

化審法における優先評価化学物質に関する
リスク評価の技術ガイダンス

VI. 暴露評価

～用途等に応じた暴露シナリオ～

Ver.1.0

平成 26 年 6 月

厚生労働省・経済産業省・環境省

改訂履歴

Version	日付	改訂内容
Ver .1.0	平成 26 年 6 月	初版

目 次

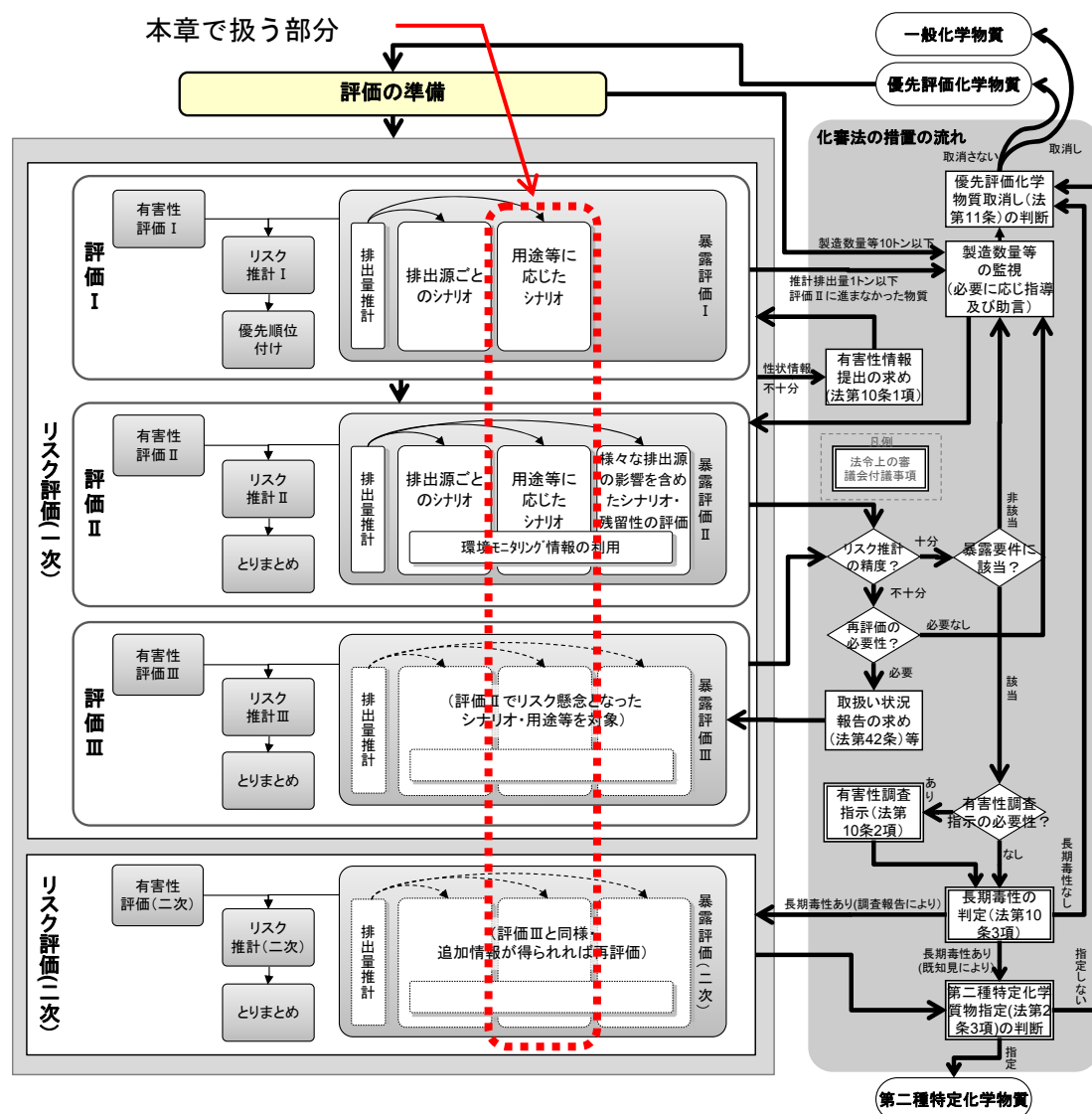
VI. 暴露評価～用途等に応じた暴露シナリオ～	1
VI.1 はじめに	1
VI.1.1 本章の位置づけ	1
VI.1.2 用途等に応じた暴露シナリオの概要と他の章との関係	2
VI.2 水系の非点源シナリオ	4
VI.2.1 水系の非点源シナリオの暴露評価Ⅰ	4
VI.2.2 水系の非点源シナリオの暴露評価Ⅱ	13
VI.2.3 水系の非点源シナリオの暴露評価Ⅲ	15
VI.2.4 リスク評価（二次）における水系の非点源シナリオの暴露評価	15
VI.3 大気系の非点源シナリオ	16
VI.3.1 大気系の非点源シナリオの暴露評価Ⅰ	16
VI.3.2 大気系の非点源シナリオの暴露評価Ⅱ	21
VI.3.3 大気系の非点源シナリオの暴露評価Ⅲ	23
VI.3.4 リスク評価（二次）における大気系の非点源シナリオの暴露評価	23
VI.4 地下水汚染の可能性シナリオ	24
VI.4.1 経緯と考え方	24
VI.4.2 適用範囲	24
VI.4.3 手法の概念	25
VI.5 船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオ	27
VI.5.1 評価Ⅰ	27
VI.5.2 評価Ⅱ	27
VI.6 付属資料	28
VI.6.1 はじめに	28
VI.6.2 水系の非点源シナリオ	28
VI.6.3 大気系の非点源シナリオ	39
VI.6.4 地下水汚染の可能性シナリオ	43

1 VI. 暴露評価～用途等に応じた暴露シナリオ～

2 VI.1 はじめに

3 VI.1.1 本章の位置づけ

4 本章では、優先評価化学物質のリスク評価における暴露評価のうち、「用途等に応じた暴
5 露シナリオ」について記載する。リスク評価の手順フロー全体における本章で扱う部分
6 図表 VI-1 に示す。



7
8
9

図表 VI-1 リスク評価の手順フローにおける本章で扱う部分

10 「用途等に応じた暴露シナリオ」の目的は、排出源ごとの暴露シナリオのみでは環境へ
11 の主要な排出に係る暴露をカバーできない用途等に関し、評価の準備（I章）で得られた
12 物理化学的性状と排出量推計（IV章）で求めた排出量を用いてシナリオ別に暴露量を推計

1 することである。

2 暴露評価 I で推計したシナリオ別の暴露量は有害性評価 I で導いた有害性評価値（II 章、
3 IV 章）とともに用いられ、リスク推計 I が行われる。同様に、評価段階に応じたシナリオ
4 別の暴露量によって、各段階のリスク推計が行われ、評価結果のとりまとめが行われる。¹

6 VI.1.2 用途等に応じた暴露シナリオの概要と他の章との関係

7 排出源から排出された化学物質に人や生活環境動植物が暴露するまでの一連の仮定であ
8 る暴露シナリオは、図表 VI-2 に示すように対応する用途ごとに複数設定している。正確に
9 は詳細用途に応じて設定しているが、図表 VI-2 には概要を示すため用途分類を記載してい
10 る。対応する詳細用途は本章の各節を参照のこと。

12 図表 VI-2 用途等に応じた暴露シナリオの種類と概要

暴露シナリオ名	対応する用途分類	対象とするライフサイクル ステージ					評価を行う 段階		
		製造	調査	工業的 使用	家庭用・業務用 での使用	長期 使用 製品 の 使用	評価 I	評価 II	評価 III
用途等 に応じた 暴露 シナ リオ	水系の 非点源シナリオ				○		○	※ 2	※ 2
	大気系の 非点源シナリオ				○		○	※ 2	※ 2
	船底塗料用・ 漁網用防汚剤 シナリオ					○	○	○	※ 2
	地下水汚染の可 能性シナリオ			○	○			○	※ 2

13 ※1：「○」は対象とするの意

14 ※2：前段階でリスクが懸念される場合に実施

¹ ただし、例外もあり、船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオの評価 I と地下水汚染の可能性シナリオでは暴露量の推計やリスク推計を行わず¹、物質間の相対的な順位付け等が目的となる（VI.5、VI.4 参照）。

1
2 基本となる暴露シナリオは、すべての用途に関して評価 I から必ず実施し、製造から工
3 業的使用までの 3 つのライフサイクルステージをカバーする「排出源ごとの暴露シナリオ」
4 である。排出源ごとの暴露シナリオでカバーしていないライフサイクルステージ（家庭用・
5 業務用での使用段階と長期使用製品の使用段階）での排出が主となる用途に関しては、「用
6 途等に応じた暴露シナリオ」を追加し補足することとしている。

7 「排出源ごとの暴露シナリオ」は、サプライチェーンの川上及び川中にあたる事業所で
8 の製造、調合等に伴う排出（以下、「点源」という）を対象とし、それら点源である排出源
9 周辺に着目したシナリオである。

10 「用途等に応じた暴露シナリオ」のうち、「水系の非点源シナリオ」、「大気系の非点源シ
11 ナリオ」、「船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオ」では、最終製品での排出が化学物質のラ
12 イフサイクル全体での排出量の大半を占めることが想定される特定の用途に着目している。
13 これらは、排出が主となるライフサイクルステージに着目したシナリオである¹。

14 「地下水汚染の可能性シナリオ」は、土壌へ排出され、そこから地下水汚染につながる
15 可能性がある用途に着目したシナリオである。

16 以上のように、製造数量等の届出における用途に応じて暴露シナリオが設定されるよう
17 になっている。

18 以降では、「用途等に応じた暴露シナリオ」をシナリオ別に各節にて説明する。

19 なお、環境中濃度や人の摂取量を推計する数理モデルについて、「排出源ごとの暴露シナ
20 リオ」で用いたものを「用途等に応じた暴露シナリオ」でも使うことがあり、本文中でも
21 適宜引用するが、その数理モデルの詳細は V 章に記載しているのでそちらを参照されたい。

22

¹ 例えば、ある優先評価化学物質に水系の非点源シナリオの対象となる水系洗浄剤《家庭用・業務用の用途》の用途があった場合、当該用途の製造段階と調合段階の排出に関しては「排出源ごとの暴露シナリオ」で評価され、家庭用・業務用での使用段階の排出に関しては「水系の非点源シナリオ」で評価される。なお、当該用途に関しては、工業的使用段階での使用は想定しておらず、排出係数を設定していない。

1

2 VI.2 水系の非点源シナリオ

3 VI.2.1 水系の非点源シナリオの暴露評価 I

4 ここでは水系の非点源シナリオについて適用範囲、暴露シナリオ、暴露集団、排出量推
5 計、環境中濃度の推計と人の摂取量推計等について順に説明する。

6 本項の詳細は付属資料 VI.6.2 を参照されたい。

7

8 VI.2.1.1 水系の非点源シナリオの適用範囲

9 本シナリオを適用するか否かは製造数量等の届出情報から得られる詳細用途から判別す
10 る。該当する詳細用途は「家庭用・業務用での使用段階」のライフサイクルステージでの
11 使用が想定されるものとなる。具体的には排出係数一覧表 (IV章を参照) のうち、「家庭用・
12 業務用での使用段階」で排出係数が設定¹されている図表 VI-3 の詳細用途が対象となる。

13

14

図表 VI-3 水系の非点源シナリオの対象となる詳細用途

用途 番号(#)	用途分類	詳細用途 番号	詳細用途分類
13	水系洗浄剤 2《家 庭用・業務用の用 途》	a	石鹼、洗剤、ウインドウォシャー液 (界面活性剤)
		b	柔軟剤 (界面活性剤)
		c	無機アルカリ、有機アルカリ、無機酸、有機酸、 漂白剤
		d	ビルダー (キレート剤、再付着防止剤等)、添加 (補助) 剤 (酵素、蛍光増白剤、紫外線吸収剤等)
		z	その他
14	ワックス (床用、 自動車用、皮革用 等)	a	ワックス
		b	乳化剤、分散剤
		z	その他
20	殺生物剤 3 《家庭用・業務用 の用途》	a	不快害虫用殺虫剤 (害虫駆除剤、昆虫誘引剤、共 力剤)
		b※	繊維用・紙用防虫剤
		c	シロアリ駆除剤、防蟻剤
		d	殺菌剤、消毒剤、防腐剤、防かび剤、抗菌剤、除 菌剤
		e	非農耕地用除草剤
		f	展着剤、乳化剤
		z	その他
22	芳香剤、消臭剤	a	香料 (洗浄剤用) [#22-b,c を除く]
		b※	芳香剤
		c※	消臭剤
		d※	乳化剤、分散剤
		z	その他
47	燃料、燃料添加剤	a※	燃料

¹ 水域への排出係数がゼロの場合も含む。つまり、この場合でも本シナリオが設定されてお
り、その上で排出係数がゼロであると解釈する。

用途 番号(#)	用途分類	詳細用途 番号	詳細用途分類
		b※	燃料添加剤（清浄分散剤、酸化防止剤、粘度指数調整剤、摩擦低減剤、防錆剤等）
		c※	燃焼改良剤（燃焼促進剤、セタン価向上剤、アンチノック剤等）
		d※	氷結防止剤、着臭剤
		z※	その他

1 ※ 水域への排出係数はゼロである。

2
3 対象物質の出荷数量に対応する詳細用途が図表 VI-3 に該当すれば、製造段階、調合段階
4 からの排出に対して適用した「排出源ごとの暴露シナリオ」と並行して、その物質の家庭
5 用・業務用での使用段階からの排出に対して本シナリオを適用し暴露評価 I を行う。なお、
6 図表 VI-3 の詳細用途に関しては、工業的使用段階での使用は想定しておらず、排出係数を
7 設定していない。

9 VI.2.1.2 水系の非点源シナリオの暴露シナリオと全体の流れ

10 本シナリオの暴露評価 I の流れを図表 VI-4 に示す。ここでは、詳細用途が図表 VI-3 に
11 該当する場合に、国民一人当たり排出量原単位ベースで環境中濃度や摂取量を推計する。
12 すなわち、排出源ごとの暴露シナリオでの仮想的排出源ごとの環境中濃度等の推計と異な
13 り、推計は物質ごとに代表的な 1 箇所（仮想的な河川）でだけ行われる。

14 この方法は、家庭等¹で広範に使用・排出される場合に排出濃度や環境中濃度を概算する
15 方法として適用される手法である²。

16 想定する暴露集団については以下のとおりである。

17 排出源ごとの暴露シナリオにおいて、暴露集団は一般工業化学品の製造・調合・工業的
18 使用段階の排出源周辺の集団とした。それに対し、ここでは家庭等で使用され下水を通じ
19 て下水処理場に化学物質が集まり、そこから河川へ排出される化学物質に暴露する集団を
20 設定する。つまり、下水処理場周辺の暴露評価という位置付けである。

21 全国には下水道が普及していない地域も存在するが、評価 I では家庭等から化学物質が
22 下水道を經由し下水処理場から河川へ排出される暴露シナリオを設定して暴露評価を行う。

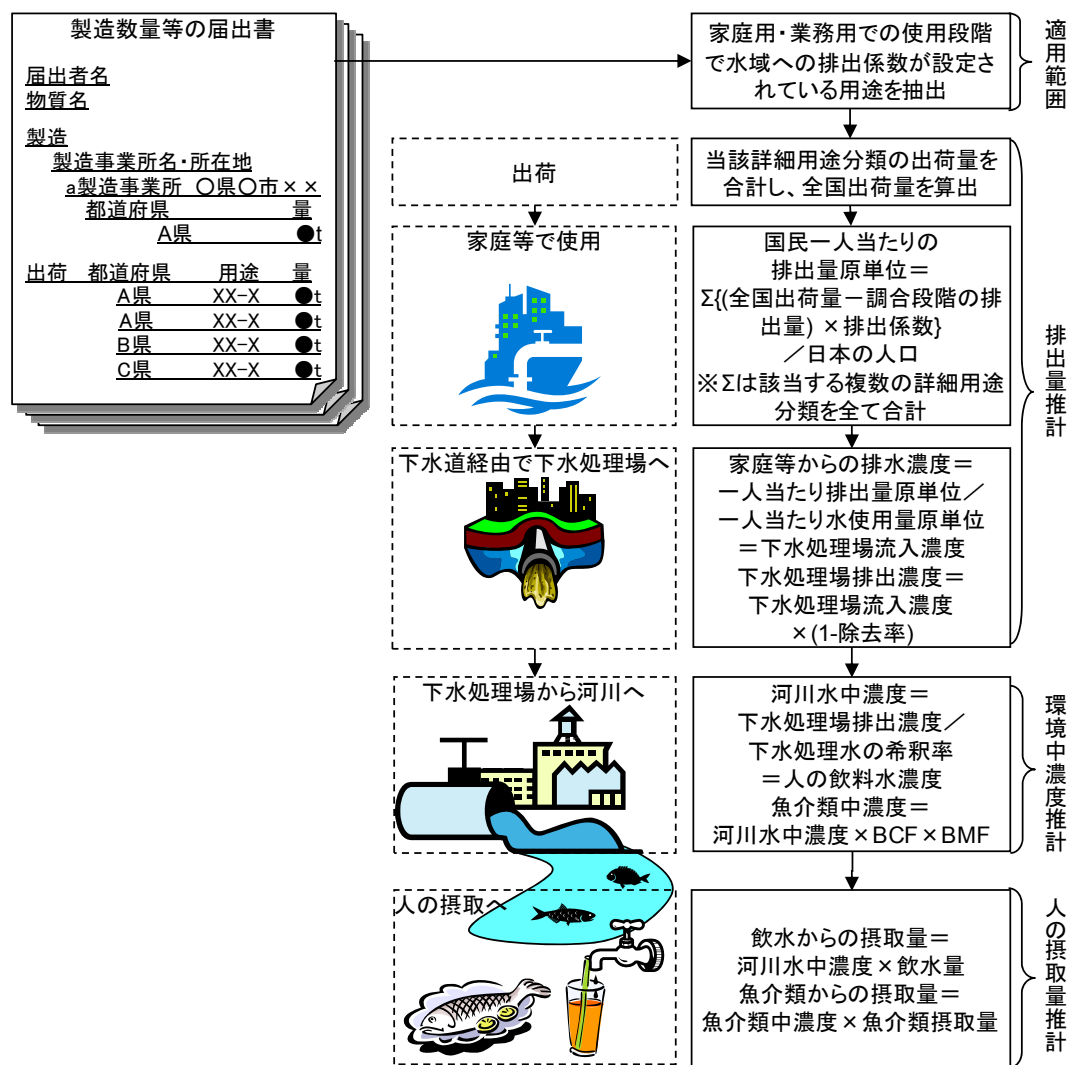
1 家庭等の「等」は、家庭用・業務用の使用段階における業務用の用途として使用される場所（オフィスビル、公園等）を指している（IV章の家庭用・業務用の用途を有する化学物質のライフサイクルに関する記載を参照）。以下、家庭等と言えはこの意味で用いる。

2 例えば以下の評価で適用されている。

- U.S. EPA の TSCA において、PMN（製造前届出）のリスク評価で使用されている暴露評価システム E-FAST の家庭排水（Down-the-Drain）モジュール。
U.S. EPA (2007) Exposure and Fate Assessment Screening Tool (E-FAST) Version 2.0 Documentation Manual.
(<http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/efast2man.pdf>)
- The Soap and Detergent Association (2005) Exposure and risk screening methods for consumer product ingredients.

1 このように設定したのは、評価 I で用いる下水処理除去率と河川希釈率の場合、下水道を
 2 通らず直接河川に排出される地域よりも、下水道を通り下水処理場から排出される地域の
 3 の方が河川水中濃度の推計値が高くなり、このシナリオを用いればより安全側に評価され
 4 るためである。詳細は VI.2.1.8 で後述する。

5



6

7

図表 VI-4 水系の非点源シナリオの暴露評価 I の全体の流れ

8

9 人に関しては以下のような暴露集団を仮定する。

10

11 (ア) 仮想的な下水処理場から排出される化学物質が流入する仮想的な河川から取水した
 12 水を摂取する。また、仮想的な下水処理場から排出される化学物質が流入する仮想
 13 的な河川水中及び海水中の化学物質を濃縮した魚介類を一定の割合で摂取する（図
 14 表 VI-4 参照）。

15

16 (イ) 仮想的な下水処理場に起因する化学物質に暴露する集団は、製造・調合・工業的使
 用段階の仮想的排出源とは近接せず、これらに起因する暴露はないとする。

1 (ウ) 暴露期間は長期間（数十年～生涯）とする。

2 (エ) 飲水量、魚介類摂取量は一般的な成人を想定する。

3
4 生活環境動植物に関しては以下のような暴露集団を仮定する。

5
6 (ア) 仮想的な下水処理場から排出される化学物質が流入した仮想的な河川の水にさらさ
7 れる。

8 (イ) 仮想的な下水処理場からの排水が流入する河川と、製造・調合・工業的使用段階の
9 仮想的排出源からの化学物質が流入する河川とは同じではないとする。

10 (ウ) 暴露期間は生活環境動植物にとって長期間（数十時間～数十日等、水生生物の寿命
11 又は世代交代の期間程度）とする。

13 VI.2.1.3 水系の非点源シナリオの排出シナリオと排出量推計

14 水系の非点源シナリオの排出シナリオでは、家庭用・業務用の用途で化学物質が日本の
15 どの地域でどの程度の量が使用されるかを仮定する必要がある。ここでは、製造数量等の
16 届出制度による出荷先都道府県を最終消費地とはみなさず、最終的には消費者（国民）全
17 体に行き渡るとする。全国にどのように行き渡るかについては、統計情報をもとに推計す
18 る。当該化学物質の「家庭用・業務用での使用段階」のライフサイクルステージにおける
19 水域への排出は、全量が仮想的な下水処理場へ移動するものとし、仮想的な下水処理場
20 では、良分解性の物質は除去され（除去率は評価 I ではスクリーニング評価と同じく『0.67』
21 を用いる¹⁾、難分解性又は分解性が不明の物質は分解等で除去されずに、下水処理場への流
22 入濃度＝下水処理場からの排出濃度とする。なお、同じ化学物質の複数の詳細用途が
23 VI.2.1.1 の図表 VI-3 に該当する場合は、それらを全部合計した排出量を用いる。

24 以上の排出シナリオに基づいた具体的な推計の手順は IV 章を参照されたい。

26 VI.2.1.4 水系の非点源シナリオの環境中濃度の推計

27 (1) 河川水中濃度

28 前述の VI.2.1.3 では下水処理場からの排出が排出濃度として推計されるため、下式で河
29 川水中濃度を推計する。また、河川水中では溶存態と懸濁粒子への吸着態との分配を仮定
30 する。

$$31 \quad \text{河川水中の溶存態濃度} = (1 - \text{懸濁粒子への吸着率}) \times \text{河川水中濃度} \quad \text{式 VI-1}$$

¹ 厚生労働省、経済産業省、環境省（2010）スクリーニング評価手法の詳細（案），平成 22 年 10 月 8 日，pp.51-53
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/screening_detail.pdf)

河川水中濃度 = 下水処理場排出濃度 / 下水処理水の希釈率 式 VI-2

1		
2	河川水中の溶存態濃度	: 仮想的な下水処理場からの排出水が流入する仮想的な河
3		川の溶存態濃度
4	懸濁粒子への吸着率	: 化学物質の有機炭素補正土壌吸着係数、水中の懸濁粒子
5		の濃度、懸濁粒子の有機炭素含有率を用いて推計
6	河川水中濃度	: 仮想的な下水処理場から排出された化学物質が流入する
7		河川の化学物質濃度（溶存態と懸濁粒子への吸着態の合
8		計）
9	下水処理場排出濃度	: 前述の VI.2.1.3 で推計する濃度
10	下水処理水の希釈率	: 下水処理場の排出水が河川で希釈される倍率
11		

12 (2) 魚介類中濃度

13 魚介類中濃度は、淡水魚と海産魚の別に推計する。それぞれ河川水中濃度（溶存態）と
 14 海水中濃度（溶存態）を使って求める。河川から海への希釈率や、淡水魚中濃度及び海産
 15 魚中濃度の推計式は、V章の河川水中濃度と魚介類中濃度の推計に示したのと同じであ
 16 る。

18 VI.2.1.5 水系の非点源シナリオにおける人の摂取量推計

19 下水処理場から化学物質が排出され、それに人が暴露する経路は、排出源ごとの暴露シ
 20 ナリオの水域への排出による経路と同じとする。すなわち、下水処理場から排出された河
 21 川水を飲料水とし、その河川水から化学物質を濃縮した淡水魚と河川が流入した海域の海
 22 産魚を人が摂取すると仮定する。

23 人の摂取量の推計式はV章の人の摂取量推計に示した式と同様であるが、水域への排出
 24 であるため、飲料水、淡水魚、海産魚からの摂取の推計式のみを用いる。また、人の体重
 25 や媒体別摂取量は排出源ごとの暴露シナリオと同じ値を用いる。

27 VI.2.1.6 水系の非点源シナリオにおける水生生物の暴露濃度推計

28 水生生物の評価では、河川水中の溶存態濃度を水生生物の暴露濃度、すなわち PEC とす
 29 る。推計式は、既出の式 VI-1 を用いる。下水処理水の希釈率（式 VI-2 参照）は、人健康
 30 の評価では一級河川の長期平水流量¹から設定したのに対し、水生生物の評価では長期低水

¹ 平水流量：流量の観測開始から欠測期間を除いた統計期間の「1年を通じて185日はこれを下らない日流量」（国土交通省河川局編（2005）流量年表 第55回（平成14年），日本河川協会。）

1 流量¹から設定している。このようにした理由はV章の水生生物の暴露濃度推計にも記載し
2 たように、人よりも寿命が短い水生生物への暴露期間を考慮するためである。

3

4 VI.2.1.7 水系の非点源シナリオにおける物質の分類に応じた扱い

5 本スキームの評価 I では、暴露評価を実施するときには、優先評価化学物質が 3 つの分
6 類（「環境分配モデル適用物質（構造特定可能）」、「環境分配モデル適用物質（構造不定）」、
7 「環境分配モデル適用外物質」）のどれに該当するかを識別し、それに対応する数理モデル
8 や物理化学的性状を用いるものとしている（詳細はV章の物質の分類に応じた暴露評価 I
9 での扱いに関する記載を参照）。「環境分配モデル適用物質（構造特定可能）」の扱いは
10 VI.2.1.6 までのとおりであるため、以下では「環境分配モデル適用物質（構造不定）」と「環
11 境分配モデル適用外物質」について説明する。

12

13 (1) 環境分配モデル適用物質（構造不定）の暴露評価 I

14 ① 排出量推計

15 排出係数の選択については、IV章の物理化学的性状データが得られない優先評価化学物
16 質の扱いで記載したとおりである。それ以外は VI.2.1.3 と同様である。

17

18 ② 環境中濃度と人の摂取量の推計

19 ワーストデフォルト暴露量（詳細はV章の環境分配モデル適用物質（構造不定）の暴露
20 評価 I に関する記載を参照）となる物理化学的性状²を用いて環境中濃度を推計する。水系
21 の非点源シナリオで用いる物理化学的性状は、式 VI-1 で使う有機炭素補正土壌吸着係数だ
22 けである。なお、BCF は評価の準備段階のケーススタディ選定によって選ばれた値を用いる。

23

24 ③ 水生生物の暴露濃度推計

25 物理化学的性状は②と同じものを用い、推計式は式 VI-1 を用いる。

26

27 (2) 環境分配モデル適用外物質の暴露評価 I

28 ① 排出量推計

29 VI.2.1.7 (1)①と同じ扱いとする。

30

¹ 低水流量：流量の観測開始から欠測期間を除いた統計期間の「1年を通じて275日はこれを下らない日流量」（国土交通省河川局編（2005）流量年表 第55回（平成14年），日本河川協会。）

² この物理化学的性状は大気経由の合計暴露量が最大になるように決めたものである。水系の非点源シナリオに用いることは適切でないではない。ただ、有機炭素補正土壌吸着係数は非常に大きくない限り、河川水中の溶存態濃度の推計に大きな影響を及ぼさないため、評価 I では排出源ごとの暴露シナリオと同じ値を用いることにしている。

1 ② 環境中濃度と人の摂取量の推計

2 希釈のみを考慮し懸濁粒子への吸着等は考慮しない。そのため、懸濁粒子への吸着補正
3 項がない式 VI-2 を飲料水濃度、魚介類中濃度に用いる。なお、BCF は評価の準備段階の
4 キースタディ選定によって選ばれた値を用いる。

5

6 ③ 水生生物の暴露濃度推計

7 ②と同じく懸濁粒子への吸着補正項がない式 VI-2 を用いる。

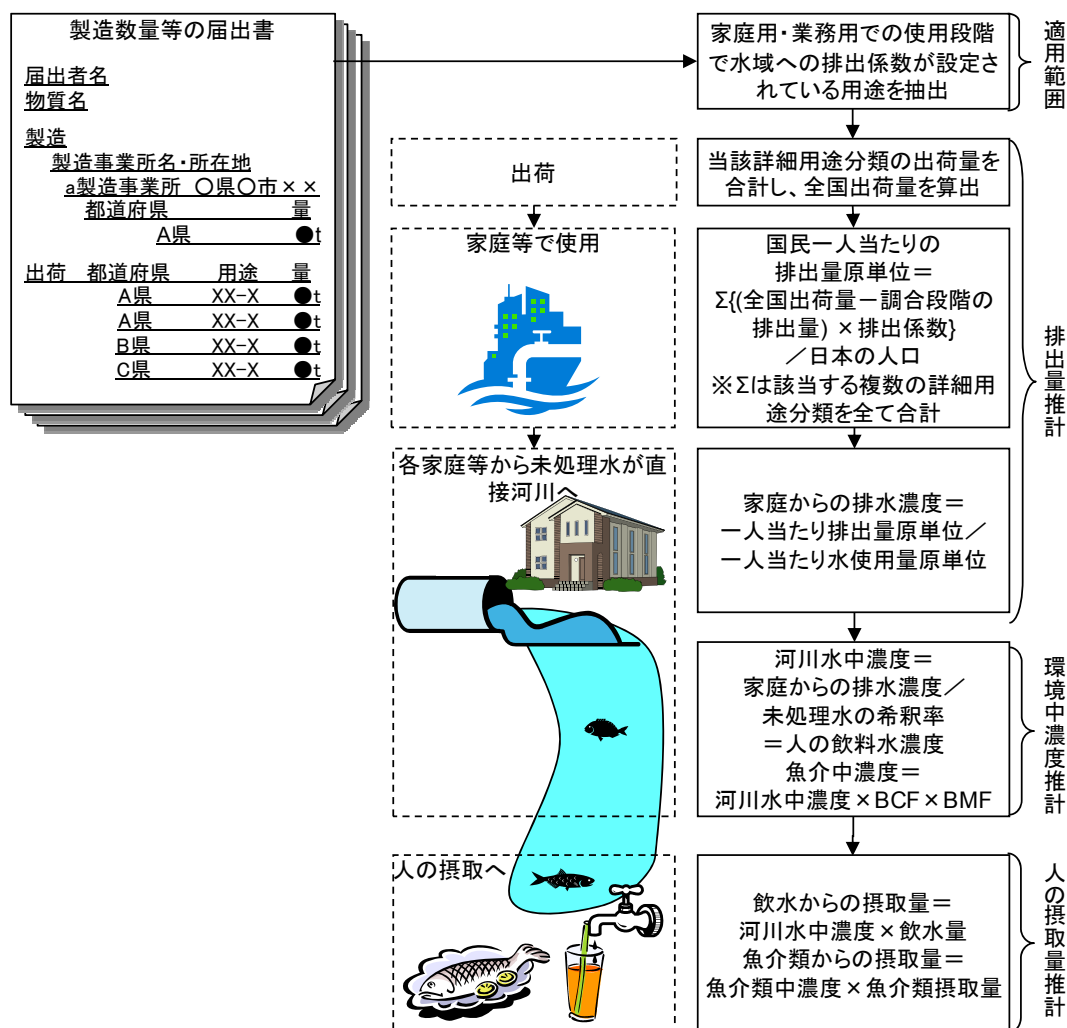
8

9 VI.2.1.8 下水道の普及地域と未普及地域の比較

10 VI.2.1.2 でも述べたように評価 I では家庭等から使用された化学物質が下水道を通り、
11 下水処理場から河川へ排出されるシナリオを設定する。しかし、全国には下水道や污水処
12 理設備が普及していない地域が存在する。スクリーニング評価においても下水処理場等の
13 污水処理が普及している割合（84.8%）と普及していない割合（15.2%）を用いて区別して
14 いた¹。そのような地域では家庭等で使用された化学物質は特に污水処理されることなく、
15 直接、河川に排出されることになる。その場合に想定される暴露シナリオと環境中濃度推
16 計と人の摂取量推計の手順を図表 VI-5 に示す。

17

¹ 経済産業省（2010）3.5（2）水域への排出量推計における考慮。『付属資料 スクリーニング評価手法の詳細(案)』平成 22 年 10 月 8 日, p.51.
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/screeening_detail.pdf)



図表 VI-5 下水道を経由しないで河川に直接排水するシナリオの流れ
(評価 I では対象としていないことに注意)

下水処理場を経由しないで河川に直接排出するシナリオの場合、下水処理場を経由するシナリオの場合 (VI.2.1.2 の図表 VI-4) と異なるのは、河川水中濃度を求める際に、下水処理場を経由しないために良分解性物質である場合でも下水処理場での除去率を乗じない点と、家庭等から河川へ直接排水のため希釈率が異なる点である。

まず、希釈率について整理する。

下水処理場を経由するシナリオの場合の希釈率 (下水処理水の希釈率) は以下で定義される。

下水処理水の希釈率

= 下水処理場の排出濃度 / 河川水中濃度

= (化学物質の質量 / 下水処理場の排出水量) / (化学物質の質量 / 河川流量)

= 河川流量 / 下水処理場の排出水量

式 VI-3

1 同様に下水処理場を経由しないで河川に直接排出するシナリオの場合の希釈率（未処理
2 水の希釈率）は以下で定義される。

3

未処理水の希釈率

$$\begin{aligned} &= \text{家庭等からの排水濃度} / \text{河川水中濃度} \\ &= (\text{化学物質の質量} / \text{家庭等からの排出水量}) / (\text{化学物質の質量} / \text{河川流量}) \\ &= \text{河川流量} / \text{家庭等からの排出水量} \end{aligned} \quad \text{式 VI-4}$$

4

5 下水処理場の排出水量と家庭等からの排出水量を比べれば明らかに前者の方が大きい。
6 仮に河川の流量が同じとすれば式 VI-3 と式 VI-4 から下水処理水の希釈率の方が小さいと
7 考えられる。希釈率が小さいほど河川水中濃度は高くなるので、下水処理場での化学物質
8 の除去を考慮しなければ、下水処理場を経由するシナリオの方が河川水中濃度は高く推計
9 されることが予想される。しかし、良分解性物質の場合は、下水処理場での除去率として
10 0.67 を乗じることにより下水処理場を経由するシナリオの方が低く推計される可能性もあ
11 る。また、下水道の普及地域と未普及地域で平均的な河川流量が異なる可能性もあり定性
12 的な考察だけでは河川水中濃度の大小は不明である。

13 そこで、どちらのシナリオの河川水中濃度が高く推定されるかを把握するため、具体的な
14 希釈率の値を求めて比較した。下水処理水の希釈率には、流量年表の河川流量や下水道統
15 計の下水処理量を基に算出された値を用いた¹。未処理水の希釈率には、河川水中濃度を推
16 計する数理モデルを用いて算出された値を用いた²。算出した希釈率を用いて比較検討した
17 結果、下水処理場を経由するシナリオの方が河川水中濃度を高く推計することがわかった。
18 比較結果の詳細は付属資料 VI.6.2.3 (2)を参照されたい。

19 なお、化学物質が河川に流入する地点の近傍（ただし完全混合した後の地点）を評価の
20 対象地点と想定しているため、下水処理場からの排水と家庭等からの排水が混合すること
21 は、ここでは考慮していない。

22 以上の検討を踏まえ、評価Ⅰでは、多数の化学物質の評価を効率的に行うため、より安
23 全側に評価できる下水処理場を経由して河川へ排出されるシナリオのみで暴露評価を行う
24 こととした。なお、評価Ⅱ以降では、より詳細な暴露評価を行うため、下水処理場を経由
25 しないシナリオも考慮する。³

¹ 製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター（2007）平成 18 年度 化学物質の暴露評価に資する河川等の希釈率等に関連する調査 報告書。

（http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/h18fy_kasen_kisyakuritsu.pdf）

² 産業技術総合研究所 安全科学研究部門、日水コン（2012）産総研－水系暴露解析モデル（AIST-SHANEL）を用いた河川流量および未処理水と放流水の河川希釈率に関する検討。（http://www.aist-riss.jp/projects/AIST-SHANEL/paper/120528_kentou.pdf）

³ 下水処理場の除去率が評価Ⅰと同じ値であっても、物理化学的性状や用途、有害性評価値を精査しリスク推計し直すことで、下水処理場を経由するシナリオでリスク懸念なしとなる場合がある。そのような場合は、下水処理場を経由するシナリオの方が安全側の評価であるため、下水処理場を経由しないシナリオの評価をわざわざ行う必要はないとも考えられる。

1

2 VI.2.2 水系の非点源シナリオの暴露評価 II

3 以下では水系の非点源シナリオの暴露評価 II について暴露評価 I との違いを中心に説明
4 する。なお、評価 II では必要に応じて本シナリオを実施することになる¹。

5 VI.2.2.1 暴露評価 I との違い

6 水系の非点源シナリオの排出量推計から人の摂取量を推計するまでの手法・手順は、基
7 本的に VI.2.1 で示した暴露評価 I と同じである。

8 暴露評価 I と異なるのは、暴露関連の既存情報収集（V 章の暴露評価 II で追加する情報
9 等に関する記載を参照）によって情報が得られれば、以下のとおり評価 I における設定を
10 置き換え、暴露量を推計し直す点である。また、PRTR 情報が得られる場合は、下水処理
11 場からの推計排出量を用いる。逆に言えば、これらの情報が得られなければ推計暴露量は
12 評価 I と同じである。

13 以下に暴露評価 I と異なる部分について整理する。

14

15 ■製造数量等の届出情報と PRTR 情報を適用する場合に共通する点

16 (ア) 有機炭素補正土壌吸着係数の採用値を精査し、変更した場合、数理モデルの入力デ
17 ータを置き換え、暴露量を推計し直す (VI.2.1.4 の式 VI-1 における懸濁粒子への吸
18 着率に関係する)。

19 (イ) 評価 I では下水処理場を経由するシナリオに基づく暴露量のみを推計していたが、
20 評価 II では、必要に応じて下水道未普及地域において家庭等から直接河川に排出す
21 るシナリオ (VI.2.1.8 図表 VI-5) に基づく暴露量も推計する。

22 (ウ) 評価 I で用いた数理モデルよりも詳細な河川水中濃度モデル等²を必要に応じて用い
23 て、評価ごとに 1 つの暴露量ではなく、全国のメッシュ (地図上の区画) ごとに暴
24 露量を推計する。この場合は数理モデルにメッシュごとの排出量を入力する必要が
25 あり、家庭等での化学物質の使用量に比例すると考えられる統計情報 (人口密度な
26 ど) を用いて全国排出量をメッシュ単位に比例配分し、メッシュ単位の排出量を求
27 める。この計算のことを「排出量をメッシュに割り振る」といい、用いる統計情報

¹ 評価 I の本シナリオの結果がリスク懸念なしであった場合は、基本的には評価 II で本シナリオを実施する必要がないと考えられる (ただし、用途分類「#98 その他」又は詳細用途分類「z その他」について、具体的用途が本シナリオの該当用途であると判明した場合 (VI.2.2.1 (オ)参照) 等、状況が変化すれば実施し直す必要がある)。

また、PRTR 情報等の地理的な情報を含む排出量情報が利用できる物質で、VII 章の環境中濃度等の空間的分布の推計に用いられる環境多媒体モデル (G-CIEMS) によって包含される場合には、必ずしも本シナリオを実施する必要がないとも考えられる。

² 未処理水の希釈率検討 (VI.2.1.8 参照) でも利用されていた SHANEL (正式名称: 産総研-水系暴露解析モデル (AIST-SHANEL)) などを使うことを想定している。このモデルでは全国 1 級 109 水系における 1 km メッシュ単位の月平均の化学物質の河川水中濃度を推計することができる。

1 を「割り振り指標」という。

3 ■製造数量等の届出情報を適用する場合

4 (エ) 水溶解度の採用値を精査し、変更した場合（I 章を参照）、排出係数を選択し直す。
5 排出係数に変更がある場合、排出量・暴露量を推計し直す。

6 (オ) 用途分類「#98 その他」又は詳細用途分類「z その他」について、具体的用途が得ら
7 れた場合（IV 章の製造数量等の届出情報における詳細用途の精査に関する記載を参
8 照）、製造数量等の届出に付される詳細用途との対応付けを行い、本シナリオに該当
9 する詳細用途であれば全国出荷数量と暴露量を推計し直す。

10 (カ) 分解性に係る新たな情報が得られた場合（例：分解度試験の情報がなく「難分解性」
11 の扱いであったものについて分解度試験の情報が得られた等）、その情報を下水処理
12 場経由での排出量推計に加味し、排出量・暴露量を推計し直す。

13 下水処理場での除去率に係るデータが得られた場合、下水処理場経由の排出量推
14 計に加味する。下水処理場での除去率データが得られない場合、評価 I におけるデ
15 フォルトの除去率を、物質個別の物理化学的性状データを用いて、REACH 施行前の
16 EU のリスク評価で用いられていた下水処理場モデル SimpleTreat¹等で推測された
17 値に置き換えて排出量推計に加味する（IV 章の水系の非点源シナリオにおける排出
18 量推計に関する記載を参照）。

20 ■PRTR 情報を適用する場合

21 (キ) 下水処理場からの推計排出量が得られる場合（IV 章の水系の非点源シナリオにおけ
22 る排出量推計に関する記載を参照）、水域への排出量を利用し、必要に応じて前述の
23 製造数量等の届出情報と同様に環境中濃度・暴露量を推計する。

25 VI.2.2.2 水系の非点源シナリオにおける水生生物及び底生生物の暴露濃度推計

26 水中濃度の推計に関しては暴露評価 I の「VI.2.1.6 水系の非点源シナリオにおける水生
27 生物の暴露濃度推計」と同様である。logPow が 3 以上の場合底質への残留が考えられるた
28 め、評価 II では底生生物も評価対象とし（III 章を参照）、この場合は、V 章の底質中濃度の
29 推計に示す方法で式 VI-1 で求めた河川水中の溶存態濃度から底質中濃度(乾燥重量当たり)
30 を推計する。

31 なお、これらに暴露評価 II で追加する情報等を加味するのは「VI.2.2.1 暴露評価 I との
32 違い」と同様である（ただし、人の暴露量推計に係る部分は除く）。

¹ RIVM (1996) SimpleTreat 3.0: a model to predict the distribution and elimination of chemicals by sewage treatment plants.

1 VI.2.2.3 水系の非点源シナリオにおける物質の分類に応じた暴露評価Ⅱの扱い

2 環境分配モデル適用物質（構造不定）や環境分配モデル適用外物質に分類された化学物
3 質について、暴露評価Ⅱでは物質の性状を確認し個別に評価方法を検討するのは、排出源
4 ごとの暴露シナリオの場合と同様である（V章の環境分配モデル適用外物質の暴露評価Ⅱ
5 に関する記載を参照）。水系の非点源シナリオにおいて一般的な有機化合物とは異なる挙動
6 をすることから、その暴露評価方法について検討が必要と考えられる物質の 1 つに、水中
7 でイオンに解離する物質がある。このような物質に対しては、例えば、水中で想定される
8 pH と評価対象物質の pKa の値により、物理化学的性状や環境中濃度推計式を必要に応じ
9 て補正して用いること等を検討する。

10

11 VI.2.3 水系の非点源シナリオの暴露評価Ⅲ

12 評価Ⅱで水系の非点源シナリオでリスク懸念があれば、評価Ⅲでは必要に応じて、該当
13 する用途について化審法第 42 条に基づいた取扱いの状況に関する情報を取扱事業者に対し
14 て求めることになる。得られた情報をもとにメッシュ単位で暴露量を推計する場合は物質
15 ごとに割り振り指標（VI.2.2(ウ)参照）を再度検討し、より妥当だと考えられる情報があれ
16 ばそれを用いてメッシュへの割り振りを行う。また、より詳細な用途に関する情報が産業
17 界から得られた場合、水系の非点源シナリオを適用することが望ましいと考えられる用途
18 があれば、その用途について水系の非点源シナリオの暴露評価Ⅲを行う。

19

20 VI.2.4 リスク評価（二次）における水系の非点源シナリオの暴露評価

21 この段階では、新たに得られた長期毒性情報を用いて、暴露要件該当性の確認を行うた
22 めの再評価を行う。

23 リスク評価（二次）の有害性評価については、化審法第 10 条第 2 項の有害性調査指示に
24 基づき事業者から報告された長期毒性に係る有害性情報を用いて有害性評価値を導出する。
25 暴露評価については評価Ⅲと同様の方法を基本とするが、新たに情報が得られた場合には、
26 それらを踏まえて、排出係数の見直しや暴露シナリオの見直しを行うなどの改善、精緻化
27 を図ることとする。

28

1

2 VI.3 大気系の非点源シナリオ

3 VI.3.1 大気系の非点源シナリオの暴露評価 I

4 ここでは大気系の非点源シナリオについて適用範囲、暴露シナリオと暴露集団、排出量
5 推計、環境中濃度の推計と人の摂取量推計等について順に説明する。

6 本項の詳細は付属資料 VI.6.3 を参照されたい。

7

8 VI.3.1.1 大気系の非点源シナリオの適用範囲

9 本シナリオを適用するか否かは製造数量等の届出情報から得られる詳細用途から判別す
10 る。該当する詳細用途は「家庭用・業務用での使用段階」のライフサイクルステージでの
11 使用が想定されるものとなる。具体的には排出係数一覧表 (IV章を参照) のうち、「家庭用・
12 業務用での使用段階」で排出係数が設定¹されている図表 VI-6 の詳細用途が対象となる。

13

14

図表 VI-6 大気系の非点源シナリオの対象となる詳細用途

用途 番号(#)	用途分類	詳細用途 番号	詳細用途分類
13	水系洗浄剤 2《家 庭用・業務用の用 途》	a※	石鹼、洗剤、ウインドウォシャー液 (界面活性剤)
		b※	柔軟剤 (界面活性剤)
		c※	無機アルカリ、有機アルカリ、無機酸、有機酸、 漂白剤
		d※	ビルダー (キレート剤、再付着防止剤等)、添加 (補助) 剤 (酵素、蛍光増白剤、紫外線吸収剤等)
		z※	その他
14	ワックス (床用、 自動車用、皮革用 等)	a※	ワックス
		b※	乳化剤、分散剤
		z※	その他
20	殺生物剤 3 《家庭用・業務用 の用途》	a	不快害虫用殺虫剤 (害虫駆除剤、昆虫誘引剤、共 力剤)
		b	繊維用・紙用防虫剤
		c	シロアリ駆除剤、防蟻剤
		d	殺菌剤、消毒剤、防腐剤、防かび剤、抗菌剤、除 菌剤
		e	非農耕地用除草剤
		f	展着剤、乳化剤
		z	その他
22	芳香剤、消臭剤	a※	香料 (洗浄剤用) [#22-b,c を除く]
		b	芳香剤
		c	消臭剤
		d	乳化剤、分散剤
		z	その他
47	燃料、燃料添加剤	a	燃料

¹ 大気への排出係数がゼロの場合も含む。つまり、この場合でも本シナリオが設定されてお
り、その上で排出係数がゼロであると解釈する。

用途 番号(#)	用途分類	詳細用途 番号	詳細用途分類
		b	燃料添加剤（清浄分散剤、酸化防止剤、粘度指数調整剤、摩擦低減剤、防錆剤等）
		c	燃焼改良剤（燃焼促進剤、セタン価向上剤、アンチノック剤等）
		d	氷結防止剤、着臭剤
		z	その他

1 ※ 大気への排出係数はゼロである。

2

3 対象物質の出荷数量に対応する詳細用途が図表 VI-6 に該当すれば、製造段階、調合段階
4 からの排出に対して適用した排出源ごとの暴露シナリオと並行して、その物質の家庭用・
5 業務用での使用段階からの排出に対して本シナリオを適用し暴露評価 I を行う。なお、図
6 表 VI-6 の詳細用途に関しては、工業的使用段階での使用は想定しておらず、排出係数を設
7 定していない。

8

9 VI.3.1.2 大気系の非点源シナリオの暴露シナリオと暴露集団

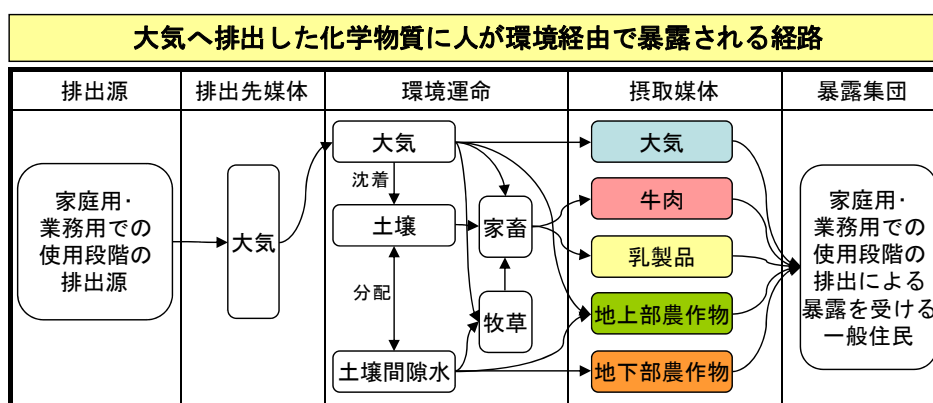
10 本シナリオで仮定する暴露評価 I での暴露シナリオを図表 VI-7 に示す。ここでは、前述
11 のとおり詳細用途が図表 VI-6 に該当する場合に、環境中濃度や摂取量を推計する。

12 想定する暴露集団については以下のとおりである。

13 排出源ごとの暴露シナリオにおいて、暴露集団は一般工業化学品の製造・調合・工業的
14 使用段階の排出源周辺の集団とした。それに対し、ここでは家庭用・業務用での使用段階
15 における非点源の排出源（家庭・オフィスや移動体等）から大気へ排出される化学物質に
16 暴露する集団を設定する。環境運命や摂取媒体は排出源ごとの暴露シナリオと同じとする。

17 なお、排出源ごとの暴露シナリオと同じく、大気へ排出される化学物質に起因する生活
18 環境動植物（水生生物と底生生物）の暴露は考慮していない。

19



20

21 図表 VI-7 大気系の非点源シナリオの暴露評価 I の全体の流れ

22

23 人に関して以下のような暴露集団を仮定する。

- 1
2 (ア) 家庭用・業務用での使用段階における大気への排出により汚染された大気を吸入す
3 る。
4 (イ) 家庭用・業務用での使用段階における大気への排出により暴露された農作物と畜産
5 物を一定の割合で摂取する。
6 (ウ) 家庭用・業務用での使用段階における大気への排出に起因する暴露と、製造・調合・
7 工業的使用段階の仮想的排出源に起因する暴露とは別々に評価することを仮定する。
8 (エ) 暴露期間は長期間（数十年～生涯）とする。
9 (オ) 空気吸入量、食物摂取量は一般的な成人を想定する。

10

11 VI.3.1.3 大気系の非点源シナリオの排出シナリオと排出量推計

12 大気系の非点源シナリオの排出シナリオでは、家庭用・業務用での用途で化学物質が日
13 本のどの地域でどの程度の量が使用されるかを仮定する必要がある。ここでは、製造数量
14 等の届出制度による出荷先都道府県を最終消費地とはみなさず、最終的には消費者（国民）
15 全体に行き渡るとする。全国にどのように行き渡るかについては、統計情報をもとに推計
16 する。推計手順の概要は以下のとおりである。

17 まず、家庭用・業務用での使用段階における大気への排出量を全国合計した排出量を求
18 める。次に、全国排出量を人口等の割り振り指標を用いてメッシュ（地図上の区画）単位
19 の排出量に案分する。割り振り指標とは、家庭用・業務用での使用段階における化学物質
20 の使用量に比例すると考えられる統計情報のことである。この割り振り指標は用途に応じ
21 て設定しており、評価 I では図表 VI-8 のとおりである。また、メッシュ単位の排出量のう
22 ち、異なる用途で届けられている場合であっても同じ割り振り指標を用いたものは合算す
23 るものとする。したがって、評価 I では物質ごとに最大で 2 種類（人口と交通量）のメッ
24 シュ単位の排出量が求められる。

25 評価 I では割り振りに用いる指標に合わせて、メッシュサイズは 5km×5km メッシュと
26 する¹。なお、全国排出量を推計するまでの手順はIV章の大気系の非点源シナリオにおける
27 排出量推計に関する箇所でもより具体的に記載しているので参照されたい。

28

29

30

¹ メッシュへの割り振り係数（式 VI-5 参照）の算出には、産総研一曝露・リスク評価大気
拡散モデル（AIST-ADMER）の Version2.5.0 に搭載されている人口及び交通量の各指
標を用いて 5km グリッドの排出量を求める機能を用いたためである。付属資料 VI.6.3.3
参照。

産業技術総合研究所 安全科学研究部門 ADMER のホームページ
(http://www.aist-riss.jp/software/admer/ja/index_ja.html)

1 図表 VI-8 大気系の非点源シナリオで用いる割り振り指標

用途 番号(#)	用途分類	割り振り指標
13	水系洗浄剤 2 《家庭用・業務用の用途》※	人口
14	ワックス ※	人口
20	殺生物剤 3 《家庭用・業務用の用途》	人口
22	芳香剤、消臭剤 ※※	人口
47	燃料、燃料添加剤	交通量

2 ※どの詳細用途分類も大気への排出係数はゼロである。

3 ※※詳細用途分類のうち詳細用途番号 a の大気への排出係数はゼロである。

4

5 以上の手順によりメッシュ単位の排出量が算出されるが、より効率的に評価を行うため、
6 大気への全国排出量が単位排出量 (1[kg/year]) である時のメッシュ単位の大気排出量をあ
7 らかじめ求めておく。これをメッシュへの割り振り係数と呼ぶこととする。下式のように、
8 メッシュへの割り振り係数に大気への全国排出量を乗じることでメッシュ単位の大気排出
9 量を推計するものとする。

10

メッシュ単位の大気排出量

=大気への全国排出量×メッシュへの割り振り係数

式 VI-5

11 メッシュ単位の大気排出量 : 家庭用・業務用での使用段階の大気への排出量をメ
12 ッシュ単位に割り振った値

13 [kg/year]

14 大気への全国排出量 : 家庭用・業務用での使用段階の大気への排出量の全
15 国合計値。なお、同じ割り振り指標を用いる用途は合
16 算する。

17 [kg/year]

18 メッシュへの割り振り係数 : 大気への全国排出量をメッシュ単位の排出量に換
19 算する係数。係数は割り振り指標別に設定されている。

20 [無次元] (= [kg/year / (kg/year)])

21

22 メッシュへの割り振り係数は全国のメッシュごとに異なる値をとるため、評価 I では、
23 メッシュへの割り振り係数を大きい順に並べ替えて、パーセンタイル値が 100%ile (排出量
24 が最大となるメッシュ)、95%ile、50%ile、5%ile となる 4 通りの値を代表値とみなしてデ
25 フォルト値として設定した。従ってメッシュ単位の大気排出量も 4 通りの値が推計される
26 ことになる。メッシュへの割り振り係数の導出方法や具体的な値は付属資料 VI.6.3.3 を参
27 照。

28

1 VI.3.1.4 大気系の非点源シナリオの環境中濃度の推計

2 人が暴露する経路は、図表 VI-7 で前述したように排出源ごとの暴露シナリオの大気への
3 排出による経路と同じとする。メッシュ単位の排出量を排出源ごとの暴露シナリオと同じ
4 数理モデルに入力して環境中濃度を推計する。排出源ごとの暴露シナリオに用いる数理モ
5 デルの詳細はV章の環境中濃度推計に関する記載を参照されたい。

6 排出源ごとの暴露シナリオでは、製造段階、調合段階、工業的使用段階の各事業所を想
7 定した排出源（点源）を中心とする半径 1km から半径 10km まで 1km 刻みで 10 通りの評
8 価エリアを設定し、評価エリア内の平均暴露量を推計している。それに対して、大気系の
9 非点源シナリオでは家庭用・業務用での使用段階の排出という非点源（家庭・オフィスや
10 移動体等が排出源となる）を想定しているため、点源周辺を対象とした排出源ごとの暴露
11 シナリオの暴露評価手法とは本来異なるものであるが、評価 I では簡易に評価できるよう
12 に排出源ごとの暴露シナリオ同様の数理モデルを用いることにした。この際、安全側の評
13 価となるよう、評価エリア半径は最小設定値である 1km と設定する。

14 排出量を推計するメッシュサイズは 5km メッシュなので、計算上は 5km メッシュ内に
15 存在する排出量が全てメッシュの中心に集まり、メッシュの中心に仮想的排出源を設定し
16 て半径 1km の評価エリア内の平均暴露量を推計するという仮定を置いていることになる。
17 5km メッシュ（面積 25 km²）内の排出量を、半径 1km の評価エリア（面積約 3.14 km²）
18 で評価するため、約 8 倍暴露量を安全側に推計していることになる。

19

20 VI.3.1.5 大気系の非点源シナリオにおける人の摂取量推計

21 人の摂取量の推計式はV章の人の摂取量推計に示した式と同様であるが、大気への排出
22 であるため、大気・農作物・肉類・乳製品からの摂取の推計式のみを用いる。また、人の
23 体重や媒体別摂取量は排出源ごとの暴露シナリオと同じ値を用いる。

24

25 VI.3.1.6 大気系の非点源シナリオにおける物質の分類に応じた扱い

26 本スキームの評価 I では、暴露評価を実施するときには、優先評価化学物質が 3 つの分
27 類（「環境分配モデル適用物質（構造特定可能）」、「環境分配モデル適用物質（構造不定）」、
28 「環境分配モデル適用外物質」）のどれに該当するかを識別し、それに対応する数理モデル
29 や物理化学的性状を用いるものとしている（詳細はV章の物質の分類に応じた暴露評価 I
30 での扱いに関する記載を参照）。「環境分配モデル適用物質（構造特定可能）」の扱いは
31 VI.3.1.5 までのとおりであるため、以下では「環境分配モデル適用物質（構造不定）」と「環
32 境分配モデル適用外物質」について説明する。

33

1 (1) 環境分配モデル適用物質（構造不定）の暴露評価 I

2 ① 排出量推計

3 排出係数の選択については、IV章の物理化学的性状データが得られない優先評価化学物
4 質の扱いで記載したとおりである。それ以外は VI.3.1.3 と同様である。

6 ② 環境中濃度と人の摂取量の推計

7 ワーストデフォルト暴露量（詳細はV章の環境分配モデル適用物質（構造不定）の暴露
8 評価 I に関する記載を参照）となる物理化学的性状を用いて環境中濃度を推計する。

10 (2) 環境分配モデル適用外物質の暴露評価 I

11 ① 排出量推計

12 VI.3.1.6 (1)①と同じ扱いとする。

14 ② 環境中濃度と人の摂取量の推計

15 排出源ごとの暴露シナリオにおける環境分配モデル適用外物質の扱いと同じ（V章の環
16 境中濃度と人の摂取量の推計に関する記載を参照）。つまり、大気から土壌への沈着以降の
17 経路を考えないで吸入暴露量のみ推計する。

19 VI.3.2 大気系の非点源シナリオの暴露評価 II

20 以下では大気系の非点源シナリオの暴露評価 II について暴露評価 I との違いを中心に説
21 明する。評価 II では必要に応じて本シナリオを実施することになる¹。

23 VI.3.2.1 暴露評価 I との違い

24 大気系の非点源シナリオの排出量推計から人の摂取量を推計するまでの手法・手順は、
25 基本的に VI.3.1 で示した暴露評価 I と同じである。

26 暴露評価 I と異なるのは、暴露関連の既存情報収集（V章の暴露評価 II で追加する情報
27 等に関する記載を参照）によって情報が得られれば、以下のとおり評価 I における設定を
28 置き換え、暴露量を推計し直す点である。逆に言えば、これらの情報が得られなければ推
29 計暴露量は評価 I と同じである。

¹ 評価 I の本シナリオの結果がリスク懸念なしであった場合は、基本的には評価 II で本シナ
リオを実施する必要がないと考えられる（ただし、用途分類「#98 その他」又は詳細用途
分類「z その他」について、具体的用途が本シナリオの該当用途であると判明した場合
（VI.3.2.1 (エ)参照）等、状況が変化すれば実施し直す必要がある）。

また、PRTR 情報等の地理的な情報を含む排出量情報が利用できる物質で、VII章の環境
中濃度等の空間的分布の推計に用いられる環境多媒体モデル P (G-CIEMS) によって包
含される場合には、必ずしも本シナリオを実施する必要がないとも考えられる。

