

覆土と廃棄物層の透水性が埋立廃棄物の安定化に与える影響

(独) 国立環境研究所 正会員 朝倉 宏

1. はじめに

最終処分場における遮水工の老朽化による漏水の危険性や埋立廃棄物の安定化遅延による水処理コストの増大などの問題点を解決するためには、埋立層内の安定化を促進し、管理期間を短縮できる最終処分システムを構築する必要がある。そのためには、埋立物の品質（入れる物）の選定と、層内の安定化反応を活性化させる埋立法（入れ物、入れ方）を改善することが有効と考えられる。

現在、日本の最終処分場は自然通気に期待できる準好気性埋立構造を基本としている。準好気性埋立構造では、好気および嫌氣的領域が共存しており、埋立層底部の浸出水集排水管およびガス抜き管の近傍では酸素侵入による好氣的領域が確保できるが、その部分の酸素消費によって埋立層中心部では嫌氣的領域となる。さらに、透水性の低い部分があると、水分が飽和して酸素侵入が制限される。島岡ら(1997)は、覆土層に挟まれた領域では、より嫌氣的な領域が形成されるため、覆土の材質を検討する必要があると述べている。

また、覆土だけでなく、汚泥等の低透水性の廃棄物自体の流体移動特性を改善することが、好氣的領域の確保のために必要である。日本では、2004年度に埋立処分される産業廃棄物の36%（湿重量）が汚泥であり（環境省）、汚泥はいまだに主要な埋立物である。汚泥の埋立量を減少させると同時に、他の廃棄物を混合して流体移動特性を改善する方法が考えられる。

本研究では、覆土の透水係数を変化させることによって層内への空気（酸素）と水分の供給を高めたときの安定化傾向を比較評価した。また、汚泥と他の廃棄物の混合物の特性、特に流体移動特性を評価し、好氣的領域を確保するために許容できる汚泥の埋立割合を提案した。最後にモデル計算により、廃棄物品質と透気性などが早期安定化に及ぼす影響を評価した。

2. 覆土の透水係数

2-1. 実験方法

廃棄物試料

10年程度の近い将来において、量的に主要となりうる埋立産業廃棄物を試料として選定した。現在の埋立量が多い品目より、有機物・重金属含有量や層内の閉塞を引き起こす点から直接埋立に適さず、中間処理によって無害化・減量化すべきと考えられる品目（汚泥、動物のふん尿およびばいじんなど）を除外した。ただし、汚泥の許容埋立量については後述する。結果として、建設系混合廃棄物のふるい下残渣（C&D）、鉄鋼スラグ（Slag）、産業廃棄物可燃物燃え殻および廃プラスチックが主流になるものと考えた。これらを体積割合で40:20:20:20となるように混合し、充填混合廃棄物試料として調製した。

実験方法

2本の模擬埋立実験槽（以後、ライシメータと呼ぶ）の、最下端にガラスビーズ（5mm径と10mm径の等重量混合）、その上に覆土、さらにその上に混合廃棄物試料を充填し、最上部に下部と同じ覆土を設置した。図1にライシメータ概要を示す。

2本のライシメータの覆土には異なる透水係数を与えた。覆土の透水性が高い実験条件（ライシメータ1、以後LM1）の透水係数は 10^{-2} cm/s以上に、透水性が低い実験条件（ライシメータ2、以後LM2）の透水係数は 10^{-4} cm/s程度に設定した。

