

令和4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)」

調査報告書

令和5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	2
3. 実施体制と役割分担	4
第 2 章 研究調査報告	5
課題 1：(テーマ 1) 企業アンケート調査による同一の情報スキーム導入を妨げる要因の分析	5
1. 背景	5
2. 方法	6
3 アンケート調査結果	9
3.1 調査対象企業、事業所	9
3.2 chemSHERPA の課題	14
4. 結論	18
課題 1：(テーマ 2) Chemical footprint の応用例と脱炭素政策に対する課題	19
ケーススタディ 1：都市地域のエネルギー・物質代謝に対する環境影響評価	19
1. 背景	19
2. 方法	20
3. 結果・考察	25
3.1 都市・産業活動に伴う化学物質排出	25
3.2 再生可能エネルギーの導入に伴うトレードオフ評価結果	28
4. 結論	32
ケーススタディ 2：風力発電導入シナリオ下での低炭素効果と廃棄物・設備由来のヒト健康リスクのトレードオフ評価	34
1. 本研究の背景	34
1.1 2050 年に向けた電源構成の政府目標	34
1.2 国際的な再生可能エネルギーの戦略的拡大	34
1.3 風力発電設備の廃棄物問題	35
1.4 本研究の目的・構成	36

1.5 結言	37
参考文献.....	38
2. 研究方法	40
2.1 緒言	40
2.2 本研究の枠組み	41
2.3 将来電源構成シナリオの設定	42
2.3.1 将来電源構成シナリオの選択.....	42
2.3.2 固定買取価格制度を考慮した設備導入ポテンシャルの設定	43
2.4 日本の風力発電設備データの分析.....	44
2.4.1 設備寿命の設定.....	44
2.4.2 風況地域差係数の設定	47
2.4.3 風力発電の設備利用率の設定.....	48
2.5 新規導入・廃止容量の推計	48
2.5.1 総発電容量の増加設定	48
2.5.2 平均導入設備容量の設定	49
2.5.3 各年での新規導入・廃止容量の推計	50
2.6 廃止設備からのブレード由来の発生廃棄物の算出.....	51
2.7 風力発電による二酸化炭素排出低減と廃棄物によるヒト健康リスクのトレードオフ評価..	51
2.7.1 風力発電による二酸化炭素排出低減分析.....	51
2.7.2 設備のライフサイクルでの化学物質由来のヒト健康影響.....	56
2.7.3 設備寿命による廃止設備のブレード由来のヒト健康リスク	57
2.7.4 GHGs 低減と廃棄物排出のトレードオフ評価.....	58
2.8 結言	59
参考文献.....	60
3. 結果・考察.....	62
3.3 緒言	62
3.4 各データの出入力関係.....	63
3.5 各パラメータの算出結果	64

3.6	シナリオにおける各年新規導入・廃止容量	70
3.7	本研究での FIT 価格の前提条件	75
3.8	廃止設備のブレードでの発生廃棄物の推計結果.....	75
3.8.1	設備寿命 20 年での発生廃棄物	75
3.8.2	設備寿命 25 年での発生廃棄物	78
3.8.3	設備寿命の違いでの廃棄物量の差分結果.....	81
3.9	既存火力発電からの代替結果	85
3.10	設備由来のヒト健康リスクの結果	90
3.10.1	ライフサイクルでの化学物質由来のヒトへの毒性影響でのヒト健康リスク	90
3.10.2	ブレード廃棄物の処理による気候変動影響由来のヒト健康リスク.....	97
3.11	トレードオフ評価の結果	99
3.12	結言.....	101
	参考文献.....	102
4.	結論	103
4.3	本研究の総括	103
4.4	今後の展望.....	104
	課題 2 国境を超えた消費・廃棄段階の化学物質のリスク	105
	ケーススタディ 1：化学物質のバッタ効果がもたらす有機汚染物質による世界規模の汚染の影響	
	評価	105
1.	背景と目的.....	105
2.	方法	106
2.1	有機汚染物質の長距離移動性の定量的評価	106
2.2	有機汚染物質の排出インベントリの作成.....	106
2.3	マルチスケール空間マルチメディアモデルによる解析	108
3	結果と考察.....	110
	参考文献.....	111
	ケーススタディ 2： 日本からの輸出製品が製品輸入国に及ぼす化学物質のリスク評価	112
1.	背景	112
1.1	日本の化学物質管理の現状	112

1.1.1	ストックホルム条約	112
1.1.2	バーゼル条約	113
1.1.3	製品中の化学物質規制	113
1.1.4	化学物質の越境移動	114
1.1.5	輸出製品を介した化学物質の越境移動	114
1.2	化学物質のリスク評価に関する先行研究	115
1.2.1	日本国内における化学物質のリスク評価を行った先行研究	115
1.2.2	物質代替に注目した化学物質のリスク評価手法を構築した先行研究	115
1.2.3	日本国内でのフロー解析と物質代替によるリスクトレードオフ評価をした先行研究	116
1.2.4	先行研究のまとめ	116
1.3	本研究の目的と新規性	116
1.4	本研究の構成	117
1.5	結言	117
	参考文献	117
2.	対象製品と対象化学物質	119
2.1	緒言	119
2.2	対象製品	119
2.3	難燃剤の物質代替と対象化学物質	119
2.4	結言	120
	参考文献	120
3.	方法論	122
3.1	緒言	122
3.2	日本の輸出相手国の特徴付け	123
3.3	ケーススタディーにおける製品輸入国の選定	125
3.4	輸出製品と物質代替に注目した化学物質のリスク評価手法の全体構造	125
3.5	評価手法の詳細とケーススタディーにおける設定	126
3.5.1	解析ケースの設定	126
3.5.2	物質代替シナリオの作成	128

3.5.3 製品中への化学物質の含有量の設定	129
3.5.4 輸出製品のライフサイクル.....	129
3.5.5 輸出量の推算.....	131
3.6.6 製品輸入国におけるストック量と廃棄量の推算	132
3.6.7 環境中への排出量の推算.....	134
3.5.8 ヒトへの曝露量の推算	137
3.5.9 ヒト健康リスクの推算	140
3.6 結言	141
参考文献.....	142
4. 結果・考察.....	144
4.1 緒言	144
4.2 日本の輸出相手国の特徴付け	146
4.3 ケーススタディーにおける製品輸入国の選定	148
4.5 基本ケースの結果と考察.....	149
4.5.1 輸出量.....	149
4.5.2 製品輸入国における製品のストック量・廃棄量	150
4.5.3 製品輸入国における化学物質のストック量・廃棄量	152
4.5.4 国別・物質別のマスバランス.....	157
4.5.5 環境中への排出量.....	162
4.5.6 ヒトへの曝露量.....	165
4.5.7 ヒト健康リスク.....	168
4.5.8 物質代替の有効性に関する考察.....	172
4.5.9 製品輸入国の特徴とリスクの移転に関する考察	172
4.6 追加ケースの結果と考察	173
4.6.1 規制物質の含まれる中古製品の輸出を制限するケース（UG1-1）	173
4.6.2 製品輸入国での平均耐用年数が短いケース（PA1-1）	174
4.6.3 廃棄物管理が向上するケース（PA1-2）	176
4.7 不確実性に関する考察	180

4.8 評価手法の汎用性に関する考察	181
4.8 日本の化学物質管理に関する提言	182
4.8.1 輸出製品を介したリスクの移転と日本の責任.....	182
4.8.2 日本ができる対策.....	182
4.9 結言	184
参考文献.....	185
5. 結論.....	186
5.1 本研究の総括.....	186
5.2 今後の展望.....	187
付録. 階層クラスター分析による日本の輸出相手国のグループ分け.....	188
ケーススタディ 3：マーシャル諸島のブレーキパッド由来のアンチモン排出量の将来推計 及び化学種解析によるリスク評価	194
1. 背景と目的.....	194
2.方法	194
2.1 マーシャル諸島のブレーキパッド由来のアンチモン排出量の推計.....	194
2.2 化学種解析によるリスク評価.....	195
3.結果と考察.....	196
3.1 マーシャル諸島のブレーキパッド由来のアンチモン排出量の推計結果	196
3.2 化学種解析によるリスク評価結果	198
4. 結論	199
参考文献.....	199
第 3 章 終わりに.....	200
謝辞	201

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、まず国連環境計画 (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。また、欧州連合 (EU)でも REACH(Registration、 Evaluation、 Authorisation and Restriction of CHemicals)を代表例とする予防的アプローチや「無毒環境に向けた持続可能性のための新たな化学物質戦略」が採択され、ライフサイクル全体を通じてリスク懸念のある化学物質を網羅的・体系的に管理する制度を強化する方向を示している。これは、従来の化学品の製造・輸入時にのみならず、化学物質のライフサイクルを踏まえた化学物質管理に向けて新たな取り組みが起こっていることが示されており、それらの国々との取引がある日本もその国際基準に追随することが求められている。サプライチェーン全体を通じた化学物質の適正なリスク管理、また排出量管理体制に呼応して変容する化学物質のリスク管理は、低炭素、無公害、エネルギーおよび資源効率の高い技術等にも通じ、「温室効果ガスネットゼロ」、そして SDG s の目標である持続可能な社会という目標を達成するためにも必要不可欠である。つまり、化学物質や材料は生産から廃棄まで安全・適切に管理され、地球環境への影響を鑑みても、持続可能である必要がある。

しかし日本では、化学物質の有害性や使用される目的等の観点ごとに着目した複数のそれぞれの制度を基軸として、化学物質管理制度が構築されている。例えば、リスク評価においては製造時には SDS(安全データシート)を通じて伝達され、川下では WDS(廃棄物データシート)により、化学物質の情報が排出事業者と処理業者の双方で情報共有することが求められている。しかし前者は化管法、後者は廃棄物処理法によって管理されており、記載項目も異なっていることから、効率的な情報伝達とは言えない課題が残っている。また現行の PRTR 制度では都道府県単位での化学物質の環境中への排出量を把握することができるが、製品に含有される化学物質の分までを正しく把握することは難しく、その製品が環境中に廃棄された場合のリスクまでを把握できていない。さらに、海外に化学物質が製品として輸入された後、それらがオープンダンピングの形で廃棄された際には、それらが含有するリスクの伝達は不十分である。しかし、全世界に化学物質を含有した製品を輸出している日本としては、産業のグローバル化等に伴うサプライチェーンの複雑化にも対応可能な、各国の制度対応や国境を越えた化学物質情報の伝達制度を整えていかなければならない。そこで本事業では、製品のライフサイクルを考慮した化学物質管理に必要な情報、現状の問題点、潜在的なリスクを文献調査、実地調査、室内実験等あらゆる角度から抽出し、サプライチェーン全体として、国際社会の基準に見合った化学物質の適正なリスク管理方策について提言することを目的とする。

2. 事業内容

(1) 調査内容および調査方法

本事業は2つの小課題の研究実務から構成される。各課題の位置づけを図1に示す。

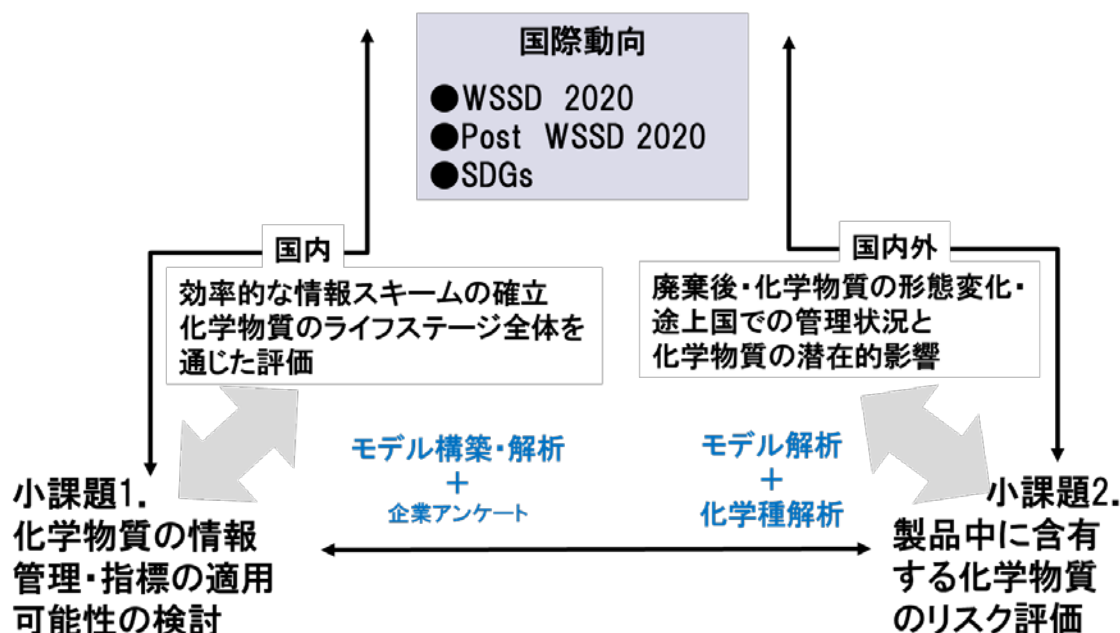


図1. 各課題の位置づけ

<課題1>

課題1においては、各省庁のもとで開催されている審議会での公表資料等ならびに米国のEPAとも連携を取りつつ、現状の課題整理を行う。また、昨年度行ったアンケート結果について、川上から川下までの統一した情報スキームの導入を妨げる要因についてシステム構造解析を行う。手法としては、解析には主因子法と相関解析を用いる予定である。前者では、企業側として導入を妨げる潜在因子・要素を抽出する。後者では、それらの要素同士のつながりを明らかにする。これらの手法の組み合わせにより、今後、製造から廃棄に至る製品ライフサイクル／サプライチェーン全体における化学物質管理において、どのような標準的な情報伝達スキームの様式を導入していくことが、最も費用対効果が高く、効率的で、事業者の自主的取り組み等を促進していけるのか、検討する。解析過程において、必要に応じて、企業側への追加アンケートを実施する。

さらに、前年度から提案している Chemical footprint の応用例として、近年導入が進んでいる再生可能エネルギー（主として風力）について、設備のライフサイクル全体での、化学物質の排出量の見積もり、および環境に対する持続可能性の検討、また将来シナリオにおけるヒト健康リスクと風力発電導入による低炭素化の効果についてのトレードオフの定量化を行う。実施計画としては、まず日本の風力設備データ(新エネルギー・産業技術総合開発機構、NEDO)から設備動向を調査し、日本独自の設備利用率や設

備寿命を設定する。次に将来電源構成シナリオ (AIM、 2020)を基に 2100 年までの風力導入・廃止容量の推計を行う。その結果から予測されるブレード廃棄物処理で排出される二酸化炭素、または風力設備のライフサイクル全体で発生する化学物質由来の発がん・非発がん性影響のヒト健康リスクを、健康損失状態の指標である障害調整生存年数 (DALY) や Comparative toxic unit for human (CTUh を用いて定量的に算出する。また、Chemical footprint を用い、SDGs の目標である環境に対する本エネルギーの持続可能性について、化学物質のリスクの側面からも検討する。風力化で期待される二酸化炭素削減量については、LIME3 (伊坪徳宏ら、2018)の社会シナリオにより栄養失調や心血管疾患等の気候変動由来のヒト健康被害量に換算する。以上の結果から、再生可能エネルギーのライフサイクルを考慮したときに、温室効果ガスの削減効果と、製品を製造・リサイクルする際に使用・排出される化学物質、また廃棄される際に環境を汚染する懸念のある化学物質によるリスク、CO2 削減量との間で生じるトレードオフについて議論する。

<課題 2>

課題 2 においては、サプライチェーンの川下側として、消費・廃棄段階における化学物質リスクに着目する。化学物質のライフサイクルのうち、特に日本から輸出される製品に含まれる化学物質は、廃棄段階において土壌や大気を媒介して環境中に流出し、それらによる環境汚染が懸念されている。また、それらの化学物質には POPs (残留性有機汚染物質) も含まれ、長距離移動、すなわち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(バッタ効果)が確認されている(Wania and Mackay、 1996)。本研究においてはこれらの長距離移動性を評価するために、全球化学物質モデル Pangea を応用していくことを考えている。その準備段階として、長距離移動性に関わるパラメータの精査を行った。また、ストックホルム条約の規制対象外となっている有機汚染物質でも、1 分子当たりのホップ数が代表的な残留性有機汚染物質と同等の値を示す物質が見られたため、PCB といったストック量からの流出が懸念される物質についての解析を行う。

化学物質のライフサイクルにおいて、消費段階での環境中への排出も顕著である一例として、プラスチックの難燃剤や自動車のブレーキパッドに含まれるアンチモンによる大気汚染、タイヤ摩耗によって生じる「大気中のマイクロプラスチック」と呼ばれる微小粒子の増加が報告されている。アンチモンについても、プラスチックの難燃剤やブレーキパッドは現在、国内では PRTR 法で規制対象であり、国外では RoHS3 に追加される可能性があるが、アンチモンは化学種によって毒性が異なる。現在の法規制においては、化学種(元素の価数)はリスク評価を行う際の情報として組み込まれておらず、毒性が高いものが全てであったと仮定した安全側の過大評価がされており、環境中で毒性が高くなるにもかかわらず、過小評価がされていることが危惧される。化学物質のリスク評価をする際には、ウェイトオブエビデンス(WoE)の考え方にもとづき、単一のデータではなく、化学種を含めた複数のデータで評価を行うことが本来望ましい。化学物質のライフサイクルを考えた際に、過大評価していることが定量的に明ら

かになれば、事業者負担の軽減等にも繋がると考えられる。よって本研究では、本年度も放射光を用いて環境中の試料、製品そのものの化学種を測定する。これらの測定は、SPring-8 または高エネルギー加速器研究機構で行う予定である。対象地域については、オープンダンピングが主流かつ、管理も不適正であるパキスタン、ウガンダ、マーシャル諸島共和国を対象とし、パキスタン、ウガンダについては管理型の廃棄処理方法が導入された場合のシナリオ等を含め、環境媒体中への排出量の推定を行った。

3.実施体制と役割分担

以下に、実施体制を示す。

<実施者>

伊藤理彩、阪大院、助教、調査研究代表者：全体の統括、実施

東海明宏、阪大院、教授：全体の監督、統括、助言

Letícia S. DOS MUCHANGOS、阪大院、特任助教：課題 2 の実施

小林諒真、阪大工学部、学部 4 年生：課題 2 の実施

川上みのり、阪大院 博士前期課程 1 年：課題 2 の実施

増田和晟、阪大院 博士前期課程 1 年：小課題 1 の補佐

野垣将太、阪大院 博士前期課程 1 年：小課題 1 の実施

岡崎祐樹、阪大院、博士後期課程 2 年：課題 2 の補佐

志賀優貴、阪大院、博士後期課程 2 年：課題 1 の補佐

今西正義、阪大院、博士後期課程 3 年：課題 1 の実施

Gemech Beyene MEKONNEN、阪大院、博士後期課程 3 年：データとりまとめ

Salma CHAOLI、阪大院、博士後期課程 3 年：データとりまとめ

<研究協力者>

高橋嘉夫、東大院、教授：小課題 2 における化学種解析・実験の指導、補助

奥田 知明、慶應義塾大学、教授：エアロゾル収集における助言

<リサーチアシスタント(RA)>

西原乃里子 阪大院、博士前期課程 2 年：課題 2 の実施、補助

森口暢人 阪大院、博士後期課程 1 年：課題 1、2 の実施、補助

第2章 研究調査報告

課題1：(テーマ1) 企業アンケート調査による同一の情報スキーム導入を妨げる要因の分析

1. 背景

化学物質の環境排出に関する課題は自動車用リチウムイオン電池といった比較的新しい製品だけでなく、従来から存在する日常のあらゆる製品にも当てはまる。最終製品が RoHS (Restriction of Hazardous Substances Directive) 指令などの化学物質規制を遵守するためには、最終製品の材料に規制対象物質が含まれているかを確認する必要がある。一方、材料の製造から最終製品の製造まで自社で完結することは稀であることから、規制されている化学物質の含有情報が、上流の素材メーカーから下流の最終製品メーカーまでの企業間で効率的に伝達されることが重要である。しかし現状では、業界ごとに情報伝達スキームが乱立しており、複数の業界のサプライチェーンに所属する事業者にとっては事務コストが負担となっている。したがって、乱立する情報伝達スキームを統合した業界横断的な情報伝達スキームが有効な解決策となると考えられる¹⁾。

しかし、2011 年度、2013 年度に行われた情報伝達の実態に関する調査では、業界横断的な情報伝達スキームの導入にあたって、障壁となる問題が山積していることが確認された。そして、2015 年度に chemsherpa という業界横断的な情報伝達スキームの運用が開始され、経済産業省とともに普及を推進している段階である。

そこで、chemsherpa 運用開始後に情報伝達の実態に関する調査は行われていないことから、日本の化学物質情報伝達の現状調査として、chemsherpa 運用開始後にこれまで挙がっていた課題が解決されているか、またケミカルフットプリント(Cheical footprint; ChF) 普及の可能性と普及を阻害する要因についても調査を行った。

参考文献

- 1) 経済産業省：化学物質管理に関する横断的な取組等について

https://www.meti.go.jp/shingikai/sankoshin/seizo_sangyo/kagaku_busshitsu/pdf/008_07_00.pdf

(最終閲覧日：2022.2.10)

2. 方法

ここでは、日本の製品含有化学物質の情報伝達における課題の整理を行った。

化学物質の環境排出に関する課題は日常のあらゆる製品に当てはまる。現状、業界ごとに製品含有化学物質の情報伝達スキームが乱立しており、適正に効率的に情報伝達がなされておらず、事務コストが負担となり、情報伝達が途絶えてしまう事例が発生している。これらの事例から、経産省主導で 2011 年度、2013 年度に情報伝達の実態に関する調査²⁾が行われ、様々な課題が以下のとおり示された。

- 情報伝達スキームが乱立しており、作業に無駄が多い。特にサプライチェーンの川中の事業者はこれら多大な数のスキームに対応しなければならず、過大な負担を負っているケースがある。
- 化学物質に関する様々な規制に対応するのが大変。
- 今後規制が拡大された場合、対処が難しい。
- 化学物質管理に関するコストが高い。
- 専門性が高く、専門の化学物質管理部門を置かなければならない。
- 情報入手が出来ない、精度が悪い事例がある。
- 困難な情報提供の要求をされる事例がある。
- 海外企業への対応工数が多い。

そして、これらの課題の解決策として経産省主導で 2015 年度に chemSHERPA²³⁾という業界横断的な情報伝達スキームの運用が開始された。chemSHERPA²³⁾は乱立する情報伝達スキームを統合し、サプライチェーン全体で利用可能な情報伝達の仕組みを提供する目的で導入され、特徴は以下のようなものが挙げられる。

- 川上から川下の事業所まで、商社等を含むサプライチェーンに関係する事業者における利用を考慮したデザイン
- 情報伝達の対象とする化学物質、情報項目、国際基準を採用したデータフォーマットなど、共通の考え方に基づく情報伝達の実践が可能
- 共通の物質リストに基づく成分情報、成形品については製品分野ごとの遵法判断情報も併せて、「責任ある情報伝達」として情報を作成・伝達
- 物質リストの定期更新、国際標準化の推進、普及研修のツール・機会等の提供

これらの特徴を持った chemSHERPA 導入によって、情報伝達における課題解決が期待される。

しかし、chemSHERPA 導入から 6 年以上が経過したが、まだ情報伝達の実態に関する調査は行われておらず、導入時の課題が改善の方向に向かっているか不明である。したがって、chemSHERPA 導入後の

情報伝達の実態について再び調査し、課題が改善されているか調査を行う必要がある。

また、化学物質汚染の持続可能性を簡単に表現できる ChF は、カーボンフットプリント CF (Carbon Footprint) のように日本の企業でまだまだ普及が進んでいない。この背景として、化学物質による環境汚染や健康被害は地球温暖化のように大きな問題となって現れておらず、化学物質に関して国民や企業の関心が薄いことが原因であると考ええる。そして、CO₂排出量削減目標のように、化学物質汚染低減に向けた目標が日本政府から出されていないことも、関心が薄い原因であると考ええる。この他にも様々な要因が重なり普及が進んでいないと考えられる。したがって、ChF に対する現状の事業所の認識を把握し、企業一般に普及させるにはどのような対策をとるべきか検討する必要がある。

以上の化学物質の情報伝達の実態を踏まえ、本研究では化学物質情報伝達の実態に関して楽天インサイトを通して、アンケート調査を行った。

今回のアンケート調査の目的ををまとめ、下記のとおり示す。

- 全国の事業所の現状の化学物質情報伝達システムや chemSHERPA に対する事業所の認識を把握する
- これまでに判明した化学物質管理に関する課題の改善状況の把握と、残っている課題に対する今後の対処方法の検討
- 化学物質の情報伝達様式の統一に関して全国の事業所の認識、意見を把握する

参考文献

- 1) 経産省：平成 25 年度化学物質安全対策（中小企業における製品含有化学物質の情報伝達の効率化に関する調査）
- 2) chemSHERPA : <<https://chemsherpa.net/>>（最終閲覧日：2023.3.2）
- 3) chemSHERPA 製品含有化学物質情報伝達スキーム：概要説明編
<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/other/douga_gaiyou.pdf>（最終閲覧日：2022.2.10）

アンケート調査は、2023 年 2 月 20 日に楽天インサイトのアンケート配信によって行われた。本アンケートの調査対象条件と対象業種を以下に示す。

性別：男女

年齢：15～99 歳

地域：全国

業種：金属鉱業

石炭・亜炭鉱業

原油・天然ガス鉱業

採石業 ※砂・砂利・玉石採取業含む

窯業原料用鉱物鉱業

その他の鉱業

食料品製造業

飲料・たばこ・飼料製造業

繊維工業

木材・木製品製造業（家具を除く）

家具・装備品製造業

パルプ・紙・紙加工品製造業

印刷・同関連業

化学工業

石油製品・石炭製品製造業

プラスチック製品製造業

ゴム製品製造業

なめし革・同製品・毛皮製造業

窯業・土石製品製造業

鉄鋼業

非鉄金属製造業

金属製品製造業

はん用機械器具製造業

生産用機械器具製造業

業務用機械器具製造業

電子部品・デバイス・電子回路製造業

電気機械器具製造業

情報通信機械器具製造業
 輸送用機械器具製造業
 その他の製造業
 廃棄物処理業
 洗濯業

3 アンケート調査結果

3.1 調査対象企業、事業所

本研究では、楽天インサイト株式会社を通して、様々な企業、事業所の協力を頂き、400 件の回答を得た。

まず、アンケート回答を頂いた方、企業や事業所の基本情報について以下の図に示す。凡例の（）内には回答数を示した。

それぞれの業種の割合は図 2.1 のとおりである。

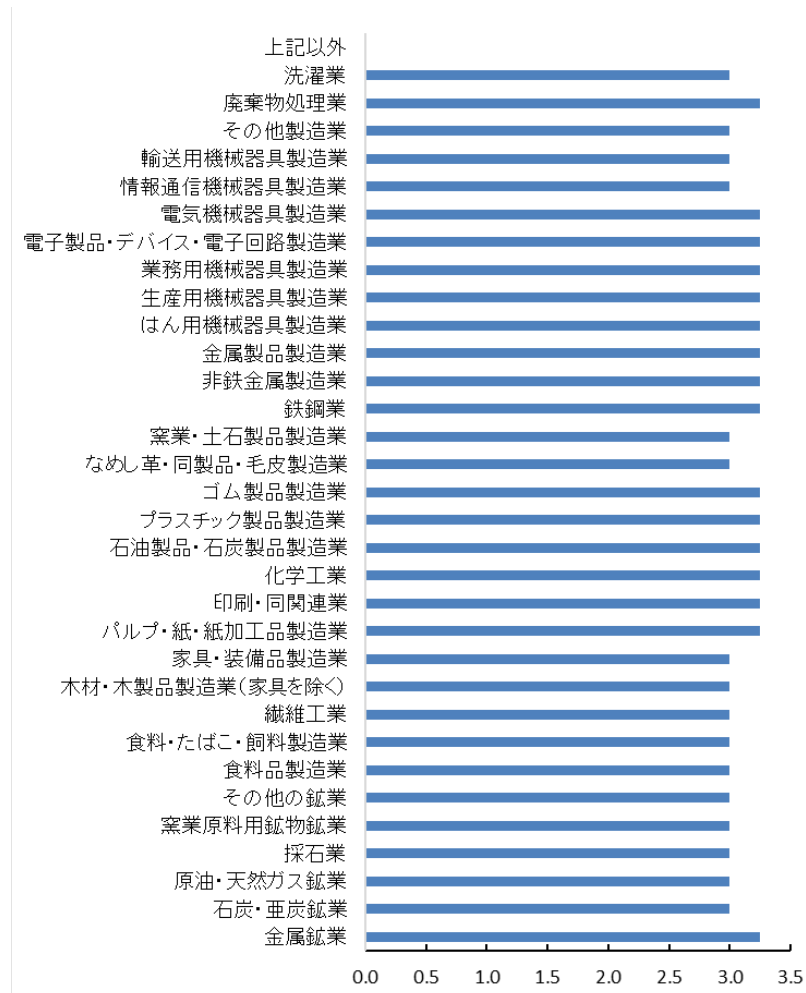


図 1 対象業種と回答割合

次に図 2.2 に業種の割合、サプライチェーンにおける位置についての回答者の割合を示す。

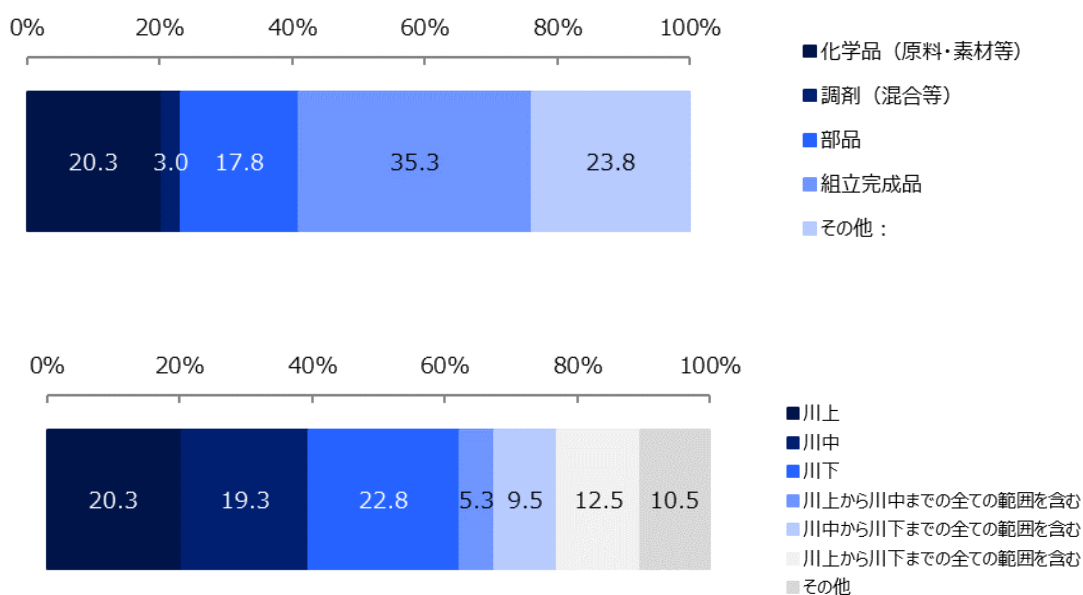


図 2 業種の割合(上)、サプライチェーンにおける位置 (下)

サプライチェーンにおける川上、川中、川下に該当する事業所がそれぞれ均等に抽出される結果となった。

製品含有化学物質の情報伝達のために使用している、様式・システムの年間の割合の認知度（n=400）は下記のとおり回答が得られ(図 2. 3)、自社の会社の様式・システムを知らない従業員が 84. 5%と大半を占める結果となった。

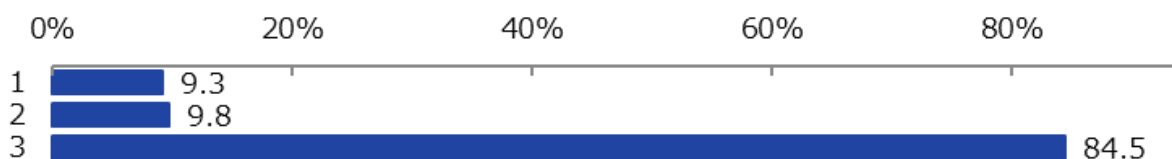


図 3 様式・システムの年間の割合の認知度

- 1 顧客からの要求割合を知っている
- 2 サプライヤーへの要求割合を知っている
- 3 いずれも知らない

顧客から要求される様式の割合の平均値（n=37）とサプライヤーへ要求する様式の割合（n=39）の平均値は下記のとおりのお回答が得られた。

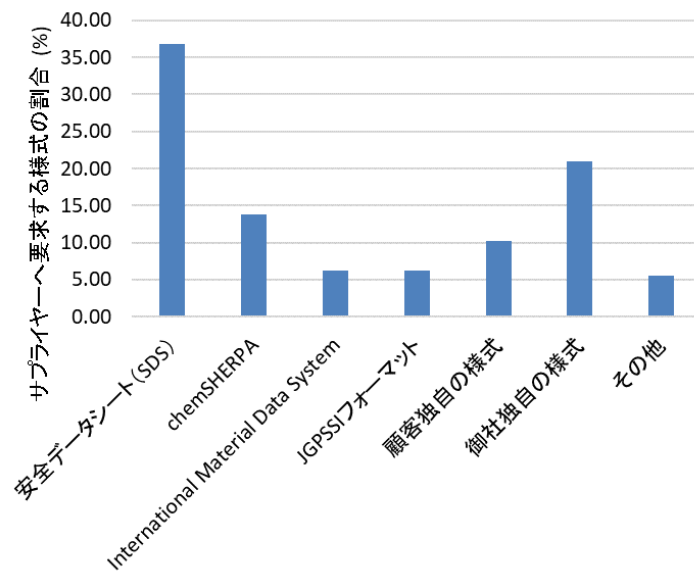


図 4 顧客から要求される様式の割合の平均値

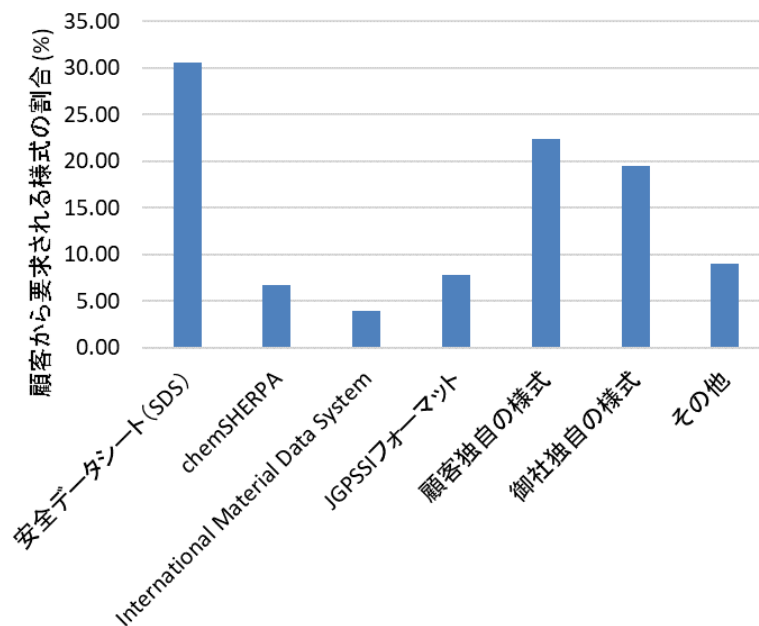


図 5 サプライヤーへ要求する様式の割合 (n=39)

次に顧客から複数の様式を要求される場合、要求される情報伝達に関するシステムは統一された方がよいと考える割合とその理由を示す。

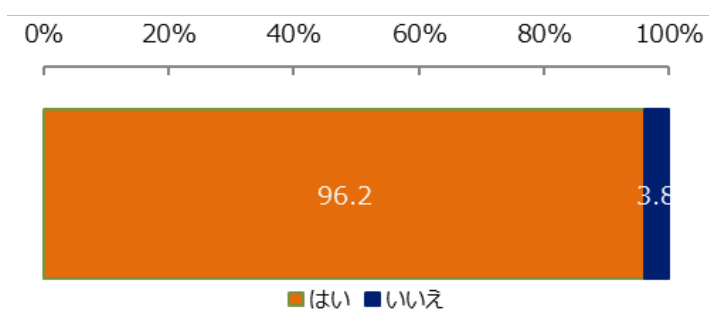


図 6 要求される情報伝達に関するシステムは統一された方がよいと考える割合

表 1 要求される情報伝達に関するシステムは統一された方がよいと考える理由

	n	%
全体（複数回答あり）	25	100
複数のシステムを用いるのは管理すべき情報が多く、煩雑であるから	18	72
複数のシステムを用いるのは、コスト（人件費など）がかかるから	13	52
その他：	0	0
分からない	3	12

この結果から、要求される情報伝達に関するシステムは統一した方が良いと考えている従業員が、96%以上と大多数だが、現実問題として、新しいシステムを導入することによって生じる煩雑さやコストがネックとなっていることが分かった。

サプライヤーへ複数の様式を要求する場合、要求する情報伝達に関するシステムは統一することが可能でないと考える割合と可能でない場合の理由を以下に示す。

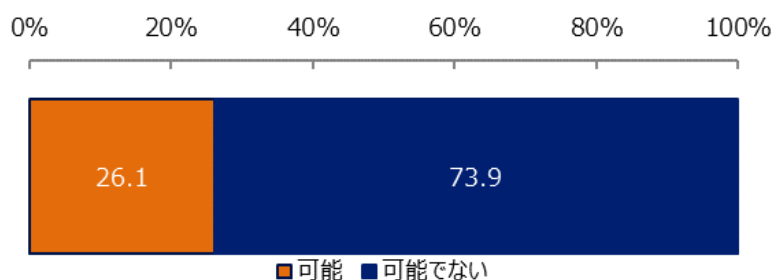


図 7 要求する情報伝達に関するシステムは統一することについての可能性

表 2 要求する情報伝達に関するシステムは統一を妨げる原因

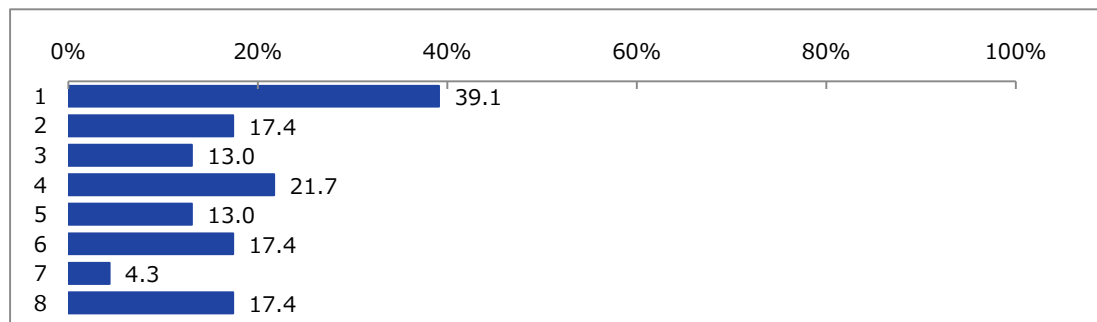
	n	%
全体（複数回答あり）	17	100.0
システムを統一するのはコスト（人件費など）がかかるから	7	41.2
新たな様式を浸透させ教育するのが困難であるから	6	35.3
管理すべき情報が増えるのではないか、という懸念があるから	3	17.6
複数のサプライヤーとの関係によって、それぞれ異なるシステムを要求せざるを得ないから	5	29.4
その他：	1	5.9
分からない	3	17

以上のアンケート結果から、要求する情報伝達に関するシステムは統一を妨げる原因として、システムを統一するにはコストの他、新たな様式の教育、また複数のサプライヤーとの関係によって、それぞれ異なるシステムを要求せざるを得ないという、現状の打開が難しい要因も明らかとなった。

このことから、コスト、システムの簡便さ、導入における補助制度などが充実することにより、像法伝達に関するシステムの統一化が促進すると考えられる。

3.2 chemSHERPA の課題

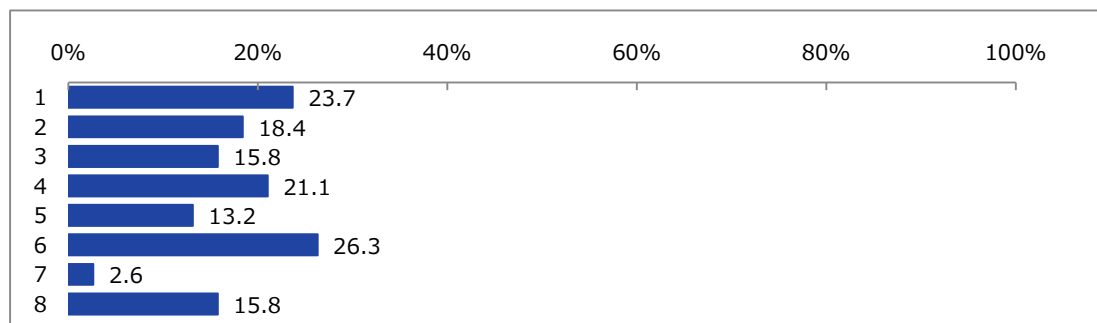
本項では、統一スキームとして導入された chemSHERPA が現在抱える課題について調査した結果を示す。chemSHERPA を要求される、または要求しているものの以下の問題を感じている従業員がいることが分かった。



	n	%
全体	23	100.0
様々な規制に対して対応しにくい	9	39.1
化学物質管理に伴うコスト（人件費など）がかかる	4	17.4
情報を入手できない（開示拒否）事例が存在する	3	13.0
情報伝達に関して困難な要求をされる事例が存在する	5	21.7
海外企業に対応できない	3	13.0
特になし	4	17.4
その他：	1	4.3
分からない	4	17.4

図 8 chemSHERPA の課題

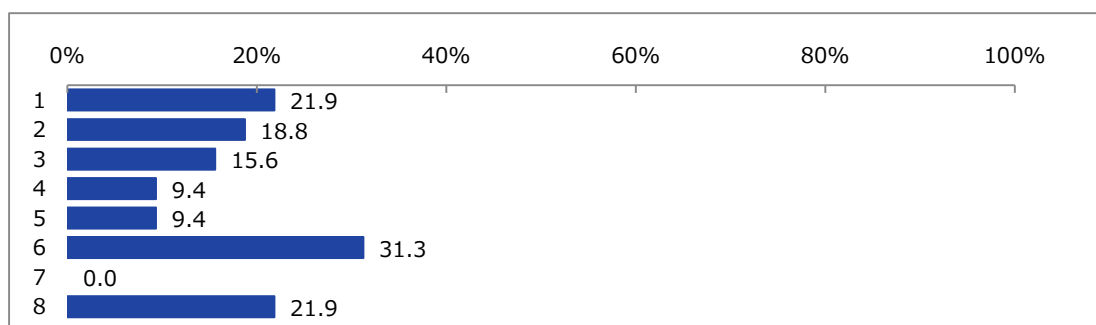
一方で、顧客独自の様式を要求される、または要求すると答えた方を対象に顧客独自の様式の課題について質問した結果、以下の解答を得た。



	n	%
全体	38	100.0
様々な規制に対して対応しにくい	9	23.7
化学物質管理に伴うコスト（人件費など）がかかる	7	18.4
情報を入手できない（開示拒否）事例が存在する	6	15.8
情報伝達に関して困難な要求をされる事例が存在する	8	21.1
海外企業に対応できない	5	13.2
特になし	10	26.3
その他：	1	2.6
分からない	6	15.8

図 9 顧客独自の様式に対応する課題

また自社独自の様式を用いる従業員を対象に得た課題について、以下の通り結果を得た。



	n	%
全体	32	100.0
様々な規制に対して対応しにくい	7	21.9
化学物質管理に伴うコスト（人件費など）がかかる	6	18.8
情報を入手できない（開示拒否）事例が存在する	5	15.6
情報伝達に関して困難な要求をされる事例が存在する	3	9.4
海外企業に対応できない	3	9.4
特になし	10	31.3
その他：	0	0.0
分からない	7	21.9

図 10. 自社独自の様式を用いることの課題

以上の結果を比べると、chemSHERPA においては、様々な規制に対して対応しにくいことが一番の課題として認識されていることが分かった。一方で、自社独自の様式を用いることで、課題がなくなったとの回答も特徴的であった。自社独自の様式を用いることの一番の課題も「様々な規制に対して対応しにくい」ことであったが、chemSHERPA よりそのように答えた人の割合は半数ほど少なかった。最後に chemSHERPA について、どのような業界で多く使われているのか調査を行った結果を示す。

表 3 chemSHERPA の使用の割合 (平均値、最小値、最大値)

割付	金属鉱業	5.00	0.00	10.00
	石炭・亜炭鉱業	50.00	50.00	50.00
	原油・天然ガス鉱業	10.00	10.00	10.00
	採石業	0.00	0.00	0.00
	窯業原料用鉱物鉱業	0.00	0.00	0.00
	その他の鉱業	0.00	0.00	0.00
	食料品製造業	0.00	0.00	0.00
	食料・たばこ・飼料製造業	0.00	0.00	0.00
	繊維工業	0.00	0.00	0.00
	木材・木製品製造業（家具を除く）	10.00	0.00	20.00
	家具・装備品製造業	0.00	0.00	0.00
	パルプ・紙・紙加工品製造業	0.00	0.00	0.00
	印刷・同関連業	0.00	0.00	0.00
	化学工業	4.00	0.00	8.00
	石油製品・石炭製品製造業	0.00	0.00	0.00
	プラスチック製品製造業	0.00	0.00	0.00
	ゴム製品製造業	30.00	30.00	30.00
	なめし革・同製品・毛皮製造業	0.00	0.00	0.00
	窯業・土石製品製造業	0.00	0.00	0.00
	鉄鋼業	15.00	15.00	15.00
	非鉄金属製造業	10.00	10.00	10.00
	金属製品製造業	0.00	0.00	0.00
	はん用機械器具製造業	0.00	0.00	0.00
	生産用機械器具製造業	0.00	0.00	0.00
	業務用機械器具製造業	1.00	1.00	1.00
	電子製品・デバイス・電子回路製造業	11.67	0.00	20.00
	電気機械器具製造業	20.00	20.00	20.00
	情報通信機械器具製造業	10.00	10.00	10.00
	輸送用機械器具製造業	0.00	0.00	0.00
	その他製造業	0.00	0.00	0.00
	廃棄物処理業	0.00	0.00	0.00
	洗濯業	0.00	0.00	0.00

表 4 chemSHERPA のサプライヤーへ要求の割合(平均値、最小値、最大値)

割付	金属鉱業	10.00	10.00	10.00
	石炭・亜炭鉱業	0.00	0.00	0.00
	原油・天然ガス鉱業	0.00	0.00	0.00
	採石業	0.00	0.00	0.00
	窯業原料用鉱物鉱業	3.33	0.00	10.00
	その他の鉱業	0.00	0.00	0.00
	食料品製造業	6.67	0.00	20.00
	食料・たばこ・飼料製造業	0.00	0.00	0.00
	繊維工業	0.00	0.00	0.00
	木材・木製品製造業（家具を除く）	0.00	0.00	0.00
	家具・装備品製造業	0.00	0.00	0.00
	パルプ・紙・紙加工品製造業	8.33	0.00	25.00
	印刷・同関連業	0.00	0.00	0.00
	化学工業	0.00	0.00	0.00
	石油製品・石炭製品製造業	0.00	0.00	0.00
	プラスチック製品製造業	40.00	0.00	80.00
	ゴム製品製造業	40.00	40.00	40.00
	なめし革・同製品・毛皮製造業	0.00	0.00	0.00
	窯業・土石製品製造業	0.00	0.00	0.00
	鉄鋼業	22.50	15.00	30.00
	非鉄金属製造業	10.00	10.00	10.00
	金属製品製造業	0.00	0.00	0.00
	はん用機械器具製造業	0.00	0.00	0.00
	生産用機械器具製造業	20.00	0.00	40.00
	業務用機械器具製造業	50.00	0.00	100.00
	電子製品・デバイス・電子回路製造業	40.00	0.00	100.00
	電気機械器具製造業	0.00	0.00	0.00
	情報通信機械器具製造業	0.00	0.00	0.00
	輸送用機械器具製造業	0.00	0.00	0.00
	その他製造業	0.00	0.00	0.00
	廃棄物処理業	0.00	0.00	0.00
	洗濯業	20.00	20.00	20.00

一方、chem SHERPA をサプライヤーへ要求している割合を表 4 に示した。

これらの結果より、金属鉱業、パルプ・紙・紙加工品製造業、鉄鋼業、生産用機械器具製造業、業務用機械器具製造業、電子製品・デバイス・電子回路製造業、洗濯業、プラスチック製品製造業、ゴム製品製造業では比較的、サプライヤーに chemSHERPA を要求していることが分かった。

一方で、自社も chemSHERPA を使用していると答えた割合が多かった業界は、石炭・亜炭鉱業、原油・天然ガス鉱業、木材・木製品製造業（家具を除く）、ゴム製品製造業、鉄鋼業、非鉄金属製造業、電子製品・デバイス・電子回路製造業、電気機械器具製造業、情報通信機械器具製造業だが、サプライヤーに要求する割合より少ない傾向があった。

特に、自社、サプライヤーともに使用していた業界は、金属鉱業、ゴム製品製造業、鉄鋼業、非鉄金属製造業、電子製品・デバイス・電子回路製造業に限られた。中でも自社とサプライヤーで使用の割合が同様だった業界は、ゴム製品製造業、鉄鋼業、非鉄金属製造業の 3 業界に絞られた。

4. 結論

本研究では、32 業種 400 の企業・事業所を対象としたアンケート調査を実施した。化学物質の情報伝達で用いられる様式の約 30%は安全データシートであり、企業独自の様式は約 20%用いられていた。顧客から要求される様式は統一された方がよいと答えた割合は 96.2%であり、その理由として、複数のシステムを利用することが煩雑であり、またコストがかかることであった。一方、サプライヤーへ要求する様式の統一が可能でないと答えた企業の割合は 73.9%に上り、特に統一を実施するためのコスト面での課題が浮かび上がった。

今後の課題として、アンケート調査結果に基づき、化学物質の伝達様式の統一に必要な要素に関する分析を進めていくことが挙げられる。

課題 1 : (テーマ 2) Chemical footprint の応用例と脱炭素政策に対する課題

ケーススタディ 1 : 都市地域のエネルギー・物質代謝に対する環境影響評価

1. 背景

WSSD2020 年目標では、2020 年までに化学物質の与える悪影響を最小化する方法で使うことが掲げられている。ここで、特に、ベストミックス（規制と自主管理の最適構成）を念頭においたレスポンスブル・ケアを軸に、リスク評価に基づく化学物質管理の在り方を明確化する必要がある。

そこで本研究では、排出された化学物質が生態系への影響がなくなるまで希釈するのに必要な淡水量として定義される Chemical footprint (Bjorn et al. 2014) を用いた応用研究のケーススタディを行った。

Chemical footprint は、排出量をリスクベースの値に換算し、排出量削減のメリットを可視化することで、環境容量（利用可能な淡水量）と比較することで許容可能かを判定することが可能である（図 1）。



図 1. Chemical footprint の概要

持続可能性を具体的に数値化したものに、持続可能な発展の指標(Sustainable Development Indicators)がある。1992 年の環境と開発に関する国連会議において採択された持続可能な発展を実現するための行動計画を示す「アジェンダ 21(Agenda 21)」の第 40 章において、意思決定に信頼できる根拠を提供するための指標の開発と利用の必要性を謳っている。各国際機関および各国で様々な持続可能な発展のための指標が策定されており、それぞれで持続可能性の計測が行われている。国連では、アジェンダ 21 の実行機関として設立された持続可能な開発委員会(UNCSD; United Nation Commission on Sustainable Development)を中心に指標開発の作業活動を行っており、2001 年にガイドラインを策定している。アジェンダ 21 に示される章ごとに、社会、環境、経済、制度の 4 分野について DSR(Driving Force-State-Response)の枠組みを適用して 38 項目、58 の指標を設定している。また、世界銀行でも環境と経済の統合的な評価手法に関して早くから研究が進められ、環境資源勘定の方法論や枯渇性資源の貨幣価値評価手法などの先導的な成果を発表している。我が国でも第三次環境基本計画において、計画の進捗状況を把握しその実行性を確保すべく総合環境指標を活用することを明言しており、世界的に指標の開発とそ

の利用に注目が集まっていることが伺える。

しかし、国や地域の都市地域活動に伴う環境影響を環境フットプリントで推計するとき、すべての製品やサービスに関する輸入量と輸入先の地域を特定し、そこでのマテリアルフットプリントやランドフットプリントを算定することは、データ制約等の理由から容易ではない。本研究では、都市ストックの形成や都市・産業活動が誘発するエネルギー・物質代謝の違いにもとづく持続可能性への影響比較に主眼を置き、鉱物資源や化石燃料などの地下資源、木材や食糧、埋立処分地などの地表資源、CO₂や汚染物質の排出による大気環境への影響の環境影響範囲を考慮した指標体系の枠組みと、今後の脱炭素化推進による新たな環境負荷影響の視点として代謝変化による汚染物質の排出化学物質も合わせて包括的・総合的に評価することを狙いとして、総物質需要量（TMR; Total Material Requirement）、エコロジカル・フットプリント（EcoF; Ecological Footprint）、CO₂排出量、ケミカル・フットプリント（ChF; Chemical footprint）の4つの指標を組み合わせて評価する（図2）。脱炭素化に向けた社会への変容を見据え、化学物質による生態環境影響を評価できるケミカル・フットプリントによる評価を加え、社会経済構造や発展段階の違いに伴う指標間のトレードオフ関係を評価し、今後の脱炭素化に有効な施策の糸口を探ることが複数の指標を用いて評価することを目的とした。

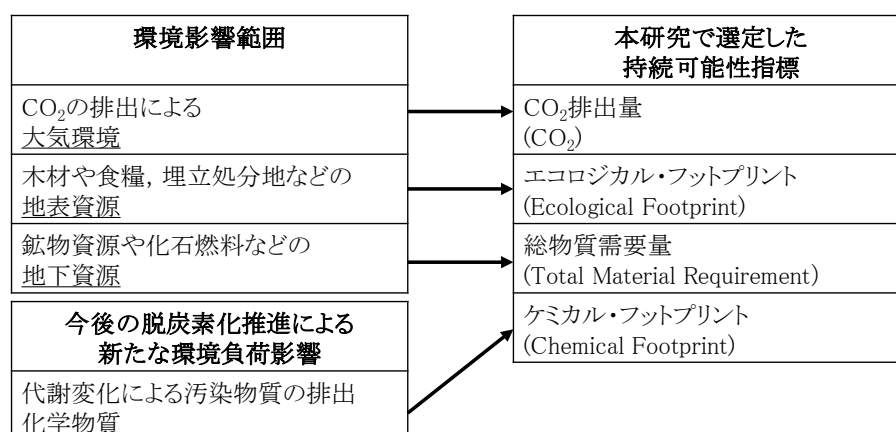


図2. 環境影響範囲と持続可能性指標の関係性

2.方法

6つの代謝系（建設資材消費、エネルギー消費、交通需要、食糧消費、水消費、化学物質排出）と4つの持続可能性指標の関係性を図3に示す。

また、(a)-(d)に総物質需要量（TMR; Total Material Requirement）、エコロジカル・フットプリント（EcoF; Ecological Footprint）、CO₂排出量、ケミカル・フットプリント（ChF; Chemical footprint）それぞれの持続可能性指標に関する解説と、本研究が対象とする評価バウンダリーを示す。

[6つのエネルギー・物質代謝]

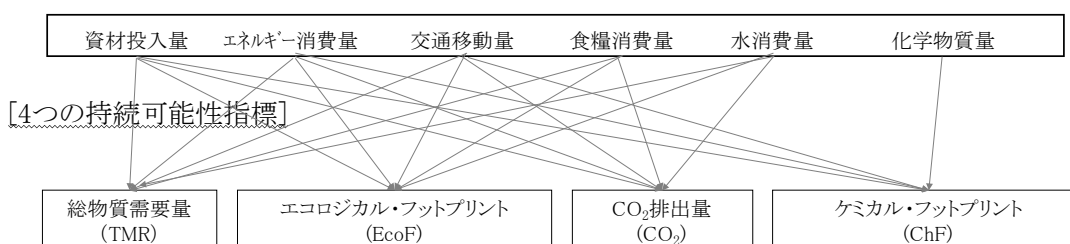


図3. 6つのエネルギー・物質代謝

(a) 総物質需要量 (Total Material Requirement;TMR)

TMRとは、ドイツのWuppertal Instituteでエコロジカル・リユックスとして提唱された数値であり、採掘における土石や脈石、農業における土壌損失などの経済外の領域で人的な変更を加えられる土壌や水などの地球資源の量を含めた投入資源の総量を示している⁵⁵⁾。TMRには輸出資源に関しての隠れたフローも含まれており、通常では内包環境負荷と同様に物量投入表や産業連関表、または両者を掛け合わせて算出されている。多くの物質に対して全対象国に関する係数が算出されていないことから、輸入国と同じ方法、技術、効率で生産されていると見なして算出されている。本研究の枠組みでは、建設資材（鉄、セメント、木材）、エネルギーおよび交通で消費する石油、石炭、LNGの直接的な資源消費量に対して係数を乗じることによって隠れたフロー（HMF; Hidden Material Flow）を推計し、都市・産業システムの代謝に伴うTMRを推計する。

(b) エコロジカル・フットプリント (Ecological Footprint;EcoF)

EcoFは“消費されるすべてのエネルギー及び物質を供給するために、また排出されるすべての廃棄物を吸収するために、通常の技術を持ったその人口集団が、継続的に必要とする様々な種類の生態学的生産力のある土地の面積”と定義される⁵⁶⁾。1990年初頭にブリティッシュコロンビア大学のWackernagel et al.⁵⁶⁾によって考案された。EcoFの構成要素は下記のカテゴリーが挙げられる。

生産能力阻害地	：都市的な活動のために構造物などで生産能力を阻害された土地
エネルギー地	：化石エネルギーの使用量と相当する土地
農耕地	：野菜や果物類の生産に必要な土地
牧草地	：酪農、食肉、羊毛生産などの牧畜に必要な土地
森林地	：森林製品の供給に関する土地
海洋淡水域	：漁業製品の供給に関する海洋淡水域

世界のEcoFは年々増加し、1970年代前半に地球が生産・吸収できる生態性サービスの供給量

(biocapacity) を超えており、2020年時点での世界全体のEcoFは地球1.6個分に相当すると評価されている⁵⁷⁾。日本でも省庁や地方自治体では、国土や地域を計画管理するための環境的評価指標として導入する動きが活発化しており、世界各国のEcoFを算出し国や都市地域での地球容量に対する評価が行われている。本研究では、建設資材（鉄・セメント・木材）、エネルギー資源、食糧、水の各消費に要する土地資源の占有面積を間接的な環境負荷として算定し、域内での直接的なEcoFは、都市構造物が土地を直接占有する面積を評価対象とする。

(c) CO₂排出量 (CO₂)

CO₂は、都市代謝において主に、建設物での冷暖房などによる電力消費、および交通にともなって排出される。特に、都市活動に必要となる民生家庭・業務部門での電力を賄う発電事業からの直接的な負荷が大部分を占めることがわかっている。また、発電プロセスでの燃料種（石炭火力・石油・天然ガスなど）によりCO₂排出原単位も変化する。これらを都市地域における直接的なCO₂負荷とし、鉄、セメント、木材の建設資材の生産プロセスにおけるCO₂排出を間接的な負荷として評価する。建設ストックの資材投入量に比べてフロー財の消費量は極めて小さいことから、生産プロセスでの物質資源消費は評価対象外としCO₂負荷のみを評価対象とする。

(d) ケミカル・フットプリント (ChF)

脱炭素社会の実現に向けて都市・産業システム構造が大きく変革させ地球環境容量に対する環境負荷を制限しようとする一方で、化学物質による負荷に関して地球環境容量の定量化ができていないため、定量化手法の導入が必要である。Sala et al.、Bjorn et al. は、化学物質の地球環境容量を評価する手法として、ケミカル・フットプリント (ChF; Chemical Footprint) を提唱し、排出される化学物質を生態影響がない濃度まで低減するための淡水量を地球環境容量と定義している。本研究が対象とする評価範囲は、都市地域での交通で消費する石油類の直接的な資源消費に付随して排出される化学物質を直接的な環境負荷として算定し、鉄・セメントの建設資材の生産プロセスでの化学物質排出を間接的な負荷とする。日本の化学物質排出移動量届出制度 (PRTR; Pollutant Release and Transfer Register) で届出排出量の上位を占めるトルエン、エチルベンゼン等の揮発性有機化合物 (VOCs; Volatile Organic Compounds) を評価対象とした。

化学物質の生態毒性影響には、USEtoxモデル用い、以下の式1-4で推計される。

$$I_{USEtox} = \sum_{ij} CF_{USEtox} \cdot E_{ij} \quad (式1)$$

$$CF_{USEtox_{ij}} = FF_{USEtox_{ij}} \cdot XF_{USEtox_{ij}} \cdot EF_{USEtox_{ij}} \quad (式2)$$

$$ChF = \frac{1}{365 \cdot 10^9} \sum_{i,j} 2 \cdot \gamma \cdot 10^{2.94 \cdot \beta} \cdot CF_{USEtox_{i,j}} \cdot E_i \quad (式3)$$

$$HC_{50}(NOEC) = \frac{HC_{50}(EC_{50})}{\gamma} \quad (式4)$$

- I_{USEtox} : 潜在的に影響を受ける変化量(PAF(-))
 CF_{USEtox} : 特性化係数
 ChF : ケミカルフットプリント([PAF]_{m3})
 $E_{i,j}$: 物質iのコンパートメント jの排出量(kg)
 FF_{USEtox} : 化学物質の滞留時間(day)
 XF_{USEtox} : 暴露係数(1/day)
 EF_{USEtox} : 影響係数(m³/kg)
 i : 化学物質i
 j : 排出先環境媒体 j

式中のパラメータ γ 値および β 値は、化学物質の毒性係数であり、それぞれ無影響濃度 (NOEC; No Observed EcoEffect Concentration) と半数影響濃度 (EC50; Median EcoEffect Concentration) の比率、50%の種が影響を受ける濃度 (HC50; 50% Hazardous Concentration) と5%の種が影響を受ける濃度 (HC5; 5% Hazardous Concentration) の比率から導出される⁵⁹⁾。 β 値は HC5(NOEC) の標準偏差の関数であり、種の感受性分布 (SSD; Species Sensitivity Distribution) の傾きを表す。既往研究では、 γ 値および β 値を固定値としてChFを推計しており、推計結果に不確実性が残る⁵⁹⁾。式2-13の γ 値は代表的な13物質の平均値 ($\gamma=9.8$) を採用した場合、20～1000%の推計誤差がある可能性があるとされている⁵⁹⁾。

そこで本研究では、他の持続可能性指標とのトレードオフを評価する上で可能な限り不確実性を排除することを目的として、対象とした化学物質の毒性指標から計算が可能な γ 値に関して、各評価対象物質の γ 値を計算し不確実性を低減した (表1)。

表1. ケミカル・フットプリント (ChF) 推計のパラメータ

	FF	XF*EF	FF*XF*EF	γ	β
ベンゼン	7.20E+00	1.54E+01	1.10E+02	4.19	0.4
トルエン	5.22E+00	1.42E+01	7.39E+01	1.39	
エチルベンゼン	5.18E+00	4.31E+01	2.23E+02	2.24	

また、伊坪は、エネルギー・物質代謝に関して直接および間接的な化学物質排出量を国内生産額当たりの原単位を推計している。ここでは、鉄・セメントの建設資材消費に関して、産業連関表 (2015年) を用いて、生産量当たりの化学物質排出原単位に変換し、間接的な影響を評価した (表2、3)。

生産者価格基準原単位（国内生産額あたりの化学物質量（kg/百万円））に対して、総務省産業連関表から得られる国内生産額と経済産業省生産動態統計から得られる国内生産量から単位生産量あたりの排出量（kg/t）を導出し、本研究はこれらの値を使用して推計した。

表2 鉄鋼の化学物質排出原単位（kg/t）

	鉄鋼(熱間圧延鋼材)			
	水域	大気	土壌	埋立
ベンゼン	1.3E-05	1.8E-03	2.4E-10	0.0E+00
トルエン	4.6E-06	1.4E-02	4.6E-09	1.1E-08
エチルベンゼン	8.7E-08	2.3E-03	1.6E-09	0.0E+00

表3 セメントの化学物質排出原単位（kg/t）

	セメント(生コンクリート)			
	水域	大気	土壌	埋立
ベンゼン	1.8E-07	7.4E-05	7.5E-11	0.0E+00
トルエン	2.8E-06	1.2E-02	1.5E-09	2.0E-09
エチルベンゼン	2.0E-08	1.9E-03	4.1E-10	0.0E+00

中国上海市での都市地域でのケミカルフットプリント評価を想定して、データ入手性が比較的低い、中国での化学物質排出量の推計方法を示す。評価対象とする揮発性有機化合物（VOCs；Volatile Organic Compounds）の内、ベンゼン、トルエン、エチルベンゼンの3物質について、Wu et al.、Zheng et al.¹⁾は、上海市の産業部門から排出されるVOCsを測定しており、Zhang et al.¹⁾はVOCsのうち、産業、移動交通、燃料燃焼でベンゼン、トルエン、エチルベンゼンの発生比が異なることを示している（表4）。また、Cai et al.¹⁾は中国上海市でのVOCs発生源割合を特定し、移動交通に伴う発生が全体の25%であることを示している。

表4 揮発性有機化合物の発生源別割合

	ベンゼン	トルエン	エチルベンゼン
産業	0.06	0.59	0.35
移動交通	0.31	0.59	0.10
燃料燃焼	0.69	0.27	0.04

また本研究では、エネルギー消費の脱炭素化を進める上で、発電プロセスでの燃料を石炭・石油から

再生可能エネルギーにシフトさせる必要がある。日本国内では2018年時点で再生可能エネルギー発電設備の割合は極めて少なく、今後2050年に向けて再生可能エネルギー発電設備を日本国内で新規に建設することを想定する。本検討では、CCS付ガス火力発電、原子力発電、アンモニア火力発電は検討対象から除外し、再生可能エネルギー発電設備のみを評価対象とした。一方で、再生可能エネルギーの導入により発電量の変動を吸収する蓄電設備が不可欠であり、大規模な蓄電設備の設置が見込まれる。そこで、再生可能エネルギーの新規建設に加えて、蓄電設備の導入による物質投入量も評価対象に加えた。

3. 結果・考察

3.1 都市・産業活動に伴う化学物質排出

PRTR⁷⁾から茨城県での2007～2016年の揮発性化学物質の内、ベンゼン、トルエン、エチルベンゼンの届出排出量トレンドを示す(図4)。揮発性化学物質は日本国内でもPRTRデータとして排出・移動量の上位を占める物質であり、交通移動に伴う排気ガス中に多く含まれる。茨城県での排出量トレンドをみると、トルエンの排出量が多いが、2007年から2016年にかけてトルエンの排出量は減少傾向にあり約半減しており、化学物質排出による負荷も低減されている可能性が伺える。

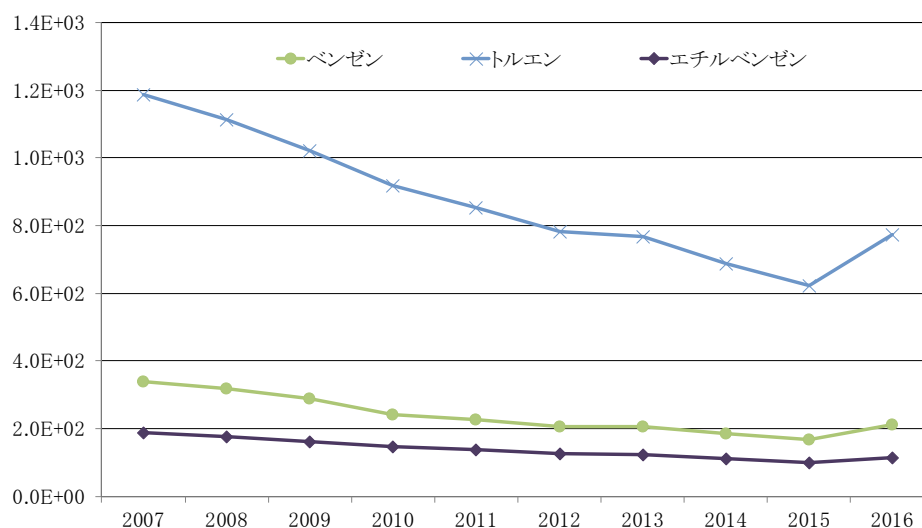


図4. 環境省：化学物質排出・移動量届出（PRTR）制度に基づく化学物質の排出量・移動量等のデータより改変

2007～2016年の間で、交通移動に伴うChFが占有的となった(図5)。交通移動に伴うVOCs排出量は建設資材の投入に伴う排出量に比べて大きく、2007年をベースでは、茨城県のChFは減少傾向にあり、2016年は2007年に比べて36.0%減少している。これは、自動車の交通に伴う排出ガス起因の化学物質排出量が大きく減少したことが要因と考えられる。2016年での一人当たりChFは 1.1×10^{-9} (PAF) m^3 であり、今後も揮発性化学物質の排出量低減によりChFを削減できる。但し、今回対象とした化学物質は都市地域で排出量が比較的大きいベンゼン、トルエン、エチルベンゼンの揮発性有機物質であり、その他の化学物質も含めてChFを評価することによって、より精度の高い評価が可能とな

る。本研究では USEtox モデルでの化学物質生態毒性評価を行っており、USEtox とのデータ整合性も評価上の制約となり得る。

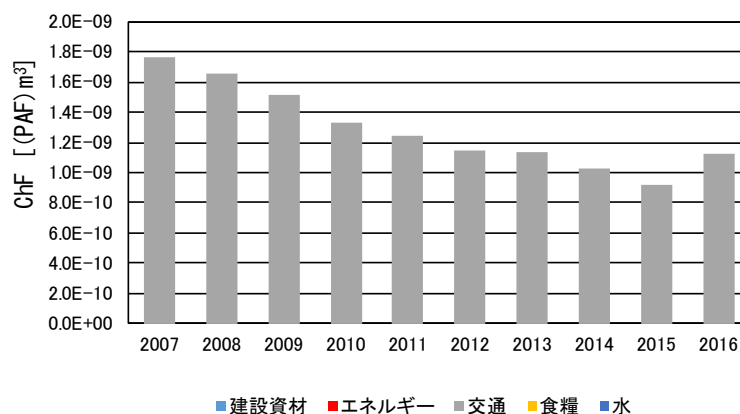


図5 茨城県の一人当たりケミカル・フットプリント (ChF)

Wu et al.、Zheng et al.は、上海市の産業部門から排出される VOCs を測定しており、Zhang et al.は VOCs のうち、産業、移動交通、燃料燃焼でベンゼン、トルエン、エチルベンゼンの発生比が異なることを示している（表 5）。また、Cai et al.は中国上海市での VOCs 発生源割合を特定し、移動交通に伴う発生が全体の 25%であることを示している。中国での化学物質に関するデータは入手制約があるため、既往研究から経年変化による近似式を導出した（図 6）。表 5 に示す発生源別割合を用いて評価対象期間の揮発性有機化合物の排出量を推計した（図 6）。ベンゼン、トルエン、エチルベンゼンの排出量トレンドは増加傾向にあり、交通移動に伴う排気ガス中に多く含まれるため交通移動量の増加に伴って揮発性化学物質の排出量も増加している。

表5 上海市の揮発性有機化合物に関する発生源別割合
(Zhang et al., 2016より改変)

	ベンゼン	トルエン	エチルベンゼン
産業	0.06	0.59	0.35
移動交通	0.31	0.59	0.10
燃料燃焼	0.69	0.27	0.04

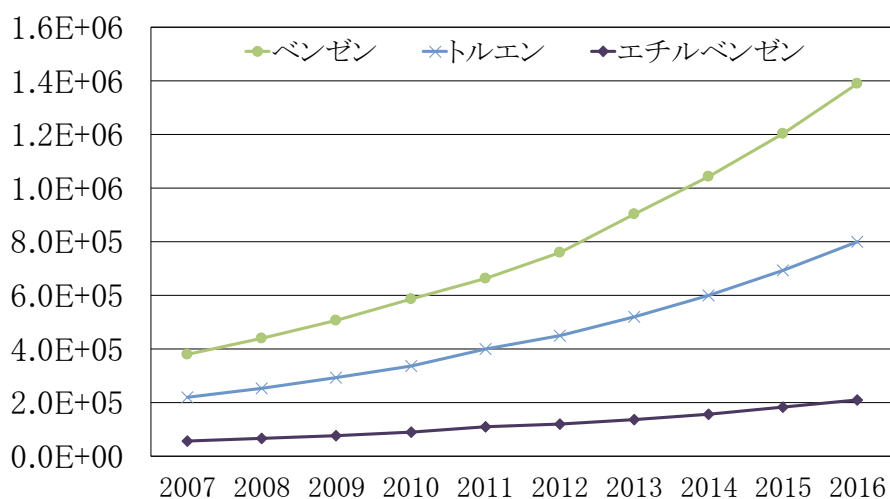


図6 上海市の化学物質排出量 (kg/年)

2007～2016 年の間で、交通移動に伴う ChF が占有的となった (図 7)。2007 年をベースでは、中国上海市の ChF は大幅に増加傾向にある。これは、自動車の交通に伴う排出ガス起因の化学物質排出量が大きく増加していることが要因と考えられる。2016 年での一人当たり ChF は 2.3×10^{-9} (PAF)m³ であり、今後も揮発性化学物質の排出量増加により ChF は上昇する可能性がある。但し、今回対象とした化学物質は都市地域で排出量が比較的大きいベンゼン、トルエン、エチルベンゼンの揮発性有機物質であるが、上海市では単位面積当たりの産業由来 VOCs 排出量が 186.1 ton/km² で中国国内最大となっており、今後も排出量が上昇し ChF が増加傾向にある。

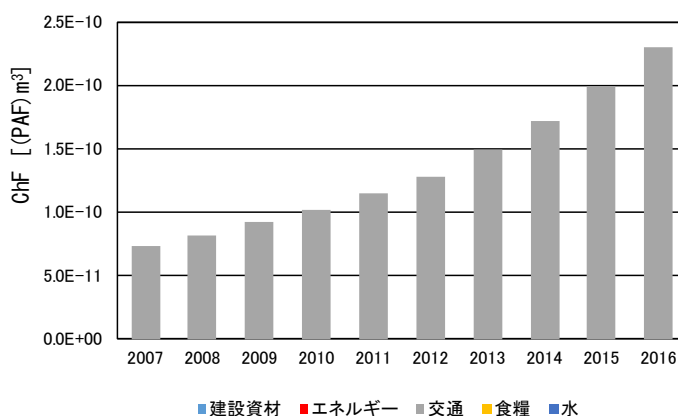


図7 上海市の一人当たりケミカル・フットプリント (ChF)

3.2 再生可能エネルギーの導入に伴うトレードオフ評価結果

2050年の将来電源構成に関する各シナリオ別の新規資材投入量推計結果を図8に示す。2050年のいずれのシナリオでも洋上風力発電設備の新設に伴う鉄鋼資源の投入量が増大する。特に、2050年新燃料シナリオ（H2）では洋上風力発電の割合が最大となるため、他のシナリオに比べて1.5～3.0倍の鉄鋼資源が必要となる。コンクリート資源は水力発電に関するダム建設等の土木構造物での需要が増加するが、シナリオ間で大きな差は見られない。その他、洋上風力発電の増加に伴い海底電力ケーブルに使用される銅素線の需要が増加するが、需要量は鉄鋼・コンクリートに比べて圧倒的に少ない結果となった。

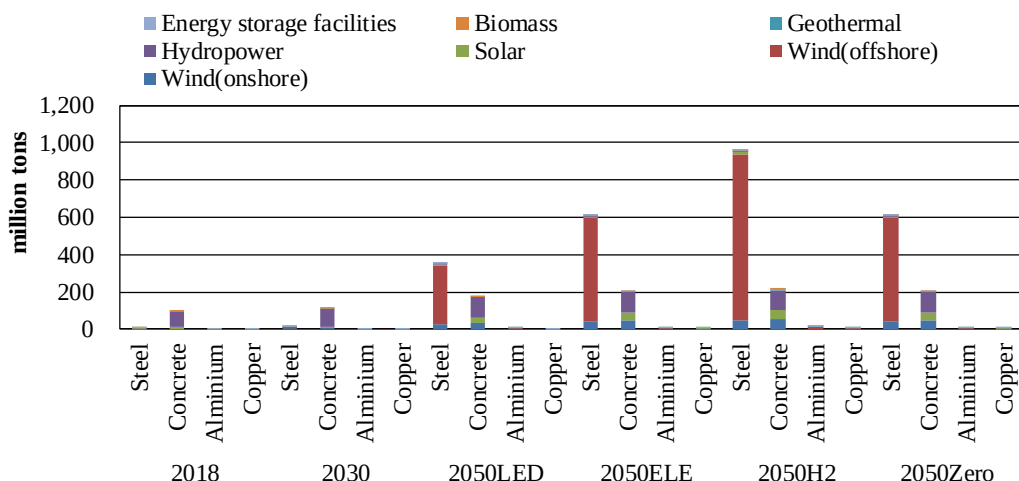


図8 シナリオ別の新規資材投入量推計結果

次に、シナリオ別の再生可能エネルギー発電設備建設に伴う新規資材投入に対して、総物質需要量（Total Material Requirement; TMR）、エコロジカル・フットプリント（Ecological Footprint; EcoF）、（CO₂排出量）、ケミカル・フットプリント（Chemical Footprint; ChF）の4つの指標で評価した。その結果を以下に示す（図9～図12）。

各指標間での評価結果から、いずれも洋上風力発電設備に関する直接的・間接的な環境負荷が大きくなる。新規資材投入量が多い鉄鋼資源では、EcoFおよびCO₂の負荷が直接的な資材投入に伴って増加する。一方で、TMRおよびChFでは、洋上風力発電の電気ケーブルを主とした銅資源の資材投入に伴って間接的な環境負荷が増加する。また、太陽光発電設備でもDCケーブルやPCSで銅資源が投入量は洋上風力発電設備に比べて少ないが使用されるため、TMRおよびChFで間接的な環境負荷が増加する。これは洋上風力での銅の資源投入原単位は0.02[ton/MWh]で鉄の1.06[ton/MWh]に比べて極めて小さいが、銅のTMR値およびChFのcharacterized factorが大きいためであり、新規投入量は小さいが銅資源の消費によってTMRとChFが増加した。

