

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)」

調査報告書

令和4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. 研究目的	1
2. 研究概要	1
3. 実施体制と役割分担	3
第2 研究調査報告	4
小課題 1-1 日本の化学物質情報伝達の現状調査	4
1. 背景	4
参考文献	4
2. 方法	5
2.1 アンケート調査の実施	6
参考文献	13
3. アンケート調査結果	14
3.1 調査対象企業、事業所	14
3.2 化学物質管理の実態と課題の整理	19
3.3 情報伝達様式の統一に関する各業界の意見	33
3.4 ChF に対する企業、事業所の認識の把握	34
4. 結言	36
参考文献	37
小課題 1-2 Chemical footprint を用いた指標の適用可能性の調査	38
1. 背景	38
1.1 xEV 駆動用リチウムイオン電池の現状と課題	38
1.2 xEV 駆動用リチウムイオン電池の二次利用の現状と課題	39
1.3 xEV 駆動用リチウムイオン電池材料による環境負荷の現状と課題	39
1.4 本研究の目的と全体像	41
参考文献	42
2. 方法	44

2.1 緒言	44
2.2 xEV 駆動用リチウムイオン電池フロー推計	44
2.2.1 xEV 駆動用リチウムイオン電池フロー推計の枠組み	44
2.2.2 評価対象・評価年数	45
2.2.3 マテリアルフローモデル	45
2.2.4 二次利用シナリオの定義	47
2.2.5 データセット	47
2.3 xEV 駆動用リチウムイオン電池材料による環境影響評価	53
2.3.1 xEV 駆動用リチウムイオン電池材料による環境影響評価の枠組み	53
2.3.2 日本の xEV 駆動用電池のリサイクルの現状	53
2.3.3 リサイクルによる化学物質排出量推計	54
2.3.4 電池の不法投棄・不適正保管による化学物質排出量推計	57
2.3.5 USEtox による環境負荷の定量化及び ChF、自然限界係数 n への変換	58
2.4 EU バッテリー政策の効果（xEV 駆動用電池の二次利用による CO ₂ 削減量）と xEV 駆動用電池材料の ChF の比較	60
2.5 結言	60
参考文献	61
3. xEV 駆動用電池フロー推計結果・考察	63
3.1 緒言	63
3.2 二次利用台数	63
3.3 残存容量	66
3.4 二次利用による CO ₂ 削減量	67
3.5 リサイクル台数	69
3.6 結言	71
参考文献	72
4. 環境負荷算出結果・考察	73
4.1 緒言	73
4.2 USEtox による特性化係数 CF_{USEtox} の算出結果	73
4.3 ChF、自然限界係数 n 算出結果	73

4.3.1 リサイクル時と不法投棄を合わせた ChF、自然限界係数 n	73
4.3.2 化学物質別の ChF、自然限界係数 n	75
4.3.3 全事業所の自然限界係数 n との比較.....	83
4.3.4 リサイクル時と不法投棄別の ChF と自然限界係数 n	85
4.4 結言	86
5. xEV の総合評価.....	87
5.1 緒言	87
5.2 ChF と CO ₂ 削減量の比較による xEV 駆動用電池材料の総合評価.....	87
5.3 結言	88
6. 総括	89
6.1 結論.....	89
6.2 今後の課題	90
小課題 2-1 残留性有機汚染物質の長距離移動	91
1. 背景	91
1.1 残留性有機汚染物質の長距離移動	91
1.2 PRTR 制度の概要と問題点.....	91
1.3 長距離移動に関する先行研究	92
1.3.1 残留性有機汚染物質の長距離移動の根拠.....	92
1.3.2 バッタ効果による長距離移動	92
1.4 本研究の目的.....	93
1.5 本研究の構成.....	94
参考文献.....	94
2. 評価手法.....	95
2.1 緒言	95
2.2 定常 Box モデルを用いた長距離移動性の評価手法	95
2.3 長距離移動性の評価指標の導入	97
2.3.1 バッタ効果のモンテカルロシミュレーション.....	97
2.3.2 モンテカルロシミュレーションの代替手法	98

2.4 TaPL3 を用いた解析	99
2.5 本研究で対象とした化学物質	103
2.6 結言	108
参考文献.....	108
3. 結果・考察	109
3.1 緒言	109
3.2 1分子当たりのホップ数の算出結果.....	109
3.3 考察とそれに伴う追加解析	111
3.3.1 物性値と結果の因果関係	111
3.3.2 DecaBDE の低臭素化の影響.....	113
3.3.3 CTD を用いた比較.....	114
3.3.4 有機フッ素化合物を対象とした追加解析.....	117
3.4 実際の物質の挙動から見た評価手法の問題点	119
3.5 実用化に向けた検討	120
3.6 結言	121
参考文献.....	121
4. 総括	123
4.1 結論.....	123
4.2 今後の課題	124
小課題 2-2 環境中に排出された化学物質の化学種変化	125
1. 背景	125
2. 方法.....	127
2.1 対象地域の選定	127
2.2 試料の採取	128
2.3 濃度分析	128
2.4 化学種分析	129
3.結果と考察.....	130
3.1 濃度分析	130

3.2 化学種分析	131
4. まとめ	132
参考文献	133
小課題 2-3 低所得国におけるプラスチック廃棄物の輸入禁止の影響	134
1. 背景	134
2. 方法	139
2.1 研究の枠組み	139
2.2 フィールドワークの計画と活動	140
2.2.1 関係者へのインタビュー	140
2.2.2 文献情報等の確認	141
2.2.3 Hulene ダンプサイト訪問と土壌サンプル収集	141
3. 今後の課題	147
参考文献	147
第3章 終わりに	149
1. 結果のまとめ	149
2. 今後の計画	151
3. 調査結果の公表	152
謝辞	153

第1章 はじめに

1. 研究目的

本研究課題では、欧州連合（EU）においては「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」が採択されたことを踏まえ、サプライチェーンにおいて、川上、川下の事業者単独ではなく、製品のライフサイクル全体を海外への影響評価も含めて見据えることによって、化学物質情報の効率的かつ最適化した情報伝達スキームの確立ならびにライフサイクル全体での環境排出等に関する化学的知見の集積を行う。これによって、上述の知見が今後の化学物質管理政策や施策に貢献する情報基盤の確立へとつながることを達成目標とする。

また、各事業者の自主的な化学物質のリスク管理ならびに排出量の抑制を促進していくために、PRTR制度に加え、化学物質の環境中への影響、ならびに持続可能性について把握しやすい Chemical footprint を取扱いしやすい形態に実装化し、導入を促進していくための調査を行い、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係るリスク評価の手法を確立することを達成目標とする。さらに、今後 2050 年に向けて日本が脱炭素社会に向かうことが目標として政府が掲げた中、産業部門・運輸部門など様々なセクターにおいて対策が必要となったが、現在再エネのポテンシャルや電力需給に基づいた電源構成最適化に着目されるばかりで、そのライフサイクルで発生する化学物質管理に関してあまり着目されていない。そこで本事業では「製品を構成する素材や化学物質」を主な着目点とし、その製造過程・廃棄段階を含めたライフサイクル全体での一次素材循環可能性、発生化学物質の環境影響評価を行うことを考えている。そうした上で算出した化学物質観点での新規再エネ導入制約条件を提言に資する結果を算出することを目標とする。

2. 研究概要

実施計画は、上記の2つの小課題の研究実務と、研究推進管理にかかわる事項からなる。研究推進管理にかかわる項目では、研究協力者との議論、学会報告や経産省化学物質管理課様との打ち合わせを研究の進度に応じて実施する。

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とも連携を取りつつ、現状の課題整理を行い、製品に含まれる化学物質のライフサイクルに着目したリスク評価の手法構築、ならびに化学物質情報伝達スキームを適正かつ円滑にするための基盤構築を行う。

課題2では、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または揮発した物質が国際社会に与える影響、ならびに環境媒体中での化学種の変化によるリスクの増減の可能性についてのデータ・知見の収集を実験、モデリング、実地調査を組み合わせで実施する。

小課題1：日本の化学物質情報伝達の課題抽出と Chemical footprint (ChF)を用いた

指標の適用可能性

本課題では、小課題を「1-1：日本の化学物質情報伝達の現状調査」と「1-2：Chemical footprint を用いた指標の適用可能性の調査－Chemical footprint による電気自動車駆動用電池材料の環境影響評価－」に区分した。サプライチェーン全体を通じた化学物質の情報の適正管理がなされるための基盤を構築することを目標とする。まず、製造段階での問題点抽出のための事業者側からの問題点を文献調査並びにアンケート調査によって抽出する。またスマートシティ、化学物質の情報伝達スキームにおいては、特に優先評価度高い機器として、自動車に着目し、ケーススタディの実施を行う。事業者が化学物質のヒト健康へのリスクや環境影響を把握しやすいための Chemical footprint (ChF)の指標においては、現在、魚類、甲殻類、藻類のリスク評価結果が混合された状態でパラメータが設定されているため、アンケート調査を中心に、従来の Chemical footprint (ChF)での問題点を抽出する。

小課題2：残留性有機汚染物質の長距離移動性の検証と環境中での化学物質の化学種変化

本課題では、小課題を「2-1：残留性有機汚染物質の長距離移動」「2-2：環境中に排出された化学物質の化学種変化」「2-3：低所得国におけるプラスチック廃棄物の輸入禁止の影響－日本とサハラ以南のアフリカ諸国間における課題－」に区分した。サプライチェーンの川下側として、これまで着目してこなかった局所的地点から波及する国際的影響、つまり日本で生産・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とそれに伴う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うことを目標とする。評価対象物質として、①残留性有機汚染物質(POPs)、②揮発性、有害性がともに高いうえに広く工業製品に用いられている化学物質であるアンチモン等を課題として取り上げる。POP sについては、化学物質の既知の性状の分類を行い、現存の化学物質のうち、条約に入っていない物質の中で Stockholm 条約に該当し得る物質、また PRTR 対象物質のなかで POPs 的性質を含有する化学物質を抽出し、排出源から大気を経由して移動しやすい化学物質またそれらの性質を調査する。また環境中での化学種変化については、プラスチックの難燃剤やブレーキパッドなど、現在、国内では PRTR 法で規制対象、国外では RoHS3 に追加される可能性アンチモンを取り上げる。本研究では、LCA 的視点で出荷された製品の流れを分析することで、製品に含まれるアンチモンの全球での挙動を明らかにする。国外へ製品として輸出された場合、オープンダンピングの大洋州やアフリカでは適切にごみが処理されずに環境中に排出されていることを踏まえると、環境中にそのまま残留、蓄積する可能性がある。製品の製造、設計を行った日本として、製品含有の化学物質のライフサイクル全体を考えたときには、国外で廃棄される状況まで責任があり、考慮される必要がある。そこで本研究では、実際に日本で製造された製品の輸出量が多いアフリカのモザンビーク、大洋州のマジュロ、また越境汚染を考える上で、日本の離島である宮古島と南大東島を対象とし、海外のオープンダンピングの現状調査ならびに、離島でのクリーンセンター付近の土壤に含まれる化学物質の化学形態(化学種)がどのように変化し得、リスクが増減するか明らかにするため、放射光 (SPring-8、または高エネルギー加速器研究機構) を用いたテスト解析を実施する。

3. 実施体制と役割分担

以下に、実施体制を示す。調査代表者、実施者それぞれの氏名、所属、役職、本事業における担当を記載した。

<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

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

岡崎祐樹、阪大院、博士後期課程 1 年：小課題 2 の実施

川上みのり、阪大学部 4 年：小課題 2 の実施

増田和晟、阪大学部 4 年：小課題 1 の実施

野垣将太、阪大学部 4 年：小課題 1 の補佐

今西正義、阪大院、博士後期課程 2 年：小課題 1 の補佐

志賀優貴、阪大院、博士後期課程 2 年：小課題 1 の補佐

Gemech Beyene MEKONNEN、阪大院、博士後期課程 2 年：小課題 2 の補佐

Salma CHAOLI、阪大院、博士後期課程 2 年：小課題 2 の補佐

<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

第2章 研究調査報告

小課題 1-1 日本の化学物質情報伝達の現状調査

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 ChF 普及の可能性と普及を阻害する要因についても調査する必要がある。

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、ChF の普及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 xEV 駆動用リチウムイオン電池だけの問題ではなく、日常のあらゆる製品にも当てはまる。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ったり、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¹⁾が行われ、様々な課題が発見された。発見された主な課題を以下に示す。

- 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 chemSHERPA²⁾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。chemSHERPA²⁾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³⁾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いない。つまり、chemSHERPA 導入によって山積していた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や ChF の現状を踏まえ、本研究では化学物質情報伝達の実態、ChF 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以下に示す。

- 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
- ChF に対する全国の事業所の認識を把握し、普及に向けて検討する

2.1 アンケート調査の実施

アンケート調査は、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

次に、実施したアンケートの内容を以下の表 1 に示す。

表 1 アンケート項目

質問番号	設問文
SC1	職業をお答えください。
SC2	下記選択肢の中から御社の事業に当てはまる業種をお選びください。
Q1	ご自身が勤務している事業所の所在地の都道府県名を教えてください。
Q2	ご自身が勤務している事業所の従業員数をお選びください。
Q3	ご自身が勤務している事業所の主な製造・取り扱い製品をお選びください。また、テキストボックスに御社で取り扱っている具体的な製品を入力してください（例：炊飯器）。
Q4	前問でお答えいただいた御社製品の最終用途について、おわりの範囲でご記入ください。（いくつでも）
Q5S1	Q5-1.先ほどご記入いただいた製品の納入先について、国内および海外の比率をご存知ですか。
Q5S2.1	Q5-2.■前問で「知っている」と答えた方にお聴きします■商品の納入先について、国内および海外の比率をご存知の方はおよそで構いませんので、各割合を教えてください。（半角数字でご記入ください）※合計が 100%になるようにご記入ください。
Q5S2.2	Q5-2.■前問で「知っている」と答えた方にお聴きします■商品の納入先について、国内および海外の比率をご存知の方はおよそで構いませんので、各割合を教えてください。（半角数字でご記入ください）※合計が 100%になるようにご記入ください。
Q6S1	Q6-1.化学物質を取り扱われている場合、ご自身の会社で、地震等に対する災害対策はされていますか。
Q6S2	Q6-2.■前問で「地震等に対する災害対策をしている」と答えた方にお聴きします■具体的な対策を教えてください。（いくつでも）
Q7S1	Q7-1.化学物質を取り扱われている場合、ご自身の事業所には年間取扱量のどのくらいの量が保管されているか、ご存知ですか。
Q7S2	Q7-2.■前問で「ご自身の事業所には年間取扱量のどのくらいの量が保管されているか知っている」と答えた方にお聴きします■概算でよいので、だいたいの取扱量を教えてください。
Q8S1	Q8-1.化学物質の排出量に基づいて、周囲の生態への保全に対するリスクレベルが分かるカーボンフットプリントのケミカルバージョン（ケミカルフットプリント）のような指標を簡便に算出できるシステムがあったら取り入れたいと思いますか。
Q8S2	Q8-2.■前問で「指標を簡便に算出できるシステムがあったら取り入れたい」と答えた方にお聴きします■どのように利用したいですか。（いくつでも）

- Q8S3 Q8-3.■前問で「指標を簡便に算出できるシステムがあっても取り入れたくない」と答えた方にお聴きします■何がネックになりますか。(いくつでも)
- Q9 chemSHERPA という製品含有化学物質の情報伝達共通スキームをご存知ですか。
- Q10S1 Q10-1.chemSHERPA という製品含有化学物質の情報伝達共通スキームを利用していますか。
- Q10S3.1 Q10-3.■前問で「chemSHERPA を利用している」と答えた方にお聴きします■これまでに判明した課題について、chemSHERPA を導入することで改善されているかについてお聴きします。
- 1.chemSHERPA を導入したことで、様々な規制に対して対応しやすくなりましたか
- Q10S3.2 Q10-3.■前問で「chemSHERPA を利用している」と答えた方にお聴きします■これまでに判明した課題について、chemSHERPA を導入することで改善されているかについてお聴きします。
- 2.chemSHERPA を導入したことで、化学物質管理に伴うコスト（人件費など）は低くなりましたか
- Q10S3.3 Q10-3.■前問で「chemSHERPA を利用している」と答えた方にお聴きします■これまでに判明した課題について、chemSHERPA を導入することで改善されているかについてお聴きします。
- 3.chemSHERPA を導入したことで、専門の管理部門を置かなくても化学物質管理を出来ているでしょうか
- Q10S3.4 Q10-3.■前問で「chemSHERPA を利用している」と答えた方にお聴きします■これまでに判明した課題について、chemSHERPA を導入することで改善されているかについてお聴きします。
- 4.chemSHERPA を導入したことで、情報を入手できない（開示拒否）事例は減りましたか
- Q10S3.5 Q10-3.■前問で「chemSHERPA を利用している」と答えた方にお聴きします■これまでに判明した課題について、chemSHERPA を導入することで改善されているかについてお聴きします。
- 5.chemSHERPA を導入したことで、情報伝達に関して困難な要求をされる事例は減りましたか
- Q10S3.6 Q10-3.■前問で「chemSHERPA を利用している」と答えた方にお聴きします■これまでに判明した課題について、chemSHERPA を導入することで改善されているかについてお聴きします。
- 6.chemSHERPA を導入したことで、海外企業への対応工数は改善されましたか（海外企業に対応しやすくなりましたか）

- Q10S6 Q10-6.■前問で「chemSHERPA を利用していない」と答えた方にお聴きします■情報伝達様式で、御社独自の様式を使用している場合、記載が求められている主な項目を教えてください。(いくつでも)
- Q10S7 Q10-7.■前問で「chemSHERPA を利用していない」と答えた方にお聴きします■御社が Chemsherpa を使用しない理由を教えてください。(いくつでも)
- Q11 全ての企業が情報伝達様式を統一することへの意見をお聞かせください。(いくつでも)
- Q12S1 Q12-1.御社の下請け企業または製品を受け渡す先の企業に対する情報伝達のシステムにおいて、セキュリティ面で不安を感じるでしょうか。
- Q13 製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム(例:chemSHERPA、安全データシート(SDS)、International Material Data System (IMDS)、御社や顧客の独自の様式等)の年間の割合(%)を把握していますか。(大雑把な割合でも構いません。)
- Q13S1.1 Q13-1.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム(例:chemSHERPA、安全データシート(SDS)、International Material Data System (IMDS)、御社や顧客の独自の様式等)の年間の割合(%)を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。(半角数字でご記入ください) ※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。
- Q13S1.2 Q13-1.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム(例:chemSHERPA、安全データシート(SDS)、International Material Data System (IMDS)、御社や顧客の独自の様式等)の年間の割合(%)を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。(半角数字でご記入ください) ※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。
- Q13S1.3 Q13-1.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム(例:chemSHERPA、安全データシート(SDS)、International Material Data System (IMDS)、御社や顧客の独自の様式等)の年間の割合(%)を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。(半角数字でご記入ください) ※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。

- Q13S1.4 Q13-1.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム（例：chemSHERPA、安全データシート（SDS）、International Material Data System（IMDS）、御社や顧客の独自の様式等）の年間の割合（％）を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。（半角数字でご記入ください）※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。
- Q13S1.5 Q13-1.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム（例：chemSHERPA、安全データシート（SDS）、International Material Data System（IMDS）、御社や顧客の独自の様式等）の年間の割合（％）を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。（半角数字でご記入ください）※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。
- Q13S1.6 Q13-1.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム（例：chemSHERPA、安全データシート（SDS）、International Material Data System（IMDS）、御社や顧客の独自の様式等）の年間の割合（％）を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。（半角数字でご記入ください）※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。
- Q13S1.7 Q13-1.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム（例：chemSHERPA、安全データシート（SDS）、International Material Data System（IMDS）、御社や顧客の独自の様式等）の年間の割合（％）を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。（半角数字でご記入ください）※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。
- Q13S2.1 Q13-2.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム（例：chemSHERPA、安全データシート（SDS）、International Material Data System（IMDS）、御社や顧客の独自の様式等）の年間の割合（％）を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。（半角数字でご記入ください）※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。

- Q13S2.2 Q13-2.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム（例：chemSHERPA、安全データシート（SDS）、International Material Data System（IMDS）、御社や顧客の独自の様式等）の年間の割合（％）を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。（半角数字でご記入ください）※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。
- Q13S2.3 Q13-2.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム（例：chemSHERPA、安全データシート（SDS）、International Material Data System（IMDS）、御社や顧客の独自の様式等）の年間の割合（％）を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。（半角数字でご記入ください）※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。
- Q13S2.4 Q13-2.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム（例：chemSHERPA、安全データシート（SDS）、International Material Data System（IMDS）、御社や顧客の独自の様式等）の年間の割合（％）を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。（半角数字でご記入ください）※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。
- Q13S2.5 Q13-2.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム（例：chemSHERPA、安全データシート（SDS）、International Material Data System（IMDS）、御社や顧客の独自の様式等）の年間の割合（％）を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。（半角数字でご記入ください）※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。
- Q13S2.6 Q13-2.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム（例：chemSHERPA、安全データシート（SDS）、International Material Data System（IMDS）、御社や顧客の独自の様式等）の年間の割合（％）を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。（半角数字でご記入ください）※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。

Q13S2.7 Q13-2.製品に含まれている化学物質の情報の伝達のために、御社が使用している様式・システム（例：chemSHERPA、安全データシート（SDS）、International Material Data System（IMDS）、御社や顧客の独自の様式等）の年間の割合（%）を、顧客からの要求と、サプライヤーへの要求の双方についてご記入ください。（半角数字でご記入ください）※合計が100%になるようにご記入ください。※該当しないものについては「0」と入力してください。

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：2022.2.10）
- 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）

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、2699 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 1 から図 12 に示す。凡例の () 内には回答数を示した。

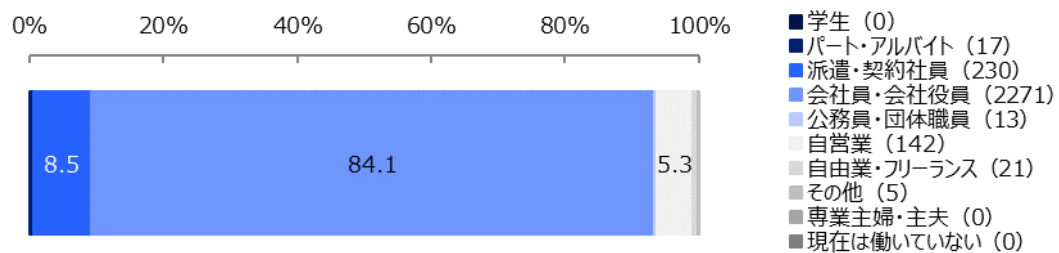


図 1 職業

まず、図 1 に回答を頂いた方の職業を示した。学生や専業主婦・主夫、無職の方を除いた幅広い職業の方から回答を頂いた。

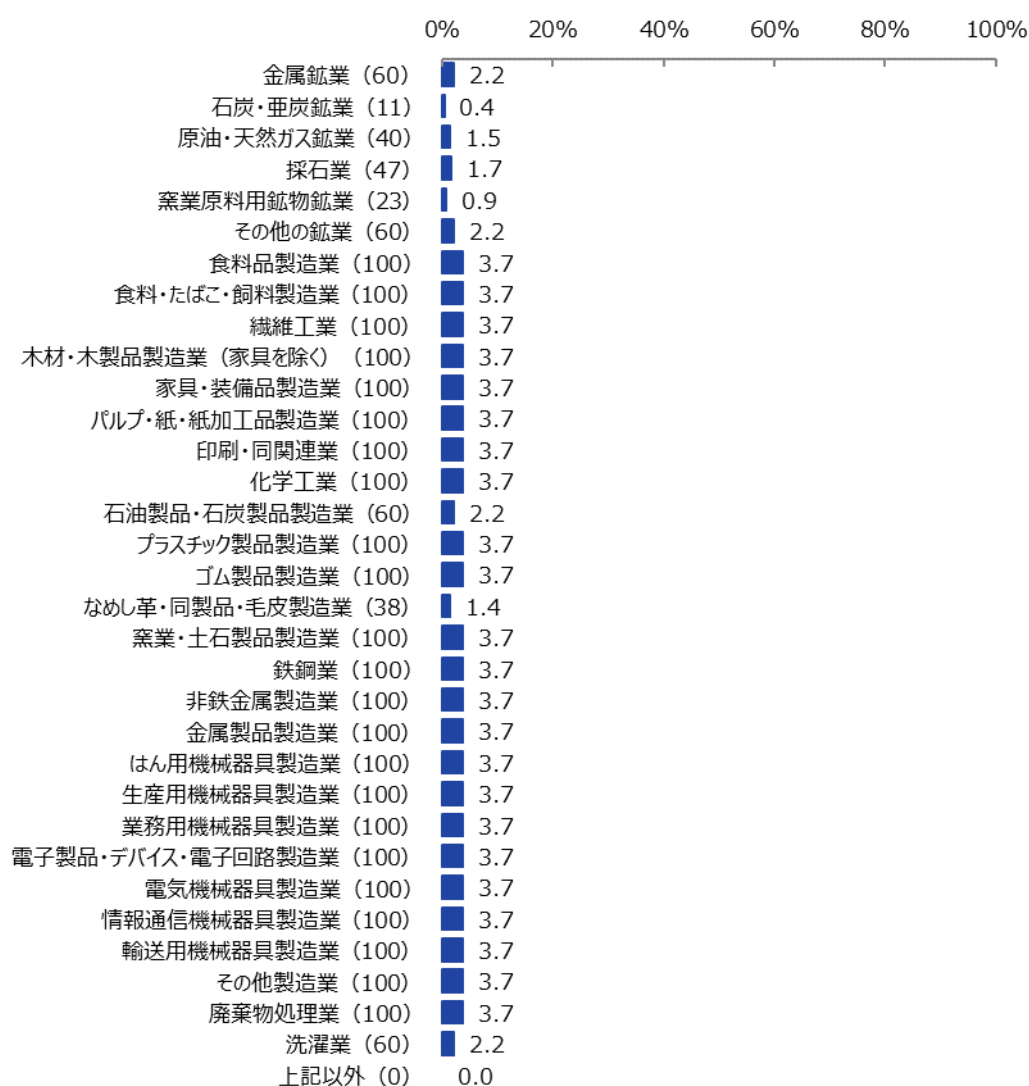


図2 事業の業種

図2に回答を頂いた企業の事業を示した。幅広い業種から回答を頂き、大部分の業種で100個の回答を得た。

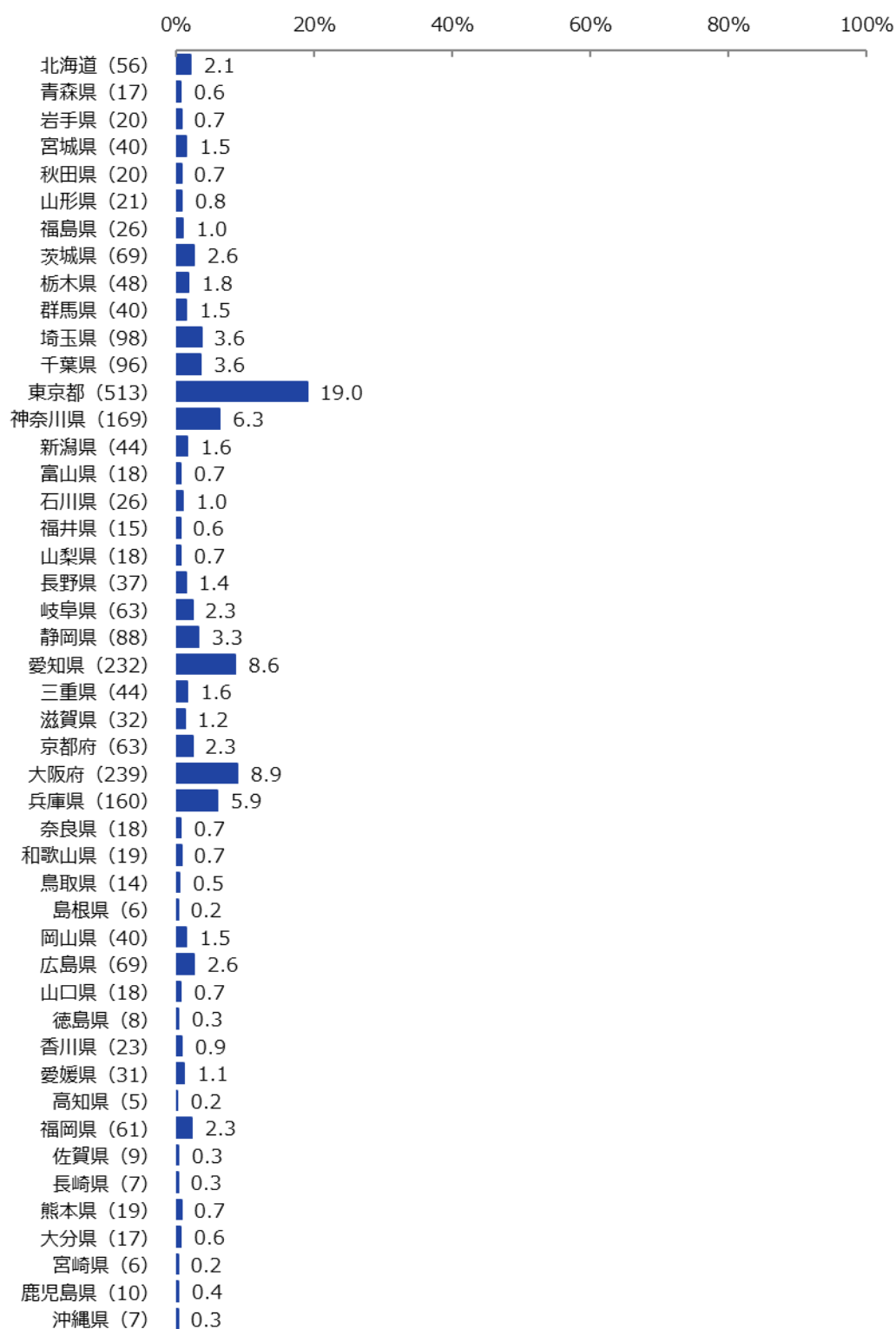


図3 事業所の所在地

図3に回答を頂いた事業所の所在地を示した。全ての都道府県から複数の回答を得た。

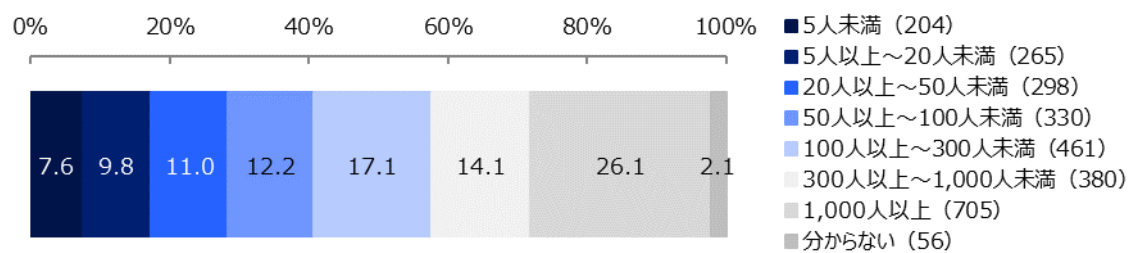


図4 従業員数

次に、図4に回答を頂いた事業所の従業員数を示した。大規模な事業所から小規模な事業所まで多くの回答を得た。

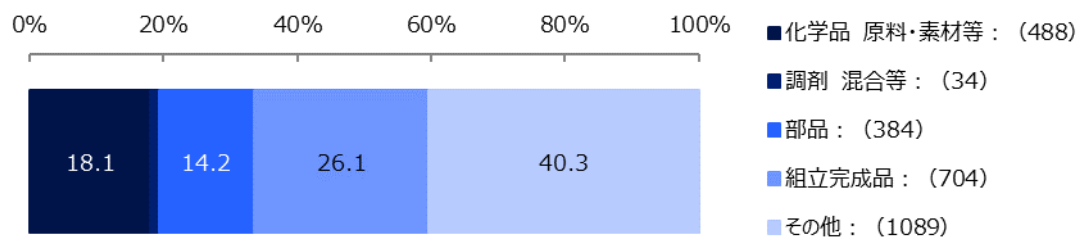


図5 事業所の主な製造・取り扱い製品

図5に回答を頂いた事業所の主な製造・取り扱い製品について示した。化学品や調剤などを製造する川上の事業所に522件の回答を頂き、部品を製造する川中の事業所に384件の回答を頂き、部品を組み立て、完成品を製造する川下事業所に704件の回答を頂いた。そして、この4種類に含まれないその他の事業所に1089件の回答を頂いた。

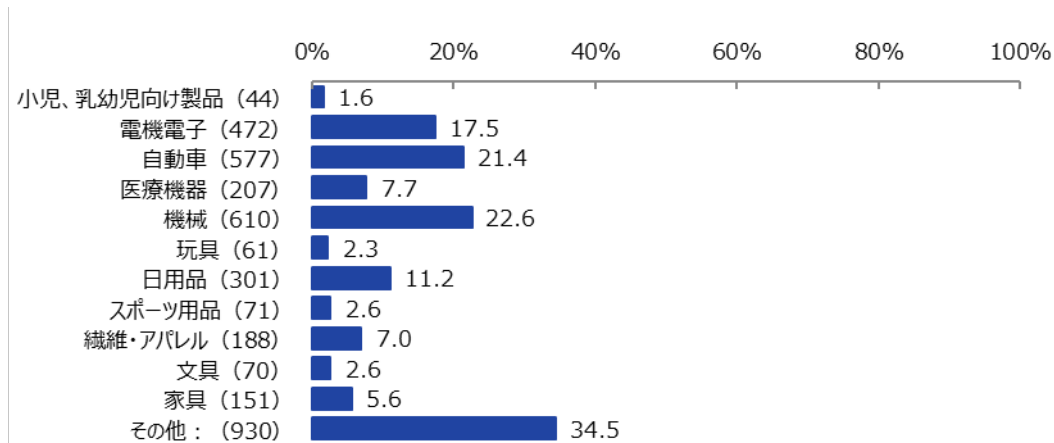


図6 事業所製品の最終用途

図6に回答を頂いた事業所の製品の最終用途を示した。

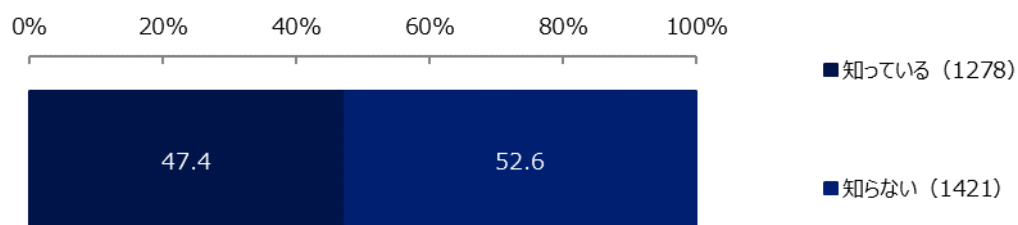


図 7 製品の納入先の国内および海外の比率の認知度

次に、図 7 に回答いただいた事業所の製品の納入先の国内および海外の比率の認知度を示した。

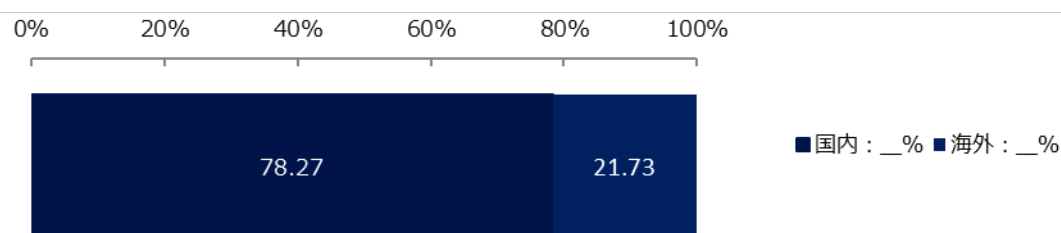


図 8 製品の納入先の国内および海外の比率

図 8 に図 7 で「知っている」と回答した事業所（1278 件）の製品の納入先の国内および海外の比率の平均値を示した。その結果、製品の納入先のうち約 78%が国内、約 22%が海外という比率であった。

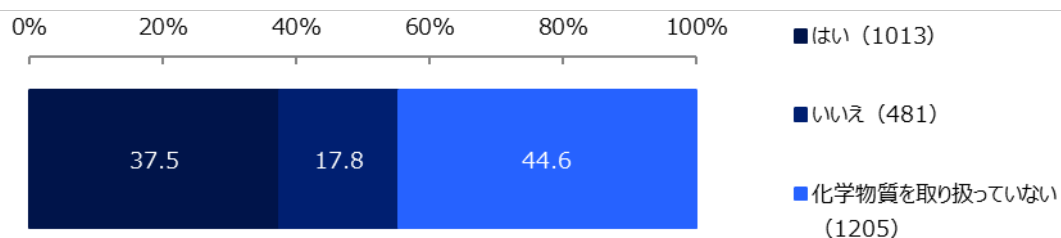


図 9 地震等に対する災害対策の有無

図 9 に回答を頂いた事業所の地震等に対する災害対策の有無を示した。約 38%の事業所が対策をしており、約 18%の事業所が災害対策が十分でないことが分かった。

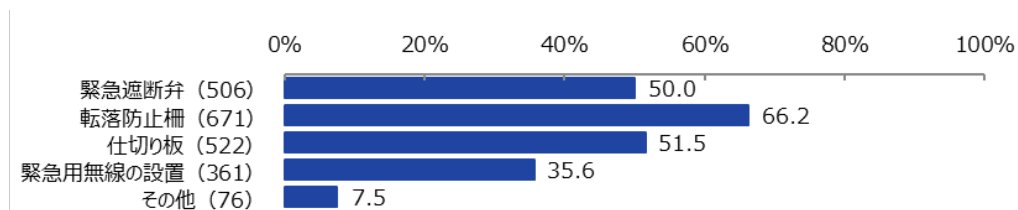


図 10 具体的な災害対策（複数回答）

図 10 に図 9 で災害対策をしていると回答した事業所（1013 件）の具体的な災害対策を示した。災害対策として緊急遮蔽弁や転落防止策、仕切り板が半数以上の事業所で使用されていることが分かった。緊急用無線は 3 割以上の事業所で使用されていることが分かった。

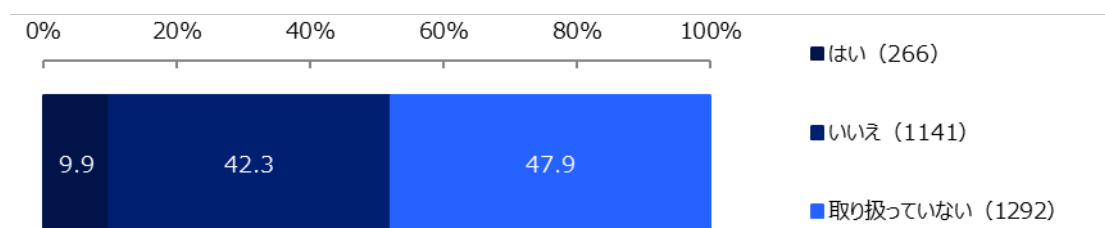


図 11 化学物質取扱量の認知度

次に、図 11 に回答を頂いた事業所の化学物質取扱量の認知度を示した。化学物質取扱量の認知度は、化学物質を取り扱っている事業所の従業員のうち、およそ 2 割に満たないことがわかった。

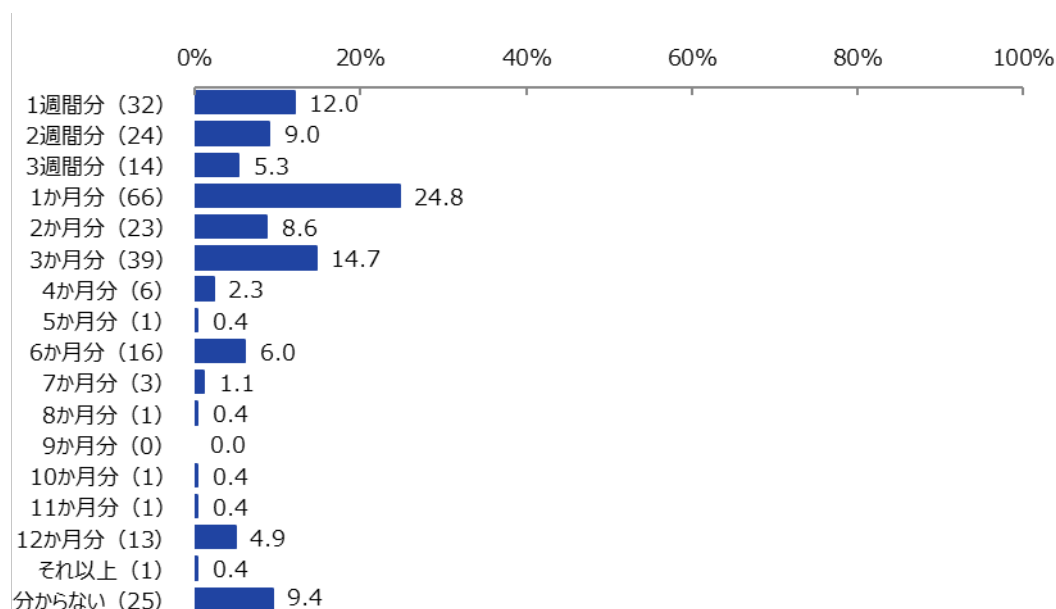


図 12 化学物質取扱量

最後に、図 12 に、図 55 で化学物質取扱量を知っていると回答した事業所（266 件）の化学物質取扱量を示した。約 75%の事業所が 1 週間分～3 か月分の化学物質を保管しており、約 1 か月分を保管していると回答した事業所が約 25%と最も多かった。

3.2 化学物質管理の実態と課題の整理

次に、本アンケート項目 Q13 の結果より、化学物質管理の実態について考察を行った。本項では、回答を頂いた企業を川上事業所、川中事業所、川下事業所、その他の事業所に分け、解析を行った。また、川上事業所（川上）、川中事業所（川中）、川下事業所（川下）、その他の事業所（その他）の分類について

ては、本研究では以下のように区分した。

- 川上は、本アンケートの Q3 で「1. 化学品 原料・素材等」、2. 「調剤 混合等」を選択した事業所
- 川中は、本アンケートの Q3 で「3. 部品」を選択した事業所
- 川下は、本アンケートの Q3 で「4. 組立完成品」を選択した事業所
- その他は、本アンケートの Q3 で「5. その他」を選択した事業所

まず、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を図 13 に示す。凡例の () 内には回答数を示した。

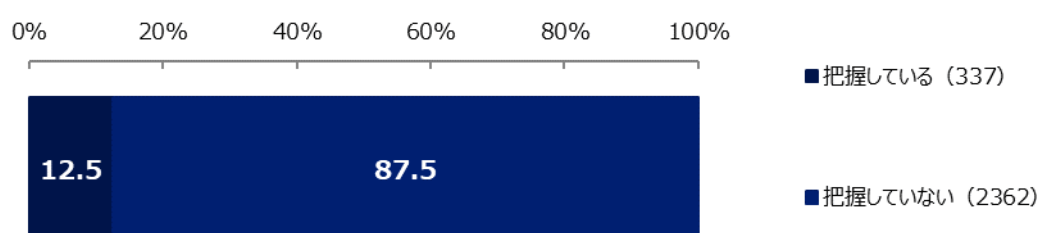


図 13 使用している情報伝達様式の年間割合の認知度

図 13 より、使用している情報伝達様式の年間割合の認知度は非常に低く、約 12.5%の 337 件に留まった。

次に、図 13 で情報伝達様式を把握していると回答した企業が使用している情報伝達様式のうち、顧客から要求される様式の割合を、川上、川中、川下、その他、全体の事業所に区分して図 14 から図 20 に示す。

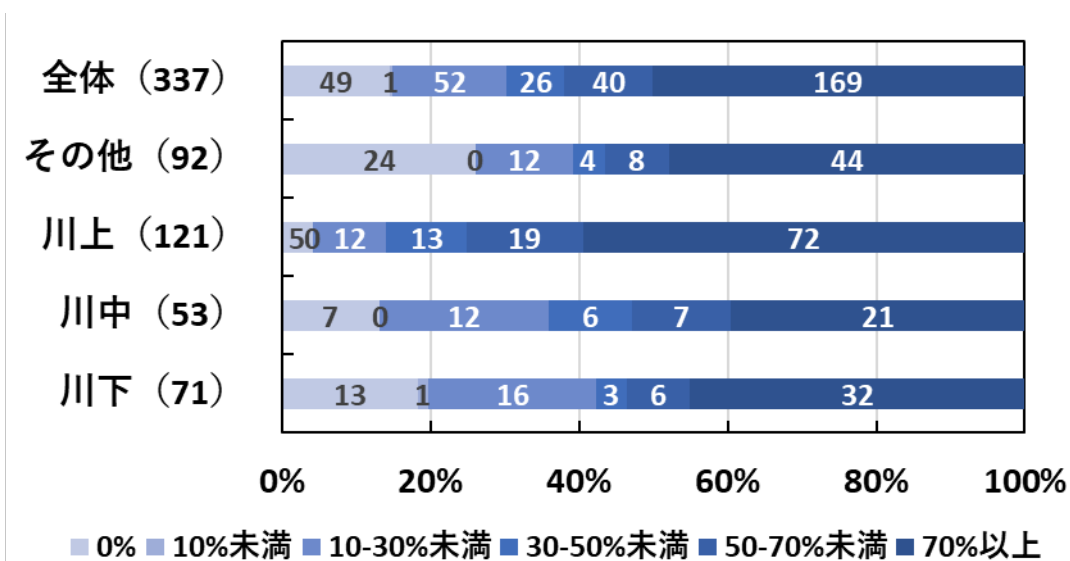


図 14 顧客から要求される情報伝達様式（安全データシート（SDS））

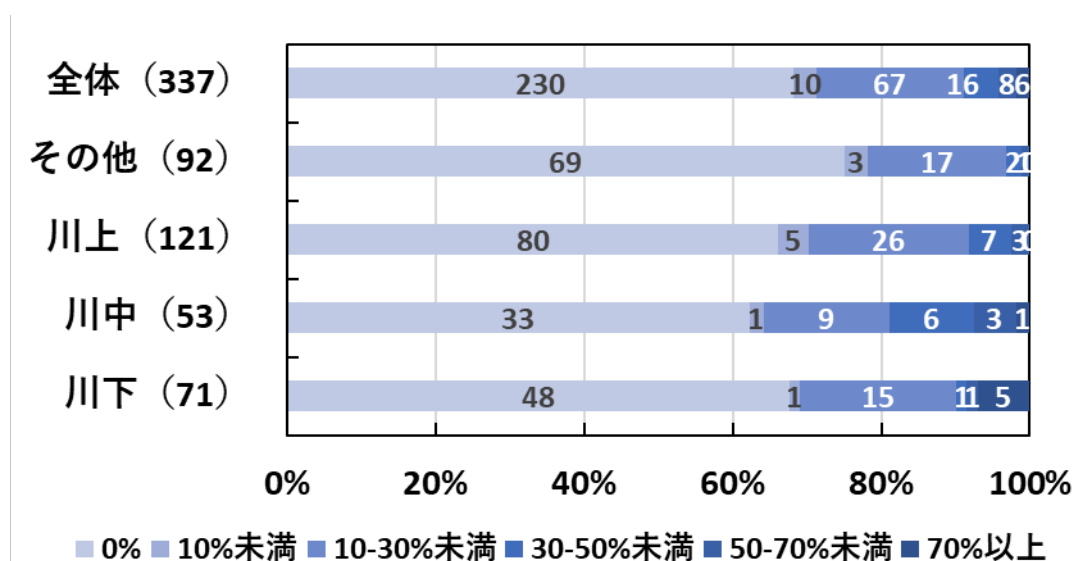


図 15 顧客から要求される情報伝達様式（chemSHERPA）

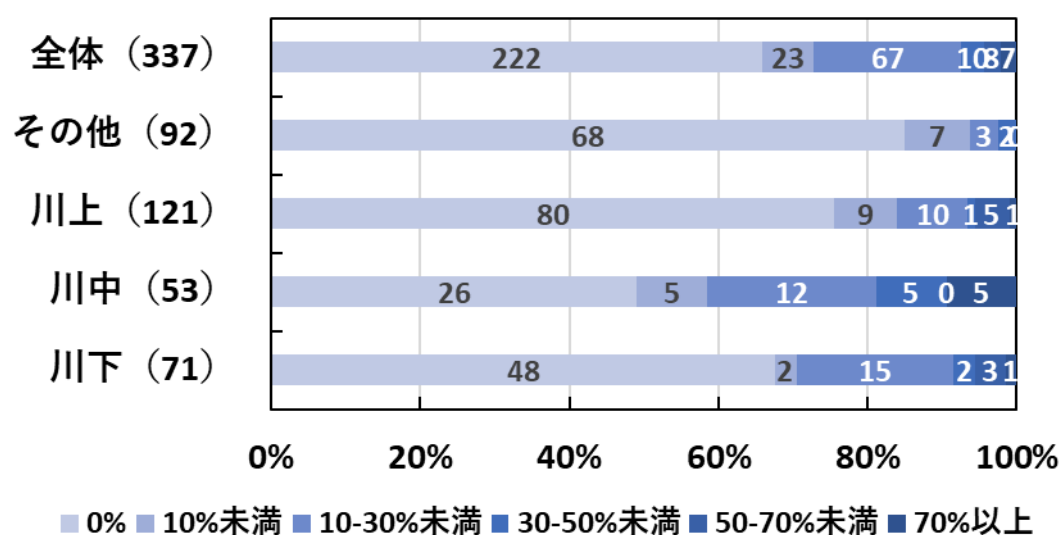


図 16 顧客から要求される情報伝達様式（International Material Data System（IMDS））

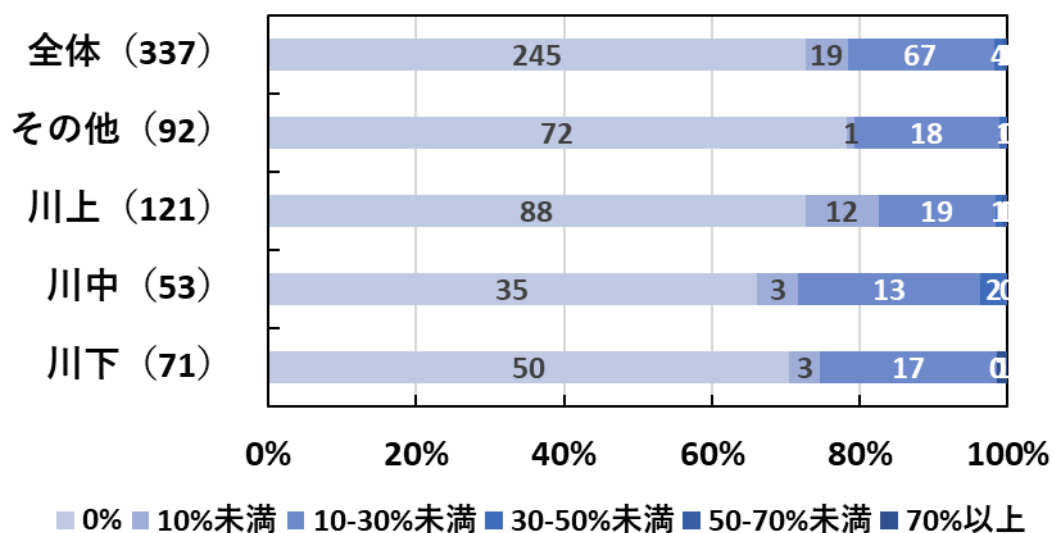


図 17 顧客から要求される情報伝達様式（JGPSSI フォーマット）

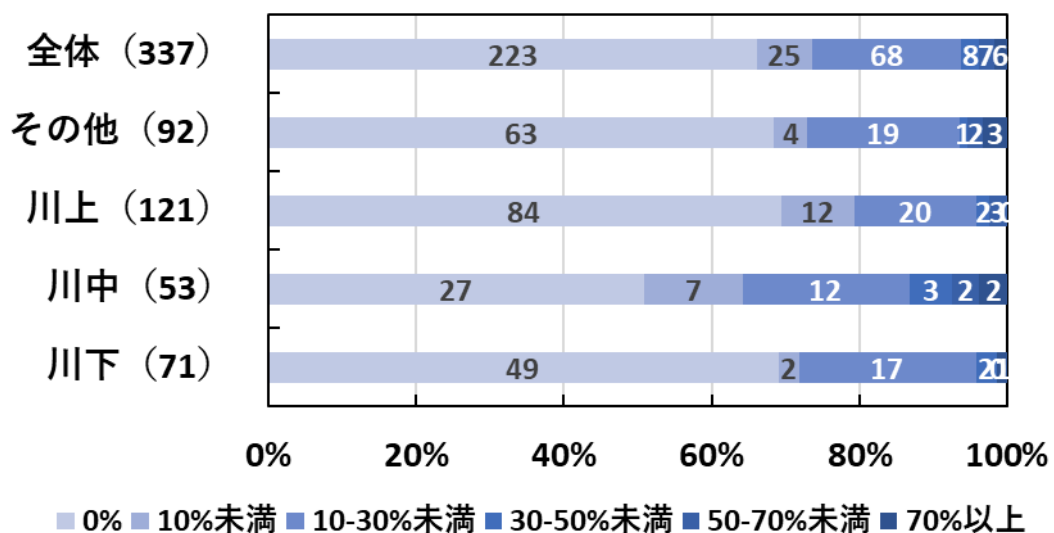


図 18 顧客から要求される情報伝達様式（顧客の独自様式）

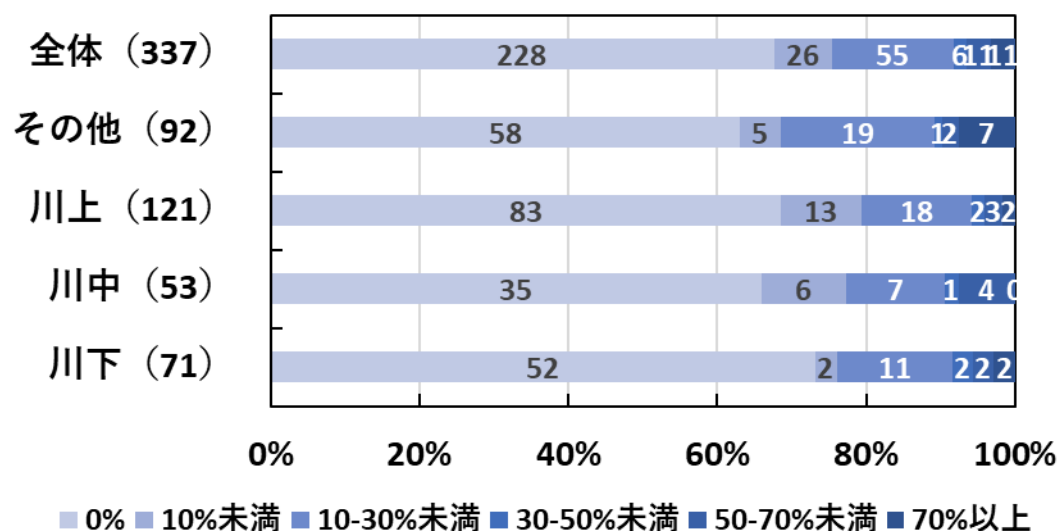


図 19 顧客から要求される情報伝達様式（自社の独自様式）

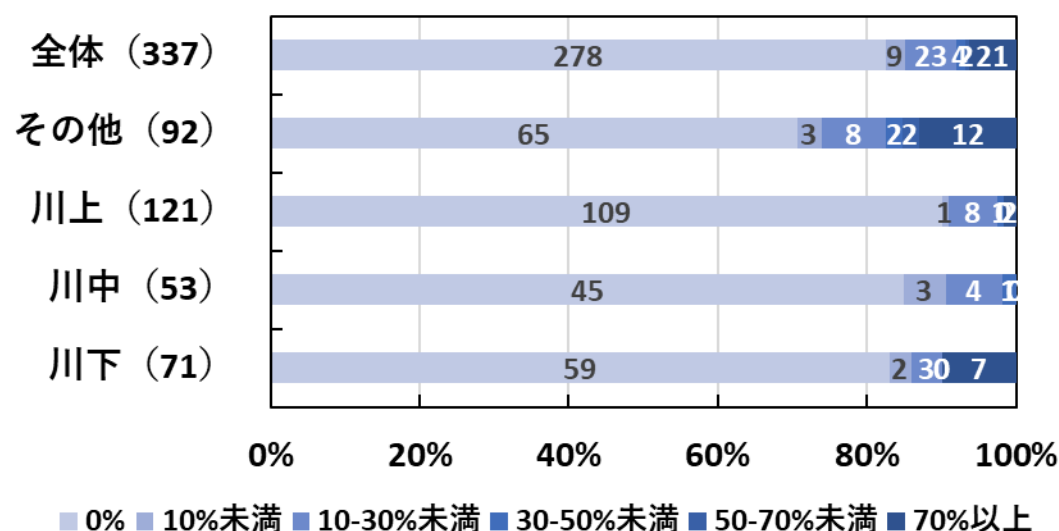


図 20 顧客から要求される情報伝達様式（その他）

図 14 より、事業所全体では、顧客から安全データシート（SDS）で依頼を受ける割合が 70%以上の事業所が約 5 割であった。そして、化学工業や調剤などを扱っている川上の業種では、SDS が基本として考えられており、顧客から安全データシート（SDS）で依頼を受ける割合が 70%以上の事業所が約 6 割であった。

