

ISSN 2424-1083

季刊 全国環境研会誌

JOURNAL OF ENVIRONMENTAL LABORATORIES ASSOCIATION

Vol.44 No.4 2019 (通巻 153 号)



目 次

【巻頭言】

複雑で困難な問題に貢献し続ける地環研であるために 高橋 勉/ 1

【特集／環境中に放出されたプラスチックごみの現状と課題】

海洋プラスチックごみ対策に関する国内外の動向について 飯野 暁/ 2

環境中でのプラスチックの動態と微小化のもたらす影響について 石垣智基/ 7

環境プラスチック問題の全容と課題および大阪市立環境科学研究センターの啓発・研究活動
..... 中尾賢志・尾崎麻子・榊元慶子/ 16

信州プラスチックスマート運動について 長野県環境部資源循環推進課/ 28

【報 文】

海洋マイクロプラスチックの海岸漂着特性 池貝隆宏・菊池宏海・三島聡子/ 30

環境教育教材作成を通じた大学生の成長 田子 博・飯島明宏/ 36

季別運転を行う終末処理場放流水中に含まれる溶存態亜酸化窒素濃度の変化
..... 石橋融子・柏原 学・秦弘一郎・大石京子・山西博幸/ 42

網走湖流域における土地利用と栄養塩や主要イオン等の河川水質との関係
..... 三上英敏・五十嵐聖貴/ 48

最終処分場における1,4-ジオキサンの挙動調査と活性炭による除去効果の検討
..... 野口邦雅・吉田秀一・川畑陵介・石本 聖・岡田真規子・柿本 均/ 65

廃棄物埋立地における水銀ガス調査 長森正尚/ 71

【環境省ニュース】

環境研究総合推進費（競争的研究資金）の最近の動向について
..... 環境省大臣官房総合政策課環境研究技術室/ 76

C O N T E N T S

The stranding characteristics of beached marine microprastics on the coast - The comparison of coast between the Pacific Ocean and the Sea of Japan -

.....Takahiro IKEGAI, Hiromi KIKUCHI, Satoko MISHIMA / 30

Growth of the university students by making the environmental education teaching materials

.....Hiroshi TAGO, Akihiro IIJIMA / 36

Change of Desolved Nitrous Oxide Concentrations in Wastewater from Sewage Treatment Plant Conducted Seasonal Operation

.....Yuko ISHIBASHI, Manabu KASHIWABARA, Koichiro HATA, Kyoko OISHI, Hiroyuki YAMANISHI / 42

Relationship between land use and river water qualities such as nutrients and major ions in the basin of Lake Abashiri

.....Hidetoshi MIKAMI, Seiki IGARASHI / 48

Behavior of 1,4-Dioxane in Leachate and Discharge Samples of the Landfills and the Effectiveness of Activated Carbone Adsorption for Reduction of 1,4-Dioxane Concentration

..... Kunimasa NOGUCHI, Shuuichi YOSHIDA, Takashi ISHIMOTO,
Makiko OKADA, Hitoshi KAKIMOTO, Ryosuke KAWABATA / 65

Study on gaseous mercury in solid waste landfills.....Masanao NAGAMORI / 71

◆巻 頭 言◆

複雑で困難な問題に貢献し続ける地環研であるために

岩手県環境保健研究センター所長 高橋 勉



令和元年度・2年度の北海道・東北支部の支部長を本県が担当することになり、このような執筆の機会をいただきありがとうございます。

今年は大型の強い台風や大雨が次から次へと来襲し、本県をはじめ、日本各地に大きな被害を発生させました。亡くなられた方々の御冥福をお祈りするとともに、被災された皆様に心からお見舞いを申し上げます。

当研究センターは、昭和23年11月岩手県衛生研究所として発足し、その後、公害センターや、県内保健所の検査部門の統合を経て、環境保全と保健衛生の両面から、法令に基づく調査や行政依頼検査、教育・研修や情報発信、地域に根ざした調査研究等に取り組んでまいりました。中でも、県民の健康推進施策立案のための研究を進める地域保健チームや、生物多様性に関する研究を進める自然環境チームの設置は、当センター発足以来の特色となっています。

北海道に次ぐ面積を持つ本県は、森林面積においても117万ha余りと全国2番目の広さを有しており、まさに自然豊かな県土を誇りとしています。また、生物多様性のシンボリック存在であり、陸上生物のヒエラルキーの頂点に立つ「イヌワシ」の生息数も、全国で最も多く確認されています。

また、本県の環境保全の代表的な取組としては、旧松尾鉱山の坑廃水による北上川の水質汚染対策など、産業活動の負の遺産への対応があります。東洋一の産出量を誇った松尾鉱山が、石油精製による回収硫黄の増産により硫黄鉱石の需要が無くなり、昭和47年に完全に閉山しました。しかしその後も、同鉱山から流出する強酸性の大量の坑廃水による北上川の汚染は継続し、当時の北上川は魚の棲まない死の川と呼ばれていました。この坑廃水を処理し、北上川の清流を取り戻すため、鉄バクテリアを利用した新中和処理施設が稼働したのが昭和57年4月であり、以来、30年以上毎分約18tの中和処理を行っています。この処理は、坑廃水の流出が続く限り継続していかなければいけません。本県の大気環境や水環境が良好に保たれているのは、このような多くの努力の上に

あることを県民一人ひとりが、理解し、次の世代に確実に引き継がれていかなければなりません。

そして、平成23年3月に発災した大震災津波による災害廃棄物のことに触れないわけにはいきません。本県では一般廃棄物14年分に当たる約618万トンの災害廃棄物（がれき）が発生しました。東京都や大阪府をはじめ県内外の多くの自治体の協力や、多くの関係者・住民の皆様の御理解と御支援に支えられ、不可能とも思われたその処理を終えることができました。ここに改めて、災害廃棄物の広域処理をはじめ、寄付や義援金、ボランティア活動や職員の派遣など、これまでの物心両面での皆様のさまざまな御支援と御協力に心から感謝申し上げます。

復興の取組は、現在も引き続き県の総合計画である「いわて県民計画（2019～2028）」の「復興推進プラン」の中に位置付け、被災者一人ひとりの復興が成し遂げられるよう、県政の最重要課題の一つとして取組を進めています。

さて、昨今の環境保全の流れは、地球規模の温暖化対策や海洋でのマイクロプラスチック問題への対応など、グローバルな視点での対策の必要が叫ばれ、大きなうねりとなって全世界を駆け回っています。

我々としてはそのような問題にも真剣に向かいながらも、地方には地方に根付いた必要な研究があり、地方に密着した具体的な研究に取組まなければならないという使命があります。そのための研究者の継続的な育成、技術の保持・継承は非常に重要で待ったなしの問題です。地環研は行政としての性格を強く内在した組織ゆえに、変化への対応が鈍く不十分になりかねないという懸念があります。一つ一つの地環研の力は大きなものではないかもしれませんが、『我々は微力かもしれないが、無力ではない』の言葉にあるとおり、全国協議会や支部のネットワークを活用して力を合わせることで、今後の複雑で困難な問題にも貢献し続けることができると信じて、地環研ならではの、地域に根ざした研究や取組を着実に進めていきたいと考えております。

＜特 集＞環境中に放出されたプラスチックごみの現状と課題

海洋プラスチックごみ対策に関する国内外の動向について

飯野 暁

(環境省海洋環境室室長補佐)

目次

1. はじめに
2. 海洋プラスチックごみの現状
 - 2.1 環境省の海洋ごみ実態把握調査
3. 国際動向
 - 3.1 G20 大阪サミット首脳宣言
 - 3.2 G20 海洋プラスチックごみ対策実施枠組
 - 3.3 第1回実施枠組みフォローアップ会合
4. 国内動向
 - 4.1 海岸漂着物処理推進法の改正
 - 4.2 海岸漂着物対策推進基本方針の変更
 - 4.3 プラスチック資源循環戦略
 - 4.4 海洋プラスチックごみ対策アクションプラン
5. プラスチック・スマート
 - 5.1 「プラスチック・スマート」キャンペーン
 - 5.2 「プラスチック・スマート」フォーラム
 - 5.3 地域での海洋ごみ発生抑制モデル事業

1. はじめに

昨今、海洋ごみ、とりわけ海洋プラスチックごみが国内外で大きな注目を集めている。この問題の解決のためには、①流出の多くが新興国・途上国、とりわけアジアとも言われていることから、これらの国々を含む世界全体で取り組むこと、②特定の不必要なワンウェイプラスチックの排出抑制だけでは解決できないことから、各国の状況に応じ、3Rの推進から海洋プラスチックごみの回収・処理までを含む包括的なライフサイクルアプローチで海洋への流出を防止することが重要である。

そのため、今年6月に開催されたG20大阪サミットでは、2050年までに海洋プラスチックごみによる追加的な汚染をゼロにまで削減することを目指すという「大阪ブルー・

オーシャン・ビジョン」を合意した。G20が結束してビジョンを共有したことは、この問題の解決に向けた大きな一歩である。

今後、日本は、対策の基盤としての科学的知見の集積、国際的な取組のリードと、あわせて、国内の対策の強化を進めていく。

2. 海洋プラスチックごみの現状

回収されずに海洋に流出した海洋プラスチックごみは、生態系を含めた海洋環境の悪化や海岸機能の低下、景観への悪影響、船舶航行の障害、漁業や観光への影響など、さまざまな問題を引き起こしている。2016年1月に世界経済フォーラム（ダボス会議）が発表した報告書によると、世界のプラスチック生産量が1964～2014年の50年間で20倍以上に急増し、今後20年間でさらに倍増する見込みであること、毎年少なくとも800万トンのプラスチックが海洋に流出し、2050年までには海洋中のプラスチック量が重量ベースで魚の量を上回るとの予想もあり、国際的な関心が非常に高まっている。

また、近年は「マイクロプラスチック」にも注目が集まっている。これは5mm以下の微細なプラスチックのことを指し、海洋生物が誤食してしまうことや、マイクロプラスチックに吸着した化学物質が食物連鎖に取り込まれることによる生態系への影響が懸念されている。

一方で、3R（リデュース、リユース、リサイクル）といった海洋プラスチックごみ対策の推進は、資源・エネルギーの節約にもつながり、気候変動の課題解決にも貢献できる。

2.1 環境省の海洋ごみ実態把握調査

環境省では平成 22 年度から、海岸などにある漂着ごみ、海面に浮遊する漂流ごみ及び海底に堆積するごみ(海底ごみ)に関して、量や種類などの調査等(サンプル調査)を行っている。

漂着ごみに関しては、平成 28 年度に引き続き 10 地点を対象に同様の調査を行った。また、漂流ごみ及び海底ごみに関しては、平成 29 年度は、内浦湾(噴火湾)及び鹿児島湾を対象に、プラスチック類等の人工物を中心に量や種類などの調査を行うとともに、沖合海域等において、存在量等の調査を行った。さらに、近年、海洋生態系への影響が懸念されているマイクロプラスチック※1に関する調査を行った。また、平成 30 年度に漂着した廃ポリタンクの漂着状況を取りまとめた(廃ポリタンクの調査は、我が国への海洋ごみの漂着状況を把握する一助として、道府県の協力を得て平成 20 年より行っている。)

※1 マイクロプラスチック:微細なプラスチック類(5 mm以下)のこと。含有/吸着する化学物質が食物連鎖に取り込まれ、生態系に及ぼす影響が懸念されている。

3. 国際動向

海洋プラスチックごみへの関心が世界的に高まる中、本年 6 月、大阪で G20 サミットが開催され、2050 年までに海洋プラスチックごみによる追加的な汚染をゼロとすることを目指すというブルーオーシャンビジョンが共有された。また、軽井沢で開催された関係閣僚会議で、その実現のための実施枠組みが構築された。

海洋プラスチックごみ問題の解決には、新興国・途上国を含む世界全体で、かつ、モノのデザイン・製造から使用、廃棄までの全ての段階で取り組むことが不可欠である。

そのため、引き続き我が国が G20 の取組を牽引し、東京で開催された G20 フォローアップ会合を皮切りに、各国がしっかり政策・計画を策定し、進捗状況や科学的知見を共有し、協力して対策を深掘りするサイクル(PDCA)を作り継続していく。併せて、ASEAN 諸国への支援や国連との協力を通じ、ビジョンを世界に拡大していく。

さらに、ASEAN 諸国を中心として、具体的な海洋プラスチックごみ削減対策を支援していく。そのため、10 月には我が国の主導により、「海洋プラスチックごみナレッジ・センタ

ー」が設立された。このセンターも活用し、我が国の優れた技術・ノウハウを活かした廃棄物管理や、計画策定、モニタリングなどの対策を支援していく。

3.1 G20 大阪サミット首脳宣言(海洋プラスチック関係部分抜粋)

39. 我々は、海洋ごみ、特に海洋プラスチックごみ及びマイクロプラスチックに対処する措置は、全ての国によって、関係者との協力の下に、国内的及び国際的に取られる必要があることを再確認する。この点に関し、我々は、共通の世界のビジョンとして、「大阪ブルー・オーシャン・ビジョン」を共有し、国際社会の他のメンバーにも共有するよう呼びかける。これは、社会にとってのプラスチックの重要な役割を認識しつつ、改善された廃棄物管理及び革新的な解決策によって、管理を誤ったプラスチックごみの流出を減らすことを含む、包括的なライフサイクルアプローチを通じて、2050 年までに海洋プラスチックごみによる追加的な汚染をゼロにまで削減することを目指すものである。我々はまた、「G20 海洋プラスチックごみ対策実施枠組」を支持する。

3.2 「G20 海洋プラスチックごみ対策実施枠組」

2019 年 6 月 15、16 日には、長野県軽井沢において、「G20 持続可能な成長のためのエネルギー転換と地球環境に関する関係閣僚会合」が開催され、海洋プラスチック対策の実施枠組みがまとめられた。

この枠組は、

- 1) 環境上適正な廃棄物管理、海洋プラスチックごみの回収、革新的な解決方策の展開、各国の能力強化のための国際協力等による包括的なライフサイクルアプローチ(生産から廃棄、処理の各段階における対策の実施)の推進
- 2) G20 資源効率性対話等の機会を活用し、G20 海洋ごみ行動計画に沿った関連政策、計画、対策の情報の継続的な共有及び更新の実施
- 3) 海洋ごみ、特に海洋プラスチックとマイクロプラスチックの現状と影響の測定とモニタリング等のた

めの科学的基盤の強化等を内容としている。

3.3 第1回実施枠組みフォローアップ会合

10月には、G20 海洋プラスチックごみ対策実施枠組みに基づき、第1回目のフォローアップ会合を東京で開催した。G20 等 17 ヶ国の実務担当者、国際機関、研究機関など約 100 名が参加し第1回目の各国の対策・優良事例について報告・共有を行い、大阪ブルー・オーシャン・ビジョンの実現に向け、相互学習等を通じた対策・施策の推進を確認した。また、会合成果として、各国の対策・優良事例に関する報告書及び資源効率性に関する議長サマリーを取りまとめた。加えて、来年のG20 議長国であるサウジアラビアが、来年も引き続きG20 としてこの問題に取り組んでいくことを表明した。

今後とも、こうした取組を継続するとともに、G20 以外の国際社会のメンバーにも取組への参加を呼びかけ、「大阪ブルー・オーシャン・ビジョン」を提唱した国として、この問題をリードしていく。

4. 国内動向

4.1. 海岸漂着物処理推進法の改正

2009 年に『美しく豊かな自然を保護するための海岸における良好な景観及び環境の保全に係る海岸漂着物等の処理等の推進に関する法律』が議員立法により成立した。2018 年の通常国会において、議員立法により改正法案が提出され、全会一致により可決成立し、公布施行された。

【改正法のポイント】

- 法律の対象に漂流ごみ・海底ごみの追加
- 3Rの推進等による海岸漂着物等の発生抑制と整合の必要性の明記
- マイクロプラスチック対策
 - 事業者は、通常の用法に従った使用の後に河川その他の公共の水域又は海域に排出される製品へのマイクロプラスチックの使用の抑制及び廃プラスチック類の排出の抑制に努めなければならない
 - 政府は、最新の科学的知見及び国際的動向を勘案し、海域におけるマイクロプラスチックの抑制のための施策の在り方について速やかに検

討を加え、その結果に基づいて必要な措置を講ずる

4.2 海岸漂着物対策推進基本方針の変更

上記の法律改正を受け、法律に基づく基本方針の変更が本年5月31日の閣議で決定された。

【基本方針改正のポイント】

- ・ 海洋ごみの削減を進めるために河川の下流域のみならず上流側も含めた流域圏で、行政や事業者、住民等が一体となって対策を進めること
- ・ 海底ごみなどは日常的に海を利用している漁業者の協力を得ながらその回収・処理を進めること
- ・ 廃プラスチック類の排出抑制や、仮に環境中に放出されても容易に分解する生分解性プラスチックの利用、プラスチック資源を繰り返し利用するための再生材の利用を進める
- ・ 通常の使用方法により、製品に含まれるマイクロプラスチックが下水を通じて海洋に流出するような製品へのマイクロプラスチックの使用の削減を徹底する

4.3 プラスチック資源循環戦略

昨年6月に閣議決定した第4次循環型社会形成推進基本計画を受けて、昨年来、関係省庁、学識経験者、業界等で検討が進められ、中央環境審議会の答申を経て、本年5月31日に関係省庁連名により決定した。

【基本原則】「3R+Renewable」

【重点戦略】

循環型社会形成推進基本法に規定する基本原則を踏まえ、

- ① ワンウェイの容器包装・製品をはじめ、回避可能なプラスチックの使用を合理化し、無駄に使われる資源を徹底的に減らすとともに、
- ② より持続可能性が高まることを前提に、プラスチック製容器包装・製品の原料を再生材や再生可能資源（紙、バイオマスプラスチック 9 等）に適切に切り替えた上で、

③ できる限り長期間、プラスチック製品を使用しつつ、
④ 使用後は、効果的・効率的なリサイクルシステムを通じて、持続可能な形で、徹底的に分別回収し、循環利用（リサイクルによる再生利用、それが技術的・経済的な観点等から難しい場合には熱回収によるエネルギー利用を含め）を図る。特に、可燃ごみ指定収集袋など、その利用目的から一義的に焼却せざるを得ないプラスチックには、カーボンニュートラルであるバイオマスプラスチックを最大限使用し、かつ、確実に熱回収する。

【マイルストーン】

＜リデュース＞

①2030 年までにワンウェイプラスチックを累積 25%排出抑制

＜リユース・リサイクル＞

②2025 年までにリユース・リサイクル可能なデザインに
③2030 年までに容器包装の 6 割をリユース・リサイクル
④2035 年までに使用済プラスチックを 100%リユース・リサイクル等により有効利用

＜再生利用・バイオマスプラスチック＞

⑤2030 年までに再生利用を倍増
⑥2030 年までにバイオマスプラスチックを約 200 万トン導入

4.4 海洋プラスチックごみ対策アクションプラン

「新たな汚染を生みださない世界」の実現を目指す我が国の率先的・具体的な海洋プラスチック対策をとりまとめるべく、本年 2 月に環境大臣を議長とする関係府省会議の開催を契機に、策定作業が開始され、5 月 31 日の関係閣僚会議で決定した。

- ① 廃棄物の回収・適正処理
- ② ポイ捨て、不法投棄等による海洋流出の防止
- ③ 陸域での散乱ごみの回収
- ④ 海洋に流出したごみの回収
- ⑤ 代替素材の開発等のイノベーション
- ⑥ 関係者の連携協働
- ⑦ 途上国支援
- ⑧ 科学的知見の集積

プラスチックごみの国内適正処理量、海洋プラスチックごみ回収量など 5 つの指標が設定され、プランの進捗を毎年把握するほか、科学的な知見の進展等を踏まえつつ、3 年後を目途として見直しを行うこととされている。

5. プラスチック・スマート

5.1 「プラスチック・スマート」キャンペーン

環境省は 2018 年 10 月に「プラスチック・スマート」キャンペーンを立ち上げた。これは、海洋プラスチックごみ問題の解決に向けて、国・地方公共団体・NGO・NPO・企業・研究機関・個人等の幅広い関係主体が連携協働して取組を進めていくことが必要であるという認識の下、“プラスチックとの賢い付き合い方”をキーワードに、普及啓発、広報を通じて海洋プラスチック汚染の実態の正しい理解を促しつつ、国民的気運を醸成し、海洋ごみの発生防止に向けた取組を進めることを目的としたキャンペーンである。

以下 4 つの要素に対して対策を講じることが必要と考え、広く取組を募集している。

- ✓ 無駄な使用を減らす
例：軽量化や代替素材の開発、マイボトル・マイバッグの利用など
- ✓ 使用後は適正処理をする
例：分別を守った適切な廃棄、選別回収、再生プラの活用など
- ✓ 処理から漏れたら回収する
例：街なか、河川、海岸での清掃活動など
- ✓ 回収できなくても溶ける
例：生分解性プラスチックやバイオプラスチックの開発・利用

これら取組をキャンペーンサイトや各種イベントを通じて広く国内外に発信しており、2019 年 8 月時点で 628 団体から 866 件の取組が登録されている。また、Twitter や Facebook, Instagram において「#プラスチック・スマート」とタグをつけて投稿することで情報発信が可能となっており、個人による取組発信が広がることも期待している。

5.2 「プラスチック・スマート」フォーラム

様々な関係主体間の取組の連携協働を更に強化するた

めに、キャンペーン参加者を始めとする様々な団体の対話・交流を促進するプラットフォームとして、環境省は2019年1月に「プラスチック・スマート」フォーラムを設置。フォーラムでは、ウェブサイトや会員へのメールマガジンによる情報配信に加え、環境省とフォーラム会員による意見交換会、日本財団との共同事業による「海ごみゼロ国際シンポジウム」「海ごみゼロアワード」を開催し、対話と交流の場作りを推進するとともに、様々な関連イベントにおける展示活動等により、情報発信・普及啓発を行っている。2019年8月時点で386団体が参加団体として登録されている。

5.3 地域での海洋ごみ発生抑制モデル事業

マイクロプラスチックを含む海洋ごみのうち、国内に由来するものの多くは、内陸で発生したごみが河川を經由して海域に流出したものである。このため、環境省では、内陸を含む複数の地方自治体に参画いただき、流域圏全体で海に流出するごみの実態把握や発生抑制対策等を行うモデル事業（海洋ごみ削減のための発生抑制対策等モデル事業）を今年度から実施している。このモデル事業は2018年度から3カ年の計画で実施することとしており、ごみの分布状況、組成等の実態把握調査や発生抑制対策の効果検証を行い、最終年度である2020年度にガイドラインをとりまとめる予定である。とりまとめたガイドラインの全国への普及を図り、沿岸と内陸の自治体の連携・協力し、海洋ごみの発生抑制対策等が全国で進められるよう取り組んでいく。

＜特集＞環境中に放出されたプラスチックごみの現状と課題

環境中でのプラスチックの動態と微小化のもたらす影響について

石垣智基

(国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター 国際廃棄物管理技術研究室)

1. はじめに

環境中に放出されたプラスチック類は、環境中に散乱し景観を損なうだけでなく、野生生物の捕捉や摂食による影響、水路や河川への流入による都市の排水機能の低下、さらには海洋流出による沿岸の漁業や観光資源への悪影響が懸念されている。また、環境中での移動過程でプラスチックが微小化し、いわゆるマイクロプラスチック（以下MP）として環境中に拡散することも問題視されている。2050年までに海洋プラスチックごみ問題の追加的発生を食い止めるという宣言を含む「大阪ブルー・オーシャン・ビジョン」¹⁾やその実効的な方策である「G20海洋プラスチックごみ対策実施枠組」²⁾では、プラスチック流出防止のために取り得る重要な措置として廃棄物管理の改善を挙げている。我が国でもプラスチック対策の政策パッケージが「プラスチック資源循環戦略」としてまとめられた³⁾ほか、海洋プラスチック削減のための国内実行計画「海洋プラスチックごみ対策アクションプラン」⁴⁾や、途上国の対策支援に係る「MARINEイニシアチブ」⁵⁾においても、排出源としての廃棄物管理改善の重要性について言及している。

一方で、環境中に放出されたプラスチック類が有するリスク要因については依然として不確定なものが多く、定性的な影響が印象論的に注目され、社会の不安を誘因している現状に懐疑的な意見も多く見られる⁶⁾。本稿では、プラスチックの環境放出の実態と環境中での挙動に関する現状の知見を環境科学の観点から整理する。

2. 環境中のプラスチックの主な流出源

プラスチック類が環境中に放出される要因としては、(1)プラスチック原材料や製品の製造・保管過程での環境流出、(2)プラスチック廃棄物の不適切な管理、ならびに(3)環境放出を前提としたプラスチック製品の使用、に大別される。プラスチック製品に利用されている主要な合成高分子素材の概要を表1に示す。密度が小さいほど飛散しやすいほか、淡水ならびに海水密度との相対的な差異で浮遊性・移動性が異なってくる。また、密度が大きい素材であっても製品・廃棄物として流出した際の形状や

加工状態によっては漂流するが、環境中で劣化し、形状を失い小片化することで、徐々に沈降することになる。

2.1 プラスチック原材料の流出

代表的な排出源は、樹脂ペレットの流出である。樹脂ペレットとは、プラスチック製品加工前の中間材料であり、一般的には球状、円筒状、あるいは円盤状で10 mm以下の粒径である。1966年にはすでにハワイ諸島で保護された野鳥による樹脂ペレットの飲み込みが報告されている⁷⁾。海洋中での検出が初めて報告されたのは北大西洋のサルガッソー海での1971年の調査⁸⁾であり、その際にはすでに3500個/km²の樹脂ペレットの浮遊が確認されている。当時は、樹脂ペレットを製造可能な石油化学工場は世界でも限定されており、アジアでは日本国内のみ、大西洋岸では米国東海岸や北欧のみで稼働していた。樹脂ペレットはそこで生産された上で、フレコンバッグに梱包され、各国の加工工場へ海上輸送されていた。港湾労働者のストライキにより樹脂ペレットが海中投棄された事例⁹⁾等も報告されているが、意図的でなくとも荷揚げ・荷下ろし時の事故により破袋し海洋流出することは頻発していた¹⁰⁾。我が国では1993年には通商産業省（当時）の監修により「樹脂ペレット漏出防止マニュアル」が作成され、その後の業界の流出削減努力もあって樹脂ペレットの環境流出量は削減している。我が国のプラスチック原材料の生産量は最盛期から30%程度減少している¹¹⁾こともあり、今後も流出量は減少すると考えられるが、零細の成形工場や着色工場、あるいは廃棄物からの再生ペレット化工場からの流出防止には継続的な対策が必要である。一方で、世界的に見れば、プラスチック原材料の生産量自体は増加しており、石油化学工場はもはや世界中で点在し、特にアジアは一大生産拠点となっている。樹脂ペレットの環境流出防止対策に関する我が国の経験を諸外国と共有することは、環境面でも産業効率の面でも有効であると考えられる。

2.2 プラスチック製品や廃棄物の不適切な管理による流出

プラスチックを含む廃棄物の運搬、一時保管、処理（特に破碎や選別）および埋立処分時の飛散や流出がこれに相当する。我が国においては、法令に基づき適正な廃棄物管理がなされていればほとんど生じ得ない問題である。裏を返せば、不適正な保管、処分、あるいは不法投棄などの事案において、プラスチックの環境流出の可能性が高いことに留意する必要がある。また、廃棄物埋立地浸出水はMPの排出源と認識されており¹²⁾、たとえ適正な埋立地管理をされていたとしても浸出水原水には一定濃度のMPが含まれる^{13,14)}。浸出水処理の過程でその多くは汚泥に移行し環境への流出量は削減可能であるが、採用されている処理技術や凝集剤の種類等によってその除去効率は異なる^{15,16)}。ほか、水処理施設のない旧処分場、安定型処分場、すでに廃止された処分場、および海洋との一定の水交換が想定される海面処分場¹⁷⁾等ではMPの環境流出が想定される。

過去には、きわめて大量のプラスチックくずが、資源という名目で我が国から途上国に輸出されていた。近年ではその量は年間およそ100万トンに上っており、現地での資源化・再生過程における環境上不適切な取り扱いが懸念されていた¹⁸⁾。これはとりもなおさず、プラスチックの環境放出という問題を我が国から途上国へと輸出していたことに他ならない。2017年頃より途上国側の規制強化によりプラスチックくずの輸出が滞りはじめ、国内流通量の増加という形で問題が顕在化してきていたが、2019年5月のバーゼル条約の改正¹⁹⁾により、「汚れたプラスチック」²⁰⁾の加盟国間における移動がより広範に規制されることとなり、改めて国内での適正管理の見直しに迫られる状況となっている。

途上国においては、各国の法令上は比較的適正に廃棄物が管理されているといえる状況下でも、廃棄物の飛散・流出は普遍的に認められる。Jambackら²¹⁾が不適切なプラスチック廃棄物管理に起因する各国からの環境流出量を推計した際には、仮説の不適切さや信頼性に関して多くの疑義が上がったが、その後のLebretonら²²⁾による信頼性の高い推計（年間115-241万トンのプラスチックが陸域から流出）においても、流出量の多い河川流域はアジア途上国に集中している。廃棄物適正管理の一環として、収集運搬、保管、処理、再生、処分の各プロセスにおける飛散・流出防止措置を徹底することで、地域の実生活環境改善という主目的に加え、世界的なプラスチック環境流出量削減に寄与することが期待される。

建設汚泥や浚渫土砂の海洋投入処分もプラスチックの環境流出源として重要である。浚渫土砂中には沈降したプラスチック製品およびMPが多く含まれている²³⁾。許可を受けた浚渫土砂の海洋投入量は世界全体で年間3,000万トン/年にも上っており²⁴⁾、国際海事機関は、直接海洋

投入処分されるプラスチック量が陸域からの流出量予測と比較しても無視できないと認識しており、廃棄物の海洋投入量削減を含めた包括的な対策を推進している²⁵⁾。

また、不適正な管理ではないが、津波や豪雨による災害も環境流出要因となりうる。東日本大震災時においては、津波により480万トンのがれきが海洋に流出し、そのうち154万トン程度が漂流したと類推されている²⁶⁾が、その3分の1から半分程度がプラスチック類であると推定されている²⁷⁾。復旧・復興の促進とともに環境保全上の観点からも、迅速な災害廃棄物処理の推進とそのための自治体間協力などが強く求められる。

2.3 環境放出を前提としたプラスチック製品

社会的に大きな問題となったのは、洗顔料、歯磨き粉、化粧品等に含まれるスクラブに代表されるマイクロビーズである。2010年頃から規制の動きが拡大した世界での状況に比べて日本の対応は遅く、2019年時点で依然として事業者の削減努力義務としての言及にとどまっている。

漁業やレジャーで使用される漁具類は、本来環境放出を前提とされてはいないが、野外での利用という状況から、頻繁に海洋流出するほか、港湾部に保管していた漁具が流出する事例は後を絶たない。釣り糸や大型の網などの洋上浮遊による、海洋生物への絡まり事故防止についてはじめて国際的に議論されたのは1969年²⁸⁾であるが、その後も同様の事例は多数報告されている。また、海洋表層における主要なMPとして漁具由来のポリアミドが挙げられている²⁹⁾。ポリアミドは密度が大きいものの、漁具としての用途・製品形状から浮遊しやすいことが推測される。ただし、海洋プラスチックの総量から判断すると、主要な排出源は海洋や沿岸での漁業およびレジャーではなく、河川経由であることが種々のモデル研究や観測結果を基に推測されている^{30,31)}。つまり、漁具の環境放出は、プラスチックの流出に係る量的な問題というよりは、形状の特性に起因する野生生物の捕捉という質的な問題としての一面が色濃くうかがわれる。

農業利用されているプラスチック類も、環境排出源として注目されている。畑作において防草や肥料流出防止の目的で敷設されるプラスチックシート（いわゆる農業用マルチ）は、長期間の太陽光下での設置により劣化し、小片化したものが飛散・流出しやすい状況にある。使用中だけでなく使用後の保管状況によっては、その可能性はさらに高まる。温室に利用されるフィルム、家畜飼料の梱包に用いられるベール等も同様であり、使用後および交換時には速やかに廃棄されることが望ましい。防虫・防鳥用のネットは、設置条件や使用目的から、破損や劣化しやすく、そもそも環境流出しやすい状況にあ

表1 プラスチック製品として利用されている高分子の特性

	密度 (g/cm ³)	有害性スコアと分類 ²²⁾	主な用途
低密度ポリエチレン	0.91-0.93	11 (II)	包装材, 農業用フィルム, ケーブル被覆
高密度ポリエチレン	0.94-0.965	11 (II)	容器, コンテナ, パイプ
エチレン 酢酸ビニル共重合体	0.92-0.95	9 (II)	農業フィルム, 梱包ラップ
ポリプロピレン	0.90-0.92	1 (I)	自動車部品, 家電部品, 電線被覆
ポリスチレン	1.04-1.09	30 (II)	弁当容器
発泡ポリスチレン	0.07-0.7 0.01-0.06	44 (III)	食品トレイ・カップ麺容器 建材 (断熱材, 芯材), 土木資材 (型枠, 盛土材)
ポリ塩化ビニル	1.16-1.45	10001-10551 (V)	上下水道管・継手, 建材 (雨樋, サッシ, 床材), 農業用フィルム
アクリロニトリル・ ブタジエン・スチレン共重合体	1.01-1.21	6,552 (V)	家電駆体, 外装材
アクリル	1.17-1.20	1,021(IV)-11,521 (V)	自動車部品, キッチン用品, 水槽底面プレート
飽和ポリエステル (ポリエチレンテレフタレート等)	1.34-1.39	4 (II)	機能性フィルム (絶縁・磁気テープ), 衣料品, 飲料容器
不飽和ポリエステル (FRP等)	1.10-1.46 1.65-2.60	1,117(IV)-1,414(IV)	非FRP (化粧板, 造園) FRP (船舶, コンテナ, ヘルメット)
ポリアミド	1.13-1.15	47(III)-63(III)	自動車部品, 工具, 漁具
ポリカーボネート		610(IV)-1,177(IV)	家電駆体, 農業ハウス資材
スチレンブタジエン・ ブタジエンゴム	0.9-0.94	(-)	タイヤ
軟質ウレタンフォーム (発泡ポリウレタン)	0.016-0.1	13,844 (V)	クッション
メラミン	1.48	882 (IV)	化粧板 (建材・家具), キッチン用品

る。また流出後には、漁具と同じく野生生物に与える影響が懸念されることから、適正設置・利用を推進することが必要である³²⁾。農業土壌に直接埋設される用途として、保水材としての高吸水性樹脂が挙げられる。また、ポリマーコートされた種子の普及も、環境流出が懸念される要因としてあげられる。これは、播種作業の効率化、農薬使用の削減、耐温性や吸水性の向上による発芽効率化などの目的で種子をコーティングするものである。いずれも、作物の収穫後にはプラスチックがそのまま土壌中に残存するため、特にMP化の観点からその消長が懸念されている。

欧州ではMPの主要な排出源のひとつとしてタイヤ由来の小片³³⁾が注目されており、最大で海洋MPの60%を占める³⁴⁾ともされている。タイヤ由来のMPは主に自動車の走行中に摩耗して発生し、道路脇粉じん中に1-5%程度の割合で存在³⁵⁾することから、河川・水路に流出しやすい状況にあると言える。

3. 環境中のプラスチックに関する我が国の実態

3.1 沿岸における漂流漂着物

自然界におけるプラスチックの散乱状況について、もっとも視認されるのは沿岸における漂流物・漂着物である。著者らが2006年から2010年にかけて日本海側で実施した調査³⁶⁾では、沿岸に漂着する人工物の平均個数は100 m あたり343点、平均重量は100 mあたり40.9 kg であり、その70%から93%がプラスチック素材であったことが確認されている (表2)。環境省が2017年度に実施した全国10箇所での調査でも漂着物のうちプラスチックが占める割合は51%から97%³⁷⁾であり、沿岸漂着物のうちプラスチッ

ク類が優占している傾向が続いていることが窺われる。漂着物の由来としては、潮流に乗って長距離移動する漂流物がしばしば問題視されるが、実際には国内近隣の海岸間を短距離で移動する漂流物、河川を經由して流出した陸域由来物の割合が高い。それらは沿岸から一定距離の沖合まで流出し漂流しているが、潮位や波高が高くった際に海岸に到達し、その後潮位が低下することで一部が海岸に残留すると考えられる。これは海岸線の構造にも左右され、再流出や漂着を繰り返しながら移動するメカニズムが示されている³⁶⁾。河川経由で流下する廃棄物の主要構成物として、食品の包装に用いられるフィルム、ペットボトル、ビニル袋などが多いこと、ただしその構成は河川によって異なることが報告されている³⁸⁾。通行人による路上投棄だけでなく、河川域での生活者、河川でのレジャーに起因することも考えられ、多様なステークホルダーと連携して流出対策を推進する必要がある。

環境中に放出されたプラスチックは、特に河川での流下過程において劣化しマイクロ化していくことが想定されている。しかし、関東26地点、関西9地点の河川平野部および河口域における調査³⁹⁾によると、同一河川での流下に伴うMP濃度の増加は一部の河川 (隅田川, 中川, 大川) では確認されたが、全体を通じては有意ではなく、流下過程におけるマイクロ化の傾向は確認されなかった。詳細な挙動の検証には、他の河川や水路との合流に伴う希釈の影響を考慮した収支をとることが必要であると考えられる。平均MP個数で比較すると関東の河川域が1.2 個/m³に対して、河口域・東京湾では2.8個/m³であり、流下に伴う劣化の影響をうかがわせる。なお、関西の河川では大川下流のきわめて高濃度の地点を除けば、関東に

比べてMP濃度が低く、平均個数で0.86個/m³であった。その他の調査報告^{37,38)}と比較しても、関東圏の河川流域および東京湾での調査結果は突出しており、河川へのMP流入源の把握と削減対策が急務である。

表2 日本海沿岸における人工漂着物の調査結果

	海岸名	調査日	回収個数/100m	回収重量/100m	プラ率
新潟	K海岸	2007/11/7	262個	10.8 kg	71%
		2007/12/23	498個	65.1 kg	77%
	O海岸	2008/9/4	558個	13.7 kg	93%
石川	H海岸	2007/12/22	615個	53.2 kg	93%
		2008/9/3	316個	18.1 kg	86%
福井	M海岸	2007/6/2	235個	72.7 kg	72%
	T海岸	2007/6/15	1445個	131.0 kg	90%
	F海岸	2006/12/13	261個	20.3 kg	82%
京都	K海岸	2007/1/30	537個	122.7 kg	93%
		2008/11/15	297個	64.0 kg	91%
兵庫	K海岸	2007/1/29	176個	34.0 kg	79%
		2008/6/18	32個	1.6 kg	75%
鳥取	K海岸	2007/9/4	28個	2.8 kg	85%
		2008/3/4	89個	13.7 kg	70%
		2007/9/5	104個	5.4 kg	81%
	Y海岸	2008/3/4	41個	7.3 kg	91%
	平均		343個	40.9 kg	

4. 環境中でのプラスチックの消長

素材としてのプラスチックは化学的な構造が安定であり、環境中において長期間残留することは広く理解されている。その一方で、環境中の諸条件によって緩慢にはあるが分解が進み、構造の劣化が引き起こされる。もっともよく知られているのは、太陽光照射下における近紫外光による化学的構造への影響である⁴⁰⁻⁴²⁾。主に高分子主鎖構造が、紫外光照射によって生じるラジカルの伝達を通じて、酸化型の低分子化合物まで断裂されていく⁴³⁾。この反応は酸素が取り込まれることで進行するため、酸素雰囲気が必要条件⁴⁴⁾であり大気環境下で進行しやすい。断裂だけでなくラジカルを介した架橋反応も想定される⁴⁵⁾ため、見かけの低分子化は緩やかに進み、その過程で力学的特性を失い⁴⁶⁾小片化・MP化すると考えられている。プラスチック添加物の流出も物理的な小片化を促進する要因である。ラジカル生成による断裂は、紫外光だけでなく大気中のオゾンによっても誘発され⁴⁷⁾、いずれも陸域におけるプラスチックの劣化に関わる重要な要因である。

高分子主鎖が炭素で構成されているプラスチック（ポリエチレン、ポリプロピレン、ポリスチレン、ポリ塩化ビニル等）は、主鎖部分が紫外光の影響を受けて低分子化する^{48,49)}が、寄与する波長は高分子の種類によって異なり、ポリエチレンは300 nm前後、ポリプロピレンは370 nm前後の紫外光が最も高分子鎖の破断に影響があるとさ

れている⁴³⁾。分子量が500 Daを下回るレベルまで低分子化されると、末端メチル基に対する微生物分解も起こりやすくなる^{48,50)}ため、化学構造の分解は加速度的に進行していく。最終的には、脂肪族カルボン酸、ケトン、アルコール、アルデヒド等の化合物まで低分子化⁴⁸⁾されることで、微生物によって容易に無機化されていくことになる。我々がMPと分類しているプラスチック小片は、こうした分解過程にある高分子の低分子化・無機化の途中経過を観測しているものと考えることができる。

微生物単独によるポリエチレンの分解は、紫外光による分解に比べると遅い（たとえば土壌に10年間埋設で0.2%の重量減少⁵¹⁾）が、それでも土壌や廃棄物埋立地中に存在するカビや放線菌による分解の事例が報告されている⁵²⁾。これらの微生物はポリエチレンから炭素源を得て、二酸化炭素を放出していること^{53,54)}が報告されており、微生物による無機化が生じうることの証左とされている。リグニン分解菌の生産するマンガンペルオキシダーゼ⁵⁵⁾やラッカーゼ⁵⁶⁾等の酵素は基質特異性が低く、高分子の任意の部位から分解・断裂を進めることが可能である。例としてポリエチレンの分子量を500 Da程度まで低下させること⁵⁷⁾が報告されている

