

第6章 跡地利用に係る対応事例

本章では、海面最終処分場の跡地利用を促進する上で参考となる保有水等の水質や埋立ガス等安定化に係る予測手法、地盤沈下に係る対応事例、埋立ガスに係る対応事例、保有水等に係る対応事例を整理している。

6.1 埋立廃棄物の安定化と予測手法

(1) 埋立廃棄物の分解・安定化

埋立地の安定化は、生物的作用や物理化学的作用により進行していく。埋め立てた廃棄物のうち、有機物等の分解性廃棄物は生物学的作用により分解して減容化し、その他の廃棄物は物理化学的作用により圧縮・分解・劣化していく。その結果、保有水等が排水基準値以下となった状態となり、ガス・臭気の発生が少なくなり、地中温度が周辺地盤と同様になり、埋立地を廃止できる。

【解説】

イ) 埋立廃棄物安定化の考え方

埋立廃棄物安定化の考え方について、「最終処分場整備の計画・設計・管理要領」¹⁰より抜粋（一部修正）すると、以下のとおりである。

埋立地の安定化は、生物的作用や物理化学的作用により進行していく。埋め立てた廃棄物のうち、有機物等の分解性廃棄物は生物学的作用により分解して減容化し、その他の廃棄物は物理化学的作用により圧縮・分解・劣化していく。その結果、保有水等が排水基準値以下となった状態となり、ガス・臭気の発生が少なくなり、地中温度が周辺地盤と同様になり、埋立地を廃止できる。

このような埋立廃棄物の安定化は、埋立層内への通気と通水が大きく関与している。また、中間処理の進展により難分解性物質の割合が高くなっており、さらに、海面最終処分場は大部分の廃棄物が水没している状態にある等、保有水等中の pH や COD や窒素濃度が低下しづらい等廃止までの期間が長いことが課題になっている。

遠藤ら⁹⁾は、廃止までの維持管理期間は 100 年を超えるという。

埋立廃棄物の分解機構は、下記のように考えられている。

① 分解性廃棄物

埋立廃棄物中の分解可能な物質として存在する、厨芥や焼却残渣中の未燃分に含まれる易分解性物質や、紙、繊維、草木類、汚泥等の中分解性物質から難分解性物質を栄養源とする微生物増殖活動は、層内の条件によって変化する。この分解過程は非常に複雑であるが、大筋としては、**図 6-1** に示すように、炭水化物や蛋白質のような高分子化合物が次第に低分子化され、糖類や有機物、アルコール等の中間生成物を経て、最終的には水や気体(二酸化炭素、メタンガス)、無機塩類となり、減容化・安定化する過程と考えられている。微生物による廃棄物の分解速度は、廃棄物の種類によって異なり、易分解性物質は速く、紙、草木類、繊維では遅いという傾向がある。内容成分では、糖類の分解速度が最も速く、以下、でんぷん、脂肪、蛋白質、セルロース、リグニンの順に遅くなるといわれている。最も分解速度の遅いリグニンは、埋立層内に蓄積し、同じく一部残存している蛋白質等と縮重合して、一旦比較的安定な腐植を生成し、その後ゆっくりと分解される。

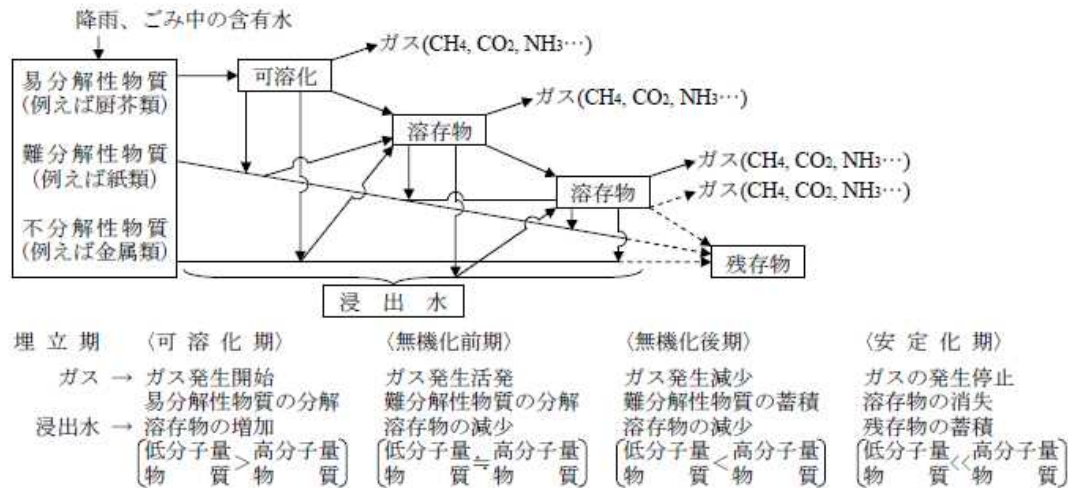


図 6-1 廃棄物の分解過程¹¹⁾

② その他の廃棄物

土壌微生物による分解作用を受けない廃棄物としては、ガレキ、プラスチック類、金属類、ガラス、焼却残渣中の不燃分、スラグ類等があげられる。これらの廃棄物を埋め立てた場合に生じる共通的な安定化作用としては、主として自重による圧縮や金属腐食、プラスチックの劣化による変形等があり、これによって埋立当初の空隙が減少して物理的に安定していく。浸透水による微細な固形粒子の移動もあり、埋立層内はさらに安定で緻密な構造となるが、その量変化は分解性廃棄物の場合に比べるとはるかに少ない。

焼却残渣に含まれている可溶性塩類(ナトリウムイオン、カルシウムイオン、塩化物イオン、硫酸イオン等)は、保有水等に溶解し埋立層外に流出する。ただし、埋立層内には覆土や廃棄物中の土壌粒子あるいは腐植等のようにイオン交換能力の大きい物質が存在しているので、一部塩類は浸透過程でこれらの物質に吸着捕捉される可能性がある。

金属類及び焼却残渣等に含まれる重金属類は、埋立層内で水や酸素あるいは有機物の生物分解の過程で生じる有機酸類や炭酸ガス等による化学変化を受けて、腐植・イオン化し、水溶化することが考えられる。しかし、埋立層内は通常、嫌気性状態の部分があるので、一旦水溶化した重金属イオンも硫化水素の作用を受けて、水に難溶性の硫化物を形成し、比較的安定な形で埋立層内に留まるものと思われる。

ロ) 基準省令に見る安定化の考え方

基準省令における廃止基準は、前出表 4-1 に示したとおりであるが、そのうち廃棄物の安定化に係る指標は、下記に示すとおり、保有水等の水質、ガスの発生量、地中温度の 3 項目である。

- ・保有水等の水質が 2 年以上排水基準に適合していること
- ・ガスの発生がほとんど認められないこと、又はガス量の増加が 2 年以上認められないこと
- ・埋立地内部温度が周辺地中温度と比べて異常な高温でないこと

ここで、海面最終処分場における保有水等の水質は、埋立地から外部に排出される位置で排水基準を満足すればよい。すなわち、浸出液処理設備に保有水等を揚水している内水ポンドや集水井の水質が廃止基準を満足すればよいことになる。

しかし、保有水等の水質は取水位置によって異なるおそれがある。すなわち、内水ポンドを例

にとれば、汚濁物質濃度は水面付近が最も低く、底面に向けて深くなるにつれて汚濁物質濃度が高くなる傾向にある。内水ポンドの水面付近や集水設備の水面付近は、廃棄物に接触していない降雨や汚濁物質の少ない保有水等で希釈されているため比較的汚濁物質が低濃度になるが、深くなるにつれて汚濁物質の溶出が多く、かつ降雨による希釈効果が小さくなるためである。

したがって、保有水等の水質測定は、将来最終処分場が廃止された時点において、直接放流することとなる保有水等の水質を測定することが肝要である。

ガスの発生は、近年の焼却残渣や破砕選別後の不燃物を主体に埋め立てている最終処分場においては、水没部の廃棄物からはガスの発生がほとんどないことから、陸地化した部分の廃棄物から生じる。この点で陸上の最終処分場と大きな相違はない。

ガスの測定は、3.6.3節を参照されたい。

廃棄物層内の温度は、水没部は大量の内水が存在しているため、廃棄物の分解・発酵による温度上昇は確認できないことが多い。したがって、水面より上部の廃棄物層内温度を測定する。測定方法は、3.6.4節を参照されたい。

なお、これらの指標の具体的目安については、「廃棄物最終処分場廃止基準の調査評価方法」(平成14年3月、廃棄物学会廃棄物埋立処理処分研究部会)等を参考にすればよい。

(2) 早期安定化の取組み事例

海面最終処分場では、埋立廃棄物の早期安定化のための取組みを行っている事例があることから、これらを参照して埋立廃棄物の早期安定化に取り組むとよい。

【解説】

本節では、海面最終処分場における早期安定化の取組事例について整理した。

イ) 海面最終処分場におけるアンケート結果

「平成20年度一般廃棄物を受け入れる廃棄物埋立護岸の有効な土地利用検討業務報告書(国土交通省港湾局国際・環境課)」では、22か所の海面最終処分場のアンケートの結果、下記のような事例を取りまとめている。

① 早期廃止するための対象項目

最終処分場の廃止の妨げとなる項目は、COD(化学的酸素要求量)、T-N(全窒素)、pH、SS(浮遊物質)といった生活環境に係る排水基準項目を挙げる最終処分場が多い(表6-1)。

表6-1 海面最終処分場における廃止基準の未達成項目¹²⁾

区 分	施設数
COD	4
T-N	3
pH	3
SS	3
その他(フェノール等含有量等)	1

*N=6(重複回答を含む)

② 早期に廃止基準を満たすための対策技術

早期に廃止基準を満たすための対応策は、表6-2のように取りまとめている。

CODやpHの低下を促進するためには、竣工後に揚水井戸や集水暗渠(上部集排水管とも呼ばれる)を設置し、保有水等を集水し処理をする方法が有効であると考えられる。

表 6-2 早期に廃止基準を満たすための対応策¹²⁾

段 階	項 目	内 容
技術的対応策		
埋立時	埋立工法	薄層埋立 ・フローティングコンベアシステム ・浮き栈橋埋立工法
		鉋さい等を用いたサンドイッチ工法
		準好気性埋立(水面から上の部分)
閉鎖後	揚水井戸・集水暗渠の設置	揚水井戸設置
		集水暗渠設置
制度的対応策		
埋立時	受入管理	受入検査の実施
		有機物含有量の高い廃棄物の受入抑制
		廃プラスチックの受入抑制

③ その他の早期安定化手法

その他の早期安定化手法をまとめて表 6-3 に示す。

廃棄物の投入前に洗浄分級や選別投入する方法、埋立地において強制通気する方法、その他に化学酸化法、原位置固化法等を行う早期安定化手法が考えられる。

表 6-3 その他の埋立廃棄物早期安定化手法¹²⁾

工法	工法の概要	工法の区分(○:関与、-無関係)			
		洗浄	生物分解	化学分解	不溶化安定化
洗浄分級	廃棄物を投入前に洗浄し、汚染物質や有機分を事前に除去する。	○	-	-	-
選別投入	細粒分の多い廃棄物、有害物質濃度の高い廃棄物等を特定の場所に埋立・管理し、跡地利用をしやすくする。	○	-	-	-
強制通気	廃棄物層中に空気を注入することにより、好気性環境を形成し有機物分解を促進する。 保有水等に対して空気を注入する方法や水位を上下させる方法もある。	-	○	-	-
化学酸化	汚染源に薬剤(過マンガン酸塩、過酸化水素、過硫酸塩、オゾン等)を注入し、有機分を直接酸化する。	-	-	○	-
原位置固化	廃棄物層内にセメント系不溶化剤を噴射・攪拌し、固化・不溶化を行う。 廃棄物層中に電極を設置・通電し、ジュール熱で熔融・固化する工法もある。	-	-	-	○

