

農業を中心とする人為的物質循環の  
環境影響評価に関する研究

大村道明

# 農業を中心とする人為的物質循環の 環境影響評価に関する研究

## § 1. 問題意識

人為的物質循環系を構築することによって環境負荷は減少するのか？

## § 2. 廃棄物交換ネットワークの可能性

- 1) 農外産業における循環系形成の動向と課題
- 2) 宮城県における廃棄物交換ネットワークの成立の可能性に関する検討
- 3) 再資源化技術の環境負荷に関する検討
- 4) 再資源化技術の経済性に関する検討
- 5) 廃棄物交換ネットワークが満たすべき条件・課題

## § 3. 農業地域の環境負荷低減策の検討

～北海道十勝地域でのバイオガスプラント事業を事例に～

- 1) バイオガスプラント(BGP)の概要と問題点
- 2) BGPと家畜飼養・飼料作物栽培のエネルギーバランス
- 3) BGPからの余剰ガス輸送・貯蔵に関する考察
- 4) 農業地域における人為的物質循環系構築の可能性

人為的物質循環系  
(廃棄物交換ネット  
ワーク)構築の先進  
事例としての農外産  
業の検討。

農業における人為  
的物質循環系の評  
価・検討、および農  
業から農外産業へ  
の物質交換ネット  
ワーク拡大に関する  
可能性の検討。

## § 4. 農業地域へのLCA適用

- 1) LCAとは何か
- 2) 従来のLCAの研究動向と方向性
- 3) 地域LCAの適用～沖永良部島の事例
- 4) 農業LCAの限界(農村アンケートの結果)
- 5) LCA手法の展開方向

LCAを用いた農業生産活動の環  
境影響評価。人為的物質循環系  
の有無によらず、農業生産活動そ  
のものの環境負荷について検討。

## § 5. 結論

- 1) 農外産業の人為的物質循環系構築は(特に農業地域において)困難
- 2) 農業における人為的物質循環系構築の可能性はある。ただし、ミスマッチがある。
- 3) 農業から農外産業に向けてエネルギーを供給することで、人為的物質循環系の波及効果として地域全体の環境負荷を低減することができる。

## 目次

第 1 章	問題意識—物質循環は環境負荷を低減するの—	3
	ゼロエミッションの再考—『ゼロエミッション』は循環系構築と同義か	5
	人為的物質循環系の環境評価方法と本論文の目的	7
	注記 (第 1 章)	9
第 2 章	廃棄物交換ネットワークの可能性—農外産業の事例—	12
	農外産業における循環系形成の動向と課題	12
	宮城県における廃棄物交換ネットワーク成立の可能性に関する検討	14
	再資源化 (リサイクル) 技術の環境負荷に関する検討	18
	再資源化 (リサイクル) 技術の経済性に関する検討	20
	廃棄物交換ネットワークが満たすべき条件	21
	廃棄物交換ネットワーク支援の課題	25
	まとめ	27
	第 2 章補論	29
	注記 (第 2 章)	34
第 3 章	農業地域の環境負荷低減策の検討	37
	バイオガスプラントの概要と問題点	38
	バイオガスプラントと家畜飼養・飼料作物栽培のエネルギーバランス	40
	バイオガスプラントからの余剰ガスの輸送・貯蔵に関する考察	45
	農業地域における人為的物質循環系構築の可能性	54
	第 3 章補論	59
	注記 (第 3 章)	63
第 4 章	農業地域へのライフサイクルアセスメント (LCA) 適用	68
	LCA とは何か	68
	従来 LCA の研究動向と方向性	70
	地域 LCA の適用—沖永良部島の事例	73
	LCA 指標による環境負荷情報の伝達に関する限界	82
	LCA 手法の展開方向	87
	小括	89
	注記 (第 4 章)	90
第 5 章	結論—人為的物質循環系の環境影響評価—	95
引用文献		99

## 第1章 問題意識—人為的な物質循環は環境負荷を低減するのか—

循環型社会は、大量生産・大量消費・大量廃棄を基調とする従来の経済システムの対極に位置づけられる。循環型社会のコンセプトは、天然自然から採取するバージン資源を最小限に抑制し、市場を流通する製品のほとんどをリサイクル（再生）資源とすることで、環境負荷を極小化しようとするものである。こうしたコンセプトは、地球環境問題への社会的関心の高まりを背景に、ごく最近注目されるようになったものではなく、1970年代後半には既に提唱されていたコンセプトである<sup>3)</sup>。しかし、日本において循環型社会のコンセプトが広く認知されたのは、1990年代後半、国連大学の学長顧問であったグンター・パウリらの編著『ゼロエミッション』（カプラ・パウリ、1996）の刊行以後のことである。それ以前の循環型社会のコンセプトとゼロエミッションのコンセプトとの相違はほとんど無い。最大の相違点を指摘するとすれば、ゼロエミッションが企業の行動指針として提示されたことであろう。従来の循環型社会は観念的なもので、コンセプトを実現するための経済性に関する明確なビジョンが与えられていない、あるいはコンセプトの実行は一企業にとっては外部不経済とされていたのに対し、『ゼロエミッション』では、そのコンセプトを実現しえた企業が生き残る、と明言されている。実際に、1990年代後半以降、ゼロエミッションを標榜する様々な取り組みが実行され、企業の環境保全対策によって利益を得る環境ビジネスが成立した<sup>4)</sup>。

しかし、ゼロエミッションのコンセプトが実用段階に至ってからの約10年で、循環型社会の形成は着実に達成されつつあるのだろうか。2005年現在、ゼロエミッションのコンセプトの適用による成功事例は、本稿第2章でも検討するような、発電所や廃棄物焼却施設とセメント産業および建設業を含む産業クラスター等に限られる（三橋、1997 および谷口、1997）。このような現状認識から生じる問題意識は、ゼロエミッションのコンセプトは、大量生産・大量消費・大量廃棄を基調とする従来の経済システムの対極となりえているのか、グローバル経済下の市場システムの中で、企業の競争力を弱めることなく外部不経済を内部化するコンセプトとなりえているのか、というものである。1990年代以降の循環型社会ないしゼロエミッションの実現を標榜する研究・実践の拡大と、成功事例の少なさは、カプラ・パウリ（1996）が提示したコンセプトと、今日社会的に認知されているコンセプトの間に重大な相違があることを示しているのではないだろうか。農業を事例に、この相違について考察してみよう。

農業を中軸とするゼロエミッション、いわゆるゼロエミッション農業に関する研究も、2000年以降散見されるようになった<sup>5)</sup>。これらの研究は、一般系廃棄物における有機性廃棄物や下水汚泥等の排出を想定し、その受け皿として農業を考える構造であり、農業から農産物が市場出荷されれば、農業～人間～有機性廃棄物～農業という循環系が構築される、というものである。農業における物質循環に関する考察は古く、1970年代には化学肥料・農薬依存の近代農業への批判という形での検討が見られる。和田（1976）は、地球上

で見られる天然自然の物質循環である「地球上での物質・エネルギーの流転」を、水の循環（水文学的循環）、大陸の極めて緩慢な侵食と隆起（地質学的循環）、光合成と呼吸とを特徴とする循環（生態学的循環）、空気およびそれに含まれている物質の循環（気象学的循環）の4種類の循環に分類している。また、これらの循環の中で、生態学的循環は、残り3種類の循環とは物質循環の方向性が異なることを指摘している。以下は、和田（1976）の論旨の整理である。地質学的循環および水文学的循環では、風化した岩石および腐朽分解した植物等の遺体から放出された水溶性の無機養分は通常生態系の外に流出する。これに対して、根の蔓延する範囲から無機養分を吸収し、それを土壌表面近くに集中的に添加している植物の作用、植物遺体が腐朽分解によって徐々に無機養分を放出する作用、無機養分が土壌に吸着される反応などは生態系外へと無機養分が流出するのを防ぐ生態学的循環に固有の機構である。このような観点からは、生態学的循環は、他の3種類の循環の枠組みの中に置かれていると同時に、それら3種類の大規模な循環にいくつかの変更を加えることで自己の生物的生産性を高く維持することに努めている。例えば、過去の水田耕作は、灌漑水を媒体とする養分流入等の作用により、肥料を使用することなく恒常的に生産が可能であった。これは、水文学的循環・地質学的循環によって陸地から海洋へ、水と物質が運び込まれる過程を人為的に巧みに制御し、水田という生態系の生物的生産性を恒常的に維持していたといえる。しかし、その後農家は、より高い収量を期待して、水田の近くにある山林（森林生態系）から落葉等を採取して水田に施用した。これは、森林生態系と水田生態系とを人為的に結合することで、森林生態系が自己の恒常性を維持するために蓄積していた物質を、水田生態系へと導入（略奪）したことを意味している。さらに、近代農業は、鉱物資源等の枯渇性資源を多用しており、地球上の物質循環を無視して進んでいる。今後長期間にわたって人類の繁栄を維持するためには、地球上の物質循環を調査・解明し、得られた法則性に則して賢明に行動しなければならない。以上のように、和田（1976）による考察は、地球上の様々な物質循環と農業の関係に関するものであり、農業と生態学的物質循環の関係のあり方に関するものであった。

一方、ゼロエミッションのコンセプト普及以降の研究では、安井（2002）がある。この研究では、堆肥化施設へのアンケート調査によれば、堆肥の需要（農地等の受け入れ先）と有機性廃棄物の供給には供給過剰傾向があり、「循環型社会への取り組みが結果として「循環しない社会」を残してしまう事態も危惧される」と指摘されている。農業～人間～有機性廃棄物～農業という循環系は、見かけ上は実現可能性がある。にもかかわらず、堆肥化におけるコスト問題や、消費者の安全・安心指向から、物質循環の実現可能性が阻害されることが問題とされている。このように、近年の農業における物質循環の研究は、多くが農業（および食産業を通じた人間社会）内部の物質循環のあり方を問題にしている。和田（1976）が指摘するように、現代の農業が化石エネルギー等の鉱物（枯渇性）資源の多投入の上に成立していることは自明である。また、耕畜連携は、ごく狭い地理的範囲内の物質循環であるが、耕種部門の生産物は多くの場合それが存在する地域外部に移出さ

れ、畜産部門の生産資材（飼料）は地域外部から移入する場合が多い。つまり、近年の農業における物質循環に関する研究の対象は、グローバル経済の浸透の帰結としての極めて広い地理的範囲での物質の流れの中で、ごく限られた地理的範囲内で、限られた農業生産活動を対象としている。天然自然の物質循環と農業の関係を考察することが、農業における物質循環に関する深層的な研究アプローチであるとすれば、近年の物質循環の研究は、見かけ上の表層的なものに留まっているといえる。農業は再生可能な自然エネルギーを生産要素の一部とする産業ではあるが（服部ら，2003），そうした有利な条件下にある農業であっても，安井（2002）が指摘するように，見かけ上の循環系の構築だけを追及しても，恒常性あるいは持続可能性が期待できない。このように，現在の循環型社会ないしゼロエミッションのコンセプトにおいては，1970年代から2000年代に見られる農業と物質循環を論じる上での視点の変遷からも読み取れるように，「地球上の多用な物質循環と農業の関係」から，見かけ上の物質循環を追求すれば良い，というような，いわば「循環指向」への過度の強調が見られるのではないだろうか。以下ではこの点について『ゼロエミッション』（カプラ・パウリ，1996）をもとに考察する。

#### 1) ゼロエミッションの再考～『ゼロエミッション』は循環系の構築と同義か

ゼロエミッションが提示するパラダイムは，世界を分離した個々（企業・自然・人間社会等）の寄せ集めではなく，統合的な全体としてとらえている。環境問題は単に企業（産業）が天然自然に及ぼす悪影響という表層ではなく，企業・自然・人間社会等の「世界の構成要素」をつなぐひとつの文脈であるとしている。つまり，環境問題への対処は，一企業・産業が実施すれば事足りるというものではなく，人間社会等を考慮した大きな枠組みの中で対処法を検討しなければならない。その上で，自然界の生態系を植物・動物・微生物の持続可能なコミュニティであるとし，人間社会がそれに学ぶことがある，としている。表 1-1 に，『ゼロエミ

表 1-1 エコロジーの法則

法則	内容
相互依存	生態系のすべてのメンバーは，関係性の網のなかで相互に接続している。そこではあらゆる生命のプロセスが互いに依存しあっている。
生態学的サイクル	生態系のメンバーの相互依存は，継続的なサイクルにおけるエネルギーと資源の交換をともなう。
エネルギーの流れ	草木の光合成により化学エネルギーに変換される太陽エネルギーは，全ての生態学的サイクルを動かしている。
パートナーシップ	生態系のすべての生命あるメンバーは，競争と協力という微妙な相互作用の関係にあり，そこでは無数の形態のパートナーシップが結ばれている。
柔軟性	生態系のすべての生活メンバーは，自らを柔軟（フレキシブル）な状態に保つ技能をもつ。すなわち，相互依存性を保ちながら自らのあり方を変化させていく。
多様性	生態系の安定は，その関係性のネットワークが複雑なものであればあるほど，すなわち生態系が多様であればあるほど，よく保たれる。
共生進化	生態系のほとんどの種は，創造と相互適用の相互作用を通じて共に進化する。
持続可能性	生態系のなかのそれぞれの種の長期的生存は，有限の資源ベースに依存している。生態系は，前述の法則に従って自らを組織し，それによって持続可能性を最大限確保しようとする。

出典：カプラ・パウリ(1996)

ッション』でカプラ・パウリが提示しているエコロジーの法則を示す。この法則は新しいパラダイムの中で，持続可能な社会における教育・経営・政治の原則に組み込まれるもの

であるとされる。つまり、これらの法則が生態系から人間社会が「学ぶべきこと」を表している。表 1-1 に示した法則の中で、直接的に「物質循環」を表しているのは第二法則の「生態学的サイクル」である。この法則は次のように解説されている。「現在の企業と自然の対立、経済学と生態系の対立は、自然は循環型で、産業システムは一方から一方への線形であるという大きな理由から来ている。（中略）生産と消費の持続可能な形態では、生態系のプロセスをまねた循環型のものになる必要がある<sup>4)</sup>。」ここで「生態系」は、表 1-1 のように、相互依存から持続可能性に至るすべての特徴を有するものである。

このように、物質循環系の構築とは、自然生態系の一側面の模倣であり、従来の産業システムを批判するコンセプトの一つである。つまり、ゼロエミッションと循環系の構築は同義ではない。ゼロエミッションのコンセプトにおける循環系の構築は、産業システムが生態系を模倣することで持続可能な形態に近づこうとする行動を意味する。換言すれば、物質循環系の構築は、ゼロエミッションのコンセプトに内包される一つ概念である。しかし、ゼロエミッションを標榜する数多くの研究・実践のほとんどは、生態系の模倣を意図したものには程遠く、特定の動物と植物の間、あるいは地理的に限定された範囲内での企業間のエネルギーと物質の交換を微視的にとらえることに終始しているに過ぎない<sup>5)</sup>。にもかかわらず、こうした研究・実践により、ゼロエミッションのコンセプトが達成されている、あるいは将来的に達成できる糸口が発見されたかのような印象を受けることが多い。

『ゼロ・エミッション』が「持続可能なコミュニティ」とした「生態学的サイクル」は、多様性を持つ微生物・植物・動物あるいは土壌や大気といった重層的で複雑な天然自然の要素間の食物連鎖や共生のなかでの物質循環を意味する。これを模倣しようとするものが、耕畜連携のような特定の動物と植物の間、あるいは産業クラスターのような地理的に限定された範囲内での企業間のエネルギーと物質の交換（循環）である。しかし、後者の物質交換（循環）は、天然自然および通常の経済・産業システムでは自然発生的には生じない「人為的」物質循環と定義できる。環境汚染や資源消費に関する規制の無い経済・産業活動においては、廃棄物をそのまま環境に排出することが（短期的には）最も生産効率が高い。したがって、経済・産業活動の内部で物質循環系（廃棄物を資源として再利用するネットワーク）を構築し、資源の採取量・廃棄物量を縮小する技術開発・社会システムは、人為的にのみ作り出すことができる。天然自然から採取した資源が、加工・使用等の様々なプロセスを経て劣化し、廃棄物となって再び自然環境へと廃棄される状況を覆し、経済・産業活動内部で廃棄物を再び資源として利用するために構築された物質循環系が、本稿でいう「人為的物質循環系」である<sup>6)</sup>。

いわゆる循環型社会における物質循環は、こうした人為的物質循環を指す場合がほとんどである。この状況から生じる問題意識は、人為的物質循環系の構築によって、環境負荷（地球環境問題）を減少することができるのか、というものである。仮に、人為的物質循環系が前述のようなゼロエミッションのコンセプトの一部として、生態学的システムを模倣するために構築されるのであれば、枯渇性天然資源の消費を縮小し、自然環境への汚染

物質の排出を抑制する，すなわち環境負荷を減少させることが可能となるはずである．しかし，人為的循環系の構築そのものを目的とした物質循環系の構築により，環境負荷は減少するのだろうか．安井（2002）の指摘するように，循環型社会を志向したにもかかわらず，循環しない社会をつくりあげてしまう危険は無いのだろうか．大量生産・大量消費・大量廃棄型の社会経済を前提に置いたまま，循環系を構築しさえすれば環境負荷が減少するのだろうか．この点が本論文を通じての問題意識である．

## 2) 人為的循環系の環境評価方法と本論文の目的

本稿は，農外産業・農業における人為的物質循環系の検証，さらに農業と農外産業を繋ぐ物質フローの検証，環境影響評価手法としての LCA の農業地域への適用による農業生産活動そのものの環境負荷の検討を通じ，問題意識に迫るものである．本稿における分析の視点は，人為的物質循環系の構築そのものを是とするものではない．また，農業地域を対象とする LCA や，農業分野内部でのマテリアルフロー（物質収支）に留まらず，農外産業をも視野に入れた分析視角を持つことに独自性を有する．

本稿第 2 章では，宮城県の企業の生産工程における原材料と廃棄物に関する情報から，生産プロセスからの廃棄物を別の生産プロセスの原材料へと転化する廃棄物交換ネットワークの実現可能性を検討し，採用可能性のある再資源化（リサイクル）技術について環境パフォーマンスを評価した．工業製品や，それに起因する廃棄物は，農業に比べ，資源・エネルギーの集約性（密度）が高いと目される<sup>7)</sup>．こうした特質を持つ工業（農外産業）を対象に評価することで，人為的物質循環系構築の可能性とその課題が鮮明にできることを期待した．農外産業においても，経営体（企業）内部の環境負荷低減策では，そのために必要な追加的財政負担は生産物の価格に転嫁される．したがって，生産物の価格と量が一定であれば，環境負荷低減策の採用によって収益が減少するという構造は農業（農家）と共通する．しかし，検討の対象を経営体の集合体へと拡張し，その集合体の中で廃棄物が資源となり，再び利用されるという循環系を想定した課題の考察においては，農外産業における研究・取り組み事例とも，農業に比べて数多く，また開始された年次も 10 年近く早い．つまり，農外産業における人為的物質循環系が当面する課題は，将来的に農業のそれが直面する課題でもある．第 2 章では，農外産業を対象とすることで，人為的物質循環系構築の可能性と課題に関する論点をより明確化することを目的とする．

第 2 章は農外産業の評価であるのに対し，第 3 章は北海道十勝地方の大規模畑作・酪農地域の農業における人為的物質循環系の評価である．面積的に大規模であり，機械化が進展した資本集約的農業は，グローバル経済下の日本農業の目標であり，北海道の一部地域に関しては到達点であるともいえる．大規模農業地域の人為的物質循環系を評価することで，農業における人為的物質循環系構築と，その環境影響について，より遠い将来の可能性・課題を見通すことを期待した．

農業と非農業の大きな差異は，農業が太陽光等の自然エネルギーを対価の支払いなしに



利用している点である。これは、人為的物質循環系の構築において、環境・経済双方で有利に働くと推測される。第 3 章では、この点を考慮しながら、農業分野および農外分野と農外分野を統合した場合の循環系形成の可能性を検討する。

第 2 章および第 3 章における人為的物質循環系の評価の視点は、Gertler (1995) が提示したインダストリアル・エコシステムの 4 つの特徴 (①バージン材の投入量が減少すること、②エネルギー消費量が減少すること (エネルギーの消費効率が上昇すること) ③廃棄物が減少すること、④市場価値を持った製品 (副生成物) の量と種類が増加すること、とした。この 4 つは評価項目ではなく、Gertler (1995) はインダストリアル・エコシステムを定義する上での特徴と位置づけている。しかし、これら 4 つの項目は、「廃棄物・副生成物の交換ネットワークの形成により、それ以前に比べて 1 つ以上の項目で改善が見られた場合、他の項目の便益の水準が悪化しないこと」という条件を加えることにより、本稿の問題意識を検証する上で非常に有効な評価項目となる。

人為的物質循環系、つまり微視的な物々交換による循環系の環境負荷を検証するには、物質の循環と、循環系の物質収支に関する定量的な評価が必要である。環境負荷を定量的に評価する手法として、LCA (Life Cycle Assessment) がある<sup>8)</sup>。本稿第 4 章は、LCA の評価対象を農業地域とした先駆的研究事例であり、LCA が農業地域の環境影響評価に適用可能であることを示している。第 2 章・第 3 章ではそれぞれ農外産業・農業および農外産業における人為的物質循環系について評価する。第 4 章は、農業地域に LCA を適用することで、農業地域における農業生産活動の環境影響評価を実施する。これは、人為的物質循環系の有無によらず、現代の農業の環境負荷の状況を検討するものである。また、地域 LCA の今後の方向性に関する論考でもある。

## 注記（第1章）

注1) 例えば、ゴールドバーグ（1973）は次のように述べている。「我々は天然資源の利用および生活環境の破壊を最小限にどどめ、かつ廃棄物の再利用を最大限にするという考え方をもち、かつ重要であり、環境を管理する者はこの観点に立って、なされるべきであろう」。また、後藤（1990）によれば、1974年にもアメリカで同様の提唱がなされていた。

注2) 貿易&産業編集部（1998）は、環境関連の投資は経済性が確認されてこそ投資意欲が喚起される。そのための技術開発が重要である、としている。そうした技術開発の背景には、CSR（Corporate Social Responsibility）への要求や、各種環境規制の施行が考えられる。

注3) 森川（2001）や市原（2003）等がある。

注4) この解説の原著はポール・ホーケン著『サステイナビリティ革命』邦訳ジャパントイムズにある。また、循環型社会の先駆的な提唱者は、カール・ヘンリク・ロベール（『ナチュラル・ステップ』著者）である。

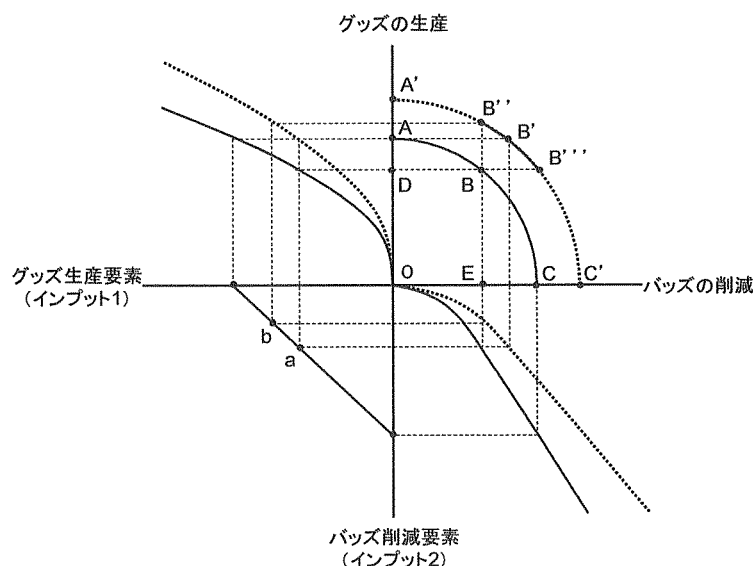
注5) 物質循環系への指向が過度に高まった背景には、グンター・パウリが『ゼロエミッション』第10章「ゼロ・エミッション—二十一世紀の産業クラスタ」において、総スループット（廃棄物を全く出さない生産システム）に近づく努力を実施した企業の事例を引いたことにも一因があると推測される。パウリはこの章の中で、地域社会と企業の関係について、安易なレイオフと資本の集中は、企業の工場が立地する地域（＝市場の一部）と企業活動を乖離させ、企業の持続可能性を損なうという問題も指摘している。

注6) 循環型社会は大量生産・大量消費・大量廃棄を基調とする従来の経済システムの対極であり、企業が今後目指すべきものと位置づけられ、その成否が企業の存続の条件とされる。しかし、一方で環境に関する規制や企業のCSRの無い状況においては、一企業の環境保全対策は外部不経済の内部化となり、短期的には企業経営を圧迫する。一見矛盾があるようだが、ゼロエミッションのコンセプトは、従来型の経済システムからのパラダイムシフトを説いているため、循環型社会の定義が矛盾を生じているわけではない。ここでいうパラダイムシフトとは、企業のスタンスを、資本の集中と労働力生産性の向上による生産効率の向上、それによる生産量と市場シェアの増大によって他企業と競合するものから、資本の分散による地域の雇用とリンクした労働力生産性の向上の抑制、地域住民＝消費者と企業の関係が生み出す企業の持続可能性確保へと転換するものである。換言すれば、労働力生産性向上の追及をやめ、総スループット、つまり自然界からの資源採取を極小化し、かつ廃棄物を出さない生産の追及、環境生産性の追及への転換である。

しかし、このようなパラダイムシフトは一瞬にして生じるものではない。ゼロエミッションのコンセプトを指向する企業にも経済的な利益が必要であり、当面は従来型の経

済システムの中で競合し、パラダイムシフトまでの時間を生き残る必要がある。果たしてそれは可能なのだろうか。細田（1999）も、環境と経済のトレードオフを指摘している。その上で、技術革新や市場による製品評価の要素が加われば、トレードオフを解消できるとしている。

これを注図 1-1 の第一象限で説明すると、次のようになる。環境（バズの削減）と経済（グッズの生産）は、第一象限の曲線 AC のようなトレードオフ関係にあるとする。環境に関する制約が無い場合、環境を無視した最大限の生産が可能である（点 A）。何らかの環境規制（課税・課



注図 1-1 環境と経済のトレードオフ

徴金・数量規制等)により、環境・経済のトレードオフ・フロンティア（曲線 AC）上で点 B が選択される。この時、企業は AD に相当するグッズの生産を犠牲にしなければならない。技術の要因と市場評価の要因により、フロンティアが曲線 A'C'上に移動したとする。この時、企業が点 B'における生産を選択すれば、経済性（グッズの生産）を犠牲にすることなく環境負荷（バズ）を削減することができる（細田，1999）。ここで、点 B から点 B'のシフトは、企業の生産活動へのゼロエミッションのコンセプトの適用（パラダイムシフト）とも換言できるだろう。しかし、従来型のパラダイムが残存する市場（社会）では、企業は点 B'の生産を受け入れるだろうか。第二象限にグッズの生産と、そのために投入する生産要素（インプット 1）の関係（生産関数）、第四象限にバズ削減と削減要素（インプット 2）の投入の関係を付加して考察する。企業は、環境制約により、OE に相当する環境負荷（バズ）の削減を達成したとする。技術革新は第一・第二・第四象限の各フロンティアを上方にシフトさせる。この時、点 B'での生産は、グッズの生産量が点 A と同等であり、環境負荷も OE 以上に削減できる。つまり、環境と経済が両立する。しかし、環境制約が OE で十分にクリアされている時、企業はフロンティア A'C'上でより A'に近い点 B''を選択するだろう。この時、点 B'での生産に比べて、グッズの投入要素は増加し、バズの削減要素は減少する。投入要素の総量が第三象限のように規定されているとすれば、点 B'から点 B''へのシフトは、投入要素では点 a から点 b へのシフトである。したがって、従来型のパラダイムが残存する市場（社会）では、グッズ生

産要素の投入を増加し、環境負荷（バズ）削減要素の投入を減少させるインセンティブが存在する。つまり、パラダイムシフトの過渡期においては、企業は環境と経済のトレードオフから脱却することができない。なお、細田（1999）は、環境と経済の両立のためには環境規制や制約を弱めることがあってはならないと指摘している。環境規制や制約が十分に厳しい状況が受け入れられる時、企業は点 B'から点 B''へのシフトないし点 B から点 B''へのシフトを敢行する可能性がある。点 B''においても企業の経営が維持される条件があれば、循環型社会に向けた取り組みとしてはより望ましい。

このように、人為的物質循環系が経済的な持続可能性を有するに至るには、多大な困難が予想される。本稿第 2 章・第 3 章では、循環系形成のための費用（コスト）に焦点をあて、そこから人為的物質循環系の経済性について若干の考察を加えている。

注 7) 例えば、秋田県小坂町にかつて存在した小坂鉱山は、金・銀の鉱山として開山した。その後、従来精錬が困難であった複雑鉱処理に関する精錬技術の向上によって銅鉱山として 1990 年頃まで存続した。閉山後、現在は原料鉱石を輸入する買鉱精錬所となり、一部が精錬技術を応用したリサイクル工場（小坂精錬株式会社）となって電子基盤・家電製品等の産業廃棄物から金・銀・銅等の稀少・有価金属を精錬抽出している（小坂精錬株式会社小坂精錬所パンフレットおよび現地ヒアリングによる）。このように、金・銀等の稀少・高価な資源を微量に含む廃棄物であれば、東北地域のように地理的に広範囲に及ぶ資源回収・リサイクルも経済的に成立する。

注 8) 本稿第 4 章で詳述するように、LCA が日本に導入されたのは 1980 年代後半以降であるが、LCA 国家プロジェクト 5 年計画（製品等ライフサイクル影響評価技術開発 1998 - 2003, 経済産業省・NEDO・産業環境管理協会）の成果として日本型の LCA が作成され、普及を開始したのはごく最近のことである。伊坪（2005）によれば、LCA 国家プロジェクトの成果であり、日本版 LCA のひとつの完成形である LIME（Life cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling）を自社製品等の評価に利用しているのは約 20 社である。なお、環境報告書や環境会計を実施している企業は数百社にのぼる。つまり、近年に至るまで、循環系の構築による環境負荷の変化を総合的・定量的に把握する統一的な手段（ツール）が存在していなかったことになる。LCA の概念では、第 4 章で詳述するように、再生可能なエネルギーの使用については環境負荷をプラスマイナスゼロとカウントできる。換言すれば、表 1-1 の第三法則（エネルギーの流れ）をチェックできる手法である。つまり、人為的物質循環系が自然エネルギーのみで維持できるかを確認することができる。従来の LCA では、その対象が工業製品・サービスに限定されていたが、2004 年に始まる第二期 LCA 国家プロジェクトのなかでも、評価対象を地域に拡大する試みが見られる。従来型の LCA でも、人為的物質循環系の評価は可能である。しかし、エネルギー・資源や産業の地域性を考慮し、実現可能性のある人為的物質循環系を選択するための評価手法としては、地域 LCA に優位性がある。

## 第2章 廃棄物交換ネットワークの可能性—農外産業の事例—

本章では、人為的物質循環系構築の可能性と課題について、農外産業を中心に検討する。検討の対象は、農外産業における廃棄物交換ネットワークである。農外産業においても、経営体（企業）内部の環境負荷低減策では、そのために必要な追加的財政負担は生産物の価格に転嫁される。したがって、生産物の価格と量が一定であれば、環境負荷低減策の採用によって収益が減少するという構造は農業（農家）と共通する。つまり、農外産業における企業（経営体）内部の環境負荷低減策について考察しても、本質的な構造は農業と変わるところがない。しかし検討の対象を経営体の集合体へと拡張し、その集合体の中で廃棄物が資源となり、再び利用されるという循環系を想定した課題の考察においては、農外産業における研究・取り組み事例とも、農業に比べて数多く、また開始された年次も10年近く早い。つまり、農外産業における人為的物質循環系が当面する課題は、将来的に農業のそれが直面する課題でもある。また、農外産業における生産物・廃棄物・副生成物の資源・エネルギーの集約性（密度）は農業のそれよりも高く、人為的物質循環系構築の可能性が高いと目される。本章では、農外産業を対象とすることで、人為的物質循環系構築の可能性と課題に関する論点をより明確化することを目的とする。また、本章の対象事例を宮城県とした。宮城県には基幹産業となる重工業は無い。つまり、サービス業を除き基幹産業と呼べる産業は農林漁業であり、宮城県を対象事例としたことで、基幹産業を農業とする地域における農外産業の人為的物質循環系構築の課題について検討することができる。したがって、本章の分析結果は日本国内において大部分の面積を占める地域についても一定の共通性を持つものになる。以下、1) では農外産業における循環系形成の動向と、そこに内在する問題点について述べる。次に2) では、東北大学学際科学高等研究センターとの共同研究で開発したソフトウェアを用いて、宮城県における循環系構築の可能性について検討する。3)・4) では、2) の結果から抽出された再資源化（リサイクル）技術について環境・経済両面から検討し、5) では廃棄物交換ネットワークが全体として満たすべき条件を考察する。6) では廃棄物交換ネットワーク形成支援の課題について述べる。さらに章末の補論により本章の研究で使用したソフトウェアのコンセプトについて概説する。

### 1) 農外産業における循環系形成の動向と課題

日本では、2000年5月に循環型社会形成推進基本法が制定された。これに伴って食品廃棄物リサイクル法、建設資材リサイクル法等のように、廃棄物を減少させ、環境への負荷を低減するための各種の法律が施行された。このようなムーブメントは、日本の社会・産業が従来の大量生産・大量消費によって豊かさを追求する構造から脱却し、ストック重視の安定的な構造を目指すものとされる。「ゼロ・エミッション」や「インダストリアル・エコロジー」という用語は、こうした循環型社会の枠組みの中で企業に求められる新しい行動指針を表すキーワードである。しかし、廃棄物を資源として再利用しようとする試みは

最近始まったものではない。野口（2002）によれば、日本では1976年には「廃棄物交換制度」が既に開始されていた。これは、有機農産物や農業の多面的機能が注目されるより約10年早い時期である<sup>1)</sup>。このように、農外分野では農業分野に先んじて、企業単独での環境負荷低減策に留まらず、産業分野全体での環境負荷低減策を模索するムーブメントがあった。

前述のように、ある事業所（企業）の廃棄物を別の事業所の資源として再利用することで、全体としての廃棄物排出量を減少させるというコンセプトが日本に導入されたのは1976年であり、それ以降「廃棄物交換制度」として実践されてきた。2001年現在、日本国内47都道府県のうち、24県で同制度が実施中であり、うち15県ではインターネット上で実施中である。この制度の大半は、県などの自治体が主体となり、事業所からは廃棄物等の情報提供（登録）を受け、廃棄物の交換が可能と運営主体が判断した事業所を紹介するという形態を採用している。しかし、事業所間の物質交換や、物質の価格・品質等に関する協議に運営主体（自治体）は介入しない。この方式を採用する場合、事業所の登録や利用が低調であり、休止状態に陥りやすい。インターネットを利用した廃棄物の交換で、ある程度成功している事例では、事業所間の協議やリスク管理にまで運営主体であるシステムの管理者が介入する形態を採用している（野口，2002）。つまり、廃棄物交換ネットワークの形成・維持に際しては、単に登録事業所（参加企業）に対して廃棄物の排出・受け入れに関する一致検索の結果を提示するだけでなく、ネットワーク全体に関する環境および経済情報を統合的に分析し、さらに事業所間の物質交換の協議に介入し、リスクやその回避方法等についても検討するなどの形で支援を図ることが重要なのである。

日本においては、ある企業から排出される廃棄物や副生成物を別の企業の資源として利用するようなネットワークを複数企業の間で構築することを循環型社会ないしゼロ・エミッション社会などと呼ぶ。また、枯渇性資源の使用量と汚染物質の排出量減少・環境への負荷低減は、こうした企業間の物質交換ネットワーク化が「必然的にもたらす効果」として捉えられており、ネットワークの構築が第一義的な目標となっているのではないだろうか。つまり、見かけ上の物質交換的なネットワーク（循環系）の形成のみに固執し、循環系に対する環境負荷の増減や経済性に関する評価を置き去りにしてきたことが、実際の廃棄物交換ネットワークの形成・維持を阻害してきた一因である。例えば、Pauli（1997）によれば、市場（社会）は企業による環境汚染や健康被害を望んでおらず、「ゼロ・エミッション」とは、企業がこうした市場（社会）の要求に応えるための新しいスタンダードであるとしている。Pauliのゼロ・エミッションの概念の中では、複数企業間の物質交換ネットワーク形成は、省資源と廃棄物極小化のための「手段」であり、目的ではない。また、Pauliは、ゼロ・エミッションの概念を適用した企業では、耐久財と天然資源の生産効率を労働力生産性よりも優先させることで、経済的メリットを確保し、雇用を生み出す可能性があるとしている。さらに、ゼロ・エミッションの概念を途上国と先進国の産業に同時に適用することで、輸出入や産業構造が変化し、貧困問題が解決に向かうという見解も示している。このように、「ゼロ・エミッション」とは、企業が経済的効率と環境との調和を両

立させるための行動理念を表す幅広い概念であり、その手段のひとつが物質交換ネットワークの構築である。また、Lowe (1997) は、エコ・インダストリアル・パークの支援手法に関するレビュー論文の中で、Gertler (1995) の修士論文を紹介している。Gertler (1995) は、企業間の廃棄物や副生成物の交換によって、交換（ネットワーク）が成立する以前に比べて次の4つの便益のうち、1つ以上が見られるネットワークをインダストリアル・エコシステムと定義している。ここでいう便益とは、①バージン材の投入量が減少すること、②エネルギー消費量が減少すること（エネルギーの消費効率が上昇すること）、③廃棄物が減少すること、④市場価値を持った製品（副生成物）の量と種類が増加すること、の4つである。また、Gertler (1995) は、このネットワーク（インダストリアル・エコシステム）では、参加した企業間のより綿密な情報交換の必要性についても言及している。

このように、人為的循環系としての廃棄物交換ネットワーク形成にあたっては、環境と経済両面からの分析・検証が不可欠である。こうした背景を踏まえ、1998年から日本におけるゼロ・エミッション型物質交換ネットワークの実現可能性を検討している東北大学学際科学高等研究センターのゼロ・エミッション研究プロジェクトチームは、「インターネットを活用したゼロ・エミッションネットワーク」を支援するシステム（Zero Emission Networking support SYStem : ZENESYS）を開発した。

このシステムは、クラスター形成以前の調査・検討や、形成後の管理・情報交換に活用しうる。なお、システムのコネプトについては章末に補論として記した。以下2)では、このシステムを用いて、農業以外に特に目立った基幹産業の存在しない宮城県のデータを分析し、このような地域で廃棄物交換ネットワークを形成することが可能なのか、また、それが可能な場合、Gertler が示した4つの便益の視点から、環境負荷の低減と、経済性の向上が見込めるかについて検討する<sup>2)</sup>。

## 2) 宮城県における廃棄物交換ネットワーク成立の可能性に関する検討

### ① 廃棄物交換ネットワークの概念

本章でいう廃棄物交換ネットワークの概念を図2-1に示す。事業所  $E_2$  はこれまでバージン材を用いてある製品を生産し、 $L_{E_2i}$  ( $E_2$ からの  $i$  番目の排出物) という廃棄物または副生成物を排出していたとする。このうち、あるバージン材が事業所  $E_1$  の排出する  $L_{E_1i}$  に代替することが可能であった場合、つまり  $L_{E_1i} = L_{E_2i}$  の場合、事業所  $E_1$  と  $E_2$  の間にはリンク（ネットワーク）が形成される可能性がある。これを E to E 型ネットワークと呼ぶ。また、現状

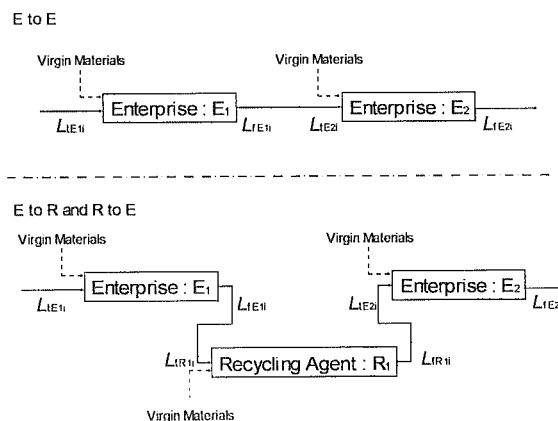


図 2-1 ゼロ・エミッションネットワークの概念

では  $L_{RE1i}$  と  $L_{RE2i}$  が一致しないが、再資源化技術  $R_1$  により、 $R_1$  を介して  $L_{RE1i} = L_{RE1i}$  および  $L_{RE1i} = L_{RE2i}$  という 2 つのリンクが形成される可能性がある場合、これを E to R and R to E 型ネットワークと呼ぶ。このように、2 事業所間で発生したリンクであっても、便宜上ネットワークの一部とみなし、「ネットワーク」と呼ぶことにする。

## ②ZENESYS に適用したデータの出典

東北大学学際科学高等研究センターとの共同研究では、研究期間の制約により、Web 上でシステム (ZENESYS) を稼働させることができなかった。また、宮城県ではインターネット上で廃棄物交換制度を実施した実績が無いことから、本稿では以下のようなデータを ZENESYS に登録した。ZENESYS は、事業所ごとの製品の製造に必要な資材 (Input) および廃棄物・副生成物 (Output) のデータからなる I/O データベース、再資源化 (リサイクル) 技術情報データベースの 2 つのデータベースを持つ。再資源化技術情報データベースには、リサイクル可能な廃棄物と、リサイクルされた資材の情報が格納される。ZENESYS はこれらのデータベースを分析し、E to E 型ネットワークと E to R and R to E 型ネットワークを抽出することができる。以下の分析は、ZENESYS の 2 つのデータベースに後述する方法で収集したデータを適用して実施した。なお、ZENESYS の構造と、データベースの構成に関する詳細は補論を参照されたい。

