

1. 背景と目的

最終処分場（ごみ埋立地）の抱える問題として残余容量の逼迫があげられる。リサイクル技術の向上に伴い焼却残渣のセメント原料化等、埋立廃棄物削減の取り組みが行われている。不燃物として回収された廃棄物はアルミ等の資源回収後、細かく破碎される。その残渣物（不燃破碎残渣）は性質上、資源化が困難であるため今後も埋立続けられると考えられる。この不燃破碎残渣による環境負荷に関する研究はあまり行われていない。また残余容量の逼迫により、最終処分場の新設が求められる。その中で、陸上埋立は用地確保が困難であること、陸上埋立と比べ広域な処理やその容量から低コストでの処理が可能であること等から海面埋立が注目されている。しかし、海面埋立は内水が嫌気性となり安定化には長期間を必要とすることや埋め立てられた焼却灰による内水の高 pH 化など、様々な課題を抱えている。これまでに、海面処分における不燃破碎残渣の長期的な金属類等の溶出挙動についての調査が行なわれている。

本研究では海面埋立における不燃破碎残渣からの環境負荷を明らかにすることを目的に、不燃破碎残渣の海面埋立の模擬実験を行った。また模擬海水と純水を溶媒として不燃破碎残渣の溶出試験を行った。最終処分場では、埋め立てられた焼却灰により保有水の pH が塩基性となることから、模擬海水の pH を段階的に塩基性側で変化させ試験を行った。また溶出試験による溶出度合いを把握する為、含有量試験を行い、比較を行った。

2. 実験方法

2-1 試料と模擬海水

試料：実験に用いた不燃破碎残渣は、東京多摩地域にある収集人口約 11 万人の地域の資源化施

表-1 模擬海水の組成(mg/L)

Na ⁺	10800	Ca ²⁺	409
K ⁺	390	Cl ⁻	19400
Mg ²⁺	1290	SO ₄ ²⁻	2710

設から、2009 年、2011 年に採取し、風乾させたのち十分に混合し用いた。

模擬海水：調製した模擬海水の組成を表-1 に示す。

2-2 実験操作

1) 海面埋立の模擬実験

不燃破碎残渣に対して海面埋立の模擬試験を実施した。実験では深さ 59cm、横 49cm、奥行き 20cm の埋立模型槽（以下、模型槽）を用いて、不燃破碎残渣を 33.0kg、模擬海水を 35L 充填した。模型槽には深さ 10cm 毎に 5 段階の採取口が付いている。それぞれの採取口から間隙水を経過時間、深さごとに採水し各種測定を行った。主な測定項目は pH、電気伝導率（EC）、酸化還元電位（ORP）、金属類、陰イオン、TOC、IC、TN である。尚、金属類の測定では、原子吸光光度計を用いた。また試料を事前に 0.45μm メンブレンフィルターでろ過を行ったものと、ろ過を行わなかったものの 2 種類について測定を行った。これにより測定元素の溶存態と全体量が求められ、これらの値より粒子態の量を求め、その割合の変化や溶出特性を調べた。

2) 溶出試験

不燃破碎残渣をふるい分けし、2-4.75mm(2mm)、1-2mm(1mm)、0.5-1mm(0.5mm)、0.25-0.5mm (0.25mm)、0.125-0.25mm(0.125mm)、0.125mm 以下(<0.125mm)の 6 段階に分級した。溶媒には純水・模擬海水の 2 種を用い、また水酸化ナトリウムを用いて、pH を約 7,9,11,13 の 4 段階に調整した。溶出試験は条件ごとに 2 連で行った。試料の採取方法は縮分方法（監修 環境庁水質保全局「産業廃棄物分析マニュアル」平成 8 年 7 月 30 日発行）を用いて、均等となるように採取した。また粒径によって採取量を変え、粒径 2mm, 1mm, 0.5mm では 20g、粒径 0.25mm では 10g、粒径 0.125mm, 0.125mm 以下では 5g 採取した。次にそれぞれの採取量の試料に L/S=10 となるように適量の溶媒を加え、平行振とう（振幅

