

平成 14 年 ~ 16 年度報告書

循環型社会における  
埋立処分のあり方

廃棄物学会・埋立研究部会

本報告書は、廃棄物埋立処理処分研究部会の研究テーマ「循環型社会における埋立処分のあり方」(平成14年度～16年度)の研究成果を報告するとともに、これから展開される循環型社会における埋立処分のあり方を問い、提案するものである。

循環型社会を迎えようとして、埋立処分場のあり方が問われている。すなわち、埋立用地確保が、周辺住民の理解が得られず、困難となっている場合が多く見られる。そのため、色んな形の最終処分場が提案されている。このような現状を、世界の動きも視野に入れて、情報整理すると共に、将来、埋立処分場はどのような方向に進むべきかを考える。

次のテーマについて、研究グループリーダーから報告する。

- |                               |             |
|-------------------------------|-------------|
| A．埋立地の構造・機能を巡る最近の議論           | 田中信壽（北海道大学） |
| B．最終処分される処理残渣の量と質に関する予測研究     | 谷川 昇（北海道大学） |
| C．世界の埋立処分の現状と将来トレンドに関する研究     | 松藤敏彦（北海道大学） |
| D．浸出水中の重金属・有機化学物質の長期的消長に関する研究 | 土手 裕（宮崎大学）  |
| E．資源保管型埋立地に関する研究              | 樋口壯太郎（福岡大学） |
| F．最終安定化物埋立地に関する研究             | 東條安匡（北海道大学） |
| G．低負荷微生物反応器型埋立地の関する研究         | 島岡隆行（九州大学）  |
| H．最終処分場の適正化方法及び跡地利用に関する研究     | 平野文昭（福岡大学）  |

## 廃棄物埋立処理処分部会の活動（平成 14～16 年度）

3 年間の研究期間で、2 回の研究シンポジウム、2 回の小集会、2 回の部会の集まりを持って活動してきた。以下の時間記録を参照されたい。

1. 平成 14 年 5 月春の研究シンポジウム「最終処分場新技術の開発・研究の動向」を開催
2. 平成 14 年 11 月 29 日（京都・年会：15:30～18:00）集まりを持って研究テーマの討論・会員の意見発表
  - ・平成 14 - 16 年度研究テーマ「循環型社会における埋立処分のあり方」を決定
  - ・「循環型社会における埋立処分のあり方」で 3 つの講演
    - 埋立地研究の動向 田中信壽
    - 循環型社会の形成に向けた廃棄物最終処分への取り組み 島岡隆行
    - 循環型社会における最終処分場のあり方 樋口壮太郎
3. 平成 14 - 16 年度部会員を再募集（学会ニュース&ホームページ）：38 名：2002.12
4. 平成 14 年 12 月に以下のグループ分けを行い、研究開始
  - 課題 A：「最終処分される処理残渣の量と質に関する予測研究」  
グループリーダー；谷川（鈴木、友田、福永、古田、山口）
  - 課題 B：「世界の埋立処分の現状と将来トレンドに関する研究」  
グループリーダー；松藤敏（吉田充、吉田英、小川、中山）
  - 課題 C：「重金属・有機化学物質の安定化に関する研究」  
グループリーダー；土手（宮脇、崎田、柳瀬）
  - 課題 D：「資源保管型埋立地に関する研究」  
グループリーダー；樋口壮（岡、根本、前田章、土橋、中平）
  - 課題 E：「最終安定化物埋立地に関する研究」  
グループリーダー；東條（関戸、瀧瀬、鍵谷、稲葉）
  - 課題 F：「低負荷微生物反応器型埋立地に関する研究」  
グループリーダー；島岡（石井、田中、堀井）
  - 課題 G：「埋立地修復技術に関する研究」  
グループリーダー；平野（松藤康、長野、太田、熊野、樋口正、前田伊、立藤）
5. 平成 15 年度春のシンポでの集まり（東京・中央大学、5/28 15:45～17:45）  
「循環型社会における埋立処分のあり方」研究について、グループリーダーから、各 7 分で「循環型社会における埋立処分のあり方」計画を説明。
6. 平成 15 年度筑波での小集会「都市ごみにおける焼却処理と埋立処分のインターフェイス（それぞれの役割）を考える」開催、焼却部会と合同。
7. 平成 15 年度年会・筑波での集まり、10/23  
「循環型社会における埋立処分のあり方」研究の中間報告（グループリーダーから）
8. 平成 16 年度研究討論会（川崎）「安全安心・持続可能な埋立処分を創る」を開催
9. 平成 16 年度年会（高松）小集会「循環型社会における埋立地のあり方を考える」を開催。
10. 平成 17 年 3 月に「循環型社会における埋立処分のあり方」研究報告書作成
11. （計画）平成 17 年度研究討論会
12. （計画）平成 17-19 年度研究計画「優れた埋立処分場の条件と表彰を考える（案）」の検討を開始。会員再募集。

なお、本研究部会の活動内容は、<http://wastegr2-er.eng.hokudai.ac.jp/umetate/index.htm> で見られます。または、廃棄物学会のホームページに入って、左枠の「研究奨励」に入って、研究部会の埋立処分部会をクリックするとこのホームページに入れます。

0	埋立地の構造・機能を巡る最近の議論.....	3
A	最終処分される処理残渣の量と質に関する予測研究.....	6
A.1.	はじめに.....	6
A.2.	方法.....	6
A.3.	結果および考察.....	6
A.4.	おわりに.....	14
B	世界の埋立処分の現状と将来トレンドに関する研究.....	15
B.1.	埋立て選択の背景.....	15
B.2.	国による廃棄物の定義，埋立地分類の違い.....	15
B.3.	開発途上国の状況.....	17
B.4.	準先進国（EU 新加盟国）の状況 <sup>7)</sup> .....	19
B.5.	米国の安定化戦略.....	20
B.6.	欧州の安定化戦略.....	20
B.7.	埋立地好気化の動き.....	21
B.8.	将来の方向性.....	22
B.9.	参考文献.....	23
C	浸出水中の重金属・有機化学物質の長期的消長に関する研究.....	25
C.1.	はじめに.....	25
C.2.	重金属について.....	25
C.3.	有機化学物質について.....	29
C.4.	おわりに.....	30
C.5.	< 引用文献 >.....	30
D	資源保管型埋立地に関する研究.....	33
D.1.	はじめに.....	33
D.2.	最終処分場の機能.....	33
D.3.	資源保管型埋立地の事例.....	34
D.4.	資源保管型埋立地の課題と展望.....	37
D.5.	参考文献.....	39
E	最終安定化物理埋立地に関する研究.....	40
E.1.	はじめに.....	40
E.2.	最終安定化物に類する概念の整理.....	41
E.3.	「最終安定化物」の定義とその埋立地の提案.....	45
E.4.	まとめ.....	48
E.5.	参考文献.....	49
F	低負荷微生物反応器型埋立地に関する研究.....	50
F.1.	はじめに.....	50
F.2.	ヨーロッパにおける埋立前処理としてのMBPの現状.....	50
F.3.	埋立前処理（焼却処理）された廃棄物（焼却残渣）中有機物の分解.....	53

F.4.	F . 4	低負荷微生物反応器型埋立地に関する一考察 .....	57
F.5.	[参考文献]	.....	58
G	最終処分場の適正化方法および跡地利用に関する研究 .....		59
G.1.	はじめに .....		59
G.2.	処分場の機能評価方法.....		59
G.3.	不適正処分場および機能不全処分場の適正化方法.....		60
G.4.	処分場跡地の利用事例調査および課題.....		61
G.5.	おわりに .....		64
G.6.	<参考文献>.....		65

# 埋立地の構造・機能を巡る最近の議論

北海道大学 田中信壽

## 1. はじめに

廃棄物問題が大きな社会問題となり、社会全体の仕組みを大量生産・大量消費・大量廃棄から適量生産・適量消費・最小廃棄に転換することで廃棄物問題を根本的に解決するものとして、循環型社会形成が合意されている。しかし、具体的な姿についてはほとんどが不明のまま進行している。特に、循環型社会において廃棄物処理の仕組みはどう変わる必要があるのか霧の中にある。ましてや、最終処分の姿も明確でない。循環型社会における最終処分のあり方を考え、それに基づいて生産・消費のあり方、廃棄物管理のあり方について提言していく必要がある。自分たちの立場から上流側はどう変わって欲しいのか、どう変えて欲しいのか、発言することが求められている。

埋立地の問題は、廃棄物問題が社会問題化する問題点の一つとして取り上げられ、埋立処分場の建設難・残余容量の不足がそれであり、いわゆる住民の反対によって極めて困難となったとされている。その背景として、安定型埋立地において安定化物以外の廃棄物が処分されたり、検出されてはならない筈の重金属などの有害物質が検出されたり、発生するはずのない硫化水素ガスが発生していたり、予定量を超えて埋め立てされていたりと住民の不信を増す事件が多くあった。また、管理型処分場・都市ごみ埋立地では遮水シートからの漏水が疑われ長期の裁判となり、また一部の地域で産業廃棄物処分場の建設差し止め裁判で差し止め判決が出たり、住民投票により建設反対が多数となり、埋立処分場は安全でない施設であるという見方が広がった。

人々の不安が大きくなり、もう一度原点に戻って、科学的に安全で、仕組みとして合理的であると同時に、人々が直感的に安心できる、安全安心な埋立処分場作りをしなければならなくなった。1997年の基準改正や生活環境影響調査、知事の認可権限などもこれに対応しようとするものであったが、根本的な解決になっているかどうか、循環型社会作りという新しい時代に即しているか検討する必要がある。

一方で、世界的な潮流として、埋立地概念に再検討の大きな動きが生じている。時代のキーワードである持続可能な最終処分場作りである。その重要な鍵は、早期の安定化にある。筆者は、次世代に負の遺産を残さない、一世代で安定化し、汚染地とならない埋立跡地を利用できる土地として残すことであると考え提唱している。

また、日本では、埋立地を巡る議論の中で色んな埋立地が提案されている。筆者の独断的な分類であるが、それを示すことで議論の始めとしたい。

特に、埋立地に関する論点として、 入れるもの（埋立物）、 入れ方（前処理、埋立方法）、 いれもの（構造、施設）、 立地 の4つの観点から議論されるべきであることを指摘しておきたい。

## 2. 近年に見られる最終処分概念

循環の概念から、物の流れを捉えると、生態系を通じた循環と、リサイクルと言われる人為的（社会的）循環がある。したがって、廃棄物処理の最終段階にある、「最終処分」とは、生態系循環への還元であり、海洋投入処分と埋立処分が想定されている（現実には埋立処分しかない）。廃棄物処理全体から広く言えば、再生利用と埋立処分が廃棄物の行き先（最終処分先）である。

しかし、現実を見ると、「埋立処分は廃棄物処理の最後の砦」として、( 極端に言えば ) 何でも受け入れて土中に埋めてきた。土中に埋めてしまえばいずれ何とかなると考えてきた。工業製品がなく、ごみ量がわずかであった時代には有効な考えであった。しかし、種々の化学物質が使われ、金属などの複合製品が埋立処分される現代社会においてはこの概念は間違っている。

このような状況で、最終処分 = 環境還元できないものをどうすればよいのか。永久に閉じ込めておけば良い、埋立地に入れておいていずれ掘り起こして再生利用すればよいなどの考えが出てきている。前者については、住民の安全安心に結びつくのか、持続性はあるのか検討する必要がある。後者については、一時的保管であり、埋立処分 = 最終処分と区別する必要がある。

最近、次のような ( 広義の ) 最終処分が議論されている。

#### 【基本形】

1) 恒久土中保管型埋立地 ( Permanently Managed Containment Type Landfill ) : これまでの基本的な最終処分概念であり、( 基本的にはどんな廃棄物でも ) 土中に閉じ込め、外部に汚染が出てこなければよいと考える。時間概念としては長期の土中保持を考えていて再び掘り起こすことは想定されていない。土地の上面利用は考えられ、永久管理地として管理される。

#### 【変形(地下水汚染防止強化)型】

2) 容器構造強化型埋立地 ( Super-Containment Type Landfill ) : 漏水が問題となっているので、漏水リスクを減らすための技術を駆使したもの。遮水を強化する、屋根付きの埋立地、鋼板遮水の埋立地などで安全性を極度に高める。現在の日本の埋立地作りの一つの方向となっている。

3) 保持機能強化型埋立地 ( Super-Storage type Landfill ) : 重金属や有害化学物質に対応するため、それらを保持捕捉する機能を強化した埋立地。

#### 【変形(時間促進)型】

4) 安定化促進型埋立地 ( early-stabilization landfill ) : 安定化状態を不活性物状態と考え、それを早期に実現することを目指す埋立地。埋立地内の反応を促進するもの ( アメリカ流 ) 埋立物中の有機物を前処理で減らすもの ( ヨーロッパでは、MBP埋立地、日本では ( 焼却残渣 + 不燃ごみ ) 埋立地 ) 。

5) 安定化物埋立地 ( Final Storage Quality Landfill ) : 前処理において廃棄物を不活性物にして処分する。一つの極論的な姿として存在。

6) 埋立物選択型埋立地 ( Landfill Waste Selected Landfill ) : 埋立物の混合を避けて、分割埋立する。あるいは、適した埋立物を混合して安定化が早くなるようにする。

#### 【土壌還元型】

7) 持続可能な埋立地 ( Sustainable landfill ) : 土壌還元を目指し、一世代で安定化させることを目指した埋立地。そのためには、埋立物の厳密化、埋立前処理が重要と考える。

#### 【保管・掘り出し型】

8) 備蓄保管型埋立地 ( Stockpile Type Landfill for Recycling/Treatment in Near Future ) : 将来、資源として利用できるのを埋立地内に貯めておく。将来掘り起こして利用する。埋立地構造物に保

管することが、無責任な埋立につながらないようにする必要がある（掘り起こさなかったら問題が起きないという条件が必要）。

9)中間処理型埋立地(Waste Processing type Landfill)：埋立地に廃棄物を入れ、保管中に安定化させて掘り出して土壌などとして使う。

#### 【埋立地不要】

10)埋立ゴミゼロ(Minimization of Landfill waste)：徹底的なりサイクル、燃やして灰を溶融する、灰からセメントを作る、溶融飛灰は山元還元 などにより、埋立物を作らない。これも、現在の日本の埋立地作りの一つの方向となっている。

11)都市内管理付き有効利用：溶融スラグや、微粒子除外・養生処理焼却灰を、管理しながら道路路盤材などとして使用する。埋立地が作れない地域ではこの方向しかないという議論がある。

12)屋内長期保管：作られた再生資源はその時点では、需要がないが、やがて使用されるようになるので、建物内に貯蔵しておく。あるいは、現時点の技術では無害化できないときに保管せざるを得ない。需給調整のための保管。

色々な提案がある。これらが、地域の条件・時代の条件（循環型社会が進展したとき、地域ごとにどのような廃棄物が発生するのか、どのような埋立前処理システムが地域の特性を生かして組まれるのか、最終的に環境還元すべき埋立物は何か）と共に選択されていくだろうと思われる。しかし、常に、持続性としての「未来世代に負の遺産を残さない」を意識すること、獲得できる安全性と必要なコスト・炭酸ガス排出量・消費エネルギー量・使用資材などとの比、つまり費用対効果を冷静に評価することが、必要である。

#### 埋立地に関する筆者の最近の記事：

- 1) 田中信壽：(研究展望)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/ -25、pp1-14(2002.11)
- 2) 田中信壽：(巻頭論説)循環型社会における都市ごみ処理の理想型を考える、タクマ技報、10、No.2(2002.12)
- 3) 田中信壽：歴史から見た都市ごみ処理の動向、環境工学委員会 40 周年記念シンポジウム「環境工学の新世紀」廃棄物最小化への取組と研究課題（2003.1.25、東京）
- 4) 田中信壽：今後の最終処分場のあり方について、都市清掃、56(255)、pp.318-322(2003.9)
- 5) 田中信壽：安全安心で持続可能な埋立処分場とは何を指すのか、平成 16 年度廃棄物学会研究討論会講演論文集、pp.23-26(2004.5)
- 6) 田中信壽：循環型社会における最終処分場の役割 埋立地コンセプトの転換、みやぎ政策の風、リレー連載～環境～、第 2 号(2004)
- 7) 田中 信壽：(基調講演)循環型社会における最終処分場のあり方について、最終処分場の管理と今後の最終処分場のあり方に関するセミナー、(財)廃棄物研究財団、2004.7.5
- 8) 安全安心・持続可能な最終処分場、(社)日本廃棄物コンサルタント協会・技術セミナー・2004.11.10
- 9) 循環型社会の構築について リサイクルと埋立処分、再生と利用、106 号（平成 16 年 12 月末）論説
- 10) 循環型社会における廃棄物埋立処分場のあり方に関する最近の研究動向：素材プロセッシング第 69 委員会・第 3 分科会（環境関連技術）第 1 回研究会、2004.10.29

# A 最終処分される処理残渣の量と質に関する予測研究

谷川 昇，鈴木 慎也，友田 啓二郎，福永 勲，古田 秀雄，山口 直久

## A.1. はじめに

循環型社会形成を目指して，ごみの発生抑制，排出抑制，再生資源の回収・利用を促進するために，全国の市町村は，ごみ処理手数料の有料化，容器包装リサイクル法の完全実施等の施策遂行に積極的に取り組んでいる．これらの施策実施に伴って最終処分される一般廃棄物の質と量が変化し，これまで社会的，技術的に円滑に運営されてきた一般廃棄物処分システムにも影響を及ぼす可能性がある．そこで，循環型社会形成への取組を積極的に行っている自治体を対象に，文献調査とヒアリング調査を行い，循環型社会における一般廃棄物最終処分残渣の量と質を予測するための基礎的資料を得たので，その結果を報告する．

## A.2. 方法

循環型社会形成を目指した様々な取組(ごみ処理手数料の有料化，容器包装リサイクル法の完全実施，ガス化溶解炉の導入などの新しい中間処理方法導入)を実施している自治体について，文献調査とヒアリングによって取組施策の内容と取組実施前後のごみ最終処分残渣の量と質の変化および廃棄物処理基本計画を検証した．調査に当たっては，以下の事項に配慮しながら表 A-1 に示すイメージ区分から対象自治体を選定した．

対象自治体は，大都市(人口 100 万人以上)，中都市(人口 20～30 万人)，小都市(人口数万人以下)を網羅する．

取組実施前後のごみの流れもできるだけ把握する．

埋立廃棄物の名称，区分，定義等の現状を整理する．

## A.3. 結果および考察

### A.3.1. 取組施策の内容と取組実施前後のごみ最終処分残渣の量と質

表 A-1 対象市町村の分類のイメージ

従来型の焼却炉	ごみ処理手数料の有料化	
	容器包装リサイクル法の実施	びん、缶、ペットボトル、紙製容器 びん、缶、ペットボトル、プラスチック容器 びん、缶、ペットボトル、紙製容器、プラスチック容器
ガス化溶解炉の導入	生ごみの資源化	
	ごみ処理手数料の有料化	びん、缶、ペットボトル、紙製容器 びん、缶、ペットボトル、プラスチック容器 びん、缶、ペットボトル、紙製容器、プラスチック容器
----	生ごみの資源化	
	-----	

表 A-2 調査実施自治体の取組施策の内容等

名称	人口(万人)	焼却方式	実施施策
A	180	従来型	資源物回収
B	15	従来型	資源物回収
C	15	従来型	資源物回収
D	15	従来型	資源物回収
E	5	-----	セメント資源化・資源物回収
F	5	ガス化溶解炉	有料化・資源物回収・生ごみ資源化
G	3	ガス化溶解炉	有料化・資源物回収・生ごみ資源化

の変化

調査を実施した7自治体の取組施策の内容等を表A-2に示す。

### A.3.1.1 A市の事例

A市におけるごみの収集区分変更と資源物回収の経緯と埋立廃棄物量の推移を表A-3、表A-4に示す。最終処分場への埋立物は平成8年から平成14年にかけて約40%削減された。その原因は、建設系廃材のリサイクルや事業系ごみの有料化、びん・缶・ペットボトルの資源回収の実施に伴う直接埋立量の減少が大きい。次に、分別の徹底による焼却ごみ量の減少と不燃物混入量の減少に伴う焼却灰量の削減が挙げられる。ただし、分別収集に伴う破碎減容処理から発生する破碎残渣と回収資源物からの選別残渣が増加している。

表A-3 A市におけるごみの収集区分の変更の経緯

	ごみの収集区分	備考
平成5年3月まで	可燃ごみ	
	不燃ごみ	大型ごみを含む
現在	可燃ごみ	
	不燃ごみ	
	資源物(びん・缶)	平成5年 一部区域で実施 実施区域を拡大 平成10年 全市で実施
	プラスチック	平成12年 全市で開始
	大型ごみ	平成5年 大型家具類などの粗大ごみ 平成9年 申し込み制による戸別回収 平成10年 有料制による戸別回収 平成13年 家電リサイクル法実施により テレビ・洗濯機・冷蔵庫・クーラーの家電4品目は収集除外品となる。

に伴う焼却灰量の削減が挙げられる。ただし、分別収集に伴う破碎減容処理から発生する破碎残渣と回収資源物からの選別残渣が増加している。

表A-4 A市における埋立廃棄物量の推移

	A: 破碎残渣	B: 焼却灰	C: プラ残渣	D: 選別残渣	E: 資源化残渣	FGHI: 直接埋立	合計
平成8年	794	109,621	—	92	2,890	367,467	480,864
平成9年	1,651	106,973	—	112	5,026	281,791	395,553
平成10年	4,208	98,733	—	3,206	3,403	200,784	310,334
平成11年	4,252	96,743	—	6,719	3,885	217,262	328,861
平成12年	8,152	95,413	298	7,010	2,513	219,175	332,561
平成13年	7,779	94,409	196	8,152	2,943	222,749	336,228
平成14年	9,909	84,059	227	7,840	1,883	193,931	297,849

(単位 t)

### A.3.1.2 B市の事例

B市におけるごみの収集区分変更と資源物回収の経緯と埋立廃棄物量の推移を表A-5、図A-1に示す。埋立廃棄物量は、平成9年度からの資源物回収開始に伴い大幅に減少したが、その後は概ね横ばいである。

表A-5 B市におけるごみの収集区分変更の経緯

平成9年3月まで	平成9年4月から	
収集区分	収集区分	種類
可燃ごみ	可燃ごみ	生ごみ、皮革類、木類など
	資源ごみ(古紙類) <sup>※1</sup>	新聞、書籍・雑誌、段ボール
不燃ごみ	プラスチックごみ	買物袋、ラップ類などのプラスチック製
	小型破碎ごみ	おもちゃ、小型電気製品など
	大型ごみ	家電、家具類など
	資源ごみ(びん・カン)	びん類、カン類
	資源ごみ(ペットボトル) <sup>※2</sup>	飲料用・酒用・しょうゆ用のペットボトル
	資源ごみ(食品トレイ)	食品用発泡スチロールトレイ(白色の)
乾電池類	乾電池類	乾電池・蛍光管

※1 平成15年4月より分別収集開始 ※2 平成14年4月より分別収集開始

B市では、現有焼却施設(240t/24h)の更新と周辺小規模施設との統合を目指した施設更新計画を進めている。このため、ごみの更なる減量と再資源化を計画しているが、分別した後に埋立処分を行っている廃プラスチック類の再資源化方策と古紙類、廃プラスチック類の焼却回避に伴う可燃ごみカロリーの低下対策が重要な課題となっている。

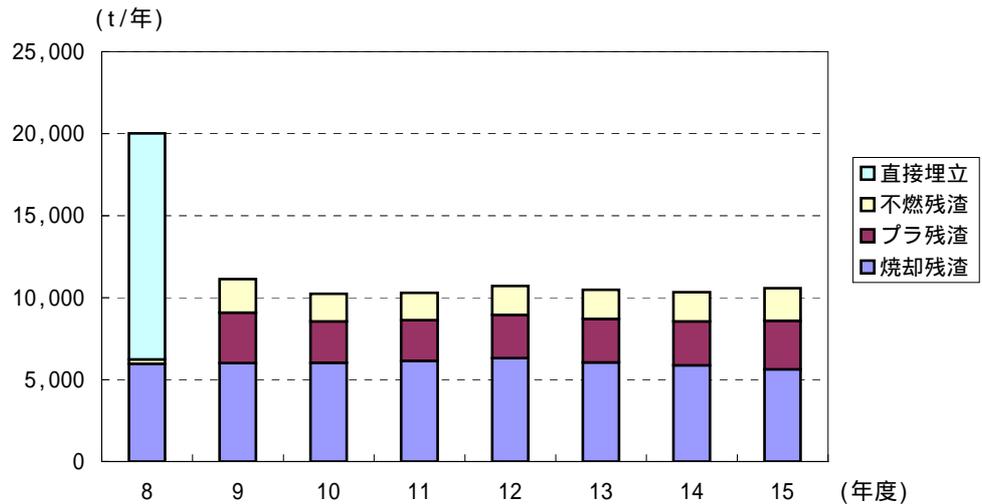


図 A-1 B市における埋立廃棄物量の推移

廃プラスチック類については容器包装リサイクル法ルートによる再資源化も考えられるが、焼却施設での助燃剤利用、民間ルートを利用した再資源化も選択肢と考えられている。可燃ごみカロリーの低下に対する方策としては、廃プラスチック類の助燃化のほか、生ごみ分別も選択肢とされている。いずれにせよ、循環型社会形成の流れのなかで、現状のまま廃プラスチック類を埋立処分することは不合理であると認識されており、いくつかのシナリオによる総合的な環境負荷の検証(LCA)及び総合コスト最小化の検討(LCC)が実施される予定とされている。

### A.3.1.3 C市の事例

C市におけるごみの収集区分変更の経緯と埋立廃棄物量の推移を表A-6、図A-2に示す。埋立廃棄物量は、資源物回収開始に伴い減少した。

表 A-6 C市におけるごみの収集区分の変更

平成14年9月ま	平成14年10月から	
収集区分	収集区分	種類
可燃ごみ	可燃ごみ	台所ごみ、紙類(紙製容器包装以外)等
不燃ごみ	不燃ごみ	プラスチック類(プラ製容器包装以外)、皮革・ゴム類、陶器類、金属類、その他(灰、ガラス類等)
資源ごみ(古紙類)	資源ごみ(古紙類、紙製容器包装)	新聞、雑誌・広告・チラシ類、段ボール・箱類・袋類・カップ類、牛乳パック、布類(古着)
	資源ごみ(プラ製容器包装)	プラスチック類(ボトル類、カップ・パック類、袋類、その他)
資源ごみ(その粗大ごみ)	資源ごみ(その他)	スチール缶、アルミ缶、飲料用びん、ペットボトル
	粗大ごみ	家具類、寝具類、トタン・サツ類、自転車など

C市においては、老朽化が進行した2つの焼却施設(200t/24h, 112t/24h)を更新・統合する新焼却施設建設事業が進行している。この計画においては、現在、埋立処分されている不燃ごみの更なる減量が盛り込まれている。不燃ごみの焼却により最終処分重量30~40%の減量が期待され、最終処分場の延命化に寄与すると考えられているが、それによってもなお、埋立処分が必要な廃棄物が残存し、かつ災害等による非定常な廃棄物発生も想定されることから、最終処分場は今後も重要な都市施設であると認識さ

れている。

また、ごみの排出抑制を中心とするごみ減量も重要と認識されており、このため、主に事業系ごみ(生ごみ、廃プラスチック類ごみ)を対象に民間ルートによる資源化施策が検討されている。これにより最終処分量のうち、直接搬入分のさらなる減量が見込まれる。

