

物質循環・廃棄物処理システムの統合評価手法の構築

平井 康宏

<目次>

第1章 序論.....	1
1.1. 背景と目的.....	1
1.2. 本論文の構成.....	1
第1章の参考文献.....	3
第2章 評価手法の構築.....	4
2.1. 物質循環・廃棄物処理システム統合評価のためのフレームワークの提示.....	4
2.1.1. 研究動向の整理.....	4
2.1.1.1. DPSIR フレームワークと統合的環境評価.....	4
2.1.1.2. 物質循環・廃棄物処理システムを対象とした統合評価モデル.....	4
2.1.1.3. LCA (Life Cycle Assessment).....	5
2.1.1.4. MFA(SFA), LCA, RA の比較.....	6
2.1.2. 本研究のフレームワーク.....	7
第2章1節の参考文献.....	9
2.2. 環境運命・曝露モデルの作成.....	10
2.2.1. はじめに.....	10
2.2.1.1. 本節の位置づけ.....	10
2.2.1.2. LCA における有害物質の特性化手法1（臨界容積法）.....	10
2.2.1.3. LCA における有害物質の特性化手法2（Human Toxicity Potential）.....	11
2.2.1.4. 摂取比率（Intake Fraction）.....	12
2.2.1.5. HTP と iF の比較.....	13
2.2.2. 手法.....	13
2.2.2.1. モデル概要.....	13
2.2.2.2. 環境運命予測モデル.....	13
2.2.2.3. 曝露モデル.....	22
2.2.2.4. モデル検証用データセット.....	24
2.2.3. 結果と考察（ダイオキシン類）.....	25
2.2.3.1. 環境中濃度.....	25
2.2.3.2. 経路別摂取量.....	28
2.2.3.3. 摂取比率.....	33
2.2.4. 結果と考察（重金属類）.....	35
2.2.4.1. 環境中濃度.....	35
2.2.4.2. 経路別摂取量.....	37
2.2.4.3. 摂取比率.....	38
2.2.5. 本節のまとめ.....	39
第2章2節の参考文献.....	42

2.3. 異種環境領域間の重み付け係数作成.....	46
2.3.1. はじめに	46
2.3.1.1. 本節の位置づけ	46
2.3.1.2. 種々の重み付け手法.....	46
2.3.1.3. 本研究の目的	48
2.3.2. DtT 法と対策コスト法	48
2.3.2.1. 適用可能な範囲	48
2.3.2.2. 主観的判断の反映方法：意志決定の流れ.....	48
2.3.2.3. 重要性を評価する上で考慮される要素	49
2.3.3. DtT 法による重み付け係数の作成	49
2.3.3.1. 重み付けの原理	49
2.3.3.2. 算出過程の実際	50
2.3.4. 対策コスト法による重み付け係数の作成.....	51
2.3.4.1. 重み付けの原理	51
2.3.4.2. 算出過程の実際	52
2.3.5. 試算結果と両手法の比較.....	52
2.3.5.1. 重み付け係数の試算結果の比較.....	52
2.3.5.2. 本試算の課題	52
2.3.6. 本節のまとめ	53
2.3.7. 付録（対策コストの算出過程）	54
2.3.7.1. 温暖化対策	54
2.3.7.2. NOx 対策.....	57
2.3.7.3. ダイオキシン対策.....	59
2.3.7.4. 埋立地消費削減対策.....	59
第2章3節の参考文献	61

第3章 事例研究 62

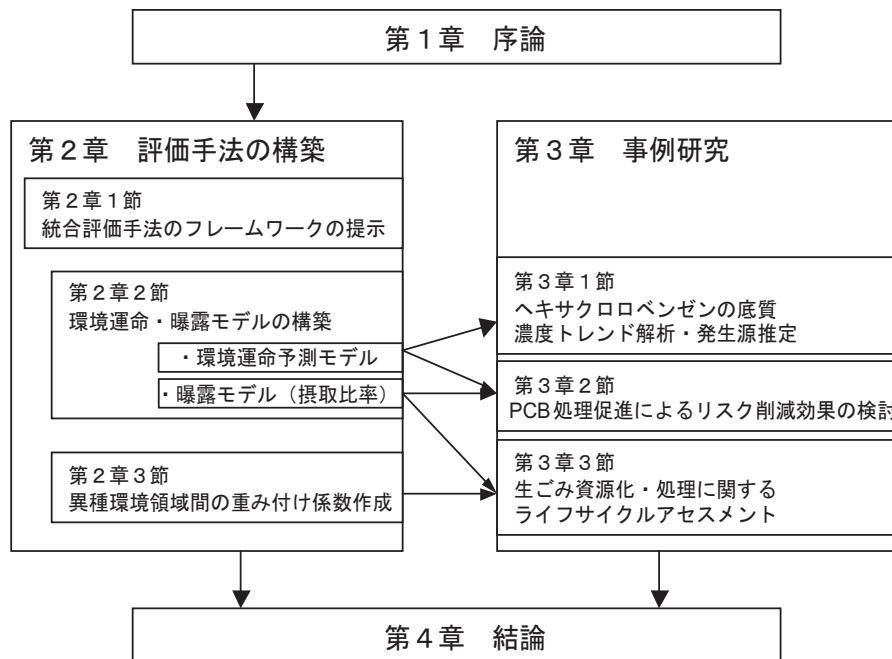
3.1. 発生源推定と動的多媒体環境運命予測によるヘキサクロロベンゼンの底質濃度トレンド推定	62
3.1.1. はじめに	62
3.1.1.1. 本節の位置づけ	62
3.1.1.2. HCB に関する背景と本ケーススタディの目的.....	62
3.1.2. 評価手法	63
3.1.2.1. HCB 排出量推定	63
3.1.2.2. 環境挙動のモデル化.....	64
3.1.2.3. 底質中濃度推定	66
3.1.2.4. 底質コアの年代決定および HCB 濃度測定.....	66
3.1.3. 結果と考察	67
3.1.3.1. HCB 排出量推定結果	67
3.1.3.2. 環境中挙動推定結果.....	68

3.1.3.3.	底質表層への移行率推定結果.....	69
3.1.3.4.	各発生源別の底質への濃度寄与の推定結果.....	70
3.1.3.5.	底質中濃度推定結果と実測濃度 ³⁶⁾ との比較.....	71
3.1.3.6.	底質中の HCB 濃度の現状と今後.....	74
3.1.4.	本節のまとめ.....	74
第 3 章 1 節の参考文献.....		75
3.2.	PCB 処理促進によるリスク削減効果の検討.....	77
3.2.1.	はじめに.....	77
3.2.1.1.	本節の位置づけ.....	77
3.2.1.2.	PCB 廃棄物に関する背景と本ケーススタディの目的.....	77
3.2.2.	評価方法.....	79
3.2.2.1.	評価目的の設定.....	79
3.2.2.2.	シナリオの設定.....	79
3.2.2.3.	PCB 放出後の環境動態のモデル化.....	80
3.2.3.	結果と考察.....	82
3.2.3.1.	PCB 放出後の環境挙動の推定結果.....	82
3.2.3.2.	モニタリングデータとの比較による PCB 放出量推定値の検証.....	82
3.2.3.3.	PCB 摂取量の比較（個人）.....	84
3.2.3.4.	PCB 摂取総量の比較（集団）.....	84
3.2.3.5.	本研究が持つ不確実性と今後の課題.....	85
3.2.4.	本節のまとめ.....	86
第 3 章 2 節の参考文献.....		87
3.3.	生ごみ資源化・処理に関するライフサイクルアセスメント.....	89
3.3.1.	はじめに.....	89
3.3.1.1.	本節の位置づけ.....	89
3.3.1.2.	生ごみに関する背景と本ケーススタディの目的.....	89
3.3.2.	調査範囲および評価手法の設定.....	89
3.3.2.1.	機能単位.....	89
3.3.2.2.	評価対象とするシナリオ.....	90
3.3.2.3.	システム境界の設定.....	91
3.3.2.4.	環境影響領域・対象物質・特性化手法の選択.....	91
3.3.2.5.	重み付け手法.....	92
3.3.3.	各プロセスのモデル化.....	92
3.3.3.1.	収集プロセス.....	92
3.3.3.2.	メタン発酵プロセス.....	93
3.3.3.3.	焼却プロセス.....	93
3.3.3.4.	堆肥化プロセス.....	94

3.3.3.5.	搬出プロセス	95
3.3.3.6.	埋め立てプロセス.....	95
3.3.3.7.	農地還元プロセス.....	96
3.3.3.8.	合成肥料供給プロセス.....	96
3.3.3.9.	電力供給プロセス.....	96
3.3.4.	結果と考察	97
3.3.4.1.	地球温暖化	98
3.3.4.2.	酸性化	98
3.3.4.3.	埋立地消費	99
3.3.4.4.	ダイオキシン類	99
3.3.4.5.	重金属類	99
3.3.4.6.	重金属類およびダイオキシン類.....	103
3.3.4.7.	総合評価	103
3.3.5.	本節のまとめ	105
	第3章3節の参考文献	105

第4章 結論	107
4.1. 本論文の総括	107
4.2. 今後の課題.....	108
4.2.1. 手法改良・DPSIR フレームの視点から	108
4.2.2. 個々のケーススタディについて.....	108

謝辞	109
-----------------	------------



List of Figures

Fig. 1.2-1: 本論文の構成	2
Fig. 2.1-1: DPSIR フレームワーク	4
Fig. 2.1-2: LCA の実施手順.....	6
Fig. 2.1-3: インベントリ分析手順の概要.....	6
Fig. 2.1-4: 影響領域の指標の概念.....	6
Fig. 2.1-5: ライフサイクル影響評価の構成要素	6
Fig. 2.1-6: 本研究で用いる統合評価手法のフレームワーク	8
Fig. 2.2-1: 本節と統合評価フレームワークおよび DPSIR フレームワーク との関係	10
Fig. 2.2-2: Environmental fate and exposure pathways in this model	14
Fig. 2.2-3: Predicted and observed concentration of PCDDs/DFs and Co-PCBs in air.	25
Fig. 2.2-4: Predicted and observed concentration of PCDDs/DFs and Co-PCBs in soil [pg/g]	27
Fig. 2.2-5: Predicted and observed concentration of PCDDs/DFs and Co-PCBs in water [pg/L]	27
Fig. 2.2-6: Observed and predicted exposure to PCDDs/DFs and Co-PCBs through fish intake. [pg/person/day]	28
Fig. 2.2-7: Difference between observed and predicted exposure to PCDDs/DFs and Co-PCBs through fish intake.	28
Fig. 2.2-8: Observed and predicted exposure to PCDDs/DFs and Co-PCBs through meat and milk intake. [pg/person/day]	29
Fig. 2.2-9: Difference between observed and predicted exposure to PCDDs/DFs and Co-PCBs through meat and milk ...	29
Fig. 2.2-10: 曝露経路別摂取比率. (a) observed; (b) model estimate given air, soil and water cocentration.....	32
Fig. 2.2-11: Comparison of intake fractions for PCDDs/DFs, Co-PCBs and HCB by model estimate and observation.	33
Fig. 2.2-12: Comparison between observed and predicted metal concentrations in air.	35
Fig. 2.2-13: Contribution of each exposure pathways to daily intake of metals.	37
Fig. 2.2-14: Time dependency of intake fraction of metals	38
Fig. 2.3-1: 本節と統合評価フレームワークおよび DPSIR フレームワーク との関係	46
Fig. 2.3-2: Overview of five weighting methods in life cycle assessment.....	47
Fig. 2.3-3: DtT 法および対策コスト法における意志決定の流れ.....	49
Fig. 3.1-1: 本ケーススタディ (HCB の底質コアトレンド解析) と統合評価フレームワーク との関係.....	62
Fig. 3.1-2: The concept of core profile calculation.....	66
Fig. 3.1-3: Estimated HCB emission [ton-HCB/year]	67
Fig. 3.1-4: Calculated fate of HCB after a pulse emission.....	69
Fig. 3.1-5: Calculated time trend of the percentage of HCB present in the sediment surface (<3cm) in Japan caused by a pulse emission of HCB to water (○), air (●), agricultural soil (□), or other soil (▲).....	69
Fig. 3.1-6: Estimated HCB concentration in sediment core (emission to single media).....	70
Fig. 3.1-7: Estimated HCB concentration in sediment core (emission to multiple media) Unit: [ng/g-dry].....	71
Fig. 3.1-8: HCB and OCDD concentrations in the sediment cores of (a) Lake Biwa and (b) Osaka Bay	73
Fig. 3.1-9: Simulated trend of HCB concentration in sediment cores for (a) case 3 and (b) case 1	73
Fig. 3.1-10: Simulated trends of HCB concentration in sediment surface for (a) case 3 and (b) case 1	73
Fig. 3.2-1: 本ケーススタディ (PCB 処理促進と保管継続のリスク比較) と統合評価フレームワーク との関係	77
Fig. 3.2-2: Environmental fate and human exposure model in this study.	80

Fig. 3.2-3: Comparison of measured and estimated PCB concentration in (a-c) air, and (d-f) water.....	83
Fig. 3.2-4: Estimated individual exposures to Co-PCB for local, national and global scale.....	84
Fig. 3.3-1: 本ケーススタディ（生ごみ資源化・処理の LCA）と統合評価フレームワークとの関係	89
Fig. 3.3-2: System boundaries of four food waste management scenarios	90
Fig. 3.3-3: Characterization results for (a) global warming and (b) acidification.....	98
Fig. 3.3-4: Characterization results for heavy metals. (exposure).....	100
Fig. 3.3-5: Characterization results for heavy metals. (comparison of effects by “oral intake” and “inhalation”) [(kg-body_weight.day)/ton-waste].....	101
Fig. 3.3-6: Characterization results for heavy metals. Predicted intake of metals divided by TDIs. Effects of both oral in- take and inhalation exposure are counted.	102
Fig. 3.3-7: Characterization results for human toxicity by PCDDs/DFs + Co-PCBs and metals. Unit: [person.year].....	103
Fig. 3.3-8: Results of weighting by prevention cost method.....	104

List of Tables

Table 2.1-1: 環境影響領域および特性化手法の例.....	6
Table 2.1-2: 物質循環の評価に用いられる 3 手法の比較.....	7
Table 2.2-1: Difference in the model implementation between organic compounds (PCDD/DF, Co-PCB, HCB) and metals	14
Table 2.2-2: Model parameters (area dependent).....	15
Table 2.2-3: Model parameters for PCDDs/DFs, Co-PCBs and HCB.....	16
Table 2.2-4: Model parameters for metals.....	17
Table 2.2-5: List of observed data used for model input and model validation.....	24
Table 2.2-6: Air deposition and soil concentration of PCDDs/DFs and Co-PCBs.....	27
Table 2.2-7: Modeled and observed air deposition [pg/m ² /day].....	27
Table 2.2-8: 大気中ダイオキシン類濃度および牧草収穫量の地域的偏り.....	30
Table 2.2-9: 畜産物由来 PCDDs/DFs, Co-PCBs 摂取量への魚類飼料による寄与の検討.....	31
Table 2.2-10: Exposure to PCDDs/DFs and Co-PCBs by intake route. [pg/person/day].....	32
Table 2.2-11: Intake fraction of PCDDs/DFs, Co-PCBs and HCB predicted by the environmental fate and exposure model	34
Table 2.2-12: Intake fraction of PCDDs/DFs, Co-PCBs and HCB calculated from total diet study and emission inventory.	35
Table 2.2-13: Comparison of modeled and observed metal concentration in air.....	36
Table 2.2-14: Comparison of modeled and observed metal concentration in soil.....	37
Table 2.2-15: Estimated residence time of metals in soil.....	37
Table 2.2-16: Metal concentrations in air, water, and soil used as a model input.....	37
Table 2.2-17: Observed and modeled daily intake of metals [μg/person/day] (micro-gram/person/day).....	37
Table 2.2-18: Intake fraction of metals estimated by the environmental fate and exposure model in this study.....	38
Table 2.3-1: DtT 法による重み付け係数.....	50
Table 2.3-2: 対策コスト一覧.....	52
Table 2.3-3: 日本における 1 年間の環境負荷を DtT 法および対策コスト法で評価した結果.....	52
Table 2.3-4: 省エネエアコンによる CO ₂ 削減コスト (暖房使用期間を 5.5 ヶ月とした場合).....	54
Table 2.3-5: 省エネエアコンによる CO ₂ 削減コスト (暖房使用期間を 2.75 ヶ月とした場合).....	54
Table 2.3-6: 太陽熱温水器による CO ₂ 削減コスト.....	55
Table 2.3-7: 石炭発電から LNG 発電への変更による CO ₂ 削減コスト.....	55
Table 2.3-8: 風力発電による CO ₂ 削減コスト.....	56
Table 2.3-9: 太陽光発電による CO ₂ 削減コスト.....	56
Table 2.3-10: 天然ガス自動車 (CNG) による NO _x 等削減コスト.....	58
Table 2.3-11: 新規制トラックへの買い換えによる NO _x , PM 削減コスト.....	58
Table 2.3-12: 焼却処理による埋立地消費削減コスト.....	59
Table 2.3-13: 容器包装リサイクル法 (ガラスびん) による埋立地消費削減コスト.....	60
Table 2.3-14: 溶融処理による埋立地消費削減コスト.....	60
Table 2.3-15: 家電リサイクルによる埋立地消費削減コスト.....	61

Table 3.1-1: HCB content in pesticides	64
Table 3.1-2: HCB emission from MSW incineration.....	64
Table 3.1-3: Physico-chemical properties and degradation half-lives for hexachlorobenzene.....	65
Table 3.1-4: Environmental input parameters.....	65
Table 3.1-5: Emission parameters for HCB	67
Table 3.1-6: Transfer/decomposition coefficients of HCB by origin and destination	68
Table 3.2-1: Description of the scenarios	79
Table 3.2-2: Physico-chemical properties of Co-PCBs.....	80
Table 3.2-3: Model parameters related to geographical scales.	81
Table 3.2-4: Intake fractions for PCB emission to air, water and soil.....	82
Table 3.2-5: Regional distributions of the population exposures to Co-PCBs	85
Table 3.3-1: Composition of food waste, wood waste and target waste.....	90
Table 3.3-2: Impact categories and inventory items	91
Table 3.3-3: List of assumptions and parameter values for the target processes.....	96
Table 3.3-4: Heavy metals in target waste [mg/kg-wet]	96
Table 3.3-5: Inventory table for the target scenarios on food waste management (see Table 3.3-6 for heavy metals).....	97
Table 3.3-6: Inventory table on heavy metals for food waste management scenarios	98
Table 3.3-7: Characterization results for human toxicity caused by PCDDs/DFs and Co-PCBs expressed as total exposure caused by 1 ton of waste treatment. [pg-TEQ-intake/ton-waste]	99
Table 3.3-8: Total amount of exposure to heavy metals caused by 1 ton of waste treatment. [mg-intake/ton-waste].....	100
Table 3.3-9: Toxicity data for metals	101
Table 3.3-10: Characterization results for heavy metals (exposure divided by TDIs) [(kg-body_weight.day)/ton-waste] 101	
Table 3.3-11: Results of weighting by prevention cost method.	104

第1章 序論

1.1. 背景と目的

循環型社会構築の必要性は広く社会に共有されることとなり、各種リサイクル法の制定に見られるように、その対策も進展しつつある。対策が進むにつれ、我々は困難な選択を迫られるようになってきた。すなわち、両面コピーや空き缶リサイクルのように、資源消費・埋立地消費・大気汚染物質放出など、いずれの面から見ても得をする win-win な対策は尽き、あちらを立てればこちらが立たずというトレードオフを含む対策の選択が迫られている。電力を大量に使ってでも生ごみ処理機でコンポストを作るべきか？ 焼却処理によるダイオキシン類排出とコンポストの農地散布による重金属蓄積とどちらの影響が大きいのか？ PCB 廃棄物の処理促進は処理施設周辺のリスク増加を招かないか？ 水銀含有ゼロとなったマンガン・アルカリ乾電池を北海道まで送って処理するのは妥当か？ 有害な防腐剤を含む枕木をどうリサイクルするべきか？ これらの問いに答え、適切な政策判断を支援するためには、さまざまな環境への負荷を統合的に評価する手法の開発が求められる。この評価手法として 1990 年代半ばよりライフサイクルアセスメント (LCA: Life Cycle Assessment) が注目を集めるようになり¹⁾、ISO14040 シリーズ²⁻⁵⁾として規格化されるに至った。しかし、異種環境問題間の影響の重み付けおよび有害物質の評価については改良の余地が多く残されている。

異種環境問題間の影響の重み付けは、LCA の中では、ライフサイクル環境影響評価 (LCIA: Life Cycle Impact Assessment) の付加的要素として取り扱われる。これまでに様々な重み付け手法⁶⁻¹⁴⁾が提案されてきたが、LCIA は LCA の構成要素中もっとも主観的要素が強く、ISO14042 においても LCIA はいまだ研究・開発の途上にあると述べられている⁴⁾。さらなる研究が望まれる分野である。

化学物質によるヒトの健康への影響を評価する手法として、LCA では人体毒性係数 (HTP: Human Toxicity Potential) が広く用いられている¹⁵⁾。HTP では、化学物質の環境中での挙動の違いと、化学物質のもつ本質的な毒性との双方を考慮して係数が定められる。330 物質を対象とした HTP のリスト¹⁶⁾や 181 物質を対象としたリスト¹⁷⁾が利用可能となっているが、ダイオキシン類 29 異性体の全ては網羅されておらず、異性体毎の挙動の違いを評価に反映させることはできない。また、モデルのバージョンアップによって HTP が数オーダー変化した物質もある¹⁷⁾など、モデルの不確実性は高く、実測値との比較によるモデルの検証が強く望まれる。さらに、ハイリスクにさらされている個人を守るという視点と、集団全体での総曝露量を削減するという視点との兼ね合いをどのようにとるか、といった点でも見解が分かれている¹⁸⁾。

そこで、本研究では、これら手法の改良を行い、循環型社会の構築に向けた各種政策の統合的な評価を可能とする手法を構築すること、ならびに、当該手法を用いた事例研究を行うことを目的とした。

1.2. 本論文の構成

本論文の構成を以下に示す (Fig. 1.2-1)。

第 2 章では、評価手法の構築を行った。第 2 章 1 節では、物質循環・廃棄物処理システムを評価した既往研究およびそこで用いられた手法についてレビューし、本研究で用いる評価手法のフレームワークを提示した。本評価手法は、物質循環・廃棄物処理に伴う環境問題の諸相を DPSIR (Driving force – Pressure – State – Impact – Response) フレームワーク¹⁹⁻²¹⁾で捉え、それら諸相を 3 種の手法 (MFA/SFA (Material Flow Analysis, Substance Flow Analysis), LCA (Life Cycle Assessment), RA (Risk Assessment)) を用いて評価するものである。第 2 章 2 節では、DPSIR のうち P-S-I をつなぐモデルの 1 つとして、化学物質の環境運命・曝露モデルを作成した。このモデルを用いることにより、排出先の違いや化学物質の種類の違いを超えて影響を同一尺度で記述でき、化学物質の環境排出による影

響の総合的な評価が可能となる。また、環境中濃度を既知としてモデルを援用することにより、汚染源の推定にも適用出来る。モデルの対象物質は、ダイオキシン類と重金属類とし、モデル予測値と実測値との比較を通じたモデル検証を行った。第2章3節では、DPSIRのうちI-Rをつなぐモデルの1つとして、異種の環境影響領域（地球温暖化と埋立地消費など）間の重み付け係数を作成した。この係数を用いることにより、政策オプションの持つ環境負荷（およびその削減効果）を総合的に比較・評価し、政策の優先付けを行うことができる。重み付け手法としては、政策目標値と現状の環境負荷量との乖離を指標とする Distance-to-Target 法と環境負荷物質の排出回避に要するコストを指標とする対策コスト法の2種類を用いた。対象とした環境影響領域は、地球温暖化、大気汚染、埋立地の需給逼迫、有害物質による健康影響の4領域とした。

第3章では、上記手法を用いた事例研究を行った。第3章1節では、化学物質の運命予測を必要とする事例研究として、ヘキサクロロベンゼンの底質濃度トレンド解析・発生源推定を行った。第3章2節では、化学物質への曝露評価を必要とする事例研究として、PCB 廃棄物の保管継続・処理促進に対するリスク比較を行った。第3章3節では、異種環境影響領域の総合的な評価を必要とする事例研究として、生ごみの資源化・処理方式のLCA比較を行った。

第4章では、本論文のまとめを行った。

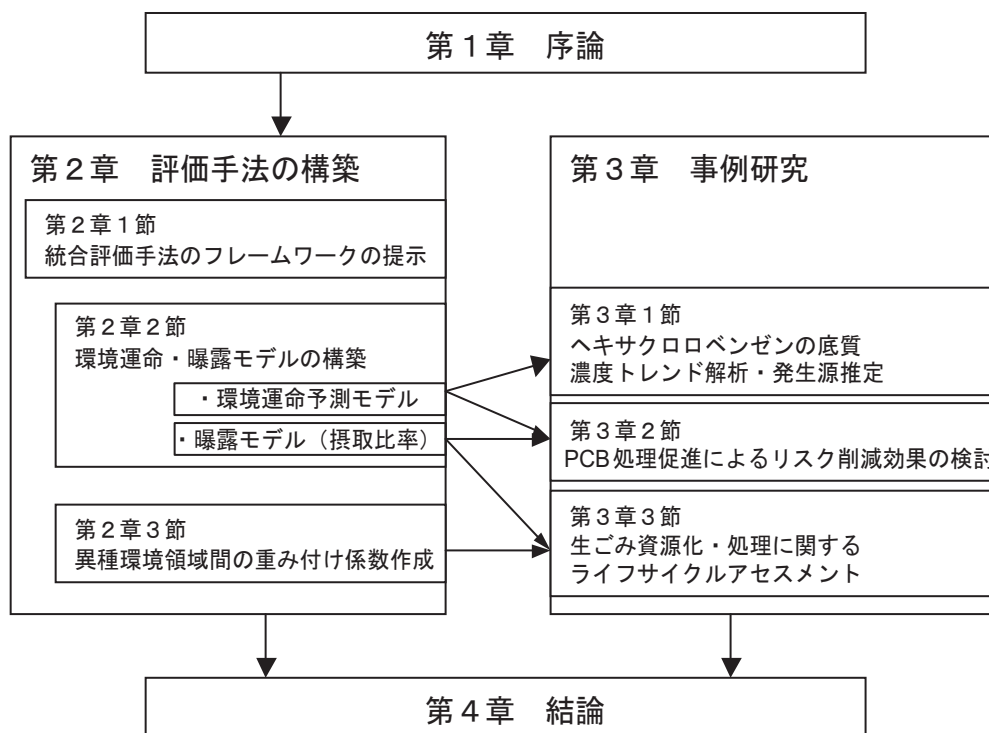


Fig. 1.2-1: 本論文の構成

第1章の参考文献

- 1) 環境庁(1995): 環境白書-総説編-
- 2) ISO14040 環境マネジメント-ライフサイクルアセスメント-原則及び枠組み(1997)
- 3) ISO14041 環境マネジメント-ライフサイクルアセスメント-目的及び調査範囲の設定並びにインベントリ分析(1998)
- 4) ISO14042 環境マネジメント-ライフサイクルアセスメント-影響評価(2000)
- 5) ISO14043 環境マネジメント-ライフサイクルアセスメント-解釈(2000)
- 6) F.シュミット=ブレーク著、佐々木 建 訳 (1997): 「ファクター10」、シュプリングァー・フェアラーク東京
- 7) 永田 勝也; 横田 隆一郎; 嬉野 通弥 (1995): LCA における指標統合化への試み～アンケート調査に基づくカテゴリー重要度について～. 第6回廃棄物学会研究発表会講演論文集. 114-116
- 8) 松橋 啓介; 森口 祐一; 寺園 淳; 田辺 潔 (2000): 問題領域と保護対象に基づく環境影響総合評価の枠組み. *環境科学会誌*. **13**(3), 405-419
- 9) Goedkoop, M. (1995): The Eco-Indicator 95, Final Report. <http://www.pre.nl>
- 10) 伊坪徳宏; 山本良一(1999): 非鉄金属材料製造における環境影響の統合評価. *日本金属学会誌*. **63**(2), 208-214
- 11) 松野 泰也; 稲葉 敦; 伊坪 徳宏; 山本 良一 (1998): 日本におけるインパクトアセスメント統合指標の開発 -Distance to Target 法を用いた統合化指標およびその適用例について-. *日本エネルギー学会誌*. **77**(12), 1139-1147
- 12) Goedkoop, M.; Spriensma, R. (2000): Eco-Indicator 99 methodology report. <http://www.pre.nl>
- 13) Itsubo, N. (2000): Launch of the Damage Function Sub-Committee in the National LCA Project of Japan. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **5**(2), 84
- 14) Vogtlander, J.G.; Bijma, A. (2000): The 'Virtual Pollution Prevention Costs 99', *International Journal of Life Cycle Assessment*. **5**(2), 113-124
- 15) Guinee, J.; Heijungs, R.; van Oers, L.; van de Meent, D.; Vermeire, T.; Rikken, M. (1996): LCA impact assessment of toxic releases; Generic modeling of fate, exposure, and effect for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals. RIVM, The Netherlands. (松崎早苗 訳: 有害物質の LCA インパクト・アセスメントー環境中の動態、生態系と人間への曝露と影響のモデリング、および 100 物質についての計算例. (社) 産業環境管理協会, 1997)
- 16) Hertwich, E.G.; Mateles, S.F.; Pease, W.S.; McKone, T.E. (2001): Human toxicity potentials for life-cycle assessment and toxics release inventory risk screening. *Environmental Toxicology and Chemistry*. **20**(4), 928-939
- 17) Huijbregts, M.A.J.; Thissen, U.; Guinee, J.B.; Jager, T.; Kalf, D.; van de Meent, D.; Ragas, A.M.J.; Wegener Sleeswijk, A.; and Reijnders, L. (2000): Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere*. **41**(4), 541-573
- 18) Potting, J.; Hauschild, M.; Wenzel, H. (1999): "Less is Better" and "Only Above Threshold": Two Incompatible Paradigms for Human Toxicity in Life Cycle Assessment?, *International Journal of Life Cycle Assessment*. **4**(1), 16-24
- 19) Stanners, D.; Bourdeau, P. (1995): Europe's Environment. The Dobris Assessment. European Environment Agency, Copenhagen. p.652 <http://reports.eea.eu.int/92-826-5409-5/en>
- 20) Pierce, M. (1998): Computer-based models in integrated environmental assessment. Technical Report No. 14, European Environment Agency, Copenhagen. p.63 <http://reports.eea.eu.int/TEC14/en>
- 21) Wieringa, K. (1999): Towards integrated environmental assessment support for the European Community's environmental action programme process. *International Journal of Environment and Pollution*. **11**(4), 525-541

第2章 評価手法の構築

2.1. 物質循環・廃棄物処理システム統合評価のためのフレームワークの提示

本節では、物質循環・廃棄物処理システムを対象として環境面からの評価を行った既往研究を概観し、これらを踏まえて、本研究で用いる統合評価フレームワークを示す。まず、環境問題の構造を把握し対処するフレームワークとして、DPSIR フレームワークおよび統合的環境評価について紹介する。次に、物質循環・廃棄物処理システムを対象に環境面からの評価を行った研究を見る。これらの研究で用いられることの多い3手法 MFA/SFA (Material Flow Analysis/Substance Flow Analysis), LCA (Life Cycle Assessment), RA (Risk Analysis) を比較し、最後にフレームワークを示す。

2.1.1. 研究動向の整理

2.1.1.1. DPSIR フレームワークと統合的環境評価

統合的環境評価¹⁾ (IEA: Integrated Environmental Assessment) や環境指標²⁾ の枠組みとして、DPSIR (Driving force-Pressure-State-Impact-Response) フレームワーク²⁾ がしばしば用いられている。Fig. 2.1-1 に DPSIR フレームワークを示した。統合的環境評価においては、環境問題の諸相を DPSIR の枠組みで捉え、それら各段階に対して指標を設定、モニタリングデータ等から情報を収集、さらに各段階間の関係をモデルで記述していく¹⁾。これにより、環境問題の因果連鎖にそって「統合」された解析・評価が可能となり、対策効果の評価が行われる¹⁾。また、DPSIR の各段階において、様々な学問分野の知見を横断的に「統合」することも行われる¹⁾。たとえば、影響の行き着く先としては、ヒトの健康、生態系への影響、経済的損失などがあり、毒性学・公衆衛生学・生態学・公共経済学などの知見が用いられる。

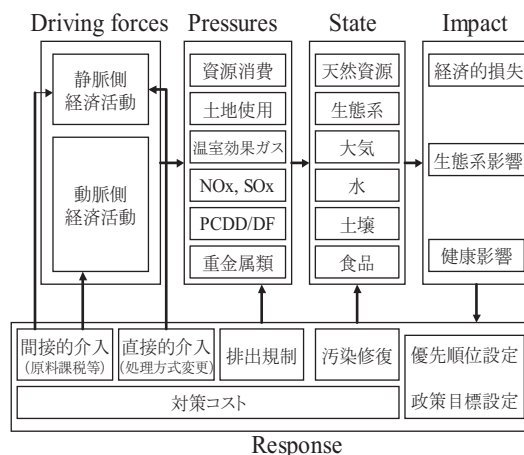


Fig. 2.1-1: DPSIR フレームワーク

2.1.1.2. 物質循環・廃棄物処理システムを対象とした統合評価モデル

<都市ごみ処理・処分プロセスを対象とした評価システム>

White ら³⁾ は、"Integrated Solid Waste Management : a lifecycle inventory"の中で、汎用的な利用を意図した廃棄物処理システムのライフサイクルインベントリー評価手法および各種原単位ならびにそれらを包含したパソコン用表計算シートを提供した。White らの用いたシステム境界は、廃棄物の回収から最終処分または再生品の製造までをシステム内部とし、投入物としてエネルギー・一次資源を、産出物として再生品・エネルギー・コンポスト・大気への排出・水系への排出・埋立地最終処分物を取りあげている。同様の都市ごみ処理システムの評価モ

デルとしては、田中ら⁴⁾が開発した都市ごみ処理計画支援システムや、呉⁵⁾による都市ごみ管理支援評価システムなどがある。前者は、処理システムの評価項目として環境・コスト・技術（技術面の成熟度）の3要素を取り上げ、個別項目の評価を Analytic Hierarchy Process 法（階層分析法）を用いて総合評価するという構造をとっている。後者は、コスト、エネルギー消費量、二酸化炭素排出量、埋立地使用量、焼却処理量などを評価指標として用いている。

いずれにおいても、環境面の評価に際しては、ごみが廃棄された段階から最終的に処分されるまでの環境負荷をプロセスごとに積み上げる LCA 手法が用いられている。

<産業連関分析>

中村⁶⁾は、1990年の公表産業連関表等を用い、52産業部門、24廃棄物、および破碎・焼却から熔融・埋立までの廃棄物処理・処分部門からなる全国規模の廃棄物産業連関表モデルを推測した。また、その応用として、広域化による集中処理、ごみ発電、廃プラスチックの高炉還元利用等が、産業生産活動・最終処分量・二酸化炭素排出量に及ぼす効果を評価した。

産業連関分析による廃棄物政策の評価は、廃棄物発生以降を対象とした都市ごみ処理計画支援システムに比べ、経済活動内部でのモノの動きをより詳細に記述することが出来るといった利点を有する。廃棄物産業連関分析手法とプロセス積み上げ型のごみ処理システム評価手法との親和性は高く、廃棄物産業連関分析における廃棄物処理部門の投入産出係数の設定に後者のプロセスデータを用いることが出来る。

<一般均衡モデル>

増井ら⁷⁾は、埋立地容量と二酸化炭素排出に制約を課した応用一般均衡モデルを開発し、埋立地の制約が GDP に与える影響の評価等を行っている。将来のシナリオを見せるという点で優れたモデルである。廃棄物種類や産業部門数は産業連関分析のそれと比べて少ないため、少量の廃棄物流れを対象とした評価には適さない。

2.1.1.3. LCA (Life Cycle Assessment)

LCA は、製品の原材料の採取から製造、使用および処分に至る生涯（すなわち、ゆりかごから墓場まで）を通しての環境側面および潜在的影響を調査するものである⁸⁾。LCA の特徴としては、1) ライフサイクル全体を見渡す、2) 様々な種類の環境問題（環境影響領域）への影響を評価する、3) 多くの場面で線形性を仮定する、4) 実際に生じる影響の正確な予測ではなく、「潜在的な」影響を評価する、といった点が挙げられる。LCA の実施手順は Fig. 2.1-2 に示した4段階から構成されている。第1段階では、調査目的と調査範囲を決定する。第2段階は、インベントリ分析 (Fig. 2.1-3) であり、単位プロセス毎にデータを収集する。第3段階では、ライフサイクル影響評価 (LCIA: Life Cycle Impact Assessment) を行う。第4段階は結果の解釈であり、顕著な項目の特定や感度解析等の実施、結論の取りまとめを行う。

第3段階のライフサイクル影響評価は以下の諸段階より構成される (Fig. 2.1-4, Fig. 2.1-5)。

- ・ 影響領域、影響領域の指標、特性化モデルの選択
- ・ インベントリ結果の各環境影響領域への割り振り（分類化：Classification）
- ・ 影響領域の指標結果の計算（特性化：Characterization）
- ・ 指標結果の参照値に対する相対比率の計算（正規化：Normalization）
- ・ 異なる影響領域間の重み付け（重み付け：Weighting）

これらのうち、正規化および重み付けは、必須ではなく付加的要素とされている。

環境影響領域としてしばしば採用される類型と、対応する特性化手法を Table 2.1-1 に示した。特性化手法のうち地球温暖化係数 (GWP: Global Warming Potential) やオゾン破壊係数 (ODP: Ozone Depletion Potential) については、広く様々な研究者・LCA 実践者に受け入れられているが、有害物質の影響を評価する手法（特性化手法）に

については、それほどの合意はない。HTP (Human Toxicity Potential) が比較的広く使われているが、同じ HTP という名称であっても係数が一意に決まるものではなく、係数算出に用いるモデルの違いなどによっていくつかの種類がある。Huijbregts ら⁹⁾ による USES-LCA 版 HTP と Hertwich ら¹⁰⁾ による CalTOX 版 HTP が広く知られている。

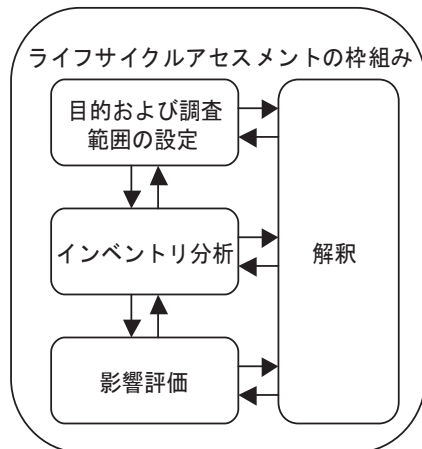


Fig. 2.1-2: LCA の実施手順

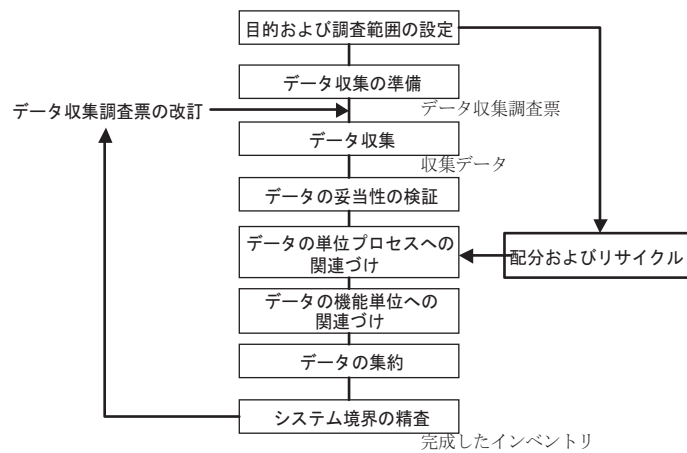


Fig. 2.1-3: インベントリ分析手順の概要

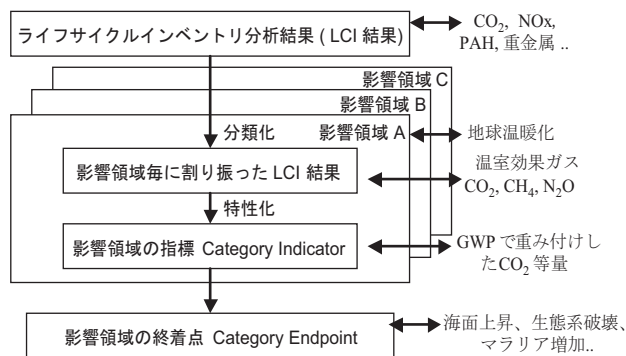


Fig. 2.1-4: 影響領域の指標の概念

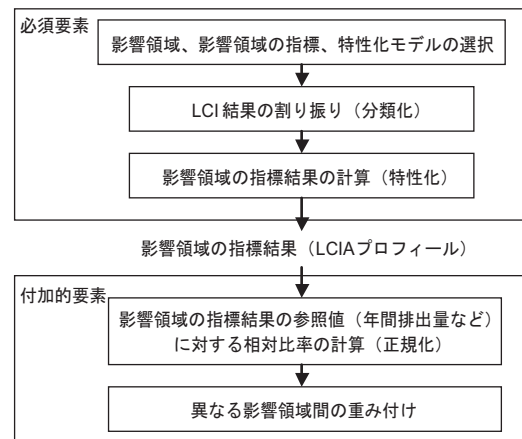


Fig. 2.1-5: ライフサイクル影響評価の構成要素

Table 2.1-1: 環境影響領域および特性化手法の例

影響領域	特性化手法
気候変動	地球温暖化係数(GWP: Global Warming Potential)
オゾン層破壊	オゾン破壊係数(ODP: Ozone Depletion Potential)
人体毒性	障害調整生存年 (DALYs)、人体毒性係数 (HTP)
生態系毒性	潜在被影響種比率(PAF)、95%無影響濃度(PNEC)
光化学スモッグ	光化学オゾン形成係数(POCPS)
酸性化	水素イオン放出能
富栄養化	窒素、リンによる生物増加量
非生物資源の採取	資源の希少性、エクセルギー、鉱物資源濃度
生物資源の採取	資源の希少性、再生可能量に対する比率
土地利用	占有面積・時間、緑被率、バイオマス生産性、透水性

2.1.1.4. MFA(SFA), LCA, RA の比較

これまで、物質循環・廃棄物管理の評価においては、マテリアルフロー解析 (MFA)¹¹⁻¹³⁾、ライフサイクルア

セスメント (LCA) ^{14,16)}、リスクアセスメント (RA) ^{17,18)} などの評価手法がしばしば用いられてきた。Table 2.1-2 は、これら 3 手法の特徴を比較したものである。以下、3 手法の比較について述べる。

リスクアセスメントの利点は、化学物質によるリスクの精緻な評価を可能とする点にあるといえる。マテリアルフロー解析においては、注目する特定の化学物質が経済活動の中でどのように動き、どの部門から環境へ排出されるかを記述することは可能であるが、環境排出後の化学物質の挙動を扱うことは少ない。ライフサイクルアセスメントにおいては、簡易な環境挙動モデルを用いて環境排出後の化学物質の挙動を扱い、ヒトへの曝露量を算出することは可能である ^{9, 10)}。しかし、環境挙動モデルが簡易なものであるため、起こりうる化学物質の環境への排出経路や曝露経路のうち限られたものしか扱うことができている。また、空間的多様性の考慮、バックグラウンド濃度の考慮、なども現在 LCA で用いられている環境挙動モデルの課題といえる ^{19,20)}。

ライフサイクルアセスメントの利点は、多様な環境側面および全てのライフサイクルにわたる統合的な評価を可能とする点にあるといえる。リスクアセスメントにおいては、考慮する環境側面は注目する化学物質によるヒトの健康への影響あるいは生態系への影響に限られることが多く、埋立地の逼迫などその他の環境側面が扱われることは稀である。また、ライフサイクルの各段階におけるリスクを個別に評価する傾向があり、ライフサイクル全体にわたるリスクを集計して評価することは少ない ²⁰⁾。マテリアルフロー解析においては、物質の総重量あるいは注目する特定の物質の重量を評価基準として用いることが一般的であり、多様な環境側面の評価においては LCA に劣る ²¹⁾。

マテリアルフロー解析の利点は、局所的な物質循環の記述ではなく社会経済活動全体の物質循環の記述を可能とする点にあるといえる。これは、再生品の需給バランスを考慮することが可能であることを意味する。LCA においては、機能単位での比較が推奨されており ⁸⁾、大局的な物質循環に影響を及ぼさない微小変化を前提とすることが多い。このため、再生品の需給バランスなど大局的な物質循環に関する制約条件は扱いにくい。リスクアセスメントにおいては、サイト毎の評価を重視する傾向があり、物質循環の全体像を描写するには適さない。

Table 2.1-2: 物質循環の評価に用いられる 3 手法の比較

	評価手法			改良・融合の方向性
	LCA	MFA	RA	
評価の総合性				
多様な環境負荷の考慮	○	△*1	×	PRTR データの産業連関表への割付
ライフサイクル全体の考慮	○	○	×*2	ライフサイクル全体を通じたリスク評価
物質循環の記述				
プロセス内での物質収支	○	○*3	×	PRTR データの産業連関表への割付
プロセス間での需給バランス	×*4	○	×	マテリアルフロー全体を対象とした評価
有害物質の評価				
環境挙動モデルの詳細さ	△*5	×	○	環境挙動・曝露モデルの精緻化
公平性の評価	×*6	×	○*7	個人リスクおよび集団リスクを用いた評価

*1: 付帯表形式での拡張は可能

*2: サイト毎の評価が中心

*3: 産業連関表では無価値物の流れは把握困難

*4: 微小変化を前提とした「機能単位」での比較が中心

*5: 曝露経路が限られるなど簡易的

*6: 被害の合計のみで分布は考慮しない

*7: サブグループ毎のリスク算出が可能

2.1.2. 本研究のフレームワーク

本研究で用いる物質循環・廃棄物処理システム統合評価のフレームワークは以下を満たすものとする。

- 1) LCA における有害物質の粗い扱い→多様な曝露経路に応じた環境挙動・曝露モデル
- 2) リスクアセスメントにおける横断的評価の不足→ライフサイクルを通じたリスクの集計、多様な環境負荷の考慮

3) LCAにおける機能単位での比較→需給制約を考慮したマクロなマテリアルフローの評価

統合評価フレームワークは、マテリアルフロー解析・LCA・リスクアセスメントの3手法を組み合わせることによって構成した。各手法の特性を活かすため、循環型社会の「記述」にはマテリアルフロー解析を、様々な環境影響の「総合的評価」にはLCAを、評価のうち「有害物質」はリスクアセスメントを用いた。フレームワークのうち「環境動態モデル」「曝露評価」が要求事項1)に対応し、多様な曝露経路に応じた化学物質の環境挙動の評価を可能とする。「リスクの集計」「各過程のインベントリ作成」「統合評価・シナリオ比較」は要求事項2)に対応し、ライフサイクルを通じたリスクの集計および多様な環境負荷の考慮を可能とする。「マテリアルフローの時系列的記述」は、要求事項3)に対応し、経済活動全体でのマテリアルフローの評価を可能とする。

Fig. 2.1-6では、物質循環一般モデルの評価を側面支援する要素として、「排出インベントリの構築」と「環境媒体情報との比較検証」も示した。「排出インベントリの構築」は、注目する製品フローに伴う有害物質排出が、全発生源に対して相対的にどの程度重要かを知らせる役割を持ち、効率的な対策の立案を可能とする。また、LCA的評価でのデータ収集作業を簡易化し、ひいては評価範囲の包括性を高めることにもなる。「環境媒体情報との比較検証」は、各種モニタリングデータや底質コア濃度などの観測値とモデル推定値との比較を通じ、環境挙動モデルや排出量推定の妥当性を検証することをさす。環境挙動モデルや排出量推定には不確実性の高いものもあるため、実測値を用いた検証は、本フレームワークに沿った評価の信頼性を高める上で重要である。

本研究では物質循環・廃棄物処理システムに対する「統合評価手法」というとき、以下の意味で「統合」という言葉を用いた。

- 1) 様々な環境問題（環境影響領域）への影響をふまえ、それら異種の影響の重み付け評価を行う。
 - 2) 環境問題の諸相（因果連鎖の各要素）を捉え、それら要素間をモデルでつなぎ、モニタリングデータとの突き合わせによる検証を行いながら、評価する。
- 1) はLCAで、2) は統合的環境評価で、統合という言葉が意味するところである。

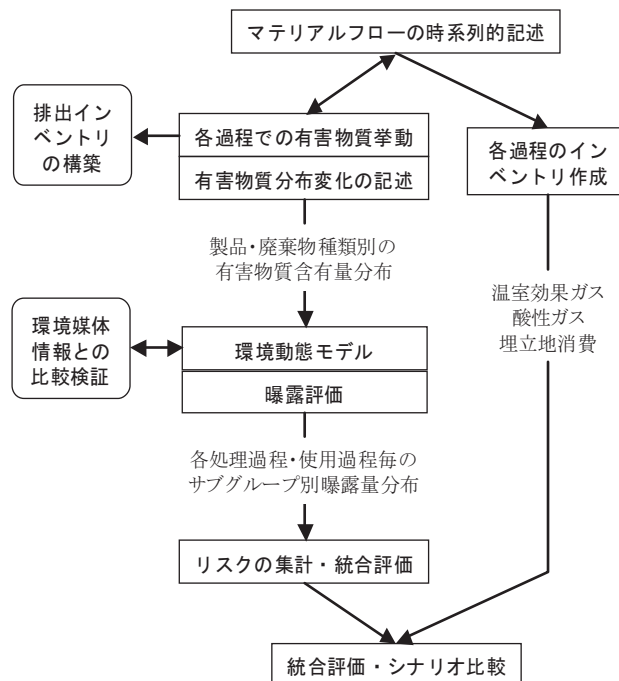


Fig. 2.1-6: 本研究で用いる統合評価手法のフレームワーク

第2章 1節の参考文献

- 1) Pierce, M. (1998): Computer-based models in integrated environmental assessment. Technical Report No. 14, European Environment Agency, Copenhagen. p.63 <http://reports.eea.eu.int/TEC14/en>
- 2) Stanners, D.; Bourdeau, P. (1995): Europe's Environment. The Dobris Assessment. European Environment Agency, Copenhagen. p.652 <http://reports.eea.eu.int/92-826-5409-5/en>
- 3) White, P.R.; Franke, M.; Hindle, P. (1995): Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory. Blackie Academic & Professional, London.
- 4) 田中勝; 大迫政浩; 藤井崇 (1998): 都市ごみ処理計画支援システムの研究-試作版ソフトウェア開発-. 第9回廃棄物学会研究発表会講演論文集. pp.170-172
- 5) 呉信鍾 (1998): 都市ごみの総合管理を支援する評価計算システムの開発に関する研究. 北海道大学大学院工学研究科学位論文
- 6) 中村慎一郎 (2001): 廃棄物処理と再資源化の産業連関分析. *廃棄物学会論文誌* **11**(2), 84-93
- 7) Masui, T.; Morita, T.; Kyogoku, J. (2000): Analysis of recycling activities using multi-sectoral economic model with material flow. *European Journal of Operational Research*. **122**(2), 405-415
- 8) ISO14040 環境マネジメント-ライフサイクルアセスメント-原則及び枠組み(1997)
- 9) Huijbregts, M.A.J.; Thissen, U.; Guinee, J.B.; Jager, T.; Kalf, D.; van de Meent, D.; Ragas, A.M.J.; Sleeswijk, W.A.; Reijnders, L. (2000): Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere*. **41**(4), 541-573
- 10) Hertwich, E.G.; Mateles, S.F.; Pease, W.S.; McKone, T.E. (2001): Human toxicity potentials for life-cycle assessment and toxics release inventory risk screening. *Environmental Toxicology and Chemistry*. **20**(4), 928-939
- 11) Joosten, L.A.J., Hekkert, M.P., Worrell, E. and Turkenburg, W.C. (1999): STREAMS: a new method for analysing material flows through society, *Resources, Conservation and Recycling*. **27**, 249-266
- 12) van der Voet, E.; Kleun, R.; van Oers, L.; Heijungs, R.; Huele, R.; Mulder, P. (1995): Studying substance flows through the economy and environment of a region - Part I: systems definition. *Environmental Science and Pollution Research*. **1**(2), 89-96
- 13) van der Voet, E.; Heijungs, R.; Mulder, P.; Huele, R.; Kleun, R.; van Oers, L. (1995): Studying substance flows through the economy and environment of a region - Part II: Modelling. *Environmental Science and Pollution Research*. **2**(3), 137-144
- 14) Hekkert, M.P.; Joosten, L.A.J. and Worrell, E. (2000): Analysis of the paper and wood flow in The Netherlands. *Resources, Conservation and Recycling*. **30**, 29-48
- 15) Tukker, A. (1999): Life Cycle Assessment for Waste, Part I: Overview, Methodology and Scoping Process: Strategic EIA for the Dutch National Hazardous Waste Management Plan 1997-2007, *International Journal of Life cycle assessment*. **4**(5), 275- 281
- 16) Weitz, K.; Barlaz, M.; Ranjithan, R.; Brill, D.; Thorneloe, S.; Ham, R. (1999): Life Cycle Management of Municipal Solid Waste, *International Journal of Life cycle assessment*. **4**(4), 195- 201
- 17) Petts, J. (2000): Municipal Waste Management: Inequities and the Role of Deliberation, *Risk Analysis*. **20**(6), 821-832
- 18) Boudet, C.; Zmirou, D.; Benoit-Guyod, J.-L. (1999): Health Risk Assessment of a Modern Municipal Waste Incinerator. *Risk analysis*. **19**(6), 1215-1222
- 19) Pennington, D.W. (2001): Current issues in the characterization of toxicological impacts. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **6**(2) 89-95
- 20) Owens, J.W. (1997): Life-cycle assessment in relation to risk assessment: an evolving perspective. *Risk Analysis*. **17**(3), 359-365
- 21) Bouman, M.; Heijungs, R.; van der Voet, E.; van den Bergh, J.C.J.M.; Huppes, G. (2000): Material flows and economic models: an analytical comparison of SFA, LCA and partial equilibrium models. *Ecological Economics*. **32**, 195-216

2.2. 環境運命・曝露モデルの作成

2.2.1. はじめに

2.2.1.1. 本節の位置づけ

本節では、有害物質の環境運命・曝露モデルについて述べる。本モデルは前節で示した物質循環評価フレームワークの一部を構成するものであり、DPSIR (Driving force – Pressure – State – Impact – Response)のうち、P (化学物質の放出) -S (環境中濃度) -I (曝露・人体影響) をつなぐ役割を果たす (Fig. 2.2-1)。

化学物質の影響の評価に環境運命・曝露モデルを用いるのは、その影響が、化学物質の毒性のみでなく、化学物質の環境中での挙動の違いにも依存するとの認識による。このように毒性のみでなく化学物質の環境中での挙動の違いを考慮した係数として、LCA の分野では HTP (Human Toxicity Potential) が使われている¹⁻⁵⁾。また、毒性を含まず環境挙動に特化した係数として、摂取比率 (iF: intake fraction) が提唱されている⁶⁾。以下、これら既往の評価手法を概観し、検証可能性という点からは摂取比率 (iF) が優れることを確認する (2.2.1)。次に、ダイオキシン類と重金属類を対象にモデルの定式化を行い (2.2.2)、それぞれについてモデル推定値と実測値との比較によるモデル検証を行う (2.2.3, 2.2.4)。最後に本節のまとめを述べる (2.2.5)。

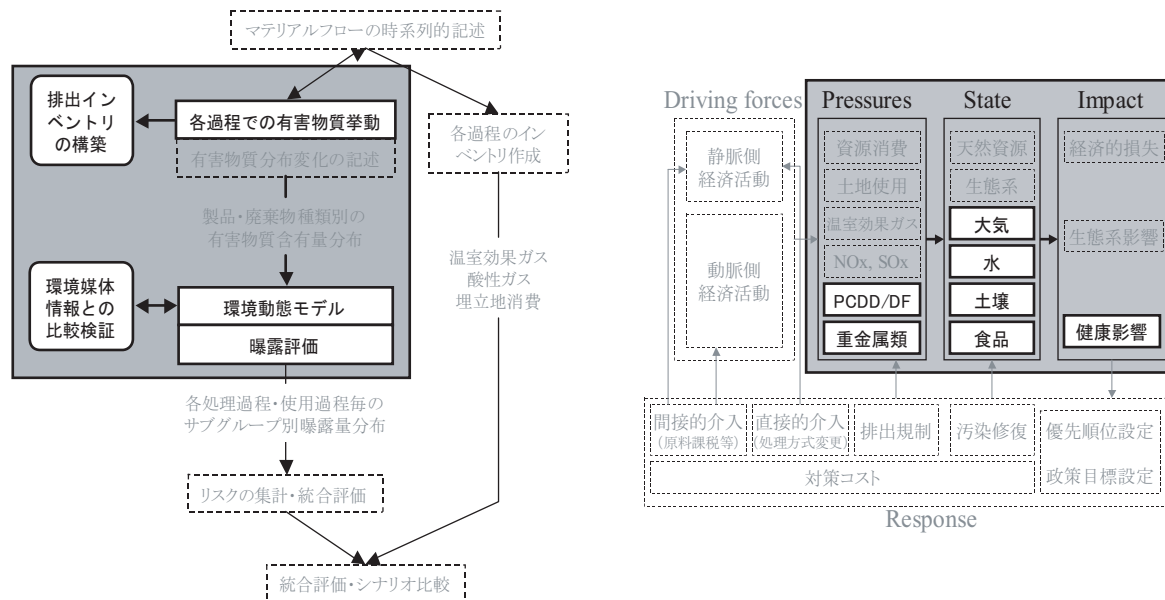


Fig. 2.2-1: 本節と統合評価フレームワークおよび DPSIR フレームワークとの関係

2.2.1.2. LCA における有害物質の特性化手法 1 (臨界容積法)

LCA における有害物質の影響評価 (特性化) では、製品のライフサイクルにわたって様々な地点・時点において生じる多種類の化学物質の排出による影響を、単一の指標 (category indicator) に集約することが求められる。このため、LCA における化学物質の特性化手法では、化学物質の排出と影響との間に相加性と線形性を仮定し、複数の排出の足し合わせが容易となるようにすることが多い。

このような要請を満たす手法の 1 つとして、LCA における毒性評価の初期の段階では、臨界容積法が用いられていた¹⁾。この手法は、排出された有害物量 E [kg] をその物質の環境基準濃度等 Criteria [kg/m^3] で割り、基準濃度に薄めるのに必要な空気 (水) の量 CV [m^3] を求めるというものである。この手法を用いることにより、多種類の化学物質の排出による影響を、排出先の媒体毎に単一の指標 (容積) で記述することが可能となる。

$$CV_{air} = \sum_{subs} E_{subs,air} / Criteria_{air,subs} \dots\dots\dots (1)$$

$$CV_{water} = \sum_{subs} E_{subs,water} / Criteria_{water,subs} \dots\dots\dots (2)$$

$$CV_{soil} = \sum_{subs} E_{subs,soil} / Criteria_{soil,subs} \dots\dots\dots (3)$$

しかし、臨界容積法には、化学物質排出後の媒体間の移動や残留性（分解性）を反映できないという難点があった。また、影響を表す単位は排出先の媒体毎に異なり、大気排出と水系排出の比較等には対応出来なかった。

2.2.1.3. LCA における有害物質の特性化手法 2 (Human Toxicity Potential)

臨界容積法の持つ課題に対応するため、有害物質そのものが持つ毒性の程度に加え、環境排出後の挙動の違いも考慮した評価手法が開発された。具体的には、有害物質の環境中での挙動および人による摂取をモデル化し、予測された摂取量 (PDI: Predicted Daily Intake) を耐用一日摂取量 (TDI) などの毒性データと比較して影響の大小が評価される。ある有害物質 *subs* がある環境媒体 *media* に排出された際の影響 ($PDI_{subs,media}/TDI_{subs}$) を、参照物質が参照媒体に排出された際の影響 ($PDI_{ref,ref-media}/TDI_{ref}$) で除した値は、人体毒性係数 (HTP: Human Toxicity Potential) と呼ばれている。HTP に化学物質の排出量 ($E_{subs,media}$) を乗じて総和を求めた結果 (HTPscore) は、環境中に排出された化学物質に対する毒性の総合的な評価結果となり、化学物質の種類の違いに加え排出先の違いを超えた影響の比較が可能となる。HTPscore は、参照物質の参照媒体への排出量に換算された値として表示される。参照物質としては 1,4 ジクロロベンゼンやベンゼンが、参照媒体としては大気を用いられることが多い。HTP がこのように基準物質への換算係数として定義された背景には、LCA で広く用いられている地球温暖化係数 (GWP: Global Warming Potential) やオゾン層破壊係数 (ODP: Ozone Depletion Potential) と同じように HTP を扱いたいとの考えがあると推察される。

$$HTP_{subs,media} = \frac{PDI_{subs,media}}{TDI_{subs}} \bigg/ \frac{PDI_{ref,air}}{TDI_{ref}} \dots\dots\dots (4)$$

$$HTPscore = \sum_{subs} \sum_{media} HTP_{subs,media} \times E_{subs,media} \dots\dots\dots (5)$$

$HTP_{subs,media}$ [kg-reference substance emitted to reference media / kg-substance emitted to media]: 人体毒性係数

$E_{subs,media}$ [kg-substance emitted to media]: 化学物質 *subs* の環境媒体 *media* への排出量

$HTPscore$ [kg-reference substance emitted to reference media]: HTP による特性化結果

HTP の研究に先鞭をつけたのは、オランダ CML と RIVM の共同研究プロジェクト¹⁾である。このプロジェクトでは、環境挙動モデルに USES を用いて、94 物質および 4 種の排出先 (大気・水系・農業土壌・工業土壌) の組み合わせに対して HTP が計算された。USES⁷⁻¹¹⁾ は化学物質の影響を定量的にアセスメントするスクリーニングツールとして開発されたもので、物質の運命予測には Mackay 型のマルチメディア運命予測モデル¹²⁾である SimpleBox¹³⁾を用いる。USES を用いた HTP の開発は、USES の改良とともに継続して進められており、USES2.0 をベースとした毒性統合係数が 181 の物質に対して提示されている²⁾。パラメータ (化学物質固有の物性値や毒性) の更新や、曝露経路としての土壌摂取の組み入れ、環境媒体への海洋の追加、評価への時間軸の取り入れ (排出後 20 年、100 年、500 年までの影響の評価) など、各種改良が行われている³⁾。USES-LCA の他には、Hertwich ら⁵⁾による HTP が広く知られている。Hertwich ら⁵⁾は環境動態モデルに CalTOX を用いて 258 物質に対して HTP を計算している。

