The University of Osaka
Institutional Knowledge Archive

Title	都市・農村間の物質代謝の改善に向けた静脈系社会資本更新計画の立案と評価に関する研究
Author(s)	中久保, 豊彦
Citation	大阪大学, 2012, 博士論文
Version Type	VoR
URL	https://hdl.handle.net/11094/1688
rights	
Note	

The University of Osaka Institutional Knowledge Archive : OUKA

https://ir.library.osaka-u.ac.jp/

The University of Osaka

平成 23 年度　博士論文

都市・農村間の物質代謝の改善に向けた静脈系社会資本更新計画の立案と評価に関する研究

大阪大学大学院 工学研究科

環境・エネルギー工学専攻　環境マネジメント学領域

中久保 豊彦

目次

第 1 章　序論　1

1.1　研究の背景 1
1.2　研究の目的 1
1.3　本研究の構成 2
参考文献 4

第 2 章　資源代謝構造の改善に向けた静脈系社会資本更新計画の枠組み　5

2.1　都市・農村間の物質代謝構造を踏まえた都市代謝改善の進展 5
2.1.1　日本における資源循環戦略の進展 5
2.1.2　リン鉱石の枯渇性と静脈系社会資本による回収ポテンシャル 6
2.1.3　有機性廃棄物の代謝改善政策の進展と課題 7
2.2　中国ならびに日本における都市・農村間の物質代謝改善に向けた研究課題 10
2.2.1　中国におけるバイオマス利活用戦略の論点 10
2.2.2　日本における下水処理場・ごみ焼却場更新の論点 11
参考文献 13

第 3 章　バイオマス利用方策に係る温室効果ガス削減量と資源節約量のトレードオフ分析　15

3.1　序論 15
3.2　中国省レベルを対象としたバイオマス需給バランス推計モデルの構築 16
3.2.1　廃棄物系バイオマス発生量の推計方法 16
3.2.2　追加森林管理による木質資源産出量の推計方法 19
3.2.3　代替可能用途の需要量推計手法 20
3.3　バイオマス資源配分施策の設定と施策評価のための分析手法の構築 23
3.3.1　比較対象とする資源配分施策の設定 23
3.3.2　施策間比較のバウンダリーの設定 25
3.3.3　物質・エネルギー収支の勘定手法 27
3.3.4　温室効果ガス排出削減効果の勘定手法 30
3.3.5　リン鉱石節約効果の勘定手法 33
3.3.6　農林地節約効果の勘定手法 34
3.4　施策導入効果の評価結果 35
3.4.1　バイオマス需給バランスの推計結果 35
3.4.2　GHG 排出削減効果と資源節約効果の推計結果 37
3.4.3　GHG 排出削減収支を踏まえた資源配分に伴うトレードオフの考察 38
3.4.4　推計結果を解釈する上での留意事項 42
3.5　本章の結論 44
参考文献 45

第 4 章　温室効果ガス排出削減とリン回収に向けた汚泥・厨芥の循環利用技術の比較評価　49

4.1　序論 49
4.2　下水汚泥・厨芥の利活用を対象としたライフサイクルアセスメントの枠組み 50
4.2.1　比較評価ケースの設定 50

4.2.2　機能単位の設定 52
4.2.3　バウンダリーの設定 53
4.3　GHG 排出量とリン回収量を推計する物質フロー勘定手法の構築 54
4.3.1　各プロセスにおけるエネルギー・資材の消費原単位 54
4.3.2　エネルギー収支の勘定方法 55
4.3.3　リン収支の勘定方法 59
4.3.4　温室効果ガス排出量の勘定方法 60
4.4　再生リン肥料・コンポストの施肥に伴う健康リスク評価手法 62
4.4.1　葉菜類への施肥を対象とした重金属摂取量の推計手法 62
4.4.2　重金属摂取に伴う DALY の推計手法 63
4.5　循環技術導入による評価結果 66
4.5.1　温室効果ガス排出量の推計結果 66
4.5.2　リン回収量の推計結果 67
4.5.3　DALY の推計結果 67
4.5.4　システムケース間・技術ケース間の比較評価と考察 69
4.6　消化・前処理技術の整備も合わせた技術ケースの追加分析 71
4.6.1　技術ケースの設定 71
4.6.2　技術パラメータの設定 71
4.6.3　評価結果 72
4.7　本章の結論 74
参考文献 75
4 章付録 A　エネルギー収支の推計結果 78
4 章付録 B　リン収支の推計結果 87

第 5 章　下水処理場とごみ焼却場の連携型更新計画の立案と評価　89

5.1　序論 89
5.2　静脈系社会資本更新計画の設定 90
5.2.1　計画対象領域・年次・将来人口の設定 90
5.2.2　比較対象とする更新計画の設定 90
5.2.3　下水汚泥・廃棄物収支に影響する計画の設定（ケース間で共通の設定条件） 91
5.2.4　ケース間で共通させる設備更新計画の設定 91
5.3　汚泥処理事業による厨芥・剪定枝受入施策の立案支援モデル 93
5.3.1　下水汚泥収支の推計 93
5.3.2　一般廃棄物収支の推計 94
5.3.3　汚泥処理事業も含めたごみ処理広域化計画の設定 96
5.4　更新計画へのライフサイクルアセスメントの適用 98
5.4.1　機能単位ならびにバウンダリーの設定 98
5.4.2　エネルギー・リン・灰の収支の推計手法 99
5.4.3　温室効果ガス排出量の勘定方法 102
5.4.4　事業コストの勘定方法 102
5.5　更新計画の評価結果 105
5.5.1　静脈系社会資本の更新結果 105

5.5.2　環境性評価 105
5.5.3　経済性評価 108
5.5.4　汚泥処理事業による厨芥・剪定枝受入の効果の総括 108
5.5.5　温室効果ガス排出量の地域差に関する感度解析 109
5.5.6　厨芥・剪定枝受入に向けた留意点 110
5.6　本章の結論 111
参考文献 112

第 6 章　結論　115

6.1　本研究の総括 115
6.2　本研究より得られた成果 116
6.2　今後の研究課題 116

謝辞　118

第１章　序論

1.1　研究の背景

日本が環境政策の中核として進めている低炭素社会，循環型社会を具現化するにあたり，下水処理場，ごみ焼却場に代表される都市の静脈系社会資本をバイオエネルギー供給拠点・資源循環拠点へと転換させていくことが望まれる．そうした中で，現状ではごみ焼却場で焼却されている厨芥（生活系・業務系の台所ごみ）の処理を下水処理場が引き受け，下水処理場に消化槽を整備して下水汚泥・厨芥からの消化ガス回収を図る事業連携型の更新計画が，低炭素，資源循環の側面で有用な一案として挙げられる．

低炭素政策の視点では，都市内で調達可能な再生可能エネルギー源を最大限に活用することが重要となり，下水汚泥，厨芥の混合消化による消化ガスの生産能力の拡大は，主要な化石燃料代替施策として位置付けられる．従来の消化ガス利用は下水処理場内での電力生産や汚泥焼却用燃料としての利用に留まっていたが，神戸東部臨海市街地では既設の都市ガス導管を利用した下水処理場からの消化ガス供給を開始しており[1)]，フロンティア精神に富む低炭素インフラ整備事業として注目されている．また，下水処理場による厨芥受入事業は，石川県珠洲市が2007年8月より事業系生ごみの受入事業を，北海道北広島市が2011年4月より家庭系生ごみの受入事業を先駆的に開始しており[2)]，事業の広がりが期待されている．

資源循環政策の視点では，食料生産に欠かせないリン資源の枯渇性が懸念されており[3)]，下水汚泥，厨芥からのリン回収技術の開発が進められている．Cordell et al.[4)]は世界のリン需要の増加に伴い 2040 年頃にリン鉱石の採掘量が頭打ちとなると予測しており，2050~2100 年の間にリン鉱石の経済埋蔵量を使い切ることを指摘している．採掘技術の向上や肥料需要の動向などリン鉱石の枯渇は不確実性を伴うものであるが，将来の資源枯渇リスクに備え，リンの回収が今後の資源循環戦略において重要課題となっている．下水処理場を都市におけるリン回収拠点として技術導入を進めるにあたり，下水処理場が厨芥を受け入れることで，厨芥からのリン回収も同時に可能となる．

こうした静脈系社会資本の更新計画を都市・農村間の物質代謝の改善の観点から論じると，栄養塩類の循環形成として，都市に集積する生活排水・食品廃棄物中のリンを，食料生産を担う農村に返還する物質フローを形成することができる．また，消化後の脱水汚泥の乾燥熱源として剪定枝を用いることで，都市の緑化施策との連携も生まれる．これにより，都市の緑地整備に必要となる苗木等の林産品を農村域から調達することで，農村における森林・里山管理に対する都市からの投資フローが促進される．

以上に論じた静脈系社会資本の更新の方策が，将来的に有用な技術オプションとして位置づけられ，本研究で取り扱う主題とした．

1.2　研究の目的

本研究では，都市・農村間における物質代謝の改善に向けたバイオマス利活用政策の立案を支援するツールとして，3 つの政策判断の階層（マクロな資源利用方針の策定，技術の比較，地域実地での技術更新計画の作成）に対応する評価モデルの構築を行うことを，研究の目的とした．

- マクロな資源利用方針の策定を支援する評価モデルを，資源利用方針の差異が世界の資源消費に与える影響の大きい中国を対象として開発する．そして，バイオマス資源全般を対象として，バイオマスの配分政策が，温室効果ガス（GHG）排出削減量と資源節約量に与える影響を推計するとともに，配分政策の差異により生じる GHG 排出削減量と資源節約量間でのトレードオフ構造の体系的整理を試みる．（第 3 章）
- 技術の比較を支援する評価モデルの構築は，日本における下水汚泥・厨芥の利活用に係る技術選択を対象として行う．下水処理場に導入される汚泥変換技術，リン回収技術を組み合わせた複数の技術オプションを比較し，各オプションの優位性を分析する．（第 4 章）
- 地域実地での技術更新計画の作成を支援するモデルについては，第 4 章の技術オプションの優位性分析を踏まえ，日本の自治体が静脈系社会資本（下水処理場，ごみ焼却場）の更新計画を立案・評価できるモデルの構築を目指す．（第 5 章）

1.3　本研究の構成

本研究は 6 章から構成される（**図 1-1**）．

第 1 章では，静脈系社会資本の更新戦略の方向性を論じ，本論文で扱う研究対象を明確にするとともに，各章の構成を記した．

第 2 章では，日本における都市代謝改善政策の進展を整理し，その上で，中国，日本における都市・農村間の物質代謝改善に向けた研究課題を述べる．

第 3 章では，中国省レベルにおいてバイオマス利活用施策の立案・評価を支援するためのバイオマス需給バランス推計モデルを構築する．モデルの構築は，中国浙江省を対象として行った．そして，バイオマスを利用用途の配分方策として，エネルギー変換優先施策，マテリアル利用優先施策という 2 つの特徴的な施策を比較し，GHG 排出削減効果と，リン鉱石節約効果，農林地節約効果のトレードオフ構造に関する分析を行う．

第 4 章では，日本における下水汚泥・厨芥の循環利用技術オプションを対象とした比較評価を行う．評価指標は，GHG 排出量，リン回収量，リサイクル肥料の施肥に伴う健康リスクの 3 指標を用いる．下水処理場による下水汚泥・厨芥の混合処理を実施するケース（混合処理システムケース）と混合処理を実施しないケース（個別処理システムケース）間の比較，汚泥変換技術とリン回収技術からなる循環技術導入ケース（技術ケース）間の比較を，評価の主眼とする．GHG 排出量とリン回収量の分析は，ライフサイクルアセスメント（LCA）を適用して行う．以上に基づき，優位性の高い技術ケースを選定する．

第 5 章では，下水処理場設置の消化槽による厨芥受入施策を中心として，下水処理場とごみ焼却場の連携型更新計画を立案するためのモデルを構築し，神戸市にモデルを適用する．下水処理場側は第 4 章で優位性が高いと選定した技術オプションに基づき更新計画を立て，ごみ焼却場側は，ごみ処理の広域化と排熱発電の高効率化を図る．また，剪定枝の汚泥乾燥熱源利用を追加的に行うことによる効果の分析も合わせて行った．更新計画の導入による評価は，エネルギー消費量，GHG 排出量，リン回収量，事業コストの 4 指標を用いて行う．

第 6 章では，論文全体の分析結果を総括し，本研究で得られた成果と今度の研究課題を述べる．

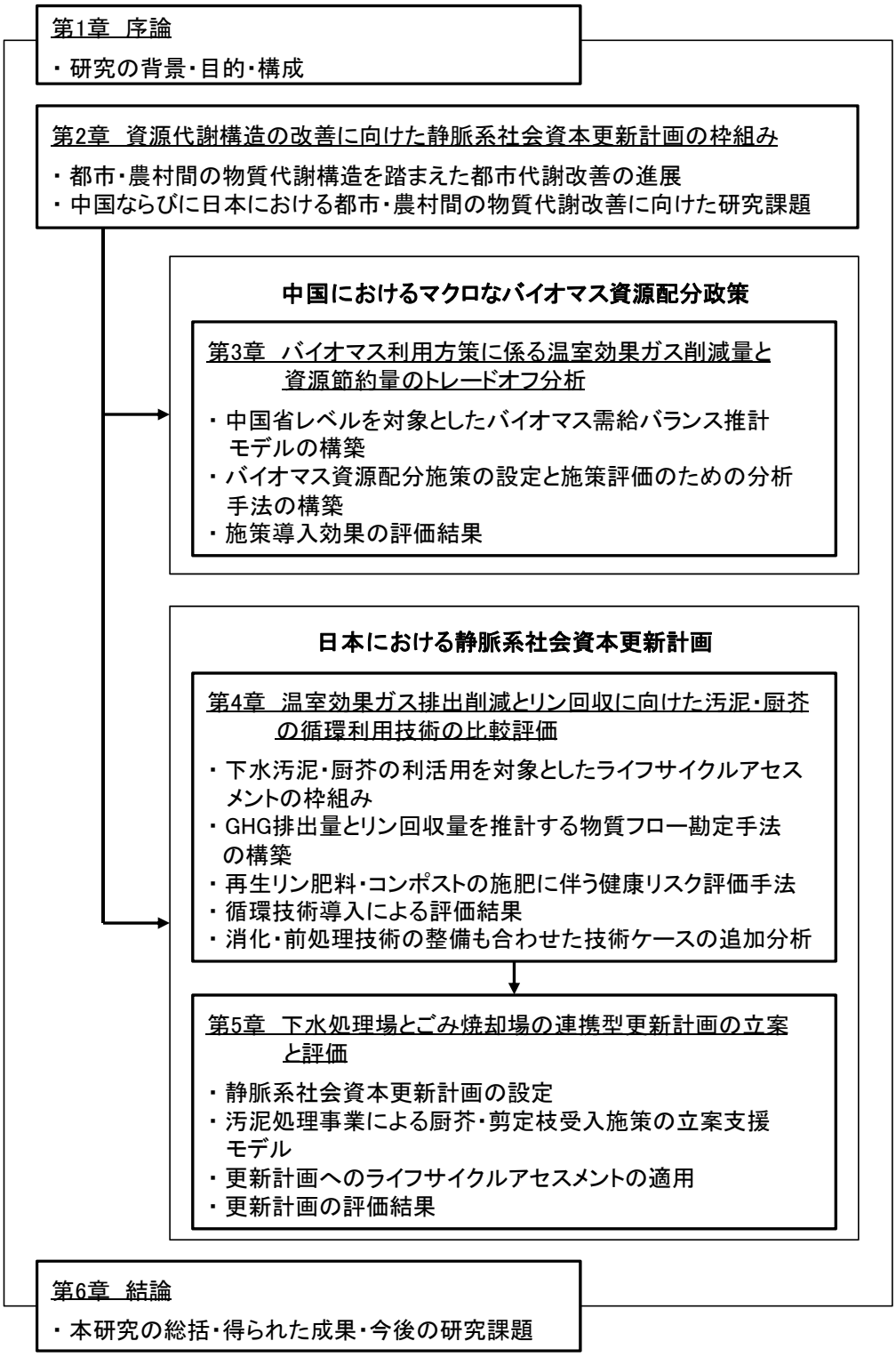

第1章　序論
・研究の背景・目的・構成
第2章　資源代謝構造の改善に向けた静脈系社会資本更新計画の枠組み
・都市・農村間の物質代謝構造を踏まえた都市代謝改善の進展
・中国ならびに日本における都市・農村間の物質代謝改善に向けた研究課題
中国におけるマクロなバイオマス資源配分政策
第3章　バイオマス利用方策に係る温室効果ガス削減量と資源節約量のトレードオフ分析
・中国省レベルを対象としたバイオマス需給バランス推計モデルの構築
・バイオマス資源配分施策の設定と施策評価のための分析手法の構築
・施策導入効果の評価結果
日本における静脈系社会資本更新計画
第4章　温室効果ガス排出削減とリン回収に向けた汚泥・厨芥の循環利用技術の比較評価
・下水汚泥・厨芥の利活用を対象としたライフサイクルアセスメントの枠組み
・GHG排出量とリン回収量を推計する物質フロー勘定手法の構築
・再生リン肥料・コンポストの施肥に伴う健康リスク評価手法
・循環技術導入による評価結果
・消化・前処理技術の整備も合わせた技術ケースの追加分析
第5章　下水処理場とごみ焼却場の連携型更新計画の立案と評価
・静脈系社会資本更新計画の設定
・汚泥処理事業による厨芥・剪定枝受入施策の立案支援モデル
・更新計画へのライフサイクルアセスメントの適用
・更新計画の評価結果
第6章　結論
・本研究の総括・得られた成果・今後の研究課題

図1-1　本論文の構成

参考文献

1) 谷戸善彦：21 世紀の水インフラ戦略－スマート下水道 20 の提言－，理工図書，2011.
2) 石田貴：下水処理場におけるバイオマス共同処理の実際 バイオマス共同処理で高まる下水処理場の可能性，資源環境対策，Vol.47，No.9，pp.21-23，2011.
3) Gilbert N.: The Disappearing Nutrient, Nature, Vol.461, No.8, pp.716-718, 2009.
4) Cordell D., Drangert J., White S.: The story of phosphorus: Global food security and food for thought, Global Environmental Change, Vol.19, pp.292–305, 2009.

