解析ー 2 (PM<sub>2.5</sub> 中成分(イオン)及び前駆体ガス成分)、④大気モデルによる発生源解析による汚染機構解明を行う。

**結果** 研究サブグループの決定、管理体制の決定等、研究体制の整備を行った。

## (10) 国環研 II 型研究「高リスクが懸念される微量化学物質の実態解明に関する研究」

(研究期間：平成 28～30 年度)

**目的** 本年度はネオニコチノイド系農薬について、参加機関が協力して水質の環境実態調査を行い、環境行政に資する。来年度からはリン酸エステル系難燃剤の調査も実施する予定としている。

**内容** 当センターは県内河川のネオニコチノイド系農薬の実態調査を実施する。

**結果** 県内 2 地点について、6、9、12、2 月に採水し、ネオニコチノイド系農薬の分析を実施した。低濃度ではあるが全ての検体からジノテフランが検出された。

## (11) 国環研 II 型研究「WET 手法を用いた水環境調査のケーススタディ」

(研究期間：平成 28～30 年度)

**目的** 現在、生物応答を用いた排水管理手法(日本版 WET)の導入が検討されている。そこで、共通の河川水を用いた生物試験を実施して機関ごとの精度や技術の向上を図るとともに、生物応答試験を通じて日本の水環境及び排水の現状と特徴を把握する。

**内容** 参加機関で採水及び生物試験を分担し、WET 手法に関する技術の共有化や精度向上を目指す。

**結果** 本年度は本県からの採水は実施しないことになった。会議において情報収集を行った。

(レベル4：地方自治体のHPや機関誌にWETの記載説明がなされ、一般向けに発信している。)

③岩手県環境保健研究センター広報誌の例（レベル4）

I-RIEP Journal vol.12 2017.11



一般向けへの情報発信として広報を配信し、HP上に情報が掲載されている。

「岩手県環境保健研究センター」では、県民のみなさんの健康といわての環境を守るため、健康・環境に関する科学的・技術的拠点として、次のような業務に取り組んでいます。

- ① 県民のみなさんの健康や環境に被害のおそれがある場合の対応
- ② 健康と環境を守るための試験検査・監視測定
- ③ 行政の課題に対応した調査研究
- ④ 技術支援・情報発信・研修指導

広報誌「**環保研聞録**〜I-RIEP Journal〜」では「環保研（かんぼけん）センター」の取組や健康・環境に関する情報を定期的にお届けしています。

I-RIEP Journal vol.12 2017.11

### WET（生物応答を利用した排水管理手法）について（環境科学部）

#### ■WETってなあに？

WETとは、Whole Effluent Toxicityの頭文字をとったもので、日本語で「全排水毒性」といいます。WET手法とは、生物応答（バイオアッセイ）を利用して排水管理する手法のことで、排水に魚類（ゼブラフィッシュ等）、ミジンコ、藻類（ムレミカツキモ等）といった生物を入れて、繁殖や成長の状況を調査することにより、排水の毒性の有無を評価します。



#### ■WETが目目されるようになった背景

近年、日々の生活のなかで使用される化学物質の種類は年々増加しています。これまで日本では、水質汚濁防止法により、個別の化学物質について排水規制が行われてきました。しかし、工場等からの排水には、排水基準に適合していても、毒性が未知のもの、規制対象外の化学物質が含まれている場合があり、水環境中で水生生物に影響を及ぼすことが懸念されています。

こうした背景から、排水水中に含まれる、様々な化学物質など全ての成分の影響や毒性の有無

を総合的に把握・評価できるWET手法が注目されるようになりました。

#### ■諸外国と日本の状況

欧米諸国では制度として導入されている国もあり（米国、カナダ、ドイツ、フランス、韓国等）、日本では平成21年度から環境省により国内への導入について検討が進められています。平成26年度には、国立環境研究所の主導により地方環境研究所との共同研究が開始され、当センターも技術及び知見の共有化のため参加しています。

#### ■今後の動向

WET手法を国内で制度化するにあたっては、適用する排水の種類や試験コストなど検討されなければならない部分が残っていますが、一部の国内企業が自主的な取組みとして導入している事例もあり、当センターでは今後の動向に注目し、県内の関係機関等に情報を提供していきます。