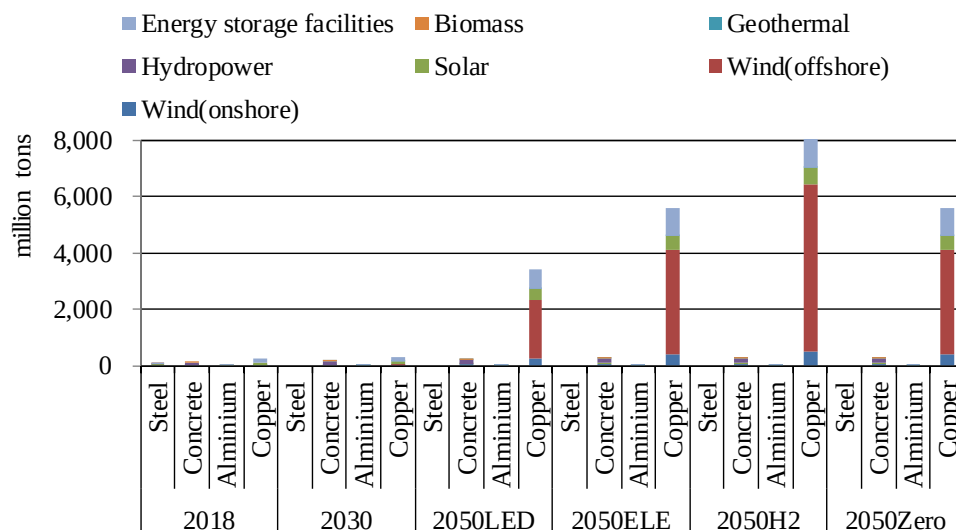


図9 シナリオ別のTMR推計結果

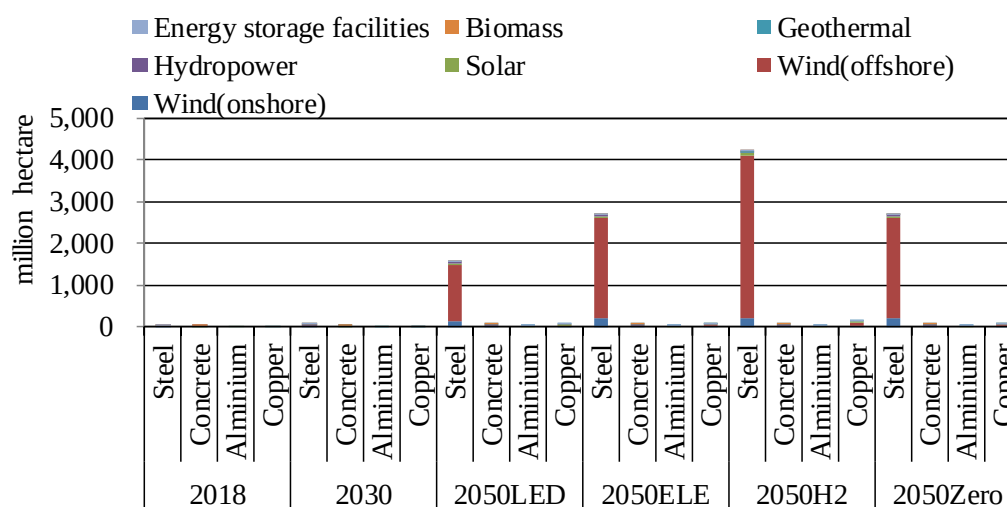


図10 シナリオ別のEcoF推計結果

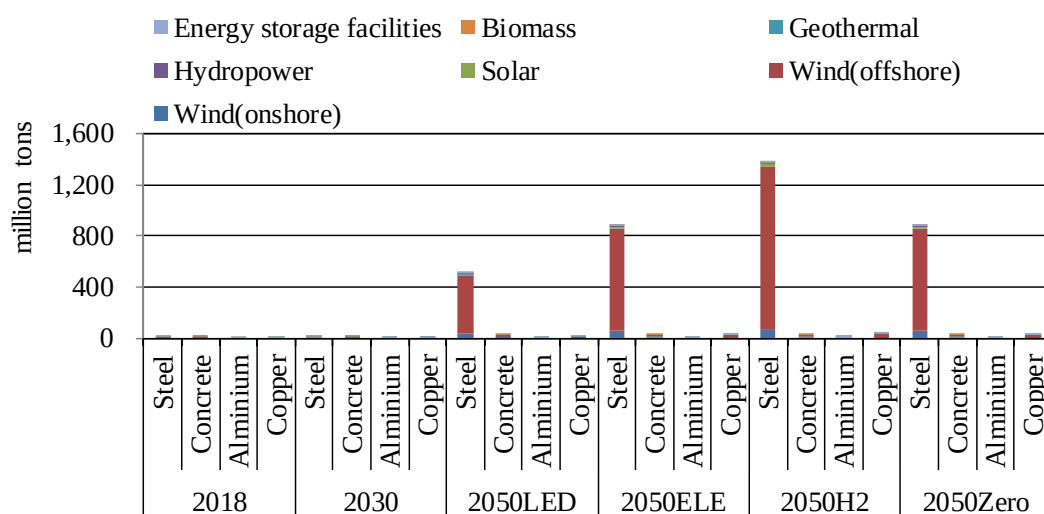


図11 シナリオ別のCO₂推計結果

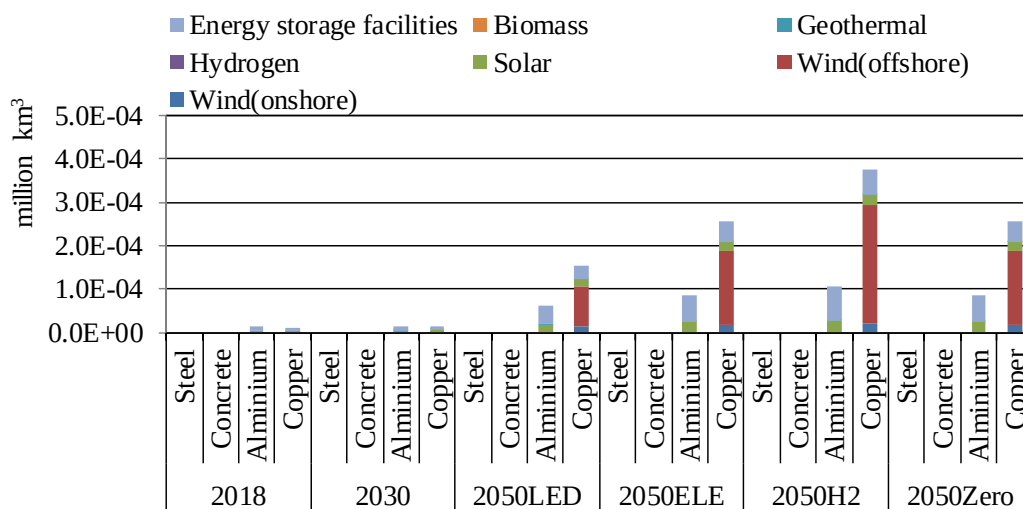


図12 シナリオ別のChF推計結果

4つの持続可能性指標を用いて再生可能エネルギー発電設備の新規建設による環境影響を評価した結果、将来シナリオでは洋上風力発電が主力となることから、銅資源の新規投入によって銅精錬過程も含めたTMR、化学物質としての銅使用量の増加によるChFの負荷を考慮する必要があることがわかった。橋本らは、80種以上の製品に関するTMRとGWP（地球温暖化係数）のトレードオフ評価を行っており、GWPを減少させるように元素代替を選択した場合、約60%はTMRも減少するが、いくつかの場合はTMRが増加するとし、その中でアルミニウムから銅への代替はTMRの視点から望ましくないとしている。

そこで、洋上風力で使用される海底電気ケーブルの素線材料を銅からアルミニウムとした場合の環境影響を持続可能性指標で評価する。洋上風力発電の資源投入原単位は、銅で0.02[t/MWh]から0.001[t/MWh]に減少し、アルミニウムは0[t/MWh]から0.01[t/MWh]となる。この原単位を用いて評価した結果を図13に示す。ChFは2050H2シナリオで 6.9×10^{-4} [百万km³]から 9.9×10^{-4} [百万km³]となり、TMRの減少とは逆に1.4倍の増加を示した。これは、ChFでのアルミニウムに関するCFが銅よりも大きく、アルミニウムへの素線材料転換に伴ってChFの負荷が大きくなるためである。この結果から、資源負荷を捉えるTMRの観点からはアルミニウムへの代替は環境影響を低減させるが、化学物質負荷の側面からみると逆に地球環境負荷を増加させる可能性が示唆された。

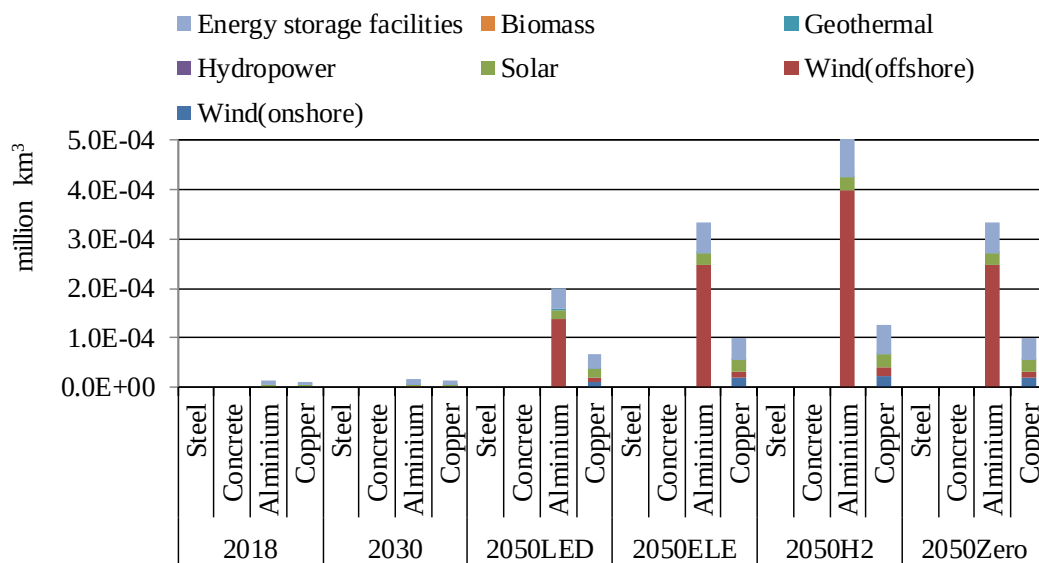


図13 シナリオ別のChF推計結果（対策後）

4.結論

本研究では、脱炭素化施策の持続可能性を評価する上で、4つの異なる持続可能性評価指標を用いて再生可能エネルギー発電設備の新規建設に伴う直接的・間接的な環境影響を評価した。その結果、将来的に発電割合が増加する洋上風力発電で使用する鉄鋼と銅の資材投入に伴い、全体的に持続可能性指標値が現状に比べて大きく増加することがわかった。また、新規に投入される資材によって各指標への影響度が異なることがわかり、特に、鉄鋼と銅は影響する指標が正反対であり、鉄鋼はEcoFとCO₂への影響度が大きく、反対に銅はTMRとChFへの影響度が大きいことが明らかになった。持続可能性指標での評価の観点から環境影響を低減させる方策として、ChFのcharacterized factorが大きい銅が使用される洋上風力発電の電力ケーブル材料をアルミニウムに変更することを考慮した場合、他の指標への影響無く、ChFとTMRの値を大きく削減できることがわかった。

以上から、再生可能エネルギーの導入に対する統合評価と指標間のトレードオフ評価が可能なモデルフレームを確立できた。また、既存研究で取り組まれてきたTMR、EcoF、CO₂に加えて、ChFでの化学物質影響を加味することで、今後の脱炭素化施策を推進する中で隠れた環境影響側面を捉えることができた。さらに、将来の脱炭素化に向けた電源構成の変化に伴い、銅の資源投入によるChFが他の指標に比べて大きく増加することも本研究で明らかにすることができた。2050年のカーボンニュートラルを見据えて産業部門での脱炭素化施策が検討されているが、ベースメタルに限らずレアメタルも含めた化学物質による環境影響も含めた環境対策が重要となることが示唆された。

は本研究で評価対象とした鉄鋼・セメント・銅・アルミニウムだけでなく、風力発電設備に用いられるneodymium (Nd)、 dysprosium (Dy)等のレアアースを含めた評価を行い、脱炭素化施策の最適解を導出していくことも今後の課題である。

参考文献

- 1) 中国統計年鑑（2008～2017）
- 2) 上海市統計年鑑（2008～2017）
- 3) 茨城県：いばらき統計情報ネットワーク
<https://www.prEcoF.ibaraki.jp/shiru/kankobutsu-tokeidata/ibaraki-tokeijoho-network/index.html>,（最終閲覧日：2022/11/15）
- 4) 茨城県：茨城県建築着工統計データ.
<https://www.pref.ibaraki.jp/doboku/kenshi/kikaku/kikaku/kenchikuchakko/kenchikuchakkomatome.html> ,
（最終閲覧日：2022/11/15）
- 5) 国土交通省：全国都市交通特性調査,
https://www.mlit.go.jp/toshi/tosiko/toshi_tosiko_tk_000033.html,（最終閲覧日：2022/11/15）
- 6) 農林水産省：食料需給表
- 7) 環境省：化学物質排出・移動量届出（PRTR）制度に基づく化学物質の排出量・移動量等のデータ
- 8) 中国統計年鑑，2008～2017
- 9) 上海市統計年鑑，2008～2017
- 10) X, Wu et al: Characteristics and Uncertainty of Industrial VOCs Emissions in China, Aerosol and Air Quality Research, Vol.15, pp.1045-1058, 2015
- 11) C, Zheng et al: Quantitative assessment of industrial VOC emissions in China: historical trend, spatial distribution, uncertainties, and projection, Atmospheric Environment, Vol.150, pp.116-125, 2017
- 12) Z, Zhang et al: Spatiotemporal patterns and source implications of aromatic hydrocarbons at six rural sites across China's developed coastal regions. Journal of Geophysical Research Atmospheres, Vol. 121, pp.6669–6687, 2016
- 13) C, Cai et al: Characteristics and source apportionment of VOCs measured in Shanghai, China, Atmospheric Environment, Vol.44, pp.5005-5014, 2010
- 14) 橋本征二：循環型社会形成に関わる新たな評価指標と指標体系，環境研究総合推進費補助金総合研究報告書，2019.

ケーススタディ 2：風力発電導入シナリオ下での低炭素効果と廃棄物・設備由来のヒト健康リスクの トレードオフ評価

1. 本研究の背景

1.1 2050 年に向けた電源構成の政府目標

我が国では、2020 年 10 月 26 日の当時の菅内閣総理大臣が所信表明演説において、2050 年にカーボンニュートラル（温室効果ガスの排出と吸収でネットゼロを意味する概念）を目指すことを宣言した。カーボンニュートラルの実現に向けては、温室効果ガス（CO₂ 以外のメタン、フロン等も含む）の 85%、CO₂ の 93% を排出するエネルギー部門の取り組みが重要となる¹⁾。令和 3 年 10 月に閣議決定された第 6 次エネルギー基本計画では、電力部門において再エネや原子力などの実用段階にある脱炭素電源を活用することで着実に脱炭素化を進めるとともに、水素・アンモニア発電や CCUS/カーボンリサイクルによる炭素貯蔵・再利用を前提とした火力発電などのイノベーションを追求することが挙げられている。特に再エネについては 2030 年に向けて温室効果ガス削減 46% を達成するために、総発電電力量の 36~38%（2019 年時点で 18%）に急増するといった野心的な目標を掲げている²⁾。その内訳については以下の表 1-1 に示す。

表 1-1 第 6 次エネルギー基本計画における 2030 年の電源構成目標²⁾

電源種別	電源構成割合（%）
太陽光	14~16
風力	5
地熱	1
水力	11
バイオマス	5

また、国内において 2050 年に向けて脱炭素化を促進すべく、電源構成の見直しが複数のプロジェクト・研究^{3), 4), 5), 6), 7), 8), 9)}で行われている。いずれのシナリオにおいても脱炭素電源である再生可能エネルギーの積極的導入が検討されており、IPCC が発表している気温上昇 1.5℃シナリオ報告書¹⁰⁾など、国際的にも脱炭素は課題として挙げられており、今後の世界的な潮流となり得る。

1.2 国際的な再生可能エネルギーの戦略的拡大

現在、政策の改善や COP26 で示された気候変動目標によって、今後再生可能エネルギーが急速に拡大していくことが予想されている。今後 5 年間で再生可能エネルギーが 60%以上拡大し、2026 年に世界導入容量が 4800 GW に達することが予想される。これは、世界の化石燃料発電所と原子力発電所の合

計設備容量に匹敵する規模であり、全体として今後 5 年間の世界の再エネ導入容量の 43%を中国が占めることとなる。中国、欧州、米国、インドの 4 市場により設備導入容量の 80%を占める予想であり、世界の電力部門の再エネ化を大きく牽引する形となる¹¹⁾。

中国では 2060 年までにカーボンニュートラル実現を目標としており、2030 年までに風力発電および太陽光発電 1200 GW の新規導入を短期的な目標として掲げた¹¹⁾。

またインドでは、世界の主要市場に比べて既存発電設備容量に対する今後の成長率が高く、2021-2026 年で予測される導入量は 2015-2020 年よりも 2 倍になることが見込まれている¹¹⁾。

米国では、2021-2026 年では過去 5 年に比べて 65%拡大することが予想されている¹¹⁾。

これらの国家の戦略的な再生可能エネルギー拡大の背景には、各国の力強い政策支援や市場での価格競争がある。発電設備の商品価格は高騰によって製造コストが上昇しているが、これらが下支えとして機能している¹¹⁾。

ただ商品価格の高騰に加えて、エネルギーや輸送価格の上昇により世界中で太陽光発電モジュール、風力発電タービン、バイオ燃料製造、輸送コストが増加している。2020 年当初以降、ポリシリコンの価格は 4 倍、鉄は 50%、アルミニウムは 80%など、各コモディティ価格が大幅に上昇している。これにより再エネ全体でのサプライチェーンの停滞が今後の再エネ市場拡大の大きな不確実性として懸念される。また、こうした機器の構成素材ベースでの市場正常化の対策も世界的な今後の課題といえる¹¹⁾。

1.3 風力発電設備の廃棄物問題

1.2.1 節と 1.2.2 節で示したように、日本を含めた世界において再生可能エネルギーが拡大傾向にあるが、背景ではその廃棄物が一つの大きな問題となっている。風力発電に着目すると、廃棄物の一つとしてブレードが問題となっている¹²⁾。アメリカでは風力タービンのブレードは物理的に長いため、寿命を迎えた際に単に運搬するのではなく、工業用のこぎりなどで細断される。また大まかに切り分けられたブレードは以下の図 1-1 のように埋立地や焼却炉などに運ばれて処理される¹²⁾。



図 1-1 埋立地で処理される風力ブレード¹²⁾

風力発電のギア、タワー部分、ナセルといった部品は鉄や銅などの金属で構成されていることもあり、リサイクルや再利用が比較的容易であるが、ブレードは複雑な繊維強化素材が使用されているので、更

にリサイクルが難しいのが課題である¹³⁾。ブレードの素材であるグラスファイバーなどを再利用しようとする研究は進められているものの、経済的なインセンティブの少なさや焼却・埋め立て処理する工程の簡潔さから大規模なレベルでの普及が進んでいない^{13), 14), 15)}。現状は、アメリカなど廃棄ブレードの大部分が埋め立てされている国もあり¹²⁾、埋立地が膨大に必要なことや環境影響が懸念されている。

1.4 本研究の目的・構成

1.2.3 節で示した風力発電の課題をもとに、以下の3点が本研究の目的である。

- 将来電源構成シナリオから日本の風力化による2100年までの設備数の増減について将来推計すること。
- 風力由来の廃棄物やライフサイクル全体で発生する化学物質などが起因となるヒト健康リスクを定量的に分析するために、以上のリスクから想定されるヒト健康リスクと、風力化による二酸化炭素排出削減による気候変動緩和効果のトレードオフを評価すること。
- トレードオフ評価によりヒト健康リスク観点で将来電源構成シナリオを分析する手法を構築すること。

また、本論文の構成は4章で構成される。

第1章では、現在の再生可能エネルギーの国際的な動向を整理し、海外の事例や風力発電の将来的な研究課題を踏まえ、本研究の必要性和その目的を述べた。また、各章の構成を示した。

第2章では、第1章で示した研究目的の達成のため、本研究の研究方法を示す。

第3章では、第2章で示した研究方法をもとにおこなった研究結果を述べる。

第4章では、以上の章で示された方法や結果から、風力発電の導入の妥当性をヒト健康リスクの観点で定量的に分析した結果を総括し、今後の課題と展望を述べる。

1.5 結言

本章では本研究の背景と目的、及び本論文の構成を示した。

1.2 節では、本研究の背景をまとめた。まず 2050 年に向けた政府の電源構成の将来的な見通しや行われている研究の事例を整理した。また、世界の各国での現在政策レベルで推進されている電力部門の再エネ化の事例や今後 5 年間での見通しを示した。その背景で拡大するブレード廃棄物問題についても言及し、風力発電を大量に導入する危険性を指摘した。

1.3 節では、1.2 節で示した課題から、本研究の目的を述べた。また、本研究で設定した目的を達成するための方法論を示し、その方法論と対応した本論文の構成を示した。

参考文献

- 1) 経済産業省 資源エネルギー庁：総合資源エネルギー調査会 基本政策分科会（第33回会合）（令和2年11月17日（火））配布資料 2050年カーボンニュートラルの実現に向けた検討＜https://www.enecho.meti.go.jp/committee/council/basic_policy_subcommittee/033/033_004.pdf＞（最終閲覧日：2022.1.19）
- 2) 経済産業省 資源エネルギー庁：第6次エネルギー基本計画（令和3年10月）＜https://www.enecho.meti.go.jp/category/others/basic_plan/pdf/20211022_01.pdf＞（最終閲覧日：2022.1.19）
- 3) （公財）地球環境産業技術研究機構（RITE）：総合資源エネルギー調査会 基本政策分科会（2021.5.13）2050年カーボンニュートラルのシナリオ分析（中間報告）＜https://www.enecho.meti.go.jp/committee/council/basic_policy_subcommittee/2021/043/043_005.pdf＞（最終閲覧日：2022.1.19）
- 4) 電力中央研究所：「2050年ネットゼロ排出シナリオ」の分析－IPCC1.5℃特別報告書シナリオデータとJMIPからの示唆，第44回総合資源エネルギー調査会 基本政策分科会（2021.6.3）資料7＜https://www.enecho.meti.go.jp/committee/council/basic_policy_subcommittee/2021/044/044_010.pdf＞（最終閲覧日：2022.1.20）
- 5) Masahiro Sugiyama, Shinichiro Fujimori, Kenichi Wada, Ken Oshiro, Etsushi Kato, Ryoichi Komiyama, Diego Silva Herran, Yuhji Matsuo, Hiroto Shiraki, Yiyi Ju1 : EMF 35 JMIP study for Japan's long-term climate and energy policy: scenario designs and key findings, *Sustainability Science*, Vol.16, pp.355-374, 2021
- 6) Ken Oshiro, Mikiko Kainuma, Toshihiko Masui : Implications of Japan's 2030 target for long-term low emission pathways, *Energy Policy*, Vol.110, pp.581-587, 2017
- 7) Ken Oshiro, Toshihiko Masui & Mikiko Kainuma : Transformation of Japan's energy system to attain net-zero emission by 2050, *Carbon Management*, Vol. 9, No.5, pp.493-501, 2018
- 8) AIM プロジェクトチーム：2050年脱炭素社会実現の姿に関する一試算＜https://www-iam.nies.go.jp/aim/projects_activities/prov/2020_2050Japan/2050_Japan_201214.pdf＞（最終閲覧日：2022.1.7）
- 9) 公益財団法人 自然エネルギー財団：2050年の脱炭素日本を支えるエネルギーミックス—時期エネルギー基本計画の策定に向けて，基本政策分科会（2021.6.30）資料3＜https://www.enecho.meti.go.jp/committee/council/basic_policy_subcommittee/2021/044/044_006.pdf＞（最終閲覧日：2022.1.20）
- 10) IPCC, Masson-Delmotte, V., P. Zhai, 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, and T. Waterfield (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, sustainable development, and efforts to eradicate poverty, 2018＜<https://www.ipcc.ch/sr15/>＞（最終閲覧日：2022.1.20）
- 11) International Energy Agency（IEA）：Renewables 2021 Analysis and forecast to 2026＜<https://iea.blob.core.windows.net/assets/5ae32253-7409-4f9a-a91d-1493ffb9777a/Renewables2021-Analysisandforecastto2026.pdf>＞（最終閲覧日：2022.1.25）

- 12) Bloomberg Green: Wind Turbine Blades Can't Be Recycled, So They're Piling Up in Landfills (2020.2.5)
< <https://www.bloomberg.com/news/features/2020-02-05/wind-turbine-blades-can-t-be-recycled-so-they-re-piling-up-in-landfills> > (最終閲覧日 : 2020.1.25)
- 13) J.P.Jensen, K.Skeltona : Wind turbine blade recycling: Experiences, challenges and possibilities in a circular economy, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol.97, pp.165-176, 2018
- 14) Georg Lichtenegger, Athanasios A. Rentizelas, Nikoletta Trivyza, Stefan Siegl : Offshore and onshore wind turbine blade waste material forecast at a regional level in Europe until 2050, *Waste Management*, Vol.106, pp.120-131, 2020
- 15) Anaële Lefevre, Sébastien Garnier, Leslie Jacquemin, Baptiste Pillain, Guido Sonnemann : Anticipating in-use stocks of carbon fibre reinforced polymers and related waste generated by the wind power sector until 2050, *Resources, Conservation & Recycling*, Vol.141, pp.30-39, 2019

2. 研究方法

2.1 緒言

本章では 1.3 節で述べた研究の目的に沿った研究方法を説明する。

2.2 節では、本研究で行った各工程の大枠についてフローチャートにて説明する。

2.3 節では、日本の 2020~2050 年での日本における電源構成シナリオを、固定買取価格制度での事業採算性が見込むことができる設備導入ポテンシャルを考慮したうえで設定した。

2.4 節では、日本の既存の風力発電設備データを分析することで、日本に設備導入した際に設備の設備利用率や設備寿命、風況地域差係数がどのように推移するのか予測した。

設備寿命については、風力発電が日本より普及しているデンマーク、ドイツなどの海外の既存研究⁷⁾⁸⁾⁹⁾によると、20 年が一つの国際的な目安といえる。ただ、デンマークは世界的にも風力発電の普及が進んでおり、設備寿命が 17.8 年であるが、これは耐用年数の小さい古い発電機器があることが原因と考えられている⁷⁾。そこで、日本での将来推計を行うにあたって、日本の設備データを分析することが求められる。

風況地域差係数については、設備を日本に導入する際に、各地の風況によって理論設備利用率に大きく影響を及ぼし発電量に地域差が生じる可能性がある。そこで陸上・洋上風力ごとに各地の風況を分析した。

2.5 節では、2.3 節で設定した将来シナリオに基づいて、2.4 節で設定した設備利用率、設備寿命を用いることで 2050 年までの新規導入容量、2100 年までの廃止設備容量を算出した。

2.6 節では、廃止設備容量から発生するブレード由来の廃棄物について、ブレードを構成する化学物質ごとに推計した。廃止設備から膨大な金属や化学物質が廃棄物として排出されることが近年問題となっている¹⁴⁾が、特にブレード部分について焼却・埋め立てが大量に行われていることが問題視されている。そこで本節では導入した設備が 2.4 節で設定した設備寿命を迎え廃止される際に、排出される廃棄物量を算出した。

2.7 節では、新規導入設備のライフサイクルで発生する化学物質由来のヒト健康リスク、寿命を迎えた廃止設備からの廃棄物を算出した後に、風力発電の設備導入による温室効果低減とのトレードオフ評価を行う評価手法について示した。風力発電の設備を導入することによって既存の火力発電を代表とした化石燃料由来の発電設備を代替することで二酸化炭素排出低減が期待できる。よって、グローバルでの気温上昇が抑制されることで、気候変動由来のヒト健康リスクが緩和されるが、風力発電の設備製造・導入などといったライフサイクル全体で素材や化学物質が使用されることによるヒト健康リスクは増加することが予想される。そこで本節では、風力発電による気候変動緩和効果と設備によるヒト健康リスクを、障害調整生存年数（DALY）をエンドポイントとしてトレードオフ評価を行い、定量的に設備導入の妥当性を検討した。

2.2 本研究の枠組み

以下の図 2-1 に本研究で行う、日本における設備数の将来推計、設備導入による二酸化炭素排出低減と設備由来の発生廃棄物によるヒト健康リスクの定量的なトレードオフ評価の枠組みを示す。

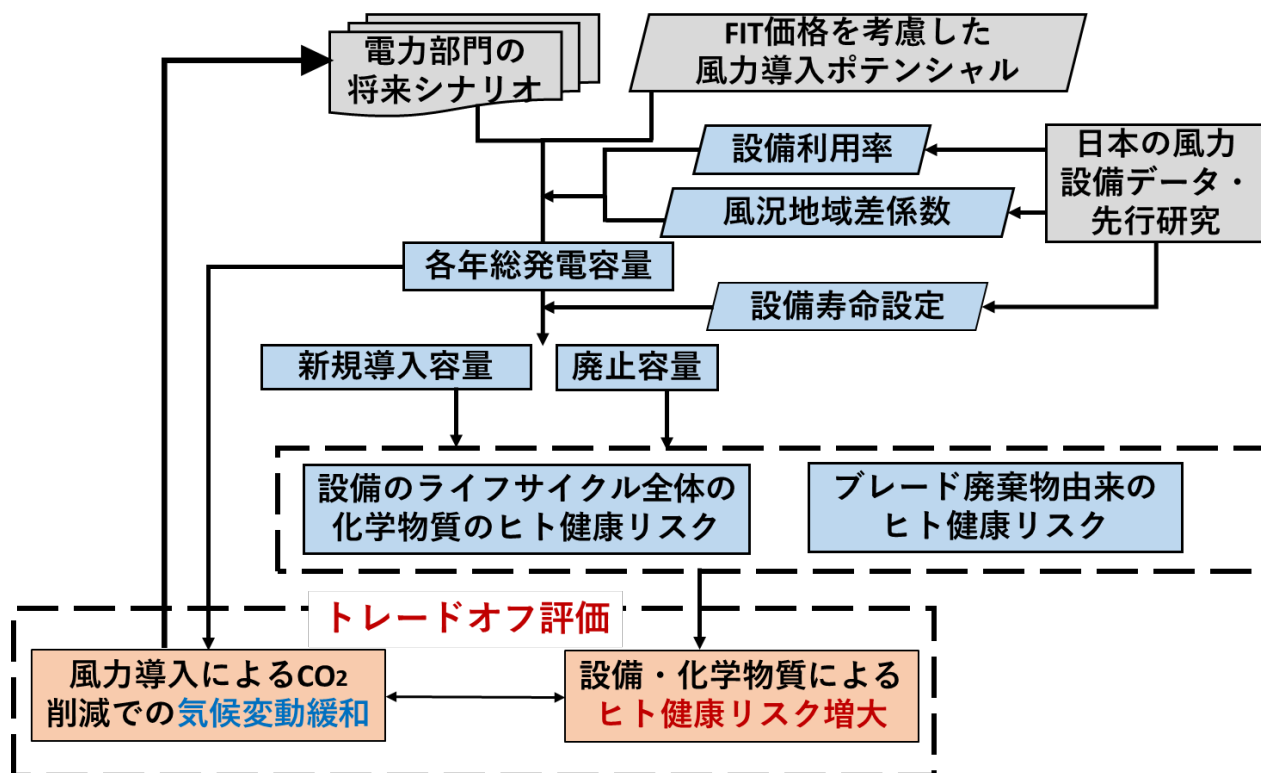


図 2-1 設備数の将来推計及びトレードオフ評価の枠組み

本研究では、図 2-1 に示す将来推計及び評価の枠組みに基づき、設備由来の発生廃棄物・化学物質とのトレードオフ評価を行った。

まず、固定買取価格制度を前提とした事業採算性が見込むことができる設備導入ポテンシャル¹⁾を参考に、2050年までのFIT制度における陸上・洋上風力発電の売電価格の設定について考察した。次に、日本の2050年までの発電量のうち再生可能エネルギーでの発電の発電量についての電源構成シナリオ²⁾について設定した。また、日本での将来推計のために日本の風力発電設備データ³⁾を分析し、設備利用率と風況地域差係数、設備寿命について設定した。次に、平均導入設備容量を設定したうえで、2050年までの陸上・洋上風力発電容量の推計を行った。

また、2100年までに設備寿命を迎え廃止された設備からのブレード由来の発生廃棄物量と、設備の製造を含めたライフサイクル全体で発生するヒト健康リスク算出した。

最後に、既存火力発電設備から風力発電に代替されたことによる二酸化炭素排出低減と風力発電設備の導入による発生廃棄物を含めた化学物質影響について、それぞれエンドポイントとしてヒト健康リスクの指標である障害調整生存年数 (DALY) を選択し、トレードオフ評価を行った。

2.3 将来電源構成シナリオの設定

2.3.1 将来電源構成シナリオの選択

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）⁴⁾により算出された、2050 年までの 4 つの将来シナリオでの再エネ総発電量の内訳を本研究において将来電源構成シナリオとして採用した。採用理由としては、この AIM モデルは IPCC において世界および地域の実況シナリオおよび地域における影響評価を行うために使用されており、国家、地域そして地球規模における政策検討に貢献しているものであるからである。また環境省によるエネルギー部門での政策検討の参考文献の一つとして選ばれている⁴⁾ことで、最適と判断した。

また AIM モデルとは、温室効果ガス排出（AIM/emission）モデル、グローバル気候変動（AIM/climate）モデル、気候変動影響（AIM/impact）モデルの 3 つの主要なモデルから構成されるものである。

本研究で参考にした AIM モデル研究は AIM/Enduse モデルであり、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る⁴⁾。このモデルは、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⁵⁾。

本研究で参考にした、AIM モデルで使用された 4 つの将来シナリオは以下の表 2-1 のとおりである。

表 2-1 AIM モデルの将来シナリオの詳細²⁾

シナリオ	詳細
S1 : LED	生活や就業スタイル、マテリアルの消費・循環構造などの変化によって、少ないエネルギー・マテリアルでも高い便益・効用が得られる社会への変容。一方、電化推進や新燃料利用については、次の 2 つのシナリオの想定よりも低位。
S2 : ELE	再エネ発電の大量導入と徹底した電化によって、脱炭素社会の実現を目指すシナリオ。技術的や期間的に電化が難しい領域（産業高温域、貨物輸送、暖房・給湯など）についても、徹底した電化を推進。社会変容による活動量の変化はあまり考慮しない。
S3 : H2	再エネ発電の大量導入による水素生産、そして、水素と CO ₂ から生産される合成燃料、これらの新燃料によって、脱炭素社会の実現を目指すシナリオ。技術的や期間的に電化が難しい領域（産業高温域、貨物輸送、都市ガス供給）に新燃料を活用。社会変容による活動量の変化はあまり考慮しない。
S4 : Zero	社会変容、電化・新燃料の導入促進など全ての対策を組み合わせ、CO ₂ 回収対象の拡大、ネガティブエミッション技術の導入・拡大により脱炭素社会を実現。

以上の複数の将来シナリオを用いて計算された 2030、2050 年の再エネ総発電量に、2018 年、2019 年、2020 年の電力調査統計表の発電実績¹⁰⁾を加えたものが以下の図 2-2 である。

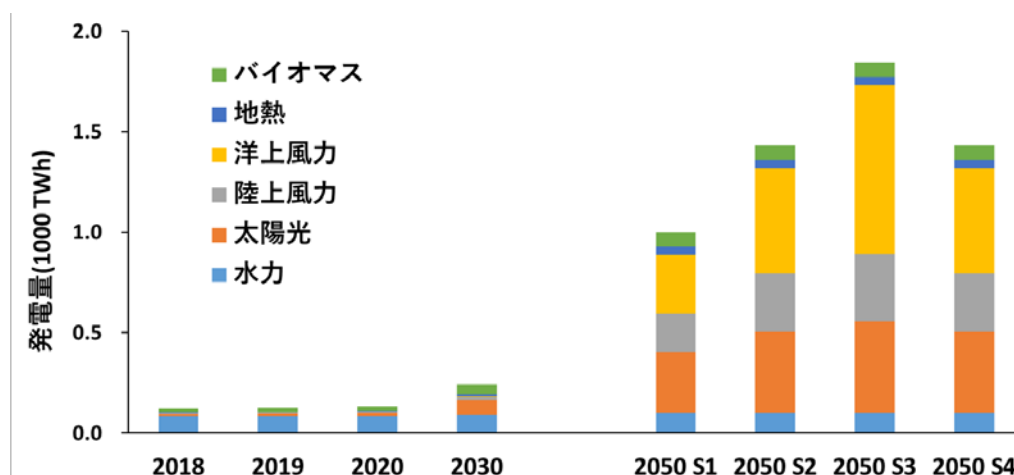


図 2-2 将来電源構成の設定 ²⁾¹⁰⁾

以上の図 2-2 を本研究での将来電源構成シナリオとして使用した。

2.3.2 固定買取価格制度を考慮した設備導入ポテンシャルの設定

2.3.1 節で設定した将来電源構成シナリオを実現可能なものであると示すために、固定買取価格制度（以下、FIT 制度）による売電価格を分析・設定した。

FIT 制度とは、再生可能エネルギーで発電した電気を電力会社が一定価格で一定期間買い取ることを国が約束する制度である。電力会社が買い取る費用の一部を電気の利用者から賦課金という形で集め、発電コストの高い再生可能エネルギーの導入を促進していくことが目的である ⁶⁾。

まず、陸上風力、洋上風力（着床式・浮体式）の 20 年固定の FIT 価格に従って導入した場合での事業採算性が見込むことができる導入ポテンシャルについて、陸上風力は各都道府県別、洋上風力は各地方別に環境省が調査している ¹⁾。以下の表 2-2 が各 FIT 価格での陸上・洋上風力の導入ポテンシャルである。

表 2-2 陸上・洋上風力の導入ポテンシャルと各 FIT 価格 ¹⁾

	FIT 価格(円/kWh)		導入可能ポテンシャル(万 kW)	導入可能ポテンシャル(億 kWh/年)
陸上	17		11829	3509
	18		14121	4055
	19		16259	4539
洋上	32	着床式	13517	4484
		浮体式	4268	1684
	34	着床式	17712	5748
		浮体式	11309	4257

	36	着床式	22194	7041
		浮体式	23831	8542

また、2.3.1 節で設定した将来シナリオの発電量（TWh）を風力発電の発電設備容量（MW）に換算する際に、以下の式 2-1を用いて行った。

$$\text{発電容量(kW)} = \frac{\text{発電量(kWh)}}{8760(h) \cdot \text{設備利用率}} \quad \text{式 2-1}$$

以上の式 2-1を用いて算出した発電容量と、表 2-2 の導入ポテンシャルを比較することで、将来に導入されると予測される総発電容量が導入ポテンシャル以下である関係を満たす最低の FIT 価格を、本研究での将来における FIT 価格の前提条件とした。

2.4 日本の風力発電設備データの分析

2.4.1 設備寿命の設定

国立研究開発法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構（NEDO）が発表している 2018 年 3 月末までの日本における風力発電設備・導入実績³⁾より、これまで日本に導入されている設備の傾向を分析した。こちらのデータを選択した理由としては、日本の風力設備データの中で稼働開始年月・撤去年月・設置場所・定格出力・基数・設備製造元メーカー等の情報が詳細に記載されている資料であったからである。

設備データは 1980 年から 2018 年の中途時点の設備のものであるが、導入した用途が複数あり、試験用や試験研究、実証試験、固有施設への電力供給や売電事業などがある。導入用途別の設備数をカウントし以下の表 2-3 に示す。カウント数が 10 以上のものを示した。

表 2-3 風力発電設備の導入用途別のカウント数³⁾

導入目的	カウント数
売電事業	444
実証研究	46
実証試験	29
試験研究	23
自家用	19
施設電源	10

表 2-3 から、用途としては売電事業が目的であることが大半であることが分かるが、国内に一般的に

使用される電力量を推計するため、用途に「売電事業」が目的に含まれている設備のみとした。また年度別の導入発電容量を集計するため、2018 年度分は 1,2,3 月でのデータしかないことから、設備稼働開始年月が 2017 年までの範囲で抽出した。結果、1995 年～2017 年に売電事業を目的として導入された設備データが以下の表 2-4 のように抽出された。

表 2-4 本研究で使用する風力発電設備データ ³⁾

年	新規導入容量 (MW)	総発電容量 (MW)	廃棄容量 (kW)	停止容量 (kW)
1995	0.7	0.7		
1996	2.4	3.1		
1997	2.2	5.3		
1998	8.2	13.5		
1999	32.5	46.0		
2000	59.3	105.3		
2001	162.6	267.8		
2002	33.5	301.3		
2003	235.3	536.0		-600
2004	228.6	764.6		
2005	239.3	1002.7	-1130	
2006	261.8	1264.6		
2007	253.1	1517.4		-250
2008	268.2	1785.3		-250
2009	254.3	2039.1	-490	
2010	215.3	2254.5		
2011	225.1	2472.7	-6870	
2012	67.6	2536.0	-4200	
2013	45.7	2580.2	-1425	
2014	129.8	2704.6	-5350	
2015	271.3	2976.0		
2016	141.9	3114.7	-3160	
2017	183.0	3285.0	-12640	

また、2017 年までの売電事業目的で導入された設備の総発電容量の推移を、以下の図 2-3 に示す。

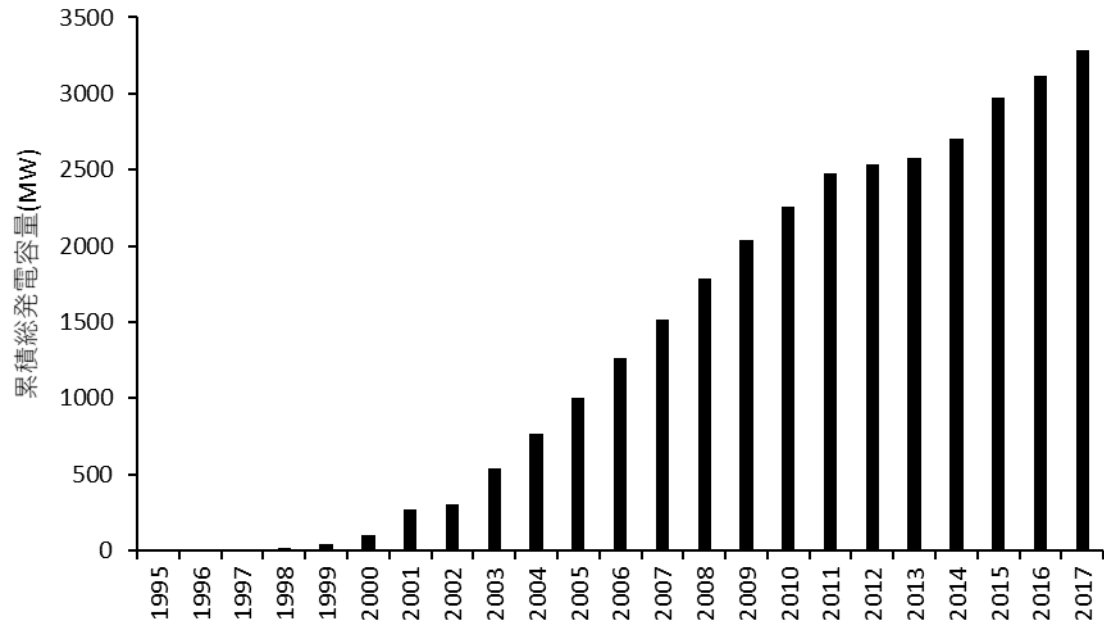


図 2-3 1995~2017 年での売電事業目的で導入された風力発電設備の総発電容量の推移

以上の表 2-4、図 2-3 を用いて、1995~2017 年での設備動向を分析し設備の生存確率から、日本の設備動向に合った平均寿命を設定した。

また Zhi Cao et al.⁷⁾から、設備寿命はワイブル分布で近似であることから、以下の式 2-2⁷⁾、式 2-3⁷⁾で平均寿命から確率的な設備寿命を設定した。

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

$$\mu = \lambda \cdot \Gamma \left(1 + \frac{1}{\kappa} \right) \quad \text{式 2-3}$$

ここで、 $S_{t-t'}$: $t-t'$ での寿命を迎える確率

κ : 形状パラメータ

λ : スケールパラメータ

μ : 平均寿命

日本の設備寿命から定義した平均寿命と形状パラメータから、式 2-2を用いることでスケールパラメータを算出した。Zhi Cao et al.⁷⁾から形状パラメータを平均寿命 20 年は 4.07 とし、平均寿命 25 年に関しては本研究では 5.00 とし、確率的な設備寿命を平均寿命から算出した。形状パラメータと算出したスケールパラメータとから式 2-3を用いて確率的な設備寿命を算出した。

2.4.2 風況地域差係数の設定

陸上・洋上風力ごとに風況を解析するために、陸上については各都道府県別、洋上については各地方別にグループ化し、それぞれの地域における理論設備利用率を算出した。この理論設備利用率の算出方法は以下の式 2-4¹⁾に示す。

$$\text{理論設備利用率} = \frac{\text{年間発電電力量(kWh)}}{\text{設備容量(kW)} \times \text{利用可能率} \times \text{出力補正係数} \times \text{年間時間(h)}} \quad \text{式 2-4}$$

この式 2-4での利用可能率、出力補正係数、年間時間については、陸上洋上別に固定された定数であり、地域差が織り込まれたものでない。よって、風況での発電量の地域差は以上の式から理論設備利用率と年間発電電力量に反映されているとした。

そこで、環境省が発表している地域別の導入可能ポテンシャル¹⁾に掲載されている、年間発電電力量（億 kWh/年）と設備容量（万 kW）から式 2-4を用いて、逆算的に陸上・洋上風力別の地域ごとの理論設備利用率を算出した。本研究で使用了利用可能率、出力補正係数、年間時間の設定¹⁾については、以下の表 2-5 に示す。

表 2-5 風力発電の利用可能率・出力補正係数・年間時間の設定¹⁾

各パラメータ	陸上	洋上
利用可能率	0.95	0.9
	点検や修理時における現場への到着時間がかかること、冬季などには現場へ行けない可能性が高いこと、機材調達に時間を要することから、メンテナンスに係る時間を洋上は陸上の2倍と設定。	
出力補正係数	0.9	
	洋上風力は、陸上風力と比べて風の乱れ度が少なく年間発電電力量が増加する可能性があるが、出力補正係数は、主に実際の風速の分布と、年間平均風速をレーレ分布と仮定して算出した年間発電電力量との補正係数があるので、陸上風力と同じく 0.9 とした。	
年間時間	8760 (hours)	

以上の式 2-4と表 2-5 を用いて算出した理論設備利用率から、その理論設備利用率の全国平均値は 1 であることから各地域別に全国平均相対値を算出し、風況地域差係数として採用した。

2.4.3 風力発電の設備利用率の設定

各年での総発電量 (MWh) から発電容量 (MW) に換算する際に必要となるのが設備利用率であるが、設備利用率はある設備容量に対してどれほどその設備が稼働したことで実際に電力を発電できるのかということを表すものなので、以下の式 2-5⁹⁾で算出する。

$$\text{設備利用率(\%)} = \frac{\text{実際の発電量(MWh)}}{\text{設備容量(MW)} \times \text{運転時間(h)}} \times 100 \quad \text{式 2-5}$$

スウェーデンでの風力発電からの廃棄物量を統計的手法を用いて算出した Niklas et al.(2016)⁹⁾では、設備利用率について 2050 年にかけて直線的な成長を予測していたが、これを日本での設備に適合させるため、現在日本にある風力発電設備データについて解析した。以下の式 2-6が Niklas et al.(2016)⁹⁾による推計式である。

$$\text{設備利用率} = 0.24 \cdot \text{year} - 461 \quad \text{式 2-6}$$

資源エネルギー庁の電気事業者データ¹⁰⁾から 2016 年～2020 年での設備発電容量と実際の発電量から算出した設備利用率と Niklas et al.(2016)⁹⁾による式 2-6を用いて、日本と海外の設備動向を比較し、将来の日本の設備動利用率の推計に最適化した。

2.5 新規導入・廃止容量の推計

2.5.1 総発電容量の増加設定

2.4.3 節で述べた Niklas et al.(2016)⁹⁾によると、市場成長についてロジスティック曲線で近似できるとあることから、以下の式 2-7で 2050 年までに風力発電産業市場が飽和すると予測した。

$$P(t) = \frac{A}{1 + e^{-k(t-t_0)}} \quad \text{式 2-7}$$

ここで、 $P(t)$: t 年における導入設備容量

A : 市場が飽和に達する容量

k : 尖度係数

t_0 : 市場飽和になる年度

また 2030 年までは経済産業省が洋上風力の開発区域指定を年間 100 万 kW 程度行うことを目標とし

ている¹¹⁾ため、本研究では2020~2030年では線形的な増加とし、2031~2050年は式2-7の曲線的な成長、2050~2100年では一定を仮定した。以上より、日本の政策目標とNiklas et al.(2016)⁸⁾による式2-7を合わせることで、日本独自の産業発展を予測した。

2.5.2 平均導入設備容量の設定

現状の日本の風力発電における設備データ³⁾から分析したところ、2017年時点での陸上風力の平均導入設備容量は2.1 MWであった。また洋上風力発電については商用目的で運用されている設備がほぼない¹²⁾ことから、現在秋田県で大規模に導入するために開発されている洋上風力の導入予定設備容量である4.2 MW¹³⁾を現在の平均導入設備容量であると仮定した。導入設備容量の経年変化については2030年、2050年での数値はZhi Cao et al.⁷⁾から、本研究でも推計時に用いる設定を陸上風力は4 MW・5 MW、洋上風力は12 MW・15 MWとした。以下の図2-4に2021~2050年の平均導入設備容量の将来予測について示す。

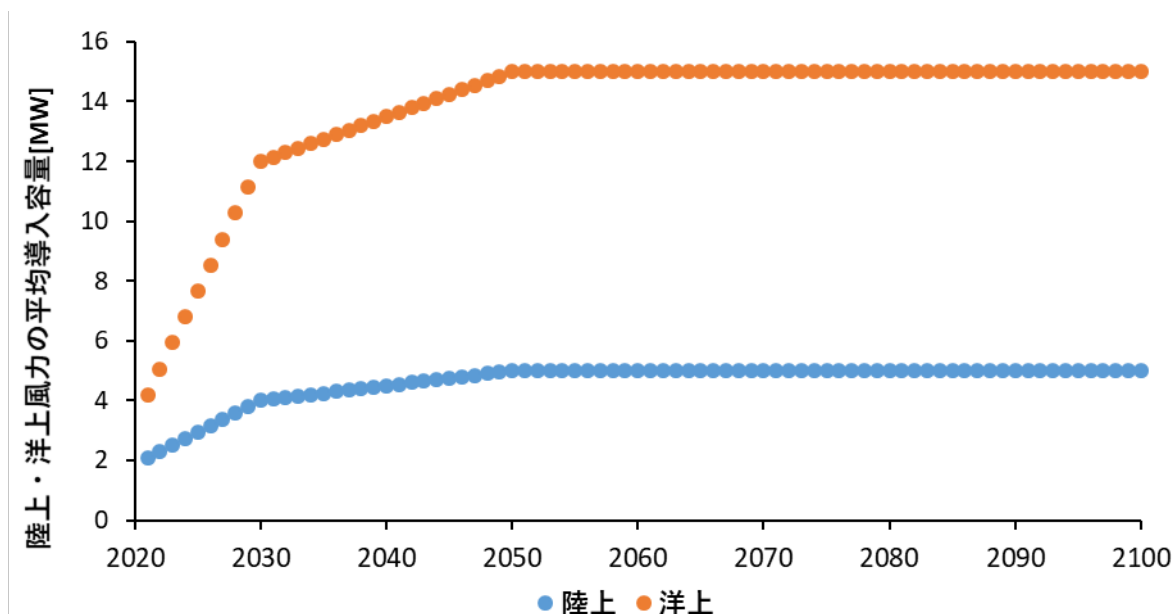


図 2-4 本研究での風力発電の平均導入設備容量の設定

以上の図2-4のように、2021~2030年、2030~2050年での平均導入設備容量の推移は線形で近似でき、2051~2100年にかけては陸上・洋上風力ともに平均導入容量は一定で推移すると仮定し、本研究の前提条件とした。

2.5.3 各年での新規導入・廃止容量の推計

2021~2100 年での新規導入・廃止発電容量については、2.3.1 節と 2.5.1 節から算出した各年での総設備発電容量と、2020 年以前に導入された設備の発電容量、また 2.4.1 節で示した確率的設備寿命に着目し以下の式 2-8、式 2-9⁷⁾を用いて算出した。

$$inflow_t = stock_t - stock_{t'} + outflow_t \quad \text{式 2-8}$$

$$outflow_t = \sum_{t'=t_0}^{t'=t-1} inflow_{t'} \cdot (1 - S_{t-t'}) \quad \text{式 2-9}$$

ここで、 $inflow_t$: t 年での新規導入容量

$stock_t$: t 年での総設備容量

$outflow_t$: t 年での廃止容量

$S_{t-t'}$: $t - t'$ 年で廃止される確率

具体的な計算方法については以下の図 2-5 示す。

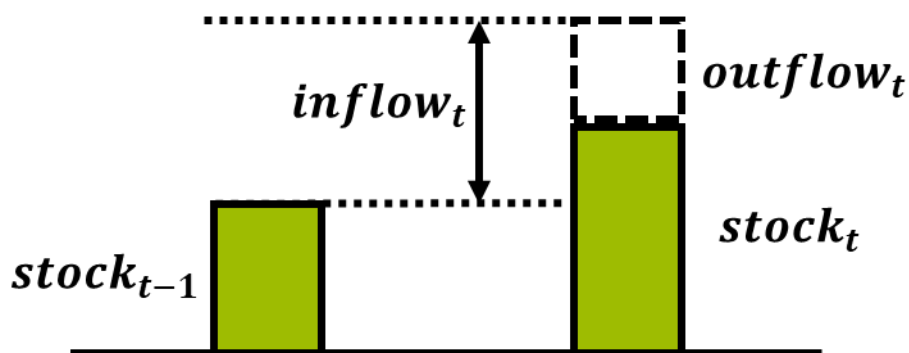


図 2-5 各年での新規導入・廃止発電容量の計算イメージ

図 2-5 のように、t 年での使用設備容量 ($stock_t$) を 2.3.1 節で設定した将来シナリオを基に決定した後、t-1 年以前に導入された設備が設備寿命によって廃止される設備容量の総量を t 年での廃止容量 ($outflow_t$) とし、これらを足したものと、t-1 年での使用設備容量の差が t 年での新規導入容量 ($inflow_t$) とした。よって、本解析を行う前に必須となる、設備寿命の設定を 2.4.1 節、将来シナリオに基づく各年での総使用設備容量の決定は 2.3.1 節と 2.5.1 節から行った。

2.6 廃止設備からのブレード由来の発生廃棄物の算出

導入した設備が 3.4.1 節で設定した設備寿命を迎え廃止される際に、排出される廃棄物量を予測するため、設備の発電容量クラス別にブレードから発生するガラス繊維強化樹脂（Glass Fiber Reinforced Plastic : GFRP）と炭素繊維強化樹脂（Carbon Fiber Reinforced Plastic : CFRP）の排出量を算出した。以下の表 2-6 に示すように、発電容量クラスを 5 つに分類し、それぞれ回帰分析より算出した各係数を以下の式 2-10 に割り当て算出した¹⁴⁾。

表 2-6 発電容量クラス別の廃棄物量算出の割り当てパラメータ¹⁴⁾

	c_p [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	0.0275
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

$$e_{pa} = \mu_p c_p \gamma_{pa} \quad \text{式 2-10}$$

ここで、 e_{pa} : 風力発電所 p における GFRP・CFRP (a) の予想総量

μ_p : 導入容量 MW あたりの ton 量

c_p : 総発電容量

γ_{pa} : 各 GFRP・CFRP ごとの a での材料固有の割り当てパラメータ

以上の式 2-10を用いることで、風力発電設備のうち表 2-6 のようなブレード部分に関して構成する繊維強化樹脂を回帰的分析から算出した値¹⁴⁾によって GFRP と CFRP に分解することができた。

2.7 風力発電による二酸化炭素排出低減と廃棄物によるヒト健康リスクのトレードオフ評価

2.7.1 風力発電による二酸化炭素排出低減分析

風力発電設備を導入することで既存の火力発電設備から発電方法が代替されると仮定すると、電力の発電に際する化石燃料の燃焼が減少する分、排出される二酸化炭素も低減される。よって、二酸化炭素

による気温上昇由来の気候変動は緩和され、環境負荷は減少する。最終的な目標である、設備導入による発生廃棄物由来の影響とのトレードオフ評価のため、エンドポイントをヒト健康リスクの指標である障害調整生存年数（DALY）¹⁵⁾とし解析を行った。

そこで本節では、世界各地の環境条件を反映し、かつ、一つの評価体系の下で多様な地球規模の環境問題を評価することができる世界標準の影響評価手法である LIME3¹⁵⁾を用いた。LIME3 では、人間健康、社会資産、生物多様性、一次生産といった多種多様な影響範囲について評価対象としている¹⁵⁾が、本研究では気候変動による人間健康影響について着目した。以下の表 2-7 に人間健康についてはカテゴリエンドポイント、ダメージ関数の算定対象を示す。

表 2-7 LIME3 における人間健康のエンドポイント一覧¹⁵⁾

保護対象	カテゴリエンドポイント	ダメージ関数の算定対象
人間健康	熱ストレス	熱ストレスによる死亡者数増加、寒冷ストレス緩和による死蔵被害減少 (熱ストレス、寒冷ストレス)
	感染症	マラリア
		デング
		下痢
		黄熱病、住血吸虫症等
	大気汚染	対流圏オゾンの影響の深刻化
	災害被害	洪水および台風などの気象災害
	栄養不足・飢餓	農業生産の変化に伴う食糧事情の変化
		栄養不足の側面

気候変動由来のヒト健康リスクについては、心血管疾患、下痢、マラリア、栄養失調、海岸・内陸洪水に着目して障害調整生存年数（DALY）によって健康被害係数を算定したものである。DALY は世界の健康損失の状態を定量的に計ることを目的に開発された健康指標である。DALY は LIME3 において、以下の式 2-11、式 2-12、式 2-13で定義されている¹⁵⁾。

$$DALY = YLL + YLD \quad \text{式 2-11}$$

$$YLL = \int_{x=a}^{x=a+L} Cx \exp(-\beta x) \exp\{-r(x-a)\} dx \quad \text{式 2-12}$$

$$YLD = \int_{x=a}^{x=a+L_a} DCx \exp(-\beta x) \exp\{-r(x-a)\} dx \quad \text{式 2-13}$$

ここで、 YLL ：生命損失年数

YLD ：障害による相当損失年数

a ：特定の生涯が発生した年齢もしくは死亡した年齢

L ：期待寿命と死亡年齢の差

L_a ：障害の継続期間

C ：0.1658

D ：0.04

β ：0.04

以上の式 2-12、式 2-13は、障害重みづけである D 、年齢重みづけである $Cx \exp(-\beta x)$ 、時間割引である $\exp\{-r(x-a)\}$ の3項を時間で積分したものであり、求めた YLL と YLD の和がDALYとなる¹⁵⁾。

ただ問題点として、地球温暖化が長期的な現象であることが挙げられる。一時的に付加された排出に対しても被害は非常に長期に及ぶということになり、限界被害を算出するには排出時点から非常に不確実性の高い遠い将来にわたる被害量を積分する必要があるが出てくる。また、被害の大きさはその時点でのCO₂濃度及び将来の排出量に左右されるため、被害量の評価結果に大きく影響する。そこでLIME3では、他の影響領域との整合性を重要視して、単位CO₂排出量当たりの限界被害を推計するとともに、複数の排出シナリオ別の結果の際の差異を考察した。排出シナリオについては、IPCCが取りまとめた「排出シナリオに関する特別報告書」(Special Report on Emission Scenario：SRES, 通称「SRESシナリオ」)を採用した¹⁵⁾。以下の表 2-8に各SRESシナリオの詳細について示す。

表 2-8 SRES シナリオの詳細^{15), 16)}

ストーリーライン	シナリオ
A1：高経済成長の継続	技術革新の方向性による3つのシナリオ
	A1FI「化石燃料依存型高成長社会シナリオ」
	A1T「高度技術指向型高成長社会シナリオ」
	E1：A1B「バランスのとれた高成長シナリオ」
A2：世界の各地域のブロック化	E2：A2「多次元社会シナリオ」
B1：国際協調下での環境保全と経済発展の両立	E3：B1「循環型社会シナリオ」
B2：地域の問題と公平性を重視	E4：B2「地域共存型社会シナリオ」

LIME3において、表 2-8の各シナリオにおけるCO₂排出単位量当たりの健康被害量を算出されたものが、以下の図 2-6である。

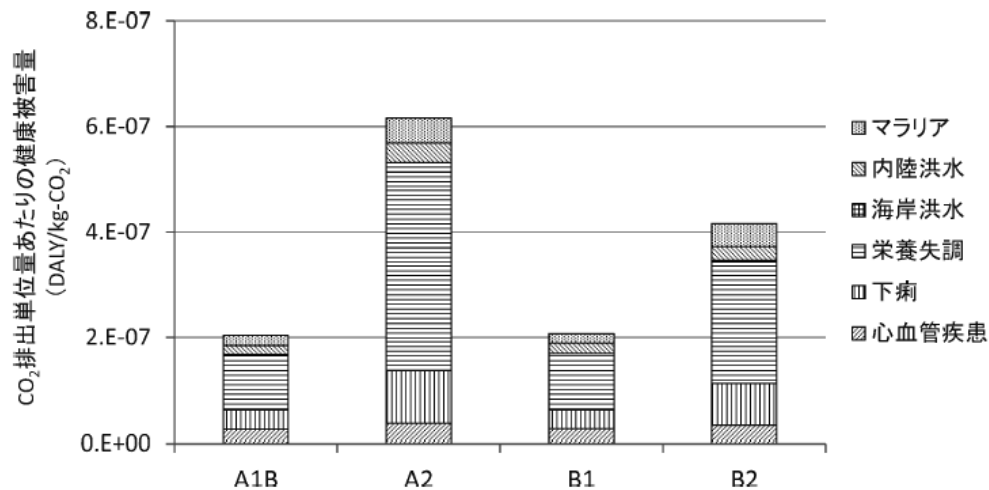


図 2-6 SRES シナリオでの CO2 排出単位量当たりの健康被害量¹⁵⁾

化石燃料由来に発電からの代替については、2020 年時点での石炭・石油・LNG 火力発電に着目し、風力発電が各年導入されることによって徐々に代替され減少していくことを仮定とした。2020 年時点で火力発電（石炭、石油、LNG）の発電実績¹⁷⁾については、以下の表 2-9 に示す。

表 2-9 2020 年度における発電実績¹⁵⁾

	石炭	石油	LNG
TWh/年	274.7	14.6	354.6

また、火力発電の発電量から二酸化炭素排出量を算出する際に、日本の火力発電設備において化石燃料を燃焼する際に発生する二酸化炭素排出量を分析した電力中央研究所の報告書¹⁸⁾を使用した。石炭、石油、LNG 火力による燃料燃焼時の CO₂ 排出量について以下の表 2-10 に示す。

表 2-10 火力発電での燃料燃焼時の発電 1 kWh あたりの CO₂ 排出量¹⁸⁾

電源種別	CO ₂ 排出量 (g-CO ₂ /kWh)
石炭 (平均)	864
石油 (平均)	695
LNG (複合平均)	376

以上の表 2-10 を用いて、代替される火力発電設備から本来排出されるはずであった二酸化炭素を、代替された発電量から算出したのち、図 2-1 から二酸化炭素量から健康被害量 DALY を算出することで、代替される火力発電設備の運転時に排出される二酸化炭素を、本研究のエンドポイントである DALY

に換算した。

また、本研究では 2.3 節で設定した 4 つの将来電源構成シナリオそれぞれに対して、表 2-8 で示した LIME3 で適用されている社会シナリオをもって評価した。この理由としては二酸化炭素が削減されることにより気候変動が緩和されるが、二酸化炭素が追加的に排出されることで気温上昇や海面上昇などの気候変動に及ぼす影響は、排出される環境の背景にある人間社会のあり様が大きな影響因子としてある。よって、社会のあり様によって排出される二酸化炭素 1 kg あたりの気候変動影響やその先にあるヒト健康リスクは変化する。以上の理由をもって、本研究では IPCC が算出した将来の社会シナリオをベースに算出された、シナリオごとの健康被害係数¹⁵⁾を用いて、将来電源構成シナリオのそれぞれを評価・分析した。

2.7.2 設備のライフサイクルでの化学物質由来のヒト健康影響

風力発電設備の一次材料の使用、設備製造、導入、運用・保守などのライフサイクル全体で発生するヒト健康リスクに着目し、設備 1 kWh 当たりの健康被害係数の算出を行った。風力発電は設備運用・発電時に発電燃料として化石燃料を使用しないことから二酸化炭素を大気中に排出しないので、環境にとって優しい“グリーン”なエネルギーとして現在注目されているが、製品の製造および使用後の管理段階でのエネルギー・材料消費は大きい⁷⁾。

そこで陸上・洋上風力の製品の原材料の抽出から廃棄に至るまでのヒト健康被害係数（発がん性・非発がん性）を算出した Alexandra et al.¹⁹⁾を参考とした。Alexandra et al.¹⁹⁾で行ったライフサイクルアセスメント（LCA）では、分析対象である風力システムは発電タービンやナセル、タワーなどの発電所から配電網を構成する配線も風力部品として設定されている。ただ、蓄電池などのエネルギー貯蓄システムは除外されている¹⁹⁾。また、LCA が行われるシステム境界範囲については、部品を構成する原材料の抽出から設備の寿命後の処理までの発電所のライフサイクルが対象である¹⁹⁾。

Alexandra et al.¹⁹⁾では、風力発電での人間健康影響、生態系影響、資源消費をエンドポイントとして、人体毒性影響などの多数の項目をミッドポイントとしてその算出を行っている。そのなかでも設備のライフサイクル全体で発生する化学物質由来のヒトに対する発がん・非発がん性のある毒性影響について着目した。

算出されたヒトへの発がん性・非発がん性の毒性影響について、陸上・洋上風力の設備別に以下の表 2-11 に示す。

表 2-11 風力発電の設備のライフサイクル全体で発生する化学物質由来のヒトへの毒性影響

タイプ	プラント名	発電容量(MW)	発がん性影響 (10 ⁶ CTUh/kWh)	非発がん性影響 (10 ⁶ CTUh/kWh)
陸上	G2	2.3	4.4	2.1
	D3	3.2	4.7	1.5
洋上	G4	4.0	11	5.2
	D6	6.0	8.1	3.5

以上の表 2-11 から、陸上・洋上風力における発がん性・非発がん性の毒性影響について、それぞれ発電容量との関係を分析した。また、求めたヒト人への毒性影響である Comparative toxic unit for human (CTUh) について、CTUh はヒト毒性影響の特性化係数であり、排出される化学物質の単位質量当たりの全人口における疾病の罹患率の推定増加量である²⁴⁾。このヒトに対する毒性影響指標の CTUh をヒト健康リスクの指標である DALY に変換することで、最終的に行うトレードオフ評価のエンドポイントとするために、発がん性影響は 11.5 DALYs/CTUh、非発がん性影響は 2.7 DALYs/CTUh^{20), 21), 22)}を用いて DALY に変換した。

2.7.3 設備寿命による廃止設備のブレード由来のヒト健康リスク

導入した設備が設備寿命により廃止される際に、焼却・埋め立て処理されるブレードについて、カナダの各州で将来的に予測される風力発電の拡大に伴い発生する廃棄物の排出について、ブレード廃棄物に着目し処理方法別に CO₂ 排出量を算出した Herman Heng et al.²³⁾を用い、日本でこれらが適用できると仮定した。

以下に、ブレード廃棄物の処理方法別の廃棄物重量当たりの CO₂ 排出量を図 2-7 に示す。

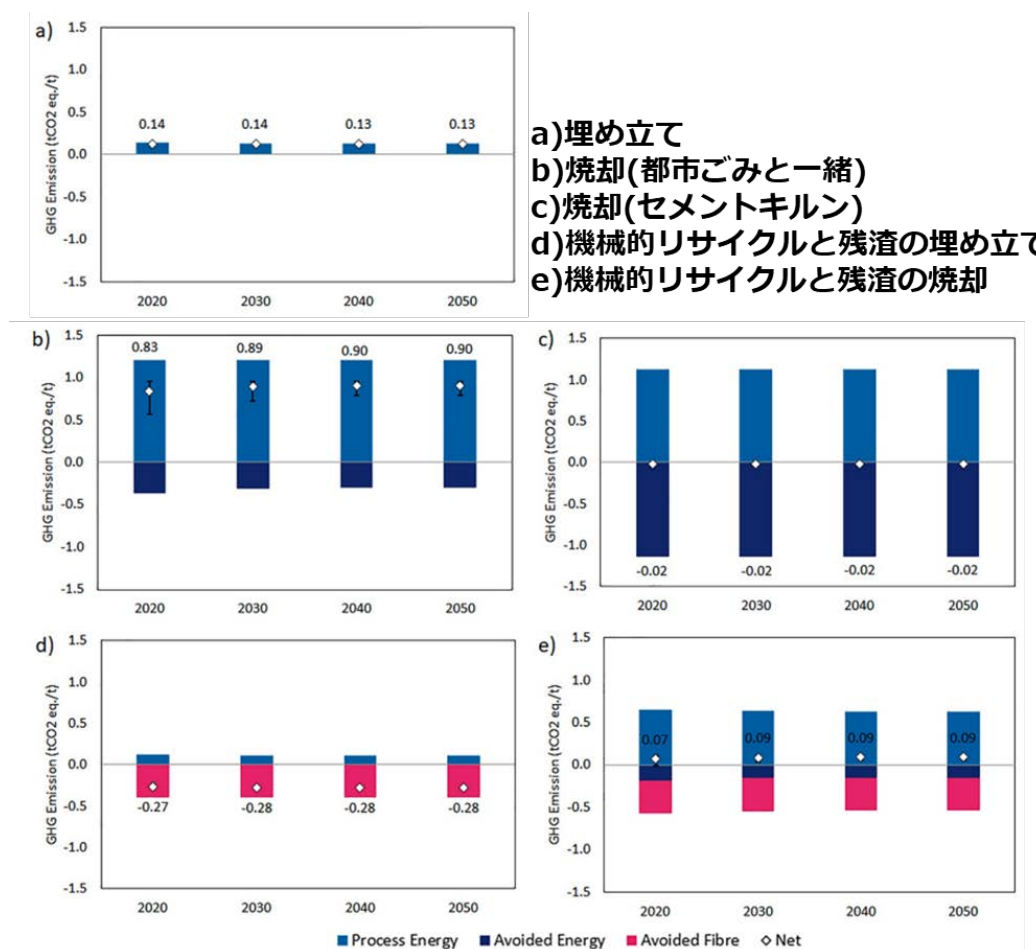


図 2-7 カナダでの 10 年ごとの廃棄物処理工程での廃棄物重量単位あたりの温室効果ガス排出量²³⁾

図 2-7 で処理工程ごとに温室効果ガスの排出量を算出しているが、これはブレード廃棄物を処理するにあたり発電所から処理場・最終処分場への輸送経路など、処理方法によって異なり、また処理方法によって使用するエネルギーが異なるためである。

また、各処理方法の割合についてはそれぞれ同等（25%）と仮定を置いた。上記の図 2-7 によって算出した CO₂ 排出量に対し、2.7.1 節で述べた LIME3¹⁵⁾を用いて気候変動由来のヒト健康被害量 DALY に換算し、本研究のエンドポイントの DALY を算出した。

2.7.4 GHGs 低減と廃棄物排出のトレードオフ評価

以上の 2.7.1 節、2.7.2 節、2.7.3 節で算出した健康被害量 DALY から、風力発電設備投資での温室効果対策に対する発生廃棄物リスクのトレードオフ評価を、以下の式 2-14を用いて行った。

$$TI = \frac{\Delta \text{human health risks}}{\Delta CO_2 \text{ emission impact}} = \frac{\sum DALY \text{ from human toxicity}}{\sum DALY \text{ from generation before replacement}} \quad \text{式 2-14}$$

上記の式 2-14において、トレードオフ指標を Trade-off Indicator (*TI*) とした。2.7.1 節で求めた風力発電設備導入による気候変動緩和によって減少するヒト健康リスクを分母とし、2.7.2 節と 2.7.3 節で求めた風力発電設備由来の人体毒性影響と廃棄物処理の影響をヒト健康リスクに換算し、その和を分子とした。本指標の *TI* が 1 を上回る場合、風力発電設備を導入することによる廃棄物リスクが相対的に高いと評価することができるため、以上の式 2-14を用いることで定量的に評価した。

2.8 結言

本章では設定した研究フローチャートに基づき、風力発電設備導入による二酸化炭素排出低減とライフサイクル全体で発生する設備由来のヒトに対する毒性影響と廃棄物排出リスクのトレードオフ評価を行うことを目的として、将来電源構成シナリオの設定、発電設備の設備寿命の設定、各ヒト健康リスクの分析等を行った。

2.2 節では、本研究における全体の流れをフローチャート化し、将来シナリオの設定からトレードオフ評価までの一連の流れについて示した。

2.3 節では、将来推計に用いる将来シナリオの設定を示した。FIT 制度での買取価格で事業採算性が期待される導入ポテンシャルも考慮することで、より設備導入を行う将来推計に信頼性を持たせた。

2.4 節では、日本の風力発電設備データの分析を行うことで海外の設備傾向から比較して日本独自の設備動向について検証し、風力発電の設備寿命、各地域の風況地域差係数、設備利用率の設定をすることで、将来推計時のパラメータとした。

2.5 節では、総発電容量の増加傾向を設定し、2.4 節で設定した設備寿命を用いることで、廃棄物量算出に必要な各年での新規・廃止容量を求めた。

2.6 節では、2.5 節で求めた各年での廃止容量から 5 つの発電容量クラスに設備を分類し、廃止設備から生じる廃止ブレードを構成する繊維強化樹脂の発生廃棄物の算出を行った。

2.7 節では、2.5 節、2.6 節で求めた新規導入・廃止容量と廃棄物量から、風力発電設備導入によって期待される二酸化炭素排出低減と化学物質・発生廃棄物リスクのトレードオフ評価を行う手法を示すことで、風力発電の設備投資の正当性の検証を行い、グリーンエネルギーへの転換に際して考慮すべき化学物質由来のヒト健康リスクや廃棄物由来のリスクと、発電方法の再エネ化のメリットとの定量的な評価手法の枠組みの提起を行った。

参考文献

- 1) 環境省：令和元年度再生可能エネルギーに関するゾーニング基礎情報等の整備・公開等に関する委託業務報告書 < https://www.renewable-energy-potential.env.go.jp/RenewableEnergy/dat/report/r01/r01_whole.pdf > (最終閲覧日：2022.1.7)
- 2) AIM プロジェクトチーム：2050 年脱炭素社会実現の姿に関する一試算 < https://www-iam.nies.go.jp/aim/projects_activities/prov/2020_2050Japan/2050_Japan_201214.pdf > (最終閲覧日：2022.1.7)
- 3) 国立研究開発法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構 (NEDO)：日本における風力発電設備・導入実績 資料集 < <https://www.nedo.go.jp/library/fuuryoku/reference.html> > (最終閲覧日：2022.1.7)
- 4) アジア太平洋統合評価モデル (AIM)：About AIM < https://www-iam.nies.go.jp/aim/about_us/index_j.html > (最終閲覧日：2022.1.7)
- 5) ア ジ ア 太 平 洋 統 合 評 価 モ デ ル (AIM) : Data/Tools < https://www-iam.nies.go.jp/aim/data_tools/index_j.html > (最終閲覧日：2022.1.19)
- 6) 経済産業省 資源エネルギー庁：固定価格買取制度 制度の概要 < https://www.enecho.meti.go.jp/category/saving_and_new/saiene/kaitori/surcharge.html > (最終閲覧日：2022.1.19)
- 7) Zhi Cao, Christopher O’Sullivan, Juan Tan, Per Kalvig, Luca Ciacchi, Weiqiang Chen, Junbeum Kim, and Gang Liu：Resourcing the Fairytale Country with Wind Power: A Dynamic Material Flow Analysis, *Environmental Science & Technology*, Vol.53, No.19, pp.11313-11322, 2019
- 8) Niklas Andersen, Ola Eriksson, Karl Hillman and Marita Wallhagen：Wind Turbines’ End-of-Life: Quantification and Characterisation of Future Waste Materials on a National Level, *Energies* 2016, Vol.9, No.12, pp. 999, 2016
- 9) Katherine Ortegon, Loring F. Nies, John W. Sutherland：Preparing for end of service life of wind turbines, *Journal of Cleaner Production* Vol. 39, pp.191-199, 2013
- 10) 経済産業省 資源エネルギー庁：統計表一覧 2016～2020 年 電気事業者の発電所数、出力 < https://www.enecho.meti.go.jp/statistics/electric_power/ep002/results_archive.html > (最終閲覧日：2022.1.8)
- 11) 経済産業省：第 2 回 洋上風力の産業競争力強化に向けた官民協議会 洋上風力産業ビジョン (第 1 次) 概 要 , 2020,12,15 < https://www.meti.go.jp/shingikai/energy_environment/yojo_furyoku/pdf/002_02_01_01.pdf > (最終閲覧日：2022.1.8)
- 12) The Global Wind Energy Council (GWEC)：Global Offshore Wind Report 2021 < <https://gwec.net/global-offshore-wind-report-2021/> > (最終閲覧日：2022.1.8)
- 13) 秋田洋上風力発電株式会社：事業概要 < <https://aow.co.jp/jp/project/> > (最終閲覧日：2022.1.8)
- 14) Valentin Sommer, Jan Stockschröder, Grit Walther：Estimation of glass and carbon fiber reinforced plastic waste from end-of-life rotor blades of wind power plants within the European Union, *Waste Management*, Vol.115, pp.83-94, 2020
- 15) 伊坪徳宏、稲葉敦：LIME3ーグローバルスケールの LCA を実現する環境影響評価手法, 協力 一般社団法人 産業環境管理協会, 平成 30 年 8 月 30 日発行 丸善出版株式会社

- 16) 国土交通省 気象庁：IPCC 第 4 次評価報告書第 1 作業部会報告書政策決定者向け要約＜
https://www.data.jma.go.jp/cpdinfo/ipcc/ar4/ipcc_ar4_wg1_spm_Jpn.pdf＞（最終閲覧日：2022.1.8）
- 17) 経済産業省 資源エネルギー庁：電力調査統計表 過去のデータ 2020 年度（令和 2 年度） 2-(1)発電実績＜https://www.enecho.meti.go.jp/statistics/electric_power/ep002/results_archive.html＞（最終閲覧日：2022.1.18）
- 18) 電力中央研究所：日本における発電技術のライフサイクル CO2 排出量総合評価 総合報告：Y06, 平成 28 年 7 月 ＜
<https://criepi.denken.or.jp/hokokusho/pb/reportDownload?reportNoUkCode=Y06&tenpuTypeCode=30&seqNo=1&reportId=8713>＞（最終閲覧日：2022.1.19）
- 19) Alexandra Bonou, Alexis Laurent, Stig I. Olsen：Life cycle assessment of onshore and offshore wind energy- from theory to application, *Applied Energy*, Vol.180, pp.327-337, 2016
- 20) The International Resources Pane(IRP)：Global Resources Outlook 2019 Methods Annex ＜
<https://www.resourcepanel.org/reports/global-resources-outlook>＞（最終閲覧日：2022.1.18）
- 21) Mark AJ Huijbregts, Linda JA Rombouts, Ad MJ Ragas, Dik van de Meent：Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and noncarcinogenic chemicals for life cycle impact assessment, *Integrated Environmental Assessment and Management*, Vol.1, No.3, pp.181-244, 2005
- 22) National Institute for Public Health and the Environment Ministry of Health, Welfare and Sport：ReCiPe2016: a harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level ReportI:Characterization ＜<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104.pdf>＞（最終閲覧日：2022.1.18）
- 23) Herman Heng, Fanran Meng, Jon McKechnie：Wind turbine blade wastes and the environmental impacts in Canada, *Waste Management*, Vol.133, pp.59-70, 2021
- 24) Usetox：Frequently Asked Questions - How to use USEtox characterization factors＜<https://usetox.org/faq-page/23-0#t23n119>＞（最終閲覧日：2022.1.31）

3. 結果・考察

3.3 緒言

本研究では具体的な将来電源構成シナリオに基づいた風力発電の日本での将来予測を行い、設備由来のヒトへの毒性・発生廃棄物の影響について、設備導入による気候変動緩和効果とのトレードオフ評価を行う。本章では、第2章で示した研究方法に基づき行った研究結果・考察について示す。

3.2 節では、第2章で述べた研究方法と各データの入力関係が本章の結果とどのように対応しているのかをフローチャートで示す。

3.3 節では、2.4 節で行った日本の風力発電設備データの分析を基に、日本での風力発電の成長を最適化するための設備寿命や設備利用率などの各パラメータを算出した結果を示す。

3.5 節では、3.3 節での結果を用いて、2.3 節で選択した将来電源構成シナリオの各年での発電設備量の増加を2050年まで予測した結果を示す。また、発電設備量の増加に加えて、各年での新規導入・廃止容量を2.5 節の手法を用いて算出した結果についても示す。

3.5 節では、3.4 節で算出した将来シナリオに沿う将来的なFIT 価格について、2.3.2 節で示したFIT 価格ごとの事業採算性の取れる導入可能ポテンシャルを基に、FIT 価格を選択する。

3.6 節では、3.4 節で算出した将来設備動向予測から、2.6 節で述べた手法を用いて風力発電のブレード廃棄物量推計を行った結果を示す。

3.7 節では、2.7.1 節で述べた方法を用いて風力発電導入により火力発電設備が代替されたことで、気候変動緩和される効果について、ヒト健康リスクをエンドポイントとした結果を示す。