HTP は、臨界容積法の持つ欠点の多くを克服しているが、1) 毒性エンドポイントの違いの考慮、2) 閾値の

有無の考慮（関連してバックグラウンド濃度の扱い）、3）モデルの不確実性に対する評価及び検証、などに課題を持つ。これらのうち、1）毒性のエンドポイントの違いは、TDI を超過した場合に懸念される影響の重篤度が物質毎に異なることに由来する。障害調整生存年¹⁴⁾ (Disability Adjusted Life Years: DALYs) を指標としたモデル化は、異なる症状間の重み付けにより、この問題を克服しようとするものである¹⁵⁾。しかし、必要となるデータが増加し、係数の作成はより困難となる。

2) 閾値の有無に関する課題は、用量-反応関係の非線形性と動態モデルを用いた毒性係数の線形性とのギャップに起因する。閾値を考慮した影響評価手法の開発が試みられているが、閾値以下を無影響とする考え方には反発もあり見解は分かれている¹⁶⁾。これは、化学物質による影響の評価において2つの視点があることに由来すると考えられる。その2つの視点とは、ハイリスクにさらされている個人を守るという視点と、集団全体での総曝露量を削減するという視点である。前者はリスクアセスメントで、後者はライフサイクルアセスメントで扱われることが多い。実際、HTP の算出においては、最悪シナリオを平均的なシナリオで置き換える等の修正が加えられている²⁾。評価目的に応じた使い分けが妥当と考える。

3) は、モデルを用いる研究においては必須の課題であり、これまでにモデルパラメータに対する感度解析^{3,17)}、異種モデル間の比較 (USES-LCA と CalTOX-LCA との比較) などが行われた。これらの不確実性の検討では、モデル内での比較が主になされており、実測値との比較を含む検証はあまりなされていない。この理由として、HTP が直接に実測可能なものではないことが挙げられる。このため、実測値との比較による検証は、HTP の算出過程の一部を対象とした部分的なものに限られる。また、実測との比較による検証を不足させるもう1つの要因として、「LCA のツールとしての割り切り」が挙げられる。LCA においては、評価で用いる仮定と現実とのギャップに対して、「LCA は潜在的な影響を評価するものであり実際の影響を評価するものではない」との立場をとることが多く¹⁹⁾、より正確な評価を目指した努力が放棄されやすい。一方、USES および CalTOX については、LCA のコンテキストとは別に、環境動態モデルとしての改良が加えられている²⁰⁾。しかし、これらモデルの主な用途はリスクアセスメントにおけるスクリーニング評価にあり、幅広く多種にわたる化学物質に対して迅速に評価を行うことが求められるため、モデルの改良には限界がある。USES や CalTOX の改良に任せず、個別に改良を加えていくこと（化学物質群毎にモデル構造や必要となるパラメータセットを変え、特定の化学物質群に関する最新の知見を反映するなど）には意味がある。

2.2.1.4. 摂取比率 (Intake Fraction)

有害物質の発生源からの排出をヒトへの曝露と結びつける試みは、LCA の分野以外でも数多くなされている。Bennett ら⁶⁾ は、それらの研究を概観して、排出量と曝露量とを関連づける係数およびその概念に対して少なくとも9種の名称が用いられていることを示し、用語統一の必要性を指摘した。彼らは排出と摂取量との関係を定量的に記述する用語として摂取比率 (iF: intake fraction) を用いることを提案している。以下、その定義を紹介する。

摂取比率 iF は、「ある単一の発生源あるいは類型化された発生源（移動発生源、発電所、精錬所など）からの汚染物質の放出によって生じる追加的な摂取量であり、ある一定の期間に曝露を受ける個人全てに対して合計した累積的な摂取量を放出量1単位あたりで表したもの」と定義される。iF の単位は無次元である。

$$iF = \frac{\sum_{\text{people, time}} \text{mass intake of pollutant by an individual}}{\text{mass released into the environment}} \dots\dots\dots (6)$$

iF を構成する各個人の曝露量は個人摂取比率 (iF_i: individual intake fraction) として定義される。また、用途に応じて iF を、曝露経路（経口・経気道・経皮など）・排出先の環境媒体（大気・水系・土壌など）・曝露集団（作

業者・近隣居住者・全人口など)によって分解することが想定されており、 $iF(\text{route, media, subpopulation})$ の表記が推奨されている。先に述べた化学物質の影響評価の2つの視点(ハイリスクグループに属する個人を保護するという視点と総曝露量を削減するという視点と)に共通して適用可能な分析の枠組みを iF は提供していると言える。

$$iF_{\text{media, substance}} = iF(\text{all, media, all, substance}) = \sum_{\text{subpopulation}} \sum_{\text{route}} iF(\text{route, media, subpopulation, substance}) \dots\dots\dots (7)$$

$$iF(\dots, \text{subpopulation}, \dots) = iFi(\dots, \text{subpopulation}, \dots) \times \text{population}(\text{subpopulation}) \dots\dots\dots (8)$$

2.2.1.5. HTP と iF の比較

HTP は化学物質の環境挙動に加え毒性を評価に含むが、 iF は環境挙動のみを扱い毒性に関する評価は含まない。 iF を用いて有害物質の環境排出を評価する際には、別途毒性データを用意し、これと組み合わせる必要がある。 iF は HTP の算出過程の一部を取り出したものと捉えることが可能であり、実際、HTP と iF の関係は以下のように記述できる。

$$HTP_{\text{subs, media}} = \frac{iF_{\text{subs}}(\text{media})}{TDI_{\text{subs}}} \bigg/ \frac{iF_{\text{ref}}(\text{air})}{TDI_{\text{ref}}} \dots\dots\dots (9)$$

上式では iF を用いて HTP を記述しているが、この逆に HTP を用いて iF を記述することは出来ない。これは、HTP が「参照物質の大气への放出による影響」に対して基準化されており、 iF に比べて情報が失われていることを意味する。このため、異なる研究間での HTP を比較しにくいなどの不都合が生じる(HTP の差違が分母(参照物質)と分子(対象物質)のどちらに由来するのか判別しにくいなど)。参照物質として何を用いるかについて研究者間に合意がないことは状況をさらに悪化させている。一方、 iF ではこのような問題は生じない。放出量と摂取量の実測データから iF を算出することも可能であり、検証可能性という点では、 iF が HTP よりも優れる。

2.2.2. 手法

2.2.2.1. モデル概要

本研究で用いたモデルの構造を Fig. 2.2-2 に示した。モデルは、環境への放出量から対象物質の環境中濃度を算出する部分と、環境中濃度から対象物質の摂取量を求める部分との2部構成とした。対象物質としては、物質循環・廃棄物管理においてしばしば問題となるダイオキシン類と重金属類を選んだ。ダイオキシン類と重金属類とは環境中での挙動が異なるため、モデルの定式化で若干違いを持たせた (Table 2.2-1)。

2.2.2.2. 環境運命予測モデル

2.2.2.2.1. モデル概要

環境中濃度の推定には、Mackay 型の多媒体環境運命予測モデル¹²⁾を用いた。モデルを構成する地理スケールは「発生源周辺」「日本国内」「国外」とし、これらを3段の入れ子型構造とした。各地理スケールは、大气および海洋を通じて接しており、大气の移動および海水の移動に伴って化学物質が移動する。「発生源周辺」および「日本国内」を構成する環境媒体は「大气」「土壌(農業用・その他)」「水系(淡水・海水)」「底質(淡水・海水)」とし、「国外」ではやや簡略化して「大气」「土壌」「水系」「底質」とした。Table 2.2-2 に各地理スケールの概要を示した。「発生源周辺」の広さは10km四方とし、地理条件は日本全体をそのまま縮小したものとした。

各環境媒体はガス相・粒子相・液相の組み合わせで構成され、対象とする化学物質はこれらの相の間で平衡となるように分配しているとした。ただし、重金属類については、大气中でガス態として存在する比率は無視でき全て粒子態として存在するとした。

媒体間の化学物質の移動プロセスは以下とした。

大気→水系、土壌：乾性ガス沈着、乾性粒子沈着、湿性ガス沈着、湿性粒子沈着

水系、土壌→大気：揮発

水系→底質：吸着、粒子沈降（水中懸濁粒子の堆積）

土壌→水系：土壌間隙水の流出、土壌粒子の表面流出

土壌→地下水（系外）：土壌間隙水の地下への浸透

底質→水系：脱着、底質粒子の再懸濁（巻き上げ）

底質→底質深層（系外）：堆積による深層への埋没

大気→大気：大気の大気交換に伴う移動（移流）

水系→水系：海流・河川流に伴う移動（移流）

なお、大気中での重金属類は、全て粒子相と想定したため、「乾性ガス沈着」「湿性ガス沈着」「揮発」による移動はゼロとした。また、ダイオキシン類については、OH ラジカルによる分解や微生物による分解などが各環境媒体で生じるとした。ただし、脱塩素化による他の異性体の生成は考慮していない。Table 2.2-3（ダイオキシン類）および Table 2.2-4（重金属類）にモデルで用いた各化学物質に固有なパラメータを示した。

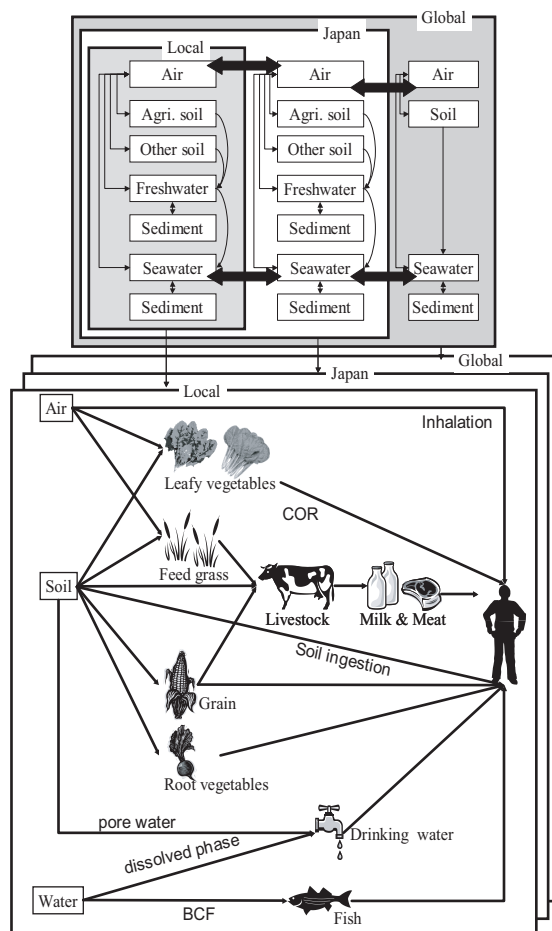


Fig. 2.2-2: Environmental fate and exposure pathways in this model

Table 2.2-1: Difference in the model implementation between organic compounds (PCDD/DF, Co-PCB, HCB) and metals

	PCDDs/DFs, Co-PCB, HCB	Metals
Partitioning in air	gas + particle	particle
Soil to air transfer	yes (evaporation)	no
Water to air transfer	yes (evaporation)	no
Degradation	yes	no
Vegetation category	leafy vegetables	aboveground vegetables grain root vegetables
Feed category	feed grass	feed grass feed grain
Livestock category	(milk-meat) one food category	(milk), (meat) two food category
Air to plant transfer	yes: leafy vegetables yes: feed grass	yes: aboveground vegetables yes: feed grass no: grain no: root vegetables no: feed grain
Soil to plant transfer (root uptake)	no: all vegetation category no: all feed category	yes: all vegetation category yes: all feed category

Table 2.2-2: Model parameters (area dependent)

Parameter	Symbol	Unit A	Unit B	Local	Japan	Global*1
Population						
			person	1.67E+04	1.26E+08	5.08E+09
Area						
		m ²	km ²	1.00E+02	7.56E+05	2.54E+08
	Seawater			50.0%	50.0%	60.7%
	Freshwater			1.8%	1.8%	-
	Agri. soil			6.6%	6.6%	-
	Other soil			41.6%	41.6%	39.3%
Depth						
	Air height	m	m	500	500	500
	Sea depth	m	m	200	200	200
	Freshwater depth	m	m	6	6	-
	Agri. soil depth	m	m	0.2	0.2	-
	Other soil depth	m	m	0.05	0.05	0.05
	Sediment depth	m	m	0.03	0.03	0.03
Media composition						
Suspended solid in seawater	SS(seawater)	kg/m ³	mg/L	5	5	5
Suspended solid in freshwater	SS(freshwater)	kg/m ³	mg/L	10	10	-
Organic carbon in SS	OCsusp	kg/kg	kg/kg	10%	10%	10%
Water content in soil	VolFracWater(soil)	m ³ /m ³	m ³ /m ³	0.2	0.2	0.2
Solid content in soil	VolFracSolid(soil)	m ³ /m ³	m ³ /m ³	0.6	0.6	0.6
Organic carbon in soil solid	OCsoilsolid	kg/kg	kg/kg	2%	2%	2%
Water content in sediment	VolFracWater(sediment)	m ³ /m ³	m ³ /m ³	0.8	0.8	0.8
Organic carbon in sed. solid	OCsedsolid	kg/kg	kg/kg	5%	5%	5%
Intermedia transport						
Aerosol deposition velocity	Vdep(particle)	m/hr	m/hr	3.6	3.6	3.6
Rain rate	RainRate	m/hr	m/yr	1.6	1.6	0.94
Particle scavenging rate for PCDD/DFs	Wp	-	-	4,000	4,000	4,000
Particle scavenging rate for metals	Wp	-	-	200,000	200,000	200,000
Soil penetration rate*2	Frac _{leach}	-	-	25%	25%	25%
Rain run-off rate*3	Frac _{Runoff}	-	-	25%	25%	25%
Soil erosion rate *4	Verosion(soil)	kg/m ² .hr	g/m ² .yr	80	80	47
Settling velocity of suspended solids	VsettleSS	m/hr	m/hr	0.1	0.1	0.1
Sediment burial rate in seawater *5	Vsedrate(seawatersediment)	m/hr	m/hr	2.5E-10	2.5E-10	1.4E-09
Sediment burial rate in freshwater *5	Vsedrate(freshwatersediment)	m/hr	m/hr	9.5E-08	9.5E-08	-
Air exchange	AirFlow(airX, airY)	m ³ /hr	m ³ /hr	6.1E+10	5.3E+12	-
Freshwater flow	WaterFlow(freshwater, seawater)	m ³ /hr	m ³ /hr	2.5E+03	1.9E+07	-
Seawater exchange	WaterFlow(seawaterX, seawaterY)	m ³ /hr	m ³ /sec	3.3E+05	2.0E+07	-
Food production						
Leafy vegetable *6			ton-dry/yr	5.8E+00	4.4E+04	1.9E+06
Rice and cereals			ton-dry/yr	9.7E+02	7.3E+06	8.2E+08
Root crops			ton-dry/yr	1.1E+02	8.4E+05	6.3E+07
Aboveground vegetables and fruits			ton-dry/yr	2.1E+02	1.6E+06	8.4E+07
Feed forage			ton-dry/yr	5.8E+02	4.4E+06	4.6E+08
Feed grain			ton-dry/yr	2.7E+02	2.0E+06	5.6E+08
Fish (freshwater) *7			ton-wet/yr	9.5E+00	7.2E+04	-
Fish (seawater) *7			ton-wet/yr	3.9E+02	2.9E+06	3.4E+07

Unit A: unit in the equations (10)-(76) in the text. Unit B: conventional unit used in this table.

*1: Northern hemisphere excluding Japan.

*2: Fraction of rain that penetrates the soil surface.

*3: Fraction of rain that runs off the soil surface.

*4: Soil erosion rate = RainRate * FracRunoff * 200 [g/m³]. 200ppm solids in runoff water is assumed.

*5: Dry matter equivalent depth.

*6: Sum of lettuce, spinach, komatsuna, shungiku, bok choy, cauliflower, asparagus and artichoke. Only edible portion.

*7: Only the edible portion is counted.

JungeConst x TSP	2.6x10 ⁻⁶	Pa				
Density _{sediment}	1,300	kg/m ³	底質の密度	Density _{sedsolid}	2,500	kg/m ³ 底質粒子の密度
Density _{soil}	1,700	kg/m ³	土壌の密度	Density _{soilsolid}	2,500	kg/m ³ 土壌粒子の密度
kasl _{air}	5	m/hr	大気・土壌境界の大気側物質移動係数			
kasl _{soilair}	0.02	m/hr	大気・土壌境界の土壌間隙空気側物質移動係数			
kasl _{soilwater}	2x10 ⁻⁶	m/hr	大気・土壌境界の土壌間隙水側物質移動係数			
kaw _{air}	5	m/hr	大気・水境界の大気側物質移動係数			
kaw _{water}	0.05	m/hr	大気・水境界の水側物質移動係数			
kws _{water}	0.01	m/hr	水・底質境界の水側物質移動係数			
kws _{sed}	1x10 ⁻⁴	m/hr	水・底質境界の底質側物質移動係数			

Table 2.2-3: Model parameters for PCDDs/DFs, Co-PCBs and HCB

Chemical name	P ₁ [Pa]	H [Pa·m ³ /mol]	log Kow	log Koc	SC [m ³ /g-dry]	log BC Fish		COR			Degradation half life [hr]			TEF
						ave.	N	-	-	air	water	soil	sediment	
23781CDD	8.19E-4 A)	1.62 F)	6.96 F)	5.74 I)	52 J)	3.63 J)	14 L)	0.35 M)	290 P)	2,900 R)	219,000 S)	219,000 S)	1. U)	
12378P5CDF	2.21E-4 A)	1.48 F)	7.50 F)	6.18 I)	43 J)	3.80 J)	40 L)	0.24 M)	450 P)	4,500 R)	219,000 S)	219,000 S)	1. U)	
123478H6CDD	6.26E-5 A)	1.45 F)	7.94 F)	6.53 I)	29 J)	2.64 J)	6 L)	0.15 M)	1,000 P)	10,000 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.1 U)	
123678H6CDD	5.98E-5 A)	1.45 F)	7.98 F)	6.56 I)	29 J)	2.81 J)	32 L)	0.18 M)	690 P)	6,900 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.1 U)	
123789H6CDD	5.46E-5 A)	0.832 F)	8.02 F)	6.60 I)	29 J)	2.28 J)	13 L)	0.13 M)	690 P)	6,900 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.1 U)	
1234678H7CDD	1.56E-5 A)	0.832 F)	8.40 F)	6.90 I)	16 J)	2.11 J)	225 L)	0.033 M)	1,600 P)	16,000 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.01 U)	
O8CDD	4.20E-6 A)	0.513 F)	8.75 F)	7.19 I)	13 J)	1.79 J)	264 L)	0.0039 M)	4,000 P)	40,000 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.0001 U)	
1237814CDF	1.12E-3 B)	2.69 F)	6.46 F)	5.33 I)	27 J)	3.79 J)	57 L)	0.0005 M)	480 P)	4,800 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.1 U)	
12378P5CDF	3.72E-4 B)	1.91 F)	6.99 F)	5.76 I)	28 J)	2.96 J)	77 L)	0.0005 M)	770 P)	7,700 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.05 U)	
23478P5CDF	2.80E-4 B)	2.57 F)	7.11 F)	5.86 I)	28 J)	3.41 J)	99 L)	0.17 M)	820 P)	8,200 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.5 U)	
123478H6CDF	1.01E-4 B)	1.91 F)	7.53 F)	6.20 I)	21 J)	2.63 J)	16 L)	0.14 M)	1,900 P)	19,000 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.1 U)	
123678H6CDF	9.68E-5 B)	1.91 F)	7.57 F)	6.23 I)	21 J)	2.37 J)	15 L)	0.15 M)	1,400 P)	14,000 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.1 U)	
123789H6CDF	6.64E-5 B)	0.955 F)	7.76 F)	6.39 I)	21 J)	0.75 J)	0 L)	0.0005 M)	1,300 P)	13,000 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.1 U)	
234678H6CDF	7.76E-5 B)	1.78 F)	7.65 F)	6.30 I)	21 J)	2.10 J)	37 L)	0.089 M)	1,500 P)	15,000 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.1 U)	
1234678H7CDF	2.92E-5 B)	1.41 F)	8.01 F)	6.59 I)	16 J)	1.87 J)	111 L)	0.035 M)	3,400 P)	34,000 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.01 U)	
123478H7CDF	1.65E-5 B)	1.00 F)	8.23 F)	6.77 I)	16 J)	1.60 J)	9 L)	0.043 M)	3,000 P)	30,000 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.01 U)	
O8CDF	5.78E-6 B)	0.776 F)	8.60 F)	7.07 I)	15 J)	1.60 J)	42 L)	0.0033 M)	8,000 P)	80,000 R)	219,000 S)	219,000 S)	0.0001 U)	
3344-14CB (#77)	1.45E-3 C)	10.4 G)	6.14 H)	5.63 I)	21 K)	4.00 J)	338 L)	0.012 N)	350 P)	3,500 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.0001 U)	
3445-14CB (#81)	1.82E-3 C)	14.5 G)	6.14 H)	5.59 I)	21 K)	4.18 J)	194 L)	0.10 O)	350 P)	3,500 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.0001 U)	
33445-P5CB (#126)	2.86E-4 C)	8.29 G)	6.60 H)	5.95 I)	39 K)	4.25 J)	150 L)	0.35 N)	520 P)	5,200 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.1 U)	
334455-H6CB (#169)	4.24E-5 D)	6.60 G)	7.06 H)	6.23 I)	71 K)	4.09 J)	18 L)	0.31 N)	760 P)	7,600 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.01 U)	
233444-P5CB (#105)	6.77E-4 C)	10.1 G)	6.39 H)	5.83 I)	29 K)	4.63 J)	350 L)	0.40 O)	680 P)	6,800 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.0001 U)	
23445-P5CB (#114)	1.15E-3 C)	14.5 G)	6.39 H)	5.77 I)	17 K)	4.61 J)	276 L)	0.80 O)	530 P)	5,300 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.0005 U)	
23445-P5CB (#118)	1.04E-3 C)	12.7 G)	6.46 H)	5.73 I)	24 K)	4.73 J)	348 L)	0.80 O)	420 P)	4,200 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.0001 U)	
23445-P5CB (#123)	9.95E-4 C)	17.6 G)	6.46 H)	5.73 I)	21 K)	4.57 J)	244 L)	0.20 O)	420 P)	4,200 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.0001 U)	
233445-H6CB (#156)	1.60E-4 C)	8.97 G)	6.84 H)	6.10 I)	49 K)	4.74 J)	332 L)	0.80 O)	1,100 P)	11,000 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.0005 U)	
233445-H6CB (#157)	1.27E-4 C)	8.56 G)	6.84 H)	6.12 I)	58 K)	4.63 J)	251 L)	0.40 O)	950 P)	9,500 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.0005 U)	
234455-H6CB (#167)	2.39E-4 C)	11.1 G)	6.92 H)	6.02 I)	45 K)	4.75 J)	295 L)	0.80 O)	950 P)	9,500 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.0001 U)	
2334455-H7CB (#189)	3.30E-5 C)	6.74 G)	7.30 H)	6.37 I)	88 K)	4.33 J)	114 L)	0.80 O)	1,600 P)	16,000 R)	87,600 T)	87,600 T)	0.0001 U)	
Hexachlorobenzene	2.45E-1 E)	131. E)	5.50 E)	4.92 E)	4.2 J)	3.89 J)	- E)	0.80 O)	16,000 Q)	160,000 R)	55,000 E)	55,000 E)	0.00001 V)	

P₁: subcooled liquid vapor pressure. TF: Henry's law constant at 25 °C. SC: Seaweed coefficient for vegetation to air (bulk). BCF: fish: bioconcentration factors for fish. COR: carryover rate from feed to cow's milk.
A 46) Eitzer, Brian D.; Hites, Ronald A. (1988): Environmental Science and Technology. 22(11), 1362-1364, 47) Donnelly, J.R.; Munslow, W.D.; Mitchum, R.K.; Sovocool, G.W. (1987): Journal of Chromatography. 392, 51-63
B 46) Eitzer, Brian D.; Hites, Ronald A. (1988): Environmental Science and Technology. 22(11), 1362-1364, 48) Hale, M.D.; Hileman, F.D.; Mazer, T.; Shell, T.L.; Noble, R.W.; Brooks, J.J. (1985): Analytical Chemistry. 57, 640-648
C 49) Foreman, William T.; Bidleman, Terry F. (1985): Journal of Chromatography A. 330, 203-216
D 50) Hawker, D.W.; Corneli, D.W. (1988): Environmental Science and Technology. 22(4), 382-387, 51) Hawker, D.W. (1989): Environmental Science and Technology. 23(10), 1250-1253
E 52) Mackay, D.; Shiu, W.Y.; Ma, K.C. (1992)
F 53) Govers, H.A.J.; Krop, H.B. (1998): Chemosphere. 37(9-12), 2139-2152
G 54) Dunnivant, F.M.; Elzerman, A.W. (1992): Environmental Science and Technology. 26(8), 1567-1573
H 55) Hansen, B.G.; Paya-Perez, A.B.; Rahman, M.; Larsen, B.R. (1999): Chemosphere. 39(13), 2209-2228
I Estimated by log Koc = 0.81 log Kow + 0.1
J Calculated from field measurement data in [37] Bohme, F.; WeischPausch, K.; McLachlan, M.S. (1999): Environmental Science and Technology. 33(11), 1805-1813
K Estimated by regression with Koa using data in [37] Bohme, F.; WeischPausch, K.; McLachlan, M.S. (1999): Environmental Science and Technology. 33(11), 1805-1813
L Calculated from field measurement of water (dissolved + particle-bound) and fish. [56] Environmental Agency of Japan (1999): National survey of dioxins. REPORT.
M 57) Fries, G.F.; Paustenbach, D.J.; Mather, D.B.; Lukssemburg, W.J. (1999): Environmental Science and Technology. 33(8), 1165-1170
N 58) Slob, W.; Olling, M.; Derks, H.J.G.M.; de Jong, A.P.J.M. (1995): Chemosphere. 31(8), 3827-3838
O Estimated from fat/feed ratio and COR in [59] Thomas, G.O.; Sweetman, A.J.; Jones, K.C. (1999): Environmental Science and Technology. 33(1), 104-112
P Calculated from gas phase OH radical reaction constant by [60] Atkinson, R. (1997): Issues in Environmental Science and Technology. (6), 53-72 and OH radical concentration by [61] Prinn, R.G. et al. (2001) *
Q 62) Brubaker, W.W.; Hites, R.A. (1998): Environmental Science and Technology. 32(6), 766-769
R Estimated by (half life in water) = 10 x (half life in air)
U 63) van den Berg, M et al. (1998): Environmental Health Perspectives. 106(12), 775-792
V 64) van Birgele, A.P. (1998): Environmental Health Perspectives. 106(11), 683-688
S Assumption: 25 years
T Assumption: 10 years

Table 2.2-4: Model parameters for metals

Parameter name	Unit	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Solid-water partition coefficient								
Kp(soil)	L/kg	1.825 a)	390 a)	4.778 a)	2.120 a)	2.333 a)	102,410 a)	1,731 a)
Kp(sed)	L/kg	8,600 b)	208,000 c)	30,000 d)	11,800 c)	10,100 c)	941,000 c)	52,600 c)
Kp(susp)	L/kg	8,600 b)	208,000 c)	30,000 d)	11,800 c)	10,100 c)	941,000 c)	52,600 c)
Bioconcentration factor for fish								
BCF_fish	L/kg	114 n)	907 n)	19 n)	710 n)	78 n)	726 o)	2,059 n)
Soil to plant bioconcentration factor								
Br_rootveg	kg_soil/kg-dry_plant	1.7E-02 j)-R	3.4E-01 j)-R	1.4E-02 j)-R	2.1E-01 j)-R	3.8E-02 j)-R	1.1E-02 j)-R	2.2E-01 j)-R
Br_aboveground	kg_soil/kg-dry_plant	1.4E-02 j)-L	8.6E-01 j)-L	6.2E-03 j)-L	3.0E-01 j)-L	4.2E-02 j)-L	2.9E-03 j)-L	2.8E-01 j)-L
Br_forage	kg_soil/kg-dry_plant	1.4E-02 j)-L	8.6E-01 j)-L	6.2E-03 j)-L	3.0E-01 j)-L	4.2E-02 j)-L	2.9E-03 j)-L	2.8E-01 j)-L
Br_grain	kg_soil/kg-dry_plant	5.2E-03 m)	1.7E-01 e)	4.0E-03 j)-B	1.9E-01 e)	4.6E-02 g)	1.4E-03 f)	2.4E-01 e)
Feed to meat/milk bioaccumulation factor								
Ba_beef	day/kg-wet_meat	1.3E-03 k)	1.7E-04 k)	1.9E-03 k)	1.3E-03 i)	2.3E-03 i)	6.7E-05 k)	1.1E-01 h)
Ba_milk	day/L_milk	3.0E-05 l)	4.1E-03 i)	3.8E-03 i)	1.3E-03 i)	2.3E-03 i)	9.4E-04 i)	2.9E-03 i)
Toxicity (oral)								
RfD: reference dose	mg/kg/day	0.0003	0.001	0.003 Cr(VI)		0.02		0.3
Oral Slope Factor (Virtually Safety Dose at 10-6 cancer risk)	1/(mg/kg/day)	1.5						
PTWI by JECFA	mg/kg/week	0.015	0.007				0.025	
PMTDI by JECFA	mg/kg/day	0.002	0.001				0.0036	
Toxicity (inhalation)								
RfC: reference concentration by IRIS	ng/m3			8 Cr(VI)				
Air Unit Risk by IRIS (air conc. at 10-6 cancer risk)	1/(mg/m3)	4.3	1.8	12 Cr(VI)		0.24		
Air Unit Risk by WHO Air Quality Guidelines (air conc. at 10-6 cancer risk)	1/(mg/m3)	0.2	0.6	0.08		4		
Guideline Values for air by WHO	ng/m3	1.5	11 - 130	0.09 - 0.008		0.38		
		0.7			5	2.6		

a 65) Sauve, S.; Hendershot, W.; Allen, H.E. (2000); Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science and Technology*. **34**(7), 1125-1131

b 66) Millward, G. E.; Kitts, H. J.; Ebdon, L.; Allen, J. I.; Morris, A. W. (1997); Arsenic species in the Humber Plume, U.K. *Continental Shelf Research*. **17**(4), 435-454

c 67) Radovanovic, R.; Koelmanns, A.A. (1998); Prediction of In Situ Trace Metal Distribution Coefficients for Suspended Solids in Natural Waters. *Environmental Science and Technology*. **32**(6), 753-759

d 68) Lawson, Nicole M.; Mason, Robert P.; Laporte, Jean-Michel (2001); The fate and transport of mercury, methylmercury, and other trace metals in Chesapeake Bay tributaries. *Water Research*. **35**(2), 501-515

e 69) Herawati, N.; Suzuki, S.; Hayashi, K.; Rivai, I.F.; Koyama, H. (2000); Cadmium, copper, and zinc levels in rice and soil of Japan, Indonesia, and China by soil type. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicol.* **64**(1), 33-39

f 70) Jung, M C; Thornton, I (1997); Environmental contamination and seasonal variation of metals in soils, plants and waters in the paddy fields around a Pb-Zn mine in Korea. *The Science of the Total Environment*. **198**(2), 105-121

g 71) Chukwuma Sr., Chrysanthus (1995); Evaluating baseline data for copper, manganese, nickel and zinc in rice, yam, cassava and guinea grass from cultivated soils in Nigeria. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **53**(1), 47-61

h 72) Farmer, Alma A.; Farmer, Andrew M. (2000); Concentrations of cadmium, lead and zinc in livestock feed and organs around a metal production centre in eastern Kazakhstan. *The Science of The Total Environment*. **257**(1), 53-60

i 73) Coni, E.; Bocca, A.; Ianni, D.; Caroli, S. (1995); Preliminary evaluation of the factors influencing the trace- element content of milk and dairy-products. *Food Chemistry*. **52**(2), 123-130

j 74) Samsoe-Petersen, Lise; Larsen, Erik H.; Bruun, Preben (2002); Uptake of trace elements and PAHs by fruit and vegetables from contaminated soils. *Environmental Science and Technology*. **36**(14), 3057-3063

j-R average of radish, potato and carrot

j-L average of lettuce

j-B average of bean

k 75) Stevens, J.B. (1992); Disposition of toxic metals in the agricultural food-chain .2. Steady-state bovine tissue biotransfer factors. *Environmental Science and Technology*. **26**(10), 1915-1921

l 76) Stevens, J.B. (1991); Disposition of toxic metals in the agricultural food-chain .1. Steady-state bovine-milk biotransfer factors. *Environmental Science and Technology*. **25**(7), 1289-1294

m 77) Abedin, Md Joinal; Cresser, Malcolm S.; Meharg, Andy A.; Feldmann, Jorg; Cotter-Howells, Janet (2002); Arsenic accumulation and metabolism in rice (*Oryza sativa* L.). *Environmental Science and Technology*. **36**(5), 962-968

n 89) US EPA (1999); Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol – Appendix C: Media to Receptor BCF Values – EPA 530-D-99-001A

o 90) Wong, P. T. S.; Chau, Y. K.; Kramar, O.; Bengert, G.A. (1981); Accumulation and depuration of tetramethyllead by rainbow trout. *Water research*, **15**, 621-625

2.2.2.2.2. 環境媒体内での分配

<大気>

ダイオキシン類の大気中でのガス相と粒子相への分配は、蒸気圧をパラメータとする Junge-Pankow モデル²¹⁾を用いて記述した。ガス相とオクタノール相との分配係数 K_{oa} をパラメータとして分配を記述するモデル²²⁾も提案されているが、 K_{oa} の測定値が限られているため、採用しなかった。

$$C(\text{air}) = C_{\text{gas}}(\text{air}) + C_{\text{particle}}(\text{air}) \dots \dots \dots (10)$$

$$C_{\text{gas}}(\text{air}) = Vp_{\text{Liquid}} \times \frac{C_{\text{particle}}(\text{air})}{\text{JungeConst} \times \text{TSP}} \dots (11)$$

重金属類については、全て粒子相に存在するとした。

<水中>

ダイオキシン類の水中での溶存態と懸濁態との分配は、水-有機炭素間の分配係数 (K_{oc}) と、水中懸濁物質濃度 (SS) および懸濁物質の有機炭素含有率 (OCsusp) とを用いて記述した。重金属類については、水-懸濁物質間の分配係数 ($K_d(\text{susp})$) を文献より直接設定し、水中懸濁物質濃度 (SS) を用いて分配を記述した。

$$C(\text{water}) = C_{\text{dissolved}}(\text{water}) + C_{\text{susp}}(\text{water}) \times \text{SS}(\text{water}) \dots (12)$$

$$C_{\text{susp}}(\text{water}) = K_{oc} \times \text{OCsusp} \times C_{\text{dissolved}}(\text{water}) \dots (13) \text{ PCDDs/DFs, Co-PCBs, HCB}$$

$$C_{\text{susp}}(\text{water}) = K_d(\text{susp}) \times C_{\text{dissolved}}(\text{water}) \dots (14) \text{ Metals}$$

<底質>

ダイオキシン類の底質での粒子相と間隙水との分配は、水中での分配と同様に、 K_{oc} と底質粒子の体積比率および底質粒子の有機炭素含有率を用いて記述した。重金属類については、底質粒子と間隙水との分配係数が水中での水-懸濁物質間の分配係数と等しいと仮定した。

$$C(\text{sediment}) \times \text{Density}_{\text{sediment}} = C_{\text{porewater}}(\text{sediment}) \times (1 - \text{VolFracSolid}(\text{sediment})) + C_{\text{solid}}(\text{sediment}) \times \text{VolFracSolid}(\text{sediment}) \times \text{Density}_{\text{sediment}} \dots (15)$$

$$C_{\text{solid}}(\text{sediment}) = K_{oc} \times \text{OCsedsolid} \times C_{\text{porewater}}(\text{sediment}) \dots (16) \text{ PCDDs/DFs, Co-PCBs, HCB}$$

$$C_{\text{solid}}(\text{sediment}) = K_d(\text{sedsolid}) \times C_{\text{porewater}}(\text{sediment}) \dots (17) \text{ Metals}$$

<土壌>

土壌は、土壌粒子、土壌間隙水、ガスの3相からなるとした。ダイオキシン類の土壌粒子と土壌間隙水の間での分配は、水中での分配と同様に、 K_{oc} および土壌粒子の有機炭素含有率 (OSsoilsolid) とを用いて記述した。また、土壌間隙水とガス相との間での分配は、ヘンリー定数 (H) を用いて記述した。

$$C(\text{soil}) \times \text{Density}_{\text{soil}} = C_{\text{porewater}}(\text{soil}) \times \text{VolFracWater}(\text{soil}) + C_{\text{solid}}(\text{soil}) \times \text{VolFracSolid}(\text{soil}) \times \text{Density}_{\text{soilsolid}} + C_{\text{air}}(\text{soil}) \times (1 - \text{VolFracWater}(\text{soil}) - \text{VolFracSolid}(\text{soil})) \dots (18)$$

$$C_{\text{solid}}(\text{soil}) = K_{oc} \times \text{OCsoilsolid} \times C_{\text{porewater}}(\text{soil}) \dots (19)$$

$$C_{\text{air}}(\text{soil}) = \frac{H}{RT} \times C_{\text{porewater}}(\text{soil}) \dots (20) \text{ PCDDs/DFs, Co-PCBs, HCB}$$

重金属類については、ガス相での存在は省き、土壌粒子と間隙水との間の分配を、文献値より設定した分配係数 ($K_d(\text{soilsolid})$) を用いて記述した。

$$C(\text{soil}) \times \text{Density}_{\text{soil}} = C_{\text{porewater}}(\text{soil}) \times \text{VolFracWater}(\text{soil}) + C_{\text{solid}}(\text{soil}) \times \text{VolFracSolid}(\text{soil}) \times \text{Density}_{\text{soilsolid}} \dots (21)$$

$$C_{\text{solid}}(\text{soil}) = Kd(\text{soilsolid}) \times C_{\text{porewater}}(\text{soil}) \dots (22) \text{ Metals}$$

2.2.2.2.3. 環境媒体間の移動プロセス

<大気から土壌へ>²³⁾

大気から土壌への化学物質のフラックス $F(\text{air}, \text{soil})$ は、乾性粒子沈着 $F_{\text{dpd}}(\text{air}, \text{soil})$ 、乾性ガス沈着 $F_{\text{dgd}}(\text{air}, \text{soil})$ 、湿性粒子沈着 $F_{\text{wpd}}(\text{air}, \text{soil})$ 、湿性ガス沈着 $F_{\text{wgd}}(\text{air}, \text{soil})$ の合計で表されるとした。

$$F(\text{air}, \text{soil}) = F_{\text{dpd}}(\text{air}, \text{soil}) + F_{\text{dgd}}(\text{air}, \text{soil}) + F_{\text{wpd}}(\text{air}, \text{soil}) + F_{\text{wgd}}(\text{air}, \text{soil}) \dots (23)$$

乾性粒子沈着 (F_{dpd}) は、粒子相濃度に粒子の降下速度 ($V_{\text{dep}}(\text{particle})$) を乗じて求めた。

$$F_{\text{dpd}}(\text{air}, \text{soil}) = \text{Area}(\text{soil}) \times V_{\text{dep}}(\text{particle}) \times C_{\text{particle}}(\text{air}) \dots (24)$$

乾性ガス沈着 (F_{dgd}) は、大気から土壌へのガス状物質の吸収として記述した。(拡散による正味のフラックスは大気濃度と土壌間隙空气中濃度との差に依存するが、ここではそれを大気濃度に依存するフラックスと土壌間隙空气中濃度に依存するフラックスとに分解し、前者を大気から土壌への項で記述し、後者を土壌から大気への項で記述した。) 大気-土壌間の総括物質移動係数は、二重境膜モデルを用いて記述した。

$$F_{\text{dgd}}(\text{air}, \text{soil}) = \frac{\text{Area}(\text{soil}) \times C_{\text{gas}}(\text{air})}{1/k_{\text{soil}} + 1/k_{\text{asl}}_{\text{air}}} \dots (25)$$

$$k_{\text{soil}} = k_{\text{asl}}_{\text{soilair}} + \left(\frac{RT}{H} \right) \times k_{\text{asl}}_{\text{soilwater}} \dots (26)$$

ここで k_{soil} は土壌側の移動係数を、 $k_{\text{asl}}_{\text{air}}$ は大気側の移動係数を表す。土壌側の移動係数は、土壌間隙空気を通じた移動 ($k_{\text{asl}}_{\text{soilair}}$) と土壌間隙水を通じた移動 ($k_{\text{asl}}_{\text{soilwater}}$) との合計とした。 RT/H は、気相濃度を平衡にある土壌間隙水中濃度に換算する。

湿性粒子沈着 (F_{wpd}) は、粒子相濃度に降水量 (RainRate) および雨水による粒子のスキャベンジ比 (Wp) を乗じて求めた。

$$F_{\text{wpd}}(\text{air}, \text{soil}) = \text{Area}(\text{soil}) \times \text{RainRate} \times Wp \times C_{\text{particle}}(\text{air}) \dots (27)$$

湿性ガス沈着 (F_{wgd}) は、雨水中濃度と大気中ガス相濃度とが平衡に達しているとして求めた。

$$F_{\text{wgd}}(\text{air}, \text{soil}) = \text{Area}(\text{soil}) \times \text{RainRate} \times \frac{RT}{H} \times C_{\text{gas}}(\text{air}) \dots (28)$$

<大気から水系へ>

大気から水系への化学物質のフラックス $F(\text{air}, \text{water})$ は、土壌と同様に、乾性粒子沈着 $F_{\text{dpd}}(\text{air}, \text{water})$ 、乾性ガス沈着 $F_{\text{dgd}}(\text{air}, \text{water})$ 、湿性粒子沈着 $F_{\text{wpd}}(\text{air}, \text{water})$ 、湿性ガス沈着 $F_{\text{wgd}}(\text{air}, \text{water})$ の合計で表されるとした。

$$F(\text{air}, \text{water}) = F_{\text{dpd}}(\text{air}, \text{water}) + F_{\text{dgd}}(\text{air}, \text{water}) + F_{\text{wpd}}(\text{air}, \text{water}) + F_{\text{wgd}}(\text{air}, \text{water}) \dots (29)$$

F_{dpd} , F_{wpd} , F_{wgd} は大気から土壌へのフラックスと同様に記述される。 F_{dgd} は以下となる。

$$F_{\text{dgd}}(\text{air}, \text{water}) = \frac{\text{Area}(\text{water}) \times C_{\text{gas}}(\text{air})}{\left(\frac{H}{RT} \right) / k_{\text{aw}}_{\text{water}} + 1/k_{\text{aw}}_{\text{air}}} \dots (30)$$

<土壌から大気へ>

土壌から大気への化学物質の移動は、揮発によるとした。大気から土壌への乾性ガス沈着と同様に記述される。

$$F(\text{soil}, \text{air}) = F_{\text{evaporation}}(\text{soil}, \text{air}) = \frac{\text{Area}(\text{soil}) \times C_{\text{air}}(\text{soil})}{1/k_{\text{soil}} + 1/k_{\text{asl}}_{\text{air}}} \dots (31)$$

$$k_{\text{soil}} = k_{\text{asl}}_{\text{soilair}} + \left(\frac{RT}{H} \right) \times k_{\text{asl}}_{\text{soilwater}} \dots (32)$$

<水系から大気へ>

水系から大気への化学物質の移動は、揮発によるとした。大気から水系への乾性ガス沈着と同様に記述される。

$$F(\text{water}, \text{air}) = F_{\text{evaporation}}(\text{water}, \text{air}) = \frac{\text{Area}(\text{water}) \times (H/RT) \times C_{\text{dissolved}}(\text{water})}{((H/RT)/k_{\text{aw}}_{\text{water}}) + 1/k_{\text{aw}}_{\text{air}}} \dots (33)$$

<土壌から水系へ>

土壌から水系への移動は、雨水に溶存した化学物質の表面流出と、土壌粒子に付着した化学物質の土壌流出によるとした。

$$F(\text{soil}, \text{water}) = F_{\text{erosion}}(\text{soil}, \text{water}) + F_{\text{runoff}}(\text{soil}, \text{water}) \dots (34)$$

$$F_{\text{erosion}}(\text{soil}, \text{water}) = \text{Area}(\text{soil}) \times V_{\text{erosion}}(\text{soil}) \times C_{\text{solid}}(\text{soil}) \dots (35)$$

$$F_{\text{runoff}}(\text{soil}, \text{water}) = \text{Area}(\text{soil}) \times \text{RainRate} \times \text{Frac}_{\text{Runoff}} \times C_{\text{porewater}}(\text{soil}) \dots (36)$$

<土壌から地下水（系外）へ>

土壌から地下水への浸透は、土壌間隙水濃度に雨水浸透量を乗じて求めた。

$$F(\text{soil}, \text{groundwater}) = F_{\text{leach}}(\text{soil}, \text{groundwater}) = \text{Area}(\text{soil}) \times \text{RainRate} \times \text{Frac}_{\text{leach}} \times C_{\text{porewater}}(\text{soil}) \dots (37)$$

<水系から底質へ>

水系から底質への化学物質の移動は、水中懸濁物質の沈降と、底質表面での吸着（拡散）によるとした。

$$F(\text{water}, \text{sediment}) = F_{\text{settle}}(\text{water}, \text{sediment}) + F_{\text{diffusion}}(\text{water}, \text{sediment}) \dots (38)$$

$$F_{\text{settle}}(\text{water}, \text{sediment}) = \text{Area}(\text{sediment}) \times V_{\text{settleSS}} \times \text{SS}(\text{water}) \times C_{\text{susp}}(\text{water}) \dots (39)$$

$$F_{\text{diffusion}}(\text{water}, \text{sediment}) = \frac{\text{Area}(\text{sediment}) \times C_{\text{dissolved}}(\text{water})}{1/k_{\text{ws}}_{\text{water}} + 1/k_{\text{ws}}_{\text{sed}}} \dots (40)$$

<底質から水系へ>

底質から水系への化学物質の移動は、底質粒子の巻き上げ（ $F_{\text{resuspension}}$ ）と、底質表面での脱着（ $F_{\text{diffusion}}$ ）によるとした。底質粒子の巻き上げ量は、水中懸濁物質の沈降量と底質粒子の深層への移動量の差とした。

$$F(\text{sediment}, \text{water}) = F_{\text{resuspension}}(\text{sediment}, \text{water}) + F_{\text{diffusion}}(\text{sediment}, \text{water}) \dots (41)$$

$$F_{\text{resuspension}}(\text{sediment}, \text{water}) = \text{Area}(\text{sediment}) \times V_{\text{resus}}(\text{sediment}) \times \text{Density}_{\text{sedsolid}} \times C_{\text{solid}}(\text{sediment}) \dots (42)$$

$$F_{\text{diffusion}}(\text{sediment}, \text{water}) = \frac{\text{Area}(\text{sediment}) \times C_{\text{porewater}}(\text{sediment})}{1/k_{\text{ws}}_{\text{water}} + 1/k_{\text{ws}}_{\text{sed}}} \dots (43)$$

<底質から底質深層（系外）へ>

底質から底質深層への移動は、底質の堆積による相対的な深層への移動によるとした。

$$F(\text{sediment}, \text{deepSediment}) = \text{Area}(\text{sediment}) \times V_{\text{sedrate}}(\text{sediment}) \times \text{Density}_{\text{sedsolid}} \times C_{\text{solid}}(\text{sediment}) \dots (44)$$

<大気から大気へ>

ある大気から隣接する大気への化学物質の移動は、移流によるとした。大気の流入・流出量は、大気コンパートメント間の境界面積をランダムな方向に平均風速 3 m/sec の風が吹くとして設定した。

$$F(\text{air}X, \text{air}Y) = \text{AirFlow}(\text{air}X, \text{air}Y) \times C(\text{air}X) \dots (45)$$

<水系から水系へ>

ある水系から隣接する水系への化学物質の移動は、移流によるとした。淡水から海洋への水の移動は一方方向とし、降水量から蒸発分および地下帯水層への貯留分を除く量が流入するとして。海洋間の水の移動は、双方向とし、日本と国外とについては、表層 200m までの黒潮の流量^{24, 25)}をもとに設定した。発生源周辺の海洋と日本の海洋との水の移動は、海洋コンパートメント間の境界面積を 0.5 knot (0.946 m/sec) の海流が横切ると仮定して算出した。

$$F(\text{water}X, \text{water}Y) = \text{WaterFlow}(\text{water}X, \text{water}Y) \times C(\text{water}X) \dots (46)$$

2.2.2.2.4. 消失・分解プロセス

ダイオキシン類について、各環境媒体での分解半減期を設定し、分解プロセスを記述した。

$$F(\text{air}, \text{degradation}) = \ln(2) \times V(\text{air}) \times C(\text{air}) / \text{Halflife}(\text{air}) \dots (47)$$

$$F(\text{water}, \text{degradation}) = \ln(2) \times V(\text{water}) \times C(\text{water}) / \text{Halflife}(\text{water}) \dots (48)$$

$$F(\text{soil}, \text{degradation}) = \ln(2) \times W(\text{soil}) \times C(\text{soil}) / \text{Halflife}(\text{soil}) \dots (49)$$

$$F(\text{sediment}, \text{degradation}) = \ln(2) \times W(\text{sediment}) \times C(\text{sediment}) / \text{Halflife}(\text{sediment}) \dots (50)$$

V(x): 環境媒体 x の体積

W(x): 環境媒体 x の質量

重金属類については、分解プロセスは含まない。

2.2.2.2.5. 物質収支式

各環境媒体について物質収支式をたてる。

$$V(\text{air}) \frac{dC(\text{air})}{dt} = E(\text{air}) + \sum F(x, \text{air}) - \sum F(\text{air}, y) \dots (51)$$

$$V(\text{water}) \frac{dC(\text{water})}{dt} = E(\text{water}) + \sum F(x, \text{water}) - \sum F(\text{water}, y) \dots (52)$$

$$W(\text{soil}) \frac{dC(\text{soil})}{dt} = E(\text{soil}) + \sum F(x, \text{soil}) - \sum F(\text{soil}, y) \dots (53)$$

$$W(\text{sediment}) \frac{dC(\text{sediment})}{dt} = E(\text{sediment}) + \sum F(x, \text{sediment}) - \sum F(\text{sediment}, y) \dots (54)$$

ここで、E(comp)は、環境媒体 comp への時間あたり排出量である。

上式の右辺は、C(air), C(water), C(soil), C(sediment)の一次式に展開できる。定常モデルでは、dC/dt=0 より、C(x)に関する連立一次方程式が得られ、定常状態濃度を得る。動学モデルでは、連立微分方程式を解くことで濃度の時間推移を知ることができる。

2.2.2.3. 曝露モデル

<モデル概要>

曝露経路として、「大気（呼吸）」「飲料水」「土壌（直接摂食）」「食品」を考慮した（Fig. 2.2-2）。重金属類では、食品として、地上野菜（AbovegroundVegetables）、根野菜（RootVegetables）、穀物（Grain）、肉（Meat）、牛乳（Milk）、淡水魚（FreshwaterFish）、海水魚（SeawaterFish）を考慮した。ダイオキシン類では、食品の分類を簡約化し、葉物野菜（Vegetables）、肉・乳製品（MilkMeat）、淡水魚（FreshwaterFish）、海水魚（SeawaterFish）とした。

地理スケール毎の曝露総量は、各地理スケール内で生産される農畜産物に含まれる対象物質質量に等しいと仮定した。すなわち、ある地域の曝露量を算出する際に、域外から輸入した農産物に含まれる化学物質は含めず、域外へ輸出した農産物に含まれる化学物質は含めた。従来 USES 等で用いられてきた曝露量計算においては、ある地域の環境濃度をもとに当該地域で生産した場合の食品中濃度を算出し、これに一日あたり食品摂取量を乗じて、当該地域での予測一日摂取量（PDI: Predicted Daily Intake）を算出していた。この方法は、自給農家など高い曝露を受ける集団のリスクを評価する際には適しているが、平均的な曝露量を計算する場合や物質収支をとる場合には不適当である。マスマルスを重視した概念である「摂取比率」の算出においては、当該地域の食品消費量ではなく、食品生産量を用いた手法が適切であると考え、本研究の算出方法を採用した。本計算方法は、食品の国内流通や輸出入に伴う摂取量の希薄化が生じないと仮定しており、化学物質排出の生じる地域での摂取量を多く評価する傾向を持つ。

$$ETE_{Total} = ETE_{Local} + ETE_{Japan} + ETE_{Global} \dots (55)$$

$$ETE_{reg} = Inhalation + DrinkingWater + SoilIngestion + Food \dots (56)$$

$$Food = Vegetables + MilkMeat + FreshwaterFish + SeawaterFish \dots (57) \text{ (ダイオキシン類)}$$

$$Food = AbovegroundVegetables + RootVegetables + Grain + Meat + Milk + FreshwaterFish + SeawaterFish \dots (58) \text{ (重金属類)}$$

ETereg: 地理スケール reg での曝露総量推定値 (Expected Total Exposure)

Inhalation: 呼吸経路での曝露総量

DrinkingWater: 飲料水経路での曝露総量

SoilIngestion: 土壌直接摂取経路による曝露総量

Food: 食事経路での曝露総量

Vegetables: 葉物野菜経路での曝露総量

MilkMeat: 乳製品肉類経路での曝露総量

Fish: 魚介類経路での曝露総量

<呼吸>

呼吸による総曝露量は、大気濃度に一人一日あたり呼吸量（Inh）および当該地域の人口（Population）を乗じて求めた。

$$Inhalation = Cair \times Inh \times Population \dots (59)$$

<飲料水>

飲料水による総曝露量は、飲料水濃度に一人一日あたり飲料水消費量（WC）および当該地域の人口を乗じて求めた。飲料水中の対象物質濃度は、施設周辺および日本国内では淡水中の溶存態濃度に等しく、国外では土壌間隙水中濃度（地下水に相当）に等しいとした。

$$Water = C_{drinking_water} \times WC \times Population \dots (60)$$

<土壌直接摂食>

土壌直接摂食による総曝露量は、土壌中濃度に一人一日あたり土壌摂食量 (SI) および人口を乗じて求めた。

$$SoilIngestion = C_{soil} \times SI \times Population \dots (61)$$

<魚介類>

魚介類からの摂取量は、魚介類濃度に魚介類生産量 (Production_fish) を乗じて求めた。魚介類濃度は水中濃度に生物濃縮係数 (BCF) を乗じて求めた。魚介類生産量²⁶⁻²⁹⁾ は、可食部のみを計上し、1日あたり生産量に換算した値とした。

$$Fish = C_{water} \times BCF \times Production_{fish} \dots (62)$$

<葉物野菜：ダイオキシン類>

葉物野菜からのダイオキシン類の摂取量は、葉物野菜濃度に葉物野菜生産量^{26, 27)} (Production_vegetables) を乗じて求めた。葉物野菜のダイオキシン類濃度は、大気中濃度(ガス相+粒子相)に植物への移行係数(SC: Scavenging Coefficient) を乗じて得た。葉物野菜生産量は、可食部の乾燥重量を1日あたり生産量に換算した値とした。根からの吸収による影響は少ない³⁰⁾ と考えられるため、モデルに組み入れていない。

$$Vegetables = C_{air} \times SC \times Production_{Vegetables} \dots (63)$$

<地上野菜、根野菜、穀類：重金属類>

野菜・穀類からの重金属類の摂取量は、野菜・穀類濃度にそれらの生産量 (Production_x) を乗じて求めた。野菜・穀類の生産量は、可食部の乾燥重量を1日あたり生産量に換算した値とした。

$$AbovegroundVegetables = C_{abovegroundVege} \times Production_{abovegroundVegetables} \dots (64)$$

$$RootVegetables = C_{rootVege} \times Production_{rootVegetables} \dots (65)$$

$$Grain = C_{grain} \times Production_{grain} \dots (66)$$

地上野菜の重金属類濃度は、大気降下物の植物表面への付着 (Cd_abvVege) と、根からの吸収 (Cr_abvVege) とを考慮して設定した。Cd は、植物の生育期間中に降下する、植物表面への大気からの降下物 (乾性粒子および雨水に取り込まれた粒子) のうち、植物表面に残存する量として求めた。根からの吸収は、土壌から植物への移行係数 (Br) を用いて求めた。

$$C_{abovegroundVege} = Cd_{abvVege} + Cr_{abvVege} \dots (67)$$

$$Cd_{abvVege} = \frac{C_{air_particle} \times (Vd + RAIN \times Wp \times Fw) \times Rp \times (1 - \exp(-Kp \times Tp))}{Yp \times Kp} \dots (68)$$

$$Cr_{abvVege} = C_{soil} \times Br_{abvVege} \dots (69)$$

Vd: 大気からの降下速度

RAIN: 降水量

Wp: 雨水による粒子状物質のスカベンジ比

Fw: 雨水に含まれる化学物質のうち植物表面に残存する比率

Rp: 植物表面可食部に降下する比率

Yp: 面積あたりの植物収量

Tp: 植物の生育期間

Kp: 植物表面での化学物質の消失・分解速度定数

根野菜および穀類の重金属類濃度は、根からの吸収のみを考慮して設定した。

$$C_{rootVege} = C_{soil} \times Br_{rootVege} \dots (70)$$

$$C_{grain} = C_{soil} \times Br_{grain} \dots (71)$$

<肉類・乳製品：ダイオキシン類>

肉類・乳製品からのダイオキシン類摂取量は、家畜が消費する牧草および土壌に含まれるダイオキシン類の量に、牛乳への移行係数 COR (Carry Over Rate) を乗じて求めた。牧草中のダイオキシン類濃度は、薬物野菜中のダイオキシン類濃度と同様に、大気中ダイオキシン類濃度に植物への移行係数を乗じて求めた。家畜による牧草の消費量は、当該地域での牧草生産量と等しいとし、乾燥重量で一日あたり生産量に換算した値とした。家畜による土壌の摂食量は、牧草の乾燥重量の1%と仮定した。

$$MilkMeat = (C_{air} \times SC \times Production_{Grass} + C_{soil} \times 0.01 \times Production_{Grass}) \times COR \dots (72)$$

<肉類・乳製品：重金属類>

肉類・乳製品からの重金属類摂取量は、肉類・乳製品中重金属類濃度に、それらの生産量を乗じて求めた。肉類・乳製品中の重金属類濃度は、家畜の1頭1日あたり重金属類摂取量に肉または牛乳への移行係数を乗じて求めた。

家畜の重金属類摂取は、牧草・飼料穀物・土壌の摂食によるとした。牧草・飼料穀物を通じた家畜の重金属類摂取量は、当該地域で生産された飼料に含まれる分を計上した。すなわち、輸入飼料に含まれる重金属類は含めず、輸出飼料に含まれる重金属類は含めた。

飼料穀物濃度および牧草濃度は、穀類濃度および地上野菜濃度と同様に求めた。

$$Meat = C_{meat} \times Production_{meat} \dots (73)$$

$$Milk = C_{milk} \times Production_{milk} \dots (74)$$

$$C_{meat} = (C_{grain} \times FR_{meat_grain} \times SSR_{grain} + C_{grass} \times FR_{meat_grass} \times SSR_{grass} + C_{soil} \times ir) \times Ba_{meat} \dots (75)$$

$$C_{milk} = (C_{grain} \times FR_{milk_grain} \times SSR_{grain} + C_{grass} \times FR_{milk_grass} \times SSR_{grass} + C_{soil} \times ir) \times Ba_{milk} \dots (76)$$

SSR_x: 飼料 X の自給率 (self-sufficiency rate)

Ba: 家畜による化学物質の一日あたり摂取量から畜産物中濃度への換算係数

2.2.2.4. モデル検証用データセット

モデルの検証を行うため、Table 2.2-5 に示した項目について、モデル推定値と実測値とを比較した。

Table 2.2-5: List of observed data used for model input and model validation

Chemical class	Model input parameter	source for model input	Model output	Source for validation data
PCDD/DFs Co-PCBs	Emission to air	Congener profile of MSWI stack emission [*1] multiplied with air emission inventory (TEQ)	Air concentration	Monitoring data [*2]
	Emission to air	Congener profile of air deposition [*2] multiplied with air emission inventory (TEQ)	Soil concentration	Monitoring data [*2]
			Water concentration	Monitoring data [*2]
	Air concentration	Monitoring data [*2]	Air deposition	Monitoring data [*2]
	Air, water and soil concentration	Monitoring data [*2]	Daily intake	Total diet study [*3]
Metals	Emission to air	Air deposition of metals	Air concentration	see Table 2-2-13
	Air, water and soil concentration	Monitoring data, literature value. See Table 2-2-16	Soil concentration	Literature [*4]
			Daily intake	Total diet study [*5]

*1: 78) Sakai, S; Hayakawa, K; Takatsuki, H; Kawakami, I (2001): Environmental Science and Technology. 35(18), 3601-3607

*2: 56) Environmental Agency of Japan (1999): National urgent survey of dioxins.