図 15 より、chemSHERPA で依頼を受ける事業所はまだまだ少なく、事業所全体で、chemSHERPA で依頼をされる割合が 0%の事業所が過半数を占め、この一年で chemSHERPA で依頼を受けたことがある（0%以外）事業所は約 3 割（107 件）に留まった。そして、依頼を受ける割合が 70%を占める事業所は僅か 6 事業所に留まった。そして、各事業所でばらつきはあるが、10-30%と回答した事業所が多かった。

この傾向は川上、川中、川下の事業所でほとんど差は見られなかった。

図 16 より、顧客から International Material Data System (IMDS) で依頼を受ける割合が特に高かったのは主に部品を製造する川中の事業所であり、この一年で依頼を受けたことがある (0%以外) 事業所の割合が過半数を占めた。これは、自動車業界に関する部品を製造しているためであると考えられる。そして、各事業所でばらつきはあるが、10-30%と回答した事業所が多かった。

図 17 より、事業所全体では、顧客から JGPSSI フォーマットで依頼を受けたことがある (0%以外) 事業所の割合は 3 割程度であった。この傾向は川上、川中、川下の事業所でほとんど差は見られなかった。そして、各事業所でばらつきはあるが、10-30%と回答した事業所が多かった。

図 18 より、顧客の独自様式で依頼を受けたことがある (0%以外) 事業所の割合が特に高かったのは川中の事業所であり、その割合は約 5 割であった。川上や川下の事業所は 3 割程度であり、川中の事業所の割合が顕著に高いことが分かる。川中の事業所の前回の調査^りでの数値が約 7.5 割であったことを踏まえると、今回の数値は 5 割であり少し改善されていると考えられるが、顧客の独自様式で依頼を受ける割合は依然として高く、川中事業所のうち過大な負担を負っている事業所が存在する可能性があると考えられる。

図 19 より、自社の独自様式で依頼を受けたことがある (0%以外) 事業所の割合は、事業所全体では、約 3 割程度であった。そして、各事業所でばらつきはあるが、10-30%と回答した事業所が多かった。

図 20 より、その他の様式で依頼を受けたことがある (0%以外) 事業所の割合は、事業所全体では、約 2 割程度であった。

全体として、顧客から安全データシート (SDS) で依頼を受ける割合が 70%以上の事業所が約 5 割であることから、様々な様式の中で SDS が主に使用されていることが分かる。そして、chemSHERPA で依頼を受けた事業所 (0%以外) は約 3 割 (107 件) とまだまだ少なく、chemSHERPA のさらなる普及に向けて努力が必要であると考えられる。そして、川中事業所で顧客の独自様式で依頼を受ける割合は依然として高く、川中事業所のうち過大な負担を負っている事業所が存在する可能性があると考えられる。

サプライヤーへ要求する様式の割合を、川上、川中、川下、その他、全体の事業所に区分して図 21 から図 27 に示す。

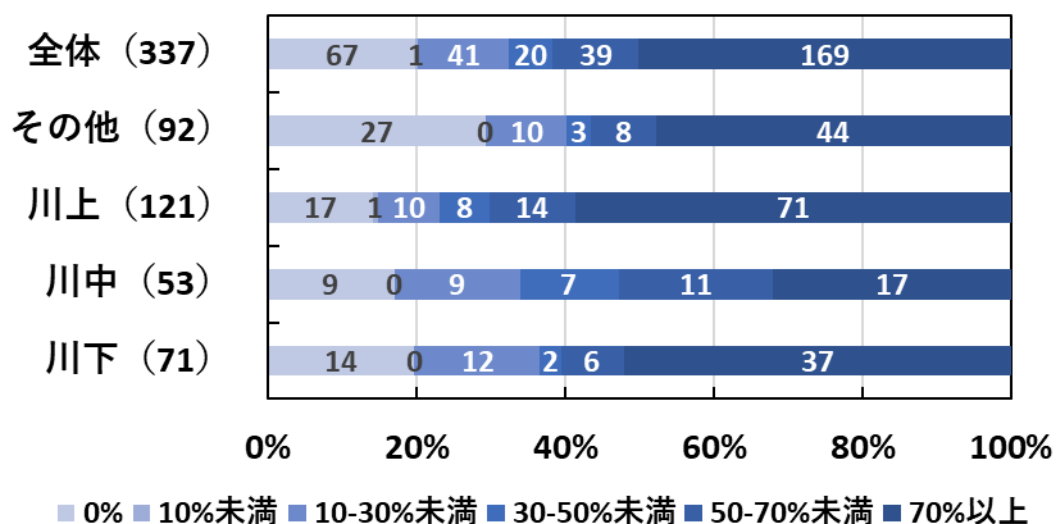


図 21 サプライヤーへ要求する情報伝達様式（安全データシート（SDS））

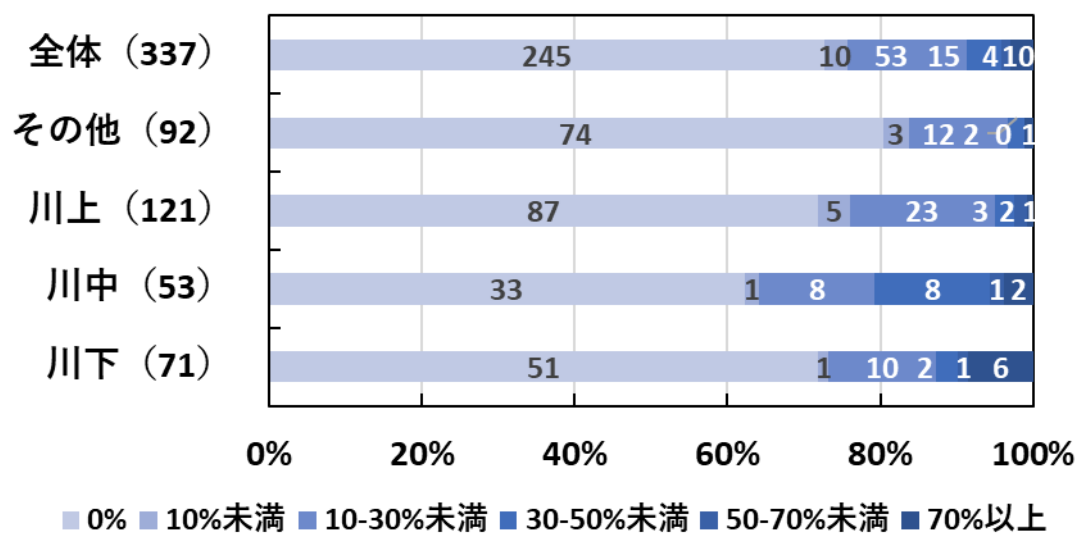


図 22 サプライヤーへ要求する情報伝達様式（chemSHERPA）

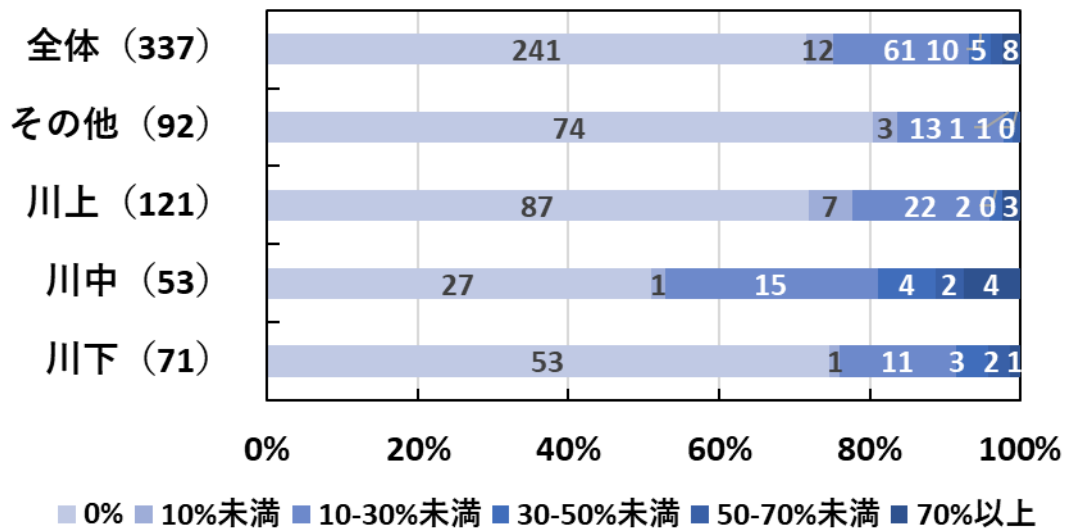


図 23 サプライヤーへ要求する情報伝達様式 ((International Material Data System (IMDS))

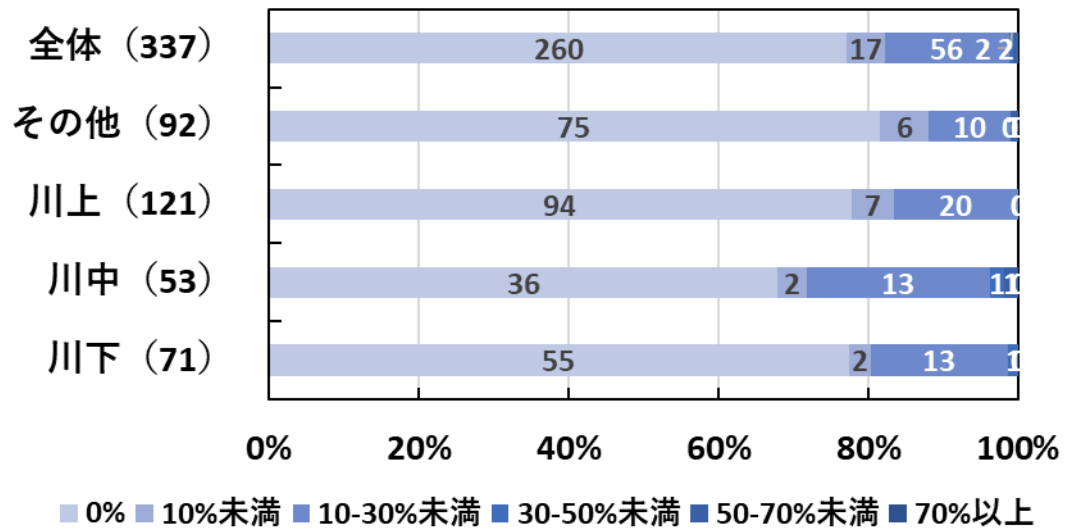


図 24 サプライヤーへ要求する情報伝達様式 ((JGPSSI フォーマット))

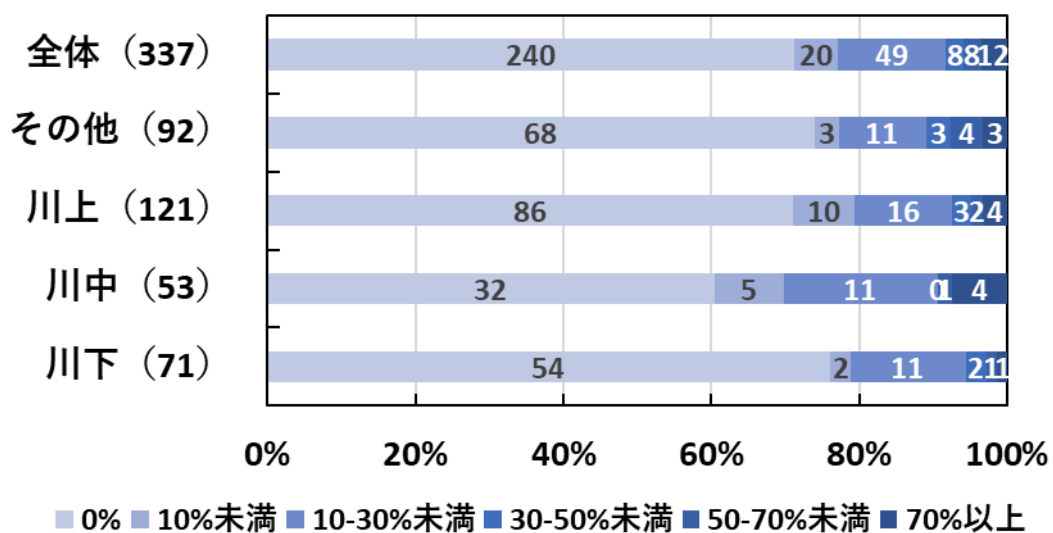


図 25 サプライヤーへ要求する情報伝達様式（顧客独自の様式）

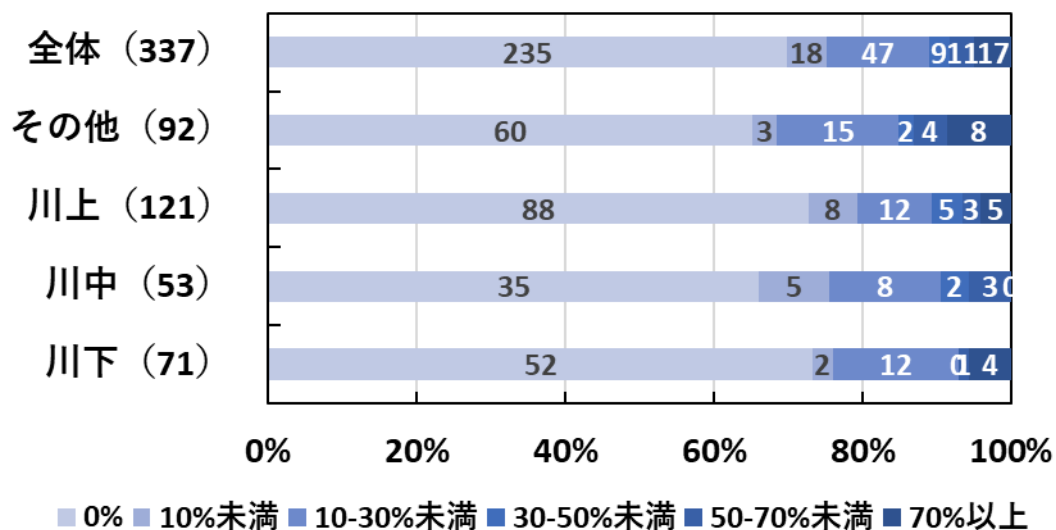


図 26 サプライヤーへ要求する情報伝達様式（自社独自様式）

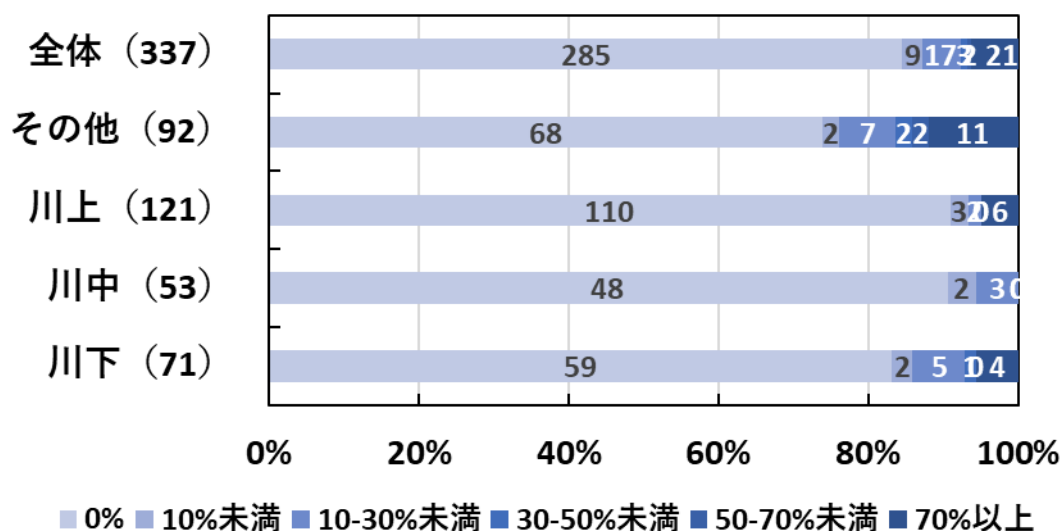


図 27 サプライヤーへ要求する情報伝達様式（その他）

図 21 より、事業所全体でみると、サプライヤーへ安全データシート（SDS）で依頼をする割合が 70% 以上の事業所が約 5 割であり、この一年で安全データシート（SDS）で依頼をしたことがある（0%以外）事業所は約 8 割に上った。そして、化学工業や調剤などを扱っている川上の業種では、サプライヤーへ安全データシート（SDS）で依頼をする割合が 70%以上の事業所が約 6 割であった。

図 22 より、サプライヤーへ chemSHERPA で依頼をする事業所はまだ少なく、事業所全体で、chemSHERPA で依頼をする割合が 0%の事業所が過半数（245 件）を占め、この一年で chemSHERPA で依頼をしたことがある（0%以外）事業所は約 3 割（92 件）に留まった。そして、chemSHERPA で依頼をする割合が 70%を占める事業所は僅か 10 事業所に留まった。そして、各事業所ではばらつきはあるが、10-30%と回答した事業所が最も多かった。また川中の事業所では、川上、川下の事業所と比較して chemSHERPA で依頼をする割合が高い事業所が多く、この一年で chemSHERPA で依頼をしたことがある（0%以外）事業所は約 4 割であった。

図 23 より、サプライヤーへ International Material Data System（IMDS）で依頼をする割合が特に高かったのは主に部品を製造する川中の事業所であり、この一年で依頼をしたことがある（0%以外）事業所の割合が約 5 割を占めた。これは、図 60 と同様、自動車業界に関する部品を製造しているためであると考えられる。そして、各事業所ではばらつきはあるが、10-30%と回答した事業所が最も多かった。

図 24 より、事業所全体では、サプライヤーへ JGPSSI フォーマットで依頼をしたことがある（0%以外）事業所の割合は 2 割程度であった。この傾向は川上、川中、川下の事業所でほとんど差は見られなかった。そして、各事業所ではばらつきはあるが、10-30%と回答した事業所が最も多かった。

図 25 より、この一年でサプライヤーの独自様式で受け取ったことがある（0%以外）事業所の割合が特に高かったのは川中の事業所であり、その割合は約 4 割であった。川上や川下の事業所は 3 割程度であり、川中の事業所の割合が比較的高いことが分かる。したがって、サプライヤーの独自様式で対応している川中事業所が多いことから、過大な負担を負っている事業所が存在する可能性があると考えられ

る。

図 26 より、自社の独自様式で依頼をしたことがある（0%以外）事業所の割合は、事業所全体では、約 3 割（102 件）程度であった。そして、各事業所でばらつきはあるが、10-30%と回答した事業所（47 件）が最も多かった。

図 27 より、その他の様式で依頼を受けたことがある（0%以外）事業所の割合は、事業所全体では、約 2 割に満たない程度であった。

全体として、サプライヤーへ依頼をする様式は、顧客から依頼される様式と同様の傾向であった。サプライヤーへ安全データシート（SDS）で依頼をする割合が 70%以上の事業所が約 5 割であることから、様々な様式の中で SDS が主に使用されていることが分かる。そして、chemSHERPA で依頼をする事業所（0%以外）は約 3 割（92 件）とまだまだ少なく、chemSHERPA のさらなる普及に向けて努力が必要であると考えられる。そして、川中事業所で顧客の独自様式で依頼を受ける割合は依然として高く、川中事業所のうち過大な負担を負っている事業所が存在する可能性があると考えられる。

次に、chemSHERPA 導入によってこれまでに判明した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を行う。以下の図 28～図 32 にこれまでに判明した課題の改善状況を示した。

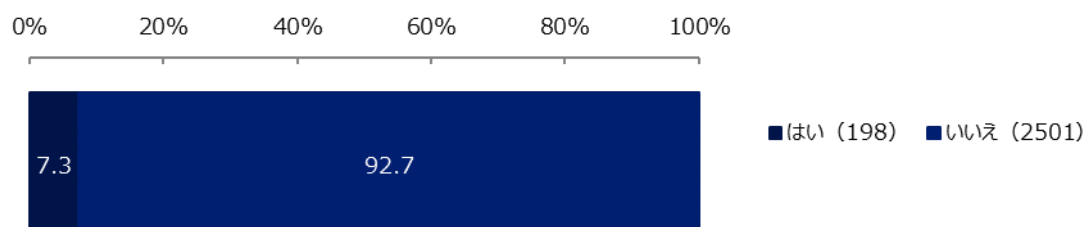


図 28 chemSHERPA の認知度

まず、図 28 に chemSHERPA の認知度を示した。2699 件の回答数のうち、chemSHERPA という情報伝達様式を知っていたのは、わずか 7.3%の 198 の事業所のみであった。まだまだ日本各地の事業所に chemSHERPA の情報が行き渡っておらず、普及が上手く進んでいないと考えられる。chemSHERPA が運用開始されてから約 5 年程度しか経っていないことも要因の一つであるが、chemSHERPA の広報が上手くいっていないことが一番の要因と考えられる。

次に、図 29 に、chemSHERPA を知っているという回答した事業所の中で実際に使用している事業所の割合を示した。

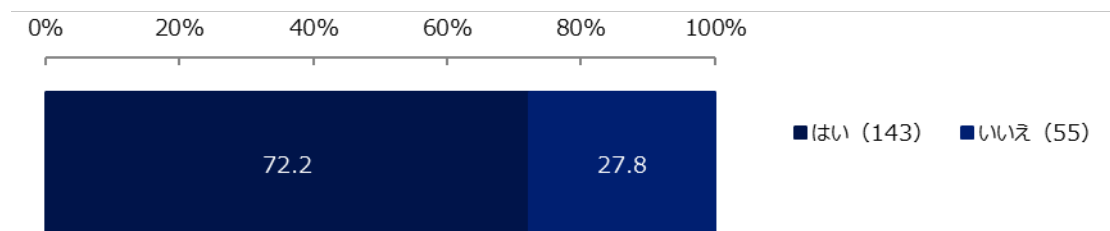


図 29 chemSHERPA を知っているとは回答した事業所の中で実際に使用している事業所の割合

図 29 より、知っているとは回答した事業所のうち実際に使用している事業所の割合は約 72% (143 件) であり、使用していない事業所の割合は約 28% (55 件) であった。この結果より、chemSHERPA を知っている事業所では chemSHERPA の普及がある程度進んでいると考えられる。

次に、図 30 に chemSHERPA を使用している事業所を対象にこれまでに判明した課題の改善状況を示した。

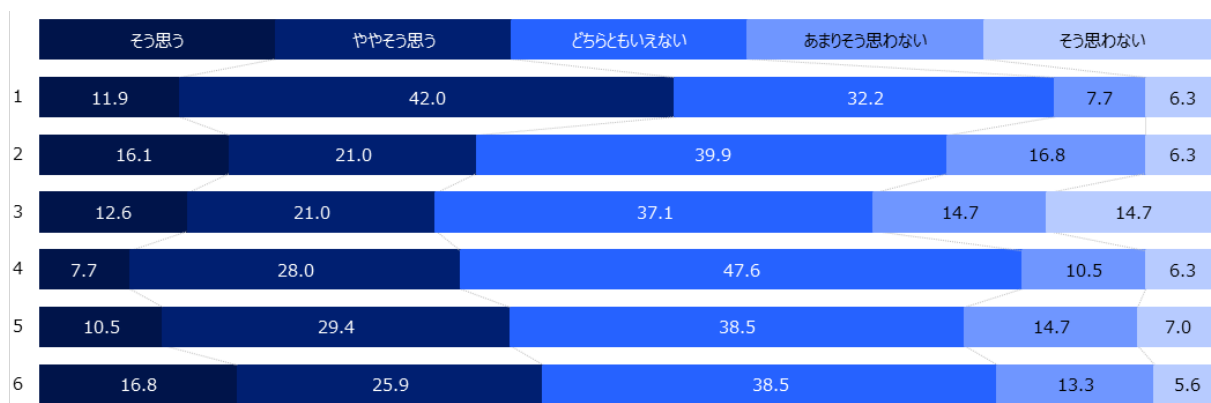


図 30 これまでに判明した課題の改善状況

- ※ 1. chemSHERPA を導入したことで、様々な規制に対して対応しやすくなりましたか
 2. chemSHERPA を導入したことで、化学物質管理に伴うコスト（人件費など）は低くなりましたか
 3. chemSHERPA を導入したことで、専門の管理部門を置かなくても化学物質管理を出来ているでしょうか
 4. chemSHERPA を導入したことで、情報を入手できない（開示拒否）事例は減りましたか
 5. chemSHERPA を導入したことで、情報伝達に関して困難な要求をされる事例は減りましたか
 6. chemSHERPA を導入したことで、海外企業への対応工数は改善されましたか（海外企業に対応しやすくなりましたか）

図 30 の第 1 項より、chemSHERPA を導入したことで、様々な規制に対して対応しやすくなったと回答した（そう思う、ややそう思う合計）事業所が過半数を占めることが確認された。このことから、様々な規制に対応している chemSHERPA を使用することで、規制に対応しやすくなったと考えられる。しかし、効果をあまり感じていない事業所も一定数いることから、化学物質の法規制に関する様式の利便性や簡便性向上に向けてさらに改良していく必要があると考える。

第 2 項より、chemSHERPA を導入したことで、化学物質管理に伴うコスト（人件費など）は低くなっ

たと回答した（そう思う、ややそう思う合計）事業所が 37.1%という結果であった。chemSHERPA を導入したことで、コスト削減にある程度効果があったと考えられるが、残りの事業所は効果をあまり感じられていないことから、管理コスト削減に向けてさらに改良していく必要があると考える。

第 3 項より、chemSHERPA を導入したことで、専門の管理部門を置かなくても化学物質管理を出来るようになったと回答した（そう思う、ややそう思う合計）事業所が 33.6%という結果であった。chemSHERPA を導入したことで、ある程度化学物質管理が簡単になり、専門の部署でなくとも管理ができるようになったと考えられるが、前項と同様に効果をあまり感じられていない事業所も多いことから、様式の利便性や簡便性向上に向けてさらに改良していく必要があると考える。

第 4 項より、chemSHERPA を導入したことで、情報を入手できない（開示拒否）事例が減ったと回答した（そう思う、ややそう思う合計）事業所が 35.7%という結果であった。chemSHERPA を導入したことで、ある程度化学物質管理が簡単になり、情報開示を拒否される、知識が不足していて情報開示できない事例が減ったと思われる。しかし、前項と同様に効果をあまり感じられていない事業所も多いことから、様式の利便性や簡便性向上に向けてさらに改良していく必要があると考える。

chemSHERPA を導入したことで、情報伝達に関して困難な要求をされる事例が減ったと回答した（そう思う、ややそう思う合計）事業所が 39.9%であった。前回の調査では、困難な要求として、「既存の情報伝達様式への対応」や「短納期」、「多種類の化学物質に対する管理要求」などの事例が確認されていたが、chemSHERPA を導入したことで、ある程度化学物質管理の工数や労力が減り、伝達先とのコミュニケーションがしやすくなり、管理システム運用の指針が明確になり、困難な要求が減ったりこれまでの要求が困難な要求ではなくなったと考えられる。しかし、前項と同様に効果をあまり感じられていない事業所も多いことから、様式の利便性や簡便性向上に向けてさらに改良していく必要があると考える。

第 6 項より、chemSHERPA を導入したことで、海外企業への対応工数は改善されたと回答した（そう思う、ややそう思う合計）事業所が 42.7%であった。前回の調査では、海外企業に対して言語の問題や考え方の違いもあり、話しても分かってもらえず「あきらめている」と回答している事業所があることが確認されていたが、chemSHERPA を導入したことで、海外の化学物質の法規制や管理システムにある程度対応できるようになったと考えられる。しかし、効果をあまり感じていない事業所も一定数いることから、海外の化学物質の法規制や管理システムへの対応のしやすさ向上に向けてさらに改良していく必要があると考える。

その他使い勝手の面での意見として、「慣れるのに時間がかかったがとても良い」などの肯定的な意見が見られたが、「専門用語が分かりにくい」などの不満を持つ声も見られた。よって、専門用語の説明を充実させることや、簡単な言葉への言い換えが必要であると考ええる。

このように chemSHERPA の導入によってある程度改善が見られたが、図 28 で示したように chemSHERPA の認知度は 7.3%（198 件）と非常に少ないのが現状である。そして、知っていると回答した事業所のなかでも実際には使用していない事業所も 28%程度見られる。図 75 に chemSHERPA を知っている事業所のうち、chemSHERPA を使用していない事業所の理由を示した。

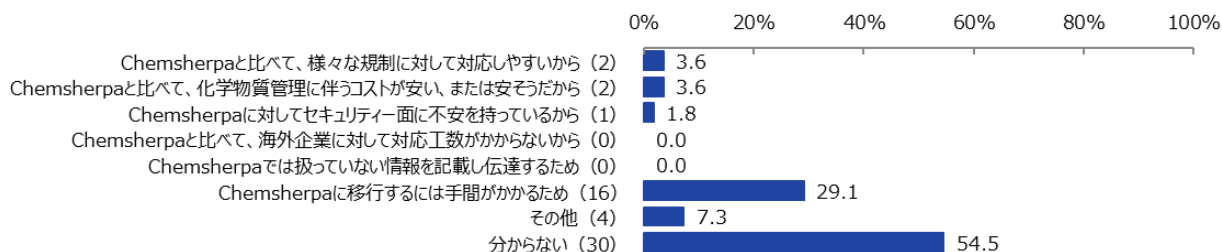


図 31 chemSHERPA を使用しない理由

図 31 より、使用していない理由として最も多く挙げられたのが、chemSHERPA に移行するには手間がかかるという理由であり、全体の約 29%（16 件）を占めた。次に多かったのが chemSHERPA よりも他の様式を使用した方が様々な規制に対して対応しやすくコストも低いという理由であり、全体の 7.2%（4 件）であった。その他の理由として、chemSHERPA を必要としないからという理由があり、chemSHERPA の必要性を感じていない事業所があることが分かった。また、分からないと回答した事業所は約 55%（30 件）とかなり多く、これらの企業も chemSHERPA の必要性をあまり感じていないと考えられる。

現状ではこのような考察が出来るが、サンプル数が 55 件とかなり少ないため不確実性も少なからず持っていると考えられる。今後の調査ではサンプル数を増やし、多くの事業所の認識を把握する必要があると考える。

次に、chemSHERPA を使用せず自社独自様式を使用している場合、記載が求められている主な項目を以下の図 32 に示した。

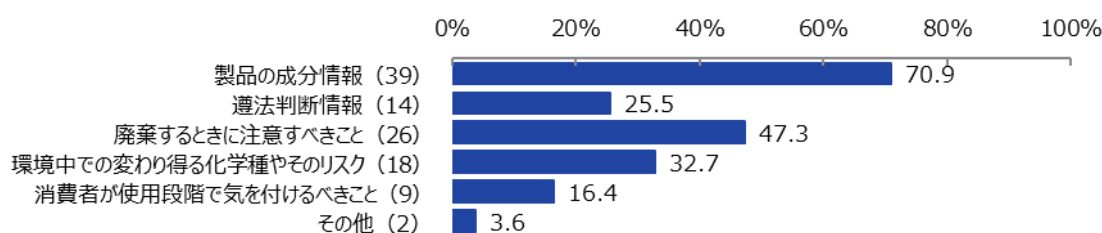


図 32 chemSHERPA を使用せず自社独自様式を使用している場合、記載が求められている主な項目

図 32 より、chemSHERPA を使用せず自社独自様式を使用している場合、記載が求められている主な項目として最も多く挙げられたのが、製品の成分情報であり、約 71%であった。遵法判断情報や廃棄するときに注意すべきこと、環境中での変わりうる化学種やそのリスク、消費者が使用段階で気を付けるべきことなどの項目も多くの回答が見られた。しかし、これらの項目は全て chemSHERPA にも記載が出来ることから、単純に考えれば自社独自様式は chemSHERPA に代替可能であると考えられる。つまり、本調査の結果より、各事業所の努力次第で自社独自様式から chemSHERPA に移行することが出来ると考えられる。

以上の 31 と図 32 の結果より、各事業所の努力次第で自社独自様式から chemSHERPA に移行することが出来ると考えられ、今回上がった chemSHERPA の問題点の解決に加え、chemSHERPA の必要性を事業所に十分伝えることが出来れば、chemSHERPA の普及をさらに促進することが出来ると考える。

3.3 情報伝達様式の統一に関する各業界の意見

本項では、情報伝達様式の統一に関する意見をまとめた。以下の図 33 に情報伝達様式の統一に関する意見を示す。

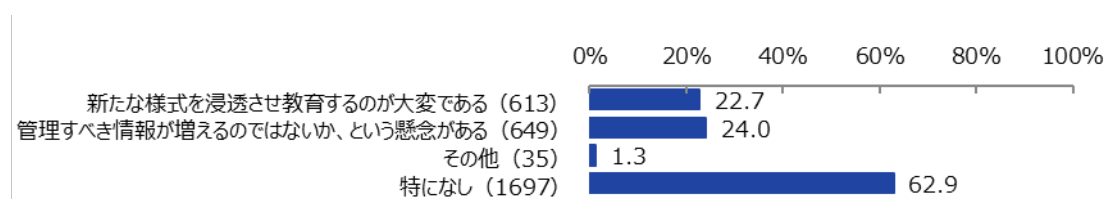


図 33 情報伝達様式の統一に関する意見

図 33 より、情報伝達様式の統一に関して管理すべき情報が増えるのではないかと懸念を抱いている事業所が 24%（649 件）と最も多く、新たな様式を浸透させ教育するのが大変であると回答した事業所が 22.7%（613 件）と続いた。特になしと回答した事業所は 62.9%であることから、過半数の事業所で情報伝達様式の統一に関して否定的な意見は見られなかった。

その他と回答した事業所の具体的な回答例としては、「統一には賛成」「情報交換が容易になる」「相对比较が分かりやすく、取り組みレベルが分かるので良い」といった肯定的な意見が見られたが、「算定手間、コストがかかる」「無駄な情報が増えそう」「製造元だけに課されて欲しい。どうせ下請けごとに回されるだけ」「法的な様式統一の仕組みが必要」「悪用されないか心配」「よほど強固なセキュリティが必要」などの否定的な意見が目立った。これらの意見を踏まえ、chemSHERPA の利便性や簡便性の向上、セキュリティ面での安心感を持ってもらえるよう改善や工夫が必要であると考え。そして、法的な様式統一の仕組みを作ること、chemSHERPA の普及に繋がると考える。また、「手間をかけている SDS でも本当に使われているか疑問なのに」のような、そもそも情報伝達による化学物質管理の必要性を感じていない事業所も見られた。この意見と、図 31 の考察からも、情報伝達による製品含有化学物質の管理の必要性、そして chemSHERPA のような業界横断的な情報伝達スキームの必要性を全国の企業、事業所に発信していく必要があると考える。

3.4 ChF に対する企業、事業所の認識の把握

最後に、ChF に対する全国の企業、事業所の認識を把握し、普及に向けて検討を行う。

まず、図 34 に ChF を簡便に算出できるシステムの必要性について、事業所の割合を示す。

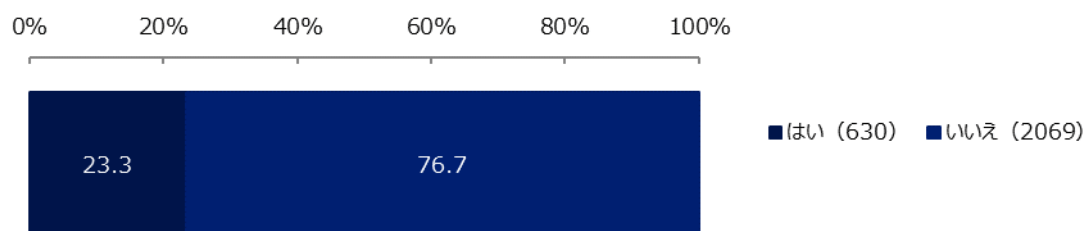


図 34 ChF を簡便に算出できるシステムを取り入れたいか

※ 化学物質の排出量に基づいて、周囲の生態への保全に対するリスクレベルが分かるカーボンフットプリントのケミカルバージョン（ケミカルフットプリント）のような指標を簡便に算出できるシステムがあったら取り入れたいと思いますか。

図 34 より、ChF を算出できるシステムを取り入れたいと回答した事業所は約 23.3%（630 件）に留まった。残りの 76.7%の事業所は ChF の必要性をあまり感じていないと考えられる。

次に、図 35 に ChF を算出できるシステムを取り入れたいと回答した事業所の ChF の利用目的を示した。

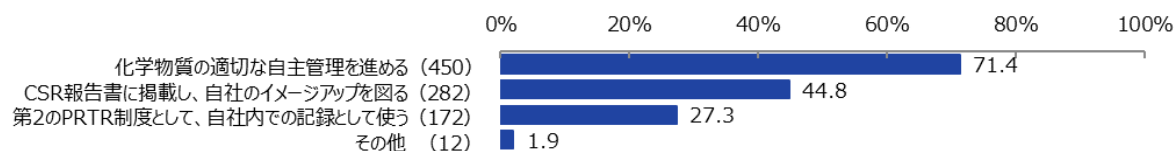


図 35 ChF の利用目的（複数回答）

※ 前問で「指標を簡便に算出できるシステムがあったら取り入れたい」と答えた方にお聴きします。どのように利用したいですか。

図 35 より、ChF の利用目的として最も多く挙げられたのが、化学物質の適切な自主管理を進めるという理由であり、全体の約 71.4%（450 件）の事業所から回答を頂いた。このことから、多くの事業所が責任感を持って化学物質を管理しているとみられる。次に多く挙げられたのが、CSR 報告書に掲載し、自社のイメージアップにつなげるという理由であり、全体の約 44.8%（282 件）の事業所から回答を頂いた。世界中で地球温暖化への意識が高まり、ESG 投資が加速している現状から、環境問題に対する自社のイメージアップと CSR 報告書を重要視している企業、事業所が増えていることが要因であると考えられる。そして、第 2 の PRTR 制度として、自社内での記録として使うと回答した事業所が 27.3%（172 件）程度見られた。その他の意見としては、「プラント建設」や「県との協議」に使えるとの意見が見られた。

次に、図 36 に ChF 算出システム導入のネックとなる要因を示した。

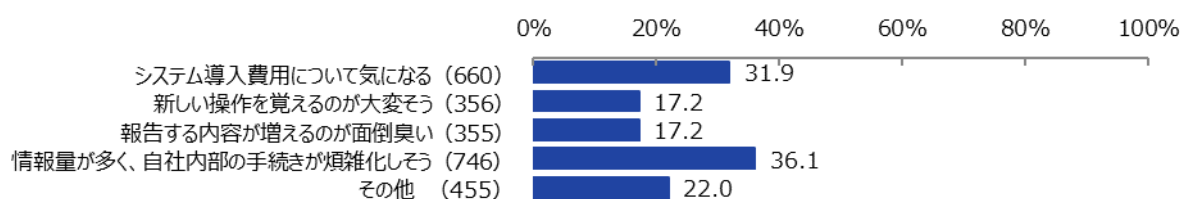


図 36 ChF 算出システム導入のネックとなる要因（複数回答）

※ 前問で「指標を簡便に算出できるシステムがあっても取り入れたくない」と答えた方にお聴きします。何がネックになりますか。

図 36 より、ChF 算出システム導入のネックとなる理由として最も多く挙げられたのが、情報量が多く自社内部の手続きが煩雑化しそうという理由であり、全体の約 36.1%（746 件）であった。このことから、chemSHERPA と同様に ChF 算出システムの運用に対しても、情報量や作業が多くなると考え敬遠する事業所が多いことが確認された。ChF 算出システム運用の際、情報量や作業量が出来ただけ多くならないような工夫が必要であると考え。次に多く挙げられたのが、システム導入費用を懸念する意見であり、全体の 31.9%（660 件）であった。chemSHERPA と同様に ChF 算出システムの導入に対しても、コスト増加を懸念する意見が確認され、無償での導入や導入コストを抑える工夫が必要であると考え。また、新しい操作を覚えるのが大変そうとの意見や、報告する内容が増えるのが面倒であるといった意見も全体の 17.2%（356 件、355 件）の事業所で見られた。このことから、出来るだけ利便性や簡便性を高めた ChF 算出システムを開発する必要があると考える。

そして、以上の図に示した回答の他に、ChF を取り入れるにあたっての意見を多数頂いたため、主な意見をまとめていく。

まず、「改善の問題ではなく、必要性を感じない」「費用対効果はあるのか」などの ChF 算出システム導入の必要性を感じていない企業、事業所が最も多く見られた。アンケートの文言だけでは必要性は十分に伝わらないため、ChF 導入の意義、魅力などの点をまとめた資料を用いた詳しい説明が必要であると考え。そして、「分からない」などの ChF 算出システム導入のイメージが出来ていない企業、事業所も多く見られ、これらの事業所に対しても詳しい説明が必要であると考え。

次に、「コストが気になる」「無償なら」「これ以上煩雑になるのは厳しい」などのランニングコストや利便性、簡便性を懸念する意見も多く見られた。出来るだけコストを抑え、利便性や簡便性を高めた ChF 算出システムを開発する必要があると考える。また、「働き方改革と言われている中で、これ以上の工数を増やしたくない」との意見も見られ、働き方改革によって長時間労働が是正され労働時間が短くなったため、業務の工数を気にする意見が増えてきていると考える。

そして、「自治体から補助金が出るなら」といった、法制度が整備され援助がもらえるなら導入を考えると意見も複数見られた。chemSHERPA と同様に十分な啓蒙活動、教育ツールの整備、利便性や簡

便性向上の上で法的な措置を用いることも、ChF 導入の促進につながると考える。

また、「スマホでできたら良い」といった、PC 以外のスマートデバイスでの使用を求める声も見られた。セキュリティ面との兼ね合いもあるが、利便性向上のために考慮すべき意見の一つであると考ええる。

4. 結言

本節では、化学物質情報伝達の実態、ChF に関してのアンケート調査の結果を示した。

3.1 では化学物質情報伝達の実態に関してアンケート調査を行った事業所の基本情報を示した。幅広い職業、業種、規模の事業所から 2699 件の回答を得ることができ、全国の事業所の具体的な災害対策や化学物質の取扱量も把握することが出来た。しかし、災害対策が不十分な事業所や化学物質の取扱量を認知していない事業所も一定数見られ、改善をしていく必要がある。

3.2 では、日本の化学物質管理の実態と課題の整理を行った。

まず、日本の化学物質管理の実態の把握を試みた。顧客から依頼を受ける様式の割合を見ると、安全データシート（SDS）で依頼を受ける割合が 70%以上の事業所が約 5 割であることから、様々な様式の中で SDS が主に使用されており、chemSHERPA で依頼を受けた事業所（0%以外）は約 3 割（107 件）とまだまだ少なく、chemSHERPA のさらなる普及に向けて努力が必要であると考えられる。そして、川中事業所で顧客の独自様式で依頼を受ける割合は依然として高く、川中事業所のうち過大な負担を負っている事業所が存在する可能性があると考えられる。サプライヤーへ依頼をする様式の割合は、顧客から依頼される様式の割合と同様の傾向であった。サプライヤーへ安全データシート（SDS）で依頼をする割合が 70%以上の事業所が約 5 割であることから、様々な様式の中で SDS が主に使用されており、chemSHERPA で依頼をする事業所（0%以外）は約 3 割（92 件）とまだまだ少なく、chemSHERPA のさらなる普及に向けて努力が必要であると考えられる。そして、川中事業所で顧客の独自様式で依頼を受ける割合は依然として高く、川中事業所のうち過大な負担を負っている事業所が存在する可能性があると考えられる。

次に、日本の化学物質管理の課題の改善状況の把握と残っている課題改善の方向性を示した。まず、chemSHERPA という情報伝達様式を知っていたのは、わずか 7.3%の 198 の事業所のみであった。まだまだ日本各地の事業所に chemSHERPA の情報が行き渡っておらず、普及が上手く進んでいないと考えられる。chemSHERPA 導入による課題の改善状況としては、様々な規制への対応、化学物質管理に伴うコスト、専門の管理部門を必要としない管理、開示拒否事例の減少、情報伝達に関する困難な要求の事例、海外企業への対応工数に関してある程度の改善が見られた。しかし、効果をあまり感じられていない事業所も多いことから、chemSHERPA の利便性や簡便性の向上、管理コストの削減、海外の化学物質の法規制や管理システムへの対応のしやすさ向上が必要であると考ええる。そして chemSHERPA を使用していない理由として最も多く挙げられたのが、移行するには手間がかかるという理由であり、それ以外に、chemSHERPA の必要性を感じていない事業所も数多く見られた。また、各事業所の努力次第で自

社独自様式から chemSHERPA に移行することが出来ると考えられ、今回上がった chemSHERPA の問題点の解決に加え、chemSHERPA の必要性を事業所に十分伝えることが出来れば、chemSHERPA の普及をさらに促進することが出来ると考える。

3.3 では、情報伝達様式の統一に関する意見の整理を行った。情報伝達様式の統一に関して管理すべき情報が増えるのではないかという懸念を抱いている事業所が 24% (649 件) と最も多く、新たな様式を浸透させ教育するのが大変であると回答した事業所が 22.7% (613 件) と続いた。特になしと回答した事業所は 62.9%であることから、過半数の事業所で情報伝達様式の統一に関して否定的な意見は見られなかった。「統一には賛成」「情報交換が容易になる」「相対比較が分かりやすく、取り組みレベルが分かるので良い」といった肯定的な意見が見られたが、「算定手間、コストがかかる」「無駄な情報が増えそう」「製造元だけに課されて欲しい。どうせ下請けごとに回されるだけ」「法的な様式統一の仕組みが必要」「悪用されないか心配」「よほど強固なセキュリティが必要」などの否定的な意見が目立った。これらの意見を踏まえ、chemSHERPA の利便性や簡便性の向上、セキュリティ面での安心感を持ってもらえるよう改善や工夫、そして、法的な様式統一の仕組みを作ることも、chemSHERPA の普及に繋がると考える。また、そもそも情報伝達による化学物質管理の必要性を感じていない事業所も見られ、情報伝達による製品含有化学物質の管理の必要性、そして chemSHERPA のような業界横断的な情報伝達スキームの必要性を全国の企業、事業所に発信していく必要があると考える。

