

海水中のマイクロプラスチックにおける環境汚染物質の吸着・脱離特性評価

斎藤 健志, 川邊 能成

産業技術総合研究所地質調査総合センター地圏資源環境研究部門

概要 本研究では、特に環境汚染物質のうち、重金属類(ヒ素:As, 鉛:Pb, カドミウム:Cd)を主対象に、そのマイクロプラスチック(MPs)への吸着・脱離特性を明らかにすることを目的とした。試験に供した MPs は、主要なプラスチックであるポリエチレン(PE), ポリプロピレン(PP), ポリ塩化ビニル(PVC)の3種類であり、それぞれ粉碎して粒度調整した人工MPs(300~2000 μm)と汎用の市販試薬から入手した試薬MPs(粒度の詳細は不明)を用いた。吸着試験では、MPsと人工汚染水(超純水ベース)を重量体積比1:10(1g:10mL)で混合し、20°Cで24時間振とうした。その後、遠心分離に供し、上澄み液を0.45 μm メンブレンフィルターで濾過を行い、その溶液中の汚染物質濃度を定量した。また、脱離試験は吸着試験に連続して、その上澄み液の7mLをサンプリングすると同時に、超純水7mLを加えた。その後、20°Cで24時間の振とうを行ったが、この一連のプロセスは3回ほど繰り返した。サンプリングした上澄み液は、吸着試験と同様に、0.45 μm メンブレンフィルターで濾過をした後、汚染物質濃度を定量した。吸着試験より得られたデータは Freundlich 式ならびに Langmuir 式により、脱離試験から得られたデータは Freundlich 式により、それぞれ評価した。なお、吸着・脱離試験はいずれも、超純水をベースとした試験であり、最も吸着および脱離が生じる条件と考えられる。

この吸着試験の結果、Asは有意な吸着が生じない一方で、CdについてはMPsへの吸着が確認された。特にPbにおいては、より明確な吸着が認められ、Langmuir式による最大吸着量の推定を行った結果、人工PEが5.5 $\mu\text{g/g}$ 、人工PPが11.8 $\mu\text{g/g}$ 、人工PVCが4.8 $\mu\text{g/g}$ とそれぞれ推定された。これらの結果について、おそらくMPs表面が負に帯電していることにより、水中で主として陰イオン態として存在するAsを吸着しない一方、水中で主として陽イオン態として存在するCdならびにPbを吸着したと予想している。しかしながら、その詳細なメカニズム等については、今後の課題としたい。このように、Pbでは明確な吸着を示したことから、特に人工MPsを対象に、脱離試験に供した。その結果、最終的には、Pbの吸着保持率は人工PEが71%程度、人工PPが75%程度、人工PVCが90%程度と算出された。吸着保持率の差異の要因は、今後、解明すべき課題とするが、Pbの脱離のしやすさは、PE, PP, PVCの順となった。特にPVCについては、大部分が吸着保持されている結果が得られた。

1. 研究目的

海洋プラスチック問題は、1960年代に認識され始めたが(例, Rothstein, 1973⁽¹⁾)、特に近年では、地球規模の環境問題に発展していると言える。その理由としては、5mm以下の微細なプラスチック粒子であるマイクロプラスチック(MPs)が、降水や土壌などの自然環境中だけではなく、魚類や人体などの生物体からもしばしば検出され、完全に食物連鎖に取り込まれてしまっているという事実にある。

自然環境中のMPsは、水環境などを移動し、最終的には、海洋に流出する。この長い滞留時間において、例えば、ダイオキシン類やPCBs(ポリ塩化ビフェニル)、多環芳香族炭化水素(PAHs)や重金属類、最近、特に注目を集めている有機フッ素化合物(例, PFOS:ペルフルオロオクタンスルホン酸, PFOA:ペルフルオロオクタタン酸)などの環境汚染物質を高濃度に吸着・濃縮する可能性が指摘されている。

