

■ 展 望 ■

都市ごみ・汚泥による人工ガス田

Artificial Gas Field by Municipal Solid Waste and Sewage Sludge

佐野 寛*
Hirosi Sano益田 信雄**
Nobuo Masuda

1. 日本のメタン発酵資源と利用の問題点

メタン発酵が特に高水分の有機物資源からのエネルギー回収に好適であることは原理的に明白である。そのため、下水汚泥の処理方法としても現在の焼却・埋立からメタン回収への脱却が検討されている。

日本においてメタン化できる湿性廃棄物の代表としては下水汚泥（初沈汚泥および余剰汚泥）と、都市ゴミ（特にその中の厨芥分）とが挙げられる。これらの物性は表1に示すように、高水分ほど真発熱量が低

表1 ゴミ・汚泥のエネルギー資源量
(厨芥は都市ゴミの内成分)

	都市ゴミ	厨芥	未脱 下水 汚泥
発生量kg/人・日	0.8~1	約0.3	0.8~1
含水分	50%	80%	90%
真発熱量Kcal/kg	1,300±500	約200	-200~+100
高発熱量	1,600±500	約800	270
日本産量10 ⁶ t/年	35	12	35
湿物石油換算/年	450万kl	24万kl	0
乾物石油換算/年	560万kl	100万kl	95万kl

く厨芥や汚泥は自燃限界（真発熱量>1,000Kcal/kg）に達せず、焼却は不経済となる。一方、メタン発酵は燃焼と異り水分による熱量損失がないので高発熱量（ほぼ乾物熱量に相当）のかなりの部分が回収できるので厨芥や汚泥はメタン資源の最適候補である。

資源量としては表1のように石油換算約200万klで驚くほど巨大ではないが、これらがもともと負担となっていたこととの出入りを考えれば大きいし、さらに

将来、似たような農畜産廃棄物・林産廃棄物（数倍の資源量が推定される。）の利用へ発展する可能性も期待できる。

しかしメタン発酵の普及がおこなわれているのは次のような弱点をかかえているためである。

1. メタン発酵反応がおそい。厳格には「終了点」がなく「見切り点」があるだけである。
2. 発酵対象物エネルギーのメタン転化率が50%弱であることが多い。
3. 前段の酸生成発酵で酸性化するとメタン菌が死滅するため、発酵が失調し易い。
4. 菌栄養のためC/N比、C/P比が制約される。
5. 消化残渣の廃棄・大地還元にも制限が多い。

これらの問題のうち、1・2・5は埋立地ガス（LFG, Landfil Gasの略）の手法により長期間発酵し残渣をそのまま大地に定着させることで大巾に緩和できると考えられ、本稿はその可能性について論ずる。

都市ゴミの構成材料（日本、1982）は図-1のように厨芥が三割近くを占め、メタン源として豊かに見える。しかし厨芥は水分が多いので乾物%としては8%くらいしかない。厨芥を全ゴミから分別するのは、スターダスト'80で開発された破碎分別装置の初段でよく、この第1選別グループには厨芥・木くず・土砂の9割と紙類の1/4が回収される¹⁾。紙類は約2/3が発酵性でありその厨芥への混入はメタン発酵の支障にはならない。厨芥を取り除かれたゴミは水分が激減し、原ゴミよりも良質の燃料となるので一挙両得でもある。

余剰汚泥は好気性菌がフロックとなって種々の有機物や土砂などを抱いたものである。水分は98%原液から水切り（90%）、凝集剤脱水（75%）まで処理しだいで変化するので乾物の成分を図-2に示した。メタン発酵にかけると、可溶性有機酸、易分解性有機物の順に

