



土の化学・物理

5. 土の化学・物理と廃棄物最終処分場

遠 藤 和 人 (えんどう かずと)

(株)国立環境研究所 主任研究員

小 澤 一 喜 (おざわ かずき)

(株)鹿島建設技術研究所 主任研究員

5.1 はじめに

廃棄物最終処分場（以下、最終処分場とする）では化学的、または物理的な特性以外に生物学的な視点が必要である。また、安定化という概念も重要であり、最終処分場を安全・安心なインフラ施設とするためには、三つの視点が不可欠であるといえる。物理的安定性は、埋立廃棄物の地耐力や斜面安定、沈下として、化学的安定性は主に重金属や微量元素の挙動として、生物学的安定性は有機物の反応挙動として捉えることができ、これら安定性向上の目的は環境保全上の支障を生じさせないことにある。最終処分場や埋立てられる廃棄物に多くの法規制がかかっているのは、この目的を達成するためといえる。

最終処分場における物理・化学・生物学的な特性を知らなければならないもう一つの理由は、最終処分場の維持管理事業者や跡地工事業者の労働安全を確保することである。生物学的安定化の過程である有機物分解の代謝物として発生する硫化水素ガス（ H_2S ）により、最終処分場の事業者や委託業者の方が亡くなるという痛ましい事故も発生している。また、最終処分場ではほぼ例外なく爆発性のメタン（ CH_4 ）が発生しており、このメタンに引火することで爆発事故も度々発生している。このような危険性はあるものの、適切な対応をとれば最終処分場は土地として利用（跡地利用と呼ばれる）することが可能となる。土地として利用する場合、埋立廃棄物は当然ながら地盤として取り扱われることになることから、地盤を対象とする地盤技術者にとって、最終処分場の物理・化学・生物学的な性質を知っておくことが要求される。

5.2 最終処分場の概要

我が国の最終処分場の構造は、安定型処分場、管理型処分場、遮断型処分場という三つの分類があり、処分場を設置する場所によって陸上処分場（平地と山間を含む）と海面処分場（法律上は水面処分場）に分類される。遮断型の海面処分場は存在しないことから、実質的には廃棄物の有害性と場所の分類によって5種類の最終処分場がある。

安定型処分場とは、腐敗しない安定した廃棄物を素堀の敷地に埋立てる処分場であり、安定5品目と呼ばれる廃プラスチック類、ゴムくず、金属くず、ガラスくず、

工作物の除去コンクリート等のみが埋立てられる。理屈的には、安定5品目を土の代替材料として用いた土地造成が行われていることになるが、強度や斜面安定性等の問題はそれほど重要視されていない。

遮断型処分場は、有害な廃棄物を埋立てる最終処分場であり、コンクリート等で作られた遮水工と覆蓋によって公共水域と地下水から遮断された構造を有し、埋立廃棄物はセメント等によって固化処理をしてから埋立てられる。

管理型処分場は、遮断型に入れる有害な廃棄物以外を埋立てる処分場であり、焼却灰、処理飛灰や汚泥などが埋立てられる。家庭ごみ等の一般廃棄物は、基本的にすべて管理型処分場に埋められる。腐敗して環境汚濁成分を放出する可能性を有する廃棄物を埋立てることから、遮水工などの封じ込め設備が必要であり、埋立廃棄物を浸透したあとの浸出液を処理して、排水基準に適合させた後に放流することが義務付けられている。

5.3 最終処分場（内部）での物質移動

管理型処分場には、生活環境保全上の支障が生じないように埋立廃棄物の封じ込め設備の一つとして、遮水工の設置が義務付けられている。フェイルセーフの観点から二重の遮水が必要であり、2枚の遮水シートや粘土ライナーと遮水シートの組み合わせなどが指定されている。管理型処分場は、遮断型とは異なり、周辺環境と完全に遮断された構造ではないことから、処分場内から外へと移動するエミッションがゼロとはならない。安定化の進行とともに、周辺環境に影響を及ぼさなくなるまで廃棄物層内の汚濁成分が減少する期間（少なくとも数十年）、その移動を遅延させることが遮水工の目的である。そのため、最終処分場の安全性を工学的に評価するためには、遮水工中の物質移動の遅延メカニズムを知ることが必要である。また、廃棄物層中の安定化現象を評価する際には、大気（酸素）の移動挙動を把握することが必要であることから、廃棄物最終処分場と物質移動現象は密接な関係にあるといえる。

5.3.1 物質移動メカニズム

廃棄物から分解性有機物や微量の有害物質等が浸出液に溶出し、移動する現象は多孔質媒体中の移流分散現象として取り扱うことができることから、本節ではその基本理論について示す。

(1) 分子拡散による物質移動

講 座

溶液中の物質（溶質）が濃度の高い領域から低い領域に移動する現象は分子拡散現象として知られている。これは、濃度勾配（領域内の濃度差）がなくなり、平衡状態に達するまで続き、溶媒である流体そのものに流速がない状態でも進行する現象である。一次元的に拡散する溶質の移動量は濃度勾配に比例し、Fickの第一法則を用いて次の様に表される¹⁾。

$$F = -D_d \frac{dC}{dx} \quad (1)$$

ここに、 F ：単位時間単位面積あたりの溶質の質量フラックス (M/TL^2)、 D_d ：無限希釈溶液中の分子拡散係数 (L^2/T)、 C ：溶質の濃度 (M/L^3)、 dC/dx ：濃度勾配 (M/L^2) であり、 D_d はNernst-EinsteinやEinstein-Stokesによって次の式で表されている。

$$\text{Nernst-Einstein: } D_d = \frac{uRT}{N} = uk'T \quad (2)$$

ここに、 u ：溶質の絶対移動度 (T/M)、 R ：気体定数 (ML^2/T^2KN)、 T ：絶対温度 (K)、 N ：アボガドロ定数 ($1/N$)、 k' ：ボルツマン定数 (ML^2/T^2K)。

$$\text{Einstein-Stokes: } D_d = 7.166 \times 10^{-21} \frac{T}{\eta r} \quad (3)$$