*3: 79) Toyoda et.al. (1999): J. Food Hygienic Society of Japan. 40(1) 98-110, 80) Tsutsumi et.al.(2001): Chemosphere. 45(8), 1129-1137

*4: 81) Iimura K (1981)

*5: 82) Toyoda et.al.(1998): Food Sanitation Research. 48(9), 43-65. 83) Inuyama et.al. (1995)

2.2.3. 結果と考察（ダイオキシン類）

ここでは、本節で作成した環境運命・曝露モデルによる予測結果と実測値との比較をダイオキシン類について行った。まず環境運命予測モデルを検証するため環境中濃度について比較し(2.2.3.1)、次に曝露モデルを検証するため摂取量について比較した(2.2.3.2)。さらに、両モデルを組み合わせて得た摂取比率 (iF) 推定値を、実測値からの推定値 (摂取量÷排出量) と比較した。ダイオキシン類 (特に PCB) は長距離移動性が注目される化学物質でもあるため、摂取比率は発生源からの距離により地域別 (発生源周辺、日本国内、国外) に分割して表示した。

2.2.3.1. 環境中濃度

<大気>

大気中濃度のモデル推定値と実測値との比較を Fig. 2.2-3(a), (b)に示した。Fig. 2.2-3 (a)のモデル推定値では、ダイオキシン類の大気への供給源として都市ごみ焼却排ガスを想定した。PCDD および PCDF のモデル推定値は、実測値の算術平均値よりやや低く中央値付近であった。モデル推定値が実測よりも低い理由として、実測値が発生源の多い陸上の大気で測定されたものであるのに対し、モデルでは海洋の上の大気と陸地の上の大気とを区別せず1つのコンパートメントとして扱っていること、があげられる。Co-PCB については、モデル推定値は実測を下回る傾向にあった。1 オーダー以上の差がある異性体も見られ、先の理由のみでは説明できない。PCB のいくつかの異性体については大気への供給源として都市ごみ焼却炉以外の寄与があると考えられる。Fig. 2.2-3(b)では、大気に排出されるダイオキシン類の異性体組成として、大気降下物の異性体組成を用いた。モデル推定値と実測値はよく一致した。本来、大気降下物の異性体組成と大気への発生源の異性体組成は一致するものではない。モデル上では、大気中での粒子態比率が高い高塩素化物ほど、発生源の近傍で降下しやすいと評価される。しかし、広域的には、大気への排出量と降下量とが均衡に近づき、大気降下物の異性体組成と大気への発生源の異性体組成とに顕著な差が現れなくなる。(OH ラジカルとの反応による分解は大気からの消失経路の1つであるが、影響は限られる)。Fig. 2.2-3(b)で大気濃度のモデル推定値と実測値とが良い一致を見たことから、以下では大気排出の異性体組成として大気降下物の異性体組成を用いた。

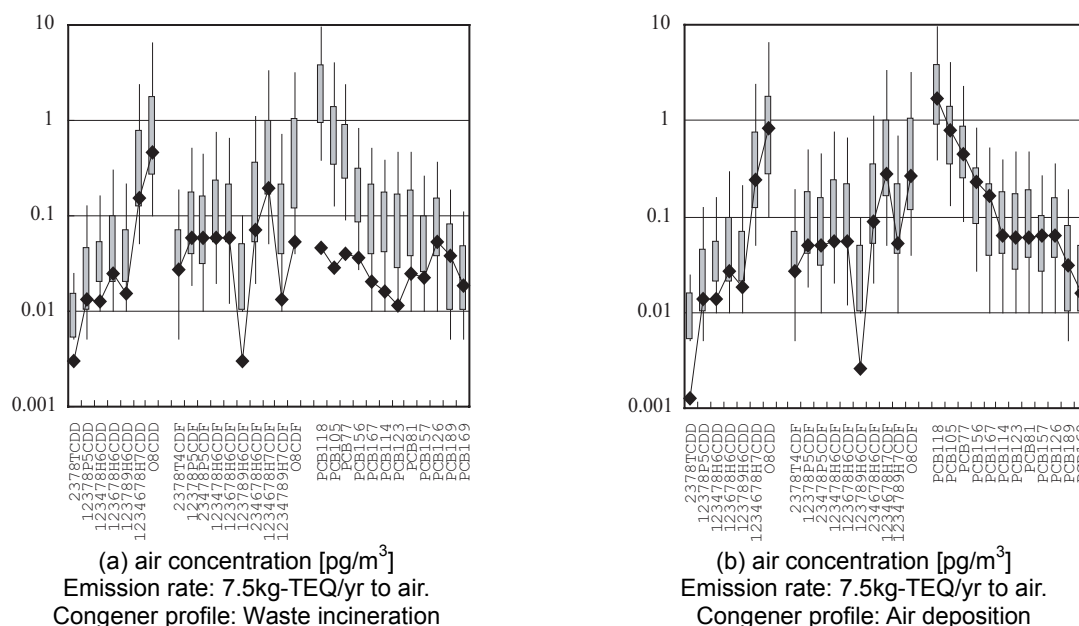


Fig. 2.2-3: Predicted and observed concentration of PCDDs/DFs and Co-PCBs in air.

“◆” shows the predicted concentration. The box represents the 25%ile and 75%ile of observed values. Top of the line shows 95%ile of observed values. Bottom of the line shows the 5%ile of observed values.

<土壌>

土壌中濃度のモデル推定値と実測値の比較を Fig. 2.2-4 に示した。モデル推定値は、年間 7.5kg のダイオキシン類が大気に放出され続けた際の定常状態での濃度を示す。モデル推定値は実測値よりも低く、特に PCDDs と Co-PCBs とでその傾向が顕著であった。モデル推定値が低い理由としては、1) ダイオキシン類の環境放出量の設定が低い、2) 所与の大気放出量に対するモデルの土壌濃度推定値が低い、の2種類が考えられる。

1) について、7.5kg-TEQ/年という大気排出量は 1990 年代後半のものであり、それ以前にはより多くのダイオキシン類が排出されていたと考えられる。土壌濃度は過去数十年の累積的な排出量を反映するものであるため、今回の想定は排出量を過小評価していると考えられる。この推定を確認するため、Table 2.2-6 に、土壌中ダイオキシン類の存在量（表層から 5cm まで）を大気降下物フラックスで除した値を示した。この数値は、現在の土壌中濃度に至るには現在の大气からのダイオキシン類の供給が最低何年間続く必要があるかを示す。PCB についての評価結果（約 100 年）は、PCB の商業的な生産開始から現在までの期間よりも長く、過去に現在よりも高い PCB の排出があり、現在も土壌がその影響を強く受けていることを示す。O8CDD や 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD の結果（1000 年、200 年）は、これらの異性体を不純物として多く含むペンタクロロフェノール（PCP）の寄与があることを示す³¹⁾。PCDFs に比べ PCDDs の期間がより長い傾向にあることも、PCP や CNP に含まれるダイオキシン類の組成³¹⁾ と一致する。

2) は、大気から土壌へと移動するプロセスと土壌中での分解・消失プロセスとに分離できる。大気から土壌への移動について検討するため、Table 2.2-7 に大気降下物フラックスのモデル推定値と実測値との比較を示した。モデル推定値では大気中濃度を所与として土壌への大気降下物フラックスを算出した。PCDDs および PCDFs については、モデル推定値と実測値がほぼ一致した。大気中濃度が低い異性体では、モデル推定値と実測値とに乖離が見られるが、測定誤差による影響と考えられる。Co-PCB では、モデル推定値が実測値のおよそ 1/2 程度と低い傾向にあった。この理由としては、1) 摂氏 25 度における蒸気圧を用いてガス態・粒子態の分配比率を計算したため、粒子態の比率を低く見積もっている、2) モデルパラメータの不確実性、3) 大気降下物の測定に用いられた代理表面と土壌表面との違い、などが考えられる。ダイオキシン類の土壌中での分解半減期は数年から数十年と推定されている³²⁻³⁵⁾ が、その長さゆえに実測によって確かな値を得ることははなはだ困難である。本研究では土壌中の分解半減期を PCDDs/DFs で 25 年、Co-PCB で 10 年としたが、実際にはこれより長い可能性がある。

以上の検討より、土壌濃度のモデル推定値が実測より低い原因の 1 つとして、PCDD および Co-PCB については、過去の汚染や他の発生源による影響の未計上があると推測された。また、モデル自体の要因により、PCDD/DF では実際の 1/2 程度、PCB では実際の 1/2 から 1/4 程度に土壌濃度を低く見積もっている可能性がある。

<水系>

水中濃度のモデル推定値と実測値との比較を Fig. 2.2-5 に示した。モデルは淡水中濃度を、実測は河川を中心とした公共水域水質濃度を示す。実測値に定量下限以下が多く比較困難であるが、実測値に比べ、PCB および PCDD の推定値は 1 オーダー強、PCDF で 1 オーダー弱、低い。この理由として、土壌中濃度を低く推定していることが考えられる。しかし、水中濃度の予測と実測の乖離は、土壌中濃度のそれよりも大きいため、土壌から水系への移行をモデルが低く見積もっていることも一因と考えられる。

海水中濃度について比較すると、モデル推定値は 0.0024 pg-TEQ/L であり、実測値平均の 0.13 pg-TEQ/L に比べ 2 桁低い。淡水中濃度よりも差違が大きい理由として、モデルでの海洋コンパートメントが陸地面積とほぼ同程度の広さにわたるものであるのに対し、測定値は沿岸付近に集中していることが挙げられる。

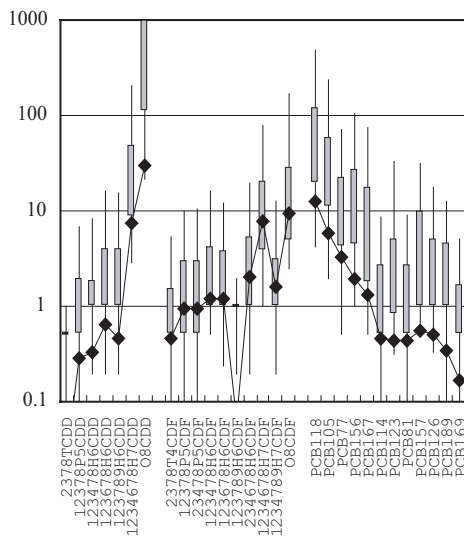


Fig. 2.2-4: Predicted and observed concentration of PCDDs/DFs and Co-PCBs in soil [pg/g]
 Emission rate: 7.5kg-TEQ/yr to air.
 Congener profile: Air deposition
 “◆” shows the predicted concentration.
 The box represents the 25%ile and 75%ile of observed values.
 Top of the line shows 95%ile of observed values.
 Bottom of the line shows the 5%ile of observed values.

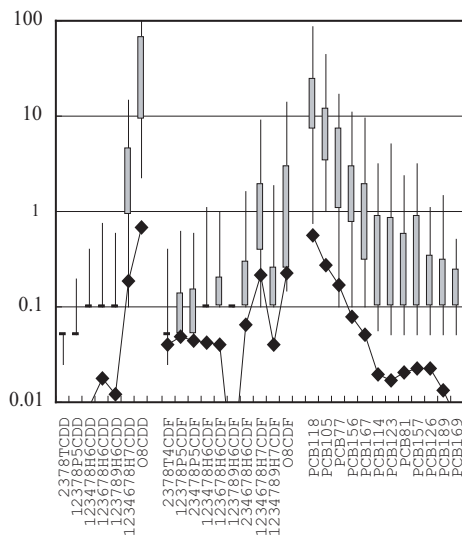


Fig. 2.2-5: Predicted and observed concentration of PCDDs/DFs and Co-PCBs in water [pg/L]
 Emission rate: 7.5kg-TEQ/yr to air.
 Congener profile: Air deposition
 “◆” shows the predicted concentration.
 The box represents the 25%ile and 75%ile of observed values.
 Top of the line shows 95%ile of observed values.
 Bottom of the line shows the 5%ile of observed values.

Table 2.2-6: Air deposition and soil concentration of PCDDs/DFs and Co-PCBs.

	(a) air deposition	(b) soil conc.	(c) amount in soil	c/a
	pg/m ² /day	pg/g	ng	
2378TCDD	0.34	0.1	9	71
12378P5CDD	3.7	1.5	130	95
123478H6CDD	3.8	1.5	130	94
123678H6CDD	7.6	3.7	320	110
123789H6CDD	5.2	3.4	290	150
1234678H7CDD	78.	70.	6,000	210
O8CDD	280.	1200.	110,000	1,000
2378T4CDF	6.8	1.2	98	39
12378P5CDF	12.	2.5	210	47
123478H6CDF	13.	2.4	210	45
123678H6CDF	15.	3.8	320	61
123789H6CDF	14.	3.2	270	51
234678H7CDF	0.74	0.29	25	92
O8CDF	24.	4.7	400	45
PCB77	84.	23.	1,900	63
PCB81	16.	2.9	250	42
PCB126	90.	49.	4,200	130
PCB169	110.	50.	4,200	100
PCB105	15.	3.6	310	58
PCB114	16.	4.4	370	64
PCB118	4.5	1.3	110	69
PCB123	190.	82.	7,000	100
PCB156	15.	3.7	310	58
PCB157	410.	150.	13,000	87
PCB167	14.	9.5	810	160
PCB189	56.	29.	2,500	120
	16.	9.3	790	130
	39.	20.	1,700	120
	8.9	4.	340	100

Table 2.2-7: Modeled and observed air deposition [pg/m²/day]

	Air conc. [pg/m ³]	Air deposition	
		modeled	observed
2378TCDD	0.003	0.2	0.34
12378P5CDD	0.033	2.2	3.7
123478H6CDD	0.039	3.1	3.8
123678H6CDD	0.076	6.2	7.6
123789H6CDD	0.053	4.4	5.2
1234678H7CDD	0.66	68.	78.
O8CDD	1.9	220.	280.
2378T4CDF	0.057	3.5	6.8
12378P5CDF	0.15	9.8	12.
123478H6CDF	0.13	8.6	13.
123678H6CDF	0.20	15.	15.
123789H6CDF	0.18	13.	14.
234678H7CDF	0.023	1.9	0.74
O8CDF	0.30	23.	24.
PCB77	0.87	80.	84.
PCB81	0.19	19.	16.
PCB126	0.89	100.	90.
PCB169	0.84	50.	110.
PCB105	0.15	8.8	15.
PCB114	0.12	7.6	16.
PCB118	0.033	2.8	4.5
PCB123	1.3	77.	190.
PCB156	0.13	7.6	15.
PCB157	3.3	190.	410.
PCB167	0.14	8.3	14.
PCB189	0.27	18.	56.
	0.084	5.8	16.
	0.17	11.	39.
	0.059	5.2	8.9

2.2.3.2. 経路別摂取量

<魚介類>

Fig. 2.2-6 に魚介類由来ダイオキシン類摂取量のモデル推定値および実測値を示した。また、Fig. 2.2-7 に水中濃度を所与とした場合の推定値と実測値との比（推定値/実測値）を示した。Fig. 2.2-7 より、モデル推定値はいくつかの異性体を除いて、実測値とはほぼ一致するかやや下回る結果となった。TEQ 総量ではモデル推定値 48 pg-TEQ/人/日に対して実測 87 pg-TEQ/人/日となった。実測値には輸入魚からの摂取も含まれること、日本では魚介類の輸入が輸出を上回ることを考慮すると、この結果は妥当と言える。一方、大気放出量 7.5 kg-TEQ/yr に対応する魚介類由来ダイオキシン類摂取量は、実測に比べ 1～2 オーダー低く推定された。前節で見たように本モデルが水中濃度を低く見積もる傾向があること、大気放出以外の発生源が影響していること、が理由として考えられる。

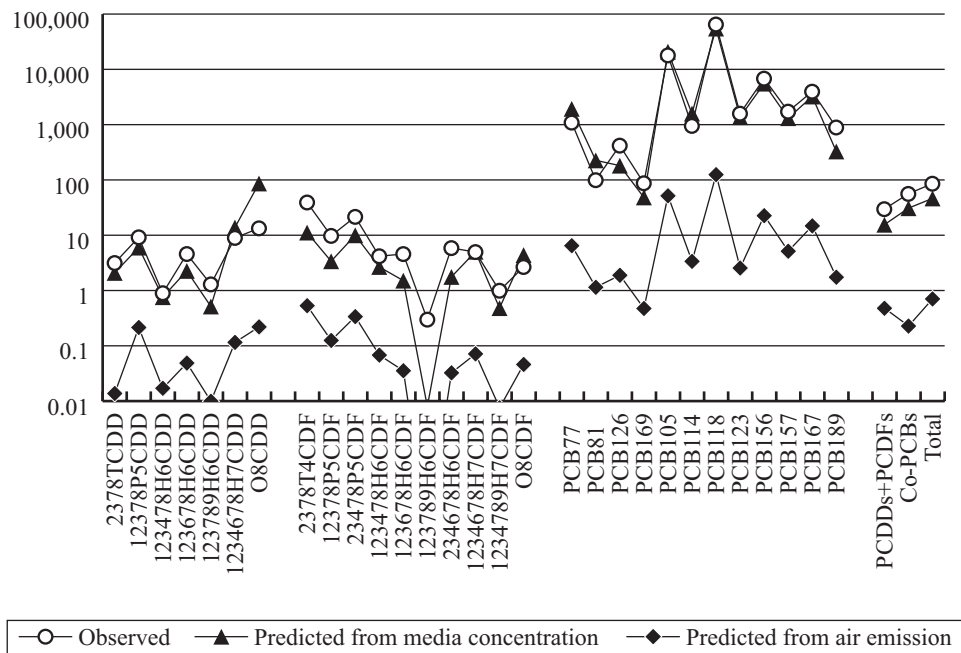


Fig. 2.2-6: Observed and predicted exposure to PCDDs/DFs and Co-PCBs through fish intake. [pg/person/day]

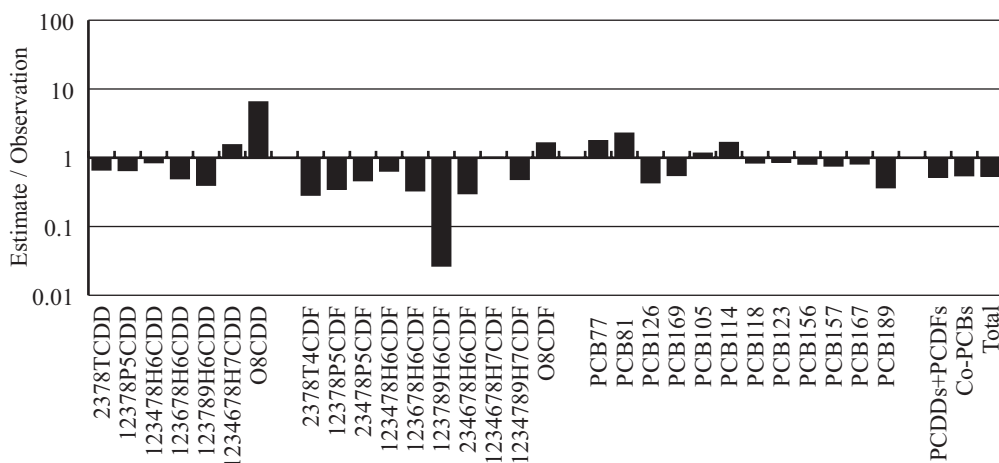


Fig. 2.2-7: Difference between observed and predicted exposure to PCDDs/DFs and Co-PCBs through fish intake.

<肉類・乳製品>

Fig. 2.2-8に肉類・乳製品由来ダイオキシン類摂取量のモデル推定値および実測値を示した。また、Fig. 2.2-9に大気・土壌中濃度を所与とした場合の推定値と実測値の比（推定値/実測値）を示した。Fig. 2.2-9より、モデル推定値は実測に比べ、いくつかの異性体（1234678H7CDD, OCDD, 2378T4CDF, 12378 P5CDF）を除いてPCDDおよびPCDFで1桁ほど高く、Co-PCBでは同程度かやや上回る結果となった。

2378T4CDF, 12378P5CDFでモデル推定値が低い理由として、本モデルで飼料から牛乳へのダイオキシン類移行率（COR: carry over rate）を全ての肉類・乳製品に対して適用したこと、2378T4CDF, 12378T5CDFについて、モデルではCORを0.0005と他の異性体に比べ2-3桁低く設定したことが考えられる。牛乳以外の肉類（特に、ほ乳類と代謝機能が異なると考えられる鳥類³⁶⁾）についてはこの値は低すぎる可能性が高い。

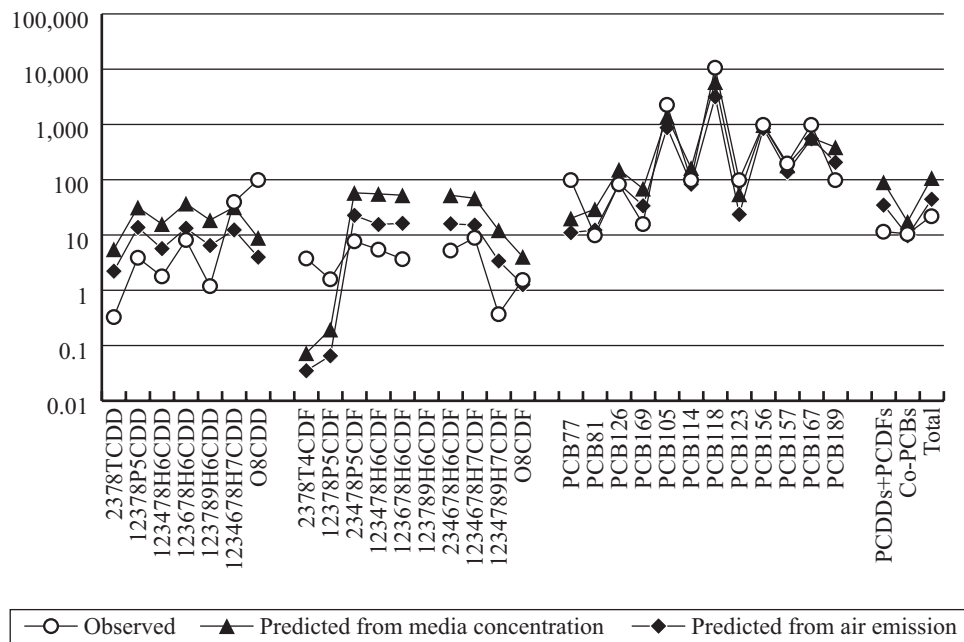


Fig. 2.2-8: Observed and predicted exposure to PCDDs/DFs and Co-PCBs through meat and milk [pg/person/day]

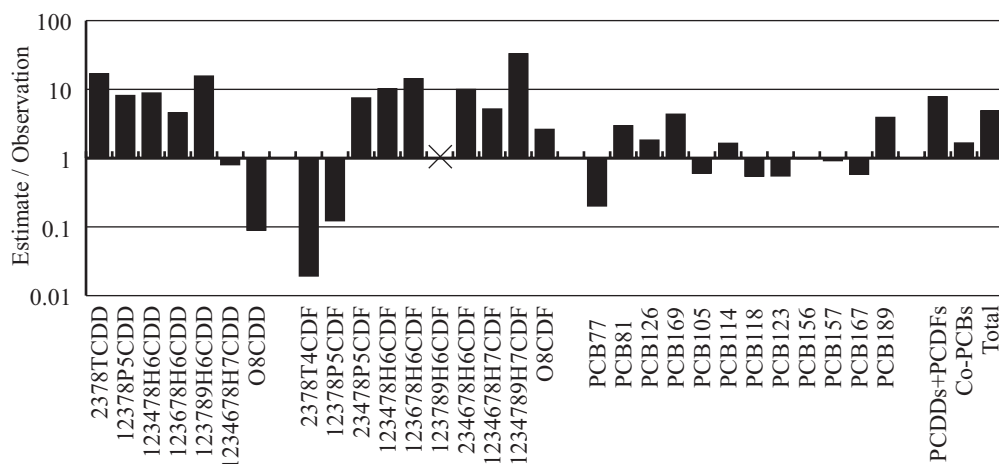


Fig. 2.2-9: Difference between observed and predicted exposure to PCDDs/DFs and Co-PCBs through meat and milk

次に、その他の PCDD/DF でモデル推定値が高い理由を考える。モデルでの肉・乳製品由来ダイオキシン類摂取量は、大気中濃度×SC×牧草生産量×COR によって算出される。モデル推定値が過大となる理由としては以下の4点が考えられる。1) 全国平均の大気濃度が牧草生産地の大気濃度よりも高い。2) 大気から牧草への移行係数 SC の設定が実際よりも高い。3) 牧草生産量の設定が実際よりも高い。4) モデルの COR が実際よりも高い。

1) について検討するため、地域別のダイオキシン類大気平均濃度と牧草生産量との関係を Table 2.2-8 に示した。都道府県別に集計した Σ (大気濃度×牧草生産量)は、全国平均大気濃度×全国牧草生産量の 1/2 以下であり、農業生産の空間的偏りがモデルと実測の差を生むことを示唆した。しかし、この要因のみでは1オーダーの差を説明することは出来ず、他の要因も影響していると考えられる。

Table 2.2-8: 大気中ダイオキシン類濃度および牧草収穫量の地域的偏り

都道府県	(a) 大気濃度平均値 pg-TEQ/m ³	(b) 牧草収穫量 ton/yr	a x b	都道府県	(a) 大気濃度平均値 pg-TEQ/m ³	(b) 牧草収穫量 ton/yr	a x b
北海道	0.050	19,507,000	967,919	京都府	0.130	11,600	1,511
青森県	0.076	800,200	60,949	大阪府	0.270	57	15
岩手県	0.109	1,667,000	182,120	兵庫県	0.119	73,000	8,719
宮城県	0.065	427,600	27,825	奈良県	0.150	2,730	410
秋田県	0.066	331,800	21,998	和歌山県	0.157	3,950	621
山形県	0.040	212,400	8,549	鳥取県	0.141	86,400	12,161
福島県	0.071	519,400	36,935	島根県	0.034	85,300	2,934
茨城県	0.165	116,500	19,242	岡山県	0.086	154,200	13,261
栃木県	0.201	379,600	76,426	広島県	0.136	103,400	14,092
群馬県	0.170	225,900	38,378	山口県	0.064	65,100	4,188
埼玉県	0.270	85,900	23,189	徳島県	0.081	36,800	2,992
千葉県	0.202	46,900	9,454	香川県	0.101	10,600	1,066
東京都	0.214	3,940	843	愛媛県	0.132	53,100	7,009
神奈川県	0.149	12,200	1,816	高知県	0.084	44,000	3,675
新潟県	0.101	63,100	6,342	福岡県	0.088	112,300	9,882
富山県	0.070	35,200	2,474	佐賀県	0.102	76,400	7,793
石川県	0.054	34,900	1,881	長崎県	0.042	284,000	11,985
福井県	0.049	13,900	674	熊本県	0.076	582,700	44,045
山梨県	0.133	52,600	6,983	大分県	0.033	317,000	10,564
長野県	0.104	275,300	28,706	宮崎県	0.030	1,134,000	34,020
岐阜県	0.142	130,700	18,559	鹿児島県	0.034	1,447,000	49,361
静岡県	0.214	98,800	21,178	沖縄県	0.012	696,000	8,108
愛知県	0.178	88,200	15,700	個別集計			1,582,151
三重県	0.109	18,700	2,034		平均濃度	総収穫量	
滋賀県	0.113	17,500	1,980	平均集計	0.143176521	30,544,877	4,373,309

2) について、モデルで用いた大気から牧草への移行係数 SC は、Bohme ら³⁷⁾ による測定値（大気および植物中濃度を同一の場所で測定し、SC を算出）の平均である。日本での代表的牧草と Bohme らの用いた植物との種差、および気象条件（主に気温）の差などが SC に影響すると考えられる。Bohme らは、大気・植物の分配について、植物の種類（10 種）による差は揮発性の高い物質（log K_{oa} < 9）で大きく（30 倍程度）、揮発性の低い物質（log K_{oa} > 9）では小さい（おおむね 4 倍以内）と指摘している。本研究で対象とした PCDD/DF および Co-PCB は揮発性の低い物質に分類されるが、植物の種差は 4 倍程度の差を生じる要因となりうる。

3) について、日本では肉類および飼料作物ともに輸入が輸出を上回っており、本来モデル推定値は、実測値よりも低くなると期待される。このため、牧草生産量を過大に推計しているとは考えにくい。

4) について、牛乳の値を他の畜産物についても代用したことによる影響については既に指摘した。本モデルで用いた COR は飼料から牛乳への定常状態での移行係数である。このため、子牛が生育途中に消費する飼料量な

ども考慮した牛のライフサイクル全体での COR は、本モデルで推定した値よりもやや低いと考えられる。2002年度の乳用牛総頭数のうち搾乳牛は56%のみである³⁸⁾ことから、本モデルは実際よりも数割程度 COR を高く見積もっている可能性がある。

以上の検討により、モデルによる肉・乳製品由来 PCDD/PCDF 摂取量は、牧草生産量の空間的な偏りや大気-牧草間の移行係数の不確実性などのため、過大推計となっていると推察された。

次に Co-PCB について検討する。前述の要因を考慮した場合、Co-PCB のモデル推定値は実測値よりも低く推定されることとなる。この差を埋める要因としては、魚粉飼料など牧草に比べ Co-PCB を多く含む飼料の給与が考えられる。Table 2.2-9 に魚粉飼料からの寄与を考慮した場合の肉・乳製品経由摂取量の試算結果を示した。飼料用(養殖・漁業向け飼料を含む。32 漁港の抽出調査³⁹⁾では9割以上が養殖・漁業向け。)魚類国内消費量²⁷⁾の1/10を家畜向けと想定した場合、モデル推定値の異性体組成が実測値のそれに近づいた。この結果は、魚粉飼料を経由した曝露経路が重要であることを示唆する。各種飼料中濃度の測定など、さらなる検討が望まれる。

Table 2.2-9: 畜産物由来 PCDDs/DFs, Co-PCBs 摂取量への魚類飼料による寄与の検討

	Grass conc. (predicted) pg/g-dry	Fish conc. (observed) pg/g	Flux to cattle		COR	Flux to human via milk		Daily intake through milk and meat [pg/person/day]			
			a) grass mg/yr	b) fish mg/yr		a) grass mg/yr	b) fish mg/yr	estimated		observed	
								grass	fish		0.1x grass + fish
2378TCDD	0.17	0.086	730	13.	0.35	260.	4.6	5.6	0.1	0.66	0.33
12378P5CDD	1.4	0.25	6,100	37.	0.24	1,500.	9.	32.	0.2	3.4	3.9
123478H6CDD	1.1	0.031	4,900	4.8	0.15	730.	0.7	16.	0.016	1.6	1.8
123678H6CDD	2.2	0.093	9,600	14.	0.18	1,700.	2.6	37.	0.056	3.8	8.2
123789H6CDD	1.5	0.021	6,600	3.2	0.13	860.	0.4	19.	0.009	1.9	1.2
1234678H7CDD	10.	0.57	45,000	87.	0.033	1,500.	2.9	32.	0.062	3.3	40.
O8CDD	24.	3.6	110,000	540.	0.0039	410.	2.1	9.	0.046	0.94	100.
2378T4CDF	1.5	0.46	6,700	70.	0.0005	3.4	0.	0.073	0.001	0.008	3.8
12378P5CDF	4.2	0.14	18,000	21.	0.0005	9.	0.	0.2	0.	0.02	1.6
23478P5CDF	3.6	0.41	16,000	63.	0.17	2,700.	11.	58.	0.23	6.1	7.8
123478H6CDF	4.2	0.11	18,000	17.	0.14	2,600.	2.3	56.	0.051	5.6	5.5
123678H6CDF	3.7	0.062	16,000	9.5	0.15	2,400.	1.4	53.	0.031	5.3	3.7
123789H6CDF	0.49	0.0003	2,100	0.1	0.0005	1.1	0.	0.023	0.	0.002	0.
234678H6CDF	6.3	0.072	27,000	11.	0.089	2,400.	1.	53.	0.021	5.3	5.3
1234678H7CDF	14.	0.21	61,000	32.	0.035	2,100.	1.1	47.	0.024	4.7	9.
1234789H7CDF	3.	0.02	13,000	3.	0.043	570.	0.1	12.	0.003	1.2	0.37
O8CDF	13.	0.18	57,000	27.	0.0033	190.	0.1	4.1	0.002	0.41	1.6
PCB77	18.	87.	77,000	13,000.	0.012	930.	160.	20.	3.5	5.5	100.
PCB81	3.1	18.	14,000	2,700.	0.1	1,400.	270.	30.	5.8	8.8	10.
PCB126	4.6	10.	20,000	1,500.	0.35	7,100.	540.	150.	12.	27.	84.
PCB169	2.4	2.5	10,000	370.	0.31	3,200.	120.	70.	2.5	9.5	16.
PCB105	37.	660.	160,000	100,000.	0.4	64,000.	40,000.	1,400.	870.	1,000.	2,300.
PCB114	2.2	56.	9,400	8,600.	0.8	7,600.	6,900.	160.	150.	170.	100.
PCB118	78.	1900.	340,000	290,000.	0.8	270,000.	230,000.	5,900.	5,100.	5,700.	11,000.
PCB123	2.9	49.	13,000	7,500.	0.2	2,500.	1,500.	55.	33.	38.	100.
PCB156	13.	200.	57,000	31,000.	0.8	45,000.	25,000.	980.	540.	630.	1,000.
PCB157	4.9	56.	21,000	8,600.	0.4	8,400.	3,400.	180.	75.	93.	200.
PCB167	7.7	190.	33,000	29,000.	0.8	27,000.	23,000.	580.	510.	570.	1,000.
PCB189	5.2	14.	22,000	2,200.	0.8	18,000.	1,700.	390.	38.	77.	100.
PCDDs+PCDFs	6.	0.64	26,000	97.		4,200.	20.	91.	0.43	9.5	12.
Co-PCBs	0.51	1.5	2,200	220.		810.	100.	18.	2.2	3.9	11.
Total	6.5	2.1	28,000	320.		5,000.	120.	110.	2.6	13.	22.

< 摂取経路間の比較 >

Table 2.2-10 に経路別ダイオキシン類摂取量のモデル推定値および実測値を示した。また、Fig. 2.2-10 に経路別摂取量の比率を(a)実測値、(b)環境中濃度を所与としたモデル推定値について示した。Fig. 2.2-10(a)より、TEQ 換算値ではダイオキシン類・Co-PCB とともに魚介類からの摂取量が大半を占めるが、異性体別に見ると高塩素化の PCDD/DF では魚介類の寄与は小さく、呼吸やその他の食品群(葉物野菜など)からの寄与が大きくなることが分かる。Fig. 2.2-10(a)と(b)を比較すると、本研究の曝露モデルは肉・乳製品からの摂取比率を高く、魚介類からの摂取比率を低く推定する傾向があり、特に PCDDs/DFs で顕著であることが確認される。

Table 2.2-10: Exposure to PCDDs/DFs and Co-PCBs by intake route. [pg/person/day]

	Observed *1					Modeled (given environmental concentration)						Modeled (air emission)						
	air	soil	fish	milk meat	other foods	Total	air	soil	fish	milk meat	leafy vege.	Total	air	soil	fish	milk meat	leafy vege.	Total
2378TCDD	0.0	0.00	3.2	0.3	0.0	3.5	0.0	0.00	2.10	5.6	0.2	7.9	0.0	0.00	0.01	2.2	0.1	2.3
12378P5CDD	0.5	0.03	9.2	3.9	1.1	14.8	0.5	0.03	6.02	31.8	1.3	39.7	0.2	0.01	0.21	13.7	0.6	14.7
123478H6CDD	0.6	0.03	0.9	1.8	0.0	3.3	0.6	0.03	0.76	15.9	1.1	18.4	0.2	0.01	0.02	5.7	0.4	6.3
123678H6CDD	1.1	0.07	4.6	8.2	2.2	16.2	1.1	0.07	2.28	37.4	2.1	43.0	0.4	0.02	0.05	13.3	0.7	14.5
123789H6CDD	0.8	0.07	1.3	1.2	1.2	4.6	0.8	0.07	0.52	18.7	1.4	21.6	0.3	0.01	0.01	6.5	0.5	7.2
1234678H7CDD	9.9	1.41	9.0	40.0	35.0	95.3	9.9	1.41	13.89	32.1	9.8	67.1	3.7	0.19	0.12	12.3	3.8	20.1
O8CDD	28.4	24.94	13.4	100.0	300.0	466.7	28.4	24.94	87.02	9.0	23.1	172.4	12.3	0.74	0.22	4.0	10.3	27.5
2378T4CDF	0.8	0.02	39.4	3.8	2.1	46.2	0.8	0.02	11.26	0.1	1.5	13.7	0.4	0.01	0.53	0.0	0.8	1.7
12378P5CDF	2.3	0.05	9.8	1.6	1.2	14.9	2.3	0.05	3.41	0.2	4.0	9.9	0.7	0.02	0.13	0.1	1.4	2.3
23478P5CDF	2.0	0.05	21.7	7.8	1.4	32.9	2.0	0.05	10.06	58.4	3.5	73.9	0.8	0.02	0.34	22.7	1.4	25.2
123478H6CDF	3.0	0.08	4.2	5.5	0.7	13.5	3.0	0.08	2.69	55.9	4.0	65.7	0.8	0.03	0.07	15.5	1.1	17.6
123678H6CDF	2.6	0.06	4.6	3.7	0.5	11.5	2.6	0.06	1.52	52.8	3.5	60.6	0.8	0.03	0.04	16.3	1.1	18.3
123789H6CDF	0.3	0.01	0.3	0.0	0.0	0.7	0.3	0.01	0.01	0.0	0.5	0.9	0.0	0.00	0.00	0.0	0.1	0.1
234678H6CDF	4.4	0.09	5.9	5.3	1.1	16.8	4.4	0.09	1.78	52.8	6.0	65.1	1.4	0.05	0.03	16.0	1.8	19.2
1234678H7CDF	13.1	0.45	5.0	9.0	5.0	32.5	13.1	0.45	5.07	46.6	13.4	78.6	4.3	0.20	0.07	15.1	4.4	24.1
1234789H7CDF	2.8	0.06	1.0	0.4	0.0	4.2	2.8	0.06	0.48	12.3	2.9	18.5	0.8	0.04	0.01	3.4	0.8	5.0
O8CDF	13.3	0.98	2.7	1.6	0.0	18.6	13.3	0.98	4.41	4.1	12.4	35.2	4.0	0.23	0.05	1.3	3.9	9.4
PCB77	12.7	0.99	1,100	100	0	1,214	12.7	0.99	1,949	20	16.9	1,999	6.9	0.08	6.5	11	9.4	34
PCB81	2.2	0.07	100	10	0	112	2.2	0.07	228	30	3.0	263	0.9	0.01	1.1	12	1.3	16
PCB126	1.8	0.09	422	84	5	513	1.8	0.09	183	154	4.4	343	1.0	0.01	1.9	84	2.4	90
PCB169	0.5	0.03	88	16	0	105	0.5	0.03	49	70	2.3	121	0.2	0.00	0.5	34	1.1	36
PCB105	19.0	1.64	18,100	2,300	200	20,621	19.0	1.64	21,088	1,390	35.0	22,534	12.0	0.15	51.7	879	22.4	966
PCB114	1.9	0.07	960	100	0	1,062	1.9	0.07	1,600	164	2.1	1,769	1.0	0.01	3.4	83	1.1	89
PCB118	48.8	3.08	65,600	10,800	1,800	78,252	48.8	3.08	55,190	5,911	74.3	61,227	26.2	0.32	124.9	3,173	40.4	3,365
PCB123	2.1	0.19	1,600	100	0	1,702	2.1	0.19	1,378	55	2.8	1,439	0.9	0.01	2.6	24	1.2	28
PCB156	4.0	0.58	6,880	1,000	40	7,925	4.0	0.58	5,567	984	12.4	6,568	3.4	0.05	22.6	848	10.7	884
PCB157	1.3	0.19	1,740	200	0	1,941	1.3	0.19	1,321	184	4.6	1,511	1.0	0.01	5.2	140	3.5	150
PCB167	2.6	0.41	4,000	1,000	0	5,003	2.6	0.41	3,258	581	7.3	3,849	2.4	0.03	14.8	553	7.0	577
PCB189	0.9	0.08	900	100	0	1,001	0.9	0.08	330	391	4.9	727	0.5	0.01	1.7	208	2.6	213
PCDDs+PCDFs	3.3	0.1	30	12	3	48	3.3	0.12	16	91	5.7	116	1.2	0.04	0.5	35	2.1	39
Co-PCBs	0.2	0.0	57	11	1	68	0.2	0.01	31	18	0.5	49	0.1	0.00	0.2	10	0.3	10
Total	3.5	0.1	87	22	4	116	3.5	0.13	47	108	6.2	165	1.3	0.04	0.7	45	2.4	49

*1: 79), 80)

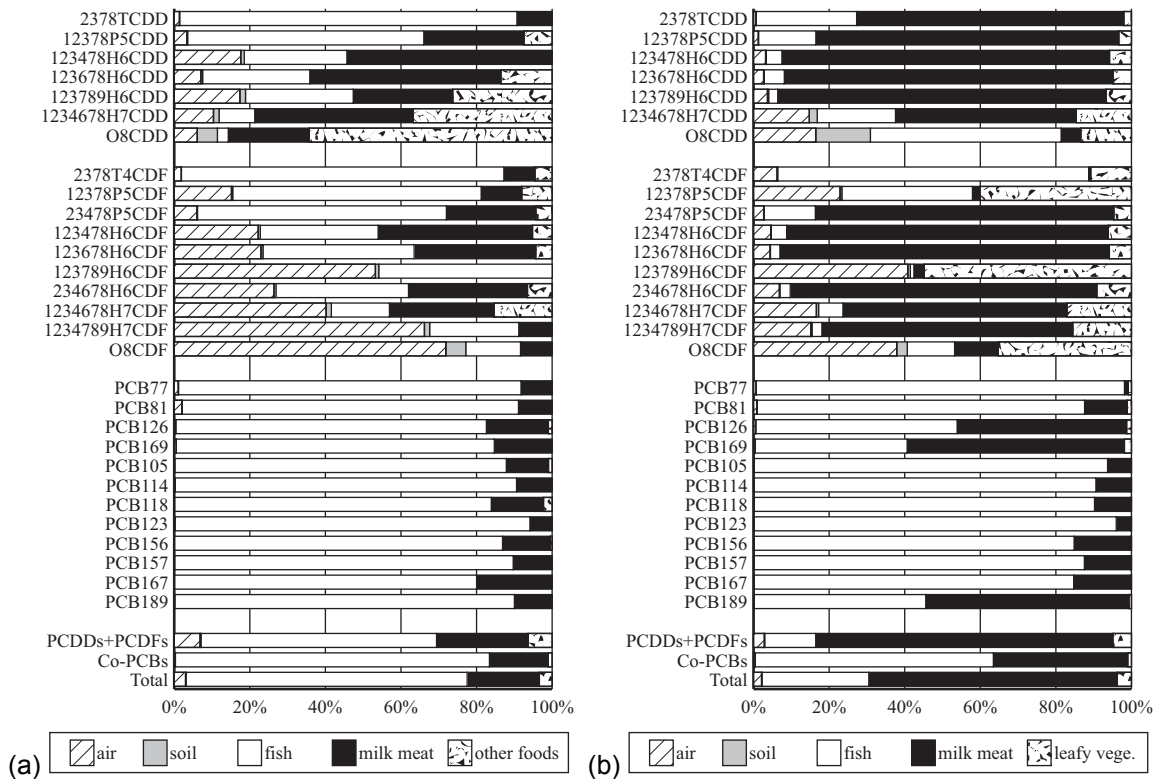


Fig. 2.2-10: 曝露経路別摂取比率. (a) observed; (b) model estimate given air, soil and water concentration

2.2.3.3. 摂取比率

摂取比率 iF のモデル推定結果を Table 2.2-11 に、実測値に基づく推定値を Table 2.2-12 に示した。また、モデル推計による iF と実測データから推計した iF との比較結果を Fig. 2.2-11 に示した。モデル推計値は、大気放出に伴う iF を用いた。PCDD/DF について見ると、両 iF はおおむね一致した。これは、魚介類からの摂取量に対する過小評価と、肉類・乳製品からの摂取量に対する過大評価とがほぼ相殺したためと考えられる。ただし、牛乳への移行率が低い 2378T4CDF, 12378P5CDF ではモデル推定値は実測からの推定値よりも低い。123789H6CDF については、各種環境試料中濃度が低く、モニタリングデータに占める ND の比率が高いため、実測ベースで推計した iF の信頼性は低い。1234678H7CDD, O8CDD で、実測からの推定値がモデル推定値よりも高い理由として、大気放出以外の発生源（特に PCP）を実測ベース iF 推定の分母に組み入れていないことが挙げられる Co-PCB については、モデル推定値が実測ベース推定値を 1 オーダーほど下回った。土壌中濃度および水中濃度のモデル検証で見たように、実測ベースの推定値で、環境排出量を過小評価していると考えられる。

Table 2.2-11 では、全地域について集計した集団曝露量の他に、地域別集団曝露量および地域別個人曝露量も示した。この結果の意味するところについては、3章2節で検討する。

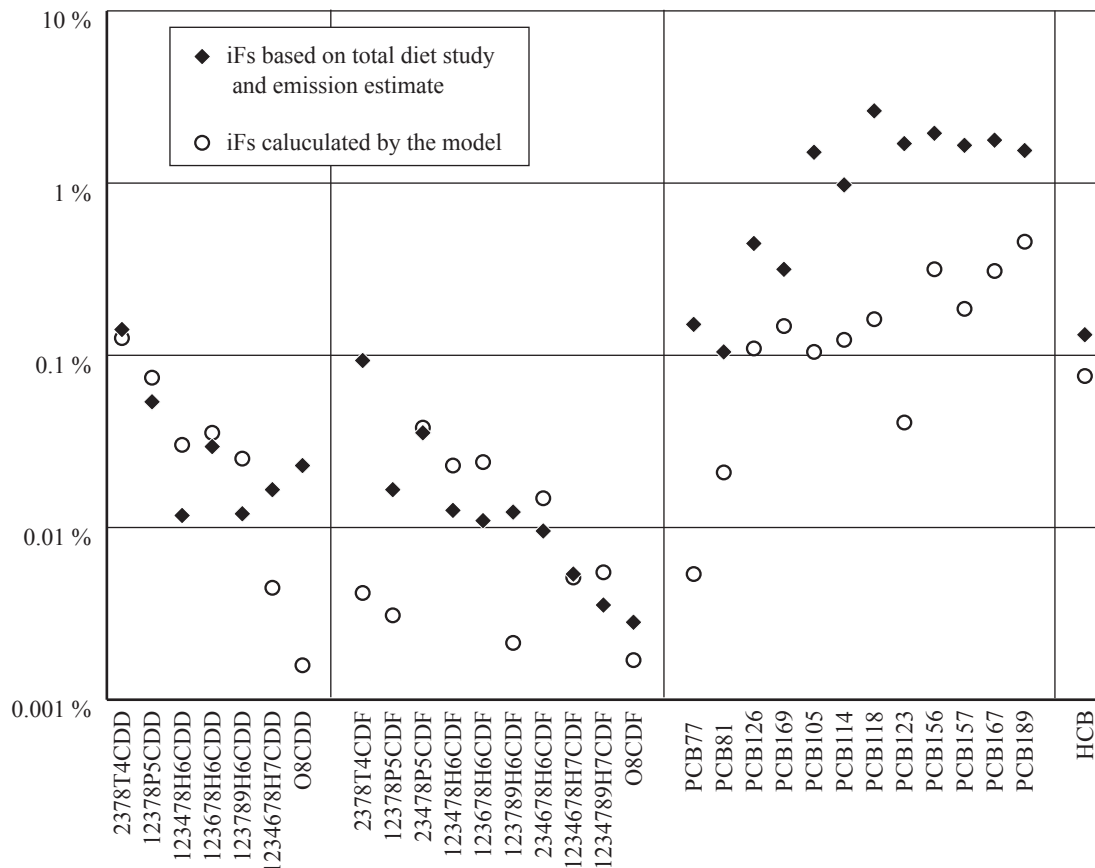


Fig. 2.2-11: Comparison of intake fractions for PCDDs/DFs, Co-PCBs and HCB by model estimate and observation.

Table 2.2-11: Intake fraction of PCDDs/DFs, Co-PCBs and HCB predicted by the environmental fate and exposure model

	Air							Freshwater						
	individual intake fraction			intake fraction (population)				individual intake fraction			intake fraction (population)			
	Local	Japan	Global	Local	Japan	Global	Total	Local	Japan	Global	Local	Japan	Global	Total
2378TCDD	1.2E-09	7.3E-12	6.3E-14	2.0E-05	9.2E-04	3.2E-04	1.3E-03	9.6E-09	7.5E-13	6.5E-15	1.6E-04	9.5E-05	3.3E-05	2.9E-04
12378P5CDD	7.1E-10	4.2E-12	3.7E-14	1.2E-05	5.4E-04	1.9E-04	7.4E-04	9.1E-09	1.9E-13	1.6E-15	1.5E-04	2.4E-05	8.1E-06	1.8E-04
123478H6CDD	3.1E-10	1.8E-12	1.5E-14	5.2E-06	2.2E-04	7.6E-05	3.0E-04	8.2E-10	3.5E-14	3.2E-16	1.4E-05	4.4E-06	1.6E-06	2.0E-05
123678H6CDD	3.7E-10	2.0E-12	1.7E-14	6.1E-06	2.6E-04	8.6E-05	3.5E-04	1.0E-09	3.9E-14	3.3E-16	1.7E-05	4.9E-06	1.7E-06	2.4E-05
123789H6CDD	2.7E-10	1.5E-12	1.2E-14	4.5E-06	1.9E-04	6.0E-05	2.5E-04	4.9E-10	1.5E-14	1.2E-16	8.1E-06	1.9E-06	6.3E-07	1.1E-05
1234678H7CDD	5.5E-11	2.8E-13	1.7E-15	9.2E-07	3.5E-05	8.8E-06	4.5E-05	2.7E-10	1.7E-15	1.1E-17	4.5E-06	2.2E-07	5.7E-08	4.8E-06
O8CDD	2.2E-11	1.1E-13	4.3E-16	3.7E-07	1.3E-05	2.2E-06	1.6E-05	1.3E-10	3.2E-16	1.8E-18	2.2E-06	4.1E-08	9.1E-09	2.3E-06
2378T4CDF	3.8E-11	2.8E-13	1.1E-15	6.3E-07	3.5E-05	5.8E-06	4.1E-05	1.8E-08	1.1E-13	3.6E-16	3.1E-04	1.4E-05	1.8E-06	3.2E-04
12378P5CDF	3.1E-11	2.0E-13	9.9E-16	5.2E-07	2.5E-05	5.0E-06	3.1E-05	3.3E-09	2.8E-14	1.3E-16	5.5E-05	3.5E-06	6.6E-07	5.9E-05
23478P5CDF	3.4E-10	2.1E-12	2.1E-14	5.6E-06	2.7E-04	1.1E-04	3.8E-04	5.6E-09	2.8E-13	2.8E-15	9.4E-05	3.5E-05	1.4E-05	1.4E-04
123478H6CDF	2.1E-10	1.3E-12	1.2E-14	3.6E-06	1.6E-04	6.2E-05	2.3E-04	1.3E-09	6.7E-14	7.3E-16	2.1E-05	8.5E-06	3.7E-06	3.3E-05
123678H6CDF	2.3E-10	1.4E-12	1.3E-14	3.8E-06	1.7E-04	6.4E-05	2.4E-04	9.4E-10	6.6E-14	6.8E-16	1.6E-05	8.3E-06	3.4E-06	2.7E-05
123789H6CDF	2.5E-11	1.4E-13	6.3E-16	4.2E-07	1.8E-05	3.2E-06	2.2E-05	4.6E-10	2.6E-15	1.3E-17	7.6E-06	3.2E-07	6.5E-08	8.0E-06
234678H6CDF	1.5E-10	8.5E-13	7.5E-15	2.4E-06	1.1E-04	3.8E-05	1.5E-04	7.0E-10	3.3E-14	3.3E-16	1.2E-05	4.2E-06	1.7E-06	1.8E-05
1234678H7CDF	5.7E-11	3.1E-13	2.2E-15	9.6E-07	3.9E-05	1.1E-05	5.1E-05	3.7E-10	5.4E-15	5.0E-17	6.2E-06	6.8E-07	2.5E-07	7.1E-06
1234789H7CDF	6.5E-11	3.3E-13	2.2E-15	1.1E-06	4.2E-05	1.1E-05	5.4E-05	2.3E-10	2.8E-15	2.4E-17	3.9E-06	3.5E-07	1.2E-07	4.4E-06
O8CDF	2.4E-11	1.1E-13	4.7E-16	3.9E-07	1.4E-05	2.4E-06	1.7E-05	1.4E-10	4.7E-16	3.3E-18	2.3E-06	5.9E-08	1.7E-08	2.4E-06
PCB77	4.4E-11	3.3E-13	2.1E-15	7.3E-07	4.2E-05	1.1E-05	5.3E-05	1.5E-08	1.6E-13	8.6E-16	2.5E-04	2.0E-05	4.4E-06	2.7E-04
PCB81	1.6E-10	1.2E-12	1.2E-14	2.7E-06	1.5E-04	6.0E-05	2.1E-04	2.0E-08	5.7E-13	5.5E-15	3.4E-04	7.2E-05	2.8E-05	4.4E-04
PCB126	9.3E-10	6.1E-12	6.4E-14	1.5E-05	7.7E-04	3.3E-04	1.1E-03	2.3E-08	1.4E-12	1.5E-14	3.8E-04	1.8E-04	7.5E-05	6.4E-04
PCB169	1.5E-09	8.5E-12	7.7E-14	2.5E-05	1.1E-03	3.9E-04	1.5E-03	1.4E-08	1.0E-12	9.7E-15	2.4E-04	1.3E-04	4.9E-05	4.1E-04
PCB105	7.9E-10	5.6E-12	6.4E-14	1.3E-05	7.0E-04	3.3E-04	1.0E-03	5.6E-08	1.8E-12	2.0E-14	9.4E-04	2.3E-04	1.0E-04	1.3E-03
PCB114	9.1E-10	6.4E-12	7.8E-14	1.5E-05	8.1E-04	4.0E-04	1.2E-03	5.1E-08	2.6E-12	3.1E-14	8.5E-04	3.2E-04	1.6E-04	1.3E-03
PCB118	1.3E-09	8.8E-12	1.0E-13	2.1E-05	1.1E-03	5.1E-04	1.6E-03	6.9E-08	3.5E-12	3.8E-14	1.2E-03	4.4E-04	2.0E-04	1.8E-03
PCB123	3.0E-10	2.2E-12	2.4E-14	5.1E-06	2.8E-04	1.2E-04	4.1E-04	4.4E-08	1.0E-12	1.1E-14	7.3E-04	1.3E-04	5.4E-05	9.1E-04
PCB156	2.6E-09	1.7E-11	2.0E-13	4.3E-05	2.1E-03	1.0E-03	3.2E-03	6.4E-08	3.3E-12	3.9E-14	1.1E-03	4.1E-04	2.0E-04	1.7E-03
PCB157	1.6E-09	1.0E-11	1.1E-13	2.6E-05	1.3E-03	5.6E-04	1.9E-03	5.0E-08	1.9E-12	2.0E-14	8.3E-04	2.3E-04	1.0E-04	1.2E-03
PCB167	2.4E-09	1.6E-11	1.9E-13	4.0E-05	2.0E-03	9.9E-04	3.1E-03	6.7E-08	4.0E-12	4.9E-14	1.1E-03	5.0E-04	2.5E-04	1.9E-03
PCB189	4.6E-09	2.6E-11	2.5E-13	7.7E-05	3.2E-03	1.3E-03	4.6E-03	2.3E-08	2.4E-12	2.5E-14	3.8E-04	3.0E-04	1.3E-04	8.2E-04
HCB	2.3E-10	2.1E-12	9.4E-14	3.9E-06	2.7E-04	4.8E-04	7.5E-04	7.5E-09	1.9E-12	8.7E-14	1.3E-04	2.4E-04	4.4E-04	8.0E-04

	Agricultural soil							Other soil						
	individual intake fraction			intake fraction (population)				individual intake fraction			intake fraction (population)			
	Local	Japan	Global	Local	Japan	Global	Total	Local	Japan	Global	Local	Japan	Global	Total
2378TCDD	2.1E-09	2.4E-14	2.1E-16	3.5E-05	3.0E-06	1.1E-06	3.9E-05	7.5E-10	9.0E-14	7.7E-16	1.2E-05	1.1E-05	3.9E-06	2.8E-05
12378P5CDD	1.5E-09	5.0E-15	4.3E-17	2.4E-05	6.4E-07	2.2E-07	2.5E-05	6.3E-10	1.9E-14	1.6E-16	1.1E-05	2.4E-06	8.2E-07	1.4E-05
123478H6CDD	8.3E-10	8.9E-16	7.9E-18	1.4E-05	1.1E-07	4.0E-08	1.4E-05	1.3E-10	3.4E-15	3.0E-17	2.2E-06	4.3E-07	1.5E-07	2.8E-06
123678H6CDD	1.0E-09	9.7E-16	8.2E-18	1.7E-05	1.2E-07	4.2E-08	1.7E-05	1.5E-10	3.7E-15	3.1E-17	2.4E-06	4.7E-07	1.6E-07	3.1E-06
123789H6CDD	7.2E-10	3.9E-16	3.2E-18	1.2E-05	4.9E-08	1.6E-08	1.2E-05	1.2E-10	1.5E-15	1.2E-17	1.9E-06	1.9E-07	6.2E-08	2.2E-06
1234678H7CDD	1.8E-10	4.1E-17	2.6E-19	3.1E-06	5.1E-09	1.3E-09	3.1E-06	1.0E-10	1.6E-16	1.0E-18	1.7E-06	2.0E-08	5.1E-09	1.7E-06
O8CDD	2.3E-11	6.8E-18	3.5E-20	3.9E-07	8.6E-10	1.8E-10	3.9E-07	9.5E-11	2.6E-17	1.3E-19	1.6E-06	3.3E-09	6.7E-10	1.6E-06
2378T4CDF	4.6E-10	4.3E-15	1.5E-17	7.6E-06	5.5E-07	7.8E-08	8.2E-06	1.7E-09	1.5E-14	5.5E-17	2.8E-05	1.9E-06	2.8E-07	3.0E-05
12378P5CDF	6.2E-11	8.2E-16	3.9E-18	1.0E-06	1.0E-07	2.0E-08	1.2E-06	3.1E-10	3.0E-15	1.5E-17	5.1E-06	3.8E-07	7.4E-08	5.6E-06
23478P5CDF	1.0E-09	8.3E-15	8.3E-17	1.7E-05	1.0E-06	4.2E-07	1.8E-05	4.5E-10	3.1E-14	3.1E-16	7.5E-06	3.9E-06	1.6E-06	1.3E-05
123478H6CDF	7.8E-10	1.8E-15	1.8E-17	1.3E-05	2.3E-07	9.3E-08	1.3E-05	1.6E-10	6.8E-15	7.0E-17	2.7E-06	8.6E-07	3.5E-07	3.9E-06
123678H6CDF	8.3E-10	1.7E-15	1.7E-17	1.4E-05	2.2E-07	8.8E-08	1.4E-05	1.4E-10	6.6E-15	6.6E-17	2.4E-06	8.3E-07	3.3E-07	3.5E-06
123789H6CDF	9.6E-12	6.8E-17	3.2E-19	1.6E-07	8.5E-09	1.6E-09	1.7E-07	1.1E-10	2.6E-16	1.2E-18	1.9E-06	3.3E-08	6.2E-09	1.9E-06
234678H6CDF	5.0E-10	8.7E-16	8.2E-18	8.3E-06	1.1E-07	4.2E-08	8.4E-06	1.3E-10	3.3E-15	3.1E-17	2.1E-06	4.2E-07	1.6E-07	2.7E-06
1234678H7CDF	2.0E-10	1.3E-16	1.1E-18	3.3E-06	1.7E-08	5.8E-09	3.3E-06	1.1E-10	5.1E-16	4.3E-18	1.8E-06	6.5E-08	2.2E-08	1.9E-06
1234789H7CDF	2.4E-10	7.0E-17	5.6E-19	4.0E-06	8.8E-09	2.8E-09	4.0E-06	1.0E-10	2.7E-16	2.1E-18	1.7E-06	3.4E-08	1.1E-08	1.7E-06
O8CDF	2.0E-11	1.1E-17	6.5E-20	3.3E-07	1.4E-09	3.3E-10	3.4E-07	9.6E-11	4.1E-17	2.5E-19	1.6E-06	5.2E-09	1.3E-09	1.6E-06
PCB77	1.5E-10	2.6E-15	1.6E-17	2.4E-06	3.3E-07	8.0E-08	2.8E-06	4.9E-10	1.0E-14	6.0E-17	8.2E-06	1.3E-06	3.1E-07	9.7E-06
PCB81	3.8E-10	1.2E-14	1.2E-16	6.4E-06	1.5E-06	6.0E-07	8.5E-06	6.6E-10	4.6E-14	4.5E-16	1.1E-05	5.7E-06	2.3E-06	1.9E-05
PCB126	9.3E-10	1.9E-14	2.0E-16	1.6E-05	2.4E-06	1.0E-06	1.9E-05	6.5E-10	7.5E-14	7.9E-16	1.1E-05	9.5E-06	4.0E-06	2.4E-05
PCB169	7.8E-10	1.2E-14	1.1E-16	1.3E-05	1.5E-06	5.7E-07	1.5E-05	3.9E-10	4.8E-14	4.4E-16	6.5E-06	6.0E-06	2.2E-06	1.5E-05
PCB105	1.3E-09	2.7E-14	3.1E-16	2.1E-05	3.4E-06	1.6E-06	2.6E-05	1.6E-09	1.0E-13	1.2E-15	2.6E-05	1.3E-05	6.1E-06	4.6E-05
PCB114	2.1E-09	4.6E-14	5.5E-16	3.5E-05	5.8E-06	2.8E-06	4.4E-05	1.5E-09	1.8E-13	2.1E-15	2.5E-05	2.2E-05	1.1E-05	5.7E-05
PCB118	2.3E-09	6.1E-14	6.9E-16	3.8E-05	7.7E-06	3.5E-06	4.9E-05	2.0E-09	2.4E-13	2.6E-15	3.4E-05	3.0E-05	1.3E-05	7.7E-05
PCB123	7.6E-10	2.0E-14	2.2E-16	1.3E-05	2.5E-06	1.1E-06	1.6E-05	1.3E-09	7.7E-14	8.3E-16	2.2E-05	9.7E-06	4.2E-06	3.5E-05
PCB156	2.2E-09	4.2E-14	4.9E-16	3.6E-05	5.3E-06	2.5E-06	4.4E-05	1.7E-09	1.6E-13	1.9E-15	2.8E-05	2.1E-05	9.8E-06	5.8E-05
PCB157	1.2E-09	2.3E-14	2.5E-16	2.0E-05	2.9E-06	1.3E-06	2.4E-05	1.3E-09	9.1E-14	9.9E-16	2.2E-05	1.1E-05	5.0E-06	3.8E-05
PCB167	2.2E-09	5.6E-14	6.8E-16	3.7E-05	7.0E-06	3.5E-06	4.7E-05	1.8E-09	2.2E-13	2.6E-15	2.9E-05	2.7E-05	1.3E-05	7.0E-05
PCB189	1.9E-09	2.8E-14	2.8E-16	3.2E-05	3.5E-06	1.4E-06	3.7E-05	6.0E-10	1.1E-13	1.1E-15	9.9E-06	1.4E-05	5.6E-06	2.9E-05
HCB	1.0E-09	3.2E-13	1.4E-14	1.7E-05	4.0E-05	7.2E-05	1.3E-04	2.9E-10	8.7E-13	3.8E-14	4.8E-06	1.1E-04	1.9E-04	3.1E-04

Table 2.2-12: Intake fraction of PCDDs/DFs, Co-PCBs and HCB calculated from total diet study and emission inventory.