* 工業技術院大阪工業技術試験所5部燃焼化学研究室長
〒563 池田市緑丘1

** 大同特殊鋼(株)機械事業部プロジェクト室専門部長

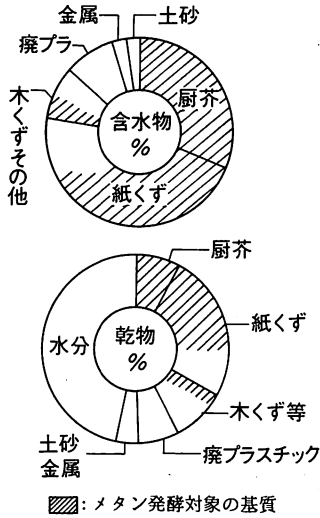


図-1 都市ゴミ構成物質の割合

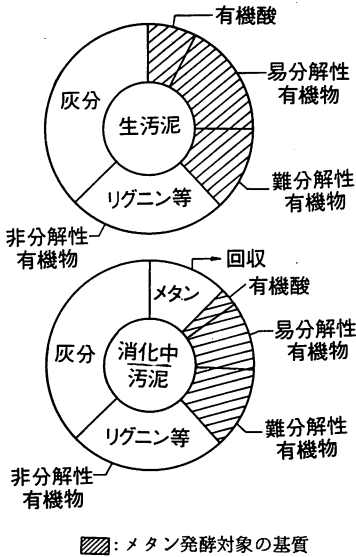


図-2 污泥成分の消化による変化概念図 (污泥乾物ベース)

逐次メタン転化して出て行く。超長期の埋立ガス田では難分解性有機物までがしだいに浸食利用される。

2. 外国の埋立地ガス (LFG) 状況

ゴミの埋立地から可燃性ガスが発生することは古くから知られていて、爆発の危険や臭気などが問題になっていたが、利用は第1次石油ショック (1974) 以後になる。

米国におけるゴミ埋立は図-3のような形態が普通で上方にガス抜きをつけて危険なガスを逃がし、あるいはフレアしていた^{2,3)}。これを集ガス精製 (脱水・脱硫・脱炭酸) して初の商業化をはかったのが Los

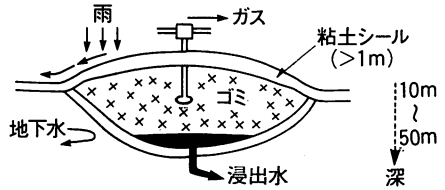


図-3 米国ゴミ埋立地の管理状態モデル

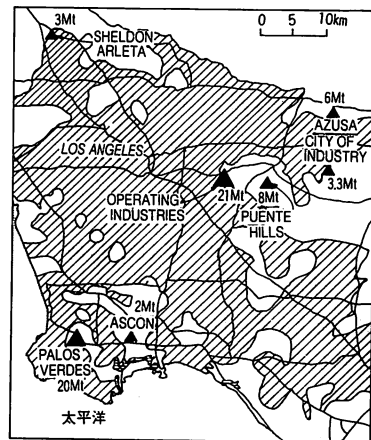
Angels 近郊 Palos Verdes 埋立地 (1975) であった^{4,5)}。しかしステンレスバルブの腐食などで挫折し、その後熱交換器を Incoloy や Inconel に変え 1977 年から再開^{6,7)}し、SOCAL GAS 社に供給されている。1978 年から一斉に欧米各埋立地で LFG 回収が着手され、DOE⁸⁾も LFG プログラムを推進し始めた。表 2 に主な例を挙げる。降雨量の少ない Los Angeles 付近に事例が密集していることが注目される (図-4)。

米国のゴミ組成 (図-5)⁹⁾ は日本とかなり異っている

表 2 米国の主要埋立ガス実施地

埋立地	着手年	ゴミ量	ガス量 (見込み)	用途
Palos Verdes	1975	18	22~60K m ³ /日	市ガス
Ascon	1978	2	18~40	工業
Azusa	1978	6	15~100	工業
Mt. View	1979	3.6	15~100	市ガス
Sheldon Arleta	1979	2.7	40~80	電力
Op. Ind. (Monteley)	1979	21	120~240	市ガス
Cinaminson, NJ	1979	2.3	8~30	工業
City of Industry	1980	3.3	15	工業
Fresh Kill, NY	1980	36~45	200	電力
Puente Hills	1981~	8	8	工業