事業所の I/O データは、1998 年・1999 年に東北大学 (学際科学高等研究センター、ゼロ・エミッショングループ) と宮城県環境生活部が実施した約 8,000 事業所 (宮城県の事業所総数は 115,297) を対象とする産業廃棄物に関する共同調査に基づき、大量に廃棄物を排出する 77 事業所のデータを抽出したものである。原材料 (インプット) 情報の登録は 55 事業所に留まるが、登録事業所総数は 77、インプットデータ総数は 295 件、アウトプットデータ総数は 434 件である。表 2-1 に、

表 2-1 宮城県の事業所統計データと ZENESYS に登録したデータとの比較

	事業所数	
	統計値	登録データ
農林水産業	529	
鉱業	90	4
建設業	12,530	25
製造業	7,202	48
電気・ガス・熱水道	260	
運輸・通信業	3,783	
卸・小売・飲食店	48,186	
金融・保険業	1,831	
不動産業	5,434	
サービス業	34,307	
公務	1,145	
合計	115,297	77

\*データ収集年次は 1998 年・1999 年。宮城県の統計年次は 2001 年である。

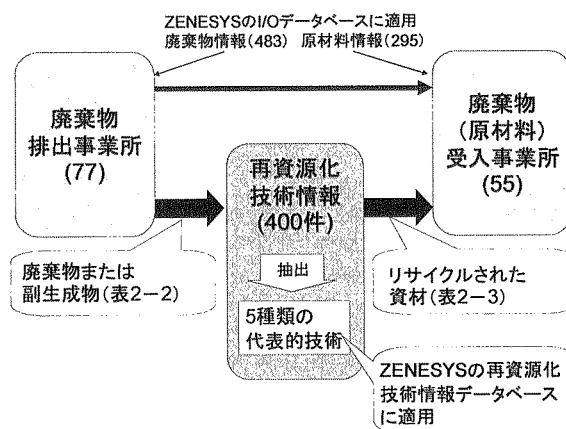


図 2-2 データ間の関係



ZENESYS に登録したデータと宮城県の統計データの比較を示す。宮城県は、卸・小売・飲食業（41.8%）、サービス業（29.8%）が多数を占め、重工業等の特に目立った基幹産業の無い地域であることがわかる。登録データは、前述のように廃棄物を多く排出する事業所の中から抽出したために、卸・小売・飲食業およびサービス業は含まれていない。県の統計データと登録データを比較すると、登録データでは製造業が多数を占めるのに対し、県の統計では建設業が多数である点が特徴である。

再資源化技術情報データベースには、文部科学省科学研究費補助金特定領域研究（A）「ゼロ・エミッション」第二班が収集した3つのデータベースの合計400件から、特に件数の多かった5種類の技術を適用した。I/Oデータベースと、再資源化技術情報データベースの関係を図2-2に示す。400件の再資源化技術について、表2-2に受け入れ（リサイクル）可能な廃棄物・副生成物の品目を、表2-3にリサイクル技術によって再資源化される物質の品目を示す。表2-2に示した再資源化技術で受け入れ（リサイクル）可能な品目（図2-1では $L_{RE1i}$ または $L_{RE1i}$ ）としては、木くず、廃プラスチックに続いておから（大豆から豆腐を作る際の副生成物）が多い。また、表2-3に示した再資源化された物質（図2-1では $L_{RE2i}$ または $L_{RE2i}$ ）では、建設資材、成分抽出、金属類、コンポストが多い。

400件の再資源化技術のうち、最も件数の多かった技術は、木くずからカーボンやセルロース等の特定の成分を抽出する技術（19件）であった。以下、廃プラスチックの燃料化技術（17件）、廃プラスチックから樹脂類を再生する技術（9件）、ボトムアッシュ（焼却灰）を建材に再生する技術（9件）、おからから有効成分を抽出する技術（7件）である。本研究では、これらの5種類の技術により、宮城県内の廃棄物交換ネットワークがどの程度広がりうるかについて検討する<sup>3)</sup>。

### ③E to E型ネットワーク成立の可能性

ZENESYSの分析機能を利用して、宮城県内の事業所に関するデータを分析した結果を図2-3に示す。この結果は事業所のI/Oデータのうち、物質の名称だけを一致検索して得られたものである。物量や価格情報は分析に含まれていない。I/Oデータベースのみを分析対象とした場合、つまりE to E型ネットワークでは、事業所間の物質交換ネットワークの成立は33件であった。ネットワークの連鎖状況は、廃棄物・副生成物のみではなく、製品

表2-2 リサイクル可能な廃棄物

	件数
木くず	38
廃プラスチック類	35
おから	21
厨芥類	21
古紙	20
下水汚泥	15
都市ごみ	13
汚泥	12
紙くず	12
ボトムアッシュ	12
家畜糞尿	10
古タイヤ	10
無機製紙汚泥	9
金属くず	9
シュレッダーダスト	8
塩化ビニル	6
有機性廃棄物	6
発泡スチロール	5
その他	138
合計	400

表2-3 再資源化可能な資材

	件数
建材	71
成分	71
金属	30
コンポスト	26
燃料	26
家畜飼料	11
樹脂類	8
活性炭	7
繊維	7
再生紙	6
その他	137
合計	400

のリンクまで考慮すれば、タイヤ製造業からコンクリート製造業への副生成物リンク（石膏・セメント用混和材）、コンクリート製造業から建設業への製品リンク（セメント・コンクリート）、建設業からコンクリート製造業への副生成物リンク（アスファルト廃材・石粉・石材スラッジ）、というような閉鎖系ネットワークを構築しうることがわかった。しかし、ZENESYS の分析機能が抽出したリンクのほとんどは、建設業（20 件）からの廃棄物（アスファルト廃材等）と、ある建設資材製造業者（1 件）の間のリンクが占めていた。つまり、この建設資材製造業者が無い場合、2/3 近いリンクと閉鎖系ネットワークが消滅することになる<sup>4)</sup>。

表 2-1 の県統計データと、ZENESYS に適用したデータを比較すると、建設業の割合は県統計データのほうが上回る。ネットワークを構成する事業所のほとんどが建設業に関連

するという傾向は、廃棄物交換ネットワーク形成の際に建設業が果たす役割の大きさを表す結果であるともいえる。

この他には、印刷業から製紙業への廃棄物リンク（古紙）、食品加工業、電子部品製造業等の製造業から鉄筋製造業への廃棄物リンク（鉄くず）が可能であることがわかった。

#### ④E to R and R to E 型ネットワークの成立可能性

前述の 400 件の再資源化技術の中から抽出した 5 種類の再資源化技術を、事業所の I/O データと組み合わせた場合に増加するリンクの数を ZENESYS の分析機能を用いて求めた。結果を図 2-4 に示す。

木くずからの成分抽出技術と、ボトムアッシュからの建材再生技術に関しては、増加したリンクのほとんどは建設業であっ

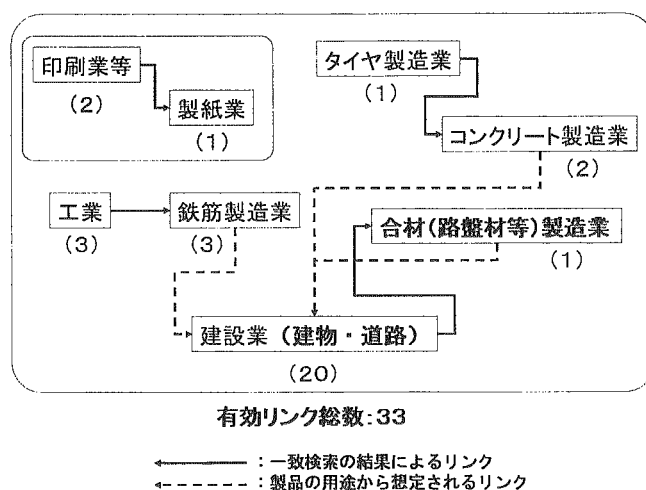


図 2-3 E to E 型ネットワーク成立の可能性

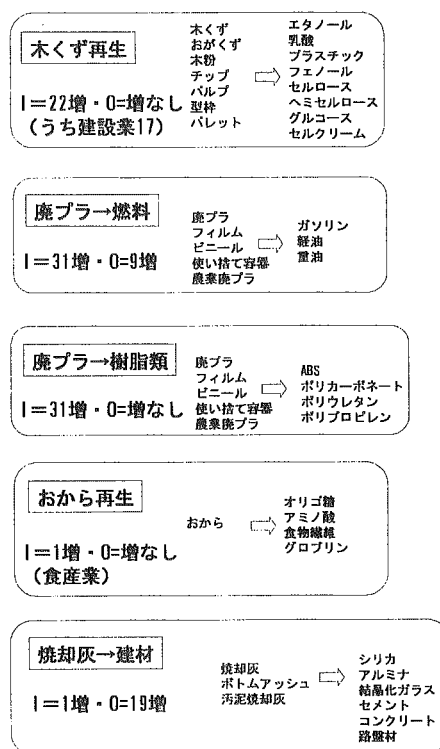


図 2-4 再資源化技術介在の効果

た。したがって、ネットワーク形成にあたって、再資源化技術を介在させた場合にも、建設業の役割が大きいことがわかる。

木くず再生技術（木くずからの成分抽出技術）と、廃プラスチックの樹脂化技術は、再資源化技術にとってのインプット側（図 2-1 の  $L_{FE1i}$  または  $L_{LR1i}$ 、図 2-4 では I と表記）のリンクを増加させるが、アウトプット側（図 2-1 の  $L_{FR1i}$  または  $L_{FE2i}$ 、図 2-4 では O と表記）のリンクは増加させなかった。つまり、これらの再資源化技術は、受け入れた廃棄物を改変・改質することはできても、宮城県の中では、その後のリンクを増加しえず、ネットワークの構築に際しての需要（天然資源代替品の需要）と供給（廃棄物や副生成物の排出）のミスマッチが生じてしまう。また、おから再生技術（おからからの成分抽出技術）については、インプット側もほとんど増加しなかった。これは、再資源化技術開発自体が廃棄物・副生成物の受け入れ（図 2-1 では  $L_{FE1i}$  または  $L_{LR1i}$ ）と、再資源化された物質の利用先（図 2-1 では  $L_{FR1i}$  または  $L_{FE2i}$ ）という、需要と供給に基づいて開発されていない現状を暗示した結果ともいえよう。廃プラスチックから燃料を製造する技術と、ボトムアッシュ（焼却灰）を建材に再生する技術は、再資源化技術のインプット側・アウトプット側ともリンク数を増加させた。ボトムアッシュに「燃え殻」という呼称の物質も含めれば、インプット側のリンク数はさらに増加することが見込まれる。次節では、この 2 つの再資源化技術について、環境負荷を削減する可能性と、経済性について検討する。

### 3) 再資源化（リサイクル）技術の環境負荷に関する検討

#### ① 廃プラスチックからの燃料製造技術

廃プラスチックからの燃料製造技術は、ガス化改質・油化・高炉原料化・RDF 化 (Refuse Derived Fuel) ・セメント焼成燃料に分けられる。

ガス化改質は、三好 (2001) によれば、廃プラスチック分を 40% 前後含む一般廃棄物をガス化改質することにより、水素と一酸化炭素を主成分とする合成ガスおよびスラグ等、再利用可能な資源へと転換する技術であり、実用プラントも稼動中である。高炉や化学工場などが近傍にある場合はガス売却が可能であるが、それ以外の場合は別途ガスの利用方法を考慮する必要がある。したがって、製鉄所や大規模な化学工場の無い宮城県には不適な技術といえよう。

末岡ら (1999)、待鳥 (1999) によれば、一般廃棄物に含まれる廃プラスチックのうち、約 80% が油化可能なものであり、それらを油化した場合、運転に要する動力や燃料等を差し引けば、プラスチック重量あたり約 70% の油が回収可能で、エネルギー回収率（回収油の発熱量/原料ゴミの発熱量）は約 80% であった。得られた油は、ボイラーや加熱炉等の燃料として利用可能であるが、自動車用燃料等、汎用性の高い軽油やガソリンに変えるには更に精製が必要となる。このように、廃プラスチックからの回収油は石油精製原料としても利用可能であるが、回収油の生産量は国内精油所の処理量に対して極めて少なく、精製所への商業ベースでの受け入れは難しい。しかし、宮城県内にはボイラーや加熱炉等の燃

料の需要は充分にあると予想されるため、油化は県内への適用に適した技術である。

高炉原料化は、根本（1999）によれば、既に実用化されており、年間 3 万トン（ポテンシャルとしては 60 万トンで日本の年間排出量の 6.7%）の廃プラスチック（塩化ビニルを除く）を、製鉄原料であるコークスと微粉炭の代替燃料として利用している。高炉におけるプラスチックのエネルギー利用効率は、高炉ガスの発電や熱利用も含めて 80%以上であり、非常に高効率なプロセスである。また、コークスや微粉炭などの枯渇性資源を節約でき、後述するように高炉スラグもセメント材料等に利用できることから、高炉原料化はゼロ・エミッションネットワークの中核となる技術である。しかし、宮城県内に高炉は無く、県内への適用は不可能である。

RDF 化は、阪田（1999）によれば 1999 年時点で国内 4 箇所、11 町村で実施されており、技術としては確立されている。発電への RDF 利用や、それに伴う蒸気・熱水の利用は可能なようである。宮城県でも適用は可能であろう。しかし、経済的に RDF による熱回収システムを支えるのは、阪田（1999）の事例ではクリーニング業と菌茸栽培用菌床の殺菌・販売業のように、廃プラスチック処理とは直接関連しない異業種から得られる収益である。

セメント焼成燃料については、玉重（2000）によれば、年間約 900 万トン排出される廃プラスチックのうち、セメントキルンでの利用可能量は、最大で推定 200 万トン（うち主バーナーは 80 万トン）である。主バーナー以外は燃焼に関する許容範囲が広く、既に廃タイヤ、廃油、汚泥等の処理に利用されており、廃プラスチックに割く余地が小さい。従来、主バーナーでは燃焼条件等から廃プラスチックは利用されなかったが、廃プラスチックの前処理やバーナーの改造により利用可能であることが判った。残念ながら、廃プラスチックをセメント焼成燃料として使うことは現在の法規（容器包装リサイクル法）上は認められておらず、宮城県での実行は不可能である。

油化・高炉原料化・RDF については、中野（1999）や（財）プラスチック処理促進協会技術開発部（2001）が LCA による環境影響評価を実施している。両者とも、これらの廃プラスチック再生技術について、再製品化されたプラスチック由来製品（エネルギー）の FSE（Feed Stock Energy）を見積もりつつ<sup>5)</sup>、既存の処理方法（埋め立て・単純焼却）と再資源化技術のライフサイクルエネルギー消費量・CO<sub>2</sub>排出量を比較している。いずれの技術も既存の廃プラスチック処理方法に比べて大幅に有利との評価結果を得ている。中野（1999）によれば、これらの技術のうち、エネルギー収支が有利なのは RDF と高炉原料化で、油化はやや劣る結果となった。

以上から、宮城県に適用可能な廃プラスチックの燃料化技術は、油化と RDF 化であり、エネルギー効率と環境改善の効果は油化よりも RDF 化が優れると推測される。これらの技術は、石油への代替、廃棄物として埋め立てられる、または単純焼却される廃プラスチックを減少するという機能を持ち、その適用によって環境負荷を低減できる。

## ②ボトムアッシュ（焼却灰）を建材化する技術

ボトムアッシュ（焼却灰）を建材化する技術は、灰をセメントの原料としてバージン材

の代替物とする技術であり、既に実用化されている。佐野・市川（2001）、一坪・佐野・市川（2002）による各種セメントの LCA では、佐野は、バージン材を使用するポルトランドセメント（VPC）と、他産業の副生成物を利用するポルトランドセメント（PC）について、天然鉱物、エネルギー資源枯渇、最終処分場枯渇、地球温暖化、大気汚染、酸性化の環境負荷ファクターで評価した。対象は、天然資源の採掘からセメント製造までであり、副生成物への環境負荷の配分（アロケーション）は無い。以上の枠組み及び環境負荷ファクターを統合して LCA を実施すると、PC は VPC に比べて約 40%の環境負荷を低減する。一坪は、環境影響評価法として海外で知名度の高い Eco-indicator99, EPS.version2000, Ecopoint を用いて、バージンポルトランドセメント（VPC）、ポルトランドセメント（PC）、高炉セメント B 種（BB）、フライアッシュセメント B 種（FC）フィラーセメント（LfC）について国内生産のケーススタディを実施している。この評価では、LCA の評価対象範囲内に副生成物の生産工程を含み、副生成物への環境負荷の配分（アロケーション）を副生成物の経済的価値に基づいて実施している。その結果、Eco-indicator99 では VPC の環境負荷が最も大きかった。EPS.version2000 では BB の環境負荷が最も大きく、VPC を下回ったのは LfC だけに留まった。Ecopoint では、VPC の環境負荷が最も大きかった。これらの結果を踏まえ、一坪・佐野・市川（2002）はセメント評価向けの独自の LCA である CEP 法（Cement Eco-value Point）を提案し、同様の評価を実施した。結果は、廃棄物・副生成物の環境負荷を含めた場合でも VPC が最も環境負荷が高く、それ以外はおおむね VPC の 50~60%程度の環境負荷であった。

このように、アロケーション（この場合、灰を供給する産業で生じる環境負荷を評価対象に入れること）を考慮しても、ボトムアッシュ（焼却灰）の建材化は環境影響を抑制することが可能な技術である。宮城県内には火力発電所も存在し、この技術は既に一部ではネットワークとして機能していると考えられる。したがって、現在は埋め立てられている灰分をいかにセメント産業に取り込むかが課題である。この技術は、バージン材使用量を抑え、埋め立てなどに回る廃棄物を減少しうることから、バージン材の投入を減少させ、廃棄物を減少させている。LCA の結果からは、エネルギー投入量の減少を可能とすることも推測される。また、佐野ら（2002）によれば、鉄筋コンクリート構造物の建設までを対象とする LCA（エネルギー消費量と CO<sub>2</sub> 排出量による評価）の結果、80%の負荷が構成材料の製造工程で発生しており、そのうち 95%がセメントと鉄筋の製造時のものであった。したがって、ボトムアッシュの建材化（セメント製造）技術は川下側への影響も大きく、廃棄物交換ネットワークの中では注目すべき技術である。

#### 4) 再資源化（リサイクル）技術の経済性に関する検討

##### ① 廃プラスチックからの燃料製造技術の場合

宮城県で実施可能な技術は油化と RDF 化である。油化については、玉置（2000）、待鳥（1999）によれば、廃プラスチック再生油の場合、ボイラー燃料向けの品質でも、1 リッ

トルあたり 70～80 円程度の高価格となる。年間 2 万 t 規模の処理能力のプラントでは、廃プラスチック 1 トンあたりの処理コストは 8 万 2 千円にもなる（うち 4.1 万円はメンテナンス等、3.2 万円が減価償却費（建設費 55 億円，土地代を除く），0.9 万円が労務費）。年間 1,300 トン規模の処理能力のプラントで、建設費は 2～3 億円，1 リットルあたり価格を 25 円程度に抑えられるものもあるが，この程度まで価格が下がらないと石油製品とのコスト競争は相当に厳しい。

下間（2002）によれば，事業所が廃プラ再資源化製品を従来のバージン材の代替物として購入するインセンティブは，事業所に経済的（价格的）メリットまたはそれ以外のメリット（事業所の環境イメージの向上等）がある場合に発生する。再資源化製品の価格を左右する再資源化の際のコスト要因のうち，重要なのは製品の歩留まり率と再資源化製品の質である。当然ではあるが，歩留まりが高く，質の高い製品を供給することがネットワーク形成の促進につながる。PET ボトルを例にすれば，仲・鍵山（2002）によれば，ボトルの消費量と回収量は今後とも増加が見込まれるが，現状では（回収したボトルから得られる工業原料等の）他産業への転用は飽和状態にあるといわれている。そこで，回収ボトルを PET 樹脂またはそれに類する樹脂原料に戻す方法が注目されている。しかし，技術的に最も望ましい樹脂には若干劣るジメチルテレフタレートへのリサイクルを例に取れば，その経済規模は年間約 3 万トンの生産であり，そのために 3.6 万トンのボトルを回収しなければならない。日本国内の 2000 年度の小型 PET ボトル（700ml 以下）生産量約 64 億 4 千万本の 1/5 に相当する回収が必要となり，広域回収が必要となる。ポリエステル系の原料需要からは，高純度テレフタル酸に戻す事が望ましいが，これはコストが高い技術であり，採用し難いという問題がある。

#### ②ボトムアッシュ（焼却灰）を建材化する技術の場合

この技術の場合，利用可能な灰の価格が高くなければ，コスト的な問題は無く，バージン材や既存の再資源化材の代替物を供給できると考えられる。しかし，川下側で，コンクリート建築物解体時に発生するコンクリート廃材を再処理して建築物骨材として戻す場面では，環境負荷はバージン材利用に比べて悪化する（佐野ら，2002）。また，路盤材などへのカスケード利用の場合にも，コンクリート廃材の粒径を小さくする等，建築上の要求を高度に満たしうる状態まで再処理すると，環境負荷が高くなり（Mroueh, U. M., Eskola, P., Laine-Ylijoki, J., 2001），コスト的にも見合わない場合も生じる（松下ら，2000）。

#### 5) 廃棄物交換ネットワークが満たすべき条件

以上の検討結果を踏まえ，廃棄物交換ネットワークが満たすべき条件について，Gertler（1995）が提示したインダストリアル・エコシステムの 4 つの特徴（①バージン材の投入量が減少すること，②エネルギー消費量が減少すること（エネルギーの消費効率が上昇すること），③廃棄物が減少すること，④市場価値を持った製品（副生成物）の量と種類が増加することに則して検討する。ネットワーク形成により環境・経済両面での便益が得られ

るかを評価する視点として、これら 4 つの便益について考察した場合には、ネットワーク形成以前に比べて、4 つのうちの 1 つ以上の便益が得られる、という Gertler の定義では不足である。つまり、1 つの便益が得られても、残り 3 つは以前よりも状況が悪化する、という状態に陥った時、ネットワーク化の効果についての議論は決着しない。本章では、ネットワーク形成以前に比べ、4 つの便益のうち 1 つ以上が得られた場合に、残りの便益の水準が悪化しないこと、という視点でネットワークを評価する。

本章の事例研究からは、E to E 型ネットワークの成立は困難であると推測される。実現可能性のあるネットワーク（リンク）は存在したものの、それらは既存のリンクである可能性が高い。また、ネットワークの階層（リンクの継続）は、1 段階（1:1 のリンク）のみが大多数を占め、循環系の形成やネットワーク化には程遠い状態であった。したがって、以下では E to R and R to E 型ネットワークについて、Gertler の示した 4 つの特徴の視点から検討する。図 2-5 に、ネットワークの物質・経費の I/O（インプット/アウトプット）の概念図を示す。ここで、物質のインプットは生産に必要な資材としてのバージン材およびエネルギー投入であり、アウトプットは廃棄物等の排出である。経費的 I/O には資材購入費と廃棄物処理費が想定され、資材等有価物の購入では物質（資材等）の流れと逆方向に、廃棄物のようにマイナスの価値を持つ物質の場合は物質の流れと同方向となる。

廃棄物・副生成物の排出事業所（図 2-5 の事業所 A）は、廃棄物のアウトプット（ $A_o$ ）を再資源化技術の介在によって減少させることができる。しかし、製品の生産工程に変化が無い場合、インプット（ $A_i$ ：バージン材・エネルギー投入量）は変化せず、エネルギー効率も変化しない。また、市場価値のある製品の増加に関しては、事業所 A

からの再資源化技術への廃棄物の投入と、その結果生じる（事業所 A から直接排出される廃棄物の減少による）製品イメージの間接的な向上が市場拡大に結びついた場合にのみ可能となる。

再資源化された物質を従来資源の代替品として利用する側の事業所（図 2-5 の事業所 B）ではバージン材の消費量（ $B_i$ ）を減少することができる。エネルギー効率と廃棄物量（ $B_o$ ）については生産工程が以前と同様であれば変化が無いが、再資源化された資材の生産時に必要なエネルギー量がバージン材（ $B_i$ ）の製造時に必要なエネルギー量を下回れば、事業所 B では間接的にエネルギー投入量を減少させたことになる。事業所 B の市場価値のある製品の増減については、廃棄物排出側企業（事業所 A）の場合と同様である。

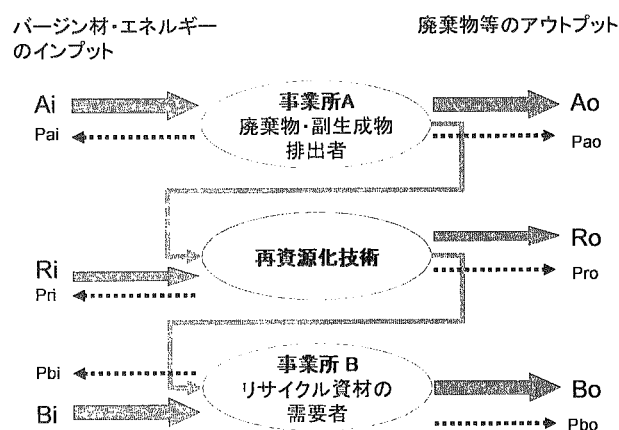


図 2-5 ネットワークの物質・経費の I/O

よって、ネットワークの中の再資源化技術が、事業所 A の廃棄物 (Ao) を減少させ、事業所 B のバージン材の投入 (Bi) を減らし、なおかつエネルギーを生産し、ネットワーク内部にそれを供給することでネットワーク全体のエネルギー効率を向上させ、技術の適用によって、Ao の減少分を上回る廃棄物 (Ro) を出さない技術である場合に、ネットワーク全体として Gertler の提示した 4 つの便益を全て得ることができることになる。

また、バージン材等の従来製品 (原料) と比べて、再資源化された物質が費用効果的である場合、または市場に対するアピールの大きい製品である場合に市場価値を持つ製品を増やすことになる<sup>6)</sup>。

以上をまとめると次式のようになる。

$$Aib+Bib \geq Ai+Ri+Bi \dots\dots\dots (1)$$

$$Aob+Bob \geq Ao+Ro+Bo \dots\dots\dots (2)$$

$$Paob \geq Pao \dots\dots\dots (3)$$

$$Pbib \geq Pbi \dots\dots\dots (4)$$

$$Paib+ Paob+Pbib+ Pbob \geq Pai+Pao+Pri+Pro+Pbi+Pbo \dots\dots\dots (5)$$

(1) 式と (2) 式は、環境面での必要条件である。(1) 式で  $Aib \cdot Bib$  はネットワーク形成以前の事業所 A および事業所 B への資材投入量を表す。(1) 式は、ネットワーク形成によって、ネットワーク全体へのバージン材やエネルギーの投入量が不変もしくは減少することを示す。(2) 式で  $Aob \cdot Bob$  はネットワーク形成以前の事業所 A および事業所 B の排出する廃棄物量を表す。(2) 式は、ネットワーク形成によって、ネットワーク全体から排出される廃棄物量が不変もしくは減少することを示す。(1) 式と (2) 式は AND 条件で成立しなければならない。

(3) 式から (5) 式は経済性の必要条件である。事業所 A および事業所 B の製造する製品の価格 (および品質) が変化しないと仮定し、図 2-5 に則して考察すると、(3) 式で  $Paob$  はネットワーク形成以前の事業所 A の廃棄物処理費用とし、(3) 式はネットワーク形成により事業所 A の廃棄物処理費用が低下することを意味する。(4) 式で  $Pbib$  をネットワーク形成以前の事業所 B の資材購入費用とすると、(4) 式は、ネットワーク形成により事業所 B の資材購入費用が低下することを意味する。(5) 式の左辺は、ネットワーク形成以前の事業所 A および事業所 B の費用合計であり、右辺はネットワーク形成後の事業所 A・事業所 B および再資源化技術の費用合計である。

事業所 A と事業所 B の総費用がネットワーク形成の前後で不変であった場合、つまり  $Paob = Pao$  (3),  $Pbib = Pbi$  (4) の時、(5) 式は次式のようになる。

$$0 \geq Pri+Pro \dots\dots\dots (6)$$

(6) 式で、 $Pri$  と  $Pro$  は、それぞれ事業所 A からの収入 ( $-Ia$  と表記) と、リサイクルのために必要な資材の購入費用 ( $pri$  と表記)、事業所 B からの収入 ( $-Ib$  と表記) とリサイクル過程で生じる廃棄物の処理費用 ( $pro$ ) とに分解できる。この時、(6) 式は次のように表せる。



$$\text{pri}+\text{pro} \leq \text{Ia}+\text{Ib}\cdots\cdots\cdots (7)$$

(7) 式は、再資源化技術の採算性を表しており、左辺が再資源化技術の総費用、右辺が総収入である。つまり、事業所 A・事業所 B および再資源化技術の 3 者による E to R and R to E 型ネットワークにおいて、事業所 A の廃棄物処理費用と事業所 B の資材購入費用が不変の場合、再資源化技術の独立採算性がネットワークの経済性を現すことになる。

この視点から廃プラスチックからの燃料製造技術とボトムアッシュ（焼却灰）を建材化する技術について検討すると、両者とも (1) 式と (2) 式は満たしている。したがって、環境面での条件は満足している。ボトムアッシュ（焼却灰）を建材化する技術については、

(3) 式と (4) 式で等号が成り立ち、(7) 式についても、セメント製造業が成立する限り満足される。しかし、廃プラスチックからの燃料製造技術では、(4) 式が成立しない。また、既存のプラントでは独立採算は不可能に近いことから、(5) 式が成立しないと考えられる。つまり、廃プラスチックからの燃料製造技術を中核とする廃棄物交換ネットワークの持続的維持・運営には補助金投入が不可欠である。また、ボトムアッシュ（焼却灰）を建材化する技術に関しても、松下ら（2000）が指摘するように、建材から建材へのリサイクル過程では、(2) 式（廃棄物の減少）は満たせても、(1) 式（エネルギー投入量の減少）は満足できず、また (4) 式（総費用の減少）も満足し得ない。よって、廃棄物交換ネットワークとしては成立するが、循環系を持つ廃棄物交換ネットワークとしては成立しえないことになる。

以上は、リサイクルされた資材の価格と廃棄物処理費用については現状の水準に固定した場合の議論である。(7) 式の左辺（リサイクル技術の運用に不可避な費用）はリサイクル技術の技術的要因に帰属する。これは、一定水準のリサイクル資材を生産する際に、プラント建設やその稼動のために発生する費用であり、ゼロにはなりえない。したがって、検討すべきは (7) 式の右辺、つまり再資源化技術によって得られる収入が、不可避に発生する費用を上回ることができるか、ということになる。収益は受け入れる廃棄物の処理費用 (Ia) と、リサイクル資材の販売による収入 (Ib) である。Ib は、被代替物（廃プラスチックの燃料化の場合には、同等の品質を持つ化石燃料）の価格に依存する。被代替物の価格が相対的に上昇すれば、Ib も上昇する。枯渇性資源が被代替物の場合、資源の消費とともに価格が上昇するはずであり、枯渇性資源を被代替物とする再資源化技術は将来的に収入増を見込むことができる。しかし、枯渇性資源の価格上昇は、高度な採掘技術の導入を可能とするため、価格の上昇とともに資源の枯渇も先延ばしになる。つまり、確認埋蔵量の増加を招き、枯渇性資源の急激な価格上昇が抑えられる。したがって、枯渇性資源を被代替物とする再資源化技術における Ib の短期的な上昇を期待することは適当ではない。

一方、Ia について考察すると、例えば仙台市の場合、産業廃棄物に占める有価物は 4%未満であり、その内訳は金属くず、ガラス・陶磁器くず、動植物性残渣、紙くず、廃油の一部であり、金属くずは金属に、ガラス等は路盤材に、動植物性残渣は堆肥に、紙くずは再生紙に、廃油は燃料油等にと、比較的リサイクルし易いものに限られる。残り 96%以上の

廃棄物は、破碎、焼却、脱水、乾燥等の中間処理（主に減容化）を経て埋め立てされる（重野ら、2004）。つまり、容易にリサイクルできる廃棄物は有価物として流通しており、これを原材料とする再資源化技術の場合、Ia はマイナス（収入ではなく支出）になる。仙台市の場合、現状で中間処理に回される廃棄物の多くは委託処理されているため（重野ら、2004）、廃棄物処理費用（Ia）が発生していることになる。しかし、有価物として取引されない廃棄物の多くは、リサイクルが困難なものである。よって、処理費用（Ia）の高い廃棄物は中間処理または再資源化が技術的・コスト的に困難な物質・状態であると考えられる。再資源化された資材にも工業製品としての品質水準を満足していなければ Ib も得られない。したがって、高い水準の Ia を追求すれば、技術的な困難性も高まり、技術的に不可避なコスト（(7) 式の左辺）も上昇すると考えられる。以上のように、リサイクルされた資材の価格や、廃棄物処理費用の動向（変動）を考慮しても、非農業分野における再資源化技術の独立採算は相当程度困難であると考えられる<sup>7)</sup>。

#### 6) 廃棄物交換ネットワーク形成支援の課題

本章は、宮城県という一事例のみの事例分析であり、さらに対象とした事業所の属性に現実とのギャップが存在していた。また、事業所（企業）内部における環境負荷低減策については言及されていない。しかし、廃棄物交換ネットワークの形成の展開方向については、以下のような示唆を得ることができた。

農外産業の人為的物質循環系としての廃棄物交換ネットワークの形成にあたっては、参画する事業所、つまり廃棄物・副生成物を排出する事業所と、それを受け入れる事業所をコーディネートする第三者の存在が重要である。ZENESYS は、コーディネーターを支援するツールを目指して開発された。事業所間の廃棄物／資源の取引のリスクを廃し、安定的なネットワークを形成する上では廃棄物／資源等の種類・性状・質・量と需要・供給のタイミング等、事業所から収集し、解析すべき情報は非常に多岐にわたる。また、コーディネーターは、それらの情報を常に更新しつつ、ネットワークを微調整、場合によってはドラスティックに変更することを推進するプロモーターでなければならない。したがって、情報収集は非常に重要な作業となる。この作業を効率化するため、ZENESYS では Web（インターネット）を中間媒体（インターフェイス）とする情報収集システムが検討されるに至った。このような情報収集システムは、従来のような調査票形式の調査、あるいは訪問調査に比べ、簡易かつ低い経費で情報が収集できる。しかし、収集すべき情報には企業秘密に属するものも数多く存在するため、機密保持のための様々な対策を講じる必要が生じる。情報管理の重要性が注目される現在、コーディネーターは廃棄物交換の経済的リスク回避、ネットワークの監視に加え、情報管理も要求されることになる。こうした状況が、特定の地域内部の複数事業所による廃棄物交換ネットワーク形成よりも、一企業ないしグループ企業内部での自己完結型の廃棄物交換、例えば「ゼロエミッション工場」等と称される、企業の内部的な環境負荷低減策の採用へのインセンティブを生じさせると推測され

る。したがって、信用と中立性の高い団体がコーディネーターとなる必要があり、従来は県等の地方自治体がそれを担ってきた。しかし、地方自治体が仲介役となる廃棄物交換ネットワークの形成は低調であった。その要因は、廃棄物交換に伴う経済的なリスクを地方自治体が負うことが困難であることが推測される。現在、地方自治体が主導する廃棄物交換ネットワークは、エコタウン構想等のように廃棄物・副生成物の相互利用・相互補完が比較的容易な産業を地理的に集積するか、特定の再資源化技術の誘致を前提とするもので、構造的には企業の内部的な廃棄物交換ネットワーク形成の動きに共通するものがある。したがって、現在の廃棄物交換ネットワークの展開方向は、面的な広がりを持つ「地域」を対象とするものから、地理的にも参画する事業所の属性（業種）の面でもより集積化・特定化されたものへと縮小する傾向があると考えられる。この傾向を逆転させ、地域全体での廃棄物交換ネットワークの形成を実現するためには、廃棄物の交換に伴う経済的なリスクを担保しうる財政規模を持ち、公共性の高い経済団体がコーディネーターを担う必要がある。以上の諸要求に応え続けることは、大学の一研究グループに担いきれるものではなかった事が、ZENESYS の実際的な運用が不可能であった大きな要因の一つである。この他の要因としては、ZENESYS が抽出した一致検索結果について、環境・経済両面でのパフォーマンスをチェックするアルゴリズムが未開発であるため、有識者が一つ一つのリンク（一致検索結果）の実現可能性に関する恣意的な判断を下す必要があったことは第 2 章補論でも述べる。

さらに、コーディネーターの担うべき重要な役割は、再資源化（リサイクル）技術の開発支援である。本章で述べたように、現存する再資源化技術の多くは、地域内の廃棄物・副生成物の供給量と、その潜在的な需要量を把握した上で開発されているとは言い難い。個々の技術は実現可能性のある技術であっても、ネットワークあるいは地域トータルで物質循環系を構築し、それを維持することを意図しておらず、特定の業種・地域に偏った短絡的なネットワーク形成を可能とするのみの場合が多いと考えられる。コーディネーターは、地域内の廃棄物交換ネットワークに参画する事業所から収集した情報を解析し、地域内のネットワーク形成、およびその維持発展を通じた地域活性化に最もふさわしい再資源化技術の選定、あるいは新規開発の方向性を示さなければならない。第 2 章補論で述べるように、ZENESYS の開発過程では、このような技術開発支援のための診断ツールの基礎的な概念を示すことはできたが、実際に再資源化技術の新規開発支援に利用するためにはさらなる論考が不可欠であろう。

以上のように、廃棄物交換ネットワーク形成を推進するコーディネーターには、事業所の機密情報に類する情報の継続的な収集・管理を遂行するための能力と信頼、取引リスクを担保する財政的な信頼性、新規の再資源化技術の開発支援を行う能力が要求される。これらの要求を完全に満たすコーディネーターの出現なくして、廃棄物交換ネットワーク（人為的物質循環系）の構築・維持は困難であろう。

## 7) まとめ

東北大学学際科学高等研究センターのゼロ・エミッションプロジェクト研究チームが開発した ZENESYS により、農業以外の目立った基幹産業を持たない地域である宮城県の事業所の I/O データを解析した結果、次のようなことがわかった。再資源化技術が介在しない廃棄物交換ネットワーク（E to E 型ネットワーク）は建築業に関連するものが大多数であり、その多くが土木建築系廃材をリサイクルする 1 つの会社に依存しており、ネットワークの構造は極めて脆弱である。したがって、再資源化技術の導入無しでは、安定したゼロ・エミッションネットワークの構築が困難である。

次に、宮城県の事業所 I/O データに、5 種類の再資源化技術を適用した場合（E to R and R to E 型ネットワークによる）のリンクの増加数を調査した。その結果、主に廃プラスチックの燃料化と、ボトムアッシュ（焼却灰）の建材化が、リンクを増やすことがわかった。

この 2 つの技術について、Gertler の示したエコ・インダストリアル・パークから得られるの 4 つの便益（①バージン資材の投入減少、②エネルギー効率の向上、③廃棄物の減少、④市場価値を持つ製品の増加）の視点から検討した。その結果、いずれの技術も条件の①～③までを満たしうると判断された。しかし、宮城県の産業構造では、廃プラスチックの燃料化については、高効率な再資源化技術を選択できず、④を満たすのは厳しいと判断される。また、ボトムアッシュ（焼却灰）の建材化は、技術そのものは④を満たすことができるが、コンクリート製品の利用・廃棄・リサイクル（川下側）においては、④を満足させようとすれば環境負荷が増大し、①～③を満たせなくなる可能性があることがわかった。

廃棄物交換ネットワークの環境・経済両面での特性は、事業所間にリンクを発生させる再資源化技術に依存するところが大きい。再資源化技術について検討した結果、農外産業（特に基幹産業の無い地域）では、技術的には廃棄物をリサイクルすることが可能であるが、バージン材と同等の品質を持つ資材にまでリサイクルしようとする、コスト的な問題が生じる。それを回避するためには、エネルギーのような汎用性の高い資材への転換（カスケードリサイクル）や、建築物等への蓄積に選択肢が限られる傾向があり、循環系の形成は、環境面から考慮しても達成しえない場合がある。

農林水産業を基幹産業とする地域において、再資源化技術の導入無しでは人為的物質循環系の構築は困難である<sup>8)</sup>。つまり、事業所から廃棄物として排出された物質がそのまま他の事業所の生産プロセスの原材料となることは期待できない。また、図 2-5 のように、廃棄物・副生成物の排出者（事業所 A）とリサイクル資源の需要者（事業所 B）との間に再資源化技術を介在させることで人為的物質循環系を構築する場合、仮に事業所 A と事業所 B の生産プロセスが変化しないとすると、環境負荷の減少と経済性の確立は、全て再資源化技術に依存することになる。この場合、環境負荷の減少と経済性の確立を両立できる再資源化技術は非常に限定される。よって、農外分野における人為的物質循環系が当面する課題は、物質循環ネットワークの拡大のために有効な再資源化技術の開発・選択にあると同時に、ネットワークで接続される事業所（図 2-5 の事業所 A および B）内部の生産プロセ

スをネットワークを前提としたものに改変しなければならない点にある。

農業と非農業の大きな差異は、農業が太陽光等の自然エネルギーを対価の支払いなしに利用している点である。これは、本章の検討結果からすれば、人為的物質循環系の構築において、環境・経済双方で有利に働くと推測される。次章では、この点を考慮しながら、農業分野および農業分野と農外分野を統合した場合の循環系形成の可能性を検討する。

## 第2章補論

### 廃棄物交換ネットワーク形成を支援するウェブベースソフトウェアの概要と課題

#### 1) はじめに

2003年、東北大学学際科学高等研究センターのゼロ・エミッション研究プロジェクトチームは、「インターネットを活用したゼロ・エミッションネットワーク」を支援するシステム (Zero Emission NETworking support SYSTEM: ZENESYS) を開発した。これは、1998年から2003年にかけて実施された同センター研究プログラム「環境保全とクリーンエネルギーの開発・普及に関する技術的・社会経済的条件の解明」(研究代表者: 経済学研究科・大村泉)の一環である。以下では、ZENESYSの概要について説明し、その開発過程で生じた様々な課題について述べる。

#### 2) ZENESYSの概要

ZENESYSの概要をFig.2-1に示す。このシステムは、ユーザーとして①Entrepreneurすなわち廃棄物・副生成物を排出する事業所およびそれらを受け入れる事業所、②廃棄物・副生成物を処理して有用な資源に変換する技術を有する技術者等 (Technical expert: 再資

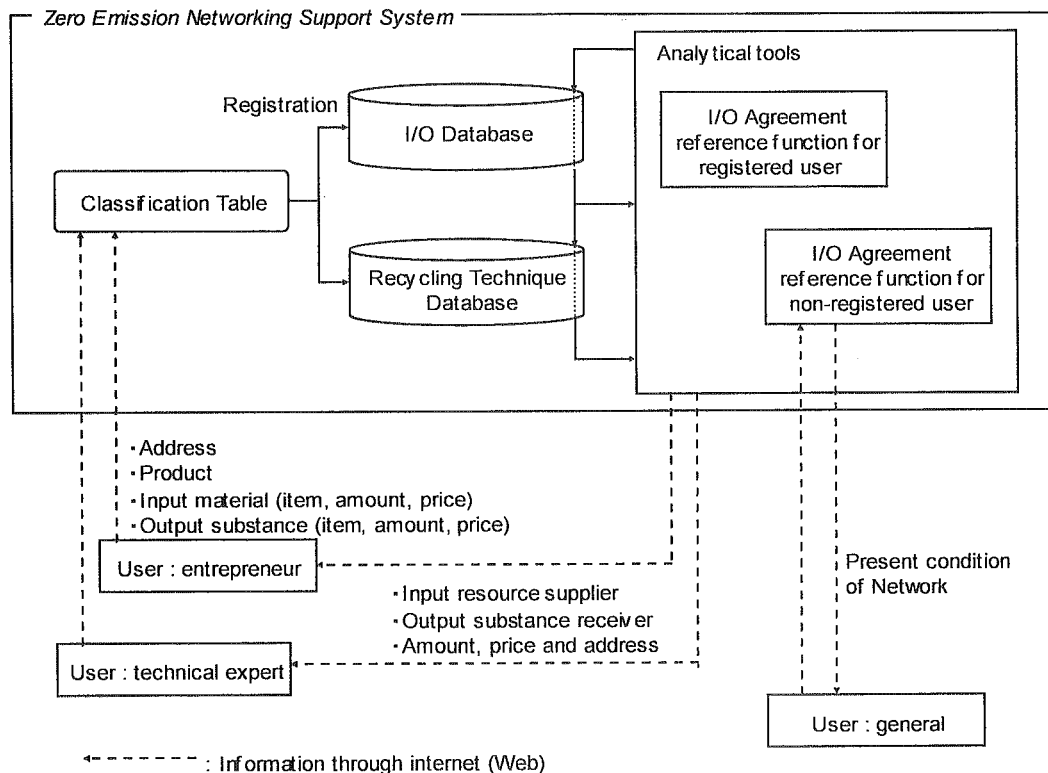


Fig.2-1 ZENESYSの概要

源化技術保有者), また, ③対象とする地域のゼロ・エミッションネットワークの形成状況を観測する者 (General: 一般ユーザー) およびネットワークの管理者の 4 者を対象にしている. ここで副生成物とは, 製鉄所からの高炉灰や石炭火力発電所からの石炭灰等, ある製品の製造過程で排出される物質のうち, 有価物として扱われるものを示し, 廃棄物とは副生成物以外の排出物 (無化物ないしマイナスの有価物) を示すものとする.