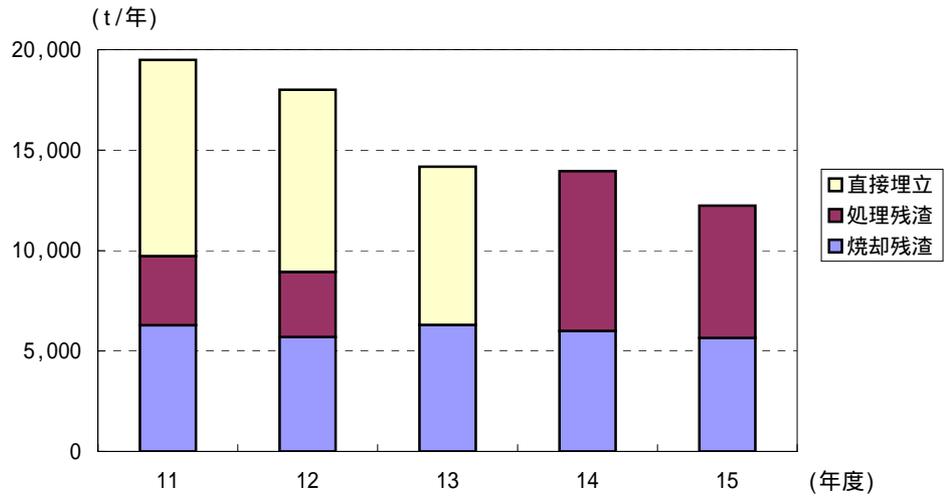


図 A-2 C市における埋立廃棄物量の推移

#### A.3.1.4 D市の事例

D市におけるごみの収集区分と埋立廃棄物量の推移を表A-7、図A-3に示す。平成13年度まで埋立処分されていたビニール・プラスチック類を平成14年度からは資源化することとした。このことによって、平成14年度の埋立処分量が前年度(12,515t/年)と比べて大幅(約35%)に削減され、埋立処分されるものの物理組成も大きく変化している。

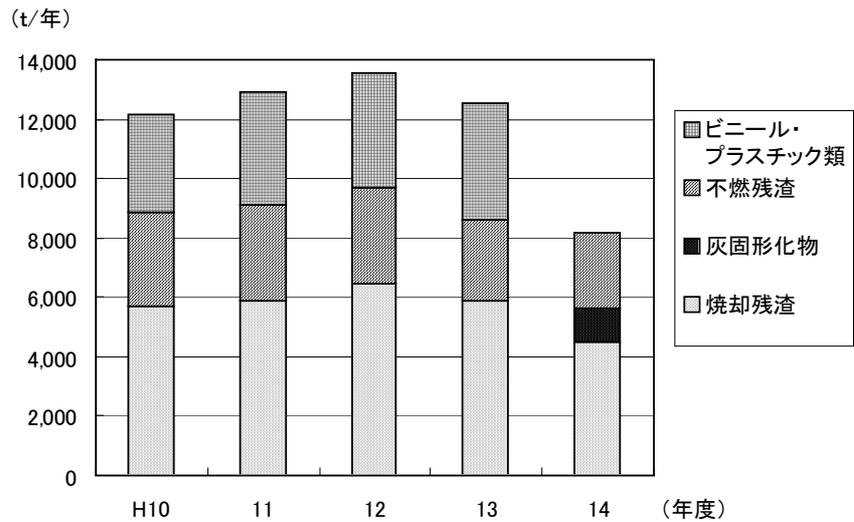


図 A-3 D市における埋立廃棄物量の推移

表 A-7 D市におけるごみの収集区分

区分	種類
燃やすごみ	生ごみ、紙くず、木くず等
燃やさないごみ	ビニール、軟質プラスチック類
資源物(可燃系)	新聞
	雑誌、その他の紙
	段ボール
資源物(不燃系)	古布
資源物(不燃系)	びん、缶、ペットボトル
燃えないごみ	陶磁器等
有害ごみ	乾電池
粗大ごみ	1辺が50cm以上のごみ

表 A-8 E市におけるごみの収集区分

平成14年12月1日まで 収集区分	現在 収集区分	取り扱い先
可燃ごみ	可燃ごみ(資源化処理)	セメント資源化施設
不燃ごみ		
ペットボトル	ペットボトル	リサイクル業者
びん、缶	びん、缶	
古紙・古布	古紙・古布	
金属類	粗大・金属類	
粗大ごみ		
乾電池等	乾電池等	

### A.3.1.5 E市の事例

E市におけるごみの収集区分変更の経緯と埋立廃棄物量の推移を表A-8、図A-4に示す。E市では、昭和48年から29年間稼働している焼却施設（バッチ式ストーカ炉、処理能力60t/日）の老朽化と、平成14年12月1日からのダイオキシン類の規制強化をうけて、平成12年12月からごみのセメント資源化処理に移行している。資源化処理対象のごみは、台所ごみ、プラスチック製品・容器、ガラス・瀬戸物、その他のごみである。平成14年度

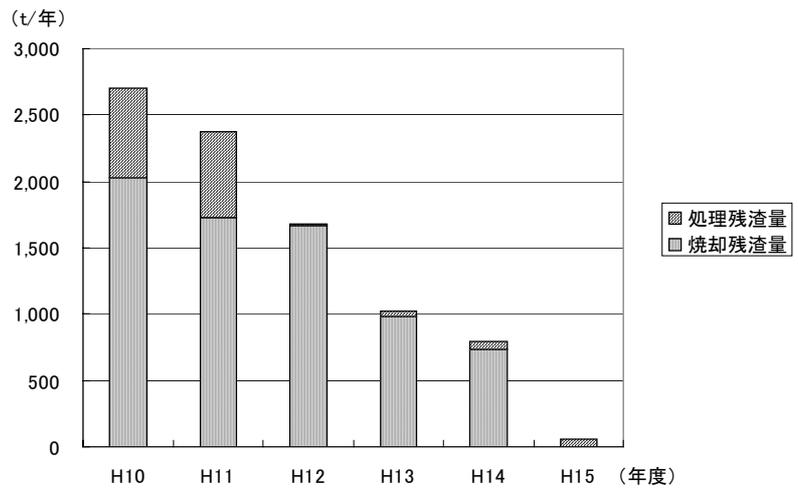


図 A-4 E市における埋立廃棄物量の推移

からのセメント資源化処理に伴って焼却残渣量がゼロとなり、埋立廃棄物量がセメント資源化の前処理選別工程から発生する処理残渣量のみとなったことから、平成15年度の埋立廃棄物量は平成10年度（2,699t/年）と比べて約98%削減されている。

### A.3.1.6 F市の事例

F市におけるごみの収集区分変更の経緯と埋立廃棄物量の推移を表A-9、図A-5に示す。ごみの収集は3分別から5分別7種類に変更されるとともに、ごみ処理手数料が定額制から従量制になった。また、可燃ごみはガス化熔融炉で処理され、排出されるスラグは施設に併設されている最終処分場に埋め立てられている。ここでは、その分もごみ量に対するスラグ量の割合（スラグ＝ごみ量の約7%）で概算し、F市の最終処分量としている。すべての資源化施設が本稼働したのは平成15年10月からなので、図A-5に示す推定値は、全収集ごみが15年4月から各施設で処理された場合の値である。ごみの収集量自体が約4割減少しているためもあるが、埋立廃棄物量は大幅に減少している。

表 A-9 E市におけるごみの収集区分変更の経緯

平成15年3月まで	平成15年4月から	
収集区分	収集区分	
可燃ごみ	生ごみ	
	可燃ごみ	
不燃ごみ	不燃ごみ	
	資源ごみ	びん
		缶
		ペットボトル
粗大ごみ	粗大ごみ	

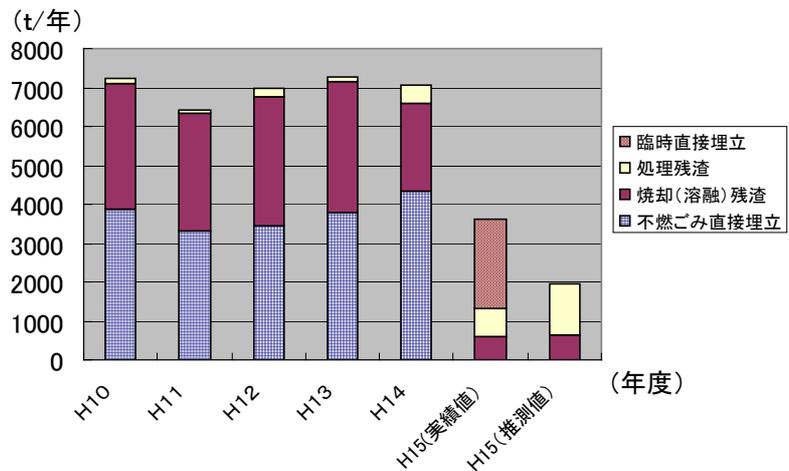


図 A-5 F市における埋立廃棄物量の推移

### A.3.1.7 G市の事例

G市におけるごみの収集区分変更の経緯と埋立廃棄物量の推移を図A-6, A-7に示す。生ごみは堆肥化され,可燃ごみはガス化溶融炉で処理されている。埋立廃棄物量は,分別収集を開始してから平成6年度までは減少傾向を見せたが,その後増加傾向が見られていた。しかし,生ごみ堆肥化とガス化溶融炉の導入によるスラグ資源化といった行政施策と市民の協力により,平成15年度の埋立廃棄物量は最終処分量が急減している。なお,「その他残渣」の中には,災害時に搬入される破碎処理困難な廃棄物なども含まれている。平成11年度においてその他残渣が多いのは,台風による被害が大きかったためである。

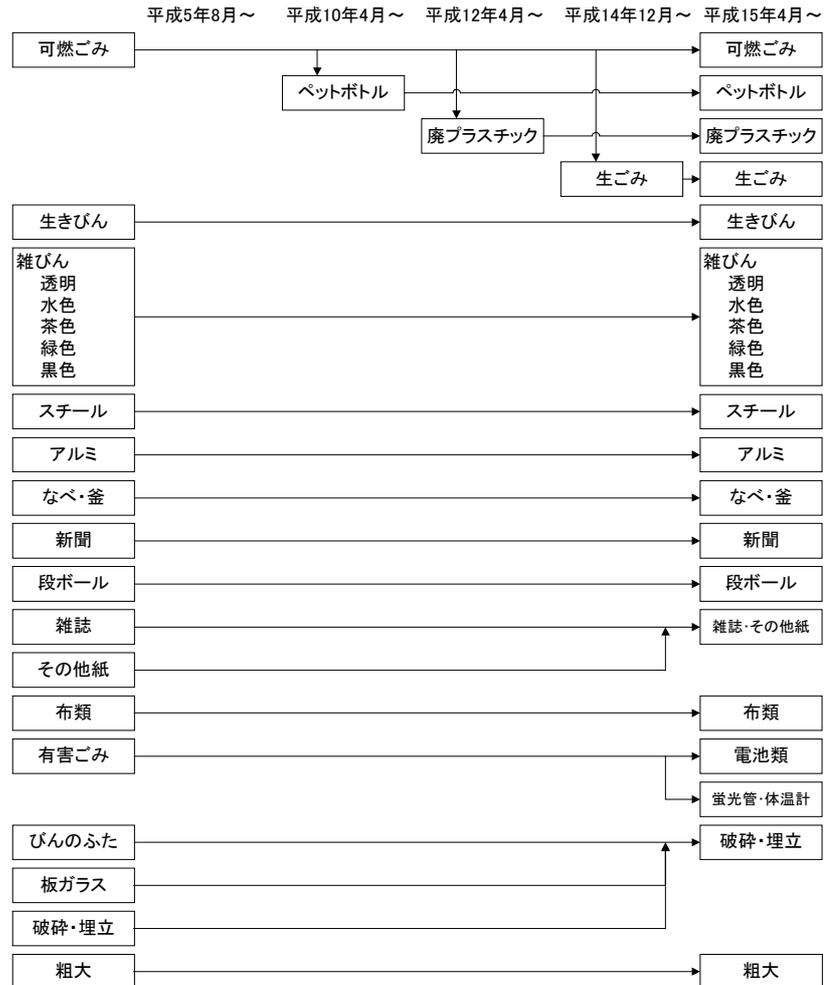


図 A-6 G市におけるごみの収集区分変更の経緯

### A.3.2. 廃棄物処理基本計画

調査を実施した6都市の概要を表A-10に示す。統一的に集計するために,起算年度および計画年度,(計画)人口,潜在的総排出予測量,その削減率,市総処理量(家庭系,事業系),焼却処理量,再生利用量(減量化量,家庭系,事業系),その再生利用率,最終処分量(直接埋立量,焼却残渣量,その他),処理処分量の削減率,最終処分量の削減率をまとめた。その結果を表A-11に示す。いずれの都市も「循環型社会を目指した」を謳っているが,その具体性には各市によって差がかなりみられた。また,埋立廃棄物の名称,区分,定義にも相違がみられた。

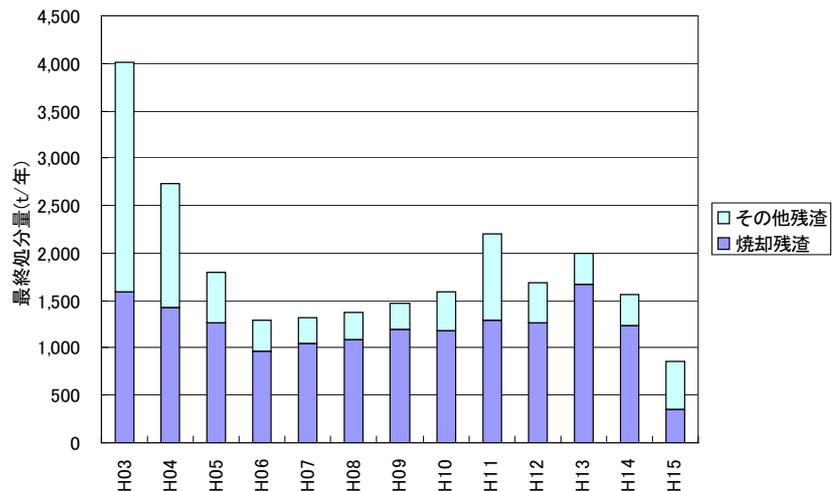


図 A-7 G市における埋立廃棄物量の推移

### A.3.2.1 H市の事例

対象とした都市の中では計画起点年度が平成10年度と最も古く、現状とのずれが懸念された。ごみ減量化や再資源化の

表 A-10 調査実施自治体の概要

名称	人口(万人)	焼却方式	実施施策
H	249	従来型	資源物回収
I	148	従来型	資源物回収
J	139	従来型	資源物回収
K	89	ガス化溶融炉	有料化・資源物回収・生ごみ資源化
L	79	従来型	資源物回収
M	8		セメント資源化・資源物回収

行政施策は、市役所自らの取り組み、社会システム作りに向けた施策、市民によるごみ減量化の促進、事業者によるごみ減量化の促進、市によるリサイクル・再資源化に区分して行われている。数値目標がまだ具体的でなく、新計画では数値目標の充実が期待される。

表 A-11 H市, I市, J市, L市における一般廃棄物将来ごみ質・量計画の総括

調査対象市	H市		I市			J市			L市		
	^12年4月		^15年12月			^13年2月			^13年3月		
起点年度および計画年度 (計画)人口(単位:千人)	^10	^21	^13	^22	^27	^10	^17	^22	^11	^17	^22
①潜在的総排出予測量 総排出量削減率	1870	1940	858	811	804	986	1014	1047	383	391	401
②総処理量	1840	1590	763	598	574	974	882	860	383	370	375
家庭系			315	277	260	622	539	526	243	231	234
事業系			448	321	314	352	343	334	140	139	141
③焼却処理量	1708	159	729	591	568	721	692	613	324	307	284
④再生利用量(減量化量)	30	350	95	213	229	80	150	213		65	89(112*)
家庭系ごみ		130	112	147	161				40	58	69
事業系ごみ		220	^一*	65.6*	68*					6.9	20
再生利用率			11.1	24.6	26.7	8	17	25	10.9	17.6	23.8
⑤最終処分量	510	300	156	52	49	266	143	126	73.5	62.1	32.8
直接埋立量			34	7.1	6.3				5.2	2.1	2.2
焼却残さ量			121	45	43				63.5	57.5	28.9
その他									4.9	1.5	1.7
⑥処理処分量削減率	0	14	0	22	25	0	9	12			
⑦最終処分量削減率 (起点年からの)	0	41	0	67	69	0	46	53	0	15.6	55
注:	* 告示産廃を一部は産廃リサイクルに回している					ごみ発生量予測は予測下限値			ごみ種別発生予測有り * 灰溶融の資源化を含む		

単位:千トン(年)または%(但し原データを四捨五入した場合もある)

### A.3.2.2 I市の事例

I市もH市と同様に計画年度が古く実態と少々あっていないようであった。行政施策として家庭系、事業系のごみ減量を進めるためのシステム整備、3R推進のための市民、事業者の自主的な取り組みを促す基盤づくり、環境負荷低減を考慮した適正処理の推進、美しく魅力あふれる都市、計画の推進に向けての柱で進められている。I市も数値目標がまだ具体的でなく、新計画では数値目標の充実が期待される。

### A.3.2.3 J市の事例

J市の計画は、国の循環型社会形成推進基本計画策定以降に策定されたので、計画が具体的である。行政施策の3本柱として上流対策として環境に配慮した生活様式や事業活動、ごみ減量化への取り組

み 適正処理を掲げ、それぞれ平成 13 年度の現状，22 年度目標，27 年度の数値目標を明らかにしている。その設定にあたって、市民，事業所，学生，観光客からアンケートを採り，LCA も実施しながら，環境学習機会の増大目標，手つかずの食品排出の削減目標，リターナブル容器の普及目標などと，それぞれきめ細かい裏付け数値目標も設定している。

#### A.3.2.4 K 市の事例

K 市の計画は、基本計画は、平成 14 年度を初年度とし、平成 23 年度を目標年次としている。紙・生ごみ・プラスチック・布・粗大ごみの品目毎に具体的な減量化目標を示し、目標達成により次の状況を予測している。

表 A-12 K 市の将来の最終処分量の内訳

	H11	H18	H23	H28
直接埋立量	5,437	5,840	5,993	6,080
焼却残渣量	42,944	35,711	22,721	23,188
スラグ埋立量	0	9,584	11,964	12,210
溶融飛灰量	0	567	1,133	1,156
合計	48,381	51,701	41,812	42,635

単位：t

平成 28 年度における市処理処分量は約 35 万 t となり、現状の施策を維持する場合と比べて約 10% の減量化効果が得られる。

資源回収量の増加および焼却残渣の再資源化により最終処分量は減少し、平成 28 年度における最終処分量は現状の約 4.9 万 t が約 4.3 万 t に削減され、最終処分率も現状の 12% から 9% に削減される。

施策を推進した場合、将来の最終処分量の内訳は表 A-12 のとおりとなる。

なお、K 市においては、最終処分場（新内陸処分場：埋立期間約 15 年）が平成 12 年 9 月に供用開始しており、最終処分場容量が逼迫している他都市等と比べると比較的最終処分は余裕がある状況にある。それでも、焼却残渣を徹底的に資源化することで延命化を行うことを計画しており、さらに、最終処分せざるを得ない廃棄物がゼロになることはないとの考えから、焼却残渣の再資源化状況等を勘案しながら、次期最終処分場について用地の確保など計画的な施設整備を検討している状況にある。

#### A.3.2.5 L 市の事例

平成 13 年度から 17 年度を第 1 次基本計画の第 2 回見直し、平成 18 年度から 22 年度までを第 2 次ごみ処理基本計画の一部として立案している。ごみの自然発生量予測では、平成 17 年度、22 年度には基準年 11 年度の対してそれぞれ約 2.0%、4.5% の増大を予測している。その内容として、生活ごみ、粗大ごみ、不燃ごみの増大を予測しながら事業系の直接搬入ごみの減少を予測している。そして、それぞれの発生抑制・減量化・資源化計画を立てている。再生利用・減量化の対策として集団回収を援助し、容器包装など市独自の資源回収に努力するとしている。

#### A.3.2.6 M 市の事例

M 市のような小都市では、市独自に綿密な廃棄物処理計画を立案することは困難であり、3R、4R をスローガンとしながら、数値目標として以下内容を掲げている。

再資源化の向上を図りながら市収集ごみの必要処理量（焼却量）を家庭系・事業系・直接搬入それぞれにおいて 30% 減量化する。

市民やスーパーマーケット、公共施設の協力を得ながら市民による集団回収量を 30kg/人/年から

40kg/人/年まで向上させる。

#### A.4. おわりに

Aグループのメンバーがそれぞれ行った調査結果を要約したが、これからも事例を増やして循環型社会における一般廃棄物最終処分残渣の量と質を予測するための基礎的資料を得たいと考えている。これまでの事例からは、各種リサイクル・適正処理の推進に伴う直接埋立物の減少が埋立廃棄物量の減少に寄与している。しかし、各種リサイクル・適正処理の推進によって最終処分される廃棄物の質も変化しているが、それらの情報が得られるシステムになっていない。今後の最終処分場の安定化や埋立廃棄物の安全性を議論するために必要な情報が得られる新たな調査法の整備が是非とも必要である。

## B 世界の埋立処分の現状と将来トレンドに関する研究

中山裕文，松藤敏彦（B グループリーダー），吉田英樹，吉田充夫

### B.1. 埋立て選択の背景

すべての中間処理は残渣が残り，埋立てを必要とする．したがって焼却は埋立て前処理と考えるのが正しいが，ごみ処理を考えると焼却か埋め立てかを比較することが多い．焼却炉は 19 世紀にイギリスで開発され，ヨーロッパ，アメリカに輸出された．しかしイギリスには埋立に適した（空間が用意されているという意味で）鉱山跡が多いため埋立が主流となり，アメリカでは排ガスの環境影響と処理にコストがかかるため，焼却は減少した．一方，ドイツ，スイス，ベルギー，フランスでは焼却技術の開発が続き，特にフランスは 900 万トン を 210 の施設で焼却し(1999 年)，うち 76%（ごみ量）を 110 の施設でエネルギー回収を行っている．しかし欧米全体としてみると，主として，小規模施設の閉鎖のため，焼却施設数は過去 15 年間減少している<sup>1)</sup>．

埋立てが選択される理由の第一は，コストの安さにある．表 B-1 に GNP を都市ごみ焼却率の関係を示すが，よい相関が見られる．すなわち世界的に見れば，貧しい国は埋立てに頼り，経済的に豊かな国が焼却を選択している．以下では，開発途上国，東欧・バルト海諸国など EU 新加盟国の現状について述べ，最後に先進国（米国，西ヨーロッパ諸国）の埋立て戦略について整理し，将来の方向性を考える．

表 B-1 GNP と都市ごみ焼却率の関係

焼却率	一人あたりGNP(2001)			
	>3万ドル	2~3万ドル	1~2万ドル	1万ドル以下
>50%	スイス デンマーク 日本	スウェーデン ベルギー		
20~50%	ノルウェー	オランダ オーストリア ドイツ フランス		
10~20%		アメリカ イタリア		
<10%		フィンランド アイルランド イギリス カナダ	オーストラリア スペイン 台湾 ニュージーランド ギリシャ ポルトガル 韓国	サウジアラビア チェコ ハンガリー ポーランド スロバキア ブラジル トルコ

各ブロックは、上からGNPの多い順  
( Bertolini 2003の表を和訳)

表 B-2 都市ごみの定義（米国と日本）

### B.2. 国による廃棄物の定義，埋立地分類の違い

わが国では，産業廃棄物埋立地をしゃ断型，管理型，安定型に分類しているが諸外国はどうであろうか．埋立される廃棄物によって埋立地構造，管理方法が異なり，都市ごみ，有害廃棄物などの定義も同一ではない．したがって，本節では廃棄物の定義，埋立地の分類方法について整理する．

米国の分類		わが国の分類との対応	
発生源の分類	内容	一廃	産廃
(1) 住居 (Residential)		◎(すべて)	なし
(2) 商業 (Commercial)	店舗、食堂、ホテル	○	プラスチック、 金属くず、ガラ スクズ
(3) 公共施設 (Institutional)	学校、病院	○	
(4) 建設・解体 (Construction and demolition)		○	
(5) 都市サービス (Municipal services)	道路清掃、造園など	○	
(6) 処理プラント (Treatment plant sites)	浄水、下水、ごみ焼却炉	特定業種以外の紙くず、木くず	○(汚泥)
(7) 工業 (Industrial)	建設、製造など		○
(8) 農業 (Agricultural)		右記以外	○畜産糞尿、 動物の死体

(1)~(6)がMunicipal Solid Waste(都市ごみ)

○大部分

通常、廃棄物というと都市ごみ (MSW: Municipal Solid Waste) をイメージし、この名称は世界で共通に使用されている。表 B-2 は、米国と日本の定義を比較した<sup>22)</sup>。米国では農業と工業の廃棄物を除いた(1)~(6)を MSW と定義している。発生源で分類するため、定義は明確である。一方、わが国は事業活動に伴って発生する事業系廃

表 B-3 都市ごみの定義の違い

都市または地域	家庭系ごみ	事業系ごみ*	産業廃棄物#	家庭系有害廃棄物	建設廃棄物	農業廃棄物
ブレシア(イタリア)						
コペンハーゲン(デンマーク)						
ハンブシャー(英国)						
ヘルシンキ(フィンランド)			任意			
ラーンディルクライス(ドイツ)			任意			
マルメ(スウェーデン)						
パンプロナ(スペイン)			任意			
プラト(イタリア)						
シアトル(米国)						
ウィーン(オーストリア)						
チューリッヒ(スイス)			任意			

\*家庭ごみに組成の似たもの

棄物のうち 20 種類をまず産業廃棄物と指定し、それ以外の事業系ごみと家庭系ごみを一般廃棄物としている。産業廃棄物の指定が一部の業種指定を除き、基本的に組成によっているため、米国の定義とは一致しない。表 B-3<sup>23)</sup>には各国の都市ごみの定義であるが、ここでも違いが見られる。このように都市ごみの定義は国により異なっているが、EU 埋立指令(99/31/EC)では「家庭系の廃棄物およびそれらと組成の似通ったその他の廃棄物」と定義しており、組成においては国間でも大差がないと理解できる。

埋立処分を考える際には、有害性と安定性を基準として分類する。EU は埋立指令において有害 (hazardous waste)、非有害 (non-hazardous)、不活性 (inert) に分類し、それぞれの廃棄物に対する埋立地の受け入れ基準、しゃ水構造などを定めている。不活性廃棄物は「物理的、化学的、生物的な変化が起こらない。溶解、燃焼、物理化学反応、部生物分解、他への影響がなく、環境汚染、人体への影響がない廃棄物である。重大な溶出性、汚染物含有量、生体毒性がなく、特に表流水、地下水への影響がない」と定義されている。米国では州ごとの法律で定められているが、カリ

表 B-4 埋立地分類ごとの底部ライナー、トップカバーの基準の有無

Country and States	Hazardous		Municipal		Inert	
	Liner	Cover	Liner	Cover	Liner	Cover
Australia Victoria New South Wales						
Austria						
Belgium						
Bstswana						
Brazil						
Canada Alberta Ontario Other						
China Hong Kong						
Croatia						
Denmark						
EU						
France						
Germany						
Hungary						
Israel						
Italy						
Japan						
New Zealand						
Poland						
Portugal						
Russia						
South Africa						
Sweden						
Switzerland						
Taiwan						
Thailand						
Turkey						
UK						
US						

フォルニア州は有害廃棄物(クラス)、特定の廃棄物 (Designated waste: クラス)、都市ごみ (MSW: クラス) に分類し、これが一般的と考えられる<sup>24)</sup>。クラスの埋立地とは、例えば建設廃棄物 (C/D waste, Construction & Demolition waste)などを指す。

