

令和5年度 化学物質規制対策

**「大学・公的研究機関と連携した化学物質管理高度化推進事業
(ライフサイクルアセスメントの視点に基づく化学物質管理のあり方)」**

調査報告書

令和6年3月

国立大学法人 大阪大学 大学院工学研究科

目次

第 1 章	はじめに	1
1.	背景と目的	1
2.	事業内容	1
3.	実施体制と役割分担	5
第 2 章	研究調査報告	6
課題 1	再生可能エネルギー導入による化学物質由来のリスクトレードオフの評価	6
1.	序論	6
2.	方法	9
2.1	緒言	9
2.2	本研究のフレームワーク	10
2.3	本研究で用いる LCA 手法	11
①	LCA における ISO 標準	11
②	LCA 手法	11
③	ReCiPe2016	12
④	IPCC 2013 GWP 100a	12
2.4	将来シナリオ	12
2.5	太陽光発電のライフサイクルリスク分析	15
2.5.1	2022 年までの太陽光発電設備の既存設備データ	15
2.5.2	太陽光発電の導入・廃止容量の計算モデル	16
2.5.3	太陽光発電の LCA 手法によるライフサイクルリスク算出モデル	23
2.5.4	太陽光発電導入による低炭素効果と LC での化学物質排出のトレードオフ分析	34
2.6	風力発電のライフサイクルリスク分析	38
2.6.1	2022 年までの風力発電設備の既存設備データ	38
2.6.2	風力発電設備の導入・廃止容量の計算モデル	38
2.6.3	風力ブレード廃棄物の廃棄物量の算出	41
2.6.4	風力ブレードのライフサイクルリスク算出モデル	42
2.7	結言	46
3.	結果・考察	47
3.1	緒言	47
3.2	太陽光発電のライフサイクル分析結果	48
3.2.1	2100 年までの新規導入容量と廃止容量の推計結果	48
3.2.2	Simapro8 による LCA 分析の結果	50
3.2.3	2100 年までのライフサイクルリスクの算出結果	53

3.2.4 太陽光発電導入による低炭素効果と LC での化学物質排出のトレードオフ分析結果...	54
3.3 風力発電.....	58
3.3.1 新規導入・廃止容量の推計結果	58
3.3.2 風力発電の平均導入容量の結果	59
3.3.3 風力ブレードの廃棄物量の推計結果	60
3.3.4 GFRP/CFRP 廃棄物の処理プロセス時の CO2 排出量の結果	64
3.3.5 風力発電導入による低炭素効果とブレード廃棄物処理プロセスでの GWP のトレードオフ 分析結果	66
3.4 再エネ導入による低炭素効果とライフサイクルリスクのトレードオフ分析の結果	67
3.5 結言	69
参考文献	70
補足情報	77
課題 2 国境を超えた消費・廃棄段階の化学物質のリスク評価	80
課題 2-1：有機汚染物質による世界規模の汚染の影響評価	80
1. 背景と目的.....	80
1.2 残留性有機汚染物質を取り巻く状況	80
1.3 日本における化学物質管理の現況	81
1.4 本研究の目的	85
2. 方法	87
2.1 緒言	87
2.2 排出インベントリの作成方法の概要	87
2.2.1 PCB の排出インベントリの作成方法.....	88
2.2.2 PCB 以外の物質における排出インベントリの作成方法.....	92
2.3 G-CIEMS による解析.....	93
2.3.1 G-CIEMS の概要と基本的な使用方法.....	93
2.3.2 多媒体モデル内で行われる計算	94
2.3.3 入力データテーブルの構造	100
2.3.4 計算に使用した物性値	106
2.4 長距離移動性の評価指標の定義	110
2.5 結言	111
3. G-CIEMS の改良と排出インベントリの作成結果	112
3.1 緒言	112
3.2 本研究用に仕様変更した G-CIEMS について	112
3.3 排出インベントリの作成結果	114
3.3.1 PCB 異性体群の排出インベントリ	114

3.3.2 その他の物質の排出インベントリ	119
3.4 結言	120
4. G-CIEMS による解析の結果と考察	121
4.1 緒言	121
4.2 PCB 異性体群の結果	121
4.2.1 PCB 異性体群の G-CIEMS による計算結果	121
4.2.2 PCB 異性体群の長距離移動性の評価	131
4.3 各物質の結果	132
4.3.1 PCB 異性体群以外の各物質の G-CIEMS による計算結果	132
4.3.2 各物質の長距離移動性の評価	139
4.4 別手法との比較	139
4.5 結言	145
課題 2-2：製品中に含まれる化学物質によるリスク移転の評価	147
1. 序論	147
1.1 緒言	147
1.2 研究の背景	147
1.2.1 環礁地域における重金属汚染の現状	147
1.2.2 マジュロ環礁の現状	147
1.3 本研究の目的	149
1.4 本報告書の構成	149
1.5 結言	149
2. 方法	150
2.1 緒言	150
2.2 研究方法の全体像	150
2.3 サンプル分析	150
2.3.1 サンプル分析の全体像	150
2.3.2 サンプル採取の場所・手法	151
2.3.3 分析前の前処理	156
2.3.4 サンプル分析方法	157
2.4 主成分分析	157
2.5 地圏環境リスク評価システム（GERAS）	159
2.5.1 GERAS の概要	159
2.5.2 GERAS-1,2 のモデルの原理	159
2.5.3 GERAS で用いる計算式	161
2.5.4 GERAS で用いるパラメータ	163

2.6 結言	166
3. 結果	167
3.1 緒言	167
3.2 サンプル分析結果	167
3.3 主成分分析結果	177
3.4 ヒト健康影響評価結果	185
3.5 結言	192
4. 考察	193
4.1 緒言	193
4.2 サンプル分析・主成分分析からの比較	193
4.2.1 サンプル分析結果と非汚染土壤中濃度との比較	193
4.2.2 汚染源についての考察	195
4.3 毒性評価からの考察	196
4.4 結言	196
参考文献	197
5. 追加研究	199
5.1 背景	199
5.2 方法	199
5.2.1 モデルの設定	199
5.2.2 解析ケースの設定	200
5.3 結果・考察	202
5.4 今後の課題	203
第3章 本調査研究のまとめ	204
謝辞	210

第1章 はじめに

1. 背景と目的

近年の世界における化学物質をめぐる動向として、国連環境計画 (UNEP)ではポスト SAICM(国際的な化学物質管理のための戦略的アプローチ) として、ライフサイクル全体を通じた化学物質管理や、化学物質に関する有害性に関する情報公開の在り方について議論されている。最近の動向として国内では2023年9月に予定されている ICCM5 における合意を目指し、ポスト SAICM 全体の方向性を定めるハイレベル宣言、またそれに関連する「ビジョン」「戦略的目的」「ターゲット」についての議論が本格化しているが、世界的には取り組みの遅延・停滞、ステークホルダーの参加が限定的、実施能力の不足などが課題として挙げられ、日本の貢献として、国際的な化学物質管理の進展に寄与することが求められている。そこで本事業では、化学物質使用において持続的な社会の実現のために、再生可能エネルギー導入による化学物質由来のリスクトレードオフの評価と国境を超えた消費・廃棄段階の化学物質のリスク評価を行い、化学物質のライフサイクルを踏まえ、そのリスクを低減するための提言につながる科学的知見を蓄積していくことを目的とする。

2. 事業内容

(1) 調査内容および調査方法

本事業は全体としてとして3年間での実施を想定しており、本年が最終年となる。本事業は2つの小課題の研究実務と研究推進管理から構成される。研究推進管理では、研究協力者との議論、経済産業省化学物質管理課との打ち合わせを研究の進度に応じて実施した。

今年度は、前年度までに蓄積した知見を最大限に生かした上で、ポスト SAICM での目標・ビジョンの達成に必要な科学的知見をさらに蓄積していくことを念頭に、以下のとおり課題を設定した。

課題1：再生可能エネルギー導入による化学物質由来のリスクトレードオフの評価

世界的に脱炭素化に向けて太陽光発電と風力発電の導入が促進されている。日本では2050年脱炭素化目標に向け将来電源構成シナリオ策定が進められているが、導入される再エネ発電設備による地球規模での温室効果ガス (GHG) 排出量削減以外の、地域的ライフサイクル (LC) での排出物質や廃棄物由来リスクは考慮されていない。風力は欧州でブレード廃棄物処理問題が顕在化しており、将来的に大量導入が予測される日本でも課題である。太陽光もカドミウム等の含有物質の有害性ゆえに耐用年数終了後の適切な廃棄物管理も課題となっている。本研究では、Asia-Pacific Integrated Model (AIM) が2050年までの社会変容・技術革新を仮定して策定した日本での将来シナリオ (AIM シナリオ) を基に、2100年までの日本での風力・太陽光設備量の将来予測を行い、風力はライフサイクル (LC) で発生したブレード廃棄物処理時の GHG 排出量、太陽光は LC での GHG・化学物質排出を定量評価した。また、再エネ導入による低炭素化に対して LC でのライフサイクルリスクのトレードオフを定量化し、包括的な再エネ導入のリスクを

明らかにする事を目的とし、AIM シナリオと日本発電設備データ、耐用年数などのモデル式より、ストックフローモデルから2100年までの太陽光と風力の新規導入・廃止設備容量(MW)を推計した。太陽光発電のライフサイクル分析においては、単結晶シリコン (Si) 型、多結晶 Si 型、CdTe 型、CIS 型、a-Si 型の半導体種別、事業用 (10kW 以上) と住宅用 (10kW 未満) に分類を行い、各年での導入シェア率を設定した。耐用年数は事業・住宅用それぞれ、ワイブル分布の形状パラメータ (発電設備の故障時期の変化) により「通常廃棄」「早期廃棄」の

2 ケースの確率密度関数を設定した。LC インベントリ (LCI) データの Ecoinvent3 を用いて、end-of-life 段階で国内

リサイクルまたは海外リユースを想定し、ライフサイクルアセスメント (LCA) 分析を行った。化学物質排出のリスク評価も可能な環境影響評価手法 (ReCiPe2016) を用い、LCI データから LCA ソフトウェアの Simapro8 を用いて定格容量当たりについて、疾病や障害による早死だけでなく、健康的な生活の損失の程度を勘案した Disability-adjusted life year (DALY) 値 (DALY/MW) を算出した。新規導入・廃止容量 (MW) 推計値と DALY 値から、2100 年までの太陽光発電の各 LC での「気候変動由来のヒト健康影響」(CCHH) と「化学物質排出由来の人体毒性影響」(HT) の DALY 値を算定した。太陽光発電が火力発電を代替したと仮定した場合の低炭素効果とのトレードオフを DALY により比較評価した。

また昨年度の課題に引き続き、風力ブレード廃棄物のライフサイクルリスク分析も実施した。耐用年数は、平均耐用年数 20、25 年のワイブル分布とした。新規導入設備の発電容量別に風力ブレード廃棄物量を各 LC (製造、使用、廃止) で算定した。ブレード廃棄物の処理は、リサイクル (サーマル、メカニカル、ケミカル)、焼却・埋め立てを想定した。環境影響評価手法の IPCC 2013 GWP により、廃棄物処理時の GWP を算出し、風力発電が火力発電を代替したと仮定した場合の低炭素効果 (GWP) とのトレードオフを比較評価した。

課題 2：国境を超えた消費・廃棄段階の化学物質のリスク評価

1. 有機汚染物質による世界規模の汚染の影響評価

有害で環境中で非常に分解されづらい有機汚染物質である残留性有機汚染物質は、Persistent Organic Pollutants (POPs) と呼ばれており、毒性を保ったまま環境中に長期間存在し続ける。環境中に排出された残留性有機汚染物質は、同じく毒性の強い重金属類に比べて風や水流によって運搬されやすく、高い濃度や毒性を保ったまま遠方の国や地域までたどり着く。そのため、国境を超えて移動する長距離移動性の大きさにも寄与することが問題視されており、危険な残留性有機汚染物質は地球規模での規制が必要となる。日本はストックホルム条約を批准し、附随書に記載されている化学物質の生産・使用の禁止や規制を行っているが、残留性有機汚染物質により生じる汚染を自主的に防止するような取り組みはなされておらず、学術分野においても、日本国内において排出された有機汚染物質が自然的要因によってどのように移動し、世界各国へ汚染をもたらしているのかを明らかにした先行研究は殆ど見られない。そこで本研究では、日本から排出された長距離移動性の大きな有機汚染物質が、どの程度遠くまで移動し、国外のどの地域にどれだけの汚染をもたらしうる可能性があるのかを、詳細な空間分解能を持つ GIS 多媒体環境動態予測モデ

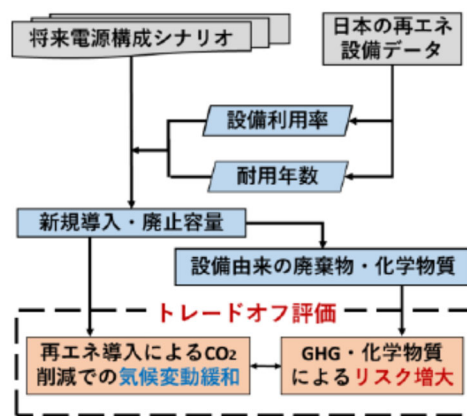


図 1. 課題 1 トレードオフ評価の枠組み

ルである G-CIMS (Grid-Catchment Integrated Environmental Modeling System) を使用してシミュレーションを行う。

マルチスケール空間マルチメディアモデルを用いて世界各地の環境中濃度を再現するためには、有機汚染物質の排出インベントリを作成する必要があるため、複数の文献から物性値を入手することが可能な PCB118 を解析対象とする。日本ではストックホルム条約の批准によって PCB の生産・使用は禁止されたが、既存製品に含まれる PCB118 が製品の消耗や廃棄によって環境中に排出されていることが考えられるため、ストックからの廃棄量を推算した後、大気輸送システムを通じて、日本の域外への程度排出されているのかシミュレーションを行う。本研究では、まず PCB 異性体群の排出インベントリを作成するため、

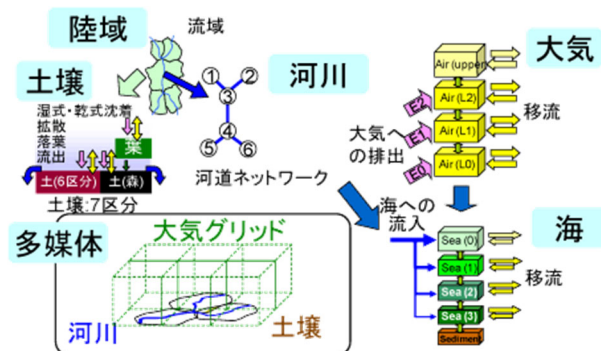


図2. 化学物質輸送モデル(G-CIMS)の構造
(国立環境研究所 HP より)

PCB 異性体のうち 12 種類を選出し、過去から現在までの推移を追跡可能とするため、1974 年、2002 年、2018 年において作成を行った。本研究では、大気、水域と分けて排出インベントリを作成した。PCB 以外の有機汚染物質の排出インベントリについては、有機汚染物質 6 種を対象とし、大気、水域に対する国内総排出量をそれぞれ 1000 kg/year として平成 15 年度工業統計メッシュデータをもとに作成した。G-CIEMS による計においては、G-CIEMS の仕様を一部変更し、日本の域外への化学物質の到達量を推定することを可能とした。長距離移動性の評価指標においては、総排出量に占める単位時間当たりの域外への移流による到達量の比を算出し、国内総排出量との比を取ることで日本における新たな長距離移動性の定量的指標として提案し、定量化した。

2. 製品中に含まれる化学物質によるリスク移転の評価

多くの発展途上国では廃棄段階において、オープンダンピングという形態で環境中へそのまま放棄しているという特徴がある。特に太平洋の島嶼国においては、年々増加する廃棄物が国土そのものを圧迫し、廃棄場所に収まりきらなくなった廃棄物により、表層や地下水の重金属汚染が懸念されているが (Ito et al., 2018)、それらの廃棄物の起源は日本などの先進国から輸入された製品であり、その製造段階で化学物質が含有されている。昨年までの事業において、環境許容量の指標となる chemical footprint を適用し、国内のリスクについて調査を行ってきたが、日本が製造し輸出した製品に含まれる化学物質について、国外へどのようなリスク移転をもたらしているのか明らかになっていない。そこで、本研究では特に国土面積が小さく、廃棄される廃棄物に対し、環境容量が小さく化学物質に対して脆弱性の低く、さらに主要組成が炭酸カルシウムで大陸からの越境汚染の少ないマーシャル諸島を対象に、昨年度に実施した実地調査により得られたサンプルを用い、近年の輸入工業製品の放置等による重金属汚染の調査と表層堆積物由来の重金属を様々な曝露経路で摂取した際のヒト健康影響リスク評価を行うことを目的とした。本研究では、まず濃度の定量的ため、サンプルを硝酸、フッ酸、塩酸、逆王水を用いて全岩溶解させた後、2%硝酸に希釈し、誘導結合プラズマ質量分析法(Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry; ICP-MS)を用い、堆積物中の重金属濃度を測定した。測定元素は V、Cr、Mn、Ni、Cu、Zn、As、Se、Cd、Pb とし、濃度が既知の岩

石標準試料として、サンプルと組成が近似する JLS-1(石灰岩)と JCp-1(ハマサンゴ)を用い、測定確度の検証を行った。さらに、ICP-MS を用いて得られた重金属濃度から主成分分析を行った。具体的には、それぞれの重金属の固有値を求め、測定した対象重金属の第 2 主成分までを求めることで、2 次元マッピングを行った。全因子によって説明できる分散を最大化し、視覚情報として分かりやすくするため、バリマックス回転を行った。分析には IBM SPSS Statistics (IBM Co.,Ltd.) を用いた。その結果から、それぞれの地域における重金属の分布特性、サンプル地点周囲のフィールドデータ、およびマジュロに輸入される工業製品等の輸出入額のデータを組み合わせ、汚染源の特定を行った。

その後、最も各重金属濃度の高かった地点を対象とし、地圏環境リスク評価システム(GERAS) (産業技術総合研究所)を用いて、土壌空気および土壌間隙水中から大気や地下水への移動した物質量の計算を行った後、各曝露媒体中の濃度を推算した。ヒト健康影響の評価については、主な曝露経路として、土壌の直接摂取、土壌吸入のほか、評価対象地点の特性に応じ、地下水、農作物経路での曝露も考慮した。重金属摂取量は土壌含有量基準設定の考え方にに基づき土壌摂取量、土壌汚染対策法の土壌溶出量基準設定に基づき地下水飲用量を設定した。リスクのエンドポイントには、川辺ら (2003) と同様に耐容 1 日摂取量 (TDI)、または該当する TDI が無い重金属については、各曝露経路(経口、経気道、経皮)の参照用量 (RFD) が 10%となる曝露量の値を用い、その値を超えた場合、ヒトの中枢神経への影響、全身の皮膚の色素沈着といった健康被害リスクの懸念が生じると判断した。体重は子供 15 kg、大人 50 kg、曝露期間は子供を 6 年、大人を 64 年とし、平均曝露量 TEL[mg/kg/day]を求めた。そして求めた曝露濃度について、健康被害が生じるとされる TDI、または RFD を超えるかどうかにより、ヒト健康影響の可能性について検証を行った。

3.実施体制と役割分担

以下に、実施体制を示す。

<実施者>

氏名	本事業における担当	所属／職名
伊藤 理彩	全体の統括および課題実施	大阪大学/特任助教
東海 明宏	全体の助言	大阪大学/教授
岡崎 祐樹	課題 2-2 の補助	大阪大学/博士後期課程学生 (社会人ドクター)
森口 暢人	課題 2 の補助	大阪大学/リサーチアシスタント (RA)
川上 みのり	課題 2-1 の実施	大阪大学/博士前期課程学生
野垣 将太	課題 1 の実施、課題 2 の補助	大阪大学/博士前期課程学生/リサ ーチアシスタント
小林 諒真	課題 2-2 の実施	大阪大学/博士前期課程学生
西田 圭汰	課題 2-2 の実施	大阪大学/学部生
伊藤 拓城	課題 1 の補助	大阪大学/学部生

<研究協力者>

高橋嘉夫、東大院、教授：課題 2-2 における実験の指導、補助

パーソルテンプスタッフ株式会社：課題 2-2 における実験の補助

第2章 研究調査報告

課題1：再生可能エネルギー導入による化学物質由来のリスクトレードオフの評価

1. 序論

現在、気候変動問題に対応するため、世界的に電力セクターにおいて再生可能エネルギーの導入が促進されている[1]。2021年の太陽光発電の発電量は2020年比で22%増の179TWhとなった[1]。また、太陽光発電は世界の発電量の3.6%を占めており、水力発電、風力発電に次ぐ第3の再生可能エネルギー技術となっている[1]。また、2022年に世界の風力発電量は265TWh増加して2100TWhにまで成長している[1]。2030年には500GW以上の再生可能エネルギーの新規追加が予定されている[1,2]。再生可能エネルギーの中でも太陽光発電の導入が顕著になっているが、風力発電も陸上風力だけでなく洋上風力の開発も進められている[3]。また、COP21で採択されたパリ協定も各国で締結されている[4]。

日本は世界有数のエネルギー消費国であり、輸入国でもあり、国レベルでの一次エネルギー供給の96%近くを他国からの輸入に頼っている[5]。火力発電は日本の電力部門の72%を占め、課題として捉えられている[6]。2020年、日本は2050年までにカーボンニュートラル（温室効果ガス[GHG]排出量と吸収量の正味ゼロを意味する概念）を目指すことを宣言した[7]。カーボンニュートラルを達成するためには、温室効果ガスの85%を排出するエネルギー部門における取り組みが重要であり、日本の第6次エネルギー基本計画では、将来的に電力部門における再生可能エネルギーの利用を急速に増加させることを目標としている[8]。この目標を達成するため、日本は2050年までに脱炭素化を達成することを目標に、電源構成の見直しを行う複数のエネルギーシナリオ分析を行っている[9-12]。現在、日本では2012年に始まった固定価格買取制度（FIT）などの補助金制度を通じて太陽光発電の導入が進んでおり、2012年から2022年にかけて太陽光発電の発電量は6,613GWhから94,801GWhへと急速に増加している[1]。一方、2022年の風力発電量は9,603GWhであり[1]、風力発電の導入は遅れている。今後は、陸上風力発電だけでなく、洋上風力発電も大量に導入する計画が進んでおり、風力発電量は増加すると予測されている[3]。

FIT制度により大量導入が促進され[13]、更に野心的な増加が予測される太陽光発電設備[14]には耐用年数があり、約30年として計算されている研究がいくつかある[15-19]。日本の環境省でも将来的に廃棄物として排出されることが議論されている[20,21]。また世界的にも、太陽光パネルを廃止するための適切なフレームワークの開発に取り組まれている。欧州連合の電子廃棄物法では、電子廃棄物の処理とリサイクルが十分考慮されている[22]。Circular economyの観点でも、廃棄物を減少させるだけでなく有限の資源を有効活用するため、閉ループ材料リサイクル（Closed-Loop Material Recycling：CLMR）の考え方は重要である[23]。資源を消費・活用し製品を生産し、耐用年数終了後に廃棄物として排出する開ループ材料リサイクル（Open-Loop Material Recycling：OLMR）とは対照的に、CLMRの考え方は環境負荷を包括的に削減する上で、非常に重要な考え方である[23]。また、一次生産段階でエネルギーを消費していた材料を再利用することで、二次ライフサイクルでのエネルギー投入を大幅に削減することができる[16,23-26]。ただし太陽光パネルに関しては、現段階ではリサイクル過程で回収され新たなライフサイクルに投入される材料は、金属やガラス等の一部の材料に留まる[22,23]。つまり、リサイクルプロセスを促進することで包括的に使用される材料量とエネルギー量を抑制すること

ができ、持続可能な社会実現の一步となる。加えて著者の調べた限り、少なくともライフサイクルインベントリ（Life cycle inventory : LCI）データとしてリサイクルプロセスのパイロットプラント規模で一次データを使用して環境影響の包括的な分析をしている研究は数少ない[22,23,27,28]。また、LCIデータとして代表的な Ecoinvent3[29,30]には太陽光発電設備の製造、使用過程のデータはあるが、廃棄過程のシナリオについては存在せず、再現することは困難である。実際に太陽光発電設備は、単結晶 Si、多結晶 Si や化合物型など様々なタイプがあるが、鉛やカドミウム等の有害物質を含んでおり、耐用年数終了時に適切に処理する必要性が示唆されている[22,23,31,32]。太陽光発電設備の廃棄物処理時に、大気、水域、土壌が汚染される可能性があり、具体的に製品の情報開示などの制度設計も現在、日本の経済産業省にて考慮されている[33]。つまり、グローバルでの気候変動問題を解決するために温室効果ガス（GHG）排出削減を実現できる再生可能エネルギーを導入しているが、導入設備に含まれる有害物質によって環境負荷が増大しているトレードオフが考えられる。

太陽光発電だけでなく、風力発電の設備にも耐用年数があり、耐用年数終了時には大量に廃棄物として排出されることが予測されている[34-37]。特に風力発電は、風力ブレードの廃棄物の処理が問題視されている[34]。風力ブレードには、複合材料は非常に軽量であり、強力な構造コンポーネントの製造が可能なガラスおよびカーボン繊維強化プラスチック（GFRP および CFRP）が使用されている。現在、風力ブレードの耐用年数終了時の処置について、複数の先行研究で議論されており、「裁断後に埋め立て」、「リユース」、「サーマルリサイクル（エネルギー回収）」、「GFRP のセメント原料へのケミカルリサイクル」、「CFRP のケミカルリサイクル」などが議論されている[38-46]。しかし、GFRP/CFRP の物理的特性を考慮すると、材料のリサイクルや回収材料の二次利用には 2 つの課題が存在する。第一の課題は、リサイクル材の強度低下である。GFRP や CFRP は架橋しているため改質することができず[47]、メカニカルリサイクル[44]で回収した材料では、一次材料と同じ強度を得ることは難しい。サーマルリサイクルによって回収された再生ガラス材料の強度は、最大 80%低下する可能性がある[48]。第二の問題は、リサイクルの経済的インセンティブが低いことである。リサイクルによって得られる材料のコスト競争力は低い[49]。メカニカルリサイクルによって回収された材料を広く使用するには、多額の財政支援が必要である[35]。ケミカルリサイクルは、他の方法と比較してコストが高い[48]。これらの理由から、焼却と埋め立てが風力ブレード廃棄物の主な処理方法として継続することが示唆されている[37,45,47]。風力ブレード廃棄物が再利用されたとしても、回収された材料が適切にリサイクルされない可能性が存在する。

以上より、太陽光発電や風力発電設備のライフサイクルで発生する廃棄物のうち、耐用年数終了後に排出される廃棄物についても考慮する必要がある。太陽光発電の廃棄物処理については、欧州連合（EU）以外では、廃太陽光パネルを規制している国は少ないが、日本では回収技術の研究開発やメーカーのリサイクルへの取り組みが積極的に行われている[24]。今後、風力発電の大規模導入が予測されている日本では[50]、風力ブレード廃棄物の排出量や処理過程での CO₂ 排出量を予測した研究は（筆者らの知る限り）まだない。さらに、現在行われている日本の複数のエネルギーシナリオ分析[12,50]では、風力発電による風力ブレード廃棄物は考慮されていない。日本特有の風力発電の寿命を考慮した上で、IPCC が策定したエネルギーシナリオ[50,51]から、将来の風力発電ブレードの廃棄時期や廃棄時に排出される CO₂ 量を推定することは、将来の低炭素化を実現する上で重要である。また、風力発電ブレードのライフサイクルの全段階（製造段階、使用段階、使用済み段階）から発生するブレード廃

棄物を考慮することで、風力発電ブレードの廃棄物総量の推定が可能となる。現在、風力発電が十分に発達していない日本では、風力発電先進国の欧州などを参考に、ブレード廃棄物の処理方法について議論が行われている[52]。

以上より本研究では、低炭素社会に向けた我が国において太陽光発電および陸上・洋上風力発電が大量に導入された場合に、それらのライフサイクル全体（製造から廃棄まで）において期待される低炭素効果とライフサイクルリスクのトレードオフの関係を分析し、再エネ導入の包括的なリスクを明らかにすることを目的とした。

またトレードオフ分析の際、多様なリスクトレードオフの分析を行うため、複数の評価指標を考慮した。本研究では、ミッドポイント特性化、エンドポイント被害評価により、多面的なトレードオフを行った。以下の図 1 に、本研究における低炭素効果とライフサイクルリスクのトレードオフ概念図を示す。

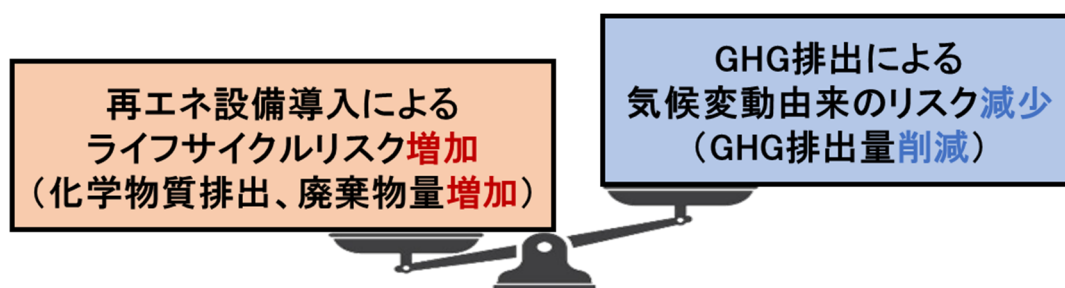


図 1 本研究における低炭素効果とライフサイクルリスクのトレードオフ概念図

太陽光発電は、設備に有害物質を含有しているため、それらのライフサイクル全体で排出される GHG と化学物質に着目し、エンドポイントをヒト健康影響として比較評価した。太陽光発電の新規導入容量と廃止容量の将来推計を行い、将来にわたるライフサイクルリスクを推定した。

また風力発電は、ライフサイクル全体で排出される風力ブレード廃棄物の処理プロセスでの GHG 排出量を定量評価（ミッドポイント特性化）した。ブレード廃棄物処理プロセスの GHG 排出量を算出する際には、欧州のリサイクルまたは処理プロセス[38-42]を考慮した。本研究における風力発電ブレード廃材リサイクルプロセスについては、風力発電ブレード GFRP/CFRP のリサイクル方法は社会的に実施されているものの、二次材料の有用性が確立されていないと仮定し、地球温暖化係数（GWP）[tCO₂eq]を定量的に算出した。

2. 方法

2.1 緒言

2.2 節では、本研究における太陽光・風力発電の低炭素効果とライフサイクル分析を行う上での研究のフレームワークを示す。

2.3 節では、本研究で用いた LCA 手法を説明する。

2.3.1 節では、LCA 手法が ISO 基準に準じていることを示す。

2.3.2 節では具体的に LCA 手法について説明する。

2.3.3、2.3.4 節では、本研究で用いた具体的な環境影響評価手法（ReCiPe2016、IPCC 2013 GWP）について説明する。

2.4 節では、本研究で用いた将来エネルギーシナリオについて説明する。将来エネルギーシナリオにおいて設定されている経済的条件設定、バックグラウンド、計算手法の説明まで行う。

2.5 節では、本研究における太陽光発電のライフサイクルリスクの分析手法について説明する。

2.5.1 節では、過去 2022 年までに日本に導入された太陽光発電設備について説明する。その際、事業用・住宅用の設備に区分して、どのようにデータを選択・選定したかそれぞれ説明する。

2.5.2 節では、太陽光発電設備の新規導入容量と廃止容量の計算モデルについて説明する。計算モデルに必要な耐用年数や設備利用率などのモデル式の設定、ストックフローモデルについて説明する。

2.5.3 節では、太陽光発電の LCA 手法によるライフサイクルリスク算出モデルについて説明する。使用したデータ、本研究で設定したシステムバウンダリーについて説明する。

2.5.4 節では、太陽光発電導入による低炭素効果と LC でのライフサイクルリスクのトレードオフ分析手法を説明する。

2.6 節からは、風力発電のライフサイクル分析手法について説明する。

2.6.1 節では、過去に日本に導入された風力発電の設備データを説明する。その際、データをどのように選定したかについて説明する。

2.6.2 節では、風力発電設備の新規導入容量と廃止容量の計算モデルについて説明する。耐用年数、平均導入容量、設備利用率などのモデル式について説明する。

2.6.3 節では、風力ブレード廃棄物の算出手法を説明する。廃止される設備の発電容量クラス別に推計する手法の詳細を説明する。

2.6.4 節では、風力ブレードのライフサイクルリスク算出モデルを説明する。使用したライフサイクルインベントリデータの詳細まで説明する。

2.2 本研究のフレームワーク

本研究では、太陽光発電と風力発電のライフサイクルリスクを算出し、それら設備導入により得られる低炭素効果とのトレードオフ評価を行った。本研究のフレームワークを以下の図 2 に示す。

太陽光発電と風力発電のライフサイクルリスクを 2100 年までの累積値で算出するため、2023～2100 年の日本での太陽光発電、風力発電の新規導入容量と廃止容量の推計を行った。その際、過去に日本に導入された太陽光発電と風力発電の発電設備データから、設備の耐用年数や設備使用率（稼働時間と負荷率が両方考慮されたもの）、各年での平均導入容量などのモデル式を設定した。本研究において、2100 年までの太陽光・風力発電の設備数を推計していくにあたって、2100 年までの日本の将来電源構成を設定するために、将来エネルギーシナリオを用いた。将来エネルギーシナリオの総発電量と、本研究で設定した耐用年数などのモデル式から、2100 年までの新規導入容量と廃止容量を推計した。

算出された新規導入容量と廃止容量から、太陽光発電と風力発電のライフサイクルリスクを算定した。

太陽光発電は、太陽光発電設備のライフサイクルである製造、Operation & Management (O&M)、End-of-life 段階において、「気候変動由来のヒト健康影響」と「化学物質排出由来の人体毒性影響」を比較評価した。「ヒトの健康への影響」にリスク対象を絞った理由は、太陽光発電設備のパネルには鉛、カドミウムなどの有害物質を含有しており、その環境中への流出が懸念されているためである。これらは太陽光発電設備の将来的な廃棄物の排出が予測される中、問題点として指摘されており[22,23,31,53]、低炭素化のトレードオフとして捉えることができる。そこで、本研究では「ヒト健康への影響」を対象として分析を行った。

風力発電は、ブレード廃棄物の廃棄物処理時の温室効果ガス（GHG）排出量と、風力発電による低炭素化（火力発電の代替を仮定）のトレードオフを比較評価した。その際、太陽光発電のように化学物質排出によるヒト健康影響を考慮していないのは、ブレード廃棄物の構成物質に由来する。風力ブレードを構成する物質の主なものは GFRP・CFRP であり、環境基準値が定められるような物質ではない。本研究では主要なリスクのトレードオフを分析することが主な目的であるため、ブレード廃棄物の処理プロセス時の GHG 排出量と、その低炭素化のトレードオフ、評価指標を温室効果ポテンシャル（GWP）とした。

太陽光発電・風力発電ともに、ライフサイクルリスク算定時、ライフサイクルインベントリー（LCI）データである Ecoinvent3[29]とライフサイクルアセスメント（Life Cycle Assessment : LCA）ソフトウェアである Simapro8[54]からリスク値を算定した。太陽光発電は環境影響評価手法として ReCiPe2016[55]を用いた。風力発電は IPCC 2013 GWP[30]を用いた。

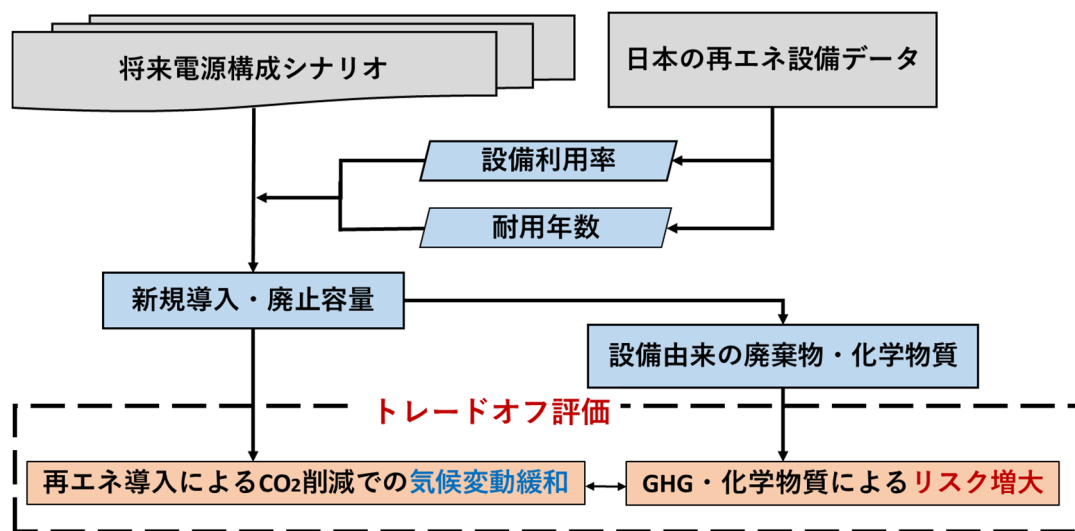


図 2 本研究におけるライフサイクルリスク算定のフレームワーク

2.3 本研究で用いる LCA 手法

① LCA における ISO 標準

ライフサイクルアセスメント（Life Cycle Assessment : LCA）研究は、ISO14044 に従って行われており、ISO14044 はグローバルスタンダードである[56]。また、ISO14044 は LCA の基礎原理と枠組みを説明したものであり、持続可能な生産と消費につながる意思決定サポートをし、その結果は製品やサービスの比較に使用できる[57]。ライフサイクル持続可能性評価(LCSA)の実装はまだそれほど多くはないが、製品の環境パフォーマンスを評価及び比較するための LCA の膨大な経験は、意思決定プロセスの透明性を向上させるこれらのツールの能力を示している[58]。

持続可能な製品製造の意思決定をサポートするために、LCA 研究で重要なことは、複雑で混乱を招きうるデータをどのように取得し、専門家ではない意思決定者に分かりやすい方法で提示するかという課題である[58]。したがって、本研究では気候変動に対処するという国際問題に対峙する上でどの地域でどの LCA プロセスを踏んでいるのかについて、議論する。

② LCA 手法

本研究では、LCA を行うにあたって LCA ソフトウェアと Life Cycle Inventory (LCI) データを用いる。数多くの LCA 研究でも用いられ[15,22,27,53,54]、持続可能性に関する専門知識を適用し、情報に基づいた意思決定を支援するツールである Simapro ver.8 を使用する。Simapro は、様々な LCI データから製品単体、プロセスデータを組み合わせ、環境影響評価手法を選択することで、LCA の結果を可視化する[54]。また LCI データとして、環境影響または社会経済影響の意思決定する際のバックグラウンドデータである Ecoinvent3 を用いる。Ecoinvent3 には、農業、化学、エネルギーなどの産業部の 18000 以上のデータを格納している[29]。

③ ReCiPe2016

ReCiPe2016 は、individualist, hierarchist, egalitarian の 3 つの文化的観点からライフサイクルへの影響を評価する[55]。これらの文化的観点は環境影響を解析するにあたっての解析期間などの解析パラメータの設定に違いがある。具体的には、individualist が 20 年, hierarchist が 100 年, egalitarian が 1000 年としている。本研究では、影響メカニズムの時間軸と妥当性に関して科学的なコンセンサスに基づく hierarchist を用いる[55]。

また ReCiPe2016 を用いるにあたり、環境中に排出されるインベントリからエンドポイントである環境影響度合いまで換算するが、本研究ではエンドポイントの「Damage to human health」に該当するリスクのうち、「化学物質の環境排出由来での人体毒性」と「GHGs 排出由来の気候変動ヒト影響」に着目した。これは前述の本研究の目的にもあるように、再生可能エネルギー導入に伴う化学物質排出リスクを、実際に我々が想定している便益（GHGs 排出削減）に対してどれほどかを分析するためだ。

この化学物質の環境への排出由来での人体毒性の算出方法は、排出される化学物質、排出されるコンパートメントによって人への暴露経路が考慮されている[55]。排出コンパートメントは大きく大気、水域、土壌に分類されており、例えば都市大気への排出での暴露経路は人への直接吸入、淡水域への排出での暴露経路は葉菜類からの摂取等である[55]。

次に GHGs 排出由来の気候変動ヒト影響の算出方法だが、温室効果ガスが直接人体に悪影響を及ぼすのではなく、放射強制力が増加することによる気温上昇が原因の健康影響を想定している[55]。放出される温室効果ガスは、地球温暖化係数(GWP)に換算することで CO₂ 排出量に統一することができる。また、気温上昇によりヒトの健康に悪影響を及ぼす原因として、ReCiPe2016 では病気（栄養失調、マラリア、下痢）と洪水のリスクの増加であると定義している[55]。

以上より、GHGs 排出と化学物質の環境影響を定量的に比較するために、エンドポイントであるヒト健康影響に着目し、障害調整生存年（DALY）の共通評価指標を用いる。DALY の概念は、早期死亡により失われた命の年数と障害により失われた健康な寿命であり、命の年数を計算する時間ベースの尺度である[30,55]。つまり、何かの事象により人間に与えられる影響である DALY は小さければ小さいほど、実装する科学技術の悪影響は小さい事を意味する。

④ IPCC 2013 GWP 100a

ブレード廃棄物のリサイクルまたは廃棄の CO₂ 排出量の算定には、LCI データから排出される温室効果ガスを CO₂ に換算することができる IPCC 2013 GWP 100a[30]を用いて評価した。解析期間が 20、50、100 年と選択可能であるが[30]、本研究の解析期間は長いため 100 年を選択した。それぞれのリサイクルと処理プロセスをライフサイクルアセスメント(LCA)ソフトウェアである Simapro8[54]のモデルを用い、それぞれのリサイクルに対する温室効果ポテンシャル (GWP)[kgCO₂eq]を算定した。

2.4 将来シナリオ

本研究では、国立環境研究所や京都大学、みずほ R&T 等が 1990 年より開発しているアジア太平洋統合評価モデル（Asia-Pacific Integrated Model : AIM）により算出された、2050 年脱炭素社会を想定したシナリオ分析（以下、将来シナリオ）[14]を用いた。

本シナリオ分析におけるマクロフレームの推計においては、日本を対象とした逐次均衡型の応用一般

均衡モデル（AIM/CGE）[59]を用いられている。予め想定された経済見通しを達成するように、価格メカニズムによって 経済全体の相互関係を整合させつつ、経済活動を定量的に描写されている。推計された財・サービス 別の生産額をもとに、各部門の活動量を推計された。ここでは、推計を行う時代の経済状態が定量的に入力される。例えば、人口は社人研中位推計（2018 年では 126440 人、2050 年では 101923 人）、GDP は 2030 年までは内閣府成長実現ケース（GDP 成長率は 2020~2030 年で 1.7%/年）、2030 年以降は IPCC で用いられている社会シナリオのうち中庸シナリオ（SSP2）における日本の成長率（2031~2050 年で 0.5%/年）が適用されている。それらの前提を用いて、AIM/CGE[59]から部門別生産額などを推計し、さらに部門別の活動量を設定した。以下の表 1 に、用いられたマクロフレームの入力値 [14]を示す。

表 1 将来シナリオにおけるマクロフレームで将来見通しのため使用された値[14]

種類	将来の見通し			
人口	126,440 千人（2018）	⇒	101,923 千人（2050）	社人研見通し
世帯数	53,889 千世帯（2018）		47,241 千世帯（2050）	社人研見通しをもとに 40 年以降推計
GDP 成長率	2020～2030 1.7%/年		2031～2050 0.5%/年	2030 年まで 内閣府 成 長実現ケース 2030 年以 降 SSP2
粗鋼生産量	10,289 万トン（2018）		8,570 万トン（2050）	上記 GDP の想定をもと に AIM/CGE によって推 計された産業 構造より 推計
セメント生産量	6,023 万トン（2018）		6,039 万トン（2050）	
エチレン生産量	618 万トン（2018）		541 万トン（2050）	
紙板紙生産量	2,603 万トン（2018）		2,348 万トン（2050）	
機械製品生産量	100（2015）		141（2050）	同上、学校・病院につい ては人口構造などより推 計
業務床面積	1,903 百万 m ² （2018）		1,671 百万 m ² （2018）	
運輸旅客	1,459（2018）		1,179 10 億人 km（2050）	人口推移より推計
運輸貨物	411（2018）		419 10 億 tkm（2050）	上記 GDP の想定をもと に AIM/CGE によって推 計された産業 構造より 推計

また、エネルギー需要部門については、外生的に付与されたサービス量を満たすように、逐年での費用最小化の条件でエネルギー機器の選択を決定するロジックを有するモデル（AIM/Enduse）が用いられている。2050 年までの日本全体の部門別エネルギー種別に技術を積み上げ、エネルギー消費 量を推計した。ガス種については GHG 全体を対象としている。AIM/Enduse は、温室効果ガス排出量の軽減および地球大気汚染の抑制に関連する政策分析のための技術選択フレームワークであり、一次エネルギー及

びマテリアルの供給から二次エネルギーの転換と供給を通じた、エネルギーフローと経済部門をシミュレーションするモデルであり、2002 年に配布されたものである[60]。具体的には AIM/Enduse は、最終消費部門である運輸・家庭・業務他・産業部門での化石燃料、水素等の新燃料、電力の消費量から逆算して求めたエネルギー消費量から CO₂ 排出量を推計するモデルから構成されており、社会の需要側のエネルギー使用量の削減など想定することができる[14]。

シナリオ分析での手順としては、まず経済成長率や人口の想定を所与として、応用一般均衡モデル (AIM/CGE) [59]を用いて、将来におけるマクロフレームを設定する。続いて、エネルギー需要モデル (AIM/Enduse) により、将来のエネルギー需要量を推計する。その後、推計した年間電力需要量を 1 時間毎の地域別需要量に展開し、同時同量制約や地域間連系線制約を考慮できる費用最適化型電源モデルで発電設備構成及び供給構成を推計する。その結果をエネルギー需要モデルにフィードバックし、日本の全体のエネルギー需給量、CO₂ 排出量を算定するものである[14]。

本シナリオ分析では、省エネ、再エネ、電化など脱炭素技術の普及によって、ネットゼロ排出を実現する「技術」シナリオと、脱炭素技術の普及に加えて、デジタル化・サーキュラーエコノミーの進展などを前提とする「技術＋社会変容」シナリオが検討され、将来の排出量が算出された。「社会変容」シナリオは、IPCC 1.5°C 特別報告書[51,61]において採用された Low Energy Demand (LED) シナリオが参考にされた[14]。LED シナリオは、社会変化に伴いエネルギーシステムの脱炭素化が誘引されることを前提としたシナリオである[61]。本分析では、このシナリオのうち、マテリアルや移動・輸送の効率向上・需要低減が社会変容シナリオとして織り込まれている[14]。

ネガティブエミッション技術の開発・普及など、技術的・社会的制約・不確実性があるため、本研究では、脱炭素社会の実現性をより高めることができる「技術＋社会変容」シナリオ（以下、AIM シナリオとする）[14]に着目し、将来シナリオとした。本分析において、再生可能エネルギー、特に太陽光発電や陸上風力発電、洋上風力発電は、環境省が算出している導入可能量が制約条件として設けられている。そのため、実際の導入も想定された、現実離れしていない分析結果である[14]。

図 3 より、AIM シナリオの発電電力量に占める脱炭素電源の割合は、2050 年には 100%に達している（ガス＋CCS が net zero の場合）。発電電力量に占める再生可能エネルギー発電（水力発電、太陽光発電、地熱、風力発電、バイオマス火力）の割合は、2050 年に 73~76%に達している。特に、太陽光、風力の発電割合は大きく、2050 年に太陽光は 405 TWh、陸上風力は 133 TWh、洋上風力は 276 TWh となる試算である[14]。

本研究では、AIM シナリオの 2050 年発電部門の発電電力量[14]を用い、将来シナリオとした。本研究では、導入された太陽光発電と風力発電の設備が廃棄されるまでの長期的な視点で分析を行うため、解析期間を 2100 年までとした。2023~2050 年にかけて増加する発電電力量は、線形で増加すると仮定した。また、2050 年に AIM シナリオの推計値を迎え、2050~2100 年以後の発電電力量の推移は、GDP 成長率に比例すると仮定し、本シナリオでも用いられた GDP 成長率（0.5%/年）[14]を適用した。本研究での 2100 年までの総発電量の推移を、図 3 に示す。

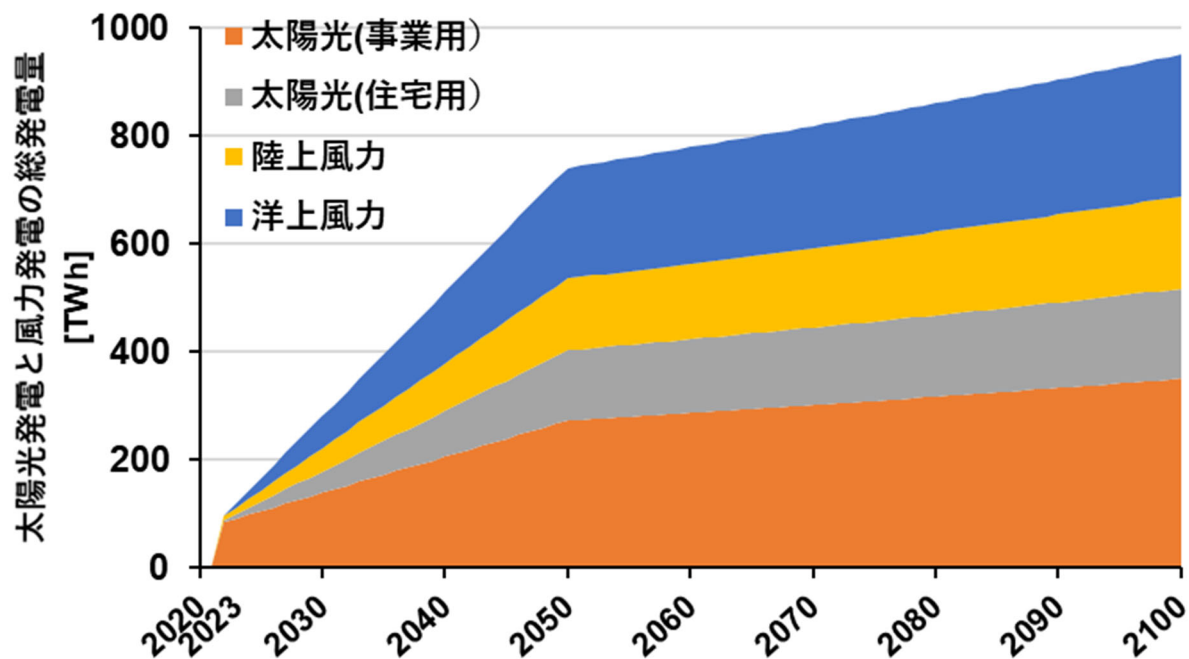


図 3 AIM scenario で想定された太陽光発電と風力発電の発電電力量[14]

2.5 太陽光発電のライフサイクルリスク分析

2.5.1 2022 年までの太陽光発電設備の既存設備データ

現在、著者が追跡できる限りの、日本に導入された太陽光発電と風力発電の設備データを示す。

太陽光発電は、International Energy Agency (IEA) によると 1992 年より太陽光発電の導入が確認されており、データは「Stand-alone domestic (独立系住宅型)」「Stand-alone nondomestic (独立系非住宅)」「Grid-connected distributed (系統連系分散型)」「Grid-connected centralized (系統連系集中型)」の 4 つに分類されている[62]。独立系や系統連系は、日本の送電網（グリッド）に接続され、発電した電力の市場取引が行われるか否かの区別である[62]。本研究では、事業用と住宅用に区分するため、「Grid-connected distributed (系統連系分散型)」に着目した。2010 年時点では、系統連系分散型の 89.5%は住宅用であること[63]から、IEA による 1992~2011 年の日本の太陽光発電設備データについても、同様の割合が出来ると仮定した。2012~2016 年のデータ (IEA) [62]は、系統連系の分散型と集中型の区分がなくなったことから、本研究では使用されていない。2012~2022 年の太陽光発電設備データは、資源エネルギー庁の FIT・FIP 制度情報公開サイト[64]から引用した。2012 年より施行された固定買取価格 (FIT) 制度により、日本には大量に太陽光発電が導入された[13,64]。本研究では、導入量の「新規認定分」と「移行認定分」の和を導入容量とした。新規認定分とは、本制度開始後に新たに認定を受けた設備である[64]。移行認定分とは、再エネ特措法（以下、「法」という。）施行規則第 2 条に規定されている、法の施行の日において既に発電を開始していた設備、もしくは、法附則第 6 条第 1 項に定める特例太陽光発電設備（太陽光発電の余剰電力買取制度の下で買取対象となっていた設備）であって、本制度開始後に本制度へ移行した設備を指す[64]。以下の図 4 に、1992~2022 年に導入された住宅用と事業用の太陽光発電の設備データを示す。

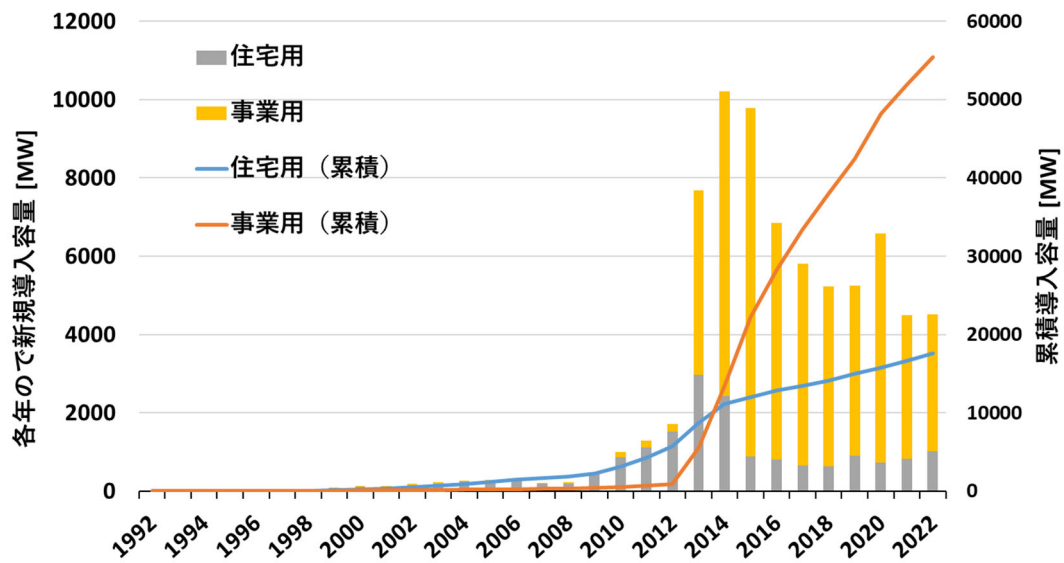


図 4 1992~2022 年における太陽光発電の導入容量（住宅用・事業用）[62-64]

2.5.2 太陽光発電の導入・廃止容量の計算モデル

2.4 節の AIM シナリオをもとに、2100 年までの太陽光発電設備の導入容量と廃止容量を推計した。また太陽光発電は、発電容量が 10 kW 以上のものは事業用、10 kW 未満の設備は住宅用とした。AIM シナリオから分かる各年の総発電量 $\sum_p E_{tp}$ から、各年での太陽光発電の導入容量と廃止容量を求めるための式の関係図を、図 5 に示す。

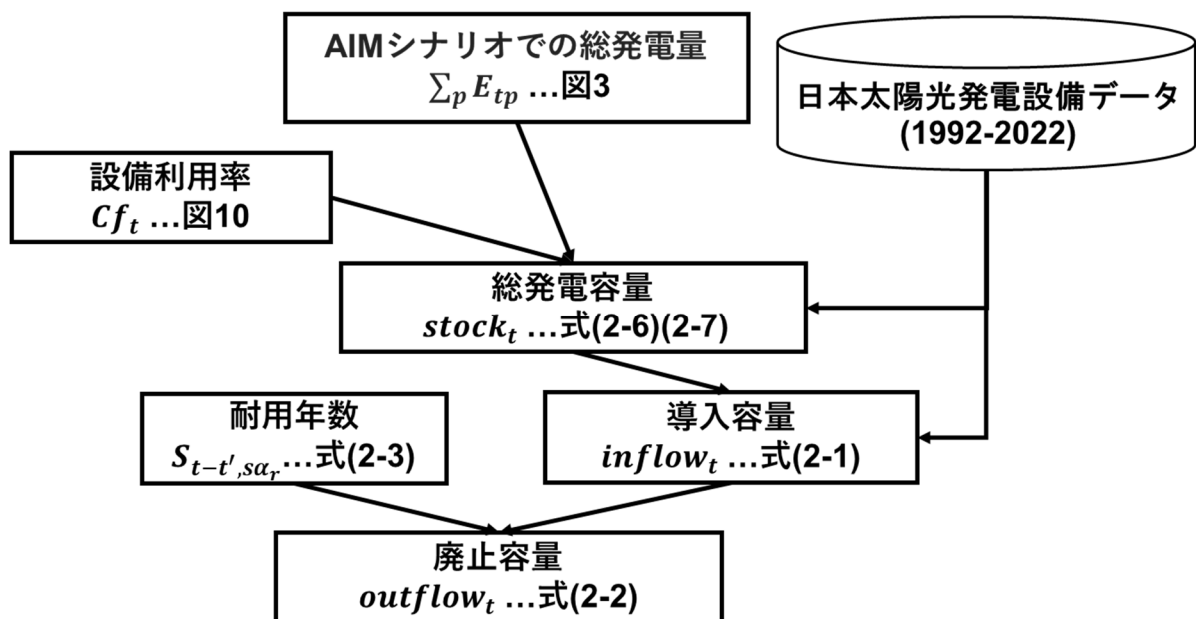


図 5 太陽光発電の導入容量と廃止容量の推計に必要な計算式のモデル図

AIM シナリオの総発電量 ($\sum_p E_{tp}$) と太陽光発電の設備利用率 (Cf_t) から、 t 年での総発電容量 ($stock_t$) を算出した。 t 年での総発電容量 ($stock_t$) と $t-1$ 年の総発電容量 ($stock_{t-1}$) から、 t 年での導入容量 ($inflow_t$) が算出された。また t 年での導入容量 ($inflow_t$) と耐用年数 ($S_{t-t',sa}$) から、 t 年での廃止容量 ($outflow_t$) が算出された。以下に、それぞれの詳細を示す。

2100 年までの太陽光発電の導入容量と廃止容量は、以下のストックフローモデルの式(2-1)、(2-2)[65] から算出した。

$$inflow_t = stock_t - stock_{t-1} + outflow_t \quad (2-1)$$

$$outflow_t = \sum_{t'=t-1}^{t'=t-1} inflow_{t'} \cdot (1 - S_{t-t',sa_r}) \quad (2-2)$$

ここで、 $inflow_t$ は t 年での導入容量、 $stock_t$ は t 年での総発電容量、 $outflow_t$ は t 年での廃止容量、 S_{t-t',sa_r} は経過年数 $t-t'$ 年での太陽光発電の種類 s (事業用、住宅用) の形状パラメータ α_c での耐用年数を表す。

式(1)における t 年の導入容量は、「 t 年での設備の新設分」と「廃止設備の交換分」の和を意味している。式(2)の S_{t-t',sa_r} に式(3)を代入し、過去導入された設備と設定した太陽光発電設備の耐用年数により廃止容量を求めた。以下の式(2-3)に耐用年数を示す。

$$S_{t-t',sa_r} = \begin{cases} W_{t-t',\alpha_c} + FITrate & (s = ground) \\ ED_{t-t',\alpha_c} \cdot r_{ED} + Damage_{t-t'} \cdot r_D + Econo_{t-t'} \cdot r_E & (s = roof) \end{cases} \quad (2-3)$$

ここで、 W_{t-t',α_c} は $t-t'$ 年での形状パラメータ α_c の廃止確率 (ワイブル分布)、 $FITrate$ は FIT 制度による廃止確率、 ED_{t-t',α_c} は $t-t'$ 年での形状パラメータ α_c における太陽光発電の経年劣化に伴う出力低下での廃止確率、 $Damage_{t-t'}$ は $t-t'$ 年での損傷及び技術的故障による廃止確率、 $Econo_{t-t'}$ は $t-t'$ 年での経済的理由による廃止確率、 r_{ED} , r_D , r_E はそれぞれ重みづけ係数を表す。

耐用年数 S_{t-t',sa_r} は、太陽光発電の種類 s (事業用: $s = ground$ 、住宅用: $s = roof$) 別に設定を行った。 W_{t-t',α_c} は国際再生可能エネルギー機関 (IRENA) と国際エネルギー機関太陽光発電システムプログラム (IEA-PVPS) が太陽光発電の耐用年数をモデル化したもの[19]である。 W_{t-t',α_c} はワイブル分布であり、耐用年数が終了する 2 つの原因である初期故障とシステム劣化が考慮されている[19]。また、製品や設備の耐用年数を迎える時期を調整するパラメータである形状パラメータ α_c は 2 つ設定された (5.3759、2.4928) [19]。それぞれの形状パラメータは、通常損失ケース (α_r , $c = r$) が 5.3759、早期損失ケース (α_e , $c = e$) が 2.4928 である[19]。以下の式に、ワイブル分布の耐用年数を示す。また、各形状パラメータ α_c でのワイブル分布 (W_{t-t',α_c}) を式(2-4)、図 6 に示す。

$$W_{t-t',\alpha_c} = \frac{\alpha_c}{\mu^{\alpha_c}} (t-t')^{(\alpha_c-1)} e^{-\left(\frac{t-t'}{\mu}\right)^{\alpha_c}} \quad (2-4)$$

ここで、 μ は平均耐用年数、 α_c は形状パラメータ ($c = r, e$) を表す。

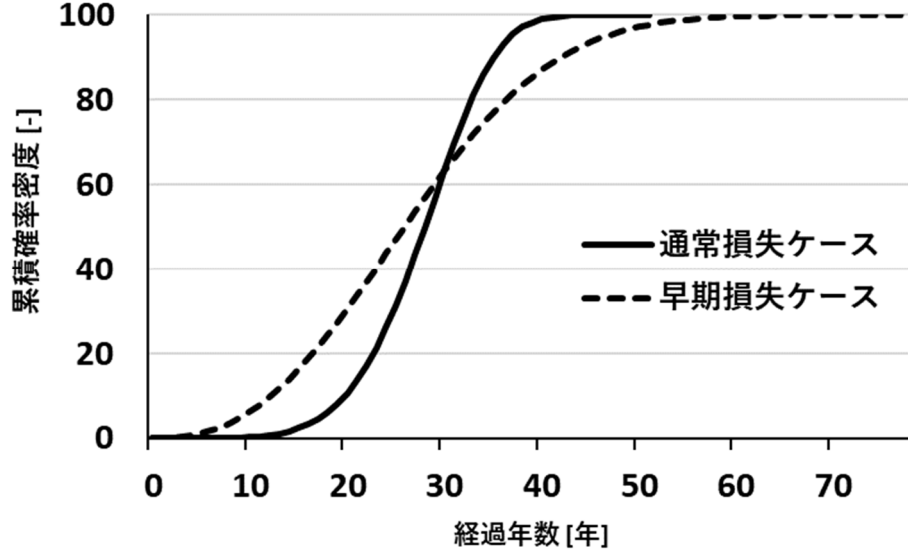


図 6 各形状パラメータ α_r でのワイブル分布 (W_{ta}) (累積) [19]

また、*FITrate*は、FIT 制度による固定買取期間が終了した設備が廃止される確率である。三菱総合研究所が行った太陽光パネルの廃棄量の推計を行った資料[66]では、*FITrate*は 0.5~0.8 が設定されている。しかし、この推計[66]が行われた年は 2018 年であり、FIT 制度による買取期間が終了した設備数はまだ少ない時期である。現在、日本では FIT 制度を通して導入された設備も、買取期間が終了してもその設備を活用する取り組みが行われている[67]。特に、住宅用の太陽光発電設備は、卒 FIT に伴い売電ではなく電力の自家消費型へ移行し、エコキュートや蓄電池と組み合わせたエネルギーシステム構築が可能である[68]。また、2012 年に FIT 制度が開始してから買取価格が減少していることから[69]、FIT 制度による導入社の便益は減少している。そこで本研究では、*FITrate*は 0.2 と設定した。本研究では時系列変化は考慮されていない。また、平均耐用年数 μ は 30 年である。以下の図 7 に、事業用の太陽光発電設備の耐用年数 $S_{t-t',s\alpha_r}$ ($s = ground$)を示す。

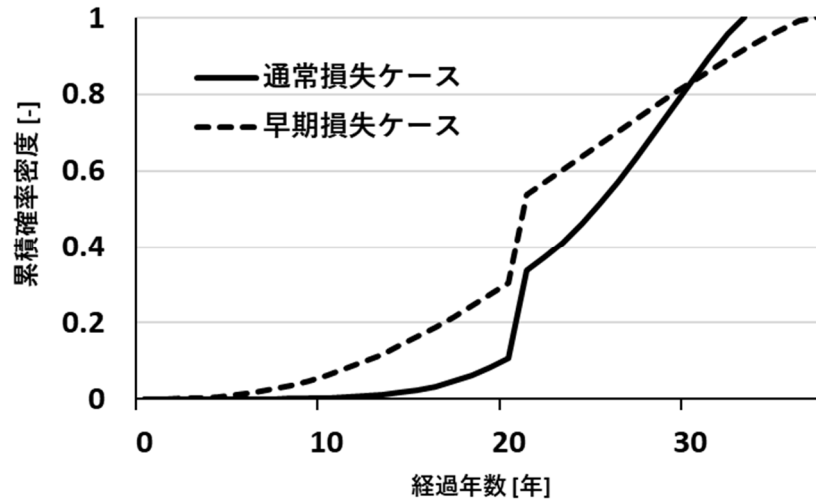


図 7 形状パラメータ α_r ごとの事業用太陽光発電設備の耐用年数 $S_{t-t',s\alpha_r}$ ($s = ground$) (累積確率密度)

また、式(2-3) ($S_{t-t',s\alpha_r}$) において住宅用の場合は、先行研究[17]を参考に 3 つの確率が重みづけにより考慮した。先行研究[17]はオーストラリアを参考としており、オーストラリアの太陽光発電設備は約 50%が住宅用であるため、一般的なワイブル分布よりも住宅用の太陽光発電の耐用年数を反映している可能性がある。そこで本研究では、IRENA と IEA-PVPS が開発したワイブル分布 W_{t-t',α_c} (式(2-4)) [19]を踏襲しつつも、同様に住宅用太陽光発電の耐用年数を設定した。以下に式(2-3)の 3 つの項の詳細を示す。

まず、第一項目の ED_{t-t',α_c} は、太陽光発電の経年劣化に伴う出力低下での廃止確率[17]を表す。太陽光発電設備は、全モジュールタイプ (1920 個のサンプル) での分析により年平均 0.8%の劣化率していくことが分かっている[70]。また、三菱総合研究所の調査[66]では、出力低下に伴う廃止確率は、初期容量比 τ (例えば、0 年目を 1 として 10 年目では 0.92) を正規分布で設定したある値を下回ると排出される確率と仮定されており[66]、本研究でもそのように設定した。ここでの正規分布の標準偏差 σ は 0.05 であり、平均値 θ は 0.5 である[66,70]。この正規分布と IRENA と IEA-PVPS によるワイブル分布 W_{t-t',α_c} [19]をそれぞれ 5/11、6/11 で重みづけ[17]、出力低下に伴う廃止確率 ED_{t-t',α_c} とした。以下の式(2-5)と図 8 に、第一項目の ED_{t-t',α_c} を示す。

$$ED_{t-t',\alpha_c} = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{\tau-\theta}{\sigma}\right)^2} \cdot \frac{5}{11} + W_{t-t',\alpha_c} \cdot \frac{6}{11} \quad (2-5)$$

ここで、 ED_{t-t',α_c} は太陽光発電の経年劣化に伴う出力低下での廃止確率、 τ は初期容量比、 σ は正規分布の標準偏差、 θ は平均値を表す。

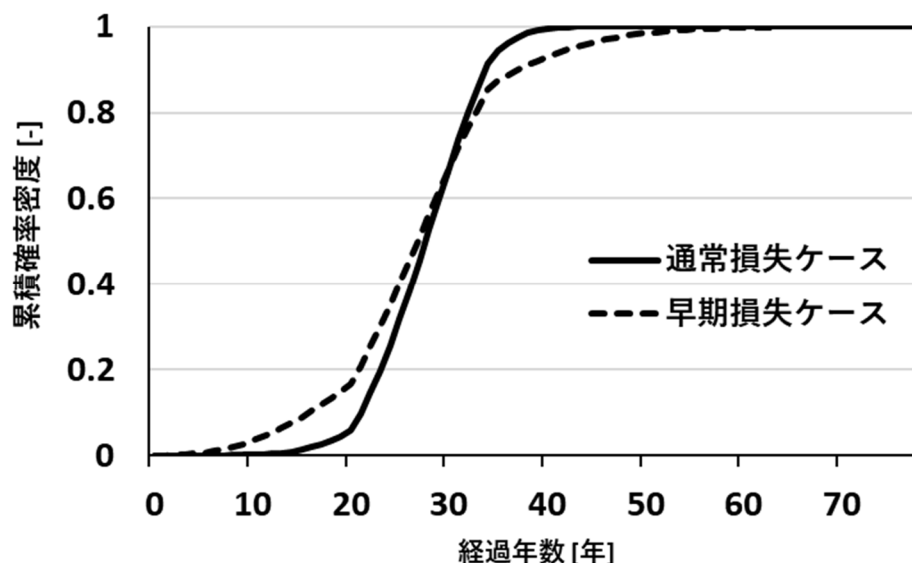


図 8 太陽光発電の経年劣化に伴う出力低下での廃止確率 (ED_{t-t',α_c}) (累積確率密度)

また式(2-3)の第二項目である $Damage_{t-t'}$ は、損傷及び技術的故障による廃止確率を表す[17]。太陽光発電パネルは、損傷や技術的故障により、平均耐用年数 25～30 年に達する前に廃棄物になる可能性がある[17,19]。早期損失の理由には、太陽光発電設備の輸送中や設置中の損傷、電気システムの故障、コンポーネントの劣化や腐食などが含まれる[17,19]。本研究では、損傷や技術的故障による廃止措置をモデル化するために、IRENA と IEA-PVPS で考慮された初期損失仮定[19]を使用した。これらの廃止確率を 100%の累積密度関数に拡大することで、他の項の廃止確率と重みづけした。本研究で考慮された初期損失仮定を以下の表 2 に示す。

表 2 損傷や技術的故障由来の初期損失仮定[17,19]

経過年数 $t - t'$ [年]	廃止確率 [%]	拡大された廃止確率 [%]
0	0.5	7
1	0.5	7
10	2	29
15	4	57

最後に、第三項の $Econo_{t-t'}$ は、経済的理由による廃止確率を示す。太陽光発電設備は、特に小規模市場では経済的動機がパネル交換の主な推進要因となっている[17]。アメリカにおけるモジュール寿命の経済分析では、設置価格、モジュール効率、保証率を考慮し、新しい市場のオファーがプラスの正味現在価値になった場合に顧客が交換すると仮定し、住宅用パネルの経済的交換可能性について 8 つのシナリオ感度分析が実施された[71,72]。ここでの補償率とは、太陽光発電に対して消費者が保証される率を表す[17]。また、モジュールのコストと効率の改善を考慮して、住宅用、商業用、および事業規模のシステムの初期劣化率に基づいた均等化電力コストの最適化についても分析された[72]。太陽光発電設備の

劣化が1%を超える場合、住宅用太陽光発電設備は10年で早めに交換される必要がある[72]。本研究では、先行研究[17]と同様に、2つの研究[71,72]より算出された経済的な動機による廃止確率を重みづけにより、 $Econo_{t-t'}$ を算定した。以下に、2つの研究[71,72]で考慮された廃止確率とそのタイミング、重みづけ係数について表3に示す。

表3 経済的理由による廃止確率を構成する2つの廃止確率と重みづけ係数[17,71,72]

ソース	経過年数 $t - t'$ [年]	廃止確率 [%]	重みづけ係数 [-]
Duran et al. [71]	5	12.5	$\frac{1}{2}$
	7	12.5	
	10	12.5	
	11	12.5	
	12	12.5	
	13	12.5	
	18	12.5	
	19	12.5	
Jean et al. [72]	10	12	$\frac{1}{2}$
	15	88	$\frac{1}{2}$

以上、本研究で示した3つの項をそれぞれ、 r_{ED} と r_D と r_E の重みづけ係数により、住宅用太陽光発電設備の耐用年数($S_{t-t',s\alpha_r}$, $s = roof$)を設定した。 r_{ED} と r_D と r_E はそれぞれ、0.465、0.07、0.465を表す[17]。以上より、設定された2つの形状パラメータ α をもとに3つの項から、設定された2つの住宅用太陽光発電設備の耐用年数 $S_{t-t',s\alpha_r}$ ($s = roof$)を以下の図9に示す。

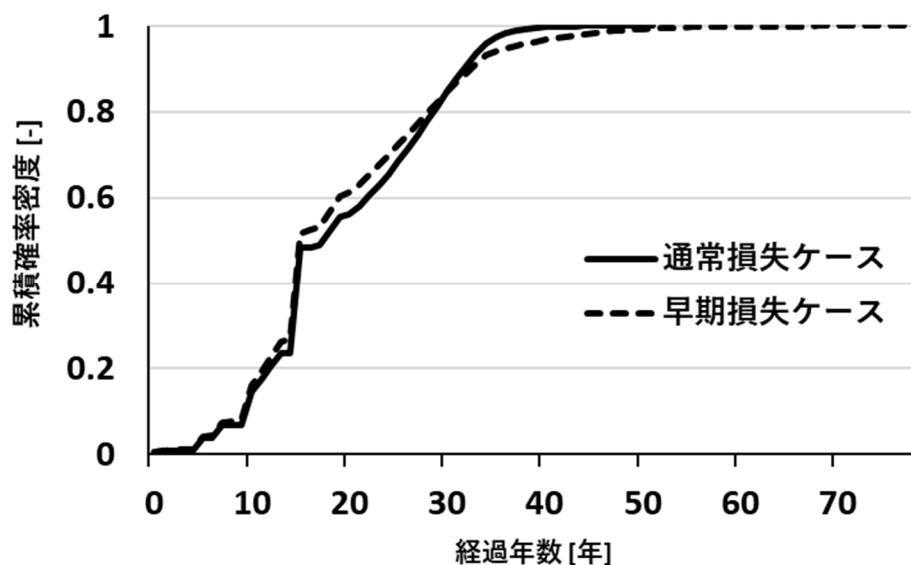


図9 形状パラメータ α ごとの住宅用太陽光発電設備の耐用年数 $S_{t-t',s\alpha_r}$ ($s = roof$) (累積確率密度)

以上より、図 7 と図 9 の $S_{t-t',s\alpha_r}$ ($s = ground, roof$) が、本研究における太陽光発電設備の耐用年数と設定された。

また、式(2-1)における、 t 年における総発電容量である $stock_t$ は、図 3 の AIM シナリオ[14]から算出された。 $stock_t$ は、 $\sum_p c_{tp}$ であり、AIM シナリオに基づき式(2-6)、(2-7)により算出された。 t 年での総発電容量 ($\sum_p c_{tp}$) は、 t 年の設備利用率 (Cf_t) と年間運転時間 (T)、AIM シナリオの発電量($\sum_p E_{tp}$) (図 3) から算出することができる (式(2-7))。

$$stock_t = \sum_p c_{tp} \quad (2-6)$$

$$= \frac{\sum_p E_{tp} \times 100}{T \times Cf_t} \quad (2-7)$$

ここで、 C_{tp} は t 年での風力発電所 p の発電容量 (MW)、 E_{tp} は t 年での風力発電所 p の発電量 (MWh)、 T は年間稼働時間 (365 日×24 時間 = 8760 時間) を表す。

また、太陽光発電の t 年の設備利用率 (Cf_t) は、先行研究[73,74]を参考にして設定した。太陽光発電設備の市場では、結晶シリコン型(単結晶、多結晶)が約 95%を占めており、主にテルル化カドミウム (CdTe) 型やセレン化銅インジウムガリウム (CIGS) 型などの薄膜型が約 5%となっている[75]。結晶シリコン (c-Si) 型は、設備利用率は 2050 年にかけて指数関数的な減衰関数から計算される[73]。日本の太陽光発電の導入は進んでおり、結晶シリコン型が主流であることから、本研究でもこのデータ[73,74]を適用した。2050 年以降は 2050 年の数値で一定に推移すると仮定している。また、設備利用率は事業用と住宅用で同様のものであると仮定した。以下の図 10 に、本研究で用いた設備利用率を示す。

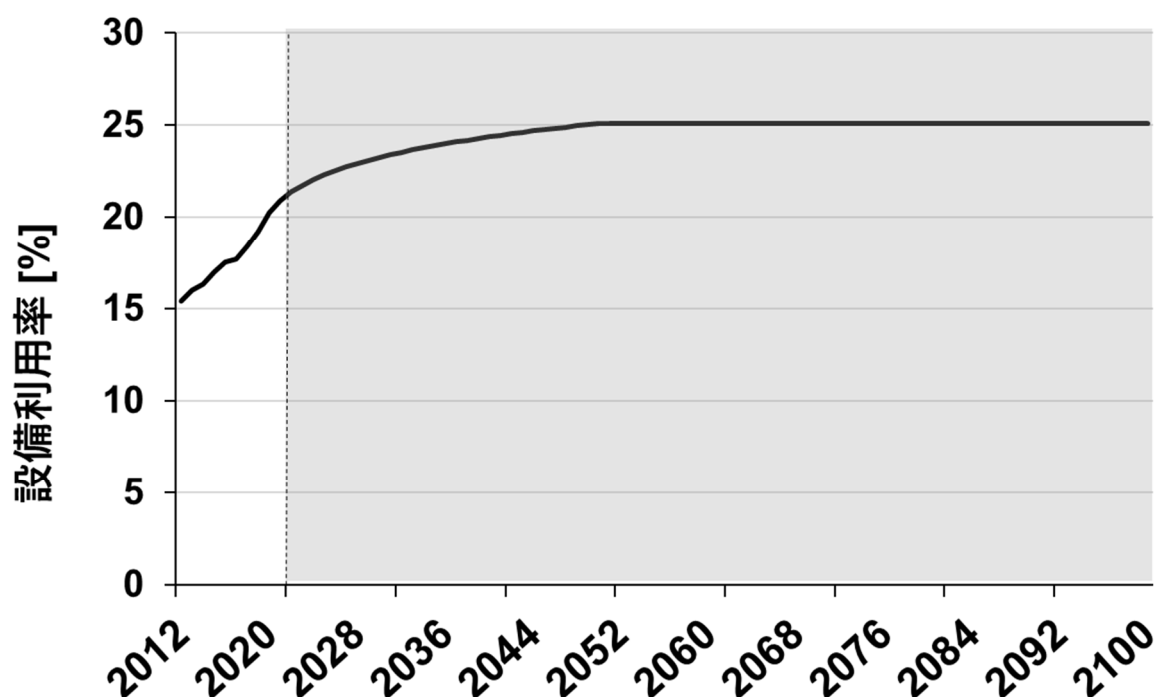


図 10 本研究で用いた設備利用率 Cf_t [73,74] (灰色で示した部分推計値)

2.5.3 太陽光発電の LCA 手法によるライフサイクルリスク算出モデル

上記の 2.5.2 節で算出された、太陽光発電の新規導入容量 ($inflow_t$) と廃止容量 ($outflow_t$)、また発電容量 ($stock_t$) から、太陽光発電のライフサイクルにおけるリスクを算出した。本節で求めるリスク値は、発電容量 (1kW) または発電量 (1kWh) を機能単位としたリスク値である。ライフサイクルでのリスクのうち、本研究では温室効果ガス排出での気候変動リスクと、排出物質によるリスクに着目した。太陽光発電設備は、気候変動問題緩和のために大量導入しているが、将来的に大量に廃棄されることが危惧されているためである[15,16,22–24,31,76]。

