

(33) 生ごみと下水汚泥の同時嫌気性消化システムの LCA による評価

Evaluation of Anaerobic Co-digestion System of Sewage Sludge and Garbage
by Life Cycle Assessment

渡辺 勇*、小松俊哉**、姫野修司**、藤田昌一**

Isamu WATANABE*, Toshiya KOMATSU**, Shuji HIMENO**, Shoichi FUJITA**

ABSTRACT ; Anaerobic digestion of garbage using sludge digesters in sewage treatment plant is expected to be an effective energy recovery method from garbage. In this research, we tried to evaluate anaerobic co-digestion system of sewage sludge and garbage by Life Cycle Assessment. We presumed the city population to be 200,000 and compared five scenarios for garbage treatment : I incineration, II incineration after co-digestion (treatment ratio of garbage 30%), III incineration after co-digestion (treatment ratio of garbage 80%), IV composting after co-digestion (treatment ratio of garbage 30%), V composting after co-digestion (treatment ratio of garbage 80%).

As categories for evaluation, we set up the cost, amount of energy consumption, and emission of CO₂, NO_x, SO_x, dioxins, heavy metals. As a result, there was no remarkable difference between scenarios in cost. We integrated the environmental impact categories by the Distance to Target method. The scenario V was the most excellent in this evaluation method. It is concluded that the anaerobic co-digestion system is effective in the case when treatment ratio of garbage is high and composting after co-digestion is carried out.

KEYWORDS ; anaerobic co-digestion, sewage sludge, garbage, Life Cycle Assessment,
Distance to Target method

1. はじめに

我が国では、生ごみをはじめとする有機性廃棄物のほとんどが焼却処理されてきたが、焼却にともなうダイオキシン類発生や最終処分場の逼迫等の問題から、新しいリサイクルシステムが模索されている。さらに、最近になってバイオマスの利活用の推進をはかる法整備も進められ、容器包装リサイクル法施行後、可燃ごみ中の生ごみの割合が増加していることなどから生ごみの資源化処理への期待が高まっている。その中でも、メタン発酵処理はエネルギー回収、発酵物肥料価値の向上が高く評価され、循環型処理技術として注目されている。しかし、メタン発酵処理施設はまだ普及率が低いために建設コストが焼却施設に比べ割高とされており、また生ごみ単独では微生物の栄養バランスの問題でメタン発酵が困難と考えられる。それに対して、下水処理場は下水道普及率の上昇とともに増加しており、全国各地に存在する。そこで、生ごみを単独でメタン発酵する問題点を既存の下水処理施設を利用することで解決し、生ごみを分別処理することで可燃ごみの焼却効率を上げ、生ごみの有効利用にもなる生ごみと下水汚泥の同時嫌気性消化システムはその有効性が確認されている¹⁾²⁾。しかし、これまでに生ごみ単独のメタン発酵³⁾⁴⁾や下水処理システムに関する LCA の研究例^{5)~8)}はあるが、同時嫌気性消化システムを対象とした LCA は研究されていない。また、LCA の研究に

*長岡技術科学大学大学院環境システム工学専攻 (Graduate Student of Civil and Environ. Eng., Nagaoka Univ. of Tech.)

現 (株) 環境技研 (群馬県) (Kankyogiken Corporation)

**長岡技術科学大学環境・建設系 (Dept. of Civil and Environ. Eng., Nagaoka Univ. of Tech.)

においてもコスト、エネルギー消費量を扱った研究が多く、環境影響評価を行った研究は少ない。そこで本研究では、同時嫌気性消化処理システムを LCA 手法によって、コストおよび環境負荷の面から定量化（インベントリ分析）し、さらに重み付け手法を用いて環境影響の統合評価を試み、生ごみと下水汚泥の同時嫌気性消化システムの有効性を検討した。

2. 検討条件

2.1 シナリオと評価範囲

本研究では例として人口 20 万人の都市を想定した。図 1 に示す 5 種類（1：全量焼却、2：同時嫌気性消化（生ごみ分別回収率 30%）＋焼却、3：同時嫌気性消化（生ごみ分別回収率 80%）＋焼却、4：同時嫌気性消化（生ごみ分別回収率 30%）＋堆肥化、5：同時嫌気性消化（生ごみ分別回収率 80%）＋堆肥化）のシナリオを設定して、ごみの収集から処理施設の建設、運転、最終処分までを評価範囲とした。なお、同時嫌気性消化シナリオ（2、3、4、5）についても可燃ごみの焼却を含んでいる。対象とするごみの素材割合は文献⁹から容器包装以外とし、可燃ごみ 119t/日（生ごみ 46t/日）の排出量とする。比較する対象は可燃ごみ 1t の処理とし、処理するごみの元素含有率は文献¹⁰の紙類、布類から表 1 のように設定した。

従来の LCA では原単位整備の問題から評価項目をコスト、エネルギー消費量、CO₂ 排出量に限られてきたが、本研究では環境負荷として酸性化物質（SO_x、NO_x）排出量、埋立地消費量、有害物質（ダイオキシン類、重金属類）排出量の定量化も試みた。これらの環境負荷項目の選択根拠は同時嫌気性消化システムによって効率的なエネルギー回収が行えることが期待できるためにエネルギー消費量、CO₂ 排出量、酸性化物質を選択した。また、我が国では、埋立地逼迫が深刻な問題となっているために埋立地消費量を選択した。そして、ダイオキシン類の基準値が平成 14 年 12 月から施行されるなど、焼却によるダイオキシン類排出が懸念されていることや生ごみを嫌気性消化することによるダイオキシン類排出抑制が期待できると考え、ダイオキシン類を選択した。重金属類については消化汚泥を堆肥化して使用する際に重金属類の農地への排出が懸念されることから重金属類の人間への毒性を考慮する必要があると考えた。