4-5cm、200 回/分、24 時間）を行った。振とう後、いずれも 0.45 μ m メンブレンフィルターでろ過し pH、EC、ORP の測定を行った。また、硝酸を用いて検液の前処理を行い、ICP-MS を用いて金属類の測定を行った。海面埋立の模擬実験と同様に、ろ過により試料を分けて溶存態と全体量を測定した。

3) 含有量試験

溶出試験と同様に分級した不燃破碎残渣をさらに粒径 0.125mm 以下となるように破碎し、試料 2g につき HNO₃5mL を加え、ホットプレートを用いて酸分解した。酸分解後、5B ろ紙を用いて、ろ過を行い、ICP-MS で測定した。

実験結果 1) 海面埋立の模擬実験

図-1 では間隙水の pH の変化を示す。充填後、pH は pH6.5-7.9 の範囲で変化し、大きな変化は無く、常に中性を維持している事が認められた。図-2 では ORP（酸化還元電位）の変化を示す。充填後、値が急激に低下し模型槽内は全体的に還元性が強くなった事が認められた。これより間隙水の嫌気化が進行したと考えられる。充填以降、模型槽内は嫌気状態を維持し続けていが約 400 日目以降より模型槽全体的に還元性が弱まった。図-3 に TOC、図-4 に TN の変化を示す。TOC、TN はともに充填後以降濃度は上昇する傾向が認められた。深さ 0cm は他の深さと比べ不燃破碎残渣と模擬海水の割合が大きく異なる為、濃度変化は緩やかであり約 120 日目以降各深さの濃度は同程度となった。約 250 日目以降は、TOC、TN はともに水面に近い程、濃度が低下し、微生物による活動が低下の要因として考えられた。図-5 では Fe の全体量の変化を示す。Fe は充填後、初期に濃度は上昇したが次第に低下していく傾向が認められた。

ORP の変化より、Fe の状態変化が濃度低下の要因のひとつとして考えられる。図-6 では Zn の全体量の変化を示す。Zn は 150 日目までは Fe の濃度変化と同様の傾向が認められた。各深さの濃度が均一化した以降、濃度は再び上昇している。約 250 日目以降から、模型槽上部では濃度は低下していき、下部では濃度は上昇している。図-7 から図-9 にかけて Cd の全体量、溶存態、粒子態の濃度変化を示す。全体量では、初期段階で急激に濃度上昇し排水基準値の「0.1mg/L 以下」を上回った。以降は徐々に濃度は低下していった。約 300 日目以降にわずかに濃度が上昇した。また Fe 等と同様に深さ 0cm と他の深さでは濃度に差があったが、約 80 日目には各深さの濃度は同程度となった。初期の濃度上昇は模擬海水に浸かったことで可溶性部分が溶出したと考えられる。以降の濃度低下については、要因のひとつとして溶出後の Cd が再び不燃破碎残渣に吸着された為ではないかと考えられる。また、pH の変化が微量である事から pH の変化による濃度への影響はほとんどないと考えられる。Cd は初期段階では、ほぼ溶存態として存在しており、約 300 日目以降ではほぼ粒子態として存在していることが認められた。図-10 から図-12 にかけて Pb の各状態の濃度変化を示す。Cd と同様の傾向が認められ充填後、急激に濃度が上昇し一時的には排水基準値の「0.1mg/L 以下」を上回った。以降は徐々に濃度は低下していく傾向が認められた。約 250 日目以降は Cd と異なり濃度が上昇したが、模型槽上部では再び濃度が低下していく傾向が認められた。Pb は初期段階では溶存態も粒子態も同程度に存在していたが、約 150 日目以降はほぼ粒子態として存在していることが認められた。