3.4 項では、ChF に対する企業、事業所の認識の把握を行った。その結果、ChF を算出できるシステムを取り入れたいと回答した事業所は約 23.3% (630 件) に留まった。残りの 76.7%の事業所は ChF の必要性をあまり感じていないと考えられる。取り入れたいと回答して事業所の利用目的としては、化学物質の適切な自主管理を進める、CSR 報告書に掲載し、自社のイメージアップにつなげるという理由が多く挙げられた。

ChF 算出システム導入のネックとなる理由としては、手続きが煩雑化への懸念が最も多く挙げられ、導入コストへの懸念も多く見られた。そして、ChF の必要性を感じていない企業、事業所も多数見られた。よって、chemSHERPA と同様に、ChF 導入の意義、魅力の説明や啓蒙活動を十分行い、教育ツールの整備を十分に行い、利便性や簡便性を十分向上させることが必要不可欠であると考ええる。その上で法的な措置を用いることができれば、さらなる普及が期待できる。

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）（最終閲覧日：2022.2.10）

小課題 1-2 Chemical footprint を用いた指標の適用可能性の調査

—Chemical footprint による電気自動車駆動用電池材料の環境影響評価—

1. 背景

1.1 xEV 駆動用リチウムイオン電池の現状と課題

現在、低炭素化への動きとして、内燃機関自動車 ICEV (Internal Combustion Engine Vehicle) を代替する次世代自動車 xEV (Electric Vehicle, Electric Hybrid Vehicle, and Plug-in Hybrid Electric Vehicle) が登場し、世界中で普及が進んでいる。xEV は使用時の CO₂ 排出量が少ないまたはゼロであることから、xEV の普及は低炭素化へ貢献すると期待されており、世界各国が xEV の普及目標や戦略を発表している⁰。日本では、自動車新時代戦略²⁾で 2030 年までに xEV の販売台数を全乗用車販売台数の 50% から 70% にすることを目標としている。そして、2020 年 10 月に日本政府は 2050 年までに温室効果ガスの排出を全体としてゼロにする「2050 年カーボンニュートラル」を目指すことを宣言し³⁾、それに伴って菅内閣総理大臣が 2021 年 1 月の施政方針演説において、2035 年までに新車販売台数に占める電動車 (xEV) の割合を 100% にすることを表明した⁴⁾。これらの政策によって日本でも今後 xEV が加速的に普及していくと考えられる。

さらに、低炭素化への動きとして、再生可能エネルギー拡大や分散型電源化を進める中で、蓄電池による電力供給の負荷平準化やスマートグリッド社会実現への貢献が期待されている⁵⁾。これは、蓄電池と電力制御システムを組み合わせることで、状況に応じて電力の貯蔵や放出を行い、電力供給の負荷平準化に貢献する技術のことである⁶⁾。この技術は Energy Storage System (ESS) と呼ばれており、日本でも実験段階ではあるが、北海道などで運用が試みられている⁵⁾。発電量が不安定な再生可能エネルギーを蓄電して安定した出力として電力を供給できるため、再生可能エネルギーの普及が進む近年では、ますます ESS の重要度が増している。

そして、これらの技術を支えているのが電池である。電池には様々な種類があるが、xEV 駆動用電池に使われているのは主にリチウムイオン電池である。リチウムイオン電池は技術の進歩によって発電効率が上昇し、コストが低下してますます普及が進んでいる。

これらのトレンドや政策から、自動車用リチウムイオン電池の需要が加速的に増加すると考えられる。世界電池連合⁷⁾では、2018 年と比較して 2030 年ではリチウムイオン電池の需要が約 14 倍に増加すると推計されており、そのうち xEV 駆動用のリチウムイオン電池が 80% 以上を占めるとされている。EV が最も普及している Norway では 2020 年時点で、全乗用車販売台数における純電気自動車 BEV (Battery Electric Vehicle) の割合が 50% 以上を占めており⁸⁾、xEV 後発国の日本でも同様に普及が進むと考えられる。

しかし、電池には様々な課題が山積しており、世界電池連合では最も重要な課題として三つの課題が取り上げられている⁷⁾。それは、電池生産時の CO₂ 排出量が多いこと、電池のバリューチェーンには社会的・環境的なリスクがあること、電池を利用したビジネスの実現可能性が不透明であることの三つ

である。

これらの課題解決に向けて、レアメタル回収技術の向上、使用済み電池の二次利用の可能性模索、電池製造時の CO₂ 排出量削減などが国際的な研究トレンドである。

しかし、レアメタルのフローやストックが注目される中で、電池に使用される化学物質のフローやストックは注目されておらず、電池の二次利用を加味したマテリアルフローの研究や、電池材料による環境負荷の定量化の研究はあまり行われていないのが現状である。以下 1.1.2 と 1.1.3 で詳細に説明する。

1.2 xEV 駆動用リチウムイオン電池の二次利用の現状と課題

xEV での使用後は、xEV 駆動用リチウムイオン電池の残存容量は 60%から 80%の範囲であることが分かっている⁹⁾。したがって、xEV 駆動用リチウムイオン電池は、エネルギー需要が比較的少ない用途である住宅用建物、非常電源装置、掃除機、無人輸送車などへ二次利用できる可能性を持っている。世界各国では、これらの用途で二次利用する試みが、限定的なスケールではあるが盛んに行われている⁹⁾。そして、前述した ESS 技術へ二次利用する試みもされており、いくつかの先行研究ではすでに有望な結果が報告されている (Bobba et al.,2018b⁹⁾)。EU では、電池に関する新たな規制案¹¹⁾が検討されており、電池の二次利用についても触れられている。今後具体的な方針が示されると考えられる。日本でも、環境省が先頭に立ち電力システムや産業機械への二次利用実証事業が行われている¹²⁾。

しかしながら、リチウムイオン電池の二次利用を持続的に発展させるには、二次利用を加味したリチウムイオン電池のフローの推計が必要である⁹⁾。つまり、リチウムイオン電池の使用から廃棄までのプロセスにおいて何台のリチウムイオン電池が移動、ストックされるのかを推計する必要がある。電池フローの推計を行うことによって、前もってリチウムイオン電池がリサイクルに回されるタイミングを把握でき、リサイクル施設が余裕を持って大量のリチウムイオン電池に対応することが出来る。また、二次利用ビジネスの実用化に向けた一つの判断材料として、二次利用実用化をサポートすることが出来る。

現在の文献では、二次利用を加味した電池フローの評価を提供している研究は数少なく⁹⁾、二次利用を加味した電池フローの研究を進めることが必要であると考えられる。また、脱炭素社会に向けて新たなビジョンや法案が示されており、それらの評価そして助言を行うことが必要である。

以上のことから、日本における二次利用を加味した電池フローの推計が重要であると言える。

1.3 xEV 駆動用リチウムイオン電池材料による環境負荷の現状と課題

リチウムイオン電池は Li⁺イオンと電子の移動によって機能するもので、負極、正極、電解液、セパレータ、バインダーなどから構成されている¹³⁾。リチウムイオン電池の構成材料は表 1 のようになり、リチウムをはじめとしてマンガンやコバルト、ニッケルなどのレアメタルが使用されている。

表 1 リチウムイオン電池の構成材料 ¹³⁾

構成材料	
正極材量	LiCoO ₂ , LiNiO ₂ , LiMn ₂ O ₄
負極材料	カーボン（グラファイト、ハードカーボン）
電解液溶媒	炭酸エチレン、炭酸プロピレン、炭酸ジメチル、 炭酸ジエチル
電解質塩	LiPF ₆ , LiBF ₄
セパレータ	ポリエチレン微多孔膜
バインダー	ポリビニリデンフルオライド、SB ラテックス
正極集電体	アルミ箔（10-25μ）
負極集電体	銅箔（10-25μ）

そして、大容量の xEV 駆動用電池はスマートフォンの約 1000 倍にあたる約 20 kg のリチウムを必要とし ¹⁴⁾、電解液の量も、比較的容量が小さいハイブリッド車 HV (hybrid vehicle) で約 2 L を必要とする ¹⁵⁾。これだけ多くの物質が使用されていることから、リサイクルによる材料の回収は必要不可欠である。

リチウムイオン電池のリサイクルは、1990 年代から研究が進められ、大きく分けて二つのプロセスが存在する ⁵⁾。それは前処理、リチウムイオン抽出の二つの工程である。リサイクル工程を図 1 に示した。前処理とリチウム抽出にはいくつかの方法があるが、どの方法も有害ガスや酸、塩基、有機溶媒などの汚染物質が発生することが分かっており、無害化の処理やコストが課題となっている ¹⁴⁾。世界電池連合でも、ローカルな大気・水・土壌の汚染は最も重要な課題の一つとして取り上げられている ⁷⁾。しかし、リサイクル処理工場から排出される汚染物質を定量的に評価した研究はほとんど無く、電池材料による環境負荷は未だ明らかになっていない。

化学物質による環境負荷の評価指標は様々なものがあるが、一つに Chemical Footprint (ChF) という指標が挙げられる。この指標は、人為的に排出された化学物質を生態系に影響が出ない程度にまで希釈するために必要な淡水量を表しており、地域の地表面の淡水量と比較することが出来る ¹⁶⁾。したがって、化学物質排出が生態系の限界を超えたかどうか、化学物質排出が持続可能なものであるかを定量的に推定することが出来る。現在持続可能な発展が重要視されている中で、持続可能性の概念を地表面の淡水量という具体的な指標を用いて簡単に伝えることできる ChF は魅力的な指標である。しかし、ChF はあまり認知されておらず、ChF を用いた文献は非常に少ない。

また、CO₂ 排出量のみを考慮した xEV の環境影響評価が行われ、化学物質汚染までを考慮した総合的な環境影響評価は行われていない。したがって、xEV 駆動用電池材料による環境負荷と CO₂ 排出量の両方を考慮した総合的な指標を用いた、xEV の環境影響評価が必要であると考ええる。

以上のことから、xEV 駆動用リチウムイオン電池のリサイクル時の ChF による環境負荷の定量化、そしてその環境負荷と CO₂ 削減量の両方を考慮した xEV 駆動用電池の総合的な環境影響評価が重要な課題である。

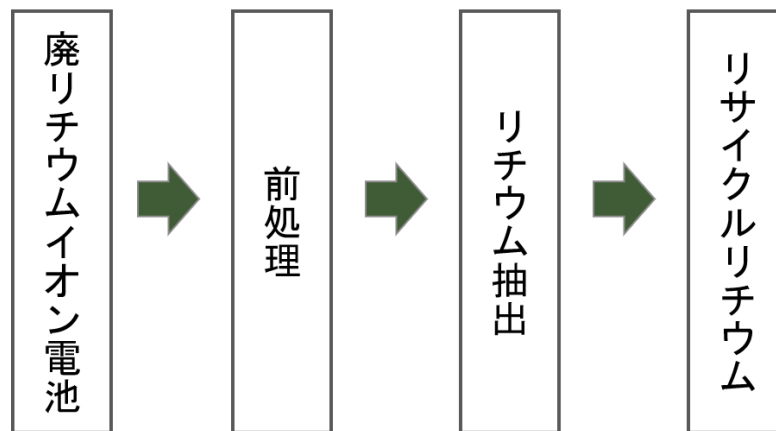


図 1 リチウムイオン電池のリサイクル工程

1.4 本研究の目的と全体像

以上のことから、本研究では以下の 4 点が目的となる。

- 二次利用を加味した xEV 駆動用リチウムイオン電池フローの推計
- xEV 駆動用リチウムイオン電池材料による環境影響評価
- xEV 駆動用電池材料の環境負荷と EU バッテリー政策の効果(電池二次利用による CO₂ 削減量)の比較による、総合的な環境影響評価

次に本研究の全体像を図 2 に示し、本論文の構成を説明する。

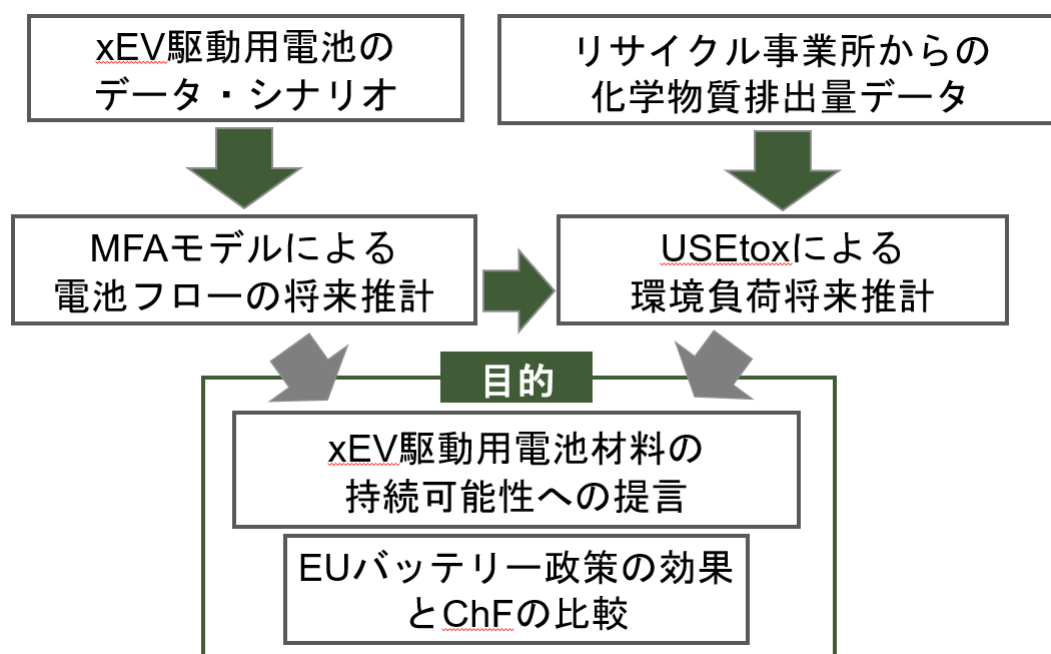


図2 本研究の全体像

本稿は6節で構成される。

第1節では、自動車リチウムイオン電池の現状と課題を整理し、二次利用と環境負荷の定量化の重要性について示し、本研究の目的を述べた。また各章の構成を示した。

第2節では、本研究の方法論を示す。

第3節では、図2の「MFAモデルによる電池フローの将来推計」に該当し、xEV駆動用リチウムイオン電池フローの推計結果を述べる。

第4節では、図2の「USEtoxによる環境負荷将来推計」に該当し、xEV駆動用リチウムイオン電池による環境負荷の算出結果を述べる。

第5節では、図2の「xEV駆動用電池の総合的な環境性能評価」に該当し、第3章で定量化したxEV駆動用リチウムイオン電池の二次利用によるCO₂削減量と、第4章で定量化した環境負荷を踏まえて、xEV駆動用電池材料の総合的な環境影響評価を行った結果を示す。

第6節では、本研究の総括を行い、今後の課題と展望を述べる。

参考文献

- 1) Nemry, F., Leduc, G., Alumdena, M.: State of the research and development and comparative analysis of energy and cost efficiency, *JRC Technical Note JRC 54699. European Commission, Luxembourg*, 2010
- 2) 経済産業省：自動車新時代戦略会議, 2018
https://www.meti.go.jp/shingikai/mono_info_service/jidosha_shinjidai/index.html (最終閲覧日：2022.2.10)
- 3) 環境省・脱炭素ポータル：カーボンニュートラルとは
https://ondankataisaku.env.go.jp/carbon_neutral/about/ (最終閲覧日：2022.2.10)
- 4) 環境省：ライフスタイルの転換による移動の脱炭素化に向けて

<<https://www.env.go.jp/council/01chuo/%E8%B3%87%E6%96%99%E5%BC%95%E3%80%80%E2%91%A2%E3%83%A9%E3%82%A4%E3%83%95%E3%82%B9%E3%82%BF%E3%82%A4%E3%83%AB%E3%81%AE%E8%BB%A2%E6%8F%9B%E3%81%AB%E3%82%88%E3%82%8B%E7%A7%BB%E5%8B%95%E3%81%AE%E8%84%B1%E7%82%AD%E7%B4%A0%E5%8C%96.pdf>>

(最終閲覧日 : 2022.2.10)

- 5) 環境省 : 平成 28 年度低炭素社会の実現に向けた中長期的再生可能エネルギー導入拡大方策検討調査委託業務報告書 第 3 章

<https://www.env.go.jp/earth/report/h29-03/h28_chapt03_1.pdf> (最終閲覧日 : 2022.2.10)

- 6) 北海道電力 : HEPCO Group Report 2020

<https://www.hepco.co.jp/hepcowwwsite/english/ir/pdf/hepco_group_report_2020.pdf>

(最終閲覧日 : 2022.2.10)

- 7) GLOBAL BATTERY ALLIANCE: A Vision for a Sustainable Battery Value Chain in 2030 Unlocking the Full Potential to Power Sustainable Development and Climate Change Mitigation, *World economic forum*, 2019

- 8) Norwegian Road Federation: Norway new car sales

<<https://www.reuters.com/article/us-autos-electric-norway/electric-cars-rise-to-record-54-market-share-in-norway-in-2020-idUKKBN29A0ZT?edition-redirect=uk>> (最終閲覧日 : 2022.2.10)

- 9) Silvia, B., Fabrice, M., and Gian, B.: How will second-use of batteries affect stocks and flows in the EU? A model for traction Li-ion batteries, *Resources, Conservation and Recycling*, Volume 145, June 2019, pp.279-291, 2019

- 10) Bobba, S., Podias, A., Di Persio, F., Messagie, M., Tecchio, P., Cusenza, M.A., Eynard, U., Mathieux, F., Pfrang, A.: Sustainability Assessment of Second Life Application of Automotive Batteries (SASLAB): JRC Exploratory Research (2016-2017): Final Technical Report: August 2018. EUR 29321 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg ISBN 978-92-79-92835-2; doi:10.2760/53624, JRC112543, 2018b

- 11) European Parliament: New EU regulatory framework for batteries Setting sustainability requirements
[https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2021/689337/EPRS_BRI\(2021\)689337_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2021/689337/EPRS_BRI(2021)689337_EN.pdf)

(最終閲覧日 : 2022.2.10)

- 12) 環境省 : 環境省の実施するリユース実証事業のご紹介

http://www.cev-pc.or.jp/xev_kyougikai/xev_pdf/xev_kyougikai_wg02-2_MOE.pdf

(最終閲覧日 : 2022.2.10)

- 13) 吉野彰 : リチウムイオン電池総論, Vol.466, No.10, pp.580-584, 2011

- 14) Hyuntae, B and Youngsik, K.: Technologies of lithium recycling from waste lithium ion batteries: a review, *Mater Adv*, No.2, pp.3234-3250, 2021

- 15) 経済産業省 : ハイブリッド車用リチウムイオン電池のリマニュファクチャリング検証事業

<https://www.env.go.jp/recycle/car/pdfs/h31_report01_mat06.pdf> (最終閲覧日 : 2022.2.10)

- 16) Anders Bjørn, Miriam Diamond, Morten Birkved, and Michael Zwicky Hauschild.: Chemical Footprint Method for Improved Communication of Freshwater Ecotoxicity Impacts in the Context of Ecological Limits, *Environ. Sci, Technol*, Vol.2014, No.48, pp.13253-13262, 2014

2. 方法

2.1 緒言

本章では、1-2 で示した本研究の目的に基づき、本研究の方法論を述べる。

2.2 節では、xEV 駆動用リチウムイオン電池のフロー推計の方法論を示す。

2.3 節では、xEV 駆動用リチウムイオン電池による環境負荷の定量化の方法論を示す。

2.4 節では、xEV 駆動用電池材料の総合的な環境影響評価の方法論を示す。

2.2 xEV 駆動用リチウムイオン電池フロー推計

2.2.1 xEV 駆動用リチウムイオン電池フロー推計の枠組み

以下の図 3 に xEV 駆動用リチウムイオン電池フロー推計の枠組みを示す。この枠組みは図 2 に示した MFA モデルによる電池フローの将来推計を詳細化したものである。

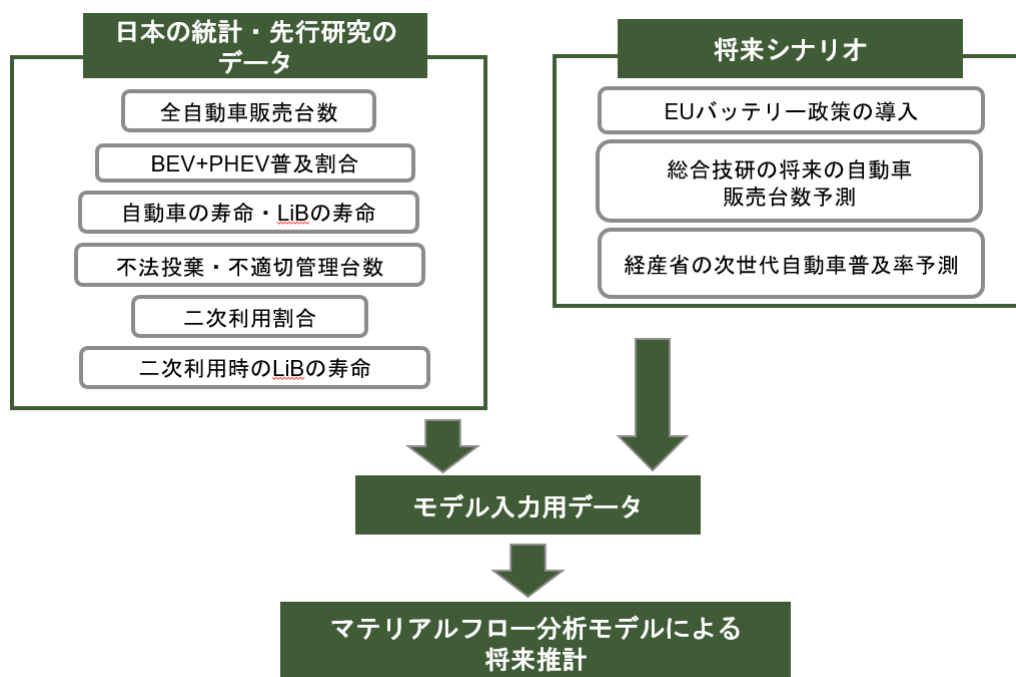


図 3 xEV 駆動用リチウムイオン電池フロー推計の枠組み

本研究では図 3 に示す枠組みに基づき、xEV 駆動用リチウムイオン電池フローの推計を行った。

まず、全自動車販売台数や自動車の寿命などの日本の統計や先行研究のデータと EU バッテリー政策などの将来シナリオを用いて、将来の xEV 販売台数、カーディーラー販売台数、解体業者販売台数などのマテリアルフロー分析モデル入力用データを作成する。次にそれらのデータを、後述するマテリアルフロー分析モデルに入力し、将来の xEV 駆動用電池のリサイクル台数、二次利用台数を推計する。

2.2.2 評価対象・評価年数

1.1.1 で前述したように、xEV は日本政府の政策などによって急速に普及が進んでいくと考えられ、それに伴って xEV 駆動用電池も急速に需要が増加すると考えられる。よって、評価対象を xEV 駆動用電池とした。そして、xEV には様々な種類があるが、本研究では物質的な評価をすることから、一台当たりの容量が非常に大きい純電気自動車 Battery Electric Vehicle (BEV) とプラグインハイブリット車 Plug-in Hybrid Electric Vehicle (PHEV) の二つに絞った。また、現在 BEV と PHEV 販売台数においてリチウムイオン電池が非常に高い割合を占めていることから (Chmura 2016¹²⁾)、対象の電池種をリチウムイオン電池とした。

評価年数は今後の二次利用の発展を考慮し、現在の 2020 年～2050 年と設定した。

2.2.3 マテリアルフローモデル

電池に関するマテリアルフローモデルは様々なものがあるが、xEV 駆動用リチウムイオン電池の流れを完全に評価するためには、バリューチェーンに沿ったプロセスを詳細に定義することが分析の背景として必要である。したがって、本研究ではプロセスを詳細に定義し二次利用を加味したモデルである、Silvia et al. (2019) のモデル⁴⁾を参考にした。本研究では直接再利用は考慮しないことから、直接再利用のプロセスを除いたモデルを使用した。参考にしたモデルを以下の図 4 に示し、本研究で使ったモデルを以下の図 5 に示す。

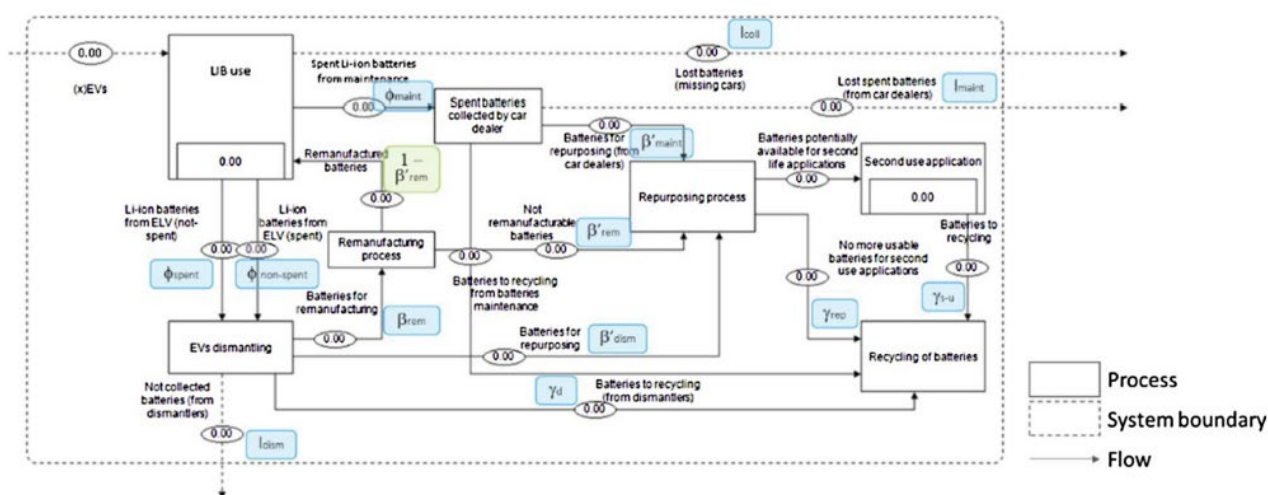


図 4 Silvia et al. (2019) の xEV 駆動用リチウムイオン電池フロー⁴⁾

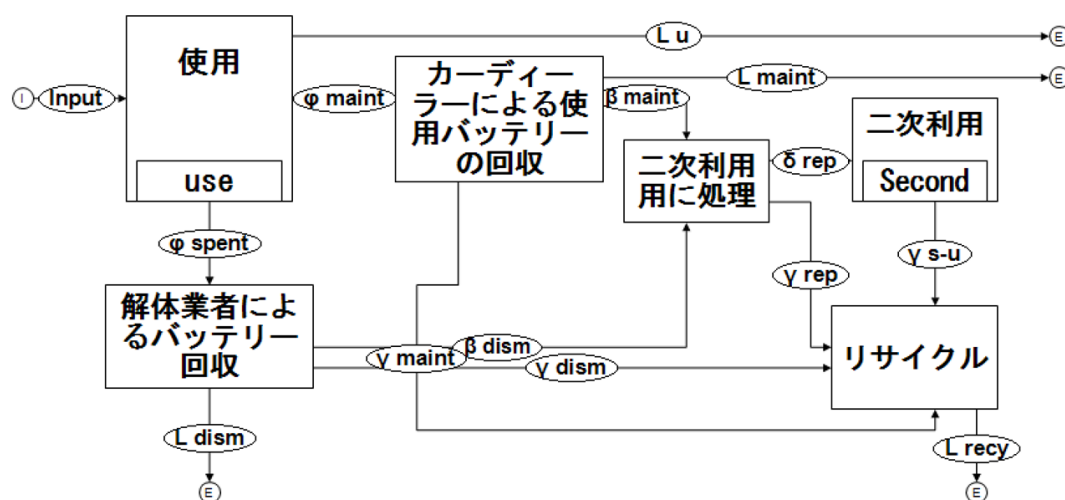


図5 本研究のxEV駆動用リチウムイオン電池フロー

図5で示したモデルは電池のフローとストックを推計するモデルであり、7つの主要プロセスで構成される。xEV駆動用リチウムイオン電池のライフサイクルのプロセスはSilvia et al. (2019)⁴⁾が行ったステークホルダーへのインタビューによって特定された。それは、「使用」、「カーディーラーによる使用バッテリーの回収」、「解体業者によるバッテリー回収」、「二次利用用に処理」、「二次利用」、「リサイクル」の7つである。

まず、xEV駆動用リチウムイオン電池はxEVの販売を通じて市場に入る。したがって、システムの最初のプロセスはxEVでの「使用」であり、寿命に応じてストックされる。使用後の電池はカーディーラーや解体業者を通じて回収される。このモデルでは、使用済みxEV駆動用電池は解体業者(ϕ spent)が扱い、xEVのメンテナンス(リコール、故障など)で回収された使用済み電池はカーディーラー(ϕ maint)が扱う。すべての電池が適切に取り外されて回収されるわけではないため、行方不明となった電池のフローは L_u と L_{dism} 、 L_{maint} によって表される。 L_u はxEV使用時に行方不明となったもの、 L_{dism} は解体業者に回収されたあとに行方不明となったもの、 L_{maint} はカーディーラーに回収されたあとに行方不明となったものを表している。

日本では、使用済みxEV駆動用電池は自動車再資源化協力機構の自動車用リチウムイオン電池回収システム²⁾によって回収され、リサイクルされなければならない。このシステムでは、全国の産業廃棄物処理事業所からリチウムイオン電池を適切に処理できる12か所の処理事業所を選定し、リサイクルがされる。

しかし、回収された電池にはある程度の残存容量が残っているため、リサイクルする前にxEV以外の用途に二次利用できる可能性がある。二次利用される場合、電池はテストされた後(β maint)、別の用途に二次利用される(δ rep)。このことから、二次利用プロセスにおいて二次利用時の寿命に応じたストックを考慮した。

また、前述したように日本では全ての電池はリサイクルされなければならないため、「リサイクル」を最終プロセスとした。

2.2.4 二次利用シナリオの定義

本研究では、日本における xEV 駆動用電池の二次利用の可能性を加味して電池フローを推計するため、二次利用割合の推移を検討した。

現状日本では、xEV 駆動用電池の二次利用はまだ実験段階であり、省庁からの二次利用台数の具体的な目標は立てられていない。二次利用台数に関する文献もほとんどないため、本研究では、Silvia et al. (2019) が設定した標準的なシナリオを用いた。このシナリオでは 2020 年から 2030 年にかけて二次利用される xEV の割合が 0% から 20% に線形上昇すると設定されており、二次利用の着実な発展を反映している。そして本研究では 2050 年までの評価を行うため、2050 年まで同様の変化の割合で 60% まで線形上昇していくとした。

Silvia et al. (2019) も同様に二次利用の発展の傾向は未知であり不確実であると言及しており、このシナリオには大きな不確実性が伴っていることを留意されたい。

2.2.5 データセット

本項では、MFA モデルに入力するデータの説明を行う。

a) xEV 駆動用電池の仕様

本研究で用いた BEV 駆動用電池の仕様は、2016 年～2019 年の最量販モデルである日産リーフの数値⁶⁾を用いた。日産リーフの仕様より、電池容量を 51.0 kWh とし電池重量を 300 kg とした。

また、本研究で用いた PHEV 駆動用電池の容量は、2016 年～2019 年の単位車両あたりの電池容量の平均値を用いた。よって電池容量を 11.8 kWh とした。また、電池重量はトヨタプリウス PHEV の数値⁷⁾を用いた。よって電池重量を 120 kg とした。

b) xEV 駆動用リチウムイオン電池販売台数

2019 年までの xEV 販売台数は次世代自動車振興センターの統計から入手できる。以下の図 6 に BEV と PHEV が販売開始された 2009 年から 2019 年までの xEV 駆動用リチウムイオン電池販売台数データを示す。

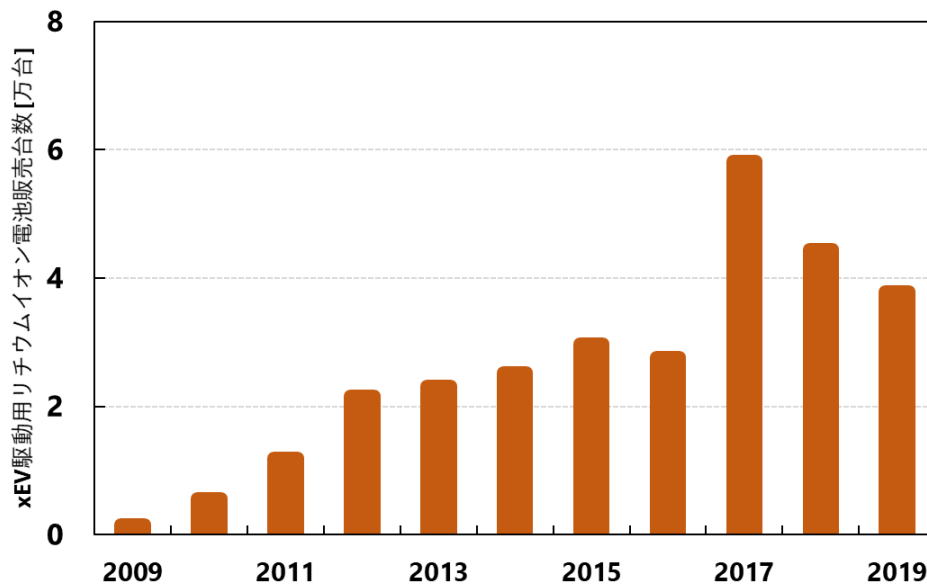


図 6 xEV 駆動用リチウムイオン電池販売台数

そして、2020 年以降の xEV 駆動用リチウムイオン電池販売台数は以下の式より算出した。

xEV 駆動用リチウムイオン電池販売台数 [台]

$$= \text{全自動車販売台数[台]} \times \text{xEV 普及率 [\%]} \times \text{リチウムイオン電池普及率 [\%]} \quad (2-1)$$

全自動車販売台数に全自動車販売台数に占める xEV 普及率と、全 xEV 駆動用電池に占めるリチウムイオン電池普及率を乗じることで、xEV 駆動用リチウムイオン電池販売台数を算出することが出来る。

・全自動車販売台数

全自動車販売台数は 2020 年～2030 年までは総合技研の予測⁷⁾に従い、483 万台にまで減少するとした。これは、少子高齢化を背景として日本の総人口の減少や平均車齢の高齢化、カーシェアの普及などの要因に基づいて算出されている。2031 年～2050 年まではその変化量のまま線形減少していくとした。これは、日本の総人口の減少や平均車齢の高齢化の傾向が 2030 年以降も続く予測されていることから妥当性があると考ええる。以下の図 7 に全自動車販売台数予測を示す。

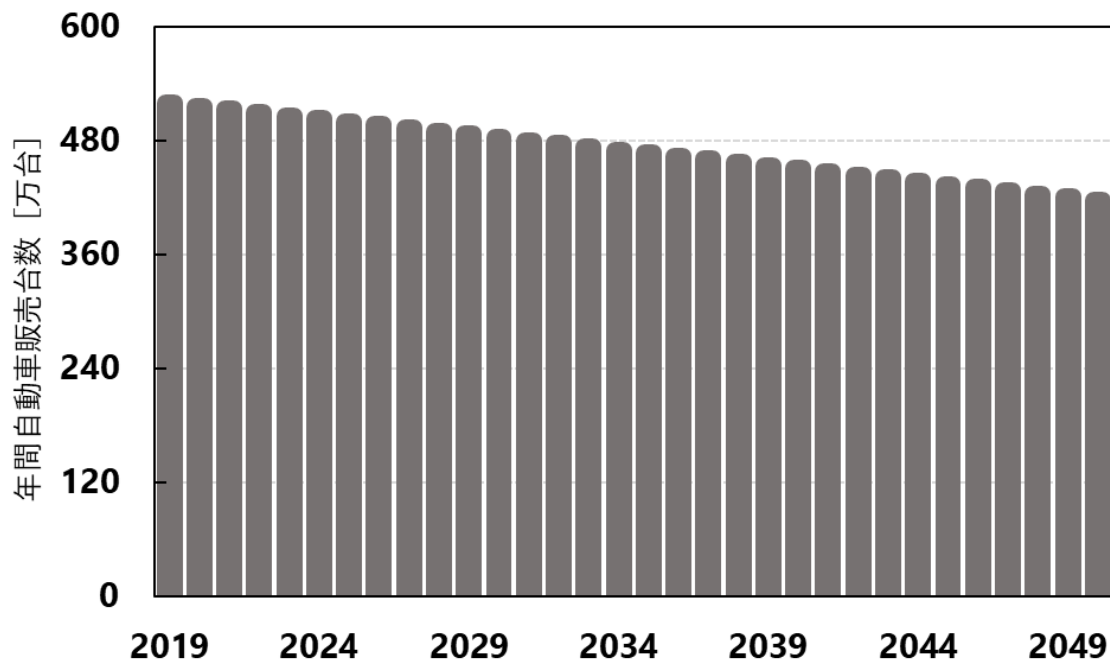


図7 全自動車販売台数⁸⁾

・xEV 普及率

全自動車販売台数に占める xEV 普及率は、経済産業省が策定している次世代自動車戦略⁹⁾の目標の数値を用いた。次世代自動車戦略では、2030 年時点で BEV と PHEV 合計の普及率を 20%から 30%にまで引き上げる目標を立てており、よって本研究では 2030 年時点の xEV 普及率を 25%とした。2030 年以降の目標は具体的に設定されていないため、2031 年～2050 年までは一般財団法人次世代自動車振興センターの資料¹⁰⁾の数値を用いた。よって本研究では、2040 年の普及率を BEV、PHEV それぞれ 27%、11%として 2030 年の数値から線形上昇させ、2050 年の普及率を BEV、PHEV それぞれ 40%、15%として 2040 年の数値から線形上昇させた。

・リチウムイオン電池普及率

自動車分野におけるリチウムイオン電池の普及率は、2010 年から 2025 年の間に 15%から 90%に増加すると予想されている (Pillot 2014¹¹⁾)。さらに (Chmura 2016¹²⁾) によると、PHEV 駆動用電池はリチウムイオン電池のみであり、BEV 駆動用電池は主にリチウムイオン電池は使用されている。このことから、(Silvia et al. 2019) は 2010 年以降、2015 年以降の xEV へのリチウムイオン電池の普及率をそれぞれ 80%、100%と仮定し推計を行っていた。よって本研究では、2009 年以降、2015 年以降のリチウムイオン電池普及率をそれぞれ 80%、100%と仮定した。

c) 自動車の寿命

本研究では、自動車の平均寿命を 10 年 (EUROSTAT, 2018a¹³⁾) とした。しかし、自動車の寿命は自動車走行の癖や走行距離、メンテナンスの頻度などの要因によって左右されるため、この値は非常に不確実性を持っており、異なる研究によって変化する (Richa et al. 2014; Sweeting and Winfield, 2012¹⁴⁾) こと

に留意されたい。

d) xEV 駆動用リチウムイオン電池の寿命、行方不明台数、EoL 容量

xEV 駆動用リチウムイオン電池の寿命は、運転スタイルや充電の頻度などいくつかの要因に依存する (Daimler 2015; Podias et al.¹⁵⁾)。寿命に関する具体的なデータが不足しているため、文献では寿命は 5 年～15 年の範囲とされており、2030 年には最大 15 年に増加すると予想されている (EUROBAT, 2015¹⁶⁾)。この変動性を捉え、現実をより良く反映させるため、本研究では、(Richa et al. 2014¹⁴⁾) が提案した離散的な寿命分布を仮定する。10%の電池が 6 年の寿命を持ち、40%の電池が 8 年の寿命を持ち、40%の電池が 10 年の寿命を持ち、10%の電池が 12 年を超える寿命を持つ。以上のように仮定をした。

そして、二次利用時の xEV 駆動用リチウムイオン電池の寿命は、さらに大きな不確実性があると考えられる。(Bobba et al. 2018a,¹⁰b¹⁷⁾)によると、二次利用時の寿命は 5 年～12 年とされている。本研究では不確実性を考慮して最大値、中央値、最小値での評価を実施することにした。よって、二次利用時の寿命を 5 年 (lifespan-5 シナリオ)、8 年 (lifespan-8 シナリオ)、12 年 (lifespan-12 シナリオ) に分け感度分析を行った。

また、xEV 駆動用リチウムイオン電池の行方不明台数は、日本全国における自動車の不適正保管・不法投棄のデータを参考にして設定した。自動車リサイクルの現状¹⁸⁾より、日本全国における自動車の不適正保管・不法投棄の状況が分かっており、以下の図 8 に、全国における不適正保管・不法投棄の新規発生台数を示す。

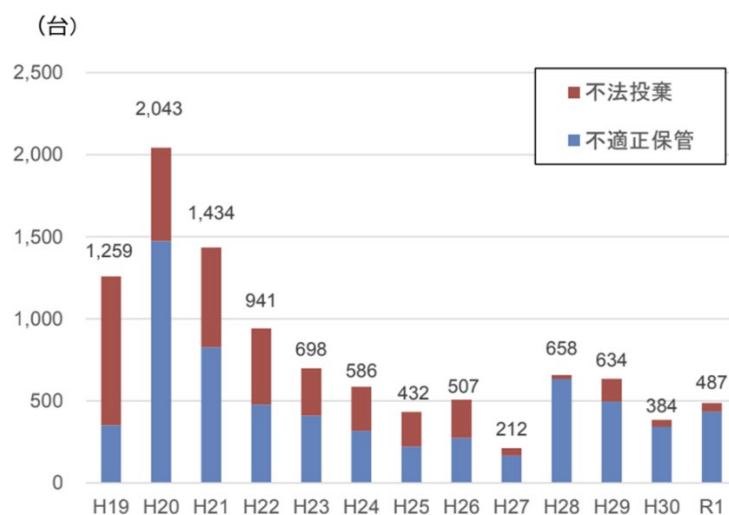


図 8 全国における不適正保管・不法投棄の新規発生台数¹⁸⁾

図 8 より、平成 24 年ごろから毎年 500 台前後を推移していることから、今後も毎年 500 台前後を推移していくと考えられる。したがって、2020 年以降毎年 500 台の自動車が不法投棄・不適正保管によって行方不明になるとし、

$$\text{xEV 行方不明台数} = 500 \text{ [台]} \times \text{xEV 普及率}[\%] \quad (2-2)$$

以上の式より、xEV 行方不明台数を算出した。そして本研究では、xEV 駆動用リチウムイオン電池の行方不明台数は xEV 行方不明台数と同値とした。

xEV での使用後、xEV 駆動用リチウムイオン電池の容量は 60%～80%⁴⁾であるとされている。したがって本研究では、xEV 駆動用リチウムイオン電池の EoL 容量を中央値の 70%とした。これは日産リーフ¹⁹⁾、レクサス UX300e²⁰⁾、テスラモデル 3²¹⁾などの多くの車種において保証容量が 70%であることから妥当性があると言える。

e) データセットまとめ

以下の表 2、表 3 に a)～d)までのデータ・パラメータをまとめた。

表 2 xEV 駆動用リチウムイオン電池フロー推計のデータセット

評価対象	xEV {BEV (51kWh,300kg) ³⁾ 、PHEV (11.8kWh,120kg) ⁴⁾ } のリチウムイオン電池		
評価年数	2009 年～2050 年		
LiB 販売台数	全自動車販売台数×xEV 普及割合×LiB 普及割合 ・全自動車販売台数→2030 年までは総合技研の予測 ⁵⁾ に従い、2031 年～2050 年はその変化量のまま線形減少 ・xEV 普及割合→2019 年 (1%)、2030 年 (25%)、2040 年 (38%)、2050 年 (55%) とし ⁶⁾ 、間の年は線形上昇 ・LiB 普及割合→2009 年～2014 年が 80%、2015 年～2050 年が 100%		
自動車の寿命	10 年		
LiB の寿命	6 年、8 年、10 年、12 年の 4 パターン (6,8 年がカーディーラー、10 年,12 年が解体業者)		
LiB の寿命 (二次利用時)	5 年～12 年 (5 年、8 年、12 年に分けて感度分析を行う) →lifespan-5 シナリオ lifespan-8 シナリオ lifespan-12 シナリオ		
二次利用される	0～0.60 (2020 年～2050 年) まで線形上昇		
LiB の割合			
LiB 行方不明台数	自動車行方不明台数 ¹⁵⁾ と同値 (年間 500 台×xEV 普及率 ⁶⁾)が使用時にまとめて Lost)		
EoL 容量	60%		
BEV, PHEV の比率	2020 年～2029 年 (53%,47%)、2030 年～2039 年 (68%,32%)、2040 年～2050 年 (72%,28%) ⁷⁾		

表 3 xEV 駆動用リチウムイオン電池フロー推計のパラメータ

parameter	all-lifespan-scenario
β maint	0～0.60 (2020 年～2050 年) まで線形上昇
δ rep	1.00 (β maint) ,0.90 (β dism)
γ dism	1- (β dism+L dism)
β dism	0～0.60 (2020 年～2050 年) まで線形上昇
γ rep	0.10
γ maint	1- (β maint+L maint)
L dism	0 (L u へまとめた)
L maint	0 (L u へまとめた)

2.3 xEV 駆動用リチウムイオン電池材料による環境影響評価

2.3.1 xEV 駆動用リチウムイオン電池材料による環境影響評価の枠組み

以下の図 9 に xEV 駆動用リチウムイオン電池による環境影響評価の枠組みを示す。図 9 の枠組みは図 2 に示した USEtox による環境負荷の将来推計を詳細化したものである。

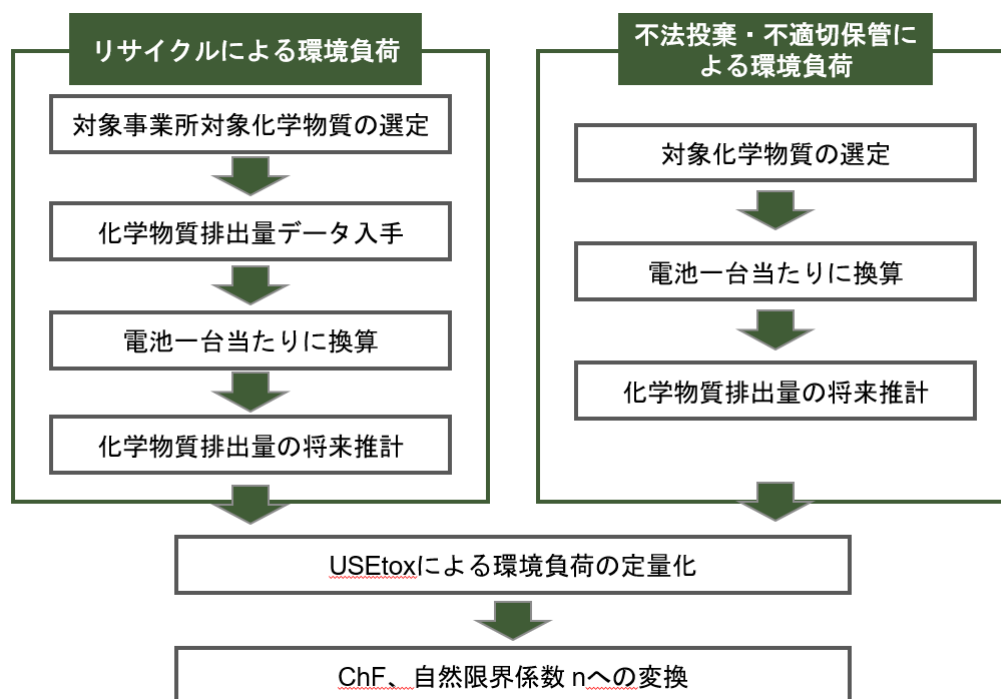


図 9 xEV 駆動用リチウムイオン電池による環境影響評価の全体像

本研究では図 9 に示す枠組みに基づき、xEV 駆動用リチウムイオン電池による環境影響評価を行った。

まず、化学物質による環境負荷の原因として考えられるのは、電池リサイクルによる事業所からの化学物質の排出、電池の不法投棄・不適正保管による環境への化学物質の排出の 2 点である。したがって、この 2 つの排出プロセスによって排出された化学物質の量を算出することで、環境への負荷を定量化できると考えた。

2.3.2 では、日本の xEV 駆動用電池のリサイクルの現状を示す。

2.3.3 では、図 9 の「リサイクルによる環境負荷」の詳細な流れを説明する。

2.3.4 では、図 9 の「不法投棄・不適切保管による環境負荷」の詳細な流れを説明する。

2.3.2 日本の xEV 駆動用電池のリサイクルの現状

日本のリサイクル事業所からの化学物質排出量を算出するにあたって、日本の xEV 駆動用電池のリサイクル方法を熟知しておく必要がある。xEV 駆動用電池は解体、焼成など様々な工程を経てリサイクルされる²⁾。そして、焼成と溶液抽出時に有害な化学物質が排出されることが分かっている (Hyuntae, B

and Youngsik, K.²²⁾。排出される化学物質の種類については、酸 (H_2SO_4 、 HCl 、 HNO_3 など)、塩基 (NaOH など)、有機溶媒に使われる化学物質 (Cyanex272、Cyanex936P など)、回収できなかった金属 (Li、Mn など) であると考えられる²²⁾。

2.3.3 リサイクルによる化学物質排出量推計

2.2.3 で述べたように、日本には自動車用リチウムイオン電池の回収システムが運用されており、全国の産業廃棄物処理事業所からリチウムイオン電池を適切に処理できる 12 か所の正規処理事業所が選定されている。したがって、本研究の対象リサイクル事業所はこの 12 か所の処理事業所とした。表 4 に 12 か所の正規処理事業所を示す。

表 4 正規リサイクル処理事業所

リサイクル処理事業所	
1	野村興産株式会社
2	JX金属苫小牧ケミカル株式会社
3	エコシステム秋田株式会社
4	関東スチール株式会社
5	敦賀セメント株式会社
6	トヨタケミカルエンジニアリング株式会社
7	日本リサイクルセンター株式会社
8	株式会社山陽レック
9	エコシステム山陽株式会社
10	オオノ開発株式会社
11	共英製鋼株式会社
12	拓南商事株式会社

次に、12 か所のリサイクル事業所からの化学物質排出量データを Pollutant Release and Transfer Register (PRTR)制度に基づいて収集された排出量データから入手した。PRTR 制度とは、人や生態系に有害な影響を及ぼす可能性がある化学物質を取り扱っている事業所が自ら排出量や移動量を集計し、国に届け出を行う制度である²³⁾。しかし、この排出量データは xEV 駆動用電池以外の産業廃棄物の処理による排出量も混ざっているため、xEV 駆動用電池の処理のみの排出量にする必要があるが、各産業廃棄物別の処理量公表されていないため、化学物質排出量データをそのまま用いた。したがって本研究は、xEV 駆動用電池の処理による化学物質排出量の最大値を求めている点に留意されたい。

最後に、入手した排出量データのうち、2.3.2 で前述した環境中に排出される可能性のある酸、塩基、有機溶媒、金属類を選定し、本研究の対象化学物質とした。対象化学物質を表 5 に示す。入手した年度は、リチウムイオン電池の回収システムの運用が開始された 2018 年度と、2019 年度である。以下の表 6 に化学物質排出量データを示す。

