

廃棄物を中心とした低コスト資材を用いた有害重金属類の効率的浄化手法の開発

Development of highly efficient remediation technique for harmful heavy metals by using low-cost waste and its recycled materials

代表研究者 埼玉大学大学院理工学研究科 助教 斎藤健志

1. はじめに

鉛 (Pb) やカドミウム (Cd)、フッ素 (F)、ヒ素 (As) などに代表される有害重金属類は、人為的もしくは自然的な要因により、しばしば土壌・地下水汚染を引き起こす。古くは、日本の公害問題の原点とも言われる足尾 (栃木県) 鉍毒事件が渡良瀬川流域で発生し、その原因は重金属類の一つに数えられる銅 (Cu) であった。その後、四大公害問題として、富山県神通川流域のカドミウム汚染に起因するイタイイタイ病、また、熊本県水俣湾や新潟県阿賀野川流域の有機水銀 (Hg) による水俣病など、明確な健康被害を生じさせる公害病問題にも発展した。現在でも、土壌・地下水汚染物質としては、これら重金属類のほか、VOC (Volatile Organic Compounds : 揮発性有機化合物) や農薬等の様々な有害化学物質が存在するものの、特に土壌汚染においては、これら重金属類の関連する事例の割合が高い (環境省 水・大気環境局、2018a)。また、地下水汚染としても、鉛やヒ素、フッ素などの環境基準超過率が相対的に高いことから (環境省 水・大気環境局、2018b)、土壌・地下水中の継続的な重金属類モニタリングとその効率的な浄化対策の実施などが、今後ますます重要となってくる。

海外における土壌・地下水汚染の事例として、特に開発途上国に目を向けると、一例として、深刻なごみ問題に付随する土壌・地下水汚染がある。具体的には、ごみの分別回収や焼却・破碎処理、再利用・再資源化などの一切の処理はされず、そのまま近くの空き地や湿地、場合によっては河川などにごみを投棄する開放投棄 (オープンダンプ) が行われ、深刻な問題となっている。このオープンダンプに伴い、ごみの飛散、伝染病、悪臭、ごみ山の崩壊、周辺環境の汚染など、多数の深刻な問題が引き起こされており、例えば、その中に浸出水に起因する土壌・地下水汚染がある。浸出水とは、雨水等がごみ山に浸透して発生した汚染水のことを意味し、しばしばごみ中の有害化学物質を溶出させ、それらを高濃度を含むこともある。オープンダンプからの浸出水の水質に関する報告としては、カドミウムや鉛、水銀、銅、ニッケル (Ni) などの有害重金属類が検出された事例が存在する (例えば、Sewwandi et al., 2013; Wijesekara et al., 2014; Udayagee et al., 2017)。

先でも触れたが、汚染問題を引き起こす有害化学物質は多種多様であるが、それらによる地下水汚染の浄化対策の一つとして、透水性浄化壁 (Permeable Reactive Barrier : PRB) が挙げられる (図 1)。これは、汚染された地下水が流動する部分に、周辺よりも透水性の高い反応帯を設置し、地下水流動を損なわずにその反応帯に汚染

水を通させ、地下水中の汚染物質を浄化する技術である。浄化壁内には、活性炭や零価鉄粉、ゼオライト、高級脂肪酸などの反応材を充填するが、充填する材料の選定は、浄化対象の汚染物質に依存する。この透水性浄化壁を用いた浄化対策は、これまで重金属類を含み、VOC や硝酸性窒素などに多数適用されている（例えば、中島ほか、2000；副島ほか、2002；高畑ほか、2013；Robertson et al., 2000; Thiruvengkatachari et al., 2008）。本手法の特長としては、長期間メンテナンスフリーでの運用が可能な原位置浄化手法であることが挙げられ、上記の開発途上国におけるオープンダンプに起因する地下水汚染対策としても、十分に適用できる可能性が高いと考えられる。しかし、その場合、浄化壁内に充填する材料については、効率良く浄化ができ、かつ、低コストの材料が特に開発途上国では強く求められる。例えば、廃棄物やその再生材を充填材料として PRB に適用できれば、開発途上国においてもコスト面などの問題がなく、また、その循環型社会構築にも大いに貢献できる。

