

経済産業省受託プロジェクト  
「化学物質の最適管理をめざすリスクトレードオフ解析手法の開発」

リスクトレードオフ評価書  
—工業用洗剤—  
要約版

2013年11月

独立行政法人 産業技術総合研究所  
安全科学研究部門

## 1. はじめに

### 1.1 評価書の目的

事業者による有害性が懸念される物質の排出量削減に対し自主的取り組みが進むにつれて、対象となる物質から非対象物質への代替において、1) 本来リスクを削減しているのか、2) 対策費用はかけるに値するものであるか、という点を判断するための手法や指標が欠けていることが顕在化してきた。本評価書では、事業者や事業者団体が、自主的な対策として物質代替を行う場合に、自らの対策の正当性を、様々なステークホルダーに対して説明するための方法をひと通り提示することを目的とし、そのためのケーススタディとして、物質代替が広範に行われている工業用洗浄剤を取り上げる。

### 1.2 評価対象シナリオ

塩素系洗浄剤の排出削減対策の傾向を解析した結果、排出削減対策としては事例数、排出削減量ともに最も多かったのは「洗浄剤・溶剤の代替」であり、次いで「工程改良（回収率向上等）」であった。代替後の洗浄剤細目としては炭化水素系と水系への事例が多く次いで準水系への代替事例が多いことがわかった。そこで、本評価書での解析対象シナリオとしては塩素系から炭化水素系、および、塩素系から水系への洗浄剤代替、およびそれらとの比較対象として、洗浄剤代替を伴わない洗浄剤回収装置導入対策を取り上げる。

被代替物質としては、塩素系洗浄剤の使用量の大半を占めるトリクロロエチレンとジクロロメタンを評価対象物質として選択した。代替物質としては、炭化水素系洗浄剤に対しては販売量と沸点データから n-デカンを、水系洗浄剤に対しては、使用量の多いアルカリ系洗浄剤に界面活性剤として用いられることの多いアルコールエトキシレート（AE）を評価対象物質として選択した。

被代替物質のトリクロロエチレンとジクロロメタンについては、すでに詳細リスク評価書が出版され、両物質とも発がんリスク、非発がんリスクともにリスクは懸念されるレベルにはないことがわかっている。よって、本評価書で扱う物質代替はそもそも、リスクの懸念するレベルにはないと評価された2つの塩素系洗浄剤を別の物質に代替するというシナリオであることに注意すべきである。だからこそ、リスクのトレードオフや費用対効果を精査する必要性が高いといえる。

## 2. 環境排出量の変化

「排出シナリオ文書（ESD）ベースの環境排出量推計手法の確立」で構築した洗浄剤の排出量推定式を用いて、洗浄剤代替による各洗浄剤成分の排出量の変化分を推計した。推定に必要な洗浄工程特性パラメータの値は既存の洗浄事例データを用いて決定した。回収装置を導入した場合（シナリオ⑤、⑥）には、洗浄剤の排出量が65%減少すると仮定した。

表1に、各シナリオについて工業用洗浄以外への用途も含めた排出量変化を示す。洗浄用途の塩素系洗浄剤の排出量は代替によってゼロになると仮定した。代替前の塩素系洗浄剤の排出量は、使用量データとしてPRTRすそ切り以下排出量推計の値を用い、排出係数は、有害大気自主管理報告書で報告されている業会団体別のデータから算出した値を用いることによ

り、代替前のトリクロロエチレンおよびジクロロメタンの洗浄用途排出量はそれぞれ14,244(t/年)、19,513(t/年)と算出した。代替前のn-デカンの排出量は、VOC排出量に組成比を乗じて求め、代替前のAEの排出量値にはPRTR排出量データ(2005年度値)を用いた。

表1 洗浄剤代替による排出量変化推計値(全国、2005年度、t/年)

シナリオ	物質	代替前 (対策前)	代替後 (対策後)	変化量
①トリクロロエチレンからn-デカンへ	トリクロロエチレン	14,854	610	-14,244
	n-デカン	119,049	130,143	+11,094
②ジクロロメタンからn-デカンへ	ジクロロメタン	31,909	12,396	-19,513
	n-デカン	119,049	125,260	+6,211
③トリクロロエチレンからAEへ	トリクロロエチレン	14,854	610	-14,244
	AE	19,700	19,724	+24
④ジクロロメタンからAEへ	ジクロロメタン	31,909	12,396	-19,513
	AE	19,700	19,713	+13
⑤トリクロロエチレンに回収装置導入	トリクロロエチレン	14,854	5,595	-9,259
⑥ジクロロメタンに回収装置導入	ジクロロメタン	31,909	19,226	-12,683

