

詳細リスク評価書 ノニルフェノール

Version 1.0

概 要

2004年4月30日（金）

独立行政法人 産業技術総合研究所
化学物質リスク管理研究センター

独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構
化学物質総合評価管理プログラム

目次

I. はじめに.....	1
II. リスク評価に関する既往知見のまとめ.....	3
III. 問題設定.....	4
IV. 物質の特性及び生産・用途.....	5
V. 環境暴露の特徴.....	7
VI. 全国水系分類及び対象流域の設定.....	8
VII. 広域環境暴露濃度の推定.....	10
X. ヒト健康を対象とした有害性及びリスク評価.....	15
XI. 既往の社会経済評価.....	17
XII 排出抑制対策と評価.....	19
XIII. リスクの総合判定.....	21

本編目次

1		
2		
3	I. はじめに	I -1
4	1. 目的と構成	I -1
5	2. 遂行体制	I -3
6	3. 情報源情報	I -5
7		
8	II. リスク評価書に関する既往知見のまとめ	II -1
9	1. 緒言	II -1
10	2. リスク評価に関する報告書	II -1
11	2.1 EU リスク評価書	II -1
12	2.2 USEPA	II -5
13	2.3 カナダ	II -6
14	2.4 日本環境省による検討	II -8
15	2.5 EU と USEPA のアプローチの比較	II -9
16	2.5.1 暴露解析	II -9
17	2.5.2 有害性評価	II -10
18	2.6 USDA の評価	II -10
19	3. 学術雑誌にみられた傾向	II -11
20	3.1 暴露解析	II -13
21	3.2 有害性評価 生態系	II -15
22	3.3 有害性評価 ヒト健康	II -15
23	4. 要約	II -16
24		
25	III. 問題設定	III -1
26	1. 緒言	III -1
27	2. 概念モデルの構築	III -1
28	2.1 解析対象範囲	III -1
29	2.2 暴露評価	III -2
30	2.2.1 クリティカルパスの決定	III -2
31	2.2.2 暴露濃度の推定	III -3
32	2.3 有害性評価	III -3
33	2.3.1 生態リスク評価における評価エンドポイントと影響指標の明確化	III -3
34	2.3.2 生態リスク評価の構造	III -3
35	2.4 想定される対策	III -5
36	3. 要約	III -5
37		
38	IV. 物質の特性及び生産・用途	IV -1
39	1. 緒言	IV -1
40	2. 物質の同定及び物理的・化学的特性	IV -1
41	2.1 ノニルフェノール	IV -1
42	2.2 ノニルフェノールエトキシレート	IV -3
43	2.3 ノニルフェノールの類縁化合物	IV -4
44	3. 生産に関する情報	IV -6
45	3.1 ノニルフェノール	IV -6
46	3.2 ノニルフェノールエトキシレート	IV -8
47	4. 用途に関する情報	IV -9
48	4.1 ノニルフェノール	IV -9
49	4.2 ノニルフェノールエトキシレート	IV -9
50	4.2.1 ゴム・プラスチック工業	IV -9
51	4.2.2 繊維工業	IV -9

1	4.2.3 機械・金属工業	IV-10
2	4.2.4 業務用洗剤	IV-11
3	4.2.5 クリーニング	IV-12
4	4.2.6 農業分野	IV-12
5	4.2.7 土木・建築・窯業	IV-12
6	4.2.8 染料・塗料・インキ	IV-13
7	4.2.9 食品工業	IV-13
8	4.2.10 皮革工業	IV-13
9	4.2.11 紙・パルプ	IV-13
10	4.2.12 情報関連産業	IV-13
11	4.2.13 化粧品・医薬品	IV-13
12	4.2.14 石油・鉱業	IV-14
13	4.2.15 環境保全	IV-14
14	5. 諸外国における生産消費の実態	IV-15
15	5.1 カナダ	IV-15
16	5.2 アメリカ	IV-15
17	5.3 EUROPEAN UNION	IV-16
18	5.4 英国	IV-17
19	6. PRTR 制度によるデータの解析	IV-18
20	6.1 全国集計値の特徴	IV-19
21	6.1.1 ノニルフェノール	IV-19
22	6.1.2 ノニルフェノールエトキシレート	IV-19
23	6.2 都道府県別の排出移動の特徴	IV-20
24	6.2.1 ノニルフェノール	IV-20
25	6.2.2 ノニルフェノールエトキシレート	IV-20
26	7. 過去からの生産量の推移	IV-21
27	7.1 ノニルフェノールの技術に関する歴史的経緯	IV-21
28	7.1.1 ミヨシ油脂株式会社	IV-21
29	7.1.2 三洋化成工業株式会社	IV-21
30	7.1.3 三井東圧化学株式会社	IV-22
31	7.2 アルキルフェノールの生産数量	IV-23
32	7.3 フェノールの生産数量からのノニルフェノールの推算	IV-23
33	8. 要約	IV-24
34		
35	V. 環境暴露の支配要因と暴露濃度の推移	V-1
36	1. 緒言	V-1
37	2. 環境中における分解	V-1
38	2.1 分解経路	V-1
39	2.2 河川水中における分解	V-2
40	2.2.1 室内実験で得られた分解速度	V-2
41	2.2.2 河川水試料中での分解速度の範囲	V-4
42	2.3 河川底質中における分解	V-7
43	2.4 土壌中における分解	V-9
44	2.5 下水処理場における分解（除去）	V-10
45	2.6 大気中における分解	V-14
46	2.7 分解に関する要約	V-14
47	3. 分配係数	V-14
48	3.1 分配	V-14
49	3.2 吸着	V-15
50	3.3 揮発	V-15
51	4. 環境中濃度の分布	V-16

1	4.1 世界における淡水域での NP 濃度	V-16
2	4.2 日本国内における河川中 NP 濃度	V-17
3	4.3 底質中 NP 濃度	V-21
4	4.4 湖沼・海水・地下水中 NP 濃度	V-21
5	4.5 下水処理水及び下水汚泥中 NP 濃度	V-22
6	4.6 大気中 NP 濃度	V-24
7	4.7 埋立処分場の NP 濃度	V-24
8	5. クリティカルパスのまとめ	V-24
9	6. 要約	V-25
10		
11	VI. 全国水系分類	VI-1
12	1. 緒言	VI-1
13	2. 全国水系データベースの作成	VI-1
14	2.1 暴露濃度の構造モデル	VI-1
15	2.2 データ源	VI-2
16	2.3 データの作成方法	VI-4
17	2.4 使用変数の定義	VI-6
18	2.4.1 目的変数	VI-6
19	2.4.2 説明変数	VI-6
20	3. 解析方法	VI-8
21	4. 集水域の類型化	VI-9
22	4.1 クロス集計によるデータ分類	VI-9
23	4.1.1 高濃度水系	VI-10
24	4.1.2 低濃度水系	VI-11
25	4.2 判別分析による水系の類型化	VI-12
26	5. 主成分分析による水系の類型区分の精製	VI-16
27	5.1 「産業起源」の主成分分析結果	VI-16
28	5.2 「下水道起源」の主成分分析結果	VI-18
29	5.3 「希釈除去」の主成分分析結果	VI-19
30	6. 要約	VI-20
31		
32	VII. 広域環境暴露濃度の推定	VII-1
33	1. 緒言	VII-1
34	2. 既往の暴露濃度の推定例	VII-1
35	3. 解析の枠組みとモデル概説	VII-2
36	3.1 流量推定モデル	VII-4
37	3.2 化学物質動態モデル	VII-6
38	4. 多摩川流域を対象とした暴露解析	VII-8
39	4.1 発生負荷量の推計	VII-8
40	4.1.1 機械・金属工業	VII-9
41	4.1.2 業務用洗浄剤	VII-10
42	4.1.3 クリーニング	VII-11
43	4.1.4 農薬・防疫・肥料	VII-12
44	4.2 排出負荷量の推定	VII-13
45	4.2.1 排水系への移行率の設定	VII-14
46	4.2.2 排水処理率の設定	VII-15
47	4.2.3 下水処理率の設定	VII-17
48	4.3 対象地域の諸元と計算条件	VII-18
49	4.3.1 地域の地理情報	VII-18
50	4.3.2 計算条件	VII-19
51	4.4 解析結果	VII-21