	Intake *1 [pg/person/day]	Emission *2 [kg/year]	Intake Fraction [-]		Intake *1 [pg/person/day]	Emission *2 [kg/year]	Intake Fraction [-]
2378TCDD	3.5	0.11	1.4E-03	PCB77	1200.	37.	1.5E-03
12378P5CDD	15.	1.3	5.4E-04	PCB81	110.	4.9	1.1E-03
123478H6CDD	3.3	1.3	1.2E-04	PCB126	510.	5.3	4.4E-03
123678H6CDD	16.	2.5	2.9E-04	PCB169	100.	1.5	3.2E-03
123789H6CDD	4.6	1.8	1.2E-04	PCB105	21000.	63.	1.5E-02
1234678H7CDD	95.	26.	1.7E-04	PCB114	1100.	5.0	9.8E-03
O8CDD	470.	94.	2.3E-04	PCB118	78000.	140.	2.6E-02
2378T4CDF	46.	2.3	9.3E-04	PCB123	1700.	4.6	1.7E-02
12378P5CDF	15.	4.2	1.6E-04	PCB156	7900.	19.	1.9E-02
23478P5CDF	33.	4.2	3.6E-04	PCB157	1900.	5.4	1.7E-02
123478H6CDF	13.	4.9	1.3E-04	PCB167	5000.	13.	1.8E-02
123678H6CDF	11.	4.9	1.1E-04	PCB189	1000.	3.0	1.5E-02
123789H6CDF	0.7	0.25	1.2E-04	HCB *3	26000.	920.	1.3E-03
234678H6CDF	17.	8.2	9.5E-05	PCDD/DF (TEQ)	48.	6.9	3.2E-04
1234678H7CDF	33.	28.	5.3E-05	Co-PCB (TEQ)	68.	0.59	5.3E-03
1234789H7CDF	4.2	5.4	3.6E-05	PCDD/DF +Co-PCB (TEQ)	120.	7.5	7.1E-04
O8CDF	19.	30.	2.8E-05				

*1: 79), 80), 82) *2: Congener profile of air deposition 56) was used. *3: See. Chapter 3, Section 1 for HCB emission estimate.

2.2.4. 結果と考察（重金属類）

ここでは、本節で作成した環境運命・曝露モデルによる予測結果と実測値との比較を重金属類について行った。まず環境運命予測モデルを検証するため環境中濃度（大気・土壌）について比較し(2.2.4.1)、次に曝露モデルを検証するため摂取量について比較した(2.2.4.2)。さらに、両モデルを組み合わせ得られる摂取比率 (iF) のモデル推定値を示した。重金属類の環境運命の評価にあたっては、それが分解プロセスを持たないことに留意が必要と考えられるため、積分時間を20年、100年、500年、無限とした場合について摂取比率を示し比較した。

2.2.4.1. 環境中濃度

<大気>

Table 2.2-13 および Fig. 2.2-12 に大気中重金属類濃度のモデル推定値と実測値の比較を示した。モデル推定値では、大気降下物の測定値⁴⁰⁻⁴³⁾ から大気への重金属類排出量を推定し、大気中濃度を計算した。モデル推定値は実測値に比べ低い傾向にあった。大気降下物の測定値としてバックグラウンドに近い地域で測定されたものを用いたことによると考えられる。

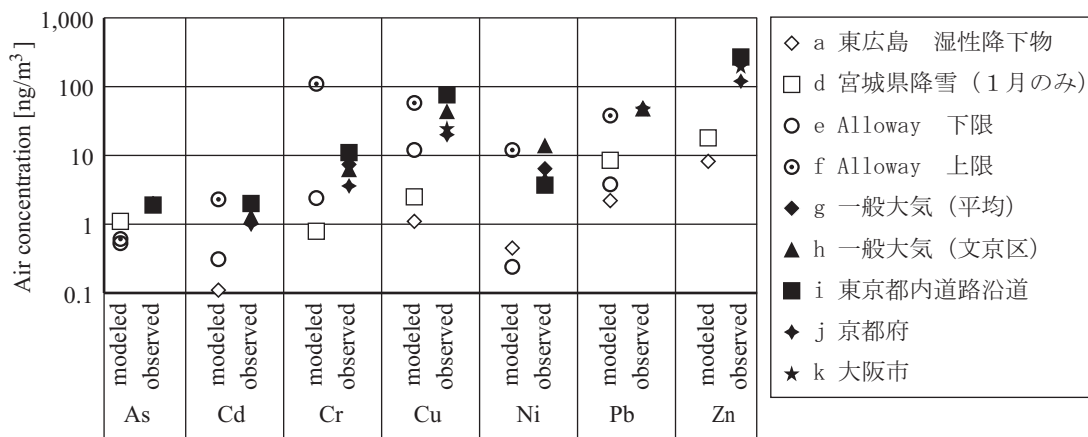


Fig. 2.2-12: Comparison between observed and predicted metal concentrations in air.

Table 2.2-13: Comparison of modeled and observed metal concentration in air

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Note
Air deposition [mg/m ² /yr]	- 0.048 0.7 0.9 0.44 0.5	0.09 0.012 0.37 - 0.26 1.9	- - - 0.65 2. 88.	0.89 0.024 3.4 2.1 10. 48.	0.37 0.096 10. - 0.2 10.	1.8 0.084 200. 7. 3.1 31.	6.8 3.3 100. 15. - -	a 東広島 湿性降下物 b 北海道バックグラウンド地域(最小値) c 同上(最大値) d 宮城県降雪(1月のみ) e Alloway 下限 f Alloway 上限
Air concentration (modeled) [ng/m ³]	- 0.058 0.84 1.1 0.53 0.61	0.11 0.015 0.45 - 0.31 2.3	- - - 0.79 2.4 110.	1.1 0.029 4.1 2.5 12. 58.	0.45 0.12 13. - 0.24 12.	2.2 0.1 240. 8.5 3.8 38.	8.2 4. 130. 18. - -	
Air concentration (observed) [ng/m ³]	2. - 1.9 - - 0.06 1.1	- 1.3 2. 1. - 0.01 0.15	7.4 6.3 11. 3.6 - - -	- 44. 76. 20. 25. 0.01 0.42	6.4 14. 3.7 4.4 - - 1.1	- 48. - 49. 48. 0.19 6.1	- - 270. 120. 200. 0.45 7.2	g 一般大気(平均) h 一般大気(文京区) i 東京都内道路沿道 j 京都府 k 大阪市 l 北海道バックグラウンド地域(最小) m 北海道バックグラウンド地域(最大)

a : 40) Takeda, K.; Marumoto, K.; Minamikawa, T.; Sakugawa, H.; Fujiwara, K. (2000): Three-year determination of trace metals and the lead isotope ratio in rain and snow depositions collected in Higashi-Hiroshima, Japan. Atmospheric Environment. 34(26), 4525-4535
 雨水中濃度観測値に降水量を乗じて算出。湿性降下物のみ。

b, c, l, m: 41) 深澤達矢; 石田憲生; 橋治国; 村尾直人; 太田幸雄; 清水達雄; 鈴木英之; 永淵修; 藤沼康実 (2001): 北海道のバックグラウンド地域における大気及び大気降下物中の微量金属成分とその排出源. 第 10 回環境化学討論会講演要旨集. 92-93

d: 42) 渡辺孝男, 坂本朋枝(2000): 瀬川上流地域における水中微量元素濃度調査, 宮城教育大学環境教育研究紀要第二巻, pp.25-30 雪中濃度観測値に1月の降水量を乗じて算出。通年ではなく1月のみの値。1.2倍はしていない。

e, f: 43) Alloway, B.J. (1995) Heavy Metals in Soils. 2nd ed. Blackie Academic and Professional, London

g: 84) 環境省報道発表用資料: 平成 12 年度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結果について

h: 85) 文京区大気中重金属調査結果 (平成 8-12 年度): <http://www.city.bunkyo.tokyo.jp/kankyo/joho/kinzoku/kinzoku.html>

i: 86) 溝畑朗, 伊藤憲男, 楠谷義和 (2000): 道路沿道における大気浮遊粒子状物質の物理・化学的特性, 大気環境学会誌, 35(2) 77-102

j: 87) 京都府保健環境研究センター年報(1994)

k: 88) 大阪市立環境科学研究所(2000), 62, pp11-18

<土壌>

Table 2.2-14 に土壌中重金属類濃度のモデル推定値と実測値の比較を示した。モデル推定値は、実測値と比較して1桁ほど低い値となった。ギャップの要因としては以下が考えられる。1) 大気及び土壌への年間排出量を低く見積もっている。2) モデルの算出結果は長期平衡濃度であり実測値との比較になじまない。3) 地殻成分等としてバックグラウンドレベルで含まれる土壌中の重金属類濃度がそもそも大気降下物由来に比べて高い。平衡濃度に至るまでの期間を概観するため、Table 2.2-15 に重金属類の土壌中平均滞留時間の推定値を示した。モデルにおける土壌からの重金属類の流出は、土壌間隙水の河川や地下水脈への流出およびそれらに付随して移動する土壌粒子の流出によるとしている。土壌での平均滞留時間は、混合深さおよび固液分配係数によって異なるが、農業土壌 (混合深さ 20cm) において、140 年 (Cd) から 2300 年 (Cr) であった。これは、平衡濃度に達するまでに長期間を要することを意味し、現実の土壌濃度は現在の流入量によって決定されているのではないことを示す。

次に、土壌中での滞留時間が妥当であるか否かを検討する。Taylor⁴⁴⁾ は、リン酸肥料の使用によるニュージーランド農地でのカドミウム濃度の増加について検討し、過去 50 年間に持ち込まれたカドミウムの 80%以上が地表から 15cm 以内の表層土壌にとどまったと推測している。これを、混合深さ 20cm の土壌における平均滞留時間に換算すると約 140 年となり、本モデルの推計値と一致した。土壌での滞留時間は土壌の性状の違い等によって大きく変動すると考えられるため、偶然の一致と見るべきであろうが、モデルの妥当性を示すものと考えられる。

Table 2.2-15 が示すように、重金属類の土壌中予測濃度は固液分配係数の影響を強く受ける。実際には、重金属の土壌への吸着は、錯体の形成、pH、酸化還元電位、共存イオンなど様々な要因の影響を受けるため⁴⁵⁾、固液分配係数を定数と扱うことは、モデルと現実との乖離を生む要因となる。

Table 2.2-14: Comparison of modeled and observed metal concentration in soil

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Note
Soil concentration (modeled) mg/kg	- 0.042 0.61 0.79 0.39 0.44	0.018 0.002 0.075 - 0.053 0.39	- - - 1.3 4.0 170.	0.89 0.024 3.4 2.1 10. 48.	0.40 0.10 11. - 0.22 11.	14. 0.64 1500. 54. 24. 240.	5.7 2.7 86. 12. - -	a b c d e f
Soil concentration (observed) mg/kg	11. 0.4 70.	0.44 0.03 2.5	50. 3.4 810.	34. 4.4 180.	28. 2.0 660.	29. 5.0 190.	86. 9.9 620.	average min max

土壌濃度予測値は、大気降下物のみを供給源として算出。予測濃度の a-f は、Table 2.2-13 の a-f に対応する。土壌濃度観測値は、Iimura (1981)[81]による。

Table 2.2-15: Estimated residence time of metals in soil

	Unit	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kd (soil)	L/kg	1,800	390	4,800	2,100	2,300	100,000	1,700
Residence time *1	years	150	36	350	180	190	1,300	150
Residence time *2	years	620	140	1,400	710	770	5,400	590

*1: Natural soil with soil depth = 5cm, *2: Agricultural soil with soil depth = 20cm

2.2.4.2. 経路別摂取量

Table 2.2-16, Table 2.2-17 および Fig. 2.2-13 に経路別重金属類摂取量のモデル推定値および実測値を示した。モデル推定値は環境中濃度を所与として算出した。モデル推定値と実測値の差はおおむね2倍以内となった。ただし、As については摂取量のモデル推定値は実際の摂取量の 1/6 程度と低い。

Table 2.2-16: Metal concentrations in air, water, and soil used as a model input.

media	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
air ng/m ³	2.0	1.0	7.4	20	6.4	49	120
water mg/m ³	2.0	0.14	0.40	1.9	4.8	0.60	10
soil mg/kg	11	0.44	50	34	28	29	86

Table 2.2-17: Observed and modeled daily intake of metals [µg/person/day] (micro-gram/person/day)

	As		Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	obs.	est.	obs.	est.	obs.	est.	obs.	est.	obs.	est.	obs.	est.	obs.	est.
inhalation	0.03	0.03	0.015	0.015	-	0.11	0.30	0.30	-	0.10	0.74	0.74	1.8	1.8
soil	0.24	0.24	0.010	0.010	-	1.1	0.75	0.75	-	0.62	0.64	0.64	1.9	1.9
drinking water	0.25	3.7	0.05	0.091	-	0.62	0.	3.4	-	8.7	0.05	0.12	0.	13.
crop and vegetable	68.	16.	32.	24.	-	50.	660.	1300.	-	230.	31.	17.	4,000.	3,900.
meat and milk	8.	0.53	0.4	1.8	-	17.	38.	23.	-	10.	2.8	3.	2,500.	1,200.
fish	110.	14.	1.6	4.	-	0.43	120.	83.	-	23.	2.	4.9	520.	1,100.
total	190.	34.	34.	30.	-	69.	810.	1400.	-	280.	37.	26.	7,000.	6,200.

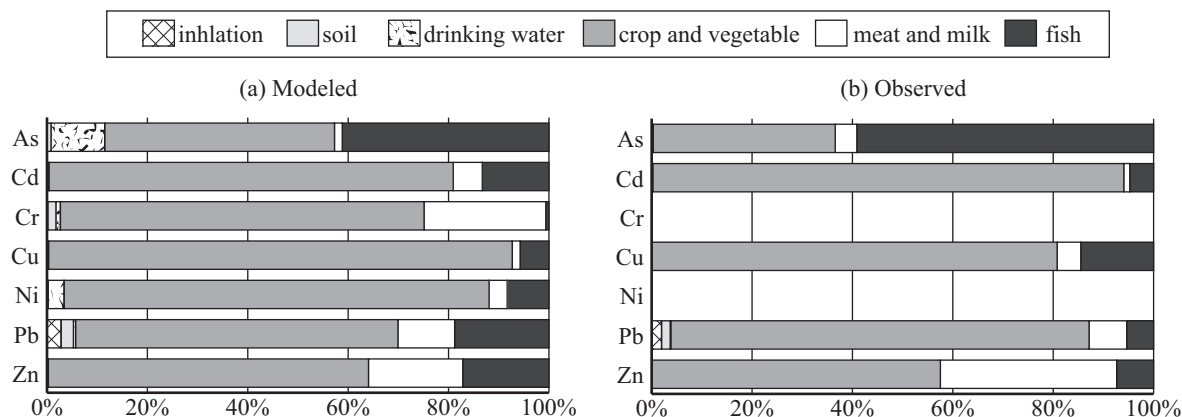


Fig. 2.2-13: Contribution of each exposure pathways to daily intake of metals.

2.2.4.3. 摂取比率

Table 2.2-18 に、重金属類の摂取比率を、積分時間 20 年、100 年、500 年、無限とした場合について示した。また、積分時間による摂取比率の差を As, Cd, Cr について Fig. 2.2-14 に示した。ダイオキシン類と異なり重金属類では、排出インベントリが不十分であり人為起源に加え自然起源の影響も大きいいため、実測値からの摂取比率の推定は省いた。Fig. 2.2-14 より、大気排出時の経気道摂取および淡水排出時については積分時間 20 年とした場合と無限とした場合で摂取比率にほとんど差がないが、大気排出時の経口摂取や農地およびその他土壌に排出した際の摂取比率は積分時間に大きく依存する結果となった。重金属類の大気中での滞留時間は数時間から数日と短いため、呼吸による曝露量を評価する場合、排出後 20 年の積分期間をとれば十分である。淡水中での滞留時間も 10 日から 80 日と短いため、同様の結果となる。一方、土壌排出の場合、2.2.4.1 で見たように土壌中での滞留時間が数十年から数千年と長いため、植物を通じた曝露や土壌の直接摂食による曝露が長期間にわたって続くとして評価される。大気排出に伴う経口摂取は、大気→土壌→植物の経路を持つため、土壌排出時と同様の結果となる。

Table 2.2-18: Intake fraction of metals estimated by the environmental fate and exposure model in this study.

			As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Inhalation	air	20 years	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06
		100 years	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06
		500 years	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06
		Infinity	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06	2.3E-06
Oral	air	20 years	2.9E-05	2.5E-04	3.6E-05	1.9E-04	6.6E-05	1.7E-05	3.7E-04
		100 years	7.6E-05	8.6E-04	6.3E-05	8.1E-04	2.2E-04	2.6E-05	1.2E-03
		500 years	1.8E-04	1.6E-03	1.6E-04	2.9E-03	7.2E-04	7.0E-05	4.0E-03
		Infinity	2.6E-04	1.6E-03	4.1E-04	5.4E-03	1.4E-03	5.6E-04	6.6E-03
	freshwater	20 years	2.4E-04	2.4E-05	8.7E-05	2.8E-04	2.1E-04	5.0E-06	1.4E-04
		100 years	2.4E-04	2.5E-05	8.9E-05	2.8E-04	2.1E-04	5.2E-06	1.4E-04
		500 years	2.4E-04	2.5E-05	8.9E-05	2.8E-04	2.1E-04	5.2E-06	1.4E-04
		Infinity	2.4E-04	2.5E-05	8.9E-05	2.8E-04	2.1E-04	5.2E-06	1.4E-04
	agricultural soil	20 years	9.3E-05	3.4E-03	8.1E-05	2.4E-03	5.3E-04	3.3E-05	3.5E-03
		100 years	4.4E-04	1.3E-02	3.9E-04	1.1E-02	2.5E-03	1.6E-04	1.6E-02
		500 years	1.6E-03	2.5E-02	1.7E-03	4.4E-02	9.9E-03	7.8E-04	6.0E-02
		Infinity	2.9E-03	2.6E-02	5.7E-03	8.6E-02	2.1E-02	8.8E-03	1.0E-01
	other soil	20 years	1.4E-05	4.7E-06	2.8E-06	1.4E-05	1.0E-05	4.8E-07	8.1E-06
		100 years	6.3E-05	1.3E-05	1.5E-05	6.7E-05	4.8E-05	2.4E-06	3.9E-05
		500 years	1.3E-04	1.4E-05	4.7E-05	1.5E-04	1.1E-04	1.0E-05	7.8E-05
		Infinity	1.4E-04	1.4E-05	6.2E-05	1.6E-04	1.2E-04	3.4E-05	8.1E-05

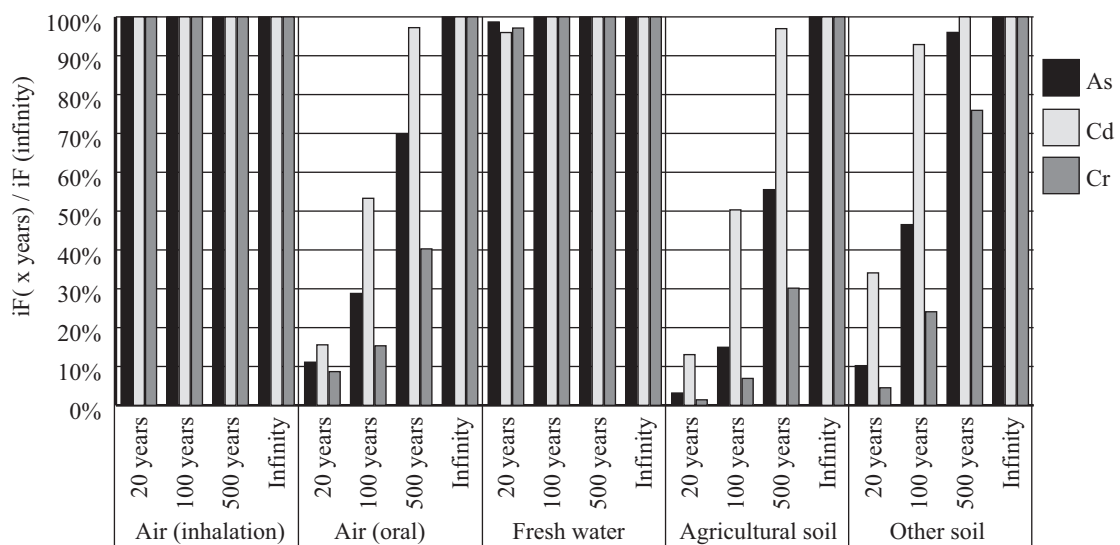


Fig. 2.2-14: Time dependency of intake fraction of metals

2.2.5. 本節のまとめ

本節では、本研究の統合評価フレームワークの一部を構成する要素として、化学物質の環境運命・曝露モデルを作成した。本モデル作成の目的は、1) 排出先の違いや化学物質の種類の違いを超えて影響を同一尺度で記述し、化学物質の環境排出による影響の総合的な評価を可能とすること、2) 環境中濃度を既知として汚染源の推定を可能とすること、の2点である。モデル作成にあたっては、これまでの研究で十分ではなかった実測値との比較によるモデル検証を重視した。また、曝露量の地理的分布および時間的分布についても評価した。

モデルの対象物質は、廃棄物管理においてしばしば問題となるダイオキシン類と重金属類を選んだ。モデルの構成は、環境運命予測部分と曝露量算出部分の2段階構成とし、環境排出された化学物質のうちヒトが摂取する総量の比率を、摂取比率 (intake fraction) として係数に取りまとめた。また、環境運命予測部分と曝露量算出部分のそれぞれについて、モデル推定値と実測値との比較によるモデル検証を行った。

ダイオキシン類の環境運命モデルの検証により、発生源が以下のように推察された。1) PCDFの主要な発生源は都市ごみ焼却等の大気由来と考えられた。2) PCDDの大気中濃度は都市ごみ焼却によると考えられた。一方、土壤中濃度や水中濃度については、過去に用いられたPCPやCNPなどの農薬中不純物の影響があると考えられた。特にO8CDDでその傾向が顕著であった。3) Co-PCBの大気中濃度は、都市ごみ焼却に加え、過去のPCB製品に由来すると考えられた。また土壤中濃度や水中濃度は、現在の大気降下物のみによらず、過去のPCB製品による汚染の影響が残っていると考えられた。これらの結果は、既往研究とおおむね一致していた。ただし、本研究のモデルは水中濃度を低く見積もる傾向が見られた。

ダイオキシン類の曝露モデルの検証により、以下が観察された。1) 水中濃度を所与とした魚介類からの摂取量推定値は実測値をやや下回り、魚介類の輸入を考えると妥当な結果であった。2) 大気中濃度を所与とした乳製品・肉類からの摂取量推定値は、いくつかの異性体を除いてPCDD/PCDFで1桁ほど高く、Co-PCBでは同程度かやや上回る結果となった。後者について詳細に検討した結果、以下が推察された。1) 2378TCDF, 12378PCDFは飼料から牛乳・牛肉への移行率が鳥肉・卵への移行率に比べて著しく低く、前者の移行率を用いたため過小評価となった可能性が高い。2) 牧草生産量の地理的偏りや大気-牧草間の移行係数の不確実性などのため、PCDD/DFに加えCo-PCBについても乳製品・肉類由来の摂取量を過大評価していると考えられる。3) 前項の補正を加えた際に生じるCo-PCB摂取量のモデルでの過小評価は、本モデルが考慮していない曝露経路の存在を示唆し、それは、Co-PCBを相対的に多く含む魚粉等の飼料用魚類である可能性がある。

ダイオキシン類の摂取比率は、約0.1%から約0.001%と推定され、異性体によって2桁程度の差違が見られた。この結果は、ダイオキシン類と総称される化学物質には、環境中での挙動や生物による濃縮・代謝などが異なるものが含まれていることを示す。ヒトへの曝露に直結する食品中のダイオキシン類濃度を評価する場合であれば、これらのプロセスによる異性体組成の変化を考慮する必要はない。しかし、大気への排出量や底質中の濃度など、これらのプロセスによって異性体組成が変化を受ける場合には、摂取比率等の概念を導入し、これとTEFとを組み合わせた評価を行うことが望ましいと考えられる。

重金属類の環境運命モデルの検証は、排出量インベントリや環境中濃度についての情報がダイオキシン類に比べて少なく、十分に検討することが出来なかった。環境中濃度を所与とした摂取量のモデル予測値は、実測値とおおむね一致していた。

重金属類の摂取比率は、大気排出に伴う経口摂取および土壌排出に伴う経口摂取において、考慮する評価時間によって強い影響を受けることが示された。評価時間を20年とした場合と無限とした場合とでは、後者の摂取比率は2桁ほど高く、LCA等で用いる際には留意が必要である。

モデルパラメータ一覧

(Table 2.2-2 も参照)

< 定数 >

R 8.314 Pa.m³/(mol.K) 気体定数

< 化学物質に固有なパラメータ >

Vp_{Liquid} Pa subcooled liquid vapor pressure
 Henry Pa.m³/mol ヘンリー定数
 Koc m³/kg 水-オクタノール分配係数
 Kd(susp) m³/kg 固液分配係数 (水中懸濁物質)
 Kd(sedsolid) m³/kg 固液分配係数 (底質粒子)
 Kd(soilsolid) m³/kg 固液分配係数 (土壌粒子)
 Wp - 大気中粒子の洗浄係数 (washout-ratio)

< 物質移動係数 >

kas_{air} 5 m/hr 大気・土壌境界の大気側物質移動係数
 kas_{soilair} 0.02 m/hr 大気・土壌境界の土壌間隙空気側物質移動係数
 kas_{soilwater} 2x10⁻⁶ m/hr 大気・土壌境界の土壌間隙水側物質移動係数
 kaw_{air} 5 m/hr 大気・水境界の大気側物質移動係数
 kaw_{water} 0.05 m/hr 大気・水境界の水側物質移動係数
 kws_{water} 0.01 m/hr 水・底質境界の水側物質移動係数
 kws_{sed} 1x10⁻⁴ m/hr 水・底質境界の底質側物質移動係数

< 環境媒体の面積・体積・質量 >

Area(x) m² 媒体 x の面積
 V(comp) m³ 媒体 comp の体積
 W(comp) kg 媒体 comp の質量
 Density_{sediment} 1,300 kg/m³ 底質の密度
 Density_{sedsolid} 2,500 kg/m³ 底質粒子の密度
 Density_{soil} 1,700 kg/m³ 土壌の密度
 Density_{soilsolid} 2,500 kg/m³ 土壌粒子の密度

< 化学物質の固相・液相・気相の分配に関連する環境媒体側のパラメータ >

T 298 K 気温

TSP

SS(water) 0.010 (淡水) kg/m³ 水中の懸濁物質濃度
 0.005 (海水) kg/m³
 VolFracSolid(sediment) 0.2 m³/m³ 底質中で底質粒子が占める体積比率
 VolFracWater(soil) 0.2 m³/m³ 土壌中で間隙水が占める体積比率
 VolFracSolid(soil) 0.6 m³/m³ 土壌中で土壌粒子が占める体積比率
 OCsusp 0.1 kg/kg 水中懸濁物質のうち有機炭素の比率
 OCsedsolid 0.05 kg/kg 底質粒子のうち有機炭素の比率
 OCsoilsolid 0.02 kg/kg 土壌粒子のうち有機炭素の比率

< 環境媒体間の物質移動に関するパラメータ >

RainRate	1.83×10^{-4} m/hr	降水量 (1,600mm/yr)
Frac _{Runoff}	0.25 -	降水のうち表面流失する比率
Frac _{leach}	0.25 -	降水のうち土壌浸透する比率
Verosion(soil)	9.13×10^{-6} kg/m ² .hr	土壌浸食速度 (80g/m ² .yr)
Vdep(particle)	3.6 m/hr	エアロゾル粒子の降下速度 (0.1cm/sec)
VsettleSS	0.1 m/hr	水中懸濁物質の沈降速度
Vresus(sediment)	m/hr	底質粒子の巻き上げ (再懸濁) 速度
Vsedrate(sediment)	m/hr	底質の堆積速度 (cm/yr)
AirFlow(airX, airY)	m ³ /hr	大気 airX から大気 airY への大気移動量
WaterFlow(waterX, WaterY)	m ³ /hr	水系 waterX から水系 waterY への水移動量

< 化学物質の濃度 >

C(air)	mg/m ³	大気中での化学物質の濃度
C(water)	mg/m ³	水中での化学物質の濃度
C(sediment)	mg/kg-wet	底質中での化学物質の濃度
C(soil)	mg/kg-wet	土壌中の化学物質濃度
C _{gas} (air)	mg/m ³	大気中での化学物質のガス相濃度
C _{particle} (air)	mg/m ³	大気中での化学物質の粒子相濃度
C _{dissolved} (water)	mg/m ³	水中での化学物質の溶存態濃度
C _{susp} (water)	mg/kg	懸濁物質中の化学物質の濃度
C _{porewater} (sediment)	mg/m ³	底質間隙水中の化学物質濃度
C _{solid} (sediment)	mg/kg	底質粒子中の化学物質濃度
C _{porewater} (soil)	mg/m ³	土壌間隙水中の化学物質濃度
C _{solid} (soil)	mg/kg	土壌粒子中の化学物質濃度
C _{air} (soil)	mg/m ³	土壌間隙空気中の化学物質濃度

< 化学物質の移動量・フラックス >

F(x,y)	mg/hr	媒体 x から媒体 y への化学物質の移動量
F _{dpd} (air, {soil water})	mg/hr	乾性粒子沈降による化学物質移動量
F _{dgd} (air, {soil water})	mg/hr	乾性ガス沈降による化学物質移動量
F _{wpd} (air, {soil water})	mg/hr	湿性粒子沈降による化学物質移動量
F _{wgd} (air, {soil water})	mg/hr	湿性ガス沈降による化学物質移動量
F _{evaporation} ({soil water}, air)	mg/hr	揮発による化学物質移動量
F _{erosion} (soil, water)	mg/hr	土壌浸食による化学物質移動量
F _{runoff} (soil, water)	mg/hr	土壌表面流失による化学物質移動量
F _{leach} (soil, groundwater)	mg/hr	土壌浸透による化学物質移動量
F _{settle} (water, sediment)	mg/hr	水中懸濁物質の沈降による化学物質移動量
F _{resuspension} (sediment, water)	mg/hr	底質粒子の巻き上げによる化学物質移動量
F _{diffusion} (x, y)	mg/hr	底質・水界面での拡散による化学物質移動量

第 2 章 2 節の参考文献

- 1) Guinee, J.; Heijungs, R.; van Oers, L.; van de Meent, D.; Vermeire, T.; Rikken, M. (1996): LCA impact assessment of toxic releases; Generic modeling of fate, exposure, and effect for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals. RIVM, The Netherlands.
- 2) Huijbregts, M.A.J.; Thissen, U.; Guinee, J.B.; Jager, T.; Kalf, D.; van de Meent, D.; Ragas, A.M.J.; Sleswijk, W.A.; Reijnders, L. (2000): Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere*. **41**(4), 541-573
- 3) Huijbregts, M.A.J.; Thissen, U.; Jager, T.; van de Meent, D.; Ragas, A.M.J. (2000): Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part II: assessing parameter uncertainty and human variability in the calculation of toxicity potentials. *Chemosphere*. **41**(4), 575-588
- 4) Huijbregts, M.A.J.; Guinee, J.B.; Reijnders, L. (2001): Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. III: Export of potential impact over time and space. *Chemosphere*. **44**(1), 59-65
- 5) Hertwich, E.G.; Mateles, S.F.; Pease, W.S.; McKone, T.E. (2001): Human toxicity potentials for life-cycle assessment and toxics release inventory risk screening. *Environmental Toxicology and Chemistry*. **20**(4), 928-939
- 6) Bennett, D.H.; McKone, T.E.; Evans, J.S.; Nazaroff, W.W.; Margni, M.D.; Jolliet, O.; Smith, K.R. (2002): Defining intake fraction. *Environmental Science and Technology*. **36**(9), 206A-211A
- 7) Vermeire, T.G.; van der Zandt, P.T.J.; Roelfzema, H.; van Leeuwen, C.J. (1994): Uniform System for the Evaluation of Substances 1. principles and structure. *Chemosphere*. **29**(1), 23-38
- 8) Jager, D.T.; Vermeire, T.G.; Slooff, W.; Roelfzema, H. (1994): Uniform System for the Evaluation of Substances 2. effects assessment. *Chemosphere*. **29**(2), 319-335
- 9) van der Poel, P. (1994): Uniform System for the Evaluation of Substances 3. emission estimation. *Chemosphere*. **29**(2), 337-352
- 10) Jager, D.T.; Visser, C.J.M.; van der Meent, D. (1994): Uniform System for the Evaluation of Substances 4. distribution and intake. *Chemosphere*. **29**(2), 353-369
- 11) Linders, J.B.H.J.; Luttk, R. (1995): Uniform System for the Evaluation of Substances 5. ESPE, risk assessment for pesticides. *Chemosphere*. **31**(5), 3237-3248
- 12) Mackay, D. (1991): Multimedia environmental models: the fugacity approach. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- 13) Brandes, L.J.; den Hollander, H.; van de Meent, D. (1996): SimpleBox 2.0: a nested multimedia fate model for evaluating the environmental fate of chemicals. RIVM Report no. 719101029, Bilthoven, the Netherlands
- 14) Murray, C J (1994): Quantifying the burden of disease: the technical basis for disability-adjusted life years. *Bulletin of the World Health Organization*. **72**(3), 429-445
- 15) Hofstetter, P. (1998): Perspectives in Life Cycle Impact Assessment - A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere, Kluwer Academic Publishers (Boston/ Dordrecht/London)
- 16) Potting, J.; Hauschild, M.; Wenzel, H. (1999): "Less is Better" and "Only Above Threshold": Two Incompatible Paradigms for Human Toxicity in Life Cycle Assessment?, *International Journal of Life Cycle Assessment*. **4**(1), 16-24
- 17) McKone, T.E.; Hertwich, E.G. (2001): The Human Toxicity Potential and a Strategy for Evaluating Model Performance in Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **6**(2), 106-109
- 18) Hertwich, E.G.; McKone, T.E.; Pease, W.S. (1999): Parameter uncertainty and variability in evaluative fate and exposure models. *Risk Analysis*. **19**(6), 1193-1204
- 19) ISO14042, Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment (2000)
- 20) Trapp, S.; Schwartz, S. (2000): Proposals to overcome limitations in the EU chemical risk assessment scheme. *Chemosphere*. **41**(7), 965-971
- 21) Pankow, J.F. (1987): Review and comparative-analysis of the theories on partitioning between the gas and aerosol particulate phases in the atmosphere. *Atmospheric Environment*. **21**(11), 2275-2283
- 22) Finizio, A.; Mackay, D.; Bidleman, T.; Harner, T. (1997): Octanol-air partition coefficient as a predictor of partitioning of semi-volatile organic chemicals to aerosols. *Atmospheric Environment*. **31**(15), 2289-2296

- 23) Cousins, I.T.; Beck, A.J.; Jones, K.C. (1999): A review of the processes involved in the exchange of semi-volatile organic compounds (SVOC) across the air-soil interface. *The Science of The Total Environment*. **228**(1), 5-24
- 24) 平 啓介(1997): 流動体としての海, 東京大学海洋研究所 編, “入門ビジュアルサイエンス 海洋のしくみ” 第3章, pp.62-87, 日本実業出版社, 東京
- 25) Macdonald, A.M. (1998): The global ocean circulation: a hydrographic estimate and regional analysis. *Progress In Oceanography*. **41**(3), 281-382
- 26) FAO (2002): FAOSTAT, <http://apps.fao.org/default.htm>
- 27) 農林水産省(2001): 平成 12 年度食糧需給表 (平成 13 年 12 月 19 日公表) <http://www.maff.go.jp/jukyuhyou.html>
- 28) 農林水産省(2002): 平成 13 年内水面漁業・養殖業生産量
- 29) 農林水産省(2002): 平成 13 年海面漁業・養殖業生産量
- 30) McLachlan, M.S.; WelschPausch, K.; Umlauf, G. (1995): Determination of the principal pathways of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to *Lolium multiflorum* (Welsh Ray Grass). *Environmental Science and Technology*. **29**(4), 1090-1098
- 31) Masunaga, S.; Takasuga, T.; Nakanishi, J. (2001): Dioxin and dioxin-like PCB impurities in some Japanese agrochemical formulations. *Chemosphere*. **44**(4), 873-885
- 32) Hagenmaier, H.; She, J.; Lindig, C. (1992): Persistence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in contaminated soil at Maulach and Rastatt in southwest Germany. *Chemosphere*. **25**(7-10), 1449-1456
- 33) Orazio, C.E.; Kapila, S.; Puri, R.K.; Yanders, A.F. (1992): Persistence of chlorinated dioxins and furans in the soil environment. *Chemosphere*. **25**(7-10), 1469-1474
- 34) McLachlan, M.S.; Sewart, A.P.; Bacon, J.R.; Jones, K.C. (1996): Persistence of PCDD/Fs in a sludge-amended soil. *Environmental Science and Technology*. **30**(8), 2567-2571
- 35) Wilson, S.C.; Alcock, R.E.; Sewart, A.P.; Jones, K.C. (1997): Persistence of organic contaminants in sewage sludge-amended soil: A field experiment. *Journal of Environmental Quality*. **26**(6), 1467-1477
- 36) Stephens, R.D.; Petreas, M.X.; Hayward, D.G. (1995): Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil: chickens as a model for foraging animals. *The Science of The Total Environment*. **175**(3), 253-273
- 37) Bohme, F.; WelschPausch, K.; McLachlan, M.S. (1999): Uptake of Airborne Semivolatile Organic Compounds in Agricultural Plants: Field Measurements of Interspecies Variability. *Environmental Science and Technology*. **33**(11), 1805-1813
- 38) 農林水産省(2002): 畜産統計(2002年5月1日公表) <http://www.maff.go.jp/toukei/sokuhou/data/tikusan2002-02.htm>
- 39) 農林水産省(2002):平成 13 年産地水産物流通調査結果
- 40) Takeda, K.; Marumoto, K.; Minamikawa, T.; Sakugawa, H.; Fujiwara, K. (2000): Three-year determination of trace metals and the lead isotope ratio in rain and snow depositions collected in Higashi-Hiroshima, Japan. *Atmospheric Environment*. **34**(26), 4525-4535
- 41) 深澤達矢; 石田憲生; 橘治国; 村尾直人; 太田幸雄; 清水達雄; 鈴木英之; 永淵修; 藤沼康実 (2001): 北海道のバックグラウンド地域における大気及び大気降下物中の微量金属成分とその排出源. 第 10 回環境化学討論会講演要旨集. 92-93
- 42) 渡辺孝男, 坂本朋枝(2000): 広瀬川上流地域における水中微量元素濃度調査, 宮城教育大学環境教育研究紀要第二巻, pp.25-30
- 43) Alloway, B.J. (1995): Heavy Metals in Soils. 2nd ed. Blackie Academic and Professional, London
- 44) Taylor, M.D. (1997): Accumulation of cadmium derived from fertilisers in New Zealand soils. *The Science of The Total Environment*. **208**(1-2), 123-126
- 45) US EPA (1992): Ground Water Issue - Behavior of metals in soils, EPA/540/S-92/018
- 46) Eitzer, B.D.; Hites, R.A. (1988): Vapor Pressures of Chlorinated Dioxins and Dibenzofurans. *Environmental Science and Technology*. **22**(11), 1362-1364

- 47) Donnelly, J.R.; Munslow, W.D.; Mitchum, R.K.; Sovocool, G.W. (1987): Correlation of structure with retention index for chlorinated dibenzo-p dioxins. *Journal of Chromatography*. **392**, 51-63
- 48) Hale, M.D.; Hileman, F.D.; Mazer, T.; Shell, T.L.; Noble, R.W.; Brooks, J.J. (1985): Mathematical modeling of temperature programmed capillary gas chromatographic retention indexes for polychlorinated dibenzofurans. *Analytical Chemistry*. **57**, 640-648
- 49) Foreman, W.T.; Bidleman, T.F. (1985): Vapor pressure estimates of individual polychlorinated biphenyls and commercial fluids using gas chromatographic retention data. *Journal of Chromatography A*. **330**, 203-216
- 50) Hawker, D.W.; Connell, D.W. (1988): Octanol-water partition coefficients of polychlorinated biphenyls. *Environmental Science and Technology*. **22**(4), 382-387
- 51) Hawker, D.W. (1989): Vapor pressures and Henry's law constants of Polychlorinated Biphenyls. *Environmental Science and Technology*. **23**(10), 1250-1253
- 52) Mackay, D.; Shiu, W.Y.; Ma, K.C. (1992): Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals, I. Monoaromatic Hydrocarbons, Chlorobenzenes, and PCBs. Lewis Publishers, London.
- 53) Govers, H.A.J.; Krop, H.B. (1998): Partition constants of chlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins. *Chemosphere*. **37**(9-12), 2139-2152
- 54) Dunnivant, F.M.; Elzerman, A.W. (1992): Quantitative Structure-Property Relationships for Aqueous Solubilities and Henry's Law Constants of Polychlorinated Biphenyls. *Environmental Science and Technology*. **26**(8), 1567-1573
- 55) Hansen, B.G.; Paya-Perez, A.B.; Rahman, M.; Larsen, B.R. (1999): QSARs for KOW and KOC of PCB congeners: a critical examination of data, assumptions and statistical approaches. *Chemosphere*. **39**(13), 2209-2228
- 56) 環境庁(1999): 平成 10 年度ダイオキシン類緊急全国一斉調査
- 57) Fries, G.F.; Paustenbach, D.J.; Mather, D.B.; Luksemburg, W.J. (1999): A Congener Specific Evaluation of Transfer of Chlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans to Milk of Cows following Ingestion of Pentachlorophenol-Treated Wood. *Environmental Science and Technology*. **33**(8), 1165-1170
- 58) Slob, W.; Olling, M.; Derks, H.J.G.M.; de Jong, A.P.J.M. (1995): Congener-specific bioavailability of PCDD/Fs and coplanar PCBs in cows: laboratory and field measurements. *Chemosphere*. **31**(8), 3827-3838
- 59) Thomas, G.O.; Sweetman, A.J.; Jones, K.C. (1999): Input-output balance of polychlorinated biphenyls in a long-term study of lactating dairy cows. *Environmental Science and Technology*. **33**(1), 104-112
- 60) Atkinson, R (1997): Atmospheric chemistry of PCBs, PCDDs and PCDFs. *Issues in Environmental Science and Technology*. Hester, R.E.; Harrison, R.M. (eds.) Ser. 6: Chlorinated organic micropollutants, pp. 53-72. The Royal Society of Chemistry. U.K.
- 61) Prinn, R.G.; Huang, J.; Weiss, R.F.; Cunnold, D.M.; Fraser, P.J.; Simmonds, P.G.; McCulloch, A.; Harth, C.; Salameh, P.; O'Doherty, S.; Wang, R.H.J.; Porter, L.; Miller, B.R. (2001): Evidence for Substantial Variations of Atmospheric Hydroxyl Radicals in the Past Two Decades. *Science*. **292**(5523), 1882-1888
- 62) Brubaker, W.W.; Hites, R.A. (1998): OH reaction kinetics of gas-phase alpha- and gamma- hexachlorocyclohexane and hexachlorobenzene. *Environmental Science and Technology*. **32**(6), 766-769
- 63) van den Berg, M.; Birnbaum, L.; Bosveld, A.T.; Brunstrom, B.; Cook, P.; Feeley, M.; Giesy, J.P.; Hanberg, A.; Hasegawa, R.; Kennedy et, al. (1998): Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environmental Health Perspectives*. **106**(12), 775-792
- 64) van Birgelen, A.P. (1998): Hexachlorobenzene as a possible major contributor to the dioxin activity of human milk. *Environmental Health Perspectives*. **106**(11), 683-688
- 65) Sauve, S.; Hendershot, W.; Allen, H.E. (2000): Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science and Technology*. **34**(7), 1125-1131
- 66) Millward, G.E.; Kitts, H.J.; Ebdon, L.; Allen, J.I.; Morris, A.W. (1997): Arsenic species in the Humber Plume, U.K. *Continental Shelf Research*. **17**(4), 435-454
- 67) Radovanovic, R.; Koelmans, A.A. (1998): Prediction of In Situ Trace Metal Distribution Coefficients for Suspended Solids in Natural Waters. *Environmental Science and Technology*. **32**(6), 753-759
- 68) Lawson, N.M.; Mason, R.P.; Laporte, J.-M. (2001): The fate and transport of mercury, methylmercury, and other trace

- metals in Chesapeake Bay tributaries. *Water Research*. **35**(2), 501-515
- 69) Herawati, N.; Suzuki, S.; Hayashi, K.; Rivai, I.F.; Koyama, H. (2000): Cadmium, copper, and zinc levels in rice and soil of Japan, Indonesia, and China by soil type. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. **64**(1), 33-39
- 70) Jung, M.C.; Thornton, I. (1997): Environmental contamination and seasonal variation of metals in soils, plants and waters in the paddy fields around a Pb-Zn mine in Korea. *The Science of the Total Environment*. **198**(2), 105-121
- 71) Chukwuma Sr., C. (1995): Evaluating baseline data for copper, manganese, nickel and zinc in rice, yam, cassava and guinea grass from cultivated soils in Nigeria. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **53**(1), 47-61
- 72) Farmer, A.A.; Farmer, A.M. (2000): Concentrations of cadmium, lead and zinc in livestock feed and organs around a metal production centre in eastern Kazakhstan. *The Science of The Total Environment*. **257**(1), 53-60
- 73) Coni, E.; Bocca, A.; Ianni, D.; Caroli, S. (1995): Preliminary evaluation of the factors influencing the trace- element content of milk and dairy-products. *Food Chemistry*. **52**(2), 123-130
- 74) Samsoe-Petersen, L.; Larsen, E.H.; Larsen, P.B.; Bruun, P. (2002): Uptake of trace elements and PAHs by fruit and vegetables from contaminated soils. *Environmental Science and Technology*. **36**(14), 3057-3063
- 75) Stevens, J.B. (1992): Disposition of toxic metals in the agricultural food-chain. 2. Steady-state bovine tissue biotransfer factors. *Environmental Science and Technology*. **26**(10), 1915-1921
- 76) Stevens, J.B. (1991): Disposition of toxic metals in the agricultural food-chain. 1. Steady-state bovine-milk biotransfer factors. *Environmental Science and Technology*. **25**(7), 1289-1294
- 77) Abedin, M.J.; Cresser, M.S.; Meharg, A.A.; Feldmann, J.; Cotter-Howells, J. (2002): Arsenic accumulation and metabolism in rice (*Oryza sativa* L.). *Environmental Science and Technology*. **36**(5), 962-968
- 78) Sakai, S.; Hayakawa, K.; Takatsuki, H.; Kawakami, I. (2001): Dioxin-like PCBs released from waste incineration and their deposition flux. *Environmental Science and Technology*. **35**(18), 3601-3607
- 79) 豊田正武; 内部博泰; 柳俊彦; 河野洋一; 堀 就英; 飯田隆雄(1999): 日本における食事経由の PCDDs, PCDFs 及び Coplanar-PCBs の摂取量, *食品衛生学雑誌*. **40**(1), 98-110
- 80) Tsutsumi, T.; Yanagi, T.; Nakamura, M.; Kono, Y.; Uchibe, H.; Iida, T.; Hori, T.; Nakagawa, R.; Tobiishi, K.; Matsuda, R. (2001): Update of daily intake of PCDDs, PCDFs, and dioxin-like PCBs from food in Japan. *Chemosphere*. **45**(8), 1129-1137
- 81) Imura, K. (1981): Background contents of heavy metals in Japanese soils. In: Kitagishi K, Yamane I (eds) Heavy Metal Pollution in Soils of Japan. Japan Scientific Societies Press, Tokyo, pp 19-26
- 82) 豊田正武; 松田りえ子; 五十嵐敦子; 齋藤行生 (1998): 日本における環境汚染物の 1 日摂取量の推定およびその由来の解析. *食品衛生研究*. **48**(9), 43-65
- 83) 大山義晴; 後藤宗彦; 竹下忠昭; 五明田孝(1995): 日常食品中の汚染物摂取量調査 (平成 7 年度), *島根県衛生公害研究所報告*, **37**, pp.70-74
- 84) 環境省報道発表資料:平成 12 年度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結果について
- 85) 文京区大気中重金属調査結果(平成 8-12 年度): <http://www.city.bunkyo.tokyo.jp/kankyo/joho/kinzoku/kinzoku.html>
- 86) 溝畑朗; 伊藤憲男; 楠谷義和(2000): 道路沿道における大気浮遊粒子状物質の物理・化学的特性, *大気環境学会誌*, **35**(2), 77-102
- 87) 中西貞博; 田村義男; 伊吹勝藏 (1994): 浮遊粒子状物質の挙動に関する研究. *京都府保健環境研究所年報*. **39**, pp.40-43
- 88) 船坂邦弘; 宮崎竹二; 神浦俊一; 杉本弘; 鶴岡謙四郎 (2000): 最近 5 年間の市内浮遊粉じんの動向と金属粒子の挙動について. *大阪市立環境科学研究所報告. 調査研究年報*, **62**, pp11-18
- 89) US EPA (1999): Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol – Appendix C: Media to Receptor BCF Values –, EPA 530-D-99-001A
- 90) Wong, P.T.S.; Chau, Y.K.; Kramar, O.; Bengert, G.A. (1981): Accumulation and depuration of tetramethyllead by rainbow trout. *Water research*, **15**, pp.621-625

2.3. 異種環境領域間の重み付け係数作成

2.3.1. はじめに

2.3.1.1. 本節の位置づけ

本節では、異種の環境影響領域（地球温暖化と埋立地消費など）間の相対的重要性を評価するための重み付け係数を作成した。統合評価フレームワークの中では、各環境影響領域に対する個別の評価結果を総合し、シナリオ間の優劣を判定する際に、本係数は用いられる (Fig. 2.3-1)。この係数を下式のように用いることにより、トレードオフを含む政策に対しても優先付けを行うことが可能となる。

$$ResultOfWeighting = \sum_i W_i \times CategoryIndicator_i \dots (1)$$

ResultOfWeighting : 重み付け評価結果（異種の環境影響を総合した環境負荷の大きさ）

W_i : 環境影響領域 i の単位環境負荷に対する重み付け係数

CategoryIndicator_i : 環境影響領域 i に関する環境負荷の大きさ（10 ton-CO₂, 20 kg-NO_x, 1 m³埋立地など）

i : 環境影響領域 = {地球温暖化、酸性化、埋立地消費、有害物質による健康影響 等}

以下、これまでに開発されてきた各種重み付け手法を概観し（2.3.1.2）、本節の目的を述べる（2.3.1.3）。次に、本節の主な対象である DtT 法と対策コスト法について紹介し（2.3.2）、それぞれの重み付け係数を試算（2.3.3, 2.3.4）、両係数を用いて日本全体の環境負荷を評価し、その結果を比較する（2.3.5）。最後に、本節のまとめを述べる（2.3.6）。

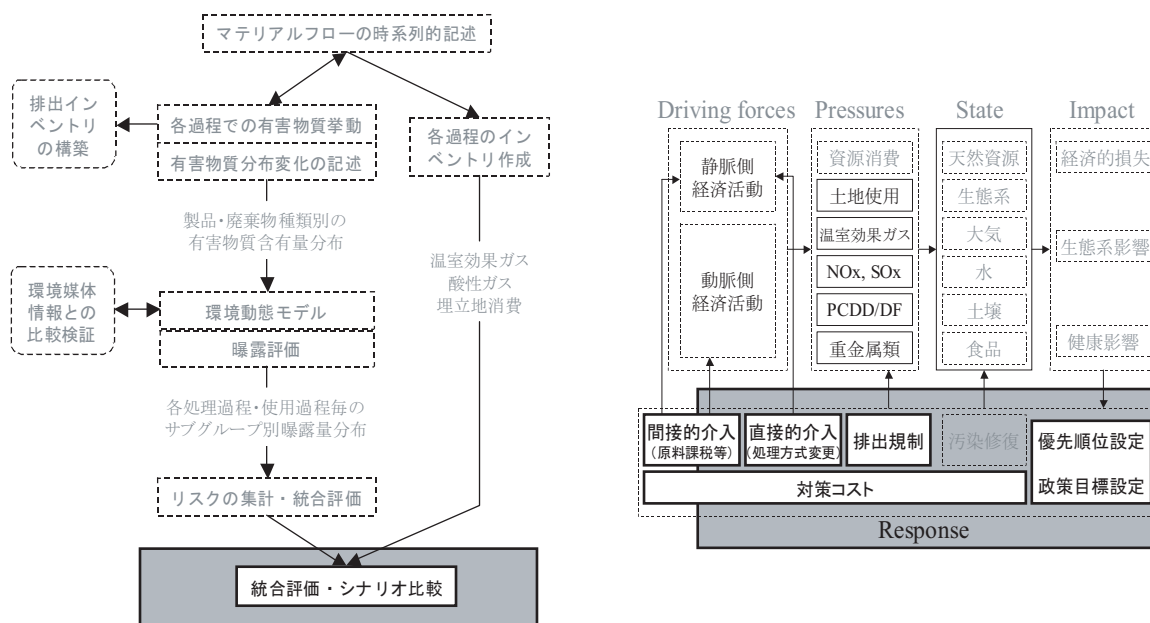


Fig. 2.3-1: 本節と統合評価フレームワークおよびDPSIRフレームワークとの関係

2.3.1.2. 種々の重み付け手法

物質循環・廃棄物管理システムの評価にあたっては、埋立地の逼迫や化学物質による健康リスク、地球温暖化への影響など、様々な環境問題を考慮することが必要となる。LCAでは、この問題はライフサイクル影響評価

(LCIA)において扱われ、その評価手法の枠組みは ISO14042 として 2000 年に規格化された¹⁾。LCIA の重み付け手法としては、これまでに様々なものが開発されており、1) 代理指標²⁾、2) パネル法^{3,4)}、3) 政策目標値からの乖離を指標とする方法 (Distance to Target 法 : DtT 法)⁵⁻⁷⁾、4) 被害算定法^{8,9)}、5) 対策コスト法^{10,11)} などがある (Fig. 2.3-2)。国内では、永田ら³⁾ および松橋ら⁴⁾ によるパネル法、伊坪ら⁶⁾ および松野ら⁷⁾ による DtT 法、稲葉・伊坪らにより開発中のダメージ関数法⁹⁾ などが知られている。これらの手法は、環境問題の重要性をどの側面に注目して評価するか、またその側面をどのように定式化するかといった点において異なっている。

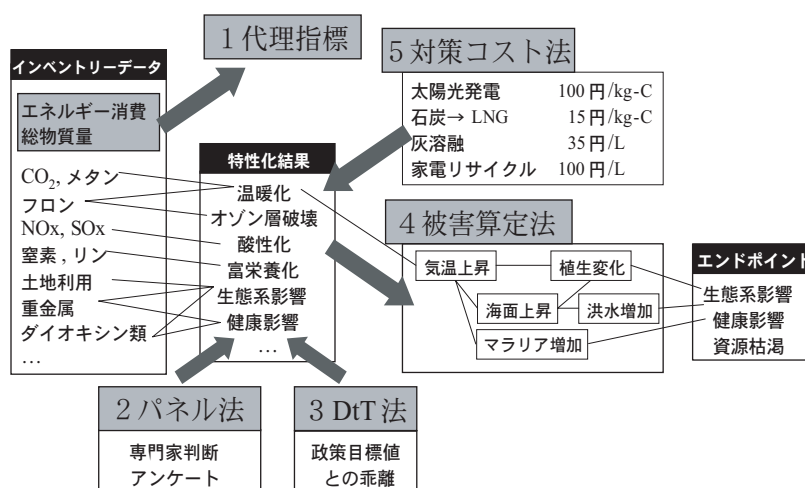


Fig. 2.3-2: Overview of five weighting methods in life cycle assessment

1) の代理指標は、代表的な項目にだけ着目して他は無視するという手法である。代表的な指標としては、CO₂ 排出量、エネルギー消費量、物質総投入量などが選ばれることが多い。この手法の利点は、データの入手や集計が容易な点にある。欠点は、多様な環境問題を的確に捉えることができないという点にある。

2) のパネル法は、温暖化と酸性雨とどちらが重要か、といったアンケート調査や討議をもとに、環境影響領域間の重み付けを決める方法である。この手法の利点は、さまざまな関係者の意見を取り入れやすいという点にある。欠点としては、項目の説明の仕方や分類の仕方 (重金属とダイオキシン類を別々の領域として扱うか、有害物質という1つの領域として扱うか、など) に結果が影響されやすく、係数の安定性や再現性を保つことが困難であることが挙げられる。

3) の DtT 法は、各環境影響領域の政策目標値をもとに、削減幅が大きいほど重要な項目として扱う方法である。この手法の利点は、パネル法に比較して再現性が高いという点にある。また、パネル法で必要となるアンケート調査や専門家による会合が不要であるため、係数の作成が容易である。欠点は、目標が定まっていない環境影響領域には使えないという点にある。また、DtT 法では、「各環境影響領域の目標値が達成されたとき、それぞれの領域が同程度の影響を持つ」ことを前提としているが、この前提が成り立つことを環境影響領域の選定時に確認することは困難である。このため、環境影響領域の分類の仕方によって重み付け係数が大きく影響を受けるといふ不安定さを持つ。

4) の被害算定法は、CO₂ を 1 トン排出することによって生じる被害や、NO_x の排出によって生じる被害を計算し、その被害の大きさを比べようとするものである。たとえば、温暖化についてはマラリアや熱中症の増加による寿命の減少量を、大気汚染については気管支系疾患による寿命の減少量等を算定する。他の手法では、環境負荷の発生から環境影響の発現に至るメカニズムのうち、CO₂ 等価換算値等の中間的な集計値が用いられるのに

対し、被害算定法では DALYs（障害調整損失寿命）などのエンドポイントを直接示す指標が用いられる。この手法の利点は、科学的知見を最大限に反映することができる点にある。また、パネル法や DtT 法と異なり、環境影響領域の分類の仕方による係数の不安定性を持たない。被害算定の段階で少数のエンドポイント（健康影響、経済的影響、生態系の一次生産量、生物多様性など）への集約が行われるため、主観的な判断による重み付けを回避しやすい。欠点は、因果関係の科学的解明が進んでいない環境影響領域については適用困難な点にある。また、算定可能な被害のみが取り上げられるため、不確実性の高い環境影響領域ほど実際の被害に比べて低く影響が見積もられるというバイアスを持つこととなる。

5) の対策コスト法は、環境影響の発生を防ぐために必要なコストを用いて、環境負荷を評価する方法である。被害算定法が対策を実施しなかった場合の結果に基準をおいて評価するものであるのに対し、対策コスト法では対策を実施した場合の結果に基準をおいて評価を行う。この手法の利点は、環境負荷の重み付け結果が貨幣単位で得られるため、その意味を理解しやすいという点にある。また、被害算定法と同様に環境影響領域の分類の仕方に対する依存性も低い。欠点としては、対策技術の存在しない問題に対して適用できないことが挙げられる。また、1つの環境影響領域に対してであっても、様々な対策が存在しうるため、係数として採用する対策コストを選ぶ際に主観的判断が必要となる。

2.3.1.3. 本研究の目的

環境影響領域間の重み付けを含む LCIA は LCA の構成要素中もっとも主観的要素が強く、ISO14042 においても LCIA はいまだ研究・開発の途上にあると述べられており、さらなる研究が望まれる分野である。種々の重み付け手法の原理を比較し環境問題の重要性を特徴づける要素を抽出することや、重み付け係数の試算を行い適用上の課題点を見いだしていくことは、重み付け手法の研究において重要な役割を果たすと考えられる。そこで、本研究では、複数の重み付け手法に基づいて日本を対象とした重み付け係数を試算し、それらの比較を試みた。取り上げる重み付け手法としては DtT 法と対策コスト法とを選んだ。考慮する環境影響領域としては、廃棄物処理システムの評価を念頭に、地球温暖化、大気汚染、有害物質、埋立地消費の 4 領域を取り上げた。

2.3.2. DtT 法と対策コスト法

2.3.2.1. 適用可能な範囲

DtT 法においては、1) 環境負荷がどのような被害をもたらすかを考慮した上で、現状からの負荷の削減率が設定されていること、2) 年間の負荷量が把握されていること、が適用可能な条件となる。対策コスト法においては、1) その問題への対策技術が存在すること、2) 対策コストのリストが整備されていること、が適用可能な条件となる。

2.3.2.2. 主観的判断の反映方法：意志決定の流れ

DtT 法および対策コスト法での意志決定の流れを Fig. 2.3-3 に示した。DtT 法においては、目標負荷量の設定が主観的判断を反映する場となる（DtT 法の結果が「被害の推定値」であるとの解釈を与え、目標負荷量の設定が、それを達成したときに各環境影響領域の被害が同じとなるようになされるべきであると説明づけたのは Eco-Indicator 95⁵⁾ の功績である。Eco-Indicator 95 では、負荷量と被害との関連づけを行い、被害を限られた少数の保護対象に集約することで、主観的評価の負担を軽減することも行われている）。対策コスト法においては、どのレベルまでの対策コストを受け入れるかを表明することが主観的判断の場となる。対策コストの受け入れ水準の設定は、そのコストにおいて達成しうる環境負荷の削減率を規定する。従って、いずれの手法においても、目標をどこに設定するかという点で主観的判断の表明がなされていると言える。ただし、前者は被害のみを考慮して設定した目標であるのに対して、後者は被害と対策コストとを（陽にまたは暗に）比較した上で設定した目標

となっている。個々の製品・サービスシステムに対する実際の適用場面では（LCA ケーススタディーでは）、DtT 法を用いた意志決定に際しても、評価対象とするシステムの環境面を表す重み付け結果と、環境面以外の諸特性（多くの場合はコスト）とが比較される。これは、実施しなかった場合の被害と、実施した場合の対策コストとを比較していることに等しい。

つまり、DtT 法では、重み付け手法の枠内において、環境面のみが評価が行われ、その他の側面との比較は、個別のケーススタディーにおいて判断されることとなる。一方、対策コスト法では、重み付け手法の枠内において、参照技術が選択され（つまり環境以外の側面の帰結と環境面の帰結とが陽にまたは暗に比較され）、個別のケーススタディーにおいては、参照技術に対する評価対象システムの経済性が機械的に判断される。

DtT 法を「被害の推定」という側面から発展させた被害関数法においては、環境面の評価結果がより理解しやすいもの（1人の死亡など）となるが、対策コストとの比較はケーススタディーにおいて実施されることに変わりはない。