ロ) 海面埋立処分場早期安定化の試み

本項では、具体的な早期安定化の取組事例を整理した。

① 東京都新海面処分場¹³⁾

東京都新海面処分場Aブロックでは、廃棄物の埋立てに先立ち、海面部を浚渫土砂や建設発生土で陸化した後に焼却残渣を受け入れている。このような埋立方式は海面最終処分場としては例がなく、内陸の最終処分場と大差のない準好気性埋立構造をとることができる(図 6-2)。

新海面処分場Aブロックでは、廃棄物の埋立てが進行するにしたがって、保有水等の汚濁濃度

は高くなる傾向にある。この傾向は一般的な海面最終処分場と同様である。

しかしながら、焼却残渣のみを受け入れているため、一般的な内陸最終処分場と比較して保有水等の汚濁濃度は低く、pHを除き排水基準を満足している（表 6-4）。

以上のことから、海面部を浚渫土砂で埋め立てた後、焼却残渣のみを受け入れている最終処分場では、海面及び内陸の一般的な最終処分場に比べ、閉鎖後の保有水等の早期安定化に有効であり、最終処分場の廃止までの期間を短縮できるものと考えられる。

表 6-4 新海面処分場 A ブロック 保有水等水質¹³⁾

処分場名	埋立面積	埋立容量	埋立期間	埋立物
新海面処分場 Aブロック	20ha	約130万m ³	平成10～13年度	焼却残渣

項目	平成11年度 平均(最小～最大)	平成12年度 平均(最小～最大)
pH	8.6(8.3～9.1)	9.0(7.3～9.8)
BOD(mg/L)	8.4(4.4～29)	24(6.2～67)
COD(mg/L)	21(13～52)	34(20～60)
SS(mg/L)	13(4～29)	26(2～122)
窒素(mg/L)	3.5(2.3～4.6)	14.3(5.2～27.9)

図 6-2 新海面処分場 A ブロック 概要¹³⁾

図 6-2 新海面処分場 A ブロック 概要¹³⁾

② 保有水等の循環による浄化¹⁴⁾

本工法は、閉鎖から廃止に至るまでの管理期間を短縮し、跡地利用時における周辺環境への影響を低減させるため、供用開始から廃棄物埋立層内の海水を強制的に循環させることにより、廃棄物に含有している汚濁成分の洗い出しや分解を促進させ、安定化を早める埋立工法である。

本工法の浄化、安定化の効果を調べるため下記のようなカラム実験を行って、その効果を確認している。

a. 実験方法（図 6-3、表 6-5）

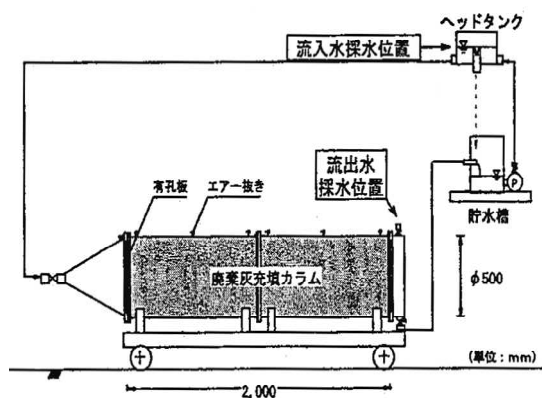


図 6-3 循環実験装置の概要¹⁴⁾

表 6-5 循環実験装置条件¹⁴⁾

充填物	焼却灰	
焼却灰充填重量(kg)	519.3	
焼却灰初期含水比(%)	15.9	
乾燥充填密度(t/m ³)	1.2	
水量(L)	カラム内	123.0
	カラム外	10.0
日平均流量(L/d)	9.3	
平均透水係数(m/s)	1.1×10 ⁻³	
平均滞留時間(h)	カラム内	13.2
	カラム外	1.1
液固比(L/S)	0.3	

b. 実験結果（図 6-4）

- ・ pH は循環初期から急上昇し、30 日には 12 程度を示した。その後 100 日付近から低下し、11 程度で推移している。
- ・ 流量は循環初期から 2 L/h 程度で推移していたが、その後増加し、230 日には 25 L/h に至った。400 日には 2 L/h 程度に減少し、増減を繰り返し 10 L/h 前後で推移している。
- ・ ガス発生量は循環初期が最も多く、時間経過とともに指数関数的に減少している。
- ・ COD 濃度は循環初期から 150 日までは 130 mg/L 前後を推移していたが、その後 60 mg/L 程度まで減少し、400 日以降はあまり濃度変化がみられない。
- ・ BOD 濃度は循環初期から 100 日までに 50 mg/L から 200 mg/L まで増加したが、その後減少している。

- ・窒素成分（有機態窒素とアンモニア性窒素が主体）は循環開始後暫時減少していたが、450日に急増、その後は減少傾向にある。急増の原因は、同時期に流量が著しく減少したことから海水のカラム内滞留時間が長くなったためと推測される。
- ・流入水の溶存酸素濃度は、循環初期には時間経過とともに減少傾向を示したが、その後徐々に増加傾向を示している。また、流出水においては、循環初期から1 mg/L程度で推移していたが、400日からは易分解性の汚濁成分が減少したためか増加傾向がみられる。

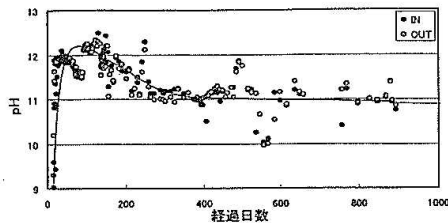


図2 pHの経日変化

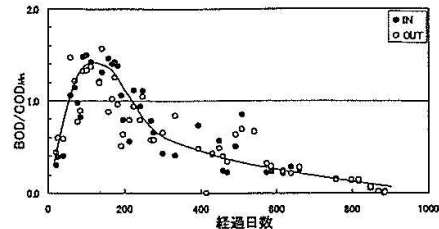


図6 BOD/COD_mの経日変化

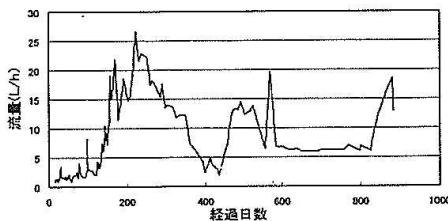


図3 流量の経日変化

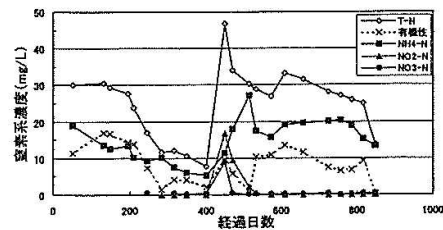


図7 窒素系濃度の経日変化

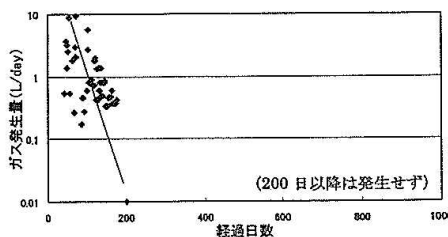


図4 1日当たりのガス発生量の経日変化

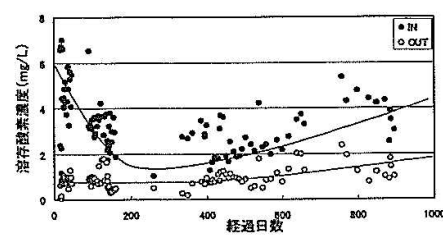


図8 溶存酸素濃度の経日変化

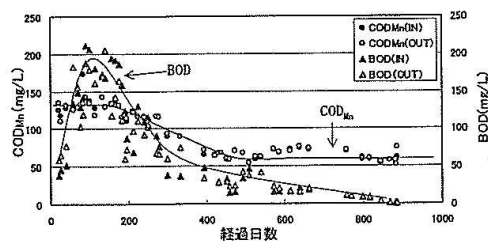


図5 COD_m、BODの経日変化

図6-4 循環実験の結果¹⁴⁾

以上の結果から、焼却灰からなる埋立層内の海水を循環させることのみにより、微生物が関与した窒素成分、有機成分の分解を確認している。また、窒素成分、有機成分の溶出や分解は通水流量の影響を受けること、通水流量は発生ガスの影響を受けることが示されたという。

溶出や分解の期間を短縮するために、廃棄物を埋立処分する前に易溶解性の物質を溶脱させるなどの埋立前処理の重要性が示唆されたという。

③ 尼崎沖管理型処分場の早期安定化対策¹⁵⁾

大阪湾広域臨海環境整備センターの尼崎沖埋立処分場管理型区画は、1990年1月から廃棄物の水中埋立処分を開始し、2002年3月に廃棄物の受入れを終了した(表6-6)。埋立処分され

ている主な廃棄物は、一般廃棄物焼却灰、汚泥焼却灰等であり、現状では廃棄物層内の保有水の水質は排水基準を満足していない。早期に最終処分場を廃止するために、管理型区画全体に集水暗渠を設置して早期安定化を図ることを計画して実証実験を実施した（図 6-5）。

表 6-6 尼崎沖埋立処分場の概要¹⁵⁾

埋立開始年月	1990年1月	
埋立終了年月	2002年3月	
埋立面積(m ²)	260,000	
埋立容量(m ³)	4,600,000	
主な埋立廃棄物	燃え殻	(1%)
	汚泥	(5%)
	上水汚泥	(2%)
	下水汚泥	(9%)
	鉱さい	(3%)
	がれき類	(3%)
	その他産業廃棄物	(11%)
	可燃ごみ(焼却灰)	(41%)
	不燃・粗大ごみ	(2%)
	ばいじん処理物	(1%)
	陸上残土	(13%)
	浚渫土砂	(9%)
	埋立方式	片押し+薄層まきだし方式

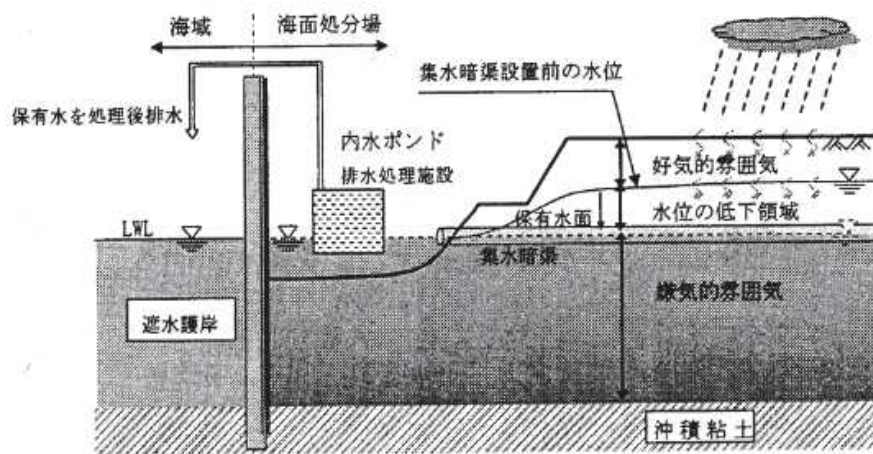


図 6-5 集水管設置による早期安定化のシナリオ¹⁵⁾

a. 実証試験設備等

実証試験設備は、全長 30 m、管径 200 mm の集水暗渠と流末の人孔で構成される (図 6-6)。実証試験設備の周辺に設置した観測孔と人孔で保有水位と水質の変動を観測する。