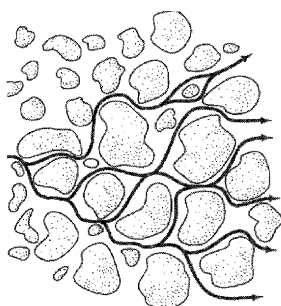
ここに、 η ：溶液の絶対粘性係数 (KT/L^3)、 r ：溶質のイオン半径 (L) である。式(2)、(3)に示されるように分子拡散は温度に依存する現象である。濃度が時間と共に変化する場においては、Fickの第二法則が適応でき、一次元においての分子拡散は次式の様に表される。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_d \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (4)$$

(2) 多孔質体内の分子拡散による物質移動

地盤内や廃棄物層のような多孔質体内（ここでは、飽和を仮定）においては、溶質分子が粒子により形成された骨格構造中の間隙内を移動するため、無限希釈溶液中の拡散のように直線的に移動する場合と比較し、図—5.1¹⁾に示す様に、より長い流路を移動することになる。その結果、経過時間に対する拡散の進行速度（ここでは、 x 方向への）が小さくなる。そこで、ある溶質のある多孔質体に対する拡散係数を有効分子拡散係数 D^* として定義すると、式(5)に表される様に、無限希釈溶液中の分子拡散係数と屈曲率 (τ : tortuosity) と呼ばれる流路の曲折度合いを表した係数の積となる。

$$D^* = \tau D_d \quad 0 < \tau < 1 \quad (5)$$



図—5.1 多孔質媒体中の拡散経路¹⁾

Wagenet²⁾は、溶質が移動する多孔質体内の直線距離を L とし、実際に溶質が移動する流路長を L_e として次式により屈曲率を定義した。

$$\tau = \theta \left(\frac{L}{L_e} \right) AB \quad (6)$$

ここに、 θ ：体積含水率、 A ：陰イオン排除の効果に関する係数、 B ：水の粘性と土の電荷に関する係数である。実際に L_e や A 、 B を測定、決定することは難しく、 τ を直接決定することは困難である。そのため、 τ を直接測定するのではなく拡散試験などにより D^* を測定し、既知の D_d と比較することから τ を決定することが一般的である。

(3) 多孔質体内の移流による物質移動

多孔質体中に存在する溶質は、多孔質体内の水に流れが生じた場合、その流れによっても移動する。これは、移流現象として知られている。移動する溶質の総量は、存在する溶質の濃度と流れる水の流量に依存している。一次元を仮定し、多孔質体のある単位面積断面に直交する流量は式(7)で表される。

$$q = n_e V_{int} \quad (7)$$

ここで、 q ：単位面積断面あたりの流量 (L/T)、 n_e ：有効間隙率、 V_{int} ：間隙内実流速 (L/T) とする。有効間隙率とは、Dead-end pore や Nonconnected pore の存在などの影響による不動水領域を除外した間隙率のことで、通常の間隙率より小さい値になる。間隙内実流速は、多孔質体の有効間隙内における水の流速を示している。Darcy 則で得られる流速は q に等しく、多孔質断面全体を流路として定義されているが、溶質は実際に水が流れている有効間隙部分のみを移動していることから、間隙内平均流速を用いる必要がある。間隙内平均流速は、Darcy 流速を有効間隙率で除したものとなり、次式に定義を示す。

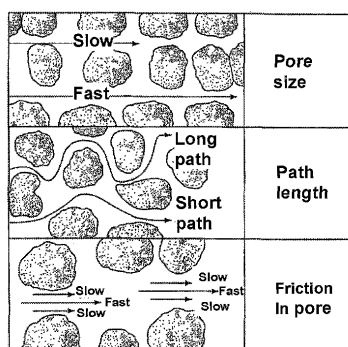
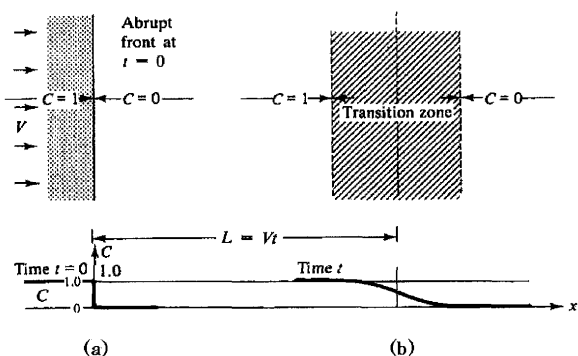
$$V_{int} = \frac{q}{n_e} = \frac{k}{n_e} \frac{dh}{dL} \quad (8)$$

ここに、 k ：透水係数 (L/T)、 dh/dL ：動水勾配。これより、単位時間単位面積あたりの移流により移動する溶質の移動フラックス F_x (M/TL^2) は次式となる。

$$F_x = V_{int} n_e C \quad (9)$$

(4) 多孔質体内の機械的分散

多孔質体内を流れる水を微視的なスケールでみると各間隙を通過する流速は一定ではない。それは、次に挙げるような理由による。(a) 水が土粒子の間を流れる際、土粒子に近い部分では摩擦により土粒子から遠い部分、つまり間隙の中心より流速が小さくなる。(b) 水が間隙中を流れる際に、曲折の形状に応じて移動直線距離より流路が長くなる場合とそうでない場合がある。(c) 間隙径の分布が均一ではないため、流速が速い部分と遅い部分がある。これらの模式図を図—5.2¹⁾に示す。溶質を含む間隙水の流速がすべて一定であれば図—5.3(a)³⁾に示す様な濃度の境界を保った状態で多孔質体内を流下する。しかし、実際には図—5.2の様に流入先端で微視的な流速の分布が存在するため、巨視的には溶質の混合作