まず、本研究で導入されると設定した半導体種別の太陽光発電設備について述べる。本研究では、導入される太陽光発電の半導体種別にリスク算定を行った。本研究では、導入された太陽光発電設備の種類について、時系列変化することが設定された。2021 年時点では、単結晶シリコン型も発電設備が市場シェアの 82.3%、多結晶シリコン型が 12.8% 占めており、そのため結晶シリコン型が市場シェアの 95.1% を占めている[75]。1992 年からのデータを見ると、結晶シリコン型 (単結晶 Si + 多結晶 Si) が大きなシェアを継続して占めているが、単結晶 Si 型が市場シェアを伸ばしているのは 2015 年頃からになる[75]。これは、2015 年頃から単結晶 Si 型の市場価格が劇的に下落したためである[73]。薄膜型であるアモルファス (a-Si) 型、テルル化カドミウム (CdTe) 型、セレン化銅インジウムガリウム (CIGS) 型は 2021 年時点で市場シェアの 4.9% ほどであるが[73]、パネルでの電力変換効率が伸び悩み、結晶シリコン型とのコスト競争によりアモルファス型と CIGS 型はメーカー各社が相次ぎ事業撤退し、減少傾向にある[77]。CdTe 型は米・First Solar 社の 1 社の生産能力に左右されており[77]、現在市場としての伸びは厳しい状態にあると考えられる。また、歴史的に単結晶 Si 型が住宅用の用途として導入されているのに対し、多

結晶 Si 型は事業用として導入されていることが報告されている[73]。ただし、単結晶 Si 型の市場価格下落も踏まえ、事業用としてスケールされることもできると考えられる。以上の太陽光発電設備の現状から、市場シェアを伸ばすことは難しいと考えられるため、2022～2100 年の太陽光パネルの半導体種類別の市場シェアは 2021 年から一定で推移すると仮定した。以下に、本研究で適用された太陽光パネルのタイプ別の市場シェアを図 11 に示す。

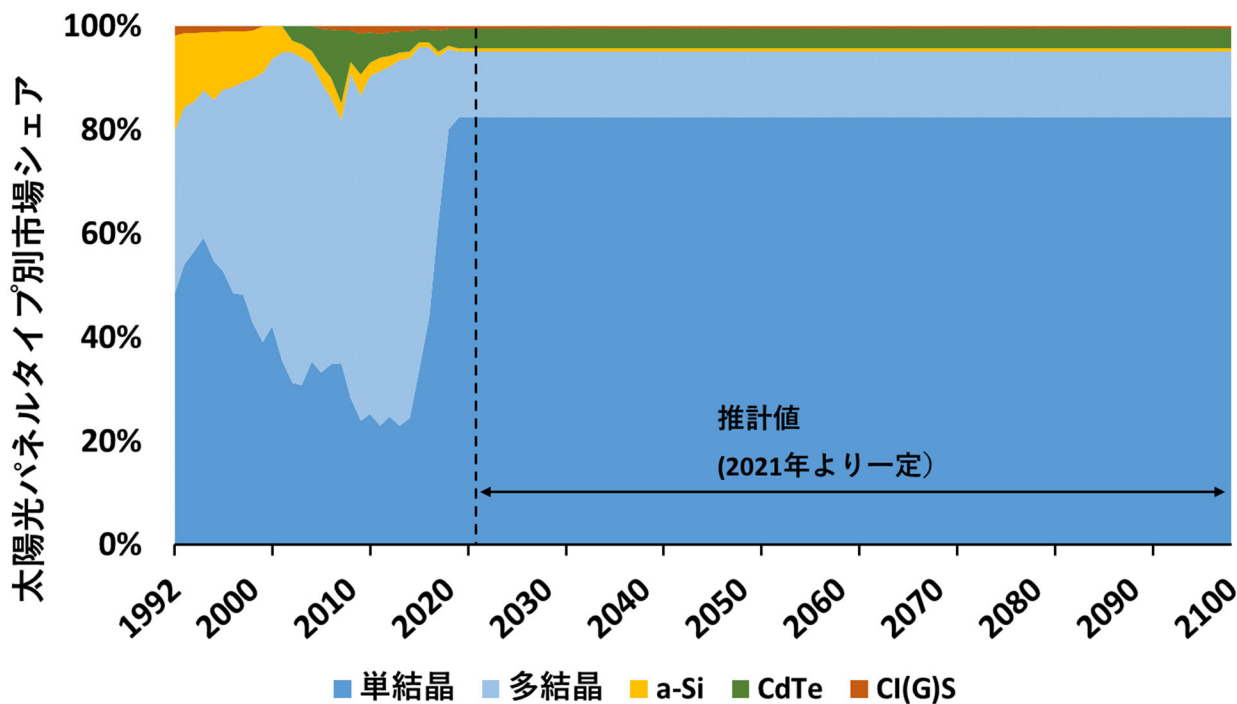


図 11 2100 年までの太陽光パネルのタイプ別の市場シェア[75]

ただし、2021 年以降の一定仮定条件は、将来の太陽光発電市場の変化に大きく左右を受けるものであり、より精緻な結果を得るために、今後の太陽光発電市場の発展を考量する必要性がある。

また、本研究では各ライフサイクル（製造過程、輸送過程、O&M 過程、End-of-life 過程）において、排出される温室効果ガス（GHG）と排出物質によるリスクに焦点を当て、算出した。その際、ライフサイクルインベントリー（Life Cycle Inventory : LCI）データである Ecoinvent3[29]を用いた。ライフサイクル分析を行う際、製造過程では新規導入容量 ($inflow_t$) に対して太陽光発電設備の発電容量（定格容量）あたりのリスク値をかけた。End-of-life 過程も同様に、廃止容量 ($outflow_t$) に対して太陽光発電設備の発電容量（定格容量）あたりのリスク値をかけた。O&M 過程もまた同様に、発電容量 ($stock_t$) に対して太陽光発電設備の発電容量（定格容量）あたりのリスク値をかけた。輸送過程は、他のライフサイクル過程とともに計算された。本研究における太陽光発電設備のシステムバウンダリーとリスク算出モデルの概要を、以下の図 12 に示す。

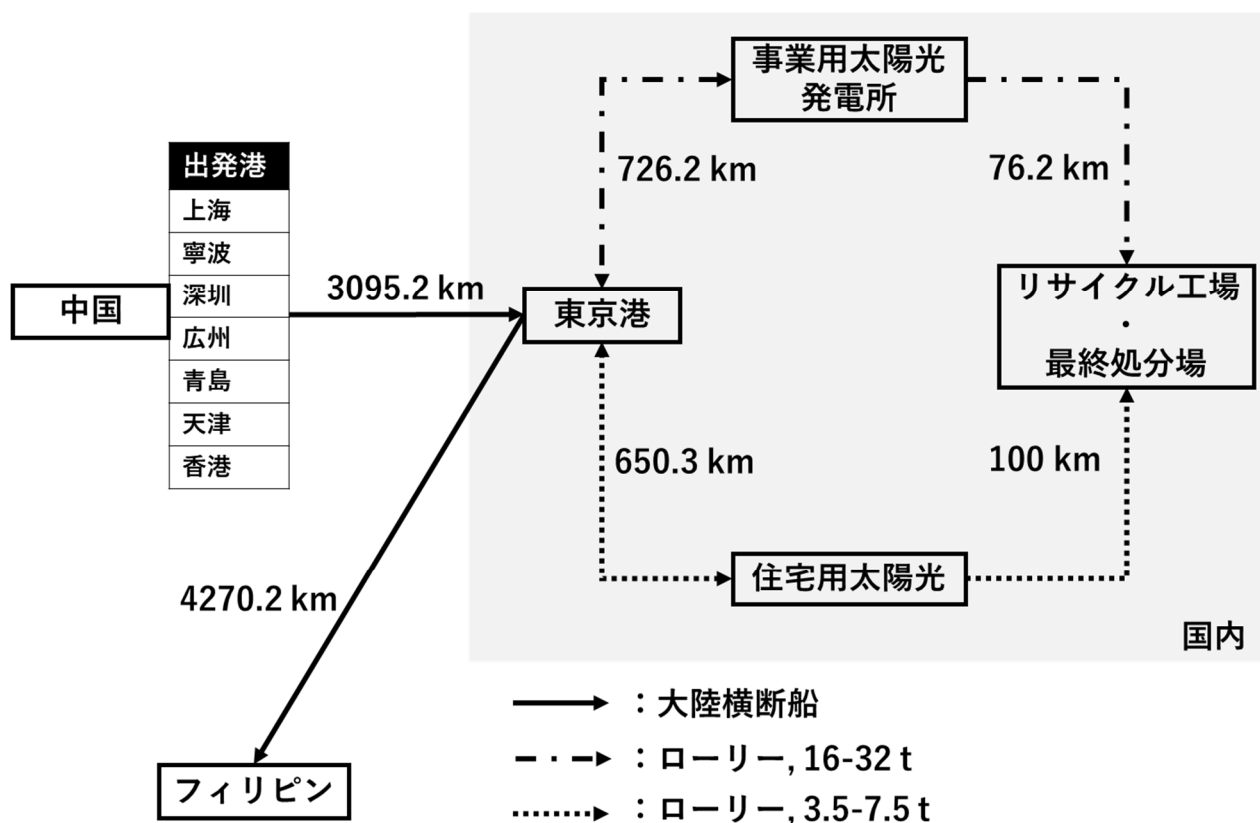


図 12 太陽光発電設備のシステムバウンダリーとリスク算出モデルの概要

まず、太陽光発電の製造過程の設定条件を述べる。太陽光発電設備のサプライチェーンにおいて国別の市場シェアは 2020 年では中国がすべてで 70%以上を占めており、サプライチェーンの上流（素材単位）から順に、金属シリコンは 72%、ポリシリコンは 76%、結晶シリコン・ウエハは 98%、太陽電池セルは 78%、太陽電池モジュールは 70%であった[77]。そのため、本研究では、導入される太陽光発電設備は中国で製造されることを想定した。

次に O&M 過程であるが、中国より導入された発電設備は日本において使用されることが想定された。

また、Endo-of-life 過程では、本研究ではリユースとリサイクル、廃棄が想定された。日本で使用された耐用個発電設備は、77%がリユースされており、特に東南アジア圏への輸出が示唆されている[78]。海外へリユースされた在庫を管理することは非常に困難であるが、少なくとも東南アジア圏への輸出が確認されている[21]。そこで、本研究では太陽光発電設備の種類に依らず 77%の設備が海外リユースされることを想定した。また、海外リユース先は比較的発展途上国であることを想定し、リユースされた設備は、海外にて廃棄、埋め立てされることを設定した。残りの 23%の太陽光発電設備は、日本国内でリサイクルもしくは廃棄されることを想定した。市場シェアの大きい結晶シリコン型は、現在欧州を始めとしたさまざまな国でリサイクルが促進されている[19,24-26,76,79]。そこで、本研究では、結晶シリコン型は適切にリサイクルされるものであると仮定した。CdTe に関しても、含有物質のカドミウムの有害性が着目され、リサイクル手法が言及されている[27,80]ため、本研究では適切にリサイクルされるもの

とした。ただし、a-Si 型と CIGS 型は市場シェアが小さく導入量が非常に小さいことから[75]、リサイクルプロセスの基盤を整えることが困難であると推定し、埋め立て廃棄されるとした。以下の表 4 に、本研究で太陽光発電設備の半導体種類別に適用されたリサイクルまたは廃棄手法の割合を示す。

表 4 太陽光発電設備の半導体種類別に適用されたリサイクルまたは廃棄手法の割合

処分処方	半導体種	割合 [%]	説明
海外リユース	単結晶 Si 型	77.0 [21]	リユース先の国の最終処分場で埋立
	多結晶 Si 型		
	CdTe 型		
	CI(G)S 型		
	a-Si 型		
国内リサイクル	単結晶 Si 型	23.0 [21]	リサイクル工場で機械的処理 [81]
	多結晶 Si 型		リサイクル工場で機械的処理 [81]
	CdTe 型		リサイクル工場で化学的処理
	CI(G)S 型		最終処分場で埋立
	a-Si 型		最終処分場で埋立

また、以下の図 13 に、結晶シリコン型と CdTe 型の太陽光発電設備のリサイクルフロー[81,82]を示す。

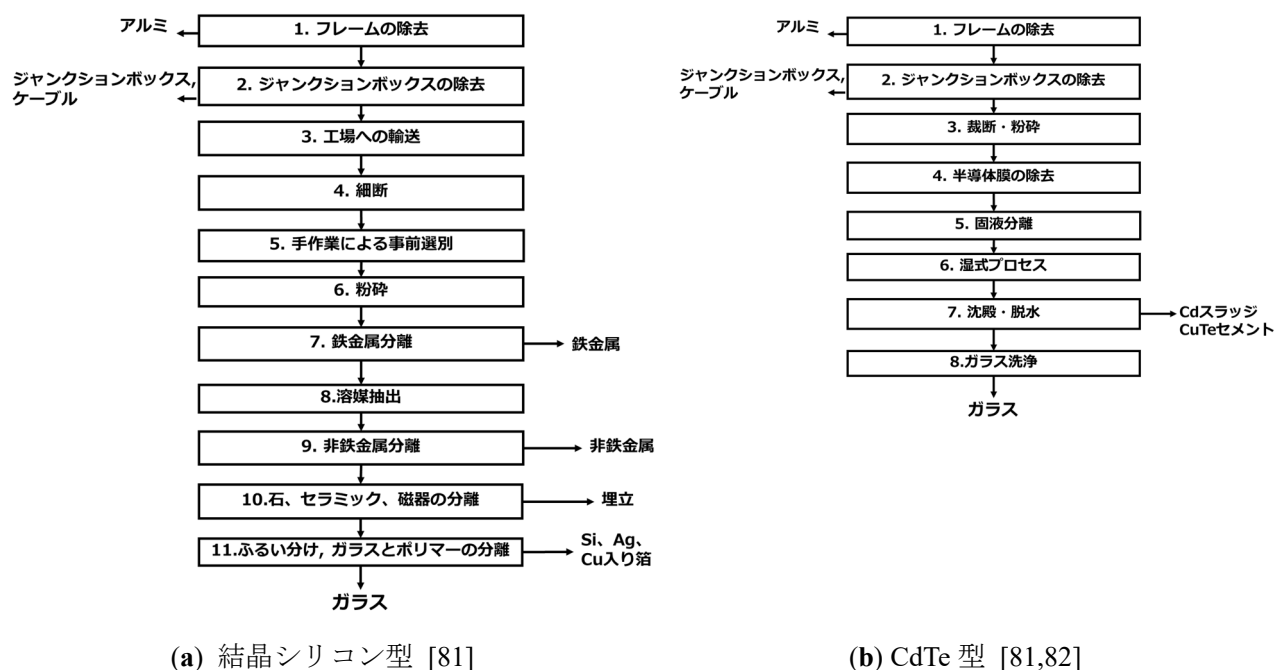


図 13 結晶シリコン型と CdTe 型の太陽光発電設備のリサイクルフロー

図 13 の(a)は、結晶シリコン型の太陽光発電設備のリサイクルフローである。このリサイクルプロセ

スでは、ベルギーの Maltha リサイクル工場のプロセスフローを参考にしている[81]。太陽光発電協会が公開している日本の太陽光発電設備の処理業者[83]のプロセスフローに関しても、機械的リサイクルを採用している業者が多いため、本研究でもこのリサイクルフローに基づく LCI データが適用された。結晶シリコン型の太陽光発電設備は、メカニカルリサイクルにより機械的に処理される。メカニカルリサイクルのプロセス中に、補助材料は必要とされない[81]。また、プラスチック材料部分 (0.173 kg/kg) は、地方自治体の焼却場で焼却処分される。図 13 の(a)のように、アルミフレーム、ジャンクションボックス、ケーブル、鉄及び非鉄金属、ガラスを回収するために靴化の工程で機械的に処理される[81]。

また、図 13 の(b)は、CdTe 型の太陽光発電設備のリサイクルプロセスのフローを示している。リサイクル施設では、ジャンクションボックスが取り外され、太陽光モジュールが祭壇・粉碎される[81,82]。その後、科学的プロセスで半導体膜が除去され、固液分離のために溶解される[81,82]。カドミウムスラッジとテルル化銅セメントからなる未精錬の半導体材料は、沈殿・脱水後に回収される[81,82]。この湿式プロセスでは、過酸化水素、水酸化ナトリウム、硫酸、脱イオン水などの化学薬品が必要で、大気や水へのカドミウムの排出が制御されている[81,82]。未精錬のテルル化カドミウム半導体の収率は 0.0037 kg/kg である[81,82]。さらに、CdTe 型太陽光発電モジュールのリサイクルからは、バルク材料のガラスカレットと銅が回収される。総電力需要は 0.265 kWh/kg である[81]。少量の廃プラスチック (0.037 kg/kg) と不活性ガラス廃棄物 (0.008 k/kg) はそれぞれ都市ごみ焼却場と不活性物質埋立地に廃棄されている[81]。

次に、輸送過程である。製造過程ののちに中国から海上船舶輸送により日本に輸入されることを想定した。中国からの出荷港は、世界コンテナ取扱量の上位 10 位に入る 7 港（上海、寧波、深圳、広州、青島、天津、香港）[84]とし、輸入先は日本の海外輸入量が最も多い東京港[85]を輸入先とした。中国から日本への輸送距離は、ports.com[86]によって算出した結果、平均輸送距離は 3095.2 km であり、本研究の輸入経路距離に用いた。Ecoinvent3[29,30]での太陽光発電設備の重量はデータが格納されていないため、いくつかの製品データ[87-95]から平均 62.3 kg/kW であるため、LCI データ[29,30]の定格容量の値と乗じること、重量と輸送距離を乗じた tkm の単位を海上輸送のリスク算定に用いた。また、日本に輸入後に各発電所へ輸送されるが、主要な事業用太陽光発電所を発電容量が 100MW 以上の地点を Electrical Japan で公開されている発電所一覧[96]ら抽出し、得られた 12 か所の発電所を対象とし、東京港との距離を Google Map[97]で算出した。陸路輸送距離の平均値は、726.2 km であり、本研究における、設備輸入後の東京港から事業用太陽光発電所までの陸路輸送距離とした。住宅用太陽光発電設備の輸入後の陸路輸送距離は、同様に Google Map[97]を用いて、東京から各都道府県の県庁所在地までの平均距離 (650.3 km) とした。

また、End-of-life 過程においての輸送距離も考慮する必要がある。海外リユースした場合、代表的な国のフィリピン[21]を対象とし、東京港からフィリピンの中核貿易港であるマニラ港への輸送をケースとして取り上げた。Ports.com[86]で算出した輸送距離は、4270.7km であり、本研究における、海外リユースした際の、日本から海外への船舶輸送距離とした。リユース後、港から設備使用場所、また使用場所から処分場までの距離は、100 km と仮定された。また End-of-life 過程において、リサイクルした場合、ローリーでの輸送が想定された。導入場所からリサイクル施設への輸送距離は日本独自なものを想定した。太陽光発電協会 (JPEA) が太陽光発電モジュールの適正処理 (リサイクル) の可能な産業廃棄物中間処理事業者名を公開しており、この資料に記載されている 26 社[83]をリサイクル施設であると定め

た。また事業用太陽光発電設備は、日本への国内輸入後の陸路輸送と同様に、日本国内の主要なメガソーラー発電所のうち発電容量が 100MW 以上の地点を Electrical Japan で公開されている発電所一覧[96]から抽出し、得られた 12 か所の発電所を対象とした。抜粋された 12 か所の事業用太陽光発電所と 26 社のリサイクル工場の移動距離を Google Map[97]により「有料道路を使用しない車での移動」を条件に 312 通り算出した。そのうち、各事業用太陽光発電所において輸送距離が最小となるリサイクル施設が、リサイクルの受け入れ場所であると仮定した。事業用太陽光発電所の 12 個の輸送距離の平均値 (76.2 km) を、本研究での事業用太陽光発電設備の End-of-life における輸送距離とした。住宅用太陽光発電設備の輸送距離は、100 km が仮定された。

太陽光発電設備のシステムバウンダリー (図 12) によって、本研究における太陽光発電設備の LCA 分析を行った。図 13 で示した太陽光発電設備の LCI データを Ecoinvet3[29,30]より使用した。

よって、事業・住宅用として導入された単結晶 Si 型、多結晶 Si 型、CdTe 型、a-Si 型、CI(G)S 型、輸送過程での船舶輸送などの Ecoinvet3[29,30]の LCI データを、ライフサイクル過程 (製造過程、O&M 過程、End-of-life 過程) 別に、以下の表 5、表 6 に示す。本研究では、Ecoinvet3[29,30]の中に格納されているデータセットのうち、住宅用の定格容量 3 kW と事業用の定格容量 570 kW のデータを使用した。事業用に関しては、多結晶 Si 型のデータのみあったため[29]、設備を構成する部品のうちパネル部分の面積が同一と仮定し、単結晶 Si 型パネルを外装し、事業用単結晶 Si 型のデータを作成した。本研究では、太陽光発電設備の製造過程におけるデータにおいて、使用される電力や熱エネルギーの入力データは、製品の中国での生産を設定しているため、中国のデータに改変した (中国 : CN)。

表 5 住宅用太陽光発電設備の各ライフサイクル過程における LCI データとその原単位[29,81,82]

各ライフサイクルのアセンブリ/プロセス	説明および本研究での変更点	値	単位
単結晶 Si 型			
製造過程			
傾斜屋根設置, 3kWp, 単結晶 Si, パネル, 後付け型	定格容量 3kW から 186.9kg	186.9	kg
太陽光発電マウントシステム, 傾斜面設置用 {GLO}		21.429	m ²
太陽光発電所, 3kWp モジュールの電気設備 {GLO}		1	p
インバーター, 2.5kW {GLO}	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	2.4	p
太陽光パネル, 単結晶 Si ウエハ {GLO}	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	22.1	m ³
電力, 低圧 {JP}	発電設備設置時の消費電力。製造過程に割当。	0.23	kWh
輸送過程			
輸送, 貨物, 海洋, 太洋横断船 {GLO}	中国から日本への輸送。製造過程として計算。	578.5	tkm
輸送, 貨物, ローリー 3.5-7.5t, EURO5 {GLO}	東京港から住宅輸送。製造過程として計算。	121.5	tkm
輸送, 貨物, ローリー 3.5-7.5t, EURO5 {GLO}	住宅からリサイクル工場。End-of-life 過程として計算。	18.7	tkm
O&M 過程			
傾斜面設置, 単結晶 Si, パネル, 後付け型	O&M 過程以外のデータを除去。	1	kWh
End-of-life 過程			
結晶シリコン型 リサイクルシナリオ		1	kg
軽油, 建設機械燃焼 {GLO}		0.0648	MJ
電力, 中圧 {JP}		0.111	kWh
廃プラスチック, 混合物 {日本} 処理, 一般廃棄物焼却		14.7	%
廃プラスチック, 混合物 {日本} 処理, 衛生埋立		2.57	%
熱, 地域又は工業用, 天然ガス {RoW} 熱生産, 天然ガス, @工業炉 >100kW		-0.815	MJ
熱, 地域又は工業用, 天然ガス以外 {RoW} 熱生産, 重油, @工業炉 1MW		-0.528	MJ
ケイ砂 {RoW} 生産		-0.344	kg
ソーダ灰, 高密度 {GLO} 市場		-0.136	kg
生石灰, 粉末化済, 梱包済 {GLO} 市場		-0.238	kg
銅 {RoW} 生産, 一次		-0.0248	kg
アルミニウム, 一次, インゴット {RoW} 生産		-0.0534	kg
銅精鉱 {RoW} 銅鉱山採掘		0.0248	kg
アルミニウムスクラップ, 使用済み {GLO} アルミニウムスクラップ, 使用済み		0.0534	kg
Carbon dioxide, in air		-0.124	kg
多結晶 Si 型			
製造過程			
傾斜屋根設置, 3kWp, 多結晶 Si, パネル, 後付け型	定格容量 3kW から 186.9kg	186.9	kg
太陽光発電マウントシステム, 傾斜面設置用 {GLO}		22.79	m ²

太陽光発電所, 3kWp モジュールの電気設備 {GLO}	1	p
インバーター, 2.5kW {GLO}	製造時の電力データを{CN} (中国) に改変。 2.4	p
太陽光パネル, 多結晶 Si ウエハ {GLO}	製造時の電力データを{CN} (中国) に改変。 23.474	m ³
電力, 低圧 {JP}	発電設備設置時の消費電力。 製造過程に割当。 0.23	kWh
輸送過程		
単結晶 Si 型と同様		
O&M 過程		
傾斜面設置, 多結晶 Si, パネル, 後付け型	O&M 過程以外のデータを除去。 1	kWh
End-of-life 過程		
単結晶 Si 型と同様		
CdTe 型		
製造過程		
傾斜屋根設置, 3kWp, CdTe, 積層, 組込み型, 屋上	定格容量 3kW から 186.9kg	186.9 kg
太陽光積層板, CdTe {GLO}	34.333	m ²
太陽光発電所, 3kWp モジュールの電気設備 {GLO}	1	p
太陽光モジュール, 建材組込み型, 傾斜面設置用 {GLO}	33.333	m ²
インバーター, 2.5kW {GLO}	製造時の電力データを{CN} (中国) に改変。 2.4	p
電力, 低圧 {JP}	発電設備設置時の消費電力。 製造過程に割当。 0.04	kWh
輸送過程		
単結晶 SI 型と同様		
Removed except Transporting.	1	kWh
O&M 過程		
傾斜屋根設置, 3kWp, CdTe, 積層, 組込み型, 屋上	O&M 過程以外のデータを除去。 1	kWh
End-of-life 過程		
CdTE 型 リサイクルシナリオ	1	kg
水, 脱イオン化, 水道水から, @使用者端 {GLO}	0.328	kg
硫酸 {GLO}	0.00505	kg
過酸化水素, 無水, 50% 溶液状態 {GLO}	0.0346	kg
水酸化ナトリウム, 無水, 50% 溶液状態 {GLO}	0.00631	kg
電力, 中圧 {JP}	0.265	kWh
不活性廃棄物, 最終処分のため {GLO}	0.778	%
廃プラスチック, 混合物 {日本} 処理, 衛生埋立	3.73	%
熱, 地域又は工業用, 天然ガス {RoW} 熱生産, 天然ガス, @工業炉 >100kW	-1.19	MJ
熱, 地域又は工業用, 天然ガス以外 {RoW} 熱生産, 重油, @工業炉 1MW	-0.767	MJ
ケイ砂 {RoW} 生産	-0.501	kg
ソーダ灰, 高密度 {GLO} 市場	-0.198	kg
生石灰, 粉末化済, 梱包済 {GLO} 市場	-0.347	kg
銅 {RoW} 生産, 一次	-0.00268	kg
亜鉛電解からカドミウム汚泥 {GLO}	-0.00172	kg

テルル化カドミウム, 半導体グレード {GLO}	-0.00195	kg
銅, 溶媒抽出電解採取から {GLO} 銅生産, 溶媒抽出電解採取	0.00268	kg
Carbon dioxide, in air	-0.18	kg
Cadmium, in air	3.57E-10	kg
Cadmium, in water	5.4E-09	kg

a-Si 型

製造過程

傾斜屋根設置, 3kWp, アモルファス Si, パネル, 後付け型, 屋上	定格容量 3kW から 186.9kg	186.9	kg
太陽光発電マウントシステム, 傾斜面設置用 {GLO}		46.512	m ²
太陽光発電所, 3kWp モジュールの電気設備 {GLO}		1	p
インバーター, 2.5kW {GLO}	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	2.4	p
太陽光パネル, アモルファス Si {GLO}	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	47.907	m ³
電力, 低圧 {JP}	発電設備設置時の消費電力。製造過程に割当。	0.04	kWh

輸送過程

単結晶 Si 型と同様

O&M 過程

傾斜屋根設置, 3kWp, アモルファス Si, パネル, 後付け型, 屋上	O&M 過程以外のデータを除去。	1	kWh
---	------------------	---	-----

End-of-life 過程

不活性廃棄物, 最終処分のため {GLO}

CI(GS) 型

製造過程

傾斜屋根設置, 3kWp, CIS, パネル, 後付け型, 屋上	定格容量 3kW から 186.9kg	186.9	kg
太陽光発電マウントシステム, 傾斜面設置用 {GLO}		28.078	m ²
太陽光発電所, 3kWp モジュールの電気設備 {GLO}		1	p
インバーター, 2.5kW {GLO}	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	2.4	p
太陽光パネル, CIS {GLO}	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	28.921	m ³
電力, 低圧 {JP}	発電設備設置時の消費電力。製造過程に割当。	0.04	kWh

輸送過程

単結晶 Si 型と同様

O&M 過程

傾斜屋根設置, 3kWp, CIS, パネル, 後付け型, 屋上	O&M 過程以外のデータを除去。	1	kWh
---	------------------	---	-----

End-of-life 過程

a-Si 型と同様

表 6 事業用太陽光発電設備の各ライフサイクル過程における LCI データとその原単位[29,81,82]

各ライフサイクルのアセンブリ/プロセス	説明および本研究での変更点	値	単位
単結晶 Si 型			
製造過程			
太陽光発電所, 570kWp, 単結晶 Si, 屋外に	定格容量 570kW から 35511kg	35511	kg
太陽光発電マウントシステム, 570kWp 屋外モジュール用 {GLO}		4273.5	m ²
太陽光発電所, 570kWp 屋外モジュールの電気設備 {GLO}		1	p
インバーター, 500kW {GLO} 生産	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	3.126	p
太陽光パネル, 単結晶 Si ウエハ {GLO}	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	4401.705	m ³
電力, 低圧 {JP}	発電設備設置時の消費電力。製造過程に割当。	36.033	kWh
軽油, 建設機械燃焼 {GLO}		7673	MJ
輸送過程			
輸送, 貨物, 海洋, 太平洋横断船 {GLO}	中国から日本への輸送。製造過程として計算。	109914	tkm
輸送, 貨物, ローリー 16-32t, EURO5 {GLO}	東京港から住宅輸送。製造過程として計算。	25788	tkm
輸送, 貨物, ローリー 3.5-7.5t, EURO5 {GLO}	住宅からリサイクル工場。End-of-life 過程として計算。	2706	tkm
O&M 過程			
太陽光発電所, 570kWp, 単結晶 Si, 屋外に	O&M 過程以外のデータを除去。	1	kWh
End-of-life 過程			
住宅用と同様			
多結晶 Si 型			
製造過程			
太陽光発電所, 570kWp, 単結晶 Si, 屋外に	定格容量 570kW から 35511kg	35511	kg
太陽光発電マウントシステム, 570kWp 屋外モジュール用 {GLO}		4273.5	m ²
太陽光発電所, 570kWp 屋外モジュールの電気設備 {GLO}		1	p
インバーター, 500kW {GLO} 生産	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	3.126	p
太陽光パネル, 多結晶 Si ウエハ {GLO}	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	4401.705	m ³
電力, 低圧 {JP}	発電設備設置時の消費電力。製造過程に割当。	36.033	kWh
軽油, 建設機械燃焼 {GLO}		7673	MJ
輸送過程			
単結晶 Si 型と同様			
O&M 過程			
太陽光発電所, 570kWp, 単結晶 Si, 屋外に	O&M 過程以外のデータを除去。	1	kWh

End-of-life 過程

住宅用と同様

CdTe 型

製造過程

太陽光発電所, 570kWp, CdTe, 屋外に

定格容量 570kW から 35511 kg
35511kg

太陽光発電マウントシステム, 570kWp 屋外モジュール用 {GLO}

4273.5 m²

太陽光発電所, 570kWp 屋外モジュールの電気設備 {GLO}

1 p

インバーター, 500kW {GLO}| 生産

製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。 3.126 p

太陽光積層板, CdTe {GLO}| 生産

製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。 4401.705 m³

電力, 低圧 {JP}

発電設備設置時の消費電力。 36.033 kWh
製造過程に割当。

軽油, 建設機械燃焼 {GLO}

7673 MJ

輸送過程

単結晶 Si 型と同様

O&M 過程

太陽光発電所, 570kWp, CdTe, 屋外に

O&M 過程以外のデータを除 1 kWh
去。

End-of-life 過程

住宅用と同様

a-Si 型

製造過程

太陽光発電所, 570kWp, a-Si, 屋外に {GLO}

定格容量 570kW から 35511 kg
35511kg

太陽光発電マウントシステム, 570kWp 屋外モジュール用 {GLO}

4273.5 m²

太陽光発電所, 570kWp 屋外モジュールの電気設備 {GLO}

1 p

インバーター, 500kW {GLO}| 生産

製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。 3.126 p

太陽光パネル, アモルファス Si {GLO}| 生産

製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。 4401.705 m³

電力, 低圧 {JP}

発電設備設置時の消費電力。 36.033 kWh
製造過程に割当。

軽油, 建設機械燃焼 {GLO}

7673 MJ

輸送過程

単結晶 Si 型と同様

O&M 過程

太陽光発電所, 570kWp, a-Si, 屋外に {GLO}

O&M 過程以外のデータを除 1 kWh
去。

End-of-life 過程

住宅用と同様

CI(GS) 型

製造過程

製造過程

太陽光発電所, 570kWp, CIS, 屋外に

定格容量 570kW から 35511kg 35511 kg

太陽光発電マウントシステム, 570kWp 屋外モジュール用 {GLO}		4273.5	m ²
太陽光発電所, 570kWp 屋外モジュールの電気設備 {GLO}		1	p
インバーター, 500kW {GLO} 生産	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	3.126	p
太陽光パネル, CIS {GLO}	製造時の電力データを {CN} (中国) に改変。	4401.705	m ³
電力, 低圧 {JP}	発電設備設置時の消費電力。製造過程に割当。	36.033	kWh
軽油, 建設機械燃焼 {GLO}		7673	MJ
輸送過程			
単結晶 Si 型と同様			
O&M 過程			
太陽光発電所, 570kWp, CIS, 屋外に	O&M 過程以外のデータを除去。	1	kWh
End-of-life 過程			
住宅用と同様			

2.5.4 太陽光発電導入による低炭素効果と LC での化学物質排出のトレードオフ分析

本節では、太陽光発電導入による低炭素効果と、太陽光発電のライフサイクル全体での化学物質排出のトレードオフを分析し、これらを比較評価した。ここでの低炭素効果とは、2022 年時点で確認されている石炭火力発電と LNG 火力発電、石油火力発電の発電量の減少分が、太陽光発電により代替されているとした場合の「気候変動由来のヒト健康影響」の減少分である。2022 年～2050 年でのそれぞれの火力発電の発電量は線形で減少することが仮定された。2051～2100 年では一定で推移すると仮定された。以下の図 14 に、AIM シナリオをもとに作成した、本研究における 2022～2100 年での火力発電、太陽光発電、風力発電の総発電量の推移を示す。

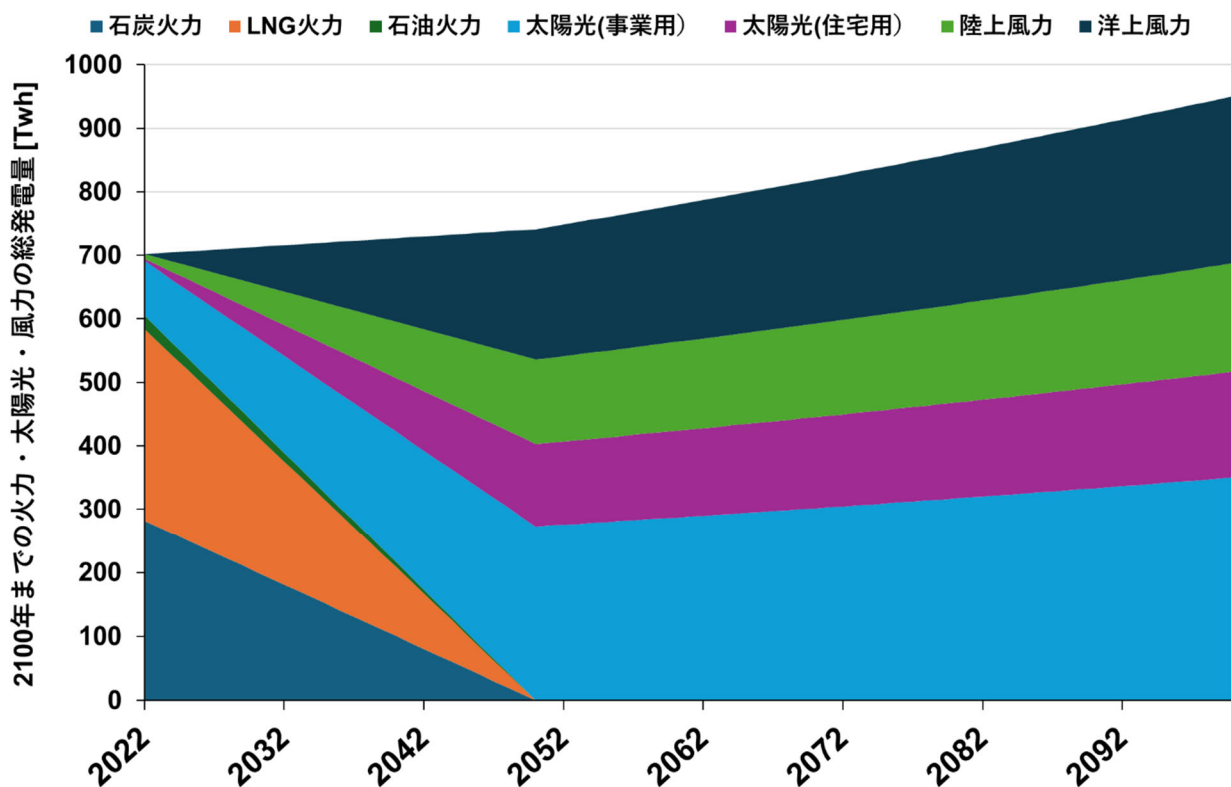


図 14 2022～2100 年での火力発電、太陽光発電、風力発電の総発電量

また、それぞれの石炭火力発電、LNG 火力発電、石油火力発電の運用中に排出される GHG、化学物質によるリスクを算定するために、Ecoinvent3[29,30]より LCI データを用いた。AIM シナリオでは野心的に火力発電を減少されることを想定しているため[14]、2021～2050 年の間、火力発電設備の新設、またリプレースメントはないものとした。以下の表 7 に、本研究で用いた火力発電の ecoinvent3 の LCI データを示す。

表 7 本研究で用いた火力発電の ecoinvent3 の LCI データ[29]

各ライフサイクルのアセンブリ/プロセス	値	単位
石炭火力		
電力, 高圧 {JP} 電力生産, 硬質炭	1	kWh
LNG 火力		
電力, 高圧 {JP} 電力生産, 天然ガス, @ 従来型発電所	1	kWh
石油火力		
電力, 高圧 {JP} 電力生産, 石油	1	kWh

表 7 から、ReCiPe2016[55]によって算出した「気候変動由来のヒト健康影響」と「化学物質排出由来の人体毒性影響」と、図 14 の太陽光発電での発電量から、太陽光発電導入による低炭素効果と化学物質排出由来の人体毒性影響を算出した。

火力発電により代替される前に排出するはずだった GHG による、気候変動由来のヒト健康影響と、

火力発電による化学物質排出由来の人体毒性影響と、2.5.3 節で算出した太陽光発電設備のライフサイクル全体での気候変動由来のヒト健康影響と化学物質排出由来の人体毒性影響を比較評価した。その際、以下の式(2-8)、(2-9)、(2-10)を定義し、トレードオフを比較評価した。

$$TI = \frac{\Delta HT}{\Delta CCHH} \quad (2-8)$$

$$\Delta HT = \Delta HT_{solar} - \Delta HT_{fired} \quad (2-9)$$

$$\Delta CCHH = \Delta CCHH_{fired} - \Delta CCHH_{solar} \quad (2-10)$$

ここで、 TI はトレードオフ指標、 ΔHT は化学物質排出由来の人体毒性影響の増分、 $\Delta CCHH$ は気候変動由来のヒト健康影響の増分、 ΔHT_{solar} は太陽光発電による化学物質排出由来の人体毒性影響、 ΔHT_{fired} は火力発電による化学物質排出由来の人体毒性影響、 $\Delta CCHH_{fired}$ は火力発電による気候変動由来のヒト健康影響、 $\Delta CCHH_{solar}$ は太陽光発電による気候変動由来のヒト健康影響を表す。

これら式(2-8)、(2-9)、(2-10)により、太陽光発電導入による低炭素化とライフサイクルリスク、特に化学物質排出リスクのトレードオフを相対評価する。上式より、以下の図 15 のようなマッピングが可能となる。

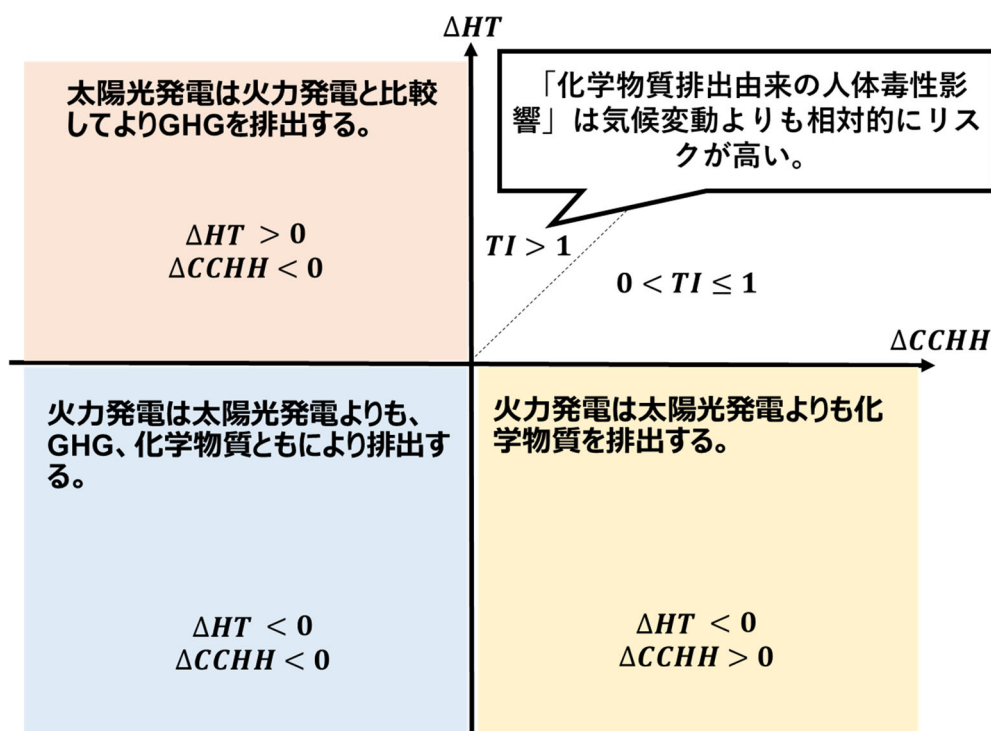


図 15 太陽光発電と火力発電のトレードオフ評価のマッピング

図 15 の 4 象限のうち、第一象限に該当する場合、 TI 値が 1 より大きい（傾きが 1 より大きい）時は、

太陽光発電導入による低炭素効果よりも化学物質排出による人体毒性影響のリスクが大きいことを意味している。また、それぞれの象限に該当する場合、それぞれ図中に記述したような状態となることを意味する。本マッピングにより、二次元的に二つのリスクを捉え、トレードオフ評価する手法を開発し、本研究で用いた。

2.6 風力発電のライフサイクルリスク分析

2.2 節で示した本研究のフレームワーク（図 2）に従い、風力発電の風力ブレード廃棄物のライフサイクルリスクの計算モデルを構築した。以下に手法を示す。

2.6.1 2022 年までの風力発電設備の既存設備データ

国立研究開発法人新エネルギー・産業技術総合開発機構 (New Energy Development Organization ; NEDO) が提供している 1980 年から 2018 年 3 月末までの日本における風力発電設備・導入実績[98]を用いた。風力発電の導入用途には「実証実験」「売電事業」などがあつたが、実際に実用的な用途として用いられたものを対象としたため、「売電事業」である設備のみを対象とした。対象となった風力発電設備は、1995~2017 年のデータであつた。2018~2022 年に導入された風力発電設備は、発電所単位ではデータがなかったため、経済産業省が公開している電力調査統計[6]を用いた。2018~2022 年の電力調査統計での風力発電設備数[6]に着目し、前年からの増加量をその年における導入量とした。以下の図 16 に、1995~2022 年の風力発電設備の導入量[6,98]を示す。また、洋上風力発電は、2022 年に操業が開始している可能性があるが、電力調査統計の導入量[6]には反映されていなかったため、2022 年時点での「売電事業」目的で導入された洋上風力発電の設備は 0 とした。

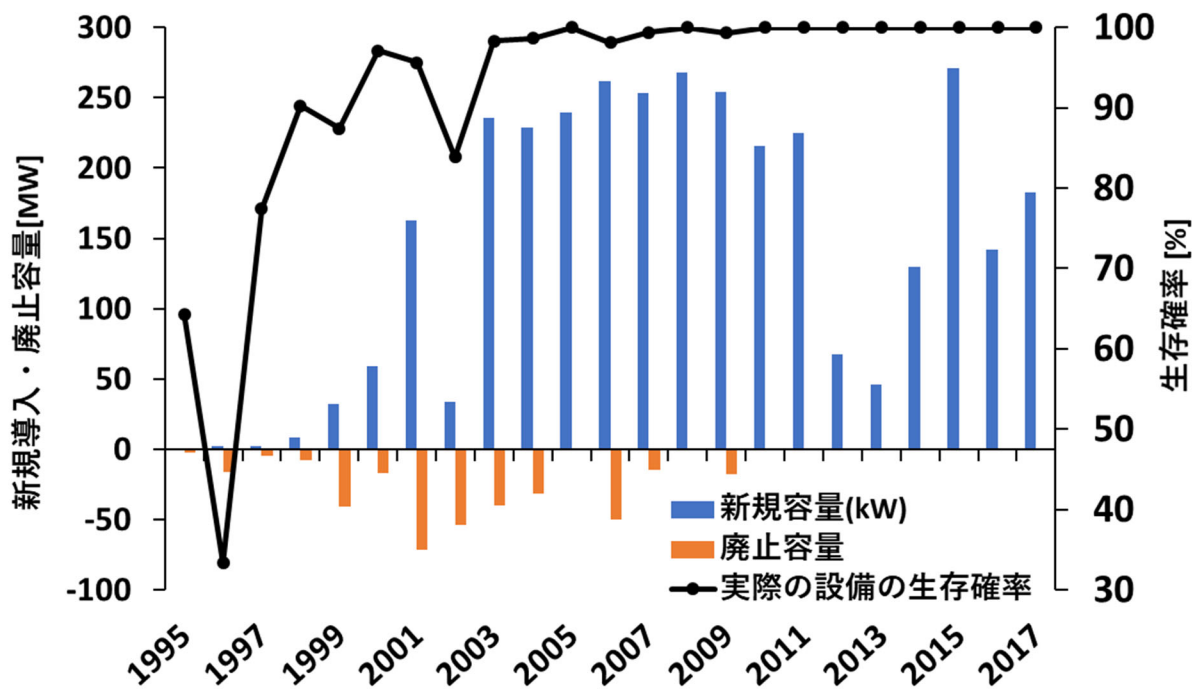


図 16 1995~2022 年における陸上風力発電の導入容量[6,98]

2.6.2 風力発電設備の導入・廃止容量の計算モデル

各年での風力ブレード廃棄物量を算出するために、AIM シナリオから各年での風力発電の導入容量と廃止容量を推計した。AIM シナリオから分かる各年の総発電量 $\sum_p E_{tp}$ から、各年での風力ブレード廃棄物量を求めるための式の関係図を、図 17 に示す。これらの詳細は、2.6.3 節で説明される。

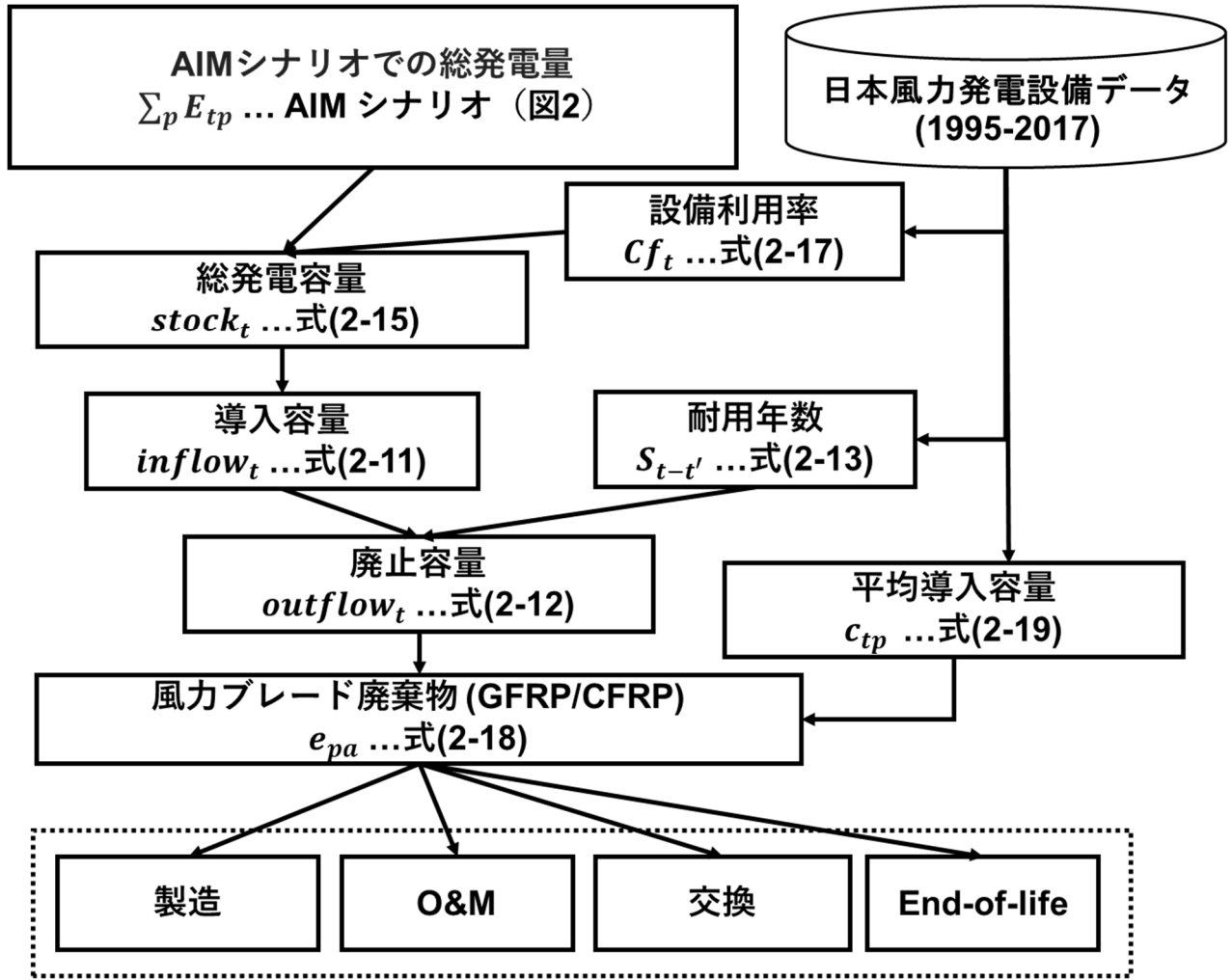


図 17 風力ブレード廃棄物量の推計に必要な計算式のモデル図

2100 年までの陸上・洋上風力発電の総発電容量（AIM シナリオ）（図 3）から、各年で新規に導入される導入容量と耐用年数終了後の廃止容量を、以下の式(2-11)、(2-12)から算出した[65]。

$$inflow_t = stock_t - stock_{t-1} + outflow_t \quad (2-11)$$

$$outflow_t = \sum_{t'=t_0}^{t'=t-1} inflow_{t'} \cdot (1 - S_{t-t'}) \quad (2-12)$$

ここで、 $inflow_t$ は t 年での導入容量、 $stock_t$ は t 年での総発電容量、 $outflow_t$ は t 年での廃止容量を表す。

式(2-11)における t 年の導入容量($inflow_t$)は、「 t 年での設備の新設分」と「廃止設備の交換分」の和を意味している。式(2-12)の $S_{t-t'}$ に式(2-13)を代入し、過去導入された設備と設定した風力発電設備の耐用年数により統計的な廃止容量を求めた。風力発電設備の耐用年数は、統計的にワイブル分布に近似でき[65,99]、 $S_{t-t'}$ は $t - t'$ 年での風力発電の耐用年数をワイブル分布で表したものである（式(2-13)）。

$$S_{t-t'} = \frac{\kappa}{\lambda} \left(\frac{t-t'}{\lambda} \right)^{\kappa-1} \exp \left\{ - \left(\frac{t-t'}{\lambda} \right)^{\kappa} \right\} \quad (2-13)$$

$$\mu = \lambda \cdot \Gamma \left(1 + \frac{1}{\kappa} \right) \quad (2-14)$$

$$stock_t = \sum_p c_{tp} \quad (2-15)$$

$$stock_t = \sum_p c_{tp} \quad (2-16)$$

ここで、 K は形状パラメータ、 λ はスケールパラメータ、 μ は平均耐用年数を表す。

ワイブル分布で使用された形状パラメータ(K)は各種設備によって異なる定数であり、風力発電は一般的に 2.0 が使われている[100]。その他、形状パラメータが 4.07 で実施されている研究[65]や、風力発電を含む発電所は 1.73[46]であると示されているものもある。そのため、本研究では Case1 を 1.73、Case 2 を 2.0、Case 3 を 4.07 とし、Case2 を Base case とした。以後、Case 1 を C1、Case 2 を C2、Case 3 を C3 とした。また風力発電設備の耐用年数は、一般的には約 20~25 年で推移することが分かっている[101-104]。それらの耐用年数は、国の気候や地域性に依存する可能性も考えられるため、過去の日本に導入/廃止された設備データ[98]を分析した。式(3)を構成するスケールパラメータ λ を得るために、式(2-14)[65]に形状パラメータ(K)と平均耐用年数 (μ)を入力した。

NEDO が提供している 1980 年から 2018 年 3 月末までの日本における風力発電設備・導入実績[98]より、日本に導入された設備の傾向を分析した。導入用途に「売電事業」を含んだ 2017 年までの設備を対象としたところ、1995~2017 年のデータが抽出された。1995~2017 年までのデータの実測値[98] (図 16) から、日本の風力発電設備の平均耐用年数が 20~25 年で推移していることがわかった。そのため本研究では、平均耐用年数を 20 年と 25 年とし、式(2-14)からスケールパラメータ、式(2-13)からワイブル分布を作成した。

また、式(2-11)で用いられている陸上・洋上風力の t 年での総発電容量 ($stock_t$) は $\sum_p c_{tp}$ で定義でき、AIM シナリオ[14]に基づき式(2-15)により算出された。 t 年での総発電容量 ($\sum_p c_{tp}$) は、 t 年の設備利用率 (Cf_t) と年間運転時間 (T)、LED シナリオ (AIM) [14]の発電量($\sum_p E_{tp}$) (図 2) から算出することができる (式(2-16))。

ここで C_{pt} は t 年での風力発電所 p の発電容量(MW)、 E_p は t 年での風力発電所 p の発電量 (MWh)、 T は一年間の限界稼働時間 (365 日×24 時間 = 8760 時間) を表す

風力発電の t 年での設備利用率(Cf_t)は、スウェーデンにて国家レベルで風力タービンの設備利用率を調査した研究から、経年で線形推移することが分かっている[105]。そのため本研究で用いる風力タービ

ンの設備利用率については、一次関数によって経年変化するとした。また、日本での風力産業セクターの拡大時、風力発電の導入が進んでいるスウェーデンと同様の設備の導入が予想されるため、 t 年における設備利用率(Cf_t [%])はスウェーデンをモデルとした式(2-17)[105]を用いた。

$$Cf_t = 0.24 \times year - 461 \quad (2-17)$$

ここで、 Cf は t 年での設備利用率 (%) を表す。

2.6.3 風力ブレード廃棄物の廃棄物量の算出

2.6.2 節で求めた新規導入・廃止容量から、風力ブレード本体の重量を求める。ブレード本体の材料重量は、発電容量クラス別に算出された発電容量あたりのブレード質量により算出した[34]。導入された発電設備 1 基あたりの発電容量(c_{tp})の大きさにより分類された 5 つのクラス[34]を本研究にも適用した。GFRP・CFRP 廃棄物の総重量(e_{pa})を算出するための式(2-18)とクラスごとのパラメータを表 8 に示す。導入された年が 2000 年以前と 2001 年以後で、GFRP・CFRP の割り当てパラメータが異なっている。

$$e_{pa} = \mu_p c_{tp} \gamma_{tpa} \quad (2-18)$$

ここで、 e_{pa} は風力発電所 p における GFRP・CFRP (a) のブレード廃棄物量(ton)、 μ_p は発電容量 MW あたりのブレード重量(ton/MW)、 c_{tp} は t 年の風力発電所 p の発電設備 1 基あたりの導入容量 (MW/unit)、 γ_{pa} は風力発電所 p における a (GFRP/CFRP)での材料固有の割り当てパラメータを表す。

表 8 発電容量クラス別の GFRP/CFRP の廃棄物量の算出パラメーター一覧[34]

容量クラス	c_{tp} [MW]	μ_p [t/MW]	$\gamma_{p tp<2001}$ [-]		$\gamma_{p tp\geq 2001}$ [-]	
			GFRP	CFRP	GFRP	CFRP
Class 1	$0.0 < c_p < 1.0$	8.43	0.89	0	0.89	0
Class 2	$1.0 \leq c_p < 1.5$	12.37	0.87	0	0.87	0
Class 3	$1.5 \leq c_p < 2.0$	13.34	0.86	0	0.81	0.275
Class 4	$2.0 \leq c_p < 5.0$	13.41	0.84	0	0.785	0.0300
Class 5	$5.0 \leq c_p$	12.37	0.82	0	0.745	0.0340

また式(2-15)から、 t 年の風力発電の発電設備 1 基あたりの平均導入容量 (c_{tp})は、過去のデータ[98]と先行研究の予測値[65]から、式(8)の線形予測式を定めた ($R^2 = 0.92$)。風力発電の平均導入容量は、陸上風力については 1995~2017 年の実測データ (図 16) を用い、2018 年以降は (式(2-19)) から風力発電所発電設備 1 基あたりの平均導入容量 (c_{tp})を求めた。

$$c_{tp} = 0.933 \times year - 185.78 \quad (2-19)$$

対して、洋上風力は実測値がないが既往研究[65]で予測値はある。本研究では、2100 年までの各年での洋上風力の平均導入容量の推算値を適用した。洋上風力の促進地域に選定されている日本の北方地域

の秋田県での平均導入容量は 4.2 MW[106]であることから、2021 年に 4.2 MW、2030 年に 12 MW、2050 年に 15 MW に線形増加すると仮定した[65]。陸上風力と洋上風力のどちらも 2050 年以降は風力産業の成熟により、発電設備 1 基あたりの平均導入容量 (c_{tp}) は一定となると仮定した。しかし、2050 年以降も風力産業の進化と技術革新により、風力発電の大型化なども可能性は考えられるため、今後の風力産業に注目する必要がある。

風力ブレード廃棄物の発生イメージを図 18 に示す。風力ブレード本体の総重量を 100%とした時、本研究で定義した 4 段階ライフサイクルステージ (図 18) で排出される廃棄物量をパーセントで表現した廃棄物排出係数[%] ((各ライフサイクルでの廃棄物重量/ブレード本体重量) $\times 100$) を先行研究[34]に従い、設定した (表 9)。各ライフサイクルステージでは、指定した廃止年 (表 9) に応じて廃棄物を排出するものとする。また end-of-life 段階では、ブレード本体の 100%が廃棄物として排出されると設定した[34]。製造段階と service 段階は、Case 1', Case 2'(Base), Case 3'の 3 ケースが設定された[34]。以後、Case 1'を C1', Case 2'(Base)を C2', Case 3'を C3'とした。風力ブレード廃棄物量を算出する際に、ワイブル分布の耐用年数に使用される形状パラメータ K も 3 ケース (C1, C2, C3) 設定していることから、それぞれを組み合わせる 9 通りの計算を行った。

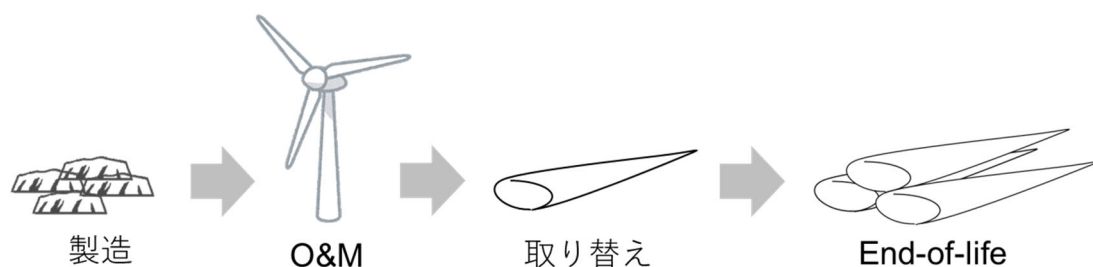


図 18 風力ブレード廃棄物のライフサイクルにおける発生イメージ

表 9 各ライフサイクルステージでのブレード廃棄物排出係数[34]

Life cycle 段階	廃止年 $t - t'$ [year]	Case 1' [%]	Case 2' (base case) [%]	Case 3' [%]
製造	0	12.1	17.2	30.4
Service, O&M	5	1.5	2.9	4.6
Service, 取り換え	15	2	5	10
End-of-life	$S_{t-t'}$ (Lifetime)	100	100	100

2.6.4 風力ブレードのライフサイクルリスク算出モデル

ここでは、風力発電ブレードの廃棄物をリサイクルまたは処分する際の CO_2 排出量を計算した。廃棄物処理に関しては、国ごとに特徴がある[35,36,43]。本研究では、再資源化の種類別の割合については日本のデータ[98]を、風力発電ブレード廃棄物の再資源化プロセスについては欧州のデータ[39]を適用した。現在、日本におけるプラスチック産業廃棄物の処理方法と割合は、メカニカルリサイクル (27.4%)、ケミカルリサイクル (0.25%)、サーマルリサイクル (60.8%)、燃焼または埋め立て (11.6%) である[107]。

しかし、本研究で対象とした GFRP と CFRP は、プラスチックと補強材を含む廃棄物であることから、サーマルリサイクルやケミカルリサイクル[39]で処理する際には、ガラスや炭素繊維とポリマーを分離する必要がある。そこで、タービンから取り外したブレード（GFRP・CFRP 廃材）を切断、破碎し、機械的処理工程（前粉碎）を経て軽量化した[39]。破碎された廃棄物は、上記の各リサイクル型処理工程に運ばれた。特に、1) メカニカルリサイクルには粉碎、2) ケミカルリサイクルには高電圧破碎と加溶媒分解、3) サーマルリサイクルには熱分解と流動床プロセス、4) 廃棄には焼却と埋め立てが含まれる（図 19）。

また、処理過程での熱回収により削減される CO₂ 排出量も算出した。なお、風力発電で発生した廃棄物は、排出された年に処理工程に移動すると仮定しており、風力発電で発生した廃棄物の中間貯蔵は考慮していない。

また、回収した GFRP・CFRP 材の二次利用については考慮していない。多くの研究は、GFRP・CFRP 廃材をリサイクルした後、回収された材料が再び市場に供給されることを想定しているが[38–46]、いくつかの問題が存在する。GFRP と CFRP は架橋しているため、改質することができず、リサイクルの経済的インセンティブが小さい[47]。メカニカルリサイクルからの材料回収には、多額の資金援助が必要である[35]。GFRP のリサイクルは、CFRP のリサイクルよりも費用便益効果がかなり低い可能性がある[49]。CFRP のリサイクルによって回収される材料はコスト競争力がないため、焼却や埋め立てが主流であり続けることが示唆されている[45]。また、GFRP/CFRP はリサイクルにより強度が低下し、メカニカルリサイクルでは一次材料の強度を得ることが困難である[44]。サーマルリサイクルは、再生ガラス材料の強度を 50%~60%、最大で 80%低下させる可能性がある[48]。ケミカルリサイクルは、他の方法と比較して再生材料の強度をある程度維持することができる[48]。また、焼却や埋め立てを刃物による廃棄物処理プロセスとして検討した研究もある[37,46]。以上の理由から、本研究では、GFRP・CFRP のリサイクル方法は既に社会的に実施されているものの、二次材料の有用性は確立されていないと仮定した。また、各処理工程間において、刃物廃棄物の運搬時に排出される CO₂ 量も考慮した。本研究では、先行研究[39]と同様、ecoinvent3[29]の陸上トラック輸送（輸送市場、貨物、トラック 16-32t、EURO5、グローバル[GLO]）を用いた。陸上・洋上風力発電が導入されている地域（秋田県、北海道）から産業廃棄物処理施設までの道路距離は約 100km であったため、刃物廃棄物の輸送距離は 100km とした。前処理後、廃棄物はトラックで 100km 運ばれ、複数の処理工程に振り分けられる。各処理工程の割合は、日本のプラスチック廃棄物処理方法[107]に基づいている。

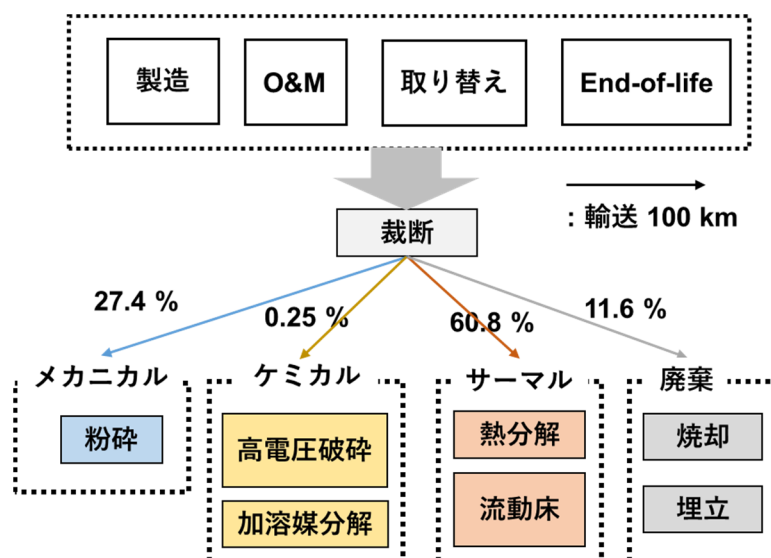


図 19 GFRP/CFRP 廃棄物処理の流れ

メカニカルリサイクルは粉碎が 100%であり、廃棄は焼却（エネルギー回収無し）と埋め立ての固定値が決まっている。ケミカルリサイクルとサーマルリサイクルは先行研究によりそれぞれの割合が分かっていないため、それぞれの割合が 50%に等分したシナリオを Base scenario とした。また感度分析のため、CO₂ 排出量が最小となるリサイクル手法を選択したシナリオを CO₂ Lowest scenario（ケミカルリサイクルでは加溶媒分解、サーマルリサイクルでは流動床プロセス）、CO₂ 排出量が最大となるリサイクル手法を選択したシナリオを CO₂ Highest scenario（ケミカルリサイクルでは高電圧破碎、サーマルリサイクルでは熱分解）とした(表 10)。9 パターン計算された風力ブレード廃棄物量の最小値[Mt]と Lowest scenario の Σ GWP [kgCO₂eq/t]（表 10）、Base case[Mt]と Base scenario の Σ GWP [kgCO₂eq/t]、最大値[Mt]と Highest scenario の Σ GWP [kgCO₂eq/t] (Table 3)を乗じることで、風力ブレード廃棄物の処理時の Σ GWP [MkgCO₂eq/t]を算出した。表 10 に、本研究で用いられた風力ブレード廃棄物の処理プロセス手法と全体から見た個々のリサイクルプロセスの割合を示す。

それぞれのリサイクル手法で用いられている LCI データ(ecoinvent3)は、補足情報に示す。LCI データは ecoinvent3 [29]から引用され、可能な限り日本のインベントリデータを使用した。しかし、ローリー輸送や廃プラスチックなどのインベントリデータは世界平均データ (Rest of World; RoW, GLOBAL; GLO) [29]しかなかったため、それらを使用した。また、ブレード廃棄物のリサイクルまたは廃棄の CO₂ 排出量の算定には、LCI データから排出される温室効果ガスを CO₂ に換算することができる IPCC 2013 GWP 100a[30]を用いて評価した。解析期間が 20、50、100 年と選択可能であるが[30]、本研究の解析期間は長いため 100 年を選択した。それぞれのリサイクルと処理プロセスをライフサイクルアセスメント(LCA)ソフトウェアである Simapro8[54]のモデルを用い、それぞれのリサイクルに対する温室効果ポテンシャル (GWP)[kg CO₂ eq]を算定した。

表 10 シナリオごとのリサイクルプロセスの割合と GWP

処理タイプ	プロセス	CO ₂ Lowest scenario	Base scenario	CO ₂ Highest scenario
		[%]	[%]	[%]
前処理	裁断	100	100	100
輸送	ローリー輸送	100	100	100
メカニカル	粉砕	27.4*	27.4*	27.4*
ケミカル	高電圧破砕	0	0.13	0.25
	加溶媒分解	0.25	0.13	0
サーマル	熱分解	0	30.40	60.80
	流動床プロセス	60.80	30.40	0
廃棄	焼却	3.77*	3.77*	3.77*
	埋め立て	7.79*	7.79	7.79

2.7 結言

2.2 節では、本研究における太陽光・風力発電の低炭素効果とライフサイクル分析を行う上での研究のフレームワークを示した。

2.3 節では、本研究で用いた LCA 手法を説明した。

2.3.1 節では、LCA 手法が ISO 基準に準じていることを示した。

2.3.2 節では具体的に LCA 手法について説明した。

2.3.3、2.3.4 節では、本研究で用いた具体的な環境影響評価手法（ReCiPe2016、IPCC 2013 GWP）について説明した。用いる環境影響評価手法の特徴、利点について説明した

2.4 節では、本研究で用いた将来エネルギーシナリオについて説明した。将来エネルギーシナリオにおいて設定されている経済的条件設定、バックグラウンド、計算手法の説明まで行った。

2.5 節では、本研究における太陽光発電のライフサイクルリスクの分析手法について説明した。

2.5.1 節では、過去 2022 年までに日本に導入された太陽光発電設備について説明した。その際、事業用・住宅用の設備に区分して、どのようにデータを選択・選定したかそれぞれ説明した。

2.5.2 節では、太陽光発電設備の新規導入容量と廃止容量の計算モデルについて説明した。計算モデルに必要な耐用年数や設備利用率などのモデル式の設定、ストックフローモデルについて説明した。

2.5.3 節では、太陽光発電の LCA 手法によるライフサイクルリスク算出モデルについて説明した。使用したデータ、本研究で設定したシステムバウンダリーについて説明した。

2.5.4 節では、太陽光発電導入による低炭素効果と LC でのライフサイクルリスクのトレードオフ分析手法を説明した。

2.6 節からは、風力発電のライフサイクル分析手法について説明した。

2.6.1 節では、過去に日本に導入された風力発電の設備データを説明した。その際、データをどのように選定したかについて説明した。

2.6.2 節では、風力発電設備の新規導入容量と廃止容量の計算モデルについて説明した。耐用年数、平均導入容量、設備利用率などのモデル式について説明した。

2.6.3 節では、風力ブレード廃棄物の算出手法を説明した。廃止される設備の発電容量クラス別に推計する手法の詳細を説明した。

2.6.4 節では、風力ブレードのライフサイクルリスク算出モデルを説明した。使用したライフサイクルインベントリデータの詳細まで説明した。

3. 結果・考察

3.1 緒言

3.2 節では、太陽光発電のライフサイクルリスクの分析結果を説明する。

3.2.1 節では、2100 年までの太陽光発電の新規導入容量と廃止容量の推計結果を説明する。

3.2.2 節では、ライフサイクルソフトウェアの Simapro8 による LCA 分析結果を説明する。

3.2.3 節では、2100 年までのライフサイクルリスクの算出結果を説明する。

3.2.4 節では、太陽光発電導入による低炭素効果と LC でのライフサイクルリスクのトレードオフ分析の結果を説明する。

3.3 節では、風力発電のライフサイクルリスクの分析結果を説明する。

3.3.1 節では、2100 年までの風力発電の新規導入容量と廃止容量の推計結果を説明する。

3.3.2 節では、風力発電の平均導入容量の算出結果を説明する。

3.3.3 節では、風力ブレード廃棄物量の推計結果を説明する。

3.3.4 節では、風力ブレードの構成物質である GFRP・CFRP 廃棄物の処理プロセス時の CO₂ 排出量の推計結果を説明する。

3.3.5 節では、風力発電導入による低炭素効果とブレード廃棄物の処理プロセスでの CO₂ 排出量のトレードオフ分析の結果を説明する。

3.4 節では、3.2.4 節と 3.3.5 節で示した太陽光発電および風力発電導入による低炭素効果と LC でのライフサイクルリスクのトレードオフ分析の結果を説明する。

3.2 太陽光発電のライフサイクル分析結果

3.2.1 2100 年までの新規導入容量と廃止容量の推計結果

本研究では、2.5.2 節に基づき、2023～2100 年までの太陽光発電設備の新規導入容量と廃止容量の推計を行った。その結果を、以下の図 20 に示す。

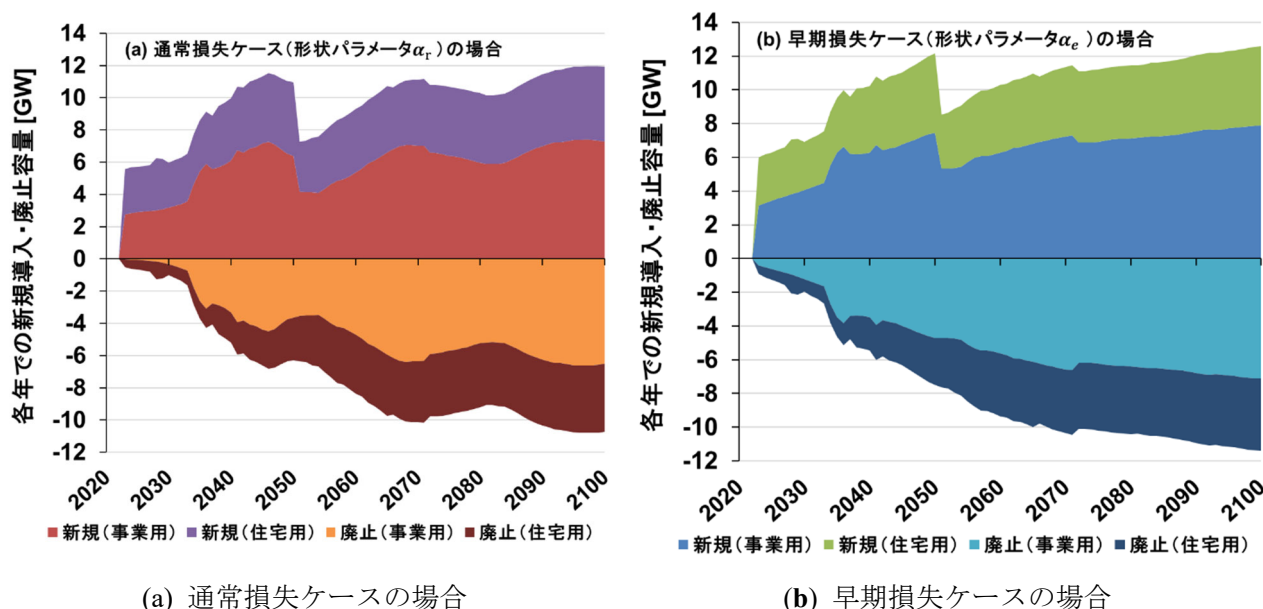


図 20 2023～2100 年までの太陽光発電設備の新規導入容量と廃止容量の推計結果

(廃止容量は負の値として表現)

推計の際に、ワイブル分布 W_{t-t',α_c} (式(2-4)) で使用される形状パラメータ α_c (式(2-4)) の違い (IRENA の定義による) による通常損失ケース(a)と早期損失ケース(b)が考慮された。ここでの早期損失とは、ワイブル分布の累積確率密度関数のワイブルカーブのうねりが浅いことにより、通常損失ケースよりも早期に寿命を迎える設備数が多くなることを意味している[19]。

通常損失ケース(a)では、新規導入容量は2047年に11.4 GWを迎える結果となった。また、2051年に2050年の前年から33.8%激減しているが、これは2.4節にて設定されたAIMシナリオ(図3)の前提条件が由来している。AIMシナリオ(図3)において、2050年の総発電量目標値までは太陽光発電設備を増加させるという条件が設定されたが、2051年以降はGDP成長率(年0.5%)に従って緩やかに成長するものと仮定された(2.4節)。そのため、新規で導入される太陽光発電設備量も減少している。そのため、本結果で2051年以降に示されている新規導入容量は、「年0.5%の発電量増加量分の新規導入容量」と「過去導入された発電設備量が廃止され、補完的に導入される発電設備量」の和を意味している。2051年以後、減少した新規導入容量は2098年にかけて増加し最大値12.0 GWとなる。その間に2072年に減少トレンドとなるが(トレンドの底である2081年は2071年から比較して9.2%減少)、これは2050年ごろに事業用太陽光発電が大量に導入されたことと、設定された事業用太陽光発電の耐用年数に由来しているものと考えられる。事業用太陽光発電の耐用年数(図7)のうち、合成されたワイブル分布(式(2-4))の項の平均耐用年数(μ)は30年のため、2080年ごろに大量に廃棄され、その補完のために再び

新規導入容量が増加するものと考えられる。加えて、2035～2050 年にかけて新規導入容量が増加しているが、これは 2012 年以後 FIT 制度開始により大量に導入され始めた太陽光発電設備が廃止されていくことが反映されていると考えられる。そのため、算出された結果に妥当性があると考えられる。

また通常損失ケース(a)において廃止容量は、2098 年に最大値 10.8 GW を迎える。それまでに 2046 年、2069 年に廃止容量が増加する結果となった。これは、新規導入容量と増加するタイミングは同じ傾向にあり、廃止容量の増加に応じて、新規導入容量が減少する太陽光発電設備量を補完するために導入容量が増加しているためである。また、廃止容量が増加するタイミングは 23、29 年スパンであることから、事業用太陽光発電の耐用年数として設定されたワイブル分布の項の平均耐用年数が 30 年であること、またその合成確率である FIT 制度由来の排出条件が結果に大きく反映されていることが分かった。廃止容量が増加するタイミングが、2046～2069 年で 23 年間であるのに対して、平均耐用年数 30 年であることのズレは、過去の新規導入容量の増加量が影響していると考えられる。特に、2035～2040 年頃から太陽光発電が、過去導入され廃止されていくことに対応して、補完的に導入容量が増加しているため、この期間に導入された発電設備が、2069 年頃に廃止設備として計上されていると考えられる。

加えて早期損失ケース(b)も、通常損失ケース(a)と同様の傾向の結果となった。新規導入容量は 2050 年に 12.2 GW を迎えるが、翌年 2051 年に前年比で 29.8 %減少する結果となった。しかし、2100 年にかけて増加し、2050 年の新規導入容量を超えて最大値 12.2 GW を迎える結果となった。また、最大値を迎えるにあたって、その過程で新規導入容量の増減の変化量（波の変化量）が小さいのは、設定された耐用年数のカーブに由来している。通常損失ケースと比較して早期損失ケースは、設定された耐用年数のカーブが緩やかである（早期に太陽光発電設備が廃止されていき、その廃止タイミングに大きな変化量、波が少ない）ため、廃止容量の短期間での増減率は減少し、結果的に新規導入容量の変化量（ここでは、廃止された太陽光発電の補完のための導入量）が小さくなっている。また、廃止容量は、大きく変化するポイントは 2036 年に 10.2%増加する程度で、2100 年（11.4 GW）にかけて増加していくことが分かった。