事業所および再資源化技術保有者は, 物質収支の I/O 情報すなわち廃棄物・副生成物の物質呼称・名称 (item), 自社の所在地(address), 製品(products)の生産量や再資源化に際して必要となる資源の使用状況および廃棄物・副生成物の発生量 (amount)・価格 (price) 等について, ZENESYS 内の分類テーブル (Classification table) を参照し, 物質の呼称・名称について統一を図りながら I/O データベースまたは再資源化技術情報データベース (Recycling Technique data base) に登録する. 情報を登録した事業所ならびに再資源化技術保有者は, ZENESYS の分析ツールを用いて, 自社が受け入れ可能な他社の廃棄物・副生成物または再資源化製品を生産する企業および自社で発生する廃棄物等の受け入れ先についての情報を得ることができる. ネットワークの管理者は, 事業所等が登録した位置情報, 発生量・価格等の情報から, 想定するネットワークが Gertler (1995) の 4 つの便益を得ることができるかを検討することができる. また, 情報を登録しない一般ユーザーは, 事業所等の機密情報を表す事の無い専用の分析ツールにのみアクセスすることが可能で, どのようなネットワークが構築されているかを知ることができる.

### 3) 類似システムの稼動状況と先行研究

ネットワーク形成による環境および経済への影響を分析する手法としては, Albino, V., Izzo, C., Kutz, S., (2002) や Mellor, W., et al., (2002) のように, 事業所間あるいは特定の生産プロセス内の工程間の物質の投入・産出について, 物量・価格等を 2 次元マトリクス (産業連関表のような投入産出表) とし, これを LCA (ライフサイクルアセスメント) 等に適用するなどして環境負荷の削減量やクラスター内の経済性について把握するものがある. また, 特定地域の事業所間における廃棄物や副生成物の交換ネットワーク・クラスター形成の可能性を, その地域の事業所の I/O データと再資源化技術情報の物質収支データに基づいて分析した研究には, 後藤・他 (2000), 成瀬・他 (2001) がある. データベースの構築と I/O 一致検索については, ZENESYS の機能と重複する部分が多い. しかし, 後藤, 成瀬の研究の対象は, 事業所間の物質交換ネットワーク形成のためのデータベース作成と分析に関する方法論であり, 実際に分析対象としたのはポリエチレン関連の事業所と, 燃え殻に関連する事業所のみであった.

実在する地域内の事業所から排出される廃棄物 (自動車産業関連) について, インターネットを用いて廃棄物の処理を最適化するシステムとしては, Chang, N.B., Lin, Y. T., Chang, Y.H., (1998), Chang, Y.C., Cang, N.B., Ma, G.D., (2001) によって提案されているように, ユーザーがインターネットを通じてデータベースにアクセスし, GIS (地理情報システム) 等を介して情報を得るものがある.

ZENESYS は、これらの先行事例を踏まえ、インターネットを利用することによってユーザーの利便性を確保し、分類テーブルを介した I/O データベース、再資源化技術情報データベースの構築により、I/O 一致検索の精度と確度を向上させた。また、一般ユーザー向けの分析ツールを搭載していることも特徴のひとつである。

Fig.2-2 に ZENESYS の一般ユーザー向け分析ツールの概念図を示す。事業所が登録した

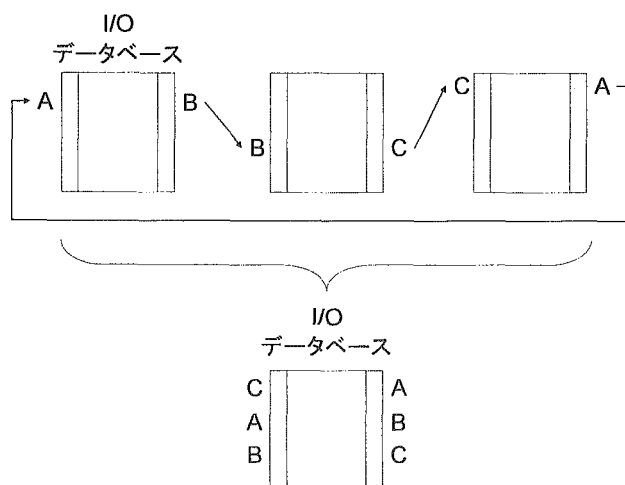


Fig.2-2 ZENESYS の分析ツールの概念

I/O データベースについて、循環系が成立する場合を想定する。Fig.2-2 の上段左側の図は、インプット物質 A を使用する製造プロセスから廃棄物 B が排出される場合を意味する。同様に、上段中央では B を使用して C が排出され、上段右側では C を使用して A が排出される。この時、 $A \rightarrow B \rightarrow C \rightarrow A$  という見かけ上の循環系が構築されうると判断される。上段の 3 つの図 (I/O データベース) は全て同じデータベースであるので、これを一つの図で表すと、Fig.2-2 下段のようになる。つまり、循環系を構成する仲介物質の項目が A・B・C の 3 種類の時、これらの物質が I/O データベースのインプット側・アウトプット側両方に同時に存在していれば、見かけ上の循環系構築が可能と判断できる。ZENESYS の分析ツールでは、この考え方を更に単純化し、I/O データベースのインプット側の項目 (物質名称) でアウトプット側の項目を一致検索し、項目 (物質名称) の累積度数を表示した。例えば、物質 A の累積度数が物質 B より多い場合、物質 A は物質 B に比べて供給 (廃棄物) が多いことになる。この時、物質 A を原料とするとし、物質 B や C が排出されるような製造プロセスを持つ事業所がデータベースに登録し、ネットワークに参画すれば、ネットワークは循環系へとより近づくことになる。

#### 4) ZENESYS の開発過程における課題

ZENESYS の開発を通じて、廃棄物交換ネットワーク形成支援に関して次の 4 つの問題が生じた。それぞれの問題の内容と、その解決方法について述べる。

##### ①分類問題

まず、技術的な問題として、例えば「硝子」と「ガラス」の検索結果は一致しない。これは、事業所の物質収支についての入力を個々のユーザー (事業所) に任せただけの場合に生じる不一致の問題である。この問題は、例えば「硝子」と「ガラス」を同一物とみなす類義語辞典的なものをシステム上に搭載することで、一致検索結果の度数を向上させることが



できる。しかし、さらに根本的な問題として、ユーザーの廃棄物ないし資源が分類テーブル上のどの分類に属するかを正確に決定できない場合もありうる。

ZENESYS には、当初ユーザー登録型の分類テーブルの搭載を検討した。これは、ZENESYS の分類テーブル上にユーザーのインプット/アウトプット物質の名称が登録されていない場合に、新規に任意の物質をユーザー登録できるようにするものであった。しかし、ユーザー登録型では上述の問題が完全にクリアできないため、ZENESYS では大分類・中分類・小分類の 3 つの階層を持つ固定された分類テーブルを使用した。これらの問題と、ZENESYS の分類テーブルに関しては、劉・他 (2004) で述べられている。

#### ②I/O 一致検索結果の信頼性

例えば A 社の廃棄物 (アウトプット) が「段ボール」で、B 社の必要資材 (インプット) が「段ボール」であっても、これを「一致」と判断することはできない。A 社の廃棄物は明らかに古紙としての「段ボール」であり、B 社の資材は梱包材としての (未使用の)「段ボール」と推測されるためだ。これを回避するためには、ユーザーに対して廃棄物・資源とも同じ名称の場合、名称以外にコメント (未使用または廃棄物) の入力を要求するしかない。この問題は、廃棄物/資源に要求される「質」の問題である。実際に、宮城県の産業廃棄物データで検討した結果、ZENESYS が示した一致検索結果は 112 件に上るが、その中である程度の信頼性を持っていると判断できる一致総数は 33 件であった。このように、分類テーブルを介したデータ入力の結果に対する一致検索であっても、現状では信頼性の判断は第三者 (システム管理者) が行わざるを得ない。

#### ③量・タイミングの問題

Lowe, A. E., (1997) 等にも紹介されているように、廃棄物の排出量とその発生タイミングによっては、I/O 検索結果で一致しても、実際にはネットワーク化できない場合もある。工業製品の製造 (仮に C 社とする) では、製品や製造法を変更しない限り、コンスタントにほぼ同質・同量の原材料が要求される。しかし、廃棄物 (アウトプット) 側 (仮に D 社とする) で、排出時期や量に偏りが生じている場合、I/O 検索結果で一致した結果をネットワークとして有効に成立させるためには C 社と D 社の間にバッファ (倉庫等の貯蔵施設) を設置しなければならない。ZENESYS には、事業所の I/O について、質・量・排出/要求タイミングに関する入力項目を設けたが、Web 経由のデータ収集ができなかったためこの問題に対する解決策の具体的な検討はできなかった。

#### ④環境・経済評価のパッケージ化

上記の①～③の問題をクリアする実現可能な検索結果が得られたとしても、輸送量が多く、輸送距離が極端に長い等の場合には、ネットワーク化以前に比べ環境・経済両面の便益が得られない可能性がある。現状では環境影響評価 (LCA) システムと ZENESYS はそれぞれ全く異なるソフトウェア・データベースシステムである。また、経済性の評価についても、バージン材と再生材 (廃棄物) の価格の比較に留まっており、再生材から製造された生産物の価格・マーケティング等に関する評価ソフトウェアシステムは ZENESYS に

は存在しない。したがって、第 2 章（本文）に示したように、環境評価に関する考察は、ZENESYS が抽出したネットワークについて、第三者（システム管理者）が文献調査を実施するか、あるいは抽出したネットワーク全てを個別に LCA ソフトウェアシステムで評価するしかない。また、輸送に関する経済性や輸送・貯蔵場所の最適化を検証するためには地理情報システム（GIS）と ZENESYS の統合化が望ましい。

学際科学高等研究センターにおけるプロジェクト研究では、時間的・予算的制約上、これらの統合化ができなかった。それぞれのソフトウェア・データベースシステムの著作権を考慮しなければ、ZENESYS と LCA および GIS の統合化は技術的には可能である。ZENESYS が抽出したネットワークに含まれる事業所等の I/O データ、および事業所の位置情報から GIS により輸送距離を算出し、I/O データと輸送距離から LCA を実施すれば環境負荷の検討は可能である。輸送コストとバージン材の価格情報をデータベースとして ZENESYS に搭載すれば、輸送コストとバージン材との代替効果による経済性に関する検討も可能となる。

#### 5) まとめ

ZENESYS は、分類テーブルや分析ツールの搭載の点で、従来の類似システムに対するアドバンテージを有していた。Web 経由のデータ収集機能も搭載されていたが、この機能を実際に使用してデータ収集するには至らなかった。このため、ZENESYS の実用上の有効性に関する検討は不十分であったといわざるを得ない。しかし、データ収集における各種の限定を考慮しても、廃棄物交換ネットワークを支援するソフトウェアシステムの当面する基本的な問題点は整理することができた。廃棄物交換ネットワーク支援ソフトウェアシステムは、単なる一致検索のためのツールに留まらず、ネットワークへの参画を意図する事業者、あるいはネットワークの管理者や第三者に対して、信頼に足るネットワーキングの状態と、環境・経済評価結果を提示しなければならない。そのためにはデータベースへの入力項目の分類問題（前述①）、I/O データベースへの登録物質の質・量と発生ないし需要のタイミングの把握と、ネットワークの最適化に関するアルゴリズムの検討（前述②・③）、さらに環境影響評価システム（LCA ソフトウェア・データベース）および地理情報システム（GIS）との統合化が当面の課題である。ZENESYS（および類似システム）と、LCA・GIS、さらには経済性評価までを統合化したソフトウェアシステムは現在までのところ開発・運用はされていない。しかし、統合に至るための課題と統合のコンセプトは明確であり、近い将来に実用化が見込まれる。

注記（第2章）

注1) 多面的機能を意識した取り組みは、平成12年度食料・農業・農村白書によれば、1980年代後半に開始され、その評価への取り組みは1991年に実施された。農外産業における環境保全への取り組みは、オイルショック（1973年）のような経済不況や、円高による原材料価格の高騰に遠因があると推測される。一方で、農業の環境便益への注目は、農業の衰退によるものと考えられる。

注2) Gertlerの4つの便益は、インダストリアル・エコシステムを定義する上での特徴を記述したものである。しかし、本章ではこれをネットワーク形成に対する評価の視点として導入する。

注3) ZENESYSには、事業所のI/O情報と再資源化技術情報に付帯して地理情報、物量情報、金額情報、さらに再資源化技術の適用に必要な資源量および廃棄物量の情報も登録できるが、本章では付帯情報として地理情報しか収集できず、これを登録するに留まった。

注4) ZENESYSは現状ではI/O一致検索ツールであり、第2章補論4)①で論じる「分類問題」を解決しえない。そのため、ZENESYSが抽出した100件以上の一致検索結果（リンク）について、一つ一つ可能性（リンクとして成立するか否かのフィージビリティ）を精査する必要があった。図2-3に示した結果は、精査の結果、リンク成立の可能性があるかと判断された件数を示しており、ZENESYSの検索結果そのものとは異なる。

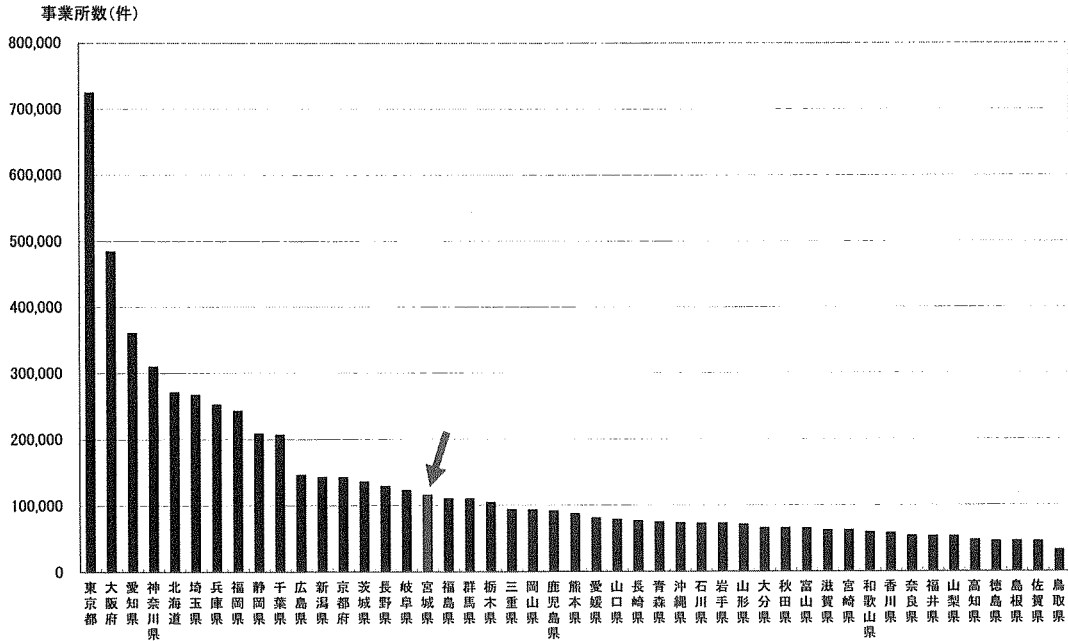
注5) ここでいうFSE（Feed Stock Energy）とは、再資源化された廃プラスチック由来のエネルギーを、正味の発熱量（被代替物、つまり油化の場合は化石燃料油の発熱量）とするのではなく、そこから再資源化する際に消費されるエネルギーを差し引いてエネルギー収支を考える、という概念である。エネルギー収支（再資源化されたエネルギーから再資源化に必要なエネルギーと再資源化しない場合に使用されるエネルギーを差し引いたもの）がプラスであれば、再資源化によりエネルギー回収が成立する。

注6) Gertlerのいう市場価値を持つ製品の増加とは、Pauliのゼロ・エミッション概念に照らせば、シェアの増加・売り上げ増加以外にも、製品アイテム数の増加の意味もあると考えられる。本章では、アイテム数の増加は慮外としているが、ネットワークの成立のための経済性向上という要件を達成するために、アイテム数の増加は極めて重要な要素であろう。

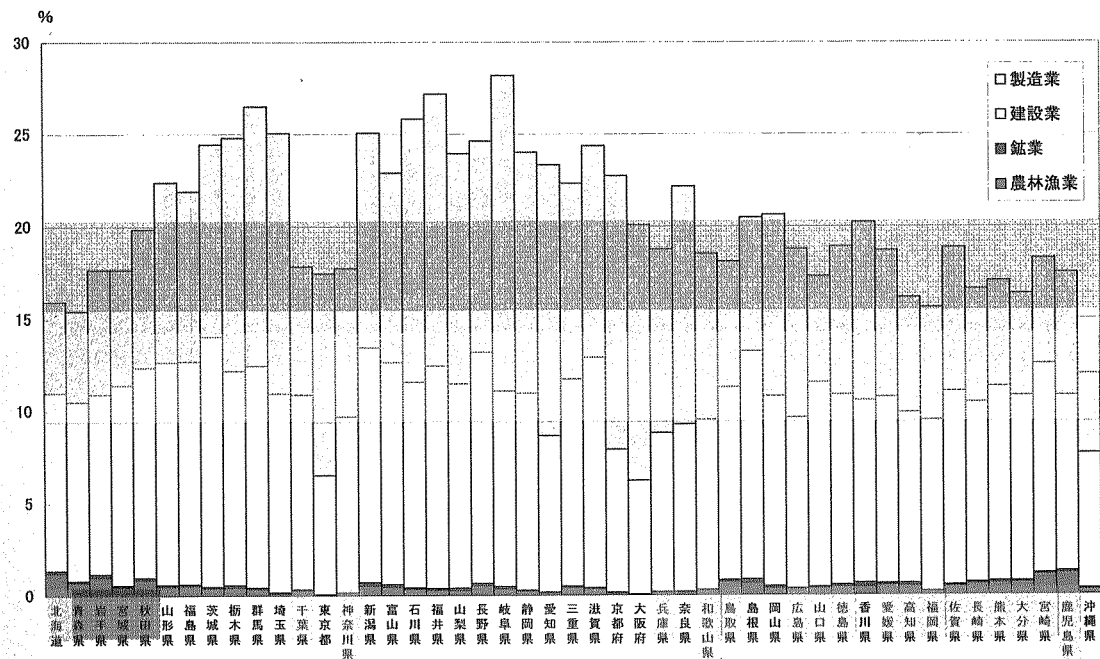
注7) ここでの議論は、廃棄物およびリサイクル資源の質（クオリティ）と、それによって変化する（市場）価格に関するものである。本論では物質循環系の（最適な）規模について論じてはいないが、その原因は対象を地域全体としたために、個別の物質（例えばペットボトルやガラス等）の循環利用に際しての（地理的）規模が議論されていない。つまり、価格の高いもの・低いものが同時並行的に混在する状況で最適規模を議論する事は難しい。しかし、価格が高いもの、あるいは質の高いものは広域回収でも採算性が確保されることは自明である。よって、質・価格に着目すれば、最適規模の議論も可能

となると推測される。

注8) 本稿では、宮城県の事例分析の結果に基づいて、「農林水産業を基幹産業とする地域」として一般化している。確かに、地域固有の産業構造があるため、一事例をもって一般化することの困難性はあるが、宮城県の位置づけは以下のようになり、宮城県を一般的

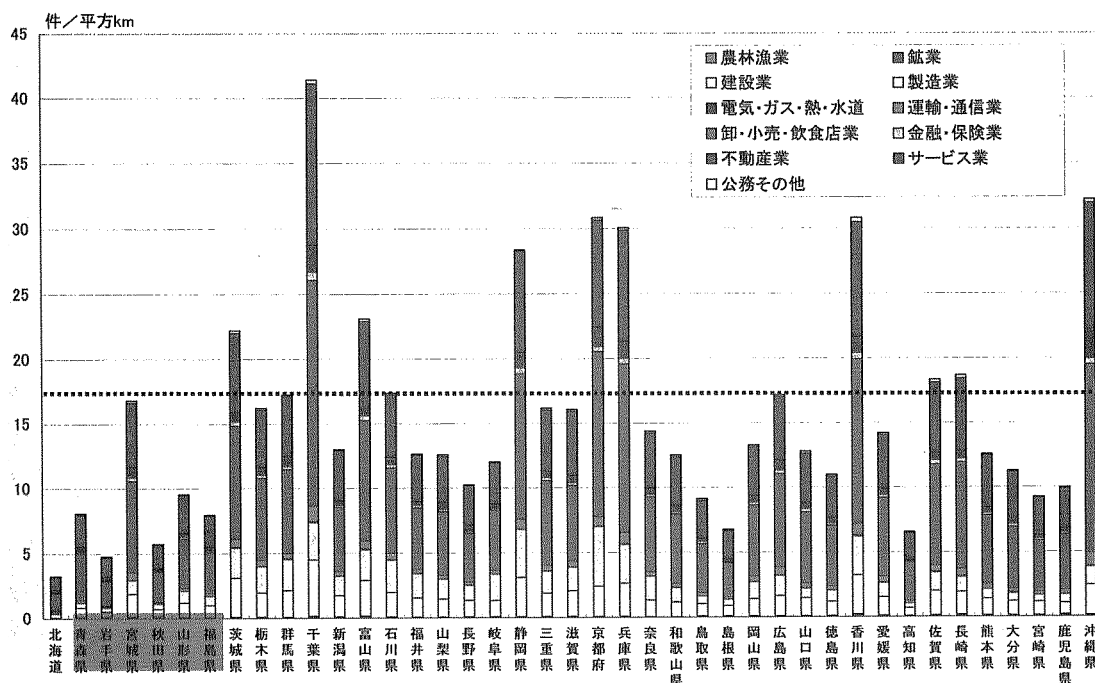


注図 2-1 都道府県別事業所数



注図 2-2 本稿の事例分析に用いたデータの都道府県別比較

な事例として支障は無いと言える。「総務省統計局平成13年事業所・企業統計調査結果」による事業所数では、注図2-1のように、関東・近畿等の工業地帯を除けば平均的な位置にある。本稿の事例分析に使用した事業所分類項目（製造業・建設業・鉱業）と農林水産業の都道府県別割合（注図2-2）でも、東北6県のうち4県、全国でも約半数（22県）の構造と類似している。また、都道府県の面積で事業所数を除した集積度（単位面積あたりの事業所数）は注図2-3のようになる（集積度の高い東京都・大阪府・神奈川県・埼玉県・愛知県・福岡県を除く）。東北6県のなかでは集積度が高く、宮城県は廃棄物交換ネットワーク（人為的物質循環系）の構築可能性は他県に比べ高いと推測される。したがって、本稿の事例分析から、宮城県よりも集積度が低く、農林水産業を基幹産業とする県では、さらに農外産業における人為的物質循環系の構築が困難であるといえる。よって、都道府県別の産業構造の相違は当然あるが、農林水産業を基幹産業とする地域での農外産業を中心とした人為的物質循環系構築の困難性についてはある程度共通しているものと推測される。



注図 2-3 都道府県別事業所集積度

### 第3章 農業地域の環境負荷低減策の検討 —北海道十勝地域でのバイオガスプラント事業を事例に—

本章では、農業における人為的循環系の構築による環境負荷低減策について、大規模畑作・酪農地域におけるバイオガスプラント導入を事例に検討する。バイオガスプラントは、後述するように、酪農家から排出される廃棄物としての糞尿を嫌気発酵することで、可燃性ガス（メタン）を含むバイオガスを生産するプラントである。バイオガスはエネルギーとして利用可能であり、発酵後の糞尿（消化液）は肥料として利用可能である。つまり、従来の耕畜連携にバイオガスプラントを導入することで、廃棄物処理（肥料化）と同時にエネルギーの生産も可能となる。北海道十勝地域では、近年バイオガスプラントの導入が進行し、既に数多くの実働プラントが見られる。本章の対象事例に同地域を選定した理由はここにある。

前章（第2章）では、農外産業において、生産物（製品）を変化させずに、製造プロセスからの廃棄物・副生成物を事業所間で交換するネットワーク（人為的循環系）を形成することで環境負荷の低減を図る方法について検討した。第2章では、事業所間の廃棄物交換ネットワーク形成には再資源化（リサイクル）技術の導入が必要であり、その環境・経済両面でのパフォーマンスがネットワーク全体に及ぼす影響が大きいことを示した。廃棄物交換ネットワークの概念を農業に適用する場合を想定すると、生産物（作付け作目等）を変化させずに環境負荷を低減するためには、生産物の異なる農家間、ないし農家内部の異なる生産プロセスを結合する再資源化技術を想定しなければならない。従来の耕畜連携は、家畜糞尿を堆肥化し、耕種農家で利用するというネットワーク化を想定していた。つまり、家畜糞尿の堆肥化が再資源化技術と位置づけられる。Gertler（1995）の示したインダストリアル・エコシステムを定義する上での4つの特徴（インダストリアル・エコシステム形成によって得られる4つの便益）、①バージン材の投入量が減少すること、②エネルギー消費量が減少すること（エネルギーの消費効率が上昇すること）、③廃棄物が減少すること、④市場価値を持った製品（副生成物）の量と種類が増加すること、のうち、家畜糞尿の堆肥化では③の便益は得られる。①と②は、堆肥の非代替物である化学肥料との比較によるが、平口・坂内・大村(2005)によれば、これらの便益を得ることは難しい場合もある。また、④も特別な場合を除いて難しいだろう。しかし、バイオガスプラントの場合、エネルギーとしてのバイオガスを新たに生産することになり、②と④の便益が得られる可能性がある。以下では、バイオガスプラントについて概説し、次に酪農と飼料作物栽培（畑作）をバイオガスプラントで結合し、ネットワーク化した場合（農業分野の物質循環系）のエネルギーバランスを検討する。最後に、バイオガスプラントから得られるエネルギーの農外産業分野への輸送・貯蔵とその利用方法についてエネルギーバランスと経済性を検討する。

### 1) バイオガスプラントの概要と問題点

バイオガスプラント（以下「BGP」と略記）では、家畜糞尿・厨芥類（生ごみ）等をメタン発酵させることでバイオガス（メタンと  $\text{CO}_2$ 、微量の硫化水素等を含む混合気体）を生成し、これを利用して電力や熱を得る事ができる。メタン発酵では、まず原料有機物中の炭水化物・たんぱく質・脂肪が嫌気性菌により加水分解され、低分子の有機酸が生成される。次にこの有機酸を利用してメタン菌がメタン・ $\text{CO}_2$ を生成する（新井ら, 2001）。

BGP は、複数の農家や廃棄物処分施設から原材料を収集する大規模な「集中型」と、畜産農家一戸ごとに設置される「個別型」に大別できるが、システムの概要はほぼ同一で、図 3-1 のよう

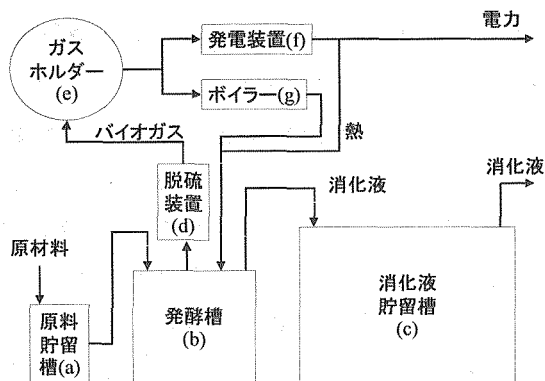


図 3-1 BGP のシステムフロー

なものである。家畜の糞尿等の原材料は、先ず原料槽(a)に投入され、攪拌による均質化と、加水等の水分調整が行われる。次に原材料は発酵槽(b)に一定期間内に一定量が投入される。発酵槽(b)からは、原材料の投入量と同量の消化液（メタン発酵が終了した後の糞尿）がオーバーフローする。これを消化液貯留槽(c)に投入する。消化液は肥料として農地に散布される。一方、発酵槽(b)から発生したバイオガス（メタン 60%、二酸化炭素 40%、微量の硫化水素）は、脱硫装置(d)で硫化水素を除去した後、ガスホルダー(e)に貯蔵される。発酵槽(b)は、良好なメタン発酵を継続させるため 40℃前後に保温されている（いわゆる「中温発酵」の場合）。原材料は大気温とほぼ同等の温度であり、その投入時には発酵槽(b)の温度が低下するため、発酵槽の保温のために加温が必要となる。このため、バイオガスや灯油を用いたボイラー(g)が必要となる。また、農場内の電力需要に応じ、発電装置(f)を稼働する。発電装置は、軽油とバイオガスを混焼するディーゼルエンジン（デュアルエンジン）や、バイオガスのみを燃料として利用できるマイクロガスタービン(MGT)が用いられている。農場内の電力需要（プラントの維持を含む）を満足して余りある場合は、発電装置を停止してガスを貯蔵し、ガスホルダーが一杯になると燃焼装置で燃焼（つまりガスを廃棄）する、または MGT 等を常時稼働させつつ系統電力に逆潮流設定し、売電することもできる。

以上が BGP の概要であり、北海道士幌町に導入された個別型 BGP の事例（2004 年 8 月時点）では、原料貯留槽(a)は 50~75  $\text{m}^3$ 、発酵槽(b)は 400~660  $\text{m}^3$ 、消化液貯留槽は 3,200~3,300  $\text{m}^3$ である。農場（250 頭規模）の一日あたりの糞尿排出量は約 15 トン（10 数  $\text{m}^3$ ）であることから、原料貯留槽(a)は約 3~4 日分、消化液貯留槽(c)は 200 日以上分の消化液を貯留できる能力となっている。

次に、現在の BGP の問題点について考察する。耕畜連携を軸とした循環型農業における

BGP の問題点は、第一に消化液の処理であり、第二に投入エネルギー量と回収エネルギー量のバランスである。第一点目について、従来の糞尿処理は水分調整（脱水）による減容化が主であった。しかし、BGP における嫌気発酵では糞尿の容積は減少しない。乳牛のように糞尿の水分含有量が高い場合は容積の変化はほとんどないが、その他の家畜の糞尿のように固形分が多く含まれる場合は、加水して流動性を向上させる措置をとる必要もあり、容積は増加することになる。したがって、消化液輸送に伴う環境的・経済的コストが従来の処理に比べて増加する可能性がある。また、松田（2002）が指摘するように、BGP の設置による農家の糞尿に対する姿勢の変化も危惧される。BGP の設置によって、畜産農家の敷地内に山積していた糞尿（堆肥）は消滅し、臭気の問題もほぼ解決する。したがって、酪農家では糞尿処理という制約条件が見かけ上消滅し、農家経営の観点からは飼養頭数を増加させることが合理的な行動となる。しかし、畜産糞尿問題のうち、臭気等一部の問題を解決し、畜産環境関連法への対応が可能となっても、農地への糞尿投入過多という問題は解決されないばかりか、むしろ悪化する可能性が高い。

ドイツでは 1990 年当時 100 基程度だった BGP が 2000 年には 1,200 基を越えた。このような建設ラッシュの背景には、1990 年の同国の電力供給法による環境保全的な生産電力についての電力会社による買い上げの義務づけ、2000 年の新エネルギー法による、2001 年までに建設されたバイオガス発電施設の生産電力を 20 年間固定水準価格で買い上げることの義務付けがある<sup>1)</sup>。この電力買い上げ水準は、1999 年の平均水準よりも 36% 高く、150 頭規模の農場でも損益分岐点を上回る収入が得られる。より多くのバイオガスの発生のためには、家畜糞尿のみならずその他の有機性廃棄物との混合発酵が有利であり、追加的設備のコストを考慮しても、ガス発生量の増加や廃棄物引き取り収入により、十分に損益分岐点を上回る収入を得ることが可能であることから、混合発酵が一般的な形態となりつつある（淡路，2002）。一方、EU 加盟国であるドイツは、EU の「農業に起因する硝酸塩による水質保全対策に関する指令」に先んじて、1996 年に肥料条例を発効した。この内容は、「適切な農業活動（good agricultural practice）」の一環として、草地の場合は 210kg/ha・年、畑地の場合は 6 月 30 日までの半年間は 210kg/ha・年、7 月 1 日からの半年間は 170kg/ha・年とするものである（前述の EU 硝酸塩指令 976/91 では一律 170kg/ha・年）。また、土地利用型農業の場合は 10ha 以上の経営体で窒素について毎年、リン・カリについて 3 年ごとに投入栄養・排出のバランスシートを年度終了後 6 ヶ月以内に提出しなければならない。こうした「適切な農業活動」に故意または過失により違反した場合、最高 3 万マルク（1 万 5 千ユーロ、約 200 万円相当）の罰金が課される。ドイツでは、1992 年の CAP 改革（マクシャリー改革）以降、EU 規則 2078/92 に沿って農業環境政策プログラムが実施されており、こうした流れの中で上記の「適切な農業活動」は、全ての農業者に一律に課される最低限のマナーとなっている（市田，2001）。このように、ドイツでは BGP 設置にインセンティブを働かせる法律を整備する一方で、農地への投入過多を防ぐための措置（バランスシートの提出義務付け、罰金等）が整備され、BGP の増加に伴う消化液の処理問題・



家畜飼養頭数の増加に対処していると考えられる。

一方、日本でも 1999 年に農業環境 3 法が施行され、2004 年 10 月をもって「家畜排せつ物法」の猶予期限が満了する。このことが近年の家畜糞尿を利用した BGP 建設の増加要因ともいわれるが<sup>2)</sup>、これらの法律や環境基本法は、家畜糞尿の素掘りラグーンへの投入や野積みを「不適切な管理」として、これに起因する汚染を防止する観点から「管理基準に沿った施設整備」を行うことや、「地下水の水質の浄化に係る措置命令等」に依拠して、都道府県知事は家畜糞尿の漏出防止のための施設整備を命じることができる、といったように（末國, 2003）、農地への投入許容量を明示して規制するものではない。つまり、日本には、BGP の設置に伴う家畜飼養頭数の増加と、それに起因する家畜糞尿の農地への過投入の発生を規制する法的枠組みが存在しないことになる<sup>3)</sup>。

第二点目について、松田（2002）は、消化液の利用とそれに伴う化学肥料投入減が想定されない（つまり消化液を汚水として処理し、河川放流できるまでに浄化する等）場合、投入エネルギーと回収エネルギーのバランスは非常に困難であると指摘している。菱沼ら（2002）は、酪農学園大学の BGP の建設・運転実績データを基に 130～140 頭規模の酪農家に設置したプラントのエネルギー的償還年数を算出している。その結果、バイオガスから得られる利用可能エネルギー（電力として 25%、熱として 15～30%）が、プラント設備の建設と維持に必要な累積投入エネルギーを上回るのに必要な期間はおよそ 7 年、消化液の肥料分を化学肥料等価エネルギーとした場合、つまり消化液を化学肥料に代替し、これを製造するために必要なエネルギーを差し引いた場合で 3 年であった。また、菱沼ら（2003）は、同様の枠組みを用いて BGP の経済的成立要件も試算している。その結果、消化液の有効利用による間接的な収益性（化学肥料の購入費用の減）を考慮しても、売電価格が一般余剰電力なみ（2～4 円/kWh）の場合は投入コストが 100 年以上償還不可能であった。プラント建設コストの 75%が補助された場合、20 年の償還年数を満たす売電単価は約 9 円/kWh、90%補助の場合は約 3 円/kWh であった<sup>4)</sup>。以上の検討は、プラント単体を対象とした評価であり、経済的には問題が残るものの、エネルギー収支の観点からは比較的リーズナブルな結論となっている。しかし実際には、消化液の処理は酪農家内部だけで完結できない可能性もあり、プラントの運用に酪農家の自給飼料栽培や耕種農家の営農活動までを含めた評価を使って改めて評価する必要がある。言い換えれば、耕畜連携の中心に BGP を置いた場合、地域農業のエネルギー消費を BGP からの取得エネルギーでまかなうことができるか、という評価になる。以下では、EU 硝酸塩指令 2078/92 相当の規制が適用されると仮定し、北海道の大規模畑作・酪農地域に個別型 BGP を設置する場合を想定して LCA 的にエネルギーバランスを評価する。

## 2) 農業分野におけるバイオガスプラントと家畜飼養・飼料作物栽培のエネルギーバランス

### ①バイオガスプラント（以下 BGP と略記）による資源循環のイメージ

図 3-2 に、個別型 BGP を中心とする物質循環のイメージを示す。家畜飼養サイドでは、牛舎からの家畜糞尿は、専用の機械（図では小型のホイールローダー）によって牛舎から取り除かれ、BGP へと搬入される。プラント内の糞尿およびバイオガス、消化液のフローは前述の通りである。消化液は貯留された後、専用の運搬・散布装置（図では 250 馬力のトラクターと、容量 20t のスラリーローリー）を用いて飼料栽培サイドで液肥として利用される。飼料作物は最終的に家畜へと給餌され、循環が完結する。この循環の過程で取得可能なエネルギーは BGP からのバイオガスのみ