表 5 対象化学物質

CAS番号	物質名
123-91-1	1, 4-ジオキサン
75-09-2	塩化メチレン
1330-20-7	キシレン
95-63-6	1, 2, 4-トリメチルベンゼン
16397-91-4	マンガン及びその化合物
90-12-0	メチルナフタレン

表 6 化学物質排出量データ（2018 年度、2019 年度合計）

CAS番号	物質名	大気[kg]	水域[kg]	土壌[kg]	計[kg]
123-91-1	1, 4-ジオキサン	0	43	0	43
75-09-2	塩化メチレン	0	2	0	2
1330-20-7	キシレン	10	0	0	10
95-63-6	1, 2, 4-トリメチルベンゼン	12	0	0	12
16397-91-4	マンガン及びその化合物	0	4180	0	4180
90-12-0	メチルナフタレン	63	0	0	63

表 6 に示したとおり、大気・水域・土壌における排出量入手し、その合計値を算出した。そして、JARP が回収したリチウムイオン電池は 2018 年、2019 年合計で 5378 台²⁴⁾であるため、リチウムイオン電池一台当たりの化学物質排出量を算出した。以下の表 7 にその値を示す。

表 7 リチウムイオン電池一台当たりの化学物質排出量

CAS番号	物質名	電池一個当たり排出量[kg]
123-91-1	1, 4-ジオキサン	0.0080
75-09-2	塩化メチレン	0.0004
1330-20-7	キシレン	0.0019
95-63-6	1, 2, 4-トリメチルベンゼン	0.0022
16397-91-4	マンガン及びその化合物	0.7772
90-12-0	メチルナフタレン	0.0117

日本の現在の HV（ハイブリット車）と BEV、PHEV の販売台数の比率²⁵⁾より、回収されたリチウムイオン電池はほとんどが HV 駆動用電池と予想される。したがって、回収されたリチウムイオン電池は全て HV 駆動用であるとして、表 7 の値に HV（ハイブリット車）駆動用電池の重量（40kg）と BEV、PHEV 用駆動用電池の重量（それぞれ 300kg、120kg）の比率をかけることで、BEV、PHEV 駆動用リチウムイオン電池一台当たりの化学物質排出量を算出した。算出式は以下の通りである。

BEV、PHEV 駆動用リチウムイオン電池一台当たりの化学物質排出量 [kg/台]

$$= \text{リチウムイオン電池一台当たりの化学物質排出量} \left[\frac{\text{kg}}{\text{台}} \right] \times \frac{300 \text{ or } 120 \text{ [kg]}}{40 \text{ [kg]}} \quad (2-3)$$

以下の表 8 に BEV、PHEV 駆動用リチウムイオン電池一台当たりの化学物質排出量を示す。

表 8 BEV、PHEV 駆動用リチウムイオン電池一台当たりの化学物質排出量

CAS番号	物質名	BEV一台当たり排出量[kg]	PHEV一台当たり排出量[kg]
123-91-1	1, 4-ジオキサン	0.05997	0.02399
75-09-2	塩化メチレン	0.00279	0.00112
1330-20-7	キシレン	0.01395	0.00558
95-63-6	1, 2, 4-トリメチルベンゼン	0.01673	0.00669
16397-91-4	マンガン及びその化合物	5.82930	2.33172
90-12-0	メチルナフタレン	0.08786	0.03514

この値に 2.1 節のマテリアルフローモデルで推計された 2020 年～2050 年までのリサイクル台数をかけることで、リサイクルによる化学物質排出量を将来推計することが出来る。以下に式を示した。

リサイクルによる化学物質排出量 [kg/year]

$$= \text{BEV、PHEV 用駆動用電池一台当たり化学物質排出量} \left[\frac{\text{kg}}{\text{台}} \right] \times \text{リサイクル台数} \left[\frac{\text{台}}{\text{year}} \right] \quad (2-3)$$

2.3.4 電池の不法投棄・不適正保管による化学物質排出量推計

電池の不法投棄・不適正保管によって環境に排出される物質は、電池含有化学物質のうち電解液が挙げられる。電解液以外の金属やプラスチックなどの物質は容易に環境中で分解されないため、本研究では考慮しないことにした。

一台当たりの電解液の量は HV（ハイブリット車）駆動用電池（40kg）は 2L¹⁵⁾と分かっているため、それに BEV、PHEV 駆動用電池の重量（それぞれ 300kg、120kg）の比率をかけることで、BEV、PHEV 駆動用電池一台当たりの電解液の量が求められる。以下に式を示す。

$$\text{BEV、PHEV 駆動用電池一台当たりの電解液の量} \left[\frac{\text{kg}}{\text{台}} \right] = \frac{2[\text{L}] \times \text{密度} [\text{kg}]}{40 [\text{kg}]} \quad (2-4)$$

そして、BEV、PHEV 駆動用電池の電解液を構成する有機成分と無機成分及び含有率を以下の表 9、表 10 に示す。

表 9 電解液の有機成分含有率²⁶⁾

検出成分		電解液中含有率(質量%)
主溶媒	ジメチルカーボネート（DMC）	28.2
	エチルメチルカーボネート（EMC）	27.1
	プロピレンカーボネート（PC）	28.5
主溶媒合計		83.8

表 10 電解液の無機成分含有率²⁶⁾

		Li（質量%）	PF ₆ ⁻ （質量%）
電解液	1回目	0.74	13
	2回目	0.74	13
	平均値	0.74	13

表 9 より、電解液の有機成分はジメチルカーボネート、エチルメチルカーボネート、プロピレンカーボネートの 3 種類であり、電解液の 83.8%を占めている。

表 10 より、電解液の主な無機成分はリチウムやヘキサフルオロリン酸イオンであり、電解液の 13.74%を占めている。

電解液の有機成分に関しては、ジメチルカーボネート、エチルメチルカーボネートの情報が 2.3.5 で説明する USEtox に無かったため、本研究では 83.8%全てがプロピレンカーボネートであると仮定した。電解液の無機成分に関しては、リチウムやヘキサフルオロリン酸イオンの情報が 2.3.5 で説明する USEtox に無かったため、本研究では考慮出来なかった。よって本研究では対象化学物質をプロピレンカーボネートのみとした。

以上より、BEV、PHEV 用駆動用電池一台当たり電解液排出量に各成分の含有率をかけることで BEV、PHEV 用駆動用電池一台当たり各成分排出量を算出した。

電池の不法投棄・不適正保管による化学物質排出量は、以下の式で求める。

$$\begin{aligned} \text{電解液排出量 [kg]} &= \text{不法投棄、不適切保管の新規発生台数 [台]} \times \\ &\quad \text{BEV・PHEV 駆動用電池一台当たり電解液の量} \left[\frac{\text{kg}}{\text{台}} \right] \end{aligned} \quad (2-5)$$

図 8 で示したように全国における不適正保管・不法投棄の新規発生台数が分かっているため、その台数に電池一台当たりの電解液の量をかけることで一年あたりの電解液排出量が求められる。

2.3.5 USEtox による環境負荷の定量化及び ChF、自然限界係数 n への変換

本項では、化学物質排出量を 1.1.3 で述べた ChF に換算するまでの具体的な手順を説明する。

まず、排出量を ChF とするために、本研究では USEtox®²⁷⁾という UNEP-SETAC によって 2005 年に開発された多媒体環境動態モデルを使用した。このモデルの開発以前にも化学物質の有害性を予測するモデルはいくつか存在していたが、モデルごとに有害性の算出結果が異なるという問題があった。そこで、化学物質の有害性評価において、世界基準として推奨されるべき方法論を構築し、世界中の多くのユーザーが利用可能な結果を導くことを目的として開発されたのが USEtox®である。このモデルは、化学物質の環境運命と毒性影響によって算出される特性化係数を用いて有害性を数値化して表すモデルであり、数値化した有害性を簡単に ChF に変換できる点が魅力的なポイントである。このモデルでは異なる化学物質の相互作用による毒性も加味しているため、約 3100 種類という非常に多くの化学物質をカバーしているこのモデルのデータベースは非常に優秀である。

次に、このモデルでは特性化係数 CF_{USEtox} (characterization factor) という数値を計算することで、化学物質の毒性を定量化する。CF_{USEtox} は以下の式により算出される。

$$\begin{aligned} & \text{特性化係数 } CF_{USEtox} \left[PAF \cdot m^3 \cdot \frac{\text{day}}{\text{kg}} \right] = \\ & \text{運命係数 } FF[\text{day} \cdot \text{kg}] \times \text{暴露係数 } XF[-] \times \text{影響係数 } EF \left[PAF \cdot \frac{m^3}{\text{kg}} \right] \end{aligned} \quad (2-6)$$

運命係数 FF は、排出された化学物質のうち淡水域に到達する割合と淡水中での残留性の積で表される。

暴露係数 XF は、淡水中に溶解する化学物質の割合を表している。

影響係数 EF は、淡水域に到達した化学物質あたりの化学物質濃度変化による生態系への中程度の潜在影響割合（PAF）を、淡水体積で積分したものである。

運命係数 FF、暴露係数 XF、影響係数 EF 決定にかかわる化学物質の物性値は USEtox のデータベースにあるため、その値を用いて USEtox より運命係数 FF、暴露係数 XF、影響係数 EF を算出し、特性化係数 CF_{USEtox} を算出した。

そして、ChF は以下の式を用いて算出する。

$$\text{ChF } [km^3] = 8.1 \times 10^{-10} \times \text{特性化係数 } CF_{USEtox} \left[PAF \cdot m^3 \cdot \frac{\text{day}}{\text{kg}} \right] \times \text{化学物質排出量 } [kg] \quad (2-7)$$

式より、算出した特性化係数 CF_{USEtox} と 2.3.3 と 2.3.4 で推計した化学物質排出量の積に係数（ 8.1×10^{-10} ）をかけることで ChF を算出することが出来る。ここで係数（ 8.1×10^{-10} ）は、

$$8.1 \times 10^{-10} = \frac{2 \cdot \gamma \cdot 10^{2.94\beta}}{365 \times 10^9} \quad (2-8)$$

を満たす値であり、 γ と β は以下の式で定義される値である。

$$\gamma = \frac{HC50(EC50)}{HC50(NOEC)} = 9.8 \quad (2-9)$$

$$\frac{HC50(NOEC)}{HC5(NOEC)} = 10^{2.94\beta} \quad (2-10)$$

$$\beta = 0.4 \quad (2-11)$$

最後に、算出された ChF[km³]と地表面の淡水量[km³]との比較を行う。1.1.3 で述べたように、ChF は人為的に排出された化学物質を生態系に影響が出ない程度にまで希釈するために必要な淡水量を表しているため、地表面の淡水量と比較をすることが出来る。つまり化学物質排出が生態系の限界を超えた

かどうか、化学物質排出が持続可能なものであるかを定量的に表すことが出来る。この指標は自然限界係数と呼ばれ、以下の式で表される。

$$\text{自然限界係数 } n [-] = \frac{\text{ChF } [km^3]}{\text{地表面の淡水量 } [km^3]} \quad (2-12)$$

地表面の淡水量には実際の日本の地表面に存在する淡水量を代入する。地表面に存在する淡水量は実際の算出が難しく資料が存在しないため、国土交通省が公表している水資源賦存量²⁸⁾を用いた。この値は、水資源として理論上人間が最大限利用可能な量と定義されており、降水量から蒸発散量を引いたものに当該地域の面積を乗じて求める。その量は約 424 km³ である。本研究では、この値を用いて自然限界係数 n を算出した。

以上のように ChF、自然限界係数 n を算出することで、BEV、PHEV 駆動用電池による化学物質排出が持続可能なものであるかの考察を行っていく。

2.4 EU バッテリー政策の効果（xEV 駆動用電池の二次利用による CO₂ 削減量）と xEV 駆動用電池材料の ChF の比較

本節では、2.2 節の xEV 電池フロー推計と 2.3 節の xEV 駆動用電池材料の環境負荷（ChF）の算出を踏まえた、EU バッテリー政策の効果（二次利用による CO₂ 削減量）と xEV 駆動用電池材料の環境負荷（ChF）の比較を行う。

この比較を行うために、以下の数式を用いた。

$$\text{比較指標 } \left[\frac{\text{ChF}}{t - CO_2} \right] = \frac{\text{xEV 駆動用電池の ChF } \left[\frac{\text{ChF}}{\text{year}} \right]}{\text{電池二次利用による CO}_2 \text{ 削減量 } \left[\frac{t - CO_2}{\text{year}} \right]} \quad (2-14)$$

この指標は、EU バッテリー政策を日本に導入した際に、単位 CO₂ 削減量当たりどれだけの環境負荷（ChF）があるのかを表した指標である。この指標の経年変化を考察し、EU バッテリー政策の効果による電池材料の環境への相対的なリスクの変化を見る。

2.5 結言

本節では、xEV 駆動用電池の総合的な環境性能評価を行うための方法論を示した。

2.2 では、日本の統計や将来シナリオなどから、xEV 駆動用電池のフロー推計を行う方法を示した。

2.3 では、xEV 駆動用電池に含まれる化学物質による環境影響評価を行う方法を示した。

2.4 では、2.2 節と 2.3 節を踏まえた xEV の総合的な環境影響評価を行う方法を示した。

参考文献

- 4) Silvia, B., Fabrice, M., and Gian, B.: How will second-use of batteries affect stocks and flows in the EU? A model for traction Li-ion batteries, Resources, Conservation and Recycling, Volume 145, June 2019, pp.279-291, 2019
- 5) 環境省：令和2年度資源循環に関する情報プラットフォームの構築に向けた調査委託業務
<https://www.env.go.jp/recycle/R2PF_nri.pdf>（最終閲覧日：2022.2.10）
- 6) 日産：リチウムイオンバッテリー 取り外しマニュアル 日産リーフ
https://www.nissan-global.com/JP/ENVIRONMENT/A_RECYCLE/BATTERY/PDF/nissan_leaf_manual.pdf
（最終閲覧日：2022.2.10）
- 7) トヨタ：プリウス PHV についてのご質問
<https://faq.toyota.jp/faq/show/1626?back=front%2Fcategory%3Ashow&category_id=42&page=2&site_domain=default&sort=sort_adjust_value&sort_order=desc>（最終閲覧日：2022.2.10）
- 8) 総合技研株式会社：2030 年における自動車産業予測
<http://www1.odn.ne.jp/sogogiken/2020/%2719_2030.mihon.pdf>（最終閲覧日：2022.2.10）
- 9) 経済産業省：自動車新時代戦略会議, 2018
https://www.meti.go.jp/shingikai/mono_info_service/jidosha_shinjidai/index.html
（最終閲覧日：2022.2.10）
- 10) 次世代自動車振興センター：各国電動化動向と長期的な見立て
<http://www.cev-pc.or.jp/xev_kyougikai/xev_pdf/xev_kyougikai_wg03-1_file2.pdf>（最終閲覧日：2022.2.10）
- 11) Pillot, C. : Global market issues and trends. Battery Market Development for Consumer and Industrial, materials requirements and trends, 2014
- 12) Chmura. Driving Towards Decarbonisation of Transport: Safety, Performance, Second life and Recycling of Automotive Batteries for e-Vehicles-2nd life applications, Putting Science into Standards (PSIS) Workshop, 2016
- 13) EUROSTAT, 2018a. Passenger Cars in the EU.
<https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Passenger_cars_in_the_EU#Overview>（最終閲覧日：2022.2.10）
- 14) Richa, K., Babbitt, C.W., Gaustad, G., Wang, X. : A future perspective on lithium-ion battery waste flows from electric vehicles. Resour. Conserv. Recycl. 83, 63–76, 2014
- 15) Daimler, 2015. Daimler Sustainability Report 2014t. <<http://sustainability.daimler.com/>>（最終閲覧日：2022.2.10）
- 16) EUROBAT, 2015. E-mobility Battery R&D Roadmap 2030 - Battery Technology for Vehicle Applications. Available at. Association of European Automotive and Industrial Battery Manufacturers (EUROBAT).
<https://eurobat.org/sites/default/files/e-mobility_roadmap_presentation_olivier_amiel_final.pdf>（最終閲覧日：2022.2.10）
- 17) Bobba, S., Mathieux, F., Ardente, F., Blengini, G.A., Cusenza, M.A., Podias, A., Pfrang, A., 2018a.: Life Cycle Assessment of repurposed electric vehicle batteries: an adapted method based on modelling energy flows. J.

Energy Storage 19, 213–225, 2018a

- 18) 経済産業省：自動車リサイクルの現状

<https://www.meti.go.jp/shingikai/sankoshin/sangyo_gijutsu/haikibutsu_recycle/jidosha_wg/pdf/048_04_00.pdf>（最終閲覧日：2022.2.10）

- 19) 日産：日産リーフ・航続距離・充電

<<https://www3.nissan.co.jp/vehicles/new/leaf/charge/battery.html>>（最終閲覧日：2022.2.10）

- 20) レクサス：UX300 モデル・BEV システム&充電

<https://lexus.jp/models/ux300e/features/evsystem_charge/?index_data=6>（最終閲覧日：2022.2.10）

- 21) TESLA：サポート・車両保障

<<https://www.tesla.com/jp/support/vehicle-warranty>>（最終閲覧日：2022.2.10）

- 22) Hyuntae, B and Youngsik, K.: Technologies of lithium recycling from waste lithium ion batteries: a review, Mater Adv, No.2, pp.3234-3250, 2021

- 23) 経済産業省：PRTR 制度

<https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/prtr/index.html>（最終閲覧日：2022.2.10）

- 24) 一般社団法人日本自動車工業会：自動車メーカー(自工会)の取組みについて

<https://www.meti.go.jp/shingikai/sankoshin/sangyo_gijutsu/haikibutsu_recycle/jidosha_wg/pdf/056_06_00.pdf>（最終閲覧日：2022.2.10）

- 25) 一般社団法人次世代自動車振興センター：EV 等販売台数統計

<<http://www.cev-pc.or.jp/tokei/hanbai3.html>>（最終閲覧日：2022.2.10）

- 26) 本田技研工業株式会社：「リチウムイオン電池の高度リサイクル技術の開発」に関する研究

<https://www.erca.go.jp/suishinhi/seika/pdf/seika_1_h29/3K152013_2.pdf>（最終閲覧日：2022.2.10）

- 27) USEtox®：<<https://usetox.org/>>（最終閲覧日：2022.2.10）

- 28) 国土交通省水資源部調べ及び総務省統計局国勢調査（平成 12 年度）

<<https://www.mlit.go.jp/common/001258366.pdf>>（最終閲覧日：2022.2.10）

3. xEV 駆動用電池フロー推計結果・考察

3.1 緒言

本節では、二次利用シナリオ別の xEV 駆動用電池のフロー推計の結果を示す。

3.2 では、二次利用可能な xEV 駆動用リチウムイオン電池台数の推計結果を示す。

3.3 では、3.2 の推計結果を残存容量に変換したものを示す。

3.4 では、リサイクルされる xEV 駆動用リチウムイオン電池台数の推計結果を示す。

3.2 二次利用台数

本節では、二次利用シナリオ別の、二次利用可能な xEV 駆動用リチウムイオン電池台数の推計結果を示す。まず、図 11 から図 14 に 2050 年までの二次利用されている xEV 駆動用リチウムイオン電池台数を示す。

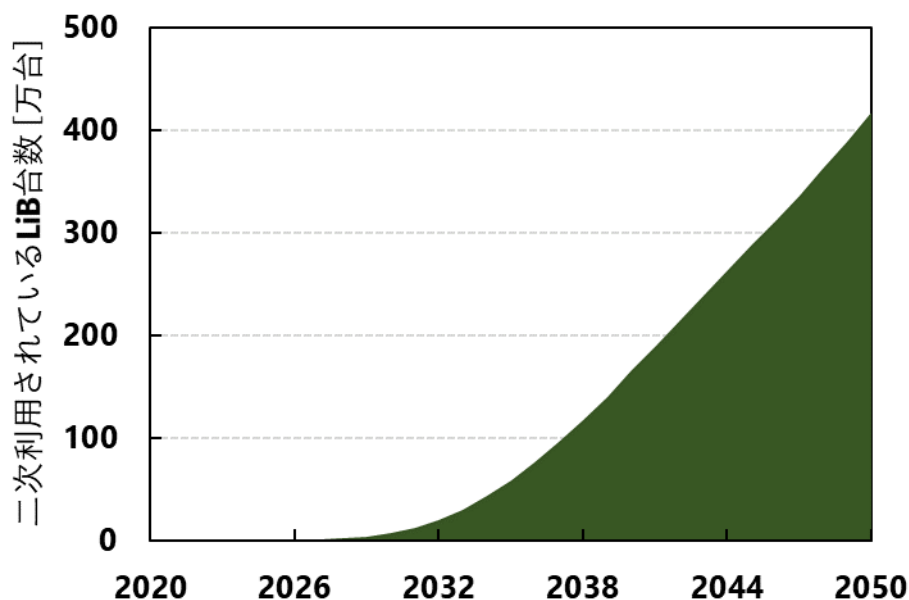


図 11 二次利用可能なリチウムイオン電池台数（lifespan-5 シナリオ）

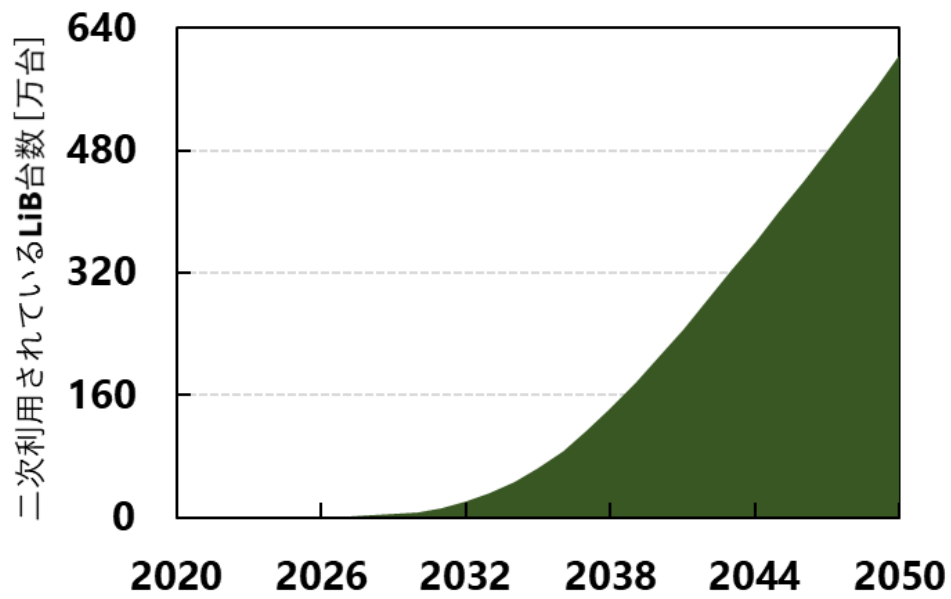


図 12 二次利用可能なリチウムイオン電池台数（lifespans-8 シナリオ）

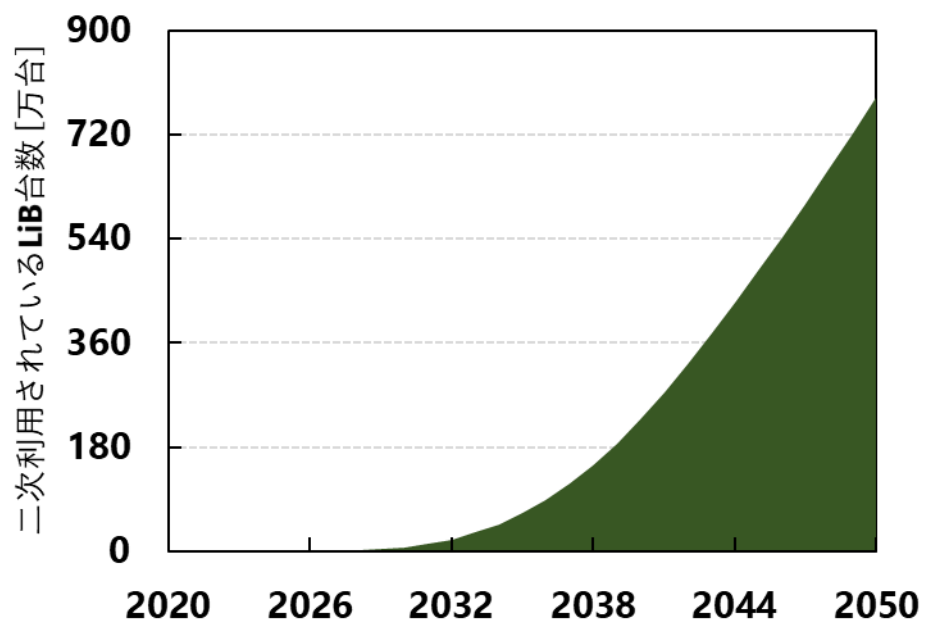


図 13 二次利用可能なリチウムイオン電池台数（lifespans-12 シナリオ）

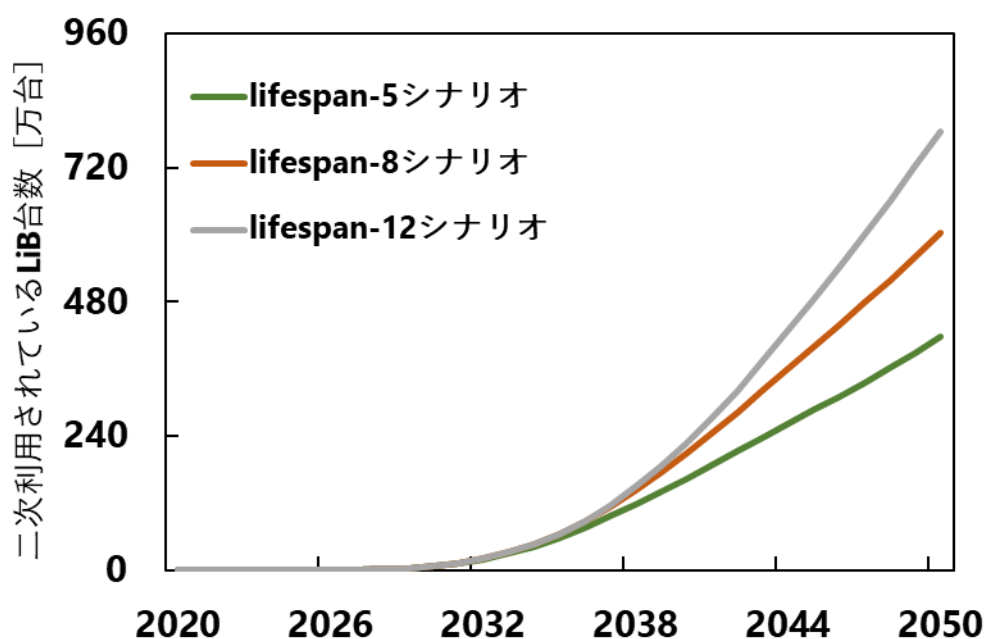


図 14 二次利用可能なりチウムイオン電池台数（全シナリオ）

図 11 より、二次利用時の寿命が 5 年のシナリオでは、二次利用可能なりチウムイオン電池台数は徐々に伸びていき、2050 年時点で約 420 万台に達すると推計された。

図 12 より、二次利用時の寿命が 8 年のシナリオでは、二次利用可能なりチウムイオン電池台数は徐々に伸びていき、2050 年時点で約 600 万台に達すると推計された。

図 13 より、二次利用時の寿命が 12 年のシナリオでは、二次利用可能なりチウムイオン電池台数は徐々に伸び、2050 年時点で約 780 万台に達すると推計された。

図 14 は全シナリオをまとめた図である。2050 年時点では二次利用時の寿命が長いシナリオほど二次利用可能な台数が増加し、二次利用時の寿命によって最大で 360 万台の差が開くことが分かる。そして、最大で 780 万台の xEV 駆動用リチウムイオン電池を二次利用するためのシステムの構築が必要であると考えられる。

3.3 残存容量

本節では、3.2 で示した二次利用可能な xEV 駆動用リチウムイオン電池台数の推計結果を、残存容量に変換した。変換した式は以下のようになる。

$$\text{残存容量} = \text{二次利用台数} \times \text{EoL 容量} \times (\text{BEV 比率} \times 51 \text{ kWh} + \text{PHEV 比率} \times 11.8 \text{ kWh}) \quad (3-1)$$

なお、2.2.5 で示したように、EoL 容量は 70%であり、51 kWh¹⁾と 11.8 kWh²⁾はそれぞれ BEV と PHEV の容量である。以上の式を用いて算出した結果を以下の図 15 から図 17 に示す。

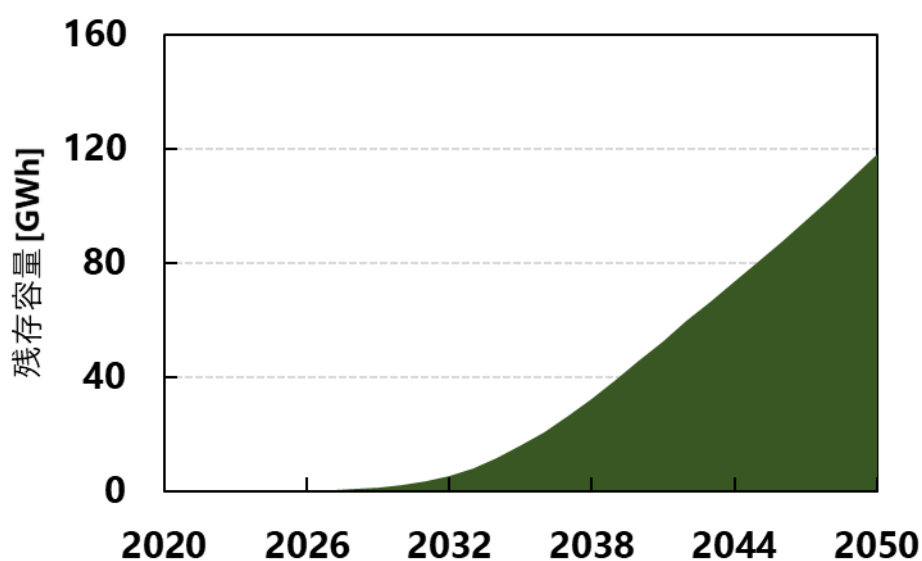


図 15 残存容量 (lifespan-5 シナリオ)

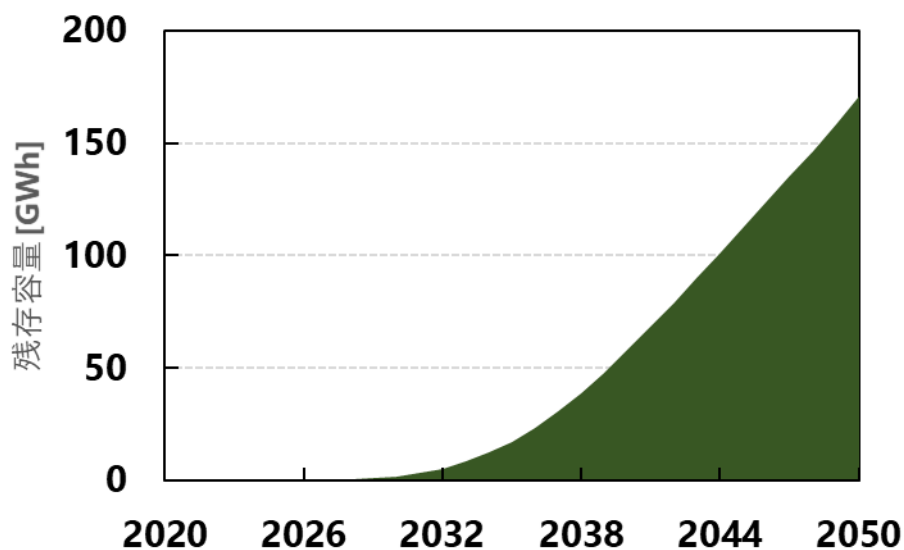


図 16 残存容量 (lifespan-8 シナリオ)

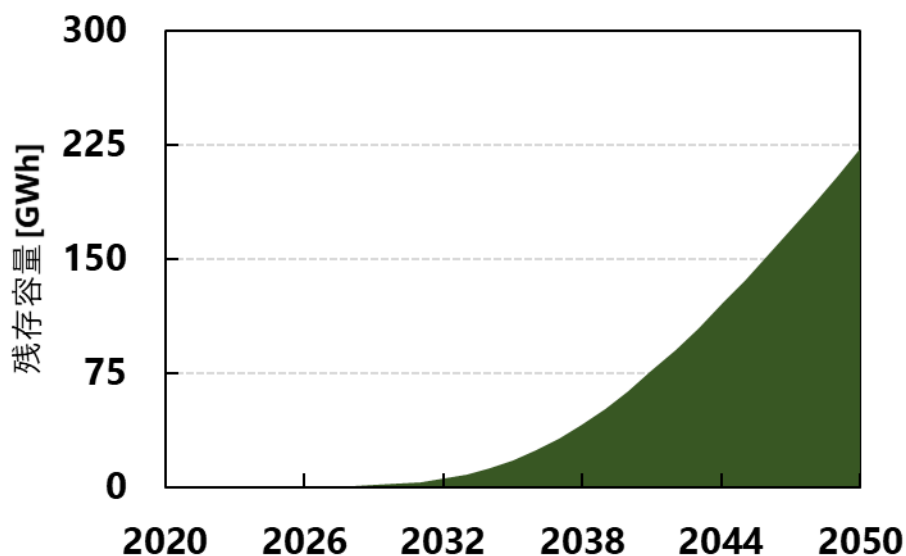


図 17 残存容量 (lifespan-12 シナリオ)

図 15 より、二次利用時の寿命が 5 年のシナリオでは、二次利用される電池の残存容量が 2050 年時点で約 120 GWh に達すると推計された。これは一般家庭 1 世帯当たりの年間電力消費量が 4,322 kWh³⁾であることから、一般家庭約 27,700 世帯の年間電力消費量に相当する。

図 16 より、二次利用時の寿命が 8 年のシナリオでは、二次利用される電池の残存容量が 2050 年時点で約 170 GWh に達すると推計された。これは、一般家庭約 39,300 世帯の年間電力消費量に相当する。

図 17 より、二次利用時の寿命が 12 年のシナリオでは、二次利用される電池の残存容量が 2050 年時点で約 220 GWh に達すると推計された。これは、一般家庭約 50,900 世帯の年間電力消費量に相当する。

以上の結果より、二次利用可能な xEV 駆動用リチウムイオン電池を全て二次利用に回すことで、一回の蓄電で最大約 50,900 世帯分の電力を一年間まかなうことが出来ると期待できる。これは 2050 年カーボンニュートラルに向けて非常に有望な結果であると考えられる。

3.4 二次利用による CO₂ 削減量

現在、太陽光発電などの再生可能エネルギーの普及に伴い、日中の発電量が非常に大きくなり、供給量が需要量を超え、電気が余る事例が増えている。火力発電の出力を下げるなどの対応をするが、コストの関係から出力の下げ幅には限界があり、それでも電気が余る場合は、太陽光や風力発電の出力制限を行わなければならない⁴⁾。このように再生可能エネルギーの出力制限を行うことは、CO₂ 排出量削減の点から見ると非常に効率が悪く、2050 年カーボンニュートラルに向けても改善すべき問題である。

そこで、この問題を改善する手段として考えられるのが、xEV 駆動用電池の二次利用である。使用済み xEV 駆動用電池の残存容量を、二次利用として余った再生可能エネルギーによる発電量の貯蔵に使用し安定な電源とすることで、石炭や石油などの化石燃料を使う火力発電の稼働を抑えることができ、

CO₂排出量を削減することが出来る。この技術は 1.1.1 で前述したように ESS と呼ばれている。

本節では、使用済み xEV 駆動用リチウムイオン電池の二次利用（一回の再生可能エネルギーの貯蔵）による CO₂削減量を示す。日本の発電システムの単位発電量当たりの CO₂排出量を表す換算係数である CO₂排出原単位を 0.474[kg-CO₂/kWh]⁵⁾として、以下の式を用いて 3.3 節で算出した残存容量を CO₂削減量に換算した。

$$CO_2\text{削減量 [t-CO}_2\text{]} = \text{残存容量 [kWh]} \times CO_2\text{排出原単位} \left[\frac{\text{kg-CO}_2}{\text{kWh}} \right] \times 10^{-3} \quad (3-2)$$

図 18 に二次利用（一回の再生可能エネルギーの貯蔵）による CO₂削減量を示す。

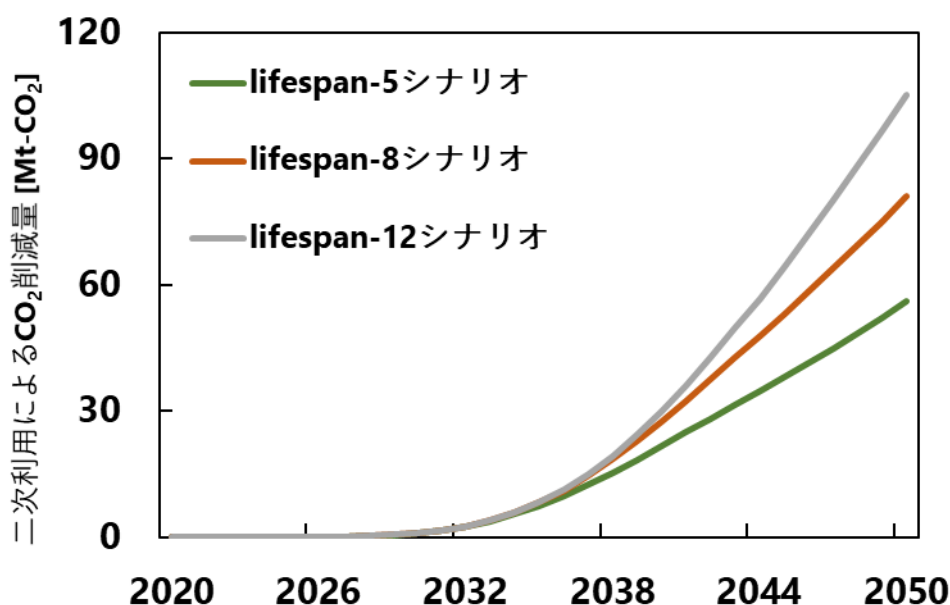


図 18 二次利用による CO₂削減量

図 18 より、全てのシナリオで 2050 年にかけて CO₂削減量が増加し、二次利用時の寿命が長いほど CO₂削減量が増加した。二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、2050 年時点での CO₂削減量がそれぞれ 56 Mt-CO₂、81 Mt-CO₂、105 Mt-CO₂ と推計され、二次利用時の寿命によって最大で約 50 Mt の差が開くことが分かる。この結果より、二次利用の寿命が 7 年違うと、2050 年時点で CO₂削減量の差が約 2 倍開くことが分かる。

以上の結果より、全ての使用済み xEV 駆動用リチウムイオン電池を、日本の発電システムにおいて太陽光などの余って捨てられてしまう再生可能エネルギーの貯蓄に使い、夕方から夜にかけて急速に火力発電の出力を上げなければならない時間帯などに貯蓄した電力を使う（ESS）ことで、火力発電の出力を減らし、56 Mt～105 Mt の CO₂排出量を削減できると期待できる。

3.5 リサイクル台数

本節では、二次利用シナリオ別の、リサイクルされる xEV 駆動用リチウムイオン電池台数の推計結果を示す。また、リチウムイオン電池は LiB と表記している。図 19 から図 22 に xEV 駆動用リチウムイオン電池のリサイクル台数を示す。

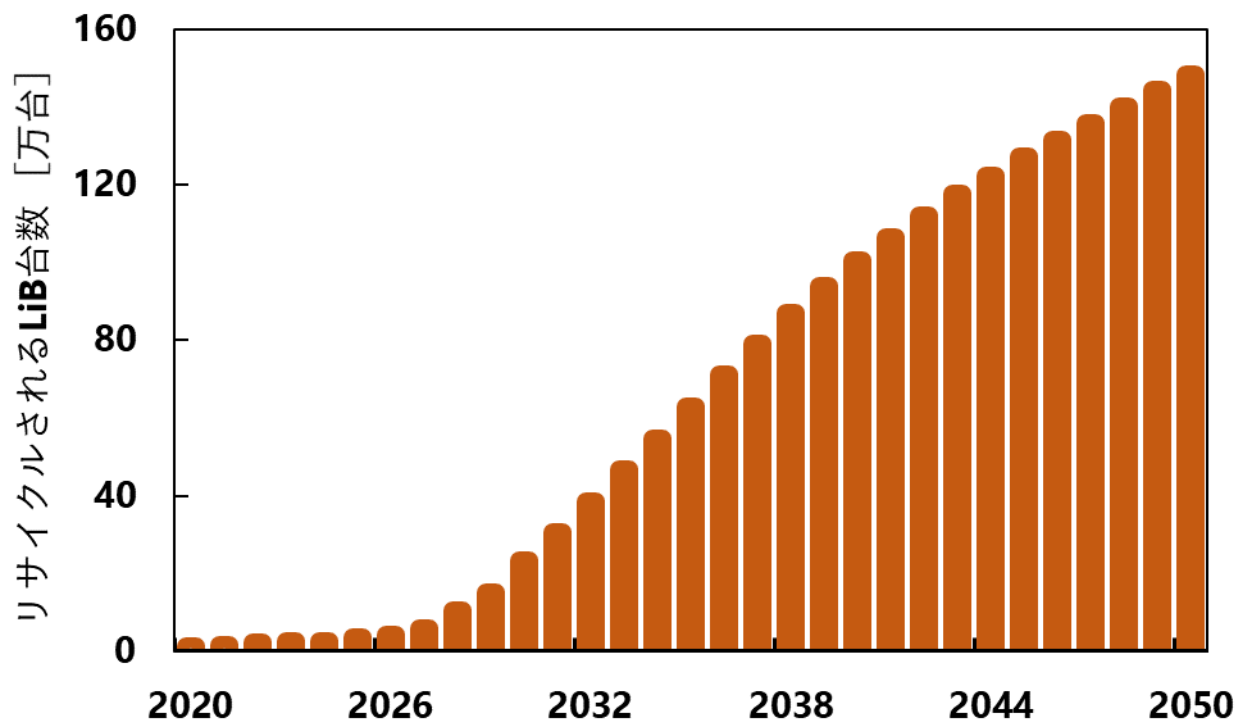


図 19 リサイクルされるリチウムイオン電池台数（lifespan-5 シナリオ）

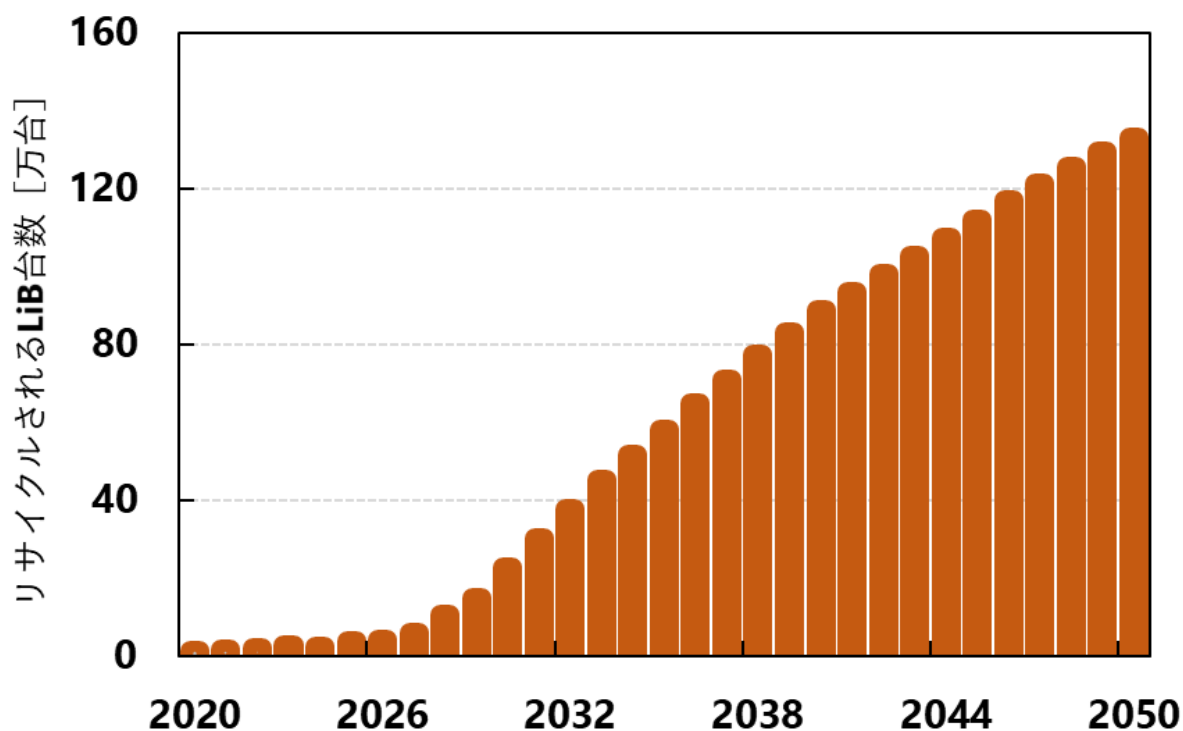


図 20 リサイクルされるリチウムイオン電池台数（lifespan-8 シナリオ）

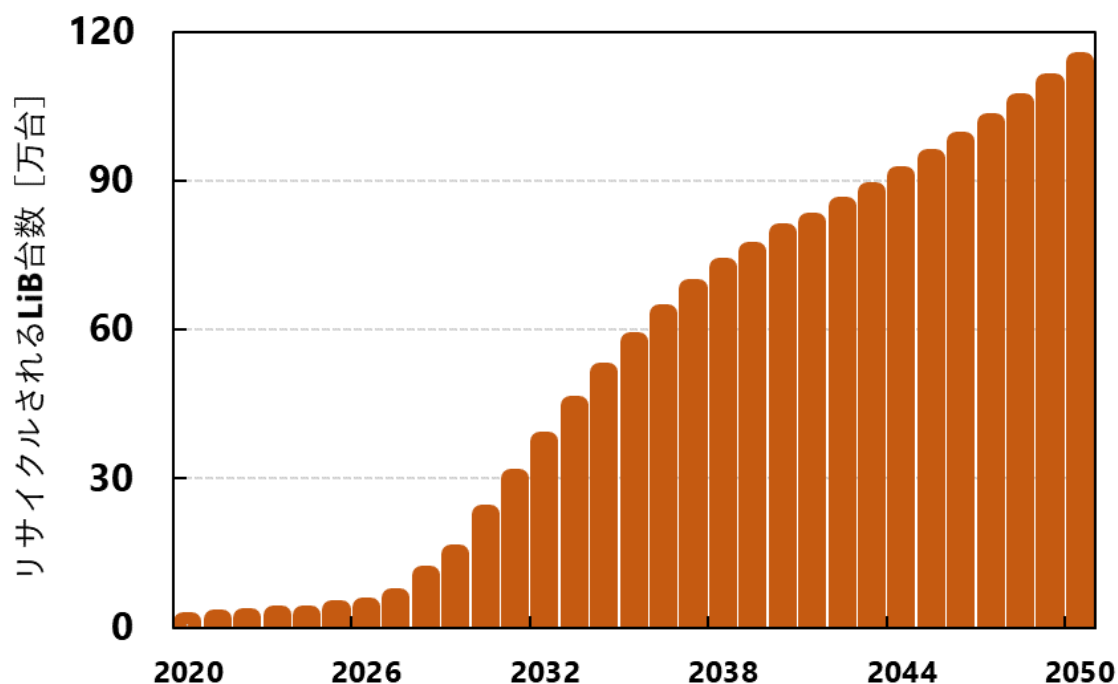


図 21 リサイクルされるリチウムイオン電池台数（lifespan-12 シナリオ）

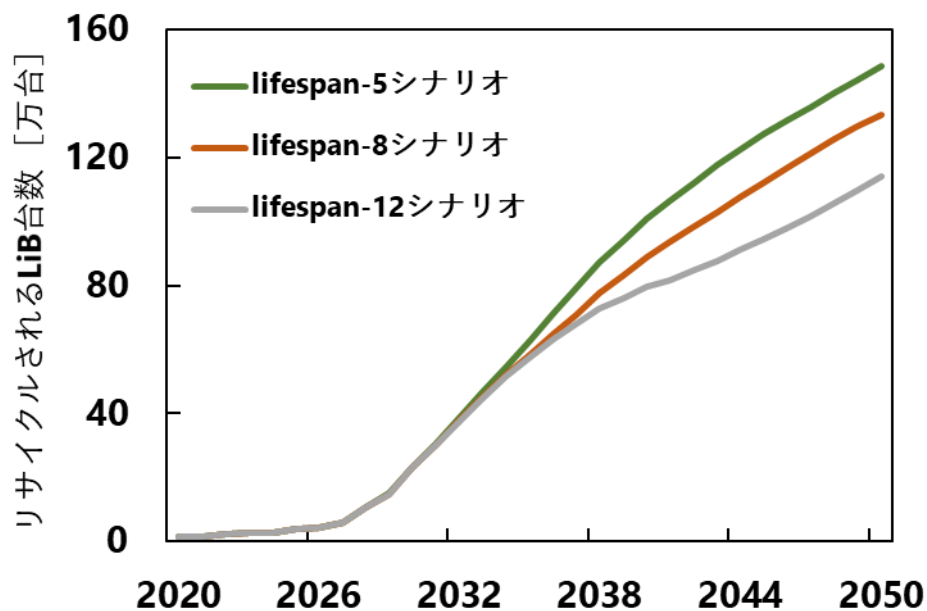


図 22 リサイクルされるリチウムイオン電池台数（全シナリオ）

図 19 より、二次利用時の寿命が 5 年のシナリオでは、リサイクルされる xEV 駆動用リチウムイオン電池台数は徐々に伸びていき、2050 年では約 150 万台がリサイクルされると推計された。

図 20 より、二次利用時の寿命が 8 年のシナリオでは、リサイクルされる xEV 駆動用リチウムイオン

電池台数は徐々に伸びていき、2050 年では約 130 万台がリサイクルされると推計された。

図 21 より、二次利用時の寿命が 12 年のシナリオでは、リサイクルされる xEV 駆動用リチウムイオン電池台数は徐々に伸びていき、2050 年では約 110 万台がリサイクルされると推計された。

図 22 は全シナリオをまとめた図である。二次利用時の寿命が短いほどリサイクルされる台数が増加し、二次利用時の寿命によって最大で約 40 万台の差が開くことが分かる。そして、推計結果より 2050 年時点で最大で 150 万台の xEV 駆動用リチウムイオン電池がリサイクルされる可能性があるため、大量の xEV 駆動用電池をリサイクルする準備として、リサイクル事業所の確保やリサイクルシステムの見直しなどが必要であると考えられる。

3.6 結言

本節では、二次利用シナリオ別の xEV 駆動用電池のフロー推計の結果を示した。

3.2 では、二次利用可能な xEV 駆動用リチウムイオン電池台数の推計結果を示した。その結果より、二次利用時の寿命が長いほど二次利用可能な台数が増加し、2050 年時点で最大で 780 万台の xEV 駆動用リチウムイオン電池がリサイクルされると推計された。大量の xEV 駆動用リチウムイオン電池の二次利用に向け、二次利用システムの構築が必要であると考えられる。

3.3 では、3.2 の推計結果を残存容量に変換したものを示した。その結果より、二次利用可能な xEV 駆動用リチウムイオン電池の残存容量が 2050 年時点で最大約 220 GWh に達すると推計された。これらを全て二次利用に回すことで、一回の蓄電で最大約 50,900 世帯分の電力を一年間まかなうことが出来ると期待できる。