Mt = 10⁶ t Km² = 10³ m³



MI: ゴミ埋立量(百万トン) ▲: ゴミ埋立地 ■: 市街地

図-4 ロスアンジェルス付近主要ゴミ埋立地

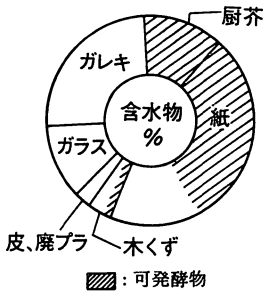


図-5 米国ゴミの組成例

て建材のガレキなど無機物が多くメタン発酵に適した厨芥分が少い。さらに地域によっては油田の泥などを投入 (Ascon¹⁰¹) しているものもあり発酵条件はあまり良くない。ゴミの水分の少なさ(約20%⁹¹)は重大な問題であって、メタン生成は水分70%以下になると急に阻害される(図-6)というデータ¹¹¹もあり、これはメ

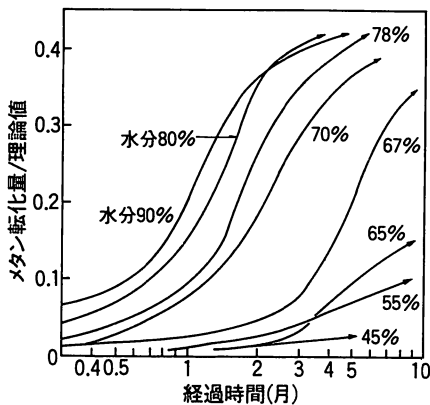


図-6 水分とメタン発酵速度(牛し尿)

タン菌の移動妨害・可溶化物移動妨害による局部酸敗などで説明されている。水分過少で空隙に空気が含まれ嫌気性発酵が妨げられることも一因で、ゴミを圧縮するとメタン収率は確かに向上する¹²¹。

LFGの質はメタン発酵槽から得られるガスと驚くほど変わらず^{6, 13, 14, 151} $CH_4/CO_2 \approx 6/4$ であってこれに空気が混入(ガス井が浅い場合に起る)するとその分だけ N_2 が増え、相対的に CH_4 分は薄まる。空気中の O_2 分は大体消費されて CO_2 に転換される。微量の有害不純物は硫化水素 (H_2S) で、原料ゴミ質により大巾に変動するが平均100ppmでいどである¹⁶¹。

LFGの発生量推定には次のような^{16, 171}値がある。

理論値	240~420	Nm^3/t ゴミ
回収可能量	120~200	
10年可収量	60~90	

精製脱炭酸後 30~45

LFG発生は一樣ではなく埋立封鎖後10~15年でピークとなり半減期は30年^{2, 91}とみられている。そんな事情で、LFGが経済的に成立する規模としてはゴミ量15万t/年(40万人都市)以上¹⁷¹またはゴミ蓄積量100万t以上²¹という線が見込まれている。

埋立地浸出液は高いN分・P分・CODを含み近隣地下水汚染源となることがある¹⁰¹。浸出水または下水処理系へ戻して処理するが、リサイクルして埋立ゴミに加えると良い結果が得られる¹²¹。

その他、仏¹⁸¹・独¹⁹¹・伊²⁰¹などでも埋立ガスの研究が進められ、日本でも研究開発が始まっている^{21, 221}。

3. 制御埋立による人工ガス田

米国におけるLFGの開発は、無制御埋立の後のいわば後始末であり、メタン発酵にとって不利な多くの要因(例えば水分不足、栄養分不足)を押し付けた上でメタン回収を試みるシステムとなっているため、多くの無理と無駄を生んでいる。そこでゴミ・汚泥処分の最適化とメタン発酵の最適化との出合いを探り、メタン回収に適したゴミ・汚泥処分方法が成り立つか検討してみる。