ポリプロピレンは第3級炭素を主鎖に有することから近紫外光による分解が進みやすい^{58,59)}。また、ポリスチレンはフェニル基が活性化されることで、隣接するC-H結合の断裂を誘発し、ラジカルの発生量を増加させることから、やはり近紫外光による影響を受けやすいとされている^{60,61)}。ポリ塩化ビニルは紫外光による分解が最も進みやすい汎用高分子とされている⁶²⁾。紫外光による脱塩素に伴って炭素主鎖に二重結合を有するポリエンが形成されるが、この不飽和結合がさらに紫外光による破断を受けやすく低分子化が進むことになる⁶³⁾。ただし、その過程で塩化物が多く生じることから、他のプラスチック類に比べて生物分解の寄与という点では劣る。またポリ塩化ビニルは用途によって多様な添加剤を含んでいる可能性がある。UV安定剤を含んでいる場合は紫外光の影響を受けにくくなる他、可塑化剤等として鉛や有機スズ化合物を含んでいる場合は、主鎖の劣化と同時に放出されることが懸念される。

主鎖が多分子で構成されているプラスチックは紫外光による分解に加えて、加水分解の影響を受けやすい⁶⁴⁾。これは海洋など水環境中における主要な劣化要因のひとつであり、たとえばポリエチレンテレフタレートやポリウレタンに含まれるエステル結合は加水分解を受けて、カルボキシル末端を有する化合物とビニル基末端を有する化合物を形成する⁶⁵⁾。カルボキシル末端を有する化合物は、紫外光をうけたラジカル経由での分解でも生成され、末端からの開環を経て生物分解が進行する。紫外光

による分解においては、メチレン基を含む結合部由来でヒドロキシペルオキシドが形成され⁶⁶⁾、それによってさらにラジカルの生成ならびに酸化分解が進行する。ポリウレタンの場合、エステル結合だけでなくウレタン結合部も加水分解による断裂を受けやすい。また、微生物分解を受けやすい部位⁶⁷⁾でもあり、カビや細菌由来のポリウレタン分解酵素による低分子化⁶⁸⁾が報告されている。

5. 環境中のプラスチックに関わるリスク要因

世界中で流通している食塩28種のうち25種でMPの混入が確認される⁶⁹⁾など、我々がプラスチックを摂食する可能性は飛躍的に高まっている。人間の体内にMPが存在することも糞便の調査結果⁷⁰⁾から示されているが、その由来が食品・調味料に含まれていたMPか、飲食物の容器包装かについては特定できていない。MP摂食による化学物質への暴露についても、有意に追加的な影響が生じるほどの摂取は考えにくい^{71, 72)}とされている。どちらかという、MPが物理的に消化管等に与える刺激の方が懸念されている。

海洋表層18報と底質20報におけるMP組成の比較²⁹⁾によると、利用量が多く密度の小さいポリエチレンやポリプロピレン、ならびに容器形状などから浮遊しやすいポリエチレンテレフタレートは海洋と底質の双方に共通して主要なMP成分であるが、海洋表層では密度の大きいポリアミドが、逆に底質では密度の小さいポリプロピレンが主要なMP組成として確認された。この5種については、ポリマーおよび添加剤の化学的性状に起因する有害性はいずれも低いこと⁷³⁾が報告されている（表1）。この有害性評価は、欧州分類表示包装規則（CLP規則）に基づく含有物質の有害性（各種の健康影響、細胞・生態毒性、分解性、蓄積性、爆発性、反応性、自己発熱性、環境破損性など）によるスコアと、化学品の分類及び表示に関する国際的調和システム（GHS）に基づいて分類されている。ここでクラス（V）は段階的に廃止すべき物質、クラス（IV）はリスク削減が必要な物質、と位置づけられている。たとえばポリ塩化ビニルは、素材に含まれる塩素に加えて、可塑性や屈曲性を与えるための多様な添加剤の有害性⁵²⁾が懸念されており、高リスクに分類されている。一方で、プラスチックの分解・断裂過程で生成される副産物や中間代謝物の有害性はしばしば見逃されがちである。芳香族化合物、フェノール類⁷⁴⁾、高分子の不飽和脂肪酸、ベンゼン⁷⁵⁾、テトラクロロエチレンやメチルベンゼン類⁷⁶⁾など、プラスチックが環境中で小片化される過程で、副次的に生成される低分子化物の有する有害性についても、構成素材と同様に十分に検討される必要がある。

プラスチック素材中の構成成分あるいは分解過程で生成される成分は、いずれも内的な要因によるリスクであると考えられるが、環境移動中に（あるいは排出直後から）プラスチックが外的な化学物質を吸着して運搬することで、その広範囲な拡散に寄与していることは、特に海洋プラスチックに関する問題が提起された当初から懸念されてきた⁷⁾。たとえばMPが疎水性の化学物質を吸着しやすいのは素材の特性から当然であり、広範囲に移動していること自体は事実である。しかし、それが全球的な化学物質の拡散や生態系・人体にどの程度の追加的リスクを及ぼしているかについては科学的な評価が必要である。これまでに海洋生物の曝露・摂取モデルを用いた評価では、MPに運搬される化学物質の摂取は、環境や食餌由来の摂取に比べて極めて小さいこと⁷⁷⁾など、海洋生物による有機汚染物質の摂取・蓄積においてMPが果たす役割が大きいとも、MPの存在が環境リスクの増大に寄与しているともいえないこと⁷⁸⁾が示されている。MPが運搬する化学物質による健康リスク影響については、扇動的な報告も多く住民の不安や懸念も高まっているが、地域の実態を反映した調査研究を通じてその影響を明らかにするとともに、多様な曝露経路と化学物質の特性を加味した上で、公平かつ中立な検討と情報提供を進めることが求められる。

6. 終わりに

本稿では、プラスチックの環境放出に係る実態と環境中での消長に関する現状の知見を整理した。プラスチックはその利便性に基づき多様な用途で製品として利用されており、我が国でも製品や廃棄物の適正利用・適正管理を通じて環境放出量削減が可能である。また、途上国への削減対策支援を実施する上でも、原料流出防止や廃棄物適正管理に係る我が国の経験が有効であると考えられた。また、環境中に放出されたプラスチックは、紫外光・オゾンによる酸化分解、加水分解、ならびに生物分解の影響を受け劣化するが、反応部位や劣化速度は高分子の化学的構造によって異なることが既報より明らかにされた。我々が観測しているMPは、プラスチックが分子レベルで分解されていく途中過程の形態であり、すでに元の化学構造とは異なっているだけでなく、その後の無機化に至るまでに起こりうる反応の選択肢も多く、反応が進みやすい状況にあるものと考えられた。一方で、環境中での劣化過程において生じる分解副産物や中間生成物、がもたらすリスクについては依然として不明な点が多く、今後検討すべき課題である。またMP化したプラスチックが化学物質を運搬しているという点については、化学物質の移動に関わる多様な要因のひとつとして位置づけて議論する必要がある。MPに運搬される化学物質が

MPの分解に伴ってどのような挙動を示すのか、環境移動に関わる詳細な知見の解明も待たれるところである。

7. 参考文献

- 1) G20 (2019): G20 Osaka Leaders' Declaration, https://g20.org/pdf/documents/en/FINAL_G20_Osaka_Leaders_Declaration.pdf
- 2) G20 (2019): 1G20 Implementation Framework for Actions on Marine Plastic Litter, https://g20.org/pdf/documents/en/annex_14.pdf
- 3) 環境省:プラスチック資源循環戦略 (2019), <https://www.env.go.jp/press/files/jp/111747.pdf>
- 4) 海洋プラスチックごみ対策の推進に関する関係閣僚会議: 海洋プラスチックごみ対策アクションプラン (2019), https://www.cas.go.jp/jp/seisaku/kaiyo_plastic/dail/plan.pdf
- 5) 外務省: 大阪ブルー・オーシャン・ビジョン実現のための日本の「マリーン (MARINE) ・イニシアティブ」 (2019), <https://g20.org/pdf/topics/jp/marine.pdf>
- 6) Burns E.E., Boxall A.B.A.: Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **37**, 2776–2796, 2018
- 7) Kenyon K.W., Eugene Kridler E.: Laysan Albatrosses swallow indigestible matter. *The Auk*, **86**, 339–343, 1969
- 8) Carpenter E.J., Smith K.L.: Plastics on the Sargasso sea surface. *Science*, **175**, 1240–1241, 1972
- 9) Day R.H.: The occurrence and characteristics of plastic pollution in Alaska's marine birds. University of Alaska Fairbanks, 1980
- 10) 環境省: 漂流・漂着ゴミに係る国内削減方策モデル調査総括検討会報告書, 2009
- 11) 経済産業省: 化学工業統計, 2019
- 12) van Praagh M., Hartman C. Brandmyr E.: Microplastics in Landfill Leachates in the Nordic Countries. Nordisk Ministerråd, Copenhagen, Denmark, 2018
- 13) He P., Chen L., Shao L., Zhang H., Lu F.: Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics? –Evidence of microplastics in landfill leachate. *Water Research*, **159**, 38–45, 2019
- 14) Mahon A.M., Officer R., Nash R., O'Connor I.: Scope, fate, risks and impacts of microplastic pollution in Irish freshwater systems. EPA Final Report 2014-HW-DS-2, Wexford, Ireland, 2017
- 15) Sundt P.: Sources of microplastics –pollution to the marine environment. Report M-321, Norwegian Environment Agency, 2014
- 16) Juho K.: Microplastics and harmful substances in urban runoffs and landfill leachates: possible emission sources to marine environment. Lahden Ammattikorkeakoulu, 2016
- 17) Kazour, M., Terki S., Rabhi K., Jemaa S., Gaby Khalaf, Amara R.: Sources of microplastics pollution in the marine environment: Importance of wastewater treatment plant and coastal landfill. *Marine Pollution Bulletin*, **146**, 608–618, 2019
- 18) エックス都市研究所: 平成30年度プラスチックくず等の輸入規制に関する調査検討業務報告書, 2019
- 19) United Nations Environment Programme: Decisions taken by the Fourteenth Meeting of the Conference of the Parties to the Basel Convention, BC-14/12:Amendments to Annexes II, VIII and IX to the Basel Convention, 2019
- 20) United Nations Environment Programme: Technical guidelines for the identification and environmentally sound management of plastic wastes and for their disposal, 2019
- 21) Jambeck J.R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T.R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Law K.L.: Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, **347** (6223), 768–771, 2015
- 22) Lebreton L.C.M., van der Zwet J., Damsteeg J.W., Slat B., Andrady A., Reisser J.: River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, **8**, 15611, 1–10, 2017
- 23) Office for the London Convention/Protocol and Ocean Affairs, International Maritime Organization: Review of the current state of knowledge regarding marine litter in wastes dumped at sea under the London convention and protocol, Final Report, 2016
- 24) International Maritime Organization (2019) LC 41/7/1: First draft summary and overview of the number of dumping permits reported in 2017, 41st Consultative Meeting of Contracting Parties on London Convention 1972 and 14th Meeting of Contracting Parties on London Protocol 1996
- 25) International Maritime Organization (2019) LC 41/9: Update on recent development with respect to marine litter and microplastics, 41st Consultative

- Meeting of Contracting Parties on London Convention 1972 and 14th Meeting of Contracting Parties on London Protocol 1996
- 26) 環境省：東日本大震災により流出した災害廃棄物の総量推計結果の公表について。報道発表，2012
- 27) Ishigaki T.：Issues on waste generated by Great East-Japan Earthquake. International Workshop on Disaster Waste Management, 71, 2012
- 28) North Pacific Fur Seal Commission：Report on investigations from 1964 to 1966, 1969
- 29) Burns E. E., Boxall A. B. A.：Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **37**, 2776–2796, 2018
- 30) Lebreton L. C. M., van der Zwet J., Damsteeg J. W., Slat B., Andrady A., Reisser J.：River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, **8**, 1–10, 2017
- 31) Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection：Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: Part two of a global assessment Reports and Studies of GESAMP 93, 220. International Maritime Organization, 2016
- 32) Kanazawa M., Ebihara S., Takahashi K.：Damage to wild birds caused by nets on lotus fields. ～The reason why Lake Kasumigaura cannot become a Ramsar site～. 17th World Lake Conference, 111–113, 2018
- 33) Eunomia：Plastics in the marine environment, Bristol, UK, 2016
- 34) Mahon A. M., Officer R., Nash R., O'Connor I.：Scope, fate, risks and impacts of microplastic pollution in Irish freshwater systems. EPA Final Report 2014-HW-DS-2, Wexford, Ireland, 2017
- 35) Vogelsang C., Lusher A. L., Dadkhah, Sundvor I., Umar M., Rannekleiv S. B., Eidsvoll D., Meland S.：Microplastics in road dust -characteristics, pathways and measures, M-959, Norwegian Environment Agency, 2018
- 36) 石垣智基, 戸次晃：日本海沿岸における海岸漂着ゴミの実態調査。第18回廃棄物学会研究発表会講演論文集 **18**, 86–87, 2007
- 37) 環境省：平成29年度海洋ごみ調査の結果について，報道発表，令和元年10月4日
- 38) 関西広域連合琵琶湖・淀川流域対策に係る研究会海ごみ発生源対策部会報告書，2019
- 39) ピリカ：国内外の河川/港湾における マイクロプラスチック等の浮遊状況調査(2018)，<https://opendata.plastic.research.pirika.org/>
- 40) Ranby B.：Photodegradation and photo-oxidation of synthetic polymers. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **15**, 237–247, 1989
- 41) Jensen J. P. T., Kops J.：Photochemical degradation of blends of polystyrene and poly(2,6-dimethyl-1,4-phenylene oxide). *Journal of Polymer Science: Polymer Chemistry Edition*, **18**, 2737–2746, 2003
- 42) Sheldrick G. E., Vogl O.：Induced photodegradation of styrene polymers: a survey. *J Polymer Engineering and Science*, **16**, 65–73, 1976
- 43) Singh B., Sharma N.：Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer Degradation and Stability*, **93**, 561–584, 2008
- 44) Peacock A. J.：Handbook of polyethylene: structures, properties and applications, Marcel Dekker, New York, 2000
- 45) Gewert B., Plassmann M. M., MacLeod M.：Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment, *Environmental Science: Processes & Impacts*, **17**, 1513–1521, 2015
- 46) O'Brine T., Thompson R. C.：Degradation of plastic carrier bags in the marine environment, *Marine Pollution Bulletin*, **60**, 2279–2283, 2010
- 47) Kefeli A. A., Razumovskii S. D., Zaikov G. Y.：Interaction of polyethylene with ozone. *Polymer Science U. S. S. R.*, **13**, 904–911, 1971
- 48) Vasile C.：Practical guide to polyethylene, RAPRA Technology, Shrewsbury, 2005
- 49) Tolinski M.：Additives for polyolefins getting the most out of polypropylene, polyethylene and TP0, William Andrew Pub., Oxford, 2009
- 50) Booma M., Selke S. E., Giacini J. R.：Degradable Plastics. *Journal of Elastomers & Plastics*, **26**, 104–142, 1994
- 51) Albertsson A. C.：The shape of the biodegradation curve for low and high density polyethylenes in prolonged series of experiments. *European Polymer Journal*, **16**, 623–630, 1980
- 52) Kale S. K., Deshmukh A. G., Dudhare M. S., Patil V. B.：Microbial degradation of plastic: a review. *Journal of Biochemical Technology*, **6**, 952–961, 2015
- 53) Jen-hou L., Schwartz A.：Zum Verhalten von

- bakteriengemischen gegentiber polyfithylen verschiedenen mittleren Molekulargewichts. *Kunststoffe*, **51**, 317–320, 1961
- 54) Pramila R. Vijaya Ramesh K. : Biodegradation of low density polyethylene (LDPE) by fungi isolated from municipal landfill area. *Journal of Microbiology and Biotechnology Research*, **1**, 131–136, 2011
- 55) Iiyoshi Y., Tsutsumi Y., Nishida T. : Polyethylene degradation by lignin-degrading fungi and manganese peroxidase. *Journal of Wood Science*, **44**, 222–229, 1998
- 56) Bhardwaj H., Gupta R., Tiwari A. : Microbial population associated with plastic degradation. *Scientific Reports*, **1**, 272, 2012
- 57) Bonhomme S., Cuer A., Delort A.M., Lemaire J., Sancelme M., Scott C. : Environmental biodegradation of polyethylene. *Polymer Degradation and Stability*, **81**, 441–452, 2003
- 58) Grassie N. Scott G. : Polymer degradation & stabilisation, Cambridge University Press, Cambridge England, New York, 1988
- 59) Beyler C., Hirschler M. : Thermal decomposition of polymers, *In* SFPE Handbook of Fire Protection Engineering, 2002
- 60) Yousif E., Haddad R. : Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene: review. *SpringerPlus*, **2**, 398, 2013
- 61) Faber M.D. : Microbial degradation of recalcitrant compounds and synthetic aromatic polymers. *Enzyme and Microbial Technology*, **1**, 226–232, 1979
- 62) Owen E.D. : Degradation and Stabilisation of PVC. Springer, Netherlands, Dordrecht, 1984
- 63) Nagy T.T., Ivan B., Turcsanyi B., Kelen T., Tudós F. : *Polymer Bulletin*, **3**, 613–620, 1980
- 64) Muller R.J., Kleeberg I., Deckwer W.D. : Biodegradation of polyesters containing aromatic constituents. *Journal of Biotechnology*, **86**, 87–95, 2001
- 65) Fagerburg D.R., Clauberg H. : Photodegradation of Poly(Ethylene Terephthalate) and Poly(Ethylene/1,4 - Cyclohexylenedimethylene Terephthalate) *In* Modern Polyesters: Chemistry and Technology of Polyesters and Copolyesters, John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, 609–641, 2004
- 66) Venkatachalam S., Nayak S.G., Labde J.V., Gharal P.R., Rao K., Kelkar A. K. : Degradation and recyclability of Poly (Ethylene Terephthalate) *In* Polyester, InTech, 2012
- 67) Zheng Y., Yanful E.K., Bassi A.S. : A review of plastic waste biodegradation. *Critical Reviews in Biotechnology*, **25**, 243–250, 2005
- 68) Howard G.T., Ruiz C., Hilliard N.P. : Growth of *Pseudomonas chlororaphis* on apolyester-polyurethane and the purification and characterization of a polyurethanase-esterase enzyme. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **43**, 7–12, 1999
- 69) Kim J.S., Lee H.J., Kim S.K., Kim H.J. : Global pattern of microplastics (MPs) in commercial food-grade salts: Sea salt as an indicator of seawater MP pollution. *Environmental Science and Technology*, **52**, 12819–12828, 2018
- 70) Schwabl P., Liebmann B., Köppel S., Königshofer P., Bucsis T., Trauner M., Reiberger T. : Assessment of microplastics concentrations in human stool – Preliminary results of a prospective study, 26th United European Gastroenterology Week, 2018
- 71) Koelmans A.A., Bakir A., Burton G.A., Janssen C.R. : Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environmental Science and Technology*, **50**, 3315–3326, 2016
- 72) Burns E.E., Boxall A.B.A. : Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **37**, 2776–2796, 2018
- 73) Lithner D., Larsson A., Dave G. : Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition, *Science of the Total Environment*, 409, 3309–3324, 2011
- 74) Sowmya H.V., Ramalinganappa B., Krishnappa M., Thippeswamy B. : Low density polythene degrading fungi isolated from local dumpsite of Shivamogga district. *International Journal of Biological Research*, **2**, 39–43, 2014
- 75) Mahalakshmi V., Siddiq A., Andrew S N : Analysis of Polyethylene Degrading Potentials of Microorganisms Isolated From Compost Soil. *Int J Pharm Biol Sci Arch* **3**(5), 1190–1196, 2012

- 76) Kyaw M. B., Champakalakshmi R., Sakharkar M. K.,
Lim C. S., Sakharkar K. R. : Biodegradation of Low
Density Polythene (LDPE) by *Pseudomonas* Species.
Indian Journal of Microbiology, **52**, 411-419, 2012
- 77) Koelmans A. A., Bakir A., Burton G. A., Janssen C. R.
: Microplastic as a vector for chemicals in the
aquatic environment, Critical review and
model-supported reinterpretation of empirical
studies. *Environmental Science and Technology*, **50**,
3315-3326, 2016
- 78) Burns E. E., Boxall A. B. A. : Microplastics in the
aquatic environment: Evidence for or against
adverse impacts and major knowledge gaps.
Environmental Toxicology and Chemistry, **37**, 2776-
2796, 2018

＜特集＞環境中に放出されたプラスチックごみの現状と課題

環境プラスチック問題の全容と課題および 大阪市立環境科学研究センターの啓発・研究活動

中尾賢志*・尾崎麻子**・榊元慶子*

(*大阪市立環境科学研究センター・**地方独立行政法人 大阪健康安全基盤研究所)

1. はじめに

大阪市立環境科学研究センターでは、筆者らを中心に現在主に下水処理場におけるマイクロプラスチック

(以下、MPs)の挙動に関する研究をおこなっている。MPsに関する研究は2015年度から開始し、当初は大阪市内河川中のMPsを検出する方法の模索から始めた。結果的には河川中からのMPs検出方法の確立には失敗したが、フーリエ変換赤外分光法－全反射測定法 (FTIR-ATR: Fourier Transform Infrared Spectroscopy - Attenuated Total Reflection) や熱分解ガスクロマトグラフィーなどの方法が有効であろう、という感触を得ることができた。

2016年1月に水産庁が「干潟・藻場ビジョン」¹⁾を公表したことから、2016年度および2017年度は生物多様性の高い干潟に焦点を当て、MPsの存在実態および化学・生物学的影響の調査・研究をおこなった。最終的に大阪湾圏域の干潟泥中のMPs濃度の把握²⁾、および干潟に生息する生物体内からのMPsを検出することができた^{3), 4)}。ただ、干潟泥や生物から検出したMPsのサイズが海洋表層に浮遊しているものよりも小さく、検出数も少なかったことからMPsに吸着・吸収しているであろう化学物質の検出までにはいたらなかった。

2017年度からは、3年間の計画で下水処理場におけるMPsの挙動(収支)および、その処理の最適化を探る研究をおこなっている。下水処理場におけるMPsの研究報告は、2017年当時、海外ではまだ数例であり新規性のある研究であった。現在、下水処理および下水汚泥処理工程でのMPs濃度の把握に努めているところである^{5), 6), 7)}。

MPsについての詳細は後述するが、筆者らの考えでは「プラスチックごみ問題」と「MPs問題」は別の問題(最終的に主として海洋生態系に悪影響を与えるといった点で共通はしているが)と認識する方が課題や対策を考える際に分かりやすいと考えており本稿でもその立場で論を展開する。また「プラスチックごみ問題」と「MPs問題」の2問題を総称して「“環境”プラスチック問題」としている。一般メディアでは「“海洋”プラスチック問題」

と呼称される本問題であるが、陸域でもプラスチックごみを起因とした陸域生態系への影響や大気中でもMPsの検出が確認されることから、筆者らは本問題を「“環境”プラスチック問題」とすべきであると提唱している⁸⁾。

本稿の構成であるが、まず「プラスチックごみ問題」と「MPs問題」を概観する。次に、当研究センターがおこなってきた「啓発活動」と「研究活動」について紹介する。最後に今後の啓発および研究活動を展望する。

2. 「プラスチックごみ問題」と「マイクロプラスチック問題」

2.1 プラスチックごみ問題とは

筆者らの考えでは「プラスチックごみ問題」は主に「海洋流出問題」、「製造過多問題」、「廃プラ問題」および「ポイ捨て(不法投棄)問題」の4種に分類される(図1)。以下、それぞれを解説する。

2.1.1 海洋流出問題

一般メディアに最も取り上げられる問題がこの「海洋流出問題」である。2016年1月の世界経済フォーラムで、2025年までに海洋のすべての魚介類の3分の1に当たる量(重量ベース)のプラスチックが海洋に流出し、2050年までには流出プラスチックの量が魚介類の量を超えると報告⁹⁾された。本報告が非常にショッキングでセンセーショナルであったため、世界中にMPsを含めた「環境プラスチック問題」が一気に認識されるに至り、国際的な取組とMPs研究が盛んになされるようになった。本問題の解決には「収集適正化施策」といった施策的な課題が考えられ、行政を中心とした対策が有効であると思われる。

2.1.2 製造過多問題

1950年代からプラスチックの大量生産が始まり安価で安定したプラスチックは消費者である我々の生活に欠かせないものとなった。しかし、使い捨てであるプラスチック製品が多く、その処理・処分が適正でなかったこと

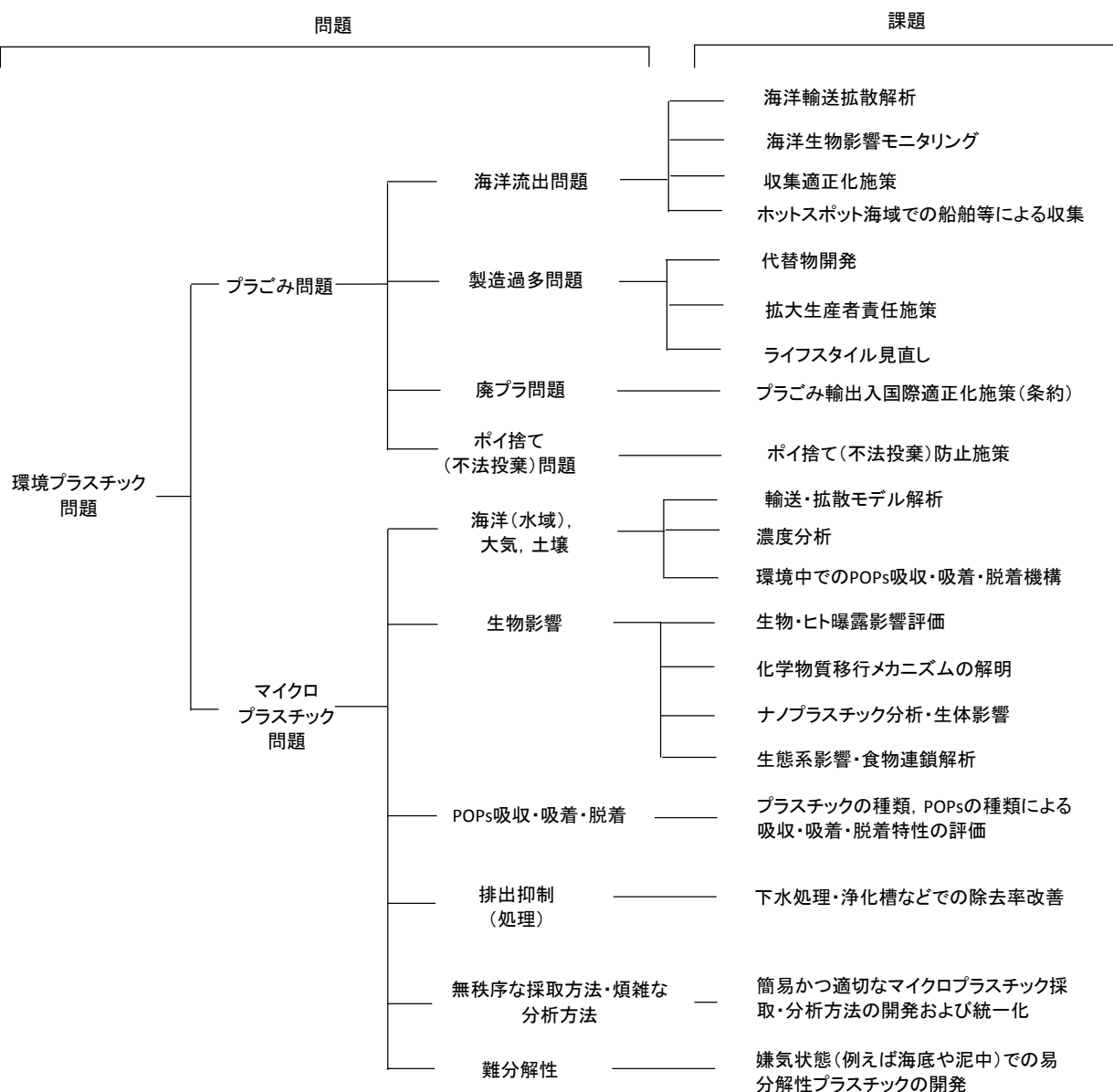


図1 環境プラスチック問題の全容と課題

から環境中にプラスチックごみが流出することとなった。本問題も行政施策的な面が強く、特に使い捨てプラスチックに対しては「拡大生産者責任」といった仕組みが必須になると考えられる。また、3R(Reduce, Reuse, Recycle) (最近ではこれにRefuseを加えた4R) といった廃棄物対策が有効であると考えられている。

2.1.3 廃プラスチック問題

2019年5月にバーゼル条約が改正され、「汚れたプラスチックごみ」(廃プラスチック)の輸出規制が2021年から発効されることとなった。筆者らは「プラごみ輸出入国際適正化施策(条約)」といった施策の導入を予想していた⁸⁾が、それが現実化した。本問題も国際政策的な色

合いが濃い問題であるが、廃プラスチック輸出に一定の制限を設けることは非常に自然な流れであったといえる。

2.1.4 ポイ捨て(不法投棄)問題

「プラスチックごみ問題」のセミナーで特にごみ問題に特化した環境保護団体の方の話を伺うと、河川や海岸がペットボトルで埋め尽くされた写真が数多く紹介される。また大阪湾底のプラスチックごみ調査では食品包装類、ペットボトル、プラスチックバックの順に多いといった報道があった¹⁰⁾。これらのプラスチックごみ全てがポイ捨てを起因とするものであるといったデータはないが、自治体の収集網から漏れたプラスチックごみが海洋に流出し、湾底に沈んだことは明らかである。ポイ捨て

(不法投棄) 防止やごみ収集の徹底が求められている。

2.2 マイクロプラスチック問題とは

マイクロプラスチックは5 mm以下の微細なプラスチックである。ただ、その発生要因により「一次的マイクロプラスチック」(写真1)と「二次的マイクロプラスチック」(写真2)に分類される。前者は洗浄能力を高めるために洗顔料や歯磨き剤に封入された微細な球形のマイクロビーズを指すことが多い。近年は洗顔剤等への使用抑制やケイ酸カルシウム等の無機物といった代替物に切り替えることによりその数は減少していると考えられる。しかし、工業的に使用されるマイクロビーズや、例えば自動車の塗膜に使用されるある種の微細なプラスチック等は依然として使用されている¹¹⁾と考えられる。これらの「一次的マイクロプラスチック」は下水道や浄化槽に流入し、大部分は除去された後、最終的に海洋に流出していると思われる。

「二次的マイクロプラスチック」は主として沿岸域に漂着したプラスチックごみが紫外線や波浪といった物理的要因により微細化したもの、とされる。しかし、そうした微細なプラスチックは沿岸域だけでなく、陸域でも発生する。例えば回収しきれなかった家庭ごみ、ペットボトルで山積みになった飲料容器回収箱、道路工事が終わり回収されなかったカラーコーンなども沿岸部と同様に紫外線や風雨により微細化し、側溝や下水道を通じて海洋に流出すると考えられる。

ここでも筆者らの考えとしてMPs問題は「海洋(水域)」、大気、土壌」、「生物影響」、「POPs (Persistent Organic Pollutants): 残留性有機汚染物質」吸収・吸着・脱着」、「排出抑制(処理)」, 「無秩序な採取方法・煩雑な分析方法」および「難分解性」の6種に分類した(図1)。以下、それぞれを解説する。

2.2.1 海洋(水域), 大気, 土壌

近年急速に進んだMPs研究により、MPsの研究に携わっている研究者の共通認識として「(地殻内は別として)地球上にMPsが存在しない環境はない」という考えが定着しつつある。当初は海洋の表層環境が注目されたがその後の深海底での検出^{例え12)}、南極海での検出¹³⁾、陸水域での検出^{例え14)}、大気中から検出^{例え15)}、土壌からの検出^{例え16)}など次々と海洋表層以外からもMPsが検出された。筆者らがMPs研究を開始した頃(2015年頃)は、「MPsによる環境『汚染』」という表現、特に「汚染」という単語を使用することにやや抵抗があったが、現在では「地球環境はMPsに『汚染』されている」といった表現は決して誇張ではなく、逆に真実に近い表現であると思われる。

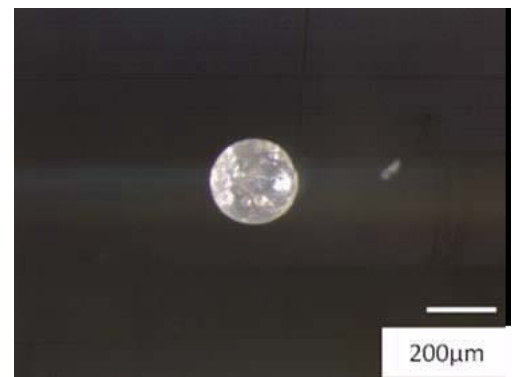


写真1 一次的マイクロプラスチック
(PE: ポリエチレン)

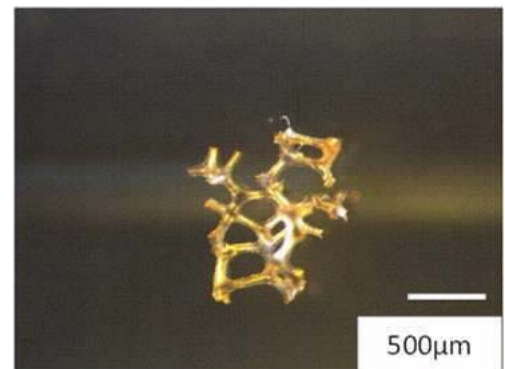


写真2 二次的マイクロプラスチック
(PU: ポリウレタン)

2.2.2 生物影響

MPsの生物からの検出は、海鳥を対象とした報告が多い^{例え17)}。室内実験ではあるが、二枚貝の組織からはMPs由来であるPOPsが検出されたという報告がある¹⁸⁾。その他、ゴカイ¹⁹⁾やミミズ²⁰⁾、サンゴ²¹⁾といった生物、さらにはヒトの糞便からも検出されたという報道もある²²⁾。挙げればキリがないが、環境中のMPsと同様に「(大きさにもよるが)MPsが検出されない生物はない」という共通認識がMPs研究に携わる研究者に定着しつつあることも否定できない。しかしながら、MPs由来のPOPsが生体内に蓄積しているとして、それが生体に具体的にどのような影響を与えているかは未だ判然としない。最近になって、ドイツや東京大学の研究チームがMPsのヒトの生体影響に本格的に取り組むといった報告²³⁾や報道²⁴⁾がなされている。これらの研究結果にもよるが、もしMPsが将来かなり高い確度で人類の脅威になり得ることが判明すれば、予見的な研究に留まっている現在のMPs研究がさらに進むと思われる。環境プラスチック問題に対する施策にも大きな影響を与えることが予想される。

2.2.3 POPs吸収・吸着・脱着

MPsはPOPsを吸着・吸収することから、それが生物の生体内に入り込んだ場合、脱着して器官に移行・蓄積され

ることが指摘されている^{例えば18)}。左記現象がヒトの体内で生じていないとは言い切れず、確たる証拠はない状況ではあるが、MPsは将来的に主として海洋生態系（陸域生態系に影響を与えない、という保障はない）に悪影響を与え、我々が摂取する魚介類中のPOPs濃度が上昇していくことが懸念されている。よって、まだまだ生体影響への度合いが不明なままではあるが、予見的に世界中でMPsの研究がおこなわれている、というのが現状である。

2.2.4 排出抑制（処理）

「一次的MPs」と「二次的MPs」のどちらかに定義すべきか悩ましいのが、近年環境中のMPsのなかで最もその割合が高い「マイクロファイバー」^{例えば25)}（写真3）と呼ばれる主として合成繊維由来のMPsである（自然物由来のものと区別しない研究者も存在する）。「マイクロファイバー」は現在確固とした定義がなく、MPsの検出技術が発達したが故に新たに問題となった「新しい」MPsである。あえて定義するとすれば図2のようになろうか。例えば、洗濯機で合成繊維製のフリース1枚を洗濯すると1,900個のマイクロファイバーが発生するといった報告がある²⁶⁾。それらは下水処理場や浄化槽に流入し、除去率は100%ではないにしろ、高い除去率で処理されていると考えられる。しかしながら、例えば下水処理場でのマイクロファイバーの除去率が99%であったとしても、残り1%は公共用水域に排出されている。つまり、例えば、10億個のマイクロファイバーが流入したとすると1,000万個のマイクロファイバーが除去されずに排出されることになる。よって、下水処理場や浄化槽といった施設・設備でのMPs除去率の向上も課題となる。

2.2.5 無秩序な採取方法・煩雑な分析方法

例えば海洋や湖沼表層でのMPsの採取はニューストンネットを用いることが推奨されつつあるが、国際的に決まった方法はない。プランクトンネットの目開きも300～350 μ mと幅があり、MPsの採取にはどの目開きが適正であるかといった決まりはない状況である。現在、環境省主導で海洋におけるMPsモニタリング手法の調和等に向けた検討業務がおこなわれており、国際的な採取方法の統一化に参画する動きがある。

MPsの分析方法についても統一化された方法はなく、筆者らは当初から実体顕微鏡とFTIR-ATRを用いているが、近年普及が進んでいる「顕微FTIR」は実体顕微鏡とFTIR-ATRによる検出方法よりもマイクロプラスチックの検出・同定下限サイズが小さく（10 μ m程度）、さらに検出・同定にかかる労力を省力化できる。実体顕微鏡とFTIR-ATRによる検出・同定方法では筆者らの経験上200

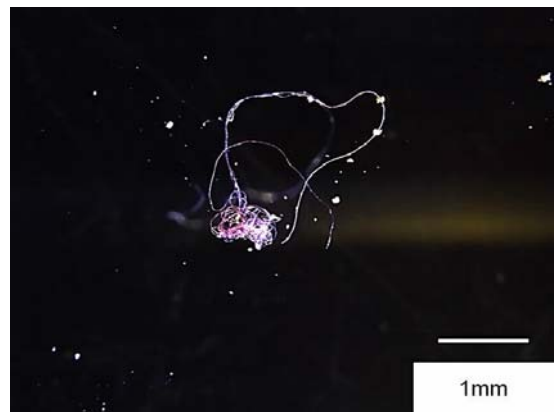


写真3 マイクロファイバー
（ポリエチレンテレフタレート）

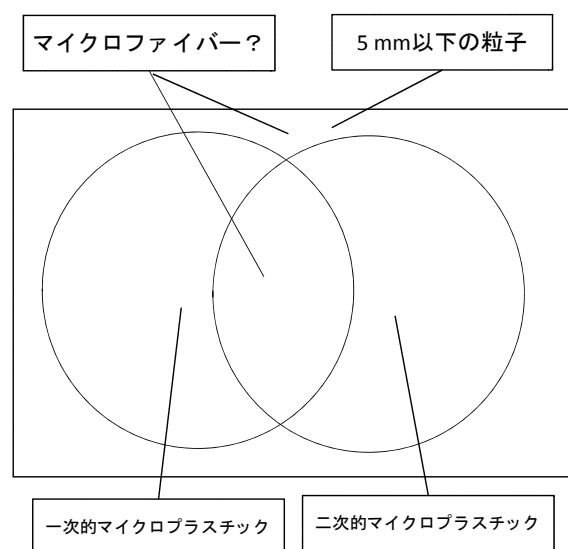


図2 マイクロファイバーの位置づけ

表1 各種検出方法によるMPsの検出サイズ

検出方法	検出サイズ
実体顕微鏡+FTIR-ATR	約200 μ m<
顕微FTIR	約10 μ m< [※]
ラマン分光法	約1 μ m< [※]

※日本分光(株)資料²⁷⁾および聞き取り

μ m程度が検出下限サイズであるにもかかわらず、非常に労力がかかる。表1に各種検出方法による検出マイクロプラスチックのサイズを示した。近年報告が増えているラマン分光を用いた方法^{例えば28)}（ここでは「ラマン分光法」とする）は顕微FTIRよりもさらに微小なマイクロプラスチックの検出・同定が省労力で可能になる。

2.2.6 難分解性

MPs問題の深刻さが認識され始めると、にわかに環境中で分解する「生分解性プラスチック」に注目が集まるようになった。生分解性プラスチックとバイオマスプラスチックは混同されることが多く、また、それらの定義と理解が研究者により異なることもあるが、ここでは恵谷²⁹⁾と加茂³⁰⁾の記述を基に生分解性プラスチックとバイオマスプラスチックについて述べる。

恵谷によると「生分解性プラスチックは自然環境中の微生物の作用により分解して、好気的条件下では水とCO₂に、嫌気的条件下ではメタン(CH₄)になるプラスチックをいい、バイオマスを原料とするものと石油を原料とするものがある。また、バイオマスを原料とするプラスチックには非生分解性のものもあり、生分解性プラスチックとバイオマスプラスチックを総称してバイオプラスチックといわれている」とある。

加茂は「植物由来プラスチックと生分解性プラスチック」について、理解しやすい図³⁰⁾を作成しており、その図を改変したものを示す(図3)。

プラスチックごみやMPsが海底に沈むと、安定し、力学的外乱が少ない海底環境では、プラスチックの分解がさらに遅くなると考えられる。高田³¹⁾によると「化学合成系の生分解性プラスチック」である「ポリカプロラクトン」は東京湾の海底でも分解されずに検出されており、例えば環境中で分解しやすい生分解性プラスチックでも、その分解速度が遅ければ石油由来のプラスチックと同様の挙動を示し、POPsのベクターや生体内でのPOPs蓄積の原因となりうる。筆者の経験上も、「セロファン」が干潟の泥中やカニの体内から見つかったことがあり、セロファンでも分解が遅ければ環境中に残存し、もしPOPsを吸着する能力があれば生体により捕食され高次捕食者にPOPsが移行するといった食物連鎖が生じることは否定できない。

3. 当研究センターの啓発活動

3.1 プラスチックごみ問題の啓発活動

筆者らはMPsの研究から始めた経緯から、プラスチックごみ問題については研究をしてこなかった。しかしながら、MPsの講演や執筆依頼ではMPsとあわせてプラスチックごみ問題にも言及して欲しいといった要望が多く、講演や執筆をする際にはできるだけプラスチックごみ問題の現状を調べ、MPsと同様に扱うようにしている。また、講演会では講義だけするのではなく、プラスチックごみが徐々に小さくなっていく様子を実際のプラスチックごみを用いて観察して頂いている(写真4)。さらに、講義

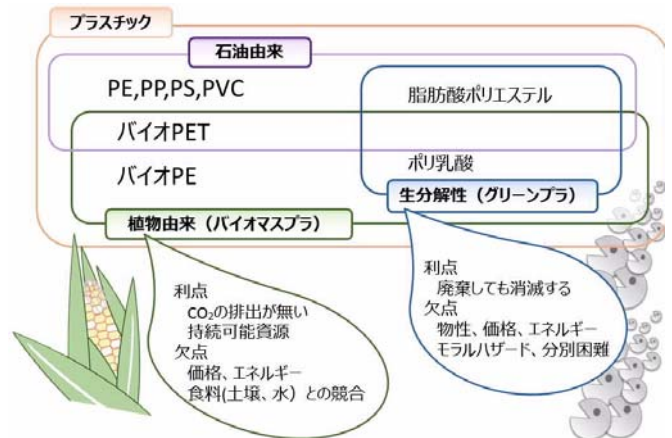


図3 植物由来プラスチックと生分解性プラスチック (加茂の図³⁰⁾を改変)

だけでは聴衆の興味を惹くものにも限界があるので最近では「ワークショップ」と称し、図1の「問題」だけを提示し、どういった「課題」や「対策」が考えられるかを参加者自身で考えて頂くといった試みもおこなっている(写真5, 図4)。

3.2 マイクロプラスチック問題の啓発活動

MPs問題については2016年に市民等を対象とした啓発活動をおこなった(写真6)^{32), 33)}。それ以降も要望や機会があればMPsについての啓発活動を随時おこなっている。最近では、先に述べたようなワークショップにおいて携帯型顕微鏡で観察して頂いている(写真7)。

4. 当研究センターの研究活動

4.1 プラスチックごみ問題の研究活動



大 → 小

写真4 微細化するプラスチックの様子



写真5 ワークショップ



写真6 啓発活動

先にも述べたように講演・執筆依頼でプラスチックごみ問題を扱って欲しいという要望から、筆者らは文献等で日本や世界におけるプラスチックごみ問題の状況を調査している。以下に、例として日本のプラスチックごみ問題の状況を記す。

日本における2016年の廃プラスチック輸出量は152.7万トンであり³⁴⁾、同年の2016年の日本における廃プラスチック総排出量は899万トンで、有効利用量は759万トン、有効利用率は84%となっている³⁵⁾。それ以外の「リサイクル」されていないものの処理・処分方法は、2016年は単純焼却が約9%、埋立処理が約7%と推計されている³⁶⁾。3種の有効利用量である「マテリアルリサイクル(材料リサイクル)量」、「ケミカルリサイクル(化学的リ



写真7 携帯型顕微鏡でのMPsの観察

6. どうやったら解決するの? 解決へのヒント

- ・マイクロプラスチックの元は環境に排出されたプラスチックごみ
- ・いかにしてプラスチックごみを減らすかがポイント
- ・しかし、プラスチックやめられますか?
- ・プラスチックとうまく付き合っていく? それとも使わない?
- ・(Refuse: 拒否), Reduce: 減らす, Reuse: 再利用, Recycle: リサイクル

↓中尾が考える「環境」プラスチック問題↓



図4 ワークショップのレジュメの一部

—休憩—

7. マイクロプラスチックを顕微鏡で観察しよう!