（参考）環境省ホームページ  
平成28年度生物を用いた水環境の評価・管理手法に関する検討会（第1回）資料  
<http://www.env.go.jp/water/seibutsu/conf.html>

### Information 水生生物による河川水質調査について

今年度も、小学校をはじめとする多くの団体のみなさんに水生生物調査へご参加いただきありがとうございました。調査結果は取りまとめのうえ、県の公式ホームページに掲載する予定です。

環境保健研究センターでは、引き続き調査に必要な道具の貸し出しなどの支援を行いますので、お気軽にご参加ください。



ヒラタカゲロウ

(レベル5：事業評価や各種の説明会、セミナーなどでWETの件が話題となっており、最低限の双方向性が見られる。)

④奈良県保健研究センター外部評価委員会の例（レベル5）

トップページ > 県の組織 > 福祉医療部 > 奈良県保健研究センター > 調査研究活動 > 外部評価委員会 印刷する

## 外部評価委員会

**奈良県保健研究センター**

- ▶ 組織
- ▶ 依頼検査のご案内
- ▶ 交通案内
- ▶ パンフレット
- ▶ 報道発表資料
- ▶ 調査研究活動
- ▶ 夏休みこども科学教室
- ▶ 年報
- ▶ 研修
- ▶ 沿革
- ▶ リンク集
- ▶ 奈良県感染症情報センター
- ▶ 奈良県公衆衛生学会

### 外部評価委員会

● **外部委員会について**

外部委員会は、各分野の専門家等、知事から委嘱を受けた5名の委員により構成されています。評価対象課題は内部委員会によって選定された下記の5題（平成29年度）です。

● **外部委員会開催概要（平成29年度）**

**奈良県保健研究センター及び奈良県景観・環境総合センター調査研究評価委員会**  
 【開催日時】  
 平成30年3月9日(金曜日)  
 13時30分～16時45分  
 【開催場所】  
 奈良県保健研究センター1階 会議室  
 桜井市粟殿1000



(平成29年度外部委員会の様子)

● **研究課題（平成29年度）**

1. 畜産物中のテトラサイクリン系抗生物質一斉分析法の検討
2. LAMP法を用いたレジオネラ属菌の検査方法の改良に関する研究
3. プライマーウォーキング法によるノロウイルスの塩基配列の解読について
4. 微小粒子状物質（PM2.5）の指標性のある有機炭素成分の一斉分析法の検討とモニタリング
5. ニセネコゼミジンコを使用したWET法による県内河川水の生物影響評価

コミュニケーションの手段として、外部評価委員会を開催している（HPに掲載されている）。



委員会で評価された各事業は、目的達成やニーズ等を5段階で評価され、情報公開されている。

① 総評（平成29年度）

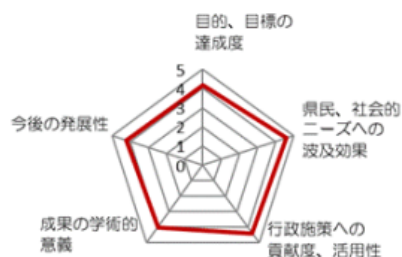
- どの研究も健康に関わる問題であり、大変興味深い内容である。
- 行政の通常の業務をこなしながら精力的に研究を行い、学会発表や論文投稿等、成果が出ている。
- 各研究について課題も見つかっているので次につなげていただきたい。

② 各研究課題の評価（平成29年度）

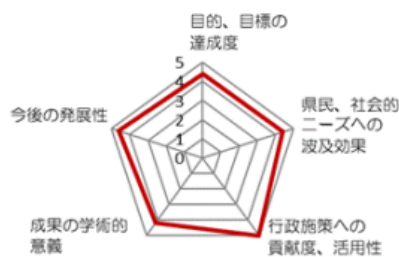
○評価（5段階評価）

各調査研究に対する評価は、(1)目的、目標の達成度(2)県民、社会的ニーズへの波及効果(3)行政施策への貢献度、活用性(4)成果の学術的意義(5)今後の発展性の観点から行われる。