いずれの汚染物質も環境中ではごく微量にしか存在していないが、一例として、Mato et al., 2001⁽²⁾によれば、PCBsやDDE(DDT(ジクロロジフェニルトリクロロエタン)の分解生成物であるジクロロジフェニルジクロロエチレン)を最大で100万倍ほどにまで、極めて高濃度に吸着・濃縮するという報告もある。また、上述した環境汚染物質のうち、特に重金属類については、自然環境中に最もありふれた化学物質の一つである。例えば、いくつかの既往研究⁽³⁻⁹⁾によれば、環境サンプル中のMPsも含め、各種のMPsに対する鉛(Pb)の吸着量は、0.191~3700 µg/g程度と報告されている。MPsの種類やその粒度、劣化状態等、そして、重金属類の種類によっても吸着量は異なると考えられるため、これらは一例である。

しかしながら、重金属類を含む水中の環境汚染物質がMPsにどのくらい吸着・濃縮され、その後の環境変化等により、どの程度が水中に脱離・溶出されるかといった基礎的な環境動態については、十分に明らかにされていないのが現状である。

そこで、本研究では、特に環境汚染物質のうち、重金属類を対象にして、そのMPsへの吸着・脱離特性を明らかにすることを目的とした。加えて、PAHsおよび有機フッ素化合物についても、MPsに対する吸着特性を予備的に評価した。

2. 研究方法

2.1 対象試料

試験に供するプラスチックは、主要なプラスチックであるポリエチレン(PE)、ポリプロピレン(PP)、ポリ塩化ビニル(PVC)の3種類である。これらのプラスチックについて、板状の工業製品から粉砕および粒度調整した人工のMPs、そして、汎用の市販試薬であるMPs、2種類を準備した。前者、人工MPsの粒度は、ふるいを用いて300~2000 µmの範囲に調整している。一方で、後者の試薬MPsは、必ずしもその粒度は明らかではないが、PEについては1000 µmである。また、PVCは粉体状であり、明らかに人工MPsよりは細粒である。逆に、PPについては、2 mm以上の大きさとなっており、人工MPsよりは明確に粗粒である。

対象とする重金属類は、水中で主として陰イオン態として存在するヒ素(As)、そして、水中で主として陽イオン態として存在するPbおよびカドミウム(Cd)である。それぞれの地下水環境基準(正式名称:地下水の水質汚濁に係る

環境基準)値は、0.01 mg/L, 0.01 mg/L, 0.003 mg/Lと規定されている。このうち、特にAsとPbについては、重金属類の中でも地下水環境基準値の超過率が相対的に高いため、MPsへの吸着特性を明らかにすることは重要である。なお、下記『3.1 試験方法検討結果』でその概要を記載するが、試行錯誤の結果、これらの重金属類はそれぞれ、超純水を溶媒に0.25 mg/L, 0.5 mg/L, 1 mg/L, 2.5 mg/L, 5 mg/L, 7.5 mg/L, 10 mg/Lを基本として人工汚染水を作成した。

一方、上述したように、予備的にPAHsならびに有機フッ素化合物のMPsに対する吸着特性を評価したが、その具体的な化学物質名としては、それぞれベンゾ[a]ピレンとPFOSである。前者、ベンゾ[a]ピレンについては、国際がん研究機関(IARC)によって、発がん性分類のグループ1(ヒトに対して発がん性がある)に区分されており、特にPAHsの中では最もリスクの高い化学物質である。後者のPFOSは、国内でもごく最近になり、人の健康の保護に関する要監視項目に位置づけられ、地下水等における暫定的な目標値は50 ng/Lと定められている。ただし、この数値は、PFOSとPFOAの合算値である。これら有機フッ素化合物は、特に難分解性が高く、環境中に半永久的に残留しやすいと考えられている化学物質である。なお、本研究において、ベンゾ[a]ピレンおよびPFOSについては、予備的な吸着特性評価と位置づけており、まずは吸着が生じるのかどうかを把握することが目的なため、それぞれ超純水を溶媒に濃度の異なる4種類の人工汚染水を作成した。具体的な濃度について、ベンゾ[a]ピレンは0.1 mg/L, 1 mg/L, 10 mg/L, 100 mg/Lであり、PFOSは0.001 mg/L, 0.01 mg/L, 0.1 mg/L, 1 mg/Lである。