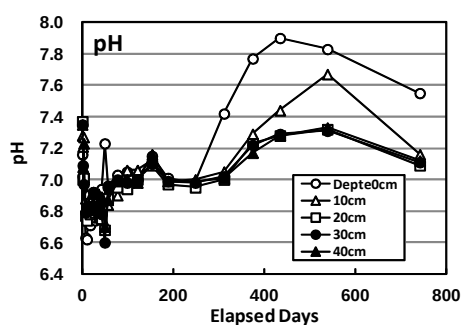


図-1: 間隙水のpHの変化

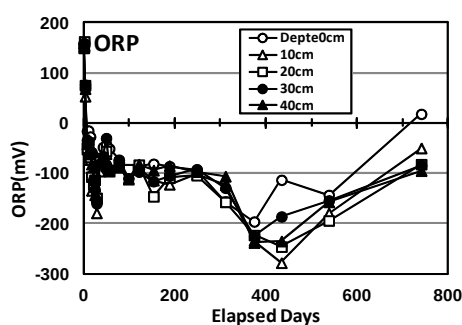


図-2: 間隙水のORPの変化

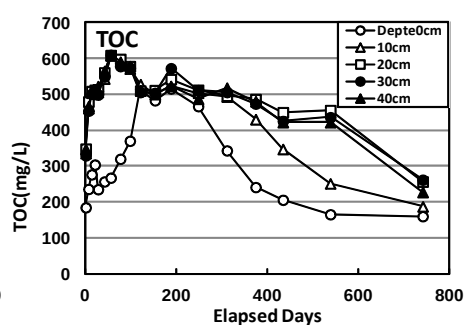


図-3: 間隙水のTOCの変化

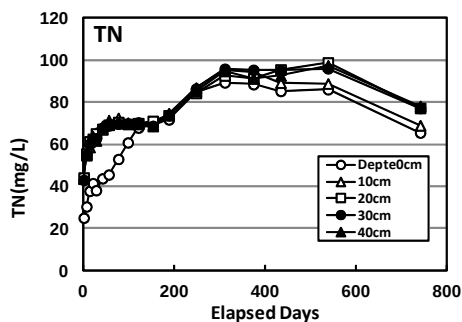


図-4: 間隙水のTNの変化

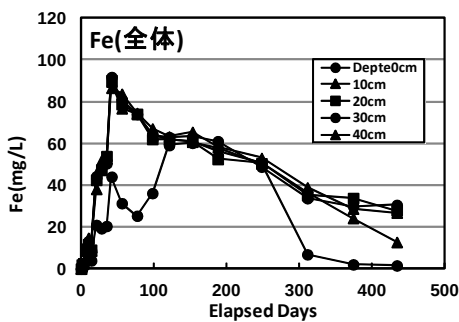


図-5: 間隙水のFe(全体)の変化

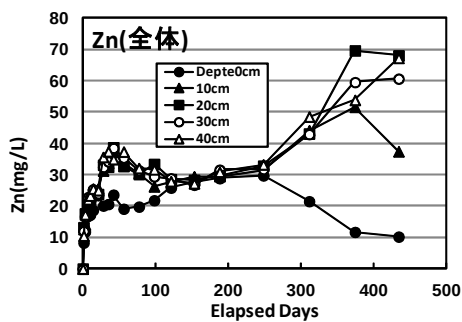


図-6: 間隙水のZn(全体)の変化

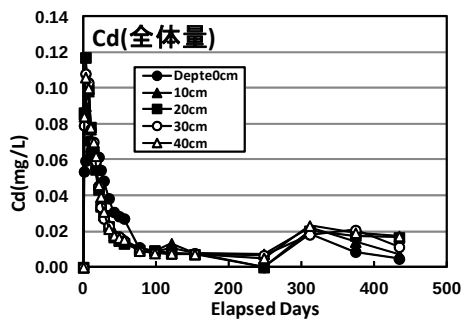


図-7: 間隙水のCd(全体)の変化

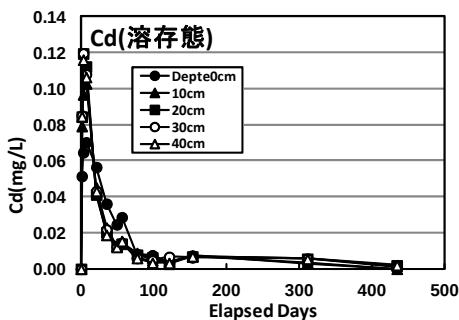


図-8: 間隙水のCd(溶存態)の変化

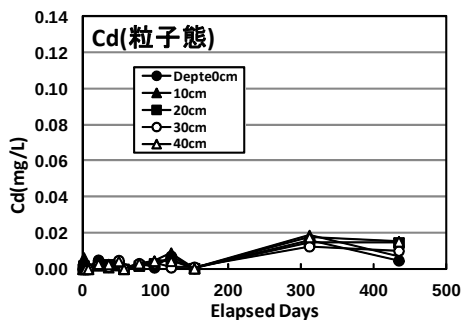


図-9: 間隙水のCd(粒子態)の変化

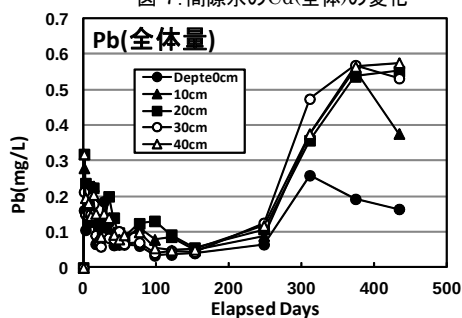


図-10: 間隙水のPb(全体)の変化

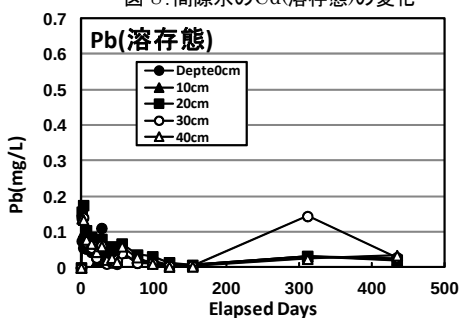