3.4 では、使用済み xEV 駆動用リチウムイオン電池を二次利用として再生可能エネルギー貯蔵 (ESS) に用いた場合の、火力発電の出力減少による CO₂ 削減量を示した。その結果より、二次利用時の寿命が長いほど CO₂ 削減量が増加し、2050 年時点で最大約 105 Mt の CO₂ を削減できる可能性があることが示された。

3.5 では、リサイクルされる xEV 駆動用リチウムイオン電池台数の推計結果を示した。リサイクルされる xEV 駆動用リチウムイオン電池台数は徐々に伸びていき、2050 年では最大約 150 万台がリサイクルされると推計された。この結果から、大量の xEV 駆動用電池をリサイクルする準備として、リサイクル事業所の確保やリサイクルシステムの見直しなどが必要であると考えられる。

参考文献

- 1) 日産：リチウムイオンバッテリー 取り外しマニュアル 日産リーフ
https://www.nissan-global.com/JP/ENVIRONMENT/A_RECYCLE/BATTERY/PDF/nissan_leaf_manual.pdf
(最終閲覧日：2022.2.10)
- 2) 次世代自動車振興センター
<http://www.cev-pc.or.jp/xev_kyougikai/xev_pdf/xev_kyougikai_wg03-1_file2.pdf> (最終閲覧日：2022.2.10)
- 3) 環境省：家庭でのエネルギー消費について
<<http://www.env.go.jp/earth/ondanka/kateico2tokei/2017/result3/detail1/index.html>> (最終閲覧日：2022.2.10)
- 4) 経済産業省・資源エネルギー庁：なぜ、太陽光などの「出力制御」が必要になるのか？
～再エネを大量に導入するために
https://www.enecho.meti.go.jp/about/special/johoteikyo/qa_syuturyokuseigyo.html
(最終閲覧日：2022.2.10)
- 5) 経済産業省・資源エネルギー庁：グリーンエネルギーCO₂ 削減相当量認証制度に適用する電力排出係数のデフォルト値について
<https://www.enecho.meti.go.jp/category/saving_and_new/green_energy/newenergy/geco2_iinnkai/27ref4.pdf> (最終閲覧日：2022.2.10)

4. 環境負荷算出結果・考察

4.1 緒言

本節では、二次利用シナリオ別の xEV 駆動用リチウムイオン電池の環境負荷算出結果を示す。

4.2 では、USEtox による対象化学物質の特性化係数 CF_{USEtox} の推計結果を示す。

4.3.1 では、リサイクル時と不法投棄を合わせた ChF、自然限界係数 n の推計結果を示す。

4.3.2 では、化学物質別の ChF、自然限界係数 n の推計結果を示す。

4.3.3 では、全事業所の自然限界係数 n と比較した結果を示す。

4.3.4 では、リサイクル時と不法投棄別の ChF と自然限界係数 n の推計結果を示す。

4.2 USEtox による特性化係数 CF_{USEtox} の算出結果

本節では、USEtox による対象化学物質の特性化係数 CF_{USEtox} の算出結果を示す。以下の表 12 に算出結果を示した。

表 12 特性化係数 CF_{USEtox} 算出結果

CAS番号	物質名	CF_{USEtox} [PAF.m ³ .d/kgemitted]
123-91-1	1, 4-ジオキサン	4
75-09-2	塩化メチレン	54
1330-20-7	キシレン	220
95-63-6	1, 2, 4-トリメチルベンゼン	2625
16397-91-4	マンガン及びその化合物	45901
90-12-0	メチルナフタレン	2906

表 12 より、マンガン及びその化合物の特性化係数が一番高いことが分かる。つまり、特性化係数 CF_{USEtox} は化学物質の総合的な毒性を表しているため、マンガン及びその化合物の毒性が 7 物質の中で一番高いことが分かる。メチルナフタレンや 1,2,4-トリメチルベンゼンが続き、一番毒性が低い化学物質は 1,4-ジオキサンである。

4.3 ChF、自然限界係数 n 算出結果

本節では、リサイクル事業所や不法投棄によって排出される 7 種類の化学物質の ChF、自然限界係数 n の推計結果を示す。

4.3.1 リサイクル時と不法投棄を合わせた ChF、自然限界係数 n

まず初めに、リサイクル事業所と不法投棄によって排出される 7 種類の化学物質を合計した ChF、自然限界係数 n を示す。

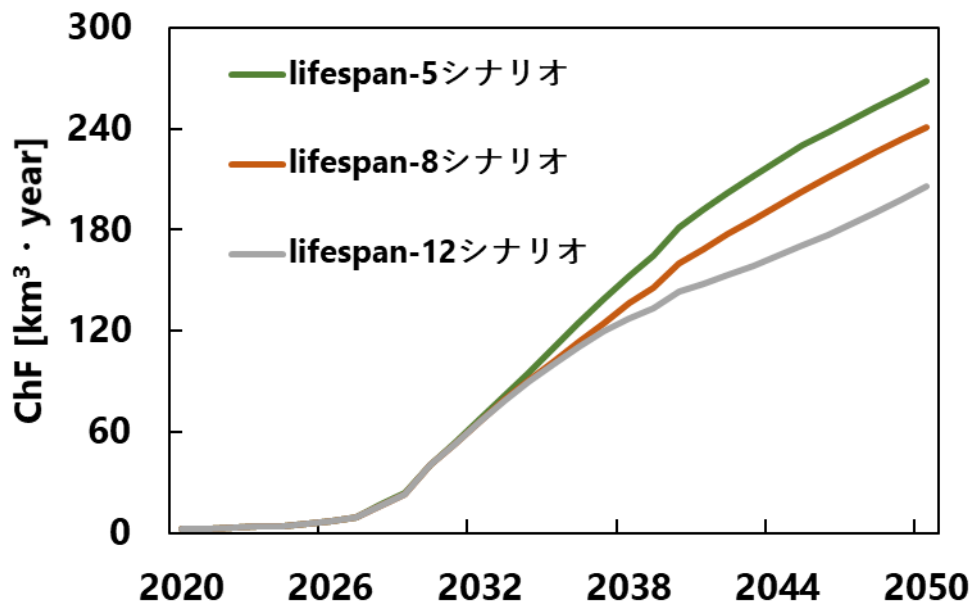


図 23 xEV 駆動用リチウムイオン電池による ChF 総量（全シナリオ）

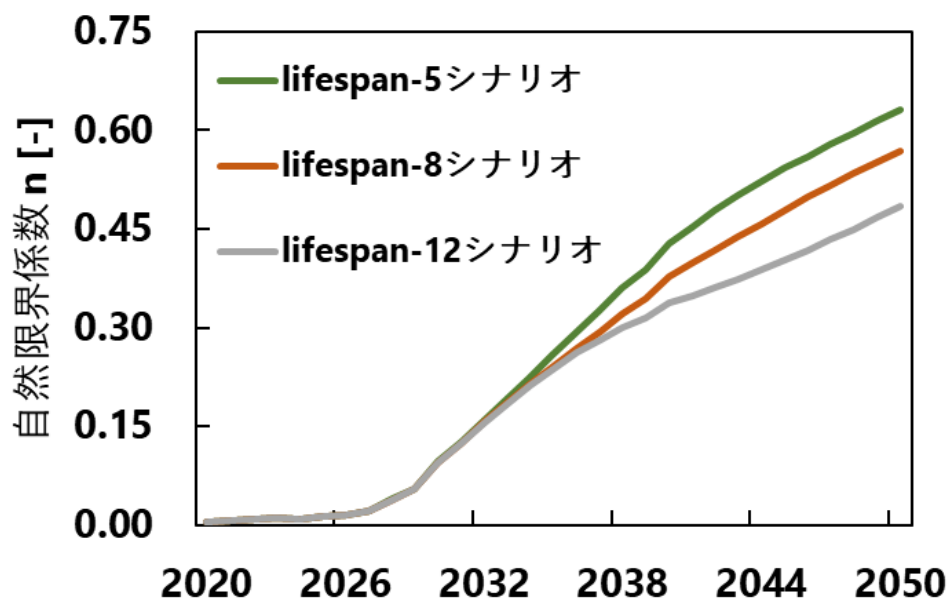


図 24 xEV 駆動用リチウムイオン電池による自然限界係数 n（全シナリオ）

図 23 より、二次利用時の寿命が 5 年のシナリオの値が一番高いことから、リサイクル台数が多いほど自然限界係数 n の値が増加する。二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、2050 年時点で ChF がそれぞれ 268 km^3 、 241 km^3 、 206 km^3 であると推計された。ChF は排出された化学物質を生態系に影響が出ない程度に希釈するための淡水量を表しているので、2050 年時点では最大で 268 km^3 の淡水が必要である。

図 24 に示す自然限界係数 n は、ChF を日本に実際に存在する淡水量で割った値である。二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、2050 年時点で自然限界係数 n がそれぞれ 0.63、0.57、0.49

であると推計された。この結果より、リサイクル台数が多いほど自然限界係数 n も比例して増加することが分かる。そして、xEV 駆動用リチウムイオン電池の不法投棄やリサイクルによって排出される化学物質を希釈するために、2050 年時点で日本の地表面の淡水のうち最大約 63%の淡水が必要であることを示している。一見、自然限界係数が 1 (100%) を超えていないため、生態系への影響が出にくく、化学物質の排出は許容できるレベルにあると考えられるが、電池の不法投棄やリサイクルのみを考慮し、他の事業所から排出される化学物質の影響は全く加味していない値であるため、xEV 駆動用電池材料による化学物質排出は持続可能ではないと考えられる。また、この値は 6 種類の化学物質によるものであり、多種の化学物質は考慮していない値であるため、このことから持続可能ではないと判断できる。にしたがって、現状のリサイクル事業所の処理方法では、化学物質の排出は持続可能ではなく、リサイクル率の向上・リサイクル処理方法の改善を進めていく必要があると考えられる。

4.3.2 化学物質別の ChF、自然限界係数 n

次に、リサイクル時の化学物質排出による ChF、自然限界係数 n について、化学物質別に図にしたものを示す。以下の図 25 から図 36 にその結果を示す。

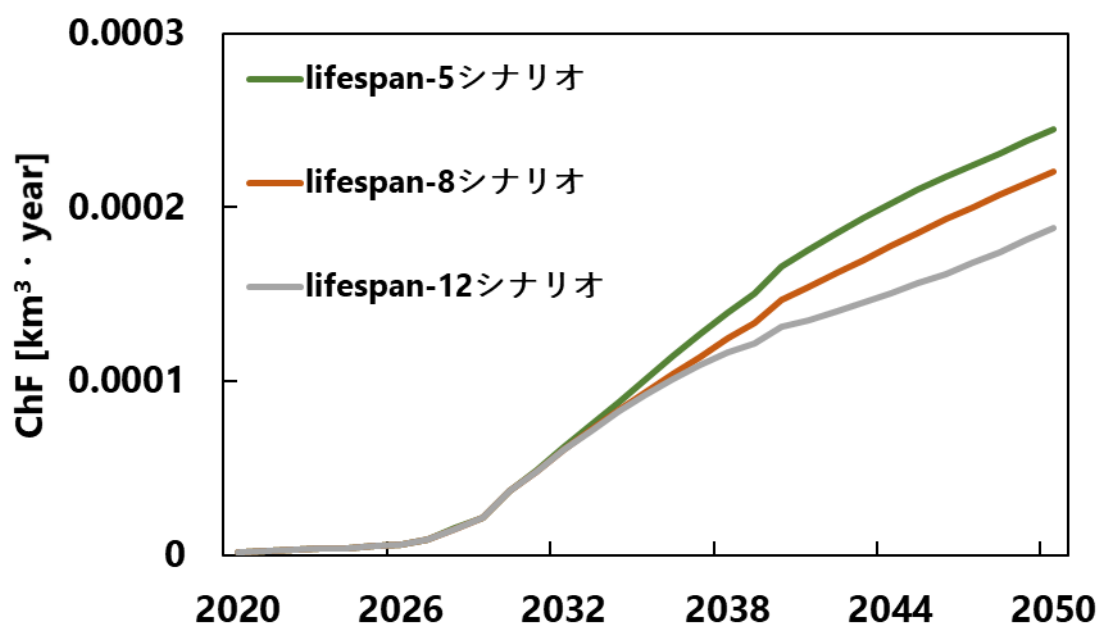


図 25 1、4-ジオキサンの ChF

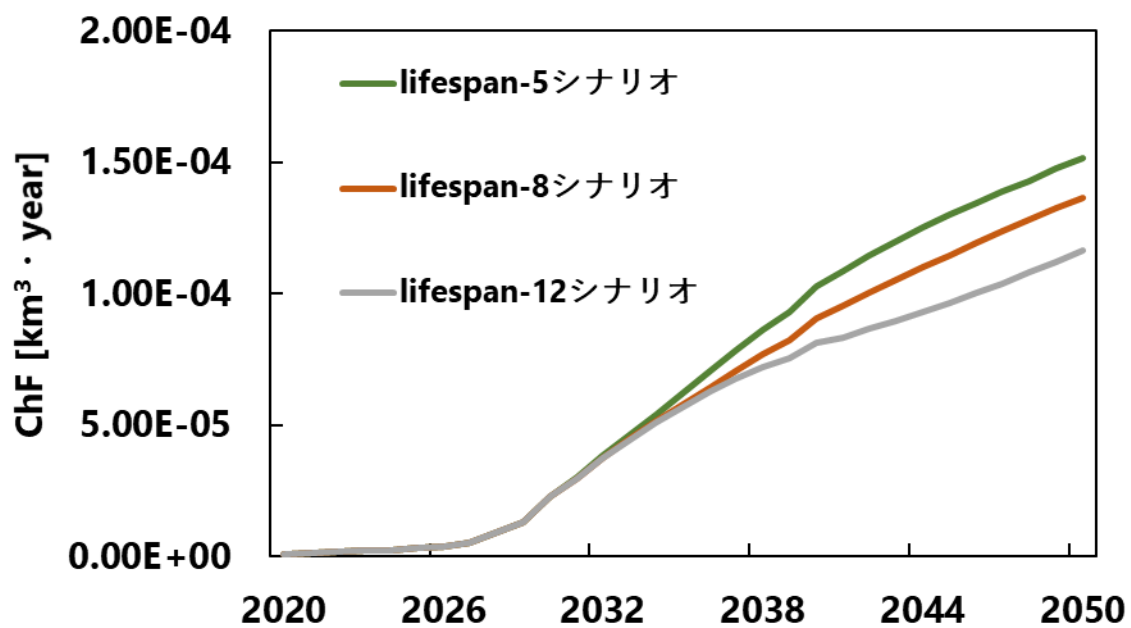


図 26 塩化メチレンの ChF

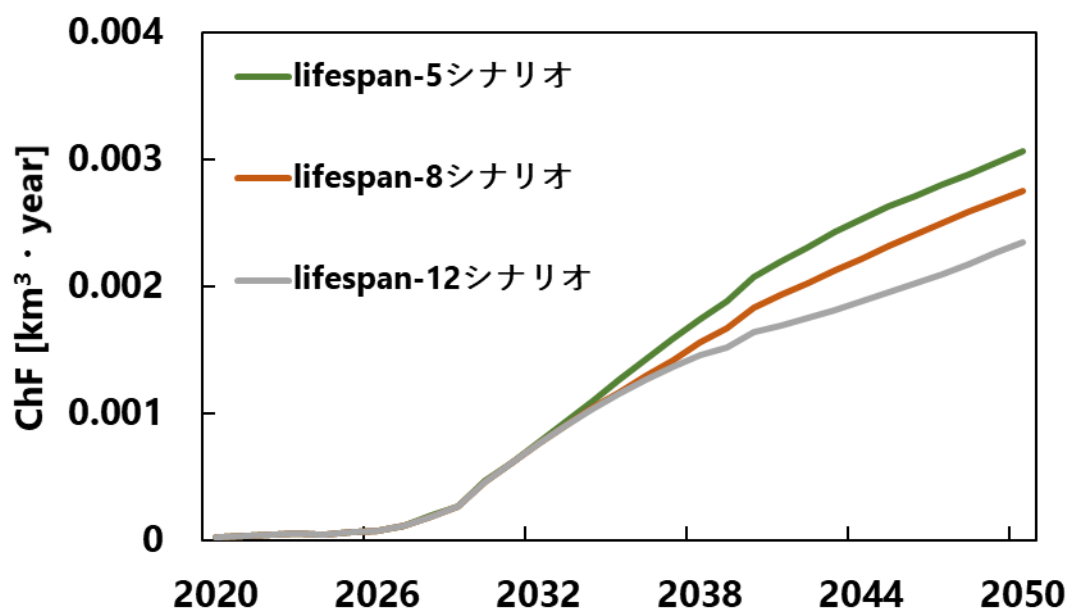


図 27 キシレンの ChF

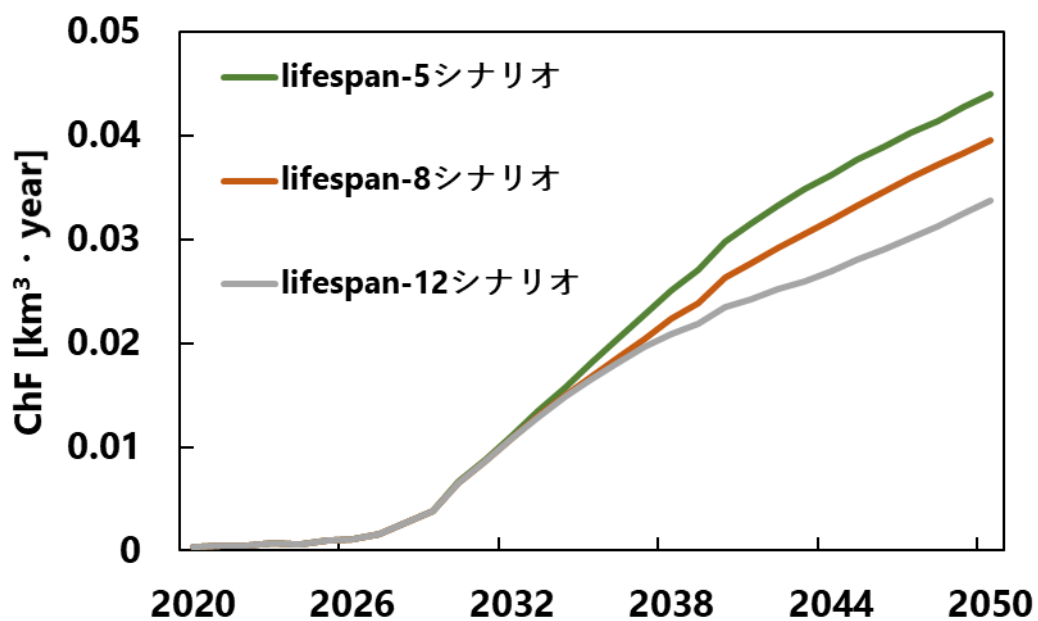


図 28 1、2、4-トリメチルベンゼンの ChF

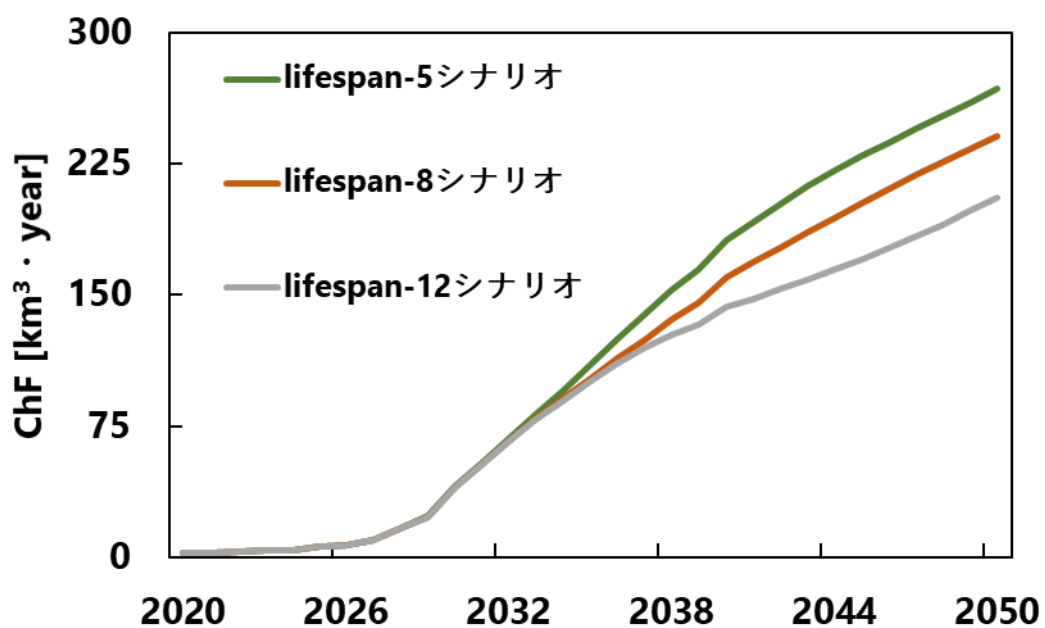


図 29 マンガン及びその化合物の ChF

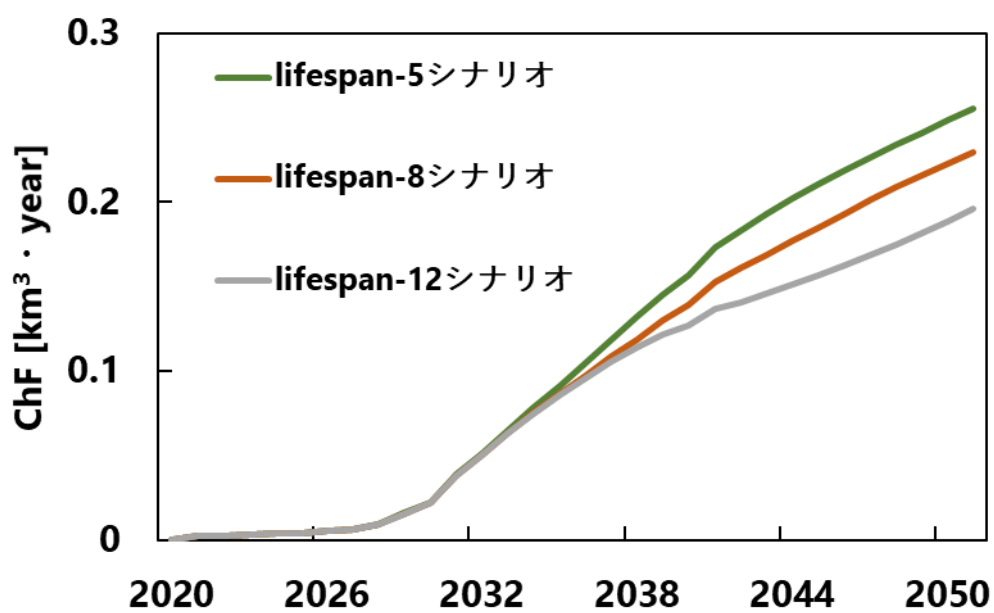


図 30 メチルナフタレンの ChF

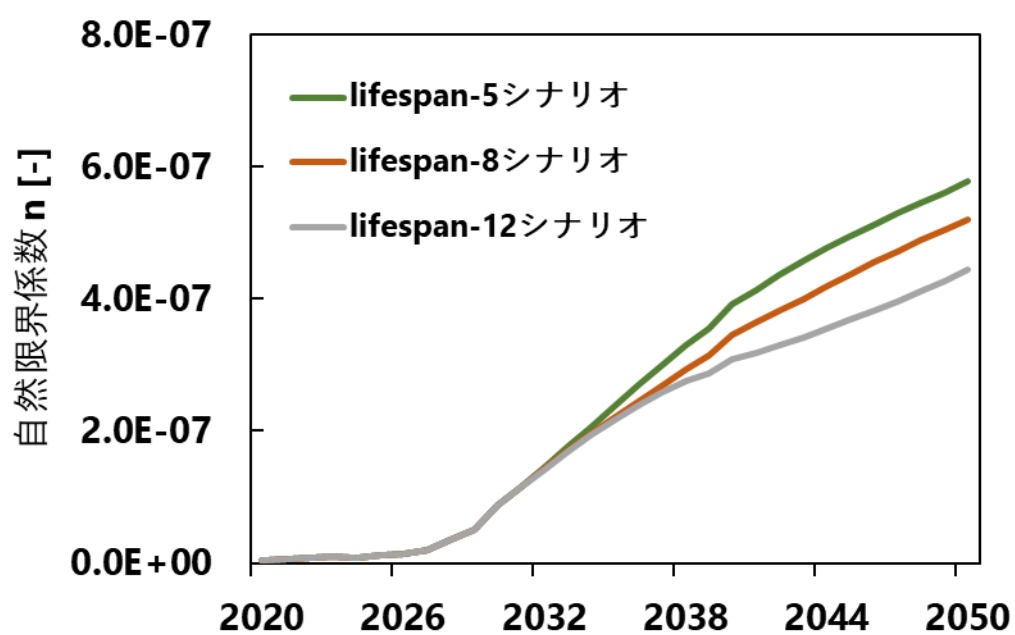


図 31 1、4-ジオキサン の自然限界係数 n

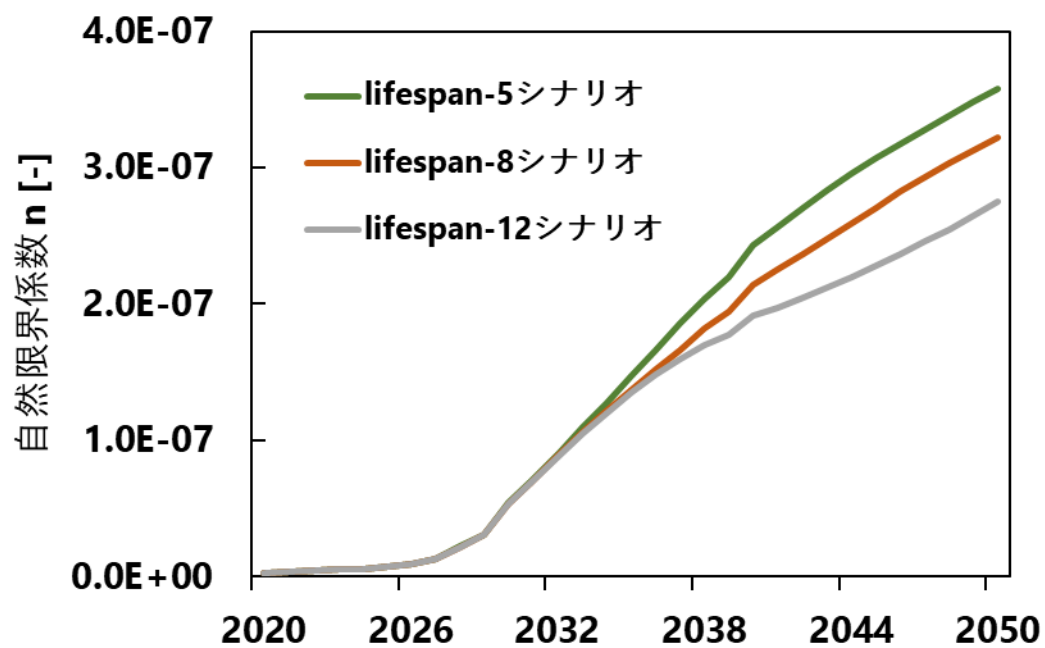


図 32 塩化メチレンの自然限界係数 n

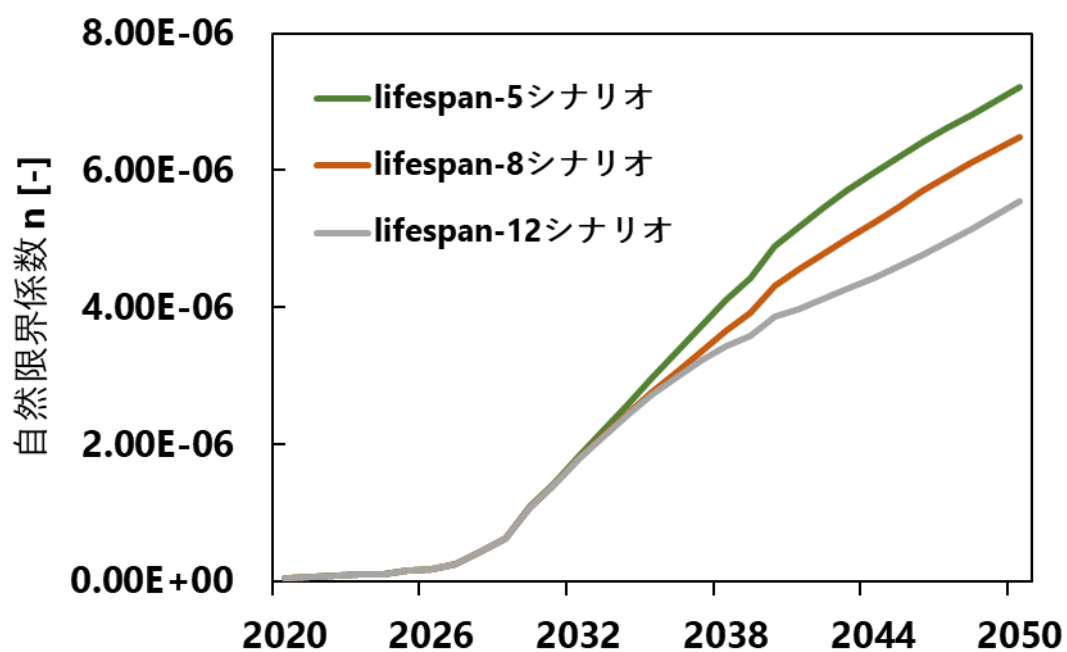


図 33 キシレンの自然限界係数 n

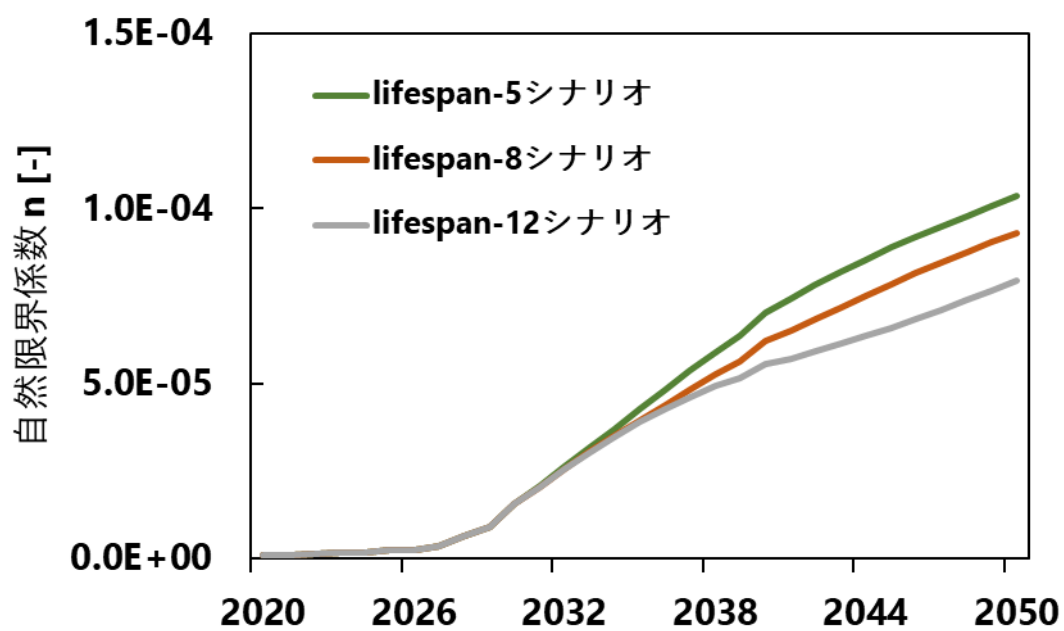


図 34 1、2、4-トリメチルベンゼンの自然限界係数 n

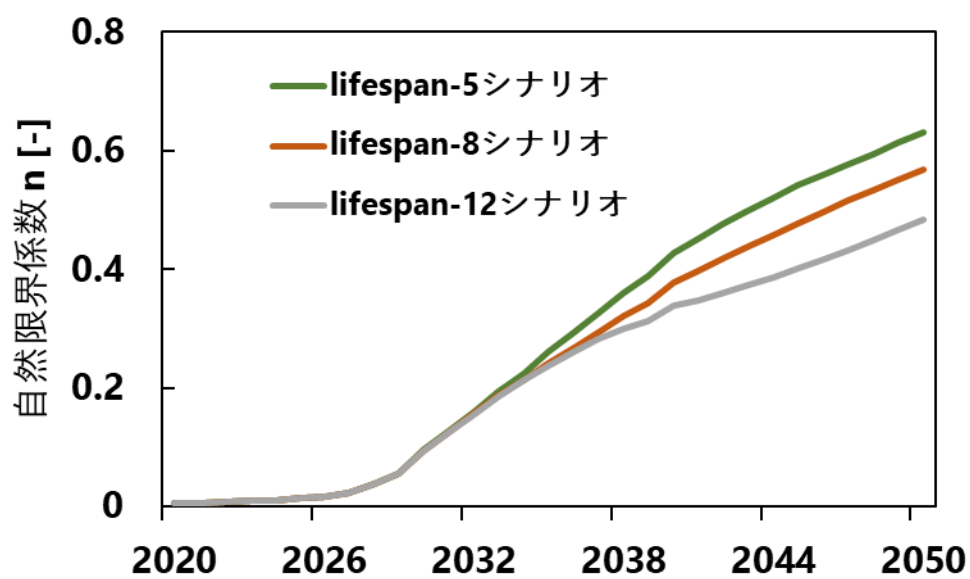


図 35 マンガン及びその化合物の自然限界係数 n

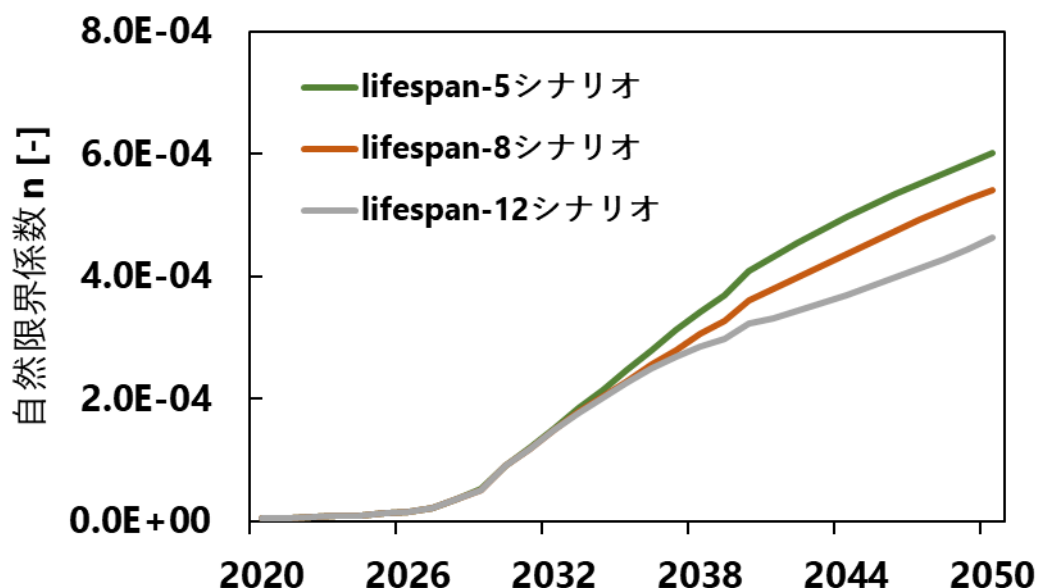


図 36 メチルナフタレンの自然限界係数 n

図 25 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、1,4-ジオキサン の ChF はそれぞれ 2050 年時点で $2.5 \times 10^{-4} \text{ km}^3$ 、 $2.2 \times 10^{-4} \text{ km}^3$ 、 $1.9 \times 10^{-4} \text{ km}^3$ と推計された。この結果より、リサイクル台数が増加するほど ChF も増加すると分かる。

図 26 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、塩化メチレンの ChF はそれぞれ 2050 年時点で $1.5 \times 10^{-4} \text{ km}^3$ 、 $1.4 \times 10^{-4} \text{ km}^3$ 、 $1.1 \times 10^{-4} \text{ km}^3$ と推計された。

図 27 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、キシレンの ChF はそれぞれ 2050 年時点で $3.1 \times 10^{-3} \text{ km}^3$ 、 $2.8 \times 10^{-3} \text{ km}^3$ 、 $2.4 \times 10^{-3} \text{ km}^3$ と推計された。

図 28 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、1,2,4-トリメチルベンゼンの ChF はそれぞれ 2050 年時点で $4.4 \times 10^{-2} \text{ km}^3$ 、 $3.9 \times 10^{-2} \text{ km}^3$ 、 $3.4 \times 10^{-2} \text{ km}^3$ と推計された。

図 29 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、マンガン及びその化合物の ChF はそれぞれ 2050 年時点で 270 km^3 、 240 km^3 、 210 km^3 と推計された。

図 30 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、メチルナフタレンの ChF はそれぞれ 2050 年時点で 0.26 km^3 、 0.23 km^3 、 0.20 km^3 と推計された。

図 31 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、1,4-ジオキサンの自然限界係数 n はそれぞれ 2050 年時点で 5.8×10^{-7} 、 5.2×10^{-7} 、 4.4×10^{-7} と推計された。この結果より、リサイクル台数が増加するほど自然限界係数 n も増加することが分かる。

図 32 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、塩化メチレンの自然限界係数 n はそれぞれ 2050 年時点で 3.6×10^{-7} 、 3.2×10^{-7} 、 2.7×10^{-7} と推計された。

図 33 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、キシレンの自然限界係数 n はそれぞれ 2050 年時点で 7.2×10^{-6} 、 6.5×10^{-6} 、 5.5×10^{-6} と推計された。

図 34 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、1,2,4-トリメチルベンゼンの自然限界係数 n はそれぞれ 2050 年時点で 1.0×10^{-4} 、 9.3×10^{-5} 、 8.0×10^{-5} と推計された。

図 35 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、マンガン及びその化合物の自然限界係数 n はそれぞれ 2050 年時点で 0.63、0.57、0.49 と推計された。

図 36 より、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、メチルナフタレンの自然限界係数 n はそれぞれ 2050 年時点で 6.0×10^{-4} 、 5.4×10^{-4} 、 4.6×10^{-4} と推計された。

次に、ChF と自然限界係数 n に関して物質ごとの比較を行うため、図 25～図 30、図 31～図 36 をまとめた図を示す。物質の比較を行うので中間の二次利用の寿命が 8 年のシナリオのみを示し、5 年と 12 年のシナリオは除いた。

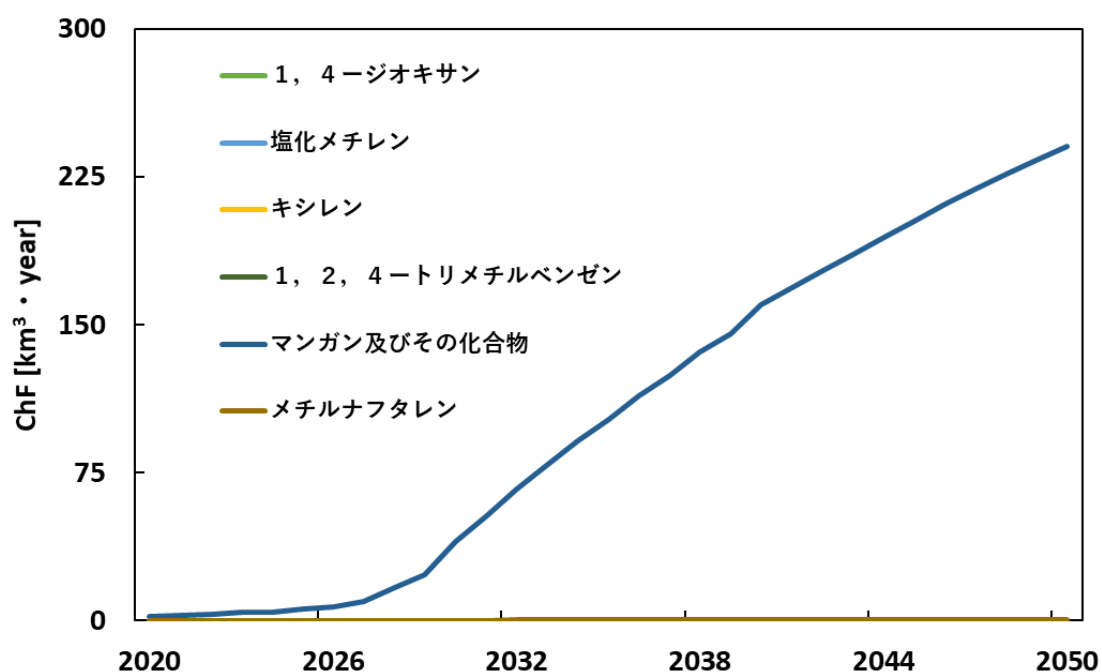


図 37 物質ごとの ChF (lifespan-8 シナリオ)

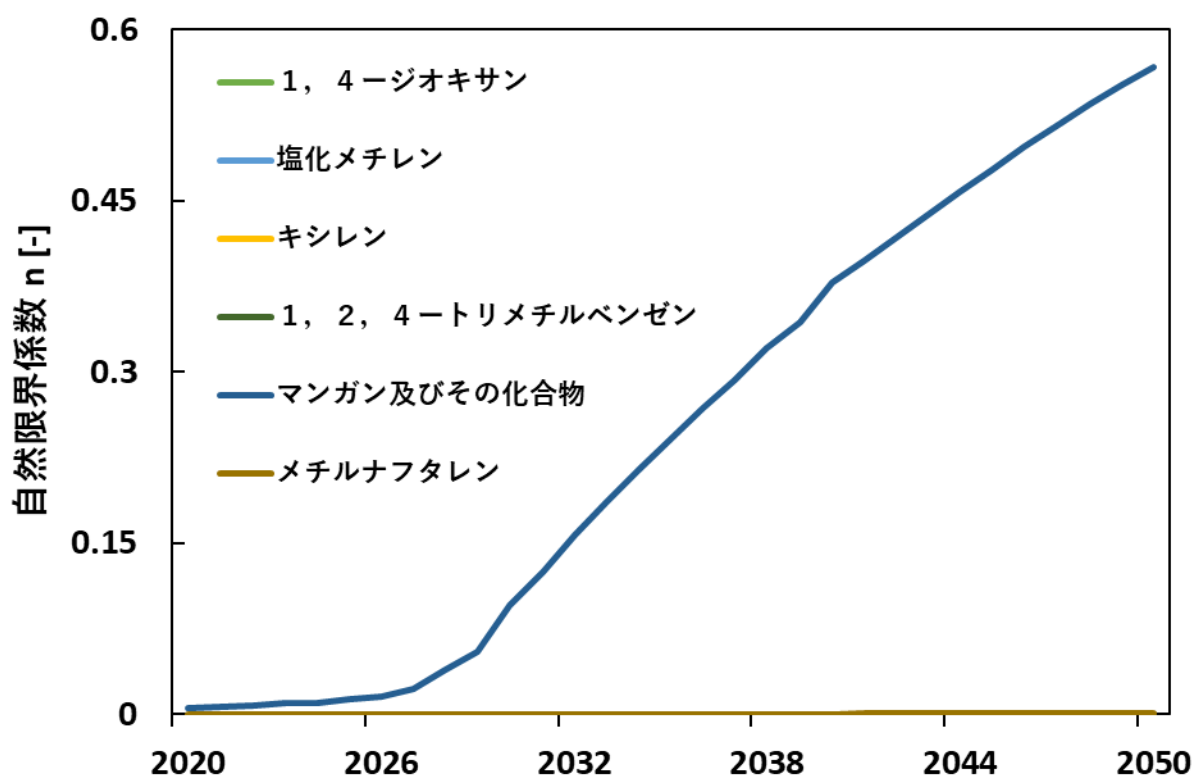


図 38 物質ごとの自然限界係数 n (lifespan-8 シナリオ)

図 37 より、1,4-ジオキサン、塩化メチレン、キシレン、1,2,4-トリメチルベンゼン、メチルナフタレンと比較して、マンガン及びその化合物の ChF は突出して高いことが分かる。この原因として考えられるのは、マンガン及びその化合物の特性化係数 CF_{USEtox} [PAF.m³.d/kgemitted] が表より 45,901 と非常に高い数値になっていることが挙げられる。また、表 6 よりマンガン及びその化合物の事業所からの排出量が 4,180 kg と非常に多く、表 7 よりその排出量から算出される電池一台当たり排出量が 0.7772 kg と高い数値となっていることも原因と考えられる。したがって、今後のリサイクル処理方法改善において、マンガン及びその化合物の排出量を抑えることが喫緊の課題であると考えられる。次に高い値を示している物質はメチルナフタレンであり、比較的早急な排出量削減が求められる。

図 38 より、1,4-ジオキサン、塩化メチレン、キシレン、1,2,4-トリメチルベンゼン、メチルナフタレンと比較して、マンガン及びその化合物の自然限界係数 n も突出して高いことが分かる。図 37 と同様の原因でこのように高い数値になっていると考えられる。

4.3.3 全事業所の自然限界係数 n との比較

次に 4.3.1 で示した、リサイクル事業所と不法投棄によって排出される化学物質の自然限界係数 n と 2019 年度の全事業所の自然限界係数 n で比較を行った。以下の図 39 と図 40 にその結果を示す。

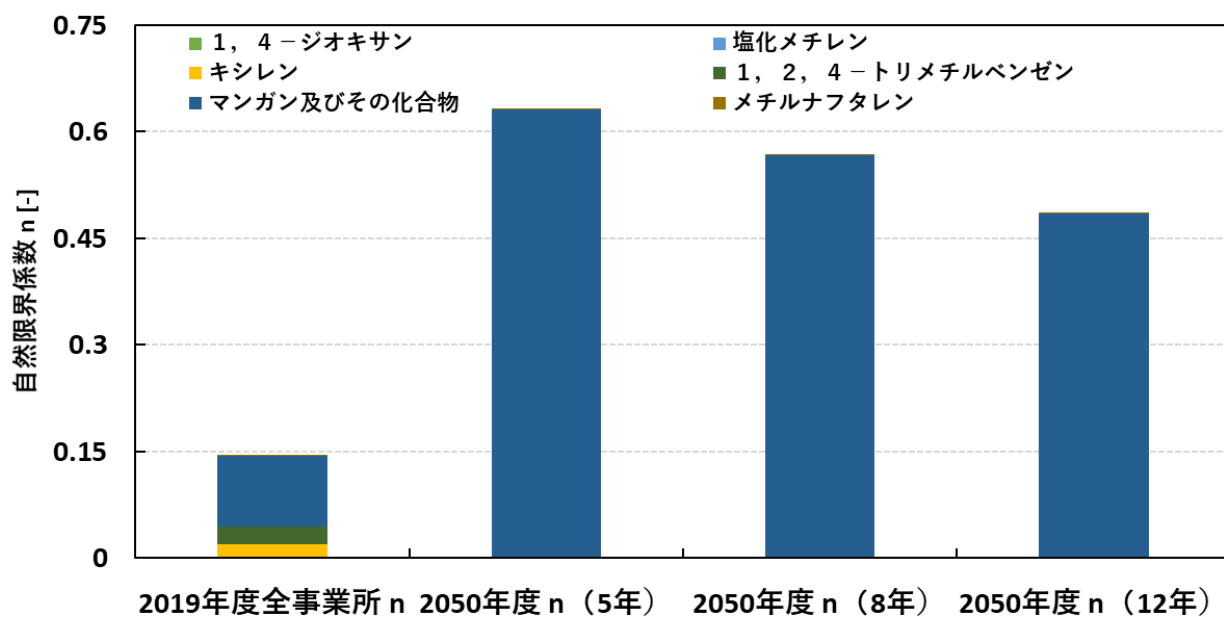


図 39 自然限界係数 n (2019 年度全事業所との比較)

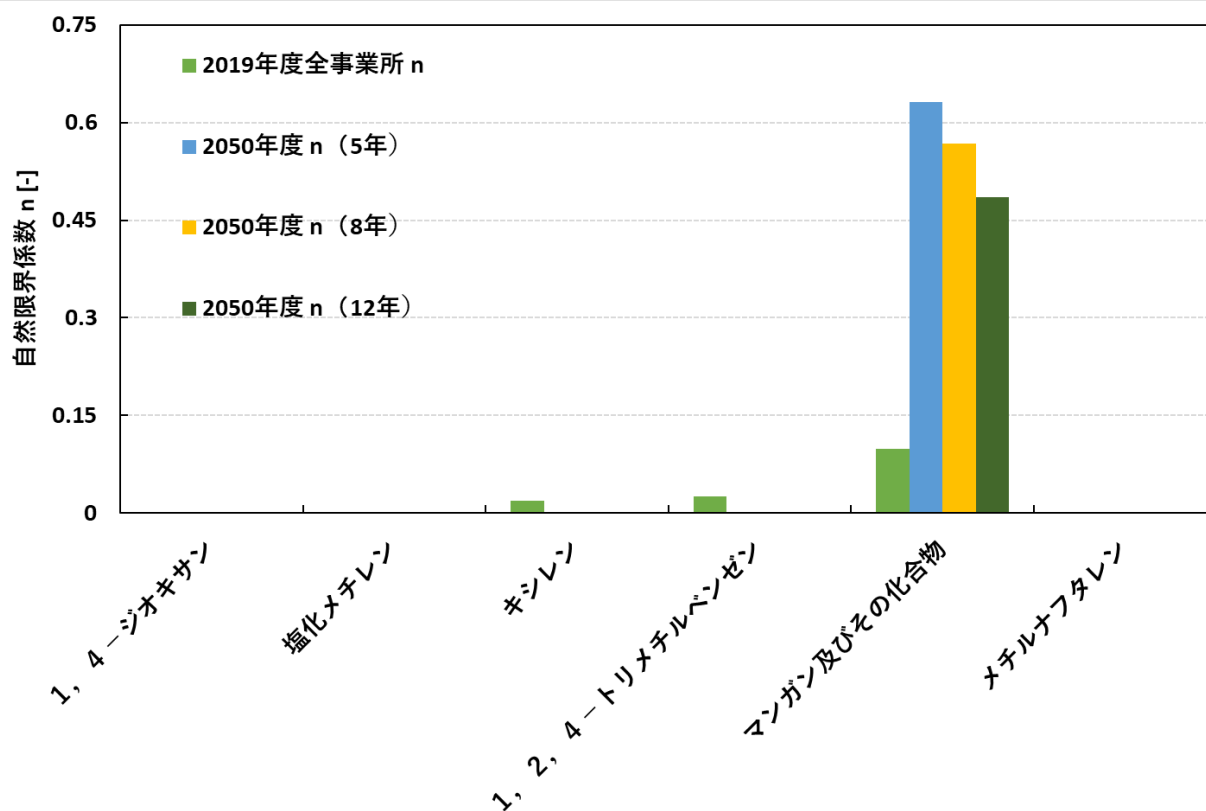


図 40 物質ごとの自然限界係数 n (2019 年度全事業所との比較)

図 39 より、2019 年度全事業所の自然限界係数 n は約 0.15 であり、今回算出した三つのシナリオと比べてかなり低い値を示した。この結果より、2019 年時点の全事業所からの化学物質排出による生態系への影響と比べて、2050 年度の xEV 駆動用電池のみを考慮した化学物質排出による生態系への影響の方

が 3 倍から 4 倍大きいことを示している。1 つの技術による化学物質の排出による生態系への毒性が、全事業所の化学物質排出による生態系への毒性をはるかに超えることになり、一刻も早い改善が必要であるとする。また、どのシナリオにおいてもマンガン及びその化合物が自然限界係数 n のほとんどの割合を占めていることが分かる。