第 2 章　資源代謝構造の改善に向けた静脈系社会資本更新計画の枠組み

2.1　都市・農村間の物質代謝構造を踏まえた都市代謝改善の進展

2.1.1　日本における資源循環戦略の進展

日本は循環型社会形成推進基本計画の下で廃棄物の再資源化を進めており，資源生産性（＝GDP／天然資源等投入量），循環利用率（＝循環利用量／(循環利用量＋天然資源等投入量)），最終処分量（最終処分場での廃棄物埋立量）の3指標に基づき循環型社会への到達度を評価している．2015年までの到達目標（資源生産性：42万円/t，循環利用率：14~15%，埋立処分量：23Mt）に対し，2008年に資源生産性は36.1万円/t，循環利用率は14.1%，埋立処分量は22Mtへと改善され[1)]，循環利用率と埋立処分量は前倒しで目標を達成している．そうした進展を受け，日本の循環型社会は第2段階に移行しており，循環型社会形成推進基本計画の補助指標として設定されている廃棄物部門由来のGHG排出量，土石系資源投入量を除いた資源生産性が今後の重要な評価視点として位置づけられる．本研究では，都市域における高含水率の有機性廃棄物（厨芥，下水汚泥）を重点的に取り上げ，都市におけるGHG排出削減，都市・農村間の物質代謝改善に向けた都市から農村への栄養塩類の還元（リン鉱石の消費削減）に向けた資源循環戦略を研究対象とすることとした．

GHGの排出削減に向け，中長期的な視点では，低炭素社会づくり行動計画（2008年7月閣議決定）において2050年までに現状比で60~80%削減することが，続く地球温暖化対策基本法案（2010年3月閣議決定）では，すべての主要国が意欲的な削減目標を掲げることが前提として1990年比で2020年までに25%削減，2050年までに80%削減することが表記されている[2)]．2020年に向けた中期目標については国際交渉の進展や国内での議論を踏まえると不確定な状況であるが，2050年に向けた長期目標については，2008年7月に行われた北海道洞爺湖サミットにおいて世界全体のGHG排出量を現状に比して2050年までに半減することがG8首脳国間で合意されており，先進国として日本が現状比で50%以上の削減を目標とするロードマップの策定が進められている．焼却中心の廃棄物部門における更なるGHG排出削減に向けては，高含水率であるために焼却に多くの化石燃料消費を必要とし，CO_2以外の温室効果ガスであるCH_4，N_2Oの焼却時排出が大きい下水汚泥，厨芥の処理工程の改善が重点事項となる．

一方で，土石系資源投入量を除いた資源生産性は，公共事業の減少による土石系資源消費量の削減を除いて天然資源投入量の削減効果を評価するための指標であるが，枯渇性資源の投入量の削減に向けた戦略的資源回収を評価する指標としても用いることができる．とりわけ近年，都市・農村間の物質代謝に関連して，農作物生産において必須養分元素であるリン鉱石の枯渇性が指摘されており，都市の下水処理場を生活排水（主にし尿）からのリン回収拠点とする取り組みが始まっている[3)]．ここで，現状の下水汚泥のリサイクル構造を**図2-1**に示す[4)]．汚泥のリサイクル率は70%に達しているが，その内訳は焼却灰のセメント原料利用が45%，路盤材など建設資材利用が34%，コンポスト利用が20%，燃料化が1%となっており，汚泥の大半がセメント産業による土石資源代替ならびに建設資材代替に用いられている．下水汚泥にはし尿に由来するリンが多量に含まれているが，枯渇性資源であるリンのサブスタンスフローの視点でみると，リサイクル率はコンポスト分の20%に留まっている．セメント産業による廃棄物受入に依存し，廃棄物埋立量を減らすために循環利用率の増加を図る段階から，資源の枯渇性や代替可能性を踏まえた戦略的資源回収の段階へと，資源循環戦略を再設計する必要性が生じている．

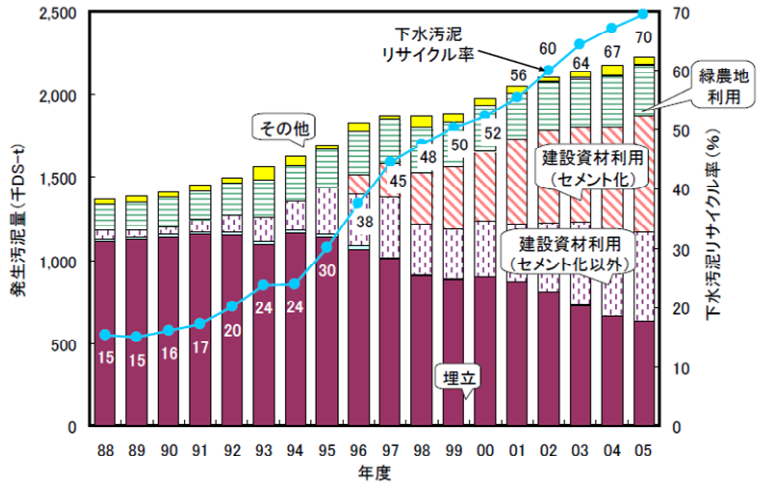


図2-1　下水汚泥のリサイクル率の変化

2.1.2　リン鉱石の枯渇性と静脈系社会資本による回収ポテンシャル

アメリカ地質調査所（USGS）[5]によれば，リンの経済埋蔵量（現在の技術レベルでの採掘可能な量）は2006年の段階で18,000Mtであり，同年の世界全体での年間消費量が142Mtであった．経済埋蔵量を単純に現在の採掘量で除すと，約130年（18,000／142＝126.8）で枯渇すると計算できる．ここで，Steen [6]による予測では，現実的なシナリオとして21世紀初頭（2010~2015年）まで年間2.8%ずつ世界のリン鉱石消費量が増加し，その後の伸び率は鈍化していくとして，2060~70年に経済埋蔵量の残存量は50%まで減少するとしている．また，Cordellら[7]による研究レビューによれば，世界のリン需要の増加に伴い2040年頃にリン鉱石の採掘量が頭打ちとなるとされている（**図2-2**）．

消費量の伸び以外に枯渇速度を早める懸念材料としては，リン鉱石中のリン酸含有量が10年で約1%ずつ低下ことや，リン鉱石中のカドミウムや放射性物質などの不純物含量率が増加することが挙げられている[8]．一方で，枯渇速度の緩和要素として，現存の経済埋蔵量18,000Mtに対し埋蔵基礎量（将来技術の進歩があれば採掘可能な量）は50,000Mtあるとされているが[5]，その利用可能性は不明瞭である．

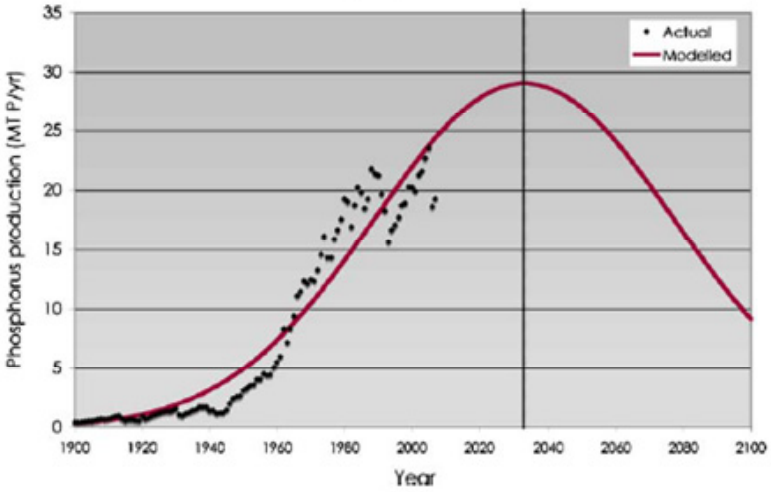


図2-2　経済埋蔵量に由来するリン鉱石生産量の将来予測

リンの回収を検討するにあたり，松八重ら[9]による日本におけるリンフローの推計結果を図2-3に示す．回収源は畜産排泄物中の145.2kt-P，鉄鋼スラグ中の93.1kt-P，生活排水（し尿）の53.8kt-P，食品廃棄物中の43.3kt-Pの4つであり，総計335.4kt-Pである．それに対し，日本の食料自給率はカロリーベースで40%であり，食料・飼料で173.5kt-Pのリンを輸入し，肥料製品またはリン鉱石の状態で輸入したリン酸肥料400.5kt-Pを農地に投入している．肥料施肥量が大きいのは，日本の農地は酸性の火山灰土壌が多く，施肥したリンの大半が土壌中に蓄積することによる．回収源から最大限に回収しても，農地での収支を踏まえると食料自給率40%下においてもリンの完全自給は難しい．畜産排泄物は堆肥として農地に返されているが，鉄鋼スラグからのリン回収は技術開発段階である[10]．ゆえに，下水処理場が排水に留まらず，食品廃棄物からのリン回収拠点として担うべき役割は大きい．

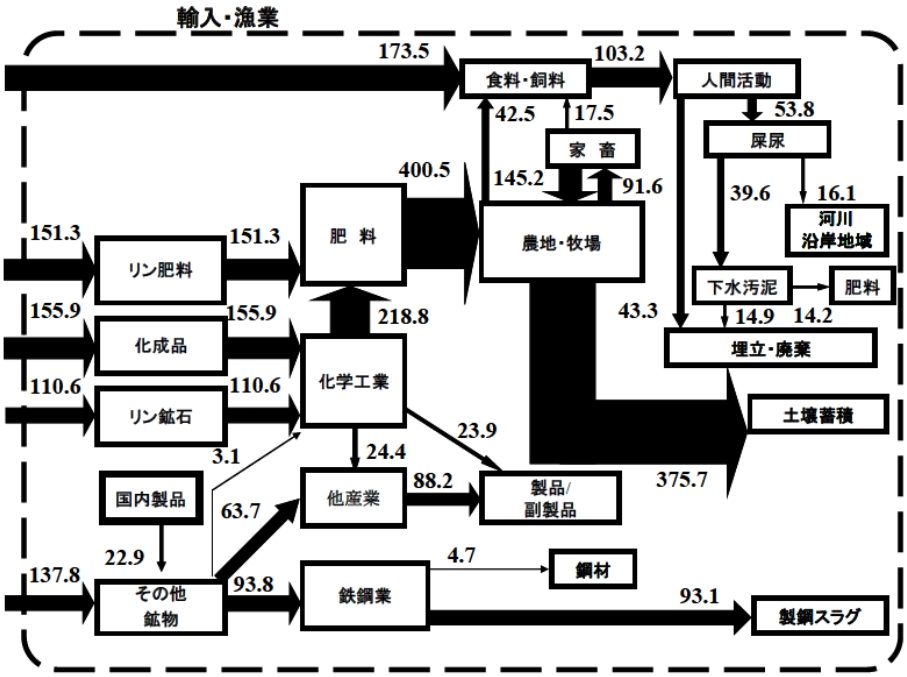


図2-3　日本におけるリンのサブスタンスフロー（kt-P/年，2000年値）

2.1.3　有機性廃棄物の代謝改善政策の進展と課題

バイオエネルギー生産，栄養塩類（窒素，リン，カリウム）循環の観点から見た食料フロー由来の有機性廃棄物の利活用政策の概要を図 2-4 に示す．

栄養塩類の循環が最も進展しているのは農村域で発生する畜産排泄物であり，1999 年に施行された「家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律（家畜排せつ物法）」を受けて畜産場舎内に堆肥化設備を整備し，畜産排泄物からの堆肥生産を着実に進めている．2005 年に畜産排泄物の堆肥化率は 90%に達しており [11]，栄養塩類の農地還元が図られている．

食品加工業における食品加工・流通廃棄物に関しても，1990 年代後半よりゼロエミッション（異種の産業のネットワーク化によって単一のプロセスでは達成できない資源の有効利用と環境負荷の低減を図る取り組み）を目指した食品加工業の先駆的事業 [12), 13)] が進められ，2001 年の「食品循環資源の再生利用等の促進に関する法律（食品リサイクル法）」の施行を受け，資源化が本格的

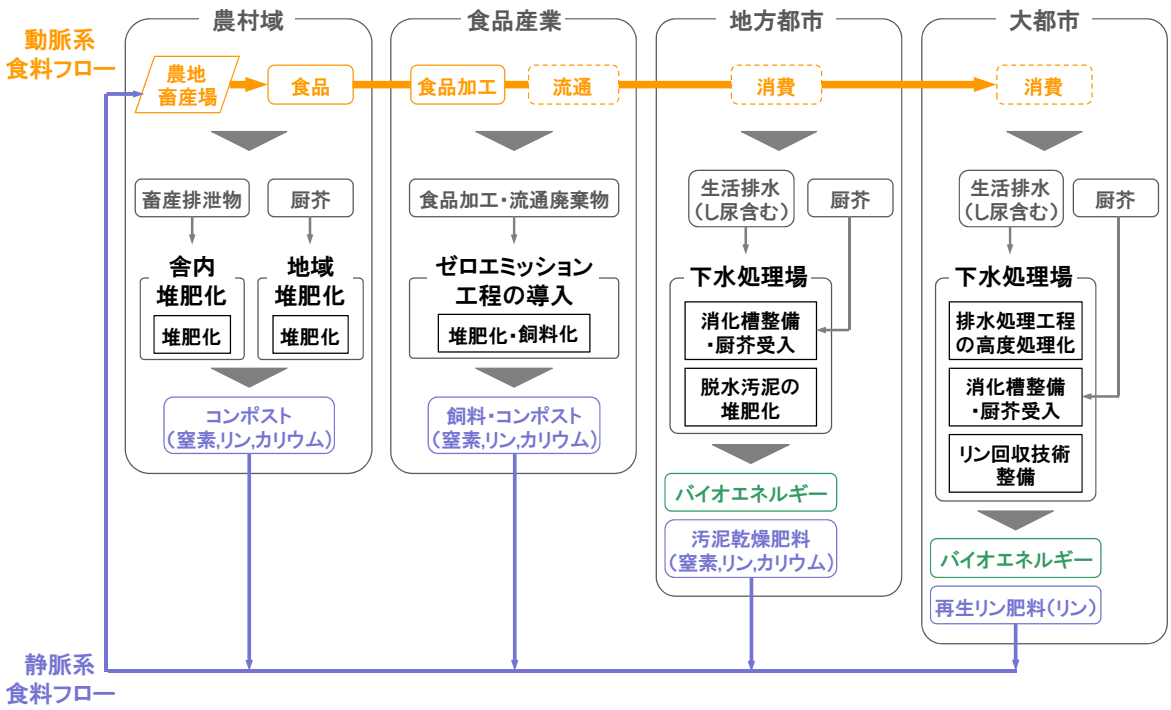


図2-4　有機性廃棄物の利活用政策の概要

に推進されるようになった．2008 年度における食品産業全体での食品加工・流通廃棄物のリサイクル率は 67%を占め（部門別では，食品製造業が 78%，食品卸売業が 52%，食品小売業が 33%，外食産業が 12%）[14]，主に飼料，肥料の用途で栄養塩類の動脈系フローへの還元が進められている．

一方で，現在大半が焼却処理されている厨芥（家庭・業務由来の食品廃棄物）や，し尿（人の排泄物）を含む生活排水からの栄養塩類の回収はとりわけ進展していない．

農村域で行われた厨芥の資源化事業としては，1997 年より山形県長井市で行われているレインボープランが挙げられ，一般家庭から分別収集した厨芥を堆肥化し，市内の農家で利用する取組である [15]．こうした取り組みを受け，農林水産省が進めるバイオマスタウン事業の中で多くの自治体が厨芥の堆肥化を進めているが，堆肥品質の安定化に向け，生活者による適切な分別行動を通した協力を得るなど，事業の成立に向けた課題を多くの自治体が抱えている．栄養塩類の循環のみでなくバイオエネルギーの生産という観点では，メタン発酵槽を導入してメタンガスを生産し，発酵残渣の堆肥化，消化液の液肥利用を進めることが望ましい [16]．しかしながら，消化液の液肥利用に関する許容性が低く，消化液の排水処理を加えた場合はエネルギー面，コスト面でメタン発酵槽の性能が大きく低下するため，消化液利用が事業化に向けた課題となっている [17]．

中小都市においては，上記のメタン発酵事業の成立要件を踏まえ，下水処理場設置の消化槽で汚泥・厨芥を混合処理し，消化ガス（メタンガス）回収，脱水汚泥の肥料化・栄養塩類回収を進める先駆的事業を石川県珠洲市が 2007 年より展開しており [18]，北海道北広島市においても同様の事業を 2011 年より開始している [19]．脱水汚泥については，乾燥・造粒化することで臭気をなくし，利用しやすい形態で提供している．汚泥乾燥肥料の肥効成分・有害成分に関する品質管理が，事業継続において引き続き課題となる．

大都市においては，人間活動が集積しているために生活排水・厨芥由来の栄養塩類が集積していること，下水処理場の排水処理工程において富栄養化対策の観点から高度処理への更新が行われていることを踏まえると，下水処理場における消化槽整備・厨芥受入事業の展開を積極的に進めることが，バイオエネルギー生産による都市のエネルギー自給，都市・農村間の栄養塩類収支の改善に向けて望まれる．ただし，栄養塩類の回収にあたっては，多様な産業主体からの排水も含まれる大都市においては，健康リスク面を配慮してリン回収技術を下水処理場に導入し，枯渇性資源であるリンに絞った回収を進めることが一案となる．日本においては，実用化されたリン回収技術として，汚泥処理工程の返流水や消化汚泥からのリン回収を図る MAP 法（液中に含まれるリンをアンモニウムとマグネシウムの結晶化物とする方法）が島根県宍道湖流域下水道，福岡市和白・東部・西部水処理センター，大阪市大野下水処理場で，下水処理工程の最終沈殿池から発生する放流水からのリン回収を図る HAP 法（処理水の pH を上げることによりリンを析出させる方法）が岐阜県下呂市で適用されている[20]．また，汚泥の焼却灰からのリン回収技術として，灰アルカリ抽出法（焼却灰からリンをアルカリで溶出させ溶出液からリンを析出させる方法）が岐阜市北部プラントで使用されており[21]，それらの技術が実用段階に移行している．その他，実験・実証段階も含め多様なリン回収技術が開発されており[22]，都市に集積するリン資源の回収に向けた技術更新が有望視されている．