1	4.4.1 流量の再現状況	VII-21
2	4.4.2 実測濃度とモデル計算濃度の比較	VII-23
3	4.4.3 ノニルフェノール濃度の推定結果	VII-24
4	4.4.4 分布形の確認	VII-26
5	4.4.5 他の水系への適用性	VII-28
6	5. 要約	VII-30
7		
8	VIII. 有害性評価	VIII-1
9	1. 緒言	VIII-1
10	2. 毒性データのサーベイとその妥当性の評価基準	VIII-1
11	3. 環境生物への影響	VIII-3
12	3.1 一般毒性による影響	VIII-3
13	3.1.1 水生生物	VIII-3
14	3.1.1.1 魚類	VIII-3
15	3.1.1.2 無脊椎動物	VIII-9
16	3.1.1.3 藻類及び水生植物	VIII-14
17	3.1.1.4 底生生物	VIII-16
18	3.1.1.5 両生類	VIII-17
19	3.1.1.6 メソコズム試験	VIII-18
20	3.1.2 陸生生物	VIII-20
21	3.1.2.1 陸生動物	VIII-20
22	3.1.2.2 陸生植物	VIII-21
23	3.1.3 微生物と原生動物	VIII-22
24	3.1.4 一般毒性による影響のまとめ	VIII-23
25	3.2 内分泌かく乱による影響	VIII-26
26	3.2.1 魚類	VIII-26
27	3.2.1.1 試験管内試験(in vitro 試験)	VIII-26
28	3.2.1.2 動物試験(in vivo 試験)	VIII-28
29	3.2.1.3 フィールド調査	VIII-36
30	3.2.2 その他の水生生物	VIII-36
31	3.2.3 内分泌かく乱による生物影響のまとめ	VIII-37
32	3.3 生物濃縮	VIII-40
33	4. 要約	VIII-42
34		
35	IX. リスクの推算と解釈	IX-1
36	1. 緒言	IX-1
37	2. 水生生物群集の中で影響を受ける種の割合の評価	IX-3
38	2.1 はじめに	IX-3
39	2.2 既存の評価とその問題点	IX-3
40	2.3 本リスク評価での方法	IX-4
41	2.4 結果	IX-9
42	3. 魚類個体群への影響評価	IX-59
43	3.1 個体群レベルにおける評価の現実性と合理性	IX-59
44	3.1.1 生態系の機能と構造	IX-60
45	3.1.2 化学物質による影響の伝播システム	IX-60
46	3.2 個体群レベルにおける評価の考え方及び既存の評価現状と実用的な評価	
47	手法の提案	IX-61
48	3.2.1 個体群レベルにおける評価エンドポイントの選定	IX-61
49	3.2.2 既存の個体群レベルにおける評価の現状	IX-62
50	3.2.3 実用的な評価手法の提案	IX-65
51	3.3 メダカ個体群への影響についての検討	IX-66

1	3.3.1 用いた生態毒性データ	IX-66
2	3.3.2 メダカ個体群評価の意義	IX-66
3	3.3.3 個体群行列推移モデルの構築	IX-67
4	3.3.4 メダカ個体群への影響評価結果	IX-69
5	3.4 本評価手法による個体群影響評価結果についての検証	IX-71
6	3.5 実環境における個体群影響評価の検討結果	IX-74
7	3.5.1 既存のモニタリング観測値をベースにした評価	IX-74
8	3.5.2 多摩川流域モデルによるシミュレーション結果をベースにした評価	IX-83
9	3.6 本評価手法の検討結果の採用における留意点と今後の課題	IX-86
10	3.6.1 本評価手法の検討結果の採用における留意点	IX-86
11	3.6.2 今後の課題	IX-87
12	4. 種間相互作用による毒性影響の伝播の評価	IX-87
13	4.1 問題の範囲	IX-87
14	4.2 方法	IX-87
15	4.3 結果	IX-91
16	4.3.1 メソコズム毒性試験の NOEC(生物量)と日本の環境水中の濃度との比較	IX-91
17	4.3.2 生態系モデルによるシミュレーション	IX-93
18	4.4 リスクインデックスに伴う不確実性	IX-98
19	5. 底生大型生物のリスク評価	IX-98
20	5.1 はじめに	IX-98
21	5.1.1 間隙水法	IX-98
22	5.1.2 底質毒性試験法	IX-100
23	5.1.3 野外調査法	IX-100
24	5.1.4 統合法	IX-100
25	5.2 方法	IX-101
26	5.3 結果	IX-102
27	6. リスク推算のまとめ	IX-117
28		
29	X. ヒト健康を対象とした有害性及びリスク評価	X-1
30	1. 緒言	X-1
31	2. 体内動態	X-1
32	3. 有害性試験のまとめ	X-4
33	4. ヒトを対象とした暴露解析	X-4
34	4.1 労働環境	X-4
35	4.2 消費者を対象とした代表的な暴露媒体中濃度の測定値	X-4
36	4.3 暴露シナリオと MOE の推定	X-7
37	5. 要約	X-10
38		
39	XI. 既往の対策評価事例	XI-1
40	1. 緒言	XI-1
41	2. リスク削減対策が先行実施した事例	XI-1
42	2.1 PARCOM(PARIS COMMISSION)	XI-1
43	2.2 EUROPEAN UNION	XI-2
44	2.3 国ごとの動向	XI-2
45	2.3.1 オーストリア	XI-2
46	2.3.2 ベルギー	XI-3
47	2.3.3 デンマーク	XI-3
48	2.3.4 フィンランド	XI-4
49	2.3.5 ドイツ	XI-4
50	2.3.6 ギリシャ	XI-5
51	2.3.7 オランダ	XI-5

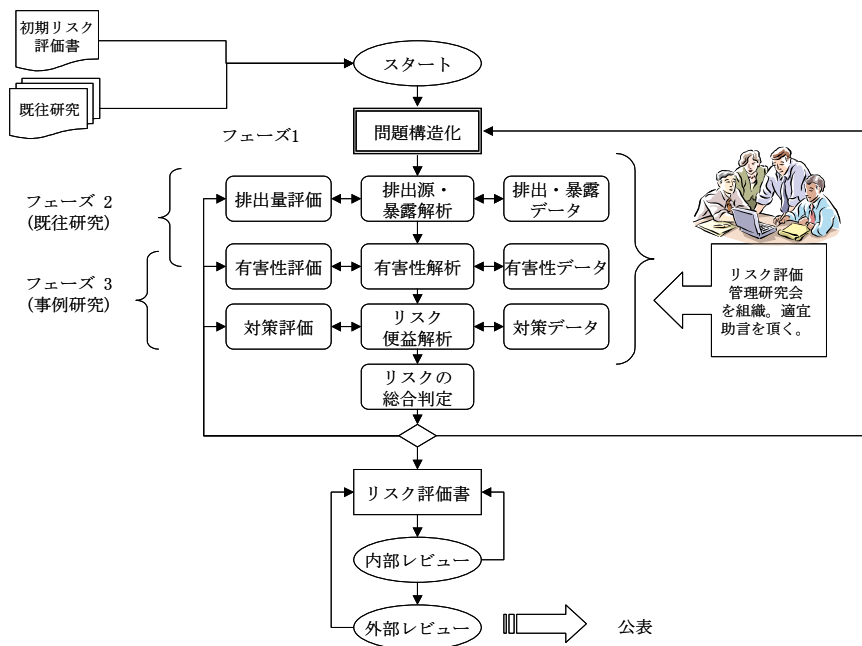
1	2.3.8 スペイン	XI-5
2	2.3.9 スウェーデン	XI-5
3	2.3.10 英国	XI-6
4	2.3.11 ノルウェー	XI-8
5	2.3.12 カナダ	XI-8
6	2.3.13 アメリカ	XI-9
7	2.3.14 日本	XI-10
8	2.3.15 その他の国	XI-10
9	3. 取り得るリスク対策の範囲	XI-10
10	4. 国内における業種別の動向	XI-13
11	5. 要約	XI-17
12		
13	XII. 排出抑制対策と評価	XII-1
14	1. 緒言	XII-1
15	2. 管理方策の考え方	XII-1
16	2.1 水系の分類	XII-1
17	2.2 生態リスクに注目した対策の費用対効果分析の考え方	XII-2
18	3. ケーススタディ	XII-4
19	4. 代替案の評価	XII-4
20	4.1 物質の代替	XII-4
21	4.1.1 経済性に関する知見の整理	XII-4
22	4.1.2 暴露解析	XII-4
23	4.1.3 リスク評価	XII-4
24	4.2 排水処理の高度化	XII-5
25	4.2.1 経済性に関する知見の整理	XII-5
26	4.2.2 暴露解析条件	XII-8
27	4.3 下水処理システムへの高度処理導入による波及効果	XII-8
28	4.3.1 経済性に関する知見の整理	XII-8
29	4.3.2 暴露解析条件	XII-10
30	5. 多摩川における詳細暴露解析に基づく対策評価	XII-10
31	5.1 代替物質の導入	XII-11
32	5.2 排水処理の高度化	XII-12
33	5.3 下水処理の高度化	XII-13
34	5.4 各対策シナリオの評価	XII-14
35	5.4.1 各シナリオの比較	XII-14
36	5.4.2 シナリオ1に対する考察	XII-16
37	5.4.3 シナリオ2に対する考察	XII-16
38	6. 要約	XII-17
39		
40	XIII. 結論	XIII-1
41	1. 本評価での検討課題	XIII-1
42	2. 解析結果のまとめ	XIII-1
43	2.1 環境動態に関するまとめ	XIII-1
44	2.2 リスク評価に関するまとめ	XIII-2
45	2.3 健康リスクに関するまとめ	XIII-4
46	2.4 対策評価に関するまとめ	XIII-4
47	3. リスク削減対策と管理の方向性	XIII-4
48		
49	略語集	付録-1