2.2 吸着試験

吸着試験の手順として、MPsと人工汚染水を所定の割合で混合し、20°Cの温度環境下で24時間の振とうを行った。所定の割合については、試行錯誤の結果、MPsと人工汚染水の重量体積比を1:10(1 g:10 mL)として設定した。振とう後には、遠心分離に供し、上澄み液を0.45 µmメンブレンフィルターで濾過を行い、その溶液中の汚染物質濃度を定量した。その際、重金属類はICP-MS(誘導結合プラズマ質量分析装置)、ベンゾ[a]ピレンはGC-HRMS(ガスクロマトグラフ高分解能質量分析装置)、PFOSはLC/MS/MS(液体クロマトグラフタンデム質量分析装置)により、それぞれ定量を行った。上述のように、人工汚染水

の初期濃度は分かっていることから、吸着試験後の溶液中濃度が定量できれば、その差分からMPs単位質量あたりの汚染物質吸着量を評価可能となる。また、吸着試験から得られたデータは、必要に応じて、以下、Freundlich式(第1式)とLangmuir式(第2式)を用いて評価した。

$$Q_e = K_f C_e^n \quad (\text{第1式})$$

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{1}{bQ_m} + \frac{C_e}{Q_m} \quad (\text{第2式})$$

ここで、 Q_e :MPs単位質量あたりの汚染物質吸着量(mg/g)、 K_f および n :Freundlich定数、 C_e :吸着平衡時の溶液中汚染物質濃度(mg/L)、 Q_m :汚染物質の最大吸着量(mg/g)、 b :Langmuir定数である。

2.3 脱離試験

脱離試験の手順としては、上述の吸着試験に類似しており、まずは上記の要領で、吸着試験を実施した。この吸着試験後の上澄み液に対し、その7mLをサンプリングすると同時に、超純水7mLを加えた。その後、20°Cの温度環境下で24時間の振とうを行った。なお、本試験は、後述する理由(『3.2 吸着試験結果』参照)により、3種類の人工MPsからのPb脱離特性のみに焦点を絞っている。人工汚染水としては、最も濃度が高い、Pbの10mg/Lを使用している。基本的には、上澄み液7mLをサンプリングすると同時に、超純水7mLを加え、振とうする脱離試験プロセスを3回ほど繰り返し、振とうする際の人工汚染水濃度を徐々に低下させていくことで、脱離が生じるのかどうかを評価している。それぞれ、サンプリングされた上澄み液は、0.45μmメンブレンフィルターで濾過し、ICP-MSを用いてPb濃度を定量した。脱離試験から得られたデータは、上述したFreundlich式(第1式)により評価を行い、以下、Hysteresis Index ω (第3式)を算出した。

$$\omega = \left[\left(\frac{n_a}{n_d} \right) - 1 \right] \times 100 \quad (\text{第3式})$$

ここで、 n_a :吸着試験により得られるFreundlich定数、 n_d :脱離試験により得られるFreundlich定数である。

3. 研究結果

3.1 試験方法検討結果

先でも述べたように、自然環境中のMPsは水環境などを移動し、最終的には海洋に流出する。この長い滞留時間においては、環境汚染物質を高濃度に吸着・濃縮する可能性がある。このように、河川および海洋環境中においても、MPsは長時間滞留することが考えられ、当初、国内の代表的な河川水や海水を溶媒とした人工汚染水も作成し、吸着試験に供することを考えていた。その理由として、本研究で溶媒として用いた超純水は共存イオン類をほとんど含まず、溶解させた化学物質が最も吸着する条件下の人工汚染水であると言え、より環境中での現実性を考慮すると、実際の河川水や海水もそれぞれ溶媒として使用の方がより適切な評価ができると考えていたためである。結果的には、下記、『3.2. 吸着試験結果』で詳述するが、本研究で対象としたMPsには、Asは有意な吸着が認められず、Cdについても、わずかな吸着が生じた程度であった。一方、Pbについては、Cdと比較しても、概して明確な吸着が確認できた。したがって、AsやCdは、河川水や海水を溶媒とした人工汚染水で吸着試験を実施した場合、ほとんど吸着が生じないことが予想される。実際、予備的にその評価を試みたところ、結果はおおむね予想通りであった。逆に、Pbのみについては、河川水や海水も溶媒とした吸着試験を実施の方がより現実的な結果が得られると考えられるが、実際の河川水や海水のpH条件においては、本研究で用いた濃度範囲のPbを溶解させることが困難である。ここでも、試行的に河川水や海水にPb試薬を溶解させてみたが、低濃度でも沈殿等を生じてしまい、目的の濃度を得ることが難しかった。そのため、最終的に、超純水のみを溶媒とした人工汚染水で吸着試験を行い(『2. 研究方法』参照)、最も吸着が生じやすい条件下において、どの程度が吸着されるかなど、その吸着特性を推定する方針とした。