ここでは EU の分類にしたがい、表 B-4 に北米の Geosynthetic Institute<sup>25)</sup>がまとめた、しゃ水基準を示す。Hazardous, Municipal, Inert の3つのタ

タイプの処分場ごとに、底部ライナー(Liner)、トップカバー (cover) の基準の有無とその内容についての資料であり、埋立地の管理に対する考え方が反映されていると考えられる。Municipal のみで、Hazardous のカテゴリーを持っていない国がいくつかある。日本のデータは実質と異なっていたので、遮断型を Hazardous、管理型を Municipal とした。Inert については、その基準の有無がはっきりしないが、日本のようにライナーのない Inert 処分場は世界にもあるようだ。

### B.3. 開発途上国の状況

世界人口の 70%以上を占める開発途上国ではごみ処理は埋立が中心であるが、技術面(ハード)のみならず運営・管理面(ソフト)の未整備という問題を抱えていることが多い。こうした技術面と運営・管理面の状況から開発途上国の埋立地は、概ね以下の3つのグループに分けられる(文献 19 の分類を簡略化した)。

オープン・ダンプ(Open Dumps)： 単に地面にゴミを積み降ろして投棄するだけの状態であり、ごみの搬入が管理されておらず、処分場(投棄地)の境界が明確でなく、無秩序に積み降ろされるだけなので非効率でゴミが散逸する。規模が小さく食品残渣等のみならば自然に分解して問題は発生しないが、開発と市場経済により様々の商品や包装物が進入してくると、一気に問題が顕在化する。低所得の開発途上国の多くはこのタイプであり、特に大都市圏ではその進行は劇的である。野焼きや有価物回収(スカベンジング)が一般的である。

コントロール・ダンプ(Semi-controlled, Controlled, and Engineered Dumps)： 基本的にはオープン・ダンプではあるが、一定の運営管理面での対応が認められる状態である。このグループでは、多少とも管理施設(管理者)が置かれ、処分場の境界が柵や堰堤によって設定される。ごみ搬入管理と計量がされ、場内では搬入道路が一定程度整備され、重機によるごみの移動と転圧などが行われる。また、より進んだ状態では、ごみ散逸や悪臭を避けるため覆土の実行、ガス抜き管設置がなされる(Engineered Dump)。開発途上国で「衛生埋立」と称するものはしばしばこのタイプのものが多い。多くの場合、浸出水が大きな問題となっている。

各種の衛生埋立(Sanitary Landfills)： コントロール・ダンプがさらに改善され、管理が進み、遮水工が施され浸出水対策(循環処理や浄化処理)、やガス対策が講じられる。環境影響監視のためのモニタリングが導入される。

開発途上国の多く、とりわけ低所得の国々においては、埋立に関する現在の課題はオープン・ダンプ状態をいかに改善していくのみに尽きる。一般的には、オープン・ダンプからコントロール・ダンプへ、そして衛生埋立へと、与えられた条件に応じて段階的に改善していく途上にあり、多くは未だ衛生埋立の状態には至っ

表 B-5 開発途上国における埋立地の改善レベル

改善課題	レベル1	レベル2	レベル3	レベル4
管理施設(管理者)の常置				
搬入ごみの管理と計量				
搬入道路・場内道路の整備				
堰堤の設置・埋立地境界の明確化				
即日覆土・ガス抜きの設置				
ごみ飛散防止稼働フェンス				
浸出水循環処理				
遮水工				
浸出水浄化処理				

出所：文献20をもとに国際協力機構国際協力総合研修所・小槻作成(2004)

ていない。日本のこれまでの廃棄物分野技術協力の経験によれば、埋立の改善レベルは表 B-5<sup>21)</sup>に示す4つの段階(レベル1からレベル4)を設定することができる。なお、マレーシア、イラン、メキシコ、

中国、大洋州などでは、現地の条件に対応した準好気性埋立の導入が評価を得ている。

以下に、開発途上国の埋立に関するいくつかの報告を例として挙げる。

(1) エジプト (カイロ)<sup>2)</sup>

都市ごみの40%は公共が自動車を用いて収集し、埋立地で資源物が選別される。有機物はコンポスト化され、エジプト全体で55の堆肥化施設がある。ごみの40%はZabbaleenと呼ばれる人たちが人力で収集し、手選別によって紙、金属、プラ、繊維、動物の骨(85%)を回収している。Zabbaleenは南エジプトの移民で、豚、山羊を飼い、家庭からえさとなる食品残渣を集めていたが、ごみの収集、選別にかかわるようになった。埋立地での収集ごみの選別もZabbaleenが行っている。残りの20%は収集されずに路上に残され、不定期に収集されている。

(2) インド<sup>3)</sup>

NGOによる戸別収集が始まっているが、大部分は共同のオープンコンテナからの収集である。収集されたごみはほぼ100%がオープンダンプへ運ばれ、一般に広い土地に1~6mの高さに積み立てられている。1999年に、都市ごみ対策のルールが作成され、リサイクル、コンポスト、焼却を進めようとしている。埋立では、衛生埋立とし、搬入物を生物非分解性に限るとしている。

(3) タイ<sup>4)</sup>

都市ごみ収集率は70~80%と高いが、処理の内訳は衛生埋立26%、リサイクル11%、焼却1%、オープンダンプ62%であり、オープンダンプの割合が高い。表流水、地下水の汚染、ごみの飛散などが問題となっている。紙、びんなどの家庭での分別は一般的である。コンポストは、質が悪く(重金属の問題)実施は少なく、焼却は高コストと住民の反対のため、限られている。

(4) 中国<sup>5)</sup>

都市ごみ発生量1.4億トンであり、年率10%で増加している。組成は厨芥40~50%、燃え殻40~50%、紙+プラ2~7%、ガラス+金属1~3%である。分別回収はモデル地域のみで一般的ではない。これは、コストがかかる、埋立処分に頼り(回収しても)他の処理方法がない、発生源あるいは収集後に有価物がWaste Pickerによって回収されるため分別の必要がない、との理由によっている。

現在は埋立70%、焼却10%、堆肥化20%である。埋立地の80%はオープンダンプだが、広州、成都、北京などにシャ水、メタンガス回収・発電、浸出水処理を備えた最新の埋立地が建設されている。シンセン、杭州、北京では発電つき焼却施設が建設され、上海、広州、ハルビンなどでも建設を計画している。コンポスト化施設は90年代に建設されたが、ほとんどは露天堆肥化であり、質が悪く、売却できないとの問題があった。2000年に「都市ごみ処理および汚染予防技術政策」を立て、5年間の重点目標として衛生埋立技術・設備、焼却技術・設備、堆肥化技術・設備、資源回収利用技術、運搬設備の研究・開発を挙げている。

表 B-6 Waste pickers の数

都市、国	Waste Pickersの人数	人口比 [%]
コロンビア	50,000	0.15
リマ(ペルー)	5,000	0.07
バンガロア(インド)	25,000	0.5
上海(中国)	10,000	0.1
カラチ(パキスタン)	20,000	0.2
ボンベイ(インド)	35,000	0.04
ダレスサーラム(タンザニア)	600	0.04
ダカール(セネガル)	200,000	10

(Garcia 2001の表を和訳)

表 B-7 廃棄物処理におけるインフォーマルセクターの寄与

都市、国	ごみ減量の割合 [%]
リマ(ペルー)	7
カリ(コロンビア)	4
メキシコ	10
インド	7~8 / 15
バンガロア(インド)	40 *
プーン(インド)	25
カラチ(パキスタン)	10
ボンベイ(インド)	8
ダレスサーラム(タンザニア)	0.2

\*Waste pickers は8.6%  
(Garcia 2001の表を和訳)

(5) Waste picker の問題

以上のようにオープンダンプの衛生埋立化，その他の近代的施設の導入，定期的なごみの収集など，途上国は多くの課題を抱えているが，社会的な問題として waste pickers の存在がある．彼らはスカベンジャーとも呼ばれ，ごみの中から有価物を回収し，売って生計を立てている．家庭，店，路上からの回収もあるが，多くは埋立地周辺，あるいは埋立地内に住んでいる．Garcia ら<sup>6)</sup>は waste pickers の数を表 B-6 のように推定している．上記のエジプト，中国の例に挙げたように彼らは生計を立てるためにごみの中から有価物を回収する．表 B-7 はごみ処理において彼らがどれだけの寄与をなしているかを示している．先進国での高コストの収集システムと較べて効率的な資源回収システムであると見ることもできるが，informal sector の公式な関与が必要とされている．

B.4. 準先進国（EU 新加盟国）の状況<sup>7)</sup>

2004 年には 10 カ国が EU（欧州連合）に加盟し，2007 年にはさらに 2 カ国が加盟を予定している．これらの国はいわゆる西欧と較べると経済的には発展途上過程にあり，廃棄物に関しても多くの問題を抱えている．以下にその例を示す．

(1) ポーランド

ヨーロッパ諸国の中でも廃棄物発生量が多い．産業廃棄物の半分は埋立てられており，処理されているのは 0.3%のみである．焼却は行われていない．有害廃棄物のうち処理されているのは 26%のみで，残りは環境中へ排水として排出されている．家庭ごみの収集率は 50%強にすぎず，大部分は分別されずに埋立てられている．都市ごみのリサイクル率は 2.4%である．

(2) チェコ共和国

焼却率は低く，特に有害廃棄物は 3%にすぎない．またオープンダンプ，不法投棄といった過去の遺産が多く残されている．エネルギー，鉱業，冶金などの製造業が民営化されたが，グリーン製造に関する十分な考慮がなされなかったため，大きな環境汚染が発生している．汚染物削減は End of Pipe 対策にとどまっている（上流対策ができていない）．国，市民とも，環境の持続性に対する関心が欠けている．

(3) ラトビア

ごみの収集率は全廃棄物の 55%，全人口の 60%であり，森，路上，水域への投棄がなされている．国としての廃棄物処理システムができておらず，記録がない（国がデータを持っていない）．国内での容器包装製造はないが輸入が増加しており，リサイクルはされていない（法律もない）．リサイクル，熱回収の施設がない．リサイクラーは収集に補助がある国の資源物を使った方がいいため，回収を行わない．

(4) リトアニア

有害廃棄物，家庭系ごみの大部分は埋立てされているが，大部分の埋立地は EU の基準を満足しない．埋立地は 800 箇所あり，うち 300 が供用中である．しかし 2009 年までに，すべて閉鎖あるいは近代的

表 B-8 EU 新加盟国共通の問題

都市ごみ収集率は100%ではない。
不適正処分 (illegal dumping) が一般的である。
市民の関心・参加率が低い。したがって、減量化が容易でない。
リサイクル率が低い (平均 8.6%)
回収・リサイクル設備への投資が限られている。
84%が埋立てされている。(焼却に対する嫌悪と、埋立が安いため)
焼却技術も十分でない (substandard)。3t/hr以上の焼却施設は7つのみ。
自治体の経験、技術が不足している。情報交換ネットワークが不備であり、技術開発、移転も不十分。
不十分な設備、行政能力、EU基準に対する認識が不足している。(EU基準を満足するための障害となる)

埋立地に代えなければならない。非有害廃棄物のうちリサイクルされているのは 22% である。

以上のような EU 新加盟国共通の問題は、表 B-8 のようにまとめることができる。

## B.5. 米国の安定化戦略

欧米では、いわゆる封じ込め型埋立地 (Containment landfill) を標準としてきた。上部からの浸透を最小限にすることで浸出水量を減らして浸出水処理コストを削減し、漏水ポテンシャルを小さくするため、埋立終了後低透水性のトップカバーを敷設するものである。米国の都市ごみ埋立地 (Subtitle D landfill) は HDPE シートと 2 フィート厚以上の圧縮粘土の複合ライナーによる底部しゃ水が必要であるが、埋立地終了時には底部しゃ水と同程度かそれ以上のしゃ水能力をもつ Final cover を設置しなければならないとしている (CRF 258.60)。しかし廃棄物が分解せずいつまでもとどまるため Dry tomb (乾燥したごみの墓) と呼ばれ、環境リスク発生を長期化させるだけとの批判がある。

そのため北米では微生物活動の活発化によって廃棄物の安定化を促進する Bioreactor landfill を標準とする動きがある。埋立地自体、微生物分解が廃棄物安定化の主なメカニズムなので生物反応器 (バイオリアクター) であるとの考え方は古くからあるが、pH、廃棄物の粒径、栄養、温度制御、水分の制御、さらには微生物植種なども行って「工学的に分解条件の最適化をはかる」<sup>8)9)</sup>もので、これらの要因のうち最も重要なのが水分である。1980 年代から広く行われていた浸出水再循環のみではなく、嫌氣的分解を最大化するために廃棄物層を一様に最大水分保持状態に保つことが目標となっている。したがって、浸出水以外にも、雨水、汚水処理水なども利用する。SWANA (北米廃棄物処理協会) の調査によると、1997 年の時点で Bioreactor を認めていたのは 6 州のみであったが 10)、大型ライシメータ、あるいは実規模での実験が行われており、米国ではカリフォルニアの Yolo County 埋立地 (ごみ量 8000 トン、深さ 12m のセルが 2 つ) など、4 つの大規模プロジェクトが進行中である。

## B.6. 欧州の安定化戦略

欧州の埋立地も米国と同様な封じ込め型であったが、1999 年公布の EU 埋立指令によって大きく変わろうとしている。埋立指令の主な内容は(埋立地の分類：有機物、有害廃棄物、非有害廃棄物、安定廃棄物)、埋立禁止(液状廃棄物、爆発性・腐食性・酸化性・引火性廃棄物、感染性廃棄物、研究等に使用した環境影響が未知の化学物質、使用済みタイヤ、未処理の廃棄物)、廃棄物は埋立される前に、前処理をしなければならない、生物分解性廃棄物の埋立量を減少する、ことである。によって混合埋立を改める必要が生じ、の生物分解性有機物量は 1995 年を基準として 2006 年までに 25%、2009 年までに 50%、2016 年までに 65% とすることが具体的に定められている。この達成のために考えられたのが MBP (Mechanical Biological Waste Pre-treatment, 物理・生物的前処理) である。図 B-1 にフローの例<sup>11)</sup>を示すが、混合ごみを、破碎、選別、ふるい分けによって可燃物、不燃物、有機性ごみに分け、可燃物は熱処理 (エネルギー回収)、有機性ごみは生物処理 (好気性または嫌気性) し、それらの安定化物を埋め立てるものである。ドイツでは表 B-9 に示す MBP 処理物埋立基準が設けられた。ここで AT、GB はそれぞれ好氣的、嫌氣的な雰囲気での酸素消費量、ガス発生量であり、生物分解活性を直接測定する指標である。MBP は要するに破碎選別による可燃分の回収と有機物堆肥化であり、わが国の RDF 化施設にもこのような、堆肥化を平行しておこなう施設があった。

表 B-10 は、EU 埋立て指令に対して 2002 年に示された非有害物埋立地の受入基準である (2003/33/EC)。MBP はこの基準を満たすことができるのかとの疑問、また処理プロセスは図 B-1 に示すように複雑であり、前処理物中の生物分解性有機物低減が焼却には及ばないことから、「MBP が採用されるのは、これまで多大の投資をした埋立地の使用をやめ、新たに建設費の高い焼却炉を建設することが困難である、という経済的・政治的な理由によるもので、将来は焼却をすることになる」<sup>12)</sup>との意見がある。

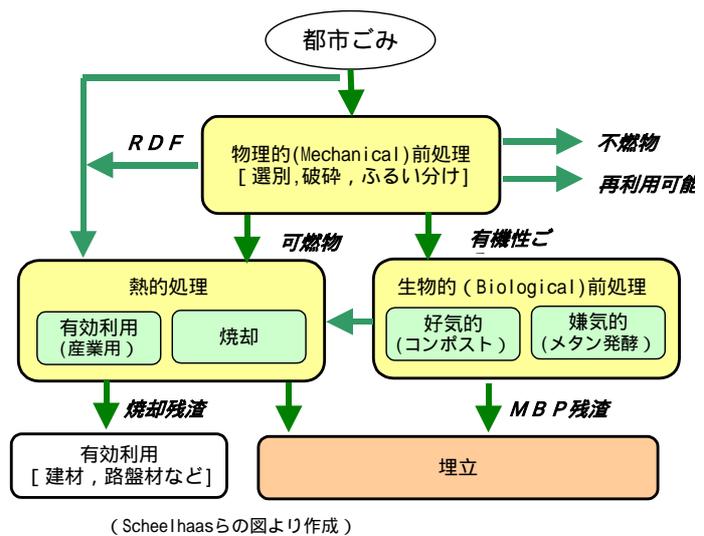


図 B-1 MBP のフロー例

表 B-9 ドイツにおける MBP 処理物の埋立基準 (AbfAbIV(2001))

項目	単位	基準値	内容
AT <sub>4</sub>	mg O <sub>2</sub> (gTS) <sup>-1</sup>	5	酸素素囲気における4日間の生物学的酸素消費量
GB <sub>21</sub>	ml (g TS) <sup>-1</sup>	20	21日間の嫌気ガス発生可能量
TOC <sub>E1uat</sub>	mg l <sup>-1</sup>	250	溶出試験 (L/S10, 24時間) におけるTOC溶出量
H <sub>0</sub>	kJ kg <sup>-1</sup>	6000	発熱量
TOC	TSあたり重量%	18	乾燥固形物 (TS) あたりのTOC

### B.7. 埋立地好気化の動き

「欧米の埋立地は嫌気性であり、わが国が準好気性を標準としているのとは大きな違いがある」というのが一般的理解であると思われる。しかし Cossu<sup>13)</sup>はわが国の準好気性埋立地に注目し、MBP と準好気性を組み合わせた実験を行っている。PAF (Pretreated Aerobic Flushing) モデルと呼んでいる。Flushing とは水分流動による洗い出しのことで、特にアンモニア、無機イオンの低減が目的であり、通常の Bioreactor のうち洗い出しも同時に目的としているものは Flushing Bioreactor と呼ばれている<sup>14)15)</sup>。

また米国のバイオリアクターは当初は生物分解、メタンガス回収の効率化を目指したものであったが、現在では水分に次いで嫌気/好気状態が重要なパラメータあるとし、EPA は好氣的、嫌氣的、ハイブリッド (好気-嫌気) の3種類に分類している。ハイブリッドとは好気、嫌気を切り替えるもので、Reinhart ら<sup>10)</sup>は、「短時間の好気化によって温度を上げて嫌気分解を促進する、嫌気分解後の余剰水分を除く、硝化・脱窒を促進する、などの利点がある」と述べている。SWANA は、バイオリアクターを「廃棄物の生物学的安定化を促進するために、廃棄物層への水分あるいは空気供給を制御する埋立地」<sup>9)</sup>と定義している。さらに、埋立て終了後の古い埋立地に強制通気を行い、安定化を促進することが行われている。たとえば Heyer ら<sup>16)</sup>は底部ライナーのない埋立地 (埋立面積 3.2ha) 内に空気圧

表 B-10 EU 埋立て指令による廃棄物受入基準 (非有害物埋立地)

	L/S=2 l/kg	L/S=10 l/kg	C <sub>0</sub>
	mg/kg-dry	mg/kg-dry	
Cd	0.6	1	0.3
Cr-total	4	10	2.5
Pb	5	10	3
塩化物	10,000	15,000	8,500
フッ化物	60	150	40
硫酸塩	10,000	20,000	7,000
DOC*	380	800	250
TDS**	40,000	60,000	-

C<sub>0</sub>: カラム試験においてL/S=0.1 l/kgまでの最初の浸出液濃度  
\* L/S=2 (pH調整なし) でDOCが基準に満たない場合、pHを7.5-8.0に調整しL/S=10で試験する。

\*\*TDSは塩化物、硫酸塩の代わりに使うことができる。  
(注: これ以外As, Ba, Cu, Hg, Mo, Ni, Sb, Se, Znの基準値がある)

入管，ガス抽出管を打ち込み（供給-抽出は交互に切り替える），埋立地全体（landfill body）の完全な好気化を図っている．Cossu ら<sup>17)</sup>は高速鉄道建設のため廃棄物を取り除く必要があり，バイオガスと浸出水発生の問題を解決するため，やはり現場でのエアレーションを行った．

このように埋立ては好気化，湿潤化に向かっている．

### B.8. 将来の方向性

これらの欧米の動きは，Stegmann<sup>18)</sup>による図 B-2 にまとめられている．左が米国の Bioreactor，中が EU の MBP 埋立，そして右が可燃物（あるいは混合ごみ）の焼却であり，右に行くほど廃棄物は無機的状态となり，安定化度合いが高まる．B.6 で述べたように，EU は長期的には焼却に移行すると予想され，北米の Bioreactor との両極化が進むかもしれない．

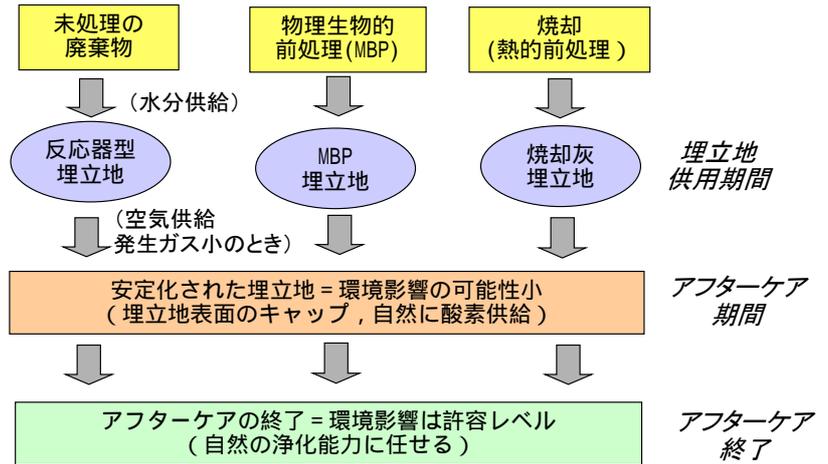


図 B-2 埋立地の安定化戦略（Stegmann ら 2003 の図を和訳）

MBP，焼却は埋立地へのインプットを制御する前処理である．これに7で述べた傾向を併せると，埋立地戦略を 搬入物，水分，

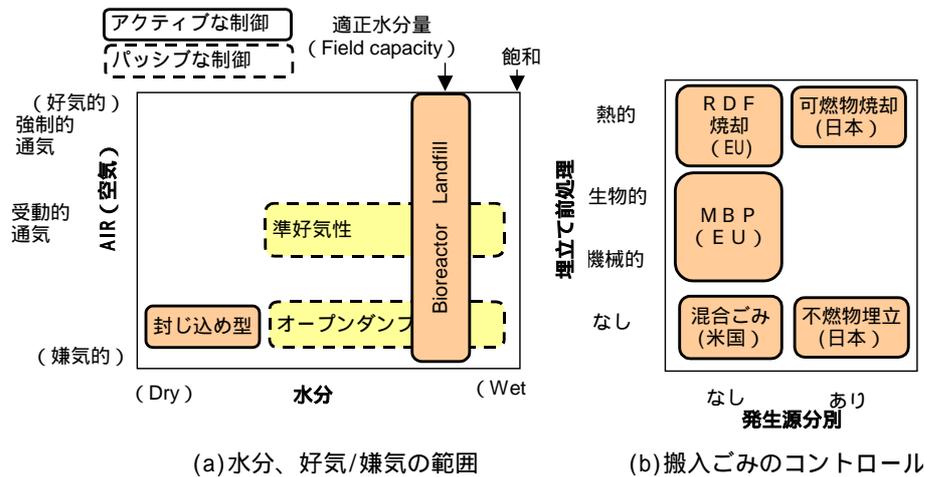


図 B-3 埋立地戦略の分類

好気/嫌気の3つのコントロールの組み合わせとして図 B-3 のようにまとめることができる．

図 B-3(a)は の関係であり，左下から右上に向かう傾向があり，制御もアクティブになっている．図 B-3(b)は のコントロールで，EU では前処理が考えられているが，有機性廃棄物を bio-waste として分別収集することが始まっている．こうした方向性は，わが国では準好気性埋立て，および可燃ごみ，

不燃ごみの発生源分別としてすでに実施しており，持続可能な埋立地のトップランナーであったといえる．さらに進んでより完全な無機化（溶融スラグ化）も行われているが，処理システム全体としての環境影響を最小化することになるのか，事業系を含めたごみ全体をコントロールできているかなど，解決すべき課題が残されている．

## B.9. 参考文献

- 1) G.Bertolini: Worldside variations in municipal waste combustion and the reasons for them, Waste Management World, November-December 2003, pp.31-37
- 2) C.Collivignarelli, S.Sorlini, S.Cavallari, M.Vaccari: Waste Management and Recovery in the Developing Countries, Sardinia 2003
- 3) N.Damodaran, A.Robinson, E.david, N.Kalas-Adams: Urban solid waste generation and management in India, Sardinia 2003
- 4) J.Sakulrat, S.T.S.Yuen, J.B.Joseph: Municipal solid waste management in Thailand, Sardinia 2003
- 5) 汪群慧 孫曉紅 李国進 尾川博昭:中国都市ごみの処理現状と対策 廃棄物学会誌 ,14(3) pp.158-164, 2003
- 6) A.L.E. Garcia, J.M.M.Jofre, M.S.Narea, I.T.Monzon: The other dimension in waste management: Informal sector and socio-labour insertion, Sardinia 2001, pp.589-596
- 7) E.Cameron, L.Gardiner: Catching up fast, Waste Management World, May-June 2004, pp.61-69
- 8) D.R.Reinhart, T.G.Townend: Landfill Bioreactor Design and Operation, Lewis Publishers, p.3, 1998
- 9) Office of Solid Waste: Bioreactors, U.S.EPA ホームページ
- 10) D.R.Reinhart, P.T.McCreanor, T.Townsent: The Bioreactor Landfill: Its Status and Future, Waste Management & Research, 20, pp.172-186, 2002
- 11) T.Scheelhaase, D.Capelletti, G.Giannini, K.U.Heyer, K.Hupe, R.Stegmann: An Integrated Waste Management Concept including Mechanical-Biological Pretreatment for the Region of Emilia-Romagna in Italy, Sardinia 2001, V139-146
- 12) P.H.Brunner 談（東條安匡氏ヒアリング）
- 13) R.Cossu, R.Raga and D.Rossetti: Experimental Reduction of Landfill Emissions Based on Different Concepts. The PAF Model, Sardinia 2001, pp.I219-230.
- 14) M.Karnik and C.Parry: Cost Implications of Operating Landfills as Flushing Bioreactors, Sardinia 97, pp.419-425.
- 15) A.N.Walker, R.P.Beaven, W.Powrie: Overcoming Problems in the Development of a High Rate Flushing Bioreactor Landfill, Sardinia 97, pp.397-408.
- 16) K.U.Heyer, K.Hupe, J.Heerenklage,M.Ritzkowski, F.Dalheimer, R.Stegmann: Aeration of Old Landfills as an Innovative Method of Proess Enhancement and Remediation, Sardinia 99, pp.IV563-571.
- 17) R.Cossu, R. Raga and D.Rossetti: Full Scale Application Of In Situ Aerobic Stabilization of Old Landfills, Sardinia 2003
- 18) R.Stegmann, K.-U.Heyer, K.Hupe :Discussion of Criteria for the Completion of Landfill Aftercare ,Sardinia 2003