3.8 節では、2.7.2 節と2.7.3 節で示した手法を用いて、風力発電設備のライフサイクル全体で発生する化学物質由来のヒトへの毒性とブレード由来の廃棄物の処理影響について、3.7 節と同様にエンドポイントをヒト健康リスク指標であるDALYとして分析した結果を示す。

3.9 節では、3.7 節と3.8 節で算出した結果を用いて、2.7.4 節で示したトレードオフ評価手法によって風力発電導入の妥当性検討を行った結果を示す。

3.4 各データの出入力関係

データの扱いが複雑であるので、第2章で示した研究方法が本章の結果とどのように対応しているのか、以下の図 3-1 に示した。

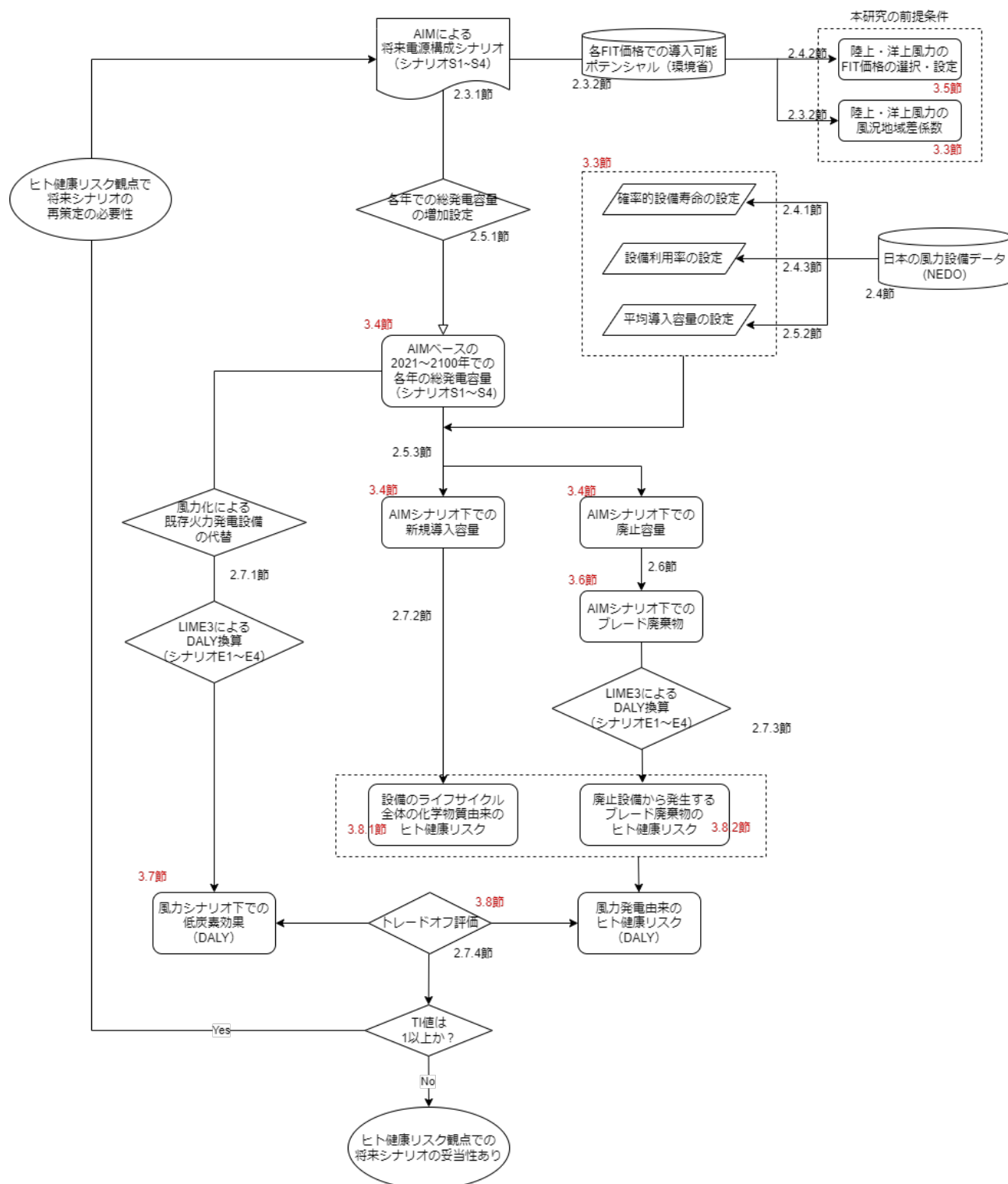


図 3-1 研究方法と結果の出入力関係のフローチャート

以上の図 3-1 において、データの入力（研究方法）は黒字で各節を示し、データの出力（研究結果）は赤字で各節を示した。

3.5 各パラメータの算出結果

表 2-4 を基に日本の風力発電設備データを分析したところ、設備寿命については以下の図 3-2 のようになった。

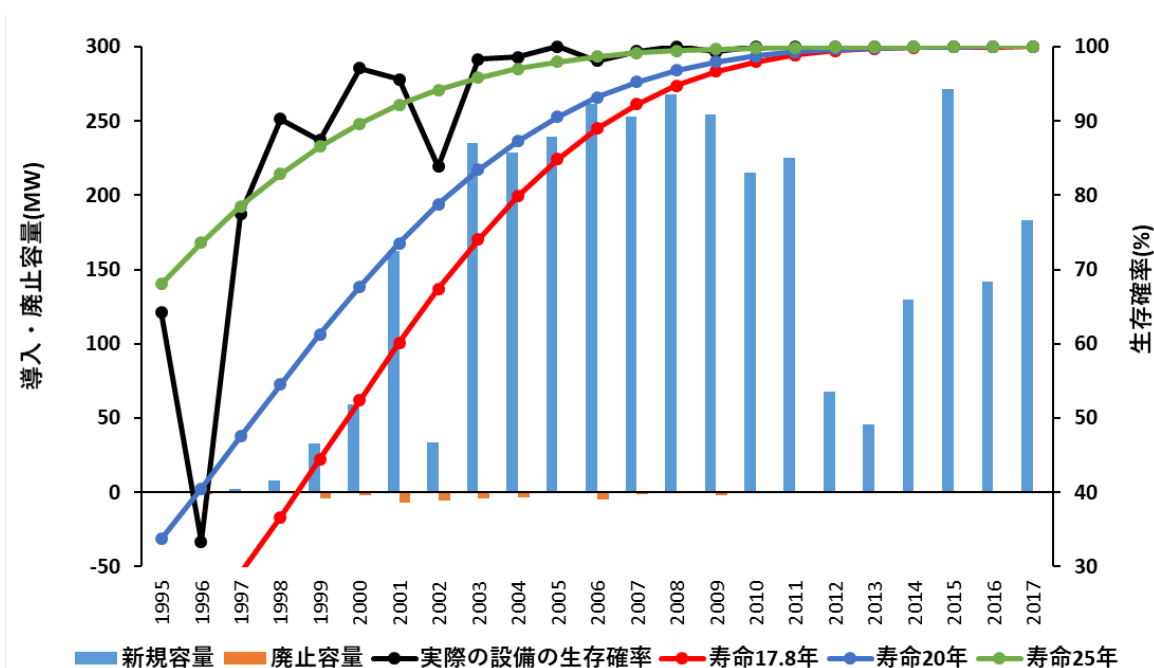


図 3-2 1995~2017 年での設備における新規導入・廃止容量と 5 年ごとの設備の生存確率結果

以上の図 3-2 から、日本の風力発電設備は約 20~25 年の設備寿命で稼働しており、Zhi Cao et al.¹⁾によるとデンマークの設備では平均設備寿命が 17.8 年であったが、本研究ではそれより過剰に耐用年数を超えて使用されていることが分かった。

理由として考えられるのが、耐用年数をより超えて使用することで設備の投資に対するリターンの回収（ここでは自然エネルギー回収）が可能となり、経済的な面での風力発電の利用効率が上がることである。ただ、電力設備の資本価値は毎年減価償却され、資本価値が 0 に近づくと機器はその経済的寿命を迎える。この資本価値が 0 になる前に増加していく運用および保守コストを考慮したうえで、機器を早めに廃棄することの方が費用対効果が高くなる場合がある²⁾。それを加味したうえで、設備寿命が世界的な平均よりも高いということは、物理技術的にも機器の使用が可能かつ、費用対効果の面でも設備寿命を長くした方が良いということが考えられる。

また、日本の設備データから旧式の設備に関しては国内メーカーが多かった¹⁰⁾が、デンマークでは海

外製のものを多く使っている可能性も考えられる。

加えて、設備導入が世界的にも進んでいるデンマーク^リでは、設備の導入開始年が早いこともあり技術的に古い機器が未だに稼働していることも理由として挙げられる。

よって、本研究では設備寿命は20~25年として設定した。2.4.1節で述べた手法を用いて確率的な設備寿命を算出した結果が以下の図 3-3 である。

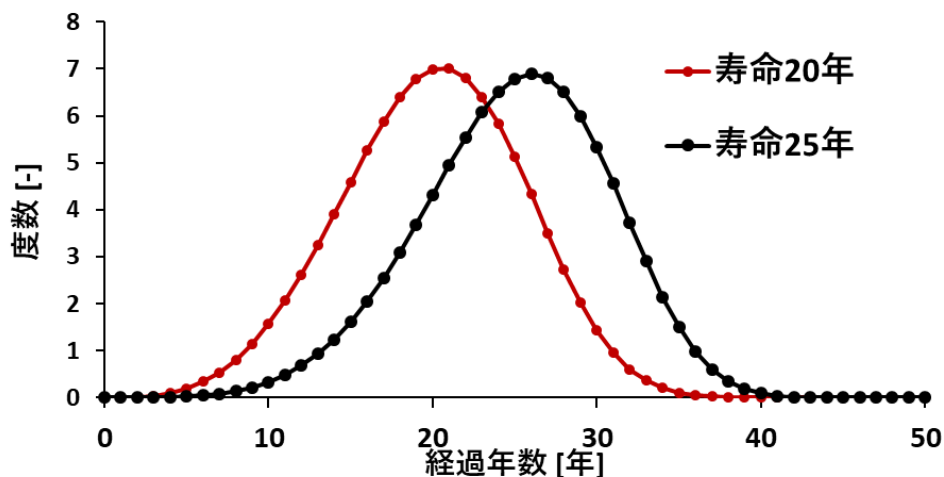


図 3-3 本研究で用いた確率的な設備寿命

また、2.4.2節で述べた風況地域差係数については、陸上・洋上風力別に解析した結果を以下の図 3-4、図 3-5 に示す。

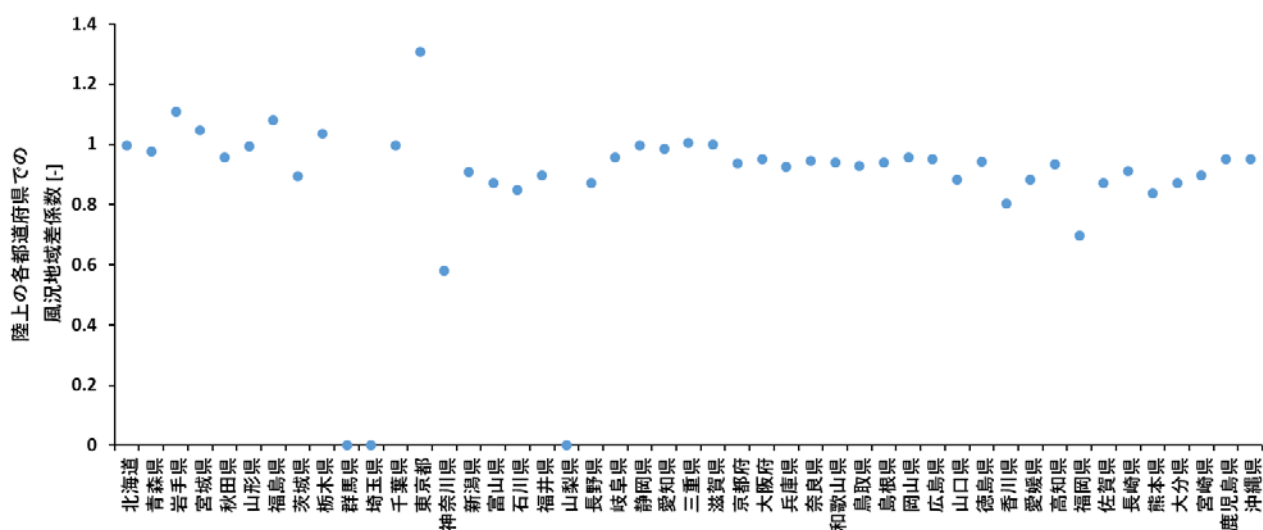


図 3-4 陸上風力の各都道府県での地域差係数の算出結果

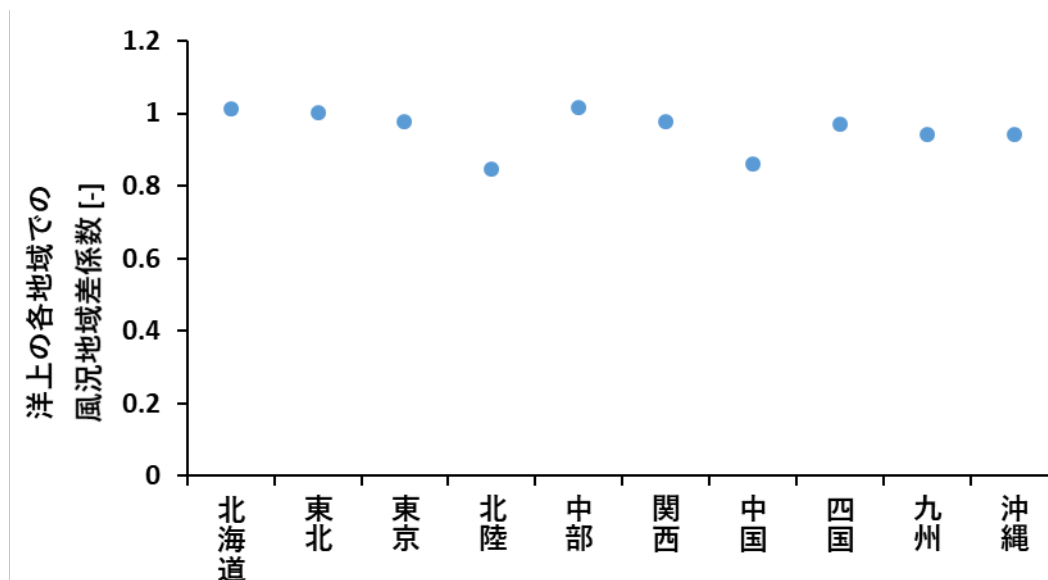


図 3-5 洋上風力の各地方での風況地域差係数の算出結果

図 3-4 において、群馬県と埼玉県、山梨県については、陸上風力を導入することができるポテンシャル自体が無いため、本研究での風況地域差係数の算出方法では 0 となった。また、風況の効率的に一番いいのは東京都という結果となったが、東京都について地域差はあるものの日本の大都市であり、商業施設や住宅施設が集中するため、風力発電施設の大量導入は地理的に望ましくないと考える。

図 3-5 については、各地方別に洋上風力の風況地域差係数を算出したが、一番値が大きかったのが中国地方で、次に北海道地方、東北地方という結果となった。これらは政府が現在考案している洋上風力発電の開発計画で検討または開発している地域¹¹⁾と誤差が小さく、今後建設される洋上風力発電設備の設備利用率の最大化が期待できると考えられる。

また、図 3-4 と図 3-5 を GIS で出力した結果については以下の図 3-6、図 3-7 に示す。

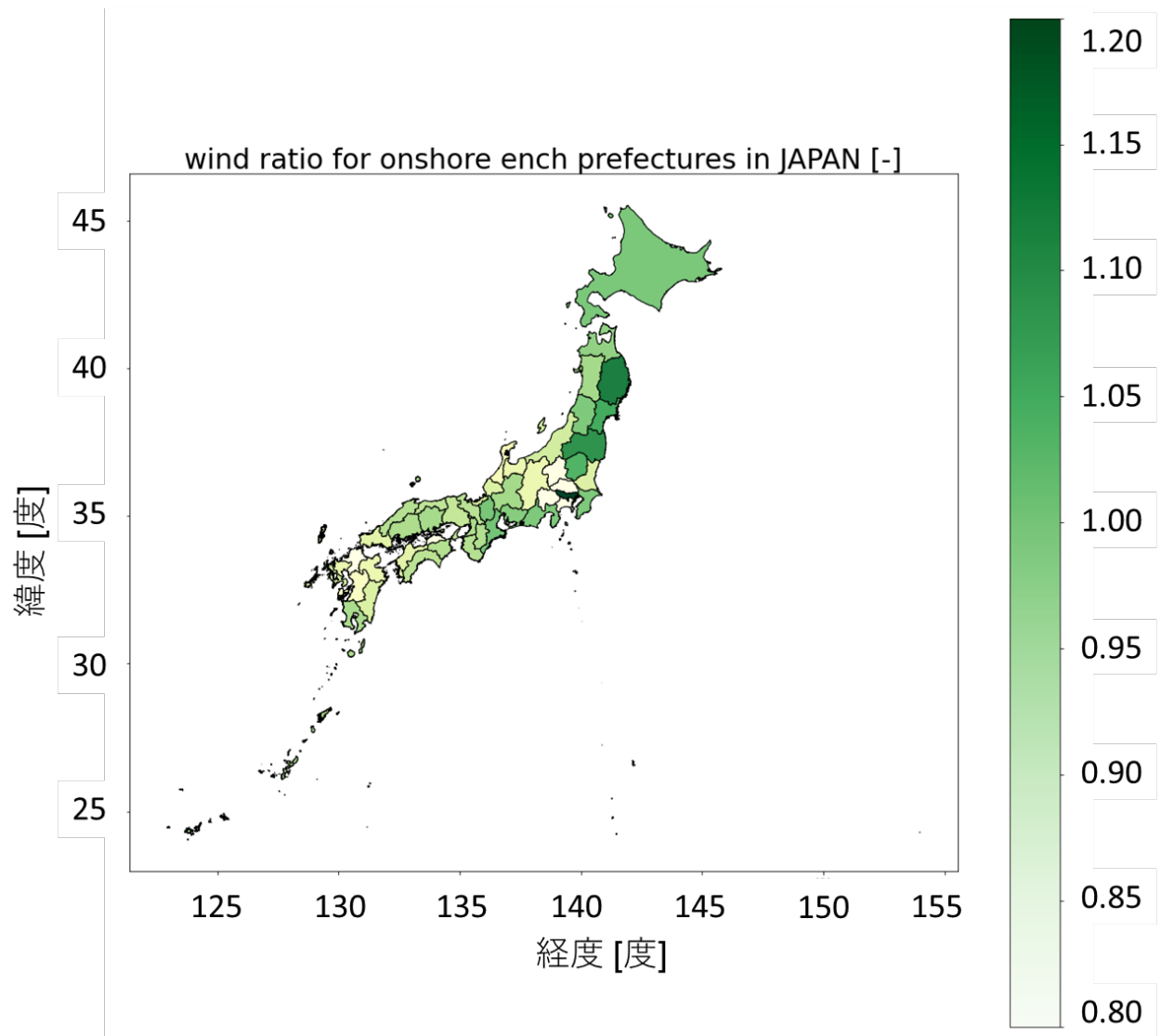


図 3-6 各都道府県別の陸上風力の風況地域差係数の算出結果 (GIS)

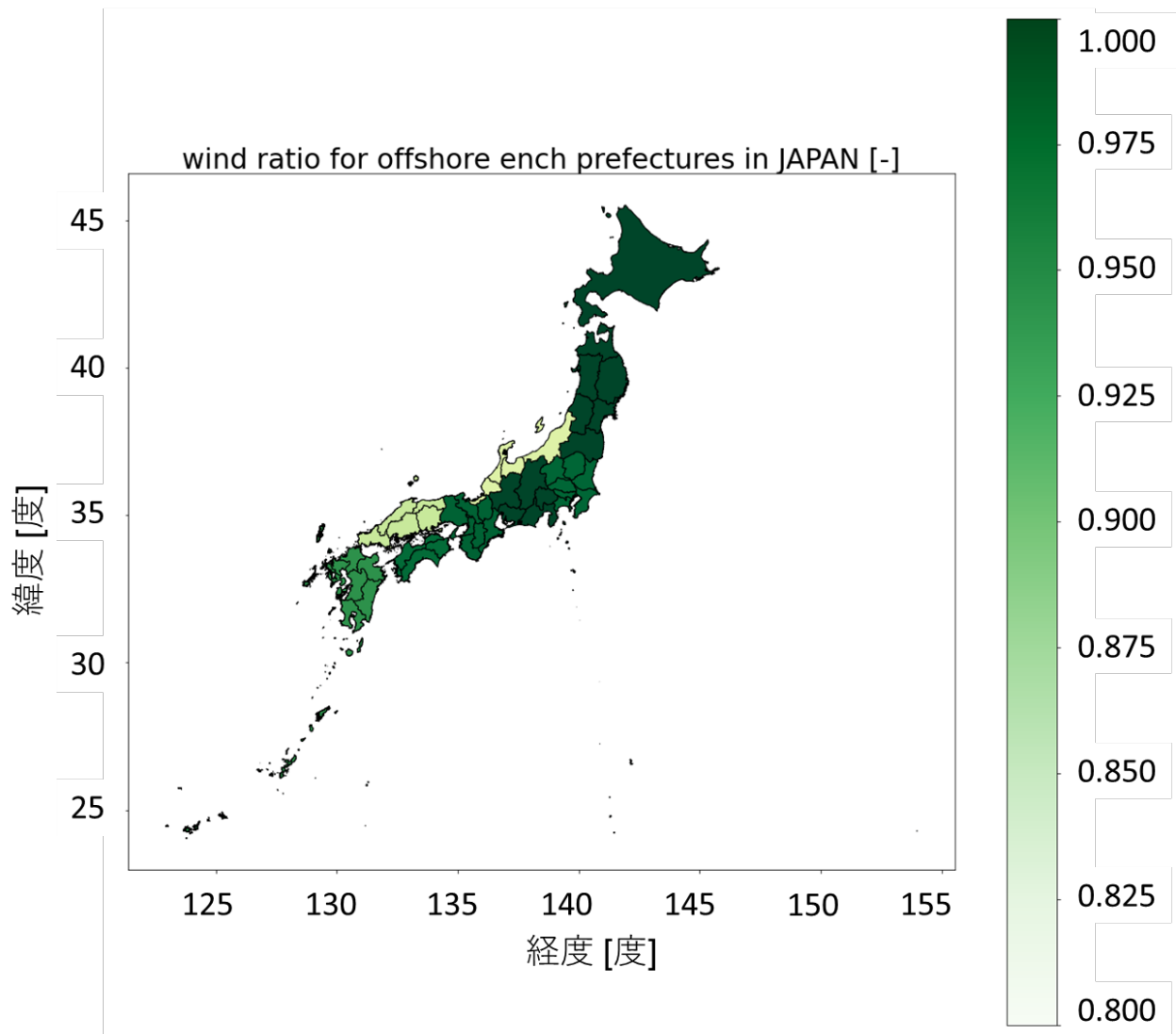


図 3-7 各地方別の洋上風力の風況地域差係数の算出結果（GIS）

以上の図 3-4、図 3-5、図 3-6、図 3-7 から全国相対値である風況地域差係数を比として、各年で設備導入することを前提条件とした。これにより、設備導入に際する地域特性を加味したうえでの推計が可能となり、将来推計の現実性を高めることができた。

また設備利用率については、2.4.3 節で示したように日本³⁾と海外の設備動向⁴⁾の比較から設備利用率の設定を行った結果、以下の図 3-8 のようになった。

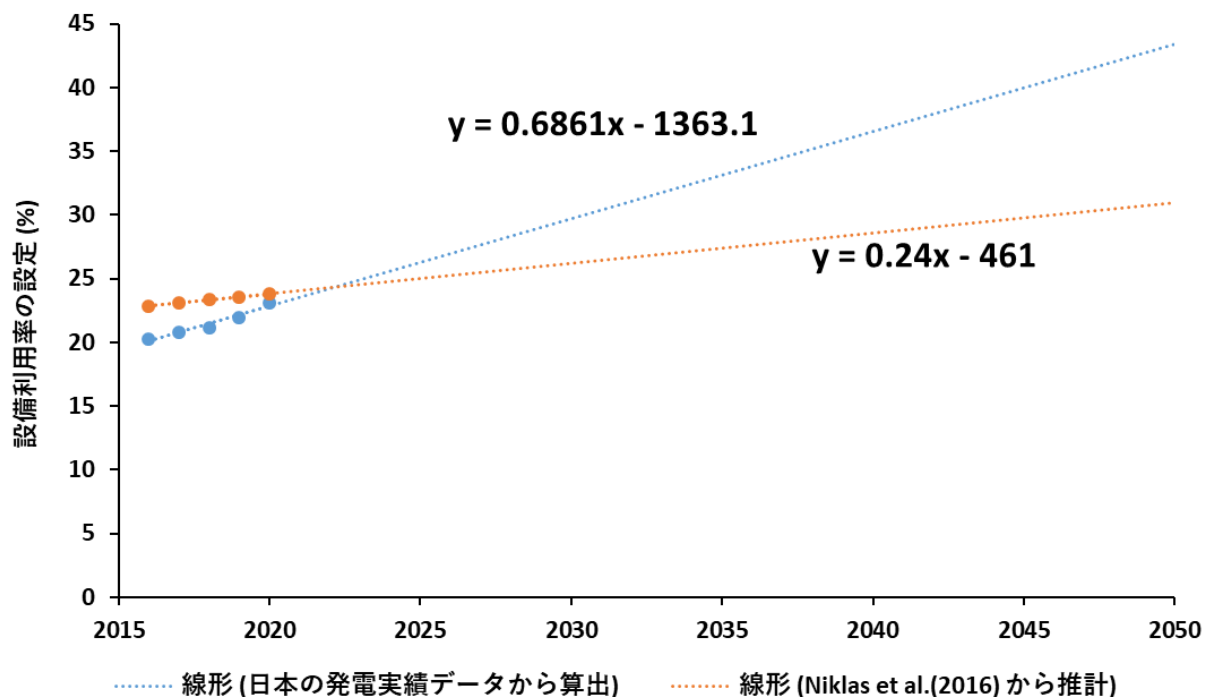


図 3-8 日本設備の実測値³⁾と海外での推計⁴⁾における設備利用率の比較

図 3-8 から日本の設備利用率は現段階では海外と比較して低いが、A.R. Dehghani-Sanji et al.¹³⁾によると設備利用率が経年で増加していることに加えて、Niklas et al.⁴⁾や Zhenzhong Zeng et al.¹²⁾が行っているように線形近似をした場合に 2023 年で日本の設備利用率が上回り、その後は差が広がる結果となった。Niklas et al.⁴⁾によると、設備の導入開始時点では設備利用率の伸びが急となるが、設備導入が進むにつれて次第にその伸びは鈍化することを示している。日本は世界的に風力発電設備数は少なく⁵⁾設備数の成長初期段階であるので、設備利用率の急成長段階であると仮定して、2021 年からは Niklas et al.⁴⁾の推計式で移行するとした。よって以下の式 3-1⁴⁾、式 3-2 が日本推計での設備利用率の設定条件である。

$$y = 0.6861x - 1363.1 \quad (x \leq 2020) \quad \text{式 3-1}$$

$$y = 0.24x - 461 \quad (x \geq 2021) \quad \text{式 3-2}$$

ここで、 y ：設備利用率

x ：年

3.6 シナリオにおける各年新規導入・廃止容量

2.3.1 節で設定した AIM⁶⁾による将来電源構成に対して 2.5 節で示した手法を用いることで、算出した各年での総発電容量は各シナリオ別に以下の図 3-9、図 3-10、図 3-11、図 3-12 のようになった。

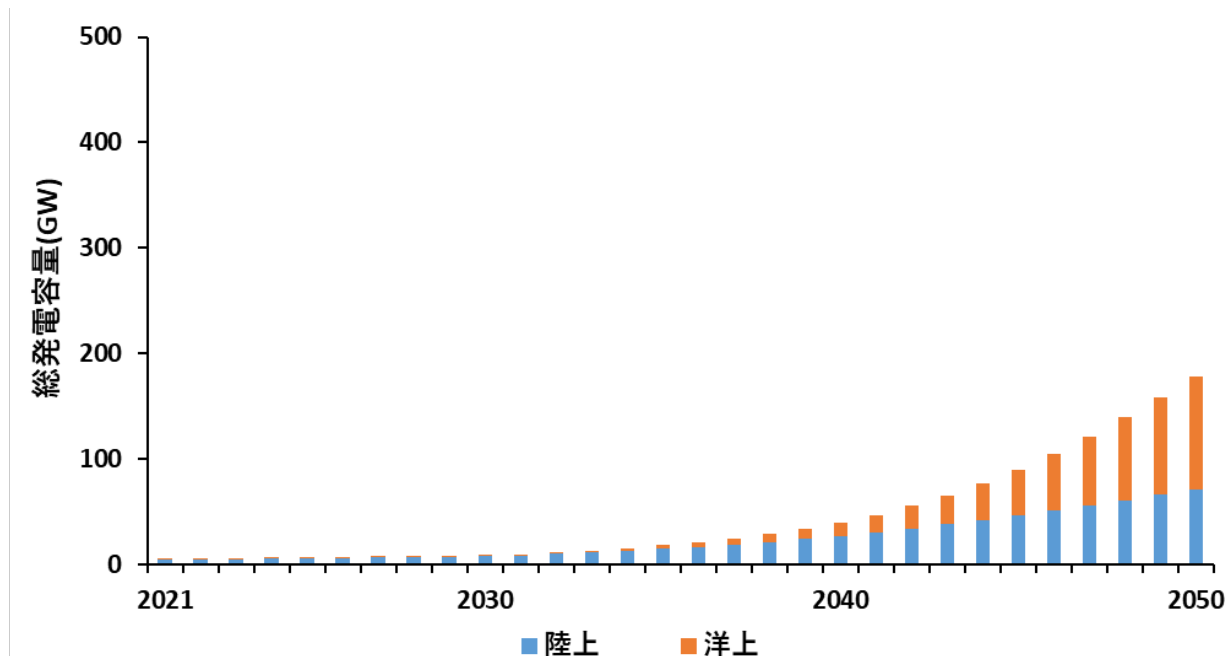


図 3-9 シナリオ S1 における総発電容量の増加結果

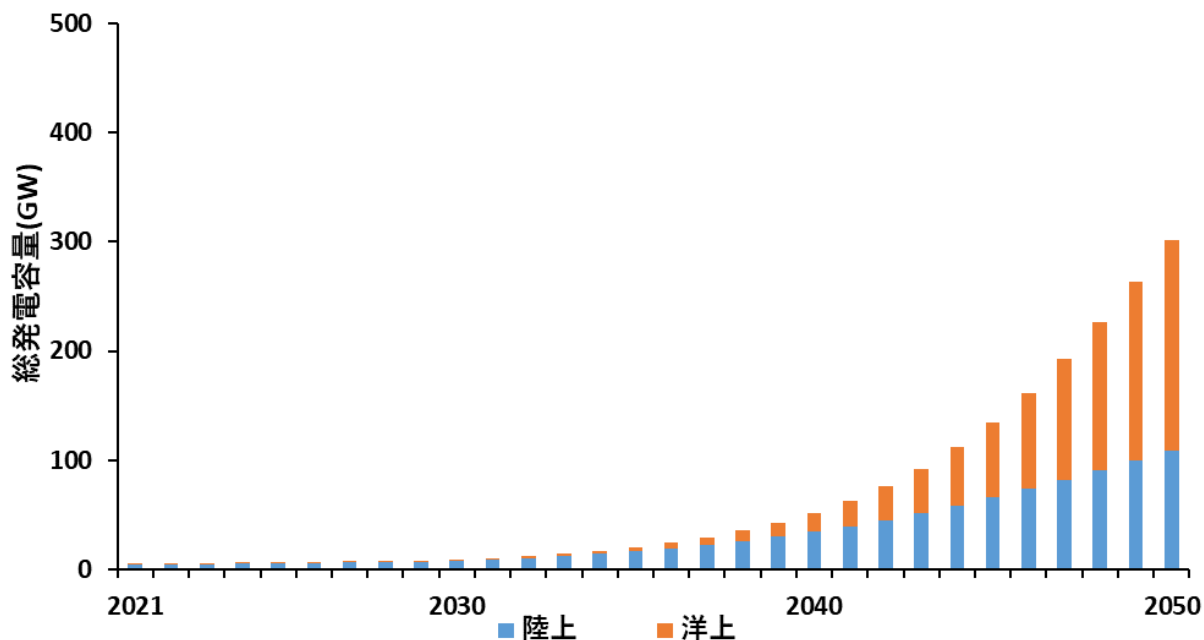


図 3-10 シナリオ S2 における総発電容量の増加結果

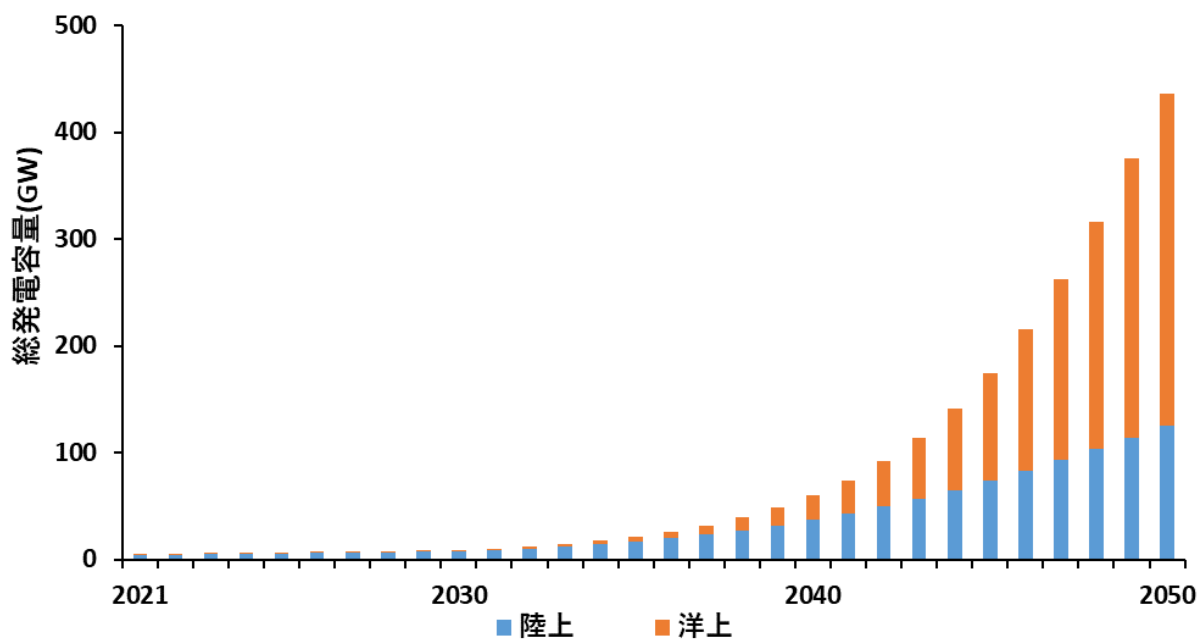


図 3-11 シナリオ S3 における総発電容量の増加結果

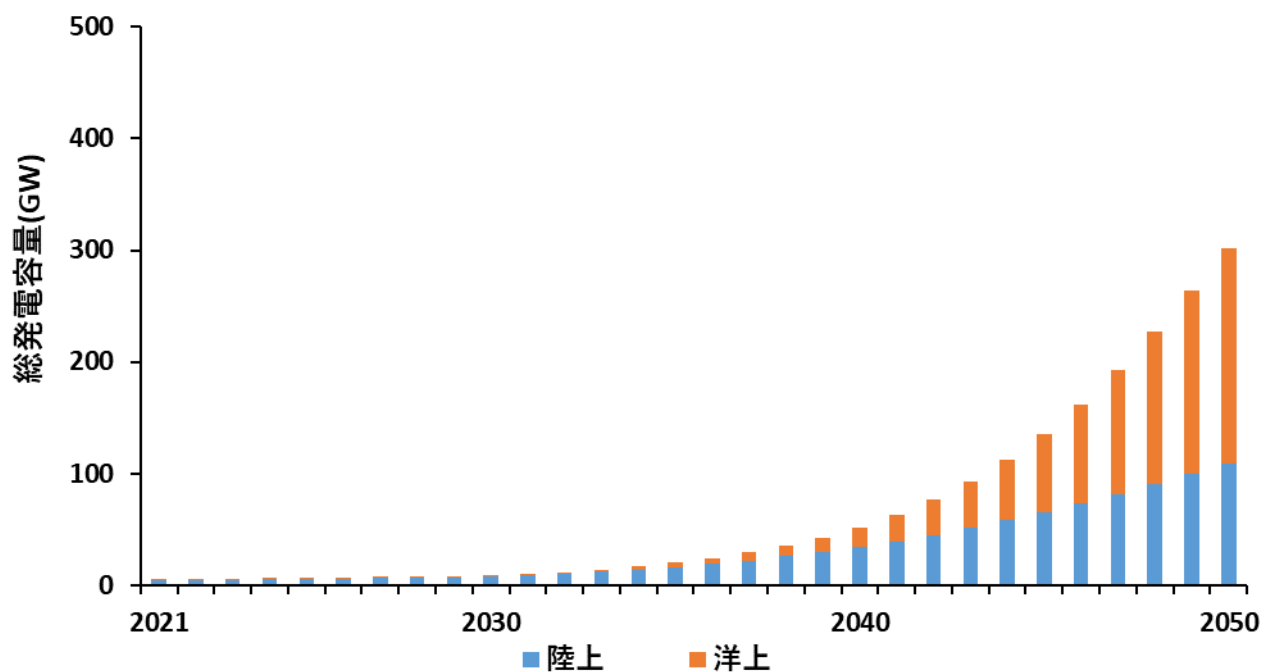


図 3-12 シナリオ S4 における総発電容量の増加結果

図 3-9、図 3-10、図 3-11、図 3-12 において、総発電容量の推移は 2050 年にかけて増加する結果となった。シナリオ S3 は他のシナリオと比較して総発電容量の増加が大きい、これはシナリオ策定時における「再エネ発電の積極的導入・再エネ由来の水素活用」が大きく影響しているものと考えられる。また、各シナリオにおける各年での新規導入・廃止容量の推移は以下の図 3-13、図 3-14、図 3-15、図

3-16 のようになった。新規導入容量は正の値、廃止容量は負の値で表した。

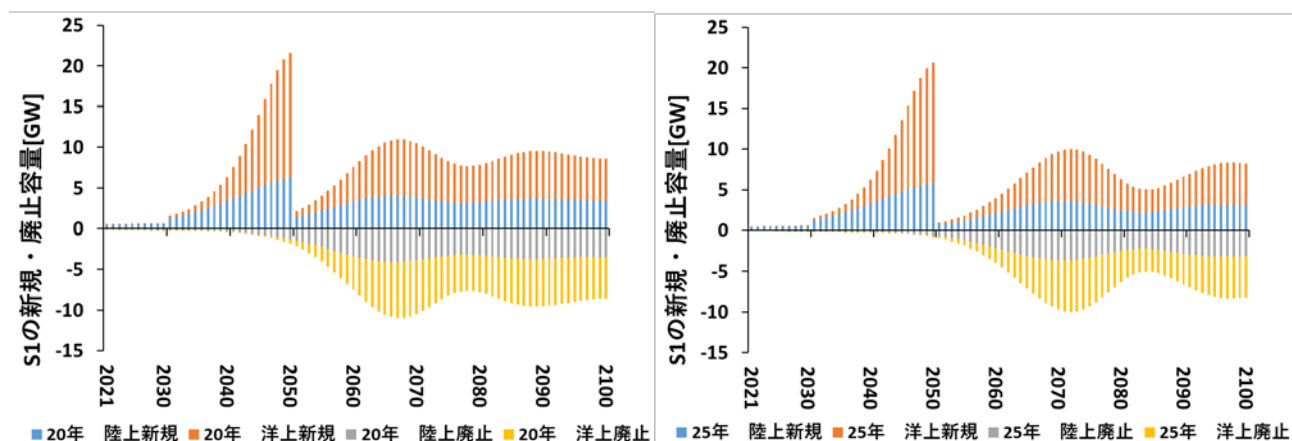


図 3-13 シナリオ S1 における新規導入・廃止容量の推計結果（左：設備寿命 20 年，右：25 年）

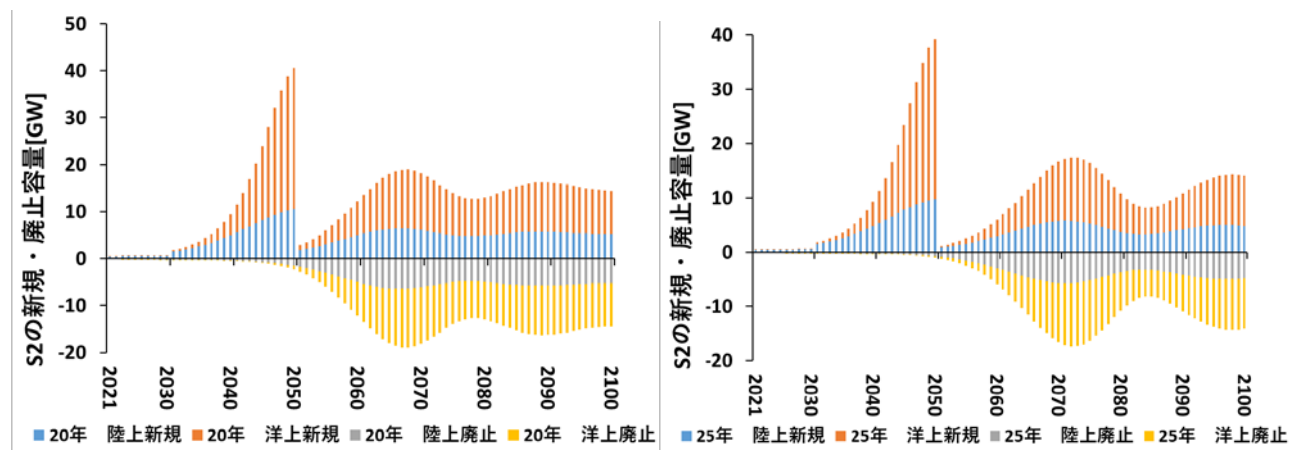


図 3-14 シナリオ S2 における新規導入・廃止容量の推計結果（左：設備寿命 20 年，右：25 年）

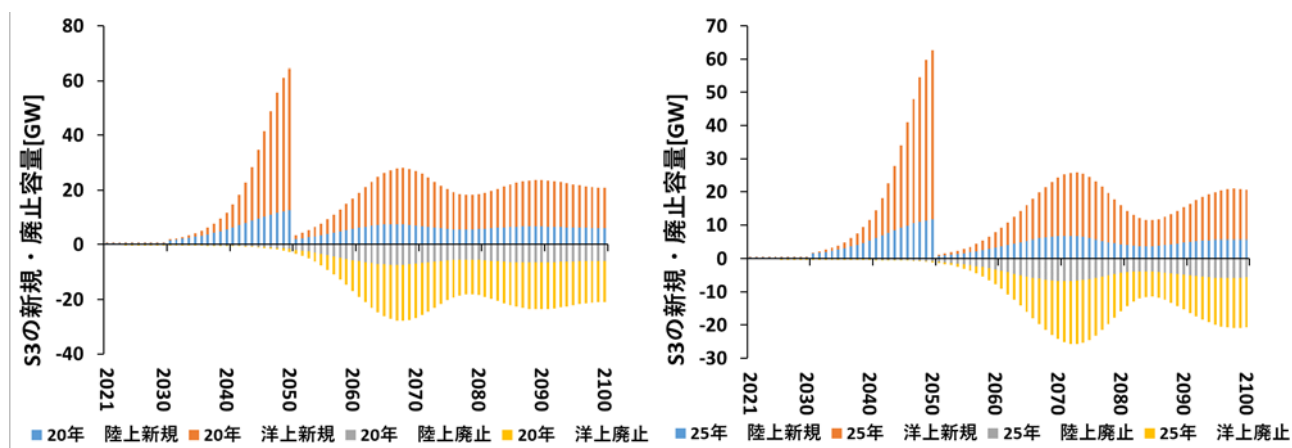


図 3-15 シナリオ S3 における新規導入・廃止容量の推計結果（左：設備寿命 20 年、右：25 年）

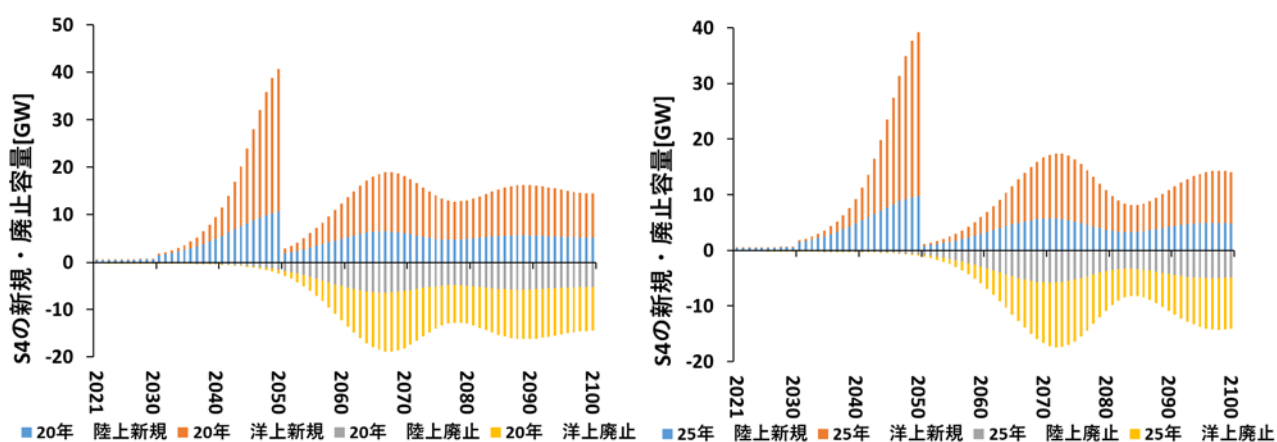


図 3-16 シナリオ S4 における新規導入・廃止容量の推計結果（左：設備寿命 20 年、右：25 年）

以上の図 3-13、図 3-14、図 3-15、図 3-16 において設備寿命 20 年の場合、新規導入容量は 2050 年にかけて急増しており、各シナリオについて 2021 年比で S1 は 38.4 倍、S2, S4 は 72.1 倍、S3 は 114.2 倍という結果となった。廃止容量については、廃止容量が最大となる 2067 年において 2021 年比で S1 は 99 倍、S2, S4 は 171.2 倍、S3 は 251.0 倍となった。

新規導入容量に関して、いずれのシナリオにおいても 2050 年から急激に減少している不連続性については、これは将来シナリオの設定の際に風力発電設備数の増加について、風力発電の総発電容量の増加は 2050 年までとし、以後は一定で推移することを仮定とおいたため、2051 年からの新規設備増設がなくなったためと考えられる。ただ、2051 年からまた少し増加しているのは、既存の設備が設備寿命を迎え廃止されていくために設備を置き換える目的で代替設備の新規導入が行われているものと推察される。また、2021～2050 年の間で急激に増加した後 2051 年から新規導入容量が減少していることに関して、これは現実的に実現が困難と想定されるので、導入量の平準化が今後必要になるのではないかと考えられる。

廃止容量については、2067 年にかけて増加しているのは、2050 年までに新規導入が行われた設備が順々に統計的設備寿命により廃止に向かうことが原因と考えられる。現に 2067 年が 2050 年から 17 年後であるため、統計的に廃止確率が高いことの正当性が確認できた。

また廃止容量について、新規導入容量のような不連続性が生じていない理由として、確率的な設備寿命を考えているためであると考えられる。廃止容量を算出する際に、新規導入容量に対して確率的な設備寿命をかけているが、設備寿命 20 年の場合、原理的にいえば 2050 年の 20 年後となる 2070 年に廃止容量が最大値となる。2050 年に導入された設備が一番廃止される年には、2050 年以前の設備や 2051 年以後の設備に関しても廃止される。なので、新規導入容量ほどの各年での設備数の違いの落差が結果として算出されないのではないかと考える。また、設備寿命 20 年の廃止容量最大の年は 2067 年であり、以上の理由から確率的なことも考慮すると結果の整合性は取れるものと考察する。

3.7 本研究での FIT 価格の前提条件

3.4 節で算出した将来電源構成シナリオに対して、2.3.2 節で示した FIT 価格ごとの導入可能ポテンシャルを参考に将来における陸上・洋上風力発電の FIT 価格を選択した。その結果、以下の表 3-1 のようになった。

表 3-1 本研究での前提条件となる FIT 価格の設定

		FIT 価格 (円/kWh)	導入可能ポテンシャル (GW)
陸上		18	141
洋上	着床式	32	135
	浮体式	36	238

表 3-1 のように、陸上風力は 18 円/kWh、洋上風力（着床式）は 32 円/kWh、洋上風力（浮体式）は 36 円/kWh となったが、現 FIT 制度による買取価格⁷⁾と比較したところ、すこし割高であると考えられる。2020 年段階では表 3-1 の条件を満たしているが、年々買取価格が減少傾向にある⁷⁾ため、2020 年に算出された表 3-1 の各 FIT 価格を 20, 25 年継続する本研究の将来シナリオでの事業採算性が取れるのかは疑問点である。ただ、今後風力発電が発展していくにあたって、設備製造・導入や運用・管理においてかかるコストは下がる可能性も考えられるため、今回はこの前提条件を仮定として置いた。

3.8 廃止設備のブレードでの発生廃棄物の推計結果

3.8.1 設備寿命 20 年での発生廃棄物

2.6 節で示した廃止設備の発電容量別に発電クラス分けをし、ブレード廃棄物の量を推計する手法を用いて設備寿命 20 年の設定で算出した結果が、以下の図 3-17、図 3-18、図 3-19、図 3-20 のようになった。

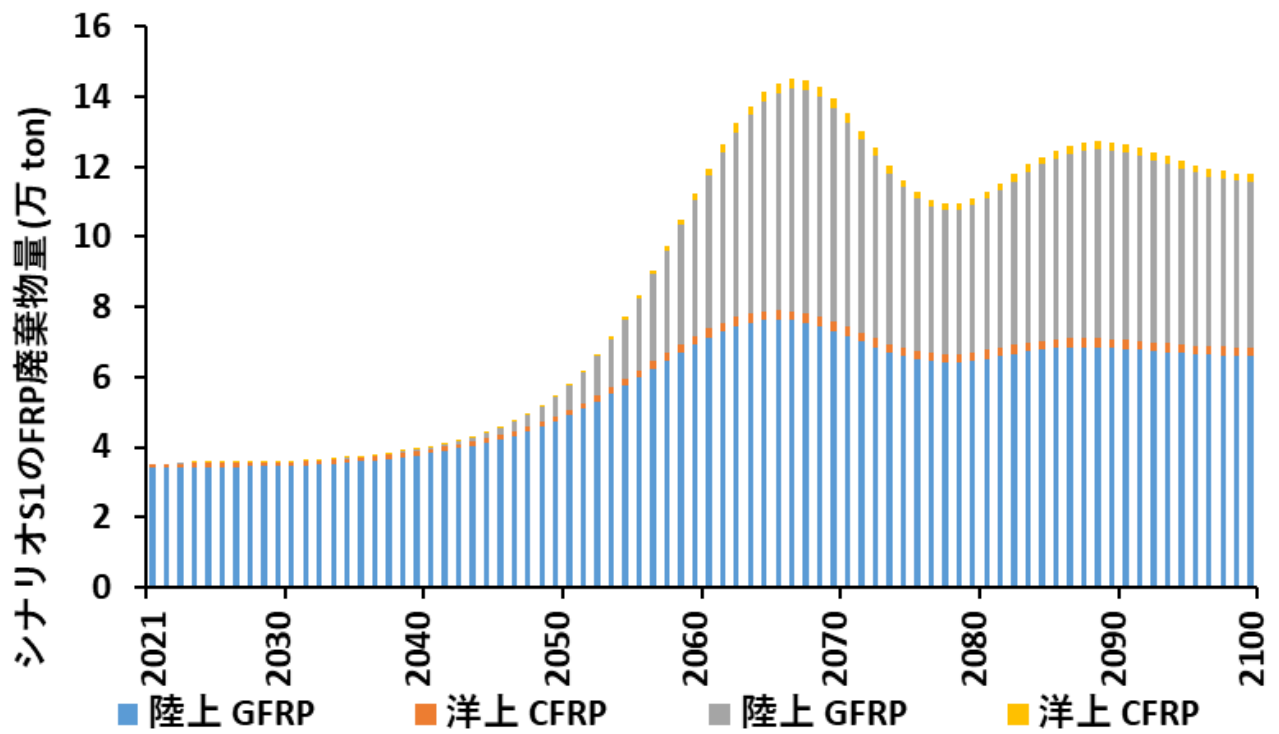


図 3-17 シナリオ S1 におけるブレード廃棄物量の推計結果（寿命 20 年）

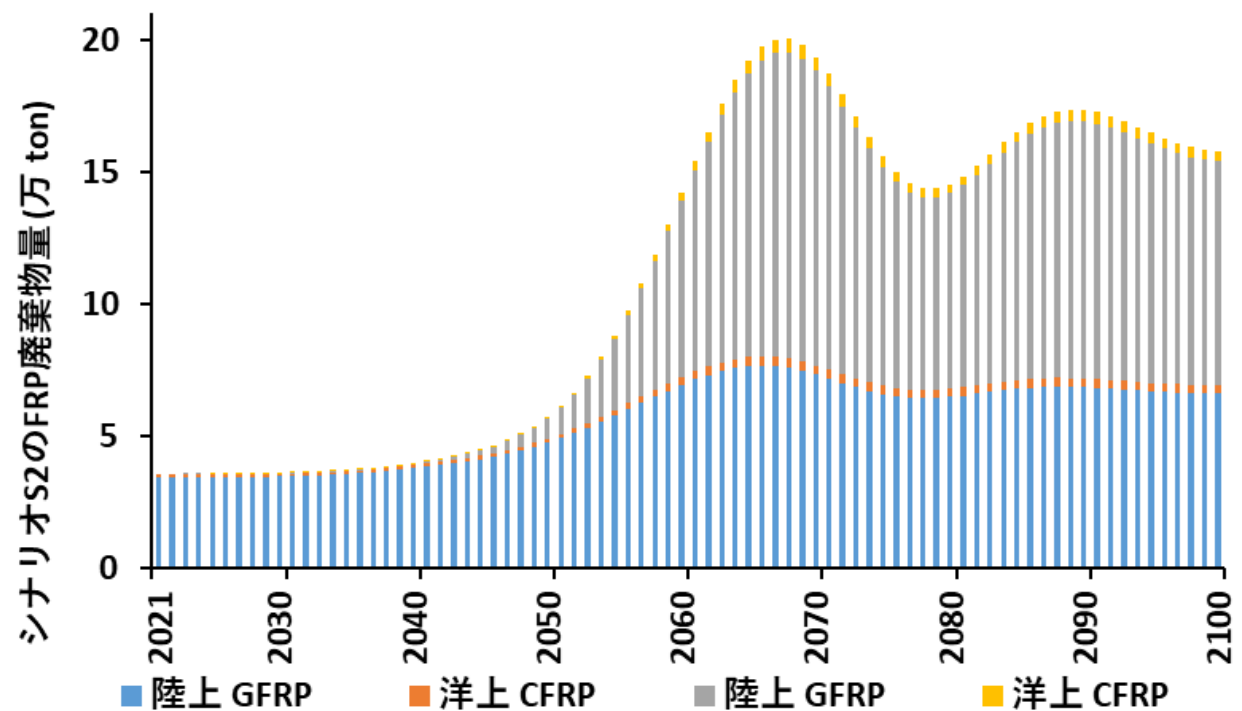


図 3-18 シナリオ S2 におけるブレード廃棄物量の推計結果（寿命 20 年）

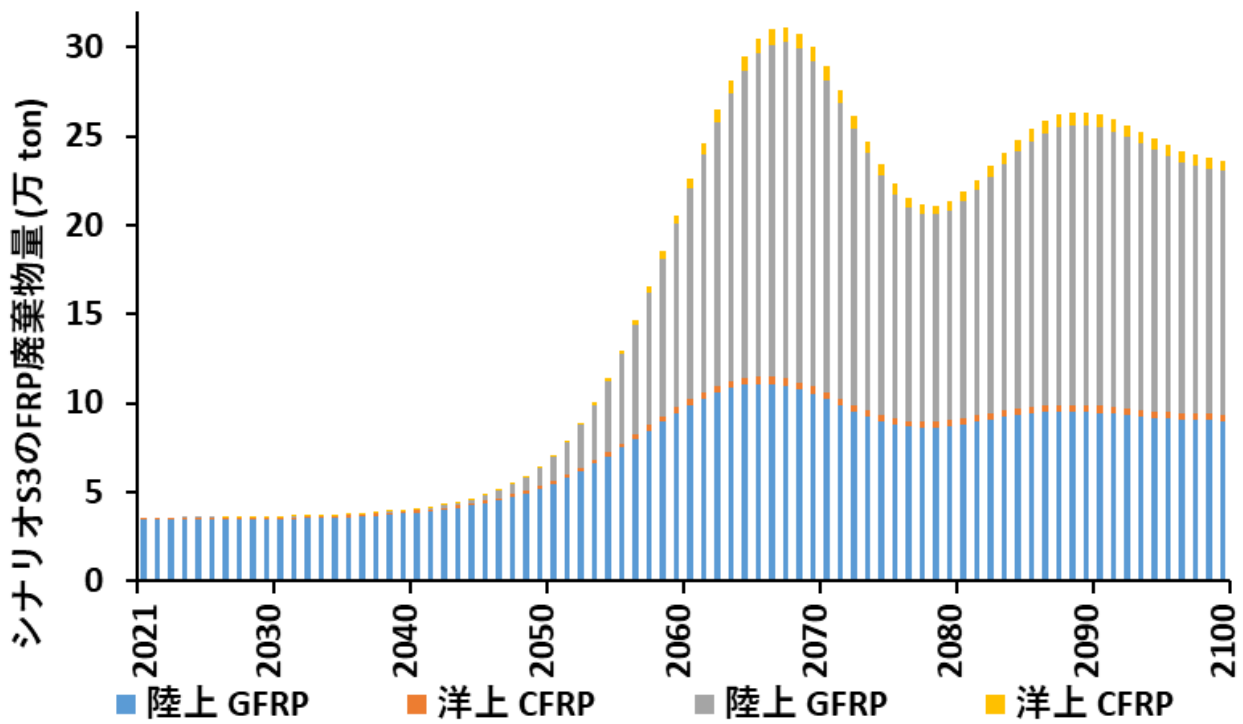


図 3-19 シナリオ S3 におけるブレード廃棄物量の推計結果（寿命 20 年）

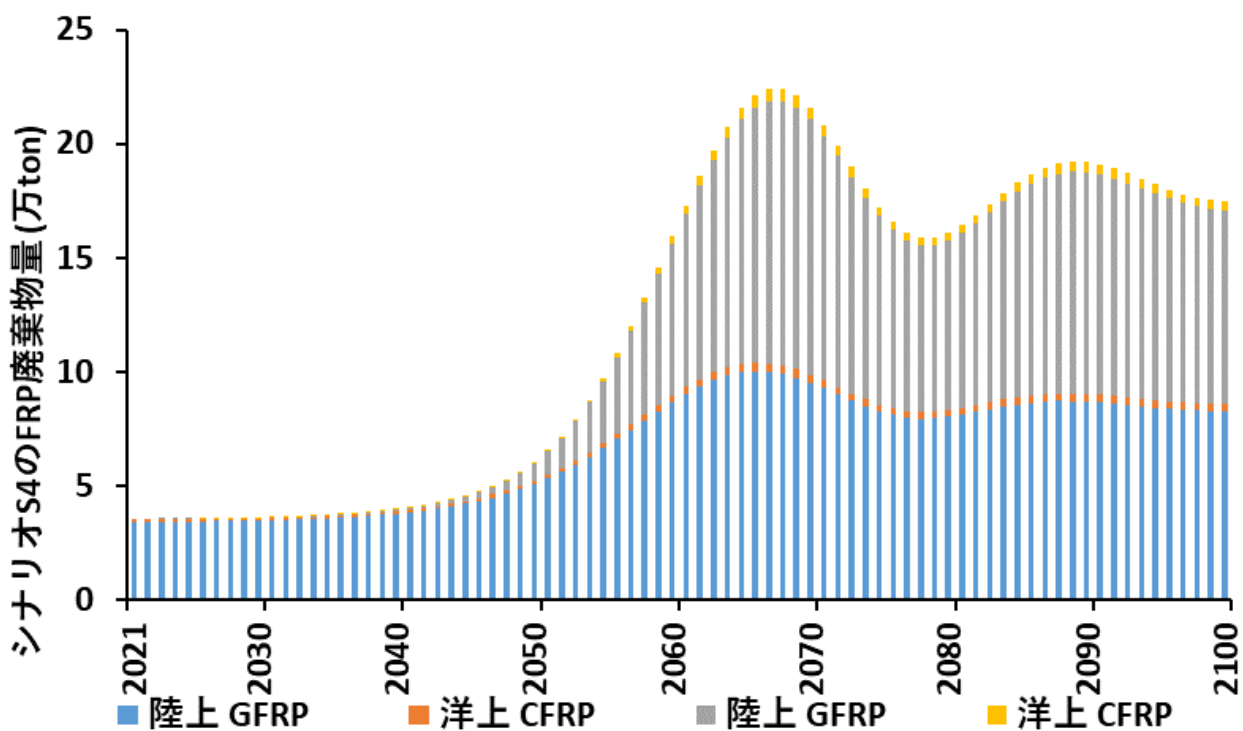


図 3-20 シナリオ S4 におけるブレード廃棄物量の推計結果（寿命 20 年）

以上の図 3-17、図 3-18、図 3-19、図 3-20 から 3.4 節で算出された廃止容量と同様に 2067 年に廃棄物量が最大値となる結果となった。また、廃棄物量を占める GFRP と CFRP のうち GFRP が大半を占める結果となり、ブレード製造の際に現段階で GFRP がシェアを占めていることが分かった。

また各シナリオを比較した際に、廃棄物量は最大値となる 2067 年において 2021 年比でシナリオ S1 が 4.1 倍、S2, S4 が 6.3 倍、S3 が 8.8 倍となる結果となった。これは、図 2-2 で設定した将来電源構成シナリオでの各シナリオにおける風力発電の総発電量に依存していると考えられる。設備寿命の設定が同じ場合、確率的に廃止される設備数はそれ以前に導入される設備数に依存する形となる。よって、いち早く導入される設備数が一番多い結果となったシナリオ S3 において、同様に一番廃止容量が多くなり、廃棄物量も多くなったと考えられる。

加えて、2067 年での廃棄物量のピークが過ぎた後に、2089 年にもう一度廃棄物量の波のピークを迎える結果となったが、これは設備寿命が 20 年の設定から、図 3-13、図 3-14、図 3-15、図 3-16 で示された 2050 年以後に再度訪れる 2067 年での新規導入容量のピーク付近で導入された設備が寿命により廃止されることが影響していると考えられる。

3.8.2 設備寿命 25 年での発生廃棄物

3.6.1 節と同様に設備寿命を 25 年で設定し算出した結果が以下の図 3-21、図 3-22、図 3-23、図 3-24 である。

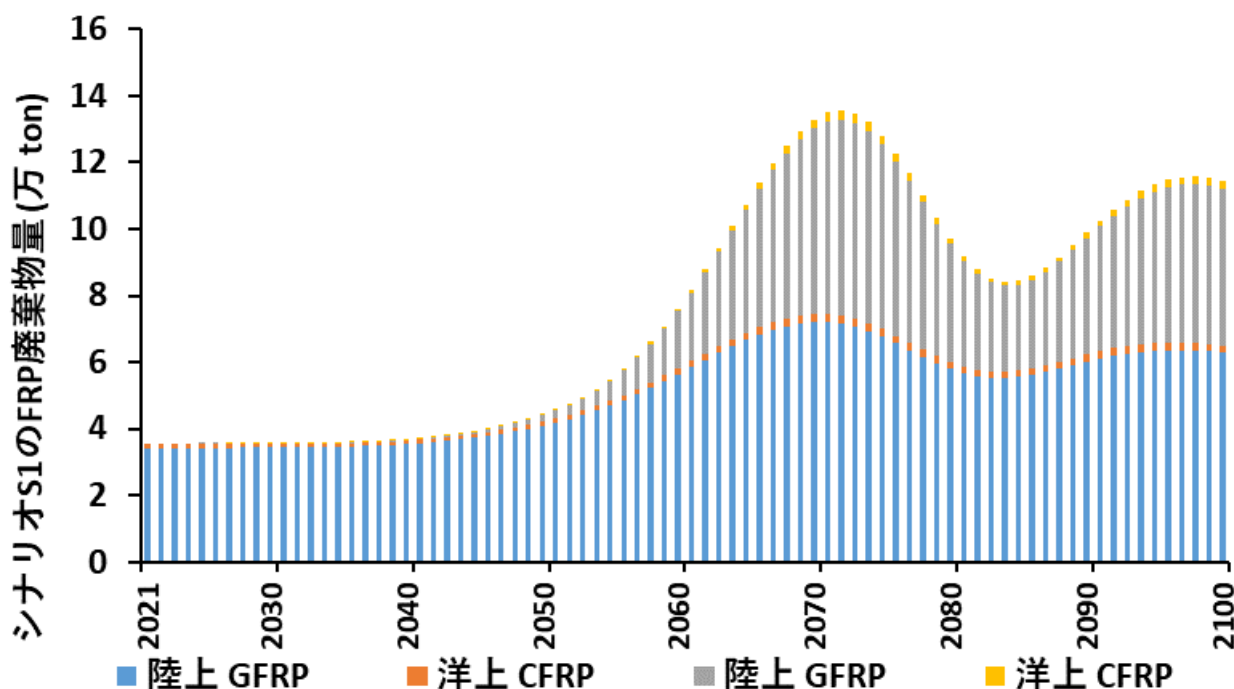


図 3-21 シナリオ S1 におけるブレード廃棄物量の推計結果（寿命 25 年）

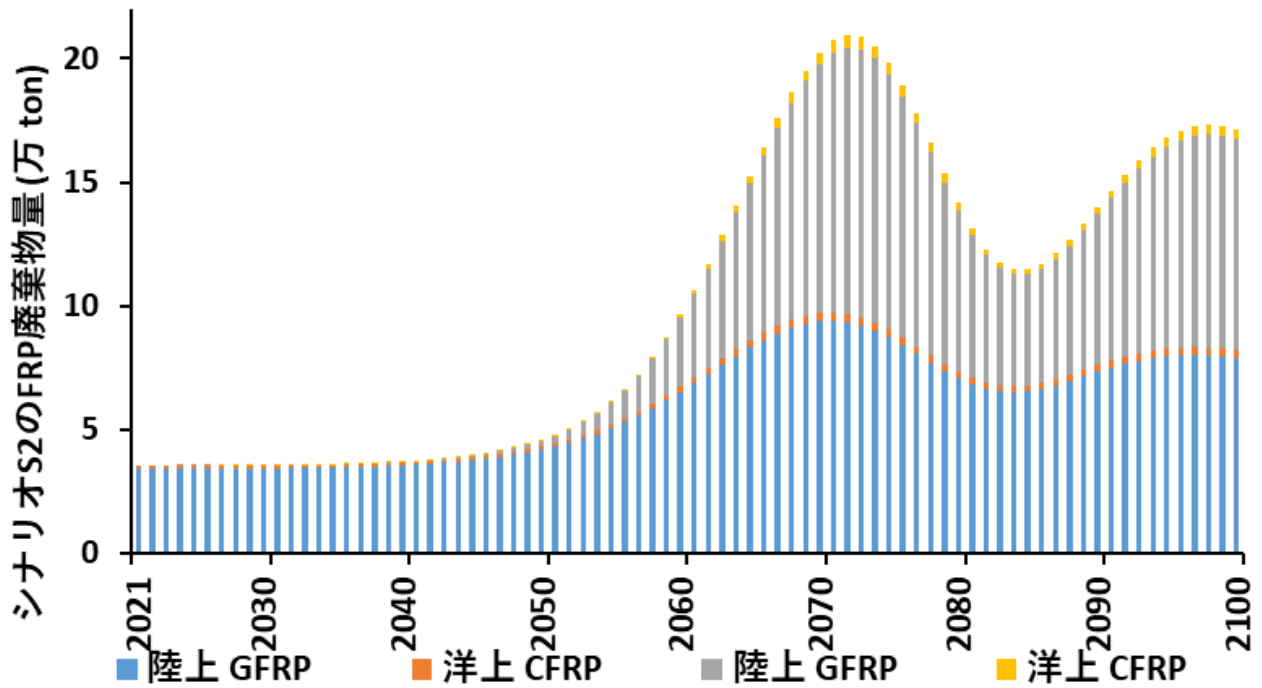


図 3-22 シナリオ S2 におけるブレード廃棄物量の推計結果（寿命 25 年）

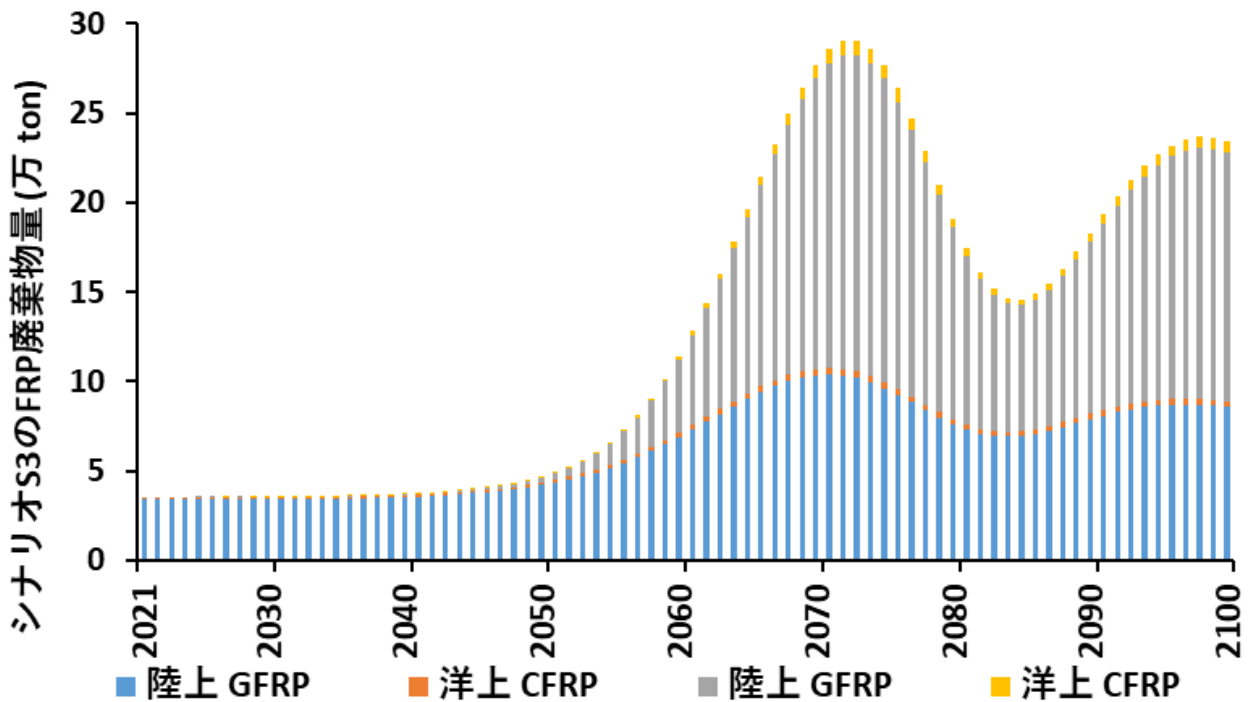


図 3-23 シナリオ S3 におけるブレード廃棄物量の推計結果（寿命 25 年）

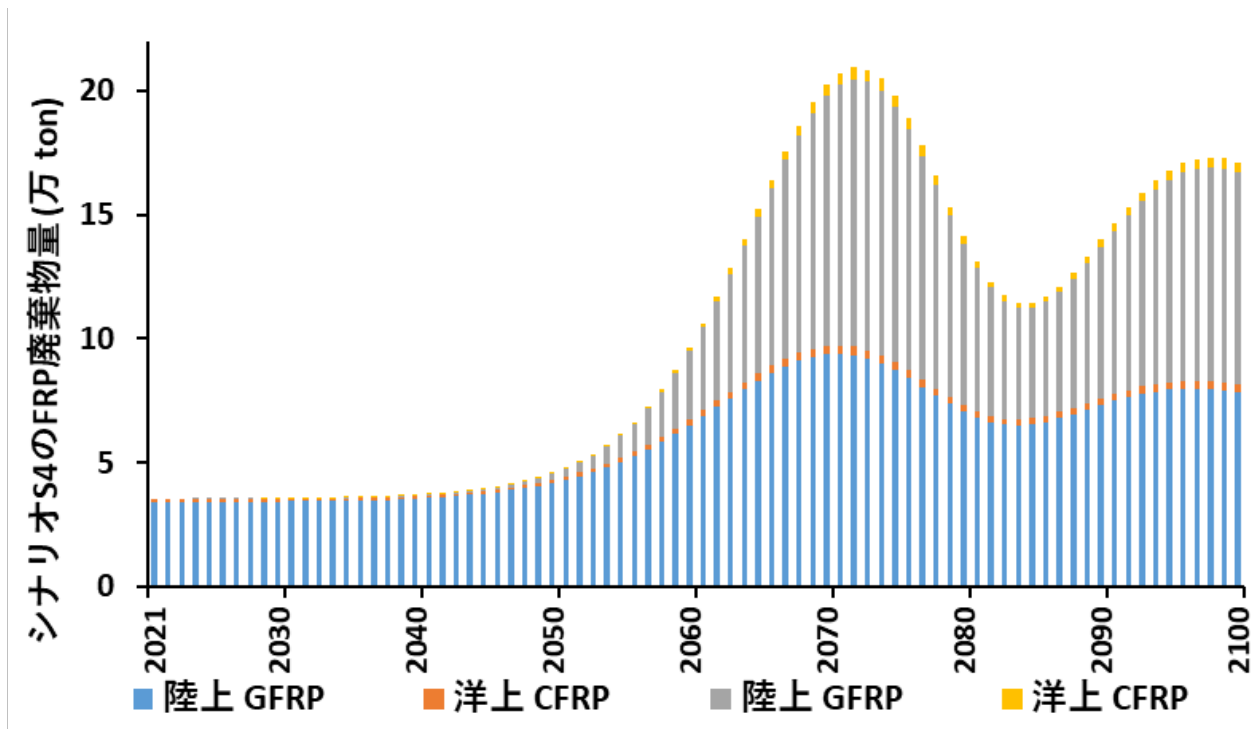


図 3-24 シナリオ S4 におけるブレード廃棄物量の推計結果（寿命 25 年）

以上の図 3-21、図 3-22、図 3-23、図 3-24 から、廃棄物量が最大値を迎えるのが 2072 年という結果となり、3.6.1 節で述べた設備寿命 20 年での最大値を迎えるタイミングより 5 年遅れる結果となった。よって、計算自体は設備寿命 25 年の統計的な観点では合っていると考えられる。また、3.6.1 節と同様に GFRP が CFRP よりも多くシェアを占めていることが分かった。

また、廃棄物量が 2072 年以後に再び 2098 年においてピークを迎えることについては、3.6.1 節と同様に、2050 年以後再び導入量の波がピークを迎える 2072 年付近での導入設備の廃棄が原因と考えられる。

図 2-4 で述べたように、洋上風力発電の導入平均容量は 4～12 MW、12～15 MW と推移することを前提条件としているが、表 2-6 で示した発電容量別に発電クラス分けをする際に割り当てられるパラメータに注目したところ、導入年が 2001 年以降の設備であると発電容量が大きいほどブレードを構成する CFRP 比率が高まることが分かる。よって、設備寿命 20 年で推計された結果よりは多くなった。

また、今後 CFRP が市場シェアを高める可能性についてもあるので、この廃棄物推算結果については変化する可能性も考えられる。加えて Valentin et al.⁸⁾から、導入する設備のメーカーなどをより詳細に決定することで、より細かな分類を行い、使用材料について更なる詳細な解析が可能なが分かっている。そのため、将来推計を行う際に機材やタービンの開発元メーカーといった情報をより細かに設定することができた場合、さらに分析精度が上がる可能性が考えられる。今回は発電容量しか分からない条件で推計を行ったが、さらにメーカーなどの情報を設定できるまで風力発電の導入が進めば上記の方法を用いることができる可能性があると考えられる。

3.8.3 設備寿命の違いでの廃棄物量の差分結果

3.6.1 節と 3.6.2 節で示した設備寿命 20、25 年の廃棄物量の推計結果から、設備寿命による各年で排出される廃棄物量の差を算出した結果が以下の図 3-25、図 3-26、図 3-27、図 3-28 である。計算は設備寿命 20 年の廃棄物量から 25 年の廃棄物量を差し引いて行った。つまり各シナリオにおいて、図 3-17・図 3-18・図 3-19・図 3-20 から図 3-21・図 3-22・図 3-23・図 3-24 をそれぞれ差し引いた。結果がマイナスとなっている部分については、設備寿命 20 年から 25 年の廃棄物量を引いていることから、設備寿命 25 年が 20 年の廃棄物を上回っていることを意味している。逆に正の部分については、設備寿命 20 年が 25 年よりも廃棄物量が上回っていることを意味している。