図—5.2 多孔質体内の流速分布¹⁾図—5.3 移流分散現象の模式図³⁾

用が生じる。この混合作用は機械的分散と呼ばれ、図—5.3(b)に示すように流入先端では濃度の境界が崩れて溶質が希釈される現象が観察される。機械的分散が分子拡散と同様に、式(1)、(4)で示されるようなFickの法則に従い、機械的分散係数が間隙内平均流速に比例すると仮定すると機械的分散係数は次式で表される。

$$D_{LM} = \alpha_L |V_i| \quad (10)$$

ここに、 D_{LM} ：縦方向機械的分散係数、 α_L ：縦方向分散度（L）、 V_i ： i 方向の間隙内実流速（L/T）。

(5) 移流分散方程式

有効分子拡散による溶質の移動と、機械的分散による溶質と溶媒の混合作用は同時に起こる現象であり、これらの作用の大きさは式(5)の有効分子拡散係数と式(10)の機械的分散係数の和として表される。これを流体力学的分散係数 D_{hL} （L²/T）として定義すると、

$$D_{hL} = \alpha_L |V_{int}| + D^* \quad (11)$$

となる。この流体力学的分散係数を用いると飽和多孔質体中の溶質移動に関する一次元移流拡散は次式で表すことが出来る。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_{hL} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_{int} \frac{\partial C}{\partial x} \quad (12)$$

式(12)は多孔質媒体の移流と分散による溶質の移動挙動を表す式であり、この式を解くことにより、地盤内や廃棄物層中の物質の濃度変化と時間の関係を評価することができる。

(6) 吸着を考慮した移流分散方程式

溶質と多孔質媒体の間には物理化学的な相互作用（分子間力や電気クーロン力等による引力、化学反応による不溶化等）があり、分子量（もしくは原子量）が大きい

物質や大きな電荷を帯びた物質、反応性が高い物質は多孔質体表面に吸着することが知られている^{1),4)}。粘土ライナーなどの粘土鉱物中を溶質が移動する場合、特にこの吸着の効果が大きくなる。溶質が吸着されると分散や移流による移動が妨げられ、物質移動に遅延が生じることになる。この効果を移流分散方程式に取り込むと次式となる。

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D_{hL} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_{int} \frac{\partial C}{\partial x}, \quad R = 1 + \frac{\rho_d}{n_e} K_d \quad (13)$$

ここに、 R ：線形吸着を仮定した際の遅延係数、 K_d ：分配係数（L³/M）、 ρ_d ：多孔質媒体の乾燥密度（M/L³）である。式(13)の遅延係数は溶質の濃度と吸着量の関係（温度一定条件下で、等温吸着線と呼ばれる）¹⁾が線形となることを仮定して決定したものである。実際にはこのような仮定が成立する濃度の範囲はごく一部であり、線形吸着の仮定では、多孔質媒体の吸着を過大に評価する可能性がある。そこで、式(14)で示されるFreundlichモデルや式(15)で示されるLangmuirモデルが提案され、広く適用されている¹⁾。

$$\text{Freundlich: } S = K_d C^n, \quad R = 1 + \frac{\rho_d K_n C^{n-1}}{n_e} \quad (14)$$

$$\text{Langmuir: } \frac{C}{S} = \frac{1}{\alpha S_{\max}} + \frac{C}{S_{\max}}, \quad R = 1 + \frac{\rho_d}{n_e} \left(\frac{\alpha S_{\max}}{(1 + \alpha C)^2} \right) \quad (15)$$

ここに、 S ：多孔質体単位質量あたりの吸着量（M/M）、 n ：吸着指数、 α ：Langmuir定数、 $S_{\max}$ ：多孔質体単位質量あたりの最大吸着量（M/L³）とする。

以上の内容により廃棄物層内や周辺地盤中の物質移動に関する定量評価が可能となることから、これらの理論式に基づく数値解析コードを用いて、最終処分場に関する環境影響評価が広く行われている。

5.3.2 物質移動と処分場内水位管理

式(8)と(12)より汚濁物質の移動は主に濃度勾配による分子拡散（式(5)）と圧力勾配による移流（式(9)）から生じることが分かる。拡散移動と移流移動を比較すると、ある程度動水勾配が大きい場合には移流による移動量の方が大きくなる。式(8)の動水勾配を処分場内の水位として捉え、遮水工上部に滞留している浸出液水位と遮水工の厚さの関係に置き換えることができる。処分場内の水位が極めて低い状態であれば、動水勾配は限りなく小さくなり、結果的に式(12)の右辺第2項は無視することが可能になる。すると、式(4)で示した拡散方程式となることから、物質移動量を極めて微小に抑えることが可能になる。最終処分場の維持・管理として廃棄物層内の水位を低下させることは、処分場内部の汚濁物質を系外へと移動させる駆動力を小さくすることになり、封じ込め設備としての性能を向上させることにつながる。

5.4 廃棄物地盤の安定化

廃棄物の場合、通常の土砂とは異なり、埋立という行為（供用期間）が終了したらずぐに安定化が終了し、一

表—5.1 最終処分場の安定化

種 類	物理的安定化		化学・生物学的安定化		
	①力学的安定化	②沈下	③ガス発生量	④分解ポテンシャル	⑤浸出液水質
現 象	崩落、すべり破壊	不同沈下による破壊	労働安全、爆発、温暖化影響	ガスや汚濁水の発生	周辺環境汚染、水処理負荷
リ ス ク	現場支持力試験等	測量や沈下板測定等	流速、ガスフラックス測定等	分解ポテンシャル試験、残留有機物等	水質分析、溶出試験等