- 19) L.M. Johannessen and G. Boyer : Observation of solid waste landfills in developing countries: Africa, Asia and Latin America. Urban & Local Government Development Working Paper Series 3, The World Bank 1999.
- 20) Y. Matsufuji: A Road to Sanitary Landfill. Hagesco Utama Sdn. Bhd.: Kuala Lumpur 1997.
- 21) 国際協力機構国際協力総合研修所：開発途上国廃棄物分野のキャパシティ・ディベロップメント支援のために - 社会全体の廃棄物管理能力の向上をめざして - . 独立行政法人国際協力機構 2004 .] 22)松藤敏彦：廃棄物 - 都市ごみ ,バイオマスハンドブック ,(社)日本エネルギー学会 ,73-77 , 2002
- 23)F.McDougall ほか ( 松藤敏彦訳 ): 持続可能な廃棄物処理のために , 技報堂 , 2004
- 24)P.R.O'Leary, G.Tchobanoglous: Landfilling, in Handbook of Solid Waste Management(2nd ed., edited by G.Tchobanoglous, F.Kreith), 14.1-14.93, 2002, McGraw-Hill.
- 25)Geosynthetic Institute, USA: Survey of Landfill Liner Regulations ( Part II World Wide Status ) (Report #23), 1999 , <http://www.geosynthetic-institute.org/index.html>

## C 浸出水中の重金属・有機化学物質の長期的消長に関する研究

朝倉 宏，崎田省吾，富田弘樹，土手裕，宮脇健太郎，柳瀬龍二

### C.1. はじめに

「循環型社会における埋立処分のあり方」に関する研究を推進するために，埋立処分場から発生する浸出水中の有害物質についての長期的な変化を予測することが必要である．そのための準備として，筆者らのグループは既往の文献を調査し，処分場の中での重金属・有機化学物質の長期的な消長・形態変化に関する情報を整理した．

### C.2. 重金属について

#### 1) 実埋立地および大型カラムの浸出水水質

実際の埋立地からの浸出水水質例を表 C-1 に示す．外国の事例については埋立後の具体的な年数が不明なものもあるが，埋立後数十年経過したデータである．日本の事例は埋立後 2 ~ 18 年目のデータである．重金属に関しては，一部日本の排水基準を超える場合もあるが，浸出水中の重金属濃度は微量である．

表 C-1 実埋立地の浸出水水質

文献番号	1	2	3	4	5 a	5 b	6	7	排水基準 (日本)
PH	-	-	-	-	6.9	9.4	11.18	10.0	5.8-8.6
Cd	0.006	0.0002	0.0002-0.018	<0.01-<0.04	<0.01	<0.01	0.0001	<0.01	0.1
Ni	0.13	0.028	0.0036-0.348	<0.01-0.1	0.01	0.02	-	-	-
Zn	0.67	0.2	0.05-9	<0.01-0.47	0.04	<0.01	0.0187	-	5
Cu	0.07	0.002	0.004-0.27	<0.02-0.17	<0.01	<0.01	0.47	-	3
Pb	0.07	<0.005	0.005-0.019	<0.04-0.13	<0.01	<0.01	0.0008	<0.01	0.1
T-Cr	0.08	0.003	0.005-1.62	<0.01-0.05	<0.01	<0.01	0.0393	<0.05	0.5(as Cr( ))
t-Fe	-	-	-	-	5.5	0.19	-	<0.1	10
Mn	-	-	-	-	2	0.04	0.0027	<0.1	10
Hg	-	-	-	-	<0.0005	<0.0005	<0.0005	-	0.005
As	-	-	-	-	<0.01	<0.01	-	<0.01	0.1

1 : デンマークでの 106 箇所の古い埋立地の浸出水の平均値

2 : デンマークでの埋立終了した埋立地の浸出水の平均値

3 : ドイツでの埋立 2・3・30 年後埋立地の浸出水の範囲

4 : イギリスでの 4 箇所の古い埋立地の浸出水の範囲

5 a : 日本，14 年間の埋立，埋立終了後 4 年目 (一般廃棄物)

5 b : 日本，5 年間の埋立，埋立終了後 4 年目 (一般廃棄物)

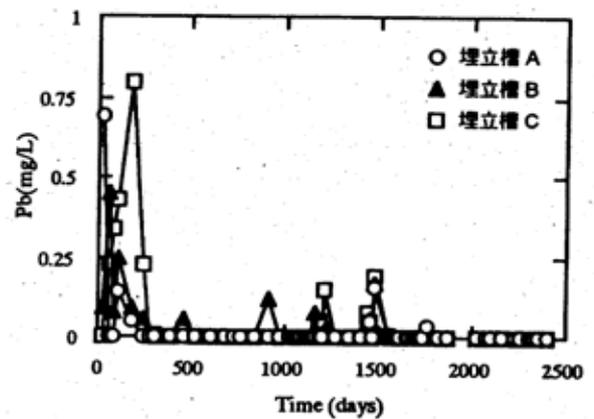
6 : 日本，埋立中，埋立開始から 2 年目のデータ (海面埋立，一般廃棄物の焼却残渣主体)

7 : 日本，7 年間の埋立，埋立終了から 16 年目 (産業廃棄物・管理型)

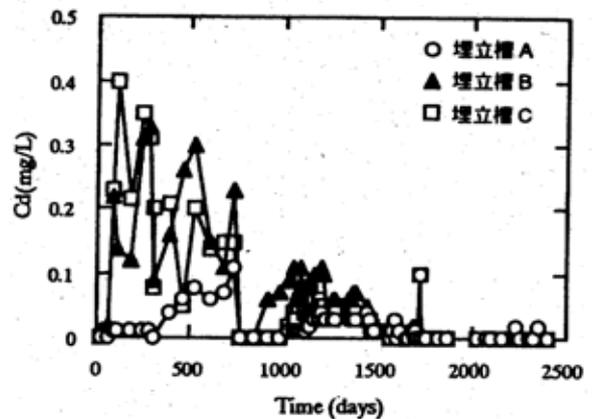
大型カラム実験でのPb, Cdの経時変化を図C-1に示す<sup>8)</sup>。埋立物は焼却残渣を主体にして埋立槽Aは未処理飛灰, 埋立槽Bはキレート処理飛灰, 埋立槽Cはリン酸処理飛灰を20%充填したものである。初期に重金属は溶出したが, 排水基準以下で長期に溶出が認められた。

廃棄物と乾電池を混合した大型カラム実験(嫌気状態)でのHgの浸出水濃度の10年間の経時変化を図C-2に示す<sup>9)</sup>。埋立物は, An-1が廃棄物+(水銀電池, アルカリ乾電池, マンガン乾電池), An-2が廃棄物+アルカリ乾電池, An-3が廃棄物+マンガン乾電池, An-4が廃棄物のみである。埋立初期に環境基準を越えるのどが検出され, その後も単発的に環境規準を越えたが, いずれも排水基準(0.005mg/L)以下であった。

実埋立地浸出水の重金属濃度の経時変化を図C-3~C-5に示す。各埋立地の概要は表C-2に示すとおりである。埋立終了から埋立地Aで28年間, 埋立地Bで19年間, 埋立地Cで14年間の測定値となる。可燃ごみ主体の埋立地Aでは, Znが初期の頃にスポット的に最大2mg/L程度検出されているが, 1991年(埋立終了後15年)以降不検出である。水銀も初期の頃に最大2mg/L程度検出されているが, 1982年(埋立終了後6年)以降不検出である。不燃ごみ主体の埋立地Bでは, Cuは一度だけ検出(0.3mg/L)されているだけである。Znは比較的頻繁に検出されているが, 最大で3mg/L(環境基準(生活環境項目))と低濃度である。不燃ごみ+可燃ごみ埋立の埋立地Cは, Cdは初期に一度検出された後は不検出である。PbとAsは低い頻度で検出されているが, いずれも排水基準を下回る濃度である。

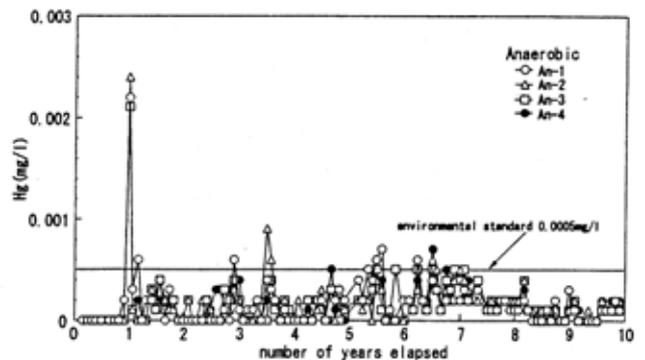


a) Pb



b) Cd

図C-1 大型カラム浸出水水



図C-2 乾電池模擬埋立浸出水水質

表C-2 埋立地の概要

	埋立期間	埋立構造	埋立物	備考
埋立地A	1973年3月~1976年11月	改良型衛生埋立	可燃ごみ主体	Cd, Cr, Cu, Pbは定量限界以下
埋立地B	1980年10月~1981年5月	準好気性埋立	焼却灰, 破碎不燃ごみ, 不燃ごみ	Cd, Cr, Pb, Hgは定量限界以下
埋立地C	1968年3月~1978年9月	改良型衛生埋立+準好気性埋立	焼却灰, 破碎不燃ごみ, 不燃ごみ, 一部可燃ごみ	Cr, Hgは定量限界以下

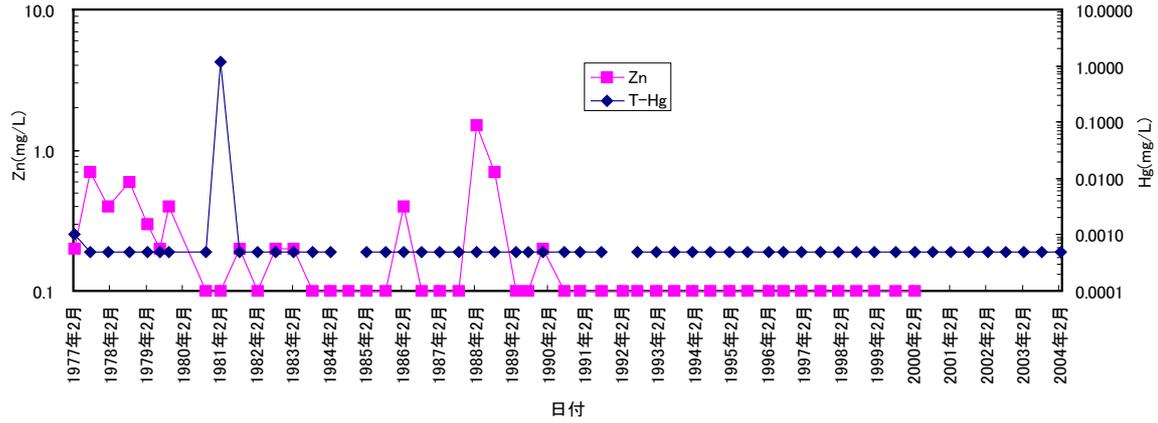


図 C-3 処分場 A の浸出水水質の経時変化

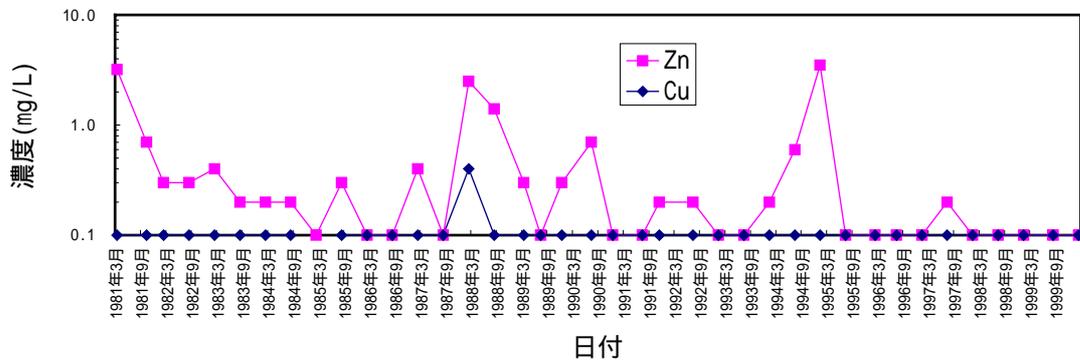


図 C-4 処分場 B の浸出水水質の経時変化

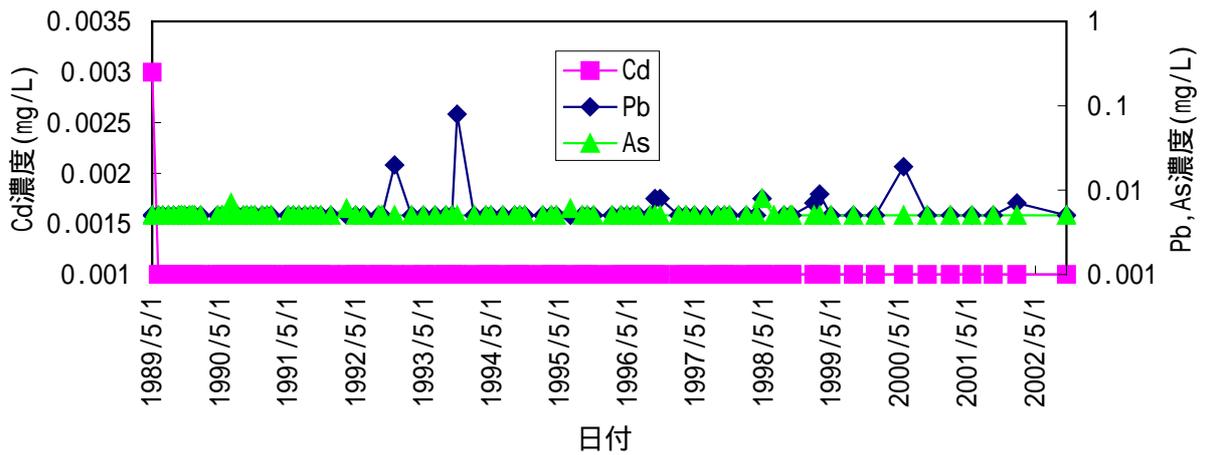


図 C-5 処分場 C の浸出水水質の経時変化

このように、重金属に関しては埋立初期にある程度高い濃度で溶出するが、長期的には低濃度のまま

であると思われる。

実際の埋立地でのボーリングコア中の重金属形態分析例を表 C-3 に示す<sup>10)</sup>。この埋立地はドイツの有害廃棄物埋立地であり、埋立物の 88% が、有害廃棄物焼却施設からのスラグ、メッキスラッジ、廃水処理スラッジ、汚染土壌、炉解体廃棄物、金属水酸化物スラッジで占められている。これらを 1 年間だけ埋め立てた区域から、埋立終了後 1, 3, 5 年目にコア（長さ 8 m, 直径 8 cm）が採取され、廃棄物中の含有量の高い重金属は銅（1.1%）、鉄(11%)、亜鉛(3.7%)である。表 2 から重金属は、炭酸塩、リン酸塩、硫酸塩、水酸化物に変化することが分かる。重金属以外では calcite, gypsum も認められる。重金属は処分場内で数年かけて鉱物化しているようである。

表 C-3 ボーリングコア中の化合物形態

	1 年目	3 年目	5 年目
<b>酸化物</b> -Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ZnO Cu <sub>2</sub> O		Zincite	Maghemite Zincite Cuprite
<b>水酸化物</b> -Zn(OH) <sub>2</sub> -Zn(OH) <sub>2</sub> -FeOOH -FeOOH	Wulfingite	Wulfingite  Lepidocrocite	Ashoverite Lepidocrocite Goethite
<b>ハロゲン化物</b> Zn <sub>5</sub> (OH)Cl <sub>2</sub> ·H <sub>2</sub> O Cu <sub>2</sub> Cl(OH) <sub>3</sub>			Simonkolleite Atacamite
<b>炭酸塩</b> ZnCO <sub>3</sub> Zn <sub>5</sub> (OH) <sub>6</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>			Smithonite Hydrozincite
<b>硫酸塩</b> Cu <sub>4</sub> (SO <sub>4</sub> )(OH) <sub>6</sub> ·4H <sub>2</sub> O (Zn,Cu) <sub>2</sub> Al <sub>2</sub> (OH) <sub>6</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>0.5</sub> ·3H <sub>2</sub> O ZnFe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>4</sub> ·14H <sub>2</sub> O ZnSO <sub>4</sub> ·H <sub>2</sub> O ZnFe(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> (OH)·7H <sub>2</sub> O Cu <sub>15</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>4</sub> (OH) <sub>22</sub> ·6H <sub>2</sub> O CuPb(SO <sub>4</sub> )(OH) <sub>2</sub> Cu <sub>19</sub> Cl <sub>4</sub> (SO <sub>4</sub> )(OH) <sub>32</sub> ·3H <sub>2</sub> O Cu <sub>4</sub> Al <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (OH) <sub>12</sub> (SO <sub>4</sub> )·xH <sub>2</sub> O Cu <sub>4</sub> (OH) <sub>6</sub> SO <sub>4</sub> CuFe(SO <sub>4</sub> )(OH)·4H <sub>2</sub> O		Wroewolfeite	Wroewolfeite Zn-Woodwardite Lishizhenite Gunningite Zincobotryogen Ramsbeckite Linarite Connellite Woodwardite Brochantite Guildite

表 C-3 ボーリングコア中の化合物形態 (つづき)

	1年目	3年目	5年目
リン酸塩			
$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$	Vivianite	Vivianite	
$\text{Fe}(\text{PO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Strengite		
$\text{Zn}_2(\text{OH})(\text{PO}_4) \cdot 1.5\text{H}_2\text{O}$		Spencerite	Spencerite
$(\text{Fe}, \text{Mn}, \text{Ca})_3(\text{PO}_4)_2$			Graftonite
$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$		Iron phosphate	
$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$		hydrate	
$\text{ZnFe}(\text{OH})(\text{PO}_4)$		Sarkopsite	
$\text{Zn}_2\text{Fe}(\text{PO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$		Tarbuttite	Phosphophyllite
$\text{CaZn}_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$			Scholzite
$\text{Cu}_2(\text{PO}_4)(\text{OH})$			Libethenite
$\text{Cu}_5[(\text{OH})_2(\text{PO}_4)]_2$			Pseudomalachite
$\text{Cu}_3(\text{PO}_4)(\text{OH})_3$			Cornetite
$\text{CuFe}_6(\text{PO}_4)_4(\text{OH})_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$			Chalcosiderite

## 2) 溶出モデルについて

浸出水水質中の重金属濃度の長期的な予測をモデルによって行っている場合に考慮している現象を表 C-4 にまとめた。いずれの場合も共通して支配している現象として化学平衡および収着が挙げられている。文献 11 では超長期 (数十万年) には、炭酸塩による pH バッファーが残り、有害物質も炭酸塩の形で固定されているとしている。また、炭酸イオン、水酸化物イオン以外の配位子は希釈・分解されるので、これら以外の配位子は錯体形成には寄与しないとしている。

また、溶出試験の結果<sup>13・15)</sup>からは、pH が重金属の溶出に最も大きな影響を与えているとしている。

表 C-4 溶出モデルで考慮されている重金属溶出抑制機構

文献	11	12
化学平衡		
酸化還元電位		
炭酸塩バッファー		
収着		
錯体生成		
拡散		

## C.3. 有機化学物質について

### 1) 実埋立地および大型カラムの浸出水水質

ビスフェノール A の浸出水中濃度の経年変化の事例として、海面埋立で埋立終了後 9 年後で  $6 \mu\text{g/L}$ <sup>16)</sup>、15 年後で  $0.14 \mu\text{g/L}$  の例や、埋立終了後 5 年経過で  $80\text{-}200 \mu\text{g/L}$ 、15 年経過で  $20\text{-}90 \mu\text{g/L}$ <sup>17)</sup> の例が

ある。

フタル酸エステルが埋立終了後 2 年～17 年経過で 9.6-49  $\mu\text{g/L}$  の範囲の報告がある<sup>17)</sup>。

臭素系難燃剤としては、埋立終了後 14 年を経過した一般廃棄物埋立地浸出水中にポリブロモジフェニルエーテル類が 158pg/L、テトラブロモビスフェノールAが 49,000pg/L の報告がある<sup>18)</sup>。

ダイオキシン類については、大型カラムを用いた結果があり<sup>19)</sup>、焼却残渣を埋め立てて 18 年後の焼却残渣中のダイオキシン類を調査したところ、溶出が極めて小さかった。(溶出率(TEQ) <0.0001 ~ 0.041%)。また、産業廃棄物(建設廃棄物 50%)埋立地で埋立中ではあるが埋立開始 14 年後の浸出水濃度としてダイオキシン(PCDDs/PCDFs)が 100 ~ 2000(pg/L)との報告がある<sup>20)</sup>。

変異原性(エームス試験による)の経年変化の事例として<sup>21)</sup>、20 年間一般廃棄物を埋め立てていた処分場の埋立終了前後 2 年のデータがある。埋立前は 200-1,500 net revertants/L の範囲であったが、埋立終了後ではほぼ 500 net revertants/L で推移し、埋立終了とともに変異原性が減少した。

いずれにしろ、浸出水中有害有機物の長期的な濃度変化について経時的な変化を示すデータは非常に少ない。

## 2) 長期的な変化

アルキルフェノール類、ビスフェノール類およびフタル酸エステル類について、廃棄物への収着及び嫌気条件での分解実験を行い、得られたパラメータを用いて浸出水中の濃度の経年変化を予測した報告がある<sup>22)</sup>。これによると、これらの有機物は洗い出しよりも分解により濃度低下が支配されることが示された。また、短期的には、埋立物への吸着や<sup>23)</sup>、生物分解<sup>24, 25)</sup>についての報告がある。

## C.4. おわりに

重金属については浸出水中濃度について経年的に測定されているが、有機化合物についてはダイオキシン類などを除いて規制対象となっていないことから、重金属のような時系列的なデータは少なく、今後のフィールドデータの蓄積が必要な分野である。

重金属に関する長期的な溶出機構の概略はおおよそ明らかになっている。今後は、その中で重要な要素である pH の長期的な予測を進める必要がある。

## C.5. <引用文献>

- 1) Kjeldsen, P. and Christophersen, M., Composition of leachate from landfills in Denmark, Waste Manag. Res., 19, p.249, 2001
- 2) Jensen, D. L. and Christensen, T. H., Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills, Water Res., 33, p.2139, 1999
- 3) Kruemperlbeck, I. and Ehrig, H.J., Long-term behavior of municipal solid waste landfills in Germany, Proc. 7<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium (Sardinia 99), p.27, 1999
- 4) Robinson, H. D., The technical aspects of controlled waste management. A review of the composition of leachates from domestic wastes in landfill site, Report for the UK Department of the Environment, Waste

Science and Research, Aspinwall & Company, Ltd., London, UK, 1995

- 5) 中島 孝 他, 一般廃棄物最終処分場浸出水の水質の経時変化について(第6報), 栃木県保健環境センター年報, 6, p.67, 2001
- 6) 梅澤 浩二 他, 浸出水水質の推移について(平成11年度調査), 東京都環境科学研究所年報 2000, p. 69, 2000
- 7) 新村 行雄 他, 産業廃棄物最終処分場(管理型)の安定化に関する研究(第8報), 富山県環境科学センター年報研究報告, 30-2, p.46, 2002
- 8) 宮脇健太郎 他, 埋め立てられた薬剤処理飛灰の浸出水への影響および長期安定性, 第13回廃棄物学会研究発表会講演論文集, p.1028, 2002
- 9) 柳瀬龍二 他, 使用済み乾電池の埋立処分に伴う埋立10年間の水銀の挙動, 廃棄物学会論文誌, Vol.15, No.2, p.97, 2004
- 10) Gade, B. et al., Long-term behavior and mineralogical reactions in hazardous waste landfill: a comparison of observation and geochemical modeling, Environmental Geology, 40, p. 248, 2001
- 11) Monstbauer, P., Criteria selection for landfills: do we need a limitation on inorganic total content, Waste Management, 23, p. 547, 2003
- 12) Bozkurt, B. et al., Long-term processes in waste deposits, The Science of the Total Environment, 250, p. 191, 2000
- 13) Twardowska, I. and Szczepanska, J., Solid waste: terminological and long-term environmental risk assessment problems exemplified in a power plant fly ash study, The Science of the Total Environment, 285, p. 29, 2002
- 14) Brunori, C. et al., Comparison between different leaching/extraction tests for the evaluation of metal release from fly ash, International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 75, p. 19, 1999
- 15) Johnson, C. A. et al., Assessing the potential long-term behavior of the landfill fraction of sorted demolition wastes, Journal of Environmental Quality, 28, p. 1061, 1999
- 16) 浦瀬太郎, 宮下健一郎, 廃棄物処分場浸出水およびその処理過程で検出されるビスフェノールAの調査, 第13回廃棄物学会研究発表会講演論文集, p.1023, 2002
- 17) Asakura, H. et al, Behavior of endocrine-disrupting chemicals in leachate from MSW landfill sites in Japan, Waste Management, Vol.24, p.613, 2004
- 18) 大迫政浩 他, 埋立処分場における臭素系難燃剤の浸出および処理特性, 第13回廃棄物学会研究発表会講演論文集, p.1031, 2002
- 19) 柳瀬龍二 他, 焼却残渣埋立実験におけるダイオキシン類に関する検討, 第21回全国都市清掃研究発表会講演論文集, p.316, 2000
- 20) 野間幸生 他, 浸出水処理施設におけるダイオキシン類の挙動, 廃棄物学会論文誌, Vol.13, No.3, p.151, 2002
- 21) 染谷 孝 他, 変異原性試験による廃棄物埋立処分場浸出水中の微量汚染物質サーベイランス, 水環境学会誌, 15, p. 244, 1992
- 22) 朝倉宏 他, 埋立廃棄物層内における内分泌かく乱物質の収着と分解, 環境工学研究論文集, Vol.40, p.461, 2003
- 23) Oman, C. and Spannoar, C., Sorption of organic compounds to solid waste, Waste Manag. Res., 17, p.275,

1999

- 24) 川越保徳 他, 廃棄物処分場浸出水からのリン酸トリエステル類 (POEs) 分解最近の分離, 第7回生物利用新技術研究シンポジウム論文集, p.52, 2000
- 25) 川口知司 他, 廃棄物層内におけるフタル酸エステル類の挙動に関する研究, 第11回廃棄物学会研究発表会講演論文集, p.1092, 2000

## D 資源保管型埋立地に関する研究

### D.1. はじめに

廃棄物のルーツは資源である。廃棄物と資源の関係は経済と技術を背景とする社会情勢によって異なる。ある資源を利用する経済性に優れた技術が開発されると、それまで無価値物或いは廃棄物が資源として有価値物に変わる。わが国は天然資源に乏しいため明治以来、天然資源を海外より輸入し、加工したのち製品を輸出する加工貿易国として立国してきた。

この間、資源から製品に加工される過程で多くの廃棄物が最終処分場に埋立処分されてきた。一方、鉄や紙のように早くからリサイクルされてきた資源もリサイクル市場の変動により市況低迷時には廃棄され、市況活性時には資源利用されてきた。しかし市況低迷時に最終処分場に埋立処分されたものは市況活性時に最終処分場の外に持ち出されることはなく、最終処分場には過去の未利用資源が埋立処分されている。見方を変えれば二次資源の保管庫と考えることができる。このような背景下、最終処分場を資源の保管庫として活用する場合の可能性、そのあり方について検討した。