水分添加量は日本の平均年間降水量1700mmとし、3日に1度、14mm相当を4分間程度で散水した。

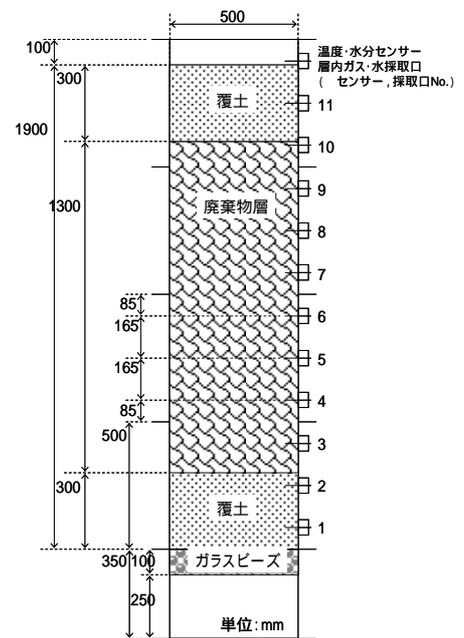


図1. ライシメータ概要

上下の空洞(チャンバー:49L)には通気量は1 L/minで空気を流した。

実際の処分場内部では、微生物反応などによって層内温度が上昇し、高温状態が持続される傾向が見られる。微生物活性は温度による影響を受けるため、微生物による分解反応を実態に合わせて評価するためには、壁面等からの放熱を防ぎ、上昇した温度を保持する必要がある。ライシメータに取り付けた温度センサーとヒーターおよび保温ジャケットによって、層内の発熱による温度上昇を自動的に追跡加温することによって温度を維持した。

層内への空気進入量を把握するために、下部チャン

パーに1 vol%ヘリウム混合空気を1 L/minで流し(一部が埋立層内に入し、残りは下部チャンパー流出口から排出される)、上部チャンパー流出ヘリウム濃度を測定した。

層内の可溶性成分の移動と分解を評価するために、ライシメータ層内水および浸出水成分と、層内ガスのO₂を測定した。層内温度と含水率は、層内に差し込んだセンサーによって自動的にモニタリングした。

2 - 2 . 結果と考察

図2に、累積降水量および累積採水量 (= 層内水 + 浸出水) と層内温度

の変化を示す。層内温度は、LM1は実験開始後に温度が上昇し、30日経過後に最高で55程度となった。温度センサーとヒーターの誤作動の可能性を考え、35日経過後に追跡加温の自動運転を停止し、層内温度が室温まで低下した後に再び温度制御を自動運転としたところ、55日経過後に再び層内温度が上昇した。同様の確認を200日および250日経過後に行ったが、再び層内温度が上昇した。これに比べて、LM2では層内温度は室温(25)とほぼ等しく、変化が見られなかった。LM2に比べてLM1は、好気的な条件であり(図5を参照)かつ後で示すように有機物の分解速度も比較して大きく算出されたため、層内温度の上昇は微生物分解による反応熱によるものだと考えられる。

図3に層内含水率、図4に層内温度の高さ方向の分布(100日目)を示す。覆土の間隙率を真密度と充填密度から計算すると、LM1では0.4程度、LM2では0.3程度である。下部覆土は、LM1では水分が排除され、LM2では水分で飽和していると考えられる。層内温度は、廃棄物層の高さ方向の中間付近が最も高かった。これは、廃棄物層内で微生物活動によって生じた熱が、温度が低い上下端方向に逃げるためと考えられる。もっとも高いところの温度は40程度であり、中温菌の発育可能域である。

図5に、層内O₂濃度の測定結果(100日目)について鉛直方向の分布を示す。LM2の廃棄物層は1~3%とやや嫌気的であったが、LM1ではほぼ大気中の濃度と等しく、O₂の進入速度が内部の消費速度を十分に上回