また、図 40 より、どのシナリオにおいてもマンガン及びその化合物の自然限界係数 n の値が他の化学物質と比較して非常に大きいことが分かる。

4.3.4 リサイクル時と不法投棄別の ChF と自然限界係数 n

最後に、不法投棄のみを考慮した ChF と自然限界係数 n の値を以下の図 41、図 42 に示す。

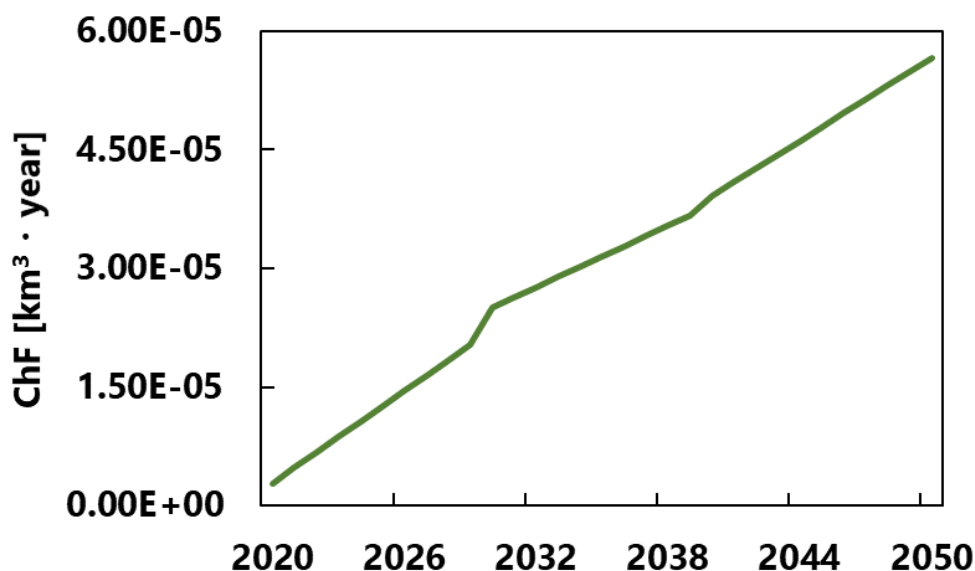


図 41 xEV 駆動用リチウムイオン電池による ChF（不法投棄のみ）

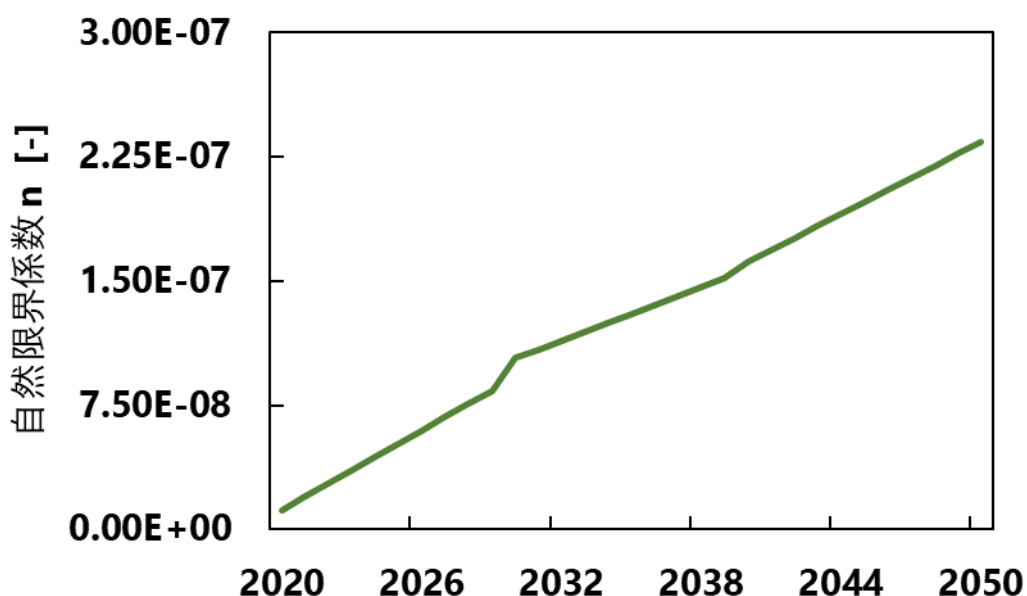


図 42 xEV 駆動用リチウムイオン電池による自然限界係数 n （不法投棄のみ）

図 41、図 42 より、不法投棄のみを考慮した ChF と自然限界係数 n の値は 2050 年時点でそれぞれ 5.66×10^{-5} 、 2.34×10^{-7} であり、図 23 や図 24 で算出された ChF や自然限界係数 n はほとんどがリサイクル時に排出される化学物質によるものであると考えられる。また、日本全体の淡水量によって算出された自然限界係数 n が 1 より 7 桁ほどオーダーが小さいことから、一見不法投棄された xEV 用リチウムイオン電池は日本全体の淡水で希釈されると考えると生態系にほとんど影響を与えないと考えられる。しかし、実際は日本全体の淡水で希釈されるわけではないので、環境負荷は不法投棄近辺の河川や湖沼の水量に依存すると考えられる。つまり、仮に不法付近辺の河川や湖沼の水量が $5.66 \times 10^{-5} \text{ km}^3$ を下回っていた場合、自然限界係数 n は 1 以上の値となり、生態系に影響が出てもおかしくない状態にあると言える。

4.4 結言

本節では、二次利用シナリオ別の xEV 駆動用電池の環境負荷算出結果を示した。

4.2 では、USEtox による対象化学物質の特性化係数 CF_{USEtox} の算出結果を示した。その結果、マンガン及びその化合物の毒性が 7 物質の中で一番高いことが分かった。

4.3.1 では、リサイクル事業所や不法投棄によって排出される 7 種類の化学物質の ChF、自然限界係数 n の推計結果を示した。その結果、二次利用時の寿命が 5 年、8 年、12 年のシナリオでは、自然限界係数 n がそれぞれ 0.63、0.57、0.49 であると推計された。これは、2050 年時点で日本の地表面の淡水のうち最大約 63%の淡水が必要であることを示している。一見、自然限界係数が 1 を超えていないため、生態系への影響が出にくく、化学物質の排出は許容できるレベルにあると考えられるが、電池の不法投棄やリサイクルのみを考慮し、他の事業所から排出される化学物質の影響は全く加味していない値であるため、全く許容できるレベルにはないと考えられる。

4.3.2 では、リサイクル時の化学物質排出による化学物質別の自然限界係数 n の値を示した。マンガン及びその化合物の値が他の 5 物質と比べて非常に高い値を示していることから、マンガン及びその化合物が 2050 年時点での ChF と自然限界係数 n の大部分を占めていると考えられる。

4.3.3 では、リサイクル事業所と不法投棄によって排出される化学物質の自然限界係数 n と 2019 年度の全事業所の自然限界係数 n の比較を行った。その結果、2019 年度全事業所の自然限界係数 n は約 0.15 であり、2019 年時点の全事業所からの化学物質排出による生態系への影響と比べて、2050 年度の xEV 駆動用電池のみを考慮した化学物質排出による生態系への影響の方が 3 倍から 4 倍大きくなることが判明した。1 つの技術による化学物質の排出による生態系への毒性が、全事業所の化学物質排出による生態系への毒性をはるかに超えることになり、一刻も早い改善が必要であると考えられる。

4.3.4 では、不法投棄のみを考慮した自然限界係数 n の値を示した。その結果、不法投棄のみを考慮した自然限界係数 n の値は 2050 年時点で 2.34×10^{-7} であり、1 より 7 桁ほどオーダーが小さいことから、不法投棄された xEV 駆動用リチウムイオン電池は日本全体でみると生態系にほとんど影響を与えないと考えられる。

5. xEV の総合評価

5.1 緒言

本節では、第3章で示した xEV 駆動用リチウムイオン電池の二次利用による CO₂ 削減量と、第4章で定量化した環境負荷 (ChF) を比較し、xEV 駆動用リチウムイオン電池材料の総合的な環境影響評価を行った結果を示す。

5.2 では、xEV 駆動用リチウムイオン電池材料の総合的な環境影響評価を行った結果を示す。

5.2 ChF と CO₂ 削減量の比較による xEV 駆動用電池材料の総合評価

本節では 2.4 で前述した xEV 駆動用リチウムイオン電池材料の総合的な環境影響評価を行った結果を示す。

まず、xEV 駆動用リチウムイオン電池の EU バッテリー政策の効果 (二次利用による CO₂ 削減量) と xEV 駆動用リチウムイオン電池材料の環境負荷 (ChF) を比較するために新たに定義した指標 (ChF/CO₂ 削減量) の経年変化のグラフを図 43 に示す。ChF は 4.3.1 で算出したものを代入し、CO₂ 削減量は 3.4 節で算出したものを代入した。2020 年と 2021 年は CO₂ 削減量がゼロであるため、2022 年以降の図を図 43 に示した。

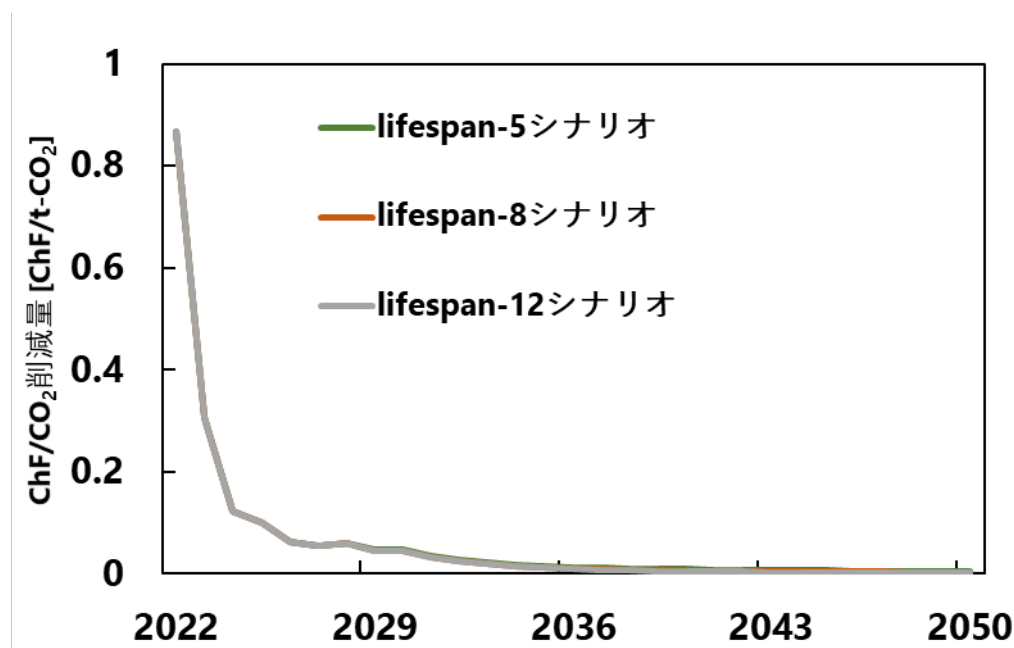


図 43 ChF/CO₂ 削減量の経年変化

図 43 より、どのシナリオも 2022 年で最大値の約 0.9 の値をとるなど、2022 年から 2029 年ごろまでは比較的高い値を示している。これは、2022 年～2029 年までの二次利用台数が少ないことが原因であると考えられる。2030 年以降は徐々に減少していき、0.1 以下の比較的低い値になっていることが分かる。これは、2050 年にかけて二次利用の普及が進み、CO₂ 削減量が増加していくことが原因であると考え

えられる。2050 年以降もさらに二次利用の普及が進むと仮定すると、さらに指標の値が低下していくと予想される。

次に、2030 年以降の値を詳細に分析するため、2030 年以降の指標（ChF/CO₂削減量）の値を図にしたものを図 44 に示す。

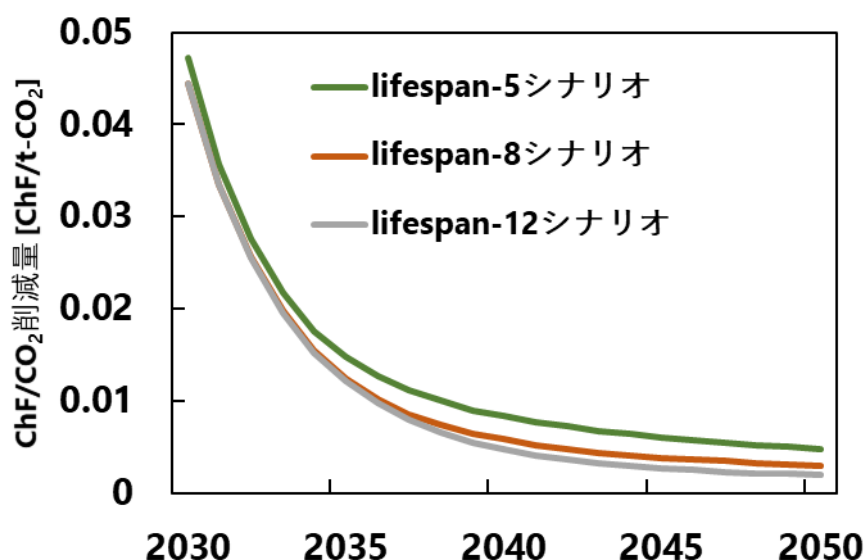


図 44 ChF/CO₂削減量の経年変化（2030 年～2050 年）

図 44 より、2030 年以降もどのシナリオも指標の値が指数関数的に減少し続けていることが分かる。しかし、徐々に減少する傾きがゼロに近づき、2050 年ごろでは減少がほぼ止まり、どのシナリオも 0.002～0.005 あたりに落ち着いていると言える。この結果から、EU バッテリー政策の効果により xEV 駆動用電池の二次利用台数が増加すると、xEV 駆動用電池材料の化学物質排出による相対的なリスクは減少するが、やがてリスクの減少が止まり、地域的なリスクが残り続けることを意味している。

5.3 結言

本章では、第 3 章で示した xEV 駆動用リチウムイオン電池の二次利用による CO₂ 削減量と、第 4 章で定量化した環境負荷（ChF）を比較した指標による xEV の総合的な環境影響評価を行った結果を示した。

5.2 節では、xEV 駆動用リチウムイオン電池の二次利用による CO₂ 削減量と、xEV 駆動用リチウムイオン電池材料の環境負荷（ChF）を比較するために新たに定義した指標（ChF/CO₂削減量）による xEV 駆動用電池材料の総合的な環境影響評価の結果を示した。その結果、どのシナリオも 2050 年ごろにかけて値が指数関数的に減少し、xEV 駆動用電池材料の化学物質排出による相対的なリスクは減少するが、やがてリスクの減少が止まり、地域的なリスクが残り続けると考えられる。

6. 総括

6.1 結論

本研究では、日本における二次利用を加味した xEV 駆動用リチウムイオン電池フローの推計と、xEV 駆動用リチウムイオン電池材料によるリサイクル時の ChF を用いた環境負荷の定量化、そしてそれらを踏まえ、EU バッテリー政策の効果（二次利用による CO₂ 削減量）と xEV 駆動用電池材料の環境負荷（ChF）の比較を行った。

その結果、二次利用される使用済み xEV 駆動用リチウムイオン電池は 2050 年時点で約 420 万台～780 万台に達し、それらを全て再生可能エネルギーの余剰分の貯蓄に使うことで、火力発電の出力を減らし、約 56 Mt～105 Mt の CO₂ 排出量を削減できると期待できると推計された。そして、2050 年時点で約 110 万台～150 万台の xEV 駆動用リチウムイオン電池がリサイクルされる可能性があることが分かった。

xEV 駆動用リチウムイオン電池材料の環境負荷は、2050 年時点で ChF が 206 km³～268 km³ であると推計された。ChF は排出された化学物質を生態系に影響が出ない程度に希釈するための淡水量を表しており、排出化学物質を希釈するのに 2050 年時点で 206 km³～268 km³ の淡水が必要であることが分かった。ChF を実際の日本の地表面の淡水量で割ることで、自然限界係数 n がそれぞれ 0.49～0.63 であると推計された。これは、xEV 駆動用リチウムイオン電池の不法投棄やリサイクルによって排出される化学物質（6 種類）を希釈するために、2050 年時点で日本の地表面の淡水のうち約 49%～63%の淡水が必要であることを示している。これは 2019 年時点の全事業所からの化学物質排出が 0.15（15%）であることと、他種の化学物質排出を考慮すると xEV 駆動用リチウムイオン電池材料は持続可能ではないと考えられる。つまり、xEV 駆動用リチウムイオン電池材料は、生態系に影響を及ぼす可能性が非常に高いと考えられる。また、マンガン及びその化合物が ChF と自然限界係数 n の大部分を占めていることが判明し、マンガン及びその化合物の排出量を抑えることが喫緊の課題であると言える。

そしてそれらを踏まえ、EU バッテリー政策の効果（二次利用による CO₂ 削減量）と xEV 駆動用電池材料の環境負荷（ChF）の比較を行った結果、ChF/ CO₂ 削減量の値は指数関数的に減少していくことから、xEV 駆動用電池材料廃棄によるリスクは相対的に減少していくが、2050 年ごろになると減少が止まり、地域的な化学物質汚染のリスクが残り続けることが示されている。

これらの結果から、大量の xEV 駆動用リチウムイオン電池の二次利用に向け、二次利用システムの構築が必要であると考えられ、大量の xEV 駆動用電池をリサイクルする準備として、リサイクル事業所の確保やリサイクルシステムの見直しなどが必要であると考えられる。そして、今回算出された ChF や自然限界係数 n は最大値を算出したものになるが、電池の不法投棄やリサイクルのみを考慮し、他の事業所から排出される化学物質の影響は全く加味していない値であるため、xEV 駆動用リチウムイオン電池材料は持続可能ではないと考えられる。したがって、電池処理方法の改善が喫緊の課題であると考えられる。特にマンガン及びその化合物の ChF の値が非常に高いことから、マンガン及びその化合物の排出量削減が一番の課題であると言える。

また、日本の化学物質情報伝達の現状調査を行った結果、chemSHERPA の使用率や認知度はまだまだ

少なく、chemSHERPA のさらなる普及に向けて努力が必要であると考えられる。chemSHERPA 導入による課題の改善状況としては、様々な規制への対応、化学物質管理に伴うコスト、専門の管理部門を必要としない管理、開示拒否事例の減少、情報伝達に関する困難な要求の事例、海外企業への対応工数に関してある程度の改善が見られた。しかし、効果をあまり感じられていない事業所も多いことから、chemSHERPA の利便性や簡便性の向上、管理コストの削減、海外の化学物質の法規制や管理システムへの対応のしやすさ向上が必要であると考えられる。そして、chemSHERPA をまだ知らない企業、事業所に対して啓蒙活動を十分行えば、さらなる普及が期待できる。

ChF 導入に対しても同様のことが言え、PRTR や chemSHERPA のように企業一般に広められる指標となるには、全国の企業、事業所に ChF の必要性を効果的に訴えることが必要不可欠であると考えられる。その上で、ChF 算出システムの教育ツールの整備を十分に行い、利便性や簡便性を十分向上させることができれば、企業一般に普及が進むのではないかと考える。

6.2 今後の課題

本研究で使用したパラメータやシナリオは既存研究や政策資料からの類推によるものであり、二次利用普及割合や二次利用時の寿命など大きな不確実性が含まれるパラメータやシナリオも用いている。そのため、様々な角度から考慮したパラメータやシナリオを使用し、さらに感度分析を行って結果の変化を見る必要がある。

本研究で算出した ChF の値はリサイクル事業所の化学物質排出量に基づいたものであるが、xEV 駆動用リチウムイオン電池以外の産業廃棄物による化学物質排出も含んでいるため、大きな不確実性を持っている。そのため、xEV 駆動用電池の全廃棄物処理量に占める割合を考慮した排出量推計が必要である。

また、今回の研究では CO₂ 削減量に関して電池のライフサイクルまで考慮しなかったが、電池のライフサイクル全体を考慮した CO₂ 削減量の推計も必要であると考えられる。

そして、一般企業がある技術を導入した際の CO₂ 削減量を簡単に算出できるようなシステムを作るとは、今後の 2050 年カーボンニュートラルに向けて、インセンティブとなり得るため、このようなシステム作りの検討が重要であると考えられる。

小課題 2-1 残留性有機汚染物質の長距離移動

1. 背景

1.1 残留性有機汚染物質の長距離移動

今日、我々の日常生活に欠かせない工業製品や科学技術の利便性向上は、合成化学物質、特に加工や大量生産のしやすい有機化学物質の恩恵によるところが大きい。しかし、本来自然界に存在しない有機化学物質は人体・環境に対する毒性を有するものも多く、それらが大气や水域に放出されることにより、時には重篤な健康被害や環境汚染が生じるケースも少なくない¹⁾。また、一部の有機汚染物質は環境中で非常に分解されづらく、毒性を有したまま長期間存在し続ける。このような特徴を持つ有機汚染物質は残留性有機汚染物質と分類され、POPs (Persistent Organic Pollutants) とも呼ばれている²⁾。

さらに、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。つまり難分解性が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ために、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 年の発行以来、改訂を繰り返しながら現在 33 物質が対象となっている。さらに、2021 年 3 月に行われた第 16 回会合でも新たな対象物質の追加が検討された¹⁾。

また、2019 年 4 月に開催されたストックホルム条約第 9 回締約国会議において、ペルフルオロオクタン酸 (Perfluorooctanoic acid, PFOA) の廃絶が決定され、ペルフルオロヘキサンスルホン酸 (Perfluorohexanesulfonic acid, PFHxS) の条約への追加が現在審議されている³⁾ように、有機フッ素化合物の危険性と長距離移動性に注目が集まっている。

1.2 PRTR 制度の概要と問題点

PRTR (Pollutant Release and Transfer Register) 制度とは、環境省と経済産業省が共同で実施している制度の一つで、人の健康や生態系に有害なおそれのある化学物質が、事業所から環境 (大気、水、土壌) へ排出される量及び廃棄物に含まれて事業所外へ移動する量を事業者が自ら把握し国に届け出をし、国は届出データや推計に基づき、排出量・移動量を集計・公表する制度²⁾のことである。この制度により、国は国内の有害な化学物質の動態やリスクの管理を行っている。PRTR 対象となる化学物質は化学物質排出把握管理促進法により第 1 種指定化学物質と定められた物質であり、この法律は令和 3 年 10 月に改正が行われ、令和 5 年度からは第 1 種指定化学物質として 515 物質が対象となる⁴⁾。

PRTR 制度は化学物質のリスク管理のための制度であるが、その重点はあくまで国内に置かれており、日本で排出された有機化学物質が遠方の地域へ到着した場合にもたらしうるリスクについての指標は

設けていない。欧州では残留性有機汚染物質に関する規則という独自の規制を設けており、ストックホルム条約対象物質及びそれ以外の一部の物質について、EU における製造、流通を禁止している⁴⁾。対して日本は先述のストックホルム条約を批准しているものの、日本が主体となって残留性有機汚染物質の長距離移動リスクへの具体的な対策を講じているとはいえない状況である。

1.3 長距離移動に関する先行研究

1.3.1 残留性有機汚染物質の長距離移動の根拠

ポリ塩化ビフェニル (polychlorinated biphenyl, PCB) やヘキサクロロベンゼン (Hexachlorobenzene, HCB) ジクロロジフェニルトリクロロエタン (dichlorodiphenyltrichloroethane, DDT) といったストックホルム条約の規制対象のうち代表的な残留性有機汚染物質の環境中濃度に関しては、非常に多くの先行研究においてサンプリングやモニタリングによる測定が行われている。その中には、極圏や排出地点から離れた場所といった検出量が殆ど無いように思われる地域であっても、比較的高い濃度で検出されたという報告が数多く挙げられている。

例えば、北極圏を対象に行われた 1993 年から 2012 年における残留性有機汚染物質の大気中濃度モニタリングの結果、PCB や DDT 等の大気中濃度は、ストックホルム条約による規制開始以降緩やかな減少傾向にあるものの、大多数の国で規制が行われている現在でも検出されていることが分かっている (Hayley Hung et al., 2016)。また、南極大陸の南極半島北東岸に位置するジェームズロス島の土壌と底質をサンプリングしたところ、PCB、リン酸オクタカルシウム (Octacalcium phosphate, OCP)、多環芳香族炭化水素 (polycyclic aromatic hydrocarbon, PAHs) といった有機汚染物質が検出され、これはアフリカや南米、オーストラリア等の人口密集地からの長距離移動が原因と考えられている (Jana Klánová et al., 2008)。

いずれにしても、北極圏や南極圏の孤島といった人口密集地から遠く離れた地点において、計測器で検出可能なレベル以上の汚染が判明している。これは残留性有機汚染物質が環境中において長距離移動した後、難分解性が原因となって長期間とどまり続けることを示唆している。

1.3.2 バッタ効果による長距離移動

残留性有機汚染物質の長距離移動が注目され始めたのは、1990 年代後半ごろである。これは、高緯度地域における産業活動はあまり活発でないにもかかわらず、排出量のわりに高い濃度の有害物質の検出が相次いだためである。このことは、残留性有機汚染物質が比較的低緯度に位置する人口密集地から、高緯度地域へと長距離移動した可能性を示唆した。有害物質の中でも難分解性の高い残留性有機汚染物質の長距離移動が顕著な理由としては、土壌中あるいは水中で吸着されやすい重金属類に比べて、揮発しやすく毒性を保ったまま移動することが考えられる。

ここで疑問となるのが、有害物質はどのような経路を辿って長距離移動をしたのか、という点である。物質の長距離移動において、移動の仕方は大きく分けて2種類存在する。一つは排出された後、そのまま流動的媒体である大気と流動水（河川・海流）によって最終的な到達地点まで運ばれる場合である。もう一つは、途中で非流動的媒体である土壌や静止水（湖沼等）に沈着した後に再揮発することで、再び流動的媒体によって輸送される場合である。後者のように、環境中に放出された物質が、流動的媒体と非流動的媒体の間を行き来する周期的な現象のことを、バッタ効果（grasshopper effect, 単に hop, hopping と呼ばれる）という（Wania and Mackay, 1996）。また、前者をシングルホッピング、後者をマルチホッピングと区別することもある（V.S Semeena and Gerhard Lamael, 2005）。バッタ効果を経た分子は、高い濃度を保ったまま長距離移動をしやすい。バッタ効果が実際に起きているという事実は、複数の先行研究で明らかにされている（Hoff et al., 1992, Manchester-Neesvig and Andren, 1989, Hornbuckle and Eisenreich, 1996, Hillery et al., 1997, Wania et al., 1998, Lee et al., 2000, Hung et al., 2001, Gouin et al., 2002）。また、代表的な残留性有機汚染物質に関しては、シングルホッピングよりもマルチホッピングを経た分子の方が極圏への到達率が高く、排出地点からより遠い地域まで移動することが、シミュレーションの結果判明した（V.S Semeena and Gerhard Lamael, 2005）。

このように、バッタ効果と長距離移動性には密接な関係があることが分かる。なぜ、シングルホッピングよりもマルチホッピングを経た分子の方が長距離移動性を強く示すのか、という疑問については、様々な理由が考えられる。1 つ目は、大気の拡散作用の影響である。物質は流動的媒体である大気中に存在する間、常に拡散され続け、濃度は断続的に低下していく。対して、非流動的媒体である土壌に沈着している間はほとんど拡散されず、高い濃度のままその場にとどまり続ける。つまり、沈着している時間や回数が大きければ大きいほど拡散される可能性は下がり、結果として高い濃度を保ったまま高緯度地域へと到達しやすくなると考えられる。2 つ目は、半減期の大きさの違いである。土壌中の有機物含有量によって多少の違いは生じるが、一般的に残留性有機汚染物質の土壌中の半減期は、大気中のそれよりも大きい。このことから、常に大気中に存在している場合よりも、マルチホッピングを経た場合の方が物質の寿命は長くなると考えられる。

1.4 本研究の目的

日本において残留性有機汚染物質の長距離移動性があまり重要視されていないという現状を顧みて、本研究では、PRTR 制度の対象となっている有機汚染物質のうち代表的な物質を抽出したうえで、長距離移動性の評価を行うこと、そしてその結果を基に有機汚染物質の適切な規制を行えるようにすることを目的としている。

長距離移動性の評価に関しては、先行研究で提唱されている概念と方法論にならい、定量的な評価指標を採用した。

1.5 本研究の構成

本研究は5節で構成されている。第2節では先行研究から得られた、残留性有機汚染物質の長距離移動による汚染の実態や、その長距離移動に寄与する現象に関する知見についてまとめた。第3節では、PRTR 制度対象となっている物質を中心とした有機汚染物質 21 種を選定し、先行研究の方法論とモデルを用いて、それらの物質の長距離移動性を定量的に評価した。第4節では、第3節で行った解析の結果を踏まえ、どのような要因が影響しているのかを分析し、長距離移動性が大きくなる場合の傾向を捉えるための考察を行った。第5節では、結論と今後の課題を示した。

参考文献

- 1) John Vijgen, Roland Weber, Walter Lichtensteiger and Margret Schlump, 2018, The legacy of pesticides and POPs stockpiles—a threat to health and the environment, *Environmental Science and Pollution Research*, Vol.25, pp31792.31798
- 2) 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）
- 3) 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）
- 4) 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>（閲覧日;2022 年 1 月 10 日）
- 5) 一般財団法人化学物質評価研究機構、2021、令和 2 年度化学物質安全対策（規制化学物質に関する国際的な動向調査）報告書
- 6) 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>（閲覧日;2022 年 1 月 10 日）
- 7) Hayley Hung et al.,2016, Temporal trends of Persistent Organic Pollutants (POPs) in arctic air: 20 years of monitoring under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), *Environmental Pollution* Vol.217, pp52-61
- 8) Jana Klánová et al.,2008, Persistent organic pollutants in soils and sediments from James Ros's Island, Antarctica, *Environmental Pollution*, Vol.152, No.2, pp416-3.23
- 9) V.S Semeena and Gerhard Lamael, 2005, The significance of the grasshopper effect on the atmospheric distribution of persistent organic substances, *GEOPHYSICAL RESEARCH LETTERS*, Vol.2.2, L07804

2. 評価手法

2.1 緒言

本節では、本研究で用いた方法論について示し、参考とした先行研究の理論も併せて示す。

2.2 では、残留性有機汚染物質のメディア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新たな評価指標を導入することで長距離移動性の定量的評価を行った Beyer et al. (2000)の方法論について示す。

2.3 では、残留性有機汚染物質が持つバッタ効果のしやすさに着目し、モンテカルロシミュレーションを実施したうえで、Beyer et al. (2000)とは異なる指標を用いて長距離移動性を定量的に評価した T. Gouin et al. (2004)の方法論について示す。

2.4 では、本研究の解析に用いた、fugacity を扱う定常 Box モデルである TaPL3 の概要について触れ、実際の計算過程や環境設定、メディア間の移動に係るパラメータ等を示す。

2.5 では、ストックホルム条約や PRTR 制度、物質の構造に含まれる元素の違いや物性値の特徴等を加味したうえで選定した、本研究の対象とした物質とそれらの物性値を示す。

2.2 定常 Box モデルを用いた長距離移動性の評価手法

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

連続モデルにおいて、大気のマスバランスは以下の式 2.2-1 で表される。

$$C_A U h_A w + C_S K_{SA} w \Delta x = (C_A + \Delta C_A) U h_A w + C_A k_{RA} h_A w \Delta x + C_A K_{AS} w \Delta x \quad (2.2-1)$$

w : ボックスの幅

Δx : ボックスの長さ(距離)

h_A : 大気層の高さ

K_{SA} : 土壌から大気への単位面積当たりの移動フラックス

K_{AS} : 大気から土壌への単位面積当たりの移動フラックス

U : 大気の移動速度

k_{RA} : 大気中の一次分解速度定数

これを微分方程式に直すと

$$\frac{dC_A}{dx} = (-C_A(k_{RA} + K_{AS}/h_A) + C_S K_{SA}/h_A)/U \quad (2.2-2)$$

また、土壌の定常マスバランスの式は

$$C_A K_{AS} = C_S(K_{SA} + k_{RS}h_S) \quad (2.2-3)$$

k_{RS} : 土壌中の一次分解速度定数

h_S : 土壌の深さ

つまり、

$$C_S = C_A K_{AS}/(K_{SA} + k_{RS}h_S) \quad (2.2-4)$$

が導かれる。

ここで、 $F = k_{RS}/(k_{RS} + K_{SA}/h_S)$ と定義する。 F を粘着性係数 (stickiness) といい、土壌へ輸送された物質のうち土壌に残留する割合、つまり土壌への残留のしやすさを表す。 F を用いて式 2.2-2 を表すと、

$$\frac{dC_A}{dx} = -C_A(k_{RA} + FK_{AS}/h_A)/U \quad (2.2-5)$$

これを C_A について解くと

$$C_A = -C_{A0} \exp(-x(k_{RA} + FK_{AS}/h_A)/U) \quad (2.2-6)$$

C_{A0} : 大気中の初期濃度

ここで C_A の値が C_{A0} の 1/e にまで減少するまでに物質が移動する距離を特性移動距離 (characteristic travel distance, CTD) と定義し、 L_A とおく。 L_A は以下の式 2.2-7 で表される。

$$L_A = U/(k_{RA} + FK_{AS}/h_A) \quad (2.2-7)$$

ここで大気中の物質質量 M_A を式 2.2-7 の分母・分子に掛けると、

$$L_A = UM_A/(M_A k_{RA} + M_A FK_{AS}/h_A) \quad (2.2-8)$$

$M_A k_{RA}$ は単位時間あたりに大気中で反応する物質質量、 $M_A F K_{AS}/h_A$ は土壌へ沈着する物質質量を表す

め、 $M_A k_{RA} + M_A F K_{AS} / h_A = N_R$ とおくと、 N_R は単位時間あたりに大気から失われる正味の物質を表す。環境中における全滞留時間 τ_R は、環境中の総物質 M_T を用いて $\tau_R = M_T / N_R$ と表せるため、式 2.2-8 は以下の式 2.2-9 のように書き換えられる。

$$L_A = U \tau_R M_A / M_T \quad (2.2-9)$$

式 2.2-9 より、CTD の算出に必要な値は、環境中における全滞留時間 τ_R 、環境中の総物質 M_T 、大気中の物質 M_A 、大気の移動速度 U のみであることが分かる。このうち U 以外の値は、連続モデルでなくとも非平衡の定常 Box モデルを使用して定常状態を再現することにより得られる。つまり、物性を定常 Box モデルに入力した後、その出力結果と任意の大気の移動速度を用いることで、物質の長距離移動性に関する評価指標である L_A の値を得ることが出来る。

このように、Beyer et al. (2000) によって初めて、物性と定常 Box モデルを用いた長距離移動性の評価手法が示された。この研究以降、単純な構造の定常 Box モデルから得られた結果を用いて定量的に長距離移動性を評価するための方法論や、専用のソフトウェアの開発が活発化された。

2.3 長距離移動性の評価指標の導入

2.3.1 バッタ効果のモンテカルロシミュレーション

Gouin et al. (2004) は、1 つの分子が起こすバッタ効果の回数（以下、ホップ数）を求めることが出来れば、物質の長距離移動性を定量的に評価出来ると考え、以下のようなモンテカルロシミュレーションを行った。

この 1 次元モンテカルロシミュレーションでは、ある物質の分子 1 個を取り出して、一定速度の風が吹いている大気と土壌で構成されたコンパートメントモデルの中へ放出し、分解されて消失するまでの挙動を記録した。この試行はコンピュータ上で 50,000 回繰り返す。大気中及び土壌中における一次分解速度定数はそれぞれ k_A と k_S 、大気から土壌及び土壌から大気への移動速度定数はそれぞれ k_{AS} と k_{SA} と設定された。時間 $t=0$ において大気へ放出された分子がとる挙動は、微小時間 Δt の間に $k_A \Delta t$ の割合で大気中にとどまり分解される場合と、 $k_{AS} \Delta t$ の割合で土壌へ沈着する場合の 2 通り存在し、これらは互いに排反である。また、同様に沈着した分子も、 $k_S \Delta t$ の割合で分解される場合と、 $k_{SA} \Delta t$ の割合で大気へ再揮発する場合の 2 通りの挙動を示す。このシミュレーションで用いた仮想的な物質は、上記 4 つの割合全てを同一の値としており、 $\frac{k_{AS}}{k_{AS}+k_A} \times \frac{k_{SA}}{k_{SA}+k_S}$ の値は 0.25 となった。

50,000 回の試行の結果、分子が起こしたホップ数と風によって輸送された距離の大きさは比例関係が見られた。さらに、1 回以上のホップを起こす分子の数は、2 回、3 回…と回数を追うごとにほぼ一定の割合で減少し、その割合は $\frac{k_{AS}}{k_{AS}+k_A} \times \frac{k_{SA}}{k_{SA}+k_S} = 0.25$ に等しかった。

続いて Gouin et al. (2004) は、物質の長距離移動性の特徴を一つの指標で表すことを目指し、モンテカルロシミュレーションの試行結果をもとに 1 分子あたりが起こすホップ数を以下のように算出した。

$$\begin{aligned}
 & 1 \text{ 分子あたりのホップ数} \\
 & = 0 \times 37776/50000 \\
 & \quad + 1 \times 9192/50000 \\
 & \quad + 2 \times 22.25/5000 \\
 & \quad + 3 \times 514/5000 \\
 & \quad + \dots
 \end{aligned} \tag{2.3-1}$$

上記の計算結果は約 0.33 となった。

2.3.2 モンテカルロシミュレーションの代替手法

モンテカルロシミュレーションは 1 分子あたりのホップ数を求める際に有用な手段だが、物質 1 つ 1 つに対して数万回の試行を行うことは現実的ではない。そこで Gouin et al. (2004) は、モンテカルロシミュレーションの理論を応用した、以下のような代替手法を開発した。

ホップ回数を追うごとに、その分子の数が $\frac{k_{AS}}{k_{AS}+k_A} \times \frac{k_{SA}}{k_{SA}+k_S}$ の割合で減少していったことを用いると、式 2.3-1 は以下のように近似できる。

$$\begin{aligned}
 & 1 \text{ 分子あたりのホップ数} \\
 & = 0 \times \left\{ \left(\frac{k_{AS}}{k_{AS}+k_A} \times \frac{k_{SA}}{k_{SA}+k_S} \right)^0 - \left(\frac{k_{AS}}{k_{AS}+k_A} \times \frac{k_{SA}}{k_{SA}+k_S} \right)^1 \right\} + 1 \\
 & \quad \times \left\{ \left(\frac{k_{AS}}{k_{AS}+k_A} \times \frac{k_{SA}}{k_{SA}+k_S} \right)^1 - \left(\frac{k_{AS}}{k_{AS}+k_A} \times \frac{k_{SA}}{k_{SA}+k_S} \right)^2 \right\} + 2 \\
 & \quad \times \left\{ \left(\frac{k_{AS}}{k_{AS}+k_A} \times \frac{k_{SA}}{k_{SA}+k_S} \right)^2 - \left(\frac{k_{AS}}{k_{AS}+k_A} \times \frac{k_{SA}}{k_{SA}+k_S} \right)^3 \right\} \\
 & \quad + 3 \times \left\{ \left(\frac{k_{AS}}{k_{AS}+k_A} \times \frac{k_{SA}}{k_{SA}+k_S} \right)^3 - \left(\frac{k_{AS}}{k_{AS}+k_A} \times \frac{k_{SA}}{k_{SA}+k_S} \right)^4 \right\} \\
 & \quad + \dots
 \end{aligned} \tag{2.3-2}$$

2.2 において、Beyer et al. (2000) が導入した物質のメディアへの残留のしやすさを表す指標である粘着性係数： F について触れたが、この場合における大気に対する粘着性係数を F_A 、土壌に対する粘着性係数を F_S とおくと、それぞれ以下の式で表される。

$$F_A = \frac{k_A}{k_{AS} + k_A} \quad (2.3-3)$$

$$F_S = \frac{k_S}{k_{SA} + k_S} \quad (2.3-4)$$

ここで、 $1 - F_A = \frac{k_{AS}}{k_{AS} + k_A}$ は大気から土壌への沈着のしやすさ、 $1 - F_S = \frac{k_{SA}}{k_{SA} + k_S}$ は土壌から大気への再揮発のしやすさを表す指標であるともいえる。そこで、それぞれ R_{AS} 、 R_{SA} と定義し、これらを用いて式 2.3-2 を表すと、

$$\begin{aligned} & \text{1 分子当たりのホップ数} \\ &= 0 \times \{(R_{AS}R_{SA})^0 - (R_{AS}R_{SA})^1\} \\ &+ 1 \times \{(R_{AS}R_{SA})^1 - (R_{AS}R_{SA})^2\} \\ &+ 2 \times \{(R_{AS}R_{SA})^2 - (R_{AS}R_{SA})^3\} \\ &+ 3 \times \{(R_{AS}R_{SA})^3 - (R_{AS}R_{SA})^4\} \\ &+ \dots \\ &= \sum_{k=1} k \{(R_{AS}R_{SA})^k - (R_{AS}R_{SA})^{k+1}\} \end{aligned} \quad (2.3-5)$$

となる。 k の値を大きくしていくと、 $k=n$ のときに n 回以上のホップを起こす分子の数が 0 となる n が存在するので、1 分子当たりのホップ数は 2.3-5 の無限級数の値

$\frac{R_{AS}R_{SA}}{1-R_{AS}R_{SA}}$ に等しい。

2.3.1 項のモンテカルロシミュレーションに用いた数値を使い、式 2.3-5 の無限級数を計算したところ、結果は 0.33…となった。これは、式 2.3-1 の計算結果と小数第 2 位まで一致している。T. Gouin et al. (2004) は、この理論を用いて物質ごとの 1 分子当たりのホップ数を算出し、その値を比較することで、長距離移動性を相対的に評価した。

本研究では、本章に示した理論をベースとして、PRTR 制度の対象となっている物質の 1 分子当たりのホップ数を算出した。

2.4 TaPL3 を用いた解析

本研究では、解析用のソフトウェアとして、Beyer et al. (2000)が開発した TaPL3 という定常 Box モデルを使用した。

TaPL3 は大気、水域、土壌、および底質の 4 つのメディアで構成された定常 fugacity モデルである。fugacity とは、化学物質が各相の外に出ようとする傾向を表す変数であり、メディア内の物質濃度を決定する。2.3 で示したように、T. Gouin et al. (2004) は反応速度 k を用いて理論を組み立てていったが、TaPL3 は k の代わりに fugacity f と移動係数 D を用いて物質の移動を表すモデルとなっている。そのため計算過程がやや異なるが、求められる結果は同じである。TaPL3 は、Donald Mackay et al. (1996) が開発

した、非平衡・定常の条件下で分解、排出、移流、拡散を考慮できる Box モデルである EQC に基づいて作成されており、基本的には EQC と同じ環境パラメータが使用されている。ただし、TaPL3 は大気と地表面のメディア間輸送に重点を置いて作成されているため、分解、排出、移流、拡散のうち、移流以外の 3 つを考慮したモデルとなっている。TaPL3 は改良を重ねており、現在は物性値を入力して解析を行うと、一定の排出強度で断続的に物質が排出されるという条件のもとマスバランスの定常状態が再現され、1 分子当たりのホップ数まで自動的に算出される。また、TaPL3 においては土壌表面に存在する植生についても考慮しているが、植生と大気、植生と土壌の間の移動量は、大気と土壌の間での移動量と比較して非常に小さいため、以下の計算過程においては省略している。

2.2 では大気と土壌のみを考慮したが、TaPL3 においては土壌と水域から構成される地表面を想定している。2.2 にて粘着性係数を $F = k_{RS}/(k_{RS} + K_{SA}/h_S)$ と定義したが、TaPL3 ではメディア間の移動速度の差を用いて粘着性係数を定義する。土壌に対する粘着性係数を F_S 、水域に対する粘着性係数を F_W とおくと、それぞれ以下の式で定義される。

$$F_W = (TR_{AW} - TR_{WA})/TR_{AW} \quad (2.4-1)$$

$$F_S = (TR_{AS} - TR_{SA})/TR_{AS} \quad (2.4-2)$$

TR_{AW} : 大気から水域への沈着速度

TR_{WA} : 水域から大気への揮発速度

TR_{AS} : 大気から土壌への沈着速度

TR_{SA} : 土壌から大気への揮発速度

式 2.4-1 と 2.4-2 から分かるように、粘着性係数は沈着した物質のうち地表面へとどまる割合を表しているため、2.3 で用いた粘着性係数と遜色ないものであるといえる。メディア間の移動速度は、移動係数 D と fugacity f を用いて式 2.4-3 のように表される。

$$TR_{ij} = D_{ij} \times f_i \quad (2.4-3)$$

TR_{ij} : メディア i からメディア j への移動速度

D_{ij} : メディア i からメディア j への移動係数

f_i : メディア i の fugacity

ここで地表面への沈着速度を TR_{AT} とおくと、式 2.4-4 のように表される。

$$TR_{AT} = TR_{AW} + TR_{AS} \quad (2.4-4)$$

地表面に対する粘着性係数を F_T とおくと、 F_T 及び大気に対する粘着性係数 F_A は、それぞれ全体の沈着速度を TR_{AT} と地表面から大気への揮発速度 TR_{TA} を用いて、式 2.4-5、2.4-6 のように表される。

$$F_T = (TR_{AT} - TR_{TA})/TR_{AT} \quad (2.4-5)$$

$$F_A = (E_A + TR_{TA} - TR_{AT}) / (E_A + TR_{TA}) \quad (2.4-6)$$

TR_{AT} : 全体の沈着速度

TR_{TA} : 地表面から大気への揮発速度

E_A : 大気への排出強度

2.3-2 項より、1 分子当たりのホップ数は、以下の式 2.4-7 で表される。

$$R_{AS}R_{SA}/1 - R_{AS}R_{SA} = (1 - F_A)(1 - F_T)/1 - (1 - F_A)(1 - F_T) = TR_{TA}/E_A \quad (2.4-7)$$

本研究で用いた TaPL3 の環境パラメータの値を、以下の表 2.4-1 から表 2.4-6 に示す。これらの値は Beyer et al. (2000)が使用した値を参照している。各メディアの容量に関しては、地表面における水域と土壌の比は 1:9 とし、大気層の高さは 1000 m、水域と土壌、底質の深さはそれぞれ 20 m, 20 cm, 5 cm としている。また、大気中の風速は 13.4 km/h、水域における水の流速は 2.6 km/h と設定している。

表 2.4-1 各成分の体積の割合 (-)

Aerosol in Air	2.00E-11
Susp. Particles in Water	5.00E-06
Fish in Water	1.00E-06
Air in Soil	0.2
Water in Soil	0.3
Solids in Soil	0.5
Water in Sediment	0.8
Solids in Sediment	0.2

表 2.4-2 各メディアの高さ/深さ(m)

Air	1000
Water	20
Soil	0.2
Sediment	0.05

表 2.4-3 各成分の密度(kg/m³)

Air	1.185
Vapor phase of Air	1.21
Aerosol in Air	2000
Liquid phase of Water	1000
Sup. Particles in Water	1500
Fish in Water	1000
Air in Soil	1.185
Water in Soil	1000
Solid in Soil	2400
Water in Sediment	1000
Solid in Sediment	2400
Vegetation	900

表 2.4-4 各メディアの面積 (m²)

Air	1.00E+11
Water	1.00E+10
Soil	9.00E+10
Sediment	1.00E+10

表 2.4-5 含まれる有機炭素の割合 (g/g)

Susp. Particles	0.2
Soil Solids	0.02
Sediment Solids	0.04

表 2.4-6 含まれる脂質の割合 (g/g)

Fish Lipid	0.05
Vegetation Lipid	0.01

表 2.4-7 植生の各成分の割合

Biomass	1
Leaf Area Index	3

表 2.4-8 メディア間の輸送速度 (m/h)

Air side air-water MTC	5.00E+00
Water side air-water MTC	5.00E-02
Rain rate	1.00E-04
Aerosol deposition velocity	6.00E-10
Soil-air phase diffusion MTC	2.00E-02
Soil-water phase diffusion MTC	1.00E-05
Soil-air boundary layer MTC	5.00E+00
Sediment-water diffusion MTC	1.00E-04
Sediment deposition velocity	5.00E-07
Sediment resuspension velocity	2.00E-07
Soil-water runoff rate	5.00E-05
Soil-solids runoff rate	1.00E-08

2.5 本研究で対象とした化学物質

本研究の対象物質としては、まず、1990年代から長距離移動性が懸念されている代表的な残留性有機汚染物質の1分子当たりのホップ数を知るために、以下の表 2.5-1 に示す物質を選出した。表 2.4-1 の物質は、いずれもストックホルム条約の対象となっている。さらに、表 2.5-1 の物質以外で、ストックホルム条約の規制対象かつ PRTR 制度の対象となっている表 2.5-2 の有機汚染物質も選出した。さらに、物質群ごとの特徴を捉えるために、PRTR 制度対象のうち有機塩素系化合物群から2物質、有機フッ素化合物群、揮発性炭化水素群からそれぞれ1物質ずつ選び取った、表 2.5-3 に示す物質も対象とした。これらの物質に関しては、EQC のデータベース (Beyer et al., 2000) に組み込まれている物質や、環境省のデータベース等から物性値のデータを得やすい物質を選定した。また、表 2.5-4 は全ての PRTR 制度対象物質のうち、特定の物性値が全体の上位5%、または下位5%に属する物質を抽出したものである。N-ヘキサンは蒸気圧の値が全体の上位5%、ポリ(オキシエチレン)アルキルエーテルは下位5%に属する。フェノールは水への溶解度の値が全体の上位5%、リン酸トリフェニルは下位5%に属する。また、1分子当たりのホップ数の結果を踏まえ、ホップ数が大きくなった物質群や予想していた値と大きくずれが生じた物質などは、考察の際に追加解析を行った。

表 2.5-1 から表 2.5-4 に本研究の対象とした物質の、TaPL3 における解析に使用した物性値を記載し

ている。一部の物質で、各メディア内における半減期の値が参考文献から得られなかったものがあり、その場合は EPI Suite (The Estimations Programs Interface for Windows) を用いて算出した。EPI Suite は、化学物質の構造をもとに各物質の物性値を予測・算出するモデルで構成されるソフトウェアであり、実測値が得られない場合に、半減期等の物性値の理論値を計算できる。

表 2.5-1 代表的な残留性有機汚染物質の物性値

物質名	分子量 [g/mol]	融点 [°C]	蒸気圧[Pa]	水への 溶解度 [mg/L]	半減期[hr]				logKow	参考文献
					大気	水域	土壌	底質		
α -HCH	290.83	158	0.003	1	1420	3364	1687	55000	3.8	Beyer et al. (2000)
γ -HCH	290.83	112	0.00374	7.3	1040	17000	17000	55000	2.6	Beyer et al. (2000)
HCB	284.8	230	0.0023	0.005	7350	55000	55000	55000	5.5	Mackay et al. (1996)
p,p'-DDT	354.5	108.5	0.00374	0.0055	170	5500	17000	55000	6.19	Mackay et al. (1996)
アルドリン	364.93	104	0.005	0.02	5	17000	17000	55000	3	Beyer et al. (2000)
クロルデン	409.8	104	4.00E-04	0.056	55	17000	17000	55000	6	Beyer et al. (2000)
ディルドリン	380.93	176.5	0.0005	0.17	55	17000	17000	55000	5.2	Beyer et al. (2000)
トキサフェン	413.8	80	0.0009	0.5	170	55000	55000	55000	5.5	Beyer et al. (2000)
リンデン	290.85	112	0.00004	7.3	1040	17000	17000	55000	3.7	Mackay et al. (1996)