### 3. 環境中濃度分布の変化

#### 3.1 大気中濃度分布の推定

シナリオ①からシナリオ④の4つのシナリオにおける大気中の被代替物質と代替物質、2次生成物質の大気中暴露濃度の変化を、大気モデルADMER-PROを用いて推定した。図1、図2に、それぞれシナリオ①、シナリオ②における被代替物質、代替物質、オゾンの年間平均濃度についてベースシナリオからの変化量の地理分布、および、濃度変化量に対応する人口の分布を示した。

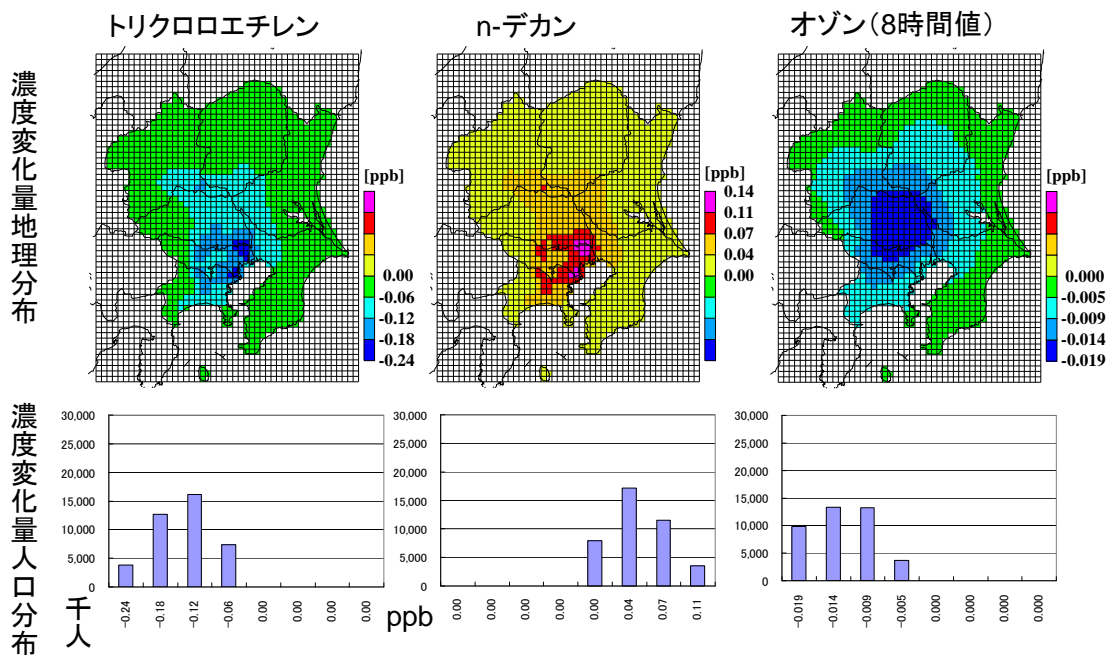


図1 シナリオ① (トリクロロエチレンから n-デカンへの代替) におけるベースラインシナリオからの各物質の濃度変化量の地理分布と人口分布

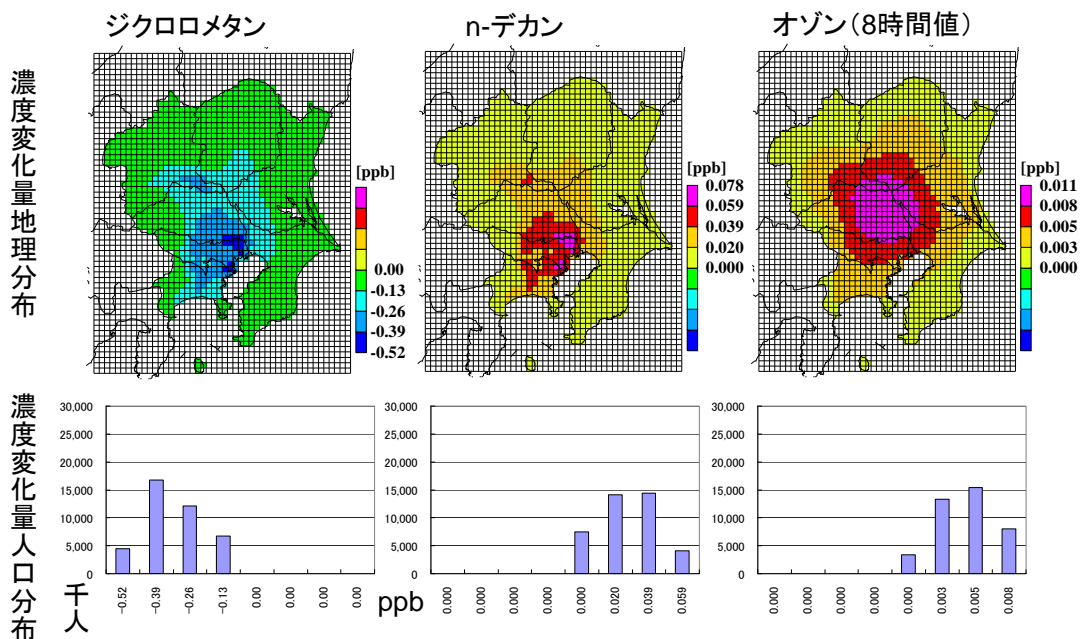


図2 シナリオ② (ジクロロメタンから n-デカンへの代替) におけるベースラインシナリオからの各物質の年間平均濃度変化量の地理分布と人口分布

図1では、その代替に伴い被代替物質とともにオゾンの濃度も減少しているが、図2では、被代替物質は減少しているのに対し、オゾンの濃度は増加していることがわかる。①と②のシナリオで、それぞれオゾン濃度が減少、増加と異なる傾向を見せるのは、シナリオ①ではオゾン生成能のより低い物質に代替されたのに対し、シナリオ②ではオゾン生成能のより高い物質に代替されたためであると考えられる。

シナリオ①から④について関東地方全体の人口加重平均濃度（年間平均値）のベースシナリオからの変化量を計算した結果を表2に示す。いずれのシナリオでも被代替物質、代替物質の濃度変化が大きいが、④を除くシナリオでは、オゾンの濃度変化もそれらに比べて無視できない量であると考えられる。

表2 各シナリオに対して推定された関東地方全体の人口加重平均濃度（年間平均値）のベースラインシナリオからの変化量（点線左の段）と変化率（点線右の段）

	①トリクロロエチレンからn-デカンへの代替	②ジクロロメタンからn-デカンへの代替	③トリクロロエチレンからAEへの代替	④ジクロロメタンからAEへの代替
トリクロロエチレン	-0.1119 ppb (-0.6014 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	-	-0.1119 ppb (-0.6014 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	-