1 以下に暴露評価Ⅰと異なる部分について整理する。

2
3 **■製造数量等の届出情報とPRTR情報を適用する場合に共通する点**

4 (ア) 物理化学的性状の採用値を精査し、変更した場合、数理モデルの入力データを置き
5 換え、暴露量を推計し直す。

6 (イ) 評価Ⅰで用いた数理モデルよりも詳細な大気中濃度モデル等¹を必要に応じて用いて、
7 全国のメッシュ（地図上の区画）ごとに暴露量を推計する。

8
9 **■製造数量等の届出情報を適用する場合**

10 (ウ) 蒸気圧の採用値を精査し、変更した場合（Ⅰ章を参照）、排出係数を選択し直す。排
11 出係数に変更がある場合、排出量・暴露量を推計し直す。

12 (エ) 用途分類「#98 その他」又は詳細用途分類「z その他」について、具体的用途が得ら
13 れた場合（Ⅳ章の製造数量等の届出情報における詳細用途の精査に関する記載を参
14 照）、製造数量等の届出に付される詳細用途との対応付けを行い、本シナリオに該当
15 する用途であれば全国出荷数量と暴露量を推計し直す。

16
17 **■PRTR情報を適用する場合**

18 (オ) PRTR 届出外データにおいて、大気系の非点源シナリオに対応する家庭や移動体等
19 からの排出について、一部の物質については国による推計が行われている。これら
20 の PRTR 届出外推計排出量を当該シナリオの排出量として利用する（Ⅳ章を参照）。
21 PRTR 届出外推計排出量を利用する場合は、大気への排出量を全国合計し、それを
22 用いて、製造数量等の届出情報と同様に、人口等の統計情報を指標にしてメッシュ
23 単位に割り振り、割り振った排出量を用いて暴露評価を行う。

24
25 **VI.3.2.2 大気系の非点源シナリオにおける環境中濃度の推計と人の摂取量推計**

26 環境中の濃度の推計と人の摂取量推計は、暴露評価Ⅰと基本的に同様である（「VI.3.1.4
27 大気系の非点源シナリオの環境中濃度の推計」、「VI.3.1.5 大気系の非点源シナリオにおけ
28 る人の摂取量推計」参照）。なお、これらに暴露評価Ⅱで追加する情報等を加味するのは
29 「VI.3.2.1 暴露評価Ⅰとの違い」と同様である。

30

¹ 具体的には ADMER（正式名称：産総研－曝露・リスク評価大気拡散モデル（AIST-ADMER））などを使うことを想定している。暴露評価Ⅰでは ADMER に搭載されている指標のデータと排出量の割り振り機能を利用してメッシュ単位の割り振り係数を導出し、環境中濃度の推計には排出源ごとの暴露シナリオの数理モデルを使っていた。暴露評価Ⅱでは直接 ADMER を使い大気中濃度を推計することも必要に応じて検討する。

1 VI.3.2.3 大気系の非点源シナリオにおける物質の分類に応じた暴露評価Ⅱの扱い

2 環境分配モデル適用物質（構造不定）や環境分配モデル適用外物質に分類された化学物
3 質について、暴露評価Ⅱでは物質の性状を確認し個別に評価方法を検討するのは、排出源
4 ごとの暴露シナリオの場合と同様である（V章の環境分配モデル適用外物質の暴露評価Ⅱ
5 に関する記載を参照）。

6

7 VI.3.3 大気系の非点源シナリオの暴露評価Ⅲ

8 評価Ⅱで大気系の非点源シナリオでリスク懸念があれば、評価Ⅲでは必要に応じて、該
9 当する用途について化審法第 42 条に基づいた取扱いの状況に関する情報を取扱事業者から
10 集めることになる。得られた情報をもとに物質ごとに割り振り指標を再度検討し、より妥
11 当だと考えられる情報があればそれを用いてメッシュへの割り振りを行う。また、より詳
12 細な用途に関する情報が取扱事業者から得られた場合、大気系の非点源シナリオを適用す
13 ることが望ましいと考えられる用途があれば、その用途について大気系の非点源シナリオ
14 の暴露評価Ⅲを行う。

15

16 VI.3.4 リスク評価（二次）における大気系の非点源シナリオの暴露評価

17 この段階では、新たに得られた長期毒性情報を用いて、暴露要件該当性の確認を行うた
18 めの再評価を行う。

19 リスク評価（二次）の有害性評価については、化審法第 10 条第 2 項の有害性調査指示に
20 基づき事業者から報告された長期毒性に係る有害性情報を用いて有害性評価値を導出する
21 こととし、暴露評価については評価Ⅲと同様の方法を基本とするが、新たに情報が得られ
22 た場合には、それらを踏まえて、排出係数の見直しや暴露シナリオの見直しを行うなどの
23 改善、精緻化を図ることとする。

24

1

2 VI.4 地下水汚染の可能性シナリオ

3 本スキームでは以下のような経緯・考え方により、暴露評価Ⅱでは地下水汚染の可能性
4 について評価を行い、必要に応じ人の健康に係る評価Ⅱのリスク評価書等の中で地下水汚
5 染監視の必要性等に係る提言に繋げるものとする。ここでの評価は物質間の相対比較であ
6 り、暴露量の算出やリスク推計を行うものではない。

7 本節に係る詳細は付属資料 VI.6.4 に記載している。

8

9 VI.4.1 経緯と考え方

10 第二種特定化学物質の中には、地下水汚染が契機となって指定されたものがある。これ
11 は、昭和 50 年代後半から有機塩素系溶剤などによる地下水汚染が社会問題化し、昭和 61
12 年に化審法が改正され、第二種特定化学物質、指定化学物質の枠組みが創設された経緯と
13 つながっている¹。

14 一方、これまでの PRTR 届出データを概観すると、地下水汚染の原因になると想定され
15 る化学物質の土壌への排出は、大気への排出や水域への排出に比べて特定の物質・用途・
16 業種に限られているなど特殊な場合と考えられる。このため、すべての優先評価化学物質
17 について「土壌へ排出され地下水へ移行し、地下水を飲料水として摂取する」という土壌
18 排出のシナリオを設定するのは、化学物質の使用等の実態とかけ離れるおそれがある。ま
19 た、過去の地下水汚染問題以降は、化審法以外にも、地下水質汚濁の防止のため水質汚濁
20 防止法において地下への水の浸透に対する制限や排水基準が設けられるなど、法整備が進
21 んでいる。

22 以上のことから、優先評価化学物質(人健康)の評価Ⅱ対象物質に対して、用途や物質の性
23 状が特定の分類に当てはまる場合に限り、土壌へ優先評価化学物質(人健康)が排出される場
24 合を仮定し、モデル推計により地下水への移行し易さについて相対的な評価を行うことに
25 する。

26

27 VI.4.2 適用範囲

28 本評価は環境分配モデル適用物質（環境媒体間の分配の予測に必要な物理化学的性状が
29 測定もしくは推計可能な化学物質。V章参照）を対象に適用する。さらに、本評価を適用
30 するか否かは用途と logKoc から判別する。

31 該当する用途は洗浄溶剤や作動油等の事業所等における工程内で使用される用途と、建

¹ 第 1 回厚生科学審議会化学物質制度改正検討部会 化学物質審査規制制度の見直しに関
する専門委員会 議事録 平成 14 年 10 月 28 日
<http://www.mhlw.go.jp/shingi/2002/10/dl/s1028-11a.pdf>

1 築現場等で使用される接着剤、凍結防止剤等の屋外で使用される用途とする。これらは、
2 過去の地下水汚染、土壌汚染もしくは土壌排出についての各種の公的機関の報告を調査・
3 整理して抽出・設定した。この調査や設定の経緯と、具体的に用途分類表の中のいずれが
4 該当するかは、付属資料 VI.6.4.1 を参照されたい。

5 logKoc は、化学物質の土壌中の固相への吸着しやすさの目安となる。logKoc は E-FAST¹
6 における地下水汚染の尺度に使われていることから、これを適用することにした。E-FAST
7 では、仮想的な化学物質の地下水汚染のシミュレーションに基づき²、logKoc が 4.5 以上で
8 は「地下水に移行する可能性がほとんどない」と類別している。

9 以上より、優先評価化学物質ごとの用途分類・詳細用途分類が上記に該当し、logKoc が
10 4.5 未満であれば、次の VI.4.3 に示す手法で評価を行う。

11

12 VI.4.3 手法の概念

13 地下水汚染の可能性は、土壌に優先評価化学物質が排出された場合を仮定し、その土壌
14 間隙水中濃度をモデル推計し、その濃度を複数の物質間で相対化し順位を付けるものとす
15 る。順位が高い優先評価化学物質は、地下水汚染の可能性が相対的に高いとみなす。

16

17 地下水中濃度ではなく土壌間隙水中濃度を推計するのは、以下の理由による。環境基本
18 法に基づく地下水の水質汚濁に係る環境基準と土壌環境基準（溶出基準項目）、土壌汚染対
19 策法の指定基準値³、水道法の水質基準は、いずれも項目がほぼ同じであり、項目別の
20 基準濃度が同じである。これは、「土壌間隙水中濃度 \geq 溶出水中濃度 \geq 地下水質」であると
21 して、土壌間隙水中濃度で地下水質の指標とするのは妥当という考え方に基づいていると
22 考えられる。これら地下水質に関連する各種基準値設定の考え方より、本スキームにおい
23 ても土壌間隙水中濃度を地下水質の指標とすることにした⁴。

24

25 土壌間隙水中濃度はV章の「排出源ごとの暴露シナリオ」に示した手法に準じて推計す
26 る。ここで、土壌への化学物質の投入量は大気からの沈着ではなく、VI.4.2 で前述した該
27 当用途に係る出荷数量から求めるものとする。ただし、地下水汚染に繋がると想定される

¹ E-FAST (Exposure and Fate Assessment Screening Tool) : U.S. EPA で TSCA の新規化学物質の上市前届出(PMN)の審査において使用されている暴露・リスク評価システムで、複数の濃度推計モデルを搭載している。以下は E-FAST のマニュアルのサイト。

<http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/efast2man.pdf>

² General Sciences Corporation (1987) Groundwater Scenarios for Screening Level Assessments of Compounds Released to Land. Report prepared for U.S. EPA, Office of Toxic Substances. EPA Contract No. 68-02-3970.

http://www.epa.gov/opptintr/exposure/presentations/efast/gsc_1987_groundwater_scenarios_for_screening.pdf

³ 環境省 第 6 回土壌環境施策に関するあり方懇談会資料、指定基準値の設定の考え方、平成 20 年 1 月。 http://www.env.go.jp/water/dojo/sesaku_kondan/06/mat02.pdf

⁴ EU-TGD においても、地下水濃度として土壌間隙水中濃度を推計している。

ECB (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II. 2.3.8.6 Calculation of concentration in groundwater.

-
- 1 土壌への排出について、「化学物質の排出係数一覧表」では排出係数を設定していないため、
 - 2 (IV章「排出量推計」参照)、大気と水域への排出係数の合計値を「環境への排出されやす
 - 3 さ」の指標として代替させるものとした。この方法による土壌間隙水中濃度は絶対値とし
 - 4 ての意味はなく、物質間で比較するための相対値である。
 - 5 土壌間隙水中濃度の推計手法の詳細は付属資料 VI.6.4.3 を参照されたい。
 - 6

¹ EU-TGD の A-table には土壌への排出係数の設定があるものの、日本においてはこれまでの PRTR 情報等の概観から土壌への排出はきわめて限定的であること、PRTR 情報以外には日本での排出実態の情報がなく A-table の排出係数の裏付けが不可能であるという、二つの理由からである。

1

2 VI.5 船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオ

3 VI.5.1 評価Ⅰ

4 船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオは評価Ⅰでは下記のような扱いとなる。評価Ⅰでは
5 長期使用製品の使用段階での推計排出量の算出方法はⅣ章を参照されたい。

6

7

図表 VI-9 評価Ⅰでの船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオ

対応する主 な用途	対応するライフサイ クルステージ	概要
・船底塗料用 防汚剤 ・漁網用防汚 剤	長期使用製品 の使用段階	船底塗料用防汚剤や漁網用防汚剤は、長期使用製品の使用段階において海域へ排出されることから別シナリオで扱う。評価Ⅰでは該当用途の長期使用製品の使用段階の推計排出量で順位付けを行う。

8

9 VI.5.2 評価Ⅱ

10 船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオは評価Ⅱでは下記のような扱いとなる。海域中濃度
11 の推計には OECD の ESD でも船底塗料用防汚剤の環境中濃度推計として推奨されている
12 数理モデル MAMPEC を用いる。詳細な手法は現在検討しているところである。

13

14

15

図表 VI-10 評価Ⅱでの船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオ

主に対応 する用途	主に対応するラ イフサイクルス テージ	概要
・船底塗料用 防汚剤 ・漁網用防汚 剤	長期使用製品 の使用段階	船底塗料用、漁網用の防汚剤が船底塗膜や漁網から海域に排出されることを想定し、評価Ⅱでは該当用途の全国出荷数量から代表的な日本の使用場所（海域）における排出量を算出し、海域中濃度を推計する。

16

17

1

2 VI.6 付属資料

3 VI.6.1 はじめに

4 この付属資料では、「用途等に応じた暴露シナリオ」における暴露評価で環境中濃度や人
5 摂取量を推計するために使用する数理モデルに関して、具体的な数式やパラメーター式、
6 それらの数式やパラメータを選択した経緯等を収載する。

7 本編（VI.4 までのこと）には数理モデルの概要をなるべく数式を使わない形で記載して
8 いたが、この付属資料では数式を用いて数理モデルを正確な形で記載している。

9 必要に応じて本編と同じ説明を繰り返している箇所もあるが、全ての内容を再度説明し
10 ているわけではない。読者が本編の該当箇所に目を通していることを前提にして記載して
11 いる点に留意されたい。

12

13 VI.6.2 水系の非点源シナリオ

14 VI.6.2.1 水域濃度・魚介類中濃度・底質中濃度の推計

15 本編の VI.2 に対応しており、水系の非点源シナリオにおいて、2 つの区分（河川水と海
16 水）の水域中濃度を全国一律に原単位ベースで推計する方法について、具体的な数式やパ
17 ラメータを示す。なお、評価Ⅱ以降ではメッシュ単位で全国の河川水中濃度を推計するモ
18 デル（産総研－水系暴露解析モデル（AIST-SHANEL））等が必要に応じて用いるが、そち
19 らの詳細は関連文献等¹を参照されたい。

20

- 21 ・ 河川水中濃度
- 22 ・ 海水中濃度
- 23 ・ 魚介類（淡水域）中濃度
- 24 ・ 魚介類（海水域）中濃度
- 25 ・ 底質中濃度

26

27 これらの濃度を推計するために、以下の数値が入力値となる。

28

- 29 ・ 水域への排出量 （排出量推計（IV章）により全国排出量を推計）
- 30 ・ 化学物質の物理化学的性状 （有機炭素補正土壌吸着係数、(場合によってはlogPow、

¹ 石川百合子, 東海明宏 (2006) 「河川流域における化学物質リスク評価のための産総研-
水系暴露解析モデルの開発」水環境学会誌, 29(12), 797-807.
産業技術総合研究所安全科学研究部門 AIST-SHANEL のホームページ
(<http://www.aist-riss.jp/projects/AIST-SHANEL/index.html>)

1 ヘンリー係数も必要) 1)
2 ・ 魚類への生物濃縮係数 (評価の準備 (I 章) で収集するデータ)

3
4 (1) 河川水中濃度 (人の健康に係る評価)

5 以下に、人の健康に係る評価で用いる家庭等での使用段階からの排出による河川水中濃
6 度の推計式を示す。評価 I では下水処理場を経由して河川へ排出されるシナリオを考える。
7 下水処理場からの排出先は河川を想定し、この河川での希釈についてはデフォルト値を設
8 定する。式 VI-8 によって溶存態と懸濁粒子への吸着態の分配を考慮し、飲料水濃度と魚へ
9 の濃縮の計算には溶存態濃度を用いる。

$$C_{river_domest_man} = \frac{TEMW_{domest_total} \times 10^6 [kg \rightarrow mg]}{D_{year} \times N_{total} \times VL \times 1000 [m^3 \rightarrow L]} \times (1 - STR) \times \frac{1}{DILUTION_{domest_man}}$$

式 VI-6

$$C_{sea_domest_man} = \frac{C_{river_domest_man}}{DILUTION_{sea}}$$

式 VI-7

10

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C_{river_domest_man}$	家庭等からの排出による河川水中濃度 (人評価用)	[mg/L]		E-FAST ² , 3.2.2.3 式 3-21
$C_{sea_domest_man}$	家庭等からの排出による海域濃度 (人評価用)	[mg/L]		
$TEMW_{domest_total}$	家庭等からの全国排出量	[kg/year]		VI.2.1.3
D_{year}	年間日数	[day/year]	365	
N_{total}	国内総人口	[人]	127,770,000	総務省統計局 ³
$DILUTION_{domest_man}$	下水処理水の希釈率 (人評価用)	—	10※1	報告書 ⁴ 、VI.6.2.3
VL	生活排水量	[m ³ /人/day]	0.3	日本下水道協会 ⁵
STR	下水処理場での除去率	—	0 又は 0.67、又は個別の値※2	VI.2.1.3
$DILUTION_{sea}$	海域希釈率	—	10	小谷ら ⁶

1 評価 II で SimpleTreat を用いて下水処理場での除去率を推計する場合

2 US. EPA (2007) Exposure and Fate Assessment Screening Tool (E-FAST) Version 2.0 Documentation Manual. (<http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/efast2man.pdf>)

3 総務省統計局 (2007) 平成 18 年 10 月 1 日現在総人口. (<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001010879>)

4 製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター (2007) 平成 18 年度化学物質の暴露評価に資する河川等の希釈率等に関連する調査報告書.

5 日本下水道協会 (1999) 流域別下水道整備総合計画調査「指針と解説」, 建設省監修

6 小谷憲雄, 平井祐介, 常見知広, 高久正昭, 松崎寿, 飛松潤, 佐渡友秀夫, 横山泰一

※1 評価Ⅱで下水処理場を経由しないシナリオで評価する場合は、未処理水の希釈率の値を用いる((2)VI.6.2.3(2))。

※2 評価Ⅰでは良分解性の物質では0.67、難分解性又は分解性が不明の物質では0とする。評価Ⅱでは、実測値又は下水処理場モデル SimpleTreat¹等での推計値が得られれば、それを用いる。また、評価Ⅱで下水処理場を経由しないシナリオで評価する場合は0とする。

$$C_{waterbody_domest_man_ww} = C_{waterbody_domest_man} \times (1 - fwp_{waterbody}) \quad \text{式 VI-8}$$

記号※1	説明※2	単位	値	出典・参照先
$C_{waterbody_domest_man_ww}$	家庭等からの排出による水域の溶存態濃度(人評価用)※3	[mg/L]		
$C_{waterbody_domest_man}$	家庭等からの排出による水域濃度(人評価用)	[mg/L]		式 VI-6
$fwp_{waterbody}$	懸濁粒子への吸着率(水域)	—		V.7.3.5(1)

※1 waterbody : river もしくは sea

※2 水域 : 河川もしくは海域

※3 化学物質の水溶解度を超えた場合は水溶解度を用いる。

$$C_{domest_dwater} = C_{river_domest_man_ww} \quad \text{式 VI-9}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
C_{domest_dwater}	家庭等からの排出による飲料水濃度	[mg/L]		
$C_{river_domest_man_ww}$	家庭等からの排出による河川水中の溶存態濃度(人評価用)	[mg/L]		式 VI-8

(2) 魚介類中濃度

水域へ排出された化学物質が河川に生息する魚へ濃縮する場合と、海域に生息する魚へ濃縮する場合のシナリオを想定し、排出源ごとの暴露シナリオと同様の式を用いて魚介類中濃度の推計を行う。

$$C_{domest_fish_fresh} = C_{river_domest_man_ww} \times BCF \times BMF \quad \text{式 VI-10}$$

$$C_{domest_fish_sea} = C_{sea_domest_man_ww} \times BCF \times BMF \quad \text{式 VI-11}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C_{domest_fish_fresh}$	家庭等からの排出による魚介類中濃度(淡水域)	[mg/kg]		REACH-TGD Chapter R.16.6.7.2.式(R.16-70)

(2006) 「化学物質の初期リスク評価手法の開発(1) - PRTR データを活用した暴露評価手法の開発 -」 環境化学, 16(1), 1-17.

¹ RIVM (1996) SimpleTreat 3.0: a model to predict the distribution and elimination of chemicals by sewage treatment plants.

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C_{river_domest_man_ww}$	家庭等からの排出による河川水中の溶存態濃度（人評価用）	[mg/L]		式 VI-8
$C_{sea_domest_man_ww}$	家庭等からの排出による海域の溶存態濃度（人評価用）	[mg/L]		式 VI-8
BCF	生物濃縮係数	[L/kg]		化学物質情報
BMF	生物蓄積係数	[—]		V.7.3.5(2)
$C_{domest_fish_sea}$	家庭等からの排出による魚介類中濃度（海水域）	[mg/kg]		

1

2 (3) 生活環境動植物に対する暴露評価

3 生活環境動植物に対する暴露評価では、水生生物及び底生生物を評価対象として、排出
4 源近傍の水域（河川または海域）における化学物質濃度を推計して評価を行う。

5

6 ① 水生生物の暴露濃度推計

7 以下に水生生物の評価で用いる家庭等での使用段階からの排出による河川水中濃度の推
8 計式を示す。下水処理場での除去率の扱いは人の健康に係る評価と同様である。人の健康
9 に係る評価との相違点は下水処理水の希釈率の値である。

10

$$C_{river_domest_env} = \frac{TEMW_{domest_total} \times 10^6 [kg \rightarrow mg]}{D_{year} \times N_{total} \times VL \times 1000 [m^3 \rightarrow L]} \times (1 - STR) \times \frac{1}{DILUTION_{domest_env}} \quad \text{式 VI-12}$$

11

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C_{river_domest_env}$	家庭等からの排出による河川水中濃度（生態評価用）	[mg/L]		E-FAST ¹ , 3.2.2.3 式 3-21
$TEMW_{domest_total}$	家庭等からの全国排出量	[kg/year]		VI.2.1.3
D_{year}	年間日数	[day/year]	365	
N_{total}	国内総人口	[人]	127,770,000	総務省統計局 ²
$DILUTION_{domest_env}$	下水処理水の希釈率（生態評価用）	—	7※1	報告書 ³

¹ US. EPA (2007) Exposure and Fate Assessment Screening Tool (E-FAST) Version 2.0 Documentation Manual.

(<http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/efast2man.pdf>)

² 総務省統計局 (2007) 平成 18 年 10 月 1 日現在総人口。

(<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001010879>)

³ 製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター (2007) 平成 18 年度 化学物質の暴露評価に資する河川等の希釈率等に関連する調査 報告書。

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>VL</i>	生活排水量	[m ³ /人/day]	0.3	日本下水道協会 ¹
<i>STR</i>	下水処理場での除去率	—	0 又は 0.67、又は個別の値※2	VI.2.1.3

※1 評価Ⅱで下水処理場を経由しないシナリオで評価する場合は、未処理水の希釈率の値を用いる (VI.6.2.3 (2))。

※2 評価Ⅰでは良分解性の物質で 0.67、難分解性又は分解性が不明の物質で 0 とする。評価Ⅱでは、実測値又は下水処理場モデル SimpleTreat²等での推計値が得られれば、それを用いる。また、評価Ⅱで下水処理場を経由しないシナリオで評価する場合は 0 とする。

$$C_{river_domest_env_ww} = C_{river_domest_env} \times (1 - fwp_{river}) \quad \text{式 VI-13}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>C_{river_domest_env_ww}</i>	家庭等からの排出による河川水中の溶存態濃度 (生態評価用)	[mg/L]		
<i>C_{river_domest_env}</i>	家庭等からの排出による河川水中濃度 (生態評価用)	[mg/L]		式 VI-12
<i>fwp_{river}</i>	懸濁粒子への吸着率 (河川)	—		V.7.3.5(1)

② 底生生物の暴露濃度推計

底生生物への影響については評価Ⅱ以降で考慮する。logPow が 3 以上の物質は底質に残留しやすいと判定し、評価Ⅱ以降で底生生物の評価を行うこととする。排出源ごとの暴露シナリオと同様の式を用いて河川の底質中濃度を推計する。

底質中濃度 (湿潤重量当たり) は以下の式で推計される。

$$C_{domest_sed_wet} = \frac{K_{susp-water}}{RHO_{susp}} \times C_{river_domest_env_ww} \times 1000 \quad \text{式 VI-14}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>C_{domest_sed_wet}</i>	家庭等からの排出による底質中濃度 (湿潤重量当たり)	[mg/kg]		REACH-TGD Chapter R.16.6.6.3.式(R.16-35)
<i>K_{susp-water}</i>	懸濁物質・水分配係数	—		式 VI-15
<i>RHO_{susp}</i>	懸濁物質のバルク密度	[kg/m ³]	1150	REACH-TGD Chapter R.16.6.4.式(R.16-16)で計算した値
<i>C_{river_domest_env_ww}</i>	家庭等からの排出による河川水中の溶存態濃度 (生態評価用)	[mg/L]		式 VI-13

$$K_{susp-water} = Fwater_{susp} + Fsolid_{susp} \times \frac{FOC_{susp} \times Koc}{1000} \times RHO_{solid} \quad \text{式 VI-15}$$

¹ 日本下水道協会 (1999) 流域別下水道整備総合計画調査「指針と解説」, 建設省監修。

² RIVM (1996) SimpleTreat 3.0: a model to predict the distribution and elimination of chemicals by sewage treatment plants.

記号	説明	単位	値	出典・参照先
K_{susp_water}	懸濁物質-水分配係数	—		REACH-TGD Chapter R.16.5.3.3.式(R.16-7)
F_{water_susp}	懸濁物質中の水の容積比率	—	0.9	REACH-TGD Chapter R.16.6.4. Table R.16-9
F_{solid_susp}	懸濁物質中の懸濁粒子の容積比率	—	0.1	REACH-TGD Chapter R.16.6.4. Table R.16-9
FOC_{susp}	懸濁物質中の懸濁粒子に対する有機炭素比率	—	0.1	REACH-TGD Chapter R.16.6.4. Table R.16-9
K_{oc}	有機炭素補正土壌吸着係数	[L/kg]		化学物質情報
RHO_{solid}	懸濁粒子の密度	[kg/m ³]	2500	REACH-TGD Chapter R.16.6.4. Table R.16-9

PNEC_{sed} が乾燥重量当たりの濃度で表されるため（V章参照）、底質中濃度も乾燥重量当たりの濃度に換算し、これを実際の評価（PNEC_{sed} との比較）に用いる。

$$C_{domest_sed_dry} = C_{domest_sed_wet} \times conv_{susp} \quad \text{式 VI-16}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C_{domest_sed_dry}$	家庭等からの排出による底質中濃度（乾燥重量当たり）	[mg/kg]		EUSES III.4.1.2.を参考
$C_{domest_sed_wet}$	家庭等からの排出による底質中濃度（湿潤重量当たり）	[mg/kg]		式 VI-14
$conv_{susp}$	懸濁物質中の濃度の換算係数(湿潤重量→乾燥重量)	—		式 VI-17

$$conv_{susp} = \frac{RHO_{susp}}{F_{solid_susp} \times RHO_{solid}} \quad \text{式 VI-17}$$

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$conv_{susp}$	懸濁物質中の濃度の換算係数(湿潤重量→乾燥重量)	—		EUSES III.4.1.2.式(622)
RHO_{susp}	懸濁物質のバルク密度	[kg/m ³]	1150	REACH-TGD Chapter R.16.6.4.式(R.16-16)で計算した値
F_{solid_susp}	懸濁物質中の懸濁粒子の容積比率	—	0.1	REACH-TGD Chapter R.16.6.4. Table R.16-9
RHO_{solid}	懸濁粒子の密度	[kg/m ³]	2500	REACH-TGD Chapter R.16.6.4. Table R.16-9

VI.6.2.2 人の暴露量の推計

人の暴露量の推計では、V章の人の摂取量推計と同じ式を用いて、飲料水（式 VI-9）、淡水魚（式 VI-10）、海産魚（式 VI-11）のみから摂取すると仮定する。人の体重や媒体別摂取量は、V章の暴露量の推計に用いる食品摂取量等に関する記載と同じ値を用いる。

1

2 VI.6.2.3 水系の非点源シナリオにおける推計式等の経緯

3 (1) 下水処理水の希釈率

4 下水処理水の希釈率（式 VI-6 の $DILUTION_{domest_man}$ 又は式 VI-12 の $DILUTION_{domest_env}$ ）
5 の設定方法について、以下では利用した報告書¹を基に説明する。

6

7 ① 人健康評価

8 人健康評価に用いる下水処理水の希釈率（＝下水処理場から最も近い流量測定地点の平
9 水流量／晴天時の日平均下水放流量）は、下水処理場からの放流水が河川で何倍に希釈
10 されるかという倍率であり、本スキームでは河川の流量としては平水流量を用いている。
11 報告書では、下水処理場から最も近い地点の定義については、下水処理場の位置と流量測
12 定地点の距離が緯度経度±2 分以内、緯度経度±1 分以内、2km 以内、5km 以内、10km
13 以内、15km 以内の 6 つの場合が検討されており、暴露評価において過小評価しないように、
14 希釈率として 5%ile、10%ile に着目したとき、小さい希釈率となった緯度経度±2 分以内の
15 データが提案されている（図表 VI-11 参照）。本スキームにおける人健康評価に用いる下水
16 処理水の希釈率『10』は、5%ile『10.8』の少数第一位を切り捨てた値である（図表 VI-11
17 参照）。

18

¹ 製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター（2007）平成 18 年度 化学物質の暴露評
価に資する河川等の希釈率等に関連する調査 報告書
(http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/h18fy_kasen_kisyakuritsu.pdf)

図表 VI-11 下水道業における希釈率のパーセンタイル値：流量年表の河川流量
(平水流量ベース) の統計値

パーセンタイル	緯度経度 ±2 分以内	緯度経度 ±1 分以内	2km 以内	5km 以内	10km 以内	15km 以内
0%	1.3	2.3	2.3	1.3	1.3	1.3
1%	2.3	2.4	2.4	2.3	2.4	2.9
2%	3.4	2.6	2.6	7.4	7.3	7.4
3%	8.6	6.0	6.0	9.3	8.8	9.6
4%	9.4	9.2	9.2	11.3	12.1	12.1
5%	10.8	10.8	10.8	12.5	16.1	14.9
6%	12.1	12.6	12.6	19.6	19.1	18.8
7%	16.0	16.1	16.1	24.7	23.2	21.0
8%	19.8	20.1	20.1	25.8	25.7	25.9
9%	23.9	26.9	26.9	27.7	27.8	31.5
10%	25.6	32.5	32.5	32.4	33.6	34.6
11%	26.0	33.7	33.7	34.0	38.1	40.5
12%	32.0	35.4	35.4	41.3	42.9	43.6
13%	34.8	39.2	39.2	49.9	47.3	51.3
14%	43.8	45.6	45.6	56.8	52.8	57.1
15%	59.9	58.8	58.8	67.1	58.5	67.6
20%	77.7	82.6	101.8	82.0	99.6	102.5
25%	111.0	106.6	118.5	113.5	144.9	167.2
30%	149.1	154.3	190.9	157.7	212.4	248.4
35%	245.3	253.0	266.8	228.3	288.2	321.9
40%	300.9	304.2	339.3	306.1	438.7	536.7
45%	460.0	395.7	412.2	462.1	661.2	799.2
50%	684.9	474.4	578.0	693.3	831.5	1,042.3
55%	832.5	688.3	766.8	892.8	1,101.6	1,308.6
60%	1,011.6	836.1	904.3	1,197.9	1,502.9	1,763.3
65%	1,365.3	953.5	988.8	1,627.2	1,978.1	2,634.9
70%	1,941.5	1,170.6	1,482.7	2,425.8	3,227.5	3,642.8
75%	3,480.1	1,590.4	2,238.1	4,385.7	4,564.1	4,928.3
80%	5,037.6	3,406.5	4,533.5	5,342.0	5,951.2	6,518.6
85%	7,296.0	5,004.0	5,482.1	7,763.7	8,133.8	8,224.8
90%	10,749.1	7,625.0	7,917.6	13,455.4	18,768.1	15,207.0
95%	31,500.8	46,633.3	48,683.5	35,330.3	32,300.5	31,649.9
100%	189,977.1	189,977.1	189,977.1	221,582.8	221,582.8	366,756.3
データ数	109	52	52	142	253	332

② 生態評価

本スキームでは、生態評価に用いる下水処理水の希釈率の計算には、低水流量を用いており、人評価用の『10』とは異なり『7』とする。この希釈率は、全国の下水処理場の位置と流量測定地点のデータの中で、両地点の距離が緯度経度で 2 分以内にあった下水処理場の排出量と排水先河川流量を解析した結果を用いて得られた低水流量における希釈率の 5%ile 『7.2』の少数第一位を切り捨てた値である (図表 VI-12 参照)。

1

2

図表 VI-12 下水道業における希釈率のパーセンタイル値

3

流量年表の河川流量（低水流量ベース）の統計値

パーセンタイル	緯度経度 ±2分以内	緯度経度 ±1分以内	2km 以内	5km 以内	10km 以内	15km 以内
0%	0.6	1.9	1.9	0.6	0.6	0.6
1%	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9	2.3
2%	2.2	1.9	1.9	3.8	3.5	4.8
3%	4.5	3.1	3.1	5.6	5.2	6.1
4%	5.7	4.5	4.5	7.7	8.6	10.0
5%	7.2	7.7	7.7	10.7	11.0	11.3
6%	9.5	10.8	10.8	13.4	13.1	12.9
7%	12.0	12.4	12.4	15.6	14.4	13.9
8%	13.5	14.3	14.3	17.3	17.2	17.4
9%	15.3	17.9	17.9	18.9	19.2	20.5
10%	17.4	21.5	21.5	20.9	22.6	24.9
11%	19.2	25.0	25.0	25.0	26.8	27.4
12%	20.7	28.0	28.0	29.4	28.4	29.1
13%	27.9	28.9	28.9	31.9	31.6	34.0
14%	30.3	32.5	32.5	35.9	35.9	37.1
15%	37.0	43.3	43.3	41.9	38.2	42.4
20%	52.5	54.1	58.4	53.2	57.0	68.5
25%	79.9	66.7	81.2	81.3	99.9	107.6
30%	104.8	102.7	139.9	104.8	145.3	156.8
35%	154.4	158.4	179.4	152.1	187.9	212.7
40%	189.1	191.9	205.5	202.0	291.0	383.5
45%	286.8	224.6	271.5	307.6	462.4	524.6
50%	462.2	311.9	385.8	470.5	533.6	695.9
55%	526.0	458.9	463.0	540.4	719.3	859.9
60%	670.7	506.3	526.4	794.7	932.4	1,169.6
65%	920.4	545.7	631.2	1,150.9	1,323.0	1,500.7
70%	1,314.0	839.3	1,153.0	1,395.1	2,097.7	2,335.3
75%	2,392.7	1,278.0	1,452.8	2,857.6	3,083.4	3,318.2
80%	3,443.7	2,286.9	2,829.2	3,669.0	3,936.2	4,210.0
85%	4,633.9	3,439.0	3,647.7	5,191.2	6,037.1	5,980.1
90%	7,631.8	4,245.0	5,871.3	9,445.3	12,912.4	11,014.7
95%	23,113.3	32,952.1	33,536.3	24,551.4	23,530.1	22,770.4
100%	146,993.1	146,993.1	146,993.1	146,993.1	146,993.1	254,261.2
データ数	109	52	52	142	253	332

4

5 (2) 未処理水と下水処理水の比較検討

6 本編の VI.2.1.8 でも説明したように、下水処理場を経由するシナリオと下水道処理場を
7 経由しないシナリオのどちらの河川中濃度が高く推定されるかを把握するため、具体的な
8 希釈率の値を求めて比較した。以下ではその内容を具体的に説明する。

9 下水処理水の希釈率には、流量年表の河川流量や下水道統計の下水処理量を基に算出さ

1 れた値を用い¹、未処理水の希釈率には、河川水中濃度を推計する数理モデルを用いて算出
 2 された値を用いた²。下水処理水の希釈率は VI.6.2.3 で前述したように人健康評価用で
 3 『10』(平水時の 5%ile 値)、生態評価用で『7』(低水時の 5%ile 値)である。一方、
 4 未処理水の希釈率は図表 VI-13 に示す値である。なお、未処理水の希釈率推計に用いた
 5 AIST-SHANEL は河川水中濃度の月平均値を推計するモデルであり、平水時、低水時とい
 6 う区別はできないため、AIST-SHANEL を用いた検討では月平均値の年間最小値を渇水時
 7 相当と見なしている。これによると未処理水の希釈率は、渇水時相当の 5%ile 値で『96』³
 8 である。

9

10

図表 VI-13 未処理水の希釈率⁴

パーセンタイル	昇順順位	希釈倍率
0.05	8282	9.60×10
0.10	16565	1.20×10 ³
0.25	41414	9.20×10 ⁴

11

12 また、下水処理場での除去率は、評価 I ではスクリーニング評価と同じく、対象物質の
 13 分解性が「難分解性」または分解性不明の場合はデフォルトでは『0』とし、「良分解性」
 14 の場合は『0.67』として扱う。

¹ 製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター (2007) 平成 18 年度 化学物質の暴露評価に資する河川等の希釈率等に関連する調査 報告書

(http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/h18fy_kasen_kisyakuritsu.pdf)

² 産業技術総合研究所 安全科学研究部門,株式会社 日水コン (2012) 産総研一水系暴露解析モデル(AIST-SHANEL)を用いた河川流量および未処理水と放流水の河川希釈率に関する検討。(以下「AIST-SHANELを用いた検討」という)

(http://www.aist-riss.jp/projects/AIST-SHANEL/paper/120528_kentou.pdf)

³ 正確には希釈率の定義が AIST-SHANEL のものと、本シナリオのものとは異なる。AIST-SHANEL では下水道を経由しない地先排水に対する希釈率 D を求めている。

$$D = \frac{Q}{(q_1 + q_2 + q_3)}, \quad q_2 = 0.35 \times q_1$$

ここに、 q_1 ：生活排水量、 q_2 ：都市活動排水量(生活排水量の 35%を設定)、 q_3 ：工業排水量、 Q ：河川流量、 D ：希釈率である。

一方、本シナリオでは「仮想的な下水処理場に起因する化学物質に暴露する集団は、製造・調合・工業的使用段階の仮想的排出源とは近接せず、これらに起因する暴露はないとする」という仮定(本編 VI.2.1.2 参照)があるため、都市活動排水量と工業排水量を加味しない希釈率 D^{**} を求めている。

$$D^{**} = \frac{(Q - q_2 - q_3)}{q_1}$$

$D^{**} > D$ であることが示されている(AIST-SHANELを用いた検討の「Appendix AIST-SHANELによる希釈率と各種定義による希釈率との比較」参照)ので、AIST-SHANELで求めた希釈率 D の方が小さく、安全側の値であると言える。

⁴ AIST-SHANELを用いた検討の「3.2 渇水時相当を対象にした場合の生活排水の河川水希釈率」より作成。全 165,657 個のデータから求めた各パーセンタイルの希釈率。

1 河川水中濃度を求める推計式を次に再掲する。上式が人健康評価用、下式が生態評価用
2 である。

$$C_{river_domest_man} = \frac{TEMW_{domest_total} \times 10^6 [kg \rightarrow mg]}{D_{year} \times N_{total} \times VL \times 1000 [m^3 \rightarrow L]} \times (1 - STR) \times \frac{1}{DILUTION_{domest_man}}$$

3 式 VI-6 (再掲)

$$C_{river_domest_env} = \frac{TEMW_{domest_total} \times 10^6 [kg \rightarrow mg]}{D_{year} \times N_{total} \times VL \times 1000 [m^3 \rightarrow L]} \times (1 - STR) \times \frac{1}{DILUTION_{domest_env}}$$

4 式 VI-12 (再掲)

5

6 河川水中濃度は「 $(1 - STR) \times \frac{1}{DILUTION_{domest_man}}$ 」または「 $(1 - STR) \times \frac{1}{DILUTION_{domest_env}}$ 」

7 に比例することがわかる (STR は下水処理場での除去率、 $DILUTION$ は希釈率)。そこで前
8 述した数値をこの部分に代入して比較する。

9

10 (ア) 下水処理場を経由する場合

11 ・ 難解性物質または分解性不明物質 ($STR=0$)

12 人健康 $(1-0)/10=0.1$

13 生態 $(1-0)/7 \div 0.14$

14 ・ 良分解性物質 ($STR=0.67$)

15 人健康 $(1-0.67)/10=0.033$

16 生態 $(1-0.67)/7 \div 0.047$

17 (イ) 下水処理場を経由しない場合 ($STR=0$)

18 $(1-0)/96 \div 0.0104$

19 となり、いずれの場合でも(ア)>(イ)である。

20 なお、(イ)は渇水時相当の値であるが、平水時や低水時はこれよりも更に値が小さくな
21 ると考えられる (未処理水の希釈率=河川流量/家庭等からの排出水量であり、河川流量が
22 大きいほど未処理水の希釈率が大きくなり、(イ)の値は小さくなる)。

23 以上より(ア)の下水処理場を経由する場合の方が計算上は河川水中濃度が高くなると言
24 える。したがって評価Ⅰはより安全側となる下水処理場を経由するシナリオで評価を行う
25 ものとする。

26 しかし、評価Ⅱにおいて良分解性物質に用いる下水処理場での除去率が実測値や推計値
27 を用いて 0.67 より大きい値になれば、良分解性物質に関しては(ア)と(イ)の大小関係が逆
28 転する可能性があり、下水処理場を経由しない場合の河川水中濃度が高く推計される可能
29 性があるため、評価Ⅰのように下水処理場を経由して河川へ排出されるシナリオのみで暴

1 露評価を行うわけにはいかない。よって、評価Ⅱ以降では下水処理場経由と経由しない場
2 合の両方を考慮した暴露シナリオも考慮することにする。

3

4 VI.6.3 大気系の非点源シナリオ

5 VI.6.3.1 環境中濃度の推計

6 本編の VI.3 に対応しており、大気系の非点源シナリオにおいて、評価Ⅰにおける排出量
7 の割り振り方法を中心に数式やパラメータを示す。なお、評価Ⅱ以降ではメッシュ単位で
8 全国の大気中濃度を推計するモデル（産総研－曝露・リスク評価大気拡散モデル
9 （AIST-ADMER））等を必要に応じて用いるが、そちらの詳細は関連文献等¹を参照されたい。
10 い。大気系の非点源シナリオでは以下の濃度等を推計する。

11

- 12 ・ 大気中濃度
- 13 ・ 大気から土壌への沈着量
- 14 ・ 土壌中濃度
- 15 ・ 土壌間隙水中濃度
- 16 ・ 地下部農作物中濃度
- 17 ・ 地上部農作物中濃度（Exposed）
- 18 ・ 地上部農作物中濃度（Protected）
- 19 ・ 牛肉中濃度
- 20 ・ 乳製品中濃度

21

22 これらの濃度を推計するために、以下の数値が入力値となる。

23

- 24 ・ 大気への排出量 （排出量推計（IV章）により全国排出量を推計）
- 25 ・ 化学物質の物理化学的性状 （分子量、融点、蒸気圧、ヘンリー係数、有機炭
26 素補正土壌吸着係数、logPow）

27

28 (1) 評価Ⅰでの排出量の割り振り

29 評価Ⅰでの大気系の非点源シナリオでは、家庭用・業務用での使用段階の大気への全国
30 排出量を人口または交通量に比例するように 5km メッシュ単位に割り振りした排出量を用
31 いる。具体的には、式 VI-18 を用いてメッシュ単位の排出量を求める。式 VI-18 のメッ
32 シュへの割り振り係数は全国のメッシュごとに異なる値をとるため、評価Ⅰでは、メッ
33 シュへの割り振り係数を大きい順に並べ替えて、パーセンタイル値が 100%ile（排出量が最大と
34 なるメッシュ）、95%ile、50%ile、5%ile となる図表 VI-14 の 4 通りの値を代表値とする。

¹ 産業技術総合研究所安全科学研究部門 ADMER のホームページ
(http://www.aist-riss.jp/software/admer/ja/index_ja.html)

1 この値の導出については VI.6.3.3 を参照。

2

$$Emission_{air} = Emission_{total-air} \times R_{mesh} \quad \text{式 VI-18}$$

3

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$Emission_{air}$	メッシュ単位の大気への排出量 ※	[kg/year]		
$Emission_{total-air}$	大気への全国排出量 ※	[kg/year]		IV章
R_{mesh}	メッシュへの割り振り係数	—	図表 VI-14	ADMERver.2.5.0 内蔵の指標データから算出

4 ※家庭用・業務用等の使用段階での大気への排出量が対象。

5

6 メッシュへの割り振り係数 R_{mesh} は割り振り指標（人口又は交通量）やパーセンタイルに
7 よって異なり、評価 I では以下の値を使う。

8

9

図表 VI-14 メッシュへの割り振り係数 R_{mesh}

パーセン タイル	人口 [無次元]	交通量 [無次元]
100	3.89×10^{-3}	3.48×10^{-3}
95	3.24×10^{-4}	3.02×10^{-4}
50	8.28×10^{-6}	1.48×10^{-5}
5	1.17×10^{-7}	1.65×10^{-7}

10

11 (2) 評価 I での環境中濃度の推計

12 上記で求めた排出量を用いて大気中濃度を以下のように求める。これはV章の大気中濃
13 度の式に対応するものである。評価 I では簡易に評価できるように排出源ごとの暴露シナ
14 リオ同様の数理モデルを用いることにする。この際、なるべく安全側の評価となるよう、
15 評価エリア半径は最小設定値である 1km と設定している。

16

$$C_0(1.5) = a \times Q' \quad \text{式 VI-19}$$

$$Q' = Emission_{air} \times 10^{-3} \quad \text{式 VI-20}$$

17

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$C_0(1.5)$	大気中濃度（沈着による減少を考慮 する前）	[mg/m ³]		
Q'	排出量 (t/year)	[t/year]		
$Emission_{air}$	メッシュ単位の大気への排出量	[kg/year]		式 VI-18
a	大気中濃度換算係数	[mg/m ³ /(t/year)]	1.8×10^{-4} ※	

18 ※ 評価エリア半径が 1km の時の値。

1

2 ここから先の環境中濃度の推計でも排出源ごとの暴露シナリオと同じ数理モデルを用い、
3 推計式の大気への排出量の部分にメッシュ単位の大気への排出量 $Emission_{air}$ を入力して計
4 算を行う。具体的な推計式は V 章の環境中濃度推計に用いる数理モデルを参照。

5

6 VI.6.3.2 人の暴露量の推計

7 人の暴露量推計では、V 章の人の摂取量推計と同じ式を用いて、大気を吸入し、農作物、
8 肉類及び乳製品を摂取すると仮定する。人の体重や媒体別摂取量は、V 章の暴露量の推計
9 に用いる食品摂取量等と同じ値を用いる。

10

11 VI.6.3.3 大気系の非点源シナリオにおける推計式等の経緯

12 ここでは大気系の非点源シナリオの評価 I で用いる割り振り係数 R_{mesh} (VI.6.3.1 (1)図表
13 VI-14 に示した値) の導出方法として、利用した ADMERver.2.5.0 の機能と指標データ及
14 び R_{mesh} の計算条件と計算結果を説明する。

15 まずは、ADMER を利用して、 R_{mesh} の基データとなる日本全国の総排出量が 1[t/year]
16 の時のグリッド (5km メッシュ) 排出量を計算した。利用した ADMER の機能、指標デー
17 タ及び計算条件は以下のとおり。

18

19

20 ・ グリッド排出量データ作成機能を使用

21 (ADMER ではグリッドは 5 km×5km の領域となる)

22 ・ 元データの種類には『総排出量』を選択し、総排出量には 1[t/year] を入力

23 (日本全国の総排出量を 1[t/year] と設定したことになる)

24 ・ 利用する指標データ¹は、次の通り。いずれも世界測地系のデータ

25 人口 (平成 17 年度) : 夜間人口

26 交通量 (平成 17 年度) : 乗用車、D 乗用車、バス、D バス、普通貨物車、D 普通貨

27 物車、小型貨物車、D 小型貨物車、二輪車

¹ 各指標データの元になっている統計情報等は以下のとおり。『 』内は ADMER のホームページの説明からの抜粋である。

(http://www.aist-riss.jp/software/admer/ja/index_ja.html)

「ADMER データアップデートについて」より。

人口 : 「H17 夜間及び昼間人口のデータソースは、「平成 17 年度国勢調査、平成 18 年度事業所・企業統計調査等のリンクによる地域メッシュ統計(世界測地系) (総務省統計局調査、(財)統計情報研究開発センターから販売)」からの、夜間人口と昼間人口を用いています」

交通量 : 「移動発生源推計に用いる交通量データは、自動車輸送統計と道路交通センサス(国土交通省調査)をベースに 2005 年を基準に独自に作成したものです。幹線道路と細街路での交通量を対象としています」

- 1 • 時間帯ごとの比率はすべて 1 と設定
2 (排出量は時間によらず一定と設定したことになる)

3
4 以上の条件で、日本全国の総排出量が 1[t/year]の時のグリッド排出量を計算した。割り
5 振られた全グリッド（人口は 13,904 グリッド、交通量は 14,713 グリッド）の排出量をも
6 とにしたパーセンタイル値は図表 VI-15 のようになった。

7
8 **図表 VI-15 グリッド排出量[g/sec]の各パーセンタイル値**
9 **(総排出量 1[t/year]に対する値)**

パーセン タイル	人口 [g/sec]	交通量 [g/sec]
100	1.23×10^{-4}	1.10×10^{-4}
95	1.03×10^{-5}	9.59×10^{-6}
90	4.80×10^{-6}	5.38×10^{-6}
85	2.75×10^{-6}	3.50×10^{-6}
80	1.72×10^{-6}	2.43×10^{-6}
75	1.20×10^{-6}	1.76×10^{-6}
70	8.47×10^{-7}	1.32×10^{-6}
65	6.22×10^{-7}	1.01×10^{-6}
60	4.58×10^{-7}	7.81×10^{-7}
55	3.46×10^{-7}	6.04×10^{-7}
50	2.63×10^{-7}	4.71×10^{-7}
45	1.96×10^{-7}	3.66×10^{-7}
40	1.47×10^{-7}	2.84×10^{-7}
35	1.08×10^{-7}	2.21×10^{-7}
30	7.84×10^{-8}	1.65×10^{-7}
25	5.39×10^{-8}	1.19×10^{-7}
20	3.57×10^{-8}	8.11×10^{-8}
15	2.16×10^{-8}	4.76×10^{-8}
10	1.12×10^{-8}	2.39×10^{-8}
5	3.72×10^{-9}	5.24×10^{-9}
0	2.48×10^{-10}	2.75×10^{-11}

10
11 図表 VI-15 の数値を単位換算し、総排出量 1[kg/year]に対するグリッド排出量[kg/year]
12 を求めると本シナリオで用いるメッシュへの割り振り係数 R_{mesh} [無次元] (= [kg/year/(kg
13 /year)]) になる。つまり、図表 VI-16 のグリッド排出量の値を E_{mesh} とすると、式 VI-21
14 のように計算できる。

$$R_{mesh} \text{ [無次元] } (= [\text{kg/year}/(\text{kg/year})]) \quad \text{式 VI-21}$$

$$= E_{mesh} \text{ [g/sec}/(\text{t/year})] \times (60 \times 60 \times 24 \times 365) / 1000 / 1000$$

15
16
17 単位換算の結果は図表 VI-16 のとおりであり、評価 I ではこのうち 100%ile、95%ile、

1 50%ile、5%ile の値を用いることにする。

2

3

図表 VI-16 メッシュへの割振り係数 R

4

評価 I では 100%ile、95%ile、50%ile、5%ile の値を利用

パーセン タイル	人口 [無次元]	交通量 [無次元]
100	3.89×10^{-3}	3.48×10^{-3}
95	3.24×10^{-4}	3.02×10^{-4}
90	1.51×10^{-4}	1.70×10^{-4}
85	8.67×10^{-5}	1.10×10^{-4}
80	5.43×10^{-5}	7.67×10^{-5}
75	3.77×10^{-5}	5.56×10^{-5}
70	2.67×10^{-5}	4.15×10^{-5}
65	1.96×10^{-5}	3.18×10^{-5}
60	1.45×10^{-5}	2.46×10^{-5}
55	1.09×10^{-5}	1.91×10^{-5}
50	8.28×10^{-6}	1.48×10^{-5}
45	6.19×10^{-6}	1.15×10^{-5}
40	4.64×10^{-6}	8.95×10^{-6}
35	3.42×10^{-6}	6.97×10^{-6}
30	2.47×10^{-6}	5.19×10^{-6}
25	1.70×10^{-6}	3.76×10^{-6}
20	1.13×10^{-6}	2.56×10^{-6}
15	6.81×10^{-7}	1.50×10^{-6}
10	3.52×10^{-7}	7.55×10^{-7}
5	1.17×10^{-7}	1.65×10^{-7}
0	7.83×10^{-9}	8.66×10^{-10}

5

6 VI.6.4 地下水汚染の可能性シナリオ

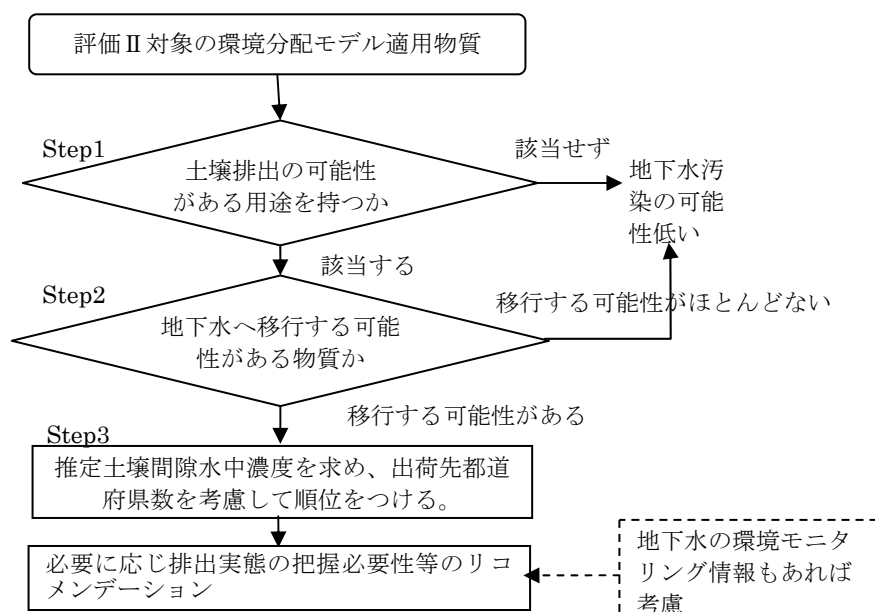
7 土壌排出・地下水経由暴露の扱いについては概略を本編で説明したが、本項では手順等
8 について詳述する。図表 VI-17 は、土壌及び地下水汚染の可能性のある物質を評価する手
9 順である。各手順を Step1、Step2 及び Step3 と名付けた。

10 なお、この手順を適用するのは評価 II 対象化学物質のうち、環境分配モデル適用物質（環
11 境媒体間の分配の予測に必要な物理化学的性状が測定もしくは推計可能な化学物質。V 章
12 参照）に対してである。

13 まず、土壌排出の可能性のある用途を持つ物質を抽出する（Step1）。次に、土壌排出後、
14 地下水へ移行する可能性のある物質を抽出する（Step2）。最後に地下水中濃度と土壌間隙水
15 中濃度には相関があるとみなして推定土壌間隙水中濃度を求め、推定土壌間隙水中濃度と
16 出荷先都道府県数により物質間で相対比較して順位をつける（Step3）。その結果、順位が高
17 くなった物質に対しては地下水汚染が起こり得る可能性が高いとみなし、必要に応じ排出
18 実態の把握の必要性等の提言を行うこととした。以下では各 Step について説明し、最後に

1 土壌汚染・地下水汚染が顕在化した場合のリスク評価について補足する。

2



3

4

図表 VI-17 土壌及び地下水汚染の可能性のある物質の評価手順

5

6 VI.6.4.1 土壌排出の可能性のある用途の設定

7 この VI.6.4.1 では、Step1 に関連する事項について述べる。

8

9 (1) 土壌排出を考慮する場合の前提

10 土壌排出の可能性のある用途を設定するにあたり以下の前提を置いた。

- 11 ・ 事故、誤操作による排出は本スキームの対象外とする。
- 12 ・ PRTR 排出量推算マニュアルにおいて、大部分の工業会で土壌排出はないとしている
- 13 ものも、環境省、国土交通省のモニタリング調査でかなりの種類の物質が地下水
- 14 中に検出されている。このことから、工程内では、事故等ではなく土壌排出の対象とな
- 15 る日常的な漏れ、こぼれ等があるとする。
- 16 ・ ガソリンスタンドからの漏洩は事故によるものと考え、対象外とする。

17

18 (2) 土壌排出の可能性のある用途の設定

19 「化審法のリスク評価に用いる排出係数一覧表」から土壌排出の可能性のある用途を図

20 表 VI-18 にまとめた。この用途に優先評価化学物質が該当するか否かを Step1 で調べる。

21

1

2

図表 VI-18 土壌排出の可能性のある用途

用途番号 (#)	用途分類	詳細用途分類*	土壌排出のある用途として指摘した根拠
04	金属洗浄用溶剤	All a) 金属洗浄用溶剤 (塩素系) z) その他	工程内使用 (有機塩素系溶剤、エチルベンゼン等の検出)
05	クリーニング洗浄用溶剤 《洗濯業での用途》	All a) ドライクリーニング溶剤 b) 染み抜き剤、ドライクリーニング溶剤抽出剤 z) その他	塩素系溶剤、エチルベンゼン等の検出
12	水系洗浄剤 1 《工業用途》 [#25,26 を除く]	All a) 石鹼、洗剤 (界面活性剤) b) 無機アルカリ、有機アルカリ、無機酸、有機酸、漂白剤 c) ビルダマー (キレート剤、再付着防止剤等)、添加 (補助) 剤 (消泡剤等) d) 防錆剤 z) その他	工程内使用 (界面活性剤、EDTA 等の検出)
19	殺生物剤 2 [工程内使用で成形品に含まれないもの] 《工業用途》	c) 殺菌剤、消毒剤、防腐剤、抗菌剤 d) 展着剤、乳化剤 z) その他	工程内使用
20	殺生物剤 3 《家庭用・業務用の用途》	a) 不快害虫用殺虫剤 (害虫駆除剤、昆虫誘引剤、共力剤) c) シロアリ駆除剤、防蟻剤 d) 殺菌剤、消毒剤、防腐剤、防かび剤、抗菌剤、除菌剤 e) 非農耕地用除草剤 f) 展着剤、乳化剤 z) その他	しろあり防除剤、非農耕地用除草剤等の屋外土壌施用
36	作動油、絶縁油、プロセス油、潤滑油剤 (エンジン油、軸受油、圧縮機油、グリース等) [#37 を除く]	All a) 作動油の基油、潤滑油剤の基油 b) 絶縁油の基油 c) プロセス油の基油 d) グリース増ちょう剤 e) 作動油添加剤、潤滑油剤添加剤 f) 絶縁油添加剤 g) プロセス油添加剤 z) その他	工程内使用
37	金属加工油 (切削油、圧延油、プレス油、熱処理油等)、防錆油	All a) 水溶性金属加工油の基油 b) 不水溶性金属加工油の基油、防錆油の基油 c) 水溶性金属加工油添加剤 d) 不水溶性金属加工油添加剤、防錆油添加剤 z) その他	工程内使用

用途番号 (#)	用途分類	詳細用途分類*	土壌排出のある用途として指摘した根拠
40	水処理剤	a) 腐食防止剤、防錆剤、防食剤、防スケール剤、防藻剤 b) 金属イオン捕捉剤、金属イオン封鎖剤、硬水軟化剤 d) 酸化剤、還元剤、pH調節剤 e) 消泡剤、凝集剤、濾過助剤、脱水助剤、イオン交換樹脂再生剤 z) その他	工程内使用(ヒドラジン等の検出)
42	熱媒体	All a) 冷媒、冷却剤 b) 熱媒、加熱剤 z) その他	工程内使用
44	建設資材添加物(コンクリート混和剤、木材補強含浸剤等)	b) コンクリート混和剤(強化剤、減水剤) d) 木材補強含浸剤、木質板添加剤 z) その他	コンクリート混和剤、木材補強含浸剤使用製品(酢酸ビニル等の検出)
45	散布剤、埋立処分前処理薬剤(融雪剤、土壌改良剤、消火剤等)	All a) 凍結防止剤(融雪剤等) b) 土壌改良剤、地盤改良剤 c) 消火剤 d) 人工降雨剤 e) 油処理剤 f) 粉塵結合剤、粉塵防止剤、煤塵処理剤 z) その他	エチレングリコール、(ポリ)アクリルアミド等の土壌施用