また、通常損失ケース(a)、早期損失ケース(b)ともに、住宅用発電設備は大きく導入容量は変化せず、導入量、廃止容量の増加減少には事業用太陽光発電設備が大きく影響していることが分かった。以下の図 21 に、事業用と住宅用の太陽光発電設備の新規導入容量と廃止容量の結果を示す。

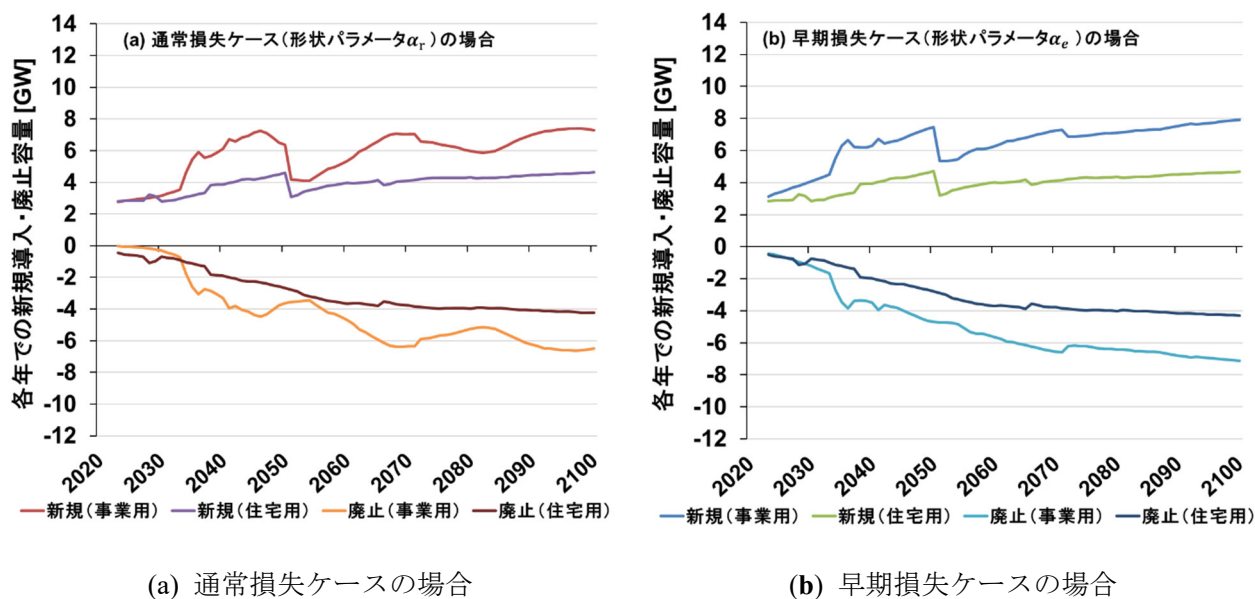


図 21 事業用と住宅用の太陽光発電設備の新規導入容量と廃止容量の結果（廃止容量は負の値）

図 21 より、早期損失ケース(b)は、事業用設備が住宅用設備よりも大きく増減することは 2036 年での新規導入容量、廃止容量の増加のみであるといえる。しかし通常損失ケースは、住宅用は早期損失ケースと比較して大きく変わらないが、事業用に関しては大きく変化しており、上記で説明した理由によるものであると考えられる。そのため、今後導入される事業用太陽光発電の設備量の大きな増加のコントロール、または FIT 制度による固定買取価格期間終了時に排出される廃止設備量の抑制が、将来的な太陽光発電設備の廃止容量の急激な変化の抑制にも繋がると考えられる。事業用太陽光発電設備の挿入量のコントロールは、一般事業会社により行われるものであり、国や政策制度により操作することも難しいと考えられるため、将来、とりわけ過去に導入された太陽光発電設備量の廃止が大量に始まる 2036 年頃までに、卒 FIT（固定買取価格期間終了後、市場価格にて売電事業または自家用発電設備として運用されるもの）に転換させるためのインセンティブの設計などが必要と考えられる。

3.2.2 Simapro8 による LCA 分析の結果

本研究で、2.5.3 節で設定された、事業用・住宅用の太陽光発電設備の製造、O&M、End-of-life（輸送は各ステージに含有）段階のライフサイクルでのリスク分析を行った。住宅用、事業用の太陽光発電設備における各ライフサイクル段階（製造、O&M、リサイクル、リユース）の「気候変動由来のヒト健康影響」と「化学物質排出由来のヒト健康リスク」の値について、以下の図 22 の(a)~(d)に示す。

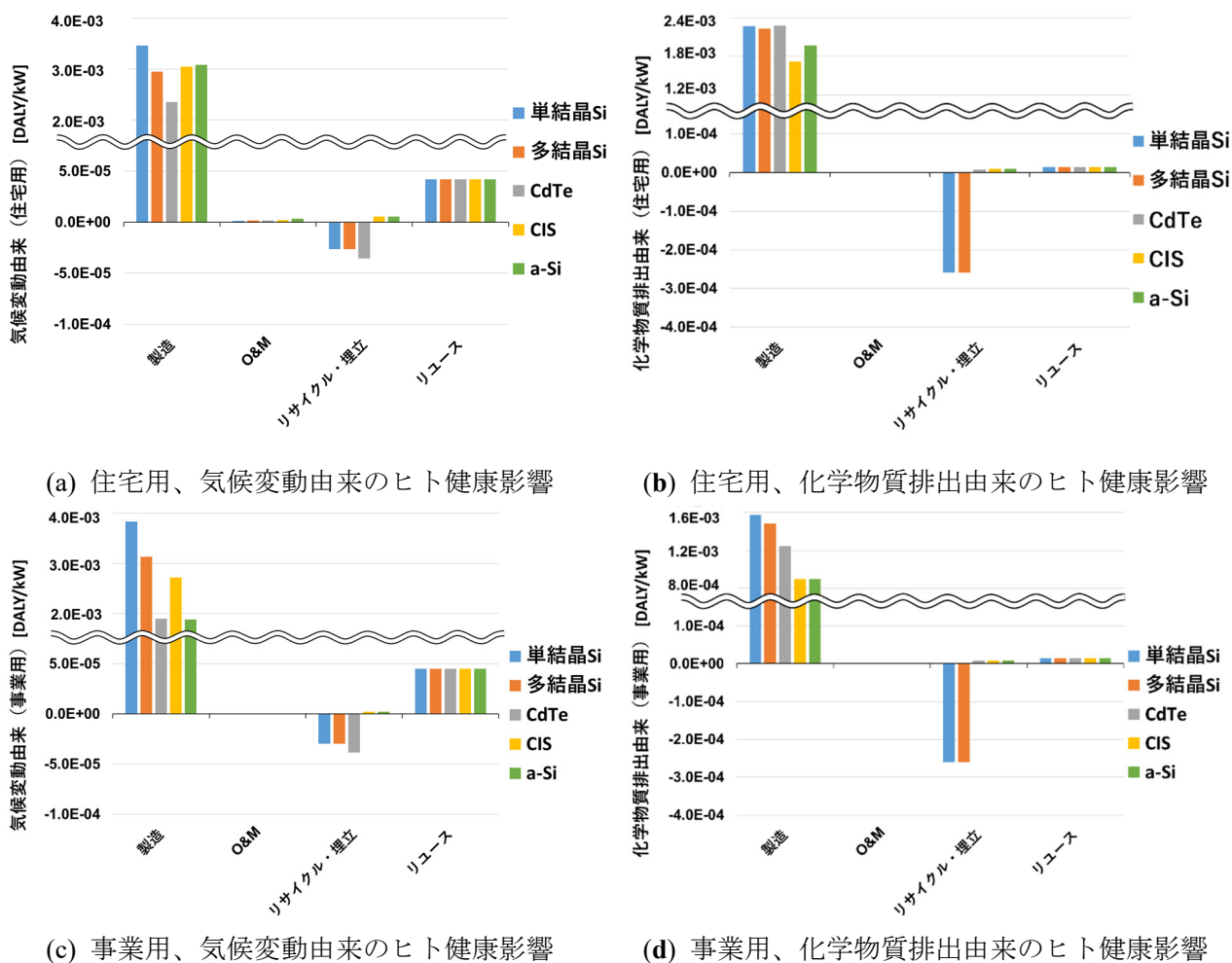


図 22 住宅・事業用の太陽光発電設備の各ライフサイクル段階における「気候変動由来のヒト健康影響」と「化学物質排出由来のヒト健康リスク」

図 22 より、住宅・事業用ともに製造過程が最も大きく、全ライフサイクル過程の総 DALY 値の 97.5~98.8%（気候変動由来のヒト健康影響）、97.5~99.4%（化学物質排出由来のヒト健康影響）を占めることが分かった。また、End-of-life 過程において、単結晶 Si 型、多結晶 Si 型、CdTe 型は廃止設備量のうち 23%を日本国内リサイクルが想定されているが、「気候変動由来のヒト健康影響」は単結晶 Si 型、多結晶 Si 型、CdTe 型が、「化学物質排出由来のヒト健康リスク」は単結晶 Si 型、多結晶 Si 型が負の値となっている。ここでの負の DALY 値は、負の環境影響、つまり環境便益を意味している。2.5.3 節で設定された機械的リサイクルと化学的リサイクルによって回収される熱、ソーダ灰、生石灰、銅、カドミウム汚泥、テルル化カドミウムなどが影響している。しかし、CdTe 型が含有するカドミウムの環境中への流出が環境に有害であるとされているためリサイクル手法を適用したが、本研究の結果では「化学物質排出によるヒト健康リスク」の数値が正の値となっている。そこで、住宅・事業用の太陽光発電設備のうち、Simapro8 により計算された環境中への排出インベントリの中のカドミウム（ライフサイクル全体）について、表 11 に示す。なお、使用されたデータが事業用は定格容量が 570 kW、住宅用が 3 kW であったため、1kW 単位に換算している。

表 11 事業、住宅用の CdTe 型太陽光発電設備のライフサイクル全体でのカドミウム排出量結果

種類	コンパートメント	合計	製造過程	O&M 過程	リサイクル過程
事業用	大気 [mg]	838	1.32	3.59×10^{-12}	-56.9
	水域 [mg]	10395	13.8	1.48×10^{-10}	450
	土壌 [mg]	17.1	17.1	2.55×10^{-12}	-0.0185
住宅用	大気 [mg]	1731	1788	1.57×10^{-17}	-56.7
	水域 [mg]	20885	20443	6.49×10^{-6}	452
	土壌 [mg]	24.6	24.6	1.12×10^{-7}	-0.00746

リサイクル過程の排出コンパートメントが水域の場合に着目した時、事業用では 450 mg/kW、住宅用では 452 mg/kW 排出されることが分かった。水質汚濁防止法では、公共用水域の水質汚濁防止に係る規制基準として水域へのカドミウム及びその化合物の排水基準値が 0.003 mg/L に設定されている[108]。そのため、リサイクルプロセスが行われるリサイクル工場の立地の近隣に、極めて閉鎖的な水域があった場合、環境基準値を大幅に超えるカドミウム濃度が検出される可能性がある。また、現在日本において CdTe 型太陽光発電設備のリサイクルプロセスを行うことができる事業者は、著者が調べた限り見つからなかったため、管理型最終処分場[109]への処理が望ましいものと思われる。また、本研究では 2021 年以降は CdTe 型の太陽光発電設備は、市場シェアとして 3.68%と置いているが、出来る限り設備導入を控えるなどの努力をすることも一つの手段であると考ええる。

また、住宅用・事業用の製造過程における「気候変動由来のヒト健康影響」と「化学物質排出由来のヒト健康リスク」に寄与しているライフサイクルプロセス（各過程の中で、更に細分化したもので、例えば単結晶 Si 型の設置には、単結晶 Si ウエハ、モジュールの電気設備、マウントシステム、インバーター、電力のデータが必要となる）はそれぞれ、「中国での石炭火力由来の電力生産」「鉱物採掘時の副産物の尾鉱貯水池からの地下水への廃棄物排出」[29]であることが分かった。前者に関しては、「太陽光発電設備を中国で生産するというシステム境界条件」が大きく影響していることが分かった。そのため、本研究での製造過程国の選定およびその国の電源構成が結果に大きく反映することが分かった。また、後者については、太陽光発電設備のうち主に太陽光発電モジュールの電気設備やインバーターで 사용되는銅の鉱山採掘時に排出される副産物である尾鉱が原因である。製品の製造過程の中でも、その製品に使用される素材の採掘過程が結果の大きな割合を占めている（33.7~69.1%）。「鉱物採掘時の副産物の尾鉱貯水池からの地下水への廃棄物排出」のプロセスで排出される物質も、最上位が「水域へのマンガンの排出」である。そのため、太陽光発電設備に使用される素材の採掘過程にも、メーカーや事業者は注視する必要があると考える。事業会社単体でそのような取り組みをすることは困難であるため、製品に使用される含有化学物質の川上から川下までの情報伝達スキームの構築を、制度として取り入れることが一つの対策になるのではないかと考える。

3.2.3 2100 年までのライフサイクルリスクの算出結果

3.2.1 節と 3.2.2 節で求めた、2100 年までの新規導入・廃止容量とそのライフサイクル段階で算出された「気候変動由来のヒト健康影響」「化学物質排出由来の人体毒性影響」の原単位から、2100 年までの「気候変動由来のヒト健康影響」「化学物質排出由来の人体毒性影響」の DALY 値を算出した。算出結果を、図 23 に示す。

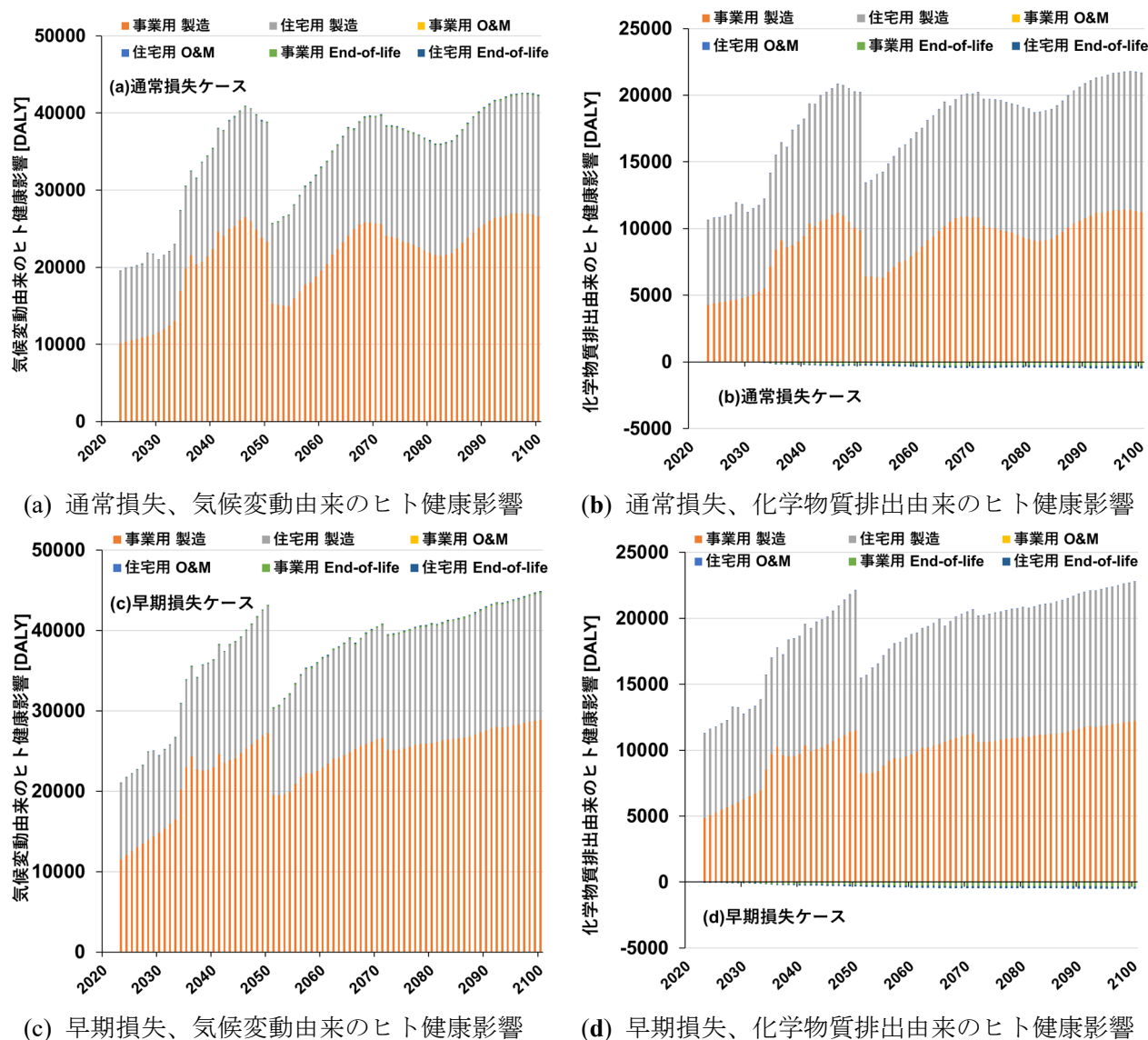


図 23 2100 年までの「気候変動由来のヒト健康影響」「化学物質排出由来の人体毒性影響」の DALY 値

本結果についても、製造過程の影響が最も大きく、(a)では 99.2~99.9%、(b)では 99.9~100.0%、(c)では 99.2~99.9%、(d)では 99.9~100.0%が全体の DALY 値のうち製造過程が占める結果となった。また、製造過程の DALY 値は、製造過程の DALY 値の原単位(DALY/MW)に各年での新規導入容量 $inflow_t$ (MW) を乗じているため、結果の DALY 値も図 21 の新規導入容量 ($inflow_t$) の結果における増減率が大きく

反映されている。また、(a), (b), (c),(d)のいずれのケースにおいても 2051 年に総 DALY 値が大幅に減少しており、(a)は 33.7%、(b)は 34.1%、(c)は 29.5%、(d)は 30.6%減少している。これは、3.2.1 節で算出された太陽光発電の新規導入容量の増減が大きく関係しており、3.2.1 節で算出された新規導入容量も、通常損失ケースでは 33.8%、早期損失ケースでは 29.8%減少していることが影響している。また、(a)、(b)では図 21 (a) (3.2.1 節) で算出された新規導入容量と同様に、2046、2069、2098 年に増加する波を形成していることから、新規導入容量の変化率に総 DALY 値が影響しているといえる。(c)、(d)に関しても 2051 年で大幅に減少したのちに 2100 年にかけて漸減的に増加していく傾向にあり、図 21 (b) (3.2.1 節) の新規導入容量の変化率に大きな影響を受けるといえる。また、3.2.1 節と同様に、(a)~(d)で総 DALY 値の変化量（図中の波の変化量）は、住宅用ではなく事業用によるものが多い。

3.2.4 太陽光発電導入による低炭素効果と LC での化学物質排出のトレードオフ分析結果

太陽光発電導入による低炭素効果と、太陽光発電のライフサイクル全体での化学物質排出のトレードオフを分析し、これらを比較評価した。ここでの低炭素効果とは、2022 年時点で確認されている石炭火力発電と LNG 火力発電、石油火力発電の発電量の減少分が、太陽光発電により代替されているとした場合の「気候変動由来のヒト健康影響」の減少分である。2.5.4 節にて設定した火力発電によるリスク値の Simapro8 による算出結果は、以下の表 12 である。

表 12 火力発電の「気候変動由来のヒト健康影響」と「化学物質排出由来の人体毒性影響」の原単位の算出結果[29]

各ライフサイクルのアセンブリ/プロセス	CCHH [DALY/kWh]	HT [DALY/kWh]
石炭火力		
電力, 高圧 {JP} 電力生産, 硬質炭	1.59×10^{-6}	1.88×10^{-7}
LNG 火力		
電力, 高圧 {JP} 電力生産, 天然ガス, @ 従来型発電所	1.10×10^{-6}	4.26×10^{-8}
石油火力		
電力, 高圧 {JP} 電力生産, 石油	1.08×10^{-6}	4.90×10^{-8}

よって、表 12 と図 14（2.5.4 節）から、2100 年までの火力発電の総 DALY 値を求めた結果を、以下の図 24 に示す。

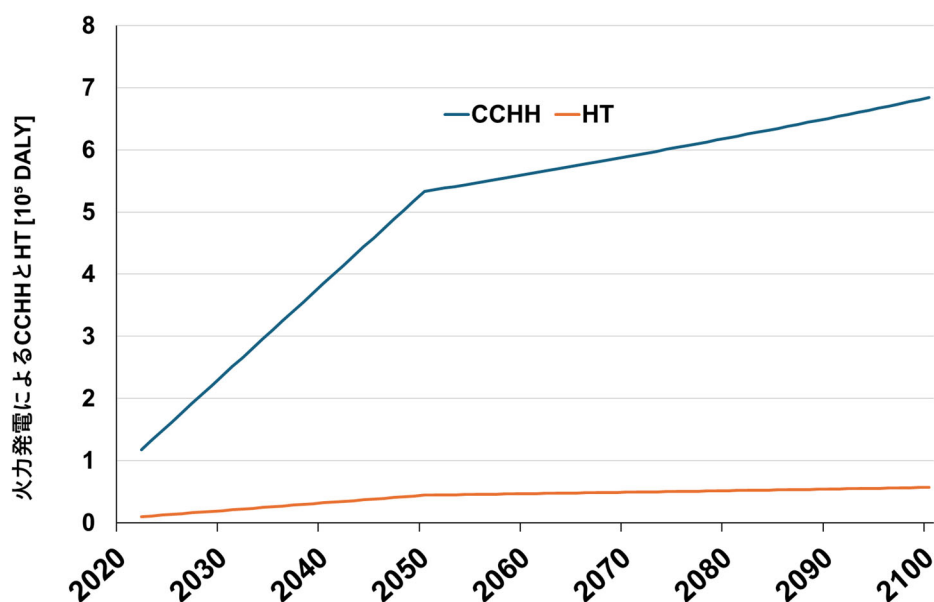


図 24 2100 年までの火力発電の気候変動由来のヒト健康影響（CCHH）と化学物質排出由来の人体毒性影響（HT）の算出結果

図 24 より、3.2.3 節で求めた太陽光発電の CCHH、HT と比較した時、以下の図 25 のようになった。

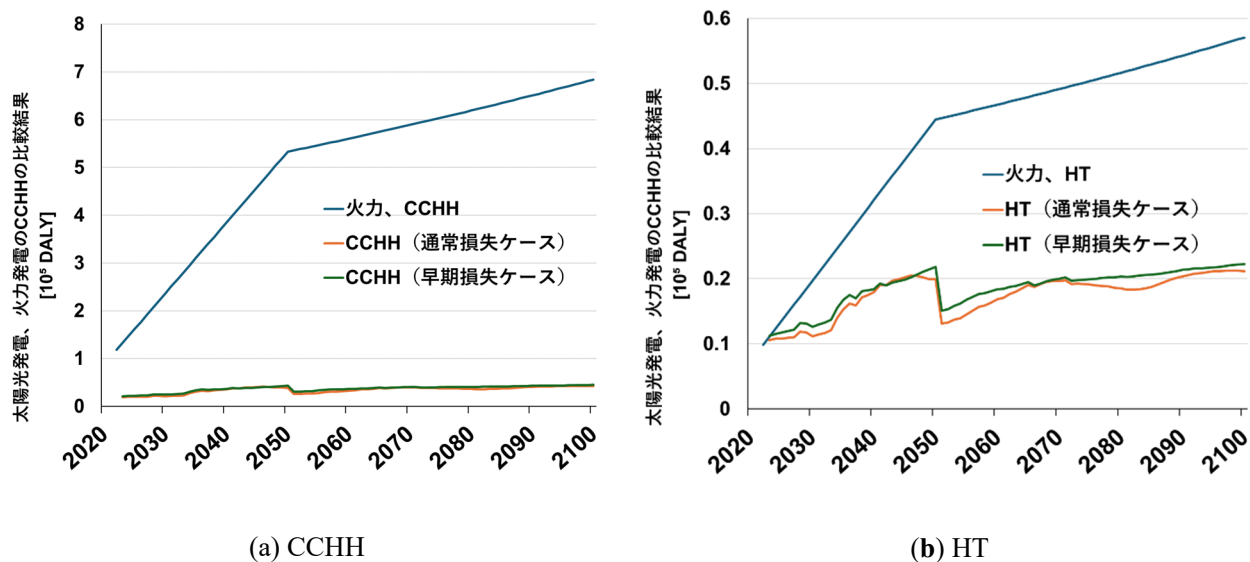


図 25 2100 年までの太陽光発電と代替された火力発電の CCHH、HT の比較結果

図 25 より、2023~2100 年で太陽光発電と太陽光発電による火力発電の仮想的な代替分の CCHH、HT は、全期間を通じて石炭火力が上回る結果となった。そのため、太陽光発電は火力発電と比較して相対的にリスクが小さい事を意味している。2100 年までの累積結果を計算したところ、以下の表 13 のようになった。

表 13 太陽光発電と代替された火力発電の 2100 年までの累積 CCHH、HT の DALY 値の結果

各ライフサイクルのアセンブリ/プロセス	CCHH [DALY/kWh]	HT [DALY/kWh]
太陽光発電（通常損失ケース）	2.70×10^6	1.36×10^6
太陽光発電（早期損失ケース）	2.98×10^6	1.45×10^6
代替された火力発電	3.98×10^7	3.32×10^6

以上より、2.5.4 節で定義した 4 象限のマッピングに分類すると以下の図 26 のようになった。

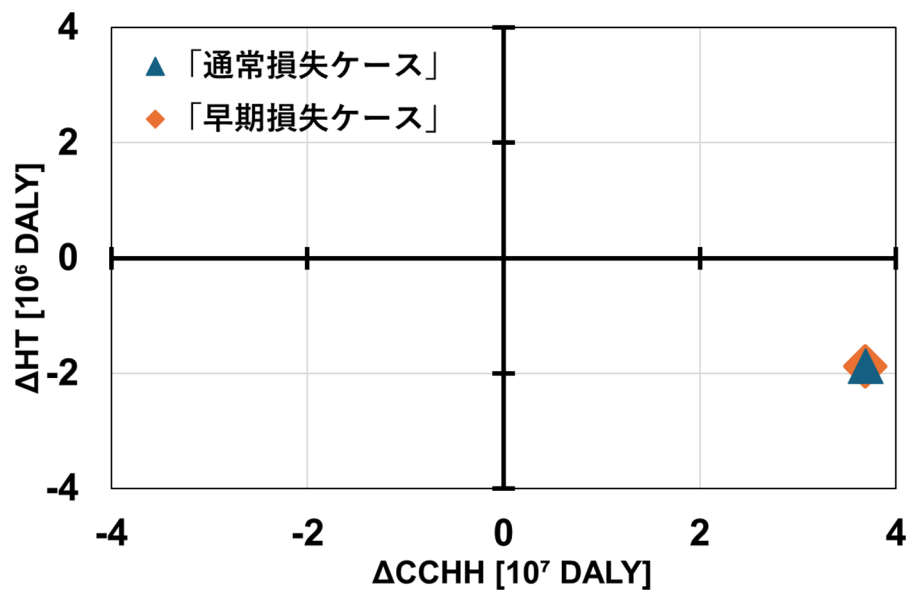


図 26 ΔCCHH と ΔHT によるトレードオフのマッピングの結果

本結果より、火力発電は太陽光発電よりもより化学物質を排出し、かつ GHG も排出することから、太陽光発電により火力発電を代替することの方が相対的にリスクが小さいことが分かった。しかし、この分析はあくまで相対的にトレードオフを比較しているに留まり、太陽光発電のライフサイクルのリスクが絶対的に小さい事を意味しているわけではない。3.2.3 節でも論じたように、その End-of-life 過程で日本に点在するリサイクル工場の近隣に閉鎖的な水域があった場合、環境基準値を超えるカドミウムの排出が生じる可能性もある。また、製造過程のリスクがライフサイクル全体の約 99.9%であることから、日本で使用される太陽光発電設備の部品、その構成物質まで追跡する必要性がある。本研究では、火力発電よりも太陽光発電のほうが GHG 排出量削減に対して「化学物質排出由来の人体毒性影響」に関しても相対的にリスクが小さい事を明らかにした。

3.3 風力発電

3.3.1 新規導入・廃止容量の推計結果

本研究で用いられたエネルギーシナリオである AIM シナリオ[14](2.4 節)を基に、設定された平均耐用年数(μ)が 20 年(図 27(a)), 25 年(図 27(b))の時の導入容量と廃止容量が図 27 に示されている。

導入容量が最大を迎えるのは、 $\mu = 20, 25$ の場合ともに、2050 年である結果となった (K : C2) (図 27)。よって、AIM シナリオ[14]に基づいて、2050 年までに風力発電の総発電量を増加させて低炭素化を達成するためには、特に 2023~2050 年で大量の風力発電容量の導入が必要になることが分かった。

また 2051 年の導入容量は、 $\mu = 20$ の場合は 2050 年と比較して 0.68~0.69 倍と減少した (図 27)。 $\mu = 25$ の場合は、2050 年と比較して 0.62~0.63 倍と減少した (図 27)。その理由は、本研究で用いた AIM シナリオ[14]において、2050~2100 年での風力発電の総発電量は一定で、2051 年から総発電容量の増加のために新規で導入される設備がなくなる設定 (2.4 節) が反映されている。つまり、2051 年以降に導入される設備は、耐用年数経過後に廃止される設備を置き換える目的で導入される。加えて、2051 年から GDP 成長率 (年 0.5%) に従い発電量が増加するとしているため、2051 年に減少したのちに 2100 年にかけて緩やかに増加している。しかし GDP 成長率に伴い発電量が増加する設定は仮定であり、風力ブレード廃棄物の影響を考慮するためにより長期間でどれほどの発電量が必要になるかは、今後より 2050 年以降についても詳細なモデルが適用される必要がある。

対して廃止容量の最大値は、K が Base case (C2) のとき $\mu = 20, 25$ の場合 2100 年で 7.6 GW (a), 2100 年で 6.0 GW (b)となった。ワイブル分布の形状パラメータ(K)が C1 と C3 のときの導入容量と廃止容量の差分の最大値は、新規導入・廃止容量ともに $\mu = 20, 25$ の場合、1.2 GW, 1.1 GW であった(図 27)。また廃止容量は、 $\mu = 20, 25$ とともに 2100 年にかけて漸減的に増加する推計結果となった。その理由として、風力発電設備の平均耐用年数が 20, 25 年であることを考慮すると 2023~2050 年に特に導入された設備がそれぞれの耐用年数に達したことで廃止されていくことが影響していると考えられる。

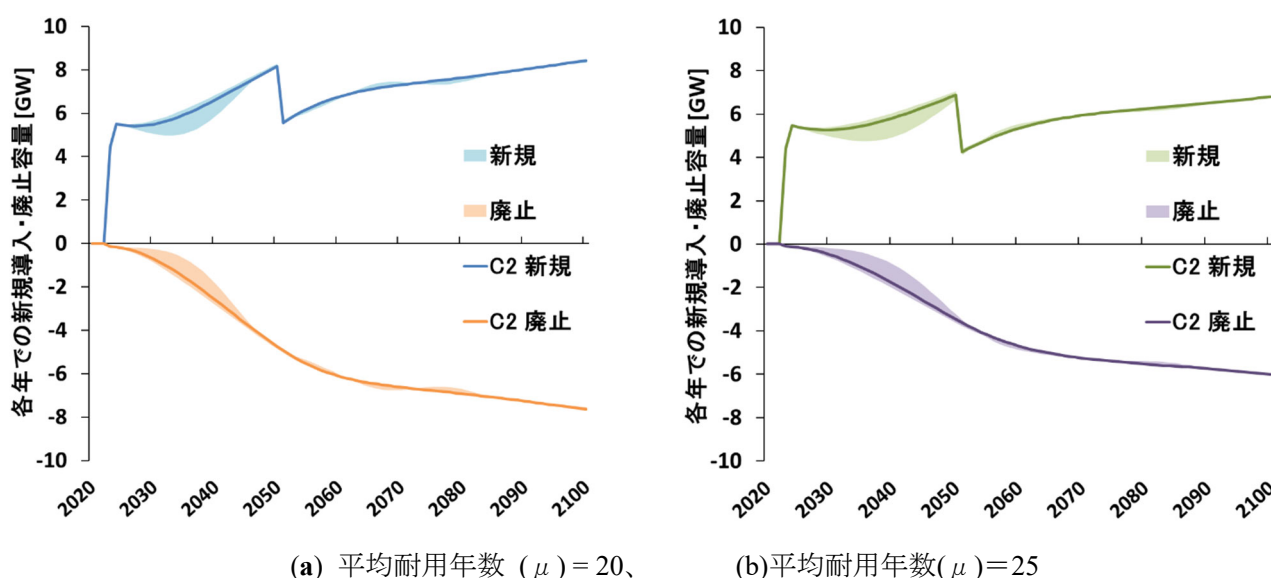


図 27 Base case での 2020~2100 年の導入容量と廃棄容量の推計結果

(廃止容量は負の値。実線は C2 (K=2.0)。色付きの領域は C1 (K=1.73)と C3 (K=4.07)の振れ幅)

3.3.2 風力発電の平均導入容量の結果

風力ブレード廃棄物量を算出する際、総導入容量に加えて、各年での平均導入容量 (c_{tp})が必要となる。設定した結果を、図 28 に示す。陸上風力の 1995~2017 年のデータは実際の日本のデータが使用された。2018~2050 年の陸上風力の平均導入容量は過去データからの線形予測。洋上風力は 2021 年からの導入が設定されているため、実測値のみを示している。陸上風力は、2030 年に 3.6 MW、2050 年に 5.5 MW と線形増加する結果となった。この結果は、先行研究[65]の将来目標（2030 年に 4 MW、2050 年に 5 MW）とは乖離が小さくなったことから、作成したモデルに妥当性があると考えられる。

一方、洋上風力は、先行研究[65]から 2030 年に 12 MW、2050 年に 15 MW になる目標を達成する状況を適用したため、2021~2030 年に 7.8 MW、2031~2050 年に 3 MW 増加する結果となった。洋上風力の 2031~2050 年での平均導入容量の増加率は 2021~2030 年のそれらよりも小さいが、陸上風力のそれらよりも大きい結果となった。

陸上風力の平均導入容量は、1995~2017 年において実測値が用いられたが、2018~2050 年は実測値の線形予測が用いられた（2.6.2 節）。これは技術革新により風力タービンおよびブレードの大型化が進んでいる[110]。実測値においても、1995~2017 年まで線形増加することが確認されており、その後もデンマークでの実際の導入事例から発電設備 1 基あたりの平均導入容量は毎年増加していることが確認されている[65]。

一方洋上風力は、陸上風力の傾向が実測から線形増加しそうな背景を考慮すると、2050 年目標を達成するには、陸上よりさらに多い増加率をもって増加する必要がある計算となる。ただ、実際、洋上風力の平均導入容量は陸上のそれよりも、洋上のタービンが大きい傾向がある[46]。その理由としては、洋上風力は陸上風力よりも設置コストが高く、発電設備 1 基あたりの発電量の増大が重要であるからである[46]。実際、1991 年にイギリスで定格容量が 450kW の洋上風力発電が初めて導入されたが、現在はヨーロッパを中心に定格容量が 5MW 以上のもの置き換わっている[110]。よって日本も、洋上は陸上より上述の理由[46,110]で大型化が進むと予測される。また洋上風力の線形増加の傾きは、2021~2030 年(0.78)と 2031~2050 年(0.14)とで比較すると、後者の方が緩やかになっているが、2030 年に世界の洋上風力導入容量の目標値[65]があるので、それまでに日本は洋上風力の大型を急速に進めると考えられる。2050 年にも目標値があるが[65]、2030 年目標値[65]を達成している場合、2031~2050 年に平均導入容量の増加は 2030 年までよりも増加率は緩やかで済む。

洋上も陸上もこの傾向は、COP21 におけるパリ協定[4]に基づき 2050 年まで続くことが予測される。よって、本研究では 2050 年まで毎年線形増加し、2050 年に目標を達成した後は、増加は 2050 年以前より顕著にはならないことが見込まれ、それゆえ本研究は横這いで推移すると仮定した。そのため、図 28 に示した推移の結果となった。

しかし、2050 年以降も風力産業の進化と技術革新により、陸上、洋上ともに風力発電の大型化なども可能性は考えられるため、今後の風力産業にも注目する必要がある。

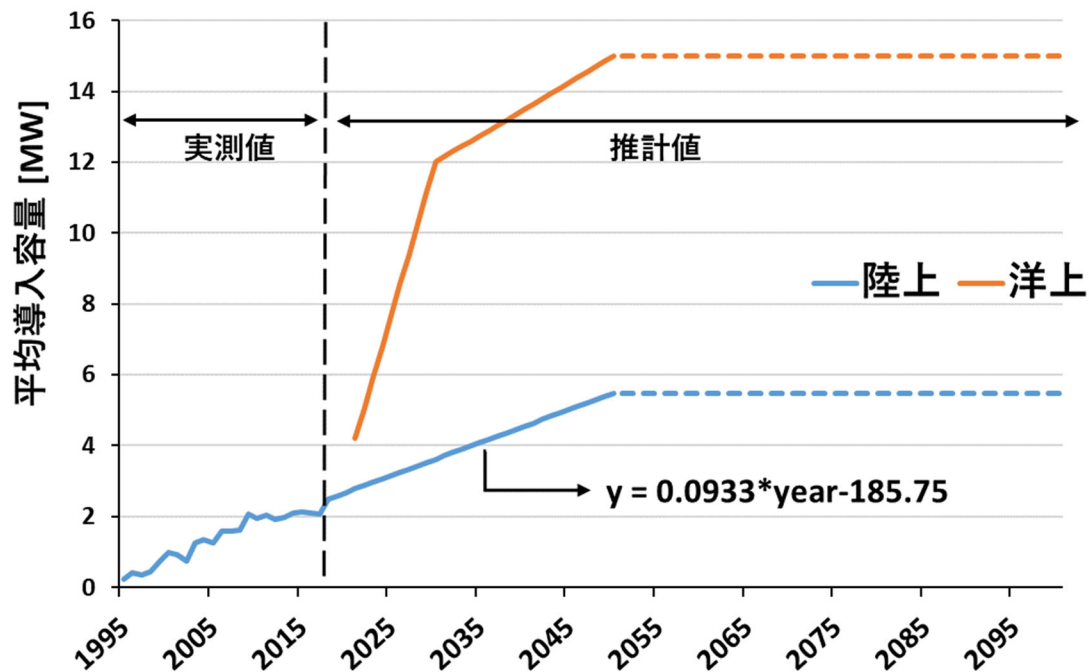


図 28 1995~2017 年の平均導入容量の推移と線形近似。

3.3.3 風力ブレードの廃棄物量の推計結果

算出された 2100 年までの導入/廃止容量(3.3.1 節)から、風力ブレード廃棄物量を推計した結果を図 29 に示す。耐用年数の形状パラメータ(K)と廃棄物排出係数の違いを反映させ、Base case は実線で示し、9 パターンのうち最小値、最大値の幅は色付けの領域として表している。

$\mu = 20, 25$ ともに Base case は典型的なワイブル分布を描き、風力ブレード廃棄物量は 2030 年から急激な上昇が始まり、2060 年頃からは横這いで推移する。

$\mu = 20$ の場合(図 29a)、Base case において 2100 年に 161 kt で最大となり、風力ブレード導入初期の 2023 年と比較して 3.2 倍と推計された。 $\mu = 25$ の場合 (図 29b)、Base case において 2100 年に 137 kt と最大値になり、同様に 2021 年と比較して 2.7 倍と推計された。加えて、 $\mu = 20, 25$ ともに、2031~2100 年頃から廃棄物量は約 25 kt の取り得る幅を保ったまま推移していく結果となった。そのため、本研究で検討した 9 パターンの計算より、2050 年以降は Base case を基準とした時、 $\pm 15.5\sim 36.1\%$ の取り得る値の幅が生じる結果となった。

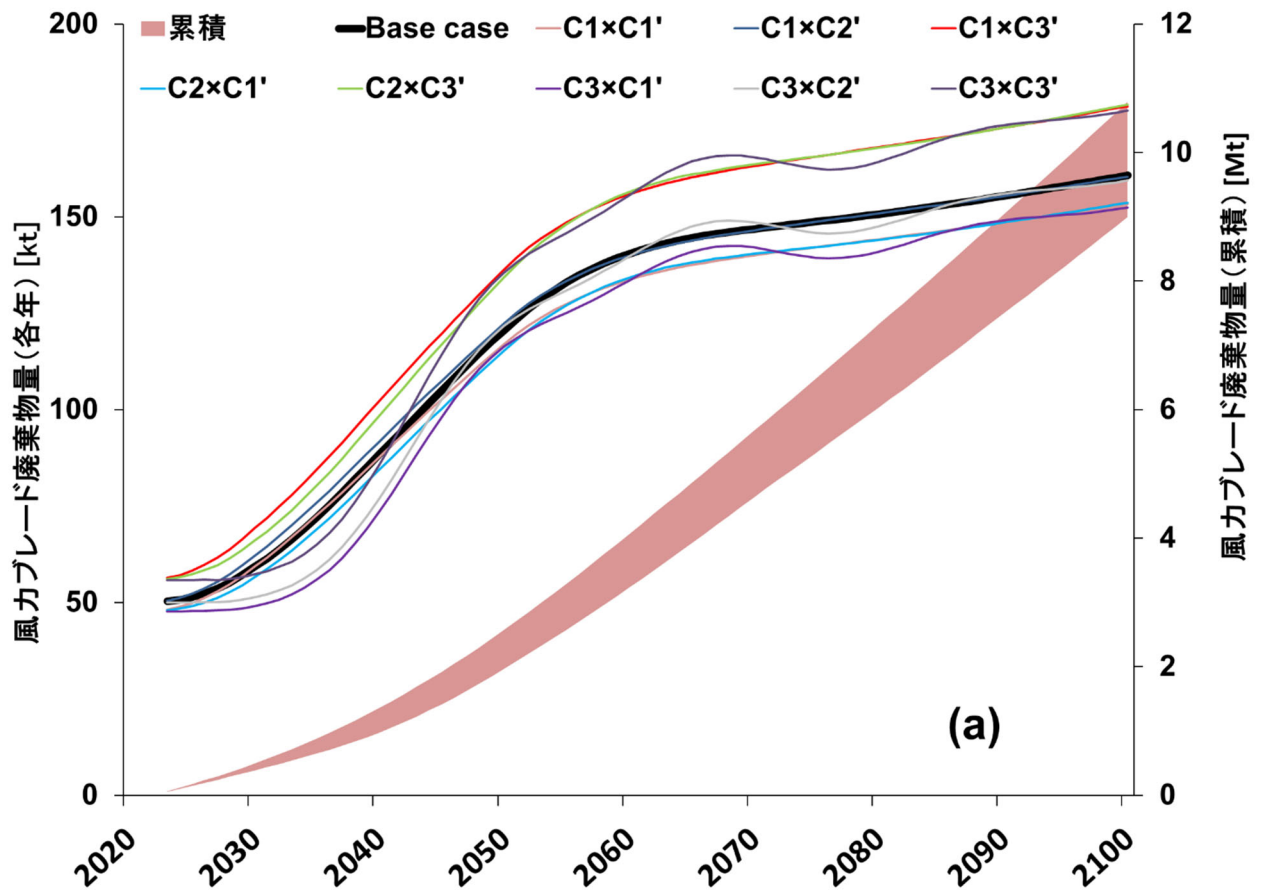
以上のとおり、 $\mu = 20, 25$ を比較すると、それぞれ Base Case との開きや差が縮まる年代に差が生じているが、それは形状パラメータ(K , 図 30)と廃棄物排出係数 (表 9)と組み合わせによる 9 パターンの計算をしているためである。

Base case と比較して、大きく変化しているものは $C3 \times C3'$ である。 $C3 \times C3'$ の時、2040 年頃から Base case と比較して廃棄物量は小さいままで推移するが、2042 年でクロスし、2068 年ほどで、全ての Case の中で最大値を取る。 $C3 \times C1'$ の時も同様に、2030 年頃から Base case と比較して廃棄物量は小さいままで推移し、Base case とクロスすることなく Base case よりも小さい値を取り、2076 年に全 case のなかで最小値を取る。また、 $C3$ ではない他の case でも僅かながら case 間でクロスしている。例えば、 $C1 \times C3'$ は

C3×C3'以外にも C2×C3'とクロスしている。9 パターンの計算結果の中で Base case と比較して大きく変化している case の共通点は、C3 ($K=4.07$)である。その理由としては、形状パラメータ(K)は設備の損傷率を意味しており、値が大きくなればなるほど設備の持ちがよくなる。実際に、廃止頻度のグラフ (図 30) から、C3 ($K = 4.07$)の場合は C1 ($K = 1.73$), C2 ($K=2.0$)と比較して、設備の廃止のタイミングが遅れがみられる。それゆえ、廃棄物の排出量に波が生じ、C3 は他の case から遅れて 6 年後に廃棄物量のピークが生じる。一方で、C1×C2'は、2060 年頃まで Base case と並行するような推移をたどり、最大値を取り続ける。さらに一方で、C2×C1'は Base case より、わずかに下方の値を取るが、変動パターンとしては Base case とほぼ同様である。その理由は、C1 ($K=1.73$)と C2 ($K=2.0$)で使用されている K の値によって生じる廃止頻度の違いが小さいためである(図 30)。廃止頻度の違いが小さい場合、廃棄物量のカーブは同様の形となり、C1', C2', C3'によってカーブが上下することはあるが、おおむね Base case と並行となる。

また、風力発電の廃止容量(図 27)と風力ブレード廃棄物量は必ずしも一致しない。この理由は、本研究では、風力ブレード廃棄物量が最大になる end-of-life 段階に加えて製造段階や service 段階の各ライフサイクルステージで廃棄される廃棄物量も加算しての廃棄物量となっているためである。例えば製造段階や service 段階での廃棄物量が突出して多くなった年は、end-of-life 段階からの廃棄物量が前年に比べて減少していたとしても、廃棄物量の総和は大きくなる可能性があり、そのような年が廃止容量の変動の推移と必ずしも一致しなくなる。

総風量ブレード廃棄物量については、2023 年から 2100 年まで取りうる範囲の幅がどんどん増えていき、最終的には、最大値と最小値において 1.7 Mt ($\mu = 20$), 1.6 Mt ($\mu = 25$)の幅が生じている。



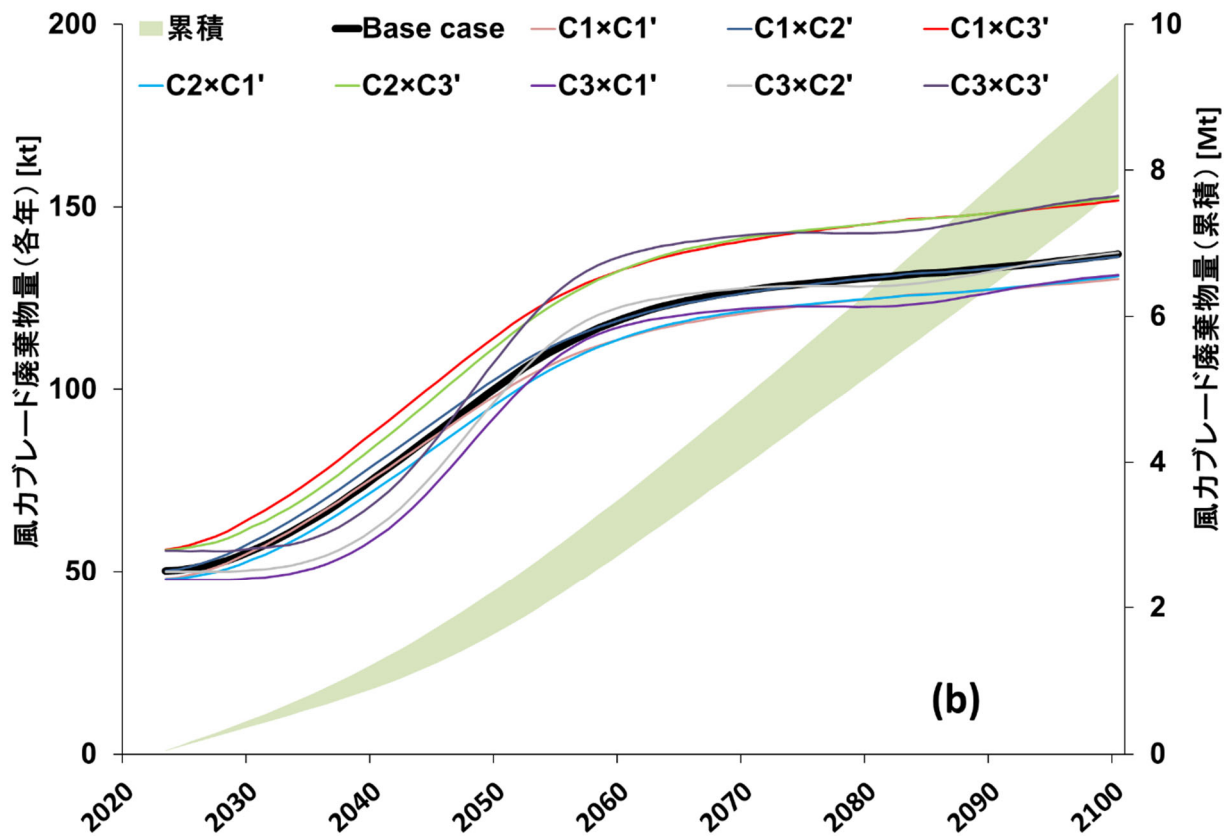


図 29 Base case における風力ブレードの廃棄物量の結果

((a)は $\mu=20$ 、(b)は $\mu=25$ 。左軸は各年での廃棄物量：線グラフ。右軸は累積の廃棄物量：面グラフ)

また、 K と μ の関係性についても確認すると C3 ($K=4$)の場合は、廃止頻度のピークにおいて、 μ がそれぞれ 20 の値を取っており、 K と μ の関係性に妥当性があることが確認できる。一方で、C1,C2 は平均耐用年数(μ)と廃止のピークタイミングにずれがみられるが、 $\mu=20$ のときと廃止頻度のピークの値と大きな差は見られないため、こちらについても K と μ の関係性は妥当であると考えられる。同様のことが $\mu=25$ の場合にも当てはまる。

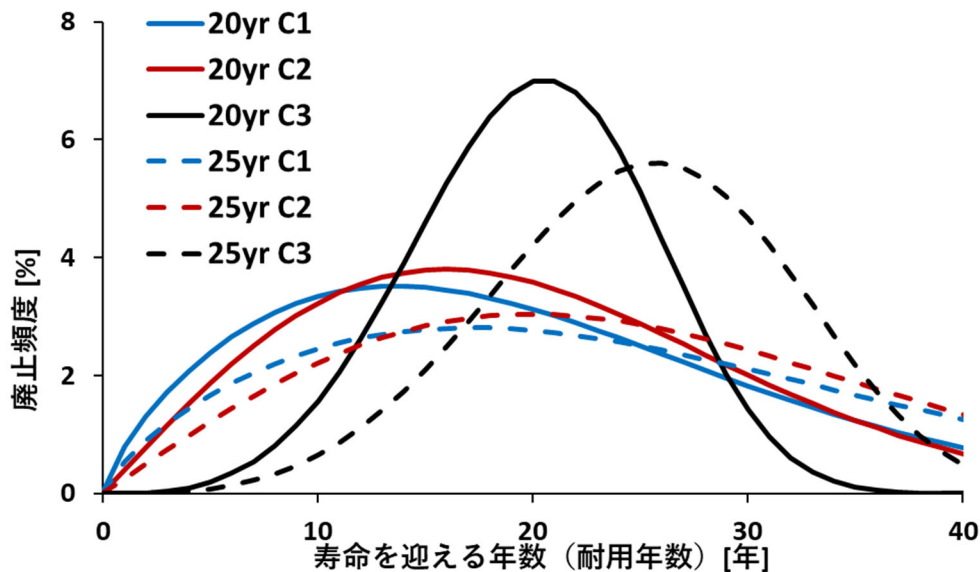


図 30 風力発電設備の耐用年数 $\mu = 20, 25$ のワイブル分布

(C1 は $K = 1.73$ 、C2 は $K = 2.0$ 、C3 は $K = 4.07$ 。20 年は実線、25 年は点線。)

また、 $\mu = 20, 25$ ともに、2060~2070 年頃に最大値がより大きくなっており、166 kt、141 kt 算出された GFRP/CFRP 廃棄物量が、日本の廃棄物処理能力の capacity を超えていないことが重要だ。そこで、廃棄物の業種別排出量推計値 (2008 年度) [111]での「電気業の総産業廃棄物量」(10.7 Mt/year)と比較すると、1.6% ($\mu = 20$)、1.3% ($\mu = 25$) (図 29)という結果となった。そのため、算出された風力ブレードの廃棄物は、日本の廃棄物処理能力で処理可能なものである。

また、本研究で用いられたブレードの各ライフサイクルでの GFRP/CFRP 廃棄物の排出係数は、世界的なトレンドに基づいたものである。そのため、日本で使用される際に異なる場合も考えられるため、風力発電の産業発展とともに精査していく必要があると考えられる。

3.3.4 GFRP/CFRP 廃棄物の処理プロセス時の CO2 排出量の結果

算出された風力ブレードの GFRP/CFRP 廃棄物量から、その処理プロセスで排出される CO2 が算出された。検討された処理プロセスは、機械的リサイクル、ケミカルリサイクル、サーマルリサイクル、焼却 (エネルギー未回収)、埋め立てだ(表 10)。GWP が最小となる CO2 Lowest scenario、一般的だと設定された Base scenario、GWP が最大となる CO2 Highest scenario の 3 シナリオの GWP を表 14 に示す。(2.6.4 節)。

表 14 風力ブレード廃棄物の処理方法別の各シナリオの GWP 原単位

処理方法	プロセス	GWP [kg CO ₂ eq/t]			
		単位	CO ₂ lowest scenario	Base scenario	CO ₂ highest scenario
前工程	裁断	16.88	16.88	16.08	16.08
輸送	ローリー輸送	17.10	17.10	17.10	17.10
メカニカル	粉砕	47.52	13.01	13.01	13.01
ケミカル	高電圧破砕	10560	0	13.27	26.53
	加溶媒分解	4363	10.96	5.48	0
サーマル	熱分解	3803.18	0	1156.24	2312.48
	流動床プロセス	384.62	233.86	116.93	0
廃棄	焼却 (エネルギー回収無)	329	12.40	12.40	12.40
	埋め立て	14.2	1.106	1.106	1.106
ΣGWP [kgCO ₂ eq/t]			305.33	1352.42	2399.52

2.6.4 節より、各年での風力ブレード廃棄物の処理プロセスでの GWP の算出結果を図 31 に示す。

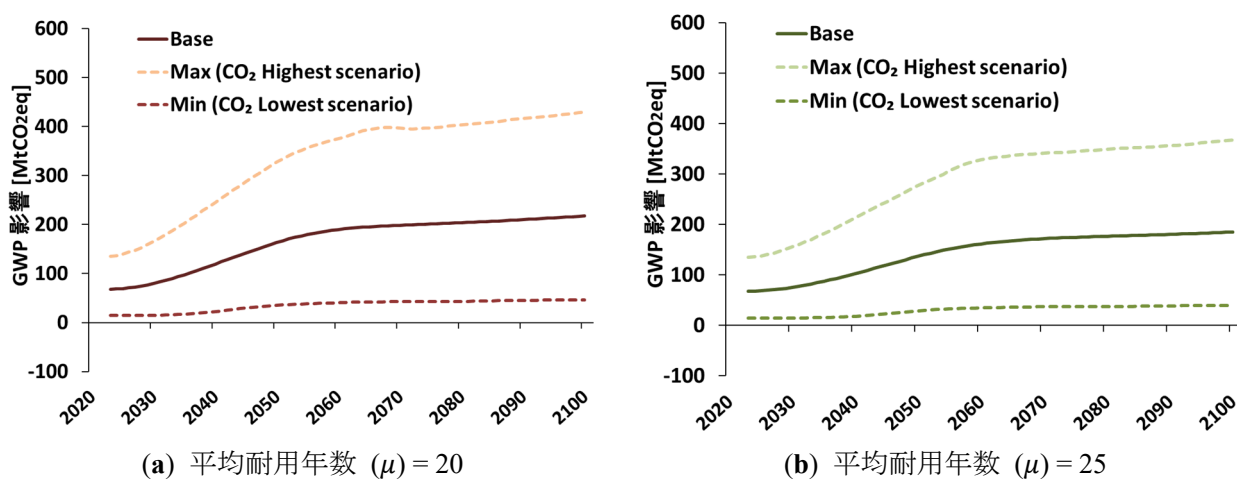


図 31 風力ブレード廃棄物 1t あたりの処理プロセスでの GWP 風力ブレード

(Min は廃棄物量の最小値 (図 29)に CO₂ Lowest scenario の GWP の原単位、Base は廃棄物量の Base case(図 29)と Base scenario の GWP の原単位、Max は廃棄物量の最大値(図 29)に CO₂ Highest scenario の GWP の原単位を乗じた値)

Base(図 31)に着目した際、 $\mu=20$ では 2070 年頃から GWP は横ばいで推移していき、2100 年に最大値 (217.4 MtCO₂eq)となった。同様に $\mu=25$ では、2075 年頃から横ばいで推移し、2100 年に最大値(185.3 MtCO₂eq)となった。 $\mu=20, 25$ のどちらの場合においても、Base に対して Min と Max の乖離が大きい結果となった。 $\mu=20$ の場合、Base の最大値は 2100 年で 217.4 MtCO₂eq であり、Max の最大値は 2100 年で 429.6 MtCO₂eq であり、Base の 2.0 倍であった。 $\mu=25$ の場合も同様に、Base の最大値は 2100 年で

185.3 MtCO₂eq であり、Max の最大値は 2100 年で 367.2 MtCO₂eq であり、Base の 2.0 倍であった。

AIM シナリオで 2050 年に想定されている日本での温室効果ガス(GHG)の総排出量は、約 235 MtCO₂eq であるが[14]、Base の風力ブレード廃棄物による CO₂ 排出量(136.8~163.1 MtCO₂eq)はそのうち約 58.2~69.4%を占めた。全体に占める風力ブレード廃棄物由来の CO₂ の割合が大きくなっているその他の原因としては、まずプラスチック廃棄物量は 2050 年にかけて減少していく事、そして AIM シナリオでは 2050 年にプラスチック原料のうち 50%がバイオマス由来であると設定されている[14]一方で、風力ブレード廃棄物で排出される CO₂ は純粋プラス換算となっていることも考えられる。つまり、風力ブレードという CO₂ 削減を目的として導入された再エネ設備の廃棄物により、2050 年に廃棄物処理時の GWP は総 GWP の半分を占める事がわかった。そのため、二次材料の品質や経済性などの課題[35,45,47-49]を、低炭素化に向けて早急に解決していく必要がある。

3.3.5 風力発電導入による低炭素効果とブレード廃棄物処理プロセスでの GWP のトレードオフ分析結果

また 2.5.4 節と同様に、仮に火力発電を風力発電が置き換えた場合に削減できる GWP と、風力ブレード廃棄物の処理プロセス時の GHG 排出量を比較評価した。同様に火力発電の GWP を Simapro8 より算出したところ、以下の表 15 の結果となった。

表 15 火力発電種別の GWP 算出結果

各ライフサイクルのアセンブリ/プロセス	GWP [kgCO ₂ eq/kWh]
石炭火力	
電力, 高圧 {JP} 電力生産, 硬質炭	1.14
LNG 火力	
電力, 高圧 {JP} 電力生産, 天然ガス, @ 従来型発電所	0.788
石油火力	
電力, 高圧 {JP} 電力生産, 石油	0.773

よって、同様に 2100 年まで風力発電が発電した電力量は火力発電で発電されるものが代替されたとした場合、2100 年までの代替された火力発電の GWP は 2.31×10^4 MtCO₂ である。風力ブレード廃棄物の処理プロセスでの GWP は、Base において $1.12 \times 10^4 \sim 1.30 \times 10^4$ MtCO₂ であるため、風力ブレード廃棄物の処理プロセスでの GWP は、風力発電が代替した火力発電による GWP 削減分の 48.5~56.3%を占めることが分かった。そのため、風力発電導入により代替された火力発電の発電量に応じて加算される GWP よりも、風力発電のライフサイクルで発生する風力ブレード廃棄物の処理プロセス中に排出される GHG による GWP のほうが小さい事を本研究は明らかにした。ただし、風力ブレード廃棄物の処理プロセスにおいて、二次材料の利用をバウンダリーに含めていないため、低炭素効果（風力発電による火力発電の代替による GWP 削減）の 48.5~56.3%を占める結果となり、風力発電導入の便益が小さく算出されている。そのため、風力発電導入に際し、風力ブレード廃棄物の処理プロセスにおける二次材料活用の制度・インセンティブの設計が急務な課題であると考えられる。

3.4 再エネ導入による低炭素効果とライフサイクルリスクのトレードオフ分析の結果

以上、3.2.4 節と 3.3.5 節において太陽光発電と風力発電のライフサイクルリスクを算出し、太陽光発電・風力発電が導入されることで火力発電が代替された場合の低炭素効果とのトレードオフを比較評価した。

太陽光発電については、太陽光発電を導入したことで太陽光発電設備のライフサイクル全体で排出される GHG、化学物質により生じる「気候変動由来のヒト健康影響」「化学物質排出由来の人体毒性影響」よりも、火力発電を代替したことで回避・削減したそれらのリスクの、それぞれ 6.8~7.5%、41.0~43.7% を占めることが分かった。本研究の設定条件では、太陽光発電のライフサイクルリスクは太陽光発電導入による低炭素効果よりも相対的に小さいことが分かった。ただし、これは本研究の設定条件に依存しているものであり、また相対評価であるため絶対的にリスクが小さいことを意味しているわけではない。また、製造過程のリスクがライフサイクル全体の約 99.9%であることから、日本で使用される太陽光発電設備の部品、その構成物質まで追跡する必要性がある。

太陽光発電のライフサイクルリスク算定において、本研究で用いた設定条件やデータにはいくつか限界性がある。2.5.2 節において事業用・住宅用太陽光発電設備の耐用年数を設定したが、全てが日本の太陽光発電設備のものを反映させるためには、日本で導入・廃止された 1 つ 1 つの設備データが必要となるが著者が調べた限りデータが入手できなかった。そのため、「導入初期での故障」「固定買取価格期間終了後の卒 FIT 割合」「経済的なインセンティブ不足による廃止」などの複数の要因を重みづけにより合成関数を定義し、事業用と住宅用で耐用年数関数を変更することで、より現実に即した分析になったと考えられる。また 2.5.3 節において、太陽光発電のライフサイクルでの設備データとして Ecoinvent3 の LCI データを用いたが、実際の製品データと異なる可能性もある。製品の詳細な構成物質、それらに使用される素材の調達先などは企業の秘匿情報であり、極めて入手が困難である。そこで本研究では Ecoinvent3 の LCI データを用いたが、時系列的にデータの中身も変化する可能性も考えらえる。今後、LCI データが比較的オープンデータソースとして公開され、LCA 分析の更なる発展につながることを注視していかなければならないと考える。これらが、本研究における太陽光発電のライフサイクルリスク分析のモデルの限界性である。

また、太陽光発電の地域的なリスク増大につながることも LCA 分析結果の排出インベントリから分かった。特に CdTe 型太陽光発電に関しては、End-of-life 過程において Cd が水域に排出されることが判明し、リサイクル工場付近に閉鎖的な水域が存在する場合は環境基準値を超える Cd 濃度が検出される可能性も示唆することができた。そのため、本研究結果に関わらず、太陽光発電設備のエンドユーザーには適切な廃棄物管理が求められると考えられる。

風力発電に関しては、2100 年まで風力発電が発電した電力量は火力発電で発電されるものが代替されたとした場合、風力ブレード廃棄物の処理プロセスでの GWP は、風力発電が代替した火力発電による GWP 削減分の 48.5~56.3%を占めることが分かった。そのため、本研究の設定条件では風力発電導入により代替された火力発電の発電量に応じて加算される GWP よりも、風力発電のライフサイクルで発生する風力ブレード廃棄物の処理プロセス中に排出される GHG による GWP のほうが相対的に小さい事を明らかにした。ただし、削減 GWP の約 50%を、風力発電のブレード廃棄物処理プロセスのみが占めるため、風力ブレード廃棄物の処理プロセスでの GWP は無視できないほど大きいことが分かった。本研究では、リサイクル時に回収された二次材料の利用をバウンダリーに含めていないため、今後適切

な風力ブレードのリサイクルが必要であると考えられる。風力発電の大量導入を促進する場合、ブレード廃棄物の適切なリサイクル（特に二次材料の回収・再利用）を徹底的に周知・実装する必要があると考えられる。また、AIM シナリオに沿って予測を行ったが、風力発電の関係人口、コスト、工期等から、1 年間で設置可能な発電設備量には限界があると考えられる。そのため、今後はこれらの制約条件をモデルに組み込み、精査していくことが期待される。

3.5 結言

3.2 節では、太陽光発電のライフサイクルリスクの分析結果を説明した。

3.2.1 節では、2100 年までの太陽光発電の新規導入容量と廃止容量の推計結果を説明した。

3.2.2 節では、ライフサイクルソフトウェアの Simapro8 による LCA 分析結果を説明した。

3.2.3 節では、2100 年までのライフサイクルリスクの算出結果を説明した。

3.2.4 節では、太陽光発電導入による低炭素効果と LC でのライフサイクルリスクのトレードオフ分析の結果を説明した。

3.3 節では、風力発電のライフサイクルリスクの分析結果を説明した。

3.3.1 節では、2100 年までの風力発電の新規導入容量と廃止容量の推計結果を説明した。

3.3.2 節では、風力発電の平均導入容量の算出結果を説明した。

3.3.3 節では、風力ブレード廃棄物量の推計結果を説明した。

3.3.4 節では、風力ブレードの構成物質である GFRP・CFRP 廃棄物の処理プロセス時の CO₂ 排出量の推計結果を説明した。

3.3.5 節では、風力発電導入による低炭素効果とブレード廃棄物の処理プロセスでの CO₂ 排出量のトレードオフ分析の結果を説明した。

3.4 節では、3.2.4 節と 3.3.5 節で示した太陽光発電および風力発電導入による低炭素効果と LC でのライフサイクルリスクのトレードオフ分析の結果を説明した。

参考文献

1. International Energy Agency Energy Statistics Data Browser Available online: <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-tools/energy-statistics-data-browser> (accessed on 20 January 2024).
2. IEA Energy Statistics Data Browser, Japan.
3. Williams, R.; Zhao, F.; Backwell, B.; Lee, J.; Patel, A.; Smith, M.; Hutchinson, M.; Lathigara, A.; Liang, W.; Fang, E.; et al. 2023 Global Offshore Wind Report. **2023**, 118.
4. Agreement, P. Paris Agreement.; HeinOnline.
5. Zhu, D.; Mortazavi, S.M.; Maleki, A.; Aslani, A.; Yousefi, H. Analysis of the Robustness of Energy Supply in Japan: Role of Renewable Energy. *Energy Reports* **2020**, *6*, 378–391, doi:10.1016/j.egyr.2020.01.011.
6. Ministry of Economy, T. and I. Electric Power Survey Statistics 2018, 2019, 2020 Available online: https://www.enecho.meti.go.jp/statistics/electric_power/ep002/results.html (accessed on 24 January 2024).
7. Prime Minister's Office in Japan Prime Minister Kan's Policy Speech at the 203rd Session of the Diet Available online: https://www.kantei.go.jp/jp/99_suga/statement/2020/1026shoshinhyomei.html (accessed on 27 July 2024).
8. Ministry of Economy, T. and I. Basic Energy Plan 2021 Available online: https://www.enecho.meti.go.jp/category/others/basic_plan/pdf/20211022_01.pdf.
9. Oshiro, K.; Fujimori, S.; Ochi, Y.; Ehara, T. Enabling Energy System Transition toward Decarbonization in Japan through Energy Service Demand Reduction. *Energy* **2021**, *227*, 120464, doi:10.1016/j.energy.2021.120464.
10. Kuriyama, A.; Liu, X.; Naito, K.; Tsukui, A.; Tanaka, Y. Importance of Long-Term Flexibility in a 100% Renewable Energy Scenario for Japan. *Sustain Sci* **2023**, *19*, 165–187, doi:10.1007/s11625-023-01392-3.
11. Fragkos, P.; Laura van Soest, H.; Schaeffer, R.; Reedman, L.; Köberle, A.C.; Macaluso, N.; Evangelopoulou, S.; De Vita, A.; Sha, F.; Qimin, C.; et al. Energy System Transitions and Low-Carbon Pathways in Australia, Brazil, Canada, China, EU-28, India, Indonesia, Japan, Republic of Korea, Russia and the United States. *Energy* **2021**, *216*, doi:10.1016/j.energy.2020.119385.
12. Sugiyama, M.; Fujimori, S.; Wada, K.; Oshiro, K.; Kato, E.; Komiyama, R.; Silva Herran, D.; Matsuo, Y.; Shiraki, H.; Ju, Y. EMF 35 JMIP Study for Japan's Long-Term Climate and Energy Policy: Scenario Designs and Key Findings. *Sustain Sci* **2021**, *16*, 355–374, doi:10.1007/s11625-021-00913-2.
13. 国立研究開発法人新エネルギー・産業技術総合開発機構 太陽光発電開発戦略2020; 2020;
14. 国立環境研究所 AIMプロジェクトチーム 2050年脱炭素社会実現に向けたシナリオに関する一分析, 2021;
15. Kumar, N.M.; Chopra, S.S.; Rajput, P. *Life Cycle Assessment and Environmental Impacts of Solar PV Systems*; Elsevier Inc., 2020; ISBN 9780128196106.
16. Rathore, N.; Panwar, N.L. Strategic Overview of Management of Future Solar Photovoltaic Panel Waste Generation in the Indian Context. *Waste Management and Research* **2022**, *40*, 504–518, doi:10.1177/0734242X211003977.
17. Tan, V.; Dias, P.R.; Chang, N.; Deng, R. Estimating the Lifetime of Solar Photovoltaic Modules in Australia. *Sustainability (Switzerland)* **2022**, *14*, doi:10.3390/su14095336.
18. Mahmoudi, S.; Huda, N.; Behnia, M. Environmental Impacts and Economic Feasibility of End of Life Photovoltaic Panels in Australia: A Comprehensive Assessment. *J Clean Prod* **2020**, *260*, 120996, doi:10.1016/j.jclepro.2020.120996.

19. International Renewable Energy Agency (IRENA) *END-OF-LIFE MANAGEMENT: SOLAR PHOTOVOLTAIC PANELS*; 2016;
20. 環境省 使用済再生可能エネルギー設備のリユース・リサイクル・適正処分 に関する調査結果; 2014;
21. 環境省; 株式会社エックス都市研究所 令和3年度使用済太陽電池モジュールのリサイクル等の推進に係る調査業務 報告書; 2022;
22. Ansanelli, G.; Fiorentino, G.; Tammaro, M.; Zucaro, A. A Life Cycle Assessment of a Recovery Process from End-of-Life Photovoltaic Panels. *Appl Energy* **2021**, *290*, doi:10.1016/j.apenergy.2021.116727.
23. Contreras Lisperguer, R.; Muñoz Cerón, E.; de la Casa Higuera, J.; Martín, R.D. Environmental Impact Assessment of Crystalline Solar Photovoltaic Panels' End-of-Life Phase: Open and Closed-Loop Material Flow Scenarios. *Sustain Prod Consum* **2020**, *23*, 157–173, doi:10.1016/j.spc.2020.05.008.
24. Xu, Y.; Li, J.; Tan, Q.; Peters, A.L.; Yang, C. Global Status of Recycling Waste Solar Panels: A Review. *Waste Management* **2018**, *75*, 450–458, doi:10.1016/j.wasman.2018.01.036.
25. Klugmann-Radziemska, E.; Kuczyńska-Łażewska, A. The Use of Recycled Semiconductor Material in Crystalline Silicon Photovoltaic Modules Production - A Life Cycle Assessment of Environmental Impacts. *Solar Energy Materials and Solar Cells* **2020**, *205*, doi:10.1016/j.solmat.2019.110259.
26. Latunussa, C.E.L.; Ardente, F.; Blengini, G.A.; Mancini, L. Life Cycle Assessment of an Innovative Recycling Process for Crystalline Silicon Photovoltaic Panels. *Solar Energy Materials and Solar Cells* **2016**, *156*, 101–111, doi:10.1016/j.solmat.2016.03.020.
27. Vellini, M.; Gambini, M.; Prattella, V. Environmental Impacts of PV Technology throughout the Life Cycle: Importance of the End-of-Life Management for Si-Panels and CdTe-Panels. *Energy* **2017**, *138*, 1099–1111, doi:10.1016/j.energy.2017.07.031.
28. Heiho, A.; Suwa, I.; Dou, Y.; Lim, S.; Namihira, T.; Koita, T.; Mochidzuki, K.; Murakami, S.; Daigo, I.; Tokoro, C.; et al. Prospective Life Cycle Assessment of Recycling Systems for Spent Photovoltaic Panels by Combined Application of Physical Separation Technologies. *Resour Conserv Recycl* **2023**, *192*, doi:10.1016/j.resconrec.2023.106922.
29. Ecoinvent Association Ecoinvent Database 3 Available online: <https://ecoinvent.org/> (accessed on 20 January 2024).
30. Ecoinvent Association Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods in the Ecoinvent Database v3.9 and v3.9.1 (v1.1 - 2023.01.23) Available online: https://ecoinvent.org/wp-content/uploads/2023/01/LCIA_implementation_3.9-and-3.9.1.pdf (accessed on 24 January 2024).
31. Bogacka, M.; Pikoń, K.; Landrat, M. Environmental Impact of PV Cell Waste Scenario. *Waste Management* **2017**, *70*, 198–203.
32. Song, G.; Lu, Y.; Liu, B.; Duan, H.; Feng, H.; Liu, G. Photovoltaic Panel Waste Assessment and Embodied Material Flows in China, 2000–2050. *J Environ Manage* **2023**, *338*, 117675, doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117675>.
33. 経済産業省 資源エネルギー庁 太陽光発電設備の廃棄等費用積立制度について. **2021**.
34. Liu, P.; Barlow, C.Y. Wind Turbine Blade Waste in 2050. *Waste Management* **2017**, *62*, 229–240, doi:10.1016/j.wasman.2017.02.007.

35. Heng, H.; Meng, F.; McKechnie, J. Wind Turbine Blade Wastes and the Environmental Impacts in Canada. *Waste Management* **2021**, *133*, 59–70, doi:10.1016/j.wasman.2021.07.032.
36. Lichtenegger, G.; Rentizelas, A.A.; Trivyza, N.; Siegl, S. Offshore and Onshore Wind Turbine Blade Waste Material Forecast at a Regional Level in Europe until 2050. *Waste Management* **2020**, *106*, 120–131, doi:10.1016/j.wasman.2020.03.018.
37. Tazi, N.; Kim, J.; Bouzidi, Y.; Chatelet, E.; Liu, G. Waste and Material Flow Analysis in the End-of-Life Wind Energy System. *Resour Conserv Recycl* **2019**, *145*, 199–207, doi:10.1016/j.resconrec.2019.02.039.
38. Pillain, B.; Loubet, P.; Pestalozzi, F.; Woidasky, J.; Erriguible, A.; Aymonier, C.; Sonnemann, G. Positioning Supercritical Solvolysis among Innovative Recycling and Current Waste Management Scenarios for Carbon Fiber Reinforced Plastics Thanks to Comparative Life Cycle Assessment. *Journal of Supercritical Fluids* **2019**, *154*, 104607, doi:10.1016/j.supflu.2019.104607.
39. Sommer, V.; Becker, T.; Walther, G. Steering Sustainable End-of-Life Treatment of Glass and Carbon Fiber Reinforced Plastics Waste from Rotor Blades of Wind Power Plants. *Resour Conserv Recycl* **2022**, *181*, 106077, doi:10.1016/j.resconrec.2021.106077.
40. Mativenga, P.T.; Shuaib, N.A.; Howarth, J.; Pestalozzi, F.; Woidasky, J. High Voltage Fragmentation and Mechanical Recycling of Glass Fibre Thermoset Composite. *CIRP Ann Manuf Technol* **2016**, *65*, 45–48, doi:10.1016/j.cirp.2016.04.107.
41. Howarth, J.; Mareddy, S.S.R.; Mativenga, P.T. Energy Intensity and Environmental Analysis of Mechanical Recycling of Carbon Fibre Composite. *J Clean Prod* **2014**, *81*, 46–50, doi:10.1016/j.jclepro.2014.06.023.
42. Mahmud, M.A.P.; Huda, N.; Farjana, S.H.; Lang, C. Environmental Impacts of Solar-Photovoltaic and Solar-Thermal Systems with Life-Cycle Assessment. *Energies (Basel)* **2018**, *11*, doi:10.3390/en11092346.
43. Martini, R.; Xydis, G. Repurposing and Recycling Wind Turbine Blades in the United States. *Environ Prog Sustain Energy* **2023**, *42*, 1–10, doi:10.1002/ep.13932.
44. Rani, M.; Choudhary, P.; Krishnan, V.; Zafar, S. A Review on Recycling and Reuse Methods for Carbon Fiber/Glass Fiber Composites Waste from Wind Turbine Blades. *Compos B Eng* **2021**, *215*, 108768, doi:10.1016/j.compositesb.2021.108768.
45. Vo Dong, P.A.; Azzaro-Pantel, C.; Cadene, A.L. Economic and Environmental Assessment of Recovery and Disposal Pathways for CFRP Waste Management. *Resour Conserv Recycl* **2018**, *133*, 63–75, doi:10.1016/j.resconrec.2018.01.024.
46. Chen, Y.; Cai, G.; Zheng, L.; Zhang, Y.; Qi, X.; Ke, S.; Gao, L.; Bai, R.; Liu, G. Modeling Waste Generation and End-of-Life Management of Wind Power Development in Guangdong, China until 2050. *Resour Conserv Recycl* **2021**, *169*, 105533, doi:10.1016/j.resconrec.2021.105533.
47. Liu, P.; Meng, F.; Barlow, C.Y. Wind Turbine Blade End-of-Life Options: An Eco-Audit Comparison. *J Clean Prod* **2019**, *212*, 1268–1281, doi:10.1016/j.jclepro.2018.12.043.
48. Krauklis, A.E.; Karl, C.W.; Gagani, A.I.; Jørgensen, J.K. Composite Material Recycling Technology—State-of-the-Art and Sustainable Development for the 2020s. *Journal of Composites Science* **2021**, *5*, doi:10.3390/jcs5010028.
49. Wei, Y.; Hadigheh, S.A. Cost Benefit and Life Cycle Analysis of CFRP and GFRP Waste Treatment Methods. *Constr Build Mater* **2022**, *348*, 128654, doi:10.1016/j.conbuildmat.2022.128654.