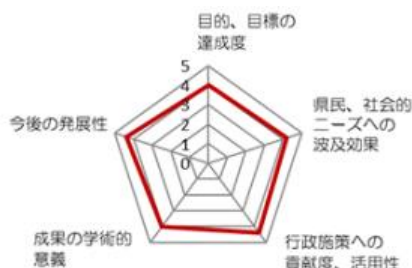
○各調査研究の評価（5委員の平均点）



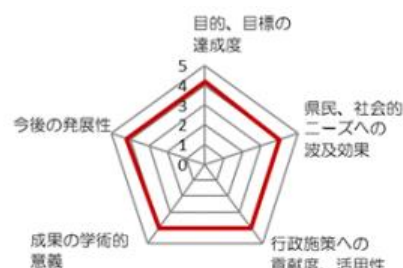
1 畜産物中のテトラサイクリン系抗生物質一斉分析法の検討



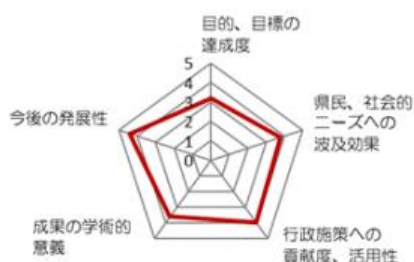
2 LAMP法を用いたレジオネラ属菌の検査方法の改良に関する研究



3 プライマーウォーキング法によるノロウイルスの塩基配列の解読について



4 微小粒子状物質（PM2.5）の指標性のある有機炭素成分の一斉分析法の検討とモニタリング



5 ニセネコゼミジンを使用したWET法による県内河川水の生物影響評価

(レベル6：自治体の事業計画レベルにまで記載があり、パブコメを実施したり、自治体と住民の双方向性が確立されている。)

#### ⑤滋賀県琵琶湖環境科学研究センター（レベル6）

県の政策に対してパブコメが行われている。県民から WET に対して意見があり、それに対して県から考え方が示されている。

### 琵琶湖保全再生施策に関する計画(原案)に対して提出された意見・情報とそれらに対する滋賀県の考え方について

#### 1 県民政策コメントの実施結果

平成 28 年 12 月 26 日（月）から平成 29 年 1 月 26 日（木）までの間、滋賀県民政策コメント制度に関する要綱（平成 12 年滋賀県告示第 236 号）および琵琶湖の保全及び再生に関する法律（平成 27 年法律第 75 号 以下「法律」という。）の規定に基づき、琵琶湖保全再生施策に関する計画（原案）に対する意見・情報の募集等を行った結果、33 者（県民、団体等）から 161 件の意見・情報が寄せられました。

#### 2 提出された意見・情報の内訳

項目	件数
1 計画期間	1
2 琵琶湖の保全および再生に関する方針	2
3 琵琶湖の保全および再生のための事項	—
（1）水質の汚濁の防止および改善に関する事項	34
（2）水源のかん養に関する事項	9
（3）生態系の保全および再生に関する事項	30
（4）景観の整備および保全に関する事項	1
（5）農林水産業、観光、交通その他の産業の振興に関する事項	34
4 琵琶湖保全再生施策の実施に資する調査研究に関する事項	5
5 琵琶湖保全再生施策に取り組む主体その他琵琶湖保全再生施策の推進体制の整備に関する事項	2
6 琵琶湖保全再生施策の実施に資する体験学習を通じた教育その他の教育の充実に関する事項	4
7 その他琵琶湖の保全および再生に関し必要な事項	3
その他、計画全体に係る事項	36
合計	161