ジクロロメタン	-	-0.2514 ppb (-0.8734 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	-	-0.2514 ppb (-0.8734 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
n-デカン	+0.0629 ppb (+0.366 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	+0.0365 ppb (+0.2124 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	-	-
オゾン(8時間平均値)	-0.0105 ppb (-0.0206 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	+0.0060 ppb (+0.012 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	-0.0210 ppb (-0.0413 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0 ppb 0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	-93.5%	-62.9%	-93.5%	-62.9%
	6.76%	3.93%	-	-
	-0.0315%	0.018%	-0.0629%	0%

### 3.2 河川水中濃度分布の推定

シナリオ③、シナリオ④の2つのシナリオにおける河川水中のAE濃度の変化を推定した。排出量変化の推計結果に基づき、河川水中濃度推定モデルAIST-SHANELを用いて、関東地方の一級水系における2005年の1 kmメッシュごとの月単位の河川水中のAE濃度を推定した。

図3にシナリオ③における、河川水AE年平均濃度のベースライン（現況）濃度に対する差を示す。シナリオ③では、各水系の支川上流や荒川や鶴見川の本川下流の一部で100  $\mu\text{g}/\text{L}$ を超えたが、多くは0.1  $\mu\text{g}/\text{L}$ を下回っていた。シナリオ④では、各水系の支川上流で100  $\mu\text{g}/\text{L}$ を超えたが、それ以外のほとんどは0.1  $\mu\text{g}/\text{L}$ を下回っていた。

表3、表4にシナリオ③、シナリオ④における河川中AE平均濃度（幾何平均）のベースラインシナリオに対する変化率を示す。濃度変化率は、シナリオ③では多摩川において4.6%、次いで相模川において3.0%と高く、シナリオ④では、多摩川において3.1%と高かったが、他の河川は1%未満であった。