50. Asia-Pacific Integrated Model project team A Trial Calculation of the Realization of a Decarbonized Society in 2050 Available online: https://www.enecho.meti.go.jp/committee/council/basic_policy_subcommittee/034/034_004.pdf (accessed on 20 January 2024).
51. Masson-Delmotte, V.; Zhai, P.; Roberts, H.-O.; Pörtner, D.; Roberts, J.; Skea, P.R.; Shukla, A.; Pirani, W.; Moufouma-Okia, C.; Péan, R.; Pidcock, S.; Connors, J.B.R.; Matthews, Y.; Chen, X.; Zhou, M.I.; Gomis, E.; Lonnoy, T.; Maycock, M.; Tignor, T.; W. (eds.) Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, *Intergovernmental Panel on Climate Change* **2018**, 674–684, doi:10.1002/9780470996621.ch50.
52. Japan Wind Power Association Disposal and Recycling of Wind Power Generation Equipment Available online: https://www.meti.go.jp/shingikai/energy_environment/disposal_recycle/pdf/004_04_00.pdf (accessed on 24 January 2024).
53. Daljit Singh, J.K.; Molinari, G.; Bui, J.; Soltani, B.; Rajarathnam, G.P.; Abbas, A. Life Cycle Analysis of Disposed and Recycled End-of-Life Photovoltaic Panels in Australia. *Sustainability (Switzerland)* **2021**, *13*, 1–16, doi:10.3390/su131911025.
54. PRé, Mark Goedkoop, Michiel Oele, Jorrit Leijting, Tommie Ponsioen, E.M. Introduction to LCA with SimaPro Available online: <https://pre-sustainability.com/legacy/download/SimaPro8IntroductionToLCA.pdf> (accessed on 24 January 2024).
55. Huijbregts, M.; Steinmann, Z.J.N.; Elshout, P.M.F.M.; Stam, G.; Veronesi, F.; Vieira, M.D.M.; Zijp, M.; van Zelm, R. ReCiPe 2016 - A Harmonized Life Cycle Impact Assessment Method at Midpoint and Endpoint Level. Report I: Characterization. *National Institute for Public Health and the Environment* **2016**, 194.
56. Finkbeiner, M. The International Standards as the Constitution of Life Cycle Assessment: The ISO 14040 Series and Its Offspring. In *Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment*; Klöpffer, W., Ed.; Springer Netherlands: Dordrecht, 2014; pp. 85–106 ISBN 978-94-017-8697-3.
57. Rashedi, A.; Khanam, T. Life Cycle Assessment of Most Widely Adopted Solar Photovoltaic Energy Technologies by Mid-Point and End-Point Indicators of ReCiPe Method. *Environmental Science and Pollution Research* **2020**, *27*, 29075–29090, doi:10.1007/s11356-020-09194-1.
58. Traverso, M.; Asdrubali, F.; Francia, A.; Finkbeiner, M. Towards Life Cycle Sustainability Assessment: An Implementation to Photovoltaic Modules. *International Journal of Life Cycle Assessment* **2012**, *17*, 1068–1079, doi:10.1007/s11367-012-0433-8.
59. Fujimori, S.; Hasegawa, T.; Masui, T. AIM/CGE V2.0: Basic Feature of the Model. In *Post-2020 Climate Action: Global and Asian Perspectives*; Fujimori, S., Kainuma, M., Masui, T., Eds.; Springer Singapore: Singapore, 2017; pp. 305–328 ISBN 978-981-10-3869-3.
60. Hibino, G.; Pandey, R.; Matsuoka, Y.; Kainuma, M. A Guide to AIM/Enduse Model BT - Climate Policy Assessment: Asia-Pacific Integrated Modeling. In; Kainuma, M., Matsuoka, Y., Morita, T., Eds.; Springer Japan: Tokyo, 2003; pp. 247–398 ISBN 978-4-431-53985-8.
61. Grubler, A.; Wilson, C.; Bento, N.; Boza-Kiss, B.; Krey, V.; McCollum, D.L.; Rao, N.D.; Riahi, K.; Rogelj, J.; De Stercke, S.; et al. A Low Energy Demand Scenario for Meeting the 1.5 °C Target and Sustainable Development

- Goals without Negative Emission Technologies. *Nat Energy* **2018**, 3, 515–527, doi:10.1038/s41560-018-0172-6.
62. Yamada, H.; Ikki, O. *National Survey Report of PV Power Applications in JAPAN* 2016;
63. Yamamoto, M. *Task 1 Exchange and Dissemination of Information on PV Power Systems National Survey Report of PV Power Applications in Japan* 2009; 2010;
64. 経済産業省 資源エネルギー庁 再生可能エネルギー電気の利用の促進に関する特別措置法 情報公表用ウェブサイト Available online: <https://www.fit-portal.go.jp/PublicInfoSummary> (accessed on 9 February 2024).
65. Cao, Z.; O’Sullivan, C.; Tan, J.; Kalvig, P.; Ciacchi, L.; Chen, W.; Kim, J.; Liu, G. Resourcing the Fairytale Country with Wind Power: A Dynamic Material Flow Analysis. *Environ Sci Technol* **2019**, 53, 11313–11322, doi:10.1021/acs.est.9b03765.
66. NEDO新エネルギー部 「太陽光発電リサイクルに関する国内動向調査、分布調査及び排出量予測」(事後評価)(2014年度～2018年度5年間);
67. 経済産業省 本制度における卒FIT電源の取り扱いについて;
68. 資源エネルギー庁 資源エネルギー庁 住宅用太陽光発電設備のFIT買取期間終了に向けた対応 資料3; 2018;
69. 経済産業省 過去の買取価格・期間等 | FIT・FIP制度 Available online: https://www.enecho.meti.go.jp/category/saving_and_new/saiene/kaitori/kakaku.html (accessed on 9 February 2024).
70. Jordan, D.C.; Kurtz, S.R. *Photovoltaic Degradation Rates - An Analytical Review*; 2012;
71. Duran, A.S.; Atasu, A.; Van Wassenhove, L.N. *Cleaning after Solar Panels: A Circular Outlook*; 2021;
72. Jean, J.; Woodhouse, M.; Bulović, V. Accelerating Photovoltaic Market Entry with Module Replacement. *Joule* **2019**, 3, 2824–2841, doi:10.1016/j.joule.2019.08.012.
73. Ovatt, S.; Mirlatz, H.; Seetharaman, S.; Barnes, T. PV in the Circular Economy, a Dynamic Framework Analyzing Technology Evolution and Reliability Impacts. *iScience* **2022**, 25, doi:10.1016/j.isci.2021.103488.
74. Oberbeck, L.; Alvino, K.; Goraya, B.; Jubault, M. IPVF’s PV Technology Vision for 2030. *Progress in Photovoltaics: Research and Applications* **2020**, 28, 1207–1214, doi:10.1002/pip.3305.
75. Andreas Bett; Bruno Burger; Lorenz Friedrich; Christoph Kost *Photovoltaics Report*;
76. Muteri, V.; Cellura, M.; Curto, D.; Franzitta, V.; Longo, S.; Mistretta, M.; Parisi, M.L. Review on Life Cycle Assessment of Solar Photovoltaic Panels. *Energies (Basel)* **2020**, 13, doi:10.3390/en13010252.
77. (株) 資源総合システム 太陽光発電主力電源化推進技術開発／動向調査等／太陽光発電の技術および産業・市場動向調査(含、国際技術協力プログラムへの参画) ; 2023;
78. 東京都 東京都使用済太陽光発電設備リサイクル検討会 報告書(素案) 資料5; 2022;
79. IRENA, I.P. *End-Of-Life Management: Solar Photovoltaic Panels*; 2021; ISBN 9789295111981.
80. Fthenakis, V.; Athias, C.; Blumenthal, A.; Kulur, A.; Magliozzo, J.; Ng, D. Sustainability Evaluation of CdTe PV: An Update. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **2020**, 123, 109776, doi:10.1016/j.rser.2020.109776.
81. IEA PVPS; Stolz, P.; Frischknecht, R. *Life Cycle Assessment of Current Photovoltaic Module Recycling*; 2017;
82. Sinha, P.; Cossette, M.; Ménard, J.-F. End-of-Life CdTe PV Recycling with Semiconductor Refining. *27th EU PVSEC* **2012**, 24–28, doi:10.4229/27thEUPVSEC2012-6CV.4.9.

83. 一般社団法人 太陽光発電協会 適正処理(リサイクル)の可能な産業廃棄物中間処理業者名 一覧表. **2021**.
84. 国土交通省 世界の港湾別コンテナ取扱個数ランキング; 2021;
85. 財務省 財務省貿易統計 積卸港別貿易額 Available online: <https://www.customs.go.jp/toukei/minatobetsu/index.htm> (accessed on 9 February 2024).
86. ports.com Ports.Com Available online: <http://ports.com/> (accessed on 9 February 2024).
87. フジプレミアム販売株式会社 フジプレミアム FCT-225Y3 (希) Available online: http://www.fujipre-sales.co.jp/solar_system.html (accessed on 9 February 2024).
88. ハンファジャパン株式会社 ハンファ Qセルズ Q.PEAK DUO-G9 Available online: <https://www.q-cells.jp/products/residential/module/qpeak-duo-g9> (accessed on 9 February 2024).
89. 三菱電機株式会社 三菱電機 PV-MA2500N Available online: <https://www.mitsubishielectric.co.jp/ldg/wink/ssl/displayProduct.do?pid=285021&ccd=10501010> (accessed on 9 February 2024).
90. パナソニックグループ パナソニック P252aPlus Available online: <https://news.panasonic.com/jp/press/jn170221-1> (accessed on 9 February 2024).
91. 京セラ株式会社 京セラ KJ270P-5ETCG(Rooflex) Available online: <https://www.kyocera.co.jp/solar/products/uploads/rooflex.pdf> (accessed on 9 February 2024).
92. カナディアン・ソーラー・ジャパン株式会社 カナディアンソーラー CS3LA-300MS Available online: <https://csisolar.co.jp/wp-content/uploads/2021/03/6cc375c2c03addbc2a6438f5ebc30887.pdf> (accessed on 9 February 2024).
93. 株式会社 東芝 東芝 SPR-X21-265 Available online: <https://www.global.toshiba/jp/products-solutions/renewable-energy/products-technical-services/solar-power/h-solar/system.html> (accessed on 9 February 2024).
94. シャープ株式会社 シャープ NQ-256AF Available online: https://jp.sharp/sunvista/solar/module/256af_spec.html (accessed on 9 February 2024).
95. ソーラーフロンティア ソーラーフロンティア SF185-S Available online: <http://www.solar-frontier.com/jpn/products/industrial-modules/> (accessed on 9 February 2024).
96. Electrical Japan 日本全国の太陽光発電所 (メガソーラー) 一覧地図・ランキング Available online: <http://agora.ex.nii.ac.jp/earthquake/201103-eastjapan/energy/electrical-japan/type/8.html.ja> (accessed on 9 February 2024).
97. Google LLC Google Map Available online: <https://www.google.com/maps> (accessed on 9 February 2024).
98. New Energy and Industrial Technology Development Organization Wind Power Generation Facilities and Installations in Japan Available online: <https://www.nedo.go.jp/library/fuuryoku/reference.html> (accessed on 20 January 2024).
99. Mishnaevsky, L. Sustainable End-of-Life Management of Wind Turbine Blades: Overview of Current and Coming Solutions. *Materials* **2021**, *14*, 1–26, doi:10.3390/ma14051124.
100. Zimmermann, T.; Rehberger, M.; Gößling-Reisemann, S. Material Flows Resulting from Large Scale Deployment of Wind Energy in Germany. *Resources* **2013**, *2*, 303–334, doi:10.3390/resources2030303.
101. Wang, Y.; Sun, T. Life Cycle Assessment of CO₂ Emissions from Wind Power Plants: Methodology and Case

- Studies. *Renew Energy* **2012**, *43*, 30–36, doi:10.1016/j.renene.2011.12.017.
102. Crawford, R.H. Life Cycle Energy and Greenhouse Emissions Analysis of Wind Turbines and the Effect of Size on Energy Yield. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **2009**, *13*, 2653–2660, doi:10.1016/j.rser.2009.07.008.
 103. Lenzen, M.; Munksgaard, J. Energy and CO₂ Life-Cycle Analyses of Wind Turbines—Review and Applications. *Renew Energy* **2002**, *26*, 339–362, doi:https://doi.org/10.1016/S0960-1481(01)00145-8.
 104. Ribrant, J.; Bertling, L. Survey of Failures in Wind Power Systems with Focus on Swedish Wind Power Plants during 1997-2005. In Proceedings of the 2007 IEEE Power Engineering Society General Meeting; 2007; pp. 1–8.
 105. Andersen, N.; Eriksson, O.; Hillman, K.; Wallhagen, M. Wind Turbines' End-of-Life: Quantification and Characterisation of Future Waste Materials on a National Level. *Energies (Basel)* **2016**, *9*, doi:10.3390/en9120999.
 106. Akita Offshore Wind Power Co. Business Overview Available online: <https://aow.co.jp/jp/project/> (accessed on 24 January 2024).
 107. Japan Plastic Recycling and Reuse Association Production, Disposal, Recycling, Treatment and Disposal of Plastic Products in Japan Available online: <https://www.pwmi.or.jp/pdf/panf2.pdf> (accessed on 24 January 2024).
 108. 環境省「水質汚濁防止法施行規則等の一部を改正する省令」の公布について(お知らせ) Available online: <https://www.env.go.jp/press/18865.html> (accessed on 9 February 2024).
 109. 国立環境研究所 廃棄物最終処分場の種類 Available online: https://www.nies.go.jp/landfill_survey/waste/final-disposal/index.html (accessed on 9 February 2024).
 110. Díaz, H.; Guedes Soares, C. Review of the Current Status, Technology and Future Trends of Offshore Wind Farms. *Ocean Engineering* **2020**, *209*, 107381, doi:10.1016/j.oceaneng.2020.107381.
 111. e-Stat Total Amount of Industrial Waste in the Electricity Industry in 2020 Available online: <https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00650102&tstat=000001204240&cycle=8&tclass1val=0> (accessed on 25 January 2024).

補足情報

本研究では、LCI データセット ecoinvent3 から得られた GFRP/CFRP 廃棄物の処理オプションを評価した。

裁断は、GFRP/CFRP のリサイクルの前に不可欠な工程である。このプロセスは、すべてのプロセスの前段階として適用される。この工程では、風力タービンブレードはシュレッダーで切断または破砕される。表 16 に、この工程で使用される機械とそのエネルギー消費量を示す。LCI データ ecoinvent3 から、日本の電気エネルギー（中圧）の GWP は $0.634 \text{ kgCO}_2\text{eq/kWh}$ であるため、この工程での CO_2 排出量は $16.88 \text{ kgCO}_2\text{eq/t}$ とした。

表 16 前工程での LCI データ

プロセス	機械	消費 [kWh/t]	GWP [kg CO ₂ eq]
Single-shaft shredder	Vecoplan VAZ 2000	9.88	6.26
Cross-flow shredder	Andritz QZ 2000	16.75	10.62

メカニカルリサイクルでは、ミリングと呼ばれる切断機を用いて加工が行われる。ここで原料は粉砕され、繊維と樹脂に大別される。粉砕工程でのエネルギー消費量は 270 MJ/t である。使用したデータを表 17 に示す。ecoinvent3 より、日本の電気エネルギー（中電圧）の GWP は $0.176 \text{ kgCO}_2\text{eq/MJ}$ であるので、このリサイクル方法の GWP は $47.52 \text{ kgCO}_2\text{eq/t}$ とした。

表 17 メカニカルリサイクルでの LCI データ

プロセス	データ	消費 [MJ/t]	GWP [kg CO ₂ eq/t]
電力	market for electricity, medium voltage JP	270	47.52

高電圧破砕を利用したケミカルリサイクルは、風力ブレードに含まれるエポキシ樹脂から繊維強化材を分離するリサイクル方法である。分離されたエポキシ樹脂と繊維は、二次材料としてリサイクル市場に供給される可能性がある。しかし、このシナリオは本研究では考慮しなかった。本研究では、高電圧の電気パルスを発生させるために必要なエネルギー需要に注目した。これは、廃棄物 1t あたり $60,000 \text{ MJ}$ の電力を消費することがわかった。ecoinvent3 より、日本の電気エネルギー（中圧）の GWP は $0.176 \text{ kgCO}_2\text{eq/MJ}$ であり、このリサイクルプロセスの GWP は $10560 \text{ kgCO}_2\text{eq/t}$ となる。インベントリデータを表 18 に示す。

表 18 高電圧破砕での LCI データ

プロセス	データ	消費 [MJ/t]	GWP [kg CO ₂ eq/t]
電力	market for electricity, medium voltage JP	60000	10560

可溶媒分解によるケミカルリサイクルは、エポキシ樹脂から繊維強化材を分離するために、高温／低圧を使用する。本研究では、超臨界水による可溶媒分解法を検討し、このプロセスの LCI データを設定して、プロセスに消費される水とエネルギーの量を決定した。ここでのエネルギー消費量は、脱イオン水を超臨界状態に加熱するのに必要な量である。このプロセスのインベントリデータを表 19 に示す。ecoinvent3 より、日本の電気エネルギー（中圧）の GWP は 0.176 kgCO₂eq/MJ [47]であることから、このリサイクルプロセスの GWP は 4363kgCO₂eq/t となる。

表 19 可溶媒分解での LCI データ

プロセス	データ	消費	GWP [kg CO ₂ eq/t]
電力	market for electricity, medium voltage JP	24700 MJ/t	4347.2
脱イオン水	market for water, deionized, from tap water, at user cutoff, U - RoW	10000 L/t	15.8

熱分解は、繊維強化材をポリマーマトリックスから分離するリサイクル方法である。ポリマーマトリックスは、このプロセスのエネルギー回収に使用される。熱分解に使用される電力、窒素ガス、熱回収の LCI データを表 20 に示す。ecoinvent3 より、日本の電気エネルギー（中圧）の GWP は 0.176 kgCO₂eq/MJ、熱回収（工業用、天然ガス）の GWP は 0.0316 kgCO₂eq/MJ であり、このリサイクルプロセスの GWP は 3803.18 kgCO₂eq/t である。（GFRP/CFRP を構成するエポキシ樹脂の割合は 35%。エポキシ樹脂の燃焼により熱回収が可能）

表 20 熱分解での LCI データ

プロセス	データ	消費	GWP [kg CO ₂ eq/t]
電力	market for electricity, medium voltage JP	21125 MJ/t	3718
窒素	market for nitrogen, liquid cutoff, U – RoW	0.699 t/t	450.156
熱回収	market for heat, district or industrial, natural gas, RoW	33000 MJ/t	−365.00

流動床プロセスは、熱分解によって繊維強化材とエポキシ樹脂を分離するものであるが、石炭ガス化をベースとしている。本研究で使用した LCI データを表 21 に示す。ecoinvent3 より、日本の電気エネルギー（中圧）の GWP は 0.176 kgCO₂eq/MJ、熱回収（産業用、天然ガス）は 0.0316 kgCO₂eq/MJ であり、このリサイクルプロセスの GWP は 384.62 kgCO₂eq/t となる。（GFRP/CFRP を構成するエポキシ樹脂の経年劣化率は 35%。エポキシ樹脂の燃焼により熱回収が可能）

表 21 流動床プロセスでの LCI データ

プロセス	データ	消費	GWP [kg CO ₂ eq/t]
電力	market for electricity, medium voltage JP	4020 MJ/t	707.52
天然ガス	market for heat, district or industrial, natural gas, RoW	1300 MJ/t	41.08
熱回収	market for heat, district or industrial, natural gas, RoW	33000 MJ/t	-365.00

エネルギー回収無しの焼却プロセスは、プラスチック廃棄物（混合物）を焼却する処理方法である。このプロセスに該当する文献は見つからなかったため、ecoinvent3 から最も近いと思われるデータを適用した。本研究で使用した LCI データを表 22 に示す。この廃棄プロセスの GWP は 329 kgCO₂eq/t である。

表 22 エネルギー回収無しの焼却プロセスでの LCI データ

プロセス	データ	GWP [kg CO ₂ eq/t]
焼却	market for waste plastic, mixture, incineration GLO	329

埋め立て廃棄は、廃棄物を衛生的な埋立地に処分する処分方法である。このプロセスに対応するデータが見つからなかったため、ecoinvent3 から適用した。本研究で用いた LCI データは表 23 に示す。この処分プロセスの GWP は 14.2 kgCO₂eq/t である。

表 23 埋め立て廃棄での LCI データ

プロセス	データ	GWP [kg CO ₂ eq/t]
埋立	market for inert waste GLO	14.2

課題 2 国境を超えた消費・廃棄段階の化学物質のリスク評価

課題 2-1：有機汚染物質による世界規模の汚染の影響評価

1. 背景と目的

1.2 残留性有機汚染物質を取り巻く状況

自然界に存在しない人工的な有機化学物質の中には、人体・環境に対する毒性を有するものも多く、それらが大气や水域に放出されることにより、時には重篤な健康被害や環境汚染が生じるケースは少なくない¹⁾。その中でも、ポリ塩化ビフェニル (PCB) やヘキサクロロベンゼン (Hexachlorobenzene, HCB)、ジクロロジフェニルトリクロロタン (dichlorodiphenyltrichloroethane, DDT) 等に代表される残留性有機汚染物質 (Persistent Organic Pollutants, POPs) は、環境中における残留性が大きいがゆえに、排出源から遠く離れた地域へと気流・水流によって輸送されるという長距離移動 (Long-Range Transport, LRT) が起こりやすいとされている²⁾。

毒性や長距離移動性が問題視される残留性有機汚染物質は、2004 年に締結された「残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約」(通称：ストックホルム条約、POPs 条約) により製造や使用が規制されている³⁾。表 1-1 に概要を示す。日本は 2002 年に同条約を批准した。本条約における新たな対象物質の追加については、残留性有機汚染物質検討委員会 (POPRC) における議論の後、締約国会議 (COP) において審議される。直近の締約国会議である第 11 回締約国会議 (COP11) (2023 年 5 月) における審議では、新たに「デクロランプラス」「UV-328」「メトキシクロル」を同条約の附属書 A (廃絶) に追加することが決定されている⁴⁾。

表 1-1 スtockホルム条約の概要³⁾

条約の目的
環境と開発に関するリオ宣言の第 15 原則に規定する予防的な取組方法に留意しつつ、POPs から人の健康および環境を保護することを目的とする。
条約の概要
環境中での残留性、生物蓄積性、人や生物への毒性が高く、長距離移動性が懸念されるポリ塩化ビフェニル (PCB)、DDT 等の POPs の製造および使用の廃絶・制限、排出の削減、これらの物質を含む廃棄物等の適正処理等を規定している。
条約の対象となる化学物質
POPs は以下の性質を有する化学物質 (条約前文より) (1) 毒性 (2) 難分解性 (3) 生物蓄積性 (4) 長距離移動性
加盟国の主要な義務の内容 (努力義務を含む)
製造・使用、輸出入の原則禁止 (附属書 A) 製造・使用、輸出入の制限 (附属書 B) 新規 POPs (附属書 D の要件を考慮して POPs の特性を示す物質) の製造・使用防止のための措置 非意図的生成物 (附属書 C) の排出の削減および廃絶 ストックパイル、廃棄物の適正処理 PCB 含有機器については、2025 年までに使用の廃絶、2028 年までに廃液、機器の処理 適用除外 (試験研究、製品中および物品中の非意図的微量汚染物質、個別適用除外)

新たな物質を POPs 条約の規制対象に加えるか否かの判断基準の 1 つとして、その物質の化学的特性（物性値）が用いられる。特に、The Organization for Economic Co-operation and Development (OECD)において開発されたスクリーニングツールである、The OECD Pov and LRTP Screening Tool を使用したスクリーニングが行われることが多い。物性値を入力値としてスクリーニングを行い、長距離移動性が大きいと判断された物質を新たな POPs 条約の規制対象候補リストへと追加する⁵⁾。しかし、The OECD Pov and LRTP Screening Tool を用いたスクリーニングの結果から長距離移動性が小さいと判断された有機リン酸エステルが、北極圏において非常に高濃度で検出されていることが判明している。この原因としては、自然界中の環境パラメータの影響を考慮しておらず、長距離移動性が過小評価されたこと等が挙げられている⁶⁾。上記のようなスクリーニングツールは、ある仮想的な環境においての物質の動態を再現しているため、現実の環境下での動態と齟齬が生じている可能性があると考えられる。このことから、物性値を用いたスクリーニングだけではなく、現実の環境に近い条件下において、有機汚染物質の動態をシミュレーションし、長距離移動性のリスクを可能な限り正確に把握することが重要であると考えられる。

1.3 日本における化学物質管理の現況

我が国における有機汚染物質を含む種々の化学物質の管理は、化学物質の審査および製造等の規制に関する法律（化審法）、および特定化学物質の環境への排出量の把握等および管理の改善の促進に関する法律（化学物質排出把握管理促進法、化管法）を基盤として、様々な法制度のもと行われている。

化審法は、PCB による環境汚染問題を契機とし、PCB およびそれに類似する化学物質による環境汚染の未然防止のため、昭和 48 年（1973 年）に制定された法律であり、人の健康を損なうおそれ又は動植物の生息・生育に支障を及ぼす可能性がある化学物質による、環境汚染の防止を目的としている⁷⁾。化審法は大きく分けて、①新規化学物質の事前審査（新たに製造・輸入される化学物質に対する事前審査制度）、②上市後の化学物質の継続的な管理措置（製造・輸入数量の把握、有害性情報の報告等に基づくリスク評価）、および③化学物質の分解性、蓄積性、毒性、環境中での残留状況等に応じた規制および措置（物質の性質・特徴ごとに「第一種特定化学物質」「第二種特定化学物質」等への分類を行い、製造・輸入数量の把握、有害性調査指示、製造・輸入許可、使用制限を行う）という、三つの部分から構成されている。

段階的なリスク評価の手順フロー
【平成30年度版】

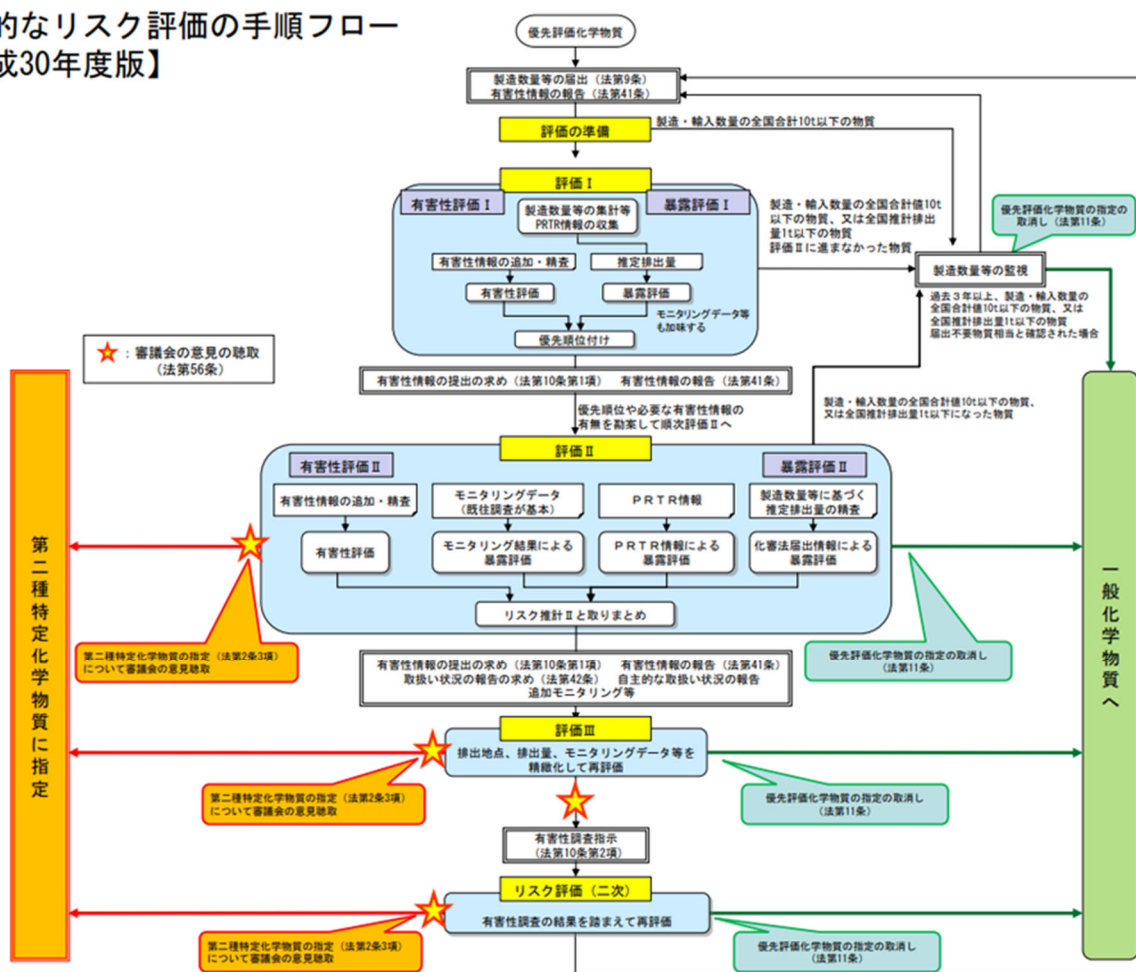


図 1-1 化審法におけるリスク評価フロー⁹⁾

化審法では図 1-1 のように化学物質の有害性情報の精査および暴露評価を行い、リスクの総合的な評価・管理を行っている。具体的には、新規化学物質を含むすべての一般化学物質を対象に、リスクがないとは言えない化学物質を絞り込んで優先評価化学物質に指定する「スクリーニング評価」を実施した上で、それらの化学物質について情報を集め、第二種特定化学物質の指定および優先評価化学物質の取消しを判断する「リスク評価」を行っている。スクリーニング評価では、第二種特定化学物質の有害性（人又は生活環境動植物への長期毒性）に該当しないことが明らかであるとは言えない有害性の視点と、製造・輸入量から判断される環境における残留という暴露の視点を統合した観点から、環境汚染による人又は生活環境動植物へのリスクがないとは認められないかどうかが評価される。スクリーニング評価により優先評価化学物質に指定された対化学物質に対しては、リスク評価が行われる。リスク評価においては、第二種特定化学物質の指定等の規制権限の行使の必要性が審議される。リスク評価は、長期毒性のデータを得ていない段階での「リスク評価（一次）」と、有害性調査指示等により得た長期毒性のデータを用いる「リスク評価（二次）」とに大きく分かれており、さらにリスク評価（一次）は、リスク評価を進める優先順位付けを行う「評価Ⅰ」、取扱い情報の報告を求めるべき用途について判断するための「評価Ⅱ」、取扱い情報や追加モニタリングデータ等も用いて有害性調査指示について判断するための「評価Ⅲ」の三段階に分けられる。POPs のような広域における残留性をもつ化学物質に関しては、暴

露評価において、環境中での残留性の指標として、多媒体モデルを用いた環境中の定常到達時間等の推計も行われている。しかし、あくまでこれらのスクリーニング・リスク評価においては、日本国内において製造・使用され環境中に排出される化学物質のうち、一部島嶼部を除いた日本の国土およびそれに準ずる領域の外部（以下、域外とする）へと到達する可能性があるか、という観点からの評価は不十分であると考えられる。なぜなら、長距離移動性を評価するための数値的な指標は、大気、水といった各媒体中の半減期等の物性値や、簡易なコンパートメントモデルによるシミュレーション結果に依存しており、実際の環境中においてどの程度の量の化学物質が域外へと到達する恐れがあるのかといったリスクの評価・推計は、ほとんど行われていないためである。この点において、日本における化学物質のリスク評価・管理制度はいまだ改善の余地があると考えられる。

「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律に基づく第一種指定化学物質及び第二種指定化学物質の指定について（答申）（平成 12 年 2 月）」抜粋

PRTR（化学物質排出・移動量届出制度：Pollutant Release and Transfer Register）及び MSDS（化学物質等安全データシート：Material Safety Data Sheet）¹の対象化学物質となるのが「第一種指定化学物質」であり、法においては、

- ① 当該化学物質が人の健康を損なうおそれ又は動植物の生息若しくは生育に支障を及ぼすおそれがあるもの、
- ② 当該化学物質の自然的作用による化学的变化により容易に生成する化学物質が①に該当するもの、
- ③ 当該化学物質がオゾン層を破壊し、太陽紫外放射の地表に到達する量を増加させることにより人の健康を損なうおそれがあるもの、
のいずれかに該当し、かつ、
- ④ その有する物理的・化学的性状、その製造、輸入、使用又は生成の状況等からみて、相当広範な地域の環境において当該化学物質が継続して存すると認められる化学物質で政令で定めるものとされている（法第 2 条第 2 項）。

また、MSDS のみの対象となる「第二種指定化学物質」は、上の①から③のいずれかに該当し、かつ、

- ④' その有する物理的・化学的性状からみて、その製造量、輸入量又は使用量の増加等により、相当広範な地域の環境において当該化学物質が継続して存することとなることが見込まれる化学物質で政令で定めるものとされている（法第 2 条第 3 項）。

図 1-2 特定化学物質の環境への排出量の把握等および管理の改善の促進に関する法律（平成 11 年法律第 86 号）第 2 条第 2 項に規定する第一種指定化学物質および第 2 条第 3 項に規定する第二種指定化学物質の指定について（答申）¹¹⁾

化管法は、化学物質排出移動量届出制度（Pollutant Release and Transfer Register：PRTR 制度）を柱の一つとして、事業者による化学物質の自主的な管理の改善を促進し、環境の保全上の支障を未然に防止することを目的とした法律である。PRTR 制度は、人の健康や生態系に有害なおそれがある化学物質について、環境中への排出量および移動量を事業者が把握し、国に報告を行う制度である。国は、事業者から届出された排出量・移動量の集計結果および届出対象外の推計排出量を併せて公表する。対象化学物質は、人や生態系への有害性があり、環境中に継続して広く存在すると認められる物質とされる第一種

指定化学物質（計 515 物質）である。そのうち、発がん性の懸念が高い物質など、特に重篤な障害をもたらす物質、あるいは強い生態毒性、難分解性、高蓄積性をもち、動植物の生育に支障を及ぼす可能性が特に高い物質は「特定第一種指定化学物質」（計 23 物質）に指定されている。報告対象業種は、政令で指定された 24 業種（常用雇用者数 21 人以上、第一種指定化学物質の年間取扱量が 1t 以上（特定第一種指定化学物質の場合は 0.5t 以上））の事業者である¹²⁾。第一種指定化学物質および第二種指定化学物質の選定基準は、平成 12 年に図 1-2 に示すような具体的な基準が初めて示されて以来、何度か見直しが行われてきた。

平成 20 年および令和元年にも見直しが行われ、図 1-3 に示すように化学品の分類および表示に関する世界表示システム（The Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals：GHS）との整合化や、生物蓄積性や環境排出量等による新たな選定基準が設けられてきた。

対象化学物質の見直しの検討について



図 1-3 化管法対象化学物質の見直しについて(案)¹³⁾

しかしながら、化審法と同様に、域外へと到達する可能性があるか、という観点からの選定は行われておらず、化管法および PRTR 制度においても、いまだ改善の余地があると考えられる。

1.4 本研究の目的

本研究では、日本で排出された有機汚染物質のうち、自然環境下で輸送され、域外へと到達しうる量を推計し、日本における POPs および POPs に近い性質を持つ有機汚染物質のリスクを評価する手法を確立することを目的としている。今回、現実の環境に近い条件を再現出来るモデルとしては、日本全域を対象とする GIS 多媒体環境動態予測モデルである Grid-Catchment Integrated Environmental Modeling System (G-CIEMS) を使用する。

また、本研究におけるもう 1 つの目的として、PCB の異性体の一部（以下、PCB 異性体群）の複数年度における排出インベントリを作成し、年度ごとの到達量の差を再現することを目指した。PCB による汚染が契機となった 1974 年における化審法施行、および PCB に代表される残留性有機汚染物質の国際的な規制の枠組みに参入した 2002 年における POPs 条約の批准は、日本における化学物質規制のターニングポイントとなった年次であると考えられる。この数十年にわたり、日本での PCB 排出量がどの程度減少し、それにとまって域外への到達量がどのように変化したのかを推定した。

参考文献

- 1) John Vijgen, Roland Weber, Walter Lichtensteiger and Margret Schlump, 2018, The legacy of pesticides and POPs stockpiles—a threat to health and the environment, *Environmental Science and Pollution Research*, Vol.25, pp31792-31798
- 2) Frank Wania, 2003, Assessing the Potential of Persistent Organic Chemicals for Long-Range Transport and Accumulation in Polar Regions, *Environmental Science and Technology*, Vol.2.4, pp699-703
- 3) 経済産業省、POPs 条約
<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/int/pops.html>
- 4) 経済産業省、POPs 条約 第 11 回締約国会議(2023 年 5 月) ニュースリリース
<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/int/files/pops/SCCOP11.pdf>
- 5) Breivik, K., McLachlan, M. S., & Wania, F. (2022). The Emissions Fractions Approach to Assessing the Long-Range Transport Potential of Organic Chemicals. *Environmental Science and Technology*, 56(17), 11983–11990.
- 6) Sühling, R., Diamond, M. L., Bernstein, S., Adams, J. K., Schuster, J. K., Fernie, K., Elliott, K., Stern, G., & Jantunen, L. M. (2021). Organophosphate Esters in the Canadian Arctic Ocean. *Environmental Science and Technology*, 55(1), 304–312.
- 7) 経済産業省、化審法とは<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/about/about_index.html> (アクセス確認日：2024.2.7)
- 8) 経済産業省、化審法におけるスクリーニング評価・リスク評価<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/ra_index.html> (アクセス確認日：2024.2.7)
- 9) 経済産業省、段階的なリスク評価の手順フロー【平成 30 年度版】<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/riskassess_flow.pdf>
- 10) 厚生労働省、経済産業省、環境省、化審法における優先評価化学物質に関するリスク評価の技術ガイドダンス V. 暴露評価～排出源ごとの暴露シナリオ Ver.1.0 (平成 26 年 6 月) <https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/riskassess_flow.pdf>

jp/policy/chemical_management/kasinhou/files/information/ra/05_tech_guidance_v_haisyutsugengoto_v_1_0_140626.pdf>

- 11) 化学審議会、特定化学物質の環境への排出量の把握等および管理の改善の促進に関する法律（平成 11 年法律第 86 号）第 2 条第 2 項に規定する第一種指定化学物質および第 2 条第 3 項に規定する第二種指定化学物質の指定について（答申）（令和 2 年 8 月）<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/information/pdf/202008toshin.pdf>
- 12) 経済産業省、化学物質排出把握管理促進法<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/about/about_index.html>（アクセス確認日：2024.2.7）
- 13) 環境省 大臣官房 環境保健部 環境安全課、令和 2 年 7 月 31 日<<https://www.env.go.jp/council/05hoken/y050-44/900420578.pdf>>

2. 方法

2.1 緒言

本章では、本研究における方法論について述べる。本研究では、GIS 多媒体環境動態予測モデルである G-CIEMS を使用して、日本において排出された有機汚染物質の環境中動態を推定し、その結果を用いて長距離移動性の評価指標を算出している。

2.2 節では、日本で排出されたことのある有機汚染物質が、どの地点からどれだけ排出されたのかという目録（以下、排出インベントリ）を作成した方法についてまとめている。作成に使用した各種データや、排出量割り当ての方法について述べている。

2.3 節では、作成した排出インベントリを G-CIEMS に入力し、任意の年度での環境中での物質の動態を再現した方法についてまとめている。入力ファイルの仕様や、排出量や物性値を入力する際に使用するテーブル等についてもまとめている。

2.4 節では、日本の域外へのフラックスも推計出来るように設定した G-CIEMS による計算結果を基に、有機汚染物質の長距離移動性を定量的に評価するための指標の算出についてまとめている。域外への移流による到達量に着目した、新たな指標の算出方法について述べている。

2.2 排出インベントリの作成方法の概要

有機汚染物質の排出源は産業・業種別に分類され、PRTR 制度に基づき、それぞれ排出量が届け出、または推計されている。しかし、PCB のように、個別の事業所による非意図的排出量の把握が正確に行われていない物質も存在する。その場合、本研究では実際の排出源により近い地点に排出量を割り当てることで、より正確な排出インベントリの作成を目指すために、工業統計メッシュデータまたは国勢調査結果に基づく地域メッシュ統計（人口データ）を活用した。工業統計メッシュデータは、経済産業省が行う工業統計調査の結果に基づいて作成される。工業メッシュ統計編は、工業統計調査の調査対象事業所について、事業所の所在地を元にメッシュコードを付加する同定作業を行い、「事業所数」、「従業者数」、「製造品出荷額等」、「生産額」等の主要項目について 1km メッシュごとに集計されている。

なお、本研究においては、いずれの年度または物質においても、平成 15 年度工業統計メッシュデータ（全事業所 産業別表 全国メッシュ）または平成 17 年度国勢調査、平成 18 年度事業所・企業統計調査等のリンクによる地域メッシュ統計（世界測地系）（総務省統計局調査）を用いた、日本各地への排出量の割り当てを行った。これは、本研究における排出量の割り当ては、あくまで各統計量の相対分布に基づいて行われるため、統計年度の違いによる製品出荷額や人口の相対分布の大きな変化は生じないと仮定したことによる。

2.2.1 PCB の排出インベントリの作成方法

PCB の排出インベントリを作成する年度としては、日本で化審法が施行された直後である 1974 年、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（PCB 特措法）に基づいた PCB の無害化処理が始まった 2002 年、残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約に基づく国内実施計画（令和 2 年 11 月改定）により排出量推計が行われた最新の年次である 2018 年の 3 年度を選定した。

残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約に基づく国内実施計画（令和 2 年 11 月改定）では、2002 年度および 2018 年度の PCB 国内総排出量が推計されている。同計画においては、2002 年度において廃棄物焼却炉およびパルプ製造施設から水域へと排出されたとされる PCB の量が推定されている。しかし、我々は同計画による調査において 2018 年度における水域への排出量が未推定であること、および当該年度における PCB の水域への排出が PRTR 制度によって国に届け出られており、信頼出来る情報として公開されていることを考慮すべきであると考えた。また、G-CIEMS に排出量を入力する際には、大気、水域への排出はそれぞれ別の入力方法を取る必要がある。よって本研究では、大気への排出インベントリと水域への排出インベントリを分割して作成した。

(a) 大気への排出インベントリの作成

2002 年および 2018 年の国内総排出量は、残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約に基づく国内実施計画（環境省、令和 2 年 11 月改定）において、ストックホルム条約の各附属書に明記された発生源ごとに、以下の図 2-1 の上部のようなフローで推計されている。同計画による国内総排出量推計結果を表 2-1 に示す。

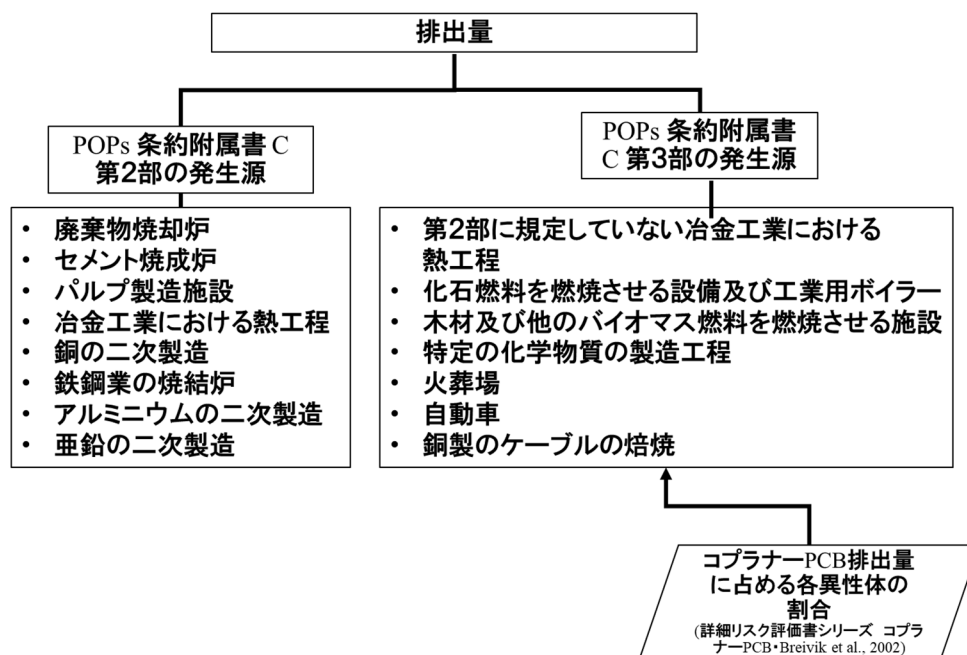


図 2-1 残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約に基づく国内実施計画における排出量推定フロー

表 2-1 残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約に基づく国内実施計画における
PCB の推定排出量

発生源		PCB (2002) [kg/s]	PCB (2018) [kg/s]	産業区分	
第 2 部 発生源	廃棄物焼却炉	15	5.9	全業種	
	セメント焼成炉	350	280	窯業・土石製品製造業	
	パルプ製造施設	242	125	パルプ・紙・紙加工品 製造業	
	銅の二次製造	0	0	非鉄金属製造業	
	鉄鋼業の焼結炉	45	20	鉄鋼業	
	冶金工業に おける熱工程	アルミニウムの 二次製造	10	4.7	非鉄金属製造業
	亜鉛の二次製造	26	40	非鉄金属製造業	
	第 2 部に規定していない 冶金工業における熱工程	100	78	非鉄金属製造業	
第 3 部 発生源	化石燃料を燃焼させる設備および 工業用ボイラー	0.84	0.88	全業種	
	木材および他のバイオマス燃料を 燃焼させる施設	0.28	0.59	全業種	
	特定の化学物質の製造工程	0.031	0.027	化学工業	
	火葬場	0.44	0.47	昼間人口	
	自動車	0	1	昼間人口	
	銅製のケーブルの焙焼	0.084	0.074	全業種	
	その他の発生源	5.1	3.1	全業種	

本研究では、国内総排出量に占める各異性体の割合を求めるために表 2-2 に示すコブラナーPCB 排出量に占める各異性体の割合（詳細リスク評価書シリーズ コブラナーPCB）を、上記の国内総排出量に乗算した。

PCB の 2002 年度、2018 年度における、大気への排出インベントリの作成を行うにあたって、平成 15 年度工業統計メッシュデータ（全事業所 産業別表 全国メッシュ）を用い、日本各地への排出量の割り当てを行った。各発生源を産業別に分類するにあたって、今回は表 2-1 に示すような産業区分を用いた。特定の区分に割り当てることが困難と感じた排出源は全産業または人口データに基づいて割り当てを行った。1974 年の国内総排出量は、（独）産業技術総合研究所 化学物質リスク管理研究センターによって推計されている。しかし、当時の排出地点の詳細データや各産業別の排出量データを入手することは出来なかったため、1974 年度の排出インベントリの作成においては、平成 15 年度工業統計メッシュデータ中の製造品出荷額等に基づいて割り当てを行った。

表 2-2 コプラナーPCB 排出量に占める各異性体の割合
(詳細リスク評価書シリーズ コプラナーPCB)

名称	排出量	割合
PCB-77	1.2E-02	2.65E-03
PCB-81	3.0E-03	6.64E-04
PCB-126	4.3E+00	9.51E-01
PCB-169	1.3E-01	2.88E-02
PCB-105	1.1E-02	2.43E-03
PCB-114	9.2E-03	2.04E-03
PCB-118	2.4E-02	5.31E-03
PCB-123	1.5E-03	3.32E-04
PCB-156	1.9E-02	4.20E-03
PCB-157	8.3E-03	1.84E-03
PCB-167	2.3E-04	5.09E-05
PCB-189	1.8E-03	3.98E-04

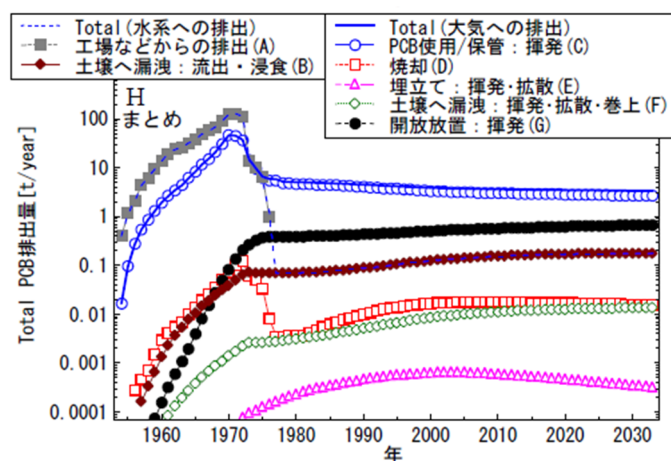


図 2-2 各年度における PCB の国内総排出量の推計値
(独)産業技術総合研究所 化学物質リスク管理研究センター)

排出量を割り当てる際には、全国の総事業所数に対する相対割合を用いて、以下の式 2.1 のように 3 次メッシュコード (1km メッシュ) ごとに重み付けを行った。上記の表 2-1 中の発生源を j 、その発生源に該当する産業区分を j' としている。

$$\begin{aligned}
 & \text{メッシュ}i\text{における排出源}j\text{からの排出量} \\
 &= \text{排出源}j\text{からの国内総排出量} \times \frac{\text{メッシュ}i\text{内における産業区分}j'\text{の国内総製造品出荷額}}{\text{産業区分}j'\text{の国内総製造品出荷額}} \quad (2,1)
 \end{aligned}$$

よってメッシュ*i*における総排出量は

$$\text{メッシュ}i\text{における総排出量} = \sum \text{メッシュ}i\text{における排出源からの排出量} \quad (2.2)$$

となる。

(b) 水域への排出インベントリの作成

2002、2018 年度における PCB の水域への排出量は、PRTR 制度に基づいて国に届け出られており、排出地点の住所も入手することが出来る。PRTR 制度で報告された排出量のデータ（PRTR データ）や所個別事業所データは、PRTR インフォメーション広場<<https://www.env.go.jp/chemi/prtr/kaiji/index.html>>からダウンロードが可能である。今回は個別事業所の PRTR データの取込み・検索・集計・比較・印刷およびファイル出力を行うために必要なソフトウェアである「PRTR データ分析システム（PRTR けんさくくん）」を使用し、各事業所における PCB 排出量を集計した。個別事業所データには各事業所の住所データも含まれているが、緯度経度情報は含まれていない。G-CIEMS に水域への排出量データを入力する際には、図 2-3 のような Bsn Data Map（地表面を平均 9.3km²の小流域に分割し、データ内で河道を一意に決定する数値コードである河道リンク ID（以下、LinkID））中の各流域に排出量を割り当てる必要があるが、その際に排出地点の座標が必要となる。そこで今回は東京大学が提供している CSV アドレスマッチングサービス<<https://geocode.csis.u-tokyo.ac.jp/home/csv-admatch/>>を利用して、住所から各事業所の座標を獲得した。また、水域への排出インベントリ作成に使用した PRTR データを図 2-4、図 2-5 に示す。

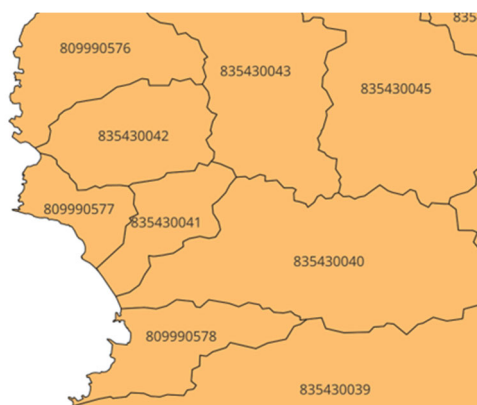


図 2-3 Bsn Data Map（一部抜粋）

全国(全データ) 排出先別 排出・移動量合計
排出年度：平成 14年度

	届出数	排出量				合計
		大気	水域	土壌	埋立	
全国(全データ)	2,551	0	242	0	0	242
割合(%)	-	0.0	99.8	0.0	0.0	99.8

図 2-4 2002 年における水域への排出量届け出データ（PRTR けんさくくんにより集計）

全国(全データ) 排出先別 排出・移動量合計
排出年度：平成 30年度

	届出数	排出量				合計
		大気	水域	土壌	埋立	
全国(全データ)	3,166	0	125	0	0	125
割合(%)	-	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1

図 2-5 2018 年における水域への排出量届け出データ (PRTR けんさくくんにより集計)

2.2.2 PCB 以外の物質における排出インベントリの作成方法

PCB 異性体群の排出インベントリに関しては、該当年度の排出量および排出地点を可能な限り再現することを本研究における目的の一部として設定し、公開されている排出量推計結果やデータを用いて作成を行った。しかし、特定年度の排出インベントリに基づいた域外への到達量を推計することを目的とせず、各物質の物性により生じる長距離移動性の差異を評価するにあたっては、排出量および排出地点を各物質間で揃えておく必要がある。例えば、本研究において提案する評価指標を応用し、PRTR 制度対象の有機汚染物質のような、大量の物質群における長距離移動性の序列判定を行う場合などが該当するケースとして考えられる。

そこで、本研究においては、PCB 異性体群以外の以下の表 2-3 に記載する物質を対象とし、物質間で共通の排出量・排出地点を与え、G-CIEMS による計算を行った。大気、水域に対する国内総排出量をそれぞれ 1000 kg/year とし、排出地点の割り当ては、平成 15 年度工業統計メッシュデータ中の製造品出荷額等の値に基づいて行った。

表 2-3 本研究における PCB 異性体群以外の対象物質

物質名	備考
フェノール	PRTR 制度対象
リン酸トリフェニル	PRTR 制度対象
ノルマル-ヘキサン	PRTR 制度対象
ペルフルオロオクタンスルホン酸 (PFOS)	POPs 条約 附属書 B (制限) (2009 年)
デカブロモジフェニルエーテル (DecaBDE)	PRTR 制度対象
2-(2H-1,2,3-ベンゾトリアゾール-22 イル)-4, 6-ビス(2-メチルブタン-2-イル)フェノール (UV328)	POPs 条約附属書 A (廃止) (2023 年)

2.3 G-CIEMS による解析

2.3.1 G-CIEMS の概要と基本的な使用方法

G-CIEMS は、国立環境研究所において開発された詳細な空間分解能を持ち、化学物質の環境媒体における挙動を再現するために構築された GIS 多媒体環境動態予測モデルである。G-CIEMS においては、国立環境研究所が公開している河道等構造データベースに基づき、日本全国を大気は約 5km または約 1km のグリッド、地表面は平均 9.3km² の小流域に分割して取り扱っている。また、環境条件としては年間平均値を基準としており、計算によって月間～年間平均値を推定することを想定している。

モデル内で計算する主な環境中動態過程として、大気については、大気グリッド間の移動と沈着、分解、地表面との交換などの過程を計算する。河川については、水の流れによる流下と、河川内における分解、粒子状物質との分配、底質への沈降、大気との交換などの過程を計算する。土壌については、小流域から対応する河道への流出、土壌内での分解、地下水への移行、大気との交換などの過程を計算する。底質については、河川や湖沼の水との交換、再浮遊などの過程を計算する。海域については、海域に接続している河口からの流入、海域 表面での大気との交換などの過程を計算する。また、大気と河川間などの異なる形状の地理要素間では、地理的な重なり射影を利用することで、媒体間の挙動が計算される。土壌からの流出は対応する河道への流出として計算される。河道流量・河道勾配を入力値として与え、それらの入力値から各道内における流速や滞留時間をモデル内で推定して計算に用いている。計算終了後には、大気グリッドごとの大気中の濃度および、河道ごとの河川水中の濃度、小流域における土壌中の濃度、底質の濃度、ならびに各媒体から別媒体への移動量などを出力可能である。モデルの特徴として、地理情報を活用して実際の集水域を反映させた土壌媒体の形状を有しているため、少ない地理要素でも精度よく環境動態を再現出来ることが挙げられる。本モデルの入力データは mdb ファイル形式で整備されており、すべてのデータはテーブルとしてファイル内に格納されている。必要に応じてその値を直接変更することにより、入力条件の変更が可能である。図 2-6 に G-CIEMS の動作イメージを示す。G-CIEMS は図 2-7 に示すようなユーザーインターフェースから入力ファイルの指定を行うことが出来る。このインターフェース上では地理データや気象水文データを含むファイル（以下、入力データファイル）と、ユーザーが用意した排出量データを格納したファイル（以下、排出量データファイル）を別々に指定することが可能である。デフォルトの入力データは G-CIEMS ダウンロード時に、プログラムと共にダウンロードが可能である。

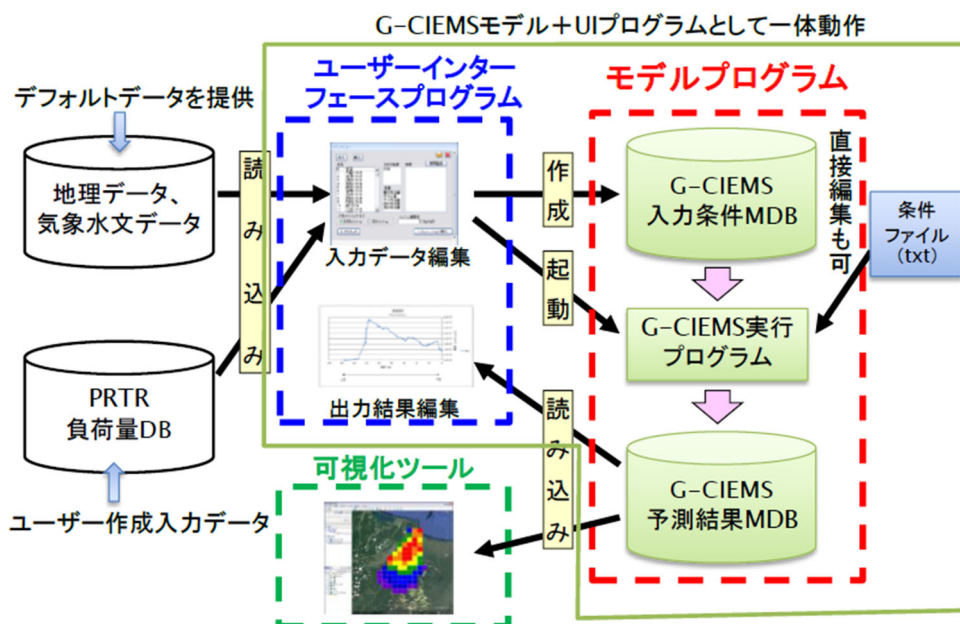


図 2-6 G-CIEMS による解析のイメージ

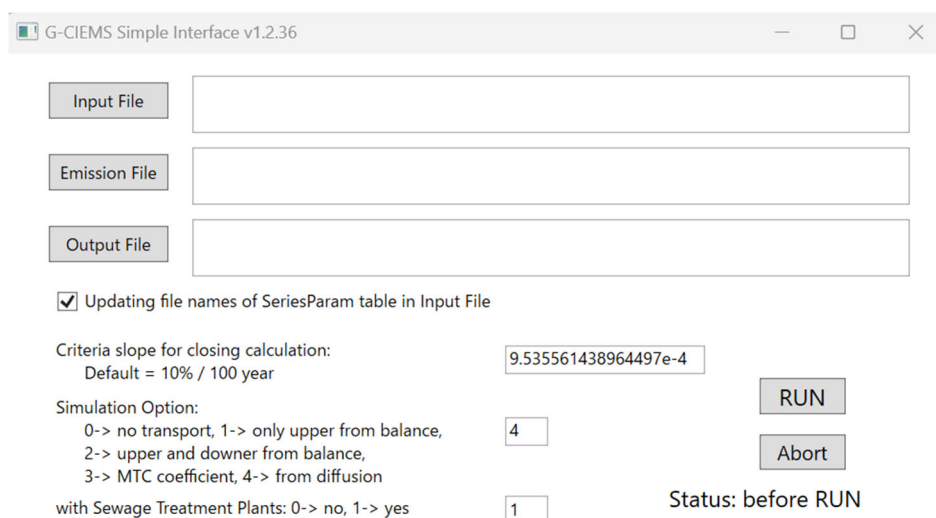


図 2-7 G-CIEMS のユーザーインターフェース画面

2.3.2 多媒体モデル内で行われる計算

(a) 変数・方程式・行列形式の定義

G-CIEMS での計算において用いられる、各区画の番号とフガシティー変数、媒体、媒体間の関係、各プロセス等、任意区域指定、および変数の表記を、以下の表 2.4～表 2-9 に示す。

表 2-4 各区画の番号とフガシティー変数の表記

表記	区画	種別
f_i^1	大気（地表層）	メッシュ
f_i^{19}	大気（下層 1）	メッシュ
f_i^{20}	大気（下層 2）	メッシュ
f_i^5	大気（上層）	メッシュ
f_p^2	河道水	河道
f_p^4	河道底質	河道
f_m^3	土壌	単位流域
f_m^6	土壌（水田）	単位流域
f_m^7	土壌（畑地）	単位流域
f_m^8	土壌（果樹園等）	単位流域
f_m^9	土壌（森林）	単位流域
f_m^{10}	土壌（荒地）	単位流域
f_m^{11}	土壌（市街地）	単位流域
f_m^{12}	土壌（競技場等）	単位流域
f_m^{13}	森林植生	単位流域
f_x^{14}	海域（表層）	海域ポリゴン
f_x^{16}	海域（中 1 層）	海域ポリゴン
f_x^{17}	海域（中 2 層）	海域ポリゴン
f_x^{18}	海域（下層）	海域ポリゴン
f_x^{15}	海域底質	海域ポリゴン

表 2-5 媒体の表記

表記	媒体
<i>A</i>	大気
<i>W</i>	水（河川）
<i>S</i>	土壌
<i>X</i>	底質（河川）
<i>Q</i>	大気粒子
<i>P</i>	水中粒子（河川、海域）
<i>V</i>	森林植生
<i>E</i>	水（海域）
<i>F</i>	底質（海域）
<i>T</i>	下水処理場

※パルクの媒体を指定する場合は、BA（パルクの大気）のように B と媒体記号を併記する。

表 2-6 媒体間の関係

表記	媒体
<i>a</i>	大気
<i>w</i>	水（河道）
<i>s</i>	土壌
<i>x</i>	底質（河道）
<i>v</i>	森林植生
<i>e</i>	水（海域）
<i>y</i>	底質（海域）
<i>z</i>	系外

表 2-7 プロセスの表記

表記	媒体
b	水平方向の移流
u	鉛直上方向の移流
d	鉛直下方向の移流
l	流出
r	分解

表 2-8 任意区域指定の表記

表記	媒体
i, j, k	メッシュ領域に対する添え字
m, n	単位流域に対する添え字
p, q, r	河道（湖沼も含む）に対する添え字
x, y, z	海域に対する添え字
g, h	任意の区域指定

表 2-9 主要な変数の表記

表記	区画
V	体積
Z	フガシティーキャパシティ
f	フガシティー
C	対象物質濃度
E	排出量
D	D 値
d	D 値の単位面積あたりの値
F	フラックス
v	風速・流速
v_r	体積分率
a	係数行列の要素
Ar	面積
q	流量
h	高さ
l	長さ
Lt	土地利用区分面積比
Cp	植生被覆率
Lf	落葉降下量
Bl	収支
MTC	混合係数
U	降水量、沈降速度、流出速度
Q	スカベンジング係数
Ab	植生への吸収率
k	物質移動係数
B	有効拡散係数
Y	拡散距離
SS	水中粒子濃度
Of	有機炭素含有率、脂質含有率
ρ	密度
VP	蒸気圧

次に、モデルの基礎となる方程式を記す。

大気区画のメッシュ番号 i に対する収支式は、

$$\begin{aligned}
 & V_i^1 Z_i^{BA} \frac{df_i^1}{dt} \\
 &= (\text{大気への直接排出}) + (\text{周辺メッシュとの大気交換}) \\
 &+ (\text{水区画の射影部分との交換}) + (\text{土壌区画との射影部分との交換}) \\
 &+ (\text{大気中での分解})
 \end{aligned} \tag{2.3}$$

と整理出来る。これを大気区画のメッシュの収支を次式の形に直すと

$$\begin{aligned}
 & V_i^1 Z_i^{BA} \frac{df_i^1}{dt} \\
 &= E_i^1 + \sum_j Db_{ji}^1 f_j^1 - \sum_k Db_{ik}^1 f_i^1 + \sum_p Dwa_{pi} f_p^2 \\
 &- \sum_q Daw_{iq} f_i^1 + \sum_m Dsa_{mi} f_m^3 - \sum_n Das_{in} f_i^1 - Dr_i^1 f_i^1
 \end{aligned} \tag{2.4}$$

ほかの媒体についても同様に整理すると、

$$\begin{aligned}
 & V_p^2 Z_p^{BW} \frac{df_p^2}{dt} \\
 &= E_p^2 + \sum_i Daw_{ip} f_i^1 - \sum_j Dwa_{pj} f_p^2 + \sum_q Db_{qp}^2 f_q^2 \\
 &- \sum_r Db_{pr}^2 f_p^2 + \sum_n Dsw_{mp} f_m^3 + (Dxw_p f_p^4 - Dw_x p f_p^2) - Dr_p^2 f_p^2
 \end{aligned} \tag{2.5}$$

$$V_m^3 Z_m^{BS} \frac{df_m^3}{dt} = E_m^3 + \sum_i Das_{im} f_i^1 - \sum_j Dsa_{mj} f_m^2 - \sum_p Dsw_{mp} f_m^3 - Dr_m^3 f_m^3 \tag{2.6}$$

$$V_p^4 Z_p^{BX} \frac{df_p^4}{dt} = E_p^4 + (Dwx_p f_p^2 - Dxw_p f_p^4) - Dr_p^4 f_p^4 \tag{2.7}$$

となる。上記が G-CIEMS の計算における基礎的な収支式である。

(b) 排出量の設定方法

大気区画への排出は、メッシュごとに点源排出量と非点源排出量を設定出来る。各メッシュにはそれぞれ数値コード（以下、メッシュコード）が与えられている。なお、非点源排出は地表層へ、点源排出は選択した大気層レイヤー（0：地表層、1：下層 1、2：下層 2、3：上層）へそれぞれ排出される。土壌区画および森林植生区画への排出は、単位流域への排出は、単位流域ごとに土地利用区分土地利用区分（植生区画含む）別に設定に設定出来る。また、土壌点源負荷量として設定する場合は、全土地利用区分に均等（単位面積あたり均一負荷）に配分される。流域から河道への排出は、単位流域ごとに設定出来る。

各流域から河道への排出源は、点源負荷（Point Load）と非点源負荷（Area Load）に区別し、それぞれフラグにて各負荷の取り扱いを設定する。フラグが 0 の場合、当該負荷は考慮しない。フラグが 2 の場合、当該負荷量の全量が接続する河道に流出する。フラグが 1 の場合は、一部が下水処理場へ移動し、残りが直接排出される。フラグが 1 または 2 の場合の直接排出分に関しては、河道に至るまでに合併浄化槽や単独浄化槽などの影響や流下過程での反応などを受けることを想定し、独立した処理率などを有する複数の排出源区分を設定することが出来る。なお、本研究では大気・河道への排出源はすべて非点源とし、非点源負荷流出フラグはすべての LinkID において 2 とした。

2.3.3 入力データテーブルの構造

計算に必要な大気、流域、河川・湖沼、海域、下水、射影に関する情報は、入力ファイル中の各テーブルに格納されているが、情報量が膨大であるため、ここでは、排出情報、物性情報、モデル計算条件情報に関するテーブルについて解説する。

排出情報に関するテーブルは大気メッシュ排出量テーブル、流域負荷量テーブル、下水処理場負荷量テーブルから構成されている。各テーブルを以下の表 2-10～表 2-12 に示す。基本的には、排出量を該当するメッシュコードあるいは LinkID ごとに入力する仕様となっている。なお、本研究では下水処理場への移動負荷量は考慮しないため、下水処理場移動負荷量テーブル内の下水処理場への移動負荷量はすべて 0 と設定した。

化学物質物性テーブル上の物性値は、基本的に 25℃における値を入力値とする。表 2-13 の備考欄に「必須」と記載があるものは、G-CIEMS での計算を行うにあたって入力必須の項目である。また、※が振られている項目は、フィールドが存在すれば読み込み、指定が無ければデフォルトとして 0 が仮定される。

表 2-10 大気メッシュ排出量テーブル

(テーブル名 : GrdLoad_” ChemDatName” _” EmissionSuffix”)

データ項目	型	備考 (単位)	フィールド名
大気メッシュコード	long		MeshCode
大気への点源排出量	double	(kg/s)	PointLoadToAirMesh
大気への非点源排出量	double	(kg/s)	AreaLoadToAirMesh
点源排出先大気層	double	-	LayerOfPointLoad

表 2-11 流域負荷量テーブル (テーブル名 : BsnLoad_” ChemDatName” _” EmissionSuffix”)

データ項目	型	備考 (単位)	フィールド名
単位流域 LinkID	long		BsnLinkID
点源負荷流出フラグ	long	0:なし、 1:あり (下水処理場への移動を考慮)、 2:あり (下水処理場への移動なし)	PointLoadFlg
点源排水流出フラグ	long	0:なし、1:あり	PointEmtWtrFlg
非点源負荷流出フラグ	long	0:なし、 1:あり (下水処理場への移動を考慮)、 2:あり (下水処理場への移動なし)	AreaLoadFlg
非点源排水流出フラグ	long	0:なし、1:あり	AreaEmtWtrFlg
点源排水量	double	(m ³ /s)	PointEmtWtr
点源負荷量	double	(kg/s)	PointLoad
点源から下水道への移動負荷量	double	(kg/s)	TransferLoadSewage
点源負荷海域直接放流フラグ	long	0 : 流域内放流、 1 : 海域直接放流	OutflowToSeaFlg_PointLoad
非点源負荷海域直接放流フラグ	long	0 : 流域内放流、 1 : 海域直接放流	OutflowToSeaFlg_AreaLoad
非点源排水量	double	(m ³ /s)	AreaEmtWtr
非点源負荷量	double	(kg/s)	AreaLoad
土壌点源負荷量	double	全土地利用区分に均等に配分される。	SoilPointLoad

		(kg/s)	
植生への非点源負荷量	double	(kg/m ² /s)	CanopyAreaLoad
非点源負荷量 (土壌 0 : 水田)	double	(kg/m ² /s)	SoilAreaLoad_0
非点源負荷量 (土壌 1 : 畑地)	double	(kg/m ² /s)	SoilAreaLoad_1
非点源負荷量 (土壌 2 : 果樹園等)	double	(kg/m ² /s)	SoilAreaLoad_2
非点源負荷量 (土壌 3 : 森林)	double	(kg/m ² /s)	SoilAreaLoad_3
非点源負荷量 (土壌 4 : 荒地)	double	(kg/m ² /s)	SoilAreaLoad_4
非点源負荷量 (土壌 5 : 市街地)	double	(kg/m ² /s)	SoilAreaLoad_5
非点源負荷量 (土壌 6 : 競技場等)	double	(kg/m ² /s)	SoilAreaLoad_6
非点源排出源区分 0 の 処理後残留率	double	0 から 1 まで (-)	AreaLoad_TreatRate_0
非点源排出源区分 0 の流 達率	double	0 から 1 まで (-)	AreaLoad_RunoffRate_0
非点源排出源区分 0 の割 合	double	0 から 1 まで (-)	Fraction_to_AreaLoad_0
非点源排出源区分 i の 処理後残留率	double	0 から 1 まで (-)	AreaLoad_TreatRate_i
非点源排出源区分 i の 流達率	double	0 から 1 まで (-)	AreaLoad_RunoffRate_i
非点源排出源区分 i の 割合	double	0 から 1 まで (-)	Fraction_to_AreaLoad_i
点源排出源区分 0 の 処理後残留率	double	0 から 1 まで (-)	PointLoad_TreatRate_0
点源排出源区分 0 の 流達率	double	0 から 1 まで (-)	PointLoad_RunoffRate_0
点源排出源区分 0 の割合	double	0 から 1 まで (-)	Fraction_to_PointLoad_0

点源排出源区分 j の 処理後残留率	double	0 から 1 まで (-)	PointLoad_TreatRate_j
点源排出源区分 j の 流達率	double	0 から 1 まで (-)	PointLoad_RunoffRate_j
点源排出源区分 j の割合	double	0 から 1 まで (-)	Fraction_to_PointLoad_j

表 2-12 下水処理場移動負荷量テーブル

(テーブル名: SewageTransferLoad_” ChemDatName” _” EmissionSuffix”)

データ項目	型	備考 (単位)	フィールド名
負荷源 ID	long		Source_Index
下水道処理区域 LinkID	long		SewageAreaLinkID
下水処理場への移動負荷量	double	(kg/s)	TransferToSewage

表 2-13 化学物質物性テーブル (テーブル名: ChemDat)

データ項目	型	備考 (単位)	フィールド名
化学物質コード	long	最大 20 物質まで 設定可能	ChmCode
化学物質名	string	必須。	Name
CAS RN®	long	-	CasNo
分子量	long	必須。	MW
ヘンリー定数	double	必須。(Pa・m ³ /mol)	HenrysCnstnt
水溶解度	double	計算には利用されない (kg/m ³)	Slblty
蒸気圧	double	必須。25°Cにおける 蒸気圧 (Pa)	VaporPrssr
有機炭素あたり 分配係数	double	-1 のとき、Kow から プログラム内で値を推算。	Koc
水-オクタノール 分配係数	double	必須。(-)	Kow
大気中分解速度定数 (ガ ス)	double	必須。(1/s)	DgrdtnRate_Air_gas

大気中分解速度定数（粒子）	double	必須。（1/s）	DgrdtnRate_Air_prtcl
水中分解速度定数（溶液）	double	必須。（1/s）	DgrdtnRate_Water_sol
水中分解速度定数（粒子）	double	必須。（1/s）	DgrdtnRate_Water_SS
底質中分解速度定数	double	必須。（1/s）	DgrdtnRate_Sdmnt
		続く	
植生中分解速度定数	double	必須。（1/s）	DgrdtnRate_Canopy
大気-オクタノール分配係数	double	-1 のときは Koa を計算に使用しない。（-）	Koa
沸点	double	-1 のときは沸点をプログラム中で推算。（K）	Tboil
融点	double	必須。（K）	Tmelt
蒸気から溶液へのエンタルピー変化	double	-1 のときは値をプログラム中で推算。（J/mol）	deltaHenry
Koa の温度依存係数	double	-1 の時は値をプログラム中で推算。（K）	deltaKoa
土壌中の分解速度定数（土壌 0）	double	（1/s）	DgrdtnRate_Soil_0
土壌中の分解速度定数（土壌 1）	double	（1/s）	DgrdtnRate_Soil_1
土壌中の分解速度定数（土壌 2）	double	（1/s）	DgrdtnRate_Soil_2
土壌中の分解速度定数（土壌 3）	double	（1/s）	DgrdtnRate_Soil_3
土壌中の分解速度定数（土壌 4）	double	（1/s）	DgrdtnRate_Soil_4
土壌中の分解速度定数（土壌 5）	double	（1/s）	DgrdtnRate_Soil_5
土壌中の分解速度定数（土壌 6）	double	（1/s）	DgrdtnRate_Soil_6

海域水中分解速度定数 (溶液)	double	(1/s)	DgrdtnRate_SeaWater_sol
海域水中分解速度定数 (粒子)	double	(1/s)	DgrdtnRate_SeaWater_SS
海域底質中の分解速度	double	(1/s)	DgrdtnRate_SeaSdmnt

表 2-14 に示す計算条件時系列テーブルでは、計算実行時間や結果の出力回数を指定出来る。テーブルにレコードが複数存在する場合は、SeriesIndex を昇順でソートしたのち 1 レコードずつ、各レコードの計算終了時の状況を次レコードの初期値として順次計算し、各レコードの終了時の結果を出力する。例えば、シリーズインデックスを 1,2,3 とし、各インデックスの計算実行時間を 30,30,30 と指定すると、総計算時間 90 日の計算が実行され、30 日後、60 日後、90 日後の出力結果が得られる。

表 2-14 計算条件時系列テーブル (テーブル名 : SeriesParam)

データ項目	型	備考 (単位)	フィールド名
シリーズインデックス	long		SeriesIndex
計算実行時間	double	(day)	TimePeriod
排出量テーブルの Suffix	string	BsnLoad、 GrdLoad、 SewageTransferLoad に適用	EmissionSuffix
排出量テーブル群が格納された 排出量ファイル名	string	絶対パスで指定	EmissionFileName
気象関連テーブルの Suffix	string	GrdAirDat, GrdWind に適用	MetSuffix
流量テーブルの Suffix	string	RvrFlw に適用	FlwSuffix
河川流量補正テーブルのフィールド名	string	FlwFactor	FlwFactorField
河道テーブルの Suffix	string	RvrDat に適用	RvrDatSuffix
SS 条件設定テーブルのフィールド名	string	SSTable	SSTableField
湖沼テーブルの Suffix	string	LakeDat 、 divLakeDat に適用	LakeDatSuffix
単位流域テーブルの Suffix	string	BsnDat に適用	BsnSuffix
流域流出率補正テーブルのフィールド名	string	BsnFactor	BsnFactorField
上記のテーブル群が格納された 入力ファイル名	string	絶対パスで指定	MetFlwBsnFileName
任意のデータグループを指定する項目	long	任意指定	GroupIndex

2.3.4 計算に使用した物性値

本研究における G-CIEMS の計算時に使用した、各物質の物性値を表 2-15～表 2-24 に示す。

表 2-15 PCB 異性体群の基本的な物性値

名称	分子量 (MW)[-]	ヘンリー定数 [-]	蒸気圧 [Pa]	水 オクタノール分 配係数(K_{ow})[-]	融点 [K]	大気 オクタノール 分配係数(K_{OA}) [-]
PCB-77	292	3.548133892	0.0023988	2290867.65	396.7	1584893192
PCB-81	292	3.548133892	0.0023988	2290867.65	396.7	1584893192
PCB-126	326	2.454708916	0.00039811	7762471.17	415.7	7762471166
PCB-169	361	2.290867653	7.4131E-05	26302679.9	474.7	28183829313
PCB-105	326	2.454708916	0.00081283	4466835.92	377.2	4570881896
PCB-114	326	3.16227766	0.0022387	4466835.92	372.2	3467368505
PCB-118	326	4.677351413	0.0011482	5495408.74	379.7	2884031503
PCB-123	326	4.897788194	0.0012023	5495408.74	392.3	2818382931
PCB-156	361	2.398832919	0.00038905	15135612.5	411.4	15488166189
PCB-157	361	2.187761624	0.00017378	15135612.5	408.3	16982436525
PCB-167	361	4.365158322	0.00026303	18620871.4	402.3	10715193052
PCB-189	395	2.511886432	8.1283E-05	51286138.4	443.2	51286138399

表 2-16 PCB 異性体群の大気・底質における分解速度

名称	大気中分解 速度定数 (ガス) [1/s]	大気中分解 速度定数 (粒子) [1/s]	水中分解 速度定数 (溶液) [1/s]	水中分解 速度定数 (粒子) [1/s]	底質中分解 速度定数 [1/s]
PCB-77	5.6713E-07	5.6713E-07	9.60648E-09	9.60648E-09	8.7963E-10
PCB-81	5.6713E-07	5.6713E-07	9.60648E-09	9.60648E-09	8.7963E-10
PCB-126	2.43056E-07	2.43056E-07	4.51389E-09	4.51389E-09	8.7963E-10
PCB-169	1.04167E-07	1.04167E-07	2.08333E-09	2.08333E-09	8.7963E-10
PCB-105	1.96759E-07	1.96759E-07	6.36574E-09	6.36574E-09	8.7963E-10
PCB-114	2.66204E-07	2.66204E-07	6.36574E-09	6.36574E-09	8.7963E-10
PCB-118	2.19907E-07	2.19907E-07	5.55556E-09	5.55556E-09	8.7963E-10
PCB-123	3.47222E-07	3.47222E-07	5.55556E-09	5.55556E-09	8.7963E-10
PCB-156	9.25926E-08	9.25926E-08	2.77778E-09	2.77778E-09	8.7963E-10
PCB-157	1.04167E-07	1.04167E-07	2.77778E-09	2.77778E-09	8.7963E-10
PCB-167	1.15741E-07	1.15741E-07	2.5463E-09	2.5463E-09	8.7963E-10
PCB-189	3.47222E-08	3.47222E-08	1.50463E-09	1.50463E-09	8.7963E-10

表 2-17 PCB 異性体群の植生・土壌（0～2）における分解速度定数

名称	植生中分解速度 定数 [s]	土壌中の分解速度 定数 (土壌 0) [s]	土壌中の分解速度 定数 (土壌 1) [s]	土壌中の分解速度 定数 (土壌 2) [s]
PCB-77	5.6713E-07	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-81	5.6713E-07	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-126	2.43056E-07	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-169	1.04167E-07	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-105	1.96759E-07	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-114	2.66204E-07	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-118	2.20E-07	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-123	3.47222E-07	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-156	9.25926E-08	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-157	1.04167E-07	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-167	1.15741E-07	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-189	3.47222E-08	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10