④その他の対策			
22	2	<p>二つ目の「・」の従来型2サイクルエンジンの使用禁止について、びわこ競艇は減音型2サイクルエンジンを使用しており、水質保全に寄与していないことを広報すべき。</p>	<p>「滋賀県琵琶湖のレジャー利用の適正化に関する条例」は、レジャー活動に着目して規制を行うこととしています。びわこ競艇場の競艇用ボートのエンジンは、レジャー活動を目的とするものではなく、モーターボート競走法に基づき競艇場の水域に限って航行するものであることから規制の対象としていないため、ご指摘の広報は予定していません。</p>
23	2	<p>三つ目の「・」の「・・・不法投棄等の不適正処理に起因する水質汚濁の防止を推進する。」を「・・・不法投棄や河川へのポイ捨ての防止と不法投棄等の不適正処理に起因する水質汚濁の防止を推進する。」に変更してほしい。 (理由) 水質汚濁の防止は当然ですが、水質汚濁の原因となり、かつ、琵琶湖に流れ込む、あるいは琵琶湖から流れ出す河川への不法投棄や釣り具やたばこ、ペットボトル、空き缶などのポイ捨てを防止してもらいたいため。</p>	<p>ご指摘の内容については、不法投棄等の「等」に含まれており、原文のとおりとします。</p>
24	2	<p>四つ目の「・」であるが、琵琶湖環境科学研究センターが担うと考えられる調査等のうち、水質監視のための機器更新を記述する必要はあるのか。もっと生態系や固有種、在来種が生き延びられるための調査研究を推進する体制整備や研究員の質の向上等を推進することも記述すべきではないか。</p>	<p>琵琶湖の水質と生態系は相互に影響しあい、気象条件などの影響も受けるため、継続的な調査によって初めて新たな課題を早期発見できると考えています。多くの機器が老朽化していることから、これらの機器更新は生態系も含めた琵琶湖の自然環境の状況を把握する上で必要と考えています。 また、調査研究を推進する体制整備や研究員の質の向上等を推進することについて、ご意見を踏まえて「4 琵琶湖保全再生施策の実施に資する調査研究に関する事項」の2つ目の「・」の記述を下記のとおり修正します。 <b>「調査研究に関する体制整備や人材育成を進めつつ、水質や生態系をはじめとする琵琶湖の自然環境の状況を適切に把握し、具体的な対策に関して、技術等の研究開発を推進する。」</b></p>
25	7	<p>琵琶湖に関する研究者の育成 琵琶湖が抱えている課題の多くは、調査研究の進展とともに解決されるものであり、研究体制が充実、維持できるよう研究者の育成を行うこと。</p>	
26	2	<p>五つ目の「・」について、以下のとおり提案する。 環境省でも検討されている生物(魚、甲殻類、藻類;いわゆるWET手法)を用い、現行の排水規制を補完する手法として、水環境への影響や毒性の有無を総合的に把握・評価する。</p>	
27	2	<p>五つ目の「・」にある「新たな水質管理手法」について、どのような手法が検討対象としてあがっているのか。</p>	<p>計画原案にある「新たな水質管理手法」は、まずは「水質と生態系のつながり」を解明する調査研究に着手します。そのうえで「良好な水質と多様で豊かな生態系が両立する琵琶湖の環境」を実現するための要因解明を進めることにより、対策を検討したいと考えています。</p>
28	2	<p>琵琶湖フォーラムなどの発表でも琵琶湖の状態を水質だけで判断するには限界が来ているように思う。本原案の目的のとおり生態系という観点からみて、現在ある単一的な水質項目の調査や水質管理だけでなく新たな検査項目の設定やそれに伴う水質管理手法が必要かと思う。そのためには、「4 琵琶湖保全再生施策の実施に資する調査研究に関する事項」にも関係する調査研究やモニタリングの推進により、手法導入の目的や成果を明らかにするとともに、結果に対する対策の構築の検討は重要と思う。</p>	

滋賀県では、マザーレイク 2 1 計画関連事業※として「化学物質の影響把握と総量リスク評価手法の検討」の中で WET 手法の確立を目指しており、予算も公開している。