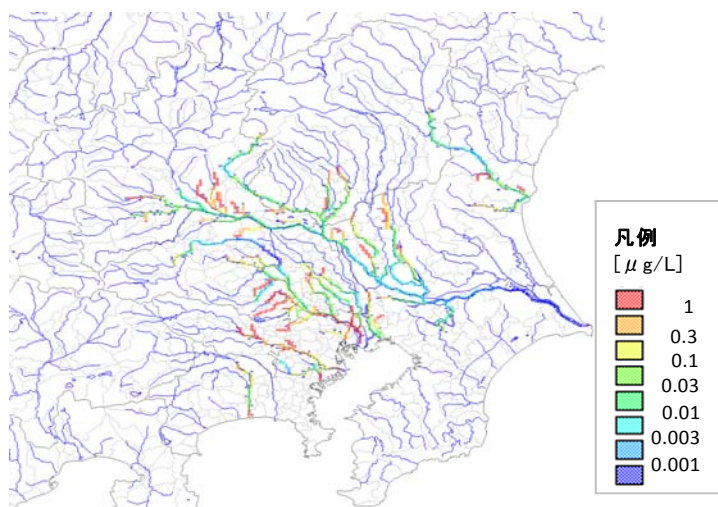


図3 シナリオ③における河川中AE濃度のベースラインシナリオとの差の分布

表3 シナリオ③におけるAEの幾何平均濃度（ $\mu\text{g/L}$ ）と濃度変化率

河川名	AE現況	トリクロ代替	トリクロ代替
	幾何平均	幾何平均	濃度変化率(%)
久慈川	6.49	6.49	0.00
那珂川	8.57	8.59	0.14
利根川	4.47	4.48	0.09
荒川	10.96	11.02	0.55
多摩川	8.44	8.83	4.62
鶴見川	62.55	63.03	0.76
相模川	5.49	5.65	2.95

表4 シナリオ④におけるAEの幾何平均濃度（ $\mu\text{g/L}$ ）と濃度変化率

河川名	AE現況	ジクロロ代替	ジクロロ代替
	幾何平均	幾何平均	濃度変化率(%)
久慈川	6.49	6.51	0.30
那珂川	8.57	8.58	0.11
利根川	4.47	4.48	0.12
荒川	10.96	10.99	0.29
多摩川	8.44	8.70	3.10
鶴見川	62.55	62.90	0.55
相模川	5.49	5.50	0.30

#### 4. ヒト健康リスクの変化

大気経由の吸入暴露を想定して、ヒト健康影響にかかわる各化学物質の有害性のプロファイルをまとめた。n-デカンについては、屋外大気の吸入暴露によるヒト健康リスクおよびその増分は無視できる程度と判断した。

推定した大気中の被代替物質、代替物質および2次生成物の濃度分布をもとに、代替に伴うヒト健康リスクの変化を発がん件数の増減とオゾンによる死亡者数の増減として推定した。トリクロロエチレン、ジクロロメタンの吸入暴露による関東地方全体での発がん件数とオゾンの吸入暴露による余命短縮件数の推定には以下の式を用いた。

- トリクロロエチレンとジクロロメタン暴露による発がん件数 (/yr) = 各物質のユニットリスク × 夜間人口 × 各物質の年間平均濃度の人口加重平均値 ÷ 70 (yr)
- オゾン暴露による余命短縮件数 (/yr) = 単位濃度あたりの死亡率上昇 × 年間ベースライン死亡者数 (/yr) × 年間平均オゾン8時間濃度のベースライン死亡者数加重平均値

推定結果を表5に示す。シナリオ②では、オゾンによる死亡者数が増加しておりリスクトレードオフが起きている可能性があることがわかる。

表5 各代替シナリオに対し推定されたヒト健康リスクの変化(関東地方)

シナリオ	発がん件数の増減 (件数/年)	オゾンによる死亡者数の増減(件 数/年)
①	-0.014	-0.40
②	-0.00075	+0.36
③	-0.014	-1.05
④	-0.00075	0.00000
⑤	-0.0090	-0.68
⑥	-0.00048	0.00000

開発した有害性推論アルゴリズムを用いて、トリクロロエチレンやジクロロメタンからn-デカンへの代替に伴う肝臓と腎臓に対する影響の QALY 変化を計算した。肝臓影響については塩化ビニル、腎臓影響についてはカドミウムをそれぞれ参照物質として用いた。シナリオ①におけるトリクロロエチレンの大気中濃度変化、シナリオ②におけるジクロロメタンの大気中濃度変化に対して推定されたリスク値(QALY)を表6、表7にそれぞれ示す。物質の代替前後によらず、QALY 損失で表される肝臓と腎臓での影響に対するリスクの絶対値はきわめて小さい(一人当たり生涯での値として0.001年未満)ことが示された。よって以後の確率論的なリスクトレードオフ解析では、塩素系洗浄剤の発がんによる死亡とオゾン暴露による死亡に基づく QALY のみを取り扱うこととした。

表6 シナリオ①におけるトリクロロエチレンの大気中濃度に対して推定された肝臓影響、腎臓影響のリスクレベル(推定平均値、人口加重平均値)