般環境と同様の土地としての取扱いが可能になるわけではない。埋立が終了した後も安定化は進行し、長期間を要することが一般的である⁵⁾。そのため、供用終了後、廃止基準を満足するまでの数十年間は維持管理を継続し、安定化の状況をモニタリングすることになる。廃棄物の安定化とは、5.1節でも記したが、物理的安定化や化学的、生物学的な安定化があり、それぞれの安定化現象ではモニタリングすべき項目も異なり、考慮しなくてはならない環境リスクの対象も異なる（表—5.1参照）。

廃棄物の埋立が終わり、最終覆土を施工して埋立終了の届け出を行うと、跡地の利用が可能になるが、跡地利用の方法は多様であり、必ずしも環境リスクを最小限に抑える必要はない。つまり、浸出液水質やガスが廃棄基準を満足していなくても、適正な維持管理と対策を行っていれば、跡地利用は可能となる。この適正な維持管理と対応を行うためには、埋立廃棄物の物理的、化学的、生物学的なそれぞれの安定化現象を把握し、生じる環境リスクを適切に判断してモニタリング項目を選定したり、対策を講じたりすることが要求される。

5.4.1 物理的安定化

(1) 物理的安定化とは

廃棄物中の有機物が分解したり降雨等の浸透水により洗い出されたりすると、廃棄物全体が減容するため沈下が生じ、それに伴って廃棄物層が密実になっていく。そのため、地下水位の上昇による有効応力の低下がなければ、廃棄物層の崩落やすべり破壊に対する安定性、また、地盤としての支持力は経時的に増加していくと考えられる。このような沈下や崩落などの廃棄物層の変形に対する抵抗性の増加を「物理的な安定化」と定義することができる。日本国内では廃棄物処分場は山間部、特に谷間を埋める様な形状で建設されることが多いが、海外の場合、平坦部から廃棄物を盛土型に埋立てる処分場が数多く存在する（口絵写真—6参照）。

また、発展途上国の処分場においては堰堤等の構造物が工学的に整備されていない場合もあり、国内の処分場と比較するとすべり破壊等がはるかに発生しやすい状況にある。構造的な条件と気象条件（多雨）によって、また、締固め等の運営管理が不十分な管理条件下にある処分場では廃棄物の崩落が発生し、大きな被害が発生することもある⁶⁾。

(2) 物理的安定化の促進と評価

埋立経過年数が少ないほど大きな沈下が発生⁷⁾し、廃棄物地盤は経時的に密実になっていくが、沈下自体は継続する。そのため、処分場の跡地利用の際に何らかの建

造物を構築した場合には、沈下によって構造物の傾斜が生じたり、最悪の場合、構造物の破壊に至る可能性がある。沈下の原因は a) 廃棄物中の有機物の分解による地盤構成要素の消失、b) 自重による間隙体積の減少、c) 自重による樹脂等の圧縮・変形などから構成され、極めて複雑である。a) に関して、既に埋立てられた廃棄物中の有機物を人為的に分解促進する方法としてはエアレーション^{8),9)}等により廃棄物層中に空気を注入する工法があり、埋立前の廃棄物中の有機物を分解する手法としては、選別してから生物処理を行う MBT (Mechanical Biological Treatment)^{10),11)}等の方法が考えられる。一方、b), c) に関しては、重錘落下やサンドコンパクションパイル、プレロード等による締固め工法が対策として考えられ、現場適用実績があり、*N* 値が 8 前後から 20～30 程度まで改良された事例が報告されている^{12),13)}。また、埋立の際、重機による転圧を行い、廃棄物を十分に締固めることにより b), c) を原因とする経時的な沈下の抑制を促進することが可能になると考えられる。

廃棄物地盤に対する改良効果や廃棄物地盤の基本的な力学物性を室内試験において評価する試みも多数報告されている。例えば、中間処理施設（清掃工場）から採取した破碎不燃物と焼却灰を混合した試料について土質試験を実施し、圧縮特性、強度定数（見かけの粘着力、せん断抵抗角）、透水性と混合率の関係を求めた報告¹⁴⁾がある。また、最終処分場から採取した試料を用いて作成した大型供試体に対して載荷試験等を行い、変形特性を評価した事例^{15),16)}もある。両者の報告から廃棄物地盤は土と比較して不均質性が高く、土粒子とは大きく性状の異なる樹脂類（プラスチック、ビニール等）の挙動により、土とは異なった強度特性、変形特性を示す場合もあるが、おおむね既存の土質試験により評価可能であると考えられる。その他、廃棄物の地盤工学的有効利用については、地盤工学会の書籍¹⁷⁾に詳しく記されている。

5.4.2 化学的安定化

最終処分場内は酸素濃度が極めて低く、嫌気性環境下におかれていることが多い。これは、準好気性埋立管理を行っている処分場であっても同様である。準好気性埋立とは、処分場の底部に排水管（管周辺には碎石層を構築）を設置し、浸出水を排水させると同時に、廃棄物中の有機物の分解熱で生じる熱対流によって大気を受動的に処分場内に取り込む管理方法である。将来的に、廃棄物層に含まれる有機物等の酸素を消費する物質が無くなれば、好気性環境になることも考えられるが、それは決して近い将来の話ではない。したがって、最終処分場の大部分は嫌気性環境であるといえる。

嫌気性条件下では、廃棄物の安定化にとってメリットとデメリットがある。まず、デメリットとしては、有機物の分解速度が遅く、浸出液水質の改善が遅延することである。メリットとしては、一部の重金属が沈殿反応を起こして廃棄物層内に固定化されることにあり、これが化学的な安定化の一つといえる。ただし、超長期的な視