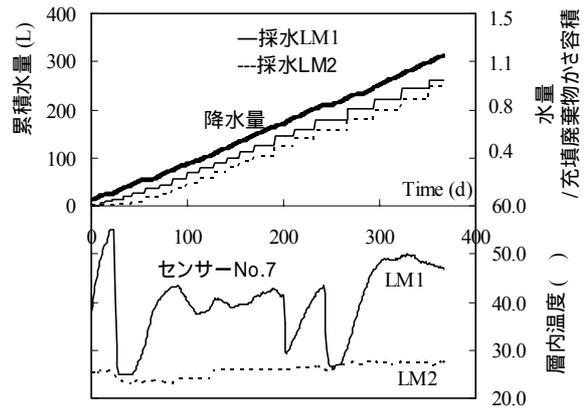


図2. 降水・採水条件と層内温度

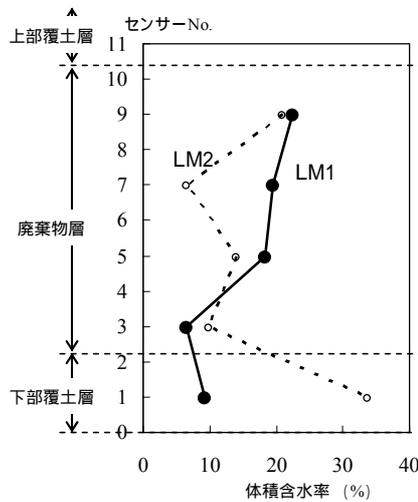


図3. 層内体積含水率(100日目)

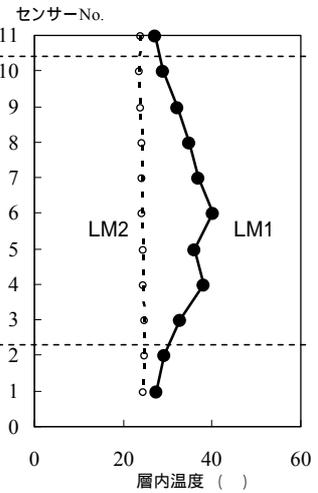


図4. 層内温度(100日目)

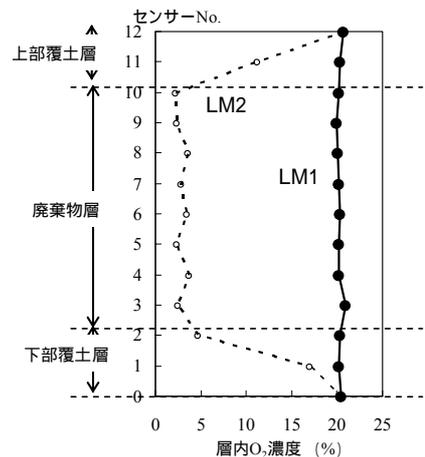


図5. 層内O₂濃度(%)

っていることが分かる。

ヘリウムをトレーサーとして使用し、層内への空気の進入量を求めた。空塔速度はLM1で 3.0×10^{-6} m/sであり、これは焼却灰層の層内温度32（外気温20）によってもたらされる上昇流の文献値 1.7×10^{-6} m/sと近く(田中ら,1986),妥当であるといえる。LM2は、下流側からヘリウムが検出されず、検出下限値と実験時間から判断すると、空塔速度はLM1の1/1000以下である。

埋立廃棄物中の有機物の減少は主に洗い出しと生物分解で生ずる。そこで、層内の非反応性溶解性成分の指標として電気伝導度を用い、田中ら(1987)が提案した洗い出しのモデルによって、各降水採水操作毎の洗い出し率（洗い出し流出成分重量/洗い出し直前の層内残留成分重量）の平均値を求め、これを用いて洗い出し作用を除外した反応性成分TOCの正味の反応速度 R （生成速度-消滅速度）[mg-C/(d·L)]を算出した。図6に、TOCの廃棄物層からの累積減少量（a：洗い出し，b：生成・消滅，a+b：合計）と $-R$ （減少量を正の方向とするためにマイナスを付けた）について経時変化をまとめた。TOCの反応速度 $-R$ は、LM1では減少側で推移するのに比べて、LM2では生成側で推移している。すなわち、LM1では有機成分が廃棄物層から溶出する速度よりも、微生物分解によって減少する速度が卓越するのに対し、LM2では微生物分解が遅く、可溶化した有機成分が流出する割合が大きいことを示している。LM1はより好氣的であり、層内温度もより高いため、LM2より微生物活性が高いと考えられることから、上記仮定によって算出された R は妥当であると考えられる。