### D.2. 最終処分場の機能

最終処分場の機能を廃棄物管理の歴史に沿って、その概要を整理すれば以下のようである。

1970 年以前：現在の廃棄物処理法が制定される以前の最終処分場は単なる投棄場であるところが多く、機能としては「生活環境からの隔離」のための投棄の場といえる。

1970 年代：1972 年廃棄物処理法が制定され、1977 年には最終処分場の構造、維持管理に関する技術基準が定められた。翌、1978 年には技術基準を補完する廃棄物最終処分場指針・解説が作成された。埋立方法としては覆土を行う衛生埋立や降水量が多く、温帯地域に位置する気象条件から埋立地を好氣的バイオリクターとして用いて有機物を分解し、かつ降水による汚濁物の洗い出し（浸出水）、浸出水の処理により埋立地の早期安定化を図る「準好気性埋立」が普及してきた。最終処分場の機能としては、廃棄物を安全に埋立し浸出水の流出を防止する「貯留機能」と埋立層による「処理機能」が求められた。

1980 年代：国土が狭く最終処分場用地の確保が困難な我が国では、焼却等中間処理による減容化、無害化、安定化を図ったのち残渣を埋立処分することを廃棄物処理の基本とした。このため焼却等中間処理の普及により埋立物に占める焼却残渣等の割合が増加し、埋立廃棄物の質が有機物主体から無機物主体へと変遷し、自然界で分解できない物質の含有割合が増加した。これに伴い最終処分場の機能も「貯留機能」が重視され「処理機能」の共存時代へと変遷した。

1990 年代：1989 年に廃棄物最終処分場指針・解説が改定されたがこの中で、将来の技術開発や資源活用技術の進展を期待した分割埋立の概念が示された。また、景観対策等から被覆型最終処分場が建設されはじめ、従来の最終処分場の機能に「保管」機能が加わる兆しが出てきた。

2000 年代：埋立された焼却灰を掘削し、エコセメントの原料にしたり、再資源化を前提とした資源保管型埋立地（副生塩・古賀町他組合）の建設や普通ポルトランドセメントの原料にするため

脱塩を行う貯留散水型埋立地構想が提案され、「保管」機能の位置付けが強くなっていく傾向にある。

### D.3. 資源保管型埋立地の事例

文献調査等により資源保管型埋立地の概念提案，研究事例等について調査した。

#### (1) ドイツにおける保管型処分場 1) 場 (提案レベル)

Abfall Wirtschaft, (Springer-Verlag)中には地上保管，地中保管型処分場が提案されている。地上保管型は高床式構造になっており，床下は管廊状の管理スペースがり，人が入って高床の補修作業や管理できる構造となっている。地中保管型は中深度の卵形または円筒形構造になっており，廃棄物の搬出入は地上部のクレーン操作で行うようになっている。

現時点における，筆者らの入手情報の範囲内で本構造は提案のみで実施例はまだない。

(図 D-1 参照)

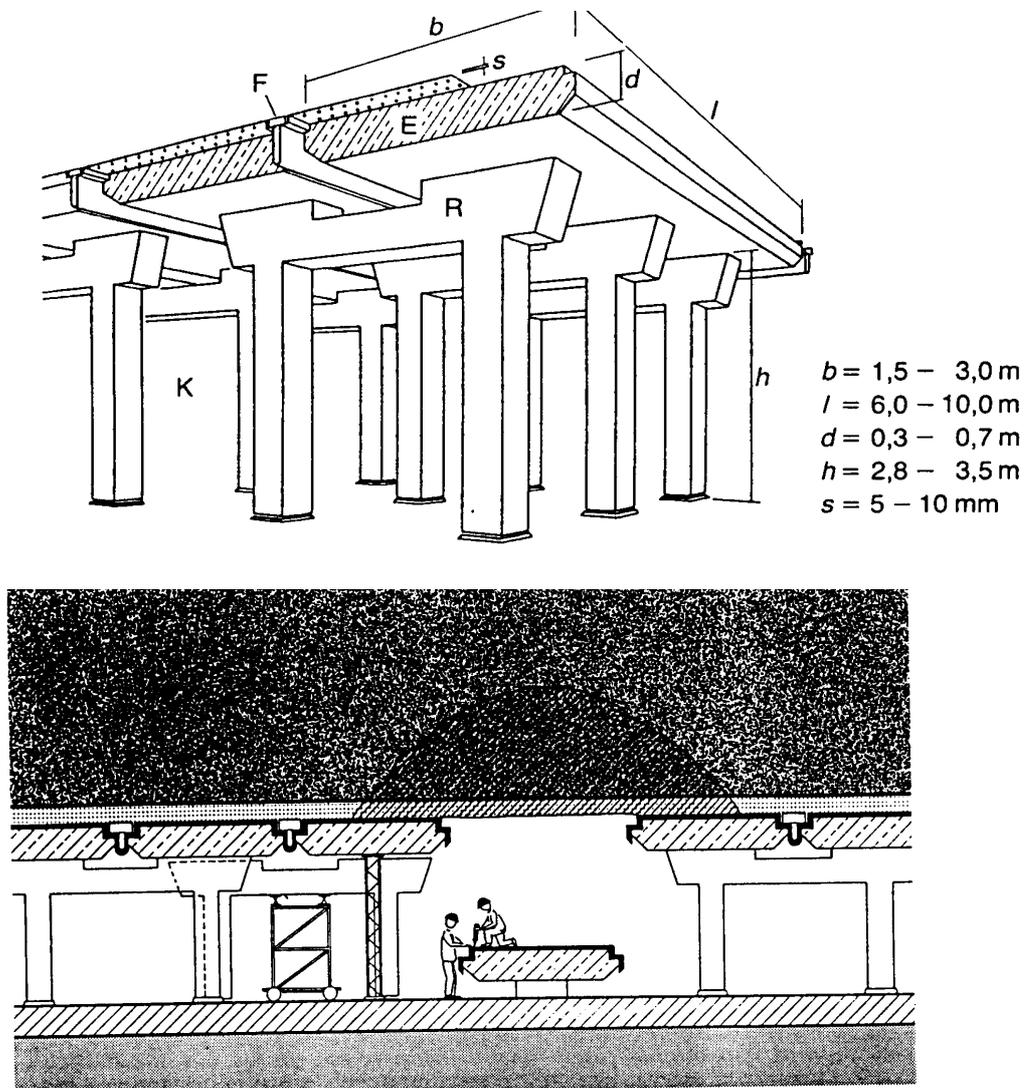


図 D-1 ドイツにおける保管型処分場概念

## (2) ドイツにおける保管型処分 1) 場 (地中処分場実例・永久保管)

資源保管型処分場の実施例として、ドイツの地中処分場の事例が挙げられる。岩塩鉱跡地を利用した保管型処分場で地下 300m 以上に LAGA で指定された廃棄物 (飛灰、農薬等) が保管されている。これらは将来、再利用技術が確立された時点で再掘削し、再利用を図るものである。保管容量は数百年分あるといわれている。(保管容量、年間保管量等、詳細情報は未入手) 保管の条件としては爆発性でないこと、発火しないこと、有害ガスが発生しないこと、固形物であること、岩塩と反応しないこと、放射性物質ではないことなどが挙げられる。また保管はプラスチック製のフレコンテナバッグやドラム缶、鋼板製コンテナによって行われる。(図 D-2 参照)

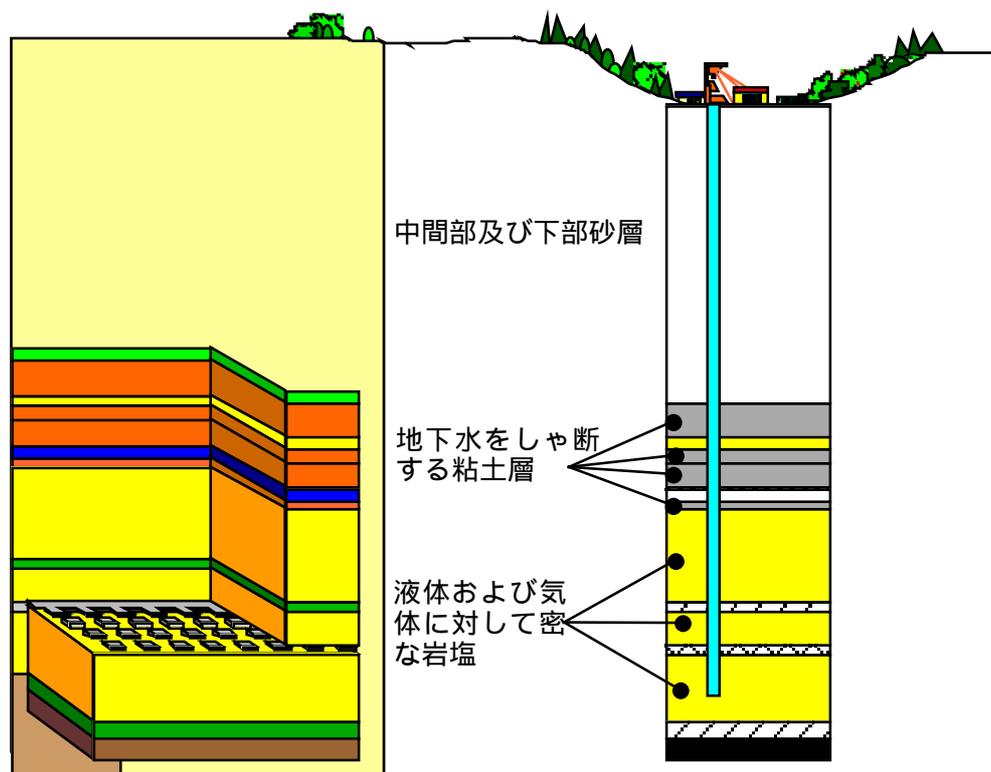


図 D-2 ドイツにおける保管型処分場 (地下)

## (3) 鋼板を用いた保管型処分場 (実例)

鋼板遮水システム研究会 (事務局:(財)日本立地センター) では鋼板を用いた遮水被覆施設等の開発研究を行っており、その中の一つに資源保管を挙げている。平成 15 年に福岡県古賀町他組合で第 1 号施設が竣工した。現在、同組合が所有するガス化溶融炉の溶融飛灰 (二段バグフィルターの重曹を用いたナトリウム乾式排ガス処理設備で回収された塩化ナトリウム:副生塩) をフレコンテナパックで保管している。保管された副生塩は将来、北九州市内のソーダ工場の電解槽でエコアルカリ (NaOH) としてリサイクルする予定である。(図 D-3 参照)

## (4) 灰リサイクル研究会による焼却灰再資源化システム (提案レベル~実例)

焼却灰再資源化システムは、一般廃棄物の焼却灰を脱塩処理した後、普通セメント原料の一部 (粘土の代替品) として活用する、焼却灰リサイクルシステム。このシステムでは、自治体が管理する貯留散水施設で脱塩処理した焼却灰を、その品質と出荷量が一定になるように調整した後、セメント工場へ定



図 D-3 鋼板遮水処分場イメージ

量的に処理委託する。

ごみ焼却施設から出てくる焼却残渣には、主灰（＝焼却灰）とばいじん（燃焼によって飛散する粒子状物質）がある。これらの灰は、セメントに必要な主成分が多く含まれているため、セメントの原料になる。ただし、灰には塩素が多量に含まれているため、これを取り除く必要がある（脱塩処理が必要）。

特に、ばいじんは塩素イオン濃度が高いので、脱塩処理しなければセメント原料として用いることができない。灰リサイクル研究会では北九州市響灘における実証実験により、貯留散水方式により主灰中の塩化物物を1,000ppm以下に脱塩処理し、セメント工場にサンプル出荷している。散水条件は灰1に対して水2（重量比）で貯留日数は1バッチ約30日であり、保管基準要件も満たしている。（図D-4

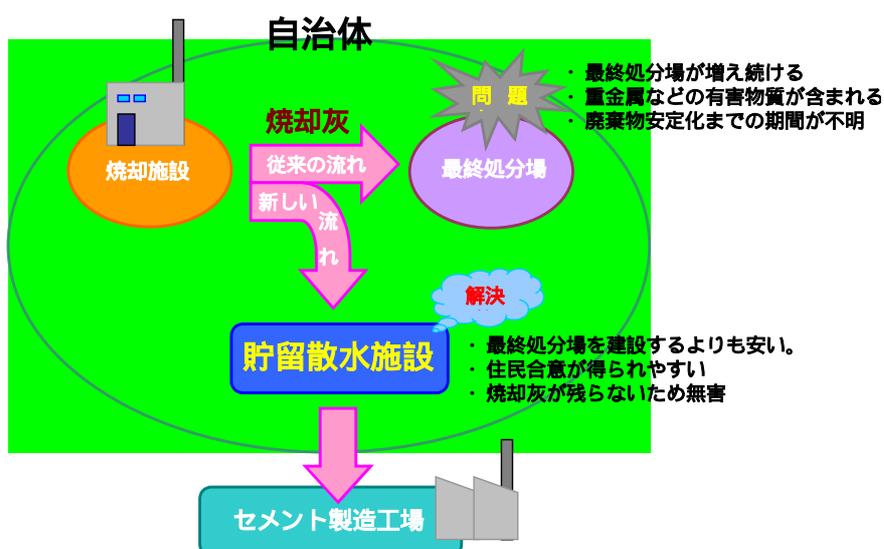


図 D-4 灰リサイクル研究会の構想概念

参照)

#### (5) 既設処分場埋立物の資源利用(提案レベル~実施)

既設処分場の機能の一つに処理機能がある。処理機能は生物化学的分解と降水による洗い出し等がある。既設処分場の埋立廃棄物を資源利用する計画として東京都多摩広域処分組合のエコセメント化が挙げられる。処分場で時間をかけて、降水により塩分の洗い出しを行ったのち普通ポルトランドセメントとして資源利用する提案も行われている。また最近では古い処分場を再掘削し、焼却、溶融等中間処理を行った後、処理物を建設資材として利用したり、水洗浄等非熱処理により資源化を行う、埋立再生に関する提案も行われている。

#### (6) 平成貝塚プロジェクト(提案レベル)

カルシウム環境保全研究会は焼却灰や飛灰に石灰を加えて混練し固化し、有害物が溶け出さないようにしておき、環境負荷の少ない低コスト・省エネルギーによる塩素の除去技術を開発してから全量セメント原料としてリサイクルする。構造は平地を1mだけ掘り込んだ形態で、そこに石灰を混練した焼却残渣を敷き均す。3mの厚さにまで堆積させたら最終覆土として土を1mかぶせる。

#### (7) その他(提案レベル)

溶融飛灰の山元還元或いは溶融物の土木資材利用の課題の一つとして、トータルコストに占める輸送コストの割合が高い問題がある。そこで最終処分場を保管庫として位置づけ一定量が貯留された時点で大量輸送を行うことが考えられる。被覆型埋立地の場合、閉鎖空間の中で埋立ごみを管理制御することができるため、保管中に散水や機械洗浄により塩分等を除去し、資源としての価値を高めることが可能である。(図D-5参照)

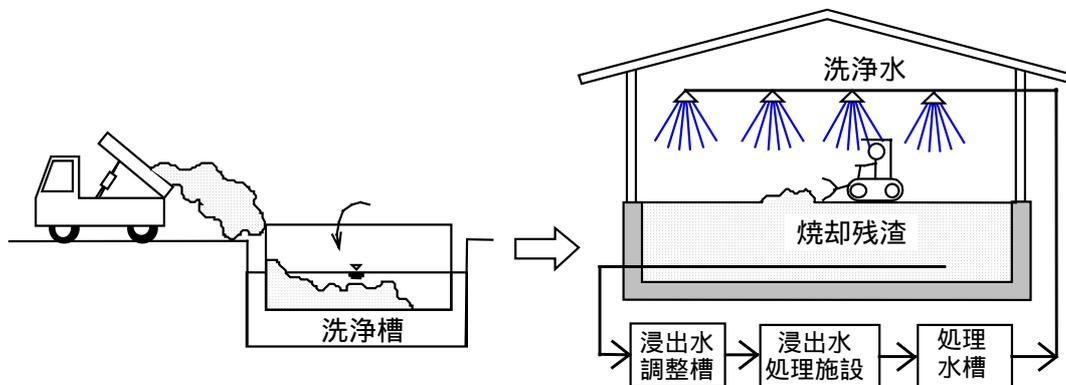


図 D-5 機械洗浄後保管のイメージ

### D.4. 資源保管型埋立地の課題と展望

#### (1) 現状の資源保管型埋立地の特徴

現状の資源保管型埋立地の特徴として以下の点が挙げられる。

将来の技術開発への期待：現時点では資源利用できないけれども将来、技術開発等により低コストな資源利用が可能になるまで安全に保管する。(ドイツの事例、平成貝塚、鋼板遮水、分割埋立)

処分コストが資源化の目安：現在、最終処分されているものを資源化する場合、資源化対象物の大

半が逆有償でなければ成立していない。すなわち現状の最終処分コストが基準になっていることが挙げられる。埋立廃棄物やこれから埋立される廃棄物に資源化のために必要なコスト（例えばセメント利用する場合、脱塩に要するコスト）をかけた場合、基準コスト（埋立処分コスト）を下回り、かつ、他の天然資源を購入した場合より利益確保が大きい場合に限られている。すなわち現状の埋立物資源化は埋立代替が経済的に成立することが条件である。（灰リサイクル研究会，東京都エコセメント）

処分場逼迫要因の資源化：処分場の確保が不可能なところにおいては処分コストより埋立物資源化コストが高くても資源化を行うメリットはある。古い処分場を再掘削して焼却，溶融等再処理，資源化を行い処分容量を確保する埋立地再生が挙げられる。

## （2）資源保管型埋立地の課題

### 法律

廃棄物処理法では廃棄物の保管には規制がかけられている。また現状では一旦、最終処分したものは資源として外に持ち出すことができない。このため廃棄物の排出時点で処理を施し、有価物に変えれば保管することが可能となる。しかしこれは資源保管型埋立地とはいえない。また産業廃棄物の場合にはマニフェストがかかっているため、一旦、最終処分されているものを再掘削して資源化利用した場合、マニフェスト制度の取り扱いについての議論が必要となる。

### 埋立地の構造

現在の埋立地は廃棄物を安全に埋立処分することを目的に建設されており、将来、再掘削することを前提としていない。このため、再掘削時に遮水工を損傷したり、埋立層内のみずみちが破壊され高濃度の浸出水が発生したり、あるいは埋立ガスが噴出して作業労働環境や周辺環境を悪化させることが考えられる。資源保管型埋立地はこれらの問題を考慮し、再掘削しやすく繰り返し使用できる構造と労働環境保全の配慮が必要である。また今後、資源保管，利用を前提とした最終処分場タイプ（従来の管理型，安定型，遮断型以外に）についても検討することが望まれる。

### 埋立方法

石灰分の多い，焼却残渣は埋立層内で固結し，掘削作業が困難となる場合がある。単位体積質量が  $2.0t/m^3$  になった事例もあり，掘削費用や破碎費用が嵩み，リサイクルが成立しないケースも考えられる。このため埋立後の変質を制御できるような埋立方法の開発が望まれる。

### 品質保証とマニフェストシステム

資源化する場合の目的別品質（含有量，溶出基準値，含水率，形状他）を定め，これらを保証すると共に，利用先を記録保管するシステム構築が望まれる。

## （3）資源保管可能な廃棄物の検討

現在，埋立処分されている廃棄物の資源利用の可能性について表 D-1 にまとめた。但し，法律上の課題は前項 で述べたことと共通である。また全ての廃棄物について将来の資源化技術の開発に関する予測検討はしていないので今後の課題としたい。表中では埋立地の形態として被覆型に対して，従来の埋立地をオープン型と称した。表より資源利用の大半がセメント原料への依存度が高くなっている。現状でも多くの廃棄物がセメント原料に使用されているが，本来，セメント工場に直接搬入したほうがコスト効率が高い。資源保管型埋立地の機能としてストックヤードとしての機能と埋立地の処理機能（塩分の洗い出し）を利用することが考えられる。現状では処分場の不足と処分コストが焼却残渣のリサイクル材としての商品価値を高めているが，将来的に競争によるコストダウンが生じたとき新たな埋立地問題が生ずると考えられる。

表 D-1 資源保管可能な廃棄物

廃棄物	資源の可能性	課 題	埋立地の形態	備 考
1.焼却主灰,燃えがら	セメント原料(粘土代替材)・人口砂・主灰中の鉄	セメント利用の場合, 焼却主灰中の塩分,鉄については市況の変動	オープン型,被覆型いずれも可能	被覆型の場合,貯留散水後,出荷が試験的に行われている.
2.焼却飛灰,ばいじん	セメント原料・コンクリート二次製品	セメント利用の場合, 飛灰中の塩分除去,土木二次製品の場合重金属類の溶出等	オープン型,被覆型いずれも可能	
3.溶融飛灰	山元還元による金属回収・セメント原料	1箇所からの発生量が少ない.輸送方法,塩分,	重金属類溶出等,安全性の面から被覆型が望ましい.	山元還元の場合,輸送コストが高むので輸送コストの効率化のため保管する意義もある.
4.溶融スラグ	骨材,路盤材,コンクリート2次製品等土木資材	需要が少ない,粒度調整等	オープン型,被覆型いずれも可能	
5.鉄	鉄スクラップ	リサイクル市況変動	オープン型,被覆型いずれも可能	既設処分場の再掘削,回収も考えられる.
6.プラスチック	燃料,リサイクル	リサイクル市況変動,付着物除去	オープン型,被覆型いずれも可能	既設処分場の再掘削,回収も考えられる.
7.汚泥	セメント原料等	リサイクル市場競争	オープン型	

#### (4) 循環型社会での位置づけ

循環型社会形成推進基本計画では2010年を目標に2000年の一般廃棄物,産業廃棄物合わせた最終処分量5,500万トンを50%減の2,800万トンにすることを目標としている.この目標達成のためには,排出抑制や減量化のほかに,よりいっそうの資源化による埋立回避促進が望まれる.一方で資源化はリサイクル市場の動向に影響を受け易く,リサイクル市場好況時には資源化が進展し,不況時には最終処分量が増加する.このため資源保管型埋立地はこれらの流通ストックヤードとしての機能も求められる.具体的構造イメージとして現状の資源保管型埋立地あるいは保管施設の調査結果から被覆型であったり,他の環境と遮断された特別の構造であることを想像するが,前述した再掘削の容易さや繰り返し使用できる構造である等の条件を備えれば,従来のオープン型(被覆型に対応して)であってもその機能は全く変わりないといえる.

#### D.5. 参考文献

- 1) Springer-Verlag : Abfall Wirtschaft, (1993)
- 2) 九州経済産業局: 次世代資源備蓄基地に関する基礎的調査報告書(2002)

## E 最終安定化物理埋立地に関する研究

東條安匡（リーダー）、関戸知雄、肴倉宏史

### E.1. はじめに

我が国は、現在、循環型社会へ向けた大きな変革の中にある。循環型社会推進基本計画の目標は、資源生産性、循環利用率を向上させ、最終処分率を低減することとされるが、最終処分場はそのような社会構造の中にあっても、将来にわたり必須の施設として位置付けられる重要な社会基盤施設であることに変わりはない。これまで、最終処分場は社会の最末端で、社会から発生する極めて多様な不用品・不要物を受け入れる施設として機能し続けてきた。より具体的には、これまで行われてきた最終処分とは、質的に極めて不確定な要素を含む廃棄物を、埋立地に「保管」し、あるいは、降雨や微生物によって埋立物を安定化させることを狙った「反応器」としての位置付けがなされてきた。しかしながら、ある程度の類型化はされてはきたものの、それを越える廃棄物の多様性は、当然の帰結として、将来の埋立物の挙動や姿に予測不能の不確実性を含み、それが最終処分場に対する不信感や懸念、ひいては立地難等といった問題を顕在化させた。こうした状況は、最終処分場を単に社会の sink として位置付けていた結果にほかならない。循環型社会を目指した時に、最終処分場はこうした従来の単なる sink としての位置付けではなく、資源の大きな自然循環の中での還元施設として位置付けられ、機能すべきであろう。その場合、これまでのような安定型、管理型、遮断型と言った類型ではなく、より廃棄物の質に則し、将来世代を見据えたその処分場の位置付けを明確にした処分場の類型化が必要となると考えられる。将来世代に、現代の最終処分場跡地を引き渡した時に、その土地が有する意味を明確に示して残すことが現在世代の責務である。本稿で著者らが検討する「最終安定化物理埋立地」とは、将来世代（現代世代も含めて）が、その埋立地を自然の土地と同等と見なせる、もしくは扱えるような最終処分場である。すなわち、管理が必要となる放出がなく、性状も土と極めて類似した廃棄物の処分場の姿を提案する。

「最終安定化物理埋立地」を考えるためには、まず、“廃棄物の安定化”もしくは“安定な廃棄物”に関する概念を整理する必要がある。これは、「安定化」とは、最終処分場からの放出が最小化することであり、一概には言えないものの、最終処分場としての管理が不要となる状態とも考えられることであり、「安定な廃棄物」とは、不活性で、有害でなく、環境や健康に与える影響が最小化された廃棄物であると見なすことができると考えられるからである。すなわち、現状におけるこうした概念を整理することにより、筆者らの対象とする「最終安定化物理埋立地」の姿を定義する重要な礎になると考えたからである。

例えば、我が国では、“安定化”を判断する概念の一つに埋立地の廃止基準があり、また、「安定型埋立地」に埋立可能な安定5品目は“安定な廃棄物”の定義の一種である。一方、外国では、“安定化”の概念の一つとして Final Storage Quality（以下では、FSQ と記述する）があり、また安定な廃棄物に類似した概念として Inert Waste（不活性な廃棄物）の定義がある。さらに、維持管理の終了を判断する“Completion criteria”という言葉もある。本稿では、まず、既往の文献に見られるこれらの定義や考え方を拾い上げ、それぞれの指す「安定」の意味、および各定義の相違に関して整理した。その後、著者ら

の議論から、「最終安定化物」の定義について検討した。

## E.2. 最終安定化物に類する概念の整理

### E.2.1. 日本における埋立物とその処分方法の対応の整理

はじめに、我が国に現在存在する概念の中から、「安定化」「安定な廃棄物」に類する考え方である「産業廃棄物の安定型処分場の埋立物（安定5品目）」と「管理型処分場の廃止基準」について整理する。

#### E.2.1.1 安定型埋立

日本において最終安定化物の参考となる概念は、安定型埋立処分場に処分されている「安定型産業廃棄物」である。安定型埋立地には、遮水工や浸出水処理設備などの設置義務がないため、埋立処分可能な廃棄物は、発生する浸出水が生活環境影響を与えない性状であることが要求される。廃棄物処理法（1997年改正）によって定められている安定型産業廃棄物は、産業廃棄物のうちの(1)廃プラスチック類（自動車や電気製品の破砕物、廃プリント配線および有害物の付着した廃容器包装を除く）、(2)ゴムくず、(3)金属くず（自動車等破砕物、廃プリント配線板、鉛蓄電池の電極、鉛製管や板および有害物の付着した廃容器包装以外）、(4)ガラスおよび陶磁器くず、(5)工作物の除去に伴って生じたコンクリートの破片など、の5品目である。

しかし、現実には、これまで安定型処分場からの浸出水中に高濃度のBODやCODが検出されたり、ガスが発生したりする事例が報告されている。そのため、安定型産業廃棄物については、管理不要の状態で埋立処分することを前提とした場合、不適正な埋立物の混入を防ぐ仕組みが不可欠であり、特に、付着や不十分な選別による木くず、紙くず、繊維くずなど、安定型産業廃棄物として不適切なものの混入は回避すべきであるという考えに基づき、1997年の改正において、選別により不適切な廃棄物を除去し、熱灼減量が5%以下の廃棄物を安定型産業廃棄物とし、明確な基準を設けている。