他方で、脱離試験についても、河川水や海水中で吸着平衡となったMPsが、共存イオン類がより多い、もしくは、より少ない環境中に移動した場合、どの程度が脱離されるかなど、その脱離特性を明らかにすることを想定していた。脱離試験では、そもそも吸着がそれほど生じない重金属類を対象としてもあまり意味はないため、その観点から、AsとCdは除外せざるを得ない。Pbについては、上述の

ように、河川水や海水を用いた人工汚染水を作成することが困難なため、超純水を溶媒とした人工汚染水で吸着平衡となった MPs が対象となる。その後、本研究で用いた脱離試験方法(『2.3 脱離試験』参照)において、超純水の代わりに河川水や海水で脱離試験を行う場合、それらを加えたことによる Pb の沈殿等が生じる可能性が想定される。実際、Pb に吸着平衡となった MPs に対して、河川水や海水を用いた脱離試験を予備的に試みたところ、視覚的には確認することはできなかったが、ICP-MS による定量の結果、水中の Pb 濃度は明らかな低下が確認され、脱離現象というより、おそらく沈殿等が生じた可能性が高い。したがって、脱離試験においても、超純水のみを加えた試験を行うこととし、最も脱離が生じやすい条件下において、どの程度が脱離されるかなど、その脱離特性を推定する方針とした。

3.2 吸着試験結果

Fig. 1 に、300~2000 μm の範囲に調整した人工 MPs、そして、試薬 MPs、それぞれ 3 種類に対する Pb の吸着等温線を示す。全体的には、吸着平衡時の溶液濃度(横軸)が上昇するにつれて、吸着量(縦軸)の上昇傾向が確認されるが、徐々にそれは、一定に近づく傾向が確認された。特に、人工 MPs についてはその傾向が顕著であったため、Langmuir 式(第 2 式)による評価を行った。それによると、Pb の最大吸着量は、人工 PE が 5.5 $\mu\text{g/g}$ 、人工 PP が 11.8 $\mu\text{g/g}$ 、人工 PVC が 4.8 $\mu\text{g/g}$ と推定された。一方、試薬 MPs については、それほど Langmuir 式によるフィッティングが良好ではなかったことから、最大吸着量の推定は行わなかったが、吸着等温線から、おおむね最大でも 2~3 $\mu\text{g/g}$ 程度であると予想される(Fig. 1)。