図-11: 間隙水のPb(溶存態)の変化

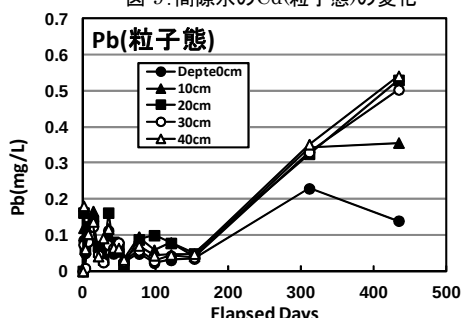


図-12: 間隙水のPb(粒子態)の変化

実験結果 2) 溶出試験・含有量試験

表-2 に溶媒：模擬海水条件における溶出試験後の各検液の pH を示す。pH9～13 の模擬海水を溶媒に用いた検液は、いずれも初期値と比べ pH が低下した。また、pH11 と pH13 より試料の粒径が小さいほど pH は低下している傾向が認められた。試料の粒径によって pH の低下に違いが生じていることから、pH の変化に不燃破碎残渣も関与していることが認められた。pH が低下した要因の一つとして、不燃破碎残渣に含まれているガラス類が塩基性溶媒に溶解し、水酸化物イオンを消費した為と考えられた。また模擬海水の pH 調整時に水酸化ナトリウムを用いたことでカルシウムイオン等と反応し、水酸化カルシウム等の沈降が生じた。沈降の影響による pH の

低下も考えられたが、溶媒：純水条件において pH は表-2 と同程度の値を示したことから、水酸化カルシウム等の沈降による影響は、ほとんどなかったと考えられた。図-13～15,17 に溶媒：模擬海水条件における Se,Zn,Cd,Pb の溶出濃度を示す。Se,Zn,Cd は粒径が小さくなるに伴い高く溶出する傾向が認められた。Se は pH に関係なく、粒径ごとに同程度の溶出濃度を示した。また Se は産業廃棄物の埋立処分に係る判定基準（環告 13 号試験の基準）と比較すると、