1 I. はじめに

2

3 本書は、日本におけるノニルフェノールによる環境、ヒト健康影響を対象としたリスク評価書である。
 4 その目的は、ノニルフェノール(エトキシレート)の生産・使用・廃棄にともなう環境負荷の発生、環境
 5 濃度による生態影響、直接・間接暴露によるヒト健康リスクの現状を診断し、さらに対策の必要性を考
 6 察するための基礎資料として用意したものである。図 I.1 は、詳細リスク評価書の作成の流れを説明し
 7 たものである。

8



9

10 図 I.1 詳細リスク評価書の概要—構成と公表までの流れ

11

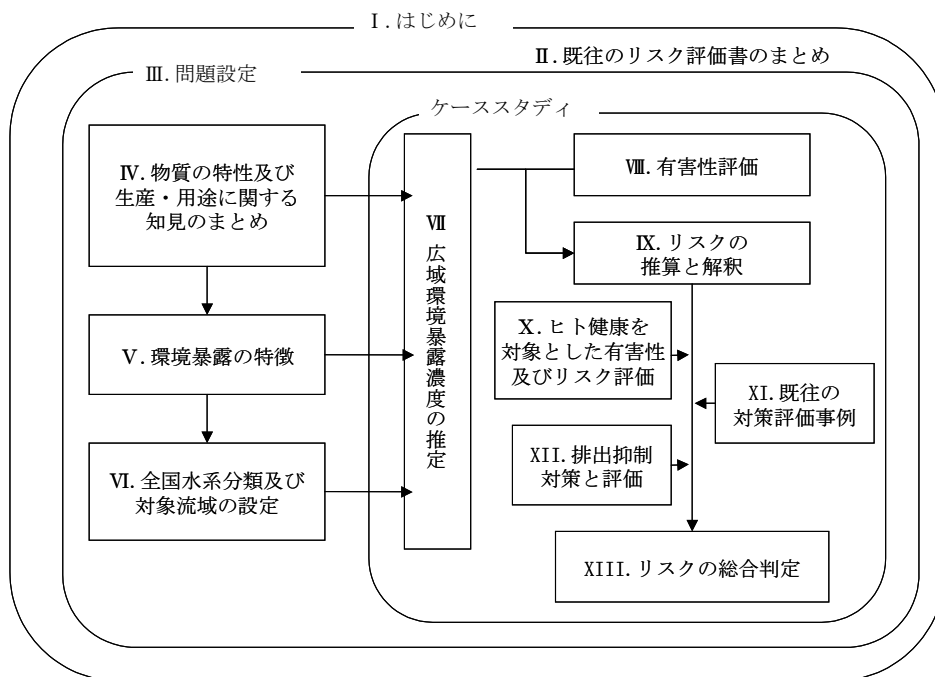
12 別途作成された初期リスク評価書（(財) 化学物質評価研究機構，2002）をインプットとして詳細リ
 13 スク評価書を作成する流れとなっている。初期リスク評価書においては、主に、毒性情報、暴露情報が
 14 収集され、ヒト健康については暴露マージン (Margin of Exposure, MOE)，そして、生態リスクに関して
 15 は、PEC/PNEC によって、リスクを指数として表現するための情報を集約している。詳細リスク評価
 16 においては、それらの情報を受け取った上で、日本における使用特性を反映した評価をさらにすすめる。
 17 毒性に関する知見は世界各国の機関で得られたデータを活用するとともに、暴露に関しては、生産・消
 18 費・廃棄の地域性が優先するため、ケーススタディを実施し、その結果を全国ベースの議論に展開する
 19 ことを試みる。したがって、詳細リスク評価においては、排出源の解析(業種別使用実態調査など)、暴
 20 露解析(暴露経路の確定)、有害性の評価(用量反応関係の定式化)、対策評価という四つの部分から構成さ

1 れるとともに、以上でえられた情報を集約し、“日本”の特殊性を考慮しつつも俯瞰的な視点を失わずに
2 リスクの総合判定を行う。

3

4 図 I.2 は、詳細リスク評価書の構成の概略を示したものである。構成としては、3層構造となってい
5 る。第1層は、既往のリスク評価書の総括である。第2層は、問題設定ならびにリスクの構造モデルの
6 作成であり、ここでは、関連要因のリストアップとそれらの構造モデル(関連を示す)の作成を行う。こ
7 の作業は、既往のリスク評価において、しばしば、「概念モデル」の構築と呼ばれるものである。ここで
8 のポイントは、比較的容易に入手可能なデータをもとにしてその物質の緊急度の判断をすること、要因
9 のプライオリティ(次のフェイズでの詳細な調査対象)を決めるとともに、クリティカルパスを求めるこ
10 とである。第3層においては、ケーススタディを行い高暴露水系を特定するとともに、対策の候補を挙
11 げ、その費用対効果を算出する。

12



13

14

図 I.2 詳細リスク評価の構成

1 II. リスク評価に関する既往知見のまとめ

2

3 II章においては、既往のリスク評価書における検討結果を総括するとともに、暴露濃度の推定方法、
4 有害性評価、リスク判定、リスク管理に分けて整理した。

5

6 USEPA では、低水流量時における懸念濃度レベルに対する実環境濃度の超過確率の考え方に依拠し、
7 目標値に対する超過を許容した評価をしている。

8

9 一方、欧州では EUSES による推定値、実測値を活用して、PEC/PNEC をベースにリスクの重篤性の
10 考察を行っている。

11

12 カナダでは、十分な暴露マージンを確保するという考え方にに基づき、推定無影響濃度を、急性毒性値
13 の値から慢性毒性値に変換した上で、 $1\mu\text{g/l}$ という値を提案している。

14

15 さらに、カナダ、欧州においては、リスク評価結果に基づいて具体的なリスク管理対策が提案されて
16 きている。

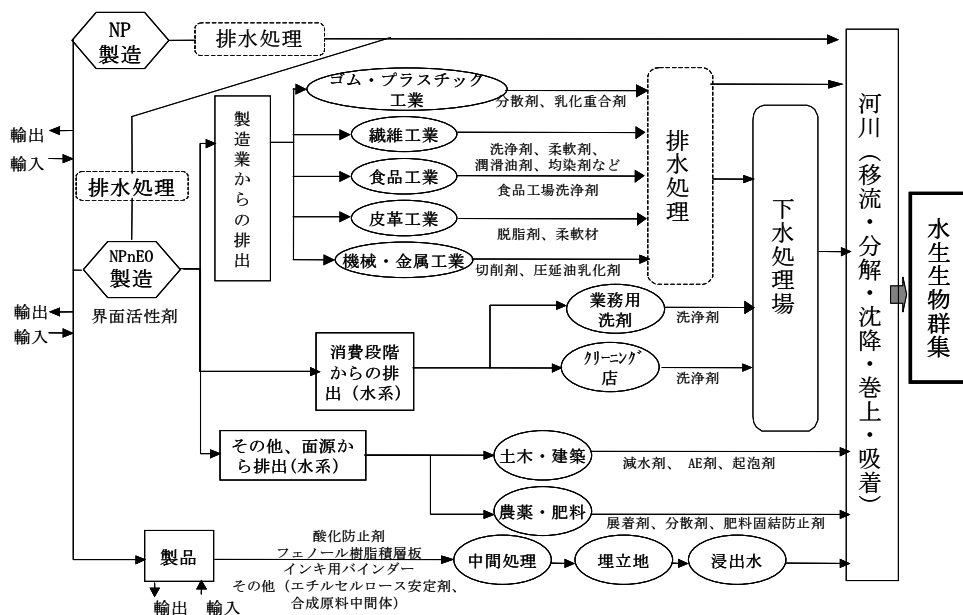
17

18 日本の環境省は 1,574 地点を対象とした暴露濃度調査とメダカライフサイクル試験をベースにビテロ
19 ジェニン誘導能をエンドポイントとした $0.608\mu\text{g/l}$ を無影響濃度とするとともに、暴露濃度との比較か
20 ら、魚類の内分泌かく乱作用を通じ、すでに生態系に影響を及ぼしている可能性があるとして評価し、対策
21 導入の必要性を示唆している。

III. 問題設定

III章では、ノニルフェノール（NP）によるリスク評価の目的と手段を明らかにするとともに、リスク評価の枠組みを構築した。まず、フロー・暴露解析を定性的に行い、用途別の排出負荷を推定するとともに、産業用途が主であり、かつ水系への流出量が相対的に多いことから、ヒトへの暴露は少ないため生態リスクに重きをおいた評価が必要なことを確認した。しかし、マイクロに見れば、製品からの暴露等も無視し得ないため、また食器類からの溶出現象もあるため、経口摂取量についても推定が必要であることも確認した。

本評価書でのフローを図III.2に示した。この経路群から、開放的用途であるノニルフェノールエトキシシレート（NPnEO）としての用途からの排出寄与を取り上げ、ノニルフェノールエトキシシレートで環境へ排出された後、分解過程を経て生成したNPを評価対象とし、水生生物への暴露による影響を主たるリスクと見なして解析を行った。



図III.2 NP 及び NPnEO のフロー

IV. 物質の特性及び生産・用途

IV章において得られた結果は次のとおりである。ノニルフェノール (NP) 及びノニルフェノールエトキシレート (NPnEO) の日本における物質収支を、使用業種, 使用用途ごとに整理するとともに(表IV.3.2), 排水処理特性や環境へ排出されるまでの経路について知見を収集整理し, クリティカルパスを整理した。