以上は、透水性の覆土によってもたらされる層内への酸素の供給が、層内の分解による安定化を促していることを示唆するものである。

3. 覆土の透水係数

3-1. 実験方法

試料

この研究では、透気・透水性の悪い試料として汚泥を、良い試料としてスラグ（Slag）と建設混合廃棄物（C&D）を対象とした。スラグは比較的粒子の粗い、建設混合廃棄物は比較的粒子の細かい廃棄物の代表として想定している。汚泥として、有機性の下水汚泥等を用いると実験中に腐敗する恐れがあることから、無機性の建設汚泥を対象とした。採取場所は、汚泥の中間処理施設を持つ最終処分場であり、重力脱水および天日乾燥後に埋め立てられたものを掘り返して採取した（Sludge）。

Sludgeに対し、SlagもしくはC&Dの混合みかけ体積割合を5段階に変化させたものをサンプルとした。SlagもしくはC&Dの混合体積割合は、0（Sludgeと呼ぶ）、62、75、90（Sludge+Slag: SS-1~3, Sludge+C&D: SC-1~3と呼ぶ）、および100%（Slag, C&Dと呼ぶ）である。

105 °Cで一日乾燥させたサンプルの粒径分布を測定した（図7）。Slagは2 mm以上の大粒径の部分が多く、MW-ash, MW-slagおよびMW-SWの粒径分布と似ている。C&Dは、これらと比べると粒径が細かいことが分

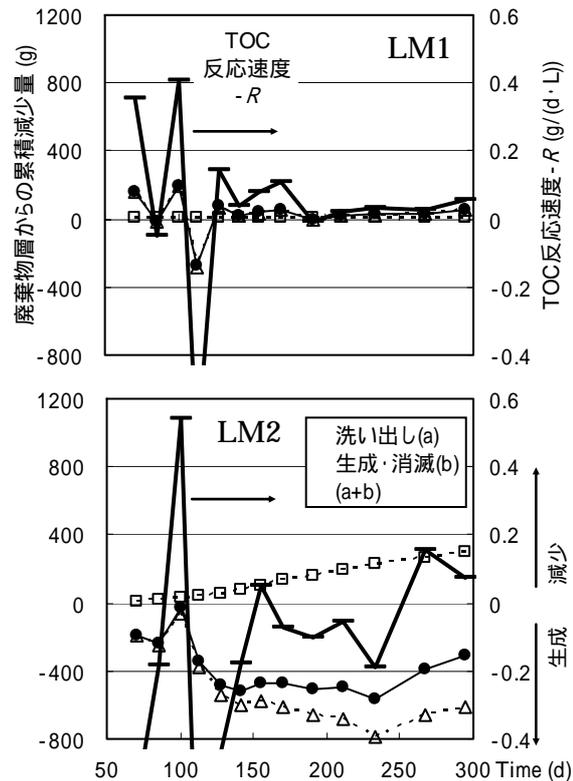


図6. 層内の累積 TOC 減少量と TOC 反応速

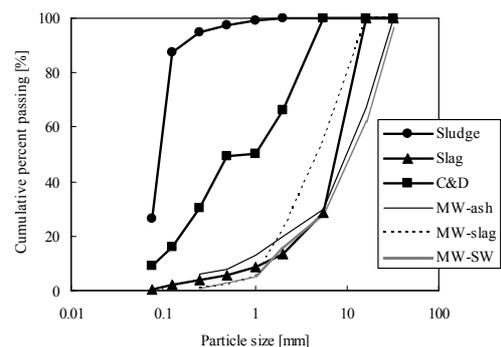


図7. He 混合ガス通気と下流からの流出濃度

かる。

実験方法

透気係数、屈曲係数および間隙代表径についての測定方法は、Kallel ら(2004)による報告を参考とした。これらのパラメータは含水率によって変化するが、本研究では埋立層内の水分が重力脱水された状態を想定し、含水率を圃場用水量 (field capacity) とした。あらかじめ求めた圃場含水量となるように試料に水分を加え、内径 15 cm のカラムに加湿サンプルを 5 cm 程度ずつ突き固めながら 50 cm 高さまで充填した。カラムを横向きに設置し、窒素ガスを定圧でカラム内に流し、原圧と距離ごとの圧力を測定して透気係数 k_g [$\text{m}^2/(\text{Pa}\cdot\text{s})$] を得た。透気係数に窒素ガス粘性係数 (gas viscosity: 1.77×10^{-5} Pa·s, 20°C) を掛けて固有透気係数 k [m^2] とした。