平成27年度 マザーレイク 2 1 計画関連事業の概要（内訳）

（単位：千円）

連番 (重複 含む)	連番 (重複 除)	事業名	担当課	事業団体	補助団体	事業目的	事業概要	H27年度事業量・内容等	H27年度予算額		H26年度 決算額
									全体事業費	うち国費	
<b>琵琶湖流域生態系の保全・再生</b>											
<b>湖内（良好な水質と栄養塩バランスの回復と、多様で豊かな在来生物群集の再生を目指す取組）</b>											
5	5	北湖深水域と湖底環境の総合的把握	琵琶湖環境科学センター	滋賀県	-	北湖深水域の状況を継続的に監視するとともに、水質や生態系への影響及び低酸素化メカニズムの全体像を把握する。	水質指標の長期変動や底泥の状況を継続的に把握するほか、水中ロボット等による底生生物モニタリング調査や3次元流動・物質・生態系総合モデルの構築を行う。	・水深別水質調査と深湖底における酸素消費の実態把握 ・低酸素化に伴う深層生態系への影響評価 ・低酸素化を評価するための3次元流動・生態系総合モデルの高度化	13,065	-	12,634
6	6	化学物質の影響把握と総量リスク評価手法の検討	琵琶湖環境科学センター	滋賀県	-	化学物質の有害性や暴露等の情報が不足する中、従来からの個別の化学物質のリスク評価に加え、生態影響を考慮した総量としてのリスク評価を進める	類縁化学物質等の一斉機器分析法を確立し、優先度の高い個別化学物質からリスク評価を行う。また、ヒメダカを用いた急性毒性試験等の生態影響試験の手法や環境省が推進するWET法の手法を確立する。	・未規制化学物質の一斉分析手法の確立・リスク評価 ・総量リスク評価のための生態影響試験法等の手法確立	2,612	-	2,768
7	7	琵琶湖・瀬田川プランクトン等モニタリング調査	琵琶湖環境科学センター	滋賀県	-	継続的な琵琶湖におけるプランクトンのモニタリングを行うことにより、琵琶湖生態系保全に向けた取り組み・研究の根拠をなす情報として活用を図る。	琵琶湖生態系の基礎を成し、水質の重要な形成要素であるプランクトンについて、発生状況を継続的にモニタリングする。	・琵琶湖環境基準点調査時におけるモニタリング ・琵琶湖水深別調査時におけるモニタリング ・琵琶湖水生生物環境基準点調査時におけるモニタリング ・瀬田川プランクトン調査	1,536	-	1,547

※マザーレイク 2 1 計画（琵琶湖総合保全整備計画）

- ・ 2050 年頃の琵琶湖のあるべき姿を念頭に、1999 年度から 2010 年度までを第 1 期、2011 年度から 2020 年度までを第 2 期として、琵琶湖を保全するための取り組みを進めている。「マザーレイクフォーラム」（県民・NPO・事業者・農林水産業従事者・専門家・行政などで構成される「マザーレイクフォーラム運営委員会」により運営）で計画の進捗管理を行っている
- ・ 湖に関する県施策を体系化し、政策の主眼を集水域全体の管理から流入河川毎の流域の取り組みの総体へとシフトさせた（17 回日本水環境学会シンポジウム特別講演会より）

## 琵琶湖における新たな水質指標に関する研究

早川和秀・岡本高弘・五十嵐恵子<sup>1)</sup>・古角恵美・廣瀬佳則・一瀬 諭・古田世子・田中 稔・永田貴丸・津田久美子<sup>2)</sup>・清水芳久<sup>3)</sup>・日下部武敏<sup>3)</sup>・三崎健太郎<sup>3)</sup>・中野伸一<sup>4)</sup>・藤嶽暢英<sup>5)</sup>・山田 悦<sup>6)</sup>・布施泰朗<sup>6)</sup>・田中仁志<sup>7)</sup>・杉山裕子<sup>8)</sup>・丸尾雅啓<sup>9)</sup>

### 要約

水環境における難分解性溶存有機物の生物への影響を評価するために、湖水のフルボ酸を難分解性有機物の代表として抽出し、化学物質の生態影響試験法である藻類と甲殻類、魚類に対する毒性影響試験を行った。トリハロメタン生成能試験では琵琶湖の難分解性有機物の生成能は特に大きくなかった。また、今後の琵琶湖における有機物の管理とその指標について検討した結果、これまでの指標であるCODには多くの問題点が見られたことから、その解消のために有機物総量の指標としてTOCを導入すること、CODは併置すること、今後も有機物の質の変化に注目すること、生態系保全の観点から生態系における炭素循環を捉えられる指標が必要であるなどの提案をまとめた。