この知見を PRTR 届出データで検証したところ, 図IV.6.2 に示すような結果が得られ, 届出データにおいて下水道への移動量, 公共用水域への移動量は, 約 50%を占めており, これらの排出経路を解析対象とした。廃棄物処分場に移動した分は, そこから容易には流出しないと仮定し, ここでは解析からはずした。

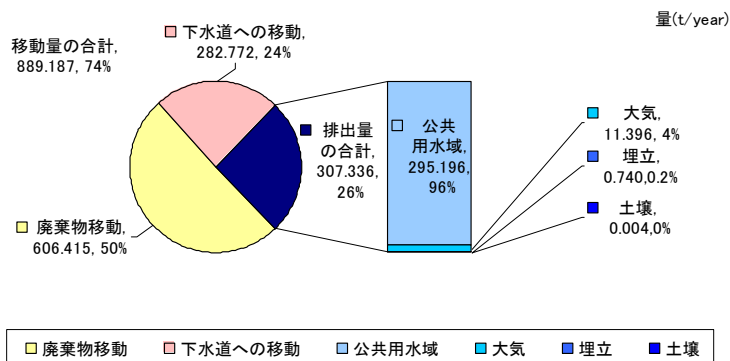
また, フェノールの生産量からノニルフェノールが使用されている用途だけを取り出し, 生産開始後から現在に至るまでのデータを把握した。結果として, 緩やかな増大傾向で現在に至っていることを確認した(図IV.7.3)。

表IV.3.2 ノニルフェノール需要実績調査 (単位: t)

用途	95年度	96年度	97年度	98年度	99年度	00年度	備考
界面活性剤	13,800	15,900	14,800	12,600	12,800	10,100	
酸化防止剤 ^{b)}	2,000	2,000	2,100	1,850	1,750	1,500	主にゴム添加剤
積層板	1,000	800	900	700	650	500	
インキ用バインダー	400	700	800	1,000	1,750	4,100	オフセット印刷用インキ原料 ^{a)}
エポキシ硬化剤 その他	400	400	400	650	450	300	
合計	17,600	19,800	19,000	16,800	17,400	16,500	
輸入	(2,000)	(2,000)	(2,000)	(2,000)	(2,000)	2,810	
輸出	—	—	—	2,230	410	650	

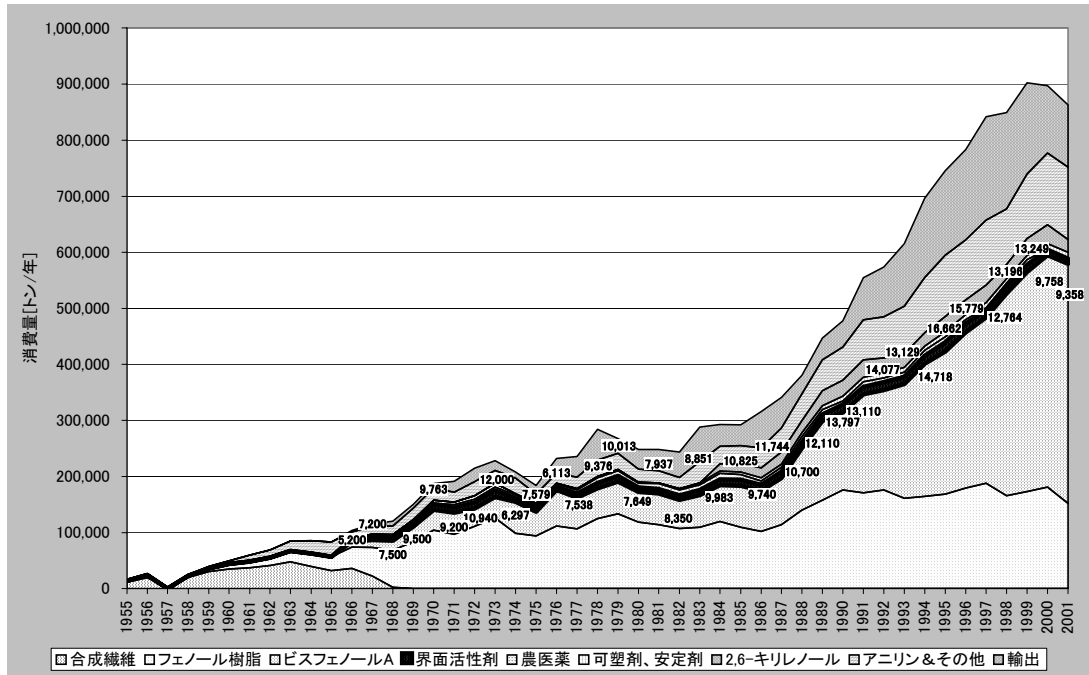
a) オフセット印刷用インキ原料: 古紙回収後, 紙をとかず脱墨などの原料。

b) 酸化防止剤: 以前はプラスチックとゴムの添加剤であったが, 現在はゴム添加剤のみ。国産のプラスチック樹脂にはまったく使われていない。



図IV.6.2 全国のノニルフェノールエトキシレートの排出量と移動量の内訳

1



2

3

図IV.7.3 フェノール消費量の推移

1 V. 環境暴露の特徴

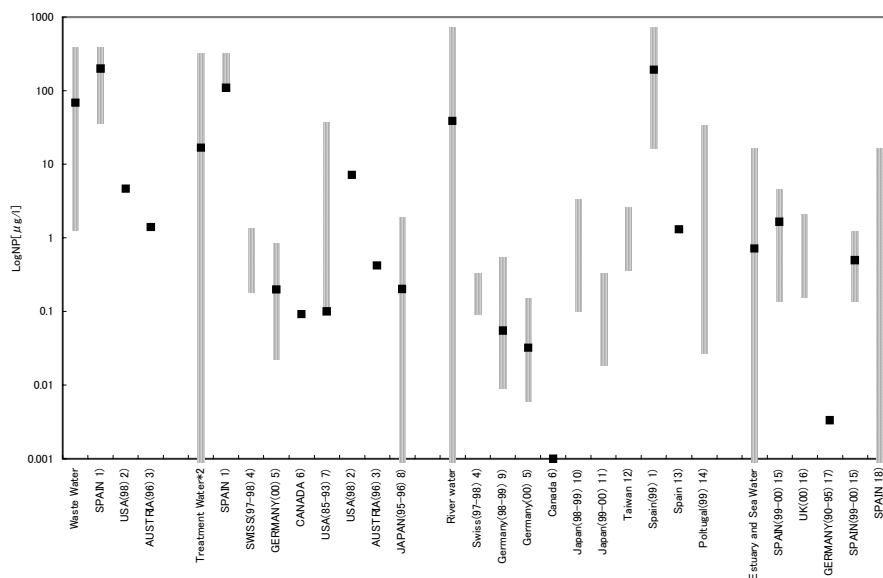
2

3 V章においては、既往の環境調査結果を総括し、観測時期別、観測地点別の水中暴露濃度の分布につ
4 いて考察した。図V.2に世界の水域でのノニルフェノール（NP）濃度の調査結果を示した。世界的に見
5 て、日本の水系の暴露濃度は、およそ中位に位置していることがわかる。

6

7 国内の河川、底質、湖沼、海水、下水処理水、大気環境媒体におけるノニルフェノールの観測値の
8 濃度分布を見ると、1998（平成10）年度から1999（平成11）、2000（平成12）年度にかけて濃度ととも
9 に検出率の低下が認められた。その後、2001（平成13）年、2002（平成14）年の観測値を見ると明らか
10 な減少傾向は認められない。また測定値の特徴としては、河川及び底質における濃度が高く、底質から
11 の水生生物への暴露ということも無視し得ないことがわかった。また、分解、吸着といった環境パラメ
12 ータの分布を整理することで、挙動の支配因子に関する最新の知見を整理した。その結果、ノニルフェ
13 ノールエトキシレート（NPhEO）の形態で排出後、好氣的分解によって徐々にエチレンオキサイド(鎖)
14 がはずれてゆくとともに、末端がCOOHに酸化され、それらの一部は底質に沈降しながらNPとなり、
15 最終的にCO₂とH₂Oになっていくことが示された。ノニルフェノールエトキシレートの分解速度（初期
16 分解, NPから見ると生成速度）の範囲は、河川水で0.000574 - 0.0412 (1/h)、底質で0.000001 - 0.000133(1/h)
17 の範囲であった。