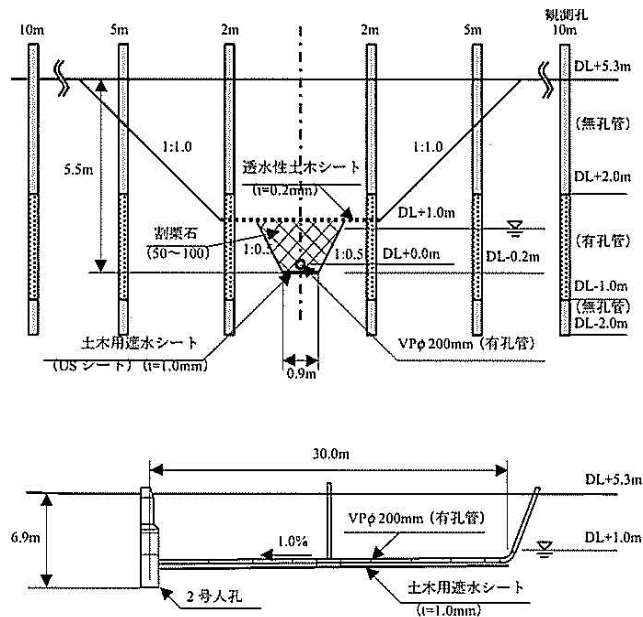


図 6-6 尼崎沖埋立処分場の排水管実証実験設備¹⁵⁾

b. 試験結果 (図 6-7)

- ・ 人孔内の保有水を連続して揚水すると、保有水は人孔に自然流下した。
 - ・ 保有水位は揚水開始直後から急激に低下し、24 時間以内に集水暗渠設置深度(L.W.L.)付近で平衡状態 (水位低下は 0.5~0.6 m) となった。
 - ・ L.W.L.付近まで保有水位が低下した範囲は、集水暗渠から 10 m 離れた区域まで確認された。集水暗渠から約 30 m 離れた区域では、水位の低下は約 0.2 m であった。
 - ・ 実験開始後約 1 年の経過時点では、スケール付着等の現象はみられなかった。
- なお、実証試験結果に基づき、最終処分場の周縁部と中央部に集水暗渠 (径 400 mm、総延長 2,500 m) を設置し、埋立地全体の早期安定化を図っている。

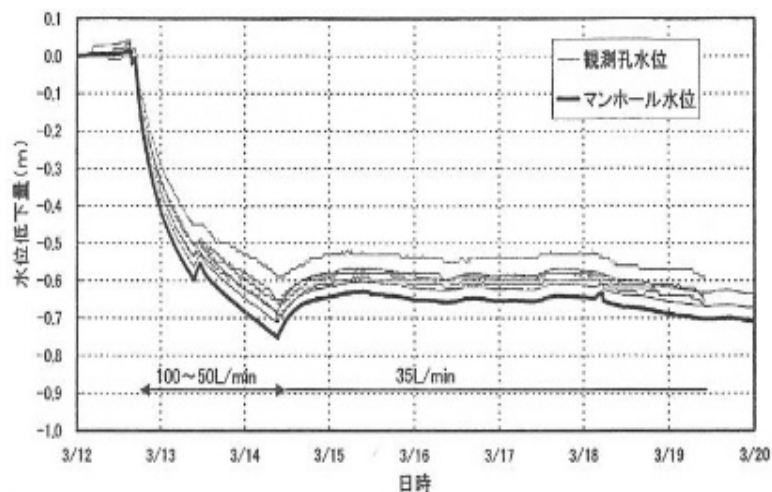


図 6-7 尼崎沖埋立処分場実証実験による保有水等の水質変化¹⁵⁾

④ 全面集排水

遠藤らは、海面最終処分場の早期廃止をするためには、図 6-8 右図に示すように、厚い覆土と水位付近に全面集水層を設置することが有効であると提案している。

図 6-8 左図のような集排水管を設置した場合は、埋立地内部に水位差が生じて埋立地深部の保有水等を集水することから汚濁物質を含む保有水等が集水されるが、同右図のように砕石等で構成された全面集水層を設置すると、埋立地深部の保有水等を集水しないことが模型土槽実験や数値解析で確認されており、汚濁物質は封じ込められ、全面集水層で集水された浸透雨水の汚濁物質濃度は速やかに低下することから廃止が早期に実現できるという。

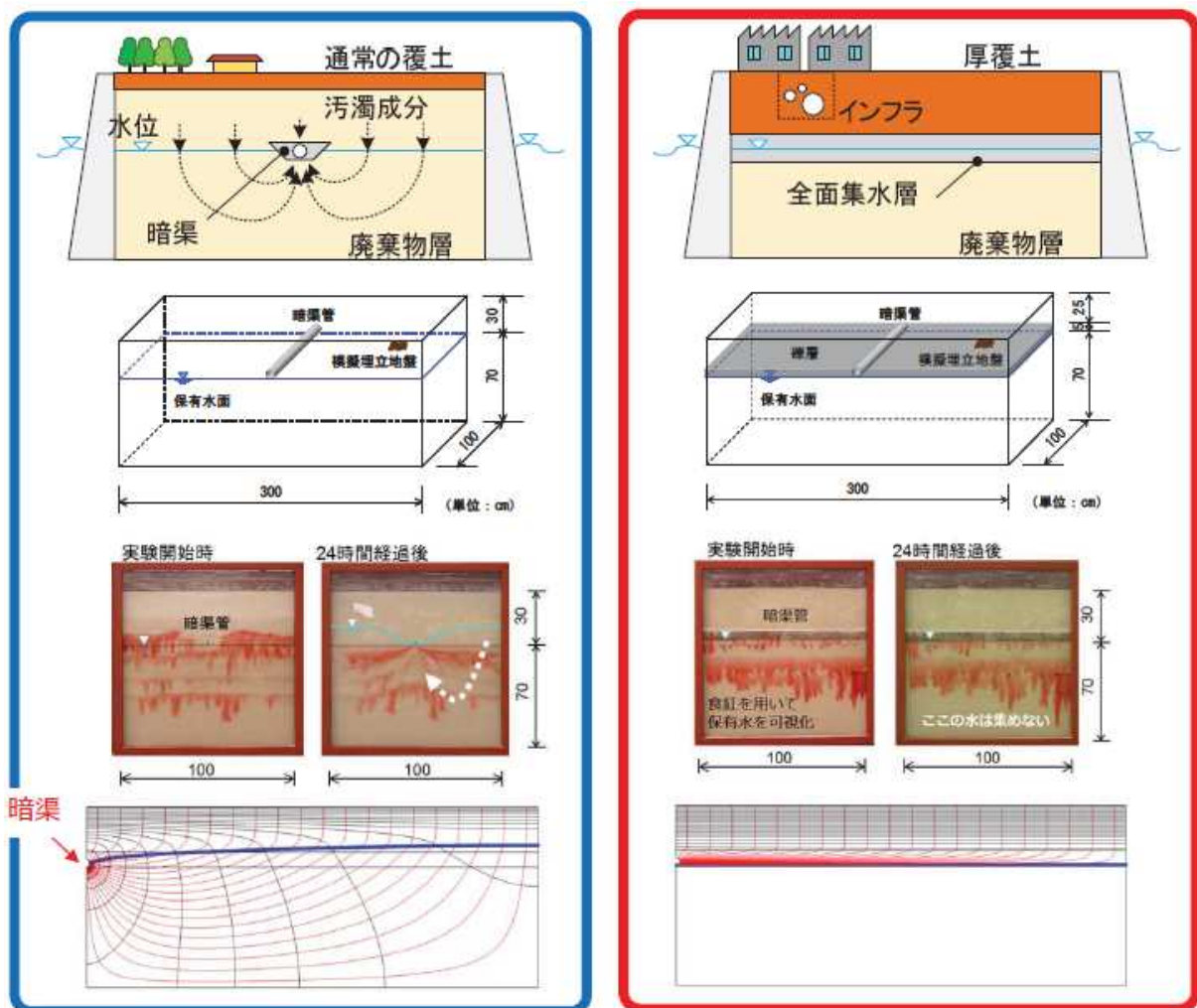


図 6-8 海面最終処分場における全面集水層の効果⁶⁾

(3) 廃棄物の分解・安定化に係る予測方法の例

廃棄物の分解・安定化に係る予測方法は、地盤や廃棄物の沈下、埋立ガスの発生量や性状、埋立廃棄物の温度、及び保有水等の水質に係る既存の研究事例等を参照して、当該最終処分場に妥当な方法を用いるとよい。

【解説】

廃棄物の分解・安定化期間を総合的に予測した事例はアンケート調査や文献調査では見当たらないが、沈下や地中温度、ガスの発生期間等をベースに個別に予測した事例は下記のような事例がある。

イ) 地盤沈下の経時的動向に係る予測方法例

a.過去の沈下経時変化動向から予測する方法¹⁶⁾

有機物を多く含む廃棄物埋立地の沈下量予測モデル化は 1970 年代から行われている。さまざまなモデルが提案されているが、代表的なものとしては以下のようなものがある。粘性土や砂質土を除く廃棄物の沈下量予測モデルは、埋立廃棄物の種類（特に、分解性有機物量や圧縮性の高い廃棄物量）、埋立廃棄物層内の雰囲気（水位や通気性等）によって大きく異なるので、どのモデルを使用するかは、当該埋立地の状況に照らし合わせて判断することが重要である。

① 一次元圧密モデル

$$S(t) = C_{CR} H_0 \log[(p_0 + \Delta p)/p_0] + H_0 C_{\alpha} \log[t/t_1] \quad (1)$$

ここに、 $S(t)$: 沈下量(m) H_0 : 初期埋立地厚さ(m) C_{CR} : 圧縮率(・) C_{α} : 二次圧縮係数(・)
 Δp : 荷重増加 (Nm⁻²) P_0 : 有効応力(Nm⁻²) t_1 : 二次圧縮開始時間

② Power Creep Law Model(経験式)

$$S(t) = H_0 \Delta \sigma M (t/t_r)^N \quad (2)$$

ここに、 M : 標準圧縮率(m²N⁻¹) $\Delta \sigma$: 圧縮応力(Nm⁻²) N : 圧縮次数(・) t_r : 基準時間

③ 双曲線モデル(経験式)

$$S = \frac{t}{\frac{1}{\rho_0} + t/S_{ult}} \quad (3)$$

ここに、 ρ_0 : 初期沈下速度(md⁻¹) S_{ult} : 最終沈下量(m)

(1)式は、一次圧縮と二次圧縮を足し合わせたものであり、(2)式は一定荷重下での一次圧縮の経時変化の近似式を表す。(3)式は土壌の沈下予測において最も多く用いられている。それぞれ、沈下量予測のためにはパラメーターを数値的に求める必要があるが、実際の適用においては片対数紙上に沈下量の経時変化をプロットして(すなわち、(1)式の第 2 項)、勾配の変化によって沈下がどの段階にあるかを判断するのが簡単である。