窒素とリンの比率（N/P比）の増加による植物プランクトンへの影響を調べるため、国内湖沼のデータの比較や湖水に栄養塩を添加する植物プランクトン培養試験を行った。琵琶湖では陸域の負荷削減対策が進み、湖内水質の全窒素/全リン（TN/TP）比が高くなったといえる。植物プランクトンへの栄養塩添加試験の結果、北湖での植物プランクトンの増殖はリン制限下にあることが確認された一方、南湖での植物プランクトンの増殖は、栄養塩によって増殖が制限されない場合もあった。しかし、全窒素の現水準で植物プランクトンの増殖をある程度抑制できており、現行の栄養塩の削減努力を維持することが望ましいと結論された。

（滋賀県補足）

第7期琵琶湖に係る湖沼水質保全計画の策定について

<http://www.pref.shiga.lg.jp/d/biwako/kosyoukeikaku.html>

○湖沼水質保全特別措置法第4条の規定に基づき、平成29年3月に滋賀県と京都府は「第7期琵琶湖に係る湖沼水質保全計画」を策定しました。琵琶湖の水質保全を図るため計画期間内に達成すべき水質目標値を定め、計画に基づき水質保全対策を推進していきます。

### 水質の保全のための規制その他の措置

工場・事業場排水対策、生活排水対策、流出水対策、湖辺の自然環境の保護等  
水質監視、調査研究の推進、自然生態系の保全、地域住民等の協力の確保等

### 生態系保全も視野に入れたTOC等による水質管理手法の検討

湖内における有機物収支の把握に関する研究を実施するとともに、生態系に関わる物質循環の知見を充実させ、TOC等を用いた新たな水質管理手法を検討する。

# CSRレポート調査結果

企業	HPIに何を書いているか(抜粋)	CSR、環境報告書等に何が書かれているか	最近の記載	全体数											環境項目に対するWETの割合(%) =E/B*100	WETが書かれている項目	CSRレポートにWETが記載されている年度														
				環境		水 (リスク、排水)	生態系・ 生物多様性	WET	気候変動・ エネルギー		資源 -リサイクル	化学 物質	その他	LOA			2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010						
				A	B				C	D							E	F	G	H	I	J									
A	国内工場に試験的に実施、各工場とも問題なし	排水に関しては、法規制に基づいた水質管理を実施しています。	2017年度 (調査時点で最新)	82	16	2	2	0.2	3	0.2	0.1	8	0.8	1.3	水リスク	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	WET実施は1回
B	『生物多様性行動指針』の活動の一環。事業所にてWET試験。試験生物への影響は認められず、生態影響リスクは極めて低く良好な水質であることを確認しました。	記載なし	2015年度	22	7	0	0.7	0	0.5	0.5	0.3	5	1	0		0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	WET実施は1回	
C	工場と工場排水の生態系影響評価を実施。調査では、工場排水の影響を、生物応答を利用した「WET手法※」を用いて評価し、生態系への影響がほとんどないことを確認しました。	工場排水の生態系影響評価。2016年工場排水の生態系影響評価を実施しました。構内には医薬品の生産を行う工場があり、その生産工程から出た化学物質を含む排水を無毒化処理して河川に放流しています。調査では、工場排水の影響を、生物応答を利用した「WET手法※」を用いて評価し、生態系への影響がほとんどないことを確認しました。	2018年度	109	24	1	4	0.2	4	5.5	2.5		0.5	0.8	生物多様性の保全	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	WET実施は1回	
D	具体的な環境影響評価の手法としては、土地利用の生物多様性負荷度を評価するツールである「土地利用適性簿」や排水が及ぼす生物への影響を評価する「WET」等を活用しています。	○水資源の保全 各事業場において所在地の将来的な規制動向の確認を継続的に実施するとともに、より高いレベルで排水の水質向上を図っていくため、排水が生態系に及ぼす影響を評価するWET評価を実施しています。WET評価で、影響が確認された場合は、原因究明と原因の除去、影響の低減策を検討するなど、水リスクの影響を可能な限り低減するためのPDCAを回しています。 ○自然環境保全 生産事業所の排水管理の方法として法令等で定められた排水基準や、より厳しい自主管理値を設定し、その遵守に努めてきました。排水先の水生生物にとって安全な水環境を確保し、排水による悪影響を未然に防止することを目的に、2013年度よりWETによる排水の評価と排水放流先の河川における水生生物の生息状況の調査を実施してきました。これまでの調査で、グループの生産事業所から公共用水域に排出される水の96%の確認が完了しています。2017年度は、過去の調査で生物への影響が見られた事業所において原因調査を実施しました。	2018年度	256	67	6	3	1	11	6	5	34	9	1.5	水資源の保全と自然環境の保全の2か所	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2018年度から報告が始まっているが、実施は2013年度からと記載がある。	