!注意! ガラス製のプレパラートで手を切らないように!

8. ワークショップ: みんなで考えよう! マイクロプラスチック問題の解決策

まず、じゃんけんをして一番勝った方が「発表者」、一番負けた方が「書記」になって頂きます。

前のページの図「環境プラスチック問題」の、「プラスチック問題」と「マイクロプラスチック問題」から1つ問題を選び、各班で解決策を15分間考えてください。その後、1班から発表して頂きます。
恥ずかしがらずに、皆さんの意見をどんどん出し合ってください。

9. 講評(中尾): 環境プラスチック問題の解決策

メモ

おわり

サイクル) 量」, 「サーマルリサイクル (熱回収) 量」は2016年時点でそれぞれ206万トン, 36万トン, 517万トンとなっている (表2)。廃プラスチックの輸出量は前述したとおり152.7万トンであり, 輸出量全てが「マテリアルリサイクル量」および「ケミカルリサイクル量」として把握されているとすれば, 輸出率は63.1%となり, 自国で「マテリアルリサイクル」および「ケミカルリサイクル」している量は40%にも満たない。さらに, 「サーマルリサイクル」率は総有効利用量に対して68.1%になっており, 日本における廃プラスチックの有効利用率の約7割が「熱回収」されていることになる。「熱回収」とは廃プラスチックを焼却し, 発生した熱を用いての発電や廃プラスチックを固形燃料化等によることである。2016年における日本の廃プラスチックの有効利用率は84%と高いが, OECD (経済協力開発機構) の報告書³⁷⁾では20%強にとどまる。原因は「サーマルリサイクル」の扱いで, 日本では約7割を占めるが, 欧米では二酸化炭素を排出して環境負荷を高めるとして「サーマルリサイクル」はリサイクル率に算入されないからである³⁸⁾。

以上から, 日本における廃プラスチックのリサイクル率は国際的にみて決して高くはなく, 「サーマルリサイクル」以外の「マテリアルリサイクル」および「ケミカルリサイクル」も約6割を海外に頼っていたことになる。海洋に流出するプラスチックの量が多い国として中国や東南アジアが挙げられることが多いが, 実は, その海洋に流出していたプラスチックは日本から輸出されたものも含まれていた可能性がある。つまり, 日本は間接的に他国からプラスチックごみを海洋に流出させていたのかもしれないのである。今後プラスチックのリサイクルを自国内で完結させることを義務付ける条約が新たに批准される可能性もあり, 「サーマルリサイクル」の取扱いの是非も含めて議論する時が来ている。

4.2 マイクロプラスチック問題の研究活動

先に述べたように筆者らは主に大阪湾圏内の干潟にお

表2 日本における
プラスチックの有効利用量 (2016年)

廃プラ総排出量		899
有効利用量	マテリアル リサイクル量	206
	ケミカル リサイクル量	36
	サーマル リサイクル量	517
	合計	759
有効利用率 (%)		84

単位=万t

けるMPs研究および下水処理場におけるMPs研究をおこなってきた。以下にそれぞれの研究についての詳細を述べる。

4.2.1 大阪湾圏内の干潟^{2), 3), 4)}

大阪湾圏内の干潟3箇所 (図5) について干潟泥中のMPsおよび干潟1箇所 (図6) については貝やカニ, 鳥類といった生物の生体中のMPsについて調査をおこなった (検出MPsの下限サイズは300 μ m)。

その結果, 大阪湾奥部の干潟泥中のMPs濃度が高いことが明らかとなった (図7)。また, 有機分が高い泥はMPsを保持しやすく, 有機分が低く砂分が多い泥にはMPsが保持されにくいことが推測された。

次に, 30検体のヤマトシジミ体内のMPsを調べた結果, 3検体からMPsが1個ずつ検出された (例えば写真8) (検出率10%)。また, 30検体中21検体から1個~複数個の人工物とみられる繊維状の物体が検出された (例えば写真9) (検出率70%)。これらは繊維状のためFTIR-ATRでは同定できず, プラスチックであるという確証は得られなかった。

30検体のクロベンケイガニ体内のMPsを調べた結果, 2検体から1個と2個のMPsがそれぞれ検出された (例えば写真10) (検出率約7%)。また, 3検体からセロファンが1個ず



図5 大阪湾圏内の干潟3箇所

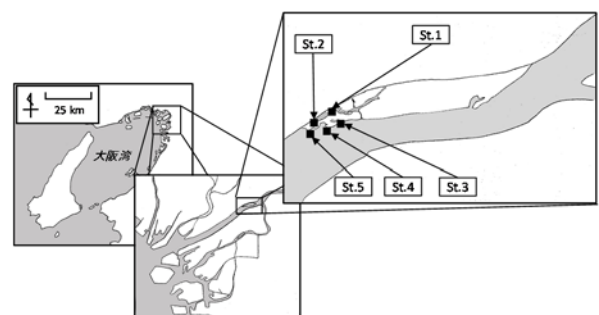


図6 生物を採取した干潟

つ検出された(例えば写真11)(検出率10%)。セロファンはセルロースから作られる膜状の物質であるが、干潟泥中からも検出された。セロファンはセルロースからできているため、自然分解しやすいと考えられるが、干潟泥やクロベンケイガニから検出されたことから、自然界での分解速度はそれほど速くないと考えられる。

1検体のキンクロハジロ胃内容物からは8個のMPsが検出された(例えば写真12)。キンクロハジロ胃内容物から二枚貝の殻や巻貝の殻が見つかることから、低次捕食者から高次捕食者へのMPsの移行の可能性が示唆された。

4.2.2 下水処理場での挙動^{5), 6), 7)}

近畿地方の下水処理場の協力を得て、下水処理場内でのMPsの挙動を調査した(検出MPsの下限サイズは90 μ m)。具体的には流入下水と最初沈殿池、反応タンク流入水、最終沈殿池流出水、急速ろ過流出水の浮遊物質

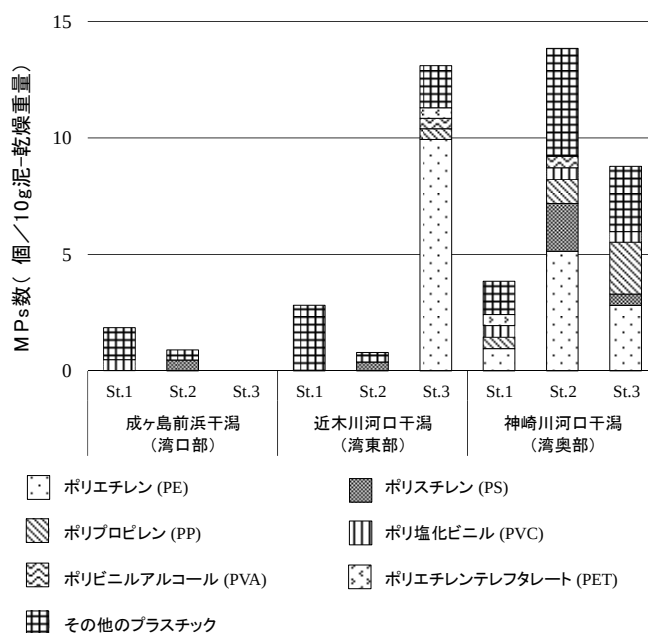


図7 大阪湾口、湾東、湾奥部の干潟泥中のMPs数

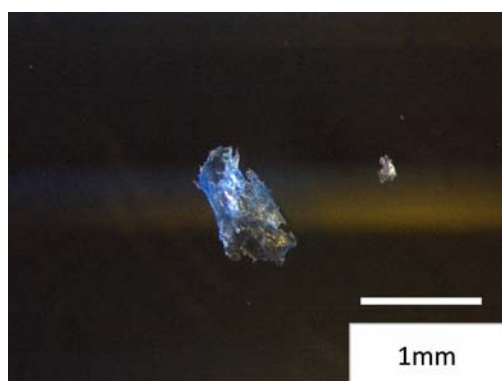


写真8 ヤマトシジミから検出されたMPs

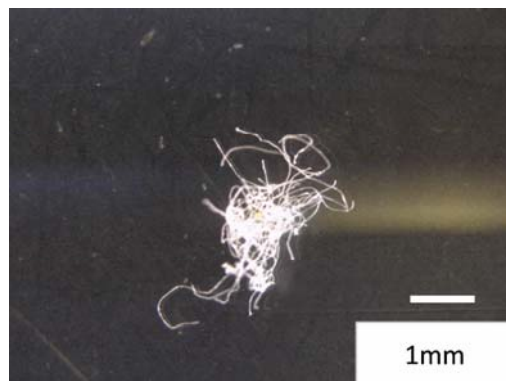


写真10 クロベンケイガニから検出されたMPs (ポリエチレンテレフタレート)

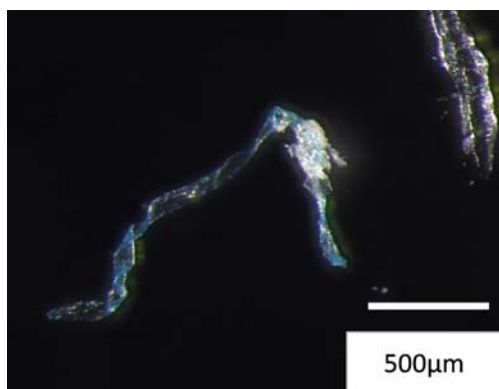


写真9 ヤマトシジミから検出された繊維状物体

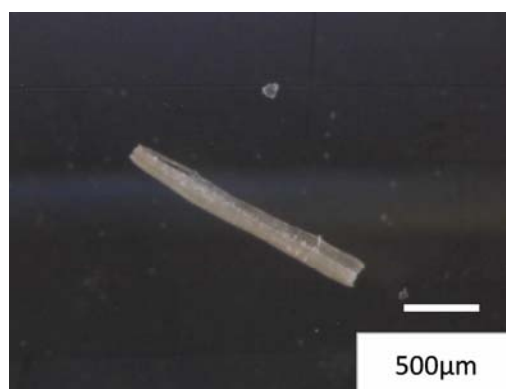


写真11 クロベンケイガニから検出されたセロファン

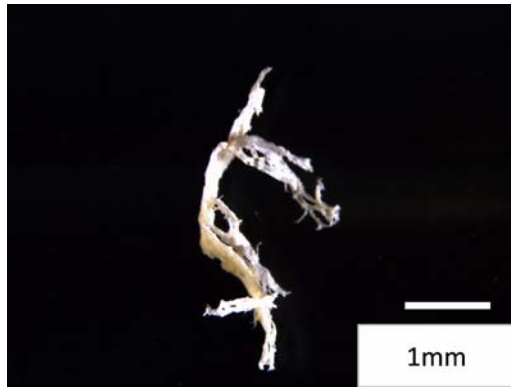


写真12 キンクロハジロ胃内容物から検出されたMPs（ポリエチレン）

（Suspended Solid：SS）と活性汚泥浮遊物質（Mixed Liquor Suspended Solids：MLSS）を測定し、単位SS、MLSS当たりのMPsの数を各工程で算出し、各処理工程の日当たりの流量を乗じてMPs負荷量とした。

調査した全工程のMPsのサイズ分布を図8に示す。サイズは長径と短径の平均値とした。200～299 μm のサイズが最も多かった。200 μm 未満ものはFTIR-ATRの検出感度不足により同定が困難であったケースや、微小さゆえに分析中に逸失するといったこともあった。

図9に各処理工程全体で検出されたMPsの種類の割合を示す。ポリエチレン（PE）が72%と最も高い割合を示した。日本での2017年のPE生産量は全プラスチック生産量全体の24%³⁹⁾であった。当初、我々は下水処理場に存在するMPsの種類の割合はプラスチック種類別生産割合と一致すると考えていたが、分析の結果、実際は異なることがわかり、家庭・工場排水および道路塵埃由来のMPsの種類はPEが優先すると考えられた。また、琵琶湖・大阪湾における表層中のMPsの73～93%がPEであった⁴⁰⁾、といった報告があり、今後その関連性を調査する必要があると考える。

各水処理工程のMPs濃度は、流入下水中のMPs濃度が約0.05個/mg-SS（約2.9個/L）、最初沈殿池流入水が約0.28個/mg-SS（約23.4個/L）、反応タンク流入水が約0.15個/mg-SS（約5.0個/L）、活性汚泥中が約0.01個/mg-MLSS（約25.3個/L）となった。流入下水よりも最初沈殿池流入水のMPs濃度が高いのは本処理場では最初沈殿池に汚泥処理工程から発生する返流水が流入することが原因であると考えられた。返流水中のMPs濃度は約0.21個/mg-SS（約540個/L）であると推測され、非常に多いMPsが汚泥処理工程から水処理工程に戻されていると考えられた。活性汚泥中のMPs濃度である約0.01個/mg-MLSSを最終沈殿池および急速ろ過流出水のSSに乗じることにより、二

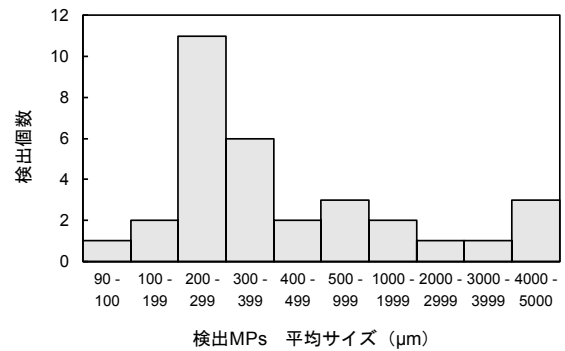


図8 検出MPsのサイズ分布

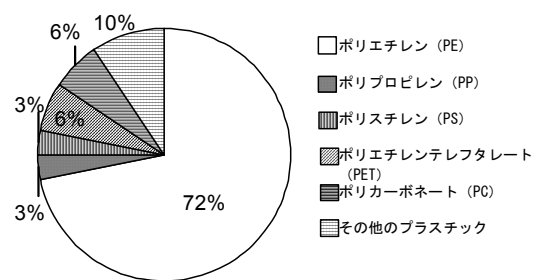


図9 検出MPsの種類

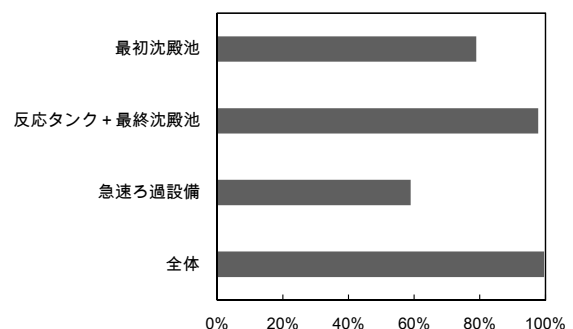


図10 各水処理工程におけるMPsの除去率

次処理水中のMPsおよび三次処理水中のMPsの量を推算した。その結果、二次処理水中のMPs濃度は約0.02個/L、三次処理水中のMPs濃度は約0.01個/Lとなった。

図10に各水処理工程のMPs除去率を示す。それによると最初沈殿池での除去率は78.9%、反応タンク+最終沈殿池での除去率は97.8%、急速ろ過設備での除去率は58.9%であり、全体での除去率は99.6%となった。MPsの下水処理場流入負荷量と最初沈殿池入口負荷量を比較すると後者が突出して多く、内部水である最初沈殿池に流入する汚泥処理工程からの返流水負荷量が多いことが推測された。返流水のMPs負荷量が多い理由は汚泥濃縮工程からの分離液中にMPsが多いからだと考えられ、汚泥濃縮工

程でいかに分離液中のMPs負荷量を減少させるかが重要であると思われた。

5. 今後の啓発および研究活動の展開

大阪市の環境施策として環境プラスチック問題は小学生や中学生の環境副読本「おおさか環境科」で取り上げられるなど、次代を担う若い世代への啓発がなされている。今後も大阪市の環境施策に沿う形で我々研究セクターでの啓発活動もより充実したものにしていきたいと考えている。また、関西でのMPs研究者はまだまだ少なく、今後も大学等の研究機関と共同して関西圏内でMPs研究者のネットワークを拡充していき、より広域的な研究をおこなえる体制を構築していきたい。当研究センターとしては、海洋環境や生物体内、排出抑制としての下水処理場での対策だけでなく、今後は大気中MPsがどういった環境中での挙動を示し、マイクロファイバーといったMPsがヒトの呼吸器系疾患にどういった影響を与えているかの疫学的研究の基礎データを収集したいと考えている。MPsの研究は欧米諸国に遅れをとっている状況であり、我が国での研究の余地はまだまだ残されている。予見的研究が主であるMPs研究について市民・国民からの理解と支持を得るためにも、今後も啓発活動を中心とし、活発な研究活動をおこなっていきたい。

6. 謝辞

本稿は平成28・29年度「大阪湾圏域の海域環境再生・創造に関する研究助成制度」（研究課題番号：280006, 290008）およびJSPS科研費17K06628（平成29～31年度（予定））からの研究助成がなければ執筆できなかったものであり、ここにこれらの研究助成に対して謝意を示す。

7. 引用文献

- 1) 水産庁：藻場・干潟ビジョン，
<http://www.jfa.maff.go.jp/j/press/keikaku/pdf/160120-02.pdf>（2019.10.21アクセス）
- 2) 中尾賢志，尾崎麻子，山崎一夫，榎元慶子，山田浩二：大阪湾圏域の干潟におけるマイクロプラスチック分布の実態把握。第51回日本水環境学会年会講演集，1-B-16-1，105，2017
- 3) 中尾賢志，尾崎麻子，山崎一夫，中谷正，先山孝則，榎元慶子：淀川河口干潟に生息する生物体内からのマイクロプラスチックの検出。第18回環境技術学会年次大会講演集，10，2018
- 4) Nakao, S., Ozaki, A., Masumoto, K., Yamazaki, K., Nakatani, T., Sakiyama, T., Microplastics contamination in tidelands of the Osaka bay area in western Japan, Water and Environment Journal (in press : DOI:10.1111/wej.12541)
- 5) 中尾賢志，尾崎麻子，榎元慶子：下水処理場に流入するマイクロプラスチックの挙動解析（第1報），第56回下水道研究発表会講演集，530-532，2019
- 6) 中尾賢志，尾崎麻子，榎元慶子：下水処理場におけるマイクロプラスチックの除去. ケミカルエンジニアリング，**64**(9)，7-12，2019
- 7) Nakao, S., Ozaki, A., Masumoto, K., Fate of Microplastics in a Japanese Wastewater Treatment Plant and Optimization of Microplastics Treatment, 8th IWA-ASPIRE Conference and Exhibition, Smart Solution for Water Resilience 31 October to 2 November 2019, Hong Kong, E-proceedings, 412-414, 2019
- 8) 中尾賢志：マイクロプラスチック問題の本質と課題。用水と廃水，**61**(6)，54-61，2019
- 9) World Economic Forum, The New Plastics Economy Rethinking the Future of Plastics, Industry Agenda, 7, 2016
- 10) 毎日新聞，大阪湾底 レジ袋300万枚，2019年5月31日付夕刊（大阪本社）
- 11) JFE テクノリサーチ株式会社，平成28年度化学物質安全対策（マイクロプラスチック国内排出実態調査）報告書（平成28年度経済産業省 委託調査報告書），https://www.meti.go.jp/meti_lib/report/H28FY/000116.pdf（2019.10.22アクセス）
- 12) Cauwenberghe, L. V., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C. R., Microplastic pollution in deep-sea sediments, Environmental Pollution, **182**, 495-499, 2013
- 13) Isobe, A., Uchiyama-Matsumoto, K., Uchida, K., Tokai, T., Microplastics in the Southern Ocean, Marine Pollution Bulletin, **114**, (1), 15, 623-626, 2017
- 14) 牛島大志，田中周平，鈴木裕識，雪岡聖，王夢澤，鍋谷佳希，藤井滋穂，高田秀重：日本内湾および琵琶湖における摂食方法別にみた魚類消化管中のマイクロプラスチックの存在実態，水環境学会誌，**41**（4）107～113，2018
- 15) Dris, R., Gasperi, J., MohamedSaad, M., Mirande, C., Tassin, B., Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment?, Marine Pollution Bulletin, **104**, (1-2), 15, 290-293, 2016
- 16) He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Lei, L., Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks,

- TrAC Trends in Analytical Chemistry, **109**, 163-172, 2018
- 17) 山下麗, 田中厚資, 高田秀重: 海洋プラスチック汚染: 海洋生態系におけるプラスチックの動態と生物への影響, 日本生態学会誌, **66**, 1, 2016
- 18) 水川薫子, 櫻井滯, 太田百音, 仲岡雅裕, 高田秀重: マイクロプラスチックを介した残留性有機汚染物質(POPs)の二枚貝への曝露実験, 第28回環境化学討論会, 3A-04, 2019
- 19) Gomiero, A., Strafella, P., Pellini, G., Salvalaggio, V., Fabi, G., Comparative Effects of Ingested PVC Micro Particles With and Without Adsorbed Benzo(a)pyrene vs. Spiked Sediments on the Cellular and Sub Cellular Processes of the Benthic Organism *Hediste diversicolor*, *Frontiers in Marine Science*, **5**, 2018
- 20) Rillig, M. C., Ziersch, L., Hempel, H., Microplastic transport in soil by earthworms, *Scientific Reports*, **7**, 1362, 2017
- 21) Beur, L. L., Henry, L-A., Kazanidis, G., Hennige, S., McDonald, A., Shaver M. P., Roberts, J. M., Baseline assessment of marine litter and microplastic ingestion by cold-water coral reef benthos at the East Mingulay Marine Protected Area (Sea of the Hebrides, western Scotland), *Frontiers in Marine Science*, **5**, 2019
- 22) 日本経済新聞, 人の体内に微小プラ粒子 日本含む8カ国, 便で検出, 2018年10月24日付電子版
- 23) Lampen, A., Microplastics in food/food contact materials: Oral uptake, toxicology and initial aspects of risk assessment, 8th International Akademie Fresenius Conference "Residues of Food Contact Materials in Food", 2019
- 24) 日本経済新聞, 海洋のプラごみ, 生体への影響調査, 2019年5月20日付電子版
- 25) Waite, H. R., Donnelly, M. J., Walters L. J., Quantity and types of microplastics in the organic tissues of the eastern oyster *Crassostrea virginica* and Atlantic mud crab *Panopeus herbstii* from a Florida estuary, *Marine Pollution Bulletin*, **129** (1), 179-185, 2018
- 26) Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., Accumulations of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, **45**, 9175-9179, 2011
- 27) 日本分光株式会社: 赤外顕微鏡を用いたマイクロプラスチックの分析, FT/IR application data, 100-MT-0256, 2018
- 28) Zada, L., Leslie, H. A., Vethaak, A. D., Tinnevelt, G. H., Jansen, J. J., Boer, J. F. de; Ariese, F.: Fast microplastics identification with stimulated Raman scattering microscopy, *Journal of Raman Spectroscopy*, **49** (7) 1136-1144, 2018
- 29) 恵谷浩: 海洋マイクロプラスチック汚染は生分解性プラスチック普及拡大の好機, ケミカルエンジニアリング, **64**(9), 631-636, 2019
- 30) 加茂徹: 廃プラスチックのリサイクルの現状と持続可能な社会におけるプラスチックの使い方, 廃棄物資源循環学会関西支部主催 第15回廃棄物法制度に関するセミナー(資料集), 52, 2019
- 31) 高田秀重: マイクロプラスチック汚染の概要, マイクロプラスチックの計測と環境影響 講演要旨集, JASIS委員会, 10, 2019
- 32) 中尾賢志, 尾崎麻子, 山崎一夫, 榎元慶子, 大阪湾圏域の干潟におけるマイクロプラスチック研究 —マイクロプラスチックに関する市民の意識—, 平成28年度「瀬戸内海研究フォーラムin愛媛」要旨集, 32, 2016
- 33) 中尾賢志, 榎元慶子: マイクロプラスチックについての啓発活動とマイクロビーズに関する市民意識, 第29回廃棄物資源循環学会研究発表会 講演集, A4-7P, 2018
- 34) 渡邊敬士: 東南アジア諸国が廃プラスチック輸入規制を強化、日本の輸出量は減少 —輸出国側にも規制、求められる国内処理—, 日本貿易振興機構 海外ビジネス情報 地域・分析レポート 2019年6月18日, 2019
- 35) 一般社団法人 プラスチック循環利用協会: プラスチックリサイクルの基礎知識 2019, <https://www.pwmi.or.jp/pdf/panf1.pdf> (2019. 10. 21アクセス)
- 36) 環境省: 平成30年版 環境・循環型社会・生物多様性白書 (PDF版), 167, 2018
- 37) OECD, Improving Plastics Management Trends, policy responses, and the role of international co-operation and trade, 8, 2018
- 38) 日本経済新聞, プラスチック再利用、揺らぐ優等生ニッポン, 2019年4月10日付電子版
- 39) 塩ビ工業・環境協会: プラスチックの種類別生産量, http://www.vec.gr.jp/lib/lib2_4.html, (2019. 10. 21アクセス)
- 40) 鍋谷佳希, 田中周平, 鈴木裕識, 雪岡聖, 藤井滋徳, 高田秀重: 琵琶湖・大阪湾におけるマイクロプラスチックへのペルフルオロ化合物類および多環芳香族炭化水素類の吸着特性, 土木学会論文集G (環境), **73**(7), III_1 - III_8, 2017

＜特集＞環境中に放出されたプラスチックごみの現状と課題

信州プラスチックスマート運動について

長野県環境部資源循環推進課

1. はじめに

昨今、海洋プラスチック問題が世界的な課題となっています。

経済協力開発機構（OECD）の発表によると、世界のプラスチックごみ発生量は2015年には3億200万トンと推定され、1980年の約5,000万トンから35年間でその約6倍にもなるといわれています。

プラスチックは手軽で耐久性に富み、安価で加工がしやすい大変便利なものです。幅広く使用されている一方、その多くは使い捨てにされ、環境中に出土ものは川を通じて海に流れ出ていきます。

プラスチックは、自然界では分解されません。海に流れ出たプラスチックは、海洋生物による誤食ほか、波の力や紫外線等により細かく砕かれ5mm以下となったマイクロプラスチックによる生態系への影響も懸念されています。

「海洋ごみの7割は『川』から」※流れてくるといったデータもあり、この問題は海のない長野県も決して他人ごとではありません。

※（公財）かながわ海岸美化財団「なぎさのごみハンドブック」より

15ptあき

2. 「信州プラスチックスマート運動」がスタート

長野県では海洋プラスチック問題に向き合うため、令和元年5月、上流県の責務として生活スタイルの見直しからプラスチックと賢く付き合う「信州プラスチックスマート運動」をスタートしました。



信州プラスチックスマート運動ポスター

3. 運動の内容

県民の皆様へ以下の「3つの意識した行動」を呼びかけています。

- * 意識して『選択』
そのストロー、レジ袋は本当に必要ですか？
不要なら断りましょう。
- * 少しずつ『転換』
使い捨てプラスチックから代替品へ
（レジ袋をマイバッグに、など）
- * 分別して『回収』
必要なプラスチックは使ってもいいんです。でも使い終わったら、市町村のルールに従い分けて回収へ

4. 河川一斉清掃「クリーン信州 for ザ・ブルー」

「信州プラスチックスマート運動」の一環として、県では令和元年5月26日（日）に県内10か所でボランティア参加による河川一斉清掃を実施しました。

参加者数は計385人。

1時間ほどの清掃で回収されたごみは13,000ℓで、うちプラスチック類は約64%を占めました。



長野地域（千曲川）における河川一斉清掃

5. 「信州プラスチックスマート運動協力事業者の募集」

県内事業者・団体等の皆様には、「信州プラスチックスマート運動協力事業者」の登録をお願いしています。

登録できる取組内容は、以下のとおりです。

- プラスチックごみの排出量を削減する取組
例：レジ袋の削減（有料化、薄肉化、声かけ等）、
使用済みプラスチックの回収、代替品の使用、
プラスチックの再利用（リユース）など
- 使用済みプラスチックの再資源化
（使用済みプラから製品を製造等）
- プラスチック代替製品等の製造・開発・研究
- 上流県における海洋プラスチック対策
（河川清掃等の実施）
- 上記以外（環境教育、講演会の実施等）

登録された皆様には、認定証とステッカー（店舗掲示用）をお送りしています。



また、長野県ごみ減量情報サイト「信州ごみげんねっと」で、登録事業者様の情報を紹介しています。

信州ごみげんねっと

令和元年10月末時点の協力事業者数は43事業者301店舗となっています。



協力店ステッカー

6. おわりに

長野県は、一人一日当たりの一般廃棄物排出量が4年連続（平成26年から平成29年まで）全国で一番少ない県です。

ごみ減量日本一の継続と環境にやさしい長野県を目指し、引き続き「信州プラスチックスマート運動」を推進していきます。

<報 文>

海洋マイクロプラスチックの海岸漂着特性 ～太平洋沿岸と日本海沿岸の比較～*

池貝隆宏**・菊池宏海**・三島聡子**

キーワード ①マイクロプラスチック ②海岸漂着 ③太平洋沿岸 ④日本海沿岸

要 旨

マイクロプラスチック（MP）の海岸漂着状況に及ぼす外洋の影響を比較するため、2018 年 11 月に神奈川県の高浜台海岸と島根県の高浦海岸で漂着量調査を行った。その結果、高浜台海岸において今回初めて黒潮の影響とみられる漂着量の増加を確認した。相模湾沿岸では、時期により外洋の影響に差があり、漂着状況は黒潮分派流の湾内への流入状況によって変わると考えられた。一方、高浦海岸では高浜台海岸の 94 倍の MP の漂着が確認された。集水域に発生源がない樹脂ペレットが多数漂着していたこと及び先行研究との比較から、高浦海岸に漂着する MP は黄海から対馬海流で輸送されたものが主体であり、これに朝鮮半島や九州の都市域から流出した MP が上乗せされたものであると考えられた。

1. はじめに

SDGs のゴール 14 の達成に向けた喫緊の課題の一つに、海洋プラスチックごみの削減があげられる。世界中で 800 万トン以上のプラスチックが毎年海洋に流出しており、対策を講じなければ 2050 年までにその総重量が魚類を上回る¹⁾との試算もある。こうしたプラスチックごみは、5mm 以下のプラスチック片²⁾であるマイクロプラスチック（MP）の起源の一つと考えられている。海洋中に微細なプラスチック片が漂流していることは 1970 年代から指摘されていたが³⁾、今世紀に入り MP が海水中の希薄な PCB 等の残留性有機汚染物質を高濃度に吸着して遠隔地に輸送する性質を持ち⁴⁾、魚類による MP の摂食も確認^{5,6)}されるなど、MP が持つ海洋生態系に対するリスクが明らかになってきた。こうした状況を踏まえ、2015 年に開催された G7 エルマウサミット以降その対策が世界的に議論されている。

MP の海洋中の総量はおよそ 5 兆個⁷⁾と推計されているが、その分布には偏りがある。Isobe *et al.*⁸⁾によれば日本近海の MP 漂流量は世界平均の 27 倍も高く、その起源は黄海や東シナ海と推定されている。Jambeck *et al.*⁹⁾は、2010 年において海域から 50km 圏内の地域に居住する人口の 93%に当たる 192 개국から海域に流出するプラ

スチックごみが 480～1,270 万トンあり、東シナ海に接する中国及び黒潮源流部が東方沖にあるフィリピンからの流出量はその 33%を占めると推計している。この海域の MP を含む漂流プラスチックごみは黒潮及び対馬海流により日本近海に輸送されることになる。

筆者らは、2017 年から相模湾沿岸を中心に海岸で満潮線の MP 漂着状況調査を行っている。相模湾は、黒潮分派流の一部が湾内に入るため¹⁰⁾、フィリピン由来の MP の影響を受ける可能性が考えられるが、これまでの調査ではその影響は小さく、内陸から河川を通じて流出する MP の影響の方が大きいことを確認している¹¹⁾。MP 削減に向けた対策立案の第一歩として、その由来が内陸か外洋かを判別することは極めて重要であり、その手段として海岸漂着 MP 調査は有効と考えられる。

本報では、外洋由来の MP の影響の違いを検討することを目的に、太平洋沿岸と日本海沿岸の各 1 地点で海岸漂着 MP 調査を行いその漂着特性を比較したので、その結果を報告する。

2. 方法

2.1 調査地点及び調査時期

調査地点を図 1 に示す。太平洋側の調査地点は従来か

*The stranding characteristics of beached marine microplastics on the coast - The comparison of coast between the Pacific Ocean and the Sea of Japan -

**Takahiro Ikegai, Hiromi Kikuchi, Satoko Mishima (神奈川県環境科学センター) Kanagawa Environmental Research Center

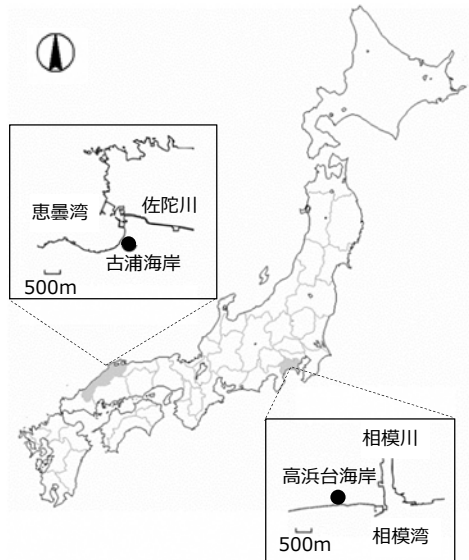


図1 調査地点図

ら調査を行っている神奈川県平塚市の高浜台海岸、日本海側の調査地点は島根県松江市鹿島町恵曇（えと）の古浦海岸とした。高浜台海岸は、太平洋に対し南向きに約 80 km の海岸線を有する相模湾のほぼ中央部にある。神奈川県及び山梨県を流域とする一級河川相模川の河口右岸にあたり、東端の相模川河口には平塚漁港がある。相模湾沿岸は前述のとおり黒潮分派流の一部が三浦半島にぶつかって反時計回り西向きの潮流となるため¹⁰⁾、高浜台海岸は黒潮による外洋由来 MP と相模川を流下する内陸由来 MP の両方の影響を受ける位置にある。古浦海岸は島根半島の中央部の恵曇湾にある海浜であり、宍道湖と日本海をつなぐ運河である佐陀川の左岸、恵曇漁港のすぐ南側に位置する小規模な海岸である。恵曇湾は日本海に対して北西方向に開けており、西方向から流れる対馬海流の影響を直接受けると考えられる。

調査は、古浦海岸では 2018 年 11 月 16 日、高浜台海岸では 2018 年 11 月 21 日に行い、いずれも干潮時間帯に試料を採取した。

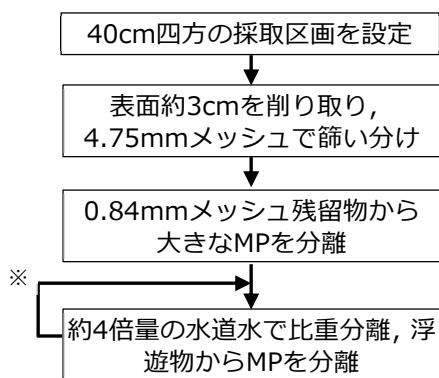


図2 採取・分離手順

2.2 採取・分離・材質判別方法

試料は、既報の方法¹²⁾により採取及び分離を行った。試料の採取及び分離の手順を図2に示す。採取点は、満潮線上で 50m 以上離れた漂着物が多い2点を選び、砂堆積物を試料として採取した。分離は、篩分けと水道水による比重分離を併用した。高浜台海岸で採取した砂堆積物試料は、その全量から MP を分離したが、古浦海岸では後述するように漂着量が極めて多かったため、採取した砂堆積物試料の重量をあらかじめ量り、十分に攪拌混合したのち一部を分取し、分取試料から MP を分離した。

分離後、分離物をデシケータ中で乾燥した後、OLYMPUS 製実体顕微鏡 SZ61 を使用し長軸長さを計測した。その後、日本分光製赤外分光光度計 FT/IR-4600 (TGS 検出器) を用いた ATR 法で赤外線吸収スペクトルを測定し、材質を判別した。相模湾沿岸におけるこれまでの調査において、MP の材質はポリエチレン (PE)、ポリプロピレン (PP) 及び発泡ポリスチレン (PS) の 3 種で 90%以上を占めたことから¹²⁾、本報においてもこの3種以外の材質をその他 (others) として整理した。材質ごとに選り分けた MP は、総量として重量を測定した。各海岸の漂着量は、採取した2点の平均とした。

3. 結果

3.1 材質・サイズ別漂着状況

各海岸の MP 漂着量を図3に示す。

高浜台海岸の MP 漂着量は 3,100 pieces/m²であり、材質は PS が多く、全体の 76%を占めた。次いで PE が 9%、PP が 7%であり、その他の材質は 8%であった。その他の材質のうち多かったものはエチレン酢酸ビニル共重合樹脂 (EVA, 49%)、次いでポリウレタン (PU, 36%) であった。MP のサイズは 1mm 以上 2mm 未満が一番多く全体の 24%、次いで 2mm 以上 3mm 未満が 20%であった。

古浦海岸の MP 漂着量は 290,000 pieces/m²と非常に多く、高浜台海岸の 94 倍に達した。材質は PS が圧倒的に

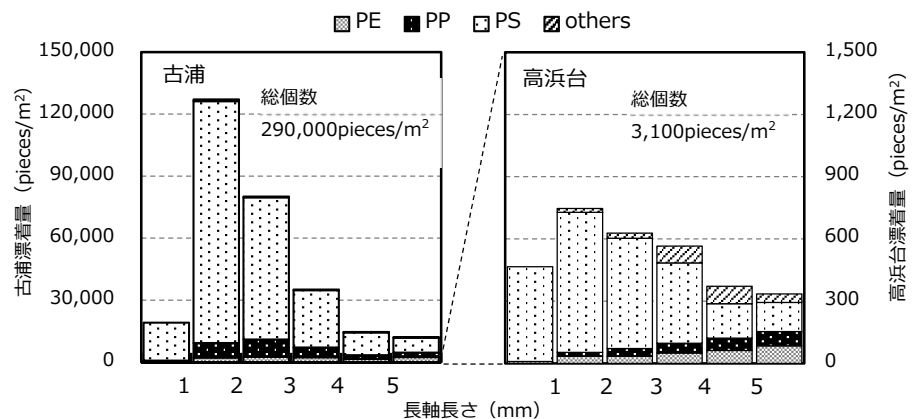


図3 各海岸のMP漂着量

表 1 特徴的形態の MP の漂着状況

	高浜台		古浦	古浦	
	漂着量 (pieces/m ²)	材質構成 (%)	漂着量 (pieces/m ²)	材質構成 (%)	
樹脂ペレット	63 (2.0%)	PE 45, PP 40, EVA 15	860 (0.3%)	PE 57, PP 33, EVA 10	
クッションビーズ	350 (11%)	PS 100	40 (<0.1%)	PS 100	
人工芝破片	41 (1.3%)	PE 77, EVA 23	570 (0.2%)	PE 82, EVA 18	
被覆肥料殻	140 (4.5%)	PU 51, EVA 49	21 (<0.1%)	PU 100	

注) 漂着量の後の比率は、漂着率を表す。

多く全体の 87% を占め、次いで PP が 9%、PE が 4% であり、その他の材質は 1% に満たなかった。MP のサイズは高浜台海岸と同様に 1mm 以上 2mm 未満が 44% と一番多く、次いで 2mm 以上 3mm 未満が 28% であり、この上位 2 階級で 70% 以上を占めており、高浜台海岸に比べて小サイズの MP の比率が高かった。