以上の背景を受け、本研究では、開発途上国における重金属類による地下水汚染に対し、PRB を用いた浄化手法の適用を見据え、その充填材料として廃棄物やその再生材の重金属類除去性能を明らかにすることを目的とした。ここでは、PRB 内の充填材料と汚染地下水中の重金属類との反応は吸着を想定しており、吸着反応後の脱離特性についても、本研究では検討を行った。

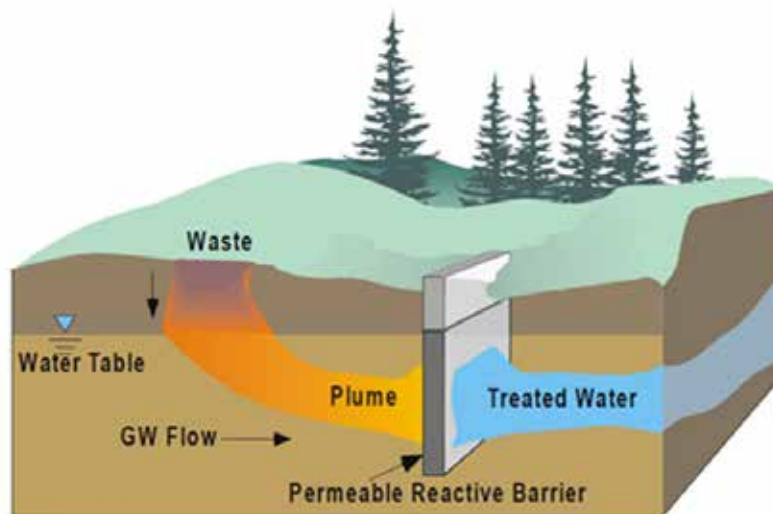


図1 透水性浄化壁による地下水汚染浄化の概念図 (USEPA, 1998)

2. 方法

透水性浄化壁の充填材料として、スリランカから得た土壌（砂質植壤土）、ココヤシ殻炭（ココヤシの殻を炭にしたもの）、レンガ（ラテライト質）、ベトナムから得た軽量気泡コンクリート（Autoclaved Aerated Lightweight Concrete : AAC）、レンガ（ラテライト質）、日本国内から得た AAC、再生コンクリート（建造物等を解体した後の

コンクリート)、製鋼スラグ（製鉄過程で生じる副産物）を実験に用いた。スリランカでは、ココヤシ殻やレンガは廃棄物として多量に排出され、また、ベトナムでも、AAC 廃材やレンガは一般的に廃棄される。日本国内からは、ベトナムとの比較として AAC、また、廃棄物およびその再生材として再生コンクリートと製鋼スラグを選定した。これらを用いた廃棄物およびその再生材の基礎物理・化学特性については、表 1 に示す通りである。

表 1 用いた PRB 充填材料の基礎物理・化学特性

材料	産地	粒度 μm	強熱減量 %	BET比表面積 m ² /g	比重	pH	EC μS/cm
土壌		<2000	12.3	28.5	2.66	4.7	59
ココヤシ殻炭	スリランカ	<75	60.0	212.0	1.51	8.8	212
レンガ		2000-4750	0.9	14.4	2.77	5.4	14
		<105	8.7	20.1		10.3	1050
AAC	ベトナム	105-2000	9.0	25.2	2.71	9.9	1000
		2000-4750	9.1	22.1		10.1	980
		<105	1.2	1.3		7.5	270
レンガ	ベトナム	105-2000	1.1	1.0	2.73	7.8	130
		2000-4750	1.1	0.7		7.9	60
		<105	10.3	23.6		10.0	1700
AAC	日本	105-2000	10.8	23.6	2.49	10.0	1800
		2000-4750	9.8	21.9		9.9	1400
		<105	19.6	22.6		11.5	1200
再生コンクリート	日本	105-2000	10.2	11.2	2.59	10.7	1800
		2000-4750	10.3	5.5		11.4	600
		<105	14.5	8.0		12.9	6100
製鋼スラグ	日本	105-2000	4.8	4.9	2.77	12.4	6900
		2000-4750	4.8	2.6		13.1	5000