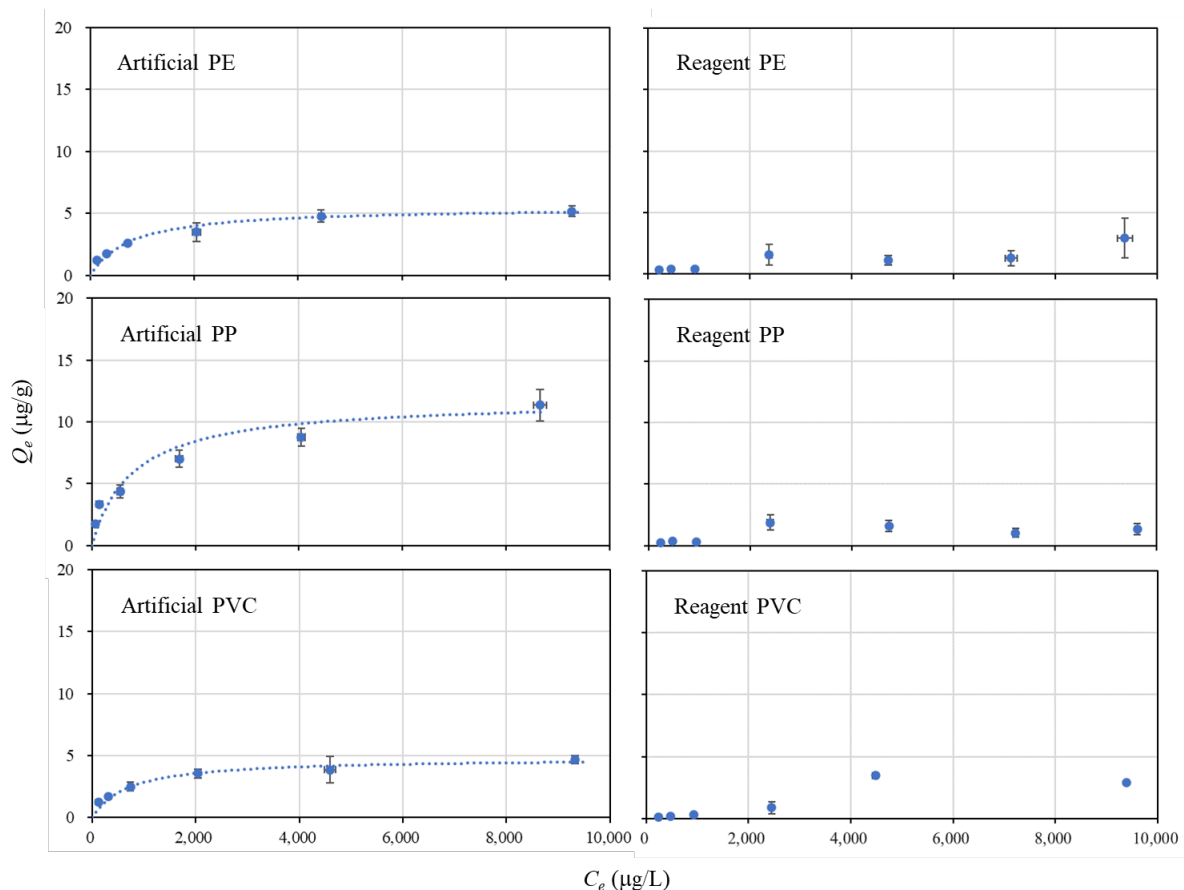


Fig.1 Adsorption isotherms of Pb on artificial and reagent microplastics (PE, PP, and PVC) with dotted curves by the Langmuir equation. Error bars express standard deviation (1σ) calculated by triplicate measurement data.

続いて、人工 MPs、また、試薬 MPs、それぞれ 3 種類に対する Cd の吸着等温線を Fig. 2 に示す。Cd については、Pb と比較して、相対的に吸着量が少なかった。また、Pb とは異なり、人工 MPs と試薬 MPs との吸着量の差異は、明確ではなかった。Cd では、いずれの MPs に対しても、Langmuir 式によるフィッティングが良好ではなかったため、最大吸着量は推定していないが、吸着等温線からおおむね最大吸着量は 1~2 $\mu\text{g/g}$ 程度であることが予想される。一方で、先に述べたように、As については、有意な吸着が認められなかった。

また、予備的な吸着特性評価として位置づけた、ベンゾ[a]ピレンならびに PFOS については、少なからず有意な

吸着は生じていたと考えられる。具体的には、前者は 0.5~2.2 $\mu\text{g/g}$ 程度、後者については 0.4~1.8 $\mu\text{g/g}$ 程度の吸着は、少なくとも生じていたようである。ここでも Langmuir 式などによる評価は行っていないが、吸着自体は、確認できたと考えられる。

以上の結果に基づき、また、すでに『3. 1. 試験方法検討結果』で記載を進めてきたように、相対的に明確な吸着が生じた Pb、そして、特に人工 MPs に対してのみ、以下の脱離試験に取り組んだ。