また、圧密理論や最終処分場の事例に基づいた沈下量の計算式としては、下記のようなものがある。

b.粘性土の圧密沈下量の計算¹⁷⁾

要素として切り出した土柱が圧力を受けて断面積一定のまま鉛直方向に一次元圧縮(粘性土の場合のように時間を要する場合を特に圧密という)された場合、土粒子は非圧縮性と考えられるから、体積変化は間隙体積の減少に起因していることになる。ある土柱の初期高さを h_0 、土が受けている現在の圧密圧力 p_1 の下における間隙比を e_n とし、圧密圧力が p_2 まで増加した時、沈下量 S だけ圧縮されて間隙比が e になったとすると、沈下量 S を間隙比 e の変化によって表現すれば、

$$S = \frac{e_n - e}{1 + e_n} h_0 \quad (4)$$

となる。したがって圧縮(圧密)前後の間隙比の変化を圧縮曲線 ($e - \log p$ 曲線) から読み取れば、沈下量を計算できる。廃棄物埋立地において遮水工が設置されている場合は、ボーリング等による廃棄物埋立地の底部地盤の間隙比の調査が困難であることから、廃棄物埋立地設置当初の初期間隙比を把握しておき、底部地盤の沈下量等から廃止時点での間隙比を推定することも必要となる。

なお、沈下の対象となる粘土層が厚い場合や有機質土の場合、二次圧密による長期沈下が生じることに留意しなければならない。

c. 砂質土の圧縮沈下量の計算¹⁷⁾

外部荷重の増加により砂質土に内部応力が発生した場合、鉛直応力増分 $\Delta\sigma$ と沈下量 S は対象層厚を H_0 とすると次式で推定できる。

$$\Delta\varepsilon_1 = \frac{(1+\nu)(1-2\nu)}{E(1-\nu)} \cdot \Delta\sigma \quad (5)$$

$$S = H_0 \cdot \Delta\varepsilon_1$$

ここに、

ν : 砂質土のポアソン比

E : 砂質土の弾性係数

$\Delta\sigma$: 増加応力

d. 廃棄物の沈下量の計算

廃棄物の沈下は、圧縮、圧密、分解等によって生じる。焼却残渣のように密度高く埋め立てられる廃棄物は、ほとんど沈下が生じないが、プラスチック等の弾性物や有機分を多く含む場合は、沈下が無視できない量となるので留意する必要がある。

廃棄物の沈下量を求める計算式は、埋立廃棄物の種類が雑多であることなどから、次に示すように、いくつかの式が提案されている。

① 東京都が用いた沈下予測式：最終沈下量の推定¹⁸⁾

$$S_f = \frac{C_c}{1 + e_0} \cdot H_0 \cdot \log \frac{p_0 + \Delta p}{p_0} \quad (6)$$

ここに、

S_f : 最終沈下量

H_0 : 廃棄物層の初期層厚

C_c : 圧縮指数

p_0 : 初期有効応力

e_0 : 初期間隙比

Δp : 有効応力の増分

- ② Sowers による予測式¹⁸⁾：沈下量は埋立処分後 2～3 か月間に起きる最初の沈下と、その後起きる二次圧密的沈下を加えた式

$$S = \frac{H_0}{1 + e_0} \left(C_c \cdot \log \frac{P_0 + \Delta P}{P_0} + \alpha \cdot \log \frac{t_2}{t_1} \right) \quad (7)$$

ここに、

S: 沈下量
 t_1 : 一次圧密に要する時間
 α : 二次圧密の間隙減少率
 t_2 : 沈下を考える時点までの時間

- ③ 東京都の体積換算係数を用いて算出する予測式¹⁸⁾

$$S = \left(1 - \frac{K(t)}{K_0} \right) H_0 \quad (8)$$

ここに、

$K(t)$: 任意時点の体積換算係数
 $V(t)$: 任意時点のごみの体積
 K_0 : 埋立当初の体積換算係数
 $K(t) = V(t) / M_0$
 M_0 : 廃棄物埋立重量(一定)

- ④ 腐食沈下を考慮した沈下予測式¹⁸⁾：廃棄物種別と腐食分解度との関係を用いて予測する手法
 最終沈下量 S_f は廃棄物層中に含まれる分解可能物の混入割合に等しいとする（例えば廃棄物層厚 1 m 中に 10 % の分解可能物が含まれている場合は $S_f = 10$ cm）

水面上の嫌気性埋立におけるセルロース系(紙類)とリグニン系(焼却灰中の可分解物)の分解速度は次式で示されている。

$$\text{セルロース系 } C_s = 8.34 t^{0.56} \quad (9)$$

$$\text{リグニン系 } C_R = 3.24 t^{0.74} \quad (10)$$

ここに、

C_s, C_R : 腐食分解度(%)
 t : 時間(月)

水面下の嫌気性埋立における分解速度は水面上の 1/10 であるとして次式で示されている。

$$\text{セルロース系 } C_s = 2.30 t^{0.56} \quad (11)$$

$$\text{リグニン系 } C_R = 0.65 t^{0.74} \quad (12)$$

- ⑤ 東京都の沈下予測式¹⁹⁾：即時沈下にその後の長期沈下を加えた式

$$S = m_v \cdot \Delta p \cdot H_0 + \frac{C_\alpha}{1 + e_0} \cdot H_0 \cdot \log t / t_0 \quad (13)$$

ここに、

t : 沈下を考える時点までの時間
 t_0 : 建設期間
 m_v : 体積圧縮係数
 C_α : 二次圧密係数

- ⑥ 大阪市の沈下予測式²⁰⁾：圧密・圧縮及び分解沈下を考慮した予測式
 ・圧縮及び圧密沈下

廃棄物層の空中部で圧密沈下、水中部で圧縮沈下が生じるものとする。

圧密による最終沈下量

$$S_f = \frac{e_0 - e_f}{1 + e_0} \cdot H_0 \quad (14)$$

沈下過程を表す圧密方程式

$$\frac{\partial \Delta u}{\partial t} = \frac{c_v}{m_v} \frac{\partial m_v}{\partial z} \left(\frac{\partial \Delta u}{\partial z} \right) \quad (15)$$

ここに、

e_0 : 初期含水比 e_f : 圧密終了時の間隙比
 Δu : 過剰間隙水圧 t : 時間
 c_v : 圧密係数 z : 深さ

Terzaghi の圧密理論では $c_v (= k/(m_v \gamma_w))$ が一定と見なしているが、(15)式は圧密中の m_v の変化を考慮している。なお、(15)式は差分法で計算することができる。また、即時沈下については圧密沈下に重ね合わせができるものとする。

・ 分解沈下

既述した(11)式及び下記の(16)(17)式を採用

$$S_f = \sum_{i=1}^n S_{fi} = L \sum_{i=1}^n P_{0i} \quad (16)$$

$$S = \sum_{i=1}^n \frac{C_{Si}}{100} \cdot S_{fi} \quad (17)$$

ここに、

S_f : 盛立て時点からの全層の最終分解沈下量
 S_{fi} : 盛立て時点からの i 番目の分割層の最終分解沈下量
 P_{0i} : 盛立て時点における i 番目の分割層の紙類の体積含有量
 L : 各分割層の厚さ
 C_{Si} : 各分割層の腐食分解度(%)

e.事例による沈下量

我が国の埋立地における沈下の測定事例として、図 6-9 に東京都の事例²¹⁾を示す。いずれも有機物を多く含む埋立地の事例である。縦軸は層厚 10 m 当たりの年間沈下量、横軸は時間である。海面処分場の事例では、年間沈下量が一定(2~4 cm)となるのに約 10 年を要している。

海面埋立てにおいては、海底地盤の沈下の方が大きく、10 m の焼却灰層の沈下量は 4 年間で 23 cm にすぎなかったとの測定結果も報告²²⁾されている。

また、圧縮試験から、焼却灰の軸ひずみは 15 年後においても 0.3%程度であるという結果¹⁹⁾もある (図 6-10)。

さらに、プラスチックを多く含む廃棄物の埋立現場においては、経過時間が異なる場所において試験を行った結果、8年を経過した場所の沈下速度は層厚 2.5 m 当たり 0.053 mm/day(19.3 mm/年)であり、15 %程度の沈下が生じていると推計²⁰⁾している (表 6-7)。

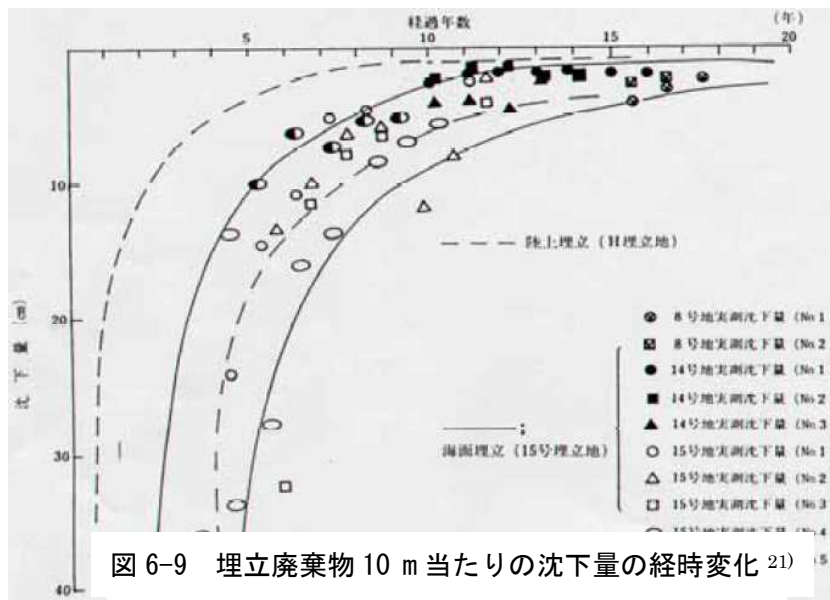


図 6-9 埋立廃棄物 10 m 当たりの沈下量の経時変化²¹⁾

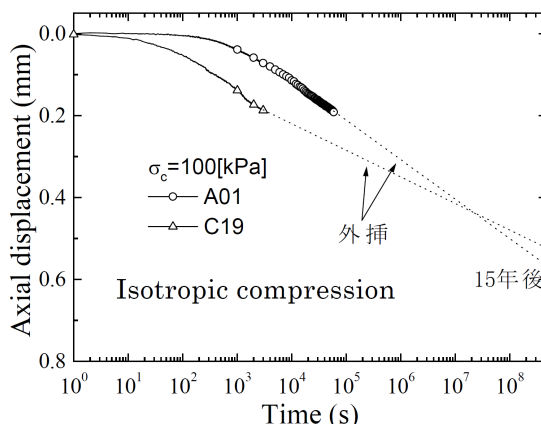


図 6-10 焼却灰の体積圧縮試験結果¹⁹⁾

表 6-7 プラスチックが多い埋立地の地盤特性試験結果²⁰⁾

		堆積直後 地盤	堆積後 1 年 地盤 ^{※7}	堆積後 8 年 地盤
廃棄物組成(重量比) ^{※1}		プラ 14%, 土砂 57%, がれき類 25%, ゴム皮革 1%, 金属 1%, 他 2% (各地盤ほぼ同様, 1 年地盤の値)		
湿潤密度 ^{※2} [乾燥密度]		1.17g/cm ³ [0.97 g/cm ³]	1.40 g/cm ³ [1.13 g/cm ³]	1.58 g/cm ³ [1.33 g/cm ³]
含水比 ^{※2}		21.3%	22.7%	19.4%
土粒子の密度試験 ^{※3} (室内)		未実施	2.14 g/cm ³	未実施
現場 間隙 率試 験 ^{※4}	廃棄物の実密度	2.48 g/cm ³	2.02 g/cm ³	2.20 g/cm ³
	ふけ率 (倍率)	1.41	1.98	2.26
	注水での容積減少	13.6%	未計測	16.0%
	間隙率 (間隙比)	61.2% (1.58)	51.3% (1.05)	39.6% (0.66)
空気間隙率 (比)		40.6% (0.68)	29.0% (0.41)	14.3% (0.17)
地盤沈下量計測結果 ^{※5}		30mm/(2.5m) (約 3 ヶ月間)	22mm/(3m) (約 3 ヶ月間)	1mm/(4m) (約 2 ヶ月間)
初期沈下速度 (層厚 2.5m 当たりの値)		1.083 mm/day (1.083 mm/day)	0.220 mm/day (0.183mm/day)	0.053 mm/day (0.033mm/day)
平板載荷 試験 ^{※6}	極限支持力 地盤反力係数	140kN/m ² 5.3 MN/m ³	230kN/m ² 13.0 MN/m ³	280kN/m ² 21.1 MN/m ³
キャスホル試験 ⁵⁾ Ia		3.7	6.1	9.7