3.1 ゴミの分別投入

全ゴミの乾物組成(図-1)で明らかのように、廃プラスチックや金属など発酵材料とならないものを同伴することは土壤同化への障害となり、その見地だけでも原ゴミ埋立ては好ましくない。厨芥を中心に可発酵成分を回収するのは、残ゴミの水分を減少し良燃料化すると同時に埋立量も減らせるので分別された双方のゴミにとってメリットがある。分別法は基本的に先述の破碎選別法が良いが、「紙類」は発酵材料にも直燃材料にもなり得るのでどちらへ多く廻すかは設計側の方針しだいである。紙がリグノセルロースを含み難分解性であり非分解物も1/3ほど含有することを考慮すると、埋立容量が少い場合あるいはゴミ火力発電が高効率(今は10%でいど)化できる場合には紙を直燃材料とする方が有利になろう。

3.2 湿ゴミと汚泥の混合メリット

厨芥と汚泥の発生有機物量は表1のように接近しており、両者共に高湿分有機廃棄物であるので、メタン発酵適性の必要条件を満しているが細部では異っている。窒素NやリンPなどの栄養分については^{12, 23, 241}表3にまとめた。もっとも重要なN分については、最適レベルに比べて厨芥は低過ぎ、汚泥は高過ぎること

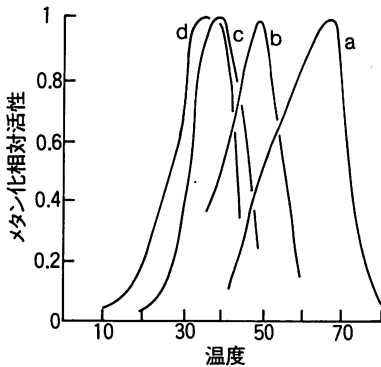
表3 窒素・リンの関連物質レベル

	C / N	C / P
発酵適性水準	15~20	約100
原 ゴ ミ	70~80	約 50
厨 芥	20~30	60~100
下 水 汚 泥	5~ 8	50~100
し 尿	2~ 3	30~100
消 化 残 渣	10~15	100~200

は明らかであり、混合メリットが期待できる。配合すべき汚泥が不足な場合はさらに高N分を含むし尿の配合がよいことも示唆される。ただし一定の混合比に馴養されたメタン菌群は混合比の転換ですぐ順応できないことを留意したい。

3.3 メタン発酵の適温

よく知られたメタン発酵温度域は35°(中温発酵)と55°(高温発酵)であり、それ以外ではメタン発酵は起きにくい、とする記述もある。しかし35°菌や55°菌が独立してあるのではなく、菌の馴らし方しだいで35°~55°に両ピークを持つメタン発生曲線も、極大のないならぬ発生曲線も作ることができる²⁵⁾。これはメタン菌が無数の種の連合軍から成っている(図-7)



- a: *M. thermoauto trophicum*
- b: *Methanosarcina* sp.
- c: *M. soehngenii*
- d: *M. arboriphilus*

図-7 各種メタン菌の適温域の例

ことを考慮すれば当然である²⁸⁾。常温発酵は35°発酵よりおそいが、それなりのメタン菌バランスを形成して最適化し進行する。むしろ維持されねばならぬのは高温よりも一定温である。メタン発酵にとって温度の変動は菌群の最適化を阻害する大きな要因となる²⁶⁾。さいわい地表の季節温度変化が20°以上ある所でも地下6mでは約2°、10mでは0.5°ほとんど差がなくなる²⁷⁾ので、埋立ガス田の温度一定化は容易である。