QALY、人口加重平均値(年)	代替前	代替後
肝臓影響	<< 0.001 ( $3.4 \times 10^{-15}$ )	<< 0.001 ( $6.7 \times 10^{-23}$ )
腎臓影響	<< 0.001 ( $3.9 \times 10^{-45}$ )	<< 0.001 ( $8.4 \times 10^{-86}$ )

表7 シナリオ②におけるジクロロメタンの大気中濃度に対して推定された肝臓影響、腎臓影響のリスクレベル(推定平均値、人口加重平均値)

QALY、人口加重平均値(年)	代替前	代替後
肝臓影響	<< 0.001 ( $3.4 \times 10^{-17}$ )	<< 0.001 ( $5.5 \times 10^{-20}$ )
腎臓影響	<< 0.001 ( $2.5 \times 10^{-37}$ )	<< 0.001 ( $2.3 \times 10^{-49}$ )

## 5. 生態リスクの変化

代替前後のAEの生態リスクの変化量( $\Delta Risk$ )を次式で推定した。

$$\Delta Risk = \left( \int_0^{\infty} E'(c)SSD(c)dc \right) - \left( \int_0^{\infty} E(c)SSD(c)dc \right)$$

ここで、 $E'(c)$ は代替後のAEの河川水中濃度分布、 $E(c)$ は代替前のAEの河川水中濃度分布であり、 $SSD(c)$ はAEの種の感受性分布である。ニューラルネットワークモデルで推定した慢性毒性値を用いて作成した種の感受性分布(図4)と代替前後のAEの河川水中濃度分布データから、関東7水系における代替前後のリスクと $\Delta Risk$ を算出した(表8)。

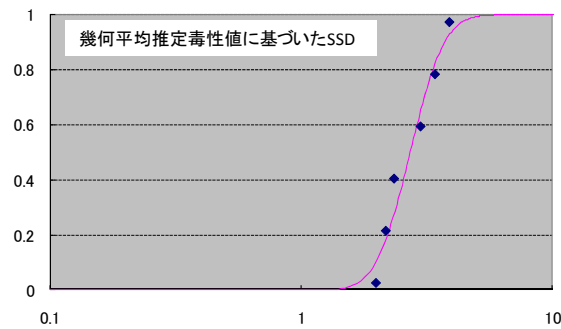


図4 推定慢性毒性値から作成した種の感受性分布図

表8 関東7水系における代替前後の生態リスク変化量の計算結果

河川	シナリオ	リスク（影響を受ける種の割合の期待値）			代替後のリスク増分
		2.5%タイル	幾何平均	97.5%タイル	増分範囲
久慈川	現況	$8.63 \times 10^{-4}$	$1.55 \times 10^{-5}$	$1.39 \times 10^{-7}$	—
	シナリオ③	$8.63 \times 10^{-4}$	$1.55 \times 10^{-5}$	$1.39 \times 10^{-7}$	増分なし
	シナリオ④	$8.72 \times 10^{-4}$	$1.57 \times 10^{-5}$	$1.41 \times 10^{-7}$	$2.34 \times 10^{-9} \sim 8.57 \times 10^{-6}$
那珂川	現況	$1.33 \times 10^{-2}$	$1.27 \times 10^{-3}$	$4.94 \times 10^{-5}$	—
	シナリオ③	$1.34 \times 10^{-2}$	$1.27 \times 10^{-3}$	$4.96 \times 10^{-5}$	$1.09 \times 10^{-7} \sim 2.03 \times 10^{-5}$
	シナリオ④	$1.34 \times 10^{-2}$	$1.27 \times 10^{-3}$	$4.96 \times 10^{-5}$	$1.27 \times 10^{-7} \sim 2.04 \times 10^{-5}$
利根川	現況	$6.82 \times 10^{-5}$	$3.76 \times 10^{-7}$	$1.79 \times 10^{-9}$	—
	シナリオ③	$6.85 \times 10^{-5}$	$3.78 \times 10^{-7}$	$1.81 \times 10^{-9}$	$1.26 \times 10^{-11} \sim 3.07 \times 10^{-7}$
	シナリオ④	$6.86 \times 10^{-5}$	$3.79 \times 10^{-7}$	$1.80 \times 10^{-9}$	$1.66 \times 10^{-11} \sim 4.01 \times 10^{-7}$
荒川	現況	$9.58 \times 10^{-5}$	$1.78 \times 10^{-7}$	$5.75 \times 10^{-10}$	—
	シナリオ③	$1.02 \times 10^{-4}$	$1.97 \times 10^{-7}$	$6.44 \times 10^{-10}$	$6.89 \times 10^{-11} \sim 6.52 \times 10^{-6}$
	シナリオ④	$9.81 \times 10^{-5}$	$1.84 \times 10^{-7}$	$5.98 \times 10^{-10}$	$2.32 \times 10^{-11} \sim 2.32 \times 10^{-6}$
多摩川	現況	$7.58 \times 10^{-2}$	$5.11 \times 10^{-3}$	$3.99 \times 10^{-4}$	—
	シナリオ③	$8.08 \times 10^{-2}$	$5.23 \times 10^{-3}$	$4.07 \times 10^{-4}$	$7.43 \times 10^{-6} \sim 5.05 \times 10^{-3}$
	シナリオ④	$7.91 \times 10^{-2}$	$5.16 \times 10^{-3}$	$4.00 \times 10^{-4}$	$6.61 \times 10^{-7} \sim 3.36 \times 10^{-3}$
鶴見川	現況	$5.93 \times 10^{-3}$	$8.74 \times 10^{-6}$	$2.47 \times 10^{-8}$	—
	シナリオ③	$5.68 \times 10^{-3}$	$7.65 \times 10^{-6}$	$2.16 \times 10^{-8}$	増分なし
	シナリオ④	$5.75 \times 10^{-3}$	$7.94 \times 10^{-6}$	$2.24 \times 10^{-8}$	増分なし
相模川	現況	$2.80 \times 10^{-12}$	$1.71 \times 10^{-18}$	$5.54 \times 10^{-19}$	—
	シナリオ③	$4.93 \times 10^{-12}$	$3.60 \times 10^{-18}$	$9.18 \times 10^{-19}$	$3.64 \times 10^{-19} \sim 2.13 \times 10^{-12}$
	シナリオ④	$3.03 \times 10^{-12}$	$1.91 \times 10^{-18}$	$5.94 \times 10^{-19}$	$4.01 \times 10^{-20} \sim 2.32 \times 10^{-13}$