1 ※詳細用途分類欄で All と表示されているところは、詳細用途分類全てが該当していることを意味する。

2

3 VI.6.4.2 土壌排出の可能性のある用途を設定した経緯等

4 この VI.6.4.2 では、図表 VI-18 で示した用途が土壌排出の可能性があると用途であると
5 考えた経緯等について説明する。

6

7 (1) 公的機関の報告のまとめ

8 公的機関の報告をまとめ、土壌排出あるいはそれに続く地下水汚染の可能性のある用途
9 について考察した。

10

11 ① PRTR データ¹

12 5 年間(平成 13～17 年度)の PRTR 届出データのうち、土壌排出及び敷地内埋め立て処
13 分の件数を抽出した。その結果、土壌排出は 118～132 件/年、敷地内埋め立て処分は 364
14 ～462 件/年で、全届出件数に対してそれぞれ 0.05～0.10%、0.16～0.25%と非常に小さな
15 割合であった。

16 化審法では元素は対象外であることを考慮して、有機化合物のみに注目すると、平成 17

¹ 「PRTR 制度 PRTR 個別事業所データ」(NITE)
<http://www.prtr.nite.go.jp/prtr/prtr-kaizi.html>

1 年度では土壌排出が届け出られた物質は 25 物質であった。そのうち土壌排出量が 100kg
2 以上の物質は、最大はエチレングリコール、次いでスチレンであった。3 番目はビスフェノ
3 ール A 型エポキシ樹脂（液状）で 2 事業所から届出があったが、排出量は 150kg 及び 10kg
4 と少なかった。スチレンは金属鉱業から毎年届け出られているが、これは特殊なケースと
5 思われ、船舶製造・修理業、船用機関製造業から平成 13 及び 14 年度にそれぞれ 42,000kg
6 及び 37,000kg が届け出られているが、その後は届出がなかった。後述のモニタリングデー
7 タを合わせ考えて、エチレングリコールの用途である凍結防止剤が土壌排出の可能性があ
8 ると考えた。

9 10 ② 環境省「平成 16 年度 土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例など 11 に関する調査結果」¹

12 この調査は土壌汚染対策法に基づくもので、調査対象物質は同法の第一種特定有害物質
13 (VOC 類 11 物質：有機塩素系 10 物質及びベンゼン)、第二種特定有害物質（重金属 10 物
14 質）及び第三種特定有害物質（農薬類 5 物質）である。この調査ではアンケート調査に基
15 づく土壌汚染原因行為が示されており、「不適切な取り扱い」、「施設の破損等」、「汚水の地
16 下浸透」の順となっている。

17 また、上記調査報告書から、製造工程内で使用される VOC 類が土壌排出されていること
18 が判った。土壌汚染の原因については、アンケート調査では操作ミスや事故ともとれる回
19 答になっているが、モニタリングでも検出されていることを考慮して、通常の作業の中
20 でも製造工程内で使用される VOC 類が土壌排出されていると考えた。

21 22 ③ 環境省「平成 17 年度 地下水質測定結果」²

23 この報告書は水質汚濁防止法に基づく地下水質の測定結果をまとめたものである。環境
24 基準が定められている 26 項目（物質）のうち VOC 類 11 物質（有機塩素系 10 物質及びベ
25 ンゼン）についての汚染原因と汚染原因者の業種が示されている。この報告書の結果から、
26 土壌排出の可能性のある用途として次のように考えた。

- 27 ・ VOC 類 11 物質中、ベンゼン以外の有機塩素系 10 物質の用途は洗浄溶剤と推定され、
28 洗濯業及び広範囲な業種にわたる工程内の機械洗浄などの用途がある。

29 30 ④ 国土交通省「土壌・地下水汚染が水域に及ぼす影響に関する研究」³

31 この報告書は、東京都多摩川中流部 4 地点及び茨城県谷田川流域で行われた河川水と地
32 下水 4 地点の調査結果である。対象物質は環境基本法に基づく人の健康の保護に関する環

1 「平成 16 年度 土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例などに関する調
査結果」(平成 18 年 11 月 環境省 水・大気環境局)

<http://www.env.go.jp/water/report/h18-06/index.html>

2 「平成 17 年度 地下水質測定結果」(平成 18 年 12 月 環境省 水・大気環境局)

<http://www.env.go.jp/water/trport/h18-08/index.html>

3 国総研プロジェクト研究報告 12 号「土壌・地下水汚染が水域に及ぼす影響に関する研究」
(平成 18 年 12 月 国土交通省 国土技術政策総合研究所)

1 境基準物質（地下水の水質汚濁に係る環境基準物質と同じ 26 物質）、土壤汚染対策法にお
2 ける溶出量基準物質（25 物質）、水生生物保全に関する環境基準として平成 15 年に指定さ
3 れた全亜鉛、13 年度の PRTR 届出データにおいて土壤への排出及び敷地内での埋め立て処
4 分の届出排出量が上位のエチレングリコール、その他にペルフルオロオクタンスルホン酸
5 （以下、「PFOS」という。）、ヒドラジン、ポリ（オキシエチレン）アルキルエーテル（C=12
6 -15）及び硝化による硝酸性窒素へ変化する人畜廃水に含まれるアンモニア性窒素であった。
7 平成 16 年度の間接報告時には農薬の 1,3-ジクロロプロペンも加えられた。全ての箇所
8 で定量された物質はエチレングリコール、全亜鉛、硝酸性窒素、ヒドラジン及び PFOS であ
9 った。

10 以上の調査結果から、全ての箇所
11 で定量された物質のうち、エチレングリコール、ヒ
12 ドラジン及び PFOS について、土壤排出の可能性のある用途として以下のように考えた。

- 12 ・ エチレングリコールは主に凍結防止剤、ポリエステル繊維やポリエチレンフタレート、
13 農薬、塗料の原料として使用されている。これらの内、土壤排出が考えられる用途は
14 凍結防止剤である。
- 15 ・ ヒドラジンは無水物がロケット燃料、水和物として合成樹脂発泡剤の原料や脱酸素剤、
16 除草剤や医薬品の原料などとして使用されている。これらの内、土壤排出が考えられ
17 る用途は、工程内で清缶剤として使用されていると考えられる脱酸素剤である。
- 18 ・ PFOS は主に界面活性剤として用いられており、微量ながら広範囲での使用実績があ
19 ると推定されるが、土壤排出との関連については不明である。

20

21 ⑤ 環境省 要調査項目の存在状況調査結果¹

22 この調査は、環境省の平成 11 年度から 16 年度までの「要調査項目」の地下水モニタリ
23 ング結果である。「要調査項目」は、環境中の検出状況や複合影響の観点から見て、「水環
24 境リスク」に関する知見の集積が必要な物質として選定された 300 の物質群である。

25 このモニタリング調査で定量下限値を超えた物質は 21 物質で、そのうち 2 地点以上で超
26 えた物質について整理した。化審法対象外の金属及び農薬と、前項までで既に土壤排出の
27 可能性がある有機塩素系化合物及び洗浄溶剤用途の物質を除くと、エチルベンゼン、酢酸
28 ビニル、二硫化炭素及びエチレンジアミン四酢酸（以下、「EDTA」という。）が土壤排出を
29 経て地下水に移行した可能性があると考えた。これらの物質について土壤排出の可能性の
30 ある用途について以下のように考えた。

- 31 ・ エチルベンゼンは溶剤としての用途の他に燃料添加剤の用途があり、ガソリンスタン

¹ 環境省 要調査項目 存在状況調査結果

平成 11 年度 <http://www.env.go.jp/water/chousa/h11.pdf>

平成 12 年度 <http://www.env.go.jp/water/chousa/h12.pdf>

平成 13 年度 <http://www.env.go.jp/water/chousa/h13.pdf>

平成 14 年度（水質） <http://www.env.go.jp/water/chousa/h14.pdf>

平成 15 年度（水質） <http://www.env.go.jp/water/chousa/h15.pdf>

平成 16 年度 <http://www.env.go.jp/water/chousa/h16.pdf>

1 ドのガソリタンクから土壌への漏洩の可能性がある。

2 ・ 酢酸ビニルはポリマーの原料として用いられており、屋外で使用される建築資材であ
3 るポリマーコンクリート（コンクリートに接着剤としてエチレン酢酸ビニル共重合体
4 を混合）中に存在する未反応モノマーが土壌に浸出する可能性がある。

5 ・ EDTA はキレート化剤として洗浄剤に用いられており、工程内の使用時に土壌排出の
6 可能性がある。

7 ・ 二硫化炭素はセルロースの溶剤として使用されるが、他にジチオカーバメート系の農
8 薬（殺菌剤）や焼却炉の飛灰処理用のキレート化剤の分解生成物の可能性もあり¹、土
9 壌汚染と用途の関連性については更に調査が必要である。

10

11 (2) 土壌排出の可能性がある使用場面

12 前項の調査結果を踏まえて、土壌排出の可能性がある使用場面として以下の二つのケー
13 スを考えた。

14 ・ 屋外で使用されるもの：建築・土木現場で使用する接着剤、農薬、凍結防止剤など

15 ・ 製造工程内で使用されるもの：洗浄溶剤、作動油、清缶剤、殺生物剤など

16 ここで、屋外での使用は非点源の排出であり、製造工程内での使用は点源の排出に相当
17 する。

18

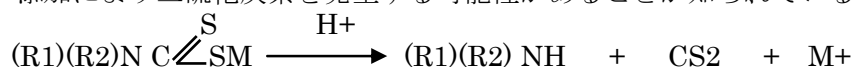
19 (3) 土壌排出の可能性がある工程内用途の抽出

20 PRTR 排出量等算出マニュアルである業種別・工程別 化学物質排出量、移動量算出マ
21 ニュアル（平成 14 年 3 月改訂）の記載から、土壌排出の可能性が考えられる工程内用途を
22 抽出した。その結果を図表 VI-19 に示す。

23 これを踏まえて土壌排出のある用途を設定した。

24

¹ 廃棄物焼却炉から発生する飛灰中に重金属が含まれているため、埋め立て処分する際は飛灰にキレート剤を添加・混練し、重金属が溶出しないように処理することがある。この目的にジチオカルバミン酸系化合物が用いられる。この化合物は不安定で、加熱または酸の添加により二硫化炭素を発生する可能性があることが知られている。



なお、「廃棄物焼却施設における飛灰処理剤による二硫化炭素の発生について」（厚生労働省 平成 14 年 2 月 18 日付け、基安化発第 0218001 号の 2）という通達でキレート化剤から二硫化炭素が発生するという実験結果を付して、作業者の二硫化炭素暴露防止を要請している。

1

2

図表 VI-19 PRTR 排出量等算出マニュアルから抽出した工程内用途と対象化合物

工程内用途	化学物質例 (参考: マニュアル記載業種)
1. 洗浄溶剤	ジクロロメタン (製紙、軽金属製品、金属熱処理、電気めっき、ダイカスト、バルブ製造、産業洗浄、強化プラスチック製造、鍛造品製造); トリクロロエチレン (軽金属製品、金属熱処理、電気めっき、ダイカスト、産業洗浄、航空機整備、鍛造品製造); テトラクロロエチレン (金属熱処理、電気めっき、クリーニング、産業洗浄、鍛造品製造); 1,1,1-トリクロロエタン (クリーニング); エチルベンゼン (クリーニング)
2. 洗浄剤	直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩 (電気めっき、産業洗浄); 界面活性剤類 (クリーニング、産業洗剤、航空機整備); エチレングリコール、エチレンジアミン四酢酸、ニトリロ三酢酸、種々の添加剤 (産業洗浄)
3. 酸洗液	5-15%の塩酸または硫酸 (溶融亜鉛めっき)
4. 凝集剤	アクリルアミド (セメントファイバーボード)
5. 防錆剤	2-アミノエタノール (製紙、ダンボール); ポリ (オキシエチレン) アルキルエーテル (産業洗浄); ヒドラジン (ダンボール)
6. 脱酸素剤	ヒドラジン (製紙、軽金属、電気めっき)
7. 殺生物剤	ホルムアルデヒド[防腐剤] (製紙); [スライムコントロール剤] (製紙)
8. 冷却剤	エチレングリコール (自動車整備)
9. 不凍液	エチレングリコール (自動車用ケミカル製品製造)
10. 作動油・潤滑油・離型剤	アルキルベンゼンスルホン酸・塩、エチレンオキサイド、エチレングリコール、1,2-エポキシプロパン、2- (ジエチルアミノ) エタノールアミン、トルエン、ノニルフェノール、界面活性剤 (ダイカスト); リン酸トリ-n-ブチル[作動油] (航空機整備); 潤滑油添加剤 (鍛造品製造)

3

4 VI.6.4.3 地下水へ移行の可能性がある物質の抽出と順位付け

5 この VI.6.4.3 では、Step2 及び Step3 に関連する事項について述べる。

6 本スキームにおいては、地下水中濃度を推定したリスク評価を行わない。代わりに、数
7 理モデルを用いた考え方を利用し、地下水へ移行する可能性があるかどうかで対象物質を
8 ふるい分けする。その後、地下水の濃度と相関性があると考えられる推定土壌間隙水中濃
9 度を指標として対象物質を順位付けし、土壌・地下水汚染の起こりやすさを物質間で相対
10 評価することとした。

11

12 (1) 地下水へ移行する可能性がある物質の抽出

13 ① E-FAST の地下水中濃度推計式

14 土壌排出の可能性のある用途をもつ物質を対象に、地下水へ移行する可能性がある物質
15 の抽出 (言い換えると地下水へ移行する可能性がほとんどない物質の除外) を行なう。こ
16 れには、TSCA の新規化学物質の事前審査のスクリーニング評価で用いられているリスク評
17 価システム E-FAST の地下水中濃度推計式の migration factor (移行係数) を利用する。

18 E-FAST で使われている地下水中濃度推計式は、式 VI-22 に示すように 1 サイト当たり
19 の排出量に、logKoc によって決まる 4 つに区分された移行係数の値を乗じたものである。

20 式 VI-22 から明らかなように地下水中推計濃度は logKoc によって決まる migration
21 factor (移行係数) と排出量の積によって表される。これは排出量が同じ場合には地下水中

1 推計濃度は $\log K_{oc}$ が大きいほど地下水への移行が遅く、地下水中推計濃度はより低くなる
2 ことを示している。

3

$$GWC = \frac{Q \times (\text{migration factor})}{N} \quad \text{式 VI-22}$$

4

記号	説明	単位	値	出典・参照先
GWC	70 年間平均地下水推計濃度	[mg/L]		E-FAST BeteVersion ¹ , (Eqn. 2-12)
Q	化学物質の埋め立て排出量	[kg/y]		
N	サイト数	—		
migration factor	移行係数	[mg/L/kg]	*	

5 ※ migration factor の値を 4 段階に分類している。E-FAST Version 2.0 ,(Eqn. 3-12)

6 3.21×10^{-6} ($\log K_{oc} \geq 4.5$) : 「negligible to slow(地下水への移行が無視できるほど遅い)」

7 2.67×10^{-5} ($\log K_{oc} \geq 3.5$ and < 4.5) : 「slow (地下水への移行が遅い)」

8 5.95×10^{-5} ($\log K_{oc} \geq 2.5$ and < 3.5) : 「moderate (地下水への移行が普通の早さ)」

9 7.55×10^{-5} ($\log K_{oc} < 2.5$) : 「rapid (地下水への移行が早い)」

10

11 ② $\log K_{oc}$ を用いた地下水へ移行する可能性がある物質の抽出

12 上記①に示したとおり、 $\log K_{oc}$ が小さい物質は土壌粒子に吸着せずに地下水へ移行する
13 可能性が高いと考えられる。そこで、Step2 において、対象物質を $\log K_{oc}$ の値でふるい分
14 けることとし、 $\log K_{oc} \geq 4.5$ となる物質は地下水へ移行する可能性がほとんどないとみなし
15 て、それ以外の物質 ($\log K_{oc} < 4.5$ となる物質) について、Step3 に進むものとした。

16 なお、地下水汚染が問題となったトリクロロエチレンの $\log K_{oc}$ は 1.8 (K_{oc} は 68)、テ
17 トラクロロエチレンの $\log K_{oc}$ は 2.2～2.5 (K_{oc} は 177～350) である²。

18

19 (2) 推定土壌間隙水中濃度による物質間の順位付け

20 ① 推定土壌間隙水中濃度による相対的な指標

21 Step 3 において、相対比較による物質間の順位付けを行うため、土壌間隙水中化学物質
22 濃度の指標 $\text{Index}_{C_{\text{porewater}}}$ を以下のとおり設定した。

23 $\text{Index}_{C_{\text{porewater}}}$ を求めるために V 章「排出源ごとの暴露シナリオ」の「V.7.3.2 土壌中
24 濃度及び土壌間隙水中濃度の推計」を基本にして、土壌中に含まれる化学物質が大気沈着
25 由来でなく土壌への排出由来となる様に、該当する部分を変更した。変更した計算式を式
26 VI-23、式 VI-24 及び式 VI-25 に示す。

27 なお、下記の計算式で記号に「 Index 」と付いているものは実際の濃度や物質質量ではなく、

¹ Versar Inc. (2005) Exposure and Fate Assessment Screening Tool (E-FAST) Version 2.0 Documentation Manual. Prepared for U.S. EPA OPPT. (1999 年の Bete Version の Manual の方が数式は辿りやすい。)

<http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/efast.htm>

² NITE 初期リスク評価書「トリクロロエチレン」、「テトラクロロエチレン」

1 物質間で相対比較を行なうための指標であることを示している。

2

$$Index_C_{porewater} = \frac{Index_C_{soil} \times \frac{BD_{soil}}{1000}}{K_{soil_water}} \quad \text{式 VI-23}$$

3

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$Index_C_{porewater}$	土壌間隙水中化学物質濃度の指標	—		V.7.3.2(3) 式 V-96
$Index_C_{soil}$	土壌中化学物質濃度の指標	—		V.7.3.2(1) 式 V-73
BD_{soil}	土壌バルク密度	[kg/m ³]		V.7.3.2(1) 式 V-75
K_{soil_water}	土壌一水分配係数	—		V.7.3.2(3) 式 V-97

4

$$Index_C_{soil} = \frac{Index_D_{soil}}{k_{soil}} - \frac{Index_D_{soil} \times (1 - e^{-k_{soil} \times T})}{k_{soil}^2 \times T} \quad \text{式 VI-24}$$

5

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$Index_C_{soil}$	土壌中濃度の指標※	—	※	V.7.3.2(1) 式 V-73
$Index_D_{soil}$	土壌への単位面積・単位時間当たりの排出量の指標	—		V.7.3.2(1) 式 V-74
k_{soil}	土壌における消失の総 1 次速度定数	[1/day]		V.7.3.2(1) 式 V-76
T	平均化時間	[day]	3650	本シナリオの設定

6 ※ 化学物質の水溶解度を超えた場合であっても、そのまま用いる。この点は V.7.3.2(1) 式 V-73 とは異なる点に注意（1 箇所 nationwide を排出するという仮定での計算のため、計算上、すぐ水溶解度に達してしまう可能性があるため）。

9

$$Index_D_{soil} = \frac{Index_M_{soil}}{BD_{soil} \times DEP_{so}} \quad \text{式 VI-25}$$

10

記号	説明	単位	値	出典・参照先
$Index_D_{soil}$	土壌への単位面積・単位時間当たりの排出量の指標	—		V.7.3.2(1) 式 V-74
$Index_M_{soil}$	土壌への排出量に係る指標	—		下記の説明参照
BD_{soil}	土壌バルク密度	[kg/m ³]		V.7.3.2(1) 式 V-75
DEP_{so}	土壌深さ	[m]	0.2	MNSEM UM デフォルト※

11 ※ 株式会社三菱化学安全科学研究所（1998）Multi-phase Non-Steady state Equilibrium Model
12 version 2.0 ユーザーズマニュアル。

13

14 式 VI-25 の土壌への排出量に係る指標 $Index_M_{soil}$ とは、土壌への排出量の大きさを相対比
15 較するための指標である。この指標は、化学物質の詳細用途別の全国出荷数量に「環境へ

1 の出やすさを相対的に表す係数」を乗じることにより求める。「環境への出やすさを相対的
2 に表す係数」として、詳細用途別の大気への排出係数と水域への排出係数の和を用いる。
3 これは、大気や水域へ排出されやすいものは土壌へも排出されやすいであろうという仮定
4 を置いたためである。

5 また、大気及び水域の排出係数は詳細用途に応じた家庭用途等での使用
6 (Household/Institutional Use) または工業的使用 (Industrial Use) の値を用いる。これ
7 は VI.6.4.2 (2) で述べたように、土壌排出の可能性のある場面は、屋外で使用されるものと
8 製造工程内で使用されるものの 2 つのケースがあり、前者が Household/Institutional Use、
9 後者が Industrial Use に相当すると考えたためである。なお、1 つの物質が複数の詳細用
10 途で出荷している場合は、それぞれの詳細用途について「環境への出やすさを相対的に表
11 す係数」に全国出荷数量を乗じて土壌への排出量を表す指標 *Index_Msoil* を求め、
12 *Index_Msoil* を全詳細用途で合計し、式 VI-25 の右辺分子に代入する。

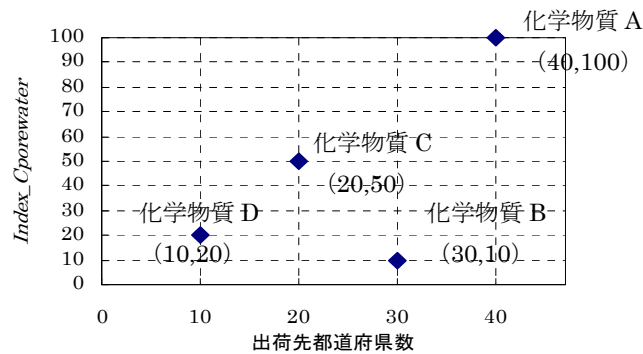
13

14 ② 相対比較による物質間の順位付け

15 各物質について土壌間隙水中化学物質濃度の指標 *Index_Cporewater* と出荷先の都道府県数
16 の積を求め、物質間で比較し、大きいものほど順位が高く、土壌及び地下水汚染が広範に
17 生じる可能性が高いとみなすこととする。そのイメージを図表 VI-20 に示す。図表 VI-20
18 の場合、化学物質 A～D の間の順位は[]内に上述の積の値を表すと、化学物質 A[4000] >
19 化学物質 C[1000] > 化学物質 B[300] > 化学物質 D[200] という順位になる。

20

1



2

3 ※ () 内の数値は出荷先都道府県数と Index_Cporewater の値をこの順で示す。

3

4

4 図表 VI-20 出荷先都道府県数と Index_Cporewater のイメージ

5

6 VI.6.4.4 土壌汚染・地下水汚染が顕在化した場合のリスク評価

7 図表 VI-17 の Step1～Step3 の手順は地下水汚染の「可能性」を評価し、「可能性」につ
8 いて物質間の相対的な順位付けを行うものである。実際に土壌汚染・地下水汚染が発見さ
9 れた場合には、人の健康に対するリスクの有無を知るためには暴露評価と有害性評価に基
10 づくリスク推計を行う必要がある。地下水中濃度はモニタリング調査により知ることがで
11 きるが、空間的・時間的な汚染状況の分布も含めて評価するためには数理モデルを利用し
12 て地下水中濃度を推計することが考えられる。そのような数理モデルは国内外でいくつか
13 存在するが、国内であれば「GERAS-3」¹等がある。例えば「GERAS-3」の場合、『土壌層
14 から地下水層に至る汚染物質の移動現象を数値モデル化するとともに、揮発・拡散、地下
15 水への溶解、さらには土壌への吸着など、汚染物質自体の組成変化をも考慮した流動解析
16 に基づき、複合成分の汚染リスクの時間的・空間的な変化を定量化できる』とされている。
17 このような数理モデルを用いる場合、地質や汚染状況等に関する詳細な情報が必要となる
18 ため、詳細なリスク評価が必要かどうかを検討したうえで、必要があれば実際の汚染サイ
19 トについてこれらの情報を調査することが考えられる。

20

¹ 独立行政法人 産業技術総合研究所 地圏資源環境研究部門(2009)地球圏環境リスク評価システム (GERAS : Geo-environmental Risk AssessmentSystem) の詳細モデル

化審法における優先評価化学物質に関する
リスク評価の技術ガイダンス

VII. 暴露評価

～様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ
及び残留性の評価～

Ver.1.0

平成 26 年 6 月

厚生労働省・経済産業省・環境省

改訂履歴

Version	日付	改訂内容
Ver .1.0	平成 26 年 6 月	初版

目 次

VII. 暴露評価 ～様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ及び残留性の評価～	1
VII.1 はじめに.....	1
VII.1.1 本章の位置づけ	1
VII.1.2 他の章との関係	3
VII.2 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計.....	3
VII.2.1 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計の位置づけ.....	3
VII.2.2 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計に用いる数理モデルの概念	6
VII.3 環境中濃度等の空間的分布の推計	12
VII.3.1 環境多媒体モデル G-CIEMS.....	12
VII.3.2 モデルの特徴.....	16
VII.4 残留性の評価.....	22
VII.4.1 目的等.....	22
VII.4.2 多媒体モデルの利用	22
VII.5 付属資料.....	25
VII.5.1 はじめに	25
VII.5.2 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計と残留性の推計に用いる数 理モデル	25
VII.5.3 G-CIEMS モデルの解説.....	39
VII.5.4 環境中濃度等の空間的分布の推計における人の摂取量.....	48

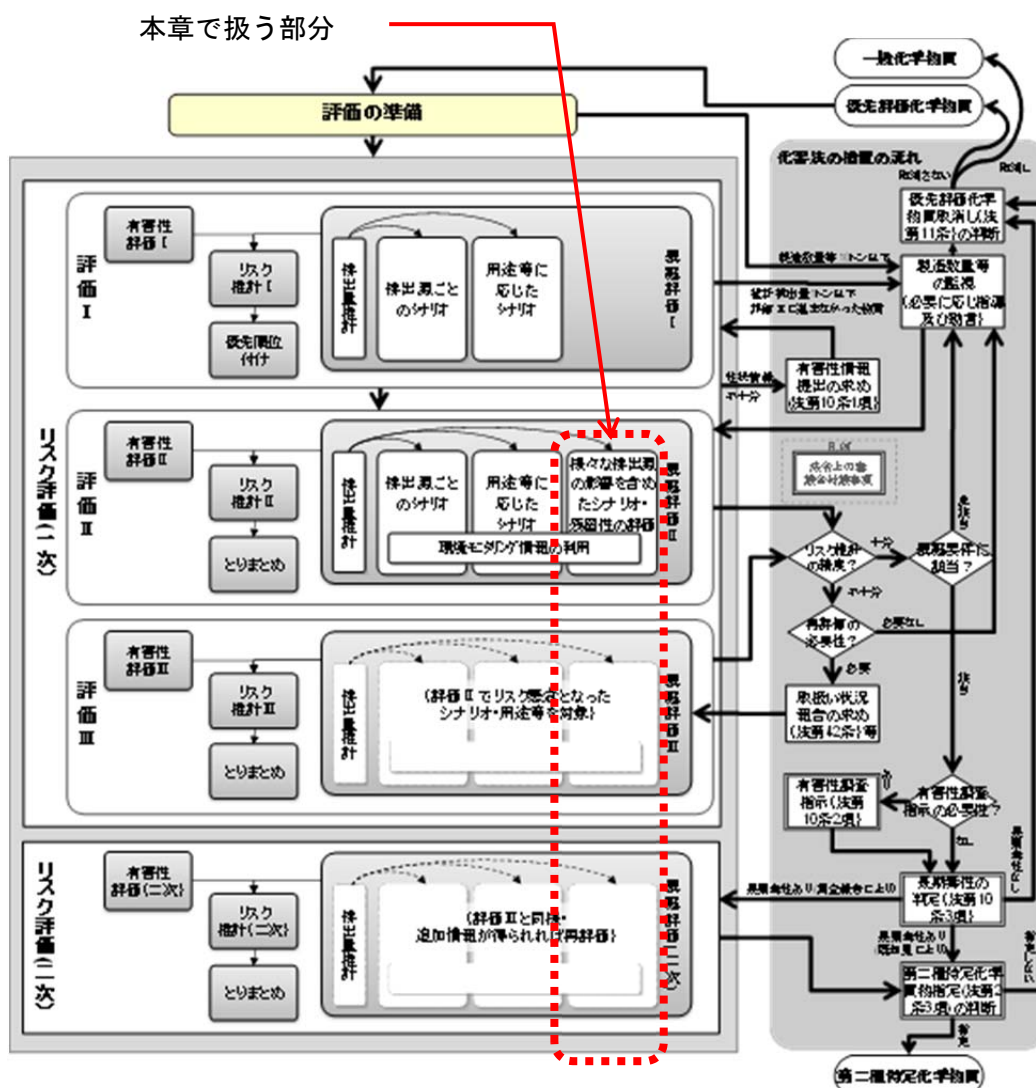
VII. 暴露評価

～様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ及び残留性の評価～

VII.1 はじめに

VII.1.1 本章の位置づけ

本章では、優先評価化学物質のリスク評価における暴露評価のうち、様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ及び残留性の評価について解説する。リスク評価の手順フロー全体における本章で扱う部分を図表 VII.1 に示す。



図表 VII.1 リスク評価の手順フローにおける本章で扱う部分

暴露評価Ⅱでは、「様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ」に基づく評価を実施する。

1 このシナリオでは用いる情報によって実施する内容が異なり、概要は以下のとおりである。

2
3 (ア) 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計

4 (用いる情報：製造数量等の届出情報、PRTR 情報)

5 本シナリオでは、多媒体モデル¹を用いて、広域的（日本全域を想定）・長期的²（定
6 常状態を想定）な暴露状況の推計を行う。製造数量等の届出情報を用いて推計する場
7 合は、製造段階、調合段階、工業的使用段階、家庭用・業務用での使用段階、長期使
8 用製品の使用段階、全てのライフサイクルステージでの推計排出量を合計して用いる。
9 PRTR 情報が利用できる場合は、別途、届出排出量と届出外排出量を合計して用いる。

10
11 (イ) 環境中濃度等の空間的分布の推計

12 (用いる情報：PRTR 情報等)

13 PRTR 情報等の地理的な情報を含む排出量情報が得られる場合には、面的な排出源（家
14 庭、移動体等）を含めた全国の排出源からの排出量を基に、地図上の区画（メッシュや小
15 流域等）ごとに環境中濃度を推計するモデルを用いて、環境中濃度の空間的分布を全国レ
16 ベルで推計した上で、暴露量（又は暴露濃度）（人健康の場合は摂取量、生態の場合は環境
17 中濃度）を推計する。この際、化審法の規制対象の範囲外の排出量の影響について可能な
18 限り解析するため、例えば、明らかに化審法の規制対象の範囲外となる PRTR 情報につ
19 ては除外したケースについても推計を行う。

20 暴露評価Ⅱでは、「残留性の評価」も行う。その概要は以下のとおりである。

21
22 (ウ) 優先評価化学物質の環境中での残留性の指標として、多媒体モデルを用い、環境中
23 の総括残留性（Pov）等を推計する。

24
25 (エ) 複数年の環境モニタリング情報が得られる場合には、環境媒体ごとの経年的な検出
26 状況について整理する。

27
28 本章では残留性の評価のうち、多媒体モデルを用いる(ウ)についても記述する。本章にこ
29 れを含める理由は、様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオの前述の「(ア)広域的・長期
30 的スケールの暴露状況の推計」と同じモデルを用いるためである。環境モニタリング情報
31 を用いる(エ)は「第八章 環境モニタリング情報を用いた暴露評価」に記述する³。

1 多媒体モデル：環境中に排出された化学物質が、大気、水、土壌、底質などの環境媒体間において、輸送・移動、分配され、また化学的または生物学的に分解される等の環境中の化学物質の動態を同時に評価するための数理モデル。

2 この「長期的」という言葉は、長期暴露や長期使用製品の使用段階の「長期」とは意味が異なる。環境中濃度が定常状態に到達するまで排出開始から長い年月がかかる化学物質もあるため「長期的」という表現を用いている。

3 環境モニタリング情報を用いるのは残留性の評価だけではない。各暴露シナリオに対応するとみなせる環境モニタリング情報があれば、当該暴露シナリオに対応する環境中濃

1

2 VII.1.2 他の章との関係

3 前項のとおり、製造数量等の届出情報や PRTR 情報を数理モデルに用いる部分は本章に
4 記述し、環境モニタリング情報を用いる部分はVIII章に記述している。

5 人の摂取量の推計に用いる計算式は「V章 排出源ごとの暴露シナリオ」と基本的には
6 同じである。ただし、「様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ」の数理モデルを用いる
7 部分で想定している環境スケールが「排出源ごとの暴露シナリオ」とは違うため、暴露係
8 数（食品摂取量等）が一部異なる。適宜、V章を引用するので詳細はそちらを参照された
9 い。

10

11 VII.2 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計

12 ここでは「様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ」のうち、広域的・長期的スケー
13 ルの暴露状況の推計について説明する。製造数量等の届出情報や PRTR 情報（得られる場
14 合）を多媒体モデルに入力して推計を行う。

15 本節では、位置づけを VII.2.1 で述べ、評価に使用する数理モデルの特徴、概念と適用方
16 法を VII.2.2 で説明する。

17

18 VII.2.1 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計の位置づけ

19 本節では、広域的・長期的スケールの暴露状況の推計の位置づけとして、役割及び推計
20 項目について解説する。

21

22 VII.2.1.1 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計の役割

23 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計を行う目的は、評価 I で実施した「排出源ご
24 との暴露シナリオ」や「用途等に応じた暴露シナリオ」とは異なる空間と時間のスケール
25 で、対象物質の環境中の分配状況等を概観し、暴露状況の解釈に利用することである。

26

27 評価 II において、「排出源ごとの暴露シナリオ」で PRTR 情報を用いる場合は 24 の届出
28 対象業種からの届出排出量が用いられる。一方で、移動体の排ガス、家庭、非対象業種等
29 の届出外排出量等は評価には含まれない。「用途等に応じたシナリオ」では、化審法の製造
30 数量等の届出情報で得られる詳細用途分類に係る推計が PRTR 情報に含まれていれば評価
31 に用いる場合があるが、すべての届出外排出量を用いるわけではない。すなわち、「排出源
32 ごとの暴露シナリオ」や「用途等に応じたシナリオ」で対象としていない排出源からの排
33 出量が総排出量の多くを占めるような優先評価化学物質の場合は、排出源ごとの暴露シナ

度等として利用する。第VIII章を参照のこと。

1 リオ等では化学物質の暴露状況の全ては捉えていないということになる。このため、広域
2 的・長期的スケールの暴露状況の推計においては、非点源（線源・面源と言われることも
3 ある）に分類される排出源からの排出も考慮した暴露状況を推計し、他の暴露シナリオを
4 補足する必要がある。

5
6 具体的には、例えば「排出源ごとの暴露シナリオ」であれば特定の排出源の影響を受け
7 る範囲（大気への排出の場合では排出源から半径 1km～10km までの評価エリア）を対象
8 としていたが、ここでは特定の排出源の影響下ではない日本全域の一般環境を対象とする。
9 また、製造数量等の届出情報を用いて推計では、製造段階、調合段階、工業的使用段階、
10 家庭用・業務用での使用段階、長期使用製品の使用段階、全てのライフサイクルステー
11 ジでの推計排出量を合計して用い、PRTR 情報が利用できる場合は、別途、届出排出量と届
12 出外排出量を合計して用いる¹。利用する排出量の詳細は、IV章の様々な排出源の影響を含
13 めた暴露シナリオにおける排出量推計に関する記載を参照されたい。

14 また、排出源ごとの暴露シナリオでは、必ずしも環境中濃度等が一定となる定常状態を
15 仮定していないが、ここでは十分に長い時間が経って定常状態に到達した時の状況を対象
16 とする。このように地理的に広大で時間的に長期的なスケールにおける化学物質の環境中
17 の動態を推計する。

18 以上の役割のため、本スキームでは多媒体モデルを用いて、以下の推計を行う。各項目
19 の具体的な内容は本節の VII.2.1.2 で後述し、モデルについては次節 VII.2.2 と付属資料で
20 説明する。

- 21
- 22 ・ 環境媒体間の分配比率（広域・定常状態における）
- 23 ・ 人の摂取量の摂取媒体別比率（広域・定常状態における）
- 24

25 VII.2.1.2 推計項目

26 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計では、日本全体という広大な環境をいくつか
27 の環境媒体から成る箱（コンパートメント）と捉え、これに対象物質の日本国内の総排出
28 量を入力し、その排出量が継続するものと仮定した場合に長期的に到達する定常状態にお
29 ける環境媒体間の分配比率等を推計する。このような推計モデルは多媒体モデル（マルチ
30 メディアモデルともいう）といい、このタイプの数理モデルによる環境媒体間の分配比率
31 は OECD の SIDS 項目の 1 つでもあり²、環境動態を考察するうえで国際的に重要な情報の

¹ 後述するように、非点源等の影響を考察するため「排出源ごとの暴露シナリオ」で用いて
いる排出量の総量（製造数量の届出情報の場合は製造段階、調合段階、工業的使用段階の
排出量の全国合計値。PRTR 情報の場合は届出排出量の全国合計値。）を使って計算した
結果と比較する。

² SIDS 項目である Transport and Distribution の Transport and Distribution between
Environmental Compartments に該当する。
OECD (last update 2012) Manual for assessment of chemicals. Chapter 2. Data

- 1 1つとみられている（モデルについては次節 VII.2.2 と付属書で説明）。
- 2 多媒体モデルを用いて VII.2.1.1 で記したように以下の項目を推計する。
- 3
- 4 ・ 環境媒体間の分配比率（広域・定常状態における）
- 5 ・ 人の摂取量の摂取媒体別比率（広域・定常状態における）
- 6
- 7 以下、順に説明する。
- 8

9 (1) 環境媒体間の分配比率

10 化学物質が長期的には環境媒体のいずれに分配される傾向があるかを予測するものであ
11 る。この結果は、環境モニタリング調査を行う場合に着目すべき媒体の見当をつけること
12 等にも役立つ。

13

14 (2) 人の摂取量の摂取媒体別比率

15 本項目は(1)の延長線上で、化学物質の環境媒体別の存在量を人の摂取量の摂取媒体別比
16 率に外挿したものである。モデルにより予測した環境媒体別の存在量から環境媒体別濃度
17 を推計し、そこから食物（魚介類、農作物、畜産物）中の濃度を推計する（環境中濃度か
18 ら食物中濃度を推計する数式は「排出源ごとの暴露シナリオ」で用いているものと同様）。
19 それらの一定量を摂取すると仮定し、全経路からの摂取量（大気吸入、飲料水摂取、魚介
20 類摂取、地上部農作物摂取、地下部農作物摂取、牛肉摂取、乳製品摂取の 7 経路）を摂取
21 媒体別比率にしたものである。これは特定の排出源の影響下ではない広域的・長期的な人
22 の暴露状況を表しているといえる。

23 この結果は、例えば以下のように解釈に用いる。

24 ある化学物質は、排出源ごとの暴露シナリオの評価ではほとんどが大気に排出され、人
25 の暴露経路も大気吸入が主体であったとする。一方、物質の特性としては大気から水域へ
26 の沈着や土壌から水域への移行も起こり、長期的には水域に溜まり広域的・長期的スケ
27 ルの暴露状況の推計では魚介類摂取の経路の寄与が大きいことが計算されたとする¹。この
28 ような場合は、人の健康へのリスクの懸念については「排出源ごとの暴露シナリオ」の結
29 果のみで判断せず、一般環境（特定の排出源の影響を受けていない地域）の魚介類の濃度
30 レベルも確認した上で判断すべき、といった解釈につながる。逆に、広域的・長期的スケ
31 ルの暴露状況の推計でも、「排出源ごとの暴露シナリオ」の評価と同じ媒体からの摂取経
32 路が主体であれば、排出源周辺の濃度は必ず一般環境中濃度よりも高いため、排出源ごと
33 の暴露シナリオの評価結果をもってリスクが懸念されるか否かの判断を支持すると考えら

gathering and testing.

(<http://www.oecd.org/env/ehs/testing/49944183.pdf>)

¹ 排出源ごとの暴露シナリオで用いている推計モデルでは大気と水域間の環境中の分配・移行を考慮していないため、このような評価はできない（図表 VII.3 参照）。

1 れる。

2
3 (1)の「環境媒体間の分配比率」と(2)の「人の摂取量の摂取媒体別比率」については、「排
4 出源ごとの暴露シナリオ」で用いている排出量の総量（すなわち点源の総量）で推計した
5 場合と、それに加えて、製造数量等の届出情報を用いる場合であれば家庭用・業務用での
6 使用段階や長期使用製品の使用段階からの排出も加味した排出量の総量で推計した場合の
7 比較を行い、後者の非点源からの寄与の影響度についても考察する。同様に PRTR 排出量
8 を用いる場合は、届出排出量に届出外排出量を加味した場合とそうでない場合を比較し考
9 察する。

10
11 以上のように、広域的・長期的スケールの暴露状況の推計を加えることによって、化学
12 物質の暴露状況を様々な視点から眺め、「暴露要件」への該当性を多面的に判断できるよう
13 にすることを意図している。これらは環境中での動態の概略把握、化学物質の暴露状況を
14 重層的に理解するために重要である。

15 ただし、このような評価を行うのは本来、入力する物理化学的性状等のデータが適切で
16 あるのが前提であるため、推計結果の利用・解釈には入力データの信頼性の評価も併せ行
17 うことが重要となる^{1,2}。このことについてはIX章で説明する。また、たとえ適切な物理化
18 学的性状等のデータを用いても排出量の媒体間分配やモデル自体の不確実性等の様々な要
19 因が推計結果に影響を及ぼしていることに留意が必要である。

21 VII.2.2 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計に用いる数理モデルの概念

22 本節では、広域的・長期的スケールの暴露状況に用いる数理モデル（多媒体モデル）に
23 ついて、(VII.2.2.1) 多媒体モデルの種類等、(VII.2.2.2) 排出源ごとの暴露シナリオと

¹ 広域的・長期的スケールの暴露状況に限らず、数理モデルを用いた暴露評価であればど
れも同じである。EU-TGD に基づく推計モデルの説明書でも以下のように述べられてい
る。

「たとえ完璧なモデルであっても、入力データの品質管理を無視したりおざなりにすれ
ば、信頼できない結果しか得られない」

Lijzen, J.P.A and Rikken, M.G.J. eds. (2004) European Union System for the
Evaluation of Substances. EUSES 2.0 Background Report. 1.8 System Limitations.

² U.S. EPA は、高生産量（HPV）化学物質を含む既存化学物質の環境媒体間の分配を評価
するため、レベルⅢタイプの多媒体モデル（本スキームの推計で使用しているものと同等）
の適用を強く推奨している。ただし、それは HPV 物質のようにモデルに入力する物理化
学的性状や環境中半減期の大部分の実測データが得られる場合に使用するのが適切であ
るとしている。また、U.S. EPA は「このタイプのモデルは PBT 物質の環境残留性や長
距離移動性の評価に有用であり、推定環境中濃度を定量的な暴露評価に使うには適さな
い」という見解を示している。

U.S. EPA, OPPT (2006) Recommendations for Estimating Transport Between
Environmental Compartment (Fugacity) for Existing chemicals, including HPV
chemicals.

(<http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/eqchpv.htm>)

1 の比較、(VII.2.2.3) 本スキームで用いる数理モデル、(VII.2.2.4) 数理モデルの概念及
2 び (VII.2.2.5) 数理モデルの適用について解説する。本節に係る詳細は付属資料 VII.5.2
3 に記載している。

4

5 VII.2.2.1 多媒体モデルの種類等

6 化学物質の長期間にわたる環境中での動態を評価するには、コンパートメントモデルが
7 適している。コンパートメントモデルの1つである多媒体モデルは、化学物質の環境中
8 の移流、拡散、分解、他の環境媒体への移行といった様々なメカニズムを考慮し、環境媒
9 体（大気、水域、土壌、底質等）間の分配や残留量を算定する。多媒体モデルの多くはこ
10 のような4つの環境媒体（大気、水域、土壌、底質）で構成され、環境に排出された後の
11 化学物質の長期的、広大な空間での環境媒体間の分配や残留程度を評価するのに適してお
12 り、広域的・長期的スケールの暴露状況の推計でも適用することとした。

13 多媒体モデルは、前提としている条件・複雑さから下表のようにレベル I～IVの4段階
14 に分類されている¹。平衡／非平衡（環境媒体間で平衡状態を仮定する／仮定しない）、定常
15 ／非定常（無限時間後に到達する状態を仮定する／仮定しない）、反応・消失過程（分解等
16 の化学的、生物学的な化学物質の変化・消失の有無）、閉鎖系／開放系（化学物質の連続的
17 な系外からの流入・系外への流出を考慮しない／考慮する）の条件の違いで特徴づけられ
18 ている。

19

20 図表 VII.2 多媒体モデルのレベルと前提条件の対応

レベル	主な前提条件			
	平衡／非平衡	定常／非定常	反応・消失過程	閉鎖系／開放系
I	平衡	(定常)	なし	閉鎖系
II	平衡	定常	あり	開放系
III	非平衡	定常	あり	開放系
IV	非平衡	非定常	あり	開放系

21

22 当時の OECD の HPV プログラムの文書²では、ポスト SIDS のステージ³において、各国
23 が初期レベルの環境経由暴露を評価するのに適用できるモデルとして推奨されているモデ
24 ル群（CHEMCAN、CHEMFRAN、MNSEM 等。MNSEM は VII.2.2.3 で後述するよう

¹ Mackay, D. (1972) Finding Fugacity Feasible. Environ. Sci. & Technol., 13(10), 1218-1223.

² OECD (1994) Provisional Guidance for the Initial Assessment of Environmental Exposure. (<http://www.oecd.org/env/ehs/risk-assessment/1947565.pdf>)

ただし、この文書は当時の HPV プログラムのものであり、後継の CoCAM (Cooperative Chemicals Assessment Programme) で使用されておらず参考としての扱いである。

³ SIAM の結果、追加作業の候補として特定された場合、SIDS 提出後の (post-SIDS) 作業に詳細な暴露情報の収集と評価およびリスク評価が含まれている。大半のケースでは、暴露評価は各国内（または地域内）で実施される。

1 に本スキームで用いる MNSEM3 β NITE 版の元である)はいずれも図表 VII.2 のレベル III
 2 に相当し、EU のリスク評価で使用されているリスク評価システム EUSES に含まれる多媒
 3 体モデル Simple Box もレベル III である。

4

5 VII.2.2.2 排出源ごとの暴露シナリオとの比較

6 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計では、広域環境を 4 つの媒体 (大気・水域・
 7 土壌・底質) から成る 4 つの箱 (コンパートメント) と捉え、媒体内は均一濃度と仮定し
 8 た多媒体モデルを用いる¹。排出源ごとの暴露シナリオと広域的・長期的スケールの暴露状
 9 況の推計とで空間スケールや推計内容等を対比したものを図表 VII.3 に示す。

10 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計では、日本全域という広域・巨大な媒体内を
 11 均一・完全混合という簡略化をして推計を行っている点に留意が必要である²。

12

13

14 図表 VII.3 排出源ごとの暴露シナリオと広域的・長期的スケールの暴露状況の推計に
 15 おける評価スケールや推計内容等の比較

	排出源ごとの暴露シナリオ	広域的・長期的スケールの暴露状況の推計
評価空間スケール	排出源の周辺半径 1～10km のエリア	日本全域
推計に必要な化学物質の情報	<ul style="list-style-type: none"> 物理化学的性状一式 排出源ごとの排出量 (大気、水域の媒体別) 土壌中の分解速度 (又は半減期) 	<ul style="list-style-type: none"> 物理化学的性状一式 日本国内の総排出量 (大気、水域、土壌の媒体別) 媒体ごと (大気、水域、土壌、底質) の分解速度 (又は半減期)
推計する内容	以下の項目について排出源周辺のエリア内平均値を推計 <ul style="list-style-type: none"> 媒体別の環境中濃度 人の摂取量 	広域環境を 4 つの媒体から成る箱 (コンパートメント) と捉えた時の以下を推計 <ul style="list-style-type: none"> 媒体間の分配比率 人の摂取量の摂取媒体別比率
長所	<ul style="list-style-type: none"> 推計濃度は暴露シナリオの設定次第で排出源近傍の高濃度や高暴露集団の把握に適する 	<ul style="list-style-type: none"> 化学物質のトータルの物性からの環境中における分配・動態の概略把握に適する 4 つの媒体すべての半減期を考慮 4 つの媒体間の分配・移動を考慮

¹ 1 媒体を 1 つの箱 (コンパートメント) と仮定するのではなく、より詳細な空間に分解して濃度の地理的な分布を推計する多媒体モデルも存在する (「VII.3 環境中濃度等の空間的分布の推計」を参照)。

² 海外の多媒体モデル (Simple Box、ChemCAN) を扱った文献には以下のものがある。本スキームで用いるモデル MNSEM については、この後の VII.2.2.3 の脚注を参照。

- Kawamoto, K., Macleod, M. and Mackay, D. (2001) Evaluation and comparison of multimedia mass balance models of chemical fate: application of EUSES and ChemCAN to 68 chemicals in Japan. Chemosphere Vol. 44. 599-612.
- Jager, T. ed. (1998) Evaluation of EUSES: inventory of experiences and validation activities. RIVM report 679102 048.

	排出源ごとの暴露シナリオ	広域的・長期的スケールの暴露状況の推計
短所又は留意点	<ul style="list-style-type: none"> ・ 大気への排出と水域への排出でシナリオが分かれ、媒体間移動の考慮は限定的 ・ 環境中での分解の半減期の考慮は土壌のみ 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 広域・巨大な媒体内は均一・完全混合という単純化 ・ 媒体別の物質量を媒体の体積で除した推計濃度は、排出源近傍の高濃度や高暴露集団を把握するには適さない

1

2 VII.2.2.3 本スキームで用いる数理モデル

3 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計において、本スキームでは MNSEM¹ という日
4 本版の multimedia モデルをベースにし、一部改良を加えたものを MNSEM3β NITE 版として使
5 用する。前述したように MNSEM は OECD の HPV プログラムの文書において、ポスト
6 SIDS のステージにおいて各国が初期レベルの環境経由暴露を評価するのに適用できるモ
7 デルとして推奨されているものの 1 つになっている。また、化学物質審議会安全対策部会
8 安全対策小委員会のリスク評価の中でも利用実績がある²。

9

10 VII.2.2.4 数理モデルの概念

11 MNSEM は大気、水域、土壌、底質の 4 つの環境媒体から構成され、この 4 つの媒体間
12 の化学物質の出入等を表現した約 100 の数式から成り立っている。それぞれの環境媒体の
13 中では、化学物質の存在状態（水域であれば溶存態と懸濁粒子への吸着態）を分配平衡で
14 考慮している。また、それぞれの環境中濃度から農作物や畜産物中濃度を推計する式も組
15 み込まれ、人の摂取量まで推計できるようになっている。環境の大きさや温度、各媒体に
16 おける懸濁粒子等の濃度や密度、降雨量や平均風速等の各種の環境パラメータはデフォ
17 トで設定されている（詳細は付属資料 VII.5.2.1 (1) 参照）。

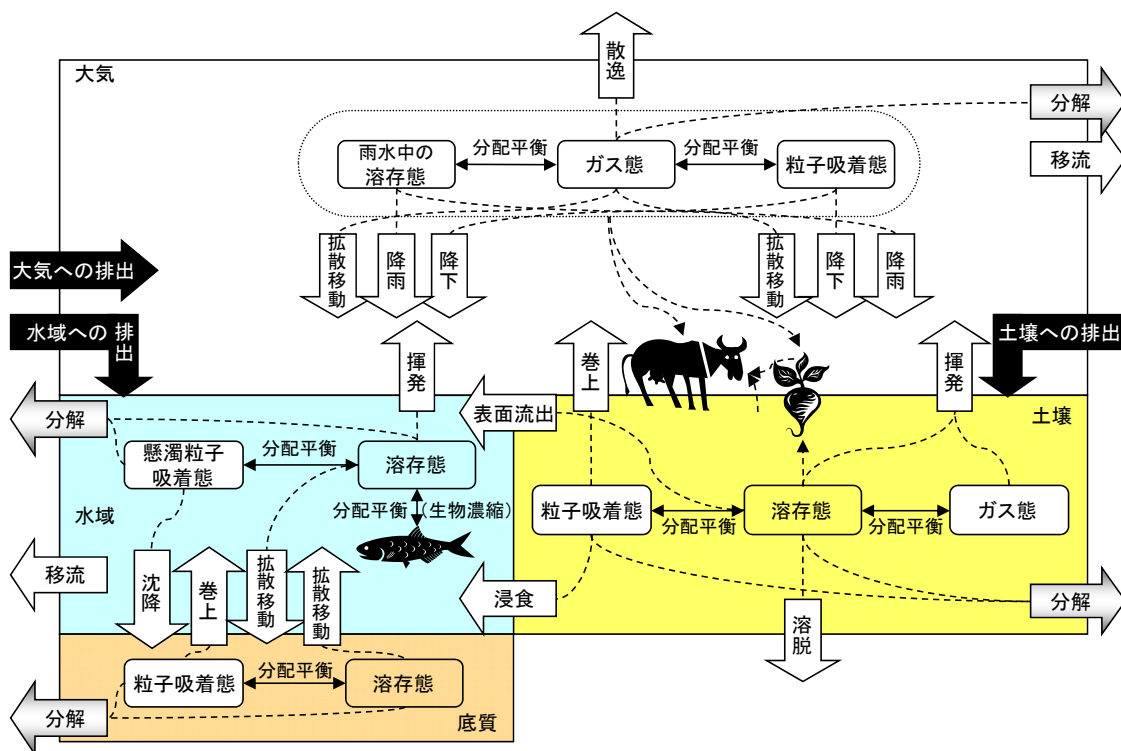
18 MNSEM の全体構成を図表 VII.4 に示す。

19

¹ MNSEM の開発者である吉田喜久雄氏より MNSEM3β (MNSEM2 (version 2.0) の改良版) の提供を NITE が受け、本スキームの中で一部変更を加えて使用している。変更箇所については付属資料 VII.5.2.1 (2) に記載している。MNSEM に係る資料は以下のとおり。

- ・ 株式会社三菱化学安全科学研究所 (1998) Multi-phase Non-Steady state Equilibrium Model version 2.0 ユーザーズマニュアル。
- ・ 国立環境研究所が公開している MNSEM のページ <http://w-chemdb.nies.go.jp/mnsem2/MNSEM.htm>
- ・ Yoshida, K., T. Shigeoka and F. Yamauchi. (1987) Multi-Phase Non-steady State Equilibrium Model for Evaluation of Environmental Fate of Organic Chemicals, Toxicol. Environ. Chem. 15(3), 159-183.