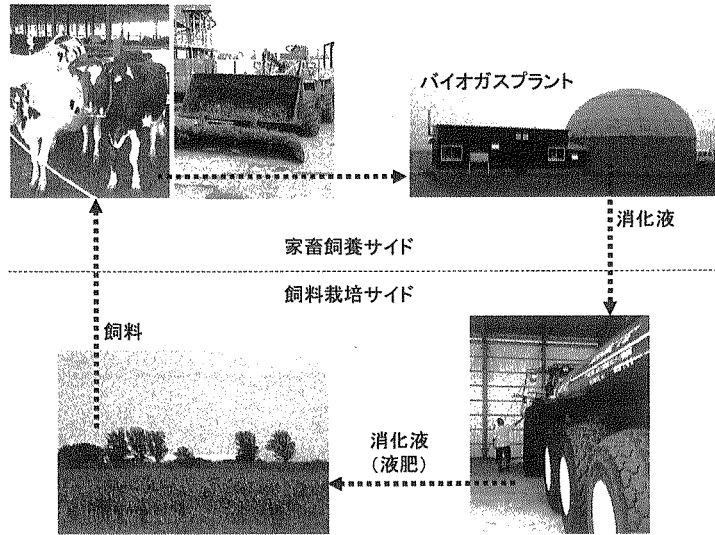


図 3-2 バイオガスプラントによる資源循環のイメージ

であり、消費されるエネルギーとしては家畜飼養サイドに必要な電力・化石燃料、および飼料栽培サイドの営農活動に必要な化石燃料が挙げられる。以下では、EU 硝酸塩指令 2078/92 相当の規制を前提に、家畜飼養サイド・飼料栽培サイドの飼養・栽培規模とエネルギーバランスについて検討する。

## ②家畜飼養のための飼料栽培規模の推定

酪農で飼養する家畜（乳牛）は、搾乳牛、未経産・乾乳牛、育成牛の 3 種類に大別できる。本節の検討では、総頭数 200 頭とし、内訳は搾乳牛 115 頭、未経産・乾乳牛 35 頭、育成

表 3-1 乳牛飼養に要する 1 日あたり養分量

		単位	搾乳牛	乾・未経産牛	育成牛
体重		kg	650	600	350
増体日量		kg/day	0	0.1	7
維持に要する養分量	CP	kg	0.581	0.548	0.766
	ME	MJ	68.2	71.6	77.2
生産に要する養分量	CP	kg	1.73	0	0
	ME	MJ	116.00	0	0
給与水準の補正			1.03	1	1
合計	CP	kg	2.38	0.55	0.77
	ME	MJ	190.34	71.60	77.20

出展：引用文献（農林水産省農林水産技術会議事務局，1999）

牛 50 頭と仮定した<sup>5)</sup>。飼料設計では、まず要求養分量（表 3-1）を求め、要求される CP(Crude Protein：粗蛋白質)と ME (Metabolizable Energy) を満足し、なおかつ乳牛が食べられる量（乾物ベースで体重の 4%以内）となるように、飼料成分表を参照して飼料の種類と量を選択する。

表 3-1 の「維持に関する養分量」は、日本飼養標準乳牛 1999 年版（農林水産省農林水産技術会議事務局，1999）からの抜粋である。これに乳量 25kg/日、乳脂率 3.5%の牛乳を

生産するための「生産に関する養分量」を付加し、乳量 30kg/日あたり 4%の補正を掛けて合計養分量を求めている。給与する飼料作物は表 3-2 の 3 種類とした。表 3-1 に示した養分量を、表 3-2 に示した 3 種類の飼料でまかなう場合、それぞれの給与量と CP・ME、要求量（3-1 表中の「合計」）に対する充足率は表 3-3 のようになる。

表 3-2 給与する飼料

	(単位:%, MEのみMJ/kg)		
	水分	CP	ME
トウモロコシサイレージ	74.1	2.2	2.72
トウモロコシ	13.5	8.8	12.92
アルファルファ牧草	10.6	19.5	8.08

出展: 引用文献(農林水産省農林水産技術会議事務局, 1999)

次に、表 3-3 の給与量を確保するた

表 3-3 飼料の給与量(1頭・1日あたり)

	(単位:kg, MEのみMJ/kg)											
	搾乳牛				乾・未経産牛				育成牛			
	給与量	CP	ME	乾物	給与量	CP	ME	乾物	給与量	CP	ME	乾物
トウモロコシサイレージ	16.0	0.352	43.5	11.86	8.0	0.176	21.8	5.93	3.0	0.066	8.2	2.22
トウモロコシ	7.0	0.616	90.4	0.95	3.7	0.326	47.8	0.50	4.2	0.370	54.3	0.57
アルファルファ牧草	7.0	1.365	56.6	0.74	0.3	0.059	2.4	0.03	1.8	0.351	14.5	0.19
合計	30.0	2.333	190.5	13.54	12.0	0.560	72.0	6.46	9.0	0.787	77.0	2.98
要求量		2.383	190.3			0.548	71.6			0.766	77.2	
充足率		97.9	100.1			102.2	100.5			102.7	99.7	

表 3-4 飼料作物の収量の推定

	生収量(kg/ha)	乾物率(%)	給与時乾物率(%)	補正係数	給与時収量(kg/ha)
トウモロコシサイレージ	51,600	30.0	25.9	1.16	59,768
トウモロコシ	11,500	30.0	86.5	0.35	3,988
アルファルファ牧草	35,200	30.0	89.4	0.34	11,812

\*生収量は北海道十勝支庁(1999)および士幌町農業振興対策本部(1998)による。

\*給与時乾物率は引用文献(農林水産省農林水産技術会議事務局, 1999)から。

めに必要な栽培面積を推定する。それぞれの飼料作物の収量を表 3-4 のように仮定する。収穫直後の飼料作物(原料)の乾物率と、給与する飼料の乾物率は異なるため、これら

表 3-5 飼料作物の栽培面積

	給与量合計	正味反収	栽培面積
	kg	kg/ha	ha
トウモロコシサイレージ	1,133,325	59,768	19
トウモロコシ	190,348	3,988	48
アルファルファ牧草	166,075	11,812	14

の比を補正係数として収量に乗じることで、給与時の正味の収量を導出する。

表 3-3 の給与量を合計 200 頭の乳牛に給与した場合の総給与量を表 3-4 で示した給与時収量で除すことで、飼料作物の栽培面積を導出することができる。結果を表 3-5 に示す。飼料作物の合計栽培面積は約 81ha となった。

### ③家畜からの糞尿発生量の推定

前節で設定した飼料を給与する場合の前提条件と、それに基づく糞尿の年間発生量と窒素含有量の推定結果を表 3-6 に示す。年間の糞尿発生量は 2,274t となった。これに含まれる窒素量は

13,910kg であり、

これを土壤還元

する際に EU 基

準 (170kg/ha)

を遵守すると仮

定すると、必要

な耕地面積は約

82ha となる。ま

た、本節の前提

条件では、糞尿

の土壤還元に関

必要な耕地面積 (82ha) と、酪農のための乳牛飼養に必要な飼料作物の栽培面積 (81ha) がほぼ一致した。このことから、総計 200 頭の乳牛による酪農では、飼料作物栽培耕地と糞尿の土壤還元耕地が約 80ha でバランスし、「循環的」に「適切な農業活動」を維持できる可能性が示唆された<sup>8)</sup>。

#### ④ バイオガスプラントによるエネルギー回収量の推定

乳牛の糞尿 1t (=約 1 m<sup>3</sup>) あたりのバイオガス発生量を 30 m<sup>3</sup> と仮定すると (羽川, 2004), 200 頭の乳牛からの年間のバイオガス発生量は 68,220 m<sup>3</sup> になる。バイオガスの発熱量を 23.4MJ (5.59Mcal) とし、マイクロガスタービン (MGT) によって電熱併給を実施すると、約 105,000kWh の電力と、684,000MJ の熱を得ることができる。牛舎関連で必要な電力量

(約 60,000kWh) と、BGP の稼動に必要な

電力量 (約 88,000kWh) を合計すると、約 148,000kWh となり、酪農と BGP の維持に必要な電力量の全てを供給することはできない。しかし、熱供給では、BGP の維持 (発酵槽の加温) に必要な熱量 (約 300,000MJ) を倍以上上回る。これをまとめると、表 3-7 のようになる<sup>9)</sup>。

#### ⑤ バイオガスプラントと家畜飼養・飼料作物栽培のエネルギーバランス

総頭数 200 頭を飼養し、80ha の自給的飼料作物栽培を行う経営体を想定し、この経営体の物質・エネルギーの出入りを検討する。まず、牛舎と BGP の維持管理 (家畜飼養サイド) および飼料作物栽培 (飼料栽培サイド) で必要なエネルギーが投入 (消費) されると仮定

表 3-6 糞尿の年間排出量

	搾乳牛	乾・未経産牛	育成牛	合計
頭数(頭)	115	35	50	200
平均体重(kg)	650	600	350	—
平均乳量(kg/頭・日)	25	—	—	—
平均増体量(kg/日)	—	—	0.7	—
平均乳脂率(%)	3.50	—	—	—
DCP(乾物率%)	5.16	4.55	—	—
給与量(kgDM/頭)	13.54	6.46	2.98	—
TDN(乾物率%)	68.50	69.10	71.44	—
CP(乾物率%)	17.23	8.67	26.39	—
全リン(乾物率%)	0.27	0.27	0.28	—
ふん乾物率(%)	15	15	15	—
ふん量(生+尿量, t/年)	1,840	291	143	2,274
ふんN(kgN/年)	5,680	460	590	6,730
尿中N(kgN/年)	5,120	690	1,370	7,180

\*DCP:可消化粗蛋白質, TDN:可消化養分総量. 飼料成分表を基に算定.

表 3-7 エネルギーのバランス

項目	単位	数量
MGT定格バイオガス消費量	m <sup>3</sup> /h	19.5
MGT定格電力出力	kW	30
MGT定格熱出力	MJ/h	326
バイオガス供給量	m <sup>3</sup> /年	68,220
電力供給量	kWh/年	104,959
熱供給量	MJ/年	684,414
牛舎関連電力消費量	kWh/年	60,774
プラント電力消費量	kWh/年	87,600
発酵槽加温熱量	MJ/年	296,487

する。飼料は 80ha の農地での飼料栽培により 100%自給可能と仮定する。肥料としての窒素分は、80ha の農地に還元され、利用されていると仮定し、外部からの窒素分・リン・カリ等（化学肥料）の投入、および農薬や農業用ビニール類等の資材は捨象する。生産物としては、酪農の主生産物である牛乳、肥育用として経営体外部に流出する雄子牛、さらに BGP から得られる電力・熱とする。副生成物としての家畜糞尿は全量が飼料作物栽培時の肥料として利用されると仮定する。

各種の前提条件は、これまでの検討に用いた条件と同等とする。追加的に必要な条件として、消費側のエネルギー投入量がある。これは、1999 年～2000 年にかけて、北海道士幌町の酪農家で実施したヒアリング調査から、軽油が年間 15,000l 消費されると推計した<sup>10)</sup>。一方生産側では、乳量は 1 頭あたり日量 25kg と設定しており、搾乳日数を 300 日とすれば、年間 1 頭当たり 7,500kg となる。また、この規模の酪農経営からは年間 50 頭前後の雄子牛が肥育用として経営外部に流出する。雄子牛の体重を平均 30kg と仮定する。牛乳と子牛は人間の食用に用いられるため、これらの物質の持つエネルギー量は人間の摂食時のエネルギーとする。子牛は肥育が前提であるが、ここでは可食部分を 50%として、経営外部に出荷される際のエネルギーとした<sup>11)</sup>。

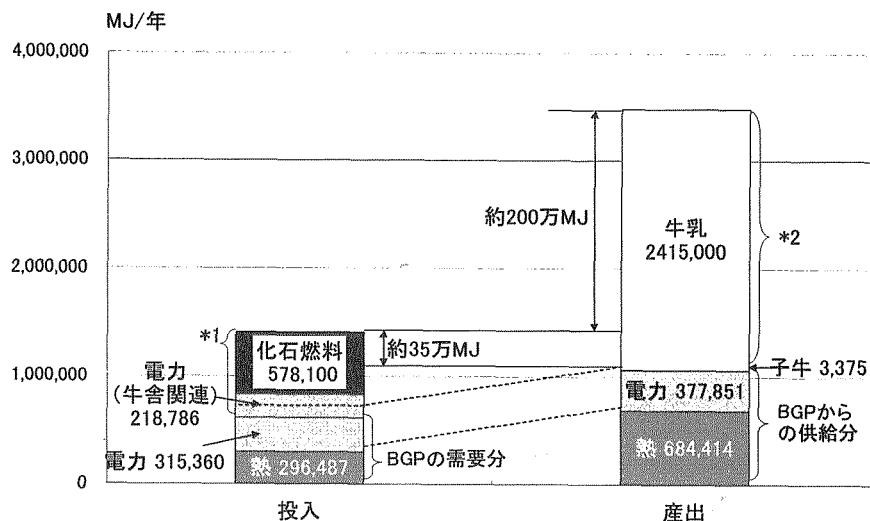


図 3-3 エネルギーバランス

以上の前提を基に推定した生産・消費のエネルギーバランスを図 3-3 に示す。電力・熱・燃料等だけを評価対象とする場合、エネルギーバランスでは約 35 万 MJ (軽油換算で約 9,000l) の投入過多 (赤字) となるが、生産物として牛乳と肉の摂食時エネルギーを加算すると、約 2 百万 MJ の産出超過 (黒字) となる。BGP が存在しない場合 (\*2 と \*1 の差分) でも、約百万 MJ の産出超過となる。つまり、BGP の有無にかかわらず、牛乳と肉の摂食時エネルギーをこれらの物質の保有するエネルギーと仮定した場合、自然エネルギーを有効に変換し、人間等に供給するシステムであることになる。摂食時エネルギーを考慮しない場合、バイオガスプラントを設置してもエネルギーバランスは投入過多 (赤字) となる。しかし、この場合のエネルギー不足は、バイオガスの発生量が、本節の前提条件から約 22%

増加（一日あたり約 170 m<sup>3</sup>から、210 m<sup>3</sup>へ）することで解消可能であり、ドイツの例のような混合発酵方式の導入等により、バイオガス（メタンガス）発生量を向上することができれば、化石エネルギーに依存しない持続可能な循環型農業が実現できることになる<sup>12)</sup>。

北海道士幌町でのヒアリング結果によれば、酪農経営体の多くは飼養頭数 200 頭に対して 80ha の農地を確保してはいない。また、飼料も外部からの移入（購入）に依存している。バイオガスプラントを設置した酪農経営体には、増頭の動きも見られる。しかし、同町の場合、耕地面積に対する牛飼養頭数は約 3.1 頭/ha（肥育牛含む）であり、本稿で示した理想的な数値である 2.5 頭/ha と極端に乖離してはいない。バイオガス由来のエネルギーを農作物栽培に必要なエネルギー（トラクターで使用する軽油等）に、エネルギーロスを極小化しつつ転換するという技術的課題が克服でき、なおかつ畑作農家（飼料作物含む）と畜産農家が連携して窒素投入量水準を一定限度内に抑制できれば、耕畜連携による土地利用型循環型農業が実現できる可能性もある。

以上のように、BGP には、再資源化技術としての環境面の十分なパフォーマンスが期待できることがわかった。経済性に関しては、菱沼ら（2003）はプラント建設費用や売電にかかる補助金が必要としているが、前述のように菱沼ら（2003）の分析以降、BGP の価格は低下傾向にあり、プラントそのものの経済性も改善される方向にある。しかし、エネルギーバランスの面では、酪農部門と耕種部門のエネルギー消費量とその内容（電力・熱・エネルギー）にはミスマッチも存在する。酪農家および耕種農家における BGP 設置による経済的メリットは、従来購入していたエネルギーへの代替と、売電による収入、さらに従来購入していた化学肥料への代替によって得られる。しかし、酪農家で消費する電力と熱の量は、BGP によって得られる電力・熱よりも小さい場合がある。つまり、BGP から得られるエネルギー的・経済的メリットは、酪農家と耕種農家を BGP で結合する循環系だけでは十分には得られない。よって、バイオガスをエネルギー需要先に輸送するシステムを検討する必要がある。次節では、バイオガスの輸送・貯蔵について環境・経済両面から検討する。

### 3) バイオガスプラントからの余剰ガスの農外産業への輸送・貯蔵に関する考察

#### ①個別農家用バイオガスプラントの現状と課題および対象事例

前述のように、北海道の大規模畜産地帯を中心に、メタン発酵を利用した家畜糞尿処理施設（バイオガスプラント、以下「BGP」と略記）の導入が急速に進んでいる（石渡，2002）。BGP で得られたバイオガスは、コージェネレーションシステム等を介して BGP 設備を含む農家のエネルギー需要（電力・熱）を賄うことに用いられる。農家の需要を超える電力は電力会社に販売する場合もあるが、これが不可能な時、比較的規模の小さい個別農家用 BGP の場合には糞尿から取得したエネルギーが有効に活用されないことが問題となる（松田，2004）。

BGP からの余剰エネルギーを社会に還元することが、農家に新しい収入源をもたらすと

同時に、わが国のエネルギー問題解決の一助となるためには、BGPからの余剰エネルギー（ガス）の輸送・貯蔵が不可欠である（落，2002）。

BGPの環境影響評価・経済性の評価には、菱沼ら（2003）をはじめ、菱沼ら（2002）による個別農家用BGPのエネルギー評価、猫本ら（2002）の投入化石エネルギー・環境への窒素負荷量・農家所得の複合的な評価がある。また、家畜糞尿処理を目的としたBGP導入の先進事例である京都府八木町の事例研究（小川・中川，2003）、北海道別海町の事例研究（羽川，2004、栗田ら，2003、小野・鶴川，2002）等が挙げられる。しかし、個別農家用BGPの余剰ガスを貯蔵し、これを農家以外の需要先に輸送するシステムを対象とした事例研究は見られない。本節では、余剰ガスの輸送・貯蔵・利用システムの導入を検討している北海道十勝地方の土幌町を対象事例とし、ライフサイクルアセスメント（LCA）的な手法を援用して地球温暖化負荷を推定するとともに、システムの経済性を検討することを目的とする<sup>13)</sup>。

北海道士幌町では、「循環型農業システムマスタープラン」を策定し、これに基づいて町

表 3-8 プラント設置(予定)農家の概要

	単位	農家A	農家B	農家C	農家D	農家E	農家F	農家G
飼養頭数	頭	210	200	260	210	280	400	400
総バイオガス発生量(Gt)	Nm <sup>3</sup> /day	410	390	507	410	546	780	780
農家電力需要(a)	kWh/day	112	208	218	118	118	212	471
プラント電力需要(b)	kWh/day	252	240	312	252	336	480	480
プラント熱需要(c)	MJ/day	4,571	4,353	5,659	4,571	6,099	8,711	8,711
総農家電力需要(Ea=a+b)	kWh/day	364	448	530	370	454	692	951
総農家熱需要(Ha=c)	MJ/day	4,571	4,353	5,659	4,571	6,099	8,711	8,711
EPCまでの距離	km	1	5	7	7	7	5	7

内のバイオマス資源、特に家畜糞尿を原材料とするBGPの設置を検討している。2004年には2基の個別農家用BGPが建設され、将来的には合計7戸の農家にBGPを設置する計画がある。本稿の分析の前提条件は土幌町の循環型農業システムマスタープランに準拠するものである。表3-8にBGP設置農家の概要を示す。各農家のBGPメーカーはそれぞれ異なるが、基本的な構成要素（発酵槽・スラリータンク・ガスホルダー・脱硫装置・コージェネレーション設備等）および単位糞尿量からのガス発生量は同等と仮定する。また、BGP設備を含む農家の電力・熱需要には時間的・季節的な変動があるが、本節では1日あたりの平均需要量をベースに分析する。土幌町には、各農家からの余剰ガスを「地域新エネ集中パワーセンター（EPC）」に運搬し、コージェネレーション設備を用いて隣接する福祉施設に電熱併給を行う計画がある。各農家とEPCのコージェネレーション設備には、マイクロガスタービン（MGT）を想定した。現在広く普及しているバイオガスと軽油のデュアルフューエル・コージェネレーションシステムは、朴ら（2001および2003）によって運転状態、エネルギー収支、収益性等が検討されている。MGTは連続運転時に補助燃料を必要としないという利点があり、土幌町でも導入を検討していることから本稿の評価対象に選定した。

## ②バイオガスの輸送と貯蔵

ガスの輸送方法には、パイプラインによる輸送（圧送）、ガスホルダーを積載したトラック等による輸送が想定される。前者は環境面でも経済面でもイニシャルコストが高く、ランニングコストは低い。後者はその逆であるが、さらなる相違点はシステムの柔軟性である。土幌町では近い将来BGP増設の可能性もあることから、トラック輸送が現実的であり、以下の分析もこれを対象とする<sup>14)</sup>。

室温においてメタンは超臨界状態であり、高圧化によって容易には液化せず、高密度状態での輸送が困難である（金子・宮脇，2003）。100気圧以上の高圧圧縮も想定しうるが、実際には可燃性ガスの輸送・貯蔵に関する法的な規制が緩和される10気圧未満での輸送が現実的であり、活性炭等の吸着剤を充填した低圧メタンホルダーの利用を想定すれば、10気圧で容積比約30倍の貯蔵が可能となる。吸着剤を用いたガス貯蔵法は、高い吸着ポテンシャルを有する微小な細孔内において、圧力だけでは液化しないガス成分が液体状態に近い密度で物理吸着される現象を利用して大量に貯蔵する技術である（関，2002）。10気圧の低圧ホルダーは、硫化水素を含むバイオガスとほぼ同等の組成のガス吸着の繰り返し試験（20回）でも性能の劣化が無いことが確認されている（松岡ら，2003）。この他、細孔体を用いたメタン貯蔵に関する研究には、半沢ら（2000）等がある。容積比30倍でのトラック輸送は、パイプライン輸送に比べて大幅な優位性を持つことが期待されることから、本稿では容積2m<sup>3</sup>の鉄製容器に活性炭を充填した輸送・貯蔵容器を想定し、積載量4トンの軽油ディーゼル機関のトラックによる輸送を検討する<sup>15)</sup>。

### ③バイオガスの精製

個別農家用BGPに精製装置を設置した場合の概念図を図3-4に示す。バイオガスの組成は、メタン（約60%）、二酸化炭素（約40%）、および微量の硫化水素である。個別農家用BGPにメタンを高濃度に精製する装置を併設すれば、燃料ガスにならない二酸化炭素を輸送せずにするため、農家とEPC間のガス輸送時の輸送効率を大幅に高めることが期待できる。しかし、精製装置の製造およびその使用に伴うエネルギー消費（ユーティリティ）が新たに発生する。バイオガスの精製法は、PSA (Pressure Swing Adsorption) 法、高圧水洗（スクラバー）法、膜分離法があるが、本節では実績が多く、データ入手可能なPSA法とスクラバー法について検討する。

スクラバー法は、スウェーデンのBGPでガス精製に用いられている技術で(SGC, 2001)。

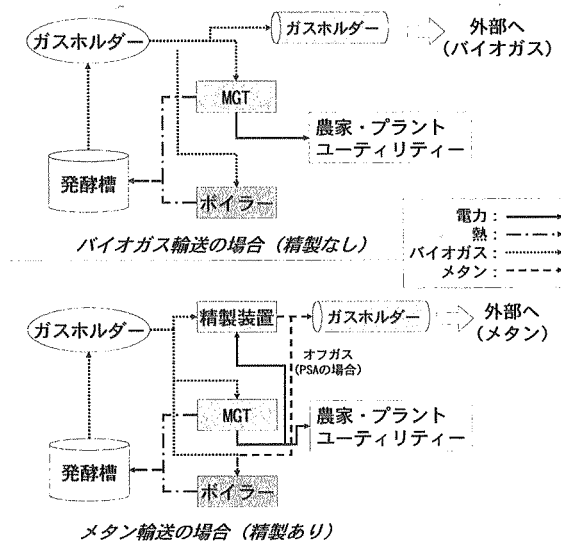


図3-4 精製装置の有無と物質のフロー



わが国での適用事例も古く、昭和 17 年には下水処理汚泥の嫌気発酵により得られたバイオガスの精製に用いられていた（中條，1943）．高圧条件下でバイオガスと溶媒（水）を接触させることで、水に溶解しやすい二酸化炭素を分離する方法である．溶媒として利用可能な水が豊富な場合（下水処理施設等）では、溶媒を 1 回だけ使用するワンスルー方式が採用できる．この場合、二酸化炭素と同様に水に可溶性硫化水素も同時に除去可能であるが、溶媒を循環利用する場合は溶媒中に硫化水素が蓄積するため、スクラバーへのバイオガス導入前に脱硫処理が必要となる．比較的大規模な処理容量（ガス量）での運転が効率的とされる（SGC, 2001）．

PSA 法は、活性炭やゼオライト等の吸着剤に対するガスの吸着容量（単位吸着剤あたりの吸着ガス量）の差を利用して混合気体から特定のガスを分離する手法である．日本では 1963 年に特許公告となり、1990 年代以降、様々な産業分野で利用されている（春名，2000）．硫化水素やアンモニアは吸着剤に残留し易く、性能劣化を招くため、PSA へのバイオガス導入前の脱硫・脱安が必要となる．膜分離法と同様に、精製過程でオフガス（濃度の低いメタンと二酸化炭素の混合気体）が必ず発生する．メタン濃度 97% 以上の場合、メタンの回収率は 80% 程度（残り 20% が回収不能のオフガスとして排出される）であり、回収率を向上させると得られるメタンの濃度が下がる．比較的小規模の処理容量の運転が効率的とされる（SGC, 2001）．

#### ④余剰ガス量の推定

個別農家用 BGP からの余剰ガス量  $G_s$  ( $m^3$ ) は、BGP を含む農家の電力需要を満足させるための MGT 稼働によるガス消費量  $G_{mgt}$  と発酵槽の加温に用いられるボイラーのガス消費量  $G_b$  をバイオガス発生総量  $G_t$  から差し引くことで求められ、次式のように表せる．

$$G_s = G_t - (G_{mgt} + G_b) \quad (1)$$

MGT の定格ガス消費量を  $C_{mgt}$  ( $m^3/h$ ) とし、ボイラーのそれを  $C_b$  とすると、MGT の稼働時間  $T_{mgt}$ 、ボイラーの稼働時間  $T_b$  とガス消費量の関係は式 (2)・(3) のようになる．また、スクラバーおよび PSA の定格処理量を  $A$  ( $m^3/h$ ) とし、それぞれの稼働時間を  $T_{scr}$ 、 $T_{psa}$  とすると、余剰ガス量との関係は式 (4) のようになる．

$$T_{mgt} = G_{mgt} / C_{mgt} \quad (2)$$

$$T_b = G_b / C_b \quad (3)$$

$$T_{scr} = T_{psa} = G_s / A \quad (4)$$

BGP を含む農家の総電力需要を  $E_a$  (kWh) とし、スクラバーと PSA の電力消費量を  $E_{scr}$ 、 $E_{psa}$  とすると、総電力消費量  $E_d$  は、ガス精製しない場合には  $E_a$  と等価、精製する場合は次式のようになる．

$$E_d = E_a + E_{scr} \text{ または } E_d = E_a + E_{psa} \quad (5)$$

MGT の定格出力を  $P_{mgt}$  (kW), スクラバーと PSA の定格電力消費を  $U_{scr}$ ,  $U_{psa}$  とすると, 電力消費量との関係は次式のようにになる.

$$E_d = T_{mgt} \times P_{mgt} \quad (6)$$

$$E_{scr} = T_{scr} \times U_{scr} \quad (7)$$

$$E_{psa} = T_{psa} \times U_{psa} \quad (8)$$

BGP を含む農家の総熱需要を  $H_a$  (MJ) とし, MGT とボイラーの定格熱出力を  $H_{mgt}$ ,  $H_b$ , MGT の熱回収効率を  $R_{mgt}$  とすると, ガス精製しない場合とスクラバーの場合は次式のようにになる.

$$H_a = (H_{mgt} \times R_{mgt} \times T_{mgt}) + (H_b \times T_b) \quad (9)$$

PSA を用いる場合, ボイラー燃焼が可能なオフガスが得られる. PSA のメタン回収率を  $R_{psa}$ , オフガス量を  $G_{off}$ , メタンの発熱量を  $H_m$  (MJ/N m<sup>3</sup>), オフガスボイラーの熱回収率を  $R_{off}$  とした場合, オフガスから得られる熱  $H_{off}$  は次式のようになり, 総熱需要は (11) 式のようにになる.

$$G_{off} = G_s \times (1 - R_{psa}) \quad (10)$$

$$H_{off} = G_{off} \times H_m \times R_{off} \quad (11)$$

$$H_a = (H_{mgt} \times R_{mgt} \times T_{mgt}) + (H_b \times T_b) + H_{off} \quad (12)$$

表 3-9 初期設定データ

項目	記号	単位	値	典拠・備考	
ガス精製処理量(スクラバー・PSA)	A	Nm <sup>3</sup> /h	8.0	余剰ガスを最大200Nm <sup>3</sup> として推定	
MGT定格出力	電力 熱	$P_{mgt}$ $H_{mgt}$	kW MJ/h	30.0 326.5	
MGT燃料流量		MJ/h	456.3	メーカーカタログ(仕様)	
MGT定格ガス消費量	$C_{mgt}$	Nm <sup>3</sup> /h	19.5		
ボイラー定格熱出力	$H_b$	MJ/h	251.2		
ボイラー定格ガス消費量	$C_b$	Nm <sup>3</sup> /h	13.2		
定格電力消費量	スクラバー PSA	$U_{scr}$ $U_{psa}$	kW kW	18.7 7.5	メーカーへのヒアリングから推定 メーカー仕様書
MGT熱回収効率	$R_{mgt}$		0.6	メーカーへのヒアリングによる	
オフガスボイラー熱回収率	$R_{off}$		0.8	推定値	
PSAメタン回収率	$R_{psa}$		0.6	文献(松岡ら, 2003)等による推定	
バイオガス発熱量		MJ/Nm <sup>3</sup>	23.4	推定値	
精製後ガス(メタン)発熱量	$H_m$	MJ/Nm <sup>3</sup>	35.6		

表 3-9 に示す数値と表 1 の  $G_t$ ,  $E_a$ ,  $H_a$  を所与の数値とすれば,  $G_s$  等の未定項の数と

以上に示す式の数が同じであるため、それぞれの未定項に唯一の解が得られることになる。

#### ⑤環境負荷・経済性の検討方法

余剰ガス精製をしない場合（バイオガス輸送）、スクラバーまたは PSA を用いて精製する場合（メタン輸送）の 3 つの場合を想定する。精製なしの場合は、精製設備の設置・運転に関する環境負荷および経済的な支出が抑えられる一方で、ガス輸送のための低圧ホルダーの必要基数が増加すると見込まれる。

環境負荷は、余剰ガスの EPC への輸送の際に消費される化石燃料と、低圧ホルダーおよび精製装置の素材製造の際に発生するものとする。一方、環境負荷の低減は、EPC で得られた電力・熱が従来の商用電力・化石燃料に代替する際に生じるものとする。また同時に EPC では、コージェネレーション設備（士幌町の事例では MGT）の導入により商用電力・化石燃料の購入費用が抑えられることになり、この支出の減少分を EPC 運営主体＝輸送・貯蔵システムの運用主体への収入と仮定する。農家の電力消費は、BGP を設置した時点で余剰ガス輸送の有無にかかわらず商用電力から自家発電へと切り替えられることになるため、ここではカウントしない。この他、経済性の検討では、イニシャルコスト（設備の購入・建設・設置費用）およびランニングコスト（システムの運用費用）を考慮し、イニシャルコストを無金利・10 年間で償還すると仮定する。EPC および輸送システム維持のための人件費は考慮しない<sup>16)</sup>。

環境負荷の導出には、Ecobilan 社製 LCA ソフトウェア TEAM3.0 およびデータベース DEAM を使用した。LCA は、製品やサービスの①生産から廃棄まで（ライフサイクル）の物質とエネルギーの流れを一貫して計量し、②環境への影響を評価する手法である（稲葉，2000）。本稿の評価対象はバイオガスの精製・輸送システム(PSA・スクラバー・ガスホルダー)および EPC の MGT である。各農家の BGP 設備とトラック、EPC の建設・製造は評価対象に含めない。以上の条件で、素材製造段階・輸送システムの稼働段階におけるエネルギー・資材の消費、EPC の稼働によって削減されるエネルギー（電力・熱）について、10 年をライフサイクルとして地球温暖化負荷を指標で評価する。LCA は、酸性雨や富栄養化等の環境影響カテゴリーでも評価可能な手法であるが、本稿の評価対象はエネルギー精製・輸送システムおよび再生可能エネルギーの生産システムであることから、商用電力、熱等の化石エネルギー消費に関連の深い地球温暖化負荷

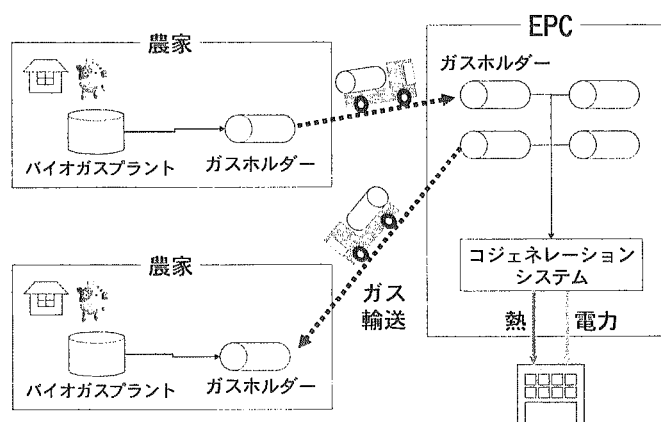


図 3-5 士幌町におけるガス輸送の概念

指標に特化したアセスメントとした。

⑥環境負荷に関する結果と考察

図 3-5 に土幌町内の農家から EPC までの余剰ガス輸送の概念図を示す。大村 (2004) の検討では、土幌町において、パイプラインを採用する場合と、バイオガスを大気圧でトラックに積載し、EPC まで輸送する場合の温暖化負荷を比較すると、およそ 15 年間の使用でパイプラインが優位になる。しかし、容積比で 3 倍程度加圧圧縮して輸送できれば、30 年間以上でトラック輸送が優位であった。

表 3-10 農家別余剰ガスおよびガス輸送回数

条件		農家A	農家B	農家C	農家D	農家E	農家F	農家G	合計
余剰ガス量 (m <sup>3</sup> )	精製なし(バイオガス)	57	24	47	56	86	110	30	411
	スクラバー(メタン)	33	14	27	33	50	64	18	239
	PSA(メタン)	50	21	41	49	75	96	26	359
輸送回数 (回/日)	精製なし	1.0	0.4	0.8	0.9	1.4	1.8	0.5	7
	スクラバー	0.6	0.2	0.5	0.5	0.8	1.1	0.3	4
	PSA	0.8	0.3	0.7	0.8	1.3	1.6	0.4	6

表 3-10 にガス精製の有無による余剰ガス量の農家ごとの相違および低圧ホルダーの 1 日あたり輸送回数を示す。農家 1 戸の余剰ガスが低圧ホルダーの容量 (60 m<sup>3</sup>) 未満の場合、1 戸あたり 2 基 (農家据え置き充填用 1 基・EPC ガス利用用 1 基) のホルダーを、またそれ以上の場合、余剰ガスが 60 m<sup>3</sup>ごとに 2 基のホルダーを追加的に必要とすると仮定する。輸送はホルダーがフルにガス充填された時に行うこと

表 3-11 設備の材料・素材名・重量

種別	材質	重量(kg)	典拠
MGT	鉄	370	文献(嵐, 2002)から推定
貯蔵・輸送装置	鉄	870	メーカーへのヒアリング
	活性炭	1,200	
PSA	鉄	1,350	メーカーへのヒアリング
	活性炭	300	
スクラバー	鉄	750	メーカーカタログから推定

とし、輸送トラックの燃費は 4km/l と仮定した。EPC に輸送されたガスは、表 3-9 と同様のスペックの MGT によって電力と熱に変換され、隣接の福祉施設へと供給されることとした。表 3-9 に示したガス精製量、MGT・ボイラー等の出力、電力消費量等の前提条件で、ガス精製の条件ごとに各農家の余剰ガス量・輸送回数を算出した結果が表 3-10 である。MGT・ガスホルダー・精製装置の材料・

素材名と重量は表 3-11 のように単純化した。

表 3-12 感度分析結果

	精製装置消費電力		熱回収率(Rmgt)		ガス消費量(Cb)		メタン濃度		ガス発生量		MGT燃料流量	
	-10%	+10%	-10%	+10%	-10%	+10%	-10%	+10%	-10%	+10%	-10%	+10%
精製なし	-	-	-36.7	37.9	22.3	-23.7	-74.7	71.6	-98.1	93.0	60.3	93.0
スクラバー	4.6	-4.2	-39.5	47.0	18.1	-19.4	-67.9	71.1	-98.9	96.5	78.9	96.5
PSA	4.5	-5.8	-39.4	46.2	8.7	-11.3	-75.3	71.0	-96.5	81.6	74.2	81.6

素材名と重量は表 3-11 のように単純化した。

表 3-9~表 3-11 の設定をベースシナリオとし、これに基づいて、素材製造、ガス精製・

輸送・貯蔵および EPC におけるガス利用の各段階の温暖化負荷量を推定した。図 3-6 に素材製造段階、図 3-7 に輸送・貯蔵システム稼働段階の温暖化負荷量を、図 3-8 に EPC での温暖化負荷削減量を示す。ここで言う温暖化負荷削減量とは、カーボンニュートラルなエネルギー（バイオガス）をコージェネレーションに利用した場合に、排出されなくなる（削減する）とみなされる商用電力・化石燃料に起因する温暖化ガス量である。

ベースシナリオにおける低圧ホルダー基数は、精製なしと PSA の場合 18 基、スクラバーの場合で 16 基となった。また、PSA の場合では EPC への輸送ガス量が他の方式に比べて多いため、出力 30kW の MGT を 1 基追加するとした。

図 3-6～3-8 中のエラーバーは、表 3-9～表 3-11 に示した前提条件となる数値（ベースシナリオ）のうち、不確定な数値を±10% 変動させた際に結果（環境負荷量）に与える影響を考察するための感度分析（表 3-12）の結果の最大値と最小値、つまり結果の変動幅を表している。

素材製造段階（図 3-6）は、低圧ホルダーおよび精製装置の製造段階での環境負荷である。ベースシナリオでは精製なしの場合が最も負荷が小さい。PSA の場合、オフガスはボイラー燃焼すると仮定したため、精製に回すガス量が増加し、輸送設備が精製なしの場合と同等程度必要になる。発生するバイオガス量が 10% 増加した時、精製なしの場合で追加的に必要となる低圧ホルダーの製造に伴う環境負荷の増加によって、PSA の場合に匹敵する環境負荷が発生する。図 3-7 は、輸送段階（10 年間）、つまりトラック輸送のための燃料製造・消費に伴う環境負荷である。輸送ガス量（容

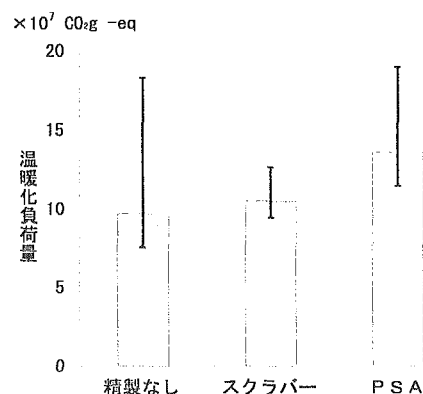


図 3-6 素材製造段階の温暖化負荷量

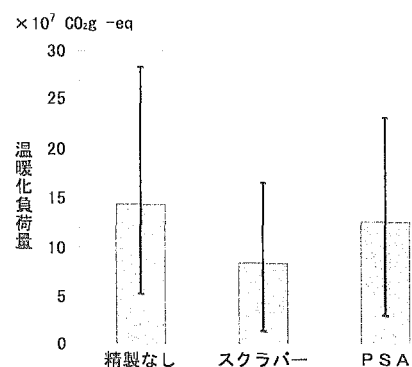


図 3-7 輸送段階の環境負荷量

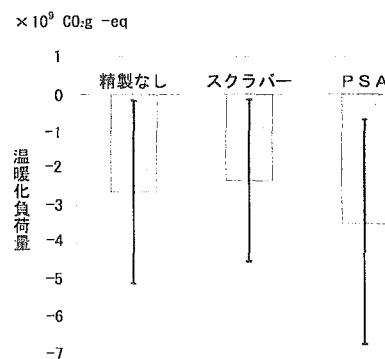


図 3-8 EPC での環境負荷削減量

積)の最も大きい精製なしの場合で環境負荷が高い。図3-8はEPCでのコージェネレーションによって従来の商用電力・化石燃料に代替されることで削減される環境負荷の量を表すが、ガス精製する場合には、バイオガスの発生量が10%低下した場合、農家7戸のうち3戸でガス不足(農家・BGPのユーティリティーが自給エネルギーを超える状態で、精製は不可能となる)に陥り、不足分を他の農家からの余剰バイオガスを輸送して補填すると、EPCに精製後の余剰ガス(メタン)が輸送可能な農家は2戸になる。この場合でも、素材製造・輸送に伴う環境負荷よりもEPCでの削減量が上回るため、システム全体での環境負荷の削減効果は期待できるが、後述するように経済性は著しく悪化する。