18



19

20

図V.2 世界水域でのNPの観測値のまとめ

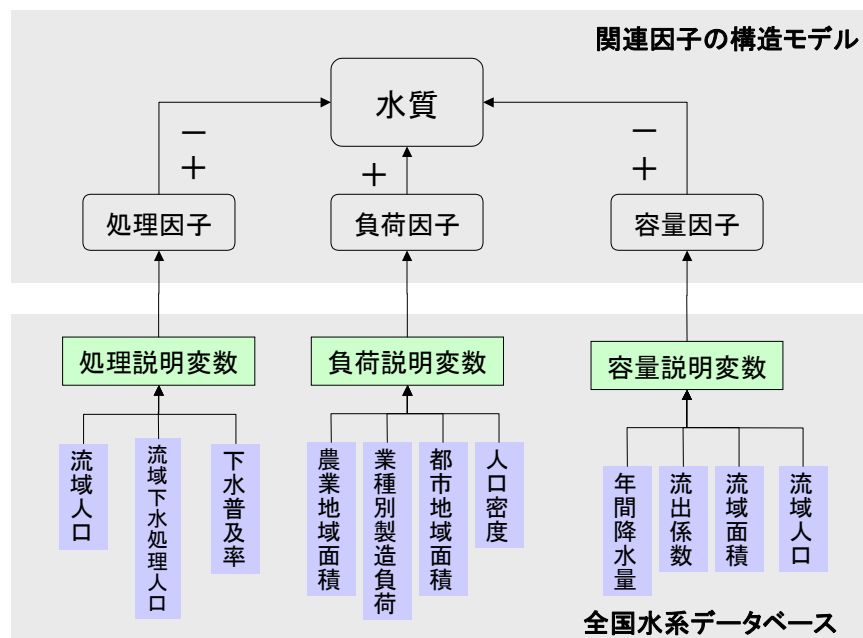
21

22

1 VI. 全国水系分類及び対象流域の設定

2

3 VI章においては、全国河川におけるノニルフェノールの観測地点のデータベース（全国水系データベ
 4 ース）を構築するとともに、NP 暴露濃度について、流域場情報に関するデータを説明変数として多変
 5 量解析を行い、観測地点の類型化と高暴露水系の形成要因について考察した（図VI.1）。推定結果を表VI.3
 6 に示す。各水系の観測地点がいずれの類型区分に該当するかが明らかとなり、たとえば複数地点がある
 7 河川では、淀川（下水道起源）、多摩川（下水道起源）、利根川（希釈除去）といったように分類できた。
 8 このことによって、水系ごとに、排出起源をおおよそ性格づけることができ、適用可能な対策を絞り込
 9 むことが可能となった。



10

11

図VI.1 ノニルフェノール暴露濃度の構造モデル

1

表VI.3 各分類グループに割り当てられた水系と観測地点数

s 水系名	分類グループ					水系名	分類グループ				
	産業起源	下水道起源	非点源	希釈除去	その他		産業起源	下水道起源	非点源	希釈除去	その他
安富川		1				鳴瀬川				1	
阿武隈川	1			4		名取川		2			
阿賀野川				2		夏井川				1	
明石川		1				日光川	1				
荒川		6		8		錦川				1	
有田川				1		仁淀川				1	
旭川				3		沼田川				1	
芦田川				1		大井川	1				
筑後川		1		1		大分川				1	
土器川				1		雄物川		1		1	
富士川				6		遠賀川				1	
五ヶ瀬川				1		大野川				1	
江の川				2		相坂川				1	
日野川				1		太田川		4		1	
一ツ瀬川				1		小矢部川		1			
本明川				1		大淀川				1	
揖保川	1					小瀬川				1	
員弁川		1				佐波川				1	
石狩川	3	10		1		相模川		1			
岩木川				1		犀川		1			
神通川				1		境川	2				
常願寺川		1				酒匂川				1	
鏡川				1		沙流川					1
榊川				1		笹ヶ瀬川				1	
加古川		1				関川			1		
金目川		1				千代川				1	
狩野川				1		重信川				4	
嘉瀬川				1		新川		1		1	
勝浦川				1		信濃川	1	1		3	
菊池川				1		白川				1	
紀の川				2		白岩川		1			
木曾川				5		庄川	1				
北川				1		庄内川	1	1			
北上川				2		鈴鹿川				1	
国府川	1			1		高梁川				1	
香取川				1		高瀬川				1	
甲突川		1				多摩川		8			
久慈川				1		手取川	1				
雲出川				1		天竜川	1	1		2	
黒瀬川			1			十勝川		1			
櫛田川				1		利根川	1	3		40	
鉦路川	1					豊川				1	
九頭竜川				2		鶴見川		1			
馬場川				1		堤川		1			
緑川				1		渡川				1	
都田川				1		矢作川				1	
最上川		1		1		駒留川				1	
物部川				1		大和川	1			1	
鶴川					1	淀川	2	19		2	
武庫川		1				養老川				1	
那珂川				1		吉野川				2	
那賀川				1		由良川				1	

1 VII. 広域環境暴露濃度の推定

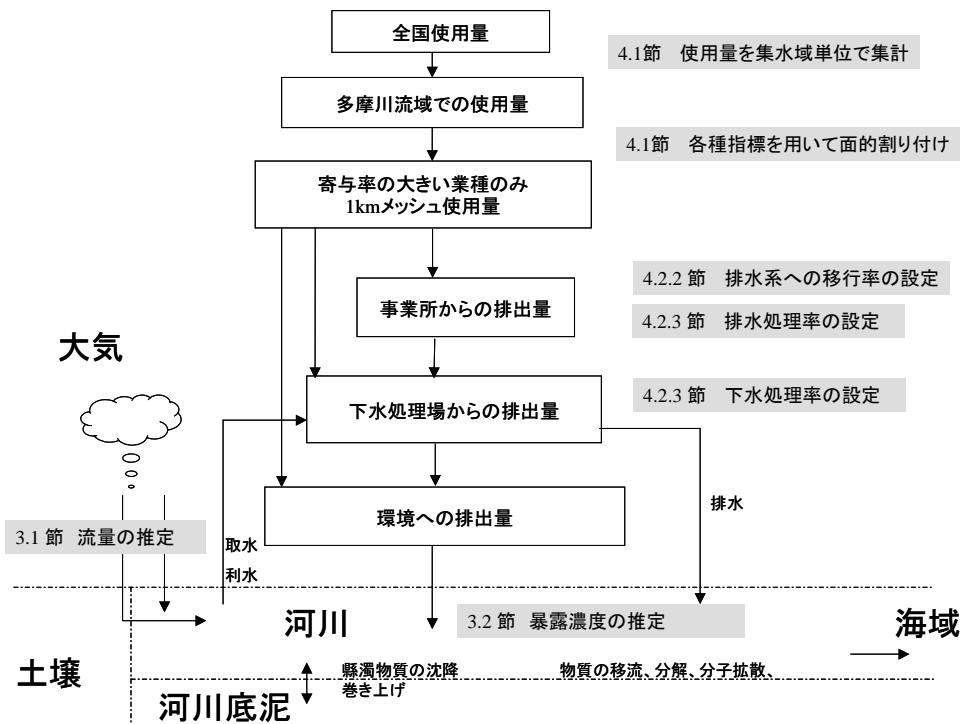
2

3 VII章では、広域環境の暴露解析の手順を明確化するとともに、多摩川流域を対象とした解析を
 4 行った。図VII.3.3 に解析モデルの全体構成を示した。ここでは、モデルの検定と、現況の再現を
 5 行った。モデルの検定においては、活用したデータの質を考慮し、モデルの定式化、排出量推定、
 6 環境動態パラメータの推定に含まれる不確実性をすべて分解速度に集約・帰着させて、それらの
 7 値を最適決定することで検定を行った。その結果、モデル推定値は観測値の範囲内に収まり得る
 8 ことを確認した。また、観測値の統計的解析から暴露濃度の区間を推定し、推定値がそれらの範
 9 囲内にあることも確認した。

10

11 これらの最適決定されたパラメータを用いて、現況再現の程度を検証した。解析は、流域全体
 12 にわたる6物質（NPnEO, NP2EO, NP2EC, NP1EO, NP1EC, NP）の分布と多摩川本川における流下
 13 方向への濃度の推移を解析した。解析結果の一部として、田園調布取水堰地点における、NPnEO、
 14 中間産物を含む合計6物質の時系列解析を図VII.4.11 に示した。年間を通じて、顕著な変化は見ら
 15 れないものの、暴露濃度の周期性や分布の特徴について把握できた。この結果においては、希釈
 16 のみならず雨天時の非点源負荷からの供給が相対的に大きいことが示されていた。すなわち降雨
 17 時における希釈効果が必ずしも顕著ではないことが示されていた。