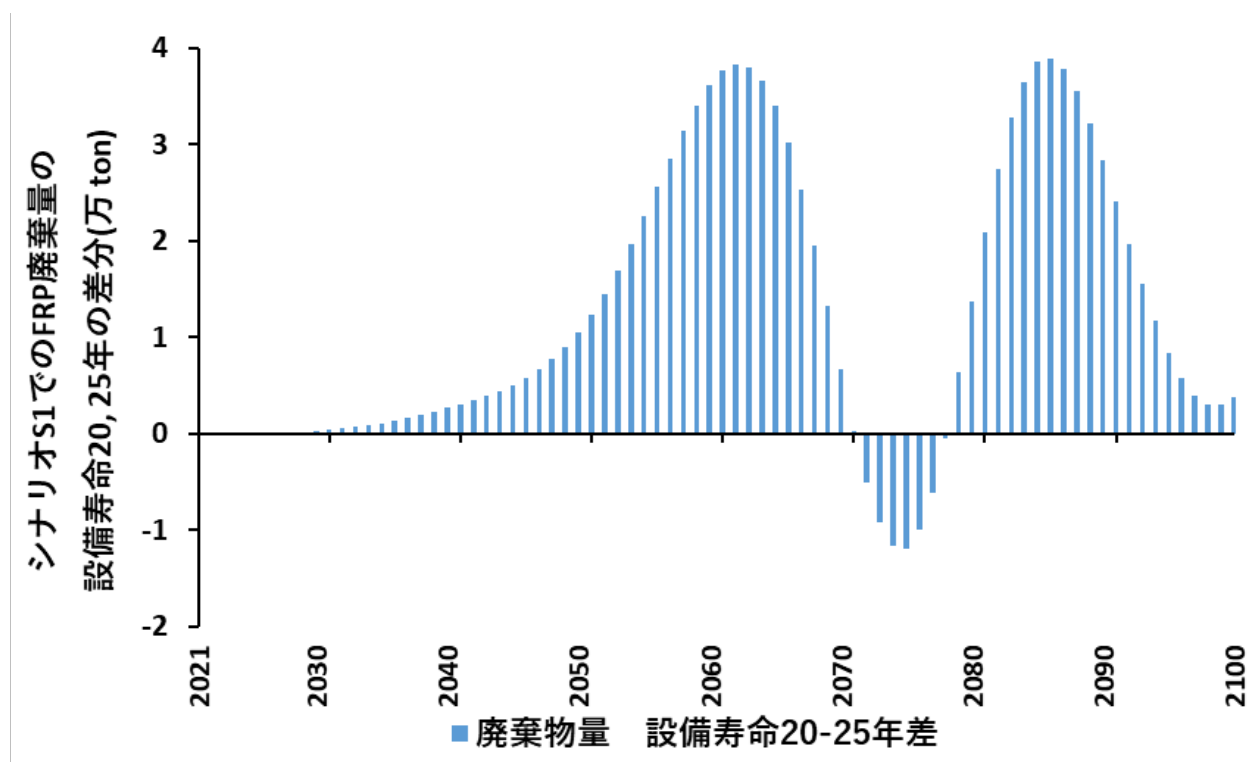


図 3-25 シナリオ S1 における設備寿命 20 年と 25 年の差

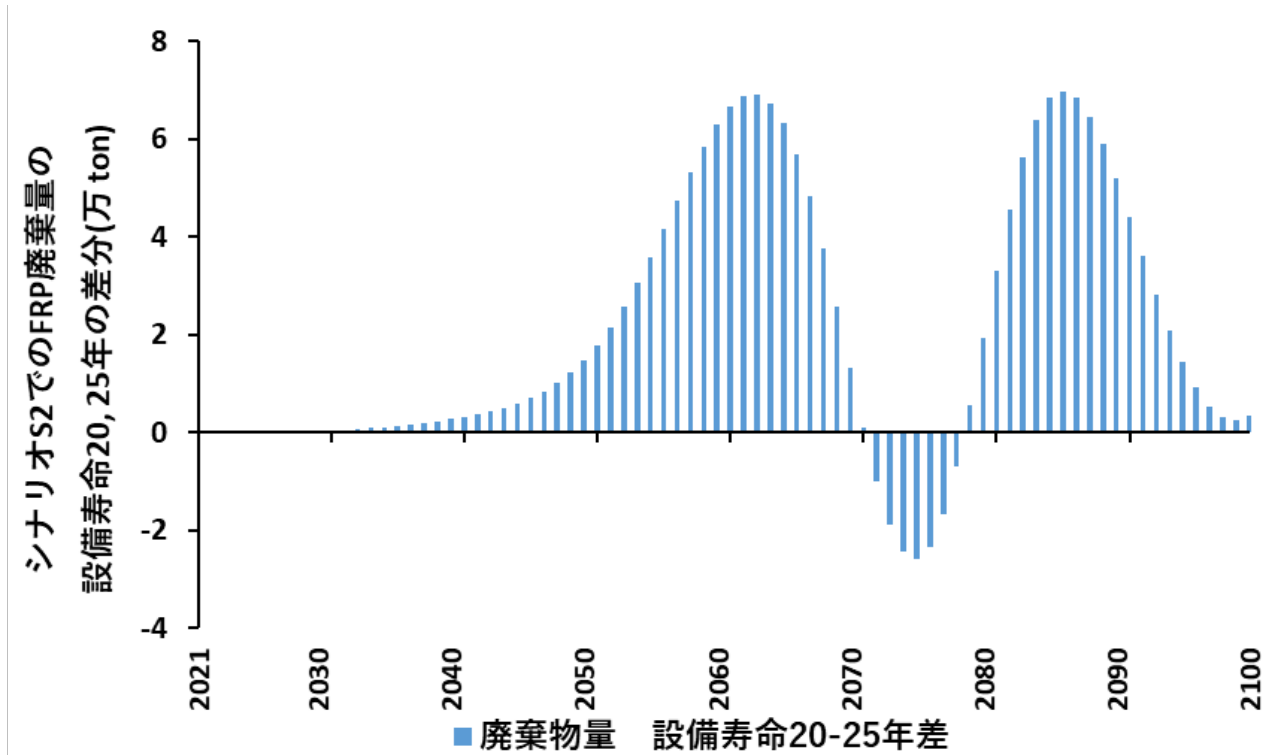


図 3-26 シナリオ S2 における設備寿命 20 年と 25 年の差

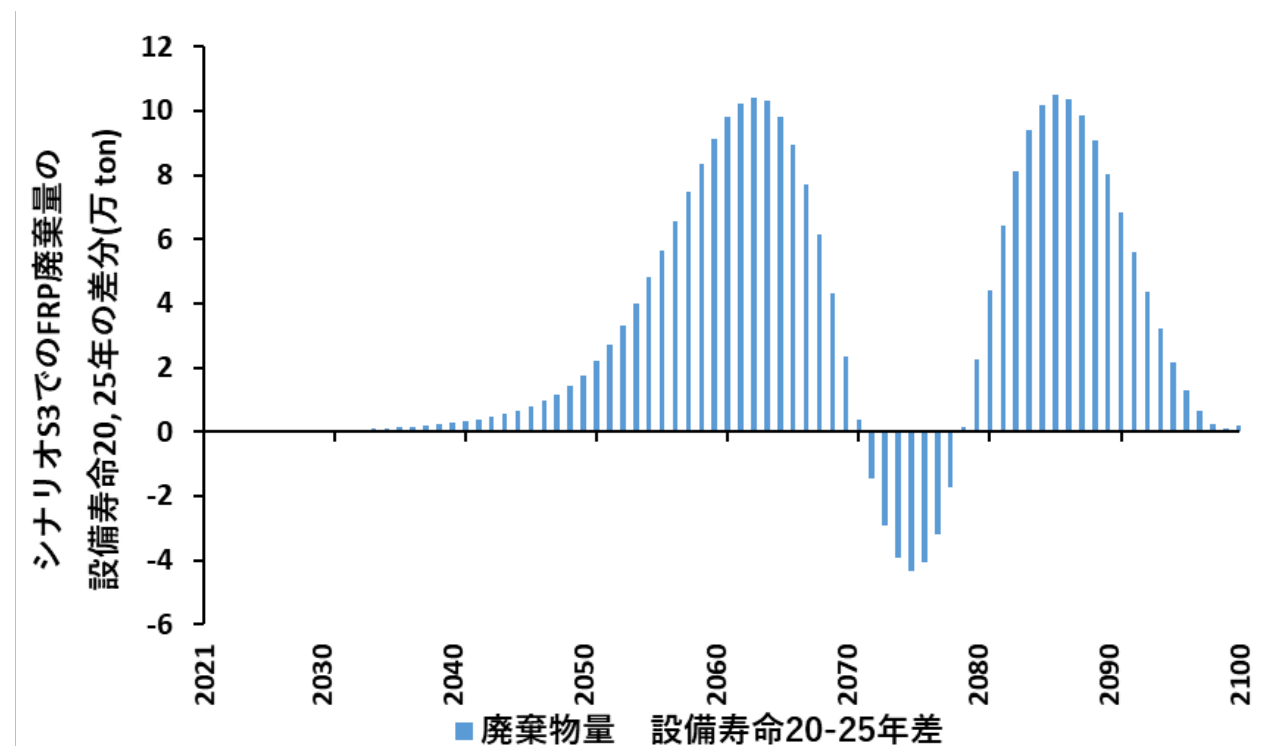


図 3-27 シナリオ S3 における設備寿命 20 年と 25 年の差

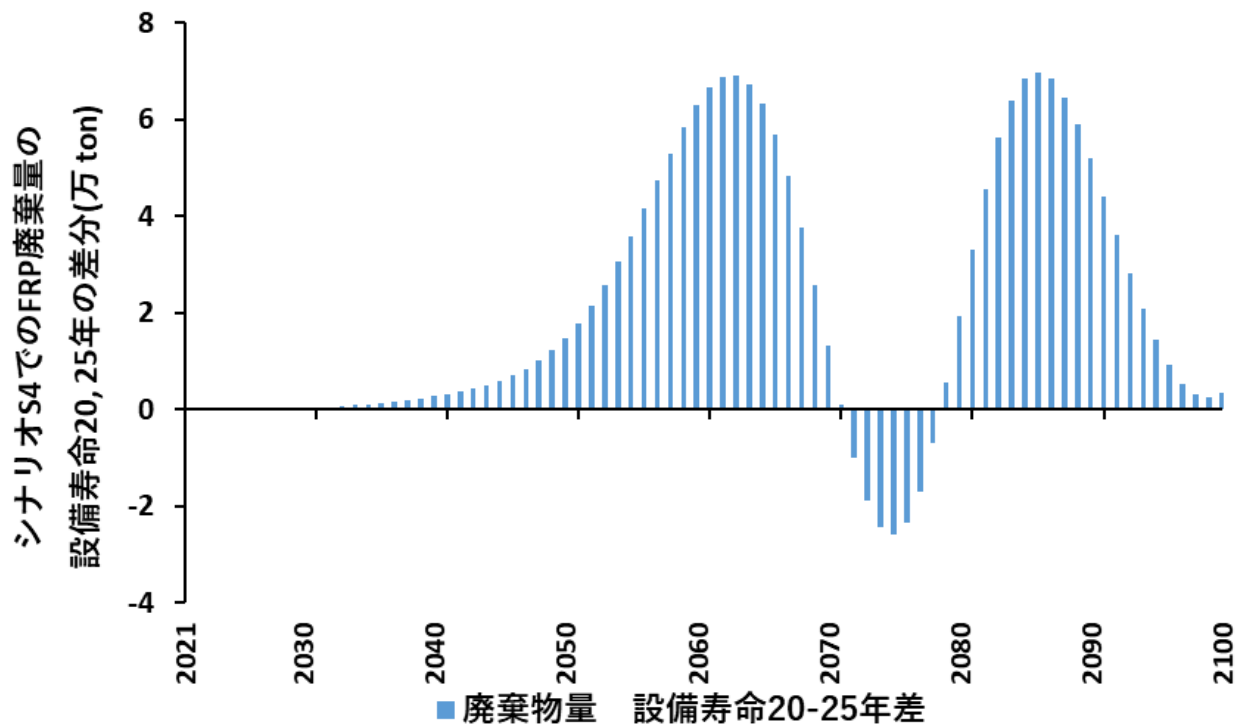


図 3-28 シナリオ S4 における設備寿命 20 年と 25 年の差

以上の図 3-25、図 3-26、図 3-27、図 3-28 から、廃棄物量差において設備寿命 20 年の場合、25 年よりも早く迎えるため、廃棄物処理が可能な設備を約 5 年早く備えておく必要があることが分かった。図 3-27 から設備寿命 20 年の仮定で組み立てた将来推計よりも約 11 万 ton 多い廃棄物処理設備を備えておくことで、より将来的な廃棄物処理問題の懸念がなくなると考えられる。

また、設備寿命 20、25 年における発生廃棄物の総和は以下の図 3-29 に示す。

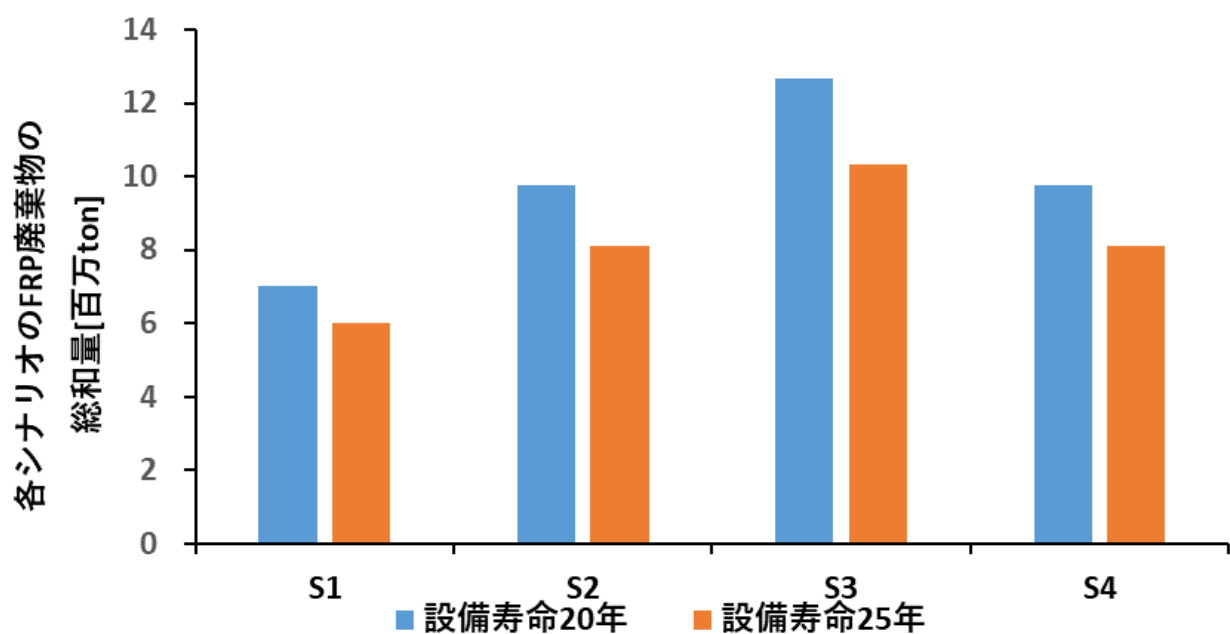


図 3-29 各シナリオにおけるブレード廃棄物総和量

また、廃棄物量の差については以下の図 3-30 に示す。

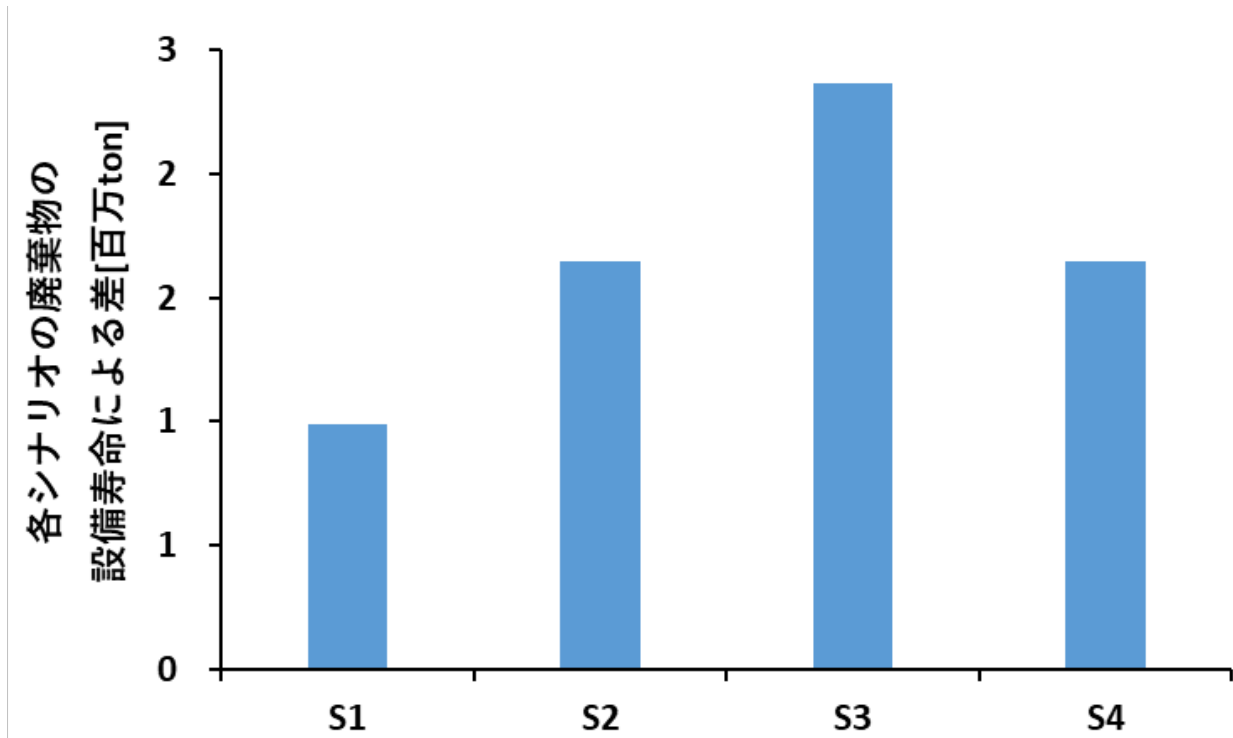


図 3-30 各シナリオにおける設備寿命 20、25 年での廃棄物量差の結果

以上の図 3-29、図 3-30 から、設備寿命 20 年のほうが 25 年よりも発生廃棄物量が多いことが分かった。また将来シナリオにおいてシナリオ S1、S2 = S4、S3 の順で廃棄物量がいずれの設備寿命でも多いことが分かり、以上から設備寿命と将来シナリオでの設備導入条件の設定が、廃止設備からの発生廃棄物量に大きく影響を与えていることが分かった。なので、風力発電をはじめとした再生可能エネルギーの国家的な大規模導入の際には、その国に最適化された将来シナリオに加えて、その国での設備動向についても調査する必要性があると考察した。

3.9 既存火力発電からの代替結果

2.7.1 節で述べた、風力発電導入により既存火力発電設備が代替される将来推計を行った結果、各シナリオにおいて、火力発電が代替された場合の算出結果は以下の図 3-31、図 3-32、図 3-33、図 3-34 のようになった。

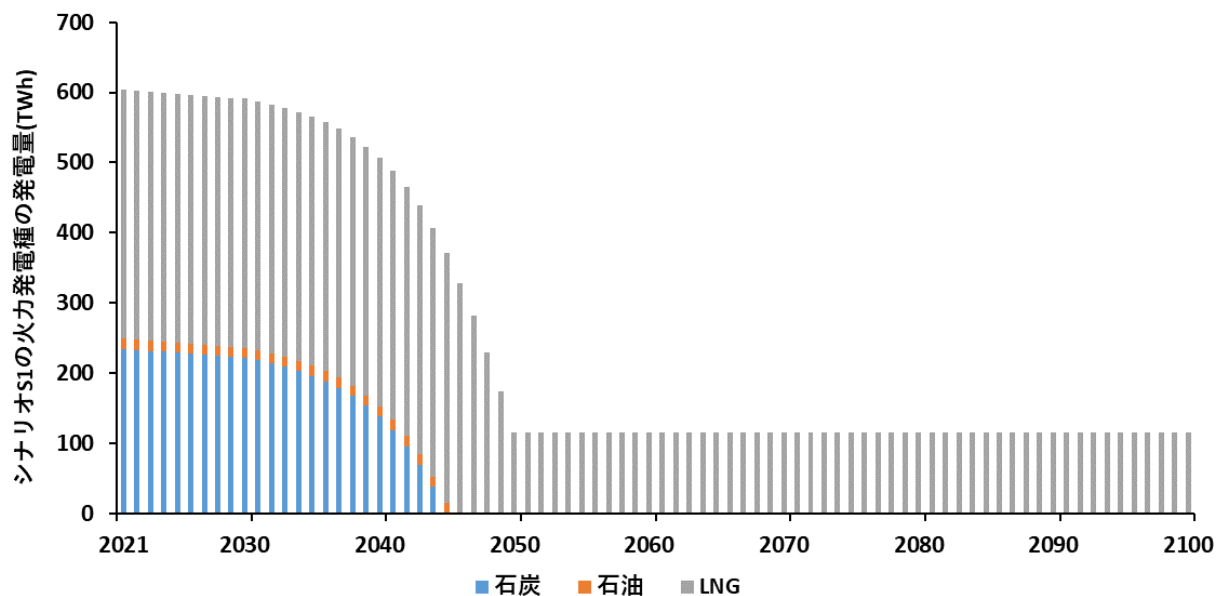


図 3-31 シナリオ S1 における各年での火力発電電源種別の発電量の算出結果

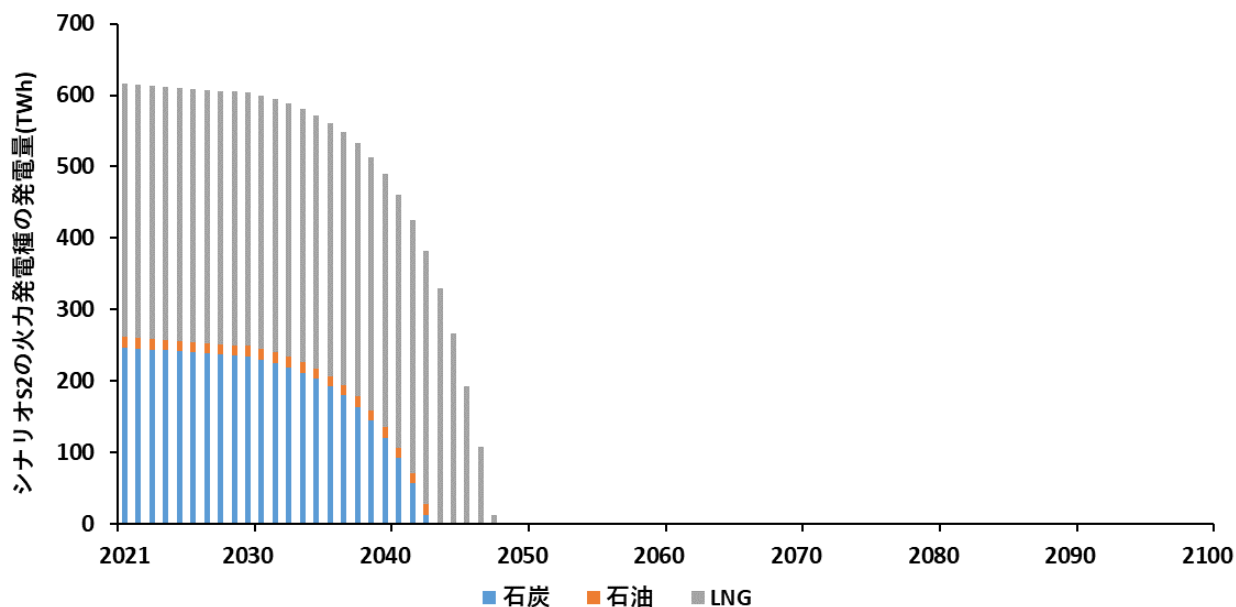


図 3-32 シナリオ S2 における各年での火力発電電源種別の発電量の算出結果

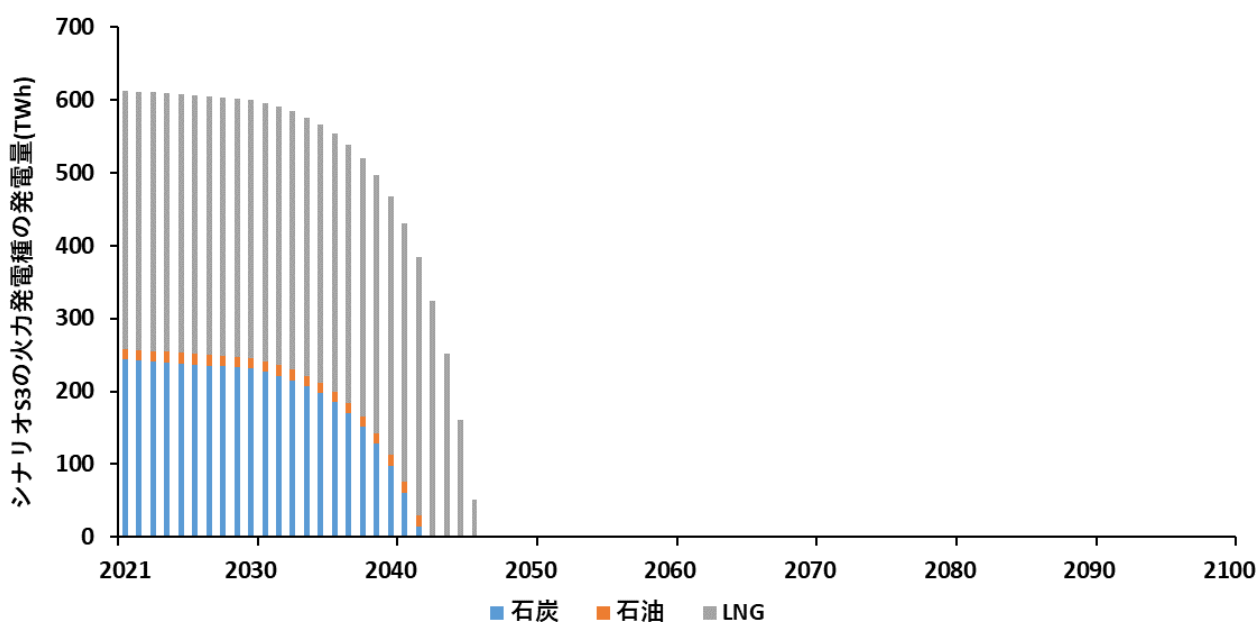


図 3-33 シナリオ S3 における各年での火力発電電源種別の発電量の算出結果

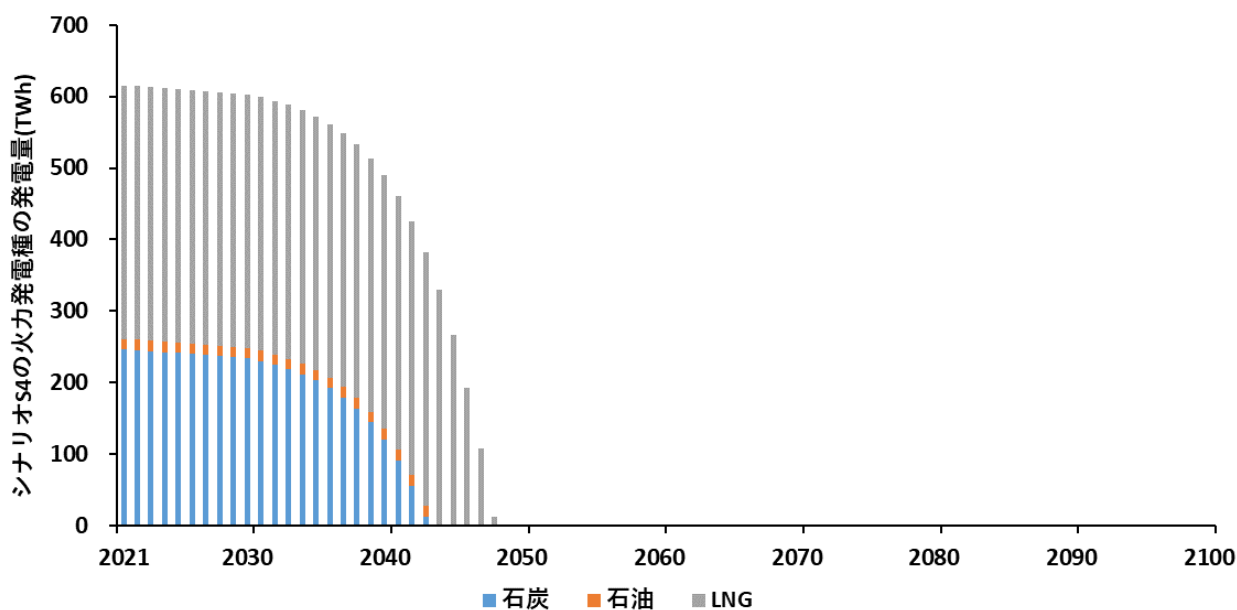


図 3-34 シナリオ S4 における各年での火力発電電源種別の発電量の算出結果

以上の図 3-31、図 3-32、図 3-33、図 3-34 から各シナリオにおいて火力発電の代替が年々されることが分かる。また、図 2-2 からシナリオ S1 は他の将来電源構成シナリオと比較して風力発電導入設備数が少ないことが分かるので、火力発電の代替も 2050 年までには完了しない結果となった。これ

らの火力発電由来の発電量から、表 2-10 を用いて発電時の燃料燃焼による二酸化炭素排出量を算出した結果は以下の図 3-35、図 3-36、図 3-37、図 3-38 のようになった。

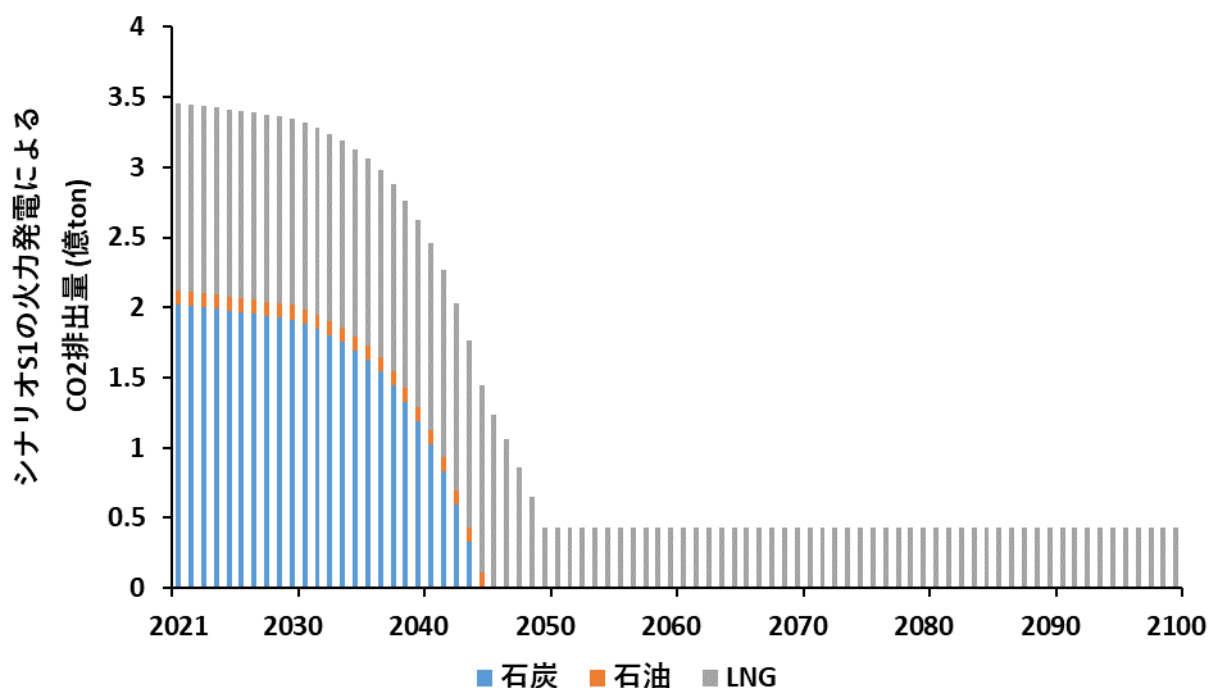


図 3-35 シナリオ S1 における火力発電由来の CO₂ 排出量の算出結果

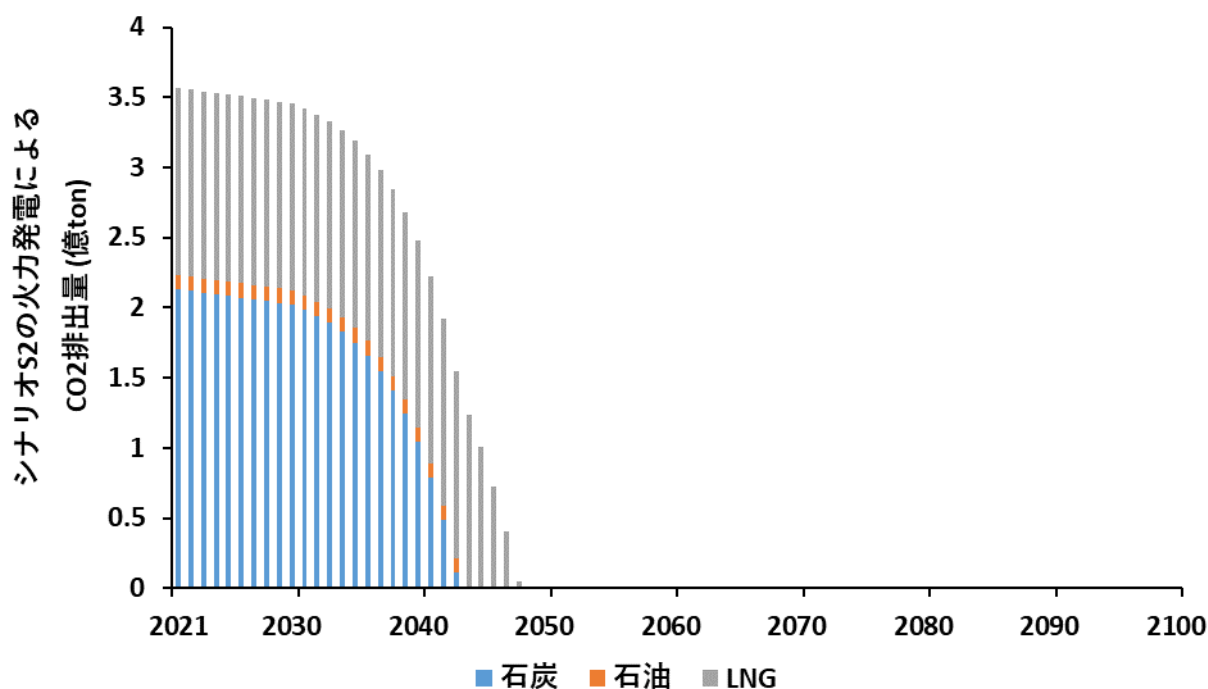


図 3-36 シナリオ S2 における火力発電由来の CO₂ 排出量の算出結果

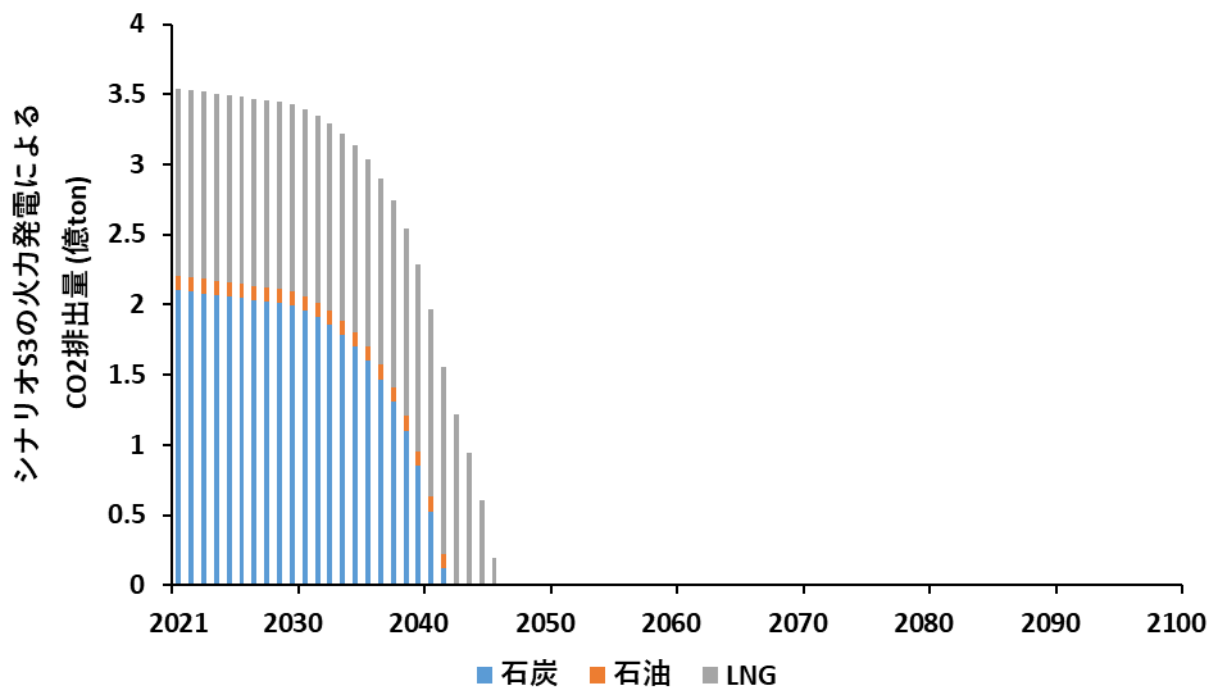


図 3-37 シナリオ S3 における火力発電由来の CO₂ 排出量の算出結果

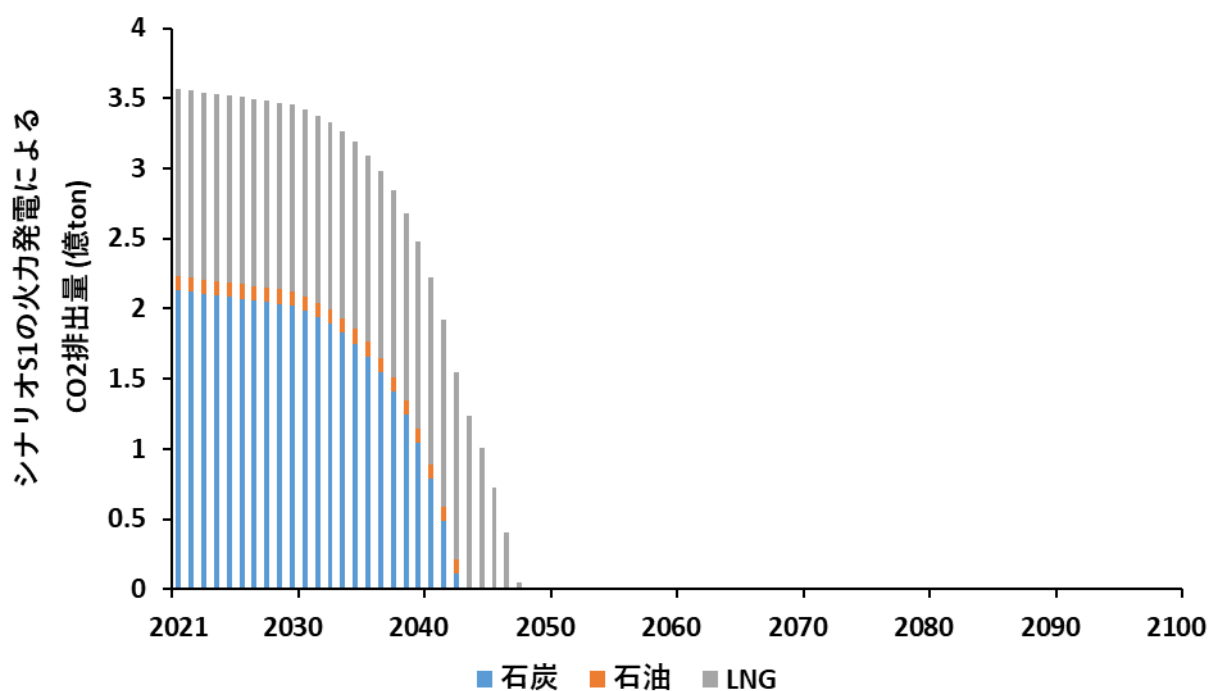


図 3-38 シナリオ S4 における火力発電由来の CO₂ 排出量の算出結果

以上の図 3-35、図 3-36、図 3-37、図 3-38 から、図 3-31、図 3-32、図 3-33、図 3-34 で算出した火力発電の発電量の算出結果と比例するような結果となった。いずれも 2021 年から 2050 年にかけて、特に 2030 年あたりからの減少スピードが大きい。これは図 3-9、図 3-10、図 3-11、図 3-12 で示したよ

うに、総発電容量の増加が 2030 年からロジスティック曲線で移行する前提設定が原因と考えられる。また、この火力発電から風力発電への代替によって期待される二酸化炭素排出削減効果についての算出結果は以下の図 3-39 のようになった。

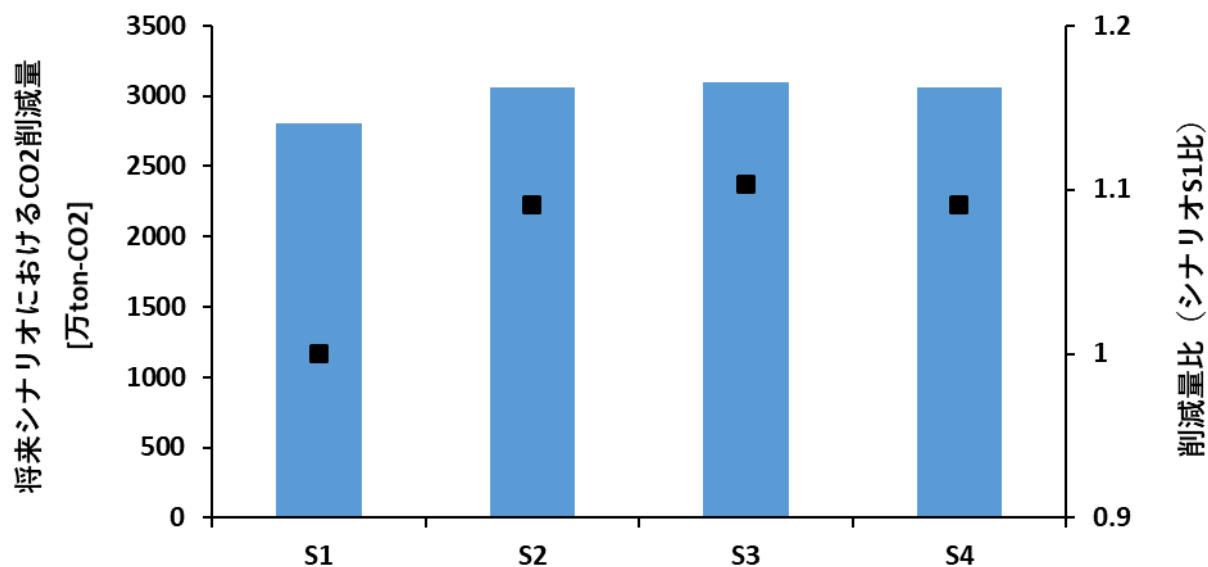


図 3-39 将来シナリオごとの電源代替により期待される二酸化炭素削減量

図 3-39 から、将来シナリオにおいて二酸化炭素削減量は 1000～1120 万 ton という結果となり、シナリオ S1 が一番少なく、シナリオ S3 が一番多い結果（S1 比で 1.1 倍）となった。また、この二酸化炭素排出削減量から、図 2-6 を用いてマラリアや栄養失調、心血管疾患などの気候変動緩和でのヒト健康被害削減量を算出したところ、以下の図 3-40 のようになった。

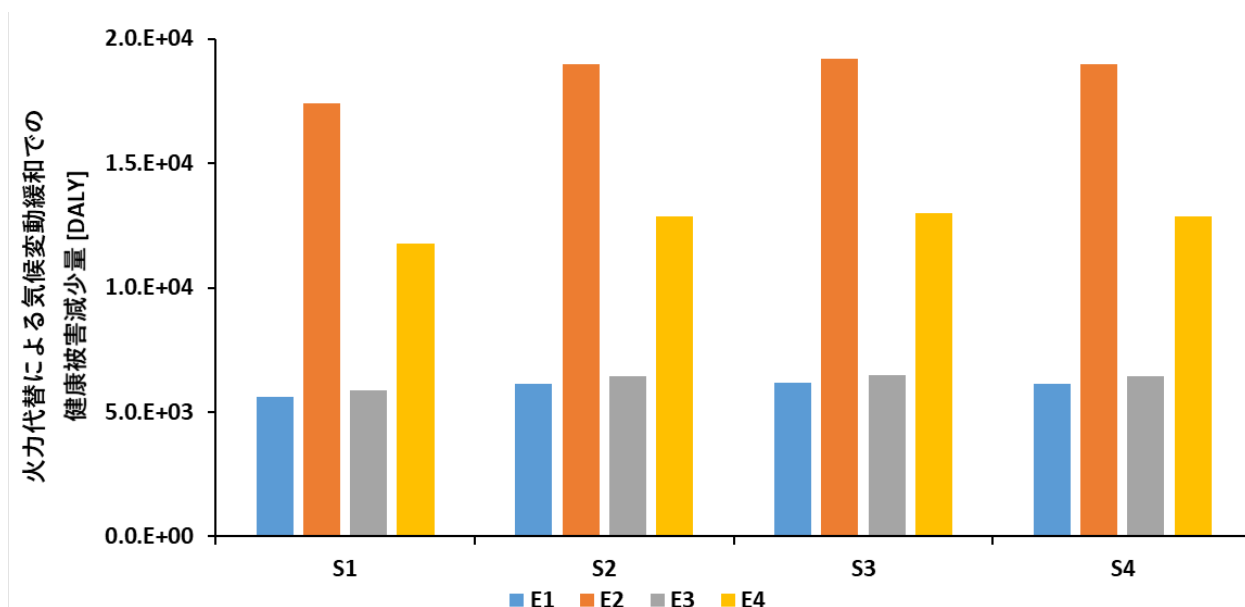


図 3-40 各シナリオにおける火力発電代替による気候変動緩和でのヒト健康被害削減量の算出結果

以上の図 3-40 を用いて、3.9 節で示すトレードオフ評価を行った。

3.10 設備由来のヒト健康リスクの結果

3.10.1 ライフサイクルでの化学物質由来のヒトへの毒性影響でのヒト健康リスク

2.7.2 節で示した手法を用いて、表 2-11 の風力発電設備のライフサイクル全体で発生する化学物質由来のヒトへの毒性影響から、陸上・洋上風力別に風力設備のライフサイクルで発生する化学物質由来の発がん性・非発がん性影響と発電容量の関係について 2 点間を結ぶ線の関係式を求めたところ、以下の図 3-41、図 3-42 のようになった。

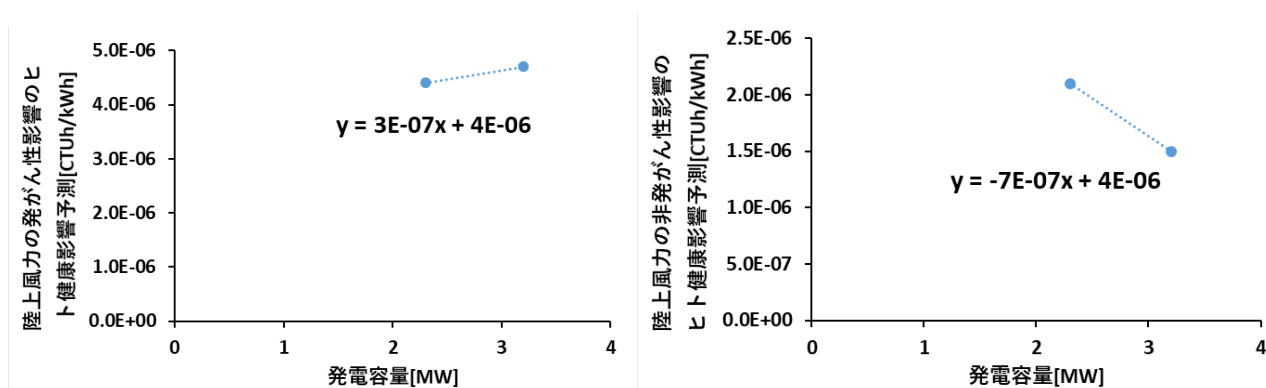


図 3-41 陸上風力発電の発がん性・非発がん性影響と発電容量の関係の算出結果

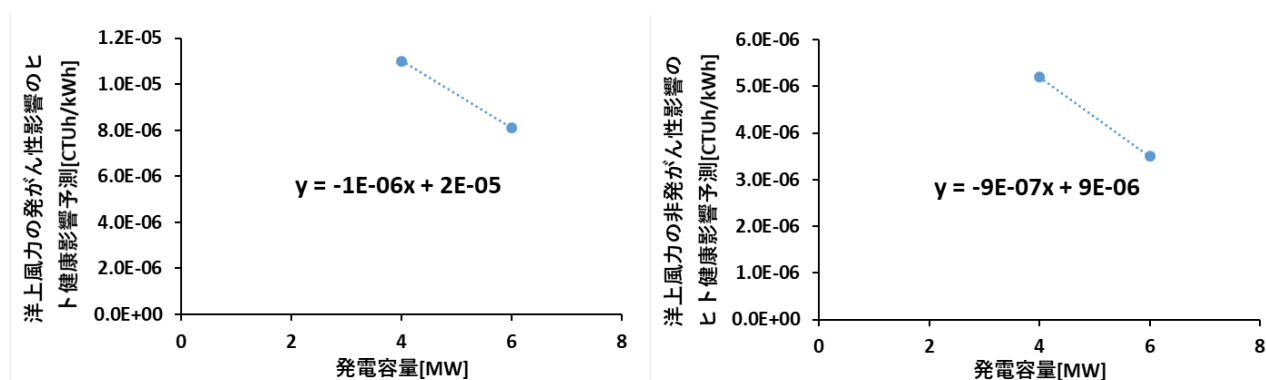


図 3-42 洋上風力発電の発がん性・非発がん性影響と発電容量の関係の算出結果

以上の図 3-41、図 3-42 から、線形近似の結果、陸上風力の発がん性影響以外は発電容量と人体毒性影響の増加は負の相関があることが分かった。ただ、発電容量が増加した際に統計的にタービンの大きさやブレード直径、ハブ高さなどが大きくなることが分かっている ので、ライフサイクル分析する発

電機器の対象をより増やすと正の相関になる可能性が考えられる。

図 3-41、図 3-42 より算出した関係式を用いて、3.4 節で示した図 3-13、図 3-14、図 3-15、図 3-16 から風力発電の新規導入容量から設備寿命 20、25 年における発がん性・非発がん性影響を算出した結果、以下の図 3-43、図 3-44、図 3-45、図 3-46 のようになった。

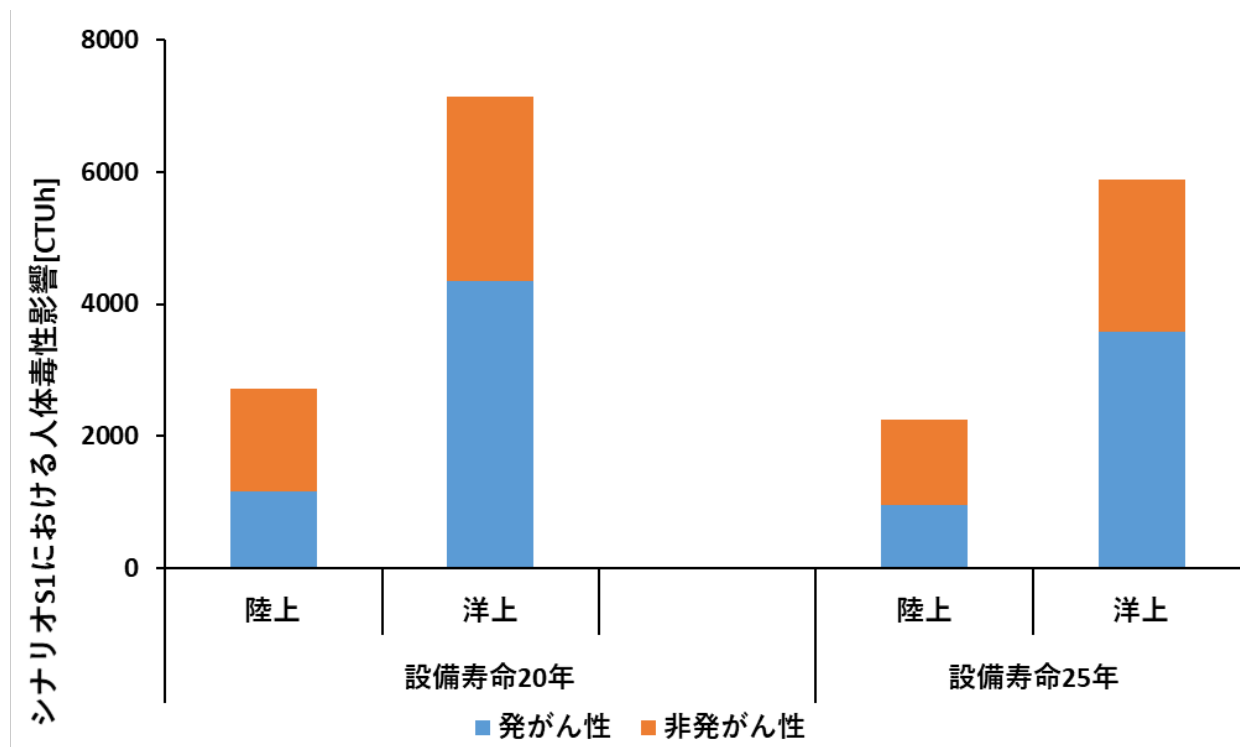


図 3-43 S1 における 2021～2100 年で発生する人体毒性影響の算出結果（設備寿命 20、25 年）

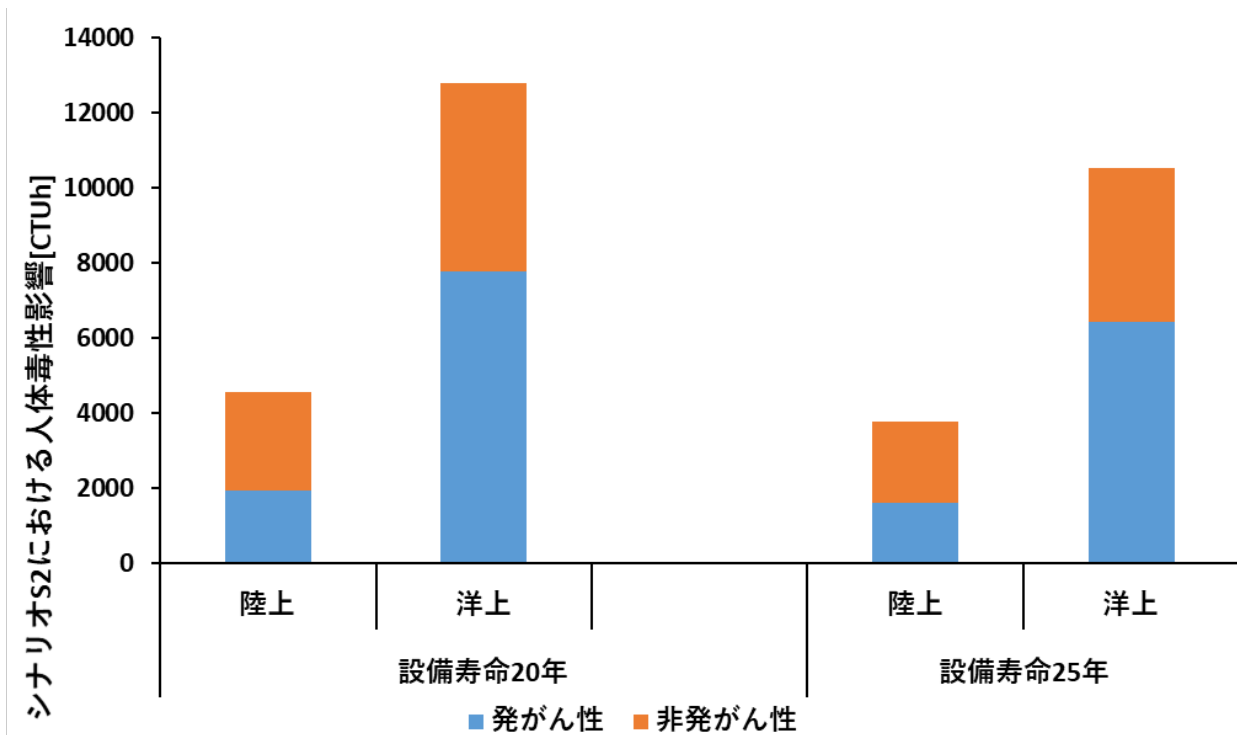


図 3-44 S2 における 2021～2100 年で発生する人体毒性影響の算出結果（設備寿命 20、25 年）

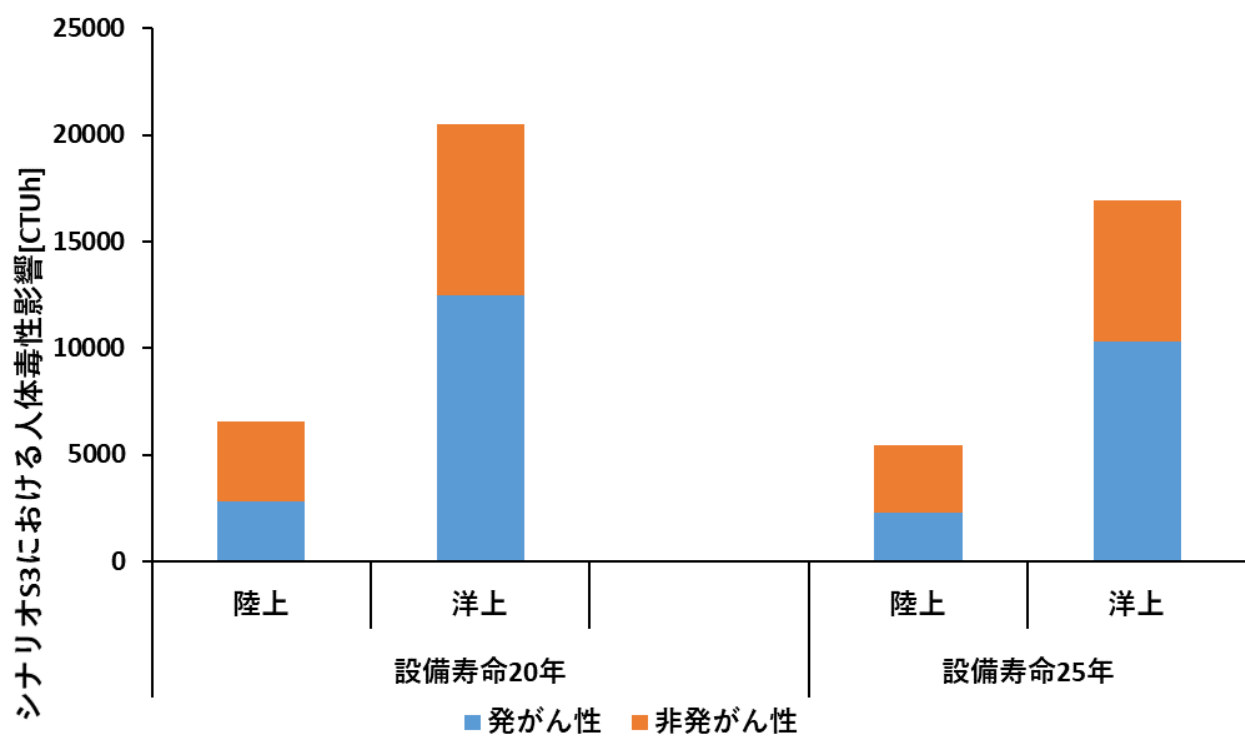


図 3-45 S3 における 2021～2100 年で発生する人体毒性影響の算出結果（設備寿命 20、25 年）

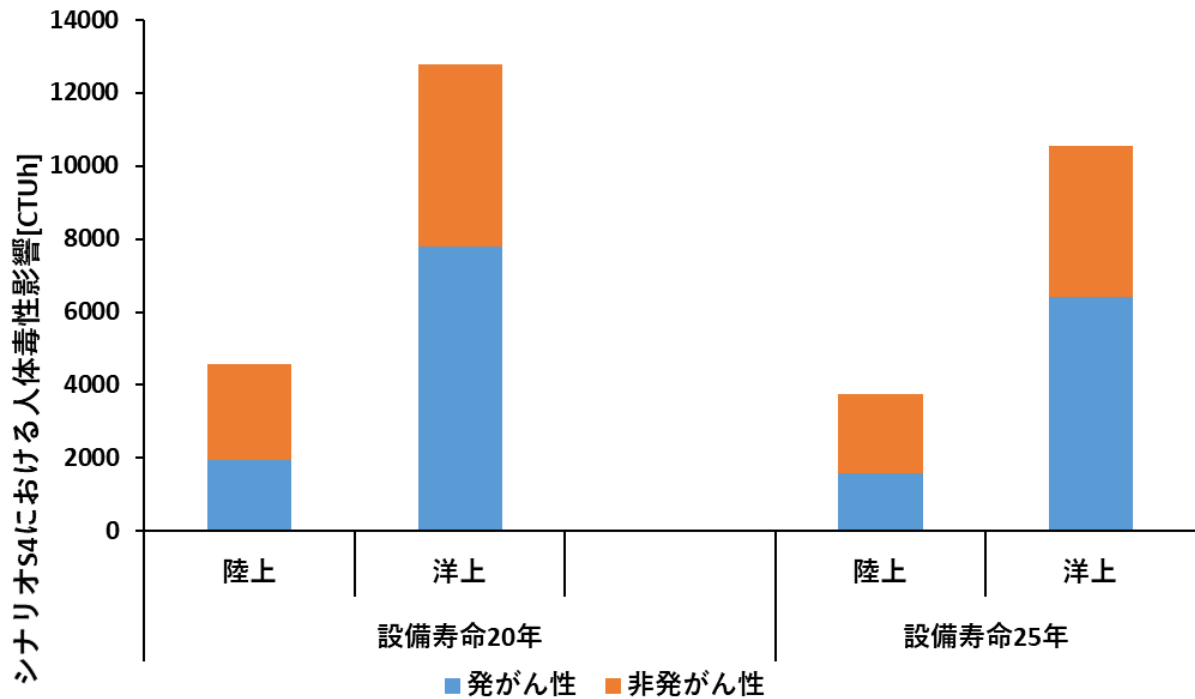


図 3-46 S4 における 2021～2100 年で発生する人体毒性影響の算出結果（設備寿命 20、25 年）

以上の図 3-43、図 3-44、図 3-45、図 3-46 から、いずれのシナリオ・設備寿命においても陸上風力発電よりも洋上風力発電のほうが設備由来の化学物質によるヒトへの毒性影響の総和が大きいことが分かった。また以上の結果に対して、エンドポイントを DALY としているため 2.7.2 節で示した DALY への変換係数をもちいた結果、以下の図 3-47、図 3-48、図 3-49、図 3-50 のようになった。

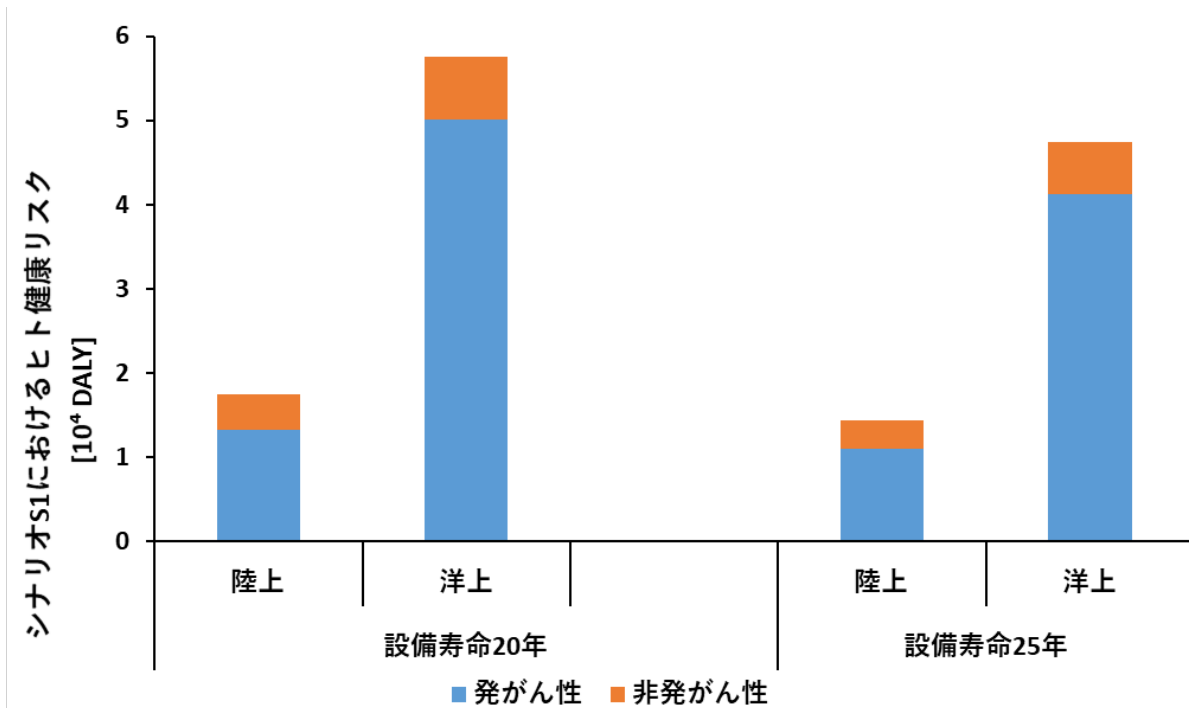


図 3-47 シナリオ s1 における人体毒性影響由来のヒト健康リスクの総和の算出結果

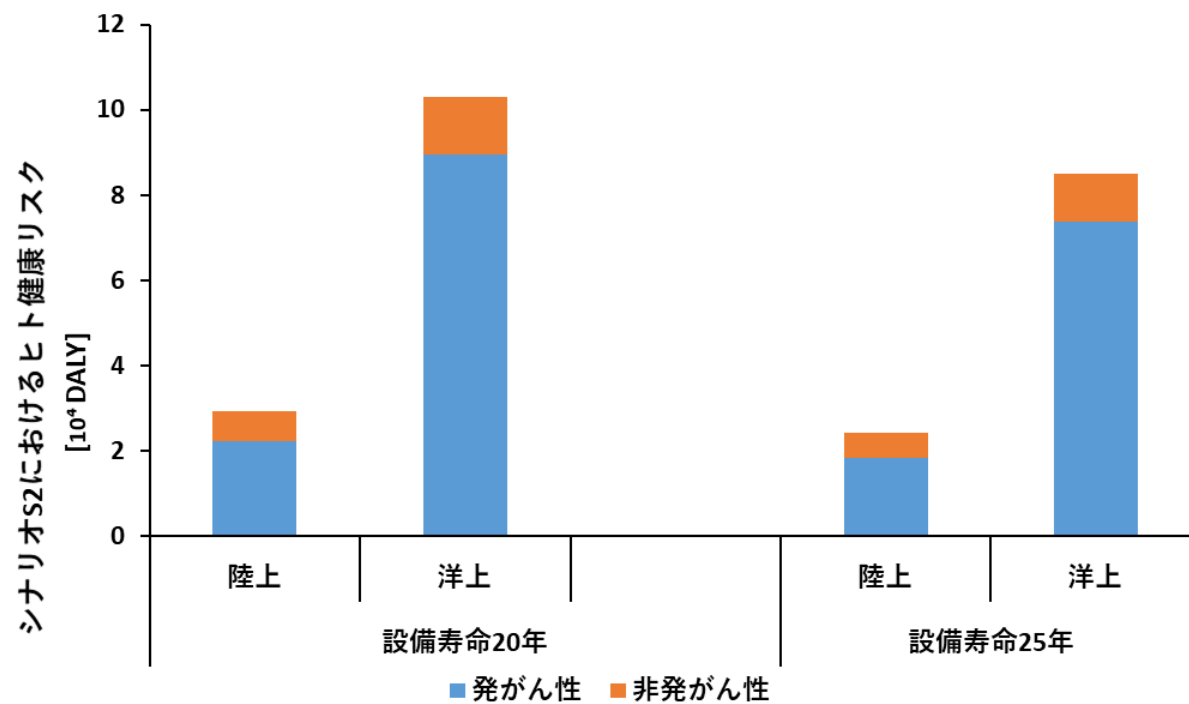


図 3-48 シナリオ S2 における人体毒性影響由来のヒト健康リスクの総和の算出結果

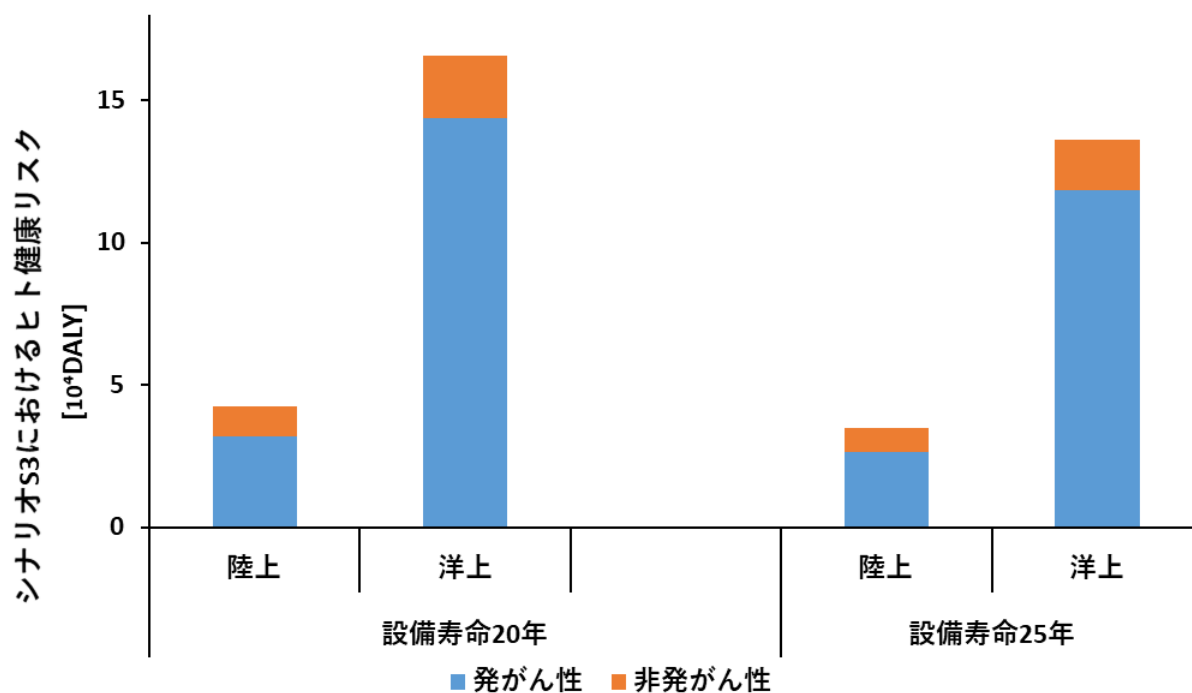


図 3-49 シナリオ S3 における人体毒性影響由来のヒト健康リスクの総和の算出結果

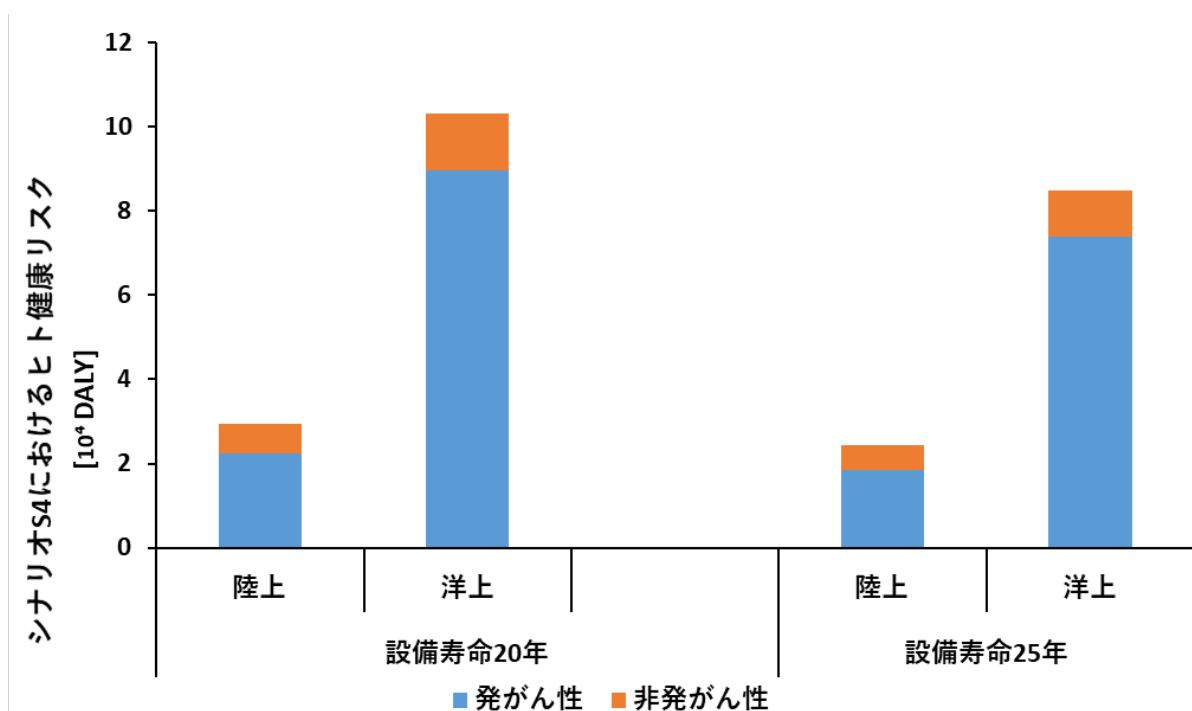


図 3-50 シナリオ S4 における人体毒性影響由来のヒト健康リスクの総和の算出結果

以上の図 3-47、図 3-48、図 3-49、図 3-50 から、各シナリオにおけるヒト健康リスクである DALY の

総和は以下の表 3-2 になった。

表 3-2 各将来シナリオにおける DALY の総和

将来シナリオ	設備寿命 20 年 (10 ⁴ DALY)	設備寿命 25 年 (10 ⁴ DALY)
S1	7.5	6.2
S2	13.2	10.9
S3	20.7	17.1
S4	13.2	10.9

以上の表 3-2 から全将来シナリオにおいて設備寿命 25 年設定より 20 年設定のほうが DALY の総和は大きい結果となった。またシナリオでの比較を行うと、シナリオ S1<S2=S4<S3 という関係となり、シナリオ S3 はシナリオ S1 に比べて約 2.8 倍の DALY が影響として懸念されることが分かった。

このことから風力発電を導入する設備寿命を含めた将来シナリオの構築で、設備のライフサイクル全体で発生する化学物質由来のヒト健康リスクについても一つの観点としなければ、将来シナリオの設定次第で DALY が基準値を超える可能性がでてくることが推察される。

またこれら DALY の総和を、3.9 節で示すトレードオフ評価に用いた。

3.10.2 ブレード廃棄物の処理による気候変動影響由来のヒト健康リスク

2.7.3 節で示した手法を用いて、3.6 節で算出したブレード由来の発生廃棄物を焼却・埋め立て処理する際に発生する二酸化炭素量を算出した結果は、以下の表 3-3 のようになった。

表 3-3 各シナリオ・設備寿命における二酸化炭素排出量

(千 ton)		S1	S2	S3	S4
寿命 20 年	陸上	753.9	900.7	965.4	900.7
	洋上	388.9	693.8	110.9	693.8
寿命 25 年	陸上	686.4	799.6	849.5	799.6
	洋上	295.2	524.3	837.2	524.3

以上の表 3-3 から 2.7.1 節で示した LIME3⁹⁾を用いて、排出される二酸化炭素量からヒト健康被害量である DALY に換算した結果、以下の図 3-51、図 3-52 のようになった。

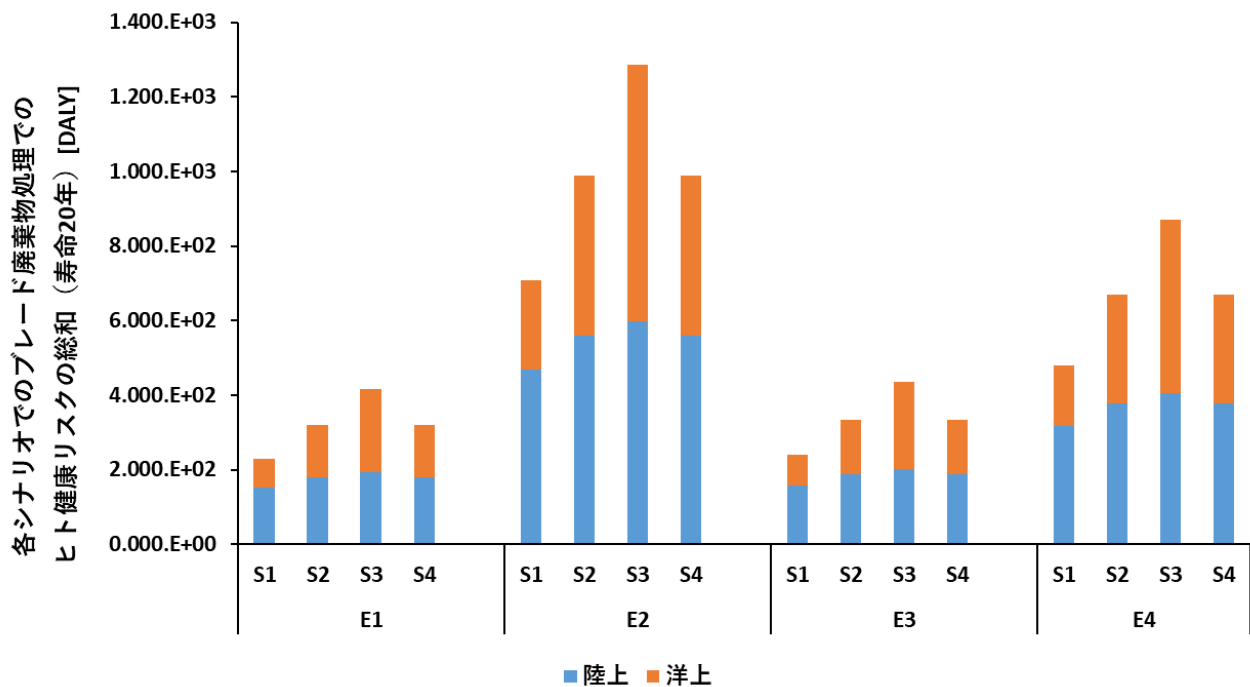


図 3-51 各シナリオでのブレード廃棄物処理でのヒト健康リスクの総和（設備寿命 20 年）の結果

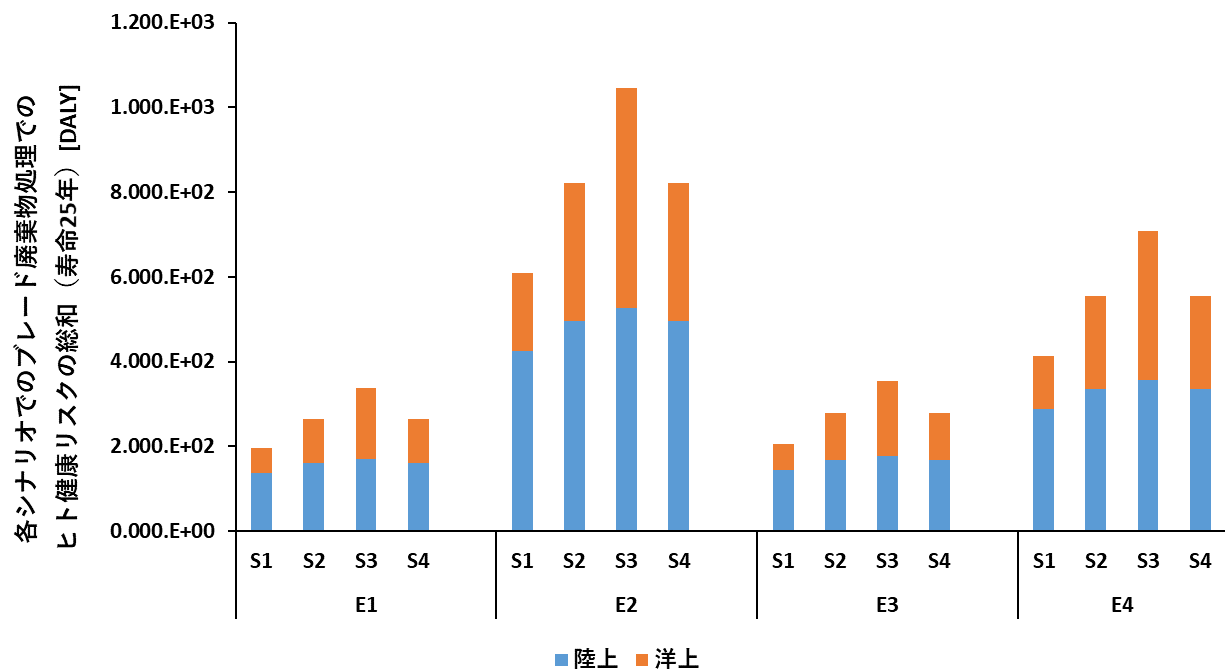


図 3-52 各シナリオでのブレード廃棄物処理でのヒト健康リスクの総和（設備寿命 25 年）の結果

以上の図 3-51、図 3-52 から、設備寿命が 25 年よりも 20 年のほうがヒト健康被害量の DALY の総和は小さいという結果となった。また同一設備寿命・将来シナリオ内では、DALY の総和量は $E1 < E3 < E4 < E2$ という結果となり、これは図 2-6 で示した SRES シナリオでのヒト健康被害係数⁹⁾の値の大きさに

依存していた。

以上の結果を 3.9 節で示すトレードオフ評価に用いた。

3.11 トレードオフ評価の結果

2.7.4 節で示した手法を用いて式 2-14 から全 32 ケースでのトレードオフ評価を行った結果、以下の表 3-4 のようになった。

表 3-4 低炭素化と設備・廃棄物由来のヒト健康リスクのトレードオフ評価の算出結果

		S1	S2	S3	S4
設備寿命 20 年	E1	13.4	21.7	33.6	21.7
	E2	4.4	7.0	10.9	7.0
	E3	12.8	20.7	32.0	20.7
	E4	6.4	10.4	16.0	10.4
設備寿命 25 年	E1	11.1	17.9	27.7	17.9
	E2	3.6	5.8	9.0	5.8
	E3	10.5	17.0	26.4	17.0
	E4	5.3	8.5	13.2	8.5