² 例えば、化学物質審議会安全対策部会第 3 回安全対策小委員会 (2003) 参考資料 2 指定化学物質 100 トンを環境中に放出した場合のリスクの推定 (<http://www.meti.go.jp/kohosys/committee/summary/0001890/0001.html>)



図表 VII.4 MNSEM の全体構成－広域環境中の化学物質の挙動と物質収支－

図の中で、角丸の四角は化学物質の存在形態を表している。文字付きの矢印は速度論的に扱っている化学物質の動態を表し、このうち分解は物質自体の消失プロセスを、それ以外の白い矢印は媒体間もしくは系外（対象区画外）への輸送プロセスを表している。点線は化学物質の存在形態と分解・輸送のプロセスとの関係を示す。例えば土壌からの浸食（降水による土壌粒子の水域への輸送）は土壌中の粒子吸着態に係る輸送プロセスである。黒い矢印は各環境媒体への化学物質の排出を表す。

このモデルの主な仮定は以下のとおりである。

- ・ 各媒体は均一で化学物質は完全混合している。
- ・ 各媒体内の化学物質は存在形態間で分配平衡にある。

このようなモデルでは、以下のような物質収支式が基本となる。左辺は媒体 i 中における化学物質量 M_i の時間変化を示している。

$$\frac{dM_i}{dt} = Q + \left(\sum_j I_{j,i} - \sum_j A_{i,j} - k_i \right) \cdot M_i \quad \text{式 VII-1}$$

M_i : 媒体 i 中の化学物質量 [kg など]

Q_i : 媒体 i への化学物質の排出量 [kg/year など]

- 1 $I_{j,i}$: 隣接する媒体 j から媒体 i への化学物質の輸送流入速度定数[1/year など]
 2 $A_{i,j}$: 媒体 i から隣接する媒体 j への化学物質の輸送流出速度定数 [1/year など]
 3 :
 4 k_i : 媒体 i における化学物質の分解の 1 次速度定数[1/year など]
 5

6 式 VII-1 の式を 4 つの媒体ごとに 1 つずつ作成する。定常状態では左辺=0 と仮定する
 7 ことになり、化学物質量 M_i は 4 元連立方程式を解くことにより求めることができる。各媒
 8 体中の化学物質量 M_i を媒体の体積 V_i で除すことにより媒体中濃度が求められる。また、連
 9 立微分方程式を解析的に解くことにより、非定常状態における化学物質量を時間の関数と
 10 して求めることができる。非定常状態の式は残留性の評価 (VII.4) で利用する。

11

12 VII.2.2.5 数理モデルの適用

13 式 VII-1 の Q_i に対象化学物質の媒体別の排出量を入力することになる。製造数量等の届
 14 出情報に基づく場合は IV 章で推計した媒体別排出量を、PRTR 情報に基づく場合は IV.4.6
 15 で集計した媒体別排出量を入力する。

16 $A_{i,j}$, $I_{j,i}$ 及び k_i の推計に対象化学物質の物理化学的性状データと環境中の分解速度定数を
 17 用いる。前節 VII.2.1.2 で述べた①環境媒体間の分配比率、②人の摂取量の摂取媒体別比率
 18 は定常状態の仮定から推計する。人の摂取量の推計に関しては以下の点が排出源ごとの暴
 19 露シナリオと異なる。人の摂取量の推計に用いる 1 人当たりの摂取量の数値は VII.5.2.1 (1)
 20 ③を参照されたい。

21

- 22 ・ 本シナリオでは特定の排出源の影響下でない国内の一般環境を推計の対象としてい
 23 るため、農作物、牛肉、乳製品の 1 人当たりの摂取量[g/day]に対し、自給率は加味す
 24 るが「近郊生産物摂取割合（排出源を中心とする一定の領域に住む人が、その領域で
 25 栽培される農作物等を摂取する割合）」を加味しないこととする。
- 26 ・ 河川と海域を区別せずに水域としてまとめて扱っているため、魚介類（淡水域）の 1
 27 人当たりの摂取量[g/day]と魚介類（海水域）の 1 人当たりの摂取量[g/day]を合計した
 28 値を水域中の化学物質濃度に乗じて、魚介類経由の人の化学物質摂取量を推計する。
- 29 ・ 暴露推定に用いるモデルには技術的な限界があり、推定結果には大きな不確実性があ
 30 ることに留意する必要がある

31

1 VII.3 環境中濃度等の空間的分布の推計

2 ここでは様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオに適用する、地理情報を活用した数
3 理モデルを用いた環境中濃度等の全国的な空間分布の推計方法を説明する。

4

5 VII.3.1 環境多媒体モデル G-CIEMS

6 本節では、様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオにおいて環境中濃度等の空間的
7 分布を推計するために用いられる、環境多媒体モデル G-CIEMS (Grid-Catchment Integrated
8 Environmental Modeling System) ^{1,2,3}について解説する。

9

10 VII.3.1.1 環境多媒体モデル G-CIEMS に基づく環境中濃度等の空間的分布の推計

11 G-CIEMS は、国立環境研究所で開発された、詳細な空間分解能を持つ GIS 環境多媒体
12 モデルである。環境中に放出された化学物質は、大気、水、土壌、底質等の媒体の間を移
13 動あるいは分配され、大気に放出したものが粒子に吸着して地表面に沈着したり、あるい
14 は河川に排出された物質が揮発して大気に移動したりする。同時に、大気中の化学物質は
15 風に乗って移動することもあり、河川水中の化学物質は川の流れに乗って下流へ移動し、
16 また他の流域からの流れと合流して希釈される。

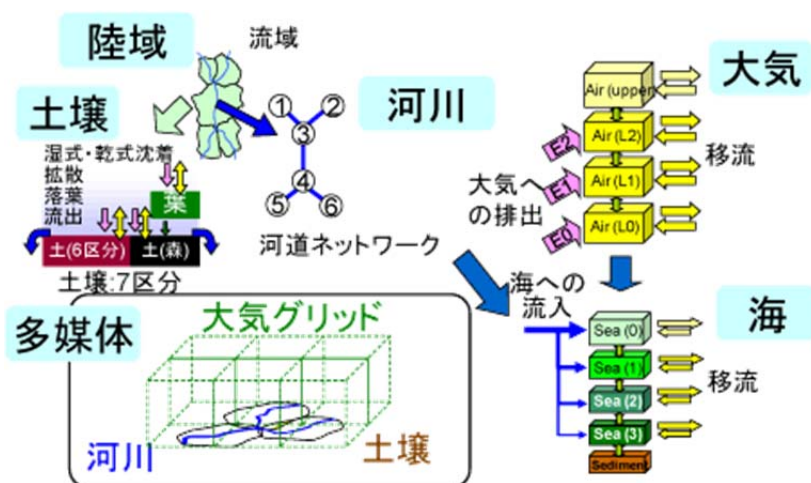
17 本モデルは、GIS（地理情報システム）で用いる地理データに基づき、このような多媒体
18 の媒体間の輸送と、大気、河川等での輸送との両方を同時に計算して、媒体間の輸送や分
19 配と地点間の輸送と同時に推定する環境モデルである。

20

1 国立環境研究所 環境リスク研究センターリスク管理戦略研究室、曝露評価関連シミュレーションモデル&ツール、http://www.nies.go.jp/rcer_expoass/gciems/gciems.html

2 Suzuki, N. *et al.*, Geo-Referenced Multimedia Environmental Fate Model (G-CIEMS). Model formulation and comparison to the generic model and monitoring approaches, *Environ. Sci. Technol.* 2004, 38, 5682-5693 (2004)

3 鈴木規之ら、全国河川の河道構造データに基づく化学物質の GIS 河川動態モデル (G-CIEMS) の開発と空間分布評価の試み、*環境化学*、15, 385-395 (2005)



図表 VII.5 多媒体モデル G-CIEMS

評価Ⅱでは、評価Ⅰと比べて評価対象物質が有する情報の多寡に応じて、複数の情報源や複数の推計手法を用いることとしている。

暴露評価Ⅱでは、地理的な情報を含む排出量情報が得られる場合、その情報を用いて、より詳細な数理モデルを用いた暴露評価を行うこととしている。この地理的な情報を含む排出量情報として「メッシュ排出量データ」が作成できる場合には、GIS 環境多媒体モデル G-CIEMS を用いて大気、水域、土壌、底質及び植生の環境中濃度の推計を行う。

G-CIEMS では、日本全国の大気メッシュ(3次メッシュ又は2.5次(5倍地域メッシュ))や河川・土壌の小流域単位への排出量を入力とし、それを図表 VII.5 に示すような環境中動態を考慮したモデルで評価することで、多媒体間の分配も考慮した空間的な濃度分布を推計する。メッシュ排出量データは、排出量推計(IV章を参照。)に示すように、例えば、対象物質の PRTR 情報の届出排出量や届出外排出量をもとに、媒体間の排出量の按分を考慮し、地図上の区画(メッシュ)ごとに割り振ることで作成することができる。利用する排出量の詳細は、IV章の様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオにおける排出量推計に関する記載を参照されたい。

この数理モデルの特徴は、広範な地域における非点源排出(線源・面源)に分類される排出源であっても、その大気中の移流拡散や河川の上流から下流への移動等の空間的スケールと、長期的な水質・底質間の分配、土壌や植生への蓄積等の時間的スケールを含めた動態を評価できることである。この数理モデルで、十分に長い時間が経過し定常状態に到達した時の濃度を推計することにより、全国の各媒体への排出量を同時に考慮した濃度を評価することができる。

ここでは GIS 多媒体モデル G-CIEMS を用いて、以下の推計を行う。各項目の具体的な内容は本節の VII.3.1.2 以降で後述し、モデルについては次節 VII.3.2 と付属資料 VII.5.3 で説明する。

- 1 ・ 環境媒体中のメッシュ単位での濃度（大気）及び流域単位での濃度（水域、土壌、
- 2 底質、植生）
- 3 ・ 環境媒体中の流域又はメッシュ単位での人の摂取量
- 4 ・ 環境媒体中の流域単位での水生生物・底生生物の暴露濃度
- 5 ・ 環境媒体間の分配比率

6

7 VII.3.1.2 モデルの概要

8 (1) モデルの概要

9 本モデルは、標準的には別途既に公表されている河道構造データベース¹に基づき、日本
10 全国を

- 11 ・ 大気は約 5km グリッド（2.5 次メッシュ）又は約 1km のグリッド（3 次メッシュ）
- 12 ・ 地表面は平均 9.3km²ほどの小流域
- 13 ・ 河川は平均河道長 5.7km の河道

14 として扱う。

15 モデル内で計算する主な動態過程として

- 16 1. 大気については、大気グリッド間の移動と沈着、分解、地表面との交換などの過程。
- 17 2. 河川については、河道の水の流れにしたがっての流下と、河川内における分解、粒
18 子状物質との分配、底質への沈降、大気との交換などの過程。
- 19 3. 土壌については、小流域から対応する河道への流出、土壌内での分解、地下水への
20 移行、大気との交換などの過程。
- 21 4. 底質については、河川や湖沼の水との交換。

22 を記述している。大気グリッド毎の大気中の濃度及び河道毎の河川水中の濃度、小流域に
23 おける土壌中の濃度、底質の濃度を出力する。

24

25 (2) 数理モデルの概念

26 G-CIEMS の基礎的なモデルの考え方²は、Mackay のフガシティに基づく定式化を用い
27 ている。本モデルでは、環境コンパートメントを大気、表層水（河川及び湖沼）、底質（河
28 川及び湖沼）、土壌（土地利用区分別）及び植生とで構成している。

29 本モデルは、Mackay のフガシティモデルのレベル IV 相当（非平衡・非定常・開放系）
30 のダイナミック（時間変化も考慮する）モデルとして、排出量に基づく環境中濃度を計算

¹ 鈴木規之ら、環境動態モデル用河道構造データベース、国立環境研究所研究報告第 179 号 R-179(CD)-2003、国立環境研究所（2003）

² Noriyuki Suzuki *et. al.*, Geo-referenced multimedia environmental fate model(G-CIEMS): Model formulation and comparison to the generic model and monitoring approaches, *Environ. Sci. Technol.* 2004, 38, 5682-5693

1 することが可能であるが、時間変化に対するフガシティの変量が一定以下になるような擬
 2 定常状態¹として解くことにより、Mackay のフガシティモデルのレベル III 相当（非平衡・
 3 定常・開放系）を解くことができる。このレベル III とは、化学物質の排出量が一定のとき
 4 に無限時間後に到達する濃度に相当し、局所的な平衡と大域的な非平衡・定常の仮定によ
 5 って得られるものである。このレベル III 相当の結果は、化審法における継続的な環境への
 6 化学物質の排出に対する環境中濃度の評価に適していると考えられることから、このレベ
 7 ル III 相当の結果を評価に用いる。

8

9 VII.3.1.3 モデル入力データ

10 モデルに対する入力値としては

- 11 a. 環境への化学物質の排出量として、大気グリッド、小流域単位での土壌、河道単位
- 12 での河川それぞれへの排出量の入力。
- 13 b. 化学物質の物理化学的性状値。
- 14 c. 小流域、河道などの地理データ。
- 15 d. 気象、水文等のデータ。

16 が必要である。これらの入力値のうち、c、d については標準的なデータ²が用意されている。

17 a、b の排出量と物理化学的性状値については基本的に物質別に用意する。

18

19 VII.3.1.4 排出源ごとの暴露シナリオとの比較

20 環境 multimedia モデル G-CIEMS を用いた環境中濃度等の全国的な空間分布の推計では、約
 21 5km グリッド（2.5 次メッシュ）、約 1km のグリッド（3 次メッシュ）又は小流域単位に区
 22 分し、区分ごとに multimedia の媒体間の輸送と、大気、河川等での輸送との両方を同時に計算
 23 し環境中濃度を推定している。排出源ごとの暴露シナリオと空間分解能を持つモデルでの
 24 暴露状況の推計とで空間スケールや推計内容等を対比したものを図表 VII.6 に示す。

25 図表 VII.6 排出源ごとの暴露シナリオと空間分解能を持つモデルでの暴露状況の推計に
 26 における評価スケールや推計内容等の比較

	排出源ごとの暴露シナリオ	空間分解能を持つモデルでの暴露状況の推計
評価空間スケール	排出源の周辺半径 1～10km のエリア	5km メッシュ（1km メッシュも選択可能）、小流域単位
推計に必要な化学物質	<ul style="list-style-type: none"> ・ 物理化学的性状一式 ・ 排出源ごとの排出量（大気、水 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 物理化学的性状一式 ・ メッシュや小流域ごとの排出量（大気、

¹ pseudo-steady-state

²鈴木規之ら、環境動態モデル用河道構造データベース、国立環境研究所研究報告第 179 号 R-179(CD)-2003、国立環境研究所（2003）に記載されてるものを利用している。

	排出源ごとの暴露シナリオ	空間分解能を持つモデルでの暴露状況の推計
の情報	<ul style="list-style-type: none"> 域の媒体別) ・ 土壌中の分解速度 (又は半減期) 	<ul style="list-style-type: none"> 水域、土壌の媒体別) ・ 媒体ごと (大気、水域、土壌、底質) の分解速度 (又は半減期)
推計する内容	以下の項目について排出源周辺のエリア内平均値を推計 <ul style="list-style-type: none"> ・ 媒体別の環境中濃度 ・ 人の摂取量 	評価空間スケール別に以下の項目について推計 <ul style="list-style-type: none"> ・ 媒体別の環境中濃度 ・ 人の摂取量
長所	<ul style="list-style-type: none"> ・ 推計濃度は暴露シナリオの設定次第で排出源近傍の高濃度や高暴露集団の把握に適する 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 推計濃度は各媒体で濃度の空間分布の把握に適する。 ・ モニタリング濃度との比較による、実態と推定の整合性を踏まえた評価に適する。
短所又は留意点	<ul style="list-style-type: none"> ・ 大気への排出と水域への排出でシナリオが分かれ、媒体間移動の考慮は限定的 ・ 環境中での分解の半減期の考慮は土壌のみ 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 他のモデルと比較して、計算が複雑である。

1

2 VII.3.2 モデルの特徴

3 VII.3.2.1 考慮する動態過程

4 本モデルでは、Mackay Multimedia Environmental Models – The Fugacity Approach
5 で考慮されている動態過程を参考としてモデルを構築している¹。

6 本モデルにおいて考慮する動態過程を図表 VII.7～図表 VII.14 に示す。

7

8 (1) 大気メッシュ

9 大気は一定の区画がグリッド状に連なるメッシュとして定義しており、さらにそのメッ
10 シュが図表 VII.8 に示すような複数の層を持つ構造としている。

11 化学物質は下層に排出されるものとし、気温、降水量等の気象条件を用い、移流・拡散
12 項としてメッシュ間の移流をメッシュ境界における年間平均風速をもとに移動量を計算す
13 るほか、河川、土壌等の地上区画との間での分配や沈着等の媒体間輸送を考慮する

14 大気メッシュにおいて考慮している動態過程を図表 VII.7 に示す。

15

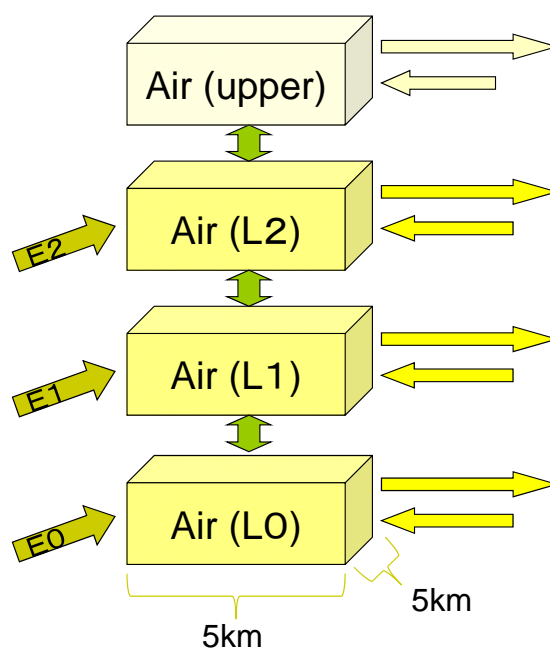
16 図表 VII.7 大気メッシュにおいて考慮している動態過程

種類	考慮している動態過程
生成・投入項	化学物質の大気への排出 (境界外からの流入)

¹ Donald Mackay, Multimedia Environmental Models – The Fugacity Approach, Second Edition (CRC Press LLC, 2001)

平衡分配項	粒子・蒸気分配
移流・拡散項	周辺の大気メッシュとの移流交換 大気の数層間の交換 水区画との交換（乾性沈着、湿性沈着、揮発、溶解） 土壌区画との交換（揮発、巻き上げ、乾性沈着、湿性沈着）
分解・消失項	大気中（蒸気相、粒子相）での分解 （境界外への流出）

1



2

3

図表 VII.8 大気区画の構造

4

5 (2) 水区画（河道）

6 水区画（河道）は、図表 VII.10 に示すような河道構造データベースの河道ネットワーク
 7 情報を用いて、上流から下流に至るまでの流路における計算等を行う。湖沼も面積をもつ
 8 河道として扱う。モデルでは単位流域を、河道と周囲の流域（土壌）の組み合わせで表し
 9 ており、河道とその周囲の流域は、ほぼ 1 対 1 の対応となっている。

10 化学物質は河川水中に排出されるものとし、GIS 上の河道ネットワーク上における移流・
 11 拡散と、水界内での平衡分配、底質及び大気からの沈着や分配等の媒体間輸送、土壌区画
 12 からの表面流出による流入等を考慮する。

13 水区画において考慮している動態過程を図表 VII.9 に示す。

14

15

16

1

2

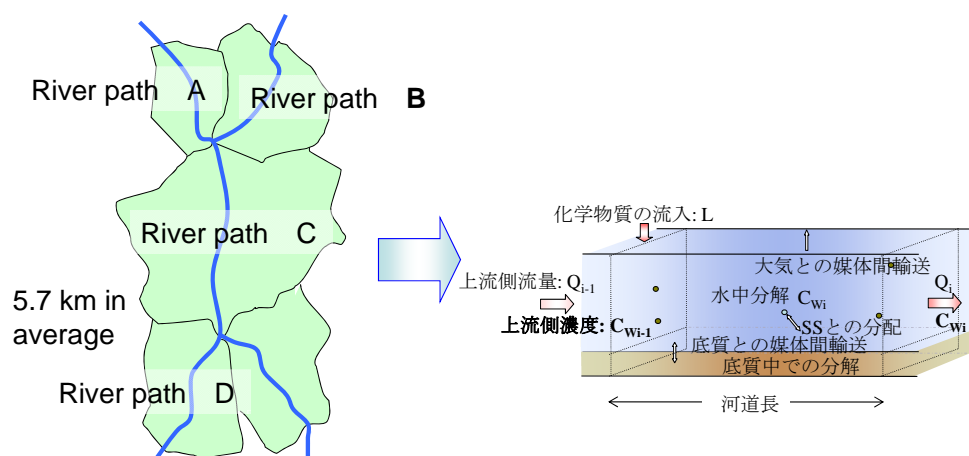
図表 VII.9 水区画において考慮している動態過程

種類	考慮している動態過程
生成・投入項	化学物質の水域への排出
平衡分配項	浮遊状粒子・溶解分配
移流・拡散項	大気メッシュとの交換（乾性沈着、湿性沈着、揮発、溶解） 上流からの流入・合流 下流への流出・分岐 土壌区画からの流入 底質区画との交換
分解・消失項	水域中（溶存態、粒子態）での分解

3

4

河道構造ネットワーク



5

6

図表 VII.10 水区画（河道）の構造

7

(3) 土壌区画及び植生区画

8

土壌区画は、土地利用区分別に 6 種類（水田、農耕地、灌木、非植生、市街地、その他）の土壌区画及び森林植生土壌区画で表されている。

10

また、森林植生区画は、森林植生土壌区画の上部にあるものとして表されている。

11

化学物質は土壌に排出されるものとし、土壌内での平衡分配、大気や植生との沈着や分配等の媒体間輸送、土壌区画からの表面流出による流出等を考慮する。土壌区画において考慮している動態過程を図表 VII.11 に、植生区画において考慮している動態過程を図表 VII.12 に示す。

15

1 図表 VII.11 土壌区画において考慮している動態過程

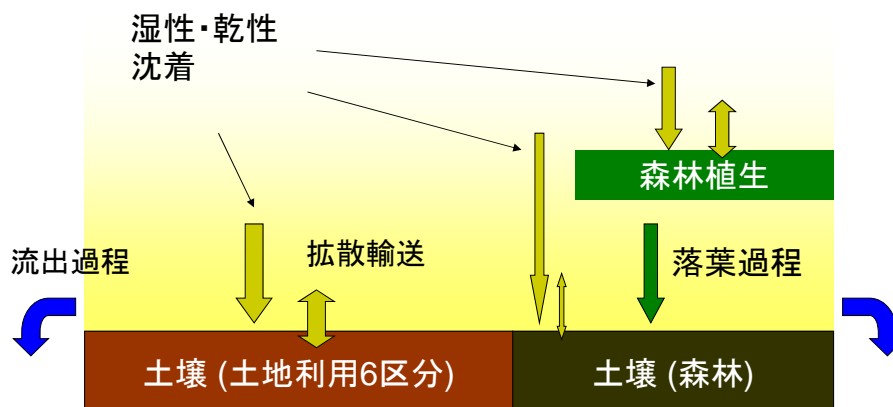
種類	考慮している動態過程
生成・投入項	化学物質の土壌への排出
平衡分配項	土壌粒子・間隙水／空気分配
移流・拡散項	大気メッシュとの交換（揮発、巻き上げ、乾性沈着、湿性沈着、植生との直接交換、植生（葉上）への乾性沈着、湿性沈着） 水区画への輸送（表土流出（runoff）、溶脱(leaching)、侵食(erosion)） 植生からの輸送（落葉）
分解・消失項	土壌バルク中での分解

2

3 図表 VII.12 植生区画において考慮している動態過程

種類	考慮している動態過程
生成・投入項	なし
平衡分配項	水／空気／有機炭素分配
移流・拡散項	大気メッシュとの交換（植生との直接交換、植生（葉上）への乾性沈着、湿性沈着） 土壌への輸送（落葉）
分解・消失項	植生バルク中での分解

4



5

6 図表 VII.13 土壌区画の構造

7

8 (4) 底質区画

9 底質区画は、水区画（河川）の下部にあるものとして表している。

10 底質区画において考慮している動態過程を図表 VII.14 に示す。

11

1 図表 VII.14 底質区画において考慮している動態過程

種類	考慮している動態過程
生成・投入項	なし
平衡分配項	粒子・間隙水分配
移流・拡散項	水区画との交換 地下水への溶出
分解・消失項	底質の埋没 底質バルク中での分解

2

3

4 (5) パラメータの設定

5 ① 河道ネットワーク構造

6 国立環境研究所の河道構造データベース¹を用いる。河道ネットワーク構造は、国土交通
7 省において整備された国土数値情報に基づき整理したものである。

8 また、湖沼は面積をもつ河道として扱う。

9

10 ② 環境パラメータ

11 水文学的パラメータについては、国立環境研究所の河道構造データベースを用いる。こ
12 のデータベースでは、50m メッシュ標高データより推定した河道勾配、流量年報等から推
13 定したデフォルト流量等を設定している。

14 気象条件については、大気メッシュ間の移流交換等を考慮する上で、各メッシュに風速
15 の年間平均値を設定している。

16

17 ③ 温度依存性パラメータ

18 G-CIEMS では蒸気圧、ヘンリー係数、オクタノール/水分配係数、各種分解速度定数に
19 ついて、計算する地点における気温を考慮した温度依存性の補正をした計算が可能である。

20 G-CIEMS では、気温 25℃における値を設定し、次章に示す温度依存性のパラメータを設
21 定して計算するものとする。

22

23 VII.3.2.2 モデル推計結果からの人の摂取量の算出

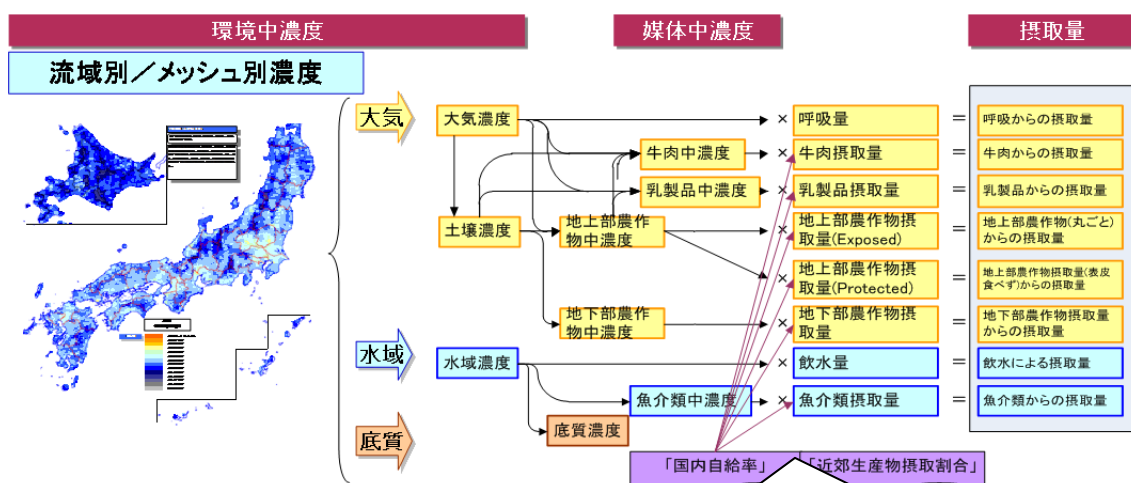
24 G-CIEMS によりメッシュごと・流域ごとの媒体別濃度が推定されるが、人への暴露量を
25 推定するためには、媒体別濃度から人の摂取量を算出する必要がある。モデルにより推計
26 された濃度から摂取媒体別の濃度を算出する手法の多くはV章と同様である。ただし、V

¹ 鈴木規之ら、環境動態モデル用河道構造データベース、国立環境研究所研究報告第 179 号 R-179(CD)-2003、国立環境研究所 (2003)

1 章の排出源ごとの暴露評価のモデルと異なり全国的な空間分布の推計が可能であるため、
2 当該流域における水域とその上空のメッシュ大気（流域上空にある複数メッシュにおける
3 最大濃度を示す大気）を経由した摂取（局所摂取量合計）以外に、その人が他の地域から
4 の媒体から化学物質を摂取する量の合計（広域摂取量合計）について考慮することができ
5 る。広域摂取量を考慮可能な摂取媒体は、他の地域から当該摂取媒体を摂取することが想
6 定される摂取媒体である農作物及び畜産物であり、排出源周辺の摂取（近郊生産物の摂取）
7 以外の摂取（一般環境）を用いる必要がある。このため、当該流域以外の流域の農作物や
8 畜産物について、流域面積に比例して平均的に摂取することを想定して、農作物（地上部
9 農作物、地下部農作物）及び畜産物（牛肉、乳製品）からの摂取量を算出する。計算の詳
10 細については、付属資料 VII.5.4 に記述する

11 環境中濃度と摂取媒体中濃度、摂取量との関係について、図表 VII.15 にまとめた。なお、
12 環境中濃度から媒体中濃度への推定や媒体摂取量による摂取量の算出などについては、
13 様々な仮定をおいた計算となっており、モデルに技術的な限界があることから推定結果に
14 は大きな不確実性があり、例えば個別地点の実態を必ずしも反映していない。

15



16

17 評価対象流域の濃度に基づく摂取以外に、評価対象流域以外の農作物及び畜産物からの摂取も考慮
18 する。

19 ○評価対象流域(及びその上空メッシュ)の環境媒体からの摂取

20 ・呼吸量、飲水量及び魚介類摂取量と、それらの濃度から、化学物質摂取量を算出。

21 ・近郊生産物分の農作物及び畜産物摂取量と、それらの濃度から、化学物質摂取量を算出。

22 ○評価対象流域以外の環境基準点を含む流域(及びその上空メッシュ)の環境媒体からの摂取

23 ・一般環境分の農作物及び畜産物摂取量と、評価対象流域以外の環境基準点を含む流域(及びその
24 上空メッシュ)の平均濃度から、化学物質摂取量を算出。

25

図表 VII.15 環境中濃度と摂取媒体中濃度、摂取量との関係

26

27

28

1 VII.4 残留性の評価

2 VII.4.1 目的等

3 リスク推計を目的として環境中濃度等の推計や人の摂取量を推計する暴露評価とは別に、
4 暴露評価Ⅱでは残留性の評価と呼ばれる評価も行う。これは化学物質の環境中での残留性
5 を評価することを目的とする。

6 化審法制定の契機となったポリ塩化ビフェニル（PCB）や残留性有機汚染物質（POPs:
7 Persistent Organic Pollutants）のような難分解性の化学物質が大量に使用され環境中に放
8 出されると、環境中に長期間残留し環境汚染が長期間継続する。化審法においては、難分
9 解性かつ高濃縮性を有する化学物質は監視化学物質に指定され、優先評価化学物質から第
10 二種特定化学物質へのルートとは別途管理される。しかし、高濃縮性を有しない難分解性
11 の優先評価化学物質に対しても環境中の残留性を把握しておくことは、POPsのような環境
12 汚染を引き起こす可能性がある物質を見い出したり、環境中濃度の将来のトレンドを予測
13 するうえ等で役立つものと考えられる。

14 環境中の残留性を評価するには環境モニタリング情報を収集し媒体中の経年的な実際の
15 検出状況を確認する方法や、モデルを用いて残留性に関わる指標を推計する方法等がある。

16 以下では多媒体モデルを用いた環境中での残留性の評価手法について説明する。

17

18 VII.4.2 多媒体モデルの利用

19 OECD は環境残留性のある化学物質である POPs や難分解性・生物蓄積性・有害性物質
20 （PBT 物質：Persistent, Bio-accumulative and Toxic 物質）の環境中残留性と長距離移動
21 性を評価するためにも多媒体モデルの利用を推奨しており、その際に利用できるモデルを
22 **図表 VII.16** のように 5 種類（一般的レベルⅡから大規模動的シミュレーション）に分類し
23 ている。本スキームでは、広域的・長期的スケールの暴露状況の推計（VII.2.2.3）と同じ
24 く、MNSEM3β NITE 版（**図表 VII.16** ではサイト特異的レベルⅢに該当する）を用いて
25 残留性を評価する。

26

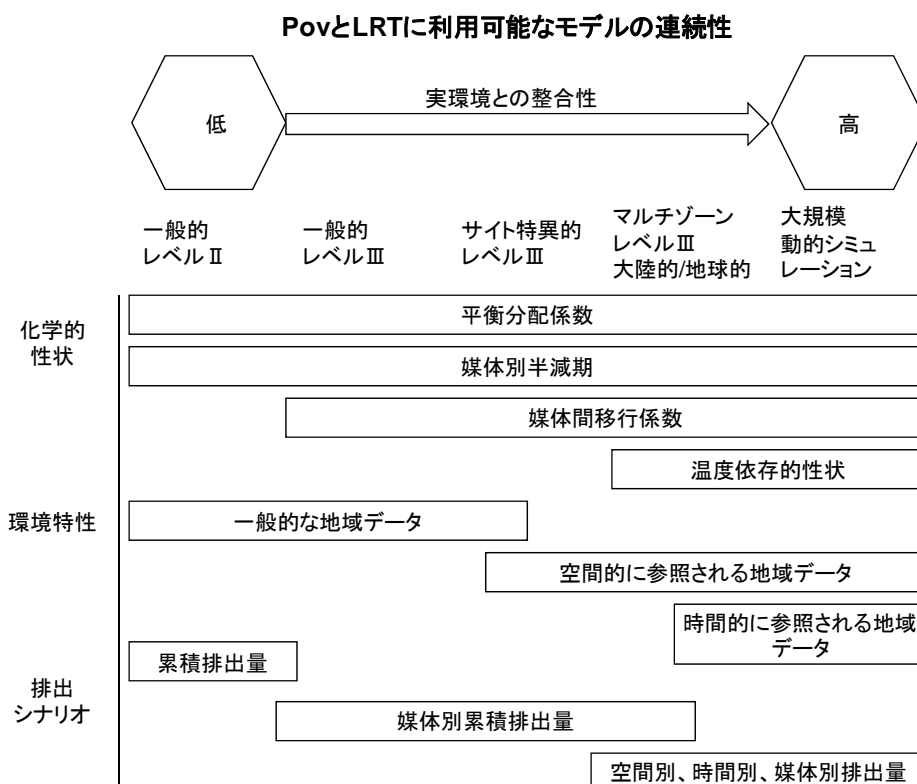


図3-1.PovとLRTIの推計に利用可能な多媒体環境運命モデルの連続性の説明

図表 VII.16 環境残留性(Pov)及び長距離移動性(LRTP)を評価するためのモデルタイプ¹

VII.4.2.1 推計項目

残留性の評価では、MNSEM3 β NITE 版を使って次の項目を残留性の指標として推計する。

- ・ 環境中での総括残留性 Pov (広域・定常状態における)
- ・ 定常状態到達時間

以下、順に説明する。

(1) 環境中での総括残留性

環境中での残留性の指標として総括残留性 Pov (overall persistence の略) というものを用いる。OECD の文書²において、Pov を用いて POPs の残留性を評価する方法が解説され

¹ OECD (2004) Guidance Document on the Use of Multimedia Models for Estimating Overall Environment Persistence and Long-Range Transport. OECD Series on Testing and Assessment No. 45. 3.2.3. Selecting the Appropriate Model

² OECD (2004) Guidance Document on the Use of Multimedia Models for Estimating Overall Environmental Persistence and Long-Range Transport. OECD Series on Testing and Assessment No. 45. 4.1.1 Persistence.

1 ている。ここでは、OECD の文書において提示されている計算式¹のうちの 1 つを、本スキ
2 ームで用いている多媒体モデル MNSEM3 β NITE 版に当てはめる。Pov の値が大きいほど
3 環境残留性が高いとみなせる。

4 Pov は、POPs と POPs ではない物質 (non-POPs) といった比較対照となる複数の
5 Reference chemical (対照物質) の数値と、評価対象物質の数値とを相対比較することによ
6 って評価する。POPs として第一種特定化学物質、non-POPs として第二種特定化学物質や
7 良分解性物質といったように、本スキームでは対照物質に分解性・蓄積性の観点から化審
8 法上の異なる区分の物質から複数選定する。これら対照物質の Pov と評価対象物質の Pov
9 とを比較することにより、残留性としてはいずれの区分の物質に類似するのかを概観でき
10 る。

11 (2) 定常状態到達時間

12 本項目では化学物質が定常状態 (ある媒体への化学物質の流入速度と消失速度がつりあ
13 った状態で、その流入速度の下では存在量に変化がない状態) に達する時間を媒体別に推
14 計する。本スキームでは定常時の化学物質の存在量の 99% に達する時間として計算する²。
15
16

17 VII.4.2.2 数理モデルの適用

18 総括残留性 Pov の値を求めるには、式 VII-2 のように、各媒体での定常状態の化学物質
19 量と各媒体での化学物質の減少速度を用いて計算する。ここで、VII.2.2.4 での式 VII-1 で
20 右辺=0 と仮定し、各媒体での定常状態の化学物質質量 M_i を求め、 A_{ij} 、 I_{ji} 及び k_i から各媒
21 体での化学物質の減少速度を求める。
22

$$\text{総括残留性 Pov} = \frac{\sum \text{各媒体での定常状態の化学物質質量}}{\{\sum (\text{各媒体での定常状態の化学物質質量} \times \text{各媒体での化学物質の減少速度})\}} \quad \text{式 VII-2}$$

23 Σ は全媒体 (大気相、水域相、土壌相、底質相) についての合計とする。

24 一方、定常状態到達時間を求めるには、VII.2.2.4 での式 VII-1 を時間の関数として解い
25 た式を用い、定常状態の化学物質の存在量の 99% に到達する時間を推計する。
26

1 上記の OECD の文書では Pov の計算上の定義として、定常状態における総残留時間と、クリアランス時間の 2 つが記載されているが、ここでは定常状態における総残留時間を用いる。なお、クリアランス時間に対しては VII.5.2.6 (2) を参照。

2 定常状態到達時間は残留性と正確に同一の指標ではないと考えられるが、対象物質に適用された多媒体モデルの時定数を反映することにより、対象物質を長期間環境に排出した場合のトレンドに関連する予測意義を持つと考えられる。

1 VII.5 付属資料

2 VII.5.1 はじめに

3 この付属資料では、様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオで使用する数理モデルに
4 関して、具体的な数式やパラメーター式、それらの数式やパラメータを選択した経緯等を
5 収載する。

6 本編 (VII.4 までのこと) では数理モデルの概要をなるべく数式を使わない形で記載して
7 いたが、この付属資料では数理モデルを出来る限り数式を用いて正確な形で記載している。

8 必要に応じて本編と同じ説明を繰り返している箇所もあるが、全ての内容を再度説明し
9 ているわけではない。読者が本編の該当箇所に目を通していていることを前提にして記載して
10 いる点に留意されたい。

11

12 VII.5.2 広域的・長期的スケールの暴露状況の推計と残留性の推計に用いる 13 数理モデル

14 ここでは、本編 VII.2 の広域的・長期的スケールの暴露状況の推計と、本編 VII.4 の残留
15 性の推計に用いる数理モデル MNSEM3 β NITE 版¹を説明する。

16

17 VII.5.2.1 数理モデルの概要

18 (1) モデル推計に用いる情報

19 MNSEM3 β NITE 版を用いたモデル推計に必要な情報と数値を以下に示す。

20

21 ① 化学物質の情報

22 MNSEM3 β NITE 版で使用する化学物質の情報を図表 VII.17 に示す。

23

24

¹ MNSEM の開発者である吉田喜久雄氏より MNSEM3 β (MNSEM2 (version 2.0) の改良版) の提供を NITE が受け、本スキームの中で一部変更を加えて使用している。変更箇所については後述の VII.5.2.1 (2) に記載している。MNSEM に係る資料等は以下のとおり。

- ・ 株式会社三菱化学安全科学研究所 (1998) Multi-phase Non-Steady state Equilibrium Model version 2.0 ユーザーズマニュアル。
- ・ 国立環境研究所が公開している MNSEM のページ <http://w-chemdb.nies.go.jp/mnsem2/MNSEM.htm>
- ・ Yoshida, K., T. Shigeoka and F. Yamauchi. (1987) Multi-Phase Non-steady State Equilibrium Model for Evaluation of Environmental Fate of Organic Chemicals, Toxicol. Environ. Chem. 15(3) 159-183.

1 図表 VII.17 MNSEM3 β NITE 版で用いる化学物質の情報

記号	説明	単位	出典・参照先※
<i>MW</i>	分子量	—	
<i>WS</i>	水溶解度	[mg/L]	
<i>VP</i>	蒸気圧	[Pa]	
<i>MP</i>	融点	[°C]	
<i>logPow</i>	1-オクタノールと水との間の分配係数	—	
<i>Henry</i>	ヘンリー係数	[Pa・m ³ /mol]	
<i>Koc</i>	有機炭素補正土壌吸着係数	[L/kg]	
<i>BCF</i>	生物濃縮係数	[L/kg]	
	大気中分解速度定数	[1/day]	
	水域中分解速度定数	[1/day]	
	土壌中分解速度定数	[1/day]	
	底質中分解速度定数	[1/day]	

2 ※ いずれの情報も評価の準備（I章）で選定された数値を用いる。

3

4 ② 環境条件の情報

5 MNSEM3 β NITE 版で使用する環境条件の情報を図表 VII.18 に示す。

6

7 図表 VII.18 MNSEM3 β NITE 版で用いる環境条件情報

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>SUA</i>	評価環境面積	[m ²]	3.8×10 ¹¹	日本の陸地面積 ¹
<i>TEMP</i>	環境温度	[°C]	20	MNSEM UM ² デフォルト
<i>LLS</i>	陸地面積比	—	0.8	MNSEM UM デフォルト
大気コンパートメント				
<i>AFR</i>	風速	[m/sec]	2.0	※1
<i>TRF</i>	降水量(年間)	[mm/year]	1500	MNSEM UM デフォルト
<i>DEPA</i>	大気コンパートメントの高さ	[m]	200	MNSEM UM デフォルト
<i>CAER</i>	浮遊粒子濃度	[mg/m ³]	0.03	MNSEM UM デフォルト
<i>DEN_{AER}</i>	浮遊粒子密度	[kg/m ³]	1500	MNSEM UM デフォルト
<i>DAER</i>	浮遊粒子径	[μm]	10	MNSEM UM デフォルト
水域コンパートメント※2				
<i>DEP_W</i>	水域深度	[m]	10	MNSEM UM デフォルト
<i>CWSS</i>	懸濁粒子の濃度	[mg/L]	50	MNSEM UM デフォルト
<i>CWB</i>	水生生物の濃度	[mg/L]	5	MNSEM UM デフォルト
<i>OC_{SS}</i>	懸濁粒子有機炭素含有率	—	0.1	REACH-TGD ³ Chapter R.16.6.4. Table R.16-9 ※3
<i>KWAD</i>	水域移流速度定数	[1/day]	0.1	MNSEM UM デフォルト
<i>KSV</i>	懸濁粒子沈降速度	[m/day]	0.5	MNSEM UM デフォルト

1 総務省統計局「日本の統計 2009」(<http://www.stat.go.jp/data/nihon/index.htm>)

2 三菱化学安全科学研究所(1998) Multi-phase Non-Steady state Equilibrium Model version 2.0 ユーザーズマニュアル (以下 MNSEM UM と呼ぶ)

3 ECHA (2010) Guidance on information requirements and chemical safety assessment chapter r.16: environmental exposure estimation, version: 2

記号	説明	単位	値	出典・参照先
土壌コンパートメント				
<i>DEP_{SO}</i>	土壌相深度	[m]	0.2	MNSEM UM デフォルト
<i>SOAF</i>	土壌空気容積比	—	0.2	MNSEM UM デフォルト
<i>SOWF</i>	土壌水容積比	—	0.3	MNSEM UM デフォルト
<i>OC_{SOS}</i>	土壌粒子有機炭素含有率	—	0.04	MNSEM UM デフォルト
<i>DEN_{SOS}</i>	土壌粒子密度	[kg/L]	1.5	MNSEM UM デフォルト
<i>ETP</i>	土壌水分蒸散率	—	0.35	MNSEM UM デフォルト
<i>ERS</i>	土壌侵蝕速度	[m/year]	0.0002	MNSEM UM デフォルト
底質コンパートメント				
<i>DEP_{SE}</i>	底質相深度	[m]	0.05	MNSEM UM デフォルト
<i>POSE</i>	底質水容積比	—	0.75	MNSEM UM デフォルト
<i>OC_{SES}</i>	底質粒子有機炭素含有率	—	0.1	REACH-TGD デフォルト※3
<i>DEN_{SES}</i>	底質粒子密度	[kg/L]	2	MNSEM UM デフォルト

1 ※1 1994 年度から 2003 年度までの全国約 800 地点のアメダス気象観測データの中央値を求めた。

2 ※2 MNSEM UM のマニュアルでは表層水と呼んでいるが、ここでは水域という表現で統一する。

3 ※3 排出源ごとの暴露シナリオ（V 章参照）では底質中濃度を推計する際に懸濁粒子の性状を用いる
4 REACH-TGD の手法を利用している。ここでの懸濁粒子有機炭素含有率の値もそれに合わせた。

5

6 ③ 食品摂取量の情報

7 MNSEM3 β NITE 版で使用する食品摂取量等の情報を図表 VII.19 に示す。これらの値
8 の設定の経緯等については V 章の食品摂取量等の設定の経緯に関する記載を参照のこと。

9

10 図表 VII.19 MNSEM3 β NITE 版で用いる食品摂取量等の情報

説明	単位	値	出典・参照先
人の体重	[kg]	50	V.7.5.5 (2)①
人の吸入摂取量（大気）	[m ³ /day]	20	V.7.5.5 (2)②
人の地下部農作物の摂取量	[g/day]	163.7	V.7.5.5 (2)③
人の地上部農作物(Protected)の摂取量	[g/day]	240.8	V.7.5.5 (2)③
人の地上部農作物(Exposed)の摂取量	[g/day]	204.7	V.7.5.5 (2)③
人の乳製品の摂取量	[g/day]	72.4	V.7.5.5 (2)④
人の牛肉の摂取量	[g/day]	9.4	V.7.5.5 (2)④
人の魚介類の摂取量	[g/day]	45.3	V.7.5.5 (2)⑤
人の飲水量	[L/day]	2	V.7.5.5 (2)⑥

11

12 (2) MNSEM3 β NITE 版の変更点

13 MNSEM3 β NITE 版において、オリジナルの MNSEM2 から変更した箇所は以下のとお
14 りである。

15

①環境条件及び食品摂取量等

前述したように環境条件と食品摂取量等は図表 VII.18 と図表 VII.19 の値を用いる。

②農作物中濃度の推計

暴露評価と同じく、農作物を地下部農作物、地上部農作物（Exposed）、地上部農作物（Protected）に分けて、農作物中濃度推計式を排出源ごとの暴露シナリオで示した推計式（V章の農作物中濃度の推計に関する記載を参照）に変更した。この結果、地上部農作物（Exposed）でのガス態の化学物質の取り込み期間は排出源ごとの暴露シナリオと同じく 60 日に制限していることになる。

ただし、媒体中濃度等（大気中濃度、大気中における粒子吸着態とガス態存在割合、大気からの沈着量、土壌間隙水中濃度）の推計は MNSEM2 と同じである。

③分解速度定数

分解速度定数は MNSEM2 に組み込まれている推計式を用いるのではなく、物質ごとに文献等から収集した値を用いることとした。分解速度の収集・選定の方法等は I 章を参照。

④牛肉及び乳製品の生物移動係数

牛肉及び乳製品の生物移動係数は $\log Pow$ の関数であるが、排出源ごとの暴露シナリオと同じく、EUSES III.5.2.3.を参考に牛肉は「 $1.5 < \log Pow < 6.5$ 」、乳製品は「 $3 < \log Pow < 6.5$ 」という制限を設けた（「V.7.3.4 畜産物中濃度の推計」参照）。制限を超えた場合は上限値または下限値に置き換えた。

⑤飲料水中濃度の推計

飲料水中濃度の推計に用いる水域中濃度は排出源ごとの暴露シナリオと同じく、溶存態濃度とした（「V.7.3.5 (1) 河川水中濃度（人の健康評価）」）。

⑥魚介類中濃度の推計

排出源ごとの暴露シナリオと同様に BMF（「V.7.3.5 (2) 魚介類中濃度」参照）を考慮して推計することとした。

⑦土壌の非意図的摂取

土壌の非意図的摂取は本スキームの暴露シナリオに含まないため考慮しなかった。

VII.5.2.2 推計方法

MNSEM3 β NITE 版を用いて推計する項目は以下の 4 種類である。

- 1 ・ 環境媒体間の分配比率（広域・定常状態における）（本編 VII.2）
- 2 ・ 人の摂取量の摂取媒体別比率（広域・定常状態における）（本編 VII.2）
- 3 ・ 環境中での総括残留性（広域・定常状態における）（本編 VII.4）
- 4 ・ 定常状態到達時間（本編 VII.4）

5

6 これらを推計する目的等については本編の該当箇所を参照されたい。以下では上記推計
7 項目について MNSEM3 β NITE 版を用いた具体的な推計方法について順に説明する。

8

9 VII.5.2.3 環境媒体間の分配比率（広域・定常状態における）

10 MNSEM3 β NITE 版では、大気、水域、土壌及び底質の 4 種類の相（環境媒体）で構成
11 される環境中での化学物質の物質収支は式 VII-3 の 4 元連立 1 次微分方程式で表される。
12 上から順に大気相、水域相、土壌相、底質相の物質収支を表している。

13 係数 $A(1,1) \sim A(4,4)$ は 1 が大気相、2 が水域相、3 が土壌相、4 が底質相を示すものとし、
14 $A(i,j)$ は j 相から i 相へ化学物質が移行する際の 1 次速度定数に相当する。また、 i と j が同
15 じ相の場合には、その相における損失の 1 次速度定数に相当する。時間 t に依存するのは式
16 VII-3 の MSA 、 MSW 、 $MSSO$ 、 $MSSE$ であり、係数 $A(1,1) \sim A(4,4)$ や排出量 $TEMA$ 、 $TEMW$ 、
17 $TEMS$ は定数である。また、係数 $A(1,1) \sim A(4,4)$ は排出量 $TEMA$ 、 $TEMW$ 、 $TEMS$ に依
18 存しない。

19

$$\begin{cases} \frac{dMSA}{dt} = TEMA + A(1,1) \times MSA + A(1,2) \times MSW + A(1,3) \times MSSO + A(1,4) \times MSSE \\ \frac{dMSW}{dt} = TEMW + A(2,1) \times MSA + A(2,2) \times MSW + A(2,3) \times MSSO + A(2,4) \times MSSE \\ \frac{dMSSO}{dt} = TEMS + A(3,1) \times MSA + A(3,2) \times MSW + A(3,3) \times MSSO + A(3,4) \times MSSE \\ \frac{dMSSE}{dt} = A(4,1) \times MSA + A(4,2) \times MSW + A(4,3) \times MSSO + A(4,4) \times MSSE \end{cases}$$

式 VII-3

20

21 式 VII-3 は行列を使って書き直すと以下のようなになる。

22

$$\frac{d}{dt} M = I + A \cdot M \quad \text{式 VII-4}$$

23

24 ただし、 $M = \begin{pmatrix} MSA \\ MSW \\ MSSO \\ MSSE \end{pmatrix}$ 、 $I = \begin{pmatrix} TEMA \\ TEMW \\ TEMS \\ 0 \end{pmatrix}$ 、 $A = (A(i, j))_{i=1 \dots 4, j=1 \dots 4}$ である。

1

2

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>MSA</i>	大気相中の化学物質質量	g		MNSEM UM 3.5
<i>MSW</i>	水域相中の化学物質質量	g		MNSEM UM 3.5
<i>MSSO</i>	土壌相中の化学物質質量	g		MNSEM UM 3.5
<i>MSSE</i>	底質相中の化学物質質量	g		MNSEM UM 3.5
<i>TEMA</i>	大気相への化学物質排出量	g/day		IV章
<i>TEMW</i>	水域相への化学物質排出量	g/day		IV章
<i>TEMS</i>	土壌相への化学物質排出量	g/day		IV章
<i>M</i>	化学物質質量ベクトル	—		
<i>I</i>	排出量ベクトル	—		
<i>A</i>	媒体間の移行を表す遷移行列	—		

3

4 係数 $A(i,j)$ が表す媒体内・媒体間の具体的な内容は図表 VII.20 の示すとおりである。な
5 お、内容が「なし」となっているものはその媒体間の移行等を考えていないことを示す。

6 係数 $A(1,1) \sim A(4,4)$ の具体的な数式は MNSEM UM を参照されたい。

7

8

図表 VII.20 各係数が表す媒体内・媒体間の内容

係数	内容
A(1,1)	大気相ガス態：移流、分解、水域相への拡散、土壌相への拡散、散逸 大気相溶存態：移流、水域相への降雨、土壌相への降雨 大気相粒子吸着態：移流、水域相への降下、土壌相への降下
A(1,2)	水域相溶存態：大気相への揮発
A(1,3)	土壌相ガス態：大気相への拡散 土壌相溶存態：大気相への揮発 土壌相粒子吸着態：大気相への巻上げ
A(1,4)	なし
A(2,1)	大気相ガス態：水域相への拡散 大気相溶存態：水域相への降雨 大気相粒子吸着態：水域相への降下
A(2,2)	水域相溶存態：移流、分解、大気相への揮発、底質相への拡散 水域相粒子吸着態：移流、底質相への沈降
A(2,3)	土壌相溶存態：水域相への表面流出 土壌相粒子吸着態：水域相への侵食
A(2,4)	底質相溶存態：水域相への拡散 底質相粒子吸着態：水域相への巻上げ
A(3,1)	大気相ガス態：土壌相への拡散 大気相溶存態：土壌相への降雨 大気相粒子吸着態：土壌相への降下
A(3,2)	なし
A(3,3)	土壌相ガス態：大気相への揮発

係数	内容
	土壌相溶存態：大気相への揮発、分解、水域相への表面流出、溶脱 土壌相粒子吸着態：分解、大気相への巻上げ、水域相への侵食
A(3,4)	なし
A(4,1)	なし
A(4,2)	水域相溶存態：底質相への拡散 水域相粒子吸着態：底質相への沈降
A(4,3)	なし
A(4,4)	底質相溶存態：分解、水域相への拡散 底質相粒子吸着態：分解、水域相への巻上げ

1

2 定常状態における化学物質量は、式 VII-3 において $dMSA/dt = dMSW/dt = dMSSO/dt = dMSSE/dt = 0$ (または式 VII-4 で $0=I+A \cdot M$) とした 4 元連立 1 次方程式を解くこと
3
4
5
6

7
8
9
10
11

0= $I+AM$ の両辺を k 倍すると $0=kI+A(kM)$ となり、 I と M を各々 k 倍しても式が成立することから、 $MSA : MSW : MSSO : MSSE$ の比は媒体別の排出量の比である $TEMA : TEMW : TEMS$ に依存し、媒体別の排出量の比が同じであれば排出量の大きさ自体には依存しないことがわかる。

10

11 VII.5.2.4 人の摂取量の摂取媒体別比率（広域・定常状態における）

12 VII.5.2.3 で求めた媒体中の存在量を媒体の体積で除することにより、媒体中濃度を求め
13
14
15

16
17
18
19

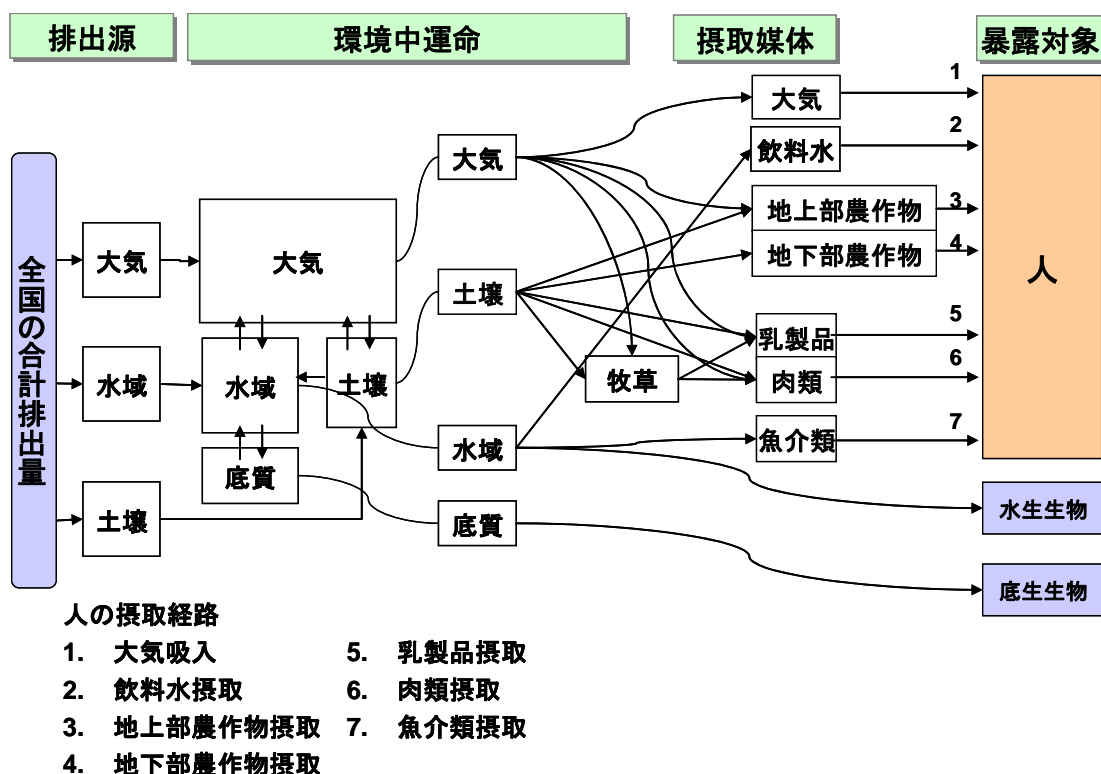
人の摂取媒体別の摂取量比率を推定するにあたり、設定した暴露シナリオを図表 VII.21 に示す。摂取経路は排出源ごとの暴露シナリオの場合と基本的には同じである。排出源ごとの暴露シナリオと異なる点は、広域的・長期的スケールの暴露状況の推計では大気と水域の間における物質の移動を考慮するため、水域にのみ排出があった場合でも大気吸入や農作物摂取等がある点と、水域は河川と海域を区別せずまとめて扱っている点がある。

20
21
22
23
24
25

また、人の摂取量の推計に関しては、農作物、牛肉、乳製品の 1 人当たりの摂取量[g/day]に自給率は加味するが「近郊生産物摂取割合（排出源を中心とする一定の領域に住む人が、その領域で栽培される農作物や畜産物を摂取する割合）」を加味しない点や、淡水魚の 1 人当たりの摂取量[g/day]と海水魚の 1 人当たりの摂取量[g/day]を合計した値を用いる点が排出源ごとの暴露シナリオと異なる。それらの点を考慮した 1 人当たりの摂取量の具体的な値[g/day]は前述の図表 VII.19 を参照。

26
27
28
29

なお、環境媒体間の分配比率と同様に、摂取量比率についても媒体別の排出量の比である $TEMA : TEMW : TEMS$ に依存し、媒体別の排出量の比が同じであれば排出量の大きさ自体には依存しない。



図表 VII.21 MNSEM3β NITE 版における人の摂取経路

VII.5.2.5 環境中での総括残留性（広域・定常状態における）

環境中での残留性を評価するため、OECD の文書¹で残留性有機汚染物質（POPs）の残留性評価の指標として用いられている総括残留性 Pov (overall persistence の略) を求める。OECD の文書で提示されている Pov の計算式（総残留時間の式）を MNSEM3β NITE 版に当てはめると式 VII-5 のようになる。A(1,1)、A(2,2)、A(3,3)、A(4,4)は式 VII-3 と同じである。

MSA : MSW : MSSO : MSSE の比は媒体別の排出量の比である TEMA : TEMW : TEMS に依存する (VII.5.2.4 参照) から、式 VII-5 から明らかなように Pov も媒体別の排出量の比である TEMA : TEMW : TEMS に依存し、媒体別の排出量の比が同じであれば排出量の大きさ自体には依存しない。

$$Pov = - \frac{MSA + MSW + MSSO + MSSE}{MSA \times A(1,1) + MSW \times A(2,2) + MSSO \times A(3,3) + MSSE \times A(4,4)} \quad \text{式 VII-5}$$

¹ OECD (2004) Guidance Document on the Use of Multimedia Models for Estimating Overall Environmental Persistence and Long-Range Transport. OECD Series on Testing and Assessment No. 45.

1

記号	説明	単位	値	出典・参照先
<i>Pov</i>	総括残留性	[day]		文献 ¹
<i>MSA</i>	定常状態の大気相中の化学物質質量	[g]		VII.5.2.3
<i>MSW</i>	定常状態の水域相中の化学物質質量	[g]		VII.5.2.3
<i>MSSO</i>	定常状態の土壌相中の化学物質質量	[g]		VII.5.2.3
<i>MSSE</i>	定常状態の底質相中の化学物質質量	[g]		VII.5.2.3
<i>A(1,1)</i>	大気相における減少速度※	[1/day]		式 VII-3
<i>A(2,2)</i>	水域相における減少速度※	[1/day]		式 VII-3
<i>A(3,3)</i>	土壌相における減少速度※	[1/day]		式 VII-3
<i>A(4,4)</i>	底質相における減少速度※	[1/day]		式 VII-3

2 ※ 負の値であるため、式 VII-5 の右辺にマイナスを乗じている。

3

4 VII.5.2.6 定常状態到達時間

5 (1) 定常状態到達時間の推計方法

6 ① 手順

7 定常状態の化学物質の存在量の 99% に到達する時間（定常状態到達時間）を推計する手
8 順は以下のとおりである。9 まず、任意の時刻 t における化学物質質量を式 VII-3 の微分方程式を解いて求める。式
10 VII-3 は 1 階 1 次連立微分方程式なので、微分方程式の理論によると解を解析的に求めるこ
11 とができる（後述の②を参照）。したがって、 i 相における定常状態における化学物質質量を
12 M_i 、微分方程式を解いて求めた時刻 t における化学物質質量を $M_i(t)$ とする（時刻 0 では化学
13 物質質量は 0、すなわち $M_i(0)=0$ とする）。定常状態の化学物質質量に対する時間 t における化
14 学物質質量の比は $M_i(t)/M_i$ となる。この比が 0.99 になる時の時刻 t を数値計算的に逆算す
15 る。16 なお、 $M_i(t)/M_i$ の値は時間 t が同じであれば、排出量の比である $TEMA: TEMW: TEMS$
17 に依存し、排出量の大きさ自体には依存しない。この理由は以下のとおりである。18 式 VII-4 の $dM/dt = I + A \cdot M$ の両辺を k 倍すると $d(kM)/dt = kI + A(kM)$ が成り立つ
19 ことから、媒体別の排出量の比を保ったまま排出量を k 倍した場合、時間 t における化学物
20 質質量 $M_i(t)$ は k 倍になる。また、定常状態の化学物質質量 M_i も同じく k 倍となる (VII.5.2.3 参
21 照)。したがって $(kM_i(t)) / (kM_i) = M_i(t) / M_i$ となり、排出量を k 倍する前と同じであ
22 る。

23

¹ Frank Wania and Donald Mackay (2000) A Comparison of Overall Persistence Values and Atmospheric Travel Distances Calculated by Various Multi-Media Fate Models. WECC Wania

1 ② (参考) 任意の時刻 t における化学物質量の導出

- 2 以下では参考までに微分方程式を解析的に解いて任意の時刻 t における化学物質量を導
3 出する方法を説明する。

■ 次の微分方程式を解く (M を時刻 t の式で表す)

$$\frac{d}{dt}M = I + A \cdot M$$

M : 化学物質量ベクトル、 I : 排出量ベクトル、 A : 媒体間の移行を表す遷移行列
詳しくは VII.5.2.4 の式 VII-3、式 VII-4、図表 VII.20 を参照。

ただし、簡単にするために VII.5.2.4 と違い、 $M = \begin{pmatrix} M_1 \\ M_2 \\ M_3 \\ M_4 \end{pmatrix}$ 、 $I = \begin{pmatrix} I_1 \\ I_2 \\ I_3 \\ I_4 \end{pmatrix}$ と表記する。

$A = UA'U^{-1}$ なる行列 U が存在する場合を考える (U の算出方法は後述)。

A' は対角行列、 $UU^{-1} = E$ とする。

ここで、 $E = \begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 \end{pmatrix}$ 、 $A' = \begin{pmatrix} \lambda_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \lambda_2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \lambda_3 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \lambda_4 \end{pmatrix}$

このことを用いて、行列 A を対角化し、微分方程式を解く。

$$\frac{d}{dt}M = I + UA'U^{-1}M$$

左から U^{-1} を乗じる。

$$\frac{d}{dt}U^{-1}M = U^{-1}I + A'U^{-1}M$$

ここで、 $U^{-1}M \equiv M'$ 、 $U^{-1}I \equiv I'$ とする。

$$\Rightarrow \frac{d}{dt}M' = I' + A'M'$$

この微分方程式の右辺の行列の要素は対角成分のみであるので、成分ごとに独立した微分方程式となる。

$$\begin{pmatrix} \frac{d}{dt} M'_1 \\ \frac{d}{dt} M'_2 \\ \frac{d}{dt} M'_3 \\ \frac{d}{dt} M'_4 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} I'_1 + \lambda_1 M'_1 \\ I'_2 + \lambda_2 M'_2 \\ I'_4 + \lambda_3 M'_3 \\ I'_3 + \lambda_4 M'_4 \end{pmatrix} \quad \text{ただし、} M'_i, I'_i \text{ (} i=1,2,3,4 \text{) はそれぞれ } M', I' \text{ の成分}$$

各成分の微分方程式

$$\frac{d}{dt} M'_i = I'_i + \lambda_i M'_i \quad (i=1,2,3,4) \quad \text{を解く。}$$

どの成分でも解き方は同様なので、簡単にするために「'」と「i」を省略すると

$$\frac{d}{dt} M = I + \lambda M \quad \text{式 VII-6}$$

$$I + \lambda M \equiv \bar{M} \quad \text{と置くと、} M = \frac{-I + \bar{M}}{\lambda}$$

$$\text{式 VII-6 に代入すると、} \frac{d}{dt} \left(\frac{-I + \bar{M}}{\lambda} \right) = \bar{M}$$

$$\text{よって、} \frac{1}{\lambda} \frac{d\bar{M}}{dt} = \bar{M}$$

$$\Rightarrow \int \frac{d\bar{M}}{\bar{M}} = \lambda \int dt + \text{cons.} \quad (\text{cons. は積分定数})$$

$$\Rightarrow \ln \bar{M} = \lambda t + \text{cons.}$$

$$\Rightarrow \bar{M} = \text{cons.} \times \exp(\lambda t)$$

$$\Rightarrow M = \frac{-(I - \text{cons.} \times \exp(\lambda t))}{\lambda} \quad \text{式 VII-7}$$

初期値条件を考えると、

$$M|_{t=0} = \frac{-(I - \text{cons.})}{\lambda} = 0 \Rightarrow \text{cons.} = I$$

$$\therefore M = -(1 - \exp(\lambda t)) \frac{I}{\lambda}$$

したがって、各成分を並べると

$$M' = \begin{pmatrix} -(1 - \exp(\lambda_1 t)) \frac{I'_1}{\lambda_1} \\ -(1 - \exp(\lambda_2 t)) \frac{I'_2}{\lambda_2} \\ -(1 - \exp(\lambda_3 t)) \frac{I'_3}{\lambda_3} \\ -(1 - \exp(\lambda_4 t)) \frac{I'_4}{\lambda_4} \end{pmatrix} \quad \text{式 VII-8}$$

最後に M' を U で戻す必要がある。

$M = UM'$ これを計算すれば最終的に M が求められる。

■次に、具体的な U, U^{-1} の算出方法について説明する。

$$A = UA'U^{-1} \quad (\Leftrightarrow A' = U^{-1}AU) \quad A' \text{ は対角行列で、} U^{-1} \text{ は } U \text{ の逆行列}$$

これらは、以下のように固有値、固有ベクトルから求めることができる。

$$\begin{cases} Av_1 = \lambda_1 v_1 \\ Av_2 = \lambda_2 v_2 \\ Av_3 = \lambda_3 v_3 \\ Av_4 = \lambda_4 v_4 \end{cases} \quad \lambda_i \text{ は固有値、} v_i \text{ は } A \text{ の固有ベクトルである}^1. (i=1,2,3,4)$$

ここでは $\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3, \lambda_4$ は相異なる固有値²とする。

U は固有ベクトルを並べたものとすればよい。

$$U = (v_1 \quad v_2 \quad v_3 \quad v_4) \quad \text{式 VII-9}$$

最後に $U^{-1}AU$ が確かに対角行列になることを示しておく。

¹ 固有値、固有ベクトルを数値計算的に求める無料のソフトウェアには例えば、PopTools という Microsoft® Excel 用のアドインソフトがある。 <http://www.poptools.org/>

² このとき 4 つの固有ベクトルは 1 次独立となるため、 U は逆行列 U^{-1} を持ち、 A は必ず対角行列にできる。4 つの固有ベクトルが 1 次独立にならない場合の扱いは線形代数学の教科書等を参照されたい。

$$\begin{aligned}
 AU &= A(v_1 \ v_2 \ v_3 \ v_4) \\
 &= (Av_1 \ Av_2 \ Av_3 \ Av_4) \\
 &= (\lambda_1 v_1 \ \lambda_2 v_2 \ \lambda_3 v_3 \ \lambda_4 v_4) \\
 &= (v_1 \ v_2 \ v_3 \ v_4) \begin{pmatrix} \lambda_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \lambda_2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \lambda_3 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \lambda_4 \end{pmatrix}
 \end{aligned}$$

$$\therefore AU = U \begin{pmatrix} \lambda_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \lambda_2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \lambda_3 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \lambda_4 \end{pmatrix}$$

$$\text{よって、} U^{-1}AU = \begin{pmatrix} \lambda_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \lambda_2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \lambda_3 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \lambda_4 \end{pmatrix} \text{となり、対角行列となる。}$$

1

2 (2) (参考) 環境媒体別の残存比率の時系列変化 (汚染からの回復時間)

3 以下では、参考までに、VII.5.2.6 (1)で推計した時刻 t における媒体 i の $M_i(t)/M_i$ を用
 4 いて環境中での残留性を時系列的に視覚化した例を示す。これは環境中での残留性が特に
 5 高い物質に対し、今後の環境中での動態を予測するうえで有効な方法である¹。

6 全ての排出源から環境中への排出を止めた場合、環境中濃度は徐々に減少していく。し
 7 かし、排出停止から十分時間が経った時刻 t に対しても $M_i(t)/M_i$ が大きければ、汚染から
 8 の回復は遅く、その化学物質は環境中での残留性が高いと考えられる。以下では $M_i(t)/M_i$
 9 を「残存比率」と呼ぶ。

10 残存比率を用いて、例えば図表 VII.22 のような表し方により物質の残留性を視覚的に把
 11 握できる。これは、横軸は排出開始時からの時間を、縦軸は残存比率である。この例では、
 12 0～10 年は一定量で排出が行われ、10～20 年は排出ゼロという条件で推計したものである。
 13 最初の 10 年間は定常に到達するまでの様子を、後半の 10 年間は汚染からの回復の様子を
 14 表す。なお、10 年後の各媒体の化学物質量を初期条件として、式 VII-3 を改めて解くこと
 15 で、10～20 年の残存比率を推計できる。参考に計算式を次に示す。

¹ 下記の OECD の文書では「クリアランス時間」と呼ばれているものに相当する。

OECD (2004) Guidance Document on the Use of Multimedia Models for Estimating Overall Environmental Persistence and Long-Range Transport. OECD Series on Testing and Assessment No. 45.