ところで、安定型産業廃棄物は、発生する浸出水が、有害物質や生活環境汚染物質により汚染される可能性があるかどうかに着目した分類になっている。つまり、なんらかの物質の放出可能性に主眼をおいた分類方法である。筆者らが定義しようとする「最終安定化物」と安定型産業廃棄物との差異は、安定型産業廃棄物は、浸出水への物質の溶解があるかどうかについて判断している。最終安定化物を土壌と極めて類似した性状であると考えられる場合、有害物が含まれるか否か（溶出可能性に拘わらず）が一つの重要な尺度である。安定型産業廃棄物は、プラスチック類やゴムくずなど、可燃性物質が含まれるが、非分解性であってもプラスチック類などは、土壌と異質であると考えられる。従来の安定型産業廃棄物は、品目と発生源によって定義されているが、「最終安定化物」の判断においては、品目や発生源は重要ではなく、そのものの有する性状が重要であると考えられる。

#### E.2.1.2 埋立地の閉鎖における「安定化」の概念

我が国の管理型埋立地の安定化は、廃止基準によれば、地下水、ガス生成、保有水質、層内温度を対象に、概ね二年間にわたって基準に適合し、異常が認められない事で判断される。しかし、最終処分場の「安定化」には、第一の安定化（地中に閉じこめられ、攪乱等が起こされない限り、周辺環境に影響を与える事がない、Emissionの最小化）と、第二の安定化（環境に曝されても環境負荷とならない、最

終の安定化，土壤還元状態）があるとされ<sup>1)</sup>，廃止基準によって判断される状態は第一の安定化であると言われている。“最終安定化物”を検討する上での重要なキーワードは「次世代に負の遺産を残さない（＝次世代が通常の土地と同様に扱える）」である。この要件を充足するためには，現世代に管理や保管（異質な土地であることを記録として残す保管も含める）の可能性が生ずる概念（第一の安定化レベル）は適合し得ないとも考えられる。この点に関しては，他の概念も含めて第3節で議論する。

## E.2.2. 海外における“安定化”と“安定化物”に関する考え方

本節では「最終安定化」「最終安定化物」の参考となる概念として 欧米における Final Storage Quality, inert waste, Completion criteria に関して整理する。

### E.2.2.1 Final Storage Quality (以下 FSQ)[ Final Storage : 以下 FS ]

FSQ とは，1986 年にスイスで提唱された概念であり，次のように記述されている<sup>2)</sup>。「各世代は，その廃棄物を FSQ の状態にして管理すべきであり，FSQ とは，そこからの放出が，更なる処理をせずとも環境へ受け入れられるものであり，一つの世代とは 30 年である」。FSQ に関しては，Baccini らの成書<sup>3)</sup>に詳述されている。同書の共著者らによる FSQ に関する記述では，例えば，「FS とは，そこから放出される物質が環境（大気，水，土壤）に深刻な変化をもたらすことのない廃棄物の処分形態であり，また 短期・長期的に如何なる処理も必要としない形態へと廃棄物を変換することである FS はしばしば，“inert”（もしくは non-reactive）の概念と結びつけられる。これは，廃棄物を地核（岩石状，鉱石状，もしくは土壤様）と同様にすること，あるいは，それが“鉱物的形態”へと変換される事が要求されているということの意味する（O.A. Pfiffner.）」や，「FS 埋立地では，その内部における化学的・生物学的活性が低く，そこからの放出は予測可能で，特段の処理を必要としないものである（J. Zeyer and J. Meyer.）」といった考え方が記されている。最近の文献では，G.Doberl<sup>4)</sup>らは，「FS 概念の主要なゴールは，長期間維持管理不要の埋立地を築くことである。過去の経験から，廃棄物を大気，水圏，地圏との相互作用から隔離することは不可能であり，廃棄物を FSQ と等価にするには，廃棄物は不活性(Inert)で不動性(Immobile)で岩石状(Stone-like)でなければならない」と言及している。

上記の通り，FSQ の概念は，要約すれば，FSQ とされる廃棄物からは，環境に影響を与えるような放出がない，FSQ と言える廃棄物は，Inert な廃棄物や鉱物，土壤に近い性状である。と考えられている。

さて，FSQ の評価・判断について，前書では，「反応性の物質や生物分解性物質，水や大気，あるいは他の廃棄物と反応するような廃棄物は FS には適さない(H.P.Fahrni)」とし，FSQ

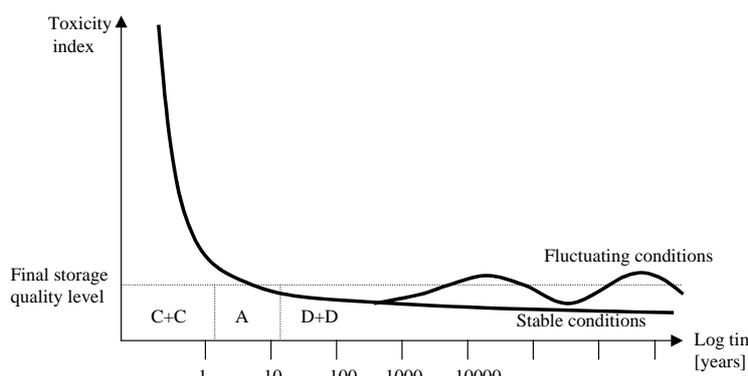


Fig.1 Evolution in time of the “Toxicity index” for a specific chemical compound and strategies to be followed (C+C: “concentrate and contain”, A: “Attenuate”, D+D: “dilute and disperse”). The “final storage quality level” represents the maximum acceptable “toxicity index” in final storage.

図 E-1 FSQ の概念として用いられている図 (A.Pfiffner)

のクライテリアの First Draft として次の 5 つの項目を提案している。廃棄物の化学組成は少なくともその 95% 程度までは把握する。廃棄物は 5% 以上の有機炭素を含んではならない。廃棄物は 5% 以上

の水溶性物質を含むべきではない。 廃棄物は反応性物質（アルカリ金属，腐食性物質）を含むべきではない。 廃棄物は 10mg/kg 以上の有機塩素を含むべきではない。このように反応性，分解性物質を排除することで埋立地内に安定な状態を創出することを一つの前提条件としている。また，この条件下で充足すべき具体的な Emission のレベルとして，地下水への Emission についての検討がなされており，浸出水が地下水の濃度と同等であることを提案している。このように，当時の議論から推察される FSQ の具体的な評価尺度は Emission である。また，FSQ の概念を説明するために A.Pfiffner が用いている図 E-1 においても，縦軸の Toxicity Index は，単位時間あたりに埋立地から“放出される”有害物の量である。以上から，FSQ とは，そこからの放出（浸出水，埋立ガス等）が無処理でも環境に影響を及ぼさないレベルとなることを要求するものであり，そのための性状として非反応性，非溶解性が必要とされることから，結果的に鉱物状の形態が想定されていると考えられる。すなわち，放出（Emission）の最小化を前提として成立している概念と考えられ，それが，本質的に（含有量として）土壌と同等であるか否かについては言及されていない。さらに，モニタリングや遮水工なども多重安全性から必要であると述べられており，あくまでもメンテナンスを最小化して廃棄物を Storage(保管)できる質と理解される。

### E.2.2.2 Inert Waste (不活性な廃棄物)

欧米での埋立地の定義は，例えば 1999 年の EU Landfill Directive<sup>5)</sup>(以下 EU 指針)に見られるように，埋立地を 3つのクラス（landfill for hazardous waste，landfill for non-hazardous waste，landfill for inert waste）に分類し，そのクラス別に搬入廃棄物の質を規定している。このうち，Inert waste は，「不活性な廃棄物」として定義されるものであり，「安定化物」とは定義されていない。しかしながら，本稿で対象とする「最終安定化物」の参考となる重要な概念であるため取り上げる。EU 指針での Inert waste の定義は，“不溶性の無機性物質から成り，物理・化学・生物学的変化が起こらず，溶解せず，燃焼せず・・・等”となっている。しかし，具体的な廃棄物の品目や評価基準の記述が無かったため，最

表 E-1 各国での Inert Waste 受入基準値の比較

溶出	Inert Waste Acceptance criteria			土壌環境基準	含有量	Inert Waste A.C.		土壌含有量基準
	ドイツ DIN 38414-S 蒸留水 L/S=10/1 [mg/L]	UK PrEN12457-3 蒸留水 L/S=10/1 [mg/L] <sup>(*)</sup>	オーストリア DIN 38414-S 蒸留水 L/S=10/1 [mg/L] <sup>(*)</sup>	日本 環告46号 蒸留水 L/S=10/1 [mg/L]		オーストリア Excavated 王水分解 [mg/kg]	オーストリア Demolition 王水分解 [mg/kg]	日本 環告19号 1N塩酸 [mg/kg]
As	0.04	0.05	0.05	0.01	As	50	200	150
Pb	0.05	0.05	0.1	0.01	Pb	150	500	150
Cd	0.004	0.004	0.005	0.01	Cd	2	10	150
Cr-total	0.03(Cr(VI))	0.05	0.1	0.05(Cr(VI))	Cr	300(total)	500(total)	250(Cr(VI))
Cu	0.15	0.2	0.2		Cu	100	500	15
Ni	0.04	0.04	0.1		Ni	100	500	
Hg	0.001	0.001	0.001	0.0005	Hg	1	3	
Zn	0.3	0.4	1		Zn	500	1500	
F	0.5	1	2	0.8	F			4000
有機物(含有量・溶出量)					(*)UKとオーストリアの溶出基準値は，(mg/kg)の単位からL/Sにより著者が(mg/L)に換算したものと			
IL(含有量)	<= 3%	—	—		有機塩素化合物については，各化合物毎に個別指定			
TOC(含有量)	<= 1%	<= 3%	<= 2%					
溶出液TOC	<=5 mg/L	<=50 mg/L (DOC)	<=20 mg/L					
有機態塩素	<=0.05mg/L (AOX)[溶出]	<=0.6 (BTEX)[含有]	<=0.03 mg/L (EOX)[溶出]					
塩類およびその他金属(溶出液中)								
Cl	—	80 mg/L	200 mg/L					
溶解性物質含有量[%]	<= 1%	<= 0.4% (TDS)	<= 0.8% (Dry residue)					
Fe	—	—	<=1 mg/L					

近まで EU 各国では個別に具体的な基準を定めてきた．具体例を以下に示す．

ドイツ<sup>6)</sup>は，5つのクラスに埋立地を分類（内一つは岩塩抗などへの地中保管）し，クラス0の埋立地を Inert 廃棄物の埋立地として指定した．その性状は，物理的強度，有機物含有量，疎水性有機物質含有量，そして溶出液中濃度で規定した．

オーストリア<sup>7)</sup>は，2種類の inert 廃棄物埋立地(Excavated-soil 埋立地と Demolition-waste 埋立地)を定義した．その性状は，金属含有量 (As,Pb,Cd,Cr,Co,Cu,Ni,Hg,Zn) と有機物含有量，および溶解生成分量と溶出液性状 (pH など) から規定した．

イギリス<sup>8)</sup>では，EU 指針と同様の3つの処分場に分類し，Inert Waste 埋立地を設定した．指針では，試験無しで受け入れ可能な廃棄物を EWC の中から具体的に 11 種類（ガラス，陶磁器，石，土等）指定し，試験によって受入を判定する場合には，有機物の含有量と溶出試験（10種の金属とその他6つの規制項目）から判定することを規定した．

デンマークでは，埋立地を分類するのではなく，一つの埋立地の区画別に種類の異なる廃棄物を埋める概念(Landfill Unit)が採用されており，廃棄物は，Inert waste，Mineral waste，Mixed waste に分類される．この内，Inert waste は，反応性物質を含まない無機物で，そこから放出される物質や生態毒性は無視できるものと定義された．具体的には，ガラス，陶磁器類，レンガ等が挙げられている．

このように，Inert Waste は不活性な廃棄物として，石，陶磁器，ガラス，コンクリート等と考えられており，共通して有機物の含有量を基準として設けている（概ね3%以下）．日本の安定型埋立との大きな相違は廃プラスチック，ゴムくず，金属くずの3種が設定されていないことである（本調査の結果内で）．一方，無機物（重金属，塩類）に関しては溶出を尺度としている国が多く，含有量の基準を設定していたのは，入手できた受入基準の中では Austria，Denmark のもののみであった．表 E-1 にいくつかの国での受入基準（一部）を日本の土壌に関わる基準と比較して示したが，Inert waste の質は非汚染土壌にほぼ該当する．

このように各国により判断基準に相違があったことから，EU では，欧州標準化委員会 (European Committee for Standardization，CEN) の CEN-TC292 が 2002 年 5 月に上向流カラム試験をオランダ規格を元に prEN14405 として提案され<sup>9)</sup>，不活性廃棄物の埋立基準を策定するための溶出特性試験の一つとして“prEN 14405 上向流カラム試験”を適用することが合意された．本カラム試験では，初期溶出濃度 (mg/L)，累積試料溶媒比 2 および 10 の各時点での累積溶出量 (mg/kg) を検査項目としている．判定基準の例を表 E-2 に示す．EU 指令により国内法を整備し終えた国においては，3つの基準値を満たす廃棄物を Inert waste として取り扱うこととなった．

表 E-2 prEN 14405 による Inert waste 判定基準の例

	初期濃度 (mg/L)	LS = 2 (mg/kg)	LS = 10 (mg/kg)
T-Cr	0.1	0.2	0.5
Ni	0.15	0.2	0.5
Pb	0.15	0.2	0.5
F	2.5	4	10
Al	0.06	0.1	0.5
Zn	1.2	2	4
Cu	0.6	0.9	2
Cl	460	550	800

### E.2.2.3 Completion criteria10)

今回、他国の廃止基準で入手できた情報は UK の Completion criteria のみである。Completion criteria では、埋立地の運営者が維持管理 ( monitoring and aftercare phase ) を終了する手続きが規定されている。安定化の評価として、浸出水、ガス発生、廃棄物の性状を対象に、維持管理を停止しても問題ないことを示す点は我が国の廃止基準と同様であるが、我が国との相違は、将来にわたって、その埋立地からの放出が環境に影響を与えないことをリスクアセスメントから示すことが要求されているという点である。ただし、そのアセスメントにおいても前提となるのは、“ the landfill remains in an undisturbed condition. (埋立地は将来に亘って攪乱されない状況にあること)” である。

### E.3. 「最終安定化物」の定義とその埋立地の提案

#### E.3.1. 「安定型廃棄物埋立」、「廃止基準」、「FSQ」、「Inert waste」そして「最終安定化物」

前節で整理したとおり、「安定化」もしくは、「安定な廃棄物」を対象とした、あるいはそれらに類する考え方には、大きく分けて2つの状態がある。直接的には、“第一の安定化”か“最終の安定化”のいずれに則る概念かで分類されると考えられる。“第一の安定化”に類する考え方は、あくまでもその埋立地となった土地は、自然の土とは異なる異質のもの [安定型廃棄物埋立の一部 (プラスチック、金属埋立)], しかし現世代がその “保管” を管理できている限り、環境や健康に影響を及ぼさない。掘り起こしたり、外乱要素が加わって変化が起きたら、もしかしたら何かが起こるかもしれないが、現状の環境状況が大きく変化せず、土の中に閉じこめておける限り、安全なもの [日本の廃止基準, UK の Completion criteria]. 一方、“第二の安定化”に類する概念、すなわち、何が起きてても、全く環境にインパクトがなく、ほぼ土壤に還元、もしくは

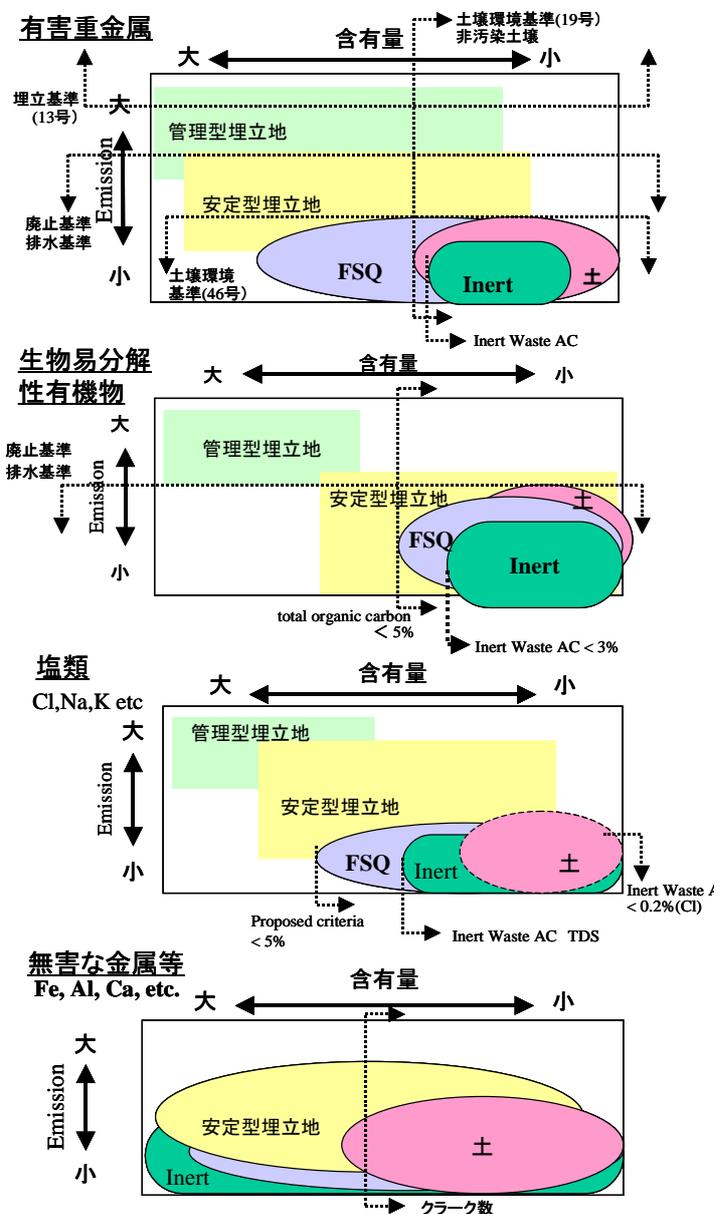


図 E-2 安定な廃棄物の定義として考えられている範囲

は、その埋められている周辺環境とほとんど同化するものと言えるのが [一部の国の Inert waste (含有量基準のあるもの、あるいは、品目指定で完全に不活性物のみ)] である。FSQ は後者にかかなり近いと考えられるが、前者にも一部包含されると考え、両者の中間と位置づけた (何故なら、FSQ では、そこからの放出は未処理でも環境に影響を与えないが、放出のある (極めて僅かの)、土壌とは異質な、保管すべき性状のものと考えからである)。図 E-2 に各安定化 (物) の定義される範囲に関する著者のイメージを示した。図中に描いた各基準は、我が国の各基準レベルや欧米における受け入れ基準を概念的に描いたものであり、必ずしも各廃棄物の範囲がこれらに正確に該当するものではない事に注意されたい。図 E-2 中の有害重金属を例にとると、放出と含有の軸の中で、土壌とは、汚染土壌でないことが要求されることから、例えば、我が国の土壌環境基準に照らし合わせれば、いずれの軸においても環境基準以下の範囲に入るであろう。Inert waste は、表 E-1 に示したとおり、含有量基準が規定されているものについては、我が国の基準値より低いものもあつたため、両基準値よりも更に小さい範囲とした。一方、FSQ では、放出は考慮されているものの含有量に関しては考慮されていないと考えられたため、含有量のみ土壌環境基準を越えた範囲でも存在する。安定型埋立地と管理型埋立地の範囲は、浸出水処理の有無 (すなわち埋立物の積極的管理の必要性) に差があると考え、排水基準および廃止基準を境界と考えた。放出という観点からは、管理型埋立地の範囲は埋立基準よりも下となるべきであろうが、現状の埋立物の搬入管理から鑑みて埋立基準を満足しないものも一部搬入されるとして、管理型埋立地の範囲を一部埋立基準よりも拡大した。含有量に関しては、基準が無いため、広範な範囲をとるであろうと考え描いたものである。他の指標 (生物分解性有機物、塩類、他の金属類) についても同様の観点で範囲を描いた。

### E.3.2. 「最終安定化物」の定義

こうした日本および海外の動向をふまえ、将来の埋立地および埋立物をどのように考えるかについて検討した結果、我々の提案すべき最終安定化物の特徴とは、「最終安定化物の埋立地は次世代への負の遺産となつてはならない」ことを前提とすべきことが合意された。「次世代」とは、30~50 年以降を想定している。また、将来含まれる物質が資源としての価値を持ったとしても、50 年以上にわたる長期間の管理や保管を行うことは負の遺産と考える。具体的なイメージとしては、『「最終安定化物」とは、人工物 (anthropogenic material) であるが、人体に有害な物質を含まず、含んでいても通常的环境では周辺環境に影響を与えず、次世代以降、つまり 30 から 50 年後に埋め立てた場所が記録上わからなくなっても重大な問題を起す可能性がないもの』と定義した。つまり、最終安定化物埋立地は、最終的に土地や土壌として利用されることを想定した埋立地である。

さらに、最終安定化物の中には、いくつかのクラス分けが必要であるという見解に至った。一つは、埋立物が有害物で汚染されておらず、周辺土壌や風化土壌と違和感なく扱える物である。こうした埋立物は、もはや管理を必要とせず、一般の土壌と同じく宅地造成や海岸埋立などに利用できる。究極的には、こうした埋立物を焼却などの中間処理により作り出し、管理の必要な埋立地を次世代に残さないことが必要である。これを「最終安定化物(I)」と定義した。現状では、Inert Waste の一部が該当する。

一方、人体に対して有害ではないが、自然環境や生活環境に影響を与える可能性のある物質を含んでおり、埋立環境によっては次世代以降にも溶出の可能性のある埋立物がある。例えば、難水溶性の塩や鉄、アルミなどの金属を含む埋立物である。これらを多く含む埋立物は周辺環境とは異なる組成を持っていると思われるため、埋立地であることの証しを記しておかなければならないかもしれない。こうし

た埋立物に対しては、30～50年程度の期間には浸出水を集水し、雨水等によって希釈して放流、あるいは水処理をを行って海へ放流する等の管理を行う。それ以降は、通常の埋立地内環境では安定な物質となる必要があるが、例えば極端な酸アルカリ環境、還元環境、熱環境においての（塩素や鉄、アルミなどの金属の）安定性については保証しない。これを「最終安定化物(II)」とした。すなわち、最終安定化物(II)の中には、50年間の埋立の間に塩類などが溶出し、最終安定化物に変化するものもあるだろう。

また、通常の埋立環境では溶出などが起こる恐れはないが、土壤汚染対策法上では汚染土壤となる埋立物も将来には発生するだろう。例えば現状の主灰や処理飛灰が当てはまる。こうした物質を最終安定化物とするかどうかは、さらなる議論が必要であるが、今回は安定化物として含めることとし、これを「準安定化物」とした。

### E.3.3. 安定化物判定基準

次に、具体的に「最終安定化物(I)」と「最終安定化物(II)」を判定する基準を検討した。

「最終安定化物」は土壤への還元や同化を考慮している。これは、最終安定化物を埋め立てた場所が汚染土壤であってはならないことを意味している。すなわち、物質の溶出やガス発生だけでなく、その元となるポテンシャルの制御も不可欠であると考えられる。つまり、「最終安定化物」とは、放出の最小化だけでなく、リスクあるいは放出の「ポテンシャル」自体が最小化されたものといえる。最終安定化物は汚染土壤ではないことから、安定化物の判定には、例えば、日本の土壤対策基本法の基準を適用できると考えられる。但し、我が国の土壤環境基準（含有量基準）を本稿で採用する事は、単に尺度としての例であり、本質的には、「直接摂取」のみならず、含有量としての規定が必要なのかもしれない。一方、50年間という比較的短期間の埋立環境での安定性を測る指標としては、蒸留水による溶出試験が採用することが必要である。（すなわち、「最終安定化物(I)」と「最終安定化物(II)」は、例えば、土壤汚染対策法の含有量基準(19号)、土壤環境基準(46号)のいずれもクリアする）。

さらに、「最終安定化物(I)」と「最終安定化物(II)」を区別する項目として、土壤対策基本法では規制されていない人の生活や自然環境に関する物質の溶出について判定を行う必要がある。例えば有機物や鉄、マンガン、銅、塩類などである。これらについては、今のところ具体的な試験方法を見いだせないが、例えば、上記の鉄、マンガン、銅、塩類などについて、蒸留水による溶出試験により30から50年間で溶出可能性がなくなるかどうかを検討し、さらに将来埋立地環境が変化した場合を想定して、pH4やpH12に維持したアベイラビリティ溶出試験により、溶出可能性の有無を予測することが必要となるだろう。（すなわち、「最終安定化物(I)」と「最終安定化物(II)」の判定は、例えば、土対法に指定されていない金属や、塩類の短期、長期的溶出特性から判定する。）

また、「準安定化物」は、アベイラビリティ試験を行い、有害物質溶出の可能性が無いことを保証したものとす。ただし、含有されていることにより、汚染土壤として分類されるため、準安定化物埋立地は、将来にわたって必ず記録しておく必要がある。

有機物に関しては、「最終安定化物(I)」「最終安定化物(II)」「準安定化物」いずれに関しても、反応や分解等が起こることは望ましくないことから、分解性有機物は含むべきではない（IL < 5% or 3%）。また、土地としての利用という観点から、プラスチックを含む廃棄物も上記3つの安定化物に含まない事とした。

こうした基準は現実的には達成困難である。しかし、汚染土壤を負の遺産と考え、次世代へ残さない

ためには、こうした厳しい基準が必要であろう。以上の観点により著者らが提案する最終安定化物理立地の受け入れ基準は表 E-3 のとおりである。

表 E-3 筆者らの定義する「最終安定化物理立地」の受入基準

クラス	有害重金属			有機物 IL	プラスチック	無害な金属・塩類			具体例	イメージ
	含有量	溶出				含有量	溶出			
		通常	過酷				短期	長期		
		19号	46号 アベイラ ピリテイ等							
最終安定化物理立地 (I)	以下	以下	無し	<3%	含まず	含まず	無し	無し	石、ガラス、陶磁器、コンクリート	人体に有害な物質を含まず、環境に影響するような物質も含まない、溶け出さない。
最終安定化物理立地 (II)	以下	以下	無し	<3%	含まず	含む 50年で溶出が完了する程度	有り	有り	汚染土壌にならないが異質なもの(高塩、無害金属 Rich)	有害物は含まない。塩類など環境に何らかの影響を与える可能性のある物質を含む。無害な金属は、激しい環境変化で出る可能性有り
準安定化物理立地	以上	以下	有り 無し	<3%	含まず	?	?	?	スラグ?、超安定固化物(重金属 Rich)	最終安定化物理立地でない、汚染土壌、監視、利用規制

#### E.3.4. 安定化物理立地の管理

最終安定化物理立地(I)および最終安定化物理立地(II)の埋立地は、構造が比較的簡単となるため、搬入物のチェックを厳しくする必要はある。現在行われている、展開検査や抜き打ち検査などが一つの方法であるが、限界もある。将来的には、有害物質に関しては、上流側への物質使用の規制が必要であると考えられる。例えば、厨芥の鉛含有量を 10mg-Pb/kg-dry とし、焼却して減少する IL が 90% であるとする、灰中には 100mg/kg の鉛が含有されることになる。つまり、厨芥の焼却灰は安定化物理立地として認められる。しかし、鉛を 1,000mg/kg 含むプラスチックを焼却し、IL の減少分を 99% とすると、100,000mg/kg となり、この焼却灰は最終安定化物理立地とならない。こうした含有量の規制を行うことは、生産側に対して、使用する物質に配慮するというインセンティブを与え、もし埋立処分が必要な物質が発生した場合でも、中間処理によって最終安定化物理立地となるような製品の生産を促すことができるのではないかとと思われる。

