

廃棄物の海面埋立処分における地盤工学的課題への取り組み

地球環境学堂・社会基盤親和技術論分野・准教授 乾 徹

はじめに

我が国では、家庭から排出されるゴミ（廃棄物）は焼却した後、焼却灰（焼却残渣）を埋立処分されていることはご承知のことかと存じます。特に、大都市圏周辺においては、東京湾や大阪湾などの海上に大容量の廃棄物処分場が建設されており、海面処分場と呼んでいます。この海面処分場における地盤工学的な課題としては主に以下の3点が挙げられます。第1は、廃棄物や汚濁物質を外部に流出させない遮水性と波浪等に対する構造安定性を両立させた処分場の設計・建設技術の確立、第2には、廃棄物に含まれる重金属や汚濁物質の処分場内部における挙動と環境影響の把握、第3には埋立地盤の強度変形特性をはじめとする地盤工学的特性の評価で、後の2点は処分場の維持管理や跡地利用において重要な事項となります。焼却した後焼却灰を海面埋立するという廃棄物の処分方法は日本独自のもので、世界的にもこれらの課題についてほとんど研究事例がないのが現状で、我が国において近年精力的に研究開発が行われてきました。その結果、処分場の設計・建設技術はマニュアル¹として結実し、数多くの処分場建設技術が開発されています。その一方で、処分場内部における有害物質や汚濁物質の挙動、地盤工学的特性の解明については未だ研究途上です。この要因としては、焼却灰の物理化学特性が通常の地盤材料とは大きく異なること、焼却灰と海水の複雑な化学組成や水浸条件といった特異的な化学的環境であること、などが挙げられます。筆者が所属する地球環境学堂社会基盤親和技術論分野では海面処分場における焼却灰埋立地盤を対象として、処分場内部における重金属の挙動や地盤工学的特性の解明に現在取り組んでいます²。本稿では、この研究成果の一部を紹介させていただきます。

海面処分場の概要

家庭ごみや産業廃棄物全般は管理型海面処分場に埋め立てられます。管理型海面処分場の構造概要は図1に示す通りです。はじめに護岸底部の堆積粘土層の地盤改良を行います。次に通常の護岸とは異なる遮水性の護岸を設置して、海と隔離した海面をつくります。遮水材には遮水

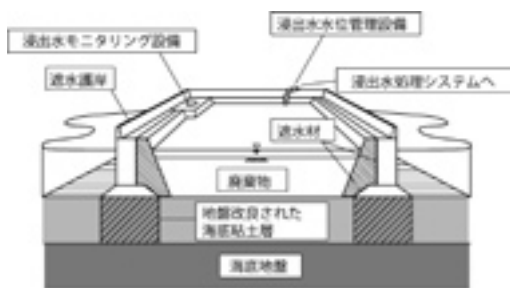


図1 管理型海面埋立処分場の構造概要

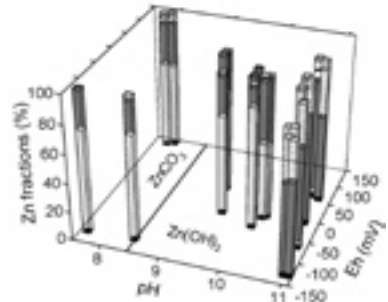
¹管理型廃棄物埋立護岸設計・施工・管理マニュアル [改訂版]、(財)港湾空間高度化環境センターより2008年に出版、昭和43年卒 嘉門雅史先生がマニュアル検討・改訂委員会委員長を務められた。

²詳細は、Inui, T., Oya, Y., Plata, H., Katsumi, T., and Kamon, M. (2009): Speciation and mobility assessment of heavy metals in the coastal MSW incinerator ash landfill, Journal of ASTM International, Vol.6, No.8, Paper ID JAI102166, およびPlata, H., Inui, T., Katsumi, T., Oya, Y. and Kamon, M. (2010): Speciation and mobility assessment of zinc in coastal landfill sites with MSW incinerator ash, Journal of Environmental Engineering, ASCE, Vol.136, Issue 8, pp. 762-768.等をご参照ください。

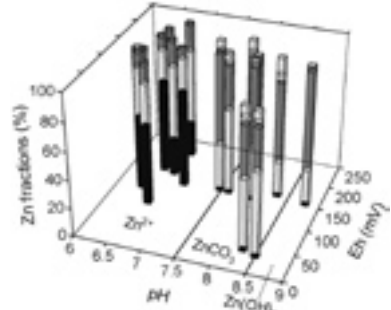
シートや改良土，継ぎ手処理を施した鋼（管）矢板などが使用されます。さらには，海底に堆積する粘土層も遮水工として機能します。廃棄物の埋立の開始後は，はじめに水中に廃棄物を投入し，陸地形成後は陸上部の埋立が行われます。最後に覆土を行い，埋立を終了します。埋立後にはベイエリアに広大な造成地が形成されることから，土地としての利用が可能ですが，地下には廃棄物が埋まっているため，建物や構造物の基礎設計・施工に制約が生じ，施工時の環境影響も課題となります。処分場からの有害物質や汚濁物質の流出を防止するための維持管理としては，処分場内部の廃棄物層内の水（浸出水）の水位管理による外海への流出防止，浸出水の集水と水処理による有害性の低下などが行われます。これらの維持管理，跡地利用に際しては，処分場内部における有害物質や汚濁物質の挙動，地盤工学的特性の解明が重要な課題になっています。