2.2　中国ならびに日本における都市・農村間の物質代謝改善に向けた研究課題

2.2.1　中国におけるバイオマス利活用戦略の論点

高度経済成長を遂げている中国における資源消費量の増加は著しいが，都市・インフラ建設やモータリゼーションは進行途中に過ぎず，中長期的には更なる消費の増加が予想される．そうした中，中国は 2009 年 1 月より中華人民共和国循環経済促進法を施行し，資源消費構造の改善に向けた取り組みを国家レベルで進めている．中国が提唱している循環経済は日本の循環型社会と若干異なり，3R（Reduce, Reuse, Recycle）の“Reduce”は日本では「廃棄物の発生抑制」を指すが，中国では「工業生産に投入する資源（原材料，エネルギー，土地，水）の減量」を意味する [23]．すなわち，中国はバージン資源の節約に重点を置いており，特徴として，土地資源の節約も循環経済の枠組みに含めている．

都市・農村間の物質代謝構造を踏まえてバイオマス利用を循環経済の枠組みで論じると，バイオマスを土地資源（農林地）の節約に用いるか，エネルギー（化石燃料）の節約に用いるか，原材料（リン鉱石）の節約に用いるか，その優先付けに関する政策判断が必要となる．その文脈でのバイオマス利用選択に係る論点を**図 2-5** に示す．農村においては，食料フロー下で発生する稲わらなどの農業系副産物を，エネルギー利用するか，飼料利用して農地節約を図るかといった選択肢が存在する．また，未利用林地の管理にあたっては，バイオエネルギー生産基地として森林管理するか，他国への林地依存度を減らすために建設用・製紙用木材の生産を目的とした森林管理を行うかという選択肢がある．都市においては，厨芥・下水汚泥のメタン発酵を中心としたバイオエネルギー利用が期待されるが，メタン発酵設備の形成において，リンの回収も政策目的として技術システムを整備するか，リンの回収は政策目標とせずにエネルギー収支の改善のみを目標として技術システムを設計するかの選択肢がある．また，古紙の利用についても，乾式メタン発酵の導入においては厨芥の含水率を制御する都市有機性廃棄物として着目されるが，乾式メタン発酵でエネルギー利用するか，再生紙用原料として林地節約に利用するかが選択課題となる．

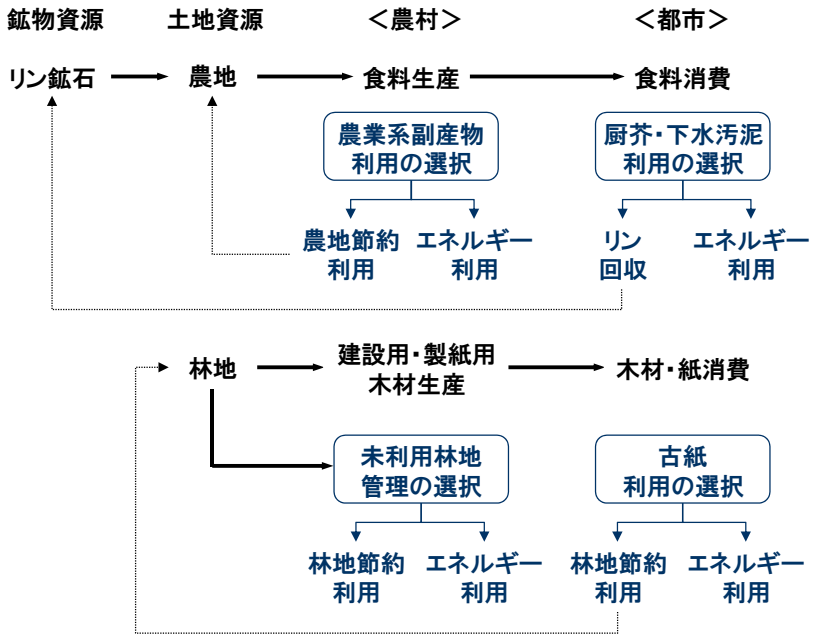


図2-5　都市・農村間の物質代謝構造を踏まえたバイオマス利用の選択肢

近年，農作物に関して食料とバイオ燃料との間での競合が問題となっているが，用途間での資源の取り合いはそれだけに限った問題ではなく，多くのバイオマス種にも当てはまる．よって，本稿第 3 章における中国研究においては，バイオマス資源全般を取り上げ，各種バイオマスをどの用途に配分するかに関するマクロな政策決定を支援する評価モデルの提案する．そして，循環経済を推進していくにあたり，バイオマスの用途配分選択に係る資源節約目標間のトレードオフ構造の把握を試みる．

2.2.2　日本における下水処理場・ごみ焼却場更新の論点

日本のバイオマス利用においては，静脈系社会資本（下水処理場，ごみ焼却場）更新計画の策定支援が重要であると判断し，都市における下水汚泥・厨芥のバイオエネルギー利用・リン回収に焦点を当てることとした．

低炭素社会，循環型社会を具現化するにあたり，都市の下水処理場をバイオエネルギー供給拠点・リン回収拠点へと更新させることが望まれる．そうした中で，現状ではごみ焼却場で焼却されている厨芥の処理を下水処理場が引き受け，下水処理場に消化槽を整備して汚泥・厨芥からの消化ガス回収を図る，事業連携型の更新計画が必要視される．

下水処理場側の更新戦略として，谷戸[24]は，計画 1 日最大下水処理水量が 1 万 m^3/日以上の下水処理場に消化槽の設置を義務付けて地域のバイオエネルギー供給基地化を進めること，すべての下水処理場にリン回収プロセスを組み込むことを提案している．こうした更新施策が進めば，消化槽での厨芥受入事業が促進され，消化ガス産出量，リン回収量の増加を図ることができる．

ごみ焼却場の更新計画については，プラスチックの分別を促進してきたが，その他プラは可燃ごみと混ぜて回収し焼却する方が，エネルギー消費，CO_2排出量，経済性の観点から優位であることが田中ら[25]により指摘されており，プラスチックの分別・資源化はペットボトルと白色トレイに絞り促進される可能性が高い．そこで，下水処理場による厨芥受入は，その他プラの分別に代わるごみの大幅な減量化施策と位置付けられる．よって，下水処理場による厨芥受入を介して，汚泥処理事業とごみ焼却事業とが連携した静脈系社会資本の更新計画が立案でき，その効果の定量的評価が求められる．

下水道新技術推進機構[26]により策定された「下水処理場へのバイオマス（生ごみ等）受入マニュアル」は，脱水汚泥が埋立あるいはコンポスト化される中小都市での施策導入評価に限定している．リンの回収ポテンシャルの大きい大都市の下水処理場での厨芥受入を検討する場合，脱水汚泥は汚泥焼却炉や汚泥燃料化技術に投入されることが想定される．汚泥焼却工程については，通常焼却炉から高温焼却炉に更新することでN_2Oの排出抑制が図れること，汚泥燃料化技術（高温炭化，低温炭化，ガス化）への更新ではより一層のN_2O排出抑制が図れる一方で，汚泥乾燥用のエネルギー消費が増加することが，木室ら[27]により示されている．下水処理場の消化槽に厨芥を受け入れる施策に関する評価研究の事例としては，石井ら[28]やWongら[29]が挙げられるが，これらの研究では，厨芥を受け入れることによる脱水汚泥の増加が汚泥焼却工程に与える影響を取り上げていない．そこで，厨芥の消化槽受入に伴う脱水汚泥の増加が焼却・燃料化工程に与える影響を踏まえて汚泥処理事業による厨芥受入施策を分析する必要があるとともに，燃料化技術を採用する場合には，汚泥の乾燥熱源として剪定枝の受入も同時に行う施策の分析も検討事項となる．また，汚泥処理工程の更新にあたり，汚泥変換技術とリン回収技術を組み合わせて技術システムの比較評価は行われていない．

そこで本稿第 4 章では，下水汚泥・厨芥からのバイオエネルギー生産・リン回収を図るための循環利用技術オプションを対象とした比較評価を行った．第 5 章では，第 4 章の優位性が高いと評価した技術オプションに基づき下水処理場を更新し，都市緑地政策と連動した剪定枝の汚泥乾燥熱源利用施策，ごみ焼却場側におけるごみ処理広域化施策と連携して，自治体が施策立案を行うためのモデル開発を行った．

参考文献

1) 環境省：第二次循環型社会形成推進基本計画の進捗状況の第 3 回点検結果について，2011. <http://www.env.go.jp/recycle/ circul/keikaku.html> (2011.12.1 閲覧)
2) 環境省：環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書 平成 23 年度版，2011.
3) 大竹久夫：リン資源のリサイクルをめぐる状況と課題，資源環境対策，Vol.46，No.5，pp.14-23，2010.
4) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：資源のみちの実現に向けて，2007.
5) U.S. Geological Survey: Mineral Commodity Summaries 2008, United States Government Printing Office, 2008.
6) Steen I.: Phosphorus availability in the 21st century: Management of a non-renewable resource, Phosphorus and Potassium, Vol.217, pp.25-31, 1998.
7) Cordell D., Drangert J., White S.: The story of phosphorus: Global food security and food for thought, Global Environmental Change, Vol.19, pp.292–305, 2009.
8) 黒田章夫，滝口昇，加藤純一，大竹久夫：リン資源枯渇の危機予測とそれに対応したリン有効利用技術開発，Journal of Environmental Biotechnology，Vol.4，No.2，pp.87−94，2005.
9) 松八重一代，久保裕也，大竹久夫，長坂徹也：廃棄物からの人工リン資源回収，社会技術研究論文集，Vol.5，pp.106-113，2008.
10) Matsubae K., Kubo H., Nakajima K., Nagasaka T.: Material Flow Analysis of Phosphorus in Japan; The Iron and Steel Industry as a Major Phosphorus Source, Journal of Industrial Ecology, Vol.13, No.5, pp.687-705, 2009.
11) 農林水産省：バイオマスの利用状況，<http://www.maff.go.jp/j/biomass/> (2011.12.1 閲覧)
12) 盛岡通[編著]：産業社会は廃棄物ゼロをめざす，森北出版，1998.
13) 鈴木基之[監修]：ゼロエミッション型産業をめざしてー産業における廃棄物再資源化の動向ー，シーエムシー，2001.
14) 農林水産省：食品循環資源の再生利用等実態調査報告 平成 21 年度版, 2009. <http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/zyunkan_sigen/index.html> (2011.12.1 閲覧)
15) 楠部孝誠，細野智之，植田和弘，内藤正明：有機物循環システムの評価ー山形県長井市レインボ-プランを事例としてー，廃棄物学会論文誌，Vol.16，No.5，pp.409-418，2005.
16) 地域資源循環技術センター：バイオマス技術入門，地域資源循環技術センター，2009.
17) 岩下幸司，岩田将英：メタン発酵消化液の液肥利用マニュアルー廃棄物処理から地域資源循環システムへの転換に向けてー，地域資源循環技術センター，2010.
18) 美谷喜久雄：自然と共生する珠洲市をめざしてー複合バイオマスメタン発酵施設の導入事例ー，資源環境対策，Vol.47，No.9，pp.30-34，2011.
19) 村上清志：北広島下水処理センターにおけるバイオマス共同処理の実際, 資源環境対策, Vol.47, No.9, pp.35-39, 2011.
20) 石井宏幸：下水汚泥中リンのリサイクルの可能性とその技術的背景，資源環境対策，Vol.46，No.5，pp.45-49，2010.
21) 後藤幸造：下水汚泥焼却灰からのリン回収と利用，資源環境対策，Vol.46，No.5，pp.50-53，2010.
22) 加藤文隆，高岡昌輝，大下和徹，武田信生：下水処理システムからのリン回収技術の現状と展望，土木学会論文集 G，Vol.63，No.4，pp.413-424，2007.
23) 大西康雄：中国胡錦濤政権の挑戦 第 11 次 5 カ年長期計画と持続可能な発展，アジア経済研究所，2006.
24) 谷戸善彦：21 世紀の水インフラ戦略ースマート下水道 20 の提言ー，理工図書，2011.

25) 田中勝，石坂薫，相良敏正：エネルギー利用の観点からみた廃プラスチックのあるべき姿－廃プラスチックのごみ発電燃料としての利用可能性調査－，日本エネルギー学会誌，Vol.90，No.7，pp.599-608，2011.
26) 下水道新技術推進機構：下水処理場へのバイオマス（生ごみ等）受入マニュアル，下水道新技術推進機構，2011.
27) 木室洋介，古林敬顕，中田俊彦：下水汚泥エネルギー利用システムのインベントリ分析による性能評価，日本エネルギー学会誌，Vol.90，No.3，pp.247-257，2011.
28) 石井暁，花木啓祐：川崎市下水処理場における有機性食品廃棄物を利用したエネルギー回収および二酸化炭素削減ポテンシャルの推定，環境システム研究論文集，Vol.34，pp.443-453，2006.
29) Wong L-F., Fujita T., Xu K-Q.: Evaluation of regional bio-energy recovery by local methane fermentation thermal re-cycling systems, Waste Management, Vol.28, No.11, pp.2259-2270, 2008.

第 3 章　バイオマス利用方策に係る温室効果ガス削減量と資源節約量のトレードオフ分析

3.1　序論

中国が低炭素社会と循環経済の形成を推進するにあたりバイオマスの利用が有用視されるが，様々な変換技術が開発されている中，各バイオマス資源をどの技術に配分し，どの用途で利活用するかに関する政策判断が求められる．しかしながら，これまでの研究では，技術開発を踏まえバイオマスにより代替できる用途を包括的に把握し，各用途の代替可能量に対し，どのバイオマスをどれだけ配分するかを検討するための評価システムが構築されていない．それは，バイオマスフローに関連するデータの未整備によるところが大きい．そこで本章では，中国省レベルにおいてバイオマス需給バランスを推計した上で，バイオマス利用政策の立案・評価が可能となるモデルの構築を研究目的とする．

モデルの適用地域には，中国経済を牽引している長江デルタ圏に位置し，森林資源の豊富な浙江省を選んだ．浙江省の社会経済概要を**表 3-1** に，位置を**図 3-1** に示す．

本分析は，世界の工場として資源・エネルギーの消費拠点となった中国が，将来的にバイオマスをどの用途でどれだけ利用していくべきかという，マクロな政策決定を支援する評価システムの提案を目指している．よって，循環経済を推進していくにあたり，バイオマスの用途配分選択に係る資源節約目標間のトレードオフ構造を把握するという観点から，温室効果ガス（GHG）排出削減効果とリン鉱石節約効果，農林地節約効果を評価指標とし，エネルギー変換優先施策（施策 A），マテリアル利用優先施策（施策 B）という 2 つの特徴的な施策を比較評価する．

本章の構成は次の通りである．第 2 節では，中国を対象としたバイオマスの需給バランス推計モデルを構築した．第 3 節では，計画変数として用途別森林利用率とバイオマス利用用途配分率を設け，バイオマス資源の配分施策を立案した．そして，資源配分施策の評価に向け，ライフサイクル・アセスメント（LCA）を適用した分析手法を示した．第 4 節では，施策導入効果の評価結果を示し，バイオマス資源配分に伴うトレードオフに関する考察を行った．そして，第 5 節に本研究より得られた結論を示した．

表3-1　浙江省の社会経済概要

	値	内訳		単位
人口 [1)]	4629	都市人口	2616	万人
		農村人口	2014	
産業出荷額 [1)]	15743	農林水産部門	925	億元
		工業部門	7591	
		建設部門	919	
		運輸部門	631	
		サービス部門	5677	
土地利用	920	農地 [1)]	229	万ha
		林地 [2)]	554	
		建設用地 [2)]	58	
		湿地 [2)]	80	
		淡水域 [2)]	98	

図3-1　浙江省の位置

3.2　中国省レベルを対象としたバイオマス需給バランス推計モデルの構築

本節では，廃棄物系バイオマスの産出量，木質資源の新規生産量，バイオマス変換製品による代替可能な原材料の需要量を推計する手法を示し，バイオマスの需給バランスを勘定する方法論を記述する．

3.2.1　廃棄物系バイオマス発生量の推計方法

本研究で勘定項目とする廃棄物系バイオマスは，農業系副産物（ワラ茎，もみ殻，果樹剪定枝），林業系副産物（林地廃材），畜産排泄物（豚排泄物，牛排泄物，鶏排泄物，羊排泄物），工業系食品廃棄物（動植物性残渣），都市系木質廃棄物（建設廃木材，市街地緑地剪定枝），業務・家庭ごみ（厨芥，古紙，木質ごみ），都市系汚泥（下水汚泥），農村系汚泥（集落排水汚泥）とする．

バイオマスの推計は，活動量にバイオマス産出原単位を乗じて推計する．推計に必要な活動量一覧を表 3-2 に示す．

表3-2　バイオマス発生量推計に用いる活動量に関するデータ（2006年度）

推計項目	活動量		値	単位	出所・推計式
ワラ茎・もみ殻	穀物産出量	米	706.6	万t	浙江統計年鑑[1)]または中国農業年鑑[3)]
		小麦	35.4		
		トウモロコシ	28.0		
		豆類	51.8		
		いも類	70.2		
		油菜	47.2		
		砂糖黍	88.2		
果樹剪定枝	果樹園面積		69.2	万ha	中国環境統計年鑑[2)]
林地廃材	木材品産出量	材木	152.2	万t	中国農業年鑑[3)] 材木は生木比重0.80[t/m^3]，竹は20[t/本]で換算．
		竹	269.9	万t	
畜産排泄物	家畜頭数	豚	1899.4	万頭	浙江統計年鑑[1)]または中国農業年鑑[3)]
		牛	16.3		
		鶏	21955.4		
		羊	198.3		
動植物性残渣	食料品部門生産額		4290000.0	万元	浙江統計年鑑[1)]
建設廃木材	住宅床面積施工量$_{t年}$		14272.9	万m^2	中国建築業統計年鑑[4)]
	住宅床面積蓄積量$_{t-1年}$		178595.0	万m^2	都市居住人口1人あたりの住宅床面積[1)]，農村居住人口1人あたりの住宅床面積[1)]に人口を乗じて推計．
	住宅床面積蓄積量$_{t年}$		181064.2	万m^2	
	解体住宅床面積$_{t年}$		11803.7	万m^2	(住宅床面積施工量)$_{t年}$+(住宅床面積蓄積量)$_{t-1年}$−(住宅床面積蓄積量)$_{t年}$
市街地緑地剪定枝	市街地緑地面積		7.0	万ha	中国環境統計年鑑[2)]
業務・家庭ごみ 都市系，農村系汚泥	人口	都市人口	2615.6	万人	浙江統計年鑑[1)]または中国統計年鑑[5)]
		農村人口	2013.8		