野に立つと、空気との接触によって重金属が溶存態となり、浸出液中に溶け出すことが考えられ、注意が必要といえる。また、嫌気性発酵によるバイオガスと同様に、嫌気性条件の処分場ガス（LFG: Land-Fill Gas）には高濃度のメタンを含むことから、エネルギー利用の観点からは嫌気性条件が好ましいといえる。

近年、最終処分場の安定化を促進させる目的で、ヨーロッパ諸国やアメリカではエアレーション等を実施することで最終処分場内を強制的に好気性にする工法の開発が相次いでいる¹⁸⁾。現時点では、古い処分場に対してエアレーションが用いられている場合が多く、新しい処分場ではLFG中に含まれるメタン回収が優先されている。メタン発生量が低下してきた後にはエアレーションを実施し、好気性環境にすることで安定化促進を図ることが考えられている。我が国でも検討が進められているとのことであるが、重金属含有量の多い焼却灰を主要な埋立物としている我が国では、重金属の再溶出等に注意しながら技術開発を進めることが求められる。

5.4.3 生物学的安定化と安全性

廃棄物中に含まれる有機物の分解は微生物活動に起因している。有機物の分解には好気性反応と嫌気性反応があり、埋立廃棄物の空隙に存在する酸素濃度によって反応が異なり、好気性微生物による分解反応の方が、嫌気性反応よりも分解速度が大きいことが知られている。この反応速度の違いから、最終処分場を好気性にして安定化を促進する試みがあり、エアレーション（強制通気）などの手法が開発・検討されている¹⁸⁾。準好気性埋立もこの反応速度の違いを考慮しており、埋立地内に受動的に大気を導入することで水質の改善と安定化の促進を図った工法である。

好気性反応では、その代謝ガスとして二酸化炭素が放出される。二酸化炭素は温室効果ガスであるが、生物（人も含める）呼吸由来の二酸化炭素は、その起源を求めると植物が光合成によって大気中の二酸化炭素と水から作り出した有機物となり、自然の炭素循環システムの範囲にある¹⁹⁾。したがってカーボンニュートラルの範囲に収まっていると解釈できることから温室効果ガスとしてカウントされない。

嫌気性反応では、代謝ガスとして主にメタンと二酸化炭素、硫化水素が発生するが、安全性で問題となるのはメタンと硫化水素である。無味無臭無色のメタンは爆発性のガスとして知られており、体積濃度が約5～15%の範囲で引火、爆発の危険性がある。最終処分場が廃止されて維持管理が行われなくなったとしても、埋立廃棄物層中の嫌気性反応は少なからず継続しており、地下にメタンが滞留している可能性が極めて高い。その濃度は数十%に及ぶこともあり、土地利用時の掘削行為によって大気と希釈され、爆発濃度範囲に至る危険性もある。実際にメタンを起因とした爆発事故は後を絶たない。そのため、土木工事を行う際には送気をするなどの対策²⁰⁾が必要であり、工事終了後の施設運用時にもガス対策を行うことが推奨されている²¹⁾。硫化水素ガスは労働安

全衛生法の規制値として10 ppm が定められており、100 ppm で味覚麻痺、600 ppm で致命的中毒、1000 ppm を超えるとほぼ即死という極めて有毒なガスの一つであり、低濃度では有臭であるが、高濃度になると無臭になる性質を有している。硫化水素ガスは硫酸還元菌の活動に伴って発生する代謝ガスである。硫酸還元菌は自然界のどこにでも存在しており、基質となる有機物や水素、硫酸根が存在し、適度な pH と温度の嫌気性環境下であれば、硫化水素ガスが発生することになる。最終処分場の嫌気性分解が活発な時には、埋立てられた廃棄物の種類によって数十から数千 ppm の硫化水素ガスが発生することが観察されている。嫌気性条件では硫化水素由来の硫黄によって硫化物が生成され、沈殿するが、発生する硫化水素ガスのすべてが硫化物となるわけではないので、ガスとして気相に存在することになる。廃止以降もこのような嫌気性反応が継続するものと考えられる。硫化水素ガスも引火性ガスの一つであるが、爆発の問題よりも人体への影響が大きく、労働安全性の観点から最も留意が必要な処分場ガスといえる。

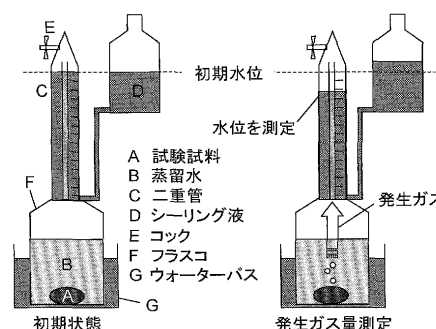
以上より、埋立廃棄物の生物学的安定化に伴う主なエミッションは特にガス相に対して検討することが要求され、メタンや硫化水素など労働環境や跡地利用時の施設運営における安全性を評価する上で重要となる。

5.4.4 生物学的安定化の診断手法例

生物学的安定化を診断するということは、残存している分解性の有機物量を測定することであるが、好気性、嫌気性、温度などの条件で分解挙動が大きく異なり、これらを把握する公定法は存在しない。有機物の分解ポテンシャル評価のため実用化されている方法として、嫌気条件下でガス発生量を測定する方法（ドイツの基準：GB21²²⁾）や呼吸量や速度を測る方法（酸素消費あるいは二酸化炭素生成）がある。