窒素ガスで置換されたカラムの下端を閉じ、上流から Ar ガスを拡散侵入させることで屈曲係数 ζ [-] と間隙代表径 r [-] を得た。

屈曲係数と間隙代表径の実験を行ったカラムを垂直に設置し、定水位もしくは変水位法 (JIS A 1218) によって透水係数 k_H [cm/s] を得た。

3 - 2 . 結果と考察

Slag もしくは C&D 混合量と透水係数および透気係数の関係を図 8 に示した。Sludge および SC-1 では透水性および透気性が低く、実験時間および器具の耐圧性から測定が出来なかったため、想定される上限値が記入されている。Slag および C&D とともに、体積混合率を 62 % から 75 % 程度まで増加させると、透水係数が 10 倍 (C&D) ~ 200 倍 (Slag) 程度、透気係数が 100 倍以上 (C&D)

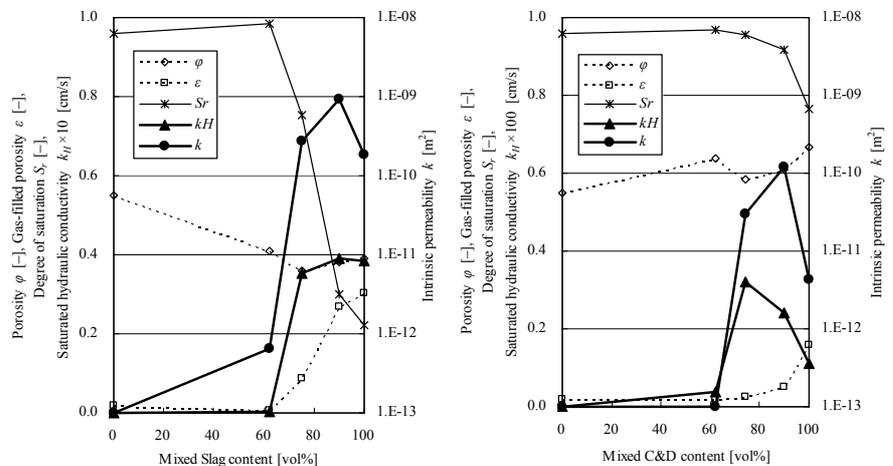


図 8. 混合量と透水係数および透気係数の関係

~400 倍程度 (Slag) 増加した。また、Slag および C&D そのものよりも、Sludge を体積割合で 10 ~ 25 % 程度混合 (SS-2,3 および SC-2,3) した方が飽和度 S_r が高いにもかかわらず透気係数が高かった。Slag および C&D の充填時には小粒径のものが目立ち、大粒径同士の空隙をふさいでいるように見えた。しかし SS-2,3 および SC-2,3 では、汚泥の添加によって小粒径のものが団粒化してまとまり、空隙が目立った。このように、少量の汚泥の添加は、空隙を保つために有効であると考えられる。この現象を模式的にあらわしたものを図 9 に示した。

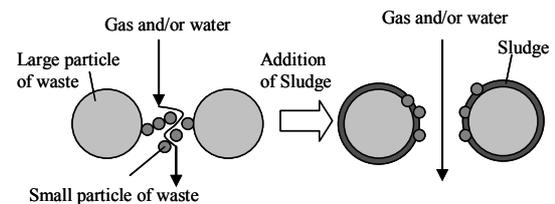


図 9. 汚泥添加による団粒化

以上で述べた Sludge への Slag もしくは C&D の混合による透気性の向上が、埋立層内の好氣的領域を拡大するのにどれだけの影響を及ぼすのかを考察した。