表 1 計算に用いたごみの元素含有率

元素	含有率	
	可燃ごみ（生ごみ以外）	生ごみ
C	0.4327	0.4272
H	0.0623	0.0578
N	0.0033	0.0249
O	0.4225	0.3357
揮発性 Cl	0.0039	0.0003
残留性 Cl	0.0007	0.0027
灰分	0.0742	0.1504
水分	0.2900	0.8500
固形分	0.7100	0.1500

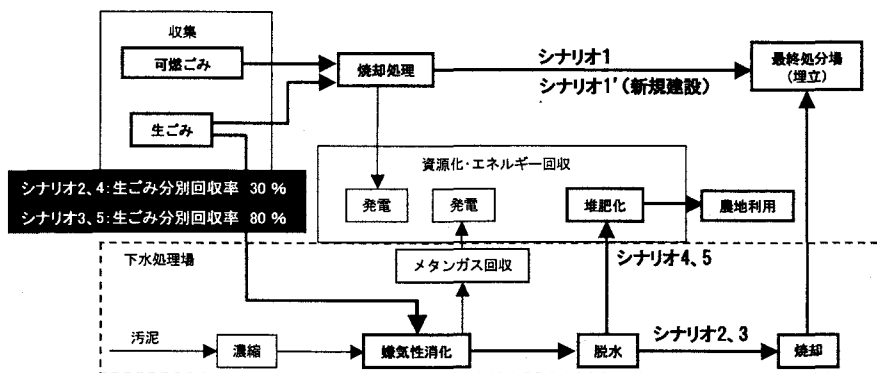


図 1 評価対象とした各シナリオのシステムフロー

2.2 各プロセスの検討条件

2.2.1 収集、搬出

全量焼却するシナリオ 1 では週 3 回収集することとした。生ごみを 30% 回収するシナリオ 2、4 は週 1 回生ごみだけを回収し、2 回は混合ごみを収集することとした。生ごみを 80% 回収するシナリオ 3、5 は週 2 回生ごみだけを回収し、週 1 回混合ごみを収集することとした。80% という設定は住民が全面的に協力した場合に 80% という値も可能であると考えた。収集には 2t パッカー車（ディーゼルエンジン、燃費 0.2L/km）を用いると

想定し、搬出車として、8t ダンプ車（ディーゼルエンジン、燃費 0.35L/km）を用いることを想定した。走行距離については焼却施設、下水処理場、堆肥化施設は隣接するものとして収集場所（ごみステーション）から 10km、埋立地、堆肥売却施設は焼却施設等から 15km 離れていると設定した。

2.2.2 焼却

ストーカ炉を 2 基とし、ボイラによる発電で電力回収を行うものとする。ボイラによる発電はごみの低位発熱量とごみの燃焼熱の回収率（0.7）から回収熱量を算出し¹⁰⁾、復水タービン（発電効率 0.246）を用いて発電するものとした。ごみ中炭素分の 95%が燃焼され CO₂として排出されるとした。集塵灰は重油を使用する溶融固化処理とした。1 は運用のみ、1' は新規建設するものとした。

2.2.3 同時嫌気性消化

既存の下水処理場に増設するメタン発酵施設は J 市の汚泥再生処理センターに採用されている高速メタン発酵設備（湿式（固形物濃度 10～15%）高温発酵（発酵温度 55℃））¹¹⁾を想定し、生ごみ破碎分別装置、発酵槽、ガスホルダー、自家発電機等を増設するものとする。回収したバイオガスはガスエンジンにより発電して 170 kWh/生ごみ t^{12)~14)}の電力が得られるとした。また、生ごみの有機物分解率は 50%とした。

2.2.4 堆肥化

堆肥化施設は新規建設するものとする。消化汚泥の脱水後の含水率を 75%、C/N 比 7.5¹⁵⁾と設定した。堆肥化施設設計要領¹⁶⁾の投入汚泥含水率 65%、C/N 比 20 以下に適合するために、もみがらを添加物として水分調整を行うものとする。発酵槽の形式は横型式とし、脱臭方式は土壌脱臭とする。生産された堆肥は全量が複合肥料を代替するものとした。

2.2.5 埋立

遮水工は表面遮水シート＋土壌層＋地下水集水管のみとして新規建設するものとする。埋立地の使用年数を 10 年、使用終了後の浸出水処理年数を 10 年と設定し、埋立機材はブルドーザーを使用する。ごみに対する覆土割合は文献¹⁷⁾より 0.2 とした。また、埋立地で発生する CH₄は準好気性構造を想定すると微量であるため、特性化係数（23）によって CO₂等量に換算して CO₂排出量に含めた。

3. コストおよび環境負荷（エネルギー消費量、CO₂・SO_x・NO_x排出量）の算出方法

各プロセスの建設、運用段階のコストおよび環境負荷（エネルギー消費量、CO₂・SO_x・NO_x 排出量）の算出に用いた各種原単位を表 2 に示す。これらは文献⁸⁾¹⁰⁾¹⁸⁾の値を採用した。