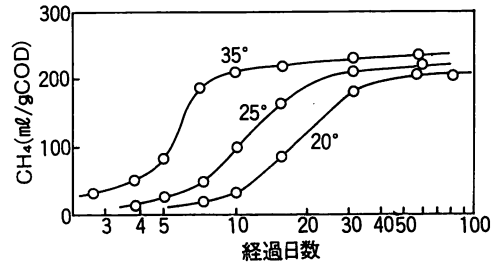


図-8 温度によるメタン発酵速度の変化 (搅拌バッチ槽)

温度低下によるメタン化速度の低下以外に、もしメタン転化率の減少が起れば資源化の立場から重大である。しかし図-8に見られるように10°低下で半反応期が約3倍延びるだけで反応限界の高さは変わらない。標準的な35°発酵に比べると年間平均気温(15~20°)相当の地下発酵槽は約10倍の所要時間と見つめられるが、埋立ガス田の場合はむしろ高濃度・高粘度による流動性欠除のための減速が問題である。

4. 環境バイオリクターの設計指針

有機物がメタンに転化するのには、一段ではなく次のような多段経路(図-9)による。

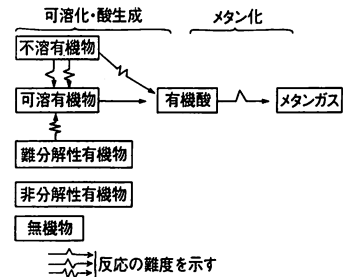


図-9 メタン発酵の主要な反応経路

初期は可溶性有機物(糖類)が速やかに有機酸に転化し、一方、有機酸を分解消費するメタン化はおそいので酸蓄積が起る。そのまま酸敗(pH<6)すればメタン菌が死滅しメタン発酵が失敗のケースとなる。

中期は酸生成・消費バランス期で、易分解性の不溶物(多くの蛋白、セルロース)などがゆっくり分解し有機酸発生とメタン化による有機酸消費が競合・バランスする。中和緩衝剤(石灰など)を入れておけば酸発生の行過ぎがあってもメタン発酵は失活しない。

終期、易分解物は消費し盡されて難分解物(リグノセルロースや菌体など)の分解可溶化が律速となる。有機酸は乏しくなりメタン菌は有機酸を「待っていて」

喰う状態、しだいに減速し終点はさだかでない。埋立ガス田の後期に相当する。

4.1 酸敗の制御

メタン菌群の活動域は pH 7 ± 0.5 と中性の狭い範囲に限られている。一方、有機酸塩緩衝液 pH は pH 5 ± 1 であるから有機酸塩による pH の安定化は頼れない。幸い、重碳酸緩衝液 (HCO₃⁻ / H₂CO₃) は pH 6.4 ± 1 を安定化する。ガス中に炭酸ガスは常に 1 / 2 気圧もあるので、通常はアルカリ (添加剤としては石灰) を有機酸中和量 + α だけ確保する。α は炭酸の部分中和に使われるアルカリ量である。汚泥のメタン発酵では多量の灰分が共存するので中和剤不足となるケースが少いが、ゴミは可溶性有機分が多く初期の急激な有機酸生成のため石灰を添加せぬ限り有機酸緩衝 pH (5 ± 1) まで低下しメタン発酵は不発となる。ゴミ埋立後、20年経過して発掘しても酢漬け (pickles) で原型を保っていた²⁹⁾ というケースさえもある。