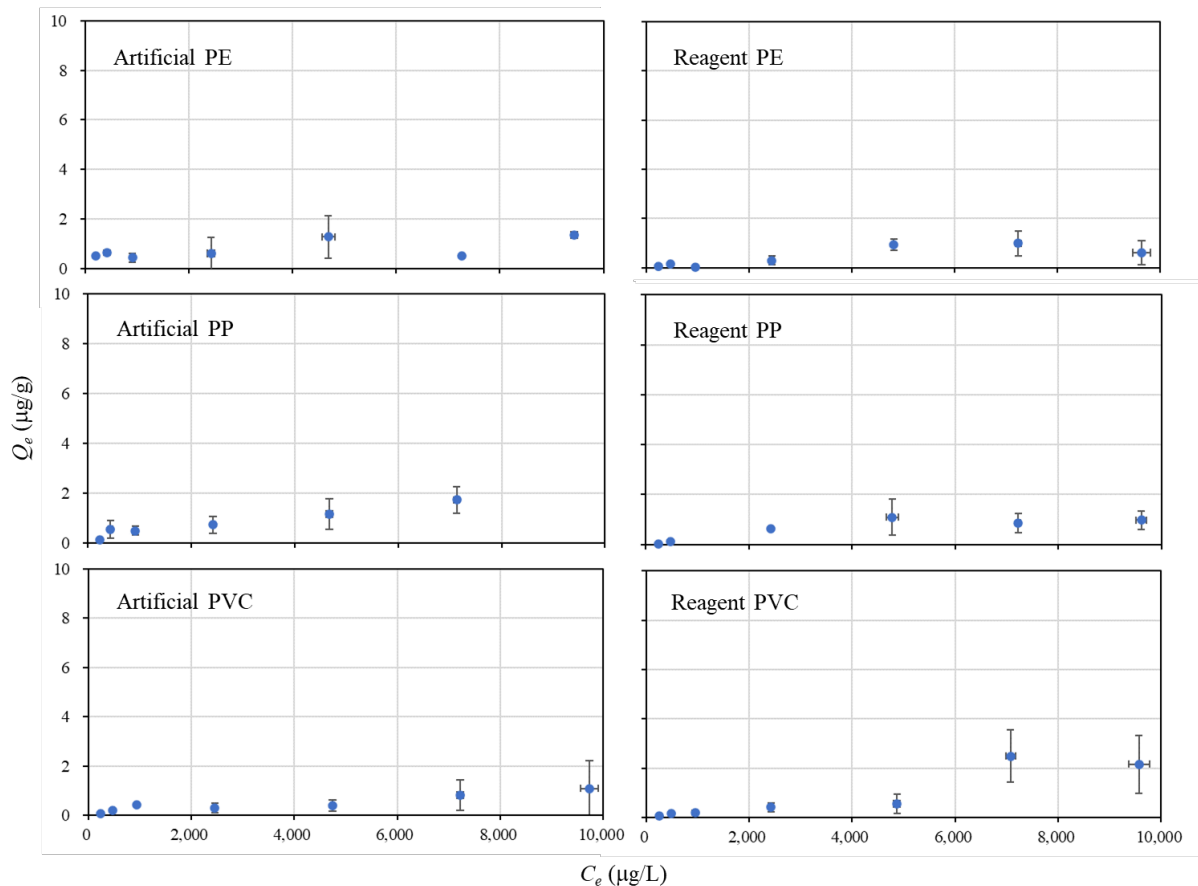


Fig.2 Adsorption isotherms of Cd on artificial and reagent microplastics (PE, PP, and PVC). Error bars express standard deviation (1σ) calculated by triplicate measurement data.

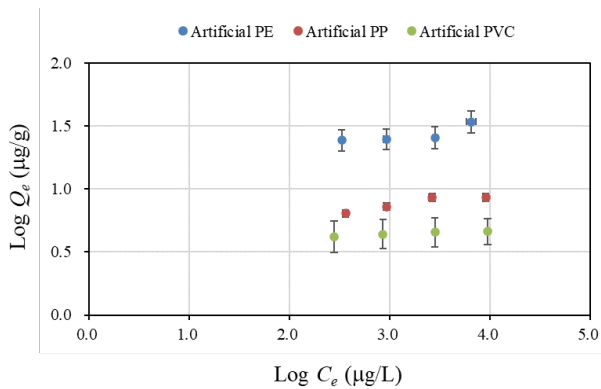


Fig.3 Desorption isotherms of Pb from artificial and reagent microplastics (PE, PP, and PVC). Error bars express standard deviation (1 σ) calculated by triplicate measurement data.