吸着試験は、基本的に OECD（Organisation for Economic Co-operation and Development：経済協力開発機構）の手法（OECD, 2000）に従って実施した。対象の重金属類としては、Pb と Cd をターゲットにした。試験手順は、遠沈管に PRB 充填材料と人工汚染水を所定の固液比で混合し、20°Cの温度環境下で 24 時間の振とうを行った。振とう後には、15 分間の遠心分離に供し、上澄み液を 0.22 μm のメンブレンフィルターにより濾過した。その後、検量線を外挿しないよう適切に検液を希釈し、原子吸光分光光度計を用いて、Pb と Cd の定量を行った。Pb もしくは Cd を含む人工汚染水は、それぞれ PbCl₂ と CdCl₂ を用いて、最大で 5000 mg/L の濃度を上限として調製した。固液比は、概して 1:10 を採用しているが、AAC や再生コンクリート、製

鋼スラグについては、相対的に吸着量が多かったことから、基本的には 1:60 の固液比を適用した。なお、スリランカから得られた材料は、それぞれを混合して吸着特性を、ベトナムと日本国内から得られた材料は、3 種類の粒度により吸着特性を、それぞれ検討した。用いたスリランカ材料の混合比は、土壌 25%+ココヤシ殻炭 75%、土壌 50%+ココヤシ殻炭 50%、土壌 75%+ココヤシ殻炭 25%、土壌 12.5%+ココヤシ殻炭 12.5%+レンガ 75%、土壌 25%+ココヤシ殻炭 25%+レンガ 50%、土壌 37.5%+ココヤシ殻炭 37.5%+レンガ 25%である。また、ベトナムおよび日本国内の材料は、<105 μm、105~2000 μm、2000~4750 μm の 3 粒度を用いた。

脱離試験について、その手順は吸着試験に類似しており、はじめに遠沈管に PRB 充填材料と人工汚染水を上記と同様の固液比で混合し、20°Cの温度環境下で 24 時間の振とうを行った。用いた人工汚染水の濃度は、Pb および Cd とともに、300~1000 mg/L 程度である。その後、遠沈管内の上澄み液を 2/3 程度除去し、除去した上澄み液と同量の純水を遠沈管に加え、20°Cの温度環境下で再度 24 時間振とうした。この上澄み液の除去とその同量の純水添加は、さらに 2 回繰り返す、それぞれ 24 時間の振とう後、上澄み液を 0.22 μm のメンブレンフィルターにより濾過し、適切に希釈をした後、原子吸光分光光度計により Pb と Cd を定量した。なお、スリランカ材料に対しては、全ての混合比を用いて脱離試験を行ったが、それ以外の材料については、中間の粒度である 105~2000 μm でのみ脱離試験を実施した。

吸着試験で得られたデータは、以下、Freundlich 式 (1) および Langmuir 式 (2) により評価した。

$$Q_e = K_f C_e^{\frac{1}{n}} \quad (1)$$

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

ここで、 Q_e : 材料単位質量当たりの重金属類吸着量 (mg/g)、 K_f および n : Freundlich 定数、 C_e : 吸着平衡時の溶液中重金属類濃度 (mg/L)、 Q_m : 重金属類の最大吸着量 (mg/g)、 b : Langmuir 定数である。