表 2 本研究で用いた原単位

項目	コスト	単位	エネルギー	単位	CO ₂	単位	SO _x	単位	NO _x	単位
電力	20	円/kWh	2.25	Mcal/kWh	0.129	kg-C/kWh	0.39	g-SO ₂ /kWh	0.62	g-NO ₂ /kWh
A 重油	34	円/l	9.3	Mcal/l	0.705	kg-C/l	8.57	g-SO ₂ /l	1.45	g-NO ₂ /l
軽油	57	円/l	9.2	Mcal/l	0.74	kg-C/l	0.95	g-SO ₂ /l	4.74	g-NO ₂ /l
苛性ソーダ	70800	円/t	2348	Mcal/t	150	kg-C/t	837	g-SO ₂ /t	649	g-NO ₂ /t
硫酸	23800	円/t	476	Mcal/t	28	kg-C/t	170	g-SO ₂ /t	131	g-NO ₂ /t
次亜塩素酸ソーダ	266700	円/t	899	Mcal/t	52	kg-C/t	320	g-SO ₂ /t	248	g-NO ₂ /t
集塵灰処理用キレート剤	450000	円/t	24469	Mcal/t	725	kg-C/t	3216	g-SO ₂ /t	4868	g-NO ₂ /t
洗煙排水処理用薬品	359700	円/t	2329	Mcal/t	136	kg-C/t	830	g-SO ₂ /t	644	g-NO ₂ /t
アンモニア水	230000	円/t	2380	Mcal/t	185	kg-C/t	10.58	g-SO ₂ /t	29.2	g-NO ₂ /t
セメント	12000	円/t	908	Mcal/t	225	kg-C/t	302	g-SO ₂ /t	1761	g-NO ₂ /t
消石灰	20000	円/t	530	Mcal/t	299	kg-C/t	9	g-SO ₂ /t	21	g-NO ₂ /t
水道水	300	円/m ³	3.2	Mcal/m ³	0.175	kg-C/m ³	0.81	g-SO ₂ /m ³	0.55	g-NO ₂ /m ³
浸出水処理薬品	18	円/m ³	0.514	Mcal/m ³	0.029	kg-C/m ³	0.19	g-SO ₂ /m ³	0.15	g-NO ₂ /m ³
土木工事	—	—	151	Mcal/千円	1.54	kg-C/千円	5.057	g-SO ₂ /千円	11.915	g-NO ₂ /千円
土木・建築工事	—	—	125.6	Mcal/千円	1.2	kg-C/千円	5.057	g-SO ₂ /千円	11.915	g-NO ₂ /千円
整備補修	—	—	97	Mcal/千円	0.84	kg-C/千円	5.057	g-SO ₂ /千円	11.915	g-NO ₂ /千円
ブルドーザ（15 t）	32	百万円/台	11.4	Mcal/千円	0.818	kg-C/千円	52899	g-SO ₂ /台	3762	g-NO ₂ /台
ごみ収集車（10 t）	7	百万円/台	11.4	Mcal/千円	0.859	kg-C/千円	33534	g-SO ₂ /台	49074	g-NO ₂ /台
残渣輸送車（10 t）	8.4	百万円/台	11.4	Mcal/千円	0.859	kg-C/千円	33534	g-SO ₂ /台	49074	g-NO ₂ /台

また、重油使用にともなう SO_x、NO_x 排出量については施設からの排ガス量と排ガス処理後の濃度から算出した。

3.1 建設段階におけるコストおよび環境負荷（エネルギー消費量、CO₂・SO_x・NO_x排出量）の算出

建設時のコストおよび環境負荷は、文献¹⁰⁾の一般式および自治体へのヒアリングにより 1 年当たりの建設費および重機、車両費を算出し、土木工事、土木・建築工事、ブルドーザ、収集車、搬出車の各原単位を乗じて年間処理量で除して算出した。また、施設の耐用年数は収集における清掃事務所、焼却施設、同時嫌気性消化設備、堆肥化施設、最終処分場の浸出水処理施設については 20 年、ブルドーザについては 5 年、収集車および搬出車は 7 年とした。

以下に同時嫌気性消化設備の例を示す。

建設費：C_c（円/年）=C₀・（S/S₀）^{0.7}/b₁

C₀は基準建設費（S=S₀のときの建設費）であり 1.7 億円、S は施設規模で生ごみ量とした。S₀は基準とする施設規模で生ごみ量 8t/日とした。b₁は耐用年数で 20 年とした。この基準建設費は同時嫌気性消化設備（生ごみ分別破碎装置、発酵槽、汚泥脱水機、コンベア、ガスホルダー、各種ポンプ、自家発電機等）である。

3.2 運用段階におけるコストおよび環境負荷（エネルギー消費量、CO₂・SO_x・NO_x排出量）の算出

運用段階では運転にともなう電力、焼却・溶融工程で補助燃料として使用される重油、濃縮や脱水、有害物質除去で使用する薬品、この他に水道水、整備補修費が使われるとした。ここで、電力、燃料、薬品、水道水については使用量にコストおよび環境負荷原単位を乗じて算出した。整備補修費については 1 年当たり建設費の 2%とした。この他に CO₂ 排出量については生ごみの分解にともなう排出量も計上した。コストについては、人件費、不動産買収費は地域によって変動が大きいため本研究では除いた。