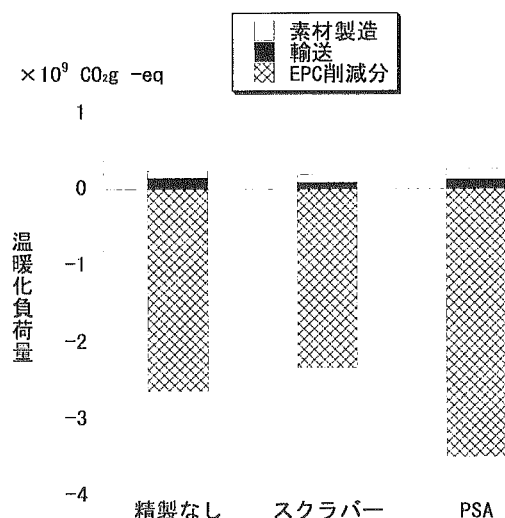


図3-9 段階別環境負荷量

図3-9は、ベースシナリオの場合の段階(プロセス)ごとの環境負荷量である。PSAの場合には、EPCへのガス(メタン)輸送量が多く、MGTが追加的に1基必要になるものの、総じてEPCでの負荷削減量は素材製造・輸送段階での環境負荷を上回る。

⑦経済性に関する結果と考察

表3-13 バイオガス輸送・精製システムの収支(10年間)

			精製なし	スクラバー	PSA
イニシャルコスト	MGT(EPC)	基数(基)	1	1	2
		総額(千円)	12,000	12,000	24,000
	精製装置(農家)	基数(基)	0	7	7
		総額(千円)	0	140,000	140,000
	輸送・貯蔵装置	基数(基)	18	16	18
		総額(千円)	36,000	32,000	36,000
設備計			48,000	184,000	200,000
ランニングコスト (10年間)	ガス輸送	距離(km)	550,573	320,646	480,654
		総額(千円)	11,011	6,413	9,613
トータルコスト (10年償却) = a		計(千円)	59,011	190,413	209,613
収入 (10年間)	電力	総量(kWh)	2,310,433	2,042,372	3,061,554
		総額(千円)	46,209	40,847	61,231
	熱	総量(MJ)	15,087,495	13,337,017	19,992,438
		総額(千円)	20,714	18,311	27,448
総収入 = b		計(千円)	66,923	59,158	88,679
総合収支	a-b	(千円)	7,911	-131,255	-120,934

表 3-13 にベースシナリオに基づく 10 年間の経済的収支を示す。収入には、商用購入電力単価を 20 円/kWh, 商用購入灯油単価を 40 円/l とした場合に、コージェネレーションの電熱併給によって相殺される金額を計上した。EPC が電力・熱を供給する S 町の医療・福祉施設の電気・熱の購入料金は年間 2 千万円以上であり、このうち 700 万円弱分の電力・熱が EPC から供給可能である。精製なしの場合には 10 年間で約 800 万円の黒字となるが、その他の場合には約 1 億円超の赤字が見込まれる。黒字転換年次は、精製なしの場合 8.8 年、スクラバーの場合 33 年、PSA の場合には 23 年を超える。ガス発生量が 10% 減少した場合、赤字額は 1.7 億円を超え、黒字転換は 90 年以上見込めず、事実上黒字化は不可能と考えられる。

バイオガスを精製した場合、自動車あるいは農耕機械用燃料への代替も考えられる。軽油とメタンの発熱量を等価換算し、EPC での利用を想定せずに自動車用燃料として販売した場合には、EPC の場合に比べ、スクラバー・PSA の場合には 10 年間で約 1 千万円の収入増が見込まれるが、赤字を相殺するには至らない。スウェーデンでは、自動車（バス）用燃料としてバイオガスを精製利用することで、BGP の収益性を確保しているが、これは自動車用燃料への高額課税政策により、需要者（バス運行業者）にとってバイオガスが相対的に安価になるため、バイオガスの販売収入が BGP 維持に必要な高い水準に保たれているためである（西澤ら、2001）。士幌町の事例では、軽油単価が現行水準（80 円/l）の 2 倍以上に誘導されなければ 10 年以内での黒字化は不可能である。

士幌町の事例では、PSA で設備関連に 60% の補助（約 1 億 2 千万円）により 10 年で黒字転換が可能となる。精製なしの場合には、同様の補助率（補助金額約 3 千万円）の場合、5 年未満で黒字化可能であるが、ガス発生量が 10% 低い場合には補助があっても 45 年以上黒字化できない。

環境負荷と経済性の関係は、ベースシナリオの結果で図 3-10 のようになる。スクラバーの場合、精製なしの場合に比べて環境面でのメリットは少なく、PSA の場合と経済性を比較しても優位性は見られない<sup>17)</sup>。

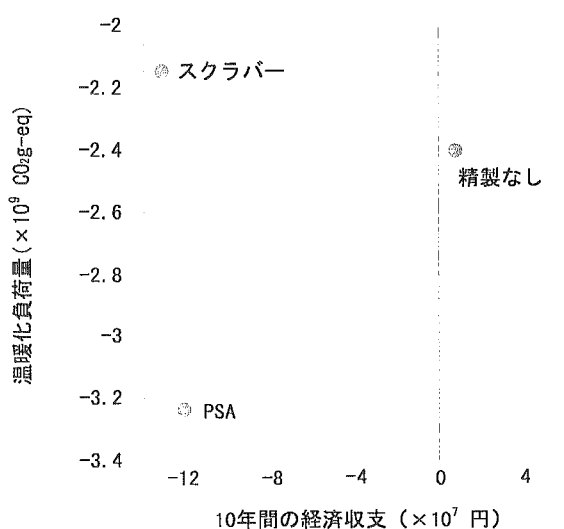


図 3-10 環境負荷と経済性の関係

#### 4) 農業地域における人為的物質循環系構築の可能性

##### ①Gertler の 4 つの視点からの再検討

以上の分析結果を踏まえ、農業地域における人為的物質循環系の構築の可能性について検討する。バイオガスプラント（BGP）を中核とする耕畜連携（農業分野の内部完結的な物質循環系）を想定した場合、酪農家と耕種農家およびBGPの組み合わせでは、酪農家およびBGPの需要するエネルギーは軽油・電力・熱であるのに対し、BGPから供給されるエネルギーは電力と熱のみであり、供給可能な電力量は酪農家（およびBGP）の需要よりも小さく、逆に供給可能な熱量は酪農家（およびBGP）が需要する量よりも大きかった。このように、エネルギーの需要と供給にミスマッチがあることがわかった。また、既存研究によれば、バイオガスプラントの経済的自立も困難とされる。しかし、士幌町のように地域内部にエネルギーの大口需要先が存在する場合、そうした需要先（農外産業）まで個別農家用BGPで生産されたバイオガスを輸送することで農業地域における農外産業を含む地域全体としての環境負荷（エネルギー消費）を低減することができる。この時、エネルギーの大口需要先では、従来の商用電力や化石燃料（ボイラー油）に、バイオガスを用いたコージェネレーションによるエネルギー供給が代替され、従来エネルギーの購入費用（農業地域外部に流出していた費用）を農業地域内部へと還流させることができる。農業で農産物以外の製品（エネルギー）を製造・販売することで、新しい収入源を獲得することになる。このような酪農家～BGP～エネルギー需要先・耕種農家という循環系について、①バージン材の投入量が減少すること、②エネルギー消費量が減少すること（エネルギーの消費効率が上昇すること）、③廃棄物が減少すること、④市場価値を持った製品（副生成物）という4つの視点から改めて考察する。まず、①については、BGPや輸送・貯蔵容器等の設置に関する資材投入は増加するが、定常的なプラント運用過程では、循環系全体へのエネルギー投入量と、化学肥料（消化液によって代替される場合）の投入量が減少する。②は、循環系全体で見れば、系外部からのエネルギー投入が減少するが、系内のエネルギー消費量に変化が無いため、見かけ上のエネルギー消費効率は向上する。③では、廃棄物としての家畜糞尿が液肥として有効利用される場合には、廃棄物の減少と捉えられる。④は、バイオガスを用いたコージェネレーションにより、エネルギーという市場価値を持つ製品を増加させたことになる。

前章で論じたように、工業分野における循環系の構築は困難な場合が多く、再資源化（リサイクル）技術を考慮した場合でも、物質循環というよりは物質の変質と消費（カスケード型リサイクル）ないし物質の蓄積となる傾向にあった。ではなぜ農業分野を中核とした人為的循環系では上述の①～④の便益が得られる可能性が生じたのだろうか。前章で検討した廃プラスチックの油化やRDF化は、廃棄物によるエネルギー生産という意味ではBGPと同様のように見える。しかし、廃プラスチックの原材料は化石燃料であり、枯渇性のバージン材とみなすことができる。一方で、本章2節で検討したような、糞尿（消化液）～農地～飼料作物～家畜～糞尿および牛乳という循環系では、生産物の原材料は太陽光を源とする自然エネルギーであり、BGPはその一部を有効活用していることになる。したがって、BGPによるエネルギー生産は、カスケード型リサイクルではなく、エネルギーの生産



そのものである。この点が農外産業と農業の本質的な差異である。一方、エネルギー生産以外の再資源化技術について再考すると、農外産業の再資源化技術では、リサイクル技術は問題ないが、コスト的な問題からバージン材と同等の品質を持つリサイクル資材を生産できない状況にあった。BGPが生産するバイオガスというエネルギーは、本章第1節で紹介したように、二酸化炭素とメタン、硫化水素の混合気体である。二酸化炭素は内燃機関の燃料にはならず、硫化水素はパイプや内燃機関等を腐食させる。このような、いわば品質の低いエネルギーが有効活用できる可能性を持った背景には、MGT（マイクロガスタービン）のように、硫化水素さえある程度除去しておけば、二酸化炭素との混合気体状態でも効率の高いコージェネレーションが可能となる設備が比較的リーズナブルな価格で存在しているためである。したがって、農業分野から他産業向けの資材生産においても再生産物の品質の問題は存在しているが、その問題を解消する技術（MGT）が存在しているため、BGPを中核とする循環系では市場価値を持つ新たな製品の獲得が可能になったといえる<sup>18)</sup>。

## ②農業地域での循環系構築に向けた課題

（独）産業総合研究所ライフサイクルアセスメント研究センター（2005）によれば、同センターが中心となって推進する地域LCAプロジェクトの一環として、千葉県における有機性廃棄物（家畜排泄物・生ゴミ等）処理へのBGP導入とエネルギーの利活用が検討されている。BGP自体は中條（1943）の事例のように、下水汚泥の処理方法として古くから日本にも存在しており、今日的な技術的課題はいかに多くのエネルギー（バイオガス）を生産するかという点に主眼があるだろう。しかし、消化液（発酵後の糞尿）の処理は依然として重要な問題である。日本の農業分野へのBGP導入の先駆的事例である京都府八木町（2004）の事例でも指摘されているが、消化液を還元する十分な農地ないし草地を持たない地域では、消化液を浄化処理（水処理）し、河川放流しなければならない。水処理に必要な費用はBGPの運営を圧迫するほど大きく、消化液の利用先が確保できない地域でのBGP設置は費用面で非現実的といえる<sup>19)</sup>。農産物に安全・安心が要求される今日、廃棄物や汚泥に由来する消化液を積極的に利用する農家は多くはないであろう<sup>20)</sup>。つまり、BGPを用いたエネルギー生産は、適用可能な地域が限定されることになる。

また、土幌町の家畜（乳牛と肉牛）の飼養頭数は、本章第2節で検討した物質循環系における水準（1haあたり2.5頭）を上回り、窒素の農地への投入量は、EUの硝酸塩指令（170kg-N/ha）の水準を上回ることが予想される。また、家畜の飼料も100%自給されているというわけではない。したがって、循環系が成立する一方で、土壌中から地下への窒素分の浸透による損失（ロス）が生じている可能性がある。損失がゼロの循環系の構築は非現実的であるにせよ、損失を一定水準内に保つための何らかの取り組みがなければ、循環系の影に隠された環境負荷が増加する可能性もある<sup>21)</sup>。

以上をまとめると、次のように要約できる。農業地域の人為的物質循環系は、農業生産活動による生産物（飼料）と副生成物（糞尿）の循環的利用により、自然エネルギーを農業・農外産業で利用可能な形態（バイオガス）へと変化させることで、農業生産物以外の

新しい生産物（エネルギー）を獲得し、経済的な安定性をも得るというものであった。ただし、BGP 導入の場合、農業内部での自己完結的な循環系にはエネルギー面で質的なミスマッチが存在しており、それを打開するために農外産業との連携が必要となっていた<sup>22)</sup>。生産活動に自然エネルギーを利用し、それを人間にとって有効な資源・エネルギーへと変換することが農外産業にはない農業の特徴であるが、自然エネルギーの所産である「新しい生産物（エネルギー）」に要求される品質をクリアする技術（MGT）が重要な役割を果たしている。農外産業との連携を視野に入れた BGP 導入による耕畜連携の事例では、循環系の構築による環境負荷低減策として、環境面でも経済性の面でも有効であり、持続可能性を有する可能性があることがわかった。しかし、BGP は汎用性のある要素技術ではなく、むしろ適用が限定されている。

### ③農業地域における人為的物質循環系の展望

本章では、大規模畑作・酪農地域における BGP 導入による人為的物質循環系の検証と、エネルギー貯蔵・輸送システムについて考察した。その結果は上述のとおりであり、限定的な条件下であるにせよ、農外産業に比べ、農業を中核とする人為的物質循環系には環境・経済両面での優位性があることが示された。しかし、この対象事例は大規模化・効率化を極限まで追求した農業の一種の到達点としての大規模畑作・酪農地帯であり、BGP は酪農における大規模化の弊害である糞尿問題の解消方法の一つという側面を持っている。つまり、再資源化技術としての BGP は、大規模化、ひいては大量生産・大量消費・大量廃棄社会によって生じたゆがみ（糞尿問題）を根本的に解決したわけではない。したがって、農地保全や農業地域の社会・経済的活性化の観点からは、本稿が対象事例とした比較的条件の有利な農業地域のみならず、中山間地域に代表される条件不利地域における人為的物質循環系の構築と、それに伴う地域社会経済の活性化の可能性の検討が必要である。

2006年4月に実施した石川県津幡町および岩手県奥州市（旧江刺市）の農業集落居住者へのヒアリング調査（計10戸）では、地域農業、特に基幹作物としての水稻作の深刻な担い手不足が実情であった。中山間地域に属する津幡町の農業集落では、過疎化は進行していないものの、集落全体の農業の維持を指向する現役世代（親世代）の高齢化に伴う労働力の低下が深刻であった。次世代の担い手と目される壮年層（子世代）は、多くが農外産業に就業しており、休暇を集落全体の農業（稲作）を維持するための農作業に充当することに消極的で、自家所有水田の維持のみを指向する傾向があった。さらに、子世代へのヒアリングからは、現在20歳代の孫世代は、農業そのものの維持・継続を指向していない可能性が示唆された<sup>23)</sup>。比較的条件有利な奥州市の事例でも、米価低落基調下における過去の開田・土地改良事業の賦課金負担の継続等が営農機械の更新費用が水田6haの認定農業者の経営をも圧迫しており、専業農家は果樹など稲作以外の高収益作物へのシフトを強化していた。大規模稲作農家は自家所有水田に関する農作業への労働力投下量が既に過大であり、集落全体の農業（稲作）に追加的に労働力を投入することが困難化し、一方果樹栽培等にシフトした専業農家も、集落全体の農業（稲作）に追加的に労働力を投入すること

が困難化している。中山間地域の場合と要因・構造は異なるが、いずれの場合も基幹作物としての水稲作を担う次世代の担い手確保は容易ではない。このような地域に対して、北海道のような大規模畑作・畜産農業地域と同様の考え方による BGP の導入は、非現実的であろう。

しかし、大規模農業地域、中山間地域を問わず、現代の農業は農業機械類に高度に依存している。担い手不足の現状は、この傾向をさらに強めることが予想される。したがって、農業生産に必須の生産資材として、肥料・農薬に加えて、農業機械類向けのエネルギーの重要性が一段と高まると考えられる。電力や軽油など、汎用性の高いエネルギーは、農業内部での自家消費的利用にとどまることなく、余剰が発生した場合は農外産業での利活用も可能となる。この時、農業は農業生産物以外の生産物による新たな収入源を獲得することになる。したがって、農業における人為的物質循環系の展開方向は、大規模で先端的な一部の農業を対象とするものから、条件不利地域や日本農業の基幹作物を対象とするものへと拡張していく必要がある。そのためには、現在の基幹作物の営農活動に付随する物質収支について詳細に検証し、採用可能性のある再資源化技術を検討するとともに、農外産業との連携の可能性をも検討しうる分析枠組みを構築しなければならない。

本章の検討結果からは、農業地域が普遍的に循環系の構築に適しているとはいえない。むしろ、現代の農業地域では、限定された条件下でしか循環系の構築と、それによる自然エネルギーの有効利用ができないことを問題とすべきである。

以下、補論で土幌町における BGP 導入の経緯と経過を紹介し、そこで本章の検討がどのような役割を果たしたかを述べる。次章では、第 2 章の農外産業、第 3 章の農業および農業と農外産業の人為的物質循環系の評価を受けて、改めて農業生産活動そのものが有する環境負荷とその状況について検討する。次章第 4 章では、農業地域の農業生産活動を、地域 LCA (Life Cycle Assessment) により評価する。

## 第3章補論

### 士幌町におけるバイオガス事業の経過

#### 1) 士幌町におけるバイオガス事業の背景と経過

士幌町における家畜糞尿処理・活用に関する検討の開始は、1990年代後半に本格化した。1999年には、士幌町循環農業システム検討会を設置し、BGP設置事業実施に向けて検討作業を開始した（松井，2005）。

科学技術振興事業団CREST・合田素行チーム（当時）が1999年～2000年にかけて士幌町における地域資源の有効活用策（具体的にはBGP建設）に関する調査を実施した際は、士幌町役場、JAともBGP事業にはやや否定的であった。当時は1999年に施行された家畜排泄物法の猶予期間であった。同法に対する当時の対応は、主として堆肥盤への屋根の設置であった。士幌町も、町とJAによる経過措置（簡易シート設置）への助成を実施した（士幌町，2004b）。当時、BGPは一基あたりの単価が2～3億円の高価な設備であり、単価が数千万円以下の堆肥盤設置・整備にインセンティブがあったものと推測される。しかし、士幌町は、単なる家畜糞尿処理に留まらず、農業からのエネルギー生産という側面を持つBGPの可能性を調査・検討することを止めなかった。この調査・検討の直接の推進者（プロモーター）となったのは、士幌町農政課の松井克則氏であった。

家畜糞尿処理のためのBGPは、当時国内にはそれほど多くはなかった。1998年の京都府八木町のバイオエコロジーセンターのBGPは牛豚糞尿（豚糞尿9t/日、牛糞尿40t/日）を主原料とする集中型プラント（糞尿を農家から回収し、消化液を農家等に返却・販売する方式）であり、2001年に稼動した北海道別海町のプラントも集中型であった。松井氏は、これらの国内の先行事例の視察に留まらず、ドイツのように個別型（畜産農家個別にBGPを設置する方式）BGPが広く普及した海外の事例を個人的に視察し、士幌町へのBGP適用の可能性や、BGPメーカー、メーカーごとのプラントの特徴について情報を収集した。士幌町では、2001年に畜産農家からBGP設置希望者を募り、応募者13名を士幌町循環農業システム検討会特別委員とした（松井，2005）。農家による特別部会を設置することで、農家へのBGPに関する情報提供、農家側の問題点等の情報交換の円滑化が図られている。同時に、2001年からの4ヵ年計画として、BGPから排出される消化液の利用について、士幌町と帯広畜産大学との共同研究がスタートした（帯広畜産大学・士幌町，2004）。この共同研究では、士幌町内のほ場に帯広畜産大学BGPからの消化液を施用し、経過を観察している。共同研究は、上述の検討委員や役場関係者に留まらず、広報等を通じて町内居住者に対して経過を公開する公開実験の形で実施された。研究に使用されたほ場は、町民がアクセスしやすい場所が選定された。共同研究の成果は良好なものであり、農家や地域住民の間にBGPや消化液に関するポジティブな認識が浸透した。松井氏を中心とするこうした取り組みにより、BGP設置事業は個別農家と役場だけの事業としてではなく、農家をはじめ

め多くの町民にオープンな事業として素地を固めていった。しかし、全てが順調に進んだわけではなく、2002年に実施された畜産農家アンケートの結果からは、一部の農家にしか設置できない個別型BGP事業への不満も見られる（士幌町、2003）。農家の不満は主に農家のコスト負担増、施設整備の平等性（集中型を希望する者）、堆肥盤の整備を優先するものであった。

2002年度、士幌町は、特別部会構成員から希望を募り、最終的に3戸の農家からの希望を受けて、2003年度に2戸、2004年度に1戸の農家に個別型BGPを設置した。BGPのメーカー選定にあたっては、BGPメーカー側からのプロポーザル形式を採用し、10数社からの応募をBGPに詳しい学識経験者が審査した。具体的には、北海道大学松田従三教授を委員長とする「技術審査委員会」を設置し、5名の委員でプロポーザルの内容を点数化する方式で明確性のある採点を実施した。その採点結果が同一レベルと評価された数社を士幌町の「指名委員会」で選定し入札した。こうした経過を経て導入された3件のBGPは、それぞれ異なるメーカーのBGPであり、異なる特徴を持っている<sup>24)</sup>。士幌町（松井氏）のスタンスは、3件全てを同一メーカーのBGPで構成することではなく、将来の個別型BGPの普及を視野に入れ、どのようなBGPが十勝地域に適しているかを実地試験するという意欲的なものであった。

士幌町は2002年度までのBGPに関する検討結果を『士幌町循環型農業システムマスタープラン』に取り纏めている。この中で、BGPからの余剰ガスを町有の病院・福祉施設に輸送し、利活用するプランが提案されている。当時、BGPから得られる余剰エネルギーは、農家および附属施設（加工工場等）で自家消費するか、電力会社に販売するという手段が一般的であった。しかし、RPS法が施行されてもBGP・コージェネレーションによる電力の販売価格はそれほど高くはない。また、逆流設定（電力会社に電力を販売するためのインフラ整備とその設定）を維持するために法定点検費用を要し、売電による農家の利益は得難い状況にある。また、本章2)で述べたように農家内部のエネルギー消費構造とBGP・コージェネレーションによるエネルギー生産構造にはミスマッチがあり、個別農家からの電力販売では熱が余剰（ロス）となる。松井氏のプランは、電力も熱も大量に消費する町内の共有施設までガスを輸送し、施設近傍でコージェネレーションを実施することでエネルギーロスを最小限に抑えつつ、電力と熱（燃料）購入費用を削減するという画期的なものであった。このアイデアについても、有識者・農家を集めて具体的な方針を検討している（士幌町、2004a）。

## 2) 士幌町の方針と今後の展開

上述の3基のBGPは、農家個別に設置されているが、施設は町有である。町は農家から土地を無償貸与させ、BGPを設置している。農家は糞尿の投入・BGPの管理、消化液の散布を行う。消化液の散布のための大型（20t）スラリー散布装置も町有であるが、この散布装置を牽引するために、BGP設置農家は大型のトラクターを購入する等、畜舎の改造も含

めて相当程度の負担をしている。こうした所有構造のため、余剰ガスの用途は町によって決定しうる。余剰ガスの移出に伴う経済的な収入を農家は得られないが、畜舎および附帯施設で消費される電力の一部を BGP から供給することが可能で、エネルギー購入費用は低減されている。余剰ガスを町有施設で利用し、既存のエネルギー購入費用を減少できれば、町の財政支出を抑えることになり、町にも農家にもメリットが生じる。

松井氏は、「現在の状況は BGP 設置企業が企業の費用でモデルプラントを設置する段階から、公共事業での整備する段階に移行したに過ぎず、農家が容易に BGP を購入できる段階にはない」と指摘している（松井，2005）。しかし、士幌町の BGP 事業および「農村エコパワーセンター構想」と銘打たれた地域内エネルギー生産・供給事業は、将来の BGP の農家への普及を視野に入れた事業である。設備の設置と維持管理に終始することなく、経済的メリット措置までも実証的に検証する取り組みであるといえよう。2005年12月現在、士幌町は、農村エコパワーセンター構想をさらに拡大し、JA 所有の設備・施設への余剰ガスの輸送も検討を開始した。BGP が町有から個人所有へと普及し、エネルギーの需要者も町有施設から一般事業者へと拡大していくとすれば、士幌町と松井氏の現在の取り組み、つまり異なる種類の BGP 導入や、余剰ガスの輸送、需要先での利用という事業は、将来の農業地域の環境保全策に重要な示唆を与えるだろう。

ところで、食品残渣や人糞尿（下水汚泥等）は、農業分野（農業地域）での処理が期待されていることはいまでもない。士幌町は既に食料の一大供給地域であり、大村ら（2000）の試算によれば、士幌町内の全ての家畜糞尿を BGP に導入すれば、地域内に存在するエネルギーの大口需要（食品加工コンビナート、馬鈴薯でんぷん工場）を満たすことができる。士幌町は、エネルギーやその他の資源（素材）をも供給し、食品残渣や下水汚泥を処理できる可能性があるのだろうか。士幌町の BGP 事業においては、士幌町と、推進者（松井氏）に負うところが大きい。士幌町役場と帯広畜産大学の共同研究（公開実験）は、住民や農家に、BGP に対する理解と、消化液の有効性（少ない臭気や肥料としての高い効果等）に関する認識をもたらした。松井氏によれば、BGP は糞尿の水分含有量が高い酪農（乳牛）からの糞尿処理に適した技術であり、肥育（肉牛）には不適である<sup>25)</sup>。士幌町の牛飼養頭数のうち、乳牛は3割前後である。したがって、全ての牛糞尿の BGP 導入を前提とした大村ら（2000）の試算からは、エネルギー生産量を割り引く必要がある。また、松井氏は、食品の安全・安心への消費者の要求が高まるなかで、下水処理汚泥の食料生産農地への施用には相当の抵抗があることも指摘していた。仮に下水処理汚泥を BGP に導入するとすれば、町有緑地等への散布が現実的とのことであった。つまり、士幌町の事例は、役場が主体となって事業を展開するなかで、町有の資産を最大限に活用することで環境・経済両面での高いパフォーマンスを引き出しうる形になっている。逆にいえば、BGP と附帯設備、さらにはエネルギー需要者までを町有としたことで、スムーズな事業展開・意思決定を可能とし、それが高い環境・経済パフォーマンスを引き出す可能性をもたらしていた。通常の人為的物質循環を想定する場合、それに所属する事業所等はそれぞれ経営体異なる。

したがって、循環系に参画する事業所等の利害調停や、循環系構築によって得られる便益の配分は非常に難しい問題となる。土幌町の事例であっても、BGPをめぐる関係者と役場との間には少なからず認識のギャップがあったと推測される。それを埋め合わせてきたのは、推進者を中心とする役場の積年の努力にほかならない。

### 注記（第3章）

注 1) ドイツではバイオマス発電からの買い取り価格は発電能力の規模により異なる。ドイツのバイオガスプラントはほとんどが個別型であり、これと対照的なのは大規模な共同型を中心とするデンマーク・スウェーデンである。デンマークは電力買い取りに補助金を投入し、石油・石炭等の化石エネルギーに環境税を課す方法で再生可能エネルギーのシェア拡大を図っている。スウェーデンでは、電力の完全自由化（発電単価の低い周辺各国からの電力輸入）により、再生可能エネルギーによる生産電力買い取りへの価格支持が機能しない。しかし、化石エネルギーへの課税措置がある。このため、スウェーデンではバイオガスを精製し、電力としてではなく自動車用（主に路線バス）の燃料として利用することでプラントの収益性の向上をはかっている（西澤ら、2001）。なお、バイオガスは再生可能エネルギーと位置づけられ、地球温暖化に寄与しない非枯渇性エネルギーとみなすことができる。しかし、その構成要素である CH<sub>4</sub> および CO<sub>2</sub> はともに温暖化物質であり、大気中に放出されれば温暖化の原因物質となる。つまり、バイオガスは枯渇性資源（石油）に代替されることで再生可能エネルギーとみなすことができる。

注 2) 松田（2004）は、バイオガスプラントは、1998年に京都府八木町にプラントが建設された頃から急に注目を集め、上述の家畜排せつ物法や2003年施行の「電力事業者による新エネルギー利用に関する特別措置法」（RPS法）を背景に、今後も普及が進むと予測している。同時に、ドイツや日本の北海道に多く見られる個別型プラントでは、現時点では取得したエネルギーの使い道が無いこと（農場では消費しきれず、売電の条件を満たせない農家が多いため）を問題点として指摘している。

注 3) EUのような先行事例があるにもかかわらず、日本が農地への糞尿（およびそれに含有される栄養分）投入量ベースの環境規制を実施しない理由は、畜産農家における糞尿散布のための農用地等の確保の問題、規制に付随して発生する行政コストの問題と推測される。オランダにおける農場の窒素収支を監視するための MINAS（ミネラル収支システム）や、ドイツにおける農地ごとの窒素投入量の監視システムは、極めて多大な行政負担となるはずである。

注 4) バイオガスプラントの価格（建設費用）は、2002年以前は個別型1基あたり1億円を超える高額であった。しかし、2004年8月の北海道士幌町におけるヒアリング調査によれば、近年は250頭規模でも5千万円前後にまで低下している。このことから、菱沼ら（2003）の経済的評価よりは、現状では相当程度短期間に償還できる方向に進んでいると考えられる。しかし、プラント導入による畜舎やトラクターの改造、スラリータンクの購入など、プラント以外にも評価対象とすべき高額設備が存在する事にも注意する必要がある。

注 5) 飼養頭数の内訳は、分娩間隔を13ヶ月とし、うち10ヶ月を搾乳期間として、成牛頭数が150頭の時、年間平均23%（ $3 \div 13 \times 100$ ）が乾乳牛となるとした。育成牛頭数は分娩個体数を100頭と見積もり、うち半分（50%）が雌牛であったと仮定した。



注 6) 飼料設計により、給餌量と給餌品目を求めて畜産の環境負荷を推定する方法は、島田 (2004) の研究グループが採用している方法と同様である。島田は、LCA を用いた家畜飼養の環境負荷推定ソフトウェアを開発した。

注 7) 牛糞尿排出量と窒素排出量は、農林水産省農業研究センタープロジェクト研究第 6 チーム「家畜排泄物量推定プログラム」Windows 対応 Ver.1.1, 2000 年 1 月による。

注 8) EU 基準を遵守することは、環境負荷がゼロであることを示すわけではない。土壤に投入した窒素分の動態（地下浸透、大気中への揮散、農作物への吸収）は土壤・気象の条件により異なり、複雑である。LCA 的に環境負荷量を把握するためには、窒素収支を明らかにする必要がある。しかし、基準が遵守される場合、つまり投入窒素量が全ての農地で同等であれば、土壤を経由して発生する環境負荷も長期的には同等とみなすことができる。

注 9) MGT のスペックはメーカーのカタログ数値による。メーカーへのヒアリングから、MGT からの熱回収率は 60% とした。発酵槽の加温に必要な熱量は、原料（糞尿）の温度を大気温相当とし、帯広市の 2003 年の月平均気温の年間平均と、発酵槽の温度（40℃）との差に、原料（糞尿）の投入量を乗じて求めた。原料の比熱は、含水率が 90% であることから水と同等の 1 とした。厳冬期は月平均気温が -7℃ 以下になる月もあるが、実際に原料が凍結することは無いので、月平均気温がマイナスの月（1 月～3 月、12 月）は原料温度を 2℃ と仮定した。この結果、年間平均気温は 6.5℃、原料の年間平均温度は 8.8℃ となった。プラントの電力消費量は士幌町 (2004a) による。

注 10) ヒアリング対象農家 (4 戸) では、全ての農家が 200 頭以上飼養し、耕地面積は 80ha 未満であった。つまり、家畜飼養サイドの規模は本稿の前提よりも大きく、飼料栽培サイドの規模は小さい構造である。頭数ベースで推計すると、軽油消費量は約 8,900l、面積ベースで推計すると約 21,500l となるため、両者の平均を推定消費量 (約 15,000l) とした。軽油の発熱量は 38.2MJ とした (資源エネルギー庁, 2001)。

注 11) 子牛の肉のエネルギー量は 100g あたり 450kJ、牛乳は 280kJ とした (鈴木, 2001)。また、本節の分析枠組みでは、家畜糞尿は飼料作物栽培に全量還元されると仮定しているが、実際には家畜飼養農家も化学肥料を購入している。さらに、BGP 設置農家から消化液を搬出して施肥に利用する畑作農家も存在する。よって、より実際的な分析においては、家畜飼養農家経営内のみならず、地域全体の農業 (農家) を対象に組み込む必要がある。

注 12) 2004 年の士幌町役場での担当者へのヒアリングによれば、同町に設置された BGP におけるバイオガスの発生量は、本節の想定を上回ることが確認されている。

注 13) 前述のように、BGP には、複数の畜産農家から糞尿を収集・集積する集中型と、個々の酪農家個別に BGP を設置する個別型がある。集中型の場合、BGP システムそのもののエネルギー効率は高くなるが、畜産農家から糞尿を運搬し、BGP でエネルギーを生産した後、耕種農家へと再び輸送しなければならない。この場合、単位容積あたりの糞尿

が持つエネルギーのポテンシャルは、バイオガスのそれよりも低いことは明白である。エネルギー収支の観点からは、糞尿（エネルギーの原料）を運搬するよりも、バイオガス（エネルギーそのもの）を運搬する方がエネルギー効率は高い。また、糞尿はバイオガスに比べ、絶対量（重量）も多く、長距離輸送には不向きである。したがって、本節では、糞尿の輸送距離を最小化し、エネルギーを輸送することが可能な個別農家用 BGP について以下の検討を進める。

注 14) 2004 年 8 月の士幌町役場におけるヒアリングでは、パイプライン輸送は、凍結深度の深い十勝地方では、パイプの埋設深度が深く、コストが高いこと、また、同町には道路が基盤目状に敷設されており、工事にあたってはそれらを必ず横断することになり、特に町内を縦貫する国道の交通量も多いこと、などの理由から、パイプライン輸送には否定的な見解であった。

注 15) 輸送容器の想定にあたっては、2003 年 12 月の三井鉱山（株）総合研究所でのヒアリングおよび検討結果を参考にした。

注 16) 本節で検討した輸送・貯蔵システムの運用を実現する際に、人件費は大きなウェイトを占めることが予想される。しかし、小節⑦以降での結果と考察のように、人件費を考慮するまでもなく赤字となる場合がある。したがって、輸送・貯蔵システムの実用化を検討する上では、想定される黒字の範囲内で雇用ないし外注が可能かを判断することになる。輸送・貯蔵容器を一般のトラック車両に搭載可能な形状とすることで、既存の運送会社等に外注することも想定できる。

注 17) 本節の検討は、既存研究・文献やメーカー等へのヒアリングによって作成したベースシナリオに基づくものである。個別農家用 BGP からの余剰ガスを有効に利用するためには、発生量が比較的少ないバイオガスを輸送・貯蔵する技術が必要となる。こうした技術の開発が進展し、それに伴って消費エネルギー量や設備・装置の価格等の実績データが蓄積されることが、より正確な評価・検討の要件である。

注 18) つまり、BGP の経済性を左右する重要な要素は、BGP 本体ではなく、製品としてのエネルギーを高品質に提供するための手段であり技術である。農外産業、特に工業分野の原材料には、規格への適合や、高度な成分管理による一定の品質の確保が要求される。農業では植物や動物を利活用するために、その生産物の組成のバラツキを工業製品の要求水準内に収れんさせることが非常に困難である。前章で紹介したように、木くずやおからからの有効成分の抽出は技術的に可能であっても、それを製品として農外産業に供給することは容易ではない。

注 19) 京都府八木町（2004）では、液肥の利用拡大について、新たなインフラ整備や稲作・野菜等も含めた検討を実施している。BGP の運営において消化液処理が大きな課題となることについては、北海道バイオガス研究会の松田従三教授や干場信司教授も指摘している。

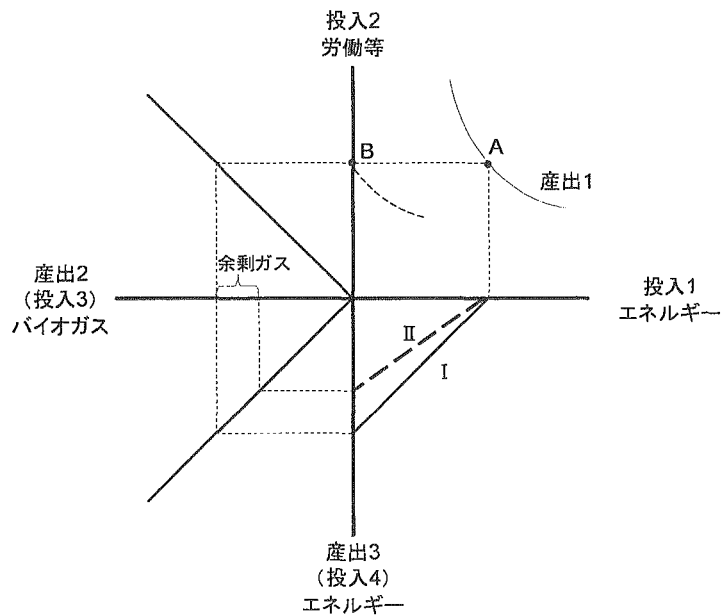
注 20) しかし、2004 年 8 月の士幌町における BGP 設置農家へのヒアリングによれば、消

化液の利用は順調で、BGP 設置農家の近隣の耕種農家まで消化液を利用しているため、自家消費分が不足する傾向であるとのことであった。

注 21) 士幌町の場合、乳牛と肉牛（ホルスタイン雄の肥育）の飼養頭数の比率は 1:2 である。酪農を営む上で、一定割合の雄子牛の誕生は不可避であり、士幌町ではこれを肥育することで高付加価値して販売する戦略を採用している。また、環境負荷については、2005 年 9 月に実施したオランダ・ワーゲニンゲン大学の O. F. (Oscar) Schoumans 氏へのヒアリングでは、飲料水等として利用する可能性のない深層の地下水への窒素流出であつても、環境負荷とすべきである、との見解であった。なお、オランダでは地下への窒素損失を一定水準内に保つ取り組みとして、MINAS を実施していた実績がある。

注 22) 農業における循環系（耕畜連携）への BGP 導入を経済学的に解釈してみよう。まず、耕畜連携を通じて牛乳・肉・糞尿を生産している状態を注図 3-1 における第一象限に示した農業地域の生産に関する等量曲線（産出 1）としよう。曲線（産出 1）は、投入 1（エネルギー）と投入 2 により一定量の牛乳と肉・糞尿が産出される際の投入 1 と投入 2 の代替関係を示している。点 A の生産量を維持した状態に BGP を新たに導入することで、糞尿の生産量に応じたバイオガスの発生が得られる。この状態を表しているのが注図 3-1 の第二象限である。第二象限の曲線は、単位糞尿量あたりのバイオガス発生量を示している。発生したバイオガス（産出 2=投入 3）はマイクロガスタービン（MGT）等のコージェネレーション設備により、投入 1 に代替可能なエネルギーに変換される（第三象限）。バイオガス由来のエネルギー（産出 3=投入 4）の供給が、循環系への投入エネルギー（投入 1）の需要と完全に一致している場合の代替制約条件は第四象限の I の状態にある。つま

り、バイオガス由来のエネルギーを全量使い切り、点 A と同等量の生産を維持している場合は点 B へとシフトしていることになる。しかし実際は、循環系のエネルギー需要と BGP・MGT からのエネルギー供給



注図 3-1 農業地域の循環系の経済学的解釈

にはミスマッチがあり、代替制約条件は第四象限のⅡの状態にある。循環系で利用しきれないバイオガスが余剰ガスとなっており、余剰ガスの貯蔵・輸送システム導入によって、農業地域内部の「農村エコパワーセンター」および公共施設で余剰ガスが有効利用できることになる。公共施設と循環系の生産量はBGPおよび余剰ガス貯蔵・輸送システムの有無に関わらず一定であるので、農業地域全体としてみた時に、余剰ガス輸送・貯蔵システムが地域内のエネルギー需要を満たし、第四象限のⅠの状態へとシフトさせたと解釈することもできる。（より厳密には、生産物量（y）を前提条件で固定している条件下ではBGP導入後の生産関数はⅡの状態にはないが、バイオガスの発生量や農業地域の生産物量（y）、投入量（x）が可変である場合はⅡのように表せる。）

注 23) このヒアリング調査では、親世代は集落全体の水田と自家所有水田の両者に対して強い愛着と責任感を持っているのに対して、子世代は集落全体の水田への愛着・責任感は希薄で、自家所有水田にのみ愛着と責任感を持っていた。さらに、孫世代は水田そのものへの愛着・責任感が希薄のようであった。その原因は、親世代は幼少期に自らの身体によって水田を開墾・拡張してきたが、子世代の幼少期は農業の機械化が進展し、農作業の重労働部分の一部が機械に代替されていた。さらに孫世代の幼少期にはそうした機械化農業による農作業にほとんど参加していないことにあると推測される。こうした幼少期の体験の差異による農村風景（生活空間）評価結果の相違や高度成長期以降のふるさと＝農村という図式の崩壊については長谷部（2002）で議論されている。

注 24) 士幌町でこの時期に導入された3基のBGPは、主として発酵槽、ガスホルダーの形式、脱硫方法（貯留槽）、コージェネレーション設備と補助燃料がそれぞれ異なる。