3.2 特徴的形態の MP の漂着状況

筆者らは、これまでの調査から相模湾沿岸では特徴的な形態を持つ次に示す 4 種の MP が漂着することを確認している¹³⁾。

- (1) 樹脂ペレット: 3～5mm の円筒又は円盤状のプラスチック成型原料(材質は主に PE, PP, 事業所からの漏出)
- (2) クッションビーズ: 0.8～1.5mm の球状のクッション封入材(材質は PS, 製品廃棄時に漏出すると推定)
- (3) 人工芝破片: 人工芝等の突起部が破断した破片(材質は PE, EVA, 屋外に散乱した破片が降雨時に流出すると推定)
- (4) 被覆肥料殻: 3～5mm の中空球状の被膜(材質は EVA, PU, 水田の代掻き時に前年施肥の殻が流出すると推定)

これら 4 種の MP の漂着状況を表 1 に示す。

いずれの海岸においてもこの 4 種の MP の漂着が確認されたが、漂着量は大きく異なっていた。高浜台海岸では、どの MP も総漂着量に対する比率(以下、「漂着率」として % オーダーで漂着が確認されたが、古浦海岸ではすべて 1% に満たなかった。二次 MP (上記 (1), (2), (4) 以外の MP) の占める比率は、高浜台海岸の 82% に対し、古浦海岸では 99% 以上であり、古浦海岸では漂着する MP の大部分が二次 MP という状況であった。

これらの MP の高浜台海岸における漂着率をこれまでの調査¹³⁾の平均値と比較すると、樹脂ペレット(平均値 3.8%) 及び人工芝破片(同 6.0%) はやや少なく、クッションビーズ(同 7.2%) はやや多かった。肥料殻は、漂着を確認した 2018 年 5 月(3.3%) に比べやや多かった。

相模湾沿岸においては、クッションビーズの漂着は不定期に発生する大量漂着の影響を大きく受け、漂着後少しずつ沖合に流出すると推察される¹³⁾が、今回の高浜台

海岸の漂着状況は大量漂着の影響が残った状態であったと考えられる。相模湾沿岸では、こうしたクッションビーズの大量漂着が散発的に確認されており、発生源対策の観点から重要度の高い MP の一つと考えられるが、今回の調査結果を見る限り、古浦海岸では漂着量、漂着率ともに低かったことから、日本海沿岸においてはクッションビーズの重要度は相模湾沿岸ほど高くないものと推察される。

一方、古浦海岸では、漂着率は低かったものの、漂着量で比べると樹脂ペレットと人工芝破片がともに高浜台海岸より 14 倍多かった。このことから、古浦海岸への漂着に影響を及ぼす MP の海域への流出という観点では、クッションビーズと被覆肥料殻より樹脂ペレットと人工芝破片の重要度が高いと考えられる。

4. 考察

4.1 高浜台海岸における外洋由来 MP の影響

これまでに行った漂着 MP 調査結果に基づく高浜台海岸の MP 漂着量と材質構成の推移を図 4 に示す。

高浜台海岸を含む相模湾沿岸の MP 漂着量は季節風の影響を受け、北風が卓越する冬期は陸域近傍に漂流する MP が沖合に運ばれるため、海岸への漂着量が減少する。

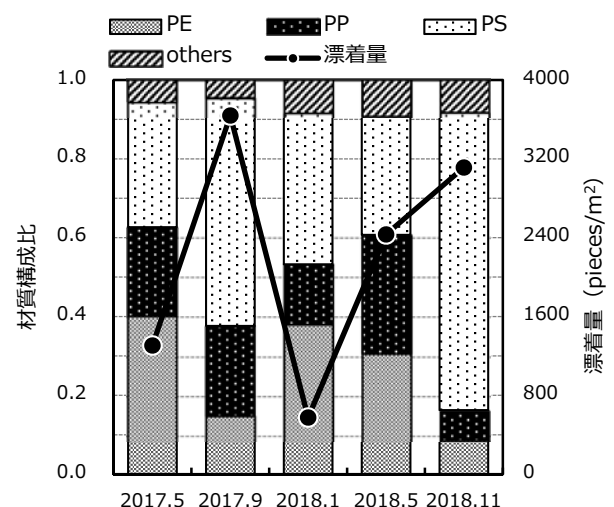


図4 高浜台海岸のMP漂着量と材質構成

調査は、2017.9は台風直後、それ以外は前10日間に平均風速 10m/s 超、時間雨量 10mm 超の強風・強雨がない日に実施。

このため、図中 2018.1 (2018 年 1 月調査を表す。以下同じ。) の漂着量は年間を通じて一番少ない。今回調査時 (2018.11) には、すでに風向きが北寄りに変わっていることを考慮すると、漂着量は想定される量よりかなり多いと考えられる。調査日を含む 2018 年 11 月 9 日～11 月 22 日観測の海流概況図¹⁴⁾によると、この期間の黒潮は八丈島の北側を通過し、黒潮北縁は新島まで北上しており、大島の北を時計回りに流れる潮流が観測されている。このことから、この時期の相模湾は黒潮の影響を受けた可能性が大きい。一方、2018.5 以前は 4 期の調査のどの時期も伊豆諸島北部から相模湾にかけて冷水域があったため、相模湾は黒潮の影響をほとんど受けなかった¹³⁾。すなわち、この 4 期の漂着 MP は大部分が内陸からもたらされたものと考えられる。2017.9 の漂着量は台風直後の数値であるため、内陸由来 MP による最大漂着量に近いと考えられる。2018.11 は、平塚 AMeDAS による降水量が 24mm で平年値の 26% であることから、内陸由来 MP の影響は小さいと推察される。2018.11 は漂着量が減少する時期であるにもかかわらず、台風による内陸由来 MP の増分に近い量に相当する外洋由来の MP が上乘せされたため、漂着量が想定される量より多くなったと考えられる。PS の材質構成比が他の時期に比べて高いのも外洋由来 MP の影響を受けたことによるものと推察される。

相模湾沿岸では、黒潮分派流の流路によっては外洋由来 MP の影響を受け、台風による内陸由来 MP の増加量に匹敵する程度の MP 漂着量の増加をもたらすといえる。

4.2 古浦海岸における外洋由来 MP の影響

表 1 に示すように、古浦海岸では樹脂ペレットが高浜台海岸の 14 倍近く漂着した。そこで、古浦海岸の流入域における樹脂ペレットの発生源を次により確認した。

国土地理院の地理院地図 (電子国土 web)¹⁵⁾ を用いて古浦海岸の集水域を図上から求めたところ、集水域面積は 21.7km² であり、79% が山林、12% が農用地、建物用地及びその他用地が 9% であった。集水域が属する地区 (町丁・大字) は、松江市鹿島町の手結、恵曇、武代、佐陀本郷、名分、北講武、南講武、上講武、佐陀宮内及び古浦の 10 地区であった。この 10 地区の人口は、2018 年 11 月時点で 5,852 人¹⁶⁾ であり、これは神奈川県内の相模川本流に係る集水域の 6 市 2 町の人口の 0.3% に相当する。平成 26 年経済センサス基礎調査¹⁷⁾ によれば、この 10 地区に事業所が 230 件存在し、これは神奈川県内相模川集水域 6 市 2 町の事業所数の 0.2% にあたる。樹脂ペレット漏出防止マニュアル¹⁸⁾ は、樹脂ペレット漏出の関連産業を成型加工業等 8 区分としているが、これを日本標準産業分類の中分類に当てはめると、樹脂ペレット製造及び射出成型を行う製造業を主体とする 17 業種 (中分類 11, 14, 16,

18, 19, 24, 26, 27, 32, 42, 44, 45, 47, 48, 53, 71 及び 88) が該当した。上記 10 地区 230 件の事業所には、主たる排出源である化学工業 (中分類 16) 及びプラスチック製品製造業 (同 18) はなく、その他の事業所が 11 件該当した (金属製品製造業 (同 24) 1 件、生産用機械器具製造業 (同 26) 1 件、道路貨物運送業 (同 44) 3 件、倉庫業 (同 47) 1 件、運輸に付帯するサービス業 (同 48) 1 件、建築材料、鉱物・金属材料等卸売業 (同 53) 1 件、学術・開発研究機関 (同 71) 1 件、廃棄物処理業 (同 88) 2 件)。この 11 事業所の樹脂ペレット取扱い状況は不明だが、プラスチック製品製造業に比べその量は限定的と推察されることから、古浦海岸に漂着する樹脂ペレットは、ほとんどが潮流により海域から運ばれてきたと強く示唆される。

Kim *et al.*¹⁹⁾ は 2013 年 6 月に黄海上にある韓国ソヤ島 3 地点で漂着 MP を調査しており、黄海に面した 2 地点の漂着量は 118,000 及び 47,000pieces/m² であり、朝鮮半島に面した 1 地点の漂着量より 37～95 倍多かった。この 2 地点の材質は 99.0～99.7% が PS であり、その発生源は養殖施設のフロートとされている。一方、朝鮮半島に面した 1 地点は、内陸由来 MP の影響を受け、PS の比率は 86.8% と低く、本研究の古浦海岸の漂着率と同程度である。この調査から、黄海沖合の漂流 MP は PS が主体であると推察される。

黄海沖合の漂流 MP は対馬海流により日本海に輸送されることから、古浦海岸の漂着 MP のうち PS については黄海沖合の漂流 MP である可能性が高い。古浦海岸の漂着量はソヤ島の 2.5 倍以上多いが、Kim *et al.*¹⁹⁾ の数値は等間隔に並んだ 8～13 点で採取した試料の平均値であるのに対し、本研究の数値は最大ベース¹²⁾ であることを踏まえれば、この差は合理的なものといえ、本研究及び Kim *et al.*¹⁹⁾ の 2 つの調査における MP の起源はともに黄海由来であることが強く示唆される。この黄海由来の PS に朝鮮半島南岸の釜山や蔚山、北九州等の都市域由来の樹脂ペレットを含む非 PS の MP が加わり、古浦海岸に輸送されたものと推察される。このため、古浦海岸の非 PS の漂着率は朝鮮半島に面したソヤ島 1 地点の結果と同程度まで高くなったと考えられる。

日本国内でも瀬戸内海において養殖施設由来の MP が調査されている。Sagawa *et al.*²⁰⁾ が 2016 年 8～9 月に行った広島湾 6 地点の漂着 MP 調査では、MP 漂着量の範囲は 80～18,000pieces/m²、PS の漂着量が全体の 90% を占めた。広島湾に比べて古浦海岸の漂着量は 1 桁大きいことから、黄海における PS の発生量は瀬戸内海に比べて桁違いに多いと推察される。

5. まとめ

MP の海岸漂着状況に及ぼす外洋の影響を比較するた

め、2018 年 11 月に太平洋沿岸の神奈川県平塚市の高浜台海岸と日本海沿岸の島根県松江市の古浦海岸で MP 漂着量を調査した。2017 年 5 月から調査を行っている高浜台海岸では、これまで外洋由来 MP の影響が小さい状況が続いていたが、黒潮分派流の影響とみられる漂着量の増加を今回初めて確認した。外洋由来 MP を含む総漂着量は、季節風に伴う漂着量の減少期にあつて内陸由来 MP の最大漂着量に近い量であつた。相模湾沿岸では、時期によって外洋の影響に差があり、その状況は黒潮分派流の相模湾内への流入状況によって変わると考えられた。

一方、古浦海岸では PS の漂着量が極めて多く、その量は今回の調査では MP 総漂着量として高浜台海岸の 94 倍に達した。樹脂ペレットの漂着量も高浜台海岸の 14 倍多かったが、古浦海岸の集水域には発生源はなかったことから、樹脂ペレットについてはそのすべてが海域から潮流により海岸にもたらされたものであることが分かった。先行研究との比較から、古浦海岸に漂着する PS は黄海から対馬海流で輸送されたものであり、これに朝鮮半島や九州の都市域から流出した MP が上乗せされたものであると考えられた。

今回の調査結果から、漂着量の観点では MP 汚染の深刻度が高いのは日本海沿岸といえるが、漂着 MP の大部分が外洋由来であるため、その削減には国際的な対策が不可欠である。一方、相模湾の MP 汚染は日本海沿岸に比べれば漂着量は少ないものの、内陸由来の比率が高いことから、自治体レベルでも有効な対策が講じられる可能性が高いといえる。太平洋側でも、黒潮の影響を直接受けたる接近する可能性がある伊豆諸島や房総半島などでは、相模湾沿岸とは異なり MP 漂着状況が日本海沿岸に近いものになる可能性がある。MP 削減対策の検討にあたり、地域の MP 漂着状況をきめ細かく把握することが重要になると考えられる。

本研究は、平成 30 年度神奈川県シーズ探求型研究推進事業費により実施した。

6. 引用文献

- World Economic Forum: The New Plastics Economy Rethinking the future of plastics, pp.7, World Economic Forum, Geneva, 2016
- GESAMP: Reports and Studies 90 "Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: a Global Assessment", pp.14-29, International Marine Organization, London, 2015
- Carpenter E. J., Anderson S. J., Harvey G. R., Miklas H. P., Peck B. B.: Polystyrene Spherules in Coastal Waters. *Science*, **178**, 749-750, 1972
- Mato Y., Isobe T., Takada H., Kanehiro H., Ohtake C., Kaminuma T.: Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environ. Sci. Technol.*, **35**, 318-324, 2001
- Rochman C. M., Tahir A., Williams S. L., Baxa D. V., Lam R., Miller J. T., Teh F. C., Werorilangi S., Teh S. J.: Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci. Rep.*, **5**, 14340, 2015
- Tanaka K., Takada H.: Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Sci. Rep.*, **6**, 34351, 2016
- Eriksen M., Lebreton L. C. M., Carson H. S., Thiel M., Moore C. J., Borerro J. C., Galgani F., Ryan P. G.: Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighting over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE*, **9**, e111913, 2014
- Isobe A., Uchida K., Tokai T. and Iwasaki S.: East Asian seas: A hot spot of pelagic microplastics, *Mar. Pollut. Bull.*, **101**, 618-623, 2015
- Jambeck J. R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T. R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Law K. L.: Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, **347**, 768-771, 2015
- 松山優治, 岩田静夫, 細田昌広: 相模湾における流れの観測, 沿岸海洋研究ノート, **18**(1), 9-17, 1980
- 池貝隆宏, 三島聡子: 相模湾沿岸に漂着するマイクロプラスチック, 第 45 回環境保全・公害防止研究発表会講演要旨集, 64-65, 2018
- 池貝隆宏, 三島聡子, 長谷部勇太, 小林幸文: 海岸漂着量の評価のためのマイクロプラスチック採取方法. 全国環境研会誌, **42**, 197-202, 2017
- 池貝隆宏, 三島聡子, 菊池宏海, 難波あゆみ, 小林幸文: 相模湾沿岸域のマイクロプラスチック漂着特性. 神奈川県環境科学センター研究報告, 41, 1-10, 2018
- 第三管区海上保安本部海洋情報部: 三管区海洋速報海流概況図, <https://www1.kaiho.mlit.go.jp/KAN3/kaisyoku/kaikyo/sokuho/baukNo.htm> (2019.4.10 アクセス)
- 国土地理院: 地理院地図(電子国土 web), <https://map.s.gsi.go.jp/> (2019.1.21 アクセス)
- 松江市: 松江市統計情報データベース 長丁別世帯数・人口調査(2018 年 11 月), <http://ntoukei.city.matsue.shimane.jp/> (2019.4.10 アクセス)
- 政府統計の総合窓口 e-Stat: 平成 26 年経済センサス基礎調査 町丁・大字別集計, <https://www.e-stat.go.jp/> (2019.4.10 アクセス)
- 日本プラスチック工業連盟: 樹脂ペレット漏出防止マニュアル, 1993

- 19) Kim I., Chae D., Kim S. and Choi S.: Factors Influencing the Spatial Variation of Microplastics on High-Tidal Coastal Beaches in Korea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **69**, 299–309, 2015
- 20) Sagawa N, Kawasaki K and Hinata H: Abundance and size of microplastics in a coastal sea: Comparison among bottom sediment, beach sediment, and surface water. *Mar. Pollut. Bull.*, **133**, 532–542, 2018

＜報 文＞

環境教育教材作成を通した大学生の成長*

—テキストマイニングによる学習効果の評価—

田子 博**・飯島明宏***

キーワード ①プロジェクト型学習 ②eラーニング型教材 ③水環境 ④相互批評

要 旨

小学校高学年向けに水環境をテーマとした環境教育教材を大学生を中心に作成した。大学生を4つのグループに分け、グループごとにテーマを設定してeラーニング教材を作成した。教材作成を通して、大学生自身が成長することが期待できたため、これをできるだけ客観的に評価することを試みた。教材作成の前後で大学生にアンケートに回答してもらい、その回答をテキストマイニング手法で評価したところ、彼らの水環境に関する造詣が深まったと考えられる結果が得られた。教材作成の過程で担当者全員参加のミーティングを数回行い、作成した教材を相互批評したが、このミーティングは大学生の成長に大きく寄与したと考えられる結果も得られた。

1. はじめに

環境教育の源流の一つは自然保護教育であると言われており¹⁾、その出発点の一つが伝統的な自然への感性の重視²⁾であった。環境に対する感性教育は環境に興味を持つきっかけを与える等、極めて重要なものではあるが、一方で一過性イベントの娯楽化やパターン化といった問題点も指摘されている¹⁾。環境教育において、体験を伴う宿泊型キャンプは環境感性の向上には非常に効果的である一方、環境知識や態度の向上はプログラムによってその効果が大きく影響されることが報告されている³⁾。そこで著者らは感性教育にとどまらない包括的な環境教育カリキュラムを備えた新しい環境教育サマーキャンププログラム（主として小学校高学年向け）の開発と、その実践モデルの提示を目的に研究・開発を行っている。その実践モデルのコンテンツとなる環境教育の教材の一つとして、eラーニング型教材を開発してきた⁴⁾。

ここでは大学生のグループが中心となり、複数のテーマに分かれて一連のシリーズ教材を作成してきたが、この過程は教材作成側となった大学生に対しても一定の教育的側面を有していた。すなわち、大学生は環境学習教材の作成を通したプロジェクト型学習（PBL）を受けたとも考えられる。PBLの有効性、例えば対人コミュニケーション力や問題解決力の向上、は多くの先行研究におい

ても認められており⁵⁻⁷⁾、教材作成に携わった大学生からも、教える側になることにより知識が増えた、相手の視点に合わせた表現をすることを学べた等の感想が寄せられた。また、筆者らの目から見ても、回を重ねる毎に教材が充実し、作成のための議論も高度になる等、実際に彼らの成長を感じることができた。

19世紀後半に確立された学校教育制度は、今日まで大きく変わることなく続いている。しかし、社会や国民の意識は当時とは大きく変わっているため、それにふさわしい教育制度が求められている⁸⁾。こうした流れを受け、2017年度に改訂された次期学習指導要領には「主体的・対話的で深い学び」（アクティブラーニング）の実現が盛り込まれた。ただしこの取り組みはまだ始まったばかりであり、現時点では教育現場に普及しているとは言い難い。アクティブラーニングの一つであるPBLの効果を客観的に示すことができれば、教育現場への導入がより円滑に推進されることが期待できる。前段で述べた大学生への教育効果にしても、それは大学生本人や著者らの主観的な観測に基づくものであり、第三者に対してPBLによる教育の効果を主張するにはこれだけではやや弱い。そこで今回のPBLが大学生に教育効果をもたらしたことをデータから検証することを試みた。

*Growth of the university students by making the environmental education teaching materials

**Hiroshi TAGO (群馬県衛生環境研究所) Gunma Prefectural Institute of Public Health and Environmental Sciences

***Akihiro IJIMA (高崎経済大学地域政策学部) Takasaki City University of Economics

2. 方法

2.1 環境学習eラーニング型教材作成プロジェクトの概要

環境学習eラーニング型教材の作成プロジェクトは、著者の一人が主宰するゼミナールに所属する学生12名（大学3年生：以下、ゼミ生とする）の協力により実施された。このゼミナールでは、環境科学をベースに地域の環境問題を対象に研究を行っている。したがって、ゼミ生は他の一般的な大学生よりも環境問題への関心が高く、環境系の講義科目を多く履修している。ただし、理工学系の学部ではないため、自然科学的知識は一般的な文科系の大学生と同等と考えられる。

本プロジェクトでは、環境問題のもつ分野横断的側面を強く意識した教材作成を目指した。一般に、学校教育では学習指導要領に準拠した各教科の知識体系である

“縦糸”を基軸として環境問題の理解に臨むが、本研究では環境問題の所在を認知させてから、その理解に必要な知識を各教科に横断的に求めていく“横糸”を重視した。そこで、開発教材は広い範囲での「水環境」を取り扱うものとした。その理由は、水の「地球システムにおける機能」の側面と「社会システムにおける資源」の側面から、自然科学と社会科学に横糸を通す教科横断的な学びが期待できるためである。まず、水環境問題に関する4つのテーマを設定し、それぞれのテーマについて、系統的に4～5個の単元を設けた（図1）。タイトルを含む単元の内容は、テーマから著しく逸脱しない限り、ゼミ生の自主性に委ねた。例えば、テーマBの「水にまつわる仕事」という単元は、当初はなかった単元だったが、教材作りが進行する過程で生み出されたものである。1単元当たりの学習時間は10分程度に収まるようにした。

12人のゼミ生は3人ずつA～Dの4グループに分かれ、各グループ1つのテーマを担当し、1年間かけてeラーニング型教材を作成した。月に1回、ゼミ生全員参加の下、ミーティングを開催した。ここではグループ毎に進捗状況のプレゼンテーションを行い、それに伴う質疑応答を通して教材の内容を改良した。著者ら指導者は原則としてファシリテーターとして当該ミーティングを運営し、意見を述べる場合はゼミ生と同じ目線であることに努め、指導者の意見にゼミ生が影響を受けないよう発言を工夫した。ミーティングにおいて、発言がない、あるいは逆に議論が発散してしまうようなことはなかった。全てのゼミ生から数多くの建設的な意見が発出され、それらの多くは着実に教材の改良に反映されていた。当初は1単元のみグループで作成し、残りの単元は個人で作成して合計で1テーマあたり4単元の教材を作成する予定であった。しかし、グループによる作業が良質な教材の作成に効果

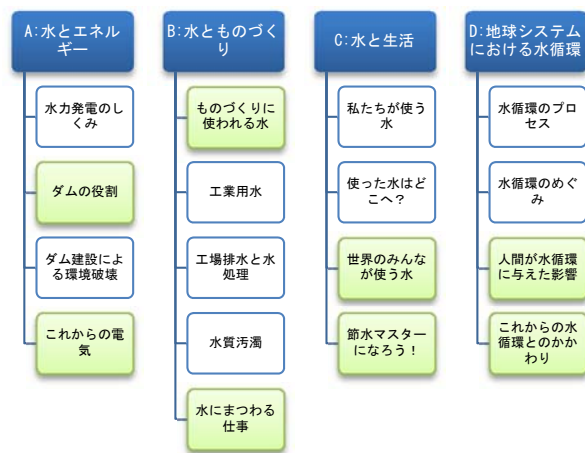


図1 テーマおよび単元。薄緑色のついたボックスの単元を本プロジェクトで作成した。

的と判断したため、個人による教材作成は行わないこととした。このため、結果として1年間で各テーマ2単元の教材を完成させるのが精一杯であった。

2.2 教材作成者へのアンケート調査

環境学習eラーニング型教材作成プロジェクトにおける教材作成者への教育効果を計測することを目的に、以下のアンケート調査を実施した。（ ）内は制限時間を示す。

- ①「今日の水環境問題」というテーマから連想するキーワードを列挙せよ（5分）。
- ②「今日の水環境問題」をテーマに、自分の考えを自由に記述せよ（30分）。

これらのアンケートをゼミ生が教材作成に関わる前（2015年6月）後（2016年3月）に課し、その回答内容の変化を調べた。なお、調査は抜き打ちで行ったため、ゼミ生は事前準備ができていない状態で回答した。

2.3 アンケート調査結果の解析

アンケートの回答はテキストマイニングの手法を用いて解析した。テキストマイニングとは、自然に書かれたテキストデータから分析者にとって意味のある語彙に着目し、統計・データマイニングの手法によって出現頻度や共起関係を解析する手法の総称である⁹⁾。使用したソフトはKH Coderおよび株式会社ユーザーローカルがホームページ上に公開しているツール（<http://textmining.userlocal.jp/>）を用いた。

3. 結果

3.1 キーワード解析

3.1.1 キーワード数

表1 列挙されたキーワード数

担当テーマ	A:水とエネルギー			B:水とものづくり			C:水と生活			D:地球システムにおける水循環		
ゼミ生	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3	D1	D2	D3
学習前	20	25	7	9	8	21	16	10	7	14	16	14
学習後	19	19	25	9	20	24	16	16	18	15	15	20

列挙されたキーワード（以下、KWと略す）の数について、教材作成前（以下、学習前）と教材作成後（以下、学習後）を比較したものを担当したテーマとともに表1に示した。学習前後でKW数の明らかな増加が認められなかったゼミ生が多く、学習前後で列挙したKWの総数に有意差も認められなかった（ウィルコクソンの符号順位検定）。

KW数に明らかな増加が認められなかったゼミ生は、学習前から概ね15個以上のKWを列挙していた（ゼミ生B1を除く）。5分という限られた時間内にKWを列挙するのは、たとえ十分な知識があっても、ある程度数で頭打ちになるためと考えられる。これは例えば、木偏のつく漢字を一定の制限時間内にできるだけ多く書けと言われても、知っている字のほんの一部しか書けないのと同様である。ゼミ生は2.1で述べたように、教材作成に関わる前から環境関係の知識や興味をある程度有していた者が多かったと推察され、もともと一定以上の知識を持ち合わせた者については、この方法ではPBLの効果を数値で検証するのは困難であった。

一方、学習前では10個以下のKWしか挙げることができなかった5名のゼミ生（A3, B1, B2, C2, C3）のうち、B1を除く4名についてはその数が大幅に増加していた。これらのゼミ生については、学習前では知識が少なく、教材作成を通して水環境に関する知識が身についたと考えることができる。このようなゼミ生については、PBLによる効果は顕在化すると考えられる。学習前においてKW列挙数が15個未満のゼミ生に限れば、学習前後において列挙したKW数は有意（ $p < 0.05$ ）に学習後が多く、この方法でもPBLの効果を数値で検証することができた。

比較のため、著者の一人が所属する研究所において、水質の専門家4名に同様にKWを列挙してもらったところ、7～13個のKWしか列挙できなかった。この理由については後述するが、学習後にゼミ生が挙げたKW数は平均で18個と決して少ないものではなかった。

3.1.2 キーワードの内容

ゼミ生が列挙したKWの内容を4カテゴリー（水質汚濁、水資源、気候変動・災害、生態系）に分け、学習前後に

おけるカテゴリー別のKW数の変化を図2に示した。どのカテゴリーにも入らないものはその他としたが、明らかに水環境とは関係がないKWはなかった。図2では教材作成者個別ではなく、担当した

テーマ（A～D）のグループ別に示してある。したがって1グループは3名分のKW数の合計値である。

KWのカテゴリーと作成した単元（図1）との関係には一定の傾向は認められなかった。例えばCグループは生活用水の確保や節水に関わる単元を作成したところ、確かに水資源カテゴリーに分類されるKWが多くなった。しかし一方で、水資源とは直接関係のない単元を作成したBグループにおいても水資源カテゴリーの増加が見られた。また、主として気候変動や災害に関わる単元を作成したDグループではそのカテゴリーのKW数は減少しているにもかかわらず、直接には関係しない単元を作成したAおよびCグループでは増加していた。

これは、教材作成者全員参加で行われた月1回のミーティングを通して他のグループの情報が多くのゼミ生に共有されたことを意味するのではないだろうか。すなわち、あるグループが作成した教材により、別のグループが教育されたと考えられる。厳密に言えば、教材の作成そのものを通して学習効果ではないが、著者らはこのミーティングを教材作成において重要な位置づけとしており、広い意味で今回のPBLの効果と判断している。

なお、水質の専門家4名が列挙したKWでは水質汚濁に関するものが半数以上を占め、水資源カテゴリーに属するものは皆無であった。専門家へのアンケート実施時にお

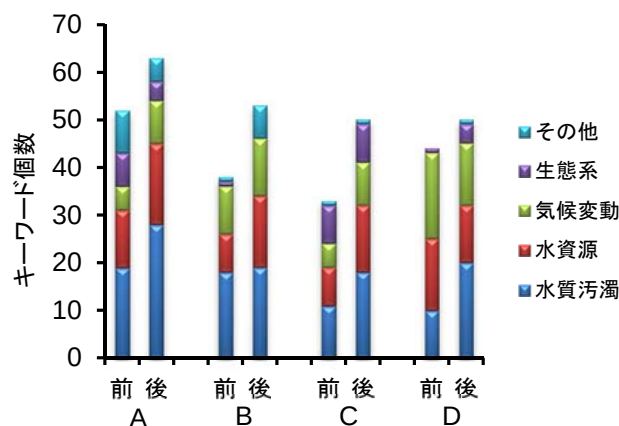


図2 学習前後におけるキーワードのカテゴリー別列挙数の変化

いて、広い意味での水環境と断っていたが、水環境問題を水資源という観点から捉えるという発想は浮かばなかったようだ。水質の専門家ということで逆に視野が狭まってしまい、結果として柔軟な発想と大学の講義等で浅くとも幅広い知識を収集していたゼミ生と比較して列挙できたKW数が少なかったのではないだろうか。

3.2 テキストマイニングによる解析

2.2節②の質問の回答結果に対してテキストマイニング手法を用いていくつかの解析を行った。ゼミ生全員12名分の回答を合わせると、学習前では7855文字、学習後では8061文字と総文字数では大きな違いはなかった。

記載されたテキストから、動詞を抜き出し、その頻出上位10単語について学習前後で比較したのが図3である。ここで着目したのは「思う」と「考える」という二つの単語である。大学生が書いたレポートにおけるこれらの単語の出現傾向について、川端は次のように述べている¹⁰⁾。

「思う」

①「～たい」「～よう」などについて次の展開を予告する場合。

②「気がする」「感じる」「思い浮かべる」「思いつく」などに置き換え可能で、引用部分が対象に対する心情や評価など準引用の統辞関係にもなれるものがある場合。

「考える」

①対象について何らかの方針や目的をもって「考察する」「考慮する」「分析する」「検討する」などに置き換え可能での作業性を伴う意味で用いられる場合。

②対象に適切な形容やラベルを与える、また、対象に想定できる特定の価値付けや意味付けを行う場合。

つまり、「思う」は特に理由もなく結論を述べているのに対し、「考える」は彼らなりの根拠を元に結論を導き出すという違いがありそうである。

学習前では最頻語であった「思う」が、学習後ではその数が減少しており、代わりに「考える」が増加している。このことから、PBLによって多少なりともゼミ生は物事をよく考えた上で論理的に解釈するようになってきたのではないかと推察される。今回の解析においては、これらの単語の前後関係までは調べていないため、必ずしも川端の研究結果が当てはまらない場合もありえる。しかしながら、程度の差こそあれ、ゼミ生達が自分の頭で考えるようになったと解釈することは無理がないであろう。

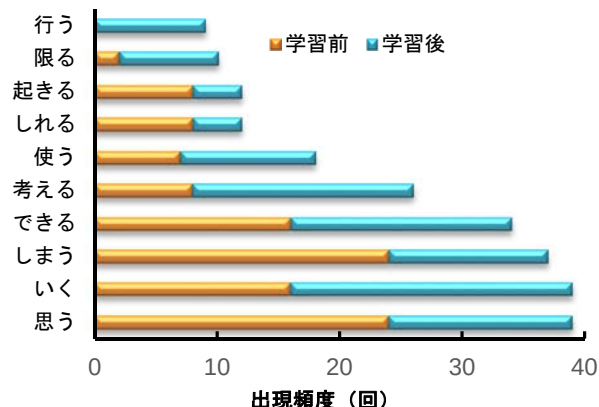


図3 学習前後におけるキーワードのカテゴリ別列挙数の変化

次に出現頻度上位の名詞に着目して学習前後の比較を行った。その中でも水環境と関係しそうな単語についてみると、学習前では「里山」や「地下水」という語が多かったが、学習後では「(都市型) 水害」や「節水」という語が多く出現しているのが特徴的であった。前者は主として大学の講義やゼミナールにおいて学んだ内容から導出された言葉と思われ、後者はCおよびDグループが作成した単元と密接に関係している。Cグループは単元「世界みんなが使う水」において、特に清潔な水が不足している地域について衝撃的な画像とともに紹介し、節水という意識をゼミ生に植え付けたと考えられる。さらにこれに続く「節水マスターになろう!」の単元で、節水について自分たちの身近な話題に置き換え、その具体的な方法を示したことが、ゼミ生に強い印象を与えたのであろう。これは、効果的な教材が作成できたという一つの査証であるとともに、全体ミーティングによりこの意識がゼミ生に共有された結果と考えられる。「節水」という単語は学習前には皆無だったので、今までになかった節水という意識を芽生えさせた点はPBLの効果と言えよう。

Dグループが作成した単元についても同様で、これまで漠然として、自分には関係ないと思っていた水害のイメージが具体化し、ゼミ生らに危機意識が高まったと考えられる。以上、全ての単元ではないが、とくに印象の強い一部の単元は、ゼミ生の新しい発見を促し、知識として定着させるきっかけとなったことが、ゼミ生のレポートを解析することである程度客観的に示すことができた。

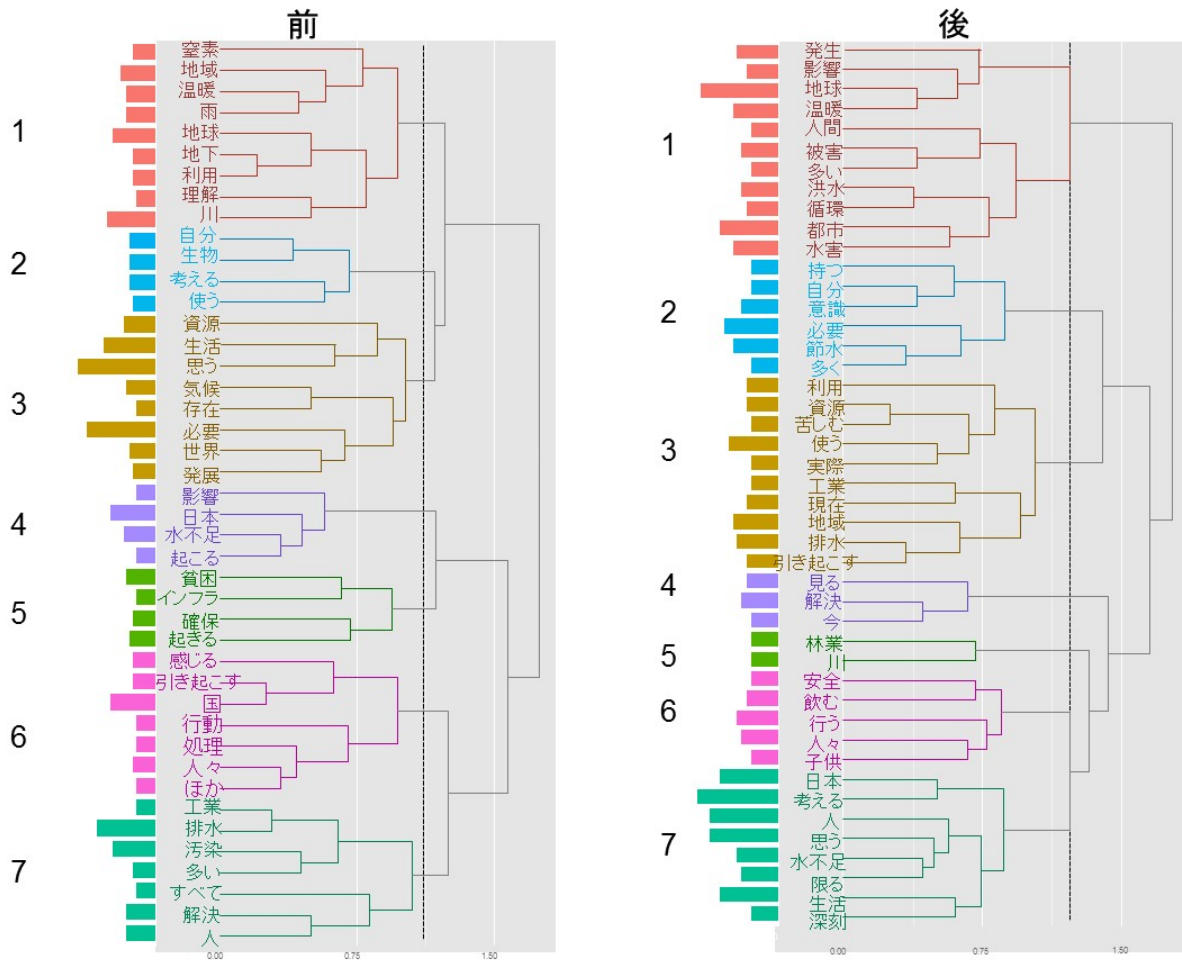


図4 頻出語の共起関係

図4は頻出語（6回以上使われた単語、ただし出題に含まれる語は除く）の学習前後における共起関係を示したものである。共起とは特定の単語が同一の文書や文中に同時に出現することである。例えば「PM2.5が中国から移流してくる。」という文章を考えると、「PM2.5」と「中国」と「移流」が共起関係にある。つまり、共起関係にある単語から元の文をある程度推測することができる。

学習前後ともに7つのクラスターに分類することができた。クラスターの順序は学習前後において対応するものではなく（学習前1と学習後1が対応するわけではない）、単なる分類の順番である。学習前7の単語のクラスターから工場排水による水環境の汚染、いわゆる公害に関する記述が考えられ、これは学習後3のクラスターにも現れている。また、学習前4および学習後7のクラスターからはともに、日本における水不足の影響を心配している様子が読み取れる。しかし、学習前では水不足に対する自分の意識や行動に関する記述はないが、学習後では明確に節水の意識を持つべきという記述が見られる（学習後2）。また、学習後6にあるように、世界の子供達に安全な飲料水をというメッセージが読み取れ、これらはいずれもCグループの教材で紹介されたものであった。

同じくDグループの教材内容（主として水害や異常気象に関する内容）は学習後1に強く表れており、これは学習前1、学習前3のクラスターにその片鱗は見られるものの、学習後1のような明確なメッセージ性はない。PBLを通して、地球温暖化→異常気象→水害という一連の流れがゼミ生の中で構築されたと考えられた。名詞の頻出語における比較と同様に、この解析においてもCおよびDグループの教材がゼミ生にとっては非常に印象的であったことがわかる。

4. おわりに

一般的に学習の効果を計るには試験が行われるが、今回行ったPBLの効果を試験によって計ることは困難であるし、そもそも趣旨からして馴染まない。そこで今回は多少の負担をゼミ生に強いることにはなったが、「アンケート」と称して自由に記述してもらい、これをテキストマイニングという手法を用いて解析することで学習効果を計る試みを行った。

今回の手法により得られた結果から、個々のゼミ生についての評価はできないが、集団としての評価はある程度可能と考えられた。学習後では書き出すキーワード数

が増えたゼミ生が多かったことから、彼らの知識レベルの向上がうかがえた。また、自由記述において使用された語句（単語）の変化から、水環境に関する新しい視点が加わり、ゼミ生が自分なりによく考えるようになったと推察された。以上から、環境教育教材の作成というPBLはゼミ生の成長につながったという一つの傍証を得ることができた。

今回のPBLをより効果的にしたのは、月1回開催された全員参加のミーティングにおける作成教材の相互批評である。これにより、各グループが作成した教材単元の内容が全員に共有され、統一感のある教材となった。また、異なった視点からの意見を取り入れることで、教材の改善にもつながったと考えられる。それと同時に、批評することで他グループの教材で自分自身が学習し、水環境に関してより幅広い知識を取得できたと考えられた。

5. 引用文献

- 1) 小川潔：自然保護教育の展開から派生する環境教育の視点．環境教育，19-1，68-76，2009
- 2) 伊東静一，小川潔：自然保護教育の成立過程．環境教育，18-1，29-41，2008
- 3) 黒澤毅，目崎素子：日本における環境教育の進展への提言．環境教育研究，4，93-102，2001
- 4) 田子博，飯島明宏，馬場龍樹：大学生による水に関するe-learning教材の開発．第49回日本水環境学会年会講演集，630，2015
- 5) 井上明：PBL情報教育の学習効果の検証．情報処理学会研究会報告 情報システムと社会環境研究報告，25，123-130，2007
- 6) 末代誠仁，古谷雅理，石川正敏，藤田孝弥：大学院の学生を対象とした小規模なプロジェクト型学習．情報教育シンポジウム，67-72，2009
- 7) 鳴海敬倫，田邊裕治，大川秀雄，羽田卓史，岡徹雄：学生間で高め合うプロジェクト型研究の試行．日本工学教育協会 工学教育研究講演会講演論文集，518-519，2011
- 8) 諏訪哲郎：「主体的・対話的で深い学び」を実現する環境教育．環境教育，26-3，21-24，2017
- 9) 内田治，川嶋敦子，磯崎幸子：SPSSによるテキストマイニング入門，p. 246，オーム社，東京，2012
- 10) 川端元子：大学生のレポートに出現する「思う」「考える」の機能について－伝達の側面から－．愛知工業大学研究報告，48，77-84，2013

謝辞

この研究はJSPS科研費C26350242，16K01051，18K02634および高崎経済大学・地域課題研究等推進費によって行われました。教材の作成や研究に協力いただいた高崎経済大学地域政策学部，飯島明宏ゼミナール所属学生および群馬県衛生環境研究所所員に感謝申し上げます。

<報 文>

季別運転を行う終末処理場放流水中に含まれる 溶存態亜酸化窒素濃度の変化*

石橋融子**・柏原学**・秦弘一郎**・大石京子***・山西博幸***

キーワード ①季別運転 ②終末処理場 ③亜酸化窒素

要 旨

季別運転を実施している終末処理場放流水から環境水中に排出される温室効果ガスの亜酸化窒素 (N_2O) の濃度を把握するため、A、B二か所の終末処理場放流水中の溶存態 N_2O (DN_2O) を測定した。また、A終末処理場の放流先河川水等も同様に測定した。その結果、A及びB終末処理場放流水中の DN_2O 濃度の範囲は0.001未満～1.1 mg/Lで、 DN_2O 濃度が高いとき亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$) 濃度が高い傾向がみられた。A終末処理場放流水の流入する水路及び河川水の DN_2O 濃度は0.001未満～0.11 mg/Lで、常に放流水より低い値であった。 DN_2O 濃度低下の原因はガス化や希釈等が考えられる。

1. はじめに

公共用水域では、これまで、水質環境基準達成に向け有機物や栄養塩類(窒素及びりん)の削減を行ってきた。しかし、栄養塩類不足によるノリの色落ちでも見られるように、生物等の生長にとって栄養塩類は必要不可欠であることから、沿岸域の栄養塩類管理が課題となってきた¹⁾²⁾。このような状況から、近年、水質保全とともに水産資源保全を行っていく取組みの一つとして、終末処理場の能動的管理(季別運転)が実施されるようになった¹⁾²⁾。季別運転とは、終末処理場放流水放流先の養殖業等に配慮し、一定期間、放流水中の窒素またはりん濃度を上げ、放流先で不足する窒素またはりんを供給する運転方法である¹⁾²⁾。2013年度末で12終末処理場が季別運転を実施(試行含む)している²⁾。

亜酸化窒素 (N_2O) は、二酸化炭素の約310倍の温室効果があり³⁾、地球温暖化を引き起こす温室効果ガスとして、その実態把握と削減の取り組みが行われている。下水道事業においても終末処理場は温室効果ガス排出源としてとらえられており、 N_2O はその一つとしてあげられている³⁾⁴⁾。そのため、終末処理場における N_2O 発生メカニズムに関する研究や発生量に関する研究が報告されている

⁵⁾¹⁸⁾。これらの研究から、 N_2O は、硝化反応の副産物であり、脱窒反応の中間生成物として生成し水処理過程で発生すること、処理方法、環境条件 (pH, DO, C/N等)、細菌叢等によって発生量が異なることがわかっている。また、終末処理場から外部に放出される N_2O の主な発生経路は、反応槽で生じるガス態と処理水に含まれる溶存態であることが報告されている。ここで、 N_2O の大部分が反応槽で生成¹⁹⁾²⁰⁾し、曝気等によってガス態として大気中に放出されるため、反応槽中の N_2O の測定は終末処理場からの温室効果ガス排出量を評価する上で重要であると位置づけされている²¹⁾。一方、放流水に含まれる N_2O は溶存態で、反応槽等で生成する N_2O の14.3～47.6 %¹⁴⁾¹⁹⁾²²⁾²⁴⁾と高い割合の終末処理場があるにもかかわらず、温室効果ガス排出量算定には考慮されないため調査報告事例は少ない。

季別運転は水処理過程の一部を変化させることによって窒素またはりんの排出量を増加させるものであることから、 N_2O の排出量も運転状況によって変化すると考えられる。そのため、季別運転に伴う N_2O の変化を把握することは、温室効果ガスの排出を把握する上で重要であると考えられる。また、季別運転を行っている終末処理

*Change of Desolved Nitrous Oxide Concentrations in Wastewater from Sewage Treatment Plant Conducted Seasonal Operation.