整備補修費：C_M（円/年）=b₁・b₂・C_c

b₁、b₂はそれぞれ、施設耐用年数、建設費に対する整備補修費の割合であり同時嫌気性消化においては 20 年、0.02 とした。

以下に同時嫌気性消化において使用した運用項目の原単位を示す。この原単位は J 市の汚泥再生処理センターへのヒアリングおよび東京都資料より算出した。

① 電力量

消化汚泥焼却を含めた場合：215 kWh/t

焼却を含めない場合：162 kWh/t

② 燃料使用量

消化汚泥焼却する場合：30 L/t

焼却を含めない場合には発酵槽加温の補助燃料として、重油使用量 8.4 L/t とした。

③ 薬品使用量

汚泥焼却時の消石灰の量を 2 kg/t、汚泥脱水時の凝集剤の添加量を 0.88 kg/t とした。

3.3 埋立地消費量

埋立地消費については焼却灰量および HCl、SO_x の除去装置に吹込まれる消石灰と覆土量の和を体積に換算した。ブルドーザで圧縮した際のかさ密度は焼却灰、1.68 t/m³、覆土：1.72 t/m³とした。また、分別回収した生ごみには夾雑物は混入されないとした。

表 4 焼却残渣中重金属濃度（mg/kg）

重金属類	Cr	Zn	As	Cd	Hg	Pb
焼却残渣（主灰）中重金属濃度（mg/kg）	298	3009	8.6	10	0.28	771
焼却残渣（飛灰）中重金属濃度（mg/kg）	363	13155	20.3	144	4.19	3033
排ガス	0.0001	0.0005	0.00052	0.008	0.073	0.004
焼却炉における重金属類の移行率						
排水	0.0027	0.0070	0.00002	0.008	0.770	0.002
焼却残渣	0.9972	0.9925	0.99947	0.984	0.157	0.994

表 5 消化汚泥中の重金属濃度（mg/kgDs）

重金属類	Hg	As	Cd	Zn	Cu	Pb	Cr
都市ごみ	0.2	1.2	0.63	162	66	51	-
下水汚泥	0.87	4.88	1.72	835	251	-	48.5
平均値	0.54	3.04	1.18	499	159	51	48.5

3.4 有害物質排出量（ダイオキシン類、

重金属類)

有害物質については施設建設段階の原単位が整備されていないため、運用段階のみの評価とした。ダイオキシン類については焼却による大気への排出、バイオガス発電時の大気への排出、最終処分場からの浸出水による水系への排出、堆肥施肥による土壌への排出を計上した。

重金属類は Cr、Zn、As、Cd、Hg、Pb について求めた。焼却施設では排ガス、排水による排出、バイオガス発電時の大気への排出、最終処分場での浸出水による水系への排出、堆肥施肥による土壌への排出として求めた。

なお、全てのプロセスにおいて電力消費によって間接的に排出される重金属類の Cr、As、Cd、Hg、Pb を文献¹⁹⁾より火力発電所における排出量から原単位を求め、我が国の火力発電率 (55%)²⁰⁾を乗じた。以下に各プロセスの排出量の算出方法を述べる。

3.4.1 焼却

文献²⁰⁾より焼却炉は平成 14 年 12 月から施行された新ダイオキシン類基準 (0.1ng-TEQ/m³) に従い、0.5 μgTEQ/ごみ・t とする。

重金属類の排ガス、水系への排出については焼却残渣量と主灰、飛灰の重金属類濃度²²⁾²³⁾から投入ごみあたりの重金属濃度を求め、排ガス、水系への移行率¹⁴⁾²⁴⁾(表 4) を乗じて算出した。

3.4.2 同時嫌気性消化

バイオガス発電時の有害物質排出量は文献¹⁵⁾の原単位に生ごみ投入量を乗じて算出した。

3.4.3 堆肥の農地還元

生ごみと下水汚泥の重金属類濃度²⁵⁾から生ごみと下水汚泥の割合を 1:1 として同時嫌気性消化汚泥の重金属類濃度 (表 5) を求め堆肥量を乗じて算出した。ダイオキシン類濃度については生ごみに含まれるダイオキシン類量 0.313 pg-TEQ/生ごみ・g²⁰⁾がそのまま堆肥に移行するとして算出した。

3.4.4 埋立

焼却灰からの浸出水経由での重金属類、ダイオキシン類排出を計上した。重金属類の浸出量は、大型埋立槽を用いた長期試験 (15 年)²⁶⁾での浸出率を用いた。本研究では飛灰は溶融固化するため、有害物質の溶出はないものとして、焼却主灰の量に浸出率を乗じて算出した。ダイオキシン類の浸出量は、浸出水中のダイオキシン類濃度²⁷⁾に浸出水量を乗じて求めた。

4. インベントリー分析結果および考察

インベントリー分析結果を図 2、表 6 に示す。まず、コストについてはシナリオ 1 と 2、3 はほぼ同等といえる。4、5 は処理プロセスが増えるため、1 よりもやや高い値となっているが、それほど大差はないといえる。プロセスごとの割合をみると焼却の運用にかかるコストが最も高い。堆肥化シナリオ 4、5 では、堆肥化量を増加することによって、焼却・埋立分のコストが削減するが、堆肥化にコストがかかるため、結果として 2、3 よりも高くなる。また、2~5 の収集段階をみると生ごみを分別回収してもあまり増加しないといえる。これは、分別を行っているが、収集回数を全て週 3 回に設定しているためである。