アルカリ添加量は、有機酸量が系内で増減するので制御は難しい。有難いことに石灰を用いると過剰に入ったアルカリは不溶性の炭酸石灰として系外に去る。

スターダスト'80のメタン化サブシステムでは、有機酸生成とメタン化とを分離して図-10のようにそれぞれ

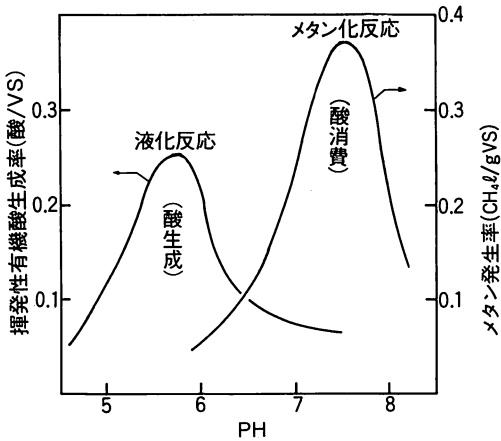


図-10 2槽メタン発酵の各最適 pH

れの最適 pH で行わせる³⁰⁾ことを提案している。液化の最適 pH (5.7) では、有機酸の約 8 割中和点に相当するのでやはり最適制御にアルカリ不要とはいえない。また埋立ガス田で地上の液化槽からの酸性液を注入して坑内で弱アルカリ性に保つ手段が難しい。

4.2 メタン発生速度の予測

1976年頃までの LFG 発生予測では10年後に第1回ピーク、40年後に第2回ピークと二つの山を持ち³¹⁾、

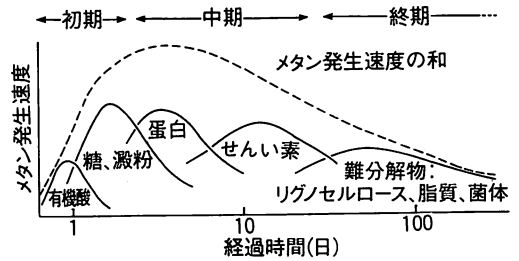


図-11 各種メタン源物質のメタン転化概念図

これが易分解性・難分解性基質に対応するとしていた。しかしその後の予測^{2,9,10)}でその区分は消え、単一の半減期 (約30年) が提案されるようになった。これは図-11に見るように易分解・難分解の物質はかなり連続的なものであり、また難分解物が終期 (難分解物の分解律速期) に急に分解が容易になる理由もあまり考えられないからである。

メタン発生速度は基本的には次式に従う。

$$\text{ガス発生速度} \propto [\text{有機酸}]_{\text{pH} \approx 7} \times [\text{菌体}]$$

実際上は全体の物質収支よりも最適 pH が維持できるか、菌体のある場所へ生成有機酸が補給できるか、が問題である。消化残渣は95%含水でも40CPの高粘度で、さらに固形分が多い場合、物質移動が律速になる可能性は大きい。ちなみに、図-12に現存する各種の

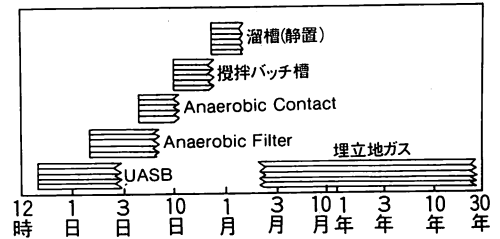


図-12 各種嫌気性発酵槽の所要時間

メタン発酵槽活動期を示す。埋立ガス田は、非攪拌・非交替・常温の不利のためもっともおそいが、物質移動が制御できれば静置溜槽の約10倍の時間に抑えられるであろう。

4.3 投入ゴミ・汚泥の制御

廃棄埋立では生ゴミ直投だったがメタン発酵条件に合わせた制御が必要である。しかし初期の急激な有機酸生成による一時的アルカリ需要に合わせての大量石灰投入は不経済と思われる。結局、初期の易分解物の激烈な嵐が過ぎるまで地上槽で制御管理し、「若い消化汚泥」としてから埋立地へ投入するのが安全・確実である。環境バイオリアクターを設計するには、投