以下，各バイオマスの年間発生量の推計手法を整理する．

(a)　ワラ茎の推計

ワラ茎の産出量[t]については，ワラ茎発生原単位（穀物種生産量あたりのワラ茎発生量）[t/t]を穀物産出量[t]と乗じて推計する．

$$\text{ワラ茎産出量} = \text{ワラ茎発生原単位} \times \text{穀物産出量} \qquad (3\text{-}1)$$

ワラ茎発生原単位[t/t][6]は，米：0.623，小麦：1.366，トウモロコシ：2.0，豆類：1.5，いも類：0.5，油菜：2.0，砂糖黍：0.1 を用いる．

(b) もみ殻の推計

もみ殻の産出量[t]については，もみ殻発生原単位（米生産量あたりのもみ殻発生量）[t/t]を米産出量[t]と乗じて推計する．

もみ殻産出量＝もみ殻発生原単位×米産出量　　(3-2)

もみ殻発生原単位[7]は 0.25[t/t] を用いる．

(c) 果樹剪定枝の推計

果樹剪定枝の産出量[t]については，果樹剪定枝発生原単位（果樹園面積あたりの剪定枝発生量）[t/ha]を果樹園面積[ha]と乗じて推計する．

果樹剪定枝産出量＝果樹剪定枝発生原単位×果樹園面積　　(3-3)

果樹剪定枝発生原単位[8]は 3.80[t/ha] を用いる．

(d) 林地残材の推計

林地残材の産出量[t]については，林地残材発生原単位（材積伐採量あたりの林地残材発生量）[t/t]，材積換算係数（木材品産出量あたりの材積伐採量）[t/t]を，木材品産出量[t]と乗じて推計する．

林地残材産出量＝林地残材発生原単位×材積換算係数×木材品産出量　　(3-4)

材積伐採量 1t に対し木材品が 0.75t，林地残材が 0.25t 発生するとし[7]，林地残材発生原単位は 0.25[t/t]，材積換算係数は 1.33（＝1÷0.75）[t/t] を用いる．

(e) 畜産排泄物の推計

畜産排泄物の産出量[t]については，排泄物種の収集可能率[-]，畜産排泄物発生原単位（飼育頭数あたりの排泄物発生量）[t/頭]を，飼育頭数[頭]と乗じて推計する．

畜産排泄物産出量＝収集可能率×畜産排泄物発生原単位×家畜頭数　　(3-5)

排泄物種の収集可能率[-][9]は，豚：1.0，牛：0.6，鶏：0.6，羊：0.6 とした．また，畜産排泄物発生原単位[kg/頭][9]は，豚：600，牛：7,300，鶏：6，羊：183 を用いる．

(f) 動植物性残渣の推計

動植物性残渣の産出量[t]については，食料品部門の動植物性残渣比率[-]，廃棄物発生原単位（生産額あたりの廃棄物発生量）[t/万元]を，食料品部門生産額[万元]と乗じて推計する．

動植物性残渣産出量＝食料品部門・動植物性残渣比率×食料品部門・廃棄物発生原単位
×食料品部門生産額　　(3-6)

食料品部門の動植物性残渣比率は 0.778 [-][10]，廃棄物発生原単位は 2,428[t/万元][11]を用いる．

(g) 建設廃木材の推計

建設廃木材の産出量[t]については，部材回収可能率[-]，建設用木材消費原単位（建設床面積あたり木材消費量）[t/m^2]を，解体住宅床面積[m^2]と乗じて推計する．

建設廃木材産出量＝部材回収可能率×建設用木材消費原単位×解体住宅床面積　　(3-7)

部材回収可能率は 0.331[-]（主要部材率を 0.40[-]，主要部材回収可能率を 0.83[-]として算定）[12]，建設用木材消費原単位は 0.044[t/m^2] [4]を用いる．

(h) 市街地緑地剪定枝の推計

市街地緑地剪定枝の産出量[t]については，緑地剪定枝発生原単位（市街地緑地面積あたりの剪定枝発生量）[t/ha]を市街地緑地面積[ha]と乗じて推計する．

市街地緑地剪定枝発生量＝緑地剪定枝発生原単位×市街地緑地面積　　(3-8)

緑地剪定枝発生原単位は 1.71 [t/ha][13]を用いる．

(i) 業務・家庭ごみ（厨芥，古紙，木質ごみ）の推計

業務・家庭ごみ（厨芥，古紙，木質ごみ）の発生量[t]については，人口[人]にごみ発生原単位[g/日/人]，各ごみの含有率[-]を乗じて推計する．農村における業務・家庭ごみ発生量は，都市住民で求められたごみ発生原単位に所得補正係数（農村住民可処分所得を都市住民可処分所得で割った値）[-]を乗じて算定する．

業務・家庭ごみ（都市）発生量＝ごみ発生原単位×都市人口
業務・家庭ごみ（農村）発生量＝所得補正係数×ごみ発生原単位×農村人口
ここで，厨芥発生量＝厨芥含有率×業務・家庭ごみ発生量
古紙発生量＝古紙含有率×業務・家庭ごみ発生量
木質ごみ発生量＝木質ごみ含有率×業務・家庭ごみ発生量　　(3-9)

ごみ発生原単位は 1,183[g/日/人][14]，所得補正係数は 0.608[-][1]とした．業務・家庭ごみに対する含有率[-][14]は，厨芥：0.592，古紙：0.101，木材ごみ：0.042 を用いる．

(j) 下水汚泥の推計

下水汚泥の産出量[t-DM]については，下水汚泥発生原単位（生活用水処理量あたりの汚泥発生量）[g-DM/m^3]，生活用水消費原単位（都市人口あたりの生活用水消費量）[m^3/日/人]を，都市人口[人]と乗じて推計する．

下水汚泥発生量＝下水汚泥発生原単位×生活用水消費原単位×都市人口　　(3-10)

下水汚泥発生原単位は 200 [g-DM /m^3][15]，生活用水消費原単位は 0.231[m^3/日/人][16]を用いる．

(k)　集落排水汚泥の推計

集落排水汚泥の産出量[t-DM]については，集落排水・浄化槽汚泥発生原単位（BOD 処理量あたりの汚泥発生量）[g-DM/g-BOD]，BOD 負荷負荷原単位（生活人口あたりの BOD 発生量）[g-BOD/日/人]を，農村人口[人]と乗じて推計する．

集落排水汚泥発生量＝集落排水汚泥発生原単位×BOD 負荷負荷原単位×農村人口　　(3-11)

集落排水汚泥発生原単位は 0.225[g-DM/g-BOD]（BOD 除去率 0.90[-]，除去 BOD 汚泥転換率 0.25 [g-DM/g-BOD]を乗じて算定）[17]，BOD 負荷負荷原単位は 45[g-BOD/日/人][18]を用いる．

なお，中国農村域においては下水処理インフラが整備段階であり，現状ではくみ取り式のし尿の発生が大半であるが，農村居住の集積化（小城鎮建設）と連動したインフラ整備が進められているため, 将来的なバイオマス利活用方策を検討するという視点で, 集落排水汚泥を対象とした．

3.2.2　追加森林管理による木質資源産出量の推計方法

GHG排出削減のためにはより多くのバイオマスを調達することが求められるが，廃棄物の発生量を増やすことは，廃棄物の排出削減目標に逆行する．そのため，追加的な資源生産が検討課題となる．近年，穀物を利用したバイオ燃料の生産に伴い食料とエネルギーとの競合が問題視される中，第二世代のバイオ燃料として木質資源の活用が重視されている．そこで本研究では，木質資源の追加生産を検討できるように，木質資源産出量の推計をモデルに加えた．なお，本研究で扱う木質資源については，**表3-3**に示す性質[19]で分析することとする．

木質資源の年間成長量を伐採・産出可能量とし，木質資源生産種ごとの成長量を**表3-4**に示す．加用ら[20]は，森林利用によりバイオエタノール生産を行う場合，成長が早い樹種への植替えを行わないと，材積の炭素蓄積量が減少するため逆にCO_2排出量を増やす可能性がある推計結果を示している．そこで本研究においても，人工林を利用したバイオ燃料生産を行う施策の検討を可能とするために，早生樹木への植替えを政策オプションに加えた．早生樹木の値は，中国江蘇省の演習林で行われたポプラの値13.1[t-DM/ha/年][21]（**表3-3**の性状値に基づき32.8[m^3/ha/年]）を採用した．建設用・製紙用に木質資源を伐採・搬出する場合は，産出量は年間の成長分にあたる4.7[m^3/ha/年]であるが，早生樹木の場合は7.0倍にあたる32.8[m^3/ha/年]の木質資源供給が可能となる．

木質資源（建設用・製紙用木材，早生樹木，竹）の産出量については，木材品（早生樹木幹部分，材木：建設用・製紙用木材幹部分）を**式(3-12)**，林地残材を**式(3-13)**より推計する．

木材品産出量＝材木比率×年間成長量×森林管理面積　　(3-12)

林地残材産出量＝林地残材比率×年間成長量×森林管理面積　　(3-13)

ここで，材木比率ならびに林地残材比率は，**式(3-4)**と同様に材木比率[-]を0.75，林地残材を0.25[-]とする[7]．

表3-3　木質資源の性質

	値	単位
生木含水率	50	%
生木比重	0.80	t/m^3
全乾密度	0.40	t-DM/m^3

表3-4　木質資源の年間成長量（伐採可能量）

		年間成長量	単収	単位
人工林	建設用・製紙用木材 [8]	4.7	－	m^3/ha/年
	早生樹木 [21]	32.8	－	m^3/ha/年
竹林	竹 [22]	25.0	－	t/ha/年
	筍 [23]	－	1.0	t/ha/年

森林活用面積を木材品産出量（表 3-2），筍産出量 14.9 万 t[1)]を踏まえて式(3-12)より算定した既存利用面積を表 3-5 に示す．竹林は大半を現状で利用しており，未利用人工林が追加森林管理の候補となる．

表3-5　森林の既存利用状況の推計結果（2006年度値）

	総森林面積	人工林	竹林	単位
総面積 [a]	553.9	255.6	42.0	万ha
既存利用面積 [b]	－	54.1	29.3	
未利用面積	－	201.5	12.8	

[a] 総森林面積[2)]に対し，人工林比率[2)]，竹林比率[24)]を乗じて推計．

[b] 竹林については，表3-4に示す単収を踏まえた筍生産分も勘定．

3.2.3　代替可能用途の需要量推計手法

バイオマス製品により代替可能な用途（原材料用途，エネルギー用途）に関する需要量の推計手法を整理する．原材料用途では肥料，飼料，建設用・製紙用木材，再生紙用古紙原料，石油化学製品原料を定量化項目とした．石油化学製品原料については，バイオエタノールを出発原料としたプロピレンの代替が期待されており [25)], 本研究においてもプロピレンの代替に焦点を当てる．

3.2.1 節と同様に，活動量に原材料需要原単位を乗じて需要量を推計する．推計に必要な活動量一覧を表 3-6 に示す．

表3-6　原材料需要量推計に用いる活動量に関するデータ（2006年度）

推計項目		活動量		値	単位	出所・推計式
肥料	窒素養分ならびにリン養分	作付面積	水田	129.1	万ha	(作物産出量)[1)]/(作物別単収)[1)]
			畑	30.3		(作物産出量)[1)]/(作物別単収)[1)]
			果樹園	69.2	万ha	(作物産出量)[1)]/(作物別単収)[1)]
			竹林	14.9	万ha	(作物産出量)[1)]/(作物別単収)[22)]
飼料	畜産用飼料	家畜頭数	豚	1899.4	万頭	浙江統計年鑑[1)]または中国農業年鑑[3)]
			牛	16.3		
			鶏	21955.4		
			羊	198.3		
	養殖用飼料	淡水養殖品産出量		75.5	万t	浙江統計年鑑[1)]または中国農業年鑑[3)]
建設用・製紙用木材	建設用木材	建物床面積竣工量		29151.4	万m^2	中国建築業統計年鑑[4)]
	製紙用木材	紙・板紙産出量		1044.0	万t	浙江統計年鑑[1)]または中国統計年鑑[5)]
再生紙用古紙原料（古紙）						
石油化学製品原料		化学繊維産出量		812.7	万t	浙江統計年鑑[1)]または中国統計年鑑[5)]
		合成ゴム産出量		1.8	万t	中国化学工業年鑑[26)]
		プラスチック産出量		555.2	万t	中国塑料工業年鑑[27)]

以下，各原材料の年間需要量の推計手法を整理した．エネルギー消費量については統計値があるため，引用方法を記載した．

(a)　肥料需要量の推計

肥料の窒素養分需要量（N 需要量）[t-N]，リン養分需要量（P_2O_5 需要量）[t-P_2O_5]については，作付面積[ha]にそれぞれの養分施肥原単位（作付面積あたりの N 施肥量 [kg-N/ha/回]，作付面積あたりの P_2O_5 施肥量[kg- P_2O_5/ha/回]）を乗じて推計する．

肥料需要量＝肥料需要原単位×作付面積　　(3-14)

N 施肥原単位[kg-N/ha][28]は，水田：211，畑：413，果樹園：197，P_2O_5 施肥原単位[kg- P_2O_5/ha] [28]は，水田：148，畑：149，果樹園：84 を用いる．また，竹林については，N 施肥原単位 200[kg-N/ha]ならびに P_2O_5 施肥原単位 90[kg-P_2O_5/ha][23]とした．

(b)　飼料需要量の推計

畜産用飼料の需要量[t-TDN]（可消化養分総量；Total Digestible Nutrients）については，家畜頭数[頭]にそれぞれの飼料消費原単位（家畜頭数あたりの飼料消費量）[kg-TDN/頭]を乗じて推計する．

畜産用飼料需要量＝畜産用飼料消費原単位×家畜頭数　　(3-15)

畜産用飼料消費原単位[kg-TDN/頭]は，豚：418 [29]，牛：755 [30]，鶏：6 [31]，羊：114 [29]を用いる．羊は豚の値に体重比を乗じて設定した．

養殖用飼料の需要量[t-TDN]については，淡水養殖品産出量[t]にそれぞれの飼料消費原単位（養殖品産出量あたりの飼料消費量）[kg-TDN/t]を乗じて推計する．

養殖用飼料需要量＝養殖用飼料消費原単位×淡水養殖品産出量　　(3-16)

養殖用飼料消費原単位 [32]は 1.3[kg-TDN/t]を用いる．

(c)　建設用・製紙用木材需要量の推計

建設用木材の需要量[m^3] については，建物床面積竣工量[m^2]に建設用木材消費原単位（建設床面積あたり木材消費量）[m^3/m^2]を乗じて推計する．

建設用木材需要量＝建設用木材消費原単位×建物床面積竣工量　　(3-17)

建設用木材消費原単位 [4]は**式(3-7)**と同様に 0.055[m^3/m^2]（0.044[t/m^2]）を用いる．

製紙用木材の需要量[t-DM] については，紙・板紙産出量[t]に紙製品構成比（紙・板紙に占める各紙製品の割合）[-]，各紙製品の木材チップ消費原単位（各紙製品産出量あたりの木材チップ消費量）[t-DM/t]を乗じて推計する．

製紙用木材需要量＝木材チップ消費原単位×紙製品構成比×紙・板紙産出量　　(3-18)

紙製品構成比ならびに木材チップ消費原単位は**表 3-7** の値を用いる．

表3-7　製紙用木材ならびに再生紙用古紙原料の需要推計に用いる原単位

	紙製品構成比[33]（浙江省値）[-]	各紙製品の原料消費原単位[34]	
		木材チップ消費原単位 [kg-DM/t]	古紙パルプ消費原単位 [kg-DM/t]
上級印刷紙	0.065	1590	0
再生上質紙	0.065	460	760
白板紙	0.500	591	547
段ボール原紙	0.370	0	1054

(d) 再生紙用古紙原料需要量の推計

再生紙用古紙原料（古紙）の需要量[t-DM] については，紙・板紙産出量[t]に紙製品構成比（紙・板紙に占める各紙製品の割合）[-]，各紙製品の古紙パルプ消費原単位（各紙製品産出量あたりの古紙パルプ消費量）[t-DM/t]を乗じて推計する．

再生紙用古紙原料需要量＝古紙パルプ消費原単位×紙製品構成比×紙・板紙産出量　(3-19)

紙製品構成比ならびに古紙パルプ消費原単位は**表 3-7** の値を用いる．

(e) 石油化学製品原料需要量の推計

石油化学製品原料の需要量[t] については，化学繊維，合成ゴム，プラスチックの産出量 [t]に誘導品構成比（化学繊維，合成ゴム，プラスチックのに占めるそれぞれの誘導品構成比率）[-]，各誘導品の石油化学原料需要原単位（各誘導品産出量あたりの石油化学原料消費量）[kg/t]を乗じて推計する．

石油化学製品原料需要量＝石油化学原料需要原単位×誘導品構成比×化学繊維産出量
＋石油化学原料需要原単位×誘導品構成比×合成ゴム産出量
＋石油化学原料需要原単位×誘導品構成比×プラスチック産出量　(3-20)

誘導品構成比ならびに石油化学原料需要原単位は**表 3-8** の値を用いる．

表3-8　石油化学製品原料の需要推計に用いる原単位

		誘導品構成比	各誘導品の石油化学原料需要原単位[kg/t]					
		[-]	エチレン	プロピレン	ブタジエン	芳香族	その他C4留分	メタノール
化学繊維	ポリエステル	0.939	224	−	−	798	−	33
	ナイロン	0.044	−	−	−	1000	−	−
	アクリル	0.016	−	1000	−	−	−	−
合成ゴム	SBR	0.398	54	−	667	151	−	−
	BR	0.306	−	−	911	−	−	−
	NBR	0.024	−	429	437	−	−	−
	CR	0.033	−	−	260	−	−	−
	IIR	0.027	−	−	−	−	889	−
	EPR	0.014	342	512	−	−	−	−
	SBS	0.198	54	−	667	667	−	−
プラスチック	LDPE	0.220	1003	−	−	−	−	−
	HDPE	0.119	1010	−	10	−	−	−
	PP	0.216	−	1000	−	−	−	−
	PS	0.099	279	−	−	781	−	−
	ABS樹脂	0.047	182	220	−	509	−	−
	PVC	0.299	297	−	−	−	−	−

注．誘導品構成比は化学繊維[35]，合成ゴム[36]，プラスチック[37]より引用した．
石油化学原料需要原単位は化学繊維[38]，合成ゴム[34]，プラスチック[38]より引用した．

(f) エネルギー需要量の推計

エネルギー用途での代替利用量に関しては，浙江省におけるエネルギー消費量を中国能源統計年鑑[39]より入手して整理した．

3.3　バイオマス資源配分施策の設定と施策評価のための分析手法の構築

3.3.1　比較対象とする資源配分施策の設定

本研究では，森林の未利用面積の追加利用（木質資源の追加生産）を操作する用途別森林利用率と，廃棄物系バイオマスならびに追加生産木質資源をどの用途に配分するかを操作するバイオマス利用用途配分率の 2 つの計画変数に基づき, 資源配分施策を設定する. 用途別森林利用率は, 現状では未利用となっている人工林面積を活かして建設用・製紙用木材を生産するか，エネルギー・石油化学製品原料の用途で利用する早生樹木を生産するかに関する政策判断を対象とした. また，バイオマス利用用途配分率は，各種バイオマスを利活用する際，どの代替可能用途を賄うために利用するかに関する政策判断を対象とした.