表-2 溶媒：模擬海水における振とう・ろ過後の各検液の pH

	pH7		pH9		pH11		pH13	
	1	2	1	2	1	2	1	2
2mm	7.82	7.81	7.67	7.72	9.50	9.68	12.79	12.59
1mm	7.42	7.33	7.29	7.27	9.72	9.95	12.81	12.79
0.5mm	7.56	7.40	7.49	7.47	8.78	9.17	12.81	12.80
0.25mm	7.69	7.56	7.50	7.54	7.83	7.93	12.71	12.67
0.125mm	7.50	7.46	7.52	7.43	7.89	7.62	12.28	12.28
<0.125mm	7.47	7.37	7.10	7.64	7.89	7.74	11.70	11.74

条件によっては基準値を超える値を示した。Zn,Cd は中性側で高い溶出を示した。また Zn は中性側では、一律排水基準と比較すると基準値を超える溶出濃度を示した。Pb は中性側と比べ、高 pH 条件で高い溶出濃度を示す傾向が認められた。図-16,18 に溶媒：純水条件における Cd,Pb の溶出濃度を示す。溶媒：模擬海水条件と比較すると、Cd は溶媒：模擬海水の方が高い溶出を示した。Cd はどの条件においても、

環告 13 号試験の基準値以下の濃度を示した。Pb は Cd と異なり、溶媒：純水の方が高い値を示した。Pb は条件によっては環告 13 号試験の基準値を超える溶出濃度を示した。図-19~21 では溶出試験による Pb,Al の溶出濃度と不燃破碎残渣中の含有量との比較を示す。Pb,Al は高 pH 条件で高い溶出濃度を示し、含有量と比較すると粒径や溶媒条件によっては 90% 以上の溶出割合を示した。

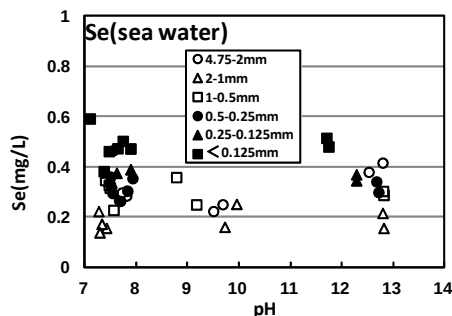


図-13: Se溶出濃度

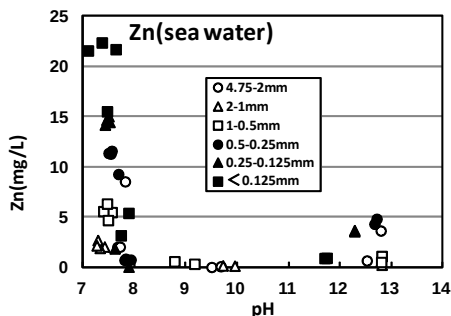


図-14: Zn溶出濃度

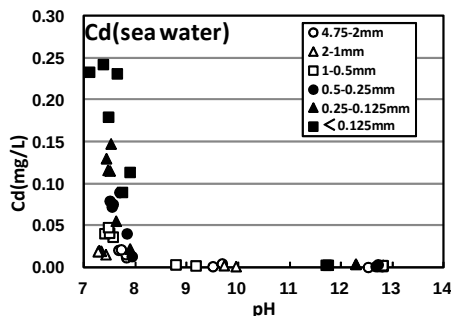


図-15: Cd溶出濃度(模擬海水)

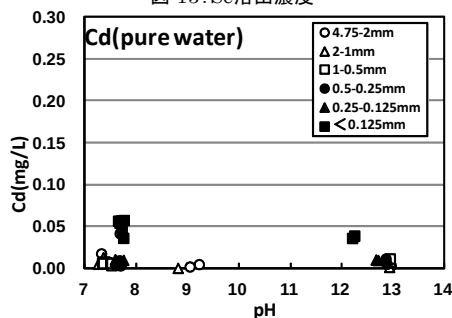


図-16: Cd溶出濃度(純水)