入される基質の標準化が必要で初期の厨芥分解期の激変する条件に環境バイオリアクターを合わせるのには有利でない。

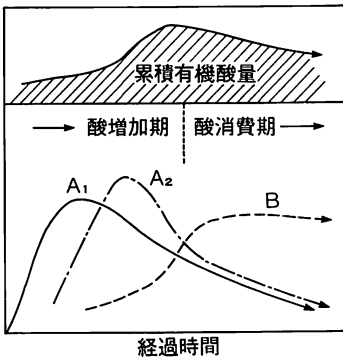
生ゴミ等がどこまで変化した段階で埋立地投入するかは重大な問題である。おそ過ぎれば単なる消化汚泥埋立となり LFG 回収量は激減するし、早過ぎれば酸敗・失活を防ぐことが難しくなる。難分解物質は全部埋立ガス田行きとしても、量の多い易分解物質をどこまで捨てるかが方針として設定されねばならない。

主要な含有物を分解し易さの順に並べてみる。

有機酸>糖、澱粉>蛋白、ヘミセルロース
>セルロース>菌体、リグノセルロース

初めの澱粉までは急速に分解して有機酸を生成するので、それと見合う速度でメタン化（酸消費）を進める制御はまず不可能である。したがってここまでは地上槽で管理し、ヘミセルロースやセルロース（量的に最も多い）分解ステップを地上/埋立に振り替えることで加減するのが妥当と考えられる。

易分解物のメタン発酵を経時的にモデル化した図-13で示すと、累積有機酸量がピークを越した時が、酸中



段階A₁: 高分子の可溶化分解（精、アミノ酸生成）
段階A₂: 有機酸生成への分解
段階B: メタン転化

図-13 易分解物質のメタン発酵の各段階速度経時変化（基質=炭水化物、蛋白）

毒の恐れがなく埋立投入許可点としてよい。

4.4 バイオリアクター管理

地上槽は全メタンの1割から2割を小さな装置で発生する。濃厚な可溶物を含む場合はスターダスト型第1槽（酸生成槽）となることを避けられないのでその場合は濃厚酸液を分離して保存し、pHの許す範囲で少しづつ注入するか、または図-13の迅速な発酵法（石灰投入は必要）を採用して酸の大部分をメタンに転化してから注入することになる。

主たるリアクター、埋立ガス田はこうして酸敗失活からは守られるが、一種の静置槽であるため反応基質の移動や菌体の移動が進みにくい。バイオリアクターとしては従って水分は多い方が流動性を確保できて望ましいが一方、埋立地の安定化や浸出水公害防止など環境のためには水分が少い方が望ましいという矛盾をかかえている。解決の指針としては次の吸引井/押込井併用が提案される。

埋立ガス田の周辺部に定間隔で配備されるガス吸引井から、随伴する浸出液（またはスラリー）をも吸引しこれを別置した圧入井からリサイクルする。液リサイクルはメタン発生促進に有効¹²⁾であり、さらにpH管理やNPKなど栄養補給のチャンスバイオリアクターに与える。可溶性基質のガス田内移動も促進され、資源の使い盡しが期せられる。またメタン発酵最適の揮発性有機酸濃度300~2,000ppmからどのくらい低下しているかを見てガス田寿命を定量的に予測できる。

4.5 埋立ガス田の終結

環境バイオリアクターは最終的に環境に融合することが必要である。海洋埋立の場合にはそれが国土造成になって行かねばならない。理論的には、ガス発生の減衰曲線がゼロになるのは無限大で、待つわけには行かない。ガス量が減り、吸引浸出液もBODが減少して来ればこれを再圧入する意義もなくなってくるわけで圧入井を閉鎖し、N・P・Kに富んだ肥料液として地表かんがい用にする。そのためには当初から地表を農林地化しておくべきだし、また選別ゴミ中に水銀やカドミウムなどが入らぬよう、乾電池の排除を徹底しておくべきである。浸出液のCODが非常に高い場合³²⁾はオゾン処理により芳香族有機物を破壊³³⁾して脂肪族化しBODに変換して再圧入する必要がある。吸引井はガスがほとんど出なくなってもかんがい井として長期に汲み出しをつづけ、水抜きをはかって行く。なお重金属汚染度の極度に低い良質の消化汚泥は、安定化した液肥としてコンポスト同様に需要が開拓でき、その場合は最終的に埋立地造成でなく再び環境バイオリアクターとして使うことになる。