本研究では分析ケースとして，バイオマス資源のエネルギー変換優先施策（略称 : 施策 A）と，マテリアル利用優先施策（略称 : 施策 B）を設定し，特徴的な 2 つの施策を比較することとした. なお，本研究では異なる環境目標（GHG 排出削減，リン鉱石節約効果，農林地節約効果）のどちらに重点を置くかによりバイオマス資源の利用方法選択が異なり，その違いを明確にすることを目的としている．そのため，将来的な生産ポテンシャル（森林資源の搬出可能量，バイオマス変換製品の産出可能量）の定量化に留まっている．政策を実現する場合，森林ストックの林齢分布を踏まえた早生樹木への植替えや，バイオマス変換術の導入ロードマップの作成など，時間軸を踏まえて施策を具体化する必要がある.

各施策における用途別森林利用率の設定を**表 3-9** に，バイオマス利用用途配分率の設定を**表 3-10** に示す.

(a)　エネルギー変換優先施策（略称：施策 A）

施策 A では，バイオマスをすべて化石燃料消費に対する代替に利用すると設定した．これにより，バイオマスによる化石燃料の代替ポテンシャルを評価できる．以下，施策間で差異を持たせた施策 A の特徴を示す.

- 未利用人工林 48.1 万 ha で早生樹木の生産を行う. 産出される追加生産木質資源については，早生樹木・幹部分（**式(3-12)**より早生樹木生産量の 75%）は液体燃料の生産に用いてバイオエタノールを製造し, 生産したバイオエタノールの 50%はバイオプロピレンの製造に用いる. 林地残材（**式(3-13)**より早生樹木生産量の 25%）は木質ペレット製造に用いる.
- ワラ茎については，早生樹木と同様にバイオエタノールの変換し，生産したバイオエタノールの50%はバイオプロピレンの製造に用いる.
- 農村・都市の両方において，分別回収された厨芥・古紙は乾式メタン発酵によるバイオガス

表3-9　用途別森林利用率の設定

	追加利用面積[万ha]（追加利用率）	利用用途	
		施策A	施策B
人工林	48.1万ha（19%）[a]	早生樹木の生産	建設用・製紙用木材の生産
竹林	利用しない	－	－

[a] **表3-5**より，人工林の現状利用率21%に対し，40%まで利用率を高めると設定した.

表3-10　バイオマス利用用途配分率の設定

				配分率[%]	利用用途	
					施策A	施策B
農村系資源	差異	追加生産木質資源	早生樹木・幹部分	100%	液体燃料製造（エタノール50%＋プロピレン50%）	－
			材木	100%	－	建設用・製紙用木材生産
			林地残材	100%	木質ペレット製造	木質ペレット製造
		農業系副産物	ワラ茎	100%	液体燃料製造（エタノール50%＋プロピレン50%）	ワラ茎飼料利用
		分別業務・家庭ごみ（農村）	厨芥（農村）	80% [a]	乾式メタン発酵＋ごみ焼却・排熱発電(残渣)	湿式メタン発酵＋堆肥・消化液利用(残渣)
			古紙（農村）	60% [a]		再生紙原料利用
	共通	畜産排泄物	豚・牛・鶏・羊排泄物	100%	湿式メタン発酵＋堆肥・消化液利用(残渣)	湿式メタン発酵＋堆肥・消化液利用(残渣)
		農村系汚泥	集落排水汚泥	100%		
		農業系副産物	もみ殻	100%	残渣由来堆肥に添加	残渣由来堆肥に添加
			果樹剪定枝	100%	木質ペレット製造	木質ペレット製造
		林業系副産物	林地残材	100%		
		非分別業務・家庭ごみ（都市）	厨芥	20%	ごみ焼却・排熱発電	ごみ焼却・排熱発電
			古紙	40%		
			木質ごみ	100%		
都市系資源	差異	工業系食品廃棄物	動植物性残渣	100%	乾式メタン発酵＋ごみ焼却・排熱発電(残渣)	食品残さ飼料化
		分別業務・家庭ごみ（都市）	厨芥（都市）	80% [a]		湿式メタン発酵＋汚泥高温焼却・リン回収(残渣)
			古紙（都市）	60% [a]		再生紙原料利用
		都市系汚泥	下水汚泥	100%	乾燥造粒製造	汚泥高温焼却・リン回収
	共通	都市系木質廃棄物	建設廃木材	100%	木質ペレット製造	木質ペレット製造
			市街地緑地剪定枝	100%		
		非分別業務・家庭ごみ（都市）	厨芥	20%	ごみ焼却・排熱発電	ごみ焼却・排熱発電
			古紙	40%		
			木質ごみ	100%		

[a] 西谷ら[40]を参考に，分別・資源化を図る上での目標資源化率を設定した．

生産に用い，発生する発酵残渣はごみ焼却場で焼却・排熱発電設備に投入する（ごみ焼却場連動型・乾式メタン発酵システムの導入）．なお，本研究で技術係数を用いる乾式メタン発酵は超高温可溶化槽と組み合わせた技術システムを想定し，超高温可溶化槽でアンモニアを適度に除去することで発生する消化液を希釈液として用い，消化液の処理が必要ない条件下で設備運用できるとした．

- 都市で発生する動植物性残渣については，分別回収された厨芥・古紙と合わせて乾式メタン発酵に利用され，残渣はごみ焼却場で焼却・排熱発電設備で処理するとした．
- 都市で発生する下水汚泥については，乾燥造粒の製造に用いる．

(b)　マテリアル利用優先施策（略称：施策 B）

施策 B は，原材料用途としてリン鉱石節約，農林地節約を優先する資源利用を促進する施策として設計した．リン鉱石節約機会，農林地節約機会を損なわない上での，バイオマスによる化石燃料代替ポテンシャルを評価できる．以下，施策間で差異を持たせた施策 B の特徴を示す．

- 未利用人工林 48.1 万 ha で建設用・製紙用木材の生産を行う．産出される追加生産木質資源については，木製品（式(3-12)より早生樹木生産量の 75%）は建設用・製紙用に用い，林地残材（式(3-13)より早生樹木生産量の 25%）は木質ペレット製造に用いる．
- ワラ茎については，飼料として利用する．

・　農村で分別回収された厨芥・古紙について，厨芥は畜産排泄物，集落排水汚泥の処理と連動して湿式メタン発酵に投入し，メタン発酵と連動して発酵残渣の堆肥化，消化液利用を行う（農業連動型･湿式メタン発酵システムの導入）. また, 古紙は再生紙原料利用として用いる.
・　都市で分別回収された厨芥･古紙について, 古紙は農村と同様に再生紙原料として利用する. そのため，厨芥は都市域では含水率を下げる有機性資源が確保できなくなるとして，乾式メタン発酵は導入できないとする．また，下水処理場側でリン回収設備を導入することを踏まえ，厨芥は湿式メタン発酵を行い，発酵残渣は下水汚泥とともに高温焼却し，焼却灰からのリン回収を図る（下水処理場連動型・湿式メタン発酵システムの導入）.
・　動植物性残渣は，飼料作物を代替するため食品残さ飼料（乾燥飼料）に変換する.
・　下水汚泥については，脱水汚泥を汚泥用の高温焼却炉で焼却し，灰アルカリ抽出設備の導入により灰からのリン回収を行う.

(c)　施策間での共通設定

農村で発生する畜産排泄物，集落排水汚泥は，農業連動型のメタン発酵システムが化石燃料代替・リン鉱石回収の両指標の改善につながるため，資源配分上のトレードオフ構造が生じないと判断し，施策間で差異を持たせなかった．また，低質ゆえに原材料用途の代替に利用できない果樹剪定枝，林地残材，建設廃木材，市街地緑地剪定枝は，両施策においてエネルギー変換するとした．同様に，非分別業務・家庭ごみについても，両施策において焼却するとした.

・　農村で発生する畜産排泄物，集落排水汚泥については，湿式メタン発酵設備でのバイオガス回収を行い，堆肥化・消化液利用も同時に行う（農業連動型・湿式メタン発酵システムの導入）．合わせて，もみ殻は発酵残渣からの堆肥生産に用いる．ここで，消化液については農地への散布が可能な条件下で設備運用できるとした.
・　農村で発生する果樹剪定枝，現状の人工林管理下で発生している林地残材については，木質ペレットの製造に用いる.
・　都市で発生する建設廃木材，市街地緑地剪定枝については，木質ペレットの製造に用いる.
・　都市・農村の両方において，分別されず可燃ごみとして回収される厨芥，古紙，木質ごみについては，ごみ焼却場において焼却・排熱発電設備で処理される.

3.3.2　施策間比較のバウンダリーの設定

バイオマスの利用に伴う GHG 排出削減効果を推計する上でのバウンダリーを**表 3-11** に示すように設定した．バイオマスを利用するにあたり追加されるプロセス（追加プロセス）と，バイオマス製品により利用が回避されるプロセス（回避プロセス）に対し，回避プロセスと追加プロセスの差を求めることで GHG 排出削減効果を算定する.

マテリアル利用のうち，バイオプロピレン，建設用・製紙用木材生産，再生紙原料利用に関連するプロセスの一部は共有プロセス（バイオマス変換品と代替品の両方が有することで相殺されるプロセス）と位置付け，勘定しないこととした．設定根拠を以下に示す.

・　バイオプロピレンについて，バイオプロピレン由来製品の利用後，廃棄段階においてごみ焼却場で焼却・排熱発電が可能であるが，バイオプロピレンを製造しなくても同プロセスは石油系プロピレンで形成されるため，勘定しないこととした.

・ 建設用・製紙用木材生産について，木材加工品の利用後，廃棄段階においてごみ焼却場で焼却・排熱発電が可能であるが，材木を地域自給しなくても輸入材木により同プロセスは形成されるため，勘定しないこととした.

・ 再生紙原料利用については，古紙パルプ製造にもちいる古紙を，域内で自給するか，輸入により調達するかで差異が生じ，製造・利用・廃棄プロセスは共有されるとした.

表3-11　バウンダリーの設定

		バイオマス生産	バイオマス輸送	バイオマス変換または製造(原料調達-加工)	利用	廃棄
バイオエタノール製造（液体燃料）	追加プロセス	◆早生樹木幹部分伐採・搬出	◆早生樹木幹部分収集 ◆ワラ茎収集	◆バイオエタノール変換	◆バイオエタノールのガソリン代替利用(CN)	-
	回避プロセス	-	-	-	◆ガソリン利用	-
バイオプロピレン製造（液体燃料）	追加プロセス	◆早生樹木幹部分伐採・搬出	◆早生樹木幹部分収集 ◆ワラ茎収集	◆バイオエタノール変換 ◆バイオプロピレン変換	-	◆バイオプロピレン含有炭素の排出(CN)
	回避プロセス	-	-	◆石油系プロピレン製造	-	◆石油系プロピレン含有炭素の排出
	共有プロセス	-	-	◆プロピレン由来製品製造	◆プロピレン由来製品利用	◆プロピレン由来製品の焼却・排熱発電
木質ペレット製造	追加プロセス	◆林地残材伐採・搬出	◆林地残材収集 ◆果樹剪定枝収集 ◆建設廃木材収集 ◆市街地緑地剪定枝収集	◆木質ペレット変換	◆木質ペレットの石炭代替利用(CN)	-
	回避プロセス	-	-	-	◆石炭利用	-
建設用・製紙用木材生産	追加プロセス	-	-	-	-	-
	回避プロセス	-	◆材木輸入	-	-	-
	共有プロセス	◆材木伐採・搬出	-	◆木材加工品製造	◆木材加工品利用	◆木材加工品の焼却・排熱発電
ワラ茎飼料利用	追加プロセス	-	◆ワラ茎収集	-	-	-
	回避プロセス	◆飼料作物生産	◆飼料作物輸入	-	-	-
再生紙原料利用	追加プロセス	-	-	-	-	-
	回避プロセス	-	◆古紙輸入	-	-	-
	共有プロセス	-	◆古紙収集	◆古紙パルプ製造	◆古紙利用	◆古紙の焼却・排熱発電
乾式メタン発酵	追加プロセス	-	◆厨芥収集 ◆古紙収集 ◆動植物性残渣収集	◆乾式メタン発酵	◆バイオガスのLPG代替利用(CN)	-
	回避プロセス	-	-	-	◆LPG利用	-
湿式メタン発酵	追加プロセス	-	◆厨芥収集 ◆畜産排泄物収集 ◆集落排水汚泥収集	◆湿式メタン発酵	◆バイオガスのLPG代替利用(CN)	-
	回避プロセス	-	-	-	◆LPG利用	-
堆肥・消化液利用	追加プロセス	-	◆もみがら収集 ◆堆肥・消化液運搬	◆堆肥化 ◆消化液貯留	◆堆肥・消化液の化学肥料代替利用	-
	回避プロセス	-	-	-	◆化学肥料利用	-
食品残さ飼料化	追加プロセス	-	◆動植物性残渣収集	◆食品残さ飼料変換	-	-
	回避プロセス	◆飼料作物生産	◆飼料作物輸入	-	-	-
乾燥造粒製造	追加プロセス	-	-	◆乾燥造粒製造	◆乾燥造粒品の石炭代替利用(CN)	-
	回避プロセス	-	-	-	◆石炭利用	-
汚泥高温焼却・リン回収	追加プロセス	-	-	◆汚泥高温焼却 ◆灰アルカリ抽出	◆灰抽出リン肥料の化学肥料代替利用	-
	回避プロセス	-	-	-	◆化学肥料利用	-
ごみ焼却・排熱発電	追加プロセス	-	◆未分別業務・家庭ごみ収集	◆ごみ焼却・排熱発電	◆電力の系統電力代替利用(CN)	-
	回避プロセス	-	-	-	◆系統電力利用	-

注．共有プロセスは，バイオマス変換品と代替品の両方が有するプロセスであり，相殺されるために勘定しない．(CN)は，カーボンニュートラルの考えに基づき放出されるCO_2を勘定しないプロセスを指す.

3.3.3　物質・エネルギー収支の勘定手法

(a)　バイオマスの単位換算

本章の分析では，エネルギー量を石油換算[TOE]（ton of oil equivalent，kg の場合は kgoe）で勘定し，電力は 1kWh＝3.6MJ で二次エネルギー換算する．特に断りがない限り重量[t]は水分を含む値とし，乾物重量の値を[t-DM]，有機分量の値を[t-VS]，灰分量の値を[t-Ash]で表記する．

バイオマスの性状ならびに発熱量の値を**表 3-12** に示す. バイオマスが有する低位発熱量（LHV）[TOE/t]，高位発熱量（HHV）[TOE/t-DM]については，松藤[43)]を参考に Steuer の式を用い，**表 3-12** の成分比，可燃分中の元素組成比を用いて**式(3-21)**ならびに**式(3-22)**より求めた．なお，1TOE＝10^7kcal で換算する．

$$LHV\ [\mathrm{kcal/kg}] = (8{,}100 \times C + 28{,}850 \times H - 3{,}040 \times O) \times V - 600 \times W \qquad (3\text{-}21)$$

$$HHV\ [\mathrm{kcal/kg\text{-}DM}] = (8{,}100 \times C + 34{,}250 \times H - 3{,}040 \times O) \times (V/(1 - W)) \qquad (3\text{-}22)$$

表3-12　バイオマスの性状ならびに発熱量換算係数

		成分比[-]				可燃分中の元素組成比[-]				低位発熱量	高位発熱量
		水分 (W)	有機分 (VS)	灰分 (Ash)	出所	炭素 (C)	水素 (H)	酸素 (O)	出所	[TOE/t] (LHV)	[TOE/t-DM] (HHV)
木質資源	木製品	0.500	0.488	0.012	41)	0.496	0.065	0.412	43)	0.196	0.485
	林地廃材	0.500	0.488	0.012		0.496	0.065	0.412		0.196	0.485
農業系副産物	ワラ茎	0.300	0.566	0.134		0.485	0.063	0.443	41)	0.231	0.383
	もみ殻	0.300	0.566	0.134		0.485	0.063	0.443		0.231	0.383
	果樹剪定枝	0.500	0.488	0.012		0.496	0.065	0.412	43)	0.196	0.485
畜産排泄物	豚排泄物	0.811	0.153	0.036		0.427	0.055	0.313	41)	0.014	0.355
	牛排泄物	0.843	0.114	0.043		0.427	0.055	0.313		<0	0.319
	鶏排泄物	0.775	0.164	0.061		0.427	0.055	0.313		0.021	0.320
	羊排泄物	0.811	0.153	0.036		0.427	0.055	0.313		0.014	0.355
都市系木質廃棄物	建設廃木材	0.150	0.829	0.021		0.496	0.065	0.412	43)	0.375	0.485
	市街地緑地剪定枝	0.500	0.488	0.012		0.496	0.065	0.412		0.196	0.485
動植物性残渣		0.800	0.170	0.030	42)	0.503	0.068	0.395		0.034	0.442
業務・家庭ごみ	厨芥	0.800	0.170	0.030		0.503	0.068	0.395		0.034	0.442
	古紙	0.100	0.855	0.045		0.467	0.067	0.456		0.365	0.447
	木質ごみ	0.400	0.572	0.028	43)	0.496	0.065	0.412		0.241	0.475
下水汚泥（脱水汚泥）		0.800	0.160	0.040	42)	0.514	0.079	0.407	41)	0.035	0.451
集落排水汚泥		0.980	0.015	0.005		0.514	0.079	0.407		<0	0.422