脱離試験により得られたデータについては、上記、Freundlich 式 (1) により評価を行い、以下、Hysteresis Index (3) を算出した。

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

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

3. 結果と考察

図2に、吸着試験により得られたPbに対する吸着等温線を、図3には、Cdの吸着等温線をそれぞれ示す。

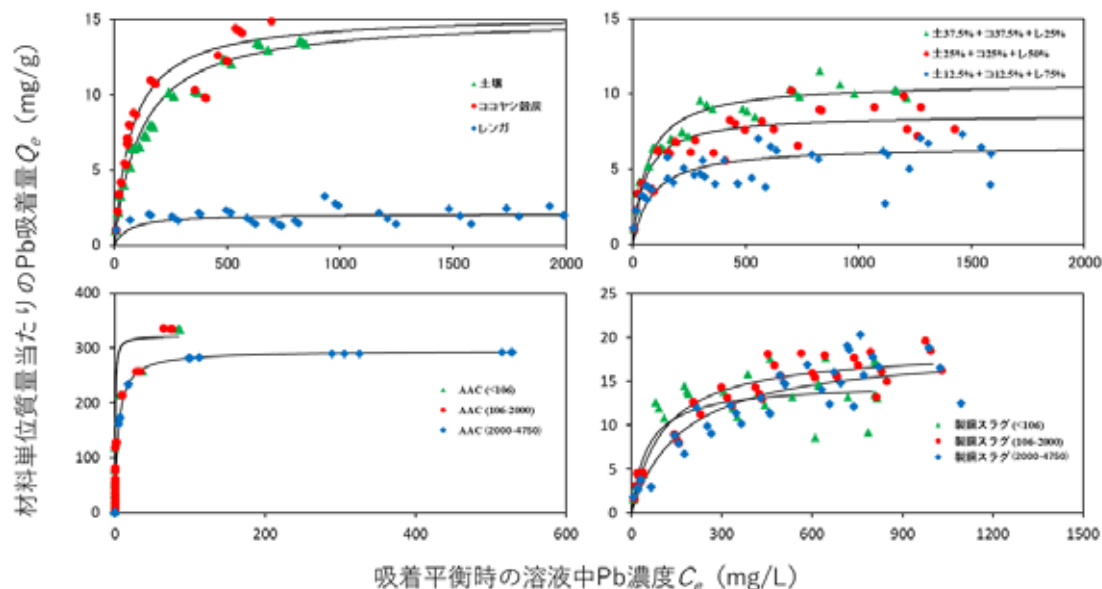


図2 スリランカの土壌、ココヤシ殻炭、レンガ、およびその3種混合材料、日本国内のAACならびに製鋼スラグ（3粒度）の吸着等温線（Pb）

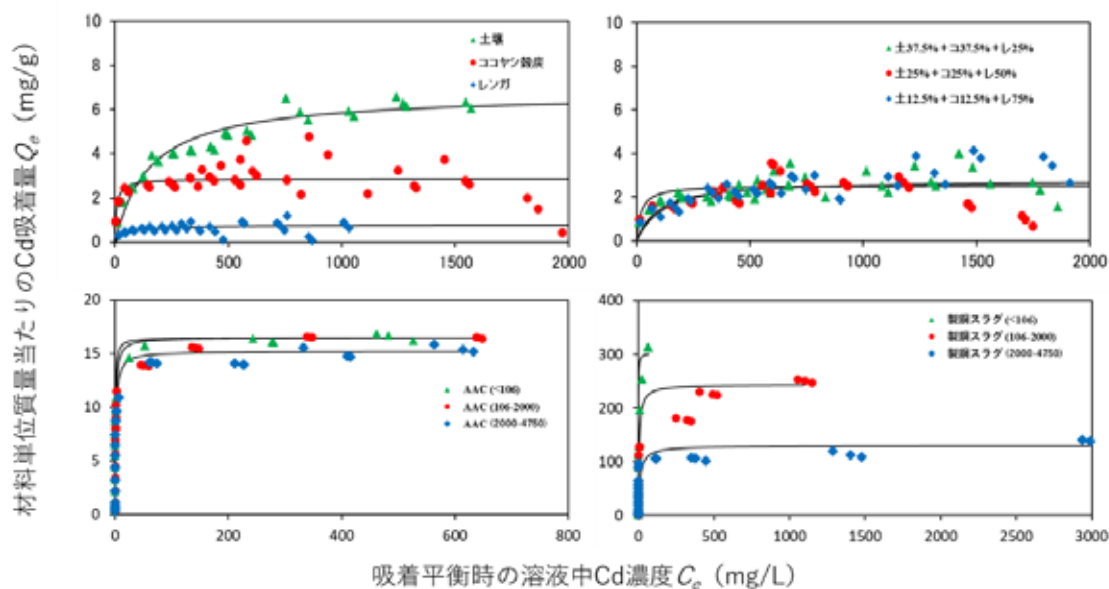


図3 スリランカの土壌、ココヤシ殻炭、レンガ、およびその3種混合材料、日本国内のAACならびに製鋼スラグ（3粒度）の吸着等温線（Cd）

ここでは、一例として、スリランカで得られた土壌、ココヤシ殻炭、レンガ、そして、それらを上記の比率で混合した 3 種混合材料、また、日本国内の AAC および製鋼スラグについて、上述した 3 粒度の吸着等温線を載せる。図 2 と図 3 では、Langmuir 式を用いて評価を行っているが、表 2 および表 3 に示すように、Freundlich 式についても適用している。