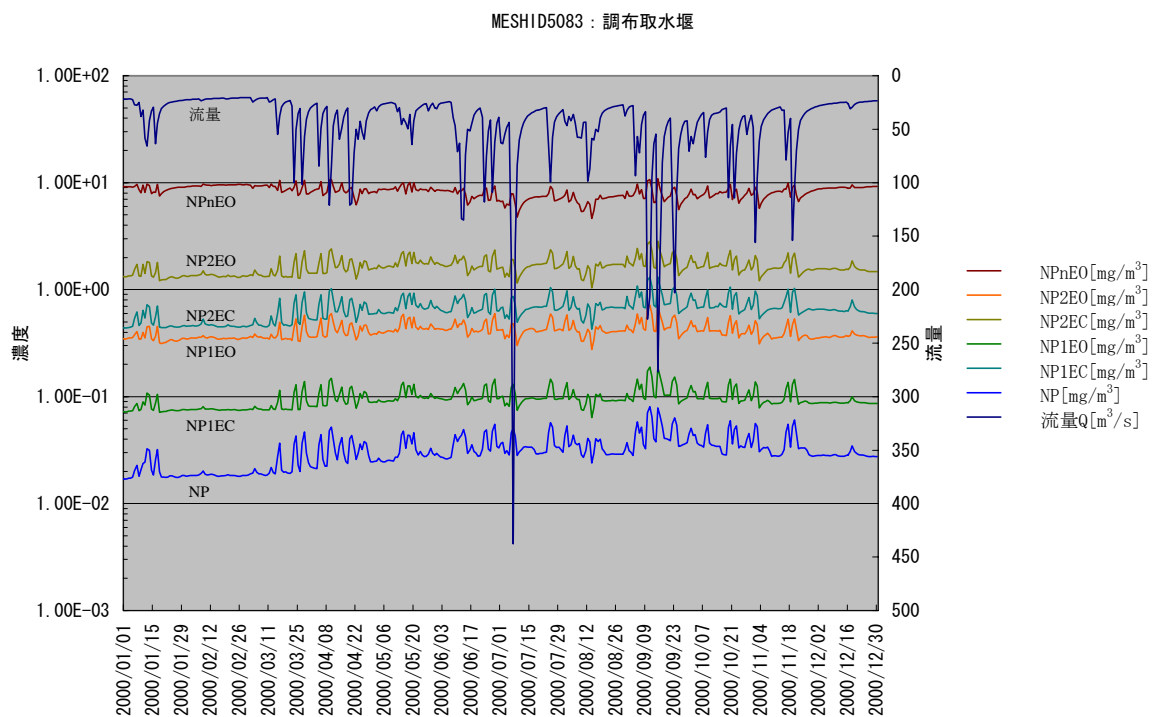
18



19

20

図VII.3.3 解析モデルの全体構成



2

3 図VII.4.11 調布取水堰地点の水中のNPnEO, NP2EO, NP1EO, NP2EC, NP1EC, NPの挙動

1 VIII. 有害性評価

2

3 VIII章においては、USEPA、カナダ環境省及び厚生省、European Union、環境省、(財)化学物質
4 評価研究機構で行われた初期リスク評価書を参考にし、有害性データを、OECDの信頼性評価の
5 基準に従って取舍選択を行い、知見を整理した。特に、エンドポイントごとの毒性データの分布
6 についてまとめた。

7

8 有害性データにおいて、各種生物への毒性を比較した結果、魚類における急性毒性が高いこと
9 が示された。したがって、魚類を評価対象として生態リスク評価を行うことにした。なお、生態
10 リスク評価に必要なNOEC等の決定は、IX章で行った。

IX. 生態リスクの推算と解釈

2

IX章では、生態リスク評価に焦点をあて、個体群レベルでの生態リスク評価の枠組みを整理・提案した。種の感受性分析、多世代ライフサイクル試験に基づく繁殖率を指標とした個体群 PNEC を提案した。さらに、種間相互作用を考慮したバイオマスの減少確率を指標としたリスクについて検討した。

7

図IX.1.2 は、本評価書における 2 段階からなる生態リスクの評価構造を示したものであり、種の感受性分析によって国土全体における高暴露水系を抽出し、ついで、高暴露水系における個体群評価を行った。

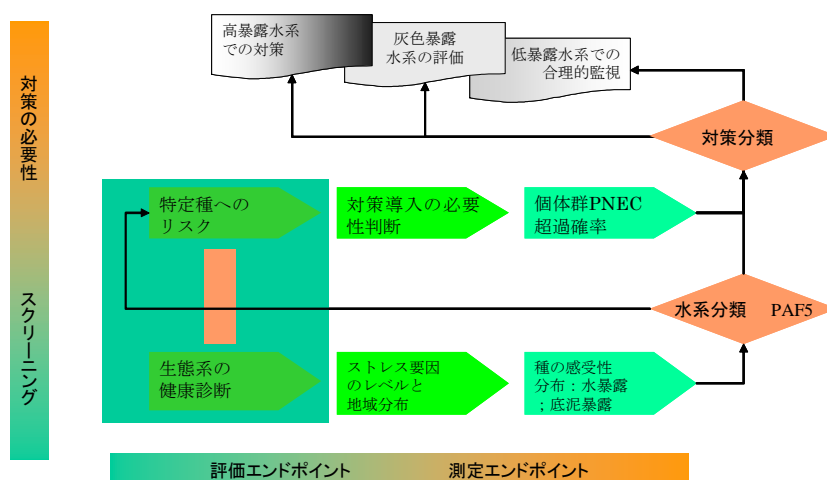
11

種の感受性分析によって、日本全国を対象に行われた 1,110 の観測地点において、全体の 5% の種に影響を与える濃度を超過する地点が 34 地点（すなわち 3.1%）であった。この 34 地点のうち複数回超過した地点はさらに減少していた。したがって、観測値だけから判断すると NP による影響を受けている水域は限られる。その水系とは綾瀬川、日光川、石津川であった。また、超過地点における環境基準の類型区分をみると、AA で 0 地点、A で 2 地点、B,BC は 3 地点、C,CD は 7 地点、D,DE は 4 地点、E は 11 地点であり、指定なし・不明が 7 地点あった。

18

メダカのライフサイクルデータを個体群動態モデルによって解析し、個体群増殖の閾値濃度として不確実性係数 10 を採用して $2.1 \mu\text{g/L}$ を導出した。さらに多摩川での暴露解析結果を重ね合わせて流下方向の個体群閾値濃度との差、すなわち暴露マージンを求めた。この結果から、多摩川におけるノニルフェノールのリスク増大に寄与する流入下水処理場からの負荷の相対的な寄与を明確化することができた（図IX.3.13）。

24

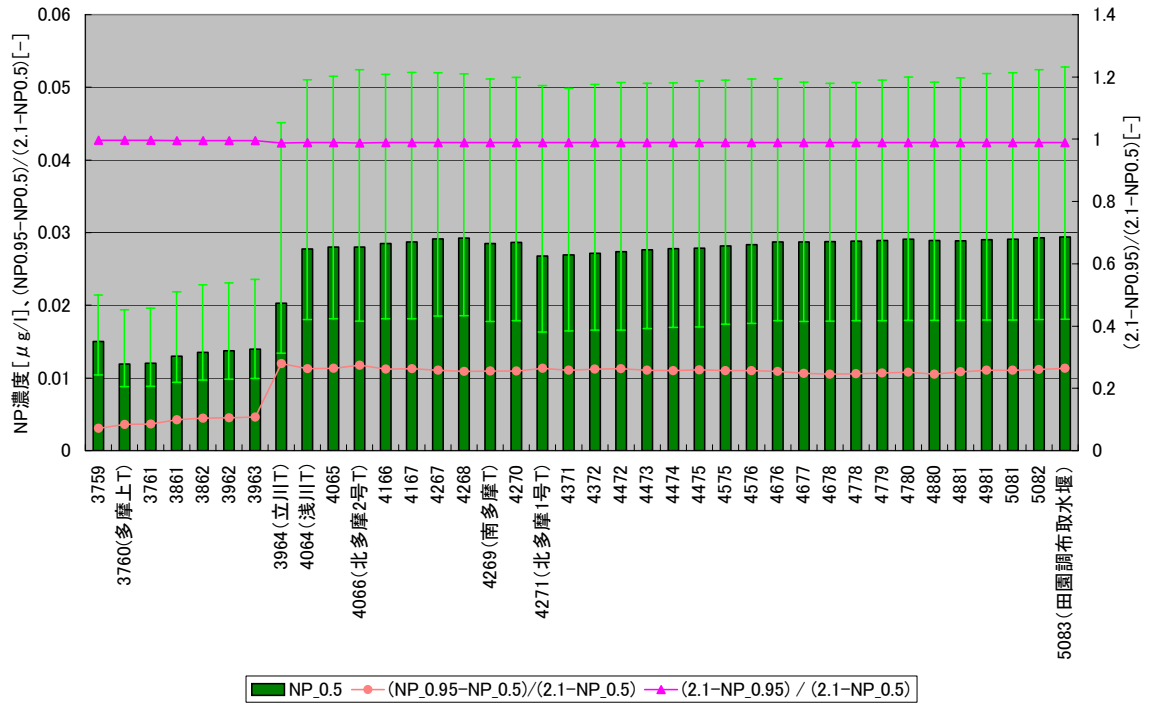


25

26

27

図IX.1.2 生態リスク評価の構造



1
2
3
4
5

図IX.3.13 シミュレーション結果に基づいたメッシュごとの
ノニルフェノール濃度と暴露マージン

1 X. ヒト健康を対象とした有害性及びリスク評価

2

3 本章では、初期リスク評価において収集・整理された、ヒト健康を対象とした有害性評価デー
4 タを解析し、暴露解析結果と併せて、ノニルフェノールの暴露マージン（MOE）を推定した。2
5 節では、体内動態に関する知見を、3 節では、用量－反応関係の認められる既往の毒性実験につ
6 いてとりまとめを行った。続いて、4 節では、暴露シナリオをたて、MOE を推定した。