栄養塩類については，窒素収支を[t-N]，リン収支を[t-P]，カリウム収支を[t-K]で勘定する．また，肥料養分量は，窒素養分量は[t-N]，リン養分量は[t-P_2O_5]，カリウム養分量は[t-K_2O]で勘定する．ここで，養分換算は 1t-P＝2.29t-P_2O_5，1t-K＝1.20t-K_2O で行う[44)]．化学肥料の代替利用を想定しているバイオマスについて，栄養塩類含有量への換算は，**表 3-13** に示す係数を用いることとする．

飼料養分の換算に関しては，可消化養分総量[t-TDN]（Total Digestible Nutrients）に換算する．代替される飼料作物と，直接飼料利用されるワラ茎を対象として，飼料養分換算係数は農業技術研究機構[46)]より**表 3-14** を用いる．

表3-13　栄養塩類含有量換算係数

	栄養塩類含有量換算係数			出所
	窒素 [kg-N/t]	リン [kg-P/t]	カリウム [kg-K/t]	
もみ殻	5.3	0.8	3.5	44)
豚排泄物	3.5	2.5	1.5	
牛排泄物	2.5	1.0	1.5	
鶏排泄物	16.5	9.0	9.0	
羊排泄物	3.5	2.5	1.5	
厨芥	5.0	4.8	6.7	
下水汚泥（脱水汚泥）	5.4	2.9	5.4	45)
集落排水汚泥	0.5	0.3	0.1	

表3-14　飼料養分換算係数

	飼料養分換算係数 [kg-TDN/t]
飼料作物	810
ワラ茎	134

(b)　追加プロセス（生産・変換）における物質・エネルギー収支の勘定方法

表 3-11 における追加プロセスにおいて，バイオマス変換，バイオマス生産（木質資源伐採・搬出のみ）に関連する技術パラメータを整理する．

変換効率（バイオマス投入量に対するバイオマス製品の産出量），変換過程で用いるエネルギー，薬品の消費原単位を表 3-15 にまとめた．各プロセスにおけるエネルギー，薬品の消費量については，投入量（生産プロセスは産出量）に消費原単位を乗じて推計する．

表3-15　バイオマス生産・変換プロセスの技術パラメータ

	技術パラメータ			単位	
木質資源伐採・搬出 47)	消費原単位	ガソリン	3.88	kgoe/m^3	（木質資源産出量あたり）
		軽油	1.50		
バイオエタノール変換 48)	変換効率	バイオエタノール	0.405	TOE/TOE(HHV)	（バイオマス投入量あたり）
		エタノール発熱量	0.65	TOE/t	（低位発熱量換算係数）
	消費原単位	系統電力 [a]	1.27	kgoe/t-DM	（バイオマス投入量あたり）
		硫酸	27	kg/t-DM	
		生石灰	12		
		工業用水	152	t/t-DM	
バイオプロピレン変換 49)	変換効率	バイオプロピレン	0.563	t/t	（バイオエタノール投入量あたり）
	消費原単位	系統電力	22	kgoe/t	（バイオエタノール投入量あたり）
		LPG	74		
木質ペレット変換 47)	変換効率	ペレット利用率 [b]	0.750	t/t	（バイオマス投入量あたり）
		ペレット含水率	10	%	－
	消費原単位	系統電力	15.70	kgoe/t	（バイオマス投入量あたり）
		バイオマス [b]	0.250	t/t	（バイオマス投入量あたり）
乾式メタン発酵 50)	変換効率（有機物分解率）	バイオガス	0.900	TOE/TOE(HHV)	（動植物性残渣投入量あたり）
			0.900		（厨芥投入量あたり）
			0.900		（古紙投入量あたり）
	消費原単位	系統電力 [c]	6.105	kgoe/t	（バイオマス投入量あたり）
		温水・蒸気 [d]	10.350		
湿式メタン発酵	変換効率 51)（有機物分解率）	バイオガス	0.500	TOE/TOE(HHV)	（豚排泄物投入量あたり）
			0.300		（牛排泄物投入量あたり）
			0.500		（鶏排泄物投入量あたり）
			0.500		（羊排泄物投入量あたり）
			0.780		（厨芥投入量あたり）
			0.380		（集落排水汚泥投入量あたり）
	消費原単位 52)	系統電力 [e]	1.55	kgoe/t	（バイオマス投入量あたり）
		温水 [d]	4.81		

表3-15　バイオマス生産・変換プロセスの技術パラメータ（続き）

	技術パラメータ			単位	
食品残さ飼料変換 [53]	変換効率	食品残さ飼料	0.982	t-TDN/t-DM	（動植物性残渣投入量あたり）
	消費原単位	系統電力	105	kgoe/t-DM	（動植物性残渣投入量あたり）
		A重油	277		
乾燥造粒製造 [54]	変換効率	乾燥造粒品	1.000	TOE/TOE(HHV)	（脱水汚泥投入量あたり）
	消費原単位	系統電力	28	kgoe/t-DM	（脱水汚泥投入量あたり）
		A重油	411		
		活性炭	0.1	kg/t-DM	
汚泥高温焼却	消費原単位 [55]	系統電力	53	kgoe/t-DM	（脱水汚泥・残渣投入量あたり）
		A重油	120		
	消費原単位 [54]	苛性ソーダ(48%)	45	kg/t-DS	
灰アルカリ抽出	リン回収率 [56]	灰抽出リン肥料	0.661	t-P/t-P	（汚泥・残渣由来灰投入量あたり）
	消費原単位 [57]	系統電力	402	kgoe/t-P	（灰抽出リン肥料産出量あたり）
		消石灰	431	kg/t-Ash	（汚泥・残渣由来灰投入量あたり）
		水酸化ナトリウム	121		
		硫酸	39		
ごみ焼却・排熱発電	変換効率 [58]	発電効率	0.100	TOE/TOE(LHV)	（バイオマス投入量あたり）
	消費原単位 [58]	系統電力 [f]	10	kgoe/t	（バイオマス投入量あたり）
	消費原単位 [59]	消石灰	2.3	kg/t	
		アンモニア	0.2		
		水酸化ナトリウム	2.2		
		塩酸35%	0.2		
		キレート剤	0.4		

[a] 副産物であるリグニンを製造工程内で利用する条件下.

[b] 投入する木質バイオマスに対し，75%をペレット化し，25%はペレットの乾燥用熱源として利用する.

[c] 超高温可溶化槽を導入し消化液を希釈液として用いることで消化液処理が不要な条件下.

[d] 温水ならびに蒸気については，産出されたバイオガスをボイラ効率85%[60]で燃焼して賄うと設定.

[e] 堆肥化に必要な電力消費量も含む．消化液は液肥として用いるため水処理が不要な条件下.

[f] 産出される排熱発電由来の電力を差し引いた系統電力消費量を勘定する.

以下，変換効率について詳述する.

バイオエタノールについては，変換する木質資源，ワラ茎の投入量を，表 3-12 より高位発熱量に換算し，表 3-15 の変換効率を乗じて算定する（式(3-23)）.

バイオエタノール産出量[TOE]＝バイオマス投入量[t-DM]×高位発熱量換算係数[TOE/t-DM]
×バイオエタノール変換効率[TOE/TOE]　　(3-23)

バイオプロピレンについては，バイオエタノールを，表 3-15 に示す発熱量換算係数より単位変換し，表 3-15 の変換効率を乗じて算定する（式(3-24)）.

バイオプロピレン産出量[t]＝バイオマスエタノール投入量[TOE]×発熱量換算係数[t/TOE]
×バイオプロピレン変換効率[t/t]　　(3-24)

木質ペレットについては，投入する木質のバイオマスについて，ペレット製造に必要な乾燥用熱源に用いる資源量を除くためのペレット利用率を乗じる．そして，ペレットの含水率 10%（表 3-15）条件下での表 3-12 の成分比，可燃分中の元素組成比を用いて木質ペレットを低位発熱量換算係数[TOE/t]で熱量換算し，木質ペレット産出量を算定する（式(3-25)）.

木質ペレット産出量[TOE]＝バイオマス投入量[t]×ペレット利用率[-]
×木質ペレット低位発熱量換算係数[TOE/t]　(3-25)

バイオガス産出量の推計にあたっては，投入するバイオマスが保有している高位発熱量に対し，発酵槽での有機物（VS）の分解率が，バイオマスの保有高位発熱量に対するエネルギー回収率とほぼ等しい[51]ことから，有機物分解率をバイオガス変換効率とした．投入するバイオマス量に対し，それぞれのバイオマスを**表 3-12** より高位発熱量に換算し，**表 3-15** のバイオガス変換効率を乗じて算定する（**式(3-26)**）．

バイオガス産出量[TOE]＝バイオマス投入量[t-DM]×高位発熱量換算係数[TOE/t-DM]
×バイオガス変換効率[TOE/TOE]　(3-26)

食品残さ飼料については，投入する動植物性残渣の乾物換算量に，**表 3-15** の変換効率を乗じて算定する（**式(3-27)**）．

食品残さ飼料産出量[t-TDN]＝動植物性残渣投入量[t-DM]]
×食品残さ飼料変換効率[t-TDN/t-DM]　(3-27)

乾燥造粒製造については，変換する下水汚泥の投入量を，**表 3-12** より高位発熱量に換算し，**表 3-15** の変換効率を乗じて算定する（**式(3-28)**）．

乾燥造粒品産出量[TOE]＝脱水汚泥投入量[t-DM]×高位発熱量換算係数[TOE/t-DM]
×乾燥造粒品変換効率[TOE/TOE]　(3-28)

下水汚泥，厨芥由来発酵残渣を焼却した後に残る灰からのリン回収については，**式(3-29)**より算定する．リン収支の推計については，3.3.5(c)で述べることとする．

灰抽出リン肥料産出量[t-P]＝焼却灰投入量[t-P]×リン回収率[t-P/t-P]　(3-29)

業務・家庭ごみの焼却・排熱発電については，バイオマス投入量を，**表 3-12** より低位発熱量に換算し，**表 3-15** の排熱発電効率を乗じて算定する（**式(3-30)**）．ここで，施策 A において乾式メタン発酵後の動植物性残渣，古紙，厨芥由来の発酵残渣については，**表 3-15** より有機分が発酵槽で 90%分解した後の有機分率，含水率 25%[50]の組成比下において，表 3-12 の元素組成比を用いて低位発熱量換算係数[TOE/t]を算出し，**式(3-30)**に適用する．

電力産出量[MJ]＝バイオマス投入量[t]×低位発熱量換算係数[TOE/t]
×排熱発電効率[TOE/TOE]　(3-30)

3.3.4　温室効果ガス排出削減効果の勘定手法

本節では，まず追加プロセス（生産・変換）で消費するエネルギー，薬品に由来する CO_2 排出量を推計するための CO_2 排出原単位を整理し，次にバイオマス変換プロセスより生じる CH_4・N_2O 排出量を推計するための原単位を示す．続いて，バイオマス製品を使用することで回避できる生産・製造・利用・廃棄プロセスからの GHG 排出量を推計するための GHG 排出原単位をまとめる．最後に，追加プロセス・回避プロセス両方の輸送由来の CO_2 排出量の推計手法を記述した．

(a)　追加プロセス（バイオマス生産・変換）における CO_2 排出量の算定

バイオマスの生産・変換プロセスで消費するエネルギー，薬品，水に由来する CO_2 排出量を，3.3.3(b)で求めた消費量と CO_2 排出原単位を乗じて算定する．

燃料の CO_2 排出原単位は，環境省[61]より引用し，ガソリン：2.81[t-CO_2/TOE]，軽油：2.87 [t-CO_2/TOE]，LPG（液化石油ガス）2.50：[t-CO_2/TOE]，A 重油：2.90[t-CO_2/TOE]とした．電力の CO_2 排出原単位については，浙江省の電力産業部門の燃料投入量[39]に燃料の CO_2 排出原単位[61]を乗じ，その値を電力生産量[1]で割ることにより得た 8.37[t-CO_2/TOE]（719[g-CO_2/kWh]）を用いる．

薬品のCO_2排出原単位については産業環境管理協会が開発した最新のLCAソフトウェアであるMiLCA[59]を用い，入手できない場合は同協会が開発の旧版のLCAソフトウェアJEMAI-LCA Pro[62]よりデータを得た（表3-16）．

表3-16　薬品・上水のCO_2排出原単位

		値	
薬品[59]	生石灰	1269	kg-CO_2/t
	活性炭	7592	
	消石灰	1030	
	硫酸	53	
	アンモニア	1061	
	塩酸	2601	
	キレート剤	1382	
薬品[62]	苛性ソーダ	671	
上水[59]	工業用水	113	g-CO_2/t

(b)　バイオマス変換プロセスにおける CH_4・N_2O 排出量の算定

バイオマスの処理に伴う CH_4，N_2O の排出量は，それぞれの投入量（消化液は貯留量）に表3-17 に示す排出係数を乗じて推計する．なお，CH_4，N_2O の排出量は，地球温暖化係数に基づきそれぞれ 1t-CH_4＝21t-CO_2eq，1t-N_2O＝310t-CO_2eq で換算する[61]．

湿式メタン発酵における発酵残渣の発生量については，発酵残渣は各バイオマス有機分（表 3-12）に対し，発酵槽での有機物分解率（表 3-15）を踏まえて残留する有機分を推計する．消化液の発生量については，メタン発酵槽の含水率を 90%[52]で運転し，メタン発酵槽中の水量から含水率

表3-17　バイオマス処理に伴うCH_4・N_2O排出原単位

		値	単位	
堆肥・消化液利用[63]（湿式メタン発酵連動プロセス）	CH_4排出原単位	250	g-CH_4/t-VS	（発酵残渣投入量あたり）
		41	g-CH_4/t	（消化液貯留量あたり）
	N_2O排出原単位	7500	g-N_2O/t-N	（発酵残渣投入量あたり）
		7500	g-N_2O/t-N	（消化液貯留量あたり）
乾燥造粒製造[54]	CH_4排出原単位	0	g-CH_4/t	（バイオマス投入量あたり）
	N_2O排出原単位	0.217	g-N_2O/t	
汚泥高温焼却[61]	CH_4排出原単位	9.7	g-CH_4/t	（バイオマス投入量あたり）
	N_2O排出原単位	645	g-N_2O/t	
ごみ焼却[61]	CH_4排出原単位	0.960	g-CH_4/t	（バイオマス投入量あたり）
	N_2O排出原単位	56.5	g-N_2O/t	

80%[52]で発生する発酵残渣を差し引いて消化液発生量を算出する．堆肥・消化液利用での N_2O 排出量推計に用いる窒素量については，3.3.5(a)で説明詳述する．

また，汚泥高温焼却に投入する湿式メタン発酵後の発酵残渣の含水率は 80%[52]として，ごみ焼却後に投入する乾式メタン発酵後の発酵残渣の含水率は 25%[50]として，メタン発酵前の有機分（**表 3-12**）に対し有機物分解率（**表 3-15**）を踏まえた有機分と，灰分（**表 3-12**），発酵残渣の含水率の関係で，発酵残渣の投入量を求める．

(c) 回避プロセス（生産・製造・利用・廃棄）における GHG 排出量の算定

回避プロセスにおける生産，製造，利用，廃棄の各プロセスの順に説明する．以下に示す原単位に，バイオマス製品の利用による代替量を乗じて，GHG 排出量を推計する．

飼料作物の生産については，米国から輸入されると設定した．810[kg-TDN/t] （**表 3-14**）で飼料養分換算した飼料作物生産の内包 CO_2 排出原単位（米国産大豆：190 [kg-CO_2eq/t-TDN]，米国産トウモロコシ：199[kg-CO_2eq/t-TDN]，米国産小麦：174[kg-CO_2eq/t-TDN]）[44]より，中国が主に輸入している米国産大豆の値を採用した．

石油系プロピレンの製造は，製造量あたりの CO_2 排出原単位を 1,062[kg-CO_2/t][49]とした．

利用プロセスについて，エネルギーはガソリン，石炭，LPG，系統電力の利用回避が想定されており，3.3.4(a)に未記載の石炭は 3.79[t-CO_2/TOE][61]を用いる．化学肥料の代替は，窒素肥料：6,017 [kg-CO_2/t-N]，リン肥料：2,924 [kg-CO_2/t-P_2O_5]，カリウム肥料：479 [kg-CO_2/t-K_2O]を用いる[59]．

廃棄プロセスについては，石油系プロピレン含有炭素の排出として，石油系プロピレンの代替量に対し 2.69 [t-CO_2/t][61]の排出原単位を乗じて算定する．

(d) 輸送プロセスにおける CO_2 排出量の算定

追加プロセス（バイオマス収集），回避プロセス（材木，古紙，飼料作物の輸入）に関する輸送由来の CO_2 排出量を推計する．推計は，トラック輸送の場合は輸送量・輸送距離あたりの CO_2 排出原単位 117[g-CO_2/t/km]を，海上輸送の場合はコンテナでの輸送を想定し輸送量・輸送距離あたりの CO_2 排出原単位 9.4[g-CO_2/t/km]に，輸送量，輸送距離を乗じて行う．

輸送距離は，**表 3-18** に示すよう設定した．バイオマス収集については，大規模プラントを要する液体燃料製造の輸送距離を 100km とした．堆肥・消化液利用の輸送距離を 10km とし，堆肥は

表3-18　輸送距離の設定

			輸送距離（往復距離）[km]			
			トラック輸送			海上輸送 [b]
			バイオマス収集	生産地−港 [a]	港−消費地	港間
追加プロセス	液体燃料製造	早生樹木幹部分収集	100			
		ワラ茎収集	100			
	堆肥・消化液利用	堆肥・消化液運搬	10			
	その他	各バイオマス収集	30			
回避プロセス	建設用・製紙用木材生産	材木輸入		200	200	4956
	再生紙原料利用	古紙輸入		200	200	2111
	食品残さ飼料化	飼料作物輸入		500	200	11266