表 2 吸着脱離試験から得られた各材料の吸着脱離パラメーター (Pb)

材料	産地	粒度 μm	Q_m mg/g	r^2	n_a	r^2	n_d	r^2	ω
Pb									
土壌		<2000	15.1	0.99	0.80	0.97	0.02	0.71	3378
ココヤシ殻炭		<75	15.3	0.96	0.88	0.89	0.04	0.69	2156
レンガ		2000-4750	2.1	0.88	0.18	0.86	0.04	0.89	329
±25%+コ75%		—	12.8	0.98	0.85	0.98	0.02	0.88	3442
±50%+コ50%	スリランカ	—	12.6	0.99	0.90	0.98	0.04	0.95	2095
±75%+コ25%		—	13.7	0.98	0.73	0.91	0.06	0.88	1077
±12.5%+コ12.5%+レ75%		—	6.5	0.94	0.39	0.94	0.04	0.97	807
±25%+コ25%+レ50%		—	8.6	0.96	0.57	0.95	0.04	0.84	1290
±37.5%+コ37.5%+レ25%		—	10.7	0.99	0.72	0.96	0.07	0.63	975
		<105	285.7	0.99	0.26	0.98	—	—	—
AAC	ベトナム	105-2000	263.2	0.98	0.26	0.86	0.02	0.99	1200
		2000-4750	204.1	0.97	0.21	0.93	—	—	—
		<105	2.9	0.98	0.16	0.88	—	—	—
レンガ	ベトナム	105-2000	2.8	0.98	0.26	0.86	0.02	0.99	1200
		2000-4750	2.8	0.98	0.26	0.86	—	—	—
		<105	323.0	0.99	0.20	0.97	—	—	—
AAC	日本	105-2000	323.0	0.99	0.32	0.98	0.00	0.99	-17878
		2000-4750	294.0	0.99	0.22	0.98	—	—	—
		<105	119.0	0.96	0.57	0.86	—	—	—
再生コンクリート	日本	105-2000	114.0	0.93	0.36	0.98	0.00	1.00	-60100
		2000-4750	95.2	0.98	0.64	0.68	—	—	—
		<105	14.8	0.97	0.65	0.97	—	—	—
製鋼スラグ	日本	105-2000	18.8	0.90	1.41	0.96	0.00	0.94	-78433
		2000-4750	18.8	0.93	0.59	0.88	—	—	—

表 3 吸着脱離試験から得られた各材料の吸着脱離パラメーター (Cd)

材料	産地	粒度 μm	Q_m mg/g	r^2	n_a	r^2	n_d	r^2	ω
Cd									
土壌		<2000	6.8	0.98	0.45	0.99	0.04	0.62	971
ココヤシ殻炭		<75	2.9	0.92	0.22	0.92	0.01	0.99	1471
レンガ		2000-4750	0.8	0.90	0.33	0.92	0.03	0.99	1000
±25%+コ75%		—	5.5	0.94	0.29	0.86	0.05	0.93	437
±50%+コ50%	スリランカ	—	6.2	0.98	0.29	0.86	0.05	0.93	437
±75%+コ25%		—	4.2	0.94	0.25	0.94	0.04	0.96	558
±12.5%+コ12.5%+レ75%		—	2.9	0.89	0.28	0.97	0.04	0.83	618
±25%+コ25%+レ50%		—	2.8	0.96	0.19	0.98	0.02	0.91	726
±37.5%+コ37.5%+レ25%		—	2.5	0.85	0.32	0.97	0.03	0.94	870
		<105	26.4	0.99	0.18	0.94	—	—	—
AAC	ベトナム	105-2000	15.8	0.99	0.33	0.87	0.04	0.98	725
		2000-4750	16.0	0.99	0.07	0.82	—	—	—
		<105	2.5	0.96	0.28	0.83	—	—	—
レンガ	ベトナム	105-2000	0.9	0.91	0.33	0.87	0.04	0.98	725
		2000-4750	0.3	0.98	0.28	0.74	—	—	—
		<105	16.5	0.99	0.11	0.91	—	—	—
AAC	日本	105-2000	16.5	0.99	0.30	0.96	-0.04	0.74	-798
		2000-4750	15.2	0.99	0.11	0.89	—	—	—
		<105	49.8	0.99	0.17	0.97	—	—	—
再生コンクリート	日本	105-2000	49.3	0.98	0.15	0.96	-0.30	0.79	-150
		2000-4750	27.8	0.99	0.15	0.94	—	—	—
		<105	303.0	0.98	0.27	0.98	—	—	—
製鋼スラグ	日本	105-2000	244.0	0.99	0.22	0.92	-0.01	0.99	-2300
		2000-4750	130.0	0.99	0.04	0.64	—	—	—