以上の表 3-4 から、すべての 32 ケースにおいてトレードオフ指標である TI 値が 1 を超えた結果となったため、風力発電の導入による気候変動緩和効果よりも設備・廃棄物由来のヒト健康リスクが大きいことが分かった。よって、本研究で前提とした将来電源構成シナリオを目標とすることは、ヒト健康リスクの観点では望ましくなく、過大な再エネ導入目標を見直す必要性を見出すことができた。

また、本研究での評価の際に、AIM による 4 つの将来電源構成シナリオ S1～S4 に対して、それらの電源構成が反映される社会背景について LIME3 で用いられている IPCC による将来社会シナリオ E1～E4 を用いて評価を行った。この理由としては、将来において電源構成が反映されるにあたって、その背景となる社会のあり様により、電源構成が環境中に与える影響は大きく変化すると考えたからである。具体的には、二酸化炭素を大量に排出する社会背景と低炭素化した社会のあり方では、追加的に二酸化炭素を排出した際に気候変動に寄与する変動影響の大きさは変わる。なので、本研究ではシナリオに対してシナリオを掛け合わせて評価を行うことで、電源構成が与える影響評価に幅を持たせることで、一種の感度分析的視点を取り入れた。ただ問題点として、将来電源構成シナリオを策定する際にある程度の社会背景が想定されており、低炭素化社会の想定で作られた将来電源構成シナリオに対して化石燃料に依存する社会シナリオを掛け合わせる意義が小さくなることが挙げられる。

本指標を導入することにより、設備の導入目的である電力・エネルギー部門からの地球温暖化抑制を設備導入による負の効果との定量的な評価をすることができた。また今回、設備のライフサイクル全体で考慮された化学物質由来のヒトへの毒性影響およびブレード廃棄物の処理工程での二酸化炭素排出

を研究対象としたが、設備製造時に排出される二酸化炭素やブレード以外の部品のリサイクル・処理工程で使用するエネルギーなど、今回対象と出来ていない評価対象が存在すると考えられる。また、これらの分析には新たなライフサイクル全体を通した風力発電設備の分析が必要であり、この指標を最大限生かすためには、風力発電をはじめとした再生可能エネルギー設備のライフサイクルインベントリ（LCI）データを今後整備する必要があると考えられる。

また、設備寿命によりトレードオフ指標が変化することが表 3-4 から分かるが、寿命延長することで今後の設備導入がヒト健康リスクの観点からも妥当であると判断することができるようになると思う。よって設備寿命延長の工夫として、設備の耐久性を向上させることや、発電設備の安全基準を過大評価しすぎてないか再評価すること、一部交換可能な部品の交換により設備本体の寿命延長、製品の中古市場の発展による廃棄までの期間延長などが考えられる。今後こうした風力発電の変化により、設備導入がさらに促進される可能性が考えられる。

3.12 結言

本章では、第2章で示した具体的な研究方法に基づき行った、風力発電の将来推計および風力発電の設備導入により電力部門の再エネ化で期待される気候変動緩和効果と設備・廃棄物由来のヒト健康リスクのトレードオフ評価の結果・考察について示した。

3.2 節では、研究方法で示した入力データと研究方法が、結果とどのように対応しているかフローチャートで示し、本章の全体像を示した。

3.3 節では、2.4 節で示した日本の風力発電設備データを実際に分析し、分析を基に日本での風力発電の成長を最適化するための設備寿命や設備利用率などの各パラメータを算出した結果を示した。

3.4 節では、3.3 節での結果を用いて、2.3 節で選択した将来電源構成シナリオの2050年までの各年での発電設備量の増加予測および2100年までの各年での新規導入・廃止容量の推計結果を示した。これにより具体的な発電設備の将来の動向を算出することができた。

3.5 節では、3.4 節で算出した将来シナリオに沿う将来的なFIT 価格について、2.3.2 節で示したFIT 価格ごとの事業採算性の取れる導入可能ポテンシャルを基にFIT 価格を選択したことで、設備導入する将来シナリオの経済的再現性についても言及することができた。

3.6 節では、3.4 節で算出した将来設備動向予測から、2.6 節で述べた手法を用いて風力発電のブレード廃棄物量推計を行った結果を示した。

3.7 節では、2.7.1 節で述べた方法を用いて風力発電導入により火力発電設備が代替されたことで気候変動緩和される効果について、ヒト健康リスクをエンドポイントとした結果を示した。

3.8 節では、2.7.2 節と2.7.3 節で示した手法を用いて、風力発電設備のライフサイクル全体で発生する化学物質由来の人への毒性とブレード由来の廃棄物の処理影響について、3.7 節と同様にエンドポイントをヒト健康リスクとして分析した結果を示した。

3.9 節では、3.7 節と3.8 節で算出した結果を用いて、2.7.4 節で示したトレードオフ評価手法によって風力発電導入の妥当性検討を行った結果を示した。本評価手法により、気候変動対策としての風力発電の導入の背景でグローバルな観点で展開される気候変動影響と地域的な観点でのヒトへの毒性影響を、ヒト健康リスクをエンドポイントとすることで、比較・検討する手法の開発をすることができ、また現在設定されている将来電源構成シナリオの背景で広がる影響因子について定量的に危険性を説明できた。

参考文献

- 1) Zhi Cao, Christopher O’Sullivan, Juan Tan, Per Kalvig, Luca Ciacchi, Weiqiang Chen, Junbeum Kim, and Gang Liu : Resourcing the Fairytale Country with Wind Power: A Dynamic Material Flow Analysis, *Environmental Science & Technology*, Vol.53, No.19, pp.11313-11322, 2019
- 2) Wenyuan Li, E. Vaahedi, P. Choudhury : Power system equipment aging, *IEEE Power and Energy Magazine*, Vol.4, No.3, pp.52-58, 2006
- 3) 経済産業省 資源エネルギー庁：統計表一覧 2016～2020 年 電気事業者の発電所数、出力＜https://www.enecho.meti.go.jp/statistics/electric_power/ep002/results_archive.html＞（最終閲覧日：2022.1.8）
- 4) Niklas Andersen, Ola Eriksson, Karl Hillman and Marita Wallhagen : Wind Turbines’ End-of-Life: Quantification and Characterisation of Future Waste Materials on a National Level, *Energies*, Vol.9, No.12, pp.999, 2016
- 5) International Energy Agency (IEA) : Renewables 2020 Analysis and forecast to 2025 ＜https://iea.blob.core.windows.net/assets/1a24f1fe-c971-4c25-964a-57d0f31eb97b/Renewables_2020-PDF.pdf＞（最終閲覧日：2022.1.21）
- 6) AIM プロジェクトチーム：2050 年脱炭素社会実現の姿に関する一試算＜https://www-iam.nies.go.jp/aim/projects_activities/prov/2020_2050Japan/2050_Japan_201214.pdf＞（最終閲覧日：2022.1.7）
- 7) 経済産業省 資源エネルギー庁：なっとく！再生可能エネルギー 固定買取価格制度＜https://www.enecho.meti.go.jp/category/saving_and_new/saiene/kaitori/fit_kakaku.html＞（最終閲覧日：2022.1.21）
- 8) Valentin Sommer, Jan Stockschröder, Grit Walther : Estimation of glass and carbon fiber reinforced plastic waste from end-of-life rotor blades of wind power plants within the European Union, *Waste Management*, Vol.115, pp.83-94, 2020
- 9) 伊坪徳宏、稲葉敦：LIME3ーグローバルスケールの LCA を実現する環境影響評価手法，協力 一般社団法人 産業環境管理協会，平成 30 年 8 月 30 日発行 丸善出版株式会社
- 10) 国立研究開発法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構（NEDO）：日本における風力発電設備・導入実績 資料集＜<https://www.nedo.go.jp/library/fuuryoku/reference.html>＞（最終閲覧日：2022.1.7）
- 11) 経済産業省：第 2 回 洋上風力の産業競争力強化に向けた官民協議会 洋上風力産業ビジョン（第 1 次 ） 概 要 ， 2020.12.15 ＜https://www.meti.go.jp/shingikai/energy_environment/yojo_furyoku/pdf/002_02_01_01.pdf＞（最終閲覧日：2022.1.8）
- 12) Zeng, Z., Ziegler, A.D., Searchinger, T. et al. : A reversal in global terrestrial stilling and its implications for wind energy production, *Nat. Clim. Chang*, Vol.9, pp.979–985, 2019
- 13) A.R. Dehghani-Sani, A. Al-Haq, J. Bastian, G. Luehr, J. Nathwani, M.B. Dusseault, Y. Leonenko : Assessment of current developments and future prospects of wind energy in Canada, *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, Vol.50, 2022

4. 結論

4.3 本研究の総括

以下、本研究の全体像に沿って本研究を総括する。

既存研究では、再生可能エネルギーが社会の変化に伴い将来の電源構成に与える変化を推計することや、その発電設備を導入するにあたり必要となる必要材料量を算出している研究がある。しかし、その新規導入された再エネ発電設備のライフサイクルで発生する化学物質や廃棄物が環境中にどのような影響を与えるのか研究しているものは少なく、また低炭素化によるメリットに対してどれほどのデメリットであるのかを定量的に比較した研究はない。

以上の背景から本研究では、世界的にカーボンニュートラルを目標とした電力部門の再エネ化が促進されている背景の中で、日本が脱炭素社会を目指していくために掲げた政策目標について風力化の部分を将来推計し、生じる環境問題についてヒト健康リスクの観点で分析・評価した。そのために、風力発電設備の導入において懸念されている設備のライフサイクル全体で発生する化学物質やブレード廃棄物がヒト健康に及ぼすリスクと風力化による低炭素効果について、エンドポイントをヒト健康リスク指標である DALY とし、トレードオフ評価を行った。

将来推計の結果から、将来電源構成シナリオを適用した際に設備寿命 20 年の場合、新規導入容量は 2050 年にかけて急増しており、各シナリオについて 2021 年比で S1 は 38.4 倍、S2, S4 は 72.1 倍、S3 は 114.2 倍という結果となった。廃止容量については、廃止容量が最大となる 2067 年において 2021 年比で S1 は 99 倍、S2, S4 は 171.2 倍、S3 は 251.0 倍となった。これらの結果から、設備数の増減については将来電源構成シナリオに大きく依存することがわかり、設備数の観点での現実的な将来シナリオの構築が今後必要となってくると考える。

また 4 つの将来電源シナリオに対して、LIME3 で設定されている SRES シナリオ、設備寿命 20 年と 25 年も考慮することで、合計 32 ケースのトレードオフ評価を行った結果から、いずれのシナリオを用いても気候変動緩和効果よりもヒト健康リスクが上回り、将来電源構成シナリオがヒト健康リスクの観点で再検討する必要性である可能性があることが分かった。ただ、今後の社会の変化や寿命延長によりトレードオフ評価の結果が変わることから、あくまで本研究の結果から将来シナリオの妥当性が完全に失われたわけではないと考える。

また本研究で提唱したトレードオフ評価枠組みにより、地球温暖化対策として低炭素技術を導入するメリットとその背景で発生する環境影響のデメリットを比較評価することが可能となった。なので、本研究では風力発電設備に焦点を当てて枠組みを適用したが、脱炭素化を目的とした新技術に対してその導入の妥当性検討をヒト健康リスクの観点で行う際には、今後様々な活用ができると予想する。

以上より、本研究の新規性は大きく 2 点あり、まず風力発電の今後の日本での普及について将来電源構成シナリオと日本のこれまで導入された設備データ、海外での先行的な導入事例を踏まえて、詳細な風力発電の設備数の将来推計を行ったことにある。次に、風力発電を導入することで期待される気候変動緩和効果と設備・廃棄物由来のヒト健康リスクを定量的に比較・検討するためにトレードオフ評価を行ったことにある。

4.4 今後の展望

以下に、今後の展望をまとめる。

本研究において、風力発電の設備導入の前提条件として、各都道府県・地方別に風速の大きさを考慮した風況地域差係数を算出したが、この係数だけでは地域別の設備数の増減を完全に考慮しきれていないと考えており、各地域別の「廃棄物処理能力の限界値」から各年で導入することができる設備数に上限を設けることで、より正確な設備動向の予測が可能と考えられる。

また、将来電源シナリオの推計結果より、シナリオ S1 よりも S3 の総導入設備容量が約 2.4 倍、また 2021 年比で 2050 年時の導入容量が S1 は約 38.4 倍、S3 は約 114.2 倍となることが分かったことから、将来電源シナリオの策定次第で、将来的に導入されうる発電容量に大きな差が生じるので、シナリオ策定の上で、設備数の推計とその現実性を考慮する必要性があると考えられる。なので、将来的に導入・廃止される設備数が現実的な数字であるかを検討した将来電源構成シナリオを作成する必要性があると考えられる。

加えてトレードオフ評価の結果、全 32 ケースの分析でも気候変動緩和効果に対して設備由来のヒト健康リスクの大きさが上回る結果となったが、いずれの将来電源シナリオについても急激な過剰な設備投入が問題として考えられ、ヒト健康リスクの観点でもシナリオの再策定の必要性があると考えられる。ただ、本研究において、トレードオフ評価の際に、AIM による将来電源構成シナリオと LIME3 で用いられている SRES シナリオを掛け合わせて評価を行うことで、電源構成シナリオが反映される社会背景に幅を持たせて評価したが、二次元的なシナリオを掛け合わせたことで、シナリオ評価の正確性が失われている可能性が挙げられる。なので、今後将来シナリオと社会シナリオの統一化または将来シナリオの感度分析の必要性が挙げられる。

また、将来シナリオ策定の際に化学物質由来のヒトへの毒性影響や生態系の損失影響について制約条件として考慮されていない背景があるので、ヒト健康リスクや生態系リスクの観点が今後のシナリオ分析の際の一つの指標となるべきである。

また本研究では低炭素化技術の中で、電力部門の一部である風力発電に焦点を当てたが、本研究で提唱したトレードオフ評価指標は風力発電のみならず、脱炭素を目的として導入される新技術すべてに応用することができると考えられる。しかし、本研究で対象とした設備由来のヒトへの毒性影響とブレード廃棄物処理のほかに、設備製造時や設備の O&M の際に排出される二酸化炭素などのヒト健康リスク因子が考えられる。また、ヒト健康リスクだけでなく生態系リスクについても考慮するべきで、設備導入によるグローバルリスクの低減に対して地域的に発生する環境影響をカバーしきれていない面が問題点として挙げられるので、それらを包括的に分析・評価することが今後必要になると考える。

課題2 国境を超えた消費・廃棄段階の化学物質のリスク

ケーススタディ1：化学物質のバタ効果をもたらす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

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ってくる。実際に毒性や長距離移動性が特に問題視される残留性有機汚染物質は、「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) により規制されており、この国際条約は 2004 年の発行以降、改訂を繰り返している。2023 年現在、POPs 検討委員会 (POPRC) 又は締約国会議 (COP) においては、長鎖 PFCA やその塩といった様々な化学物質が条約の附属書への追加を審議されている^{1) 2)}。

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。しかしながら、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、今後附随書への追加が検討されているような化学物質の環境モニタリングも不十分であると考えられる。また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、有機汚染物質によってもたらされる世界規模での汚染の影響を評価することを目的とした。まず第 1 段階として、残留性有機汚染物質やそれに準じる特性をもつ有機汚染物質の長距離移動性を定量的に評価し、長距離移動性の大きな物質を洗い出すためのスクリーニングを行った。次に第 2 段階として、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、マルチスケール空間マルチメディアモデルを使用してシミュレーションを行うことを予定している。

2. 方法

2.1 有機汚染物質の長距離移動性の定量的評価

有機汚染物質の長距離移動性を定量的に評価するために、2つの評価指標を用いた。1つ目は、Beyerら(2000)が導入した、有機汚染物質がメディア（大気、土壌等の各媒体）に対する留まりやすさに着目し、構造が単純な定常 Box モデルの出力値を用いる評価指標である Characteristic Travel Distance (CTD) である。2つ目は、Gouin ら(2004)が導入した、有機汚染物質がバッタ効果(Wania and Mackay, 1996)をどの程度起こしやすいのかを表す Average Number of Hops である。これらを用いた定量的評価の結果は、令和3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)」において示したとおりである。

2.2 有機汚染物質の排出インベントリの作成

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。我々は、2.1 節で行った評価でも大きな長距離移動性を示していたポリ塩化ビフェニル(Poly Chlorinated Biphenyl, PCB)を、マルチスケール空間マルチメディアモデルを使用して解析を行う最初の対象物質として選択した。その中でも、複数の文献から物性値を入手することが出来た PCB118 を最初の解析対象とし、PCB118 の排出インベントリを用意した。PCB118 に関しては Breivik ら (2001,2002, 2007),によって作成された、日本を含む世界各国の排出インベントリが存在しており、今回はそれを基にモデルに入力するための排出インベントリを作成した。

Breivik らは、PCB の世界的な生産量と消費量を定量的に推定し、それを基に 1930 年から 2100 年にかけての世界各地における PCB 排出量を推定した。本研究ではサンプルとして、その中から 2000 年及び 2010 年の排出インベントリを選択し、モデルへの入力を試みた。

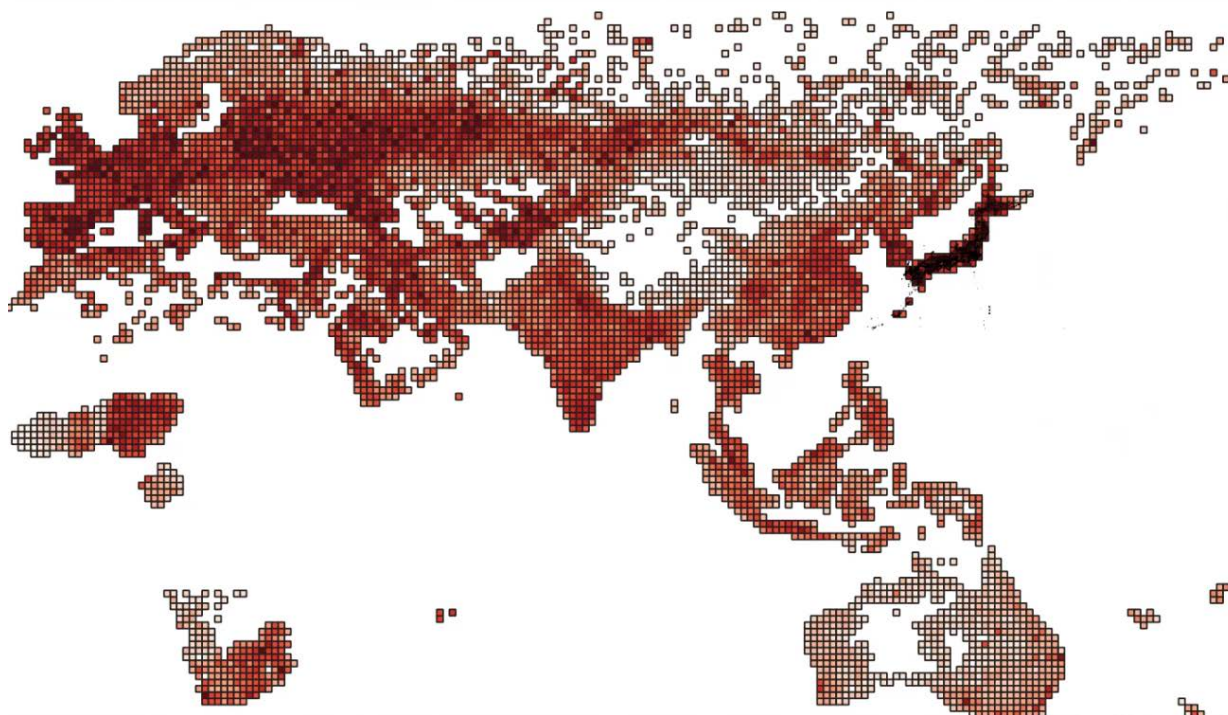


図1 2000年のPCB118の排出インベントリ（一部抜粋）

図1はBreivikらの排出インベントリを基に作成した、2000年におけるPCB118の排出インベントリを図示したものである。Breivikのインベントリは1度四方のグリッドセルから構成されており、図1及び図2においては赤色が濃くなるほど排出量が多いことを示している。最も排出量が多かったグリッドセルからは97.1 kg/year（北緯37.5度、東経126.5度）もの排出が生じていると推定された。

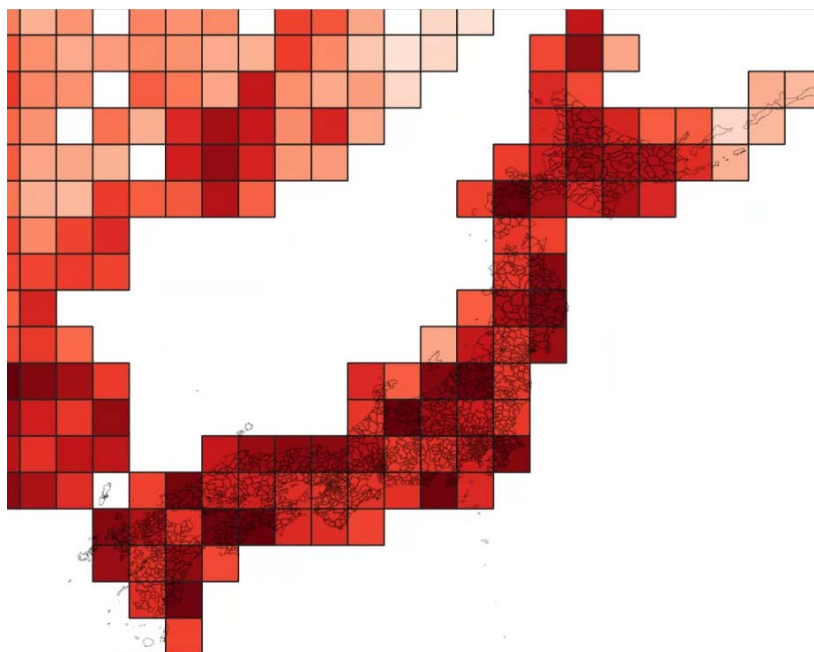


図2 日本付近の2000年におけるPCB118の排出インベントリ

図 2 は図 1 のうち、日本付近を拡大表示したものである。日本ではストックホルム条約の批准によって PCB の生産・使用は禁止されているが、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と考えられるため、日本付近からの PCB118 の排出量はゼロではないと推定された。

2.3 マルチスケール空間マルチメディアモデルによる解析

マルチスケール空間マルチメディアモデルである Pangea は、GIS エンジンを組み込んだコンパートメントモデリングフレームワークである³⁾。図 3 に Pangea の構造を示す。最初に、Pangea に搭載された GIS エンジンは、自然的な条件（気象など）を盛り込んだ地理データと関連付けられた、世界規模の 3D マルチスケールグリッドを構築する。これにより、均質または非均質な内容を持つグリッドセルからなる幾何学的システムが得られる。例えば、陸域に該当するセルは、複数種類の土地被覆と淡水から構成されている。次に、媒体の種類割合に基づいて非均質なセルを均質なコンポーネントに分割する「再インデックス化」を行う。この再インデックス化により、非均質なセルは均質なコンパートメントの仮想システムに変換される。この仮想システムを用いて、排出インベントリに基づいた環境中の定常濃度が再現される⁴⁾。

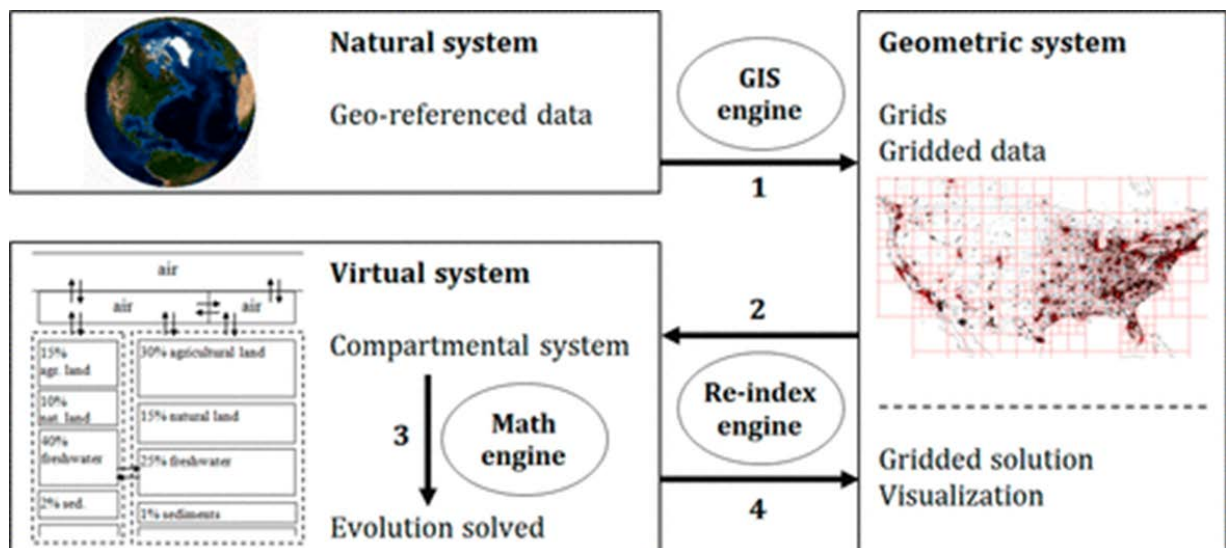


図 3 Pangea の構造³⁾

Pangea に排出インベントリを入力する際には、あらかじめ定められた専用の入力用グリッドの各セルに排出量を入力する必要がある。本研究では、PCB118 の大気への排出を想定しているため、大気用の入力用グリッドセルである「AtmosphericGrid_layer01」³⁾の各セルに排出量を入力した。

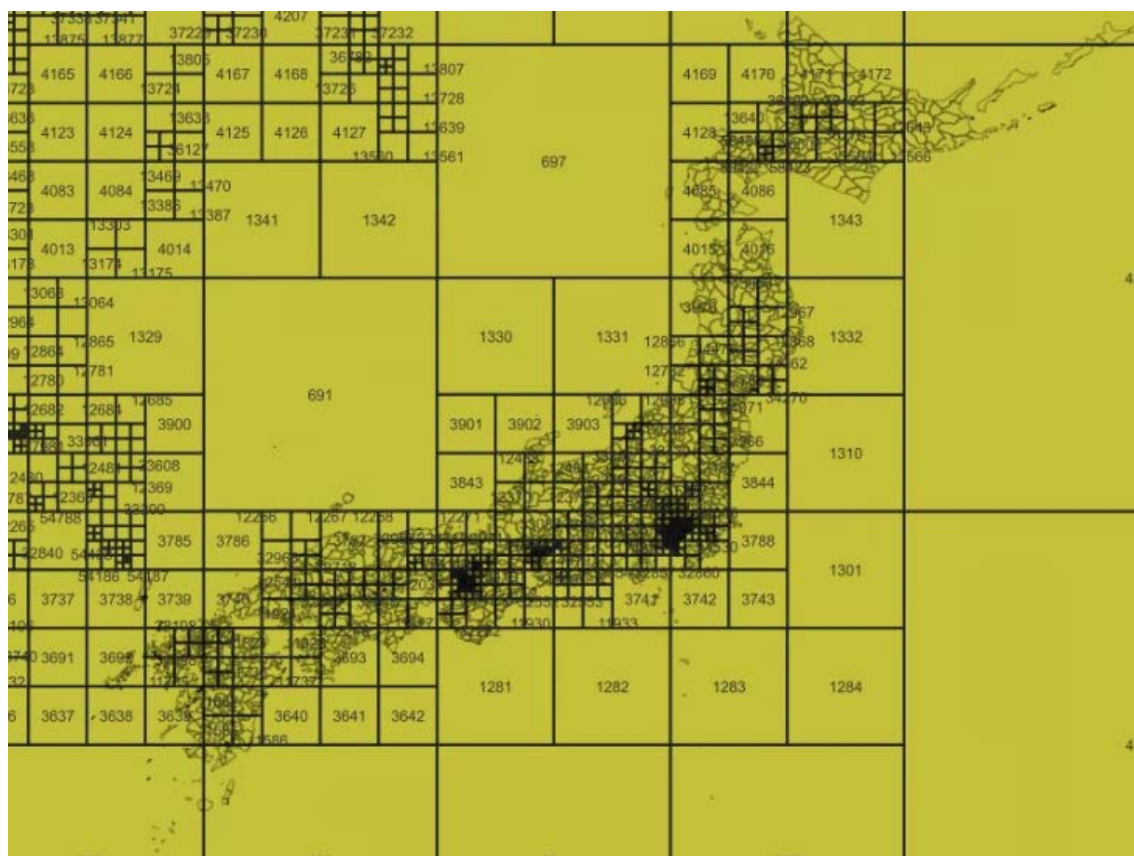


図 4 日本付近に該当する AtmosphericGrid_layer01

AtmosphericGrid_layer01 は 127,238 個のセルから構成されており、最小のもので約 0.07 度四方、最大のもので約 9 度四方の大きさになっている。セルの大きさは、欧米諸国やアジア等の人口密集地では小さく、海洋など人口が著しく小さい場所では大きくなっている。図 4 で確認できるように、日本国内の人口密集地では、比較的セルが小さくなっている。本研究では、Breivik らの排出インベントリをもとに、PCB118 の 2000 年および 2010 年の、Pangea 入力用排出インベントリを作成した。

3 結果と考察

図 5 および図 6 は、PCB118 の 2000 年および 2010 年の、Pangea 入力用排出インベントリを示したものである。

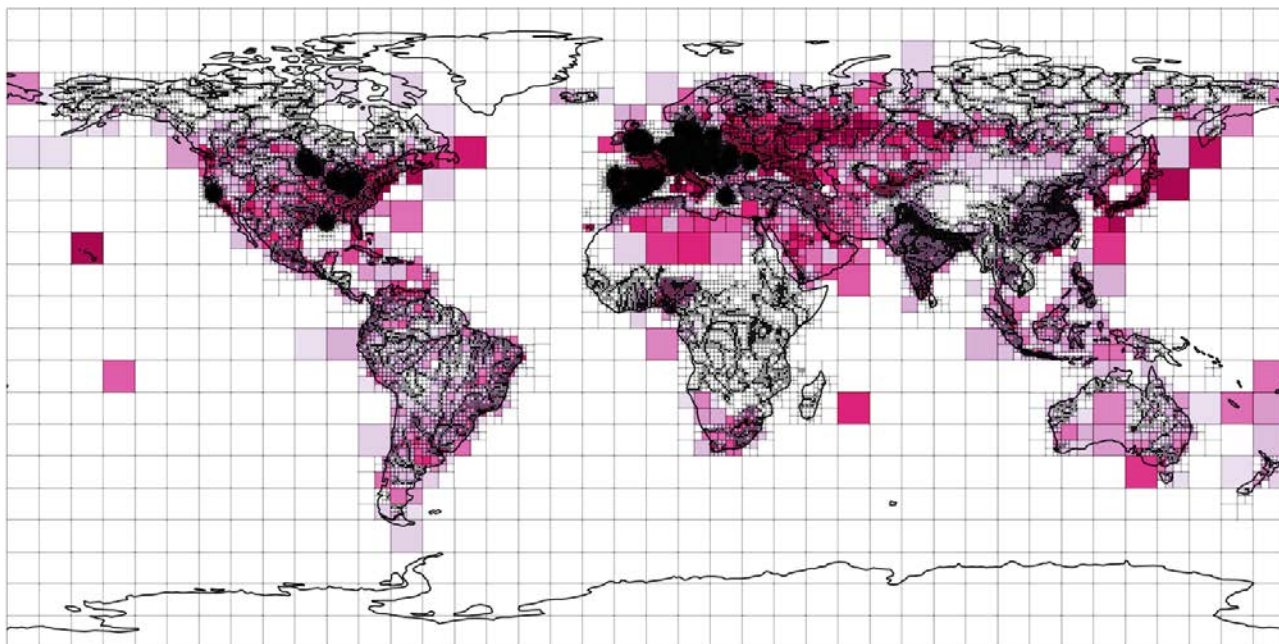


図 5 PCB118 の Pangea 入力用排出インベントリ (2000 年)

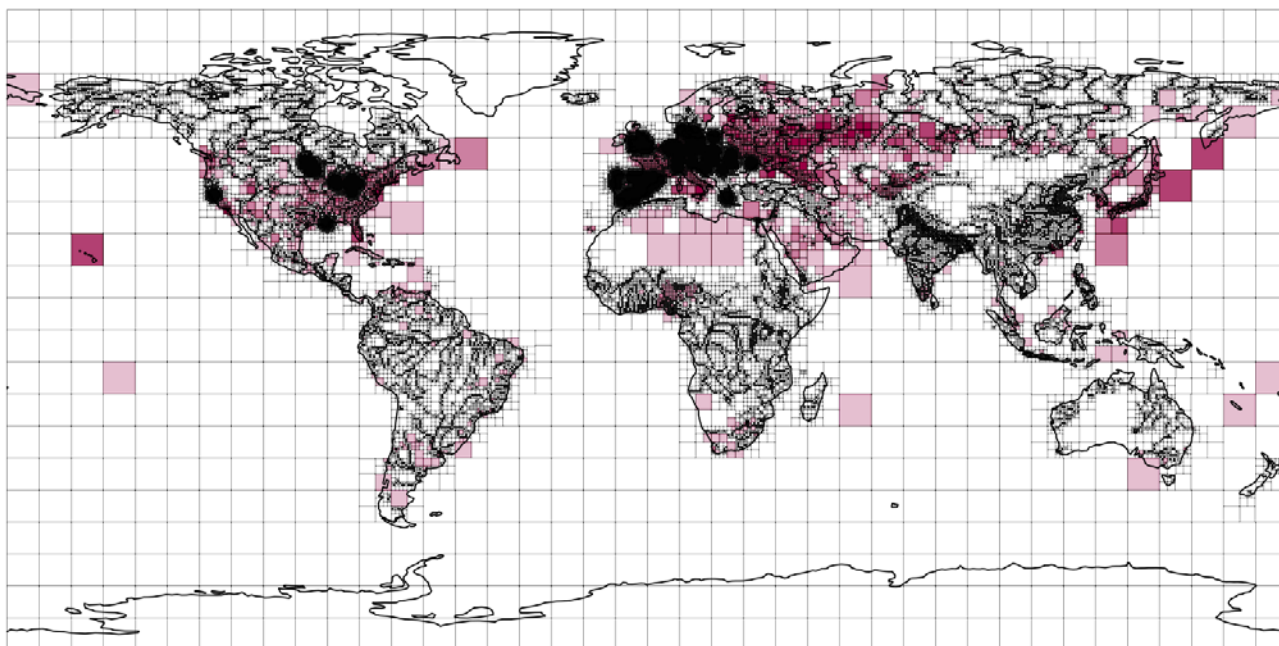


図 6 PCB118 の Pangea 入力用排出インベントリ (2010 年)

PCB118 の生産・使用は禁止されているため、大気中に排出される PCB118 の量は年々減少していく。しかし、Breivik らの研究によると、2000 年、2010 年時点でも排出が行われていることがわかる。現在、これらの入力用インベントリを用いて、Pangea を所有しているデンマーク工科大学の研究チームと解析を試みている。

今後の課題としては、Pangea による解析を行うとともにその結果を考察し、日本から排出された PCB118 がどのように長距離移動をしているのかを検証することが挙げられる。また、健康被害が発生している可能性があるのかを確かめるため、解析結果を基にした暴露評価も行う予定である。

参考文献

- 1) 外務省、ストックホルム条約（残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約）
<<https://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/kankyo/jyoyaku/pops.html>>（閲覧日;2022 年 1 月 10 日）
- 2) 経済産業省、POPs 条約
<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/2.html>（閲覧日;2022 年 2 月 6 日）
- 3) Cedric Wannaz (2017). Local to Global Multi-Scale Multimedia Modeling of Chemical Fate and Population Exposure
- 4) Cedric Wannaz, Peter Fantke, and Olivier Jolliet. (2018). Multiscale Spatial Modeling of Human Exposure from Local Sources to Global Intake. Environmental science & technology, 52 (2), 701–711.

ケーススタディ 2： 日本からの輸出製品が製品輸入国に及ぼす化学物質のリスク評価

1.背景

本研究で着目する輸出製品に含まれる化学物質について議論するにあたり、日本と世界での化学物質管理の現状を把握する必要がある。輸出製品に含まれる化学物質が現在の管理対象に含まれているか否か、また国や地域による管理体制の違いを把握し、本研究での課題設定へと繋げていく。

1.1 日本の化学物質管理の現状

日本の化学物質管理は、主に化審法と化管法によって成り立っている¹⁾。

化審法は、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おそれがある化学物質による環境の汚染を防止することを目的とする法律であり、下記の3つから構成されている²⁾。

- A) 新規化学物質の事前審査
- B) 上市後の化学物質の継続的な管理措置
- C) 化学物質の性状等（分解性、蓄積性、毒性、環境中での残留状況）に応じた規制及び措置

A)では、新たに製造・輸入される化学物質に対して、「分解性」、「蓄積性」、「人への長期毒性」又は「動植物への毒性」といった性状や、環境中での残留状況に関する事前審査を行う²⁾。B)では、製造・輸入数量を把握し、有害性情報に基づいたリスク評価を行う²⁾。C)では、A)での結果を踏まえて「第一種特定化学物質」等に指定し、必要に応じて使用制限を施す²⁾。

化管法（化学物質排出把握管理促進法）は、PRTR 制度と SDS 制度を柱として、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³⁾。

PRTR 制度（Pollutant Release and Transfer Register：化学物質排出移動量届出制度）では、日本国内の事業者が対象化学物質を排出・移動した際に、その量を把握し、国に届け出る義務が定められている³⁾。PRTR の対象は「第一種指定化学物質」と定義され、人や生態系への有害性（オゾン層破壊性を含む）があり、環境中に広く存在する（曝露可能性がある）と認められる物質として、計 462 物質が指定されている⁴⁾。

SDS 制度（Safety Data Sheet：安全データシート）では、日本国内の事業者が対象化学物質等を他の事業者に譲渡・提供する際に、その情報（SDS）を提供する義務が定められている³⁾。SDS の対象は「第一種指定化学物質」または「第二種指定化学物質」と定義され、人や生態系への有害性（オゾン層破壊性を含む）があり、環境中に広く存在する又は将来的に広く存在する可能性があるとして、計 562 物質が指定されている⁵⁾。

このように、日本国内で製造されたり、使用されたりする有害化学物質に対しては、人健康や生態系への悪影響が生じないように、規制や義務が定められている。

1.1.1 スtockホルム条約

ストックホルム条約（残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約：Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs)）では、残留性有機汚染物質（POPs）から人健康と環境を保護することを目的とし、POPs の製造・使用・輸出入を原則禁止または制限している⁶⁾。

POPs は、毒性が強く、残留性、生物蓄積性、環境中での長距離移動の可能性、人健康又は環境への悪影響を有する化学物質のことであり、環境中に放出された際に偏西風やグラスホッパー現象（蒸発、凝結を繰り返し、徐々に極域へ移動する現象）等を通じて国境を越えて移動する可能性がある⁶⁾。実際に POPs の放出がなされていない地域である極域に生息するアザラシ等からも POPs が検出されており、POPs の環境への放出を防止する必要がある⁶⁾。

ストックホルム条約は、2004 年 5 月に発効され、2020 年 3 月現在、日本を含む 181 か国及び EU、パレスチナ自治区が締結している⁶⁾。各国における具体的な POPs の製造・使用の規制はストックホルム条約を受けて順次行われており、日本でも化審法などの法律で対応している⁷⁾。

ストックホルム条約では、POPs の製造・使用・輸出入は規制されているが、使用中の製品については適用外になっている⁷⁾。つまり、規制開始前に生産された製品には POPs が含まれており、規制開始後もストックホルム条約の影響を受けずに消費者によってストックされ、輸出入も行われている。

1.1.2 バゼル条約

バーゼル条約（有害廃棄物の国境を越える移動及びその処分の規制に関するバーゼル条約：Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal）では、有害廃棄物の国境を越える移動に関して、国際的な枠組みと手続き、規制を定めている^{8),9)}。

条約締結の背景として、1970 年代から有害廃棄物の国境を超えた移動があり、1980 年代には有害廃棄物が事前の連絡や協議をなしにして欧米の先進国からアフリカの途上国に輸送され、アフリカで環境汚染が問題となった^{8),9)}。さらに廃棄物による問題の最終的な責任の所在が不明確であるという課題も顕在化した。そこで、バーゼル条約が 1992 年に発効され、2019 年 12 月現在、日本を含む 186 か国及び EU、パレスチナ自治区が締結している^{8),9)}。

バーゼル条約によって有害廃棄物の不適切な移動は防止されたが、今なおアフリカや東南アジアへは、再利用がほぼできない状態の電子製品などが中古品として輸出され、現地の安価な労働力によって製品を分解し、取り出した金属を海外へ売するというビジネスが行われている⁸⁾。そして、現地の労働者が有害ガスを吸い込むことにより、呼吸器への健康被害が生じたり、分解された廃棄物がゴミ山に積まれることで周辺住民に水質汚濁や土壌汚染などの被害が生じたりしている⁸⁾。

1.1.3 製品中の化学物質規制

製品中に含まれる化学物質に関する規制として、RoHS 指令と REACH 規制がある。

RoHS 指令は、化学物質の使用制限をすることで、電気・電子機器のリサイクルを容易にし、埋立や焼却処分時に人や環境に影響を与えないことを目的とした EU の法律である¹⁰⁾。RoHS 指令が制定された背景には、電気・電子機器の廃棄物の急増と機器に含有される有害物質による健康・環境への影響がある¹⁰⁾。RoHS 規制の対象物質は鉛や水銀などの 10 物質であり、対象製品は 11 カテゴリーに分かれて

おり、冷蔵庫やゲーム機など様々である¹⁰⁾。

REACH 規制とは、2007 年 6 月 1 日に開始された欧州の化学物質管理における法規制である¹¹⁾。REACH 規制は人の健康や環境に対する著しい有害な影響を最小化する方法で化学物質が生産され、使用されることを目的とした規制であり、これによって EU 域内で製造・使用される化学物質は Registration (登録)、Evaluation (評価)、Authorisation (認可)、Restriction (制限) の義務が課される¹¹⁾。対象の事業者は、新規化学物質、既存化学物質にかかわらず、自ら化学物質のリスク評価を行い、登録する必要がある¹¹⁾。高懸念物質 (SVHC) を使用するときには認可が必要であり、具体的には SVHC に該当する物質を 0.1% 以上および 1 企業につき年間 1t 以上含む製品は欧州化学品庁に通知する必要がある¹²⁾。REACH 規制によって、事業者は自主的に自らが扱う化学物質の管理を行うことになる。REACH 規制での対象物質は「通常物質」「調剤中の物質」「成形品中の物質」であり、製品中の化学物質も含まれることも特徴の一つである¹⁰⁾。

RoHS 指令も REACH 規制も欧州という限られた範囲内での法律であり、欧州以外の国には適用されない。

1.1.4 化学物質の越境移動

日本で製造された化学物質が国境を越えて海外に移動する経路として下記のようなパターンが考えられる。

- (ア) 日本で製造・使用・廃棄されている時に排出された POPs がグラスホッパー現象によって越境移動
- (イ) 廃棄物に含まれた化学物質がリサイクル目的などで主に途上国に移動
- (ウ) 製品に含まれた化学物質が輸出入に伴って製品輸入国に移動

(ア)に関しては、1.2.2 節で述べた通り、POPs の製造や使用がストックホルム条約で制限されている。(イ)に関しては、1.2.3 節で述べた通り、有害廃棄物の不適切な移動がバーゼル条約で規制されている。(ウ)に関しては、国際的な条約や法律は存在していない。

条約によって規制はなされているが、すべての経路において、化学物質が越境移動することで、海外にリスクをもたらしている可能性がある。本研究では、3 つの経路のうち、国際的な条約や法律が存在しない(ウ)の経路に注目した。

1.1.5 輸出製品を介した化学物質の越境移動

輸出製品を介した化学物質の越境移動には 2 つの懸念点があると考えられる。

1 つ目は日本の化学物質管理において、排出量推計の対象に入っていないことである。1.2.1 節で述べた通り、PRTR の対象は日本国内の事業者のみであり³⁾、日本で製造・使用した化学物質でも、製品に含まれて輸出された場合、リスク評価の対象に入っていない。つまり、日本の化学物質管理におけるリスク評価は過小評価している可能性がある。

2 つ目は主に中古製品に当てはまるが、使用規制が行われる前に生産された製品に含まれている化学物質は輸出とともに海外へ移動することである。1.2.2 節で述べた通り、ストックホルム条約において、POPs の製造や使用は規制されているが、使用中の製品は適用外のため⁷⁾、中古製品には含まれている可能性がある。さらに、製品輸入国での使用年数が長い場合には、遅れてリスクが高くなったり、リスクが長期化したりする可能性がある。製品輸入国における廃棄物の管理方法次第では、日本国内で消費・廃棄する場合に比べてリスクが大きくことも考えられる。

1.2 化学物質のリスク評価に関する先行研究

1.2.1 日本国内における化学物質のリスク評価を行った先行研究

産業技術総合研究所が発行している詳細リスク評価書シリーズでは、日本において、化学物質の利用と規制に関する意思決定ができるような社会を構築するために、リスク評価手法を開発し、それを用いたリスク評価結果を提示している。このシリーズのひとつに詳細リスク評価書 23 デカブロモジフェニルエーテル¹³⁾がある。2.3 節で述べる通り、本研究のケーススタディーでは、このデカブロモジフェニルエーテル (Decabromodiphenyl ether, 以下 DecaBDE と表記) を取り上げる。詳細リスク評価書¹³⁾では、日本国内における DecaBDE の環境排出量の推計、環境中での動態、曝露評価、有害性評価、リスク判定、代替臭素系難燃剤のリスク評価、リスク管理対策の評価を行っている。ヒト健康リスクに焦点を当てた結果、DecaBDE のリスクは懸念するレベルではないとしている。また、費用対効果の視点から、リスク管理対策の代表例である「産業界による自主管理」「物質代替」「家電リサイクルシステムの導入」を評価した結果、自主管理、物質代替による DecaBDE の削減量が推定された。家電リサイクルシステムに関しては、設定条件の不確実性があるため、明確な結論は出していない。モデル解析より、日本国内の難燃剤を用いた製品の生産活動に由来する曝露量は今後増加に転じることは考えにくいとしているが、製品の輸入および廃棄後の静脈系でリスク管理の問題は残るとし、生産系から廃棄系まで含んだリスク評価が今後必要であると結論づけている。

1.2.2 物質代替に注目した化学物質のリスク評価手法を構築した先行研究

渡辺らの先行研究¹⁴⁾では、産業界による化学物質管理の視点から、用途単位で物質代替に伴うリスクの変化を評価する方法論を構築している。具体的には、曝露量に単位曝露量当たりの損失の程度を乗じることでリスクを推算している。そして、ケーススタディーとして、テレビ筐体に含まれる難燃剤の物質代替に伴う曝露量変化を推計し、リスクを比較している。結果としては、物質代替によってリスクは削減されるが、代替前に生産したテレビが市場に残り続けるため、代替した直後にリスクが下がる訳ではないと示している。また、方法論について、有害性の知見を動物実験や疫学調査により蓄積している研究と、DALY 等のエンドポイントの重み付けを行っている研究の成果を活かし、それらの知見を統合してリスクを評価することが可能になったと結論づけている。ここで、DALY とは、障害調整生存年 (Disability Adjusted Life Years) の略称であり、疾病負荷を総合的に示す指標である。

1.2.3 日本国内でのフロー解析と物質代替によるリスクトレードオフ評価をした先行研究

Xue らの先行研究¹⁵⁾では、電気電子機器の難燃剤として広く使用されてきた DecaBDE の日本国内におけるストック量・廃棄量を定量化し、リン酸トリフェニル (Triphenyl phosphate, 以下 TPP と表記) に代替した場合のリスクトレードオフ評価を行っている。結果として、DecaBDE のストック量は 1995 年に、使用段階から廃棄段階への流出量は 2001 年に最大となることを示している。また、総排出量に占める割合としては、1995 年～2000 年にかけては使用段階が最も大きくなり、2000 年以降は廃棄段階が最も大きくなると示している。DecaBDE から TPP への代替の評価では、ヒト健康へのリスクと生態系へのリスクがトレードオフ関係にあることを明らかにした。

1.2.4 先行研究のまとめ

日本国内における化学物質のフロー解析、曝露評価、有害性評価は多く行われており、リスクがあると判定された物質は、化審法や化管法によって規制されている。特に PRTR 制度により、排出・移動量の届出が義務付けられており、更なるリスク評価のための貴重なデータとなっている。本研究のケーススタディーで対象とする難燃剤についても 1.3.1 節、1.3.2 節、1.3.3 節で示した先行研究において、日本国内でリスク評価がなされている。

しかしながら、先行研究におけるリスク評価は日本国内のフロー解析と排出量推計にとどまっており、輸出製品に含まれて国外に移動された化学物質に対するリスク評価は行われていない。日本で生産した製品に含まれる化学物質は、国外に移動した後も、生産国の責任としてリスク管理の対象に含めるべきだと考える。

1.3 本研究の目的と新規性

1.2 節で示した背景を踏まえて、下記を本研究の目的とした。

- 輸出製品に含まれる化学物質が製品輸入国に及ぼすリスクの定量的評価
- 製品輸出国で出来る対策である物質代替によるリスク削減効果の検証
- 製品輸入国の特徴とリスクの大きさの関係性についての考察
- 対策の検討と日本の化学物質管理についての提言

1.3 節で示した先行研究を踏まえて、下記を本研究の新規性とした。

- 輸出製品を介して化学物質が越境移動することによるリスクの移転に注目すること。
- 先行研究において日本国内を対象としていた化学物質のリスク評価手法を輸出製品に応用すること。

1.4 本研究の構成

第1章では、本研究の背景として、日本の化学物質管理の現状と化学物質管理に関する世界規模の条約についてまとめた。これらの現状を踏まえ、輸出製品を介した化学物質リスクの移転に関する懸念点を挙げた。また、化学物質のリスク評価に関連する先行研究をまとめた。最後に、本研究での目的と新規性を示した。

第2章では、本研究のケーススタディーとして取り上げる対象製品と対象化学物質について述べる。対象化学物質と関連して、難燃剤の物質代替の現状についても述べる。

第3章では、本研究での方法論を述べる。主に2つの方法論を述べるが、1つ目は日本の輸出相手国の特徴付けについてであり、2つ目は輸出製品と物質代替に注目した化学物質のリスク評価についてである。後者に関しては、先行研究の手法を輸出製品に当てはめた化学物質のリスク評価手法の構造を示すとともにケーススタディーでの設定ケースや設定条件について述べる。

第4章では、結果と考察を述べる。まずは、第3章に対応して日本の輸出相手国の特徴付けに関する結果とリスク評価のケーススタディーの結果を示す。次に、第1章で示した目的に対応した考察を示す。

第5章では、以上の章で示された輸出製品と物質代替に注目した化学物質のリスク評価を総括し、今後の課題と展望を述べる。

1.5 結言

1.2 節では本研究の背景について述べ、輸出製品に含まれる化学物質は日本の化学物質管理の対象に含まれていないが、中古製品の輸出をはじめリスクの移転が起こっている可能性があることを示した。

1.3 節では本研究に関連する先行研究をまとめた。日本国内における化学物質のリスク評価は先行研究にて行われているが、輸出製品に含まれる化学物質はいずれの研究においても対象に含まれていないことを示した。

最後に、1.4 節では本研究の目的と新規性を示し、1.5 節では本研究の構成を示した。

参考文献

5. 経済産業省：化学物質管理〈https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/index.html〉（最終閲覧日：2022.12.31）
6. 経済産業省：化審法とは
〈https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/about/about_index.html〉（最終閲覧日：2022.12.31）
7. 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/law/index.html〉（最終閲覧日：2022.12.31）
8. 経済産業省：PRTR 制度 対象化学物質
〈https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/2.html〉（最終閲覧日：2022.12.31）
9. 経済産業省：化管法 SDS 制度 対象化学物質

- 〈 https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/msds/2.html 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
10. 外務省：ストックホルム条約 〈 <https://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/kankyo/jyoyaku/pops.html> 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
 11. 国立環境研究所：環境展望台 化学物質管理
〈 <https://tenbou.nies.go.jp/science/description/detail.php?id=106> 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
 12. PRI (2016)：バーゼル条約 〈 <https://sustainablejapan.jp/2016/12/27/basel-convention/24890> 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
 13. 外務省：バーゼル条約 〈 <https://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/kankyo/jyoyaku/basel.html> 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
 14. FUJIFILM (2022)：RoHS（ローズ）指令とは？規制対象となる 10 物質を詳しく解説
〈 https://www.fujifilm.com/fb/solution/management/mieruka/monozukuri_blog/rohs_01.html 〉（最終閲覧日：2022.02.04）
 15. 化学物質と法規制研究所 (2022)：REACH 規制とは 〈 <https://www.chemical-substance.com/reach/gaiyo.html> 〉（最終閲覧日：2022.02.04）
 16. 化学物質と法規制研究所 (2022)：SVHC(高懸念物質) について 〈 <https://www.chemical-substance.com/reach/SVHC.html> 〉（最終閲覧日：2022.02.04）
 17. 中西準子, 東海明宏, 岩田光夫 (2008)：詳細リスク評価書シリーズ 23 デカブロモジフェニルエーテル
 18. 渡辺真也, 中久保豊彦, 東海明宏, 山本祐吾 (2011)：産業界による自主的な化学物質管理を支援するリスク評価手法の構築 -テレビ筐体に含有される難燃剤を対象としたケーススタディー, 日本リスク研究学会誌, 21(4), 285-294
 19. Mianqiang Xue, Liang Zhou, Naoya Kojima, Takashi Machimura, Akihiro Tokai (2017) :
Decabromodiphenyl Ether (DecaBDE) in Electrical and Electronic Equipment in Japan: Stock, Emission, and Substitutional Evaluation, Environmental Science & Technology, 51, 13224-13230

2. 対象製品と対象化学物質

2.1 緒言

本章では、対象製品と対象化学物質について示す。

2.2 節では、対象製品について示す。

2.3 節では、難燃剤に関する背景とともに、対象化学物質を示す。

2.2 対象製品

対象製品は自動車とした。日本は自動車産業が盛んであり、地域を問わず、世界中の国に輸出している。輸出相手国には先進国から発表途上国まで含まれており、新品製品に加え中古製品も多く輸出されている。また、財務省が公表している貿易統計¹⁾では、新品製品と中古製品の輸出台数が分けて公開されており、本研究においても製品の製造年を特定しやすくなるという利点がある。

2.3 難燃剤の物質代替と対象化学物質

難燃剤には、家財や装置などを燃えにくくすることにより、着火してしまった「財」そのものの延焼を遅延させるとともに、他財への「もらい火」を防止し、避難する時間を稼ぐ効果がある²⁾。例えば、プラスチックに熱が加わると、溶けて燃えることで延焼面積を拡大させながら火災が広がる²⁾。その対策として、プラスチックを難燃化することにより、延焼面積の拡大を低減させ、火災を抑制させることが可能となる²⁾。

難燃剤には「ハロゲン系」「リン系」「無機系」の3種類が存在するが、最も難燃効果を発揮するのはハロゲンと三酸化アンチモン（以下 Sb_2O_3 と表記）の併用系だとされている²⁾。しかし、ハロゲンは特定臭素化合物の使用制限があり、 Sb_2O_3 も国際がん研究機関（IARC）においてグループ 2B（ヒトに対して発がん性がある可能性がある物質）に指定されている³⁾。「ハロゲン系」難燃剤の代表例に、DecaBDEがあり、電気製品や車、建材などに幅広く使用されているが、環境中への残留性や生物蓄積性、人や動物への影響が懸念され、ストックホルム条約では製造、使用、輸出を禁じる物質を定めた附属書 A に含まれている⁴⁾。EU においては、2017 年 2 月に REACH 規制の制限対象物質リスト（付属書 XVII）に追加された⁵⁾。日本においても、2017 年 6 月の化審法改正を受けて、製造と輸入が原則禁止され、使用も制限される第一種特定化学物質に指定された⁶⁾。このような背景を踏まえて、本研究では、ケーススタディーの対象化学物質として、DecaBDE と Sb_2O_3 を取り上げた。DecaBDE と Sb_2O_3 を組み合わせた難燃剤は自動車においても樹脂製品や繊維製品で多く使われていたが、DecaBDE の人や環境への有害性が懸念されるとともに使用量も減少してきた⁷⁾。日本自動車工業会によると 2012 年から新型自動車における DecaBDE の使用が廃止されてきた⁸⁾。

DecaBDE の使用制限に伴って、同じ難燃効果を保つために代替物質が使用されるようになる。その代替物質の代表例に「リン系」難燃剤の TPP がある。TPP は単独で難燃効果を発揮し、DecaBDE の代替物質として期待される。しかし、Xue ら⁹⁾によると、DecaBDE に比べてヒト健康への影響は小さいが、生

態系への影響は大きいとされている。本研究では、DecaBDE の代替物質として TPP を対象として、DecaBDE の使用が削減された分を TPP が補うと仮定した。

ここで、先述した通り、DecaBDE は 2012 年以降、順次新型車への使用が廃止されるが⁸⁾、2011 年以前に生産された自動車には DecaBDE が含まれており、この自動車が 2012 年以降に中古製品として輸出された場合、DecaBDE が製品輸入国に移動することになる。一方で、この中古製品が輸出されるのと同じ年に生産され輸出される新品製品には DecaBDE は含まれておらず、製品輸入国に移動しない。このように、輸出製品への化学物質の含有量は製品が生産された時期に依存し、中古製品の場合は、使用規制が始まった後に輸出されたとしても、化学物質が含有されている可能性がある。これらの関係を図 2-1 に示す。

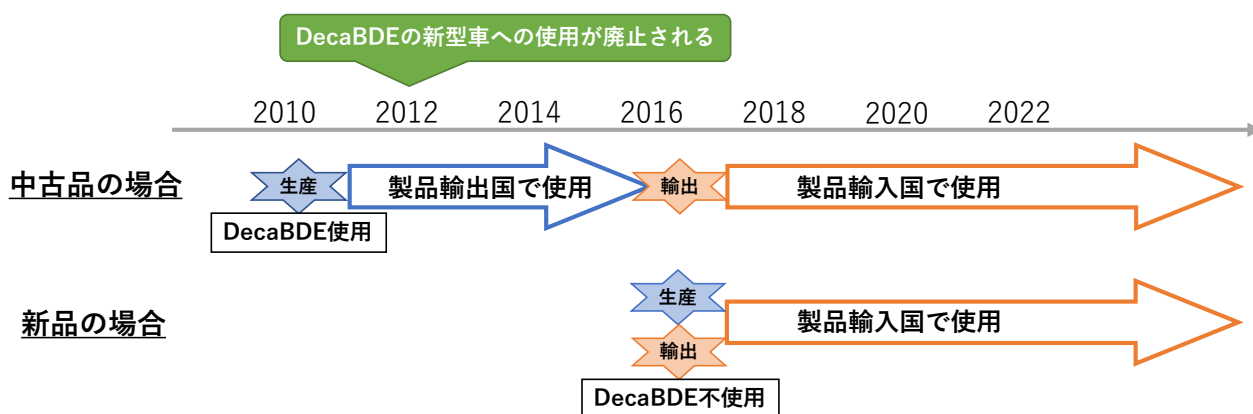


図 2-1 DecaBDE の使用規制と輸出製品への含有について

また、中古製品についても新品製品についても、製品輸入国において、化学物質の使用が規制された後も消費者のもとにストックされ続けることがある。また、適切な処理がされずにオープンダンピングや不法投棄として廃棄された場合には、化学物質の使用が規制された後もゴミの山として長期間蓄積されることがある。

2.4 結言

本章では、対象製品と対象化学物質を示した。

2.2 節では、対象製品を自動車としたこととその選定理由を示した。

2.3 節では、難燃剤の使用規制と物質代替に関する背景について述べ、本研究での対象化学物質を DecaBDE と Sb_2O_3 、TPP とすることを示した。また、対象化学物質の使用規制と輸出製品への含有について述べた。

参考文献

- 1) 財務省：貿易統計 〈 <https://www.customs.go.jp/toukei/info/index.htm> 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
- 2) 大越雅之（2019）：難燃材料の規制動向と開発の方向性

- 〈 https://www.jstage.jst.go.jp/article/gomu/93/4/93_117/_pdf/-char/ja 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
- 3) 永井孝志, 恒見清孝, 東海明宏 (2009) : 大気拡散モデルによる大気中アンチモンの曝露解析, 環境科学会誌, 22(2), 61-72
 - 4) 東京環境経営研究所 (2022) : Q621.Deca-BDE を意図的に添加している場合の閾値について
〈 <https://www.tkk-lab.jp/post/reach-q621> 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
 - 5) 一般財団法人 カケンテストセンター (2017) : REACH 規制 デカブロモジフェニルエーテル (DecaBDE) 〈 <https://www.kaken.or.jp/topics/detail/m77> 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
 - 6) PRI (2018) : 【日本】経産省、化審法施行令改正。デカブロモジフェニルエーテル等が第一種に指定
〈 <https://sustainablejapan.jp/2018/02/18/chemical/30687> 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
 - 7) 日本自動車工業会 (2016) : POPs の自動車用関連部品の使用実態と課題 平成 28 年度第 3 回 POPs 廃棄物適正処理推進に関する検討委員会 関連業界ヒアリング資料
〈 https://www.env.go.jp/recycle/pops/conf/pops_com03/mat01_3.pdf 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
 - 8) 日本自動車工業会 (2008) : 日本自動車工業会の新たな取り組み～3R 高度化へ向けて～
〈 <https://www.env.go.jp/content/900535371.pdf> 〉（最終閲覧日：2022.12.31）
 - 9) Mianqiang Xue, Liang Zhou, Naoya Kojima, Takashi Machimura, Akihiro Tokai (2017) : Decabromodiphenyl Ether (DecaBDE) in Electrical and Electronic Equipment in Japan: Stock, Emission, and Substitutional Evaluation, Environmental Science & Technology, 51, 13224-13230

3. 方法論

3.1 緒言

本章では、本研究における方法論を示す。方法論の全体像を図 3-1 に示す。

3.2 節では、日本の輸出相手国の特徴付けを行うために、「人口密度」「1 人あたりの GNI」「日本からの輸出量と中古製品の割合」を指標としたクラスター分析の方法を述べる。

3.3 節では、3.2 節の結果をもとに製品輸入国とする対象地の選定方法について述べる。ここでは、特徴の異なる複数の国を対象地とすることで、リスクの大きさを比較する。

3.4 節では、輸出製品と物質代替に注目した化学物質のリスク評価手法の全体構造を示す。ここでは、対象によらない一般的な共通構造について述べる。

3.5 節では、リスク評価手法の詳細を述べるとともに、ケーススタディーでの設定条件を示す。3.5 節はさらに 8 つの節に分かれており、リスク評価の手順と同じ順番になっている。

ここで、3.2 節の輸出相手国の特徴付けで取り上げた 3 つの指標はそれぞれ「曝露人数」「廃棄物の管理能力」「輸出による化学物質の移動量」に影響していると考ええる。さらに「人口密度」は 3.5.8 節に示す「曝露量の推算」で用いる USE tox モデル^リで反映されており、「1 人あたりの GNI」は 3.5.7 節に示す「環境中への排出量の推算」におけるパラメータに含まれており、「日本からの輸出量と中古製品の割合」は 3.5.5 節に示す「輸出量の推算」で貿易統計²⁾から算出している。つまり、「人口密度」「1 人あたりの GNI」「日本からの輸出量と中古製品の割合」はリスク評価の中でも反映されており、この点において、3.2 節で示す輸出相手国の特徴付けと 3.4 節および 3.5 節で示すリスク評価が関連付けられている。

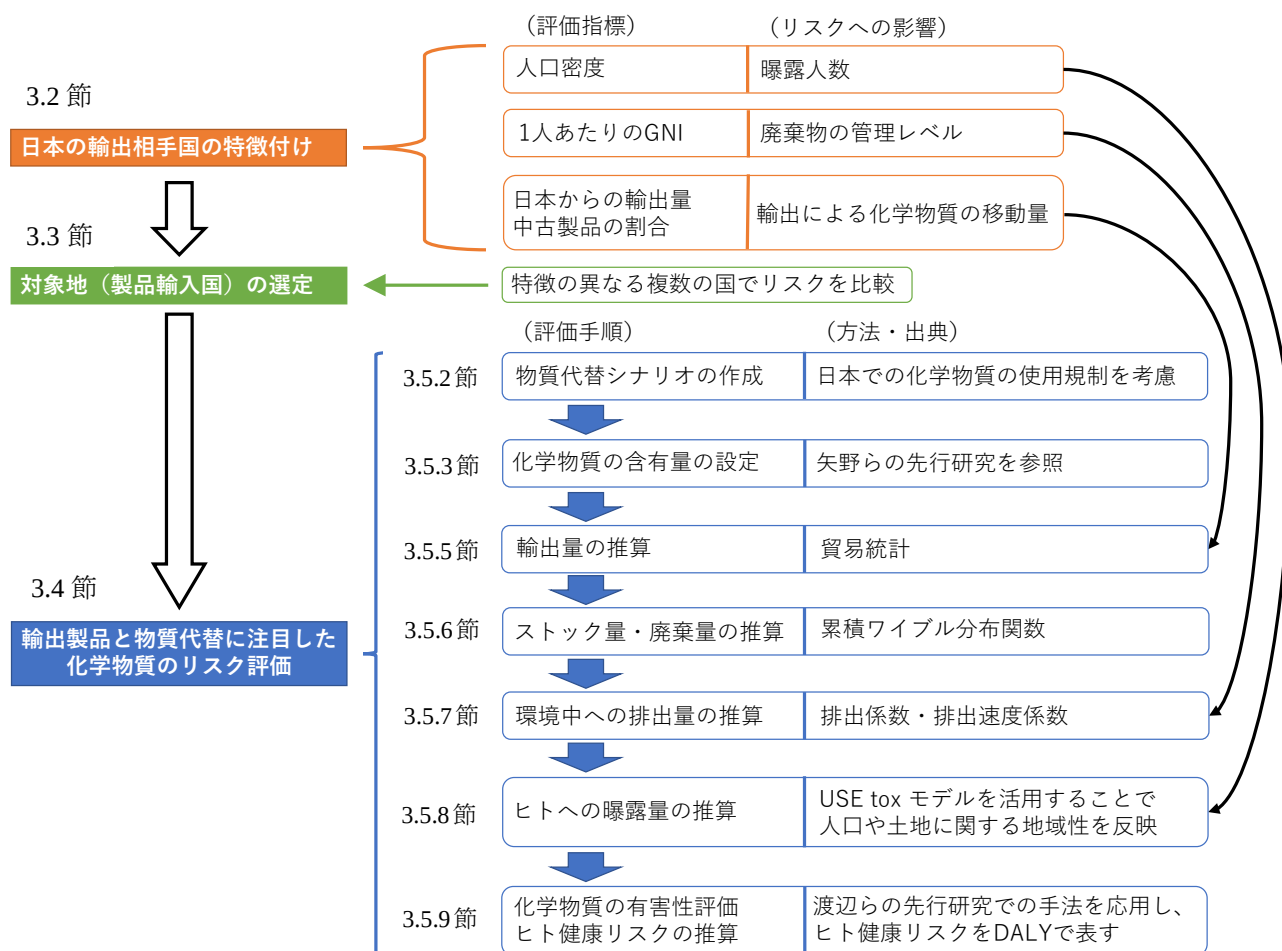


図 3-1 本研究における方法論の全体像

3.2 日本の輸出相手国の特徴付け

輸出製品が製品輸入国に及ぼすリスクの大きさは製品輸入国の特徴にも依存する。そこで、リスク評価をする前に、日本の輸出相手国の特徴について整理し、グループ化を行った。

JICA³⁾によると、国民一人当たりの総所得によって、「低所得国」「低～中所得国」「中～高所得国」「高所得国」にグループ分けすれば、「高所得国」ほど都市廃棄物の量は増加する傾向にあり、「低所得国」ほど有機物のごみの割合が多いとされている。このように、国をグループ分けすることにより、経済状況とごみの質や量といった相関を見出すことができる。本研究では輸出製品が及ぼす化学物質のリスクと製品輸入国の特徴の関係性を見出したいため、国の経済状況に加え、輸出に関するデータ、排出時の曝露に関するデータも考慮してグループ分けする必要があった。

そこで、本研究では IBM SPSS statistics (IBM Co., Ltd.)⁴⁾ という統計ソフトを使用し、階層クラスター分析を行った。階層クラスター分析では、要素の特徴を表す複数のデータを用いて同じ特徴を持つ要素をグループ化することができる。クラスター化には Ward 法を使用し、値の変換は Z 得点（平均値を 0 に、標準偏差を 1 に変換）とした。

ここで、本研究で用いた Ward 法の仕組みについて説明する。クラスター p 、クラスター q 、クラスター i があり、それぞれの間の距離を d_{pq} 、 d_{qi} 、 d_{ip} とする。クラスター p とクラスター q を結合してクラスター r を新しく形成する。クラスター p 、クラスター q 、クラスター r 、クラスター i に属する要素数を n_p 、 n_q 、 n_r 、 n_i とする。このとき、新しいクラスター r とクラスター i に属さないクラスター i との距離を d_{ir} は以下の式 3-1 で定義される。

$$d_{ir} = \frac{n_i + n_p}{n_i + n_r} d_{ip} + \frac{n_i + n_q}{n_i + n_r} d_{iq} - \frac{n_i}{n_i + n_r} d_{pq} \quad \text{式 3-1}$$

Ward 法では、要素間の距離の計算法として、ユークリッドの距離の二乗値を使用する。

また、2.2 節で示した通り、ケーススタディーの対象製品に自動車を選んだため、日本が自動車を輸出している全 197 カ国を階層クラスター分析の要素とした。

特徴付けの指標（階層クラスター分析の変数）とそれぞれの指標が製品輸入国のリスクに与える影響を表 3-1 に示す。

表 3-1 特徴付けの指標とリスクに与える影響

評価指標（変数）	リスクへの影響	備考	出典
日本からの輸出台数 [台]	輸出による化学物質の移動量	2010年、2015年、2020年の平均値	貿易統計 ²⁾
中古車の割合 [%]	生産年と輸出年の差（規制の反映度合い）	2020年	貿易統計 ²⁾
人口密度 [人/km ²]	曝露人数	2021年	Global Note ⁵⁾
1人あたりのGNI [アメリカ\$]	廃棄物の管理能力	2018年	United nations ⁶⁾

日本からの輸出台数は輸出を介した化学物質の移動量に影響を与えており、年による変動を考慮して、2010 年、2015 年、2020 年の平均値とした。中古車の割合は生産年と輸出年の差に影響を与えており、中古車の割合が高いほど、使用規制がなされた化学物質が輸出製品に含まれている可能性が高い。人口密度は製品輸入国における曝露人数に影響を与えており、人口密度が大きいほど、曝露人数が増加し、ヒト健康リスクも大きくなる。1 人あたりの GNI はその国の富裕度を表していることから、間接的に廃棄物の管理能力に影響を与えていると考えた。1 人あたりの GNI が大きいほど、廃棄物の管理能力が高く、化学物質の環境排出量が減少すると考えた。1 人あたりの GNI は新型コロナウイルス流行の影響を受けているので、流行前の 2018 年のデータを用いた。

階層クラスター分析によって出力された樹木図からグループ数が出る限り多くなるようにグループ分けを行った。各グループに所属する国は表 3-1 で示した特徴が似ていると考えられ、その中で最もリスクが高いと推測される国を抽出するために、式 3-2 を用いてリスクの大きさを算出した。

$$\text{リスクの大きさ} = \frac{\text{輸出台数} \times \text{人口密度}}{\text{1 人あたりの GNI}} \quad \text{式 3-2}$$

輸出台数と人口密度は数値が大きいほどリスクが高くなり、1 人あたりの GNI は値が小さいほどリス

クが低くなることを考慮した式にした。

3.3 ケーススタディーにおける製品輸入国の選定

3.2 節で示した日本の輸出相手国の特徴付けを踏まえて、ケーススタディーにおける製品輸入国として2つの国を選定した。2つの国は式 3-1 で算出したリスクの大きさがグループ内で最も大きい国として、表 3-1 に示した特徴が異なる2つのグループから選んだ。さらに、製品輸入国における輸送機器の輸入量に占める日本からの割合⁷⁾も考慮することにした。

3.4 輸出製品と物質代替に注目した化学物質のリスク評価手法の全体構造

輸出製品が製品輸入国に及ぼす化学物質のリスク評価手法の全体構造を図 3-2 に示す。

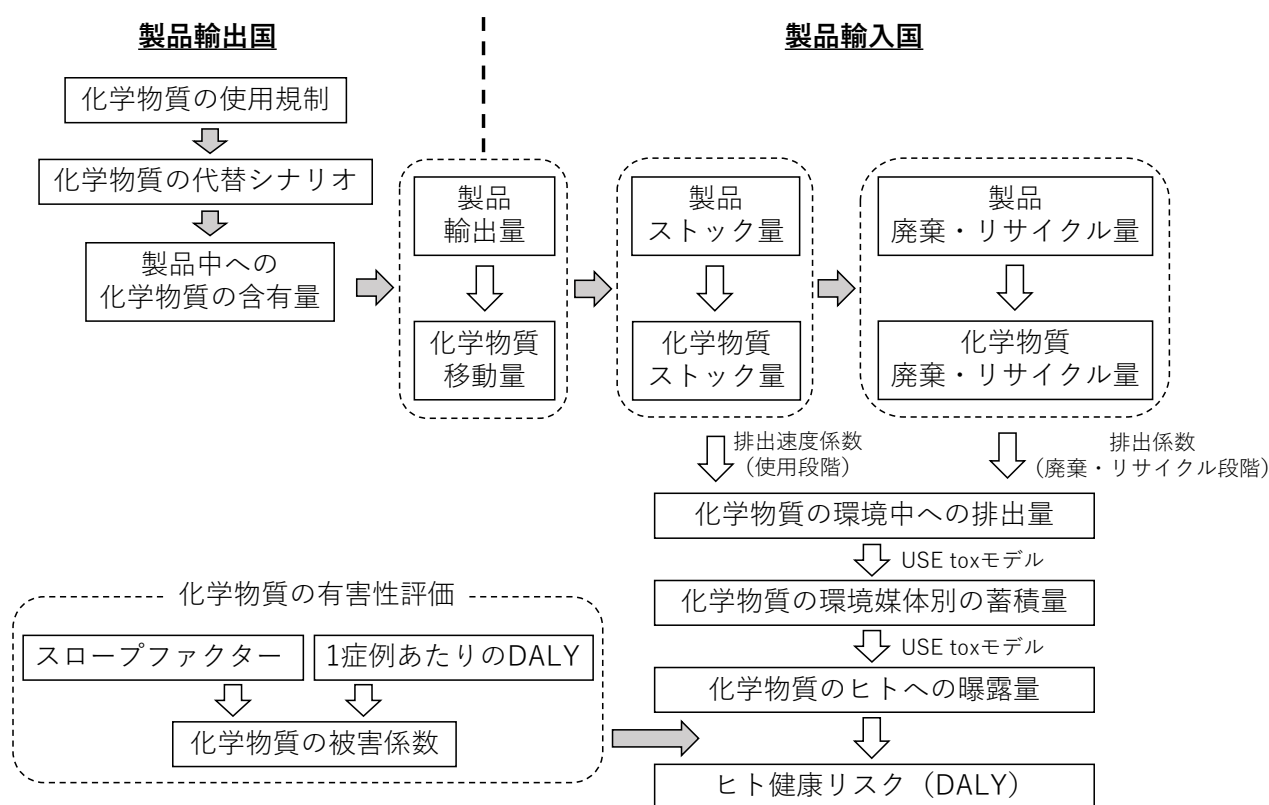


図 3-2 評価手法の全体構造

まずは、製品輸出国における化学物質の使用規制を踏まえて、物質代替が行われるシナリオを作成する。化学物質は製品中で何らかの役割を果たしているため、使用規制が行われた物質に関しては、別の物質に置き換えられると考えられる。そして、物質代替シナリオを踏まえて、輸出製品に含まれる化学

物質の含有量を年別に設定する。

次に、製品の輸出量を貿易統計から推算する。貿易統計²⁾では、統計品目ごとに輸出量のデータを入手できる。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越境移動量もシナリオごとに推算できる。

次に、製品輸入国における製品のストック量・廃棄量を輸出量から推算する。また、製品輸入国における化学物質のストック量・廃棄量を越境移動量からシナリオごとに推算する。いずれについても、累積ワイブル分布関数を用いた廃棄率からストック量と廃棄量を推算する。

次に、化学物質のストック量および廃棄・リサイクル量に排出速度係数または排出係数をかけることで、製品輸入国における化学物質の環境中への排出量を推計する。使用段階からの排出量はストック量に排出速度係数をかけることで、廃棄・リサイクル段階からの排出量は廃棄量に排出係数をかけることで推算できる。

次に、USE tox モデル¹⁾を用いて、媒体別の環境排出量からヒトへの曝露量を推算する。USE tox モデルでは、化学物質の媒体間の移動を考慮することで環境媒体別の蓄積量を推算し、蓄積量からヒトへの曝露量を推算する⁸⁾。USE tox モデルでは製品輸入国が所属する地域を選択することで、土地面積や人口、気象条件などを反映させることができる⁹⁾。

化学物質の有害性評価では、スロープファクターと1症例あたりのDALY（障害調整生存年）などから化学物質の被害係数を算出する。ここで、スロープファクターは、1日当たり、体重1 kg 当たり、1 mg の化学物質を生涯にわたって摂取した場合の過剰発がんリスクを表す¹⁰⁾。また、DALY は、疾病負担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）の和によって表わされる¹¹⁾。さらに、被害係数は、化学物質を1 mg 曝露したときのDALYを表す。

最後に、USE tox モデル¹⁾で算出したヒトへの曝露量と化学物質の有害性評価で算出した被害係数をかけ合わせることで、ヒト健康リスクを推算する。ここで、ヒト健康リスクは曝露人口全体のDALYを表す。

以上の過程によって、輸出製品に含まれる化学物質が製品輸入国で及ぼすヒト健康リスクの大きさを推算することができる。

3.5 評価手法の詳細とケーススタディーにおける設定

3.5.1 解析ケースの設定

本研究では、製品輸入国でのリスクを削減するための複数の対策の効果を検証するため、表 3-2 に示す4つの基本ケースと表 3-3 に示す3つの追加ケースで解析を行った。また、輸出製品のライフサイクルにおける、本研究で対象とする対策と解析ケースの関係を図 3-3 に示す。

表 3-2 基本ケース一覧

基本 ケース	ケース番号	製品輸入国	物質代替の有無
	PA1	パキスタン	あり（表3.4のシナリオ1を想定）
	PA2		なし（表3.4のシナリオ2を想定）
	UG1	ウガンダ	あり（表3.4のシナリオ1を想定）
	UG2		なし（表3.4のシナリオ2を想定）

表 3-3 追加ケース一覧

追加 ケース	ケース番号	製品輸入国	物質代替の有無	基本ケースとの違い
	UG1-1	ウガンダ	あり（表3.4のシナリオ1を想定）	規制物質が含まれる中古製品の輸出を制限
	PA1-1	パキスタン		製品輸入国での平均耐用年数が短い
	PA1-2			廃棄物管理が向上