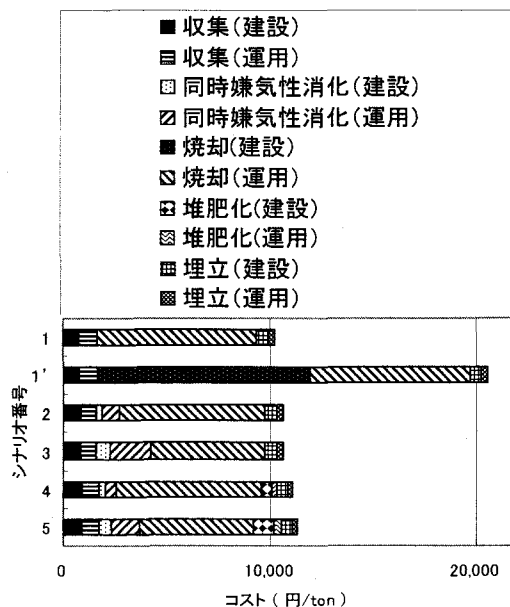


図 2 インベントリー分析結果

次に環境負荷についてエネルギー消費量においては2、3は1とほぼ同等であり、3は1よりも少なくなった。シナリオ2と3、4と5を比較するといずれも生ごみ分別回収率を80%にしたシナリオが低くなっている。これは、焼却する生ごみの減少により、焼却ごみの低位発熱量が増加し、ごみの単位重量あたりの発電量が増加することに加え、生ごみを嫌気性消化することでバイオガス発電が行えるからである。生ごみ回収率の高い場合、焼却にかかるエネルギーよりも同時嫌気性消化し、汚泥を焼却した方がエネルギー消費量はわずかに低いといえる。2、3と4、5を比べると堆肥化するには堆肥化施設の建設時にエネルギー消費量が多いため、複合肥料代替効果があるにもかかわらず堆肥化シナリオはエネルギー消費量が多くなっている。

CO₂排出量については焼却運用時の排出が8割近く占めており、2と4、3と5を比較すると焼却量が減少した方が少なくなることがわかった。また、3、4、5については現状よりも低い値となっている。3については、消化した方が同じごみ量を焼却する場合でも、エネルギー消費と同様に発電による電力代替効果があるためである。生ごみ分別回収率30%では、まだ、消化設備を増設するメリットがあらわれないため2は高くなっている。また、2、3と4、5を比べると堆肥化による排出よりも汚泥焼却による排出の方が大きいため、2、3の方が大きくなっている。これは、堆肥化による複合肥料代替効果である。

SO_x排出量は重油使用量の影響が大きいので、消化シナリオでは脱水汚泥の焼却に多量の重油を使用するために1に比べ、3は非常に高い値となっている。また、焼却処理は重油使用量が少ないために低い値となっている。各プロセスの割合をみると焼却、消化汚泥焼却プロセスの排出が9割を占めており、焼却時の排出削減が同時嫌気性消化後焼却するシステムの課題であることが明らかとなった。

NO_x排出量については、全てのシナリオでほぼ同等だが、生ごみ分別回収率30%では焼却シナリオはやや高い値となっている。これは、消化設備の増設分である。シナリオ3、5をみると消化焼却分と堆肥化分が増加するが、焼却による排出が減少するため、相殺されている。

以上のインベントリー分析結果から、生ごみの同

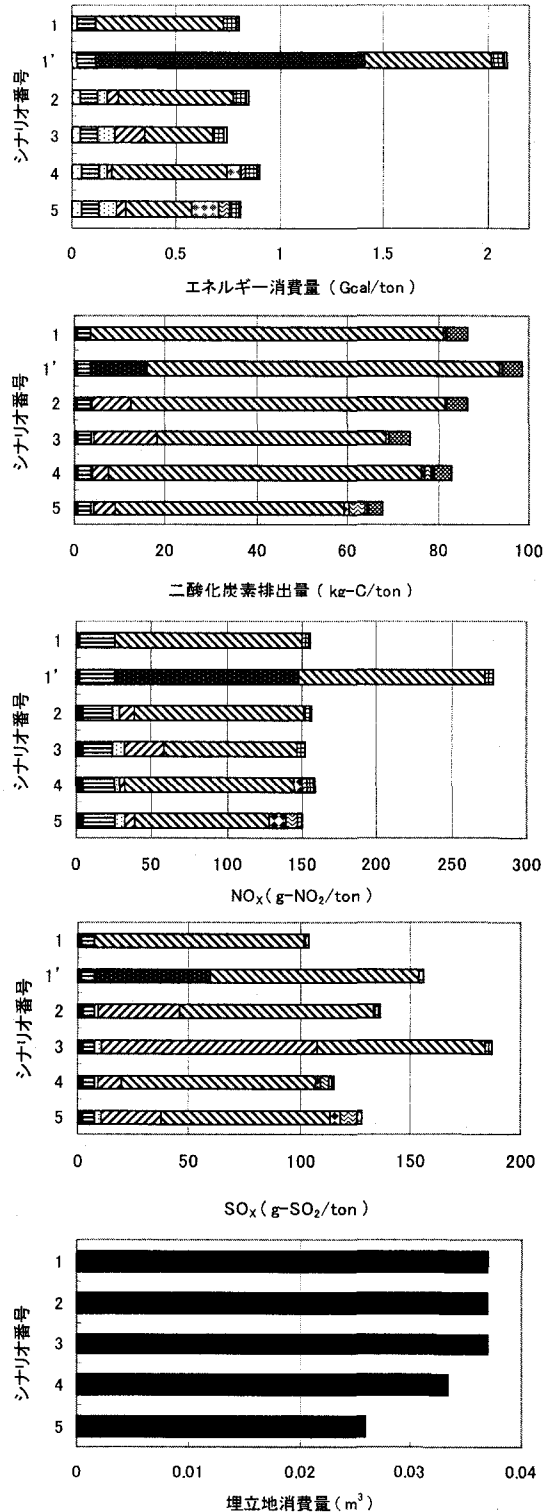


図2 インベントリー分析結果 (続き)