表 2-18 PCB 異性体群の土壌（3～6）における分解速度定数

名称	土壌中の分解速度 定数 (土壌 3)	土壌中の分解速度 定数 (土壌 4)	土壌中の分解速度 定数 (土壌 5)	土壌中の分解速度 定数 (土壌 6)
PCB-77	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-81	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-126	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-169	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-105	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-114	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-118	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-123	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-156	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-157	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-167	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10
PCB-189	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10	8.7963E-10

表 2-19 PCB 異性体群の海域における分解速度定数

名称	海域水中分解速度定数 (溶液) [s]	海域水中分解速度定数 (粒子) [s]	海域底質中の分解速度 [s]
PCB-77	9.60648E-09	9.60648E-09	8.7963E-10
PCB-81	9.60648E-09	9.60648E-09	8.7963E-10
PCB-126	4.51389E-09	4.51389E-09	8.7963E-10
PCB-169	2.08333E-09	2.08333E-09	8.7963E-10
PCB-105	6.36574E-09	6.36574E-09	8.7963E-10
PCB-114	6.36574E-09	6.36574E-09	8.7963E-10
PCB-118	5.55556E-09	5.55556E-09	8.7963E-10
PCB-123	5.55556E-09	5.55556E-09	8.7963E-10
PCB-156	2.77778E-09	2.77778E-09	8.7963E-10
PCB-157	2.77778E-09	2.77778E-09	8.7963E-10
PCB-167	2.5463E-09	2.5463E-09	8.7963E-10
PCB-189	1.50463E-09	1.50463E-09	8.7963E-10

表 2-20 PCB 異性体群以外の物質の基本的な物性値

名称	分子量 (MW)[-]	ヘンリー定数[-]	蒸気圧 [Pa]	水 オクタノール分配係 数(K_{ow})[-]	融点[K]
フェノール	94.1	0.063	46.7	28.84031503	313.9
リン酸 トリフェニル	326.3	0.33539	0.000267	38904.5145	323.5
ノルマル- ヘキサン	86.18	170000	1000000	7943.282347	177.7
PFOS	500	0.000319	0.85	3090.295433	673
DecaBDE	949.178 2856	2545.015924	8.314339236	133352143.2	575.342 3077
UV328	351.5	4.2	1.40E-05	3162277.66	354.2

表 2-21 PCB 異性体群以外の物質の大気・底質における分解速度定数

名称	大気中分解 速度定数 (ガス) [1/s]	大気中分解 速度定数 (粒子) [1/s]	水中分解 速度定数 (溶液) [1/s]	水中分解 速度定数 (粒子) [1/s]	底質中分解 速度定数 [1/s]
フェノール	1.97275E-05	1.97275E-05	5.34836E-07	5.34836E-07	5.9426E-08
リン酸トリフェ ニル	8.12409E-06	8.12409E-06	2.13934E-07	2.13934E-07	2.3770E-08
ノルマル-ヘキサ ン	1.13259E-05	1.13259E-05	3.50074E-07	3.50074E-07	3.5007E-08
PFOS	1.04984E-07	1.04984E-07	4.45696E-08	4.45696E-08	4.9522E-09
DecaBDE	8.03434E-08	8.03434E-08	1.4129E-08	1.4129E-08	7.0645E-11
UV328	4.01127E-06	4.01127E-06	1.08413E-07	1.08413E-07	3.2349E-08

表 2-22 PCB 異性体群以外の物質の植生・土壌 (0~2) における分解速度定数

名称	植生中分解速度 定数 [1/s]	土壌中の分解速度 定数 (土壌 0) [1/s]	土壌中の分解速度 定数 (土壌 1) [1/s]	土壌中の分解速度 定数 (土壌 2) [1/s]
フェノール	1.97275E-05	2.6742E-07	2.6742E-07	2.6742E-07
リン酸トリフェ ニル	8.12409E-06	1.0697E-07	1.0697E-07	1.0697E-07
ノルマル-ヘキサ ン	1.13259E-05	1.1326E-07	1.1326E-07	1.1326E-07
PFOS	1.04984E-07	2.2285E-08	2.2285E-08	2.2285E-08
DecaBDE	8.03434E-08	7.0645E-11	7.0645E-11	7.0645E-11
UV328	4.01127E-06	5.8989E-08	5.8989E-08	5.8989E-08

表 2-23 PCB 異性体群以外の物質の土壌（3～6）における分解速度定数

名称	土壌中の分解速度 定数 (土壌 3)	土壌中の分解速度 定数 (土壌 4)	土壌中の分解速度 定数 (土壌 5)	土壌中の分解速度 定数 (土壌 6)
フェノール	2.6742E-07	2.6742E-07	2.6742E-07	2.6742E-07
リン酸トリフェニ ル	1.0697E-07	1.0697E-07	1.0697E-07	1.0697E-07
ノルマル-ヘキサ ン	1.1326E-07	1.1326E-07	1.1326E-07	1.1326E-07
PFOS	2.2285E-08	2.2285E-08	2.2285E-08	2.2285E-08
DecaBDE	7.0645E-11	7.0645E-11	7.0645E-11	7.0645E-11
UV328	5.8989E-08	5.8989E-08	5.8989E-08	5.8989E-08

表 2-24 PCB 異性体群以外の物質の海域における分解速度定数

名称	海域水中分解速度定数 (溶液) [s]	海域水中分解速度定数 (粒子) [s]	海域底質中の分解速度 [s]
フェノール	5.34836E-07	5.34836E-07	5.9426E-08
リン酸トリフェニル	2.13934E-07	2.13934E-07	2.3770E-08
ノルマル-ヘキサン	3.50074E-07	3.50074E-07	3.5007E-08
PFOS	4.45696E-08	4.45696E-08	4.9522E-09
DecaBDE	1.4129E-08	1.4129E-08	7.0645E-11
UV328	1.08413E-07	1.08413E-07	3.2349E-08

2.4 長距離移動性の評価指標の定義

本研究では、単位時間当たりの $\frac{\text{域外への移流による到達量}}{\text{国内総排出量}}$ を算出し、日本における新たな長距離移動性の定量的指標とすることを提案する。具体的には以下の式 2.8 のように算出した。

$$\begin{aligned} \text{域外への到達量} &= \text{境界メッシュへと流出した量} \\ &= \text{大気境界メッシュへと流出した量} + \text{海洋境界メッシュから流出した量} \end{aligned} \quad (2.8)$$

この値が大きければ大きいほど、域外へと到達しやすい、つまり日本の環境条件下において長距離移動性が高いと言える。本研究では、この評価指標を算出し、各物質の長距離移動性の定量的な評価を行った。

2.5 結言

本章では、本研究における方法論についてまとめた。本研究では、GIS 多媒体環境動態予測モデルである G-CIEMS を使用して、日本において排出された有機汚染物質の環境中動態を推定し、その結果を用いて、独自の長距離移動性の評価指標を算出した。

2.2 節では、日本で排出されたことのある有機汚染物質が、どの地点からどれだけ排出されたのかという目録（以下、排出インベントリ）を作成した方法についてまとめた。作成に使用した各種データや、排出量割り当ての方法について、式などを用いながらまとめた。

2.3 節では、作成した排出インベントリを G-CIEMS に入力し、任意の年度での環境中での物質の動態を再現した方法についてまとめた。G-CIEMS の基本的な使い方や入力ファイルの仕様、排出量や物性値を入力する際に使用するテーブル等についてもまとめた。

2.4 節では、日本の域外へのフラックスも推計出来るように設定した G-CIEMS による計算結果を基に、有機汚染物質の長距離移動性を定量的に評価するための指標の算出についてまとめた。域外への移流による到達量に着目した、新たな指標の算出方法について述べた。

参考文献

- 1) Suzuki, N., Murasawa, K., Sakurai, T., Nansai, K., Matsushashi, K., Moriguchi, Y., Tanabe, K., Nakasugi, O., & Morita, M. , 2004, Geo-referenced multimedia environmental fate model (G-CIEMS): Model formulation and comparison to the generic model and monitoring approaches. Environmental Science and Technology, Vol.38, No.21, pp.5682–5693
- 2) 国立環境研究所、曝露評価シミュレーションモデル&ツール G-CIEMS の概要<https://www.nies.go.jp/rcer_expoass/gciems/gciems.html>
- 3) 残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約に基づく国内実施計画 (環境省、令和 2 年 11 月改定)<<https://www.env.go.jp/content/900516491.pdf>>
- 4) 新エネルギー・産業技術総合開発機構、産総研 化学物質リスク管理研究センター[共編]、中西準子、東海明宏、岩田光夫、2008、デカブロモジフェニルエーテル（詳細リスク評価書シリーズ）、丸善株式会社
- 5) 鈴木規之、今泉圭隆（国立研究開発法人国立環境研究所 環境リスク・健康研究領域）、G-CIEMS Ver.1.2 Manual

3. G-CIEMS の改良と排出インベントリの作成結果

3.1 緒言

本章では、本研究における G-CIEMS の改良と排出インベントリの作成によって得られた結果について述べる。

3.2 節では、大気・海域の境界メッシュの設定に手を加えることにより、域外への化学物質の到達量を推定することを可能とした G-CIEMS の仕様変更の方法についてまとめている。域外への移流を計算するために必要な、各種入力データに対しての処理について述べている。

3.3 節では、本研究において作成した、PCB 異性体群の 1974 年、2002 年、2018 年における、大気・水域への排出インベントリをそれぞれ示している。また、PCB 以外の有機汚染物質に共通する排出インベントリの作成結果も併せて示している。

3.2 本研究用に仕様変更した G-CIEMS について

G-CIEMS 自体は、日本の環境中濃度の推定を目的としたモデルであり、移流によって計算範囲外へと化学物質の量やフラックスを推定するものではない。しかし我々は G-CIEMS が持つ詳細な空間分解能を持ち、精度よく環境動態を再現出来るという特徴を有することに着目し、日本国内における化学物質の環境中動態を高精度で再現した結果を用いて、より正確な長距離移動性の評価を行いたいと考えた。そこで本研究では、大気・海域の境界メッシュの設定に手を加えることにより、域外への化学物質の到達量を推定することを可能とした。以下、本研究において行った G-CIEMS の改良方法について示す。

デフォルトの G-CIEMS では大気コンパートメントの範囲と、陸域・海域コンパートメントの範囲が異なっており、域外は未定義の状態であった。また、大気コンパートメントは境界メッシュを設定しているが、海域コンパートメントには境界ポリゴンが存在しておらず、海域からの域外への流出は発生しない設定となっていた。今回は域外への到達量の計算が目的であるため、仮想的な一つの海域コンパートメントを作成し、従来は存在しなかった海域コンパートメント ID (SeaSegmentID : 899999) を与えた。

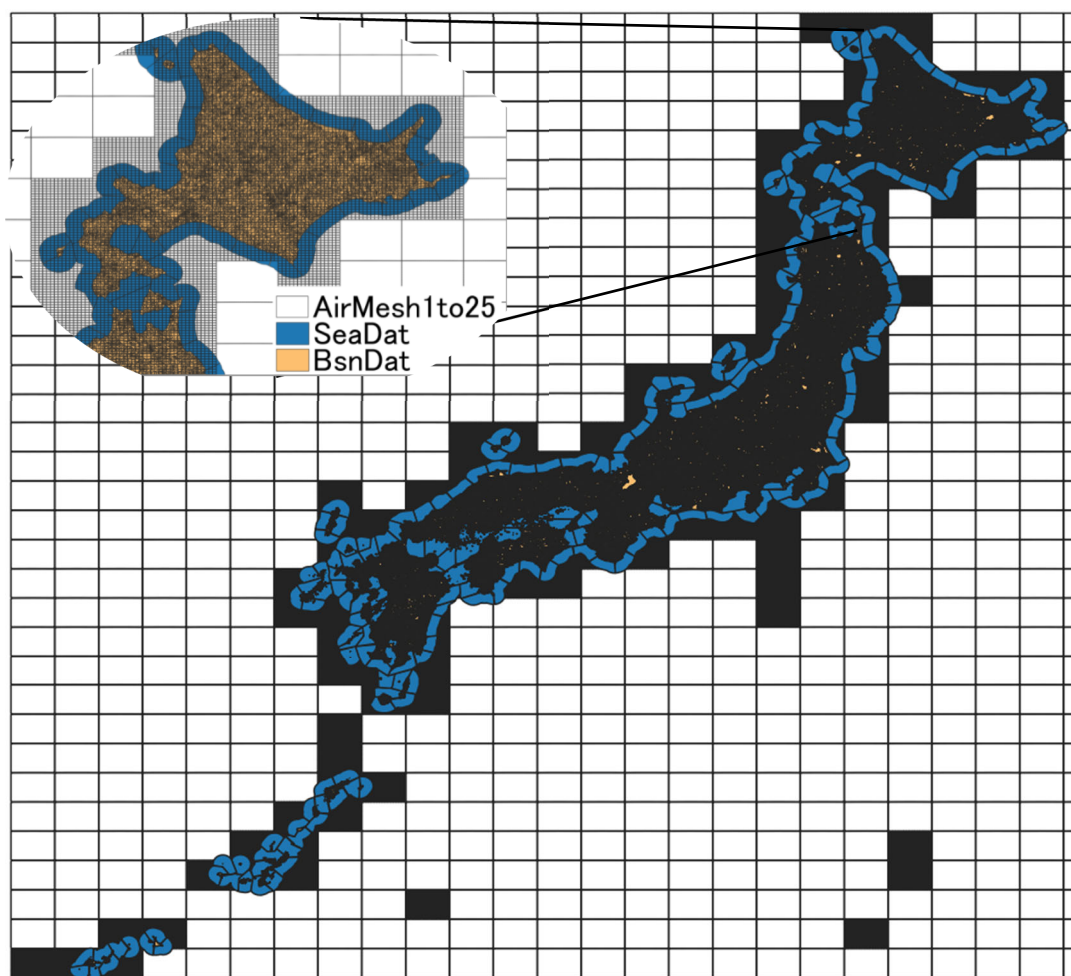


図 3-1 G-CIEMS の計算範囲内における大気メッシュと海域ポリゴン

図 3-1 における SeaDat が海洋ポリゴン、AirMesh1to25 が大気メッシュを表している。通常は海洋ポリゴンの外側には外洋コンパートメントにあたるものは存在しないが、今回はその外側に大きな 1 つの仮想的海洋コンパートメントが存在するような計算を行えるように改良を行った。また、図における SeaDat の上空に含まれている大気メッシュを非境界メッシュ、SeaDat の上空の外側に位置する大気メッシュを境界メッシュとして計算を行うように、境界メッシュ・非境界メッシュの指定を行った。

仮想外洋コンパートメントの作成するにあたって、具体的には以下のような作業を行った。以下、テーブル上のある 1 つの行に入力されるデータをレコード、列名をフィールドと呼ぶ。まず、Sea_Zero_テーブル上に LinkID が 899999 の 1 レコードを追加し、他のフィールドは他のレコードと同様の値を入力した。さらに、SeaSegmentDat テーブルにおいても、LinkID が 899999 の 1 レコードを追加し、Area や MeanDpth などのレコードごとに、異なる値のフィールド以外は他のレコードと同様の値を入力した。次に、SeaToSea テーブルにおいて、仮想外洋コンパートメントと接する SeaSegmentID を抽出し、その接線長 (CrossSectionLngh) を導出した。作成した外洋ポリゴンに接しているラインに関して、対応する SeaSegmentID と 899999 の間に流れがあるため、そのデータセットに関して SeaToSea テーブルにレコード追加する。なお、流れは両方向考慮する必要があるため、一つの SeaSegmentID : 899999 セットに関して 2 つの方向、つまり 2 つのレコードを追加する必要があった。CrossSectionLngh には導出した

接線長を入力した。SeaSegmentDat テーブルに 899999 のレコードを追加するためには、Area、MeanDpth、MeanDpth_1、MeanDpth_2、MeanDpth_3 フィールドに適切な値を入力する必要があるため、仮想外洋コンパートメントと接している SeaSegment 群の Area の合計を 899999 の Area に、仮想外洋コンパートメントと接している SeaSegment 群の MeanDpth、MeanDpth_1、MeanDpth_2、MeanDpth_3 の平均値を 899999 のそれぞれ対応するフィールドの値に設定した。

3.3 排出インベントリの作成結果

3.3.1 PCB 異性体群の排出インベントリ

本研究において作成した、PCB 異性体群の大気への排出インベントリをすべて重ね合わせたものを図 3-2～図 3-4 に示す。本研究の排出インベントリ自体は、大気については 5 km メッシュとして、水域は BsnDat マップに従って作成しているが、図示にあたっては異なるメッシュ・ポリゴンの大きさで表示している。

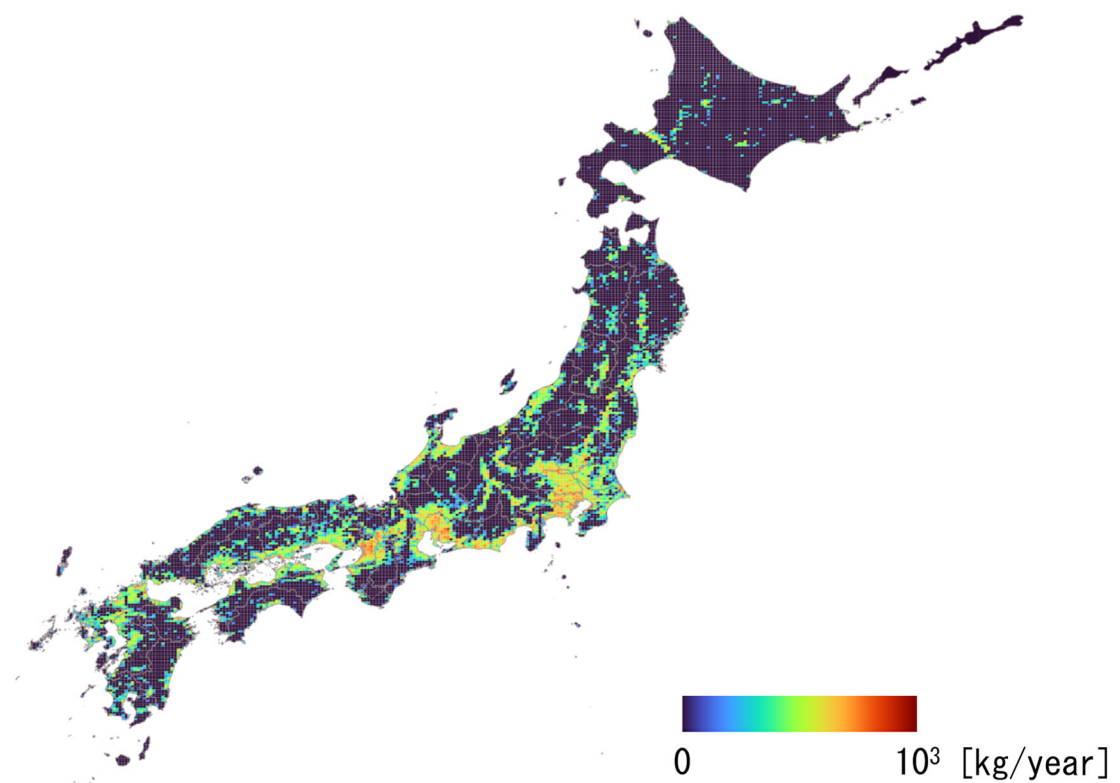


図 3-2 PCB 異性体群の大気への排出インベントリ
(1974 年度、対数スケール、5 km 四方メッシュで表示)

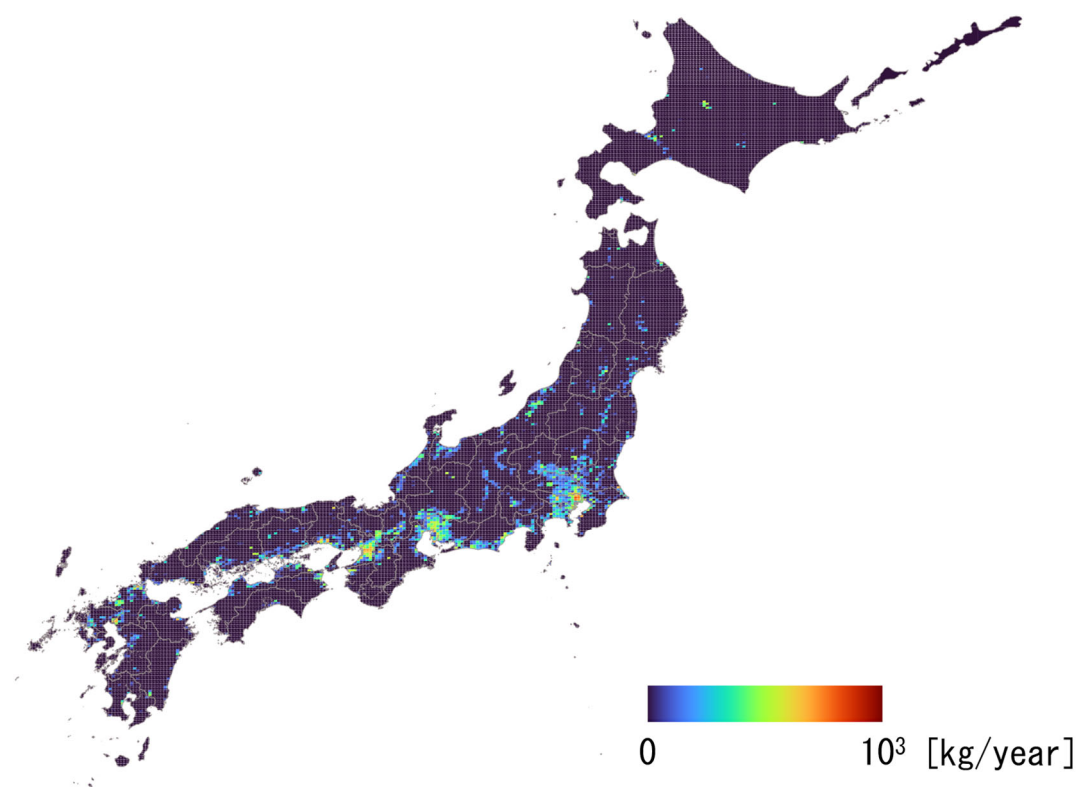


図 3-3 PCB 異性体群の大気への排出インベントリ
(2002 年度、対数スケール、5 km 四方メッシュで表示)

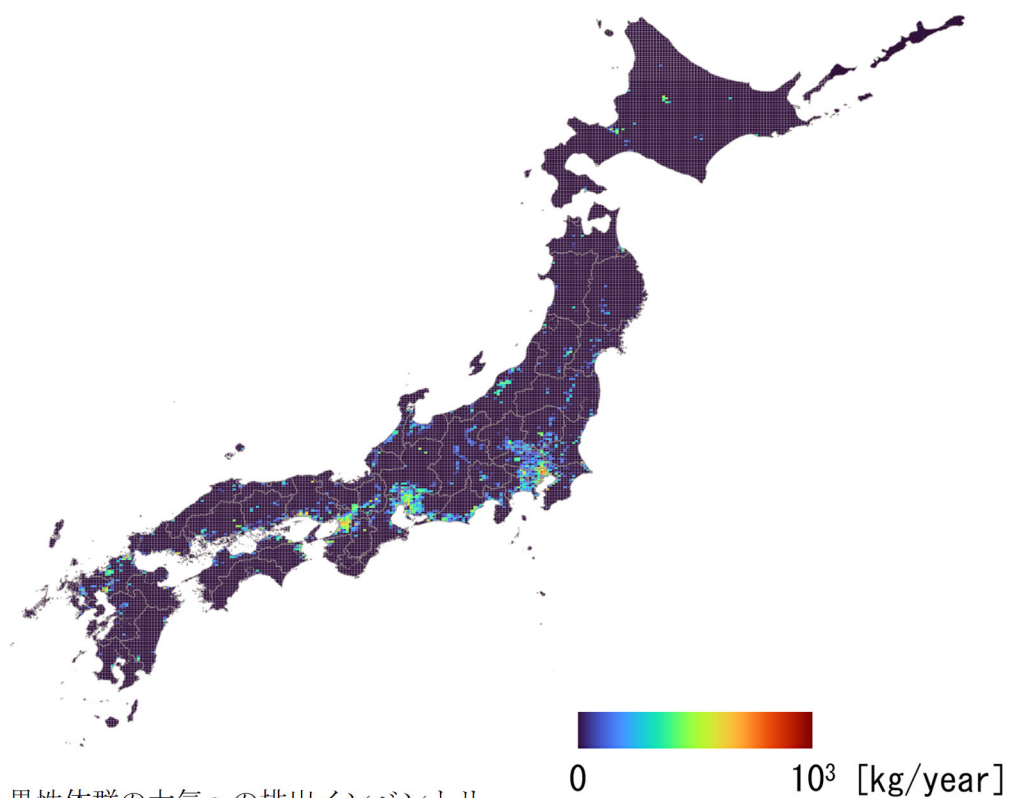


図 3-4 PCB 異性体群の大気への排出インベントリ
(2018 年度、対数スケール、5 km 四方メッシュで表示)

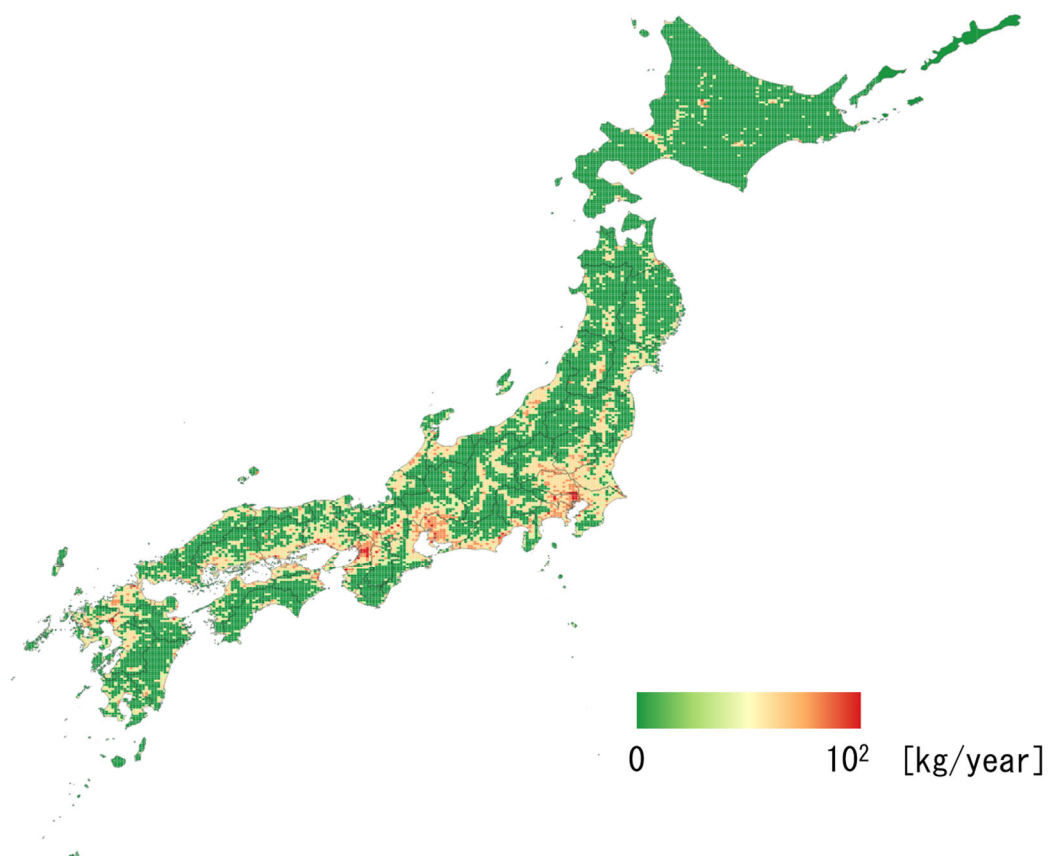


図 3-5 2002・2018 年における大気への排出インベントリの差分

また、2002 年・2018 年間の差異を識別しやすくするため、両年度間の各メッシュにおける差分をとり、値の分類方法を変更して差異をより見やすくしたものが図 3-5 である。2002 年における大気への国内総排出量は 794.775 kg、2018 年における大気への国内総排出量は 559.741 kg であり、総排出量で比較すると約 250 kg の差がある。しかし、それを全国各地に振り分けると、1 つの 1km メッシュごとの排出量の差は最大で 8.424 kg、平均すると $3.811\text{E-}03$ kg となった。

本研究において作成した、PCB 異性体群の水域への排出インベントリをすべて重ね合わせたものを図 3-6～図 3-8 に示す。また、2002 年・2018 年間の差異を識別しやすくするため、両年度間の各 LinkID における差分をとり、値の分類方法を変更して差異をより見やすくしたものが図 3-9 図 3-5 である。大阪府付近であまり差はみられなかったが、愛知県付近や関東地方では、年度による差がみられた。

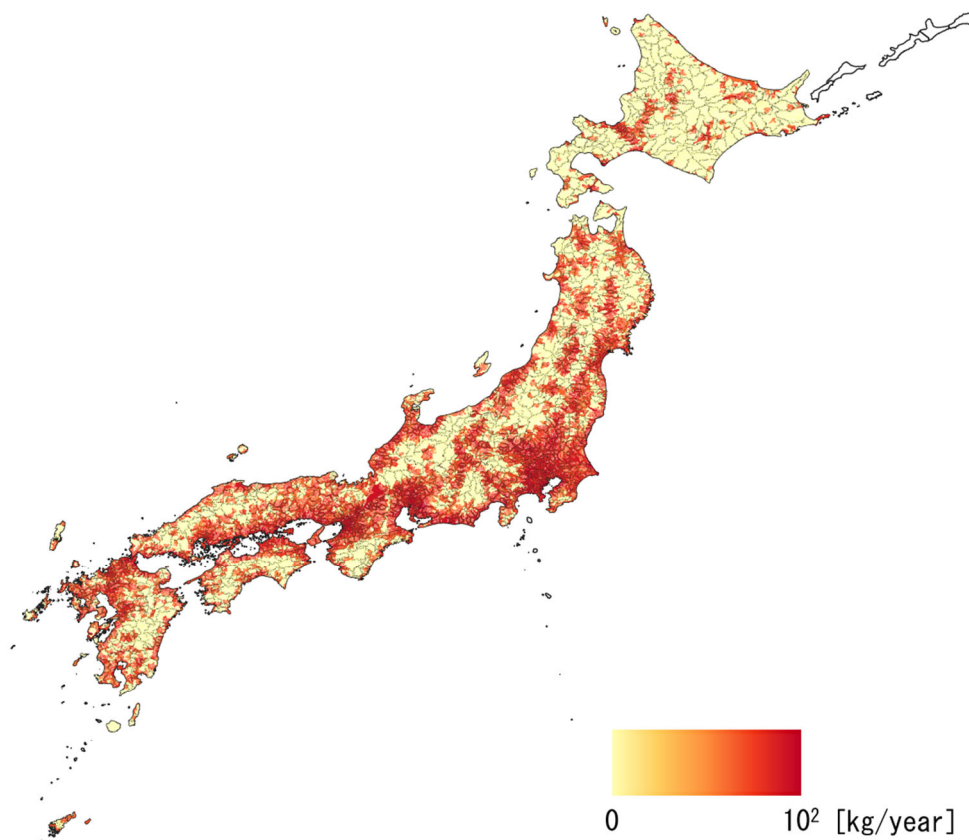


図 3-6 1974 年の水域への排出インベントリ

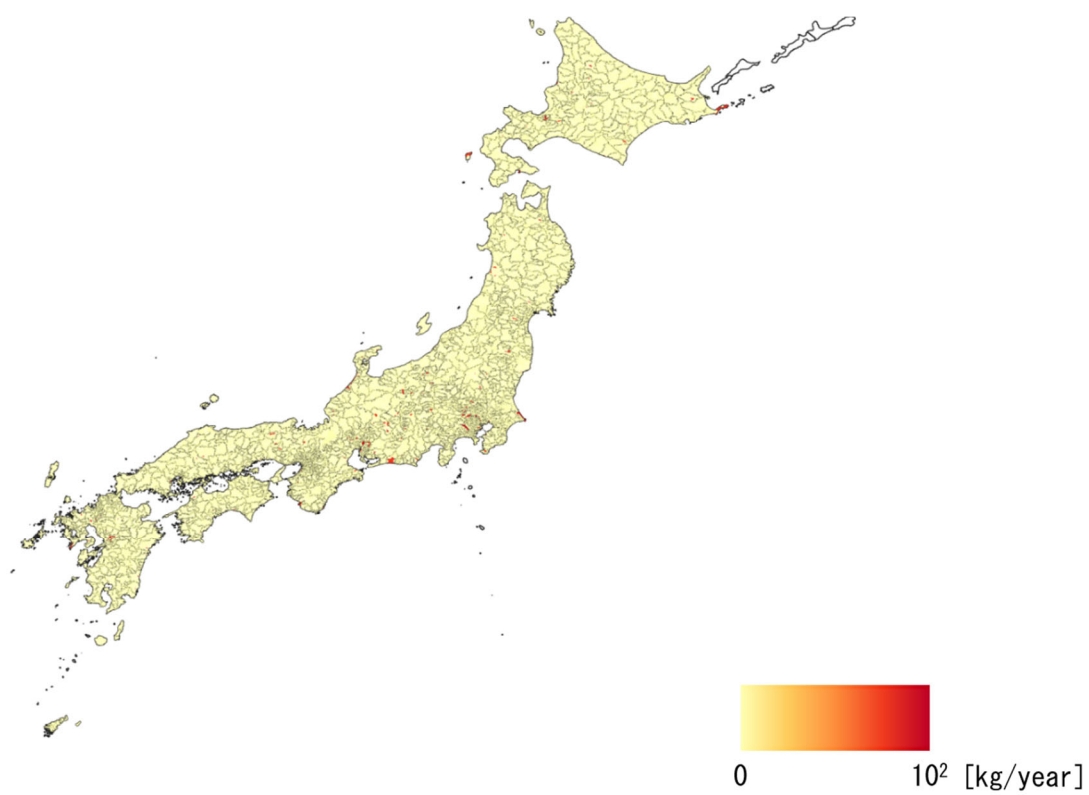


図 3-7 2002 年の水域への排出インベントリ

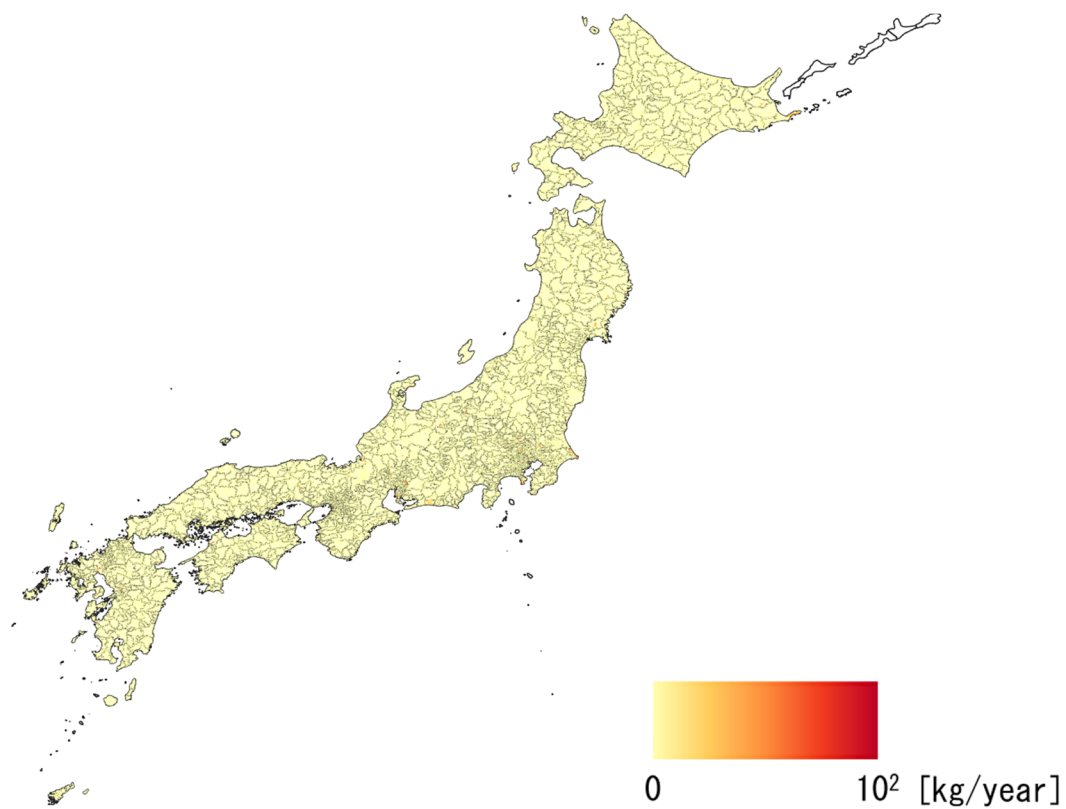


図 3-8 2018 年の水域への排出インベントリ

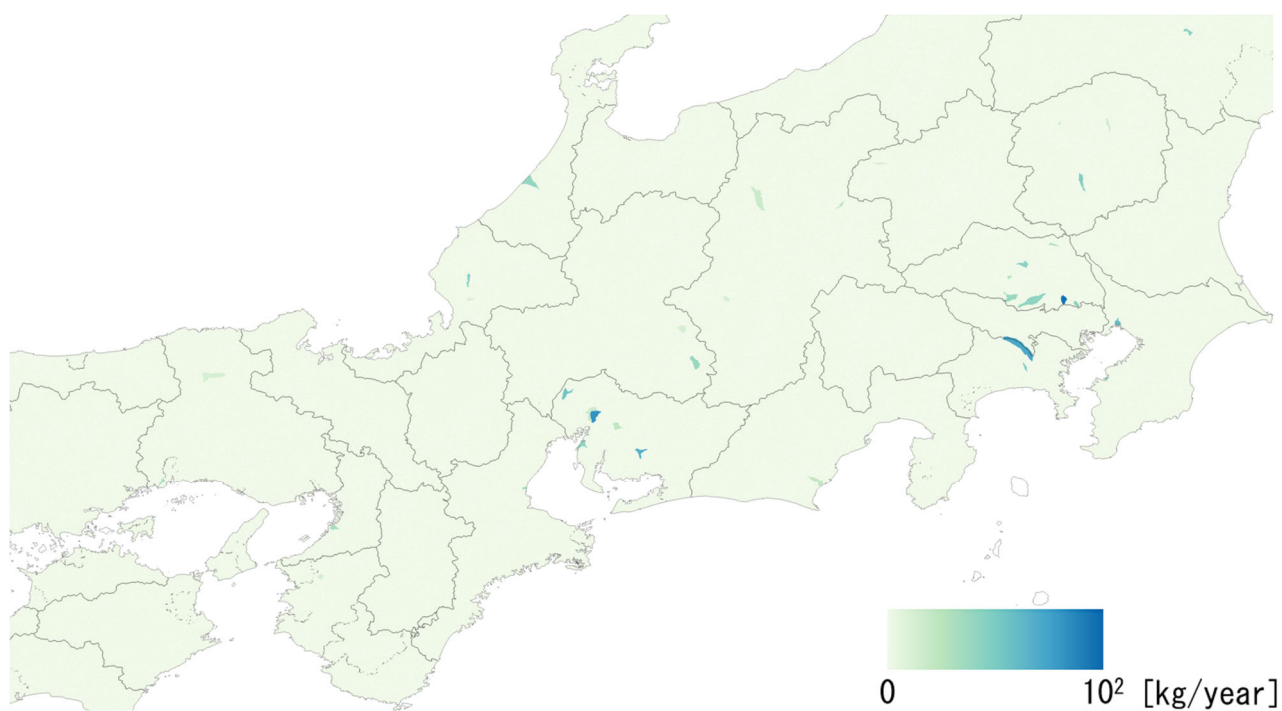


図 3-9 2002 年・2018 年の水域への排出インベントリにおける差分

3.3.2 その他の物質の排出インベントリ

PCB 異性体群以外の、表 2-3 中の物質における排出インベントリの作成結果を、以下の図 3-10 および図 3-11 に示す。各媒体に対し、1000 kg/year で排出されるため、2002、2018 年の PCB 異性体群の排出インベントリに比べて、全体的に大きな値となっていることが分かる。また、水域への排出インベントリは他 2 年度と異なり、大気・水域で共通のデータ（工業統計メッシュデータ）を用いて割り当てたため、分布も同様である。

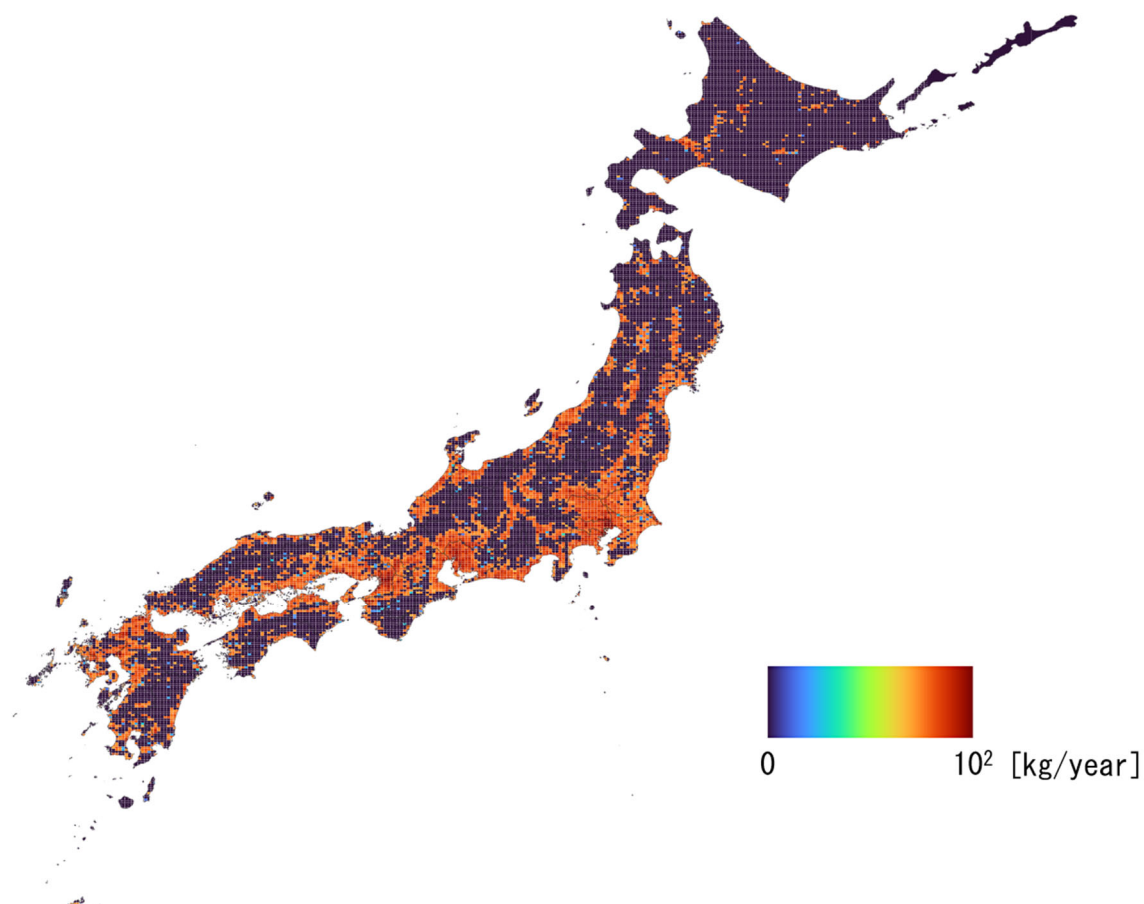


図 3-10 その他の物質の大気への排出インベントリ

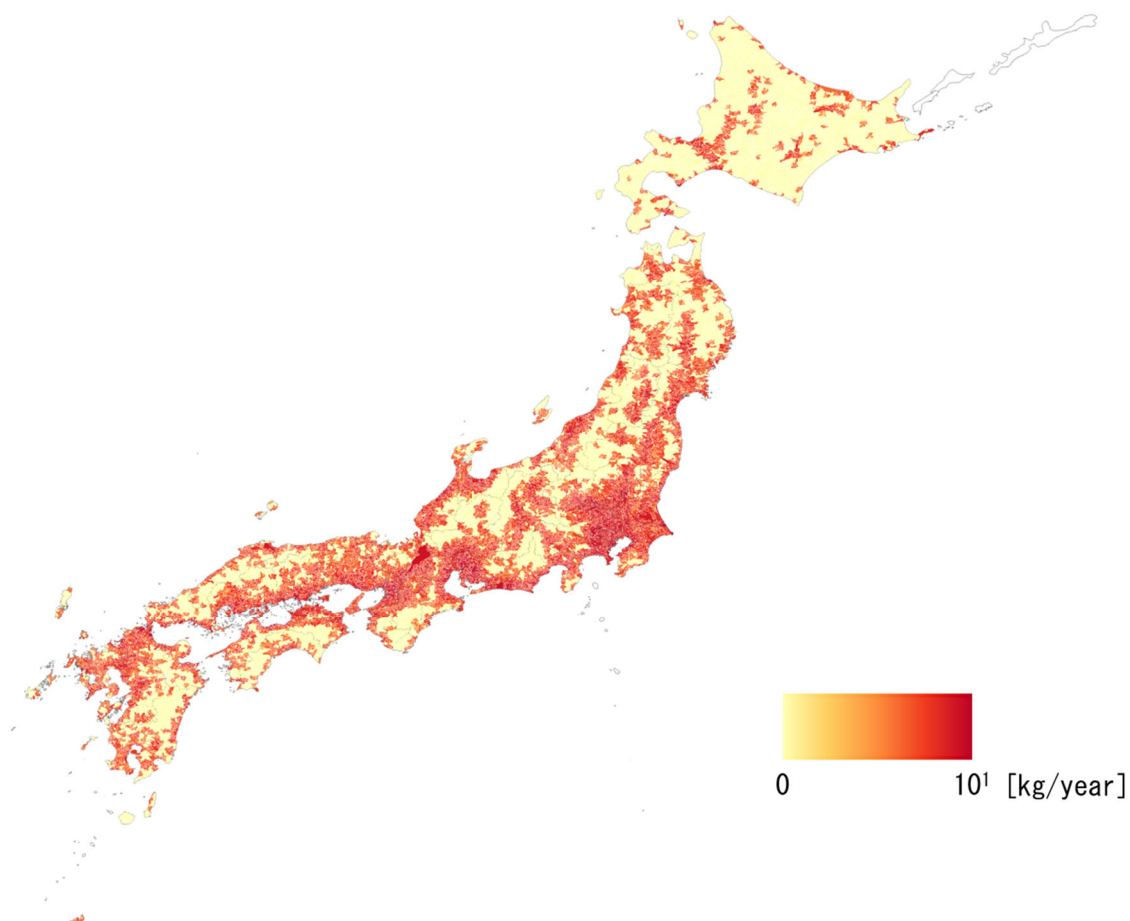


図 3-11 その他の物質の水気への排出インベントリ

3.4 結言

本章では、本研究における G-CIEMS の改良と排出インベントリの作成によって得られた結果について述べた。

3.2 節では、大気・海域の境界メッシュの設定を修正し、域外への化学物質の到達量を推定することを可能とした G-CIEMS の仕様変更の方法についてまとめた。入力ファイルの関連するテーブルにおいて行った操作を具体的に記した。

3.3 節では、本研究において作成した PCB 異性体群およびその他の物質における排出インベントリを、排出領域ごとにそれぞれ図示し、2002、2018 年度間の差も示したうえで、傾向などを読み取った。1974 年は他の 2 年に比べて総排出量の絶対値が極めて大きく、2002 年、2018 年の間にも各地点の排出量の差が生じていることが判明した。PCB 以外の有機汚染物質において共通して使用する排出インベントリも作成した。大気・水域で同じ年間排出量を採用した。

4. G-CIEMS による解析の結果と考察

4.1 緒言

本章では、本研究における G-CIEMS による計算結果を示す。

4.2 節では、PCB 異性体群の、1974 年および 2018 年の排出インベントリに基づいた計算結果と、長距離移動性の評価指標を算出した結果についてまとめている。各異性体に対し、マスバランスの再現結果と、各フラックスの値の計算結果を示している。

4.3 節では、PCB 異性体群以外の有機汚染物質の計算結果と、長距離移動性の評価指標を算出した結果についてまとめている。また、先行研究において導入された、本研究とは異なる長距離移動性の評価指標も併せて算出し、本研究の提案する長距離移動性の評価指標との比較についてもまとめている。

4.2 PCB 異性体群の結果

4.2.1 PCB 異性体群の G-CIEMS による計算結果

G-CIEMS による計算を数年単位で行う場合、非常に優れた計算能力を持つコンピューターを使用しない限り、処理に必要な時間は極めて長時間にのぼる恐れがあった。そこで我々は、G-CIEMS による計算において、およそどれくらいの期間で各フラックスの値が一定値に近づくのかを検証した。サンプルとして 2002 年度の PCB77 の排出インベントリを用い、総計算期間を 50 年間として解析を行った。その結果を図 4-1 および図 4-2 に示す。

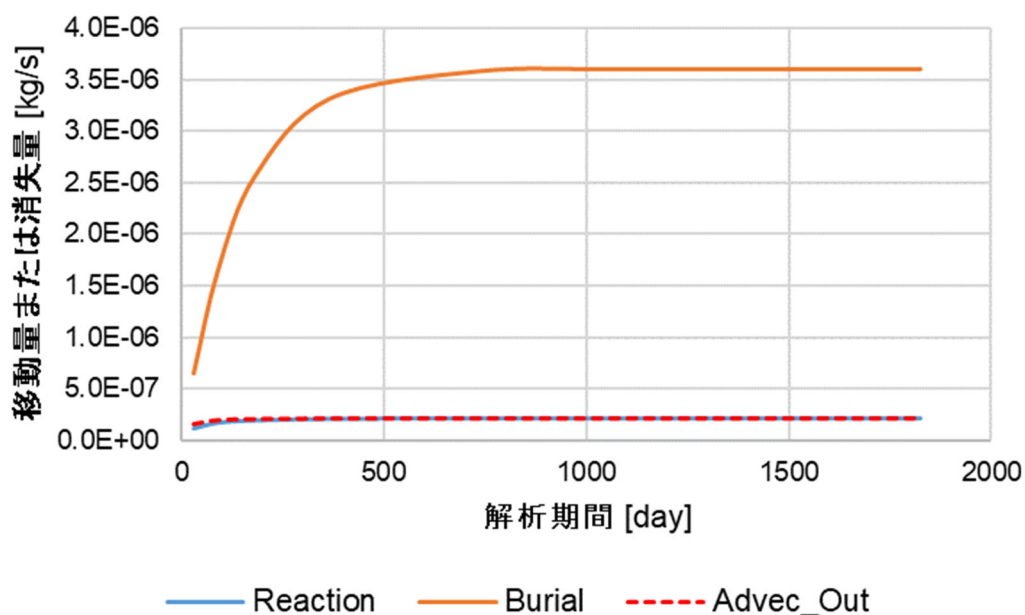


図 4-1 2002 年度の PCB77 の解析結果における移動量および消失量の推移（解析期間 50 年）

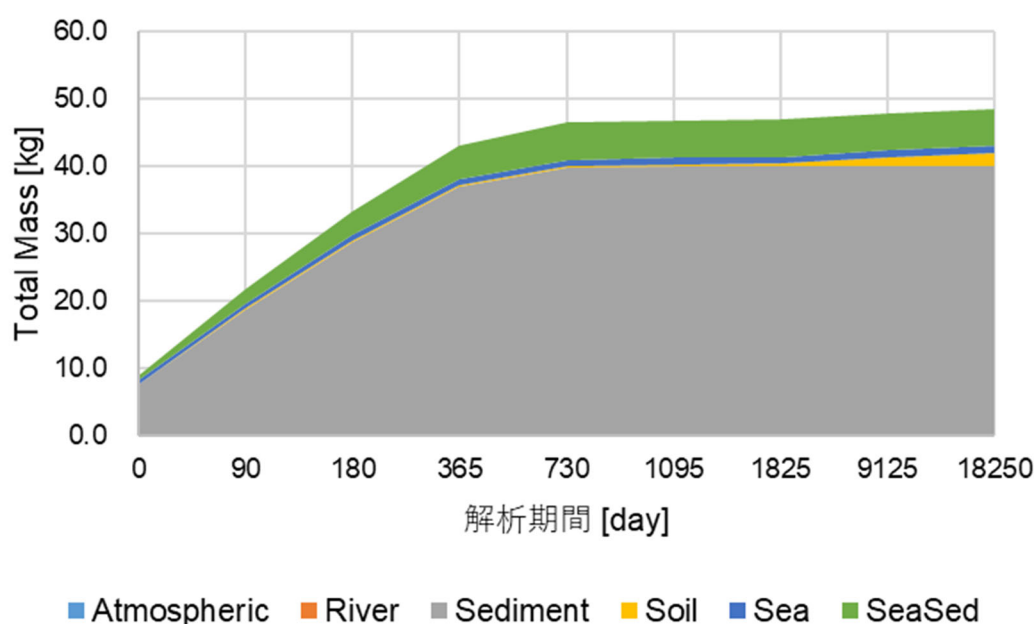


図 4-2 2002 年度の PCB77 の解析結果における域内総ストック量(Total Mass)の推移
(解析期間 50 年)

図 4-1 から分かるように、系全体における反応による消失量(Reaction)および系外への移流量(Advec Out)は、約 2 年を過ぎたあたりからほぼ一定（誤差が前年度比約 1.00 %程度）となることが判明した。また、図 4-2 に示す域内総ストック量(Total Mass)の推移からは、底質および土壌を中心に域内へのストック量が徐々に増加していく傾向があることが読み取れた。本研究の目的は G-CIEMS による計算結果を用いた定量的評価指標の算出であることを踏まえ、2002 年度の PCB77（総解析期間 50 年間）の結果から、残留性有機汚染物質やそれに準ずる物性をもつ化学物質に関しては、計算期間 2,3 年目時点での結果を用いても結論に影響を与えないと判断した。よって、各物質の長距離移動性の評価指標の算出には、計算開始 3 年(1,095 日)時点での結果を用いることとした。

以下の図 4-3～図 4-8 に、G-CIEMS による 1974 年および 2002 年の PCB 異性体群の計算結果を示す。2018 年においては PCB 異性体群の中で最も排出量が大きかった PCB126 のみ計算を実施した。その結果を図 4-9 に示す。左は域内の各媒体中のストック量と内訳を表している。右側は各媒体への排出量 (Emission)、移動 (Advection)・埋没 (Burial)・流出 (Run Off) 量、各媒体間の交換量 (Exchange)、反応による消失量 (Reaction) を表している。

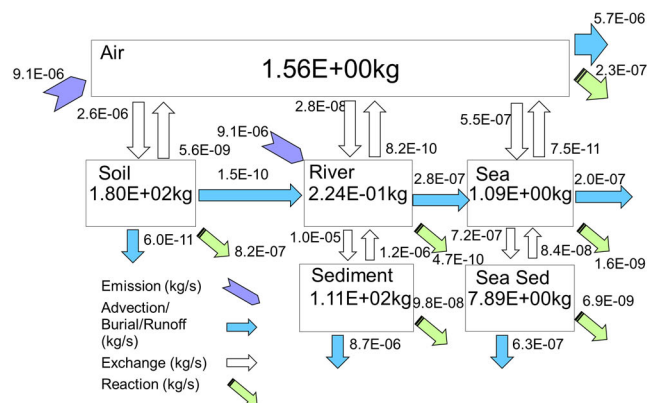
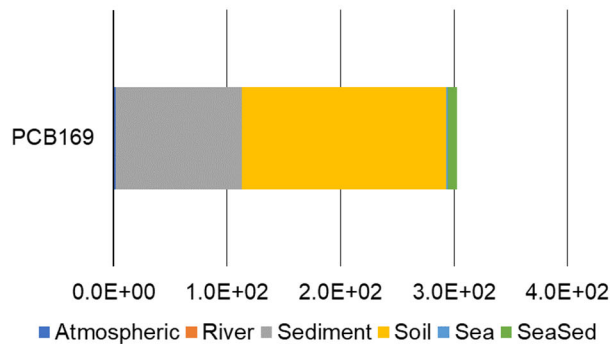
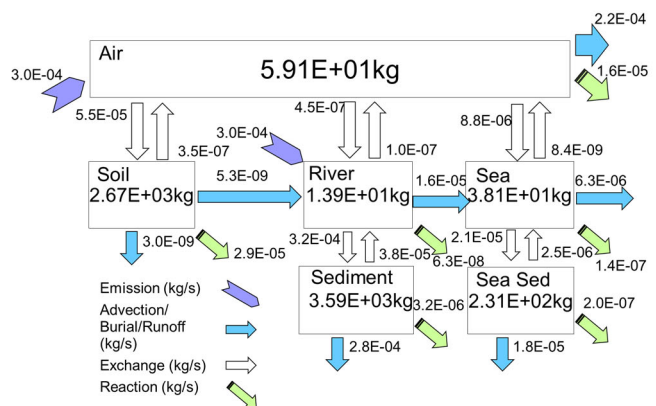
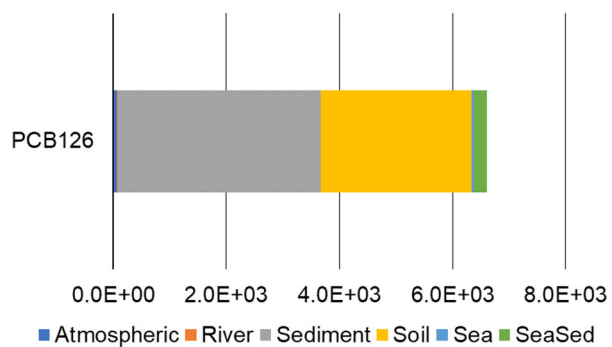
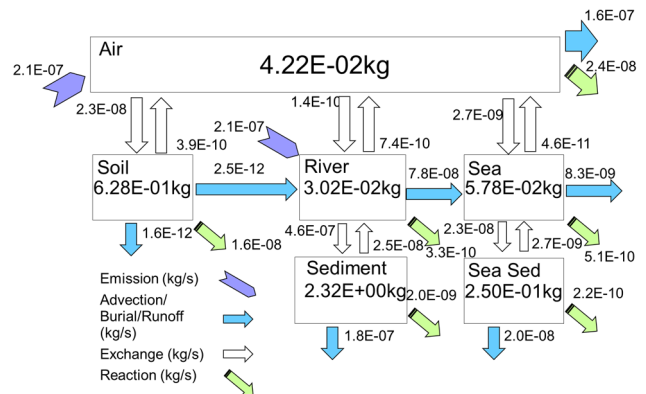
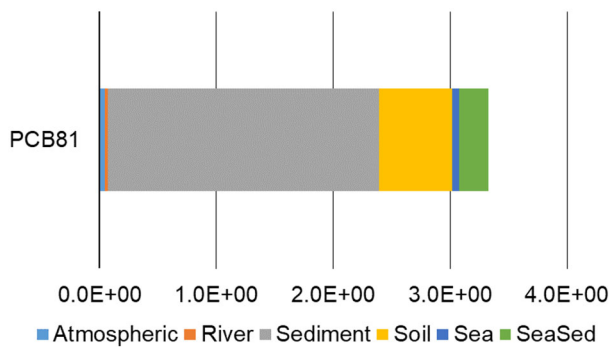
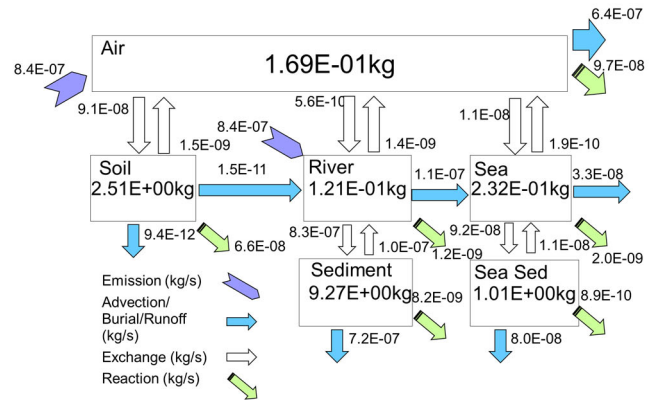
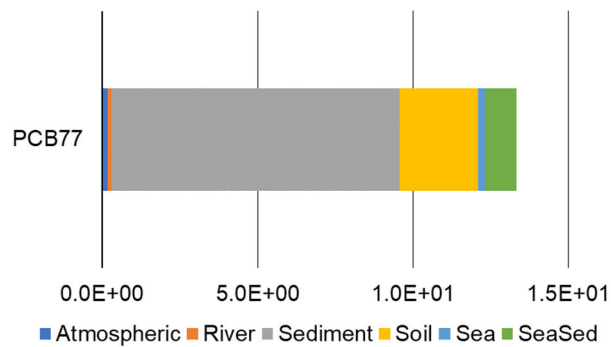


図 4-3 1974 年の PCB77,81,126,169 の計算結果

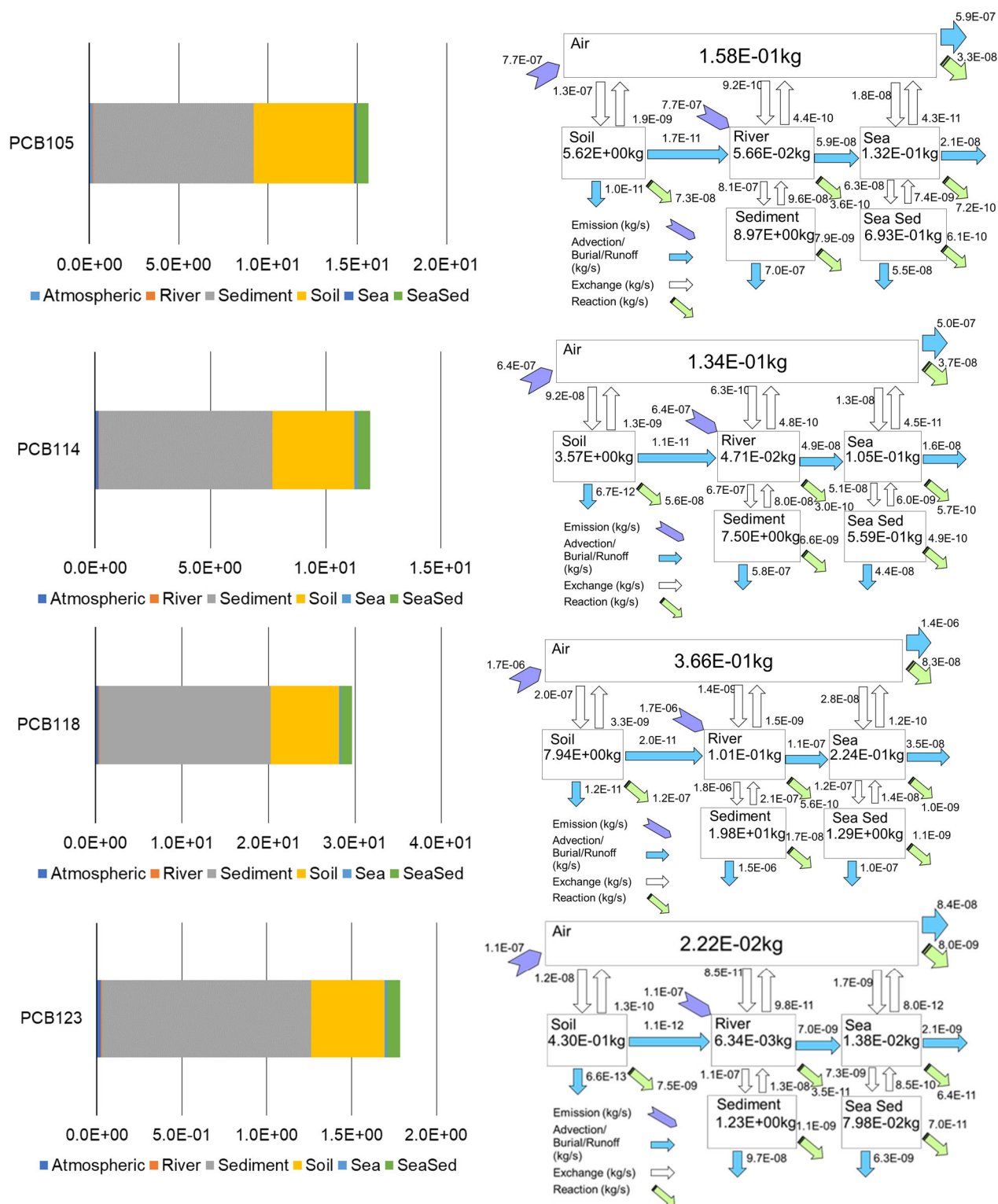


図 4-4 1974 年の PCB105,114,118,123 の計算結果

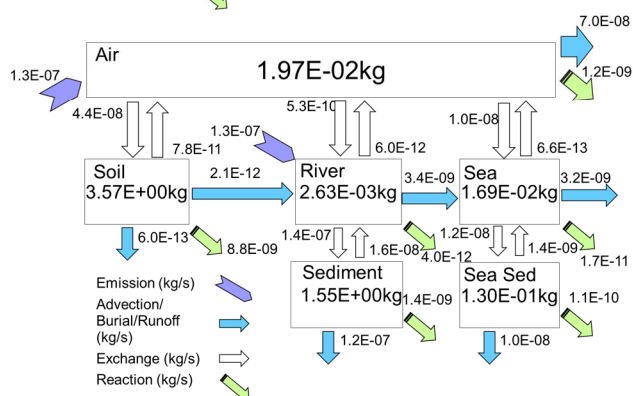
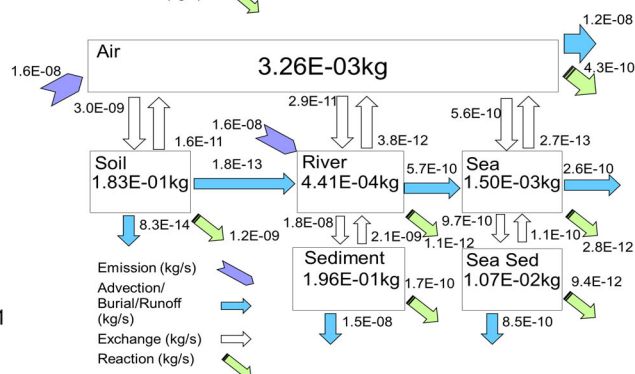
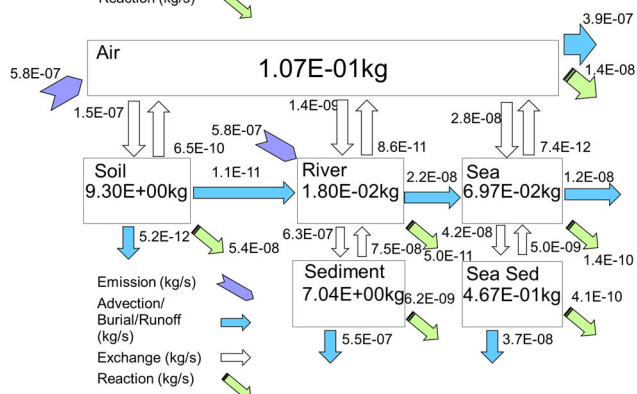
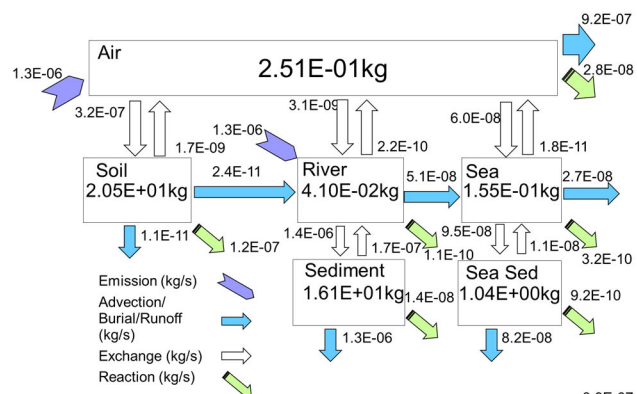
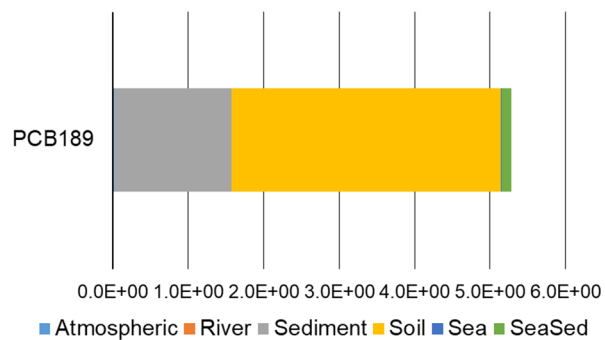
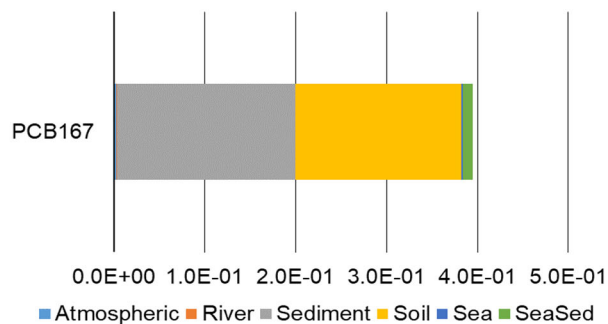
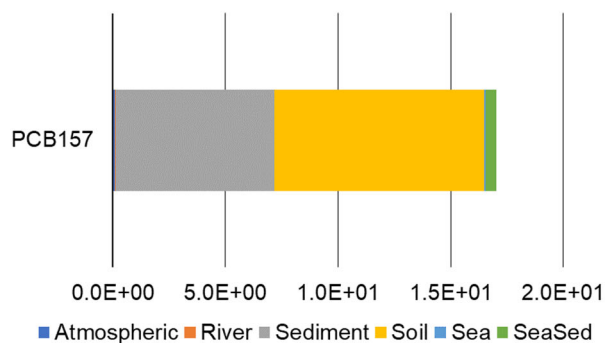
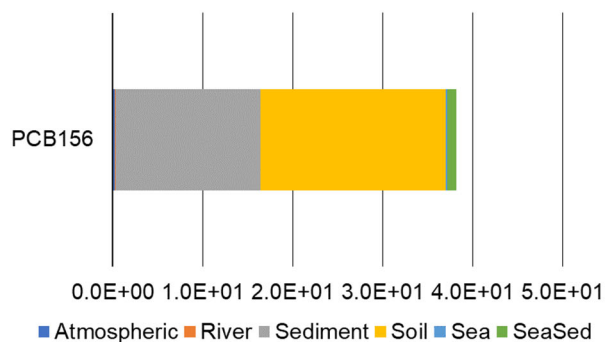


図 4-5 1974 年の PCB156,157,167,189 の計算結果

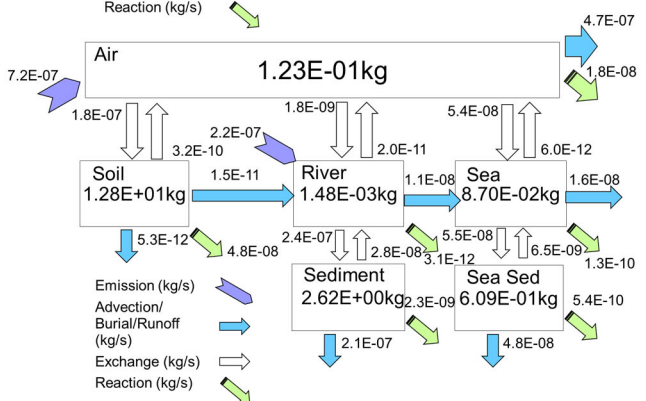
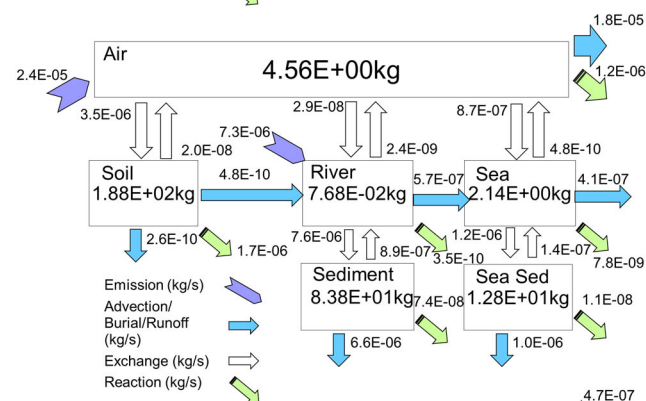
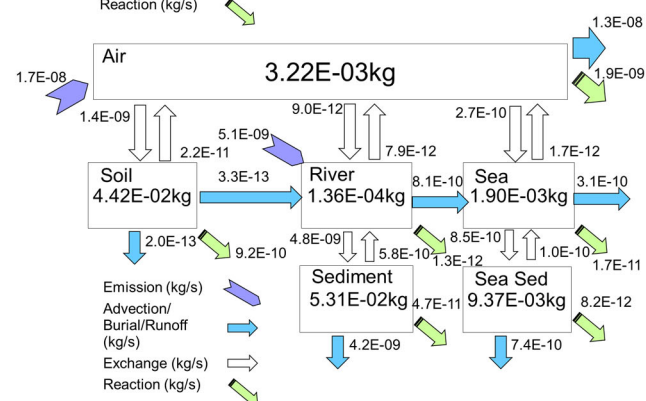
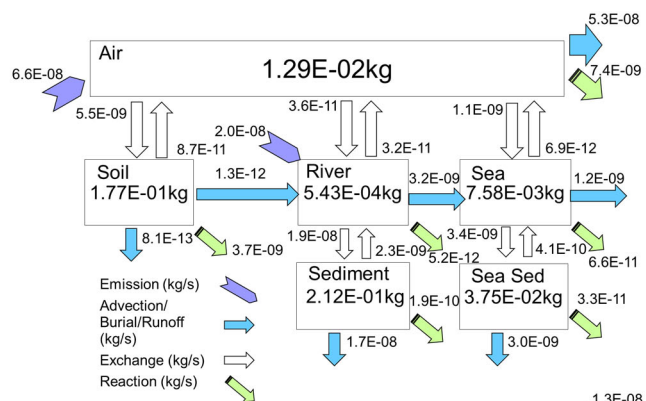
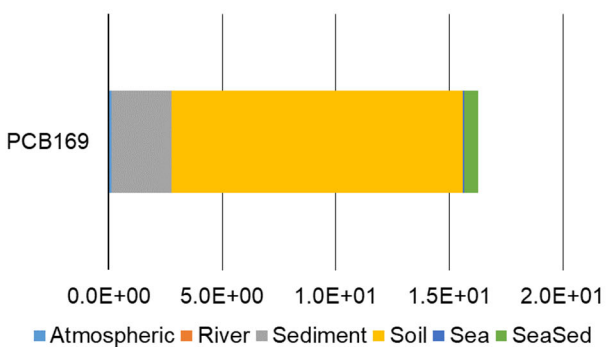
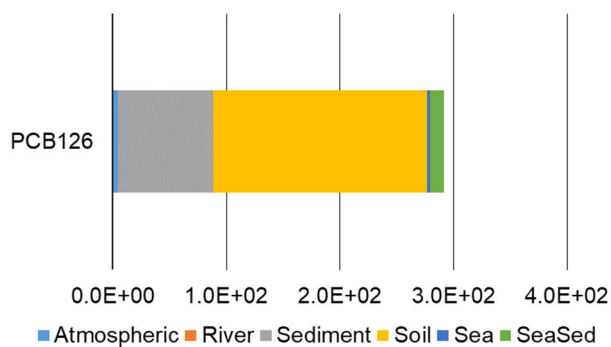
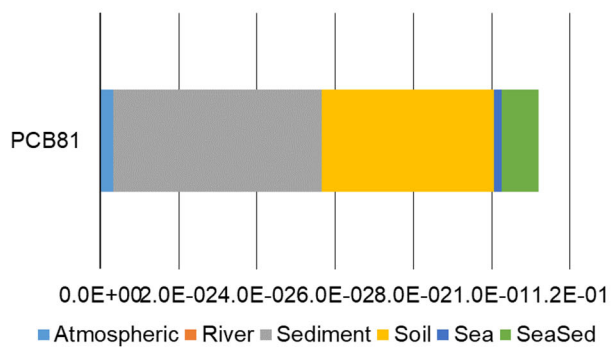
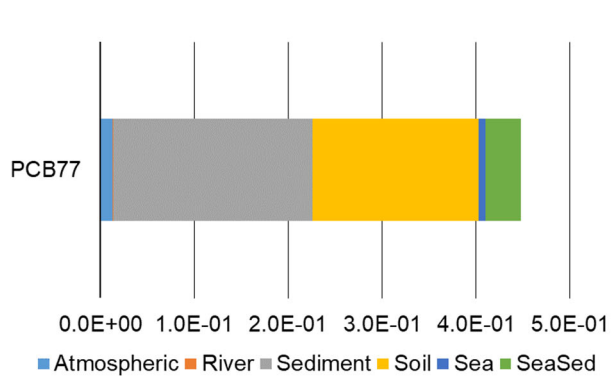