スリランカ材料に着目すると、Pb の最大吸着量は 2.1~15.3 mg/g の範囲を取り、Cd の最大吸着量である 0.8~6.8 mg/g よりも、相対的に高い値が得られた。換言すると、差は僅かではあるが、Pb の方が吸着しやすいと言える。また、いずれの重金属類においても、土壌とココヤシ殻炭の吸着量が高いのに対し、レンガの吸着量は比較的低いことが分かる。ここで、レンガを充填材料の候補とした理由は、スリランカで多量に廃棄されることだけでなく、上述したように、PRB では周辺地盤よりも高い透水性を確保する必要があり、透水性の良い粗粒にしたレンガを本研究では用いている。土壌やココヤシにレンガを加えると吸着量はやや低下するものの、レンガ単体を適用した場合に比較して吸着量は高くなり、PRB の透水性確保を考慮すると、Pb と Cd とともに土壌、ココヤシ殻炭、レンガを混合した材料がより適切であると考えられる。

なお、透水性に関する試験結果や、吸着における pH や共存する成分などの影響、そして、シミュレーションによるスリランカでの PRB 適用性を検討した事例については、Udayagee et al. (2018a); Udayagee et al. (2018b)を参照されたい。

続いて、ベトナムや日本国内より得られた PRB 材料に着目すると、これら材料においても、全体的に Pb の方が Cd よりも最大吸着量が大きい結果が得られた。上記と同様、Pb の方が吸着しやすいことが考えられる。また、いずれの重金属類でも、材料粒度が細くなるほど、吸着量は上昇する傾向が認められた。特徴的な点としては、Cd では製鋼スラグの吸着量が極めて高く、逆に Pb ではそれほど高くはないが、AAC や再生コンクリートの Pb 吸着量がかなり高いという結果になった。現在、本研究に継続して検討を進めているところであるが、例えば、製鋼スラグと AAC もしくは再生コンクリートを混合した場合、両方の重金属類を効果的にトラップできる可能性がある。なお、レンガや再生コンクリートなどは、建設廃棄物に区分されるものであり (AAC も建材として使用されるため、場合によっては、建設廃棄物に区分される)、このような建設廃棄物の重金属類除去への適用性について、既往研究を網羅的にレビューした成果は、Kumara et al. (2018)を参照されたい。

吸着および脱離試験で得られた Pb と Cd に対する吸着脱離等温線を図 4 に示す。

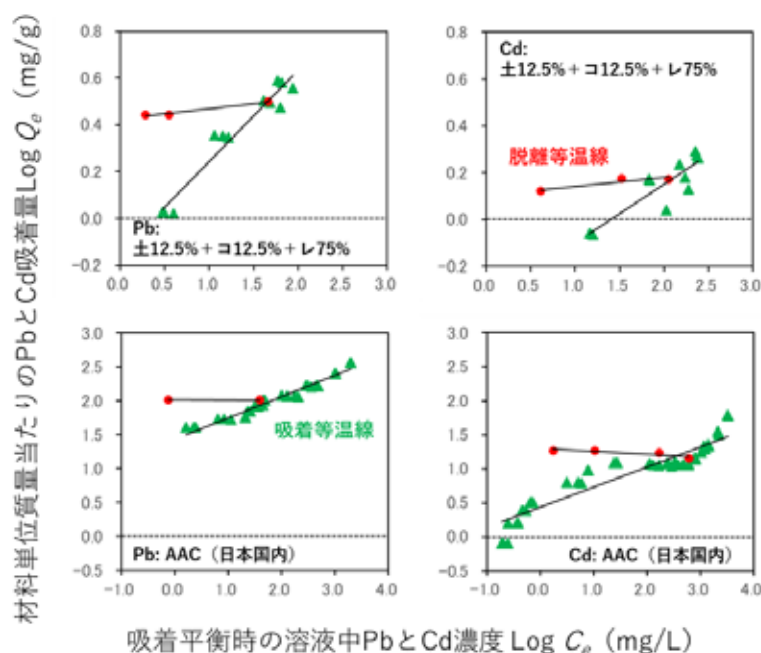


図 4 スリランカの土壌、ココヤシ殻炭、レンガの 3 種混合材料 (それぞれ、12.5%、12.5%、75%)、日本国内の AAC における Pb と Cd の吸着脱離等温線