1 $t = T$ 以降は排出量 $I = 0$ とする（前記の例であれば $T = 10$ 年）。

2 $t = T$ の時の化学物質量を $M|_{t=T}$ で表す。

3 VII.5.2.6 (1)②の式 VII-7 に $I = 0$ を代入すれば、

$$4 \quad M = \frac{\text{cons.} \times \exp(\lambda t)}{\lambda}$$

5 初期値条件を考えると、

$$6 \quad M|_{t=T} = \frac{\text{cons.} \times \exp(\lambda T)}{\lambda} \Rightarrow \text{cons.} = M|_{t=T} \times \lambda \times \exp(\lambda T)$$

$$7 \quad \therefore M = M|_{t=T} \times \exp(\lambda(t - T))$$

8 $t - T = t'$ （排出停止以降の経過時間）と置き換えれば、

$$9 \quad M = M|_{t=T} \times \exp(\lambda t')$$

10 したがって、各成分を並べると VII.5.2.6 (1)②の式 VII-8 に対応する式は

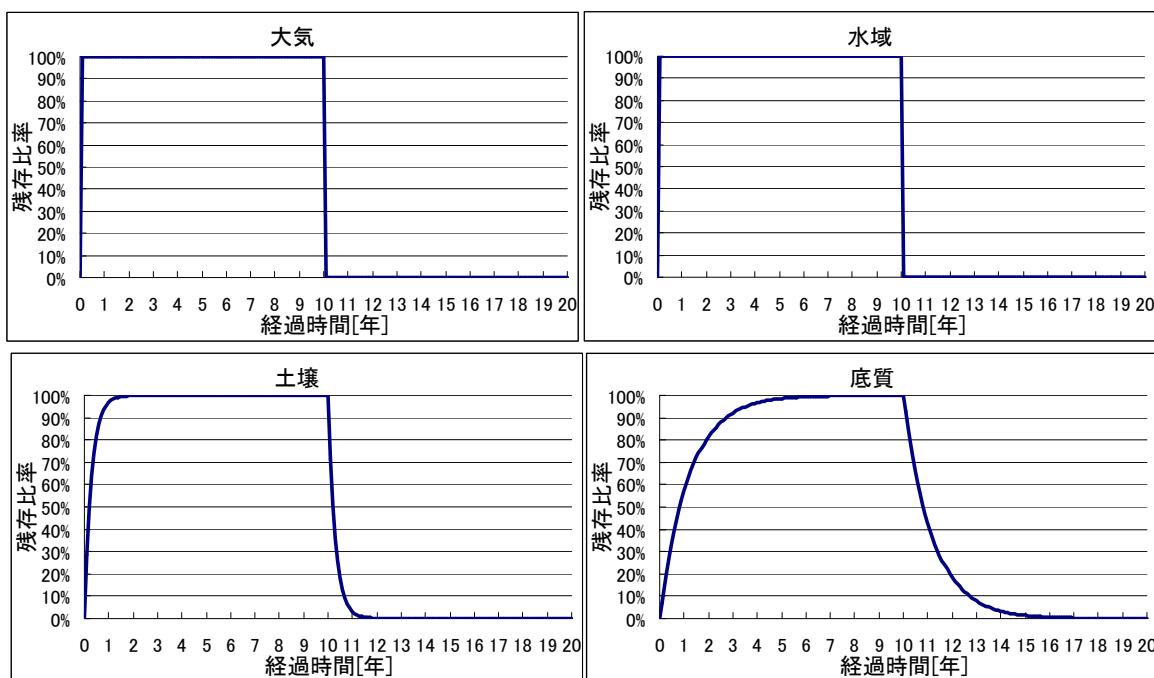
$$11 \quad M' = \begin{pmatrix} M_1|_{t=T} \times \exp(\lambda_1 t') \\ M_2|_{t=T} \times \exp(\lambda_2 t') \\ M_3|_{t=T} \times \exp(\lambda_3 t') \\ M_4|_{t=T} \times \exp(\lambda_4 t') \end{pmatrix}$$

12 VII.5.2.6 (1)②と同じく最後に M' を U で戻す必要がある。

13 $M = UM'$ これを計算すれば最終的に M が求められる。

14 図表 VII.22 は、残存比率の時系列変化を図示化した例である。

15 この例では排出が始まると大気と水域は短時間で定常状態に達するが、土壌と底質は定
16 常状態に達する（残存比率 99%）までに 1 年から数年程度の時間を要する。排出がなくな
17 ってからは大気と水域は速やかに媒体から消失するが、土壌と底質では、残存比率が 1 %
18 になるまでに、1 年から数年程度の時間を要する。このように定常状態到達時間と消失に要
19 する時間は裏表の関係がある。



図表 VII.22 各媒体の環境中残存比率の時系列変化の推定の例

VII.5.3 G-CIEMS モデルの解説

VII.5.3.1 モデルの入力項目

(1) 化学物質に関する入力データ

化学物質に関する入力データの一覧を図表 VII.23 に示す。PRTR 情報のメッシュデータについては、「地域における化学物質の環境リスク低減支援業務報告書」（環境省環境保健部環境安全課）のデータを用いる。なお、G-CIEMS では 25℃における入力を想定しているため、あらかじめ 25℃相当における値に換算した物性値等を入力するものとする。ヘンリー係数及び蒸気圧については、モデルに内蔵されている温度依存性を考慮した補正¹を行うようにパラメータを設定することとする。

図表 VII.23 化学物質に関する G-CIEMS への主要な入力データ及びデフォルト値

変数	説明	単位（基本的に SI 単位系）	入力値
Name	物質名称	—	物質個別
CasNo	CAS 番号（CAS 番号がない物質の場合は 99999 を入力する。）	—	物質個別

¹ G-CIEMS では、ヘンリー係数、蒸気圧、水溶解度、Kow、Koa を温度依存性がある変数として取扱い、モデル内部で地点の気温に応じた補正をすることが可能である。

MW	分子量	g/mol	物質個別
HenrysCnstnt	ヘンリー係数	Pa・m ³ /mol	物質個別
Slblty	対水溶解度	mol/m ³	物質個別
VaporPrssr	蒸気圧	Pa	物質個別
Koc	有機炭素補正土壌吸着係数	L/kg	物質個別
Kow	オクタノールと水との間の分配係数	—	物質個別
DgrdtnRate_Air_gas	大気中分解速度定数 (ガス)	s ⁻¹	物質個別
DgrdtnRate_Air_ptcl	大気中分解速度定数 (粒子)	s ⁻¹	物質個別
DgrdtnRate_Water_sol	水中分解速度定数 (溶液)	s ⁻¹	物質個別
DgrdtnRate_Water_SS	水中分解速度定数 (懸濁粒子)	s ⁻¹	物質個別
DgrdtnRate_Soil	土壌中分解速度定数	s ⁻¹	物質個別
DgrdtnRate_Sdmnt	底質中分解速度定数	s ⁻¹	物質個別
DgrdtnRate_Canopy	植生中分解速度定数	s ⁻¹	物質個別
Koa	オクタノール-大気分配係数	—	-1
Tboil	沸点	K	物質個別
Tmelt	融点	K	物質個別
deltaHenry	ヘンリー係数の温度変化のエンタルピー/気体定数	K	40000/8.314
deltaEair	大気分解速度活性化エネルギー/気体定数	K	-1
deltaEriver	水中分解速度活性化エネルギー/気体定数	K	-1
deltaEsoil	土壌中分解速度活性化エネルギー/気体定数	K	-1
deltaEsed	底質中分解速度活性化エネルギー/気体定数	K	-1
deltaKow	Kow の水相からオクタノール相への相変化エンタルピー/気体定数	K	-1
deltaVaporPrssr	蒸気圧の温度変化のエンタルピー/ガス定数	K	50000/8.314

1

2

3 図表 VII.23 中の入力値の欄において、「物質個別」、「物質個別又は-1」又は「-1」の
4 主として3種類の入力値を入力することとしている。これらについて以下で説明する。

5 ・「物質個別」の場合の入力値

6 「物質個別」と記載している変数については、評価対象化学物質の物性値を入力
7 することが必須である。入力する物理化学的性状等に関する変数（分子量、ヘ
8 ンリー係数、対水溶解度、蒸気圧、有機炭素補正土壌吸着係数 オクタノールと
9 水との間の分配係数、融点、沸点、各種速度定数。）の値には、物理化学的性状の
10 信頼性基準で定められている方法に基づき選定したキースタディを用いるものと
11 する。

12 DgrdtnRate_Air_gas、DgrdtnRate_Air_ptcl、DgrdtnRate_Canopy には大気
13 中分解速度定数、DgrdtnRate_Water_sol、DgrdtnRate_Water_SS には水域中分
14 解速度定数、DgrdtnRate_Soil、DgrdtnRate_Soil0、DgrdtnRate_Soil1、
15 DgrdtnRate_Soil2、DgrdtnRate_Soil3、DgrdtnRate_Soil4、DgrdtnRate_Soil5、
16 DgrdtnRate_Soil6 には土壌中分解速度定数、DgrdtnRate_Sdmnt には底質中分解
17 速度定数を入力することとする。

18 なお、DgrdtnRate_SeaWater_sol、DgrdtnRate_SeaWater_SS、
19 DgrdtnRate_SeaSdmnt は海域中での分解速度定数に関するものであり、本評価
20 では未使用の項目であるが、これらの速度定数には河川のものと同じ値を設定す
21 る。

1 ・「-1」の場合の入力値

2 「-1」と記載している変数は、-1を固定値として設定することで、モデル
3 中で「他の物性値から計算する」又は「モデル中の各地点の気温に応じた温度依
4 存性を考慮しない」という設定とするために入力する。

5 具体的には、オクタノール/大気分配係数 K_{oa} については他の物性値からの計
6 算値を用いるために「-1」を設定する。また、本評価では、分解速度定数や K_{ow}
7 に対してモデルに内蔵されている温度依存性を考慮した補正を用いないため、各
8 地点の気温に応じた温度依存性を考慮ための項目である ΔK_{oa} 、 ΔE_{air} 、
9 ΔE_{river} 、 ΔE_{soil} 、 ΔE_{sed} 、 ΔE_{sea} 、 ΔE_{seas} 、 ΔK_{ow} 及び
10 沸点には、「-1」を入力することで補正を行わないようにする。

11 ・ヘンリー係数と蒸気圧の温度変化に対する係数（エンタルピー/気体定数）の入力値

12 化審法リスク評価ガイダンス I. 評価の準備における、下記の蒸気圧の温度変
13 化に対する補正式と、水溶解度の温度変化に対する補正式を考慮して、
14 $\Delta H_{Henry}=40000/8.314$ 、を $\Delta H_{VaporPrssr}=50000/8.314$ を用いることとする。

15 <蒸気圧の温度変化に対する補正式>

$$VP_{target} = VP_{temp} \exp\left(\frac{\Delta H_{vap}}{R} \times \left(\frac{1}{T_{temp}} - \frac{1}{T_{target}}\right)\right)$$

17 ただし、 $\Delta H_{vap}=50000\text{J/mol}$ 、気体定数 R は $8.314\text{ J/K}\cdot\text{mol}$ 、 T_{temp} は補正前の蒸気
18 圧 VP_{temp} における温度、 T_{target} は補正後の蒸気圧 VP_{target} における温度を表す。

19 <水溶解度の温度変化に対する補正式>

$$WS_{target} = WS_{temp} \exp\left(\frac{\Delta H_{sup}}{R} \times \left(\frac{1}{T_{temp}} - \frac{1}{T_{target}}\right)\right)$$

21 22 ただし、 $\Delta H_{sup}=10000\text{J/mol}$ 、気体定数 R は $8.314\text{ J/K}\cdot\text{mol}$ 、 T_{temp} は補正前の水溶
23 解度 WS_{temp} における温度、 T_{target} は補正後の水溶解度 WS_{target} における温度を表す。

24 25 ヘンリー係数 H は、 $H=VP/WS$ として推定可能であることと、上記 2 つの式
26 を考慮し、

$$H_{target} = H_{temp} \exp\left(\frac{\Delta H_{vap} - \Delta H_{sup}}{R} \times \left(\frac{1}{T_{temp}} - \frac{1}{T_{target}}\right)\right)$$

27 で補正することができると考えられる。

28 以上より、

$$\text{deltaHenry} = \frac{\Delta H_{\text{vap}} - \Delta H_{\text{sup}}}{R} = \frac{(50000 - 10000)}{8.314}$$

$$\text{deltaVaporPrssr} = \frac{\Delta H_{\text{vap}}}{R} = \frac{50000}{8.314}$$

1

2

を用いる。

3

4 VII.5.3.2 モデルの出力項目

5

モデルの出力項目では、各媒体中の濃度やその内訳、フラックス等の情報が得られる。

6

それらのうち、暴露量の評価に主に使用する河川、大気に関する情報部分について、

7

図表 VII.24 に示す。また、直接暴露量の評価の際に用いることはないが、別途暴露量評価

8

モデルで算出する魚類中濃度等と G-CIEMS 内での濃度とを比較する際に参照する項目に

9

ついて図表 VII.25 に示す。

10

11 図表 VII.24 モデルの出力項目のうち暴露量評価に使用する可能性のある項目

評価に用いる主要項目	テーブル※	フィールド名	単位
河川水質バルク濃度	River_～	Cw	kg/m ³
河川底質濃度	River_～	Cse	kg/kg
河川水質懸濁態粒子濃度	River_～	Css	kg/kg
河川水質溶存態濃度	River_～	Cw_sol	kg/m ³
大気中濃度	Air_～	Cair	kg/m ³

12

※テーブル名は計算対象物質名称や計算条件等により異なるため、ここではテーブル名の

13

先頭部分のみを示す。

14

15 図表 VII.25 モデルの出力項目のうち暴露量評価で参考とする可能性のある項目

参考とする可能性のある項目	テーブル※	フィールド名	単位
河川魚類中濃度	River_～	Cfish	kg/kg
エアロゾル中濃度	Air_～	Caerosol	kg/m ³
土壌中濃度	Soil_～	Csoil	kg/kg

16

※テーブル名は計算対象物質名称や計算条件等により異なるため、ここではテーブル名の

17

先頭部分のみを示す。

1 VII.5.3.3 モデルの適用範囲

2 (1) 対象とする物質

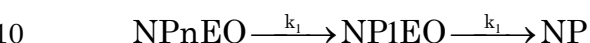
3 評価対象とする物質は基本的に有機化学物質とする。

4
5 (2) モデルの検証事例

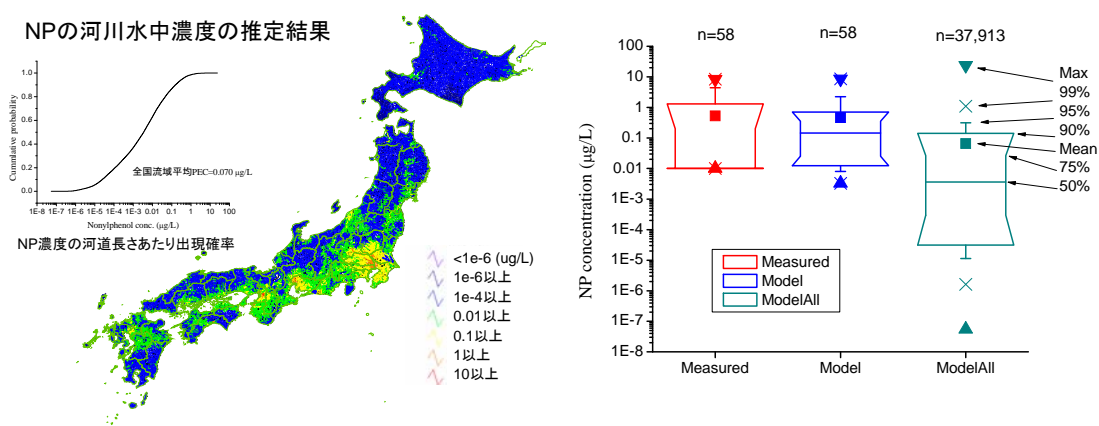
6 ① ノニルフェノールの河川水中濃度の推定

7 ノニルフェノール (NP) について、PRTR による排出量推定データを用いた G-CIEMS
8 による動態モデル計算を行い、河川水中濃度を推定した¹。

9 なお、ノニルフェノールの河川水中濃度の推定を行うにあたって、



11 ということ、ノニルフェノールエトキシレート(NPnEO、NP1EO)からの化学種の変換を
12 考慮することとし、PRTR による排出量推定データとして、ノニルフェノールエトキシレ
13 ートの排出量も合わせて利用して推定を行い、観測値の分布とモデル計算の結果は概ね近
14 いところにあるとされている²。なお箱ひげ図は左から観測値の分布、中央は全国流域のう
15 ち観測値の存在する流域のモデル推定値の分布、右は全国全流域のモデル推定値の分布を
16 示す。



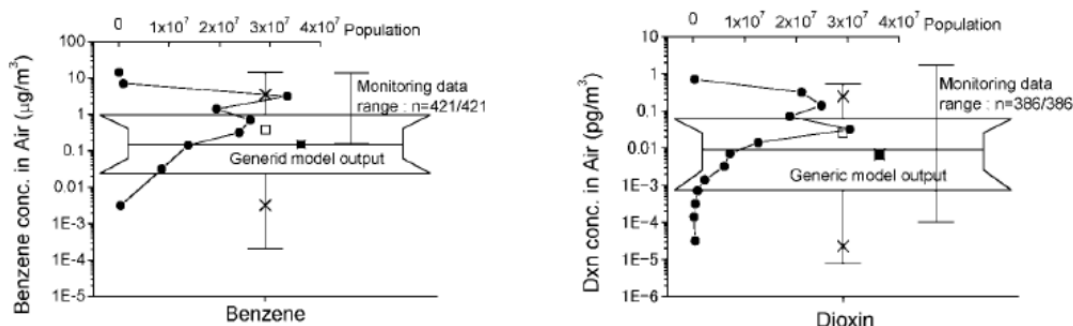
17
18 図表 VII.26 ノニルフェノールの河川水中濃度の推定値と実測値の比較³

19
1 鈴木規之、化学物質の環境動態とリスク評価、日本薬学会 薬学雑誌 **127** (3) 437-447 (2007)
2 鈴木規之、李文淳、桜井健郎、森口祐一、田邊潔、白石寛明、森田昌敏：GIS 多媒体モデルによる空間平均 PEC (予測環境濃度) を用いた人および生態暴露評価手法、第 14 回環境化学討論会講演要旨集、172-173 (2005)
3 鈴木規之、李文淳、桜井健郎、森口祐一、田邊潔、白石寛明、森田昌敏：GIS 多媒体モデルによる空間平均 PEC (予測環境濃度) を用いた人および生態暴露評価手法、第 14 回環境化学討論会講演要旨集、172-173 (2005)

② ベンゼン及びダイオキシンの大気中濃度に関する Generic 多媒体モデルとの比較

環境中濃度に関する G-CIEMS の推定値と、これまで多媒体モデルとして広く用いられているボックスモデルのような Generic 多媒体モデルとの比較により、環境中濃度の統計的分布とヒトへの暴露状況の関連の考察を行った。

図表 VII.27 に、ベンゼンとダイオキシン類の G-CIEMS による全国の推定濃度分布と、これまで広く用いられている Generic 多媒体モデル（ここでは EUSES/SimpleBox）の点推定値、モニタリングデータの範囲及び GIS モデルの推定濃度域に居住する人口の分布を重ねた結果を示す。その結果、従来の Generic 多媒体モデルが、詳細な分解能を持つ動態モデルの推定分布の中でおよそ中央値を与えること、動態モデルにより推定した空間濃度の分布はほぼ対数正規的であり、また、人口は当該物質の濃度分布の 95 パーセンタイル程度以上の高濃度域に大部分が居住していること等が示された。



図表 VII.27 G-CIEMS の大気中濃度推定値分布、モデル推定濃度域に居住する人口分布及び Generic 多媒体環境運命モデル(EUSES/Simple Box)での大気中濃度の点推定値の比較¹

さらに、ベンゼン、1,3-ブタジエン及びダイオキシンについて、G-CIEMS、Generic 多媒体モデル及び観測値の結果を用い、環境中濃度と人口分布の関連を考慮して求めた暴露加重平均濃度(EWAC)を比較した結果を図表 VII.28 に示す。ただし、大気中の EWAC は

$$EWAC_{\text{Generic}} = \text{広域大気コンパートメントの大気中濃度}$$

$$EWAC_{\text{G-CIEMS}} = \frac{\sum \{ (\text{各グリッドの大気中濃度}) \times (\text{グリッド内の人口}) \}}{\text{総人口}}$$

$$EWAC_{\text{モニタリング}} = \frac{\sum \{ (\text{人口密度分類別の平均大気中濃度}) \times (\text{人口密度分類での人口}) \}}{\text{総人口}}$$

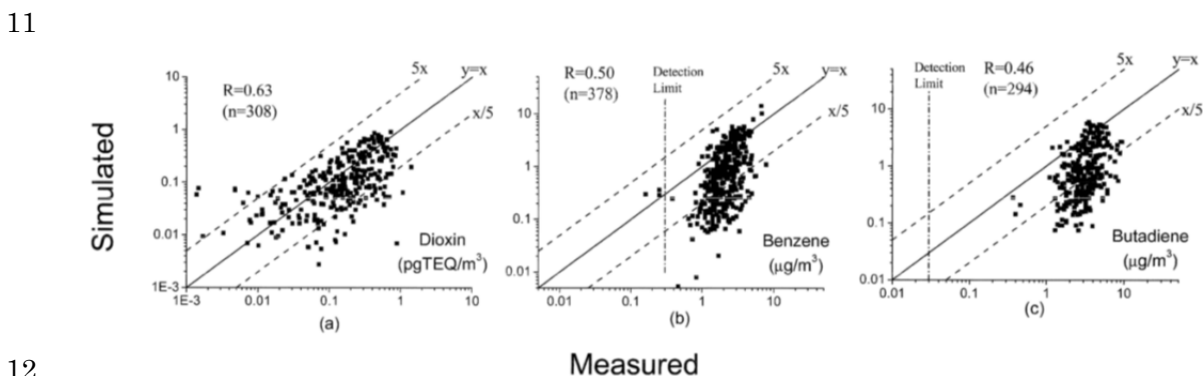
として計算したものである。

¹ Noriyuki Suzuki *et. al.*, Geo-referenced multimedia environmental fate model(G-CIEMS): Model formulation and comparison to the generic model and monitoring approaches, *Environ. Sci. Technol.* **2004**, 38, 5682-5693

1
2 また、各物質の大気中濃度に関するモニタリングデータと G-CIEMS 推定値の比較を図
3 表 VII.29 に示す。図中の斜めの実線及び点線は、G-CIEMS 推定濃度とモニタリング濃度
4 とが同じ濃度、5 倍、1/5 倍の濃度を表している。ダイオキシン類については、推定濃度の
5 大部分がモニタリング濃度のファクター5 (1/5～5 倍)に含まれている。ベンゼンと 1,3-ブタ
6 ジエンについては、わずかに推定濃度がモニタリング濃度を下回るものが見られた。しか
7 し、推定濃度/モニタリング濃度の比を見た場合には、いずれの物質もファクター2～5 に
8 おさまっている。

9
10 図表 VII.28 G-CIEMS、Generic 多媒体モデル及び観測地の暴露加重平均濃度の比較

	Generic 多媒体モデル	G-CIEMS	モニタリング
ベンゼンの大気中の EWAC [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	0.15	1.4	2.3
ダイオキシン類の大気中の EWAC [pgTEQ/m^3]	0.0067	0.20	0.23
1,3-ブタジエンの大気中の EWAC [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	0.0071	0.14	0.32



13 図表 VII.29 大気中濃度のモニタリングデータと推定値の比較：(a)ダイオキシン類 (b)ベンゼン
14 (c)1,3-ブタジエン (ダイオキシン類については TEQ 換算のため明確な検出下限がなく、図
15 中で示していない。)¹

16
17

¹ Noriyuki Suzuki *et. al.*, Geo-referenced multimedia environmental fate model(G-CIEMS): Model formulation and comparison to the generic model and monitoring approaches, *Environ. Sci. Technol.* **2004**, 38, 5682-5693

1 図表 VII.30 にダイオキシン類のモニタリングデータと G-CIEMS 推定値間での大気、河
 2 川水質、底質及び土壌中平均濃度の比較結果を、図表 VII.31 に河川水質、底質及び土壌中
 3 濃度のモニタリングデータと G-CIEMS 推定値の比較結果を示す（大気については、前述
 4 の図表 VII.29 において、既に示している。）。

5 河川、底質および土壌については、モデル推定の技術的困難がより大きいため大気と比
 6 較してやや一致度が低くなったが、全体としてはファクター10 程度に入る地点が多かった
 7 と考えられる。

8 図表 VII.30 に示した媒体別の平均濃度の比較においては、G-CIEMS の推定濃度がすべ
 9 での媒体においてモニタリング濃度とファクター2 以内の一致をしている。Generic 多媒体
 10 モデルについては、大気を除けばファクター10 以内の一致をしている。

11 図表 VII.32 にベンゼン、ダイオキシン類、1,3-ブタジエン及びフタル酸ビス（2-エチ
 12 ルヘキシル）についての G-CIEMS の推定濃度の分布とモニタリング濃度との比較を示す。
 13 図中には、モニタリングデータの範囲と検出地点数/地点数についても示した。この結果
 14 から、1,3-ブタジエンの底質の結果を除く各データにおいて、Generic 多媒体モデルでの濃
 15 度は G-CIEMS の 50%ile に近い濃度となり、両モデルで同程度の結果を得ることができ
 16 ることが分かる。

17 図表 VII.33 に河道長を考慮した河川水質中のダイオキシン濃度推定値とモニタリング
 18 濃度の累積分布の比較を示す。この結果から、推定濃度の累積分布とモニタリング濃度の
 19 累積分布とが全体的に一致することがわかり、G-CIEMS の推定濃度の結果を地理的特性も
 20 考慮して評価に用いることのできる可能性を示している。

21

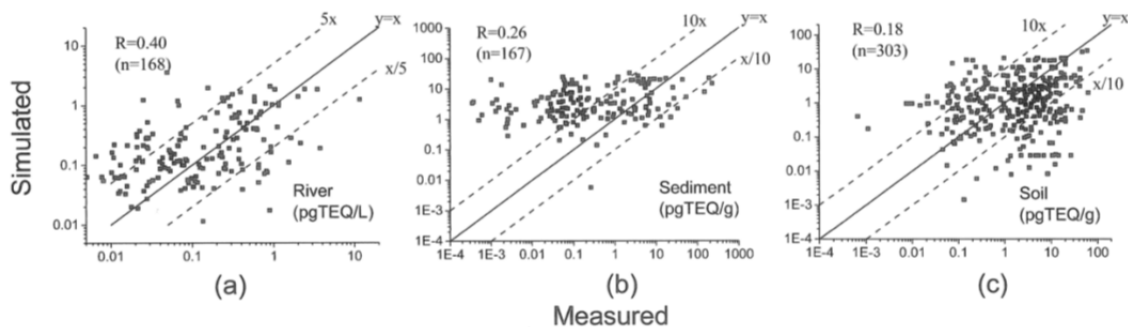
22 図表 VII.30 G-CIEMS、Generic 多媒体モデル及び観測地の媒体別平均濃度の比較¹

	Generic 多媒体モデル	G-CIEMS	モニタリング
大気 [pg/m ³]	0.0067	0.16	0.22
河川水質 [pg/L]	0.15	0.35	0.39
土壌 [pg/g]	4.4	6.4	6.4
底質 [pg/g]	0.97	4.8	6.1

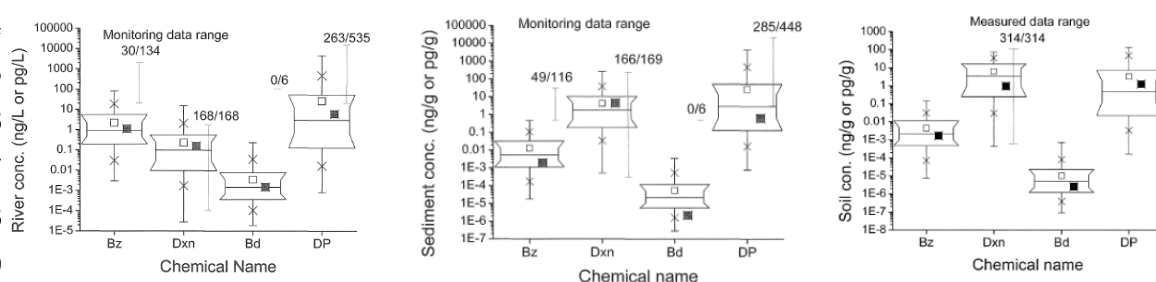
23

24

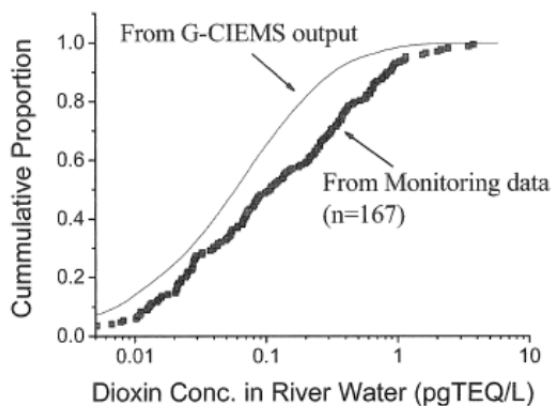
¹ Noriyuki Suzuki *et. al.*, Geo-referenced multimedia environmental fate model(G-CIEMS): Model formulation and comparison to the generic model and monitoring approaches, *Environ. Sci. Technol.* 2004, 38, 5682-5693



図表 VII.31 ダイオキシン類の河川水質、底質及び土壌中濃度のモニタリングデータと推定値の比較：(a)河川水質 (b)底質 (c)土壌¹



図表 VII.32 G-CIEMS と generic 多媒体モデル及びモニタリングデータの河川水質濃度、底質中濃度及び土壌中濃度の範囲の比較
(Bz:ベンゼン、Dxn : ダイオキシン類、Bd : 1,3-ブタジエン、DP : フタル酸ビス (2-エチルヘキシル))
箱ひげ図の端点、横線、×点、箱は G-CIEMS の推定濃度の統計値を表し、それぞれ 1、10、25、50、75、90、99 パーセンタイルと最小値、最大値を表している。黒四角 (■) は generic 多媒体モデルの結果を示す。) ²



図表 VII.33 河道長を考慮した河川水質中のダイオキシン濃度推定値とモニタリング濃度の累積分布の比較³

¹ 同上

² 同上

³ Noriyuki Suzuki *et. al.*, Geo-referenced multimedia environmental fate

1

2 VII.5.4 環境中濃度等の空間的分布の推計における人の摂取量

3 ここでは、本編VII.3の環境中濃度等の空間的分布の推計における人の摂取量について、
4 特にV章と推計手法が異なる農作物や畜産物について説明する。

5

6 VII.5.4.1 食品摂取量等の情報

7 環境中濃度等の空間的分布の推計における人の摂取量で使用する食品摂取量等の情報を
8 図表 VII.34 に示す。これらの値の設定の経緯等についてはV章の食品摂取量等の設定の経
9 緯に関する記載を参照のこと。

10

11 図表 VII.34 環境中濃度等の空間的分布の推計で用いる食品摂取量等の情報

説明	単位	値	(うち排出源周辺)	出典・参照先
人の体重	[kg]	50	-	V.7.5.5 (2)①
人の吸入摂取量 (大気)	[m ³ /day]	20	-	V.7.5.5 (2)②
人の地下部農作物の摂取量	[g/day]	163.7	(7.0)	V.7.5.5 (2)③
人の地上部農作物(Protected)の摂取量	[g/day]	240.8	(19.7)	V.7.5.5 (2)③
人の地上部農作物(Exposed)の摂取量	[g/day]	204.7	(16.8)	V.7.5.5 (2)③
人の乳製品の摂取量	[g/day]	72.4	(0.6)	V.7.5.5 (2)④
人の牛肉の摂取量	[g/day]	9.4	(0.2)	V.7.5.5 (2)④
人の魚介類の摂取量	[g/day]	45.3	-	V.7.5.5 (2)⑤
人の飲水量	[L/day]	2	-	V.7.5.5 (2)⑥

12

13 VII.5.4.2 農作物からの摂取量

14 農作物 (地上部農作物 (Exposed、Protected)、地下部農作物) からの摂取量については
15 当該流域の農作物からの摂取量については、当該流域の環境中濃度から当該流域の農作物
16 中濃度を推計し、図表 VII.34 の排出源周辺の農作物摂取量を乗じることにより算出する。
17 また当該流域以外の農作物からの摂取量については、当該流域以外の環境中濃度 (流域面
18 積による重み付けを考慮した平均値) から当該流域以外の農作物中濃度を推計し、図表
19 VII.34 のそれぞれの摂取量から排出源周辺の農作物摂取量を減じたもの乗じることにより
20 算出する。当該流域における農作物からの摂取量としては、当該流域の農作物からの摂取
21 量と当該流域以外の農作物からの摂取量を合計して算出する。なお、環境中濃度から各農
22 作物中濃度を推計する方法についてはV章と同様である。

23

1 VII.5.4.3 畜産物からの摂取量

2 畜産物（牛肉、乳製品）からの摂取量については当該流域の農作物からの摂取量につい
3 ては、当該流域の環境中濃度から当該流域の畜産物中濃度を推計し、図表 VII.34 の排出源
4 周辺の畜産物摂取量を乗じることにより算出する。また当該流域以外の畜産物からの摂取
5 量については、当該流域以外の環境中濃度（流域面積による重み付けを考慮した平均値）
6 から当該流域以外の畜産物中濃度を推計し、図表 VII.34 のそれぞれの摂取量から排出源周
7 辺の畜産物摂取量を減じたもの乗じることにより算出する。当該流域における畜産物から
8 の摂取量としては、当該流域の畜産物からの摂取量と当該流域以外の畜産物からの摂取量
9 を合計して算出する。なお、環境中濃度から各畜産物中濃度を推計する方法についてはV
10 章と同様である。

11

12 VII.5.4.4 農作物及び畜産物以外からの摂取量

13 農作物（地上部農作物（Exposed、Protected）、地下部農作物）及び畜産物（牛肉、乳製
14 品）以外からの摂取量についてはV章と同様である。

化審法における優先評価化学物質に関する
リスク評価の技術ガイダンス

VIII. 環境モニタリング情報を用いた
暴露評価

Ver.1.0

平成 26 年 6 月

厚生労働省・経済産業省・環境省

改訂履歴

Version	日付	改訂内容
Ver .1.0	平成 26 年 6 月	初版

目 次

VIII. 環境モニタリング情報を用いた暴露評価	1
VIII.1 はじめに	1
VIII.1.1 本章の位置づけ	1
VIII.1.2 他の章との関係	2
VIII.2 環境モニタリング情報の利用目的と役割	4
VIII.2.1 環境モニタリング情報を利用する目的	4
VIII.2.2 環境モニタリング情報の役割	4
VIII.2.3 環境モニタリング情報と数理モデルによる推計結果との関係	6
VIII.3 環境モニタリング情報の特徴と利用において考慮する点	7
VIII.3.1 環境モニタリング情報の特徴	8
VIII.3.2 環境モニタリング情報を暴露評価に利用する場合に考慮する点	10
VIII.4 環境モニタリング情報の利用方法	14
VIII.4.1 環境中の検出状況の経年変化の概観	15
VIII.4.2 暴露シナリオごとの環境中濃度の把握	16
VIII.5 追加モニタリング調査	24
VIII.5.1 追加モニタリング	24
VIII.5.2 事業者が自主的に行う環境モニタリング調査等	25
VIII.6 付属資料	26
VIII.6.1 収集する環境モニタリング情報と整理方法	26
VIII.6.2 排出源との近接性の判断方法	31
VIII.6.3 数理モデルによる推計値との比較における留意点	33

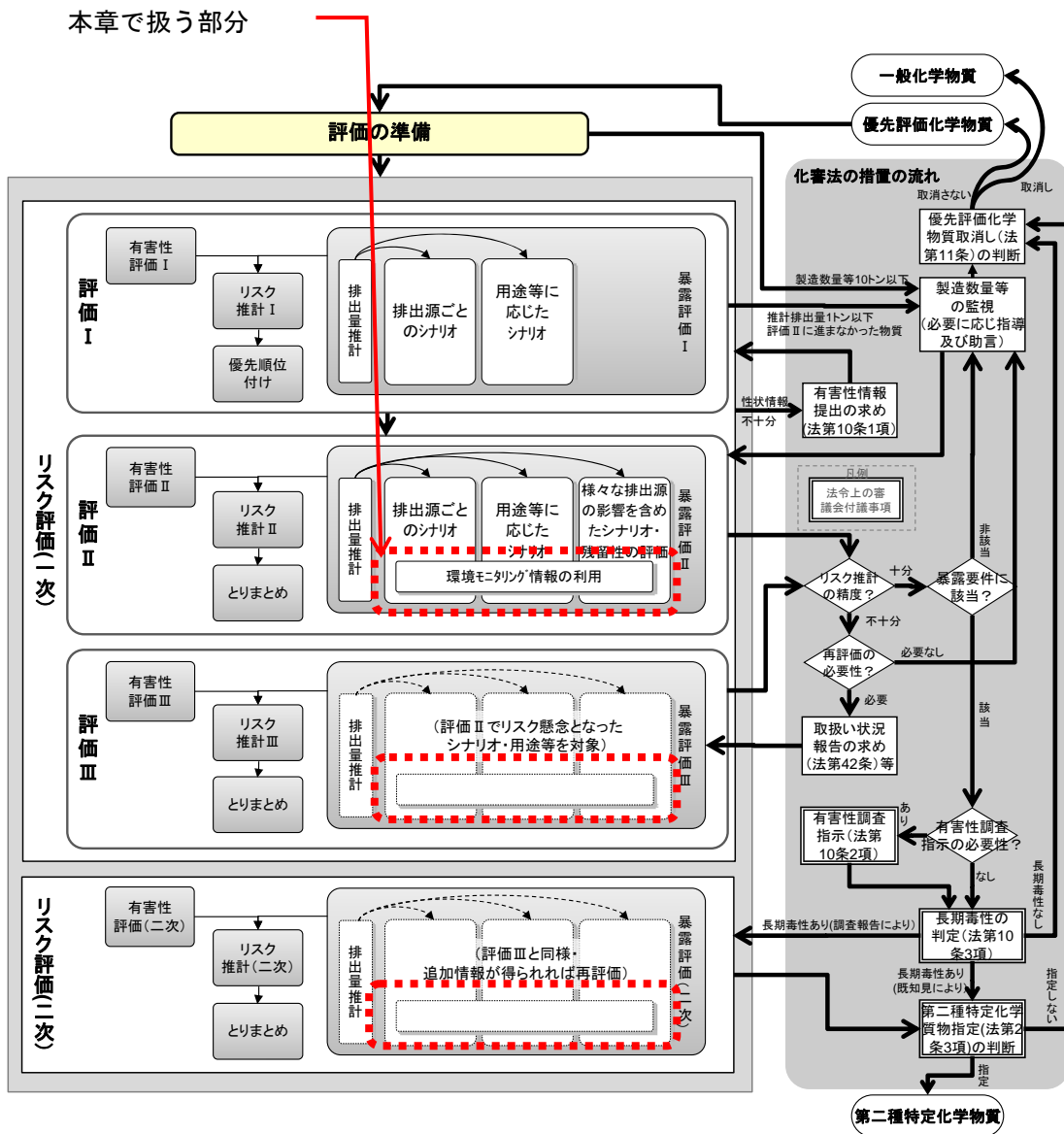
1 VIII. 環境モニタリング情報を用いた暴露評価

2 VIII.1 はじめに

3 VIII.1.1 本章の位置づけ

4 本章では、優先評価化学物質のリスク評価における暴露評価のうち、環境モニタリング
5 情報を用いた暴露評価について記載する。リスク評価スキーム全体における本章で扱う部
6 分を図表 VIII-1 に示す。

7 環境モニタリング情報は評価II以降で利用する。



8

9

図表 VIII-1 リスク評価スキームにおける本章で扱う部分

10

1
2
3
4
5
6
7

なお、本章全体にわたって、「環境モニタリングデータ」と記載するときは測定値もしくは測定値の集合とその統計量を指し、「環境モニタリング情報」と記載するときは測定値も含め、より広義に測定地点等の関連情報も包含するというように概ね区別している。

また、本章では「長期平均値」や「年平均値」という用語を使用するが、これらは基本的に算術平均をさすものとする。

8 VIII.1.2 他の章との関係

9 本リスク評価スキームでは、以下に挙げる複数の暴露シナリオが設定されている。

10
11
12
13
14
15
16
17

- ・ 排出源ごとの暴露シナリオ
- ・ 用途等に応じた暴露シナリオ
 - 大気系の非点源シナリオ
 - 水系の非点源シナリオ
 - 船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオ
 - 地下水汚染の可能性シナリオ
- ・ 様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ

18

それぞれのシナリオの中で暴露評価に利用する情報源としては以下の 3 つがある。

19
20
21
22

- ・ 化審法の製造数量等の届出情報
- ・ PRTR 情報
- ・ 環境モニタリング情報

23
24
25
26

前節で述べた通り、各シナリオの環境モニタリング情報を用いる部分は本章に記述し、数理モデルを用いる部分は排出源ごとの暴露シナリオについては技術ガイダンスV章、用途等に応じた暴露シナリオについては同VI章、様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオについては同VII章に記述している。

27
28
29

以上の関係を図表 VIII-2 に示す。

組合せ シナリオ	化審法情報	化審法情報 PRTR情報	化審法情報 — モニタリング情報	化審法情報 PRTR情報 — モニタリング情報	
排出源ごとの 暴露シナリオ (V章)	【化審法】必ず推計	【PRTR】届出情報を用いて推計		【PRTR】届出情報を用いて推計 【モニタリング】当該シナリオに対応する モニタリング情報が得られれば利用	VII.4.2.2
様々な排出 源の影響を 含めた 暴露シナリオ (VI章)	【化審法】必ず推計	【PRTR】PRTR情報を用いて推計	【モニタリング】一般環境のモニタリ ング情報とみなして利用	【PRTR】PRTR情報を用いて推計 【モニタリング】メッシュごとの推計値と 対応させて利用	VII.4.2.4
用途等 に応じた シナリオ (VII章)	大気系 非点源 シナリオ	【化審法】該当する用途があった場合に非点源の寄与分を推計		【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	VII.4.2.3 (1)
		【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	【モニタリング】一般環境のモニタリ ング情報とみなして利用	【モニタリング】メッシュごとの推計値と 対応させて利用	
	水系 非点源 シナリオ	【化審法】該当する用途があった場合に非点源の寄与分を推計	【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	【モニタリング】一般環境のモニタリ ング情報とみなして利用	【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計 【モニタリング】メッシュごとの推計値と 対応させて利用
船底・ 漁網防 汚剤 シナリオ	【化審法】該当する用途があった場合に推計	【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	【モニタリング】シナリオに対応するモニタリ ング情報が得られれば利用	【PRTR】該当する用途等に係る推計が 行われていれば推計	VII.4.2.3 (3)

1

2

図表 VIII-2 暴露シナリオの種類と他の章との関係及び本章で記述する部分¹

¹「優先評価化学物質のリスク評価手法について」（平成 24 年 1 月）の「図表 28 暴露評価の情報源別の推計ステップの違い」を抜粋し、加筆。
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/riskassess.pdf

1

2 VIII.2 環境モニタリング情報の利用目的と役割

3 本節では、環境モニタリング情報の利用の位置づけとして、VIII.2.1 で目的、VIII.2.2 で
4 役割、VIII.2.3 で数理モデルの推計結果との関係について述べる。

5

6 VIII.2.1 環境モニタリング情報を利用する目的

7 本スキームでは環境モニタリング情報を以下の 3 つの目的で利用する。

8

9 (ア) 環境中での検出状況の経年的な概観

10 (イ) 暴露シナリオごとの環境中濃度の把握とリスク推計

11 (ウ) 暴露評価に適用している環境中濃度を推計する数理モデルの推計精度の確認

12

13 このうち、(ア)、(イ)については対象物質ごとに検討し評価Ⅱ以降のリスク評価書に整理
14 する内容であり、本章では主にこれらについて解説する。

15 (ウ)については、個別の物質ごとというより複数の物質を併せて比較することにより、推
16 計手法の精度や限界、推計精度と物質の特徴との関係等を知るためのものである¹。(ウ)に
17 ついての留意点は、付属資料 VIII.6.3 に記載した。

18 (ア)と(イ)の利用方法は VIII.4 で後述する。

19

20 VIII.2.2 環境モニタリング情報の役割

21 暴露評価における環境モニタリング情報の重要な役割には以下の 3 つがある。いずれも
22 環境モニタリング情報にしか担えない側面である。

23

24 (ア) 化学物質の環境中での実態に基づくリスク推計を行う。

25 (イ) 数理モデルによる推計値に対してより精度・確度の高い実測値による裏付けが可能
26 となる。

27 (ウ) 排出量が把握できない又は未知の排出源からの寄与も含めた暴露状況の手がかりと
28 なり得る。

29

30 (ア) については以下のとおりである。環境モニタリング情報は、排出量や環境中濃度の
31 推計を行わずに、環境中での化学物質の存在実態を得ているものであり、人の化学物質摂
32 取量や動植物の暴露濃度として精度・確度が高い。ただし、自然環境中に化学物質が存在
33 する状況となる要因として、化審法対象用途における環境中への排出以外に、化審法対象
34 用途以外における排出や自然環境中での生成等、様々な可能性があることも考慮しなけれ

¹ 評価に用いる数理モデルの推計精度等の確認は、推計結果の解釈をする評価者の知見の
一つとなり得る。

1 ばならない。

2 (イ)については以下のとおりである。評価Ⅱにおいて暴露評価に利用する 3 つの情報源
3 (製造数量等の届出情報、PRTR 情報、環境モニタリング情報)のうち、環境モニタリン
4 グ情報だけが環境中濃度の実測値である。本スキームでは、暴露評価に利用する場合に考
5 慮する点 (VIII.3.2 で後述) を満たしている環境モニタリング情報を暴露濃度として利用す
6 る。

7 (ウ)については以下のとおりである。数理モデルによる暴露評価では入力した排出量に
8 係る結果のみが出力される。逆に言えば、結果は排出量の推計精度に依存し、排出量が把
9 握できない排出源に関しては評価を行うことができない。以下に、製造数量等の届出情報
10 と PRTR 情報で捕捉している排出源の範囲と、環境モニタリング情報との関係を図表
11 VIII-3 を使って説明する。

12

13

図表 VIII-3 暴露評価に用いる情報源別の対象とし得る排出源の違い

化審法の製造数量等の届出情報を用いる場合に対象となる排出源

		排出源の種類				
		化審法対象用途	化審法対象除外用途	その他の排出源(例)		
				移動体	自然発生源	越境汚染
ライフサイクル	製造段階	○				
	調合・工業的使用段階	○				
	家庭等使用段階	○				
	長期使用製品の 使用段階	○				
	廃棄段階					

PRTR情報を用いる場合に対象とする排出源

ライフサイクル	製造段階	○	○			
	調合・工業的使用段階	○	○			
	家庭等使用段階	○	○	○		
	長期使用製品の 使用段階					
	廃棄段階					

環境モニタリング情報を用いる場合に含まれる排出源

ライフサイクル	製造段階	○	○		
	調合・工業的使用段階				
	家庭等使用段階				
	長期使用製品の 使用段階				
	廃棄段階				

14

15

16 図表 VIII-3 には、横方向に排出源の種類、縦方向に化学物質のライフサイクルステージ
17 を示し、一つ目の表で製造数量等の届出情報を用いる場合に対象となる排出源を示し、二
18 つ目の表で PRTR 情報を用いる場合に対象とする (届出排出量と届出外排出量を含む)
19 排出源を示している。三つ目の表で環境モニタリング情報を用いる場合に含まれる排出
20 源を示しており、自然発生源、越境汚染等については、製造数量等の届出情報、PRTR 情

1 報¹のいずれでも排出量が把握できない部分である。このような、量を把握していない又は
2 未知の排出源からの寄与も含めた暴露状況を知るには、環境モニタリング情報は唯一の手
3 立てとなる。

4 例えば、以下のような例が挙げられる。PRTR 届出事業所のいずれからも寄与がないと
5 想定される環境モニタリングデータで、リスクが懸念されるような環境中濃度が検出され
6 るような場合、PRTR 届出外排出量で推計対象の排出源もしくはそれ以外の排出源の寄与
7 が考えられる。暴露要件に合致するような状況が見込まれる際には、その排出源を推定し
8 化審法の製造、輸入、使用等によるものなのかの解析が必要となる。環境モニタリング情
9 報はそのような次のステップへのきっかけとなりうる。

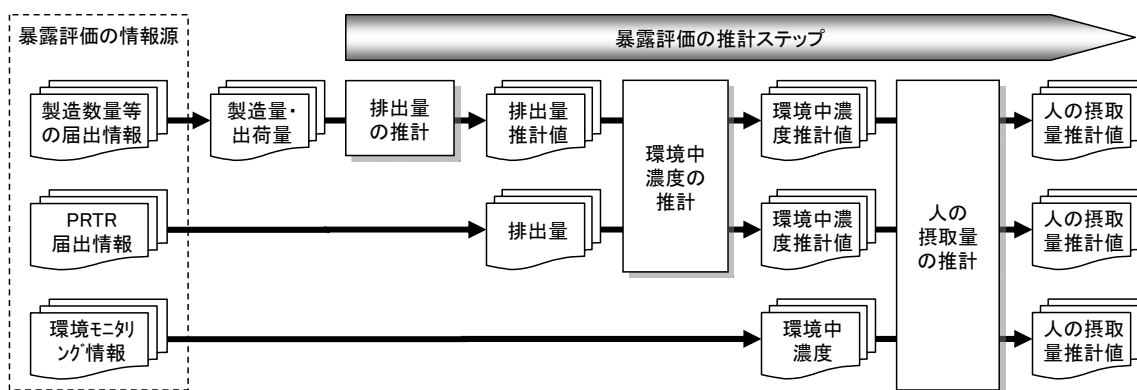
10 したがって、環境モニタリング情報が利用できる場合には、そのような手がかりを見逃
11 さない姿勢が重要となる。

12

13 VIII.2.3 環境モニタリング情報と数理モデルによる推計結果との関係

14 前節で述べたように、環境モニタリング情報は、精度・確度の高いリスク推計を実施し、
15 数理モデルによる推計値に対してより精度・確度の高い実測値による裏付けが可能となる
16 ため、リスク評価の重要な情報となる²。

17



18

19 図表 VIII-4 暴露評価の情報源別の推計ステップの違い

20

21 各暴露評価方法には長所と短所／留意点があり (VIII.3.1 参照)、それらを評価方法間で
22 相互補完し、実態とモデル評価における推定の整合性を踏まえて利用することが、リスク
23 評価をより適切に実施するのに有効である。

¹ PRTR 届出外データには一部、他の物質からの生成が含まれる。

² ただし、一部の優先評価化学物質では環境モニタリング情報は利用できない。行うことができない理由は、財政上の制約のみならず技術的にも測定手法が確立していない場合や、測定が不可能な物質（構造不定物質等）があるためである。また、対象物質の想定される暴露経路（大気、飲料水、食物等）を網羅する実測データを得ることも通常は困難である。

1 一方で、環境モニタリング情報単独では優先評価化学物質についてのリスク評価の結論
2 を導くことは通常困難である。

3 理由は環境モニタリング情報単独では測定濃度と排出源との関連付けや解釈が困難であ
4 るためである。それは、仮に環境汚染が示唆されても、その原因が化審法に係る化学物質
5 の製造、輸入、使用等に関連があり、それを規制することによる環境汚染の低減の効果が
6 予見されることが伴わなければ、第二種特定化学物質への指定等の行政上の判断は困難で
7 あることに関連する。例えば、化審法の規制対象外の排出源（化審法の適用除外用途に係
8 る排出、自然発生源等）が環境汚染の主要因であるような場合に、それを認識せずに化審
9 法で規制を行っても環境汚染の低減には効果がない。

10 環境汚染の状況を認定する際の考え方として、逐条解説に以下のような記述がある。こ
11 こでは化学物質の製造、輸入、使用等の状況と環境汚染との因果関係が科学的に裏付けら
12 れることの重要性が述べられている。

13 例えば、ある地域でその化学物質が検出されたことのみをもって第二種特定化学物質とし
14 て指定することはできず、その検出されたという事実が偶然の結果ではなく、当該化学物
15 質の製造、輸入、使用等の状況から総合的に判断して、検出されることが当然であると認
16 められるものでなければならない。また、このことは、逆に、たとえ当該化学物質の環境
17 モニタリングデータがなくても、当該化学物質の製造、輸入、使用等の状況から判断して、
18 相当程度、環境を汚染していると推定されるときには、第二種特定化学物質として指定し
19 うることを意味している。

20 したがって、環境モニタリング情報が利用でき、それにより環境汚染が示唆されても、
21 その原因を解釈するために製造数量等の届出情報や PRTR 情報に基づく数理モデルによる
22 推計結果と補足し合って総合的に評価をすることが求められている。

23 以上より、本スキームにおいて環境モニタリング情報は、数理モデルによる推計結果と
24 相補的に用いる。

27 VIII.3 環境モニタリング情報の特徴と利用において考慮す 28 る点

29 本節では、環境モニタリング情報の特徴を整理するとともに (VIII.3.1)、それを踏まえ、
30 暴露評価に利用する場合に考慮する点 (VIII.3.2) について述べる。

1 VIII.3.1 環境モニタリング情報の特徴

2 VIII.3.1.1 全般的な特徴

3 評価Ⅱにおいて暴露評価の基となる情報源には図表 VIII-5 及び図表 VIII-6 に示す 3 種
4 類がある。情報源別の概要と特徴を図表 VIII-5 に、暴露評価における推計ステップの違い
5 を図表 VIII-6 に示す。

6

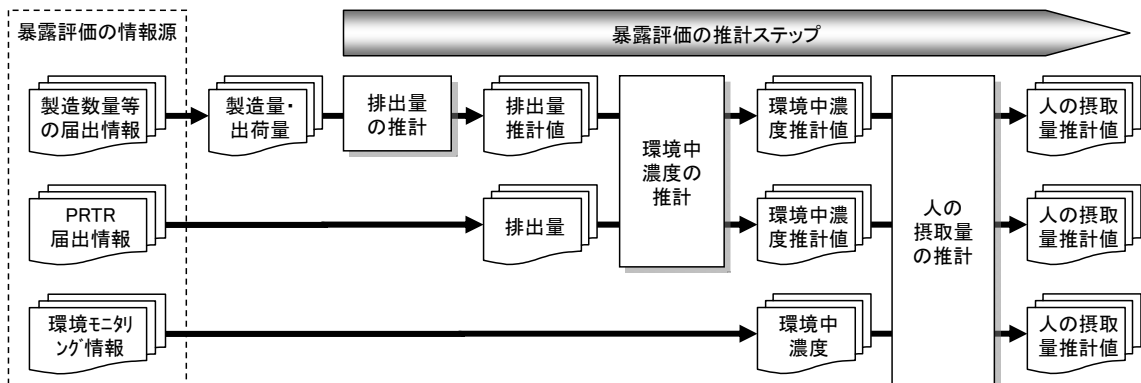
7

図表 VIII-5 暴露評価に用いる情報源と特徴等

情報源	概要	主な特徴	
		長所	短所／留意点
製造数量等の届出情報	化審法に基づく製造・輸入事業者ごとの ・ 都道府県別製造数量 ・ 輸入数量 ・ 都道府県別・詳細用途別出荷数量	すべての優先評価化学物質が有する	<ul style="list-style-type: none"> この情報を用いた推計結果は多段階の推計ステップを重ねるため、相対的な量 第二種特定化学物質指定等の最終判断の前には個別の取扱い状況等の追加情報が必要
PRTR 情報	化管法に基づく ・ 取扱い事業者による届出排出量 ・ 国による推計排出量	<ul style="list-style-type: none"> 届出排出量データは個別排出源別・媒体別で具体的 環境モニタリング情報の解釈に利用できる 	<ul style="list-style-type: none"> 一部の優先評価化学物質のみ有する 化学物質の範囲が優先評価化学物質とは一致しない場合がある 排出源の範囲が化審法の規制対象とは必ずしも一致しない 推計排出量は都道府県別であり、必ずしも媒体別ではない
環境モニタリング情報	環境媒体（大気、河川水、海水、底質、魚介類等）や食物中の化学物質の実測濃度	<ul style="list-style-type: none"> 人又は生物が暴露される実環境の濃度レベルを把握できる 数理モデルによる推計濃度の裏付けとなりうる 	<ul style="list-style-type: none"> 単独では、化審法の規制対象由来の排出か等の解釈が困難 複数の暴露経路からの人の暴露量の把握は困難 測定回数によっては、暴露シナリオで想定している濃度（長期間平均値等）を代表しない

8

9



10

11

12

図表 VIII-6 暴露評価の情報源別の推計ステップの違い

1 環境モニタリング情報が暴露評価に利用できる場合、図表 VIII-6 に示すように排出量や
2 環境中濃度の推計を行う必要はないので、数理モデルによる環境中濃度の推計値よりも精
3 度・確度が高いという考え方がある。

4 その一方で、環境モニタリング情報は図表 VIII-5 の短所／留意点に記載した内容や、以
5 下に挙げるような特徴があるため、暴露評価への適用に当たっては、暴露評価（リスク評
6 価）の目的への適合性¹の観点から注意する必要がある。

7
8 (ア) 個々のデータはある場所、ある時間のスナップショット的な記録であること。

- 9 ・時間的な変動 例：工場稼働時？平日？休日？無風時？干潮時？季節？
10 ・空間的な変動 例：排出源近傍？風下？風上？上流？下流？
11 ・サンプリングの頻度 例：単発？毎月？連続？

12
13 (イ) 技術的要因によるばらつきと不確実性を内包

- 14 ・分析方法・分析精度 例：公定法？
15 ・サンプリング方法とサンプルの取扱い 例：コンポジット試料？表層のみ？
16 ろ過？

17 18 VIII.3.1.2 環境媒体ごとの特徴

19 環境モニタリング調査は、環境中の様々な媒体を対象に行われている。環境モニタリン
20 グデータの調査環境媒体ごとの特徴について整理し、図表 VIII-7 に示した。以下順に説明
21 する。

22 化学物質の排出源からの排出は時間に対して均一でなく、また、図表 VIII-7 に示したよ
23 うに、大気、公共用水域の水質は、時間変動する風速、流速により希釈の程度が変わるの
24 で、特に発生源周辺では上記両者の変動により環境中濃度には時間による変動がある。一
25 般的に、大気、公共用水域の水の滞留時間は短いため、これらの媒体の各々の測定濃度は
26 ある一定のサンプリング期間内での濃度を表している。一方、公共用水域の底質、魚介類
27 及び食物中濃度は、測定されるまでの期間の蓄積状況を表すという側面がある。また、地
28 下水濃度は地下水の流速等により時間的に変化するが、その変化のスケールは非常に長い
29 時間であると推測され、測定されるまでの期間の蓄積状況を表していると考えられる。た
30 だし、これらの特徴はあくまで一般的な特徴を捉えたものであり、このような例によらな
31 い場合もあるため環境モニタリングデータの使用には注意が必要である。

32
33
34

¹ 例えば、事故時等の急性毒性のリスク評価をするには短期間のピーク濃度の測定が必要
であり、長期毒性のリスク評価をするには長期間の平均濃度を把握するための継続的な
測定が必要であるなど。

1 図表 VIII-7 環境モニタリングデータの調査環境媒体ごとの一般的な特徴

調査環境媒体	測定値の特徴	測定地点とのつながり	サンプリング頻度例
大気	特定の瞬間値もしくはサンプリング期間内の値	測定地点が明確である	3 回/年、12 回/年
公共用水域の水質			1 回/年
公共用水域の底質	特定期間の蓄積状況	測定地点が特定できない	1 回/年
地下水			1 回/年
魚介類		測定地点と暴露濃度が必ずしも明確でない	1 回/年
食物（陰膳方式）		産地が不明	1 回/年

2
3 大気、公共用水域の水質及び底質等の環境媒体中濃度や魚介類中濃度には、測定地点が
4 情報として付記されている。ただし、魚介類のような生物は水域中を移動しているため、
5 その測定地点の環境中濃度と暴露濃度の関係が必ずしも明確ではなく不確実性が伴う。ま
6 た、地下水の測定地点に関しては、近年、個人情報保護の観点から詳細情報がないため、
7 測定地点を特定することは困難である。一方、陰膳方式で測定された食物中濃度は、様々
8 な食物が含まれ、調理された状況での人の暴露量の把握を目的としているため、食物それ
9 ぞれはサンプリング地点（産地）との関係が明確になっていない¹。

10 以上の特徴を踏まえてデータ使用の際に考慮する点は、次節 VIII.3.2 で述べる。

11

12 VIII.3.2 環境モニタリング情報を暴露評価に利用する場合に考慮する点

13 前節で記載した環境モニタリング情報の特徴を踏まえ、環境モニタリング情報の利用に
14 当たっては本スキームの暴露評価の目的との適合性を考慮するものとする。具体的には、
15 REACH-TGD 等における「暴露評価の裏付けに使用可能な環境モニタリング情報の品質基
16 準²」を参考にして、以下(ア)～(ウ)の 3 点を考慮する。

17 原則として、(ア) と (イ) を満たす環境モニタリング情報であれば「暴露評価の裏付け
18 に使用可能」とし、暴露シナリオごとの環境中濃度として利用する (VIII.4.2 参照)。いず
19 れかを満たさない場合は、暴露濃度等としてリスク評価には直接使用せず、参考値扱いと

¹ 本スキームでは、マーケットバスケット方式で調査された食物中濃度の情報を用いていないが、この方式においてもサンプリング地点との関係は明確になっていない。

² ECHA (2012) Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.16.4 Measured Data における Quality criteria for use of existing measured data.