時嫌気性消化への移行の効果は、同時嫌気性消化+焼却シナリオでは生ごみ分別回収率 80%にエネルギー消費量、CO₂ 排出量で現れ、同時嫌気性消化+堆肥化シナリオにおいて生ごみ分別回収率 80%では、CO₂ 排出量に現れたが、他の評価項目ではほぼ同等であった。同時嫌気性消化+焼却および堆肥化シナリオともに生ごみ回収率を高く得られた時、SO_x排出量以外では同等か低い値となっており、SO_x除去率の高い装置を付加することで現状の焼却よりも環境負荷が小さくなる可能性があることを見出した。

なお、1' は参考のため、焼却処理場を新規建設したものであるが、当然ながら、新規建設した場合、SO_x 排出量以外は不利になることがわかる。

埋立地消費量は焼却灰量と覆土量の和を体積に換算して算出しているために、焼却灰量に比例し、シナリオ 1、2、3 は同じ値で、堆肥化を行い農地還元する 4、5 は堆肥化量に比例して減少している。

有害物質排出量についてダイオキシン類排出量をみると 2、3 は 1 と比べ、減少している。4、5 についても 1 より低く、焼却灰量の減少にともない減少している。重金属類の排出が 1 に比べ、焼却灰量が同じ 2、3 で減少しているのは、エネルギー消費量と同様に発電による電力代替効果である。4、5 の重金属類が高いのは施肥時の排出を含んでいるため、堆肥量の増加にともない増加している。

5. 環境影響評価方法

本研究では、同時嫌気性消化システムの特性をより明らかにするためにインベントリー分析だけではなく、環境影響を統合的に評価するために特性化係数によって特性化を行い、重み付けによって環境影響の統合評価を試みた。

5.1 環境影響領域の選択と特性化

まず、インベントリー分析結果で得られた環境負荷項目を環境影響領域ごとに分類する。

本研究では環境影響領域としてヨーロッパ環境毒物化学学会(SETAC-Europe)によるインパクトカテゴリ²⁸⁾のうち、非生物資源の消費(エネルギー消費量)、地球温暖化(CO₂、CH₄ 排出量)、酸性化(SO_x・NO_x 排出量)、土地の使用(埋立地消費量)、人間への毒性影響(健康被害)を選択した。

特性化係数として地球温暖化に GWP(Global Warming Potential) 100 年値(CO₂: 1、CH₄: 23)²⁹⁾、酸性化に AP(Acidification Potential)(SO₂: 1、NO₂: 0.7)³⁰⁾を用いた。有害物質の特性化には、Mackay 型マルチメディアモデルを用いて、対象物質の予測摂取量と一日耐用摂取量との比に基づいて有害性の強さを評価する USES(Uniform System for Evaluation of Substances)モデルの特性化係数³¹⁾を使用した。

5.2 正規化

正規化は参照地域の環境が受ける影響と対象システムを関連付ける手段であり、特性化と統合評価との間の任意的な段階として考えられる。日本全体で考える場合、以下のような式³⁾となる。

$$\text{正規化結果 } i = S_i / A_i$$

S_i: 検討対象システムの環境影響領域 i の特性化結果

A_i: 日本全体 1 年間の排出物による環境影響領域 i の特性化結果

表 7 目標値の設定

5.3 重み付け

重み付けは環境影響項目ごとに相対的な重み付け係数を設定し、各影響項目の特性化結果にその重み付け係数を掛け合わせ、合計する。すなわち、こ

環境影響領域	単位	年間負荷量 A _i [年度]	目標値 T _i	重み付け1 A _i /T _i	重み付け2 A _i /T _i	重み付け3 A _i /T _i
エネルギー消費	百万 Gcal	5587 [2000]	4029	1.39	1.39	13.87
地球温暖化	百万 ton-CO ₂ eq	1332 [2000]	1057	1.26	1.26	12.60
酸性化	千 ton-SO ₂ eq	3388 [1990]	2910	1.16	1.16	1.16
埋立地消費	百万 m ³	80971 [1998]	40486	2.00	0.00	2.00
ダイオキシン類	g-TEQ	2900 [1998]	635	4.57	4.57	4.57
重金属類	百万 ton-DCBeq	95 [1997]	67	1.43	1.43	1.43

の重み付けの作業で、評価対象がライフサイクルで持っている環境への総合的な影響を評価しようとすることになる。本研究で採用した DtT (Distance to Target) 法はターゲットとする値と現実の排出量を比較する方法である。

重み付け結果 = $\sum$ 正規化結果 $i \times A_i / T_i$

Ti : 日本全体 1 年間の排出物に対する目標値の環境影響領域 i の特性化結果

この方法は目標値の設定が困難であるという問題があるが、高月ら³²⁾の採用した年間負荷量、目標値を参考に表 7 のように設定した。また、高月らの扱っていないエネルギー消費量については統計資料³³⁾から年間負荷量を設定し、目標値を京都議定書の 1990 年度比 6% 削減という値を用いた。また、感度解析として埋立地消費の環境影響をなくした場合 (重み付け 2) と国際的に問題となっているエネルギー消費、地球温暖化 A_i/T_i を 10 倍にした (重み付け 3)。