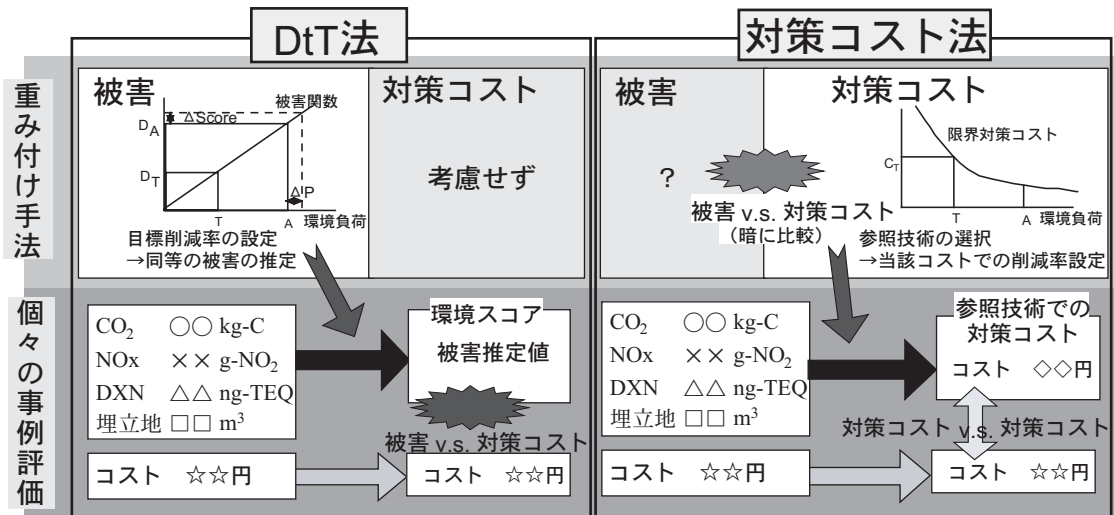


Fig. 2.3-3: DtT 法および対策コスト法における意志決定の流れ

2.3.2.3. 重要性を評価する上で考慮される要素

DtT 法においては、目標に対する現状の超過率をパラメータとして、環境負荷が顕在化した場合の被害の大きさが評価され、環境問題の重要性が判定される。一方、対策コスト法においては、環境負荷を防止するためのコストが評価され、環境問題の重要性が判定される。前者は対策を実施しなかった場合の帰結を、後者は対策を実施した場合の帰結をもとに評価を行っていると考えられることができる。

2.3.3. DtT 法による重み付け係数の作成

2.3.3.1. 重み付けの原理

DtT 法においては、各環境影響領域の重み付け係数は(2)式によって与えられる。

$$W_i = 1/A_i \times (A_i/T_i) = 1/T_i \quad (2)$$

W_i : 環境影響領域 i の重み付け係数

A_i : ある地域（日本全体など）ある期間（一年間等）での環境影響領域 i の実際負荷量

T_i : ある地域ある期間での環境影響領域 i の目標負荷量

目標負荷量 T_i の設定にあたっては、目標値を達成したときに生じる被害がいずれの環境影響領域においても等しくなるように設定する。実際の算出にあたっては、 T_i を用いず、現状からの削減率 $(1 - A_i/T_i)$ と現状の負荷量とを用いることが多い。(2)式は、環境問題 i に関する現在の実際負荷量 A_i による除算と、目標負荷量に対する実際負荷量の超過率による乗算とからなる。前者は正規化と呼ばれ、現在の負荷量に対しての相対的な寄与率を与える。後者の超過率は、ある地域ある期間での実際負荷量によって生じる環境問題 i に対する重みを意味する。

(後者のプロセスを「重み付け」とし、このとき乗じる (A_i/T_i) を重み付け係数と呼ぶこともある。本研究では、正規化とその後の乗算の2ステップを含めて「重み付け」とし、 $(1/A_i) \times (A_i/T_i)$ を重み付け係数とした。このように定義した方が、対策コスト法での重み付け係数と比較しやすい。) したがって、DtT 法は、1) 環境負荷量と結果として生じる被害の大きさとが、原点を通る直線関係にあること、2) 目標値を達成したときの環境負荷が、いずれの環境影響領域においても同等のものであると見なすこと、を前提とした評価手法であるといえる。目標負荷量を達成したときの被害の種類が異なる場合には、それらの異なる被害間での主観的な重み付けが必要とされる。主観的な重み付けの負担を減らすため、各環境影響領域ごとに固有の被害を想定するのではなく、環境負荷の行き着く先を少数の保護対象(「人の健康」「生態系」「資源等の経済的価値」)に集約させることがしばしば行われている。DtT 法による重み付け手法の一つである Eco-Indicator 95⁵⁾ では、被害の種類として、「1年あたり100万人に1人の死亡」「死亡ではない健康影響」「生態系の5%の破壊」を取り上げ、それらを等しい重大性を持つ被害として扱っている。ただし、負荷量と被害との関連づけには曖昧さも残る。後継の Eco-Indicator 99⁸⁾ では、負荷量と被害との関連づけを「原点を通る直線」によらず、自然科学の知識を反映させた被害関数として扱い、この部分の改良が進められている。DtT 法は、被害関数法をより実用的にしたものと捉えることができる。

2.3.3.2. 算出過程の実際

(2)式を用いた実際の計算においては、実際負荷量として、日本全体1年間での利用可能な直近の値を採用した。目標負荷量は2010年までに達成するべき値とし、国際条約や法律などによって定められた値を根拠に設定した。本研究で用いた実際負荷量および目標負荷量を Table 2.3-1 に示した。以下、各環境影響領域ごとに詳細を示す。

Table 2.3-1: DtT 法による重み付け係数

環境影響領域	[Unit]	年間負荷量 A_i [年度] [Unit]	目標負荷量 T_i [Unit]	重み付け係数 $1/[Unit]$	目標値 の設定
気候変動	百万ton-C	364 [1998]	326	3.1E-03	*1
大気汚染	千ton-NO ₂	2,840 [1990]	2,130	4.7E-04	*2
有害物質	g-TEQ	2,720 [1999]	740	1.4E-03	*3
埋立地消費	百万m ³	81.0 [1996]	40.5	2.5E-02	*4

*1: 京都議定書(1990年比6%削減)

*2: 自動車 NOx 法総量削減計画 (1990年比25%削減)

*3: ダイオキシン特別措置法(1997年度比9割削減)

*4: ダイオキシン対策関係閣僚会議(1996年度比半減)

<気候変動>

実際負荷量: 1998年度における温室効果ガス(京都議定書に定められた6ガス)の排出量を地球温暖化係数(Global Warming Potential: GWP)で加重合計した値¹²⁾を用いた。なお、農作物等の短寿命バイオマスから排出されるCO₂は含まない。

目標負荷量: 京都議定書に定められた2008-2012年の目標値(基準年である1990年(ただし代替フロン等は1995年)排出量から6%削減)を用いた。

<大気汚染>

実際負荷量： 産業連関表および排出原単位を用いて推計された 1990 年度の NOx 排出量¹³⁾ を用いた。NOx 排出量には、外洋輸送からの排出（31%を占める）を含む。

目標負荷量： 東京都特別区等地域での NOx 総量削減計画では同地区での NOx 総排出量を 2000 年度までに 1990 年度比 25%削減とする目標が、大阪市等地域では同 12%削減とする目標が設定されている。しかし、近年の実績からは 2000 年度の目標実現は困難と思われる¹⁴⁾。自動車から排出される NOx に対しては、2002-2004 年にかけて現行規制値（平成 11 年 6 月時点）より 25-30%削減する短期目標ならびに、2007 年頃を目途に新短期目標をさらに半減する新長期目標が 1998 年 12 月の中央環境審議会の答申に示された¹⁵⁾。（これをさらに前倒しする方向で見直しが進められている。）これらを踏まえ、NOx 総排出量を 1990 年度比 25%削減とすることを目標に設定した。

<有害物質：ダイオキシン類>

実際負荷量： ダイオキシン類の排出量は 1999 年度の排出インベントリー¹⁶⁾ による。ダイオキシン類には PCDD/DF および Co-PCB を含み、WHO-TEF により TEQ 換算した値を用いた。

目標負荷量： ダイオキシン類の排出量については、ダイオキシン類総排出量を 2002 年度に 1997 年度比 9 割削減とした政府目標を採用した。

<埋立地消費>

実際負荷量： 1996 年度の一般廃棄物および産業廃棄物の最終処分量¹⁷⁾ を用いた。得られた数値は重量ベースであったため、埋立物の比重を 1ton/m³ と仮定して容積に換算した。

目標負荷量： ダイオキシン対策関係閣僚会議において策定された、2010 年度に最終処分量を現状（1996 年度）から半減させる（一般廃棄物：1300 万トン→650 万トン、産業廃棄物：6000 万トン→3100 万トン）との目標¹⁸⁾ を採用した。

2.3.4. 対策コスト法による重み付け係数の作成

2.3.4.1. 重み付けの原理

対策コスト法においては、「被害」ではなく、防止するためのコストをもって問題の重要性を評価する。実際に対策コストを設定する際には、同じ環境影響領域であっても対策の種類によって削減コストには様々なものがあるため、どの水準の削減コストを採用するかを決定しなければならない。この削減コストの水準の設定が、対策コスト法において主観的価値判断を表明する場となると考えられる。対策コスト法による重み付け手法の一つである Virtual Prevention Cost '99¹⁰⁾ においては、削減コストの選択基準として以下の 3 種が示されている。

- a. 持続可能性を実現するレベルにまで排出を抑制するときの対策コストを採用する。
- b. 環境破壊による限界的被害額と限界的対策コストとが一致する水準を採用する。
- c. 現実に選択されている対策のコストを採用する。

Virtual Prevention Cost '99¹⁰⁾ では、a. の考え方を基本として採用しており、目標とする環境負荷削減量を達成するために必要な対策コストが求められている。このため、各環境影響領域ごとに網羅的な対策リストを作成し、対策コストと削減ポテンシャルとの関係を明らかにする作業が行われている。

対策コスト法は、システム境界の拡張を行って評価対象とするシステム間の環境負荷を揃え、両者の違いをコストとして計測する手法であると解釈することができる。

2.3.4.2. 算出過程の実際

Table 2.3-2 に示した各種対策について、その単位削減コストを算出し、それらのうち最大値を各環境影響領域の重み付け係数として用いた。対策コストの算出過程の詳細は付録に示した。

Table 2.3-2: 対策コスト一覧

環境影響領域	対策名称	対策コスト				
		幅		典型値		
気候変動 (CO ₂ 削減)	省エネエアコン	-150	-	-7	1000yen/ton-C	
	太陽熱温水器	-76	-	32	1000yen/ton-C	
	石炭火力発電→LNG発電	10	-	15	1000yen/ton-C	
	炭素税	13	-	35	1000yen/ton-C	
	風力発電	30	-	77	1000yen/ton-C	
	発電所CO ₂ 固定海洋投棄	36	-	69	1000yen/ton-C	
	太陽光発電	-18	-	440	140	1000yen/ton-C
大気汚染 (NO _x 削減)	LNG火力発電脱硝				0.37	1000yen/kg-NO _x
	石炭火力発電脱硝				0.41	1000yen/kg-NO _x
	CNG自動車	1.4	-	22	2.7	1000yen/kg-NO _x
	2001年規制ガソリントラックに買い換え				6.7	1000yen/kg-NO _x
	2003年規制ディーゼルトラックに買い換え				9.6	1000yen/kg-NO _x
有害物質 (ダイオキシン類)	緊急対策				1.9	1000yen/mg-TEQ
	恒久対策				17	1000yen/mg-TEQ
埋立地消費	直接埋立→焼却後埋立	6.0	-	7.2	6.6	1000yen/m ³
	容器包装リサイクル(ガラスびん)	7.2	-	18	14	1000yen/m ³
	灰溶融				35	1000yen/m ³
	家電リサイクル	100	-	150	130	1000yen/m ³

2.3.5. 試算結果と両手法の比較

2.3.5.1. 重み付け係数の試算結果の比較

両手法による重み付け係数を用いて、日本全体の環境負荷の評価を行った (Table 2.3-3)。対策コスト法と DtT 法の重み付け係数を比較すると、手法によって影響領域の重要度が逆転していることが分かる。先に述べた課題、特に DtT 法における削減率設定の妥当性がこの結果の大きな要因となっていると考えられる。DtT 法の目標値として、被害だけでなく対策コストなども考慮した政府目標を用いたため、対策コストが高く削減が困難な問題には低い削減率が設定され、DtT 法では軽微な問題と評価された。

Table 2.3-3: 日本における 1 年間の環境負荷を DtT 法および対策コスト法で評価した結果

環境影響領域	評価結果*		評価結果(シェア)	
	DtT法	対策コスト法	DtT法	対策コスト法
気候変動	1.1	51	14. %	57. %
大気汚染(NO _x)	1.3	27	16. %	31. %
埋立地消費	2.0	11	25. %	12. %
有害物質(ダイオキシン類)	3.7	0.60	45. %	0.67%

* : DtT 法の単位は無次元、対策コスト法の単位は兆円

2.3.5.2. 本試算の課題

本試算での DtT 法の課題としては以下のことが挙げられる。目標負荷量を達成した際に生じる被害の大きさがいずれの環境影響領域においても共通することの裏付けがない。また、年間負荷量の把握が容易な物質に評価対象を限っている。「大気汚染物質」あるいは「有害物質」としては、より多くの物質が存在するが、これらは評価

の対象としていない。

本試算での対策コスト法の課題としては以下のことが挙げられる。対策リストが網羅的なものとなっていない。実際にはこれらのリストに含まれる対策よりも、より高価な対策が存在するかもしれない。また、典型的と思われる対策コストの決定に明確な根拠がない。

2.3.6. 本節のまとめ

本節では、本研究の統合評価フレームワークの一部を構成する要素として、異種の環境影響領域（地球温暖化と埋立地消費など）間の重み付け係数を作成した。本係数の作成は、政策オプションの持つ環境負荷（およびその削減効果）を総合的に比較・評価し、政策の優先付けを可能とすることを目的としたものである。

重み付け手法としては、政策目標値と現状の環境負荷量との乖離を指標とする Distance-to-Target 法（DtT 法）と環境負荷物質の排出回避に要するコストを指標とする対策コスト法の 2 種類を用いた。対象とした環境影響領域は、地球温暖化、大気汚染、埋立地の需給逼迫、有害物質による健康影響の 4 領域とした。また、両手法の特徴を比較するため、日本全体の 1 年間の環境負荷を両手法で算出し、比較した。

DtT 法で得られた重み付け係数は、地球温暖化 (CO₂) : 3.1×10^{-9} [1/ton-C]、大気汚染 (NO_x) : 4.7×10^{-10} [1/kg-NO₂]、有害物質（ダイオキシン類） : 1.4×10^{-6} [1/mg-TEQ]、埋立地消費 : 2.5×10^{-8} [1/m³]であった。対策コスト法で得られた重み付け係数は、地球温暖化 (CO₂) : 14,000～140,000 円/ton-C、大気汚染 (NO_x) : 390～9,600 円/kg-NO₂、有害物質（ダイオキシン類） : 1,900～17,000 円/mg-TEQ、埋立地消費 : 14,000～130,000 円/m³であった。日本全体で 1 年間に生じる環境負荷の評価では、DtT 法で有害物質 > 埋立地消費 > 大気汚染 > 地球温暖化の順に負荷が高いと評価されたのに対し、対策コスト法では地球温暖化 > 大気汚染 > 埋立地消費 > 有害物質の順となり、環境影響領域の重要度が逆転していた。

DtT 法では、対策コストが高く削減が困難な問題には低い削減率が設定されるなどのバイアスが生じると考えられた。DtT 法は被害推定法を実用的にしたものと捉えることができ、この側面からの研究の展開が期待される。対策コスト法においては、複数の対策がある場合の対策コストの選定方法に課題を残すが、DtT 法に比べ問題が少ないと考えられた。

2.3.7. 付録（対策コストの算出過程）

2.3.7.1. 温暖化対策

<省エネエアコン>

コストの負担者：省エネエアコンを購入する家庭

算出方法：省エネエアコン 10 年間使用時における純コストを、（本体価格増加額）－（電気代節約額）として求め、これを節電による CO₂ 削減量で除して、CO₂ 削減量あたりの対策コストとした。本体価格増加額は、国内メーカーの 2000 年夏モデルカタログおよび店頭での販売価格を収集し、年間消費電力と本体価格（実売価格）との相関により求めた（Table 2.3-4）。なお、メーカーカタログが想定する暖房使用期間（5.5 ヶ月）は、エネルギー統計から推定されるエアコン使用期間よりも長い（つまり、実際にはエアコンがあっても冬季は使用せずガスヒーターなどが使われている）と思われるため、暖房使用期間をカタログ想定値の半分としたケースでの試算も行った（Table 2.3-5）。

算出結果：－150 から－7 円/kg-C（本体増加額よりも省エネ額の方が大きい）

Table 2.3-4: 省エネエアコンによる CO₂ 削減コスト（暖房使用期間を 5.5 ヶ月とした場合）

冷房能力	2.2	2.5	2.8	3.2	4.0	kW
Δ本体価格/Δ期間消費電力	-77.8	-127	-82	-101	-135	Yen/kWh
R ² (相関係数)	0.949	0.727	0.270	0.730	0.783	
データ数(うちはずれ値)	9 (2)	9 (1)	7 (-)	4 (0)	8 (0)	
本体価格追加支払額	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	Yen
省エネ量(1年分)	12.9	7.9	12.2	9.9	7.4	kWh
生涯省エネ量(耐用年数分)	129	79	122	99	74	kWh
生涯CO ₂ 削減量	12.9	7.9	12.2	9.9	7.4	kg-C
生涯省エネ額	2,956	1,811	2,805	2,277	1,704	Yen
純支出	-1,956	-811	-1,805	-1,277	-704	Yen
CO ₂ 削減コスト	-152	-103	-148	-129	-95	Yen/kg-C

*メーカー算出の使用パターン（冷房 3.6 ヶ月、暖房 5.5 ヶ月）を想定。

*家庭用電力単価 23 円/kWh、電力 CO₂ 原単位 0.1kg-C/kWh、エアコン耐用年数 10 年と想定。

Table 2.3-5: 省エネエアコンによる CO₂ 削減コスト（暖房使用期間を 2.75 ヶ月とした場合）

冷房能力	2.2	2.5	2.8	3.2	4.0	kW
Δ本体価格/Δ期間消費電力	-122	-196	-141	-168	-223	円/kWh
R ² (相関係数)	0.959	0.737	0.309	0.761	0.801	
データ数(うちはずれ値)	9 (2)	9 (1)	7 (-)	4 (0)	8 (0)	
本体価格追加支払額	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	円
省エネ量(1年分)	8.2	5.1	7.1	6.0	4.5	kWh
生涯省エネ量(耐用年数分)	82	51	71	60	45	kWh
生涯CO ₂ 削減量	8.2	5.1	7.1	6.0	4.5	kg-C
生涯省エネ額	1,885	1,173	1,631	1,369	1,031	円
純支出	-885	-173	-631	-369	-31	円
CO ₂ 削減コスト	-108	-34	-89	-62	-7	円/kg-C

*暖房の使用が少ない場合（冷房 3.6 ヶ月、暖房 2.75 ヶ月相当）を想定。

*エネルギー統計からは、エアコンを持っていても暖房には使わない家庭が多いと推察される。

*家庭用電力単価 23 円/kWh、電力 CO₂ 原単位 0.1kg-C/kWh、エアコン耐用年数 10 年と想定。

<太陽熱温水器>

コストの負担者：太陽熱温水器を設置する家庭

算出方法：太陽熱温水器 10 年間使用時における純コストを、（設置費用）－（ガス代節約額）として求め、これを CO₂ 削減量で除して、CO₂ 削減量あたりの対策コストとした。

算出結果：-76 から +32 円/kg-C

Table 2.3-6: 太陽熱温水器による CO₂ 削減コスト

試算の前提	設置費用低	設置費用高	ガス価格高	ガス価格低	
設置費用	30	50	40	40	万円/台
太陽熱温水器の耐用年数	20	20	20	20	年
給湯エネルギー使用量	3,173	3,173	3,173	3,173	Mcal/世帯・年
都市ガスCO ₂ 原単位	0.05839	0.05839	0.05839	0.05839	kg-C/Mcal
都市ガス価格	14	14	17	11	円/Mcal
年間給湯関連CO ₂ 排出量	185	185	185	185	kg-C/世帯・年
太陽熱温水器による省エネ率	50%	50%	50%	50%	
CO ₂ 削減量(耐用年数分)	1,853	1,853	1,853	1,853	kg-C/台
エネルギー節減額	44	44	54	35	万円/台
純支出額	-14	6	-14	5	万円/台
削減コスト	-76	32	-75	29	円/kg-C

太陽熱温水器価格：カタログ、広告より。

エネルギー使用量：1998 年度実績値、「エネルギー経済統計要覧 2000 年版」より

都市ガス価格：1997 年度実績、(株)住環境計画研究所「家庭用エネルギーハンドブック 1999 年版」

ガス価格高：九州地域のガス価格、ガス価格低：北陸地域のガス価格

<石炭火力発電→LNG 火力発電>

コストの負担者：電力会社

算出方法：石炭火力発電の稼働率を下げ、LNG 火力発電で代替する場合の燃料価格増加額を CO₂ 削減量で除し、対策コストとした。発電設備の容量は変化しないと考え、施設建設費等の差（一般には石炭火力の方が高い）は考慮していない。また、燃料以外の変費は、石炭火力と LNG 火力とで共通と想定した。典型値としては、LNG 火力の値を用いた。

算出結果：10 から 15 円/kg-C 典型値 14 円/kg-C

Table 2.3-7: 石炭発電から LNG 発電への変更による CO₂ 削減コスト

電源種類	各電源の諸元					石炭発電との差		
	燃料価格** 円/千kcal	燃料C原単位 g-C/kcal	発電効率	燃料費 円/kWh	CO ₂ 原単位 g-C/kWh	燃料費 円/kWh	CO ₂ 原単位 g-C/kWh	削減コスト 円/kg-C
石炭火力	0.81	0.10344	38%	1.82	233	-	-	-
石油火力	1.12	0.08180	38%	2.53	185	0.71	-48	15
LNG-CC*	1.47	0.05639	42%	3.01	115	1.19	-117	10
LNG火力	1.47	0.05639	38%	3.31	127	1.49	-106	14

*：LNG コンバインドサイクル発電 **：1998 年度の値。エネルギー・経済統計要覧（2000）より。

発電コストは可変費のみを計上。発電設備の容量は変化せず、設備稼働率のみを変化させると想定した。

<風力発電>

コストの負担者：電力会社

算出方法：風力発電により火力発電を代替する場合の発電単価の増加額を CO₂ 削減量で除し、対策コストとした。バックアップ電源を必要とするため、代替する火力発電の燃料費のみを節約できるとした。典型値は、代替電力を石油火力発電とし、風力発電価格を東北電力および東京電力の落札価格の平均値として算出した。

算出結果：30 から 77 円/kg-C 典型値 38 円/kg-C

Table 2.3-8: 風力発電による CO₂ 削減コスト

風力発電	発電単価 [Yen/kWh]	火力燃料費との差額 [Yen/kWh]				CO ₂ 削減コスト [Yen/kg-C]			
		石炭	石油	LNG1	LNG2	石炭	石油	LNG1	LNG2
北海道電力入札上限*1	11.95	10.13	9.42	8.94	8.64	43	51	77	68
北海道電力入札上限*2	11.60	9.78	9.07	8.59	8.29	42	49	74	65
東北電力入札上限	10.89	9.07	8.36	7.88	7.58	39	45	68	60
東北電力落札価格*3	8.71	6.89	6.18	5.70	5.40	30	33	49	43
東京電力入札上限	11.70	9.88	9.17	8.69	8.39	42	50	75	66
東京電力落札価格*4	10.53	8.71	8.00	7.52	7.22	37	43	65	57
北陸電力入札上限*5	10.50	8.68	7.97	7.49	7.19	37	43	65	57
中部電力入札上限	11.70	9.88	9.17	8.69	8.39	42	50	75	66
中国電力入札上限	11.46	9.64	8.93	8.45	8.15	41	48	73	64
四国電力入札上限*6	11.50	9.68	8.97	8.49	8.19	42	48	74	65
九州電力入札上限	11.48	9.66	8.95	8.47	8.17	41	48	73	64

LNG1: LNG コンバインドサイクル火力発電、LNG2: LNG 火力発電

火力発電燃料費および CO₂ 排出源単位は Table 2.3-7 に同じ。風力発電の CO₂ 排出量はゼロとした。

関西電力および沖縄電力については情報を得られなかったため記載していない。

*1: 高圧連系 *2: 特別高圧連系

*3: 上限価格からの落札価格乖離率が落札候補者 4 案件平均で 2 割強

*4: 上限価格からの落札価格乖離率が落札候補者 3 案件平均で 1 割弱

*5: 入札者なし *6: 入札者なし

<発電所 CO₂ 固定・海洋投棄>

コストの負担者: 発電事業者

算出方法: 本藤・内山(1993)*の算出した環境対策コストを用いた。CO₂ の分離・回収 6 方式を対象として試算が行われている。

算出結果: 36 から 69 円/kg-C 平均 53 円/kg-C (最大値と最小値の平均)

* 本藤・内山: 火力発電プラントの環境対策コスト分析、電力中央研究所報告 Y92009 (1993 年 8 月)

<太陽光発電>

コストの負担者: 太陽光発電を設置する家庭

算出方法: 太陽光発電の設置費用から設置による購入電力の減少額を差し引いた値を純支出とし、これを CO₂ 削減量で除して対策コストとした。太陽光発電が代替する電源は、日本の平均的な電源構成を持つものと想定した (CO₂ 原単位 100g-C/kWh)。また電力価格は、電気事業者にとっての発電単価ではなく、家庭が支払う額 23 円/kWh とした。

算出結果: -18 から +437 円/kg-C 平均 142 円/kg-C

Table 2.3-9: 太陽光発電による CO₂ 削減コスト

		平均価格	最低価格	最高価格
設置単価*	万円/kW	74.4	42.5	133.3
年間発電量	kWh/kW年	1,000	1,000	1,000
耐用年数	年	20	20	20
累積発電量	kWh/kW	20,000	20,000	20,000
発電コスト	円/kWh	37.2	21.25	66.7
コスト増加額	円/kWh	14.2	-1.75	43.7
CO ₂ 削減量	g-C/kWh	100	100	100
削減コスト	円/kg-C	142	-17.5	437

*新エネルギー財団: 「平成 14 年度住宅用太陽光発電導入基盤整備事業における補助対象システム価格の公表」より。最も一般的な多結晶システム 2,058 件の平均、最低、最高額。

http://www.solar.nef.or.jp/josei/m13_price.htm

<炭素税>

コストの負担者：日本国内で CO₂ を排出する事業者・消費者

算出方法：中央環境審議会地球環境部会目標達成シナリオ小委員会「中間取りまとめ」（2001年6月）による。同報告書では、2010年時点の二酸化炭素排出量を1990年比2%程度まで減少するケースを想定し、そのために必要な炭素税額をモデルシミュレーションにより検討している。6種のモデルを用いた炭素税額のシミュレーション結果は、13千円/ton-Cから35千円/ton-Cの範囲にあり、限界費用が13千円/ton-Cから35千円/ton-C程度までの二酸化炭素排出削減技術の導入によって上記の想定を実現できることが可能としている。また、個別対策技術の積み上げによって、炭素トンあたり1万円から10万円未満で2.4%減との算定結果も示されている。

算出結果：13から35千円/ton-C

2.3.7.2. NOx 対策

<火力発電所での排ガス脱硝>

コストの負担者：電気事業者

算出方法：本藤・内山(1993)*の算出した環境対策コストを用いた。石炭火力およびLNG火力発電所でのアンモニア触媒接触還元法を対象としている。対策コストの算出においては、排ガス処理による発電効率の低下による損失も考慮されている。

算出結果：LNG火力 0.37千円/kg-NOx 石炭火力 0.41千円/kg-NOx

*本藤・内山：火力発電プラントの環境対策コスト分析、電力中央研究所報告 Y92009（1993年8月）

<天然ガス自動車> Table 2.3-10

コストの負担者：トラック・バス等の保有者

算出方法：ディーゼル車をCNG車で代替することによるNOx削減コストを算出した。参考として、PM、CO₂の削減コストも算出した。各種天然ガス自動車（CNG車）の導入費用は、車輛本体価格の上昇分のみを計上するケースと、これにガス充填装置費用を加えたケースとについて計算した。NOx、PM、CO₂の削減量は、（車種別1台1年あたりNOx等排出量）×（削減率）×（耐用年数）により求めた。典型値としては、メーカー各社が対応車種を豊富に揃えている普通貨物車の値（ガス充填装置費用を加算）を選んだ。

算出結果：1.4から22千円/kg-NOx、7.9から140千円/kg-PM、130から1300千円/ton-C 典型値 2.7千円/kg-NOx

<1993年規制ディーゼルトラックを2001年規制ガソリントラック/2003年規制ディーゼルトラックに買い換え>

コストの負担者：トラックの保有者

算出方法：寿命の残存する1994(1993)年規制適合ディーゼル中量トラックを、2003年規制ディーゼル中量トラック（2001年規制ガソリン中量トラック）に買い換える場合のNOx削減コストを算出した。対象車は中量トラックを想定した。走行距離は自家用を想定し、年間14000kmとした。買い換え前倒しのコストは（トラック本体価格）÷（耐用年数）×（前倒し年数）とした。燃費向上による燃料価格の減少や、廃車に要する廃棄コスト等は考慮していない。NOx削減量は{（対策前NOx原単位）-（対策後NOx原単位）}×（年間走行距離）×（前倒し年数）とした。前倒し年数は相殺するため、本試算の単位削減コストには影響を与えないこととなる。典型値としては、1993年規制適合ディーゼル中量トラックを2003年規制ディーゼル中量トラックに買い換える際の対策コストを用いた。

なお、参考のため、PM削減コストの試算値もあわせて示した。（Table 2.3-11）

算出結果：6.7から37千円/kg-NOx、31から260千円/kg-PM 典型値 9.6千円/kg-NOx

Table 2.3-10: 天然ガス自動車 (CNG) による NOx 等削減コスト

車種	中型バス*1	普通貨物車*2	小型貨物車*3	
CNG車価格	2042	366	266	万円
改造前車価格	1235	220	134	万円
車輛価格増分	811	146	132	万円
ガス充填装置価格	150	150	150	万円
耐用年数	12	12	12	年
1台1年あたりNOx排出量*4	103.8	112.5	12.1	kg-NOx/台年
1台1年あたりPM排出量*4	14.6	15.4	1.7	kg-PM/台年
1台1年あたりCO ₂ 排出量*4	14.2	14.2	2.6	ton-CO ₂ /台年
NOx削減率	80%	80%	90%	
PM削減率	100%	100%	100%	
CO ₂ 削減率	25%	25%	25%	
生涯NOx削減量	996	1,080	131	kg-NOx
生涯PM削減量	175	185	20	kg-PM
生涯CO ₂ 削減量	42.6	42.6	7.8	ton-CO ₂
NOx削減単価:*5	8.1	1.4	10.1	千円/kg-NOx
NOx削減単価:*6	9.6	2.7	21.6	千円/kg-NOx
PM削減単価:*5	46	7.9	65	千円/kg-PM
PM削減単価:*6	55	16	138	千円/kg-PM
CO ₂ 削減単価:*5	698	126	621	千円/ton-C
CO ₂ 削減単価:*6	827	255	1,326	千円/ton-C

*1: 日産ディーゼル中型バス (路線用ワンステップ)

*2: 三菱キャンター2t ロング平バン

*3: 日産 AD バン

*4: 環境庁:「自動車排出ガス原単位および総量に関する調査報告書」、平成10年3月

*5: ガス充填装置価格を除く

*6: ガス充填装置価格を含む

Table 2.3-11: 新規制トラックへの買い換えによる NOx, PM 削減コスト

更新前のトラック*1	ディーゼル	ディーゼル	ディーゼル	ディーゼル	
同上規制年次	1993年	1993年	1993年	1997/98年	
更新後のトラック*1	ディーゼル	ガソリン	ディーゼル	ディーゼル	
同上規制年次	2003年	2001年	1997/98年	2003年	
トラック価格	120	120	120	120	万円/台
NOx排出原単位(対策前)	1.3	1.3	1.3	0.7	g/km
PM排出原単位(対策前)	0.25	0.25	0.25	0.09	g/km
NOx排出原単位(対策後)	0.49	0.13	0.7	0.49	g/km
PM排出原単位(対策後)*2	0.06	0	0.09	0.06	g/km
トラック寿命	11	11	11	11	年
年間あたり走行量*3	14,000	14,000	14,000	14,000	km/年
一年前倒し更新によるコスト*4	11	11	11	11	万円/年
1年前倒しによるNOx削減量	11.34	16.38	8.4	2.94	kg/年
1年前倒しによるPM削減量	2.66	3.5	2.24	0.42	kg/年
NOxあたり削減コスト*5	9,620	6,660	12,987	37,106	円/kg
PMあたり削減コスト*5	41,012	31,169	48,701	259,740	円/kg

*1: 中量車を想定。

*2: ガソリントラックには PM 規制値は設定されていない。二次生成粒子は無視し、ガソリン車からの PM 排出はゼロとした。

*3: エネルギー・経済統計要覧より、自家用貨物自動車の平均年間走行距離を使用。なお、営業用貨物自動車の平均年間走行距離は、53,000km/年であり、営業用トラックの場合の対策コストはより低くなる。

*4: 車両本体の価格のみであり、燃料の差額によるコスト増 (ディーゼルからガソリンの場合) は考慮していない。

*5: PM と NOx とで費用の案分はしていない。NOx, PM のいずれかを単独を目的とした場合の費用として算出。

2.3.7.3. ダイオキシン対策

<緊急対策・恒久対策>

コストの負担者：ごみ焼却炉を有する自治体

算出方法：岸本ら(2001)*が算出したダイオキシン類排出削減費用を用いた。緊急対策と恒久対策とに分けて推計されている。緊急対策の費用は114の焼却炉で実際にかかった費用を面接および電話による聞き取りによって調査している。対策内容にはさまざまなもの（運転条件の改善、二次燃焼空気の吹き込み、投入ごみの混合均質化、CO 計の設置、ガス冷却装置の設置、バグフィルタの設置、活性炭吹き込み、焼却炉停止・新設）が含まれる。恒久対策は、今後採用されるであろう対策内容を焼却炉ごとに推定し、積算している。対策内容としては、(1) 規制を満たす焼却炉は現状維持、(2) 16年以上経過した焼却炉は更新前倒し、(3) 規制値を10倍以上超過する焼却炉は、燃焼炉を拡張し、ガス冷却塔・バグフィルタ・活性炭吹き込み装置を設置、(4) 超過率が10倍以内の焼却炉には、バグフィルタおよび活性炭吹き込み装置を設置、が想定されている。

算出結果：1.63 千円/mg-TEQ（緊急対策） 18.6 千円/mg-TEQ（恒久対策）

*Kishimoto, A; Oka, T; Yoshida, K; Nakanishi, J (2001): Cost effectiveness of reducing dioxin emissions from municipal solid waste incinerators in Japan. *Environmental Science and Technology*. 35(14), 2861-2866

2.3.7.4. 埋立地消費削減対策

<直接埋立から焼却後埋立への変更>

コストの負担者：自治体

算出方法：可燃ごみの直接埋立と焼却後埋立との差額をコストとし、焼却による埋立地消費量の削減分で除して、単位対策コストとした。埋立処理および焼却処理それぞれの処理単価は、京都市および名古屋市の清掃事業報告に記された値を用いた。焼却残渣の発生率は15%と仮定した。

算出結果：6.0 から 7.2 千円/m³

Table 2.3-12: 焼却処理による埋立地消費削減コスト

	京都市	名古屋市	単位
ごみ1ton直接埋立時の埋立地消費量	1	1	m ³ /ton
焼却処理コスト	14,804	14,201	yen/ton
埋立コスト	11,418	9,481	yen/ton
焼却残渣発生率	15%	15%	
焼却時トータルコスト	16,517	15,623	yen/ton
直接埋立時トータルコスト	11,418	9,481	yen/ton
費用増分	5,099	6,142	yen/ton
焼却による埋立地消費削減	0.85	0.85	m ³ /ton
埋立地消費削減コスト	5,998	7,226	yen/m ³

<容器包装リサイクル（ガラスびん）>

コストの負担者：ガラスびんの再商品化を委託する事業者

算出方法：ガラスびんの再商品化委託料金を資源化に要するコストとし、ガラスびんリサイクルによる埋立地消費削減量で除して、単位対策コストを算出した。本試算での資源化コストには、自治体が負担している収集費用は含まれていない。また、埋立処理量の減少による埋め立てコストの削減は考慮していない。ガラスびんリサイクルによる埋立地消費の削減量は、ガラスびん重量を埋立地におけるガラスの比重で除して設定した。一次資源の採取時に生じたであろう廃棄物の削減効果や、再資源化過程での廃棄物発生などは考慮していない。典型値は、

2001年度の再商品化重量で加重平均した値とした。

算出結果：7.2 から 18 千円/m³ 平均 14 千円/m³

Table 2.3-13: 容器包装リサイクル法（ガラスびん）による埋立地消費削減コスト

容器種類	再商品化委託料金*1	埋立地での比重*2	削減コスト*3	再商品化量*4
	円/kg	ton/m ³	千円/m ³	ton/年
ガラスびん:無色	3.6	2.0	7.2	90,333
ガラスびん:茶色	7.8	2.0	15.6	121,696
ガラスびん:その他	9.1	2.0	18.2	92,734
平均	7.0		13.9	304,763

*1：容器包装リサイクル法の主務大臣が認可した容器包装廃棄物ごとの再商品化委託料金（平成14年度）。

本料金には、自治体が負担している収集コストは含まれていない。

*2：ガラスの密度を2.5 [ton/m³]、空隙率を20%として、見かけ比重2.0 [ton/m³]とした。

*3：リサイクルを行うことによる一次資源使用量削減に関する廃棄物発生量の減少は考慮していない。

また、リサイクル過程で発生する廃棄物による埋立地消費も考慮していない。

<灰溶融>

コストの負担者：灰溶融施設を導入する自治体

算出方法：灰溶融による処理コストの増加を最終処分量の減少で除し、単位削減コストとした。施設建設費は20年で償却するとした。灰溶融処理はエネルギー消費が多くCO₂排出量が増加するが、これを減少させるための費用（CO₂の削減コスト）は考慮していない。

算出結果：35 千円/m³

Table 2.3-14: 溶融処理による埋立地消費削減コスト

処理方式	発電端効率*1	最終処分量	処理コスト*2	削減コスト*3
		m ³ /ton	円/ton	千円/m ³
ベースケース(従来発電)	14.7%	0.1306	6,001	
高効率発電+灰溶融	15.7%	0.0776	7,834	
(ベース)-(灰溶融)		0.0530	-1,833	35

出所：中村一夫：新処理技術を組み合わせたシステムの検討、廃棄物学会誌、vol.9, no.7, pp.496-508 (1998)より算出。

上記の文献には、対策コストと最終処分量を同時に減らすシナリオも示されている。

*1：多少発電効率が向上しているが、あまり変わらないので無視する

*2：施設建設費+ランニングコスト-売電収益

*3：埋立量削減による、埋立コストの減少は組み入れていない。

<家電リサイクル>

コストの負担者：廃家電を排出する消費者

算出方法：家電リサイクルにより、再商品化重量相当の埋立地消費量が削減されるとした。重量から容積への換算には、1 ton/m³を用いた。処理コストは、廃家電を排出する消費者が支払う費用とした。家電リサイクルを行わなかった場合の処理コストとの差額ではなく、見かけの処理コストとした。実際には、廃家電リサイクルは、鉛の処理やフロン処理など、埋立地消費削減以外の効果も持つが、本試算ではこれらの効果のうち埋立地消費削減効果にのみコストを全て転嫁している。またリサイクルを行うことによる一次資源使用量削減に関する廃棄物発生量の減少は考慮していない。このため、対策コストは実際よりもやや高く計算されていると思われる。

算出結果：101 から 147 千円/m³ 平均 128 千円/m³

Table 2.3-15: 家電リサイクルによる埋立地消費削減コスト

品目	再商品化台数*1 千台/年	再商品化等 処理重量*1 ton/年	再商品化 重量*1 ton/年	コスト*2 円/台	減量効果*3 L/台	削減コスト 千円/m ³
エアコン	1,301	57,634	45,019	3,500	34.6	101
テレビ	2,981	79,978	58,814	2,700	19.7	137
冷蔵庫	2,143	127,596	76,359	4,600	35.6	129
洗濯機	1,882	54,041	30,783	2,400	16.4	147
平均/合計	8,307	319,249	210,975	3,247	25.4	128

*1: 家電製品協会、家電4品目のリサイクル実施状況（平成13年度）<http://www.aeha.or.jp/ehframe.htm>

*2: 国内主要メーカーの再商品化等料金。指定取引場所から再商品化拠点までの運搬費用は含むが、小売店から指定取引場所までの運送費用は含まない。

*3: 直接埋め立て時のごみ比重を1.0として計算した。

第2章3節の参考文献

- 1) ISO14042 Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment
- 2) F.シュミット=ブレイク著、佐々木建 訳：ファクター10、シュプリンガー・フェアラーク東京（訳書1997、原著1994）
- 3) 永田 勝也; 横田 隆一郎; 嬉野 通弥 (1995): LCA における指標統合化への試み～アンケート調査に基づくカテゴリー重要度について～. 第6回廃棄物学会研究発表会講演論文集. pp.114-116
- 4) 松橋 啓介; 森口 祐一; 寺園 淳; 田辺 潔 (2000): 問題領域と保護対象に基づく環境影響総合評価の枠組み. *環境科学会誌* 13(3), 405-419
- 5) Goedkoop, M. (1995): The Eco-Indicator 95, Final Report. <http://www.pre.nl>
- 6) 伊坪徳宏; 山本良一(1999): 非鉄金属材料製造における環境影響の統合評価. *日本金属学会誌* 63(2), 208-214
- 7) 松野泰也; 稲葉敦; 伊坪徳宏; 山本良一 (1998): 日本におけるインパクトアセスメント統合指標の開発 -Distance to Target 法を用いた統合化指標およびその適用例について-. *日本エネルギー学会誌* 77(12), 1139-1147
- 8) Goedkoop, M.; Spriensma, R. (2000): Eco-Indicator 99 methodology report. <http://www.pre.nl>
- 9) Itsubo, N. (2000): Launch of the Damage Function Sub-Committee in the National LCA Project of Japan. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 5(2), 84
- 10) Vogtlander, J.G; Bijma, A. (2000): The 'Virtual Pollution Prevention Costs 99', *International Journal of Life Cycle Assessment*. 5(2), 113-124
- 11) 平井康宏; 酒井伸一; 高月紘 (1999): 温室効果ガスと埋立地消費を基準とした廃棄物処理方式の評価. *環境経済・政策学会1999年大会報告要旨集*. pp.268-269
- 12) 地球環境保全に関する関係閣僚会議：1998年度（平成10年度）の温室効果ガス排出量について、(2000.9.22) <http://www.eic.or.jp/kisha/200009/69290.html>
- 13) 本藤祐樹; 外岡豊; 内山洋司 (1998): 産業連関表を用いた我が国の生産活動に伴う環境負荷の実態分析. *電力中央研究所報告 Y97017*
- 14) 環境庁(2000)：自動車 NOx 総量削減方策検討会報告書 <http://www.eic.or.jp/kisha/200004/66549.html>
- 15) 環境庁(2000)：平成12年版環境白書各論編
- 16) 環境庁報道発表資料：ダイオキシン類の排出量の目録（排出インベントリ）について（2000.6.29）
- 17) 厚生省(1999)：日本の廃棄物処理 平成8年度版
- 18) 環境庁報道発表資料：廃棄物の減量化の目標量について、(1999.9.27) <http://www.eic.or.jp/kisha/199909/66069.html>

第3章 事例研究

3.1. 発生源推定と動的 multimedia 環境運命予測によるヘキサクロロベンゼンの底質濃度トレンド推定

3.1.1. はじめに

3.1.1.1. 本節の位置づけ

本節では、化学物質の運命予測を必要とする事例研究として、ヘキサクロロベンゼン（HCB）の底質濃度トレンド解析・発生源推定を行った。本節のケーススタディと本研究のフレームワークとの関係を Fig. 3.1-1 に示した。

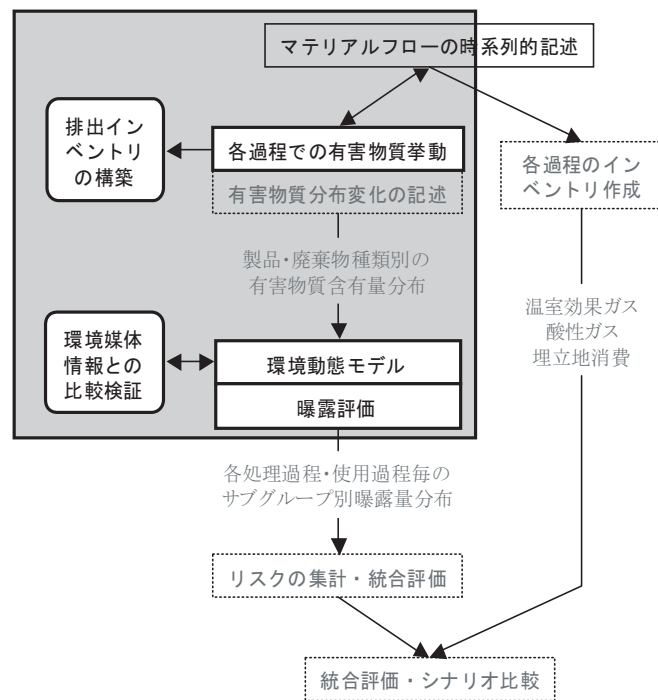


Fig. 3.1-1: 本ケーススタディ（HCBの底質コアトレンド解析）と統合評価フレームワークとの関係

3.1.1.2. HCBに関する背景と本ケーススタディの目的

残留性有機汚染物質（POPs）による環境汚染が懸念されている。2001年5月には約130カ国がストックホルムに集い、12種類のPOPsを対象にそれらの製造・使用の禁止、排出の削減等を行うとするPOPs条約を採択した。規制対象となったPOPsには、DDT、ダイオキシン類、ポリ塩化ビフェニル（PCB）、ヘキサクロロベンゼン（HCB）などが含まれる。これらPOPsによる影響を制御していく上では、汚染源の把握やそれに基づく各種対策の立案、対策実施時の効果予測ならびに事後の検証が求められることとなる。排出インベントリの作成¹⁾、底質コアなどの環境試料を用いた汚染履歴や環境挙動の解明^{2,4)}、モデルを用いた環境動態の予測^{5,6)}などは、これに寄与するものである。本研究では、統計資料を用いたHCB発生量推移の推定と環境挙動モデルによるHCBの運命予測を組み合わせ、底質中HCB濃度トレンドの推定を試みた。この推定結果を琵琶湖北湖および大阪湾西宮沖での底質コアトレンド実測値と比較し、汚染源について検討した。

3.1.2. 評価手法

3.1.2.1. HCB 排出量推定

HCB 発生源として、1) 農薬中の不純物、2) 塩素系有機溶媒製造過程での副生成物、3) ごみ焼却、4) その他の産業からの HCB 発生、が指摘されている⁷⁾。本研究ではこれらのうち、1) - 3) 由来の HCB 発生量を推定した。4) その他の産業からの HCB 発生としては、セメント製造などの各種燃焼発生源、やアルミ鋳造などが指摘されているが、日本国内での排出量を推定するに足る十分な情報を得ることが出来なかったため、評価対象外とした。推定期間は 1955 年から 2010 年までとし、将来推計となる 2000 年以降については現状トレンドで推移すると仮定した。

<農薬中不純物>

HCB を不純物として含有する農薬には、ペンタクロロフェノール(PCP)、ペンタクロロニトロベンゼン(PCNB)、ジメチル 2,3,5,6-テトラクロロテレフタレート(TCTP)、クロロタロニル(TPN)、ピクロラム、などがある⁷⁾。これらのうち、日本国内での出荷量および HCB 含有率を考慮して、PCP、PCNB、TCTP を発生量推定の対象とし、式(1)より HCB 排出量を求めた。

$$\text{農薬由来 HCB 排出量} = \sum \text{農薬原体使用量} \times \text{農薬原体中 HCB 含有量} \dots(1)$$

農薬原体使用量は農薬要覧⁸⁾によった。農薬原体中 HCB 含有量は、文献⁹⁻¹⁹⁾(Table 3.1-1)を参考に、PCP: 0.04-0.4%、PCNB: 0.7%、TCTP: 8% と設定した。1998 年度において 3 農薬の出荷量はゼロとなっているため、2010 年までの排出量予測でも出荷ゼロとした。

<塩素系有機溶媒製造過程>

HCB の発生源として有機塩素系溶媒の製造過程が知られている。特に、四塩化炭素、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン(パークロロエチレン、PCE) 製造からの副生成が多く、これらの蒸留残渣にはそれぞれ 15%、5%、25%の HCB が含まれたと報告されている²⁰⁾。日本では 1977 年に 300 ton の HCB がテトラクロロエチレンの製造過程で生成したと見積もられている²¹⁾。ただし、これら副生成した HCB はそのまま環境中に排出されるわけではなく、廃棄物として焼却または埋立処分される。日本国内では塩素系溶媒製造からの廃棄物のほとんどが焼却処分されると推定されている²¹⁾。焼却処理による HCB の分解率は、米国で 99.94%-99.99%以上との報告がある^{20, 22)}。ただし、十分な燃焼管理が行われていない焼却炉で分解率の測定を行ったとは考えられないため、これらの報告値は平均的な分解率と見るよりは当時の最善水準と見る方が妥当であろう。以上をふまえ、式(2)により有機塩素系溶媒副生成物に由来する HCB 排出量を見積もった。

$$\text{塩素系溶媒由来 HCB 排出量} = \text{テトラクロロエチレン製造量} \times \text{HCB 生成原単位} \times (1 - \text{焼却分解率}) \dots(2)$$

塩素系溶媒としてはテトラクロロエチレンのみを取り上げ、生産量を化学工業統計年報²³⁾より設定した。これは、四塩化炭素およびトリクロロエチレン製造に由来する HCB 生成原単位を得ることが出来なかったためである。テトラクロロエチレン製造に由来する HCB 含有廃棄物生成原単位は、1977 年のテトラクロロエチレン生産量と同年における HCB 発生推定量をもとに 6 kg-HCB/ton-PCE と設定した。廃棄物焼却による HCB の分解率は、90% - 99.9%とした。2010 年までのテトラクロロエチレン生産量については、近年のトレンドを参考に、今後 10 年間で指数関数的に半減すると仮定した。

<ごみ焼却>

都市ごみ焼却炉排ガス中の HCB 測定により、廃棄物焼却過程での HCB 排出が確認されている。焼却炉排ガス中濃度の報告値²⁴⁻³⁰⁾は 0.041-13.8[$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$] (Table 3.1-2) とかなりのばらつきがある。ごみ焼却量あたりの HCB 発生原単位は 0.29-202[mg-HCB/ton-waste]となる。焼却炉から環境中への HCB 排出経路としては排ガスが最も重要と考えられる。小松・蒲ら^{25, 26)}によると、全排出量に占める排ガスの割合は 62-98%と最も多く、次いで EP 灰

(1.9-38%)、主灰 (0-0.2%) の順であり、排ガス冷却水からの排出はほぼ 0%であった。以上を踏まえ、ごみ焼却に由来する HCB 排出量を式(3)により推定した。

$$\text{ごみ焼却由来 HCB 排出量} = \text{一般廃棄物焼却処理量} \times \text{HCB 排出原単位} \dots (3)$$

一般廃棄物焼却処理量は「日本のごみ処理」³¹⁾によった。HCB 排出原単位は、ばらつきが大きいので、1-100[mg/ton-waste]とした。2010 年までの焼却量については、一般廃棄物発生量が近年横這いで推移していること、現在まで一貫して焼却処理率の上昇が見られたが今後はリサイクル率の向上が見込まれることを踏まえ、1998 年実績とほぼ同じ 4000 万トン/年の焼却量で一定と仮定した。

Table 3.1-1: HCB content in pesticides

PCP	PCNB	TCTP	TPN	Reference
N.D.	0.5-2.0% (Ave. 1.0%)	0.1-11% (Ave. 7.7%)	N.D.	Saito et al. (1976)#
	0.1%			Nishimura et al. (1980)#
0.4%	0.7%			Andoh et al. (1984)#
		10-14%		Wapensky (1969)#
0.04%				Schewetz et al. (1978)#
		9% (1973)		Burns et al. (1974)
		8% (1974)		
		0.3% (1972)		Mumma et al. (1975)
	1.8-11%			Sittig (1980)
	0.5% (1983)			US EPA(1982)*
	0.1% (1988)			
Ave. 0.01%	<0.05%	<0.3%	<0.05%	Tobin (1986)*
	0.05%	0.07-0.3%	0.0018 -0.0026%	Benazon (1999)
0.005-0.01%	0.05%	0.1%	0.004%	Bailey (2001)#

With # : HCB content is based on active ingredients.

Without # : HCB content is based on either active ingredients or formulations.

* HCB levels voluntarily set by the US pesticide manufacturer

Table 3.1-2: HCB emission from MSW incineration

HCB in stack gas [μg/Nm ³]			HCB unit emission [mg/ton-waste]			Ref.
Low	High	Ave.	Low	High	Ave.	
0.13	3.2	1.3	1.0	51.	19.	24)
0.16	12.	2.9	0.80	90.	24.	25)
0.36	14.	7.9	3.6	202.	76.	26)
2.9	13.	7.5	20.	67.	36.	27)
0.045	0.087	0.063	0.32	0.61	0.44	28, 29)
0.041	3.5	1.6	0.29	25.	12.	30)

3.1.2.2. 環境挙動のモデル化

各発生源から排出された HCB の環境中における挙動を、環境運命予測モデルにより推定した。モデルには Mackay レベル 4 モデル^{5, 32)}を採用し、化学物質放出後における環境中濃度の時間推移を計算した。モデルの地理スケールは日本全体とし、「大気」「農業土壌」「その他土壌」「水系」「底質」の 5 つの環境媒体から構成されるとした。本モデルで用いた HCB の物性に関するパラメータを Table 3.1-3 に、環境媒体に関するパラメータを Table 3.1-4 に示した。HCB 物性値は文献^{33, 34)}によった。各環境媒体でのマスバランスは以下のように定式化される。式 (8)の右辺で、Dw, sed fw は直上水から底質表層への移動を、Dsed, w fsed は底質表層から直上水への移動を、Dsedr fsed は底質表層での分解を、Dsedx fsed は底質表層から底質深層への埋没 (コアの形成) を示す。

$$\begin{aligned} \text{<大気>} \quad V_a Z_a (df_a / dt) = & E_a + D_{w,a} f_w + D_{s1,a} f_{s1} + D_{s2,a} f_{s2} \\ & - (D_{a,w} + D_{a,s1} + D_{a,s2} + D_{ar} + D_{ax}) f_a \end{aligned} \quad \dots\dots\dots(4)$$

$$\begin{aligned} \text{<水系>} \quad V_w Z_w (df_w / dt) = & E_w + D_{a,w} f_a + D_{s1,w} f_{s1} + D_{s2,w} f_{s2} + D_{sed,w} f_{sed} \\ & - (D_{w,a} + D_{w,sed} + D_{wr} + D_{wx}) f_w \end{aligned} \quad \dots\dots\dots(5)$$

$$\text{<農業土壌>} \quad V_{s1} Z_{s1} (df_{s1} / dt) = E_{s1} + D_{a,s1} f_a - (D_{s1,a} + D_{s1,w} + D_{s1r} + D_{s1x}) f_{s1} \quad \dots\dots\dots(6)$$

$$\text{<その他土壌>} \quad V_{s2} Z_{s2} (df_{s2} / dt) = E_{s2} + D_{a,s2} f_a - (D_{s2,a} + D_{s2,w} + D_{s2r} + D_{s2x}) f_{s2} \quad \dots\dots\dots(7)$$

$$\text{<底質>} \quad V_{sed} Z_{sed} (df_{sed} / dt) = D_{w,sed} f_w - (D_{sed,w} + D_{sedr} + D_{sedx}) f_{sed} \quad \dots\dots\dots(8)$$

- Vi : 環境媒体 i の体積[m³]
 Zi : 環境媒体 i のフガシティー容量[mol/m³.Pa]
 fi : 環境媒体 i のフガシティー[Pa]
 Ei : 環境媒体 i への HCB 放出速度[mol/h]
 Di,j : 環境媒体 i から j への移動を表す係数[mol/h.Pa]
 Dir : 環境媒体 i での分解を表す係数[mol/h.Pa]
 Dix : 環境媒体 i から系外への移動を表す係数[mol/h.Pa]
 添え字 {a, w, s1, s2, sed}
 : {大気、水系、農業土壌、その他土壌、底質}

Table 3.1-3: Physico-chemical properties and degradation half-lives for hexachlorobenzene

Property	Value	Unit
Melting point	230	°C
Molecular mass	284.8	g/mol
Vapor pressure	0.0023	Pa
Solubility in water	0.005	mg/L
Henry's constant	131	Pa.m ³ /mol
Log Kow	5.5	
Log Koc	4.9	
Half life in air	1.4	years
Half life in water	3.9	years
Half life in soil	3.9	years
Half life in sediment surface	12.0	years

Table 3.1-4: Environmental input parameters

Parameters	Values	Unit	Parameters	Values	Unit
Compartment compositions			Area		
Aerosols in air (volume)	2.0E-11		394,000 km ²		
Suspended solids in water	10	mg/L	Area coverages		
Air in soil (volume)	20%		Water	7.2%	
Solids in soil (volume)	60%		Agricultural soil	12.7%	
Water in soil (volume)	20%		Other soil	80.1%	
Solids in sediment (volume)	20%		Depths		
Water in sediment (volume)	80%		Atmospheric mixing height	1,000	m
Organic carbon contents (weight)			Water depth	10	m
OC in suspended solids	10%		Mixing depth of agricultural soil	20	cm
OC in soil solids	2%		Mixing depth of other soil	5	cm
OC in sediment solids	5%		Mixing depth of sediment	3	cm
Density			Advective flows		
Density of solid phase	2,500	kg/m ³	Rain rate	1,600	mm/year
Density of water	1,000	kg/m ³	Aerosol deposition velocity	3.6	m/hr
Density of air	1.3	kg/m ³	Aerosol collection efficiency	200,000	
Mass transfer coefficients			Wind speed	3	m/sec
Air/soil, air side	5	m/hr	Fraction of rainwater infiltrating soil	25%	
Air/soil, soil side air	0.02	m/hr	Fraction of rainwater run-off from soil	25%	
Air/soil, soil side water	2.0E-06	m/hr	Soil erosion rate	0.013	cm/year
Air/water, air side	5	m/hr	Settling velocity of suspended solids	0.1	m/hr
Air/water, water side	0.05	m/hr	Sediment burial rate	0.5	cm/year
Water/sediment, water side	0.01	m/hr	Sediment resuspension rate	1.3	cm/year
Water/sediment, sediment side	0.0001	m/hr			

3.1.2.3. 底質中濃度推定

底質コア中濃度を下式より推定した。また、各年における HCB 排出量と底質コア中に存在する HCB との関係を図 3.1-2 に示した。式(9)は、環境排出された HCB と底質表層に存在する HCB との関係を示す。ye 年に環境媒体 comp に排出された HCB のうち、yd 年に底質表層に残存する比率は F(comp, yd-ye) であることより式(9)が導かれる。式(8)の質量表記 (V Z f) を式(9)の濃度表記 (C) に換算するため、底質重量 M で除している。HCB は底質表層に堆積した後、その一部 (式(8)の Dsedx fsed) が深部へと埋没し底質コアを形成する。式(10)は、底質表層に堆積してからコアサンプル採取されるまでの間 (ys - yd 年) に生じる底質コア内部での HCB の分解を表現する。

$$C_{top}(y_d) = \sum_{source} \sum_{comp} \sum_{ye=1955}^{y_d} E(source, comp, ye) \cdot \frac{F(comp, y_d - ye)}{M} \dots(9)$$

$$C_{core}(y_d) = \frac{C_{top}(y_d)}{2^{(y_s - y_d)/T}} \dots(10)$$

$C_{top}(y_d)$: yd 年における底質表層の HCB 濃度[ng/g-dry]

$C_{core}(y_d)$: 推定年代 yd 年の底質コアにおける HCB 濃度[ng/g-dry]

$E(source, comp, ye)$: 発生源 source からの環境媒体 comp への ye 年における HCB 排出量[kg-HCB]

M : 対象とする系での底質表層の乾重量[g-dry]

$F(comp, t)$: HCB 単位量を環境媒体 comp に排出後 t 年経過した時点での底質表層における HCB 残留量比率 [ng-HCB/kg-HCB]

T : 底質内部における HCB の半減期[年]

y_d : 推定された底質の年代 (=その底質コアが底質表層に存在した年) [年]

y_s : 底質コアのサンプリングを行った年[年]

ye : HCB が排出された年[年]

comp : 環境媒体 {大気、水系、農業土壌、工業土壌}

source : HCB 発生源 {PCP, PCNB, TCTP, PCE (テトラクロロエチレン), MSW (都市ごみ)}

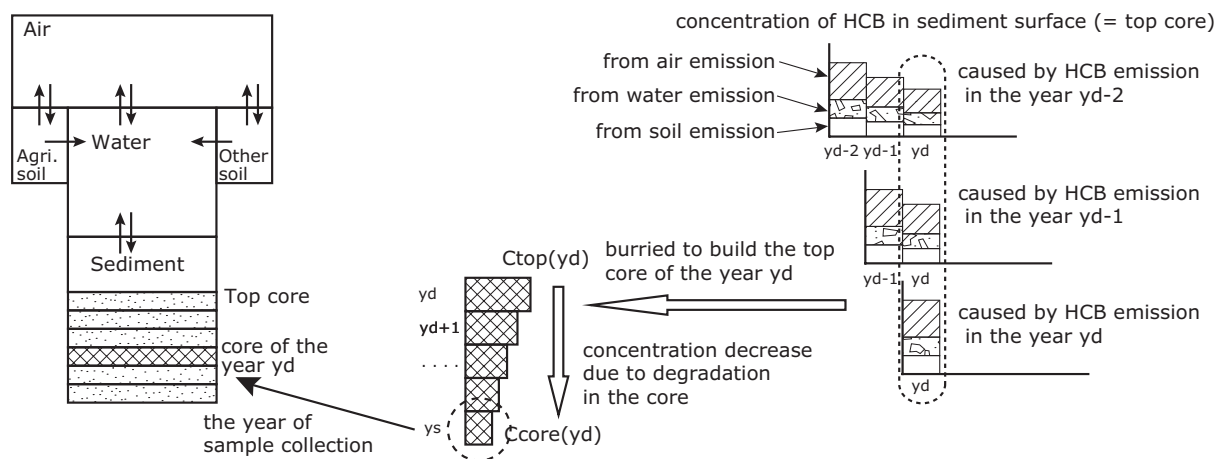


Fig. 3.1-2: The concept of core profile calculation.