#### E.4. まとめ

最終処分場の新たな類型の一つとして「最終安定化物理立地」を対象とし、その定義、判定法について検討した。はじめに「最終安定化物理立地」を定義する上での参考とするために、これまでの「安定化」や「安定化物理立地」及びそれに類する概念を国内、海外の情報を元に整理した。次に、その整理した知見によって得られた安定化物理立地の考え方や範囲のイメージを基礎に、「最終安定化物理立地」の位置付けを検討し、最終的に最終安定化物理立地の定義を提案した。さらに、その定義を充足する埋立物の受入基準について提案した。

## E.5. 参考文献

- 1) 田中信寿 (2002), 循環型社会に向けた埋立処分場研究の展望 - 今, どんな埋立技術研究が必要か - , 土木学会論文集, 720, (VII-25), pp.1-11.
- 2) Belevi H. and Baccini P. (1989) 'Long term assessment of leachates from municipal solid waste landfills.' Sardinia 89: Second International Landfill Symposium, Porto Conte, Italy. VolII: XXXIV.
- 3) Peter Baccine(ED.),The Landfill-Reactor and Final Storage, Swiss Workshop on Land Disposal of SOLid Wastes, Gerzensee, March 14-17,1988, Lecture Notes in Earth Science, Springer-Verg.
- 4) G.Doberl et.al "Long-term emissions from landfills - Is "Final Storage Quality" within reach?" , Proceedings Sardinia, 2001, pp.159-167.
- 5) COUNCIL DIRECTIVE 1999/31/EC, OF 26 APRIL 1999 ON THE LANDFILL OF WASTE
- 6) The Federal Minister for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety ,Ordinance on Landfills and Long-Term Storage Facilities and Amending the Ordinance on Environmentally Compatible Storage of Waste from Human Settlements and on Biological Waste-Treatment Facilities of 24 July 2002
- 7) FEDERAL LAW GAZETTE for the Republic of Austria Year of 1996, Issued on April 10th, 1996, Copy 49, 164.,Ordinance, LANDFILL ORDINANCE
- 8) LANDFILL DIRECTIVE, REGULATORY GUIDANCE NOTE 2 (version 4.0, November 2002), INTERIM WASTE ACCEPTANCE CRITERIA AND PROCEDURES
- 9) 田野崎隆雄, 田中勝, ピエール・モスコビッツ, 築谷淳志, 中村和史 (2003), 欧州における廃棄物及び土壌の評価方法の標準化, 環境科学会誌, 16(6), pp465-473.
- 10) Guidance on Landfill Completion, A consultation by the Environment Agency, 14 March 2003, Response requested by 6 June 2003

## F 低負荷微生物反応器型埋立地に関する研究

島岡隆行（リーダー）、田中信壽、堀井安雄、石井一英

### F.1. はじめに

埋立地は廃棄物の生物物理化学的な安定化機構を有するが、その安定化の速度は極めて遅い。しかも、深さ方向の全領域にわたる埋立廃棄物の安定化を、廃棄物を排出した人々が生存する世代に到達させることはできない。ここでは、埋立て完了後、30年間程度で廃止できる、人類の負の遺産とならない埋立地を模索した。

短期間で埋立地を廃止させる手立ての一つとして、埋立前処理があげられる。機械選別、焼却処理、洗浄処理、バイオマスの堆肥化などがそれにあたる。まず始めに、ドイツでは埋立前処理を強化しているとの情報を得た。そこで、ドイツを訪問し、埋立前処理の強化の背景、目的、MBP (Mechanical Biological Pretreatment) と言われる埋立前処理技術の実施状況などの実態を調査したので報告する。また、我が国では焼却処理が推し進められ、焼却率は70%に達し、可燃性廃棄物のほぼ全量が焼却されていると言っても過言ではない状況にある。埋立廃棄物の半数を焼却残渣で占められている埋立地であっても、埋立完了後直ちに廃止には至らない。1970年代に有機物主体の埋立地を対象とした開発された準好気性埋立が、30年以上を経過した現在の焼却残渣を主体として埋立地の有機物安定化にも機能するのかを明らかにするための実験に着手した。つまり、準好気性埋立の低負荷微生物反応器として有効性を明らかにするため、埋立地よりボーリングコアサンプルを採取し、腐食物質の生成およびその性質を調査し、得られた知見を報告する。

### F.2. ヨーロッパにおける埋立前処理としてのMBPの現状

埋立てられた廃棄物中の有機物含有量が高いと、廃棄物が安定化するまでに長期間を要する。この間、浸出水処理等の管理費用が継続的に必要になる問題や、跡地利用に移行しにくい等の問題が発生する。そのため、廃棄物中の有機物含有量を低減させることが重要である。このような問題に対して、ヨーロッパでは、焼却処理あるいはMBP (Mechanical Biological Pretreatment) によって埋立て廃棄物中の有機物含有量を低減させようとしている。

MBPは機械選別（破碎、分級、選別等）と生物処理（好気性分解、嫌気性分解）を組み合わせた手法であり、焼却施設と比較して構造的にシンプルであることや、処理費用が比較的低コストであること等の理由から近年注目されている。MBP施設はヨーロッパにおいて堅

表 F-1 ドイツ、オーストリア、イタリアにおける MBP 施設数と年間処理量<sup>1)</sup>

国名		既存施設	建設中	計画中
ドイツ	施設数(箇所)	35	1	19
	年間処理量(100万t)	2.15	0.16	1.37
オーストリア	施設数(箇所)	11	N/A	N/A
	年間処理量(100万t)	0.1		
イタリア	施設数(箇所)	41	N/A	N/A
	年間処理量(100万t)	3.7		

実に増加しており、現在稼働中の施設数は、オーストリアで 11 ケ所、ドイツで 35 ケ所、イタリアで 41 ケ所となっている。ドイツでは近い将来さらに 20 ケ所の MBP 施設が建設される予定である（表 F-1）。

以上のように、ヨーロッパでは MBP は今後の廃棄物処理において重要な役割を果たすべき技術である。ここでは、まずヨーロッパの中でも MBP による廃棄物処理が進んでいるドイツの動向について紹介する。また、ドイツのノルトラインヴェストファーレン州のゲッシャーにある MBP 施設を紹介する。

### F.2.1. 廃棄物の焼却処理と MBP

現在、ドイツでは年間約 1,400 万トンの廃棄物が焼却されている。2005 年には、これを 1,760 万トンまで増強する予定である。一方、MBP の年間処理量は 215 万トンであるが、さらに 153 万トン処理できる施設が建設中、あるいは計画段階にある。

図 F-1 は、ドイツにおける MBP 施設の分布状況を地図上に示したものである。これを見ると、MPB 施設はドイツ西部の州に多く位置していることがわかる。



図 F-1 ドイツの MBP 施設分布状況

### F.2.2. MBP によって処理された廃棄物の埋立基準

ドイツでは、廃棄物に関する技術指針（TA Siedlungsabfall, 1993）において、2005 年からは廃棄物を埋立てる前に前処理を行い、廃棄物の熱しゃく減量を 5% 以下とすることが定められた。MBP ではこの基準を満足させることは技術的に困難であり、廃棄物を焼却処理する以外に方法はないと考えられた。しかしながら、2005 年までに

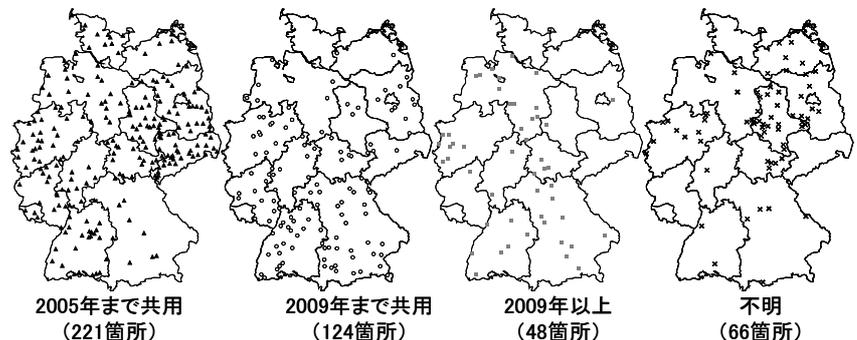


図 F-2 ドイツの最終処分場分布状況(1997-2003 年の調査結果)  
出所：Rethmann 社

すべての廃棄物を焼却できる施設を建設することは、時間的にもコスト的にも不可能であった。さらに、埋立地においては、基準を満足できない廃棄物を受け入れられなくなった場合、その最終処分場は収入源がなくなるために経営がなりたらず、計画された使用年限を待たずして閉鎖せざるをえない。図 F-2 に示すように、現在ドイツには 450 以上の最終処分場が存在するが、そのうち使用年限が 2005 年を超える最終処分場は 170 以上もある。

以上のような問題に対応するため、2001 年に「環境に適合できる廃棄物貯留に関する法令（Abfallablagerungsverordnung AbfAbiV）」が制定された。この法令において、MBP によって処理がなされた廃棄物に関する埋立基準が新たに設けられ、熱しゃく減量 5% という要求を満足していなくても埋立地に受け入れることが可能となった。この法令により制定された埋立廃棄物の基準<sup>2)</sup>を表 F-2 に示す。これを見ると、MBP 以外の廃棄物については、有機物含有量が 3% 以下（埋立地クラス ）、5% 以下（埋立地クラス ）、TOC が 1% 以下（埋立地クラス ）、3% 以下（埋立地クラス ）となっているのに対

し、MBP によって処理された廃棄物については、有機物含有量に関する基準がなく、TOC は 18%以下と相対的に低い基準になっている。一方、MBP によって処理された廃棄物は、生物分解性有機物と高位発熱量に関する基準が定められている。この基準によると、MBP 処理された廃棄物は生物分解性有機物含有量が 5mg/g 以下、ガス発生率が 20 l/kg 以下、高位発熱量は 6,000kJ/kg 以下であることが要求されている。この基準を満足していれば、有機物含有量が 5%を超えていても埋立てが可能であることを意味している。

表 F-2 廃棄物の埋立基準 ( Abfallablagerungsverordnung AbfAbIV ) <sup>2)</sup>

項目	MBP処理ごみの埋立基準	その他のごみの埋立基準	
		埋立地クラス I <sup>4)</sup>	埋立地クラス II <sup>4)</sup>
有機物含有量 <sup>1)</sup>			
熱しやく減量 %	-	<=3	<=5
TOC %	<=18	<=1	<=3
有機物からの油脂類抽出物 %	<=0.8	<=0.4	<=0.8
生物分解性有機物 <sup>2)</sup>			
生物分解性有機物含有量 mg/g	<=5	-	-
ガス発生率 <sup>3)</sup> l/kg	<=20	-	-
高位発熱量 kJ/kg	<=6,000	-	-
溶出基準			
pH	- 5.5-13.0	5.5-13.0	5.5-13.0
電気伝導度 mS/cm	<=50.000	<=10.000	<=50.000
TOC mg/l	<=250	<=20	<=100
フェノール mg/l	<=50	<=0.2	<=50
砒素 mg/l	<=0.5	<=0.2	<=0.5
鉛 mg/l	<=1	<=0.2	<=1
カドミウム mg/l	<=0.1	<=0.05	<=0.1
六価クロム mg/l	<=0.1	<=0.05	<=0.1
銅 mg/l	<=5	<=1	<=5
ニッケル mg/l	<=1	<=0.2	<=1
水銀 mg/l	<=0.02	<=0.005	<=0.02
亜鉛 mg/l	<=5	<=2	<=5
フッ素 mg/l	<=25	<=5	<=25
アンモニア性窒素 mg/l	<=200	<=4	<=200
シアン及びその化合物 mg/l	<=0.5	<=0.1	<=0.5
有機塩素化合物 mg/l	<=1.5	<=0.3	<=1.5
蒸発残留物 %	<=6	<=3	<=6

- 1), 2) 乾ベース  
 3) Gärtest試験法(GB21)に基づく。  
 4) 埋立地のクラスにより、遮水工の構造等が異なる。

### F.2.3. MBA ゲッシャー

2003 年 10 月、著者らはドイツの西部のノルトラインヴェストファーレン州(以下、NW州と呼ぶ)のボルケン郡ゲッシャー町を訪れ、MBA ゲッシャーを視察した。MBA とは、MBP をドイツ語 ( Mechanisch - Biologischen Abfallbehandlungsanlage ) で表記したものである。

MBA ゲッシャーでは、ボルケン郡全域から発生する家庭系・事業系都市廃棄物、粗大廃棄物を受け入れており、さらに、一部の廃棄物は、オランダからも運ばれてくる。収集人口は約 36 万人、年間の受け入れ量は約 8 万 5 千トンである。搬入された廃棄物は、機械選別や生物処理を経て最終的には 4 万 2 千 5 百トン (受け入れ量の 50%) まで減量化された後に埋立処分される。MBA ゲッシャーにおける廃棄物の

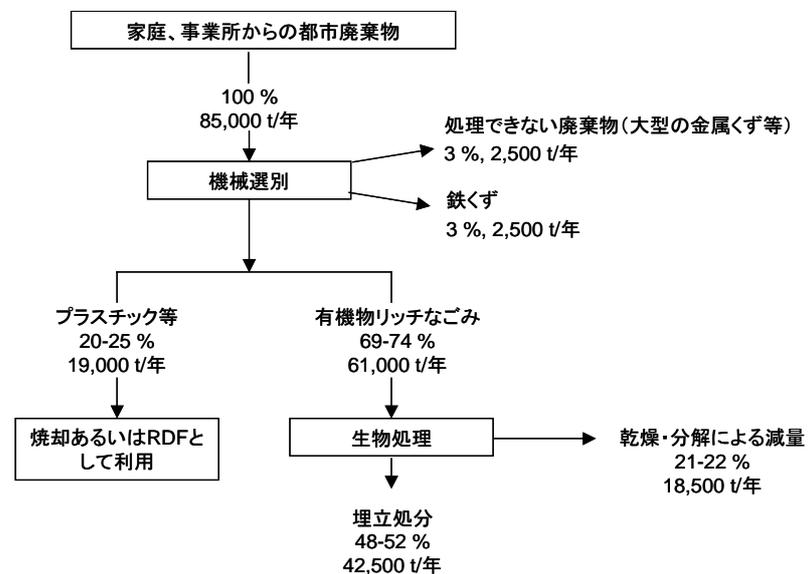


図 F-3 ゲッシャー MBP における処理フロー  
出所：EGW 社

処理された廃棄物は、オランダからも運ばれてくる。収集人口は約 36 万人、年間の受け入れ量は約 8 万 5 千トンである。搬入された廃棄物は、機械選別や生物処理を経て最終的には 4 万 2 千 5 百トン (受け入れ量の 50%) まで減量化された後に埋立処分される。MBA ゲッシャーにおける廃棄物の

処理フローおよび施設の平面図を図 F-3，図 F-4 に示す。

#### F.2.4. 廃棄物処理における MBP の位置付け

ここでは、ドイツの廃棄物処理・処分の現状について概観したのち、MBA ゲッシャー施設の視察結果を報告した。焼却中心のわが国に対し、ドイツでは、焼却と MBP を組み合わせることで、環境負荷を低減させようと努力している。焼却処理と MBP を比較した場合、有機物含有量の低減化という点では MBP は焼却処理にはるかに及ば

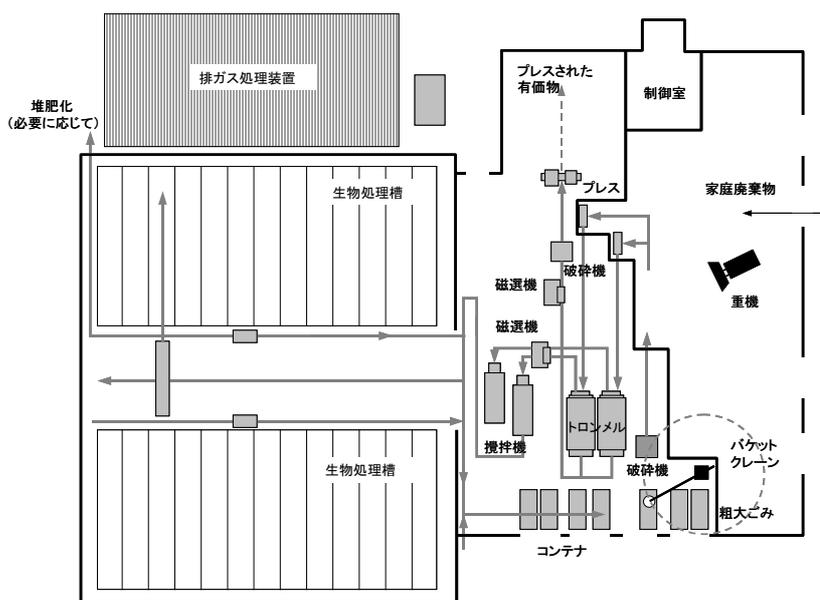


図 F-4 ゲッシャー MBA の施設概要  
出所：EGW 社

ないが、MBP は焼却処理と比較して低コストでかつ単純な構造であり、施設の操作や維持管理も容易である。2001 年に定められた MBP 廃棄物の埋立基準は、ドイツにおける MBP の普及をさらに促進させると考えられる。

近年、すべての廃棄物を焼却することの是非について、盛んに議論が行われている。著者がドイツでお会いしたブッパータル大学の Ehrig 教授は、有効な廃棄物処理技術が確立されるまでの間、MBP は過渡期の技術として重要な役割を果たすだろうと述べた。

### F.3. 埋立前処理（焼却処理）された廃棄物（焼却残渣）中有機物の分解

#### F.3.1. 廃棄物に関する過去の研究

一般廃棄物埋立地からの浸出水中の腐植物質に関する過去の知見については、Christensen J. B. et al. (1996)<sup>3)</sup>は、埋立地浸出水(デンマーク)で汚染された地下水における DOC と Cd, Ni, Zn との錯体形成について調べた。金属の分配計数 (Kd) を求め、それから金属の移送速度を計算した結果、DOC の存在に伴い、その速度が高まっている。Christensen J. B. et al. (1998)<sup>4)</sup> は、浸出水中で汚染された地下水における腐植物質について調査を行い、DOC 中のフミン酸が 10%、フルボ酸が 60%、親水性分画が 30% となっていることを示した。Christensen J. B. et al. (1999)<sup>5)</sup> は、浸出水中で汚染された地下水中の DOC 成分が銅と鉛との錯体を形成することに着目し、イオン交換を基として平衡計算を行った。Nanny M. A. Et al. (2002)<sup>6)</sup> は、3ヶ所の埋立地浸出水(アメリカ)から酸沈殿分画と酸溶解分画を分離した結果、それぞれ 6~15%、51~66% (浸出水中非揮発性有機炭素-NPOC-基準) が含まれている。その結果、分離された成分は脂肪族であり、陸上および水環境の腐植物質より酸化されていないことが示唆された。Kang K.-H. et al (2002)<sup>7)</sup>は、埋立経歴の異なる 3ヶ所の埋立地浸出水(韓国)から腐植物質を分離、その化学的・分光学的性質 (元素組成, FTIR スペクトル, 1H および 13C NMR スペクトル, 分子量分布など) を調査

し、標準腐植物質（IHSS 提供）との比較を行った。

また、焼却灰を対象とした腐植物質に関する現在の研究動向は下記のようなものである。Van Zomeren et al. (2003)<sup>8)</sup>は、焼却灰(オランダ)の腐植物質は、DOC 成分の 20% であり、フルボ酸が大部分を占めている。Zhang S. et al. (2004)<sup>9)</sup>は、清掃工場の焼却灰(ドイツ)とその 5 ヶ月保管試料における DOC および生分解性有機物 (amino acids, hexosamines, carbohydrates) の挙動を調べ、総有機物質の 1.2% が生分解性有機物であり、その 35% が 5 ヶ月保管によって分解されることを確認した。Kim Y.-J. et al. (2004)<sup>10)</sup>は、ライシメータに 6-8 年間充填された焼却灰(日本)から腐植物質を抽出し、腐植化を調べ、表層部(表面から 30-70cm まで)からの腐植物質が他より多く抽出されたことが分かった。また、バッチ溶出試験から、腐植化が進むにつれてダイオキシンの溶出濃度が高くなった。

ごみ埋立地における有害重金属やダイオキシン類等の疎水性有害物質、さらにビスフェノール A 等の内分泌攪乱化学物質の長期的な溶出挙動を解明することは、埋立地周辺の環境影響を評価する上で極めて重要である。これらの有害物質は、有機物の微生物分解によって生成した難分解性有機物である腐植物質と、錯体を形成して移動していることが知られている。生ごみが直接埋立されていた頃の埋立地はもとより、埋立ごみの主体が焼却残渣となった現在においても、焼却過程における未燃有機物が腐植化し、有害物質の挙動に影響を与えていると考えられるが、腐植物質の生成メカニズムについては不明な点が多い。

ここでは、埋立地における腐植物質の生成と、その性質を明らかにすることを目的として、既埋立地においてボーリング調査を実施した。深さ方向のボーリングコアサンプルから腐植物質を抽出し、その生成過程、化学・分光学的性質、およびフルボ酸の酸解離特性を検討した。

### F.3.2. 試料および実験方法

#### (1) 試料

ボーリング調査は、F 市一般廃棄物最終処分場(供用開始:1988 年,閉鎖予定:2018 年)で 2002 年 7 月に実施した。採取したボーリング試料は、埋立された年代毎に分割し、採取深さ 3~5m, 13~22m, および 26~30m の試料(以後、2-1, 2-3, 2-5 とする)から腐植物質を抽出した。それぞれの試料のうち、焼却残渣(粒径 5mm 以下)は 72, 68, 56% を占めていた。

#### (2) 分析項目

埋立廃棄物の基礎的性状を把握するため、まず、含水率、強熱減量の測定、および溶出試験(JLT46)を行った。次に、腐植物質の生成と、その性質を明らかにする

ため、風乾後の試料 200g を用いて腐植物質(フミン酸,フルボ酸,フミン,および非腐植物質)を抽出した。抽出方法は、国際腐植物質学会の標準方法<sup>11)</sup>に準拠した。抽出フローを図 F-5 に示す。

抽出したフミン酸,フルボ酸の主要構成元素を調べるため、CHN コーダ(MT-5, 柳本製作所製)に

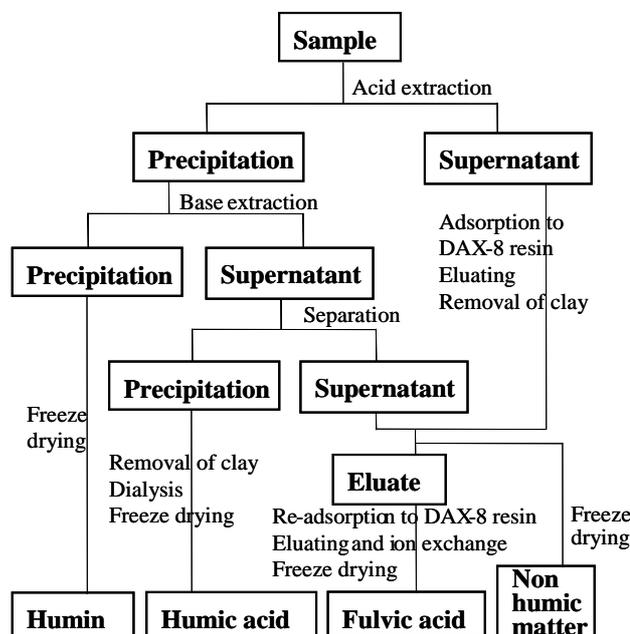


図 F-5 国際腐植物質学会の標準的な腐植物質抽出法<sup>11)</sup>

よって C, H, N および灰分を分析した。また, 腐植物質の化学構造を調べるため, フーリエ変換赤外分光分析 (FT/IR-620, 日本分光製) を行った。分析条件は, 波数 400-4000cm<sup>-1</sup>, 分解能 4cm<sup>-1</sup>, 積算回数 32 回とした。また, 抽出したフルボ酸(試料 2-3)を用いて電位差滴定による酸解離定数およびその分布 fi の測定を行った。試料 2-3 から抽出したフルボ酸 0.0010g を 0.1M または 1.0M の硝酸ナトリウム溶液 20ml (FA50mg/l) に溶解させた後, 0.01M の NaOH と 0.1M または 1.0M の硝酸ナトリウム混合溶液をオートピストンビュレット(京都電子, APB-510B)を用いて滴下し, 平衡電位をイオンメーター(Orion, 720A+) に接続した pH 電極 (Orion, 9101) と比較電極 (Orion, 9002) で測定した。

### F.3.3. 結果および考察

#### (1) 腐植物質抽出結果

焼却残渣 200g( 0.25mm )から腐植物質を抽出した結果, 試料 2-1, 2-3, 2-5 からそれぞれ 0.22, 0.13, 0.04wt% が抽出された。この抽出率は, 土壤に含まれている腐植物質の含量 1~20%<sup>12)</sup>よりはるかに下回っている。深さおよび埋立経過時間による腐植物質の抽出傾向は, 埋立層の浅い方(2-1)からの腐植物質が他より多く抽出された。また, フミン酸とフルボ酸の抽出比率である HA/FA は, 試料 2-1, 2-3, 2-5 についてそれぞれ 0.62, 0.74, 0.24 であった。抽出率を強熱減量から計算すると, 試料 2-1, 2-3, 2-5 についてそれぞれ 3.6%, 1.0%, 0.4% であった。一般に, 腐植物質の生成は, 生物遺体の微生物による分解産物であるリグニン, ポリペノール, アミノ酸, 糖類などの縮・重合反応が関与している。しかし, 埋立地における腐植物質の生成は, 有機物の由来が多岐に渡っていること, 高塩類, 高 pH 等の条件下で進行することから, 一般腐植物質の生成メカニズムとは大きく異なっていると考えられ, さらなる検討が必要である。

#### (2) 腐植物質の化学結合構造

元素分析結果を表 F-3 に示す。埋立焼却残渣から抽出した腐植物質の元素組成は, 炭素含量がフルボ

表 F-3 焼却残渣から抽出したフミン酸およびフルボ酸の元素組成

Depth(m) Sample name	Humic acid						Fulvic acid				
	3-5 2-1	13-22 2-3	26-30 2-5	Avg.	IHSS standard	Lysimeter sample	3-5 2-1	13-22 2-3	26-30 2-5	Avg.	IHSS standard
C	54.9	56.1	56.8	55.9	53.8-58.7	54.4-55.6	47.1	49.4	52.8	49.8	40.7-50.6
O	32.7	31.4	29.5	31.2	32.8-38.3	33.2-33.6	44.5	43.0	39.2	42.2	39.7-49.8
H	6.2	6.4	7.0	6.5	3.2-6.2	4.6-4.7	5.5	5.3	6.0	5.6	3.8-7.0
N	6.2	6.1	6.6	6.3	0.8-4.6	6.5-7.7	2.9	2.3	1.9	2.4	0.9-3.3

unit: %(w/w) of a dry, ash -free sample

酸よりフミン酸に多く含まれており, 酸素含量はフミン酸よりフルボ酸に多く含まれている。これは, 国際腐植物質学会から提供されている腐植物質の元素組成<sup>12)</sup>とは違わない。また, 焼却灰を充填したライシメーターから得られたフミン酸の元素組成<sup>13)</sup>を比較すると, 各元素はそれぞれ類似している。試料の深さ別の元素組成をみると, 酸素含量は浅い方が高く, 水素含量は深い方が高い。このことは, 埋立地の深さ方向の酸素濃度分布, すなわち埋立深さが深いほど好気性条件から嫌気性条件に転換となるため生成する腐植物質の酸素含量が減少したと考えられる。埋立地における埋立経過後の酸素条件の変化は, 生成する腐植物質の元素組成に影響を与えていると言える。

試料 2-1 と 2-3 から抽出した腐植物質( 2-1HA ,2-1FA , 2-3HA , 2-3FA ) の赤外分光光度分析結果を図 F-6 に示す . FTIR スペクトルは対象物質の有機物結合状態に関する情報を提供す

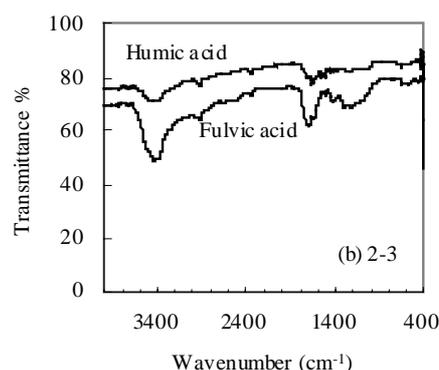
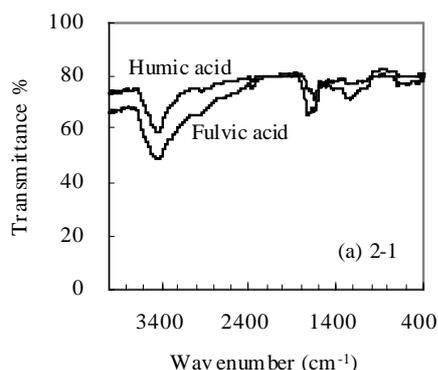


図 F-6 ポーリングコアサンプルから抽出した腐植物質の FT-IR スペクトル

る . 図から検出されたピークは , 3400cm<sup>-1</sup> 付近の水素結合した O-H 伸縮振動 , 2600cm<sup>-1</sup> 付近の脂肪族 C-H の伸縮振動 , 1700cm<sup>-1</sup> 付近の C=O の伸縮振動 , 1600cm<sup>-1</sup> 付近の C-C 伸縮振動 , 1450cm<sup>-1</sup> 付近の脂肪族 C-H の変角振動および O-H の伸縮振動 , 1200cm<sup>-1</sup> 付近の C-O の伸縮振動によるピークと推定される . このような試料のスペクトルは , 土壌の腐植物質の赤外吸収スペクトルと類似している . 図 F-6 より , フミン酸とフルボ酸の赤外吸収スペクトルを比較すると , 2-1 , 2-3 とも , フルボ酸の 1700cm<sup>-1</sup> 付近の C=O の伸縮振動を表すピークが , フミン酸のそれより強いことが分かる . このことは , フルボ酸に結合しているカルボキシル基が , フミン酸より多く存在していることを示している .