ここでは、代表例として、スリランカで得られた土壌、ココヤシ殻炭、レンガをそれぞれ、12.5%、12.5%、75%で混合した 3 種混合材料、そして、日本国内から得られ

た AAC について、吸着脱離等温線を載せる。脱離試験から算出された Freundlich 定数や Hysteresis Index などについては、表 2 および表 3 に示した通りである。

スリランカ材料の吸着脱離等温線に着目すると、脱離等温線の傾きは正でありかつ小さいため、ほとんど脱離反応が生じていないと考えられる。一方で、日本国内の AAC については、脱離等温線の傾きが負になっており、脱離試験中にさらなる吸着反応が生じた可能性がある。なお、Hysteresis Index を見ると、理論的には、 n_d に対して n_d の値が極めて小さい場合、すなわち、Hysteresis Index が大きい値のとき、脱離反応は生じにくいと言える。日本国内の AAC のように、 n_d の値がマイナス値になる場合には、Hysteresis Index もマイナス値を取る。スリランカ材料の土（土壌）25%+コ（ココヤシ殻端）25%+レ（レンガ）50%で混合した材料では、Pd の Hysteresis Index が 1290、Cd のそれが 726 であった。一般的に重金属類を含む有害化学物質の除去にしばしば用いられるゼオライトについて、既往研究（Hamidpour et al. 2010）では、Pb に対しての Hysteresis Index が 3500、Cd のそれが 173 であった。また、ベントナイトの Hysteresis Index は、Pb において 1025 を示した。この事実を考慮すると、上記のスリランカ材料についても、ゼオライトほどではないものの、Pb や Cd が吸着されてから脱離しにくいことが分かった。特に、日本国内の AAC（ベトナム産は、必ずしもそうではないが）や再生コンクリート、製鋼スラグについては、脱離反応中にさらなる吸着を示し、脱離反応は生じていない可能性が推察された。

4. まとめ

本研究では、開発途上国の重金属類による地下水汚染において、PRB を用いた浄化手法の適用を見据え、その充填材料として廃棄物やその再生材の重金属類除去性能を明らかにすることを目的とした。ここでは、PRB 内の充填材料と汚染地下水中の重金属類（Pb と Cd をターゲット）との反応は吸着を想定しており、吸着反応後の脱離特性についても検討した。吸着試験の結果、Cd よりも Pb の方が、吸着されやすいことが分かった。また、いずれの重金属類においても、材料の粒度が細くなるほど、吸着量が増加する傾向が認められた。用いた材料間で吸着量を比較すると、Cd では製鋼スラグの最大吸着量が 130~303 mg/g と極めて高く（その他の材料は、高くとも再生コンクリートの 49.8 mg/g 程度）、Pb においては、AAC や再生コンクリートの最大吸着量が 95.2~323 mg/g 程度と高い値を示した。吸着後の脱離試験では、ほぼ全ての材料が比較的大きな Hysteresis Index を取り、脱離反応は Pb と Cd とともに支配的には生じていないことが示唆された。また、AAC や再生コンクリート、製鋼スラグにおいては、脱離反応が生じていない可能性が考えられた。今後は、実際の重金属類汚染水などを用いて試験を行うことで、これら廃棄物やその再生材を活用した PRB 充填材料の実用化に向けた検討を進めることができる。

