

締固め供試体を用いた浄水汚泥のシリアルバッチ試験

茨城大学 学生会員 ○渡邊保貴 正会員 小峯秀雄
 フェロー会員 安原一哉 正会員 村上哲
 茨城県日立市企業局 非会員 豊田和弘

1. はじめに

廃棄物の環境安全性を判定するための試験方法として、我が国では、平成3年8月環境庁告示第46号に準拠した溶出試験(以後、環告46号溶出試験と記述する)が頻繁に用いられている。その一方で、カラム通水試験の基準化に向けた取り組みがなされている¹⁾。廃棄物の種類と量に対応するためには、溶出試験を簡便に効率よく実施することが重要である。また、施工時に想定される粒子破碎や供用後のスレーキング等を溶出試験方法に反映させる必要があると考えられる²⁾。本研究では、浄水汚泥の植生に対する長期環境安全性を判定するために、シリアルバッチ試験を行った。本論文では、道路の路床材料を模擬した締固め供試体を使用したときのAl溶出挙動を、団粒試料を用いたときの試験結果と比べて考察した。

2. シリアルバッチ試験の位置づけと試験方法

2.1 シリアルバッチ試験の理論的解釈

シリアルバッチ試験は、単一試料に対して溶媒を入れ替え、水溶性成分を繰返し抽出する溶出試験である。環告46号溶出試験の単一バッチ試験では平衡濃度を、カラム通水試験では移流場の溶出濃度の変化を調べることを目的としているのに対し、シリアルバッチ試験では、拡散支配となる溶出速度の変化を把握することを目的としており、その結果は長期溶出挙動の推定において利用される³⁾。長期溶出挙動モデルは、式(1)のフィックの第二法則を、式(2)に示す初期条件と境界条件のもとに解くことで式(3)および式(4)が導かれる⁴⁾。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (1) \quad \begin{aligned} t=0, x \leq 0; \quad C &= C_0 \\ t > 0, x=0; \quad C &= C_1 \\ t > 0, x=-\infty; \quad C &= C_0 \end{aligned} \quad (2) \quad -\frac{C-C_1}{C_0-C_1} = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^\xi \exp(-\xi^2) d\xi \quad (3) \quad \xi = \frac{x}{2\sqrt{D_e t}} \quad (4)$$

ここに、 D_e は有効拡散係数(m^2/s)、 t は時間(d)、 C は溶出濃度(mg/m^3)、 C_0 は対象物の内部濃度(mg/m^3)、 C_1 は液層の一定濃度(mg/m^3)である。 x は距離(m)であり、 $x=0$ の点は固液境界を意味する。ここで、試験中は C_1 が次第に増加するが、 C_0 が C_1 より十分に大きい場合は $C_0 - C_1 \cong C_0$ が成り立つため、試料表面からの溶出フラックス $J(\text{mg}/\text{m}^2\text{d})$ は式(5)により与えられる⁴⁾。また、式(5)の両対数をとることで式(6)が得られる。

$$J = C_0 \sqrt{\frac{D_e}{\pi t}} \quad (5) \quad \log J = -\frac{1}{2} \log t + c \quad (6)$$

したがって、 $\log J$ と $\log t$ の関係において-0.5の傾きを拡散支配の溶出挙動として解釈することができる。

2.2 シリアルバッチ試験の試験方法

図1にシリアルバッチ試験装置の概要を示す。ポリエチレン製容器に HNO_3 でpH4.0に調整した水を注ぎ、ステンレス製のネットを用いて供試体または団粒の試料を浸漬させた。液固比は10:1とした。浸漬中は式(2)の境界条件を満足するため、マグネットスターラーで溶媒全体を流動させ、かつ、溶媒を6h、1d、2d、4d、8d、16d、32dの時点において交換し、 C_1 の増加量を小さくした。溶媒交換時に採取した溶液は、 $0.45\mu\text{m}$ 孔径メンブレンフィルターで濾過し、多項目迅速水質分析計DR/2010(HACH社)を用いてAlを測定した。

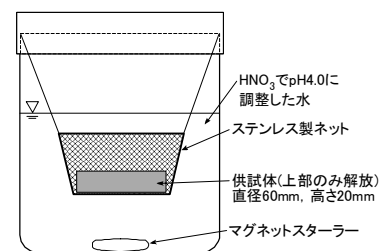


図1 シリアルバッチ試験装置の概要

キーワード 廃棄物 溶出 シリアルバッチ試験 浄水汚泥

連絡先 〒316-8511 茨城県日立市中成沢町4-12-1 TEL 0294-38-5163 FAX 0294-38-5268

2.3 使用した試料と供試体の作製方法

本研究で使用した浄水汚泥は茨城県日立市森山浄水場において採取しており、物理的・化学的性質は表1に示す。供試体の作製では、団粒を2mm以下に破碎して使用した。供試体は、内径60mm、高さ20mmのSUS製圧密リング内に動的突固めにより作製した後に、試料部分を押し抜き、側面および底面をパラフィルムとビニールテープで覆い、上面のみを解放した状態にした。供試体の乾燥密度は 1.03g/cm^3 であり、最大乾燥密度の90%に相当する。