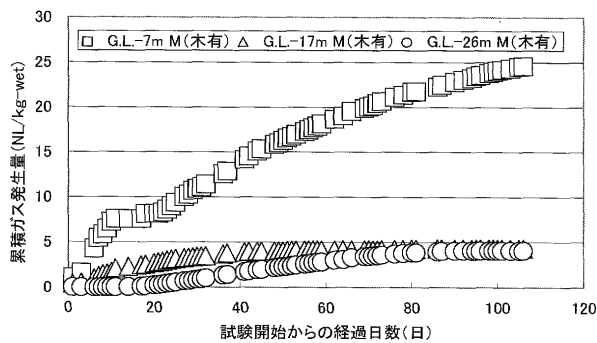
ここでは、前述のGB21の試験概要と結果を簡単に紹介する。図—5.4にGB21の試験装置を示す。この試験はガラス製の試験容器内に試料、水、種汚泥を入れて、温度一定条件下で攪拌し、発生したガス量を測定し、有機物の分解ポテンシャルを評価するものである（口絵写真—7）。

試料として東南アジア某国の最終処分場からボーリングにより採取した廃棄物を用いて実施した試験結果の一例を図—5.5に示す。深部の廃棄物ほど埋立てられてか



図—5.4 GB21 試験装置原理

講 座



図—5.5 GB21 試験結果の一例

表—5.2 廃棄物処分場の安定化診断指標例

パラメーター	範 囲
生物学的メタン生成量 (BMP)	0.05~0.15 m ³ -CH ₄ /ton-dry
揮発性固体含有量 (VS)	18~19% (乾燥質量比)
BOD/COD	0.1~0.25
SO ₄ ²⁻ /Cl ⁻	<0.05
セルロース/リグニン	0.1~0.2
物理的視認	黒色物質生成の確認

らの期間が長く分解が進んでいるため、ガスの発生量が少なくなっている。通常、GB21 試験は3週間（試験法名の21は21日間の意味）で実施するが、木片等の難分解成分を含む場合は図—5.5に示されるようにガス発生量が安定するまでに3ヶ月程度を要する。このように生化学的な安定化を定量的に把握することは非常に手間がかかるため、短期間で概要を把握することが出来るような簡易手法の開発が求められている。

安定化の診断手法には、ここで例示したGB21などのガス発生量から分解ポテンシャルを測定する手法以外にも、様々な手法が提案されている。生物学的安定化によって浸出液水質が改善されること、有機物量が減少すること、易分解性有機物が難分解性有機物よりも先に減少すること、難分解性有機物の分解では水・大気へのエミッションが小さくなること、などの現象を用いたモニタリング手法が提案されている。安定化が進行したことを診断する指標として提案されている項目の一例²³⁾を表—5.2に示す。

5.5 処分場ガスの利用

日本国内では発生する廃棄物のうち紙・木類に加えて、厨芥類の多くが減容化のために焼却処理されているが、多くの国々では廃棄物をエネルギー資源ととらえ、最終処分場に直接投入した廃棄物から処分ガス（LFG）を回収し、発電等のエネルギー事業を行っている²⁴⁾。近年では、これらの国々においても中間処理（MBTなど）が実施されつつあるが、最終処分した後、LFGを回収するという概念は変わっていない。

一方、2000年代以降、LFG回収・有効利用には、温室効果ガスの排出抑制という新しい観点が加えられ、単なるエネルギー回収事業以外の側面を持つようになっていく。

5.5.1 CDM 事業の概要

1997年12月に議決された京都議定書により地球温暖化の原因となる温室効果ガスの一種であるCO₂、CH₄、N₂O、HFCs、PFCs、SF₆について、①先進国における削減率について1990年を基準として各国別に定め、共同で約束期間内に目標を達成する、②国際的に協調して、目標を達成するための仕組み（京都メカニズム）を導入する、③発展途上国については数値目標などの新たな義務は導入しない、以上の3点の目標が設定された。議決された京都メカニズム（上記②）とは削減目標達成のために盛り込まれた仕組みであり、共同実施（JI: Joint Implementation）、クリーン開発メカニズム（CDM: Clean Development Mechanism）、排出量取引（ET: Emission Trade）から構成されている。

CDM 事業は温室効果ガス削減義務を有する国連気候変動枠組条約付属書I国（以後、付属書I国）が削減義務を有さない非付属書I国において温室効果ガスの排出削減に関するプロジェクトを実施し、そこで得られた削減量について、事業を実施した、または事業に投資した付属書I国の削減量に充当することができる仕組みである。具体的なプロジェクトとして、廃棄物処分場ガス回収・有効利用、再生可能エネルギー（流れ込み式水力、風力等）による発電、バイオマス発電等による温室効果ガス排出削減事業、新規植林・再植林による温室効果ガス吸収事業等が挙げられる。

5.5.2 最終処分場ガス回収・発電事業

廃棄物の処理において、焼却工程等の中間処理を経ずに廃棄物が埋立処分（最終処分）される場合、埋立てられる廃棄物中には厨芥、布、紙、木片等の有機物を多量に含んだ廃棄物が混在している。これらの生物分解性の有機物の分解過程で発生するメタン（CH₄）は、二酸化炭素と比較して約21倍の温暖化指数を有している。そのため、メタンの回収・有効利用はIPCC（気候変動に関する政府間パネル）によって認められているCDM 事業の一つである。

LFG回収・発電は、廃棄物処分場（廃棄物地盤）に複数のガス吸引井、および回収管を設置し、各井戸に負圧を付与することにより、LFGを回収し、燃焼させることによる熱エネルギーを発電のエネルギー資源として有効利用するものである。このようなLFG回収発電事業においても、有機物分解ポテンシャル試験は利用され、発電エネルギーの賦存量の計算に用いられる。

5.6 最終処分場の廃止と安定化

5.6.1 最終処分場における廃止基準の意味

最終処分場に関する法律は幾つもあるが、その中で地盤の物理・化学と関連深い技術基準である管理型廃棄物最終処分場の廃止基準について記す。

管理型処分場の場合、浸出液を処理してから放流することについては述べたが、その行為を永久に継続する必要はない。水処理等の維持管理の行為を止めて良いかどうかを判断する基準が廃止基準と呼ばれるものであり、