**Yuko Ishibashi, Manabu Kashiwabara, Koichiro Hata (福岡県保健環境研究所) Fukuoka Institute of Health and Environmental Sciences

***Kyoko Oishi, Hiroyuki Yamanishi (佐賀大学) Saga University

場の下流には養殖場が広がっており、公共用水域に流入する放流水について知見を得ることは重要である^{14),25)}。本研究では、季別運転を行っている終末処理場放流水に含まれる溶存態 N_2O (DN_2O) 濃度の変化を把握するとともに、放流先河川水の検出状況を調査したので報告する。

2. 方法

2.1 調査対象終末処理場概要

調査対象の終末処理場は、A終末処理場及びB終末処理場である。A終末処理場については、放流先河川も調査対象とした。図1に調査地点概要を示す。

A終末処理場の処理方式は、標準活性汚泥法（疑似嫌気好気法）である。通常運転期（硝化促進期）から窒素濃度の増加運転期（硝化抑制期）への移行期間は10月、硝化抑制期は11月～4月、回復期間は5月と計画している。

B終末処理場の処理方式は、標準活性汚泥法と担体投入活性汚泥法である。硝化促進期から硝化抑制期への移行期間は11月、硝化抑制期は11月～3月、硝化抑制期から硝化促進期への回復期間は3月～4月と計画している。

A及びB終末処理場ともに冬季に送風量の調整で窒素濃度を上昇させ、放流先への窒素の供給を目指している。

A終末処理場は河口付近に位置し、放流水は水路を経て河川感潮域へと流入する。水路と河川は自動開閉式ゲート（以下、ゲート）で仕切られており、海水を含む河川水の逆流を防ぐため、河川水面がゲートより下にあるときのみゲートが開く。水路には主に放流水が流入しており、放流水の流入地点からゲートまでの距離は約200 mである。

2.2 調査方法

A及びB終末処理場の放流水並びにA終末処理場放流先水路水及び河川水を採水した。採水地点を図1に示す。

A終末処理場放流水は、2017年5月～2018年11月まで計20回、B終末処理場放流水は、2016年10月～2017年12月まで計18回採水した。

A終末処理場放流水が通過するゲートより上流（以下、河川上流）及び下流（以下、河川下流）の地点で、河川表層を2017年9月～2018年11月までA終末処理場放流水採水日と同日に15回採水した。ここで、河川上流はA終末処理場放流水の影響のない地点であり、河川下流は感潮域で海水の影響を受ける地点である。また、ゲート手前の水路でも2017年10月～2018年11月まで河川採水日と同日に14回採水した。以下、水路水及び河川水をまとめて環境水という。

2.3 測定項目

終末処理場放流水の測定項目は、 DN_2O 、アンモニア性

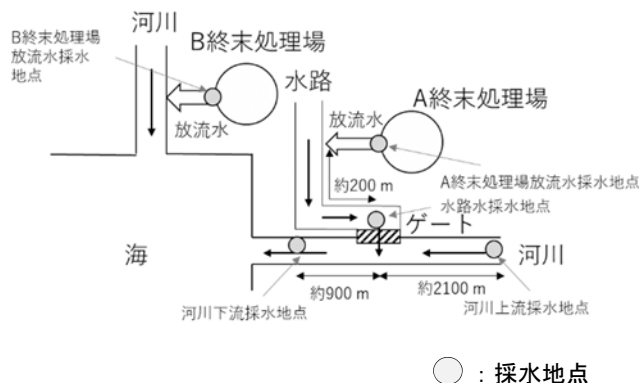


図1 調査地点概要

窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、亜硝酸性窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$) 及び硝酸性窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) である。ただし、 $\text{NH}_4\text{-N}$ はクロラミン類を含む。さらに、A終末処理場放流水では、DO及び電気伝導度 (EC) を測定した。

環境水の測定項目は、 DN_2O 、DO及びECである。河川上流では、流量を求めるため、流速、川幅及び水深を測定した。

2.4 試薬及び調製方法

N_2O 標準ガスは、99.99 % N_2O ガスを高純度窒素ガスで希釈して調製した。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 分析用試薬は以下のようにして調製した。フェノール ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$) 1.0 g及びニトロプルシドナトリウム ($\text{Na}_2\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}$) 0.005 gを精製水に溶解して100 mLとし $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH} \cdot \text{Na}_2\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}$ 溶液を調製した。次亜塩素酸ナトリウム (NaClO) 溶液の有効塩素濃度C (%) を求め²⁶⁾、 NaClO 溶液を10/C mL及び水酸化ナトリウム (NaOH) 1.5 gを精製水で溶解して100 mLとし $\text{NaOH} \cdot \text{NaClO}$ 溶液を調製した。

$\text{NO}_2\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$ 分析用流れ分析 (FIA) 装置 (アクアラボ(株): AQLA-700) で使用するキャリアー溶液及び発色試薬は以下のようにして調製した。エチレンジアミン四酢酸四ナトリウム四水和物 ($\text{EDTA} \cdot 4\text{Na} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) 0.99 g、塩化アンモニウム (NH_4Cl) 3 g及び塩化ナトリウム (NaCl) 35 gを精製水で溶解し1 Lとしキャリアー溶液とした。スルファニルアミド ($\text{C}_6\text{H}_6\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$) 1 g及び塩酸 (HCl) 9 mLを精製水で溶解し100 mLとして $\text{C}_6\text{H}_6\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$ 溶液を調製した。N-1-ナフチルエチレンジアミン二塩酸塩 ($\text{C}_{12}\text{H}_{14}\text{N}_2 \cdot 2\text{HCl}$) 0.1 g及び HCl 1 mLを精製水で溶解し100 mLとして $\text{C}_{12}\text{H}_{14}\text{N}_2$ 溶液を調製した。 $\text{C}_6\text{H}_6\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$ 溶液50 mL及び $\text{C}_{12}\text{H}_{14}\text{N}_2$ 溶液50 mLを精製水400 mLに加え混合して発色試薬とした。

2.5 測定方法

DN_2O 濃度は以下のようにして求めた。試料20 mLを50

mLバイアル瓶または45 mLバイアル瓶に入れ30℃で保存した。24時間後に気相中の N_2O 濃度を、分離カラムHP-PLOT/Q (Agilent Technologies) を用いてGC/ECD (島津製作所㈱: GC2010) で測定した。求めた気相中の N_2O 濃度から液相中の N_2O 濃度を算出^{27)~29)}し、気相及び液相中の N_2O 濃度の合計値を試料水中の DN_2O 濃度とした。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は以下のようにして求めた。試料を0.45 μm メンブレンフィルター (ADVANTEC: DISMIC-25CS) でろ過した。ろ液を必要に応じて希釈した溶液5 mLに $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH} \cdot \text{Na}_2\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}$ 溶液2.5 mL及び $\text{NaOH} \cdot \text{NaClO}$ 溶液2.5 mLを添加し、30℃の水浴中に1時間保存した。その後、遠心分離機 (久保田商事㈱: Model 5911) で3000 rpmで10分間遠心分離し、分光光度計 (島津製作所㈱: UVmini-1240) で上澄み液の吸光度 (測定波長: 640 nm) を測定した。

$\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は、試料を0.45 μm メンブレンフィルターでろ過後、FIA装置で銅-カドミウム還元カラムを通過させずに測定することによって求めた。

$\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は、試料を0.45 μm メンブレンフィルターでろ過後、FIA装置で銅-カドミウム還元カラムを通して測定することによって $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$ 濃度を求め、先に求めた $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度を差し引いて求めた。

DO及びECは、現地でマルチ水質チェッカー (㈱堀場製作所: U-52G) を用いて測定した。

流速は、電磁流速計 (東宝電探: TK-105X) を用いて測定した。

3. 結果及び考察

3.1 放流水中の DN_2O

A及びB終末処理場放流水中の DN_2O 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度を図2に示す。また、A終末処理場の放流水及び環境水のDO及びECの最大値及び最小値を表1に示す。

図2より、A、B終末処理場ともに、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は硝化抑制期に高く、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は硝化促進期に高かった。 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度については、B終末処理場では $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度と同様の傾向を示した。A終末処理場では硝化抑制期から硝化促進期への回復期間と硝化抑制期に高い値があった。 DN_2O 濃度については、A、B終末処理場ともに $\text{NO}_2\text{-N}$ が高濃度に検出されたときに高かった。図3に放流水中の $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度と DN_2O 濃度の関係を示す。A、B終末処理場ともに DN_2O 濃度が高いとき $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度も高い傾向があるが、A、B終末処理場それぞれの相関係数は0.52及び0.40で低く、 DN_2O 濃度は $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度と相関がほとんどないことがわかった。以上より、回復期間と硝化抑制期に DN_2O 濃度が高いときがあったことから、季別運転が DN_2O 濃度に大きな影響を与えるとは考えられなかった。また、A、

B終末処理場ともに放流水中の DN_2O 濃度が高いとき $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は高い傾向を示すが、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度が高いときに必ずしも DN_2O 濃度が高いわけではないことがわかった。

ここで、終末処理場における主な DN_2O 生成機構としてヒドロキシルアミン (NH_2OH) の酸化及び $\text{NO}_2\text{-N}$ の還元が知られている¹⁸⁾。特に、部分硝化を実施している反応槽内で $\text{NO}_2\text{-N}$ が蓄積する場合、 DN_2O の生成量が増大することが報告されている³⁰⁾。このことから、A及びB終末処理場の水処理工程で $\text{NO}_2\text{-N}$ が多く蓄積したときに DN_2O が多く発生したと考えられ、放流水中の $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度の上昇とともに DN_2O 濃度が上昇したと考えられる。

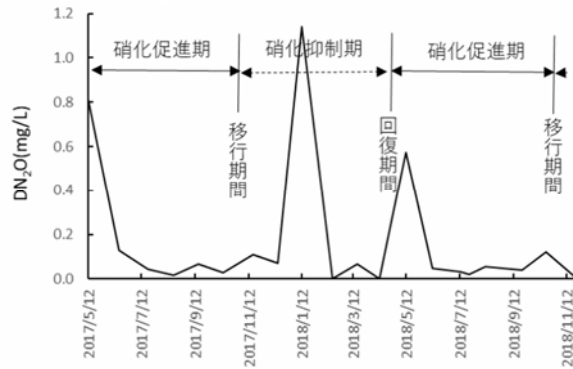
表1よりA終末処理場放流水のDOは2 mg/L以下であった。 $\text{NO}_2\text{-N}$ が蓄積するときDOが低いほど N_2O の発生量が多くなる傾向がみられることが報告されている³⁰⁾。今回、B終末処理場において DN_2O が最も高濃度に検出された試料水のDOは0.3 mg/Lであった。よって、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度とともにDOも DN_2O 濃度の上昇において重要な因子であると考えられる。

終末処理場放流水中の DN_2O 濃度は、0.015~0.02 mg/L⁴⁾、0.00421~0.170 mg/L¹⁴⁾、0.002~0.004 mg/L²⁸⁾、0.0024~0.0056 mg/L²³⁾、0.0274~0.1849 mg/L²³⁾、放流口付近の河川水中の DN_2O 濃度は、0.1025 mg/L³¹⁾と報告があり、各終末処理場における DN_2O 濃度範囲の最小値に対する最大値は1.3~40倍で、同じ終末処理場であっても DN_2O 濃度は大きく変動していた。本調査においても DN_2O 濃度は0.001未満~1.1 mg/Lで大きく変動していた。反応槽等における N_2O 発生量は、処理方法により異なることが知られており、 DN_2O 濃度は日変動すること、また、水温や流入水質にも影響され、短時間で急激に変化することも報告されている^{4), 16)}。そのため、放流水中の DN_2O 濃度の変動については、放流水中の $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度やDO等の観察とともに反応槽等における長期の連続モニタリングによって検討する必要がある。

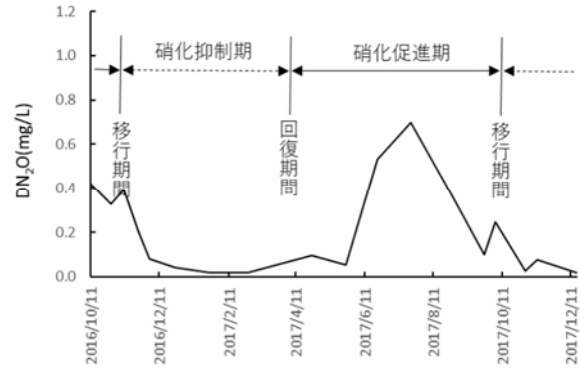
3.2 環境水中の DN_2O

環境水の DN_2O 濃度は、水路水では0.072 mg/Lと0.11 mg/Lが各1回ずつ検出され、それ以外は0.005 mg/L以下であった。河川上流では全ての検体で0.001 mg/L未満であった。河川下流では0.089 mg/Lが1回あった以外は0.007 mg/L以下であった。

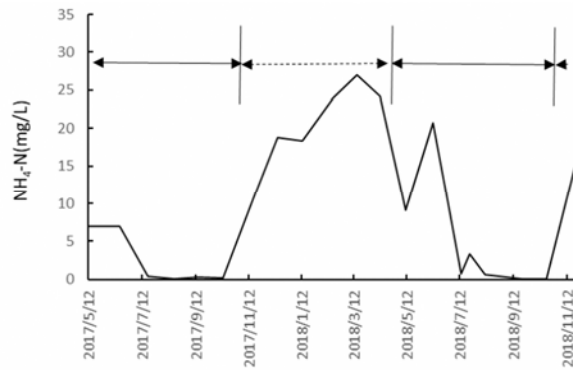
水路水は高い DN_2O 濃度が検出されたことがあったが、放流水より高濃度に検出されることはなかった。これは、水路水による希釈^{23), 31)}によって DN_2O 濃度が低下したと考えられる。また、表1より放流水と比較して水路水のDOが上昇していることから、落差工や攪拌による DN_2O のガス化²⁶⁾も DN_2O 濃度の低下の原因として考えられる。



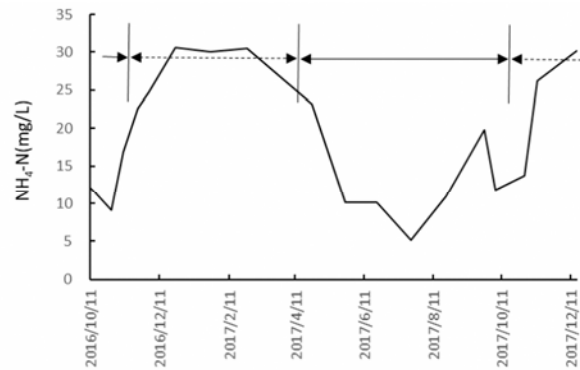
(a) A終末処理場放流水中の DN_2O



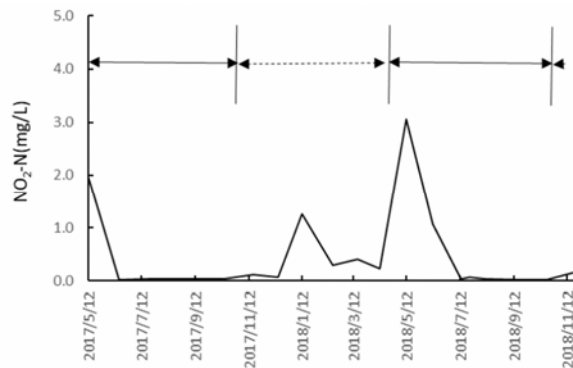
(b) B終末処理場放流水中の DN_2O



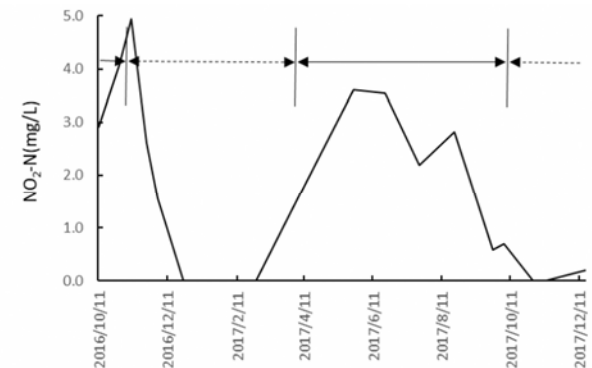
(c) A終末処理場放流水中の $\text{NH}_4\text{-N}$



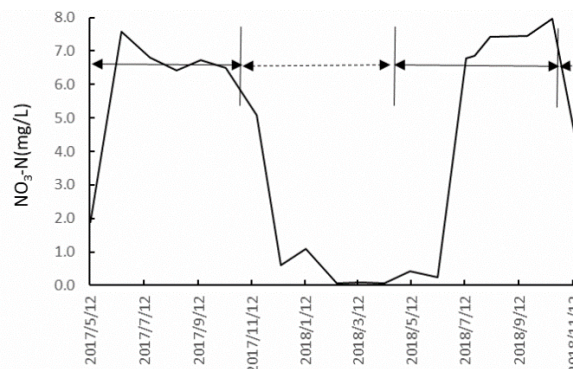
(d) B終末処理場放流水中の $\text{NH}_4\text{-N}$



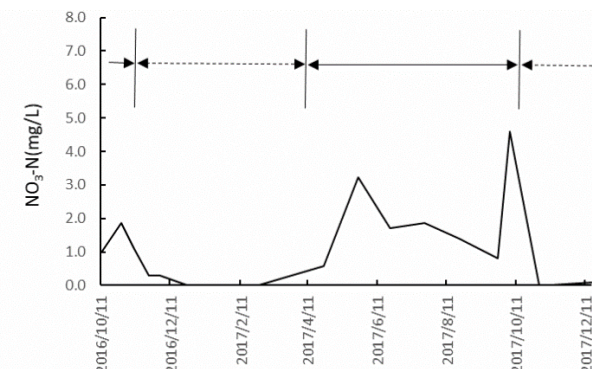
(e) A終末処理場放流水中の $\text{NO}_2\text{-N}$



(f) B終末処理場放流水中の $\text{NO}_2\text{-N}$



(g) A終末処理場放流水中の $\text{NO}_3\text{-N}$



(h) B終末処理場放流水中の $\text{NO}_3\text{-N}$

図2 放流水中の DN_2O 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度

河川下流では水路水と比較してさらに DN_2O 濃度の低下がみられた。河川上流の流量は、降雨時を除くと98,000～790,000 $\text{m}^3/\text{月}$ で、A終末処理場の放流量は210,000～300,000 $\text{m}^3/\text{月}$ であったことから、放流水は水路を経て河川へ流入すると、河川水によって希釈されると考えられる。また、表1より河川下流のECが高いことから河川水に海水が混ざっていると考えられる。よって、水路水が河川に合流後は、河川水及び海水による希釈で DN_2O 濃度が速やかに低下したと考えられる。

以上のことから、A終末処理場放流水中の DN_2O は、環境水中に放出されると濃度が低下することがわかった。ガス化や希釈等による環境水中の DN_2O の消失過程の解明については今後の課題である。

4. まとめ

終末処理場放流水の DN_2O 濃度の範囲は、0.001未満～1.1 mg/L であった。A及びB終末処理場において放流水中の DN_2O 濃度が高濃度に検出された時期が異なっていたため、季別運転が DN_2O 濃度に大きな影響を与えたとは言えない。一方、放流水中の DN_2O 濃度が高いときに $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度が高い傾向を示した。これは終末処理場における処理過程で $\text{NO}_2\text{-N}$ の蓄積と低DOによって DN_2O の発生量が増加したためと考えられた。また、環境水中の DN_2O 濃度は、放流水と比較して低かった。これは、落差工、攪拌によるガス化や河川水、海水等による希釈が原因として考えられた。

5. 引用文献

- 1) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部：栄養塩類の循環バランスに配慮した運転管理ナレッジに関する事例集，2014，<http://www.mlit.go.jp/common/001033458.pdf>（2019.8.27アクセス）
- 2) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部：下水放流水に含まれる栄養塩類の能動的管理のための運転方法に係る手順書（案），2015，<http://www.mlit.go.jp/common/001105123.pdf>（2019.8.27アクセス）
- 3) 下水道における地球温暖化防止対策検討委員会：下水道における地球温暖化防止推進計画策定の手引き，第1章 総論，pp.1-13，2009
- 4) 佐野慈，増田周平，李玉友，西村修，原田秀樹：下水処理場における温室効果ガスの排出係数評価と低減対策．土木学会論文集G（環境），**68**(7)，III_565-III_573，2012
- 5) Chunyan C., Dawei Z., Yanling Y., Yujie F. and Man S. W.: Carbon footprint analyses of mainstream wastewater treatment technologies under different sludge treatment scenarios in China. *Water*, **7**, 918-938, 2015

表1 A終末処理場放流水及び環境水のDO及びEC

		DO (mg/L)	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
放流水		1.8	1300
		0.3	640
水路		15	2600
		2.7	460
環境水	河川上流	12	290
		5.7	90
河川下流		11	39000
		5.3	4900

上段：最大値，下段：最小値

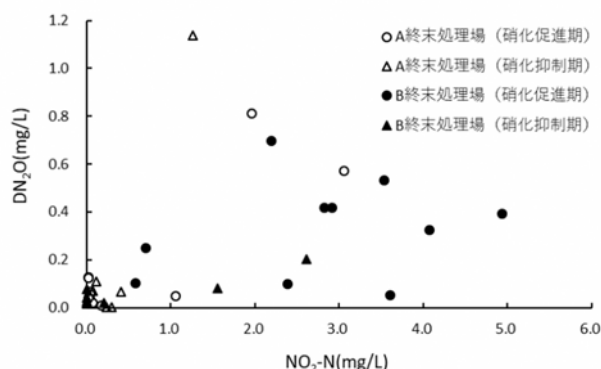


図3 放流水中の $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度と DN_2O 濃度の関係

- 6) Azzaya T., Zeyad A., Andreas L.: Methane and nitrous oxide emission from different treatment units of municipal wastewater treatment plants in Southwest Germany. *PLOS ONE*, 1-17, 2019
- 7) Yingyu L., Liu Y., Yuting P. and Zhiguo Y.: Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, **367**, 1265-1277, 2012
- 8) Ikuro T., Atsuko M., Manabu M., Hiromasa Y. and Seiichiro O.: Nitrous oxide emitted from actual wastewater treatment plants with different treatment methods. *Journal of Water and Environment Technology*, **12**(2), 191-199, 2014
- 9) Tadahiro N., Aki H., Kiyoaki K. and Chikashi N.: 4-3-3 Technology for reducing nitrous oxide (N_2O) generated from wastewater treatment process. 東京都下水道局 技術調査年報, **38**, 2014
- 10) Yuting P., Ben van den A., Liu Y., Bing J. N., Shane W., Katherine R. and Zhiguo Y.: Unravelling the spatial variation of nitrous oxide emissions from a step-feed plug-flow full scale wastewater treatment plant. *Scientific Reports*, 1-10, 2016

- 11) 西村文武, 村角浩平, 楠田育成, 高部祐剛, 水野忠雄: 亜硝酸型硝化-ANAMMOXプロセスにおける亜酸化窒素の排出特性に関する基礎的研究. 土木学会論文集G (環境), **70**(7), III_243-III_249, 2014
- 12) 山野井一郎, 武本剛, 田所秀之: 下水処理における一酸化二窒素ガスの放出実態調査と放出抑制制御方式の検討. *EICA*, **18**(2,3), 23-31, 2013
- 13) 宮本綾子, 小越眞佐司: 下水処理施設における一酸化二窒素ガス発生量の削減. 土木技術資料, **52**(4), 10-13, 2010
- 14) 大友渉平, 増田周平, 千種将史, 丸尾知佳子, 西村修: 下水処理場の水処理工程および放流河川における亜酸化窒素発生量の一体的評価. 下水道協会誌, **54**(657), 114-123, 2014
- 15) 増田修平, 京野貴文, 李玉友, 西村修: 直接発生, 間接発生, 溶存態成分を考慮した下水処理場由来の温室効果ガスの発生量評価. 土木学会論文集G (環境), **68**(7), III_557-III_563, 2012
- 16) 花木啓祐, 中村剛雄, 松尾友矩, 糸川浩紀: 都市下水の硝化脱窒過程での亜酸化窒素の発生. 水環境学会誌, **23**(12), 803-810, 2000
- 17) 増田修平: 下水処理場におけるN₂O排出特性に関する研究の動向. 水環境学会誌, **38**(A), 328-333, 2015
- 18) 寺田昭彦: 硝化プロセスにおける亜酸化窒素の放出特性と生成機構, 水環境学会誌, **38**(A), 334-339, 2015
- 19) 増田周平, 西村修: 水処理工程におけるN₂Oの発生特性. 用水と廃水, **52**(3), 213-226, 2010
- 20) Kampschreura M. J., Temminkb H., Kleerebezema R., Jetten M. S. M. and van Loosdrecht M. C. M.: Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, **43**, 4093-4103, 2009
- 21) 環境省・国土交通省: 第3章 温室効果ガスの排出源と排出量の把握. p.22-23, 下水道における地球温暖化対策マニュアル, 2016
- 22) 水落元之, 佐藤和明, 稲森悠平, 松村正利: 地球温暖化ガスCH₄, N₂Oの標準活性汚泥法および嫌気・無酸素・好気法における放出量の比較解析. 日本水処理生物学会誌, **35**(2), 109-119, 1999
- 23) 東京都下水道局計画調整部技術開発課: 東京都下水道局におけるN₂O排出削減に向けた取り組み. 水環境学会, **38**(A), 350-354, 2015
- 24) 増田周平, 京野貴文, 李玉友, 西村修: 嫌気好気活性汚泥法を行う下水処理場における冬季のCH₄・N₂Oの発生特性. **52**(11), 903-911, 用水と廃水, 2010
- 25) 楠田哲也, 李昇潤, 大石京子, 今村正裕: 下水処理水の放流を受ける河川感潮部におけるN₂Oの挙動. 地球環境シンポジウム講演集, **5**, 143-148, 1997
- 26) 日本工業標準調査会: 36 注3, JIS K 0102 工場排水試験方法, p.123, (財)日本規格協会, 東京, 2013
- 27) 駒田充生, 竹内誠: 土壌を含む気液平衡系における亜酸化窒素溶解度. 日本土壌肥科学雑誌, **10**(6), 804-807, 1999
- 28) 増田周平: 河川における亜酸化窒素の発生プロセスに及ぼす下水処理水の影響. 河川整備基金助成事業報告書, 2013
- 29) 木持謙, 田中仁志, 徐開欽, 稲森隆平, 稲森悠平: 迅速な溶存態ガス採取法を用いた湖沼等のN₂O, CH₄生成・放出ポテンシャルの評価. 日本水処理生物学会, **50**(3), 121-131, 2014
- 30) 藤井大地, 齋藤利晃, 小沼晋: 河川中における亜酸化窒素の生成に関する調査的研究. 土木学会第67回年次学術講演会, 47-48, 2012
- 31) 對馬育夫, 岡本誠一郎: 河川における亜酸化窒素のモニタリングおよび挙動調査. 土木技術資料, **58**(1), 34-37, 2016

< 報 文 >

網走湖流域における土地利用と栄養塩や 主要イオン等の河川水質との関係*

三上英敏**・五十嵐聖貴**

キーワード ①網走湖流域 ②農用地面積率 ③硝酸態窒素 ④リン酸態リン ⑤主要イオン

要 旨

富栄養化している網走湖の流域河川において、出水の影響が少ない環境下で39地点の調査を行い、土地利用と各水質との関連について考察を行った。農用地面積率と硝酸態窒素濃度の他、農用地面積率と各主要イオン濃度との間に強い関係が見られた。特に主要イオンの中では、硫酸イオンとの関係が強く、網走湖流域では、家畜排せつ物に加えて化学肥料の影響を強く受けて硝酸態窒素濃度が上昇すると推察された。一方、リン酸態リンは、農用地面積率にあまり関係なく流出してくる傾向が見られた。リン酸態リンは、懸濁態リンや亜硝酸態窒素等との関連が深く、土壌粒子等の懸濁物が流出しやすい地点や流域に還元環境が出現しやすい地点で濃度が高くなる傾向が推察された。

1. はじめに

網走湖は、北海道東部のオホーツク海に面しており、一級河川網走川の下流部に形成された湖面積 33 km²の汽水湖である(図1)¹⁾。網走湖の主な流入河川は、網走川、女満別川、トマップ川、サラカオーマキン川である。このうち、網走川が最大流入河川である。網走湖は北海道内で最大の流域をもつ湖沼であるために、栄養塩が長期にわたり流入蓄積してきたと考えられている。そして、網走湖は、その最深部が流出部より深いことから、満潮時に逆流してきた海水が湖内下部に侵入することにより、慢性的な密度成層を形成した部分循環湖である。そのため、湖内下層部は、嫌氣的であり大量の硫化物や無機栄養塩(アンモニア態窒素、リン酸態リン)が溶存状態で蓄積している。以下、嫌氣的な網走湖の下層部を嫌気層、好氣的な上層部を好気層と記述する。

流域からの栄養塩類の流入と嫌気層からの供給により、網走湖は比較的以前から、好気層の栄養塩レベルが高く典型的な富栄養湖であった。従って、夏期になると藍藻類の増殖が激しい。

一方、網走湖では古くから水産業も盛んで、独特の汽水的環境により魚種も豊富でかつ水産資源に富んでいる。特に網走湖のシジミは高価で取り引きされ、さらにワカサギは豊富な漁獲量だけでなく、全国の他湖沼への卵の供給基地としての役割も担っており、網走湖がもたらす水産面での経済効果は大きい²⁾。

このように網走湖は、部分循環湖として特異的な性状をもっていること、広大な流域を有していること、重要な産業資源を有していること等から、古くから環境保全や水産業に対する調査や研究が実施されてきた^{2), 3), 4), 5)}。

しかしながら、網走湖では湖沼の環境基準(A-IV)が類型指定されているにも関わらず、その基準の達成には至っていないのが現状である。また、夏季の藍藻類の増殖が漁業に与える影響も懸念されている。

そこで我々は、北海道内最大の流域面積を有する網走湖に対して、その流域の窒素やリンの供給源についての検討を深めるために、出水の影響の少ない時に、多地点調査を実施して、流域の土地利用と栄養塩や主要イオン等の水質との関係について調査し考察を行った。

* Relationship between land use and river water qualities such as nutrients and major ions in the basin of Lake Abashiri

** Hidetoshi Mikami, Seiki Igarashi (地方独立行政法人 北海道立総合研究機構 環境・地質研究本部 環境科学研究センター) Hokkaido Research Organization, Environmental and Geological Research Department, Institute of Environmental Sciences

2. 方法

図2に調査地点の位置、表1に調査地点の一覧表を示した。網走湖に流入する、網走川、女満別川、トマップ川、サラカオーマキキン川の4河川に計39の調査地点を設けた。それぞれの流入河川の網走湖に最も近い地点は、網走川治水橋（A-0）、女満別川女満別橋（M-1）、トマップ川トマップ橋（T-1）、サラカオーマキキン川住吉1号橋（S-1）である。

資料⁶⁾によると、これらのおおよその流量比は、流量の最も小さいトマップ川トマップ橋（T-1）を1とすると、網走川治水橋（A-0）：女満別川女満別橋（M-1）：トマップ川トマップ橋（T-1）：サラカオーマキキン川住吉1号橋（S-1）は、155：17：1：4であり、網走川本流からの流入量は全体の88%に及ぶ。ただし、全窒素（TN）の負荷量の比となると、おおよそ、28.3：14.2：1：0.7となり、女満別川の負荷量も網走川の約半量程度と大きくなり、栄養塩負荷の影響力が大きいと考えられる。

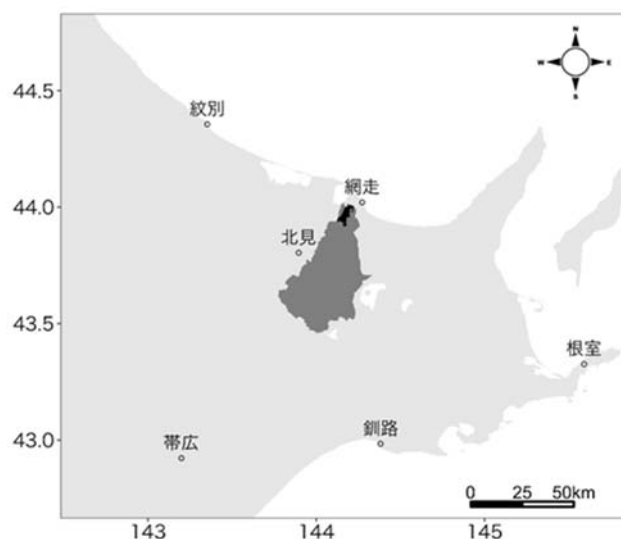


図1 網走湖とその流域（濃い黒の塗りつぶしは網走湖を示し、そのまわりの薄い黒の塗りつぶしは網走湖の流域を示す）

また、トマップ川トマップ橋（T-1）は、流量がこの4河川では最も小さいが、TN濃度が高いこともあって、TN負荷量となると、サラカオーマキキン川よりは大きな値となる。そのような事情もあり、網走川治水橋（A-0）より上流側には29地点、女満別川女満別橋（M-1）より上流側には5地点、トマップ川トマップ橋（T-1）より上流側には1地点の調査地点を設けて、計39地点で調査を実施した。

調査は2018年7月において、透視度が30 cm以上の濁りの無い状況を確認してから実施した。試料の採取は、ス

テンレス製採水缶を使用して橋上から行った。試料水は、よく共洗いをを行った専用のポリ瓶に注ぎ、直ちに冷蔵暗条件で保管した。そして、採水と同時に、あらかじめ420℃で焼いたワットマンGF/Fフィルターを使用して濾過作業を行い、原水試料の他、濾液試料を得て直ちに冷蔵暗条件で保管した。

河川水の採水時、溶存酸素計（YSI model85）とpH計（TDA IM-22P）を使用して、水温、溶存酸素濃度、電気伝導度及びpHの測定を行った。採水及び濾過作業等を終了後、流量測定を行った。河川流量は主な河川断面での水深と流速を測定し、断面流量を計算した。

冷蔵暗条件で当センターに持ち帰った試料の内、濾液試料を用いてただちにアルカリ度と260 nm紫外外部吸光度（UV260nm）を測定した。アルカリ度は、N/100 硫酸の滴定によるpH4.8を終点として定量した。また、全39地点のpHは6.89から8.10の範囲（平均7.43）にあり、全ての試料はほぼ中性であったので、アルカリ度の値を重碳酸イオン（ HCO_3^- ）濃度とした⁷⁾。UV260nmについては、濾液試料をそのまま用いて260 nmの吸光度を測定した。

それ以外の濾液試料と原水試料は、センターに持ち帰った後、ただちに凍結し分析に使用するまで保存した。

TN及び全リン（TP）の濃度は原水試料を使用し、溶存態窒素（DN）及び溶存態リン（DP）の濃度、硝酸態窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ）、亜硝酸態窒素（ $\text{NO}_2\text{-N}$ ）、アンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）及びリン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）の濃度は濾液試料を使用し、BL-TEC製QuAAtro-2HRを用いたフロー分析システムにて定量した。

TN濃度の測定結果とDN濃度の測定結果の差を、懸濁態窒素（PN）濃度とし、同様にTP濃度とDP濃度の差を懸濁態リン（PP）濃度として解析に使用した。また、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の各濃度の総和は溶存無機態窒素（DIN）濃度であるが、DN濃度とDIN濃度の差を溶存有機態窒素（DON）濃度として解析に使用した。同様に、DP濃度と $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の差を、溶存有機態リン（DOP）濃度として解析に使用した。

主要陰イオンである塩化物イオン（ Cl^- ）と硫酸イオン（ SO_4^{2-} ）の濃度、及び主要陽イオンであるナトリウムイオン（ Na^+ ）、カリウムイオン（ K^+ ）、カルシウムイオン（ Ca^{2+} ）、マグネシウムイオン（ Mg^{2+} ）の濃度は、原水試料を0.2 μm のフィルターでろ過して懸濁物を取り除いた後、イオンクロマトグラフ法にて定量を行った。

網走湖の全流域と各調査地点の流域界や土地利用解析については、北海道立総合研究機構環境・地質研究本部が2014年度に整備したデータ⁸⁾を活用し、一部データの更新を行った。100 mメッシュごとに、どの河川の流域界に属するかについての情報が整備された流域メッシュ⁹⁾により、網走湖や各河川地点の流域界を決めた。