図 4-6 2002 年の PCB77,81,126,169 の計算結果

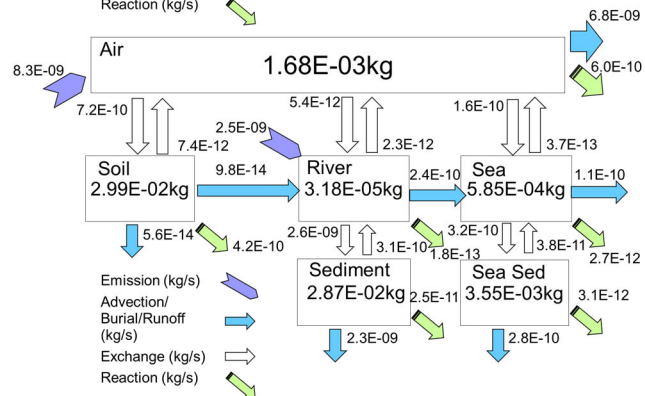
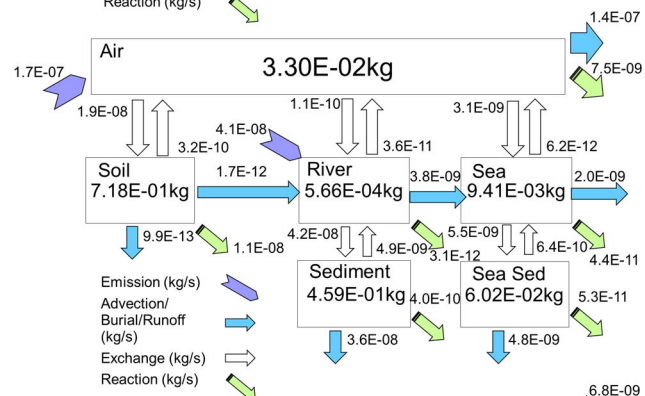
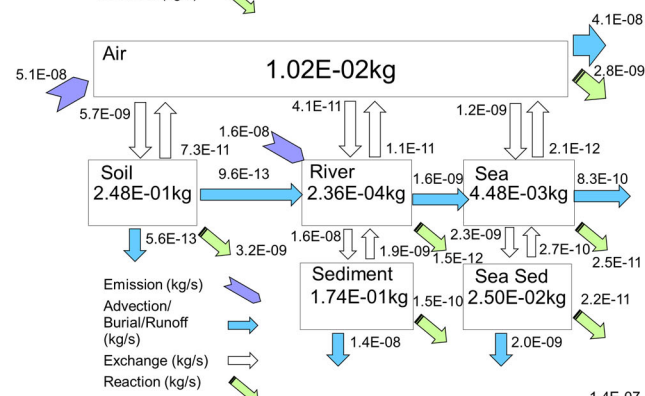
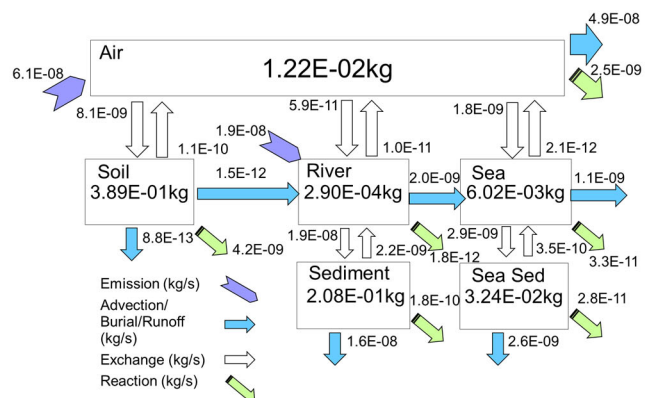
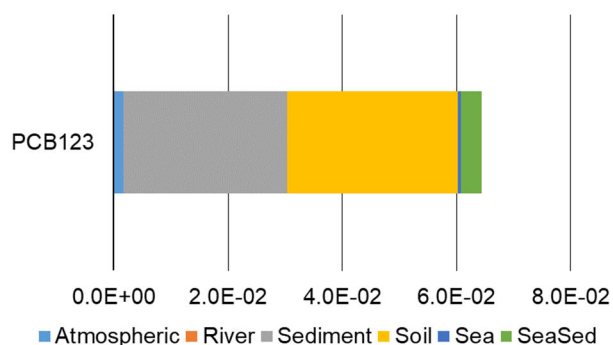
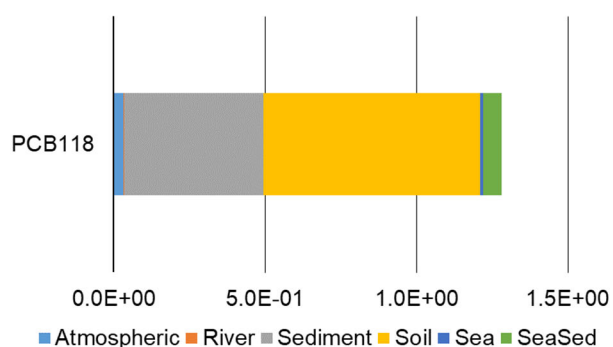
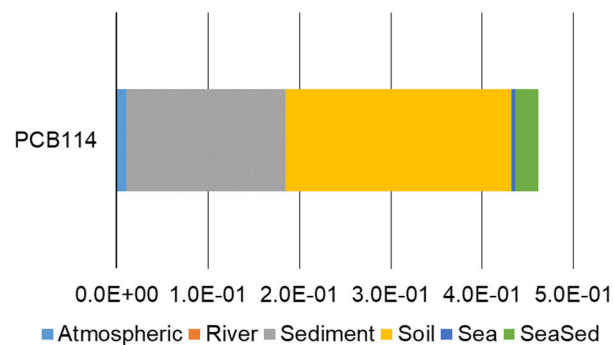
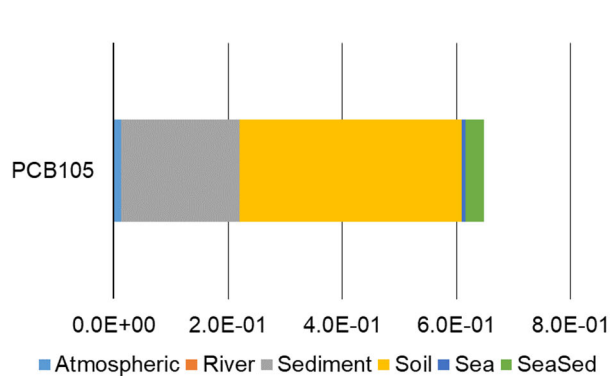


図 4-7 2002 年の PCB105,114,118,123 の計算結果

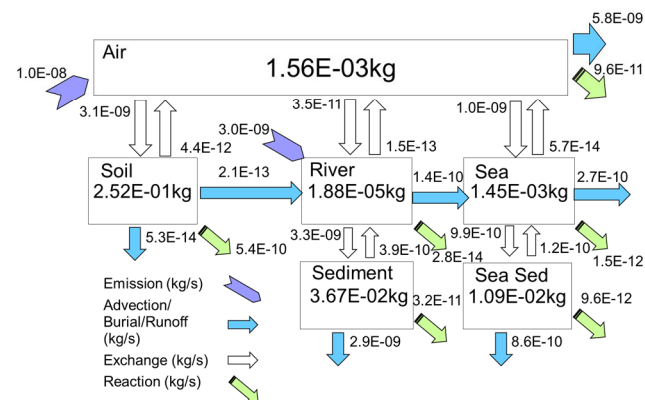
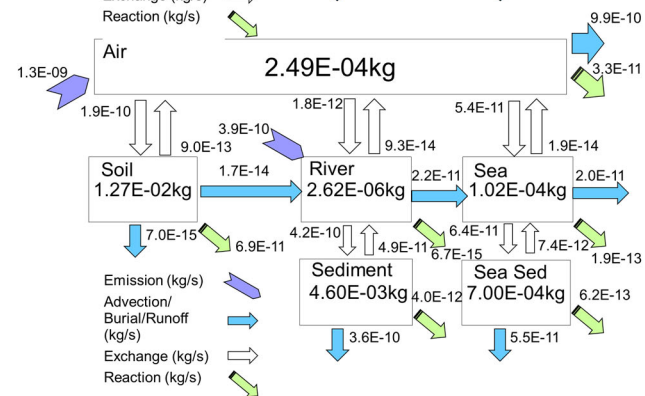
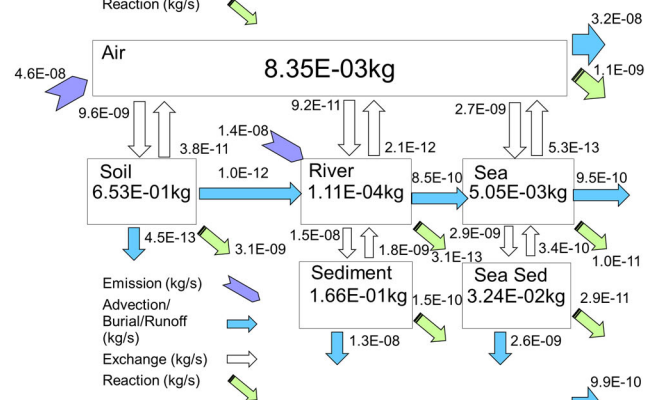
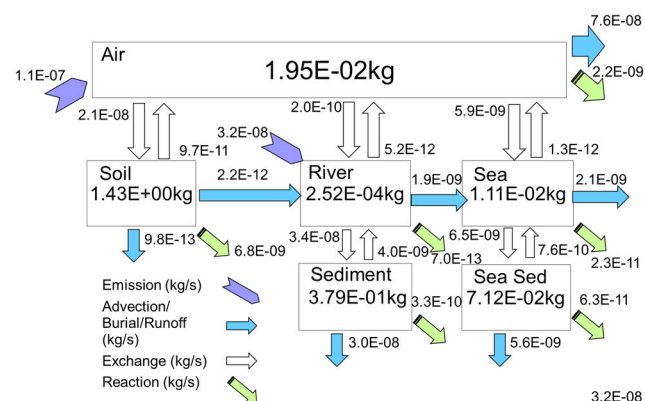
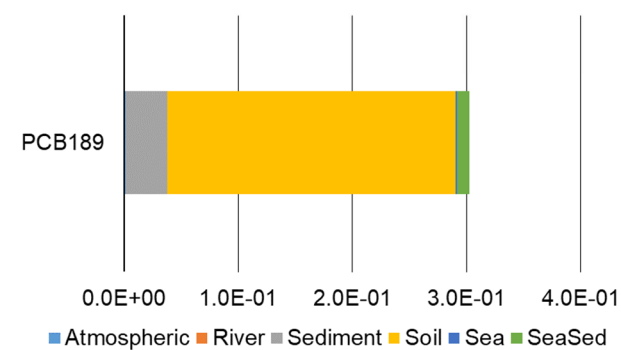
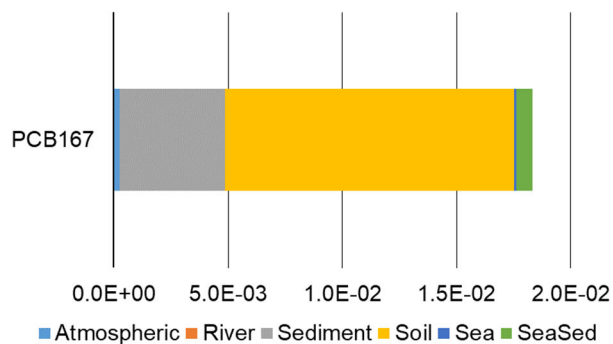
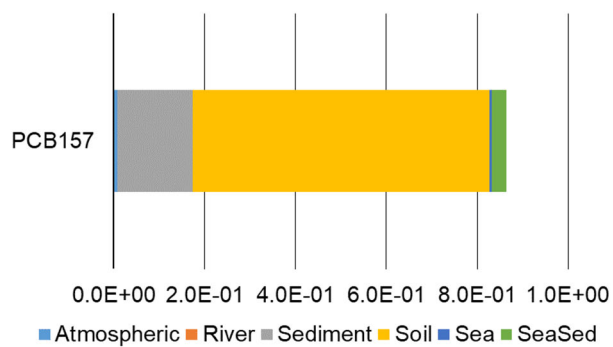
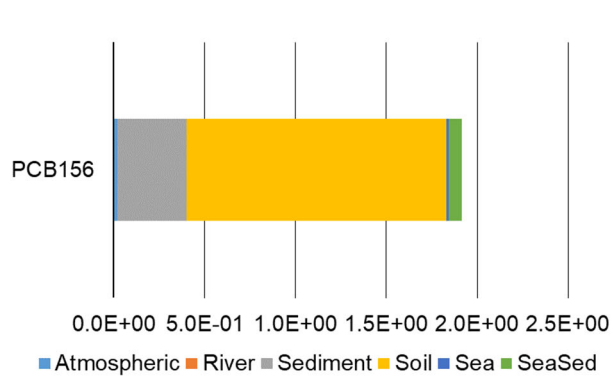


図 4-8 2002 年の PCB156,157,167,189 の計算結果

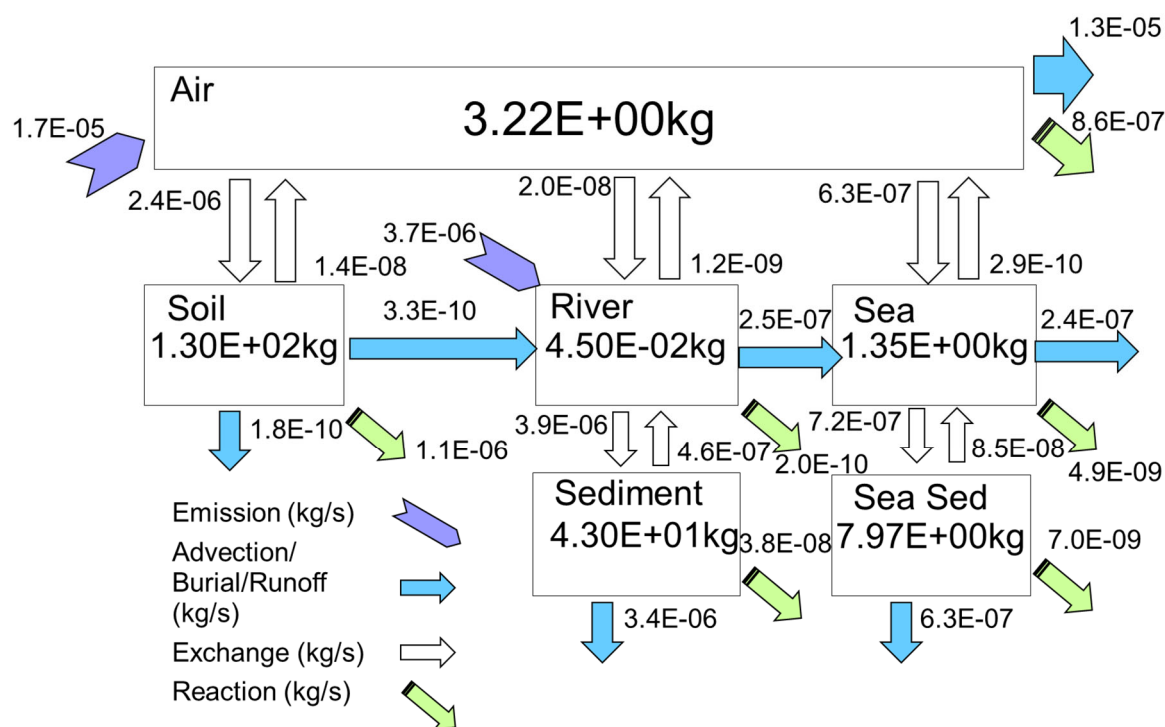
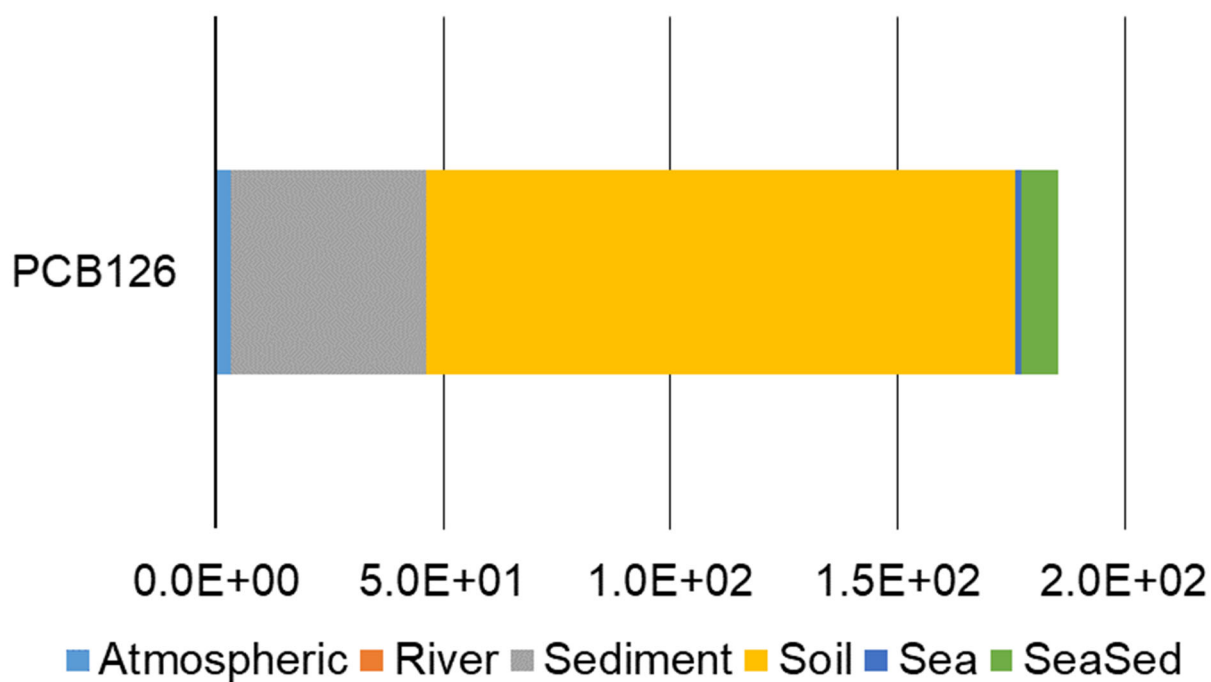


図 4-9 2018 年の PCB126 の計算結果

また、1974 年、および 2002 年における各異性体群の計算結果を集計し、排出量、マスバランス、域外への移動量をまとめたものを図 4-10 および図 4-11 に示す。

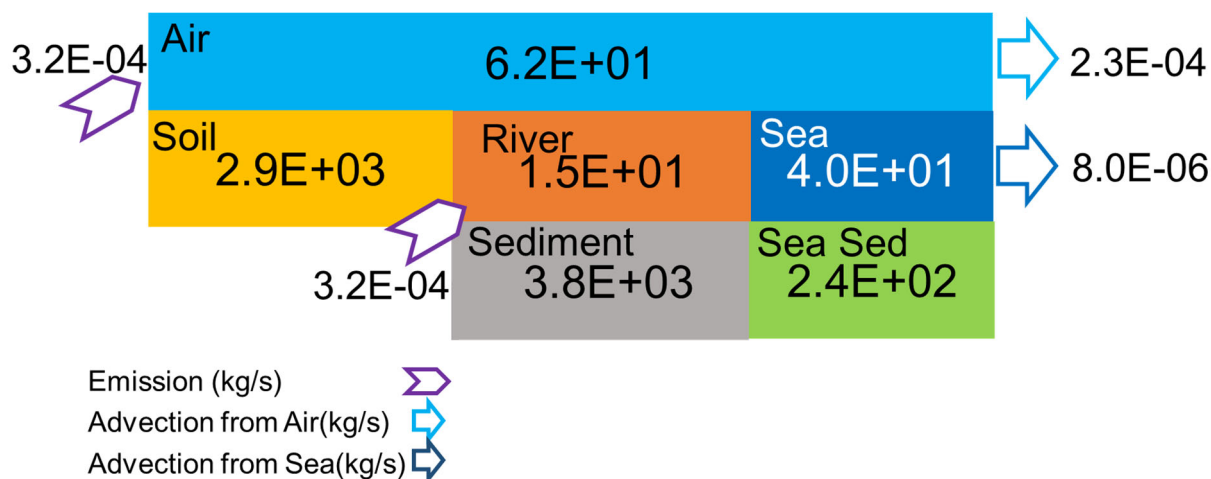


図 4-10 1974 年の PCB 異性体群の計算結果のまとめ

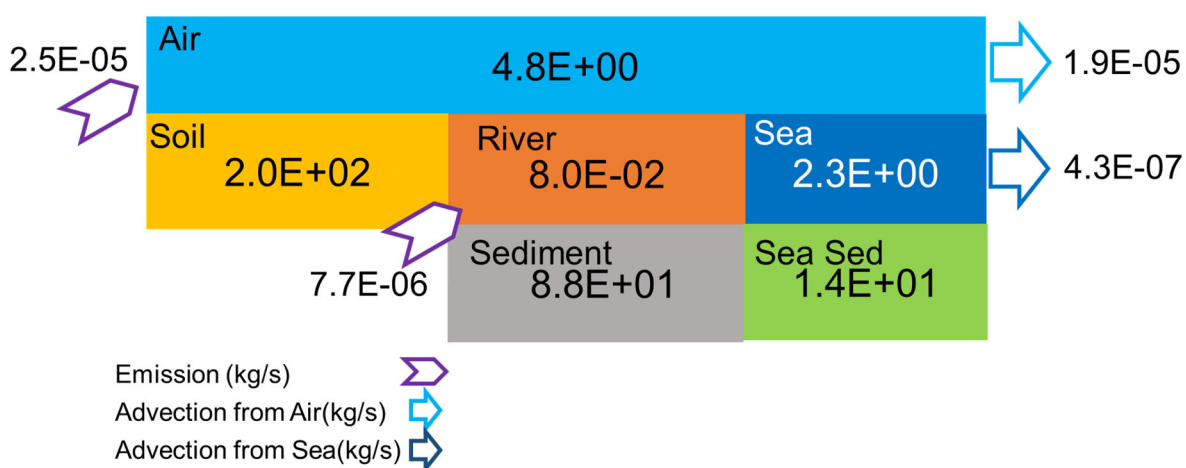


図 4-11 2002 年の PCB 異性体群の計算結果のまとめ

各異性体、各年度に共通する傾向として、域内へのストック量のうち、大部分が土壌または底質中に存在しているという点が挙げられる。2002 年に比べて 1974 年の方が、各異性体の傾向を踏まえると、底質内のストック量が大きくなっていることが判明した。これは、2002 年に比べて 1974 年の水域への排出量が大きく、また総排出量に占める水域への排出割合も大きいことが原因だと考えられる。また、土壌・底質中の分解速度が 10^{-10} オーダー程度と他媒体に比較して非常に小さく、結果としてストック量の割合も大きくなっていることがうかがえる。

4.2.2 PCB 異性体群の長距離移動性の評価

以下の図 4-12、図 4-13 に、それぞれ 1974 年、2002 年の PCB 異性体群の $\frac{\text{域外への移流による移動量}}{\text{国内総排出量}}$ (Total Advection /Total Emission) を示す。なお、図における Σ PCB は、以下のすべての異性体における域外への総到達量を、同じくすべての異性体の国内総排出量で割ったものである。

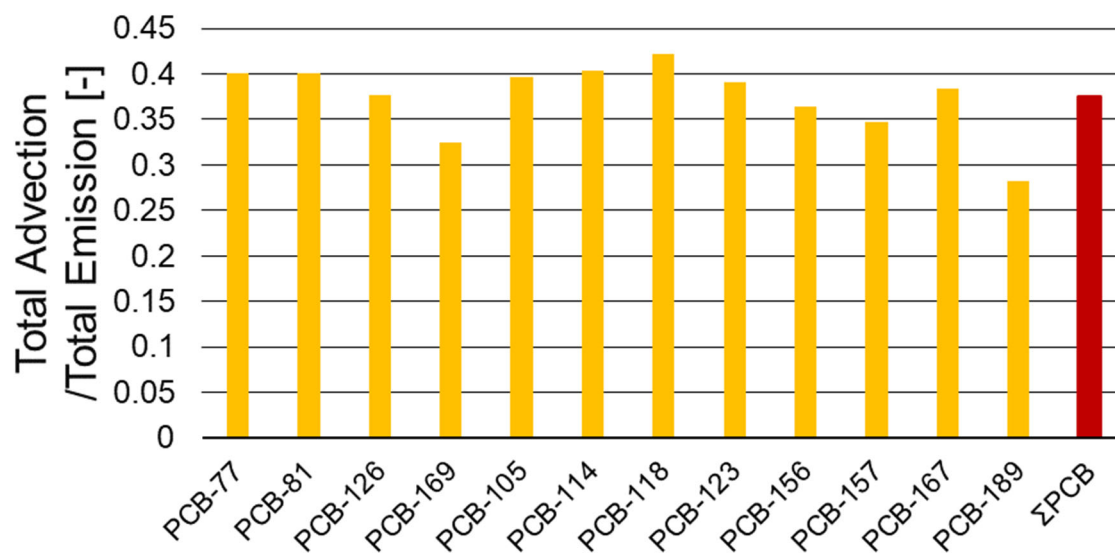


図 4-12 1974 年の PCB 異性体群の Total Advection /Total Emission

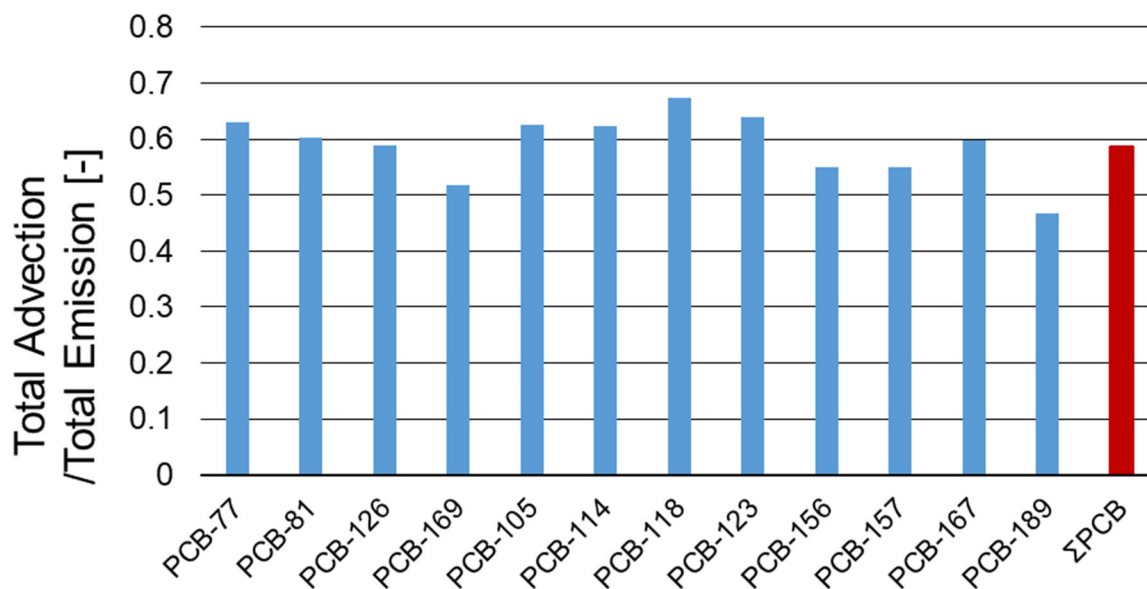


図 4-13 2002 年の PCB 異性体群の Total Advection /Total Emission

図 4-12、図 4-13 に示す結果から、1974 年においては国内総排出量の約 38 %が、2002 年においては約 59 %が域外へ到達していた可能性があることが判明した。また、各異性体群および Σ PCB の結果から、1974 年に比べて 2002 年は国内総排出量が極めて小さいにも関わらず、総排出量に対する域外への到達量の割合は増大している傾向があることが分かった。これは、大気・水域への排出割合の差によるものであると考えられる。に示したように、1974 年においては、大気・水域への総排出量は等しい。一方、2002 年においては大気への総排出量に対して、水域への総排出量が約 1/3 と小さくなっている。大気へと排出された量のうち、その約 73 %にあたる量がそのまま大気経由で域外へと到達していることが分かる。対して、水域へと排出された量のうち、域外へ到達するのはそのうちの約 4 %である。この理由は、水（河川）へ排出された物質が水（海域）経由で域外に移動する前に、それぞれに接続している底質へと物質の一部が沈着するためである。そのため、国内総排出量が同じでも、各媒体への排出割合が異なる場合、域外への到達割合も異なってくることが判明した。

4.3 各物質の結果

4.3.1 PCB 異性体群以外の各物質の G-CIEMS による計算結果

以下の図 4-14～図 4-19 に、G-CIEMS によるに示した各物質の計算結果を示す。前節と同様、左は域内の各媒体中のストック量と内訳を表している。右側は各媒体への排出量（Emission）、移動（Advection）・埋没（Burial）・流出（Run Off）量、各媒体間の交換量（Exchange）、反応による消失量（Reaction）を表している。

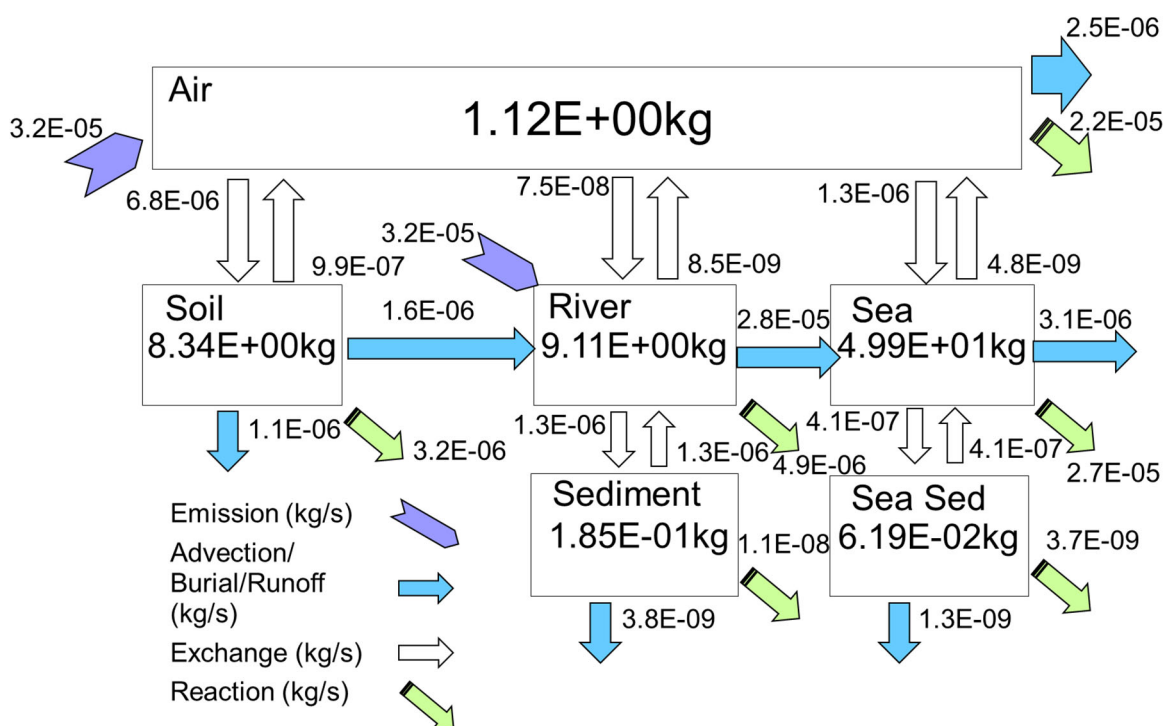
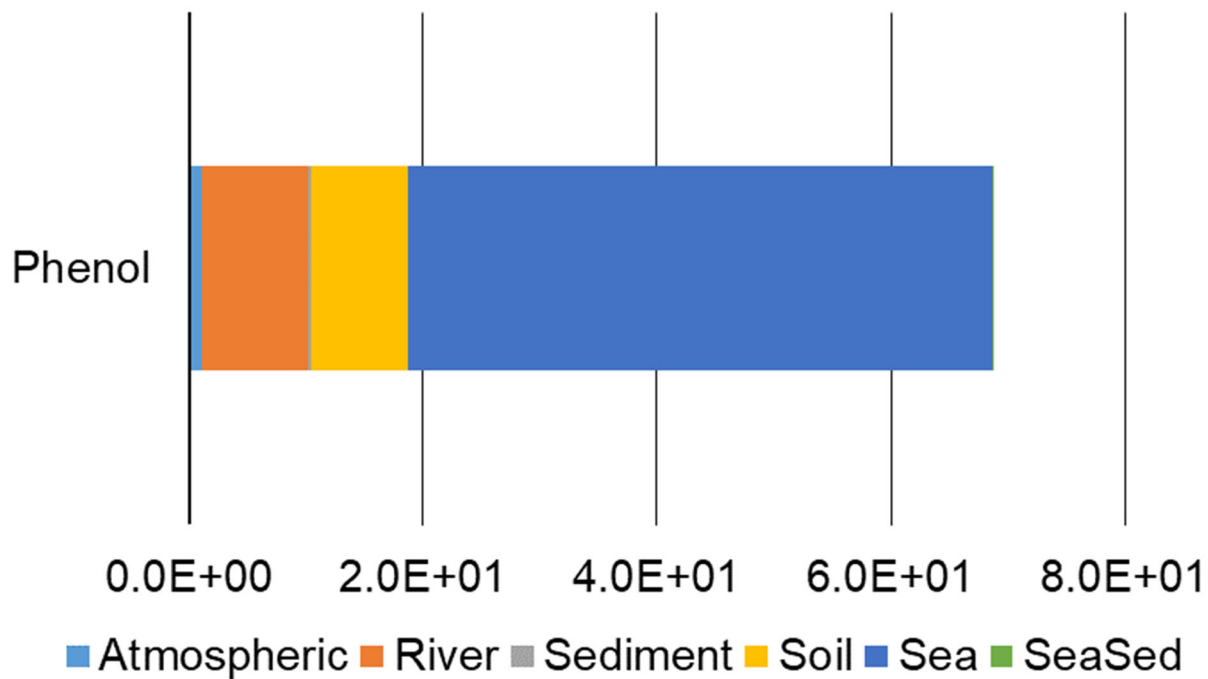


図 4-14 フェノールの計算結果

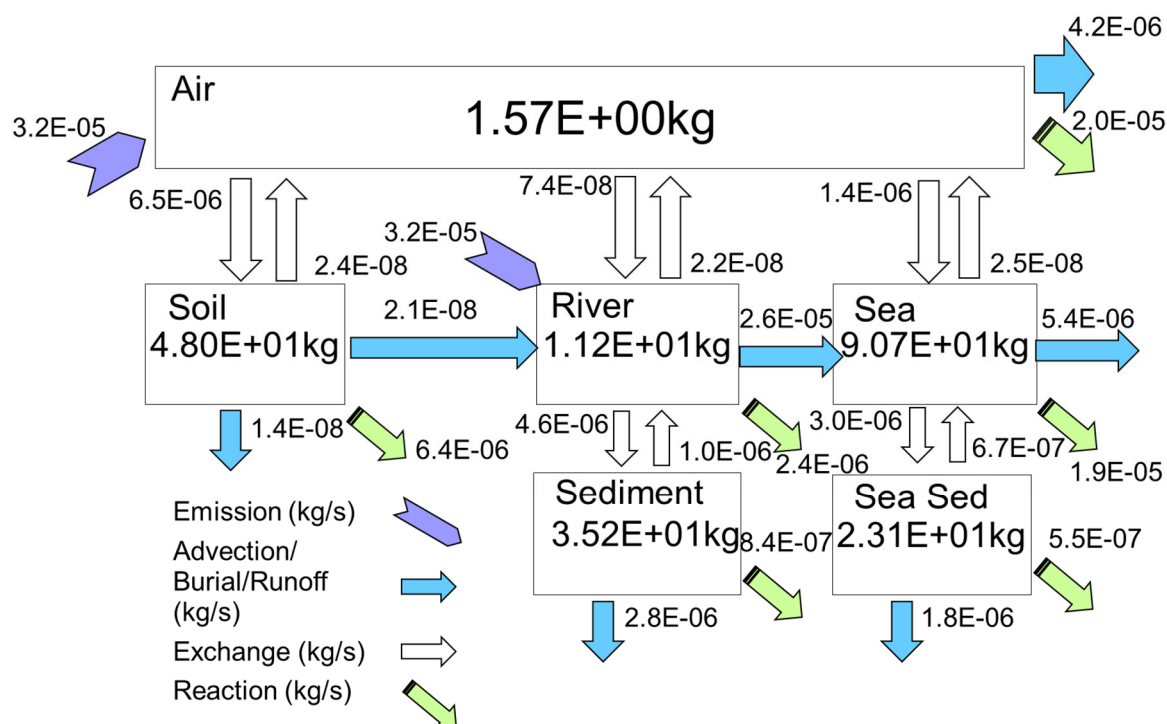
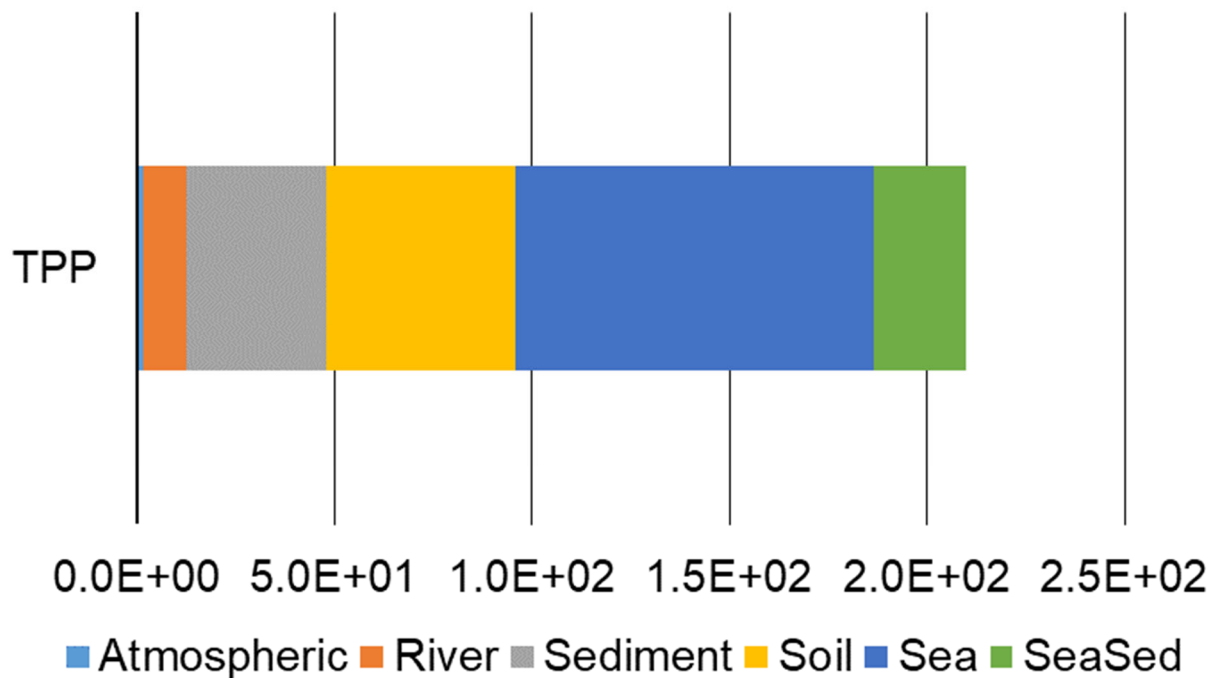


図 4-15 リン酸トリフェニルの計算結果

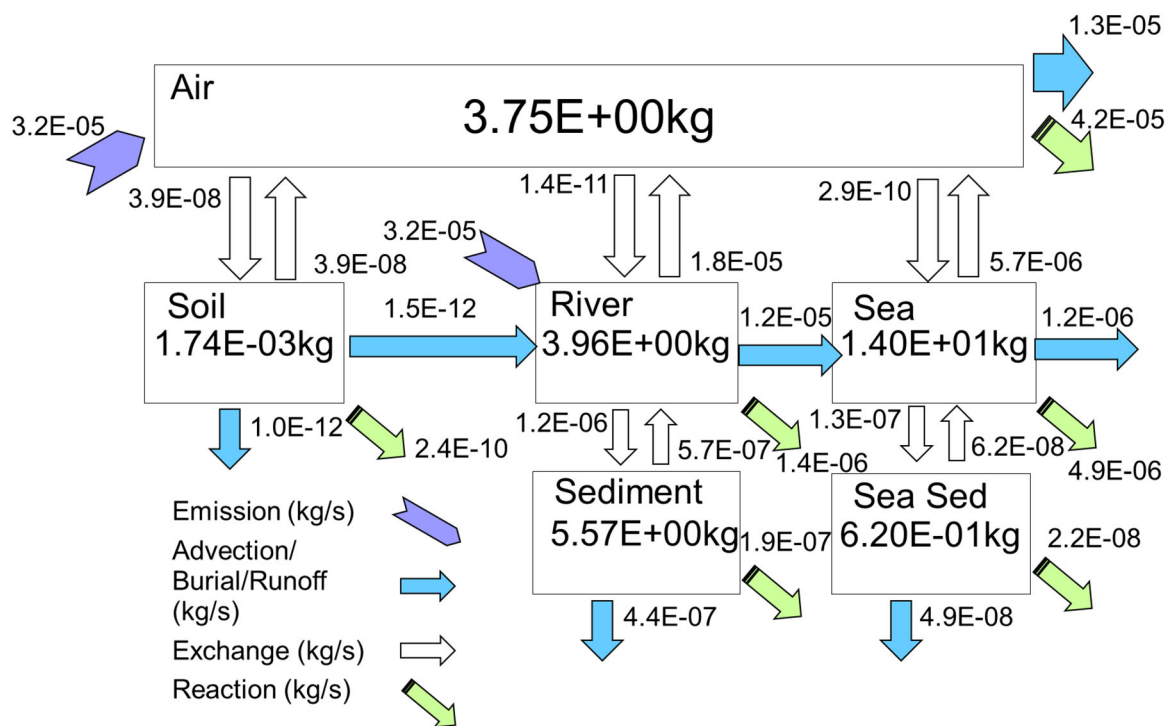
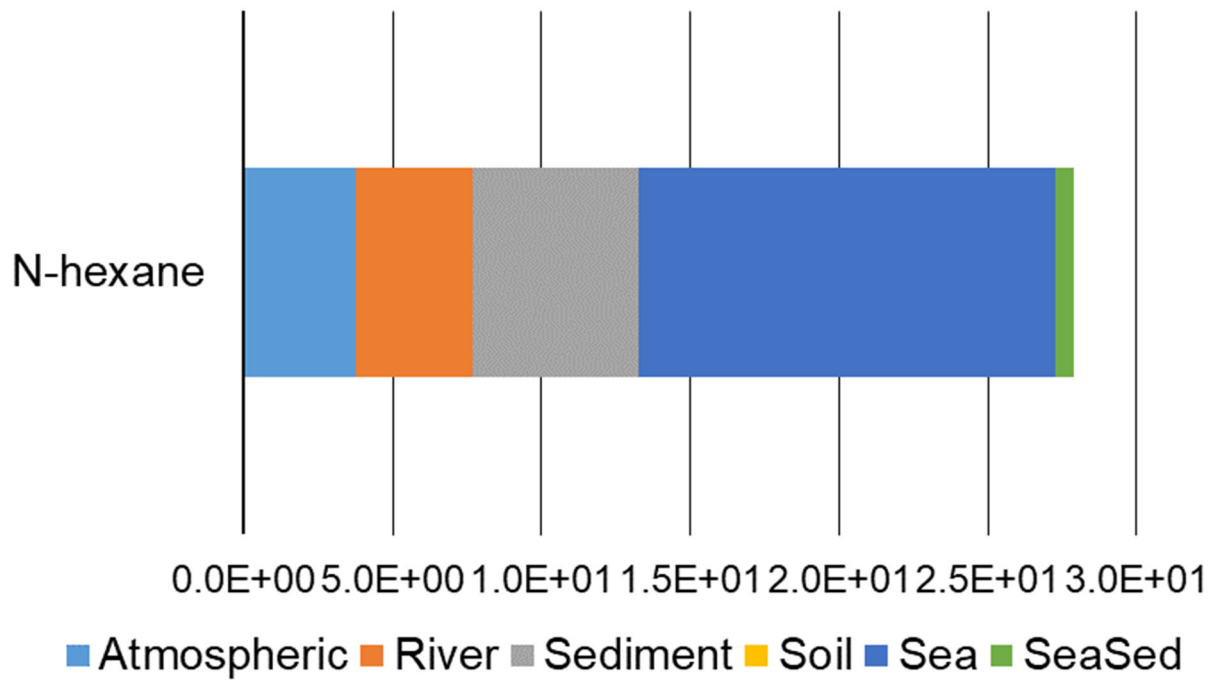


図 4-16 ノルマル-ヘキサンの計算結果

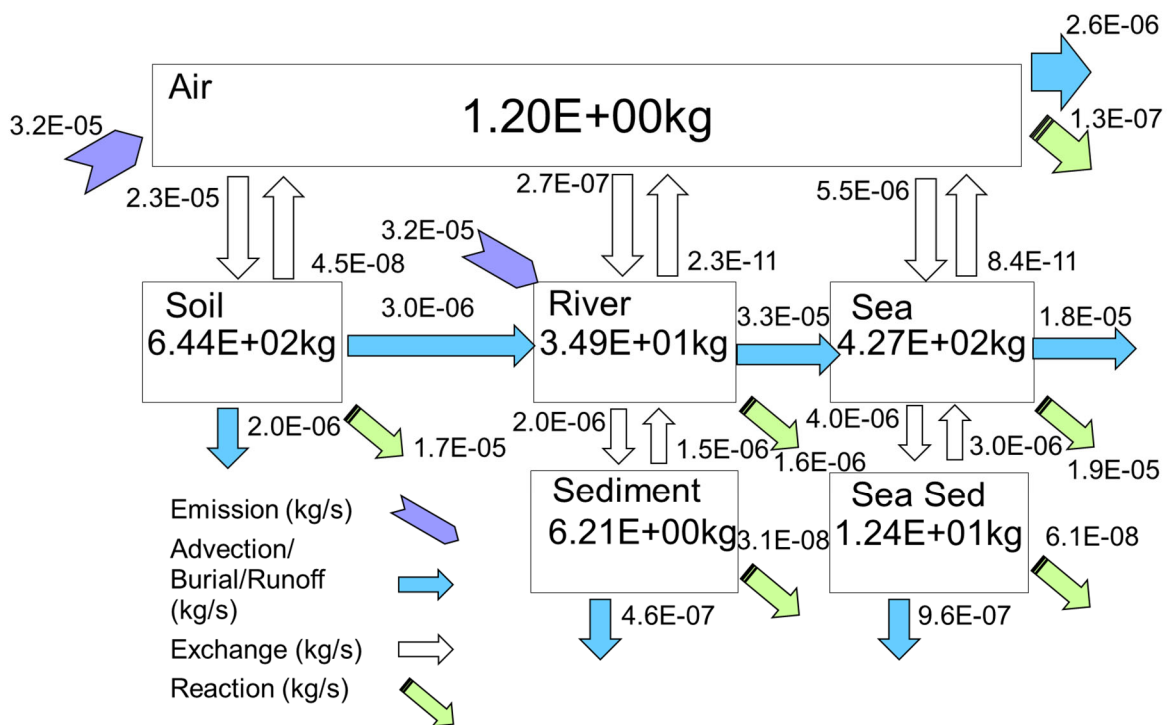
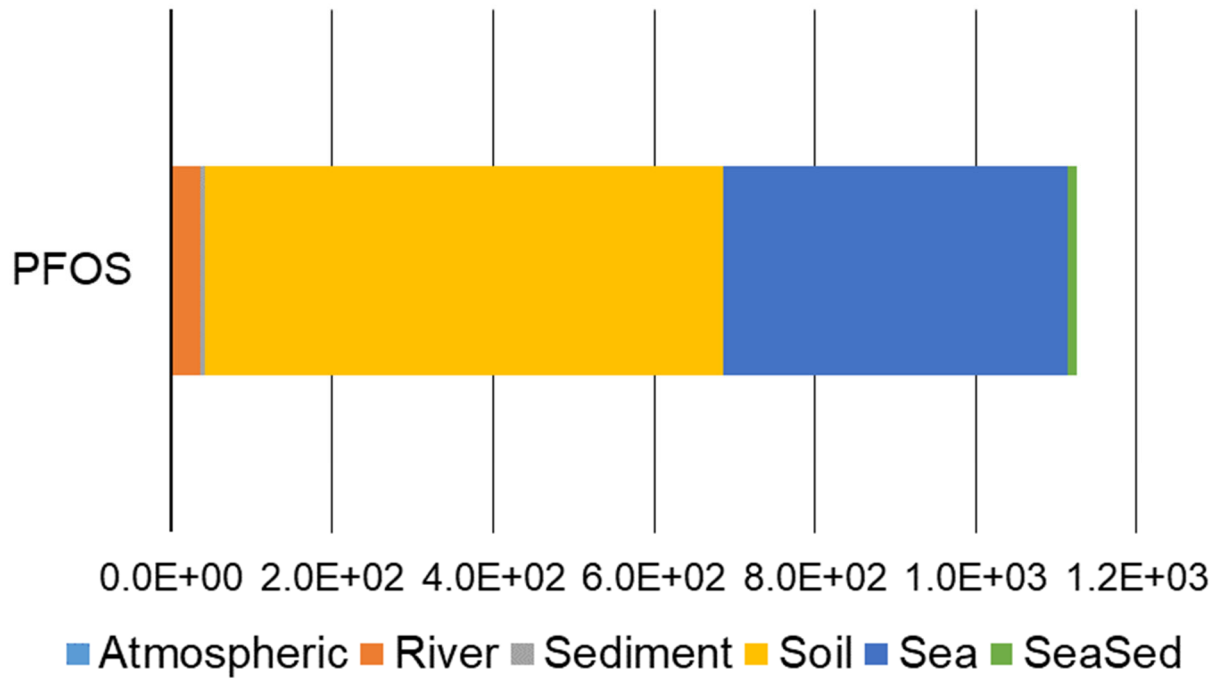


図 4-17 PFOS の計算結果

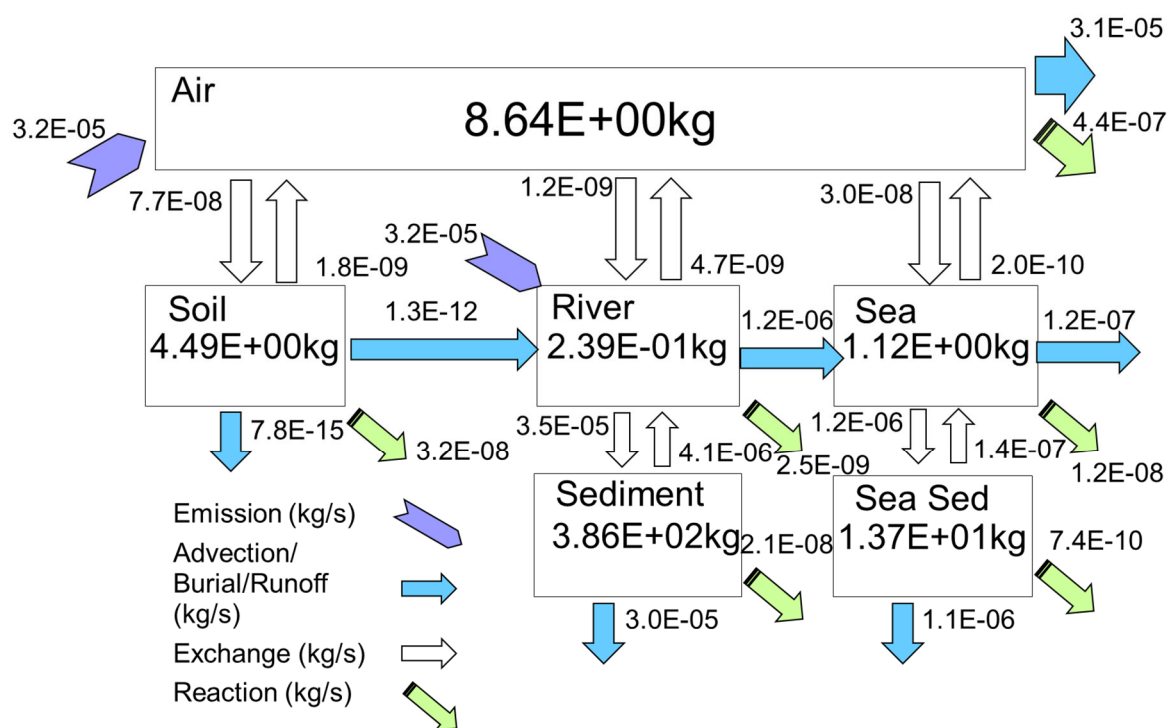
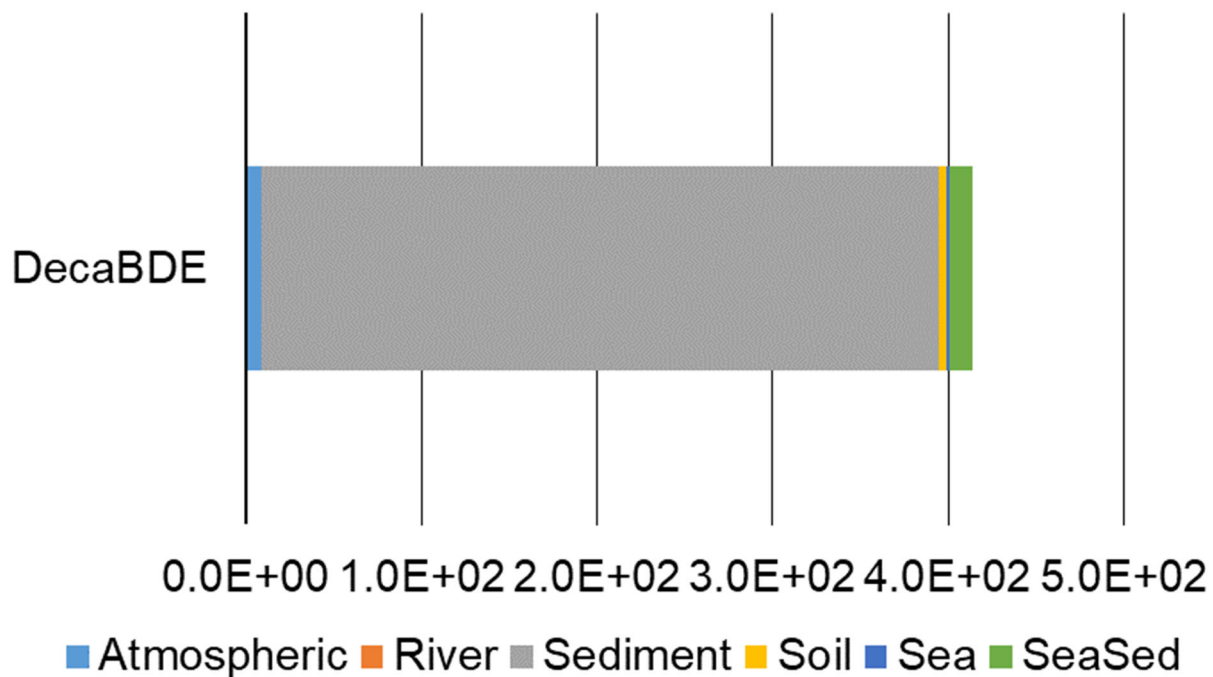


図 4-18 DecaBDE の計算結果

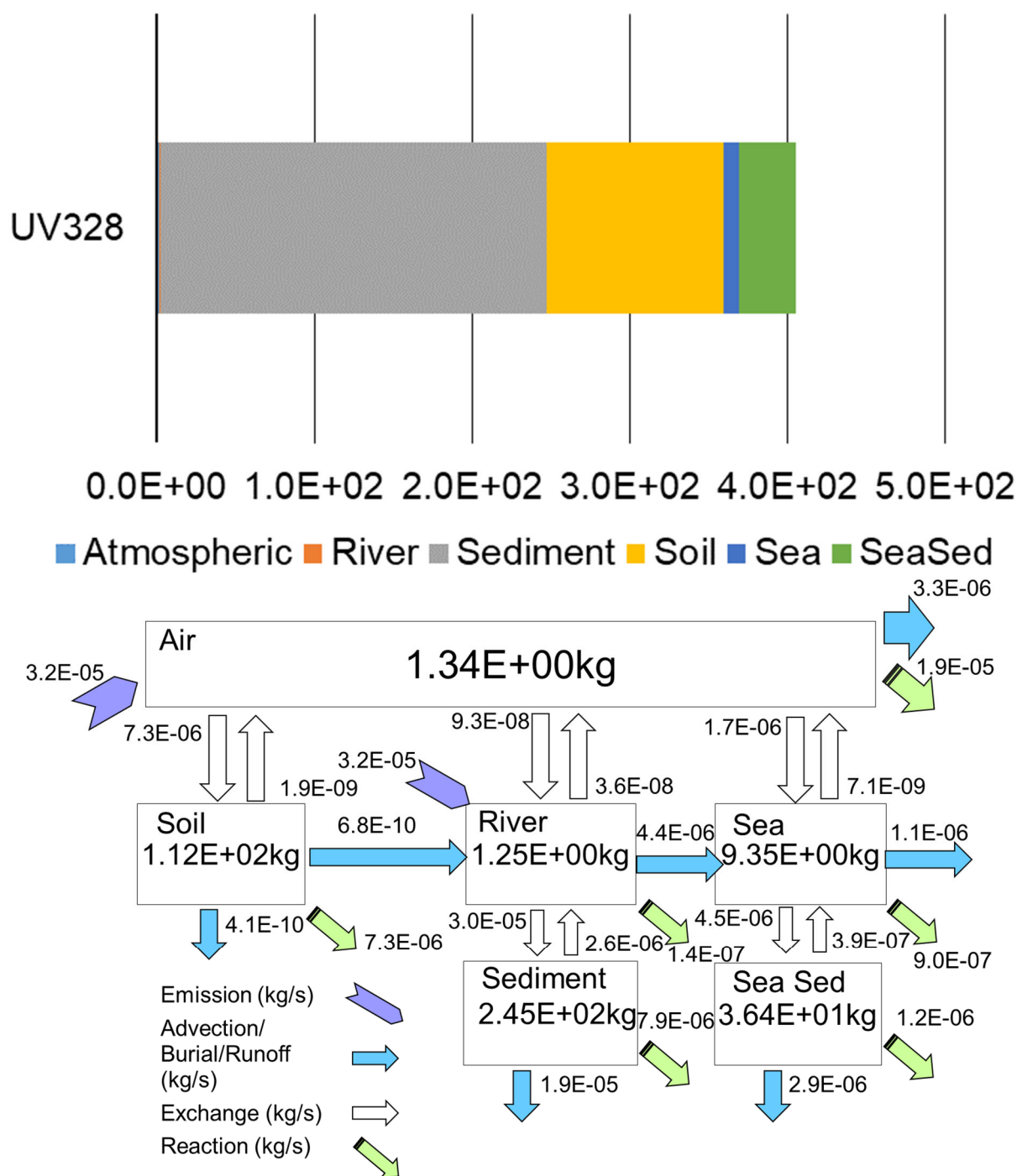


図 4-19 UV328 の計算結果

フェノールやリン酸トリフェニル、ノルマル-ヘキサンは水（海域）中のストック量が多く、PFOS は土壌、DecaBDE と UV328 は底質へのストック量が多いことが分かる。特に DecaBDE に関しては、ストック量の 9 割以上が底質に滞留している。

4.3.2 各物質の長距離移動性の評価

以下の図 4-20 に、に示した各物質の $\frac{\text{域外への移流による移動量}}{\text{国内総排出量}}$ (Total Advection /Total Emission) を示す。

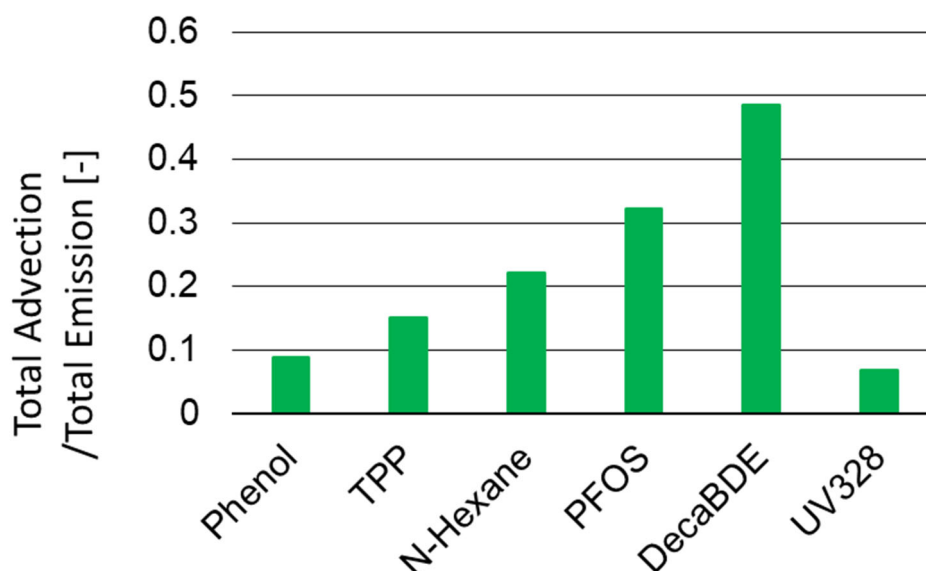


図 4-20 Total Advection /Total Emission の値

対象物質の中では、DecaBDE の値が最も大きく、環境中に排出された量のうち約 49%が域外へ到達しているという結果となった。この物質群においては、昨年の COP11 で廃絶が決定したばかりの UV328 が最も小さい値を示し、域外への到達量は約 6.9 %となった。

4.4 別手法との比較

長距離移動性の定量的評価指標は、複数の先行研究においても提案されている。本節で紹介する指標は、Beyer et al. (2000)が開発した TaPL3 という、定常 Box モデルと長距離移動性の算出ツールが組み合わさったソフトウェアを使用して計算出来る。本研究では TaPL3 を用いて、先行研究にならった各物質の評価指標も算出した。

Beyer et al. (2000) は、排出地点からの距離が大きくなるにつれて物質の濃度が連続的に低下するようなコンパートメントモデル（以下、連続モデル）の代わりに、距離の概念の無い定常 Box モデルの出力結果を用いて各物質の長距離移動性を評価する手法を提案した。連続モデルにおいて、大気のマスバランスは以下の式 4.1 で表される。

$$C_A U h_A w + C_S K_{SA} w \Delta x = (C_A + \Delta C_A) U h_A w + C_A k_{RA} h_A w \Delta x + C_A K_{AS} w \Delta x \quad (4.1)$$

w :ボックスの幅

Δx : ボックスの長さ(距離)

h_A : 大気層の高さ

K_{SA} : 土壌から大気への単位面積当たりの移動フラックス

K_{AS} : 大気から土壌への単位面積当たりの移動フラックス

U : 大気の移動速度

k_{RA} : 大気中の一次分解速度定数

これを微分方程式に直すと

$$\frac{dC_A}{dx} = (-C_A(k_{RA} + K_{AS}/h_A) + C_S K_{SA}/h_A)/U \quad (4.2)$$

また、土壌の定常マスバランスの式は

$$C_A K_{AS} = C_S (K_{SA} + k_{RS} h_S) \quad (4.3)$$

k_{RS} :土壌中の一次分解速度定数

h_S :土壌の深さ

つまり、

$$C_S = C_A K_{AS} / (K_{SA} + k_{RS} h_S) \quad (4.4)$$

が導かれる。

ここで、 $F = k_{RS} / (k_{RS} + K_{SA}/h_S)$ と定義する。 F を粘着性係数 (stickiness) といい、土壌へ輸送された物質のうち土壌に残留する割合、つまり土壌への残留のしやすさを表す。 F を用いて式 4.2 を表すと、

$$\frac{dC_A}{dx} = -C_A(k_{RA} + F K_{AS}/h_A)/U \quad (4.5)$$

これを C_A について解くと

$$C_A = -C_{A0} \exp(-x(k_{RA} + F K_{AS}/h_A)/U) \quad (4.6)$$

C_{A0} : 大気中の初期濃度

ここで C_A の値が C_{A0} の $1/e$ にまで減少するまでに物質が移動する距離を特性移動距離 (characteristic travel distance, CTD) と定義し、 L_A とおく。 L_A は以下の式 4.7 で表される。

$$L_A = U/(k_{RA} + FK_{AS}/h_A) = U\tau_R M_A/M_T \quad (4.7)$$

τ_R : 環境中における全滞留時間

M_T : 環境中の総物質質量

CTD の算出に必要な値は、環境中における全滞留時間 τ_R 、環境中の総物質質量 M_T 、大気中の物質質量 M_A 、大気の移動速度 U のみであることが分かる。このうち U 以外の値は、連続モデルでなくとも非平衡の定常 Box モデルを使用して定常状態を再現することにより得られる。つまり、物性値を定常 Box モデルに入力した後、その出力結果と任意の大気の移動速度を用いることで、物質の長距離移動性に関する評価指標である L_A の値を得ることが出来る。上記では大気における CTD の算出方法を示したが、同様の方法で水域における CTD も算出出来る。

また、Gouin et al. (2004) は、物質の長距離移動性の特徴を一つの指標で表すことを目指し、モンテカルロシミュレーションの試行結果をもとに Average Number of Hops という指標を導入した。環境中に放出された物質が、流動的媒体と非流動的媒体の間を行き来する周期的な現象のことを、バッタ効果 (grasshopper effect, 単に hop, hopping と呼ばれる) という³⁾。バッタ効果を経た分子の方が極圏への到達率が高く、排出地点からより遠い地域まで移動することが、シミュレーションの結果判明している⁴⁾。Average Number of Hops の値が大きいほどバッタ効果が起こりやすく、長距離移動性も大きくなるというメカニズムに基づいた指標である。この指標を導出する際には、媒体間の移動速度の差を用いて粘着性係数(F)を定義する。粘着性係数は、土壌へ輸送された物質のうち地表面に残留する割合、つまり地表面への残留のしやすさを表す。地表面に対する粘着性係数を F_T 、大気に対する粘着性係数を F_A とおくとそれぞれ以下の式 4.4、4.5 で定義される。

$$F_T = (TR_{AT} - TR_{TA})/TR_{AT} \quad (4.4)$$

$$F_A = (E_A + TR_{TA} - TR_{AT}) / (E_A + TR_{TA}) \quad (4.5)$$

TR_{AT} : 全体の沈着速度

TR_{TA} : 地表面から大気への揮発速度

E_A : 大気への排出強度

これらを用いて、Average Number of Hops は以下の式 4.6 のように算出される

$$\begin{aligned} \text{Average Number of Hops} &= (1 - F_A)(1 - F_T)/1 - (1 - F_A)(1 - F_T) \\ &= TR_{TA}/E_A \end{aligned} \quad (4.6)$$

本研究では、大気の境界メッシュへと流出した量を大気への排出量で割った値 (Advection Air / Emission Air)、大気における CTD (CTD Air) および Average Number of Hops を算出した。また、海洋の境界メッシュから流出した量を水域への排出量で割った値 (Advection Water / Emission Water) と水域における CTD (CTD Water) も算出した。それぞれの結果を以下の図 4-20～図 4-25 に示す。

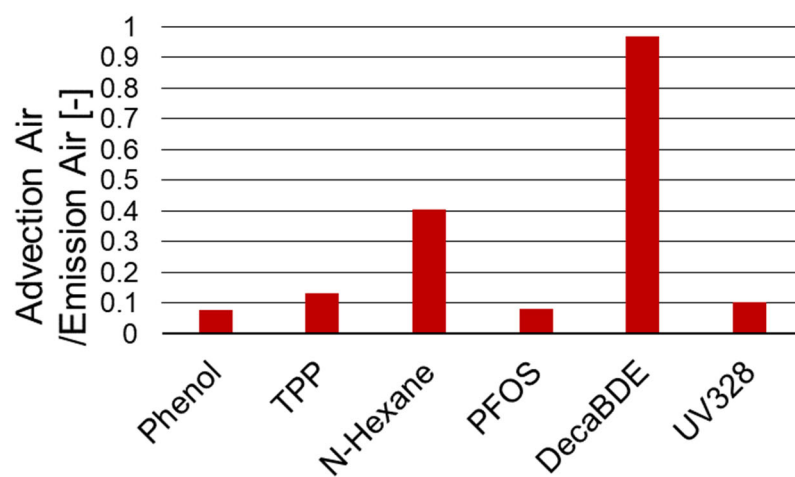


図 4-21 Advection Air / Emission Air の値

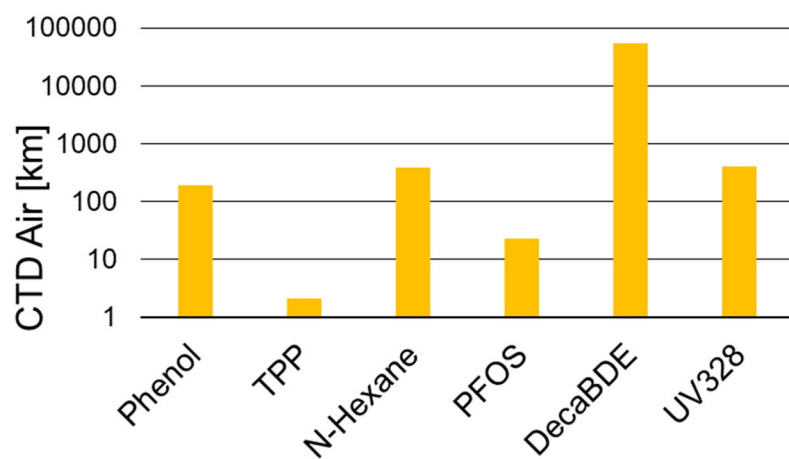


図 4-22 CTD Air の値

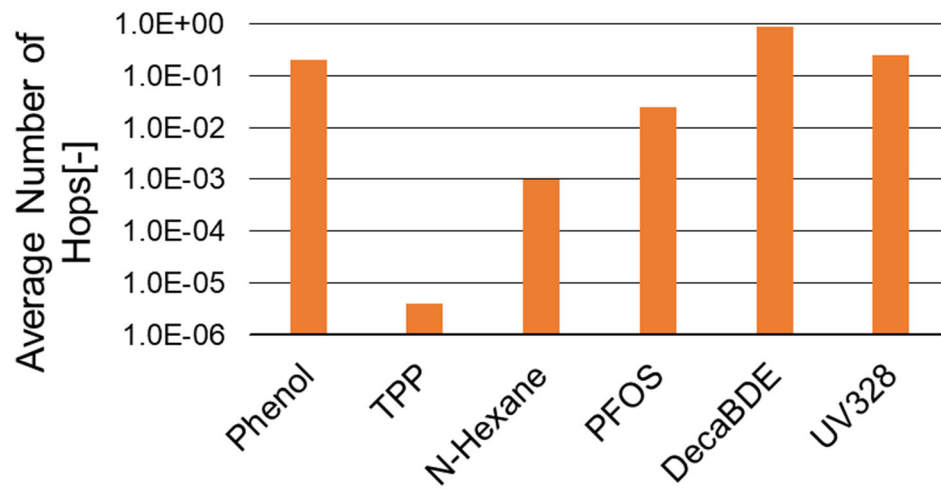


図 4-23 Average Number of Hops の値

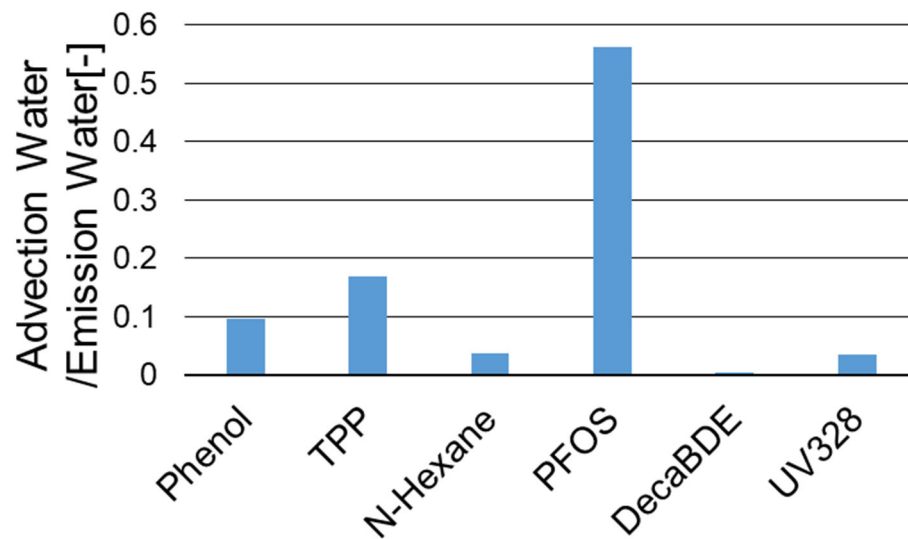


図 4-24 Advection Water / Emission Water の値

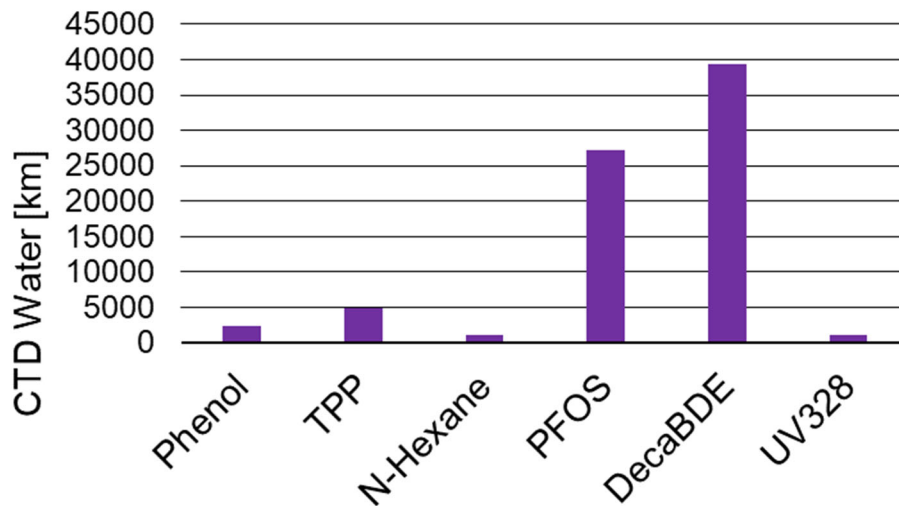


図 4-25 CTD Water の値

大気関連の指標に着目すると、Advection Air / Emission Air、CTD Air、Average Number of Hops のすべてにおいて、DecaBDE が最も長距離移動性が高いという結果が出た。しかし、フェノールは、CTD Air、Average Number of Hops ではやや大きな長距離移動性を示したのに対し、Advection Air / Emission Air では最も長距離移動性が小さいと判明した。これは、他の物質に比べて非常に水に溶けやすい性質を持っており、総面積に占める水域（河川、湖沼）の面積が大きい日本においては、大気経由で域外に排出されにくいことに由来すると考えられる。一方、UV328 は CTD Air、Average Number of Hops において長距離移動性が他物質と比較しても大きめであったが、Advection Air / Emission Air の場合は比較的小さい値となった。物性値から特徴を判断すると UV328 は疎水性が大きく、揮発性は小さいと言える。また、図 4-17、図 4-18、図 4-19 から分かるように、DecaBDE、PFOS は土壌から水（河川）への流出量も大きいですが、UV328 は極端な疎水性のために流出量は非常に少なくなっている。そのため、大気から移動してきた UV328 が土壌中に多く滞留していると考えることが出来る。

水域関連の指標においては、Advection Water / Emission Water では非常に小さい長距離移動性となった DecaBDE が、CTD Water では最も大きな値を示した。結果から分かるように、域内ストック量の多くが底質に滞留している。水（河川）に排出された DecaBDE の多くが、海域へと運ばれる間に底質へと移動していることが分かる。CTD Water の算出過程では、この作用が過小評価されている可能性がある。

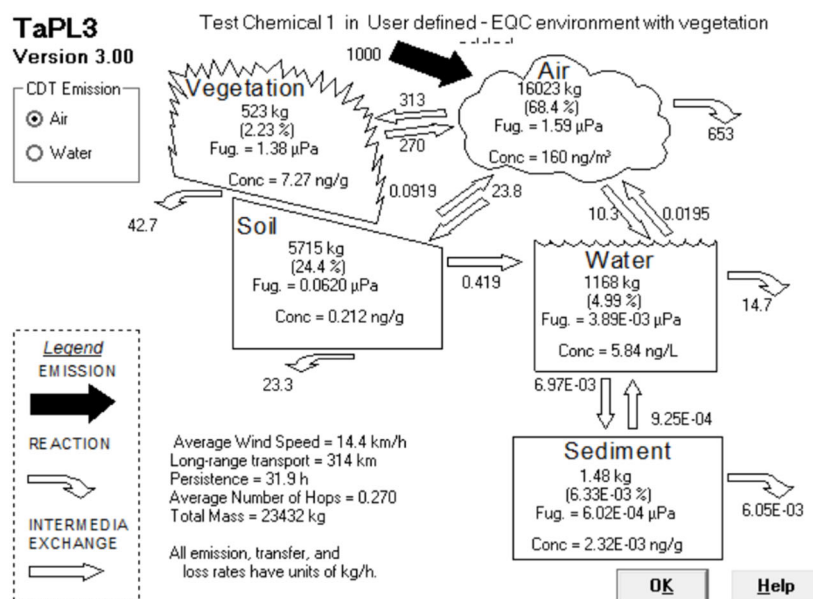


図 4-26 TaPL3 による計算結果の一例

TaPL3 上では、図 4-26 に示すように、G-CIEMS のようなメッシュごとの風速や LinkID ごとの流量、および地表面の利用区分の設定は出来ないため、1 つの媒体がすべて一定の速度で一定の方向に動いている。また、1 つの媒体が、1 つのコンパートメントで表され、1 つの媒体中では共通の環境パラメータが用いられる。このことから、流れが急な河川が多く、地域による風速の違いや土地の利用区分が多岐にわたるという日本の特徴を踏まえた場合の長距離移動性と、仮想的なコンパートメントにおける長距離移動性の評価結果が一部異なることが示唆された。

4.5 結言

本章では、本研究の対象物質の G-CIEMS による計算結果と長距離移動性の評価指標の算出結果を示した。

4.2 節では、PCB 異性体群の、1974 年および 2018 年の排出インベントリに基づいた G-CIEMS による計算結果と、長距離移動性の評価指標を算出した結果についてまとめ、結果から判明した傾向や、その原因を推察した。また、PCB 異性体群においては、1974 年から 2018 年にかけて総排出量は減少したが、域外への到達割合は後者の方が高いことが判明した。これは年度の違いによる排出先媒体の割合の差が、結果に影響していた可能性があると考えられた。

4.3 節では、PCB 異性体群以外の物質の計算結果と、長距離移動性の評価指標を算出した結果についてまとめ、また、先行研究において導入された、別の長距離移動性の評価指標との比較についてもまとめた。本研究で提案した評価指標では長距離移動性が他の物質と比較してやや小さいと判定された物質が、先行研究の指標では長距離移動性が大きいと判定されるなど、細かな差がみられた。

参考文献

- 1) Andreas Beyer, Donald Mackay, Michael Matthies Frank Wania, and Eva Webster, 2000, Assessing Long-Range Transport Potential of Persistent Organic Pollutants *Environmental Science and Technology*, Vol.34, No.4, pp699-703
- 2) T. Gouin, D. Mackay, K.C. Jones, T. Harner, and S.N. Meijer, 2004, Evidence for the ‘grasshopper’ effect and fractionation during long-range atmospheric transport of organic contaminants, *Environmental Pollution*, Vol.128, No.1-2, pp139–148
- 3) Donald Mackay, Antonio Di Guardo, Sally Paterson, Christina E. Cowan, 1996, Evaluating the environmental fate of a variety of types of chemicals using the EQC model, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 15, No. 9, pp. 1627–1637
- 4) V.S Semeena and Gerhard Lamael, 2005, The significance of the grasshopper effect on the atmospheric distribution of persistent organic substances, *GEOPHYSICAL RESEARCH LETTERS*, Vol.2.2, L07804

課題 2-2：製品中に含まれる化学物質によるリスク移転の評価

1. 序論

1.1 緒言

本章では本研究の背景と目的、および本論文の構成を述べる。

1.2 節において、本研究の背景と太平洋の環礁地域における現状、対象地域としたマジュロ環礁における汚染についての課題に関することを挙げる。

1.3 節では、その課題に対して先行研究等で解決されていない課題を整理し、本研究の目的を述べる。

1.4 節では、本研究の構成について述べる。

1.2 研究の背景

1.2.1 環礁地域における重金属汚染の現状

太平洋には多くの環状のサンゴ礁上に低平な州島が形成された環礁州島が存在している。そして中央部は水深の浅いラグーンが存在している。Webb&Kench¹⁾によって 19～61 年の間に中央太平洋にある 27 個の自然環礁島の海岸線の 86 %が安定したままか面積が増加したと報告されている。また Akther et al²⁾によって、これはサンゴ礁による島の形成と維持という自然プロセスが海面上昇に対応できることを示すと報告されている。しかし近年、地球温暖化から生じる海面上昇によって多くの地域が影響を受けると危惧されている³⁾。特に、マーシャル諸島共和国やツバル国といった先ほど述べた環礁州島ではその地形的特徴から、海面上昇に対する脆弱性が非常に高いことが指摘されている⁴⁾。

近年、未処理の生活排水や日本をはじめとする海外諸国から輸入した工業製品の不適切な固定廃棄物管理により環礁州島におけるサンゴ礁生態系劣化が懸念されている⁵⁾。進む都市化によって、廃棄物や排水などの人間活動の影響によって重金属が環境中に放出されている。そして環礁島は土地利用範囲が限られていることから都市化が進むにつれて人口密度が高くなっている。人口密集地付近では、人間活動により濃度の高い栄養塩や大腸菌が沿岸地域に、濃度の高い酸性揮発性硫化物や重金属が沿岸堆積物に流出されている。この人為的な汚染はサンゴ礁に大きな影響を与え、生息環境の変化や崩壊を通じて将来的に海面上昇に関連した問題の発生を加速させると指摘されている⁶⁾。しかしそのような地域での現地調査は限られており、汚染源もほとんど解明されていないのである。