平成10年に施行された²⁵⁾。廃止基準には16項目にわたるチェック項目があるが、本講座に關係する部分のみ抜き出すと、(1)地下水等の水質が環境基準に適合していること、(2)浸出液の水質が過去2年間にわたって排水基準に適合していること、(3)埋立地からのガスの発生が認められないか過去2年間にわたって増加していないこと、(4)埋立地内部の温度が周辺の地中温度に比して異常な高温になっていないこと、の4項目が挙げられる。これらが適合することによって水処理施設の運転を止め、維持管理業務を終了することが認められている。このままの状態、すなわち廃棄物層が攪乱されておらず大気にも直接暴露されていない状態を廃棄物層の安定化と関連付けて考えると、田中²⁶⁾が記したように「攪乱しない限り、環境影響のあるエミッションが生じない状態」が廃止基準であるといえる。廃止後の最終処分場の跡地利用を行う際に、埋立廃棄物層の攪乱の度合いによって何らかの対策を講じることを義務付けた廃棄物最終処分場の跡地形質変更に係る法律の改正が平成17年²¹⁾に施行され、廃止した最終処分場を攪乱することにより環境保全上の支障が生じる恐れがあることが明言されている。このように、最終処分場の廃止と埋立廃棄物の安定化とは科学的に異なることに注意しなければならない。

5.6.2 最終安定化物に対する考え方

埋立廃棄物の最終安定化物 (FSQ: Final Storage Quality) について、田中²⁶⁾は「大気・水域への埋立地からのエミッションを処理する必要がない埋立物の状態」と定義付けている。これは、先に示した廃止における安定化とは異なり、攪乱したとしても大気・水域へのエミッションが無いもの、としていることから、一般土壌と変わらない状態という意味になる。したがって、先に示した最終処分場の安定化は、見かけ上の安定化と考えることができる。

我が国ではFSQの明確な定義はなく、法律的に言えば指定区域の解除がそれにあたると思われる。研究レベルでもそれほど活発な議論はされておらず、最終安定化物という考え方は抽象的概念として存在している。諸外国においてもFSQを具体的に示した例は少なく、理想論として具体化しても、廃棄物がFSQに至る過程を示した考え方は存在しない。欧州のLndfill Directive²⁷⁾では、周辺環境ならびに健康に被害を及ぼさないことを目的に、埋立てられるすべての廃棄物はFSQを目指すことが義務付けられているが、目標物の具体的な性状が定まっていないことから、未だ議論中である。英国のEnvironmental Services Associationのレポート²⁸⁾によれば、有害廃棄物埋立のFSQについては議論中であり、早急に答えを出す必要があるが、埋立後の有害廃棄物をFSQに到達させるのは難しく、埋立前処理で解決するのが妥当ではないか、という中間報告を出している。田中²⁶⁾も引用しているが、Baccini²⁹⁾によれば「FSQとは、廃棄物からの汚染物質放出が長期間にわたって、ほぼゼロにまで減少している状態」と定義している。Valencia³⁰⁾らは、「FSQはCouncil Decision (2003/33/

EC)³¹⁾で記されている不活性廃棄物 (inert waste) に近似したもの」としている。この不活性廃棄物は、ガラスやガラス繊維、コンクリート、煉瓦、タイヤ、セラミック、土、石などで、排出源がはっきりとした廃棄物を想定しており、液固比2と10のバッチ溶出試験とカラム溶出試験によって判定することが明記されている。

このように、FSQは概念であり、イメージはあるが明確な定義がない。ただし、各国の考え方をみると「安定化物」であることに間違いはなく、攪乱しても環境影響を及ぼすエミッションが無い無機物質、という考え方は共通しており、一般的に土壌といわれる粒状体もしくは礫、石、岩といった材料と同等の取扱いができることが必要と解釈できる。言い換えれば、廃止された処分場の埋立廃棄物はFSQにいたっていないといえ、攪乱されることによって何らかのエミッションを環境中に放出することになるから、廃棄物地盤の取扱い時にはエミッションの暴露経路である水と大気に対して注意を払う必要がある。また、FSQにいたっているかどうかを検証するための試験方法、確認方法についても明確な決めごとがなく、今後の研究開発が待たれるところである。

5.7 ま と め

最終処分場の跡地利用は、土地資源の創出と合理的な廃棄物管理の両軸を支えており、持続可能社会、循環型社会における礎の一端を担っている。持続可能な最終処分場とは、将来にわたって負の遺産とならない処分場であり、負の遺産として取り扱われないためには、廃棄物管理行政の適正な運営も重要であるが、現場技術者が適切な維持管理や跡地利用工事を実施することも大切である。そのためには、物理的な、力学的な安定性のみではなく、化学的、生物学的な安定化にも目を向け、最終処分場が安全・安心なインフラ施設であることを技術者が証明していくことが肝要と思われる。地盤工学という枠を超えた異分野との交流や市民とのリスクコミュニケーションを大切にし、社会貢献やコミュニケーションツールの創出など、視野を広げた広義の技術論がこれからの技術者には要求されていくと思われる。

参 考 文 献

- 1) Fetter, C. W.: *Contaminant Hydrogeology*, Prentice Hall, pp. 43~119, 1992.
- 2) Wagenet, R. J.: *Principles of salt movement in soils, Chemical Mobility and Reactivity in Soil Systems*, SSSA Spec. Publ. No. 11, pp. 123~140, 1983.
- 3) Bear, J. and Verruijt, A.: *Modeling Groundwater Flow and pollution*, D. Reidel Publishing Company, pp. 153~159, 1987.
- 4) Yong, R. N. Nohamed, A. M. O. and Warkentin, B. P.: *Principles of contaminant transport in soils*, Elsevier Science Publishers, pp. 111~122, 1992.
- 5) 前田伊端実・中川要之助・鍵谷 司: 廃棄物埋立跡地の安定化に関する調査研究(Ⅰ)―閉鎖後の埋立跡地調査事例一, 第12回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp. 986~988, 2001.
- 6) アグス.ラチマト・ラトゥノ.サディナタ・間宮 尚・三