表 2.5-2 スtockホルム条約の規制対象かつ PRTR 制度対象となっている有機汚染物質の物性値

物質名	分子量 [g/mol]	融点[°C]	蒸気圧[Pa]	水への 溶解度 [mg/L]	半減期[hr]				logKow	参考文献
					大気	水域	土壌	底質		
DecaBDE	959.2	305	2.72E-03	1.00E-04	37	1662.2	1662.2	1662.2	10.1	中西ら(2008)
hepta-PCB	395.8	130	2.73E-05	5.00E-05	5500	55000	55000	55000	6.8	Beyer et al.(2000)
hexa-PCB	360.9	150	5.00E-05	5.50E-04	5500	55000	55000	55000	7	Beyer et al.(2000)
OCDD	459.72	2.22	1.10E-10	7.40E-08	550	5500	55000	55000	8.2	Beyer et al.(2000)
p,p'-DDE	318.03	89	8.66E-04	0.04	170	55000	55000	55000	5.7	Beyer et al.(2000)
PCB-15	223.1	149	0.0048	0.06	170	5500	17000	17000	5.3	Mackay et al.(1996)
PCB-209	498.7	305.9	5.02E-08	1.00E-05	55000	55000	55000	55000	8.26	Mackay et al.(1996)
PCB-52	292	87	0.0049	0.03	1700	55000	55000	55000	6.1	Mackay et al.(1996)
PFOS	500	400	0.85	680	182.4	3.2.20	8640	38880	3.49	環境省、EPI Suite
エンドスルファン	406.9	106	2.31E-05	0.53	31.3	3.2.20	8640	38900	3.83	環境省、EPI Suite
ジベンゾ-p-ジオキシン	184	123	20	0.865	55	55	1700	5500	3.3	Mackay et al.(1996)
ペンタクロロフェノール	266.34	190	0.000012.3	14	550	550	1700	5500	5.05	Mackay et al.(1996)

表 2.5-3 有機フッ素化合物、有機塩素化合物、揮発性炭化水素に属する物質の物性値

物質名	分子量 [g/mol]	融点[°C]	蒸気圧[Pa]	水への 溶解度 [mg/L]	半減期[hr]				logKow	参考文献
					大気	水域	土壌	底質		
1,4-ジクロロベンゼン	147.01	53.1	130	83	550	1700	5500	17000	2.4	Mackay et al. (1996)
トリフルラリン	335.3	46	0.0061	0.184	10.7	4320	8640	38900	5.34	落合 (2020)、EPI Suite
クロロベンゼン	112.6	-45.6	1580	484	170	1700	5500	17000	2.8	Mackay et al. (1996)
トルエン	92.13	-95	3800	515	17	550	1700	5500	1.69	Mackay et al. (1996)

表 2.5-4 物性値に特徴のある有機汚染物質の物性値

物質名	分子量 [g/mol]	融点[°C]	蒸気圧[Pa]	水への 溶解度 [mg/L]	半減期[hr]				logKow	参考文献
					大気	水域	土壌	底質		
フェノール	94.1	40.9	46.7	8.38E+04	9.76	360	720	3240	1.46	落合 (2020)、EPI Suite
リン酸トリフェニル	326.3	50.5	2.67E-04	1.9	23.7	900	1800	8100	4.59	落合 (2020)、EPSuite
ポリ(オキシエチレン)= アルキルエーテル	406.61	175.92	1.08E-08	11.3	2.82	900	1800	8100	2.4	落合 (2020)、EPI Suite
N-ヘキサン	86.18	-95.3	1.00E+06	9.50E+00	17	550	1700	5500	3.9	Mackay et al. (1996)

2.6 結言

本章では、本研究で用いた方法論について示し、方法論の基盤となる先行研究の理論や数式も併せて示した。

2.2 節では、Beyer et al. (2000)が連続モデルではなく、定常 Box モデルでの解析結果を長距離移動性の評価に応用できる根拠を示したことに触れ、さらに残留性有機汚染物質のメディアに対する留まりやすさに着目することで、CTD という長距離移動性の定量的な評価指標を導入したことを示した。

2.3 節では、Beyer et al. (2000)とは異なるアプローチで残留性有機汚染物質の長距離移動性の定量的な評価を試みた Gouin et al. (2004) の方法論について示し、バッタ効果のしやすさに着目した指標である 1 分子当たりのホップ数の算出方法と、その算出方法の簡潔な代替手法について示した。

2.4 節では、本研究の解析に用いた fugacity を扱う定常 Box モデルである TaPL3 の概要について触れ、Gouin et al. (2004) の方法論とは一部の計算過程や環境設定が異なることや、本研究で用いた環境設定と各種パラメータの値を示した。

2.5 節では、代表的な残留性有機汚染物質の 1 分子当たりのホップ数を知るために、ストックホルム条約対象の物質や、ストックホルム条約・PRTR 制度両者の対象となっている物質を本研究の対象として選定した。また、有機フッ素化合物や塩素化合物、揮発性炭化水素に属する物質も、比較のために選定した。また、蒸気圧や水への溶解度物の値に特徴のある物質も選定した。

参考文献

- 1) Andreas Beyer, Donald Mackay, Michael Matthies Frank Wania, and Eva Webster, 2000, Assessing Long-Range Transport Potential of Persistent Organic Pollutants, *Environmental Science and Technology*, Vol.2.4, pp699-703
- 2) T. Gouin, D. Mackay, K.C. Jones, T. Harner, and S.N. Meijer, 2004, Evidence for the “grasshopper” effect and fractionation during long-range atmospheric transport of organic contaminants, *Environmental Pollution* Vol.128, pp139–148
- 3) Donald Mackay, Antonio Di Guardo, Sally Paterson, Christina E. Cowan, 1996, Evaluating the environmental fate of a variety of types of chemicals using the EQC model, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 15, No. 9, pp. 1627–1637
- 4) United States Environmental Protection Agency, EPI Suite--Estimation Program Interface<<https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/epi-suite-estimation-program-interface>> (閲覧日 ; 2022 年 1 月 19 日)
- 5) 中西準子、東海明宏、岩田光夫、2008、デカブロモジフェニルエーテル（詳細リスク評価書シリーズ）、丸善株式会社
落合遥、2020、化学物質の非定常流出事象に対する移動・残留特性に着目した物性値データベースの開発

3. 結果・考察

3.1 緒言

本章では、2.5 節において選定した対象物質の 1 分子当たりのホップ数の算出結果と、結果に影響を与えた要因を踏まえた考察、及び追加解析の結果を示す。

3.2 節では、TaPL3 を用いて算出した、本研究の対象とした物質の 1 分子当たりのホップ数を示す。

3.3 節では、なぜ 3.2 節で示すような結果が生じたのかを考察する。3.3-1 項では、対象とした物質の物性値の特徴と、fugacity モデルの構造が及ぼした影響について考察する。3.2-2 項では、分子の構造が変化する物質はどのように長距離移動性を評価すべきかという点について考察する。3.2-3 項では、本研究の対象物質について、Beyer et al. (2000) が導入した指標である CTD の算出を行い、1 分子当たりのホップ数の値と比較を行う。3.2-4 項では、ストックホルム条約で規制を検討されつつある有機フッ素化合物と、PRTR 制度対象の有機フッ素化合物の 1 分子当たりのホップ数について示す。

3.4 節では、実際の環境下における物質の挙動からみた本研究で用いた評価手法の問題点や、近年の長距離移動性に関する研究の動向について考察する。

3.5 節では、1 分子当たりのホップ数という指標を実用化するにあたっての適切な利用方法や、1 分子当たりのホップ数の利点を生かすことで規制の決定にどのように役立つのかについての考察を行う。

3.2 1 分子当たりのホップ数の算出結果

表 2.5-1 から表 2.5-4 に記した物質の 1 分子当たりのホップ数を以下の図 1 に示す。代表的な残留性有機汚染物質は、おおむね 10^{-3} から 10^{-1} オーダーという、比較的大きな値を示している。ストックホルム条約の規制対象かつ PRTR 制度対象となっている有機汚染物質の中では、PCB や PFOS、エンドスルファンが代表的な残留性有機汚染物質と同程度の値を示した。対して、ダイオキシン類やペントクロロフェノールはそれらよりもやや低い値となった。PRTR 制度対象のトリフルラリンや、1,4-ジクロロベンゼン、クロロベンゼンも比較的大きな値となった。蒸気圧の値が大きい N-ヘキサンや、水への溶解度が大きいフェノールも、代表的な残留性有機汚染物質と同程度の値を示した。蒸気圧の小さいポリ(オキシエチレン)＝アルキルエーテルは、1 分子当たりのホップ数も非常に小さくなったが、水への溶解度の小さいリン酸トリフェニルは、やや大きな値となった。ただし、DecaBDE は予想に反して 10^{-7} オーダーという、ポリ(オキシエチレン)＝アルキルエーテルよりもさらに小さい値となった。

このように、ストックホルム条約の対象となっていない物質であっても、代表的な残留性有機汚染物質と同程度の値を示すものは多く、その長距離移動性も同程度のものであるといえる。

1分子当たりのホップ数

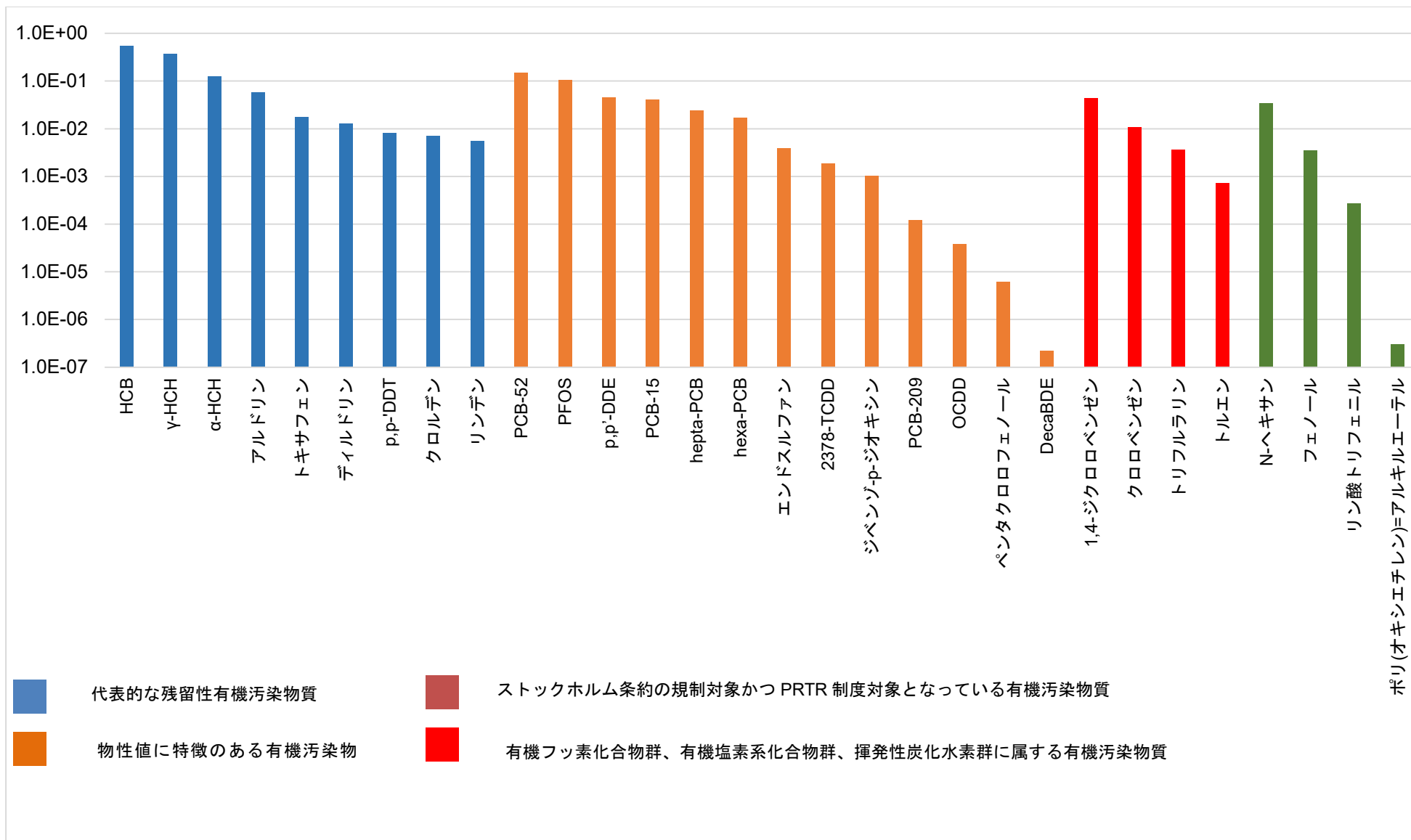


図1 1分子当たりのホップ数

3.3 考察とそれに伴う追加解析

3.3.1 物性値と結果の因果関係

TaPL3 は物性値を入力することで 1 分子当たりのホップ数を算出するモデルであり、本研究では全ての物質において同じ環境パラメータの下で解析を行った。そのため、1 分子当たりのホップ数の差は物性値によって生じる。

1 分子当たりのホップ数に大きく影響する物性値の一つは、メディア内の半減期である。メディア内の半減期が大きければ、その分メディア内での反応速度定数は小さくなり、分解による消失はあまり起こらず、代わりに他メディアへの移動が活発化する。これにより 1 分子当たりのホップ数も大きくなる。図 1 において比較的大きな値をとった物質は、概ねメディア内の半減期が大きく、特に土壌中の半減期が大きいものが多かった。

また、蒸気圧と水への溶解度も 1 分子当たりのホップ数に大きく影響を与える。TaPL3 は fugacity モデルであるが、一般的な fugacity モデルにおいては、以下の式 3.3-1 の関係が成り立つ。

$$C = QZ \quad (3.3-1)$$

C : 濃度

Q : fugacity

Z : fugacity capacity

fugacity capacity とは、各相がもつ fugacity の許容量のことであり、物性値から求められる。また、濃度 C は以下の式でも表せる。

$$C = M/V_i \quad (3.3-2)$$

M : 物質質量

V_i : メディア i の体積

式 3.3-2 より、

$$Q = M \sum V_i Z_i \quad (3.3-3)$$

Z_i : メディア i の fugacity capacity

式 3.3-3 より、fugacity capacity が小さければ fugacity は大きくなり、物質がメディアの外へ出ようとする働きも大きくなる。大気は fugacity capacity は絶対温度と気体定数で決まるが、水域の fugacity capacity は、水への溶解度を蒸気圧で割ったものである。土壌、底質の fugacity capacity は水域の fugacity capacity によって決まる。つまり、地表面から大気への再揮発のしやすさは、水への溶解度に反比例し、蒸気圧に比例する。図 1 から分かるように、蒸気圧の値が全体の上位 5 %N-へキサンは代表

的な残留性有機汚染物質とほぼ同程度のホップ数だが、下位 5 %に属するポリ(オキシエチレン)=アルキルエーテルは、 10^{-6} オーダーにも満たない値になっている。

ところが、1 分子当たりのホップ数の値が必ずしも蒸気圧に比例し、水への溶解度に反比例するわけではない。何故なら、式 2.4-3 で示したように、1 分子当たりのホップ数の算出に用いるメディア間の移動速度は、fugacity と D 値を掛けたものであり、両方の値の変動に影響されるためである。大気、水域、土壌の fugacity capacity をそれぞれ Z_A 、 Z_W 、 Z_S とすると、水域から大気への移動係数 D_{WA} 及び土壌から大気への移動係数 D_{SA} はそれぞれ以下の式 3.3-4、3.3-5 のように表される。

$$D_{WA} = A_W / (1/U_1 Z_A + 1/U_2 Z_W) \quad (3.3-4)$$

$$D_{SA} = A_W / [(1/U_5 A_S Z_A + 1/(U_4 A_S Z_W + U_3 A_S Z_A))] \quad (3.3-5)$$

A_W : 水域の面積

A_S : 土壌の面積

U_1 : 大気側の 大気-水域間の移動係数

U_2 : 水域側の 大気-水域間の移動係数

U_3 : 土壌気相の 大気-土壌間の移動係数

U_4 : 土壌水相の 大気-土壌間の移動係数

U_5 : 大気側の 大気-土壌間の移動係数

ここで、 U_1 から U_5 は固定値であるため、大気へと物質が再揮発する際の移動係数は Z_A 、 Z_W 、 Z_S の大きさに影響を受けることが分かる。また、2.4 節で示したように、物性値によって決まるのは Z_W 、 Z_S であり、 Z_S は Z_W によって決まる。そのため D 値に着目した場合、 Z_W の値、つまり水への溶解度と蒸気圧の比が大きくなるとメディア間の移動も活発になることが分かる。

このように、fugacity モデルでは様々なパラメータと物性値が複雑に影響を及ぼしあっているため、ある 1 つのパラメータと 1 分子当たりのホップ数の大きさの関係を単純化することは難しい。表 3.3-1 は、1 分子当たりのホップ数が全物質の中間程度であった 2378-TCDD と、最も大きかった HCB について、水への溶解度の値を変化させた際に 1 分子当たりのホップ数を算出した結果である。HCB については、1 倍から 10 倍に変更した際に 1 分子当たりのホップ数は倍近く増加した。対して 2378-TCDD では、水への溶解度を大きくしていくと、徐々に 1 分子当たりのホップ数は小さくなっていった。HCB では D 値が大きくなったこと、2378-TCDD では fugacity が小さくなったことが影響していると考えられる。

表 3.3-1 水への溶解度を変化させた際の 1 分子当たりのホップ数

水への溶解度	1 分子当たりのホップ数	
	2378-TCDD	HCB

1 倍	1.82E-03	0.548
2 倍	9.54E-04	0.795
10 倍	2.20E-04	0.979

図 1 に示す結果では、水への溶解度の値が全体の上位 5 %であるフェノールと、下位 5 %に属するリン酸トリフェニルの間に 10^{-1} オーダー程度の差しか見られなかったが、これは fugacity と D 値の関係によって、水への溶解度という特定のパラメータが結果に及ぼす影響が緩和されたことが理由として考えられる。

3.3.2 DecaBDE の低臭素化の影響

図 1 から分かるように、DecaBDE の 1 分子当たりのホップ数は、他の物質と比べて非常に小さいことが分かる。DecaBDE は強い難燃効果を持ち、1970 年～1980 年代において家電・繊維製品に広く用いられていた難燃剤である。後に不純物として含まれる臭素化ダイオキシンによる健康被害が懸念され、ストックホルム条約においても、2009 年に DecaBDE を含むポリ臭化ジフェニルエーテル類 (Polybrominated diphenyl ether, PBDEs) が規制の対象となった¹⁾。このように、ストックホルム条約の規制対象になっているにも関わらず、同じように規制対象になっている残留性有機汚染物質に比べて 10^{-5} オーダー以上の差が生じている。この理由について、DecaBDE の化学的特徴を踏まえた考察を行った。

DecaBDE は、基本骨格であるジフェニルエーテルの全ての置換基が臭素化された臭素数 10 の物質である²⁾。環境中の DecaBDE は、時間が経過するとともにこれらの臭素原子の一部が抜け落ちて低臭素化し、臭素数 8 の OctaBDE や臭素数 5 の PentaBDE へと変化することが分かっている。低臭素化した分子は DecaBDE と比較して体内吸収率が高く、NOAEL (No Observed Adverse Effect Level : 無毒性量) の値も小さくなっていることから、より強い毒性を持つ¹⁾。表 2.5-2 から分かるように、DecaBDE の大気中における半減期は他の物質に比べて小さいが、その分素早く低臭素化し、OctaBDE や PentaBDE 等に変化すると考えられる。DecaBDE が環境中に排出された後、短時間で低臭素化し、強い毒性を持ってさらに遠くへ移動する可能性が考えられる。そこで、表 3.3-1 に示す物性値を使って、OctaBDE 及び PentaBDE の 1 分子当たりのホップ数を算出した。その結果を図 2 に示す。

図 2 から分かるように、OctaBDE の 1 分子当たりのホップ数は DecaBDE の約 10 倍、PentaBDE は約 10^4 倍となっており、DecaBDE と低臭素化物の算出した 1 分子当たりのホップ数の大きさにはかなりの差があった。特に PentaBDE は DecaBDE、OctaBDE に比べて大気中の半減期が非常に大きく、地表面へ沈着する割合が高くなったことによりホップ数が大きくなったと考えられる。

このように、分子の構造が変化することにより長距離移動性が大きくなる物質を扱う場合、元の物質の 1 分子当たりのホップ数を評価するだけでは、汚染による影響を過小評価してしまう可能性が

ある。分子の構造変化は、TaPL3 のようなモデルでの解析ではどうしても反映できない。そのため、このような特性をもつ物質は個別に考慮し、低分子化した後の物質についても解析を行うべきであると考えられる。また、低分子化の影響があまり知られていない物質は、長距離移動性や毒性を過小評価される可能性が高い。この場合の対処法としては、低分子化しやすい既存の物質(PBDEs 等)と分子構造を比較し、類似性を見出すという方法が考えられる。

表 3.3-2 DecaBDE とその低臭素化物の物性値

物質名	分子量 [g/mol]	融点 [°C]	蒸気圧 [Pa]	水への 溶解度 [mg/L]	半減期[hr]				logK _{ow}	参考文献
					大気	水域	土壌	底質		
OctaBDE	801.38	155	1.75E-07	0.0005	318	16632	16632	16632	8.625	中西ら (2008)
DecaBDE	959.2	305	2.72E-03	1.00E-04	37	16632	16632	16632	10.1	中西ら (2008)
PentaBDE	564.7	-3	5.40E-05	0.0024	8000	16632	16632	16632	6.7	中西ら (2008)

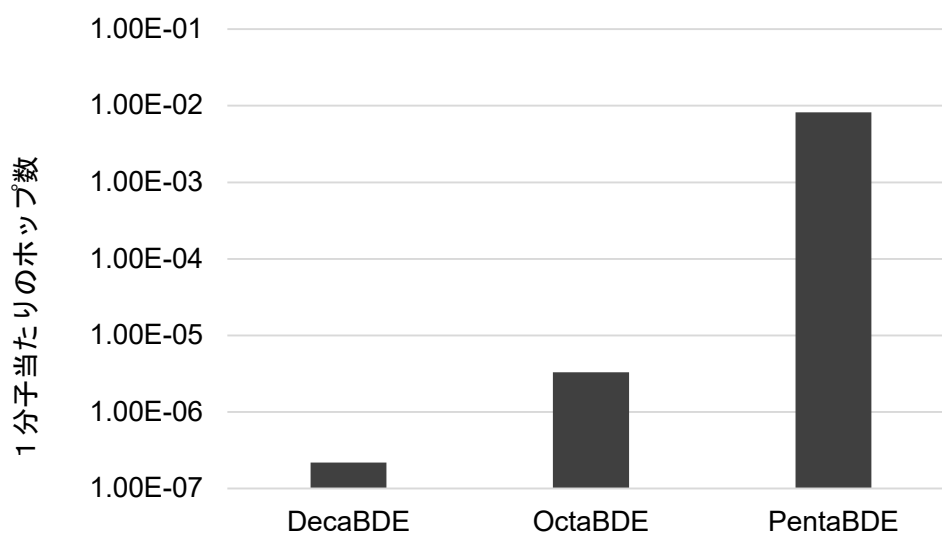


図 2 DecaBDE の低臭素化物の 1 分子当たりのホップ数

3.3.3 CTD を用いた比較

2.2 節において、物質の長距離移動性を評価するために Beyer et al. (2000) が開発した CTD という指標に触れた。CTD は理想的な特定の環境下において濃度が一定の割合で低下するまでに要する移動距離の

ことであり、1分子当たりのホップ数と同じく、物質の長距離移動性を比較するための相対的な指標である。1分子当たりのホップ数は1つの分子が何回ホップを起こしうるのかを表した指標であるが、式 2.2-9 から分かるように、CTD の大きさは環境中における全滞留時間 τ_R と、全物質質量 M_T に対する大気中の物質質量 M_A の割合の大きさに比例する。ここで、図 1 に示した物質の CTD を図 3 に示す。大気の移動速度 U の値は 2.4 節と同様に 13.4 km/h とした。

図 3 から分かるように、おおむね1分子当たりのホップ数と CTD の大きさの序列は対応している。しかし、アルドリン、DecaBDE、エンドスルファンに関しては、1分子当たりのホップ数と CTD の大きさに乖離が生じている。

表 3.3-3 に、上記 3 物質の τ_R と、 M_A/M_T の値を示す。1分子当たりのホップ数に比べて CTD が小さくなったアルドリンとエンドスルファンについては、 τ_R と M_A/M_T のどちらか一方の値が極端に小さいために CTD も小さくなった。DecaBDE はどちらの値も際立って小さいというわけではないため、CTD はあまり小さくならなかった。アルドリンと DecaBDE はどちらも大気中の半減期が非常に小さいが、蒸気圧が大きく融点も低いアルドリンは揮発しやすく土壌や水域にあまり分配されないため、 τ_R の値が極端に小さくなったと考えられる。対して DecaBDE は土壌に分配される割合が大きく、 τ_R の値もアルドリンに比べて大きくなったと考えられる。エンドスルファンは蒸気圧の値が非常に小さく、大気に分配される物質の割合が小さくなったと考えられる。

表 3.3-3 アルドリン、DecaBDE、エンドスルファンの全滞留時間とマスバランス

物質名	τ_R (h)	M_A/M_T (%)	$\tau_R M_A/M_T$
アルドリン	9.81	73.5	721.035
DecaBDE	79.8	66.9	5338.62
エンドスルファン	5890	0.4	2273.54
HCB (参考)	31200	23.8	742560

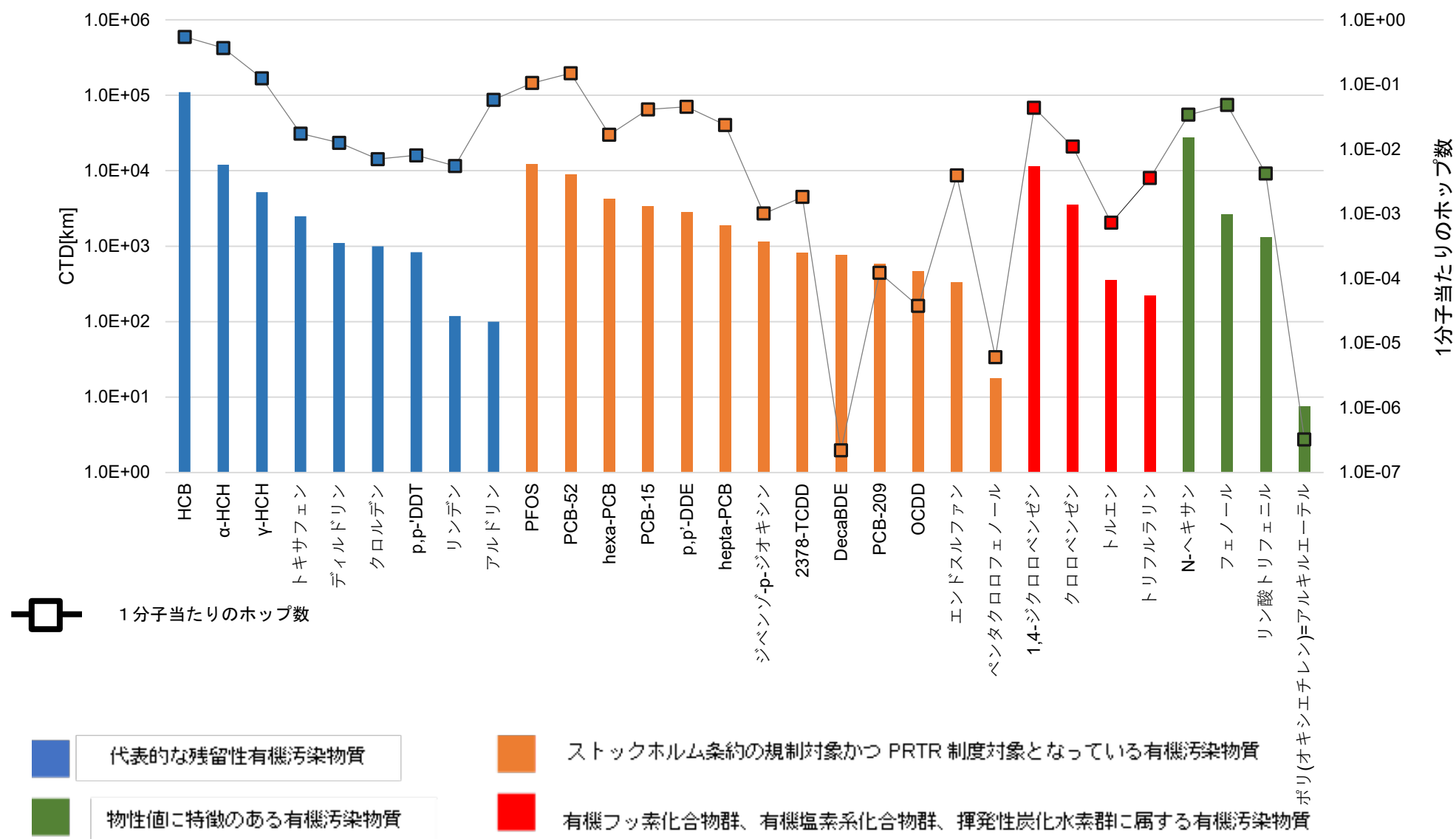


図3 CTD と 1 分子当たりのホップ数の比較

3.3.4 有機フッ素化合物を対象とした追加解析

1.1.1 項でも触れたように、近年 PFOA の廃絶決定や PFHxS の条約への追加が現在審議され、有機フッ素化合物の危険性と長距離移動性に注目が集まっている。3.2 節においても、有機フッ素化合物であるペルフルオロオクタンスルホン酸 (perfluorooctanesulfonic acid, PFOS) やトリフルラリンの 1 分子当たりのホップ数は、代表的な残留性有機汚染物質と数オーダー以内の差に収まる値であった。そこで、フロン類を除く他の PRTR 制度対象の有機フッ素化合物についても追加解析を行い、1 分子当たりのホップ数を算出した。さらに、PRTR 制度対象ではないものの、上記の PFOA 及び PFHxS についても算出を行った。その結果を図 4 に示す。なお、物性値は表 3.3-4 に示す値を用いた。

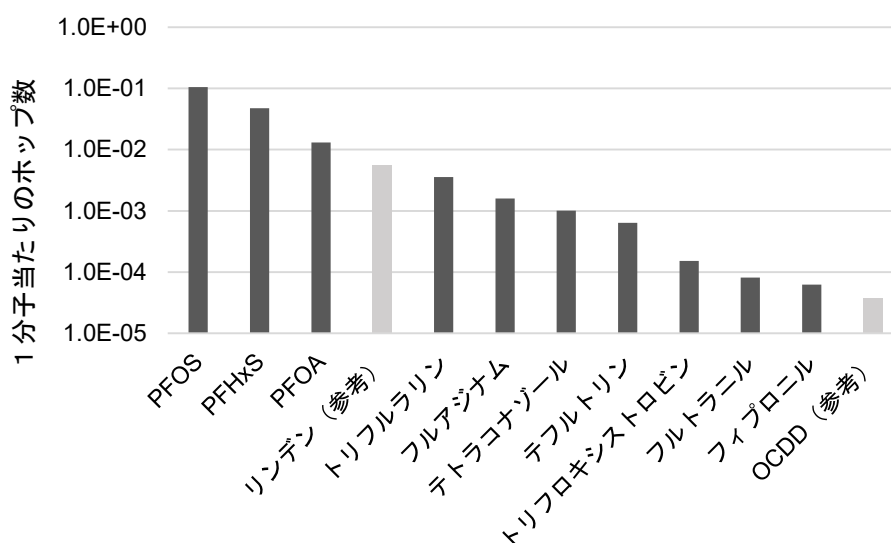


図 4 有機フッ素化合物の 1 分子当たりのホップ数

PFHxS 及び PFOA は、PFOS に次いで大きな値となった。これは 3.2 節で示した物質と比較しても大きな値である。PRTR 制度対象の有機フッ素化合物では、トリフルラリン、フルアジナム、テトラコナゾールが 10^{-3} オーダー以上の値を示した。これは、HCB 等と比べると小さいが、他の代表的な残留性有機汚染物質との差は 10^{-1} から 10^{-2} オーダー以内に収まっている。このように、PRTR 制度対象の有機フッ素化合物は全体的に小さめの値をとったが、長距離移動性をもつ物質も存在するといえる。また、PFOA や PFHxS はストックホルム条約の候補となっており、大きな長距離移動性を示しているにも関わらず、PRTR 制度対象外となっている点が懸念される。

表 3.3-4 有機フッ素化合物の物性値

物質名	分子量 [g/mol]	融点 [°C]	蒸気圧[Pa]	水への 溶解度 [mg/L]	半減期[hr]				logKow	参考文献
					大気	水域	土壌	底質		
テトラコナゾール	372.2	6	1.800E-04	156	23.35	4320	8640	38880	2.56	落合 (2020)、EPI Suite
シハロホップブチル	357.4	49.5	5.332E-05	0.44	0.5162	2.60	720	3240	2.31	落合 (2020)、EPI Suite
フルアジナム	465.1	113	6.985E-06	1.76	2741	4320	8640	38880	4.01	落合 (2020)、EPI Suite
フルトラニル	323.32	104.5	6.505E-06	6.53	1.719	1440	2880	12900	3.7	落合 (2020) EPI Suite
トリフロキシ ストロビン	408.4	72.9	2.400E-06	0.61	36.46	1440	2880	12900	4.5	落合 (2020)、EPI Suite
フィプロニル	437.1	200.5	3.706E-07	1.9	2.671	4320	8640	38880	4	落合 (2020)、EPI Suite
インドキサカルブ	527.8	88.1	2.533E-08	0.2	6.161	4320	8640	38880	4.65	落合 (2020)、EPI Suite
テフルトリン	418.74	44.6	8.398E-03	0.02	13.8	4320	8640	38900	6.4	落合 (2020)、EPI Suite
PFOA	414.07	53.3	4.13	9.50E+03	494	4320	8640	38900	4.81	環境省、EPI Suite
PFHxS	400.11	41	58.9	1400	1834	4320	8640	38880	5.17	環境省、EPI Suite

3.4 実際の物質の挙動から見た評価手法の問題点

1 分子当たりのホップ数を長距離移動性の評価指標とするメリットは、物質の物性値さえ分かれば評価が行えることや、大規模なシミュレーションではなく、簡単な方法論を用いて評価出来ることが挙げられる。しかし、デメリットも複数考えられる。

1 分子当たりのホップ数は、物性値と定常 Box モデルを用いて算出した値であるため、実際の環境下において 1 つの分子が 1 分子当たりのホップ数と同じ回数のホップを起こすとは限らない。そもそも地球規模の長距離移動は、細かな風や海流の変化をモデルに反映させることが難しいため、たとえ高度なシミュレーションを行ったとしても正確に予測することが難しく、実際の環境下における挙動と乖離が生じることは避けられないと考えられる。それならば、残留性有機汚染物質の長距離移動への対応策としては、1 分子当たりのホップ数を参考にして大体の長距離移動性を予め評価し、それを基に規制の有無や規制量を判断したうえで排出モニタリングや土壌・水のサンプリングを定期的に行うことで規制の効果を評価、改定が必要であれば行う、というサイクルを繰り返すことが有効な手段の一つと考えられる。

また、残留性有機汚染物質の地球規模での長距離移動性に関しては、1990 年代から 2000 年代にかけて、Mackay et al. (1996)、Beyer et al. (2000)、Gouin et al. (2004) に代表されるような、評価手法やツールの開発、それらを用いたシミュレーションを目的とした研究が行われていたが、代表的な残留性有機汚染物質の製造がストックホルム条約によって禁止・規制されて以降は、Cabrerizo et al. (2018) のような、各地域の水や土壌のサンプリングや大気中濃度のモニタリングに関する研究が中心となっていた。それにより、TaPL3 を用いた Shen et al. (2020) のような研究は行われているものの、Majumdar and Srivastava (2012) 等の一部の研究を除いて、Gouin et al. (2004) が提唱した 1 分子当たりのホップ数や、Beyer et al. (2000) が開発した CTD といった指標は、近年の研究ではあまり用いられていない。

しかし、本研究において、20 年前には懸念対象に入っていなかった物質、つまり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あっても、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。現在、PRTR 制度において長距離移動性を評価する指標はなく、日本国内で使用されている有機汚染物質が持つ長距離移動性が過小評価されているといえる。本研究の結果から、予め有機汚染物質の長距離移動性を評価し、対策を打っておくことが、地球規模での汚染を防止するために有用な施策であると考え、その指標として 1 分子当たりのホップ数を用いることは、有効な手段の一つであると主張する。

3.5 実用化に向けた検討

近年、沖縄本島では、PFOS を始めとする有機フッ素化合物が河川や大気において検出されており、汚染が問題となっている⁶⁾。沖縄本島に沈着した残留性有機汚染物質が次にホップによって移動する場合、日本国内の北方の地域や近隣の国へと汚染が広がることが予測される。しかし、1 分子当たりのホップ数を比較するだけでは、狭い地域内において、沈着した残留性有機汚染物質が次に何処へどのように移動していくのかを予測することは出来ない。そこで、実際の汚染がどのように広まっていくのかを予測するシステムの構築も必要となってくる。

Hung et al. (2001) は、実際に生育している草を PCB で人工的に汚染した後、大気と草の間で、昼夜の温度変化に従ってどのように PCB がやり取りされるのかを観測した。その結果、昼間の草に含まれる PCB の質量が 9.6 ng だったのに対し、夜には 3.2 ng に減少し、それに対応して、昼間には大気中に 5.6 ng しか含まれていなかった PCB が夜には 11 ng に増加した。その後、草から蒸発した 5.4ng は、次の夜に草に戻った。狭い範囲内において地表面と大気の間で交換される物質のフラックスは、このような実験を行うことで得られる。このフラックスの値を用い、狭い地域内、例えば沖縄地方をコンパートメントモデル化すれば、その中での残留性有機汚染物質の移動をある程度予測することが可能だと考えられる。

代表的な残留性有機汚染物質による高緯度地域の汚染は、世界中で規制が行われた後も継続しており、日本国内における汚染のみを考慮した施策だけでは、新たに起こるかもしれない世界規模の汚染を防ぐことは難しいといえる。さらに、実際に高緯度地域の汚染が起きてしまった場合、どの国がどれだけ汚染に寄与したかを後から知ることは困難であり、誰も汚染の責任を取ることができないまま環境が破壊されていくことが予想される。それを防ぐには、予め長距離移動性に見当をつけておき、適切な規制と影響評価を行っていく必要があると考えられる。1 分子当たりのホップ数を比較することは、細かな分子の挙動を予測することは出来ないが、長距離移動への対策を練る際に、物質ごとにリスクの優先順位をつけるための判断材料となりうる。本研究では、長期的な物質の残留性を見据えた規制または政策の判断材料として、1 分子当たりのホップ数という指標を提案する。

3.6 結言

本節では、対象物質の1分子当たりのホップ数の算出結果と、結果を踏まえた考察、及び追加解析や今後を見据えた考察を示した。

3.2 では、本研究の対象とした物質の1分子当たりのホップ数を算出し、代表的な残留性有機汚染物質と同等の値を示す物質や、ストックホルム条約の対象であってもあまり値が大きくならなかった物質の存在を確認できた。

3.3 では、なぜ3.2 で示すような結果が生じたのかを考察し、方法論のデメリットや実用化に向けた課題について検討した。3.3-1 項では、モデルにおける fugacity と fugacity capacity の関係を踏まえたうえで、半減期の大きさや物質の水への溶解度と蒸気圧の比が結果に影響を及ぼすという考察を行った。3.2-2 項では、物質の長距離移動性の評価において、DecaBDE のように低分子化を起こすものは個別に考慮するべきという考察を行った。3.2-3 項では、1 分子当たりのホップ数と CTD の大きさはおおむね対応するが、全滞留時間やマスバランスに特徴のある一部の物質については乖離が見られたことを示した。3.2-4 項では、PRTR 制度対象の有機フッ素化合物や、ストックホルム条約において懸念されつつある有機フッ素化合物の1分子当たりのホップ数を算出した。

3.4 では、1 分子当たりのホップ数を比較するだけでは、実際の環境下における分子の挙動が予測できないため、サンプリングやモニタリングを併せて行うことの必要性を考察した。

3.5 では、長距離移動性の評価を行うにあたって追加で必要なシステムや、1 分子当たりのホップ数という指標を実用化する際の効果的な利用方法について考察した。

参考文献

- 1) 中西準子、東海明宏、岩田光夫、2008、デカブロモジフェニルエーテル（詳細リスク評価書シリーズ）、丸善株式会社
- 2) 独立行政法人製品評価技術基盤機構、経済産業省製造産業局化学物質管理課、厚生労働省医薬・生活衛生局医薬品審査管理課化学物質安全対策室、2017、製品含有化学物質のリスク評価 デカブロモジフェニルエーテル
- 3) Ana Cabrerizo, Derek C. G. Muir, Amila O. De Silva, Xiaowa Wang, Scott F. Lamoureux, and Melissa J. Lafrenière, 2018, Legacy and Emerging Persistent Organic Pollutants (POPs) in Terrestrial Compartments in the High Arctic: Sorption and Secondary Sources, *Environmental Science and Technology*, Vol.52, pp14187-14197
- 4) Jian Shen, Xueying Li, Xinze Wang, Jimeng Feng, Shiyi Jiang, Zhiping Zhang, and Qian Xu, 2020, Production, removal, and fate of steroid estrogens under the background of total sewage interception in the Erhai Lake Basin, China, *Environmental Pollutants and Bioavailability*, Vol.2.2, pp193.206
- 5) Dipanjali Majumdar and Anjali Srivastava, 2012, Volatile organic compound emissions from municipal solid waste disposal sites: A case study of Mumbai, India, *Journal of the Air & Waste Management Association*, Vol.62, No.4, pp398-407

- 6) 塩川敦司、玉城不二美、沖縄島の河川及び海域における有機フッ素化合物の環境汚染調査、2017、沖縄県衛生環境研究所所報 第 51 号
- 7) H. Hung, G. O. Thomas, K. C. Jones, and D. Mackay, 2001, Grass–Air Exchange of Polychlorinated Biphenyls, *Environmental Science and Technology*, Vol.2.5, pp4066-4073
- 8) 落合遥、2020、化学物質の非定常流出事象に対する移動・残留特性に着目した物性値データベースの開発

4. 総括

4.1 結論

本研究では、第4章で示した通り、ストックホルム条約の規制対象となっている代表的な残留性有機汚染物質の1分子当たりのホップ数は、おおむね 10^{-3} から 10^{-1} オーダーという、比較的大きな値を示している。対して、ストックホルム条約の規制対象にも関わらず、ダイオキシン類やペンタクロロフェノールはそれらよりもやや低い値となった。PRTR 制度対象の有機フッ素化合物、有機塩素化合物も比較的大きな値となった。

N-ヘキサンやフェノールも、代表的な残留性有機汚染物質と同程度の値を示し、ポリ(オキシエチレン)=アルキルエーテルは1分子当たりのホップ数も非常に小さくなったが、リン酸トリフェニルは、やや大きな値となった。このように、蒸気圧の大きさが極端に異なる物質間では 10^{-4} オーダー程度の差が生じているなど、1分子当たりのホップ数に大きく影響を与えた。これは水域、土壌、底質の fugacity capacity が水への溶解度と蒸気圧の比によって決定されるためであることが原因だと考えられるが、1分子当たりのホップ数は fugacity と移動係数 D 値の両方に影響を受ける。水域から大気への D 値は fugacity とは異なり、水への溶解度と蒸気圧の比が大きくなると大きくなってしまう。1分子当たりのホップ数は両者の値のバランスに影響を受けるため、単純な関係を導くことは難しい。しかし、1分子当たりのホップ数の計算過程は様々な物性値の影響を包括的に組み込んでいるため、長距離移動性を総合的に評価できる指標であるとも考えられる。

また、DecaBDE のように、大気中において短期間で分子構造が変化し、毒性や長距離移動性が大きくなる物質も存在する。その場合は物性に注意し、変化後の物質も解析の対象に含めたうえで、さらに遠方の地域へと移動する可能性があることに留意する必要があるといえる。

同じ長距離移動性を表す指標である1分子当たりのホップ数と CTD の大きさの序列は概ね対応している。しかし、それぞれ異なるパラメータを用いて算出されるため、環境中の全滞留時間や大気への分配が極端に大きい、または小さい一部の物質においては大きさの序列が対応していないことが判明した。

さらに、PRTR 制度対象の有機フッ素化合物であるトリフルラリン、フルアジナム、テトラコナゾールは、1分子当たりのホップ数の値が代表的な残留性有機汚染物質差と 10^{-1} から 10^{-2} オーダー程度しか変わらなかった。また、PRTR 制度対象ではない PFOA や PFHxS 等の有機フッ素化合物の中には、1分子当たりのホップ数が非常に大きな値となるものも存在することが判明した。これらの物質に関しても、適切な規制が必要だと考えられる。

実際の環境下において1つの分子が1分子当たりのホップ数と同じ回数のホップを起こすとは限らない。しかし、この指標を参考にして長距離移動性を予め評価し、それを基に規制を行ったうえで、排出モニタリングや土壌・水のサンプリングを定期的に行うことにより、長距離移動による汚染を防止出来ると考えられる。

4.2 今後の課題

本研究では、数百以上ある PRTR 対象物質のうち、一部の物質のみを選定し解析を行ったが、より詳細な傾向を把握するためには全物質を対象とした解析を行うことが望ましい。

今後の課題としては、1 分子当たりのホップ数を比較するだけでは考慮しきれなかった部分についての解析を行いたい。例えば、排出インベントリを用い、Pangea モデル (Cedric Wannaz, 2017) のように高度なマルチメディアモデルが組み込まれたフレームワークを駆使した解析を行うことで、有機汚染物質のリスクを評価する必要がある。

また、有機フッ素化合物などの実際の汚染状況を調査するために、現地でのサンプリングを行い、それを基にしたリスク評価を行うことが有用であると考えられる。

小課題 2-2 環境中に排出された化学物質の化学種変化

1. 背景

アンチモンおよびアンチモン化合物については、国際がん研究機関 (International Agency for Research on Cancer, IRAC) が三酸化二アンチモンを 2B (ヒトに対して発がん性がある可能性がある)、三硫化アンチモンを 3 (ヒトに対する発がん性について分類できない) に指定している¹⁾。日本国内においては、アンチモンおよびアンチモン化合物が化学物質排出移動量届出制度 (Pollutant Release and Transfer Register, PRTR) で第一種指定化学物質に指定されている。そのため、近年ではアンチモンから他の物質への代替が進んでいる²⁾。したがって、アンチモンおよびアンチモン化合物によるリスクを推定することは重要である²⁾。恒見ら (2008) は、日本国内を対象として、1970 年度から 2015 年度までのアンチモンの物質フロー分析を行った²⁾。アンチモンの国内供給量は、1995 年に 14,000 t/年程度であり、それ以降は物質代替等の対策により漸減するものの、2015 年には 10,000 t/年程度であると推定した²⁾。アンチモンは、プラスチック製品や繊維製品などの難燃助剤のほか、自動車のブレーキの性能の向上のためにブレーキパッドに使用されている。恒見ら (2008) によると、アンチモンが使用あるいは焼却されることによる大気排出量は 2001 年度以降で 50~70 t/年前後と推定され、そのうち 20 t/年前後がブレーキパッドの摩耗によるものである²⁾。そのため、ブレーキパッドの摩耗による影響を把握することが、アンチモンおよびアンチモン化合物によるリスクの推定に貢献すると考えられる。

大阪府では、2010 年 3 月に改正された「大気汚染防止法の常時監視に関する事務処理基準」に基づき制定された「微小粒子状物質 (PM_{2.5}) の成分分析ガイドライン」を受けて、2011 年度から PM_{2.5} の成分分析を実施している³⁾。そこでは、泉大津市役所および泉南市役所の一般局で捕集された試料に含まれるアンチモンの濃度も分析している³⁾。ただし、ここでの濃度はブレーキパッドの摩耗によるものだけでなく、大規模事業所や廃棄物処理場、自然起源によるものを含まれているため³⁾、実測値だけでなくモデルによる推算も行われている。永井ら (2009) は、産総研－曝露・リスク評価大気拡散モデル (national institute of Advanced Industrial Science and Technology - Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk assessment, AIST-ADMER) を用いて、沿道付近の大気中濃度分布の推定を行い、交通量が多い沿道付近の大気中濃度が局所的に高濃度であることを示した⁴⁾。また、河合ら (2020) は永井らの手法を応用して、アンチモンの代替が進展するシナリオと停滞するシナリオにおいて、大気中濃度を推定した⁵⁾。その結果、いずれのシナリオにおいても幹線道路沿いでは曝露濃度が高く推定される傾向にあることが示された⁵⁾。

このように、モデルによる評価では、ブレーキパッドの摩耗によって沿道付近で高濃度であることが示されているが、実測値に基づいた議論は不十分である状況である。ここで、高橋ら (2006) は、黄砂がもたらす越境汚染の影響について、エアロゾルの化学種分析から調査を実施している⁶⁾。そのなかで、高橋ら (2006) は、PM_{2.5} 等のエアロゾルの主成分である硫酸に着目し、X 線吸収端構造 (XANES) を分析した⁶⁾。XANES による分析は、その化合物の状態や価数を明らかにすることを可能とする⁷⁾。そこで、

本研究では、前述のようにブレーキパッドの摩耗以外の影響（大規模事業所、廃棄物処理場、自然起源など）をなるべく排除した条件下で試料を集め、濃度分析に化学種分析を加えて分析することで、環境中におけるアンチモンの挙動を推定する。本研究で得られる成果は、都市域におけるアンチモンおよびアンチモン化合物によるリスクについて新たな知見をもたらし、電気自動車 (Electric Vehicle, EV) をはじめ、今後の自動車政策へ寄与することが期待される。

2. 方法

2.1 対象地域の選定

本研究では、ブレーキパッドの摩耗以外の影響（大規模事業所、廃棄物処理場、自然起源など）をなるべく排除した条件に適合する地域として2ヶ所を選んだ。まずは、自動車や廃棄物について域外との往来が少なく、アンチモンおよびアンチモン化合物が十分に含まれている地域である。これは、本土や本島から離れて独立したコミュニティが存在していて、アンチモンの発生源である自動車やごみの発生量が十分に存在する宮古島（沖縄県）が該当する。宮古島は、観光業が主要産業であり、毎年100万人の観光客が訪れるため交通量が多く、焼却施設の年間処理量は本島を除いて最大である⁸⁾。また、ごみ組成のうちプラスチックの割合が約30%であり、これは付近にある石垣島の約3倍である⁸⁾。つぎに、ブレーキパッドの摩耗以外の影響を考慮する必要がない地域を対象にした。これは、PRTRで事業所からのアンチモンの排出がなく⁹⁾、隆起環礁であるため土壤にアンチモンが含まれていないと考えられる南大東島（沖縄県）が該当する。南大東島は沖縄本島から東に約400km離れた場所に位置しているため、周辺地域からの越境汚染による影響は少ないと考えられる。本研究では、これら2ヶ所の地域に加えて、大阪府内で予備調査を行い、それぞれの地域で採取した試料について濃度および化学種分析を実施した。