※1：環境省告示環整第 95 号の方法 ※2：JGS1612 水置換による土の密度試験³⁾
 ※3：JIS A 1202:2009 土粒子密度試験⁴⁾ ※4：図 2 の現場間隙率試験法
 ※5：JGS1712-2003；沈下板を用いた地表面沈下量測定方法³⁾ (測定間隔:約 2 週間)
 ※6：JGS1521；地盤の平板載荷試験³⁾ (載荷板；φ 300mm。極限支持力は沈下量 30 mm の値。各ケースとも沈下量 30mm 以降も地盤の破壊現象は生じていない)
 ※7：沈下量は堆積後 1.5 年地盤の値

ロ) 発生ガスの経時的動向に係る予測方法例

a. 下水汚泥のガス化曲線に基づいた方法

近藤ら²³⁾は、ロサンゼルス埋立地における実験結果から、下水汚泥のガス化曲線をベースに廃棄物の分解半減期を推定し、東京都 15 号地埋立地の経年的ガス発生量を図 6-11 に示すように求めている。この事例も有機物を多く含む埋立地の事例である。

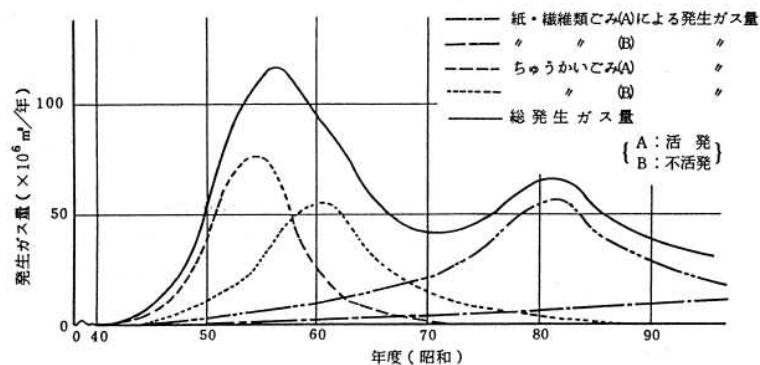


図 6-11 近藤らによる 15 号地埋立地のガス量予測例²³⁾

一方、伊東ら²⁴⁾は、近藤らの推定を中央防波堤内側埋立処分場にあてはめ、実測値からみて近藤らの試算の 1/3 程度の期間で廃棄物の分解が進行すると仮定して、図 6-12 のように推計し

ている。この結果によれば、埋立終了後 40 年程度でガスの発生はほとんどなくなるとしている。

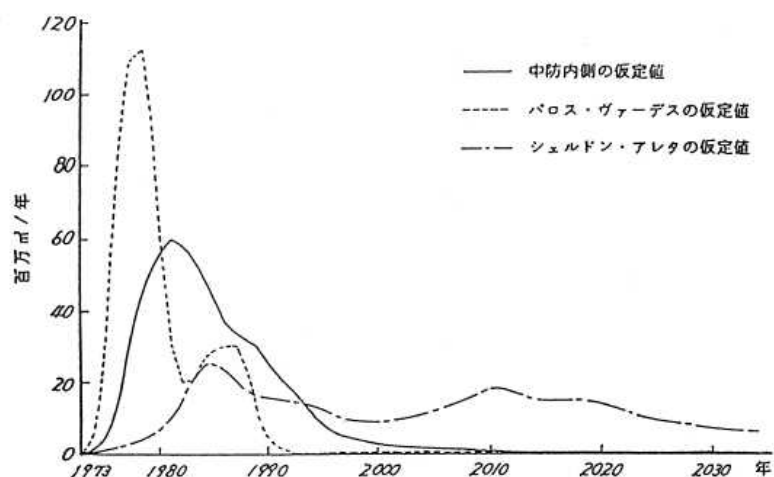


図 6-12 中央防波堤内側埋立処分場発生ガス量予測例²⁴⁾

また、新江東清掃工場の建設に当たっての調査結果では、近藤らや伊藤らの試算方法をベースに、実測データの追加によって分解期間等計算条件を見直し、14号地埋立地(夢の島)におけるガス量と濃度について図 6-13 に示すような試算結果を示している。これによると、メタンガス濃度が爆発限界の 5%以下となるのは、平成 37 年以降(埋立開始後 68 年、埋立終了後 58 年経過)としている。

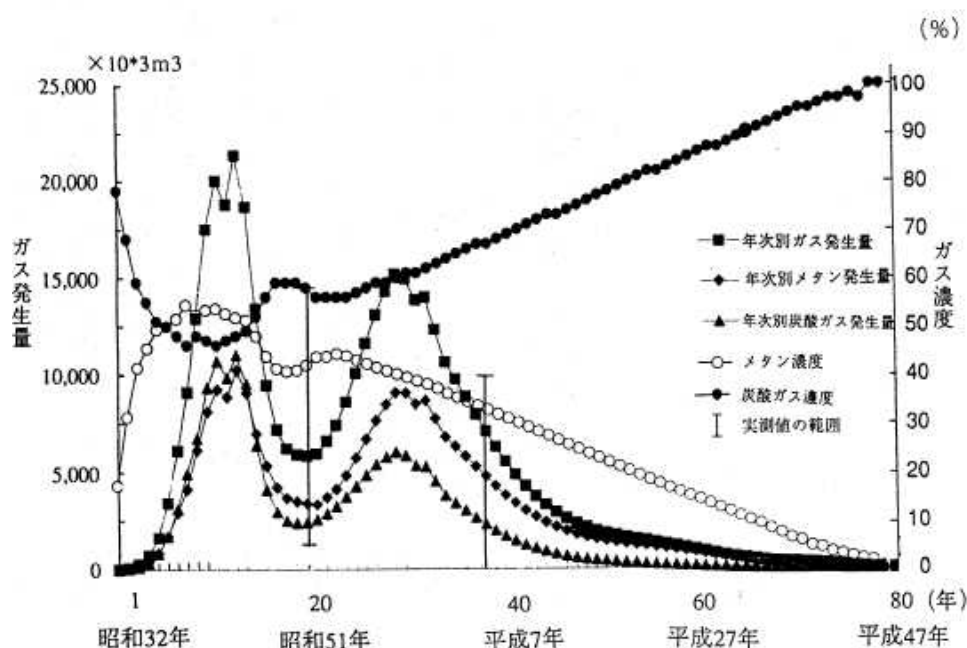


図 6-13 東京都 14 号地埋立地(夢の島)発生ガス量・濃度予測例²⁵⁾

これらの東京都における試算方法は、下記のとおりである。

① 廃棄物層内の分解性有機炭素量 $C = G \times IG \times \alpha \times \beta$

C : 廃棄物中に含まれる分解可能な有機炭素量 (t)

G : 埋立廃棄物量 (t)

IG : 熱しゃく減量 (%)

α : 分解性物質中の炭素分の割合 (TOC(=0.015)で代表させる)

β : ガス化率 ($\beta=50\%$ と設定する。)

② 総発生ガス量 $Q=1000 \times C \times 22.4/12$

Q : 総発生ガス量(m^3)

③ 年次別発生ガス量 $Q_i=1/2 \times Q \times R_i$

($R_i = \gamma_i / \sum \gamma_i$)

Q_i : 年次別の発生ガス量 ($m^3/年$)

R_i : 半減期までに発生する累加ガス量に対する i 年の発生ガス量比

γ_i : ピーク発生ガス量に対する i 年の発生ガス量比 (図 6-14 ガス化曲線参照)

$\sum \gamma_i$: 半減期までの累加発生ガス量比

④ 半減期

各予測結果に用いた半減期は、表 6-8 に示すとおりである。

表 6-8 東京都の各ガス推計における半減期²⁵⁾

項目	分解によるガス発生年数 ¹⁾					
	新江東工場予測		近藤らの設定		伊東の設定	
	半減期	全期間	半減期	全期間	半減期	全期間
厨芥類	3年	9年	9年	26年	3年	10年
紙・繊維類	12年	34年	36年	103年	7年	21年

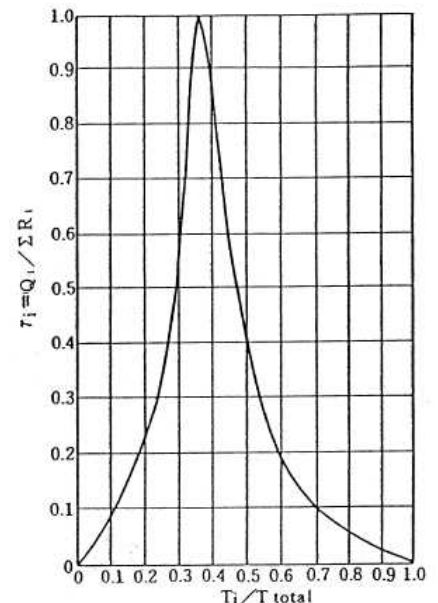


図 6-14 ガス化曲線²³⁾

⑤ メタンガス発生量

新江東清掃工場建設時の予測²⁵⁾では、図 6-15 に示す発生ガスの組成変化パターンから、下記のようにガス濃度を設定している。

○メタンガス

- ・好気性分解期はなしとする。
- ・埋立開始後 1 年目 : 定常期の 1/2
- ・IV期の定常期は埋立開始後 2 年目から 5 年間継続、メタンガス濃度 55 %
- ・埋立開始後 7 年目以降は醗酵減衰期、濃度は分解期間で比例配分

○炭酸ガス

- ・埋立開始後 1 年目 濃度 70 %
- ・IV期の定常期は埋立開始後 2 年目から 5 年間継続、CO₂濃度 45 %
- ・埋立開始後 7 年目以降は醗酵減衰期、濃度は分解期間で比例配分