[a] 国土の大きさを踏まえ米国内の輸送に差を設けた．

[b] 輸送距離はMiLCA[59]より引用し，材木は上海-ジャカルタ間，古紙は上海-東京間，飼料作物は上海-ロサンゼルス間の往復距離を用いた．

含水率 40%[44]条件下で輸送されると設定した．その他のバイオマス利用については，分散型の輸送を想定し 30km とした．回避プロセスは，材木をインドネシアから，古紙を日本から，飼料作物を米国から輸入するとし，輸送距離を設定した．

3.3.5　リン鉱石節約効果の勘定手法

湿式メタン発酵と連動した堆肥・消化液利用，ワラ茎飼料利用ならびに食品残さ飼料化，汚泥高温焼却・リン回収の 3 つの化学肥料代替施策について，栄養塩類収支，リン鉱石節約量の推計手法を整理する．

(a)　堆肥・消化液利用

湿式メタン発酵槽に投入するバイオマスに含有される栄養塩類（N，P，K）量と，湿式メタン発酵槽から産出される栄養塩類量は等しいとした[44]．ここで，湿式メタン発酵後，バイオマス含有栄養塩類量は，**表 3-19** に示す配分比[44]で発酵残渣，消化液に分かれるとする．よって，発酵残渣に含有される栄養塩類量と水分調整材として投入するもみ殻に含有される栄養塩類量が堆肥の栄養塩類含有量となる．堆肥，消化液に含まれる栄養塩類（N，P，K）量を肥料養分量（N，P_2O_5，K_2O）に勘定し，**表 3-20** に示す堆肥，消化液の肥効率（化学肥料相当の有効成分率）を乗じて化学肥料代替量を推計する（**式(3-31)**）．化学肥料代替量に基づいて，CO_2 排出削減効果を算定するとともに，リン鉱石節約効果はリン肥料の節約量[t-P_2O_5]で勘定する．

$$\text{化学肥料代替量} = \text{堆肥・肥効率} \times \text{堆肥含有肥料養分量} + \text{消化液・肥効率} \times \text{消化液含有肥料養分量} \qquad (3\text{-}31)$$

表3-19　湿式メタン発酵後の栄養塩類配分比

		配分比[−]	
		発酵残渣(固形残渣)	消化液
畜産排泄物	N	0.550	0.450
	P	0.720	0.280
	K	0.200	0.800
集落排水汚泥	N	0.550	0.450
	P	0.720	0.280
	K	0.200	0.800
厨芥	N	0.240	0.760
	P	0.600	0.400
	K	0.150	0.850

表3-20　堆肥ならびに消化液の肥効率

		肥効率[−]
堆肥[64]	N	0.40
	P_2O_5	1.00
	K_2O	0.65
消化液[65]	N	0.40
	P_2O_5	0.40
	K_2O	0.80

(b)　ワラ茎飼料利用ならびに食品残さ飼料化

ワラ茎ならびに食品残さ飼料の利用によるリン鉱石節約量は，代替される飼料作物の生産に必要なリン肥料消費量を推計することにより求める．飼料生産に必要なリン肥料消費原単位は，米国産大豆：17.3[kg-P_2O_5/t-TDN]，米国産トウモロコシ：8.5[kg-P_2O_5/t-TDN]，米国産小麦：8.7 [kg-P_2O_5/t-TDN]であり[44]，米国産大豆の値を採用した．

(c)　汚泥高温焼却・リン回収

汚泥専用の高温焼却炉で発生する焼却灰に含まれるリン量は，高温焼却炉に投入されるバイオマスのリン量と等しいとする．ここで，投入される下水汚泥に含まれるリン量は，下水汚泥投入量にリン含有量換算係数（**表 3-13**）を乗じた値である．また，湿式メタン発酵後の厨芥由来の発酵残渣に含まれるリン量については，**表 3-18** のリン配分比を踏まえて推計する．以上により求めた焼却灰の含有リン量を用い，**式(3-29)**よりリン回収量を推計し，リン養分換算してリン肥料節約量を求める．

3.3.6　農林地節約効果の勘定手法

建設用・製紙用木材生産による人工林節約面積，再生紙原料利用による人工林節約面積，ワラ茎飼料利用ならびに食品残さ飼料化による農地節約面積を，農林地節約効果として勘定する．

(a)　建設用・製紙用木材生産による人工林節約

輸入国における木質資源の年間成長量が**表 3-4** に示す建設用・製紙用木材用途での値と同じと仮定し，製紙用・建設用木材の生産を行うための人工林の追加利用面積が，人工林節約面積として計上できるとした．

(b)　再生紙原料利用による人工林節約

表 3-7 における上級印刷紙と再生上質紙での木材チップ，古紙パルプの消費量の関係より，760 [kg-DM/t]の古紙消費により木材チップ消費量が 1,590[kg-DM/t]から 460[kg-DM/t]に減少できるという仮定の下，古紙の再生紙原料用途での利用量に対する木材チップ削減量を 1.5[t-DM/t-DM]（＝(1,590－460)÷760）とした．木材チップに該当する木材品の産出量を，建設用・製紙用木材用途での木質資源成長量（**表 3-4**）を踏まえて**式(3-12)**より算定する．これにより，中国が自国で分別回収した古紙をエネルギー利用し，再生紙原料用の古紙を輸入することで輸出国が失う人工林節約の機会損失面積を推計した．

(c)　ワラ茎飼料利用ならびに食品残さ飼料化による農地節約

ワラ茎の飼料利用量に飼料養分換算係数（**表 3-14**）を乗じた値，食品残さ飼料産出量（**式(3-27)**）に，飼料作物の単収を除して，農地節約面積を算定する．飼料作物の単収[44)]は，米国産大豆が 2.6[t/ha]，米国産トウモロコシが 8.0[t/ha]，米国産小麦が 3.1[t/ha]であり，米国産大豆の値を採用した．なお，飼料作物は 810[kg-TDN/t]　（**表 3-14**）で飼料養分換算する．

3.4　施策導入効果の評価結果

3.4.1　バイオマス需給バランスの推計結果

バイオマス産出量の推計結果を**表 3-21** に示す．追加生産木質資源については，早生樹木の生育を行う施策 A と建設用・製紙用木材の生育を行う施策 B を比較して，木質資源産出量に 7.0 の差が生じた．その他の廃棄物系バイオマスの産出量については，施策間で共通である．バイオマス産出量に対し，各施策におけるバイオマス利用用途配分率を**表 3-10** で設定しており，各施策の導入によるバイオマス需給バランスの推計結果を**表 3-22** に，バイオマス利用による代替可能量を踏まえた各用途の自給率改善効果（**表 3-22** の需要量に対する代替可能量）を**図 3-2** に示す．

表3-21　バイオマス産出量の推計結果

		産出量[万t/年]
追加生産木質資源（施策A）	早生樹木・幹部分	946
	林地残材	315
追加生産木質資源（施策B）	材木	135
	林地残材	45
農業系副産物	ワラ茎	761
	もみ殻	177
	果樹剪定枝	26
林業系副産物	林地廃材	141
畜産排泄物	豚・牛・鶏・羊排泄物	1312
工業系食品廃棄物	動植物性残渣	88
都市系木質廃棄物	建設廃木材	171
	市街地緑地剪定枝	12
業務・家庭ごみ（都市）	厨芥	669
	古紙	114
	木質ごみ	47
業務・家庭ごみ（農村）	厨芥	313
	古紙	53
	木質ごみ	22
都市系汚泥	下水汚泥	220
農村系汚泥	集落排水汚泥	372

表3-22　施策導入による浙江省内での自給効果

		需要量	代替可能量		単位
			施策A	施策B	
肥料	窒素肥料	86	3	3	万t-N
	リン肥料	45	8	12	万t-P_2O_5
飼料	畜産用・養殖用飼料	1065		119	万t-TDN
建設用・製紙用木材	材木	1722		135	万t
再生紙用古紙原料	古紙	827		101	万t
石油化学製品原料	プロピレン	139	76		万t
エネルギー	ガソリン [a]	416	88		万TOE
	石炭 [b]	2783	131	86	万TOE
	LPG [c]	335	135	88	万TOE

[a] 代替可能量は木質ペレットの供給量.

[b] 代替可能量はバイオエタノールの供給量.

[c] 代替可能量はバイオガスの供給量．消化槽加温用に用いた量を除いた値.

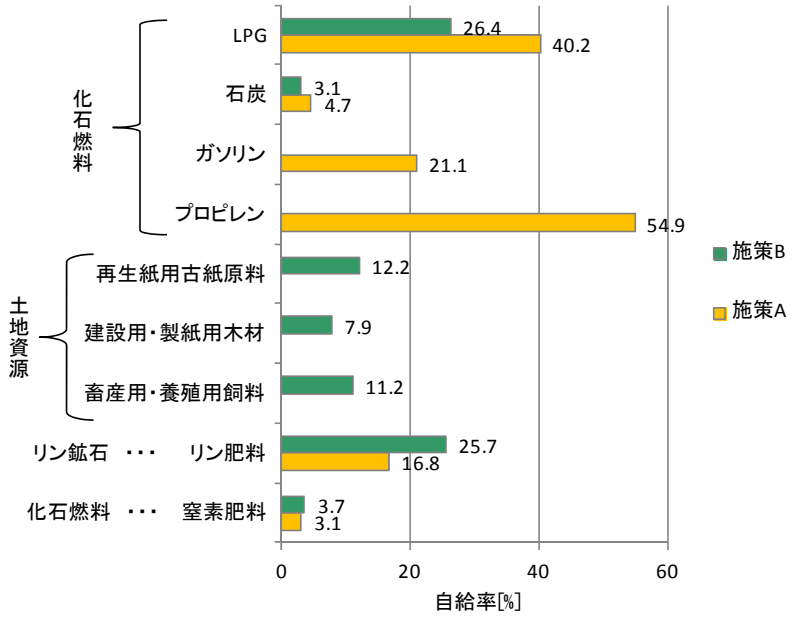


図3-2　バイオマス利用による用途別の省内自給率の改善効果

施策 A においては，化石燃料の代替に向けた資源配分を優先するため，化石燃料由来の製品であるプロピレン，ガソリン，石炭，LPG を，バイオプロピレン，バイオエタノール，木質ペレット，バイオガスの供給量でそれぞれ 54.9%，21.1%，4.7%，40.2%の自給が可能となる結果となった．一方で，施策 B では低質な木質バイオマスからのペレット製造とメタン発酵に留まるため，石炭の自給率を 3.1%に，LPG の自給率を 26.4%に向上させるにとどまった．ここで，下水汚泥からの乾燥造粒製造，低質ごみの焼却による排熱発電効果は，高含水率である下水汚泥，厨芥の変換プロセスでそれぞれ A 重油，系統電力の消費量が増加し，変換プロセスでのエネルギー産出がそれらの消費量に相殺されたため，自給効果には計上しなかった．

一方で，土地資源由来の製品については施策 B においてのみ代替効果が得られ，それぞれ畜産用・養殖用飼料自給率が 11.2%，建設用・製紙用木材自給率が 7.9%，再生紙用古紙原料自給率が 12.2%の増加となった．畜産用・養殖用飼料の代替可能量の内訳は，ワラ茎が 102 万 t-TDN，食品残さ飼料が 17 万 t-TDN であり，牛・鶏の飼料需要量が畜産用・養殖用飼料需要量のうち 149 万 t-TDN であったため，ワラ茎で牛・鶏の飼料需要の 68.2%を賄える結果となった．また，建設用・製紙用木材自給率は，現状の木材品産出量（表 3-2）と需要量（表 3-22）の関係より求められる 24.5%の自給率に対し，人工林の建設用・製紙用木材生産目的での管理面積を 21.1%から 40%まで高めることにより，自給率 7.9%が加算され 32.4%まで高めることが可能である．

肥料についてはリン鉱石の代替につながるリン肥料の自給に着目する．施策 A は，湿式メタン発酵と連動した堆肥・消化液利用により 16.8%の代替が可能であり，内訳として畜産排泄物由来の代替が 15.6%，集落排水汚泥由来の代替が 0.5%，もみ殻由来の代替が 0.7%を占める．施策 B は, 施策 A での自給率に 8.9%が加算され 25.7%まで自給率が高まる結果となった. 8.9%の内訳は, 厨芥（農村）の湿式メタン発酵後堆肥・消化液利用による 4.7%と，厨芥（都市）からのリン回収による 2.1%，下水汚泥からのリン回収による 2.1%から成る．

3.4.2　GHG 排出削減効果と資源節約効果の推計結果

施策 A（エネルギー変換優先施策）・施策 B（マテリアル利用優先施策）の導入による GHG 排出削減効果を図 3-3 に，リン鉱石節約効果を図 3-4 に，農林地節約面積を図 3-5 に示す．

GHG 排出削減効果での施策間比較では，施策 A の GHG 排出削減効果 1,057 万 t-CO_2eq に対し，施策 B の GHG 排出削減効果は 342 万 t-CO_2eq にとどまり，施策 A が 3.1 倍大きい結果となった．リン鉱石節約効果の比較では，施策 A でのリン鉱石節約量が 7.5 万 t-P_2O_5 に留まるのに対し，施策 B では 13.6 万 t-P_2O_5 の節約量と算定された．農林地節約効果の比較では，施策 A では農林地の節約を目的とした資源配分を行わないのに対し，施策 B では人工林 144 万 ha，農地 56 万 ha の節約が可能と推計された．全種バイオマスの配分構造を踏まえた傾向として，施策 B は化石燃料代替機会を失うことで 715 万 t-CO_2eq の GHG 排出削減機会を失うが，リン鉱石 7.9 万 t-P_2O_5 の追加節約，人工林 144 万 ha，農地 56 万 ha の節約機会を得ることとなる．

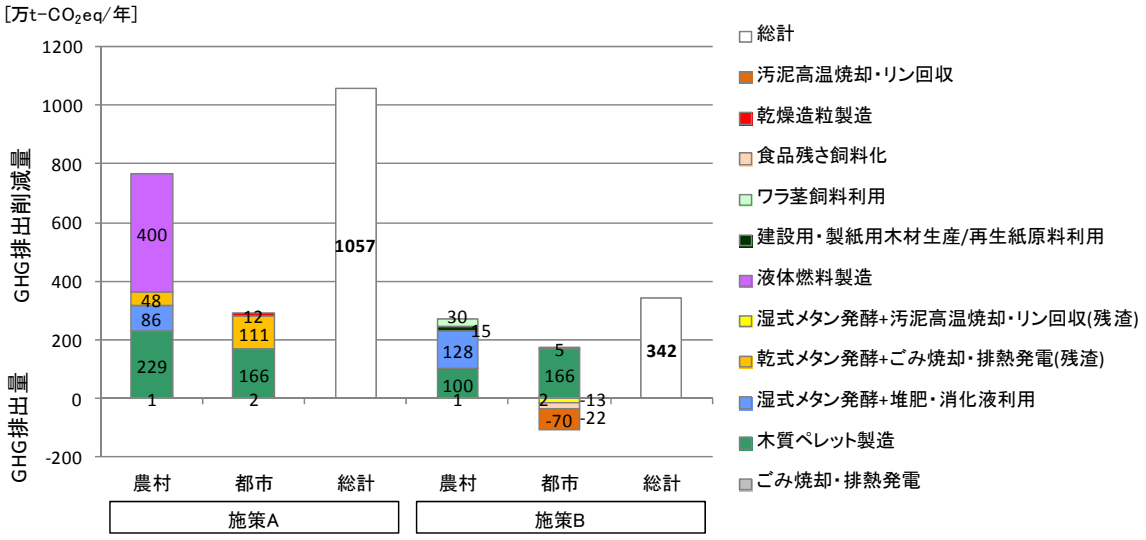


図3-3　温室効果ガス排出削減効果の推計値

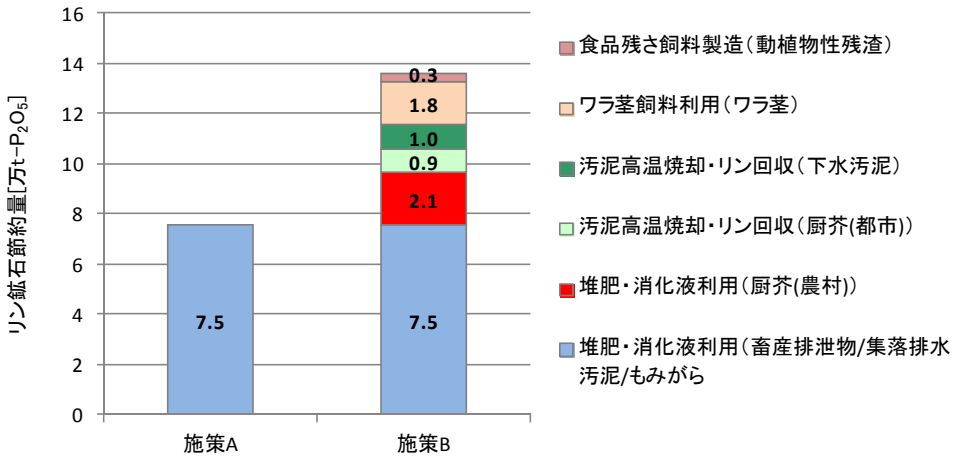


図3-4　リン鉱石節約効果の推計値

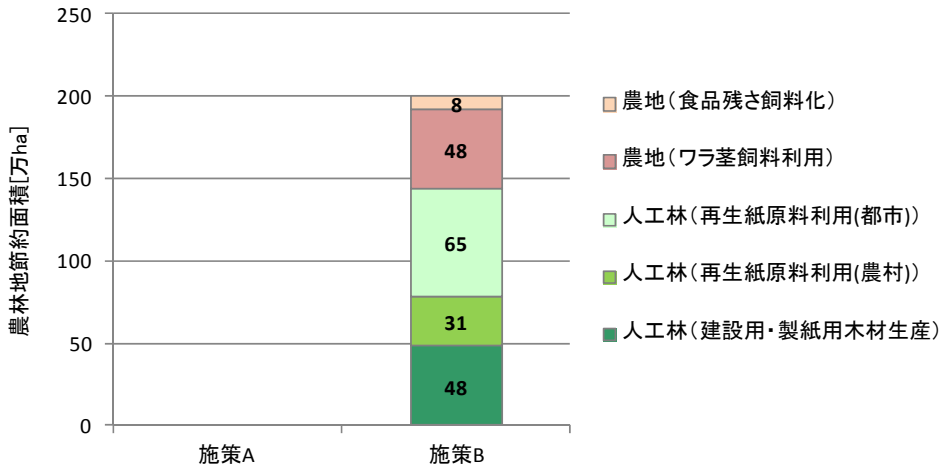


図3-5　農林地節約効果の推計値

GHG 排出削減の内訳をみると，農村においては，施策 A での液体燃料製造 400 万 t-CO_2eq と，林地残材発生量の増加によって生じる木質ペレット製造の増分 129 万 t-CO_2eq が施策間の差に大きく寄与している．また，都市においては，施策 B で，動植物性残渣の食品残さ飼料化，下水汚泥の汚泥高温焼却・リン回収，厨芥の下水処理場連動型・湿式メタン発酵システムが GHG 排出増加となっており，これらの資源配分が施策間の差に影響している．なお，非分別業務・家庭ごみ（厨芥，古紙，木質ごみ）の焼却・排熱発電については，古紙，木質ごみの投入で得られた電力産出が，主に厨芥投入による電力消費で相殺され，両施策，都市・農村合計で 3 万 t-CO_2eq の削減に留まった．