注 25) BGPの嫌気発酵では、原材料（糞尿等）の水分含有量が高い状態に保たれる必要がある。2004年7月の北海道大学BGPの視察では、牛糞尿に加水して水分調整する場合もあるとのことであった。加水して容積が増加すると、廃棄物（原材料）が増加することになり、消化液の十分な需要がなければ、余剰分の消化液は水処理しなければならない、という事態になる可能性がある。

## 第4章 農業地域へのライフサイクルアセスメント (LCA) 適用

第2章・第3章では、農外産業・農業および農業と農外産業を横断する人為的物質循環系について、Gertler (1995) に基づく4つの条件によって評価したが、農業生産活動そのものに関する環境影響評価は実施していない。第4章では、ライフサイクルアセスメント手法を用いて、農業地域・農業生産活動の環境影響評価を実施することで、農業の環境パフォーマンスを再確認する。

ライフサイクルアセスメント (以下「LCA」と表記) は、環境負荷を定量化する手法として、1997年に国際標準規格 ISO14040 により、その「原則と枠組み」が規格化された (石谷・赤井, 1999)。LCA は、これまで主として工業製品を対象にしてきた。手法そのものも、工業製品の評価に適した形へと展開・発展しつつある。本章 2) に後述するが、既存の農業生産物の LCA も、水稻や肉牛、肥料の製造や食品加工など、特定の農産物や営農資材・加工業を対象とするものが多い。つまり、既存の農業分野の LCA 研究は、工業製品の評価法を基本としたことにより、評価対象が品目ごとに個別的となった。その結果、従来の LCA では、異なる作目・畜種の環境負荷を横断的に比較することができなかった。

農業は、異なる作目・畜種を複合的に組み合わせた生産システムである点が工業との相違点でもある。本稿第4章の LCA は、営農資材の生産と流通・農業生産活動・農産物の流通を連結し、対象となる農業地域の作目・畜種を横断的かつ包括的に評価する枠組みを有することで、「地域レベル」での環境影響評価が可能なことに独自性がある。以下では、まず LCA の手法について概説する。

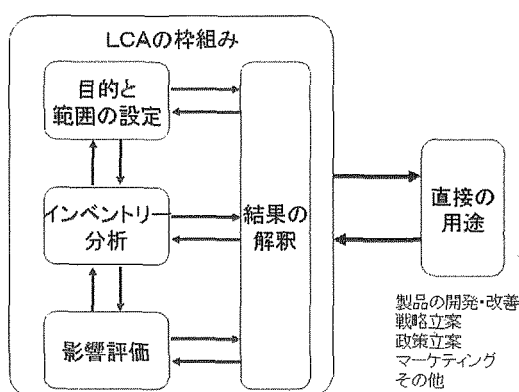


図4-1 ISO14040で認められたLCAのフレーム

### 1) LCA とは何か

LCA は、①目的と範囲の設定、②インベントリ分析、③影響評価、④結果の解釈という4つのステップから構成される (図4-1)。①~④の各ステップは順序的なものではなく、それぞれのステップで生じる様々な条件の変

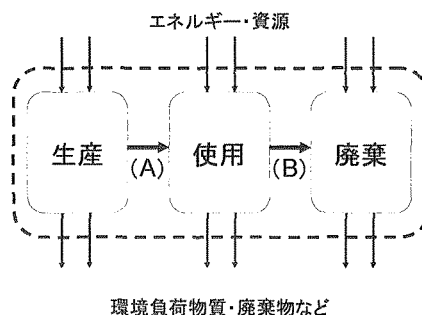


図4-2 プロセス・フロー図の例

化を同時並行的に処理しながら完成度を高めてゆくという関係にある。

①は LCA の目的とその対象範囲を決定するもので、②はプロセス・フローに基づいて、設定した境界（システム・バウンダリー）を越えて出入りする物質の種類と量の把握するステップである。

図 4-2 に、プロセス・フロー図の一例を示す。矢印は物質の流れを表す。例えば、食品加工業を評価対象とする場合、図 4-2 中の「生産」とは加工前の原料作物の栽培段階であり、物質 (A) は加工前の原料である。「使用」は、農産物の加工段階と読み替えられ、物質 (B) は加工後の食品である。「廃棄」は消費段階と読み替えられる。「生産」から「消費」までを総括してライフサイクルと呼び、各段階はライフステージ（またはプロセス）と言う。ライフステージとは、プロセスの集合体を総括した呼び方であり、例えば、「生産」ライフステージの内部には、「生産」に必要な資材やエネルギーの生産・使用・廃棄といった、「プロセス」が入れ子状態になっているというイメージである。このように、プロセス・フロー図とは、評価対象のライフサイクル内で、各段階（ライフステージ）がどのように関連しているかを表す樹形図である。図 4-2 中の点線で示した境界の外側が「環境」と仮定すると、それぞれの段階ごとに点線を越えて出入りする物質の種類が決定される<sup>1)</sup>。しかし、それらの物質の量は、物質 (A) や物質 (B) の量によって変化する。物質 (A) または物質 (B) の量を機能単位（ファンクショナル・ユニット）と呼び、評価対象となるシステムの「機能」を最もよく表現する物質の量に定める。この例では、加工後の食品（物質 (B)）の 1 ロット分に相当する量が妥当であろう。

次に、③影響評価によって、環境負荷を導出するまでの流れを図 4-3 に示す。影響評価では、②インベントリー分析によって把握した物質の量に、物質・環境負荷カテゴリに固有の特性化係数を乗じ、積算した値を環境負荷とする。図 4-3 では、「温暖化」の環境負荷カテゴリで特性化係数を持つ物質は  $\text{CO}_2$  と  $\text{N}_2\text{O}$  であり、係数はそれぞれ 1 と 360 である。それぞれの量が X, Y であった場合の温暖化環境負荷は  $1 \times X + 360 \times Y$  となる<sup>2)</sup>。

以上をまとめると、LCA とは、目的と評価対象に応じたプロセス・フローと機能単位、システム・バウンダリーを設定し、インベントリー分析によってプロセス（段階）ごとの物質収支を求め、物質に環境負荷カテゴリごとの特性化係数を乗じて積算したものを環境負荷とする手法である。

この方法により、評価対象のライフサイクル中で最も環境負荷の大きい段階を特定でき、効率的な環境負荷の低減策を模索することができる。また、機能単位が同じシステム同士を比較することにより、環境負荷の大小を比較することも可能である。LCA のこうした機能は、環境調和型製品

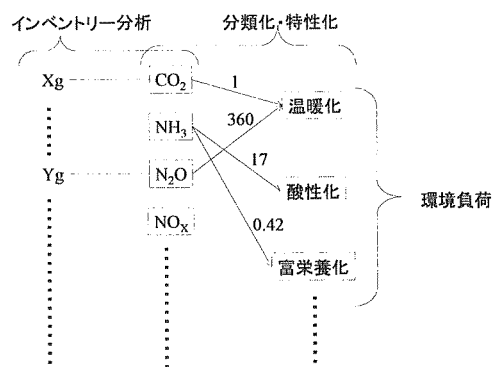


図 4-3 環境負荷導出までの流れ

のデザイン (DfE) や、エコラベリング等に利用されている。

## 2) 従来の LCA の研究動向と方向性

LCA は、1969 年にアメリカで始まったとされる。LCA の創世期を紹介する際に高い頻度で引用される Hunt, R.G., Franklin W. E., (1996) の論文は、アメリカにおいて LCA が企業の内部作業から公共・民間セクターへと派生する過程に関する私的回顧録である。この回顧録によれば、アメリカにおいて LCA は、次のような過程を経て発展したとされる。

資源・環境プロファイル分析 (REPA) のコンセプトは、1969 年、コカコーラ社からミッドウエスト研究所 (MRI) へと委託された飲料容器に関する研究によって開始された。1970 年代、REPA 研究の原動力は固体廃棄物 (solid waste) への対応にあった。飲料容器の REPA により、リターナブル容器が環境に良い、モールドパルプトレイが環境に良い、という「常識」が覆された<sup>3)</sup>。1974 年には、インパクトアセスメントのフレームワークが開発され、1975 年には学術雑誌に REPA (LCA) が公開された。しかし、単一指標への統合化 (インパクトアセスメント) は、信頼に足るデータの不在から、開発が凍結される。一方で、1975 年のエネルギー危機により、REPA (LCA) のエネルギー分析的側面が脚光を浴びる。しかし、REPA は企業における環境ストラテジー作成の支援ツールであり、結果には「いいニュースと悪いニュース」を必ず同時に含むことから、企業の内部情報として扱われ、1980 年代後半まで公共・民間部門で注目されることは無かった。特に、毒性・危険性を持った廃棄物への関心の高まりが、「環境問題」全般への関心をそらせた。1988 年、「ゴミバージ (Garbage barge)」問題から固体廃棄物への社会的関心が高まり、公共セクターで REPA (LCA) が見直される。1990 年代以降、REPA (LCA) から (公的には) 15 年間遠ざかっていた EPA (Environmental Protection Agency) や SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) が回帰し、REPA の概念は LCA として明示された。その後、LCA に関する議論は爆発的に増加し、企業やコンサルティング会社も含めた LCA への取り組みが加速した<sup>4)</sup>。

以下では、農業分野を中心に、1980 年代以降の日本における LCA 研究の展開を概観しながら、LCA が製品・サービスといった個別の「モノ」から対象範囲を「地域」へと拡大させた経過を概観する。

日本では、1980 年代中ごろから LCA 研究が実施されていたが、LCA が公的に認知されたのは、1991 年に日本 LCA フォーラムが企業の協賛を得て以降である (LCA 日本フォーラムの発足は 1995 年)。1993 年から 1998 年までは、経済産業省が後援したエコマテリアルプロジェクトの中で LCA の体系的な研究が進展した (Hunkeler, D., Yasui, I., Yamamoto, R., 1998)。

1998 年からは、経済産業省が 12 億 8 千万円を投じた 5 年計画「LCA プロジェクト」が実施された。このプロジェクトの目標は、インベントリーデータの収集、データベースフォーマットの研究開発、環境影響評価手法の研究開発、廃棄物処理・リサイクル等のデ

ータの整備の4点であった。成果は、約250種類の製品のデータ整備、LIME (Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling, 日本版被害算定型環境影響評価手法)の開発であった(Narita, N., et al., 2004)。ここで収集されたデータは、鉄鋼連盟や電気工業会等54の工業会から提供されたもので、各業界の製品の製造プロセスに関するインベントリー分析の結果である。このように、1998年以降の日本のLCA研究は、工業製品のPLCA(製品を対象とするLCA)が中心的なものであった。

農業分野でも、1998年に農林水産省が主導して、持続可能型農業のプロジェクトが開始され、その中で稲作とトマト栽培に関するLCAが実施された(Narita, N., et al., 2004)。この間に実施された農業に関連するLCA研究は、営農資材の生産、特定の作目の農業生産活動、農業生産物の加工のように、評価対象が個別的なものが大多数を占める。先駆的かつ代表的な研究として、鶴田・尾崎(1999, 2000)、井上・高橋(2000)による水稻の生産活動のLCA、林(1999, 2000)による肉牛生産のLCAがある。肥料生産では小林・佐合(2000a, 2000b, 2000c, 2001)による肥料生産・流通のLCAが代表的である。なお、1998年の第3回エコバランス国際会議(LCAを中心に議論する国際会議)では、農業分野では酪農関連で1件、水稻栽培関連で3件、生ゴミ・畜産糞尿処理関連で2件の報告があった。2000年の第4回エコバランス国際会議では、農業関連のセッションが生まれ、計10件の報告があるなど、農業分野のLCA研究も活性化した。

これらのLCAでは、従来の生産体系との環境負荷の比較は可能であるが、作目・畜種の変更による環境負荷の変化は把握できない。また、多くの既存研究では、評価対象の範囲を特定の農場・農地に限定することから、営農資材と農業生産物の輸送は、評価対象から除外されている。したがって、農業生産に係わる資材の生産段階や生産物の輸送段階と農業生産活動段階の環境負荷の比較はできなかった。

2003年から始まった新しいLCAプロジェクト(第二期)は、再び経済産業省の支援(実際はNEDO経由で(社)産業環境管理協会が受託)を得て実施されている。この第二期LCAプロジェクトの目的は、地域産業に係るLCA研究の推進、製品におけるLCA研究開発の支援、3R(リデュース・リユース・リサイクル)におけるLCA研究開発の支援、LCIA(ライフサイクルインパクトアセスメント)の4点である。ここで注目されるのは、目的の一つに「地域産業LCA」が挙げられていることである。その内容は、LCA手法の地域政策への活用であり、地方自治体や地域住民・NPO等にLCAの手法(ライフサイクル指向の考え方, Life cycle thinking)を啓蒙しながら、LCAを産業インフラから社会インフラへと拡大することを意図するものである(安達, 2004)。

LCAの対象が製品から「地域産業」へと拡大された理由としては、日本のLCA政策の方針が、第一期LCAプロジェクトによってインベントリーデータの収集と方法論の整備がほぼ完了したことを受けて、第二期ではその啓蒙と実践を進める方向へと転換したことが挙げられるだろう<sup>5)</sup>。地域LCAは、(独)産業総合研究所において、地域LCAプロジェクトとして推進されている。対象地域は千葉県・岩手県のような県レベルの行政単位である。



これらの事例では、GIS（地理情報システム）を利用してバイオマス資源や各種廃棄物等の発生量・場所を特定し、それらの利用・処理に最適な場所（位置）を推定する作業が実施されている（井村，2004）。

農業分野では、2003年11月、（独）農業環境技術研究所によって、「LCA手法を用いた農作物栽培の環境影響評価マニュアル」が取り纏められた。これは、1998年以降の農作物栽培のLCA研究の集大成でもあり、個別作物のLCAについて明確な方針を示すものであった。また、家畜飼養に関するLCAは、1994年から実施された環境保全のための家畜排泄物高度処理・利用技術の確立に関するプロジェクト研究（通称「糞プロ」）に端を発し、農林水産省農業研究センター第6チームによる「家畜排泄物量推定プログラム」の開発を経て、畜産に係わるエコシステム創出に関する技術開発プロジェクト（通称「畜産エコ」）の中で、中課題として取り扱われるに至った。この中で、LCAに必要なインベントリーデータ（原単位）の策定と、評価システムの開発が行われ、家畜への飼料給餌量等から環境負荷を推定するアプリケーションソフトウェアが開発された（島田，2004）。このように、工業分野のLCAデータベースおよび方法論の整備には若干遅れているものの、農業分野でも、農作物・畜産物個別のLCAに関する研究はほぼ完成の域にある。

一方、農業分野のLCAでも、「地域」を意識した研究が進展している。代表的なものとして、小林・宮本（2001）・小林（2002）や、木村・波多野（2004）・三島（2004）等が挙げられる。これらの研究では、土壤肥料学を基礎として、耕地土壌からの窒素の流出を環境負荷の一つとして捉えている。環境負荷となる無機体窒素は、水を媒体として移動するため、これらの研究における「地域」の捉え方は主に「流域」である点に特徴がある。また、これらの研究では、農業生産活動の経済性は考慮されていない。小林（2004）は、経済部門・非経済部門・環境部門を組入れた投入産出型物質勘定の表現形態にLCAを援用し、地域農業の炭素勘定を試みている。この研究では、人間活動と環境からなる地域活動の物質フローを経済と環境の相互関連構造（経済活動と自然環境との間の物質のやりとり）として捉える分析枠組みを持ち、生産量の4.3倍に相当する炭素フローにより地域農業が成り立っていること等を明らかにしているが、土壌システムや林地について取り扱っていないなど、フレームワークとしては発展途上である。

以上のように、1990年代以降、日本国内でも発展したLCA研究は、個別の製品・サービス・農畜産物の評価から、2003年頃からは「地域」のような面的・社会的広がりを持った対象の評価へと拡大していった。筆者らは、2000年から独自に地域拡大LCAを提唱し、これに取り組んできた。大村 et al.,(2000)の地域拡大LCAでは、北海道の大規模畑作・酪農地域において、「地域」を市町村レベルの行政区域とし、主として家畜糞尿等の地域資源を町内で有効活用するためのシナリオについてLCAで評価したもので、現在工業分野（（独）産業総合研究所ライフサイクルアセスメント研究センター）で実施されている地域LCA（上述）に近い概念を持つものである。次節3)は、大村（2004）による農業分野における地域LCAで、流域の環境評価ではない農業地域LCAのもっとも先駆的な事例研究である。

### 3) 地域 LCA の展開～沖永良部島の事例

#### (1) 対象地域（沖永良部島）の概要

鹿児島県沖永良部島は、鹿児島市の南西約 540km、沖縄本島の北側に位置する。幅約 8km、長さ約 18km の二等辺三角形の島で、標高 245m の大山と 188m の越山を除いてほとんどが海拔 100m 以下の平坦地である。

総人口は約 15,000 人、総世帯数は約 5,700 戸である。総農家数は約 2,000 戸で、島の就業人口のうち農業部門が約半分である。土地利用は、大半が耕地で森林は少ない。耕地は畑がほとんどで水田は無く、栽培面積ではさとうきび（作付面積の約 30%）、バレイショ（同約 20%）、サトイモ（約 8%）の順に大きい。球根や花卉類の栽培も盛んである。畜産は肉牛の飼養が中心で、鶏や豚を飼養する農家はほとんどいない。島の飲料水や灌漑用水は地下水である。図 4-4 に、1997 年の沖永良部島の農業粗生産額を示す<sup>6)</sup>。

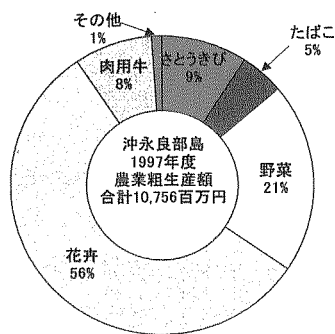


図 4-4 沖永良部島の農業粗生産額

島の農家・JA 等へのヒアリングによれば、営農資材は全て鹿児島経由で、同島まではフェリーによる海運である。作物の主な出荷先は京阪神地方であり、畜産物は、主に九州内、山陰地方が出荷先で、花卉に関しては鹿児島から日本全国に空輸されていた。後述する LCA において、輸送距離の設定は、このヒアリングに基づく。ただし、空輸に関しては、鹿児島～東京間を想定した<sup>7)</sup>。

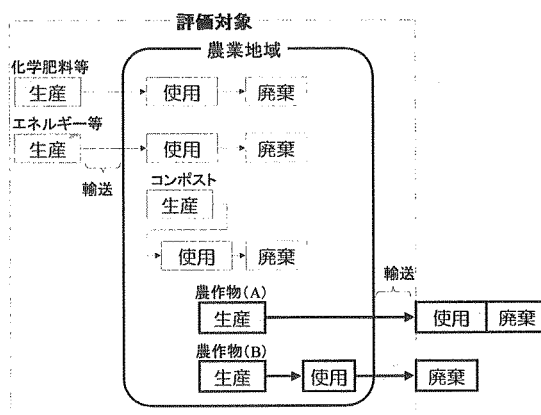


図 4-5 評価の枠組み

(2) 沖永良部島への地域 LCA の適用

#### (2) 沖永良部島への地域 LCA の適用

沖永良部島を事例に実施した LCA の特徴は、特定の地域の農業生産活動全体を表現する枠組みを有すること、主たる機能単位を土地利用（作目・ha/年）とし、営農資材の生産・資材と農産物の輸送の段階ではそれぞれの機能に応じた別の機能単位を設定する複数機能単位型であること、農業生産活動の評価に土壤中の窒素フロー・モデルを導入したことである。CML (1996)、伊坪 (2002) は、土地利用を機能単位とする LCA においては、土地の改変に伴って変化する生産性の差分が環境負荷（生産性水準の変化）であるとしている。

また、CML (1996) によれば、農業生産物の LCA では、「生産物（あるいは含有する特定の成分）・kg」を用いることが妥当とされるが、本事例では農産物の種類ごとの環境負荷を相対化するための枠組みと機能単位を設定した。この枠組みを図示すると、図 4-5 のようになる。従来の LCA は、図 4-5 中で示した化学肥料や特定の農産物ライフサイクル（生産～廃棄）を個別に評価してきた。本稿では、農産物の生産活動（生産過程）の機能単位として、農業地域全体の土地利用（作目・ha/年）を用い、農作物間の環境負荷の相対比較を可能とした。生産活動に必要な資材（生産要素）については kg を単位とし、農作物の種類に応じて異なる投入量をこれに乗じて環境負荷を導出した。生産要素と農産物の輸送については、単位を kg・km とした。

本事例の LCA の評価対象は、農業地域の農業生産活動に起因する物流の範囲内とし、図 4-5 中では点線の内部に相当する。コンポストなど、地域内で生産され、消費されるものに加え、化学肥料やエネルギー等については、その生産段階に遡って評価対象に加えている。農産物（図 4-5 中の「農産物 (A)・(B)」) の使用（加工・調理段階）と廃棄（「食べる」段階）については、地域内で一次加工が行われるもの（図 4-5 中の「農産物 (B)」に相当）についてのみ評価対象とし、その他は評価対象外とした。この理由は以下の 2 点である。まず、食品加工産業は対象地域の外に存在する 경우가多く、農産物加工の LCA が、従来の工業製品を対象とする LCA と同様の手法で実施可能なためである。農産物加工に関する既存の LCA では、Masoni, P., et al.,(1998), Raggi, A., et al.,(2000)のように、一次生産物を「原材料」としてとらえ、農業生産活動（原材料の生産）を評価対象から除外している場合が多い。次に、農産物加工業では、原材料の質が問題であり、その生産地は問われないと考えられるためである。一方、営農資材等はその地域で農業生産活動を実施する上で必要な投入物であり、その生産・流通は対象地域の農業に起因すると考えられる。

システム・バウンダリーの設定では、深さ 1m までの土壌は農業生産を行う経済システム（バウンダリーの内側）とし、それ以下の土壌は環境システム（バウンダリーの外側）とした。本稿では長谷川・波多野・岡崎（2002）を参考に作物の根圏を深さ 1m 程度と考え、それ以深への物質の流出を環境負荷とした。図 4-6 に、本稿の LCA のシステム・バウンダリーの設定を示す。図 4-6 のように、1m 以下の土壌への環境負荷物質の排出の他、大気も環境システムとした。

以上をまとめると、本事例の地域 LCA では、営農資材（生産要素）について農作物の種類ごとに異なる使用量（投入割合）を設定し、全体の使用量を対象地域の農業生産活動全体（作目・ha または家畜・頭/年）により規定している。対象地域の外部で行われる営農資材の生産過程を評価枠組みの内部に包含しているが、生

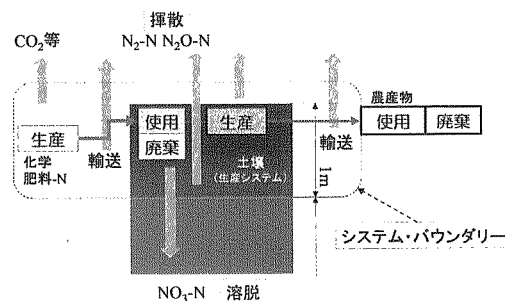


図 4-6 システム・バウンダリーの設定

産物の消費については評価対象外である。

(3) 評価の前提条件とデータの設定

以下では、本章 1 節で示した LCA の各ステップに沿って、事例の分析を行う。

目的と範囲の設定

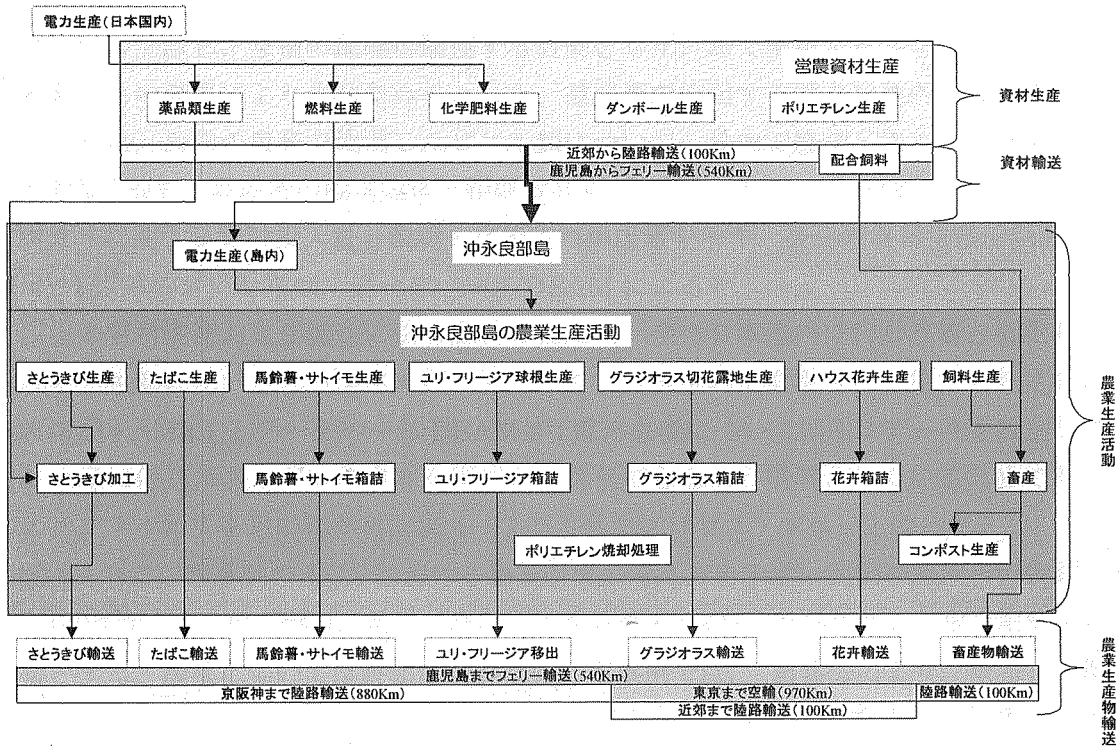


図 4-7 沖永良部島のプロセス・フロー図

沖永良部島の農業生産活動の環境負荷を定量化することを目的とし、農業生産活動とそれに関連する資材の生産・資材の輸送・島内で行われる農産物加工、農産物の輸送を評価の対象とする。

表 4-1 主要プロセスの設定値

プロセス名	年間投入資材 *1	環境負荷物質の排出量
電力生産(島内)	重油(1,500万l)	電力1kWhあたりCO <sub>2</sub> 556g *2
コンポスト生産	軽油(2万l)・電力(10万kWh)	軽油1lあたりCO <sub>2</sub> 2,500g, NO <sub>x</sub> 25g *2
さとうきび加工	水酸化ナトリウム(3.2t)・塩酸(1t)・消石灰(46t)・重油(11万l)	重油1lあたりCO <sub>2</sub> 2,500g, NO <sub>x</sub> 25g *2

\*1: 九州電力新知名発電所, (財) 沖永良部農業開発組合, 精糖工場へのヒアリングによる。それぞれの数値は年間発電量 7,140 万 kWh, コンポスト 3000 t, 粗糖 8,200t 製造時の値である。

\*2: CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>の排出量は、燃焼条件により大きく異なる。環境庁(2002)によれば、CO<sub>2</sub>排出量はガソリン 2,359g/l, C 重油 2,939g/l であった。また、NO<sub>x</sub>排出量は、同じ燃料でも DEAM では、30.6g/l, 環境庁(2002)では 1.5g/l であった。本稿ではこれらの中央付近の値を用いた。

## インベントリー分析

インベントリー分析は図 4-7 に示すプロセス・フローを、PWCEcobilan 社製 LCA ソフトウェア TEAM3.0 を用いて構築し、同社のデータベース DEAM を併用しながら以下の条件（データ）を入力して分析を行った<sup>9)</sup>。

沖永良部島の農業生産活動を、さとうきび・たばこ・バレイショ・サトイモ・ユリ（球根）・フリージア（球根）・グラジオラス（露地栽培切花）・ハウス花卉（施設栽培切花）および飼料の生産と、家畜の飼養に関連する活動とした。島で使用するコンポストは、島内の家畜からの糞尿により生産されるとした。電照等で使用する電力は島内の火力発電所による。また、島内の農業で使用したビニル類について、島内で焼却・埋め立て処理するものとした。資材・農産物の輸送媒体と距離は図 4-7 中に、表 4-1 には図 4-7 中の主要なプロセスに関する資材投入量と環境負荷物質の排出量を示す。後述の農業生産活動段階と、表 4-1 以外のプロセスは、データベース DEAM による<sup>9)</sup>。

以上の資材生産および輸送に係る燃料の生産は、全て日本国内で行われると仮定した。これらの生産に用いられるエネルギー源として、日本国内で発電される電力を想定した。これは、TEAM3.1 とデータベース DEAM が、電力生産について国別にデータを設定して、資材生産に係るエネルギーの多寡を国ごとに評価できるように構築されているためであり、このソフトウェアを用いたため、図 4-7 のようなプロセス・フローとなった。

図 4-8 に、本事例の LCA における物質収支の考え方を示す。評価枠組みへの物質の流入（INPUT）は、化石燃料、電力（島内で生産されるもの）、コンポスト、化学肥料、ビニル類とする。農薬については評価していない。本事例では、「農薬法により、散布した後 1 年以上土壤中に残留する農薬は原則として使用できない。また、散布された農薬は、土壌

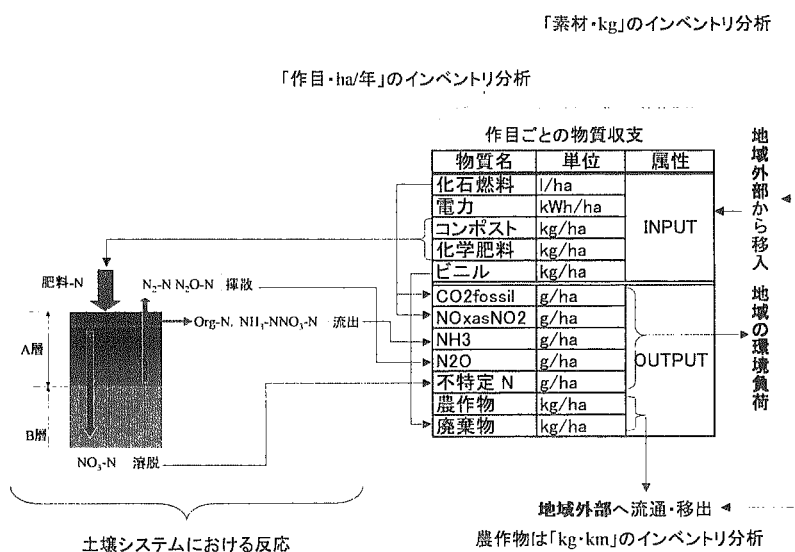


図 4-8 物質収支の考え方

表面・土壌中でほとんど消失・分解する（鋤塚・山本，1998）」と仮定し，農薬については評価の対象外とした．

評価システムからの物質の流出（OUTPUT）は，CO<sub>2</sub>，NO<sub>x</sub>，NO，NH<sub>3</sub>，N<sub>2</sub>O，不特定 N，廃棄物，農産物とする．NO，NH<sub>3</sub>，N<sub>2</sub>O は，それぞれ土壌システムにおける物質の変化により，コンポストと化学肥料に含まれる窒素分に応じて大気中にガスとして排出されるとした．不特定 N は，水溶性の窒素分として硝酸態窒素を想定した．肥料の有効成分である窒素・リン・カリウムのうち，リンとカリウムは土壌粒子に吸着され，土壌からはほとんど排出されないため（小川，2000），窒素分のみを評価の対象とした．本事例では，土壌中に留まる窒素量は 1 年を通じて一定量とし，化学肥料・コンポストとして投入された窒素分のうち，環境負荷物質とならない N<sub>2</sub> と作物により持ち出される窒素分以外は 1 年の間に全量が大気中または 1m 以下の深さの土層へと排出され，環境負荷となると仮定した．窒素分は土壌の深さの上下方向にしか移動しないと仮定し，1m 以下の土壌への排出量（L）は投入窒素量（F）からガス態での揮散量と作物による持ち出し量（U）を除いたものであり，以上の仮定は次の式に要約される．

$$L = F - (0.28F + U)$$

この式は土壌の窒素収支に関する既存研究を基に作成した．土壌中の窒素動態に関しては，国内外に数多くの既存研究がある．農地土壌中には，施肥前にも多くの窒素分が含まれており，肥料由来の窒素分と，施肥前からのそれを区別することは困難である．また，土壌や気候の条件により，窒素収支は大きく異なることが知られている．このような理由から，本稿では，Jambert, Serca and Delmas (1997) による土壌からの発生ガス測定値，

表 4-2 作目ごとの物質収支

属性	物質名	単位	さとうきび(豆)	さとうきび(苜)	さとうきび(株)	たばこ	馬鈴薯	サトイモ	グラジオラス	ユリ(球根)	フリージア	飼料	ハウス
INPUT	化石燃料	l/ha	537	850	870	800	70	500	400	400	450	250	3,250
	電力	kWh/ha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,862
	コンポスト	kg/ha	7,742	6,667	3,564	12,000	20,000	20,000	20,000	20,000	20,000	20,000	34,000
	化学肥料	kg/ha	1,377	2,000	1,604	3,800	1,600	1,200	1,200	3,000	2,000	1,500	3,000
	ビニル	kg/ha	0	0	0	2,500	500	2,500	500	0	0	0	4,283
OUTPUT	CO <sub>2</sub> fossil	g/ha	1,342,105	2,125,000	2,175,000	2,000,000	175,000	1,250,000	1,000,000	1,000,000	1,125,000	625,000	8,125,000
	NO <sub>x</sub>	g/ha	13,421	21,250	21,750	20,000	1,750	12,500	10,000	10,000	11,250	6,250	81,250
	NO	g/ha	112,464	114,288	72,559	210,004	248,576	240,005	240,005	278,577	257,148	246,434	428,580
	NH <sub>3</sub>	g/ha	637	648	411	1,190	1,409	1,360	1,360	1,579	1,457	1,396	2,429
	N <sub>2</sub> O	g/ha	32,988	33,523	21,283	61,599	72,913	70,399	70,399	81,713	75,427	72,284	125,712
	不特定 N	g/ha	105,872	146,000	-11,206	598,300	662,400	710,400	769,000	907,100	835,100	-1,404,000	1,330,860
	廃棄物	kg/ha	0	0	0	2,500	500	2,500	500	0	0	0	4,283
	農作物	kg/ha	80,000	70,000	75,000	2,900	18,000	10,000	11,000	8,500	8,500	120,000	32,100
	収穫物N	%	0.34	0.34	0.34	3.70	0.96	0.96	0.34	0.34	0.34	1.86	0.34

- \*1：化石燃料は，ガソリンと軽油の合計とした．CO<sub>2</sub>とNO<sub>x</sub>排出量は，それぞれ 2,500g・25g と仮定した．
- \*2：化学肥料・コンポストは，窒素含有率を重量%でそれぞれ 10%・5%とした．NO・NH<sub>3</sub>・N<sub>2</sub>O および不特定 N の排出量の算定は，本文の式による．この式では，さとうきび（株出），飼料の不特定 N は負値を取る（持ち出し量が多い）ため，環境負荷の算定時には不特定 N の排出量を 0 とした．
- \*3：ハウスは，菊の電照栽培と，ソリダゴの施設栽培の値の平均値である．農作物量（収量）は，フリージア・ユリ（球根）は 1 球あたり 50g，グラジオラスは 1 本 100g，菊・ソリダゴは 1 本 50g とした．
- \*4：ビニル類は，マルチ・防風ネット・ハウスビニルの合計とし，マルチ被覆率 50%，厚さ 0.5mm，防風ネット高さ 1 m，厚さ 1mm，10a あたり 100m，ハウス厚さ 1 mm 半径 3 m として，比重は 0.5 と仮定した．
- \*5：飼料作物のデータは，化学肥料の量を除いて推定値である．
- \*6：この他，畜産は，年間 1 頭あたり電力 16.4kWh，配合飼料 150kg を消費し，飼養頭数は 3,700 頭と仮定した（沖永良部改良普及所，1999）．
- \*7：廃棄物には使用済みのビニルが該当するものとした．

Mishima, S., (2002) による生産物の窒素含有量に基づいて窒素収支を推定した<sup>10)</sup>。Jambert, Serca and Delmas (1997) が測定した投入窒素重量に対するガス排出量の割合は、NH<sub>3</sub>-N : 0.1%, NO-N : 11.3%, N<sub>2</sub>O-N : 3.9%, N<sub>2</sub> : 13%, 合計 28%であった。

表 4-2 に、TEAM3.1 に入力した農業生産活動に係る作目ごとの物質収支を示す。表中で INPUT は沖永良部改良普及所 (1998) に基づいて算定した。OUTPUT は図 4-8 に示す物質収支の考え方により算定した。イモ類・花卉類・球根類および畜産農家へのヒアリ

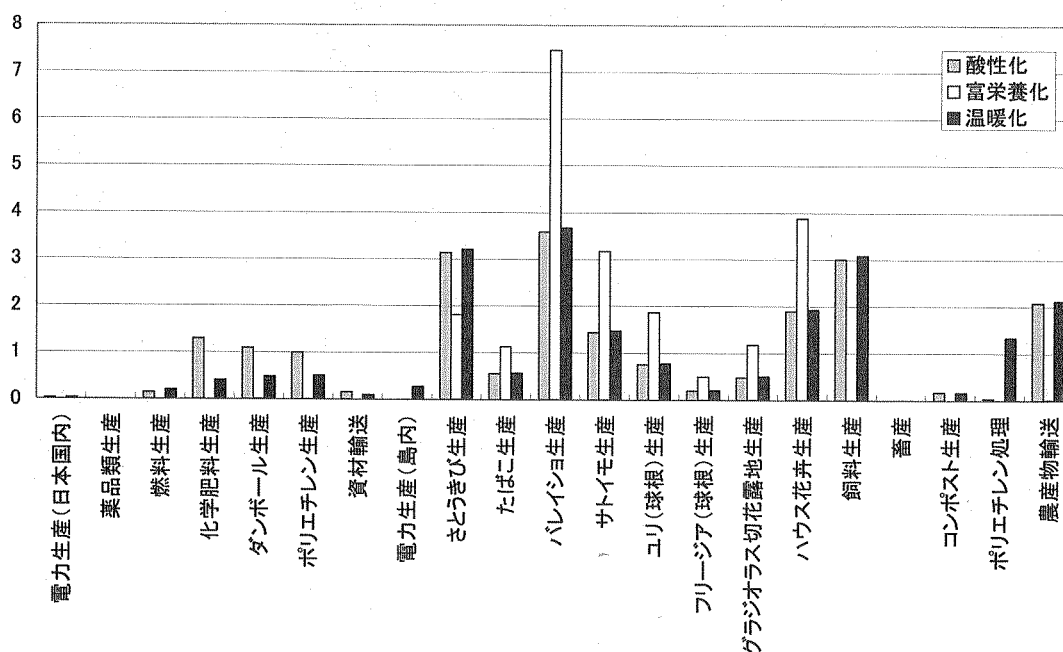


図 4-9 沖永良部島の農業生産活動による環境負荷

\*: 縦軸は各環境負荷カテゴリーの平均値を 1 とした場合の相対値を表す。

ング結果と表 4-1 を比較すると、おおむね表 4-1 の INPUT 量はヒアリング結果を下回る<sup>11)</sup>。したがって、本稿で設定した各数値は、実際のそれを下回るものと考えられる。

表 4-2 にそれぞれの栽培面積・飼養頭数を乗じ、図 4-7 のプロセス・フローに沿って資材生産・輸送、農業生産活動・農産物輸送について環境負荷の推定を行った。これを以下本稿ではベースシナリオと呼ぶ<sup>12)</sup>。

#### (4) ベースシナリオの LCA 結果と考察

ベースシナリオに基づき、沖永良部島全体の農業生産活動の環境負荷を算出した結果を図 4-9 に示す。環境負荷のカテゴリーは、酸性化、富栄養化・温暖化とした。ここで環境負荷とは、図 4-3 のように、特定の環境負荷カテゴリーに関連する物質の量に特性化係数を乗じて積算したものである<sup>13)</sup>。図 4-9 中で、農産物の「生産」には、生産活動と加工・箱詰めを含む。酸性化と温暖化は、似通った傾向を示している。また、全ての環境負荷カテゴリーで、作付面積と農産物の生産による環境負荷がほぼ比例する傾向にある。

表 4-3 作目ごとの環境負荷割合・単位面積・頭数あたり負荷量

作目	面積 (ha)・ 頭数	割合 (%)			単位面積・頭数あたり負荷		
		酸性化	富栄養化	温暖化	酸性化 (g eq.H+)	富栄養化 (geq.PO <sub>4</sub> )	温暖化 (g eq.CO <sub>2</sub> )
さとうきび	1,356	17.8	8.6	16.9	3.2E+03	3.7E+04	1.4E+07
たばこ	124	3.9	5.3	4.2	7.6E+03	2.5E+05	3.8E+07
バレイショ	745	25.5	35.6	24.0	8.3E+03	2.8E+05	3.6E+07
サトイモ	295	10.2	15.1	11.1	8.3E+03	3.0E+05	4.2E+07
グラジオラス	101	5.1	5.6	4.4	1.2E+04	3.2E+05	4.9E+07
ユリ(球根)	136	4.6	8.9	4.3	8.2E+03	3.8E+05	3.6E+07
フリージア(球根)	39	1.2	2.3	1.1	7.5E+03	3.5E+05	3.3E+07
飼料	619	15.6	0.0	15.5	6.1E+03	2.3E+01	2.8E+07
ハウス花卉	193	16.0	18.5	18.4	2.0E+04	5.6E+05	1.1E+08
家畜(牛)	3,700	0.0	0.0	0.1	2.4E+00	1.3E-01	1.7E+04