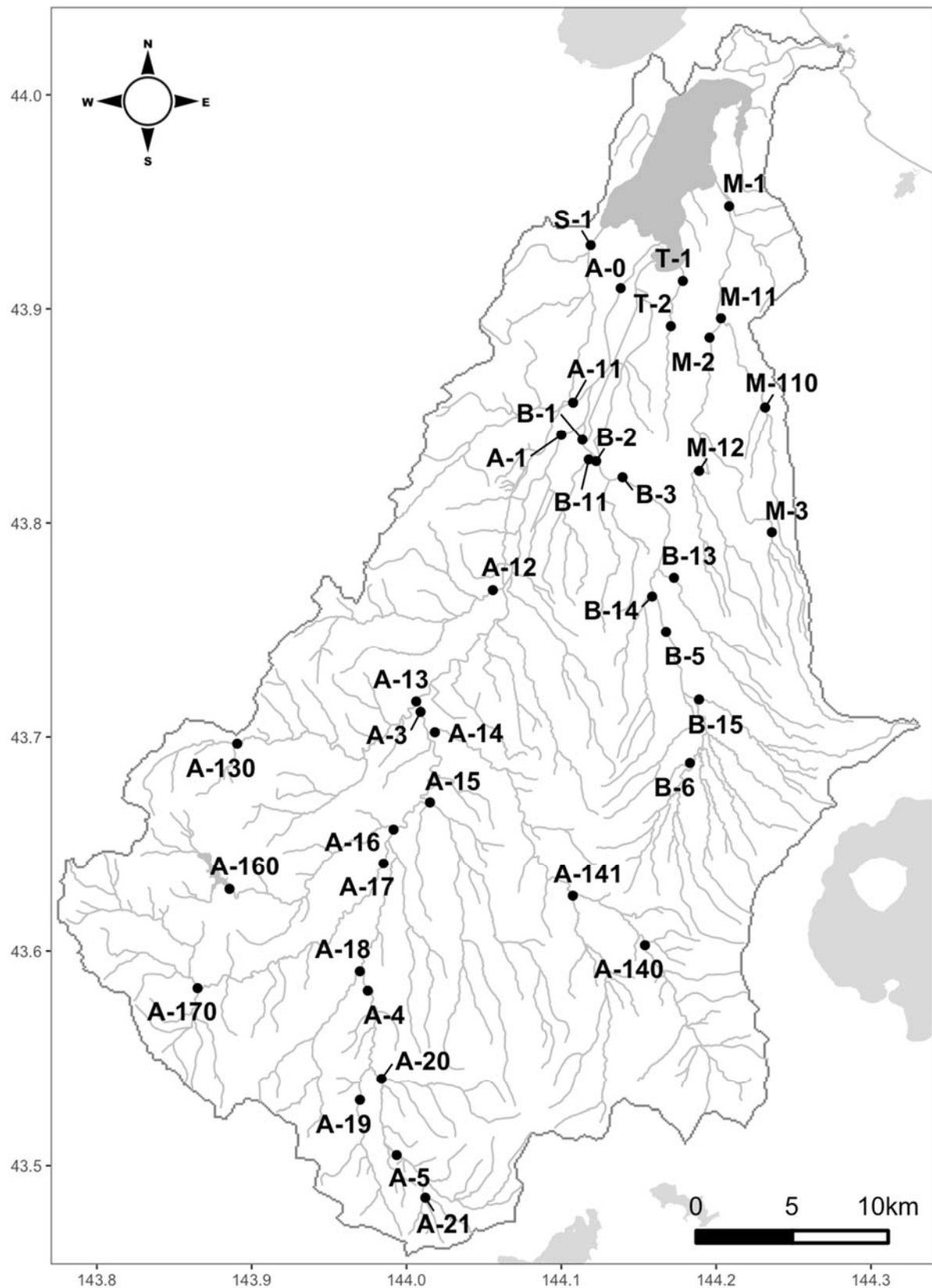


図2 調査地点

表1 調査地点一覧表

地点記号	河川名	橋名等	橋名のカナ	緯度（度）	経度（度）
A - 0	網走川	治水橋	ジスイ	43. 90960	144. 13833
A - 1	網走川	美禽橋	ミドリ	43. 84117	144. 10000
A - 3	網走川	達姫橋	タッコブ	43. 71165	144. 00910
A - 4	網走川	相生橋	アイオイ	43. 58151	143. 97501
A - 5	網走川	北釧橋	ホクセン	43. 50472	143. 99365
A - 11	木禽川	木禽橋	キキン	43. 85638	144. 10762
A - 12	栄森川	三宝橋	サンポウ	43. 76868	144. 05576
A - 13	達姫川	永代橋	エイダイ	43. 71648	144. 00626
A - 130	達姫川	三陽橋	サンヨウ	43. 69684	143. 89067
A - 14	津別川	緑栄橋	リョクエイ	43. 70215	144. 01834
A - 140	津別川	層雲橋	ソウウン	43. 60271	144. 15402
A - 141	センウンツベツ川	天神橋	テンジン	43. 62583	144. 10742
A - 15	オンネキキン川	恩根木禽橋	オンネキキン	43. 66956	144. 01518
A - 16	チミケップ川	展開橋	テンカイ	43. 65693	143. 99164
A - 160	チミケップ川	鹿鳴橋	ロクメイ	43. 62898	143. 88571
A - 17	ケミチャップ川	櫻橋	サクラ	43. 64100	143. 98516
A - 170	ケミチャップ川	二又橋	フタマタ	43. 58269	143. 86507
A - 18	ドードロマップ川	真布橋	マップ	43. 59056	143. 96989
A - 19	ユウ谷の沢川	楓橋	カエデ	43. 53031	143. 96994
A - 20	ホロカアバシリ川	古丹橋	コタン	43. 54025	143. 98389
A - 21	網走川上流支流			43. 48509	144. 01215
B - 1	美幌川	花見橋	ハナミ	43. 83892	144. 11360
B - 2	美幌川	美幌橋	ビホロ	43. 82885	144. 12250
B - 3	美幌川	稲美橋	イナミ	43. 82132	144. 13956
B - 5	美幌川	豊富橋	トヨトミ	43. 74918	144. 16765
B - 6	美幌川	(美幌川上流)		43. 68790	144. 18308
B - 11	魚無川	平和橋	ヘイワ	43. 82963	144. 11772
B - 13	福豊川			43. 77441	144. 17275
B - 14	登栄川	福栄橋	フクエイ	43. 76567	144. 15864
B - 15	古梅川	東橋	アズマ	43. 71740	144. 18896
M - 1	女満別川	女満別橋	メマンベツ	43. 94803	144. 20838
M - 2	女満別川	三好橋	ミヨシ	43. 88663	144. 19572
M - 3	女満別川	美女橋	ビジョ	43. 79566	144. 23595
M - 11	パナクシュベツ川	巴橋	トモエ	43. 89562	144. 20308
M - 110	パナクシュベツ川	日進橋	ニッシン	43. 85414	144. 23163
M - 12	田中川	第38号橋	ダイ 3 8 ゴウ	43. 82427	144. 18900
S - 1	サラカオーマキキン川	住吉1号橋	スミヨシ 1 ゴウ	43. 92961	144. 11895
T - 1	トマップ川	トマップ橋	トマップ	43. 91296	144. 17846
T - 2	トマップ川	空港橋	クウコウ	43. 89194	144. 17073

土地利用データについては、各利用区分（田，農用地，森林，荒地，建物用地等）で分けられた平成26年度版の100 mメッシュデータ¹⁰⁾を利用した。また，人口については国勢調査のデータ¹¹⁾，家畜頭数については農環研の1995年の農業統計データ^{12), 13), 14)}を使用した。

3. 結果

表2に網走湖全体と各地点における流域面積と土地利用面積を，表3に網走湖全体と各河川地点における人口と飼育家畜頭数についての結果を示した。

網走湖の流域面積は，国土数値情報等の解析から，網走湖とその他の湖沼及び河川エリアも含めて，1373.9 km²と計算された。その内，森林の割合が最も高く約71%にも及んでいた。田と畑等の農用地を合わせた農業に利用されている土地の割合は約22%でありそのほとんどは田以外の農用地であった。森林と農用地を合わせた割合は，全流域の93%を占めていた。

網走川本流に合流する支流の流域面積について，網走湖内に直接流入する河川を除き，美幌川，津別川，ケミチャップ川，達娯川等が大きい。それらの網走川合流前の調査地点の流域面積は，それぞれ美幌川花見橋（B-1）が218.3 km²，津別川緑栄橋（A-14）が151.1 km²，ケミチャップ川櫻橋（A-17）が106.4 km²，達娯川永代橋（A-13）が88.0 km²であった。

網走湖に直接流入する主たる流入河川は，網走川（本流），女満別川，サラカオーマキキン川，トマップ川であるが，それぞれの網走湖流入前の調査地点の流域面積は，網走川治水橋（A-0）で1120.0 km²，女満別川女満別橋（M-1）で118.8 km²，サラカオーマキキン川住吉1号橋（S-1）で38.3 km²，トマップ川トマップ橋（T-1）で16.6 km²であった。

各河川地点の中で，田以外の農用地面積の割合が特に大きいのは，トマップ川上流の空港橋（T-2）の81.5%，その下流のトマップ橋（T-1）の78.9%，女満別川支流のパナクシュベツ川巴橋（M-11）や日進橋（M-110）の70.4%や67.7%であった。

網走湖全流域における人口は31811人，飼育されている家畜は，乳用牛6517頭，肉用牛6892頭，ブタ11926頭，鶏44047羽と計算された。各河川地点の中で，最も人口密度が大きいのは，美幌川支流魚無川平和橋（B-11）の543.6人/km²であった。また，各飼育家畜の密度が最も大きいのは，乳用牛で網走川支流木禽川木禽橋（A-11）の29.6頭/km²，肉用牛でトマップ川トマップ橋（T-1）の18.3頭/km²，ブタでトマップ川空港橋（T-2）の153.5頭/km²，鶏でサラカオーマキキン川住吉1号橋（S-1）の

563.0羽/km²であった。

富栄養化している網走湖の環境を検討する際，窒素やリンの栄養塩について検討することが重要である。また，特に，NO₃-NやNH₄-N等の溶存無機態窒素やPO₄-Pの溶存無機態リンは，湖内では直接植物プランクトンに利用される形態の窒素やリンであり，湖内の内部生産に与える流域の影響を考慮する際，特に重要となる。

図3に，全39の調査地点におけるTN濃度とNO₃-N濃度との関係について原点を通過する回帰直線とともに示した。その結果，両者には高い相関が見られた。そしてその傾きは0.943と，TNのうち全体的に94%がNO₃-Nであるという結果になった。

図4に，同様にTN濃度とNH₄-N濃度との関係について示した。全体的にTNのほとんどがNO₃-NであるためNH₄-Nは多くの地点で低濃度であった。しかし，美幌川花見橋（B-1）のみ0.18 mgN/Lと突出して濃度が高く，TNの内9%程度を占めていた。

図5に，同様にTP濃度とPO₄-P濃度との関係について原点を通過する回帰直線とともに示した。その結果，両者にはそれほど高い相関が見られたわけではないが，その傾きは0.593と概略的にTPのうち約59%がPO₄-Pであるという結果になった。

図6に，全調査地点におけるNO₃-N濃度とPO₄-P濃度の分布図を示した。NO₃-N濃度に関して，トマップ川，女満別川，美幌川で，高濃度の地点が存在していた。トマップ川ではトマップ橋（T-1）で7.2 mgN/L，空港橋（T-2）で7.9 mgN/Lと，特に高濃度であった。

PO₄-P濃度に関しては，木禽川木禽橋（A-11）で0.90 mgP/Lと最も高濃度で観測された。そのほか，魚無川平和橋（B-11）も比較的濃度は高かったが，その他については同様な丸の大きさとなっていた。NO₃-N濃度と異なり，網走川美禽橋（A-1）より上流の網走川本流や支流でも，一定程度の濃度を有していることがわかった。

各地点のヘキサダイアグラムについて図7及び図8に分けて示した。どのような水溶液中でも陰イオンと陽イオンの価数は等しくなくてはならず電気的中性の条件が満たされている¹⁵⁾。また，一般の陸水環境中，主要な陰イオンに，Cl⁻，SO₄²⁻，HCO₃⁻があり，主要な陽イオンに，Na⁺，K⁺，Ca²⁺，Mg²⁺があり，計7種のイオンが主要であることが知られている。これら7種のイオンで，通常は陰イオンと陽イオンのそれぞれの当量濃度の和はつりあいがとれている。しかし，人為的な影響が加わると，陰イオンの中でもNO₃-Nである硝酸イオン（NO₃⁻）の陰イオンの寄与も大きくなっていく。

表2 各地点と網走湖全体の流域面積と土地利用面積

湖沼河川名	地点名		流域 面積	森林	ゴルフ 場	田	農用地 (田以 外)	荒地	建物 用地	道路・ 鉄道	河川・ 湖沼・ 海浜	その他 の用地
			km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²	km ²
網走川	治水橋	A — 0	1120.0	881.3	0.0	6.9	179.7	24.1	12.5	0.9	8.6	6.1
網走川	美禽橋	A — 1	823.9	696.2	0.0	1.0	99.0	15.1	5.6	0.0	4.8	2.2
網走川	達姫橋	A — 3	570.5	510.7	0.0	0.2	44.4	10.4	2.2	0.0	1.6	1.1
網走川	相生橋	A — 4	95.6	88.2	0.0	0.0	4.0	3.0	0.4	0.0	0.0	0.1
網走川	北釧橋	A — 5	31.9	29.8	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0
木禽川	木禽橋	A — 11	41.0	22.3	0.0	0.3	15.4	1.6	0.7	0.2	0.0	0.4
栄森川	三宝橋	A — 12	54.5	49.1	0.0	0.0	3.7	1.6	0.0	0.0	0.1	0.0
達姫川	永代橋	A — 13	88.0	83.2	0.0	0.1	4.4	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
達姫川	三陽橋	A — 130	22.0	20.9	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
津別川	緑栄橋	A — 14	151.1	135.7	0.0	0.0	10.9	2.9	0.8	0.0	0.0	0.7
津別川	層雲橋	A — 140	51.8	49.4	0.0	0.0	0.7	1.3	0.0	0.0	0.0	0.4
センウンツベツ川	天神橋	A — 141	45.3	42.0	0.0	0.0	1.9	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0
オンネキキン川	思根木禽橋	A — 15	76.0	66.8	0.0	0.0	8.8	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
チミケツ川	展開橋	A — 16	52.4	48.7	0.0	0.0	2.3	0.2	0.1	0.0	1.1	0.0
チミケツ川	鹿鳴橋	A — 160	20.4	19.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0
ケミチャップ川	櫻橋	A — 17	106.4	98.7	0.0	0.0	5.2	2.3	0.0	0.0	0.0	0.1
ケミチャップ川	二又橋	A — 170	44.1	42.0	0.0	0.0	1.6	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
ドードロマップ川	真布橋	A — 18	30.1	30.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ユウ谷の沢川	楓橋	A — 19	18.8	18.7	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
ホロカアバシリ川	古丹橋	A — 20	19.4	17.1	0.0	0.0	1.4	0.9	0.1	0.0	0.0	0.0
網走川支流		A — 21	4.0	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
美幌川	花見橋	B — 1	218.3	157.9	0.0	0.3	45.4	7.1	5.0	0.2	1.0	1.4
美幌川	美幌橋	B — 2	202.7	154.6	0.0	0.3	37.5	7.0	1.8	0.0	0.8	0.7
美幌川	稲美橋	B — 3	179.6	141.6	0.0	0.2	30.0	6.6	0.6	0.0	0.6	0.1
美幌川	豊富橋	B — 5	112.4	95.8	0.0	0.0	9.9	6.2	0.1	0.0	0.3	0.0
美幌川	(美幌川上流)	B — 6	3.7	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
魚無川	平和橋	B — 11	13.9	3.2	0.0	0.0	7.8	0.1	2.4	0.1	0.0	0.3
福豊川		B — 13	28.7	23.2	0.0	0.0	5.2	0.3	0.1	0.0	0.0	0.0
登栄川	福栄橋	B — 14	18.3	17.4	0.0	0.0	0.8	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
古梅川	東橋	B — 15	19.8	16.2	0.0	0.0	1.0	2.3	0.0	0.0	0.3	0.0
女満別川	女満別橋	M — 1	118.8	46.3	0.4	0.1	69.4	0.9	1.3	0.0	0.1	0.3
女満別川	三好橋	M — 2	66.2	31.1	0.0	0.0	34.1	0.3	0.6	0.0	0.0	0.1
女満別川	美女橋	M — 3	18.4	15.1	0.0	0.0	3.3	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
パナクシュベツ川	巴橋	M — 11	29.1	7.8	0.1	0.0	20.5	0.1	0.5	0.0	0.0	0.1
パナクシュベツ川	日進橋	M — 110	13.3	4.0	0.0	0.0	9.0	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0
田中川	第38号橋	M — 12	23.5	11.3	0.0	0.0	11.7	0.2	0.2	0.0	0.0	0.1
サラカオーマキキン川	住吉1号橋	S — 1	38.3	25.3	0.0	0.9	10.6	1.1	0.2	0.0	0.0	0.2
トマップ川	トマップ橋	T — 1	16.6	0.7	0.0	0.0	13.1	0.1	0.9	0.0	0.0	1.8
トマップ川	空港橋	T — 2	10.8	0.4	0.0	0.0	8.8	0.1	0.3	0.0	0.0	1.3
網走湖全体			1373.9	969.1	0.4	9.6	295.1	28.5	17.6	1.4	42.5	9.7

表3 各地点と網走湖全体の人口と家畜飼育頭数

湖沼河川名	地点名		人口 人	乳用牛 頭	肉用牛 頭	豚 頭	鶏 羽
網走川	治水橋	A — 0	25812	5157	4995	6482	15713
網走川	美禽橋	A — 1	9772	2764	3531	1084	0
網走川	達媚橋	A — 3	2844	1244	1555	211	0
網走川	相生橋	A — 4	127	105	32	0	0
網走川	北釧橋	A — 5	0	0	0	0	0
木禽川	木禽橋	A — 11	448	1212	391	173	332
栄森川	三宝橋	A — 12	51	26	125	0	0
達媚川	永代橋	A — 13	38	73	44	7	0
達媚川	三陽橋	A — 130	1	13	8	7	0
津別川	緑栄橋	A — 14	1440	322	757	0	0
津別川	層雲橋	A — 140	5	8	0	0	0
センウンツベツ川	天神橋	A — 141	15	21	0	0	0
オンネキキン川	恩根木禽橋	A — 15	58	65	63	203	0
チミケップ川	展開橋	A — 16	18	175	91	0	0
チミケップ川	鹿鳴橋	A — 160	2	0	0	0	0
ケミチャップ川	櫻橋	A — 17	44	78	67	0	0
ケミチャップ川	二又橋	A — 170	3	7	7	0	0
ドードロマップ川	真布橋	A — 18	5	4	0	0	0
ユウ谷の沢川	楓橋	A — 19	0	0	0	0	0
ホロカアバシリ川	古丹橋	A — 20	23	21	21	0	0
網走川支流		A — 21	0	0	0	0	0
美幌川	花見橋	B — 1	13875	1000	461	4396	0
美幌川	美幌橋	B — 2	3451	894	403	3165	0
美幌川	稲美橋	B — 3	580	830	326	904	0
美幌川	豊富橋	B — 5	95	470	81	0	0
美幌川	(美幌川上流)	B — 6	0	4	0	0	0
魚無川	平和橋	B — 11	7556	106	49	1056	0
福豊川		B — 13	59	104	74	0	0
登栄川	福栄橋	B — 14	13	28	7	75	0
古梅川	東橋	B — 15	18	122	18	0	0
女満別川	女満別橋	M — 1	871	687	914	2859	0
女満別川	三好橋	M — 2	352	228	396	1907	0
女満別川	美女橋	M — 3	15	114	134	0	0
パナクシュベツ川	巴橋	M — 11	235	105	252	470	0
パナクシュベツ川	日進橋	M — 110	99	23	127	15	0
田中川	第38号橋	M — 12	78	59	93	290	0
サラカオーマキキン川	住吉1号橋	S — 1	320	106	231	102	21564
トマップ川	トマップ橋	T — 1	1236	236	304	2211	0
トマップ川	空港橋	T — 2	177	76	154	1658	0
網走湖全体			31811	6517	6892	11926	44047

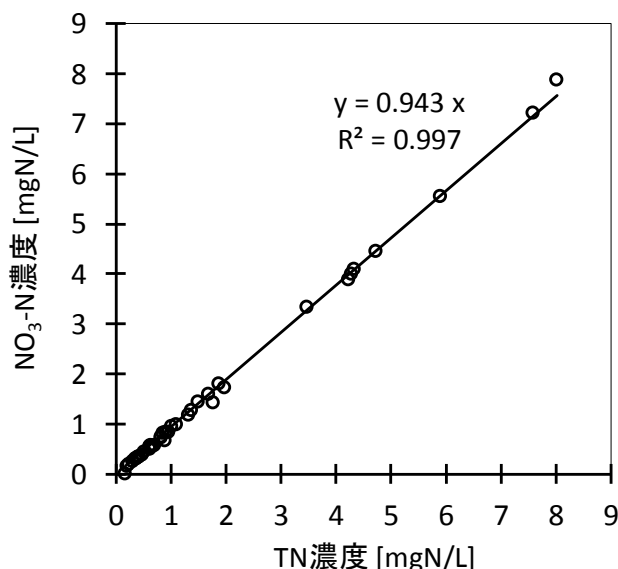


図3 TN濃度とNO₃-N濃度との関係

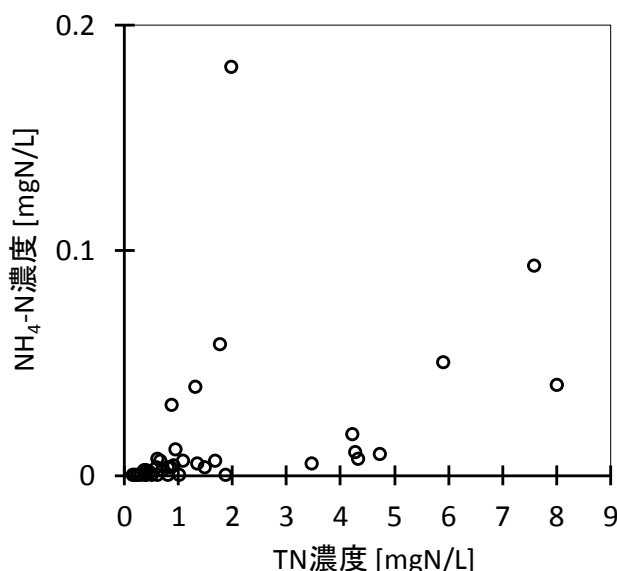


図4 TN濃度とNH₄-N濃度との関係

ヘキサダイアグラムとは、主要なイオン成分を、陰イオンと陽イオンそれぞれ3つのグループに分けて各成分の濃度（当量）を求めて、六角形で表示する図形のことであり¹⁶⁾、地点的な水質変化を視覚的に読み取ることが容易である。どこにどのイオンを並べるかはいろいろなケースがあるが、NO₃-Nの影響を評価する図形は、図7や図8のようなパターンが一般的である¹⁷⁾。

人為的な影響が少ない陸水の場合、通常はHCO₃⁻とCa²⁺が主となる構成をしており、図は細いひし形に近くなる。また、海水や海塩の影響を受けてくると塩化ナトリウムの寄与が増え、上側が少し広がった形になってくる。

人為的な影響があって主要イオン7種に匹敵するよう

な当量を持つようになるNO₃-N (NO₃⁻) については、黒の部分で示され、その濃度の大きさが一目でわかるようになる。また、NO₃-N (NO₃⁻) 濃度がSO₄²⁻濃度とともに上昇している場合は、施肥の影響を大きく受けており、SO₄²⁻の割合がそれほど大きくなくNO₃-Nの (NO₃⁻) の黒色が大部分で右下が大きくなる場合は、動物の排泄物の影響を大きく受けていることを示唆する。

網走川本流の最上流部の支流（A-21）から網走川北釧橋（A-5）そして治水橋（A-0）にかけて網走川を下流して見てみると、上流から下流にかけて図の黒い部分であるNO₃-N (NO₃⁻) 濃度が上昇してきていることがわかる。しかしながら、HCO₃⁻イオンの当量に比べるとかなり小さかった。

NO₃-N (NO₃⁻) 濃度が検出されなかったのは、チミケツブ湖流出すぐのチミケツブ川鹿鳴橋（A-19）であり、黒い部分は描かれない。

網走川本流へ流入する支流の本流合流前の地点の中で、木禽川木禽橋（A-11）や美幌川花見橋（B-1）では比較的NO₃-N (NO₃⁻) 濃度が高かった。特に木禽橋（A-11）では、図形も大きく描かれ肥料成分と思われるSO₄²⁻や石灰や苦土に由来するHCO₃⁻やCa²⁺、Mg²⁺の濃度も大きかった。

美幌川に関して、豊富橋（B-5）から徐々にNO₃-N (NO₃⁻) の濃度が高くなる傾向が見られた。女満別川に関して、網走湖に近い女満別橋（M-1）のNO₃-N (NO₃⁻) 濃度は高く、流量もそれなりにあることから網走湖への寄与は大きいのは上述済みであるが、そのダイアグラムを見ると、SO₄²⁻の濃度も高かった。

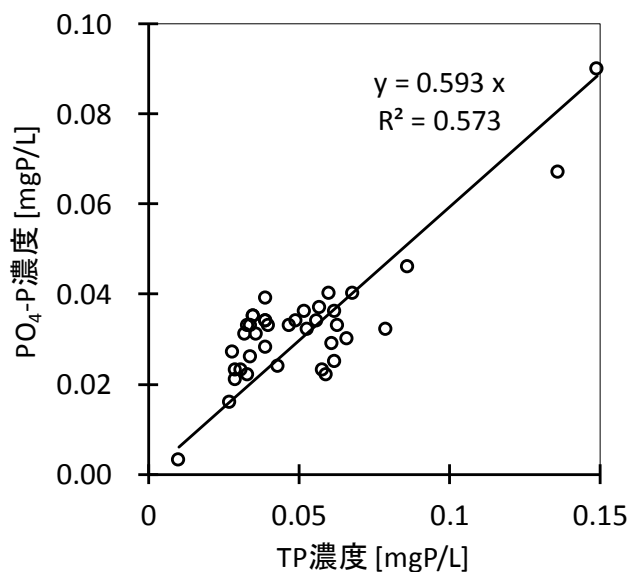


図5 TP濃度とPO₄-P濃度との関係。

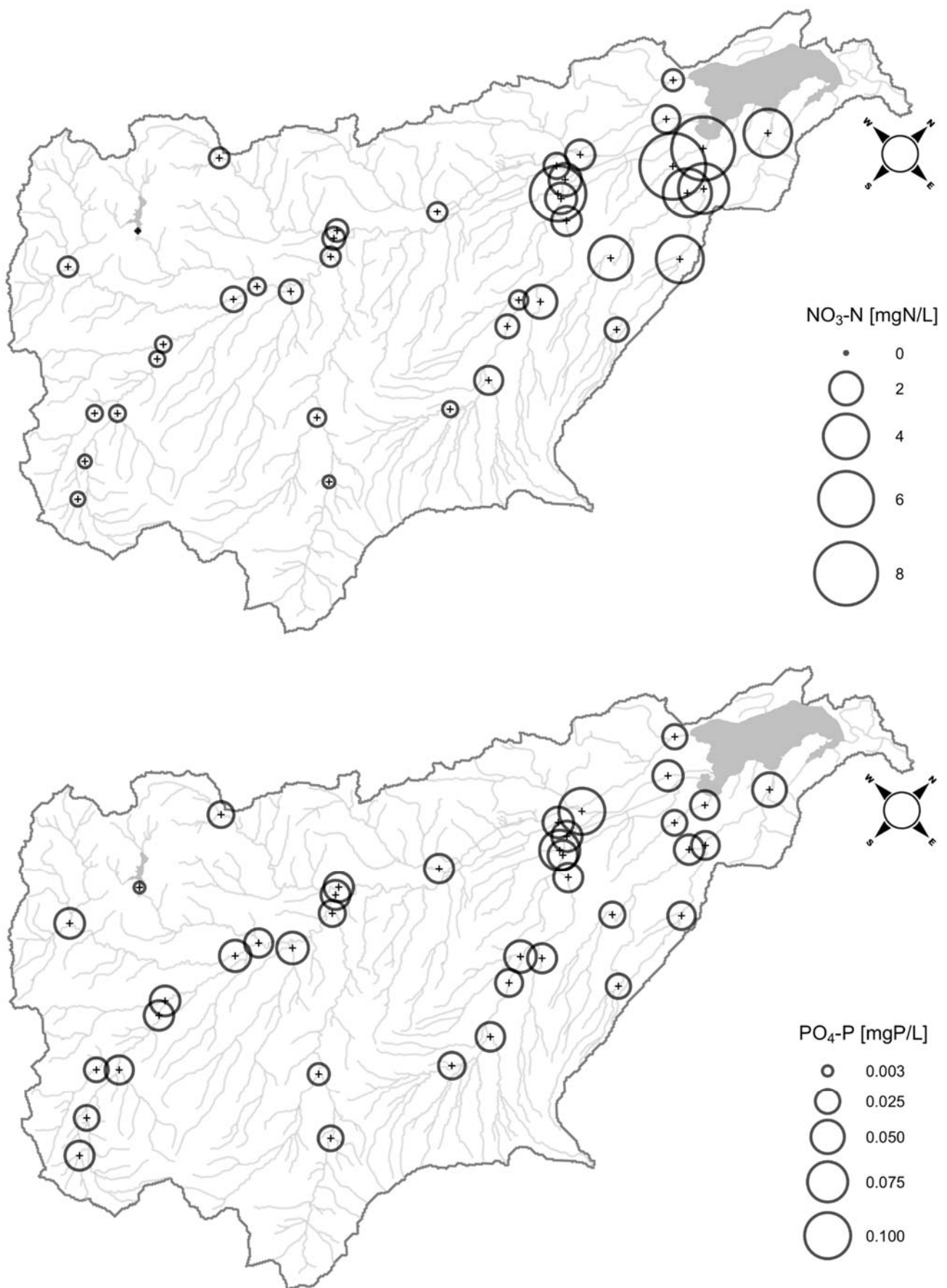
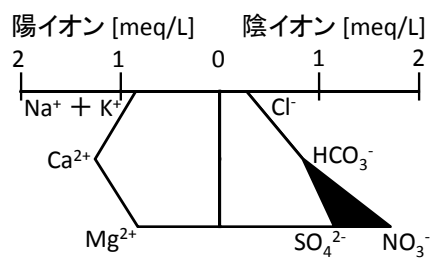


図6 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度と $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の分布

凡例



網走川 治水橋 (A-0)



網走川 美禽橋 (A-1)



網走川 達姫橋 (A-3)



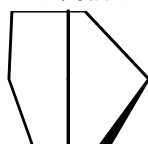
網走川 相生橋 (A-4)



網走川 北釧橋 (A-5)



木禽川 木禽橋 (A-11)



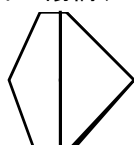
栄森川 三宝橋 (A-12)



達姫川 永代橋 (A-13)



達姫川 三陽橋 (A-130)



津別川 緑栄橋 (A-14)



津別川 層雲橋 (A-140)



センウンツベツ川 天神橋 (A-141)



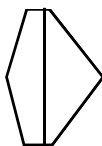
オンネキン川 恩根木禽橋 (A-15)



チメクッ川 展開橋 (A-16)



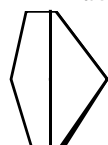
チメクッ川 鹿鳴橋 (A-160)



ケミチャップ川 櫻橋 (A-17)



ケミチャップ川 ニ又橋 (A-170)



ドートロマツ川 真布橋 (A-18)



ユウ谷の沢川 楓橋 (A-19)

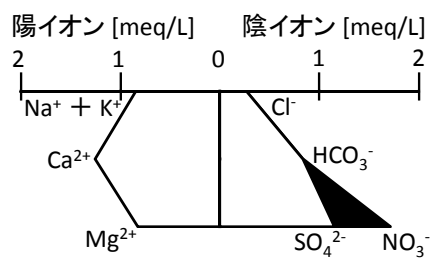


ホロアバシリ川 古丹橋 (A-20)

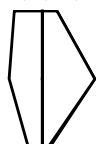


図7 各河川地点のヘキサダイアグラム (1)

凡例



網走川上流支流 (A-21)



美幌川 花見橋 (B-1)



美幌川 美幌橋 (B-2)



美幌川 稲美橋 (B-3)



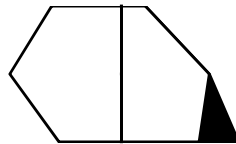
美幌川 豊富橋 (B-5)



美幌川 上流 (B-6)



魚無川 平和橋 (B-11)



福豊川 (B-13)



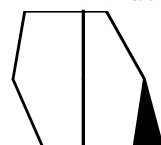
登栄川 福栄橋 (B-14)



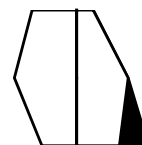
古梅川 東橋 (B-15)



女満別川 女満別橋 (M-1)



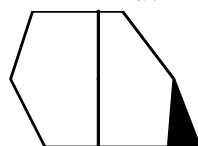
女満別川 三好橋 (M-2)



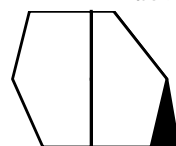
女満別川 美女橋 (M-3)



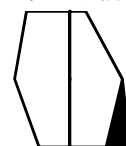
ハナクシュベツ川 巴橋 (M-11)



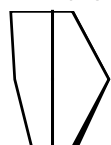
ハナクシュベツ川 日進橋 (M-110)



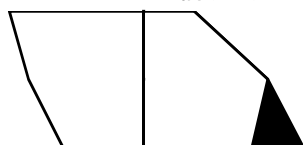
田中川 第38号橋 (M-12)



サラカオーマキン川 住吉1橋 (S-1)



トマップ川 トマップ橋 (T-1)



トマップ川 空港橋 (T-2)

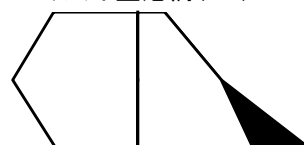


図8 各河川地点のヘキサダイアグラム (2)

またトマップ川では、下流のトマップ橋 (T-1) , 上流の空港橋 (T-2) とともに、図形が各地点の中で最も大きく、 SO_4^{2-} 濃度とともに、 $\text{NO}_3\text{-N}$ (NO_3^-) 濃度を示す黒の部分も大きかった。なお、両者を比べて見ると、下流のトマップ川トマップ橋 (T-1) の方が、 Cl^- , HCO_3^- , $\text{Na}^+\text{+K}^+$ の割合が明らかに増加している傾向も見られた。

表4に、全39地点間における、農用地面積率、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度と他の水質濃度との相関係数について示した。

農用地面積率と各水質濃度との相関係数について、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度以外の全てで、有意水準5%で関連性がみられた。相関係数が0.9以上の特に関連性が高いものは、 $\text{NO}_3\text{-N}$, SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} 濃度であった。また、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度については、PN及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 以外の全てで、5%の有意水準で関連がみられた。

一方、農用地面積率との相関が悪かった $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度について、5%の有意水準で関連がみられたものは、 $\text{NO}_2\text{-N}$, DON, PN, PP, K^+ の各濃度やUV260nmであり、特に、 $\text{NO}_2\text{-N}$ やPP濃度との関連が深かった。

表4 農用地面積率、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度と他の水質濃度との相関係数 (アスタリスクが付いているのは有意水準5%で関係があるもの)

	農用地 面積率	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{PO}_4\text{-P}$
$\text{NO}_3\text{-N}$	0.944*		0.191
$\text{NO}_2\text{-N}$	0.688*	0.707*	0.594*
$\text{NH}_4\text{-N}$	0.392*	0.398*	0.298
DON	0.729*	0.640*	0.348*
PN	0.406*	0.211	0.360*
$\text{PO}_4\text{-P}$	0.237	0.191	
DOP	0.584*	0.661*	0.183
PP	0.603*	0.478*	0.611*
Cl^-	0.883*	0.874*	0.225
SO_4^{2-}	0.926*	0.973*	0.214
HCO_3^-	0.772*	0.781*	0.309
Na^+	0.862*	0.891*	0.281
K^+	0.874*	0.856*	0.432*
Ca^{2+}	0.914*	0.950*	0.268
Mg^{2+}	0.922*	0.960*	0.234
UV260nm	0.630*	0.453*	0.345*

図9に、農用地面積率と $\text{NO}_3\text{-N}$, SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} 濃度との関係について示した。河川水の流域農用地面積率と $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度との関係が良いのはよく知られている^{18), 19), 20)} が、網走湖流域では、 $\text{NO}_3\text{-N}$ だけでなく主要イオン各種とも相関が良いこともわかった。特に SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} との相関係数が高く、 SO_4^{2-} は化学肥料の硫酸に含まれること、 Ca^{2+} や Mg^{2+} はアンモニア肥料が硝化する際の中和に施用される石灰や苦土に含まれている成分である。また、 Ca^{2+} は $\text{NO}_3\text{-N}$ や SO_4^{2-} と異なり、原点を通過しない直線で近似される傾向が見られた。

図10に農用地面積率と $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度との関係について示した。チメケップ湖流出口の近くチメケップ川鹿鳴橋 (A-160) は、他の地点に比べて $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が 0.003 mgP/Lと極端に低かった。それ以外の地点においては、農用地面積率が低い地点でも、0.016 mgP/L以上の濃度であった。 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は、いくつか高濃度を有する地点もあったが、農用地面積率が高くなると濃度が高くなるはっきりとした傾向は見られなかった。

4. 考察

網走湖は北海道で最も広い流域を有する湖沼である。また、部分循環湖という大量の栄養塩を蓄積した嫌気層を有するため、富栄養化が進行している。網走湖はまた、内水面漁業で北海道のなかで最も重要な水域の一つであり、その持続的な環境保全と水産業への活用が求められている。そのためには、流域からの栄養塩負荷量を適正に制御する必要があるが、流域の窒素やリンの動態についてはまだ未解明な部分も多い。

網走湖の植物プランクトンの栄養塩利用という観点では、特に流域における $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 等の溶存無機態栄養塩の特性の解明が特に重要である^{21), 22)}。

網走湖流域河川のTN濃度のうち、ほとんどが、植物プランクトンが直接利用できる形態である $\text{NO}_3\text{-N}$ であった。その回帰直線の傾きは0.943ときわめて高かった。

ただ、本研究では出水の影響が少ない透視度30cm以上の場合に限定したものである。網走湖への負荷量という観点では、出水の影響を考慮しないと、負荷量を大きく過小評価する可能性があるが、本研究では流域の濃度分布や土地利用との関連の考察を重要視したので、出水の影響の無い環境での評価を行うこととした。

岡澤他²³⁾の2005年に実施された平時時の調査¹⁹⁾でも、TN濃度と $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の間には明瞭な相関関係が見られていた。しかし、その傾きは0.70とTNの内70%程度が $\text{NO}_3\text{-N}$ であることが示されており、2005年当時より本研究の結果の方が、さらに $\text{NO}_3\text{-N}$ の割合が増加している可能性も見られた。

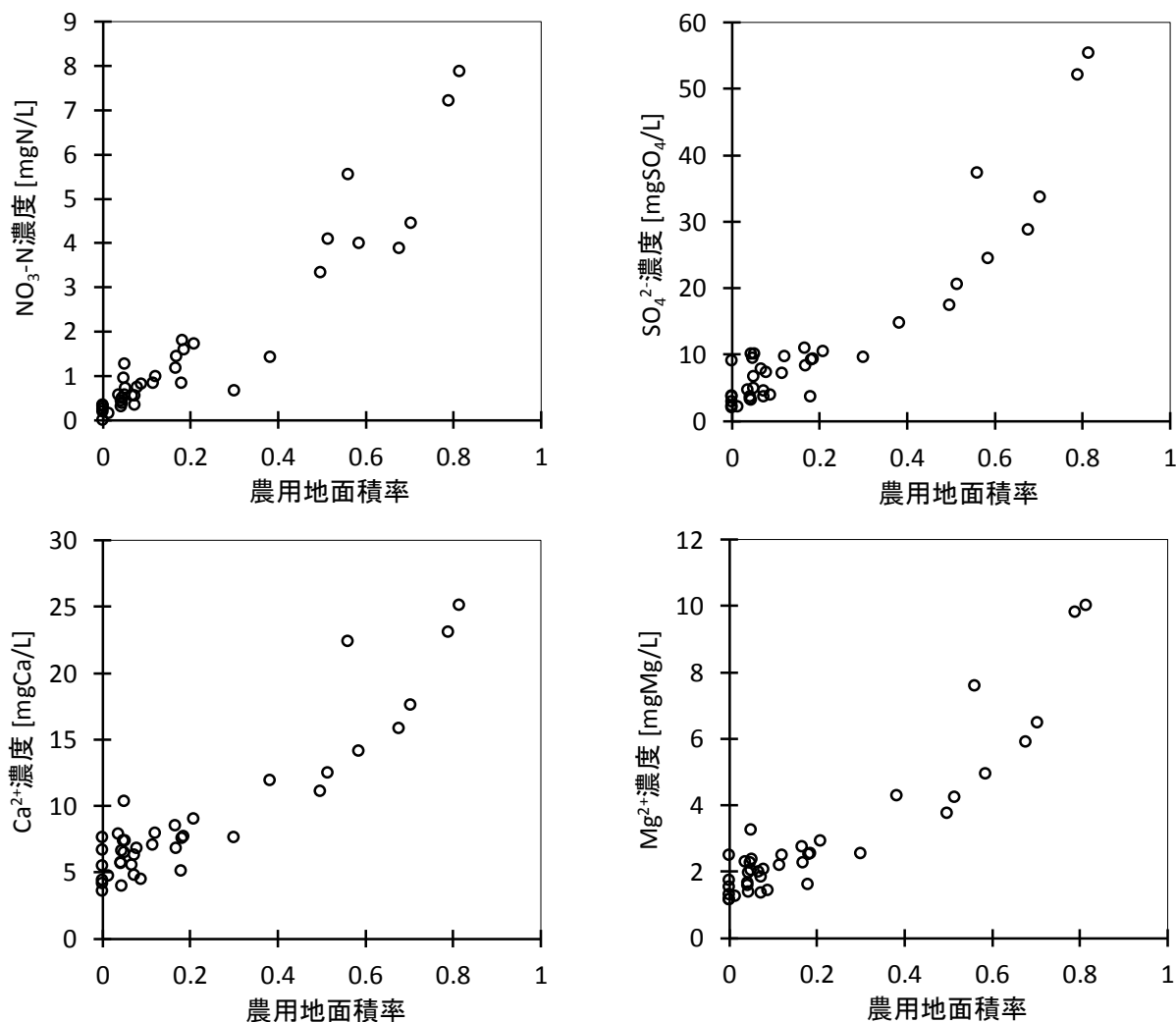


図9 農用地面積率とNO₃-N, SO₄²⁻, Ca²⁺, Mg²⁺濃度との関係

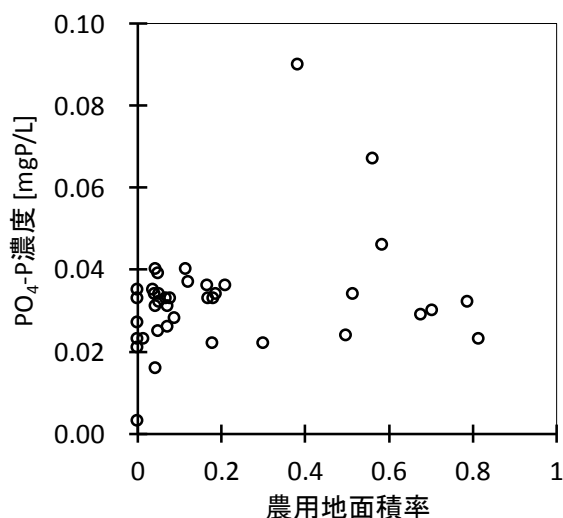


図10 農用地面積率とPO₄-P濃度との関係

NO₃-Nは、流域から発生するDONやNH₄-Nの酸化作用や硝化作用が継続すればするほどその割合が増加する。硝化作用は、好気的な環境でかつ暗条件が必要であり、下水処理場や浄化槽による好気的な水処理システムや、自然環境下では暗渠や湖沼の好気的な深部、土壌間隙水中等で進行しやすいと考えられる。

網走湖流域では生活系の排水の処理は進行しており、2017年度現在、流域人口の81%の生活系排水は下水処理されており、内67%は下水処理場の処理水を通して網走湖へ流入している。また、流域人口の12%は合併処理浄化槽や単独処理浄化槽により生活系排水が処理され流域に流入していると思われる。残りは汲み取りによるし尿の回収が行われており、し尿処理場は流域外にあるためそれらの負荷は流域には入らない⁶⁾。