3.1.2.4. 底質コアの年代決定および HCB 濃度測定

底質コア採取は 1998 年 10 月 (琵琶湖)、2000 年 9 月 (大阪湾) に実施した。底質コアサンプルの調製、堆積年代特定(Pb-210 法)は既報²⁾に従った。HCB の分析は主に益永ら⁴⁾の方法に従った。

3.1.3. 結果と考察

3.1.3.1. HCB 排出量推定結果

Table 3.1-5 に HCB の排出量推定を行う際に用いた排出係数を示した。排出係数の不確実性を考慮し、PCP 中 HCB 濃度、塩素系溶媒残渣焼却過程での HCB 分解率および都市ごみ焼却炉での HCB 排出原単位の 3 種類について、高位ケースと低位ケースを組み合わせ、計 8 ケースについての試算を行った。Fig. 3.1-3 に 1955 年-2010 年における国内 HCB 排出量推定結果を示した（縦軸のスケールが異なることに注意）。PCP 原体あたり HCB 含有率を 0.4% としたケース 1-4 と 0.04% としたケース 5-8 とでは 1974 年以前の HCB 排出量が大きく異なる。森田ら³⁵⁾は HCB の生産規模より、1975 年までの HCB 環境排出量を約 1000ton と推定した。これはケース 5-8 よりもケース 1-4 に近い。また、ケース 5-8 では、国内で HCB の意図的生産が行われていた 1973 年以前よりも、それ以降の方が HCB の年間排出量が多いと推定することとなる。ケース 5-8 よりもケース 1-4 の方が現実に近いのではないかと推察される。1973 年以降の HCB 排出総量の推定値は、テトラクロロエチレン蒸留残渣焼却からの排出量に大きく依存する。ケース 1,2,5,6 では蒸留残渣廃棄物の HCB 分解率を 90%、ケース 3,4,7,8 では 99.9% とした。この発生源は、面的発生源である農薬（PCNB、TCTP）あるいは各市町村に設置された一般廃棄物焼却炉とは異なり、局地性が強いことから、地域的な発生量推移パターンとしては、ケース 1,2 に近い地域もあればケース 3,4 に近い地域もあると思われる。1990 年代の PCNB・TCTP の出荷減少およびテトラクロロエチレンの生産減少を反映し、いずれのケースにおいても 1990 年代は HCB 排出推定量が減少傾向にある。本試算では各ケース内では廃棄物焼却由来の HCB 発生原単位を一定としたため、1990 年代も当該発生源からの HCB 排出推定量は増加しているが、実際にはダイオキシン対策の進展により HCB 排出も減少していると思われる。

2000 年以降の排出量推計について見ると、PCNB、TCTP の使用は無く、テトラクロロエチレン生産量も減少が続くと思われるため、都市ごみ焼却由来の寄与が相対的に重要性を増す。これは本推計の対象外とした HCB 発生源の重要性が増すことも意味する。ケース 4,8 では 1999 年以降の HCB 発生量が極端に少なくなっているが、未計上の HCB 排出が存在することに注意を要する。

Table 3.1-5: Emission parameters for HCB

Case number	1	2	3	4	5	6	7	8
HCB content in PCP	0.4%				0.04%			
Destruction rate of HCB in incineration process	90%		99.9%		90%		99.9%	
Incineration of MSW [mg-HCB/ton-waste]	100	1	100	1	100	1	100	1
HCB waste from PCE production [kg-HCB/ton-PCE]	6							
HCB content in PCNB	0.7%							
HCB content in TCTP	8%							

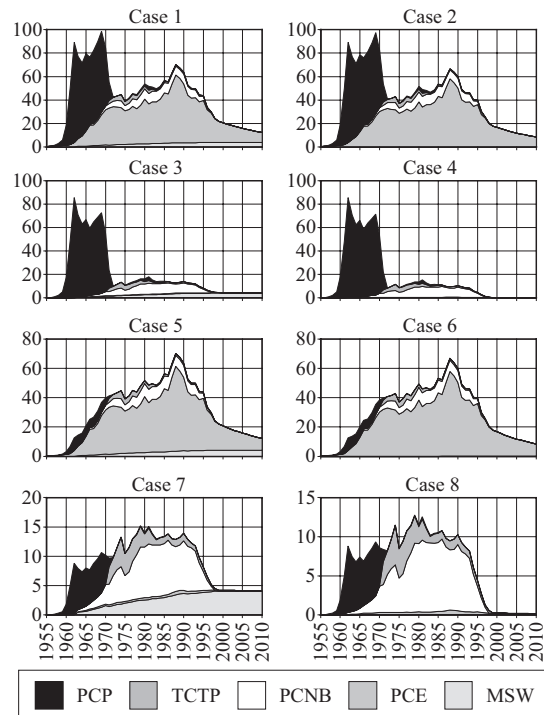


Fig. 3.1-3: Estimated HCB emission [ton-HCB/year]

3.1.3.2. 環境中挙動推定結果

Fig. 3.1-4 に HCB の環境中における運命予測結果を示した。また、Table 3.1-6 に各環境媒体から他の環境媒体への移動速度（およびその逆数と比例する半減期相当期間）を経路別に示した。HCB の挙動をより明確にするため、ここでは日本に加え北半球（大気、表層海洋、土壌で構成）を含むモデル構成とした。北半球の表層海洋は 200m までとし、200m 以深の海洋に移行した HCB は系外から消失したものとして扱い、200m 以深からの表層への再移動は考慮していない。

日本の大気に排出された HCB の多くは短期間のうちに国外の大気へと移動し、次いで国外の海洋や土壌へと移行する。大気中での寿命が長く長距離移動する HCB の特徴が表れている。日本の水系に排出された HCB は、その多くが大気へと移動し、その後は前述の経路をたどる。水系排出の場合は、底質へと沈降堆積する比率が高いと推定される点が大気排出と比較しての顕著な違いとなっている。一方、土壌に排出された HCB は、長くその土壌中にとどまると推定された。Table 3.1-6 によると、土壌からの主要な消失経路は土壌中での分解となっている。

しかし、PCNB を施用した農地での HCB 残留率を調査した研究⁹⁾では、土壌表層ほど残留率が低く、揮発による大気への移動が消失経路と考えられている。浅い土壌ほど分解が早いと考えることも出来るが、本モデルが推定した以上に土壌から大気への移動が生じている可能性はある。また、本研究で用いたモデルは農業土壌を深さ 20cm の完全混合層として扱っており、土壌から大気への移動を過小評価する傾向がある。そこで、土壌からの消失が土壌中での分解ではなく大気中への揮発によるものであるとして、底質濃度への影響を検討する。これは、指数的に減少する連続した大気放出が、底質濃度にどのような影響を与えるかを検討することにはほぼ等しい。まず大気へのパルス排出と比較する。Fig. 3.1-5 より、大気→底質よりも、土壌→底質の方が、累積での底質への到達割合が高いことが読みとれる。これより、仮に土壌からの主要な HCB 消失経路が土壌内での分解ではなく大気への揮発であったとしても、底質濃度への寄与という点では、あ

まり影響しない（せいぜい数倍程度のオーダーの変化しかもたらさない）であろうことが推察される。むしろ注意すべきは土壌から水系への移動が妥当な推定となっているか否かであり、これを過大に評価していた場合には、大気揮発の影響も大きなものとなりうる。モデルでは土壌から水系への移動経路として雨水に溶解しての移動と土壌粒子に吸着した HCB の流出とを考慮しており、今回用いたパラメータの値では、両者はほぼ同程度のフラックスを持つと推定された。農地から流出する雨水中の HCB 濃度を測定することなどができれば、モデルの妥当性を評価できるだろう。

ただし、ここで述べた挙動は追加的 1 単位の HCB 排出がどのように振る舞うかであり、現実に観察される環境媒体間のフラックス（各環境媒体中 HCB の相対的な濃度に左右される）の向きとは異なることもありうる。

Table 3.1-6: Transfer/decomposition coefficients of HCB by origin and destination

From (origin)	To (destination)	Transfer coefficients [1/hr]	Half-life equivalent [day]
Air	Water	8.9E-05	320
	Agri. soil	6.1E-06	4,800
	Other soil	3.8E-05	760
	Outer air	1.9E-02	1.5
	Decomposition	2.9E-05	990
	Sub total	2.0E-02	1.5
Agri. soil	Air	1.3E-06	23,000
	Water	1.7E-07	170,000
	Decomposition	1.0E-05	2,800
	Sub total	1.2E-05	2,500
Other soil	Air	5.0E-06	5,800
	Water	6.7E-07	43,000
	Decomposition	1.1E-05	2,700
	Sub total	1.6E-05	1,800
Water	Air	3.5E-03	8.3
	Sediment	8.1E-04	36
	Outer sea	7.7E-05	370
	Decomposition	1.0E-05	2,800
	Sub total	4.4E-03	6.6
Sediment	Water	5.2E-05	560
	Burial	1.9E-05	1,500
	Decomposition	3.3E-06	8,800
	Sub total	7.4E-05	390

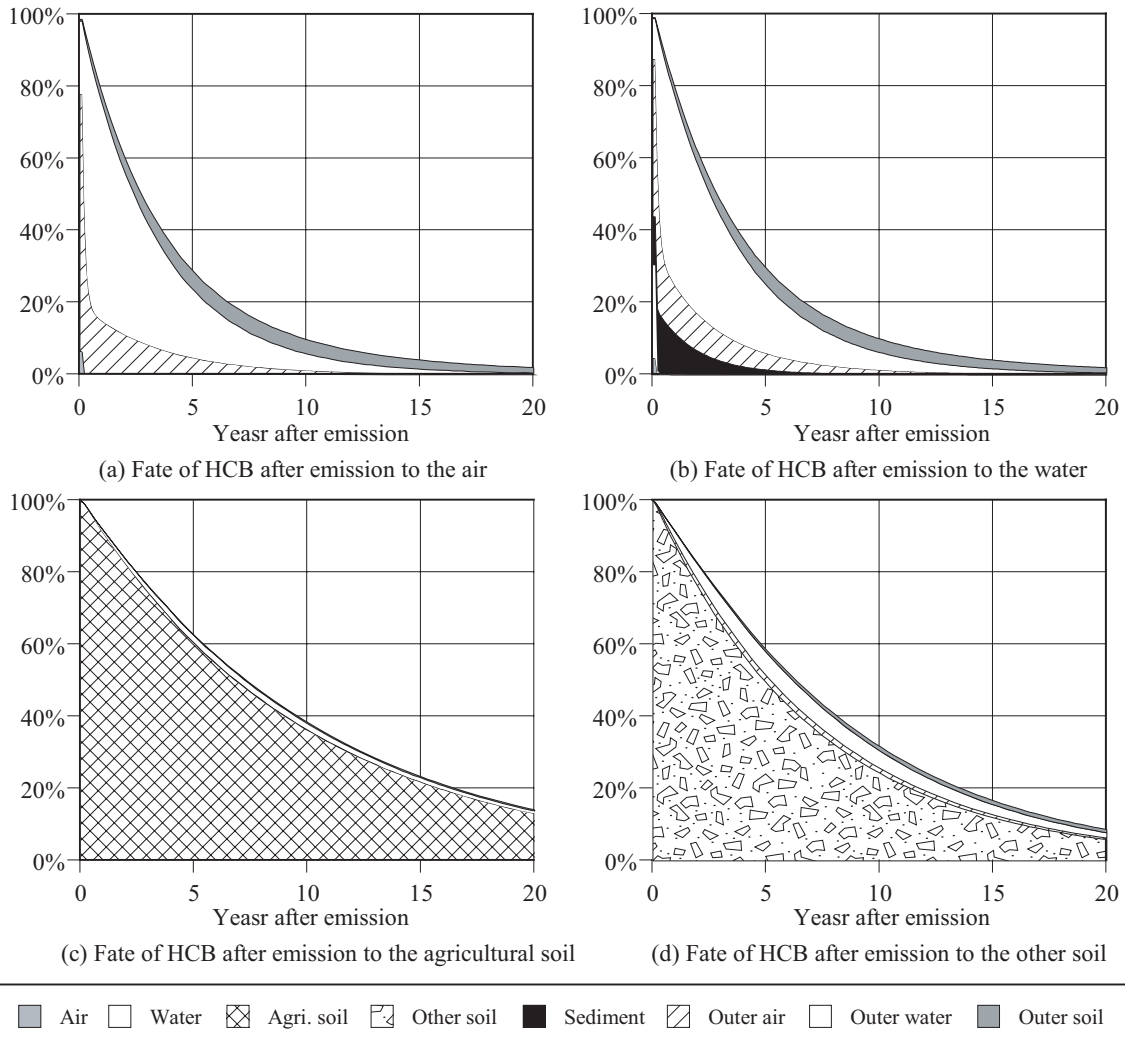


Fig. 3.1-4: Calculated fate of HCB after a pulse emission

3.1.3.3. 底質表層への移行率推定結果

各環境媒体に排出された HCB のうち国内底質表層に存在する量のトレンド予測結果を Fig. 3.1-5 に示した。大気排出時や水系排出時には底質への影響が早期に現れるのに対し、土壌排出時には底質濃度がピークに達するまで4年ほどの時間遅れを伴い、その後の減少も緩やかとなっている。水系に排出した場合のピーク時到達割合は他の媒体のそれよりも2桁ほど高いことから、各種発生源による底質濃度への影響は、水系への排出割合の設定に大きく依存するであろうことが推察される。ただし水系排出の影響は速やかに減少するため、過去の HCB 排出が現在および将来に及ぼす影響を考える場合には、土壌への排出割合の設定が重要となると推察される。

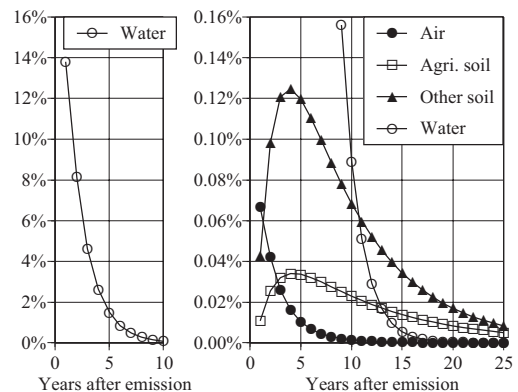


Fig. 3.1-5: Calculated time trend of the percentage of HCB present in the sediment surface (<3cm) in Japan caused by a pulse emission of HCB to water (○), air (●), agricultural soil (□), or other soil (▲).

3.1.3.4. 各発生源別の底質への濃度寄与の推定結果

各発生源別排出媒体別の底質トレンド推定値を Fig. 3.1-6 に示した。Fig. 3.1-6 では、大気・水系・土壌のいずれかに発生量の全量が排出したと仮定し、発生源毎に3種のグラフを示した。また、発生源原単位が不確かなものについては幅を持った推定とし、高位推定を目盛りを左側に、低位推定を目盛りを右側に示した。さらに、底質内部での半減期を3段階（無限、20年、7年）に変化させ、それぞれの場合のコア中濃度推定値を各グラフ内に示した。コア最表層の年代は1999年とした。Fig. 3.1-7 では、各発生源の特徴を反映した排出先別比率を想定し、対応する底質トレンドを求めた結果を示した。

PCP 不純物に由来する HCB 排出は、PCP が水田除草剤として使用されていたことから、農業土壌への排出と水系への排出を組み合わせると考えられる。水系排出：農業土壌=5:95 とした場合の底質濃度パターン (Fig. 3.1-7 (a)) は、水系排出時のパターン Fig. 3.1-6 (a) に類似している。水系排出：農業土壌=1:99 とした場合には、底質到達の時間遅れが顕著になる (Fig. 3.1-7 (c))。ただし、1980年頃以降の濃度推移に着目すると、水系排出の比率によらず、濃度推移パターンおよび濃度絶対値ともに、ほぼ同様であることが分かる。これは、水系排出の寄与が速やかに減少し、HCB 排出から数年を経た後には、土壌排出の寄与が支配的となるためである。

PCNB および TCTP 不純物に由来する HCB 排出は、これらが畑作用土壌殺菌剤あるいは芝地除草剤として用いられたことから、水系への排出割合は PCP よりも低く、農業土壌への排出割合が高いと推定される。土壌からの溶出は長期に及ぶため、土壌への排出割合が高い場合、底質濃度は累積的上昇を示す (Fig. 3.1-7 (f))。

塩素系有機溶媒製造工程からの HCB 含有廃棄物焼却処理に由来する HCB 排出はその多くが大気放出と考えられる。水系排出を1%とした場合 (Fig. 3.1-7 (g)) には、大気排出100%時 (Fig. 3.1-6 (h)) に比べ、濃度レベルの一般的な上昇が観察されるが、時間推移パターンはあまり変化しない。焼却残渣の埋立を想定し、土壌排出の割合を10%と設定した場合 (Fig. 3.1-7 (h)) は、大気排出100%とした場合に比べ底質表層付近での濃度減少傾向がわずかに緩和される。

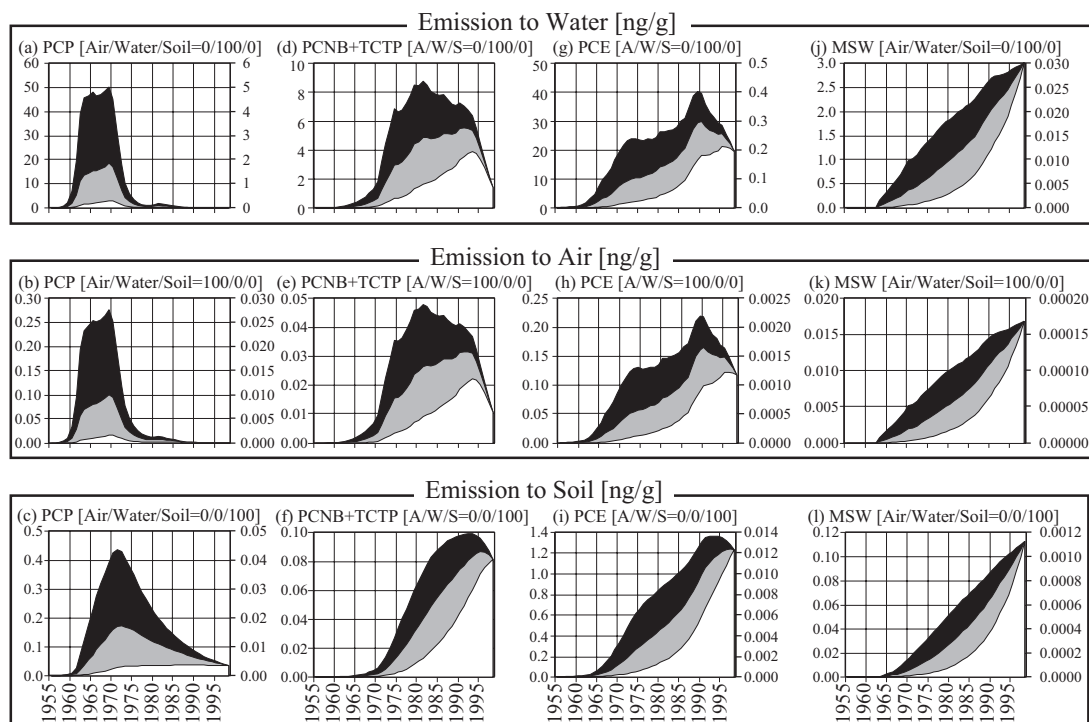


Fig. 3.1-6: Estimated HCB concentration in sediment core (emission to single media)

Black: No degradation

Gray: Half life 20 years

White: Half life 7 years

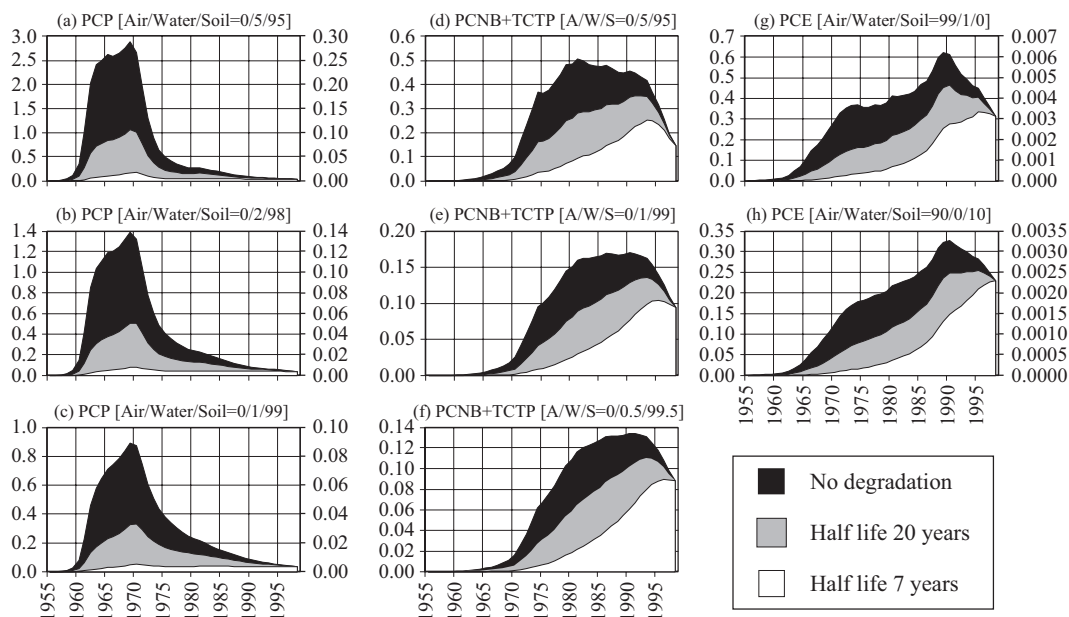


Fig. 3.1-7: Estimated HCB concentration in sediment core (emission to multiple media) Unit: [ng/g-dry]

3.1.3.5. 底質中濃度推定結果と実測濃度³⁶⁾との比較

<琵琶湖北湖東岸>

琵琶湖のHCB濃度トレンド実測結果をFig. 3.1-8(a)に示した。1960年代に濃度上昇が見られ、1970年頃から1980年頃にかけてわずかに減少している。1980年から1990年代半ばにかけて濃度上昇を示した後、最表層ではわずかながら濃度が減少している。HCB濃度は1970年代よりも1990年代の方が高い。

1960年から1970年にかけての濃度上昇は、PCPに起因すると考えられる。HCBと同じくPCP不純物として含まれるOCDD³⁷⁾の濃度増加が同時期に観察されることもこの推定を支持する。1970年から1980年にかけて底質中濃度がほぼ横這いで推移したのは、この期間におけるPCP由来HCBの減少を他の発生源が置き換えていったためと推定される。琵琶湖周辺の地域特性を考えると、その発生源は塩素系溶媒由来よりもPCNB・TCTPの農薬不純物由来であったと推定される。以下、農薬不純物由来が支配的と仮定して実測値と推定値とを比較する。1980年代から1990年代半ばにかけてPCNB・TCTP由来HCB排出推定量は横這いしないし漸減している(Fig. 3.1-3)が、観測された底質中濃度は増加傾向を示している。このギャップは、2.1.3.4で述べた農業土壌への排出による底質到達への時間遅れによってある程度説明できる。PCNB・TCTP由来HCBの農業土壌排出による底質濃度推定値(Fig. 3.1-6(f))は1980年から1990年初頭にかけて濃度上昇を続けており、測定結果と一致する。ただし、底質内部での分解をゼロとした場合は、1990年から1990年代半ばにかけて予測濃度はほぼ横這いであり、実測値と一致しない。諏訪湖底質コアのHCB濃度を測定した佐々木ら³⁾は、底質深層部でのHCB分解の可能性を指摘しており、琵琶湖においても底質内部での分解が底質コア中のHCB濃度トレンドに影響を及ぼしている可能性もある。ただし、未知の発生源の存在など、底質内部での分解の他にも推定値と実測値の差異を説明する要因はあるため、断定はできない。

Fig. 3.1-9(a)に、琵琶湖底質でのHCBトレンドと似た傾向を持つ推定結果を示した。発生源パターンはテトラクロロエチレン蒸留残渣の寄与が少ないケース3で、底質内部での半減期は7年である。Fig. 3.1-9(a)は、1970年頃よりも1990年代の方が高い濃度を示すこと、1980年代に濃度上昇が見られること、最表層で濃度が減少していること、などの点で実測値と類似している。ただし、濃度の絶対値を比べると、1990年代の推定濃度0.13-0.16ng/g

は、実測濃度 0.4-0.5 ng/g の 1/3 程度とやや低い。この差を生む要因としては、1) 環境挙動モデルパラメータの設定、2) PCP 由来 HCB の環境進入・底質内分解に関する設定、3) 本推計以外の HCB 発生源による寄与、などが考えられる。1) について、本研究ではモデルの地理スケールを日本全体として各種環境関連パラメータ（水系での平均滞留時間、土壌や底質粒子の有機炭素比率、土壌混合深さ、底質堆積速度など）を設定したため、琵琶湖周辺の状況を完全に再現しているとは言えない。これは全年代に影響する。2) について、PCP に由来する底質濃度は、水系排出の比率および底質内半減期によって数 10 倍変化する（Fig. 3.1-7 (a-c)参照）。これは主に過去（1980 年以前ごろ）の底質コア濃度に影響する。3) について、本推計では、3.1.2.1 で述べた HCB 発生源のうち、セメント製造などからの排出を含めておらず、また、国外で発生した HCB の流入も対象外としている。今後の底質濃度の推移を予測する上では、これらの HCB インベントリ調査が重要となる。

<大阪湾西宮沖>

大阪湾の底質 HCB 濃度トレンド測定結果を Fig. 3.1-8 (b)に示した。HCB 濃度には二つのピークが見られ、推定年代 1960 年頃の方が推定年代 1990 年頃よりも高い。前者のピークに関しては濃度増加が底質深層（推定年代 1900 年-1930 年頃）より見られる。表層では HCB 濃度が減少傾向にある。

Fig. 3.1-7 と Fig. 3.1-8 (b)の比較から、1970 年頃に観察される濃度ピークは PCP に由来し、1990 年頃のピークは塩素系溶媒製造に由来すると推察される。1990 年代を通じての底質濃度低下は塩素系溶媒あるいは PCNB・TCTP 由来のトレンドと一致することから、1970 年代以降の底質への負荷は塩素系溶媒製造由来と PCNB・TCTP 由来との複合であると見ることもできる。

Fig. 3.1-9(b)に、大阪湾底質の HCB トレンドと似た傾向を持つ推定結果を示した。発生源パターンはテトラクロロエチレン蒸留残渣の寄与が多いケース 1 で、底質内部での半減期は 20 年である。Fig. 3.1-9(b)は大阪湾底質実測トレンドのいくつかの特徴（2つのピークが存在、1960 年代のピークが 1990 年代のピークより高濃度、表層で HCB 濃度が減少）を再現している。しかし、Fig. 3.1-9(b)は 1900 年頃からはじまる実測濃度の増加を説明できない。山崎ら³⁸⁾は、本研究で用いたのと同じ大阪湾底質試料において各種重金属（鉛、水銀、Cs137）の濃度増加が予期されるよりも深い層（Pb210 法による推定年代 1900 年）で観察されたと報告しており、その原因として表層底質での混合層の存在による下方への搬送の可能性を指摘している。底質内での移動機構の詳細はまだ検討を要するが、今回測定したコアにおいて何らかの移動が生じていたと考えて良いだろう。このため、大阪湾底質の HCB 汚染由来の推定は、琵琶湖のそれと比べて不確かであり、前述の推定が事実と異なっている可能性もある。Fig. 3.1-8(b)で OCDD 濃度ピークが HCB 濃度ピークよりも早く（深層に）現れていることは、HCB 濃度ピークが PCP のみに由来せず、その他の汚染源の影響も受けている可能性を示唆する。今後、汚染履歴のよく知られた他の物質の底質内鉛直濃度分布との比較や底質内移動のモデル化などにより、より詳細な検討を行うこととしたい。

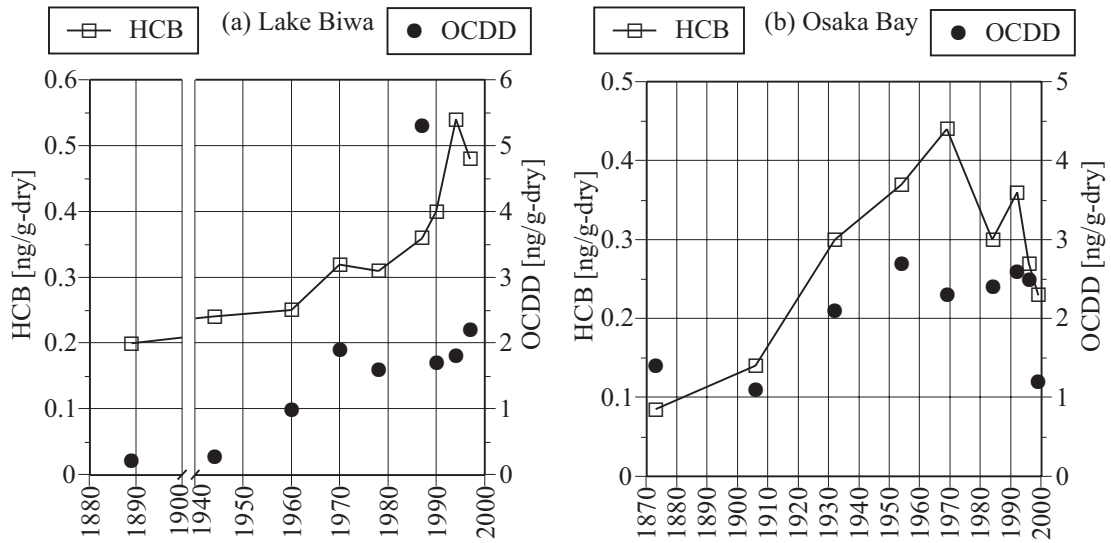


Fig. 3.1-8: HCB and OCDD concentrations in the sediment cores of (a) Lake Biwa and (b) Osaka Bay

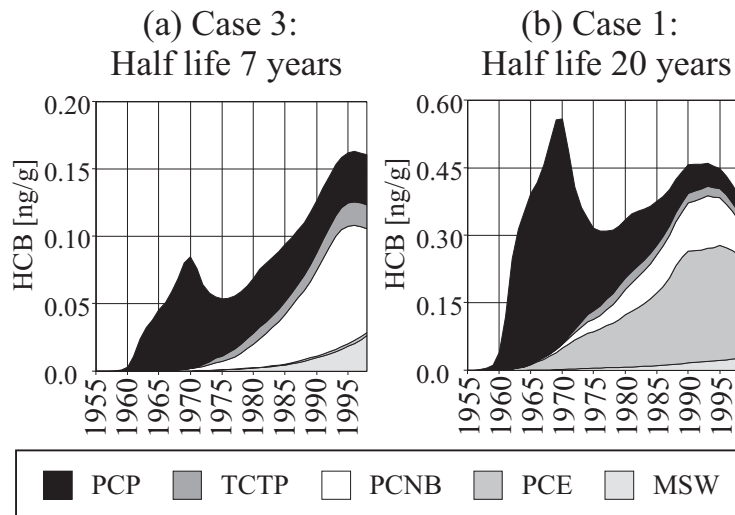


Fig. 3.1-9: Simulated trend of HCB concentration in sediment cores for (a) case 3 and (b) case 1

PCP Air/Water/Soil = 0/2/98 PCNB Air/Water/Soil = 0/1/99
 TCTP Air/Water/Soil = 0/1/99 PCE Air/Water/Soil = 90/0/1 MSW Air/Water/Soil = 90/0/10

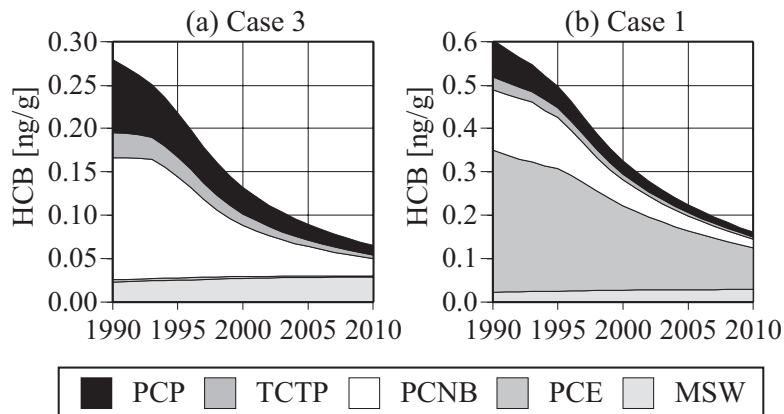


Fig. 3.1-10: Simulated trends of HCB concentration in sediment surface for (a) case 3 and (b) case 1

3.1.3.6. 底質中の HCB 濃度の現状と今後

HCB 排出が近年のトレンドのまま推移した場合の底質表層濃度の 2010 年までの将来予測結果を Fig. 3.1-10(a)(b) に示した。Fig. 3.1-9 は底質内部での分解を考慮した底質コア濃度の推定値だが、Fig. 3.1-10 は各年代における底質表層濃度の推定値である。底質濃度の減少が続くと推定された。

本推計は、以下のような不確実な要因を持つ。

- 1) 環境運命予測モデルのパラメータ設定
- 2) 底質堆積後の HCB の移動や分解
- 3) 各発生源からの HCB 排出先環境媒体別比率
- 4) 各発生源からの HCB 排出原単位
- 5) 本推計で対象外とした発生源からの HCB 排出

これらのうち、2) は底質コアに見られる過去の汚染に主に関連するが、底質表層濃度の将来予測にはあまり影響しない。底質コアを用いた汚染履歴解析一般を行う上で注意を要する点と言える。

今後の汚染の制御や予測においては、1) 3) 4) 5) が重要である。農地中 HCB 濃度の測定などにより、農地からの HCB 流出を把握することは、農薬中 HCB 含有率および環境運命予測の不確実性を補い、将来推定をより確かなものとする。都市ごみ焼却や有機系塩素溶媒製造からの HCB 廃棄物処理の管理を徹底すること、本研究で対象とした 3 類型以外の HCB 発生源の把握に努めることは、環境負荷の削減をさらに進める上で重要である。

3.1.4. 本節のまとめ

本節では、POPs 条約の対象物質となっている HCB を対象に、汚染源についての知見を得ることを主な目的として、1955 年～2010 年の HCB 排出インベントリ推定・予測と環境動態モデルによる運命予測を組み合わせ、底質濃度推移を推定し、これと底質コアトレンド実測値を比較した。

HCB 排出量の推定は、主要な発生源に対して原単位を設定し、これに活動量を乗じるという手法により行った。HCB 発生源は、農薬 (PCP, PCNB, TCTP) 不純物、塩素系溶媒 (テトラクロロエチレン) 蒸留残渣焼却、都市ごみ焼却を対象とした。排出原単位の不確実性が高いと考えられることから、各発生源について高位・低位を設定し、計 8 ケースの排出シナリオを設定した。各発生源からの環境進入経路は、その特性に応じ、大気・水系・土壌の比率を設定した。各発生源から底質への移動は、第 2 章 2 節で作成した環境動態モデルを用いて推計した。また、底質堆積後の HCB の分解 (脱塩素化) を考慮するため、半減期を 7 年、20 年、無限 (分解なし) として、底質コア中濃度を推定した。底質コアトレンド実測値としては、琵琶湖底質コアと大阪湾底質コアとを用いた。

HCB の主要な発生源は、1960 年代においては PCP 不純物、1970 年代から 1990 年頃にかけては、農薬不純物あるいは塩素系溶媒の蒸留残渣焼却と推定された。1990 年代以降は PCNB, TCTP や塩素系溶媒の生産が減少あるいは停止しており、都市ごみ焼却からの寄与が相対的に高まっていると推定された。琵琶湖の底質コアトレンド実測値では、1960 年代から 1990 年代半ばにかけて上昇傾向が見られ、最表層でわずかに濃度が減少していた。大阪湾底質コアトレンド実測値では、1960 年頃と 1990 年頃の 2 つのピークが見られ、前者のピークが後者のピークよりも高かった。琵琶湖と大阪湾の底質トレンドの違いは、発生源と流入経路の違いを反映したものと推定された。HCB 排出量推定値はいずれのケースにおいても遅くとも 1990 年頃から減少と推定されたが、琵琶湖の HCB 底質コアトレンド実測値での減少傾向はこれよりもやや遅い年代に観察された。この差違は、土壌排出から底質到達までの数年の時間遅れ、ならびに、底質内部での HCB の分解 (脱塩素化) を考慮することにより、部分的に説明できた。

本研究で対象としていない未知発生源の可能性もあるため、各発生源の寄与を特定するには至らなかったが、本研究は、国内初 (当時) の HCB 排出インベントリを提示した。また、排出量推定値と底質コアトレンドとを直接比較する場合に比べ、環境動態モデルの導入が有用な情報を提供することを確認した。

第3章 1節の参考文献

- 1) 中杉修身 (1998): PRTR と POPs, *廃棄物学会誌*, **9**, 263-272
- 2) 酒井伸一, 出口晋吾, 浦野真弥, 高月紘, 恵和子 (1999): 琵琶湖および大阪湾底質中のダイオキシン類に関する歴史トレンド解析, *環境化学*, **9**, 379-390
- 3) 佐々木一敏, 小澤秀明, 川村實, 掛川英男, 清水重徳 (1997): 諏訪湖底質中における有機塩素化合物の動態, *用水と排水*, **39**, 136-140
- 4) 益永茂樹, 漆川芳國, 米澤義堯 (1989): 海底堆積物中のクロロベンゼン類およびクロロアニソール類の分析, *公害資源研究所彙報*, **18(2)**, 29-38
- 5) Wania, F. and Mackay, D. (1995): A global distribution model for persistent organic chemicals, *The Science of the Total Environment*, **160/161**, 211-232
- 6) 鈴木規之, 土佐光司, 安田正志, 中西準子 (2000): 非定常環境動態モデルを用いた底質コアサンプル中ダイオキシン類の時系列解析に関する考察, 第9回環境化学討論会講演要旨集, pp446-447
- 7) Bailey, R.E. (2001): Global hexachlorobenzene emissions, *Chemosphere*, **43**, 167-182
- 8) 農林水産省農蚕園芸局植物防疫課: 「農薬要覧」, 日本植物防疫協会, 東京 (各年版)
- 9) 斉藤公和, 柘植茂晃, 渡辺信, 目崎岳郎 (1976): 農薬中の不純物 HCB の定量, *農薬検査所報告*, **16**, 58-59
- 10) 西村隆信, 柘植茂晃, 阪本剛, 鈴木重夫, 川原哲城 (1980): 土壤殺菌剤 PCNB とその農薬製剤不純物 HCB の土壌および作物における残留, *農薬検査所報告*, **20**, 38-45
- 11) 安藤満, 平野靖史郎, 伊藤裕康 (1984): ヘキサクロルベンゼン(HCB)の母胎から新生児への経胎盤・経母乳移行, *国立公害研究所研究報告*, **67**, 347-360
- 12) Wapensky, L.A. (1969): Pesticide formulations, *Journal of the AOAC*, **52**, 1284-1292
- 13) Schwetz, B.A., Quast, I.F., Keeler, P.A., Humiston, C.G. and Kociba, R.J. (1978): Results of two-year toxicity and reproduction studies on pentachlorophenol in rats. pp301-309, "Pentachlorophenol: chemistry, pharmacology, and environmental toxicology" Edited by Rao, K.R., Plenum Press, New York, London
- 14) Burns, J.E., Miller, F.M., Gomes, E.D. and Albert, R.A. (1974): Hexachlorobenzene exposure from contaminated DCPA in vegetable sprays, *Archives of Environmental Health*, **29**, 192-194
- 15) Mumma, C.F. and Lawless, E.W. (1975): Survey of industrial Processing Data. Task I - Hexachlorobenzene and Hexachlorobutadiene Pollution for Chlorocarbon Processes (EPA 56013-75-004), Washington D.C., US EPA
- 16) Sittig, M. ed. (1980): "Pesticide Manufacturing and Toxic Materials Control Encyclopedia", Park Ridge, NJ, Noyes Data Corporation
- 17) US EPA (1982): Pentachloronitrobenzene (PCNB) notice of determination concluding the rebuttable presumption against registration. Federal Register, 47(82), 18177-18179
- 18) Tobin, P.: Known and potential sources of hexachlorobenzene. pp.3-11, "Hexachlorobenzene" Edited by Morris, C.R. and Cabral, J.R.P., IARC scientific publications no.77 (1986)
- 19) Benazon, N. (1999): Hexachlorobenzene emissions/releases inventory for Ontario 1988, 1998 and 2000, Draft Report for Environment Canada
- 20) Jacoff, F.S., Scarberry, R. and Rosa, D. (1986): Source assessment of hexachlorobenzene from the organic chemical manufacturing industry. pp.31-37, "Hexachlorobenzene" Edited by Morris, C.R. and Cabral, J.R.P., IARC scientific publications no.77
- 21) IARC (1979): Hexachlorobenzene. pp.155-178, "IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans Volume 20"
- 22) Quinlivan, S., Ghassemi, M. and Santy, M. (1975): Survey of methods used to control wastes containing hexachlorobenzene (EPA 530/SW-120c), Washington D.C., US EPA
- 23) 通商産業大臣官房調査統計部: 「化学工業統計年報」, 通商産業出版会, 東京 (各年版)

- 24) 形見武男, 高原康光, 角田寛, 加藤邦夫, 早川友邦 (1988): 大気中有機塩素化合物の挙動に関する研究 (第2報), *岐阜公害研究所年報*, **17**, 28-31
- 25) 小松正幹, 蒲敏幸, 余座敏和, 松野喜六 (1991): ごみ焼却施設における有機塩素化合物の排出実態, *京都府衛公研年報*, **36**, 63-70
- 26) 小松正幹, 蒲敏幸, 余座敏和, 矢野治彌 (1992): ごみ焼却施設における有機塩素化合物の排出実態(II), *京都府衛公研年報*, **37**, 33-38
- 27) 花井義道, 玉坤, 大塚真志, 加藤龍夫 (1992): 都市ごみ焼却施設における塩素化ベンゼン類の自動測定, *横浜国立大学環境研紀要*, **18**, 1-8
- 28) 田中勝, 中野正博, 井上雄三, 大迫政浩, 山田正人, 渡辺征夫 (1996): ごみ焼却施設から排出される有害物質の管理手法に関する研究, 総合研究プロジェクト別環境保全成果集, 8.1-8.31
- 29) 田中勝, 松澤裕, 井上雄三, 大迫政浩, 渡辺征夫 (1996): ごみ焼却施設から排出される有害物質の管理手法に関する研究, 総合研究プロジェクト別環境保全研究成果集, 10.1-10.27
- 30) Oberg, T. and Bergstrom, J.G.T. (1985): Hexachlorobenzene as an indicator of dioxin production from combustion, *Chemosphere*, **14**, 1081-1086
- 31) 厚生省水道環境部環境整備課: 「日本の廃棄物」, (社)全国都市清掃会議, 東京 (各年版)
- 32) Mackay, D. (1991): "Multimedia Environmental Models: The fugacity approach", Lewis Publishers, Michigan
- 33) Mackay, D., Shiu, W.Y. and Ma, K.C. (1992): "Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals - Volume I", Lewis Publishers, Chelsea, Michigan
- 34) 益永茂樹, 米澤義堯, 漆川芳國, 福井学 (1994): 沿岸海域における溶存態と懸濁態への化学物質の分配, *環境化学*, **4**, 619-629
- 35) 森田昌敏, 西沢恒幸, 三村秀一 (1975): ヘキサクロルベンゼンによる環境汚染, *東京衛研年報*, **26-1**, 333-335
- 36) 酒井伸一 (2001): 残留性有機汚染物質の底質中歴史トレンド, 厚生科学研究補助金 (生活安全総合研究事業) 研究成果報告書 H12-生活-019 「非制御燃焼過程におけるダイオキシン類等の残留性有機汚染物質の生成と挙動」, 98-119
- 37) 益永茂樹, 中西準子 (1999): 日本の農薬中のダイオキシン類, 第8回環境化学討論会講演要旨集, pp.212-213
- 38) 山崎秀夫, 村瀬量子, 前田真希, 長谷川俊樹, 白崎俊浩 (2001): 大阪湾堆積物の重金属汚染とその歴史トレンド, 第10回環境化学討論会講演要旨集, pp.248-249

3.2. PCB 処理促進によるリスク削減効果の検討

3.2.1. はじめに

3.2.1.1. 本節の位置づけ

本節では、化学物質への曝露評価を必要とする事例研究として、PCB 廃棄物の保管継続・処理促進に対するリスク比較を行った。本節のケーススタディと本研究のフレームワークとの関係を Fig. 3.2-1 に示した。

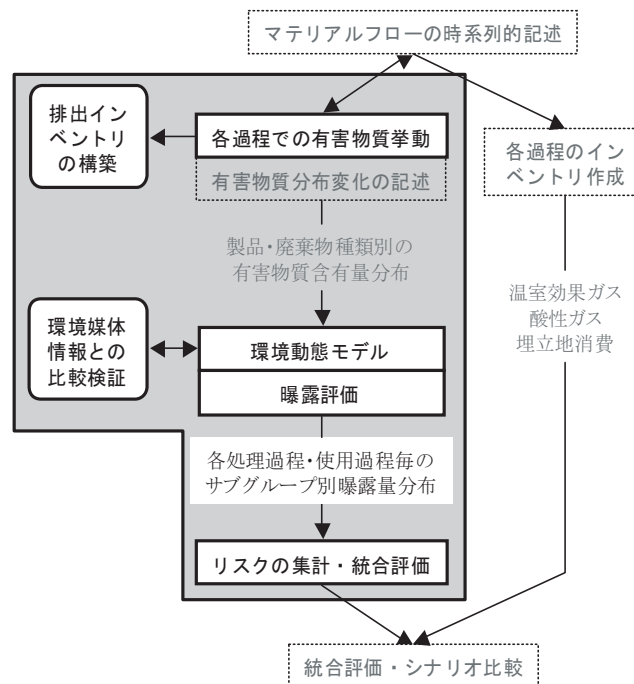


Fig. 3.2-1: 本ケーススタディ（PCB 処理促進と保管継続のリスク比較）と統合評価フレームワークとの関係

3.2.1.2. PCB 廃棄物に関する背景と本ケーススタディの目的

ポリ塩化ビフェニル（PCB）は、その優れた絶縁性や耐熱性などの特性により、トランス油など閉鎖系用途から感圧紙など開放系用途まで幅広く使用されていた。しかし、1968 年のカネミ油症事件などを契機として、その毒性・生物蓄積性・難分解性が問題となり、1970 年から 1972 年にかけて PCB の回収・開放系用途での使用中止・PCB 使用機器の生産輸入の禁止などが指示され、さらに 1974 年には化学物質審査規制法の特定化学物質（第一種特定化学物質）に指定され、PCB の製造および輸入が原則禁止された。しかし、既に製造された PCB および PCB 含有製品については、処理施設の設置が進まなかったこともあり、そのほとんどが事業所等で保管されることとなった。30 年と長期にわたる PCB 廃棄物の保管継続に伴い、PCB の紛失・漏出・事故等による環境汚染が懸念されている。実際、1993 年に公表された厚生省の調査結果によると、高圧トランス・コンデンサの 7%が、感圧複写紙重量の 4%が、不明・紛失とされている¹⁾。日本人のダイオキシン類摂取量のうち約 1/2 は魚介類に含まれるコプラナー PCB（ダイオキシン様 PCB として毒性等価係数が定められている PCB 異性体群を指し、Co-PCB と以下表記する）によるものである²⁾。過去の環境進入 PCB の再循環や焼却炉等での非意図的生成とともに、保管継続に伴う PCB の環境放出が、その由来の一部となっている可能性がある。また、PCB は長距離移動性を有するため、その汚染は国内にとどまるものではなく、残留性有機汚染物質（POPs）条約の対象となっている。POPs 条約では 2028 年までの POPs の処理終了を義務づけている。

このような状況を受け、PCB 廃棄物の適正処理の推進を目指して、「ポリ塩化ビフェニル廃棄物の適正な処理の推進に関する特別措置法」が 2001 年に制定された。同法では、PCB 廃棄物を所有する事業者に対し、保管状況の届け出および一定期間内（2016 年まで）の適正処分を義務づけている。これまでに電力会社等での自社処理の実施や、環境事業団が関与しての処理施設の設置検討などが行われており³⁾、PCB 廃棄物の処理は新たな局面を迎えている。

ここで、PCB 廃棄物の処理促進と PCB 廃棄物の保管継続とがもたらす影響を考察し、お互いのシナリオに対する留意点を認識しておくことは重要である。この両シナリオを比較する際には、以下の 3 点を考慮する必要がある。その 3 点とは、1) 次世代へのつけ回しの回避、2) 現世代が負担するリスク総量の削減、3) 処理施設周辺等のハイリスクグループの保護、である。

1) は、保管継続による環境面及び金銭面でのコストが将来世代にシフトされることを問題視するという見方である。これまでに保管継続によって環境放出された PCB は、潜在的 PCB 放出量（＝PCB 保有量）の一部であり、PCB の放出が将来にわたって継続する場合、PCB 放出総量の多くは将来世代が負担することになると考えられる。また、仮に放出を抑制する厳重な管理が可能であるとしても、保管に要する人件費や保管施設補修費等を半永久的に負担し続けることが必要となり、その費用は将来世代に負荷される。一方、期限をきって PCB 処理を行えば、環境中での残留性に伴う部分は別として次世代へのつけ回しを回避することが出来る。この視点からの処理の必要性は自明といえる。

2) は、現世代が負担するリスク総量を問題とする。高分解率で PCB の適正処理を行えば、PCB 放出量を保管継続時よりも低くすることが可能であり、現世代の負担としても処理促進によって PCB リスクの総量を削減することは可能と考えられる。PCB 混入機器等処理推進調査検討委員会¹⁾では、PCB の処理促進時と保管継続時とについて、環境中への PCB 放出量を試算しており、処理促進時の PCB 放出量推定値が 0.1–4.1 kg/yr であるのに対し、保管継続時は 14–140 ton/yr と推定した。これは、2) の視点からの処理促進の妥当性を支持する。ただし、保管継続時の PCB 放出量の推定における不確実性が高いこと、環境への放出量のみでの比較であり環境への進入形態の違いによる環境挙動や曝露経路の差違によるヒトへの摂取が考慮されていないこと、の 2 点において解析上の改善の余地がある。

3) は、現世代内でのリスク負担の分布や公平性を問題とする。2) の視点から曝露総量が削減されることが確認されたとしても、一部地域へのリスクの集中が一定の地域のヒトの耐用摂取量を超過するようであれば、その施策は好ましいとは言えない。PCB の処理完了基準（PCB 卒業判定基準）の設定（1998 年 8 月）においては、仮に処理済油が漏出した場合であっても PCB の各種環境基準を数オーダー下回ることが試算されており、処理施設周辺での影響に対する配慮もなされていると言える。ダイオキシン類として見た PCB の評価もなされているが、当時まだダイオキシン類の環境基準（1999 年 12 月告示）は設定されておらず、評価は部分的なものとなっている。また、PCB 処理実施に伴う処理施設周辺でのリスクの変化や、処理施設周辺とその他の地域との間でのリスクの分布などの検討は行われていない。

そこで、本研究では、PCB 廃棄物の処理促進と PCB 廃棄物の保管継続とのリスク比較を以下の 4 点に留意して行った。1) 保管継続時の PCB 放出量推定値の不確実性を減らすため、放出量推定値に対応する大気及び水質濃度推定値をモニタリングデータと比較した。2) 環境進入形態の違いによる環境挙動・曝露経路の差違を考慮するため、放出量ではなく、摂取量基準での比較とした。3) 処理施設周辺とその他の地域とを区別したモデル化を行い、摂取量の地理的分布を検討可能とした。4) Co-PCB を対象とし、ダイオキシン類として PCB を評価した。

3.2.2. 評価方法

3.2.2.1. 評価目的の設定

PCB 摂取量を指標として、PCB 廃棄物の保管を継続した場合と PCB 廃棄物の処理を促進した場合とのリスクを比較することを目的とした。対象とする化学物質としては Co-PCB を選んだ。対象とするリスクの種類は、ヒトの健康への影響とし、曝露集団は「処理施設周辺居住者（施設周辺, Local）」「日本国内居住者（日本国内, Japan）」「日本を除く北半球の居住者（北半球, Global）」とした。曝露集団をこのように分割した理由は以下による。1) 日本国内で保管されている PCB を扱うため「日本国内」を設定、2) 処理促進時において処理施設周辺のリスクが注目されるため「処理施設周辺」を設定、3) PCB の POPs としての特性（特に長距離移動性）を考慮し「北半球」を設定。評価対象とする期間は、現在(2002年)から10年間とした。処理施設稼働までの時間を考慮して、PCB 特措法での期限である15年間よりも短くした。

3.2.2.2. シナリオの設定

シナリオ設定にあたっては、PCB 製品および PCB 廃棄物からの PCB 放出量を可能な限り正確に見積もることが重要である。PCB 放出量の推定例としては、PCB 混入機器等処理推進調査検討委員会による推定¹⁾、US EPA による推定⁴⁾、Breivik らによる推定⁵⁾などがある。本研究では、日本における PCB 管理の状況を最も良く反映したとみられる文献¹⁾を PCB 放出量の推定の基礎とした。また、放出される PCB の異性体分布は KC-MIX (KC-300, 400, 500, 600 の等量混合物) の異性体分布⁶⁾と等しいと仮定した。以下に、保管継続および処理促進の両シナリオの概要を示す (Table 3.2-1)。

<PCB 保管継続シナリオ> 現在保管中の PCB 廃棄物および使用中の PCB 製品に対して処理を実施せず、保管または使用を継続する。保管または使用中の PCB 廃棄物/製品から、漏出・紛失等により、PCB が環境中へ放出される。紛失等に伴う PCB 放出の地理的分布は、日本国内で均一であると仮定した。放出先の環境媒体（環境中への進入経路）については不明であるため、放出量の全量が大气・水系・土壌のいずれかに排出されたと仮定し、各ケースについて試算を行った。また、PCB 放出量の推定については不確実性が高いと考えられるため、高位ケースと低位ケースの2種を設定した。すなわち、放出先3種×排出量2種＝6種の組み合わせについて試算した。

<PCB 処理促進シナリオ> 現在保管中の PCB 廃棄物および使用中の PCB 製品を10年間で処理完了する。処理に伴う排出は、処理施設周辺でのみ生じるとした。処理施設1カ所あたりの処理量は、考え得る最大値として、国内 PCB 保有推定量 (40,199 ton) の全量とした。PCB 放出量および放出先については、文献¹⁾で扱われていた3ケースの想定値を用いた。

Table 3.2-1: Description of the scenarios

Scenario name	Storage of PCB waste						Destruction of PCB waste within 10 years		
	Storage: High			Storage: Low			Method A	Method B	Method C
Sub-scenario name	Air	Water	Soil	Air	Water	Soil			
PCB emission	140 ton/yr (3,000 g-TEQ/yr)			14 ton/yr (300 g-TEQ/yr)			4.1 kg/yr (87 mg-TEQ/yr)	0.4 kg/yr (8.4 mg-TEQ/yr)	0.1 kg/yr (2.0 mg-TEQ/yr)
Location where the emission occurs	Ubiquitous (Japan)			Ubiquitous (Japan)			Local (Destruction plant)	Local (Destruction plant)	Local (Destruction plant)
Environmental media that receives the emission	Air	Water	Soil	Air	Water	Soil	Air 4.02 kg/yr Water 0.0543 kg/yr	Air 0.0281 kg/yr Water 0.362 kg/yr	Air 0.0402 kg/yr Water 0.0543 kg/yr

3.2.2.3. PCB 放出後の環境動態のモデル化

PCB の環境中への放出量からヒトへの曝露量を算出するため、環境動態のモデル化を行った。モデルの詳細は、第 2 章 2 節で述べた通りである。Table 3.2-2 にモデルで用いた各 PCB 異性体に固有なパラメータを、Table 3.2-3 に各地理スケールの概要を示した。以下、概要を述べる。モデルでは、まず環境への放出量から環境中の濃度を算出し、次に環境中濃度から食品中濃度を算出し PCB 摂取量を求める。環境中濃度の推定には、多媒体環境運命予測モデル⁷⁾を用いた。モデルの定式化方法は SimpleBox 2.0⁸⁾と同様である。「施設周辺」「日本国内」「北半球」の各地理スケールにおける曝露量を算出するため、モデルの地理構成は 3 段の入れ子型構造とした。「施設周辺」の広さは 10km 四方とし、地理条件は日本全体をそのまま縮小したものとした。環境中濃度からヒトへの曝露量を推定するにあたって、Fig. 3.2-2 に示した曝露経路を考慮した。飲料水中の PCB 濃度は、施設周辺および日本国内では淡水中の溶存態濃度に等しく、北半球では土壤間隙水中濃度に等しいとした。家畜による土壤摂取量（乾重）は、牧草摂取量（乾重）の 1% と設定した。地理スケール毎の曝露総量は、各地理スケール内で生産される農畜産物に含まれる PCB を摂取した量に等しいと仮定した。つまり、食品の国内流通や輸出入に伴う PCB 摂取量の希薄化が生じないと仮定した。

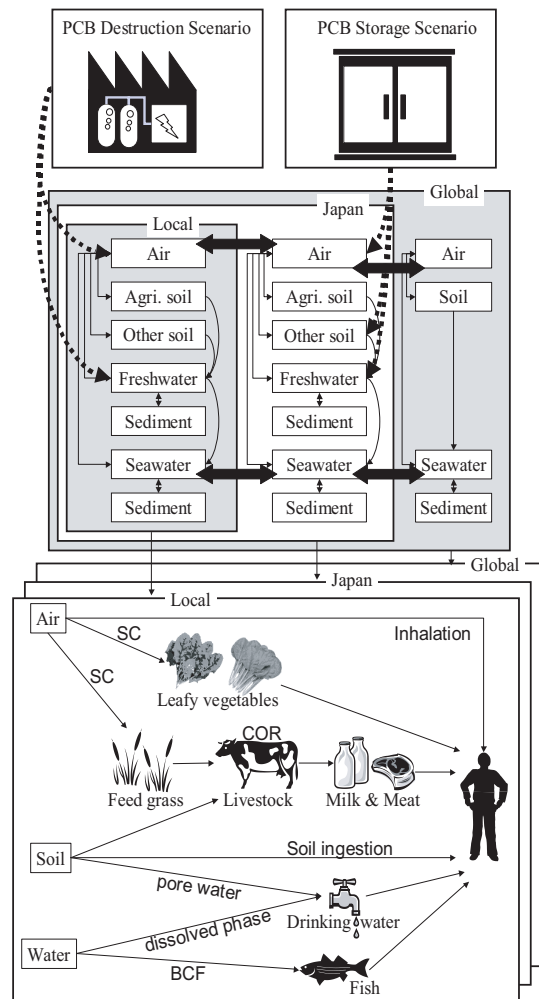


Fig. 3.2-2: Environmental fate and human exposure model in this study.

Table 3.2-2: Physico-chemical properties of Co-PCBs

IUPAC No.	VpLiquid Pa	Henry Pa.m ³ /mol	log Kow	log Koc	Degradation half-life [hour]				SC m ³ /g-dry	COR	BCF _{fish} L/kg-wet	TEF
					air	water	soil	sediment				
77	1.45E-03	10.4	6.14	5.63	350	3,500	87,600	87,600	21	0.012	10,000	0.0001
81	1.82E-03	14.5	6.14	5.59	350	3,500	87,600	87,600	21	0.10	15,000	0.0001
126	2.86E-04	8.3	6.60	5.95	520	5,200	87,600	87,600	39	0.35	18,000	0.1
169	4.24E-05	6.6	7.06	6.23	760	7,600	87,600	87,600	71	0.31	12,000	0.01
105	6.77E-04	10.1	6.39	5.83	680	6,800	87,600	87,600	29	0.40	43,000	0.0001
114	1.15E-03	14.5	6.39	5.77	530	5,300	87,600	87,600	17	0.80	41,000	0.0005
118	1.04E-03	12.7	6.46	5.73	420	4,200	87,600	87,600	24	0.80	54,000	0.0001
123	9.95E-04	17.6	6.46	5.73	420	4,200	87,600	87,600	21	0.20	37,000	0.0001
156	1.60E-04	9.0	6.84	6.10	1,100	11,000	87,600	87,600	49	0.80	55,000	0.0005
157	1.27E-04	8.6	6.84	6.12	950	9,500	87,600	87,600	58	0.40	43,000	0.0005
167	2.39E-04	11.1	6.92	6.02	950	9,500	87,600	87,600	45	0.80	57,000	0.00001
189	3.30E-05	6.7	7.30	6.37	1,600	16,000	87,600	87,600	88	0.80	21,000	0.0001

VpLiquid: Liquid phase vapor pressure. Source: Foreman (1985) [25]. For PCB#169, Hawker (1989) [26].

Henry: Henry's law constant. Source: Dunnivant (1992) [27] **log Kow, log Koc:** Source: Hansen (1999) [28] **Degradation half-life in air, soil and sediment.:** The half-lives in air are calculated from gas phase OH radical reaction constant by Atkinson (1997) [29] and OH radical concentration by Prinn (2001) [30]. The half-lives in water are assumed to be 10 times longer than those in air. Half-lives of 10 years are assumed for soil and sediment.

SC: Scavenging coefficient of grass defined as PCB concentration in grass [ng/g-dry] divided by PCB concentration in air [ng/m³]. SCs are calculated from field measurements by Thomas (1998) [31]. For PCB congeners that are not measured by [31], SCs are estimated by regression with Koa at 10°C [32].

COR: Carry over rate for cow's milk defined as PCB flux through milk divided by PCB flux from feed. For PCB #77, #126 and #169, CORs by Slob (1995) [33] are used. For the other congeners, CORs are estimated from PCB concentrations in fat and feed by Thomas (1999) [34].

BCF: Bio-concentration factors for fish. BCFs are calculated from monitoring data in Japan [9].

TEF: Toxicity equivalent factors for mammals proposed by WHO (1998) [35].

Table 3.2-3: Model parameters related to geographical scales.