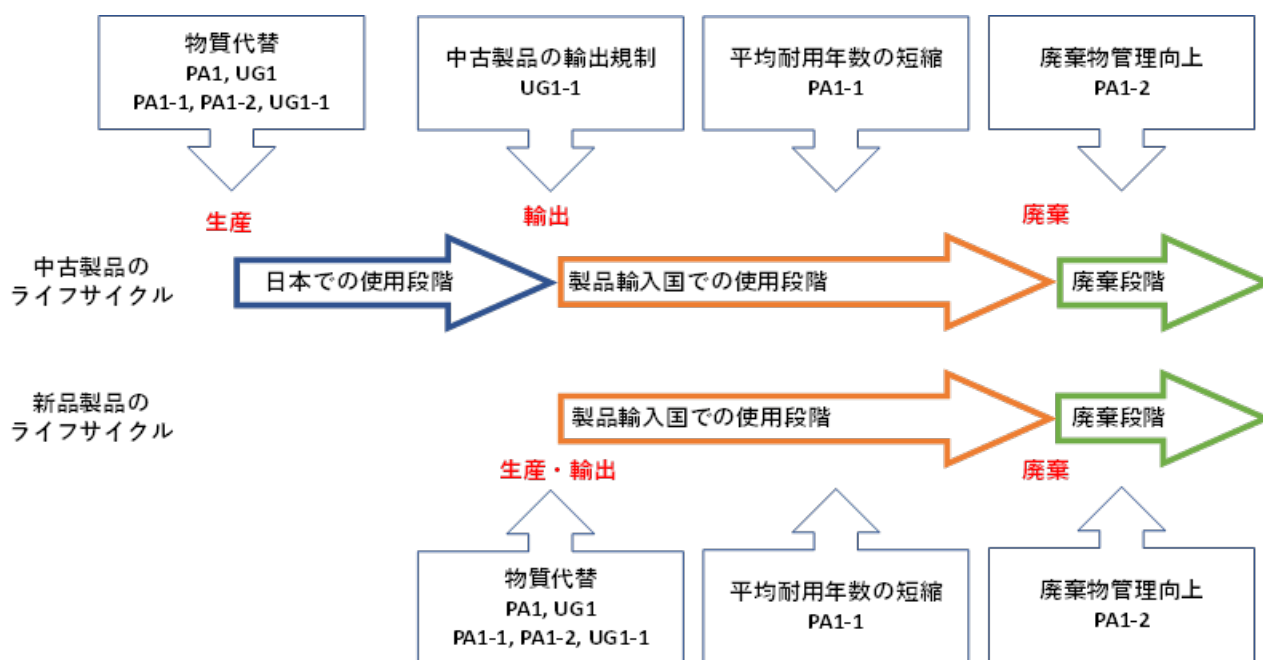


図 3-3 製品のライフサイクルごとの対策と解析ケースの関係

基本ケースでは、ケースごとの結果を比較することで、物質代替によるリスク削減効果と製品輸入国によるリスクの違いに関して考察した。

追加ケースでは、それぞれ対応する基本ケースの結果と比較することでそれぞれの対策の効果について考察した。

UG1-1 では、DecaBDE の規制が始まった 2012 年以降に輸出される中古製品に関して、DecaBDE が含まれている場合は輸出を制限するとした。ここでは、表 4-2(4.2 節参照)から分かるとおり、パキスタン

よりウガンダの方が中古車の割合が高いため、ウガンダを対象とした UG1 ケースに対する追加解析とした。詳細は 3.5.4 節で示す。

PA1-1 では、製品輸入国での平均耐用年数が短いとした。ここでは、表 4-2(4.2 節参照)から分かるとおり、ウガンダよりパキスタンの方が、輸出量が多いため、パキスタンを対象とした PA1 ケースに対する追加解析とした。詳細は 3.5.6 節で示す。

PA1-2 では、製品輸入国における廃棄物管理が向上するとした。ここでは、表 4-2 から分かるとおり、ウガンダよりパキスタンの方が、輸出量が多いため、パキスタンを対象とした PA1 ケースに対する追加解析とした。詳細は 3.5.7 節で示す。

追加ケースでは、表 3-3 の「基本ケースとの違い」のみを変更し、それ以外の設定条件は基本ケースと同じとした。

3.5.2 物質代替シナリオの作成

自動車に含まれる難燃剤の物質代替シナリオを表 3-4 に示す。本研究では 2 つのシナリオを作成した。シナリオ 1（物質代替シナリオ）では、自動車に含まれる難燃剤が臭素系難燃剤の使用規制に伴って、リン系難燃剤に代替されると仮定した。日本自動車工業会¹²⁾によると、DecaBDE は 2012 年から新型車での使用が順次廃止され、2018 年から化審法により自動車部品での使用が段階的に制限・禁止されている¹³⁾。よって、代替は 2012 年から 2020 年にかけて行われ、2020 年には完全にリン系難燃剤の TPP に代替されるとした。シナリオ 1 と比較するため、シナリオ 2（未代替シナリオ）も作成した。シナリオ B では、自動車に含まれる難燃剤には DecaBDE と Sb₂O₃ が使用され続けるとして、リン系難燃剤への代替は行われないと仮定した。

自動車 1 台に含まれる難燃剤は DecaBDE と Sb₂O₃ の混合物または TPP のいずれかのみが含まれており、樹脂部分や繊維部分などすべての部品に同じ種類の難燃剤が使われていると仮定した。表 3-4 では、日本での生産年ごとに、それぞれの種類の難燃剤が含まれている自動車台数の割合を示している。また、生産されて一旦市場に出た後に、難燃剤の物質代替が行われる（難燃剤を含む部品の取り替えが行われる）ことはないとは仮定した。

表 3-4 物質代替シナリオと未代替シナリオ

		日本で生産される自動車に使用される難燃剤の割合 [%]									
		~2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020~
シナリオ1 (物質代替)	DecaBDE + Sb ₂ O ₃	100	80	80	60	60	40	40	20	20	0
	TPP	0	20	20	40	40	60	60	80	80	100
シナリオ2 (未代替)	DecaBDE + Sb ₂ O ₃	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
	TPP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

3.5.3 製品中への化学物質の含有量の設定

製品中への化学物質の含有量を表 3-5 に示す。3.5.5 節で示す通り、本研究では貿易統計²⁾の統計番号「8702（バス）」「8703（乗用車）」「8704（トラック）」を対象として、輸出量を推算した。よって、製品中に含まれる化学物質の含有量もこの 3 つの統計番号について設定した。矢野ら¹⁴⁾によると、日本で廃棄された自動車を粉砕して生じた ASR（自動車シュレッターダスト）に含まれる DecaBDE は乗用車 1 台あたり 220 g であった。ここでの乗用車は DecaBDE の使用規制が始まる前に生産された自動車である。よって、本研究においても臭素系難燃剤が使用されている乗用車では DecaBDE が 220 g 含まれているとした。

DecaBDE と Sb_2O_3 、TPP の含有量の割合は渡辺らの先行研究¹⁵⁾から引用した。渡辺らの先行研究¹⁵⁾では、テレビ筐体に含まれる難燃剤の重量を設定しているが、自動車においても物質ごとの重量割合は同じであると仮定した。

トラックに含まれている難燃剤の含有量は乗用車と同じであると設定した。矢野ら¹⁴⁾によると、ASR に含まれる DecaBDE の 87%は座席シート由来であり、バスは乗用車やトラックに比べ座席数が多い傾向にあるため、バスに含まれている難燃剤は乗用車やトラックの 3 倍と設定した。

表 3-5 製品中への化学物質の含有量

統計番号	品目	製品1台あたりの化学物質の含有量 [g/台]		
		DecaBDE+Sb ₂ O ₃ が使用される場合		TPPが使用される場合
		DecaBDE	Sb ₂ O ₃	TPP
8702	バス	660	158	766
8703	乗用車	220	52.8	255
8704	トラック			

3.5.4 輸出製品のライフサイクル

輸出製品のライフサイクルを図 3-4 に示す。新品製品、中古製品ともに製品輸出国で製造されとした。新品製品の場合は、製造年と同じ年に輸出されるとして、中古製品の場合は、製品輸出国で一定期間使用された後に輸出されるとした。製品輸出国内で使用される期間は製品輸入国での中古製品の輸入規制を考慮して設定した。

パキスタンに輸出される自動車の日本での使用期間を表 3-6 に示す。パキスタンでは、ビジネスとしての中古車輸入は禁止されているが、パキスタン国籍の個人が個人所有あるいは贈答・贈与として持ち込むケースの中古車輸入は許可されている¹⁶⁾。輸入が許可されている車齢は、商用車が 5 年であり、乗用車については 2012 年 12 月 12 日の規制強化までは 5 年であったが、それ以降は 3 年となった^{16), 17)}。よって本研究では、貿易統計の品目番号「8702（バス）」「8704（トラック）」については、日本で 5 年間使用された後に輸出されるとし、「8703（乗用車）」については、2012 年以前に輸出された乗用車は 5 年

間、2013 年以降に輸出された乗用車は 3 年間、日本で使用された後に輸出されるとした。

ウガンダに輸出される自動車の日本での使用期間を表 3-7 に示す。ウガンダでは車齢 15 年未満の中古車の輸入が許可されている¹⁸⁾。また、日本自動車工業会が新車購入者に対して行った調査によると、前保有新車の保存期間は平均 7.8 年であった¹⁹⁾。輸出される中古車は日本で 1 人の所有者によって使用された後に輸出されることが多く、日本で 2 人以上の所有者によって使用された後に輸出されることは珍しいと考えたため、ウガンダに輸出される中古車は日本で 8 年間使用された後に輸出されるとした。

輸出台数は貿易統計²⁾のデータに従い、新品製品の場合は輸出年と同じ年の難燃剤の使用割合（表 3-4）を適用し、中古製品の場合は輸出年から日本での使用年数分だけ遡った年の難燃剤の使用割合（表 3-4）を適用した。

追加ケース UG1-1（規制物質が含まれる中古製品の輸出を制限するケース）では、輸出前の日本での使用年数を踏まえて、規制対象の DecaBDE が含まれている中古車に関しては、代替が始まった 2012 年以降、新車に置き換えられて輸出されると仮定した。つまり、2012 年以降、DecaBDE の含まれた中古車は輸出されず、代わりに同じ台数分だけ新車が輸出されるとして、新車に含まれる難燃剤の割合は表 3-4 のシナリオ 1（物質代替）に従うとした。

輸出された製品は製品輸入国内で使用され、廃棄またはリサイクルされる。製品輸入国で使用された輸出製品はその国の中で廃棄またはリサイクルされるとし、さらに中古製品として第 3 の国に輸出されたり、廃棄物が第 3 の国に移動されたりすることはないと仮定した。

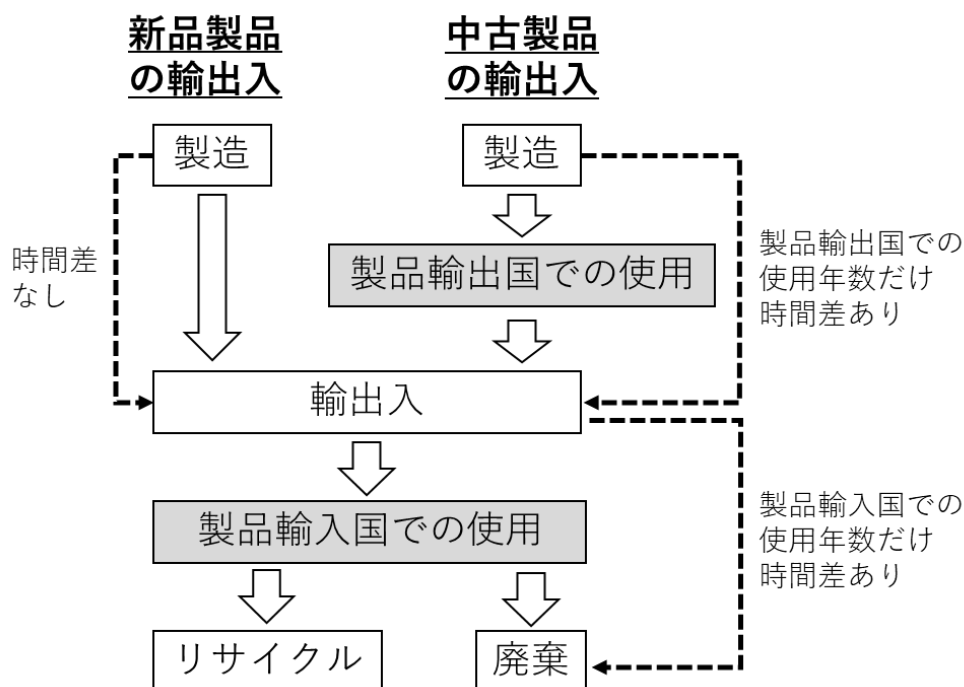


図 3-4 輸出製品のライフサイクル

表 3-6 パキスタンに輸出される自動車の日本での使用期間

統計番号	種別	製品輸出国での使用期間 [年]	
		輸出年が2012年以前	輸出年が2013年以後
8702 (バス)	中古車	5	
	新車	0	
8703 (乗用車)	中古車	5	3
	新車	0	
8704 (トラック)	中古車	5	
	新車	0	

表 3-7 ウガンダに輸出される自動車の日本での使用期間

統計番号	種別	製品輸出国での使用期間 [年]
8702 (バス)	中古車	8
	新車	0
8703 (乗用車)	中古車	8
	新車	0
8704 (トラック)	中古車	8
	新車	0

3.5.5 輸出量の推算

輸出量は財務省が公表している貿易統計²⁾から推算した。1988 年以降の輸出量のデータが入手できた。本研究のケーススタディーで対象とした貿易統計の品目を表 3-8 に示す。本研究では、統計番号「8702」「8703」「8704」の 3 品目を輸出量の対象とした。統計番号「第 87 類（鉄道用及び軌道用以外の車両並びにその部分品及び附属品）」にはこれら 3 品目以外にも特殊自動車や自動車部品などの品目が存在するが、特殊自動車については難燃材の含有量の推定が困難であることと輸出台数が少ないことを理由に、自動車部品については難燃剤の含有状況が分からないことを理由に、本研究の対象からは外した。

貿易統計²⁾からデータが得られない 2022 年以降の輸出量については、統計番号ごとに新品と中古品それぞれ、直近 3 年間の平均値とした。例えば、2023 年の統計番号「8702」の中古車の輸出台数は、2020 年、2021 年、2022 年の統計番号「8702」かつ中古車の輸出台数の平均値とした。

表 3-8 本研究で対象とした輸出統計品目

統計番号	主な例	品目
8702	バス	10人以上の人員（運転手を含む。）の輸送用自動車
8703	乗用車	乗用自動車その他の自動車（ステーションワゴン及びレーシングカーを含み、主として人員の輸送用に設計したものに限るものとし、第87.02項のものを除く）
8704	トラック	貨物自動車

3.6.6 製品輸入国におけるストック量と廃棄量の推算

製品輸入国でのストック量と廃棄量の推算方法は詳細リスク評価書²⁰⁾を参照した。

輸出製品は、寿命期間だけ製品輸入国においてストックされ、廃棄される。 t 年における輸出製品のストック台数 $M(t)$ 、廃棄台数 $W(t)$ はそれぞれ式 3-3、式 3-4 のように算出した。なお、 t は計算対象年、 $F(n)$ は廃棄率を表す関数、 $I(t')$ は t' 年に輸出された製品の台数である。 $F(n)$ は式 3-5 に示す累積ワイブル分布関数を用い、輸出製品全体の 90%が製品輸入国での耐用年数の期間内で廃棄されるものとして、 a 、 b を求めた。なお、 $n(=t-t')$ は輸出製品の輸出時点からの年数を表す。

$$M(t) = \int_{t'=0}^t \{I(t') \times (1 - F(t-t'))\} dt' \quad \text{式 3-3}$$

$$W(t) = \int_{t'=0}^t [I(t') \times \{F(t-t') - F(t-1-t')\}] dt' \quad \text{式 3-4}$$

$$F(n) = 1 - \exp\left\{-\left(\frac{n}{b}\right)^a\right\} \quad \text{式 3-5}$$

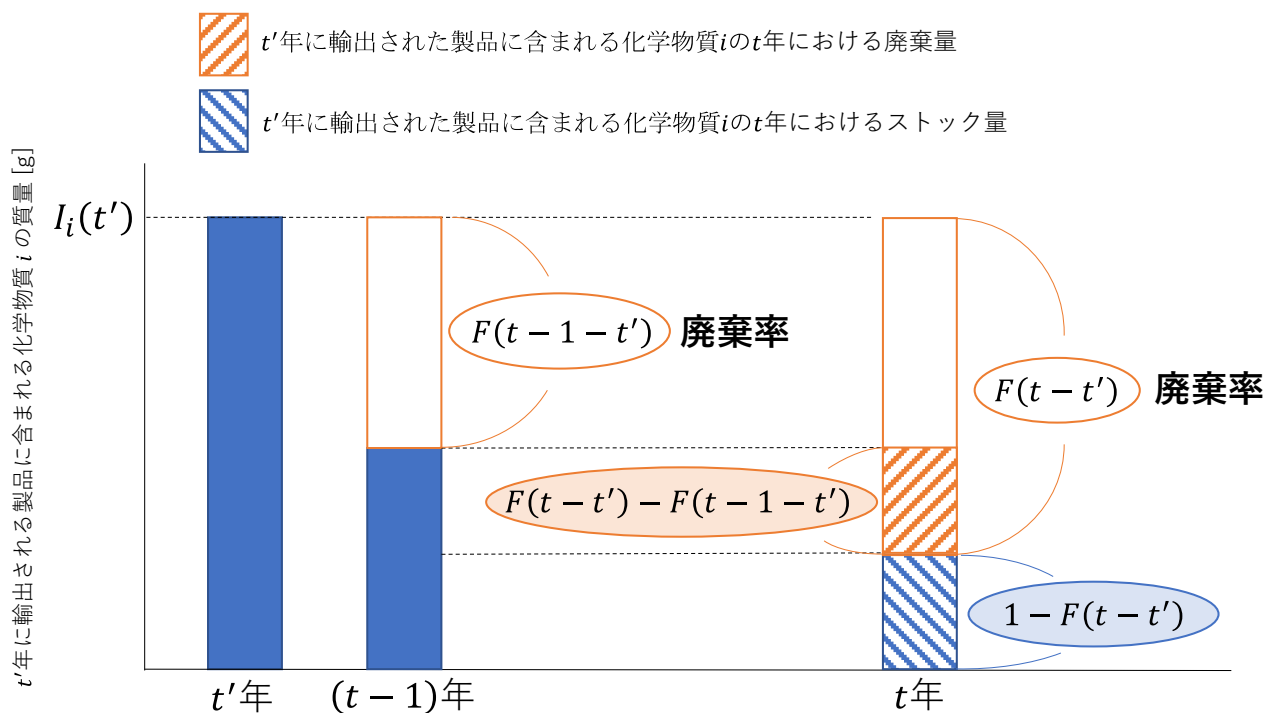
また、輸出製品に含まれた化学物質は、その製品の寿命期間だけ製品輸入国においてストックされ、廃棄される。 t 年における輸出製品中の化学物質 i のストック量 $M_i(t)$ 、廃棄量 $W_i(t)$ はそれぞれ式 3-6、式 3-7 のように算出した。なお、 t は計算対象年、 $F(n)$ は廃棄率を表す関数、 $I_i(t')$ は t' 年に輸出された製品に含有する化学物質 i の量である。 $F(n)$ は式 3-8 に示す累積ワイブル分布関数を用い、輸出製品全体の 90%が製品輸入国での耐用年数の期間内で廃棄されるものとして、 a_j 、 b_j を求めた。なお、 j は用途を示し、 $n(=t-t')$ は輸出製品の輸出時点からの年数を表す。

$$M_i(t) = \int_{t'=0}^t \{I_i(t') \times (1 - F(t-t'))\} dt' \quad \text{式 3-6}$$

$$W_i(t) = \int_{t'=0}^t [I_i(t') \times \{F(t-t') - F(t-1-t')\}] dt' \quad \text{式 3-7}$$

$$F(n) = 1 - \exp \left\{ - \left(\frac{n}{b_j} \right)^{a_j} \right\} \quad \text{式 3-8}$$

輸出製品に含まれる化学物質 i のストック量 $M_i(t)$ 、廃棄量 $W_i(t)$ を推算する方法の仕組みを図 3-5 に示す。



本研究のケーススタディーでは、 i を DecaBDE, TPP, Sb_2O_3 として、 j を自動車に含まれる樹脂製品や繊維製品とした。

パキスタンにおける自動車の平均耐用年数は 23 年とし、 $a = a_j = 2.6$, $b = b_j = 16.2$ に設定した。

ウガンダにおける自動車の平均耐用年数は12年とし、 $a = a_j = 4.6$, $b = b_j = 9.7$ に設定した。

追加ケース PA1-1（製品輸入国での平均耐用年数が短いケース）では、平均耐用年数を 13 年とし、 $a = a_i = 4$, $b = b_i = 10.5$ に設定した。

貿易統計²⁾より輸出量のデータが入手できる1988年から2048年までストック量と廃棄量を推算した。

3.6.7 環境中への排出量の推算

3.5.6 節で算出した製品輸入国における化学物質のストック量・廃棄量から環境中への排出量を推算した。製品の使用段階からの排出についてはストック量に排出速度係数をかけることで、製品の廃棄・リサイクル段階における排出については廃棄・リサイクル量に排出係数をかけることで推算した。また、廃棄段階については、埋立や焼却などの廃棄方法によって排出係数が異なるため、その国における対象製品の廃棄方法を考慮する必要がある。さらに、化学物質は環境中の大気・水域・土壌にそれぞれ排出されるため、排出媒体別に排出係数または排出速度係数を設定する必要がある。

廃棄された自動車は業者によって回収・解体され、レアメタル等の一部資源は回収されるが、残りは埋立される。埋立について、廃棄物に含まれる有害物質が雨水に溶け込んだ浸出水を処理してから環境中に放出する管理型の埋立地（コントロールダンピング）と浸出水の処理システムができていない非管理型の埋立地（オープンダンピング）に分けることができる³⁾。管理型の埋立地と非管理型の埋立地では水域や土壌への排出量が大きく異なると考えられるため、排出係数を別の値に設定した。管理型の埋立（コントロールダンピング）においては国によって管理レベルが異なると考えられるが、後の排出係数の設定で述べるとおり、1人当たりのGNIのみによって管理レベルが決まると仮定した。さらに、廃棄された自動車の一部は業者に回収されず、山中などに不法投棄されることもある。不法投棄された自動車からは化学物質が大気中に放出したり、雨水とともに水域や土壌に流出したりすると考えられる。

パキスタンとウガンダにおける自動車の廃棄方法とその割合を図 3-6 に示す。廃棄された自動車のうち、10%は不法投棄され、残り 90%は業者によって回収・解体されるとした。業者によって一部資源は回収されるが、難燃剤を含む樹脂製品や繊維製品は回収が困難なため、埋立されるとした。埋立される廃棄物は管理型の埋立地と非管理型の埋立地のいずれかに移動するとした。よって、本研究で対象とした難燃剤は 50%が管理型の埋立（コントロールダンピング）に移動し、40%が非管理型の埋立（オープンダンピング）に移動し、10%は不法投棄されるとした。難燃剤は資源回収されないことから、リサイクル量は 0 とした。

追加ケース PA1-2（廃棄物管理向上ケース）では、廃棄自動車に含まれる難燃剤がすべて管理型の埋立（コントロールダンピング）に移動するとした。このケースにおける自動車の廃棄方法とその割合を図 3-7 に示す。

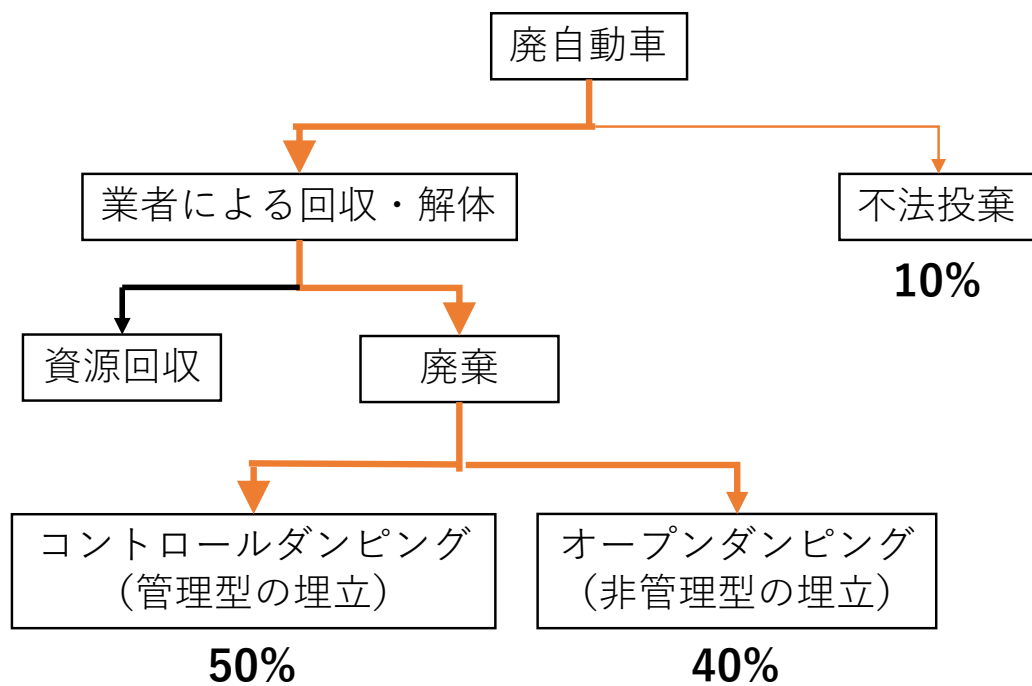


図 3-6 パキスタンとウガンダにおける自動車の廃棄方法

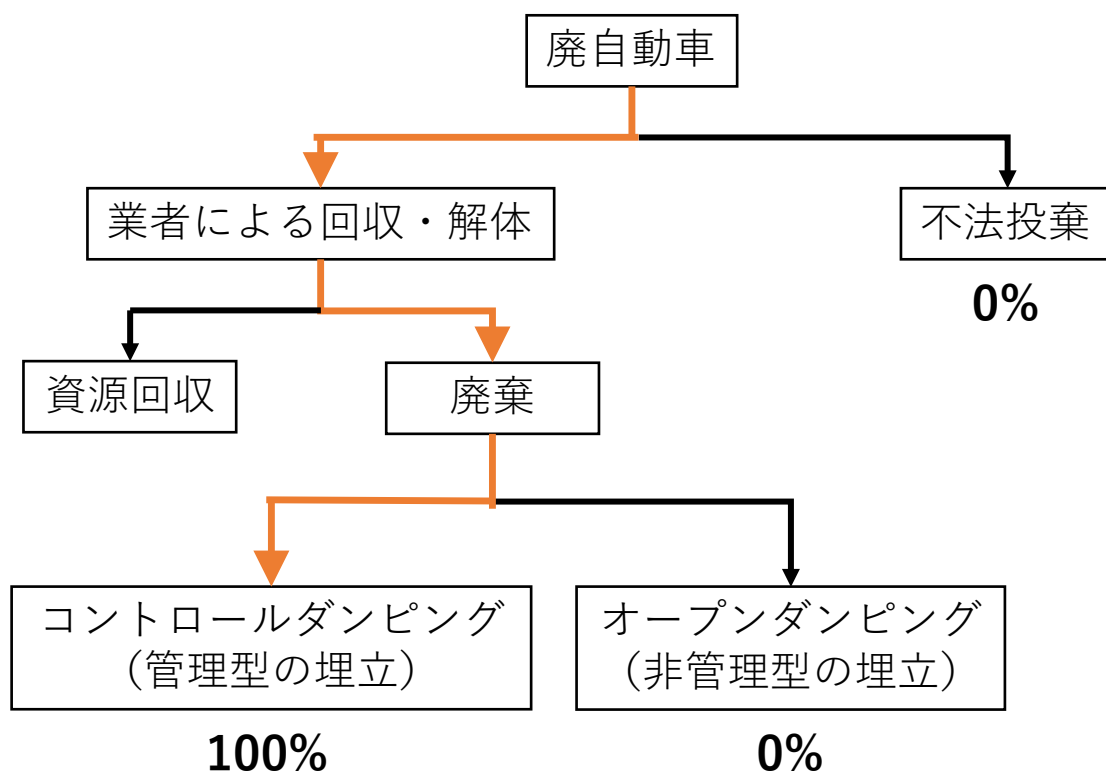


図 3-7 追加ケース PA1-2（廃棄物管理向上ケース）における自動車の廃棄方法

次に、国、物質、排出媒体、ライフステージおよび廃棄方法ごとに、排出係数または排出速度係数を設定した。

廃棄段階における排出係数は国によって異なり、1人当たりの GNI⁶⁾ に反比例すると考えた。1人当たりの GNI は国民 1 人当たりの所得を表しており、その国の経済状況を表している。所得が多い国ほど、廃棄物の管理システムが構築されており、排出係数も小さくなると考えられる。詳細リスク評価書²⁰⁾ および渡辺らの先行研究¹⁵⁾ では、日本の廃棄段階における DecaBDE と TPP の排出係数を設定しているが、ここでの埋立はすべて管理型の埋立であると仮定した。製品輸入国における管理型の埋立について、大気と水域への排出係数は詳細リスク評価書²⁰⁾ および渡辺らの先行研究¹⁵⁾ を 2018 年の 1 人当たりの GNI⁶⁾ で補正した値とした。詳細リスク評価書²⁰⁾ および渡辺らの先行研究¹⁵⁾ では管理型の埋立から環境中の土壌への排出はないとしているので、製品輸入国においても管理型の埋立から土壌への排出は 0 とした。

非管理型の埋立と不法投棄における排出係数は管理型の埋立の 10 倍であると仮定した。管理型の埋立では 0 とした土壌への排出も発生すると考え、水域への排出係数と同じに設定した。

使用段階における排出は自動車の繊維製品や樹脂製品から車内や大気中への放出が考えられるため、排出速度係数は国によって変わらないとした。よって、詳細リスク評価書²⁰⁾ の値をそのまま引用した。

以上のように設定したパキスタンにおける排出係数と排出速度係数を表 3-9 に示した。また、ウガンダにおける排出係数と排出速度係数を表 3-10 に示した。

表 3-9 パキスタンにおける排出係数と排出速度係数

物質名	ライフ ステージ	廃棄方法	排出係数 [-]			排出速度係数 [/year]		出典・算出方法
			大気	水域	土壌	大気	水域	
DecaBDE	使用		-	-	-	7.33E-07	1.00E-06	詳細リスク評価書23 ²⁰⁾ より引用
	廃棄	コントロール ダンピング	6.10E-05	6.56E-06	-	-	-	詳細リスク評価書23 ²⁰⁾ の値をGNIで補正
		オープン ダンピング	6.10E-04	6.56E-05	6.56E-05	-	-	大気と水域はコントロールダンピングの10倍と仮定 土壌は水域と同じと仮定
		不法投棄	6.10E-04	6.56E-05	6.56E-05	-	-	大気・水域・土壌ともにオープンダンピングと同じと仮定
Sb ₂ O ₃	使用		-	-	-	7.33E-07	1.00E-06	DecaBDEと同じと仮定
	廃棄	コントロール ダンピング	6.10E-05	6.56E-06	-	-	-	DecaBDEと同じと仮定
		オープン ダンピング	6.10E-04	6.56E-05	6.56E-05	-	-	大気と水域はコントロールダンピングの10倍と仮定 土壌は水域と同じと仮定
		不法投棄	6.10E-04	6.56E-05	6.56E-05	-	-	大気・水域・土壌ともにオープンダンピングと同じと仮定
TPP	使用		-	-	-	7.33E-07	1.00E-06	DecaBDEと同じと仮定
	廃棄	コントロール ダンピング	7.07E-04	6.56E-06	-	-	-	渡辺らによる先行研究 ¹⁵⁾ の値をGNPで補正
		オープン ダンピング	7.07E-03	6.56E-05	6.56E-05	-	-	大気と水域はコントロールダンピングの10倍と仮定 土壌は水域と同じと仮定
		不法投棄	7.07E-03	6.56E-05	6.56E-05	-	-	大気・水域・土壌ともにオープンダンピングと同じと仮定

表 3-10 ウガンダにおける排出係数と排出速度係数

物質名	ライフ ステージ	廃棄方法	排出係数 [-]			排出速度係数 [/year]		出典・算出方法
			大気	水域	土壌	大気	水域	
DecaBDE	使用		-	-	-	7.33E-07	1.00E-06	詳細リスク評価書23 ²⁰⁾ より引用
	廃棄	コントロール ダンピング	1.11E-04	1.19E-05	-	-	-	詳細リスク評価書23 ²⁰⁾ の値をGNIで補正
		オープン ダンピング	1.11E-03	1.19E-04	1.19E-04	-	-	大気と水域はコントロールダンピングの10倍と仮定 土壌は水域と同じと仮定
		不法投棄	1.11E-03	1.19E-04	1.19E-04	-	-	大気・水域・土壌ともにオープンダンピングと同じと仮定
Sb ₂ O ₃	使用		-	-	-	7.33E-07	1.00E-06	DecaBDEと同じと仮定
	廃棄	コントロール ダンピング	1.11E-04	1.19E-05	-	-	-	DecaBDEと同じと仮定
		オープン ダンピング	1.11E-03	1.19E-04	1.19E-04	-	-	大気と水域はコントロールダンピングの10倍と仮定 土壌は水域と同じと仮定
		不法投棄	1.11E-03	1.19E-04	1.19E-04	-	-	大気・水域・土壌ともにオープンダンピングと同じと仮定
TPP	使用		-	-	-	7.33E-07	1.00E-06	DecaBDEと同じと仮定
	廃棄	コントロール ダンピング	1.29E-03	1.19E-05	-	-	-	渡辺らによる先行研究 ¹⁵⁾ の値をGNPで補正
		オープン ダンピング	1.29E-02	1.19E-04	1.19E-04	-	-	大気と水域はコントロールダンピングの10倍と仮定 土壌は水域と同じと仮定
		不法投棄	1.29E-02	1.19E-04	1.19E-04	-	-	大気・水域・土壌ともにオープンダンピングと同じと仮定

3.5.8 ヒトへの曝露量の推算

ヒトへの曝露量の推算には USE tox モデル¹⁾を使用した。USE tox は UNEP の Life Cycle Initiative に
よって承認された化学物質の人体および生態毒性への影響を評価するためのモデルである¹⁾。

USE tox モデル¹⁾では、図 3-8 に示す仕組みで解析が行われる。環境中への排出量から環境中への蓄
積量を推算し、蓄積量からヒトへの曝露量を推算する⁸⁾。ここでのヒトへの曝露量は、曝露人口全体に
おける曝露量を表している⁸⁾。

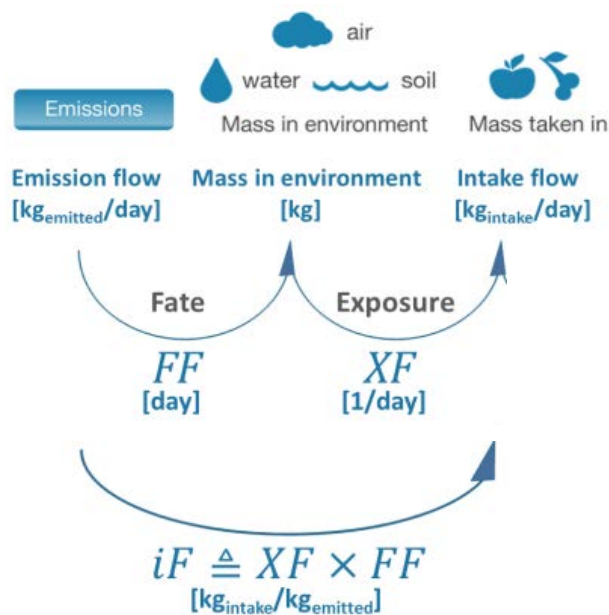


図 3-8 USE tox モデルの仕組み⁸⁾

USE tox モデル¹⁾では、図 3-9 に示すコンパートメント構造とコンパートメント間での化学物質の移動を仮定している。スケールが「indoor air」「urban air」「Continental scale」「Global scale」の4つに分かれており、「Continental scale」と「Global scale」では、「agricultural Soil」「natural Soil」「freshwater」「coastal marine water」「ocean」「air」に媒体が分かれている⁸⁾。各スケールの大きさは国レベルや国よりもさらに小さい州などのレベル、複数の国を含む地域レベルなど様々な設定できる。

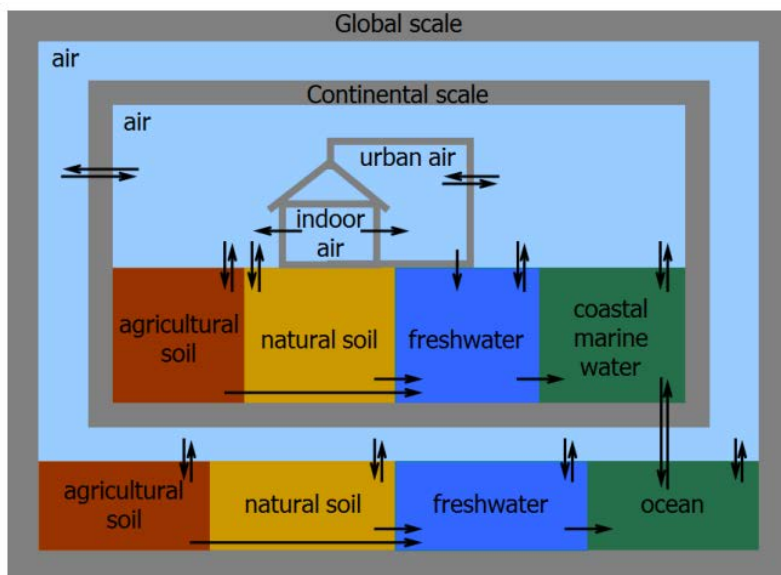


図 3-9 USE tox モデルでのコンパートメント構造と化学物質の移動過程⁸⁾

USE tox モデル¹⁾において、3.5.7 節によって算出した環境排出量を入力するが、排出されるコンパー

トメントの種類と地域または屋内環境を設定した。パキスタンにおける設定条件を表 3-11 に、ウガンダにおける設定条件を表 3-12 に示す。

使用段階における大気への排出は、本研究の場合、自動車の車内に排出されと考えられるが、USE tox のデフォルトに車内がなかったため、「household indoor air」を設定した。屋内環境について、パキスタンもウガンダも OECD 加盟国ではなく、車内はあまり換気されないため、「Non-OECD countries average (airtight building)」を設定した。

使用段階および廃棄段階における水域への排出は「freshwater」を設定し、廃棄段階における土壌への排出は「natural soil」を設定した。廃棄段階における大気への排出は、埋立地は郊外にあると考え、「rural air」を設定した。これらについてはスケールの大きさと地域の設定ができるため、パキスタンについては、「India+」を選択し、ウガンダについては「North, West, East & Central Africa」を選択した。地域設定により、土地面積や水域面積、人口、気象条件、主食などを反映し、その地域に対応した曝露量を推算することができる⁹⁾。ここでは、曝露人口全体での曝露量の合計値を推算した。

表 3-11 パキスタンにおける USE tox モデルの設定

ライフ ステージ	排出媒体	USE tox モデルでの設定	
		Emission compartment	Landscape or indoor environment
使用	大気	Emission to household indoor air	Non-OECD countries average (airtight building)
	水域	Emission to freshwater	India+
廃棄	大気	Emission to rural air	India+
	水域	Emission to freshwater	India+
	土壌	Emission to natural soil	India+

表 3-12 ウガンダにおける USE tox モデルの設定

ライフ ステージ	排出媒体	USE tox モデルでの設定	
		Emission compartment	Landscape or indoor environment
使用	大気	Emission to household indoor air	Non-OECD countries average (airtight building)
	水域	Emission to freshwater	North, West, East & Central Africa
廃棄	大気	Emission to rural air	North, West, East & Central Africa
	水域	Emission to freshwater	North, West, East & Central Africa
	土壌	Emission to natural soil	North, West, East & Central Africa

3.5.9 ヒト健康リスクの推算

ヒト健康リスクの推算は渡辺らの先行研究¹⁵⁾を参照した。
渡辺ら¹⁵⁾によると、Risk 値は式 3-9 によって算定される。

$$Risk = INTAKE \times DF \quad \text{式 3-9}$$

ここで、*Risk*: 体重・1日あたり摂取での損失余命 [year/kg-day]

INTAKE: 曝露量 [mg/kg-day]

DF: 被害係数 [year/mg]

本研究では、USE tox モデル¹⁾において曝露人口全体における曝露量の合計値を算出しているため、この値に *DF* 値をかけることで、曝露人口全体における DALY の合計値 [year]を算出し、これを *Risk* とした。

渡辺ら¹⁵⁾によると、*DF* 値は式 3-10 によって算定される。

$$DF = \beta_{ED10} \times \frac{1}{BW} \times \frac{1}{LT_h} \times \frac{1}{N_{365}} \times \gamma \quad \text{式 3-10}$$

ここで、 β_{ED10} : スロープファクター [risk per mg/kg/day]

BW: 体重 [kg]

LT_h: ヒトの平均寿命 [year]

N₃₆₅: 年間日数 [day/year]

γ : 1 症例あたりの DALY (障害調整生存年) [year/incidence]

本研究では、*DF* 値は渡辺らの先行研究¹⁵⁾から引用した。渡辺らの先行研究¹⁵⁾における物質ごとのエンドポイントを表 3-13 に示す。また、エンドポイントに対応する *DF* 値を表 3-14 に示す。

表 3-13 物質ごとのエンドポイント

物質名	エンドポイント		出典
	吸入	経口	
DecaBDE	甲状腺ホルモンへの影響	肝臓血栓症・変性	渡辺らの先行研究 ¹⁵⁾
Sb ₂ O ₃	肺線維症	体重増加抑制 肝臓の器質的変化 (酒石酸アンチモンカリウム)	渡辺 ²¹⁾
TPP	赤血球ChE活性低下	体重増加抑制	渡辺らの先行研究 ¹⁵⁾

表 3-14 エンドポイントに対応する DF 値

物質名	被害係数DF [year/mg]		出典
	吸入	経口	
DecaBDE	9.38E-07	2.60E-09	渡辺らの先行研究 ¹⁵⁾
Sb ₂ O ₃	1.02E-05	1.44E-06	渡辺 ²¹⁾
TPP	0	1.03E-11	渡辺らの先行研究 ¹⁵⁾

3.6 結言

本章では、まず日本の輸出相手国について特徴付けの方法を示し、対象地の選定方法を示した。そして、輸出製品が製品輸入国で及ぼすヒト健康リスクを定量的に評価することと物質代替によるリスク削減効果を検証することを目的に、物質代替シナリオの設定、含有量の設定、輸出量の推計、ストック量・廃棄量の推計、環境排出量の推計、ヒトへの曝露量の推計、ヒト健康リスクの推計の方法を示した。

3.2 節では、日本の輸出相手国の特徴付けを行うための階層クラスター分析の方法を示し、変数とするパラメータとリスクのとの関係性についても述べた。

3.3 節では、3.2 節の特徴付けを踏まえた対象地の選定方法を示した。特徴は異なるがともにリスクの高い国を 2 つ選定することにした。

3.4 節では、リスク評価の枠組みを示し、対象によらない一般的な方法論を示した。

3.5 節では、リスク評価の詳細な方法と本研究でのケーススタディーにおけるケース設定、シナリオ設定、パラメータの設定条件を示した。

参考文献

- 25) UNEP/SETAC : Official USEtox 2.12 model and factors, 11 Nov 2019 Release 〈 <https://usetox.org/> 〉 (最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 26) 財務省 : 貿易統計 〈 <https://www.customs.go.jp/toukei/info/index.htm> 〉 (最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 27) 独立行政法人 国際協力機構 JICA : 世界のごみの現状を知る
〈 https://www.jica.go.jp/publication/mundi/1805/201805_02_02.html 〉 (最終閲覧日 : 2023.02.04)
- 28) IBM : IBM SPSS Statistics 〈 <https://www.ibm.com/jp-ja/products/spss-statistics> 〉 (最終閲覧日 : 2023.2.10)
- 29) GLOBAL NOTE 世界の人口密度 国別ランキング・推移〈 <https://www.globalnote.jp/post-3741.html> 〉
(最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 30) United Nations : Basic Data selection, GNI, Per Capita GNI - US Dollars 2018
〈 <https://unstats.un.org/unsd/snaama/basic> 〉 (最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 31) World Trade Integrated Solution<
https://wits.worldbank.org/CountryProfile/en/Country/PAK/Year/2020/TradeFlow/Import/Partner/all/Product/86-89_Transport > (最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 32) UNEP/SETAC : USEtox 2.0 USER MANUAL Version 2 〈 https://usetox.org/sites/default/files/support-tutorials/USEtox_Manual.pdf 〉 (最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 33) UNEP/SETAC : USEtox 2.0 DOCUMENTATION Version1.1
〈 https://usetox.org/sites/default/files/assets/USEtox_Documentation.pdf 〉 (最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 34) 独立行政法人 製品評価技術基盤機構 (2014) : 化審法における優先評価化学物質に関するリスク評価の技術ガイダンス (NITE 案) 用語・略語集 Ver.1.0 〈 <https://www.nite.go.jp/data/000050266.pdf> 〉
(最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 35) 羊土社 : DALY 〈 <https://www.yodosha.co.jp/jikkenigaku/keyword/2264.html> 〉 (最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 36) 日本自動車工業会 (2008) : 日本自動車工業会の新たな取り組み～3R 高度化へ向けて～
〈 <https://www.env.go.jp/content/900535371.pdf> 〉 (最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 37) JFE テクノリサーチ株式会社 : ASR (自動車シュレッダーダスト) の臭素系難燃剤分析〈 <https://www.jfe-tec.co.jp/download/pdf/3E4J-046-00.pdf> 〉 (最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 38) 矢野順也, Heping Liu, 梶原夏子, 酒井伸一 : ASR 中の臭素系難燃剤濃度の動的推定, 第 30 回廃棄物資源循環学会研究発表会 講演原稿 2019
- 39) 渡辺真也, 中久保豊彦, 東海明宏, 山本祐吾 (2011) : 産業界による自主的な化学物質管理を支援するリスク評価手法の構築 -テレビ筐体に含有される難燃剤を対象としたケーススタディー, 日本リスク研究学会誌, 21(4), 285-294
- 40) 独立行政法人国際協力機構 (JICA), 株式会社アルメック VPI, 株式会社 オリエンタルコンサルティンググローバル, 株式会社 国際開発センター (2021) : パキスタン・イスラム共和国 自動車産業振興に係る情報収集・確認調査ファイナルレポート
〈 <https://openjicareport.jica.go.jp/pdf/12366811.pdf> 〉 (最終閲覧日 : 2022.12.31)
- 41) 日本貿易振興機構 (ジェトロ) : 中古車の輸入規制を強化、車齢 5 年から 3 年へ
〈 <https://www.jetro.go.jp/biznews/2012/12/50dbef78318f8.html> 〉 (最終閲覧日 : 2022.12.31)

- 42) PLANETCARS 中古車輸出の情報サイト (2020) : UGANDA ウガンダ
〈 <https://planetcars.jp/index.php/ja/market-uganda> 〉 (最終閲覧日 : 2023.1.22)
- 43) 日本自動車工業会 (2022) : 2021 年度乗用車市場動向調査について
〈 https://www.jama.or.jp/release/news_release/2022/1298/ 〉 (最終閲覧日 : 2023.1.22)
- 44) 中西準子, 東海明宏, 岩田光夫 (2008) : 詳細リスク評価書シリーズ 23 デカブロモジフェニルエーテル
- 45) 渡辺真也, (2010) : 修士論文

4. 結果・考察

4.1 緒言

第3章で示した方法論に対応した結果と考察について記述する。

4.2節では、日本の輸出相手国の特徴付けを目的に行った階層クラスター分析の結果を示す。

4.3節では、4.2節で示す階層クラスター分析の結果をもとに、ケーススタディーの製品輸入国を選定する。

4.4節では、輸出製品と物質代替に注目した化学物質のリスク評価のケーススタディーにおいて、基本ケースの結果を示す。結果は輸出量、輸出製品のストック量と廃棄量、化学物質のストック量と廃棄量、化学物質のマスバランス、環境排出量、ヒトへの曝露量、ヒト健康リスクに分けて示す。この結果をもとに、物質代替によるリスク削減効果について考察する。また、4.2節で示す輸出相手国の特徴付けを踏まえて、製品輸入国の特徴とリスクの大きさについて考察する。

4.5節では、ケーススタディーの追加ケースの結果を示す。そして、基本ケースの結果と比較することで、対策の有効性と物質代替との相乗効果について考察する。

4.6節では、本研究の不確実性について述べる。

4.7節では、本研究で示した輸出製品と物質代替に注目した化学物質のリスク評価手法の汎用性について記述する。どのようなことが分かれば、他の対象でも適用できるのかについて述べる。

4.8節では、ここまでを通して、輸出製品を介した化学物質のリスクの移転について、日本の責任について述べる。そして、日本ができる対策について、製品のライフステージごとに考え、ケーススタディーの結果を踏まえた妥当性について述べる。

本章で示す本研究の結果・考察の構成を図4-1に示す。対応する節と図の番号も示している。

日本の輸出相手国の特徴付けの結果と対象地の選定

- 4.2 節 ・ 階層クラスター分析の結果と高リスクの国の抽出 図 4-2, 表 4-1, 表 4-2
- 4.3 節 ・ ケーススタディーにおける製品輸入国の選定

基本ケースの結果と考察

- 4.4 節 ・ 方法論で示したリスク評価の手順に沿って示す
・ 最後に物質代替の有効性と製品輸入国とリスクの関係を考察

基本ケース { 物質代替シナリオ→PA1, UG1
未代替シナリオ →PA2, UG2 }

- 4.4.1 節 ・ 自動車の輸出台数（国別） 図 4-3, 図 4-4
- 4.4.2 節 ・ 日本からの輸出自動車のストック台数・廃棄台数（国別） 図 4-5, 図 4-6
- 4.4.3 節 ・ 製品輸入国における化学物質のストック量・廃棄量（物質別） 図 4-7, 図 4-8, 図 4-9, 図 4-10, 図 4-11, 図 4-12
- 4.4.4 節 ・ 製品中への含有量から曝露量までのマスバランス（国別、物質別） 図 4-13, 図 4-14, 図 4-15, 図 4-16, 図 4-17, 図 4-18
- 4.4.5 節 ・ 製品輸入国における環境排出量（ケース別） 図 4-19, 図 4-20, 図 4-21, 図 4-22
- 4.4.6 節 ・ 製品輸入国におけるヒトへの曝露量（ケース別） 図 4-23, 図 4-24, 図 4-25, 図 4-26
- 4.4.7 節 ・ 製品輸入国におけるヒト健康リスク（ケース別） 図 4-27, 図 4-28, 図 4-29, 図 4-30
- 4.4.8 節 ・ 物質代替の有効性に関する考察
- 4.4.9 節 ・ 製品輸入国の特徴とリスクに関する考察

追加ケースの結果と考察

- 4.5 節 ・ 基本ケースと違いのある一部の結果に絞って示す
・ ケース別に示し、各対策の物質代替との相乗効果を考察

4.5.1 節 ケースUG1-1（規制物質の含まれる中古製品の輸出を制限）

- ・ 製品輸入国におけるDecaBDEのストック量と廃棄量 図 4-31
- ・ ヒト健康リスク 図 4-32

4.5.2 節 ケースPA1-1（製品輸入国での平均耐用年数が短い）

- ・ 製品輸入国におけるDecaBDEのストック量と廃棄量 図 4-33
- ・ ヒト健康リスク 図 4-34

4.5.3 節 ケースPA1-2（廃棄物管理が向上）

- ・ 製品中への含有量から曝露量までのマスバランス 図 4-35, 図 4-36,
- ・ ヒト健康リスク 図 4-38 図 4-37

研究全体の考察

- 4.6 節 ・ 不確実性に関する考察
- 4.4.7 節 ・ 評価方法の汎用性に関する考察
- 4.8.1 節 ・ 輸出製品を介したリスクの移転と日本の責任
- 4.8.2 節 ・ 日本ができる対策（製品のライフステージごと） 図 4-39

図 4-1 結果・考察の構成

4.2 日本の輸出相手国の特徴付け

階層クラスター分析で出力された樹木図を図 4-2 に示す。また、図 4-2 の各グループに所属する国の数と所属する国の中央値を表 4-1 に示す。

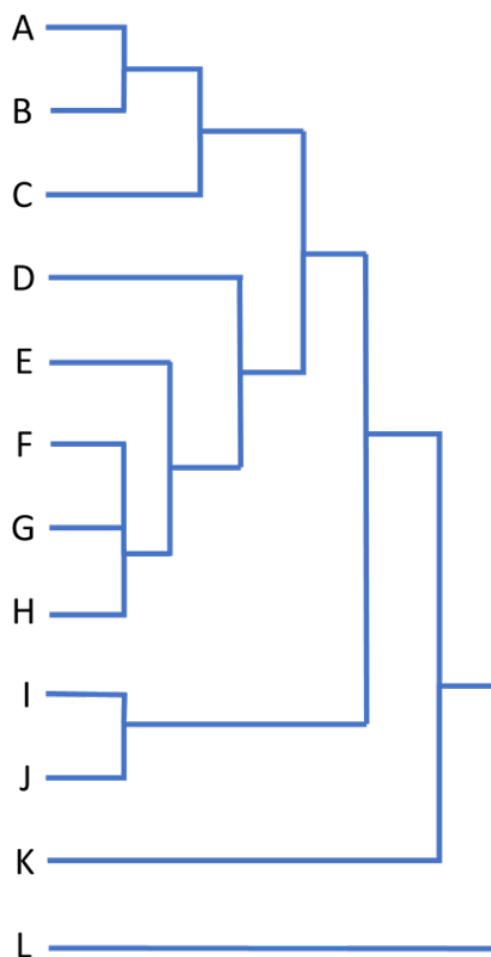


図 4-2 階層クラスター分析の結果（樹木図）

表 4-1 各グループに所属する国の数と中央値

	国数	輸出量 [台]	中古車の割合 [%]	人口密度 [人/km ²]	1人当たりのGNI [アメリカ\$]
A	57	2073	0	79	3321
B	18	7517	0	94	19517
C	28	1162	45	75	3104
D	2	29796	35	7376	54567
E	5	230384	65	19	43145
F	21	31044	0	198	45660
G	3	21624	0	15	82825
H	2	561	97	270	67403
I	35	3967	98	71	1969
J	15	1225	93	302	16657
K	1	1850	62	20012	77475
L	1	1530853	1	36	64039

高リスク

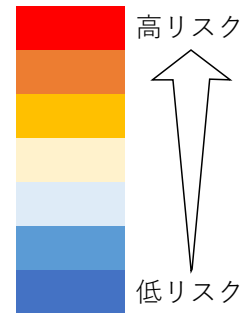
低リスク

グループ K とグループ L は所属する国の数が 1 つずつであるが、グループ K は人口密度が、グループ L は輸出量が他のグループと比べて、桁違いに大きいからだと考えられる。

各グループに所属する国の中で、式 3-2 に基づいて最もリスクが大きいとした国を表 4-2 に示す。

表 4-2 各グループにおいて最もリスクが高い国

	国名	輸出量 [台]	中古車の割合 [%]	人口密度 [人/km ²]	1人当たりのGNI [アメリカ\$]
A	ベトナム	16963	1	317	2407
B	中華人民共和国	236159	0	150	9680
C	パキスタン	38320	72	292	1410
D	香港	34273	44	7060	51398
E	アラブ首長国連邦	244179	66	141	43987
F	台湾	73871	0	648	49800
G	スイス	22523	0	220	82825
H	ケイマン諸島	1118	95	277	60037
I	ウガンダ	24944	100	235	775
J	バングラデシュ	27502	90	1278	1747
K	マカオ	1850	62	20012	77475
L	アメリカ合衆国	1530853	1	36	64039



グループ間における国の特徴を表す指標の大小関係は、表 4-1 と表 4-2 で同じになっている。つまり、表 4-2 で挙げた国は各グループの特徴を表したうえでリスクが高い国であると言える。さらに、表 4-2 に挙げた国は各グループの特徴を表しているため、本研究で用いた製品輸入国のグループ分けの妥当性が示された。

4.3 ケーススタディーにおける製品輸入国の選定

ケーススタディーにおける製品輸入国にはパキスタンとウガンダを選んだ。パキスタンは表 4-1 のグループ C に所属し、グループ内で最もリスクが大きい国であった。ウガンダは表 4-1 のグループ I に所属し、グループ内で最もリスクが大きい国であった。

パキスタンは表 4-2 より、表 3-1 で示した指標において 1 人あたりの GNI 以外はすべて高い傾向にあり、1 人あたりの GNI は低い傾向にあったため、総合的にリスクが高くなると考えた。

ウガンダは表 4-2 より、輸出量がパキスタンより小さいが、中古車の割合が高く、1 人あたりの GNI も小さいため、リスクが高くなる可能性があると考えた。

パキスタンとウガンダは大陸が異なるため、ヒトへの曝露量でも違いが出ると考え、この 2 国を対象とした。製品輸入国における輸送機器の輸入量に占める日本からの割合が、パキスタンは 24.01%、ウガンダは 35.89%であり¹⁾、2 国とも日本の責任は大きいと考えられる。

4.5 基本ケースの結果と考察

4.5.1 輸出量

日本からパキスタンに輸出された自動車の台数を新車と中古車に分けて、図 4-3 に示す。

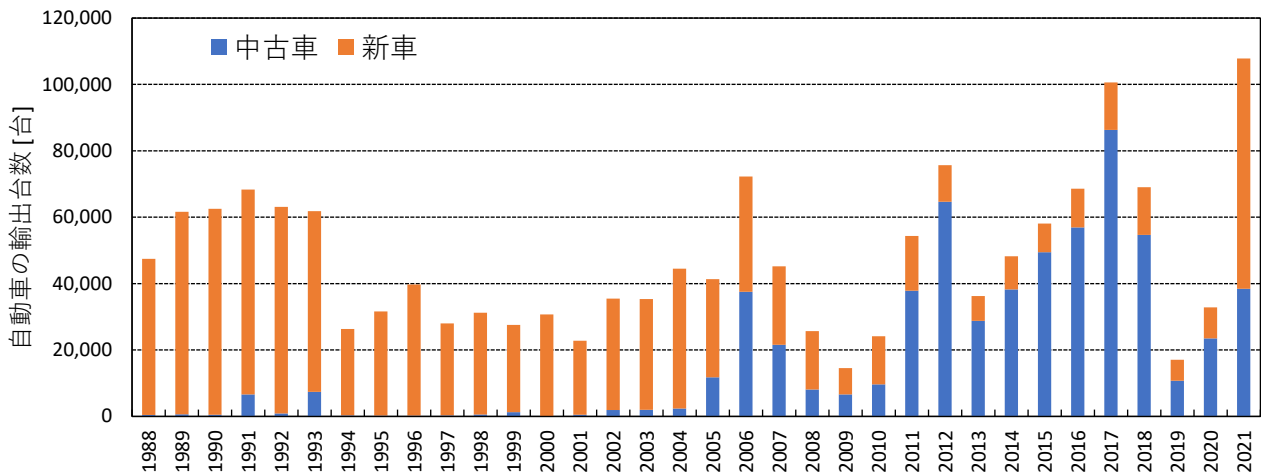


図 4-3 日本からパキスタンに輸出された自動車の台数

1988 年から 2004 年頃までは、中古車の輸出は少なく、輸出される自動車はほとんど新車であった。

2005 年頃から中古車の輸出台数が多くなり、2011 年から 2018 年までは中古車の輸出台数が新車の輸出台数を上回っていた。背景として、パキスタン政府が 2011 年 5 月に中古トラック・バスの輸入規制を緩和し、海外居住者の個人貨物・帰国・贈与スキームを利用すると、車齢 5 年未満の中古トラック・バスを輸入できるようになったことが考えられる²⁾。また、バスについては車齢 3 年未満であれば商業輸入もできるようになった²⁾。一方で、新車の輸出台数は、中古車の輸出台数の増加に伴って減少した。

しかし、2018 年から 2019 年にかけて中古車の輸出台数が大幅に減少した。背景として、パキスタン政府が 2018 年 7 月に自国のノンファイラー（所得税を確定申告していない人）に対する自動車（新車・中古車）の購入・登録を禁止する政策（Financial Act 2018）を実施したことが考えられる³⁾。また、2019 年 1 月に Import Policy Order (2016) の改訂により、税金の支払いのための海外送金は海外から車を輸送するパキスタン人の口座から行わなければならない、海外送金の受取りは海外から車を輸送するパキスタン人の口座か、口座が無い場合はその家族の口座でなければならないとされ、制度が厳格化された³⁾。このようにパキスタンの政策が大きく影響して、中古車の輸出台数が減少したと考えられる。

日本からウガンダに輸出された自動車の台数を新車と中古車に分けて、図 4-4 に示す。

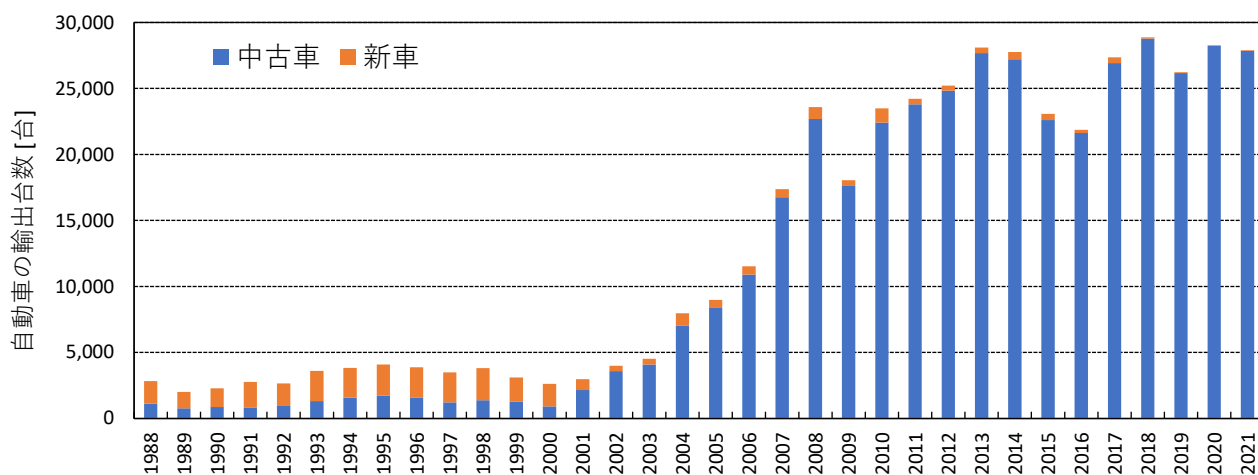


図 4-4 日本からウガンダに輸出された自動車の台数

1988 年から 2003 年までは新車と中古車を合わせても 5000 台以下であり、輸出台数に大きな変動はなかった。しかし、2001 年から 2008 年から輸出台数が増加し、2008 年には新車と中古車を合わせて 20000 台を超えた。2008 年から 2021 年までは 2009 年を除いて毎年 20000 台以上が輸出された。また、2001 年以降は中古車の方が多く輸出されており、中古車の割合は 2007 年から 2021 年まで毎年 95%を超えていた。実際にウガンダでは商用車を含む車両の約 9 割が日本の中古車であるとされており、定員を増やす改造を行い、「乗り合いタクシー」として利用されているという報告がある⁴⁾。

4.5.2 製品輸入国における製品のストック量・廃棄量

パキスタンにおける日本から輸出された自動車のストック量と廃棄量を図 4-5 に示す。

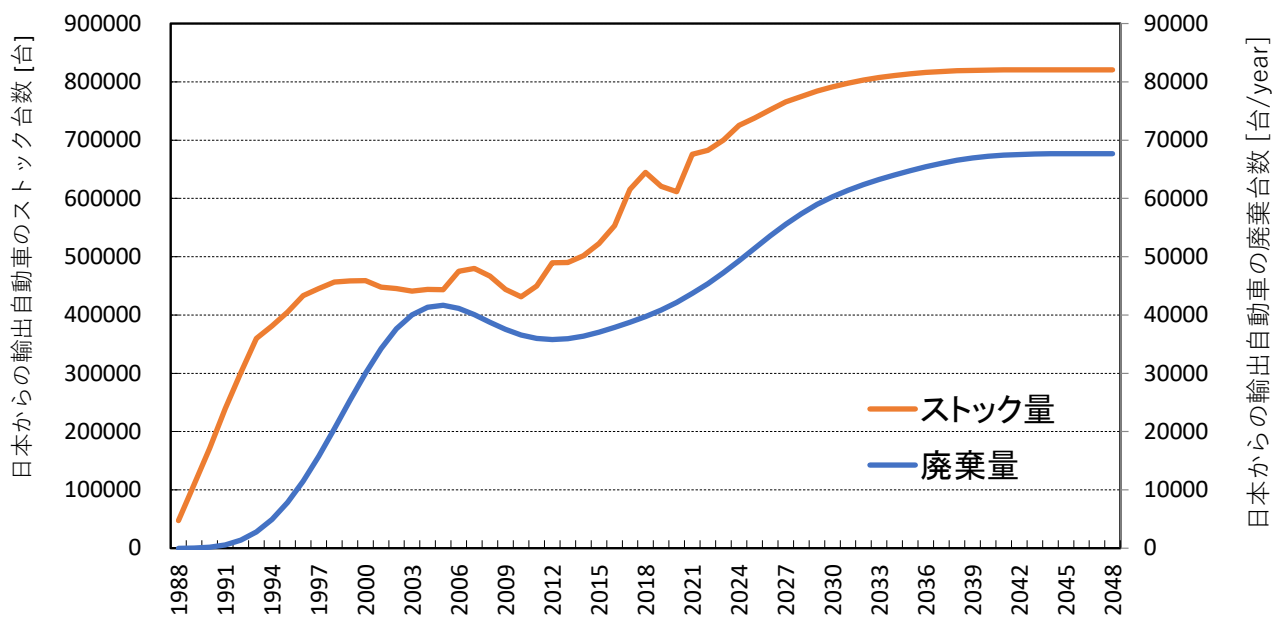


図 4-5 パキスタンにおける日本からの輸出自動車のストック量と廃棄量

パキスタン政府による中古車の輸入規制が行われた 2012 年以降にストック量が増加している。輸入された中古車の 9 割が 18 年以内に廃棄されるという条件を設定しているため、2012 年の 18 年後である 2030 年頃まではストック量が増加している。また、パキスタンでは 1988 年から 1993 年にかけても新車が年間 40000 台以上輸出されたため、1988 年から 18 年後である 2006 年頃に廃棄量が 40000 台以上のピークを迎えている。2012 年以降もストック量の増加に伴って、廃棄量は増加し、2039 年頃から年間約 67000 台で一定となっている。

ウガンダにおける日本から輸出された自動車のストック量と廃棄量を図 4-6 に示す。

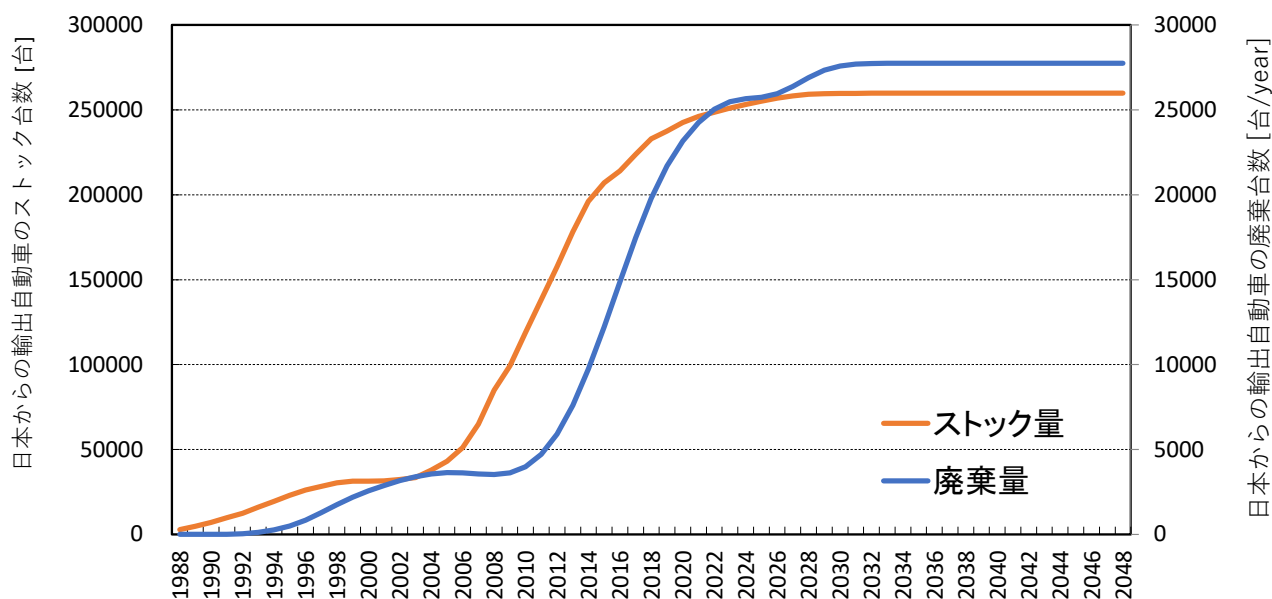


図 4-6 ウガンダにおける日本からの輸出自動車のストック量と廃棄量

ウガンダの輸入台数はパキスタンと異なり、年による変動が小さいため、ストック量と廃棄量も単調増加となっている。特に輸出量が増加し始めた 2004 年頃からストック量は増加し、6 年後の 2010 年頃から廃棄量も増加している。廃棄量の増加割合が 2023 年から 2026 年にかけて小さくなっているのは、2015 年と 2016 年の輸出台数が前後の年に比べて少なくなっているからだと考えられる。

4.5.3 製品輸入国における化学物質のストック量・廃棄量

シナリオ別の DecaBDE のストック量と廃棄量をそれぞれ図 4-7 と図 4-8 に示す。

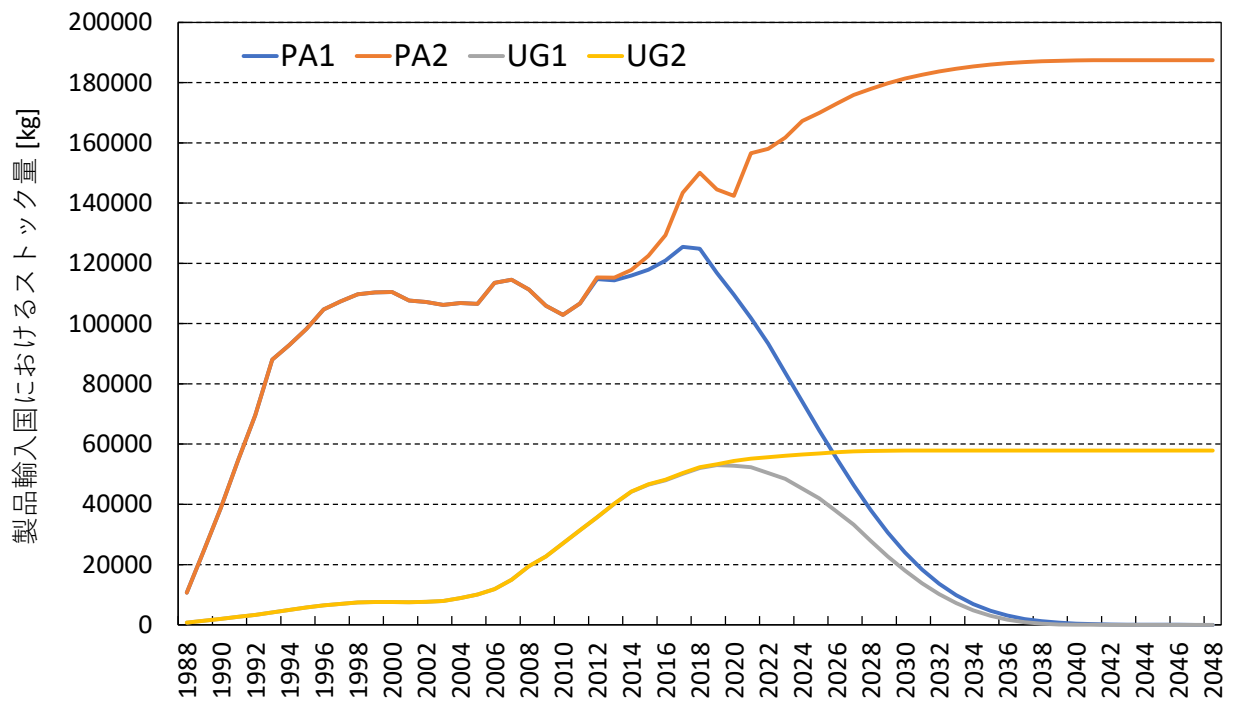


図 4-7 製品輸入国における DecaBDE のストック量

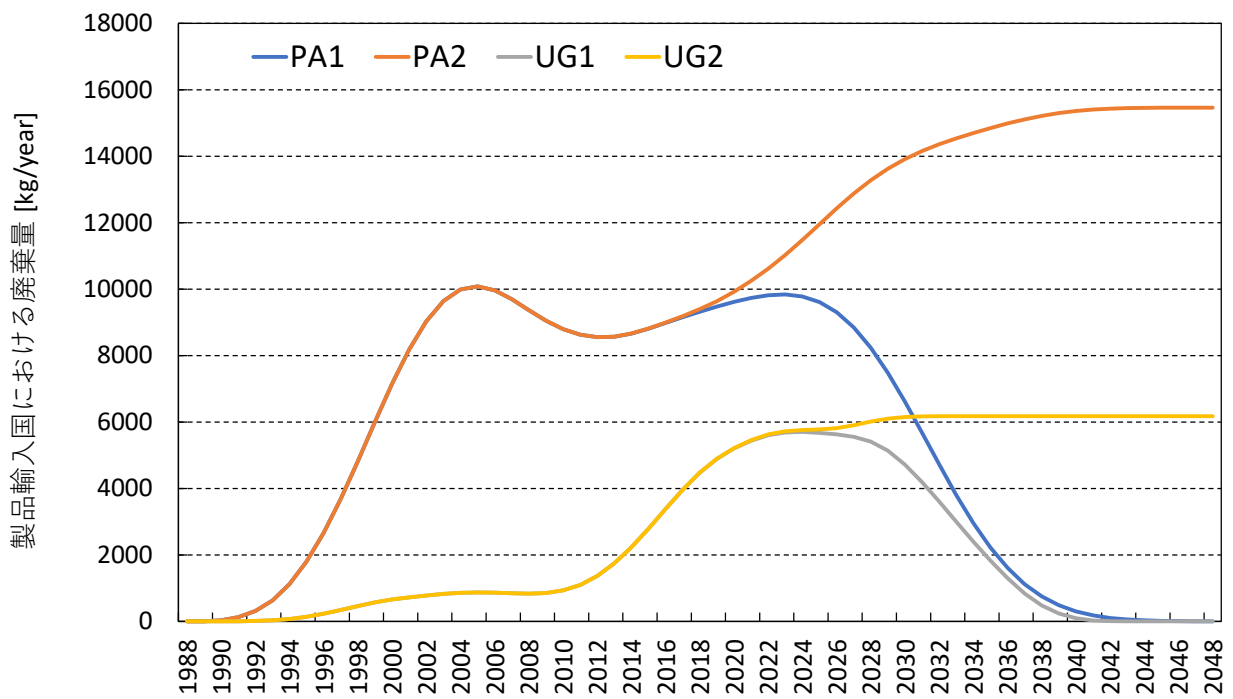


図 4-8 製品輸入国における DecaBDE の廃棄量

未代替シナリオのケース PA2 と UG2 では、2048 年のストック量において 3.2 倍パキスタンの方が多く（図 4-7）、2048 年の廃棄量において約 2.5 倍パキスタンの方が多くなった（図 4-8）。輸出量がパキスタンの方が多いためと考えられる。

代替シナリオのケース PA1 と UG1 はストック量・廃棄量ともに途中から減少傾向になった。PA1 のストック量は 2018 年から減少傾向になり、UG1 のストック量は 2020 年から減少傾向になった（図 4-7）。また、PA1 の廃棄量は 2024 年から減少傾向になり、UG1 の廃棄量は 2025 年から減少傾向になった（図 4-8）。ストック量が減少傾向になる年が UG1 の方が遅いのは、パキスタンの方がウガンダより中古車の割合が高く、中古車の輸入規制が緩いため日本での使用期間が長いからだと考えられる。一方、PA1 と UG1 の廃棄量については、減少傾向になる年の差が 1 年に縮まっているが（図 4-8）、ウガンダの方がパキスタンより平均耐用年数が短いからだと考えられる。

シナリオ別の Sb_2O_3 のストック量と廃棄量をそれぞれ図 4-9 と図 4-10 に示す。

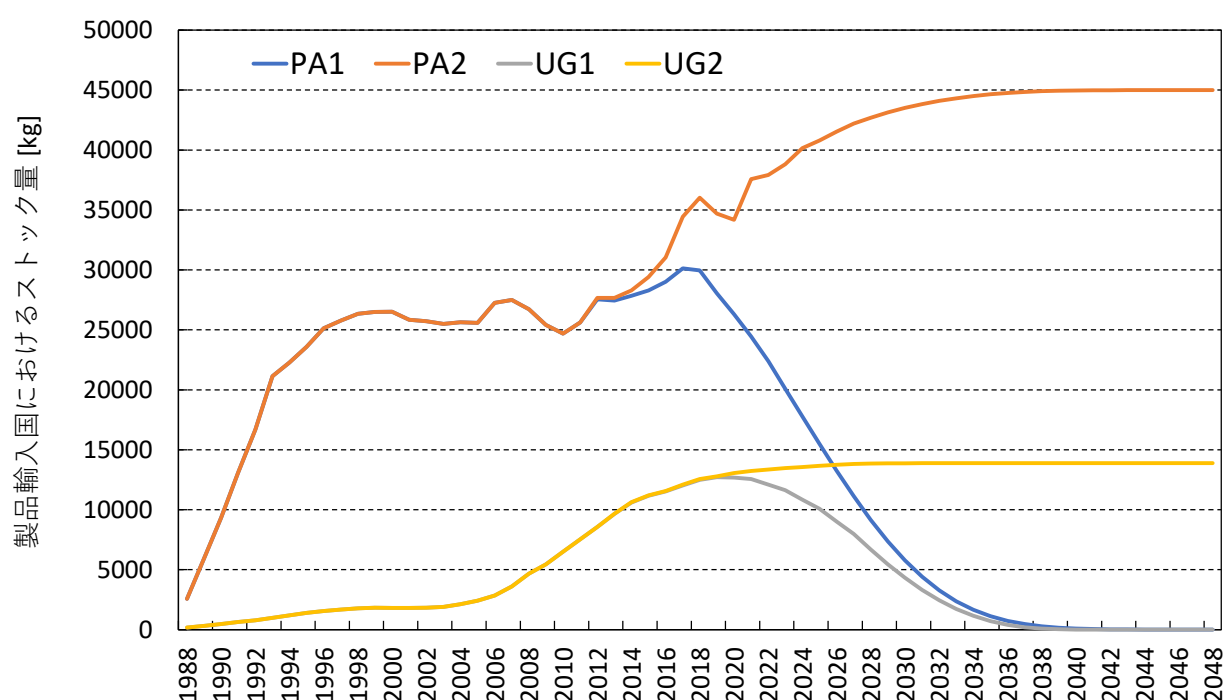


図 4-9 製品輸入国における Sb_2O_3 のストック量

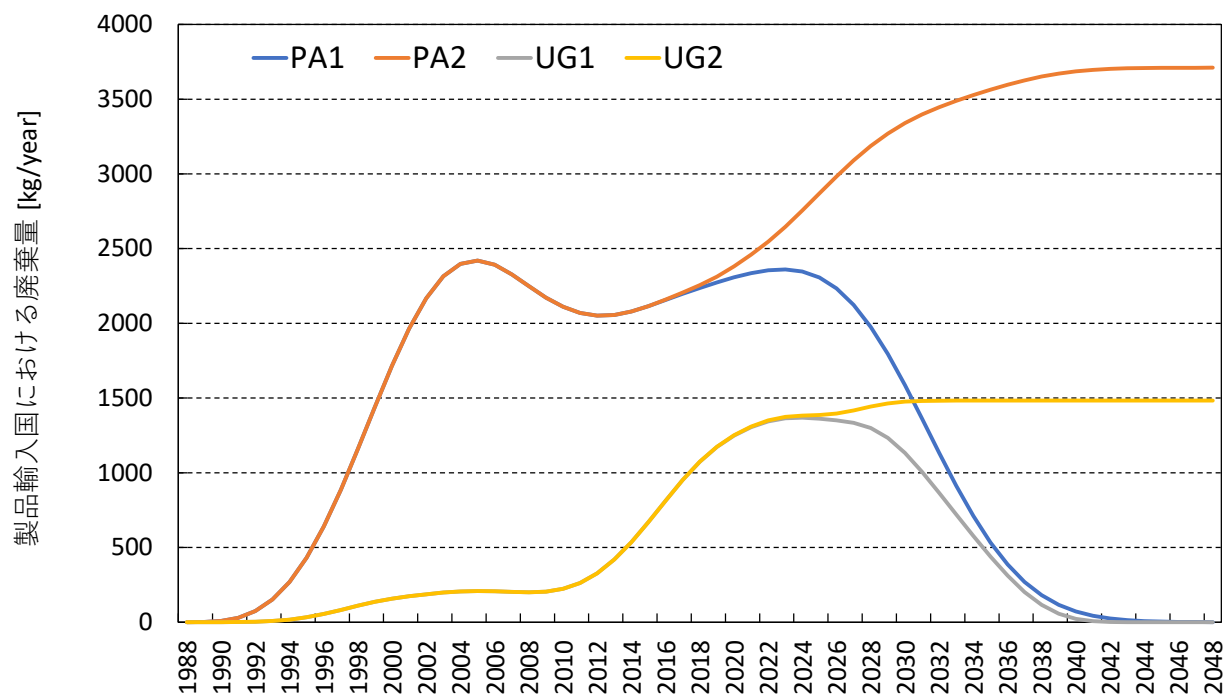


図 4-10 製品輸入国における Sb_2O_3 の廃棄量

グラフの形はストック量、廃棄量ともに DecaBDE と同じになった。未代替シナリオのケース PA2 と UG2 の両方において、2048 年の Sb_2O_3 のストック量と廃棄量は DecaBDE の 4.2 倍になっており (図 4-9, 図 4-10)、表 3-5 で示した自動車への含有量と同じ比率になった。