表 4-3 に、作目ごとの環境負荷割合・単位面積・頭数あたりの環境負荷量を示す。ここで、環境負荷の割合は、資材生産から輸送までのライフサイクル全体に対する当該作目の割合・負荷量であり、図 4-7 の「農業生産活動」のそれではない。図 4-9 および表 4-3 の環境負荷割合から、沖永良部島の農業生産活動全体では、バレイショ栽培の環境負荷が最も大きく、ついでハウス花卉、さとうきび、飼料の順であることがわかる。しかし、表 4-3 の単位面積・頭数あたり負荷では、バレイショ生産は、サトイモ生産やユリ・フリージアの球根生産とほぼ同等または若干大きい程度であることから、環境負荷割合の高さは栽培面積の大きさによるものと推測される。一方、ハウス花卉は単位面積あたり負荷が大きく、さとうきびのそれは小さいことから、環境負荷は生産体系が集約的か、粗放的かに起因するものと考えられる。家畜生産の環境負荷は非常に小さいが、これは家畜飼養では電力の消費のみを評価対象としたためであり、飼料作物の生産については家畜生産の外部で行われるとし、家畜飼養において排出される糞尿はコンポスト化された後に農地で利用されるという前提条件による。つまり、家畜生産の環境負荷は飼料生産の環境負荷とセットであり、糞尿に起因する環境負荷はコンポスト使用の環境負荷であると換言できる。

以上から、沖永良部島の農業生産活動では、野菜から花卉類への生産シフトは環境負荷を増大させ、さとうきびへのシフトは環境負荷を減少させると推測される。

#### (5) LCA 結果の感度分析

インベントリー分析における各種の前提条件には、本事例の LCA における CO<sub>2</sub> や NO<sub>x</sub> 排出量、窒素収支などのように、仮定や推定によるものが多い。したがって、それらの前提条件が変動した場合に、環境負荷がどの程度変化するかを考慮する必

表 4-4 50%感度分析結果

変動項目	感度 (%)		
	酸性化	富栄養化	温暖化
輸送距離 (km)	-5.3~+5.3	-0.0~+0.0	-5.3~+5.3
コンポストN含有 (%)	-27.4~+27.5	-53.0~+56.3	-28.2~+28.2
化学肥料N含有 (%)	-6.0~+6.0	-12.4~+13.3	-6.2~+6.2
化石燃料 (l)	-2.6~+2.5	-0.0~+0.0	-2.6~+2.6
電力 (島内)	-0.0~+0.0	-0.0~+0.0	-0.2~+0.2
コンポスト (kg)	-28.0~+28.0	-52.9~+56.3	-29.2~+24.8
化学肥料 (kg)	-9.2~+8.4	-12.4~+13.3	-7.2~+7.0
ビニル (kg)	-2.3~+2.3	-0.0~+0.0	-4.3~+4.3

要がある。感度分析とは、LCA の結果を解釈するステップで、評価枠組みや前提条件の妥当性を検討するためのものであり、感度とは各種前提条件が LCA の結果に与える影響の度合いである。表 4-4 に、ベースシナリオを規準として各項目を±50%ずつ変動した際に、



LCAの結果が変動した割合を示す<sup>14)</sup>。

表 4-4 から、コンポスの窒素含有量、コンポスの使用量が各環境負荷カテゴリーに大きな影響を及ぼしている事がわかる。これは、コンポスの窒素分に起因する酸性化物質の  $\text{NO}_x$ 、富栄養化物質の  $\text{NH}_3 \cdot \text{NO}_3$ 、温暖化物質の  $\text{N}_2\text{O}$  による影響である。各物質がそれぞれの環境負荷カテゴリーの評価結果に影響する割合は、ベースシナリオの結果では、酸性化で81.4%、富栄養化で99.9%、温暖化で68.9%であった。したがって、本評価では、土壌中の窒素のインベントリー分析が、評価結果に大きく影響する事がわかる。

感度分析の結果をふまえ、図 4-7 に示したプロセス・フローにおける営農資材の生産・輸送、農業生産活動、農産物の輸送の各段階での環境負荷を考察する。図 4-10 に酸性化、図 4-11 に富栄養化、図 4-12 に温暖化の LCA 評価結果を示す。

図 4-10～図 4-12 で、「規準」はベースシナリオの結果である。資材輸送段階・生産物輸送段階の MIN（最小値）と MAX（最大値）は、それぞれ輸送距離が-50%・+50%の場合の評価結果である。それ以外の段階では、感度分析により得られた LCA 評価結果の段階ごとの最大値と最小値を表示した。電力生産（日本国内）段階と、農業生産活動段階の MIN と MAX は、前者が化学肥料の使用量が±50%の場合、後者がコンポスの使用量が±50%の場合である。資材生産段階では、酸性化（図 4-11）で化学肥料の生産量±50%、富栄養化（図 4-11）と温暖化（図 4-12）でビニル類の生産量±50%の場合であった。つまり、化学肥料とビニル類は生産過程の環境負荷が大きく、コンポスの使用量は農業生産活動段階の環境負荷に大きく影響するといえる。

図 4-10～図 4-12 の各環境カテゴリーで、資材生産・資材輸送・生産物輸送の各段階が、農業生産活動段階の環境負荷を上回る事はなかった。これは、表 4-4 の結果からも、沖永良部島の場合、生産地と消費地の距離を近づける取組みよりも、農作物栽培時の土壌への施肥管理によって環境負荷を効率的に減少させられることを示している。しかし、ベ

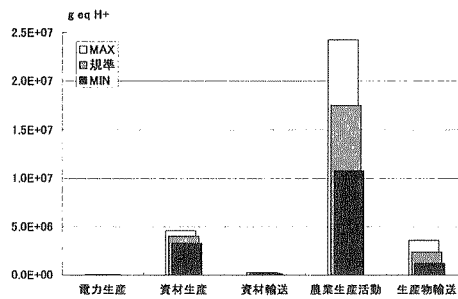


図 4-10 酸性化環境負荷量

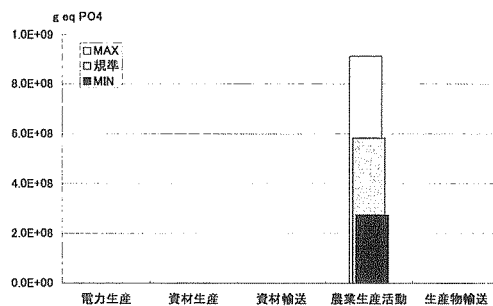


図 4-11 富栄養化環境負荷量

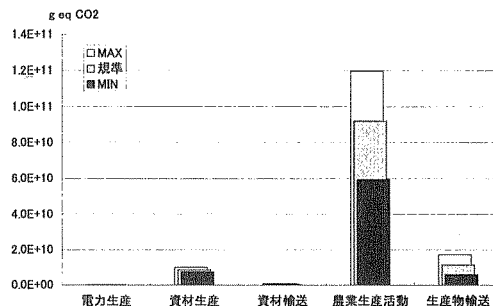


図 4-12 温暖化環境負荷量

ースシナリオの結果では、酸性化カテゴリーで農業生産活動段階での NO<sub>x</sub> 排出量が、85% 以上削減された場合、また、温暖化カテゴリーで N<sub>2</sub>O の排出量がゼロの場合には、農業生産活動段階の環境負荷と、資材輸送段階・農産物輸送段階を合計した環境負荷はほぼ等しくなる（付表 4-1 より）。つまり、エネルギー・フローのみによる LCA 分析など、土壌システム内での窒素分の変化と排出を考慮しない分析では、農業生産活動段階の環境負荷と輸送段階の環境負荷はほぼ等しくなることを示している。

(6) 沖永良部の地域 LCA の結果と経済性

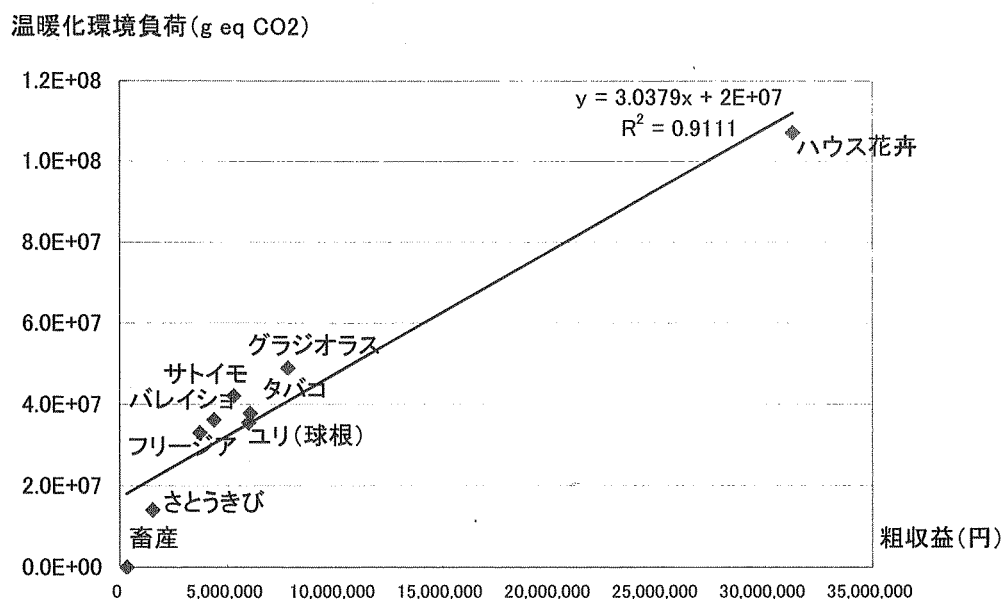


図 4-13 温暖化環境負荷と粗収益の相関

以上のように、沖永良部島を事例に、農業の地域 LCA を実施した。農作物別の環境負荷を比較し、沖永良部島における環境負荷低減策を具体的に示すことができた。では、この LCA 結果をどのように活用できるだろうか。

作目ごとの単位面積あたりの環境負荷と粗収益は図 4-13 のような相関を示す<sup>15)</sup>。環境負荷と作目ごとの利益率とはほとんど相関がみられなかったことから、農業に係る経済活動の絶対的な大きさは環境負荷に比例すると言える。つまり、環境負荷の低い農業へのシフトは、単位面積あたりの収益の減少を意味する。環境負荷の低い農業を実践する農家が経済的収入を維持するためには、耕作面積を拡大する必要がある。島という地理的条件下では、農家戸数が減少し、土地が集約されることでしか規模拡大が実現しえない。よって、農家戸数を維持しながら島の農業に起因する環境負荷を低減させるには、農家の収益を抑えなければならないことになる。この点に関して、科学技術振興事業団 CREST・合田素行チーム（当時）が 2000 年に実施した沖永良部島全島全戸アンケート（回収総数約 3,200、回収率約 56%）によれば、全体の約 40%が今後の島の農業が環境に与える影響は「このま

までは悪化」と回答し、「悪くなる」と回答したサンプルのうち、約 69% (874 件) が「農業の所得が下がっても現在の農業のやり方を大幅に改める必要がある」と回答している<sup>16)</sup>。この結果は、環境負荷低減策の採用による農業所得の低減を受容する農家が島内に存在することを示している。では、本章で実践した「地域 LCA」の結果を地域住民（農家）に提示すれば、所得が低下しても環境負荷の低い農業に転換する農家が現れるのだろうか。次節は、農家（農業集落居住者）が「環境」をどのように捉えているかを把握するために実施したアンケート結果とその考察である。

#### 4) LCA 指標による環境負荷情報の伝達に関する限界（農村アンケートの結果）

LCA の実施のためには、前節のように相当程度煩雑な物質収支（インベントリ）の記録と分析が必要となる。LCA による環境負荷の推定は、LCA の実践者・情報提供者の多大な労力のもとに、膨大な量の「情報」が統合化されることで「定量化」されるというプロセスをたどる。統合化された「情報」の受け手となる者が、このプロセスの仕組みを理解していなければ、LCA によって定量化された環境に関する「情報」は意味を成し得ないのではないだろうか。

環境低負荷型の農業や社会的取り組みに支えられた持続可能な農村地域社会を構築するための環境保全対策を作成・検討する手段として、LCA は有効なツールである。しかし、これまで LCA の結果に基づく環境保全対策が農業において実践された前例は無い。この事実は、現在の農業 LCA が抱える何らかの欠陥・障害の存在を意味しているといえよう。従来の LCA 研究の動向については前述 2) のとおりであるが、このトレンドを環境問題の特性化カテゴリーで見ると、既存研究のほとんどは評価結果を「地球温暖化」か「富栄養化」のいずれかのカテゴリーの指標で示している。言い換えれば、既存の農業 LCA では、環境負荷＝温暖化負荷・富栄養化負荷としていたのである（大村 et al.,2002）。このような情報を踏まえ、以下本節で実施したアンケートは、農業集落居住者を対象に、LCA で定量化される代表的な環境負荷カテゴリーである「温暖化」と「富栄養化」について、その認識の度合いを調査したものである。このアンケートにより、農業地域を対象とする LCA の受け手の一部と目される農業集落居住者の「環境」に対する意識と、LCA で定量化される「環境」負荷・便益とがどの程度重複しているか、あるいは乖離しているかを推し量ることができる。

##### (1) アンケートの内容

アンケートは、2005 年 2 月に、熊本県 O 町 K 集落 (20 戸)、宮城県 M 町 S 集落 (27 戸) の全戸（いずれの集落も非農家世帯を含む）に実施した。両集落とも、地勢は山間地または中山間地域であり、基幹産業は農林業である。O 町は水源地帯に位置し、水源涵養・水源保全を意図した農地・森林整備事業が実施されている地域である。また、M 町は町内を大規模河川が貫流している。こうした条件から、環境への関心、特に水資源に関する環境意識は高いことが予想された。

アンケートは3つの質問項目からなる。まず、「設問（1）「地球温暖化問題」を知っていますか？」という問いに、「知っている」または「知らない」の2択で回答してもらう。ここで「知っている」と応えた場合のみ、「農業機械・ハウス等、農業で使用する燃料（灯油・ガソリン・軽油等）の量は、「地球温暖化」に関係があると思いますか？」という問いに、「関係ある」「関係ない」「わからない」の3択で回答してもらう。灯油・ガソリン・軽油等の化石燃料の消費は、温暖化に「関係ある」が正解である。

次に、「設問（2）「富栄養化問題」を知っていますか？」という問いに、「知っている」または「知らない」の2択で回答してもらう。ここで「知っている」と応えた場合のみ、「農業で使用する肥料のうち、（同じ使用量なら）化学肥料と有機肥料のどちらが「富栄養化問題」に強い影響があると思いますか？」という問いに「化学肥料」「有機肥料」「両方同じ」「わからない」の4択で回答してもらう。植物への吸収効率の良い化学肥料は、適切な使用量・タイミングであれば堆肥等の有機肥料よりも富栄養化負荷は小さくなる場合もある。作物や土壌の種類、降水量や肥料のC/N比にも大きく影響されるが、物質収支の観点からは「両方同じ」が正解といえよう。

最後に、「設問（3）あなたは、地域の農業によって保全されている「環境」とは何だと思いますか？」という問いに、1. 地球（大気）の温度、2. 河川・湖沼の水質、3. 生物の多様性、4. 環境保全とは関係ない、5. その他、の5つの項目から、該当すると考えるもの全てを選択してもらった。これらの回答項目のうち、1. を選択した人には、地域農業が温暖化を緩和する効果がある、という認識があり、2. を選択した人には、地域農業には水質を浄化し、富栄養化を防止する効果があるという認識があると推測される。これら2つの回答項目は、上記（1）および（2）の設問の解答と対比させることで、地域の農業と環境との関わりをどう捉えているかが推測できる。

## （2） アンケート結果

### ①回答者の属性

総サンプル数47のうち、約96%（45件）が男性、約4%（2件）が女性であった。農家は約77%（36件）、約23%（11件）が非農家であった。回答者の年齢構成を図4-14に示す。50歳代が最も多く、次いで40歳代、70歳代、60歳代の順であった。

### ②温暖化・富栄養化の認知度

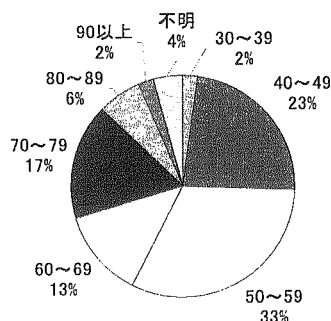


図4-14 回答者の年齢構成

温暖化の認知度に関する設問（設問（1））への回答では、有効回答を得た 42 件のサンプルのうち、98%（41 件）が「知っている」と回答した。おおむね全ての年齢層が地球温暖化問題について「知っている」と回答している。温暖化と農業における化石燃料の消費量との関係に関する設問への回答（理解度）は、図 4-15 のように、回答と年齢との相関は、年齢が高くなるほど「関係ある」（正解）という回答が減少し、「わからない」とする回答が増加する傾向が見られる。つまり、言葉としての「地球温暖化」は全ての年齢層が「知っている」が、温暖化が化石燃料の燃焼による二酸化炭素（CO<sub>2</sub>）、メタン（CH<sub>4</sub>）等の温室効果ガスの排出と関係があり、農業における化石燃料消費とも「関係ある」ことを認知しているのは若年層に多いと言える。

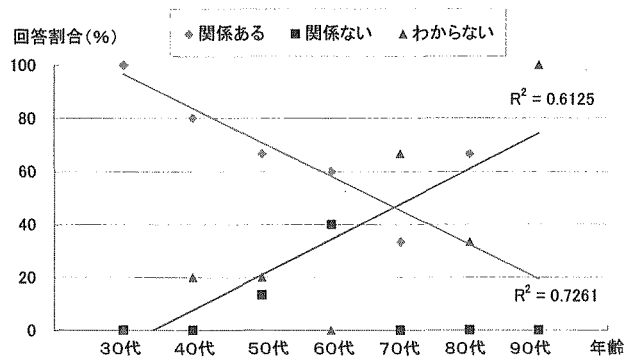


図 4-15 温暖化の理解度と回答者の年齢

（正解）という回答が減少し、「わからない」とする回答が増加する傾向が見られる。つまり、言葉としての「地球温暖化」は全ての年齢層が「知っている」が、温暖化が化石燃料の燃焼による二酸化炭素（CO<sub>2</sub>）、メタン（CH<sub>4</sub>）等の温室効果ガスの排出と関係があり、農業における化石燃料消費とも「関係ある」ことを認知して

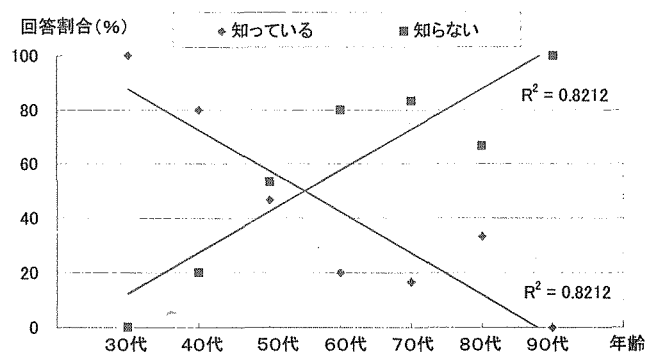


図 4-16 富栄養化の認知度と回答者の年齢

いるのは若年層に多いと言える。農家・非農家の別では、農家の温暖化を「知っている」かつ「関係ある」回答は約 61%，非農家では約 78%となったが、非農家のサンプル数が少ないため、農家に比べ非農家の認知度が相対的に高いとは言い難い。

富栄養化の認知度に関する設問（設問（2））への回答では、有効回答 42 件のうち、「知っている」が約 47%（20 件）、「知らない」が 53%（22 件）と、温暖化に比べて明らかに認知度が低かった。温暖化と同様、図 4-16 のように、回答と年齢との相関もある程度見られた。

肥料の種類と富栄養化の関係に関する設問には、「化学肥料」がより強く影響するとの回答が 71%（15 件）、「有機肥料」が 24%（5 件）、「両方おなじ」（正解）は 5%（1 件）となった。「化学肥料」の回答者が多かったことは、減化学肥料栽培が「環境に良い」という認識があるためと思われる。しかし、物質収支（LCA）の観点からは、製造時の資源消費が少なく、植物に効率よく吸収されるタイミング・量が考慮され、窒素分の表流水や地下水への浸透や、大気中への揮散が少なければ、化学肥料でも有機肥料でも環境負荷は小さくなる。堆肥等の有機肥料は、土質の改善など、LCA では定量化できない効果があるが、

製造（好気発酵）過程，運搬・使用（散布）過程でのエネルギー消費量が大きく，温暖化負荷は化学肥料に比べて大きくなる可能性もある．富栄養化問題に「有機肥料」のほうがより影響が大きい，と回答している者は，設問で「悪い」影響と明記していないため，有機肥料には富栄養化問題の改善する「良い」影響があると認識している可能性もある．有機肥料の使用により土壌の肥料成分の保持力が向上し，肥料分の絶対的な投入量が減少すれば，富栄養化問題に「良い」影響がある．「有機肥料」を選択した者がこうした認識ではないにせよ，単純に「有機肥料」が良いと考えたとすれば，「化学肥料」の選択者と併せて，約95%（全サンプル中では45%）の回答者が，化学肥料は環境（富栄養化）に悪影響があり，有機肥料は環境に良いと認識していることになる．非農家で富栄養化問題を「知っている」と回答した者（3件）の全てが「化学肥料」を選択しており，環境に対して化学肥料＝悪，有機肥料＝善という認識が定着しているものと推測される．

### ③地域農業と環境との関連に関する回答

表4-5に地域農業が保全する環境についての設問（設問（3））に対する回答と，温暖化・富栄養化の認知に関する設問（設問（1）および（2））の回答とのクロス集計結果を示す．この設問（3）の正解は，唯一「生物の多様性」であろう．それは，現在の農林業は，温暖化の原因となる化石エネルギーの消費（CO<sub>2</sub>の排出）なしには営農が不可能な状態であること，また，湛水田は嫌氣的な状態になり，メタン（CH<sub>4</sub>）などの温暖化物質が排出されること，これらの温暖化物質の排出量は，農林業によって吸収しうる量を上回ると推測されることから，地域農業は地球（大気）の温度，つまり温暖化に対しては負荷を与えていると判断されるためである．また，化学肥料・有機肥料を問わず，多くの場合，植物に吸収される窒素分以上の投入量があり，これは河川・湖沼の水質，つまり富栄養化には負荷を与える．以上のように，地域農業は環境保全とは無関係ではなく，むしろ負荷を与える場合が多い．したがって，生物の多様性への貢献が地域農業の持つ環境保全効果ということになる<sup>17)</sup>．

表4-5のクロス集計の結果では，温暖化問題を知っている・地域農業は地球（大気）の温度の保全に寄与している，との誤答が約40%，富栄養化問題を知っている・地域農業は河川・湖沼の水質保全に寄与している，との誤答は約55%である．一方で，「生物の多様性」

表4-5 地域農業が保全する環境と環境問題の認知

		合計	地球(大気) の温度	河川・湖沼の 水質	生物の多様 性	環境保全と は関係ない	その他
地球 温暖 化	合計(件数)	40	16	24	20	4	3
	(%)	100	40	60	50	10	8
	知っている(件数)	39	16	24	19	4	3
	(%)	100	41	62	49	10	8
	知らない(件数)	1	-	-	1	-	-
	(%)	100	-	-	100	-	-
富 栄 養 化	合計(件数)	39	15	24	20	4	3
	(%)	100	38	62	51	10	8
	知っている(件数)	20	9	11	12	1	3
	(%)	100	45	55	60	5	15
	知らない(件数)	19	6	13	8	3	-
	(%)	100	32	68	42	16	-

(正解) を選択した者も、合計では約 50%以上であり、回答者の約半数は環境保全に対して正しい認識を持っていると推測される。しかし、この設問は複数回答であることから、個表レベルでは誤答の割合（例えば、「地球（大気）の温度」と「生物多様性」を両方選択した回答者）はさらに高くなり、地域農業と環境保全との関わりを正確に理解している回答者の割合は 50%を下回ると推測される。

### (3) アンケート結果からみた農業 LCA による環境情報伝達に関する限界

従来の LCA で代表的な環境負荷カテゴリーである「温暖化」と「富栄養化」についての農業集落居住者へのアンケート結果から、次の 2 点が明らかになった。第一に、温暖化に対する認知度はほぼ 100%であり、化石燃料の燃焼と温暖化の因果関係については若年齢者ほど正確に理解している。しかし、地域農業と「温暖化」との関係については、農業によって化石燃料が消費され、温暖化にも影響があるというような解釈はほとんど成立していない。温暖化とその要因については認識していても、それを自らが居住する地域の農業に適用するという視角が欠如している。第二に、「富栄養化」については認知している者が半数以下であり、認知度そのものが低い。富栄養化という特性化カテゴリーについては、問題と原因の因果関係すら理解されていないことになる。つまり、LCA というツールによって定量化された特性化指標（温暖化や富栄養化）の数値は、農業集落居住者に対してほとんど説明能力を持たないことになる。

一方で、アンケート結果から農業地域居住者が重視していると推測されるのは生物多様性や化学肥料の使用の有無であり、これらはいずれも LCA の方法論や結果の解釈では表現し難い項目である。したがって、沖永良部島の全島アンケート結果に見られるような、環境保全のためなら農業（農家）の収益が低下するのは止むを得ない、と回答した者に LCA の結果を提示するだけでは、環境低負荷型農業への転換は生じ難いといえる。前述のように、LCA は ISO で規格化された環境影響評価手法であり、環境負荷を定量的に表現することが可能で、環境負荷の低減策を具体的に示すことができる。しかし、示された環境負荷低減策を実行する者としての農家（農業地域居住者）のイメージする環境問題と、LCA によって提示される環境問題には乖離がある。これが現在の LCA によって指標化された環境負荷情報の伝達における限界である。

では、農家や行政関係者、消費者等に LCA 手法を積極的に公開し、LCA 的な思考方法を普及すればこの限界を超えることができるのだろうか<sup>18)</sup>。公開・普及によって、LCA 的な思考方法 (Life Cycle Thinking) はある程度浸透するだろう。しかし、図 4-13 の相関 (環境負荷の増加と粗収益の高さの相関) があるとして、LCA を理解しつつも安定的な収入の維持を志向する者 (農家) が、LCA の結果だけで収益の少ない営農活動へとシフトするだろうか。答えは恐らく否である。環境負荷低減策を受け入れる代わりに、所得補償を受けるか、環境保全型農業を前面に押し出したマーケティングで商品を割高な価格で販売することで収益の減少分を補てんするか、いずれにせよ収益の減少を補う何らかの仕組みが無ければならないだろう。つまり、LCA の評価結果を根拠に農家の所得が確保されなければ

ならないことになる。そのためには、農家への直接所得補償を所轄する行政が LCA を採用するか、消費者が LCA を深く理解し、購買行動にそれを反映させることが必要である。現在の消費者が志向するいわゆる「安全・安心」では、農薬・化学肥料・遺伝子組み換え技術の不使用等が重視される。しかし、これらはいずれも、(現在の消費者が最もよく理解していると推測される)地球温暖化カテゴリで定量化した LCA では、排除しないほうが環境負荷が低い場合もある資材・技術である<sup>19)</sup>。つまり、LCA の結果(温暖化カテゴリの指標)と「安全・安心」は相容れるとは考え難い。よって、直接所得補償の仕組みの中に LCA が組み込まれることでしか、LCA が情報伝達の限界を超え、その評価結果に基づく環境負荷低減策を実現することはできない。

### 5) LCA 手法の展開方向

人為的循環系の構築が環境面でのメリットをもたらさうかを検討する上では、循環系の設計に際してのシナリオベース分析、つまり想定される循環系の構造を予測してシナリオを作成し、現状とシナリオ、あるいはシナリオ間の比較検討を行わなければならない。そのための道具(ツール)として、LCA は非常に有効である。(独)産業総合研究所 LCA 研究センターの開発した LIME は、LCA 作業の最終ステップである LCIA (ライフサイクルインパクトアセスメント)において被害算定型のアプローチを採用している。この方式では評価結果を表現する指標の数が従来型に比べて大幅に削減されており、LCA の利活用の上では利便性・信頼性が大幅に向上した<sup>20)</sup>。また、DALY (障害調整損失余命)等を LCIA に採用することで、評価対象シナリオの機会費用を算出し、経済面でのシナリオ間比較を可能としている。国家規模でのプロジェクト研究として推進された LCA 手法の開発は、LCIA の分野では国際的なイニシアティブを持つまでに発展した。(独)産業総合研究所 LCA 研究センターを中心に現在実施されている地域 LCA プロジェクトでは、行政の将来計画や基礎資料として LIME が利用されている。近い将来、行政施策に関する事業の許認可において、費用便益分析のように利用される可能性もある。

図 4-17 は、問題比較型 LCIA と、被害算定型 LCIA の比較である。本章で実施した LCA は問題比較型であり、評価指標をインベントリー分析からダイレクトに導出している。被害算定型では、各環境負荷カテゴリの指標からさらにカテゴリミッドポイントを経

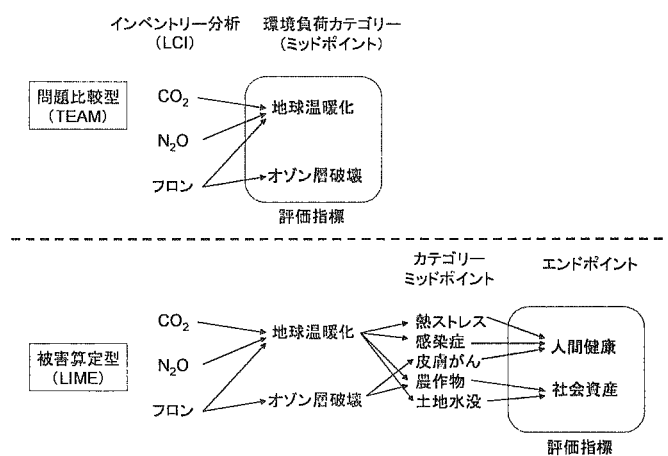


図 4-17 LCIA 手法の比較

出典: 伊坪(2004)を元に著者作成



たエンドポイントを評価指標としている。被害算定型では、導出された評価指標に対する LCA 実施者・利用者の主観的判断（例えば、富栄養化指標の結果よりも温暖化を重視したい、というような個人的意向）の入り込む余地が少ない。しかし、農業集落居住者へのアンケート結果で示したように、比較的シンプルな問題比較型 LCIA による評価指標の導出であっても、LCA 的な環境影響評価手法を知らない者にとっては、評価結果が難解であると推測される。つまり、現状ではインベントリー分析からミッドポイントの評価指標導出までの部分がブラックボックスとなっている可能性がある。被害算定型 LCIA は、評価指標導出に至る部分の主観的バイアスの縮小や科学的信頼性の向上といったメリットはあるが、評価プロセスが不透明になり、評価指標の改ざん等をチェックすることを困難化する危険がある。

実際に、士幌町のバイオガスプラント余剰ガス利用システム可能性調査（士幌町，2004）に採用されたのは、LCA というよりはインベントリー分析主体のエネルギーバランス評価であり、機会費用を加味した費用便益分析ではなく、ごく単純なコスト比較であった<sup>21)</sup>。地域 LCA に関する国際シンポジウム（(独) 産業総合研究所ライフサイクルアセスメント研究センター，2005）でも、LIME の利用者（地域 LCA 実施県の県庁所属の担当者）からは、簡易な LCA 手法の開発への要望も聞かれた。つまり、LCA 手法の開発では、評価結果の信頼性向上のための情報処理の高度化（複雑化）と、それに伴う解釈の困難化（ブラックボックス化）という二律背反を処理しなければならない。信頼に足る情報処理過程を持った LCA 手法が完成すれば、公共事業評価等に利用されている費用便益分析のように、環境影響評価を法制度の中に組み込んでいく方向も考えられるが、評価結果の改ざんのチェックの問題は依然として残ることになる。士幌町の BGP 事業を実行に移した原動力は、10 年以上に及ぶ糞尿処理問題対応策の検討であり、その過程で住民・農家・行政がそれぞれの情報を共有しつつ一定の方向性（BGP 事業）を見出してきたことにある。その中で LCA は、住民らが見出した方向性の確認に利用可能であったに過ぎず、LCA の結果が事業の方向性を決定したわけではない。したがって、LCA は住民・農家・行政の共有できる情報を提供せねばならず、ブラックボックス化は回避される必要がある。では、どのような LCA が望ましいのだろうか。

一般的には、簡易な LCA から開始して重点化する事項を抽出し、その事項に向かってより高度な LCA を展開していく方法により、正確な LCA の実施へと結びつく。正確な LCA とは、信頼に足る LCA であるが、そのために情報処理は煩雑化し、LCA は難解になる。何らかの意思決定に LCA を利用しようとする場合、結果とそこに至るプロセスは明快でなければならないが、「簡易な」LCA には、評価対象範囲内からの重要項目の脱落、つまり「見落とし」の危険がある。よって、意思決定に利用するための LCA では、従来の一般論を逆転する必要がある。つまり、評価対象範囲の大きい複雑高度な LCA（ブラックボックス）から出発し、その結果を明快な、従来でいうところの「簡易な」LCA へと「ときほぐしていく」という方法である。この「ときほぐす」作業に LCA 実施者の主観が影響しない論理

を構築することが今後の課題となろう。

## 6) 小括

前章第3章4)③において、農業地域における人為的物質循環系の展望を述べた。これを受けて、本章の地域LCAの結果から得られたインプリケーションは次のようなものである。

地域レベルの環境負荷低減策の具体的な検討材料として、地域LCAは分析枠組みとして有効に機能すると考えられる。しかし、本章における、沖永良部島を対象とする地域LCAの結果からは、環境負荷（地球温暖化）と、農産物の作目別粗収益に正の相関があることが示唆された。これは、収益性を追求する農業が、より高度に物質・エネルギーに依存する傾向があることを示している。これは、収益性を追求すれば、資源の投入量が増加し、廃棄物・副生成物等の排出量も増加することを意味している。恐らく、投入・排出（インプット・アウトプット）される物質の種類も増加するであろう。物質の種類増加は、見かけ上の人為的物質循環系の形成にとって有利に作用する。しかし、これは大量生産・大量消費・大量廃棄の状態に人為的物質循環系を付加することに他ならない。

つまり、農業地域を対象とするLCAの結果からも、農業地域において、環境負荷を低減しうる人為的物質循環系の構築が困難であることが示唆されたといえる。環境負荷の低い、粗放的な農業は、インプットやアウトプットが少ない。したがって、耕畜連携のような既存の人為的物質循環系以外の構築は難しい。第3章で述べたように、環境負荷を低減し、地域の経済的持続可能性をも保証しうる人為的物質循環系構築のためには、エネルギー等、農業内外で汎用性が高く、需要も大きい物質を生産しうる再資源化技術を導入することが重要である。本章においても、その重要性が再確認されたといえよう。

最終章では、本論分の分析・検討によって明らかにしたことを整理する。

## 注記 (第4章)

注1) システム・バウンダリーの決定方法には、「環境」と「評価対象システム」の境界、「対象システム」と「他のシステム」の境界、「任意に選択した対象システム」と「それ以外」のよう決め方がある (UNEP, 1996).