表8に示したリスク幾何平均値から、2つの代替シナリオにおける代替前後のAEリスクの増分は、いずれの河川も無視できるほど小さいと判断した。また、各河川の生態リスクは幾何平均値でみた場合、多摩川>那珂川>久慈川>鶴見川>利根川>荒川>相模川の順となった。

## 6. リスクトレードオフ解析

大気経由のヒト健康リスクとして得られた発がん件数とオゾンによる死亡者数を統一的な尺度で表しリスクトレードオフ評価を行うためには、損失余命に換算する必要がある。しかし、オゾン濃度増加による死亡がもたらす損失余命には不確実性が大きいとため、リスクを分布として推定した。暴露、有害性に関する主要なパラメータについて Weight of Evidence



を考慮し、表9のように不確実性を判断し、不確実性が中程度以上と判断するパラメータについて適切と考えられる分布を与えた。その上で各シナリオに対する獲得余命の分布を算出した。

算出結果を表10に示す。シナリオ②（ジクロロメタンからn-デカンに代替）では獲得余命分布の5パーセンタイル、中央値が負となり、リスクトレードオフが起きる可能性が高いことを示した。なお、シナリオ④では分布を設定したパラメータがないため推定獲得余命も分布がない一つの値となっている。

表9 リスク評価に用いた各パラメータおよびモデルのWeight of Evidence

リスク評価項目	不確実性	確率密度関数 (PDF)
洗浄剤代替後のn-デカンの排出量	中	§2で推定
大気中濃度推定モデル	低	なし
塩素系洗浄剤の発がんユニットリスク	低	なし
オゾン濃度の増加に対する死亡者数増加率	中	下記の統計量の正規分布を仮定 平均: 0.00020 (ppb <sup>-1</sup> ) 標準偏差: 0.00005 (ppb <sup>-1</sup> )
塩素系洗浄剤による発がん1件当たりの損失余命	低	なし(1件あたり10年に設定)
オゾン濃度増加による死亡1件当たりの損失余命	高	下記のような統計量の対数一様分布を仮定 最小値: 0.00822年(3日に相当) 最大値: 1年

表10 各シナリオにおける獲得余命(年)の分布(関東地方、2005年)

シナリオ	5パーセンタイル	中央値	95パーセンタイル
①トリクロロエチレンからn-デカンへ	0.13	0.17	0.55
②ジクロロメタンからn-デカンへ	-0.28	-0.021	0.005
③トリクロロエチレンからAEへ	0.15	0.23	0.98
④ジクロロメタンらAEへ	$7.46 \times 10^{-3}$	$7.46 \times 10^{-3}$	$7.46 \times 10^{-3}$
⑤トリクロロエチレンに回収装置導入	0.092	0.15	0.64
⑥ジクロロメタンに回収装置導入	$4.1 \times 10^{-3}$	$4.9 \times 10^{-3}$	$5.6 \times 10^{-3}$