シナリオ別の TPP のストック量と廃棄量をそれぞれ図 4-11 と図 4-12 に示す。

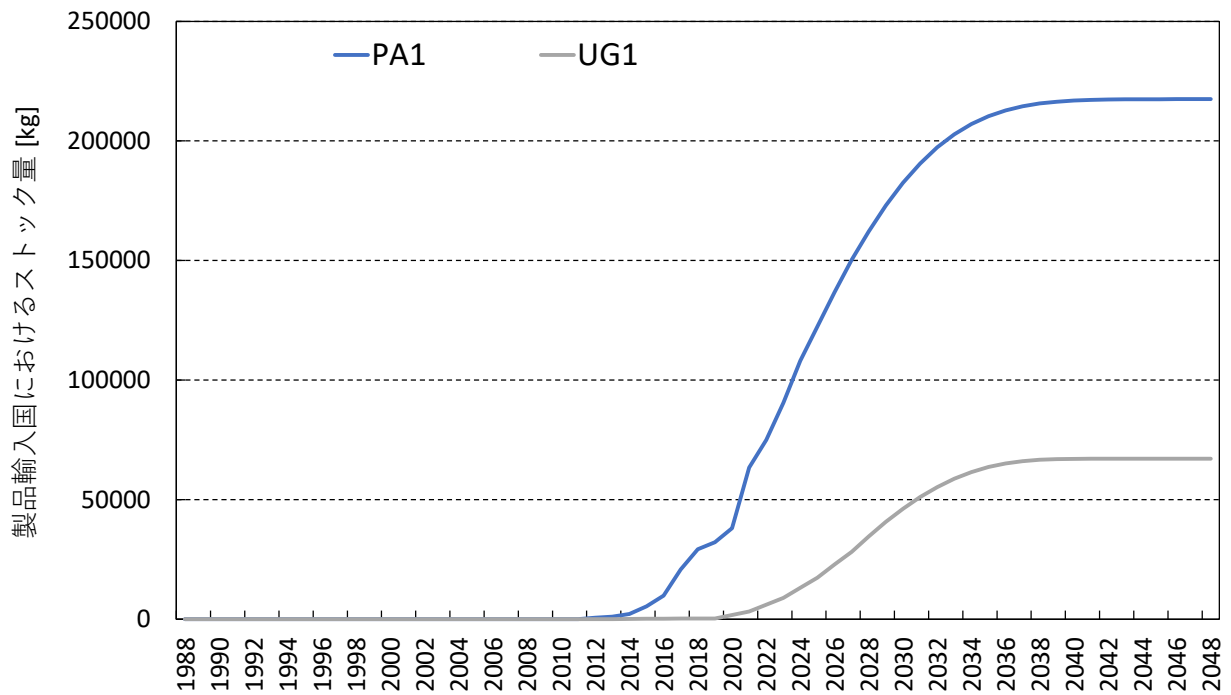


図 4-11 製品輸入国における TPP のストック量

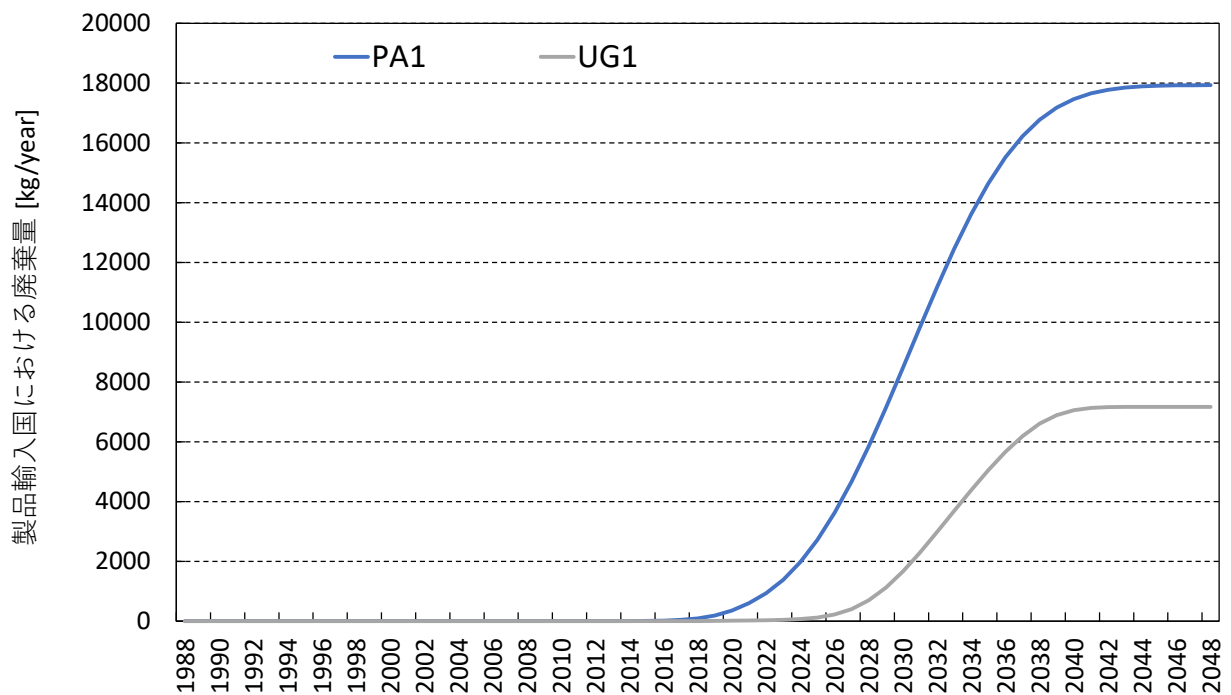


図 4-12 製品輸入国における TPP の廃棄量

代替シナリオのケース PA1 と UG1 では、2012 年以降に TPP への代替が行われているが、ストック量

および廃棄量が増加する年は、UG1の方がPA1より遅くなった（図 4-11, 図 4-12）。ウガンダの方がパキスタンより中古車の割合が高く、中古車の輸入規制が緩いため日本での使用期間が長いからだと考えられる。

4.5.4 国別・物質別のマスバランス

ケーススタディーにおける製品輸入国であるパキスタンとウガンダについて、3.5.7 節と 3.5.8 節の方法によって算出したマスバランスを示す。物質は DecaBDE、 Sb_2O_3 、TPP について示す。ここでは、乗用車 1 台のストックまたは乗用車 1 台の廃棄からヒトへ曝露するまでの経路について、マスバランスを示す。各経路における物質の移動量はストック量または廃棄量に比例するため、ここで示す値にストック台数または廃棄台数をかければ、実際のマスバランスを算出することができる。また、各経路における物質の移動量は表 3-5 に示した含有量と比例するため、バスやトラックを対象としたマスバランスも算出することができる。実際に各環境媒体に排出された後には多媒体間移動が起こるが、ここでは省略し、多媒体間移動の結果、吸入または経口によって曝露する量を示す。

パキスタンにおける DecaBDE のマスバランスを図 4-13 に示す。

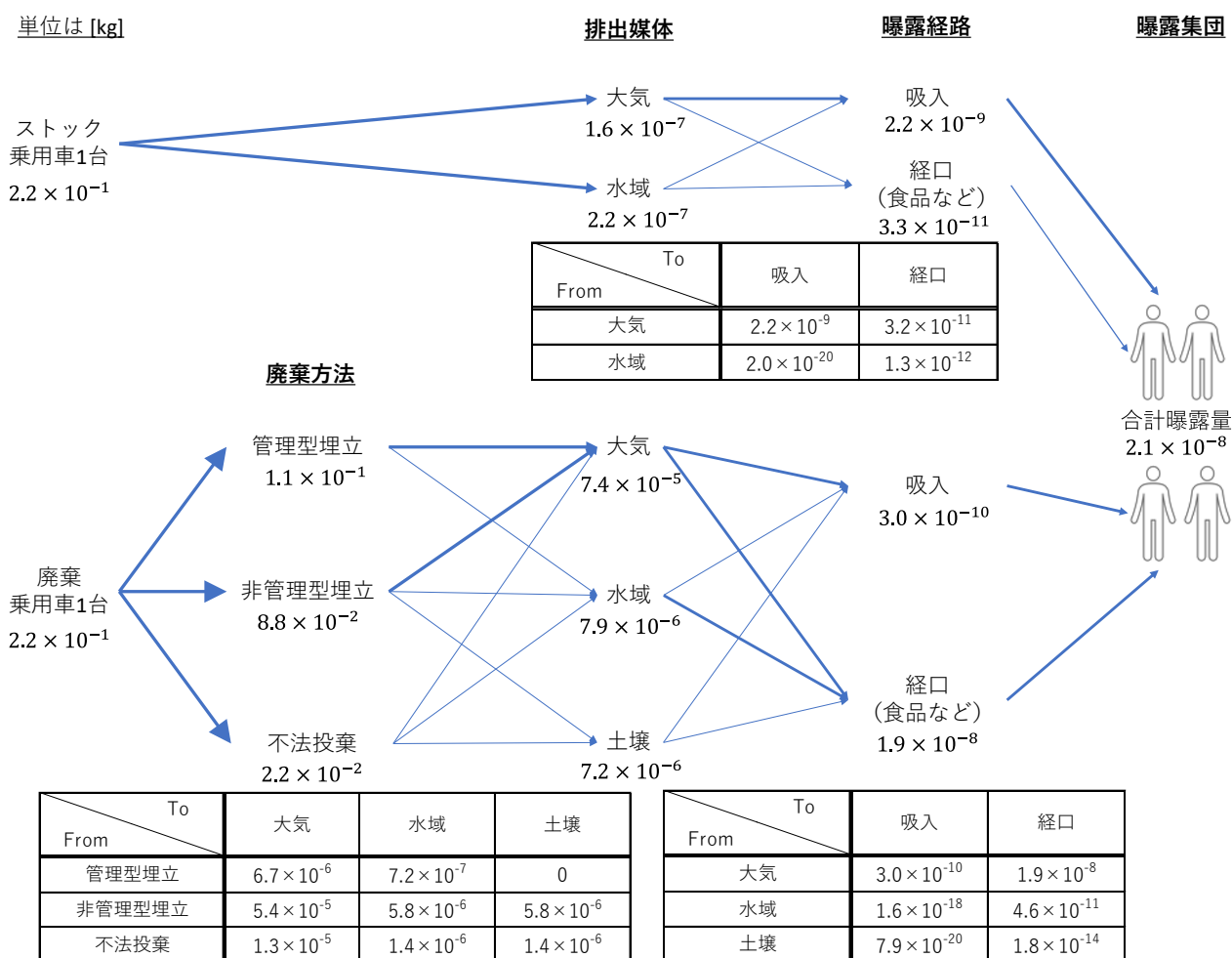


図 4-13 パキスタンにおける DecaBDE のマスバランス

ストックに関しては、大気に排出された DecaBDE を吸入する経路での曝露量が最も大きくなった。
また廃棄に関しては、非管理型埋立から大気に排出された DecaBDE を経口摂取する経路での曝露量が最も大きくなった。

パキスタンにおける Sb_2O_3 のマスバランスを図 4-14 に示す。

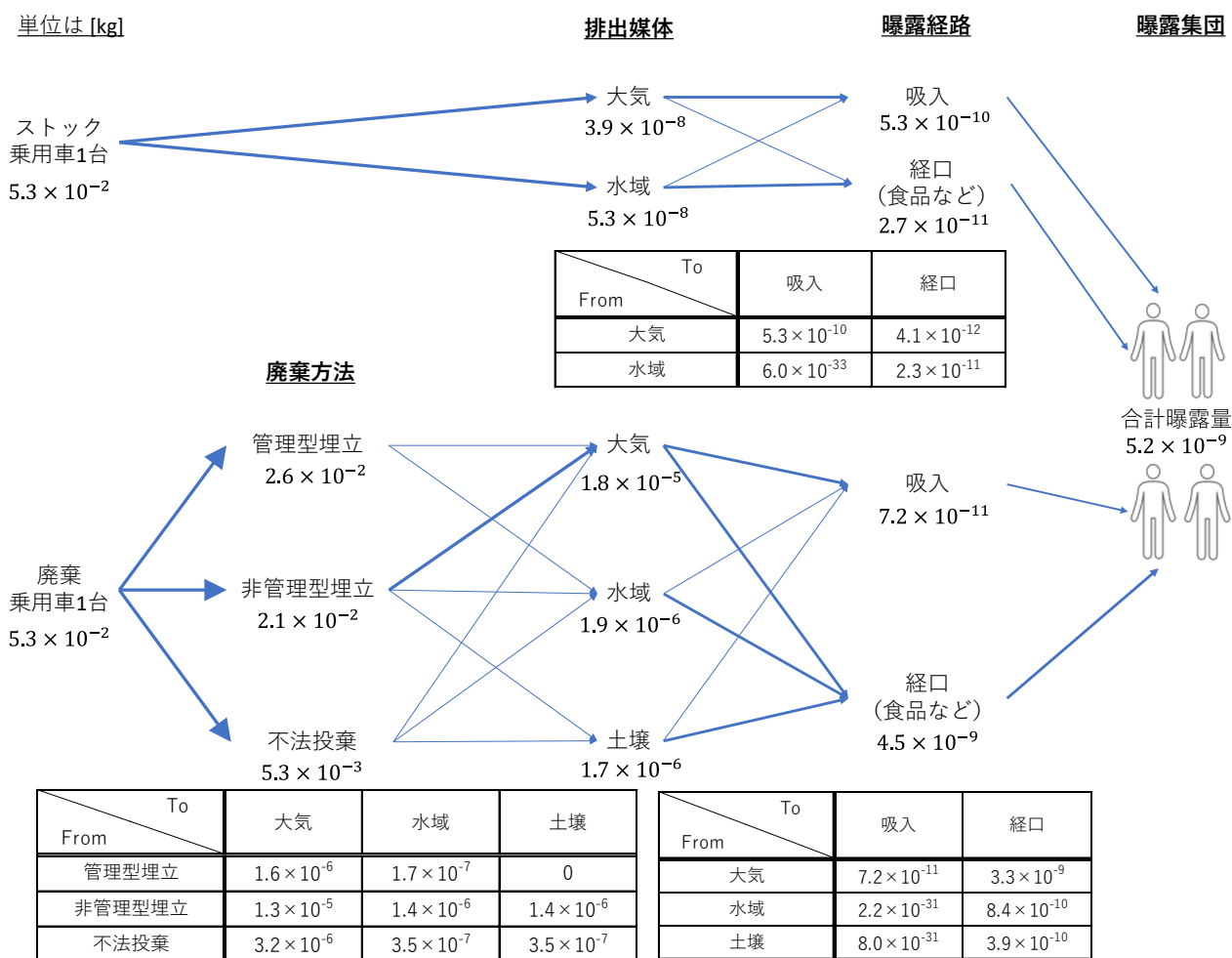


図 4-14 パキスタンにおける Sb_2O_3 のマスバランス

ストックに関しては、大気に排出された Sb_2O_3 を吸入する経路での曝露量が最も大きくなった。また
廃棄に関しては、非管理型埋立から大気に排出された Sb_2O_3 を経口摂取する経路での曝露量が最も大き
くなった。DecaBDE と比較すると、ストックに関しては水域からの吸入曝露が、廃棄に関しては水域ま
たは土壌からの吸入曝露の量が 1.0×10^{-31} [kg] を下回っており、非常に少なくなった。

パキスタンにおける TPP のマスバランスを図 4-15 に示す。

単位は [kg]

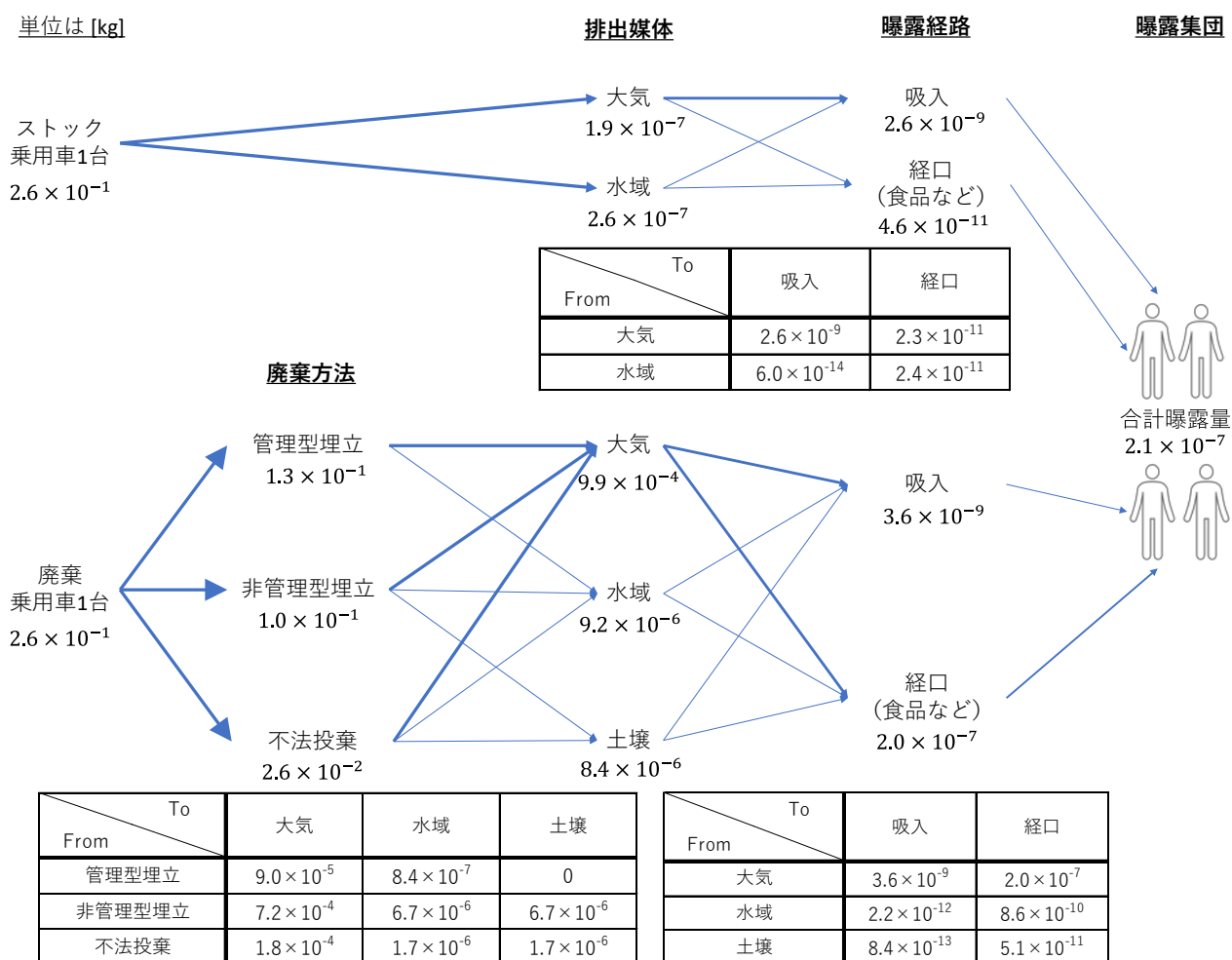


図 4-15 パキスタンにおける TPP のマスバランス

ストックに関しては、大気に排出された TPP を吸入する経路での曝露量が最も大きくなった。また廃棄に関しては、非管理型埋立から大気に排出された TPP を経口摂取する経路での曝露量が最も大きくなった。DecaBDE と比較すると、乗用車への含有量は TPP が DecaBDE の約 1.2 倍であるが、合計曝露量は TPP が DecaBDE の約 10 倍となり、TPP の方が DecaBDE より曝露しやすいことが分かった。

ウガンダにおける DecaBDE のマスバランスを図 4-16 に示す。

単位は [kg]

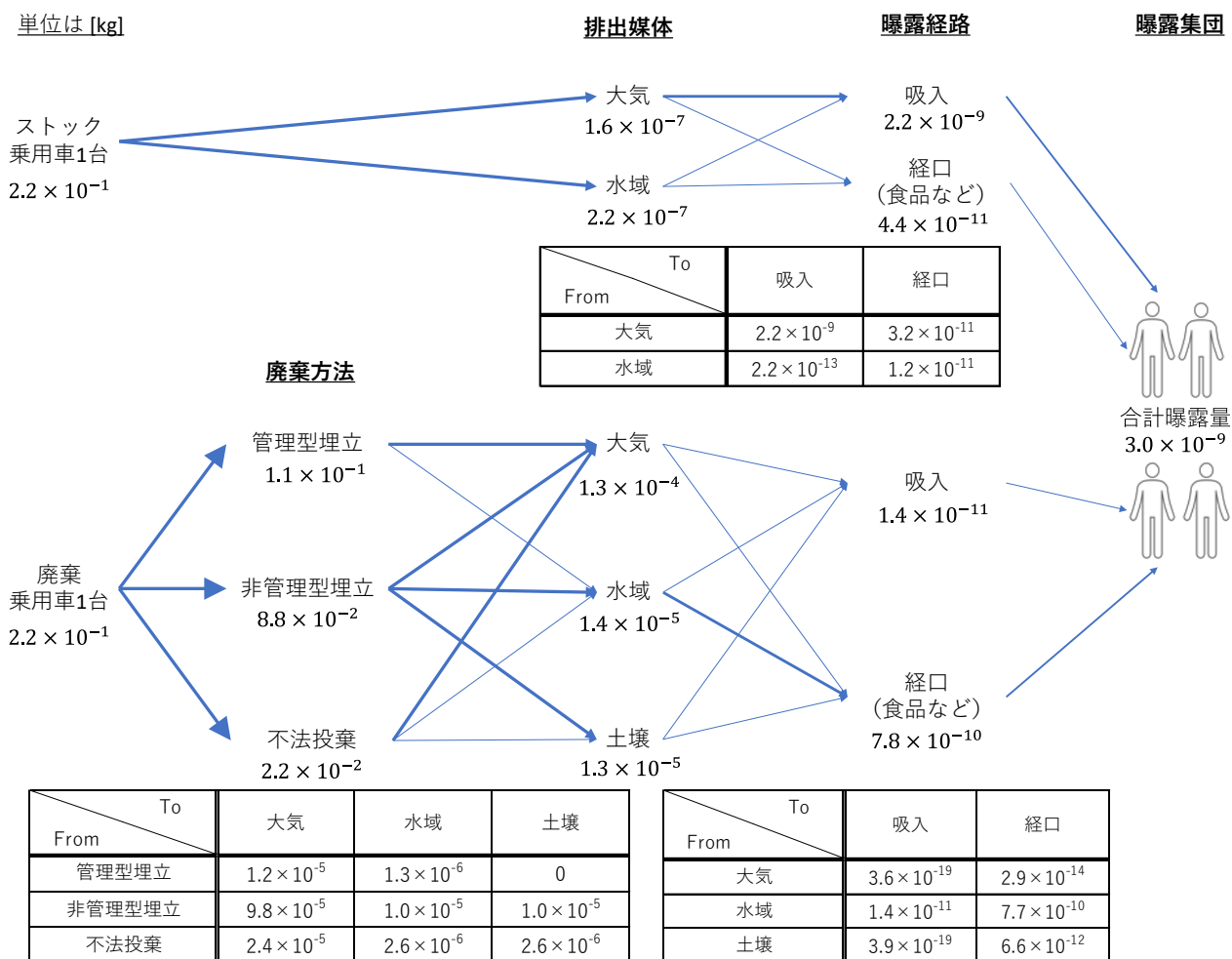


図 4-16 ウガンダにおける DecaBDE のマスバランス

ストックに関しては、大気に排出された DecaBDE を吸入する経路での曝露量が最も大きくなった。また廃棄に関しては、非管理型埋立から水域に排出された DecaBDE を経口摂取する経路での曝露量が最も大きくなった。パキスタンと比較すると、廃棄に関して、パキスタンは大気からの曝露が多かったが、ウガンダでは水域からの曝露が多かった。また、合計曝露量はウガンダがパキスタンの約 0.14 倍となり、ストック量と廃棄量が同じ時、パキスタンの方がウガンダより DecaBDE の合計曝露量は大きくなることから分かった。これは、表 4-2 から分かるとおり、パキスタンの方がウガンダより人口密度が高いからだと考えられる。

ウガンダにおける Sb_2O_3 のマスバランスを図 4-17 に示す。

単位は [kg]

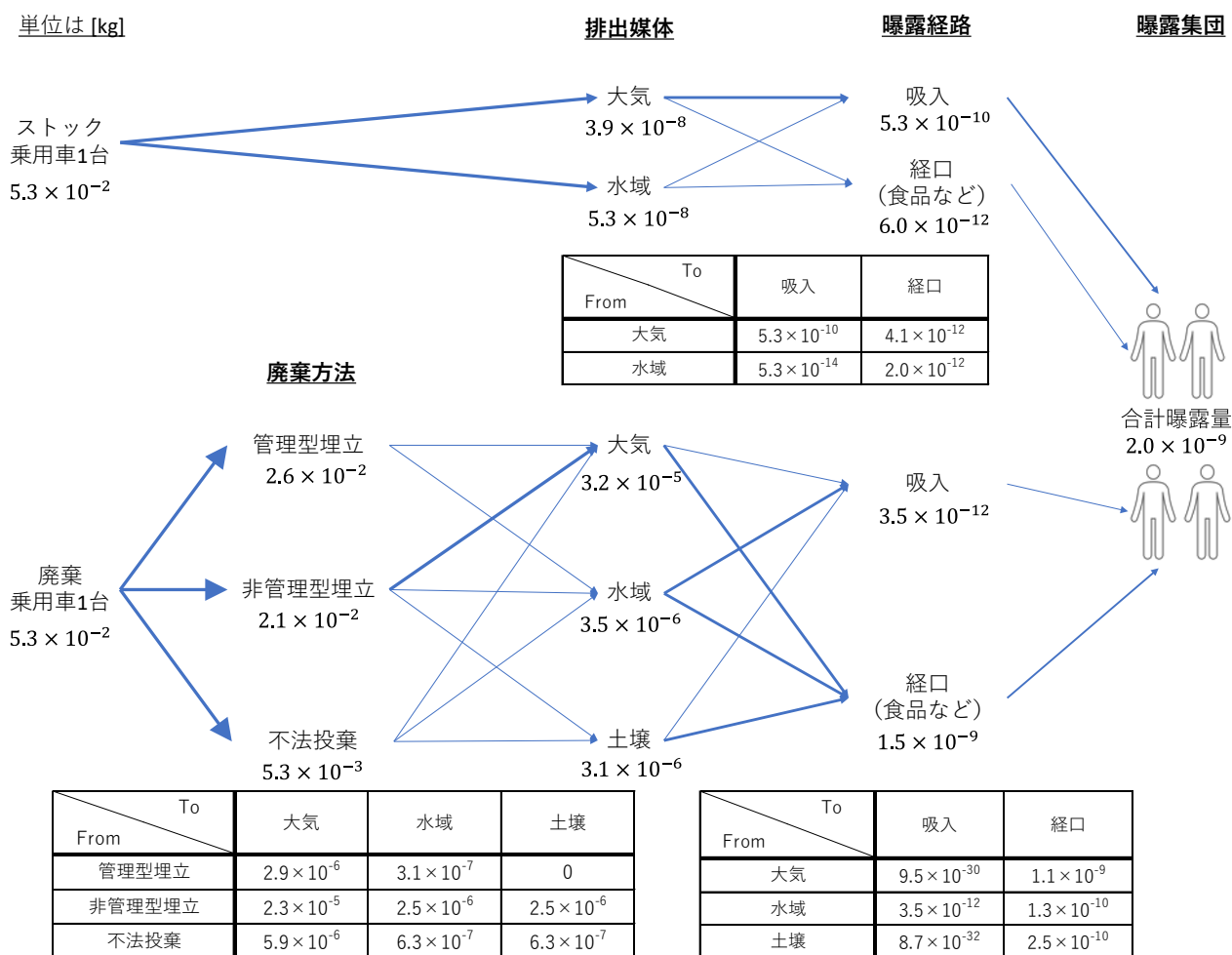


図 4-17 ウガンダにおける Sb_2O_3 のマスバランス

ストックに関しては、大気に排出された Sb_2O_3 を吸入する経路での曝露量が最も大きくなった。また廃棄に関しては、非管理型埋立から大気に排出された Sb_2O_3 を経口摂取する経路での曝露量が最も大きくなった。パキスタンと比較すると、廃棄に関しては、ウガンダでは大気からの吸入曝露がパキスタンの約 1.3×10^{-19} 倍となり、非常に少なくなった。また、合計曝露量はウガンダがパキスタンの約 0.38 倍となり、ストック量と廃棄量が同じ時、パキスタンの方がウガンダより Sb_2O_3 の合計曝露量は大きくなることから分かった。これは、表 4-2 から分かるとおり、パキスタンの方がウガンダより人口密度が高いからだと考えられる。

ウガンダにおける TPP のマスバランスを図 4-18 に示す。

単位は [kg]

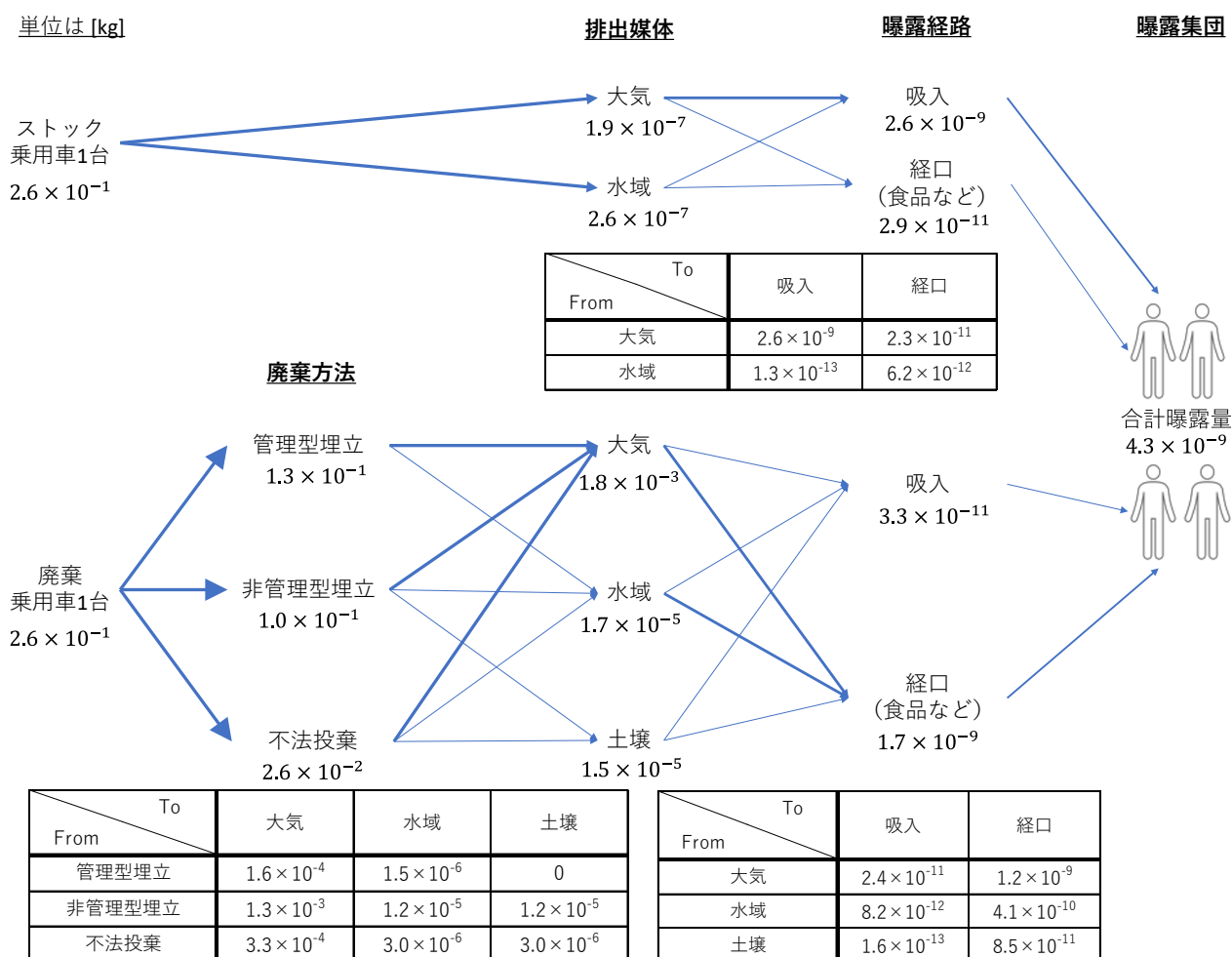


図 4-18 ウガンダにおける TPP のマスバランス

ストックに関しては、大気に排出された TPP を吸入する経路での曝露量が最も大きくなった。また廃棄に関しては、非管理型埋立から大気に排出された TPP を経口摂取する経路での曝露量が最も大きくなった。パキスタンと比較すると、廃棄に関して、ウガンダにおける大気からの吸入曝露量と経口曝露量はパキスタンに対してそれぞれ、約 6.7×10^{-3} 倍、約 6.0×10^{-3} 倍となり、小さくなった。さらに、合計曝露量もウガンダがパキスタンの約 2.0×10^{-2} 倍となり、ストック量と廃棄量が同じ時、パキスタンの方がウガンダより TPP の合計曝露量は大きくなることが分かった。これは、表 4-2 から分かるとおり、パキスタンの方がウガンダより人口密度が高いからだと考えられる。

4.5.5 環境中への排出量

ケース PA1 における環境排出量を図 4-19 に示す。

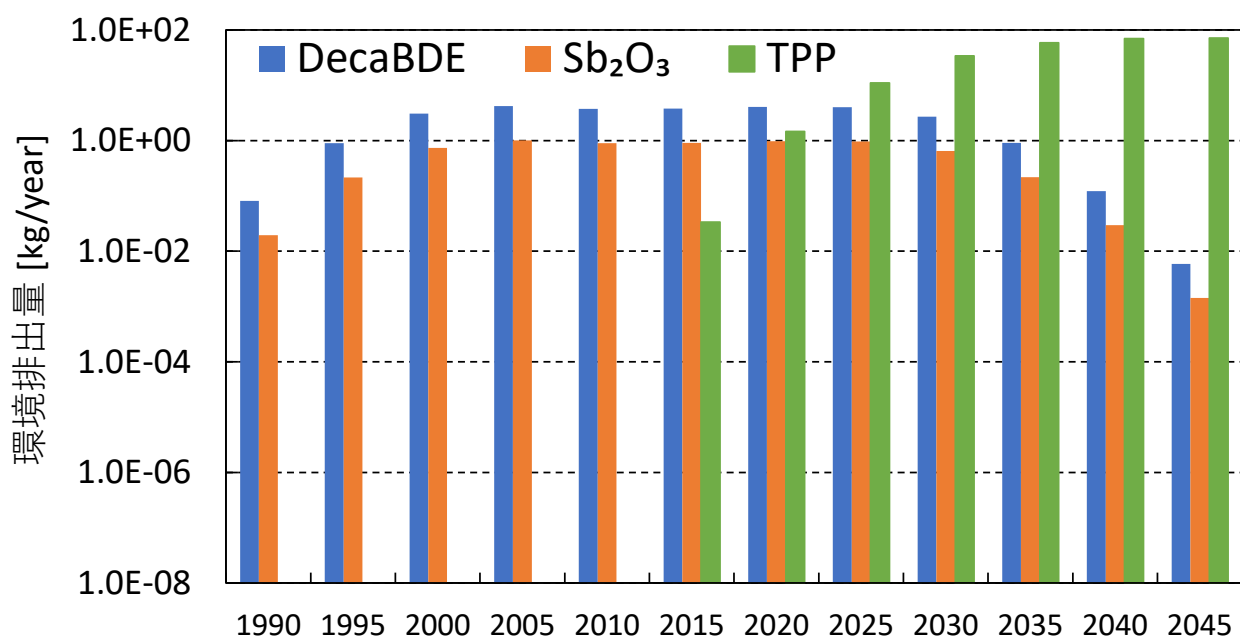


図 4-19 ケース PA1 における環境排出量

物質別に見ると、TPP の環境排出量が最も多くなった。理由としては、表 3-9 から分かる通り、TPP の廃棄段階における大気中への排出係数は DecaBDE の約 10 倍になっていることと、表 3-5 から分かる通り、TPP の自動車への含有量は DecaBDE の約 1.2 倍になっていることが挙げられる。また、物質代替の効果により、DecaBDE と Sb₂O₃ の環境排出量が減少傾向になるのは 2030 年以降であり、2045 年の DecaBDE の環境排出量は 2025 年の約 0.0015 倍であった。

ケース PA2 における環境排出量を図 4-20 に示す。

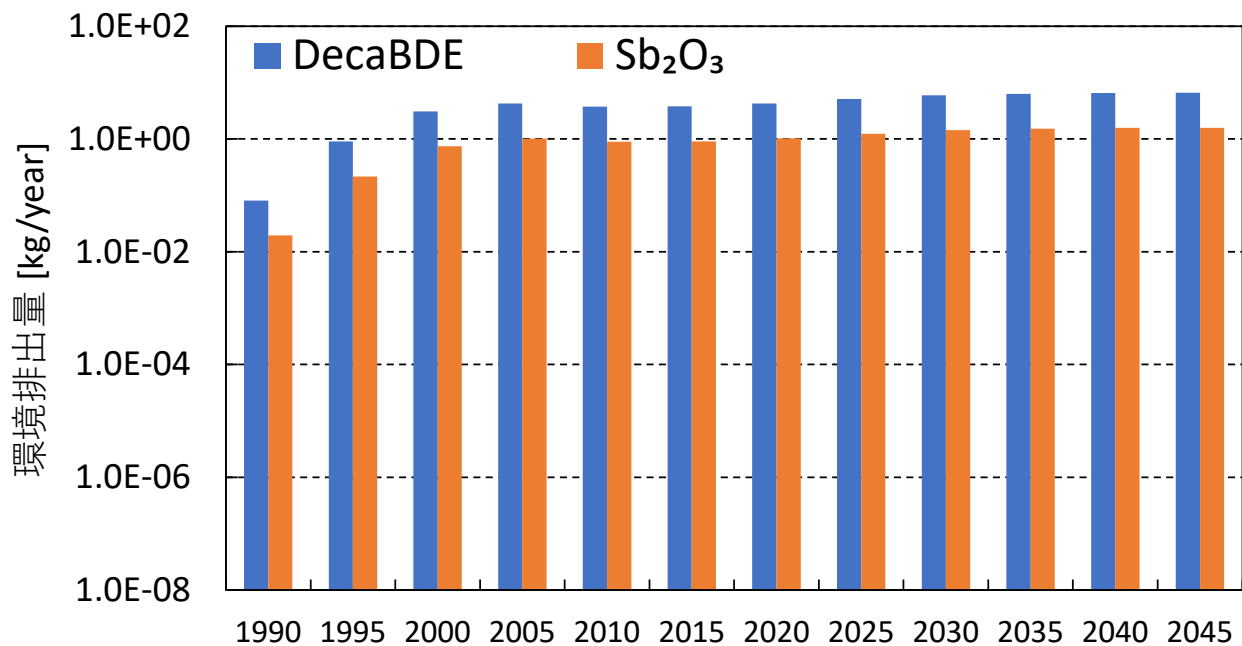


図 4-20 ケース PA2 における環境排出量

物質未代替シナリオでは、環境排出量の減少は見られず、2010 年以降もストック量の増加に伴って、環境排出量も増加し、2045 年の DecaBDE の環境排出量は 2010 年の約 1.8 倍であった。また、物質別に見ると、年によらず Sb₂O₃ の環境排出量は DecaBDE の約 0.24 倍であった。

ケース UG1 における環境排出量を図 4-21 に示す。

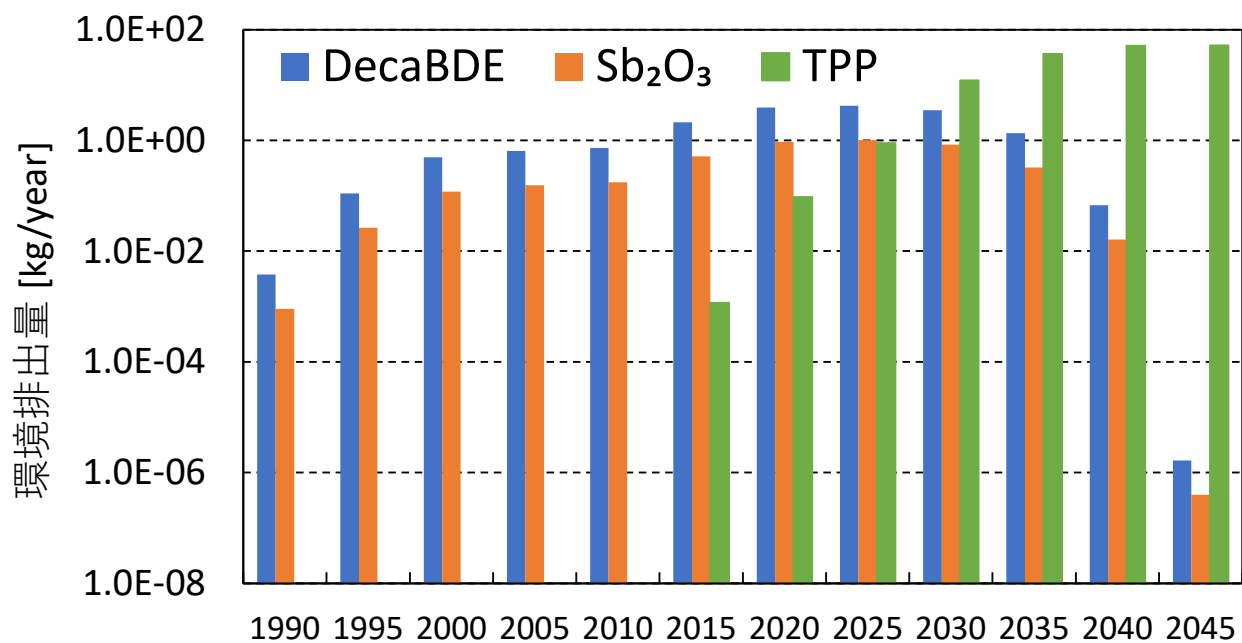


図 4-21 ケース UG1 における環境排出量

DecaBDE の環境排出量に注目すると、2025 年、2030 年、2035 年のみ、UG1 の方が PA1 よりも多くなり、2035 年には UG1 が PA1 の約 1.5 倍となった（図 4-19、図 4-21）。2040 年、2045 年にはそれぞれ、UG1 が PA1 の約 0.55 倍、約 0.00028 倍となり、PA1 の方が多くなった（図 4-19、図 4-21）。図 4-7 と図 4-8 から分かるとおり、DecaBDE のストック量と廃棄量はどの年においても PA1 の方が UG1 より多くなっている。しかし、表 3-9 と表 3-10 から分かるとおり、廃棄段階における排出係数はウガンダがパキスタンの約 1.8 倍となっており、PA1 の廃棄量が UG1 の廃棄量の 1.8 倍以下の場合には、廃棄段階由来の DecaBDE の環境排出量は UG1 の方が PA1 より多くなる。これによって、2025 年、2030 年、2035 年の環境排出量は UG1 の方が PA1 より多くなった。

ケース UG2 における環境排出量を図 4-22 に示す。

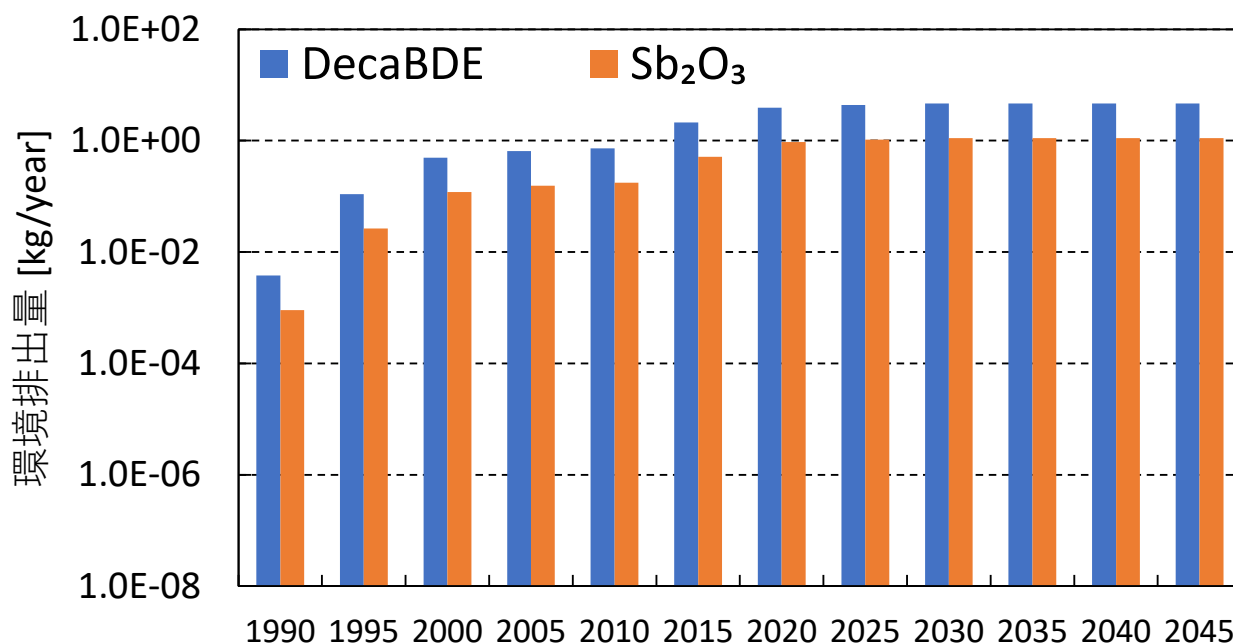


図 4-22 ケース UG2 における環境排出量

未代替シナリオのケース PA2 と UG2 では、DecaBDE と Sb₂O₃ の両方において、どの年も PA2 の方が環境排出量は多くなった（図 4-20, 図 4-22）。最も差が小さくなったのは 2020 年で、UG2 は PA2 の約 0.92 倍となった。これは PA2 と UG2 のストック量および廃棄量の差が 2020 年に最も小さくなったからである（図 4-7, 図 4-8, 図 4-9, 図 4-10）。

4.5.6 ヒトへの曝露量

この節では、曝露人口全体における曝露量の合計値をケースごとに示す。

ケース PA1 におけるヒトへの曝露量を図 4-23 に示す。

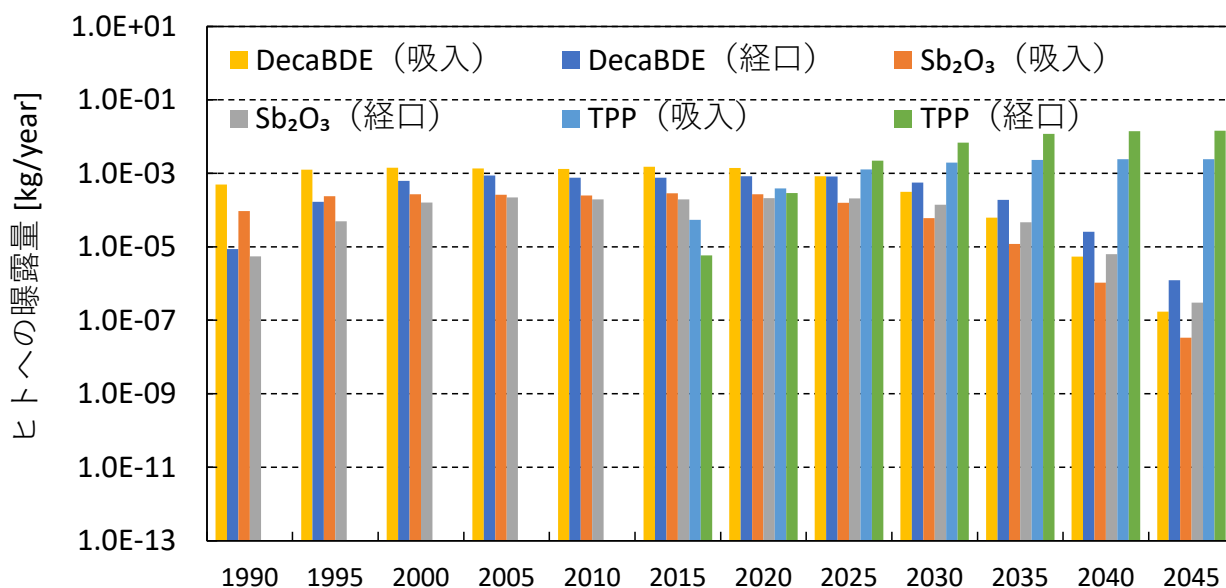


図 4-23 ケース PA1 におけるヒトへの曝露量

DecaBDE について、2025 年までは吸入曝露量の方が経口曝露量より多かったが、2030 年からは逆に経口曝露量の方が吸入曝露量より多くなった。この理由としては、使用段階における大気中への排出由来では吸入曝露量の方が経口曝露量より多くなるが、それ以外の由来では逆に経口曝露量の方が吸入曝露量より多くなることが挙げられる。PA1 において、DecaBDE のストック量が減少し始めてから 6 年後に廃棄量も減少し始めるため（図 4-7、図 4-8）、2025 年までは使用段階由来の吸入曝露の影響が強く、2030 年以降は廃棄段階由来の経口曝露の影響が強いことが考えられる。これらのことは Sb_2O_3 についても言える。

TPP について、2020 年までは吸入曝露量の方が経口曝露量より多かったが、2025 年からは逆に経口曝露量の方が吸入曝露量より多くなった。物質代替が始まったのは 2012 年であり、2020 年までは廃棄量が少なかったため（図 4-12）、廃棄段階由来の経口曝露の影響よりも使用段階由来の吸入曝露の影響の方が大きいと考えられる。一方で、2025 年以降は廃棄量が多くなり（図 4-12）、廃棄段階由来の経口曝露の影響が大きくなったと考えられる。

ケース PA2 におけるヒトへの曝露量を図 4-24 に示す。

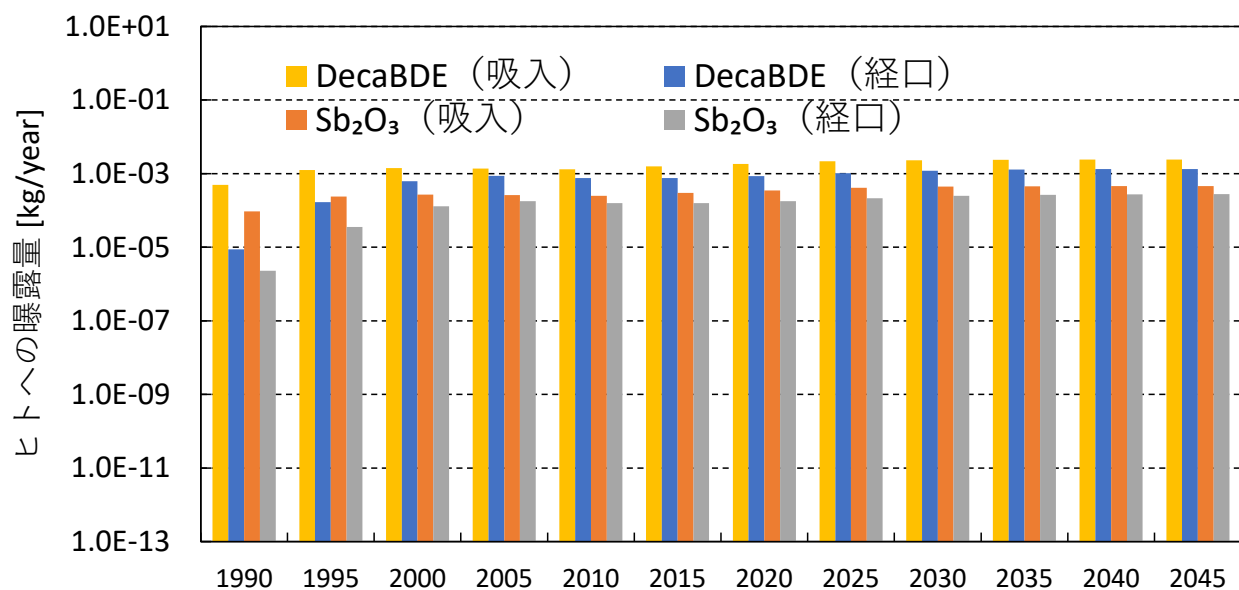


図 4-24 ケース PA2 におけるヒトへの曝露量

未代替シナリオのケース PA2 については、DecaBDE と Sb₂O₃ の両方において、どの年も吸入曝露量の方が経口曝露量よりも多くなった。この理由としては、PA2 では DecaBDE も Sb₂O₃ もストック量が増加し続けるので（図 4-7、図 4-9）、使用段階由来の吸入曝露の影響が大きいことが考えられる。

ケース UG1 におけるヒトへの曝露量を図 4-25 に示す。

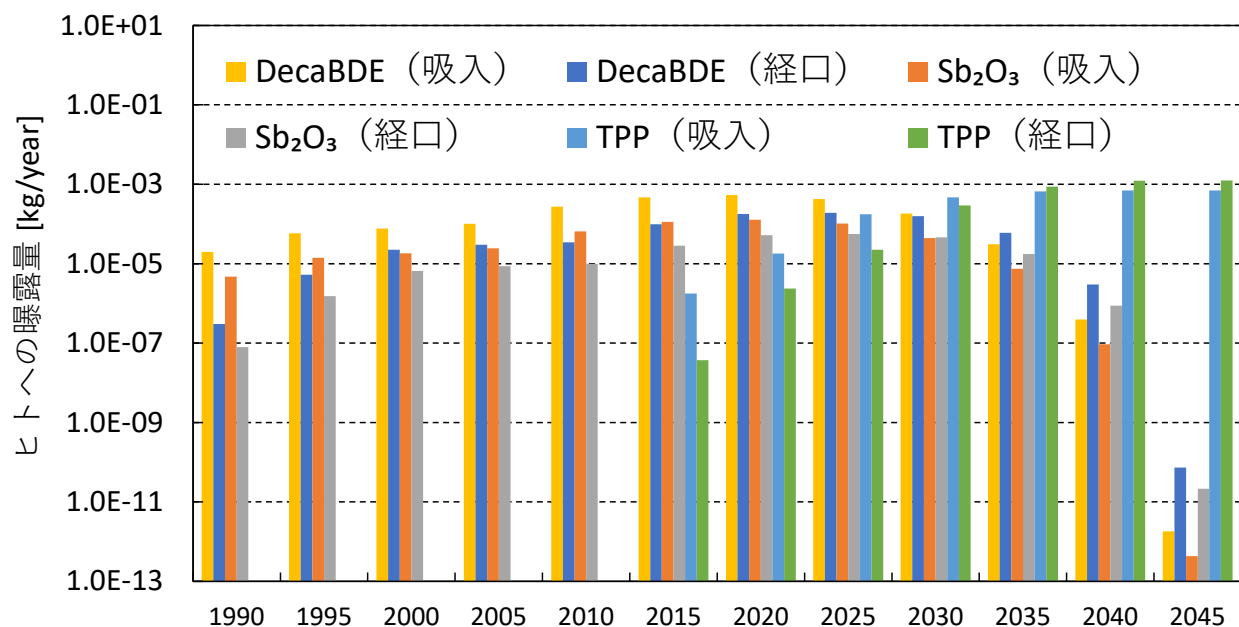


図 4-25 ケース UG1 におけるヒトへの曝露量

DecaBDE と Sb_2O_3 について、それぞれ 2030 年と 2025 年までは、吸入曝露量の方が経口曝露量よりも多いが、その後は大小関係が逆なり、経口曝露量の方が多くなった。吸入曝露量と経口曝露量の大小関係が逆になる年は、UG1 の方が PA1 より遅くなっている。この理由として、ウガンダは中古車の割合が高く、日本での使用年数が長いため、ストック量が減少傾向になる年がパキスタンよりも遅いことが挙げられる（図 4-7, 図 4-9）。

ケース UG2 におけるヒトへの曝露量を図 4-26 に示す。

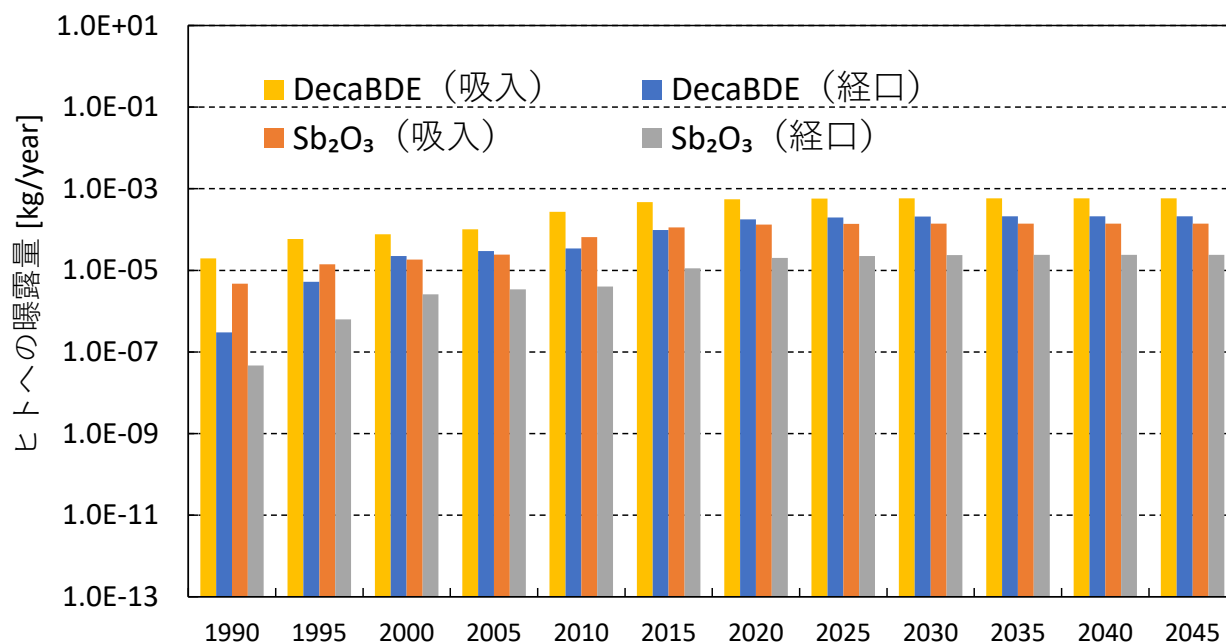


図 4-26 ケース UG2 におけるヒトへの曝露量

未代替シナリオのケース UG2 については、DecaBDE と Sb_2O_3 の両方において、どの年も吸入曝露量の方が経口曝露量よりも多くなった。この理由としては、UG2 では DecaBDE も Sb_2O_3 もストック量が増加し続けるので（図 4-7, 図 4-9）、使用段階由来の吸入曝露の影響が大きいことが考えられる。

また、全体的に UG2 の方が PA2 より曝露量は減少しており、2045 年の DecaBDE の吸入では UG2 が PA2 の 0.24 倍になった（図 4-24, 図 4-26）。

4.5.7 ヒト健康リスク

この節では、曝露人口全体におけるヒト健康リスク（DALY）の合計値を示す。

ケース PA1 におけるヒト健康リスク（DALY）を図 4-27 に示す。

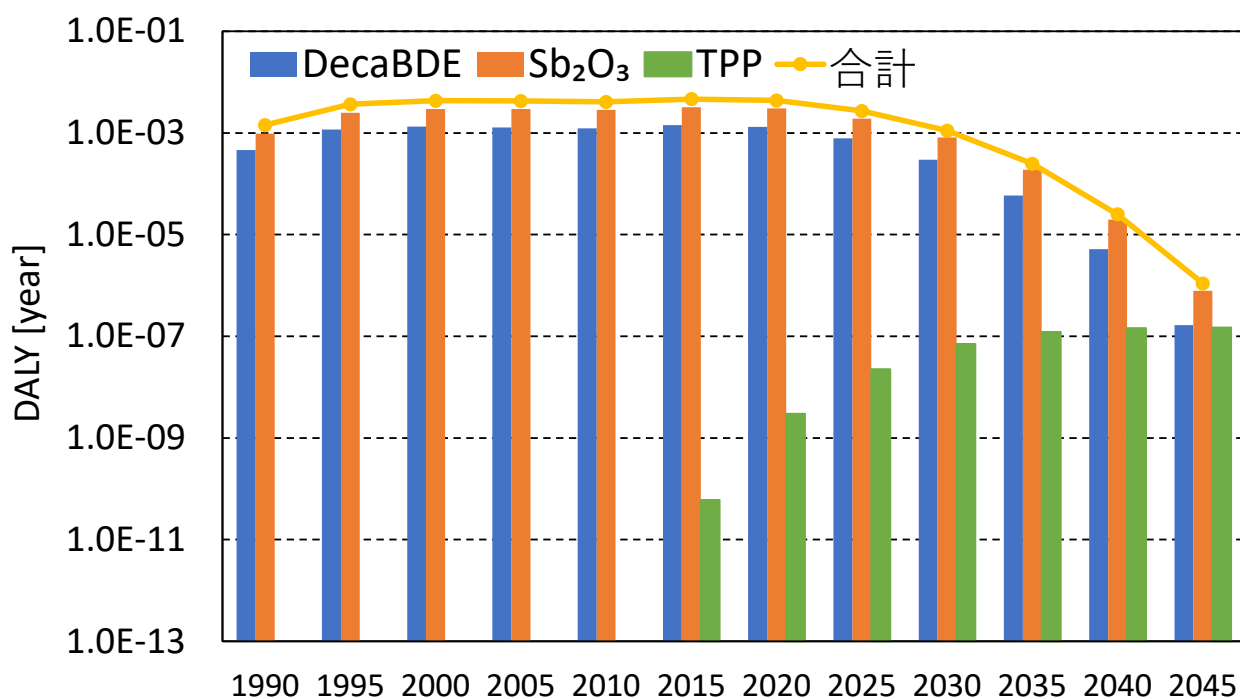


図 4-27 ケース PA1 におけるヒト健康リスク

合計の DALY は 2018 年から減少傾向になり、2045 年の DALY の合計値は 2015 年の 2.4×10^{-4} 倍であった。また、Sb₂O₃ の DALY は DecaBDE の DALY より大きく、2015 年では Sb₂O₃ の DALY は DecaBDE の約 2.3 倍となった。図 4-23 で示した通り、2045 年の TPP のヒトへの曝露量は DecaBDE や Sb₂O₃ よりも多いが、表 3-14 で示した通り、TPP の有害性は DecaBDE や Sb₂O₃ よりも低いので、2045 年の TPP の DALY は DecaBDE の 0.90 倍になった。

ケース PA2 におけるヒト健康リスク (DALY) を図 4-28 に示す。

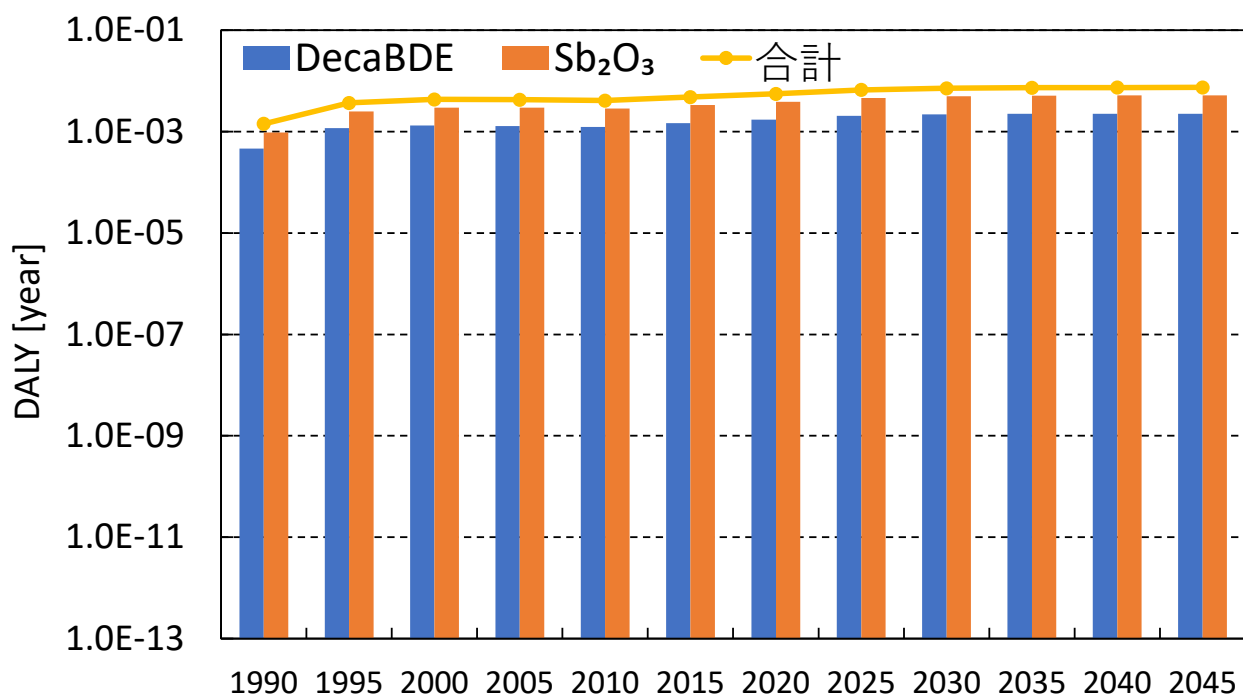


図 4-28 ケース PA2 におけるヒト健康リスク

合計の DALY は減少することなく、2045 年の DALY は 1990 年の 5.2 倍となった。PA1 と同様に、Sb₂O₃ の DALY は DecaBDE の DALY より大きく、2015 年では Sb₂O₃ の DALY は DecaBDE の約 2.3 倍となった。

ケース UG1 におけるヒト健康リスク（DALY）を図 4-29 に示す。

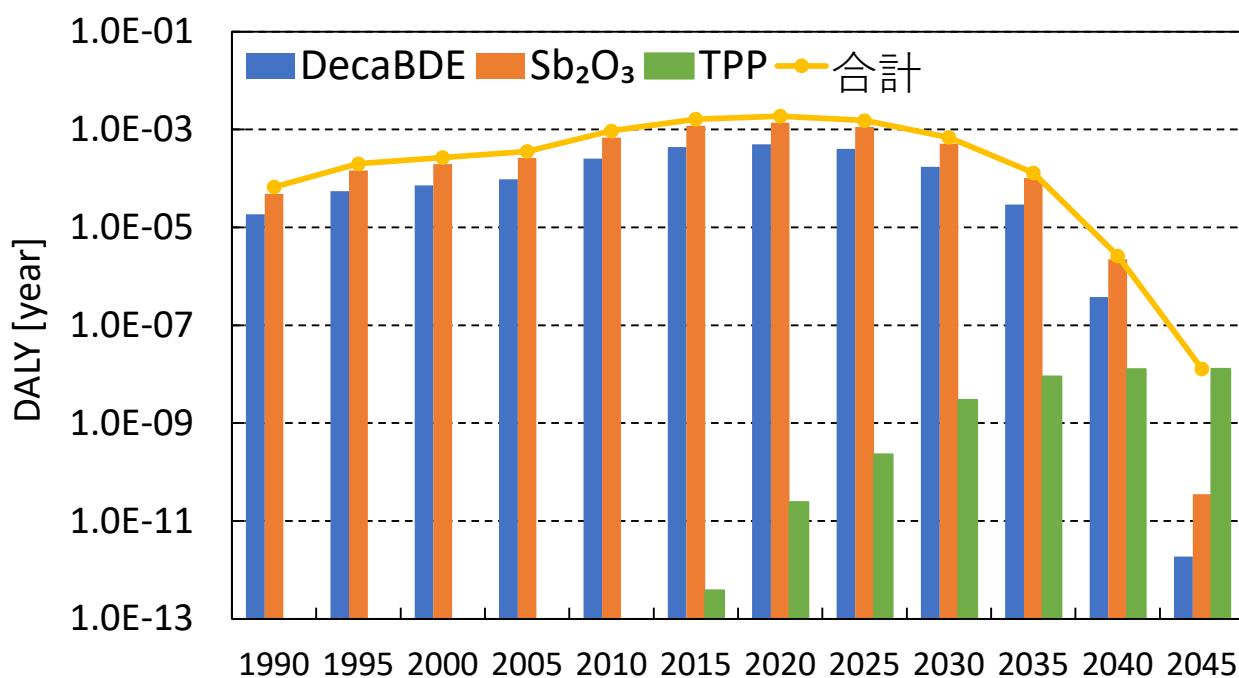


図 4-29 ケース UG1 におけるヒト健康リスク

合計の DALY は 2021 年から減少傾向になり、2045 年の DALY の合計値は 2020 年の 6.8×10^{-6} 倍であった。PA1 と比較すると、2045 年の DecaBDE、Sb₂O₃、TPP、合計の DALY はそれぞれ 1.1×10^{-5} 倍、 4.5×10^{-5} 倍、 8.6×10^{-2} 倍、 1.2×10^{-2} 倍であった。

ケース UG2 におけるヒト健康リスク（DALY）を図 4-30 に示す。

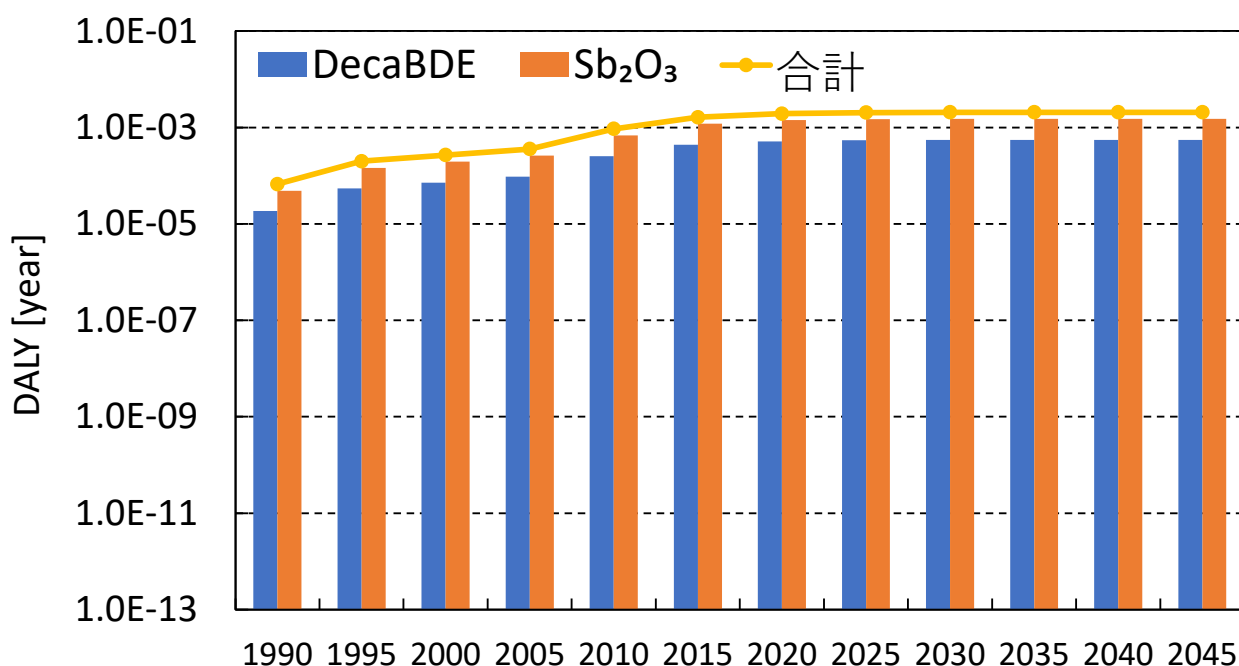


図 4-30 ケース UG2 におけるヒト健康リスク

2005 年から 2015 年にかけて合計の DALY は 4.5 倍に増加したが、2001 年から 2008 年にかけて輸出台数が増加したことが要因だと考えられる（図 4-4）。

4.5.8 物質代替の有効性に関する考察

パキスタンにおいてもウガンダにおいても物質代替によるリスク削減効果は確認された。環境排出量やヒトへの曝露量が減少することはないが、ヒトが曝露する化学物質がより有害性の低い TPP に代替されることで、ヒト健康リスクは小さくなった。物質代替を始めてすぐにリスクが削減されるわけではないが、長期的な対策として有効であると考えられる。

4.5.9 製品輸入国の特徴とリスクの移転に関する考察

曝露人口が対象国の人口と等しいと仮定すれば、未代替シナリオであるケース PA2 と UG2 における 2022 年の 1 人あたりの DALY はそれぞれ 2.5×10^{-11} [year]、 4.3×10^{-11} [year] となり、WHO が定める許容基準⁵⁾である 1 人 1 年あたり 1.0×10^{-6} [year] を下回る結果となった。つまり、本研究で定めた自動車に含まれる難燃剤という範囲に限定すれば日本からパキスタンまたはウガンダへのリスクの移転量は懸念するレベルではないと言える。また、ケース PA2 と UG2 における 2022 年の曝露人口全体の DALY はそれぞれ 6.2×10^{-3} [year]、 2.0×10^{-3} [year] となり、1 人あたりではウガンダの方がパキスタンより DALY が大きくなったが、曝露人口全体ではパキスタンの方がウガンダより DALY が大きくなった。これは、表 4-2 から分かるとおり、パキスタンの方がウガンダより人口密度が高いから

だと考えられる。

ウガンダでは、中古車の割合が高いことと中古車の輸入規制が緩いため日本での使用年数が長いことが原因となり、物質代替シナリオにおける DecaBDE や Sb_2O_3 のストック量、廃棄量のピークがパキスタンに比べて遅くなった。それに伴って、物質代替によるリスクの削減効果が表れるのも遅くなった。これらのことから、輸出台数に占める中古車の割合が高い国や中古車の輸入規制が緩い国は物質代替によるリスク削減効果が小さくなることが分かった。

4.6 追加ケースの結果と考察

4.6.1 規制物質の含まれる中古製品の輸出を制限するケース（UG1-1）

規制物質の含まれる中古製品の輸出を制限するケース UG1-1 における DecaBDE のストック量と廃棄量を図 4-31 に示す。比較するために基本ケース UG1 のストック量と廃棄量も点線で示した。

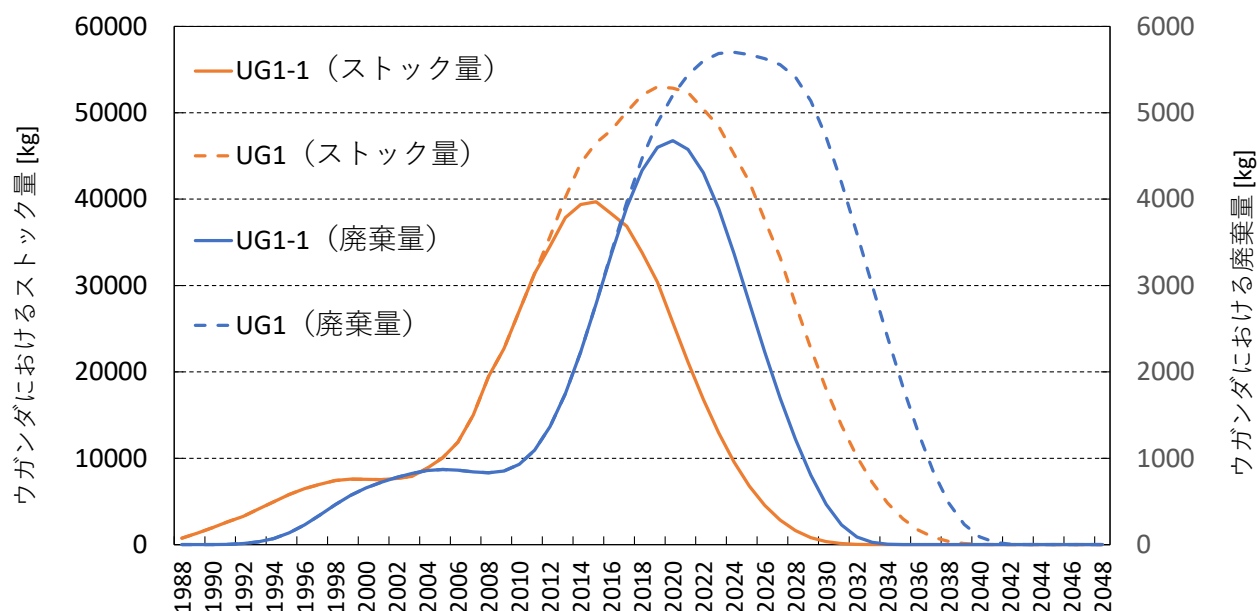


図 4-31 ケース UG1-1 における DecaBDE のストック量と廃棄量

ストック量と廃棄量ともに、ケース UG1-1 ではケース UG1 に比べて、減少傾向になる年が 4 年早くなり、UG1-1 のストック量と廃棄量のピークはそれぞれ 2015 年と 2020 年になった。また、UG1-1 のストック量と廃棄量の最大値は、UG1 に対してそれぞれ 7.5×10^{-1} 倍と 8.2×10^{-1} 倍になった。

規制物質の含まれる中古製品の輸出を制限するケース UG1-1 における曝露人口全体のヒト健康リスクを図 4-32 に示す。

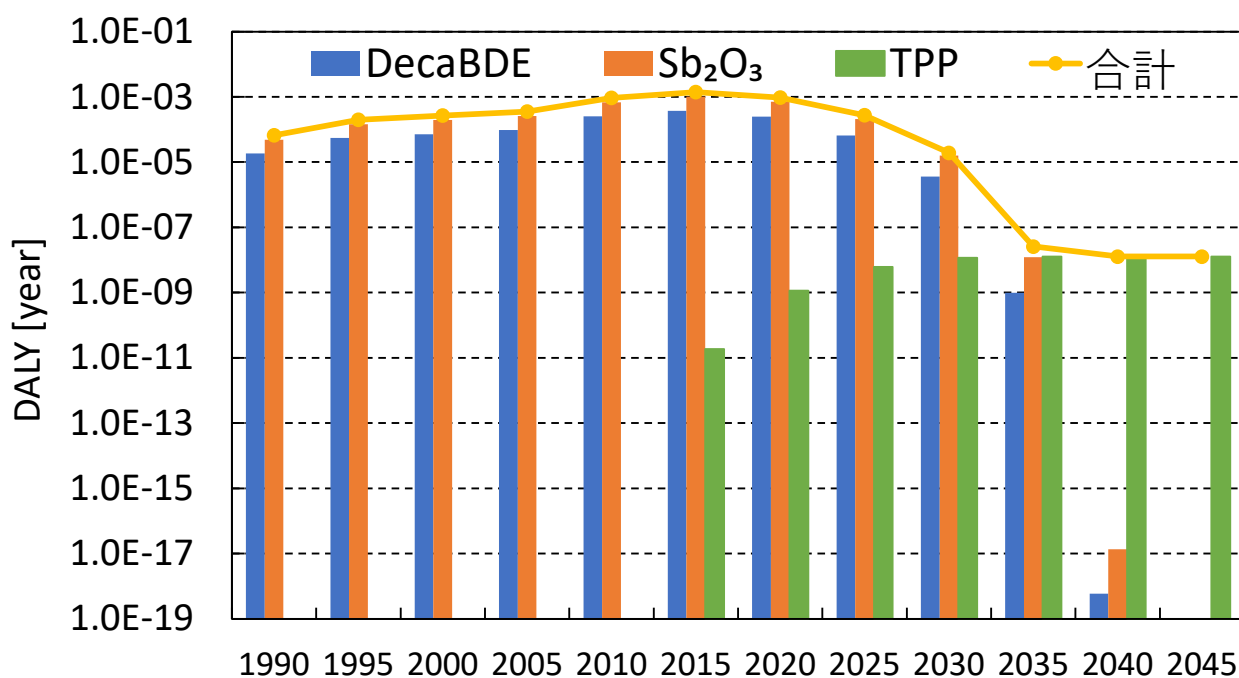


図 4-32 ケース UG1-1 におけるヒト健康リスク

2040 年までには、DecaBDE と Sb₂O₃ による DALY は 1.4×10^{-14} [year] まで減少した。ケース UG1 では 2040 年には TPP による DALY に対して DecaBDE や Sb₂O₃ による DALY の方が大きかったが（図 4-29）、ケース UG1-1 では 2040 年には DecaBDE や Sb₂O₃ による DALY に対して TPP による DALY の方が大きくなっている（図 4-32）。図 4-31 から分かるとおり、製品輸入国に入ってくる DecaBDE や Sb₂O₃ の量が少ないため、ストック量および廃棄量が小さくなることに加え、輸出製品に含まれる難燃剤が完全に TPP に代替される時期が早いため、ストック量および廃棄量が減少傾向になる年が早いことが、理由として考えられる。規制物質の含まれる中古製品の輸出を制限することで、物質代替のリスク削減効果を強めていると言える。