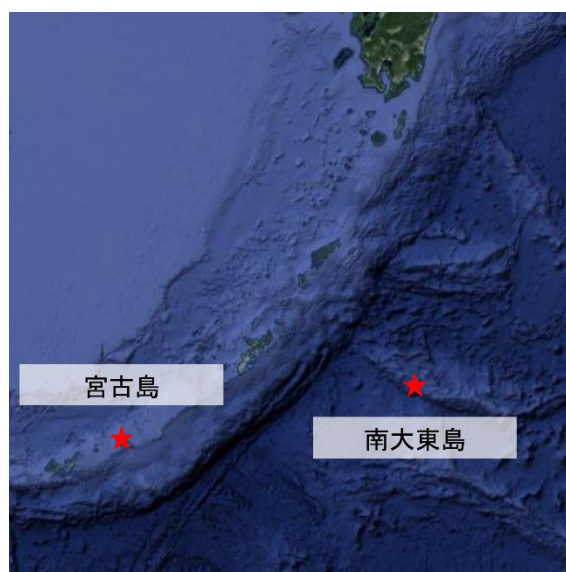


図1 宮古島および南大東島の位置 (Google マップを加工)

2.2 試料の採取

各対象地域での試料の採取は、①採取地点の選定、②試料の採取、③場所の記録の順で行われた。①採取地点の選定については、アンチモンおよびアンチモン化合物の発生源として考えられる地点だけでなく、それらの発生源によらない幅広い地点を選定した。発生源として考えられる地点としては、主に交通量の多い道路の沿道、廃棄物処理場の周辺、事業所や発電所の周辺が挙げられる。図2に南大東島における採取地点を挙げる。南大東島では、空港や漁港なども採取地点に加えた。また、島の中央部に位置する宿泊施設「ホテルよしざと」では、エアロゾルサンプラーを用いてエアロゾルを採取した。②試料の採取については、金属製のスプーンを用いて、堆積物の表面 (0cm～1.5cm) をすくい採取した。最後に、③場所の記録として、GPS を用いて緯度・経度を測定し、周辺の環境をカメラで撮影した。

2.3 濃度分析

濃度分析については、誘導結合プラズマ質量分析法 (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, ICP-MS) を用いた。ICP-MS は無機分析の汎用的手法の一つとして幅広く利用され、多元素同時分析を可能とする¹⁰⁾。本研究では、主に宮古島で採取された試料 (経由地である沖縄本島で採取したものを含む) について ICP-MS により濃度を明らかにした。南大東島については、今後の実施を予定している。



図2 南大東島における採取地点 (Google マップを加工)

2.4 化学種分析

化学種分析については、X線吸収端近傍のエネルギーでX線を物質に照射したときの振動構造であるX線吸収端近傍構造 (X-ray Absorption Near Edge Structure, XANES) により分析を行った。XANESは、解析対象とする元素に結合する原子の数、対称性、配位子または元素の種類、原子価状態など、数Å程度までの局所構造および化学結合状態に敏感であり、それらの分析に幅広く利用されている¹¹⁾。本研究では、アンチモン (Sb) のほか、アンチモン化合物として $\text{C}_8\text{H}_4\text{K}_2\text{O}_{12}\text{Sb}_2$ 、 Sb_2S_3 、 Sb_2O_3 、 Sb_2O_5 、 $\text{H}_6\text{KO}_6\text{Sb}$ 、 FeSbO_4 が組み合わされて試料に含まれているものとして、これらの吸収スペクトルを試料のスペクトルと照らし合わせることによって、試料に含まれるアンチモンおよびアンチモン化合物の種類および価数を分析した。

3. 結果と考察

3.1 濃度分析

標準試料を含めて 29 種類の試料について、ICP-MS の結果を図 3 に示す。飛灰 (飛灰 (キレートあり)) の濃度が 3628ppm で最も大きく、その次に主灰 (1 号炉灰) が 1326ppm で続く。同様に、他の箇所でも採取された主灰 (2 号炉灰) も 554ppm と大きい。これらは、難燃助剤が燃やされて発生したアンチモンおよびアンチモン化合物によるものと考えられる。また、沿道 (平良港交差点) で採取された試料の濃度は 20ppm で、難燃助剤による影響よりも小さいが、環境中の土壤に含まれるアンチモンの濃度が 1~8.8ppm であること¹²⁾を踏まえると十分に大きく、ブレーキパッドの摩耗によって発生したアンチモンおよびアンチモン化合物の存在を明らかにすることができた。さらに、大阪の交差点付近のブレーキを扱う事業所付近で採取されたもののうち、周辺の土壤で採取されたものよりも事業者の玄関付近の堆積物に含まれるものの濃度が大きくなる傾向から、事業所から排出されるものよりもブレーキパッドの摩耗によって発生したアンチモンおよびその化合物による影響が大きいことが示唆された。

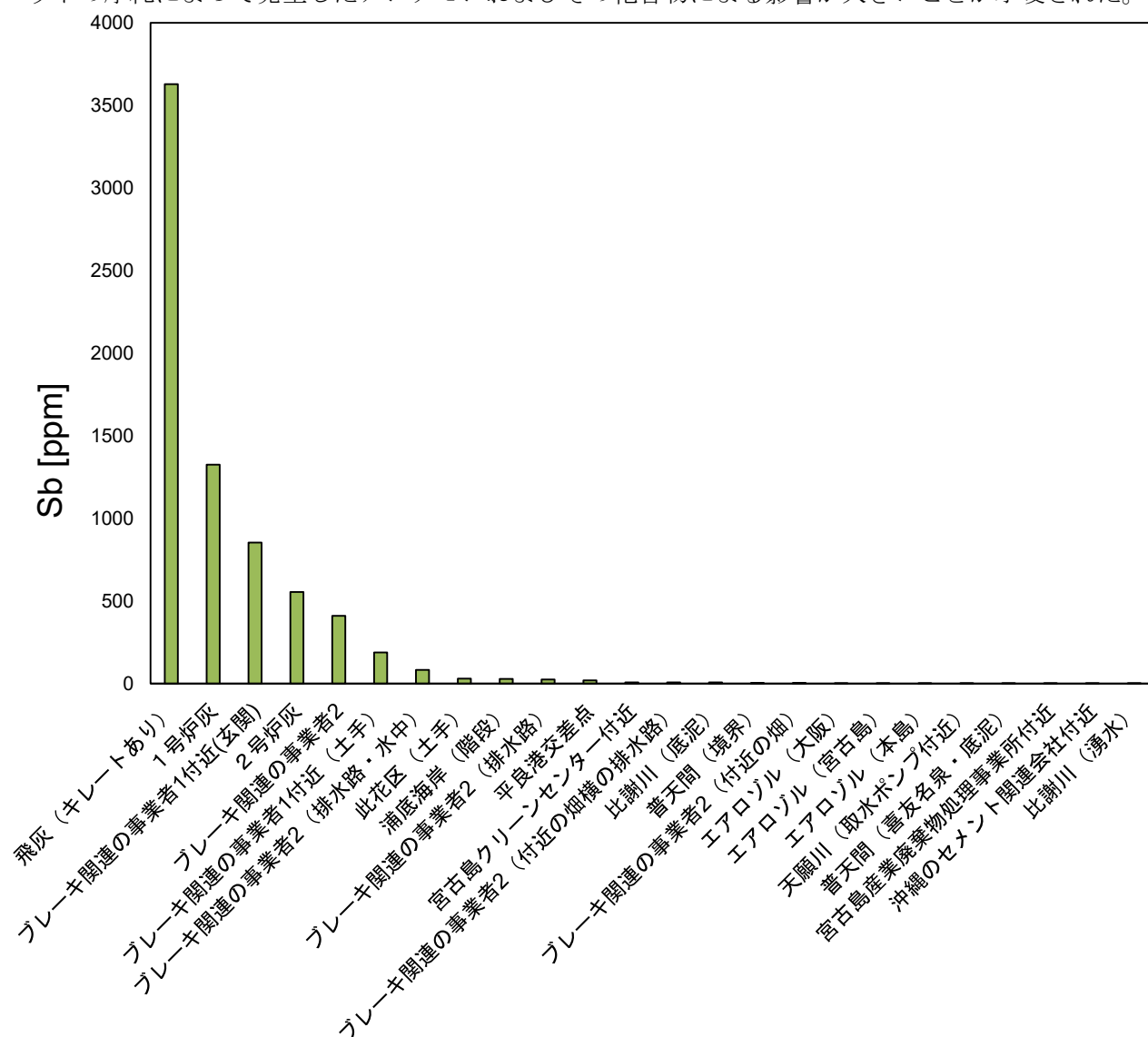


図 3 ICP-MS によるアンチモンおよびアンチモン化合物の濃度分析結果

3.2 化学種分析

主要メーカー3社によるブレーキパッド、宮古島平良港付近の交差点(Hirarakou intersection)、南大東島の焼却施設付近 (Minamidaito clean center)、モザンビークの管理されていないオープンダンピングエリア(Unmanaged dumping area)、大洋州マジュロのローラ島中心付近の表層 (Majuro Laura) で採取された試料 (Lr3-1 a) の7種類の試料について、XANESの結果を図4に示す。ブレーキパッドはいずれも Sb_2S_3 、 $\text{KSb}(\text{OH})_6$ 、 Sb で構成されていることが明らかになった。そのうち、 Sb_2S_3 は沿道でも見られ、ブレーキパッドの摩耗により飛散した Sb_2S_3 が沿道に堆積していることが示された。沿道では、 Sb_2S_3 のほかに Sb_2O_3 が観測されたことから、飛散した Sb_2S_3 が大気中で酸化され、より安定した5価のアンチモンに形を変えたことが推測される。Varrica et al. (2013) も、ブレーキパッドには Sb_2S_3 が含まれているが、道路粉塵には Sb_2O_3 や Sb_2O_5 の割合が大きくなることを明らかにしている¹³⁾。また、焼却施設付近で採取された試料については、 FeSbO_4 の割合が大きいことが示された。これらの結果から、ブレーキパッドの摩耗により発生したものと難燃助剤が焼却されることにより発生したものは特徴が異なると考えられる。したがって、本研究で得られた成果を東京や大阪などの大都市へ応用することにより、それらの地域で発生するアンチモンおよびアンチモン化合物の起源を正確に知ることができると考えられる。

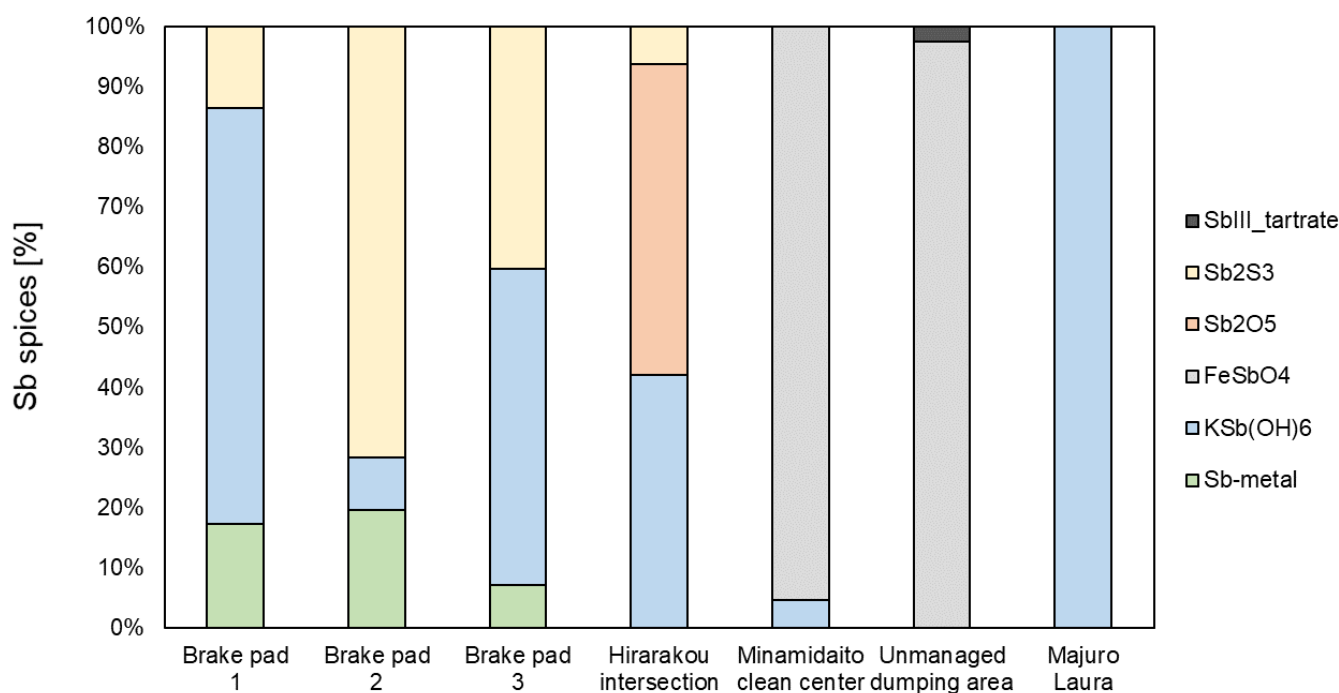


図4 XANESによる化学種分析結果

4. まとめ

本研究では、濃度分析および化学種分析を組み合わせることにより、ブレーキパッドの摩耗によって発生するアンチモンの挙動を推定した。対象地域には、ブレーキパッドの摩耗以外の影響（大規模事業所、廃棄物処理場、自然起源など）をなるべく排除した条件に適合する地域として、宮古島（沖縄県）、南大東島（沖縄県）を選定した。濃度分析では、これらの地域で採取した試料を含めて 29 種類の試料について ICP-MS を実施したところ、飛灰および主灰の濃度が最も大きい結果が得られた。これらは難燃助剤を焼却することによって発生したアンチモンおよびアンチモン化合物の影響によるものであると考えられる。また、沿道で採取された試料についても、自然界に存在するものよりも大きく、ブレーキパッドの摩耗によって排出されたアンチモンおよびアンチモン化合物の影響が示された。化学種分析では、沿道で採取された試料には Sb_2S_3 が含まれていることが明らかになった。本研究における成果から、化学種分析がアンチモンおよびアンチモン化合物の起源および挙動の推定を可能にすることを示した。

参考文献

- 1) 厚生労働省 化学物質のリスク評価検討会. 初期リスク評価書 No.60 (初期) アンチモン及びその化合物 (Antimony and Antimony compounds).
<http://www.mhlw.go.jp/stf/shingi/2r9852000002grzr-att/2r9852000002gs8o.pdf>. (2022.3.2 参照).
- 2) 恒見清孝, 和田英樹. (2008). リスク評価のための日本国内におけるアンチモンの物質フロー分析. 日本金属学会誌, 72 (2), 91-98.
- 3) 地方独立行政法人 大阪府立 環境農林水産総合研究所. 微小粒子状物質 (PM2.5) 成分分析.
<http://www.kannousuiken-osaka.or.jp/kankyo/gijutsu/pm25/index.html>. (2022.3.2 参照).
- 4) 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.
- 5) 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曝露濃度推定. 日本リスク研究学会誌, 29 (4), 261-271.
- 6) Takahashi, Y., Kanai, Y., Kamioka, H., Ohta, A., Maruyama, H., Song, Z., & Shimizu, H. (2006). Speciation of sulfate in size-fractionated aerosol particles using sulfur K-edge X-ray absorption near-edge structure. Environmental science & technology, 40 (16), 5052-5057.
- 7) 日本 XAFS 研究会. (2017). XAFS の基礎と応用. 講談社.
- 8) 環境省. 一般廃棄物処理実態調査結果 令和元年度調査結果.
http://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/r1/index.html. (2022.3.2 参照).
- 9) 環境省. PRTR インフォメーション広場. <https://www.env.go.jp/chemi/prtr/risk0.html>. (2022.3.2 参照).
- 10) 株式会社 日立ハイテクサイエンス. ICP 発光分光・質量分析：原理解説.
<https://www.hitachi-hightech.com/hhs/products/tech/ana/icp/descriptions/>. (2022.3.2 参照).
- 11) SPring-8 大型放射光施設. XAFS (ザフス) -手法と事例-.
http://www.spring8.or.jp/ja/science/meetings/2016/2nd_cultural_ws/xafs/. (2022.3.2 参照).
- 12) 新エネルギー・産業技術総合開発機構. (2008). 有害性評価書.
- 13) Varrica, D., Bardelli, F., Dongarrà, G., & Tamburo, E. (2013). Speciation of Sb in airborne particulate matter, vehicle brake linings, and brake pad wear residues. Atmospheric Environment, 64, 18-24

小課題 2-3 低所得国におけるプラスチック廃棄物の輸入禁止の影響

ー日本とサハラ以南のアフリカ諸国間における課題ー

1. 背景

プラスチック廃棄物の管理は、過去 65 年間に生産された化学物質で構成される 80 億トンを超える非生分解性プラスチックを対象とすることから、世界的な優先課題である^{1),2)}。不適切な管理であると、プラスチック廃棄物はマクロプラスチックさらにはマイクロプラスチックへ微細化されて環境に残り、食物連鎖を通じた生体濃縮や生態系への盈虚が懸念される。さらに、プラスチック廃棄物は、有害性が懸念される添加物の溶出や放散を通じ、直接または間接的なヒトへの曝露が懸念される³⁾。

20 年以上の間、中国は、主に日本、ヨーロッパ、北米などの高所得国で発生したプラスチック廃棄物の大部分を輸入してきた⁴⁾。2016 年には、世界のプラスチック廃棄物の輸出の約 40%、つまり 1,500 万トンが中国に輸入されたと推定されている⁵⁾⁻⁸⁾。しかし、2017 年に中国は、2018 年に発効した、非産業用プラスチック廃棄物を含む 4 つのカテゴリーの 24 種類の固形廃棄物の輸入を禁止する決定を発表した^{6),9),10)}。中国政府の決定は、プラスチック廃棄物の世界的な流れに多大な影響を及ぼすとともに、潜在的に有害な物質を含む現在のリサイクル貿易の枠組みの脆弱性を明らかにした。

プラスチック廃棄物の輸出に大きく依存してきた日本のような国々は、国内での処理とリサイクルの能力が脆弱であったため、大量のプラスチック廃棄物問題に直面した。その結果、日本は、中国から主に東南アジア、マレーシア、ベトナム、タイなど、輸入制限の少ない他の国に目を向けることとなった^{4),6),11)}。しかし、これらの国々の国内廃棄物管理システムへのプラスチック汚染の増加により、東南アジア諸国は輸入制限と禁止措置の導入を開始した^{9),12)-14)}。このように、プラスチック廃棄物の輸出は、サハラ以南のアフリカ諸国の場合のように、輸入規制と廃棄物管理が厳しくない国や地域に移転を誘発する懸念がある。さらに、高所得国からアフリカ諸国へ違法な、非倫理的で、または過少報告された廃棄物の輸出、特に有害廃棄物の輸出が後を絶たない^{6),13),15)}。

この調査では、代表的な高所得国である日本と低所得地域である南部アフリカ地域、正確には南部アフリカ開発共同体を構成する 16 か国との間の潜在的な相互作用に焦点を当て、プラスチック廃棄物の環境と人間への影響に注目している。16 か国とは SADC と略称するが、アンゴラ、ボツワナ、コモロス、コンゴ民主共和国、エスワティニー、レソト、マダガスカル、マラウイ、モーリシャス、モザンビーク、ナミビア、セイシェル、南アフリカ、タンザニア、ザンビア、ジンバブエである。

サハラ以南のアフリカでは、南部アフリカが最も都市化された小地域である。2010 年、南部アフリカは、北アフリカ (51%)、西アフリカ (44%)、中央アフリカ (41%)、および東アフリカ (23%) と比較して、59%の都市化レベルを呈した。さらに、2015 年まで、都市化率は一定 (約 4.5%) であった^{16),17)}。この地域には、すべての所得レベルの範囲で約 2 億 7700 万人が住んでいる。表 1 は、日本と SADC 諸国の特徴を示した。

SADC は顕著な経済成長を遂げてきたが、いくつかの広範囲にわたる環境劣化と汚染の問題がある。固体廃棄物管理重要性は、廃棄物の不適切な処理と最終処分による重大な影響のために特に言及されている。たとえば、オープンダンピングは、現在でも最も持続不可能で普及している廃棄物処理方法である。2014 年、Waste Atlas Partnership は、現在 50 の最大の廃棄物投棄場所のリストを発表した。ほとんどのサイトはアフリカ、アジア、ラテンアメリカにあるが、これらは地域の問題とは見なされてはおらず、それらは、日本の人口の約半分である少なくとも 6400 万人の日常生活に影響を及ぼしてきた。

廃棄物投棄現場は、固形廃棄物が最小限の管理で処分されるように設計された施設ではない。廃棄物は、土による被覆や圧蜜がなく、頻繁に野焼きすることなく散在してしまい、その上、浸出水管理と埋

立地ガスの捕集と適切な処理はなされていない。その結果、女性や子供を含む非公式のごみ収集業者は、多くの場合、ごみ捨て場に住んでいて、保護措置や消費のための残り物なしでリサイクル可能なものを収集していることがわかる。さらに、廃棄物投棄現場は、鳥や犬などの病気の媒介動物等が集まる場所にもなっている。

廃棄物投棄現場は、人間と環境に多大なリスクをもたらす。無処理の廃棄物の投棄は、公衆衛生上の問題を引き起こすとともに、ヒトにいくつかの感染症もたらす。さらに、近くの住民は、より高い健康リスクにさらされている。同時に、廃棄物処理処分にかかわる労働者は、埋め立て地における地滑りやごみ収集過程での負傷や事故にさらされている。さらに、潜在的に有害成分による地表水、地下水、土壌、動物相、および植物相に対する汚染の問題がある。

表1 SADC と日本の全体的な社会経済指標の要約

国	ISO コード	収入レベル	面積 (km ²)	人口		都市人口（総人口の%）		一人当たり GDP（2010 年の一定米ドル）	
				2016 年	2020	2016 年	2020	2016 年	2020
アンゴラ	前に	上位の中産階級	1,246,700	28,842,482	32,866,268	64.15	66.83	3,530	2,891
ボツワナ	BWA	上位の中産階級	582,000	2,159,925	2,351,625	67.93	70.88	7,797	7,307
コモロ	COM	低い	2,235	795,597	869,595	28.62	29.38	1,367	1,437
コンゴ民主共和国	代金引換	低い	2,344,858	78,789,130	89,561,404	43.31	45.64	407	414
エスワティニ	SWZ	下位中産階級	17,363	1,113,994	1,160,164	23.46	24.17	4,650	4,690
レソト	LSO	下位中産階級	30,355	2,075,041	2,142,252	27.32	29.03	1,325	1,088
マダガスカル	MDG	低い	587,295	24,894,370	27,691,019	35.86	38.53	476	459
マラウイ	MWI	低い	118,484	17,205,253	19,129,955	16.51	17.43	506	527
モーリシャス	MUS	上位の中産階級	1,969	1,263,473	1,265,740	40.91	40.76	9,834	9,273
モザンビーク	MOZ	低い	801,590	27,829,930	31,255,435	34.93	37.07	585	565
ナミビア	NAM	上位の中産階級	824,268	2,358,044	2,540,916	47.96	52.03	6,255	5,313
セイシェル	SYC	高い	456	94677	98462	55.83	57.55	13,606	12,599
南アフリカ	ZAF	上位の中産階級	1,221,037	56,207,649	59,308,690	65.34	67.35	7,476	6,748
タンザニア	TZA	低い	947,303	53,049,231	59,734,213	32.33	35.23	904	976
ザンビア	ZMB	下位中産階級	752,612	16,363,449	18,383,956	42.44	44.63	1,653	1,558
ジンバブエ	ZWE	低い	390,757	14,030,338	14,862,927	32.30	32.24	1,224	1,059
SADC	該当なし	該当なし	9,869,282	327,072,583	363,222,621	41.20	43.05	3,850	3,556
日本	JNP	高い	378,000	126,994,511	125,836,021	91.5	91.8	35,264	34,366

低所得の SADC 国であるモザンビークは、ほとんどの低中所得国に共通する現実の代表的な例である。ダンプサイトは、すべての都市部で使用されている唯一のタイプの施設である。その上、首都マプトにあるオープンダンプサイト（Hulene ダンプサイト）は、世界における巨大なオープンダンプの 1 つとして数えられている。Hulene ダンプサイトは、世界中の他のダンプサイトと同様に、学校、病院、国際空港などの公共施設に近いところに立地し、セキュリティが不十分で人口の多いエリアにある（図 1-オレンジラインエリア）。廃棄物は無秩序に堆積し、法で規定された都市固形廃棄物（MSW）以外の産業廃棄物と医療廃棄物も受け入れている。廃棄物の野焼きは継続的に発生しており、近くに常に見える煙はその例証である。さらに、女性や子供を含む非公式の廃棄物収集業者（スカベンジャー）は、個人消費のために廃棄物を収集し、材料回収市場で取引している。スカベンジャーは、危険なダンプサイト内の過酷な環境で生活せざるをえないことから、風邪、頭痛、下痢、腰痛、身体的危害などの病気を頻繁に罹患しているとの報告がある¹⁸⁾⁻²¹⁾。

低中所得国の市政府は、オープンダンピングの影響に直接対処することが増えているため、ヒューレンドンダンプサイトでの最終的な都市固形廃棄物（MSW）処分の持続可能な代替案の確立を支持する政策と行動の転換を促している。たとえば、2018 年の致命的な事件では、マプト市の最も重要なゴミ捨て場で 17 人の命が奪われた。その後、中央政府は日本政府と協力して、福岡方式として広く知られている準好気性埋め立てを採用し、オープンダンピングを段階的に廃止することを約束した。準好気性埋立地構造は、嫌気性代謝と好気性代謝を融合して、埋立地の廃棄物の安定化を促進し、メタンガスの排出を制御し、浸出液の生成を減らせる特徴がある。福岡方式は、既存のゴミ捨て場を修復し、衛生埋め立て処分場に転換するために適用することができる。さらに、それは、低コストで比較的容易な技術的専門知識、および材料選択の自由度を備えた単純な構造で、建造、運転操作、および保守が容易なため安価である。その後、ダンプサイトの一部は、2020 年に福岡方式を実装することで恩恵を受けた（図 1-レッドラインエリア）。しかし、福岡方式が導入されていないスペースはまだ大きく、毎日の廃棄物処理活動はまだ続いている。現在、すべてのサイトを回復させる計画が検討中である。



図 5 Hulene ダンプサイトの場所-GoogleEarth Capture (2022)

したがって、この調査の目的は、サハラ以南のアフリカ諸国への日本のプラスチック廃棄物の輸出データを使用して、中国政府の輸入禁止措置とそれに続く東南アジアでのより厳しい輸入規制の施行から生じたプラスチック廃棄物の傾向の探索的概要を提供することである。さらに、モザンビークの Hulene ゴミ埋立地を代表的な事例研究として、低所得の状況に焦点を当てて、オープンダンピングによる健康と環境のリスクを評価するための基礎情報の収集と更なる課題の明確化を目指した。

具体的な検討課題は次のとおりである。

- i. 2015 年から 2020 年までの日本からサハラ以南のアフリカ諸国へのプラスチック廃棄物の流れの明確化。
- ii. プラスチック廃棄物管理システムについて説明し、サハラ以南のアフリカ諸国の廃棄物の流れの定量化。
- iii. モザンビークのケーススタディでは、プラスチック廃棄物管理がもたらす健康と環境への影響をするための基礎情報の収集。

2. 方法

2.1 研究の枠組み

研究の遂行においては、2つの段階に分けて行った。

第1段階では、SADC地域を中心とした世界的なプラスチック廃棄物取引の評価が含まれる。当初、廃棄物の輸出入量は、国連コムトレードとして知られる国連の（商品貿易統計（コムトレード）データベースから取得したデータを活用した²²⁾。国連コムトレードは、1962年以降のデータを含む、公式の自己申告による国内情報源に基づく国際貿易データを保管している。これは、世界税関機構（WCO）の商品分類システム Harmonized Commodity Description and Coding System（HS）に準拠している。プラスチック廃棄物はHS3915としてコード化されており、これは「プラスチックの廃棄物、ペアリング、スクラップ」を指す^{7),14),22),23)}。この調査は、過去5年間、2016年から2020年までのSADC加盟国のデータに基づいた。その後、データはマテリアルフロー分析とネットワーク分析の原則を使用して処理および分析する。データをさらに分析して、SADC地域と日本の間の最も重要な貿易活動を特定した。

第2段階では、受け入れ国のプラスチック廃棄物管理システムを過小評価し、輸入廃棄物と地元の世代を考慮し、関連するリスクを明確にした。この作業では、制度的および政策的枠組み、主要な利害関係者、重要な流れ、およびオープンダンプサイト土壌で特定された化学汚染物質による重大なリスクを整理した。

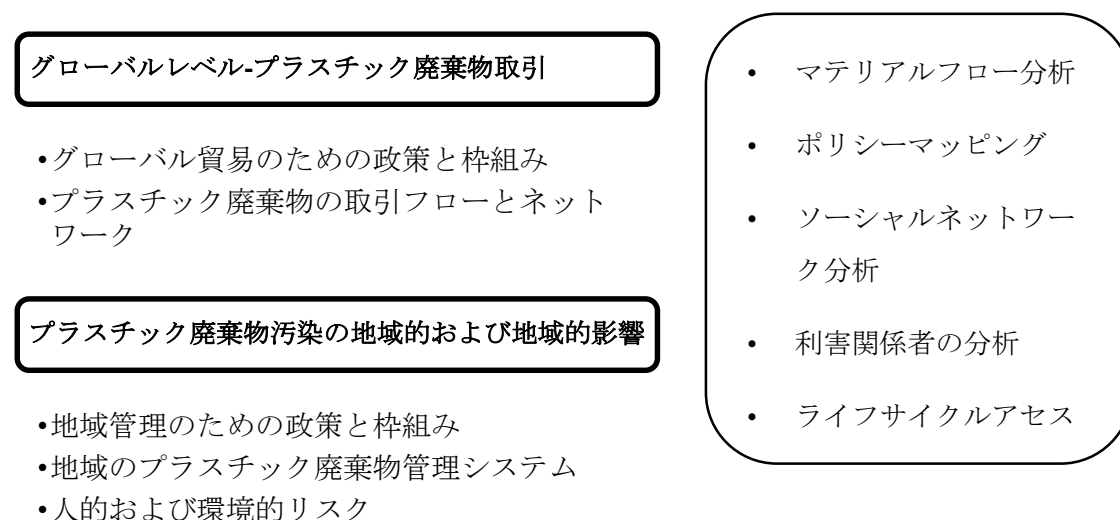


図1 研究の枠組みと方法論の要約

2.2 フィールドワークの計画と活動

フィールドワークは、2021 年 11 月 25 日から 12 月 17 日まで、モザンビークのマプト市で、Leticia S. DOS MUCHANGOS と、マプト市の地元大学の学部生である研究助手によって以下の項目に関し調査が実施された。

1. プラスチック廃棄物の輸入、輸出、および管理に関する国および地方の政策および規制に関する情報収集
2. 国のプラスチック廃棄物の輸入、輸出、および管理に関する定量的情報の収集
3. 地元の廃棄物オープンダンプサイトを訪問し、土壌サンプルを収集

そこで、(1) 政府関係者および非政府機関の代表者へのインタビュー、(2) 関連機関での関連文献資料の調査、(3) 最終処分場である Hulene オープンダンプサイトを含む、関連するプラスチック廃棄物管理施設への現場訪問を行った。

2.2.1 関係者へのインタビュー

まず、紹介状と情報提供依頼を事前に e-mail で実施した。

- 国土環境省
- 産業貿易省
- 国税関および税務当局
- 国立統計研究所
- マプト市の健康と衛生
- チェンジャーまたはオープンダンプリハビリテーションの建設会社（パルモント）
- 地域ごみリサイクル協会

認可を取得した後、当局者へのインタビューが行われた。図 2 は、国土環境省でのインタビューのシーンを示している。



図 2 モザンビーク国土環境省職員へのインタビュー（2021 年 12 月）

2.2.2 文献情報等の確認

一部の機関、特に公的機関や政府機関は、公的アクセスの制限のためにデジタル化されていないため、別途文書情報を確認する必要があった。

2.2.3 Hulene ダンプサイト訪問と土壌サンプル収集

現在、Hulene ダンプサイトには、2 つの主要なエリアがあり、1 つは、廃棄物が適切な処理なしで処分されるメインエリア、もう一つが福岡方式で、廃棄物が適切に処理されたエリアである（福岡メソッドエリア）。

廃棄物の搬入口

廃棄物の搬入口にはスケールがあり、ダンプサイトに入るすべての車両が重量測定されていた。



図3 入り口のスケール



図4 正面の壁の眺め

廃棄物埋地内の道路

廃棄物が毎日搬入される主要なエリアまで、車両がたどる主要道路が敷設されている。



図5 処分場に通じる道路



図6 水路用の人工排水溝

廃棄物埋立地の状況



図7 ごみと浸出液で満たされた人工の溝

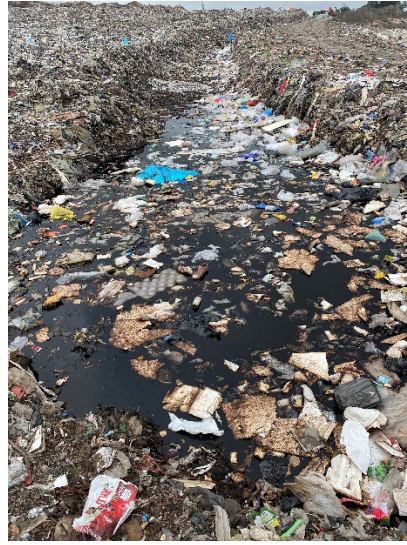


図8 浸出液の停滞（水質汚染）



図9 非公式の廃棄物労働者-スクャベンジャー



図10 -廃棄物の山-ダンプサイトへの入場は最小限の管理のみ

福岡方式エリア



図 11 福岡方式エリアへの道



図 12 福岡方式エリアへの道の人工溝



図 13 福岡方式エリアの締め斜面



図 14 福岡方式エリアの植生 I



図 15 福岡方式エリアⅡの植生



図 16 福岡方式エリアからの浸出水回収タンク



図 17 浸出水の収集および貯蔵タンクⅠ



図 18 浸出水の収集および貯蔵タンクⅡ

土壌サンプル収集-管理されていないエリア



図 19 管理されていない地域の土壌サンプル収集

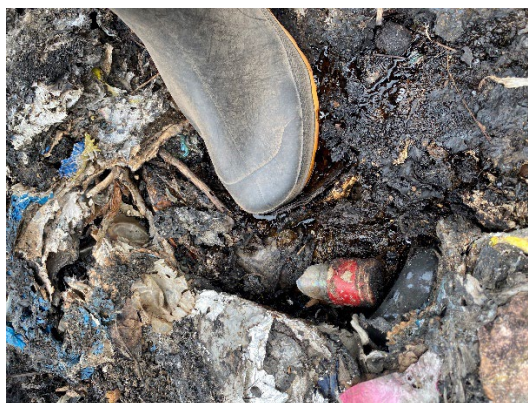


図 20 管理されていないエリアの廃棄物組成にクローズアップ

土壌サンプル採取-福岡方式エリア付近の管理されていないエリア



図 21 福岡方式エリア付近の管理されていないエリアでの土壌サンプル採取 I



図 22 福岡方式エリア II 付近の管理されていないエリアでの土壌サンプル採取

土壌試料採取-福岡方式エリア



図 23 土壌試料採取-福岡方式エリア

3. 今後の課題

- 現地で収集した大量の調査レポート等の資料の整理と分析。
- 各廃棄物最終処分場で採取した土壌サンプルを分析すること。
- 最終処分場から発生するガス、浸出水に含まれる化学物質濃度の測定の必要性の検討。

なお、図 20-21 の管理されていないエリア(Unmanaged area)で採取された X 線吸収微細構造(XAFS)解析については、小課題 2-2 の図 4 を参照されたい。

参考文献

- 1) A. L. Brooks, S. Wang, and J. R. Jambeck, “The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade,” *Sci. Adv.*, vol. 4, no. 6, pp. 1–8, 2018.
- 2) R. Geyer, J. R. Jambeck, and K. L. Law, “Production, use, and fate of all plastics ever made,” *Sci. Adv.*, vol. 3, no. 7, pp. 25–29, 2017.
- 3) Center for International Environmental Law (CIEL), “Plastic and Human Health: A Lifecycle Approach to Plastic Pollution,” 2015. [Online]. Available: <https://www.ciel.org/project-update/plastic-and-human-health-a-lifecycle-approach-to-plastic-pollution/>.
- 4) J. Nakatani, T. Maruyama, and Y. Moriguchi, “Revealing the intersectoral material flow of plastic containers and packaging in Japan,” *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, vol. 117, no. 33, pp. 19844–19853, 2020.
- 5) S. Qu *et al.*, “Implications of China’s foreign waste ban on the global circular economy,” *Resour. Conserv. Recycl.*, pp. 252–255, 2019.
- 6) C. Wang, L. Zhao, M. K. Lim, W. Q. Chen, and J. W. Sutherland, “Structure of the global plastic waste trade network and the impact of China’s import Ban,” *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 153, no. November 2019, p. 104591, 2020.
- 7) A. L. Brooks, S. Wang, and J. R. Jambeck, “The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade,” *Sci. Adv.*, vol. 4, no. 6, p. eaat0131, Jun. 2018.
- 8) Z. Wen, Y. Xie, M. Chen, and C. D. Dinga, “China’s plastic import ban increases prospects of environmental impact mitigation of plastic waste trade flow worldwide,” *Nat. Commun.*, vol. 12, no. 1, pp. 1–9, 2021.
- 9) H. Pacini, G. Shi, A. Sanches-Pereira, and A. C. da S. Filho, “Network analysis of international trade in plastic scrap,” *Sustain. Prod. Consum.*, vol. 27, pp. 203–216, 2021.
- 10) UNEP, *Single-use Plastics: A Roadmap for Sustainability*. 2018.
- 11) T. Okubo, Y. Watabe, and K. Furuyama, “Export of Recyclable Materials: Evidence from Japan,” *Asian Econ. Pap.*, vol. 15, no. 1, pp. 134–148, 2016.
- 12) J. E. Alegado *et al.*, “Plastic Atlas. Asia Edition Facts and figures about the world of synthetic polymers,”

Heinrich Boell Stiftung Hong Kong Office, Break Free From Plastic Asia Pacific and Institute for Global Environmental Strategies, 2021.

- 13) Greenpeace, “Data from the global plastics waste trade 2016-2018 and the offshore impact of China’s foreign waste import ban,” 2019.
- 14) D. Barrowclough, C. D. Birkbeck, and J. Christen, “Global trade in plastics: insights from the first life-cycle trade database,” *UNCTAD Res. Pap. No. 53*, no. 53, 2021.
- 15) I. Okafor-Yarwood and I. J. Adewumi, “Toxic waste dumping in the Global South as a form of environmental racism: Evidence from the Gulf of Guinea,” *Afr. Stud.*, vol. 79, no. 3, pp. 285–304, Jul. 2020.
- 16) P. B. Cobbinah, M. O. Erdiaw-Kwasie, and P. Amoateng, “Africa’s urbanisation: Implications for sustainable development,” *Cities*, vol. 47, pp. 62–72, 2015.
- 17) D. Kanos and C. Heitzig, “Figures of the week: Africa’s urbanization dynamics,” *Brookings Institute Online*, pp. 1–4, 2020.
- 18) K. Segala, I. Oprea, and J. Palalane, “Gestão de Resíduos Sólidos,” in *Urbanização e Desenvolvimento Municipal em Moçambique*, Rio de Janeiro, Brazil, 2008, p. 133.
- 19) A. Tas and A. Belon, “A Comprehensive Review of the Municipal Solid Waste Sector in Mozambique: Background Documentation for the Formulation of Nationally Appropriate Mitigation Actions in the Waste Sector in Mozambique,” Nairobi, Kenya; Maputo, Mozambique, 2014.
- 20) International Solid Waste Association (ISWA), Waste-to-energy research and technology council (WTER), Regional Solid Waste Exchange of Information and Expertise Network (SWEEPNET), University of Leeds, and Solid Waste Management in Asia and Pacific Islands (SWAPI), “Waste Atlas. The world’s 50 biggest dumpsites. 2014 Report,” 2014.
- 21) I. Dladla, F. Machete, and K. Shale, “A review of factors associated with indiscriminate dumping of waste in eleven African countries,” *African J. Sci. Technol. Innov. Dev.*, vol. 8, no. 2014, pp. 475–481, 2016.
- 22) UN Comtrade, “UN Comtrade | International Trade Statistics Database,” *UN Comtrade*, 13. October. 2015.
- 23) C. Wang, Y. Liu, W. Q. Chen, B. Zhu, S. Qu, and M. Xu, “Critical review of global plastics stock and flow data,” *J. Ind. Ecol.*, pp. 1–18, 2021.

第3章 終わりに

1. 結果のまとめ

本調査研究では、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)」と題して、研究を進めた。以下に、得られた成果をまとめる。

小課題 1-1 では、日本の化学物質情報伝達の現状調査を行った結果、chemSHERPA の使用率や認知度はまだまだ少なく、chemSHERPA のさらなる普及に向けて努力が必要であると考えられる。chemSHERPA 導入による課題の改善状況としては、様々な規制への対応、化学物質管理に伴うコスト、専門の管理部門を必要としない管理、開示拒否事例の減少、情報伝達に関する困難な要求の事例、海外企業への対応工数に関してある程度の改善が見られた。しかし、効果をあまり感じられていない事業所も多いことから、chemSHERPA の利便性や簡便性の向上、管理コストの削減、海外の化学物質の法規制や管理システムへの対応のしやすさ向上が必要であると考えられる。

ChF 導入に対しても同様のことが言え、PRTR や chemSHERPA のように企業一般に広められる指標となるには、全国の企業、事業所に ChF の必要性を効果的に訴えることが必要不可欠であると考えられる。その上で、ChF 算出システムの教育ツールの整備を十分に行い、利便性や簡便性を十分向上させることができれば、企業一般に普及が進む可能性がある。

また、小課題 1-2 では、本研究では、日本における二次利用を加味した xEV 駆動用リチウムイオン電池フローの推計と、xEV 駆動用リチウムイオン電池材料によるリサイクル時の ChF を用いた環境負荷の定量化、そしてそれらを踏まえ、EU バッテリー政策の効果（二次利用による CO2 削減量）と xEV 駆動用電池材料の環境負荷（ChF）の比較を行った。その結果、xEV 駆動用リチウムイオン電池材料の環境負荷は、2050 年時点で ChF(排出された化学物質を生態系に影響が出ない程度に希釈するための淡水量)が $206 \text{ km}^3 \sim 268 \text{ km}^3$ であると推計された。ChF を実際の日本の地表面の淡水量で割ることで、自然限界係数 n がそれぞれ $0.49 \sim 0.63$ であると推計された。これは、xEV 駆動用リチウムイオン電池の不法投棄やリサイクルによって排出される化学物質（6 種類）を希釈するために、2050 年時点で日本の地表面の淡水のうち約 49%~63%の淡水が必要であることを示している。これは 2019 年時点の全事業所からの化学物質排出が 0.15（15%）であることと、他種の化学物質排出を考慮すると xEV 駆動用リチウムイオン電池材料は持続可能ではないと考えられる。つまり、xEV 駆動用リチウムイオン電池材料は、生態系に影響を及ぼす可能性が高いと考えられる。また、マンガン及びその化合物が ChF と自然限界係数 n の大部分を占めていることが判明し、マンガン及びその化合物の排出量を抑えることが喫緊の課題であると考えられる。

小課題 2-1 では、ストックホルム条約の規制対象となっている代表的な残留性有機汚染物質の 1 分子当たりのホップ数は、おおむね 10^{-3} から 10^{-1} オーダーという、比較的大きな値を示すことがわかった。一方、ストックホルム条約の規制対象に関わらず、ダイオキシン類やペンタクロロフェノールはそれらよりもやや低い値となった。PRTR 制度対象の有機フッ素化合物、有機塩素化合物も比較的大きな値

となった。N-ヘキサンやフェノールも、代表的な残留性有機汚染物質と同程度の値を示し、ポリ(オキシエチレン)＝アルキルエーテルは1分子当たりのホップ数も非常に小さくなったが、リン酸トリフェニルは、やや大きな値となった。このように、蒸気圧の大きさが極端に異なる物質間では 10^{-4} オーダー程度の差が生じているなど、1分子当たりのホップ数に大きく影響を与えた。これは水域、土壌、底質の fugacity capacity が水への溶解度と蒸気圧の比によって決定されるためであることが原因だと考えられるが、1分子当たりのホップ数は fugacity と移動係数 D 値の両方に影響を受ける。水域から大気への D 値は fugacity とは異なり、水への溶解度と蒸気圧の比が大きくなると大きくなる傾向がみられる。1分子当たりのホップ数は両者の値のバランスに影響を受けるため、単純な関係を導くことは難しいが、1分子当たりのホップ数の計算過程は様々な物性値の影響を包括的に組み込んでいるため、長距離移動性を総合的に評価できる指標であるとも考えられる。

また、DecaBDE のように、大気中において短期間で分子構造が変化し、毒性や長距離移動性が大きな物質も存在する。その場合は物性に注意し、変化後の物質も解析の対象に含めたうえで、さらに遠方の地域へと移動する可能性があることに留意する必要があるといえる。

同じ長距離移動性を表す指標である1分子当たりのホップ数と CTD の大きさの序列はおおむね対応している。しかし、それぞれ異なるパラメータを用いて算出されるため、環境中の全滞留時間や大気への分配が極端に大きい、または小さい一部の物質においては大きさの序列が対応していないことが判明した。また、PRTR 制度対象ではない PFOA や PFHxS 等の有機フッ素化合物の中には、1分子当たりのホップ数が非常に大きな値となるものも存在することが判明した。実際の環境下において1つの分子が1分子当たりのホップ数と同じ回数のホップを起こすとは限らないが、この指標を参考にして長距離移動性を予め評価し、それを基に規制を行ったうえで、排出モニタリングや土壌・水のサンプリングを定期的に行うことは、長距離移動による汚染の予防策として有用であると考えられる。

小課題 2-2 では、濃度分析および化学種分析を組み合わせることにより、ブレーキパッドの摩耗によって発生するアンチモン挙動を推定した。ICP-MS の結果から、飛灰および主灰の濃度が最も大きいことが分かった。これは難燃助剤を焼却することによって発生したアンチモンおよびアンチモン化合物の影響によるものであると考えられる。また、沿道で採取された試料についても、自然界に存在するものよりも大きく、ブレーキパッドの摩耗によって排出されたアンチモンおよびアンチモン化合物の影響が示された。化学種分析では、沿道で採取された試料には Sb_2S_3 が含まれていることが明らかになった。得られた成果から、化学種分析によって化学物質の起源および挙動の推定を可能にすることを示した。

小課題 2-3 では、Hulene ダンプサイトにおける2つの主要なエリアがあるが、その1つ目である廃棄物が適切な処理なしで処分されるメインエリア、2つ目福岡方式で、廃棄物が適切に処理されたエリアと、さらにその間のエリアからのサンプル採取に成功した。また廃棄物が適切な処理なしで処分されるメインエリアにおいて検出されたアンチモンの主要化学種は FeSbO_4 で、南大東島のクリーンセンター付近の土壌のアンチモンの主要化学種の割合と類似していることが明らかになった。

2. 今後の計画

以下に、今後の課題をまとめた。

小課題1： 本研究で使用したパラメータやシナリオは既存研究や政策資料からの類推によるものであり、二次利用普及割合や二次利用時の寿命など大きな不確実性が含まれるパラメータやシナリオも用いている。そのため、様々な角度から考慮したパラメータやシナリオを使用し、さらに感度分析を行って結果の変化を見る必要がある。また、本研究で算出した ChF の値はリサイクル事業所の化学物質排出量に基づいたものであるが、xEV 駆動用リチウムイオン電池以外の産業廃棄物による化学物質排出も含んでいるため、不確実性を減らすためには、xEV 駆動用電池の全廃棄物処理量に占める割合を考慮した排出量推計が必要である。

また、一般企業がある技術を導入した際の化学物質の環境負荷を簡単に算出できるような Chemical footprint 計算ツールのようなシステムを作ることは、今後の 2050 年カーボンニュートラルに向けてもインセンティブとなり得るため、このようなシステム作りの検討が重要であると考ええる。

小課題2： 本課題では、一部の物質のみを選定し解析を行ったが、より詳細な傾向を把握するためには全物質を対象とした解析を行うことが望ましい。また、1 分子当たりのホップ数を比較するだけでは物性等についての追加解析を行う必要がある。例えば、排出インベントリを用い、Pangea モデル (Cedric Wannaz, 2017) のように高度なマルチメディアモデルが組み込まれたフレームワークを駆使した解析を行うことで、さらなる有機汚染物質のリスクを評価が可能となると考えられる。さらに、有機フッ素化合物などの実際の汚染状況を調査するために、現地でのサンプリングを行い、それを基にしたリスク評価を行うことが、今後の課題として挙げられる。

また、アンチモンおよびアンチモン化合物の分析では、採取地点の拡充ならびに各化学種の毒性の調査が課題として挙げられる。モザンビークの現地調査においては、現地で収集した調査レポート等の資料の整理と分析、各廃棄物最終処分場で採取した土壌サンプルの追加分析等を行うことで、日本も関連する低所得国におけるプラスチック廃棄物の輸入禁止の影響について深掘りして調査を進めていくことが課題となる。

3. 調査結果の公表

[国際学会 proceeding/査読付き]

- (ア) Masayoshi Imanishi, Lisa Ito, Leticia Sarmento dos Muchangos, Akihiro Tokai (2021) Evaluation of decarbonization based on environmental footprint indicators in the power generation in Japan *EcoDesign2021*.
- (イ) Salma Chaouali, Leticia Sarmento dos Muchangos, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2021) Identification of most affected impact categories of wastewater-based biogas production and use, *EcoDesign2021*.
- (ウ) Gemechu Beyene Mekonnen, Leticia Sarmento dos Muchangos, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2021) Evaluation of Evolving Waste Management Strategies in Addis Ababa City, Ethiopia: A life cycle assessment approach, *EcoDesign2021*.

[国際学会 proceeding/査読なし]

- (ア) Leticia Sarmento dos Muchangos, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2021) Plastic waste trade flows in the Southern African Region from 2016 to 2020, *EcoDesign2021*.

[国際学会発表]

- (ア) Masayoshi Imanishi, Lisa Ito, Leticia Sarmento dos Muchangos, Akihiro Tokai (2021) Evaluation of decarbonization based on environmental footprint indicators in the power generation in Japan *EcoDesign2021*. 12 月 1-3 日 (オンライン発表).
- (イ) Salma Chaouali, Leticia Sarmento dos Muchangos, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2021) Identification of most affected impact categories of wastewater-based biogas production and use, *EcoDesign2021*. 12 月 1-3 日 (オンライン発表).
- (ウ) Gemechu Beyene Mekonnen, Leticia Sarmento dos Muchangos, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2021) Evaluation of Evolving Waste Management Strategies in Addis Ababa City, Ethiopia: A life cycle assessment approach, *EcoDesign2021*. 12 月 1-3 日 (オンライン発表).
- (エ) Leticia Sarmento dos Muchangos, Lisa Ito, Akihiro Tokai (2021) Plastic waste trade flows in the Southern African Region from 2016 to 2020, *EcoDesign2021*. 12 月 1-3 日 (オンライン発表).
- (オ) Lisa Ito, Akihiro Tokai (2021) Complex scenarios of chemical release accident triggered by multiple hazards, Society for Risk Analysis 2021. 12 月 5-9 日 (オンライン発表).

[国内学会発表]

- (ア) 野垣将太, 伊藤理彩, Dos Muchangos Leticia, 今西正義, 東海明宏 (2021) 2050 年ネットゼロに向けた日本の風力発電大規模導入での材料需要予測と発生廃棄物の推計, 2021 年度 第 34 回日本リスク学会年次大会 2021.11.20-21 (オンライン発表).

謝辞

本研究は、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)」の受託研究により実施した。ここに深謝の意を表する。