(サンプリング: ラテンハイパーキューブ、サンプルサイズ=500、試行回数5000回、精度コントロール(信頼度): 99%)

推定された獲得余命に対する各推定パラメータの感度(分散への寄与率)を解析した。全てのシナリオに共通して感度が高いのは「オゾン濃度増加による死亡者数増加1件当たりの損失余命」であり、90%を超えていることがわかった。逆に排出量(洗浄プロセス)に関するパラメータ(冷却温度、風速等)の寄与は小さいことがわかった。

各シナリオにおける対策費用増分の推定値を表11に示す。ここで費用が負の値となる場合は対策によって洗浄剤購入費用が減少(使用量減少または単価減少)することによるものである。余命を1年獲得するためにかかる費用の分布について、モンテカルロ法による推算を行った。費用には表11に示した年間費用範囲の最小値と最大値を持ち、それらの算術平均値を最尤値とした三角分布を仮定した。その結果を表12に示す。

表 11 シナリオ毎に推計された対策費用

シナリオ	イニシャルコスト [億円]	ランニングコスト (洗浄剤費含む) [億円/年]	年間費用 [億円/年]
①	60～105	-4～3	1～12
②	82～144	-1～9	6～21
③	38～150	49～81	52～94
④	51～206	27～72	32～89
⑤	120～188	-9～-8	1～8
⑥	165～257	-10～-8	4～14

表 12 各シナリオに対して推定された余命を1年獲得するための費用（億円/年）

シナリオ	5 パーセンタイル値	中央値	95 パーセンタイル値
①	8.4	33	67
②	-*1	-*1	-*1
③	74	310	530
④	5,500	8,100	11,000
⑤	6.0	26	61
⑥	1,100	1,900	2,700

\*1) 負の値を含む分布となるため示していない。

(サンプリング：ラテンハイパーキューブ、サンプルサイズ=500、試行回数 5000 回、精度コントロール（信頼度）：99%）

シナリオによって余命1年獲得費用は大きくばらついた。まずトリクロロエチレンに対するシナリオ(①、③、⑤)とジクロロメタンに対するシナリオ(②、④、⑥)を比較すると、トリクロロエチレンに対する費用対効果が高いことがわかる。次にトリクロロエチレンに対し代替または回収装置導入を行うシナリオ(①、③、⑤)どうしを比較すると、n-デカンへの代替(①)と回収装置導入(⑤)が比較的費用対効果が良いことがわかる。それに比べてAEへの代替(③)は費用対効果が悪くなっている。

ジクロロメタンに対するシナリオ(②、④、⑥)を比較すると、回収装置導入(⑥)が最も費用対効果が良く、AEへの代替(④)は費用対効果が悪い。またn-デカンへの代替シナリオ(②)では、獲得余命が負値となる可能性があるため余命1年獲得費用の分布も一部負の値となっており、費用を払ってリスクを増大させる可能性があることを意味する。

本リスクトレードオフ評価は、関東地方の全ての事業所で一斉に代替が行われるという仮定のもとでの計算結果であり、実際に実施された代替事例の事後評価を意図したものではない。リスクトレードオフ解析の全体像、リスクトレードオフを解析するために必要な要素技術、および要素技術の組み合わせ方について例示することを意図したものである。

塩素系洗浄剤のヒト健康リスクのレベルがもともと非常に低いため、炭化水素系への代替に際しては、二次生成物質であるオゾンの濃度への寄与を通じたヒト健康リスクの上昇が懸念された。リスクトレードオフ解析によってジクロロメタンを代替する場合に、事前にヒト健康リスクを削減するのかを慎重に評価する必要性が高いことを示している。またAEの増分による生態リスクはそれほど大きくないと示唆される。