網走川下流の治水橋 (A-0) の $\text{NO}_3\text{-N}$ の濃度は1980年代に比べてやや増加傾向が見られており、その理由について、生活系排水の処理の発達による硝化された $\text{NO}_3\text{-N}$ の負荷量増加と近年の家畜飼育頭数の増加の影響が懸念されている²²⁾。

網走湖流域河川のTNのほとんどが、 $\text{NO}_3\text{-N}$ であることがわかったが、美幌川花見橋 (B-1) は、他の地点に比べて $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が高い傾向にあった。その理由は、美幌川美幌橋 (B-2) との間に流入してくる下水処理場の影響を受けていると思われる²²⁾。

本研究における網走湖に流入する4河川の最下流地点、網走川治水橋 (A-0)、女満別川女満別橋 (M-1)、トマップ川トマップ橋 (T-1)、サラカオーマキキン川 (S-1) の合計のTN負荷量とTP負荷量はそれぞれ、43.7 gN/sと1.75 gP/sと計算された。資料⁶⁾から網走湖流域の下水処理水を含む生活系排水処理水と流域事業場からの排水処理水を合わせたTNとTPの負荷量は、それぞれ 3.5 gN/sと0.21 gP/sであり、その負荷量は網走湖へ流入する4河川負荷量のそれぞれ、8%と12%と計算された。また西浜他²²⁾によれば、美幌川美幌橋 (B-2) と花見橋 (B-1) の間の下水処理場処理水等によるDIN負荷量の増加分は、網走湖へのDIN負荷量の22%と見積もっている。以上のことから、生活系排水の処理水の寄与も、それなりの負荷影響があると言える。

網走湖の流域の土地利用については、森林の割合が最も高く約71%にも及んでおり、続いて田と畑等の農用地を合わせた農業に利用されている土地の割合は約22%でありそのほとんどは田以外の農用地であった。

ヘキサダイアグラム (図7, 図8) を見てみると、トマップ川空港橋 (T-2) を除いて全ての地点において陰イオンで最も濃度が高かったのは HCO_3^- であった。 HCO_3^- は、農用地で施用される石灰の主成分でもあるが、農用地の影響を受けない環境 (森林地) においても、流出してくる陰イオンの中では最も主要な陰イオンである。森林地で HCO_3^- が流出してくる理由は、呼吸や脱窒による有機物の分解によって生じる CO_2 が、水に溶けて中和した Ca^{2+} に代表される陽イオンとともに溶存するためである²³⁾。網走湖流域全体的に、陰イオンで HCO_3^- の割合が最も高い傾向にあるのは、森林地の土地利用割合が大きいことによると考えられる。

先にも記述したが、網走湖の水質環境や漁場環境に大きな影響を及ぼすのは、流域からの窒素やリンの負荷であり、特に湖内の基礎生産に直接作用するのは $\text{NO}_3\text{-N}$ に代表されるDINと $\text{PO}_4\text{-P}$ である。網走湖流域河川のTNのほとんどは $\text{NO}_3\text{-N}$ であり、その濃度は農用地面積率と強い関係が認められ、この関係は他の流域でもよく知られていることである^{18), 19), 20)}。

本研究ではさらに主要イオンも含めた調査を実施したが、網走湖流域では、全ての主要イオンが農用地面積率と直線的な関係が見られていた。下流側の調査地点の流域には、上流側の調査地点の流域も含まれるため、相関係数が良くなりやすい傾向はあると思うが、網走湖流域では農用地面積率が高くなると $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度も含めて主要イオン全体の濃度が高くなる傾向があると考えることができる。

特に、農用地面積率と SO_4^{2-} 濃度との間には強い関係が見られた。一般に農用地の地下水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 汚染の問題において、主要イオンを利用した汚染源判定の方法もあるが、 SO_4^{2-} は家畜排せつ物の影響ではなく、化学肥料の影響を大きく受ける指標として利用される^{17), 24)}。このことから考えると、網走湖流域河川の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度上昇の主要因は、硫酸や硫酸塩を多く含んだ化学肥料の影響を大きく受けていると推察される。畑作では硫酸等の窒素肥料の他、アンモニアが硝化される際に放出されるプロトンと中和するために石灰や苦土も施用される。そのことが、農用地面積率と Ca^{2+} や Mg^{2+} の濃度とも強い関係が見られたと考えられた。

一方、その他の主要イオンも農用地面積率と強い関係が見られた。その内、 K^+ や HCO_3^- は、畑作で施用される肥料や石灰等に含まれる成分であると同時に、家畜の排せつ物に由来して流出してくる成分でもある^{25), 26)}。 Cl^- や Na^+ は、家畜の尿に多く含まれる成分である²⁵⁾。

網走湖流域では、乳牛と肉牛合わせて 13409 頭、豚 11926 頭、鶏 44047 羽が飼育されている。この中で、体重の大きな牛と豚による網走湖流域内での窒素とリンの発生量と、農用地の施肥量を計算して比較してみる。牛や豚の排せつ物等による発生負荷量の原単位は、資料²⁷⁾によると、牛で窒素が 290 gN/頭/d、リンが 50 gP/頭/d、豚で窒素が 40 gN/頭/d、リンが 25 gP/頭である。また、農耕地による施肥量は、作物の種類や土壌の性状、地域等によって細かく整理されている²⁸⁾が、大まかに 1 km²あたり 14 tN/y、5 tP/yと考えてオーダーレベルでは大方合っていると考えられる。それらの値を使用して、体重の小さな鶏を除いて家畜飼育によるTNとTPの発生量と、農用地面積全てで施肥が行われていると仮定して施肥によるTNとTPの量を計算すると、おおまかであるが表5の様になる。

ただし、計算した農用地には畜舎も含まれるため、その農用地全体で施肥が行われていないこと、また流域で発生した家畜排せつ物が、どのくらいの割合かは不明であるが施肥に回る部分もあるため、施肥量の全てが化学肥料の施肥量を示しているわけではないことに留意する必要がある。表5を大まかに見て、網走湖流域では、化学肥料と家畜排せつ物の双方の影響を大きく受けて、 $\text{NO}_3\text{-N}$

濃度が上昇していると考えられる。そして、 SO_4^{2-} との関連性が特に強いことから化学肥料の影響がより大きいとも考えられる。また、このことは網走湖流域では、農用地面積率が高い地域では畑作と畜産の双方が点在して行われているとも考えられた。

図11に、39の調査地点における SO_4^{2-} 負荷量と $\text{NO}_3\text{-N}$ 負荷量との関係について、硫酸の SO_4 量と窒素量との比の線とともに示した。

表5 網走湖流域全体における家畜排せつ物による窒素とリンの発生量と農用地への施肥量との比較

	窒素 tN / y	リン tP / y
家畜排せつ物発生量 (牛と豚)	1600	350
施肥量	4100	1500

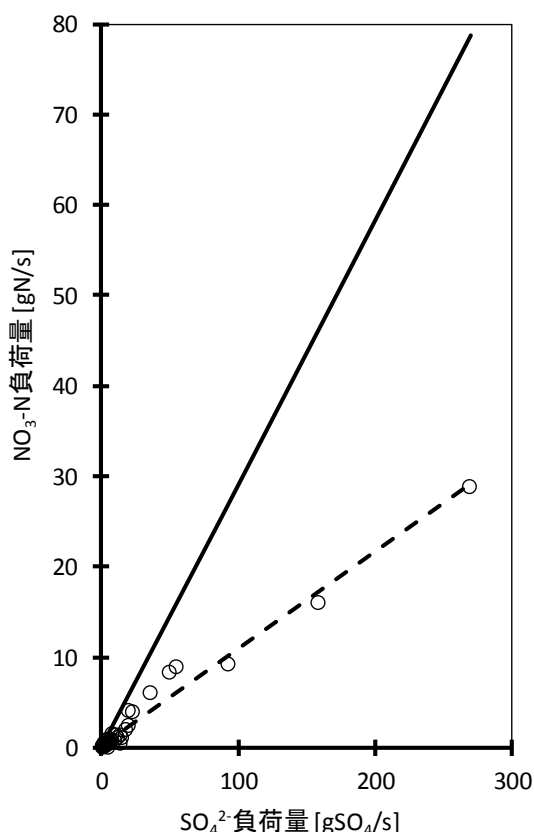


図11 SO_4^{2-} 負荷量と $\text{NO}_3\text{-N}$ 負荷量の関係（点線の直線は河川負荷量の関係の近似直線を示し、実線の直線は硫酸の SO_4^{2-} とNの比を示す）

化学肥料の成分が全て硫酸では無いが、流域に施肥された硫酸の窒素が全て硝化され、そのまま SO_4^{2-} と同じ比率で河川に流出してくると仮定すると、図11に示した実線のようなになる。実際には、流域には硫酸塩でない窒素も施肥され、家畜排せつ物等の発生や堆肥の施肥、生活系排水の処理水の影響もあるから、流域で発生する窒素が全て硝化され SO_4^{2-} と同じ比率で河川に流出してくると仮定すると、その傾きは実線よりさらに大きくなるはずである。しかしながら、実際の SO_4^{2-} 負荷量に対する $\text{NO}_3\text{-N}$ の負荷量の傾きは、硫酸の傾きよりも大幅に小さくなっている。この傾きの減少分は、流域における作物による生産と流域外への搬出窒素量や、流域内での窒素浄化量の影響と考えることができる。このことを考慮すると、施肥量の内の一定の窒素量は流域から除去されていることが水質の調査結果からも見られた。

ところで、網走湖内の基礎生産に影響を及ぼす流域河川の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度については、農用地割合との関係があまり見られなかった。図6を見てみると、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の分布図とは異なり、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が低い農用地面積率が小さい網走川本流側（美禽橋（A-1）より上流側）でも、チミケツ川鹿鳴橋（A-160）を除いて、農用地面積率が高い地点と同様に $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度を有していたことが見える。しかしながら、表5を見ると、農用地でのリンの発生量は決して少ないとは言えない。ちなみに、チミケツ川鹿鳴橋（A-160）において、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が検出されなかったことに加えて $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が低かった理由は、そのすぐ上流にあるチミケツ湖にて、それらが基礎生産に利用されたためと推察される。

一般に、リンは土壌に吸着しやすい特徴がある^{29), 30)}。そして、水中では土壌中に吸着したリンは、水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ との吸脱着平衡の影響を受けて流出してくると推察される。特に、還元環境があるとリンを吸着する土壌に含まれる水酸化鉄が溶解するため、 $\text{PO}_4\text{-P}$ が水中に流出しやすくなる。また、腐植物質があると一度溶解した鉄は腐植物質のキレート作用によって好気的な環境になっても再不溶化しにくくなるため、 $\text{PO}_4\text{-P}$ を水中に溶出する方向に環境がシフトすることがわかっている^{31), 32)}。

表4を見てみると、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度と関連の深いのは、相関係数が大きな順で、PP、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 K^+ 、PN、DON、UV260nmであった。つまり、河川構造に土壌粒子が流出しやすい状況があり水中にPPを中心とした懸濁物が多く含まれる地点、流域のどこかで還元環境が生じやすく $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度が高くなりやすい地点、腐植物質の溶存量が大きく水酸化鉄が生じにくい地点で、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が高くなる傾向が見られ、上述した理由を説明する結果が見られた。

本研究では、出水の影響を受けていない状況下での調査であった。 $\text{PO}_4\text{-P}$ は、懸濁物の挙動の影響を大きく受け

る。それゆえ、湖への $\text{PO}_4\text{-P}$ 負荷量を検討する際には、流量増加時において懸濁物濃度が高くなればなるほど、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度も大きくなると推察されることを考慮することが重要である³⁰⁾。

本研究では、網走湖流域における網走湖内の基礎生産に大きな影響を及ぼす、無機態の窒素やリンの流域特性について、各主要イオンや土地利用との関連から考察を行った。その結果、網走湖流域河川では、生活系排水の処理水の他、家畜排せつ物に加えて化学肥料の影響を強く受けて $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が上昇していると推察された。一方、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は、農用地面積率にあまり関係なく流出してくる傾向が見られ、土壌粒子等の懸濁物が流出しやすい地点、流域に還元環境が出現しやすい地点、溶存の腐植物質の流出が大きくなる地点で濃度が高くなる傾向が推察された。

5. 引用文献

- 1) 北海道環境科学研究センター: 北海道の湖沼改訂版, 2005
- 2) 三上英敏, 五十嵐聖貴: 網走湖嫌気層の長期的環境変化, 北海道立総合研究機構 環境科学研究センター所報, 9, 2019 (投稿中)
- 3) 三上英敏: 網走湖の陸水学的特徴と長期的環境変化, 湖沼環境の変遷と保全に向けた展望, 高村典子編. 国立環境研究所研究報告, 153, 5-33, 2000
- 4) 浅見大樹: 網走湖産ワカサギの初期生活に関する生態学的研究. 北海道立水産試験場報告, 67別冊, 2004
- 5) 渡辺智治, 田村亮一, 馬場勝寿, 多田匡秀, 川尻敏文, 末澤海一, 真野修一, 隼野寛史: 1989~2009年の網走湖におけるヤマトシジミ *Corbicula japonica* 浮遊幼生の発生時期と発生量の推移, 北海道立総合研究機構 さけます・内水面水産試験場報告, 1, 55-63, 2011
- 6) 北海道立総合研究機構 環境科学研究センター: 平成30年度網走湖環境基準未達成原因究明調査報告書, 2019
- 7) 日本分析化学会北海道支部編: 水の分析第3版, 1981
- 8) 北海道立総合研究機構 環境科学研究センター及び地質研究所: 水資源, 水域生態系保全に向けた, 流域特性の検討と流域圏データベースの構築, 2015
- 9) 国土交通省: 国土数値情報流域メッシュデータ, <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-W07.html> (2013. 5. 13アクセス)
- 10) 国土交通省: 国土数値情報土地利用細分メッシュデータ, <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-L03-b.html> (2017. 3. 5アクセス)
- 11) 国勢調査 (2015), 政府統計の総合窓口 (e-Stat) <https://www.e-stat.go.jp> (2018. 1. 25アクセス)
- 12) 独立行政法人農業環境技術研究所: 農業環境情報統合データセンター, http://agrienv.dc.affrc.go.jp/integrated_db/web/index.html (2014. 4. 6アクセス)
- 13) 独立行政法人農業環境技術研究所: 農業統計情報メッシュデータ閲覧システム, <http://agrimesh.dc.affrc.go.jp> (2014. 4. 6アクセス)
- 14) 神山和則, 寶示戸雅之, 佐々木寛幸, 宮路広武: 国土数値情報を利用した農業統計データのメッシュ化, 日本土壌肥科学雑誌, 74, 415-424, 2003
- 15) R. A. デイ, A. L. アンダーウッド 共著, 鳥居泰男, 康智三共訳: 定量分析化学, 培風館, 1982
- 16) 日本陸水学会編: 陸水の辞典, 講談社, 2006
- 17) 公害研究対策センター: 硝酸性窒素による地下水汚染対策の手引き, 2002
- 18) Ekholm, P., Kallio, K., Salo, S. Pietilainen, O.-P., Rekolainen, S., Laine, Y. and Joukola, M.: Relationship between catchment characteristics and nutrient concentrations in an agricultural river system, Water. Research. 34, 3709-3716, 2000
- 19) 岡澤宏, 豊田裕道, 島田沢彦, 鈴木伸治, 竹内康: 網走川水系における農業的土地利用と河川の窒素・リン濃度の関係, 農業農村工学会論文集, 258, 523-527, 2008
- 20) 西浜雄二, 青井透: 網走川水系における栄養塩濃度の分布, 用水と廃水, 52, 255-261, 2010
- 21) 西條八東, 三田村諸佐武: 新編湖沼調査法, 講談社サイエンティフィク, 1995
- 22) 西浜雄二, 青井透: 網走湖の富栄養化と流域における栄養塩発生源, 用水と廃水, 52, 7-13, 2010
- 23) Trudell, M. R., Gillham, R. W. and Cherry, J. A.: An in-situ study of the occurrence and rate of denitrification in a shallow unconfined sand aquifer. Journal of Hydrology, 83, 251-268, 1986
- 24) 三上英敏, 高田雅之: 地下水硝酸汚染に係わる汚染源簡易判定の手順, 北海道環境科学研究センター所報, 35, 27-34, 2009
- 25) 大村邦男: 北海道の畑作・酪農地帯における物質循環と水質保全, 北海道立農業試験場報告, 86, 1995
- 26) 三上英敏, 藤田隆男, 坂田康一: 酪農地帯, 風連湖流域河川の水質特性, 北海道環境科学研究センター所報, 34, 19-40, 2008
- 27) 日本下水道協会: 流域別下水道整備総合計画調査指針と解説, 1999.
- 28) 北海道農政部: 北海道施肥ガイド, <http://www.pref.hokkaido.lg.jp/ns/shs/clean/>

- sehiguide2015.htm (2019.11.11アクセス)
- 29) 駒井幸雄: 森林集水域におけるリンの収支と流出特性, 水環境学会誌, 27, 591-594, 2004
- 30) 西浜雄二, 青井透: 網走川河川水における栄養塩濃度の周年・経年変化, 用水と廃水, 54, 489-497, 2012
- 31) Peddy, K. R., O. A. Diaz, L. J. Scinto and M. Agami: Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the lake Okeechobee Basin, Ecological Engineering, 5, 183-207, 1995
- 32) 三上英敏, 石川靖, 上野洋一: 達古武川上流部湿地帯における水質環境特性, 陸水学雑誌, 68, 65-80, 2007

<報 文>

最終処分場における1,4-ジオキサンの 挙動調査と活性炭による除去効果の検討*

野口邦雅**・吉田秀一**・川畑陵介***・石本 聖**・岡田真規子**・柿本 均**

キーワード ①1,4-ジオキサン ②最終処分場 ③浸出液及び放流水 ④活性炭 ⑤吸着等温線

要 旨

県内の3か所の最終処分場における1,4-ジオキサンの挙動を調査した結果、浸出液中の1,4-ジオキサンと降水量の関係は処分場ごとに大きく異なっていた。一部の処分場の浸出液では、1,4-ジオキサンと相関が高い項目が見られた。調査した処分場の放流水において、1,4-ジオキサンの濃度が大きく減少する事象が見られ、活性炭吸着塔の活性炭の交換による影響と考えられた。市販の活性炭を用いて放流水中における1,4-ジオキサンの吸着等温線を求め、活性炭による1,4-ジオキサンの除去効果について検討した結果、一時的ではあるが活性炭により1,4-ジオキサンの除去が可能であることが確認できたが、除去効果の持続は短かった。

1. はじめに

1,4-ジオキサンは「一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める省令（昭和五十二年総理府・厚生省令第一号）」の一部改正（平成25年2月21日公布、同年6月1日施行）により、最終処分場の放流水、浸透水等の基準項目に追加された。最終処分場からの1,4-ジオキサンの排出を抑制するためには、最終処分場における1,4-ジオキサンの挙動等を詳細に把握し、効率的な除去方法を検討することが不可欠である。しかし、未だ浸出液中の1,4-ジオキサン濃度やその変動など科学的知見が少ないのが現状である。また、1,4-ジオキサンは、親水性が高く沸点も水に近いことから、一般的に行われている加圧浮上、凝集沈殿のような物理化学的处理や、活性汚泥法のような生物処理による除去が困難とされてきた^{1,2)}。

当センターでは、2016～2018年度の3年間において、最終処分場における1,4-ジオキサンの挙動等を詳細に把握し、効率的な除去方法を検討する目的で、調査研究「埋立処分場における1,4-ジオキサンの挙動調査と効率的な除去方法に関する検討」を実施した。

今回、県内3か所の最終処分場を調査対象とし、降雨な

ど気象変動に伴う浸出液中、放流水中の濃度変化や、1,4-ジオキサンと可溶性イオン等についての関連を調査したので、その結果を報告する。また、前述の調査の結果、一時的ではあるが1,4-ジオキサンが活性炭吸着塔の活性炭により除去されていると考えられたことから、市販の活性炭を用いて1,4-ジオキサンの吸着等温線を求め、吸着性能を評価し、活性炭による1,4-ジオキサンの除去効果について検討したので報告する。

2. 調査方法及び試験方法

2.1 最終処分場の調査方法

2.1.1 調査対象及び調査項目

県内3か所の最終処分場を調査対象とした。以降、3か所の最終処分場をA処分場、B処分場及びC処分場と記載する。浸出液及び放流水を調査対象とした。

1,4-ジオキサン、pH、電気伝導率(EC)、全有機態炭素(TOC)、溶存酸素(DO)、浮遊粒子状物質(SS)、ナトリウムイオン(Na^+)、カリウムイオン(K^+)、マグネシウムイオン(Mg^{2+})、カルシウムイオン(Ca^{2+})、塩化物イオン(Cl^-)、硫酸イオン(SO_4^{2-})及び炭酸水素イオン(HCO_3^-)を調査項目とした。

*Behavior of 1,4-Dioxane in Leachate and Discharge Samples of the Landfills and the Effectiveness of Activated Carbon Adsorption for Reduction of 1,4-Dioxane Concentration

**Kunimasa NOGUCHI, Shuichi YOSHIDA, Takashi ISHIMOTO, Makiko OKADA, Hitoshi KAKIMOTO (石川県保健環境センター) Ishikawa Prefectural Institute of Public Health and Environmental Science

***Ryosuke KAWABATA (石川県消費生活支援センター) Ishikawa Prefectural Consumer Living Support Center

2.1.2 調査頻度及び調査期間

調査頻度は月1回とした。各最終処分場の調査期間は次のとおりである。なお、A処分場については活性炭による1,4-ジオキサンの除去状況を詳細に把握するため、B及びC処分場より12か月長く調査を実施した。

A処分場：2016年6月～2018年11月（30か月）

B処分場：2017年4月～2018年9月（18か月）

C処分場：2016年6月～2017年11月（18か月）

2.2 1,4-ジオキサンの測定

2.2.1 測定方法

1,4-ジオキサンの測定は「水質汚濁に係る環境基準について（昭和四十六年環境省告示第五十九号）」の附表7に示す活性炭抽出ーガスクロマトグラフ質量分析法に準じて実施した。なお、今回の測定では定量下限値及び検出下限値を低くするため、試料水を200mLから400mLに変更し、活性炭カートリッジからのアセトン溶出の量を5mLから1mLに変更し、以降の窒素気流下での濃縮操作を省いた³⁾。測定フローを図1に示す。

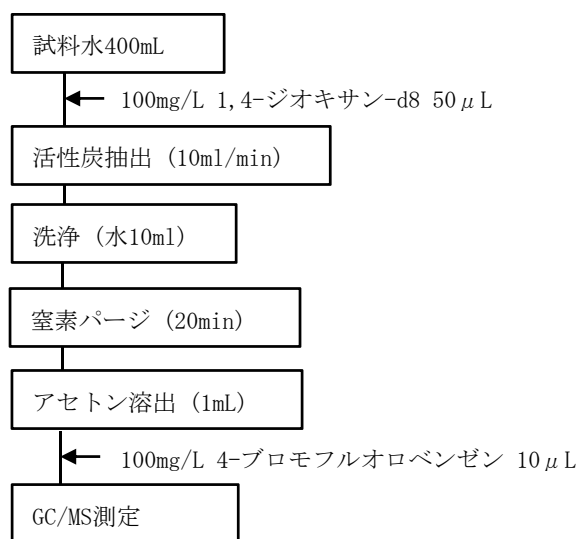


図1 測定フロー図

2.2.2 測定機器

Thermo Fisher Scientific社製のガスクロマトグラフ質量分析装置を使用した。ガスクロマトグラフ部はTRACE GC ULTRA、質量分析部はPOLARIS Qである。

2.2.3 定量下限値及び検出下限値

1,4-ジオキサンの定量下限値及び検出下限値は「化学物質環境実態調査実施の手引き（平成27年度版）⁴⁾」に従って求めた。定量下限値は0.0002mg/L、検出下限値は0.00005mg/Lであった。

2.3 活性炭の吸着性能試験方法

活性炭の吸着性能試験は、活性炭試験方法（JIS K 1474）に従って実施した。

2.3.1 活性炭及び試料水

活性炭は市販の4種類（a～d）を使用した。活性炭の性状を表1に示す。活性炭aは放流水中における1,4-ジオキサンの除去効果を検討するために用いた。活性炭b～dは活性炭の性状の違い（pH [塩基性基質の量] 及びよう素吸着量 [活性炭の比表面積] の違い）による1,4-ジオキサンの除去効果を比較するために用いた。

試料水は蒸留水及びA処分場の放流水を用い、試料水1L当たり1,4-ジオキサンを10μL添加し、1,4-ジオキサンの濃度が約10mg/Lになるよう調製した。

表1 活性炭の性状

活性炭	粒径	pH	よう素吸着量 (mg/g)
a	6μm	10.8	1364
b	20～50mesh	8.3	1155
c	4～8mesh	9.8	1134
d	4mm	9.8	1487

備考：表中の値はメーカーの試験成績書によるものである。
meshはふるいの目開きの大きさを示す（25.4mm間にある目開きの数）。

2.3.2 活性炭の調製

JIS Z 8801-1に規定する網ふるい45μm（ふるいの寸法は内径75mm）を90%以上通過するまで、めのうすり鉢で活性炭を粉碎し、網ふるいを通過したものを115±5℃で3時間乾燥し、デシケーター内で放冷した。

2.3.3 試験溶液の調製

8つの200mL共栓付三角フラスコに試料水100mLを入れ、調製した活性炭を0g、0.05g、0.1g、0.25g、0.5g、0.75g、1.0g、2.5gと段階的に添加し、振とう機により3時間振とうした。振とう条件は、振幅が水平方向40～50mm、1分間に200回往復とした。振とう後、遠心分離（3000rpm、20分）し、上澄み液を孔径45μmのメンブランフィルターでろ過し、試験溶液を調製した。

2.3.4 吸着等温線

試験溶液の1,4-ジオキサン残留濃度を測定し、両対数グラフ上に、1,4-ジオキサン残留濃度（C）を横軸に、活性炭単位質量当たりの1,4-ジオキサン吸着量（A）を縦軸にプロットして吸着等温線を作成し、Freundlichの吸着式から吸着定数（K, 1/n）を求めた。

$$A = KC^{1/n} \quad (\text{Freundlichの吸着式})$$

A: 活性炭単位質量当たりの1,4-ジオキサン吸着量(mg/g)
C: 1,4-ジオキサン残留濃度(mg/L)
K, 1/n: 吸着定数

吸着定数1/nは活性炭と吸着質との親和力を、Kは親和力のほかに吸着容量を含んでいるといわれている⁵⁾。1/n及びKの値が大きいほど相対的に活性炭への吸着量が多くなることから⁶⁾、1/n及びK値を比較することで活性炭の吸着性能を評価した。

なお、A及びCの常用対数($\log_{10}A$, $\log_{10}C$)から次式の一次直線が得られ、その傾きから1/nが、切片から $\log_{10}K$ が求まることから、本報では横軸 $\log_{10}C$ 、縦軸 $\log_{10}A$ としたグラフで吸着等温線を示す。

$$\log_{10}A = (1/n)\log_{10}C + \log_{10}K$$

3. 結果と考察

3.1 浸出液と放流水中の1,4-ジオキサン濃度推移

調査した3か所の最終処分場における浸出液及び放流水中の1,4-ジオキサン濃度の推移と降水量を図2に示す。降水量は採取前の3日間、1週間及び2週間分の積算降水量を示した。なお、降水量は最終処分場から最も近傍にある気象台、測候所及びアメダス観測所のデータを使用した⁷⁾。

1,4-ジオキサン濃度については、A処分場は浸出液及び放流水とも概ね0.002~0.004mg/Lの範囲で推移していた。特異な事象として、2017年1月の放流水中の1,4-ジオキサン濃度が大きく低下していた(0.00043mg/L)。浸出液と放流水の1,4-ジオキサン濃度を比較すると、浸出液より放流水のほうが若干低い傾向であり、これまでの報告例^{2,8)}のとおり生物処理により除去されたものと考えられる。B処分場の1,4-ジオキサン濃度は、浸出液は0.00016~0.0018mg/L、放流水は<0.00005~0.00074mg/Lで推移しており、放流水と比較して浸出水の濃度変動が大きかった。A処分場と同様にB処分場も浸出液より放流水のほうが1,4-ジオキサン濃度が低く、生物処理により除去されたものと考えられる。C処分場の1,4-ジオキサン濃度は、浸出液が<0.00005~0.00013mg/L、放流水が<0.00005~0.00012mg/Lで推移し、非常に低い濃度レベルであった。浸出液及び放流水はほぼ同様な濃度レベルで推移し、A及びB処分場のような浸出液と放流水の濃度差はみられなかった。なお、3か所の最終処分場とも季節的な濃度変動は見られなかった。

1,4-ジオキサン濃度と降水量の関係については、A処分場は採取前1週間降水量が150mmを超えたときに(2016年9月、2017年7月及び2018年9月)浸出液の1,4-ジオキサン濃度が0.002mg/L前後まで低下する傾向がみられ、降水量が一定量を超えると浸出液の1,4-ジオキサン濃度が低下することが明らかとなった。これは、降水量の増加に

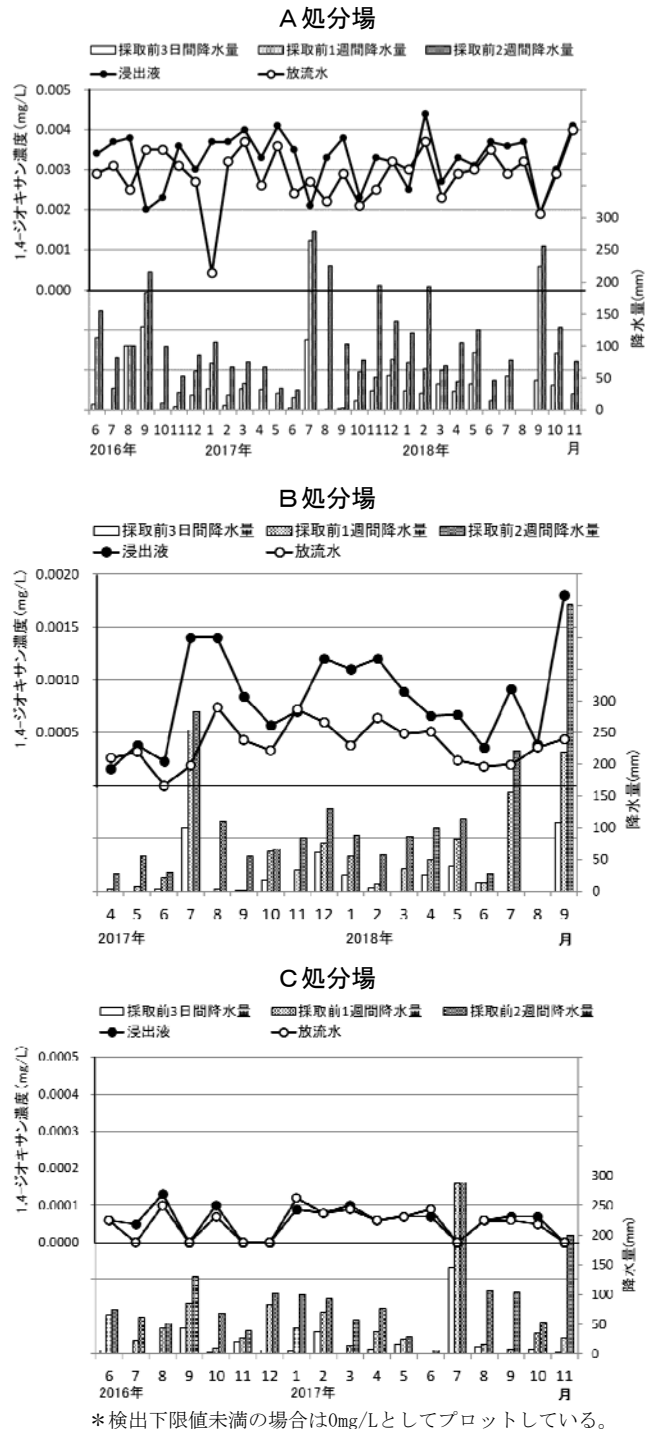


図2 1,4-ジオキサン濃度の推移と降水量

よる希釈の効果と考えられた。一方、B処分場は採取前1週間降水量が150mmを超えたときに(2017年7月及び2018年9月)1,4-ジオキサン濃度の上昇が見られ、A処分場とは逆の傾向であり、埋め立てられた廃棄物からの1,4-ジオキサンの溶出量が大きくなるものと考えられた。C処分場は1,4-ジオキサン濃度と降水量の関係は見られなかった。これらのことから、浸出液中の1,4-ジオキサン濃度と降水量との関係は処分場ごとに大きく異なっており、

その原因としては埋め立てられている廃棄物の種類や量等に依存して浸出特性が異なることによるものと考えられた。浸出液の監視には処分場ごとによる1,4-ジオキサンの浸出特性の違いを把握しておく必要がある⁹⁾。

3.2 1,4-ジオキサンとその他項目の相関等

1,4-ジオキサンとEC、TOC及び可溶性イオン（Na⁺、K⁺、Mg²⁺、Ca²⁺、Cl⁻、SO₄²⁻、HCO₃⁻）との相関を表2に示す。

A処分場の浸出液では、1,4-ジオキサンと相関が高い項目（相関係数が0.7以上）⁹⁾はEC、TOC、Na⁺、K⁺、Mg²⁺及びCl⁻であり、相関係数が0.5以上の項目はCa²⁺及びHCO₃⁻であった。A処分場の放流水では1,4-ジオキサンとの相関係数が0.7以上の項目はなく、相関係数0.5以上の項目はEC、Na⁺、Ca²⁺及びCl⁻であった。B処分場の浸出液では、1,4-ジオキサンとの相関係数が0.7以上の項目はTOC、Mg²⁺及びCa²⁺であり、相関係数が0.5以上の項目はECであった。B処分場の放流水では1,4-ジオキサンとの相関係数が

0.7以上の項目はなく、相関係数0.5以上の項目はTOC及びCa²⁺であった。C処分場の浸出液及び放流水では、1,4-ジオキサンとの相関係数が0.5以上の項目はなかった。

A及びB処分場の浸出液では1,4-ジオキサンと相関が高い項目が見られ、これら項目を1,4-ジオキサンのモニタリング代替項目として利用できるものと考えられる。なお、1,4-ジオキサンと相関が高い項目は処分場ごとによって異なることから、事前に1,4-ジオキサンと相関が高い項目を把握しておく必要がある。

A処分場の1,4-ジオキサンとその他項目の推移を図3に示す。浸出液については1,4-ジオキサンとその他の項目はほぼ同様な変動が見られており、1,4-ジオキサンとその他の項目の相関が高かった結果と一致している。放流水については、2017年1月に1,4-ジオキサン濃度が大きく低下していたが、他の項目と比較すると、ECや可溶性イオンは濃度低下が見られないことから、希釈による濃

表2 1,4-ジオキサンとその他項目の相関

		相関係数								
		EC	TOC	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻
1,4-ジオキサン	A処分場 浸出液 (n=30)	0.79	0.75	0.83	0.72	0.88	0.66	0.78	0.16	0.51
	放流水	0.61	0.43	0.54	0.46	0.44	0.61	0.52	0.17	0.14
	B処分場 浸出液 (n=18)	0.53	0.91	-0.21	0.40	0.74	0.89	0.30	0.45	0.37
	放流水	0.32	0.54	-0.31	0.04	0.41	0.57	0.08	0.18	-0.37
C処分場 (n=18)	浸出液	-0.25	0.14	0.18	-0.54	0.17	-0.49	0.44	0.19	-0.45
	放流水	-0.38	-0.04	0.13	-0.71	0.29	-0.38	0.30	0.34	-0.45

相関係数が0.7以上

相関係数が0.5以上

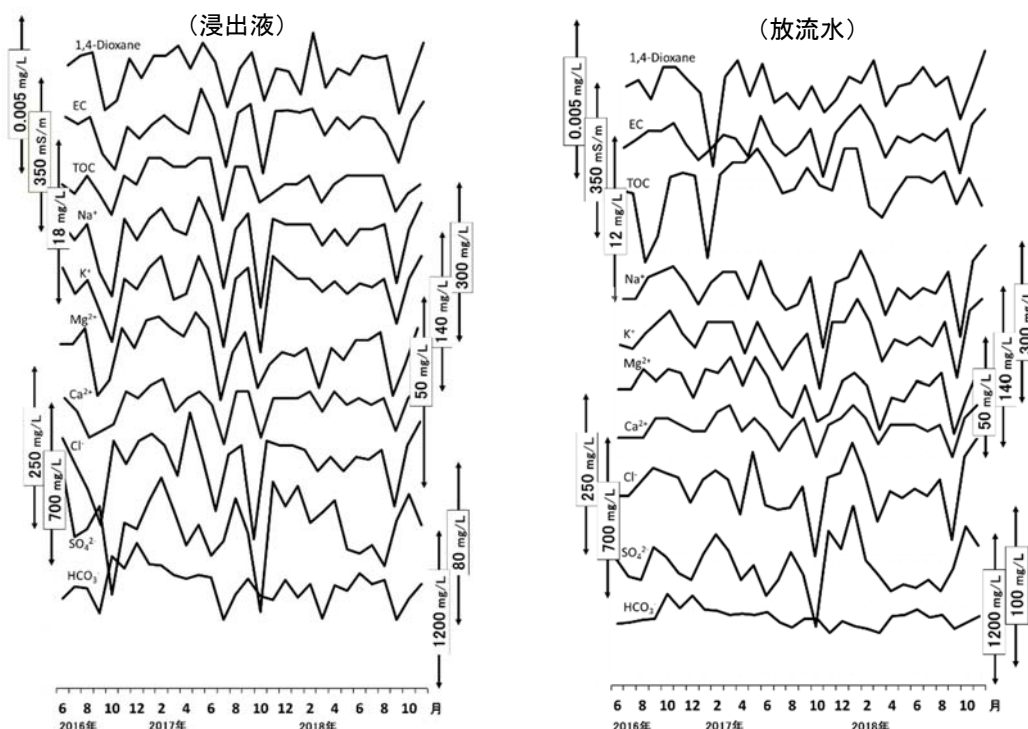


図3 A処分場の1,4-ジオキサンとその他項目の推移

度低下ではないと考えられる。一方、TOCは1,4-ジオキサンと同様に大きく濃度が低下していた。1,4-ジオキサンとTOCが同時に濃度減少した事象は2016年8月にも見られた。調査期間におけるA処分場の水処理状況を調査したところ、2017年1月については採水2日前に、2016年8月については採水23日前に活性炭吸着塔の活性炭の交換を実施したことが判明した。調査期間において活性炭の交換を実施したのは前述の2回と2018年10月の合計3回であった。そこで2018年10月の活性炭交換に合わせて詳細調査を実施した。その結果を図4に示す。活性炭交換の4日後では放流水中の1,4-ジオキサンの濃度が0.0016mg/Lと通常の2分の1程度に低下していた。11日後以降は放流水中の1,4-ジオキサンの濃度低下は見られず、1,4-ジオキサンの濃度低下は一時的であった。これらのことから、活性炭の交換が1,4-ジオキサンとTOCの濃度低下の原因と考えられた。

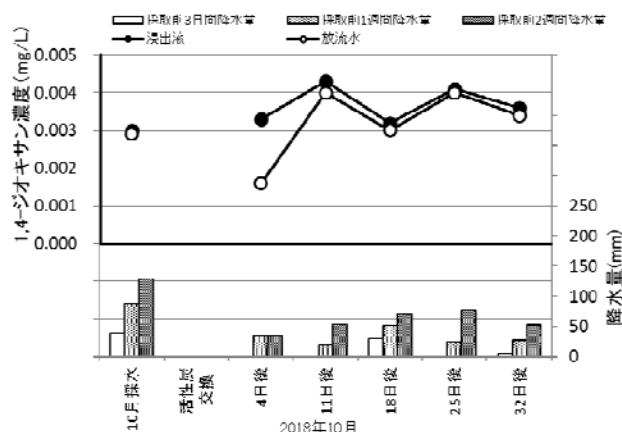


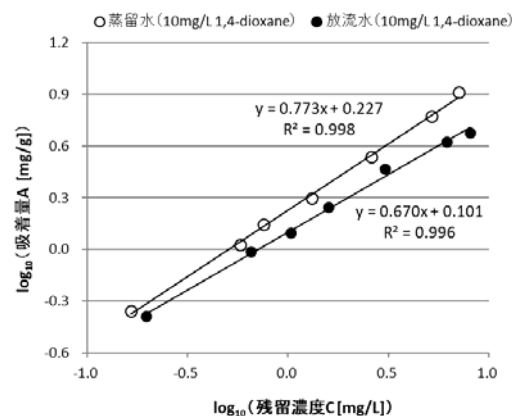
図4 活性炭交換に係る詳細調査結果

3.3 活性炭による1,4-ジオキサンの除去効果

3.3.1 放流水中における除去効果

最終処分場における調査の結果、活性炭吸着塔の活性炭が放流水中の1,4-ジオキサン濃度に影響していると考えられること、また、1,4-ジオキサンの除去に活性炭が有効であるとの報告例^{8,10)}があることから、市販の活性炭を用いて放流水中における1,4-ジオキサンの吸着等温線を求め、活性炭による1,4-ジオキサンの除去効果について検討した。

蒸留水中及びA処分場の放流水中における1,4-ジオキサンの吸着等温線を図5に示す。蒸留水中の吸着定数Kは1.69、 $1/n$ が0.773、放流水中の吸着定数Kは1.26、 $1/n$ が0.670と、蒸留水中と比較して放流水中は吸着定数K及び $1/n$ は小さかった。この結果から、蒸留水中と比較して放流水中では1,4-ジオキサンの活性炭吸着量は少ないといえる。この原因は、放流水中には生物処理では除去されない有機物が含まれており (TOC=8.0mg/L)、これらの影



	$1/n$	$\log_{10}K$	K	R^2
蒸留水 (10mg/L 1,4-dioxane)	0.773	0.227	1.69	0.998
放流水 (10mg/L 1,4-dioxane)	0.670	0.101	1.26	0.996

図5 1,4-ジオキサンの吸着等温線 (活性炭a)