これは以下の OECD の文書を引用している。

OECD (2000) Report of the OECD Workshop on Improving the Use of Monitoring Data in the Exposure Assessment of Industrial Chemicals. Series on Testing and Assessment No. 18.

この OECD の文書は以下の改訂版が出されている。

OECD (2013) Guidance document for exposure assessment based on environmental monitoring. Series on Testing and Assessment No. 185.

<http://www.oecd.org/env/ehs/testing/seriesontestingandassessmentemissionandexposure.htm>

1 する¹。(ウ)に関しては不確実性解析の一部として個別に検討する。

2
3 (ア) 分析精度等の信頼性

4 (イ) 暴露シナリオに対する代表性²

5 (ウ) 統計的な代表性

6
7 (ア)については、国が主体である調査結果を利用することにより担保されているものとみ
8 なし、具体的に利用する環境モニタリング情報を次節 VIII.3.2.1 で示す。その他の調査結
9 果を利用する場合は個別に判断する。また、環境モニタリングの測定対象物質と、評価Ⅱ
10 の評価対象物質（技術ガイダンスⅠ章参照）の一致性に留意が必要である。優先評価化学
11 物質のリスク評価では、指定されている優先評価化学物質以外に評価対象物質を設定する
12 ことがある。両者の包含関係を確認し、環境モニタリングの測定対象物質が評価対象物質
13 の一部である場合や、その逆である場合は、その扱いについて個別に判断する。

14 (イ)については、暴露評価で想定しているシナリオを時間的・空間的に代表しているかど
15 うかという観点である。VIII.3.2.2 で説明する。

16 (ウ)については、暴露シナリオで想定する暴露量を代表する数値として、分布をもった環
17 境モニタリングデータのいずれの統計量³が適切に関連する。このことについては
18 VIII.3.2.3 で後述する。

20 VIII.3.2.1 分析精度等の信頼性を担保しているとみなす環境モニタリング情報

21 暴露評価Ⅱに利用する環境モニタリング情報は、原則として図表 VIII-8 に示したものを
22 利用する。暴露評価Ⅱの段階では、分析精度等に関する一定の信頼性を確保するため、国
23 が実施した既往の環境モニタリング情報を基本とし、過去 10 年以内の実測データを収集す
24 る。

25 各環境モニタリング情報の概要等（目的、対象物質の選定基準、測定頻度や測定地点数
26 等）については付属資料 VIII.6.1 に記載している。

27 なお、事業者から提供を受けた環境モニタリング情報に関しては、測定手法や試験報告
28 書等を精査した上で利用の可否を検討するものとする。

1 環境モニタリングデータの媒体の種類によって、2つの項目についての要件を満たす必要
があるかどうかは分かれる。次項(2)で説明。

2 ここでいう代表性は、英語では”representativeness”である。

3 統計量：標本の平均、メディアン、最小値、最大値、パーセンタイル値等、標本を要約
し、母集団の母数のいろいろな推測に使われるもの。

1 図表 VIII-8 評価Ⅱで基本的に利用する国が実施した環境モニタリング情報

情報源（調査名等）	実施主体等	測定媒体				
		大気	水質	底質	魚介類	食事
化学物質環境実態調査（化学物質と環境）（エコ調査）	環境省	○	○	○	○	○
地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査	環境省、地方公共団体、国土交通省	○				
水環境保全に係る調査（人健康）要調査項目	環境省		○			
水質汚濁に係る要監視項目等の調査	環境省、国土交通省、地方公共団体		○			
公共用水域水質測定（健康項目）	環境省、国土交通省、地方公共団体		○			
食事からの化学物質暴露量調査	環境省					○
全国一級河川における微量化学物質に関する実態調査（ダイオキシン類、内分泌かく乱化学物質）	地方公共団体、国土交通省、環境省		○	○		

2

3 VIII.3.2.2 暴露シナリオに対する代表性

4 暴露シナリオに対する代表性には、時間的な代表性と空間的な代表性がある¹。

5

6 (1) 時間的な代表性

7 環境モニタリング情報の暴露シナリオに対する時間的な代表性については、「本スキーム
8 の暴露評価における暴露濃度は評価対象年度の排出量から推計された濃度であり、これと
9 対応する環境中濃度が得られているか」という観点で判断する。すなわち、評価対象年度
10 （化審法の製造数量等の届出や PRTR 排出量の届出の実績年度）の環境中濃度と見なせる
11 環境モニタリングデータが、想定する暴露シナリオに対応したものとなり、暴露評価とリ
12 スク推計に用いる候補となる。以下の例のように時間的な代表性について検討の上、その
13 利用の可否を判断する。

14

15 例 1：対象物質の排出量は過去 10 年間横ばいで、環境モニタリング情報は 5 年前の
16 ものがあある。この場合、現状の環境中濃度は過去と大きな変化はないと考えら
17 れるため、現状の排出量の下での環境中濃度とみなせると考えられる。

18 例 2：対象物質の排出量はここ数年増加傾向にあり、一方環境モニタリング情報は 5

¹ 暴露シナリオに対する代表性は、下記の OECD のガイダンスにおける ”representativeness in the scale of spatial and temporal distributions of environmental concentrations and exposures” に該当する。
OECD (2013) Guidance document for exposure for exposure assessment based on environmental monitoring. 4.1 How representative is the monitoring data? Series on Testing and Assessment No. 185.

1 年前のものしか得られない。この場合、この環境モニタリング情報では現状の
2 環境中濃度を反映しておらず、想定している暴露シナリオに対する時間的な代
3 表性は乏しいと考えられる。

4
5 以上のように、製造・輸入数量、排出量の経年変化と環境モニタリング調査の実施年度
6 とを付き合わせ、現状の排出量の下での環境中濃度として代表性があるかを確認して利用
7 する。代表性が乏しい場合は暴露濃度等としてリスク評価には直接使用せず、参考値扱い
8 とする。

9 10 (2) 空間的な代表性

11 空間的な代表性に関しては、排出源との近接性に関連する。環境モニタリング情報の利
12 用では、特定の排出源の影響を受けたデータか否かを区別することが解釈の上で重要であ
13 る。ここでは、固定排出源である PRTR 届出事業所と環境モニタリング調査の測定地点と
14 の位置関係から、環境モニタリングデータが特定の排出源の影響を受けると想定される範
15 囲（排出源ごとの暴露評価のエリアの範囲）のものか否かを判別する。

16 なお、この排出源との近接性の識別には排出源の緯度経度情報（水域の場合はさらに排
17 出先水域名）が必要であるため、評価Ⅱの段階では評価対象物質が PRTR 対象物質である
18 場合にのみ、この判別が可能となる。逆に言うと、PRTR 対象物質ではなく製造数量等の
19 届出情報と環境モニタリング情報を有する対象物質の場合、環境モニタリングデータの空
20 間的な代表性（排出源周辺か一般環境¹か）は判別不可能となる。このような場合でリスク
21 が懸念されるようなときには、事業者に対して取扱い状況の報告を求めるなどにより、化
22 審法に係る製造、輸入、使用等との因果関係あるいはその寄与についての関係性を調査す
23 る必要がある（VIII.2.2 参照）。

24 環境媒体ごとの環境モニタリングデータの特徴を踏まえ（VIII.3.1.2 参照）、大気、公共
25 用水域の水質・底質、魚介類については測定地点と排出源の近接性を考慮する。一方、地
26 下水の測定地点は排出源との近接性を判別できず、食事データは特定の排出源の影響を受
27 けたものではないと想定する。

28 また、大気、公共用水域の水質及び底質と異なり、魚介類、食物の環境モニタリング情
29 報には、魚介類の種類や、陰膳とした食事の種類といった違いが含まれることに留意する
30 必要がある。

31 32 VIII.3.2.3 統計的な代表性

33 統計的な代表性²は、暴露シナリオで想定する暴露量を代表する数値として、分布をもつ

¹ 一般環境とは、本ガイダンスでは「特定の排出源の影響を受けない地域」と定義する。

² 統計的な代表性は、下記の OECD のガイダンスにおける “the specific placement of the selected target or reference concentration in the distribution of the data” に該当する。
OECD (2013) Guidance document for exposure for exposure assessment based on

1 た環境モニタリングデータのいずれの統計量¹が適切かに関連する。例えば、長期毒性による
2 人健康影響のリスク評価をするためには、暴露量は長期間の平均値（一般的には年平均
3 値）を用いるが、その場合は、年平均値を得るのに十分な測定頻度があるかどうかに関連
4 する。また、前節 VIII.3.2.2 で述べた暴露シナリオに対する代表性を検討する際は、同一
5 地点での時間平均と、複数地点間の地点間平均の区別も注意が必要である。

6 本スキームの暴露シナリオで想定する暴露量は「長期毒性のリスク評価の暴露濃度であ
7 るため長期平均値（人健康影響に関しては基本的には年平均値）」である（「技術ガイダンス
8 V章参照）。これが年平均値であるとして、それを代表する統計量は測定年の測定値の算
9 術平均である²。しかし測定値の平均は標本平均であって母集団の平均ではない。例えば、
10 年間の大気中濃度の変動を連続測定で捉え、その平均が母集団の平均（仮に「理想的な年
11 平均値」と呼ぶ。）とみなすとすれば、年に数回測定されたデータの平均（ここでは「測定
12 値の平均値」と呼ぶ。）は理想的な年平均値と乖離しうる。過大にも過小にもなりうるが、
13 リスク評価に使う暴露量としては特に過小になる場合は問題となる³。

14 暴露評価には「理想的な年平均値」を使うのが望ましいが、実際に得られるのは年に数
15 回測定された値の平均値である。後者は測定頻度が少ないほど、理想的な年平均値から離
16 れる可能性が大きくなる。

17 本スキームでは、環境媒体ごとの環境モニタリングデータの特徴を踏まえ（VIII.3.1.2 参
18 照）、環境モニタリングデータを暴露評価に用いた場合の不確実性解析において、統計的な
19 代表性について個別に検討を行う。なお、環境モニタリング情報で年間の測定頻度や公表デ
20 ータの属性（測定値か平均値か等）が不明な場合は暴露濃度等としてリスク評価には直接
21 使用せず、参考値扱いとする。

22

23 VIII.4 環境モニタリング情報の利用方法

24 VIII.2.1 で述べたとおり、本スキームでは環境モニタリング情報を以下の 3 つの目的で使
25 用する。ここでは、(ア)と(イ)の利用方法について記載する((ウ)については付属資料 VIII.6.3
26 を参照。)

environmental monitoring. 4.1 How representative is the monitoring data? Series on Testing and Assessment No. 185.

¹ 統計量：標本の平均、メディアン、最小値、最大値、パーセンタイル値等、標本を要約し、母集団の母数のいろいろな推測に使われるもの。

² US.EPA. (1992) Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term. PB92-963373.

³ U.S. EPA のスーパーファンドサイトのリスク評価ガイダンスでは、単なる測定値の平均ではなく、真の平均の推計における不確実性を考慮して算術平均の 95% 上側信頼限界を暴露評価に用いることを推奨している。

U.S. EPA (1989) Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002.

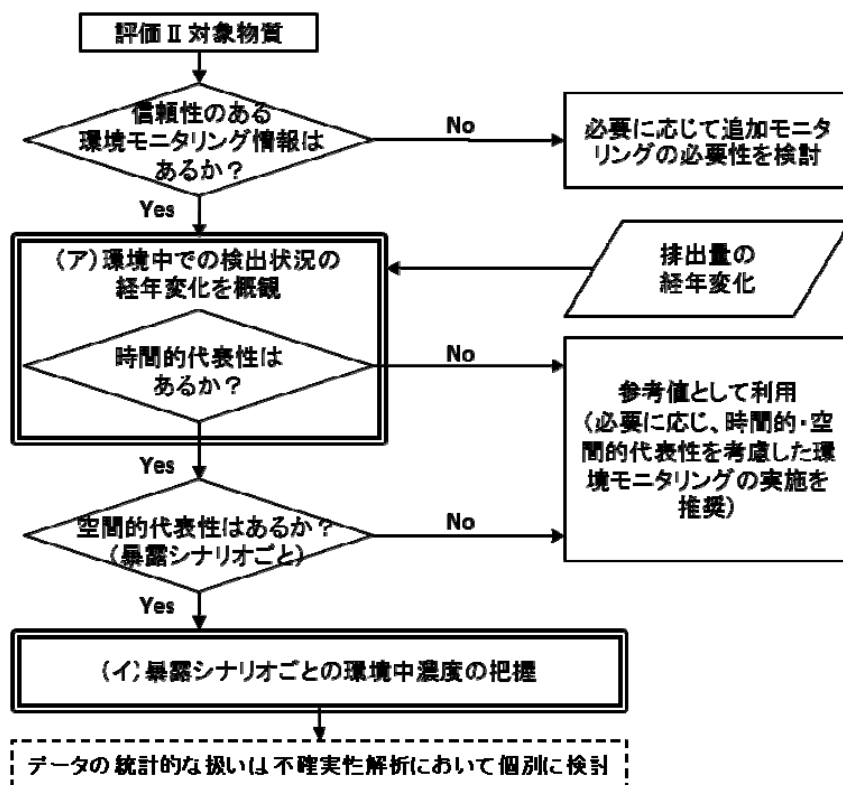
US.EPA (2003) Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites. OSWER 9285.6-10.

- 1 (ア) 環境中での検出状況の経年的な概観
- 2 (イ) 暴露シナリオごとの環境中濃度の把握
- 3 (ウ) 暴露評価に適用している環境中濃度を推計する数理モデルの推計精度の確認

4 VIII.2.3 で説明したとおり、本スキームにおける暴露評価Ⅱでは、対象化学物質の環境モ
5 ニタリング情報が得られる場合は、化審法届出情報や PRTR 情報に基づいた数理モデルによ
6 る推計結果と併用することとしている。

7 図表 VIII-8 に記載された環境モニタリング情報の多くは、本スキームにおけるリスク評
8 価の目的に応じたものとなっているわけではない。しかし、信頼性・代表性が確保されて
9 いる環境モニタリング情報は、化審法届出情報や PRTR 情報を用いた数理モデルによる推計
10 濃度を補足するものとして有効に利用すべきである。

11 既存の環境モニタリングデータは、ある特定の場所、期間における測定記録であるこ
12 とから、暴露評価の対象や目的に応じて、VIII.3.2 で説明したように分析方法や分析精度等
13 の信頼性、サンプリング頻度や期間及びサンプリング地点等による時間的・空間的な代表
14 性を判断する必要がある。以上のことを踏まえた環境モニタリング情報の利用フローを図
15 表 VIII-9 に示す。



16 図表 VIII-9 環境モニタリング情報の利用フロー

18 VIII.4.1 環境中の検出状況の経年変化の概観

20 本スキームは、VIII.3.2.1 に示した国による環境モニタリング調査結果の利用を想定して

1 策定している。

2 複数年の環境モニタリング情報が得られる場合には、環境媒体ごとの経年的な検出状況
3 を排出量等の経年変化と比較する。複数年の情報が得られない場合にも、排出量等の経年
4 変化と比較する。これにより「暴露評価に利用する場合に考慮する点」のうち時間的な代
5 表性 (VIII.3.2.2 (1)参照) を有するかを媒体ごとに個別に判断する。これが満たされた環境
6 モニタリング情報を、暴露シナリオごとの暴露濃度の把握に使用する。

7 また、暴露評価Ⅱでは環境中での残留性をみるための指標として多媒体モデルを用い、
8 環境中の定常到達時間等を推計している (残留性の評価については VIII.4.2.5 参照。)。こ
9 の推計結果も参考にしながら検出状況を概観する。

10

11 VIII.4.2 暴露シナリオごとの環境中濃度の把握

12 暴露評価Ⅱでは、複数の暴露シナリオについて数理モデルを利用して環境中濃度等の推
13 計を行う。暴露シナリオごとに想定している排出源、環境媒体、環境スケール等が異なる。
14 ここでは、暴露シナリオごとの環境中濃度の把握に環境モニタリング情報を用いるための
15 考え方と当てはめ方等について説明する。

16

17 VIII.4.2.1 各暴露シナリオに共通する考え方

18 本スキームにおける暴露評価には大気、公共用水域の水質、公共用水域の底質、地下水、
19 魚介類及び食事の環境モニタリング情報を用いる。人に対する暴露を考える場合は大気、
20 公共用水域の水質、地下水、魚介類及び食事の 5 媒体の情報を、生態 (水生生物・底生
21 生物) に対する暴露を考える場合は公共用水域の水質、公共用水域の底質の 2 媒体の情報
22 を利用する。なお、公共用水域とは河川、湖沼、海域等である。

23

24 (1) 暴露シナリオに対する代表性

25 ① 時間的な代表性

26 いずれの環境媒体についても排出量の経年変化との対応を確かめる。具体的には、製造・
27 輸入量、排出量の経年変化と環境モニタリング調査の実施年度とを付き合わせ、現状の排
28 出量の下での環境中濃度として代表性があるかを確認して利用する。評価対象年度 (化審
29 法の製造数量等の届出や PRTR 排出量の届出の実績年度) の環境中濃度と見なせる環境モ
30 ニタリングデータは時間的な代表性を有するものとする。評価対象年度に測定されたデ
31 ータが得られない場合、VIII.3.2.2 (1)に前述した検討を行う。代表性が乏しい場合は暴露濃
32 度等としてリスク評価には利用せず参考値扱いとする (図表 VIII-9 参照)。

33

34 ② 空間的な代表性

35 媒体中濃度は場所ごと、時間ごとの状況を表すもので、食事データ以外は測定地点の情

1 報が付随する。食事データは、例えば陰膳の場合、様々な食物が渾然となって産地との関
2 係は不明である。

3 以上より、食事データ以外は原則として排出源との近接性から排出源周辺と一般環境の
4 振り分けを行う。近接性の判断には、排出源と環境モニタリング測定地点双方の緯度・経
5 度情報や住所、地名等を利用する（緯度・経度情報を用いた近接性の判断方法は付属資料
6 VIII.6.2 参照）。

7 一般環境とは、ここでは、特定の排出源の影響を受けない地域と定義する。食事デー
8 タの場合は基本的に特定の排出源の影響を受けたものではないと想定し、一般環境のもの
9 とみなして使用する。

10

11 (2) 統計的な代表性

12 大気中濃度と河川水中濃度は、流束の中で希釈された値を表し、流れ（風速、流速）が
13 大きく時間変動し排出速度の変化もそれに加わる。底質中濃度と生物中濃度（食物含む）
14 は、流速のような分・時間もしくは日単位の時間変動ではなく、測定されるまでの期間の
15 蓄積状況を表す側面があると考えられる（VIII.3.1.2 参照）。

16 以上より、大気中濃度と河川水中濃度については、同一地点での測定値のばらつきは時
17 間変動と捉え、地点ごとの年平均値を暴露評価に用いる場合には1地点につき年間の測定
18 値が複数ある場合には算術平均し、地点ごとの年平均値にする。

19 底質、魚介類、食事については、1つの測定値をある期間の蓄積の結果とみなす。測定値
20 のばらつきは、ある場所の時間変動というより底質の性質、魚介の種類、食事の種類とい
21 った属性のばらつきと捉え、時間に関する平均化は行わない¹。

22

23 以上の媒体ごとの環境モニタリングデータの特徴と暴露シナリオごとの暴露評価に利用
24 可能な条件との対応を図表 VIII-10 に整理した。

25

26 次項以降では、暴露シナリオごとに環境モニタリングデータを環境中濃度の把握に用い
27 るための暴露シナリオに対する代表性の担保方法について説明する。

28

¹ それぞれ化学物質濃度は以下のような属性でばらつくと考えられる。

底 質：ここでは有機炭素含有率、砂か泥か等の性状等

魚介類：種類（食性や生息範囲、食物連鎖の位置）、脂肪含有率、大きさ（齢）等

食 事：献立、国産品の比率、脂肪含有率等

図表 VIII-10 媒体ごとの環境モニタリングデータの特徴と暴露シナリオごとの
暴露評価に利用可能な条件との対応

媒体	環境モニタリングデータの特徴			暴露シナリオに対する代表性		③ 統計的な代表性	暴露シナリオごとの暴露評価への利用
	測定場所とのつながり	測定値の捉え方	測定値のばらつき の主要因	① 時間的	②空間的 (排出源との近接性)		
大気	あり	ある時間の瞬間値 もしくは サンプリング期間 の期間平均値	時間変動	○	○	※	①②を満たしていれば 暴露シナリオごとの環 境中濃度として利用
水質 (河川)	あり	ある期間 の蓄積の結果	時間変動	○	○	※	①②を満たしていれば 暴露シナリオごとの環 境中濃度として利用
底質	あり	ある期間 の蓄積の結果	底質の 性質等	○	○		①②を満たしていれば 暴露シナリオごとの環 境中濃度として利用
魚介 類	関連性は低い とみなす		魚介の 種類等	○	○		①②を満たしていれば 暴露シナリオごとの環 境中濃度として利用
食事	関連性は低い もしくはないと みなす		食事の 種類等	○	(近接して いないと みなす)		①を満たしていれば一 般環境の濃度として利 用

注：○は暴露評価シナリオごとの暴露評価に利用するために考慮すべき項目。

※は不確実性解析において個別に検討。

VIII.4.2.2 排出源ごとの暴露シナリオにおける環境中濃度の把握

排出源ごとの暴露シナリオは、製造、調合、工業的使用段階の事業所等の周辺に居住もしくは生息する暴露集団の暴露量を推計する。人に関しては排出源を中心とした半径 1～10km (1km 刻み) のエリア (ただし半径 100m 内は除く) を設定し、エリアごとの暴露量を推計する。生態 (水生生物、底生生物) に関しては、上述した事業所等から排出のある河川水中濃度を推計する (詳細は技術ガイダンス V 章参照)。

① 暴露シナリオに対する代表性

時間的的代表性を満たすモニタリング情報について、以下のように空間的的代表性を担保する。

大気中濃度に関しては、PRTR 届出事業所の緯度経度と環境モニタリング測定地点の緯度経度から、両者の二地点間距離を求め、距離が 10km 以内であれば、排出源ごとの暴露シナリオに対応した環境モニタリングデータとみなす。いずれの排出源からも 10km を超えて離れている測定地点のものは一般環境の環境モニタリングデータとみなす。この 10km という距離は排出源ごとの暴露評価のエリア設定と合わせたものである (「技術ガイダンス V 章参照)。この際、複数の排出源が 10km 以内に存在しうるため、最も関連の強い排出源

1 を抽出する場合には「排出量／(二地点間距離)²」を指標に対応付ける（以後「マッチング」
2 という）。

3 2 地点間距離の算出方法は付属資料 VIII.6.2.1 を参照されたい。

4 河川水中濃度の場合は、上記のような 2 地点間距離も参考にするが PRTR 届出事業所の
5 排出先水域と環境モニタリング測定水域の名称から、排出源の影響を受けているとみなせ
6 るかを判別する。

7 水域、底質、魚介類の濃度については、測定地点が PRTR 届出事業所からの排出先水域
8 付近に位置する場合や、排出源の下流に位置する場合等に排出源ごとの暴露シナリオに対
9 応した環境モニタリングデータとみなす。

11 ② 解釈等

12 得られた環境モニタリングデータの媒体からの暴露経路が排出源ごとの暴露シナリオの
13 人の総暴露量に占める割合を勘案し、適切と判断できれば必要に応じ暴露量を推計して有
14 害性評価値との比較を行う。

15 排出源ごとの暴露シナリオにおいて、環境モニタリング情報では、暴露評価で対象とし
16 ているすべての排出源 (PRTR 届出事業所) とマッチングした測定値があるわけではない。
17 そのため、環境モニタリングデータとマッチングできた排出源だけで「暴露要件に抵触す
18 るほどの箇所ですリスク懸念」となる場合¹以外は、有害性評価値との比較でリスク懸念箇所
19 があつたとしても、傍証的な扱いとなる。

20 なお、優先評価化学物質（生態）については、環境モニタリング情報のうち水質・底質
21 （底生生物を対象とする場合）について収集し利用する。人健康影響の評価に用いる場合
22 は年平均値、生態影響の評価に用いる場合は個別の測定値を用いるため、モデル推計値と
23 の対応もその点を考慮する。

25 VIII.4.2.3 用途等に応じた暴露シナリオにおける環境中濃度の把握

26 (1) 大気系の非点源シナリオ

27 大気系の非点源シナリオは、移動体や家庭等からの排出に係る用途（燃料添加剤、殺虫
28 剤や芳香剤など）を対象としている。評価Ⅱの大気系非点源シナリオにおける排出量推計
29 では移動体や家庭等における大気への排出量の全国合計値を求め、人口等の割り振り指標
30 を用いてメッシュ単位で按分し、必要に応じてメッシュ単位の環境中濃度等を推計する（詳
31 細は技術ガイダンスⅣ章及びⅥ章参照）。

33 ① 暴露シナリオに対する代表性

34 時間的的代表性を満たすモニタリング情報について、以下のように空間的代表性を担保す

¹ このような場合は、当該排出源が化審法の製造、輸入、使用等に関わるかの確認等を経て、暴露要件への該当性が判断されるものと想定される。

1 る。

2 環境モニタリングデータは測定地点の緯度経度が分かっており、上記の測定地点を含む
3 メッシュ単位の推計値との比較が可能である。ただし、排出源からの寄与を考慮し、ここ
4 で比較に用いる環境モニタリングデータは、どの固定排出源（PRTR 届出事業所）からも
5 10km 以上離れた点で測定されたデータを用いるものとする。

6

7 ② 解釈等

8 当該暴露シナリオのモデル推計値と環境モニタリングデータを比較する際には、一つの
9 メッシュに複数の測定地点が含まれる場合、地点ごとの年平均値の地点間平均値とすると
10 することを検討する¹。これは、比較対象である推計による環境中濃度は、そのメッシュ内
11 の平均値であるためである。実際のメッシュ内の領域における環境中濃度には分布がある。
12 環境モニタリングデータとしては、メッシュ内の環境中濃度分布を捉えた地点間平均値が
13 得られることが理想的であるが、メッシュ内の測定地点が少ない場合、メッシュ内の領域
14 における濃度の濃淡を十分に考慮できないために暴露シナリオに対する代表性は低下する。

15

16 (2) 水系の非点源シナリオ

17 水系の非点源シナリオは、水系洗浄剤、ワックス、殺生物剤等の水域への排出に係る用
18 途を対象としている。水系の非点源シナリオにおける暴露評価では、評価Ⅰについては物
19 質ごとに仮想的な下水処理場・河川を想定して推計を行う（国民一人当たりの使用・排出
20 量に換算し、デフォルトの河川希釈率を用いて仮想的な河川における河川中濃度を推計す
21 る。詳細は技術ガイダンスⅣ章及びⅥ章参照）。評価Ⅱでは必要に応じて、メッシュ単位の
22 環境中濃度等を推計する（技術ガイダンスⅥ章参照）。当該シナリオの評価Ⅱで想定してい
23 る排出源は、家庭等からの水系洗浄剤等の用途からの排水を処理する下水処理場と、下水
24 処理施設未普及地域の家庭等である。

25

26 ① 暴露シナリオに対する代表性

27 環境モニタリング測定地点の緯度経度が得られる場合、測定地点に該当する河川・底質
28 又はメッシュ単位の推計値と対応させることが可能である。その際は、下水処理場の位置、
29 PRTR 届出事業所及び測定地点との位置関係に留意する。

30 当該シナリオの下水処理場からの排出の寄与に対応する環境モニタリングデータは、下
31 水処理場の位置とその流入先河川並びに測定地点の位置が分かる場合に対応付けが可能で
32 ある。同一流域に PRTR 届出事業所がある場合は、個別に対応関係を検討する。具体的
33 は、PRTR 届出事業所からの寄与も受けていると考えられる環境モニタリングデータは、
34 本シナリオに対応させるものからは除く。

35 下水処理施設未普及地域からの排出の寄与に対応する環境モニタリングデータは、下水

¹ 地点ごとの測定頻度などより、同程度の確度のデータであることを確認の上、扱いを決定する。

1 処理場と PRTR 届出事業所からの排出の寄与がないと考えられるメッシュの推計値と対応
2 づけられる。

3

4 ② 解釈等

5 人健康影響の評価に用いる場合は年平均値、生態影響の評価に用いる場合は個別の測定
6 値を用いるため、モデル推計値との対応もその点を考慮する。

7 河川のモデル推計は流域単位の計算が行われる。環境モニタリングデータを河川流域の
8 境界部分のメッシュ推計値と対応させる場合、隣接する流域の環境モニタリングデータで
9 はないかどうか、河川名などにより確認を行う。

10

11 (3) 船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオ

12 本シナリオでは船底塗料用、漁網用の防汚剤が船底塗膜や漁網から海域に排出されるこ
13 とを想定し、評価Ⅱでは該当用途の全国出荷数量から海域への排出量を算出し、海域中濃
14 度を推計する。

15 船底塗料・漁網防汚剤由来のシナリオにおいても、測定地点が海域内にある環境モニタ
16 リングデータがあれば、必要に応じて当該シナリオに対応させられるかを考慮して用いる。

17

18 (4) 地下水汚染の可能性シナリオ

19 地下水に係る環境モニタリング情報については測定地点が特定できないため (VIII.3.1.2
20 参照)、排出源との位置関係を特定することができない。このため、地下水質の環境モニタ
21 リング情報は、基本的には暴露シナリオに対応した環境中濃度の把握に用いるのではなく、
22 排出実態の把握の必要性等のリコメンデーションのために利用する。

23 リコメンデーションを行うことが想定されるのは、地下水質の環境モニタリング情報を
24 用いて飲料水として摂取した場合のリスクの試算によりリスクが懸念される場合と、モデ
25 ル推計による地下水汚染の可能性が高い場合である。ただし、後者については、あくまで
26 相対的な優先順位から判断するため、どのような場合に情報収集を推奨するかの判断基準
27 については今後さらに検討の余地がある。

28 また、実際に土壤汚染・地下水汚染が発見された場合、人の健康に対するリスクの有無
29 を知るためには暴露評価と有害性評価に基づくリスク推計を行う必要がある。その際、空
30 間的・時間的な汚染状況の分布も含めて評価するためには数理モデルを利用して地下水中
31 濃度を推計することが考えられる (詳細は技術ガイダンスⅥ章参照)。

32

33 VIII.4.2.4 様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ

34 排出源ごとの暴露シナリオでは、サプライチェーンの上～中流の固定排出源 (製造段階、
35 調合段階、工業的使用段階) を対象に暴露評価を行っている。暴露評価Ⅱでは、固定排出
36 源だけではなく、様々な排出源 (家庭、移動体等) からの影響などを含めた「様々な排出

1 源の影響を含めた暴露シナリオ」を設定する。様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ
2 では、PRTR 情報等の地理的な情報を含む排出量情報を利用できる場合、G-CIEMS という
3 数理モデルを利用して、全国の環境中濃度をメッシュ又は流域単位で推計する。そのほか、
4 MNSEM という数理モデルも用いて、環境中のいずれの媒体に分布しやすいか等の推計を
5 行う。

6

7 (1) G-CIEMS による推計

8 G-CIEMS は、詳細な空間分解能を持つ GIS 環境多媒体モデルである。本モデルは、GIS
9 (地理情報システム) で用いる地理データに基づき、環境中に放出された化学物質につい
10 て、大気、水、土壌、底質等の媒体間の輸送と、大気、河川等での輸送との両方を同時に
11 計算して、媒体間の輸送や分配と地点間の輸送と同時に推計する(詳細は VII.3 参照)。

12 G-CIEMS を用いた推計では、全国的な空間分布として、約 5km グリッド(2.5 次メッシ
13 ュ)、約 1km のグリッド(3 次メッシュ)又は小流域単位に区分し、区分ごとに多媒体の媒
14 体間の輸送と、大気、河川等での輸送との両方を同時に計算し環境中濃度を推定する。

15

16 ① 暴露シナリオに対する代表性

17 環境モニタリングデータは測定地点の緯度経度が分かっており、また G-CIEMS による
18 推計についてもメッシュごと又は流域ごとに環境中濃度の全国的な分布を求めることがで
19 きる。すなわち G-CIEMS で環境中濃度を推計可能な大気、水質(海域は除く)及び底質
20 については、推計濃度と環境モニタリングデータとの比較が可能である。

21 G-CIEMS による推計と組み合わせた環境モニタリング濃度の空間的代表性の確認には 2
22 つの対応がある。

23 一つは、高濃度となることが想定される測定地点の環境モニタリング情報が得られてい
24 るかを確認することである。G-CIEMS の推計における高濃度メッシュ又は流域における環
25 境モニタリング情報が得られているかどうかについて整理し、環境モニタリングデータの
26 空間的代表性を確認する。

27 もう一つは、排出源の近傍すぎる環境モニタリングデータでないかを確認することであ
28 る。これは、G-CIEMS の推計結果との比較ではなく、G-CIEMS の入力データとして用い
29 る排出量に関するデータを用いて確認する。大気については排出量データの基となった排
30 出源(PRTR 届出事業所)と環境モニタリングの測定地点との距離の関係を確認する前述
31 の VIII.4.2.2 項の方法で確認できる。水質、底質については、当該環境モニタリング地点
32 を含む流域の上流の濃度について、流域をたどって確認することでその環境中での存在に
33 寄与する排出源を確認することが可能である。

34 上記のような確認により空間的代表性があるかを考慮しつつ、G-CIEMS による推計値の
35 推計濃度と比較して極端に環境モニタリング濃度が高いデータがある等、評価に用いる濃
36 度において推計結果と整合しない結果がみられる場合には、そのような結果となる理由の
37 確認のため、今後の情報収集の対象とする等が考えられる。

1
2 ② 解釈等

3 上述のように、大気、水質及び底質の環境モニタリングデータは、G-CIEMS による推計
4 濃度と対応させることが可能である。G-CIEMS では高濃度となる流域、高濃度とならない
5 流域等の空間分布における相対的な関係については説明可能であるといえる。一方で、
6 G-CIEMS による結果は推計値のため、実際の環境中濃度と数オーダー程度ずれる傾向にあ
7 るのかという整合性も踏まえつつ評価に活用すべきである。

8 そこで、大気、水域及び底質の環境モニタリングデータと、同一のメッシュ又は流域の
9 G-CIEMS による推計値と比較することで、両者のオーダーの合致や相違の程度について傾
10 向を把握する。この傾向を踏まえて、リスク推計における HQ や PEC/PNEC 比の解釈に活
11 用する。例えば、水域濃度について G-CIEMS の推計濃度が環境モニタリングデータの実
12 測値よりも 100 倍程度小さい傾向にある場合、モデル推計濃度の解釈において 100 倍程度
13 の不確実性を考慮する。すなわち推計値に基づく HQ や PEC/PNEC 比が 1/100 の流域まで
14 は、リスクの懸念の可能性が否定できないと解釈したうえで、追加モニタリング地点の候
15 補地とするというように活用する。

16 また、追加モニタリングを実施する際のモニタリング地点や対象媒体の検討に活用する
17 など、評価Ⅲ以降の暴露評価の精緻化に活用することも考えられる。

18
19 (2) MNSEM による推計

20 MNSEM (Multi-phase Non-Steady state Equilibrium Model) とは日本版の多媒体モ
21 デルの一つで、環境媒体間の分配のほか、人の暴露量を推計するために農作物・畜産物中
22 濃度推計モデルも組み込まれている。MNSEM は G-CIEMS とは異なり、メッシュごとの
23 濃度を推計するモデルではなく、日本全域を 1 つのボックスとして、環境媒体 (大気、土
24 壌、水、底質) 中の平均的な濃度及び媒体別の化学物質質量比率等を推定するモデルである。
25 このモデルを用いて、評価対象化学物質が相対的にどの媒体に残留しやすいか等を把握す
26 ることができる。

27 MNSEM による推計結果は環境中濃度や暴露量自体ではなく、環境中の分配比率等であ
28 るため、環境モニタリング情報と対応付けは行わないが、どの媒体の環境モニタリングデ
29 ータに注力すべきか等の判断に利用することができる。

30
31 VIII.4.2.5 残留性の評価

32 リスク推計を目的として環境中濃度等の推計や人の暴露量を推計する暴露評価とは別に、
33 暴露評価Ⅱでは残留性の評価も行う。この評価は、第二種特定化学物質の定義の中に、広
34 範な地域でリスクが懸念される状況にある場合のみならず「近くその状況に至ることが確
35 実と見込まれる」場合も含んでいるため、化学物質の環境中での残留状況の増減傾向等を
36 推計することを目的に設定したもので、上述の数理モデル MNSEM を用いる (詳細は技術

1 ガイダンスVII章参照)。
2 残留性の評価における環境モニタリングデータの利用方法の例としては、情報を収集し
3 媒体中の経年的な検出状況を確認する方法 (VIII.4.1 参照) 以外に、数理モデルと併用する
4 以下に述べるようなものもある。
5 残留性の評価においては定常状態到達時間 (ある媒体への化学物質の流入速度と消失速
6 度がつりあった状態で、その流入速度の下では存在量に変化がない状態に達する時間) を
7 推計する。定常状態到達時間が短いということは、対象物質の評価対象年度の排出速度で
8 はすぐに定常濃度に達しそれ以上の濃度にはならないことを意味する。逆に言うと排出が
9 なくなれば速やかにその媒体からはその化学物質が消失することを意味する。例えば、定
10 常状態到達時間が短いのに、環境モニタリングデータの結果が年々高くなっている場合に
11 は、年々排出量が増加していると推測することができる。

12
13

14 VIII.5 追加モニタリング調査

15 前節までは既往の環境モニタリング情報の利用について説明した。本節では、国が実施
16 した既往の環境モニタリング情報以外に、追加モニタリング調査の実施の必要性や実施条
17 件 (VIII.5.1)、及び事業者が自主的に行った環境モニタリング調査結果等 (VIII.5.2) の
18 活用の検討について述べる。いずれの場合においても、VIII.3.2で示した「分析方法等の信
19 頼性」、「暴露シナリオに対する代表性」、「統計的な代表性」に留意する。

20

21 VIII.5.1 追加モニタリング

22 VIII.5.1.1 実施の必要性の判断

23 追加的モニタリング調査を実施するに当たっては、コスト低減や期間短縮の観点から、
24 その実施は必要最小限とする必要がある。

25 当面は以下のような場合に限定して、可能な限り追加モニタリングを実施することとす
26 る。

27

- 28 ・モデルによる推定摂取量によってリスク懸念の可能性が示され、主に寄与する環境媒体
29 について、モデルの検証が不十分である場合。(必要に応じてリスク懸念の地域が多い
30 物質を優先するなどさらに追加的モニタリング調査対象物質を絞り込むこととする。)
- 31 ・モデルでのリスク推計が困難であると考えられる場合(例：無機化合物、金属化合物等)
- 32 ・モデルによるリスク評価ではリスク懸念の可能性が示されていないが、環境中濃度が高
33 く化審法対象用途外の寄与等を加味するとリスク懸念が生じる可能性がある場合。(化
34 審法対象用途外の寄与が大きいほど、化審法による規制の効果は小さくなることから、
35 あらかじめ化審法対象用途外の寄与が大きいことがPRTR 排出量データ等から分かる

1 場合には、化審法のリスク評価のために行う追加的モニタリング調査の優先順位は低く
2 する。)

4 VIII.5.1.2 実施条件の設定

5 追加モニタリングを実施する上で、その後の評価Ⅲ、リスク評価（二次）を行うため、
6 実施条件を適切に設定する必要がある。この際、評価Ⅲ、リスク評価（二次）に必要最小
7 限の追加モニタリングとなるよう精査が必要となる。また、一般的にモニタリング調査の
8 実施には、分析方法の開発から開始すると、結果の報告まで2年以上を要する場合もあるこ
9 とから、化審法のリスク評価を円滑に進める観点から、実施期間の短縮が必要である。図
10 表 VIII-11に追加モニタリング調査の実施条件を示す。追加モニタリング実施の検討に当た
11 っては、モデルによるリスク推計において得られる地理的情報や媒体情報などを最大限活
12 用することが考えられる。

14 図表 VIII-11 追加モニタリング調査の実施条件

対象物質	リスク評価の対象となる物質そのものを測定することを基本とする。ただし、それまでのリスク評価の結果や解釈を踏まえて、他の物質も含めて測定しておいたほうが良いと考えられる場合（例えば、当該物質に変化する前駆物質もモニタリングする等。）は、それらの物質もモニタリングする。 また、同時分析が可能な物質があれば、それらの物質について同時分析することで追加モニタリング全体のコストを縮減できるかどうか検討することとする。
目標の明確化	実施条件を設定する上で、モニタリングの目標を明確にしておくことが有効である。 <例> ①リスク懸念に主に寄与する暴露媒体の濃度を確認する。 ②モデルでのリスク推定結果でリスク懸念の可能性のある地点の近傍を測定しモデルの裏付けをとる ③②とは異なる地点を測定して広域な範囲でのモデルとモニタリングの整合性を確認する。 等。
対象の媒体	リスクの懸念に主に寄与する暴露経路が想定できる場合は、当該暴露媒体のモニタリングを行う。
測定時期	時期による濃度増減がある場合等には、リスク懸念を把握するのに適した時期に留意する必要がある。
測定頻度	暴露シナリオに適した測定頻度を想定する。
モニタリング地点	リスクの懸念ありの複数地域のモニタリング結果を得られるように選定する。リスクの懸念ありの地域が多数ある場合には、濃度の高い地域から優先してモニタリング地点を設定する。

15

16 VIII.5.2 事業者が自主的に行う環境モニタリング調査等

17 事業者が自主的に実施している（実施しようとしている）環境モニタリング調査の結果
18 が自主的に提供された場合や、地方公共団体や国及び地方公共団体の研究機関が実施した
19 環境モニタリングデータを入手できる場合は、国のコスト等の削減の観点からも、化審法

1 のリスク評価に利用することとする。その際、VIII.3.2で示した「分析方法等の信頼性」、
2 「暴露シナリオに対する代表性」、「統計的な代表性」について、これらを確認するため
3 の情報の提供も求め、リスク評価で利用する際に留意することとする。

4

5 VIII.6 付属資料

6 VIII.6.1 収集する環境モニタリング情報と整理方法

7 VIII.6.1.1 収集する環境モニタリング情報

8 前述したとおり、収集する環境モニタリング情報は、国内の中央省庁・地方自治体等の
9 公的機関が実施している調査結果とする。対象としたモニタリング調査の調査名、実施主
10 体等、調査年度、調査目的、調査環境媒体等をまとめ、図表 VIII-12～図表 VIII-14 に示
11 す。なお、各調査はここに掲げた調査環境媒体以外にも「室内空気¹」等を調査している場
12 合があるが、本スキームで対象とする媒体に限定して掲載している。また、各調査におい
13 て媒体の名称が異なる場合があるが、本スキームで対象とする媒体の名称に統一した。

¹ 室内空気汚染によるヒト健康リスクは、化審法の対象外である（技術ガイダンス V 章参照）。

図表 VIII-12 対象とする環境モニタリング調査一覧 (1/3)

調査名	実施主体等	調査年度	目的	対象物質の 選定基準	対象物質 (群)数	調査対象媒体	測定頻度	測定地点数等	測定地点等の選定法	入手可能な最小 単位のデータ
地方公共団体等 における有害大 気汚染物質モニ タリング調査	地方公共団 体・都道府 県・国土交 通省	H9～	長期的に暴露された場合に健康影響が懸念さ れる有害大気汚染物質について大気汚染防止 法に基づき調査。 年平均濃度を算出し、暴露基準等と比較評 価。	有害大気汚染物質(継続的に摂取される 場合における人の健康を損なうおそれのある 物質)が大気汚染の原因となるもの)の うち、当該物質の有害性の程度や我が国 の大気環境の状況等に鑑み、健康リスク がある程度高いと考えられるもの(優先 取組物質)。 (1)環境基準が設定されている物質(4物 質) (2)指針値が設定されている物質(7物 質) (3)その他の有害大気汚染物質(8物質)	19物質 大気	大気	原則として1 回以上の頻度 で測定。その 際連続的な時 間のサンプリ ングを実施し、 日内変動を平 均化。曜日ご とに異なるよう に測定し、測 定を平均化す るのが望まし い。	(1)一般道 (2)固定発生源周辺 (3)沿道 (1)～(3)合計 500地点程度	(1)一般道 (2)固定発生源の直接の影響を受け ない地点に地域における有 害大気汚染物質による大気汚染の状況の継続的把握が効果的 になされるように選定する。経年変化を見るため原則同一地 点でモニタリング。 (2)固定発生源周辺 (3)固定発生源からの影響を直接受け、かつ移動発生源の直接の 影響を受けない地点。排出等が予想される物質の濃度が高く なる地域を選定。経年変化を見るため原則同一地点でモニタ リングとするが、年度ごとに地域を変え区域全体の状況把握も 有効。 (3)沿道 固定発生源の濃度が高くなる地点を選定、原則同一地点でモ ニタリング。	地点毎の年平均 値 (算術平均)
水環境保全に係 る調査(人健 康)要調査項目	乗取省	H10～	要調査項目は、個別物質ごとの「水環境 リスク」は比較的大きくない、又は不明であ るが、暴露中の検出状況や複合影響等の観 点から見て、「水環境リスク」に関する知見 の集積が必要物質を選定。	以下のいずれかに該当する物質を選定 (1)一定の検出率を超えて水環境中から 検出されていること。 (2) 国内、諸外国、国際機関が水環境を 経出した人への健康被害の防止または水 生生物の保護の観点から法規制の対象 としている物質で、水環境中から検出 されている、あるいは一定量以上製造・ 輸入・使用されている物質 (3)国内、諸外国、国際機関が人への健 康被害または水生生物への影響を指摘し ている物質で、水環境中から検出され ている、あるいは一定量以上製造・輸 入・使用されている物質 (4) 我が国で精密な調査・分析が行われ ていない物質等であるが、専門家による 知見等により、水環境を経出して人あ るいは水生生物に影響を与える可能性の ある物質	リスト上は300 物質 地下水	公共用水域の水質 地下水	年間1回以上	30～170地点程度	試料採取に当たっては、特定の発生源の影響を受けにくい一 般的な採取を対象として地点を選定。原則として比較的天気が 続き、水質が安定している日を選定する。感潮域や海浜に あつては潮汐等も考慮して採水時間を決める。	検体毎の測定値
水質汚濁に係 る要監視項目等 の調査	環境省・地 方公共団 体・国土交 通省	H5～	人の健康の保護に關連する物質であるが、公 共用水域等における検出状況等から見て、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。 現在人の健康に係るものとして28物質(2物質 が健康項目、2物質が生活項目)が監視項目と して、指針値(水質重要監視項目の指針値)が 示されている。指針値は飲料水経由の影響 (主として長期間の飲用)及び水質汚濁に基 づく食品経由の影響(長期間の摂取)を考慮 して設定。	左記のとおり。	29物質 地下水	公共用水域の水質 地下水	年間1回以上	河川：600～1000地点 程度 湖沼：30～40地点程度 海城：100～200地点程 度 地下水：200～600地点 程度	採水日は、採水日前において比較的天気が続き水質が安定し ている日を選ぶこととする。採水地点は、次の地点を考慮し て選定する。 ① 利水地点 ② 主要な汚濁水が河川に流入した後十分混合する地点および ③ 流入前の地点 ④ 支川が合流後十分混合する地点および合流前の本川また は支川地点 ⑤ 流水の分流地点 ⑥ その他必要に応じて設定する地点 採水時刻は、人間の活動時、工場、事業場の操業時および汚 濁物質の流達時間を考慮して決定する。なお、感潮域では潮 時を考慮し、水質の最も悪くなる時刻を旨むよう採水時刻を	1994～19 98年度は検体 ごとの測定値 それ以降は地点 平均値

図表 VIII-13 対象とする環境モニタリング調査一覧 (2/3)

調査名	実施主体等	調査年度	目的	対象物質の 選定基準	対象物質 (群) 数	調査環境媒体	測定頻度	測定地点数等	測定地点等の選定法	入手可能な最小 単位のデータ
公共用水域水質 データ (健康項 目)	環境省・地 方公共団 体・国土交 通省	H5～	水質汚濁防止法に基づき、都道府県知事は、 公共用水域の水質の汚濁状況を常時監視する こととされており、都道府県ごとに毎年作成 される測定計画に従って、国及び地方公共団 体が公共用水域の水質の測定を行っている。 これらのデータを国立環境研究所がデータ ベース化 同一測定地点における年間の総換体の測定値 の平均値 (年間平均値) が環境基準を満たし ているかどうかで判断。	水質汚濁法のうち人の健康の保護に関す る環境基準の定められている項目を選 定。	26物質	公共用水域の水質	環境基準地点 と補助地点に 分かれてお り、環境基準 地点では原則 月1回以上測 定。 各1回について 4回程度採水。 このうち1回に ついては全項 目測定、他回 は必要と思わ れる。	H16年度 8700地点	次による。 (1)公共用水域の水質の汚濁の状況の常時監視の観点から必 要な地点を選定。 (2)測定地点の選定にあたっては、著しい重複、変更が生じ ないように国の地方行政機関と協議するほか市町村とも協議 する。 (3)従来の測定により、著しい水質の汚濁が認められた地点 については引き続き測定を行う。	検体ごとの測定 値
食事からの化学 物質暴露調査	環境省 (調 定は日本食 品分析セン ター)	H9～ (H14は除 く)	食事からの化学物質の存在状況について陰陽方 式により調査分析。	左記のとおり。	B9 : 6物質 H10 : 21物質 H11 : 28物質 H12 : 7物質 H13 : 9物質 H15 : 7物質 H16 : 8物質 H17 : 10物質 H18 : 3物質	食事	年1回 (3日 間)	陰陽方式 H9 9自治体各5世帯 H10 9地区各5世帯 H11 9地区各5世帯 H12 9地区各5世帯 H13 10地区各5世帯 H15 10地区各5世帯 H16 10地区各5世帯 H17 10地区各5世帯 H18 10地区各5世帯	3日間の食事を 全て合わせて一 検体としたもの の測定値	
全国一級河川に おける微量化学 物質に関する実 態調査 (タケノコ 類、内分泌かく 乱化学物質) ※H16以前は「内 分泌かく乱化学 物質における環 境実態調査」	環境省・地 方公共団 体・国土交 通省	H11～	水環境に係る内分泌攪乱化学物質の科学的知 見の集積を図るため、公共用水域の水質、底 質及び地下水における内分泌攪乱化学物質の 存在状況について調査するものである。	内分泌かく乱作用を持つと疑われる物 質。	平成14年度調 査においては 18物質であっ た。	公共用水域の水質 公共用水域の底質 地下水	年一回	平成14年度調査におい ては水質の地点、底質 2地点であった。	水質調査地点は環境基準点を基本とし、過去の調査で検出さ れた地点を中心に全国から選定した。底質調査地点は、過去 の調査において、向らかの物質が比較的高濃度で検出された 地点を選定した。	検体毎の測定値

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31

① 地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査

環境省¹の報告書等から該当年度データの測定地点名、検体数、測定値(算術平均)及び濃度範囲を収集する。

② 水環境保全に係る調査（人健康）要調査項目

環境省²の報告書等から該当年度データの水域区分、水域名、測定地点名、採取日、測定値及び定量下限値を収集する。

③ 水質汚濁に係る要監視項目等の調査

環境省から詳細データを入手し、該当年度データの絶対番号（独立行政法人国立環境研究所指定の地点番号）、水域名、測定地点名、最大値、平均値（算術平均値）及び検体数を収集する。

④ 公共用水域水質測定（健康項目）検体ごとの測定値データ

独立行政法人国立環境研究所³の報告書等から該当年度データをのレコードID(unique)、絶対番号、水域名、採取年月日、検体ごとの測定値を収集する。

⑤ 食事からの化学物質暴露量調査

④と同様に環境省から詳細データを入手し、測定地点名（都市名）、測定値及び採取年月日を収集する。

⑥ 全国一級河川における微量化学物質に関する実態調査（ダイオキシン類、内分泌かく乱化学物質）⁴

環境省⁵（平成16年度調査からは国土交通省⁶）の報告書等から該当年度データの検体ごとの測定値、当該物質に対する検出限界値及び測定地点名を収集する。

⑦ 化学物質環境実態調査（報告書は「化学物質と環境」（エコ調査））

環境省⁷の報告書等から該当年度データの検体ごとの測定値、当該物質に対する検出限界値及び測定地点名を収集する。

¹ <http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/index.html>

² <http://www.env.go.jp/water/chosa/index.html>

³ http://www.nies.go.jp/igreen/tm_down.html

⁴ 平成 16 年度以前は「内分泌かく乱化学物質における環境実態調査」という名称

⁵ <http://www.env.go.jp/chemi/end/index.html>

⁶ http://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kankyoku/kankyoku/suisitu/index.html

⁷ <http://www.env.go.jp/chemi/kurohon/index.html>

1 VIII.6.1.2 環境モニタリング情報の整理方法

2 本スキームで環境モニタリング情報を利用するために、VIII.6.1.1 で収集した環境モニタ
3 リング情報（⑦以外）に対して、緯度経度情報（世界測地系）の付与を行う（⑦に関して
4 は調査の段階で既に緯度経度情報が付与されている。）。付与する緯度経度情報は独立行
5 政法人国立環境研究所 環境数値データベース¹をベースに自治体の報告書等の公文書、国
6 土交通省公表の街区レベル位置参照情報、国土地理院の基準点検索、地図で直読の順で調
7 査し付与を行う。

8 なお、⑤に関する調査については、測定地点として都市名のための記載のため、緯度経度
9 情報の付与は行わない。

10

11 VIII.6.2 排出源との近接性の判断方法

12 環境モニタリング情報を暴露評価に用いる際、暴露シナリオに対する代表性に考慮する
13 としている（VIII.3.2.2 参照）。暴露シナリオに対する代表性には、時間的な代表性と空間
14 的な代表性があり、ここでは後者の空間的な代表性の判断につながる排出源と環境モニタ
15 リング測定地点との近接性を調べる方法を説明する。

16 VIII.6.2.1 二地点間距離の算出方法

17 排出源ごとの暴露シナリオでは、排出源周辺（特定の排出源の影響を受ける地域）とい
18 う空間スケールのシナリオを設定している。

19 本スキームでは評価対象物質が PRTR 制度対象物質である場合に、PRTR 届出事業所の
20 緯度経度情報と環境モニタリング地点の緯度経度情報から、簡易的に二点間距離を計算す
21 ることにより、PRTR 届出事業所とモニタリング地点間の二地点間距離が 10[km]以内の場
22 合を排出源周辺、10[km]超の場合を一般環境の代表値とみなすことにした。なお、評価対
23 象物質が PRTR 制度対象化学物質でない場合は、モニタリング地点が排出源周辺か否かの
24 区別がつけられないため、暴露シナリオに対応させたデータには用いることができない。

25 10[km]以内か 10[km]超かを判定するために、二地点間距離を、地球を完全な球体とみな
26 してその中心から 2 地点へ直線を結び、東西の変位と南北の変位を三角関数で求めて、三
27 平方の定理を適用する簡易な方法で計算する。

28 地点 1 (Lat1,Lon1) と地点 2 (Lat2,Lon2) の二地点間距離の具体的な計算式は次のと
29 おりである。

30

$$d = \sqrt{(\Delta x)^2 + (\Delta y)^2} \quad \text{式 VIII-1}$$

31

¹ 水域は「公共用水域水質測定局データ」、大気は「大気環境測定局データ」を用いた。
(参照 : <http://www.nies.go.jp/igreen/index.html>)

1

記号	説明	単位	値	出典・参照先
d	二点間距離	[m]		式 VIII-1
Δx	東西の変位	[m]		式 VIII-2
Δy	南北の変位	[m]		式 VIII-3

2

$$\Delta x = 6,378,137 \times (Lon2 - Lon1) \times \frac{\pi}{180} \times \cos\left(\frac{Lat1 + Lat2}{2} \times \frac{\pi}{180}\right) \quad \text{式 VIII-2}$$

$$\Delta y = 6,378,137 \times (Lat2 - Lat1) \times \frac{\pi}{180} \quad \text{式 VIII-3}$$

3

記号	説明	単位	値	出典・参照先
Δx	東西の差	[m]		
Δy	南北の差	[m]		
$Lat1$	地点 1 の緯度(※)	[度]		
$Lon1$	地点 1 の経度(※)	[度]		
$Lat2$	地点 2 の緯度(※)	[度]		
$Lon2$	地点 2 の経度(※)	[度]		
$6,378,137$	地球の半径	[m]		

4 ※ 緯度、経度は小数点以下を 10 進数で表す。

5

6 二点間距離を計算するイメージを図表 VIII-15 に示す。

The image shows an Excel spreadsheet with the following components:

- Formula Bar:** $=SQRT(SUMSQ(6378137*ABS((C23-E23)*((3.141592/180))*COS(IF($B23<E20,$B23,E20-E23)*((3.141592/180)))))))/1000$
- Table 1 (Monitoring Locations):**

測定局名	緯度	経度
23 推内市総合勤労者会館	45.397519	141.69085
24 道立宗谷ふれあい公園芝生	45.394739	141.75640
25 篠路局	43.147236	141.371
26 西清掃事務所	43.106952	141.28584
27 北沢局	43.794469	142.33057
28 国産札幌局	43.08168	141.3333
29 北1条自排局	43.062233	141.35362
30 南保健センター	42.987245	141.35612
31 沼ノ端公園局	42.670294	141.68835
32 明野	42.661411	141.62807
33 明野公園局	42.657241	141.63141
34 双葉局	42.650569	141.60779
35 勇払局	42.628911	141.72418
36 糸井局	42.626965	141.53751
37 堤小学校局	40.81197	140.76169
38 根岸小学校局	40.542518	141.48528
39 八戸小学校局	40.515856	141.47751
40 大館局	40.271676	140.57362
- Table 2 (Distances):**

電気化学株式会社	株式会社新第一塩	日本セオ	北越パル	日理化学
994.0	946.2	949.4	1042.6	1046.7
995.8	946.3	949.6	1044.7	1048.8
751.6	694.2	697.4	804.6	808.8
744.3	689.3	692.4	797.1	801.2
854.1	716.0	779.8	909.7	913.9
743.5	685.7	689.8	796.6	800.8
742.3	688.7	687.8	795.6	799.7
734.9	676.4	679.5	788.4	792.5
716.8	643.9	647.4	773.1	777.3
713.4	642.3	645.7	769.4	773.6
713.1	641.9	645.3	769.1	773.4
711.5	640.9	644.3	767.4	771.6
714.3	639.7	643.2	770.9	775.1
706.2	637.7	641.0	761.9	766.1
496.5	432.8	435.4	555.5	559.7
509.8	406.7	410.3	573.9	578.1
507.1	403.6	407.3	571.2	575.5
436.9	373.5	375.7	497.6	501.9

Callouts in the image:

- Monitoring locations list and latitude/longitude (points to the table).
- Calculate distance for 2 locations (points to the formula bar).
- Calculation formula (points to the formula bar).
- PRTR reporting facility list and latitude/longitude (points to the table).