## 参考文献

- Bell ML, Peng, RD, dominici F (2006) The exposure-response curve for ozone and risk of mortality and the adequacy of current ozone regulations. *Environ. Health Perspect.*, 114(4):532-536.
- Criteria Group for Occupational Standards (1983) Scientific Basis for Swedish Occupational Standards IV. Natl. Board Occupational Safety and Health, Sweden, pp 161-169.
- Dominici F, McDermott A, Zeger SL, Samet JM. (2003) Airborne particulate matter and mortality: timescale effects in four US cities. *American Journal of Epidemiology* 157(12):1055-65.
- Jerrett M, Burnett RT, Pope CA III, Ito K, Thurston G, Krewski D, Shi Y, Calle E, Thun M Thun (2009) Long-Term Ozone Exposure and Mortality. *The new England Journal of Medicine* 360(11):1085-1095.  
<http://content.nejm.org/cgi/content/abstract/360/11/1085> (2010/01 アクセス)
- Lin, BL, Tokai A, Nakanishi J (2005) Approaches for establishing predicted-no-effect concentration for population-level ecological risk assessment in the context of chemical substances management. *Environ. Sci. and Technol.*, 39(13): 4833-4840.
- Müller MT. Zehnder AJB. Escher BI. (1999). Liposome-water and octanol-water partitioning of alcohol ethoxylates. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 18(10): 2191-2198.
- National Research Council (2008) Estimating Mortality Risk Reduction and Economic Benefits from Controlling Ozone Air Pollution. National Academies Press.
- Stone, M. (1974) Cross-Validatory Choice and Assessment of Statistical Predictions. *Journal of the Royal Statistical Society Series B*, 36(2): 111-147.
- US EPA (1997) National Ambient Air Quality Standards for Ozone. 62FR38856. Federal Register.  
[http://frwebgate.access.gpo.gov/cgi-bin/getpage.cgi?position=all&page=38856&dbname=1997\\_register](http://frwebgate.access.gpo.gov/cgi-bin/getpage.cgi?position=all&page=38856&dbname=1997_register) (2010/01 アクセス)
- US EPA (2008) U. S. Environmental Protection Agency , Final Ozone NAAQS Regulatory Impact Analysis.  
<http://www.epa.gov/ttnecas1/regdata/RIAs/tableofcontents.pdf> (2010/01 アクセス)
- VOC インベントリ (2008) 揮発性有機化合物 (VOC) インベントリについて (報告) 別冊 揮発性有機化合物 (VOC) 排出インベントリ (平成 18 年度排出量) 2008 年 3 月 環境省 水・大気環境局大気環境課
- WHO(2005) World Health Organization, WHO air quality guidelines global update 2005. Report on a working group meeting, Bonn, Germany, 18-20 October 2005.  
<http://www.euro.who.int/Document/E87950.pdf> (2010/01 アクセス)
- WHO-ROE (2000). World Health Organization, Regional Office for Europe, Air quality guidelines for Europe. [http://www.euro.who.int/air/activities/20050223\\_4](http://www.euro.who.int/air/activities/20050223_4)

(2010/01 アクセス)

- Wind, T.; Stephenson, R. J.; Eadsforth, C. V.; Sherren, A.; Toy, R. (2006) Determination of the fate of alcohol ethoxylate homologues in a laboratory continuous activated-sludge unit study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64(1): 42-60.
- Zanobetti A, Schwartz J. (2008) Mortality displacement in the association of ozone with mortality: an analysis of 48 cities in the United States. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 177(2):184-9.
- Zeger SL, Dominici F, Samet J. (1999) Harvesting-resistant estimates of air pollution effects on mortality. *Epidemiology* 10(2):171-5.
- 蒲生昌志・岡敏弘・中西準子 (1996) 発ガン性物質への曝露がもたらす発ガンリスクの損失  
余命による表現—生命表を用いた換算—, 環境科学会誌 9, 1-8.
- 中西準子・石川百合子・川崎一 (2008) 詳細リスク評価書シリーズ 15 クロロホルム, 丸善株式会社.
- 中西準子・井上和也 (2005) 詳細リスク評価書シリーズ 4 ジクロロメタン, 丸善株式会社.
- 中西準子・梶原秀夫・川崎一 (2008) 詳細リスク評価書シリーズ 22 トリクロロエチレン,  
丸善株式会社.
- 中西準子・篠崎裕哉・井上和也 (2009) 詳細リスク評価書シリーズ 24 オゾン—光化学オキシ  
シダント—, 丸善株式会社.
- 中西準子・林 彬 2007 詳細リスク評価書シリーズ 14 アルコールエトキシレート (洗剤),  
丸善株式会社.
- 日本石鹼洗剤工業会 HP (2010) 下水処理場等における微生物分解,  
[http://jsda.org/w/01\\_katud/a\\_seminar012.html](http://jsda.org/w/01_katud/a_seminar012.html)
- 林彬 (2006) 持続可能な生態系のための化学物質の生態リスク評価およびその管理のあり  
方について, 環境情報科学誌, 34(4), 16-23.
- 林彬・東海明宏・吉田喜久雄・富永衛・中西準子 (2003) 魚類個体群レベルにおける生態  
リスク評価手法の提案—4-ノニルフェノールによるメダカ個体群評価のケーススタデ  
ィ—, 水環境学会誌, 26, 575-582.