E	生物影響を指標とした先進的な排水管理手法を用いて工場排水の環境影響を評価する試験(以下「WET試験」)を、国立環境研究所の協力の下、国内4工場で実施しました。 今回の試験では、甲殻類、藻類、魚類を用いた短期毒性試験と発光バクテリアを用いた急性毒性試験の4種類を実施しました。2009年9月~2010年5月の間に複数回の試験を行った結果、当社4工場における工場排水の生態影響リスクは極めて低いとの結果が得られています。	記載なし	2011年度ト ピックス	69	8	2	2	0	2	2	0	0		0		0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	WET実施は1回		
F	(テーマ) WET試験研究団 (活動内容) 国内主要拠点でのWET試験結果より、生態系への影響は無し。 2015年度評価完了。継続監視	記載なし	2017年度	164	164			5	0	4		4	6		6	0.0		0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	WET実施は1回	
G	WETによる工場排水の環境影響評価を、国立環境研究所と共同で2007年度から継続して行っています。国内の1工場でTUが10を超えることが認められましたが、工場排水の河川などへの放流条件を考えると、生物への影響はほとんどないと判断しています。 TUの低減を目的に、排水経路ごとの生産品目、生産状況の再確認や生物影響の原因と考えられる有機化合物の分解方法の検討などを実施しています。WETは海外では制度化が進んでいますが、国内ではガイドライン化が検討されている状況です。自主的な取り組みとして工場排水の生物への影響の低減を図るとともに、新興国などでのWETによる水質規制導入に備えたノウハウの蓄積を進めています。	WETによる工場排水の環境影響評価を、国立環境研究所と共同で2007年度から継続して行っています。国内の1工場でTUが10を超えることが認められましたが、工場排水の河川などへの放流条件を考慮すると、生物への影響はほとんどないと判断しています。 TUの低減を目的に、排水経路ごとの生産品目、生産状況の再確認や生物影響の原因と考えられる有機化合物の分解方法の検討などを実施しています。WETは海外では制度化が進んでいますが、国内ではガイドライン化が検討されている状況です。自主的な取り組みとして工場排水の生物への影響の低減を図るとともに、新興国などでのWETによる水質規制導入に備えたノウハウの蓄積を進めています。	2018年度	40	40	4	2	1.5	5	3	3	5.5	3.8	生物多様性への取り組みの項目にあるが、環境目標と実績の欄にも記載されている	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	継続的に報告書へのWETの実施を記載するとともに環境目標にも記載されている		
H	事業所からの排水の生態系への影響を評価する目的で、昨年度に続き、2016年度に国内全ての工場・研究所において、WET試験による環境影響評価を行いました。その結果、河川等における水生生物への影響は懸念されるレベルにないことを確認しました。	○生物多様性の項目に記載 WET試験の実施 2017年度は国内すべての工場・研究所の排水を対象にWET試験による環境影響評価を実施し、河川等における生態系への影響は懸念されるレベルにないことを確認しました。	2018年度	24	24	1.5	2	0.2	6	2	1		0.8	生物多様性への取り組み	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2013年度以降は記載がなく、現在は実施されていないと推定できる。			
I	事業所で、半導体開発、金属工場系統の2系統の排水試験を実施。全ての生物種において影響が小さいことを確認(2010年度トピックスとして)	記載なし	2010年度	50	50	1.5	2.5	0	6	4	4			0		0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	2013年度以降は記載がなく、現在は実施されていないと推定できる。			