注2) 温暖化・酸性化・富栄養化・・・といった環境負荷カテゴリーに重み付けし、さらに統合化した指標で環境負荷を表現する場合もある (Narita, N., et al., 2004). また、図2-3のNH<sub>3</sub>のように、酸性化と富栄養化の両方に特性化係数を持つ物質もある。図2-3の数値は、TEAM3.0による (付表2-1参照)。特性化係数の決定方法は、温暖化を例にすれば以下のようなものである。温暖化は、太陽日射 (太陽から地球へのエネルギーのインプット) に対して、大気温度をほぼ一定に保つ地球放射 (地球表面から宇宙へのアウトプット) の際に、CO<sub>2</sub>やCH<sub>4</sub>等、地球放射を選択的に吸収し、地球へと再放射するために生じる。特性化係数は、物質ごとの地球放射を吸収する度合い (吸収率) から求められる。CO<sub>2</sub>の吸収率を1とした相対値を用いるのが一般的であるが、データベースを取り纏める研究機関等によって異なる特性化係数が設定される場合があり、統一された係数は無い。

注3) Hunt, R.G., Franklin W. E., (1996) は、ごく初期のLCAの問題は、物質にエネルギーが「包含」されている (フィードストックエネルギー)、という概念が薄かったこと、計算量が膨大であったことから、当時の計算機には十分な計算能力が無かったことを挙げている。近年の高性能パーソナルコンピューターの普及は、LCA研究が爆発的に進展した要因の一つであるといえよう。

注4) この回顧録で興味深いのは、LCAのコンセプトは1970年には開発されたにもかかわらず、環境問題 (公害問題) への社会的関心が高まる1980年代まで、10年間も企業の内部情報として秘匿されてきたことである。その理由は、LCAがもたらす情報は、常にいいニュースと悪いニュースを同時に含むこと、であるとされている。Hunkeler, D., Yasui, I., Yamamoto, R., (1998) は、アメリカの企業では57%で環境保全への取り組みがコストや市場価値に優先するが、日本ではその逆である、と指摘している。日本におけるLCAの取り組みは、欧米と同様に活発化したが、公共セクターに取り入れられるには至っていない。アメリカでは、環境問題への社会的関心の高まりがLCAを公共セクターに導入される契機となったようだが、日本では未だ企業内部の「秘匿情報」段階にあるのかもしれない。

注5) 「地域LCA」への対象拡大の背景には、日本におけるソーシャルLCAやダイナミックLCAの提唱 (Inaba, A., 2000) があると推測される。これは、ISO-LCAでは評価不能な、社会活動や時系列的な変化を評価体系に組み込む必要があるという主張であった。Inaba, A. (2000) は、1999年3月につくばで開催されたLCA手法の開発に関するシンポジウムで主張され、その後さらに議論されるべき事項であるとしているが、JIS・

ISO/TC (テクニカルレポート) の整備作業が進行する時期に、規格から逸脱する LCA を主張することに抵抗があったのも事実である。筆者は、2001 年の環境経済・政策学会で「地域拡大 LCA」のコンセプトを個別報告で発表した。その際にも規格化との逆行について指摘された。以上の経過を考慮すると、2003 年に始まった第二期 LCA プロジェクトの目的に「地域」が明文化されたことは非常に画期的なことであったといえる。

注 6) 島の概要に関するデータは、2000 年農業センサス、両角 et al., (1998) による。作付面積・飼養頭数は表 2 の\*6 を参照。図 2-4 のデータの出典は沖永良部島農業改良普及所 (1999) による。

注 7) 島という地理的な状況は、LCA のような物質収支の分析を基調とする研究手法にとって都合が良い。これは、評価対象の境界を設定しやすく、境界を越えて出入りする物質の量・出入先を特定することが比較的容易なためである。農業生産活動が活発で、境界が明確で物流の状況を把握しやすい対象を選択することで、前節で示した LCA の枠組みや手法、その展開の可能性を検討することができる。また、島の物質収支を調査した両角 et al., (1998) による先行研究もあり、プロセス・フローの作成等、LCA の適用に際して有利な条件が揃っていたこともこの島を選択した理由である。

注 8) LCA ソフトウェアには、本稿で使用した TEAM をはじめ、REPAQ, Eco Manager, Eco-it, Simapro 等、様々な種類が市販されている。これらは、使用するデータの形式でユニットプロセス型とプロセス合算型に大別できる。前者は、プロセス (段階) ごとのデータを用い、プロセス・フローを構築する煩雑な作業が必要となるが、これらを必要に応じてローカルデータに差し替えることができる。後者は、異なる製品群の負荷比較が容易であるが、その算定根拠が不透明になりやすいという欠点もある。TEAM は、ユニットプロセス型データを用いる代表的なソフトウェアであり、世界的にシェアも大きい。データベースが欧州のものに偏っており、特にエネルギー消費に伴う排出物質の量 (SOx 等) については、日本の現状の値よりも大きくなることが知られている。本稿では、ユーザーによるカスタマイズが比較的容易であること、評価結果の偏性に関する傾向が既に知られていることから TEAM を採用した。

注 9) 使用したデータモジュールの名称は付表 2-2 に示す。TEAM は、軽油やダンボール等、ある程度汎用性の高い物質の生産に関する物質収支データをデータベース DEAM に格納している。TEAM による LCA は、本稿の表 2-1 および表 2-2 のように、独自に収集したデータと、DEAM を組み合わせて実施する。

注 10) 長谷川・波多野・岡崎 (2002) では、土壌からのガス放出で Li, C.S., (2000) の DNDC モデル、土壌中への浸出で三木のモデル (pp. 37-56) 等が紹介されている。施肥された窒素分は、土壌の全空隙容積に相当する降水があった場合には、その 80% 以上が流出する (p39)。沖永良部島の土壌は、粘土質であり、空隙率は低い。降水量は年間 1,990mm であり (1971 年~2000 年までの 30 年間の平均値 (日本気象協会, 2003)), 1m 土層内の全空隙を上回る容積の降水があることは明らかである。よって、この推定式はおおむね妥

当と考えられるが、Veldkamp and Keller(1997)によれば、 $N_2O$ の排出は施肥量の0.5%程度であることが指摘されており、本稿の式も完全とはいえない。

注 11) 2000年5月に実施したヒアリングでは、キク切花栽培では、年間・反当で電力約32,000kWh (22円/kWhとして)、コンポスト15t、軽油約700lであった。畜産では、繁殖が中心で、配合飼料は親牛の出産直後のみ、1頭1日3kg程度であった。飼料となる牧草類は年間5回収穫でき、糞尿は飼料畑等に投入している。バレイショでは、反当600kg程度の肥料分を投入している。

注 12) 1998年3月時点の耕地面積を4,590haとすると、本事例のLCAにおけるベースシナリオの評価対象は約78%に相当する。家畜については知名町2,360頭、和泊町1,340頭とすれば100%である(沖永良部改良普及所, 1999)。

注 13) 環境負荷の算定には、TEAM3.0のAssessment Methodを用いた。酸性化はCML-Air Acidification, 富栄養化にはCML-Eutrophication (water), 温暖化にはIPCC-Greenhouse effect (direct, 100 years)を使用した。それぞれの物質ごとのインパクト係数は付表2-1のとおりである。

注 14) 感度の正・負の値が整合しないのは、土壌の窒素に関するインベントリー評価の際に、ガス態による大気への放出量と、作物による持ち出し量が、全投入量を上回った場合の環境負荷をゼロとしたことに起因する。概念的には、マイナスの環境負荷=環境への良い影響ととらえられるが、本稿では土壌からの流出が無い(ゼロ以下)の場合には環境への負荷が無い(ゼロ)とした。窒素収支モデルと併せ、今後の検討を要する点である。

注 15) 収益率・粗収益のデータは沖永良部改良普及所(1998)による。粗収益と温暖化環境負荷との相関に関するF分布による検定結果は、5%・1%の有意水準とも有効な値を取った。また、ハウス花卉と畜産を除外した場合の $R^2$ 値は0.847であり、極端なデータを除外した場合でも相関が見られる。

注 16) このアンケート結果は公式には記録・公表されておらず、本稿のデータは合田チームに参画していた筆者が保管していたものである。島の農業の環境影響について、「このままでは悪化」と回答したのは、専業農家で37.5%、兼業農家で55.5%、非農家で38%であり、いずれの属性でも最も高い回答割合を示した。また、「農業の所得が下がっても・・・改める必要がある」と回答した者は、専業・兼業・非農家いずれも約70%であった。

注 17) ここでいう生物の多様性とは、天然自然ではなく、人間の手によって維持管理される「二次的自然」であることに注意が必要である。

注 18) (独)産業総合研究所が推進する地域LCAは、「LCAの社会化」を目指しており、LCAの啓蒙を意図している。

注 19) 平口・坂内・大村(2005)では、農薬と化学肥料の投入を半減させた場合の稲作の環境負荷について考察している。

注 20) 本稿で実施した LCA の特性化指標 (環境問題のカテゴリー) は、インベントリー分析 (LCI) の結果に指標ごとのウエイトを乗じて積算する方法で、ミッドポイントアプローチと呼ばれる。ミッドポイントアプローチでは、特性化指標は 10 個前後のカテゴリーとなる。LCA の実施者および利用者は、これらを見比べて評価結果を判断する必要がある。これに対して LIME は、LCI 結果→ウエイト積算→カテゴリエンドポイント (皮膚癌・白内障への影響や、土地埋没・農産物への被害への可能性等) →エンドポイント (人間の健康・社会資産) のように、最終的に 2 個程度の指標に統合化することができる。LCA の実施者・利用者は、評価結果について 2 つの指標を比較検討するだけでよい。カテゴリエンドポイント→エンドポイントへの統合化においては、自然科学分野の研究成果を最大限反映させることが可能で、評価結果の信頼性も向上している (伊坪, 2004)。

注 21) バイオガスの輸送・貯蔵設備、精製装置等の資材に関しては地球温暖化指標の LCA を実施しているが、こうしたインフラ設備建設へのエネルギー投入量は BGP によって生産されるエネルギー量よりも大幅に小さかった。つまり、LCA の結果もエネルギー収支の結果も大差はない。したがって、「LCA」でブラックボックスを作るよりも、さらにプリミティブな LCI (エネルギー収支) の方が信頼性・利便性とも高い可能性はある。

附表

附表 4-1 環境負荷カテゴリーごと・物質ごとの係数と、規準データの評価結果

	係数	総計	電力生産	資材生産	資材輸送	農業生産活動	農産物輸送
CML-Air Acidification	g eq. H+	24107212	25868.75	4026484	179308.7	17493098	2382468
(a) Ammonia (NH3)	17	243797.1	7.736176	67.49166	0.204896	243717.7	4.195976
(a) Hydrogen Chloride (HCl)	36.5	8324.247	830.6274	6079.479	7.378967	1252.403	154.342
(a) Hydrogen Cyanide (HCN)	27	1.28E-02	0	0.01278	0	0	0
(a) Hydrogen Fluoride (HF)	20	708.89	56.588	447.1962	1.3405	175.7295	28.0358
(a) Hydrogen Sulphide (H2S)	17	180.3606	55.69953	65.97386	2.473978	0	56.21338
(a) Nitrogen Oxides (NOx as NO2)	46	20288326	5085.348	875755.1	121585.8	17238979	2046924
(a) Sulphur Oxides (SOx as SO2)	32	3565875	19832.75	3144069	57711.46	8973.125	335301.3
(a) Sulphuric Acid (H2SO4)	49	7.05E-03	0	0.00704	0	0	0
CML-Eutrophication (water)	g eq. PO4	5.83E+08	527.1727	452130	7018.897	5.83E+08	235151.4
(w) Ammonia (NH4+, NH3, as N)	0.42	224280.8	331.2687	99091.96	4824.014	5005.098	115028.5
(w) COD (Chemical Oxygen Demand)	0.022	262807.6	10.75472	251739.7	433.3673	24.6114	10598.56
(w) Nitrogenous Matter (Kjeldahl, as N)	0.42	11.19338	11.19338	0	0	0	0
(w) Nitrogenous Matter (unspecified, as N)	0.42	5.83E+08	157.8444	56969.68	1576.453	5.83E+08	105393.5
(w) Phosphates (PO4 3-, HPO4--, H2PO4-, H3PO4, as P)	3.06	41302.35	5.932085	41107.88	1.006289	164.6901	22.86477
(w) Phosphorus (P)	3.06	7521.572	8.761055	3220.827	184.0558	0	4107.931
(w) Phosphorus Pentoxide (P2O5)	1.336	1.420863	1.418311	0.001081	6.17E-05	0	0.001404
IPCC-Greenhouse effect (direct, 100 years)	g eq. CO2	1.12E+11	1.44E+08	8.54E+09	5.14E+08	9.19E+10	1.13E+10
(a) Carbon Dioxide (CO2, fossil)	1	3.38E+10	1.3E+08	7.84E+09	4.77E+08	1.47E+10	1.07E+10
(a) Carbon Tetrafluoride (CF4)	5700	268.8992	20.37744	106.516	5.986277	0	136.02
(a) Halon 1301 (CF3Br)	6900	9775437	9726.171	4847134	206717.7	12648.39	4699192
(a) Methane (CH4)	24	1.11E+09	12678888	6.83E+08	17773514	2365114	3.94E+08
(a) Nitrous Oxide (N2O)	360	7.75E+10	566114.4	20949868	19316059	7.72E+10	2.31E+08

附表 4-2 使用した DEAM データベース名称

プロセス名	機能単位	モジュール名(データベース名称)
電力生産(日本国内)	MJ	401 Electricity(Japan1996):Production
ポリエチレン生産	kg	241 Polyethylene(PE,All Grades):Production
ポリエチレン焼却・埋立	kg	241 Polyethylene(PE) Incineration
燃料(軽油)生産	kg	231I Diesel Oil:Production
燃料(重油)生産	kg	232I Heavy Fuel Oil:Production
化学肥料生産	kg	241I Ammonium Sulphate(SO4(NH4)2):Production
ダンボール生産	kg	211 Cardbord(Recycled Gray Board):Production
海運	kg·km	611S Sea Transport
陸運	kg·km	602S Road Transport
空輸	kg·km	621S Air Transport

## 第5章 結論—人為的物質循環系の環境影響評価—

本稿では、人為的物質循環系を構築すれば環境負荷が減少するのか、という課題（目的）に対して、第2章では農外産業における人為的物質循環系の検証、第3章では農業および農業と農外産業における人為的物質循環系の検証という方法でアプローチした。なお、本稿でいう物質循環とは、水文学的循環や地質学的循環等の天然自然および通常の経済・産業システムでは自然発生的には生じない「人為的」な物質循環を指している。

第2章および第3章における人為的物質循環系の評価の視点は、Gertler（1995）が提示したインダストリアル・エコシステムの4つの特徴（①バージン材の投入量が減少すること、②エネルギー消費量が減少すること（エネルギーの消費効率が上昇すること）③廃棄物が減少すること、④市場価値を持った製品（副生成物）の量と種類が増加すること、とした。これら4つの便益について考察した場合には、ネットワーク形成以前に比べて、4つのうちの1つ以上の便益が得られる、というGertler（1995）の定義では不足である。つまり、1つの便益が得られても、残り3つは以前よりも状況が悪化する、という状態に陥った時、ネットワーク化の効果についての議論は決着しない。第2章・第3章では、ネットワーク形成以前に比べ、4つの便益のうち1つ以上が得られた場合に、残りの便益の水準が悪化しないこと、という視点でネットワークを評価した。

第4章では、農業生産活動それ自体の環境影響評価のため、地域LCA（ライフサイクルアセスメント）の手法を用いて農業地域を評価した。

第2章では、宮城県内の農外産業を対象に、廃棄物・副生成物を原材料として再利用する人為的物質循環系が複数の事業所間で成立するかを検討した。まず、現状の事業所の原材料、生産プロセス、廃棄物・副生成物では、事業所間の廃棄物交換ネットワーク（人為的物質循環系）形成は困難であることがわかった。次に再資源化（リサイクル）技術を介在させた場合、廃棄物交換のリンクあるいはネットワーク形成の可能性は向上するものの、重工業の存在しない農業地域では、効率がよく、経済性の高い再資源化技術の採用が困難であった。採用可能な技術として、廃プラスチックの燃料化技術とボトムアッシュ（焼却灰）の建材化技術について、上述の4つの評価項目で検討した。その結果、いずれの技術も条件の①～③までを満たしうると判断された。しかし、宮城県の産業構造では、廃プラスチックの燃料化については、高効率な再資源化技術を選択できず、④を満たすのは厳しいと判断される。また、ボトムアッシュ（焼却灰）の建材化は、技術そのものは④を満たすことができるが、コンクリート製品の利用・廃棄・リサイクル（川下側）においては、④を満足させようとするれば環境負荷が増大し、①～③を満たせなくなる可能性があることがわかった。

廃棄物交換ネットワークに参画する事業所の生産プロセスが不変の場合、つまり、原材料と廃棄物・副生成物が不変で、事業所内部の生産構造に変化が無い場合、ネットワーク（人為的物質循環系）の環境負荷低減効果・経済性（採算性）は全て再資源化（リサイク



ル) 技術に依存することから、農業地域における農外産業（特に基幹産業の無い地域）の人為的物質循環系の構築は困難であるといえる。技術的には廃棄物をリサイクルすることが可能であるが、バージン材と同等の品質を持つ資材にまでリサイクルしようとする、コストの問題が生じる。それを回避するためには、エネルギー（電力・燃料等）のような汎用性の高い資材への転換や、建築物等への蓄積に選択肢が限られる傾向がある。また、仮にネットワークを形成したとしても、リサイクルされた物質は最終的には燃料等として消費（カスケードリサイクル）されるか、建材として建築物等の内部に蓄積する傾向が見られた。したがって、人為的物質循環系の形成による環境改善効果が期待できない場合がある。よって、農外分野における人為的物質循環系が当面する課題は、物質循環ネットワークの拡大のために有効な再資源化技術の開発・選択にあると同時に、ネットワークで接続される事業所内部の生産プロセスを人為的物質循環系を前提としたものに改変しなければならない点にある。

第 3 章では、農業地域における農外産業の人為的物質循環系構築の可能性を検証するため、大規模畑作・酪農地域である北海道十勝地域を対象に、再資源化技術としてバイオガスプラント（BGP）を導入した場合のエネルギーバランスを検討した。BGP の導入にあたっては、家畜飼養における畜舎ないし飼養形態の若干の変更と、飼料作物に対する施肥方法が変更される。これは、生産プロセスの若干の変更に相当する。飼料作物栽培農地への窒素投入量を 170kg-N/ha とした場合、約 80ha で約 200 頭の乳牛（1ha あたり 2.5 頭）を飼養することが可能であり、糞尿による窒素排出量も約 170kg-N/ha となることから、糞尿→BGP→農地→飼料作物→乳牛→糞尿という循環系が形成しうることがわかった。同時に、この循環系からは肉・乳といった農産物と、BGP からのエネルギー（バイオガス）を供給することが可能であった。肉・乳の節食時カロリー（エネルギー）を考慮すれば、この循環系からは相当量の余剰エネルギーが発生しており、農業における人為的物質循環系からは、食料とエネルギーが同時に供給しうることが示唆された。しかし、BGP を中核とする耕畜連携（農業分野の内部完結的な物質循環系）を想定した場合、酪農家と耕種農家および BGP の組み合わせでは、酪農家および BGP の需要するエネルギーは軽油・電力・熱であるのに対し、BGP から供給されるエネルギーは電力と熱のみであり、供給可能な電力量は酪農家（および BGP）の需要よりも小さく、逆に供給可能な熱量は酪農家（および BGP）が需要する量よりも大きかった。このように、エネルギーの需要と供給にミスマッチがあることがわかった。したがって、現状ではエネルギーの余剰分は有効活用できないことがわかった。

次に、北海道士幌町を事例に、余剰エネルギー（バイオガス）を貯蔵し、農家（農業）以外の需要先へと輸送する方法について上述の 4 つの評価項目で検討した。まず、①については、BGP や輸送・貯蔵容器等の設置に関する資材投入は増加するが、定常的なプラント運用過程では、循環系全体へのエネルギー投入量と、化学肥料（消化液によって代替される場合）の投入量が減少する。②は、循環系全体で見れば、系外部からのエネルギー投

入が減少するが、系内のエネルギー消費量に変化が無い場合、見かけ上のエネルギー消費効率は向上する。③では、廃棄物としての家畜糞尿が液肥として有効利用される場合には、廃棄物の減少と捉えられる。④は、バイオガスを用いたコージェネレーションにより、エネルギーという市場価値を持つ製品を増加させたことになる。具体的には、活性炭へのバイオガス吸着技術によりガスを貯蔵し、病院や特別養護老人介護施設等、恒常的に電力・熱の需要のある施設（農外産業）へと輸送することで、農業・農外産業トータルで環境負荷を低減しうる可能性があることがわかった。また、この時、農業は農外産業に農業生産物以外の商品としてのエネルギーを供給することが可能であり、農業の新たな収入源となる可能性も示唆された。

第4章では、鹿児島県沖永良部島を対象とする農業地域 LCA を試み、農業地域の環境評価に LCA が適用可能であることを示した。その結果、農産物の生産資材の製造段階、農業生産活動段階、農産物輸送段階等の環境負荷は、農業生産活動段階が最も大きいことがわかった。また、作物ごとの粗収益と環境負荷（地球温暖化等量）には相関があり、粗収益の大きい作物は環境負荷も大きいことを明らかにした。さらに、農村地域居住者へのアンケート調査により、農家および農業地域の居住者は、用語的に環境問題を認識してはいるものの、環境問題と農業の因果関係についての理解は必ずしも正確でないことを示し、LCA の用途が限定されることを明らかにした。

本稿の研究によって、明らかになったことは次の5点である。

- ① 農外産業の人為的物質循環系構築では、環境・経済両面でメリットをもたらさしめる再資源化（リサイクル）技術の導入が不可欠である。しかし、環境・経済両面で高いメリットを有する技術は、重工業の附帯設備が多く、特に重工業の存在しない地域（≒農業地域）においては導入が難しい。
- ② 農業における人為的物質循環系は、大規模畑作・酪農地域において、バイオガスプラント（BGP）の導入を想定した場合、構築の可能性がある。ただし、BGP によるエネルギー電力・熱の供給量と、農家の電力・熱の需要量にはミスマッチがある。
- ③ 大規模畑作・酪農地域における BGP の事例によれば、農業から農外産業に向けてエネルギーを供給することで、人為的物質循環系の波及効果として地域全体の環境負荷を低減する可能性がある。
- ④ 本来、工業製品の環境影響評価手法として発展したライフサイクルアセスメント（LCA）は、地域 LCA として農業地域の環境影響評価にも適用可能である。
- ⑤ 沖永良部島を対象とする農業地域 LCA により、農業生産活動段階の環境負荷が最も大きいことがわかった。ただし、LCA による評価方法・評価結果（指標）は、農家レベルでは必ずしも正確に理解されていないため、LCA の結果提示が農業生産活動の改善のインセンティブとなるのは難しい。

以上のように、本稿の研究によって、人為的物質循環系の構築と、それに伴う環境負荷の減少・経済性の向上において、農業は他産業に比べて若干の優位性があることが示され

た。しかし、優位性は限定的な条件下で発揮されるもので、農業における人為的物質循環が常に有しているものではない。さらにいえば、人為的物質循環系の構築それそのものが非常に難しいものである。また、農業・農外産業における人為的物質循環系で大きな役割を果たす再資源化技術は、その導入による環境保全効果が期待できるとしても、経済的な自立が困難である場合が多い。再資源化技術の導入による環境保全効果の発揮が確実な場合、公的資金等による財政補助による人為的物質循環系の構築・維持が想定しうる。しかし、本稿では、再資源化技術・人為的物質循環系が環境保全効果を発揮するか否か、その人為的物質循環系が財政補助なしで経済的に自立しうるかを徹底的に追及した上で、財政補助等の社会システムの議論をするべきであるとの見地から、社会システムに関する議論は実施していない。こうした追求が、今日に至るまでほとんど実施されない、そのための情報整備すら準備されないことが重大な問題である。第 4 章で指摘したような環境影響評価の手法・利用方法に関する残された課題をクリアした上で、財政補助等の社会システムの必要性・構造等に関する研究が本稿に残された課題といえよう。

## 引用文献 (第 1 章)

- 貿易&産業編集部 (1998) : ゼロ・エミッションの延長線上にあるマネー・メーカー・プロセッサーエバラが進める常識覆す環境設備開発一, 39 (2), 39-43.
- フリッチョフ・カプラ, ギュンター・パウリ (1996) : ゼロ・エミッションー持続可能な産業システムへの挑戦一, ダイヤモンド社.
- Gertler, N., (1995) : *Industrial Ecosystems: Developing Sustainable Industrial Structures*. Dissertation for Master of Science in Technology and Policy and Master of Science in Civil and Environmental Engineering, Massachusetts Institute of Technology.
- エドワード・D・ゴールドバーグ (1973) : 人間活動と物質循環, 公害研究, 2, 16-28, (綿貫礼子 (訳)).
- 後藤典弘 (1990) : 都市の資源循環社会へのアプローチ, 都市問題研究, 42 (11), 3-24.
- 服部隆行・庄司啓太郎・東城清秀・加藤誠 (2003) : 農村地域におけるバイオマス資源の循環利用の意義と計画例, 農業土木学会誌, 71 (12), 1097-1101.
- 細田衛士 (1999) : グッズとバズズの経済学 循環型社会の基本原則, 東洋経済新報社.
- 市原昭 (2003) : 農村地域のゼロ・エミッションの検討【有機系廃棄物の循環利用】, JAGREE information, 66, 56-66.
- 伊坪徳宏 (2005) : 環境マネジメント構築のための環境影響評価手法 : LIME, 環境管理, 41 (5), 501-511.
- 三橋規宏 (1997) : 資源循環型社会の構築 資源生産性の向上へ, 日本経済研究センター会報, 779-791, 4-9.
- 森川則三 (2001) : 農村地域のゼロ・エミッションの検討 (循環型社会の構築を目指して), JAGREE information, 62, 65-75.
- 谷口正次 (1997) : 産業クラスターの形成ーゼロエミッションへの道, 日本経済研究センター会報, 779-791, 10-15.
- 和田秀徳 (1976) : 物質循環と土地生産性 (資源としての農産), 地理, 21 (1), 9-15.
- 安井秀則 (2002) : 農村地域における物質循環の現状と課題ー主として有機性廃棄物の堆肥化による農地還元について一, JIID 研究レポート, 23, 31-43.

## 引用文献 (第 2 章)

- Albino, V., Izzo, C., Kutzt, S., (2002) : Input-output models for analysis of a local/global supply chain, *Int. J. Production Economics* , 78, 119-131.
- Chang, N.B., Lin, Y. T., Chang, Y.H., (1998) : A client/server computer framework for solid waste management decision analysis in Taiwan, *J. of Hazardous Materials* , 58, 15-31.

- Chang, Y.C., Cang, N.B., Ma, G.D., (2001) : Internet Web-based information system for scrap vehicle disposal in Taiwan, *Environmental Modeling and Assessment* , 6, 237–248.
- Gertler, N., (1995) : Industrial Ecosystems: Developing Sustainable Industrial Structures. Dissertation for Master of Science in Technology and Policy and Master of Science in Civil and Environmental Engineering, Massachusetts Institute of Technology.
- 後藤知行・他 (2000) : 異業種間ネットワーク構築による地域ゼロエミッションの具現化, 第 11 回廃棄物学会研究発表公演論文集, 129–131.
- 阪田勇 (1999) : 廃プラスチック類固形燃料によるサーマルリサイクルへの取組み, 都市清掃, 52 (232), 455–460.
- 一坪幸輝・佐野奨・市川牧彦 (2002) : 海外手法を用いた各種セメントのライフサイクルアセスメント, 太平洋セメント研究報告, 142 号, 100–110.
- Lowe, A. E., (1997) : Creating by-product resource exchanges: strategies for eco-industrial parks, *J.Cleaner Prod.* , 5, (1-2), 57–65.
- 待鳥秀樹 (1999) : 廃プラスチックから燃料油を一廃プラスチック油化プラントへ, 燃料及燃焼, 66 (1), 1–13.
- 松下博通・鶴田浩章・久保野敦・藤本聡・谷本誠一 (2000) : 再生材の上層路盤材への適用に関する検討, *J.Soc.Mat.Sci.,Japan*, 50 (8), 843–850.
- 三好史洋 (2001) : ガス化改質方式による廃棄物からの燃料ガス製造技術, プラスチックエージ, 臨時増刊, 128–132.
- Mellor, W., et al., (2002) : A mathematical model and decision-support framework for material recovery, recycling and cascaded use, *Chemical Engineering Science*, 57, 4697–4713.
- Mroueh, U. M., Eskola, P., Laine-Ylijoki, J., (2001) : Life-cycle impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction, *Waste Management*, 21, 271–277.
- 仲勇治・鍵山喬 (2002) : プラスチックのライフサイクルに係わる技術情報基盤の構築, 廃棄物学会誌, 3 (2), 113–120.
- 中野加都子 (1999) : プラスチック・リサイクルと L C A を適用した環境負荷評価, 環境管理, 35 (3), 223–231.
- 成瀬一郎・他 (2001) : 地域における物質循環ネットワーク構築のための方法論, 環境科学学会誌, 14(2), 231–237.
- 根本謙一 (1999) : 廃プラスチック高炉原料化リサイクルシステム, 燃料及燃焼, 66 (1), 14–20.
- 野口孝志 (2002) : わが国におけるインターネット上の廃棄物交換システムの現状と課題, 季刊中国総研, 6-3 (20), 13–24.

Pauli, G., (1997) : Zero emissions: the ultimate goal of cleaner production, *J.Cleaner Prod.* , 5 (1-2), 109-113.

劉庭秀・中澤重厚・重野芳人・岩崎玲子・大谷博司・大村道明(2004):産業廃棄物の情報管理の現状と課題, 東北大学大学院国際文化研究科創立10周年記念論文集, 199-213.

佐野奨・市川牧彦(2001):セメントのLCA, 太平洋セメント研究報告, 140, 25-32.

佐野奨・谷村充・柳橋邦生・市川牧彦(2002):鉄筋コンクリートのライフサイクルアセスメント, 太平洋セメント研究報告, 142, 111-122.

重野芳人・劉庭秀・岩崎玲子・大村道明・大谷博司・中澤重厚(2004):アンケート調査に基づく産業廃棄物再利用の際の問題点とその解決策—仙台市の事例から—, 東北大学大学院国際文化研究科創立10周年記念論文集, 215-227.

下間昌(2002):プラスチックのリサイクルコストの構造と課題—, 成形加工, 14(11), 721-725.

末岡靖裕・甘利猛・貝原祐二・北村幸夫(1999):廃プラスチック熱分解油化プロセスの開発, 燃料及燃焼, 66(6), 403-409.

玉重宇幹(2000):廃プラスチックをセメント焼成燃料に—キルン主バーナーでの燃料代替を目指して, セメント・コンクリート, 643, 14-21.

玉置真章(2000):廃プラの油化处理はコストの壁を乗り越えられるか, *Trigger*, 8月号, 18-19.

(財)プラスチック処理促進協会技術開発部(2001):プラスチック廃棄物の処理・処分に  
関するLCA調査研究報告書, 都市と廃棄物, 31(12) 19-22.

### 引用文献(第3章)

新井喜明・小賀正樹・戸田雅之・清家聡(2001):バイオガス発電への展開, 明電時報 279  
(4), 25-29.

淡路和則(2002):バイオガスプラントの普及要因に関する経営的考察—ドイツの経験から—, 農業経営研究 40(1), 138-141.

(独)産業総合研究所ライフサイクルアセスメント研究センター(2005):国際ワークショップ「LCA手法の地域施策への展開」, 講演資料, 2005年11月30日, 東京.

Gertler, N., (1995) : Industrial Ecosystems: Developing Sustainable Industrial Structures. Dissertation for Master of Science in Technology and Policy and Master of Science in Civil and Environmental Engineering, Massachusetts Institute of Technology.

長谷部正(2002):ふるさと共有時代の農村風景観, 農林統計調査, 2002. 3, 38-47.

羽川富夫(2004):北海道別海町バイオガスシステムによるローカル発電, 電力土木 309, 89-92.

半沢洋子・羽鳥浩章・山田能生(2000):炭素材料によるメタンと水素の貯蔵—炭素細孔へ

- の大量ガス吸蔵の可能性―，表面 38 (2)，39－48.
- 春名一生 (2000)：圧力変動吸着法 (PSA 法) によるガス分離技術，真空 43 (12)，1088－1093.
- 菱沼竜男・干場信司・森田茂・塚田芳久・天野徹 (2002)：個別農家用バイオガスプラントのエネルギー的評価，農業施設 33 (1)，45－52.
- 菱沼竜男・干場信司・横山慎司・石川志保・森田茂 (2003)：家畜ふん尿用バイオガスシステムのエネルギー的・経済的成立条件，畜産の研究 57 (1)，69－74.
- 平口嘉典・坂内久・大村道明 (2005)：環境保全型稲作普及のコストと環境影響評価―LCAに基づく環境負荷の定量化を中心に―，東北農業経済研究，23 (1)，通巻 46 号，55 - 65.
- 北海道十勝支庁監修 (1999)：'99 十勝の農業，十勝農業共同組合連合会.
- 市田 (岩田) 知子 (2001)：ドイツにおける農業環境政策の展開，農林水産政策研究所レビュー (1)，8－20.
- 稲葉敦 (2000)：LCA (ライフサイクルアセスメント) とは何か―LCA の手法と適用―，農業におけるライフサイクルアセスメント (農林水産省農業環境技術研究所編)，養賢堂，1－14.
- 石渡輝夫 (2002)：家畜糞尿バイオガスプラントの現状と展望 北海道における事例を中心に，ENERGY (6)，86－91.
- 金子克美，宮脇仁 (2003)：ナノ細孔体を用いたメタン高圧吸着貯蔵，PETROTECH26 (2)，113－118.
- 栗田啓太郎・中川靖起・小野学・石田哲也・石渡輝夫 (2003)：別海資源循環試験施設の稼働概要，北海道開発土木研究月報 603，10－18.
- 京都府八木町 (2004)：平成 15 年度バイオマス等未活用エネルギー実証試験事業・同事業調査バイオマス・メタン発酵設備からのエネルギー有効利用事業調査成果報告書.
- 松田従三 (2002)：家畜糞尿問題とバイオガスプラント，畜産の情報[国内編]2002. 6，17－23.
- 松田従三 (2004)：家畜糞尿のエネルギー利用とその課題―メタン発酵によるエネルギー利用―，農業機械学会誌 66 (1)，8－11.
- 松井克則 (2005)：ゼロ・エミッション型農村環境をめざして，バイオガス事業推進協議会会報，2，31－35.
- 松岡正洋・岩永豊・中野茂吉・安部英二・蛭川康彦 (2003)：球状微粒子炭素材を用いた高性能メタン回収・貯蔵技術の開発，(財)地球環境産業技術研究機，技術開発促進事業成果報告会要旨集 (平成 14 年度)，21－24.
- 猫本健司・干場信司・河上博美・森田茂・池口厚男 (2002)：経済的収益性・投入化石エネルギー量および窒素負荷量による北海道一酪農場の総合的評価，農業施設 33 (1)，21－26.
- 西澤栄一郎・田上貴彦・合田素行・両角和夫・大村道明 (2001)：ヨーロッパ各国におけるバイオガスシステムの普及要因，2001 年度日本農業経済学会論文集，258－263.

農林水産省農林水産技術会議事務局 (1999) : 日本飼養標準乳牛 (1999 年版), 農林水産省農林水産技術会議事務局.

帯広畜産大学・士幌町 (2004) : 帯広畜産大学・士幌町 共同研究報告書 メタン発酵及び消化液のほ場還元と散布方法に関する研究.

小川幸正・中川悦光 (2003) : バイオガスプラントの実際 家畜糞尿・食品残さのメタン発酵とバイオガス発電の実績と今後の展望, 電気評論 (6), 40-44.

小野学・鶴川洋樹 (2002) : 北海道酪農における集中型バイオガスシステム導入経営の事前評価—『積雪寒冷地における環境・資源循環プロジェクト』別海資源循環試験施設を対象に一, 農業経営研究 40 (1), 57-62.

大村道明・両角和夫・合田素行・西澤栄一郎・田上貴彦 (2000) : 北海道士幌町における農業と関連産業の LCA, 2000 年度日本農業経済学会論文集, 183-185.

大村道明 (2004) : バイオガス輸送システムに関する検討—トラック輸送とパイプライン輸送の LCA による比較—, 多様な循環システムの統合による循環型社会適応モデルの構築に関する研究 (中間報告), 科学研究費補助金基盤研究 (B) (2) 課題番号 14360126, 研究代表者: 工藤昭彦, 9-16.

落修一 (2002) : 消化ガス (バイオガス) の生産・利用促進のための技術, 再生と利用 25 (94), 18-24.

朴宗洙・石井耕太・寺尾日出男 (2001) : デュアルフューエル・コージェネレーションシステムの基礎性能に関する研究, 農業施設 31 (4), 197-204.

朴宗洙・寺尾日出男・石井耕太 (2003) : 環境調和型高効率バイオガス用コージェネレーションシステムの開発 (第 4 報) —BIOCGS の経済性評価—, 農業機械学会誌 65 (1), 78-84.

SGC (2001) : Adding gas from biomass to the gas grid, Report Swedish Gas Center (118).

関建司 (2002) : 吸着材を用いたメタン貯蔵, 日本エネルギー学会誌 81 (10), 899-907.

資源エネルギー庁長官官房総合政策課 (2001) : 総合エネルギー統計, 通商産業研究社.

士幌町農業振興対策本部 (1998) : 平成 10 年度士幌町農業試験センター成績書.

士幌町 (2003) : 士幌町循環型農業システムマスタープラン.

士幌町 (2004a) : バイオガスプラント余剰ガス利用システム可能性調査, 会議資料, 2004 年 2 月 15 日.

士幌町 (2004b) : 平成 15 年度バイオマス利活用フロンティア推進事業バイオマス利活用畜計画.

島田和宏 (2004) : ライフサイクルアセスメント手法を用いた畜産環境影響評価, 有機質資源リサイクルとその環境への影響評価, 第 22 回土・水研究会資料, (独) 農業環境技術研究所, 49-56.

末國富雄 (2003) : 畜産を取りまく環境規制—農業環境 3 法と環境規制法との接点—, 畜産の研究 57 (1), 3-8.



鈴木一行 (2001) : 食品解説つき新ビジュアル食品成分表, 大修館書店.

中條都一郎 (1943) : 自動車燃料として汚泥瓦斯利用設備と其の操業実績に就いて, 水道協會雑誌 118, 15-24.

#### 引用文献 (第 4 章)

安達昌孝 (2004) : 日本の LCA 政策の現状と今後の展開, 北海道におけるバイオマスの利用と LCA による評価, 「バイオマスと LCA」シンポジウム実行委員会・酪農学園大学, シンポジウム講演資料, 10-16.

CML (1996) : Application of LCA to Agricultural Products, CMLreport130.

(独) 産業総合研究所ライフサイクルアセスメント研究センター (2005) : 国際ワークショップ「LCA 手法の地域施策への展開」, 講演資料, 2005 年 11 月 30 日, 東京.

Gertler, N., (1995) : Industrial Ecosystems: Developing Sustainable Industrial Structures. Dissertation for Master of Science in Technology and Policy and Master of Science in Civil and Environmental Engineering, Massachusetts Institute of Technology.

長谷川周一・波多野隆介・岡崎正規 (2002) : 環境負荷を予測するーモニタリングからモデリングへー (編著), 博文社.

林孝 (1999) : 家畜生産における LCAー肉牛生産を中心にした問題の整理ー, 農林水産技術研究ジャーナル vol. 22 No. 10, 26-32.

林孝 (2000) : 肉牛生産の LCA と環境影響評価, 農林水産省農業環境技術研究所編『農業におけるライフサイクルアセスメント』, 養賢堂, 100-113.

平口嘉典・坂内久・大村道明 (2005) : 環境保全型稲作普及のコストと環境影響評価ーLCA に基づく環境負荷の定量化を中心にー, 東北農業経済研究, 23 (1), 通巻 46 号, 55-65.

Hunkeler, D., Yasui, I., Yamamoto, R., (1998) : LCA in Japan: Policy and Progress, Int. J. LCA, 3(3), 124-130.

Hunt, R.G., Franklin W. E., (1996) : LCA - How it Came About - Personal Reflections on the Origin and the Development of LCA in the USA, Int. J. LCA, 1(1), 4-7.

井村秀文 (2004) : 有機物資源循環と LCA, 北海道におけるバイオマスの利用と LCA による評価, 「バイオマスと LCA」シンポジウム実行委員会・酪農学園大学, シンポジウム講演資料, 17-32

Inaba, A.,(2000) : Recent Progress of LCA Activities in Japan, Int. J. LCA, 5(5),255-260.

井上恒久・高橋義明 (2000) : 水稻栽培における肥料, 土壌改良資材の利用に伴う環境負荷物質の収支のライフサイクルインベントリー分析, 第 4 回エコバランス国際会議講演集 (日本語版), 419-422.

石谷久・赤井誠 (1999) : 対訳&解説 ISO14040/JIS Q14040 ライフサイクルアセスメントー原則および枠組みー, 産業環境管理協会.

伊坪徳宏 (2002) : 一次生産性への影響評価手法とその被害指標, 第 3 回日本版被害算定型影響評価ワークショップ—一次生産性への影響評価講演集, 独立行政法人産業総合研究所ライフサイクルアセスメント研究センター, 1-16.

伊坪徳宏 (2004) : ライフサイクルを指向した環境経営管理手法—LCA から LCC, LCM へ—, 計測と制御, 43 (5), 407-414.

Jambert, C., Serca, D., and Delmas, R., (1997) : Quantification of N-loss as NH<sub>3</sub>, NO, and N<sub>2</sub> from fertilized maize fields in southwestern France, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol.48, 91-104.

環境省 (2002) : 環境活動評価プログラム—エコアクション 21—, 環境省総合環境政策局環境経済課.

木村園子・ドロテア・波多野隆介 (2004) : 流域生態系における土地利用のエコバランス評価, 有機質資源リサイクルとその環境への影響評価, 第 22 回土・水研究会資料, (独) 農業環境技術研究所, 57-64.

小林久・佐合隆一 (2000a) : 窒素・リン肥料製造のエネルギー消費・CO<sub>2</sub> 排出のライフサイクル分析, 第 4 回エコバランス国際会議講演集 (日本語版), 415-418.

小林久・佐合隆一 (2000b) : 窒素・リン肥料製造のエネルギー消費・CO<sub>2</sub> 排出のライフサイクル分析, 平成 12 年度農林水産業に係る LCA 応用施策の検討調査委託事業報告書, 社団法人農林水産技術情報協会, 41-50.

小林久・佐合隆一 (2000c) : 窒素・リン肥料の製造・流通段階のエネルギー消費量と CO<sub>2</sub> 排出量のライフサイクル分析, 小林久編著『農業におけるエネルギー消費・CO<sub>2</sub> 排出のライフサイクル分析に関する研究』科研費報告, 11-21.

小林久・佐合隆一 (2001) : 窒素およびリン肥料の製造・流通段階のライフサイクルにわたるエネルギー消費量と CO<sub>2</sub> 排出量の試算, 農作業研究, 36 (3), 141-151.

小林久・宮本潤 (2001) : 農作物生産に伴う窒素およびリンの投入・吸収量とその収支に関する空間分析, 農業土木学会論文集, 69(2) 通巻 212, 243-248.

小林久 (2002) : 施肥に関連する流出負荷低減策のライフサイクル分析—環境保全型農業に対するライフサイクルアセスメント (LCA) 適用の試み, 環境情報科学, 31 (1), 77-85.

小林久 (2004) : 地域資源・地域環境評価のための物質勘定の試み—地域物質代謝構造の分析手法開発へのアプローチ—, 環境情報科学, 33 (2), 67-77.

鎌塚昭三・山本広基 (1998) : 環境中における農薬の行くえ 土と農薬, (社) 日本植物防疫協会.

Li, C.S., (2000) : Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol.58, 259-276.

Masoni, P., et al., (1998) : イタリアの酪農会社におけるライフサイクルアセスメントのパイロットスタディ, 第 3 回エコバランス国際会議講演集 (日本語版), 193-196.

Mishima, S., (2002) : The recent trend of agricultural nitrogen flow in Japan and

improvement plans, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol.63, 151–163.

三島慎一郎 (2004) : 中規模流域における施肥および有機物施用の環境影響評価, 有機質資源リサイクルとその環境への影響評価, 第 22 回土・水研究会資料, (独) 農業環境技術研究所, 65–76.

両角和夫・合田素行・西澤栄一郎・田上貴彦・宇野雅美 (1998) : 自足型社会としての島嶼地域・離島における生産・生活の条件—鹿児島県沖永良部島を例にして—, 農業総合研究, 第 52 巻第 4 号, 63~112.

Narita, N., et al., (2004) : Current LCA Database Development in Japan — Results of the LCA Project, *Int.J. LCA*, 9(6),355-359.

日本気象協会 (編) (2003) : 気象データひまわり CD-ROM2003, 丸善.

小川吉雄 (2000) : 地下水の硝酸汚染と農法転換 流出機構の解析と窒素循環の再生, 農文協.

沖永良部改良普及所 (1998) : 作物別収益性標準及び農家生活の指標』沖永良部改良普及所.

沖永良部改良普及所 (1999) : 伸びゆく沖永良部・与論農業, 沖永良部改良普及所.

大村道明・両角和夫・合田素行・西澤栄一郎・田上貴彦 (2000) : 北海道士幌町における農業と関連産業の LCA, 2000 年度日本農業経済学会論文集, 日本農業経済学会, 183–185.

大村道明・両角和夫・田上貴彦・西澤栄一郎・合田素行 (2002) : 農業への LCA 適用の動向と展望, 2002 年度日本農業経済学会論文集, 170–172.

大村道明 (2004) : 農業のためのライフサイクルアセスメント手法の検討—鹿児島県沖永良部島の農業生産活動の環境影響評価を事例に—, 東北農業経済研究, 東北農業経済学会, 22 巻 1 号 (通巻 44 号), 56-70.

Raggi, A., et al.,(2000) : パスタ製品への LCA 手法の応用 : ケーススタディ, 第 4 回エコバランス国際会議講演集 (日本語版), 443–446.

島田和宏 (2004) : ライフサイクルアセスメント手法を用いた畜産環境影響評価, 有機質資源リサイクルとその環境への影響評価, 第 22 回土・水研究会資料, (独) 農業環境技術研究所, 49–56.

鶴田治雄・尾崎保夫 (1999) : 水田における温室効果ガスおよび水質に関する LCA, 農林水産技術研究ジャーナル, vol. 22 No. 10, 20–25.

鶴田治雄・尾崎保夫 (2000) : 水田における温室効果ガスおよび水質に関するライフサイクルアセスメント, 農林水産省農業環境技術研究所編『農業におけるライフサイクルアセスメント』, 養賢堂, 72–83.

UNEP (1996) : Life Cycle Assessment: What it is and How to do it, UNEP Cleaner Production Programme.

Veldkamp, E., and Keller, M., (1997) : Fertilizer-induced nitric oxide emissions from agricultural soils, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol.48, 69–77.

引用文献 (第 5 章)

**Gertler, N., (1995) :** Industrial Ecosystems: Developing Sustainable Industrial Structures. Dissertation for Master of Science in Technology and Policy and Master of Science in Civil and Environmental Engineering, Massachusetts Institute of Technology.