3. 浄水汚泥の長期アルミニウム溶出特性の推察

シリアルバッチ試験において得られたAl溶出濃度と経過時間の関係を図2に示す。浄水汚泥A、Bにおいて団粒を用いた場合にはAl溶出挙動は類似していた。その一方で、締固め供試体を用いた場合には、浄水汚泥Aでは2時間経過するまでの変動が団粒を用いた場合の約3倍と大きく、浄水汚泥Bは初期の溶出濃度が高く、その後は最大溶出濃度の約6分の1まで減少した。以上の実験結果を用いて、オランダ規格NEN7345において定められる式(7)および式(8)からAl溶出フラックスを計算した。 S_w は比表面積(m^2/kg)、 $C_{out,i}$ は溶出濃度(mg/m^3)、 V は溶出液の体積(m^3)である。 i は溶媒交換の段階($i=1\sim7$)を意味する。

$$J_i = \frac{M_i}{t_i - t_{i-1}} \quad (7) \quad M_i = \frac{C_{out,i} V_i}{m S_w} \quad (8)$$

Al溶出フラックスと経過時間の関係を図3に示す。全体の傾向として、直線の傾きは約-0.75から徐々に-1.0以下に変化したことから、Al溶出は早い段階で飽和していたと考えられる。浄水汚泥Bの締固め供試体を用いた条件において、はじめの直線勾配が-1.0より小さくなったことは、供試体の不飽和が原因と考えられる。図4に示すとおり、浄水汚泥Bの締固め供試体を用いた場合の溶媒は酸性であり、Alは溶出しやすい条件であった。供試体の不飽和状態では浄水汚泥のpH緩衝能力が十分に発揮されなかったため、初期のAl溶出量は大きくなったと考えられる。浄水汚泥のpH緩衝は図5に示すCa溶出に起因すると考えられる。締固め供試体を用いた場合の傾きは概ね-0.5であり、団粒試料の条件では確認された表面洗浄効果による初期Ca溶出量が増大する傾向は認められなかった。以上より、締固め供試体を用いた場合のAl溶出挙動には、拡散支配のCa溶出に起因したpH緩衝が反映されていると考えられる。

参考文献 1)地盤工学会：地盤材料試験の方法と解説(二分冊の1)，pp.321-334，2009。2)渡邊保貴ら：道路の路床材料としての利用を想定した浄水汚泥の環境影響評価，第45回地盤工学研究発表会，2010。3)大迫ら：平成17年度廃棄物処理等科学研究 再生製品に対する環境安全評価手法のシステム規格化に基づく安全品質レベルの合理的設定手法に関する研究，pp.2-8～2-31，2006。4)肴倉ら：利用形状に応じた拡散溶出試験による廃棄物溶融スラグの長期溶出量評価，廃棄物学会論文誌，Vol.24，No.4，pp.200-209，2003。

表1 浄水汚泥の物理的・化学的性質

試料	A	B
土粒子の密度 (g/cm^3)	2.61	2.45
液性限界 (%)	178	113
塑性限界 (%)	104	91
強熱減量 (%)	17.2	26.1

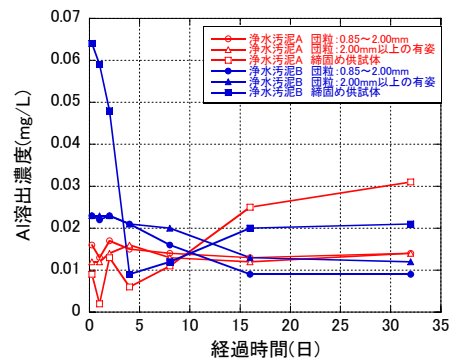


図2 Al溶出濃度と経過時間の関係

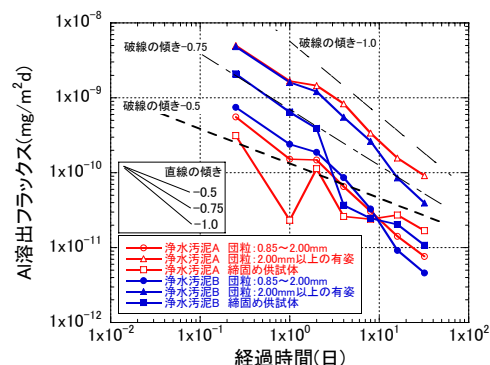


図3 Al溶出フラックスと経過時間の関係

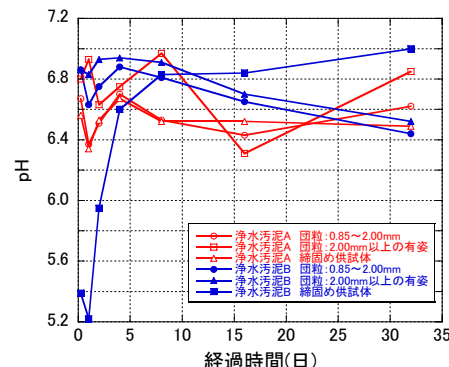


図4 pHと経過時間の関係

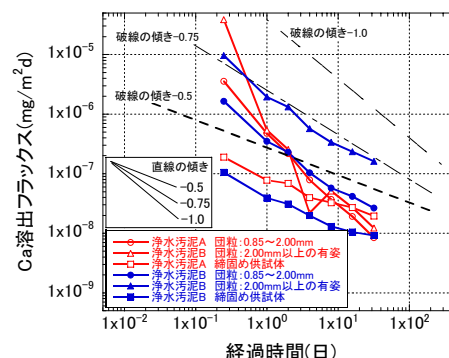


図5 Ca溶出フラックスと経過時間の関係