響により放流水中の1,4-ジオキサンの活性炭吸着量が減少するものと考えられた。

蒸留水中及び放流水中における1,4-ジオキサンの吸着等温線から、活性炭による1,4-ジオキサンの処理日数 (活性炭吸着塔における破過時間 (日)¹¹⁾) を評価した。評価

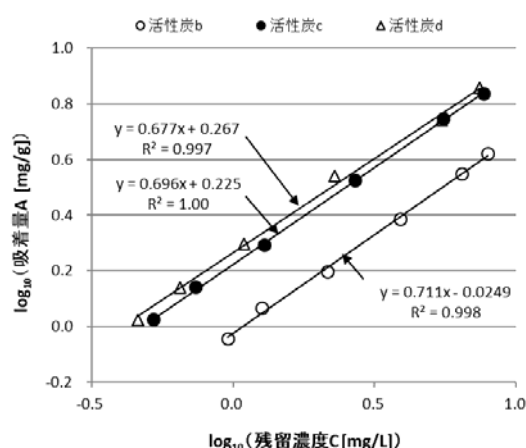
$$tb = (x/m)b \times Mc / Q / (Ci - Cb/2) \dots^{11)}$$

(tb: 破過時間 (日), $(x/m)b$: 吸着塔の破過点吸着能力 (g/g), Mc: 吸着塔内活性炭量 (g), Q: 処理水量 (m³/日), Ci: 流入水中の有機物濃度 (mg/L), Cb: 破過有機物濃度 (mg/L))

の条件は、処理水量及び活性炭量はA処分場の現状の値を、1,4-ジオキサン濃度を10mg/Lから0.5mg/Lに除去 (除去率95%) することとした。評価の結果、処理日数は放流水が1.5日、蒸留水が1.8日であった。放流水と比較して処理日数は増加しているが、大きな増加ではなかった。これらの結果より、活性炭による1,4-ジオキサンの除去については、一時的に可能であるが、その効果の持続が短いことが明らかとなった。また、この結果は、A処分場の一時的な1,4-ジオキサンの濃度低下が比較的短い日数で終了している結果と一致するものであった。

3.3.2 性状が異なる活性炭の除去効果の比較

活性炭の性状の違いによる1,4-ジオキサンの除去効果を比較するため、活性炭b、c及びdを用いて放流水中における1,4-ジオキサンの吸着等温線を求めた。福原¹²⁾によれば、活性炭の比表面積の違いについては1,4-ジオキサンの吸着量に特徴的な差は見られず、活性炭表面の塩基性基質が多い場合1,4-ジオキサンの吸着量が增大すると報告している。そこで、活性炭のpH (塩基性基質の量) が異なる活性炭bとc、また、よう素吸着量 (活性炭の比表面積に近似することができる⁵⁾) が異なる活性炭c



活性炭	pH	よう素吸着量 (mg/g)	1/n	log ₁₀ K	K	R ²
b	8.3	1155	0.711	-0.0249	0.944	0.998
c	9.8	1134	0.696	0.225	1.68	1.00
d	9.8	1487	0.677	0.267	1.85	0.997

備考：pHとよう素吸着量については表1記載の値を再掲

図6 活性炭の性状による1,4-ジオキサンの吸着等温線の違い（活性炭b～d）

とdを比較することで塩基性基質の量及び活性炭の比表面積の違いによる除去効果を比較した。

結果を図6に示す。吸着定数Kは活性炭bが0.944、活性炭cが1.68、活性炭dは1.85であった。活性炭b～dの吸着定数1/nは0.677～0.711と大きな差はなかった。活性炭bと活性炭cの比較では、吸着定数Kは活性炭cが大きく、塩基性基質の量が多い活性炭のほうが1,4-ジオキサンを多く吸着しており、これまでの報告¹²⁾と同様の結果であった。最終処分場の放流水においても、塩基性基質を多く含む活性炭を用いれば、より効率的に1,4-ジオキサンを除去できると考えられる。活性炭cと活性炭dの比較では、吸着定数Kは活性炭dのほうが若干大きい、ほとんど差はないものと考えられ、これも従来の報告¹²⁾のとおり活性炭の比表面積の違いによる吸着状況の差はないと考えられる。

塩基性基質を多く含む活性炭が1,4-ジオキサンを多く吸着する原因としては、プラスの電荷を持つ塩基性基質と1,4-ジオキサンの酸素原子とが相互作用することにより、吸着平衡が変化（吸着速度が増加し、脱離速度が減少）するためと考えられる。

4. まとめ

- (1) 県内3か所の最終処分場における1,4-ジオキサンの挙動調査の結果、浸出液中の1,4-ジオキサンと降水量の関係は処分場ごとに大きく異なっていた。
- (2) 一部の処分場の浸出液では、1,4-ジオキサンと相関が高い項目（EC、TOC、Na⁺、K⁺、Mg²⁺、Ca²⁺及びCl⁻）が見

られ、1,4-ジオキサンのモニタリング代替項目として利用できると考えられる。

- (3) A処分場の放流水において、1,4-ジオキサンの濃度が大きく減少する事象が見られたが、この原因は活性炭吸着塔の活性炭の交換による影響と考えられた。
- (4) 市販の活性炭を用いて放流水中における1,4-ジオキサンの吸着等温線を求め、活性炭による1,4-ジオキサンの除去効果について検討した結果、一時的ではあるが活性炭により1,4-ジオキサンの除去が可能であることが確認できた。しかし、除去効果の持続は短かった。
- (5) 塩基性基質を多く含む活性炭は1,4-ジオキサンを多く吸着することから、最終処分場の放流水においても、より効率的に1,4-ジオキサンを除去できるものと考えられる。

5. 引用文献

- 1) 中央環境審議会水環境部会 排水規制等専門委員会（第4回）（2010.8.17）：資料7
- 2) 庄司成敬，安部明美：1,4-ジオキサンおよび界面活性剤の事業所からの排出実態．用水と廃水，**43**(12)，18-24，2001
- 3) 井上和幸，柿澤隆一：1,4-ジオキサンの効率的な前処理方法の検討について．石川県保健環境センター研究報告書，**48**，19-24，2011
- 4) 環境省総合環境政策局環境保健部環境安全課：化学物質環境実態調査実施の手引き（平成27年度版），75-77
- 5) 安部郁夫：活性炭の性能評価法．炭素TANSO，**204**，200-208，2002
- 6) 安部郁夫：活性炭吸着の基礎．環境技術，**20**，27-32，1991
- 7) 気象庁：過去の気象データ検索．<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>（2019.3.29アクセス）
- 8) 三好益美，藤田久雄：1,4-ジオキサンの生物化学的処理特性（第1報）．香川県環境保健研究センター所報，**8**，138-141，2009
- 9) 志水信弘，平川周作，鳥羽峰樹，池浦太荘，桜木建治，大久保彰人：最終処分場浸出水中の1,4-ジオキサンの挙動．福岡県保健環境研究所年報，**41**，73-77，2014
- 10) 倉田泰人：一般廃棄物最終処分場浸出水中の1,4-ジオキサンに関する考察．第21回廃棄物資源循環学会研究発表会講演集，P2-D4-6，2010
- 11) 芳倉太郎：活性炭法による水処理．生活衛生，**41**(5)，161-173，1997
- 12) 福原知子，高阪 勉，石原和宏，藤井清一，藤原 学，安部郁夫：水中1,4-ジオキサンの活性炭吸着特性．第39回水環境学会年会講演集，578，2005

< 報 文 >

廃棄物埋立地における水銀ガス調査*

長森 正尚**

キーワード ①廃棄物埋立地 ②水銀ガス ③安定化 ④温度

要 旨

日本における廃棄物埋立地への水銀の最終処分量は2014年ベースの推定で年間7.3トンと少なくないが、水銀大気排出インベントリで廃棄物埋立地は考慮されておらず、調査事例も少ないのが現状である。そこで、近年の水銀ガスの実態を把握すべく、廃棄物埋立地11施設の水銀ガス濃度、並びに埋立地表面からの水銀ガスフラックスを調査した。その結果、ガス抜き管及び観測井内の水銀ガス濃度は、0.8～59.2 ng/m³と低く、さらに埋立廃棄物の安定化指標である温度やガス濃度比が低いほど低い傾向がみられた。他方、埋立地表面からの水銀ガスフラックスは、-0.6～27.9 ng/m²/時で気化しやすい水銀は気温が高いほど大気へと放出される傾向がみられた。これらから、埋め立てられた水銀は、安定化が進むほど廃棄物層内に留まりやすく、系外への放出は無視できる量であることが分かった。

1. はじめに

水銀に関する水俣条約が2017年8月16日に発効し、グローバルな水銀の管理が始まる一方で、国内でも大気排出抑制や水銀廃棄物管理が厳しくなった。他方、稼働中の廃棄物埋立地（以下、埋立地）への水銀の最終処分量は年間7.3トン（2014年ベース）と推定されており¹⁾、決して少ないとは言えない。筆者が近年埋め立てられている廃棄物中の総水銀含有量を調べたところ²⁾、焼却灰1～128 μg/kg、溶融スラグ18 μg/kgに対して、焼却飛灰が5700 μg/kg、不燃物が86～6080 μg/kgで高濃度であったが、推定量からみると濃度が低かった。なお、水銀ゼロ使用表示の乾電池28検体を2014年に調査したところ、2～110

μg/kg（18検体：定量下限値未満）と極低濃度であることが分かった³⁾。

他方、埋立地における水銀ガスの調査事例は少なく、水銀大気排出インベントリで埋立地は考慮されていない。埋立地からの水銀大気排出インベントリを推定している国は少なく、例えば米国（1995年ベース）⁴⁾は総排出量158トンに対しての0.08トンと極めて小さい。埋立地における水銀調査事例を表1に示す。東京都⁵⁾の調査（1990～2002年）では、ガス抜き管の平均濃度が50～19000ng/m³で大幅な変動に加えて漸減傾向がなく、最近では約100～10000 ng/m³（3埋立地）という事例⁶⁾しかない。埋立地の安全安心を確保するには、最近の水銀ガス濃度を調査す

表1 埋立地における水銀ガスの調査事例

調査地	埋立廃棄物	埋立量 (万t)	面積 (ha)	埋立期間	調査年	水銀ガス濃度			水銀ガスフラックス		
						作業面 (ng/m ³ N)	地表面 (ng/m ³ N)	井戸等* (ng/m ³ N)	作業面 (ng/m ² /時)	地表面 (ng/m ² /時)	井戸等* (mg/時)
日本 ¹⁾	一廃: 不燃、可燃、焼却灰 産廃: 上下水道汚泥等	9897	761	1929～	1990～2002	—	2～120	50～19000	—	—	<0.05**
日本 ⁹⁾	焼却灰主体 (CS処分場)	—	—	不明	埋立中	950～2300	—	—	—	—	—
日本 ⁹⁾	焼却灰主体	—	—	不明	埋立後1年	—	2.3～3.4	—	—	—	—
韓国 ¹⁰⁾	表記なし(オープンダンプ)	16000	272	1978～1992	2000	—	—	3.5～3000	—	—	2.7**
米国 ⁷⁾	都市固型廃棄物	360	59	1990～2000	2001	—	3500～6300	—	100～160**	22～40**	—
米国 ⁷⁾	都市固型廃棄物	570	101	1990～1999	1999	—	840～1160	—	52～99**	5.0～7.0**	—
米国 ⁷⁾	都市固型廃棄物	410	78	1990～1998	1998	—	6850～8600	—	230～440**	12～15**	—
米国 ⁷⁾	都市固型廃棄物	140	—	1990～2000	1997	—	20～1060	—	—	—	—
中国 ⁸⁾	都市固型廃棄物	47	52	2001～	2003～2006	—	—	2～1400	58000	-1～660	0.11**
中国 ⁸⁾	都市固型廃棄物	22	10	1983～2003	2004	—	—	—	—	54～560	—
中国 ⁸⁾	都市固型廃棄物	22	10	1994～2001	2004	—	—	—	—	20	—
中国 ⁸⁾	都市固型廃棄物	80	40	1989～2005	2004	—	—	5～74	9100	20～190	0.26**
中国 ⁸⁾	都市固型廃棄物	37	20	1989～2007	2004	—	—	—	290	—	—

*井戸等とは、ガス抜き管やガス抽出井戸のことを示す。 **文献中のデータから換算した値。

*Study on gaseous mercury in solid waste landfills

**Masanao Nagamori (埼玉県環境科学国際センター) Center for Environmental Science in Saitama

る必要があり、さらに排出量推定には実埋立地でのガス放出量の測定も重要である。日本の水銀フラックス測定事例はなく、米国⁷⁾や中国⁸⁾の事例で、埋立地表面における調査結果として5.0～40 ng/m²/時、及び1～660 ng/m²/時という報告がある。これらは未処理の都市ごみ主体の埋立地調査であり、日本の場合と異なる可能性がある。作業面からのフラックスは、52～440 ng/m²/時（米国）、290～58000 ng/m²/時（中国）となっており、埋立作業中にガス状水銀がより多く放出される傾向にある。

本研究では、近年の我が国における埋立地での水銀ガスの実態を把握すべく、埋立地ガス中の水銀濃度及び埋立地表面からの水銀フラックスに関して、埋立廃棄物の種類、埋立終了後の年数などの異なる条件で調査した。

2. 方法

2.1 埋立地層内の水銀ガス濃度測定

調査対象11埋立地の概要を表2に示す。維持管理基準が強化された1998年以前に埋立開始された埋立地が9施設であるが、安定型処分場であるSM埋立地以外は準好気性埋立構造を有していた。また、焼却灰等の有機物含有量の少ない埋立廃棄物が主体である埋立地が多かった。水銀ガス濃度の調査にあたっては、ガス抜き管及び観測井を対象としたが、都合により調査できなかったガス抜き管が4施設あった。

各管内のガスは0.5L/分で金アマルガム水銀捕集管（NIC製、M-160（以下、捕集管））に導入され、捕集された水銀ガスを大気中水銀測定装置（NIC製、マーキュリーWA-5A）で計測した。また、埋立地ガス中の水蒸気及び二酸化炭素ガスの影響を除去するため、捕集管の前段階に再加熱ソーダライム管²⁾を装着した。なお、捕集開始から簡易ガス測定器（Geotechnical Instruments製、GA5000）で埋立地ガスの組成をモニターし、変動し始めた時点で外気が侵入したと判断して捕集を終了することとした。

さらに、管内の水銀ガス濃度分布について、小川式パッシブサンプラー（20mm×30mm）¹⁾を用いて調査した。金薄膜をコーティングした直径15mmの石英ろ紙（東京ダ

イレック製、2500QAT-UP）を水銀捕集用フィルターとしてサンプラー内部に装填し、分子拡散プレート被せた。金薄膜は、スパッタリング装置（HITACHI製、JFC-1600）を用い、ろ紙上に同じ厚さになるようにコーティングした。さらに、金薄膜後のろ紙を850℃の電気炉で30分間加熱し水銀を完全に除去した。本調査は2埋立地のガス抜き管とし、RM埋立地で深度26mを5m間隔、RY埋立地で深度14mを4m間隔で実施した。また、フィルターへの水滴の付着を防ぐ目的でサンプラーをプラスチックカップで覆い、調査時間は3時間暴露とした。ろ紙に吸着させた水銀量は、加熱気化水銀測定装置（日本インスツルメンツ製、マーキュリーSP-3D）で測定した。

2.2 埋立地表面からの水銀ガスフラックス測定

調査地点の埋立廃棄物量を表3に示す。焼却灰と不燃物では水銀含有量に違いがあることが分かったため²⁾、廃棄物の埋立割合の異なるRM埋立地内に設置した3つのセル（C4～C6）を対象とし、各地表面からの水銀ガスフラックスを調査した。セルの設置作業は2016年6月、調査は2017年6～11月に実施した。なお、各セルに設置されている観測井（深さ1.5～2.5m）内の水銀ガス濃度も併せて測定したが、約7 ng/m³で地点差がなく、いずれも酸素濃度がほぼ0%であった。

表3 ガスフラックス調査地点の埋立廃棄物量等

No.	灰の割合	一般廃棄物(t) 焼却灰	産業廃棄物(t) 不燃物 燃えがら	合計 廃プラ (t)	水銀ガス 濃度(ng/m ³)
C4	少	16.2	51.7	9.4 40.9	118.2 7.1
C5	中	40.7	40.9	0.0 42.2	123.8 6.6
C6	多	53.3	35.8	9.4 33.5	132.0 6.9

埋立地表面から大気へ放出する水銀ガス量は、図1に示すフラックスチャンバー法を用いて測定した¹²⁾。使用したチャンバーは無色透明の亚克力製（縦400×幅250×高さ100mm；内容量10L）であり、3.0L/分の定流量で大気を流しながら、チャンバーの大気流入口と流出口における水銀ガスを流量0.5L/分で捕集管に導入し、大気中水銀測定装置で計測した。なお、水銀ガスの捕集時間は56分であり、得られた水銀ガス量と吸引流量から算出した水銀ガス濃度を1時間の平均濃度（流入口Ci，流出口Co；ng/m³）とし、水銀フラックスF（ng/m²/時）を次式から算出した。

$$F = (C_o - C_i) / A \times Q - F_{BL}$$

ここで、Aは対象とする表面積、Qは大気流量（m³/時）である。F_{BL}は本方法によるブランク値であり、チャンバーと土壌表面との間にテフロン製の板を敷いた状態で測定した。ブランク値の平均値及び標準偏差は0.26 ± 0.13ng/m²/時（n=9）であった。水銀フラックスの測定と

表2 調査対象埋立地の概要

埋立地	埋立年	深度	GV*	MW**	埋立廃棄物
RS	1979～1987	9m	1	3	不燃ごみ、焼却灰、可燃ごみ
WS	1982～2000	45m	2	2	廃プラ、建廃、汚泥等
FU	1988～	8m***	0	1	焼却灰、灰固化物
RT	1989～1992	25m	1	1	焼却灰、不燃物、廃プラ
KT	1989～2007	10m	0	2	焼却灰、不燃物、熔融スラグ
SM	1995～2002	30m	0	3	建廃、廃プラ、ガラ陶くず
HK	1996～	7m***	0	2	灰固化物、熔融スラグ
RY	1996～1997	18.5m	1	1	焼却灰、不燃物、廃プラ
RZ	1997～2000	27m	1	1	焼却灰、不燃物、廃プラ
RX	2000～2007	23m	1	1	焼却灰、不燃物、廃プラ
RM	2007～2017	26m	1	1	不燃物、廃プラ、焼却灰

* ガス抜き管 ** 観測井 *** 調査時の深度

同時に、埋立地表面からの高さ10cmにおける気温（以下、地表気温）、相対湿度、日射量、地中熱流量、大気圧、風量等も併せて観測した。

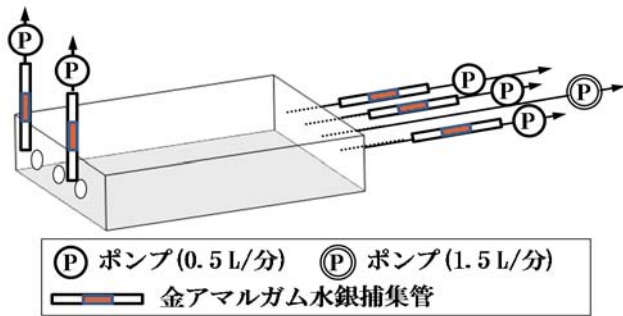


図1 フラックスチャンバー法の概略等

3. 結果

3.1 埋立地層内の水銀ガス濃度

埋立地ガス中の水銀濃度の調査結果を表4に示す。埋立廃棄物の種類、埋立年齢など背景が異なる埋立地での調査であったが、ガス抜き管で1.5～39.0 ng/m³、観測井で0.8～59.2 ng/m³と濃度範囲が比較的狭かった。これらの濃度は、前述の文献値の低いレベルに位置した。2年続けて測定した管内の水銀ガス濃度は低下した地点が多かった。次に、これら水銀ガス濃度と管内温度の関係を図2に示す。RS埋立地を除いた調査結果からは、管内温度が高いと水銀ガス濃度が高くなる傾向を示していた。RS埋立地は埋立年が最も古く、埋立廃棄物に含まれていた水銀が多かった可能性が考えられる。これを除けば、東京都の調査⁵⁾で埋立地ガスの温度と水銀ガス濃度が正の関係を示していたことと類似していた。他方、層内温度と同じく埋立廃棄物の安定化指標の一つであるメタンガス濃度比「CH₄/(CH₄+CO₂)」と水銀ガス濃度の関係を図3に示す。一般的に、メタンガス濃度比が0.6～0.5を下回るとは、層内に大気が入り込んで部分的に好気性分解が生じて、埋立廃棄物の安定化が進んでいることを示している¹³⁾。ここでは、比に大きく影響する埋立地ガス濃度が1%未満の試料を除いて図示したが、メタンガス濃度比が大きいほど水銀ガス濃度が高い傾向にあった。すなわち、埋立地ガス中のメタンガスの割合が大きいメタン発酵期は、水銀ガスが比較的高濃度の傾向があると言える。なお、同じ埋立地でも調査管によってメタンガス濃度比が異なっていたことから、管内ガスデータは埋立地全体ではなく、採取した管周辺の状況を表していると考えられた。他方、メタンガス濃度比が1.0付近のガスについては、管周辺の間隙水が高アルカリのため二酸化炭素ガスが吸収された可能性が高い。埋立廃棄物中にアルカリ性を示す焼灰等が多く含まれている場合が考えられ、メタンガス濃度比が安定化を表現できないことがある。

表4 水銀ガス濃度の調査結果

埋立地	ガス抜き管		観測井	
	2017年度	2018年度	2017年度	2018年度
RS	4.2	-	46	-
			59	-
			10	-
WS	26	-	1.5	0.2
			6.2	5.8
FU	-	-	1.7	-
RT	3.0	1.5	1.1	6.2
			0.9	-
KT	-	-	2.9	-
			1.8	-
SM	-	-	1.1	-
			1.0	0.2
			1.9	-
HK	-	-	4.3	-
			7.1	-
RZ	3.0	1.8	42	12
RX	21	34	2.8	0.8
RM	39	-	18	-

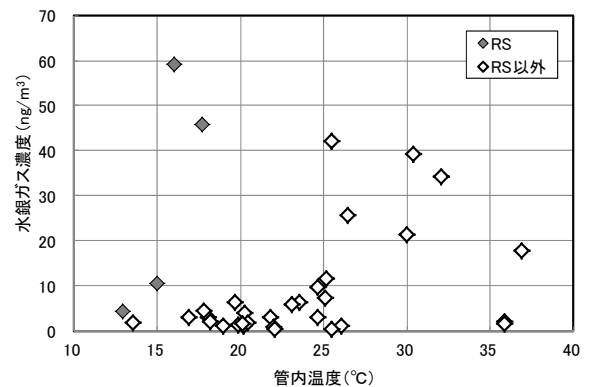


図2 水銀ガス濃度と管内温度の関係

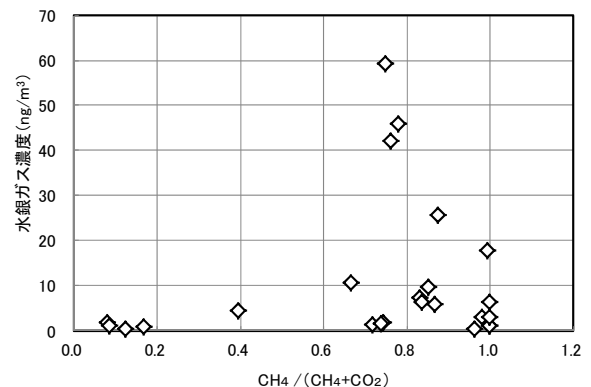


図3 水銀ガス濃度とメタンガス濃度比の関係

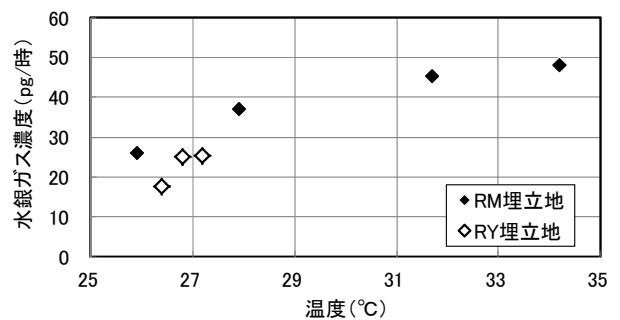


図4 水銀ガス濃度と管内温度の関係（深度調査）

次に、ガス抜き管の深度ごとに調査した水銀ガス濃度と温度の関係を図4に示す。RM埋立地は25.9～34.2℃の温度勾配があり、RY埋立地は26.4～27.2℃と温度がほぼ一定であった。今回の調査では濃度の単位をpg/時で示すため、相対的な濃度の違いになるが、RM埋立地で26.1～48.0 pg/時、RY埋立地で17.6～25.2 pg/時の範囲であった。両埋立地において、同じ管内であっても、温度が高いほど水銀ガス濃度が高い傾向があり、水銀ガス濃度に偏りがあることが分かった。温度により飽和水銀ガス濃度は大きく変化するが、管周辺の廃棄物層と管内における水銀ガスの移流・拡散の様子は今回の調査からは不明である。なお、調査日時が異なるが、ガス抜き管内の水銀ガス濃度がRM埋立地とRY埋立地で10倍の違いがあったが、本手法ではそこまで大きな違いはみられなかった。

3.2 埋立地表面からの水銀ガスフラックス

RM埋立地のセルC5の夏季における水銀フラックスと気象の観測結果を図5に示す。水銀フラックスは10.6～19.0 ng/m²/時 (n=5) と幅があり、日射量及び地表気温と変動が類似していた。なお、夏季ではセルC4が21.7～24.2 ng/m²/時 (n=3)、セルC6が14.5～27.9 ng/m²/時 (n=5)、冬季でセルC4が-0.6～0.6 ng/m²/時 (n=5)、セルC5で1.4～2.6 ng/m²/時 (n=5) であった。この他に、気圧変動や地中熱流量等とフラックスの関係は見いだせなかった。これは、水銀ガスの採取に約1時間を要することから、短時間で変化する項目との詳細な解析ができなかったことが挙げられる。なお、一般環境土壌における水銀フラッ

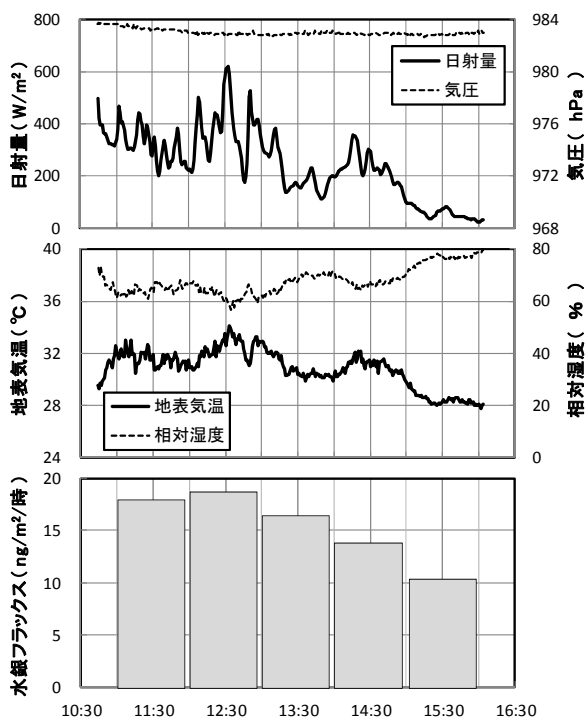


図5 水銀フラックスと気象変動（セルC5）

クス¹⁴⁾が測定されているが、人工造成地で1.1未満～174 ng/m²/時 (n=531)、森林土壌で1.1未満～32 ng/m²/時 (n=245) と報告されており、本研究の結果は森林土壌と同程度であった。

次に、全観測データを用いて、水銀フラックスと相関が高かった項目のうち地表温度との関係を図6に示す。気化しやすい水銀は高温なほど大気へと放出される傾向がみられ、埋立廃棄物の組成の違いによる影響はみられなかった。なお、調査地点ごとの地表温度や日射量と水銀フラックスの間の相関については、C5地点においては高かったが、C4及びC6では明確ではなかった。これは、C4及びC6の調査日の地表温度や日射量の変動が少なく、それらの影響が明確にならなかったと考えられる。

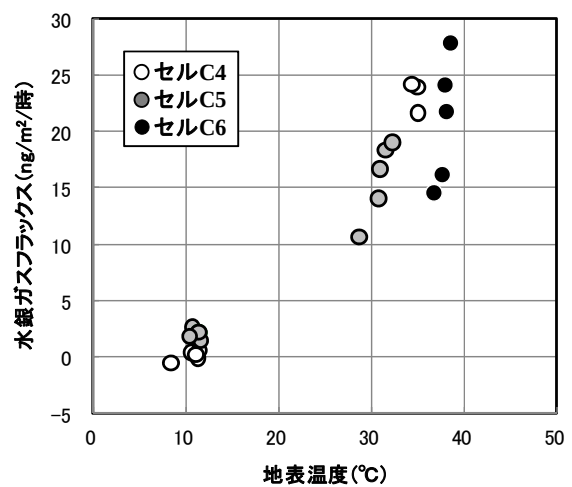


図6 水銀フラックスと地表温度の関係

4. まとめ

廃棄物埋立地11施設の水銀ガス濃度、並びに埋立地表面からの水銀ガスフラックスを調査した。水銀ガス濃度は0.8～59.2 ng/m³で文献値と比較して低い範囲であった。特に、埋立廃棄物の安定化指標である層内温度とメタンガス濃度比は水銀ガス濃度と関係がみられたが、埋立時期の古い場合に水銀ガス濃度が高い可能性が示唆された。また、ガス抜き管の深度ごとの水銀ガス濃度は温度勾配に従って偏りがあることが分かった。さらに、埋立地表面からの水銀ガスフラックスは、冬季で-0.6～2.6 ng/m²/時、夏季で10.6～27.9 ng/m²/時であり、気化しやすい水銀は気温が高いほど大気へと放出される傾向がみられた。なお、今回の調査では、最終覆土された埋立地において、埋立廃棄物の組成の違いによる水銀ガスフラックスへの影響はみられなかった。

5. 引用文献

- 1) 環境省：我が国の水銀に関するマテリアルフロー、

- http://www.env.go.jp/chemi/tmms/materialflow/materialflow_2014.pdf (2019. 8. 16アクセス)
- 2) 長森正尚, 長谷隆仁, 大塚宜寿: 廃棄物埋立地における水銀モニタリング. 第32回全国環境研究所交流シンポジウム予稿集, 29-30, 2017
 - 3) 清水辰人, 長森正尚: 最終処分場における乾電池の取り扱い見直しのための水銀含有量調査. 第36回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, 90-91, 2015
 - 4) USEPA: Mercury Study Report to Congress, Volume II. An Inventory of Anthropogenic Mercury Emissions in the United States, <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/volume2.pdf> (2019. 8. 16アクセス)
 - 5) 高橋昌史, 中浦久雄, 溝入茂, 庄司匡範: 中防外側処分場における水銀の挙動. 東京都環境科学研究所年報, 165-171, 2004
 - 6) 高岡昌輝: 水銀のライフサイクル管理について. 日本環境化学会講演会予稿集, **59**, 57-77, 2017
 - 7) Lindberg S. E., Southworth G. R., Bogle M. A., Blasing T. J., Owens J., Roy K., Zhang H., Kuiken T., Price J., Reinhart D., Sfeir H.: Airborne Emissions of Mercury from Municipal Solid Waste. I: New Measurements from Six Operating Landfills in Florida. *J Air & Waste Manag Assoc*, **55**, 859-869, 2005
 - 8) Z. G. Li, X. Feng, P. Li, L. Liang, S. L. Tang, S. F. Wang, X. W. Fu, G. L. Qiu, L. H. Shang: Emissions of air-borne mercury from five municipal solid waste landfills in Guiyang and Wuhan, China. *Atmos. Chem. Phys.*, **10**, 3353-3364, 2010
 - 9) 西川雅高, 白石寛明, 柳瀬龍二, 谷田幸次: 改良型気中水銀測定用パッシブサンプラーによる埋立処分地上のガス状水銀濃度調査. 環境化学, **9**, 681-684, 1999
 - 10) Kim K. H., Kim M. Y.: Mercury emissions as landfill gas from a large-scale abandoned landfill site in Seoul. *Atmos. Env.*, **36**, 4919-4928, 2002
 - 11) 國木里加, 川上智規, 加賀谷重浩, 井上隆信, Elvince Rosana, 永淵修: 大気中の水銀濃度の測定～パッシブサンプラーの開発～. 環境工学研究論文集, **46**, 355-359, 2009
 - 12) 長森正尚, 長谷隆仁, 磯部友護: 廃棄物埋立地における水銀ガスフラックス調査. 第44回 環境保全・公害防止研究発表会, 46-47, 2017
 - 13) 山田正人, 遠藤和人, Komsilp Wang-Yao, 朝倉宏, 石垣智基: 埋立地現場におけるIPCC一次分解モデルにおける好気性分解補正係数(MCF)の評価. 第20回廃棄物資源循環学会研究発表会, 447-448, 2009
 - 14) 丸本幸治, 坂田昌弘: 土壌からの水銀発生量とその変動要因. 地球化学, **39**, 183-196, 2005

<環境省ニュース>

環境研究総合推進費（競争的研究資金）の最近の動向について

環境省大臣官房総合政策課環境研究技術室

環境研究総合推進費（以下「推進費」という。）は、環境省が必要とする研究テーマ（行政ニーズ）を提示し、独立行政法人環境再生保全機構（以下「機構」という。）が新規課題の公募及び審査、資金配分等を行う環境政策貢献型の競争的研究資金であり、例年9月末から約1ヶ月間に渡って新規課題の公募を行っています。今年度は「令和2年度新規課題公募」（採択された場合、令和2年4月から研究が開始となる課題の公募。以下「今回の公募」という。）を令和元年9月27日～11月1日の期間に実施し、現在機構において審査が行われています。今回の公募より、推進費の委託費と補助金で、それぞれ下記（１）（２）のとおり公募区分を改めましたので紹介します。

（１）環境問題対応型研究における技術実証型について（推進費〔委託費〕関係）

我が国の科学技術イノベーションの戦略を規定する「統合イノベーション戦略2019」（令和元年6月閣議決定）において、研究成果の社会実装が強く求められています。このため、「環境研究・環境技術開発の推進戦略」（令和元年5月環境大臣決定）に掲げる重点課題に係る技術開発を促進するため、今回の公募より環境問題対応型研究に新たに「環境問題対応型研究（技術実証型）」を設けました。

参考：統合イノベーション戦略2019

<https://www8.cao.go.jp/cstp/tougosenryaku/index.html>

環境研究・環境技術開発の推進戦略

<http://www.env.go.jp/policy/tech/kaihatsu.html>

（２）次世代事業の対象範囲拡大について（推進費〔補助金〕関係）

推進費の次世代事業では、従来、資源循環領域のみを対象としていましたが、今回の公募より全ての領域（統合領域、気候変動領域、資源循環領域、自然共生領域、安全確保領域の5領域）に対象を拡大し、下記ア及びイの区分により公募することとしました。

ア 技術開発実証・実用化事業

環境問題対応型研究で得られた技術開発または推進戦略において重点的に取り組むべき課題の解決に資する技術開発であって、全ての研究対象領域において、産学連携等により、実証・実用化を図る事業（下記イに該当する事業を除く）を対象とする。

イ 次世代循環型社会形成推進技術基盤整備事業

「資源循環領域」に係る技術開発で、廃棄物の安全かつ適正な処理、循環型社会の形成推進に関するもので、実現可能性、汎用性及び経済効率性が見込まれる技術を開発する事業を対象とする。

※ ア及びイが対象とする技術開発は、基礎研究及び応用研究が終了し、必要最小限の設備で技術の実証を行うものであり、既に開発された技術を用いた施設の整備を対象とするものではない。

参考：環境研究総合推進費 令和2年度新規課題公募要領（2019年秋の公募分）

https://www.erca.go.jp/suishinhi/koubo/pdf/r02_shinki_koubo.pdf

※上述のとおり、令和2年度新規課題公募の受付は既に終了しています。

次回（令和3年度新規課題公募）の公募開始時期は2020年秋頃を予定しています。引き続き、積極的に応募いただけるよう、御検討をお願いします。

<支部だより>

東海・近畿・北陸支部

全国環境研東海・近畿・北陸支部の活動として、第33回支部研究会について報告します。

(支部事務局：愛知県環境調査センター)

1. 開催日：平成31年1月24日（木）から25日（金）
2. 会場：愛知県三の丸庁舎（名古屋市）
3. 参加者：延べ110名（17機関）
4. 発表演題：23題

(1) 第1日：1月24日（木）

- ① 名古屋市における有害大気汚染物質濃度の20年間の経年変化

(名古屋市環境科学調査センター)

- ② 環境大気中N,N-ジメチルアセトアミドのN,N-ジメチルホルムアミドとの同時測定

(滋賀県琵琶湖環境科学研究センター)

- ③ 近年の大気中揮発性有機化合物濃度について—1,2-ジクロロエタンを中心に—

(京都府保健環境研究所)

- ④ 奈良県におけるPM2.5中指標性有機炭素成分のモニタリング結果について

(奈良県景観・環境総合センター)

- ⑤ PM2.5中の多環芳香族炭化水素類(PAHs)の分析法の検討及び留意点

(石川県保健環境センター)

- ⑥ 主要成分の毎時観測によるPM2.5高濃度化の要因推定

(（公財）ひょうご環境創造協会

兵庫県環境研究センター)

- ⑦ 神戸市における有害大気汚染物質モニタリング調査外物質の把握に向けて

(神戸市環境保健研究所)

- ⑧ 街路空間におけるヒートアイランド緩和策としての湧水の活用

(名古屋市環境科学調査センター)

- ⑨ 地下水中のひ素分析法の検討

(石川県保健環境センター)

- ⑩ 工場排水等におけるふっ素の測定精度の向上に関する検討

(三重県保健環境研究所)

- ⑪ 海域における水質管理に係わる栄養塩・底層溶存酸素状況把握に関する研究

(（地独）大阪府立環境農林水産総合研究所)

- ⑫ 水質モデルを用いた加古川流域における窒素負荷量解析

(（公財）ひょうご環境創造協会

兵庫県環境研究センター)

- ⑬ 緊急時を想定したGC/MSによる河川水中の化学物質の網羅的分析に関する研究

(岐阜県保健環境研究所)

- ⑭ 浜田川における降雨時の汚濁負荷の調査結果について

(愛知県環境調査センター)

(2) 第2日：1月25日（金）

- ⑮ 愛知県の「海上の森自然環境保全地域」におけるスミレサイシン開花状況調査

(愛知県環境調査センター)

- ⑯ ゼブラフィッシュを用いたWET試験の結果について

(滋賀県琵琶湖環境科学研究センター)

- ⑰ ニセネコゼミジンコを使用したWET法による大和川水系の生物影響評価

(奈良県景観・環境総合センター)

- ⑱ 焼却工場の排水処理における効率化の取り組み

(大阪市立環境科学研究センター)

- ⑲ 長期液浸試験による再生品に含まれる有害物質等の溶出

(愛知県環境調査センター)

- ⑳ 富山県における地球温暖化の影響に関する調査研究

(富山県環境科学センター)

- ㉑ 福井県内の河川におけるリン酸エステル系難燃剤の実態について

(福井県衛生環境研究センター)

- ㉒ 福井県内におけるネオニコチノイド系農薬の汚染実態について

(福井県衛生環境研究センター)

- ㉓ 愛知県における環境放射能測定結果の推移

—福島原子力発電所事故時から今日までを中心に—

(愛知県環境調査センター)

編集後記

2018年12月1日に気候変動適応法が施行されて1年が過ぎました。そこで今回は長野県の気候変動影響・適応に関する取り組みについて紹介します。2019年4月1日、長野県は同法に基づき気候変動適応センター（以下、適応センター）を設置しました。同様の適応センターが全国に13あり（2019年10月1日現在）、そのうちの一つです。長野県適応センターの特徴は行政の環境エネルギー課と環境保全研究所の合同体制となっていることです。長野県は全国の中でも比較的早くから気候変動への適応に対する取組を進めていたため、すでに気候変動情報の収集と分析を担う「信州・気候変動モニタリングネットワーク」と、産官民学による適応に関する情報を共有する「信州・気候変動適応プラットフォーム」があり、適応策を推進する体制が整っています。研究面でも、環境保全研究所は2010年から環境研究総合推進費 戦略研究開発領域 S-8「温暖化影響評価・適応政策に関する総合的研究」（～2014年）に参画し、2015年から文部科学省の「気候変動適応技術社会実装プログラム（SI-CAT）」（～2019年）に参画しています。今年はいくつかの研究成果を公表することができました。一つはライチョウへの温暖化影響予測（DOI: 10.1186/s12898-019-0238-8）であり、もう一つは気候変動の速度という指標を使って全国各地の気候変動の影響を初めて推計したもの（DOI:10.11492/ceisapers.ceis33.0_49）です。

さらに、今年度からは環境研究総合推進費を獲得し、気候変動適応を推進するための情報デザインに関する研究を進めています。この研究の目的は、気候変動適応に必要な情報を適応策の実施主体が使える情報となるよう

な情報デザインを開発することです。まだ誰も取り組んでこなかったことであり、試行錯誤の連続になるかと思っています。また、今年度からは地域気候変動適応計画の策定に取り組んでいます。



* * *

最後になりましたが、巻頭言を執筆していただきました岩手県環境保健研究センター所長様、特集及び報文を投稿いただきました皆様、「環境省ニュース」を執筆いただきました環境省大臣官房総合政策課環境研究技術室様、「支部だより」を執筆いただきました愛知県環境調査センター様には、お忙しいところご協力をいただき、誠にありがとうございました。全国各支部会員の皆さまにおかれましては、今後とも会誌への積極的な投稿についてご協力をお願いいたします。

（長野県環境保全研究所）

令和元年度

全国環境研協議会広報部会

< 部 会 長 > 長野県環境保全研究所長
< 広報部会担当理事 > 山梨県衛生環境研究所長

季刊 全国環境研会誌 Vol.44 No.4(通巻153号)

Journal of Environmental Laboratories Association

2019年12月25日発行

発行 全国環境研協議会

編集 全国環境研会誌 編集委員会