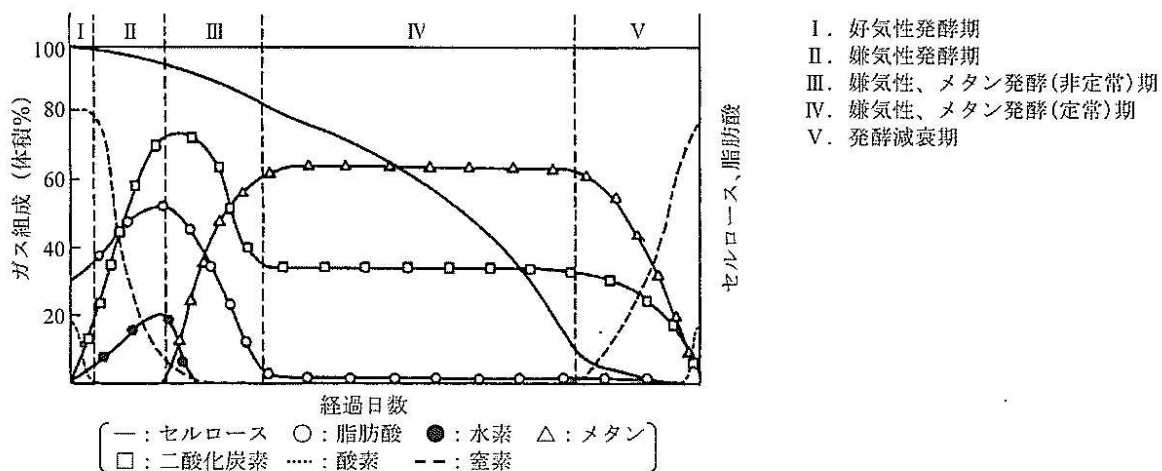


図 6-15 埋立地におけるガス組成変化パターン²⁶⁾

これらの推計は、東京都の可燃ごみ(厨芥類を含む)が埋め立てられた最終処分場の予測例であり、分解・安定化までに要する期間は、近年主流となっている焼却残渣や不燃物主体の最終処分場に比べて長期間になっているものと考えられる。

b. IPCC モデルを利用してガス発生期間を予測する方法

IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories (IPCC ガイドライン)に示される排出量推計方法で、埋立処分による温室効果ガス排出量の推計を行うものである。ごみの埋立処分により排出される温室効果ガスは、嫌気条件下で分解される有機性廃棄物から発生するメタンである。本モデルでは、数十年という期間をかけて徐々にメタンが大気中に排出される現象を模擬するため、一次分解(FOD)モデルを用いている。埋め立てた分解性炭素から発生するメタンの全排出量を求めた上で、一次反応式に従って全排出量を埋め立てた以降の年に割り振るという方法である。本来、IPCC モデルは厨芥類等の有機物を埋め立てた最終処分場に適用するものであるが、ここでは焼却灰等の埋立地に準用している。

本モデルの推計フローは、図 6-16 に示すとおりである。

ガス発生量推計に必要な条件として、大阪湾広域臨海環境整備センター泉大津沖埋立処分場で設定された条件を一例²⁷⁾として下記に示す。

① 廃棄物組成

年度別の埋立廃棄物量から、ガス発生に寄与する廃棄物を抽出し、分解性の違いから、「中位分解性グループ」と「易分解性グループ」に分類する。「中位分解性グループ」は焼却灰、燃え殻、ばいじ

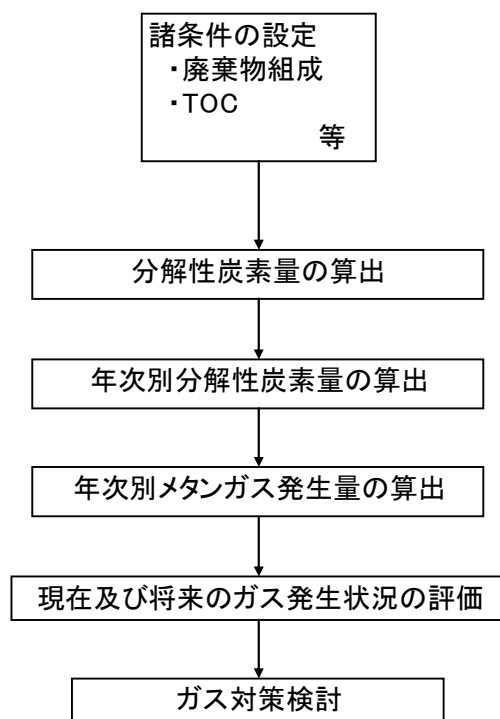


図 6-16 IPCC モデル推計フロー

ん、不燃物等からなり、「易分解性グループ」はし尿及び上下水汚泥からなる。

② TOC

TOCは、調査ボーリング試料の分析結果より、平均値の1.5%を採用する。

③ 分解性炭素量の算定

埋立てが行われた廃棄物から発生しうる分解性炭素量は、下記の式により算出する。

分解性炭素量 $DDOCm =$ 埋立廃棄物量 \times 分解性炭素含有率
 \times 分解可能割合 \times 好気性分解補正係数

分解性炭素含有率 ; TOC で代表させる
 分解可能割合 ; わが国ではガス化率にて代表(= 0.5)
 好気性分解補正係数 ; 海面処分場という条件を鑑み、嫌気性埋立地の係数 1.0 とする
 (管理されている準好気性埋立地の場合、係数 0.5)

また、上式で算出される分解性炭素量の全排出量を、下記の式に従い埋め立てた以降の年に割り振り、年次別の分解性炭素量を算出する。

年次別蓄積量 $DDOCma_T$ (ある年に蓄積する分解性炭素量)

$$DDOCma_T = DDOCmd_T + (DDOCma_{T-1} \times e^{-k})$$

$DDOCmd_T$; T年に埋め立てられる $DDOCm$ (分解性炭素量)
 k ; 分解の一次反応定数 ($k = \ln(2) / t_{1/2}$)
 $t_{1/2}$; 半減期 (下表のとおり。IPCC モデルでは、厨芥類等の易分解性廃棄物を対象としており、焼却残渣等の分解期間の設定はない。前年度のガス対策調査時の設定値を参照し、本検討においても同様の期間とした。)

	半減期	分解期間
易分解性廃棄物	9 年	26 年
中位分解性廃棄物	36 年	103 年

↓

年次別分解量 $DDOCm\ decomp_T$ (ある年に分解する分解性炭素量)

$$DDOCm\ decomp_T = DDOCma_{T-1} \times (1 - e^{-k})$$

なお、 $t \rightarrow m^3$ の単位換算時は、 $22.4(L)/12(g) = 1.0 \times 10^3 \times 22.4/12 (m^3/t)$ を用いる。

このように、ある年に埋め立てられた廃棄物における分解性炭素量は、埋立年数の経過とともに発生量変動すること、また、廃棄物の性状により半減期の設定が異なることから、埋立開始年別、埋立廃棄物の品目別に、それぞれ年次別分解性炭素量を算出し、それらの総計をとることで、ある年における分解性炭素量の総量を算出する。

④メタンガス発生量の推計

メタンガス発生量の推計量は、下記の式により算出する。

年次別メタン発生量 $\text{CH}_4 \text{ generated}_T$

$$\text{CH}_4 \text{ generated}_T = \text{DDOCm decomp}_T \times F \times 16 / 12$$

F ; メタン比率 (デフォルト値 0.5)

なお、 $t \rightarrow \text{m}^3$ の単位換算時は、メタンの気体の密度 0.717 kg/m^3 を用いる。

総ガス発生量の試算例を図 6-17 に示す。平成 14 年頃にピーク (約 215 万 m^3 /年) となり、その後減衰する。平成 20 年度又は平成 21 年度の年間推計発生ガス量は約 100 万 m^3 /年となり、これは約 3.0 mL/min/m^2 に相当する。

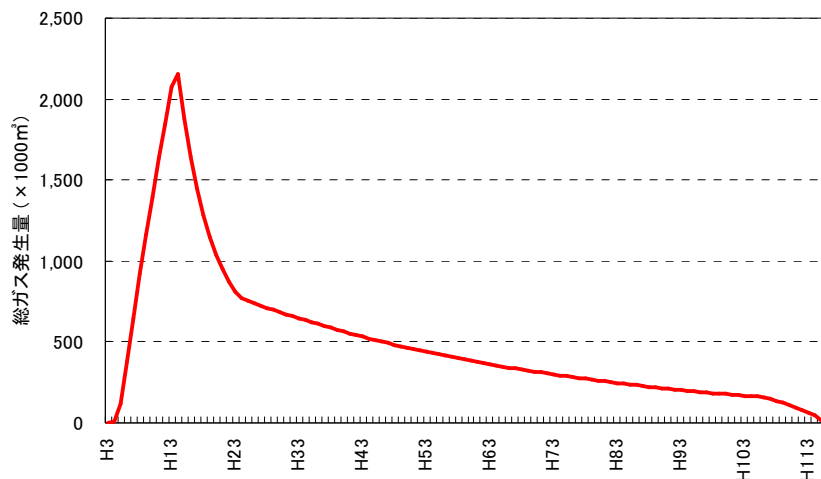


図 6-17 IPCC モデルによる泉大津沖埋立処分場総ガス量推計結果²⁷⁾

⑤ メタンガス発生量

泉大津沖埋立処分場では、水没している廃棄物の分解はほとんど進行しておらず、ガス発生量の予測においても水面上の廃棄物のみを分解に寄与するものとして推計することとしている。すなわち、ガスを発生する廃棄物は水面上の廃棄物のみであり、この部分はメタン等の測定結果からみても二酸化炭素濃度も高く、比較的好気の状態にあるといえる。

したがって、メタン発生量の推計に当たっては、好気性分解補正係数 (MCF) は、比較的管理された準好気性埋立地とみなすことができるものと判断して、0.5 を採用している。

また、IPCC モデルのデフォルト値では、分解性炭素 (今回の推計では TOC で代表させた。) のうち、実際に分解可能な割合を 50 % と設定している。これは、国際的には生ごみの埋立が多いことから、厨芥類の分解を前提として設定されているものと判断できる。我が国の埋立地では、焼却残渣及び不燃残渣が主体であり、TOC 成分の中にもプラスチック類等難分解性の成分が多い。

そこで、同様な廃棄物の埋立地における分解率は 5 % 程度であったことから、分解可能割合 (DOC_f) として、5 % を採用している。

さらに、埋立地から発生するメタンは、覆土内においてメタン酸化を受けるため、地表面から放出されるメタン濃度は廃棄物層内に比べ低下する。尼崎沖埋立処分場でのメタン酸化率の測定値は 14 % であった。したがって、メタンガス発生量の 86 % が地表面に放出されるメタンガス量とする。

以上の結果から算定されたメタンガス量を図 6-18 に示す。

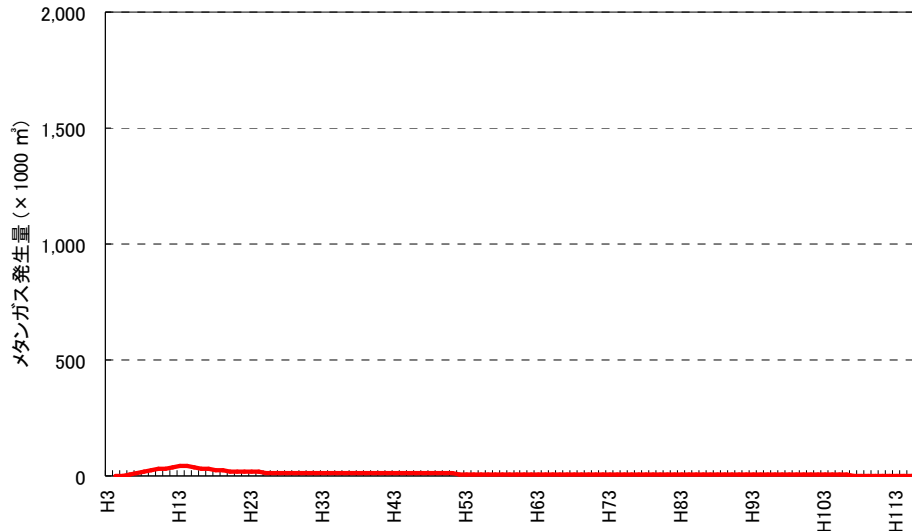


図 6-18 泉大津沖埋立処分場メタン発生量推計結果²⁷⁾
(MCF=0.5, DOCf=0.05, メタン酸化 14%)