Parameter	Unit	Local	Japan	Global ^{a)}
Population	person	1.67E+04	1.26E+08	5.08E+09
Area	km ²	1.00E+02	7.56E+05	2.54E+08
Seawater		50.0%	50.0%	60.7%
Freshwater		1.8%	1.8%	-
Agricultural soil		6.6%	6.6%	-
Other soil		41.6%	41.6%	39.3%
Depth				
Air height	m	500	500	500
Sea depth	m	200	200	200
Freshwater depth	m	6	6	-
Agricultural soil depth	m	0.2	0.2	-
Other soil depth	m	0.05	0.05	0.05
Sediment depth	m	0.03	0.03	0.03
Transportation				
Rain rate	m/yr	1.6	1.6	0.94
Particle scavenging rate	-	40,000	40,000	40,000
Dry gas deposition rate	m/hr	5	5	5
Run-off rate ^{b)}	-	25%	25%	25%
Solids in run-off water	mg/L	200	200	200
Solid production in seawater ^{c)}	kg/(m ² .yr)	0.001	0.001	0.001
Solid production in freshwater ^{c)}	kg/(m ² .yr)	0.01	0.01	-
Air exchange	m ³ /hr		6.1E+10 ^{h)}	5.3E+12 ⁱ⁾
Seawater exchange	m ³ /sec		3.3E+05 ^{j)}	2.0E+07 ^{k)}
Food production				
Feed grass ^{d)}	ton-dry/yr	5.8E+02	4.4E+06	4.6E+08
Soil ingestion by cows ^{e)}	ton-dry/yr	5.8E+00	4.4E+04	4.6E+06
Leafy vegetable ^{f)}	ton-dry/yr	5.8E+00	4.4E+04	1.9E+06
Fish (seawater) ^{g)}	ton-wet/yr	3.9E+02	2.9E+06	3.4E+07
Fish (freshwater) ^{g)}	ton-wet/yr	9.5E+00	7.2E+04	-
Intake				
Inhalation	m ³ /person/day	15	15	22
Drinking water	L/person/day	2	2	2
Soil ingestion	mg/person/day	25	25	25

a) Northern hemisphere excluding Japan.

b) Fraction of rain that runs off the soil surface.

c) Biogenic production of solids.

d) Feed grass production in Japan is taken from MAFF Japan [15]. 85% water content in grass is assumed. Grass production in northern hemisphere is estimated from milk and meat production data in [19]. Feed rate of 8.1 kg-dry/day/cow, milk production of 0.6 kg-fat/day and milk fat content of 3.5% are assumed.

e) Amount of soils ingested cows is assumed to be 1% of feed grass.

f) Sum of lettuce, spinach, komatsuna, shungiku, bok choy (chingensai), cauliflower, asparagus and artichoke. Only the edible portion is counted. Production statistics are taken from FAOSTAT [19] and MAFF Japan [20, 21]. Edible portion is estimated by food balance sheet of Japan [22].

g) Only the edible portion [22] is counted. Production statistics are taken from FAOSTAT [19] and MAFF, Japan [23]. Fish cultivation in seawater and inshore/offshore fisheries is counted as fish (seawater) production in Japan. Pelagic fishery is excluded from fish production in Japan.

h) Air exchange between Japan and local scale. Wind speed = 3.0 m/sec

i) Air exchange between Japan and global scale. Wind speed = 3.0 m/sec

j) Seawater exchange between Japan and local scale. Water speed = 0.5 knot (=0.257 m/sec)

k) Seawater exchange between Japan and global scale. Estimated by the following equation.

$$\text{Seawater exchange} = \text{Kuroshio flow (50x10}^6 \text{ m}^3\text{/sec)[24]} \times \text{Model_Sea_depth (200m)} / \text{Kuroshio_depth (500m)}$$

3.2.3. 結果と考察

3.2.3.1. PCB 放出後の環境挙動の推定結果

環境動態モデルによる摂取比率推定結果を Table 3.2-4 に示した。摂取比率とは環境に放出された化学物質のうち、ヒトによって摂取される比率を示す概念であり、1 個人による摂取の場合 (individual exposure) と全人口による摂取の場合 (total exposure) とについて、地域別に示した。たとえば、大気に放出された PCB#126 のうち全人口によって摂取される比率は、 1.1×10^{-3} (0.11%)であることを示している。大気への排出に比べ、水系や土壌への排出では、局地的な影響の比率が相対的に高いと推定された。

Table 3.2-4: Intake fractions for PCB emission to air, water and soil.

Emission to	IUPAC No.	Individual exposure			Total exposure (ind. exp. x population)			
		Local	Japan	Global	Local	Japan	Global	Total
Air	77	4.4E-11	3.3E-13	2.1E-15	7.3E-07	4.2E-05	1.1E-05	5.3E-05
	81	1.6E-10	1.2E-12	1.2E-14	2.7E-06	1.5E-04	6.0E-05	2.1E-04
	126	9.3E-10	6.1E-12	6.4E-14	1.5E-05	7.7E-04	3.3E-04	1.1E-03
	169	1.5E-09	8.5E-12	7.7E-14	2.5E-05	1.1E-03	3.9E-04	1.5E-03
	105	7.9E-10	5.6E-12	6.4E-14	1.3E-05	7.0E-04	3.3E-04	1.0E-03
	114	9.1E-10	6.4E-12	7.8E-14	1.5E-05	8.1E-04	4.0E-04	1.2E-03
	118	1.3E-09	8.8E-12	1.0E-13	2.1E-05	1.1E-03	5.1E-04	1.6E-03
	123	3.0E-10	2.2E-12	2.4E-14	5.1E-06	2.8E-04	1.2E-04	4.1E-04
	156	2.6E-09	1.7E-11	2.0E-13	4.3E-05	2.1E-03	1.0E-03	3.2E-03
	157	1.6E-09	1.0E-11	1.1E-13	2.6E-05	1.3E-03	5.6E-04	1.9E-03
	167	2.4E-09	1.6E-11	1.9E-13	4.0E-05	2.0E-03	9.9E-04	3.1E-03
	189	4.6E-09	2.6E-11	2.5E-13	7.7E-05	3.2E-03	1.3E-03	4.6E-03
	Water	77	1.5E-08	1.6E-13	8.6E-16	2.5E-04	2.0E-05	4.4E-06
81		2.0E-08	5.7E-13	5.5E-15	3.4E-04	7.2E-05	2.8E-05	4.4E-04
126		2.3E-08	1.4E-12	1.5E-14	3.8E-04	1.8E-04	7.5E-05	6.4E-04
169		1.4E-08	1.0E-12	9.7E-15	2.4E-04	1.3E-04	4.9E-05	4.1E-04
105		5.6E-08	1.8E-12	2.0E-14	9.4E-04	2.3E-04	1.0E-04	1.3E-03
114		5.1E-08	2.6E-12	3.1E-14	8.5E-04	3.2E-04	1.6E-04	1.3E-03
118		6.9E-08	3.5E-12	3.8E-14	1.2E-03	4.4E-04	2.0E-04	1.8E-03
123		4.4E-08	1.0E-12	1.1E-14	7.3E-04	1.3E-04	5.4E-05	9.1E-04
156		6.4E-08	3.3E-12	3.9E-14	1.1E-03	4.1E-04	2.0E-04	1.7E-03
157		5.0E-08	1.9E-12	2.0E-14	8.3E-04	2.3E-04	1.0E-04	1.2E-03
167		6.7E-08	4.0E-12	4.9E-14	1.1E-03	5.0E-04	2.5E-04	1.9E-03
189		2.3E-08	2.4E-12	2.5E-14	3.8E-04	3.0E-04	1.3E-04	8.2E-04
Soil		77	4.9E-10	1.0E-14	6.0E-17	8.2E-06	1.3E-06	3.1E-07
	81	6.6E-10	4.6E-14	4.5E-16	1.1E-05	5.7E-06	2.3E-06	1.9E-05
	126	6.5E-10	7.5E-14	7.9E-16	1.1E-05	9.5E-06	4.0E-06	2.4E-05
	169	3.9E-10	4.8E-14	4.4E-16	6.5E-06	6.0E-06	2.2E-06	1.5E-05
	105	1.6E-09	1.0E-13	1.2E-15	2.6E-05	1.3E-05	6.1E-06	4.6E-05
	114	1.5E-09	1.8E-13	2.1E-15	2.5E-05	2.2E-05	1.1E-05	5.7E-05
	118	2.0E-09	2.4E-13	2.6E-15	3.4E-05	3.0E-05	1.3E-05	7.7E-05
	123	1.3E-09	7.7E-14	8.3E-16	2.2E-05	9.7E-06	4.2E-06	3.5E-05
	156	1.7E-09	1.6E-13	1.9E-15	2.8E-05	2.1E-05	9.8E-06	5.8E-05
	157	1.3E-09	9.1E-14	9.9E-16	2.2E-05	1.1E-05	5.0E-06	3.8E-05
	167	1.8E-09	2.2E-13	2.6E-15	2.9E-05	2.7E-05	1.3E-05	7.0E-05
	189	6.0E-10	1.1E-13	1.1E-15	9.9E-06	1.4E-05	5.6E-06	2.9E-05

3.2.3.2. モニタリングデータとの比較による PCB 放出量推定値の検証

PCB 保管継続時の PCB 環境放出に伴う大気および水中 PCB 濃度推定値と、日本各地で測定されたモニタリングデータ⁹⁾との比較を Fig. 3.2-3 に示した。以下、排出経路別に検討する。

PCB 紛失量の全量 (140 ton-PCB/yr) が大気へ放出されると仮定した場合の大気中 PCB 濃度推定値 (Fig. 3.2-3 (a) の白丸) は、ほとんどの異性体で実測濃度よりも 1 オーダー程度高く、PCB 紛失量の 1/10~1/100 が大気へ放出されると仮定した場合の大気中 PCB 濃度推定値は、実測濃度とほぼ同程度となった。このときの水中濃度推定値 (Fig.

3.2-3 (d) は、実測濃度よりも低く、他に水系への発生源があると考えれば矛盾しない。なお、Fig. 3.2-3 (a) において PCB#126, #169 の推定大気濃度は、相対的に実測濃度よりも低い傾向にあるが、これは都市ごみ焼却炉排ガスの寄与が大きいためと考えられる¹⁰⁾。以上を踏まえると、PCB 保管継続に伴う PCB の大気への放出量の上限は、14 ton-PCB/yr 程度と推定される。不明・紛失した PCB 廃棄物が大気に放出される経路としては、直接揮散の他、他の廃棄物との誤認による焼却排ガスの放出が考えられる。Breivik ら⁵⁾は、各種の燃焼過程での PCB 排出率（排ガス中 PCB 量/投入ごみ中 PCB 量）を推定しており、野焼きでは全異性体について 0.1（ただし不確実性が高いとしている）、通常のごみ焼却炉では PCB 総量として 0.0073~0.0185、PCB 分解用焼却炉では全異性体について 1×10^{-6} としている。焼却過程における異性体毎の挙動の差違¹¹⁾には留意する必要があるが、不明・紛失量の 1/10~1/100 を大気放出への上限とすることは、各種焼却過程を経る際の排出率からも妥当と考えられる。

PCB 紛失量の全量が水系へ放出されると仮定した場合の水中 PCB 濃度推定値 (Fig. 3.2-3 (e) の白丸) は、実測濃度よりも 1 オーダー以上高く、紛失量の 1/10~1/100 とした場合に実測濃度と同程度となった。水系への PCB 放出を紛失量の 1/10~1/100 とした際の大気中濃度推定値 (Fig. 3.2-3 (b)) は、実測濃度と同程度かやや低くなった。これより、PCB 保管継続に伴う PCB の水系への放出量の上限は、14~1.4 ton-PCB/yr 程度と推定される。

PCB 紛失量の全量が土壌へ放出されると仮定した場合の大気中 PCB 濃度推定値 (Fig. 3.2-3 (c)) は実測濃度を下回る程度、水中 PCB 濃度推定値 (Fig. 3.2-3 (f)) は実測濃度と同程度となった。なお、本モデルは土壌を完全混合層として扱っているが、実際には土壌内での移動性は低いと考えられるため、土壌中推定濃度と実測濃度との比較は省略した。これらの結果より、PCB 保管継続に伴う PCB の土壌への放出量の上限は、140 ton-PCB/yr 程度と推定される。これは、紛失した PCB 廃棄物のほとんどが埋立地に排出されたと考えた場合でも、大気中濃度や水中濃度の実測値と矛盾しないことを意味する。

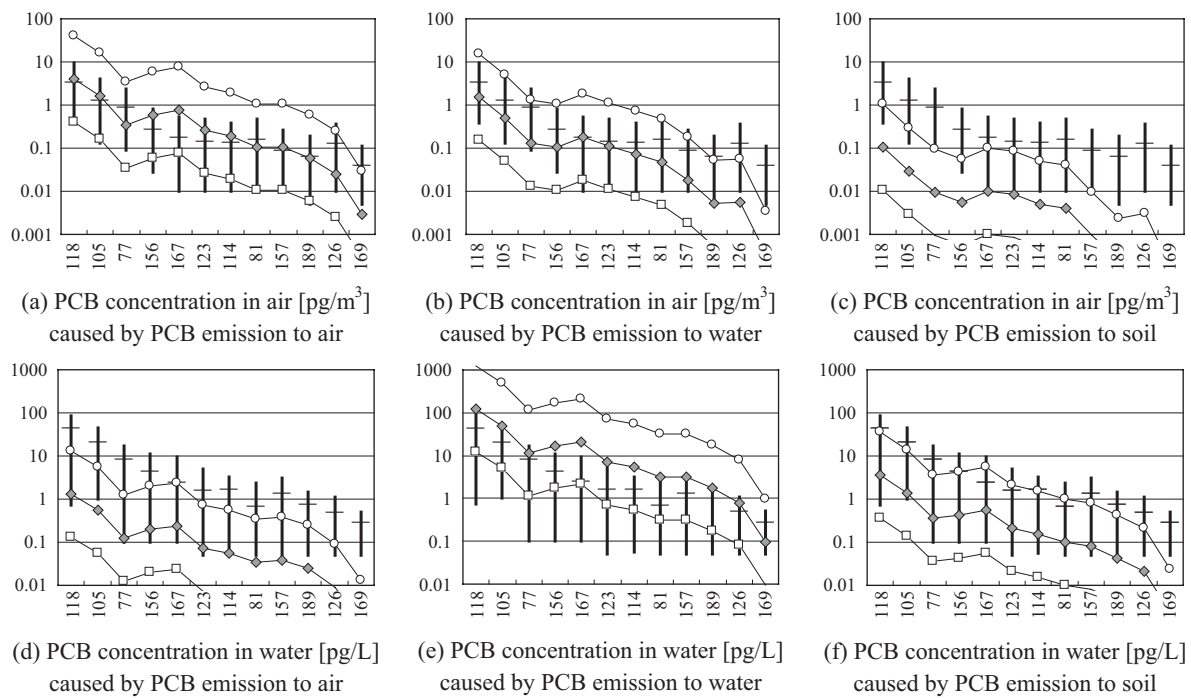


Fig. 3.2-3: Comparison of measured and estimated PCB concentration in (a-c) air, and (d-f) water.

Measured concentration	Predicted concentration
— 95 percentile value	○ PCB emission = 140 ton/yr
— Arithmetic mean	◇ PCB emission = 14 ton/yr
— 5 percentile value	□ PCB emission = 1.4 ton/yr

3.2.3.3. PCB 摂取量の比較（個人）

各シナリオにおける地域別の個人曝露量の推定結果を Fig. 3.2-4 に示した。保管継続シナリオでの日本国内における Co-PCB 摂取量は、0.19～61pg-TEQ/人/日と推定された。大気および水系への PCB 排出量を 140 ton/yr とした際の推定摂取量は、61 および 52 pg-TEQ/人/日 であり、平成 12 年度トータルダイエツトスタディ²⁾による Co-PCB の一日摂取量 44.1 (23.5～63.3) pg-TEQ/人/日とほぼ一致した。これは、3.2.3.2.で、大気および水系へ 140 ton/yr の PCB が放出されるとするのは過大であろうと述べたことと一見矛盾する。しかし、第 2 章 2 節で見たように、現在の PCB 摂取量のかなりの部分が過去に排出された PCB の影響によるものであるとするならば、Fig. 3.2-4 の摂取量推定結果もまた大気・水系への 140 ton/yr の PCB 放出が過大であることを支持すると解せられる。以上を踏まえると、保管継続シナリオにおける Co-PCB 個人曝露量（日本国内）の上限値は、6.1～0.61（大気排出）、5.2～0.52（水系排出）、1.9（土壌排出）pg-TEQ/人/日程度と推定される。保管継続シナリオでは、PCB の紛失が日本全国で均一に生じると仮定しており、処理施設周辺と日本国内とで個人曝露量は同一の値となった（Fig. 3.2-4）。

処理促進シナリオにおける Co-PCB 個人曝露量は、処理施設周辺で 0.11～0.72 pg-TEQ/人/日、日本国内で 0.0017～ 2.3×10^{-5} pg-TEQ/人/日、国外で 1.9×10^{-5} ～ 2.5×10^{-7} pg-TEQ/人/日と推定された。保管継続シナリオの上限値と比べると、処理施設周辺では同程度かやや減少、日本国内（施設周辺以外）では 2～4 オーダー程度の明確な減少となった。保管継続シナリオでの下限値を推定していないため、処理施設周辺での個人曝露量の増減は明確でないが、TDI 相当値（体重 50kg として 200 pg-TEQ/人/日）や現状の平均的な Co-PCB 摂取量（23.5～63.3 pg-TEQ/人/日）と比較すれば小さい。

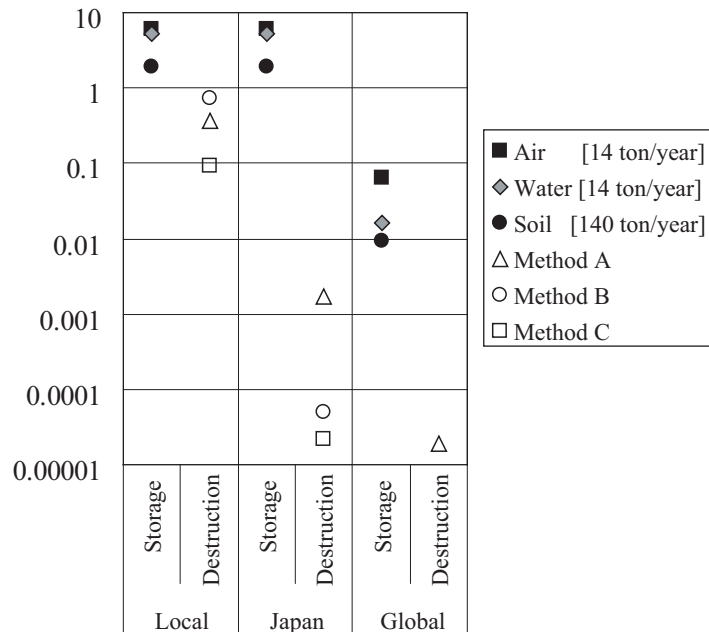


Fig. 3.2-4: Estimated individual exposures to Co-PCB for local, national and global scale [pg-TEQ/person.day]

3.2.3.4. PCB 摂取総量の比較（集団）

Table 3.2-5 に、各シナリオにおける Co-PCB の総摂取量の推定結果を示した。保管継続シナリオでの施設周辺と日本国内との総摂取量の比率は人口に比例し、日本国内での摂取量がほとんどを占めた。処理促進シナリオでは、

施設周辺の比率が相対的に高くなった。いずれのシナリオにおいても国外での総摂取量は日本国内での総摂取量の数割を占めると推定された。処理促進によって、日本国外においても相当量の Co-PCB 摂取量が削減されると言える。これらの摂取量の空間分布は、PCB のように難分解で広域移動する物質のリスク削減策を考える際には、局地的な効果（施設周辺の個人曝露量）のみでは対策効果を不当に低く評価してしまうことを意味する。

一方、この摂取量の空間分布は、大局的な効果（摂取総量の合計）のみで評価を行うと、ハイリスクグループの保護に失敗する可能性があることも意味する。たとえば、処理 B での PCB 放出量を 1000 倍にした場合の総摂取量（7.7 mg-TEQ/年）は保管継続シナリオのどれよりも低いが、処理施設周辺の個人曝露量は 720 pg-TEQ/人/日となり TDI を超過する。処理促進時において想定した排出量におさまるような十分な制御が求められる。局地的な効果と大局的な効果の双方を考慮した評価が必要であると言える。

Table 3.2-5: Regional distributions of the population exposures to Co-PCBs

Scenario	Sub scenario	Exposure to Co-PCB [mg-TEQ/yr]			
		Local	Japan	Global	Total
Storage: High [140 ton/yr]	Air	0.37	2,800	1,200	4,000
	Water	0.31	2,400	300	2,700
	Soil	0.011	86	17	100
Storage: Low [14 ton/yr]	Air	0.037	280	120	400
	Water	0.031	240	30	270
	Soil	0.0011	8.6	1.7	10
Destruction	Method A	0.0022	0.079	0.035	0.12
	Method B	0.0044	0.0023	0.0010	0.0077
	Method C	0.00067	0.0011	0.00046	0.0022

3.2.3.5. 本研究が持つ不確実性と今後の課題

本報告では以下のリスクについて検討していない。

- (1) 両シナリオで、Co-PCB 以外の物質によるリスク
- (2) 処理促進シナリオにおいて、PCB 廃棄物の輸送過程での事故によるリスク
- (3) 保管継続シナリオにおいて、10 年後に処理されず保管されている PCB 廃棄物が 10 年後以降に及ぼすリスク
 - (1) については、Co-PCB 以外の PCB および PCB 廃棄物に不純物として含まれる又は熱処理過程において生成する PCDF^{12,13}などの物質によるリスクが考えられる。PCB については、Co-PCB と同様の挙動を示すであろうと考えられ、また、局所的な影響については PCB の処理判定基準の設定において既に検討されている。PCDF についての検討がより重要と考えられる。
 - (2) については、北九州市 PCB 処理安全性検討委員会³⁾では、輸送過程での事故発生確率について検討している。また、PCB 処理施設での事故を対象とした安全評価¹⁴⁾も行われている。より包括的なリスク評価とするためには、これらについても検討することが望ましい。
 - (3) については、本研究の検討対象外とすることを、冒頭で述べた。次世代へのリスクの繰り越しあるいは通世代的なリスク負担総量を基準とすれば、保管継続よりも処理促進が優位にあることは定量評価するまでもないと思われる。

上記の未検討のリスクに加え、本研究は以下の点で不確実性を持つ。

- (4) 処理施設周辺の地理条件に日本の平均値を用いたことによる実条件とのずれ
- (5) 環境動態モデルに起因する不確実性
- (6) PCB 放出量設定に起因する不確実性

(4) については、評価対象とする処理施設を具体的に特定すれば、その地域に適した条件での評価が可能であり、不確実性（変動性）を減らすことができる。特に処理施設周辺での曝露量に直接影響する地域内での野菜・牧草生産量や漁獲量の設定が重要と考える。日本の牧草生産量の 2/3 が北海道に集中する¹⁵⁾など、農業生産の地理的偏りは大きい。

(5) については、本研究で用いたような多媒体型環境動態モデルには変動性・不確実性を持つパラメータが多く含まれており、その推定濃度および推定曝露量はオーダー推定値と認識すべき¹⁶⁾とされている。したがって、モデル推定結果を TDI や現状の平均摂取量などの絶対値と比較する際には留意が必要である。また、本研究では、曝露量を処理施設周辺・日本国内・北半球と 3 つの地理スケールに分けて計算しているが、この分布の信頼性は多媒体モデルによる大気中濃度の空間分解能の信頼性に大きく依存する。処理施設周辺大気からの移動の程度は、風速・降雨の有無・ガス態/粒子態の分配比・気温などの変動要因によって影響を受けるが、モデルではこれらを固定値とするなど現象を大幅に簡略化しており、改良の余地を多く残す。局地的大気汚染モデルを併用するなどの方策が考えられる。

(6) については、保管継続シナリオでの PCB 放出量および環境進入形態に関する不確実性が特に高いと考えられる。本研究では保管継続による PCB 放出量の上限をモニタリングデータとの比較から推定したが、下限の推定は行わなかった。不確実性を減らすためには、PCB 保管庫からの漏出^{17, 18)}など PCB 保管に伴う既知の PCB 放出量を積み上げ、放出量の下限を推定することが有効であろう。処理促進シナリオの不確実性は、保管継続シナリオのそれよりも低いと考えられるが、PCB 異性体別の分解率の違いを考慮せず PCB 総量と同一の分解率を用いたこと、PCB 処理施設を国内で 1 カ所と仮定したこと、の 2 点で改良の余地を残す。PCB の脱塩素化反応においては、高塩素化物から低塩素化物へと処理がすすむため、4 塩素化以上である Co-PCB の分解率は PCB 総量の分解率よりも高いと推定される。また、現在までの PCB 処理施設の設置検討状況³⁾からは、国内の 1 カ所の施設で PCB 廃棄物を全量処理することはなく、数カ所での分散処理になると考えられる。いずれも処理施設周辺での PCB 放出量を下方に修正する要因となる。

以上述べたように、本研究は多くの不確実な要因を持つ。これらについて改良を加え、より信頼性のある評価とし、PCB 廃棄物の適切なリスク管理に寄与したい。

3.2.4. 本節のまとめ

本節では、PCB 廃棄物の保管継続と処理促進とのリスク比較を目的としたケーススタディを行った。特に、保管継続時の PCB 排出量の推定に関する不確実性を減らすこと、環境排出量ではなく摂取量を基準としてリスク比較を行うこと、処理施設周辺とその他の地域とを区別し摂取量の地理的分布を検討すること、に留意した。

PCB 廃棄物保管継続時の PCB 排出量は、過去の調査による PCB 不明・紛失量の全量あるいはその一部が大気・水系・土壌のいずれかに排出されるとして設定した。PCB の異性体分布（特に Co-PCB）は KC-MIX（KC-300, 400, 500, 600 の等量混合物）のそれに等しいと仮定した。このようにして設定した Co-PCB 排出量と第 2 章 2 節で作成した環境動態モデルを組み合わせ、定常状態における Co-PCB の大気・水中濃度を求め、これとモニタリングデータとを比較することにより、PCB 放出量の上限を推定した。PCB 処理促進時の PCB 排出量は、既報（PCB 混入機器等処理推進調査検討委員会）をもとに、10 年間で PCB 廃棄物の全量が国内 1 カ所の施設で処理されると仮定して計算した。両シナリオでの PCB 排出に伴う Co-PCB 曝露量は、第 2 章 2 節で作成した摂取比率（iF）を用いて求めた。曝露量は、地域別（処理施設周辺 10km 四方、その他の日本国内、国外の北半球）に算出した。また、個人曝露量と曝露総量（個人曝露量に各地域の人口を乗じた値）とについて検討した。

保管継続に伴う PCB 放出量の上限は、土壌排出で PCB 不明・紛失量と同程度、大気および水系排出でその 1/10

～1/100 と推定された。Co-PCB 個人曝露量は、保管継続時の上限が数 pg-TEQ/人/日であり、処理促進時は処理施設周辺で 0.1～0.7 pg-TEQ/人/日、その他国内でさらに 2～4 オーダー低く推定された。国外での個人曝露量は保管継続時・処理促進時ともに、国内での曝露量に比べ数オーダー低かった。保管継続時の曝露総量は数十～数百 mg-TEQ/年と試算され、その内訳は、国内（処理施設周辺＋その他国内）が 7 割～9 割、国外が 1 割～3 割と推定された。処理促進時の曝露総量は 2～4 オーダー低く、地域別内訳は、処理施設周辺が 2%～6 割、その他の国内が 3 割～7 割、国外が 1 割～3 割と推定された。

これらの摂取量の空間分布は、局地的な影響（施設周辺の個人曝露量）のみを評価対象とするとリスク削減効果を過小評価してしまうことを意味する。同時に、大局的な効果（曝露総量）のみを評価対象とするとハイリスクグループの保護に失敗する可能性があることも意味する。これより、PCB のように長距離移動性を有する化学物質のリスク削減策の評価を行う場合には、局地的な効果と大局的な効果の双方を考慮することが必要と言える。また、このような解析に適したツールとして地域別に分割された摂取比率（iF: intake fraction）および個人摂取比率（iFi: intake fraction for individual）が有用であることが示された。

第 3 章 2 節の参考文献

- 1) PCB 混入機器等処理推進調査検討委員会 (1997): PCB 処理の推進について（中間報告）
- 2) 厚生労働省 (2001): 平成 12 年度ダイオキシン類の食品経由総摂取量調査研究
- 3) 北九州市 PCB 処理安全性検討委員会 (2001): 北九州市 PCB 処理安全性検討委員会報告書
- 4) US EPA (1987): Locating and Estimating Air Emissions from Sources of Polychlorinated Biphenyls (PCB). EPA-450/4-84-007N
- 5) Breivik, K.; Sweetman, A.; Pacyna, J.M. and Jones, K.C. (2002): Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners -- a mass balance approach; 2. Emissions. *The Science of The Total Environment*, **290**, 199-224
- 6) 高菅卓三, 井上毅, 大井悦雅 (1995): 各種クリーンアップ法と HRGC/HRMS を用いたポリ塩化ビフェニル (PCBs) の全異性体詳細分析法. *環境化学*, **5**, 647-675
- 7) Hirai, Y.; Takatsuki, H. and Sakai, S. (2002): Congener specific evaluation of human toxicity potentials for PCDD/Fs, co-PCBs and HCB with fish intake. *Organohalogen Compounds*, **59**, 179-182
- 8) Brandes, L.J.; den Hollander, H. and van de Meent, D. (1996): SimpleBox 2.0: a nested multimedia fate model for evaluating the environmental fate of chemicals. RIVM report no. 719101029, Bilthoven, the Netherlands (1996)
- 9) 環境庁 (1999): 平成 10 年度ダイオキシン類緊急全国一斉調査
- 10) 早川 健一; 谷 治毅; 高月 紘; 酒井 伸一 (2002): 異性体分布から見たポリ塩化ビフェニル (PCBs) の発生源に関する考察 —主成分分析および重回帰分析を用いて—. *環境化学*, **12**, 79-88
- 11) Sakai, S.; Ukai, T.; Takatsuki, H.; Nakamura, K.; Kinoshita, S. and Takasuga, T. (1999): Substance flow analysis of coplanar PCBs released from waste incineration processes. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, **1**, 62-74
- 12) 堀伸二郎, 西宗高広 (1991): 蛍光灯用コンデンサー中の PCB 製品に含まれる PCDFs, PCDDs の定量及び毒性評価. *環境化学*, **1**, 319-324
- 13) Hutzinger, O.; Choudhry, G.G.; Chittim, B.G. and Johnston, L.E. (1985): Formation of polychlorinated dibenzofurans and dioxins during combustion, electrical equipment fires and PCB incineration. *Environmental Health Perspectives*, **60**, 3-9
- 14) 渡辺敦雄; 田中英樹; 小原敦; 米木真哉; 細谷泰章; 広田吾一 (2000): PCB 無害化装置への確率論的安全評価適用研究…その 1. *第 11 回廃棄物学会研究発表会講演論文集*, 1193-1195
- 15) 農林水産省 (2001): 平成 13 年産飼料作物の収穫量

- 16) 吉田 喜久雄 (1998): 「Multi-phase Non-Steady state Equilibrium Model version 2.0 ユーザーズマニュアル」, (株)三菱化学安全科学研究所
- 17) Watanabe, S.; Laovakul, W.; Boonyathumanondh, R.; Tabucanon, M.S. and Ohgaki, S. (1996): Concentrations and composition of PCB congeners in the air around stored used capacitors containing PCB insulator oil in a suburb of Bangkok, Thailand. *Environmental Pollution*, **92**, 289-297
- 18) 平井 祐介; 益永 茂樹; 中西 準子; 尾張 真則 (2002): PCB 保管庫の現状の汚染. *環境化学討論会予稿集*, **11**, 484-485
- 19) FAO (2002): FAOSTAT. <http://apps.fao.org/>
- 20) 農林水産省 (2002): 平成 13 年産野菜の作付面積、収穫量及び出荷量
- 21) 農林水産省 (2000): 「地域特産野菜の生産状況 (平成 10 年産)」の概要について
- 22) 農林水産省 (2001): 平成 12 年度食糧需給表
- 23) 農林水産省 (2001): 平成 12 年漁業・養殖業生産量 (概数)
- 24) 木村 龍治 (1997): 黒潮. pp.64-65, 「海洋のしくみ」, 東京大学海洋研究所編集, 日本実業出版社, 東京
- 25) Foreman, W.T. and Bidleman, T.F. (1985): Vapor pressure estimates of individual polychlorinated biphenyls and commercial fluids using gas chromatographic retention data. *Journal of Chromatography A*, **330**, 203-216
- 26) Hawker, D.W. (1989): Vapor pressures and Henry's law constants of Polychlorinated Biphenyls. *Environmental Science and Technology*, **23**, 1250-1253
- 27) Dunnivant, F.M. and Elzerman, A.W. (1992): Quantitative Structure-Property Relationships for Aqueous Solubilities and Henry's Law Constants of Polychlorinated Biphenyls. *Environmental Science and Technology*, **26**, 1567-1573
- 28) Hansen, B.G.; Paya-Perez, A.B.; Rahman, M. and Larsen, B.R. (1999): QSARs for KOW and KOC of PCB congeners: a critical examination of data, assumptions and statistical approaches. *Chemosphere*, **39**, 2209-2228
- 29) Atkinson, R. (1997): Atmospheric chemistry of PCBs, PCDDs and PCDFs. *Issues in Environmental Science and Technology*, **6**, 53-72
- 30) Prinn, R.G., Huang, J., Weiss, R.F., Cunnold, D.M., Fraser, P.J., Simmonds, P.G., McCulloch, A., Harth, C., Salameh, P., O'Doherty, S., Wang, R.H.J., Porter, L. and Miller, B.R. (2001): Evidence for Substantial Variations of Atmospheric Hydroxyl Radicals in the Past Two Decades. *Science*, **292**, 1882-1888
- 31) Thomas, G.; Sweetman, A.J.; Ockenden, W.A.; Mackay, D. and Jones, K.C. (1998): Air-Pasture Transfer of PCBs. *Environmental Science and Technology*, **32**, 936-942
- 32) Zhang, X.; Schramm, K.-W.; Henkelmann, B.; Klimm, C.; Kaune, A.; Kettrup, A. and Lu, P. (1999): A Method to Estimate the Octanol-Air Partition Coefficient of Semivolatile Organic Compounds. *Analytical Chemistry*, **71**, 3834-3838
- 33) Slob, W.; Olling, M.; Derks, H.J.G.M.; de Jong, A.P.J.M. (1995): Congener-specific bioavailability of PCDD/Fs and coplanar PCBs in cows: laboratory and field measurements. *Chemosphere*, **31**, 3827-3838
- 34) Thomas, G.O.; Sweetman, A.J.; Jones, K.C. (1999): Input-output balance of polychlorinated biphenyls in a long-term study of lactating dairy cows. *Environmental Science and Technology*, **33**, 104-112
- 35) van den Berg, M.; Birnbaum, L.; Bosveld, A T; Brunstrom, B; Cook, P; Feeley, M; Giesy, J P; Hanberg, A; Hasegawa, R; Kennedy et. al. (1998): Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environmental Health Perspectives*, **106**, 775-792

3.3. 生ごみ資源化・処理に関するライフサイクルアセスメント

3.3.1. はじめに

3.3.1.1. 本節の位置づけ

本節では、複数環境影響領域の総合的評価を必要とする事例研究として、生ごみの資源化・処理方式のLCA比較を行った。本節のケーススタディと本研究のフレームワークとの関係を Fig. 3.3-1 に示した。

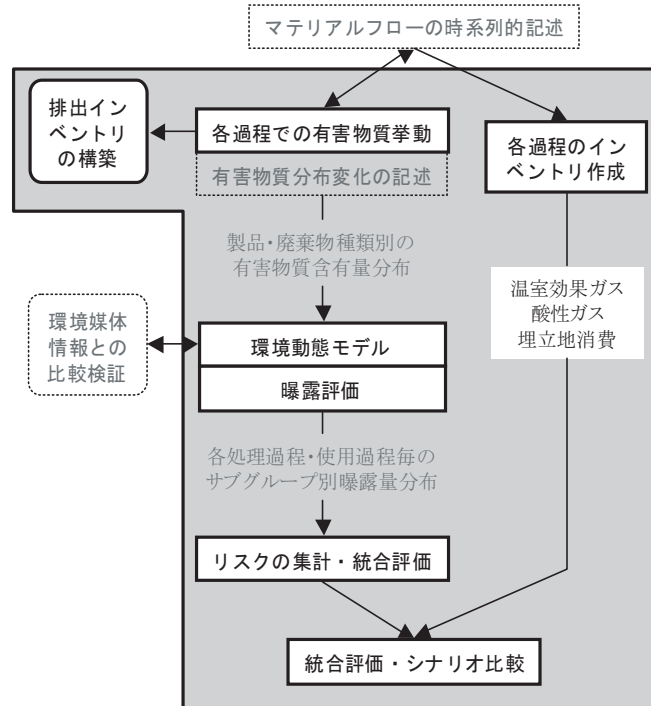


Fig. 3.3-1: 本ケーススタディ（生ごみ資源化・処理のLCA）と統合評価フレームワークとの関係

3.3.1.2. 生ごみに関する背景と本ケーススタディの目的

日本では、一般廃棄物中の生ごみの大半が焼却処理されており、堆肥化などの資源化率は1%に満たない状況が長く続いている¹⁾。近年、廃棄物焼却によるダイオキシン類の排出に対する懸念や、資源の有効利用の観点から、生ごみに対しても資源化が求められるようになり、各自治体での資源化処理の導入・検討^{2,3)}や国会での食品廃棄物リサイクル法の制定などがなされている。これら厨芥類の資源化処理方式の得失を定量的に評価することは、廃棄物政策を立案する上で有用な情報を提供する。そこで、本研究では、各種の生ごみ処理・資源化方式を対象としてLCAを実施した。評価に当たっては、それら処理・資源化方式の特性を十分に把握できるよう、CO₂のみにとどまらず、ダイオキシン類・重金属類によるヒトへの健康影響や埋立地の逼迫なども考慮した。

3.3.2. 調査範囲および評価手法の設定

3.3.2.1. 機能単位

本研究においては、都市域における生ごみ等1 tonの処理を機能単位とした。ここでいう「生ごみ等」とは、堆肥化やメタン発酵に適するように調湿された、家庭由来の厨芥類と剪定ごみ（街路樹の葉や枝）等の副資材の混合物を指す。厨芥類と剪定ごみの混合比は湿重基準で厨芥類80%、剪定ごみ20%とした。両者の比率は、その含水率（67%）が堆肥化（55-70%）⁴⁾や乾式メタン発酵（60-75%）⁵⁾に適するとされる値の範囲内となるよう設定した。

生ごみ等の詳細な性状については Table 3.3-1 に示した。また、ごみの「処理」とは、ごみを発生源から除去し、各種環境規制に適合した中間処理（資源化を含む）を経て、処理残渣あるいは資源化物を環境中へ安定した状態で排出すること、とした。

評価対象としたシステムは、生ごみ等の処理の他に、回収エネルギー（ごみ発電、バイオガス発電）や資源化物（堆肥）などの副産物を提供する機能も有する。これら副産物が提供する機能にシナリオ間で差違を生じることのないよう、副産物と同等の機能を提供するサブシステム（電力供給および農地への肥料供給）を用いて機能単位を「生ごみ 1 ton の処理」に揃えた。つまり、副産物を有するシナリオにおいては、同等の機能を提供するサブシステムの環境負荷を差し引いた。

3.3.2.2. 評価対象とするシナリオ

評価対象とするシナリオを、1) 焼却シナリオ、2) メタン発酵+焼却シナリオ、3) メタン発酵+堆肥化シナリオ、4) 堆肥化シナリオ、の4種類とした (Fig. 3.3-2)。焼却シナリオは、現状の生ごみ処理として広く行われている方式を代表する。メタン発酵は生ごみの資源化方式として近年再び注目を集めるようになった処理方式であり、発酵残渣の処理方式に応じてメタン発酵+焼却とメタン発酵+堆肥化の2つのシナリオを設定した。堆肥化シナリオは、自治体による生ごみの資源化方式として現在最も広く行われている方式である。評価対象とするライフサイクルは、ごみの収集から最終処分までとした。システムの運用段階のみを対象とし、施設建設段階は対象外とした。

Table 3.3-1: Composition of food waste, wood waste and target waste

	Food waste	Wood waste	Target waste*	MSW
Water	75.2 %	32.6 %	66.7 %	42.2 %
Ash	3.50 %	3.01 %	3.40 %	8.97 %
Combustible	21.3 %	64.4 %	29.9 %	48.9 %
C	10.0 %	31.1 %	14.2 %	25.0 %
H	1.40 %	4.15 %	1.95 %	3.58 %
N	0.49 %	0.77 %	0.55 %	0.40 %
O	9.34 %	28.2 %	13.1 %	19.3 %
S	0.015%	0.020%	0.016%	0.015%
Cl	0.068%	0.120%	0.078%	0.638%
LHV**	437	2,756	901	2,143

* Target waste = 0.8 food waste + 0.2 wood waste ** Lower Heating Value [kcal/kg]

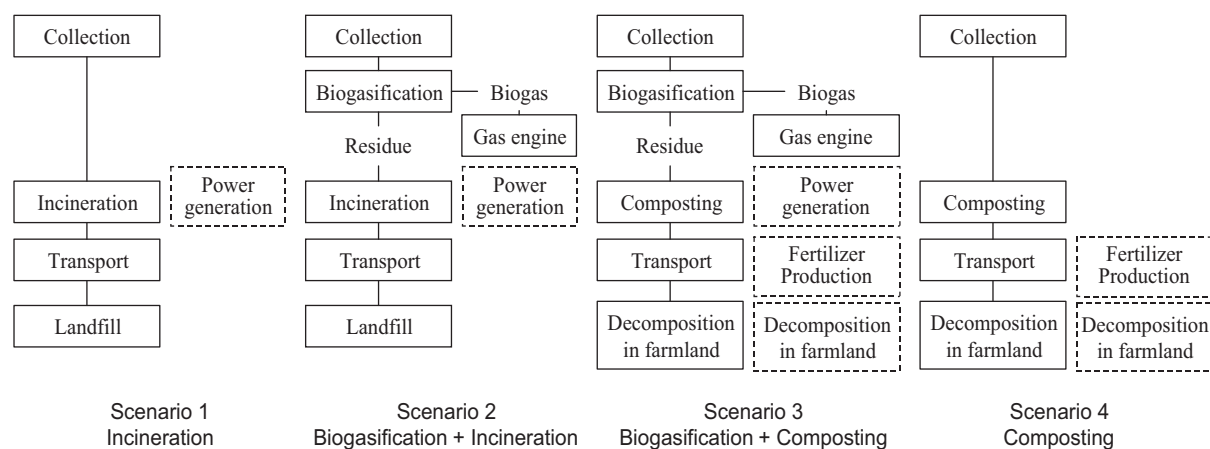


Fig. 3.3-2: System boundaries of four food waste management scenarios

3.3.2.3. システム境界の設定

システム境界設定の基準として以下を採用した。

- ・システムが提供する機能が同等なものとなるようにすること
- ・選択した影響領域に対して無視し得ない影響を与える物質・エネルギーのフローを捕捉すること
- ・システム運用時の入出力を対象とし、施設建設にかかる入出力は対象外とすること
- ・複数の機能をj提供するプロセスに対する入出力の配分においては、可能な限りシステム境界の拡張によって対応すること
- ・配分をシステム境界の拡張によって解決できない場合（混合ごみの焼却に由来するダイオキシン類の排出を各ごみ組成に配分する問題など）は、当該プロセスの入出力が生じる過程をモデル化して対応すること

上記の基準を用いて設定した実際のシステム境界は以下の通りである。

- ・混合ごみを取り扱う収集プロセスにおいては、当該プロセスへの入出力を各ごみ組成に配分することはせず、システム境界の拡張により対応した。具体的には収集プロセスを『生ごみ 800kg を含む家庭ごみ』を収集するために必要な作業』と設定した。
- ・混合ごみを処理する焼却プロセスにおいては、当該プロセスへの入力および出力を各ごみ組成に配分した。配分に当たっては、入力および出力の種類に応じ、ごみ重量・排ガス量・低位発熱量・塩素含有量などを用いて比例配分させた。
- ・堆肥を副産物として産出するシナリオにおいては、機能単位の設定（ごみの「処理」とは<中略>処理残渣あるいは資源化物を環境中へ安定した状態で排出すること）に整合するよう、堆肥の農地での分解過程もシステム境界内に含めた。
- ・堆肥化プロセスによって得られるコンポストは、窒素含有量の等しい窒素肥料（合成肥料）と同等であるとみなした。窒素肥料供給サブシステムは、窒素肥料製造プロセスおよび窒素肥料の農地分解プロセスから構成されるとした。
- ・焼却プロセス又はメタン発酵プロセスによって得られる電力は、発電所から供給される電力と同等であるとした。電力供給サブシステムは、日本における平均的な電源構成を持つと設定した。

3.3.2.4. 環境影響領域・対象物質・特性化手法の選択

本研究で考慮した環境影響領域と対象物質を Table 3.3-2 に示した。影響領域の選定にあたっては、1) メタン発酵による効率的なエネルギー回収への期待（地球温暖化、酸性化）、2) 埋立地逼迫の深刻さ、3) 生ごみ資源化によるダイオキシン類削減への期待、4) 堆肥適用による農地の重金属汚染への懸念、を考慮した。有害物質については、ヒトへの健康影響を評価対象とした。

Table 3.3-2: Impact categories and inventory items

Impact category	Characterization method	Inventory items	Characterization factor
Climate change	GWP 100 years	CO ₂ (fossil)	1 kg-CO ₂ eq/kg-CO ₂ -fossil
		CO ₂ (biomass)	0 kg-CO ₂ eq/kg-CO ₂ -bio
		CH ₄	21 kg-CO ₂ eq/kg-CH ₄
		N ₂ O	310 kg-CO ₂ eq/kg-N ₂ O
Acidification	Acidification Potential	NO ₂	0.7 kg-SO ₂ eq/kg-NO ₂
		SO ₂	1 kg-SO ₂ eq/kg-SO ₂
Human toxicity	Human Toxicity Potentials	Dioxin like compounds (PCDDs/DFs + Co-PCBs)	see Chapter 2 Section 2
		Metals (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn)	see Chapter 2 Section 2
Landfill consumption	not used	occupied space (m ³)	

今回対象とした影響領域の他に、LCA ではオゾン層の破壊や湖沼の富栄養化を影響領域として設定することが多い。また、生ごみの処理にあつては、悪臭が課題となっている。これらの項目を対象としなかった理由は以下による。1) 本研究が対象とするシステムからのオゾン層破壊物質の排出は軽微と考えられる。2) メタン発酵過程からの排水は富栄養化を引き起こしうるものとして懸念される。本研究では、データ収集上の制約から富栄養化を影響領域に含めなかった。各プロセスからの排水は十分な処理を経たのちに公共用水域に放流されるとし、水処理に要するエネルギー消費を各プロセスへの電力投入に含めた。3) 悪臭に対しては、定量的な把握が困難であったため、本研究では影響領域に含めなかった。堆肥化施設等にあつては、脱臭設備を有するものを想定し、必要となるエネルギー消費を堆肥化プロセスに含めた。

各環境影響領域内での特性化手法として、地球温暖化に GWP100 年値(Global Warming Potential)⁶⁾、酸性化に AP(Acidification Potential)⁷⁾を用いた。生ごみ起源の CO₂ と化石燃料起源の CO₂ は別物質として扱い、特性化段階では生ごみ起源の CO₂ は温暖化に影響しないとした。この他、CH₄ 及び N₂O を温室効果ガスとして扱った。

有害物質の特性化手法には、1) 化学物質の分解性・生物蓄積性・毒性情報のみを用いる手法、2) 一般的な環境を想定した環境運命モデルを用いる手法、3) より詳細な地理情報を反映した簡易的リスクアセスメント手法、がある⁸⁾。本研究で採用した手法(第2章2節)は、2)に該当する。本手法は、モデル化の労力に対して得られる情報の価値が高く⁸⁾、LCA 専門家会合において最善事例とされている⁹⁾。

3.3.2.5. 重み付け手法

第2章3節で作成した対策コスト法による係数を用いて環境影響領域間の重み付けを行った。

3.3.3. 各プロセスのモデル化

各プロセスの主要パラメータを Table 3.3-3 に示した。

3.3.3.1. 収集プロセス

収集プロセスは、生ごみ等を発生地から処理施設まで運搬する。

本収集プロセスで扱う収集対象物は、生ごみ等(厨芥類+剪定ごみ)のうち、厨芥類のみとした。厨芥類の収集方式は厨芥類を他の家庭ごみと分別収集するか混合収集するかによって異なるが、剪定ごみ(街路樹の剪定枝等)は家庭ごみとは異なるルートで回収されており、いずれのシナリオにおいても同じ環境負荷を持つと考えられる。本研究においては、一つのシステム内のいずれのプロセスで負荷が大きいかを主な検討事項とするのではなく、異なる処理システム間での比較を主な関心事としている。このため、シナリオ間の差違を生まない剪定ごみの収集は対象から除いた。

厨芥類の収集方式の違いを評価するためには、混合ごみ収集における入出力を、厨芥とその他家庭ごみとに配分する必要がある。「3.3.2.3.システム境界の設定」で述べた基準に従い、システム境界の拡張により配分を避けることとした。すなわち、厨芥類 800 kg(検討対象ごみ 1 ton は、80%の厨芥類と 20%の剪定ごみから構成される)及びこれに付随するその他の家庭ごみ(1150 kg)をあわせた計 1950 kg の家庭ごみ収集を対象として評価を行った。焼却シナリオにおいては家庭ごみ 1950 kg の混合収集が、その他のシナリオにおいては厨芥類 800 kg とその他家庭ごみ 1150 kg の分別収集が行われるとした。

収集には、各自治体での使用割合が高い 2 ton パッカー車(ディーゼルエンジン)を用いると想定した。収集対象とするごみは、積載重量(2 ton)あるいは積載容積(4 m³)に達するまで積み込むとした。

収集プロセスでは、収集車の軽油燃焼に伴う CO₂、NO₂、SO₂ の排出を計上した。CO₂ および SO₂ 排出量は、軽油中の炭素分および硫黄分が全て CO₂、SO₂ になるとして計算した。NO₂ 排出量については、ごみの収集作業を模した清掃車収集走行パターンでの NO_x 排出原単位¹⁰⁾を用いて計算した。また、軽油中の硫黄含有率は 0.398%¹¹⁾、燃

費 5 km/L とした。

3.3.3.2. メタン発酵プロセス

メタン発酵プロセスは、生ごみ等（厨芥類および剪定ごみ）を嫌氣的に分解し、メタンを含むバイオガスを回収するとともに、生ごみ等の減量化を行う。回収したバイオガスは発電および発酵槽の加温に用いることとし、バイオガス発電も本プロセスに含めた。また、メタン発酵残渣からの離脱水は十分な処理が施されたのち放流されることとし、離脱水処理施設も本プロセスに含めた。発酵残渣は、堆肥化または焼却されるが、これらは別プロセスとして扱った。

メタン発酵施設は、スイスやドイツにおいて実用され、日本で実証試験が行われているコンポガスシステムをモデルとした。コンポガスシステムは、乾式（固形分比率約 35%）、高温発酵（発酵槽温度約 55℃）、連続押し出し流れの横型タンク、といった特徴を持つ。また、発電機（ガスエンジン）の腐食防止のため、バイオガスは脱硫装置を経たのちに燃焼されるとした。離脱水の処理は、高負荷脱窒素法により行われるとした。

メタン発酵プロセスでは、バイオガス燃焼による CO₂, NO₂, SO₂, ダイオキシン類, 重金属類の大気への排出、離脱水処理による N₂O の排出、施設の電力消費（発電）による CO₂, NO₂, SO₂ 排出、の各項目を計上した。また、他のプロセスの計算で用いるため、残渣発生量・残渣性状の算出も行った。

生ごみ等の分解で得られたバイオガスは、発電装置で燃焼され全て CO₂ になるとした。生ごみ等からの N₂O の排出は発酵残渣の脱離水処理過程で生じるとし、排水処理施設への流入窒素量に N₂O への転換率^{12,13)} 2% を乗じて N₂O 排出量を求めた。

ダイオキシン類および重金属類の処理水への移行については、十分な情報を集めることが出来なかったため、標準では処理水への移行をゼロとして扱った。バイオガス燃焼によるダイオキシン類は新規生成されたものとして扱い、生ごみ等に含まれていたダイオキシン類は全て処理残渣中に残存するとした。生ごみ等に含まれていた重金属類は、排ガス又は処理残渣に移行するとした。

処理残渣重量の算出にあたっては、まず投入ごみ組成とメタン発酵過程での有機分解率等を用いて残渣量（乾重）を求め、これに処理残渣の含水率を用いることで湿重基準の残渣重量を算出した。

3.3.3.3. 焼却プロセス

焼却プロセスは、処理対象物の焼却・減量化を行い、回収熱を用いた発電を行う。焼却炉に付置される排ガス処理装置・排水処理装置・ごみ発電装置も本プロセスに含める。焼却は、生ごみ等あるいはメタン発酵残渣のみを対象として行うのではなく、その他の家庭ごみとの混焼が行われるとし、ごみ重量・排ガス量・低位発熱量・塩素含有量などを用いてプロセスへの入出力を各ごみ組成に比例配分させた。焼却炉は全連続式ストーカー炉とし、排ガス処理方式は電気式集塵・湿式ガス洗浄・触媒脱硝とした。エネルギー回収はごみ発電のみによって行われるとした。

焼却プロセスでは、ごみ燃焼による CO₂, CH₄, N₂O, NO₂, SO₂, ダイオキシン類, 重金属類の大気への排出、ダイオキシン類および重金属類の水系への排出、施設の電力消費（発電）による CO₂, NO₂, SO₂ 排出、の各項目を計上した。また、他のプロセスの計算で用いるため、残渣発生量・残渣性状の算出も行った。

ごみの燃焼に伴う温室効果ガスのうち CO₂ と CH₄ については、焼却対象物に含まれる炭素量に完全燃焼率を乗じた値が排出されるとした。CO₂ と CH₄ との比率は、都市ごみ焼却炉からの排出比率と同じであるとした。ごみの燃焼による N₂O は、焼却対象物に含まれる窒素量に比例して排出されるとし、ごみ中窒素から N₂O への転換率を用いて計上した。清掃工場の電力および燃料消費量は焼却量に比例すると考え、湿重を基準として算出した。

ごみ発電量は、焼却対象物の低位発熱量に発電効率を乗ずることによって求めた。生ごみの低位発熱量は東京都による測定値¹⁴⁾を用い、メタン発酵残渣の低位発熱量は日本環境衛生センターによる推定式¹⁵⁾を用いて設定した。

$$\text{低位発熱量[kcal]}=81 C + 345 H - 33.3 O + 25 - 6 (9 H + W)$$

C：炭素分[%]、H：水素分[%]、O：酸素分[%]、W：水分[%]（成分比はすべて湿重基準）

電力消費（発電）に伴う CO₂、NO₂、SO₂ 排出量は、電力消費量に各原単位を乗じて求めた。焼却炉排ガスに含まれる SO_x は、ごみの硫黄含有率と排ガス処理装置の SO_x 除去率を用いて算出した。

焼却炉排ガスに含まれる NO_x は、ごみの理論排ガス量に比例すると想定して算出した。理論排ガス量はごみの元素組成を用いて求めた。

焼却炉排ガスに含まれるダイオキシン類は、ごみの塩素含有量又はごみの理論排ガス量に比例すると想定し、次式により算出した。

$$E_s = r (G_s / G_o) E_o + (1 - r) (C_l / C_o) E_o$$

r：排ガス寄与率

E_s：ダイオキシン類排出推定量[ng-TEQ/kg]

E_o：一般家庭ごみ燃焼時のダイオキシン類発生量[ng-TEQ/kg]

G_s：検討対象ごみ燃焼時乾き排ガス量[m³/kg]

G_o：一般家庭ごみ燃焼時乾き排ガス量[m³/kg]

C_l：検討対象ごみ塩素含有量[g-Cl/kg]

C_o：一般家庭ごみ塩素含有量[g-Cl/kg]

本試算では、投入塩素の影響がある場合とない場合の双方について評価（r = 0, 1）するとともに、排ガス処理能力の影響を見るため、E_o（一般家庭ごみ燃焼時のダイオキシン類発生量）を5段階（緊急対策レベル 80 ng-TEQ/m³、一般廃棄物焼却炉の 1998 年度平均値 = 8.6 ng-TEQ/Nm³、1998 年度中央値 = 3.1 ng-TEQ/Nm³、既設炉に対する規制値 = 1.0 ng-TEQ/Nm³、新設炉に対する規制値 = 0.1 ng-TEQ/Nm³）想定し、感度解析を行った。なお、ダイオキシン類の生成に影響する要因としては、燃焼状態の安定性も知られており、含水率の高い生ごみ等は、燃焼状態を不安定にさせ、ダイオキシン類生成を促すと推測される。本試算では、1) 燃焼状態の安定性の定量的な評価は困難であること、2) 生ごみ以外の家庭ごみとの混焼を想定しており、焼却対象物の混合が行われれば高含水率の影響は低減すると考えられること、の2点を考慮し、燃焼状態の安定性を用いた割り付け（配分）は行わなかった。排水中および焼却灰中のダイオキシン類量は、排ガス中のダイオキシン類量に比例するとして計算した。

排ガス、排水、処理残渣への重金属類の移行量は、重金属別の移行率とごみ中重金属量（Table 3.3-4）を乗ずることによって推計した。重金属移行率は文献値¹⁶⁻¹⁸⁾の平均とした。

焼却対象物の灰分・可燃分比率および完全燃焼率を用いて焼却残渣量（乾重）を求め、焼却残渣の含水率を用いて湿重の焼却残渣量を算出した。生ごみ等を直接焼却した場合と、メタン発酵を経たのちに焼却した場合とでは、焼却残渣量に有意な差は生じないと考え、両者の焼却残渣量が等しくなるように完全燃焼率を設定した。

3.3.3.4. 堆肥化プロセス

堆肥化プロセスは、処理対象物を好氣的に分解し、堆肥を得る。堆肥化施設はビン型スクープ式とした。

堆肥化プロセスでは、ごみの分解による CO₂、N₂O の大気への排出、電力消費による CO₂、NO₂、SO₂ の排出を計上した。また、他のプロセスの計算で用いるため、堆肥産出量・堆肥性状の算出も行った。

堆肥産出量は、生ごみ等の投入量と分解率、堆肥含水率 30%を用いて求めた。生ごみ等を原料とした場合と、メタン発酵残渣を原料とした場合とでは、メタン発酵過程を経ている後者の方で分解率が低いと考え、C/N 比を

勘案してそれぞれに分解率を設定した（可燃分比 50%、15%）。生ごみ中窒素から N₂O への転換率は、農地における窒素肥料の転換率¹⁹⁾1.25%と同じとした。ダイオキシン類および重金属類の堆肥以外への移行は生じないとした。また、堆肥化過程でのダイオキシン類の新規生成は起こらず、生ごみ等に含まれていたダイオキシン類の全量が堆肥中に残存するとした。

3.3.3.5. 搬出プロセス

搬出プロセスは、焼却残渣（堆肥）を処理施設から埋立地（農地）まで搬出する。なお、メタン発酵施設と焼却施設（又は堆肥化施設）は隣接して設置されることを考え、メタン発酵残渣を焼却施設（又は堆肥化施設）まで運搬する過程は対象外とした。搬出には、ごみの焼却残渣等の運搬に多く利用されている大型ディーゼル自動車（積載重量 8 ton）が使用されるとした。

搬出プロセスでは、トラックの軽油燃焼に伴う CO₂, NO₂, SO₂ の排出を計上した。走行距離は、焼却残渣を埋立地に搬出する場合に往復 50 km、堆肥を農地に搬出する場合に往復 100 km とした。CO₂ および SO₂ 排出量は、軽油中の炭素分および硫黄分が全て CO₂, SO₂ になるとして計算した。NO₂ 排出量については、実道路走行を模した東京都実走行パターンでの、大型ディーゼル自動車における原単位¹⁰⁾（4.4 g-NO₂/km）を用いて計算した。

3.3.3.6. 埋め立てプロセス

埋立プロセスは、焼却残渣を最終処分場に埋め立て、これらが安定するまで管理（浸出水処理）を行う。埋立は、準好気性埋立、サンドイッチ方式とし、浸出水処理方式は生物学的脱窒素法、凝集沈殿、ろ過、吸着、滅菌とした。

埋立プロセスでは、重機使用²⁰⁾による CO₂, NO₂, SO₂ の排出、浸出水処理²⁰⁾時の電力消費による CO₂, NO₂, SO₂ の排出、焼却残渣の分解^{19, 21)}による CO₂, CH₄, N₂O の排出、浸出水経由で水系に排出される重金属類およびダイオキシン類を計上した。

浸出水管理は埋立完了後も継続して行われると想定し、埋立廃棄物 1 トンあたりの浸出水処理時電力消費量および浸出水排出量を次式より求めた。

$$Eu = \{ Ey \cdot (Ya + Yb) \} / \{ Wy \cdot Ya \}$$

$$Lu = \{ Ly \cdot (Ya + Yb) \} / \{ Wy \cdot Ya \}$$

Wy：1年あたり埋立量 [ton-埋立ごみ/年]

Ey：1年あたり浸出水処理電力消費量 [kWh/年]

Ly：1年あたり浸出水排出量 [m³/年]

Ya：埋立開始から埋立完了までの年数 [年]

Yb：埋立完了後、埋立地が安定するまで（埋立地が廃止されるまで）の年数 [年]

Eu：埋立廃棄物 1 トンあたり浸出水処理時電力消費量 [kWh/ton-埋立ごみ]

Lu：埋立廃棄物 1 トンあたり浸出水排出量 [m³/ton-埋立ごみ]

本研究では、埋立地の供用年数（Ya）を 15 年間、埋立完了後廃止までの年数（Yb）を 15 年間とした。

重金属類の浸出量は、大型埋立槽を用いた長期試験（15 年）²²⁾での浸出率を用いて算出した。ダイオキシン類の浸出量は、浸出水中ダイオキシン類濃度に浸出水量を乗じて求めた。

3.3.3.7. 農地還元プロセス

農地還元プロセスは、堆肥の農地施用による農地への養分供給および堆肥の分解による安定化を行う。

本プロセスでは、堆肥の農地での分解により生じる温室効果ガス（CO₂, CH₄, N₂O）の排出および農地への重金属類およびダイオキシン類排出を計上した。

3.3.3.8. 合成肥料供給プロセス

窒素肥料製造時の CO₂, CH₄, N₂O 排出²³⁾を計上した。堆肥と合成肥料との換算は、窒素含有量を基準とした。

3.3.3.9. 電力供給プロセス

本プロセスでは、CO₂, NO₂, SO₂ および重金属類 (Table 3.3-3(G-2)) の大気排出を計上した。電源構成は現状の日本の平均的な商業電力のものを想定した。重金属類の大気排出は石炭火力発電²⁴⁾ (構成比 9.0%) に由来するものを計上した。(548 g-CO₂/kWh, 0.454 g-NO₂/kWh, 0.403 g-SO₂/kWh¹¹⁾)