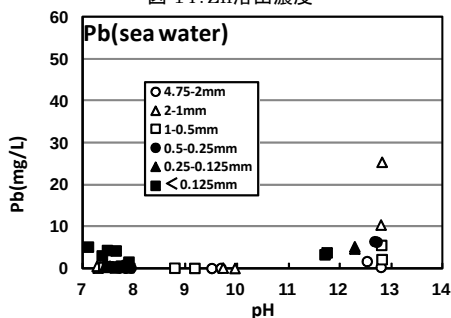


図-17: Pb溶出濃度(模擬海水)

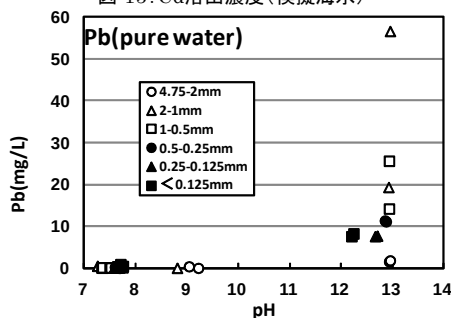


図-18: Pb溶出濃度(純水)

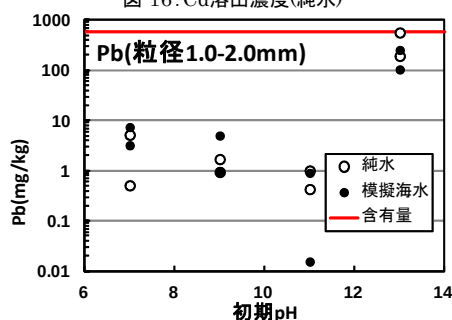


図-19: Pb溶出割合(1.0-2.0mm)

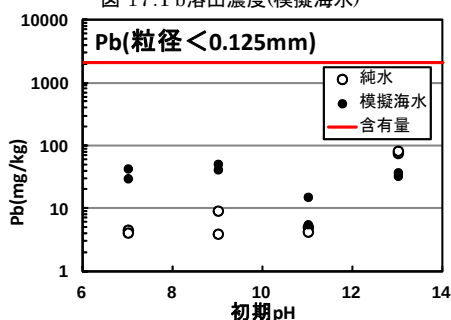


図-20: Pb溶出割合(<0.125mm)

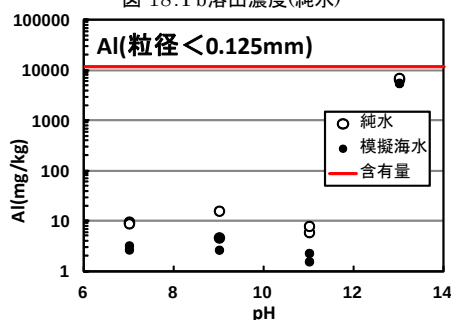


図-21: Al溶出割合(<0.125mm)

3. まとめ

- 海面埋立の模擬実験： pH 変化は緩やかであり、充填以降は嫌気状態を維持していたが、約 400 日目以降から還元性が弱まった。微生物の働きによる有機成分(TOC 成分)の分解が示唆された。金属類は元素によって変化の傾向が異なり、時間の経過とともに形態の変化が生じていると考えられる。
- 溶出試験： 不燃破碎残渣は緩衝性を持ち、pH が

低下したと考えられた。ほとんどの金属類は粒径が小さい程、溶出濃度が高くなる傾向が認められた。Pb,Al など高 pH 条件で、高い溶出濃度を示した。

海面処分場の内水は高 pH 化による、安定化の長期化が懸念されている。焼却残渣と不燃破碎残渣の埋立割合によっては、高 pH 化が抑制され、微生物による有機物の分解、金属類の固定化など、安定化が促進されるのではないかと考えられる。