7

8

図表 VIII-15 環境モニタリング情報の排出源との近接性の識別イメージ

9

1 VIII.6.2.2 排出源との関係性

2 前節に記載したように排出源周辺における環境モニタリング情報を考える際には、環境
3 モニタリングの測定地点と PRTR 届出事業所との空間的な近接性が重要な要素である。そ
4 のため、もし一つの環境モニタリング地点に対し 10[km]以内に複数の排出源が存在する場
5 合に、最も影響が大きいと考えられる排出源を 1つ抽出するには、式 VIII-4 の E_i が最大と
6 なる排出源 i が最も大きな影響を及ぼしているものと仮定する。

7

$$E_i = \frac{Q_i}{r_i^2} \quad \text{式 VIII-4}$$

8

記号	説明	単位	値	出典・参照先
E_i	排出源 i が環境モニタリング地点の測定値に及ぼす 影響の強さ	[kg/year/m ²]		式 VIII-4
Q_i	排出源 i の排出量	[kg/year]		
r_i	排出源 i と環境モニタリング地点の二点間距離	[m]		

9

10

11 VIII.6.3 数理モデルによる推計値との比較における留意点

12 環境モニタリング情報は、VIII.4.2 に示したように暴露シナリオに対応させることができ
13 れば、当該暴露シナリオに対応した実測濃度として暴露評価に利用する。その際、環境モ
14 ニタリングデータは数理モデルによる推計値と比較することになるが、以下の点に留意す
15 る必要がある。

16 数理モデルによる推計値と環境モニタリングデータを対比・比較する際は、数理モデル
17 で想定しているシナリオに沿うように可能な範囲で測定値を抽出・加工するものの、本来
18 両者は一致するものではない、という認識が必要である。以下に排出源ごとの暴露シナリ
19 オの例を挙げる。数理モデルによる環境中濃度は「技術ガイダンス V.3.3 環境中濃度推計」
20 に示したように暴露シナリオに沿った仮定上の数値である。例えば本スキームの排出源ご
21 との暴露評価による大気中濃度は排出源から半径 1km 等のエリア内の年平均濃度である。
22 これと対応する環境モニタリングデータは、厳密に言えば対応するエリアの計算地点に相
23 当する格子点ごとに測定された年平均濃度の、エリア内の格子点間平均濃度であるが、現
24 実には存在しない。

25 両者は相関が強いと想定されるもの同士の比較であり、推計結果の解釈に利用するため
26 に、その相関や対応する数値同士の比がどの程度であるのかという視点で眺めることが有
27 用である。

28

化審法における優先評価化学物質に関する
リスク評価の技術ガイダンス

Ⅸ. リスク推計・優先順位付け・
とりまとめ

Ver.1.0

平成 26 年 6 月

厚生労働省・経済産業省・環境省

改訂履歴

Version	日付	改訂内容
Ver .1.0	平成26年6月	初版

目 次

IX. リスク推計・優先順位付け・とりまとめ	1
IX.1 はじめに.....	1
IX.1.1 本章の位置づけ.....	1
IX.1.2 他の章との関係.....	2
IX.2 リスク推計 I と優先順位付け	2
IX.2.1 リスク推計の定義等.....	2
IX.2.2 人健康に係るリスク推計 I と優先順位付け	3
IX.2.3 生態に係るリスク推計 I と優先順位付け.....	10
IX.3 リスク推計 II ととりまとめ	13
IX.3.1 はじめに.....	13
IX.3.2 リスク推計 II	16
IX.3.3 とりまとめ	18
IX.3.4 優先評価化学物質（生態）のとりまとめ.....	36
IX.4 リスク推計 III ととりまとめ	36
IX.5 リスク推計（二次） ととりまとめ	37
IX.6 付属資料.....	38
IX.6.1 評価対象物質の不確実性(物質の識別における適切さ)	38
IX.6.2 物理化学的性状データの不確実性	39
IX.6.3 PRTR 情報等の不確実性	39
IX.6.4 排出量推計の不確実性	40
IX.6.5 暴露シナリオの不確実性.....	41

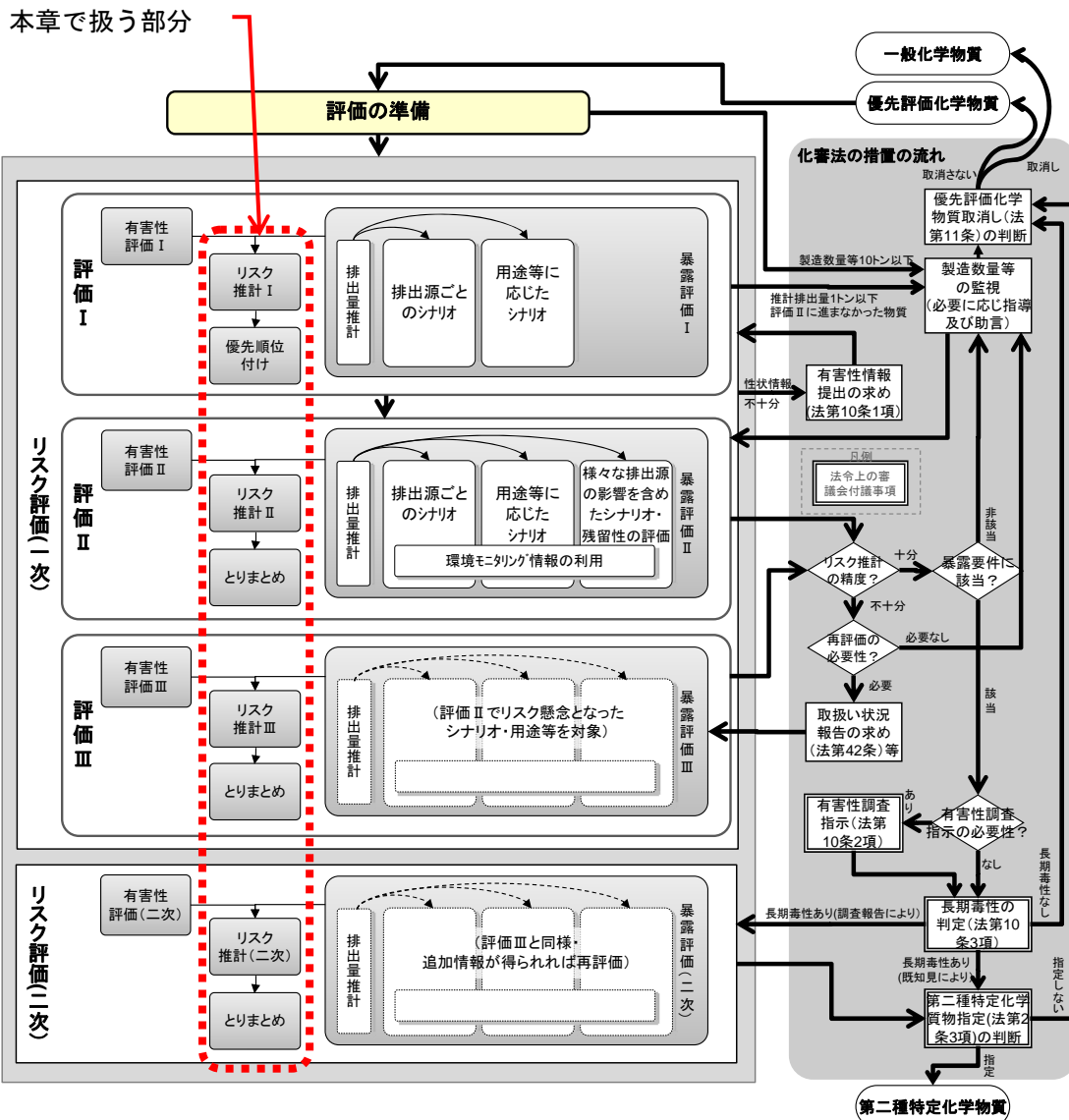
1 IX. リスク推計・優先順位付け・とりまとめ

2 IX.1 はじめに

3 IX.1.1 本章の位置づけ

4 本章では、優先評価化学物質のリスク評価のうち、「リスク推計」、「優先順位付け」、「と
5 りまとめ」について記載する。リスク評価スキーム全体における本章で扱う部分を図表
6 IX-1 に示す。

7



8

9

図表 IX-1 リスク評価スキームにおける本章で扱う部分

10

1 リスク推計では、有害性評価で導出した有害性評価値（又は PNEC）と暴露評価で算出
 2 した暴露量とを比較し、リスク懸念を判断する。評価Ⅰではその結果を用いて次の段階（評
 3 価Ⅱ、有害性情報の提出の求め等）を実施するための優先順位付けを行う。評価Ⅱ以降で
 4 は、リスク評価の過程で得られた情報及び評価結果を、有害性調査指示や第二種特定化学
 5 物質の指定等の措置の判断に役立つよう、リスク評価書等としてとりまとめる。

7 IX.1.2 他の章との関係

8 本章は、各段階のリスク評価におけるリスク推計以降のステップを記載している。ここ
 9 に至るまでの各ステップの詳細については評価の準備（Ⅰ章）、有害性評価（Ⅱ～Ⅲ章）、
 10 暴露評価（Ⅳ～Ⅷ章）を参照されたい。

12 IX.2 リスク推計Ⅰと優先順位付け

13 IX.2.1 リスク推計の定義等

14 本スキームで「リスク推計」とは、暴露量又は暴露濃度（人の健康に対する評価の場合
 15 は摂取量、生態の場合は PEC）と有害性評価値（生態の場合は PNEC）を比較することを
 16 意味し、前者が後者の値以上であれば「リスクが懸念される」（単に「リスク懸念」ともい
 17 う）と表現する¹。

18 ✓ 人の健康の場合のリスク推計

19 摂取量 \geq 有害性評価値 リスクが懸念される

20 ✓ 生態の場合のリスク推計

21 $PEC \geq PNEC$ リスクが懸念される

22 評価Ⅰでは、「排出源ごとの暴露シナリオ」と「用途等に応じた暴露シナリオ」の2種類
 23 の暴露シナリオでリスク推計を行う。用途等に応じた暴露シナリオには、用途に応じて複
 24 数のシナリオが設定されており、評価Ⅰのリスク推計では「水系の非点源シナリオ」と「大
 25 気系の非点源シナリオ」が対象となる（排出源ごとの暴露シナリオと用途等に応じた暴露
 26 シナリオの詳細はⅤ章またはⅥ章を参照）。また、有害性評価値と PNEC はⅡ章またはⅢ章
 27 で導出した値を用いる。リスク評価の対象（人の健康か生態か）と暴露シナリオに応じて
 28 リスク推計は図表 IX-2 に示すように異なる。

1 これは「ハザード比 $HQ \geq 1$ 」、「暴露マージン $MOE \leq$ 不確実係数積 UFs 」と同義である。また、評価Ⅱにおいて閾値のない発がん性の観点でのリスク推計を行う場合も、有害性評価値として 10^{-5} の実質安全量を導出してリスク推計を行う。（Ⅱ章「人健康影響に関する有害性評価」参照）

1 図表 IX-2 評価 I における暴露シナリオごとのリスク推計

暴露シナリオ	リスク推計の対象	
	人健康	生態（水生生物）
排出源ごとの暴露シナリオ	リスク懸念となる仮想的排出源の全国の箇所数と全国の合計影響面積	リスク懸念となる仮想的排出源の全国の箇所数
用途等に応じた暴露シナリオ	代表的な地点でリスクが懸念されるか	代表的な地点でリスクが懸念されるか

2

3 IX.2.2 人健康に係るリスク推計 I と優先順位付け

4 IX.2.2.1 人健康に係るリスク推計 I と優先順位付けのフロー

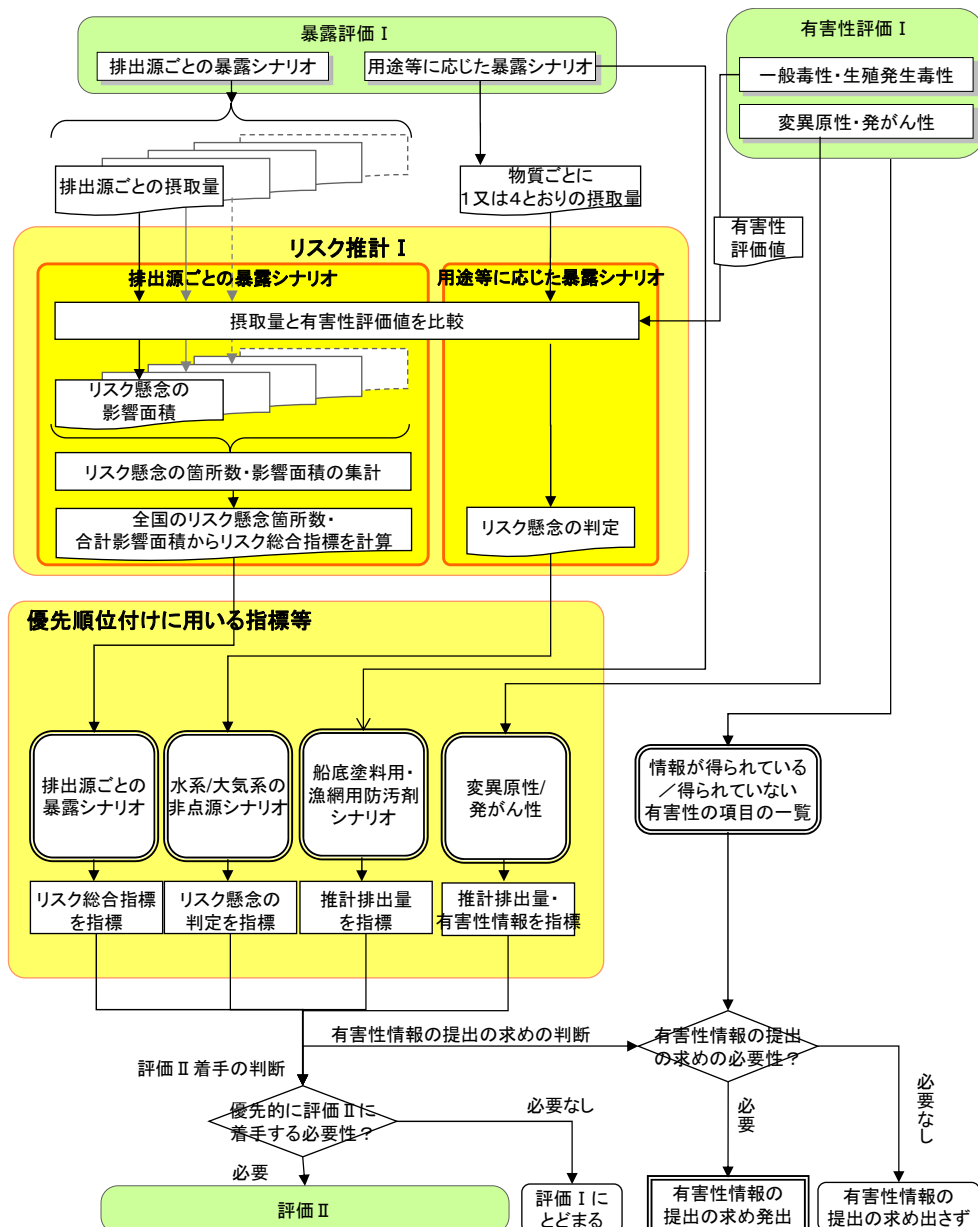
5 優先評価化学物質（人健康）のリスク推計 I と優先順位付けのフローを図表 IX-3 に示す。

6 優先順位付けは評価 I の最後のステップで人健康と生態のそれぞれで行う。人健康では
7 評価 I の結果、優先評価化学物質ごとに有害性情報の有無状況、推計排出量、有害性情報
8 を有する場合にはリスク推計の結果等が得られる。これらの情報を優先順位の指標にし、
9 次の段階（評価 II もしくは法第 10 条第 1 項に基づく有害性情報の提出の求め¹）の必要性
10 の判断に利用する。

11 続いて、フローに沿って順に説明する。

12

¹ 人の健康に係る有害性項目は、「一般毒性」、「生殖発生毒性」、「変異原性」及び「発がん性」の 4 項目である。このうち、生殖発生毒性と発がん性については、法第 10 条第 1 項に基づき有害性情報の提出を求めることができる項目に含まれない。（ただし、一般毒性の情報がない場合は、28 日反復投与毒性試験のかわりに反復・生殖発生毒性併合試験を法第 10 条第 1 項で求めることもできるので、その場合は生殖発生毒性の情報も求めることになる。）これらについては、一般毒性と変異原性のいわゆるスクリーニング毒性試験結果を用いたリスク評価等の結果、暴露要件に該当すると判断される場合に、法第 10 条第 2 項に基づき有害性調査の指示が行われるものと考えられる。



図表 IX-3 優先評価化学物質（人健康）のリスク推計 I と優先順位付けのフロー

IX.2.2.2 人健康に係るリスク推計 I

評価 I では一般毒性と生殖発生毒性に係る有害性評価値が得られた場合にこれらを用いてリスク推計 I を実施するが、変異原性と発がん性に係る情報は定性的なものであるため、これらを用いたリスク推計 I は実施しない。ただし、変異原性と発がん性についても、定性的な情報として優先順位付けに使用する。

評価 I では、「排出源ごとの暴露シナリオ」と「用途等に応じた暴露シナリオ」の別に暴露評価を行うが、シナリオに応じて暴露評価結果の内容が異なる。このため、リスク推計 I についても、シナリオに応じてリスク推計結果が意味する内容と表し方が異なる。以降では、これらシナリオごとのリスク推計 I の結果が意味する内容と表し方を説明する。

1

2 (1) 排出源ごとの暴露シナリオにおける人健康に対するリスク推計 I

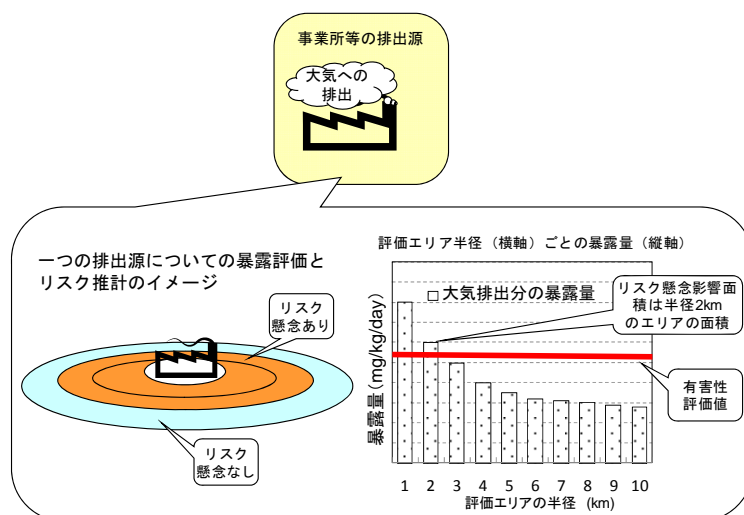
3 以下の内容は評価Ⅰ～Ⅲを通じて共通である。なお、評価Ⅱで PRTR 情報を利用できる
4 場合や評価Ⅲで排出源が特定できる場合には、「仮想的排出源」ではなく、特定された実際
5 の排出源を用いる（IV章「排出量推計」参照）。

6

7 ① リスク懸念の影響面積の考え方

8 「排出源ごとの暴露シナリオ」では、リスクの指標をリスク懸念の影響面積で表すため、
9 排出源を中心とした半径 1km～10km の 1km 刻みの 10 種類の大きさの評価エリアごとに
10 リスク推計を行う。例えば、ある排出源について半径 2km の評価エリアまででリスクが懸
11 念されれば、リスク懸念影響面積は半径 2km の面積とする¹（図表 IX-4）。このようにして
12 全ての排出源でリスク推計を行い、それぞれのリスク懸念影響面積を導出する。結果として
13 て、全国のリスク懸念の合計影響面積と箇所数が得られる。

14



15

16

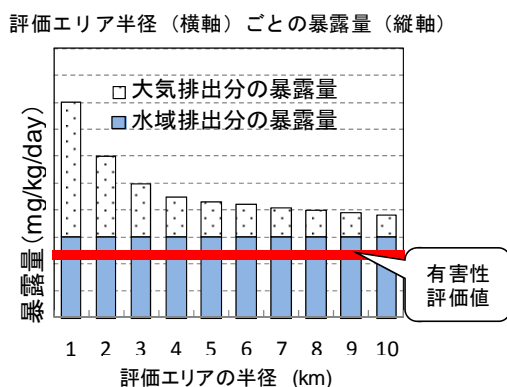
16 図表 IX-4 排出源ごとの暴露シナリオのリスク推計とリスク懸念影響面積の関係

17

18 「排出源ごとの暴露シナリオ」では、評価エリアの半径に応じて減衰する大気排出分の
19 暴露量と、評価エリアの半径に無関係な水域排出分の暴露量の合計暴露量が得られる（図
20 表 IX-5 参照）。

21

¹ ただし、リスク懸念影響面積の計算時は半径 0.1km (=100m) 以内は事業所敷地内と仮定して除く。



図表 IX-5 有害性評価値が水域排出分の暴露量を下回る場合のリスク推計

以上のことから、大気排出分と水域排出分の両方の経路からの暴露量に基づく人の健康に対するリスク推計では、リスク懸念の影響面積とリスク懸念の箇所数という 2 つのリスクの指標が存在することになる。これらを用いて評価 I における優先順位付けを行う際には、次に述べる「リスク統合指標」を算出する。

② リスク統合指標の設定

評価 I の人健康に係る評価の場合には、リスク懸念の影響面積とリスク懸念箇所数の 2 つの指標を以下の式で統合した「リスク統合指標」を用いる。

リスク統合指標 = 大気排出分に係るリスク懸念の合計

影響面積 +

式 IX.2-1

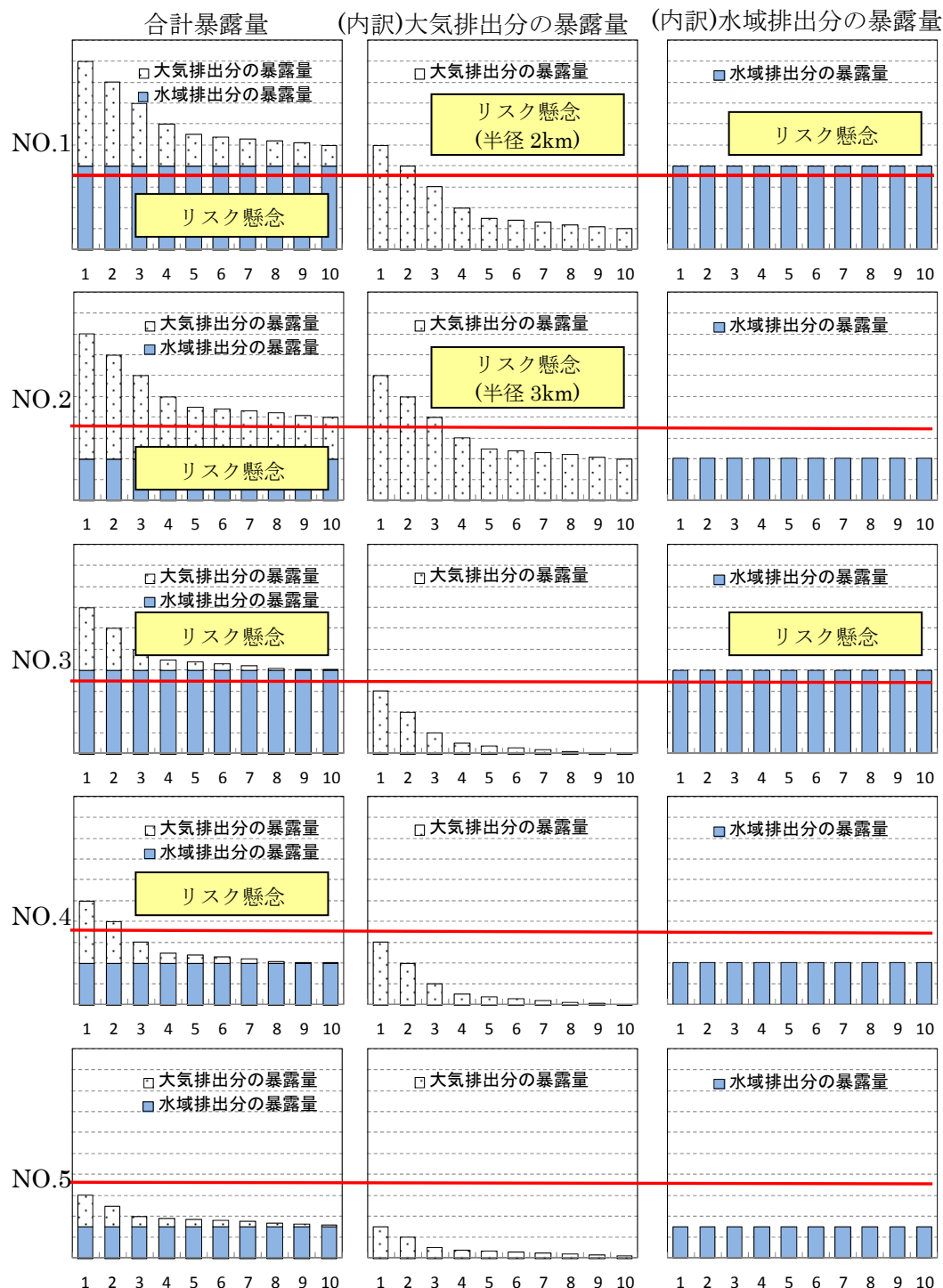
(リスク懸念の箇所数 - 大気排出分でリスク懸念の箇所数)

× 半径 1km のエリアの面積

ここで用いるリスク統合指標は、リスクの指標を面積の尺度としており、大気排出分だけでリスク懸念となる面積と、水域排出分だけがリスク懸念となる箇所や、大気排出分や水域排出分だけではリスク懸念とならないが合計暴露量ではリスク懸念となる箇所を半径 1km のエリアの面積に換算したものの合計である。そのため、本「リスク統合」指標の単位は面積 (km²) となる。具体的な計算例を次に示す。

③ リスク統合指標の計算例

全国に次の 5 つ (No.1~No.5) の排出源があった場合を例にリスク統合指標を計算する。図表 IX-6 において、各グラフの縦軸は暴露量で横軸は評価エリアの半径 (km) である。左端のグラフが各排出源の合計暴露量で中央のグラフと右端のグラフは内訳 (大気排出分の暴露量、水域排出分の暴露量)、赤い横線は有害性評価値である。



図表 IX-6 各排出源の暴露量とリスク推計

1
2
3
4
5
6
7
8
9

- リスク推計の定義より、合計暴露量が有害性評価値以上であればリスク懸念となるので、
- リスク懸念箇所数：4箇所（No.1、No.2、No.3、No.4）
 - 大気排出分でリスク懸念の箇所数：2箇所（No.1：2km まで懸念、No.2：3km まで懸念）となる。
- したがって、

$$\begin{aligned}
 & \text{リスク統合指標} = \text{大気排出分に係るリスク懸念の合計影響面積} \\
 & \quad + (\text{リスク懸念の箇所数} - \text{大気排出分でリスク懸念の箇所数}) \\
 & \quad \times \text{半径 1km のエリアの面積} \\
 & = \{ \text{半径 2km のエリア面積} + \text{半径 3km のエリア面積} \} \\
 & \quad + (4 - 2) \times \text{半径 1km のエリアの面積} \\
 & = \{ \pi (2^2 - 0.1^2) + \pi (3^2 - 0.1^2) \} \\
 & \quad + (4 - 2) \times \pi (1^2 - 0.1^2) \approx 47
 \end{aligned}$$

となり、この場合のリスク統合指標は約 47km²である。

④ リスク評価 I で用いるリスク統合指標とスクリーニング評価における優先度マトリックスとの関係

スクリーニング評価における優先度マトリックスの優先度「高」(優先評価化学物質相当)を設定する際には、旧第二種監視化学物質かつ PRTR 対象物質を用いて試行を行い、リスク評価 I で用いる「リスク統合指標」が 10km²以上となるものと対応するように設定された¹。

(2) 用途等に応じた暴露シナリオにおける人健康に対するリスク推計 I

用途等に応じた暴露シナリオの 1 つである水系の非点源シナリオでは、排出量推計から環境中濃度推計まで原単位ベースの比率として扱い、物質ごとに 1 つの暴露量を推計する(「VI章用途等に応じた暴露シナリオ」参照)。この暴露量と有害性評価値を比較し、リスク推計では物質ごとに 1 つの結果が得られる。このシナリオによる暴露量は、日本全国で使用された当該化学物質に起因する代表値であり、これを用いたリスク推計は下水処理場から流入がある河川を想定した場合に、そこでリスク懸念があることが仮想的に推定されたということを意味する。これは、排出源ごとの暴露シナリオでの排出源が 1 つの場合に 1 つのリスク懸念があったときと同じリスク推計結果に見えるが、表す意味は異なる。

大気系の非点源シナリオでは、全国のメッシュに割り振った推計排出量から環境中濃度を推計するが、評価 I ではメッシュ単位の大気への推計排出量が全国で 100 パーセント、95 パーセント、50 パーセント、5 パーセントとなる 4 メッシュで代表させて、環境中濃度を推計する(VI章「用途等に応じた暴露シナリオ」)参照)。この暴露量と有害性評価値とを比較し、リスク推計 I では物質ごとに 4 つの結果が得られる。

¹ 厚生労働省,経済産業省,環境省,スクリーニング評価手法の詳細(平成 22 年 10 月 8 日),pp.18-24

(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/screening_detail.pdf)

なお、人健康に係る優先度マトリックスの設定に際し、旧第二監視化学物質かつ PRTR 対象物質を用いたリスク評価の試行結果が用いられている。一方で、生態に係る優先度マトリックスは、旧第三種監視化学物質かつ PRTR 対象物質を用いてリスク評価を試行し、リスク懸念箇所数が 10 以上となる化学物質が優先度「高」になるように暴露クラスを設定している(pp.34-40)。

1

2 IX.2.2.3 人健康に係る優先順位付け

3 評価Ⅰでは、優先評価化学物質（人健康）に対して、評価Ⅱを着手する判断のための優
4 先順位付けや有害性情報の提出の求めを発出する判断のための優先順位付けを行う。優先
5 順位付けに用いる指標等は以下のとおりである。（ア）～（エ）については図表 IX-3 に対応し
6 ている。

7

8 （ア）排出源ごとの暴露シナリオでは、IX.2.2.2 (1)で解説した評価Ⅰに用いられる指標を
9 優先順位付けの指標とする。

10 （イ）水系の非点源シナリオ（該当用途がある場合のみ）では、リスク懸念を判定してお
11 く。大気系の非点源シナリオのリスク推計の結果（該当用途がある場合のみ）は、4
12 つのケース（大気への推計排出量が 100 パーセントイル、95 パーセントイル、50 パ
13 ーセントイル、5 パーセントイル）の各々についてリスク懸念を判定しておく。これ
14 らのリスク懸念の判定結果¹を優先順位付けの指標とする。

15 （ウ）船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオの対象物質（該当用途がある場合のみ）は、現
16 状のスキームでは評価Ⅱからリスク推計を実施するという整理であるため（VI章「用
17 途等に応じた暴露シナリオ」参照）、ここでは当該用途に係る推計排出量を優先順
18 位付けの指標とする。

19 （エ）変異原性又は発がん性を有すると類別された優先評価化学物質については、閾値の
20 ない有害性を有する可能性が考えられる物質であり、優先順位付けの指標を推計排
21 出量と当該有害性情報とする。

22

23 なお、上記の（ア）と（イ）については、一般毒性と生殖発生毒性ごとに行う。

24 評価Ⅱに着手する優先順位は（ア）～（エ）の指標から総合的に判断し、そのうえで当
25 該年度に評価Ⅱに着手する物質を決定する。また、有害性情報の提出の求めの優先順位は、
26 有害性情報の得られている項目と得られていない項目を整理し、上記（ア）～（エ）の指
27 標や推計排出量の大きさから総合的に判断し、そのうえで不足している有害性項目につい
28 て有害性情報の提出の求めを発出する物質を決める。

29 評価Ⅱへ進まなかった物質は評価Ⅰの段階にとどまり、次年度の評価Ⅰ実施の候補²とな

¹ IX.2.2.2 (2)に説明したように水系の非点源シナリオによるシナリオでリスク懸念という
ことは下水処理場からの流入のある全国の大半の河川に関連する暴露でリスクが懸念さ
れると推計されたということの意味する。そのため、排出源が 1 つの場合におけるリスク
懸念とはリスク推計結果の表す意味が異なる。因みに、全国の下水処理場の数は約 1800
箇所（下記資料）あり、式 IX.2-1 で算出されるリスク統合指標に換算すると約 5700 km²
という大きい数値になる。

総務省編「平成 18 年度版（平成 16 年度決算）地方財政白書」によれば、平成 16 年度
の終末処理場の箇所数は 1841 箇所（終末処理場とは下水道法上の下水処理場の呼称）。

² 製造輸入数量の全国合計量が 10t 以下の優先評価化学物質は評価Ⅰの対象外（I 章「評価
の準備」参照）。

1 る。次年度の評価Ⅰの結果次第では評価Ⅱに着手する可能性もある。なお、人健康と生態
2 影響の両方の観点で優先評価化学物質となっている場合は、それぞれについて評価Ⅱを着
3 手するかどうかを判断する。このため、例えば人健康の観点では評価Ⅱへ進むが、生態影
4 響の観点では評価Ⅰにとどまるといったケースも想定される。

5

6 IX.2.3 生態に係るリスク推計Ⅰと優先順位付け

7 IX.2.3.1 生態に係るリスク推計Ⅰと優先順位付けのフロー

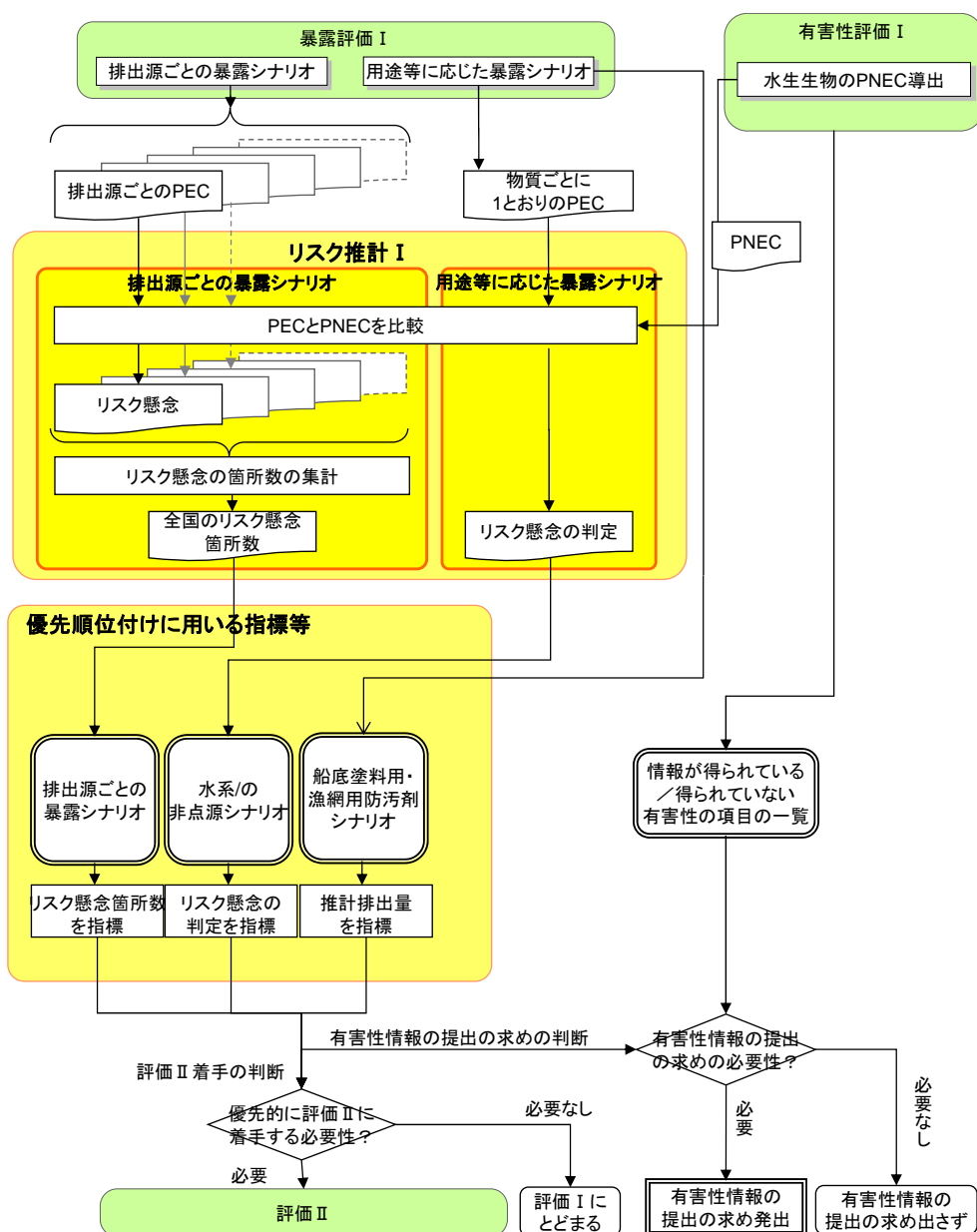
8 優先評価化学物質（生態）のリスク推計Ⅰと優先順位付けのフローを図表 IX-7 に示す。

9 優先順位付けは評価Ⅰの最後のステップで人健康と生態のそれぞれで行う。評価Ⅰの結
10 果、優先評価化学物質ごとに有害性情報の有無状況、推計排出量、リスク推計の結果等が
11 得られる。これらの情報を優先順位の指標にし、次の段階（評価Ⅱもしくは法第 10 条第 1
12 項に基づく有害性情報の提出の求め¹⁾）の必要性の判断に利用する。

13 続いて、フローに沿って順に説明する。

14

¹ 法第 10 条第 1 項に基づく有害性情報の提出の求めることができる試験項目は、藻類生長阻害試験、ミジンコ急性遊泳阻害試験、魚類急性毒性試験と省令で定められている。（新規化学物質に係る試験並びに優先評価化学物質及び監視化学物質に係る有害性の調査の項目等を定める省令）



図表 IX-7 優先評価化学物質（生態）のリスク推計 I と優先順位付けのフロー

IX.2.3.2 生態に係るリスク推計 I

評価 I では水生生物に係るリスク推計（リスク推計 I）を実施する。評価 I では、「排出源ごとの暴露シナリオ」と「用途等に応じた暴露シナリオ」の別に暴露評価を行うが、シナリオに応じて暴露評価結果の内容が異なる。このため、リスク推計 I についても、シナリオに応じてリスク推計結果が意味する内容と表し方が異なる。以降では、これらシナリオごとのリスク推計 I の結果が意味する内容と表し方を説明する。

1 (1) 排出源ごとの暴露シナリオにおける生態に対するリスク推計 I

2 以下の内容は評価 I～IIIを通じて共通である。なお、評価 II で PRTR 情報を利用できる
3 場合や評価 III で排出源が特定できる場合には、「仮想的排出源」ではなく、特定された実際
4 の排出源を用いる (IV章「排出量推計」推計)。

5 「排出源ごとの暴露シナリオ」では、仮想的排出源ごとに 1 つの PEC が推計され、リス
6 ク推計も 1 つの結果が得られる。全ての仮想的排出源でリスク推計を行い、結果として全
7 国のリスク懸念の箇所数が得られる。

8

9 (2) 用途等に応じた暴露シナリオにおける生態に対するリスク推計 I

10 用途等に応じた暴露シナリオの 1 つである水系の非点源シナリオ¹では、排出量推計から
11 環境中濃度推計まで原単位ベースの比率として扱い、物質ごとに 1 つだけ PEC が推計され
12 る。(VI章「用途等に応じた暴露シナリオ」参照) この PEC と PNEC を比較し、リスク推
13 計では物質ごとに 1 つの結果が得られる。このシナリオによる PEC は、日本全国で使用さ
14 れた当該化学物質に起因する代表値であり、これを用いたリスク推計は下水処理場から流
15 入がある河川を想定した場合に、そこでリスク懸念があることが仮想的に推定されたとい
16 うことを意味する。これは、排出源ごとの暴露シナリオでの排出源が 1 つの場合に 1 つの
17 おけるリスク懸念があったときと同じリスク推計結果に見えるが、表す意味は異なる。

18

19 IX.2.3.3 生態に係る優先順位付け

20 評価 I では、優先評価化学物質 (生態) に対して、評価 II を着手する判断のための優先
21 順位付けや有害性情報の提出の求めを発出する判断のための優先順位付けを行う。優先順
22 位付けに用いる指標等は以下のとおりである。(ア)～(ウ)については図表 IX-7 に対応して
23 いる。

24

25 (ア) 排出源ごとの暴露シナリオでは、IX.2.3.2 (1)で解説したリスク懸念箇所数を優先順
26 位付けの指標とする。

27 (イ) 水系の非点源シナリオ (該当用途がある場合のみ) では、リスク懸念を判定してお
28 く。リスク懸念の判定結果を優先順位付けの指標とする。

29 (ウ) 船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオの対象物質 (該当用途がある場合のみ) は、評
30 価 I で採用可能な簡便なリスク推計手法がないため、ここでは当該用途に係る推計
31 排出量を優先順位付けの指標とする。

32

33 評価 II に着手する優先順位は (ア)～(ウ)の指標から総合的に判断し、そのうえで当

¹ 大気系の非点源シナリオは排出源ごとの暴露シナリオと同じく、大気へ排出される化学物質に起因する水生生物の暴露は考慮していないため、生態に対するリスク推計 I の対象外である。

1 該年度に評価Ⅱに着手する物質を決める。また、有害性情報の提出の求めの優先順位は、
2 有害性情報の得られている項目と得られていない項目を整理し、上記（ア）～（ウ）の指
3 標や推計排出量の大きさから総合的に判断し、そのうえで不足している有害性項目につい
4 て有害性情報の提出の求めを発出する物質を決める。

5 評価Ⅱへ進まなかった物質は評価Ⅰの段階にとどまり、次年度の評価Ⅰ実施の候補¹とな
6 る。次年度の評価Ⅰの結果次第では評価Ⅱに着手する可能性もある。なお、人健康と生態
7 影響の両方の観点で優先評価化学物質となっている場合は、それぞれについて評価Ⅱを着
8 手するかどうかを判断する。このため、例えば生態影響の観点では評価Ⅱへ進むが、人健
9 康の観点では評価Ⅰにとどまるといったケースも想定される。

10

11 IX.3 リスク推計Ⅱととりまとめ

12 IX.3.1 はじめに

13 IX.3.1.1 本節の位置付け

14 本節（IX.3）では、「リスク推計Ⅱ」及び「とりまとめ」について解説する。

15 リスク推計Ⅱは、優先評価化学物質（人健康）については一般毒性、生殖発生毒性、発
16 がん性の項目ごとに行い、優先評価化学物質（生態）については水生生物と評価対象物質
17 の性状に応じて底生生物を対象に行う。

18 とりまとめは、リスク評価の過程で得られた情報と評価の結果をリスク評価書等²に統合
19 することである。とりまとめの中で行う不確実性解析についても本節で説明する。

20

21 IX.3.1.2 リスク推計Ⅱととりまとめのフロー

22 リスク推計Ⅱ及びとりまとめのフローについて優先評価化学物質（人健康）を例にして
23 図表 IX-8 に示す。フローに沿って、次項以降順に説明する。

24 人健康に係るリスク推計Ⅱでは、評価対象物質の有害性評価の対象項目ごとに（最大で
25 一般毒性、生殖発生毒性及び発がん性の 3 項目）リスク推計を行い、有害性項目ごとのリ
26 スク懸念の影響面積、箇所数、メッシュ又は小流域等を推計する。

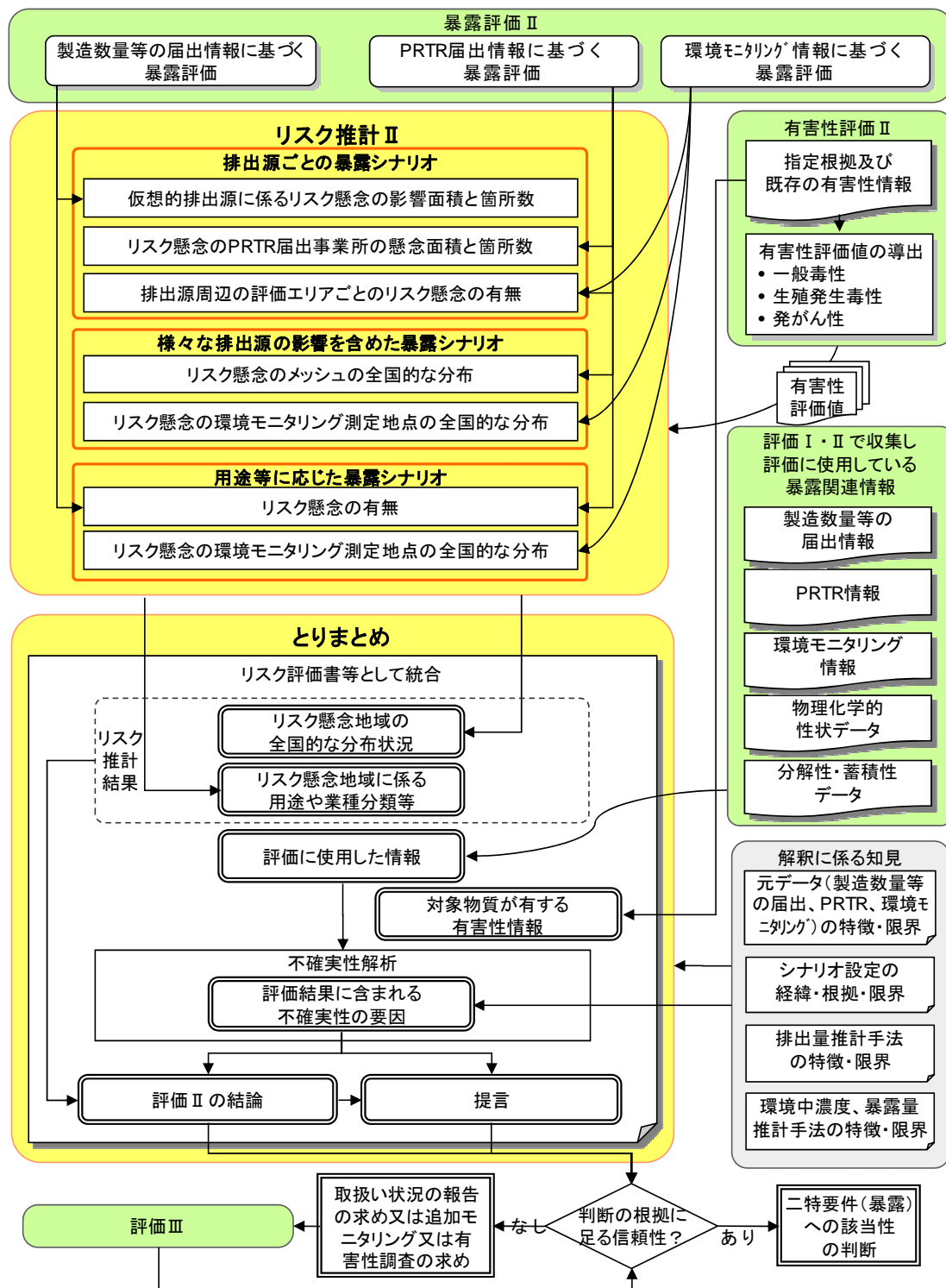
27

28 とりまとめでは、リスク評価の過程で得られた情報と評価の結果をリスク評価書等に統
29 合する。。とりまとめにおいては、有害性評価Ⅱ、暴露評価Ⅱ及びリスク推計Ⅱの結果とと
30 もに、それらに用いた情報を集約する。暴露評価で推計に利用している元データ、推計方

¹ 製造輸入数量の全国合計量が 10t 以下の優先評価化学物質は評価Ⅰの対象外（I 章「評価の準備」参照）。

² リスク評価書「等」としているのは、本節で述べる内容を全て網羅した詳細なリスク評価書の他に、簡易的に結果を示すもの（簡易版）も含めているためである（IX.3.3 参照）。

- 1 法の特徴や限界といった知見から不確実性の要因を抽出する。不確実性の要因は、この段
- 2 階で得られている評価結果が行政上の判断の根拠に足るものかの判断材料として提示する。
- 3 これらから、評価Ⅱの結論を導き、有害性調査指示や第二種特定化学物質の指定、評価Ⅲ
- 4 に進むのか否かが判断されると想定している。とりまとめについては IX.3.3 で説明する。
- 5 優先評価化学物質（生態）のとりまとめについては IX.3.4 に人健康のそれと異なる部分
- 6 を整理する。
- 7



※残留性の評価は省略

図表 IX-8 リスク推計IIととりまとめのフロー
(優先評価化学物質(人健康)の場合)

1
2
3
4

1 IX.3.2 リスク推計Ⅱ

2 リスク推計Ⅱについて、人の健康に対する場合と生態に対する場合のそれぞれでリスク
3 推計Ⅰと異なる部分を説明する。

4 図表 IX-8 に示したように、ここで得られるリスク推計Ⅱの結果と、後述 (IX.3.3.3) す
5 る不確実性解析の結果が統合されて、評価Ⅱの結論を導くことになる。

7 IX.3.2.1 人健康に係るリスク推計Ⅱ

8 優先評価化学物質（人健康）についてリスク推計Ⅱを行う暴露シナリオと、情報源及び
9 有害性項目に応じたリスク推計結果の表し方を図表 IX-9 に示す。

10

11 図表 IX-9 優先評価化学物質（人健康）のリスク推計Ⅱを行う暴露シナリオ・情報源・有
12 害性項目に応じたリスク推計結果の表し方

暴露シナリオ	情報源	有害性項目		
		一般毒性	生殖発生毒性	発がん性
		リスク推計結果の表し方	リスク推計結果の表し方	リスク推計結果の表し方
排出源ごとの暴露シナリオ	製造数量等の届出情報	仮想的排出源に係る リスク懸念の影響面積と箇所数		仮想的排出源に係る リスク懸念の影響面積と箇所数
	PRTR 情報	リスク懸念の PRTR 届出事業所の懸念面積と箇所数		
	環境モニタリング情報	排出源周辺の評価エリアごとのリスク懸念の有無 (PRTR情報も得られる場合)		
様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ ※1	PRTR 情報	リスク懸念のメッシュや小流域の全国的な分布		
	環境モニタリング情報	リスク懸念の環境モニタリング測定地点の全国的な分布		
用途等に応じた暴露シナリオ ※2	製造数量等の届出情報	リスク懸念の有無 ※3		リスク懸念の有無 ※3
	PRTR 情報	リスク懸念の有無 ※3		
	環境モニタリング情報	リスク懸念の環境モニタリング測定地点の全国的な分布		

13

注：太枠で囲った部分はリスク推計Ⅰでも実施する区分

14

※1 化審法の製造数量等の届出情報を用いた評価Ⅱにおける様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオでは、日本全体を1つの箱とみなして広域的・長期的スケールの数理モデルも用いて暴露状況を推計するが、そこでは基本的にはリスク推計は行わない。

16

※2 評価Ⅰの船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオでは推計排出量による優先順位付けを行う。また、評価Ⅱから実施する地下水汚染の可能性シナリオでは地下水への移行し易さについて相対的な評価を行う。

19

※3 評価Ⅰの結果はシナリオごとに、リスク懸念で表すが、評価Ⅱ以降ではリスク懸念のメッシュの全国的な分布で表すこともある。

20

21

22

1 図表 IX-9 においてリスク推計 I でも実施する区分を太枠で示した¹。それ以外が評価 II
2 で加わる部分である。ただし、有害性情報と暴露情報の情報源が評価 II で追加されなけれ
3 ば、リスク推計を行う区分は評価 I と同様である。

4 有害性項目は、有害性評価 II で情報の得られた範囲で、最大で 3 項目（一般毒性、生殖
5 発生毒性、発がん性）で別々にリスク推計を行う。暴露評価は情報源に PRTR 情報と環境
6 モニタリング情報が追加される。環境モニタリング情報を利用する場合は、その測定地点
7 ごとのリスク懸念の有無で表される。リスク推計結果がリスク懸念の影響面積と箇所数で
8 表されるのは、製造数量等の届出情報もしくは PRTR 届出情報を用いた排出源ごとの暴露
9 シナリオの場合である。様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオにおいて PRTR 情報等
10 の地理的な情報を含む排出量情報を用いて地理情報を活用した数理モデルを使いメッシュ
11 ごとに環境中濃度等を推計する場合、リスク評価結果はリスク懸念のメッシュの全国的な
12 分布で表される。

13

14 IX.3.2.2 生態に係るリスク推計 II

15 優先評価化学物質（生態）についてリスク推計 II を行う暴露シナリオと、情報源及び対象
16 生物に応じたリスク推計結果の表し方を図表 IX-10 に示す。

17

18 図表 IX-10 優先評価化学物質（生態）のリスク推計 II を行う暴露シナリオ、情報源及び
19 対象生物に応じたリスク推計結果の表し方

暴露シナリオ	情報源	対象生物	
		水生生物	底生生物
		推計結果の表し方	推計結果の表し方
排出源ごとの暴露シナリオ	製造数量等の届出情報	リスク懸念の仮想的排出源の数	リスク懸念の仮想的排出源の数
	PRTR情報	リスク懸念のPRTR届出事業所の数	
	環境モニタリング情報	排出源周辺の環境モニタリング測定地点ごとのPEC/PNEC比 (PRTR情報も得られる場合)	
様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ※1	PRTR情報	リスク懸念のメッシュや小流域の全国的な分布	
	環境モニタリング情報	リスク懸念の環境モニタリング測定地点の全国的な分布	
用途等に応じた暴露シナリオ※2	製造数量等の届出情報	リスク懸念の有無※3	リスク懸念の有無※3
	PRTR情報	リスク懸念の有無※3	
	環境モニタリング情報	リスク懸念の環境モニタリング測定地点の全国的な分布	

20 注：太枠で囲った部分はリスク推計 I でも実施する区分

21 ※1 化審法の製造数量等の届出情報を用いた評価 II における様々な排出源の影響を含めた
22 暴露シナリオでは、日本全体を 1 つの空間とみなして広域的・長期的スケールの数理モ

1 指定根拠の有害性が生殖発生毒性の場合もある。

- 1 デルも用いて暴露状況を推計するが、そこでは基本的にはリスク推計は行わない。
2 ※2 評価Ⅰの船底塗料用・漁網用防汚剤シナリオでは推計排出量による優先順位付けを行う。
3 ※3 評価Ⅰの結果はシナリオごとに、リスク懸念で表すが、評価Ⅱ以降ではリスク懸念のメ
4 ッシュの全国的な分布で表すこともある。

5
6 図表 IX-10 においてリスク推計Ⅰでも実施する区分を太枠で示した。それ以外が評価Ⅱ
7 で加わる部分である。ただし、底生生物が評価対象とならず、暴露情報の情報源が評価Ⅱ
8 で追加されなければ、リスク推計Ⅱを行う区分は評価Ⅰと同様である。

9
10 対象物質が底質に残留しやすい場合には (logPow の値で判断。第Ⅲ章「生態影響に関す
11 る有害性評価」参照)、評価対象生物に底生生物を加え、有害性評価で PNEC_{sed} を導出し
12 てリスク推計を行う。暴露評価は情報源に PRTR 情報と環境モニタリング情報が追加され
13 る。環境モニタリング情報を利用する場合は、その測定地点ごとのリスク懸念の有無で表
14 される。リスク評価結果がリスク懸念の箇所数で表されるのは、製造数量等の届出情報も
15 しくは PRTR 届出情報を用いた排出源ごとの暴露評価の場合である。様々な排出源の影響
16 を含めた暴露シナリオにおいて、PRTR 情報等の地理的な情報を含む排出量情報を用いて
17 地理情報を活用した数理モデルを使いメッシュ又は小流域ごとに環境中濃度等を推計する
18 場合は、リスク評価結果はリスク懸念のメッシュ又は小流域の全国的な分布で表される。

20 IX.3.3 とりまとめ

21 本項では、はじめにとりまとめの定義と本スキームにおける考え方を示すとともに、本
22 スキームにおけるとりまとめの要素を挙げる (IX.3.3.1)。次に、評価結果から判断される
23 内容と、とりまとめの要素との対応を示す (IX.3.3.2)。IX.3.3.3 では、とりまとめの際に
24 行う不確実性解析の説明をする。IX.3.3.4 ~IX.3.3.7 ではその他のとりまとめの要素につ
25 いて解説し、IX.3.3.8 ではとりまとめの要素を関連付けた結論の導出の考え方を説明する。