Table 3.3-3: List of assumptions and parameter values for the target processes

(A) Collection of waste						
Fuel efficiency of waste collection truck [km/L]						5
Sulphur content in fuel (gas oil)						0.398%
NO ₂ emission [g-NO ₂ /km]						9.9
(B) Biogasification						
Energy consumption: electric [kWh/ton-waste]						80
Energy consumption: thermal						0*
Biogas generation [Nm ³ /ton-waste]						150
CH ₄ in biogas						60%
Efficiency of power generation						26%
Conversion rate of N to N ₂ O during water treatment						2%
* supplied by waste heat from gas engine						
(C) Incineration						
Energy consumption: electric [kWh/ton-waste]						100
Energy consumption: heavy oil [L/ton-waste]						0.34
Efficiency of power generation						10%
Fate (partitioning) of heavy metals						see (C-2)
(D) Composting						
Energy consumption: electric [kWh/ton-waste]						50
Water content in compost						30%
Conversion rate of N to N ₂ O						1.25%
(E) Landfill						
Energy consumption: electric [kWh/ton-waste]						6.38
Energy consumption: heavy oil [L/ton-waste]						0.763
Gasification rate of carbon in ash						67.5%
CH ₄ in landfill gas						20%
Conversion rate of N to N ₂ O						1.25%
Leaching of heavy metals						see (E-2)
(F) Decomposition in farmland						
Gasification rate of carbon in compost						73.5%
CH ₄ in decomposition gas						5%
Conversion rate of N to N ₂ O						1.25%
(G) Chemical fertilizer production						
CO ₂ emission [kg-CO ₂ /kg-N]						2.662
CH ₄ emission [g-CH ₄ /kg-N]						1.74
N ₂ O emission [g-N ₂ O/kg-N]						13.4
(H) Power generation by electric companies						
CO ₂ emission [g-CO ₂ /kWh]						548
NO ₂ emission [g-NO ₂ /kWh]						0.454
SO ₂ emission [g-SO ₂ /kWh]						0.403
Share of electricity supply by coal fired power plants						9.0%
Emission of heavy metals						see (G-2)
(C-2) Partitioning of heavy metals in the incineration process 16-18)						
Destination	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Air	0.052%	0.80%	0.016%	0.008%	0.40%	0.063%
Water	0.002%	0.80%	0.139%	0.265%	0.20%	0.351%
Ash	99.95%	98.40%	99.85%	99.73%	99.40%	99.59%
(E-2) Fraction of heavy metals that leaches from landfill site 22)						
Metal	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Fraction	-	0.014%	0.60%	-	0.019%	0.022%
(G-2) Emission of heavy metals from electricity production [μg/kWh]						
Plant type	As	Cd	Cr	Cu	Pb	source
Coal fired	30	1.7	33	-	33	30)
Average	2.7	0.15	2.9	-	2.9	calculated

Table 3.3-4: Heavy metals in target waste [mg/kg-wet]

Case	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
High	0.689	0.372	8.24	29.8	44.7	96.8
Default	0.223	0.117	4.65	12.3	9.49	30.1
Low	0.0372	0.0186	2.21	0.149	0.372	0.0372

3.3.4. 結果と考察

全プロセスのインベントリデータを Table 3.3-5, Table 3.3-6 に示した。

Table 3.3-5: Inventory table for the target scenarios on food waste management (see Table 3.3-6 for heavy metals)

Process	Impact category	Substances	Unit*	Scenarios			
				Incineration	Biogas.+Incin.	Biogas.+Comp.	Composting
Collection	Global warming	fossil-CO ₂	kg-CO ₂	1.78E+01	2.06E+01	2.06E+01	2.06E+01
	Acidification	SOx	g-SO ₂	4.22E+01	4.88E+01	4.88E+01	4.88E+01
		NOx	g-NO ₂	3.16E+02	3.65E+02	3.65E+02	3.65E+02
Biogasification	Global warming	bio-CO ₂ (waste)**	kg-CO ₂		2.95E+02	2.95E+02	
		CH ₄ (waste)**	kg-CH ₄		0.00E+00	0.00E+00	
		N ₂ O (waste)***	kg-N ₂ O		8.92E-02	8.92E-02	
		fossil-CO ₂ (elec.)	kg-CO ₂		-8.36E+01	-8.36E+01	
	Acidification	SOx (gas engine)	g-SO ₂		4.29E+00	4.29E+00	
		NOx (gas engine)	g-NO ₂		2.15E+02	2.15E+02	
		SOx (elec.)	g-SO ₂		-6.15E+01	-6.15E+01	
		NOx (elec.)	g-NO ₂		-6.93E+01	-6.93E+01	
	Dioxins	Dioxins (air)	µg-TEQ		1.00E-02	1.00E-02	
	Incineration	Global warming	bio-CO ₂ (waste)	kg-CO ₂	5.16E+02	1.74E+02	
CH ₄ (waste)			kg-CH ₄	1.67E-02	5.65E-03		
N ₂ O (waste)			kg-N ₂ O	1.24E-01	5.84E-02		
fossil-CO ₂ (elec.)			kg-CO ₂	-2.60E+00	-3.06E-01		
fossil-CO ₂ (oil)			kg-CO ₂	1.05E+00	3.83E-01		
Acidification		SOx (waste)	g-SO ₂	1.12E+02	3.86E+01		
		NOx (incineration)	g-NO ₂	4.75E+02	2.10E+02		
		SOx (heavy oil)	g-SO ₂	3.56E+00	1.29E+00		
		NOx (heavy oil)	g-NO ₂	0.00E+00	0.00E+00		
		SOx (elec.)	g-SO ₂	-1.91E+00	-2.25E-01		
NOx (elec.)		g-NO ₂	-2.15E+00	-2.53E-01			
Dioxins		Dioxins (air)	µg-TEQ	5.11E+00	1.61E+00		
		Dioxins (water)	µg-TEQ	4.50E-04	1.63E-04		
Composting		Global warming	bio-CO ₂ (waste)	kg-CO ₂			2.70E+01
	CH ₄ (waste)		kg-CH ₄			0.00E+00	0.00E+00
	N ₂ O (waste)		kg-N ₂ O			5.15E-02	1.07E-01
	fossil-CO ₂ (elec.)		kg-CO ₂			9.94E+00	2.74E+01
	Acidification	SOx (elec.)	g-SO ₂			7.31E+00	2.02E+01
		NOx (elec.)	g-NO ₂			8.24E+00	2.27E+01
Transport	Global warming	fossil-CO ₂	kg-CO ₂	3.18E-01	3.18E-01	2.44E+00	3.71E+00
	Acidification	SOx	g-SO ₂	7.51E-01	7.51E-01	5.77E+00	8.76E+00
		NOx	g-NO ₂	2.50E+00	2.50E+00	1.92E+01	2.92E+01
Landfill	Global warming	bio-CO ₂ (ash)	kg-CO ₂	3.10E+00	3.08E+00		
		CH ₄ (ash)	kg-CH ₄	2.82E-01	2.80E-01		
		N ₂ O (ash)	kg-N ₂ O	1.18E-03	1.63E-03		
		fossil-CO ₂ (elec.)	kg-CO ₂	3.18E-01	3.18E-01		
		fossil-CO ₂ (gas oil)	kg-CO ₂	9.69E-02	9.69E-02		
	Acidification	SOx (elec.)	g-SO ₂	2.34E-01	2.34E-01		
		NOx (elec.)	g-NO ₂	2.63E-01	2.63E-01		
		SOx (gas oil)	g-SO ₂	2.29E-01	2.29E-01		
		NOx (gas oil)	g-NO ₂	3.05E-02	3.05E-02		
	Dioxins	Dioxins (water)	µg-TEQ	3.05E-06	3.05E-06		
	Landfill	space	m ³	4.02E-02	4.02E-02		
Farmland	Global warming	bio-CO ₂ (compost)	kg-CO ₂			1.07E+02	1.82E+02
		CH ₄ (compost)	kg-CH ₄			2.04E+00	3.49E+00
		N ₂ O (compost)	kg-N ₂ O			4.50E-02	9.38E-02
	Dioxins	Dioxins (agri. soil)	µg-TEQ			3.47E-01	3.47E-01
Chemical fertilizer	Global warming	fossil-CO ₂ (prod.)	kg-CO ₂			-6.10E+00	-1.27E+01
		CH ₄ (prod.)	kg-CH ₄			-3.99E-03	-8.31E-03
		N ₂ O (prod.)	kg-N ₂ O			-3.07E-02	-6.40E-02
		N ₂ O (decomp.)	kg-N ₂ O			-4.50E-02	-9.38E-02

* Emission per 1 ton of target waste. ** After combustion of biogas in gas engine. *** Emission from waste water treatment

Table 3.3-6: Inventory table on heavy metals for food waste management scenarios

Scenario	Process	Emission to	Amount of metals emitted [mg/ton-waste]					
			As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Incineration	Incineration	Air	1.15E-01	9.36E-01	7.60E-01	9.82E-01	3.80E+01	1.89E+01
	Incineration	Water	3.37E-03	9.36E-01	6.46E+00	3.26E+01	1.90E+01	1.06E+02
	Landfill	Water	-	1.61E-02	2.79E+01	1.50E+02	1.79E+00	6.59E+00
	Electricity	Air	-1.11E-02	-6.34E-04	-1.23E-02	-	-1.23E-02	-
Biogas.+ Incin.	Biogasification	Air	-	9.40E-04	1.10E-04	-	8.50E-07	1.30E-02
	Incineration	Air	1.15E-01	9.36E-01	7.60E-01	9.82E-01	3.80E+01	1.89E+01
	Incineration	Water	3.37E-03	9.36E-01	6.46E+00	3.26E+01	1.90E+01	1.06E+02
	Landfill	Water	-	1.61E-02	2.79E+01	1.50E+02	1.79E+00	6.59E+00
	Electricity	Air	-4.07E-01	-2.32E-02	-4.50E-01	-	-4.50E-01	-
Biogas.+ Comp.	Biogasification	Air	-	9.40E-04	1.10E-04	-	8.50E-07	1.30E-02
	Farmland	Agri. soil	2.23E+02	1.17E+02	4.65E+03	1.23E+04	9.49E+03	3.01E+04
	Electricity	Air	-3.58E-01	-2.05E-02	-3.97E-01	-	-3.97E-01	-
Composting	Farmland	Agri. soil	2.23E+02	1.17E+02	4.65E+03	1.23E+04	9.49E+03	3.01E+04
	Electricity	Air	1.33E-01	7.61E-03	1.47E-01	-	1.47E-01	-

3.3.4.1. 地球温暖化

地球温暖化に関する特性化結果を Fig. 3.3-3(a)に示した。地球温暖化においては、メタン発酵焼却シナリオで最もスコアが少なく、次いでメタン発酵堆肥化、焼却埋立、堆肥化の順となった。メタン発酵（バイオガス発電）は、ごみ発電と比較して効率的にエネルギーを回収するため、売電による CO₂ 削減効果大きい。堆肥化プロセスはエネルギー回収を伴わないため、購入電力による CO₂ 排出が他のシナリオに比べ多い。堆肥化により得られた堆肥による合成肥料代替の効果も認められる (33kg-CO₂eq) が、農地での堆肥分解による CH₄ 排出 (73kg-CO₂eq) を打ち消すには至らないと評価された。White ら¹⁷⁾は、生ごみの焼却処理の方が堆肥化よりも CO₂ 排出が少ないとしており、本評価結果と異なっている。これは、本研究で、1) 生ごみに加え剪定枝も対象としているため対象ごみの低位発熱量が大きい、2) バイオマス分解による CO₂ 排出は温暖化に寄与しないとした、3) 農地での堆肥分解によるガス排出も評価に含む、ことによる。

3.3.4.2. 酸性化

酸性化に関する特性化結果を Fig. 3.3-3(b)に示した。酸性化においては、堆肥化シナリオ及びメタン発酵堆肥化シナリオがほぼ同程度で少なく、次いでメタン発酵焼却、焼却埋立の順となった。収集プロセスからの排出がどのシナリオでも多いが、これは本研究において生ごみ以外の家庭ごみ収集を評価に含めたことも影響していると思われる。シナリオ間の差違に注目すると、収集プロセスでの違いは小さく、焼却プロセスの有無が最も大きく影響していることが分かる。メタン発酵焼却シナリオにおいては、バイオガスの燃焼及び発酵残渣の焼却による NO_x 排出は、焼却埋立シナリオでのごみ焼却による NO_x 排出と同程度であるが、売電による NO_x 削減効果のごみ発電よりもバイオガス発電で大きいいため、プロセス全体での NO_x 排出低減がなされている。

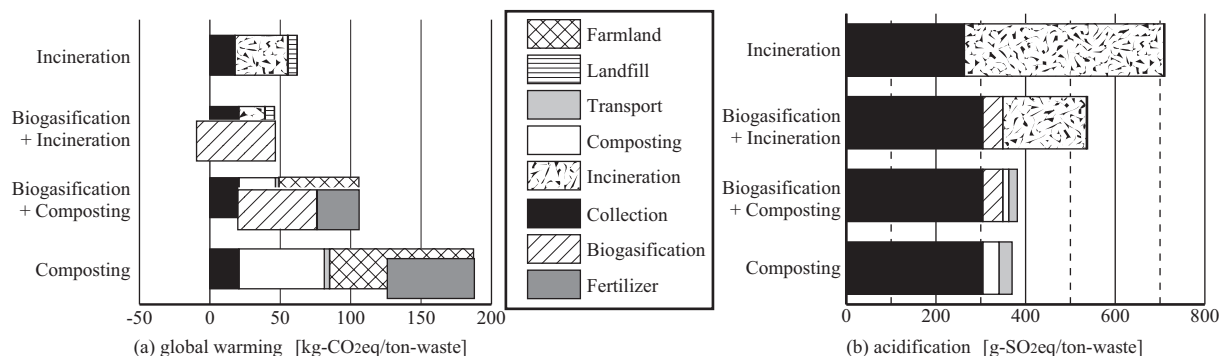


Fig. 3.3-3: Characterization results for (a) global warming and (b) acidification

3.3.4.3. 埋立地消費

焼却残渣を埋め立てる焼却埋立シナリオ及びメタン発酵焼却シナリオで、検討対象ごみ1トンあたり 0.04m³の埋立地が消費される。本研究では検討対象ごみに夾雑物を含まないと想定したため、メタン発酵堆肥化シナリオ及び堆肥化シナリオでは埋立地を必要としない。

3.3.4.4. ダイオキシン類

ダイオキシン類に関する特性化結果を Table 3.3-7 に示した。Table 3.3-7 は、ごみ1トン処理あたりのダイオキシン類総摂取量を示す。ダイオキシン類による影響は、焼却埋立シナリオで最も高く、メタン発酵焼却シナリオがその約 1/3 の影響を持ち、堆肥化シナリオ及びメタン発酵堆肥化シナリオは数オーダー低いスコアとなった。この結果は、焼却炉排ガス中ダイオキシン類濃度を 8.6 ng-TEQ/m³ から 0.1 ng-TEQ/m³ と変化させた場合にも変化しなかった。生ごみ中のダイオキシン類がそのまま残存するとの想定で算出した堆肥中のダイオキシン類濃度は 1.3-2.0 pg-TEQ/g であり、一般環境土壤中濃度（算術平均 5.9 pg-TEQ/g、幾何平均 1.9 pg-TEQ/g）²⁵⁾や農地中濃度（算術平均 28 pg-TEQ/g、幾何平均 13 pg-TEQ/g）²⁶⁾に比べ同程度かやや低い。したがって、堆肥が何らかの汚染を受けない限り、農地還元によるダイオキシン類の影響は無視しうると考えられる。本研究では、焼却灰の搬出・埋立過程での焼却灰の飛散をゼロと想定したが、排ガス濃度が十分低い場合にはこれらの影響が相対的に重要性を増すと考えられる。焼却灰経路の影響を含めて評価した際には、焼却シナリオはより厳しく評価されよう。

Table 3.3-7: Characterization results for human toxicity caused by PCDDs/DFs and Co-PCBs expressed as total exposure caused by 1 ton of waste treatment. [pg-TEQ-intake/ton-waste]

Scenario	PCDD/DF concentration in stack gas emission. [ng-TEQ/m ³]				
	80	8.6	3.1	1	0.1
Incineration	92.	9.9	3.6	1.2	0.12
Biogas.+ Incin.	32.	3.4	1.2	0.40	0.044
Biogas.+ Comp.	0.0096	0.0096	0.0096	0.0096	0.0096
Composting	0.0054	0.0054	0.0054	0.0054	0.0054

3.3.4.5. 重金属類

重金属類のインベントリを摂取量に換算した値を Table 3.3-8, Fig. 3.3-4 に示した。Table 3.3-8 および Fig. 3.3-4 は、毒性の評価を行う前の段階であり、重金属種類別かつ摂取経路別（経口/経気道）に表示した。また、intake fraction として積分期間を 20 年としたケースと無限としたケースとを示した。経口摂取される重金属量をシナリオ間で比較すると、いずれの重金属についても、堆肥化≒メタン発酵堆肥化>>焼却埋め立て≒メタン発酵焼却となった。積分期間を 20 年とした場合は、積分期間を無限とした場合に比べ、農地からの重金属類摂取量が 2 桁ほど低く評価された。次に、経気道摂取される重金属量をシナリオ間で比較すると、As および Cr を除いて、焼却埋め立て≒メタン発酵焼却>>堆肥化≒メタン発酵堆肥化の順となった。大気放出後の重金属類の大気での滞留時間は数日間程度と短いため、積分時間を 20 年とした場合も無限とした場合も摂取量にほとんど違いはない。As については、他の重金属類と比べ、電力消費（石炭火力発電）による排出量の影響がより強く、摂取量は、堆肥化>焼却埋め立て>メタン発酵焼却>メタン発酵堆肥化の順となった。

Table 3.3-8: Total amount of exposure to heavy metals caused by 1 ton of waste treatment. [mg-intake/ton-waste]

Exposure route	Time horizon	Scenario	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Inhalation	Infinity	Incineration	2.4E-07	2.2E-06	1.7E-06	2.3E-06	8.9E-05	4.4E-05
		Biogas.+ Incin.	-6.8E-07	2.1E-06	7.2E-07	2.3E-06	8.8E-05	4.4E-05
		Biogas.+ Comp.	-8.4E-07	-4.6E-08	-9.3E-07	0.0E+00	-9.3E-07	3.0E-08
		Composting	3.1E-07	1.8E-08	3.4E-07	0.0E+00	3.4E-07	0.0E+00
	20 years	Incineration	2.4E-07	2.2E-06	1.7E-06	2.3E-06	8.9E-05	4.4E-05
		Biogas.+ Incin.	-6.8E-07	2.1E-06	7.2E-07	2.3E-06	8.8E-05	4.4E-05
		Biogas.+ Comp.	-8.4E-07	-4.6E-08	-9.3E-07	0.0E+00	-9.3E-07	3.0E-08
		Composting	3.1E-07	1.8E-08	3.4E-07	0.0E+00	3.4E-07	0.0E+00
Oral intake	Infinity	Incineration	2.8E-05	1.5E-03	3.4E-03	5.7E-02	2.2E-02	1.4E-01
		Biogas.+ Incin.	-7.6E-05	2.7E-02	1.5E-02	3.2E-01	5.7E-02	6.7E-01
		Biogas.+ Comp.	6.5E-01	3.0E+00	2.6E+01	1.1E+03	8.4E+01	3.2E+03
		Composting	6.5E-01	3.0E+00	2.6E+01	1.1E+03	8.4E+01	3.2E+03
	20 years	Incineration	3.8E-06	2.6E-04	3.0E-03	5.1E-02	7.5E-04	2.2E-02
		Biogas.+ Incin.	-7.7E-06	3.6E-03	3.2E-03	5.8E-02	8.8E-04	4.0E-02
		Biogas.+ Comp.	2.1E-02	4.0E-01	3.8E-01	3.0E+01	3.1E-01	1.1E+02
		Composting	2.1E-02	4.0E-01	3.8E-01	3.0E+01	3.1E-01	1.1E+02

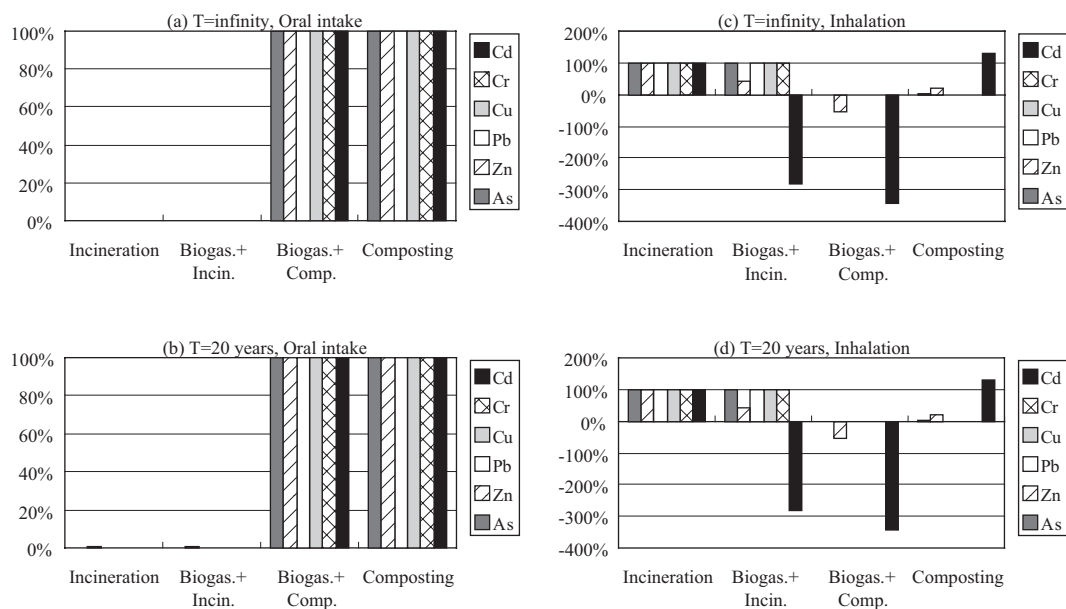


Fig. 3.3-4: Characterization results for heavy metals. (exposure)

次に、摂取量を耐用摂取量等で除した値について検討した。経口摂取と経気道摂取について用いた毒性値を Table 3.3-9 に、評価結果を Table 3.3-10, Fig. 3.3-5 に示した。まず、各シナリオ内で重金属別に経口摂取と経気道摂取とのいずれの寄与が大きいかを見る。堆肥化シナリオおよびメタン発酵堆肥化シナリオでは、全ての重金属について、積分期間の長短によらず、経口摂取による影響が経気道摂取による影響を上回った。この結果は、生ごみ中重金属含有量を高位・低位と設定した場合にも、ほぼ変化が無かった（堆肥化プロセスで、積分期間を 20 年、重金属含有量を低位とし、As の経口毒性を JECFA TDI、経気道毒性を百万人に一人の発ガンリスクとした場合のみ例外）。焼却埋立シナリオとメタン発酵焼却シナリオについては、Cu, Pb, Zn では経口摂取の影響が経気道摂取の影響を上回ったが、As, Cd, Cr では用いる毒性値によって異なる結果となった。

Table 3.3-9: Toxicity data for metals

Parameter name	Unit	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Toxicity (oral)							
RfD: reference dose	mg/kg/day	0.0003	0.001	0.003			0.3
Oral Slope Factor (Virtually Safety Dose at 10 ⁻⁶ cancer risk)	1/(mg/kg/day)	1.5					
PTWI by JECFA (TDI)	mg/kg/day	0.002	0.001			0.0036	
PMTDI by JECFA	mg/kg/day				0.05 - 0.5		0.3 - 1
Toxicity (inhalation)							
RfC: reference concentration by IRIS	ng/m ³			8			
Air Unit Risk by IRIS (air conc. at 10 ⁻⁶ cancer risk)	1/(mg/m ³)	4.3	1.8	12			
Air Unit Risk by WHO Air Quality Guidelines (air conc. at 10 ⁻⁶ cancer risk)	1/(mg/m ³)	1.5		11 - 130			
Guideline Values for air by WHO	ng/m ³		5				

Table 3.3-10: Characterization results for heavy metals (exposure divided by TDIs) [(kg-body_weight.day)/ton-waste]

Time horizon Exposure route	Infinity				20 years				
	Inhalation		Oral intake		Inhalation		Oral intake		
	min	max	min	max	min	max	min	max	
Incineration	As	1.2	3.7	0.013	42.	1.2	3.7	0.002	5.7
	Cd	1.5	14.	1.5	1.5	1.5	14.	0.26	0.26
	Cr	0.73	760.	1.1	1.7	0.73	760.	1.	1.5
	Cu	0.0000046	0.0000046	0.11	0.11	0.0000046	0.0000046	0.1	0.1
	Pb	0.025	0.025	6.	6.	0.025	0.025	0.21	0.21
	Zn	0.000044	0.000044	0.14	0.47	0.000044	0.000044	0.022	0.075
Biogas.+ Incin.	As	-3.4	-10.	-0.035	-110.	-3.4	-10.	-0.004	-12.
	Cd	1.4	13.	27.	27.	1.4	13.	3.6	3.6
	Cr	0.3	310.	4.8	7.3	0.3	310.	1.1	1.6
	Cu	0.0000046	0.0000046	0.63	0.63	0.0000046	0.0000046	0.12	0.12
	Pb	0.025	0.025	16.	16.	0.025	0.025	0.25	0.25
	Zn	0.000044	0.000044	0.67	2.2	0.000044	0.000044	0.04	0.13
Biogas.+ Comp.	As	-4.2	-13.	310.	980,000.	-4.2	-13.	9.7	31,000.
	Cd	-0.03	-0.29	3,000.	3,000.	-0.03	-0.29	400.	400.
	Cr	-0.39	-400.	8,800.	13,000.	-0.39	-400.	130.	190.
	Cu	0.	0.	2,100.	2,100.	0.	0.	59.	59.
	Pb	-0.00026	-0.00026	23,000.	23,000.	-0.00026	-0.00026	87.	87.
	Zn	0.00000003	0.00000003	3,200.	11,000.	0.00000003	0.00000003	110.	350.
Composting	As	1.6	4.7	310.	980,000.	1.6	4.7	9.7	31,000.
	Cd	0.012	0.11	3,000.	3,000.	0.012	0.11	400.	400.
	Cr	0.14	150.	8,800.	13,000.	0.14	150.	130.	190.
	Cu	0.	0.	2,100.	2,100.	0.	0.	59.	59.
	Pb	0.000097	0.000097	23,000.	23,000.	0.000097	0.000097	87.	87.
	Zn	0.	0.	3,200.	11,000.	0.	0.	110.	350.

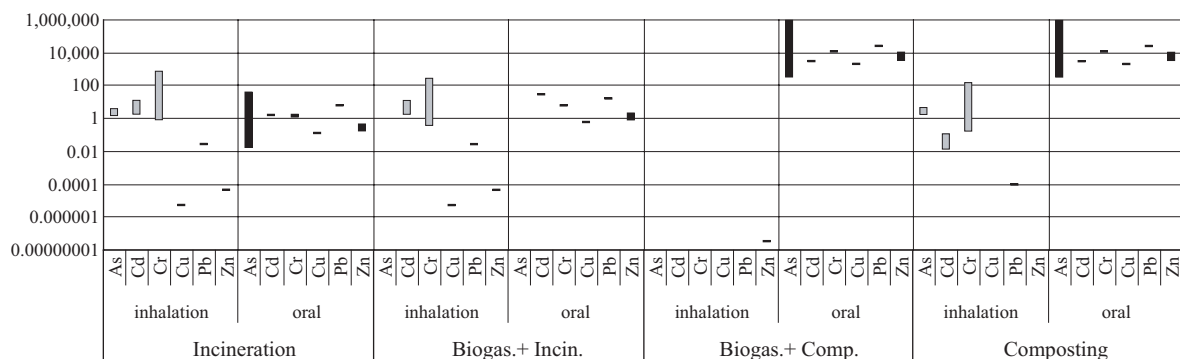


Fig. 3.3-5: Characterization results for heavy metals. (comparison of effects by “oral intake” and “inhalation”) [(kg-body_weight.day)/ton-waste]

次に、経口および経気道による影響の合計値について、シナリオ間での比較を行った(Fig. 3.3-6)。全般的傾向としては、経口摂取の影響が経気道摂取の影響よりも大きく、堆肥化>メタン発酵堆肥化>>メタン発酵焼却>焼却埋立の順序となった。ただし、積分期間を20年とし、経気道の毒性影響を最大に、経口摂取の毒性影響を最小に見積もった場合には、シナリオ間の順序が入れ替わることがあった。このケースでは、Crの経気道による影響としてCr(VI)による百万人に一人の発ガンリスクの上限推定値を用いる一方、Asの経口摂取による影響としては発ガンリスクではなくJECFAによるTDI(0.015 mg/kg/week)を用いており、毒性エンドポイントが不揃いとなっている。

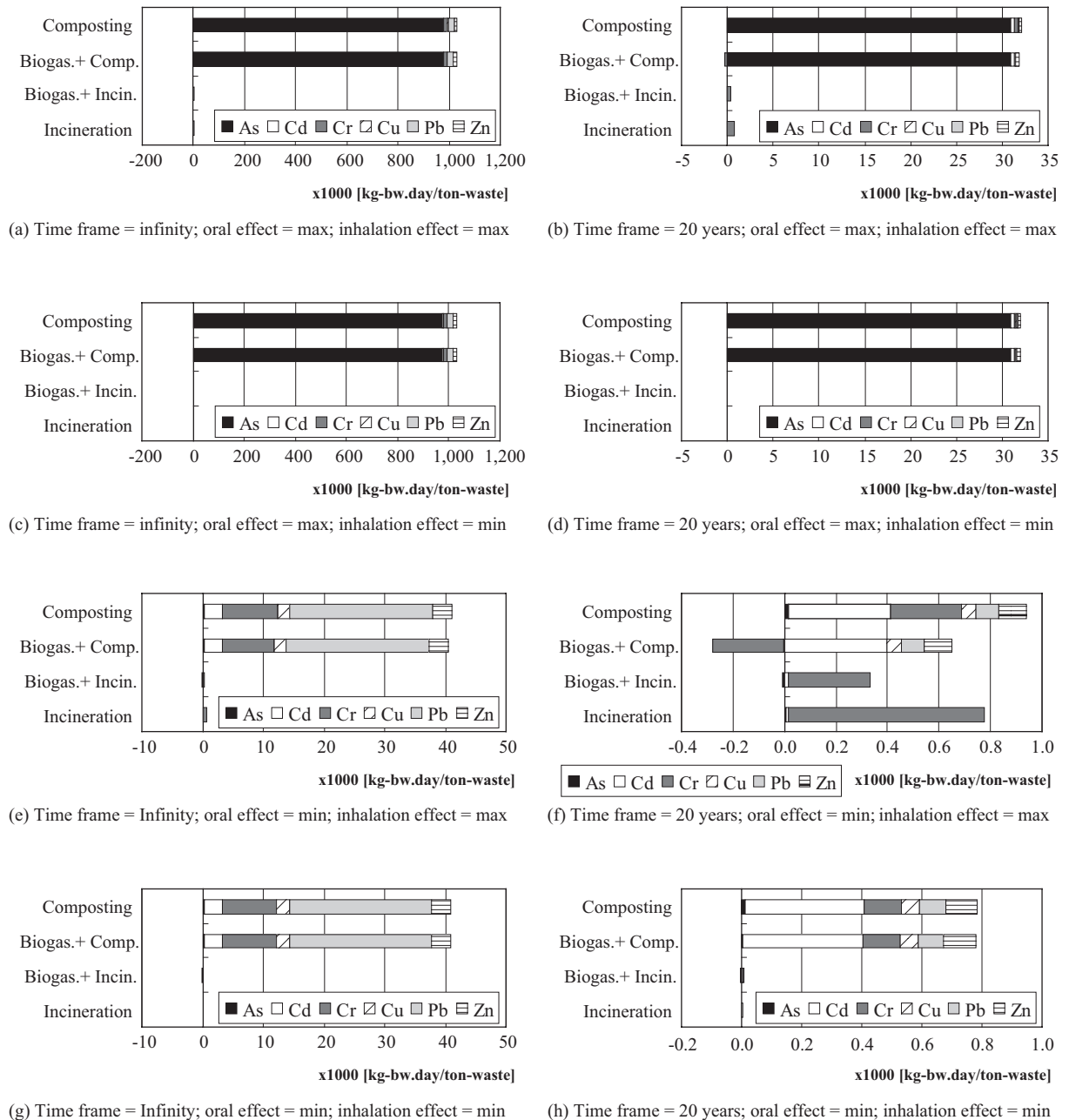


Fig. 3.3-6: Characterization results for heavy metals. Predicted intake of metals divided by TDIs. Effects of both oral intake and inhalation exposure are counted.

3.3.4.6. 重金属類およびダイオキシン類

重金属類及びダイオキシン類による影響の特性化結果をに示した。Fig. 3.3-7 の縦軸は、曝露量合計値が一人（体重 50kg）あたり TDI の何年分（あるいは一年分の TDI 何人分）に相当するかを示す。積分期間を無限とした場合（Fig. 3.3-7 (a)）について見ると、焼却処理によるダイオキシン類の影響よりも、堆肥の農地還元による重金属類の影響の方が高いと評価された。積分期間を 20 年とした場合（Fig. 3.3-7 (b)）には、ダイオキシン類と重金属類の影響の差は縮まり、排ガス中ダイオキシン類濃度 1 ng-TEQ/m³ の影響が、堆肥化シナリオでの重金属類影響の下限値とほぼ同程度となった。どの評価手法を用いた場合も、メタン発酵プロセスを含むシナリオは、含まないシナリオと比べ、有害物質による影響が低い。これは、焼却シナリオとの比較ではダイオキシン類の排出が減少し、堆肥化シナリオとの比較では売電による発電由来重金属類の排出が減少するためである。

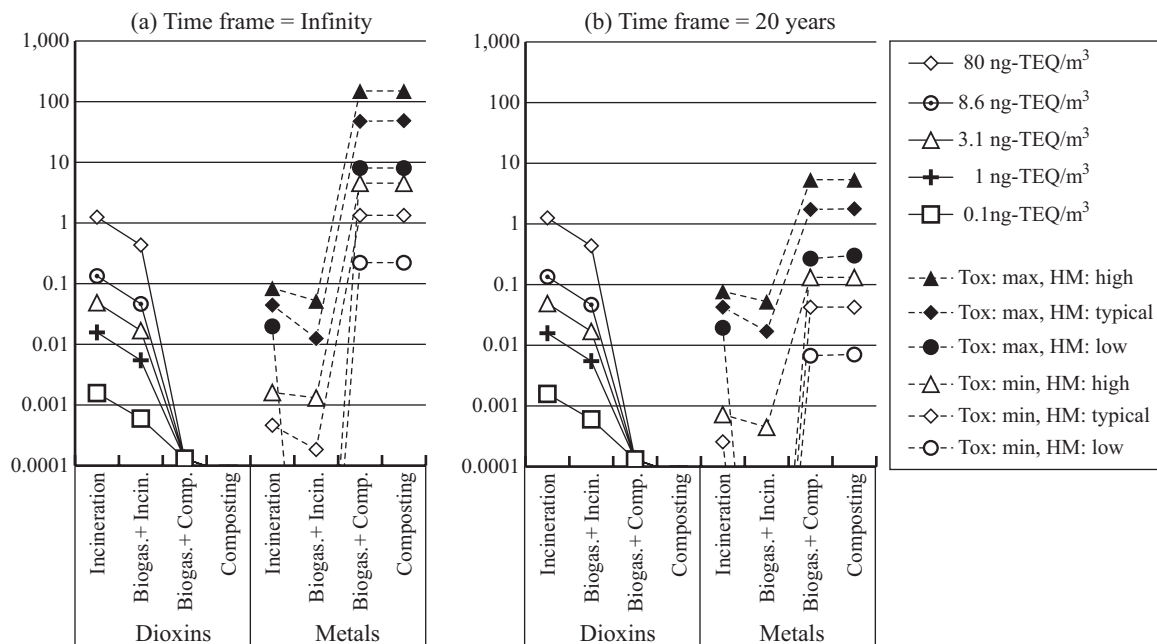


Fig. 3.3-7: Characterization results for human toxicity by PCDDs/DFs + Co-PCBs and metals. Unit: [person.year]

3.3.4.7. 総合評価

ここでは 4 種の環境影響領域を同時に考慮した上で、4 シナリオ間の優劣を検討する。

<メタン発酵の有無による優劣の比較>

4 シナリオを特性化結果の類似した 2 組のペア（焼却系 or 堆肥化系）に分割し、ペア内で優劣を検討した。焼却埋立シナリオとメタン発酵焼却シナリオとを比較すると、埋立地消費および有害物質についての影響は両シナリオで同程度であり、地球温暖化および酸性化ではメタン発酵焼却シナリオの影響が焼却埋立シナリオよりも低い。したがって、環境負荷の大きさは、焼却埋立 > メタン発酵焼却と言える。同様に、堆肥化シナリオとメタン発酵堆肥化シナリオとを比較すると、酸性化、埋立地消費および有害物質については両シナリオの影響が同程度であり、地球温暖化ではメタン発酵堆肥化シナリオの負荷が堆肥化シナリオよりも低い。したがって、環境負荷の大きさは、堆肥化 > メタン発酵堆肥化と言える。

<焼却と堆肥化の比較>

次に、焼却埋立シナリオと堆肥化シナリオとを比較した。堆肥化シナリオは焼却シナリオと比較して、地球温

暖化においては劣るが、酸性化及び埋立地消費においては優れる。有害物質による影響については、積分期間を無限とした場合、堆肥化シナリオの方が焼却シナリオよりも負荷が高いが、積分期間を20年とした場合には、両シナリオの差は縮小する。環境影響領域間にトレードオフがあるため、両シナリオの比較には重み付けが必要となる。

＜対策コスト法による重み付け結果＞

各環境影響領域の特性化結果を対策コストによって重み付けした評価結果を Table 3.3-11 に示した。環境負荷(対策コスト)の大きさは、メタン発酵堆肥化<堆肥化<メタン発酵焼却<焼却埋立の順となった。この評価結果は、用いる対策コストの水準によって変わりうる。Fig. 3.3-8 に、各環境影響領域を種々の対策コストに換算した結果を示した。Fig. 3.3-8 が示すように、想定する対策コストによって評価結果は大きく異なるものとなることに留意が必要である。また、有害物質の評価結果は、環境動態モデルの不確実性(積分期間により2桁の差)や毒性エンドポイントの多様性などのため、不確実性を多く残すことに留意を要する。

Table 3.3-11: Results of weighting by prevention cost method.

		Climate change	Acidification	Landfill	Human toxicity	Total
a. Weighting factor		140 yen/kg-C	9.6 yen/g-NO ₂	130 yen/L	17 yen/μg-TEQ	
b. Characterization result	Incineration	62.0 kg-CO ₂	711 g-SO ₂	40 L	3.4 μg-TEQ	
	Biogas.+ Incin.	-10.1 kg-CO ₂	539 g-SO ₂	40 L	1.4 μg-TEQ	
	Biogas.+ Comp.	20.2 kg-CO ₂	382 g-SO ₂	0 L	172. μg-TEQ	
	Composting	125.4 kg-CO ₂	370 g-SO ₂	0 L	174. μg-TEQ	
c. Characterization result (unit converted)	Incineration	16.9 kg-C	1,016 g-NO ₂	40 L	3.4 μg-TEQ	
	Biogas.+ Incin.	-2.8 kg-C	770 g-NO ₂	40 L	1.4 μg-TEQ	
	Biogas.+ Comp.	5.5 kg-C	545 g-NO ₂	0 L	172. μg-TEQ	
	Composting	34.2 kg-C	528 g-NO ₂	0 L	174. μg-TEQ	
d. Weighting result (= a x c)	Incineration	2,367 yen	9,755 yen	5,230 yen	58 yen	17,410 yen
	Biogas.+ Incin.	-386 yen	7,389 yen	5,230 yen	23 yen	12,256 yen
	Biogas.+ Comp.	771 yen	5,232 yen	0 yen	2,921 yen	8,924 yen
	Composting	4,789 yen	5,071 yen	0 yen	2,952 yen	12,812 yen

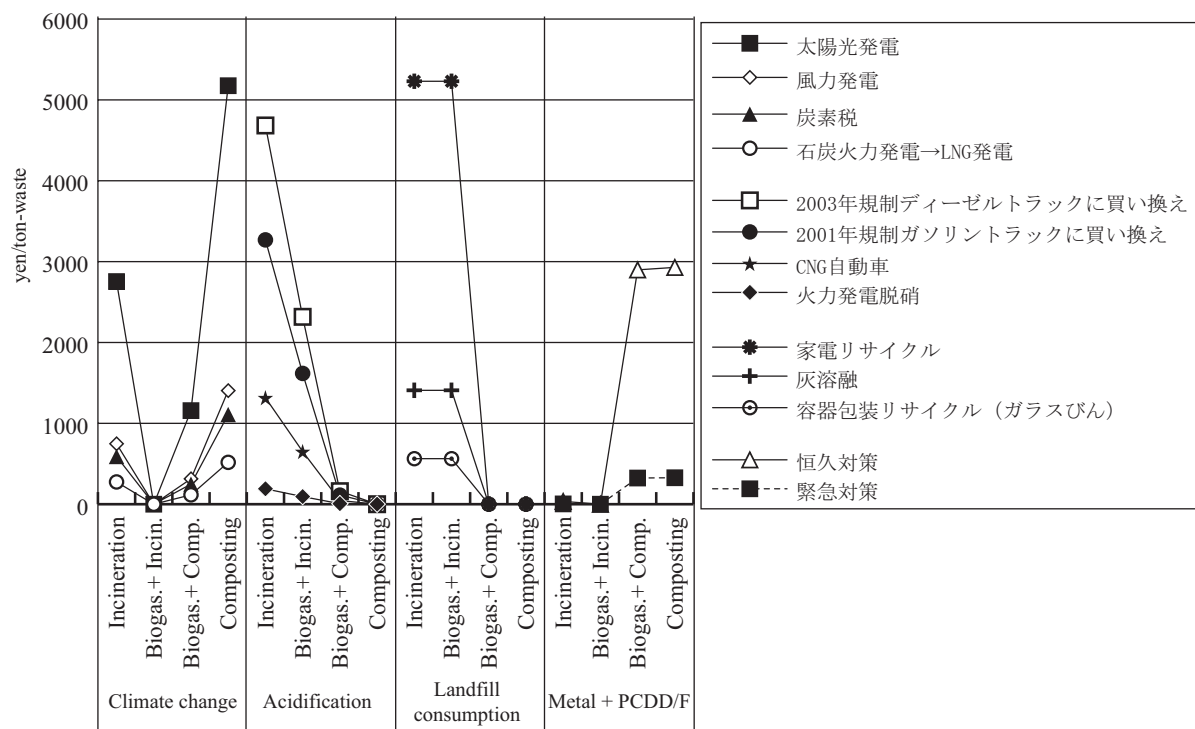


Fig. 3.3-8: Results of weighting by prevention cost method. PCDD/DF concentration in stack gas: 3.1 ng-TEQ/m³. Metal content in food waste: typical. Time frame: infinity.

3.3.5. 本節のまとめ

本節では、4種の生ごみ処理・資源化システムを対象に、それらの得失を明らかとすることを目的として、LCAによる評価を行った。

評価対象としたシナリオは、1) 焼却埋立シナリオ、2) メタン発酵残渣焼却シナリオ、3) メタン発酵残渣堆肥化シナリオ、4) 堆肥化シナリオの4種である。また、環境影響領域として、地球温暖化、酸性化、埋立地消費、有害物質によるヒト健康影響を考慮した。有害物質は、ダイオキシン類（WHO-TEFの設定された29種異性体）および重金属類（As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn）を対象とした。有害物質の特性化には、各物質の毒性データと第2章2節で作成した摂取比率（iF）の組み合わせを用いた。摂取比率は、環境排出後20年以内に生じる影響を評価した場合（積分期間を20年とした動的モデル）と、超長期にわたる影響も評価した場合（積分期間が無限に相当する定常モデル）とについて計算した。各環境影響領域別のシナリオ間の比較に加え、全ての環境影響領域を総合的に評価した場合のシナリオ間比較も行った。異なる環境影響領域間の相対的重要性の評価には、第2章3節で作成した対策コスト法による重み付け係数を用いた。

評価結果は以下の通りである。

- 1) 焼却処理の前段にメタン発酵プロセスを加えることにより、ごみ焼却量の減少によるダイオキシン類の排出抑制及びバイオガス発電による効率的なエネルギー回収がなされ、地球温暖化、酸性化、有害物質による影響において、影響が低減される。
- 2) 堆肥化処理の前段にメタン発酵プロセスを加えることにより、バイオガス発電が購入電力を代替し、温室効果ガスの削減や（軽微であるが）石炭火力発電からの重金属類排出の削減が行われる。酸性化や埋立地消費などにおいては両シナリオの影響はほぼ同じであるため、堆肥化シナリオよりもメタン発酵堆肥化シナリオの方が優れると言える。ただし、焼却処理の前段にメタン発酵プロセスを加える場合に比べ、その効果は小さい。
- 3) 生ごみ（またはメタン発酵残渣）の堆肥化-農地還元と焼却-埋立とを比べると、前者は埋立地消費、酸性化、ダイオキシン類による影響で負荷が少ないが、地球温暖化、重金属類による影響では負荷が大きい。対策コスト法による評価では、埋立地消費削減の効果が温室効果ガス増加の影響を上回った。ただし、各環境影響領域の対策コストには1桁程度の推定幅があることに留意を要する。
- 4) 重金属類の農地排出による影響は、考慮する影響の期間（積分期間）により大きく変化した。積分期間を無限とした場合には、堆肥化-農地還元シナリオでの健康影響は焼却-埋立シナリオのそれよりも大きいと評価された。一方、積分期間を20年とした場合には、重金属類排出の影響はダイオキシン類排出の影響と同程度となった。

第3章3節の参考文献

- 1) 厚生省水道環境部環境整備課：日本の廃棄物，巻末付表，(社)全国都市清掃会議，(各年版)
- 2) 藤沢武 (2000): 札幌市における事業系生ごみのリサイクルシステム. *廃棄物学会誌*, **11**(5), 355-365
- 3) 中村一夫 (1998): 新処理技術を組み合わせたシステムの検討. *廃棄物学会誌*, **9**(7), 496-508
- 4) (社)中央畜産会 (2000): 堆肥化施設設計マニュアル, p.3
- 5) 森田昭 (2000): 汚泥等有機性廃棄物の資源化技術の動向と課題, 「生物系廃棄物資源化・リサイクル技術」所収, pp.5-12, NTS 出版
- 6) IPCC (1995): *Climate Change 1995*
- 7) Goedkoop, M.(1995): *Eco-indicator 95, final report*, Pré Consultants, Amersfoort, p.79, <http://www.pre.nl/>

- 8) Tolle, D.; Hesse, D.; Chadwell, B.; Cooper, J.; Evers, D. (2001): Comparison of Two Equivalency Factor Approaches with Simplified Risk Assessment for LCIA of Toxicity Impact Potential. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **6**(2), 96-105
- 9) Udo de Haes, H.A.; Jolliet, O.; Finnveden, G.; Hauschild, M.; Krewitt, W.; Mueller-Wenk, R. (1999): Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. **4**(2), 66-74
- 10) 谷川昇, 武本敏男 (1996): 都市ごみの処理・処分に伴う窒素酸化物排出原単位, 第7回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.129-131
- 11) 本藤祐樹, 外岡豊, 内山洋司 (1998): 産業連関表を用いた我が国の生産活動に伴う環境負荷の実態分析, 電力中央研究所報告, 研究報告 Y97017
- 12) 稲森悠平; 木持謙; 須藤隆一 (1998): 地球温暖化への取り組みの現状と CH₄, N₂O の廃水処理施設からの発生抑制対策. *用水と排水*. **40**(4), 337-346
- 13) 松尾吉高; 岡安祐司 (1996): し尿処理模擬実験装置からの亜酸化窒素 (N₂O) の発生, 第17回全国都市清掃研究会研究発表会講演論文集, pp.19-21
- 14) 東京都清掃局 (1997): 平成8年度ごみ質調査, 平成8年度東京都清掃研究所研究報告 第26号, pp29-52
- 15) 秋月祐司; 西尾高好; 宗清生 (1997): 最近のごみ質調査結果と各種低位発熱量推定式の評価, 第8回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp32-34
- 16) 中村一夫 (1994): 製品のライフサイクルからみた飛灰の性状—清掃工場における鉛、カドミウムの由来と挙動—。 *廃棄物学会誌*. **5**(1), 60-68
- 17) White, P.R.; Franke, M. and Hindle, P. (1995): *Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory*, Blackie Academic & Professional
- 18) Tukker, A. (1999): Life Cycle Assessment for Waste, Part II: A Comparison of Thermal Processes for Hazardous Waste : Strategic EIA for the Dutch National Hazardous Waste Management Plan 1997-2007. *International Journal of Life cycle assessment* **4**(6), 341-351
- 19) Moseir, A.C.; Nevison, C.D.; Oenema, O.; Seitzinger, S.; Cleemput, van. (1996): Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories reference manual, Chapter 4, Agriculture, section 4.5, Greenhouse gas emissions from agricultural soils, OECD/IPCC, Paris
- 20) 土手裕; 倉田幸善; 丸山俊朗 (1999): 一般廃棄物処分場の運用による CO₂ 排出量に関する研究, 第10回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.1048-1050
- 21) 松藤康司; 立藤綾子 (1997): 埋立地構造の違いによる温室効果ガスの発生と抑制. *廃棄物学会誌*, **8**(6), 438-446
- 22) 於保繁; 柳瀬龍二; 松藤康司; 花嶋正孝 (1995): 焼却残渣埋立における浸出水水質の流出特性. 第6回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.568-570
- 23) Kramer, K.J.; Moll, H.C.; Nonhebel, S. (1999): Total greenhouse gas emissions related to the Dutch crop production system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **72**, 9-16
- 24) US EPA (1998): Study of Hazardous Air Pollutant Emissions from Electric Utility Steam Generating Units - Final Report to Congress Volume 1, EPA-453/R-98-004a
- 25) 環境庁 (1999): ダイオキシン類緊急全国一斉調査—平成10年度実施—
- 26) 環境庁 (1999): 平成10年度農用地土壌及び農作物に係るダイオキシン類調査結果について

第4章 結論

4.1. 本論文の総括

本論文では、物質循環・廃棄物処理システムの統合評価手法構築をテーマに、手法開発と事例研究を行った。以下、各節の概要と結論についてまとめる。

2章1節では、物質循環・廃棄物処理システムの評価に関する既往研究をレビューし、これを踏まえて物質循環・廃棄物処理システムを対象とした統合評価手法のフレームワークを提示した。本評価手法は、物質循環・廃棄物処理に伴う環境問題の諸相を DPSIR (Driving force – Pressure – State – Impact – Response) フレームワークで捉え、それら諸相を3種の手法 (MFA/SFA (Material Flow Analysis, Substance Flow Analysis), LCA (Life Cycle Assessment), RA (Risk Assessment)) を用いて評価するものである。

2章2節では、ダイオキシン類等 (PCDDs/DFs, Co-PCBs, HCB) および重金属類 (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) を対象として、環境動態・曝露モデルを作成し、環境排出された化学物質のうちヒトが摂取する総量の比率を、摂取比率 (intake fraction) として係数に取りまとめた。また、モデル推定値と実測値との比較を通じてモデル検証を行った。モデル検証では、ダイオキシン類の発生源について既往研究の推定を確認するとともに、Co-PCB の曝露量を説明する要因として家畜用魚粉飼料の重要性を指摘した。本節で作成したモデルのうち、環境中濃度推定部分を3章1節のケーススタディに、摂取比率を3章2節および3章3節のケーススタディに用いた。

2章3節では、異種の環境影響領域間の重み付け係数を、政策目標と実際の環境負荷量との乖離を指標とした DtT 法と、対策コストを指標とした対策コスト法とによって試算し、それらの比較を試みた。対策コスト法では、4種の環境影響領域 (地球温暖化 (CO₂)、大気汚染 (NO_x)、有害物質 (ダイオキシン類)、埋立地消費を対象に、計18対策の単位削減コストを示した。日本全体の環境負荷の評価では、DtT 法と対策コスト法とで環境影響領域の重要度が逆転していた。DtT 法では、対策コストが高く削減が困難な問題には低い削減率が設定されるなどのバイアスが生じると考えられた。対策コスト法による重み付け係数は、3章3節の生ごみ資源化・処理システムの LCA に適用した。

3章1節では、ヘキサクロロベンゼン (HCB) の排出量推定と動的環境挙動モデルによる HCB の運命予測を組み合わせ、底質中 HCB 濃度トレンドを推定した。HCB 発生源として農薬 (PCP, PCNB, TCTP) 不純物、テトラクロロエチレン蒸留残渣焼却、都市ごみ焼却を考慮し、過去50年にわたって排出インベントリを推定した。環境動態モデルによる解析では、底質到達への時間遅れ及び底質内部での分解により、推定された HCB 排出量トレンドと実測した HCB 底質コア濃度トレンドの差違を部分的に説明できた。琵琶湖と大阪湾の底質トレンドの違いは、発生源と流入経路の違いを反映したものと考えられた。

3章2節では、PCB 廃棄物の保管継続と処理促進とのリスクを比較した。モニタリングデータとモデル推定値との比較により、保管継続に伴う PCB 放出量の上限は、土壌排出で PCB 不明・紛失量と同程度、大気および水系排出でその 1/10 程度と推定された。Co-PCB 個人曝露量は、保管継続時の上限が数 pg-TEQ/人/日であり、処理促進時は処理施設周辺で 0.1~0.7 pg-TEQ/人/日、その他国内でさらに2~4オーダー低く推定された。人口を乗じた総曝露量では施設周辺以外の比率が高く、国外も数割を占めた。地域別の個人曝露量および総曝露量の推定結果は、局地的な効果と大局的な効果の双方を考慮することの必要性を示唆した。

3章3節では、生ごみの資源化・処理システム4方式を対象として LCA を行い、複数の環境影響領域にわたって、その得失の総合評価を行った。その結果、焼却あるいは堆肥化の前段へのメタン発酵の追加が環境負荷を低減すること、焼却埋立と堆肥化との比較では堆肥化による埋立地消費削減の効果が温室効果ガス増加の影響を上回ることを示した。

以上の手法開発と事例研究を通じ、本論文では、化学物質の排出から環境中濃度の変化を経てヒトへの曝露に至る一連の過程を物質収支モデルによって記述し、排出インベントリ・モニタリングデータ・底質コア濃度・トータルダイエットスタディなどの諸情報を統合的に活用する手法を示した。また、異種の環境問題間の重み付けによって物質循環・廃棄物処理システムの代替案比較における環境面からの統合評価を可能とした。

4.2. 今後の課題

4.2.1. 手法改良・DPSIR フレームの視点から

2章2節のモデル検証では、推定値と実測値とに数倍のずれが見られるケースもあった。排出インベントリの整備やモニタリングデータの収集とともに、モデル検証を続けていく必要がある。また、再生品の室内での利用に伴う屋内曝露、魚粉飼料の家畜への給与などの曝露経路をモデル中に組み入れていくことも重要である。

本論文で示した対策コストは、4種の環境影響領域のみを対象としており、水質汚濁など、これに含まれない環境影響領域が多々ある。また、個々の環境影響領域についても、対策技術を網羅するものとはなっていない。種々の対策手法についてその対策コスト情報を整備することは、費用効率の高い環境政策の展開において極めて有用である。環境会計が企業の間で広まりを見せており、この分野からの要求も高まってくると考えられる。対策コストデータの充実が求められる。一方、様々な対策技術のコストを収集していけば、単位削減コストの幅は広がり、異種の影響領域間を比較するための重み付け係数としては使いにくくなると考えられる。幅広い対策コスト情報の中から、適切な水準を設定する手法の開発も求めらよう。

本研究では、政策の導入程度を所与として政策が実施された場合の効果（環境影響）を評価した。拡大生産者責任の導入や家庭ごみ処理費用の有料化など、技術システムや人の行動選択を変化させることに主眼をおくメタな政策の評価には対応し切れていない。これらの政策を評価するには、DPSIR フレームワークのD (Driving force) に相当する経済活動をモデル中へと取り込んでいくことが必要である。

4.2.2. 個々のケーススタディについて

HCBの排出量推定・歴史トレンド解析について、現在の排出量をより正確に見積もり、発生源を特定していくことが重要であろう。また、ダイオキシン類やPCBと比較してHCBの移動性は高いので、大気を通じた国外からの移流についても考慮する必要がある。さらに、HCBに対して適用した本解析手法は、他の化学物質においても有用な情報を提供すると考えられる。近年注目を集めているPBDE (Poly-Brominated Biphenyl Ether) などの臭素系難燃剤成分が解析の対象として考えられる。また、次のケーススタディと関連して、PCBの歴史トレンド解析を行うことも有用であろう。過去のPCB排出が現在の環境中濃度に及ぼしている影響を推定できれば、保管継続によるPCB排出を推定しやすくなる。

PCB処理・保管のリスク比較については、処理促進時および保管継続時の双方について、PCB放出量の設定をより精緻化していくことが重要と考える。具体的には、上で述べた方法の他、保管継続時についてPCB保管庫からの揮発分を積み上げることなどにより放出量の下限を推定すること、処理促進時においてPCB異性体別の分解率を設定すること、などが考えられる。また、処理施設周辺の地理条件を反映させた評価も検討に値する。さらに、処理コストが数千億円単位と膨大になると見積もられているため、リスク削減あたりの処理費用を算出し、ダイオキシン類の排ガス規制や底質除去など他の対策と費用効率性を比較することも、政策評価上重要であろう。

生ごみ資源化・処理方式のLCAについては、飼料化など本研究で対象としなかった資源化方式について検討の余地がある。特に飼料化を扱う際には、環境動態モデルの改良の項でも触れたように、畜産・農業活動など、人為的な物質循環に伴う化学物質の動態を追跡していくことが重要と考える。また、どのシステムが望ましいかを検討するだけでなく、望ましいシステムを普及・実現させるための方策を検討することも重要であろう。

謝辞

本論文は、これまでの筆者の研究内容をとりまとめたものである。研究の遂行にあたっては多くの方から協力を得た。特に、高月 紘 京都大学環境保全センター教授 および 酒井 伸一 国立環境研究所循環型社会形成推進・廃棄物研究センター長（前京都大学環境保全センター助教授）には大変お世話になった。これまでの平井の投稿論文や口頭発表のほとんどは平井・高月・酒井の連名となっている。

高月 紘 教授には、学部4年生より研究を指導いただき、以来7年にわたって的確な助言を授かった。ライフスタイルを含む広い視点から問題を捉え、問題の本質に迫ることの重要性を学ばせていただいた。また、その研究スタイルからは、市民社会の中で研究者が果たすべき役割について多く考える機会を得た。

酒井伸一 センター長には、同じく学部4年生から指導いただき、現職に異動後も多くの研究機会を提供いただいた。様々な当事者が関与するもとの問題解決の筋道を考え、政策志向の研究を行うことの重要性を学ばせていただいた。また、当初あまり関心のなかった有害物質に取り組む契機を与えていただいた。

武田信生教授・森澤眞輔教授には、博士論文を審査していただき、モデルのトレーサビリティの確保、モデルの検証可能性・信頼度の評価などについて、多くの有益なコメントをいただいた。可能な限り本論文中に反映させるよう努力したが、今後の課題として繰り越すことになったものも多い。今後の研究の糧としたい。

渡邊信久 環境保全センター助教授からは、着任後数ヶ月という短い期間の中で、化学物質の環境中での動態、サイエンスとしての研究への姿勢、納得いくまで徹底して追及する真摯さ、研究の楽しさ、斜に構えた世間の見方について学ばせていただいた。また、切迫した時間の中で拙稿を査読いただき、構成について助言を授かった。

水谷 聡 環境保全センター助手には、研究室の先輩として、日々の研究生活や毎年の卒・修論の作成において、多岐にわたってお世話になった。また、博士論文の作成では、経験に基づく様々な助言をいただいた。進路選択で迷った際にいただいた勇気づけられるアドバイスに支えられ、ここまでたどり着くことが出来た。

京都大学在学中に学部および修士課程の講義などを通じて、多くの教官から環境問題への研究者・工学者としての向き合い方を学べたことは幸いであった。特に、住友 恒 教授・内藤 正明 教授から得たものは多い。

所属する研究室・研究科の他に研究を行う機会を持てたことは、視野を広げる上で有益であった。リサイクル研究会でお世話になった山川 肇 京都府立大学助手・鈴木靖文氏・橋本征二氏、CASA 気候変動戦略研究会でお世話になった早川俊光 CASA 専務理事、水谷洋一 静岡大学助教授をはじめとする皆様方、廃棄物産業連関について共同研究する機会をいただいた中村慎一郎 早稲田大学教授、近藤康之 早稲田大学助教授、経済的負担措置等検討委員会のメンバーである東京都環境科学研究所 占部 武生 氏、京都市 中村 一夫 課長に謝意を表したい。

本論文のうち、第3章1節は 加藤 利崇 氏、第3章2節は 谷 治毅 氏、第3章3節は 村田 真樹 氏（いずれも当時修士課程院生）との共同研究によるものである。特に筆者が博士課程1年であった時の村田真樹氏との共同作業は実り多く、第2章2節の環境動態モデルおよび第2章3節の重み付け係数の作成は、このときの研究を発端にしている。また、廃枕木のリスク評価に取り組んだ 浅利 美鈴 氏の修士論文を手伝う機会を得たことは、LCA 一辺倒であったアプローチを見直すきっかけとなり、第3章2節のPCB廃棄物の保管継続・処理促進のリスク比較に取り組む上で、大変有益であった。さらに、家庭系有害廃棄物の実態調査および収集方法のモデル解析に取り組んだ小清水 大 氏（当時修士課程院生）との共同作業は、第2章1節で示した統合評価のフレームワークを構想する上で役だった。

第3章1節の底質コア採取においては帝人エコサイエンス長谷川氏に、底質コアの年代測定においては近畿大学 山崎 秀夫 講師に協力をいただいた。また、第3章3節に関連し、栗田工業 三崎 岳郎 氏、(株)タクマ 河野 孝志 氏、京都市環境局の方々、から、メタン発酵プラントに関する情報を提供いただいた。

本論文のとりまとめにあたっては、京都大学環境保全センターの学生・院生の方々から、資料収集・情報整理・製図・原稿校正・印刷・製本・書類提出・食料/衣料供給・散髪と、全面的な支援を得た。深く感謝する。

最後に、吉識宗佳・進藤真人・高梨かおり・長田瞭子・佐々木淳の各氏には、いつも励まされた。ありがとう。