埋立層最下部(深さ L [m])が外気と接しており(浸出水で飽和していない浸出水集排水管などの直上を想定)、外気が下から上へ流れ、層内で好氣的分解によって酸素が消費されるとき、酸素の侵入距離(深さ A [m] まで)を求めた。田中ら(1986)は、層内と外気の温度差による移流に拡散フラックスが伴う場合の酸素侵入距離を考え、関係式(1)を導出した。

$$(A-L) - (1/\alpha) [1 - \exp \{-\alpha(A-L)\}] = 0.21\alpha / \beta \cdots (1)$$

ここで、

$$\alpha \equiv (\zeta/\varepsilon) (RT/P) (1/D_{kl} + 0.21/D_{l2} + 0.79/D_{l3}) (-F) \cdots (2)$$

$$\beta \equiv (\zeta/\varepsilon) (RT/P) (1/D_{kl} + 0.21/D_{l2} + 0.79/D_{l3}) (-R_l) \cdots (3)$$

ここで、 ε : 気相率 [-], P : 全圧 [Pa], R : 気体定数=8.314 [m³·Pa/(mol·K)], T : 温度 [K], D_{ij} : 2成分分子拡散係数 [m²/s], D_{ki} : クヌーセン拡散係数 [m²/s], F : 移流ガスフラックス [mol/(m²·s)], $-R_i$: 酸素消費速度 [mol/(m³·s)], 下添え字 1: O₂, 2: CO₂, 3: N₂+Ar である。

式(1)を満足する $(A-L)$ が酸素の侵入深さであり、 $(A-L)(-R_i)$ が酸素侵入フラックスである。 $\Delta T=0$ の場合は、拡散フラックスのみが存在する。本実験で得られたパラメータと、筆者らの別の実験による 35 °C における試料の酸素消費速度の測定値 $-R_i$ (朝倉ら 2007)を用いて $(A-L)$ を計算したものを図 10 に示す。 $-R_i$ は Sludge: 3.9×10^{-1} , Slag: 1.7×10^{-2} , C&D: 5.4×10^0 mol / (d·m³) であり、C&D が比較的大きい。 $-R_i$ の測定例はあまりないが、焼却灰で 10^0 , 厨芥で $10^1 \sim 10^2$ (田中ら, 1986), 有機汚泥コンポスト化で 10^3 mol / (d·m³) (Yamada and Kawase, 2006) 程度である。また、埋立層内はかなりの高温になることが知られており (Collins and Muennich, 1993; Houi et al., 1997; 東京都, 1996), フランスの都市ごみ埋立地の層内の温度は、0~5 m 深さで、 33 ± 4 °C, 5~15 m 深さで 55 ± 5 °C, 日本の東京湾の埋立地では 20 m 深さにおいて $30 \sim 65$ °C であったと報告されている。図 10 では、埋立層内と大気との温度差 $\Delta T=0$ および $-R_i \times 1$ の条件に加えて、層内が高温となった場合や、 $-R_i$ を変化させた条件でも計算した。

Sludge+Slag では、Slag の体積混合割合が 62 % では $(A-L)$ が 1 m 未満であったが、75 % 以上の場合は 5 m 以上となった。 $-R_i$ が比較的小さいために ΔT による移流の影響が大きく、混合割合 75 % の時 ($-R_i = 1.3 \times 10^{-1}$ mol / (d·m³)), $\Delta T=20$ で 70 m となる。 $-R_i$ が 10 倍 (10^0 mol / (d·m³) 程度) であっても、2 m 程度 ($\Delta T=0$) から 7 m 程度 ($\Delta T=20$) 確保できる。しかし、 $-R_i$ が 100 倍となると、 $\Delta T=20$ であっても 1 m 未満となる。

Sludge+C&D では、混合割合を 75 % 以上としても $-R_i$ が 5×10^0 mol / (d·m³) 程度と比較的大きいために、 $\Delta T=20$ であっても $(A-L)$ が 1 m 未満であった。 $-R_i$ を 1/100 にすると $\Delta T=0$ では 2 m 程度だが、移流の影響が大きくなり、 $\Delta T=20$ で 20 m 程度となる。