⑥ 地表面メタンガス濃度

地表面メタン濃度は、フラックス調査結果で得られたメタンフラックスとメタン濃度の関係を用いて推計している。

フラックス調査で得られた両者の関係から得られた将来の地表面メタン濃度の推計結果を図 6-19 の図中に示す。相関が低く、メタン濃度も低いことから、この関係から外挿して求めたメタン濃度の精度は低いといわざるをえないが、今後の地表面付近におけるメタン濃度は 50 ppm 以下で推移すると予測している。

ただし、この地表面メタン濃度は、現状と同様に覆土表面からの放散が生じていることを前提としたものであり、舗装等でガスの放散を抑制すると、ガスが局所的に滞留して高濃度になることがあるので留意する必要があることも付記している。

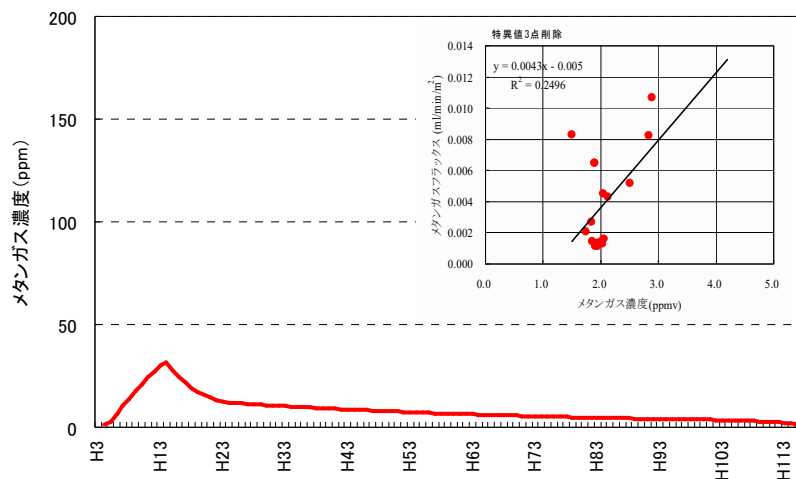


図 6-19 泉大津沖埋立処分場における将来の地表面メタン濃度推計結果²⁷⁾

c.過去の測定事例の経時変化動向から推計する方法

東京都の過去からの海面最終処分場を網羅的に調査して経時変化を解析した調査²⁸⁾では、各種の安定化指標の経時変化を図 6-20 のように整理している。

このうち、図 6-20 に示す孔内メタンガスの経時変化をベースみると、メタンガス濃度が爆発限界の 5%を下回るのは埋立終了後 20 年を経過した時点という。

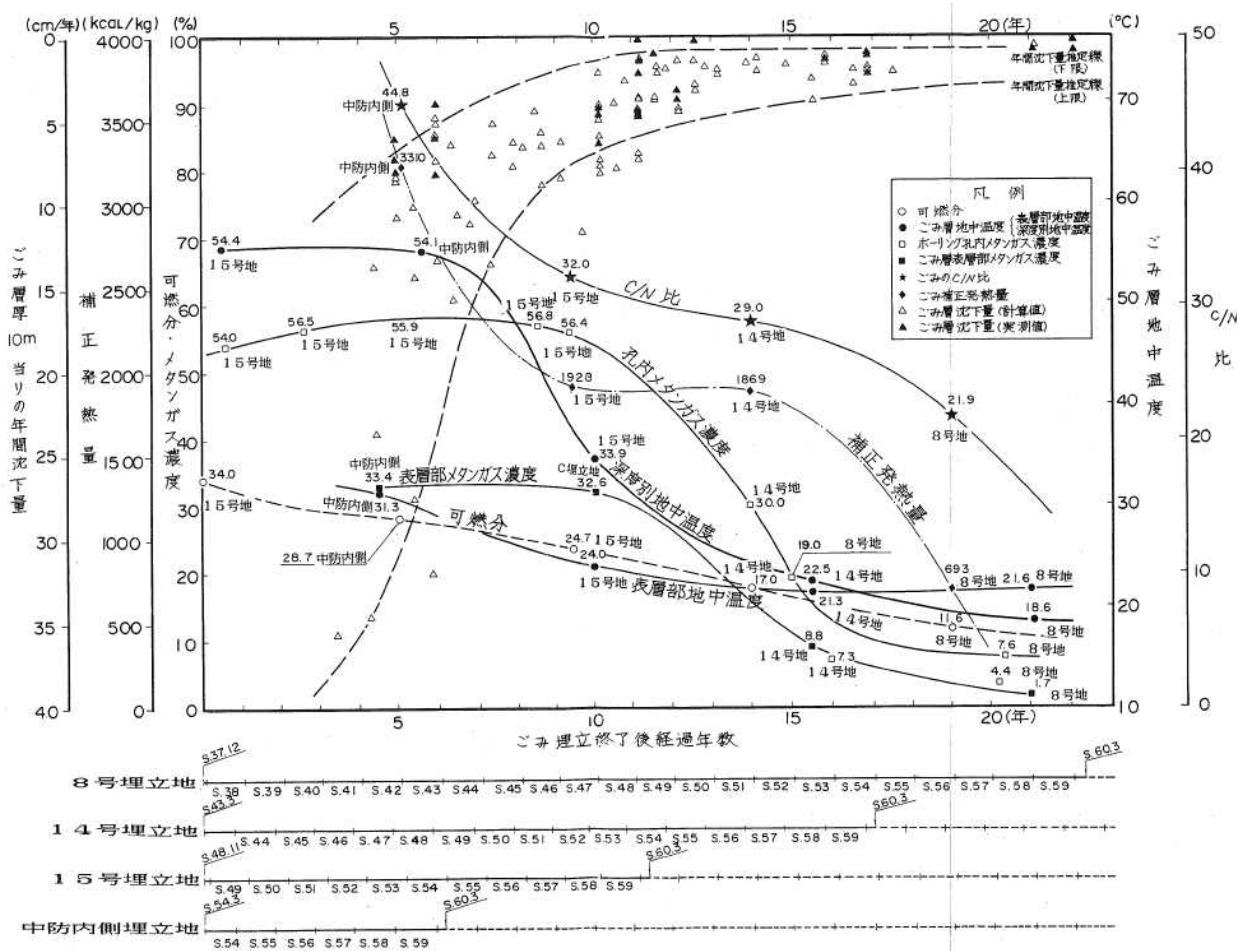


図 6-20 東京港の各埋立地の安定化指標の経時変化 28)

ハ) 廃棄物層内温度の予測手法例

なお、図 6-20 の廃棄物層内温度を抜き出したものが図 6-21²⁹⁾である。この図からは、埋立終了後 20~25 年で最高温度が 20 °Cを下回るといふ。

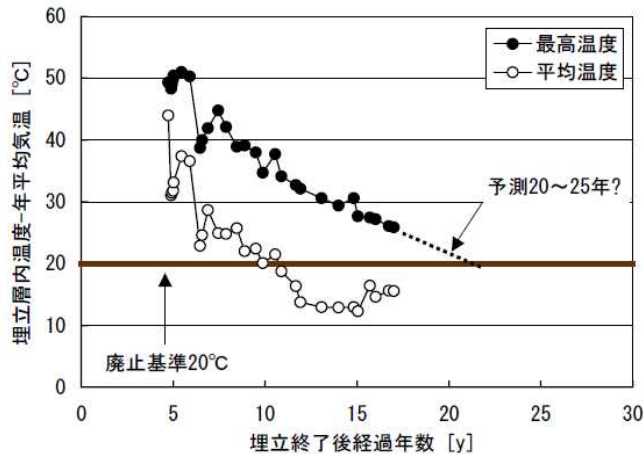


図 6-21 東京都海面埋立地における内部温度の経時変化例 29)

二) 水質に係る予測手法例

a. 内陸最終処分場の事例から予測する手法例

栗原³⁰⁾らは、廃棄物の埋立て終了後 10 年以上経過した最終処分場浸出水濃度の経時変化の事例から、埋立終了後 50 か月以上経過したあたりから、多くの水質成分でほぼ直線的な変化が確認できることから、埋立廃棄物内部の物質の流失過程を、下記の一次反応式に当てはめて考えることができるとしている。

$$-\frac{d[C]}{dt} = k[C] \rightarrow [C] = [C_0]e^{-kT}$$

ここで、**[C]**:成分濃度、**T**:経過時間(月)、**k**:速度定数

また、実測値から速度定数は、表 6-9 に示すような値を求めている。

表 6-9 内陸最終処分場における一次速度定数 k の例 (×10²)³⁰⁾

	H	K	S	T	F-T
EC	2.1	—	0.25	—	—
Cl	2.4	—	—	—	0.55
COD	1.5	0.92	—	2.3	0.42
TN	2.0	0.97	0.17	2.3	0.47
Mn	1.9	—	0.31	4.2	—
SS	—	0.90	0.17	—	—

b. 海浜地域の水没した最終処分場の事例から予測する手法例

田中ら³¹⁾は、北陸地方の海岸沿いに位置する産業廃棄物管理型最終処分場（埋立深さ 6 m、内水位は地表面下 0.5 m 前後とほとんど水没している。）における調査結果から、塩素イオン濃度や BOD 濃度等の経時変化が指数関数的に低下減少していることに着目し、次式の近似予測式を提案している。近似式の係数と各濃度の半減期を表 6-10 に示す。

$$[Conc] = a \cdot e^{-kt}$$

ここで、**[Conc]**:水質濃度(mg/L)、**t(mon)**:経過月数、**a(mg/L)**,**k(1/mon)**:係数

表 6-10 田中らの近似式の係数と各濃度の半減期³¹⁾

	a	k	半減期(mon)
Cl ⁻	9182.3	0.0195	35.5
Na ⁺	4742.6	0.0148	46.8
K ⁺	481.13	0.0132	52.5
EC	2086	0.0118	58.7
Ni	0.0938	0.0093	74.5
BOD	79.429	0.0112	61.9