処分場内部における重金属の移動性

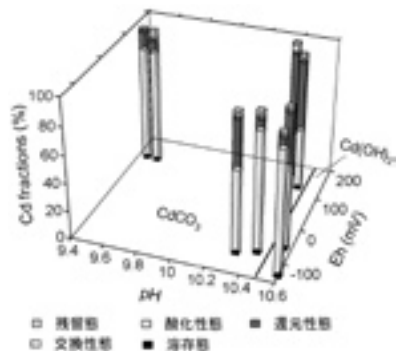
処分場内部における重金属の移動性を調べるために実施した大型フラスコを用いたリアクター試験の結果をはじめに紹介します。処分場内部の環境としては，焼却灰層で想定される焼却灰－海水環境，海成粘土層で想定される粘土層－浸出水環境の2つに分けられます。実験においてもこれら2つの環境を想定し，前者では海水と焼却灰，後者では海成粘土と焼却灰と海水を混合・ろ過して作製した模擬浸出水をそれぞれ混合して，リアクター内での重金属の化合物形態を調べました。ご承知の通り，重金属は化合物の形態によって水に溶けやすいもの，溶けにくいものが存在します。したがって，化合物形態を調べることによって，例えば水に溶けにくい形態の占める割合が多い場合は，重金属の移動性は小さいなど，重金属の移動性を評価することができます。この実験では様々な抽出溶媒を用いて重金属を溶存態，交換性態，還元性態，酸化性態，残留態に分類しました。溶存態は水中に存在する重金属，交換性態は炭酸塩もしくは土に吸着している形態，還元性態は鉄・マンガンの水和酸化物に吸着している形態，酸化性態は有機物または硫化物に吸着している形態，残留態は安定した構造で溶出の恐れがない形態であり，順に移動性，



(a) 焼却灰-海水系での Zn の存在形態



(b) 海成粘土-浸出水系での Zn の存在形態



(c) 焼却灰-海水系での Cd の存在形態

図2 処分場内部での重金属の存在形態

長期的な移動ポテンシャルは小さくなります。しかし、同じ環境下においても時間の経過、外的要因などによってpHや酸化還元電位が変化すると重金属の存在形態も影響を受けますし、重金属の種類によっても傾向は異なります。図2に実験結果の一例として、焼却灰-海水系、および海成粘土-浸出水系での亜鉛（Zn）の存在形態、焼却灰-海水系でのカドミウム

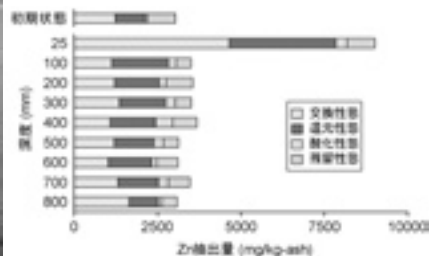


図3 大型カラム試験の結果例

（Cd）の存在形態をpHやEhの値毎に示しています。例えば、図2の(a)と(c)の結果を比較すると、焼却灰層で一般的に確認されるpH>10のアルカリ環境下では亜鉛、カドミウムともに溶存態では存在しません。その一方で、亜鉛は還元性態、カドミウムは交換性態が支配的でありカドミウムの方が長期的には移動可能性が高いことがわかります。同じく図2(b)を確認いただくと、粘土層-浸出水系ではpHが7以下の条件では溶存態の亜鉛が増加しますが、海水や海成粘土層が示すpH8前後では、溶存態で存在する亜鉛が少なくなっています。このことは、重金属を含む浸出水が粘土層に流入してきても、溶存態のまま重金属が粘土層を通過して処分場外に流出することはないことを示唆します。

次に、これらのリアクターでの試験の妥当性を評価するために、図3左に示すような1000 mm高さの焼却灰層と海成粘土層からなる大型のカラム試験によって、重金属の埋立地盤内での移動性を検証しました。実験では、重金属を含む海水を焼却灰層と粘土層に500日以上長期に渡って連続的に流下させ、浸出水の水質を深さ毎に定期的にモニタリングするとともに、実験終了後に解体し、深さ毎の重金属（亜鉛）の存在形態と存在量を計測しています。その結果、図3右に示すように、表層部のみで亜鉛の存在量が増加しています。これは、亜鉛の移動性が小さく、表層のみに蓄積された結果であり、リアクター試験と同様に水溶性の亜鉛は長期に渡って確認されていません。また、長期間の水との接触により表層の焼却灰のアルカリ分が溶脱してpH9以下に低下して亜鉛の存在形態は交換性態が支配的になっていますが、この傾向も図2(a)のリアクター試験の結果と一致しています。

おわりに

化学的に非常に複雑な海面処分場埋立地盤内部における重金属の長期的な挙動に関する知見は、海面処分場の環境影響評価、維持管理、跡地利用時の環境影響の推定などにおける基礎的な知見として有用性は高いと考えています。しかしながら、廃棄物埋立地盤の工学的特性については未だ説明が必要な部分が多く、研究はまだ緒についたばかりです。今後研究を引き続き行い、新しい成果が出ましたら改めてご紹介させていただければと考えております。

謝辞：本研究は勝見 武先生（平成元年卒）をはじめとする社会基盤親和技术論分野の関係・修了生各位、嘉門雅史先生（昭和43年卒）と共同で実施したものです。