1.2.2 マジュロ環礁の現状

太平洋にある環礁州島の 1 つであるマジュロ環礁はマーシャル諸島共和国の首都である。図 1-1 において赤点がマジュロ環礁である。マーシャル諸島の人口は約 60000 人 (2021)⁷⁾であり、2021 年の国勢調査⁸⁾では、マジュロ環礁に約半数の 23156 人居住している。マジュロ環礁はマーシャル諸島共和国で最も人口密度が高く、特に東部に存在している Delap-Uliga-Djarrit 地区(以下、D.U.D)にはマジュロ環礁の人口の約半数が居住しており人口密度は 13168 人/km²になっており、東京都葛飾区と同程度である⁹⁾。また南部に不適切なゴミ処理がされているオープンダンピング地が存在している。これはマーシャル諸島にゴミ処理施設が無かったためである。焼却場を作ることによってサンゴ基盤の多孔質な土台でできているサンゴの島はその重さで沈むため、そのような施設が作れないためである。ここが固定廃棄物となり大きな汚染源になりうる。

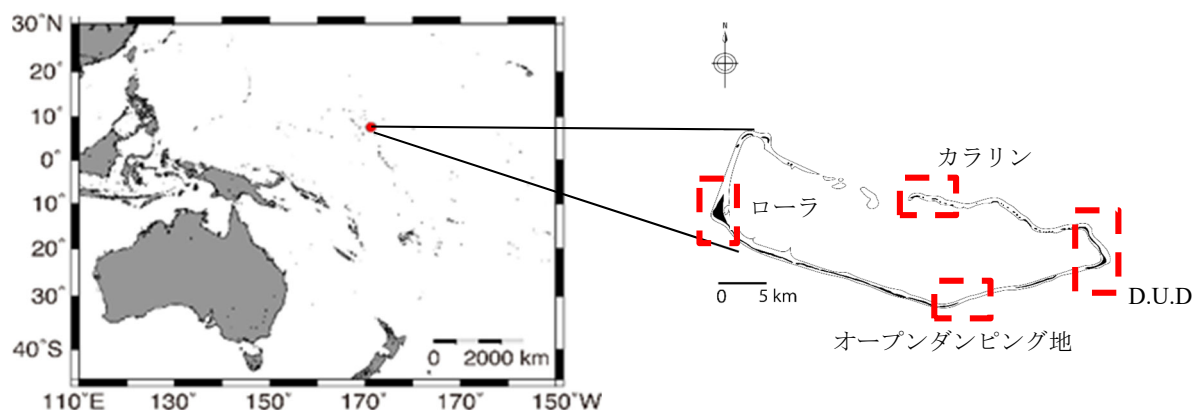


図 1-1 マジュロ環礁の位置

人口密度が高く近年都市化が進んでいるが、水処理施設やインフラ整備が充実していない。そのため東部の D.U.D area では生活排水が無処理で放流されていることによりラグーン内での汚染が懸念されている²⁾。重金属汚染の影響を受けやすい表層堆積物の重金属のリスクを定量的に考察した研究は Ito et al(2018)¹⁰⁾以外にはほとんどない。また Ito et al (2018)¹⁰⁾は濃度を測定したが、Cu、Zn の 2 種類の重金属について深さ方向の研究であり、最も汚染されている表層は幅広く行われていなかった。それに加えて As のような他の有害金属についてはリスク評価をしていないのである。

このマジュロ環礁を本研究の対象地域とするのは、離島であり自然発生源や廃棄物処理場などの固定排出源による影響を可能な限り排除することでオープンダンピングや人為発生源由来の汚染源の影響に焦点を当てることができると考えたためである。対象地は、人口密集地として D,U,D、人口希薄地としてローラとカラリン、南部に位置するオープンダンピング地とした。

Akther et al. (2021)²⁾がマジュロ環礁において現地調査を行い、人口密集地において生活排水が汚染源であることが示された。またマジュロ環礁に在住する人々は日常生活で車を利用することから、自動車の排気ガス、タイヤの摩耗などの道路交通量が多いことに起因して Zn、Cu、Pb などのような重金属汚染が進んでいることも示した。

しかし、現地調査を行い、サンプルを採取した地点は 18 地点であり、より多くのサンプル採取地点が必要であると考ええる。北部にある離島カラリン地区ではサンプリングを行っていない。この地域には車などの交通は少なく、定住者は 2 人、リクリエーション目的で短期滞在が 3 人のみであった(2022 年現在)。そのためカラリン地区でも調査が必要であると考ええる。

また重金属による汚染が進んでいることはわかっている²⁾¹⁰⁾がその摂取によるヒトへの健康影響などは評価しておらず、懸念すべきレベルに達しているか分かっていない。工業製品の廃棄や人間活動によって表層に堆積した重金属が地下水や農作物を介して、あるいは土壌の直接摂取によってヒトへの健康影響があるのか判断する必要がある。マジュロ環礁のような環礁地域には、河川や湖水がなく変動の大きい雨水への依存度が高い¹¹⁾。そのため水を確保することが難しい環境にある。マジュロでは、基本的に各家庭に雨水貯留タンクに貯水された水を優先的に使用しており、雨水、地下水、ミネラルウォーターの購入により水を利用している。

そのため干ばつ期間などの雨水が不足する時期では、地下水の需要が大きくなる。そのため表層堆積物に含まれる重金属からの地下水への流出によって、それを摂取することでのヒトへの曝露の可能性は大いにある。

1.3 本研究の目的

1.2.2 節で述べたことを踏まえ、課題点としてマジュロ環礁における重金属の人為的汚染の影響度合いの現状を把握、土壌から摂取した重金属のヒトへの健康影響リスク評価の2点が挙げられる。そのため本研究では、マジュロ環礁において表層堆積物の重金属濃度を測定し、各重金属同士の関連性を求めることでその地域における汚染度合いの把握した上で、表層堆積物からヒトへの曝露を考えることで重金属汚染によるヒトへの健康影響評価を行うことを目的とした。

具体的には、マジュロ環礁における表層堆積物に含まれる重金属濃度を測定し、浅見ら(1991)¹²⁾らが測定した非汚染土壌中濃度との比較を行うことで重金属汚染の進行度を把握する。またその結果を主成分分析することでそれぞれの重金属がどのように関連しているかを求めた。そして土壌の直接摂取、地下水の飲用や農作物を摂取することによる経口曝露、土壌から大気へ蒸発した化学物質や飛散した土壌粒子を呼吸する吸入曝露、土壌との接触や飲用水との接触による皮膚呼吸曝露についてのヒト健康影響評価を行った。

1.4 本報告書の構成

本報告書(課題2-2)は1から4で構成されている。

1では、本研究の背景、対象地の現状、本研究の目的を述べた。

2では本研究の方法を述べる。マジュロ環礁でサンプルを採取、分析し、リスク評価を行う方法を述べる。

3では、2に基づいて実験、分析を行った結果を示す。

4では、結果から導き出された考察を述べる。また本研究の結論、今後の課題についても述べる。

1.5 結言

ここでは本研究の背景と目的、本研究の構成について述べた。

1.2 節では本研究の背景として環礁地域の現状、対象地とするマジュロ環礁の現状について述べ、本研究の目的を述べた。

1.3 節では1.2 節で述べた背景を踏まえたうえで本研究の目的を述べた。

1.4 節では本研究の全体像を述べた。

2. 方法

2.1 緒言

ここでは、研究の方法について中心に述べる。

2.2 節では、研究方法の全体像を述べる。

2.3 節では、分析に用いるサンプルの採取、処理方法、分析方法について述べる。

2.4 節では、重金属汚染の傾向や考察を行うための主成分分析について述べる。

2.5 節では、ヒト健康影響評価を行う計算方法やパラメータについて述べる。

2.2 研究方法の全体像

本研究では、マジュロ環礁を対象地とし、人口希薄地、人口密集地、オープンダンピング地に分けそれぞれからサンプルを採取した。そのサンプルを前処理した後にサンプルに含まれている重金属の濃度を測定した。そしてその結果を用いて主成分分析を行った。最後に測定結果のデータを用いて、ヒトへの健康影響を、地圏環境リスク評価システム（GERAS）¹³⁾を用いることで算出し評価した。

研究方法の全体像の図を以下に示す。

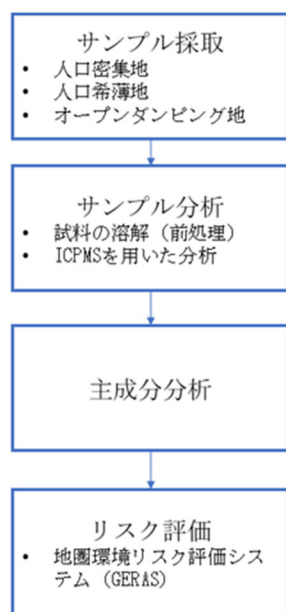


図 2-1 研究方法の全体像

2.3 サンプル分析

2.3.1 サンプル分析の全体像

サンプル分析の方法の全体像を述べる。採取した表層堆積物はマジュロ環礁におけるそれぞれの採取地点において、地面から数 mm 単位の深さの堆積物である。サンプルは人口密集地、人口希薄地、オープンダンピング地に分けて採取した。マジュロ環礁で採取した表層堆積物を冷凍庫で保存した後に乾燥させ、前処理を行った後に誘導プラズマ質量分析法で重金属濃度を測定した。

2.3.2 サンプル採取の場所・手法

サンプルはマジュロ環礁における地面から数 mm 単位の堆積物である。2022 年 11 月 11 日から 14 日にかけて、マジュロ環礁で 45 個のサンプルを採取した。サンプルは人口希薄地 26 地点、人口密集地である Delap-Uliga-Djarrit 地区(以下、D.U.D)13 地点、オープンダンピング地付近 6 地点で採取を行った。人口希薄地のうち 16 地点はマジュロ環礁北部に位置するカラリン地区 (以下、カラリン)、10 地点は西部に位置するローラ地区 (以下、ローラ) である。サンプルの採取場所は各採取した地点の緯度、経度を、GPS を用いて測定し記録した。サンプル採取場所の全体図。それぞれの詳細な図を以下の図に示す。またサンプル場所の詳細を以下の表に示す。



図 2-2 サンプル採取場所

(Google Earth ;Data SIO, NOAA, U.S. Navy, NGA, GEBCO Landsat / Copernicus より引用 ¹⁴⁾)

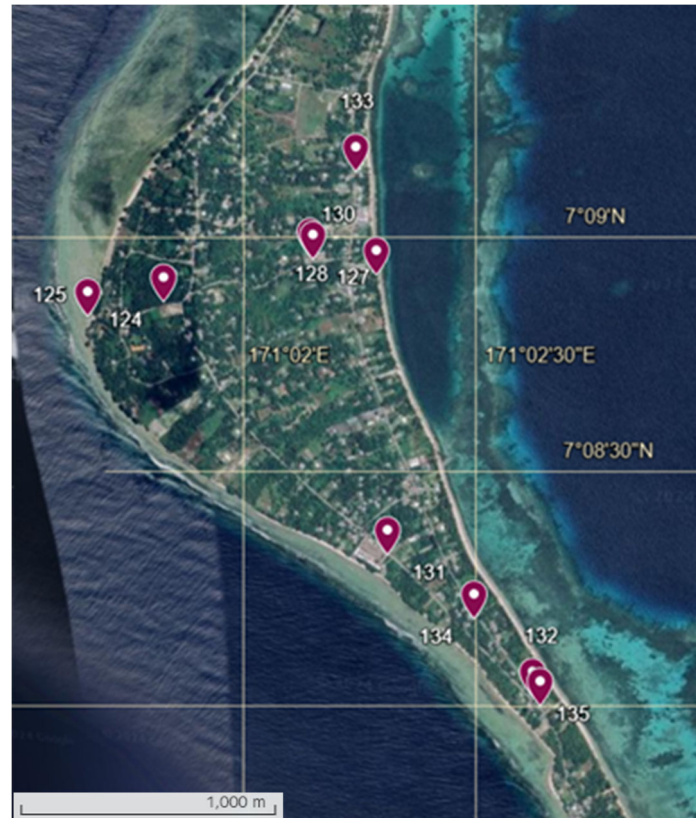


図 2-3 ローラのサンプリング地点

(Google Earth ;Data SIO, NOAA, U.S. Navy, NGA, GEBCO Landsat / Copernicus より引用¹⁴⁾)

表 2-1 ローラのサンプリング地点

サンプリング番号	サンプリング地	緯度（北緯），経度（東経）
124	ローラ集落中～外洋の道脇	7.14767, 171.03047
125	中央外洋側	7.14716, 171.02775
127	車庫付近	7.14918, 171.03583
128	ショベルカー付近	7.14929, 171.03573
130	中央ラグーン側	7.14862, 171.0381
131	高校	7.13868, 171.03849
132	看板下	7.13332, 171.04396
133	廃車の下	7.1523, 171.03736
134	トタン屋根廃墟	7.13641, 171.04159



図 2-4 D.U.D のサンプリング地点

(Google Earth ;Data SIO, NOAA, U.S. Navy, NGA, GEBCOLandsat / Copernicus より引用¹⁴⁾)

表 2-2 D.U.D のサンプリング地点

サンプリング番号	サンプリング地	緯度（北緯），経度（東経）
94	消防署	7.10188, 171.37746
99	車修理や	7.0904, 171.37927
106	建設中レンガ下	7.0812, 171.34718
109	マジュロ橋付近	7.08423, 171.36563
110	コンテナ置き場	7.08822, 171.37735
111	自動車販売店	7.08799, 171.37664
112	自動車建設現場付近	7.087, 171.3759
113	政府関係地域道脇	7.08691, 171.37497
115	EPA 裏	7.0909, 171.38027
117	発電所コンテナ倉庫入り口	7.08426, 171.36471
119	小学校前	7.08488, 171.37065
120	バスケットゴール付近	7.10107, 171.37821
121	Auto Parts レンタルや	7.10502, 171.37583



図 2-5 オープンダンピング地とその付近のサンプリング地点

(Google Earth ;Data SIO, NOAA, U.S. Navy, NGA, GEBCOLandsat / Copernicus より引用 ¹⁴⁾)

表 2-3 オープンダンピング地とその付近のサンプリング地点

サンプリング番号	サンプリング地	緯度（北緯），経度（東経）
87	家庭ゴミ付近	7.07936, 171.33495
88	ペットボトル付近	7.07935, 171.3351
89	タイヤ付近	7.07933, 171.33453
103	ボートの下	7.07411, 171.31788
104	さびた船の下	7.07796, 171.3313
105	廃車付近	7.07803, 171.33116

オープンダンピング地の写真を以下に示す。



図 0-1 サンプル地点 87



図 0-2 サンプル地点 88



図 2-8 サンプル地点 89

上図に示すようにゴミや廃棄物が捨てられている。家庭ごみや工業製品など様々な製品が廃棄されている。

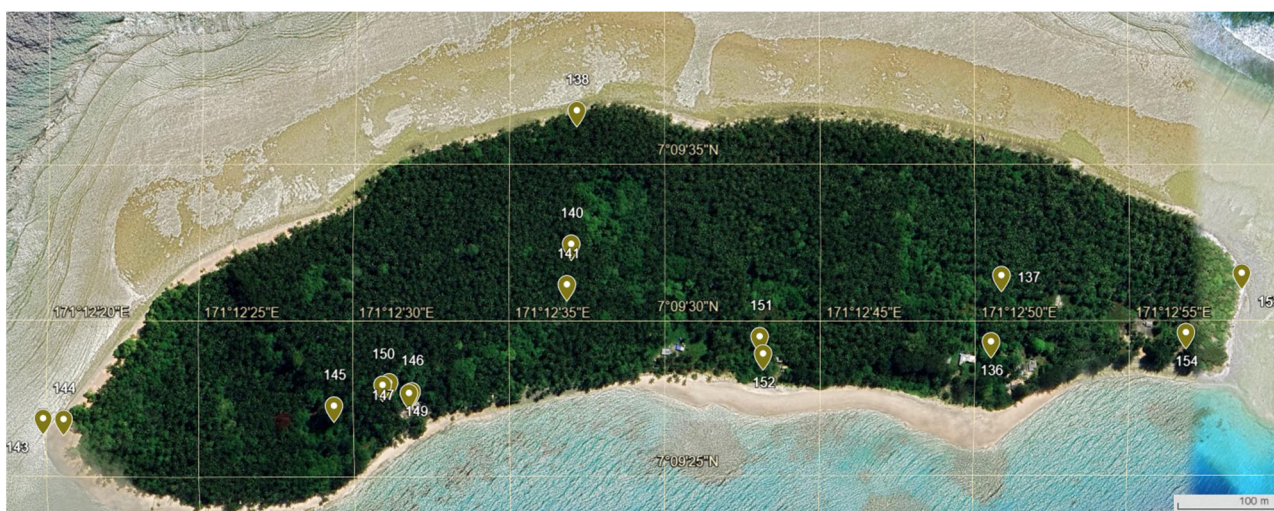


図 2-9 カラリンのサンプリング地点

(Google Earth ;Data SIO, NOAA, U.S. Navy, NGA, GEBCOLandsat / Copernicus より引用) ¹⁴⁾

表 2-4 カラリンのサンプリング地点

サンプリング番号	サンプリング地	緯度（北緯），経度（東経）
135	船着き場付近	7.13366, 171.04368
136	民家～外洋	7.15799, 171.21403
137	外洋付近	7.15858, 171.21412
138	外洋付近	7.16004, 171.21032
140	カラリン中央	7.15886, 171.21027
141	カラリン中央（木の下）	7.1585, 171.21023
143	チャンネルビーチ	7.1573, 171.20552
144	チャンネルビーチ森付近	7.1573, 171.20571
145	カラリン西部中央	7.15743, 171.20816
146	太陽光パネル下	7.15755, 171.20885
147	太陽光パネル、電子レンジ下	7.15754, 171.20883
149	トタン屋根下	7.15763, 171.20865
150	ココナッツやしコンテナ下	7.15761, 171.20859
151	金属コンテナ下	7.15804, 171.21195
152	太陽光パネル下	7.15788, 171.21198
153	カラリン車端	7.1586, 171.2163
154	プラスチックの下	7.15807, 171.21578

2.3.3 分析前の前処理

採取した試料を容器に入れて処理を行う前に容器の洗浄を行う必要がある。容器の洗浄方法として、まず容器を全てビーカーに入れ、そこに希硝酸を加えてホットプレートで 100℃に加熱し半日ほど放置した後、希硝酸を捨て、希塩酸を加え同様にホットプレートで 100℃に加熱し半日ほど放置した。その後、超純水で洗い流し乾燥させることで容器の洗浄を行った。

採取した堆積物は、冷凍庫に入れて保管した後に乾燥させた。重金属濃度を測定するための分析に誘導プラズマ質量分析法(Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry; ICP-MS ; (Agilent 7700cs, Agilent Technology, Japan))を用いる。

誘導結合プラズマ質量分析法とは、ヘリウムガスに高周波電力を印加することで生成した誘導結合プラズマ (Inductively Coupled Plasma、以下 ICP) をイオン源に用い、ICP に液体試料を霧状にして導入させ、プラズマによってイオン化された試料中の元素を質量分析計によって分離・検出する元素分析のための手法である¹⁵⁾。ヘリウムプラズマは 6000～10000 K の高温とされており、プラズマ中では多くの元素が高い効率でイオン化される。原子の持つ質量数は元素固有であるため、得られた質量スペクトルの質量数から元素の種類がわかり、元素濃度に比例して得られた信号強度から試料中元素の濃度を求めることができるのである¹⁶⁾。

ICP-MS を用いて重金属の測定を行うことができるのは溶液のみであるためである。溶解するために

採取した各堆積物をそれぞれ 0.1～0.15 g 取り出し、各サンプルの乾燥重量を記録した後に、以下に示す前処理を行った。

- ① サンプルをオープンで 40 °C に保って約半日乾燥
- ② 濃硝酸を加えて 150 °C で約 2 日間加熱→乾固→2 %硝酸を 10～15 g 加えて溶解
- ③ ②の操作で黒い粉が残っていたものは有機物であると考えられるため、そのサンプルのみ濃硝酸＋過塩素酸を加えて 150 °C で約 2 日間加熱→乾固→2 %硝酸を 10～15 g 加えて溶解
- ④ ③の操作でもまだ溶け残りがある場合には逆王水を加えて 150 °C で約 2 日間加熱→乾固→2 %硝酸を 10～15 g 加えて溶解
- ⑤ ②の操作で白っぽい粉が残っていたものはガラス質のものが残留していると考えられるため、そのサンプルのみフッ酸を加えて 150 °C で約 2 日間加熱→乾固→2 %硝酸を 10～15 g 加えて溶解

以上の操作で溶け残りがある場合は、状態に応じて②～⑤の操作を繰り返し行った。②～⑤の過程で加えた硝酸の重量についても記録した。また加熱する温度においては、多くの時間を要するため約 2 日間加熱しても乾固しなかったものは 180～200 °C に温度を上げて約半日加熱した。

そして①～⑤で得たサンプルから 1 ml ピペッターを用いて取り出し 2 %硝酸を 10 ml 同様にピペッターで加えることで約 10 倍希釈を行った。この操作でも取り出したサンプルの重量、加えた 2 %硝酸の重量を記録した。

その後、以上のような前処理を行ったサンプルを ICP-MS を用いて分析した。

2.3.4 サンプル分析方法

サンプルの重金属濃度測定は ICP-MS を用いて行った。2.3.3 節で述べた処理を行って得た資料を分析した。Al、Si、P、Ti、V、Cr、Mn、Fe、Co、Ni、Cu、Zn、As、Se、Cd、Sn、Sb、Ba、Pb の 19 種類の元素について測定を行った。測定はインジウム、ビスマスを内標とした。

測定する際はまず空の容器に 2 %硝酸を入れ、2.3.3 節で述べた前処理を行ったものを測定し、各試料の測定結果からその値を引くことで算出した。そして最後に 2.3.3 節で記録した値を用いて希釈率を計算することで各サンプル採取場所での表層堆積物の重金属含有量を求めた。また濃度が既知の標準試料¹⁷⁾として、サンプルと組成が近似する JLS-1(石灰岩)と JCP-1(ハマサンゴ)を用い、測定確度の検証を行った。

2.4 主成分分析

得られた測定結果に、主成分分析を行うことで、地域ごとの汚染の傾向を把握し各重金属の濃度の大きさをグラフで示した。主成分分析 (PCA 分析) を行うには、分析には IBM SPSS Statistics (IBM Co.,Ltd.) を用いた。主成分分析の説明を以下に示す。

主成分分析とは、たくさんある変数をまとめていく分析である。主成分分析には変数の役割はなく、たくさんある変数をいくつかの合成関数にまとめていくものである¹⁸⁾。多くの変数 $x_1, x_2, \dots, x_t$ の値をできるだけ損失なく 1 個又は互いに独立な招集子の総合的指標 $z_1, z_2, \dots, z_m$ で代表する手法である。

$$\begin{cases} z_1 = a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + \cdots + a_{1p}x_p \\ z_2 = a_{21}x_1 + a_{22}x_2 + \cdots + a_{2p}x_p \\ \vdots \\ z_m = a_{m1}x_1 + a_{m2}x_2 + \cdots + a_{mp}x_p \end{cases} \quad (\text{式 2-1})$$

$z_1, z_2, \dots, z_m$ をそれぞれ第 1 主成分、第 2 主成分、第 m 主成分と呼ぶ。主成分の意味は各係数 $a_{11}, a_{12}, \dots, a_{1m}$ から判断しなければならない。 $a_{11}, \dots, a_{1m}$ を算出するが主成分分析の計算である。

多くの変量をできるだけ損失なく、 z_1 を定めるには

$$a_{11}^2 + a_{12}^2 + \cdots + a_{1p}^2 = 1 \quad (\text{式 2-2})$$

という条件をつける。また z_1 と独立した z_2 を考えるには分散が最大となることと同じ意味を持ち、

$$a_{21}^2 + a_{22}^2 + \cdots + a_{2p}^2 = 1 \quad (\text{式 2-3})$$

という条件を付ける。また $a_{11}, \dots, a_{1m}$ を計算することは $x_1, x_2, \dots, x_p$ の分散共分散行列の固有値、固有ベクトルを計算することに帰着する¹⁹⁾。

固有値はその主成分の分散を表している。また固有値は寄与率と対応している。ここで寄与値は固有値を全ての変量の分散の合計で割った値であり、主成分の全てのうちどの程度の情報を集約しているかを示している。固有値が大きいほど元のデータの説明力が大きく、多くの情報を含んでいると言える。寄与率を合わせたものを累積寄与率といい、累積寄与率が高いほど分析が優れており、最も寄与率の高い成分が第 1 主成分となっている。

主成分分析は、第 1 主成分の固有値ができるだけ大きくする分析であるため、後の主成分になっていくほど固有値は小さくなっている。固有ベクトルは、元の分析関数と抽出された主成分の相関であり、 $-1 \sim 1$ の間の値をとる。主成分分析を行うことでそれぞれの重金属がどのように関連しているか把握することができる。

本研究では、視覚的にわかりやすくするため 2 次元でマッピングを行う。そのため第 2 主成分までとする。また 19 種類全てによる主成分分析は複雑化するため、リスク評価を行う V、Cr、Mn、Ni、Cu、Zn、As、Se、Cd、Pb の 10 種類の重金属についての主成分分析を行った。今回の主成分分析では、バリマックス法を使う。バリマックス法とは、直交回転法の 1 つであり、各因子の負荷量が高い変数の個数を最小化することができ、因子の解釈が単純化される²⁰⁾。このことで主成分分析結果の図が視覚的にわかりやすくする際に有効的であるため本研究ではバリマックス法を使って求めた図を示す。

2.5 地圏環境リスク評価システム（GERAS）

ヒト健康影響評価を行うために地圏環境リスク評価システム（GERAS）¹⁴⁾を用いた。

2.5.1 GERAS の概要

近年、産業活動に起因した土壌・地下水汚染の事例が増加しており、これらの環境問題を客観的に評価する手法として、曝露（化学物質を摂取する量）をもとにしたリスク評価のアプローチが重要である。この際に利用されるのが曝露評価モデルであり、スクリーニングモデル、サイトモデルおよび詳細型モデルの3つに分類される。そのうち、スクリーニングモデルは、曝露・リスクを基礎とした健康影響、生態系影響の定量評価、環境基準値や目標リスク設定のモデルである。また、サイトモデルは土壌、水理条件や気候条件などのサイト特有のパラメータをもとに大気や地下水経路による有害化学物質の移動を考慮したモデルである。このモデルでは、スクリーニングモデルでは評価できない汚染源から離れた場所、すなわち空間的な曝露評価が可能となっている。

GERAS は WINDOWS 上で動作するスクリーニング評価（GERAS-1）およびサイト評価（GERAS-2）可能なシステムである。本研究はこの2つのモデルを用いる。

2.5.2 GERAS-1,2 のモデルの原理

GERAS-1,2 の使い方およびそれぞれの原理²¹⁾を以下に示す。

評価対象化学物質を選択し、基礎パラメータの設定を行う。そして、サイト特有の土壌、曝露経路ならびにレセプター（曝露対象）に関するパラメータ設定を行う。スクリーニングモデルである GERAS-1 において考慮した曝露は、土壌の直接摂取、飲用水や農作物を摂取する経口曝露、土壌から大気へ蒸発した化学物質や飛散した土壌粒子を呼吸する吸入曝露、土壌との接触や飲用水との接触による皮膚呼吸曝露となっている。モデル図を図 2-10 に示す。これらのパラメータの設定を行い、計算を行う。本モデルでは、はじめに土壌における固体、液体（間隙水）、気体（土壌空気）を対象として化学物質にフガシティー容量の計算を行う。初期条件として居住地域における土壌からの有機塩素化合物の溶出値を与えることにより、土壌空気および土壌間隙水中の化学物質の濃度の算出を行う。土壌中の有機炭素量、pH および吸着などのファクターにより異なった値が得られ、移動過程の計算を行い、各種曝露媒体中（大気、作物、地下水など）の有機塩素化合物が決定される。最後に曝露シナリオに基づいて、各媒体からヒトへの曝露量が算出される。

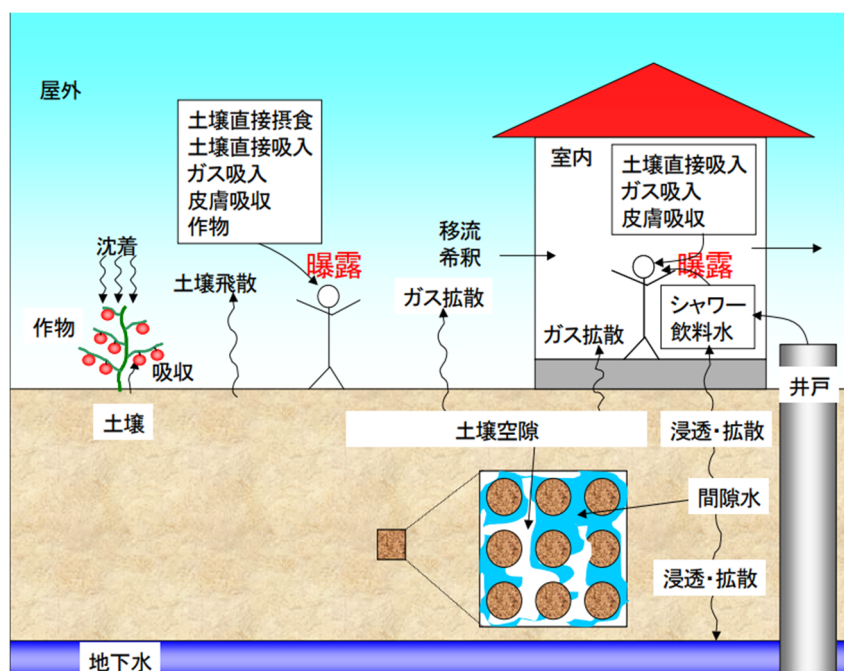


図 2-10 GERAS-1 の概要図 ¹⁴⁾

一方で、サイトモデル GERAS-2 では、地下水および大気中の汚染物質が、地下水経路あるいは大気経路により移流・拡散し、汚染源（オンサイト）から離れた場所（オフサイト）へ移行することを想定している。大気経路の移行はブリューム・パフモデルにより計算し、地下水経路では自然減衰や土壌への吸着を考慮した一次元移流拡散モデルによりオフサイトの地下水濃度が決定される。そして計算された濃度に基づいて地下水経路および大気経路の曝露量が算出され、リスクが評価される。GERAS-2 の概要図を図 2-11 に示す。

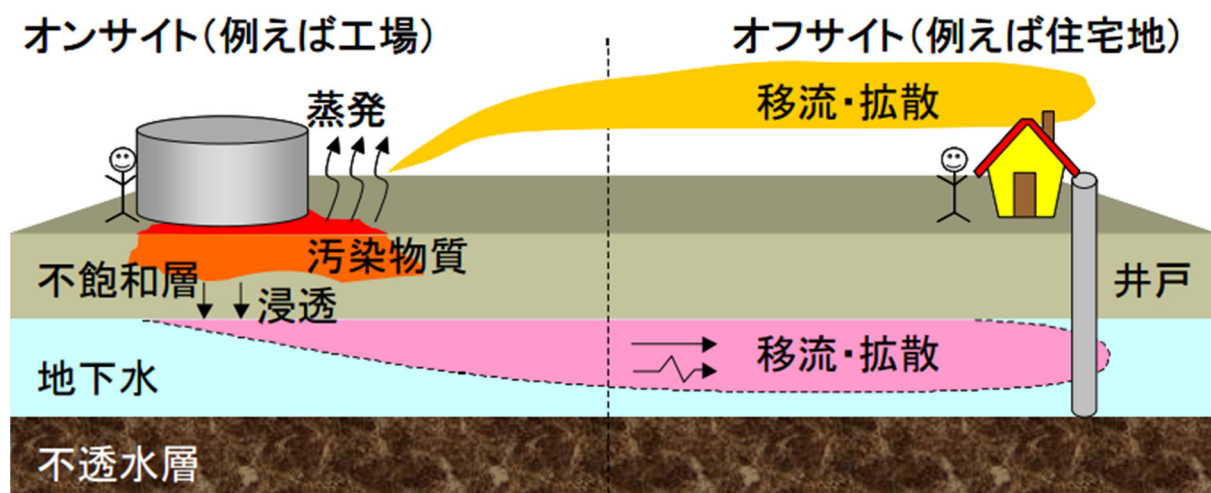


図 2-11 GERAS-2 の概要図 ¹⁴⁾

2.5.3 GERAS で用いる計算式

GERAS で用いる計算式²²⁾を示す。まずフガシティーの計算式を示す。

土壌空気におけるフガシティーキャパシティ $Z_a[\text{mol/m}^3/\text{Pa}]$ は重金属の場合ほとんど空気に移行しないため 0 とした。土壌間隙水におけるガシティーキャパシティを $Z_w[\text{mol/m}^3/\text{Pa}]$ とすると、土壌固相におけるガシティーキャパシティ $Z_s[\text{mol/m}^3/\text{Pa}]$ は式で表すことができる。

$$Z_s = K_p \times SD \times \frac{Z_w}{V_s} \quad (\text{式 2-4})$$

ここに $SD[\text{g/cm}^3]$ は土壌乾燥密度、 $K_p[\text{dm}^3/\text{kg}]$ は土壌-間隙水分配係数であり、土壌中の有機炭素量、土壌 pH および土壌における粘土分率に依存している。また V_s は古相の体積分率であり、土壌間隙における気相の体積分率を V_a および液相の体積分率を V_w とすると次のような式で表される。

$$V_s = 1 - V_a - V_w \quad (\text{式 2-5})$$

次に重量分率の計算、土壌における濃度計算を示す。

土壌における土壌空気 P_a 、間隙水 P_w および土壌古相の重量分率は次のような式で表される。

$$P_a = \frac{Z_a \times V_a}{Z_a \times V_a + Z_w \times V_w + Z_s \times V_s} = 0 \quad (\text{式 2-6})$$

$$P_w = \frac{V_w}{V_w + K_p \times SD} \quad (\text{式 2-7})$$

$$P_s = 1 - P_w \quad (\text{式 2-8})$$

土壌における濃度計算では、土壌固相中に $C_s[\text{mg/kg}]$ の重金属が存在している場合、土壌間隙水中の重金属濃度 $C_{pw}[\text{mg/dm}^3]$ は次のような式で表される。

$$C_{pw} = C_s \times S_d \times \frac{P_w}{V_w} \quad (\text{式 2-9})$$

一方、土壌空気の重金属濃度は前述したように重金属がほとんど気相へ移行しないとし 0 とした。よって固相から気相への移行を無視した。

次に各媒体中での濃度計算を示す。

農作物中の重金属濃度は、家庭において農作物を栽培しそれが曝露経路となることを想定している。根菜類中の重金属濃度 $C_{pr}[\text{mg/kg}]$ は主に根から重金属類が吸収されることを想定した。

$$C_{pr} = BCF_r \times C_s \quad (\text{式 2-10})$$

ここで $BCFr[(\text{mg/kg-crop})/(\text{mg/kg-soil})]$ は根菜類の生物濃縮係数である。また葉菜類中の重金属濃度 $Cps[\text{mg/kg}]$ は根からの吸収および飛散した土壌が沈着することを想定した。

$$Cps = BCFs \times Cs + Cdp \quad (\text{式 2-11})$$

$BCFs[(\text{mg/kg-crop})/(\text{mg/kg-soil})]$ は葉菜類の生物濃縮係数である。また $Cdp[\text{mg/kg}]$ は沈着による濃度であり、次のような式で表される。

$$Cds = TSPo \times DRo \times frs \times Cs \times \left[\frac{fin}{Yv \times fEi} \right] \times \left\{ 1 - \frac{1 - \exp[-fEi \times te]}{fEi \times te} \right\} \quad (\text{式 2-12})$$

fin は作物による沈着妨害因子、 $Yv[\text{kg/m}^2]$ は 1 平方メートルあたりの作物収穫量、 $fEi[1/\text{day}]$ は天気定数、 $TSPo[\text{mg/m}^3]$ は外気における粒子の濃度、 frs は外気における粒子のうち土壌に占める割合、 $Dro[\text{m/day}]$ は沈着速度および $te[\text{day}]$ は作物の栽培期間である。

次に地下水中の重金属濃度の計算式を示す。地下水中の重金属濃度 $Cgw[\text{mg/kg}]$ は次の式で表される。

$$Cgw = df \times Cpw \quad (\text{式 2-13})$$

df は希釈係数である。

最後に曝露量の算出の計算式を示す。

まず土壌の直接摂取による曝露量 $DI[\text{mg/kg/day}]$ を示す。1 日当たりの土壌摂食量 $AID[\text{mg/kg}]$ 、体重 $W[\text{kg}]$ および重金属の体内吸収率を fa として以下の式で表せる。

$$DI = AID \times Cs \times \frac{fa}{W} \quad (\text{式 2-14})$$

次に土壌粒子吸入による曝露量を示す。土壌粒子の吸入曝露量 $IP[\text{mg/kg/day}]$ は肺における遅延因子 fr 、1 日当たり呼吸量を $AV[\text{m}^3/\text{day}]$ 、曝露時間を $t[\text{hour}]$ として以下の式で表される。

$$IP = TSP \times frs \times AV \times t \times ft \times Cs \times fr \times \frac{fa}{W} \quad (\text{式 2-15})$$

ここで ft は 1 日における曝露時間の換算因子である。

次に作物からの曝露量の計算式を示す。

作物からの曝露量 $VI[\text{mg/kg/day}]$ は以下の式で表される。

$$VI = (Qfvk \times Cpr + Qfvb \times Cps) \times fv \times \frac{fa}{W} \quad (\text{式 2-16})$$

$Qfvk[\text{mg/kg}]$ および $Qfvb[\text{mg/kg}]$ はそれぞれ 1 日における根菜類および葉菜類の消費量である。

最後に飲用水からの曝露量の計算式を示す。飲用水については井戸水のみを摂取すると仮定し推定されている。井戸水からの曝露量 $DIgw[\text{mg/kg/day}]$ は以下の式で表される。

$$DIgw = Qdw \times Cgw \times \frac{fga}{W} \quad (\text{式 2-17})$$

$Qdw[\text{m}^3/\text{kg}]$ は 1 日当たりの井戸水消費量であり、 fga は井戸水中の重金属類のヒト体内への吸収率である。

よってヒト 1 日当たりの重金属の全曝露量 $TE[\text{mg/kg/day}]$ は以下の式で表される。

$$TE = DI + IP + VI + DIgw \quad (\text{式 2-18})$$

2.5.4 GERAS で用いるパラメータ

2.5.2 で示した GERAS-1,2 を用いてヒト健康影響評価を行った。本研究においては人口密集地では土壌摂取、土壌吸入、農作物経路、地下水の 4 つの曝露経路を考慮した場合を考えた。土壌汚染対策法の土壌溶出量基準²³⁾設定に基づき、70 年間 1 日あたりおとな：2 L、子ども（6 歳以下）：1 L の地下水を飲むことを想定した。また土壌含有量基準¹⁸⁾に基づき、1 日あたり、土壌摂取量を大人：100 mg、子ども：200 mg を想定した。またその他のヒトに関するパラメータは川辺ら²⁴⁾の値を用いた。それらを表 2-5 に示す。

人口希薄地は、先述したように 4 つの曝露経路がある場合だが、実際には地下水は飲用水としてはほとんど利用されていない。そのため地下水からの曝露を除いた場合も考える必要がある。しかし干ばつ時には地下水を飲用水として利用されることもあるため地下水からの摂取も考える必要がある。また、農作物経路の曝露についても人口密集地やオープンダンピング地である時には農作物経路の可能性は低いと考えられる。そのため人口密集地やオープンダンピング地では土壌摂取、土壌吸引、地下水の 3 つの曝露経路を考慮した場合（ケース B）について考えた。また地下水経路での曝露を排除した、土壌摂取と土壌吸入の 2 つの曝露経路を考慮した場合（ケース C）についても考えた。ケース C についてはケース A、ケース B においてリスクがあると判定されたものについてのみ考えることとする。各ケースの曝露経路を表 2-6 に示す。

汚染源であるオンサイトの範囲は 100m として計算を行った。また GERAS-2 で計算を行う際に汚染源のすぐ近くであるオンサイトからの距離が必要であるが、オンサイトから最も近い市街地を汚染源か

ら離れた場所にあるオフサイトとして計算を行うこととする。人口密集地であり住居がすぐ隣(0-50 m)にある場合はオンサイトのみの評価を行った。また住居が周りにない場合にもオンサイトのみの評価を行った。

表 2-5 ヒトに関するパラメータ

年齢 [year]	体重 [kg]	土壌摂取量 [mg/day]	呼吸量 [m ³ /day]	地下水摂取量 [dm ³ /day]
子ども(0-6)	15	200	6	1
大人(7-70)	50	100	15	2

表 2-6 各ケースの曝露経由

ケース	曝露経由
ケース A	農作物経由＋土壌摂取＋土壌吸入＋地下水経由
ケース B	土壌摂取＋土壌吸入＋地下水経由
ケース C	土壌摂取＋土壌吸入

居住年数に関しては大人 64 年、子ども 6 年、トータル 70 年²⁵⁾と想定した。

よって平均曝露量 TEL[mg/kg/day]は子供の曝露量を TE_C[mg/kg/day]、大人の曝露量を TE_a[mg/kg/day]とすると、

$$TEL = \frac{(6 \times TE_C + 64 \times TE_a)}{70} \quad (\text{式 2-19})$$

となる。

土壌に関するパラメータについては以下の表の値を用いた。土壌空気の体積分率、土壌間隙水の体積分率、土壌固体の体積分率についてはマジュロ環礁の土壌が砂質と同程度であると想定し、砂質のデフォルト値を用いた。土壌 pH、土壌中の有機炭素含有率および土壌密度については、伊藤²⁶⁾の測定結果から引用し、土壌 pH を 7.7、土壌中の有機炭素含有率を 0.025、土壌密度を 1.25 g/cm³とした。土壌温度は、マジュロ環礁の年間平均気温が約 27 °C²¹⁾であることから 300 K とした。

表 2-7 土壌パラメータ

土壌空気の体積分率	0.2
土壌間隙水の体積分率	0.3
土壌固体の体積分率	0.5
土壌 pH	7.7
土壌温度 (K)	300
土壌中の有機炭素含有率	0.025
土壌中の粘土分率	0.35
土壌密度(g/cm ³)	1.25

目標リスク（リスクのエンドポイント）については、川辺ら²¹⁾の研究に基づき、GERAS-1,2 で用いられているエンドポイントと同様、耐容 1 日摂取量（TDI : Tolerable Daily Intake）の 10 %となる曝露量、曝露経由毎（経口、経気道、経皮）の参照用量（RFD : Reference Dose）が 10 %となる曝露量とした。なお、TDI は人が一生にわたって毎日摂取し続けても健康への悪影響がないと推定される 1 日当たりの摂取量のことであり、RFD は人が毎日曝露を受けても一生の間に有害影響のリスクがないと推定される摂取量のことで TDI とほぼ同意である。本研究では、TDI の 10 %となる曝露量と比較してリスク評価を行うこととした。しかし、TDI が不明である場合には、RFD の 10 %となる曝露量と比較してリスク評価を行った。毒性データは IRIS（Integrated Risk Information System（EPA : United State Environmental Protection Agency, 2014.4.23））²⁷⁾のデータを用いた。

測定した重金属の中からヒトへの健康影響が懸念される重金属である、V、Cr、Mn、Ni、Cu、Zn、As、Se、Cd、Pb の 10 種類についてリスク評価を行った。それぞれの重金属の摂取による毒性を以下の表に示す。リスク評価に関してはそれぞれの元素について分析した結果の中で重金属の濃度が最も高い地点のみ評価した。濃度が高いほどヒト健康影響リスクは大きいと考えたため、本研究ではそのようにした。以下の表に TDI あるいは RFD の値を示す。

表 2-8 重金属の毒性¹⁵⁾

重金属	毒性	重金属	毒性
V	肝障害	Zn	赤血球の活性減少
Cr	肺胞の慢性炎症	As	色素沈着、角化症
Mn	中枢神経への影響	Se	臨床セレノシス
Ni	体重と臓器の重量減少	Cd	重度のタンパク尿
Cu	神経変性症	Pb	神経系への影響

表 2-9 TDI、RFD の値

重金属名	評価対象	値(mg/kg)
V	RFD	0.2
Cr	RFD	1.5
Mn	TDI	0.06
Ni	TDI	0.005
Cu	RFD	0.037
Zn	TDI	1
As	TDI	0.002
Se	TDI	0.004
Cd	TDI	0.001
Pb	TDI	0.004

2.6 結言

ここでは研究方法について述べた。

2.2 節では研究方法の全体像を述べフロー図を示した。

2.3 節ではサンプルの採取、分析方法を示した。

2.4 節では 2.3 節で得られた結果から分析を行うための主成分分析について述べた。

2.5 節ではヒト健康影響評価を行うために用いた地圏環境リスク評価システムである GERAS-1,2 の概要を示した上で計算式の説明、各パラメータの設定値を示した。

3. 結果

3.1 緒言

3 では、2 で示した分析の結果を示す。

3.2 節では、ICP-MS で重金属濃度を測定した結果を示す。

3.3 節では、測定結果を用いて主成分分析を行った結果を示す。

3.4 節では、GERAS-1,2 で分析した結果を示し、リスクがあるかどうかの判断を行いその結果を示す。

3.2 サンプル分析結果

採取したサンプルを 2.3.3 節で示した処理を行った上で、2.3.4 で示したように ICP-MS を用いて分析を行った。そのうえで希釈率の計算を行い、各サンプルの重金属含有量を求めた。その結果を表 4～表 7 に示す。各結果をオープンダンピング地、人口密集地（D.U.D）、人口希薄地（カラリン、ローラ）に分けて表に示す。それぞれ小数第 1 位までの値を示した。

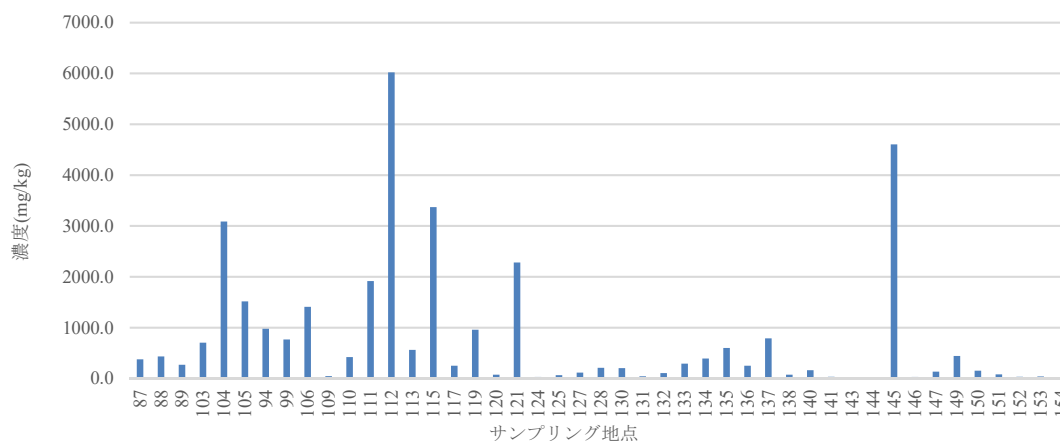


図 3-1 Al の分析結果

人口密集地では、ほとんどの人口希薄地と比較して濃度が高い傾向にあった。またオープンダンピング地ではそれほど濃度は高くなっていなかった。一方、人口密集地においてもサンプル地点 145 の濃度は高くなっていた。

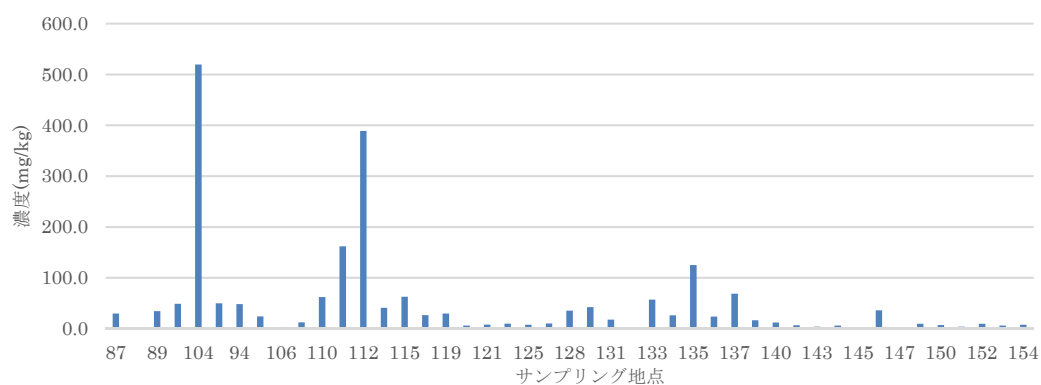


図 3-2 Si の分析結果

Al と同様に人口密集地の方が人口希薄地と比較して大きくなっていた。また自動車関連の近くのサンプリング地点では濃度が高くなっており、ガラスの影響が大きいと考えられる。

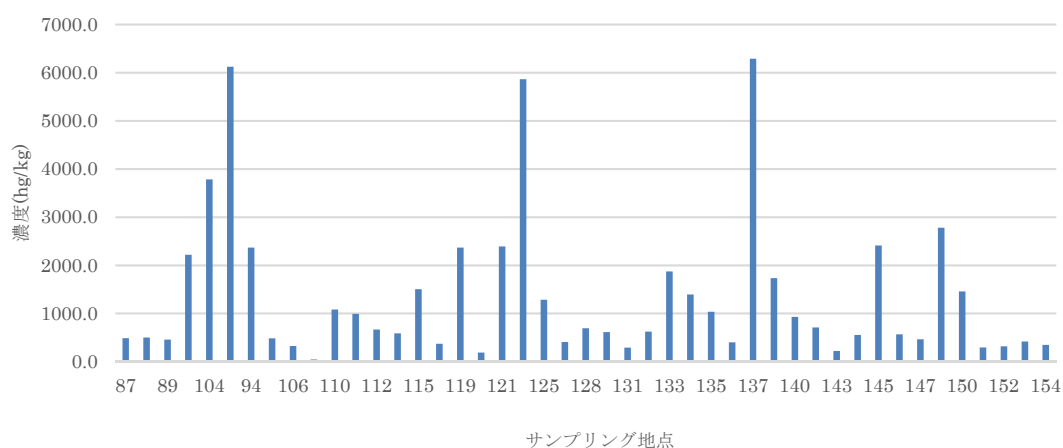


図 3-3 P の分析結果

共通して外洋付近では濃度が高くなっていた。一方で人口密集地であっても濃度がそれほど高い地点も多々存在していた。

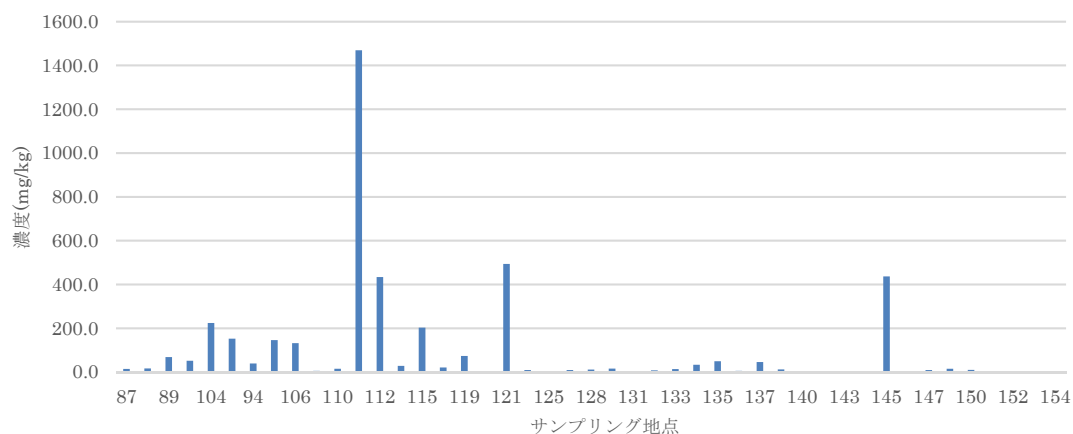


図 3-4 Ti の分析結果

全体的に濃度が小さかったが、人口密集地 3 地点、カラリン 1 地点の 4 地点においては濃度が大きくなっていた。これらは共通して付近に自動車関連の製品があったためにその影響を受けていると考えられる。

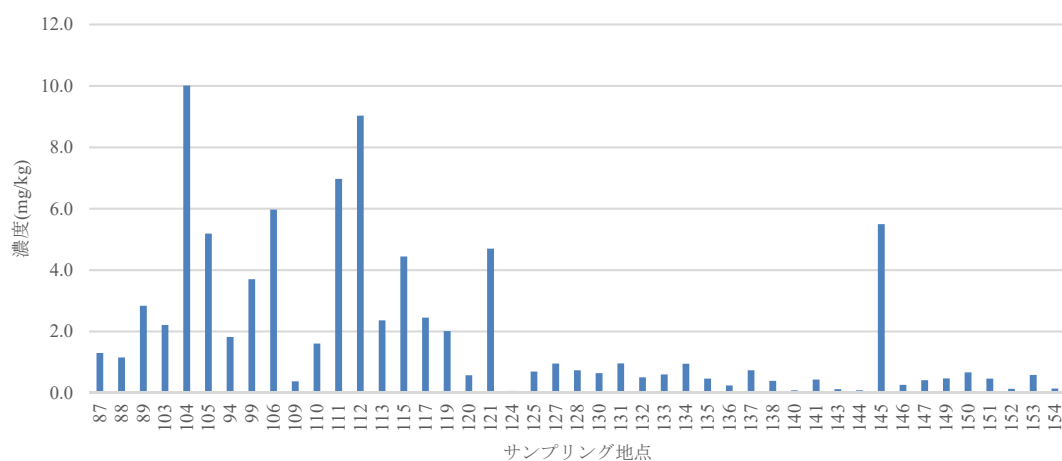


図 3-5 V の分析結果

バナジウムは人口密集地で主に濃度は大きくなっていた。カラリンにおけるサンプル地点 145 も大きくなっていた。こちらも同様に自動車関連の近くのサンプル地点の濃度が大きくなっていたため人為的由来であると考えられる。

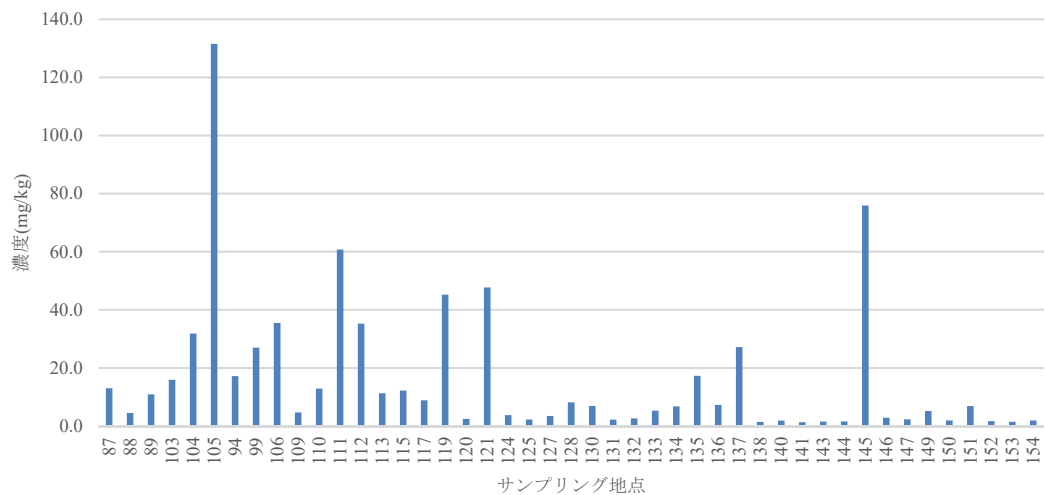


図 3-6 Cr の分析結果

Cr では突出してサンプル地点 105 での濃度が大きくなっていた。Cr は塗料に主に利用されているが、サンプル地点 105 の付近には船があったためその影響によるものと考えられる。またカラリンでも濃度の大きい地点があった。

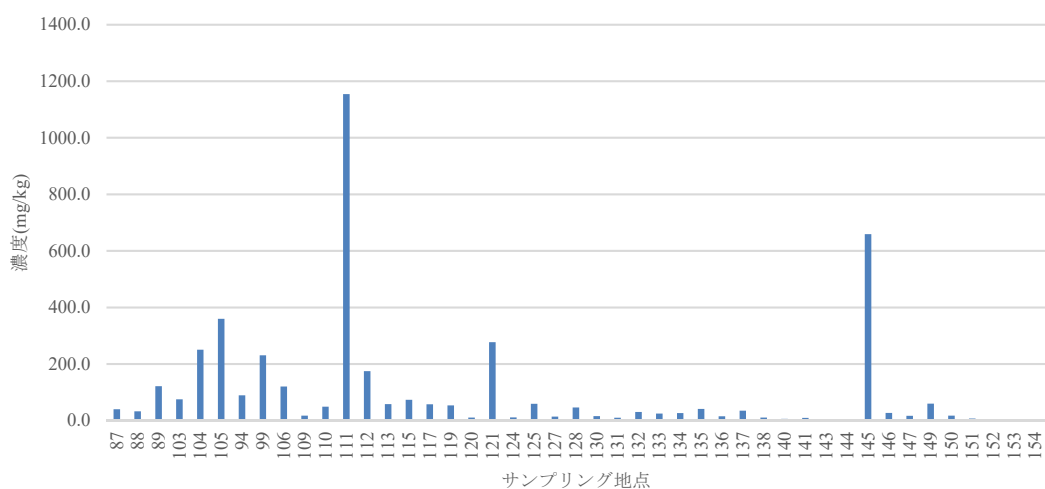


図 3-7 Mn の分析結果

Mn については他の重金属同様に人口希薄地においてサンプル地点 145 のみは濃度が大きくなっていた。人口密集地においてはサンプル地点 111 において特に濃度が大きくなっていた。オープンダンピング地、人口密集地は人口希薄地に比較すると濃度は大きくなっていた。そのため人為的由来であると考えられる。

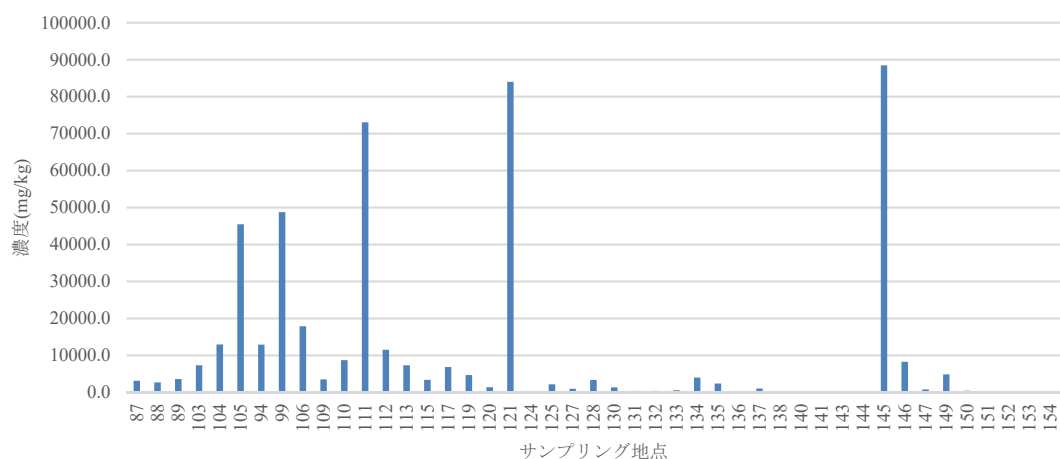


図 3-8 Fe の分析結果

Fe は濃度の大きい地点と小さい地点との差が大きかった。人口密集地、オープンダンピング地においては多くの地点で濃度が大きく、カラリンではサンプル地点 145 のみ大きくなっていた。

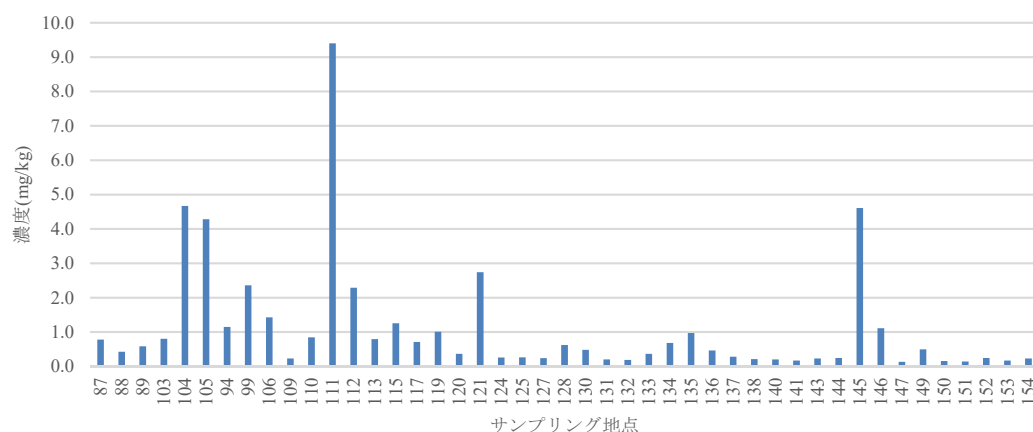


図 3-9 Co の分析結果

Co ではサンプル地点 111 が特に際立って濃度が大きくなっていた。111 は自動車販売店付近であり、その影響を大きく受けていると考えられる。また 104、105、111 でも大きくなっており、他の人口希薄地では濃度は小さかった。

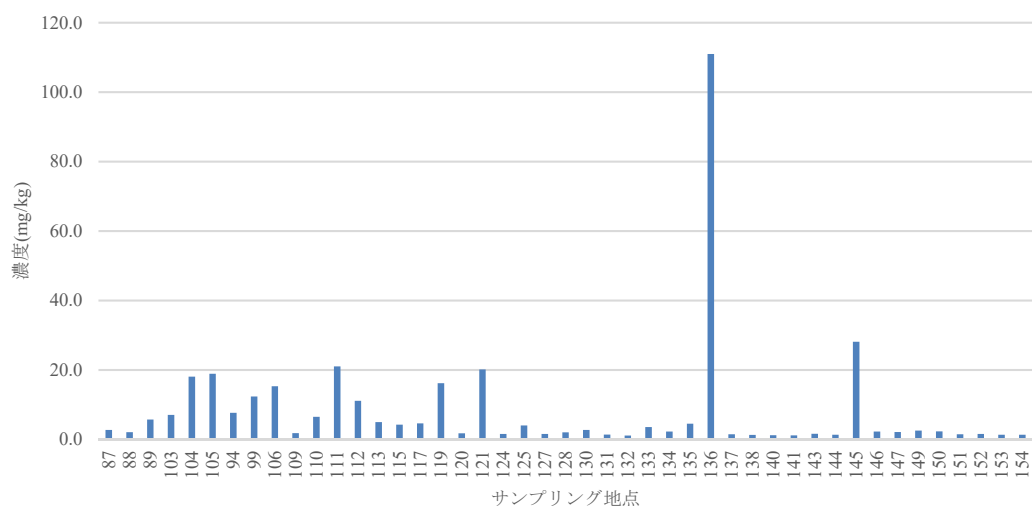


図 3-10 Ni の分析結果

Ni においてはカラリンのサンプル地点 136 が際立って濃度が大きかった。136 においては付近にヒトの利用された小屋がありその影響を大きく受けていると考えられる。人口密集地においても人口希薄地と比較すると濃度は大きくなっていた。

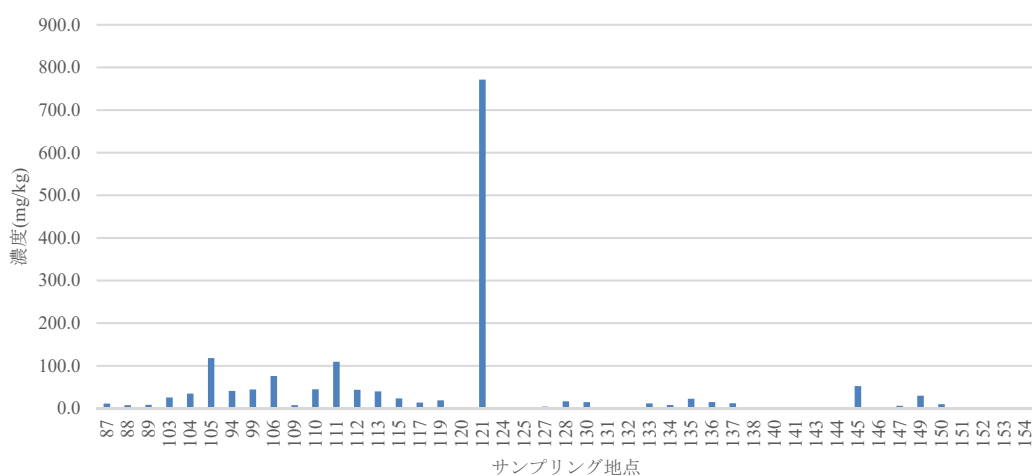


図 3-11 Cu の分析結果

Cu ではサンプル地点 121 が際立って濃度の大きい地点となっていた。他の地点がそれほど大きくないことから 121 において人為的な汚染源の影響を大きく受けていることがわかる。

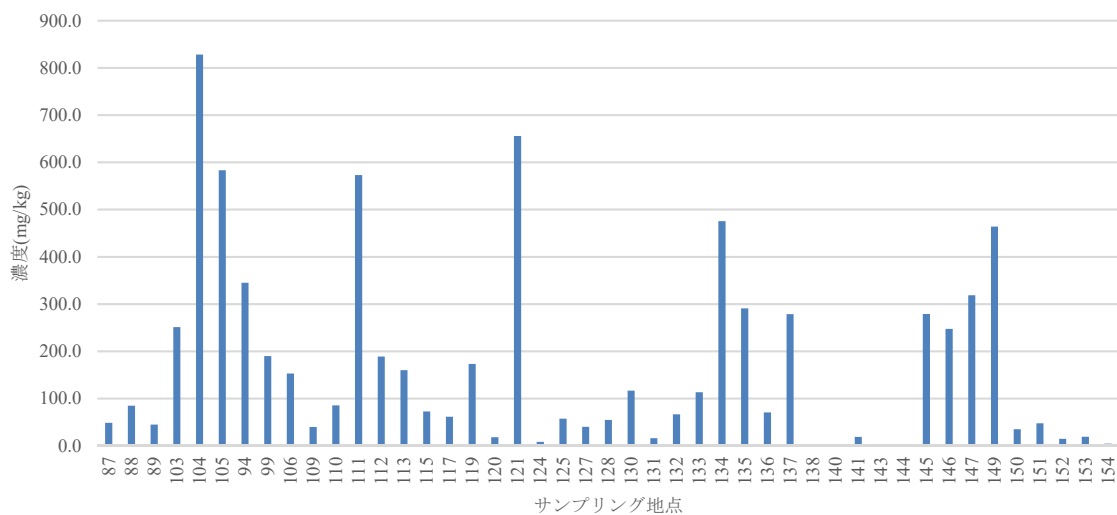


図 3-12 Zn の分析結果

Zn の濃度はサンプル地点において差異が大きくなっていた。人口希薄地にも濃度の大きい地点が多数存在していた。人口密集地、オープンダンプینگ地付近でも同様に濃度の大きいサンプル地点は多数存在していた。

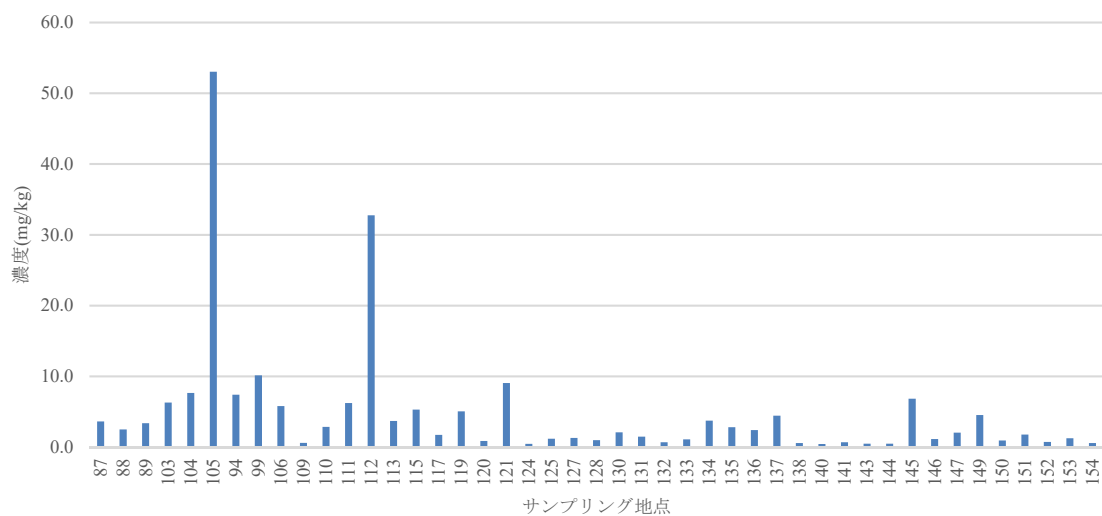


図 3-13 As の分析結果

As の濃度は 2 地点で大きくなっていた。この 2 地点はオープンダンプینگ地付近と人口密集地であるため人為的な汚染源に由来するものであると考えられる。人口希薄地ではいずれの地点でも全体的に濃度は小さくなっていた。

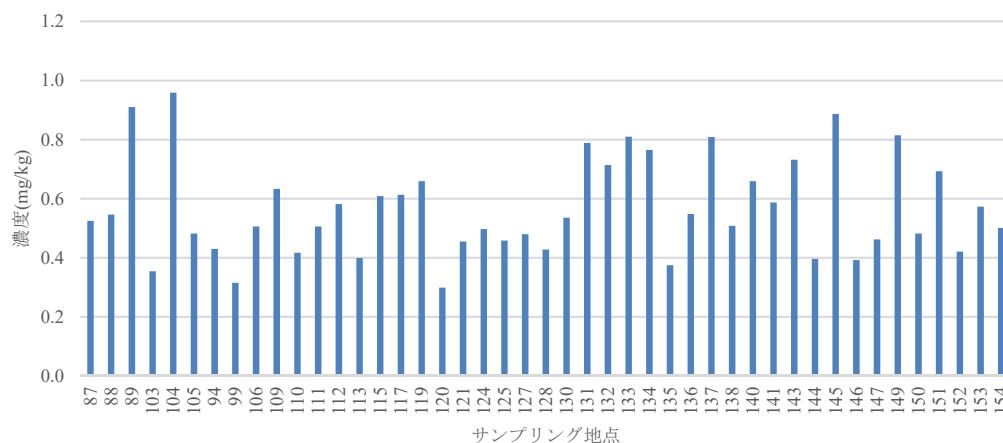


図 3-14 Se の分析結果

Se の濃度は全体的に濃度が等しくなっていたが、オープンダンピング地とカラリン、ローラにおいて濃度の高い地点が存在していた。そのため明確な人為的由来ではなく別の汚染源があると考えられる。

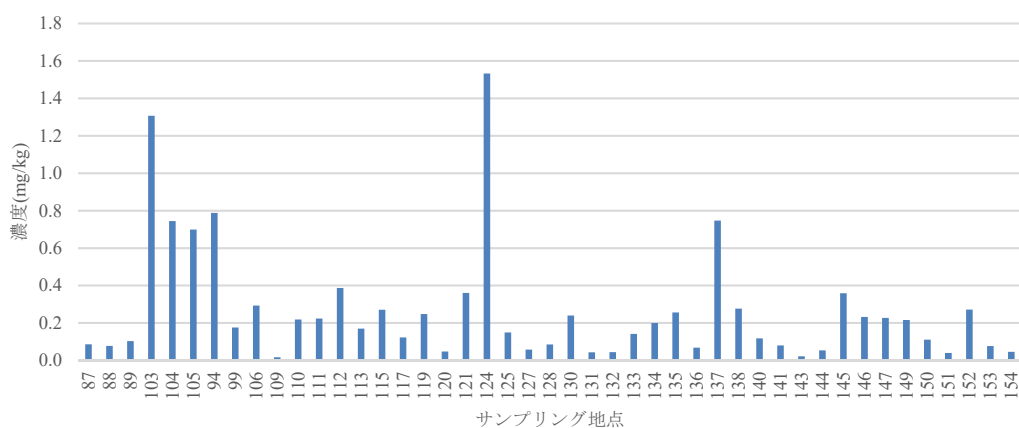


図 3-15 Cd の分析結果

Cd においては、人口密集地だけでなく人口希薄地においても濃度が大きくなっていた。サンプル地点 103、124 で特に大きくなっていた。124 は人口希薄地であるが、汚染源が存在していると考えられる。人口密集地においては人為的汚染が進んでいると考えられる。

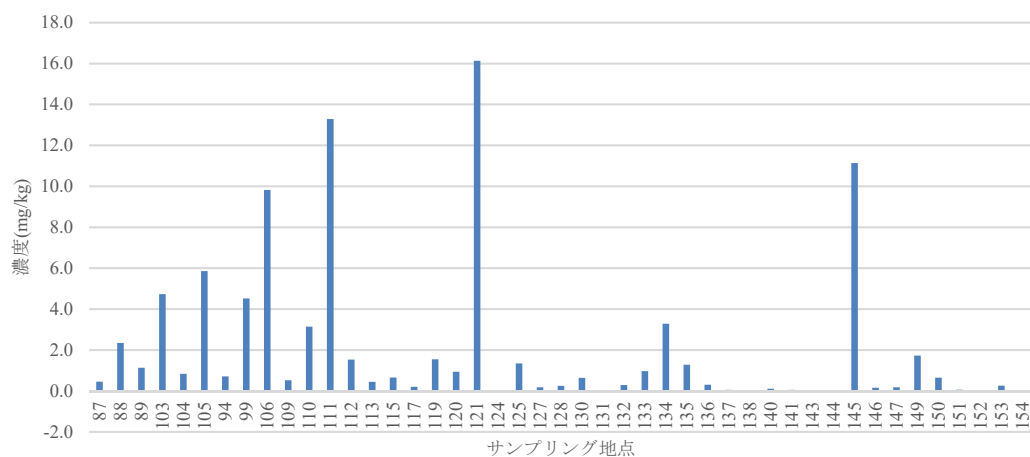


図 3-16 Sn の分析結果

Sn においては濃度の大きい地点と小さい地点との差異が大きくなっていた。全体的に濃度の高い地点があったが、その付近の地点では濃度の小さくなっている地点もあった。

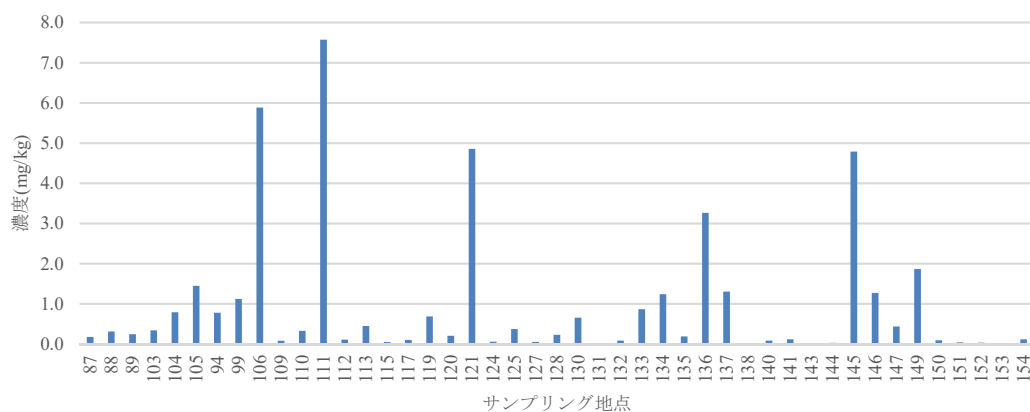


図 3-17 Sb の分析結果

Sb においては人口希薄地とカラリンにおいて濃度の大きくなっている地点が存在していた。特に人口密集地での濃度が高くなっていた。オープンダンプング地では濃度が小さくなっていたためオープンダンプング地での汚染は進んでいないと考えられる。

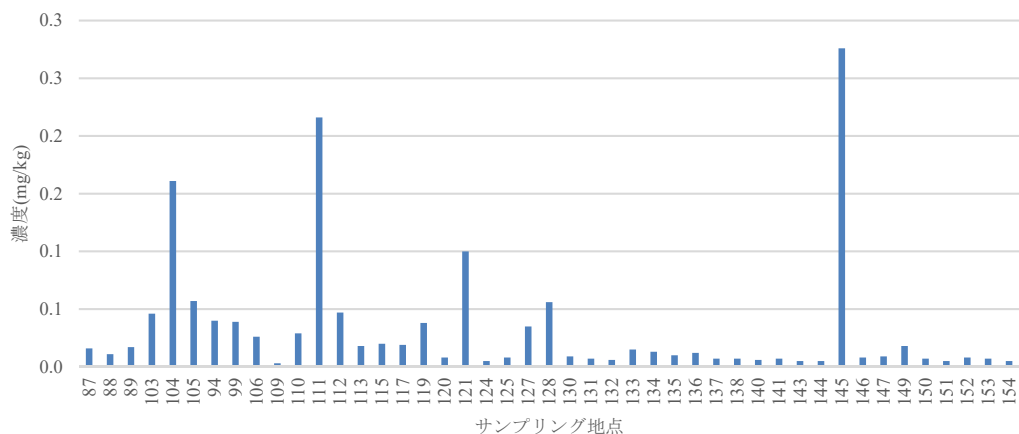


図 3-18 Ba の分析結果

Ba では、カラリンのサンプル地点 145、人口密集地のサンプル地点 111 において濃度が大きくなっていた。カラリン、ローラの他の地点では濃度が小さくなっていたため人為的な汚染による影響が大きいと考えられる。

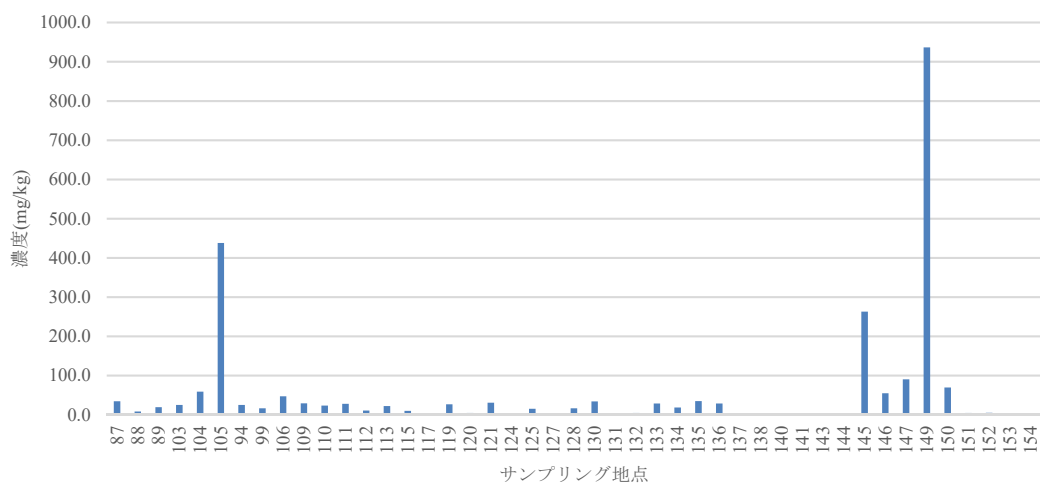


図 3-19 Pb の分析結果

Pb においては、カラリンにおいて濃度が大きくなっていた。特にサンプル地点 149 における濃度が突出していた。またサンプル地点 105 においても濃度が大きくなっていた。その他の地点ではそれほど濃度の高い地点はなかった。

3.3 主成分分析結果

主成分分析の結果を示す。主成分分析については、V、Cr、Mn、Ni、Cu、Zn、As、Se、Cd、Pb の 10 種類について行った。主成分分析を行った結果を以下の図に示す。今回の主成分分析では 2.3.3 節で述べたように、視覚的にわかりやすく表示するためにバリマックス法を行った。