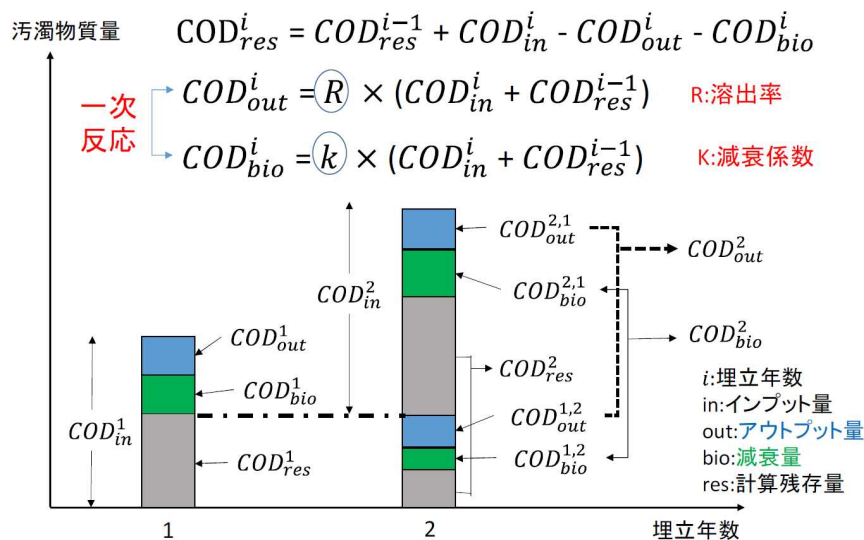
c.汚濁物質収支ボックスモデル

石井ら³²⁾は、同一中間処理施設から同一性状の廃棄物を埋め立てているクローズドシステム最終処分場とオープン型最終処分場における浸出水濃度の長期計測結果から、1年毎の水分と汚濁物質の物質収支をマクロ的にとらえ、下記のような収支式を求めている。

- ① 焼却残渣や不燃物が主体に埋め立てられていることから、汚濁物質として COD_{Mn}(以下、単に COD とする。)と塩素イオンを対象とする。
- ② 主たる安定化プロセスは洗出しとする。
- ③ 洗出しに加え、現地測定結果の誤差の説明要因として、微生物分解や他の物理化学的機構を考慮した減衰メカニズムも考慮する。
- ④ モデルの入出力条件は、
 インプット：埋立物質ごとの埋立量、埋立物質ごとの溶出ポテンシャル量
 アウトプット：浸出水量と浸出水濃度(残存ポテンシャル量と浸出水濃度の推測値)

⑤ モデルの内容 (図 6-22)

- ・ 1年目の溶出可能 COD 量：COD¹_{in}
- ・ 1年目の洗出し COD 量：COD¹_{out}
- ・ 1年目の分解等による減衰 COD 量：COD¹_{bio}
- ・ 1年目の洗出しと減衰により減少した後の残存 COD 量：COD¹_{res}
- ・ 1年目の埋立廃棄物残存 COD 量から2年目に洗い出される COD 量：COD^{1,2}_{out}
- ・ 1年目の埋立廃棄物残存 COD 量から2年目に減衰する COD 量：COD^{1,2}_{bio}
- ・ 2年目の洗出し COD 量：COD^{2,1}_{out}
- ・ 2年目の分解等による減衰 COD 量：COD^{2,1}_{bio}
- ・ 2年目の洗出しと減衰により減少した後の残存 COD 量：COD²_{res}



上図にて、R:溶出率(1/年)、k:減衰係数(1/年)

図 6-22 汚濁物質収支ボックスモデルとそのイメージ³²⁾

調査した2つの最終処分場において、実測値と計算値の差の二乗和が最小になるような溶出率 R を求めている。また、実残存ポテンシャルと計算残存ポテンシャルが等しくなるような減衰係数 k を求めている。

その結果、溶出率Rは、CODで0.010(1/年)と0.678(1/年)、塩素イオンで0.043(1/年)と0.114(1/年)であったという。また、減衰係数については、塩素イオンは水溶性であることから減衰はなく、CODは0.109(1/年)であったという。

ホ) 海面最終処分場の水収支計算例

タンクモデルによる水収支計算と実測値の検証例³³⁾を示す。

a. 残余海面の残っている海面最終処分場の水収支試算

1列3段タンクモデルを基本とし、流域の特性に応じてモデルパラメータを調整した。タンクは、1段目に陸域層、2段目に廃棄物層、3段目に内水タンクとした。(図6-23)

蒸発散量は陸域層、内水タンクから引き、当該タンクの水量が空になった場合に蒸発散は停止する計算を行った。内水タンクからの排水量は、排水処理施設実績値を用いている。評価地点として、保有水の水位観測地点と内水ポンド水位観測地点とした。

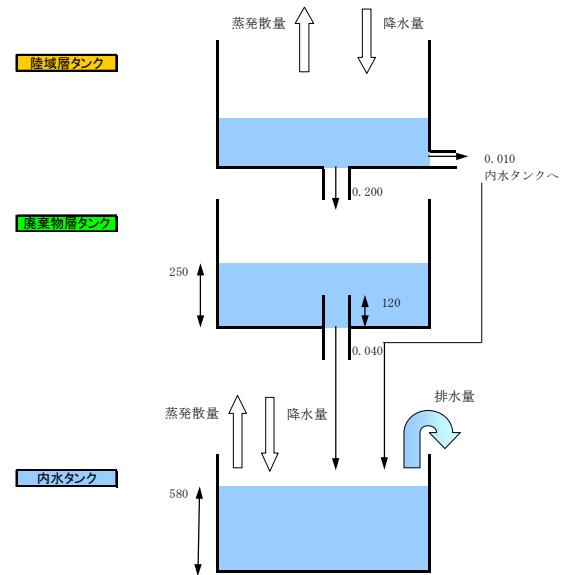


図 6-23 水収支計算タンクモデル

降水量は、排水処理施設による日降水量観測値(mm)を用いた。保有水位の水位変動の再現により得られた廃棄物層への涵養量の降水量に対する割合は、63%であった。

図6-24に陸域と内水の実測水位とタンクモデル計算水位の比較を示す。

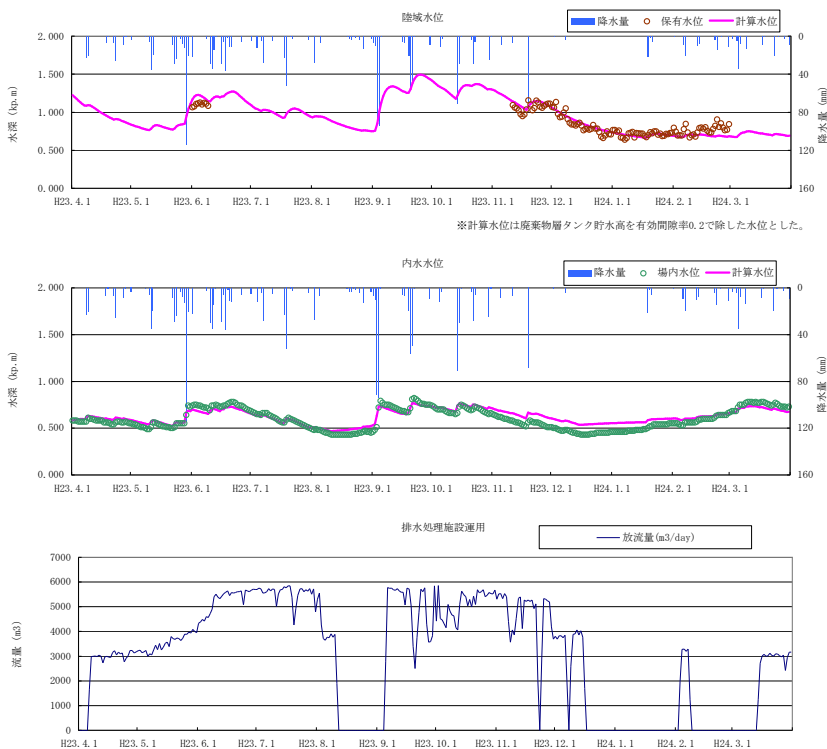


図6-24 保有水・内水の水位等の実績と計算結果の比較³³⁾

b.埋立終了（閉鎖）した海面最終処分場

タンクモデルは鉛直 2 段とし、第 1 段目のタンクは地表を表しており、降水量、表面流出量、涵養量を計算している。1 段目タンクの涵養量を 2 段目のタンクの入力として、2 段目は廃棄物層内を表している。2 段目のタンクは、涵養量、中間流出量、貯留水量を計算し、貯留水の水位を求めて、有効間隙率で除することで廃棄物層（多孔質体）の水位として算出した。（図 6-25）

最終処分場全体の涵養量は一定とし、地域（観測地点）による水位変動の違いは、地域の地下水流動機構（2 段タンク＝地下水タンクのパラメータ）が異なることによるものと考えた。

タンクモデルの入力データは、蒸発散量を無視した日降水データのみである。

保有水位の水位変動を再現した結果を、図 6-26 に示す。これにより得られた涵養量の降水量に対する割合は、2002～2010 年の 9 年間の平均でそれぞれ、73 %（A 処分場）、70 %（B 処分場）と計算された。

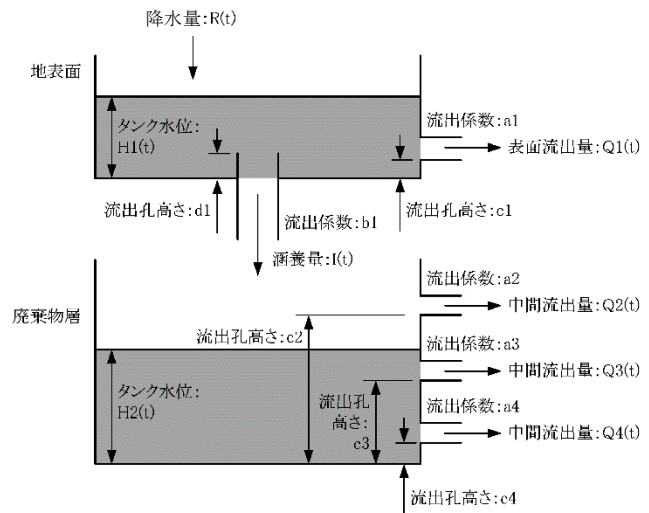


図 6-25 水収支計算鉛直 2 段のタンクモデル 33)

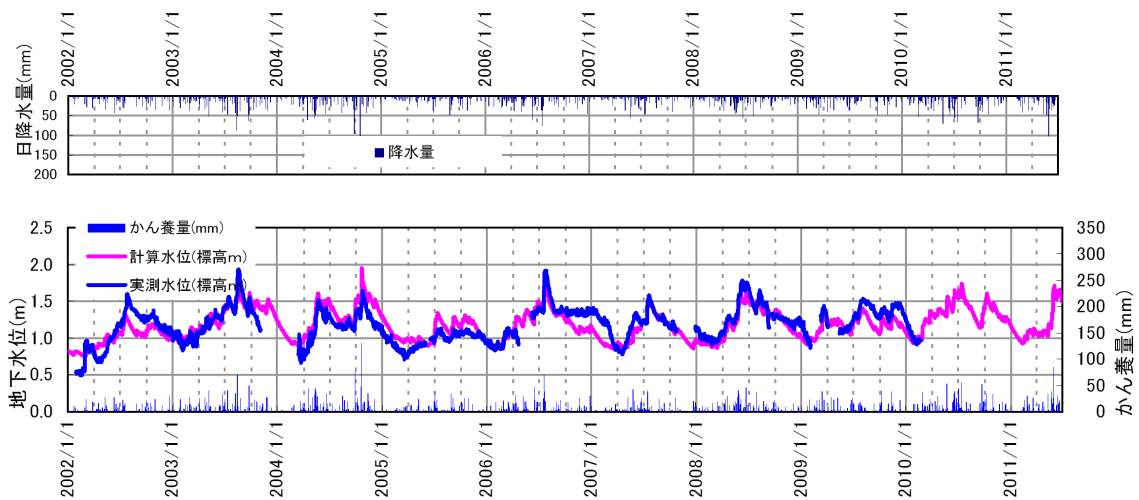


図 6-26 保有水の水位変動再現結果 33)