7

8 本評価書におけるノニルフェノールのヒト健康リスク評価に対する考え方は、次の 2 つの事実
9 認識に基づいている。

10

11 第一に、暴露解析によってノニルフェノールは産業用途がほとんどであることが確認でき、し
12 たがって暴露経路は環境経由が主になると判断できること。

13

14 第二に、複数の機関からの既報の有害性評価結果は、矛盾しておらず、それらの知見をまとめ
15 た初期リスク評価書の結論（（財）化学物質評価研究機構 2002）を採用することが現時点でもつ
16 とも妥当な有害性に関する知見の活用方法であると判断できること。

17

18 したがって、本書におけるノニルフェノールのヒト健康を対象としたリスク評価においては、暴
19 露量の推定における知見の不確実性をシナリオによって表現し、シナリオの違いによる MOE の
20 変動幅を観察することが現時点で最も妥当な評価方法であると結論した。

21

22 表 X.4 には、既往のノニルフェノールの暴露に関する知見を参考に、暴露シナリオを示した。

23

24

表 X.4 暴露シナリオ

		暴露経路 $\mu\text{g}/\text{person}/\text{day}$			摂取量 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ ($\mu\text{g}/\text{person}/\text{day}$)	シナリ オ
		経気	経皮	経口		
ケース 1	国内に実測データに 基づく（初期リスク 評価書）	—	—	0.10（水道水） 5.28(魚)	0.11 (5.38)	1
ケース 2 （経口分に知 見を加える）	物質の動態特性で経 口量に他国の測定値 を単純にプラスす る。	—	—	4.1	0.19 (9.48)	1－2
ケース 3 （消費財からの 寄与に関する 知見を加える）	他国で推定された経 皮吸収量を不確実性 を考慮して加える。	—	226（皮膚保 湿剤等） 15.7（香水）	—	5.02 (251.2)	1－3
ケース 4(経気 分を加える)	経気量として他国で 測定された値を加え る。	360	—	—	12.22 (611.2)	1－4

1

2 シナリオ1 = ケース1 = 5.28 (μ g/person/day)3 シナリオ2 = ケース1 + ケース2 = 9.48 (μ g/person/day)4 シナリオ3 = ケース1 + ケース2 + ケース3 = 251.2 (μ g/person/day)5 シナリオ4 = ケース1 + ケース2 + ケース3 + ケース4 = 611.2 (μ g/person/day)

6

7 各暴露シナリオごとの推定結果を表X.5 に記す。以上のように、相当に極端に摂取量が多いシ
 8 ナリオの場合でも、十分な暴露マージンがあることを確認した。

9

10

表X.5 各シナリオにおけるMOE

	28日間反復投与毒性試験		ラット2世代生殖毒性試験	
	MOE NOEL=15 mg/kg/day	UFの積 (種差, 試験期間, 感受性の個人差)	MOE NOEL=10 mg/kg/day	UFの積 (種差, 個人差)
シナリオ1	136,363	1,000	90,909	100
シナリオ2	78,947	1,000	52,631	100
シナリオ3	2,988	1,000	1,992	100
シナリオ4	1,227	1,000	818	100

11

1 XI. 既往の社会経済評価

2

3 XI章においては、諸外国における社会経済評価事例を総括するとともに、代表的なリスク削減
4 対策とその適用条件、期待される効果等についてまとめた。European Union においては、対策技
5 術の費用対効果を、OECD の社会経済評価法に準拠しつつ、生産企業、ユーザー企業の使用実態
6 や対策の実施状況等の調査に基づいて検討されている。ここでは、社会経済分析の枠組みを参考
7 にしつつ、先行調査研究の整理を行った。特に、2 節の各国の動向で参考にしたものは、ノニル
8 フェノールリスク削減戦略に関する報告書であり(RPA 2000a, 2000b), 2.1, 2.2, 2.3 の 11 までは、
9 その要約となっている。

10

11 国内において、業種別の対策導入の実態を調査し、日本界面活性剤工業界での行動計画と、中
12 間段階での生産量の推移から、削減傾向が認められた。さらに、表 XI.3 に各業界における取り組
13 みの現況をまとめた。

14

1

表 XI.3 国内における業種別対策発動の実態

N P E 製造メーカー	業種	使用比率 (%)	ユーザー業界	調査現況1)	自主管理対策2)	用途															
						乳化重合剤	分散剤	潤滑油剤	洗浄剤	均染剤	柔軟剤	切削・圧延油乳化剤	乳化剤	展着剤	肥料固結防止剤	食品工場洗浄剤	減水剤・A E剤・起泡剤	脱脂剤	水分離剤	脱樹脂剤・脱墨剤	プリント基盤洗浄剤
ゴム・プラスチック	18.5	合成ゴム工業会	C	C	○	○															
		日本エマルジョン工業会	C	C	○	○															
		日本接着剤工業会	C	C	○	○															
		合成樹脂工業協会	C	C	○	○															
		日本ABS樹脂工業会	C	C	○	○															
繊維工業	14.1	日本化学繊維協会	A	B			○	○	○	○											
		日本紡績協会	C	B			○	○	○	○											
		日本染色協会	A	B			○	○	○	○											
		日本綿スフ織物工業連合会	C	C			○	○	○	○											
機械・金属工業	14.9	全国工作油剤工業組合	A	C							○										
		日本産業洗浄協会	A	C							○										
業務用洗浄剤	8.9	日本オートケミカル工業会	B	A				○													
		フロア・ポリッシュ協会	B	A				○													
		その他(レストラン等)	C	C				○													
クリーニング	2.9	全国クリーニング業界連合	C	A				○													
染料・塗料・インキ	6.2	日本塗料工業会	C	C		○						○									
		化成品工業協会	C	C		○						○									
		印刷インキ工業会	C	C		○						○									
		レジンカラー工業会	C	C		○						○									
農業・防疫・肥料	3.6	農業工業会	B	B		○						○	○								
食品工業	3.4	日本食品洗浄剤衛生協会	C	C								○									
土木・建築・窯業	3.1	コンクリート用化学混和剤協会	B	C									○								
皮革工業	2.7	加油剤	C	C						○				○							
石油・鉱業	1.4	石油連盟	C	C													○				
紙・パルプ	1.9	日本製紙連合会	C	C														○			
情報関連産業	0.5	不明	C	C															○		
化粧品・医薬品	1.3	日本化粧品工業連合会	C	C							○										
		日本製薬団体連合会	C	C							○										
環境保全	0.2	不明	C	C															○		
その他	16.3	中間原料	C	C																	
	100																			○：主たる用途，確認できた用途	

注
1) 調査概況 A: ヒアリング済, B: 文献調査済, C: コンタクトなし
2) 自主管理対策 A: 対策済, B: 検討中, C: 不明

2345

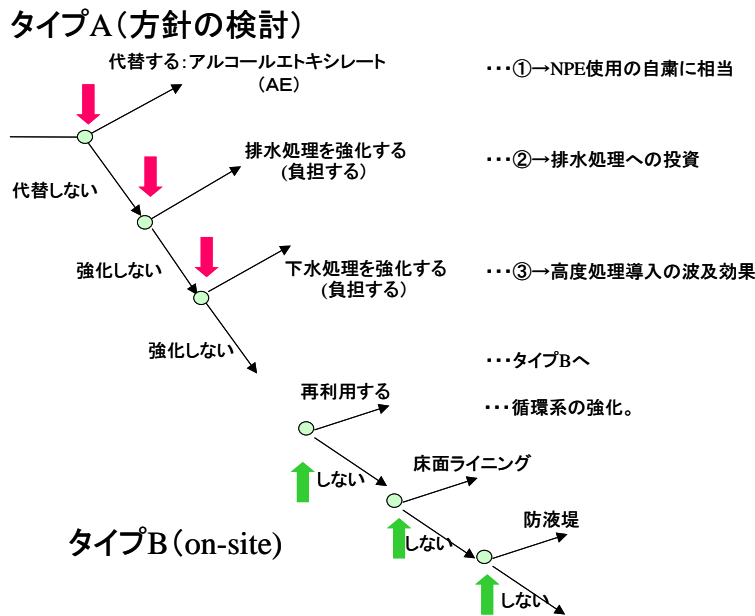
1 XII 排出抑制対策と評価

2
3 本章では、XI章での検討をふまえ、日本におけるノニルフェノール対策シナリオの提案と事例
4 解析の結果について述べた。

5
6 ここでは、VIII章、IX章での検討結果をふまえ、生態系の持続可能性に関連する個体群増殖率を
7 エンドポイントとし、各種の代替案の評価を行った。

8
9 対策シナリオを作成するにあたり、まず方針の検討と現場での対応策の二つに分類し、さらに
10 ここでは方針の検討に焦点をあてた。

11
12 ここでは、日本におけるノニルフェノールのリスク削減対策として、図XII.3のように、物質の
13 代替、排水処理の改善、公共下水道の改善の3種類の対策技術を提案するとともに、それらのリ
14 スク削減効果、経済性評価を行った。