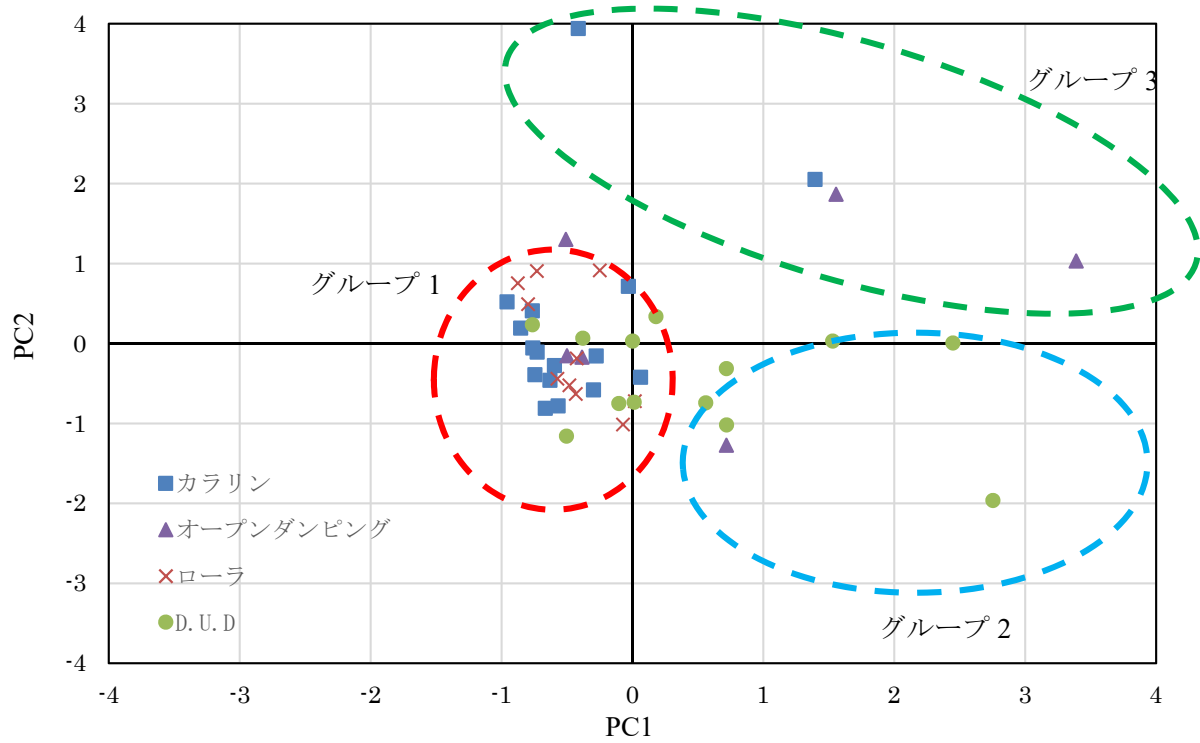


図 3-20 主成分分析結果

上図を作成する際に主成分分析を行って求めた固有値、寄与率、累積寄与率を以下に示す。

表 3-1 固有値と累積寄与率

成分	初期の固有値			抽出後の負荷量平方和			回転後の負荷量平方和		
	合計	分散 の %	累積 %	合計	分散 の %	累積 %	合計	分散 の %	累積 %
1	3.995	39.945	39.945	3.995	39.945	39.945	3.810	38.098	38.098
2	1.247	12.471	52.416	1.247	12.471	52.416	1.432	14.319	52.416

図 3-20 から大きく 3 つのグループに分けることができた。

グループ 1 はローラとカラリンのほとんどを含んでいる。そこからローラについてはまとまっていることが分かる。すなわちローラの表層堆積物における各重金属濃度の傾向が等しくなっている。ここでは共通して特に Se の濃度がたかいという特徴を持っていた。カラリンでは、2 地点のみ目立ってグルー

プ 1 と離れていた。

グループ 2 は、D.U.D とオープンダンピング地を含んでいた。ここでは特に Mn、Zn、Cu の濃度が高くなっているという特徴があった。

グループ 3 では、オープンダンピング地とカラリンを含んでいた。ここでは Zn、Pb の濃度が特に高くなっているという特徴があった。

主成分分析の結果よりカラリン、D.U.D、オープンダンピング地においては重金属濃度がまばらであることが分かった。この 3 点においてそれぞれについて主成分分析を行った。

最初にカラリンについて主成分分析を行った。その結果を以下に示す。

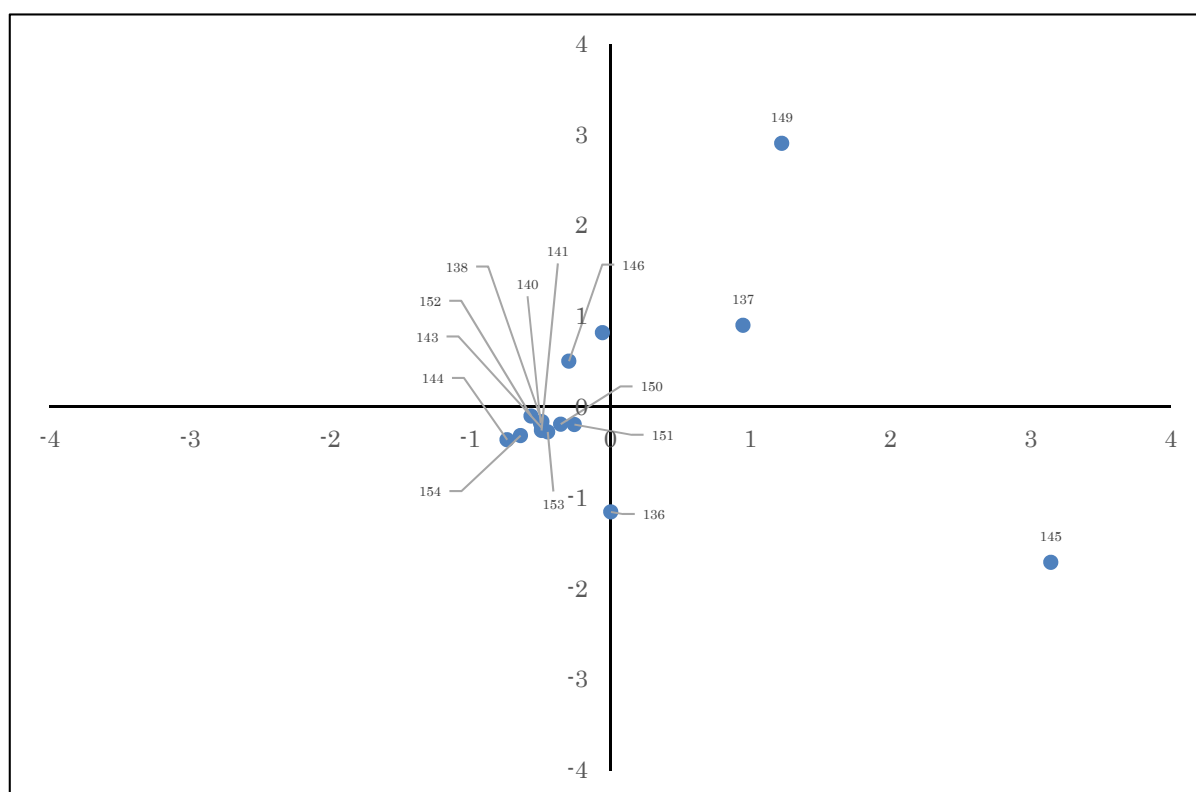


図 3-21 カラリンの主成分分析結果

用いた固有値、寄与率、累積寄与率を以下に示す。また成分行列も以下に示す。

表 3-2 固有値、寄与率、累積寄与率（カラリン）

成分	初期の固有値			抽出後の負荷量平方和		
	合計	分散 の %	累積 %	合計	分散 の %	累積 %
1	5.895	58.948	58.948	5.895	58.948	58.948
2	1.505	15.053	74.001	1.505	15.053	74.001

表 3-3 成分行列（カラリン）

	成分	
	1	2
V	0.875	-0.402
Cr	0.914	-0.352
Mn	0.881	-0.382
Ni	0.205	-0.404
Cu	0.963	-0.026
Zn	0.692	0.618
As	0.972	0.112
Se	0.734	0.116
Cd	0.538	0.259
Pb	0.544	0.659

カラリンにおいては 149 と 137 においては共通して特に Se、Zn の濃度が高くなっていた。伊藤²⁶⁾によりこれらの起源は非地殻ではなく人為的由来であると考えられる。149、137 の写真を以下に示す。



図 0-1 サンプル地点 137



図 3-23 サンプル地点 149

149 については図 3-23 にサンプル採取地点がトタン屋根の下であることからその影響によって Zn の濃度が高くなっていたと考えられる。付近のサンプル地点では Zn の濃度が高くないことからこの考察は妥当であると考えられる。Se についても Se は合金の添加剤として用いられるためその影響が大きいと考えられる。137 については外洋付近であり、図 3-22 に示すように周囲に汚染源と考えられるものは見当たらなかった。汚染源となる原因は不明瞭であるが、周辺のサンプル地域より濃度が高いため何らかの汚染源があると示唆できる。また海水の Se 濃度は約 $0.09 \mu\text{g/L}$ である²⁸⁾ため自然由来でな

いことがわかる。

145 については作業場のような小屋があり、Mn、Zn、Pb の濃度が特に高く、近くのサンプル地点 141 と比較して 15-20 倍ほど濃度は高くなっていた。付近に使われていないショベルカーがあった。そのためその原因が大きく付近のサンプル地点より、汚染が進んでいると考えられる。145 の写真を以下に示す。



図 3-24 サンプル地点 145

カラリンは人口希薄地であるが、先述したような人の手の加えられたトタン屋根の小屋やショベルカーなどの廃棄物にあたるようなものの影響を大きく受けていることがわかった。

次に D.U.D における主成分分析を行った。その結果を以下に示す。

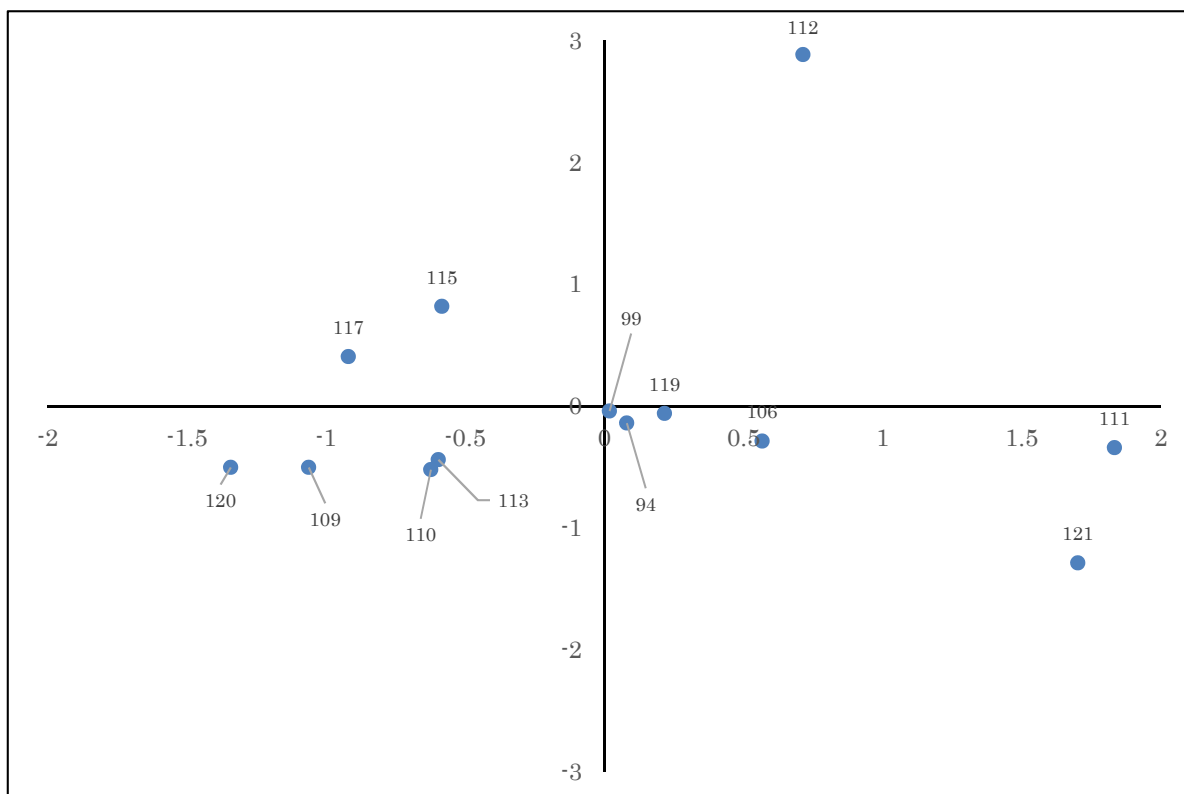


図 3-25 D.U.D の主成分分析結果

また同様に固有値、寄与率、累積寄与率、成分行列も示す。

表 3-4 固有値、寄与率、累積寄与率 (D.U.D)

成分	初期の固有値			抽出後の負荷量平方和		
	合計	分散 の %	累積 %	合計	分散 の %	累積 %
1	4.647	46.473	46.473	4.647	46.473	46.473
2	1.592	15.917	62.390	1.592	15.917	62.390

表 3-5 成分行列 (D.U.D)

	成分	
	1	2
V	0.734	0.570
Cr	0.945	0.008
Mn	0.717	-0.079
Ni	0.943	-0.125
Cu	0.612	-0.388
Zn	0.893	-0.276
As	0.452	0.792
Se	0.066	0.386
Cd	0.430	0.178
Pb	0.497	-0.460

D.U.D では重金属の濃度がサンプル地点によってまばらであった。しかし共通して道路付近や車通りの多い地点では、Mn、Zn、Cu の濃度が高かった。これは自動車交通による影響が大きいと考えられる。Mn はディーゼル車の排出ガス²⁹⁾から、Zn、Cu はタイヤの摩耗から排出されることが分かっている³⁰⁾。人口密集地で特にこれらの濃度が高いのは、人口が多く車の利用が多いことから道路交通量が多くなっていることに起因していると考えた。また道路わきなどにゴミが捨てられているところも多々見られておりその影響によって汚染が進んでいると考えられる(図 3-26)。



図 3-26 サンプル地点 111 (D.U.D)

最後に、オープンダンピング地において主成分分析を行った。その結果を以下に示す。

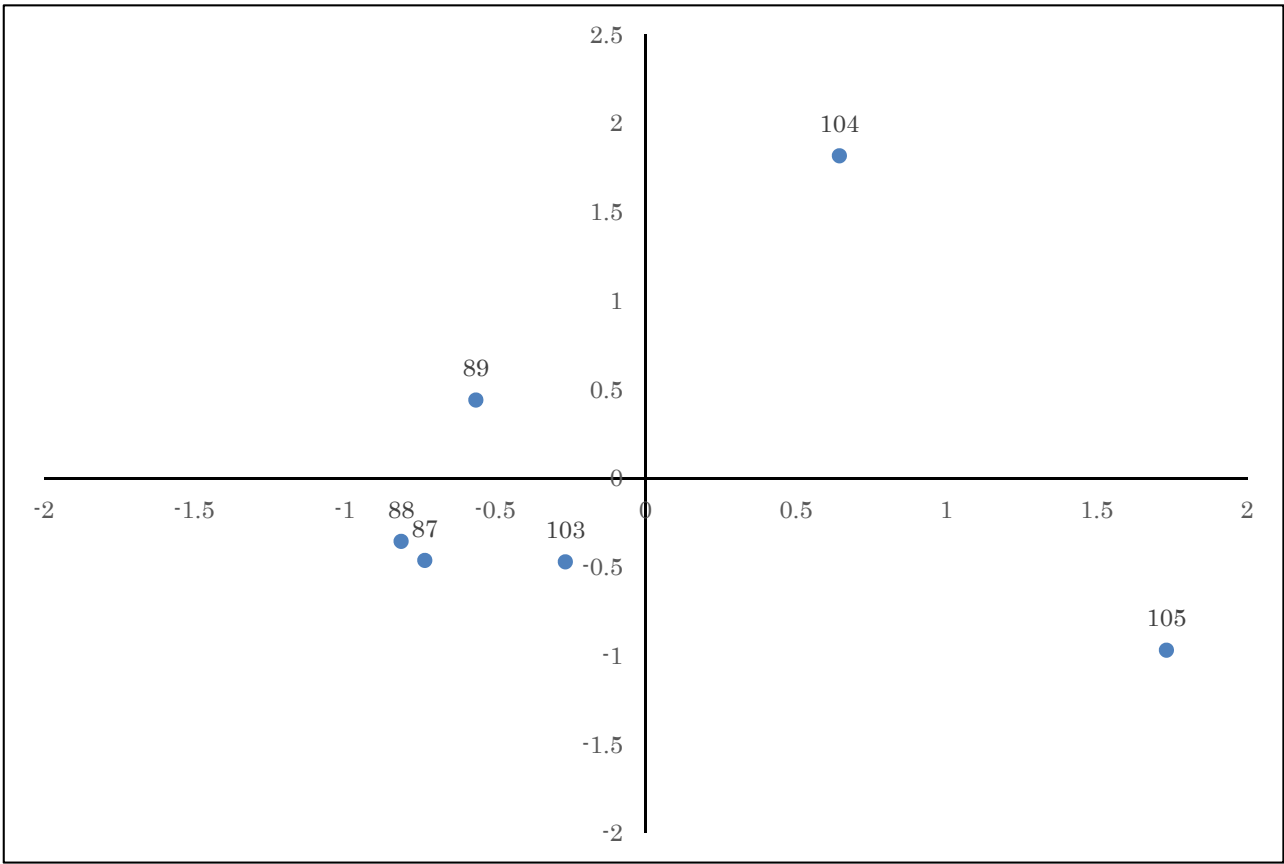


図 3-27 オープンダンピング地の主成分分析結果

また同様に固有値、寄与率、累積寄与率、成分行列も示す。

表 3-6 固有値、寄与率、累積寄与率（オープンダンピング地）

成分	初期の固有値			抽出後の負荷量平方和		
	合計	分散 の %	累積 %	合計	分散 の %	累積 %
1	6.534	65.341	65.341	6.534	65.341	65.341
2	2.197	21.972	87.312	2.197	21.972	87.312

表 3-7 成分行列（オープンダンピング地）

	成分	
	1	2
V	0.672	0.731
Cr	0.929	-0.330
Mn	0.974	0.144
Ni	0.947	0.313
Cu	0.946	-0.320
Zn	0.823	0.482
As	0.892	-0.419
Se	0.013	0.872
Cd	0.462	0.016
Pb	0.890	-0.405

2 地点 104、105 が大きく隔離していた。この 2 地点では特に Zn、Mn、Cd の濃度が高かった。104 は錆びている船、105 は廃車付近であるため、それぞれ船と車による影響が大きいと考えられる。特に 105 については付近にゴミの廃棄物も多々あり人為的な汚染が進んでいることを顕著に示している。また 105 については Pb の濃度も高くなっていた。オープンダンピング地の重金属濃度は高くなっているためごみ処理施設が必要であると考えられる。しかし、地理的条件で導入できないのが問題である。オープンダンピングのラグーン側の壁に穴が存在しており、これらからの浸水や大量のプラスチックのごみのラグーン内への流出などが問題になっているのである。プラスチックを油に変換できる機械を日本からも提供したのだが、それでは追いついていないのが現状となっている。

またオープンダンピング地における廃棄物がほとんどであるが、先述したように人口密集地でもごみの廃棄が存在していた(図 3-28)。道路交通などの影響も大きいと考えられるが、D.U.D にあるサンプル地点ではカラリン、ローラと比較して Ni、Cu、As の濃度が約 2-30 倍も高くなっていた。そのためゴミの回収の改善やリサイクルなどによって廃棄物が環境中にそのまま放出されることを防ぐ対策をすることが必要であると考ええる。



図 3-28 D.U.D にあった廃棄物

3.4 ヒト健康影響評価結果

2.5.4 節で述べたようにサンプル地点によってケースを分けて GERAS-1,2 を用いてヒト健康影響リスク評価を行った結果を重金属ごとに示す。

・バナジウム V

V の土壌含有濃度の高かった地点は、サンプル 104 でありオープンダンピング地にあたる。濃度は 10.011 ppm であった。ここはオープンダンピング地であるためケース B について考えた。GERAS-1 の結果は以下のようになった。バナジウムは TDI が不明なため RFD の 10 %を超えるかどうかを懸念すべき値であるとし判断した。リスク判定は、○：許容できる、●：許容できない、と区別している（以下同様）。

表 3-8 バナジウムの GERAS-1 の結果

	摂取量 mg/kg/day	RFD mg/kg/day	RFD に対する割合	リスク判定
経口	3.3E-04	9.0E-03	3.6%	○

続いて GERAS-2 を用いてオフサイトのリスク評価を行った。最も近い市街地までの距離は約 150m であることからオフサイトはサンプル地点 104 から 150 m の地点とした。

表 3-9 バナジウムの GERAS-2 の結果

	摂取量 mg/kg/day	RFD mg/kg/day	RFD に対する割合	リスク判定
経口	2.2E-04	9.0E-03	2.4%	○

バナジウムの結果はオフサイト、オンサイトどちらも RFD に対する割合が 10%以下であることからリスク判定は許容でき、バナジウムによるヒト健康影響リスクはないと考えられる。

・クロム Cr

Cr の土壌含有濃度が最も高かった地点はサンプル 105 であり、131.577 ppm であった。本研究ではクロムは全て三価であると想定した。こちらもオープンダンピング地であるためケース B について考えた。Cr (III) も同様に TDI が不明であるため RFD の 10 %を超えるかどうかを懸念すべき値であるとし判断した。GERAS-1 の結果を示す。

表 3-10 クロム(III)の GERAS-1 の結果

	摂取量 mg/kg/day	RFD mg/kg/day	RFD に対する割合	リスク判定
経口	6.1E-04	1.5E+00	0.0%	○

続いて GERAS-2 を用いてオフサイトのリスク評価を行った。最も近い市街地までの距離は約 150m であることからオフサイトはサンプル地点 105 から 150 m の地点とした。

表 3-11 クロム(III)の GERAS-2 の結果

	摂取量 mg/kg/day	RFD mg/kg/day	RFD に対する割合	リスク判定
経口	1.6E-04	1.5E+00	0.0%	○

Cr (III) に関してもリスクは許容できる範疇にあり、Cr(III)によるヒト健康影響はないと考えられる。

・マンガン Mn

Mn についての評価を行った。Mn の土壌含有量の最も高い地点はサンプル 111 であり、1154.631 ppm あった。111 は人口密集地であるためケース B について考えた。Mn については TDI を用いてリスク評価を行った。GERAS-1 の結果を示す。

表 3-12 マンガンの GERAS-1 の結果

TDI	0.06 mg/kg/day		
	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	167.3%	●	6.90E+01

続いて GERAS-2 を用いてオフサイトのリスク評価を行った。最も近い市街地までの距離は約 100m であることからオフサイトはサンプル地点 111 から 100 m の地点とした。

表 3-13 マンガンの GERAS-2 の結果

TDI	6.0E-02 mg/kg/day		
	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	130.3%	●	8.86E+01

ケース B ではオンサイト、オフサイトいずれにしてもリスクがある可能性がある。

続いて地下水と農作物経由での曝露を除いたケース C の場合を考える。その結果を表に示す。
GERAS-1 の結果を表に示す。

表 3-14 マンガンの GERAS-1 の結果（ケース C）

TDI	0.06	mg/kg/day	
	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	5.7%	○	2.01E+03

表 11 の結果から地下水、農作物からの摂取がない場合にはヒト健康影響リスクがないと考えられる。

・ニッケル Ni

Ni の土壌含有濃度の高かった地点は、サンプル 136 であり、110.958 ppm であった。136 は人口希薄であるためケース A について考えた。地点 136 の周囲には住居がないためオンサイトのみを考えた。
GERAS-1 の結果を表に示す。

表 3-15 ニッケルの GERAS-1 の結果

	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	8.4%	○	1.33E+02

TDI の 8.4%にあたり、10%を下回っていることからニッケルによるヒト健康影響はないと考えられる。

・銅 Cu

Cu の土壌含有濃度の高かった地点は、サンプル 121 であり、771.495 ppm であった。121 は人口密集地であることからケース B について考えた。Cu については、TDI が不明であるため、RFD によるリスク評価を行った。GERAS-1 の結果を表に示す。

表 3-16 銅の GERAS-1 の結果

	摂取量 mg/kg/day	RFD mg/kg/day	RFD に対する割合	リスク判定
経口	1.3E-02	3.7E-02	35.8%	●

サンプル 121 は人口密集地であり市街地は約 10m にあることからオンサイトに含まれていると考え、オフサイトでの評価は行わなかった。ケース B の結果よりリスクは許容できないと判断されたため、ケース C について考えた。その結果を表に示す。

表 3-17 銅の GERAS-1 の結果（ケース C）

	摂取量 mg/kg/day	RFD mg/kg/day	RFD に対する割合	リスク判定
経口	2.3E-03	3.7E-02	6.2%	○

表 14 より、地下水経由の曝露を排除し、土壌からの直接摂取、土壌吸入のみを考えたケース C の場合は、リスクは許容できるとなった。そのためヒト健康影響はないと考えられる。

・亜鉛 Zn

Zn の土壌含有濃度の高かった地点は、サンプル 104 であり、828.212 ppm であった。104 はオープンダンプング地であることからケース B について考えた。GERAS-1 の結果を表に示す。亜鉛は TDI に対するリスク評価を行った。

表 3-18 亜鉛の GERAS-1 の結果

	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	0.3%	○	3.04E+04

続いて GERAS-2 についての計算を行った。サンプル地点 104 と市街地の距離は約 150 m である。GERAS-2 の結果を表に示す。

表 3-19 亜鉛の GERAS-2 の結果

TDI	1.0E+00	mg/kg/day	
	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	0.0%	○	4.33E+05

オンサイト、オフサイトどちらもリスクは許容できるといえる。そのため亜鉛によるヒト健康影響はないと考えられる。

・ヒ素 As

As の土壌含有濃度の高かった地点は、サンプル 105 であり、53.062 ppm であった。105 はオープンダンプング地であることからケース B について考えた。GERAS-1 の結果を表に示す。

表 3-20 ヒ素の GERAS-1 の結果

	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	13.2%	●	4.02E+01

続いて GERAS-2 の結果を示す。こちらもオフサイトまでの距離は 150 m とした。GERAS-2 の結果を表に示す。

表 3-21 ヒ素の GERAS-2 の結果

TDI	2.1E-03	mg/kg/day	
	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	4.3%	○	1.24E+02

オンサイトにおいてリスクは許容できず、オフサイトにおいてリスクは許容できるといえる。オンサイトにおいてリスクがあるためケース C についても計算を行った。その結果を表に示す。

表 3-22 ヒ素の GERAS-1 の結果（ケース C）

	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	7.4%	○	7.19E+01

ケース B についてリスクは許容できるといえる。そのため地下水経由、農作物経由の摂取がない時にはヒト健康影響はないと考えられる。

・セレン Se

Se の土壌含有濃度の高かった地点は、サンプル 104 であり、0.959 ppm であった。104 はオープンダンプング地であることからケース B について考える。GERAS-1 の結果を表に示す。

表 3-23 セレンの GERAS-1 の結果

	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	34.6%	●	2.77E-01

続いてオフサイトについて考える。同様に距離を 150 m として考える。GERAS-2 の結果を表に示す。

表 3-24 セレンの GERAS-2 の結果

TDI	4.0E-03	mg/kg/day	
	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	25.5%	●	3.76E-01

オンサイトにおいてリスクがあるためケース C について計算を行った。その結果を表に示す。

表 3-25 セレンの GERAS-1 の結果（ケース C）

	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	0.1%	○	1.34E+02

地下水による摂取を排除したケース C ではリスクは許容できるといえる。よって地下水、農作物経由による曝露を排除した場合にはヒト健康影響が生じる懸念に達しないと考えられる。

・カドミウム Cd

Cd の土壌含有濃度の高かった地点は、サンプル 124 であり、1.533 ppm であった。124 は人口希薄地であるためケース A について考えた。GERAS-1 の結果を表に示す。

表 3-26 カドミウムの GERAS-1 の結果

	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	0.7%	○	2.29E+01

続いてオフサイトを考える。サンプル地点 124 から最も近い市街地は約 200 m 離れているため、200 m として計算を行った。GERAS-2 の結果を表に示す。

表 3-27 カドミウムの GERAS-2 の結果

	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	0.1%	○	1.25E+02

オンサイト、オフサイトどちらもリスクは許容できるといえる。そのためヒト健康影響が生じる懸念に達しないレベルであると考えられる。

・鉛 Pb

Pb の土壌含有濃度の高かった地点は、サンプル 149 であり、936.73 ppm であった。149 は人口希薄地であることからケース A について考えた。GERAS-1 の結果を表に示す。

表 3-28 鉛の GERAS-1 の結果

	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	79.7%	●	1.18E+02

サンプル地点 149 は人口希薄地であり周囲に住居がないが、リクリエーション目的で付近に農作業込みで在住する人もいることから GERAS-2 も行った。周辺住居までの距離は 200 m として計算を行った。GERAS-2 の結果を表に示す。

表 3-29 鉛の GERAS-1 の結果

	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	0.3%	○	3.70E+04

GERAS-1 の結果よりリスクは許容できないといえる。そのためケース C について計算を行った。その結果を示す。

表 3-30 鉛の GERAS-1 の結果（ケース C）

	TDI に対する割合	リスク判定	土壌浄化目標含有量 mg/kg
生涯	78.2%	●	1.20E+02

ケース C の場合においてもリスクは許容できないレベルであると計算された。すなわちヒト健康影響がある可能性がある。

GERAS-1 の評価結果をまとめて表 3-28 に示す。

表 3-31 GERAS-1 の結果まとめ

重金属名	サンプル名 (区分)	濃度(ppm)	ケース	評価対象	リスク判定
V	104 (オープンダンピング地)	10.011	B	RFD	○
Cr	105 (オープンダンピング地)	131.577	B	RFD	○
Mn	111 (D.U.D)	1154.631	B	TDI	●
			C		○
Ni	136 (カラリン)	110.958	A	TDI	○
Cu	121 (D.U.D)	771.495	B	RFD	●
			C		○
Zn	104 (オープンダンピング地)	828.212	B	TDI	○
As	105 (オープンダンピング地)	53.062	B	TDI	●
			C		○
Se	104 (オープンダンピング地)	0.959	B	TDI	●
			C		○
Cd	124 (ローラ)	1.533	A	TDI	○
Pb	149 (カラリン)	936.73	A	TDI	●
			C		●

地下水、農作物経路を排除したケース C においては、Pb のみリスクがあることが分かった。他の重金属においてはリスクのないケースが存在することを示せた。D.U.D とオープンダンピング地においては農作物経路あるいは地下水経路での曝露はないためヒト健康影響リスクはないと考えられる。しかし、カラリンでは地下水経路からの摂取も考えられるため土壌からの重金属摂取を防ぐことが必要であるとわかった。

3.5 結言

ここ結果について述べた。

3.2 節では、サンプル分析の結果について述べた。

3.3 節では、3.2 節で示した結果を用いて主成分分析を行いその結果を示した。

3.4 節では、3.2 節で示した結果を用い、GERAS を使ってヒト健康影響評価を行った。

4. 考察

4.1 緒言

4 では結論を述べる。

4.2 節では 3.3 節で示したサンプル分析・主成分分析の結果を元に考察を述べる。

4.3 節では 3.4 節で示したヒト健康影響評価を元に考察を述べる。

4.2 サンプル分析・主成分分析からの比較

サンプル分析と主成分分析の結果からの考察を述べる。そして最後に分析全体を踏まえた上で汚染源の考察を行った。

4.2.1 サンプル分析結果と非汚染土壤中濃度との比較

サンプル分析からの考察を述べる。

「データで示すー日本土壌の有害金属汚染¹²⁾」に記載されている非汚染土壤中濃度と比較を行った。非汚染土壤中濃度は浅見ら（1991）¹²⁾を用いた。その値を以下に示す。

表 4-1 非汚染土壤中濃度

(mg/kg)	V	Cr	Mn	Ni	Zn	As	Se	Cd	Pb
非汚染土壤中濃度	170	56	930	24	59.9	6.82	0.47	0.295	17.2

比較を行うと Se についてほとんどの地域で非汚染土壤中濃度を超えていることが分かった。セレンは電気を流す性質があるため、コピー機の感光ドラムや太陽電池に利用されている。またガラスなどの着色剤や合金の添加剤としても利用されている。以下にマーシャル諸島の 1995 - 2010 年の輸入データの Chemical products の上位 105 物質³¹⁾の表を示す。着色料は含まれているが上位でなくこれが大きな汚染源になっているとは考えにくい。

表 4-2 マーシャル諸島の Chemical products の輸入データ ³¹⁾

非水系塗料	艶出しパテ	インク	無機化合物	動植物性肥料	活性炭	核酸
エーテル類	殺虫剤	酸化アルミニウム	花火	フェノール誘導体	発熱性合金	ホルモン類
包装された医薬品	研究用試薬	油圧ブレーキ液	その他着色料	有機硫黄化合物	反応・触媒製品	炭酸塩
工業用脂肪酸・油脂・アルコール類	未包装医薬品	特殊医薬品	消火器用調製品	植物性及び動物性染料	アンモニア	アミン化合物
洗浄剤	シェービング	過酸化ナトリウム及び過酸化カリウム	含窒素複素環式化合物	ポリッシュ・クリーム	合成着色料	その他の有機・無機化合物
水素	塩化物	エッセンシャルオイル	映画フィルム、露光・現像	染色仕上剤	スルホンアミド	ホスフィン酸塩およびホスホン酸塩
ワクチン、血液、抗血清、毒素および培養物	美容製品	歯科用製品	次亜塩素酸塩	スルホン化炭化水素、硝酸化炭化水素又はニトロ化炭化水素	酸素系アミノ化合物	ポリカルボン酸
潤滑剤	ワックス	窒素肥料	植物性アルカロイド	カーボン	硫酸塩	塩素酸塩および過塩素酸塩
その他の塗料	環状炭化水素	包帯	ビタミン類	その他の有機化合物	不凍液	金属酸洗剤
有機複合溶剤	抗生物質	非環状炭化水素	鉱物性または化学性の混合肥料	硝酸塩	腺及びその他の器官	デキストリン
不飽和環状モノカルボン酸類	接着剤	貴金属化合物	環状アルコール	非環状アルコール類	その他窒素化合物	亜硝酸塩および硝酸塩
塗料用乾燥剤	ヘアケア製品	写真用プレート	調製爆薬	香りのある混合物	キャンドル	ハロゲン
アンチノック	ハロゲン化炭化水素	その他無機酸	写真用化学品	微生物培養剤	調製ゴム促進剤	塩酸
水系塗料	耐火物セメント	カルボン酸類	カルボキシアミド化合物	非水系顔料	第4級アンモニウム塩および水酸化物	リン酸エステルおよび塩
石けん	香水	導火線	飽和環状モノカルボン酸類	アルデヒド類	アートペイント	マッチ

人口密集地やオープンダンピング地だけでなく、人口希薄地の中でも周りに廃棄物が見られないような地点でも Se の濃度は高かった。そのため工業製品だけでない別の汚染源があると考えられる。これを解明するにはさらなる研究が必要であるとする。

廃車や自動車関連店付近、道路交通量の大きい地域では Cu、Zn の濃度が非汚染土壤中濃度を大きく超えて高くなっていた。これは自動車関連の影響が大きいことを示している。

また As においてもオープンダンピング地、人口密集地において濃度が高くなっていた。As は半導体に用いられている。実際、マーシャル諸島は半導体を輸入している 25)。As の濃度が高くなっていたのは半導体の廃棄によるものだと考えられる。

したがって重金属汚染が進んでいるのは人間活動、すなわち人為的なものが大きいと考えられる。特に工業製品の利用、廃棄による汚染源が主であり無視できなくなっていると考えられる。

4.2.2 汚染源についての考察

マーシャル諸島では工業製品の多くを輸入に頼っている。そのため汚染源となっている工業製品は輸入した製品によるものが大きいと考えられる。人為的な影響の大きい D.U.D、オープンダンピング地の 2 地点による考察から Zn、Mn の濃度が高く汚染が進んでいることが分かった。またこの 2 つの重金属は自動車による汚染であることも考察した。

工業製品においては、韓国、シンガポール、中国、日本などの先進国が主な輸入先国である（2021 年、アジア開発銀行³²⁾）。輸入製品の上位は旅客船、貨物船、精製石油である。また中型車の輸入上位国としては、韓国、中国、台湾となっている（図 4-1）。

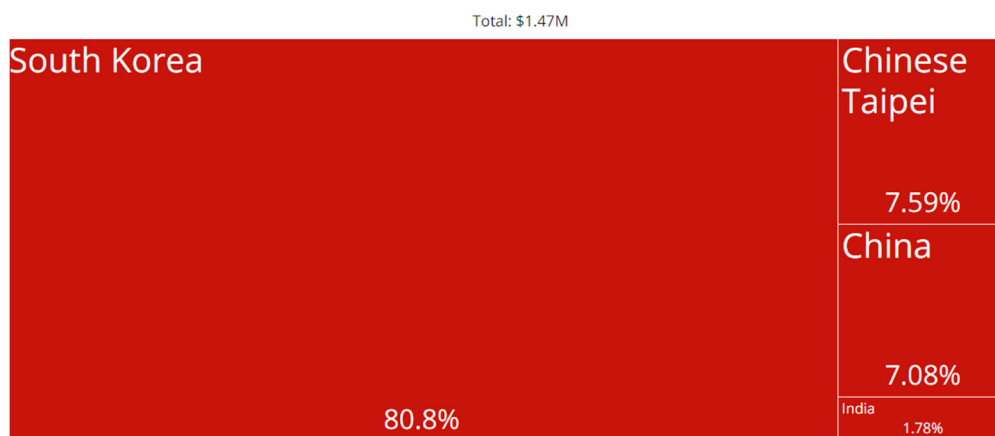


図 4-1 マーシャル諸島における中型車の上位輸入相手国³²⁾

自動車を含む中型車は輸入製品の上位にもきておらずそれほど多くなっていない。機械全体の輸入金額の 0.2%ほどしか占めていない。そのため別の工業製品も大きな汚染源の 1 つになっていると考えられる。しかしどの工業製品であっても不適切な処理によって環境中に排出されることは汚染につながると考えられる。

先述したようにマーシャル諸島ではゴミ処理施設が充実していないため、オープンダンピング地への廃棄が行われている。そのため廃棄された際にも重金属汚染のような環境負荷を防ぐための取り組みが必要であると考えられる。また 2017 年に、日本においても外務省の支援により試験的にゴミ焼却施設の導入やリサイクルの推進などが行われている³³⁾。そのような支援は必要不可欠であると考えられる。汚染源となっている製品についてはそれが明らかになることで処理についての対応を迅速に行うことができれば現在の汚染の進行度を少しでも抑えることができるのではないかと考える。またゴミ自体を出さない

ようにすることも必要である。そのためリサイクル可能な製品を輸出、輸入できるようにしなければならない。それだけでなくリサイクルシステムを確立させることも必要である。分解の難しい製品の使用を減らし、分別回収のリサイクルシステムの確立することでリサイクルを推進していくことが重要であると考えている。

4.3 毒性評価からの考察

3.4 節で示した結果より、ケースCの場合、すなわち曝露経路が土壌の直接摂取、土壌吸入の2つに絞って計算を行った結果、Pb 以外ではヒト健康影響リスクがないと言えた。Pb の濃度が最も高かったサンプル地点 149 はトタン屋根のすぐ近くに位置している。Zn の濃度も周辺のサンプル地と比較すると高いことからトタン屋根の影響であると考えていることができる。これは人口希薄地のような人間活動による影響がそれほどないような場所であってもトタン屋根の小屋のような建設物などのヒトの手が加わったものが1つでもあることで汚染源になり得ることを示している。

As、Se においては、ケースBで考えた場合にオープンダンピング地においてヒト健康影響がある地点も存在した。現在は主な水源が雨水であり、飲み水もミネラルウォーターを用いているため地下水摂取はないが、乾季の際や災害の際など、地下水の利用が必要になった場合には地下水経由での As、Se のような重金属摂取の危険性は大きいにある。3.4 節で示したように TDI の 10%を超える値を示していたため、健康影響リスクがないとはいえない。そのため表層にある堆積物についての処理の必要性は大きいと考えられる。

4.4 結言

ここでは結果からの考察について述べた。

4.1 節では、サンプル分析結果と非汚染土壌中濃度を比較することによる考察を行った。

4.2 節では、主成分分析からの考察を行った。主成分分析結果から汚染度合いや、マーシャル諸島の輸入データを用いて汚染源について考察した。

4.3 節では、ヒト健康影響リスク評価結果からの考察を行った。

参考文献

- 1) Webb, A. P., & Kench, P. S. (2010). The dynamic response of reef islands to sea-level rise: Evidence from multi-decadal analysis of island change in the Central Pacific. *Global and Planetary Change*
- 2) Akther, S., Suzuki, J., Pokhrel, P. *et al.* Assessment of heavy metal pollution in the coastal sediments of an urbanized atoll in the central Pacific: Majuro Atoll, the Marshall Islands. *Environ Monit Assess* **193**, 843 (2021).
- 3) 保谷忠男. 海面水位の変動と地球温暖化論. 2013
- 4) 佐藤大作. 海面上昇後のマーシャル諸島マジュロ環礁における地形維持過程の数値シミュレーション. 2006
- 5) Cannon, S. E., Donner, S. D., Fenner, D., & Beger, M. (2019). The relationship between macroalgae taxa and human disturbance on central Pacific coral reefs. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 161–173.
- 6) Fujita, K., Osawa, Y., Kayanne, H., Ide, Y., & Yamano, H. (2009). Distribution and sediment production of large benthic foraminifers on reef flats of the Majuro Atoll, Marshall Islands. *Coral Reefs*, 28, 29–45.
- 7) 国際連合. UN data
[UNData app](#) , (参照 2024-02-01)
- 8) Marshall Islands. REPUBLIC OF THE MARSHALL ISLANDS 2021 CENSUS REPORT VOLUME 1: BASIC TABLES AND ADMINISTRATION REPORT
https://spccfpstore1.blob.core.windows.net/digitallibrary-docs/files/60/605c69d76a40195baa447b5a558b0e02.pdf?sv=2015-12-11&sr=b&sig=W3zCPdYti3RyyIlZrUEMiWuZWd9roPwvyvw39oO4lHs%3D&se=2024-07-31T07%3A29%3A11Z&sp=r&rsc=public%2C%20max-age%3D864000%2C%20max-stale%3D86400&rsc=application%2Fpdf&rscd=inline%3B%20filename%3D%22Marshall_Islands_2021_Census_Vol1_Table_report.pdf%22 , (参照 2024-02-01)
- 9) 葛飾区の世帯と人口 葛飾区公式サイト
<https://www.city.katsushika.lg.jp/information/1000083/1005977/1005998.html> , (参照 2024-02-06)
- 10) Lisa Ito, T. Omori, M. Yoneda, Toru Yamaguchi, R. Kobayashi, Y. Takahashi. Origin and migration of trace elements in the surface sediments of Majuro Atoll, Marshall Islands. *Chemosphere* 202, 65-75(2018)
- 11) JICA. マーシャル諸島共和国 マーシャル諸島共和国 マジュロ環礁水供給システム改善計画 マジュロ環礁水供給システム改善計画 予備調査報告書. 2006
- 12) 浅見輝男: データで示す—日本土壌の有害金属汚染, アグネ技術センター, 2010
- 13) 産業技術総合研究所. 地圏環境リスク評価システム GERAS
https://unit.aist.go.jp/georesenv/georisk/japanese/research/research_geras.html , (参照 2024-01-19)
- 14) Google Earth
<https://earth.google.com/web/> , (参照 2024-01-26)
- 15) アジレント・テクノロジー株式会社. ICP-MS の基礎
<https://www.chem-agilent.com/contents.php?id=35074> , (参照 2024-01-26)

- 16)島津製作所. ICP-MS とは？
<https://www.an.shimadzu.co.jp/analysis-basics/ICP-MS/about/index.html> , (参照 2024-01-26)
- 17)産業技術総合研究所：地球化学標準物質データベース
<https://gbank.gsj.jp/geostandards/> , (参照 2024-02-08)
- 18)高柳良太：SAS Enterprise Guide 多変量解析編, オーム社, 2014
- 19)内田治：すぐわかる EXCEL による多変量解析 第2版, 東京図書株式会社, 2005
- 20)IBM. 因子分析の回転
<https://www.ibm.com/docs/ja/spss-statistics/25.0.0?topic=analysis-factor-rotation> , (参照 2024-01-18)
- 21)川辺能成, 坂本靖英, 駒井 武：わが国における土壤中重金属類の暴露量推定－地圏環境評価システムの開発に関する研究－, 資源と素材, Vol.119, No.6, 7, pp.427-433, 2003.
- 22)環境省. 指定基準値の設定の考え方
https://www.env.go.jp/water/dojo/sesaku_kondan/06/mat02.pdf , (参照 2024-01-19)
- 23)環境省. 土壌溶出量基準値と土壌含有量基準値について
<https://www.env.go.jp/content/900520793.pdf> , (参照 2024-01-19)
- 24)川辺 能成, 西脇 淳子, 坂本 靖英, 原 淳子, 竹内 美緒, 駒井 武：地圏環境リスク評価システムによる油汚染土壌の暴露・リスク評価－芳香族 TPH の懸念レベルの推定－, Vol.64, No.2, pp144-150, 2008.
- 25)WHO, Concise International Chemical Assessment Document (CICAD) .No38.N-Nitrosodimethylamine, Geneva, International Programmen Chemical Safety.2002
- 26) 伊藤理彩. A geochemical study on trace element behavior in sediments and soil formation on atolls, central Pacific, 東京大学大学院理学系研究科, 博士論文.2018
- 27)Integrated Risk Information System
<https://www.epa.gov/iris> , (参照 2024-01-20)
- 28)K.H .Wedepohl ed. Handbook 01 Geochemistry .Springe -Verlag Berlin. Heidelberg. New York. 1999
- 29)Shahab, A., Zhang, H., Ullah, H., Rashid, A., Rad, S., Li, J., & Xiao, H. (2020). Pollution characteristics and toxicity of potentially toxic elements in road dust of a tourist city, Guilin, China: Ecological and health risk assessment. Environmental Pollution, 266, 115419.
- 30)Hong, N., Guan, Y., Yang, B., Zhong, J., Zhu, P., Ok, Y. S., Hou, D., Tsang, D. C. W., Guan, Y., & Liu, A. (2020). Quantitative source tracking of heavy metals contained in urban road deposited sediments. Journal of Hazardous Materials, 393, 122362.
- 31)Observatory of Economic Complexity (OEC)
<https://oec.world/en> , (参照 2024-02-07)
- 32)ADB 年次報告 2021
<https://www.adb.org/ja/documents/adb-annual-report-2021> , (参照 2024-02-07)
- 33)外務省. 2017 年版開発協力白書 日本の国際協力
https://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/oda/shiryo/hakusho/17_hakusho/column/column11.html , (参照 2024-01-30)

5. 追加研究

日本からの輸出製品に含まれる化学物質が輸入国に与えるヒト健康リスクの評価

(昨年度課題の追加解析)

昨年度の課題では、日本からの輸出製品に含まれる化学物質が輸入国に与えるヒト健康リスクを定量的に評価するためのモデルを構築した。今年度は構築したモデルを用いて、輸出製品に由来するヒト健康リスクを削減するための最も効率的な対策を考察した。下記では研究の全体像が把握できるように昨年度の成果も踏まえて記載する。今年度の成果は 5.2.2 の後半で示す解析ケースの設定および 5.3 で示すケースごとの解析結果とそれらを踏まえたリスク削減対策に関する考察である。

5.1 背景

日本から国外へと化学物質が越境移動する経路の一つとして輸出製品に含まれての移動が考えられるが、それらに含まれる化学物質は、日本の化学物質管理の柱である PRTR 制度でも対象外となっている。特に中古製品は製造と輸出に時間差があるため、化審法で使用規制がなされている化学物質が含まれた状態で輸出されることがあり、輸出製品を介した国家間のリスクの移転が懸念される。そこで昨年度の課題では、輸出製品に含まれる化学物質が輸入国に及ぼすヒト健康リスクの定量的評価を行うためのモデル構築を行った。今年度はその延長として、輸出国と輸入国のそれぞれにおけるリスク削減対策を含めた 5 つのケースで解析を行い、最も効果的なリスク削減対策を考察した。

5.2 方法

5.2.1 モデルの設定

解析モデルは昨年度の課題で構築した図 5-1 のモデルを使用した(昨年度の当該課題の手法から引用)。

まず、輸出国における化学物質の使用規制を考慮して、化学物質の代替シナリオを構築した。次に、製品中への化学物質の含有量を年別に設定した。輸出量は財務省の貿易統計から推算し、輸出量に化学物質の含有量をかけることで、輸出製品を介した化学物質の移動量を推算した。次に累積ワイブル分布関数を用いたストック・フロー解析によって、輸入国における製品及び化学物質のストック量と廃棄量を推算した。そして、排出係数によって環境排出量を推算し、USE tox モデル (UNEP/SETAC) を用いて、化学物質の人への曝露量を推算した。最後に、化学物質の有害性評価と合わせることで、ヒト健康リスクを推算した。ヒト健康リスクは Disability Adjusted Life Years (DALY) を用いて表した。DALY は疾病負荷を総合的に示す指標で、損失生存年数(疾病により失う命の年数)と障害生存年数(障害を抱えて過ごす年数、障害の程度によって重み付けされる)の和によって表される。

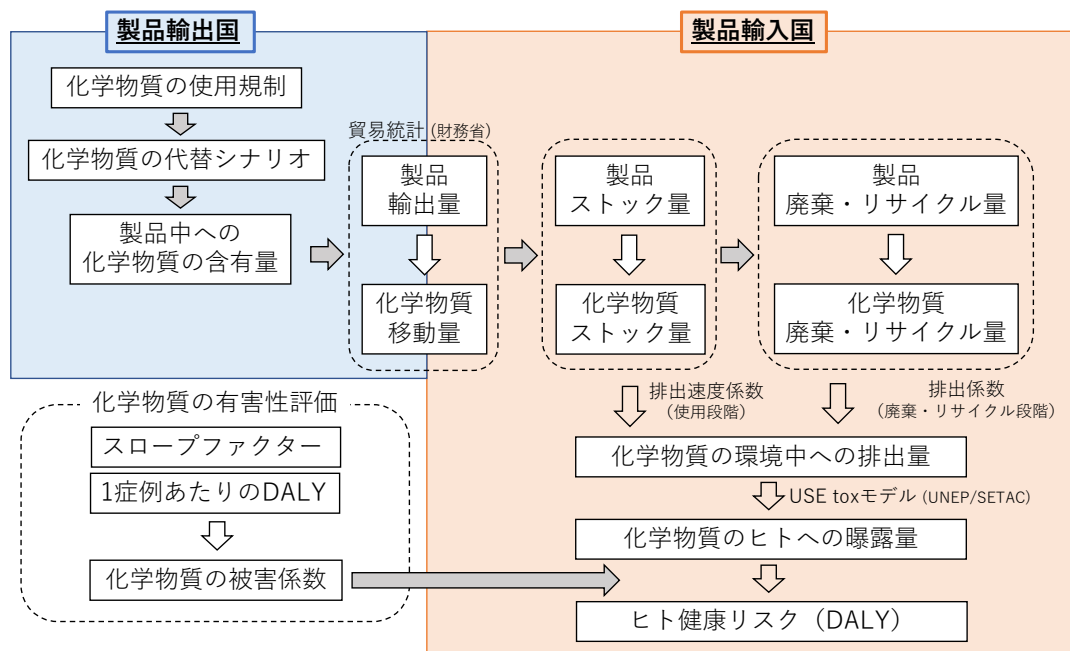


図 5-1 解析モデルの枠組み

5.2.2 解析ケースの設定

(※対象製品、対象化学物質、対象国は昨年度の課題から継続)

対象製品には自動車を選定した。日本は 2020 年の自動車輸出台数が世界で第 2 位であり、自動車の輸出を介した化学物質の越境移動が懸念される。

対象化学物質は、樹脂製品や繊維製品に難燃剤として含まれるデカブロモジフェニルエーテル (DecaBDE) と三酸化アンチモン (Sb_2O_3) を選択した。DecaBDE はヒト健康への有害性が懸念され、2012 年から自動車部品での使用が規制されている。DecaBDE の代替物質として、本研究ではリン酸トリフェニル (TPP) を取り上げた。

対象国を選定するために、日本が自動車を輸出している全 197 カ国を対象に、IBM SPSS statistics (IBM Co., Ltd.) を用いて、階層クラスター分析を実施した。変数として、日本からの自動車の輸入台数、輸入台数に占める中古車の割合、人口密度、1 人当たりの GNI の 4 つを取り上げた。その後、階層クラスター分析の結果から輸入国とする対象地を選定した。その結果、特徴は異なるがともにリスクの高いパキスタンとウガンダが選ばれた。パキスタンとウガンダにおける日本からの自動車の輸入台数、輸入台数に占める中古車の割合、輸入可能な中古車の車齢、人口密度、1 人当たりの GNI を表 5-1 に示す。

表 5-1 パキスタンとウガンダの比較

	パキスタン	ウガンダ
日本からの輸入台数 [台]	38320	24944
日本からの輸入台数に占める中古車の割合 [%]	72	100
輸入可能な中古車の車齢	乗用車：3年以内 商用車：5年以内	15年未満
人口密度 [人/km ²]	292	235
1人あたりのGNI [米ドル]	1410	775

本研究では、輸入国のリスク削減対策として、輸出国における物質代替、輸入国における平均耐用年数の短縮、廃棄物管理の向上、規制物質を含む中古車の輸入規制を取り上げた。輸入国での対策と輸出国での対策を組み合わせた5つのケースで解析を行い、最も効果的なリスク削減対策を考察した。解析を行ったケースを表 5-2 に示す。

ケース 1 とケース 4 は輸出国での物質代替のみを行うケースであり、対象とする輸入国はそれぞれパキスタンとウガンダとした。

ケース 2 は輸出国での物質代替と輸入国での平均耐用年数の5年短縮を両方行うとし、平均耐用年数の短縮は輸入台数が大きいほど効果が大きいと考えられるため、対象とする輸入国は日本からの輸入台数が大きいパキスタンとした。

ケース 3 は輸出国での物質代替と輸入国での廃棄物管理の向上を両方行うとし、廃棄物管理の向上は輸入台数が大きいほど効果が大きいと考えられるため、対象とする輸入国は日本からの輸入台数が大きいパキスタンとした。

ケース 5 は輸出国での物質代替と輸入国での中古車の輸入規制を両方行うとし、規制物質が含まれる中古車の輸入規制は中古車の割合が高いほど効果が大きいと考えられるため、対象とする輸入国は輸入台数に占める中古車の割合が高いウガンダとした。

表 5-2 解析ケース

ケース	対象とする輸入国	輸出国での対策	輸入国での対策
1	パキスタン	物質代替	なし
2			平均耐用年数を5年短縮
3			廃棄物管理の向上
4	ウガンダ	物質代替	なし
5			規制物質が含まれる中古車の輸入規制

5.3 結果・考察

解析ケースごとの DALY の推移を図 5-2 に示す。縦軸は曝露人口全体での DALY の和を表している。

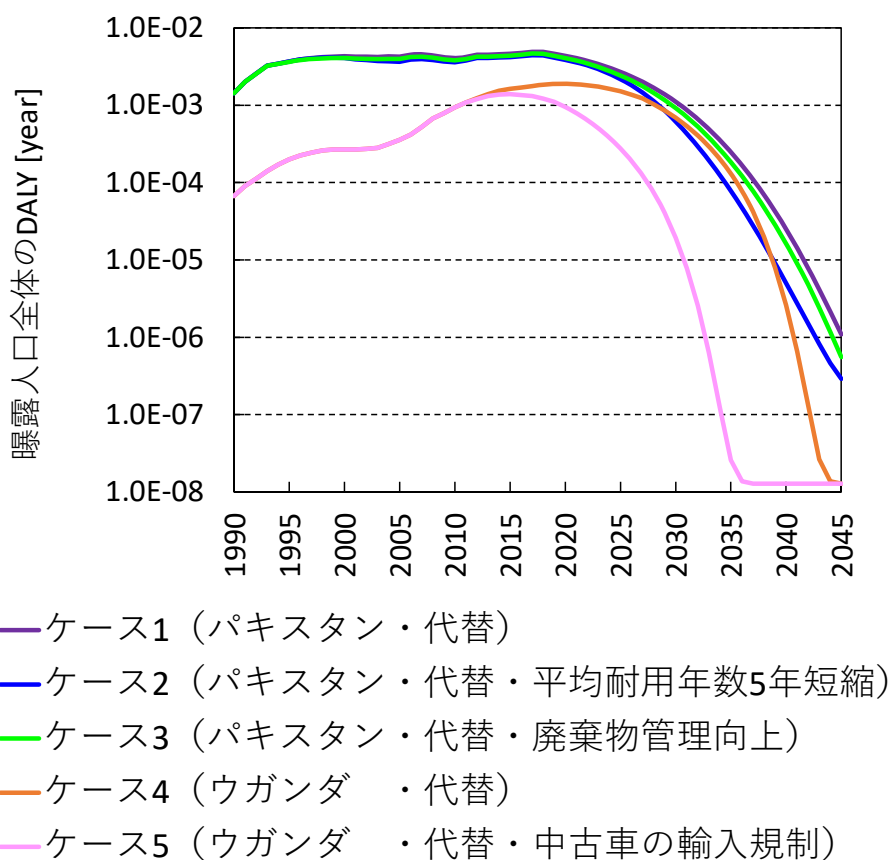


図 5-2 ケースごとの DALY の推移

パキスタンでの解析結果に注目すると、物質代替のみのケース、物質代替に平均耐用年数の短縮を加えたケース、物質代替に廃棄物管理の向上を加えたケースのすべてにおいて、DALY が減少傾向に変化するのは 2018 年であった。また、2035 年における曝露人口全体の DALY について、物質代替のみのケースでは 2.5×10^{-4} [year]、物質代替に平均耐用年数の短縮を加えたケースでは 7.8×10^{-5} [year]、物質代替に廃棄物管理の向上を加えたケースでは 1.8×10^{-4} [year] となり、平均耐用年数の短縮を行うことで DALY は約 1/3 に、廃棄物管理の向上を行うことで約 3/4 に減少した。

ウガンダでの解析結果に注目すると、物質代替のみのケース、物質代替に中古車の輸入規制を加えたケースでは DALY が減少傾向に変化するのがそれぞれ 2021 年、2016 年であった。中古車の輸入規制を行うことで、DALY の減少を 5 年早めることができた。また、2035 年における曝露人口全体の DALY について、物質代替のみのケースでは 1.3×10^{-4} [year]、物質代替に中古車の輸入規制を加えたケースでは 2.6×10^{-8} [year] となり、規制物質を含む中古車の輸入規制を行うことで DALY は約 1/1000 に減少した。

これらの結果から、最も効果が大きいリスク削減対策は輸出国で物質代替、輸入国で規制物質を含む中古製品の輸入規制を行うことだと考えられる。これらの対策は、規制物質が輸入国に越境移動することを防止することに対して効果的であると示唆された。

5.4 今後の課題

解析対象とする製品、化学物質、輸入国を拡張することが挙げられる。今回のケーススタディーで対象とした DecaBDE や TPP 以外の難燃剤やクラスター分析によって異なるグループに分類された輸入国で解析を行うことで、汎用性の高いモデルにしていくことが課題である。。

また、本研究で使用したモデルでは USE tox を用いているため、曝露経路別のリスクが推定しにくいという制限がある。よって、曝露経路別に室内環境モデルや多媒体環境動態モデルを適用し、より詳細なリスク評価を行うとともに、本研究で使用したモデルの妥当性を検証することを今後の課題とする。

第3章 本調査研究のまとめ

本調査研究では、令和5年度化学物質安全対策「大学・公的研究機関と連携した化学物質管理高度化推進事業(ライフサイクルアセスメントの視点に基づく化学物質管理のあり方)」と題して、研究を進めた。以下に、得られた成果をまとめる。

課題1では再生可能エネルギー、特に太陽光発電と風力発電の低炭素効果とライフサイクルリスクのトレードオフ分析を行った。

太陽光発電については、製造、O&M、End-of-life 過程のそれぞれのライフサイクル段階におけるライフサイクルでの、「GHG 排出による気候変動由来のヒト健康影響」「化学物質排出による人体毒性影響」を LCA 分析により算定した。また太陽光発電の導入による低炭素効果（代替された火力発電によるリスク削減分）とのトレードオフを、エンドポイントをヒト健康影響指標である DALY により比較評価した。

AIM シナリオを考慮し、2100 年までの日本の太陽光発電設備の新規導入容量と廃止容量を計算した。その際、事業用、住宅用の太陽光発電設備において早く設備が損傷するケース、通常の損失率であるケースを想定し、耐用年数をそれぞれ設定した。また、2100 年までの単結晶 Si 型、多結晶 Si 型、CdTe 型などの半導体種別の太陽光発電設備の市場シェア率まで設定された。通常の損傷率の場合、新規導入容量は、2047 年に 11.7GW を迎えるが、2051 年に前年比で 33.8%減少する。その後、再び増加に転じ、2098 年に最大値 12.0GW を迎えることが分かった。廃止容量は多少上下しつつも増加していき、2098 年に最大値 10.8GW を迎える。新規導入容量と廃止容量どちらも、経年での変化率に事業用の設備が特に寄与していることが分かった。

太陽光発電の各ライフサイクル段階でのリスク算定の結果、製造過程が全体のライフサイクルのリスク値の 97.5~99.4%占めていることが分かった。特に、最も影響に寄与しているプロセスは、製品に使用される鉱物の採掘時に副産物が地下水へ漏洩する事であり、原因物質はマンガンであった。そのため、製品製造時に、それら製品に使用される素材の採掘過程にまで視点を向けることが事業者が必要であると考えられる。加えて、End-of-life 過程にて、CdTe 型のリサイクル処理プロセスの過程で Cd が水域へ排出される事が判明し、近隣に閉鎖的な水域が存在する場合、環境基準値を上回る Cd 濃度が検出される可能性が示唆された。

2100 年までの太陽光発電のライフサイクルにおける「GHG 排出による気候変動由来のヒト健康影響」「化学物質排出による人体毒性影響」は、太陽光発電により代替された火力発電の削減リスクの、それぞれ 6.8~7.5%、41.0~43.7%であることを明らかにした。そのため太陽光発電のライフサイクルリスクは、低炭素効果よりも小さく、太陽光発電導入の便益は相対的に大きいことが分かった。

風力発電については、本研究では、欧州で採用されているリサイクルや処理工程を考慮しながら、低炭素化に向けた陸上・洋上風力発電の大量導入に際して、風力ブレードの各ライフサイクル（製造から廃棄まで）で発生する廃棄物の処理に伴う GWP を定量的に推計した。風力発電設備の導入による低炭素効果を AIM シナリオから算出した。風力ブレード廃棄物をリサイクルする場合、GFRP/CFRP の強度が低下し、リサイクルコストが上昇するため、実際には材料の二次利用は進んでいない。本研究では、風力ブレードの GFRP/CFRP のリサイクル方法は社会的に実施されているものの、二次材料の有用性が確立されていないという前提で計算を行った。

AIM シナリオを考慮し、2100 年までの日本の風力発電の新規導入容量と廃止容量を計算した。風力ブレードのライフサイクルを、製造、使用（O&M、交換）、使用済みに分け、欧州のリサイクルや処理プロセスを考慮した。2100 年までのブレード廃棄物の総量を計算した。平均寿命（ μ ）を 20～25 年とすると、新規導入容量は 2023 年から 2050 年にかけて増加し（1.6～1.8 倍）、2050 年に 6.9～8.1GW に達する。しかし、新規導入容量は 2050 年から 2051 年にかけて急減し（0.68～0.69 倍）、再び 2100 年にかけて増加していき、2100 年に 6.8～8.4GW に達する。一方、平均寿命（ μ ）が 20～25 年の場合、廃止容量は徐々に増加し、2100 年に 6.0～7.6GW に達する。2050 年に低炭素化を達成するためには、2023 年から風力発電設備を急速に大量導入する必要がある。また、洋上風力発電の拡大や風力タービンの大型化が必要となる。

風力発電設備の損傷率を表すパラメータ(K)を 3 ケース、各ライフサイクルステージにおけるブレード廃棄物排出係数を 3 ケース組み合わせ、9 つの計算を行った。両パラメータの中間値を選んだ Base case では、2050 年まで指数関数的に増加し、その後緩やかな増加となった。一方、風力ブレードが損傷しにくいパラメータを組み合わせた 2 つのケース（K=4.07）では、2030 年以降、その値は Base case の値よりも小さくなる。AIM シナリオに基づき風力ブレードの廃棄物量を計算したところ、最大値は 2100 年に 161～137 kt であった。

現在、風力発電ブレード廃棄物の処理の選択肢は、埋め立てと焼却である。しかし、リサイクルを考慮しても、2050 年における風力発電ブレード廃棄物処理プロセスの GWP（136.8～163.1 MtCO₂eq）は依然として極めて大きく、AIM シナリオ（約 235 MtCO₂eq）の 2050 年における温室効果ガス総排出量の約 58.2～69.4%を占める。さらに、2100 年までの風力ブレード廃棄物処理プロセスの累積 GWP は $1.12 \times 10^4 \sim 1.30 \times 10^4$ MtCO₂ であった。また、火力発電を風力発電に置き換えた場合でも、風力ブレード廃棄物処理プロセスの GWP は、代替による GWP 削減量の 48.5～56.3%を占めた。従って風力ブレード廃棄物の処理プロセスでの GWP は、低炭素効果を下回るが、GHG 排出量が無視できないほど大きいことが初めて明らかになった。したがって、低炭素社会の実現には、二次材料の品質や経済性など、いくつかの課題の解決が急務である。また、風力発電産業を日本で普及する際に、ブレード廃棄物をリサイクルするためのリサイクル能力の確保、その際の回収材料の二次利用の徹底が、基本エネルギー計画等のエネルギー政策立案時に考慮するべきであると考えられる。

以上より、本研究の計算条件下において、再生可能エネルギーの低炭素効果とライフサイクルリスクのトレードオフを比較評価したところ、太陽光発電と風力発電はライフサイクルリスクが相対的に小さいことが分かった。本研究の計算モデルにおいて、LCI データや耐用年数に限界性があり、また太陽光・風力産業に関係する人口や工期、費用などの制約条件が考慮されていない。そのため、今後はよりオープンな LCI データセットの公開により LCA 分析の幅が広がる事、また経済的な制約条件の組み込みのために、本研究で用いた AIM シナリオのようなエネルギーシナリオ分析の段階でライフサイクルリスクのトレードオフ制約条件を取り込んだ分析が展開されることが期待される。

続いて課題 2 について得られた結果をまとめる。

課題 2-1 では、本研究の方法論に合わせて G-CIEMS の仕様を一部変更した際の手順と結果、および前章で作成した排出インベントリの作成結果を示した。PCB 異性体群の排出インベントリにおいては、1974 年から 2002 年の間において、全国各地の排出量が減少したことがはっきりと示された。また、一見すると 2002 年、2018 年の間の差は 1974 年と比較した場合よりも小さかったが、一部地域において減

少傾向にあることも判明した。

また、PCB 異性体群およびその他の物質の G-CIEMS による計算結果を示した。結果から、1974 年、2002 年の PCB 異性体群における、排出量に占める域外到達割合を推定することが出来た。1974 年から 2002 年にかけて、域外へと到達する絶対量は減少したものの、域外へと到達する割合は後者の方が大きいことが判明し、その理由としては大気、水域への排出割合の違いが考えられる。

また、地域の特性を反映しない仮想的なコンパートメントモデルに基づいて算出した評価指標と、本研究のように、地理的条件を可能な限り正確に反映したモデルによる計算結果に基づいた評価指標との間には、一部の物質において傾向に差がみられた。これは、日本の域内における土地の特徴や土地利用条件、風速などの条件を加味したことに起因すると考えられる。また、G-CIEMS によって各媒体内・各媒体間の移動や反応についてもフラックスを推定出来ることにより、各物質がどの媒体中に滞留しやすいか、どの過程におけるフラックスが大きくなっているのかが可視化され、物質の細やかな動態について知ることが出来る点も、この指標のメリットと言える。

POPs 条約に関する世界的な傾向として、残留性有機汚染物質およびそれに類する特徴をもつ化学物質のリスク評価、または規制の検討においては、それぞれの国・地域の地理的特徴や国内動向に関わらず、すべて一律の基準を採用するべきであるといった考え方がスタンダードになりつつある。例えば、The OECD Pov and LRTP Screening Tool を使用したスクリーニングの活用により代表されるように、特定の地域をモデルとしない、仮想的なコンパートメントを用いたシミュレーション結果や、その結果を用いて算出される「環境中全滞留時間」といった定量的指標が重視される傾向にある。しかしながら、これらの結果に基づくリスク評価手法は、過去や現在に起こった、または将来起こりうる可能性のある地球規模の汚染に対する、各地域・各排出源の寄与率を推定することは出来ない。また、残留性有機汚染物質に類する物質の中には、DDT のように熱帯地域の途上国におけるマラリアの死者数減少に貢献したもののや、家電・繊維製品に難燃効果をもたらすリン酸トリフェニル(TPP)に代表されるような、今日の社会生活において容易に代替できない効果を担う物質も存在することにも留意が必要だと考えられる。このような物質が上記のスクリーニング結果によりリスクが高いと判断され、全世界で画一的に製造使用が禁止された場合、地域によっては、かえって社会的・経済的利益の損失につながり、いわゆるリスクトレードオフが起きる可能性も否定できない。また、POPRC や COP における規制対象入りの主要な判断材料の一つが、北極圏およびその周辺地域での汚染状況であることも念頭に置く必要があると考えられる。それぞれの地理的要因や実際の化学物質排出量、国内の経済的事情、排ガスや排水の処理設備の不十分さを加味せずに、熱帯から温帯にかけて位置する国々を汚染に大きく寄与する排出源とみなし、画一的な規制を義務化することの是非は問われるべきではないだろうか。

また、有機汚染物質の排出地点および排出量を正確に把握することの重要性にも着目したい。Breivik らの PCB グローバルインベントリは、各国における PCB 排出量を過去の製造データ等からシナリオを用いて予測し、人口分布によって各地に割り振ったものである。すなわち、PRTR 届け出データのような排出量データに準拠したインベントリではないため、実際の排出状況と乖離している可能性がある。人体や生態系に対する有害性を持ち、国際条約によって規制される可能性がある化学物質の排出状況は、政府として可能な限り正確に把握しておくべきであると考えられる。しかしながら、すべての事業所に対し、ありとあらゆる化学物質の PRTR 届け出を義務化することは非常に困難である。だが、本研究の手法のように工業統計メッシュデータの活用をするなど、インベントリの正確性を高めるための手段は

存在する。POPRC や COP の議題に上がるよりも以前に、排出量を可能な限り正確に把握することは、規制への速やかな対応や、事業所に対する適切な化学物質管理の指導・監督につながるとも考えられる。

G-CIEMS においては、埋没過程も考慮した計算を行った。一部の河川では定期的に浚渫が行われ、その際に底質中の化学物質も系外へと除去される。埋没はこの過程をモデル上に反映させたものであると言える。しかし、この過程には、大雨による大幅な川の増水・洪水といった原因による、大規模な底質の流出は含まれていない。これは、G-CIEMS 上で再現される環境条件が年間平均値を基準としたものであり、短時間・局所的な気候や地理的条件の変動は考慮されていないためである。そのため、本研究における計算では、海洋コンパートメントへの化学物質の流出および仮想的な外洋コンパートメントへの流出が過小、または過大評価されている可能性がある。この現象に代表されるような不連続の事象をモデル計算のための一定の条件内に組み込むことが可能になれば、より精度の高い化学物質の環境中動態の再現が出来ると考えられる。

また、今後の発展課題の 1 つとして、G-CIEMS のような各国・各地域の地理的条件を反映した高精度のモデルと、グローバルスケールモデルの接続または統合が挙げられる。G-CIEMS を用いて域内/域外のストック・フロー量を把握し、その結果を BETR Global (<https://sites.google.com/site/betrglobal/>) のような、やや精度は落ちるが地球全体を計算対象と出来るグローバルスケールモデルの入力値とすれば、化学物質の地球規模における環境中動態をより高精度に把握出来る可能性があると考えられる。それにより、無害化处理などの適切な環境復旧活動や、規制検討における、より信頼出来る判断材料となり得るのではないかと。

加えて、本研究においては未着手だが、G-CIEMS への入力値や環境条件に関する各データが、結果にどの程度影響しているのかを定量的に確認するための感度解析も行うことも今後の課題として残っている。

課題 2-2 では、マーシャル諸島のマジュロ環礁を対象地とし、マジュロ環礁における表層堆積物の重金属濃度を測定すること、主成分分析を行うことで汚染の傾向を把握すること、ヒトへの健康影響リスク評価を行うことを目的とした。

まず、環礁地域の現状を整理し、重金属による汚染は確認されているが先行研究は限られていることを示した。また本研究の対象地としたマジュロ環礁の現状、先行研究で重金属汚染が進んでいること示した上で本研究の目的を示した。また本論文の構成も示した。

マジュロ環礁でサンプルを採取し、ICP-MS で分析を行い、その結果から主成分分析を行う方法論を示した。また測定結果からヒト健康影響リスク評価を行う方法論も示した。サンプル採取地点は人口希薄地としてカラリン、ローラの 2 つ、人口密集地として D.U.D、オープンダンピング地の 4 つを示した。また ICP-MS での分析方法、主成分分析についての詳細な説明を示した後、ヒト健康影響リスク評価として用いた GERAS の概要、パラメータを示した。

サンプル分析の測定結果、主成分分析の結果を示した上で、その結果からヒト健康影響リスク評価を行った結果を示した。その結果として人為的起源の汚染が進んでいることが明らかになった。D.U.D では共通して道路付近や車通りの多い地点では、Mn、Zn、Cu の濃度が高かった。これは自動車による影響を示していた。オープンダンピング地においても濃度の高い重金属は多く見られた。2 地点 104、105 が大きく隔離していた。この 2 地点では特に Zn、Mn、Cd の濃度が高かった。この 2 地点にはそれぞれ付近に船、車が存在しておりその影響を大きく反映していることが示せた。またカラリンのような人口

希薄地であってもトタン屋根の小屋があった地点では Pb の汚染が確認できた。そのため人口希薄地であっても付近に重金属を含む製品や建築物があれば汚染が進んでいることがわかった。

ヒト健康影響では、3つのケースに分けて曝露量が TDI あるいは RFD の 10%の値を超えた場合に曝露量は懸念すべき値にあると考えリスクがあると考え、リスク評価を行った。カラリン、ローラにおいては地下水、農作物からの摂取は考えられるが、人口希薄地やオープンダンピング地では考えにくいので地点に応じて曝露経路を変更して評価した。その結果として地下水、農作物からの摂取を排除した場合、カラリンにあるサンプル地点 149 における Pb 以外では懸念すべき値を上回らずヒト健康影響リスクはないと考えた。しかし、オープンダンピング地にある 104、105 においては地下水からの摂取を考慮した場合にはリスクがあると判定された曝露量になった。

非汚染土壤中濃度と比較することでマジュロ環礁において As、Se の濃度が高くなっていたことから As、Se に着目した。Se についてマーシャル諸島の輸出入データを用いて由来製品となっているものを考察したが不明瞭なままであった。As については半導体に含まれていることから輸入製品にある半導体に起因した汚染であると考えた。また、汚染源についての考察も行った。人為的な影響の大きい Zn、Mn に着目することで自動車由来の汚染であると推測したが、輸出入品のデータから他の汚染源も存在していることがわかった。またオープンダンピング地における汚染を防ぐためにもリサイクル製品やごみの分別回収などのリサイクルシステムの確立を行うことが必要であると考えた。

ヒト健康影響リスク評価の結果からサンプル地点 149 における Pb の汚染が明らかになったが、これは付近にあったトタン屋根の影響が大きいことがわかった。このことから人口希薄地のような人間活動による影響がそれほどないような場所であっても建設物などのヒトの手が加わったものが 1 つでもあることで汚染源になり得ることがわかった。またオープンダンピング地において、As、Se では地下水からの摂取を考慮した時にリスクを懸念すべき値を超えている地点があった。乾季の際や災害の際など、地下水の利用が必要になった場合には地下水経由での As、Se のような重金属摂取の危険性は大きいにある。As、Se の TDI の 10%を超える値を示していたため、健康影響リスクがないとは言えない。そのため表層にある堆積物についての処理の必要性の大きさがわかった。表層堆積物中の重金属濃度の処理方法についてまでは検討できていないが、重金属濃度を大きくさせないためにも先述したような廃棄物に対する対策を行う必要性が示された。

本研究ではマジュロ環礁における表層堆積物の重金属汚染分析を行ったが、主成分分析、ヒト健康影響リスク評価を行った重金属は限られている。そのため Hg のような健康リスクが懸念される他の重金属についても分析を行うことでより明確な汚染源が分かると考えられる。表層だけでなく土壌の下層に含まれる重金属の測定を行うことで地下水や曝露量についてもより明確にできると考えられる。また考察でも先述したように汚染源が不明瞭であった重金属もあったため、さらなる研究が必要であると考えられる。

さらに本研究では、濃度の高くなっていた重金属に着目することで自動車が汚染源となっていることがわかったのと同時に別の汚染源があることも明確になった。汚染源の工業製品について、具体的な製品が何かの特定が分かれば重金属汚染に対して具体的な対応が可能になると考えられる。そのためにはより明確な輸出入データ、廃棄の割合などを知る必要がある。そういったデータを集め、分析を進めていく必要がある。

また、上記に加えた課題として、GERAS を用いる際のパラメータとして、土壌汚染対策法の土壌溶出

量基準設定に基づき、70年間1日あたり大人：2L、子ども（6歳以下）：1Lの地下水を飲用することを想定した。また土壌含有量基準に基づき、1日あたり、土壌摂取量を大人：100mg、子ども：200mgを想定したが、実際には土壌汚染対策法で定められている土壌とマジュロ環礁の堆積物の特性が異なるので、そこに不確実性が生じている。そのためマジュロ堆積物の特性に合わせた詳細なリスク評価を実施することも必要であると考えられる。

さらに、昨年度の課題から引き続いて、日本が自動車輸出している全197ヵ国を対象に、IBM SPSS statistics (IBM Co., Ltd.) を用いて、階層クラスター分析を実施した結果、日本からの自動車の輸入台数、輸入台数に占める中古車の割合、人口密度、1人当たりの国民総所得(GNI)において、輸入によるリスクの高い国としてパキスタンとウガンダが選ばれた。日本は工業製品の中でも、2020年の自動車輸出台数が世界で第2位であり、自動車の輸出を介した樹脂製品や繊維製品に難燃剤として含まれるデカブロメジフェニルエーテル (DecaBDE) と三酸化アンチモン (Sb_2O_3) といった化学物質の越境移動が懸念される。DecaBDEの代替物質として、本研究ではリン酸トリフェニル (TPP) を取り上げた。パキスタンのケースでは、平均耐用年数の短縮を行うことで Disability Adjusted Life Years (DALY) は約1/3に、廃棄物管理の向上を行うことで約3/4に減少することが分かった。一方で、ウガンダでの解析結果に注目すると、規制物質を含む中古車の輸入規制を行うことで DALY は約1/1000に減少することが分かった。

これらの結果から、最も効果が大きいリスク削減対策は輸出国で物質代替、輸入国で規制物質を含む中古製品の輸入規制を行うことだと考えられる。これらの対策は、規制物質が輸入国に越境移動することを防止することに対して効果的であると示唆された。

上記の課題を通し、製品を輸入する側の国の環境によって、また化学物質の種類によって様々な形態でのリスクが生じ得ることが分かった。よって、持続可能な地球社会を形成していくためには、製品に含有される化学物質、特に国境を越えたものに対しても、製造国側の責任として、今後、規制・管理を十分に行っていく必要がある。

謝辞

本研究は、令和 5 年度 化学物質規制対策「大学・公的研究機関と連携した化学物質管理高度化推進事業(ライフサイクルアセスメントの視点に基づく化学物質管理のあり方)」の受託研究により実施した。ここに深謝の意を表する。