参考文献

- 1) 咲山忠男, 産業公害, 15-4, 297 (1979)
- 2) R. C. Eberhart, L. L. Green, Proc. Bio-Energy World Congr. Expo., 150 (1981)
- 3) K. D. Smith, Biogas Alc. Fuels Prod., 121 (1980)
- 4) F. C. Rice, Symp. Energy Biomass Wastes, 1978, 345 (1978)

- 5) E. J. Daley, K. Jones, Public Works, 111-11, 74 (1980)
- 6) C & EN, Aug. 28, 25 (1978)
- 7) F. C. Rice, Energy Biomass Wastes IV, 267 (1980)
- 8) M. L. Wilkey, Biogas Alc. Fuels Prod. (1980)
- 9) E. J. Daley, I. J. Wright, R. E. Spitzka, Biomass as a Nonfossil Fuel Source, 279, 1981 Am. Chem. Soc. ACS Symp Ser (144) (1981)
- 10) G. M. Kaszinski et al., US DOE Rep (ANL-CNSV-TM-86) 61p (1981)
- 11) W. J. Jewell et al., "Anaerobic Digestion" p.156, Elsevier (1981)
- 12) G. W. Schirra, T. E. Sharp, D. C. Nielson, US DOE Rep (ANL-CNSV-TM-73) (1981)
- 13) S. C. James, C. W. Rhyne, Symp. Energy Biomass Wastes 1978, 317 (1978)
- 14) P. R. Stearns et al., Symp. Energy Biomass Wastes 1978, 325 (1978)
- 15) A. A. Alzaydi, Energy Resour. Conserv. Relat. Built Envir., 1, 531 (1980)
- 16) DOE US Rep(DOE-IR-5106-T-47), (1980-12)
- 17) J. Pacey, Biogas Alc. Fuels Prod., 162 (1980)
- 18) J. P. Lasneret, C. Mouton, C. R. Congr. Ind. Gaz, 1981, 98th, 356
- 19) G. Rettenberger, Res Recovery Solid Wastes, Proc. Conf., 1982, 435; G. Rettenberger, VDI Ber., 459, 17 (1982); H. Fleck, ibid., 459, 25 (1982); O. Sillah, F. K. Boese, ibid., 459, 29 (1982)
- 20) A. Vanni, A. Esposito, Res. Recovery Solid Wastes Proc. Cont., 1982, 435
- 21) 資源エネルギー庁地域エネルギーF S補助金, 東京都新木場15号埋立 (1983)
- 22) 福山丈二, 本多淳裕, 山田浩一;"埋立処分地におけるガス発生状況の評価"(1982)
- 23) J. Morfaux et al., "Anaerobic Digestion" p.187, Elsevier (1981)
- 24) 本多淳裕;"廃棄物のメタン発酵" p. 45, p. 60 サイエンス社 (1980)
- 25) 同上, p. 46 および p. 51
- 26) 益田信雄, 佐野寛; 燃料及燃焼, 投稿中.
- 27) 大串哲郎; エネルギー・資源, 4-3, 79 (1983)
- 28) K. Ingvorsen et al., "Anaerobic"Digestion"p. 45, Elsevier (1981)
- 29) B. C. Liptak "Environmental Engineers Handbook vol. III, Land Pollution" (1974)
- 30) 奥村英明, 石塚俊明;"81バイオマスと新エネルギー開発会議" 4-5-5 (1981)
- 31) Los Angeles 市衛生研究計画局"Estimation of the Quantity & Quality of LFG from Sheldon-Arleta Sanitary Landfill" (1976)
- 32) 建設省土木研"下水汚泥の海洋還元と海域埋立処分に関する調査" (1980)
- 33) 野田修司ら; 島根県立工業技術センター研究報告 No.19, 28 (1982)