3.3 脱離試験結果

Fig. 3 には、300～2000 μm の範囲に調整した人工 MPs について、それぞれ 3 種類に対する Pb の脱離等温線を示す。本試験では、最も濃度が高い、Pb の 10 mg/L を使用している。ここでは、Hysteresis Index (第 3 式) を推定するため、Freundlich 式 (第 1 式) による脱離等温線の評価を行っている。それによると、脱離等温線の傾きは正を示しているものの、その値自体は小さいため、吸着している Pb の多くは脱離せずに保持されていると考えられる。Hysteresis Index としてはそれぞれ、人工 PE が 240 程度、人工 PP が 268 程度、人工 PVC が 1015 程度と推定された。加えて、3 回目の脱離試験後には、それぞれ Pb の吸着保持率は、人工 PE が 71% 程度、人工 PP が 75% 程度、人工 PVC が 90% 程度と算出された。したがって、Pb の脱離のしやすさは、PE, PP, PVC の順となり、PVC については、大部分が吸着保持されている結果が得られた。

4. 考察

MPs に対する重金属類吸着には、静電的相互作用、表面錯体形成、共沈・沈殿等、複数のメカニズムが作用している (例, Ren et al., 2021⁽¹⁰⁾)。例えば、MPs 表面は、中性付近では少なくとも負に帯電しているという報告も複数あり⁽¹¹⁻¹³⁾、その場合には、水中に陽イオンとして存在している重金属類の吸着を生じやすい。おそらく本研究においても、取り扱った MPs が負に帯電していることにより、As の吸着が有意に生じなかった一方で、Pb と Cd については吸着が生じたものと予想している。特に、Pb については、試薬 MPs よりも人工 MPs の方が、吸着量が顕著であ

った。いずれのタイプの MPs も、その粒度や比表面積、また、表面状態等が十分に分かっていないため、詳細な検討は今後の課題となるが、おそらく人工 MPs は粉碎していることもあり、その表面状態はかなり複雑化していると考えられる。換言すると、その影響で比表面積が大きくなり、Pb をより吸着したのではないかと予想している。冒頭において、複数の既往研究⁽³⁻⁹⁾に基づく、各種 MPs の Pb 吸着量 (0.191～3700 $\mu\text{g/g}$ 程度) に関する記載をしたが、相対的にはその下限値に近い領域ではあるものの、本研究で得られた Pb 吸着量は、この既往研究の範囲内に収まった。また、本研究では、特に人工 MPs に吸着された Pb の脱離試験にも取り組んだが、MPs の種類による吸着保持率の差異について、それを生じさせた要因は不明であり、この点も今後の課題としたい。なお、繰り返しとなるが、本研究における吸着・脱離試験では、最も吸着と脱離が生じやすい条件下での試験となるため、最大の吸着ならびに脱離ポテンシャルを評価した結果となる。

5. 今後の課題

前項においても記載したように、本研究の課題として、大きく二点が挙げられる。まず一点目は、重金属類によって、MPs への吸着量など吸着特性が異なった点を明らかにすることである。加えて、MPs の種類によっても、重金属類の吸着特性が異なったが、これらは取り扱った MPs の粒度や比表面積、また、電子顕微鏡等による表面状態の観察などにより、その理解に繋がると考えている。もう一点については、脱離試験において、MPs の種類による Pb 吸着保持率の差異が生じたが、その理由は明らかにできなかった。今後、吸着メカニズム等が明らかになれば、その差異について検討できる可能性もあり、こちらも今後の課題としたい。

6. 文献

- (1) Rothstein, S.I. (1973): Plastic Particle Pollution of the Surface of the Atlantic Ocean: Evidence from a Seabird. *The Condor*, 75(3), 344-345.
- (2) Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., and Kaminuma, T. (2001): Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 318-324.
- (3) Holmes, L.A., Turner, A., and Thompson, R.C.