以上から、酸素の侵入深さは $-R_i$ の影響が大きいですが、体積割合 25 % の汚泥を粒子の粗い Slag と混合し、 $-R_i$ を 10^0 mol / (d·m³) 程度に出来るならば、酸素侵入深さを 2~7 m 程度確保することが出来る。

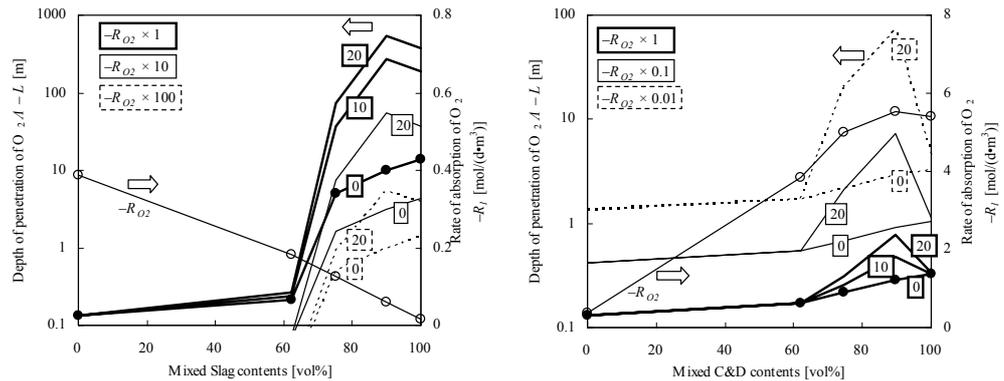


図 10. 混合量と酸素侵入深さ

4. モデル計算による早期安定化に及ぼす影響評価

洗い出しや分解などの層内反応を表す既存モデルに対し、上下の覆土層からの外気の交換を表すモデルを組み込んだ。前述のライシメータ実験から得られた透気係数や安定化傾向から得られたパラメータを組み込んだが、いまだ実測値と計算値の整合性が不十分である。ここでは、初期廃棄物含有有機物量や覆土の透気性を変化させ、安定化に必要な時間の変化を比較評価した。計算値は、浸出水中の TOC のみである。仮に、TOC の値が 50 mg-C/L 程度まで減少するのに必要な年数を比較した (図 11)。覆土の拡散係数を 1000 倍 (粘土 砂程度) にすると 1/10 以下に、初期有機物量を 1/4 倍 (4 倍量

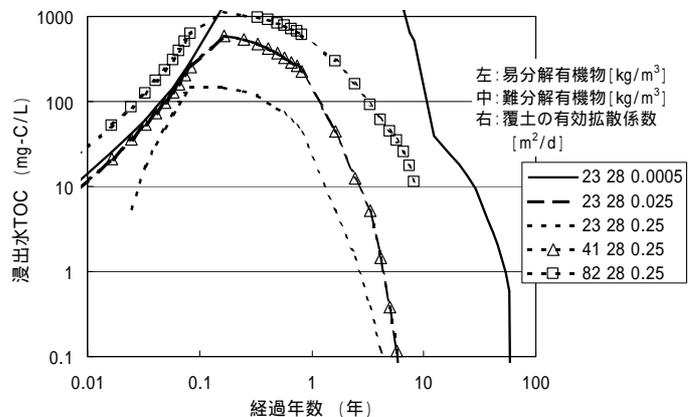


図 11. モデル計算による TOC 濃度の経時変化

標準の埋立一般廃棄物程度)にすると 1/5 以下になり、覆土の透気性による影響が比較的大きいことが分かった。

5. まとめ

主要な埋立産業廃棄物を充填したライシメータ (LM) の覆土に異なる透水係数を与え (LM1: 高透水性, LM2: 低透水性), 人工降水を加えて, 発生ガスと溶出成分を分析して, 内部の安定化 (有機物減少) 傾向の差を比較した結果, 次の知見が得られた。