16
17
18 図 XII.3 対策シナリオ

19
20 この解析は多摩川を対象にして、VII章で用いた暴露解析モデル、VIII、IX章で整理した有害性デ
21 ータを活用した。物質の代替、排水処理の改善、公共下水道の整備の三つを取り上げた結果を、
22 表 XII.7 に示す。いくつかの仮定をおいた推定であるが、単位費用でのリスク削減効果を個体群
23 PNEC への暴露マージンで見ると、物質の代替、事業所での排水処理、公共下水道の改善の順と
24 なった。ただし、物質の代替においては、代替後の物質による影響も考慮する必要があり、それ

1 を考慮すると、物質代替が他に比べて必ずしも優位性が高いわけではない。

2

3 また、事業所での排水処理の優先順位を業種別に解析したところ、繊維業、紙・パルプ業が、
4 他の業種に比べて、単位量削減当たりの費用や総排出負荷が多いという点で優先的に取り組みが
5 考慮されてしかるべきと判断できた。

6

		現状	シナリオ1： NPnEOの 30%をAEへ 転換	シナリオ2： 事業所での排水 処理の改善	シナリオ3： 公共下水処理の改善
費用	推定結果(百万円)	—	75.0 ^{a)}	109.5 ^{b)}	2,795 ^{c)}
効果	a)NPnEO (mg/m ³)濃度低減	8.39	5.88	4.22	6.79
	b)個体群PNECに対する超過 確率	0	0	0	0
	c)リスク：平均濃度の個体群 PNECへのマージン	90.4	129.1	178.9	90.5
	d)リスク：高濃度の個体群 PNECへのマージンの最小値	39.8	56.8	78.9	39.9
リスク削減レベル (d)の現状との比)		1	0.70	0.50	0.99
現状に対するリスクの削減分		—	0.30	0.50	0.01
費用／リスク (百万円／リスク)		—	250	219	28,230

7 a) NPnEO から AE への転換による化学物質単価の増分×NPnEO 使用量×代替比率 (25 円/kg×10,000,000kg×
8 0.3=7,500,000)

9 b)排水処理原単位×BOD 削減量 (500 円/BOD-kg×219,000kg)

10 c)高度処理原単位×BOD 削減量 (5000 円/BOD-kg×559,000,000kg)

11

1 XIII. リスクの総合判定

2
3 XIII 章では、以上の検討結果を総合し、ノニルフェノールがもたらす環境リスクの総合判定に
4 ついてまとめた。その結果、水域全体を「産業起源」、「下水道起源」、「希釈除去」の三種類に分
5 けて対策をすることを提案した。

6
7 全国水系データベースの多変量解析によって、産業起源からの寄与が卓越する水系(20/242)、下
8 水道からの寄与が卓越する水系(74/242)、希釈の効果が卓越する水系(148/242)に分類することがで
9 きた。その結果、日本の水系の 6 割は希釈型であった。下水道を含めると約 4 割の水系が、ノニ
10 ルフェノールの排出源からの寄与が懸念される水系であった。産業の寄与が大きい河川で、かつ、
11 高暴露水系は、排出抑制対策を検討することが必要である。

12
13 全国の水系のノニルフェノール観測値を対象に種の感受性分析を実施した。その結果、1,110 地
14 点のうち 34 地点が、過去に 1 度でも FA5%を超過していることが示された。底質においては、400
15 地点中 18 地点の観測データが、過去に 1 度でも FA5%を超過していることが示された。

16
17 表 XIII.1 には、ノニルフェノールの発生源別の生態リスクベースの目標水準に分類された水系
18 を示した。ここで、縦軸の類型として、生態リスクのレベルをもとに、以下の 3 つのカテゴリに
19 分類した。すなわち、詳細評価書IX章で検討されたように、メダカ個体群無影響濃度は範囲とし
20 て推定されたため、個体群無影響濃度の下限値、上限値をグループの分類の根拠とした。この部
21 分には地域として守りたい生物は何か、といった議論のもとで分類法は選択しうるものである。
22 また、縦軸の分類に際しては、VI章で検討したように、暴露濃度の分布を考慮し、濃度水準の区
23 間で分類するという考え方もあり、これらは、地域において選び取ることも可能である。

24
25 横軸は、VI章で検討した発生源の分類であり、ノニルフェノールが産業起源、下水道起源、非
26 点源かを多変量解析によってカテゴリー化したものである。

27
28 以上の分類の要点は、水系に対し、対策を導入する際の緊急性の判断を示したことである。

29
30 第1グループ：環境基準の類型指定がAA, A, B, Cに該当し、かつ水系暴露濃度が魚類個体群
31 無影響濃度の上限値 $2.1\mu\text{g/L}$ を超過している地点

32 第2グループ：水系暴露濃度が、魚類個体群無影響濃度の推定下限値 $0.82\mu\text{g/L}$ から $2.1\mu\text{g/L}$ の範囲に
33 ある地点

34 第3グループ：水系暴露濃度が魚類個体群無影響濃度の推定下限値 $0.82\mu\text{g/L}$ 以下の水系。
35

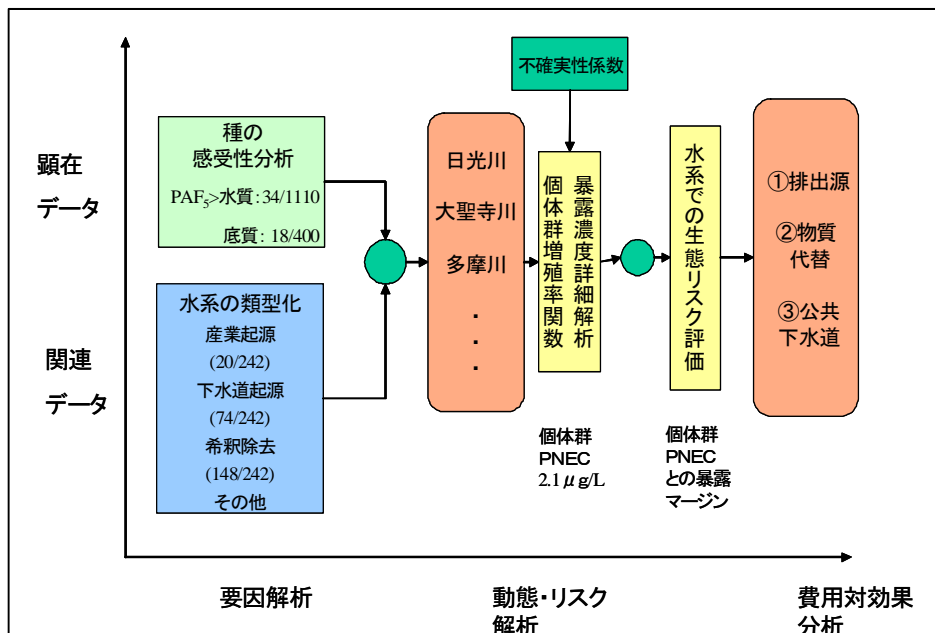
1 表XIII.1 評価結果のまとめ

生態リスクベースの目標水準	発生源	産業起源	下水道起源	非点源
第1グループ PNEC2.1 $\mu\text{g/L}$ 以上	境川（境川水系）-D 国場川（国場川水系）-E 天竜川（諏訪湖）-B(新通橋), AA（鹿島橋） 日光川（日光川水系）-E		なし	なし
第2グループ PNECの範囲0.82 $\mu\text{g/L}$ 以上 2.1 $\mu\text{g/L}$ 未満	阿武隈川（阿武隈川水系）-C 庄内川（庄内川水系）-D 大井川（大井川水系）-B	阿武隈川（阿武隈川水系）-A	印旛沼（利根川水系）-A	関川（関川水系）-C 黒瀬川（黒瀬川水系）-A
第3グループ 0.82 $\mu\text{g/L}$ 未満	その他13河川		その他73河川	なし

2

3 図 XIII.2 にリスクカルテを記した。リスクカルテは、暴露解析・有害性に関する報告データ、
4 関連データ、を要因間の関連分析、メカニズムに基づく要因間の動態分析の四つからなる。

5



6

7

8 図 XIII.2 ノニルフェノールのリスク評価結果のまとめーリスクカルテの提案

9

10 多摩川を対象として、対策効果の評価を行い、費用対効果で対策シナリオを比較すると、発生
11 源での排水処理の改善、物質の代替、公共下水道の改善の順となった。以上の結果は、VI章で行
12 った、水系の分類結果と重ねることで、ここで提案した解析結果をあてはめられる水系が明らか
13 となる。VI章の解析結果において、表VI.3(VI-15 ページ)で、河川水中 NP 濃度で産業起源が卓越
14 する水系は、阿武隈川、揖保川、国場川、釧路川、日光川、大井川、境川、信濃川、庄川、庄内
15 川、手取川、大和川であった。これらの水系に対しては、物質の代替、排水処理の改善がまず検
16 討されるべきである。

16

1 また、下水道起源が卓越するとの結果が得られた 74 水系についても、物質の代替、排水処理の
2 改善、そして、現有の下水処理場の運転の改善（エアレーション時間の改善）等を通じて、NP 濃
3 度の低減を検討するべきと考える。

4

5 これら以外の水系、すなわち、希釈除去が卓越する水系、その他に関しては、現時点では特段
6 の対策を講じる必要性は低いと考える。

7