### ( 3 ) フルボ酸の酸解離定数

電位差滴定によるフルボ酸の酸解離定数を求めた結果を図 F-7 に示す . 図より , 解離度の増加に伴い見かけの酸解離定数 ( pK<sub>app</sub> ) は増加する . また , フルボ酸の解離は溶液中の塩濃度の影響を受けていることからフルボ酸の高分子電解質としての性質を確認できた<sup>14)</sup> . また , フルボ酸の多種のカルボキシル基はそれぞれ異なる酸解離定数を持っていることから , 得られた pK<sub>app</sub> を分割することにより含有している様々なカルボキシル基の pK<sub>a</sub> およびその分布 f<sub>i</sub> の計算を行った ( 表 F-4 ) . 得られた pK<sub>a</sub> と f<sub>i</sub> によって , フルボ酸の分子構造を推定することが可能となる .

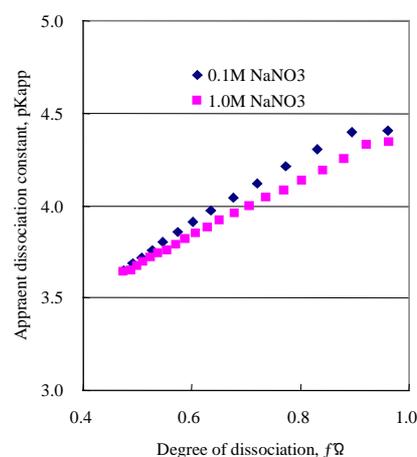


図 F-7 試料 2-3 のフルボ酸における解離度と見かけ酸解離平衡定数の関係

表 F-4 3-discrete site model で計算された見かけ酸解離平衡定数 ( 試料 2-3 のフルボ酸 )

Site (i)	pK <sub>a,i</sub>	f <sub>i</sub>
	2.84	43.8%
	4.02	34.0%
	4.97	22.1%

### F.3.4. まとめ

本研究では , 焼却残渣主体の埋立地において腐植物質が生成していることを確認した . 抽出量については , いずれの試料からも少量の腐植物質が抽出された . 抽出した腐植物質の元素分析結果については , 標準腐植物質の元素分析値との差異は認められなかった . また , 深さ別の元素組成については , 酸素条件が腐植物質の酸素含有量に影響を与えていると推測された . フーリエ変換赤外分光分析結果からは ,

腐植物質の各種化学結合状態が推定でき、さらにフルボ酸にはカルボキシル基のピークが強く検出された。フルボ酸の酸解離定数について調べた結果、フルボ酸の高分子電解質性が認められ、含有する各カルボキシル基の酸解離定数  $pK_a$  およびその分布  $f_i$  を得た。

#### F.4. F. 4 低負荷微生物反応器型埋立地に関する一考察

##### F.4.1. 跡地利用と安定化促進との関係

ここでは、跡地利用と安定化促進の程度について考えてみることにする。どの程度の期間で安定化することが最も望ましいのであろうか。安定化の期間を考える上で考慮すべき点は、(1) 安定化するまでの生活環境保全上のリスク、(2) 廃止までの間、維持管理に要する経費、そして(3) 跡地利用開始の期間であろう。環境リスクについては、許容される最終処分場周辺への環境影響レベルが廃止基準であるとすれば、浸出水の水質、埋立ガス質などを早期に改善されることが望まれる。その際には、早期安定化対策による費用対効果が十分に検討されなければならない。跡地利用については、当面、その土地利用計画がなければ、慌てて安定化を促進する必要がないと考えられる。既に、廃止基準を満足しているならば、なお一層、安定化促進をはかる必要性がないと言える。跡地利用が念頭におかれずに、埋立事業が行われている多くの山間埋立地において、廃止基準を満足した後にも安定化促進対策を講じる際には、以上述べた観点からの十分な議論が必要である。

低負荷微生物反応器型埋立地がめざす埋立地とは、廃止基準に達するまでの廃棄物処理施設として維持管理を軽減、短縮できる埋立地であり、焼却処理などの埋立前処理を受けた廃棄物に対しても、微生物の安定化作用が期待され、安定化促進（廃止までの期間短縮）が望まれる埋立地と言える。

##### F.4.2. 最終処分場跡地形質変更に関する廃棄物処理法改正（2004）との関連

平成 16 年の廃棄物処理法の改正において、廃棄物が地中にある土地で、形質変更が行われることにより、生活環境保全上の支障が生じるおそれがある区域を都道府県知事等が指定を行い、その区域内での土地の形質変更は施工方法の基準に従い実施することと知事への届出が義務づけられたところである。

埋立廃棄物が土壌環境基準を満足するまでに安定化するのを待って、埋立地の跡地利用がなされることは少ないと思われる。何らかの土地利用の必要性にせまられ、跡地利用を行うことが一般的である考える。その意味で、低負荷微生物反応器型埋立地に、早期の跡地利用を可能とすることを望むことは得策とは言えない。早期の跡地利用を可能とする埋立地には、廃止された後も跡地利用に向けた恒常的な対策が必要であり、微生物反応に依存して埋立廃棄物を安定化させるのに要する期間（例えば、20 年以上）と、跡地利用の着手までの期間（例えば、廃止 5 年後に立案）は、恐らく時間スケールが異なったものである場合が多く、跡地利用が可能となるまでに安定化した埋立地となる前に、跡地利用のための地形質変更がなされることになると考えられる。また、微生物反応による安定化で期待されることは、有機物の分解が主たるものであり、重金属、POPs などの安定化は期待されない。埋立地の再生事業では、埋立廃棄物の掘削工事と掘削廃棄物の選別、搬出、有効利用が主たる流れであり、その各工程においては周辺環境を保全するための様々な対策が並行して行われることになる。埋立地の跡地利用においても、似た行為が行われると考えられる。この様に最終処分場跡地形質変更の視点からも、低負荷微

生物反応器型埋立地には廃止までの期間を短縮する役割が望まれ、跡地利用計画が明確でない中で、埋低負荷微生物反応器型埋立地の機能に、跡地利用が可能となる期間短縮のための安定をも求めることは合理的と言えない。

#### F.5. [参考文献]

- 1) J. Stockinger and H. Doedens : Air Management and Emission Control at Mechanical Biological Waste Treatment Plants(MBT), Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, October 2003
- 2) Abfallablagerungsverordnung: Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung AbfAbIV), 2001
- 3) J. B. Christensen, D. L. Jensen and T. H. Christensen : Effect of Dissolved Organic Carbon on the Mobility of Cadmium, Nickel and Zinc in Leachate Polluted Groundwater, Water Research, Vol.30, No.12, 3037-3049, 1996
- 4) J. B. Christensen, D. L. Jensen, C. Grøn, Z. Filip and T. H. Christensen : Characterization of the Dissolved Organic Carbon in Landfill Leachate polluted Groundwater, Water Research, Vol.32, No.1, 125-135, 1998
- 5) J. B. Christensen, J. J. Botma and T. H. Christensen : Complexation of Cu and Pb by DOC in Polluted Groundwater: a Comparison of Experimental Data and Predictions by Computer Speciation Models (WHAM and MINTEQA2), Water Research, Vol.33, No.15, 3231-3238, 1999
- 6) M. A. Nanny and N. Ratasuk : Characterization and Comparison of Hydrophobic Neutral and Hydrophobic Acid Dissolved Organic Carbon Isolated from Three Municipal Landfill Leachates, Water Research 36, 1572-1584, 2002
- 7) K.-H. Kang, H. S. Shin and H. Park : Characterization of Humic Substances Present in Landfill Leachates with Different Landfill Ages and its Implications, Water Research 36, 4023-4032, 2002
- 8) A. van Zomeren and R. N. J. Comans : Speciation and Characterisation of Organic Carbon in Municipal Solid Waste Incinerator (MSWI) Bottom Ash, Proceedings of the Fifth International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials (WASCON), 657-666, 2003
- 9) S. Zhang, J.-D. Herbell and B. Haake : Biodegradable Organic Matter in Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash, Waste Management 24, 673-679, 2004
- 10) Y.-J. Kim and M. Osako: Investigation on the Humification of Municipal Solid Waste Incineration Residue and its Effect on the Leaching Behavior of Dioxins, Waste Management 24, 815-823, 2004
- 11) IHSS (International Humic Substances Society): <http://www.ihss.gatech.edu/>
- 12) Stevenson, F. J. : Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions, 2nd ed., John Wiley and Sons Inc., 1994
- 13) 国立環境研究所報告書 : 廃棄物最終処分場における微量汚染物質の長期的挙動とその制御方策に関する研究, 2002
- 14) 宮島 徹, 森 めぐみ : 腐植物質の溶液内平衡, 分析化学, Vol.45, No.5, pp. 369-399, 1996

## G 最終処分場の適正化方法および跡地利用に関する研究

平野文昭，熊野秀明，長野修治，前田伊瑞実，松藤康司

### G.1. はじめに

不適正最終処分場とは「一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める命令」(昭和52年3月14日総・厚1号，以下共同命令という)や「廃棄物の処理及び清掃に関する法律施行令第3条の処分基準」<sup>1)</sup>に適合しない処分場で，例えば遮水工，保有水等集排水設備，地下水集排水設備，浸出液処理設備などを有していない処分場のことである<sup>2)</sup>．機能不全最終処分場とは一般に上記共同命令や「廃棄物最終処分場性能指針」(平成12年12月28日，生衛発1903号，以下性能指針という)などに示されている性能に関する事項を満足しない処分場であるといえる．

本報では，これらの不適正処分場や機能不全処分場の適正化方法や最終処分場の跡地利用について検討する．

### G.2. 処分場の機能評価方法

#### G.2.1. 評価方法

ある処分場が不適正処分場であるかどうかは，処分場の設計図面と実際の設備とを現場で照合すればある程度判明するが，機能不全処分場であるかどうかを判断するためには性能指針などに示される性能を満足しているか確認しなければならない．性能指針には，一般廃棄物最終処分場の性能に関する項目として，(1)埋立処分容量，(2)遮水工(遮水効力，遮水工破損検知設備，有害物質の溶出)，(3)保有水等の集排水，(4)発生ガスの排除，(5)浸出液処理設備(処理能力，処理水質の性状，安定稼働)，(6)調整池の容量，が示されている<sup>3)</sup>．さらに，性能指針には，各項目の性能に関する事項の確認方法が記されている．一応，最終処分場の機能は，性能指針に記された確認方法を実施することにより評価できるとされているが，これには具体的な方法が示されていないので，現在広く実施されているとはいえない．

さらに，その性能を許可申請時に確認することができる項目も，運用するにしたがって確認することが困難になる場合もある．特に，(2)遮水工，(3)保有水等の集排水，(4)発生ガスの排除に関する性能を確認することは難しく，(2)では，遮水工の下流側の地下水の水質を調査し，その変化を把握すること，(3)では，集排水管の出口での水量の変化を把握すること，(4)では，通気設備から排出されるガス量の変化を把握すること，などに留意して性能確認を行わなければならない．

#### G.2.2. 法律との整合性

性能指針は「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」の第8条第1項に定める一般廃棄物の最終処分場について適用されるものであり，一般廃棄物処理施設の許可を受ける者が，申請時に満足しなければならないものである．

申請時以降の最終処分場の性能の確認については規定が存在していないので、運用中の最終処分場の機能変化については対応できていないのが現状である。したがって、将来最終処分場の機能が運用中も申請時通りに保持されているのか定期的な確認検査の実施が望まれる。

### G.3. 不適正処分場および機能不全処分場の適正化方法

#### G.3.1. 既存の適正化方法

不適正処分場や機能不全処分場は、速やかに改善されなければならない。さらに、周辺地下水及び排水等の調査によって汚染が判明した処分場及び汚染の恐れがある処分場についても速やかに共同命令などに整合するように改善するかあるいは適性に閉鎖するなどの措置を講じることが必要である。前記調査によって、汚染が判明した処分場及び汚染の恐れがある処分場については、保全対策措置をとらなければならない。その手順は次の通りである<sup>2)</sup>。

##### (1) 緊急対策（保全対策を含む）

- ・取水停止や飲用禁止の措置
- ・シートカバーなどによる雨水浸透の防止対策
- ・湧水の流路変更対策
- ・地下水の汚染範囲確認調査（流下方向の敷地境界の複数地点で実施）

##### (2) 適正化方法（延命化または閉鎖）の方針決定

##### (3) 延命化または閉鎖のための調査

- ・遮水工の設計のための調査
- ・浸出水処理計画のための調査
- ・地下水汚染対策のための調査

##### (4) 延命化または閉鎖のための計画立案

- ・遮水工の選定および対策工法の検討
- ・浸出水の水量制御計画および処理施設的设计・発注仕様書の作成
- ・地下水汚染対策工事の検討
- ・工事中および工事後のモニタリング計画の立案
- ・安定化までのモニタリング調査と新たな汚染が生じた場合の対応方法の検討

延命化または閉鎖のための計画は、これらの処分場を F.3.1 の(2)の検討結果すなわち再整備して延命化を図る場合あるいは閉鎖する場合のそれぞれに応じて立案する。計画を立案するためには、十分な現地調査が必要で、特に地質、地下水流動、廃棄物の量と質、浸出水の量と水質、発生ガスの量と質の把握が重要である。すなわち、地下水調査、排水等の調査、地質調査、埋立物調査、地形測量調査が必要である。

処分場の延命化を図る場合には、これらの調査結果に基づいて、(A) F.3.1 の(3),(4)に示す項目を満足する改造計画を策定し、延命化のための改造工事を実施する。(B)埋立物を撤去後、新設する。処分場を閉鎖する場合には、(C)延命化を図る場合と同様に改造計画を策定し、閉鎖のための改造工事を実施する。(D)埋立物を撤去後、廃止する、などの対策フローが考えられる。

### G.3.2. 法律との整合性

改造工事を実施した後の処分場の各種設備の有無やその性能については、共同命令や性能指針が適用される。

## G.4. 処分場跡地の利用事例調査および課題

### G.4.1. 閉鎖された処分場の跡地利用

#### (1) 処分場跡地の利用事例

廃棄物処分概念が出始めた頃は、山間部、湿地などの利用価値の少ない所に処分場を作り、廃棄物の埋立が終了すれば、この土地を畑などの農地にして利用（表層利用）していた。最近では、山間部など人があまり生活できない場所に処分場は建設され、周辺地域に道路などの生活基盤施設が建設されるようになってきた。このような施設が整備されれば、人が集まってきてこの地域は人が生活できる地域へと変化する。さらに、埋立地が閉鎖されれば、埋立地の周辺に住宅などが建設され、一つのコミュニティが形成されるようになる。都市開発が進むにつれて、埋立跡地も利用せざるを得なくなり、広い敷地を必要とする学校や公共施設が跡地に建設されるようになる。

従来の埋立跡地の利用方法を表 G-1 に示す。農地や公園などの利用を表層利用（表 G-1 では A とする）、1 戸建て住宅や倉庫などの利用を中層利用（表 G-1 では B とする）、中・高層住宅、小・中学校、体育館、清掃工場などの利用を深層利用（表 G-1 では C とする）とすれば、利用形態は表 G-1 のように分類できる。利用形態は A が 12 箇所、B が 8 箇所、C が 12 箇所である。A グループは対策をほとんど必要としない利用法である。B、C グループは、地盤や発生ガスなどの対策が必要である。

#### (2) 埋立跡地を利用する際の検討項目

埋立跡地を利用するには、利用形態ごとに検討を行うことが必要である。それぞれの検討結果に応じた対策を実施することにより、跡地の利用が可能となる。以下に、利用形態ごとの検討項目について述べる。

##### a. 表層利用

表層利用における検討項目には、浸出水、発生ガス、地盤沈下などが上げられる。

##### 浸出水水質

農地として利用する場合、浸出水が作物に被害を生じないことが重要である。したがって、浸出水の水質基準は、農業用水の基準と同程度であることが望まれる。

##### 発生ガス

農地として利用する場合、発生ガスは作物の生育に大きな影響を与える。土壌中のガス組成の炭酸ガス濃度が 10% を越えると酸素濃度が著しく低下して、作物に影響を与えるといわれている。

##### 地盤沈下

地盤の不同沈下が生じれば、沈下した所に水が溜まるなどして根ぐされの原因となる。

##### b. 中層利用

中層利用では、表層利用の場合の項目に加えて発生ガスの爆発に関しても検討する必要がある。

##### 浸出水水質

浸出水水質の基準は、排水基準程度であることが望まれる。

## 発生ガス

床下などのデッドスペースにおけるメタンガスによる爆発についての検討が必要である。メタンガスは5～15%の濃度で爆発するので、爆発が生じないように利用の際の濃度基準には濃度は1%以

表 G-1 埋立跡地の利用方法

	処分場名	利用方法	利用形態分類
1	モエレ処分場(北海道)	公園	A
2	8号地埋立処分場(東京都)	公園, 倉庫	A
3	千駄堀処分場(千葉県)	公園	A
4	神明台処分場(神奈川県)	スポーツ公園	A
5	長坂処分場(神奈川県)	スポーツ公園	A
6	今津第一埋立場(福岡県)	ハウス栽培	A
7	宮田廃棄物埋立地(滋賀県)	農業試験場	A
8	長井埋立地(神奈川県)	農地	A
9	北港処分地(大阪府)	緑地, スポーツ公園	A
10	津之下埋立地(広島県)	スポーツ公園	A
11	西貞方処分場(徳島県)	農業施設	A
12	鶴見処分場(大阪府)	緑地公園	A
13	14号地埋立処分場(東京都)	体育館, 植物館	B
14	15号地埋立処分場(東京都)	ゴルフ場	B
15	戸室処分場(石川県)	スポーツ公園	B
16	大黒埠頭(神奈川県)	インターチェンジ	B
17	浮島埋立事業所(神奈川県)	道路	B
18	長潟埋立処分地(新潟県)	事務所, 倉庫	B
19	第一濁川埋立処分場(新潟県)	運動場, クラブハウス	B
20	五台山処分場(高知県)	野球場	B
21	東長崎埋立処分場(長崎県)	体育館, 運動場	C
22	八田処分場(福岡県)	小, 中学校	C
23	末広町地先埋立地(神奈川県)	清掃工場	C
24	第一, 二大浦谷埋立地(福岡県)	污泥再処理センター	C
25	前島クリーンセンター最終処分場(大阪府)	清掃工場	C
26	半田市一般廃棄物処分場(愛知県)	清掃工場	C
27	龍野市一般廃棄物処分場(兵庫県)	粗大ごみ処理施設	C
28	津島屋埋立処分地(新潟県)	体育館	C
29	今津埋立地(福岡県)	養護学校	C
30	今津第二埋立場(福岡県)	スポーツ公園, 体育館	C
31	横大路埋立地(京都府)	清掃工場	C
32	豊田環境保全センター(愛知県)	レクリエーション施設	C

下とするのが適当である。さらに、発生ガス中のメタンガスの濃度が 1%以下であれば、メタンガス以外の成分の濃度も低いと予想されるので、悪臭や酸欠などの問題も解決できると考えられる。

#### 地盤沈下

建築基礎構造設計規準同解説によれば、最大地盤沈下量は 10cm 以下、相対地盤沈下量は 1cm 以下が望ましいといわれている。

#### c. 深層利用

深層利用では、中層利用の場合の項目に加えて、基礎杭などに対する腐食や植生についても検討する必要がある。

#### 浸出水水質

浸出水水質の基準は、排水基準程度であることが望まれる。腐食性を考慮すれば、地盤調査法（地盤工学会）<sup>4)</sup>のコンクリート、鋼材の腐食に対する判断基準が参考になる。

#### 発生ガス

発生ガスに関する基準は、中層利用の場合と同程度で良いと考えられる。腐食性を考慮すれば、硫化水素も検討すべきである。

#### 地盤沈下

中層利用の場合と同程度で良いと考えられる。

#### 腐食性

高層建築の場合、コンクリートや鋼管杭などの杭を利用するので、これらの腐食についての検討が必要である。コンクリートの腐食に影響する要因は、浸出水、発生ガス、廃棄物などが考えられる。特に、廃棄物に含まれる侵食性成分である酸度、硫酸塩の把握が重要である（地盤調査法参照）。

#### 植生

最終覆土が終了した後の覆土表面の植生についての検討が必要である。覆土表面の植生は埋立地全域一様ではなく、異なるいくつかの群落を形成する。これには埋立跡地からの湧出ガス、覆土の土壌成分（保水量、栄養塩類、重金属など）、地温などが影響していると考えられるので、植生を検討することにより影響要因の特定が可能となる。湧出ガスに特に敏感な植物は、セイタカアワダチソウとくずである。

#### G.4.2. 処分場の跡地利用における今後の課題

処分場跡地の利用に関しては、跡地利用計画が(i)最終処分場の計画段階で策定されるのか、(ii)埋立作業段階または埋立終了段階で策定されるのか、(iii)廃止後に策定されるのかで大きく異なる。(i)では、跡地利用の時期や最終処分場の構造物、維持管理などが検討されるため、合理的かつ経済的な利用ができる。(ii)では、土地利用規制や埋立地の安定度などにより利用形態が異なる。(iii)では、廃止基準が明らかでないので、廃止までかなりの期間を要する。この場合、「跡地形質変更に係る施行ガイドライン」に従わなければならないため、かなりの経済的負担を強いられることになる。

跡地利用にあたっては、人の健康、周辺環境に影響がないように、埋立地盤の特性（遮水工など）などを十分に勘案して利用計画を策定する。跡地利用の内容や方法によっては、埋立地の廃棄物の分解・安定状況、浸出水の水質、発生ガスの性状と量などが大きく変化し、浸出水の浸透・流出経路なども変化することが考えられるので、利用による新たな環境汚染が生じないように配慮することが必要である。

埋立地盤は、腐食性を有し沈下しやすいので、これらの対策を講じることも必要となる。さらに、発生ガスなどの処理施設は、利用開始後も必要な施設であるので、処理施設がそれ自体に損傷を受けないように、施設が利用者に被害を与えないように管理する事も必要である。

したがって、処分場の跡地利用をする場合、次のような項目について検討する必要がある。

(1) 予備調査

- ・ 廃棄物埋立範囲，埋立廃棄物の種類，遮水工破損の有無などを調査し，把握する。
- ・ 跡地を利用する際の土地所有者，利用者，工事関係者の責任を明確にする。
- ・ 設計に必要な地盤強度，性状，ガスの発生状況，地盤改変による埋立地盤の変化の予測などを把握する。

(2) 跡地利用方法

- ・ 埋立地盤から発生するガスや臭気による労働安全衛生上の管理方法を確立する。
- ・ 周辺環境の監視方法を確立する。
  - ・ 対策工を実施した後の処分場の機能検査方法を明確にする。

(3) 利用時の管理方法

- ・ 跡地利用者は埋立跡地の特性を十分認識し，想定される事故や事故が発生した場合の対応方法を把握する。

(4) 跡地利用に関する法律

- ・ 環境への影響に関しては，基本的には現行の環境関連法規が適用される。
- ・ 処分場を廃止後，跡地利用のため地下にある廃棄物を除去する場合については，廃棄物が地下にある土地の形質の変更の届出として「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」の一部を改正する法律案，第 15 条の 17～19 が適用される。
- ・ 一方，土地利用に関する規制は数多く存在するが，一般的な開発規制上の法規のほかに，特に最終処分場の跡地といった特性を考慮した規制の検討が必要である。

従来，埋立地の安定化にはかなりの時間を要し，埋立終了（閉鎖）から廃止までの間，跡地利用は積極的に行われてこなかった。埋立跡地を有効に利用するために，埋立終了（閉鎖）後管理しながら直ちに利用することが考えられている。埋立跡地を利用すれば，地表面からの雨水の浸透を防ぎ浸出水の発生を抑制することができる。さらに，ガス抜き管などで発生ガスを放出させるので浸出水の水質も改善することができる。このように埋立跡地を利用することにより，埋立終了（閉鎖）から廃止までの浸出水の水処理費用を低減できるなど数々のメリットがあると考えられる。

## G.5. おわりに

以上の調査によって，以下のような事項が明らかになった。

(1)機能評価方法

- ・ 機能評価に関する具体的な実施方法が示されていない。
- ・ 運用中の定期的な機能確認検査が実施されていない。

(2)適正化方法

- ・ 延命化や閉鎖のための改造工事後の各種設備に関しては，共同命令や性能指針が適用される。

(3)処分場跡地の利用事例調査と課題

・処分場跡地の利用の際には，利用形態ごとなわち表層利用，中層利用，深層利用ごとの検討が必要である．

・処分場跡地の利用に関しては，跡地利用計画の策定期間により，種々の規制やメリットおよびデメリットが生じる．

## G.6. <参考文献>

- 1) 産業廃棄物問題研究会監修：廃棄物の処理及び清掃に関する法律関係法令集，ぎょうせい，1420p.，2002．
- 2) (財)廃棄物研究財団：廃棄物による環境汚染のオンサイト修復技術に関する研究，平成 10 年度研究報告書，222p.，1999．
- 3) (社)全国都市清掃会議：廃棄物最終処分場整備の計画・設計要領，486p.，2001．
- 4) 土質調査法改訂編集委員会：地盤調査法，地盤工学会，648p.，2001．