謝辞

本研究は、公益財団法人 JFE21 世紀財団 2016 年度大学研究助成（技術研究助成：地球環境・地球温暖化防止技術研究）『廃棄物を中心とした低コスト資材を用いた有害重金属類の効率的浄化手法の開発（研究代表者：斎藤健志（埼玉大学大学院理工学研究科・助教））』によるご支援をいただいて実施した。共同研究者でもある、埼玉大学大学院理工学研究科の川本健教授、元・埼玉大学大学院理工学研究科の Udayagee Kumarasinghe 博士、齋藤瑠緯氏には、研究・実験方針議論、実験・化学分析作業実施、データ解析作業など、本研究に関わるあらゆる作業をサポートいただいた。また、埼玉大学大学院理工学研究科の G.M.P. Kumara 氏、元・埼玉大学大学院理工学研究科の Tran Duc Minh Hai 氏には、実験・化学分析作業実施、データ解析作業を全面的にサポートいただいた。ここに記して、深く謝意を表する。

引用文献

- 環境省 水・大気環境局（2018a）：平成 28 年度 土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果. 91p.
- 環境省 水・大気環境局（2018b）：平成 29 年度 地下水質測定結果. 96p.
- 中島誠・坂本大・根岸昌範・下村雅則（2000）：透過性地下水浄化壁による汚染地下水の浄化効果について. 地下水学会誌、42. 27～45.
- 副島敬道・今村聡・伊藤雅子・寺尾宏（2002）：反応性地下水浄化壁による硝酸性窒素汚染地下水の原位置脱窒. 環境科学会誌、15、305～309.
- 高畑陽・伊藤雅子・増岡健太郎・廣野祐平・今村聡（2013）：水平透過性浄化壁を用いる地下水の硝酸性窒素汚染防止対策技術の検証. 土木学会論文集 G（環境）、69、84～96.
- Hamidpour, M., Kalbasi, M., Afyuni, M., Shariatmadari, H., Holm, P.E., and Hansen, H.C.B. (2010): Sorption hysteresis of Cd (II) and Pb (II) on natural zeolite and bentonite. *Journal of Hazardous Materials*, 181, 686-691.
- Kumara, G.M.P., Saito, T., Asamoto, S., and Kawamoto, K. (2018): Reviews on the applicability of construction and demolition waste as low-cost adsorbents to remove heavy metals in wastewater. *International Journal of GEOMATE*, 14, 44-51.
- OECD (2000): Test no. 106 adsorption – desorption using a batch equilibrium method. *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section1*, 45p.
- Robertson, W.D., Blowes, D.W., Ptacek, C.J., and Cherry, J.A. (2000): Long-term performance of in situ reactive barriers for nitrate remediation. *Ground Water*, 38, 689-695.
- Sewwandi, B.G.N., Koide, T., Kawamoto, K., Hamamoto, S., Asamoto, S., and Sato,

- H. (2013): Evaluation of leachate contamination potential of municipal solid waste dumpsites in Sri Lanka using leachate pollution index. Proceeding of the 14th International Waste Management and Landfill Symposium, 12p.
- Thiruvengkatachari, T., Vigneswaran, S., and Naidu, R. (2008): Permeable reactive barrier for groundwater remediation. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 14, 145-156.
- Udayagee, K., Inoue, Y., Saito, T., Nagamori, M., Sakamoto, Y., Mowjood, M.I.M., and Kawamoto, K. (2017): Temporal variations in perched water and groundwater qualities at an open solid waste dumpsite in Sri Lanka. *International Journal of GEOMATE*, 13, 1-8.
- Udayagee, K., Sakamoto, Y., Saito, T., Nagamori, M., Kalpage, C.S., Herath, G.B., Mowjood, M.I.M., and Kawamoto, K. (2018a): Effectiveness of permeable reactive barrier (PRB) on heavy metal trap in aquifer at solid waste dumpsite: a simulation study. *International Journal of GEOMATE*. 15, 225-232.
- Udayagee, K., Kawamoto, K., Saito, T., Sakamoto, Y., and Mowjood, M.I.M. (2018b): Evaluation of applicability of filling materials in permeable reactive barrier (PRB) system to remediate groundwater contaminated with Cd and Pb at open solid waste dump sites. *Process Safety and Environmental Protection*. 120, 118-127.
- USEPA (1998): Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation. EPA/600/R-98/125, 94p.
- Wijesekara, S.S.R.M.D.H.R., Mayakaduwa, S.S., Siriwardana, A.R., de Silva, N., Basnayake, B.F.A., Kawamoto, K., and Vithanage, M. (2014): Fate and transport of pollutants through a municipal solid waste landfill leachate in Sri Lanka. *Environmental Earth Sciences*, 72, 1707-1719.