4.6.2 製品輸入国での平均耐用年数が短いケース（PA1-1）

製品輸入国での平均耐用年数が短いケース PA1-1 における DecaBDE のストック量と廃棄量を図 4-33 に示す。比較するために基本ケース PA1 のストック量と廃棄量も点線で示した。

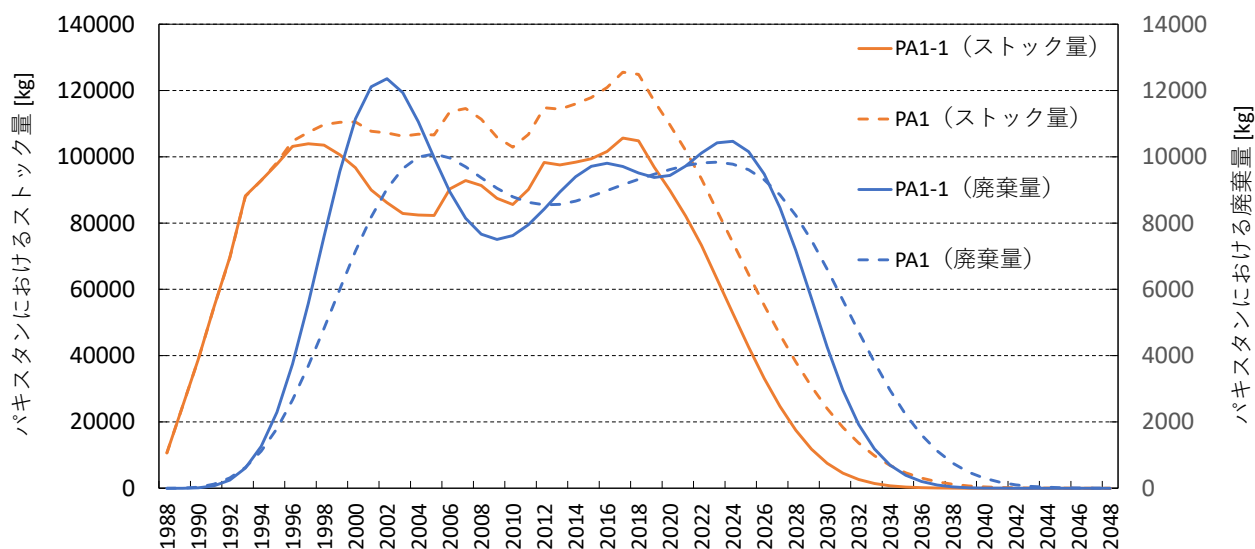


図 4-33 ケース PA1-1 における DecaBDE のストック量と廃棄量

ケース PA1-1 のストック量は、ケース PA1 に対して小さくなったが、廃棄量についてはほとんど違いが見られなかった。平均耐用年数が短くなることで、製品 1 台がストックされる期間は短くなるため、ストック量は減少するが、製品輸入国に輸入品として入ってくる台数に違いはないため、廃棄量は変化しないと考えられる。また、平均耐用年数が短いことにより、ストック量と廃棄量が増減する頻度が多くなるため、ストック量と廃棄量ともにグラフが波打っていると考えられる。

製品輸入国での平均耐用年数が短いケース PA1-1 における曝露人口全体のヒト健康リスクを図 4-34 に示す。

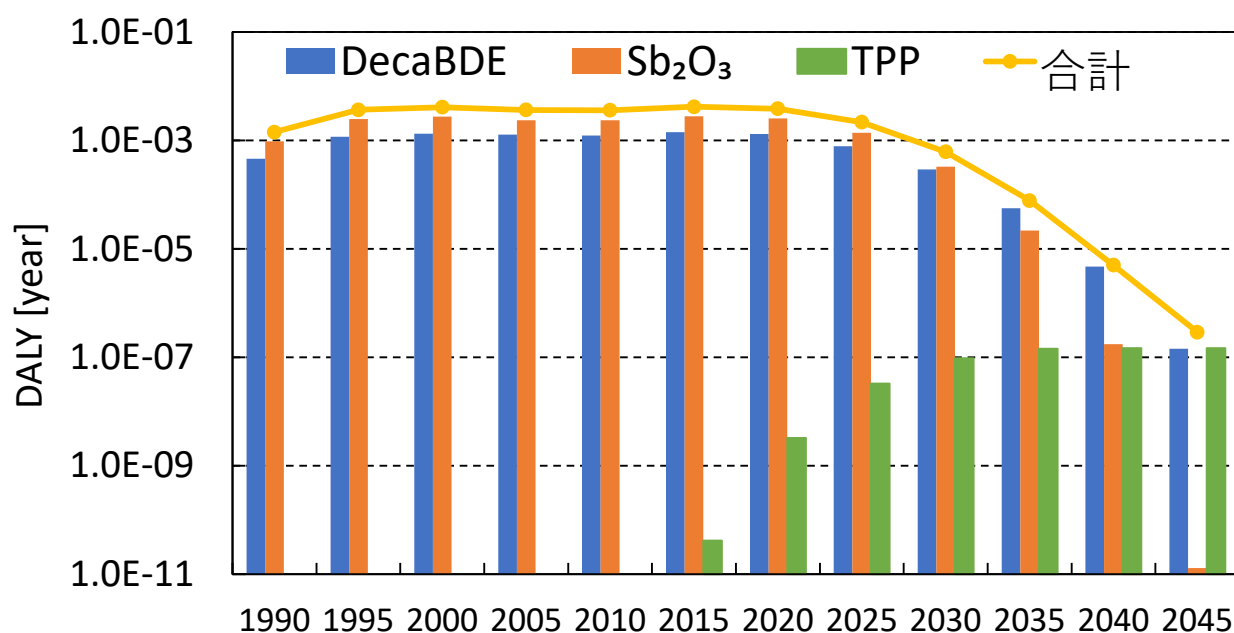


図 4-34 ケース PA1-1 におけるヒト健康リスク

2045 年におけるケース PA1-1 の DALY は基本ケース PA1 に対して、DecaBDE が約 0.87 倍、Sb₂O₃ が約 1.7×10^{-7} 倍、TPP が約 1.0 倍となり、合計で約 0.27 倍となった。リスク削減効果が見られた。

2030 年までは DecaBDE による DALY に対して Sb₂O₃ による DALY の方が大きくなったが、2031 年以降は Sb₂O₃ による DALY が大きく減少し、Sb₂O₃ による DALY に対して DecaBDE による DALY の方が大きくなった。表 3-14 から分かるとおり、有害性は DecaBDE に対して Sb₂O₃ の方が高い。一方で、表 3-5 から分かるとおり、製品 1 台への含有量は DecaBDE に対して Sb₂O₃ の方が多い。つまり、DecaBDE と Sb₂O₃ が含まれた輸出自動車の製品輸入国におけるストック量および廃棄量が多い時には、DecaBDE のストック量および廃棄量の多さによるリスクへの影響が、Sb₂O₃ の有害性によるリスクへの影響を上回るため、Sb₂O₃ による DALY に対して DecaBDE による DALY の方が大きくなると考えられる。一方で、平均耐用年数を短くすると、DecaBDE と Sb₂O₃ が含まれた輸出自動車の製品輸入国におけるストック量が減少し、廃棄される時期も早くなることから、Sb₂O₃ の有害性によるリスクへの影響が DecaBDE のストック量および廃棄量の多さによるリスクへの影響を上回るため、DecaBDE による DALY に対して Sb₂O₃ による DALY の方が大きくなると考えられる。

4.6.3 廃棄物管理が向上するケース（PA1-2）

廃棄物管理が向上するケース PA1-2 では、ストック量と廃棄量の推移は基本ケース PA1 と変化がない。しかし、単位ストック量、単位廃棄量あたりのヒトへの曝露量は PA1 と異なる。そこで、ケース PA1-2 におけるマスバランスを示す。

廃棄物管理が向上した場合のパキスタンにおける DecaBDE のマスバランスを図 4-35 に示す。

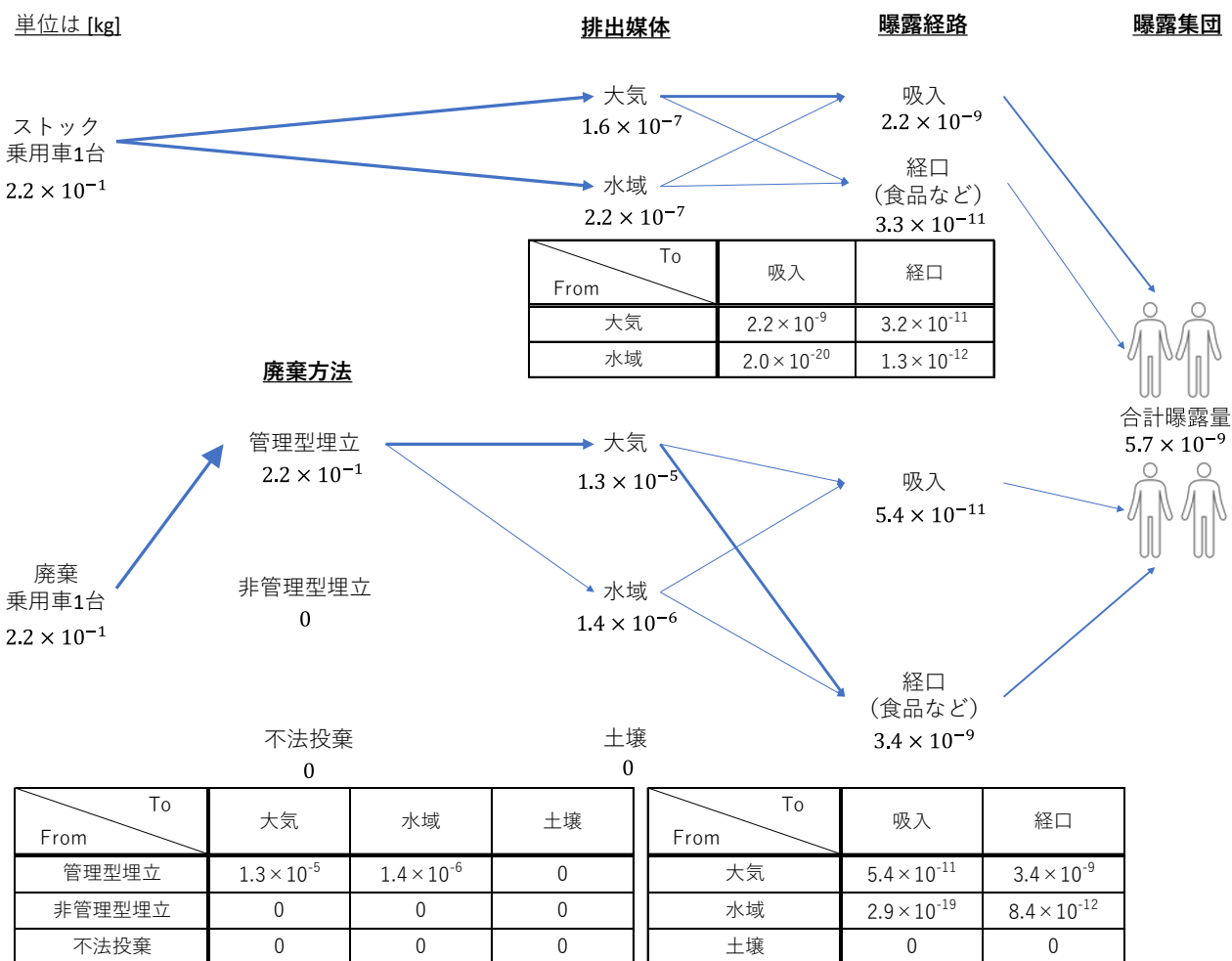


図 4-35 廃棄物管理が向上した場合のパキスタンにおける DecaBDE のマスバランス

図 4-13 に示した基本ケースにおけるマスバランスと比較して、ストックに関しては変化がないが、廃棄に関しては、すべての経路で曝露量が減少した。合計曝露量も基本ケースに対して約 0.27 倍となり、廃棄物管理が向上することによる効果が示された。

廃棄物管理が向上した場合のパキスタンにおける Sb_2O_3 のマスバランスを図 4-36 に示す。

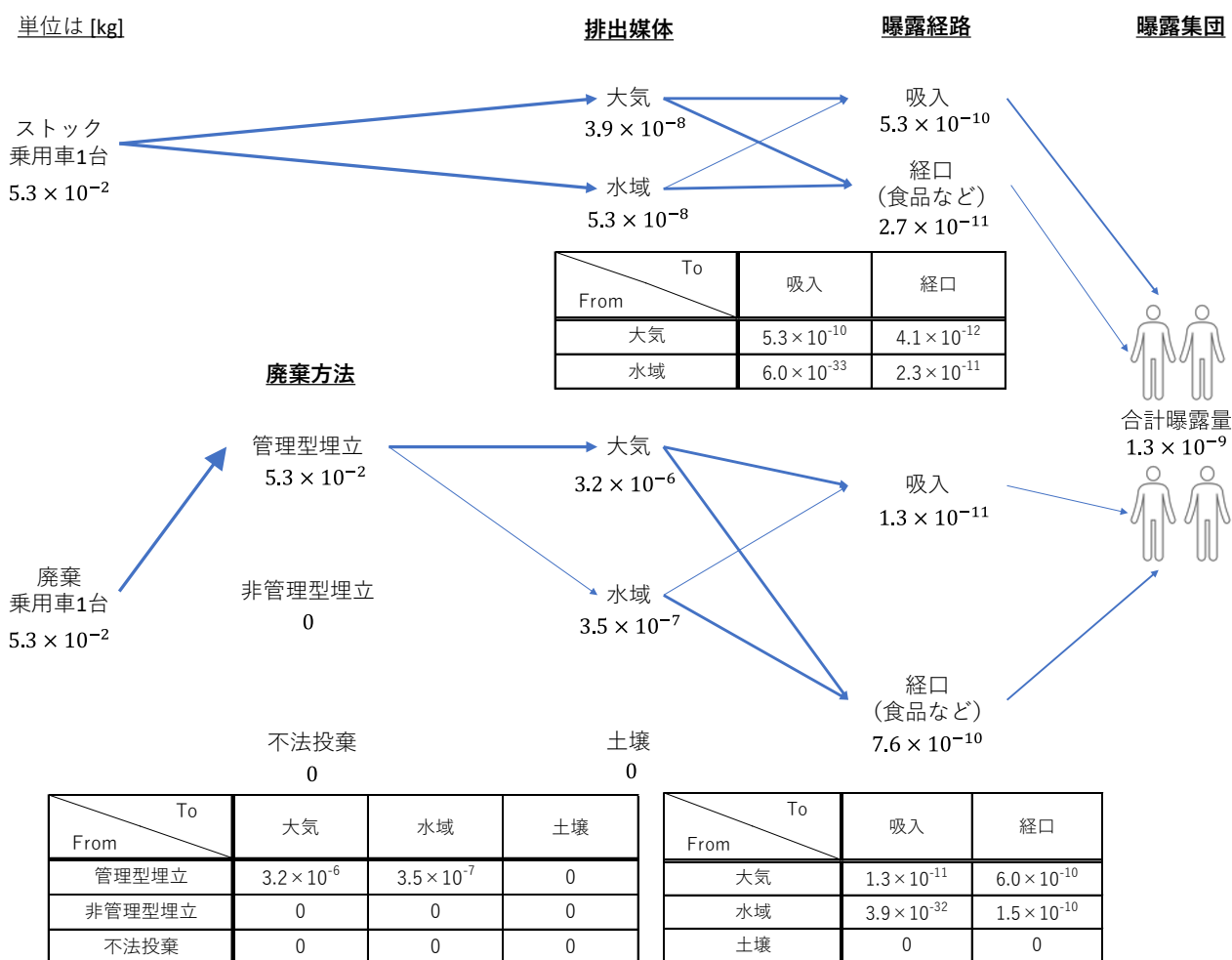


図 4-36 廃棄物管理が向上した場合のパキスタンにおける Sb_2O_3 のマスバランス

図 4-14 に示した基本ケースにおけるマスバランスと比較して、ストックに関しては変化がないが、廃棄に関しては、すべての経路で曝露量が減少した。合計曝露量も基本ケースに対して約 0.23 倍となり、廃棄物管理が向上することによる効果が示された。

廃棄物管理が向上した場合のパキスタンにおける TPP のマスバランスを図 4-37 に示す。

単位は [kg]

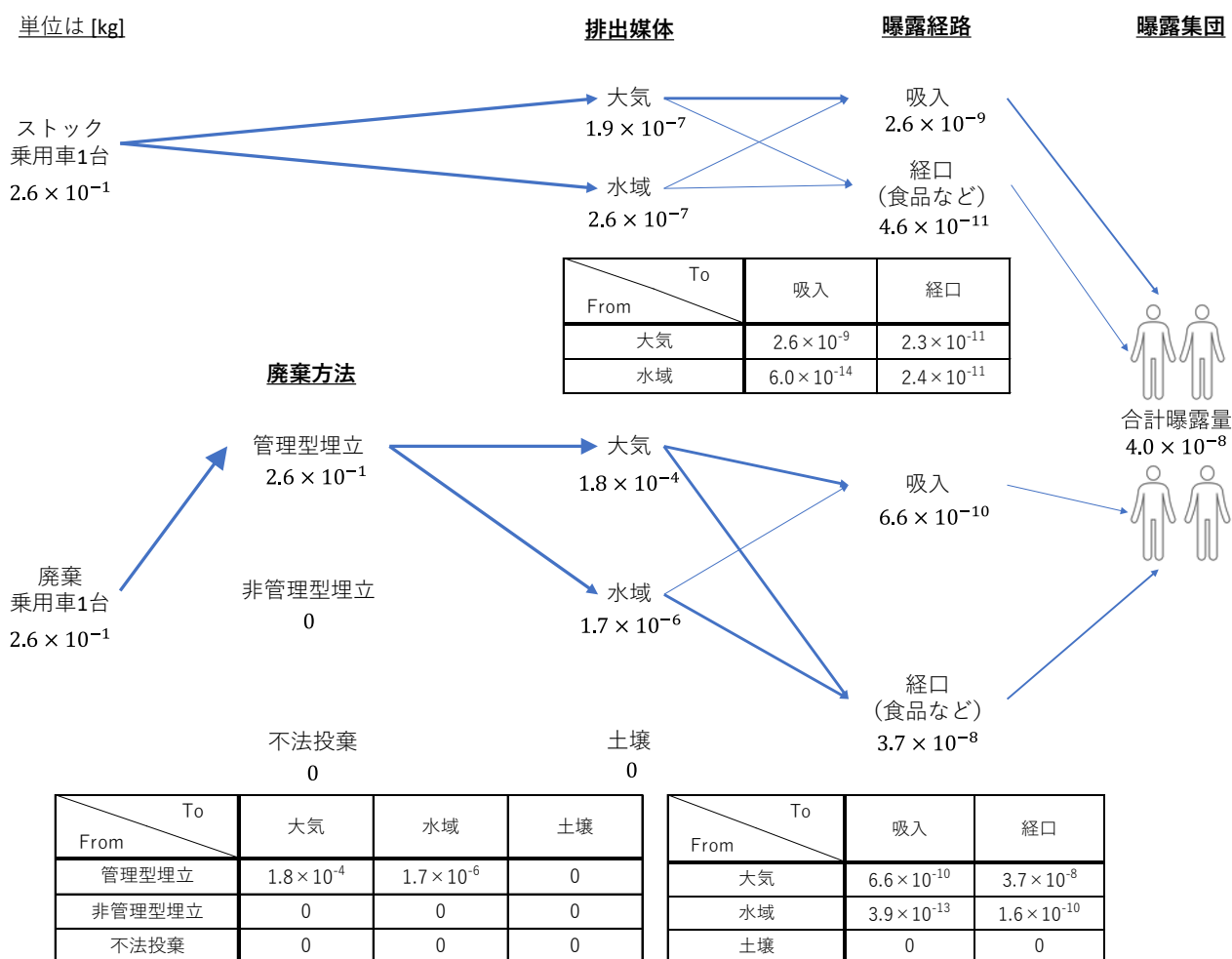


図 4-37 廃棄物管理が向上した場合のパキスタンにおける TPP のマスバランス

図 4-15 に示した基本ケースにおけるマスバランスと比較して、ストックに関しては変化がないが、廃棄に関しては、すべての経路で曝露量が減少した。合計曝露量も基本ケースに対して約 0.19 倍となり、廃棄物管理が向上することによる効果が示された。

製品輸入国での廃棄物管理が向上するケース PA1-2 における曝露人口全体のヒト健康リスクを図 4-38 に示す。

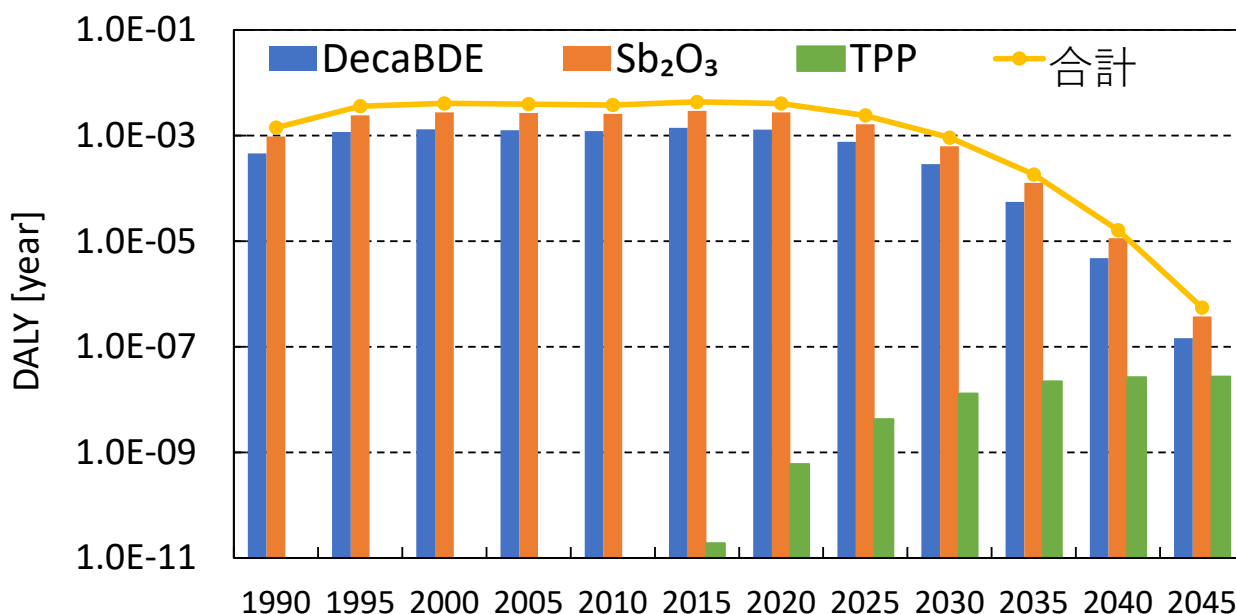


図 4-38 ケース PA1-2 におけるヒト健康リスク

廃棄物管理が向上するとき、マスバランスによって示された曝露量の減少に伴って、リスクも減少した。2045 年におけるケース PA1-2 の DALY は基本ケース PA1 に対して、DecaBDE が約 0.89 倍、Sb₂O₃ が約 0.49 倍、TPP が約 0.18 倍となり、合計で約 0.51 倍となった。しかしながら、物質代替の効果が表れ、リスクが減少し始める年は、基本ケース PA1 と変化がなかった。

4.7 不確実性に関する考察

本研究ではパラメータの精度という観点において、いくつかの不確実性があると考えられる。ここでは、平均耐用年数、廃棄物処理の割合、排出係数、USE tox モデルでの地域設定という 4 つの設定条件に分けて不確実性を考察する。

平均耐用年数について、本研究のケーススタディーでは正確な情報を入手出来なかったため、パキスタンでは 18 年、ウガンダでは 12 年に設定した。平均耐用年数が長い場合には、リスクが長期化したり、ストック量の増加に伴って、リスクの最大値が大きくなったりすると考えられるため、ケーススタディーでは平均耐用年数を長めに設定した。日本での自動車の平均使用年数は 13.3 年、アメリカは 15.3 年であり⁶⁾、パキスタンはそれよりも長く、ウガンダは中古車の割合が高いため、少し短めに設定した。よって、本研究で推算したリスクは過大評価している可能性がある。

廃棄物処理の割合について、本研究のケーススタディーでは正確な情報を入手出来なかったため、パキスタン、ウガンダともに、不法投棄 10%、非管理型埋立 40%、管理型埋立 50%に設定した。現地で廃棄物管理が雑な場合には、本研究でのリスクの推定値は過小評価している可能性があり、逆に現地での廃棄物管理システムが構築されている場合には過大評価している可能性がある。管理型埋立と非管理型埋立は浸出水の処理システムの有無などを考慮して区別したが、完全に管理型と非管理型に分けられるとも限らない。本研究では解析を単純化するために、管理型と非管理型の 2 種類とした。

排出係数について、DecaBDE と TPP に関しては日本国内でリスク評価を行った先行研究^{7),8)} から引用したが、Sb₂O₃ に関しては先行研究から情報が入手出来なかったため、DecaBDE と同じと仮定した。よって、Sb₂O₃ に関してリスクを過大評価または過小評価している可能性があり、DecaBDE や TPP に関しても排出する環境によっては過大評価または過小評価している可能性がある。また、国による排出係数の違いを考慮するために、1 人あたりの GNI に反比例すると仮定したが、1 人あたりの GNI が小さい国でも先進国からの金銭的支援や技術的支援を受けて、廃棄物管理システムを構築している可能性がある。この場合にはリスクを過大評価してしまっている。

USE tox モデル⁹⁾ での地域設定について、本研究ではモデル内でデータが整備されている地域のうち、対象国に最も近い地域を選択した。しかし、隣国でも気象条件などが異なる可能性があり、その場合にはリスクを過小評価や過大評価している可能性がある。対象国におけるデータを入手した上で、USE tox モデル⁹⁾ で曝露解析をすることは今後の課題とする。

4.8 評価手法の汎用性に関する考察

本研究では、対象製品、対象化学物質、対象国を絞ったケーススタディーを通して、3.4 節で示した輸出製品と物質代替に注目した化学物質のリスク評価手法の提案を行った。本研究の評価手法は、対象製品や対象化学物質、対象国を拡大した場合でも適用できると考えられる。そこで、本研究の評価手法の汎用性について、対象製品、対象化学物質、対象国に分けて考察する。

本研究の評価手法の大きな特徴は、貿易統計¹⁰⁾ から引用した実際の輸出量を使用しているところであり、貿易統計¹⁰⁾ の輸出統計品目が存在する製品に関しては輸出量が推算できる。輸出統計品目によって、新品と中古品が分けて集計されている製品と分けて集計されていない製品が存在する。物質の使用規制や物質代替を考慮する場合に関しては、生産時期が重要になるため、新品と中古品の区別が必要となる。この点において、一部の製品では本研究の評価手法の適用が困難であると考えられる。新品と中古品が分けて集計されていない場合は、税関別・相手国別・月次といった詳細な貿易統計データから単価を算定し、低単価な貿易量を中古品とみなす方法などが考えられる¹¹⁾。

本研究の評価手法において、化学物質ごとに必要なデータは、製品への含有量、排出係数、USE tox モデル⁹⁾ での物性値、有害性評価により算出した被害係数である。製品への含有量は製品によっても異なるが、輸出製品に限らず、日本で流通する製品でも同じであるので、容易にデータが見つかると考えられる。排出係数は物質の用途や周辺環境によっても変化するため、正確なデータを入手することが困難である。USE tox モデル⁹⁾ では、3077 種類の有機物と 27 種類の無機物に関して、物性値のデータが利用可能である。無機物に関しては価数ごとに物性値のデータが整理されている。よって、対象化学物質を拡大した場合でも USE tox モデル⁹⁾ を用いて曝露量を推算できる可能性が高い。被害係数は、渡辺らの先行研究⁸⁾ や東海らの先行研究¹²⁾ で示された方法によって算出できるが、そのためには動物実験から得られた無毒性量 (NOAEL) または最小毒性量 (LOAEL)、エンドポイントごとの DALY と症例発生数が必要になる。また、DALY は YLL (Years of Life Lost : 死亡による余命損失) と YLD (Years Lived with Disability : 障害相当年数) の和で定義されているため、個別に計算することもできる⁸⁾。よって、対象化学物質を拡大する上では、有害性の知見を動物実験や疾病調査により蓄積している研究と DALY 等のエンドポイントの重み付けを行っている研究からデータを入手することが重要となる。

本研究の評価手法では、輸出製品に注目しているため、製品輸入国におけるデータが重要となる。中古製品の輸入規制については製品ごとに調べる必要がある。また、製品ごとの平均耐用年数や廃棄方法に関しては、データの入手が難しいが、現地での調査レポートなどが参考になる。排出係数は国ごとに異なると考えられるが、本研究の評価方法では1人あたりのGNIに反比例するとしたため、全世界の国で適用できる。また、USE tox モデル⁹⁾では曝露解析をする上で、人口や土地面積、気象条件、自然条件、製品ごとの摂取量のデータを入力する必要がある。USE tox モデル⁹⁾では一部の地域についてこれらの入力データが整備されているが、国ごとの詳細なデータは存在しない。よって、特定の国での解析が必要な場合には、自らデータを収集する必要がある。

以上のように、本研究の評価方法には長所と短所があり、今後も妥当性を検討していく必要がある。貿易統計のデータから複数のモデルを組み合わせて解析する評価方法になっており、上記で示したようなデータが入手できれば、対象製品や対象化学物質、対象国を拡大しても適用できると考えられる。

4.8 日本の化学物質管理に関する提言

4.8.1 輸出製品を介したリスクの移転と日本の責任

本研究では、日本から輸出される自動車に含まれる難燃剤がパキスタンまたはウガンダに与えるリスクの大きさを推算した。本研究で対象とした難燃剤は自動車以外にも含まれており、難燃剤が製品輸入国に及ぼすリスクの大きさは本研究で推定した値よりも遙かに大きくなると考えられる。また、本研究で対象とした自動車には難燃剤以外の化学物質も多く含まれており、自動車1台が与えるリスクの大きさは本研究で推定した値よりも遙かに大きくなると考えられる。すべての輸出製品を介して日本が製品輸入国に与えるリスクの大きさは定量的に表せていないが、4.4.9節で示したとおり、自動車に含まれた難燃剤という限られた範囲においては、物質代替を行わない場合、DALYに換算して 6.2×10^{-3} [year]、 2.0×10^{-3} [year] のリスクを2022年の1年間でパキスタンとウガンダにそれぞれ移転していることが示された。4.4.9節で示したとおり、1人あたりのDALYで見た場合、WHOの許容基準⁵⁾によると懸念するリスクのレベルではないが、輸出製品を介した化学物質の越境移動は無視できない重要な問題だと考える。輸出製品を介したリスクの移転の責任は製品輸出国にあり、国内でのリスク評価の対象に含めることに加え、製品輸出国ができる対策の実施を強化していく必要がある。特に中古製品の割合が高く、輸入規制が緩いウガンダでは、パキスタンに比べて、DecaBDEと Sb_2O_3 が使用規制された後も長くストックされることが示された。よって、中古製品には使用規制が既に施された化学物質も含まれていることがあり、その場合には化審法によって規制されている化学物質でもリスクの移転を引き起こす可能性がある。

4.8.2 日本ができる対策

製品輸出国としての日本ができる対策について、製品のライフステージごとに考察する。考察にあたり本研究で推算した解析ケース別のヒト健康リスクの大きさを図4-39に示す。

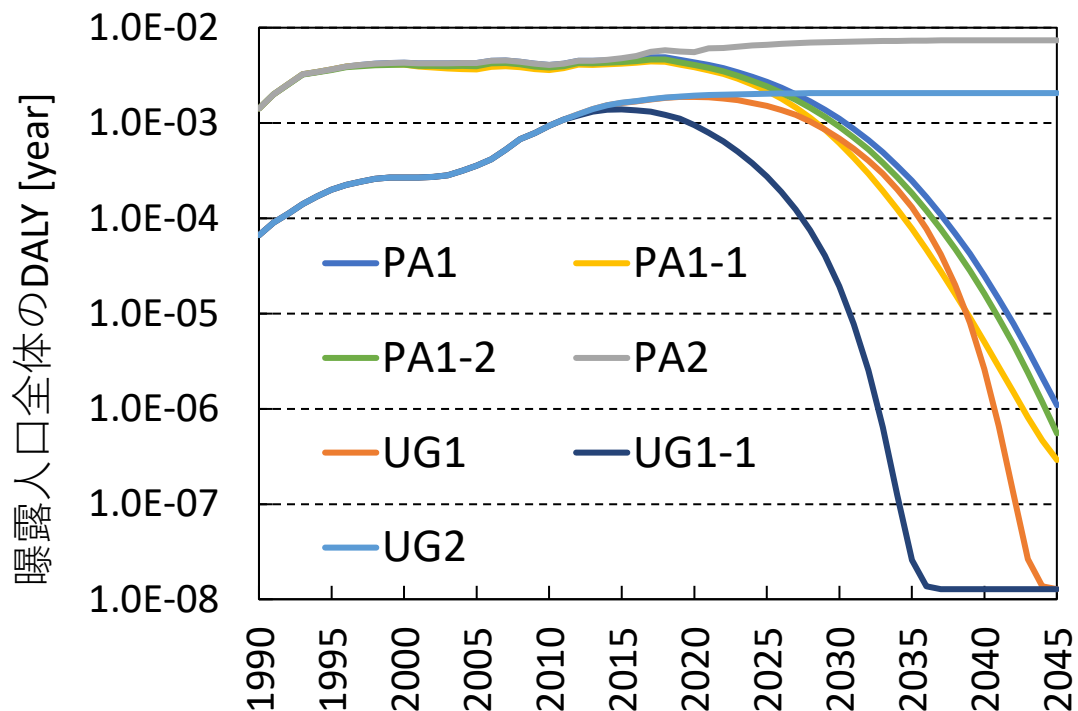


図 4-39 解析ケース別のヒト健康リスクの大きさ

(1) 製品の生産段階でできる対策

製品輸出国における製品の生産段階では、物質代替が挙げられる。図 4-39 より、2045 年における PA1 と UG1 の DALY は PA2 と UG2 に対してそれぞれ、 1.5×10^{-4} 倍、 6.2×10^{-6} 倍となり、物質代替の効果が示された。物質代替は輸出製品に限らず、生産国内でも効果を発揮するが⁸⁾、有害性の高い物質に関しては代替を進めていくべきだと言える。

(2) 製品の輸出段階でできる対策

中古製品を輸出する場合には、生産年と輸出年に差があるため、生産段階で物質代替を行ったとしても、規制物質を越境移動させてしまう可能性がある。そこで、輸出段階で出来る対策として、中古製品の輸出規制が挙げられる。つまり、中古製品に含まれる物質の確認を行い、規制物質が含まれている場合には新車に置き換えて輸出する。図 4-39 より、2035 年における UG1-1 の DALY は UG1 に対して 2.0×10^{-4} 倍となり、物質代替との相乗効果が確認された。さらに、図 4-39 より、2035 年における PA1-1、PA1-2 の DALY は PA1 に対してそれぞれ 3.2×10^{-1} 倍、 7.4×10^{-1} 倍であることを踏まえると、中古製品の輸出規制は製品輸入国における平均耐用年数の短縮や廃棄物管理の向上に比べ、リスク削減効果が高いと言える。

(3) 製品輸入国での使用段階でできる対策

製品が輸出された後に、製品輸入国で出来る対策のひとつに平均耐用年数の短縮が挙げられる。これは製品輸入国における使用段階でできる対策である。輸出製品に含まれている化学物

質は、製品輸入国における使用年数分だけストックされる。使用年数が長いほど、ストック量は増加し、有害性の高い化学物質の場合には、ヒト健康リスクが増加する。そこで、規制物質を含む製品に関しては、製品輸入国での使用年数を短くすることでリスクを減少させることができる。図 4-39 より、2045 年における PA1-1 の DALY は PA1 に対して 2.7×10^{-1} 倍となり、僅かながら物質代替との相乗効果が見られた。

しかしながら、製品の使用年数を短くすれば、買い換えの頻度が上がり、発展途上国などでは経済的に厳しいこともある。そこで、製品輸出国としての日本ができる対策として、金銭的支援が挙げられる。

(4) 製品輸入国での廃棄段階でできる対策

製品が輸出された後に、製品輸入国で出来る対策のひとつに廃棄物管理の向上が挙げられる。これは製品輸入国における廃棄段階でできる対策である。輸出製品は製品輸入国で使用された後は必ず廃棄される。国によって廃棄方法は異なるが、日本のように焼却を主とする国は少なく、多くの国では埋立を主としている。廃棄物の管理システムを構築し、浸出水から環境中に排出する量を減らしたり、不法投棄される割合を減らしたりすることで、リスクを減少させることができる。図 4-39 より、2045 年における PA1-2 の DALY は PA1 に対して 5.1×10^{-1} 倍となり、僅かながら物質代替との相乗効果が見られた。

しかしながら、発展途上国などでは、廃棄物管理を向上させることが経済的に厳しいこともある。そこで、製品輸出国としての日本ができる対策として、廃棄物管理システムを構築したり、リサイクルシステムを構築したりするための技術的支援や金銭的支援が挙げられる。

以上のような対策が考えられる。特にリサイクル率が低い製品や平均耐用年数が長い長期にわたってストックされる製品については、製品輸入国における化学物質の環境排出量が大きくなることが懸念されるので、優先的に対策を行うべきだと考える。

4.9 結言

本章では、第 3 章で示した方法論に対応した結果を示すとともに、1.4 節で示した目的に対応する考察を行った。

4.2 節では、日本の自動車の輸出相手国を対象とした階層クラスター分析の結果をもとに最大で 12 のグループに分類できることを示し、それぞれのグループ内で最もリスクの高い国を抽出した。

4.3 節では、4.2 節で抽出した国の中から特徴の異なる高リスクの国として、パキスタンとウガンダをケーススタディーの製品輸入国に選んだ。

4.4 節では、基本ケースの解析結果から、パキスタンとウガンダでは中古車の割合などが異なることからリスクの特徴も異なることを示し、パキスタンとウガンダの両国において、物質代替によってリスクが削減できることを示した。

4.5 節では、追加ケースの解析結果から、製品輸出国でできる対策によるリスク削減効果を示した。

4.6 節では、本研究の不確実性について、平均耐用年数、廃棄物処理の割合、排出係数、USE tox モデ

ルでの地域設定という 4 つの観点から考察した。

4.7 節では、本研究で示した輸出製品と物質代替に注目した化学物質のリスク評価手法について、対象製品、対象化学物質、対象国を拡大するためにはどのようなデータが必要なのか考察した。

4.8 節では、本研究の全体を通して、輸出製品を介した化学物質の越境移動の実態と日本の責任について言及し、製品輸出国である日本ができる対策を製品のライフステージごとに述べた。

参考文献

14) World Trade Integrated Solution<

https://wits.worldbank.org/CountryProfile/en/Country/PAK/Year/2020/TradeFlow/Import/Partner/all/Product/86-89_Transport > (最終閲覧日：2022.12.31)

15) 日本貿易振興機構 (ジェトロ) (2011)：中古トラック・バスの輸入規制を緩和-車齢 5 年未満が輸入可能に-〈 <https://www.jetro.go.jp/biznews/2011/05/4ddb5e4b324b0.html> 〉 (最終閲覧日：2022.12.31)

16) 独立行政法人国際協力機構 (JICA), 株式会社アルメック VPI, 株式会社 オリエンタルコンサルタンツグローバル, 株式会社 国際開発センター (2021)：パキスタン・イスラム共和国 自動車産業振興に係る情報収集・確認調査ファイナルレポート 〈 <https://openjicareport.jica.go.jp/pdf/12366811.pdf> 〉 (最終閲覧日：2022.12.31)

17) 財団法人 愛知県国際交流協会 (2010)：世界の国を知る 世界の国から学ぶ わたしたちの地球と未来 ウガンダ共和国〈 <http://www2.aia.pref.aichi.jp/koryu/j/kyouzai/PDF/H21/Uganda.pdf> 〉 (最終閲覧日：2023.1.19)

18) 社団法人 日本水道協会 (2004)：WHO 飲料水水質ガイドライン 〈 http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42852/9241546387_jpn.pdf;jsessionid=A990BBA3EEBD D3092767AAB3D4ED0D6B?sequence=3 〉 (最終閲覧日：2023.2.7)

19) 小口正弘, 布施正暁 (2012)：耐久財の使用年数分布の国際比較分析, 第 7 回日本 LCA 学会研究発表会講演要旨集

20) 中西準子, 東海明宏, 岩田光夫 (2008)：詳細リスク評価書シリーズ 23 デカブロモジフェニルエーテル

21) 渡辺真也, 中久保豊彦, 東海明宏, 山本祐吾 (2011)：産業界による自主的な化学物質管理を支援するリスク評価手法の構築 -テレビ筐体に含有される難燃剤を対象としたケーススタディ-, 日本リスク研究学会誌, 21(4), 285-294

22) UNEP/SETAC : Official USEtox 2.12 model and factors, 11 Nov 2019 Release 〈 <https://usetox.org/> 〉 (最終閲覧日：2022.12.31)

23) 財務省：貿易統計 〈 <https://www.customs.go.jp/toukei/info/index.htm> 〉 (最終閲覧日：2022.12.31)

24) 寺園淳, 吉田綾 (2012)：使用済家電製品の国内フローに関する考察と中古品輸出量の推定, 廃棄物資源循環学会誌, 23(4), 280-294

25) 東海明宏, 山口治子, 恒見清孝, 岩田光夫 (2008)：物質代替のリスクを評価する実用的手法の考察, 日本リスク研究学会誌, 18(1), 89-96

5. 結論

5.1 本研究の総括

第1章では、日本でのPRTR制度の対象に輸出製品に含まれて越境移動する化学物質は含まれていないことを示し、輸出製品に含まれる化学物質に関する国際的な条約も存在しないことを示した。日本国内での化学物質のヒト健康リスクについての先行研究は多くあり、物質代替を評価した先行研究もある。しかし、日本で生産した輸出製品に含まれる化学物質が製品輸入国で及ぼすリスクを評価した研究はない。また、日本の化学物質管理の柱であるPRTR制度では日本国内における特定化学物質の移動量・排出量を集計しているが、輸出製品に含まれる化学物質は対象外のため、日本が管理すべき化学物質のリスクを過小評価している可能性がある。そこで、本研究では、輸出製品に含まれる化学物質が製品輸入国に及ぼすリスクの定量的評価を行い、製品輸出国でできる対策のひとつである物質代替の効果を検証することを目的とした。

第2章では、日本の生産量が2020年において世界第3位である自動車をケーススタディーの対象製品とすることを示した。次に、難燃剤として使われるDecaBDEの近年の規制状況についてまとめ、ケーススタディーの対象化学物質に取り上げた。DecaBDEは Sb_2O_3 とともに使用されることで難燃効果を発揮するため、 Sb_2O_3 も対象化学物質に取り上げ、代替物質には先行研究でも取り上げられているTPPを選んだ。

第3章では、まず輸出製品が及ぼす化学物質リスクの大きさという観点から日本の輸出相手国を分類するために、日本が自動車を輸出している国を対象に階層クラスター分析を行った。リスク評価手法としては、貿易統計から実際の輸出量のデータを用いて、輸出製品を介した化学物質の越境移動量を推計し、累積ワイブル分布関数を用いて、製品輸入国での化学物質のストック量と廃棄量を推計した。そして、排出係数を用いて環境排出量を推計し、USE tox モデルを用いてヒトへの曝露量を推計した。最後に先行研究における化学物質の有害性評価と合わせて、リスクを推算した。

第4章では、階層クラスター分析の結果、パキスタンとウガンダはともにリスクが高いが、中古車の割合などの特徴が異なることが分かったため、ケーススタディーの製品輸入国にこの2国を選定した。リスク評価の結果、パキスタンとウガンダの両方で、物質代替による効果が確認でき、パキスタンとウガンダの特徴が異なることによるリスクの違いも示せた。また、物質代替以外の製品輸出国ができる対策についても効果が確認された。

本研究の結果から、輸出製品を介した化学物質のリスクの移転は無視できないものであり、日本の化学物質管理の対象に含めるとともに、4.8.2節で示したような対策を講じるべきだと考えた。

以下に本研究から得られた知見をまとめる。

- (1) 輸出製品に含まれる化学物質が及ぼすリスクの大きさという観点で国を分類するためには、階層クラスター分析が適用できる。階層クラスター分析を用いることで、輸出に関するデータ（輸出量や中古製品の割合）、化学物質が排出した時の曝露に関するデータ（人口密度）、廃棄された輸出製品

の処理システムに関するデータ（1人あたりの GNI）といった国の特徴を表す多くのデータを同時に考慮して、国を分類することができる。

- (2) 輸出製品に含まれる化学物質が製品輸入国に及ぼすリスクは、本研究の 3.4 節で示した評価方法により、推算することができる。4.7 節で示したデータが存在すれば、対象製品、対象化学物質、対象国を拡大しても適用可能である。
- (3) 本研究で対象とした自動車の難燃剤に限定すれば、輸出製品を介したリスクの移転量は懸念されるレベルではないが、自動車 1 台や難燃剤すべてで見れば、リスクの移転量はさらに増加すると考えられる。
- (4) 中古製品には使用規制が既に施された化学物質も含まれている場合があり、中古製品が輸出される場合にはリスクが高くなる。
- (5) 物質代替によって製品輸入国でのリスクは削減することができるが、製品輸入国での使用年数や中古製品が製品輸出国で使用される年数を踏まえると、物質代替を始めてからリスク削減効果が現れるまで時間差がある。
- (6) 物質代替のリスク削減効果を促進するためには、規制物質を含む中古製品の輸出を規制することが最も効果的であることが分かった。よって規制物質を含む中古車は新車に置き換えて輸出するべきだと言える。

5.2 今後の展望

まずは、本研究で提案した輸出製品と物質代替に注目した化学物質のリスク評価手法の妥当性を検証していく必要がある。対象製品、対象化学物質、対象国を拡大してケーススタディーを行う必要があるが、本研究では日本からの輸出製品のみを対象としていることもあり、実測値との比較による検証は難しい。そこで、3.2 節で述べた日本の輸出相手国の特徴付けにおいて推定される国ごとのリスクの大小関係と実際に評価手法を通して算出したリスクの大小関係を比較することで、評価方法の妥当性の検証ができると考える。具体的には、輸出量が多く、輸出量に占める中古製品の割合が高く、人口密度が大きく、1人あたりの GNI が小さい国ほどリスクが高くなるという仮定の下でリスクの大小関係を推算する。

次に、輸出は製品単位で行われる。そこで、輸出製品に注目したリスク評価を行う場合には、製品単位で見る必要があると考える。つまり、製品 1 台輸出することによりどれほどのリスクが移転するのかという視点で評価すべきである。そのためには、対象製品に含まれるすべての化学物質についてリスクを推算する必要があり、それらを足しあわせることで製品 1 台あたりのリスクが推算できる。USE tox モデルでは有機物と無機物の両方を扱えることから、実現は可能だと考えられる。実際にリスク評価を行うにあたっては、軽量化などに伴う素材の変化を考慮する必要がある。例えば、本研究で対象とした自動車においては、ボディー部分の軽量化や電気自動車への移行シナリオを考慮する必要がある。

最後に、4.6 節で述べた不確実性を解消することである。そのためには、物性値と排出係数の関係性に注目することで先行研究にてデータのない物質の排出係数を推定することが課題として挙げられる。また、対象国ごとの製品の平均耐用年数や廃棄方法の割合を推測する方法も確立する必要がある。データが少ない国においても解析できることが今後の課題である。

付録. 階層クラスター分析による日本の輸出相手国のグループ分け
図 4-2 で示した各グループに所属する国を示す。

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度(2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI(2018年) [アメリカ\$]
A	ベトナム	16963	1	317	2407
A	エジプト	43335	0	105	2474
A	インドネシア	29019	1	147	3778
A	レバノン	10945	3	662	7897
A	インド	2073	5	469	2020
A	アフガニスタン	3609	12	61	501
A	ウクライナ	13024	0	76	3034
A	ヨルダン	12028	0	116	4288
A	エチオピア	2126	0	104	731
A	イエメン	4202	0	58	801
A	グアテマラ	6300	1	160	4157
A	ルワンダ	278	1	538	755
A	エクアドル	15338	0	72	6123
A	エルサルバドル	2001	0	315	3824
A	シリア	2309	0	100	1512
A	コロンビア	21298	0	46	6557
A	モロッコ	5696	0	84	3214
A	イラク	6875	2	95	5445
A	ペルー	28054	0	26	6610
A	ウズベキスタン	2153	0	79	1598
A	ネパール	563	5	207	1137
A	ホンジュラス	2249	0	90	2313
A	キルギス	3159	0	35	1272
A	コスタリカ	8112	0	101	11803
A	ニカラグア	2094	0	56	1914
A	チュニジア	2114	0	77	3321
A	ブラジル	14579	0	26	8897
A	スーダン	1525	4	24	1201
A	ベネズエラ	4500	0	33	5978
A	アルジェリア	5151	0	19	4056
A	マダガスカル	199	5	49	507
A	アゼルバイジャン	685	0	123	4508
A	ルーマニア	2488	0	83	12101
A	コートジボワール	382	0	85	2226
A	アンゴラ	1333	12	27	3021
A	ジブチ	804	0	43	3151
A	リベリア	98	5	54	493
A	トーゴ	44	13	156	887
A	ガンビア	21	11	246	720
A	カーボベルデ	174	0	139	3531
A	アルメニア	256	0	104	4295
A	アルゼンチン	3323	0	17	11247
A	カザフスタン	4358	0	7	8581
A	北マケドニア	161	0	82	5834
A	セルビア	176	0	78	6847
A	コモロ	5	0	477	1437
A	ブータン	210	0	20	2952
A	中央アフリカ	86	0	8	511
A	ブルガリア	187	2	64	9106
A	バヌアツ	156	0	26	3150
A	ガボン	740	1	9	7436
A	キューバ	38	0	109	8701
A	チャド	18	0	13	724
A	ベリーズ	66	6	18	4460
A	ヨルダン川西岸及びガザ	8	0	116	4288
A	コンボ	5	0	165	4491
A	トルクメニスタン	28	0	13	6673

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度 (2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI (2018年) [アメリカ\$]
B	中華人民共和国	236159	0	150	9680
B	バーレーン	17296	0	2241	22668
B	メキシコ	92465	0	67	9425
B	プエルトリコ(米)	22128	0	368	22286
B	ポーランド	21572	0	123	14850
B	サウジアラビア	143485	0	16	23555
B	オマーン	68202	0	17	15429
B	ハンガリー	8881	0	106	15895
B	パナマ	8853	0	59	14190
B	チェコ	5133	1	139	22060
B	ポルトガル	6181	0	112	23049
B	ギリシャ	3820	0	83	19930
B	スロベニア	1964	0	105	25680
B	スロバキア	811	0	113	19103
B	クロアチア	842	0	69	14882
B	エストニア	2842	1	31	22563
B	仏領ポリネシア	560	0	80	22679
B	ウルグアイ	897	1	20	17644

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度 (2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI (2018年) [アメリカ\$]
C	パキスタン	38320	72	292	1410
C	フィリピン	59337	56	372	3599
C	南アフリカ共和国	105427	54	50	6168
C	タイ	35195	64	137	6943
C	マレーシア	52397	59	100	11023
C	ハイチ	1522	54	419	1427
C	トルコ	23273	23	111	9309
C	ジョージア	17154	66	65	4226
C	ドミニカ共和国	8419	73	227	7689
C	バプアニューギニア	7789	45	20	2742
C	カンボジア	803	54	96	1410
C	ラオス	1547	20	32	2449
C	ボリビア	5856	23	11	3465
C	パラグアイ	4769	44	18	5581
C	ベナン	95	41	110	1229
C	セネガル	127	18	89	1423
C	ニジェール	193	58	20	564
C	シエラレオネ	31	25	113	529
C	ブルキナファソ	50	49	79	785
C	セーシェル	227	50	216	14934
C	リビア	4383	41	4	11612
C	マリ	59	29	17	868
C	タジキスタン	16	55	70	988
C	コンゴ共和国	125	45	17	2170
C	マーシャル	7	20	331	4837
C	ギニア・ビサウ	3	20	72	713
C	ラトビア	162	25	30	17564
C	リトアニア	91	27	45	18593

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度 (2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI (2018年) [アメリカ\$]
D	香港	34273	44	7060	51398
D	シンガポール	25318	26	7692	57735

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度 (2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI (2018年) [アメリカ\$]
E	アラブ首長国連邦	244179	65	141	43987
E	チリ	113620	80	26	15169
E	ロシア	230384	62	9	11095
E	ニュージーランド	128443	71	19	43145
E	オーストラリア	355731	2	3	56728

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度 (2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI (2018年) [アメリカ\$]
F	台湾	73871	0	648	49800
F	英国	121988	9	278	42597
F	イスラエル	54685	0	433	44546
F	ベルギー	61569	0	383	47733
F	ドイツ	98639	0	238	49386
F	大韓民国	19713	1	531	33841
F	オランダ	31044	1	521	54193
F	イタリア	51022	0	198	34886
F	クウェート	41298	0	243	35160
F	スペイン	49758	0	95	30513
F	フランス	37653	0	123	42501
F	カタール	24734	0	255	64562
F	オーストリア	16377	0	109	50691
F	デンマーク	7631	0	146	63760
F	カナダ	168191	1	4	45660
F	アイルランド	9360	42	73	61887
F	スウェーデン	21307	0	26	56757
F	ブルネイ	3583	14	84	31823
F	フィンランド	15680	6	18	50126
F	英領バージン諸島	330	53	203	42335
F	ニューカレドニア(仏)	863	0	15	35168

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度 (2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI (2018年) [アメリカ\$]
G	スイス	22523	0	220	82825
G	ノルウェー	21624	0	15	84942
G	アイスランド	1511	0	4	78839

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度 (2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI (2018年) [アメリカ\$]
H	ケイマン諸島(英)	1118	95	277	60037
H	ルクセンブルク	3	100	263	74768

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度 (2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI (2018年) [アメリカ \$]
I	ウガンダ	24944	100	235	775
I	ケニア	69216	96	97	1767
I	ミャンマー	60165	87	84	1364
I	スリランカ	35230	97	358	4031
I	ブルンジ	1664	99	477	297
I	タンザニア	38618	100	69	1023
I	マラウイ	4290	100	208	535
I	ナイジェリア	10827	93	232	1965
I	モザンビーク	14823	100	41	492
I	ジャマイカ	16833	94	275	5108
I	コンゴ民主共和国	6963	100	41	551
I	ガーナ	5952	92	139	2216
I	ソマリア	662	100	26	111
I	ザンビア	8624	100	25	1492
I	ジンバブエ	3967	100	39	1573
I	レソト	1862	100	71	1358
I	カメルーン	1271	96	58	1505
I	ミクロネシア	992	99	166	3659
I	フィジー	4916	88	49	5910
I	東ティモール	687	100	90	1785
I	サモア	1710	98	71	4105
I	セントビンセント	745	98	285	7520
I	モンゴル	34978	98	2	3711
I	キリバス	424	96	150	3164
I	トンガ	659	98	148	4933
I	南スーダン	764	85	18	707
I	ソロモン	904	86	25	2381
I	ギニア	135	93	55	922
I	ドミニカ	630	95	96	7706
I	スリナム	11151	99	4	6260
I	ボツワナ	8389	100	4	7578
I	ガイアナ	6916	98	4	6592
I	ナミビア	2893	100	3	5419
I	ツバル	11	100	398	8607
I	サントメ・プリンシペ	1	100	233	1969

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度 (2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI (2018年) [アメリカ \$]
J	バングラデシュ	27502	90	1278	1747
J	モーリシャス	7425	88	624	11351
J	マルタ	4768	96	1615	32352
J	トリニダード・トバゴ	14369	86	274	16657
J	モルディブ	755	97	1812	9324
J	バルバドス	2606	81	669	17063
J	キプロス	8555	90	132	28486
J	セントルシア	1081	90	302	10736
J	グレナダ	669	93	332	9470
J	アンティグア・バーブーダ	1225	91	224	16194
J	セントクリストファー・ネービス	772	95	206	18386
J	バハマ	5054	97	40	31124
J	ナウル	54	97	544	14696
J	パラオ	768	98	40	16849
J	タークス及びカイコス諸島(英)	873	100	41	32339

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度 (2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI (2018年) [アメリカ\$]
K	マカオ	1850	62	20012	77475

グループ	国名	日本からの輸出の平均値 (2005年, 2010年, 2015年)	輸出台数に占める 中古車の割合(2020) [%]	人口密度 (2021年) [人/km ²]	1人当たりのGNI (2018年) [アメリカ\$]
L	アメリカ合衆国	1530853	1	36	64039

ケーススタディ 3：マーシャル諸島のブレーキパッド由来のアンチモン排出量の将来推計及び化学種解析によるリスク評価

1. 背景と目的

中央太平洋には約 500 個もの環礁が存在し、その堆積物は有孔虫やサンゴ礫等の炭酸カルシウム粒子でできている。したがって、炭酸カルシウム以外の外来化学物質について特定がしやすく、新たな環境化学の場所として適している。特にマジュロ環礁は大陸から離れており、大陸由来の物質の供給量が少ない。そのような大陸由来の物質の供給量が少ない環境において、近代化に伴い、どのような化学物質が輸入され、環境中でどのような挙動を示すのかを明らかにすることは、日本で生産・製造された物質の国際的な影響を詳細に評価することに繋がる。また、マジュロ環礁が属するマーシャル諸島は途上国の 1 つであり、サプライチェーンの川下に位置しているため、製品の管理状況を踏まえたヒト健康や環境影響の評価が必要である。そこで、本研究では、マーシャル諸島のブレーキパッド由来のアンチモン排出量の推計と化学種解析によるリスク評価を実施した。

2. 方法

2.1 マーシャル諸島のブレーキパッド由来のアンチモン排出量の推計

まず、マーシャル諸島における自動車の輸入量を推定した。用いたデータは Observatory of Economic Complexity (OEC)¹⁾の 2010 年～2020 年における 1 年当りの自動車輸入量データと中古車販売会社^{2, 3)}から得られた 1 台当たりの価格である。ここで、マーシャル諸島に輸入される車は全て中古と仮定し、OEC のデータから、“Medium sized cars”、“Small sized cars”、“Diesel Trucks <5 tonnes”を抽出した。また、1 台当たりの価格については、最小値と最大値の間の値を用いた。

次に、得られた自動車の輸入量データから、河合ら (2020)⁴⁾の方法を基に自動車由来のブレーキパッドの使用数を推定した (図 1)。ここで、マーシャル諸島ではブレーキパッドを生産しておらず、ブレーキパッドそのものの輸入は無いと仮定している。将来予測をするにあたって、2021 年以降の市場供給数は 2010 年～2020 年の平均値とし、2030 年までのブレーキパッドの使用数を算出した。

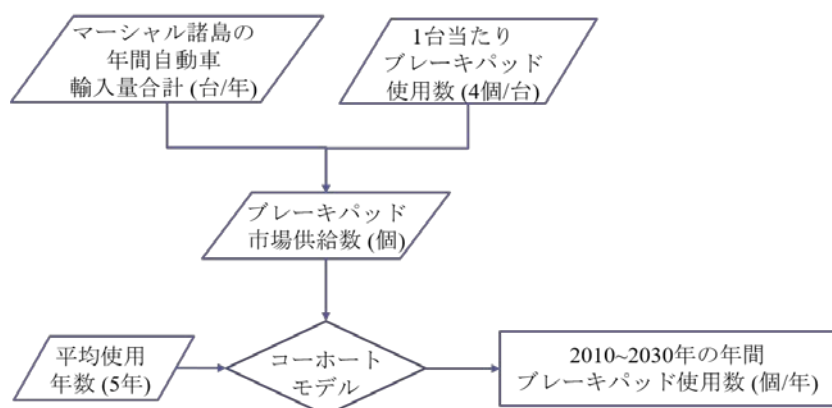


図 1 自動車由来のブレーキパッドの使用数の推定方法

得られた 2010 年～2030 年までのブレーキパッド使用数を基に、自動車由来のアンチモンの排出量を推定した（図 2）。

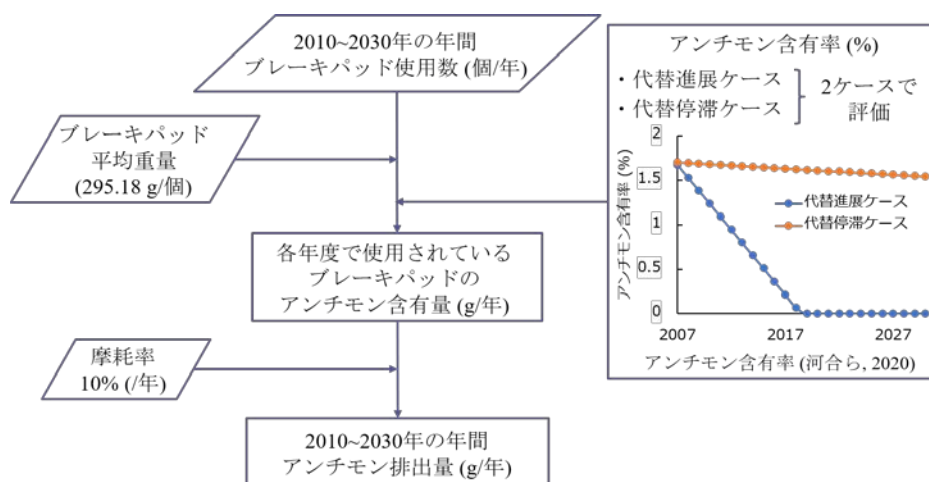


図 2 アンチモン排出量の推定方法

2.2 化学種解析によるリスク評価

本研究では、環境中のアンチモンとスズの化学種解析を実施した。解析は SPring-8 BL01B1 にて実施した（図 3）。

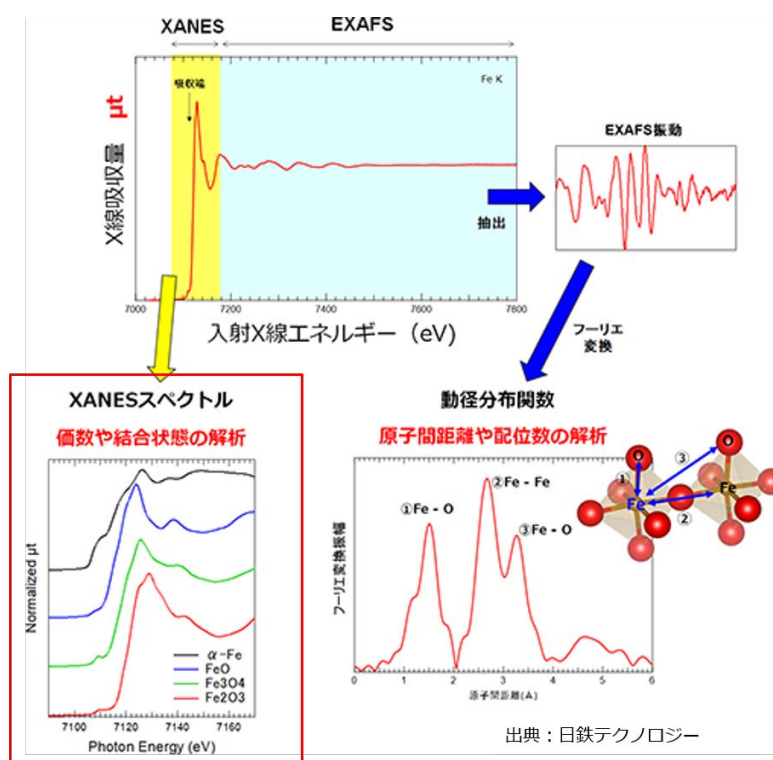


図 3 化学種解析

3. 結果と考察

3.1 マーシャル諸島のブレーキパッド由来のアンチモン排出量の推計結果

マーシャル諸島における車両の輸入台数合計を図 4 に示す。図 4 から、マーシャル諸島では車両の輸入量が増加傾向にあり、2016 年の輸入台数は 2010 年から 2020 年までで最大の約 330 台であることが分かった。また、OECD¹⁾のデータから、韓国、アメリカ、台湾、日本、中国、インド、アラブ首長国連邦、イギリス、キリバス、インドネシア、香港、ベルギー、タイなどから輸入していることが分かり、その中でも韓国からの自動車の輸入量が多いことが分かった（図 5）。一方、日本からのブレーキパッドの輸出調査の結果、日本から輸出されたブレーキパッドが中国や米国を經由して、自動車としてマーシャル諸島に輸出されている可能性が高いことが示唆された（表 1）。

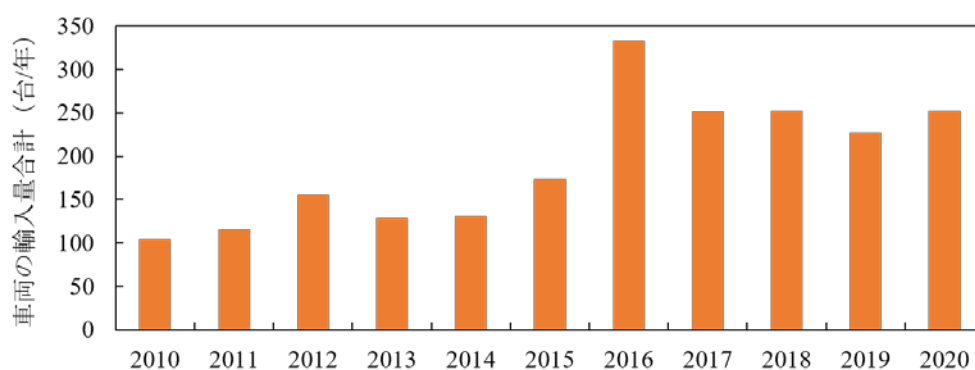


図 4 マーシャル諸島の車両の輸入台数合計

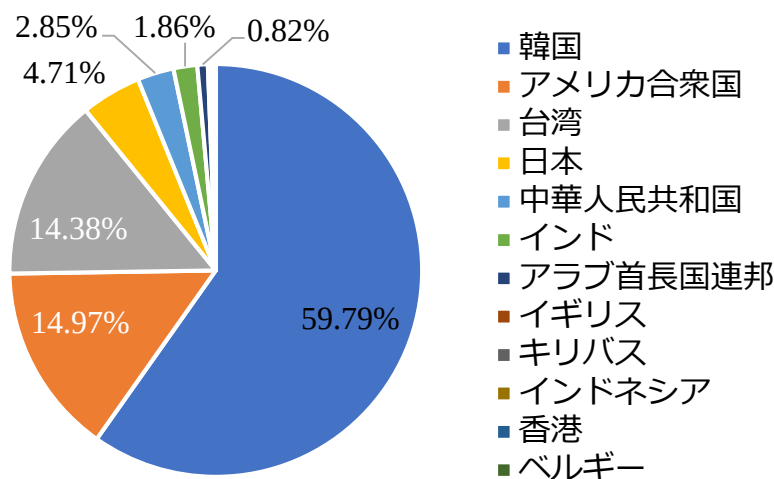


図 5 Medium sized cars の国別輸入量割合

表 1 日本からのブレーキパッドの輸出量⁵⁾

マーシャル諸島へ 自動車輸出している国	日本からのブレーキパッド の輸出量 (kg) (2021 年度全期)	日本からのブレーキパッド の輸出量 (円) (2021 年度全期)
大韓民国	105、894	213、409
アメリカ合衆国	3、627、502	5、804、964
台湾	234、512	469、249
中華人民共和国	2、260、111	3、719、982
インド	312、303	710、030
アラブ首長国連邦	959、820	2、249、033
英国	16、656	42、350
キリバス	135	220
インドネシア	75、399	229、590
香港	65、661	129、875
ベルギー	351、211	746、392
タイ	621、957	833、777
モザンビーク	#N/A	#N/A
フィリピン	33、682	96、263

アンチモン排出量の経年変化を図 6 に示す。代替進展ケースでは、2016 年の約 696 g/年の排出量をピークとして、排出量は減少し、2028 年以降に排出量が 0 g/年となった。代替停滞ケースでは、2020 年に約 2、558 g/年の排出量をピークとして、排出量は減少するものの、進展ケースと比べて 21 年間の総排出量は約 6.6 倍となった。

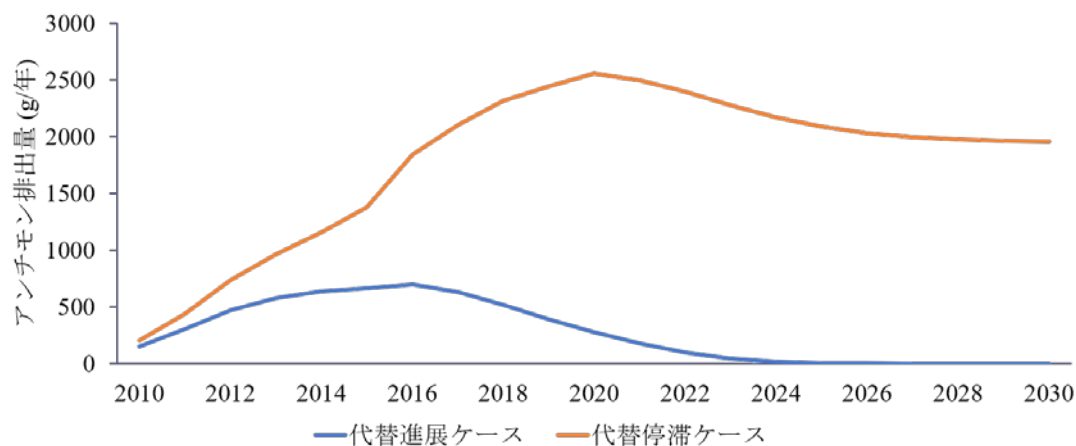


図 6 アンチモン排出量の経年変化

3.2 化学種解析によるリスク評価結果

図 7 及び図 8 にそれぞれアンチモンとスズの化学種解析の結果を示す。

アンチモンの化学種解析の結果から、ブレーキパッドには FeSbO_4 や Sb_2O_3 、 Sb_2O_5 、 Sb_2S_3 、 Sb III tartrate 、 Sb metal が含まれており、どの種類のブレーキパッドにも Sb metal が平均約 33%の割合で含まれていた（図 7）。また、特に含まれている割合が大きかった化学種は Sb_2S_3 （Brake pad 1 で約 70%）と FeSbO_4 （Brake pad 2 と 3 でそれぞれ約 52%、28%）であった（図 7）。さらに、比較対象として解析を行った宮古島の交差点やクリーンセンター、では特に Brake pad 2 及び 3 に多く含まれていた FeSbO_4 が約 64%の割合で存在したことが分かった。

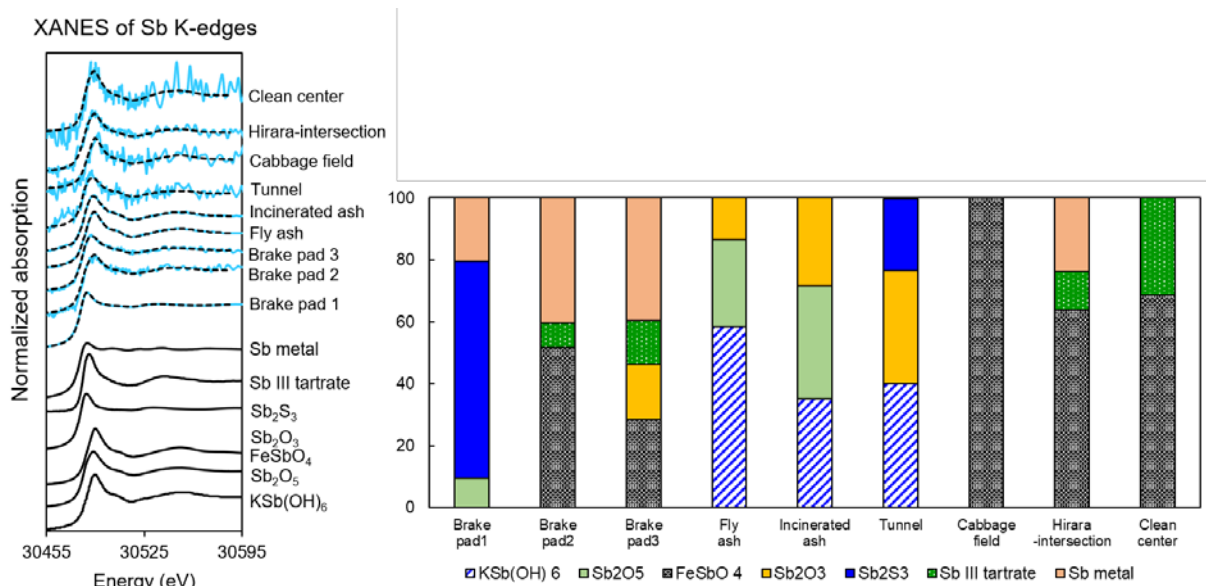


図 7 アンチモンの化学種解析の結果

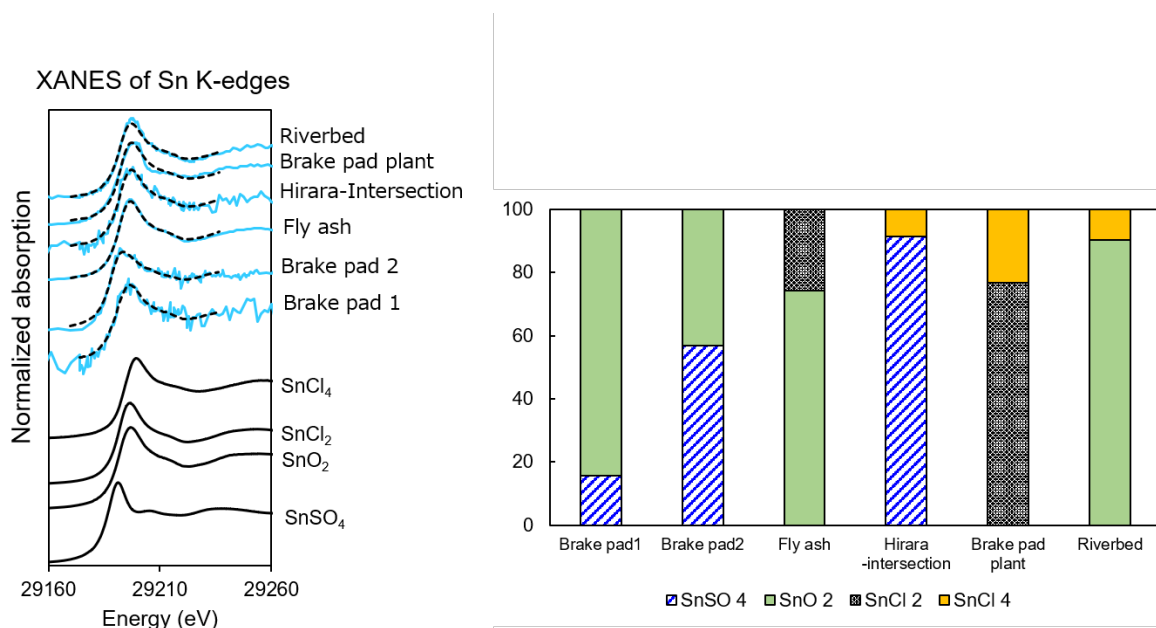


図 8 スズ（代替物質）の化学種解析の結果

スズの化学種解析の結果からは、ブレーキパッドには SnO_2 と SnSO_4 が含まれており、その割合はブレーキパッドの種類によって、大きく異なることが分かった（図 8）。また、交差点では、Brake pad 1 及び 2 に含まれていた SnSO_4 の割合が最も大きく、約 91% を占めていた。対照的に、川底やフライアッシュには、 SnO_2 がそれぞれ約 90%、74% の割合で含まれていた。

4. 結論

日本から輸出されたブレーキパッドが中国や米国を経由して、マーシャル諸島に輸入されている可能性が高いことが分かった。自動車のブレーキパッドにおいて、アンチモンからスズへの代替が進んでいるため、アンチモンの含有率の代替が進退するケースと代替が停滞するケースの双方を検討した。その結果、代替進展ケースでは、2016 年の約 696 g/年の排出量をピークとして、排出量は減少し、2028 年以降に排出量が 0 g/年となった。自動車としてマーシャル諸島に輸出されている可能性が高いことが分かった。

化学種解析の結果、アンチモンが常に供給されるような交差点などでは、ヒト健康リスクの高い 3 価の化合物が存在していることがわかった。代替物質のスズも化合物として SnSO_4 などの化合物として存在しているため、これらのリスク評価が必要である。その他に環境媒体中に多く存在するスズの化学種として SnO_2 が、またアンチモンとしては FeSbO_4 含まれることが分かった。

今後の課題として、これらの化学種の無影響濃度予測値（PNEC）を調査し、あらゆる生態系に対して、どれだけの割合で影響を与える濃度となっているのか考察を行うことが挙げられる。

参考文献

- 5) The Observatory of Economic Complexity | OEC
<<https://oec.world/>>（閲覧日;2023 年 3 月 2 日）
- 6) Cars.com
<<https://www.cars.com/>>（閲覧日;2023 年 3 月 2 日）
- 7) BE FORWARD
<<https://www.beforward.jp/>>（閲覧日;2023 年 3 月 2 日）
- 8) 河合巧真、小島直也、東海明宏 (2020) 知見更新に伴う自動車ブレーキパッド由来アンチモン暴露濃度推定、日本リスク研究学会誌、29(4)、pp261-271.
- 9) 財務省、財務省貿易統計
<<https://www.customs.go.jp/toukei/info/index.htm>>（閲覧日;2023 年 3 月 2 日）

第3章 終わりに

本調査研究では、令和4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、前年度の企業アンケート結果において、同一の情報スキーム導入を妨げる要因を分析した。伝達様式の統一における課題として、コスト面での課題が特に挙げられた。

また評価指標の整理、循環型社会において促進される再生可能エネルギー導入の際に増加する化学物質のライフステージ全体を通じた評価を行った結果、Chemical footprintを含めた複数指標による都市代謝を通じて、化学物質の排出量変化も環境施策における重要な評価ファクターであることが分かった。

風力発電設備のライフサイクルなどの再生可能エネルギーのライフサイクル評価を実施し、ライフサイクル評価全体でのヒト健康影響、環境影響の評価を実施した結果、設備由来の化学物質によるヒト健康影響が将来懸念されることが分かった。

課題2では、日本で生産・製造された化学物質を含有する製品を多数輸入している途上国での管理状況を鑑み、それに伴うヒト健康、環境影響への化学物質による潜在的なリスクの抽出を行った。

物質代替を始めてから30年後には 1.0×10^{-3} 倍以下にリスクは削減できるが、中古車の輸入規制が緩いウガンダの方がパキスタンより、リスクが減少傾向になる年が3年遅くなった。

規制物質が含まれている中古製品の輸出を制限し、新品製品に置き換えて輸出すれば、ウガンダの場合、物質代替によるリスク削減の効果が約8年早くなる事が分かった。また化学種解析の結果、アンチモンが常に供給されるような交差点などでは、ヒト健康リスクの高い3価の化合物が存在していることがわかった。代替物質のスズも化合物として SnSO_4 などの化合物として存在しているため、これらのリスク評価が必要である事が分かった。

謝辞

本研究は、令和4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)」の受託研究により実施した。ここに深謝の意を表する。