6. 総合評価

インベントリー分析結果を特性化し、正規化および重み付けした結果を図 3~6 に示す。正規化では埋立地消費の値が高く、シナリオ間の差も最大のことから統合評価において最も影響が大きいことが予測できる。また、重金属類は 1 が最も高くなっているが、人への毒性係数によって特性化すると Cr の大気への排出が最も影響が大きいので、発電効率の高い 2~4 は低くなり、インベントリー分析結果とは逆の結果となった。

DtT 法による重み付け結果では、埋立地消費の影響が地球温暖化や酸性化などの環境影響に比べ高く、埋立量を削減できる消化汚泥を堆肥化するシナリオが優れているという結果を得た。さらに、感度解析として影響の大きい埋立地消費量を無くした重み付け結果 2 でも 5 は最も低い値となった。また、国際的な問題となっているエネルギー消費と地球温暖化の A_i/T_i を 10 倍した重み付け結果においても埋立地消費を無視した結果と同様な結果となり、5 が最も優れていた。したがって、同時嫌気性消化システムは生ごみの高い分別

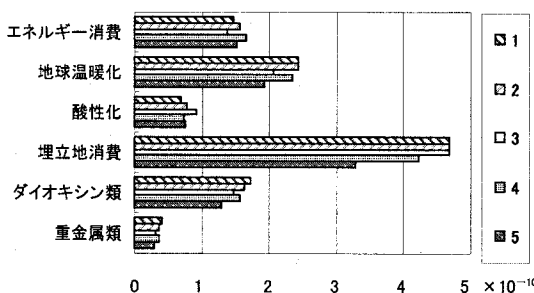


図 3 正規化結果

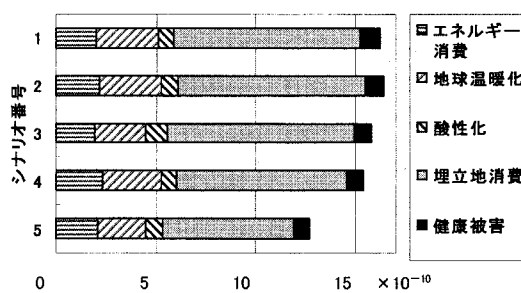


図 4 DtT 法による重み付け結果

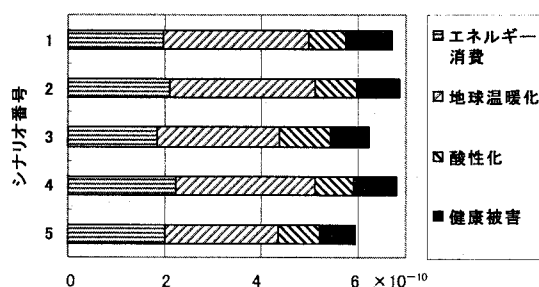


図 5 埋立地消費を無視した重み付け結果

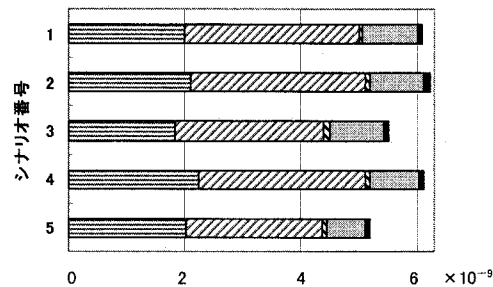


図 6 エネルギー消費および地球温暖化を重要視した重み付け結果

回収率が得られ、消化汚泥を堆肥化した場合に特に環境負荷削減に効果的であるといえる。現実を考えた場合の問題点として、生ごみ分別の手間や汚泥堆肥使用による施肥時の労働力の増加および堆肥の需給ギャップ等があげられるが、山形県長井市のレインボープラン³⁴⁾で示されているように住民の協力（分別回収率ほぼ 100%）と土地条件が合えばこのシステムは適用可能であると考ええる。さらに、堆肥化の効果として住民の意識向上による他の可燃ごみの減量化が期待できる。また、都市部のように堆肥の需要が少ない場所でも、図 5、6 の結果から高い分別回収率が得られれば、焼却した場合（シナリオ 3）でも、1 に比べ低くなっており、消化汚泥を全て堆肥化できない場合でも優れたシステムとなる可能性を見出した。

7. 結論

本研究では、生ごみ処理について現状の焼却処理システムと同時嫌気性消化システムを、LCA によりコストおよび環境負荷の観点から比較評価した結果、以下のことが明らかとなった。

- ・ 同時嫌気性消化システムは嫌気性消化設備増設分のコストが低く、電力代替効果もあるために現状の焼却処理システムに比べ、コスト面で大差がない。
- ・ 生ごみ分別回収率を高くし、消化汚泥を堆肥化すると電力代替効果が増加し、CO₂ 排出量が減少する。また埋立地消費量およびダイオキシン類排出量も減少するため、環境負荷の低減化が期待できる。
- ・ 同時嫌気性消化（生ごみ分別回収率 80%）後堆肥化することは地球温暖化、埋立地消費、健康被害の環境影響で優れているため、環境影響間の統合評価結果においても最も優れている。

以上のように本研究の評価において、同時嫌気性消化システムは、生ごみ分別回収率が高く得られ、堆肥化を行える場合、特に環境負荷削減に効果的であるという結果が得られた。