講座

- 浦一彦：処分場大崩壊の状況と今後—インドネシア・バンドン近郊レイガジャ処分場—，廃棄物学会誌別冊，Vol. 18, No. 4, pp. 237～242, 2007.
- 7) 清水恵助：東京に見る地盤の高度利用〈現在の地盤の利用とその問題点〉，3.3 ごみ地盤の利用，土と基礎，Vol. 40, No. 3, pp. 81～84, 1992.
 - 8) 小澤一喜・河合達司・川端淳一・中山 等・佐藤義幸・長澤知紀：実サイトでのエアースパージングの浄特性と影響範囲に関する研究，第3回地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会，pp. 356～359, 2003.
 - 9) Ritzkowski, M., Heyer, K. U. and Stegmann: In Situ aeration of old landfills: carbon balances, temperatures and settlements, *The Proceedings of Ninth International Waste Management and Landfill Symposium (Sardinia 2003)*, in CD-ROM, 2003.
 - 10) 間宮 尚・三浦一彦・ダマンフリ：簡易機械生物処理の導入による温暖化ガス削減 CDM 事業の FS，第20回廃棄物資源循環学会研究発表講演論文集，pp. 441～442, 2009.
 - 11) 古市 徹：不適正最終処分システムの環境再生のための社会・技術システムの開発，平成21年度廃棄物処理等科学研究報告書，pp. 164～188, 2009.
 - 12) 嘉門雅史：最近の締固め，7 廃棄物の締固め，土と基礎，Vol. 39, No. 4, pp. 61～68, 1991.
 - 13) 山崎結城・小川康昭・鳴海直信・勝又 保：動圧密工法による廃棄物地盤の改良—山陽自動車道岡山総社インターチェンジ敷地における施工例—，基礎工，Vol. 19, No. 6, pp. 109～115, 1991.
 - 14) 平田登基男・前野祐二：一般廃棄物の土質力学特性とその改善方法，土と基礎，No. 40, Vol. 6, pp. 29～34, 1992.
 - 15) 鶴野雅明・東畑郁生：大型三軸試験による不燃性廃棄物の変形特性に関する研究，第42回地盤工学研究発表会発表講演集，in CD-ROM, 2007.
 - 16) 久保陽太郎・東畑郁生：不燃性廃棄物と一般土質材料の複合地盤におけるクリーブ特性に関する実験的研究，第44回地盤工学研究発表会発表講演集，in CD-ROM, 2009.
 - 17) 地盤工学会：廃棄物と建設発生土の地盤工学的有効利用，地盤工学・実務シリーズ7，1998.
 - 18) Stegmann, R. and Ritzkowski, M. Eds: *Landfill aeration*, CICA publisher, 2007.
 - 19) http://www-cger.nies.go.jp/qa/26/26-1/qa_26-1-j.html, 2009.
 - 20) 小野 諭・石川浩次・加藤照己・阪本広行・山田裕己：圧気工法による廃棄物地盤の環境改善，土木学会論文集，No. 713/VII-24, pp. 105～114, 2002.
 - 21) 廃棄物最終処分場跡地形質変更に係る基準検討委員会：最終処分場跡地形質変更に係る施行ガイドライン (http://www.env.go.jp/recycle/misc/guide_wds/index.html), 2005.
 - 22) 荒川研佑・間宮 尚・小澤一喜・川端淳一・阪東浩造・三浦一彦・藤井秀樹・曾根佑太：廃棄物処分場ガスの発生ポテンシャル評価，第62回土木学会年次学術講演会論文報告集，第7部門，pp. 131～132, 2007.
 - 23) Valencia, R.: *Enhanced stabilization of municipal solid waste in bioreactor landfills*, CRC Press, Balkema, Netherlands, Ch. 1, 2008.
 - 24) Klaus Cold-Landwehr: *Einführung in die Abfallwirtschaft*, Teubner, pp. 281～295, 2002.
 - 25) 環境省：廃棄物の処理及び清掃に関する法律，<http://law.e-gov.go.jp/htmldata/S45/S45HO137.html>, 2010.
 - 26) 田中信壽：循環型社会に向けた埋立処分研究の展望—今，どんな埋立技術研究が必要か—，土木学会論文集，No. 720/VII-25, pp. 1～14, 2002.
 - 27) Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the Landfill of Waste, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:182:0001:0019:EN:PDF>, 1999.
 - 28) Environmental Services Association: Implementation of Council Directive 1999/361/EC on the Landfill of Waste: Fact or Fiction?, <http://www.esauk.org/press/landirimp.pdf>, 1999.
 - 29) Baccini, P.: Conclusions and outlooks, in “The Landfill, Reactor and Final Storage”, P. Baccini Ed., Springer-Verlag, Berlin, *Swiss Workshop on Land Disposal of Solid Wastes*, Gerzensee, Mar. 14～17, pp. 425, 1989.
 - 30) Valencia, R., van der Zon, W., Woelders, H., Lubberding, H. J. and Gijzen, H. J.: Achieving “Final Storage Quality” of municipal solid waste in pilot scale bioreactor landfills, *Waste Management*, Vol. 29, pp. 78～85, 2009.
 - 31) Council Decision of 19 December 2002 establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 of and Annex II to Directive 1999/31/EC (2003/33/EC), <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:011:0027:0049:EN:PDF>, 2002.