透水性の高い覆土 (LM1) によって速やかに空気が進入し, LM1 では, 実験開始後, 速やかに層内温度が上昇し, かつ, O_2 が大気中の濃度とほぼ等しくなり, 好気的な生物分解反応が進行していることが伺われ, 層内が好気的な条件では, TOC の溶出速度よりも微生物分解が卓越し, 逆に嫌気的な条件では分解速度よりも溶出速度が卓越することが分かった。以上から, 覆土の透水性を高めることによって層内の安定化が促されることが示唆された。

また, 汚泥と他の廃棄物 (スラグ: Slag, および建設混合廃棄物破碎選別残さ: C&D) の混合物の特性, 特に流体移動特性を評価し, 以下の知見を得た。

Slag および C&D とともに, 体積混合率を 62 % から 75 % 程度まで増加させると, 透水係数が 10 倍 (C&D) ~ 200 倍 (Slag) 程度, 透気係数が 100 倍以上 (C&D) ~ 400 倍程度 (Slag) 増加する, Slag および C&D そのものよりも, Sludge を体積割合で 10 ~ 25 % 程度混合した方が, 飽和度が高くなるにもかかわらず透気係数がより高くなる, 温度差による移流と濃度差による拡散による酸素の侵入深さのモデル計算を行った結果, 酸素の侵入深さは廃棄物層の酸素消費速度の影響を大きく受けること, 酸素消費速度を $10^0 \text{ mol}/(\text{d}\cdot\text{m}^3)$ 程度に出来るならば, 体積割合 25 % の汚泥を粒子の粗い Slag と混合することで, 酸素侵入深さを 2 ~ 7 m 程度確保することが出来る, ことがわかった。以上から, 層内の流体移動特性を向上させ, 好気的領域を確保するためには, 埋立汚泥の体積割合を 25 % までとし, Slag などの粒径の粗い廃棄物と混合し, また酸素消費速度を $10^0 \text{ mol}/(\text{d}\cdot\text{m}^3)$ 程度に抑えるべきである。

安定化を表すモデル計算から, 覆土の透気性による安定化への影響が比較的大きいことが分かった。

本研究は, 平成 16 ~ 19 年度環境省地球環境保全等試験研究費 (公害防止等試験研究費) で行われた。

参考文献

- 朝倉 宏, 井上雄三, 山田正人, 遠藤和人, 小野雄策, 小野芳朗: 廃棄物埋立層の安定化を阻害する要因の評価, 第 28 回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, pp.203-205 (2007)
- 環境省: 平成 18 年度事業 産業廃棄物排出・処理状況調査報告書 平成 16 年度実績 (2007)
- 田中信壽, 高畑恒志, 神山桂一: 廃棄物埋立処分場における大気中酸素の廃棄物層への進入深さとフラックスについて, 衛生工学研究論文集, Vol.22, pp.37-47, 1986
- 田中信壽, 神山桂一: 都市廃棄物嫌気性埋立層内の可溶性汚濁物生成過程に関する研究, 土木学会論文集, Vol.381, - 7, pp.217-225, 1987
- 東京都, 東京湾埋立地調査, (1993)
- 東條安匡: 廃棄物埋立地における水分移動現象とその制御法に関する基礎的研究, 北海道大学博士後期過程論文 (2002)
- H.J. Collins, K. Muennich: Temperaturen in Siedlungsabfalldeponien und deren Auswirkung auf die Basisabdichtung. Muell Abfall, Vol.25, No.4, pp.275-282 (1993)
- D. Houi, E. Paul, C. Couturier: Heat and mass transfer in landfills and biogas recovery, Sardinia 97, Vol.I, pp.101-108 (1997)
- A. Kallel, N. Tanaka, T. Matsuto: Gas permeability and tortuosity for packed layers of processed municipal solid wastes and incinerator residue, Waste Management & Research, Vol.22, pp.186-194 (2004)
- T. Shimaoka, K. Miyawaki, M. Hanashima, H. Tsuji, H. Ito: Impact of daily cover soil on the stabilization of a landfill, Sardinia 97, Vol.I, pp.341-350 (1997)
- Y. Yamada, Y. Kawase: Aerobic composting of waste activated sludge: Kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption, Waste Management, Vol.26, pp.49-61 (2006)