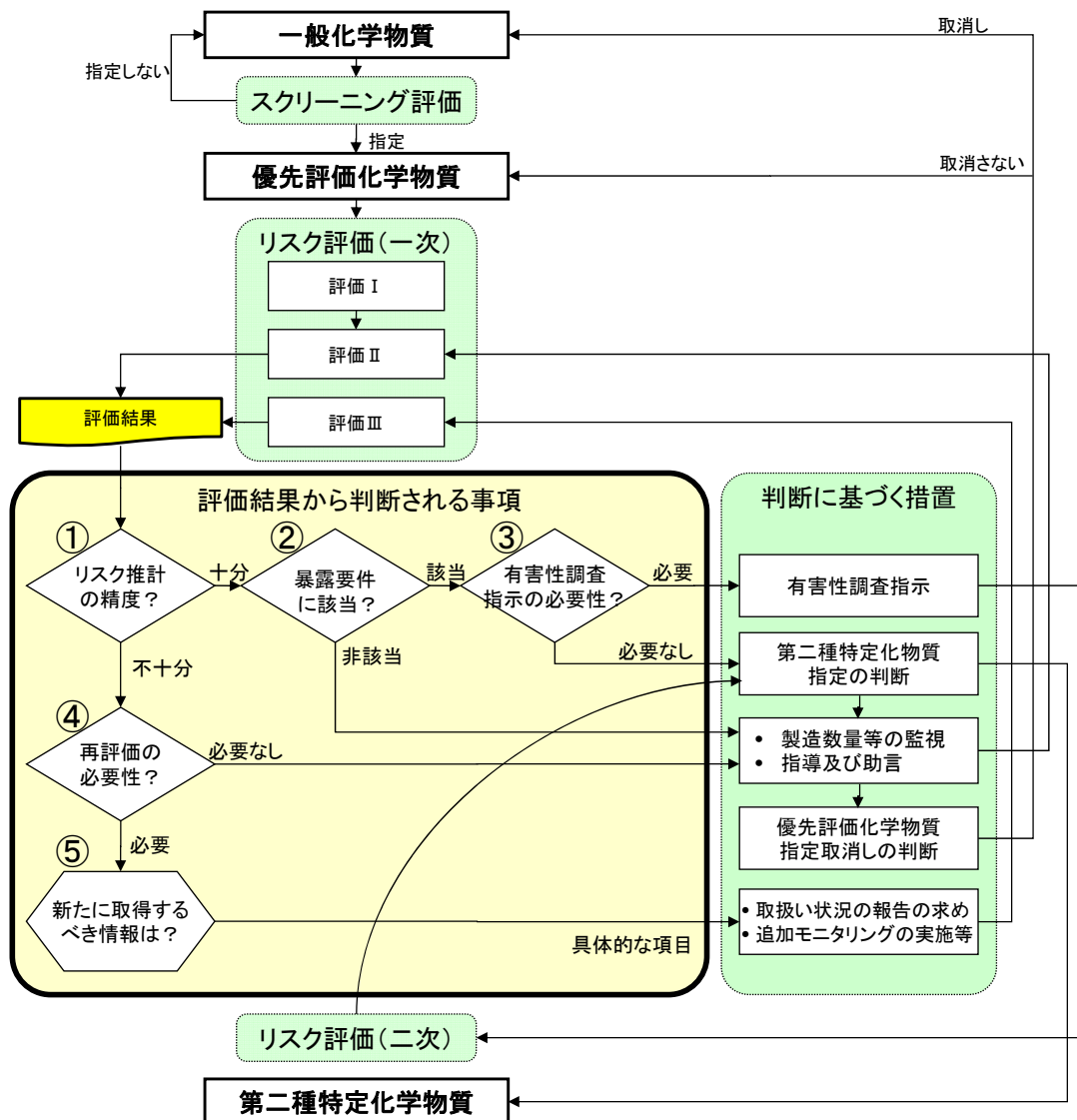
26 優先評価化学物質 (生態) のとりまとめについては、優先評価化学物質 (人健康) とは
27 異なる部分を次節 IX.3.4 に整理する。

29 IX.3.3.1 とりまとめの基本的な考え方

30 優先評価化学物質のリスク評価スキームの中で評価Ⅰでは、評価Ⅱの対象とする物質を
31 着手の判断のための優先順位付けと有害性情報の提出の求めの判断のための優先順位付け
32 が目的であったが、評価Ⅱ以降では有害性調査指示や第二種特定化学物質の指定の必要性
33 といった化審法上の判断の根拠となりうるものが目的となる。そのため、本スキームにお
34 ける評価Ⅱ以降のとりまとめにおいては、リスク評価結果を以下の (ア) ~ (オ) に示す
35 化審法上の判断に基づく措置に役立つようにリスク評価書等を取りまとめることが基本的
36 な考え方となる。

- 1 (ア) 有害性調査指示 (法第 10 条第 2 項)
- 2 (イ) 第二種特定化学物質への指定 (法第 2 条 3 項)
- 3 (ウ) 指導及び助言 (法第 39 条)
- 4 (エ) 製造数量等の監視 (法第 9 条)
- 5 (オ) 事業者への取扱い状況に関する報告の求め (法第 42 条) や追加モニタリング実施等
- 6
- 7 本スキームにおけるリスク評価Ⅱ・Ⅲの結果から、上述の判断に基づく措置 (ア) ～ (オ)
- 8 に役立つために、図表 IX-11 に示す①～⑤の事項を整理した。
- 9
- 10

1



2

3

図表 IX-11 評価Ⅱ・Ⅲの結果から判断される事項とそれに基づく措置

4

5 本スキームのとりまとめではこれら①～⑤の事項の判断が可能となるよう、リスク評価
6 の結果を統合することになる。

7 第二種特定化学物質への指定の判断においては、暴露要件と有害性要件のそれぞれの該
8 当性が個別に判断された上で指定がなされる（「導入編」参照）。典型的な例としては、1)
9 暴露要件に該当しているとして長期毒性に係る有害性調査の指示が出され、2)当該有害性調
10 査の報告を受けて第二種特定化学物質の有害性要件の判定がなされ、3)判定された有害性
11 をもって再度、暴露要件の該当性が確認された上で、第二種特定化学物質の指定が行われる。

12 そのため、リスク評価の各ステップの中では、リスクが懸念されるほどの暴露状況かどう
13 かを評価する暴露評価の精査が中心となり、暴露評価の信頼性が問われることになる
14 (IX.3.3.3 で後出)。

IX.3.3.2 とりまとめに必要な事項

評価Ⅱ以降のリスク評価書等には、前述した①～⑤の事項を判断するために、以下の(ア)～(カ)の6つの項目を明示的に含める必要がある。以後、これらの要素を「とりまとめに必要な事項」と呼ぶ¹。

リスク評価書等に含める項目（とりまとめに必要な事項）	主に対応する判断内容
(ア) 評価結果に含まれる不確実性の要因	①⑤
(イ) リスク懸念地域の全国的な分布状況	②④
(ウ) リスク懸念地域に係る用途や業種分類等	③④⑤
(エ) 評価に使用した情報	①③④⑤
(オ) 対象物質が有する有害性情報	③
(カ) 評価Ⅱの結論（不確実性を低減するための情報の種類等を含む）	①②③④⑤

リスク評価書等では、(ア)～(カ)のとりまとめに必要な項目を含め、評価Ⅱ以降の各ステップで得られた情報を結合する。

とりまとめに必要な事項の(ア)～(カ)の項目の位置付けと考え方等について次節以降、順に説明する。

IX.3.3.3 不確実性解析

本節では、とりまとめに必要な項目「不確実性の要因」を抽出する手段である不確実性解析について説明する。

(1) リスク評価における不確実性

不確実性（Uncertainty）はリスク評価の各ステップ（有害性評価、暴露評価、リスク推計）に存在する。有害性評価においては、動物試験データを人への影響の評価に使用する値に外挿するために不確実係数を用いる手法が広く定着している。一方、暴露評価の不確実性は、その存在は認識されているものの、有害性評価のような不確実性を評価に組み込む定型的な手法は必ずしも明確にはなっていない。

以下は、WHOの暴露評価の不確実性に関するガイダンス²に基づく。

「リスク削減の必要性や適切な対策に係る合理的な意思決定には、透明性のあるリスク

¹ なお、とりまとめの中で何が重要かはリスク評価の目的や詳細さの程度によって異なると考えられ、ここで挙げた項目は化審法の枠組みの中で一定の役割をもつ本スキームに係る「とりまとめの要素」である。

² WHO (2008) Guidance Document on Characterizing and Communicating Uncertainty in Exposure Assessment. (Harmonization Project Document No. 6)

1 評価が基礎となる。そして、透明性のあるリスク評価には、暴露評価の不確実性が適切に
2 説明 (characterize) されていることが不可欠である。また、暴露評価を行う側にとっては、
3 暴露評価の不確実性解析によって透明性が増し、評価プロセスの信頼性を向上させること
4 につながる。さらに、推計の精度を高めるために重要なデータギャップが明らかになるこ
5 とからワーストケースアプローチを回避することに結び付く。」

6

7 (2) 本スキームにおける不確実性解析の位置付けと必要性

8 本スキームの不確実性解析は暴露評価が中心であるが、これは暴露評価は取り扱う情報
9 が評価対象物質ごとに大きく異なり精査が必要であるため、リスク推計の不確実性に大き
10 く寄与するためである。

11 本スキームの不確実性解析は、主に暴露評価結果に含まれる不確実性を定性・定量両面
12 から考察することであり、それによって評価結果が判断の根拠に足る信頼性の有無を判別
13 する役割がある。

14 リスク推計の結果は単に数値で表されるため、その数値だけを評価結果として示すとそ
15 こに含まれる不確実性は伝わらない。そこで、推計結果の不確実性は別途、提示する必要
16 がある。本スキームのとりまとめでは不確実性解析を行い、不確実性の要因¹を提示する。
17 この不確実性の要因によって「判断の根拠に足る信頼性を有するか」を判別することが、
18 化審法上の措置のための判断を評価Ⅱの結果を用いて行うか、評価Ⅲに進むかの岐路にな
19 っている (図表 IX-11 参照)。不確実性解析によって、不確実性の主な要因及びその不確実
20 性を低減するための情報の種類が明らかになれば、評価Ⅲのために範囲を絞った情報収集
21 が可能になる。

22

23 (3) 不確実性解析の対象項目

24 本スキームの不確実性解析では、主に暴露評価の結果に含まれる不確実性の要因の抽出
25 を行う。ここでは、暴露評価の結果を左右する項目を不確実性解析の対象項目として設定
26 する。以下では、主に排出源ごとの暴露シナリオの不確実性の項目について記載する。

27

28 本スキームによる暴露評価結果は、一連の仮定に基づく推計値である。以下に化審法の
29 届出情報を用いた暴露評価で用いる推計モデルの基本骨格の式を示す。

30

$$\begin{aligned} \text{暴露量} &= \text{推計排出量} \times f_i \text{ (化学物質の性状、暴露シナリオ)} \\ \text{推計排出量} &= \text{届出数量} \times \text{排出係数} \end{aligned} \quad \text{式 IX.3-1}$$

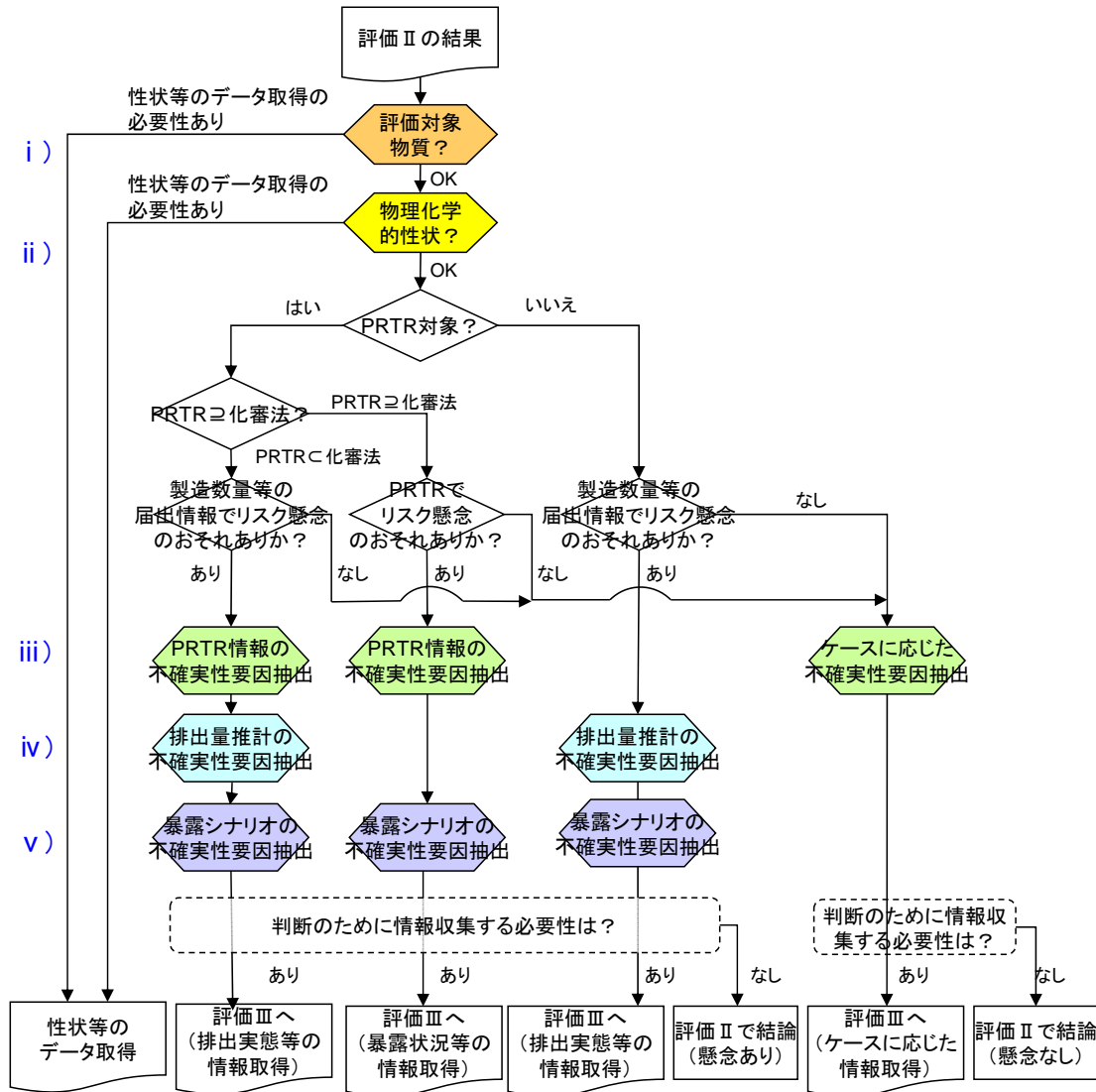
¹ ここでは「信頼性が高い」と「不確実性が低い」、もしくは「信頼性が低い」と「不確実性が高い」を概ね同じ意味で使用している。物理化学的性状データ等の測定可能なものに対して「信頼性」という言葉は使えても、様々な要素 (シナリオ、モデル、パラメータ) の複合として出力される暴露評価の推計結果に対しては、測定可能な事実との関係が複雑で「信頼性」という言葉がなじみ難い。そのため、文章においては両者の区別をあいまいにしているが、両者をまとめて指す際には「不確実性」という言葉で統一している。

排出係数 = f_2 (化学物質の性状、排出シナリオ)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11

これらの式では、推計暴露量（環境中濃度や摂取量）は化学物質の性状、暴露シナリオ（排出シナリオ含む）及び届出数量で決定されることを示している。そのため、基本的にはこれらにおける、i)評価対象物質、ii)物理化学的性状、iii)PRTR 情報、iv)排出量推計、v)暴露シナリオを不確実性解析の対象項目とする。これらの項目の不確実性解析における段階的な進め方を図表 IX-12 に示す。

図表 IX-12 には、六角形のダイアグラムで示した不確実性解析の項目 i)～v)のうち、評価Ⅱの結果に応じて順にどの部分の不確実性解析を行うかを示している。不確実性解析の概要と場合別の実施項目を図中の下部に示した表に示している。以下 i)～v)の各解析の対象項目を説明する。



評価 II の不確実性解析の項目と場合別の実施項目 (●を実施)

不確実性解析の対象項目	場 合 概 要	暴露要件の該当性を判断する前	リスク懸念のおそれ			暴露要件に非該当
			製造数量等の届出情報に基づく	製造数量等の届出情報とPRTR届出情報に基づく	PRTR届出情報に基づく	
i) 評価対象物質	対象物質と評価に用いているデータの一致性と適切性	●	●	●	●	●
ii) 物理化学的性状	データの信頼性と、信頼性が一定基準に満たない場合のリスク推計結果への感度	●	●	●	●	●
iii) PRTR情報等	<ul style="list-style-type: none"> 化審法で評価対象とする物質・用途とPRTR情報との包含関係 製造数量の届出制度・PRTR制度上の届出要件と実態との乖離等 			●	●	●
iv) 排出量推計	排出シナリオ(都道府県別・用途別の仮想的排出源、用途と物性に応じた排出係数)と実態との乖離		●	●		
v) 暴露シナリオ	暴露シナリオ(河川水を飲水、排出源周辺の農作物摂取等)と実態との乖離		●	●	●	

1
2

図表 IX-12 不確実性解析の段階的進め方

1 これら不確実性解析の対象のうち、i)とii)で示した項目に関しては、リスク評価に用い
2 た性状データの根源的な適切性を問うものである。これらのデータが不適切で、そのデー
3 タを用いたことによって過小評価の可能性がある場合は、当該推計結果に意味は見出せず、
4 性状等のデータの取得後に再評価を行う必要がある。

5 i) 評価対象物質の不確実性

6 評価対象物質と有害性を含む性状データの不一致によりもたらされる不確実性で
7 ある。ここではそのデータギャップの有無と、データギャップがある場合にそれが過
8 小評価をもたらすかについて考察する。データギャップとは例えば、混合物であるが、
9 そのうちの一成分のみの性状で代表させている等である。そのことが過小評価をもた
10 らすかについては、個別ケースに応じて判断する。

11 ii) 物理化学的性状データの不確実性

12 評価Ⅱにおける精査の結果、信頼できる情報源から得られた各物理化学的性状デー
13 タまたはそれらの推計データが大幅にばらつく場合は、数理モデルを用いて暴露評価
14 を実施する際に必要に応じて感度解析もあわせて実施する（感度解析の詳細は「I 章
15 評価の準備」を参照。）。その結果、結果の変動がわずかである、もしくは暴露要件の
16 判断を左右するほどではない場合には、次の不確実性解析のステップへ進む。

17 評価対象物質又は物理化学的性状のいずれかによって過小評価のおそれがあるよ
18 うな場合は、図表 IX-12 に示すように基本的にはその先の不確実性解析は行わない。
19 まずこれらの不確実性を下げないと、その先にある不確実性の内訳も見分けられない
20 ためである。

21 iii) PRTR 情報等の不確実性

22 図表 IX-12 のフローでは、iii)の並びに 3 つの六角形のダイアグラムがあるが、こ
23 れらはそれぞれ内容的に異なる。

24 左は、PRTR 届出情報では評価対象物質の範囲をカバーしておらず、PRTR 届出情
25 報に基づく過小評価になる場合である。この場合、PRTR 届出情報をどの程度、製
26 造数量等の届出情報に基づく評価の補足に使用できるかが判断できるような情報収
27 集が必要で、その部分が不確実性の要因である。

28 中は、PRTR 届出情報に基づくリスク推計結果でリスク懸念のおそれがあるが、化
29 審法の適用除外用途による排出等も含まれている可能性があるため、化審法に係る
30 「化学物質の製造、輸入、使用等」の寄与についての情報収集が必要で、その部分が
31 不確実性の要因である。

32 右は、製造数量等の届出情報、PRTR 届出情報いずれの場合でもリスク懸念のおそ
33 れがないが、これらの届出制度上の届出要件（取扱量 1 トン未満は届出不要等）等
34 によって、リスク懸念となる排出源を見逃している可能性がある場合に情報収集が必要
35 と考えられ、その部分が不確実性の要因である。

36 なお、環境モニタリング情報の対象となった化学物質と評価対象物質の関係につい

1 ても、PRTR 届出の対象となる化学物質と評価対象物質の関係と同じことが言える。
2 つまり、環境モニタリング情報でも評価対象物質の範囲よりも狭い（又は広い）範囲
3 が対象となることがあるため、環境モニタリング情報を用いたリスク推計においても、
4 PRTR 情報の不確実性と同様の解析が必要となる。

5 iv) 排出量推計（排出シナリオ）の不確実性

6 製造数量等の届出情報に基づくリスク推計結果においてリスク懸念のおそれがある
7 となった仮想的排出源を対象に、排出シナリオの不確実性の要因を抽出する。製造
8 数量、出荷数量から仮想的排出源を設定して排出量を推計する一連の仮定が不確実性
9 の要因であり、主に排出源の数と排出係数という2つの観点から情報収集をするべき
10 事項を列挙する。

11 v) 暴露シナリオの不確実性

12 評価対象物質が環境中に排出されてから人が暴露されるまでの経路における一連
13 の仮定は不確実性の要因である。ただし、この要因抽出ではすべての仮定を列挙す
14 るのではなく、評価対象物質に関してリスク懸念のおそれとなる人の暴露経路に係る
15 部分に着目することになる。暴露シナリオによって仮定や暴露量推計に用いる数理モデ
16 ルが異なるため、暴露シナリオ別に考察する。

17 製造数量等の届出情報に基づくリスク推計結果に関しては、iii)の排出シナリオに
18 ついて排出実態が得られれば、当初推定されていた主要暴露経路が異なること等が十
19 分考えられるため¹、情報収集の優先度は排出量推計の不確実性に係る事項のほうが
20 高い²。したがって、基本的には排出量推計の不確実性を低減してもなおリスクが懸
21 念される場合に暴露シナリオの不確実性の要因に関する調査をすることになると想
22 定される。

23 PRTR 届出情報に基づくリスク推計結果に関しては、リスク懸念となる個別事業所
24 や排出先水域名が判別できるため、公知の情報によってある程度は暴露シナリオを実
25 態に近づけられると考えられ、それでも残る不明点を抽出することになる。

26 環境モニタリング情報に基づくリスク推計に関しては、製造輸入数量の推移や
27 PRTR 情報の推移を確認してリスク推計に利用可能なものかを確認するとともに、暴
28 露シナリオの不確実性の要因の検証に用いることと想定される。

29

¹ 例えば、対象物質の用途と物理化学的性状区分では、大気と水域へおよそ半々の排出割合であるというデフォルトの設定であり、人の暴露経路は大気吸入のほか飲水や魚介類の寄与もあると推計されていたものが、排出に係る情報を収集したら水域への排出実態はないと判明する等である。

² 排出係数の実態との乖離が～3 オーダーである（「IV章 排出量推計」参照）ことに対して、暴露シナリオに関するパラメータの変動は河川流量を除いてはそれほど大きなものではなく、通常、リスク推計結果への影響度は排出シナリオの不確実性の要因のほうが大きい。

1 (4) 不確実性解析結果の示し方

2 不確実性解析を行った結果として、有害性評価値が最も厳しい有害性評価項目に係るリ
3 スク推計結果に関して図表 IX-13 に例示するような総括表を作成する。

4 総括表では、前項(3)で挙げた 5 つの対象項目に関して抽出した不確実性の要因を一覧表
5 示する。要因ごとに、調査の必要性及び再評価に有用な情報とその理由を付す。

6 図表 IX-13 では 4 つの項目の例示を示す。

7 不確実性解析の結果をこのように示すことで、どの項目がリスク推計結果へ影響がある
8 かについて透明性をもって示すことが可能となる。影響度の大きい項目は、情報収集によ
9 ってリスク推計結果全体への不確実性の低減に効果的である項目である。

10 この総括表は後述する評価Ⅱの結論 (IX.3.3.8) につながる。

11

12

図表 IX-13 不確実性解析結果の総括表のイメージ

項目	不確実性の要因	調査の 必要性	再評価に有用な 情報	理由
① 評価対 象物質	・評価対象物質と性 状等試験データ被 験物質との不一致 など	低い	—	・異性体混合物であるが、混 合物としての性状デー タで過小評価のおそれはない と考えられるため
② 物理化 学的性 状	・推計値しかない場 合等のリスク推計 結果への影響など 例：蒸気圧が推計値 で評価結果への 感度が高い。	なし	—	・評価結果への感度は低い ため実測は不要と考えら れた
③ PRTR 情 報	・化審法対象物質と PRTR 対象物質との 不一致 ・化審法届出情報と PRTR 届出情報との 不一致 例：化審法届出情報 では出荷先である 都道府県が、 PRTR 排出量の届 出がない。	あり	・化審法の届出にお いて、A 県への出 荷を届け出た事業 者への事実確認 等。	・化審法届出情報では、A 県 に 1 トン以上の出荷がある が、PRTR 排出量の届出 はなかった。A 県の仮想的 排出源周辺では、「リスク 懸念」であったことから、 PRTR 情報を用いた評価結 果から評価書としての結 論を導く場合は、届出事業 者に確認をした方がよい と考えられるため
④ 排出量 推計	・化審法届出情報に 基づく排出量推計 の排出シナリオと 実態との乖離等 例 1：排出源ごとの 暴露シナリオに おいて、リスク懸 念 5 箇所中 4 箇所 を占める「溶剤」 の出荷先(工業的 使用段階)での具 体的用途、排出実 態	あり	・具体的用途(何用 の溶剤か) ・出荷先の数 ・排出先媒体別推計 排出量(もしくは 排出係数)	・何用の溶剤か不明のため、 「その他の溶剤」とした結 果、「リスク懸念」となっ ているため ・溶剤の種類によっては汎 用的に使われ「出荷先の都 道府県内で 1 箇所の排出 源」という設定が実態と乖 離している可能性がある ため

項目	不確実性の要因	調査の必要性	再評価に有用な情報	理由
	例 2：リスク懸念 5 箇所中 1 箇所を占める「●●剤」の出荷先での排出実態	あり	・ 排出先媒体別推計排出量（もしくは排出係数）	・ 排出係数がデフォルト値で過大評価のおそれがあるため
⑤ 暴露シナリオ	・ 暴露シナリオと実態との乖離等 例：③の各排出源の排出先水域の実態を反映していないモデル推計	➤ 例：排出源ごとの暴露シナリオ		
		③で水域排出がある場合必要あり	・ 水域排出の場合は排出先水域名 ・ 河川の場合は流量 ・ 河川の場合、排出先水域での水道水取水状況 ・ 取水している場合水道の浄化率	・ 流量がデフォルト値で過大又は過小評価のおそれがあるため ・ 「排出先水域の水を摂取」というシナリオと実態が乖離している可能性があるため
		➤ 例：様々な排出源の影響を含めた暴露シナリオ（環境中濃度等の空間的分布の推計）		
		低い	-	・ モニタリングデータと G-CIEMS モデルに基づく水質・底質濃度は概ね整合的であり、実態を捉えたものとなっていると考えられるため。
		➤ 例：用途等に応じた暴露シナリオ		
	

1

2 IX.3.3.4 リスク懸念地域の全国的な分布状況

3 このとりまとめに必要な項目は、各暴露シナリオに基づく暴露評価によるリスク推計結
4 果において、リスク懸念の影響面積と箇所数、リスク懸念のメッシュ又は小流域の全国的な
5 分布、リスク懸念の環境モニタリングデータの分布等で表される（図表 IX-9 参照）。

6

7 IX.3.3.5 リスク懸念地域に係る用途や業種分類等

8 ここでは排出源ごとの暴露シナリオを例において、リスク懸念となった排出源の内訳を
9 示す方法を説明する。製造数量等の届出情報に基づく暴露評価ではライフサイクルステー
10 ジ・用途別に表し、PRTR 届出情報に基づく場合は業種分類別に表す。

11 ■位置付け

12 これにより、リスク懸念地域が特定の用途・業種に係るのか、複数の用途・業種にわた
13 るのかが示される。これは、以下のような事項の判断の根拠となると想定される。

14

15 ✓ リスク推計の結果の精度が不十分と判断される場合：

16 ・ どのような用途について取扱い情報を収集するか。

17 ✓ 暴露要件に該当すると判断される場合：

18 ・ 第二種特定化学物質の指定に至る場合は、どのような事業者（ライフサイクルス
19 テージ・取り扱う用途・業種）を対象として、法第 27 条に基づく環境汚染を防止

- 1 するための技術上の指針を公表するか。
- 2 ✓ 暴露要件に該当せず指導・助言が必要と判断される場合：
- 3 ・ どのような事業者（ライフサイクルステージ・取り扱う用途・業種）を対象とし
- 4 て指導・助言をするか。

5 ■ 示し方の例

6 リスク懸念の排出源について、リスク懸念の影響面積と箇所数を図表 IX-14 のように図

7 示する。横軸は排出源の種類で区分し、縦軸はリスク懸念の影響面積を棒グラフで、箇所

8 数をプロットで表示している。

9 このような図を有害性評価項目ごとに作成する。さらに製造数量等の届出情報と PRTR

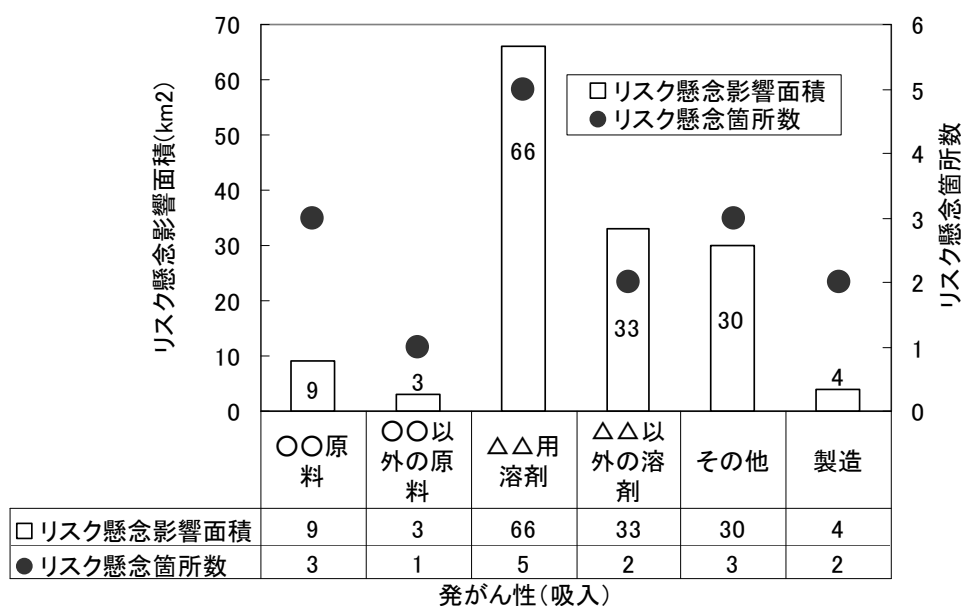
10 届出情報のそれぞれで作成する。例えば、一般毒性の他に生殖発生毒性でも有害性評価値

11 が導出でき、PRTR 対象物質である物質の場合、この図が 4 種類¹得られることになる。排

12 出源の種類は、製造数量等の届出情報の場合は用途で示され、PRTR 届出情報の場合は業

13 種分類で示される。

14



15

16 図表 IX-14 排出源ごとの暴露シナリオの結果の排出源の内訳を示す表示例

17

18 IX.3.3.6 評価に使用した情報

19 評価Ⅱに使用する情報には、評価対象物質の(1) 同定に係るプロフィール、(2)性状、(3)

20 暴露関連情報及び(4)有害性情報がある。以下順に説明する。

21

¹ 発がん性の情報について経口経路と吸入経路の両方得られる場合には 8 種類となる。

1 (1) 対象物質のプロファイル

2 対象物質の各種の番号（優先評価化学物質の番号、官報公示整理番号等）や構造式、複
3 数物質であればそのリスト等を示す部分である。評価の準備段階において評価対象物質の
4 識別をする部分である。化審法の制度との関係で以下の 3 つの観点から整理する。

5
6 (ア) 評価の準備段階で識別した、評価対象物質とその性状データの対応関係とデータギ
7 ャップの有無

8 (イ) 化審法の運用通知¹により、製造数量等の届出情報に含まれるうる化学物質のリスト
9 又は該当する物質の例

10 (ウ) 評価対象の優先化学物質と対応する PRTR 対象物質について、上記(イ)の化学物質群
11 との包含関係と、化審法の適用除外用途との関係

12

13 ■位置付け

14 有害性評価と暴露評価の元となる情報はどの化学物質に対するものかを示す部分で、リ
15 スク評価全体の根拠となる。不確実性解析と評価Ⅱの結論を導く際に関連する。

16

17 (ア)では、対象とする優先評価化学物質に関して、リスク評価の対象とするのはどの化学
18 物質かと性状データとの対応関係を示す。例えば、「I 章 評価の準備」で説明したように、
19 「優先評価化学物質が指定名称から主成分は特定できないものの構造の特定できる複数成
20 分の混合物である場合」がある。これには「A と B の混合物」等といった名称のものや、「キ
21 シレン」など異性体が含まれる名称のもの、繰り返し構造の数が増える混合物等が該当
22 する。有り姿の性状データがなく、いずれかの構成成分の性状データで全体を代表させて
23 評価した場合、基本的に評価結果には不確実性が伴うことになる。

24

25 (イ)では、構造の一部に対象とする優先評価化学物質が含まれるもののリスト（又は例）
26 を列挙しておく。例えばヒドラジンの場合、各種の水和物、塩などである。化審法の製造
27 数量等の届出ではこれらがヒドラジンとしての数量に換算されて届出られていると想定さ
28 れる。次の(ウ)との関係で重要である。

29

30 (ウ)では、評価対象の優先評価化学物質と対応する PRTR 対象物質について、上記(ア)(イ)
31 との関係を整理する。例えばヒドラジンの場合、ヒドラジンは PRTR 対象物質であり排出

¹ 運用通知「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の運用について」の「2. 新規化学物質の製造又は輸入に係る届出関係」により新規化学物質としては取り扱わないものとしたもののうち、構造の一部に優先評価化学物質を有するもの（例：分子間化合物、ブロック重合体、グラフト重合体等）及び優先評価化学物質の構成部分を有するもの（例：付加塩、オニウム塩等）については、優先評価化学物質を含む混合物として取り扱うこととし、これらの製造等に関しては、優先評価化学物質として製造数量等届出する必要がある。（「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の運用について」平成 23 年 3 月 31 日薬食発 0331 第 5 号、平成 23・03・29 製局第 3 号、環境企発第 110331007 号）

1 量が届け出られているが、各種の塩はそこに含まれない。このような場合、PRTR 情報に
2 よる暴露評価のみで結論を導くと過小評価となる。製造数量等の届出情報と PRTR 情報の
3 それぞれに基づく評価結果が得られるときに、いずれをベースに結論を導くかに関係する。

4 また、化審法適用除外用途（農薬、化粧品等）に係る排出についても PRTR 制度では対
5 象となっているが、それらは製造数量等の届出情報には含まれない。このような情報源の
6 間の不一致を認識することが重要である。特に PRTR 届出情報を用いてリスク懸念となる
7 際は、化審法に係る製造、輸入、使用等の寄与の解析をする必要性を判断し、注意深く評
8 価を行う必要がある。

9

10 (2) 性状（物理化学的性状、蓄積性、分解性）

11 評価Ⅰの準備段階で国が公表している信頼性評価基準¹に沿って収集・推計・選定し、評
12 価Ⅱであらためて精査した物理化学的性状データ、蓄積性データ及び分解性データである
13 （「Ⅰ章 評価の準備」参照）。

14 ■位置付け

15 物理化学的性状の項目のうち、蒸気圧と水溶解度は製造数量等の届出情報から排出量推
16 計をする際の排出係数の選択基準となる。これら 2 項目を含む物理化学的性状と BCF、環
17 境媒体中の半減期のデータはモデル推計による暴露評価の入力値となる。

18 暴露評価の結果はこれらの数値の関数であるため、これら性状データの信頼性は暴露評
19 価結果の信頼性を左右する。これら性状データの値のバラつきが大きく、値の幅の変動で
20 リスク推計結果を左右するような場合には、新たにデータを入手し置き換えて再評価が必
21 要との判断につながる。

22

23 (3) 暴露関連情報

24 暴露評価の元となっている情報及びその解釈に用いる情報を示す部分であり、①化審法
25 の製造数量等の届出情報、②PRTR 情報、③環境モニタリング情報、④排出源に係るその
26 他の情報がある。以下順に説明する。なお、ここでは位置付けの説明は、排出源ごとの暴
27 露シナリオにおけるものを例として述べている。

28

29 ① 化審法の製造数量等の届出情報

30

31 以下のような項目について整理する。

32

33 (ア) 製造・輸入量の経年変化

34 (イ) 出荷量（用途別）の経年変化

35 (ウ) 年度別推計排出量（用途別）

¹ 「化審法における物理化学的性状・生分解性・生物濃縮性データの信頼性評価等について」

1 (エ) 評価対象年度の用途別の出荷先都道府県数と仮想的排出源数

2 (オ) 排出量推計に使用している用途別・ライフサイクルステージ別の排出係数

3 ■位置付け

4 製造数量等の届出情報に基づく暴露評価において、以下のような観点で評価の各部分の
5 解釈等とつながっている。

6
7 (ア)～(ウ)は、評価対象年度の推計排出量によって将来の予測をすることが、過去の傾向
8 からみて過小評価になっていないかの確認に用いる。例えば、評価対象年度では数量が小
9 さいが、年度による変動が大きい場合には、人の生涯の暴露量の推計には過去の届出の期
10 間平均値を使うほうが相応しいといった考察につながり、暴露量推計を追加することもあり
11 うる。

12
13 (エ)と(オ)については、製造数量等の届出情報に基づく排出量推計における排出シナリオ
14 の具体的な中身である。この仮定（排出源の数、排出先媒体や排出係数）が実態と乖離し
15 ているほど推計排出量ひいては推計暴露量、さらにはリスク推計の結果の不確実性が高い
16 ということを意味する。推計排出量は推計暴露量を直接（線形に）左右するため（IX.3.3.3
17 (3)式 IX.3-1 参照）、(エ)と(オ)については、暴露評価の不確実性解析の対象項目となってい
18 る。

19 ② PRTR 情報

20 以下のような項目について整理する。

21
22 (ア) 届出排出量と移動量・届出外排出量の経年変化

23
24 (イ) 評価対象年度の届出排出量と移動量・届出外排出量等の内訳（媒体別、推計区分別
25 等）

26
27 (ウ) 評価対象年度の届出排出量の業種別の排出量・届出事業所数等の内訳

28 (エ) 評価対象年度の届出外排出量の推計区分の詳細内訳と推計量

29 ■位置付け

30 PRTR 情報に基づく暴露評価において、以下のような観点で評価の各部分の解釈等とつ
31 ながっている。

32
33 (ア)については、前項①における(ア)～(ウ)と同様に、モデル推計において評価対象年度
34 の排出量を使って将来の予測をすることが、過去の傾向からみて過小評価になっていない
35 かの確認に利用する。

36
37 (イ)については、PRTR 届出情報に基づく排出源ごとの暴露シナリオが捕捉する排出量に
38 ついて、下水道への移動量や廃棄物としての移動量及び届出外排出量も含めた全体の中で、
39 どの程度の割合かが示される。この割合が大きければ、排出源ごとの暴露シナリオに基づ

1 く暴露評価の結果をもって暴露要件への該当性を判断することを支持するものとなる。一
2 方、小さい場合は、排出源ごとの暴露シナリオに基づく暴露評価では一部の排出源しか捉
3 えていないことを意味する。

4
5 (ウ)については、PRTR 届出情報に基づく排出源ごとの暴露シナリオの元データである。
6 PRTR 届出情報に基づく暴露評価が行える場合には、この結果をもって暴露要件への該当
7 性の判断につながる事が多いと想定される。ただし、以下の観点からの検討を経ること
8 が必要となる。

9 この部分については、届出排出量でリスク懸念となりうる排出点源を捕捉しているかとい
10 う観点で他の情報と比較しつつデータを眺める。まず PRTR 制度のすそ切り以下事業所
11 からの推計排出量と比較する。例えば、その推計排出量が届出排出量と比較して割合が大
12 きい場合は、PRTR 届出排出量による暴露評価における排出源の捕捉率が低いということ
13 を意味する。このときに、対象化学物質の排出源ごとの暴露評価における排出量の閾値¹が
14 1 トンを超えるのであれば、取扱量に係るすそ切り分についてはそれ以上の考慮は不要と考
15 えられる。排出量の閾値が 1 トンを下回る場合には、PRTR 届出情報のみではリスク懸念
16 となる排出源を見逃しているおそれがあると考えられる。すそ切り条件のうち従業員数に
17 係るすそ切り分については、さらに必要に応じて PRTR 届出排出量による暴露評価が過小
18 評価する可能性を個別に考察する。以上のことは、PRTR 届出情報等の不確実性の要因の
19 一つである。

20 (エ)については、環境モニタリング情報が得られ、一般環境でリスクが懸念されるような
21 場合²に、それをもたらす原因が化審法の製造等に係るかの検討の手がかりの一つとなる。

23 ③ 環境モニタリング情報

24
25 暴露評価Ⅱの既存情報収集により、評価対象年度から過去 10 年の環境中濃度の測定デー
26 タを収集し（「Ⅷ章 環境モニタリング情報を用いた暴露評価」参照）、環境モニタリング
27 情報を用いたリスク推計、環境中における検出状況を概観するためのデータである。

28 ■位置付け

29 環境中での検出状況と排出量の経年的な推移を並べて示すことにより、リスク推計や暴
30 露評価の裏付けに使用可能な環境モニタリング情報を確認する（「Ⅷ章 環境モニタリング
31 情報を用いた暴露評価」参照）。

33 ④ 排出源に係るその他の情報

1 推計暴露量が有害性評価値又は PNEC と同じになる推計排出量で、排出源ごとの暴露評
価のリスク推計により逆算できる。

2 適切な環境モニタリング情報が利用できる場合にリスク推計が可能になる。「Ⅷ章 環境
モニタリング情報を用いた暴露評価」参照。

1 既存の文献等において、評価対象物質のその他の排出源に係る情報（非意図的生成、輸
2 入製品への含有等）があれば、記述を引用する。

4 (4) 有害性情報

5 優先評価化学物質の指定根拠の有害性情報と既知見から収集した情報の中から、有害性
6 評価項目ごとにキースタディの候補及び選定したキースタディを示す部分である。

7 ■位置付け

8 リスク推計に用いる有害性の項目ごとに選定したキースタディをその候補と併せて示す。

9 有害性試験に係る投与経路・標的臓器や所見と、暴露に係る暴露経路や暴露期間との関
10 係は、評価Ⅱにおけるリスク評価の適切性の検討に非常に重要である。評価Ⅱの結論や提
11 言を検討する際には、暴露評価の内容と併せ、例えば以下のような観点で改めて有害性情
12 報を見て、必要に応じ暴露評価の見直しや評価Ⅲで収集すべき情報の内容に反映させる。

13 ✓ 暴露経路は吸入が主であると推計されるが、有害性情報が経口投与試験で得られて
14 いる場合、吸入経路の毒性試験を行う必要があるか。

15 ✓ 発生毒性がみられる場合は、生涯の平均暴露量ではなく、より短期間の高暴露を推
16 計する必要はないか。

18 IX.3.3.7 評価対象物質が有する有害性情報

19 本スキームによるリスク評価の目的の一つは、長期毒性に係る有害性調査指示の必要性
20 の判断の根拠となることである。新規化学物質由来の優先評価化学物質や、有害性情報を
21 有さずに優先評価化学物質に指定されたものについては、評価Ⅱ以降の段階で有する有害
22 性情報はほとんどがスクリーニング毒性試験結果と考えられるため¹長期毒性は不明であり、
23 暴露要件に該当する場合には長期毒性に係る有害性調査が必要と想定される。一方、中
24 は PRTR 対象物質でもある物質などでは、長期毒性試験結果やがん原性試験結果を有する
25 ものもある。このような物質が暴露要件に該当する場合には、長期毒性に係る有害性調査
26 指示を要さずに第二種特定化学物質に指定されることも考えられる。

27 ここでは、必要に応じて有害性評価Ⅱで収集した有害性情報を、長期毒性に係る有害性
28 調査指示の調査項目に相当するかという観点から整理し、有無状況を一覧表示する。これ
29 により、暴露要件への該当性が判断された対象化学物質について有害性調査指示の必要性
30 とその項目を検討する際の一助とすることを想定している。

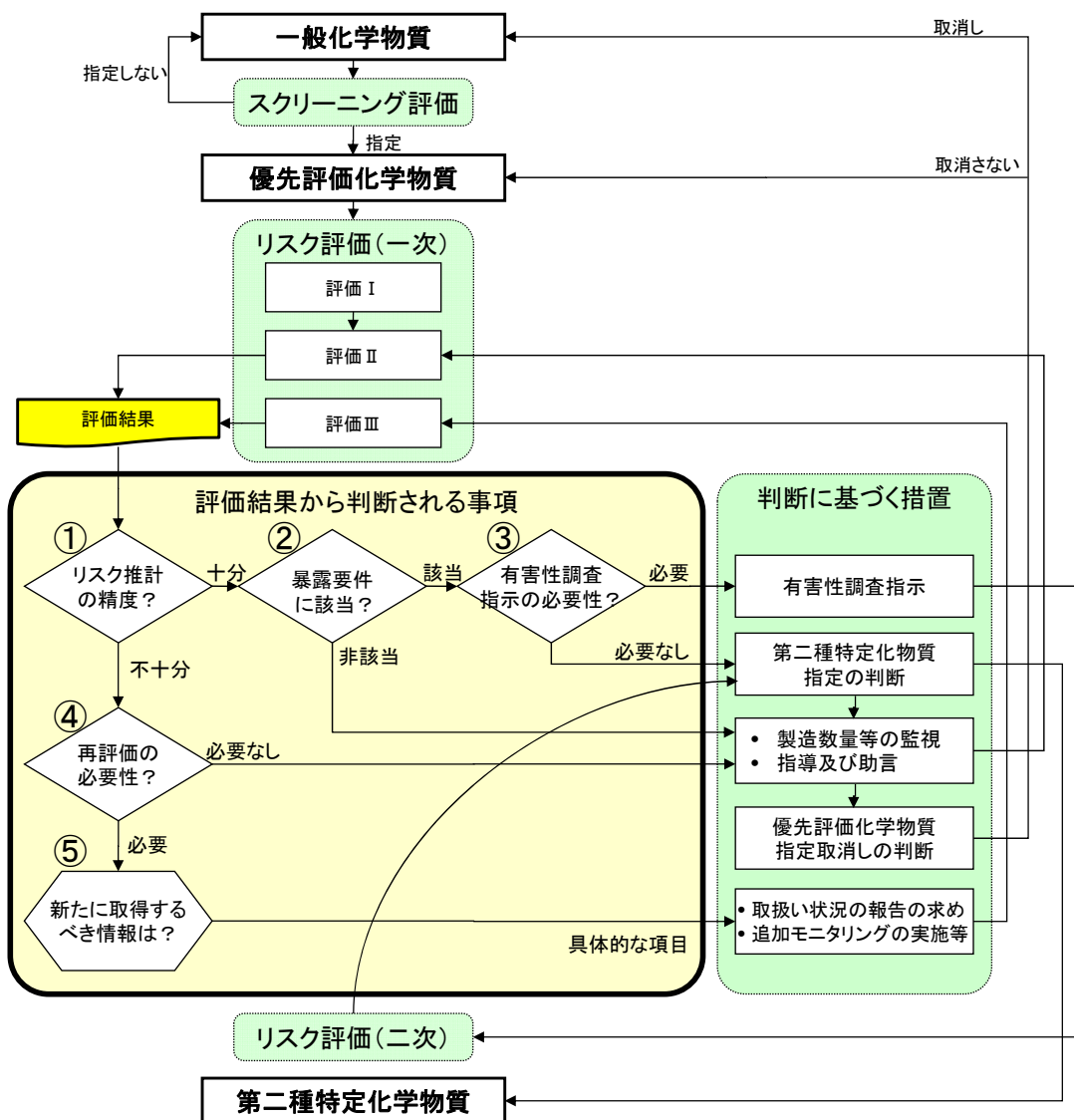
1 有害性情報を有さずに優先評価化学物質に指定された物質で、評価Ⅱのリスク評価書を作成する段階に進んでいるものは、評価Ⅱに先立って法第10条第1項に基づく有害性調査の求めに応じた有害性情報が得られているか、法第41条に基づく有害性情報の報告がなされていることを想定している。法第10条第1項に基づき求めることができる有害性調査の項目は、新規化学物質の事前審査と同様の試験項目である。

1 IX.3.3.8 評価Ⅱの結論

2 評価Ⅱの結論は、IX.3.3.3 ～IX.3.3.7 で示したとりまとめに必要な項目を整理し、リス
3 ク推計の結果を論理的に考察し、総括することによって導く。

4 評価Ⅱの結果に基づき判断される事項に対応した内容を整理し結論を導く。結論には、
5 不確実性解析から導かれた評価Ⅲで収集すべき情報や有害性情報の整理から導かれた取得
6 すべき有害性情報等について具体的に記載する。なお、評価Ⅱの結果に基づき判断される
7 事項とは次図に示した以下の 5 項目である。

8



9

10 図表 IX-15 評価Ⅱ・Ⅲの結果から判断される事項とそれに基づく措置
11 (図表 IX-11 の再掲)

12

13 ①リスク推計の精度が十分か。

- 1 ②暴露要件に該当するか。
- 2 ③有害性調査指示の必要性があるか。
- 3 ④評価Ⅲ（再評価）の必要性があるか。
- 4 ⑤評価Ⅲ（再評価）のために収集すべき情報は何か。

5

6 IX.3.4 優先評価化学物質（生態）のとりまとめ

7 本節では優先評価化学物質（生態）に対するとりまとめについて、優先評価化学物質（人
8 健康）と異なる部分を整理する。

9 優先評価化学物質（生態）については生活環境動植物に対するリスク評価を行う。生活
10 環境動植物は水生生物と底生生物を対象とし（「Ⅲ章 生態影響の有害性評価」参照）、評
11 価Ⅱではこの両方を評価対象とする。

12 とりまとめの全体構成は IX.3.3 で示した優先評価化学物質（人健康）の場合と同様であ
13 り、考え方も通底する。とりまとめに必要な項目（IX.3.3.2（ア）～（カ））については、有害
14 性調査指示の項目や、底生生物の評価を行う場合の底質中濃度の取扱いなどがあるが、特
15 に優先評価化学物質（人健康）と大きくは変わらない。

16

17 IX.4 リスク推計Ⅲととりまとめ

18 ここでは評価Ⅲにおいて行われるリスク推計Ⅲととりまとめについて述べる。

19 評価Ⅲは、評価Ⅱのリスク評価結果が「暴露要件への該当性等の判断の根拠に足る信頼
20 性がない」と判断された優先評価化学物質を対象に行う。そのような物質の場合、評価Ⅱ
21 で抽出された不確実性を低減させるための暴露関連情報等の種類が示される。評価Ⅲに先
22 立って化審法第42条に基づき取扱事業者に対して「取扱いの状況に関する報告」を求め、
23 それにより取扱事業者から提供された情報や追加の環境モニタリング調査の結果を加味し、
24 評価Ⅲに着手することになる。入手した情報を加味し、排出量や暴露量の再計算等¹を行い、
25 暴露評価結果を更新する。暴露評価によって得られた暴露量（人の場合は摂取量、生態の
26 場合はPEC）と有害性評価によって得られた有害性評価値（生態の場合はPNEC）を比較
27 するというリスク推計の基本的な考え方は同じである。有害性調査指示の必要性の判断等
28 を行えるようにリスク評価書等のとりまとめが行われる。また、既に長期毒性情報が得ら
29 れている場合は、有害性調査指示やリスク評価（二次）は要さず、第二種特定化学物質の
30 指定の判断を行えるようにとりまとめが行われる点は評価Ⅱと同様である。

31 なお、リスク評価結果に看過できない不確実性が含まれ、有害性調査指示等の判断に用
32 いることができないうちは、基本的に「不確実性解析→情報入手→再評価」のサイクルを

¹ 排出量や暴露量の再計算に関する具体的な考え方や例は、「Ⅳ章 排出量推計」や「Ⅴ章 排出源ごとの暴露シナリオ」の評価Ⅲの箇所を参照。

1 繰り返すことになる。そのため、判断の根拠に足る評価結果が得られるまでこの段階に留
2 まると想定される。

3

4 IX.5 リスク推計（二次）ととりまとめ

5 ここではリスク評価（二次）において行われるリスク推計（二次）ととりまとめについ
6 て述べる。

7 リスク評価（二次）の有害性評価については、有害性調査指示に基づき事業者から報告
8 された長期毒性に係る有害性情報を用いて、有害性評価値（生態の場合は PNEC）を導出
9 することとし、暴露評価については評価Ⅲと同様の方法を基本とするが、新たに情報が得
10 られた場合には、それらを踏まえて、排出係数の見直しや暴露シナリオの見直しを行うな
11 どの改善、精緻化を図ることとする。リスク推計の基本的な考え方は評価Ⅲまでと同じで
12 ある。第二種特定化学物質の指定の必要性の判断が行えるようにリスク評価書等のとりま
13 とめが行われる。

14

15

1

2 IX.6 付属資料

3 付属資料では、評価Ⅱ及び評価Ⅲにおいて行う不確実性解析について、ステップごとに
4 不確実性の要因とその抽出の考え方を説明する。対応する本編は「IX.3.3.3 不確実性解析」
5 である。

6

7 IX.6.1 評価対象物質の不確実性(物質の識別における適切さ)

8 評価対象物質の不確実性は、とりまとめの要素の「本編 IX.3.3.6 (1)対象物質のプロフ
9 ファイル」に係る部分である。

10 「評価対象物質」とは、リスク評価の実質的な対象物質を指すものである。評価対象物
11 質のほかに、製造数量等の届出の対象となる化学物質、性状データについて既知見を収集
12 する際の対象物質、有害性試験等の被験物質である「試験対象物質」があり、これらは必
13 ずしも相互に一致しないことがある。そのため、リスク評価の評価対象物質についてこれ
14 らの情報の確認を行い、評価対象物質を決定する。この一連の作業を「評価対象物質の識
15 別」と呼ぶ（詳細は「I 章 評価の準備」を参照）。

16

17 プロファイルで示す内容のうち、混合物が優先評価化学物質の場合には、リスク評価の
18 対象とするべき物質について性状データが揃い、評価対象物質となっているのかという観
19 点で確認する。確認の結果、なんらかのデータギャップがあり、それによる過小評価のお
20 それがある場合は、調査が必要な事項として抽出する。

21 また、例えば炭素数の異なる混合物の中で、最も有害性評価値の低いデータを有する物
22 質を代表として評価する場合等である。すなわち、評価対象物質の選定においてデータギ
23 ャップがあったとしても、最も厳しい条件で評価をしてその結果がリスクが懸念されない
24 のであれば、評価結果の信頼性は担保できていると考える。

25 判断の理由はリスク評価書等に記載する。

26

27 図表 IX-16 評価対象物質の特定に係る不確実性の要因の例

問題なし	要調査項目として抽出
<ul style="list-style-type: none"> ・ リスク評価対象物質の構造式、判定データとも明白 	<p>【左記以外の場合（下に例示）】</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 混合物等であるが主成分で構造を代表させて評価させており、過小評価のおそれがある ・ 本来のリスク評価対象物質以外の物質で評価（例：変化物が生じ、環境排出後は変化物が主に存在すると想定されるが親物質の毒性データしか得られず親物質で評価）しており、過小評価のおそれがある ・ リスク評価対象物質とデータの不一致があり（例：有害性データは変化物1、BCF データは親物質で変化物1は類推）、過小評価のおそれがある

28

1 IX.6.2 物理化学的性状データの不確実性

2 物理化学的性状データの精度は、リスク推計結果の精度に影響を及ぼすため、必要に応
3 じて、物理化学的性状データの不確実性がリスク推計結果に与える影響を解析する必要が
4 ある(感度解析)。対象とするデータ項目や感度解析の具体的な方法は「I 章 評価の準備」
5 を参照されたい。

7 IX.6.3 PRTR 情報等の不確実性

8 PRTR 情報が利用できる場合、以下の観点から優先評価化学物質の評価に用いる情報と
9 して過小評価のおそれがないかという観点で、不確実性の要因を抽出する。

10

11 ✓ PRTR 対象物質と優先評価化学物質の化学物質の包含関係

12 ✓ 化審法適用除外用途等に係る包含関係

13 ✓ すそ切り以下の事業所の占める割合

14

15 一つ目については、化審法の製造数量等の届出に含まれる物質群と PRTR 対象物質が
16 一致しない可能性があるため、ギャップの有無と過小評価の可能性があるかを判断する。
17 過小評価の可能性とは、例えば優先評価化学物質名、PRTR 対象物質名とも「A」であるが、
18 化審法上は運用通知¹により「A」を含む各種の塩等が化審法の届出には含まれ、PRTR の
19 届出情報には含まれないと想定される場合等である。

20

21 二つ目の用途に関しては、製造数量等の届出情報には化審法の適用除外用途の数量は含
22 まれない一方、PRTR 情報には含まれることになる。この場合、PRTR 情報を用いても暴
23 露要件に該当しなければ問題はないが、該当する場合には、化審法に係る「化学物質の製
24 造、輸入、使用等」の寄与が判別できなければ情報を収集すべき不確実性の要因となる。

25

26 三つ目のすそ切りに関しては、すそ切り推計排出量の占める割合が大きい場合や、すそ
27 切り推計が行われていない場合には、届出に含まれる排出源は全体の一部であると考えら

¹ 運用通知「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の運用について」の「2. 新規化学物質の製造又は輸入に係る届出関係」により新規化学物質としては取り扱わないものとしたもののうち、構造の一部に優先評価化学物質を有するもの（例：分子間化合物、ブロック重合体、グラフト重合体等）及び優先評価化学物質の構成部分を有するもの（例：付加塩、オニウム塩等）については、優先評価化学物質を含む混合物として取り扱うこととし、これらの製造等に関しては、優先評価化学物質として製造数量等届出する必要がある。（「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律の運用について」平成 23 年 3 月 31 日薬食発 0331 第 5 号、平成 23・03・29 製局第 3 号、環企発第 110331007 号）

- 1 れる。そのような際は個別に検討し、リスク懸念の排出源を見逃しているおそれがあると
2 考えられる場合には不確実性の要因として抽出する。

3 IX.6.4 排出量推計の不確実性

4 化審法の製造数量等の届出情報を用いたリスク推計Ⅱで、基本的にはリスク懸念となっ
5 た仮想的排出源を対象に行う。排出量推計の過程は、排出源の設定と環境媒体別の排出量
6 の推計に分けられ、それぞれの不確実性は排出源の数と排出係数に集約される。これらの
7 不確実性の要因を抽出する観点について解説する。

8

9 (1) 排出源の数の不確実性

10 暴露評価を行う排出源の数については暴露要件への該当性の判断に関わるため、不確実性
11 解析の項目としている。

12 製造数量等の届出情報から排出源ごとの暴露シナリオで暴露評価を行う場合、出荷先につ
13 いては、ライフサイクルステージ・都道府県・詳細用途別に一つずつの仮想的排出源を仮
14 定している。これが実態と乖離している可能性がある。ライフサイクルステージと詳細用
15 途によって以下のような観点で排出源の数に係る不確実性の要因を抽出する。

16 製造段階の排出源の数については、製造事業所の住所を国に届け出ることから、製造事
17 業所数と排出源の数は一致するものとする。

18 出荷先である調合段階と工業的使用段階については、仮想的排出源の数と実在する排出
19 源の数との乖離はあると考え、リスクが懸念される仮想的排出源については、要調査項目
20 として抽出する。通常、調合段階よりも工業的使用段階のほうが乖離の程度が大きいと考
21 えられる。特に出荷先の都道府県が多い詳細用途の場合には、PRTR 情報をみると、さら
22 に都道府県内において複数の排出源が存在するケースが多く、実在する排出源の数の把握は
23 化審法届出情報からでは困難であると考えられる。

24

25 以上述べたことは、製造数量等の届出情報で暴露要件に該当する場合に、「そのままでは
26 過大評価である」という前提の下で行う不確実性の要因の抽出である。一方、製造数量等
27 の届出情報で暴露要件に該当しない場合には、この届出制度の届出要件（取扱量 1 トン未
28 満の事業者は届出不要）によって、リスク懸念となる排出源を見逃していないかという過
29 小評価のおそれの観点から不確実性の要因を抽出する。これは、有害性評価値が非常に小
30 さく、リスク懸念となる推計排出量の閾値が 1 トン未満となる場合に不確実性の要因とな
31 りうる。

32

33 (2) 排出係数デフォルト値

34 「IV章 排出量推計」で説明したように、本スキームの排出係数は EU-TGD の A-table
35 という排出係数一覧表をベースにし、日本の排出係数で裏付けや置き換えをして設定して

- 1 いる。
- 2 これらの排出係数は、基本的には過小評価をしないように設定しているため、リスク懸念
- 3 となった排出源に係る排出係数、排出先媒体については、不確実性の項目として抽出する。
- 4 排出係数によってはその設定の過程において、日本における排出実態のデータが反映され
- 5 ているため、その元データも参考になることもありうる。

6

7 IX.6.5 暴露シナリオの不確実性

- 8 暴露シナリオに関しては、環境中に排出されてから人や生活環境動植物が暴露される量
- 9 を推計する過程で設定している各種のデフォルトと実態の乖離が不確実性といえる。IX.6.4
- 10 の排出実態の不確実性を低減してもリスク懸念である場合や、PRTR 届出情報を用いてリ
- 11 スク懸念である場合には、暴露状況を実態に近づけるため、対象物質の人の主要暴露経路
- 12 に着目して以下のような要調査項目を抽出する。

13

14 暴露シナリオの不確実性の要因の抽出例：

- 15 ✓ リスク懸念で飲水の寄与がある場合：

16 排出先水域名、排出先水域の飲料水取水状況、排出先水域の流量、浄水除去率、水

17 道水での検出実態等

- 18 ✓ リスク懸念で魚介類摂取の寄与がある場合：

19 排出先水域名、排出先水域の漁業の実態、排出先水域の流量等

- 20 ✓ リスク懸念で農作物、畜産物の寄与がある場合：

21 事業所周辺の農地、牧草地の土地利用状況等

- 22 ✓ 生態でリスク懸念となる場合：

23 排出先水域名、排出先水域の流量

24

25