- (2012): Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*, 160, 42-48.
- (4) Holmes, L.A., Turner, A., and Thompson, R.C. (2014): Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. *Marine Chemistry*, 167, 25-32.
- (5) Turner, A. and Holmes, L.A. (2015): Adsorption of trace metals by microplastic pellets in fresh water. *Environmental Chemistry*, 12(5), 600-610.
- (6) Turner, A. and Lau, K.S. (2016): Elemental concentrations and bioaccessibilities in beached plastic foam litter, with particular reference to lead in polyurethane. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2), 265-270.
- (7) Turner, A. (2017): Trace elements in fragments of fishing net and other filamentous plastic litter from two beaches in SW England. *Environmental Pollution*, 224, 722-728.
- (8) Shaw, E.J. and Turner, A. (2019): Recycled electronic plastic and marine litter. *Science of The Total Environment*, 694, 133644.
- (9) Purwiyanto, A.I.S., Suteja, Y., Trisno, Ningrum, P.S., Putri, W.A.E., Rozirwan, Agustriani, F., Fauziyah, Cordova, M.R., and Koropitan, A.F. (2020): Concentration and adsorption of Pb and Cu in microplastics: Case study in aquatic environment. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 11380.
- (10) Ren, Z., Gui, X., Xu, X., Zhao, L., Qiu, H., and Cao, X. (2021): Microplastics in the soil-groundwater environment: Aging, migration, and co-transport of contaminants – A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 419, 126455.
- (11) Wu, X., Lyu, X., Li, Z., Gao, B., Zeng, X., Wu, J., and Sun, Y. (2020): Transport of polystyrene nanoplastics in natural soils: Effect of soil properties, ionic strength and cation type. *Science of The Total Environment*, 707, 136065.
- (12) Chu, X., Li, T., Li, Z., Yan, A., and Shen, C. (2019): Transport of Microplastic Particles in Saturated Porous Media. *Water*, 11, 2474.
- (13) Zhong, Y., Wang, K., Guo, C., Kou, Y., Hassan, A., Lu, Y., Wang, J., and Wang, W. (2022): Competition adsorption of malachite green and rhodamine B on polyethylene and polyvinyl chloride microplastics in aqueous environment. *Water Science & Technology*, 86(5), 894-908.

Evaluation for Adsorption and Desorption Characteristics of Environmental Pollutants on Microplastics in Seawater

Takeshi Saito, Yoshishige Kawabe

Research Institute for Geo-Resources and Environment, Geological survey of Japan,
National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, Japan

Summary

The objective of this study was to clarify adsorption and desorption characteristics of heavy metals (arsenic: As, lead: Pb, and cadmium: Cd) on microplastics (polyethylene: PE, polypropylene: PP, and polyvinyl chloride: PVC). Both artificial microplastics after crushing and sieving up to 300-2,000 μm and reagent microplastics as commercialized chemicals (particle sizes not determined) were prepared and tested in the following experiments. Firstly, 1 g of each microplastic and 10 mL of artificial contaminated water containing each heavy metal were mixed and shaken for 24 h at 20°C. After centrifuging each sample, the supernatant was filtered using 0.45 μm membrane filter and analyzed for concentration of heavy metals. Following the adsorption experiment, 7 mL of the supernatant was removed. At the same time, 7 mL of ultrapure water was refilled, and each sample was again shaken for 24 h at 20°C. This desorption process was consecutively repeated two more times to obtain three desorption points after adsorption.

The supernatant obtained during the desorption experiment was also filtered using 0.45 μm membrane filter and analyzed for concentration of heavy metals. The adsorption and desorption data were evaluated using the Freundlich and Langmuir equations and the Freundlich equation, respectively. Adsorption of As was not significant, while Cd was slightly adsorbed. Especially, clear adsorption of Pb was observed. Maximum adsorption capacity for Pb was estimated as 5.5 $\mu\text{g/g}$, 11.8 $\mu\text{g/g}$, and 4.8 $\mu\text{g/g}$ for artificial PE, PP, and PVC, respectively. Because tested microplastics in this study probably have surface negative charge, Cd and Pb mainly present as cationic forms in water were significantly adsorbed. Adsorptive retention capacity for Pb after successive desorption processes were calculated as approximately 71%, 75%, and 90% for artificial PE, PP, and PVC, respectively. Clearly higher adsorptive retention capacity was observed specially for PVC. The adsorption and desorption mechanisms are needed to be clarified for further understanding behaviors of microplastics in water environment.