参考文献

- 1) Ocklesten, J. and M. Andrews : Full Scale Anaerobic Digestion of Wastewater Solids with Municipal Solid Waste, Proceedings of 8th International Conference on Anaerobic Digestion, Vol. 3, 460-464, Sendai, Japan, 1997
- 2) Komatsu, T., T. Kikuta and K. Momonoi : Methane Production from Municipal Solid Organic Waste by Anaerobic Codigestion with Sewage Sludge, Proceedings of 3rd IWA World Water Congress, Paper Number e21580, Melbourne, Australia, 2002
- 3) 平井康宏ら：食品残渣を対象とした循環・資源化処理方式のライフサイクルアセスメント、廃棄物学会論文誌、Vol.12, No.5, pp.219-228, 2001
- 4) 松藤敏彦、田中信壽、羽原浩史：都市ごみゼロエミッションシナリオのコスト・二酸化炭素排出量・エネルギー消費量評価、第 12 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.134-136、2001
- 5) 黄 龍雨、花木啓祐、田中俊博：汚泥処理システムにおける LCCO₂ に関する考察、下水道協会誌、第 33 巻、第 405 号、pp75-87、1996
- 6) 井村ら：下水道システムのライフサイクルアセスメント：LCE 及び LC-CO₂ による評価、土木学会論文集、No.552/VII-1、pp.75-84、1996
- 7) 伊藤久明、尾崎正明、久保忠雄：下水処理施設の LCA 試算について、第 36 回下水道研究発表会講演集、pp.1092-1097、1997
- 8) 轟巻峰夫、野池達也：LCA 手法を用いた排水処理の評価手法に関する研究、土木学会論文集、No.643/VII-14、pp.11-20、2000
- 9) 財団法人日本環境衛生センター：Fact Book 廃棄物基本データ集、2001
- 10) 北海道大学大学院、廃棄物資源工学講座廃棄物処分工学分野：都市ごみの総合管理を支援する評価システムの開発に関する研究、1998
- 11) 岩尾 充：メビウスシステムについて、環境技術、Vol.27, No.12, pp845-852, 1998
- 12) 久芳良則：REM システムについて、環境技術、Vol.27, No.12, pp853-859, 1998

- 13) 古市景康ら：生ごみを中心とした一般廃棄物の資源化処理システムの検討、国立公衆衛生院特別課程「廃棄物処理コース」特別調査研究レポート Vol.15 ,No.6,pp74-82 2000
- 14) P.R.White et al. : Integrated Solid Waste Management : A Life Cycle Inventory, Blackie Academic & Professional, 1995
- 15) 下水汚泥資源利用協議会：下水汚泥コンポスト入門、1983
- 16) 社団法人全国都市清掃会議、財団法人廃棄物研究財団：ごみ処理施設整備の計画・設計要領、1999
- 17) 社団法人全国都市清掃会議、財団法人廃棄物研究財団：廃棄物最終処分場整備の計画・設計要領、2001
- 18) 日本建築学会：LCA データベース、<http://news.sv.aij.or.jp/tkankyo/s0/news.htm>
- 19) USEPA: Study of Hazardous Air Pollutant Emissions from Electric Utility Steam Generating Units--Final Report to Congress: Volume 1. Executive Summ, 1998,
<http://www.epa.gov/ttn/oarpg/t3/reports/utilexec.pdf>
- 20) 資源エネルギー庁：エネルギー・資源を取り巻く情勢—日本のエネルギー情勢
<http://www.enecho.meti.go.jp/energy/japan/japan02.htm>
- 21) 酒井伸一ら：都市ごみ焼却における PCDDs/DFs のマテリアルフローに関する研究、廃棄物学会論文誌、Vol.9, No.4, pp.123-132, 1998
- 22) 平岡正勝、酒井伸一：ごみ焼却灰の性状と処理技術の展望、廃棄物学会誌、Vol.15、No.1、pp3-17、1994
- 23) 安藤 茂、小林陽一：特別管理一般廃棄物であるばいじんの適正処理について、廃棄物学会誌、Vol5、No.1、pp18-31、1994
- 24) 中村一夫：製品のライフサイクルからみた飛灰の性状—清掃工場における鉛、カドミウムの由来と挙動—、廃棄物学会誌、Vol5、No.1、pp60-68、1994
- 25) 井上雄三：有機性廃棄物のコンポストの現状と課題、環境技術、Vol.29, No.3, pp182-192, 2000
- 26) 於保 繁ら：焼却残渣埋立における浸出水水質の流出特性、第6回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.568-570、1995
- 27) 環境省報道発表資料：99.12.10「ダイオキシン類対策特別措置法に基づく廃棄物の最終処分場の維持管理基準の設定等について」に係る中央環境審議会の答申について、
<http://www.env.go.jp/press/rireki.php3?yy=1999&mm=1>
- 28) 松野泰也：ライフサイクル影響評価の研究現状、水環境学会誌、Vol.23, No.2, pp73-76, 2000
- 29) IPCC : Climate Change 2001: The Scientific Basis, 2001
- 30) Mark Goedkoop and Renilde Spriensma : The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment Methodology Report, 2000
- 31) Jeroen B. Guinee et al. : Life cycle assessment An operational guide to the ISO standards, Final report, 2001
- 32) 高月 紘：都市型分散型エネルギー需給技術の温暖化抑制効果と都市環境影響に関する研究、平成11年度報告書
- 33) 経済産業省/EDMC：総合エネルギー統計、2002
- 34) 大野和興編、山形県長井市・レインボープラン推進協議会：台所と農業をつなぐ、創森社、2001