リン鉱石節約効果の内訳としては，畜産排泄物，集落排水汚泥，もみがらの農業連動型・湿式メタン発酵システムでのリン鉱石節約量が 7.5 万 t-P_2O_5 と大きく，うち畜産排泄物からの節約が 7.0 万 t-P_2O_5 を占めている．農村の畜産排泄物の肥料利用が，リン鉱石の節約において最も重要な資源配分施策と位置付けられる．都市で発生する厨芥，下水汚泥からのリン回収により得られる節約効果は全体の約 14%であるが，都市人口の増加や，下水処理工程の高度処理化による下水汚泥中のリン含有量の増加などの将来的な変動要因を踏まえると，中国の多くの地域において，この割合が高まることが予想される．

農林地節約効果の内訳では，特記すべき事項として，廃棄物系バイオマスである古紙の再生紙原料利用による人工林節約効果，ワラ茎の飼料利用による農地節約効果が大きく寄与している．

3.4.3　GHG 排出削減収支を踏まえた資源配分に伴うトレードオフの考察

本節では，施策間で差異を設けたバイオマスに特化し，利用方策の違いによる GHG 排出削減効果と，リン鉱石節約効果ならびに農林地節約効果との間でのトレードオフ構造に関する考察を行う．農村においては，未利用人工林の管理方策と，ワラ茎の利用方策，分別回収された厨芥・古紙の利用方策が，都市においては，動植物系残渣の利用方策，下水汚泥の利用方策，分別回収された厨芥・古紙の利用方策が考察対象となる．

(a)　未利用人工林管理方策・ワラ茎利用方策の差異

各施策の未利用人工林 48.1 万 ha の追加管理方策による GHG 排出削減効果の差異を**図 3-6** に示す．施策 A では早生樹木を生産してバイオエタノール，バイオプロピレン，木質ペレットを製造し，合計で 356 万 t-CO_2eq の削減効果が得られる．一方で，施策 B では建設用・製紙用木材の生産を目的とした人工林管理生産がなされ，材木の輸入に伴う輸送の回避と木質ペレット製造での削減効果は 34 万 t-CO_2eq に留まる．合わせて，ワラ茎の利用による各施策下での GHG 排出削減効果の差異を**図 3-7** に示す．液体燃料製造を行う施策 A では合計で 195 万 t-CO_2eq の削減効果が得られ，飼料として利用する施策 B では，30 万 t-CO_2eq の削減に留まった．

エネルギー利用に特化する施策 A では早生樹木生産を目的とした人工林管理が可能で，木質ペレット製造でも施策 B と比べて 7.0 倍の削減効果を獲得できる．また，建設用・製紙用木材生産による材木輸入の回避や，ワラ茎飼料利用による飼料作物の生産・輸入の回避は，液体燃料製造と比較して小さい値に留まった．　GHG 排出削減により貢献するためにはバイオマスをエネルギ

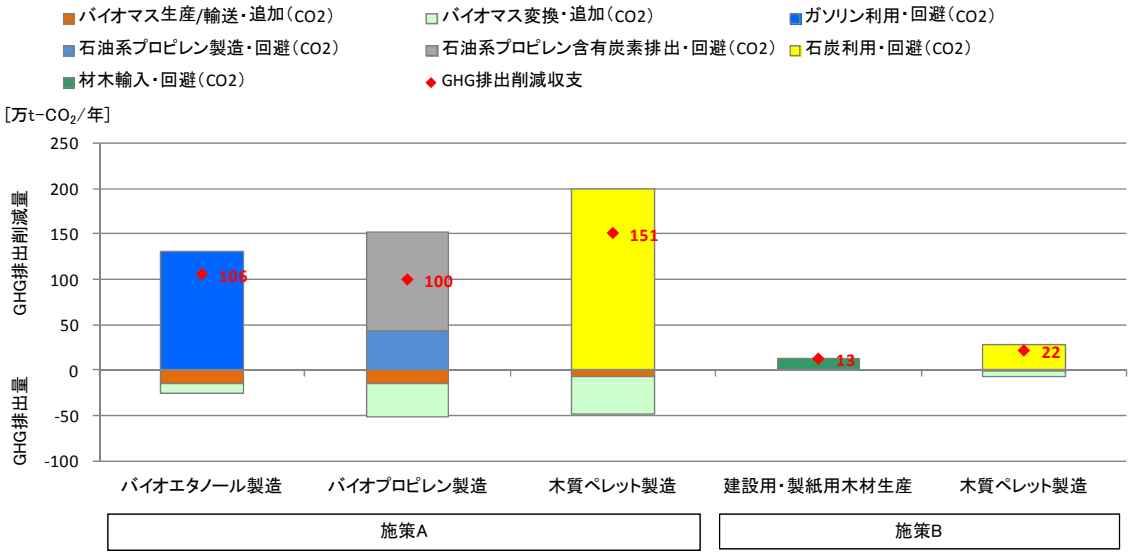


図3-6　未利用人工林管理・追加生産木質資源利用による各施策のGHG排出削減収支

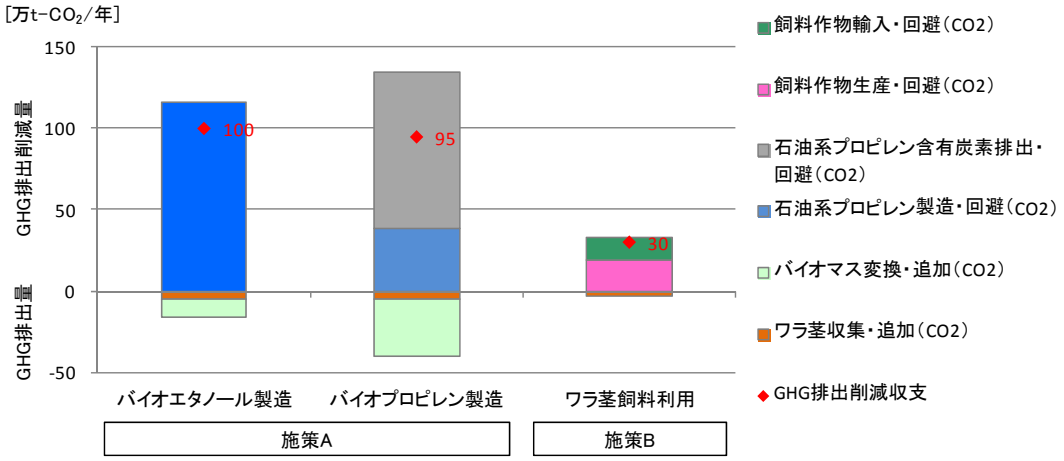


図3-7　ワラ茎の利用による各施策のGHG排出削減収支

一変換して化石燃料の直接代替を図るべきであり，輸入されるバイオマス（材木，飼料作物）を代替して間接的に化石燃料の消費を減らすことによる削減効果は，直接代替に比べ小さい結果となった．

GHG 排出削減量と農林地節約面積とのトレードオフ構造として，施策 B では人工林 48 万 ha，農地 48 万 ha の節約が可能あるため（**図 3-5**），農林地の節約を優先した意思決定を選択した政策判断を行う場合，施策 A を実施することで得られる GHG 排出削減機会は得られないこととなる．更に，ワラ茎の飼料利用で施策 B では 1.8 万 t-P_2O_5 のリン鉱石節約（**図 3-4**）が得られることも，政策判断要素となる．

(b)　農村における厨芥・古紙の利用方策の差異

農村における分別回収された厨芥・古紙の利用方策の差異がもたらす GHG 排出削減量の差を**図 3-8** に示す．施策 A ではごみ焼却場連動型・乾式メタン発酵システムを導入し，総計で 48 万 t-CO_2eq の GHG 排出削減効果を得る．一方で，施策 B では厨芥は農業連動型・湿式メタン発酵システムで利用し，古紙は再生紙原料として利用することで 44 万 t-CO_2eq の GHG 排出削減効果が得られた．

ここで，施策 A では資源節約効果が得られないのに対し，施策 B では厨芥をメタン発酵後に堆肥・消化液利用することでリン鉱石 2.1 万 t-P_2O_5 の節約（**図 3-4**）が可能であるとともに，古紙の再生紙原料利用により 31 万 ha の人工林節約（**図 3-5**）が可能となる．

よって，GHG 排出削減効果にほとんど差が見られないことを踏まえると，農村においては，ごみ焼却場連動型・乾式メタン発酵システムより農業連動型・湿式メタン発酵システムの方が優位であることが示唆される．ただし，消化液を農地利用できる条件が整っていることが成立要件として挙げられる．

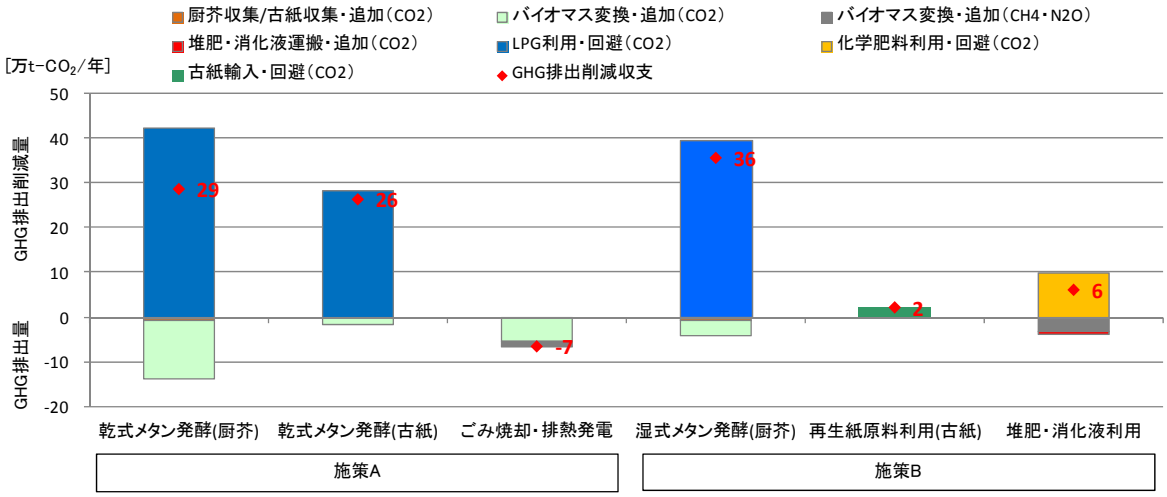


図3-8　農村における厨芥・古紙の利用による各施策のGHG排出削減収支

(c)　動植物系残渣の利用方策の差異

動植物性残渣の利用による各施策での GHG 排出削減効果を**図 3-9** に示す．施策 A ではごみ焼却場連動型・乾式メタン発酵システムでバイオガスを生産することで 8 万 t-CO_2eq の削減効果が

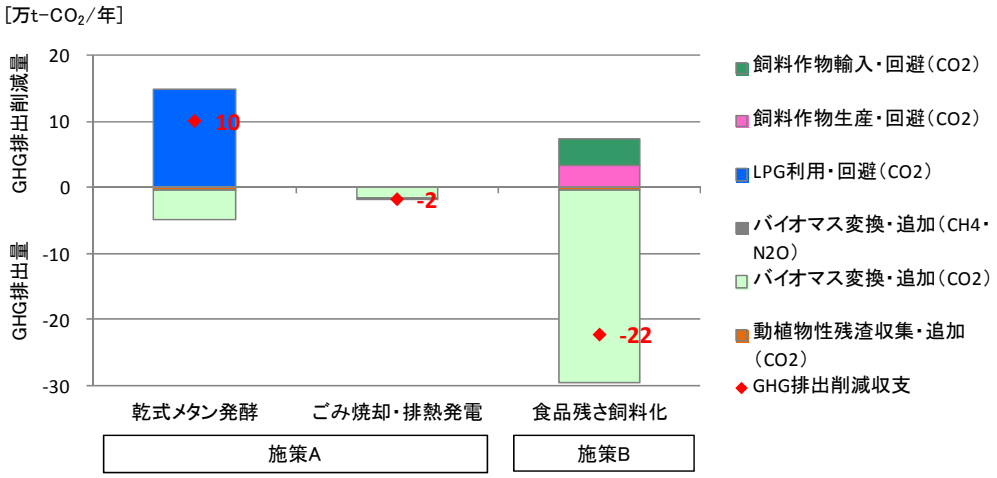


図3-9　動植物性残渣の利用用途による各施策のGHG排出削減収支

得られるのに対し，施策 B では食品残さ飼料に変換する際の A 重油消費量が大きく，GHG は 22 万 t-CO_2eq の排出となる．

ただし，施策 B では 0.3 万 t-P_2O_5 のリン鉱石節約（図 3-4），8 万 ha（図 3-5）の農地面積の節約が可能である．

(d)　都市系汚泥（下水汚泥）の利用方策の差異

脱水汚泥（含水率 80%）条件下での下水汚泥の利用方策の差異に伴う GHG 排出削減効果の差を図 3-10 に示す．施策 A では乾燥造粒製造を行い，バイオマス変換プロセスにおける A 重油消費量に由来する CO_2 排出量が大きいものの，汚泥変換に伴う CH_4・N_2O がほとんど排出せず，石炭代替による CO_2 排出削減量を踏まえて収支をとると 12 万 t-CO_2eq の排出削減となった．一方で，施策 B では汚泥由来の灰からのリン回収を想定して，灰を残すために高温焼却炉で焼却することで，変換時の A 重油消費由来 CO_2 排出量と CH_4・N_2O 排出量が大きく寄与し，70 万 t-CO_2eq の排出となった．

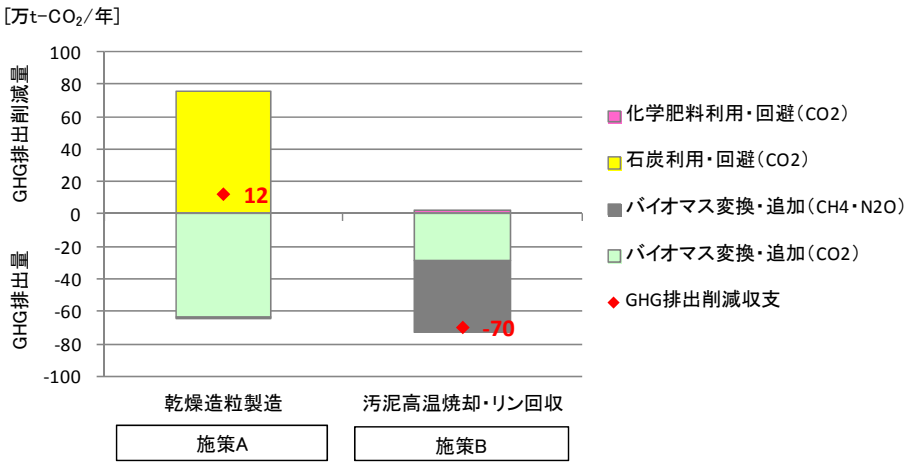


図3-10　下水汚泥の利用用途による各施策のGHG排出削減収支

ここで, 施策 B においては, 下水汚泥中からのリン回収で 1.0 万 t-P_2O_5 のリン鉱石節約（**図 3-4**）が得られ，GHG 排出削減とリン鉱石節約のトレードオフ構造が生じていることが確認された.

(e)　都市における厨芥・古紙の利用方策の差異

都市で分別回収された厨芥・古紙の利用方策の差異がもたらす GHG 排出削減量の差を**図 3-11** に示す. 施策 A ではごみ焼却場連動型・乾式メタン発酵システムを導入し，総計で 103 万 t-CO_2eq の GHG 排出削減効果を得る．一方で，施策 B では厨芥は下水処理場連動型・湿式メタン発酵システムで利用し，古紙は再生紙原料として利用することで 9 万 t-CO_2eq の GHG 排出となった．下水処理場連動型・湿式メタン発酵システムで GHG 排出が増加となるのは，厨芥由来のメタン発酵残渣を汚泥高温焼却炉で焼却する際の A 重油消費由来 CO_2 排出量，CH_4・N_2O 排出量が大きな要因となっている.

ただし，施策 A では資源節約効果が得られないのに対し，施策 B では厨芥由来の発酵残渣を脱水汚泥と混ぜて焼却・リン回収を行うことでリン鉱石 0.9 万 t-P_2O_5 の節約（**図 3-4**）が可能であるとともに，古紙の再生紙原料利用により 65 万 ha の人工林節約（**図 3-5**）が可能となる.

施策 A において，乾式メタン発酵槽の含水率を下げる有機性資源として，古紙ではなく都市で発生する他の木質廃棄物（建設廃木材，市街地緑地剪定枝）を用いることで，人工林の節約機会の損失は防ぐことができる．ただし，建設廃木材は砂などの不純物が含まれるのでメタン発酵には適さず, 市街地緑地剪定枝は古紙と比べ発生量が小さいことが課題として挙げられる（**表 3-21**）.

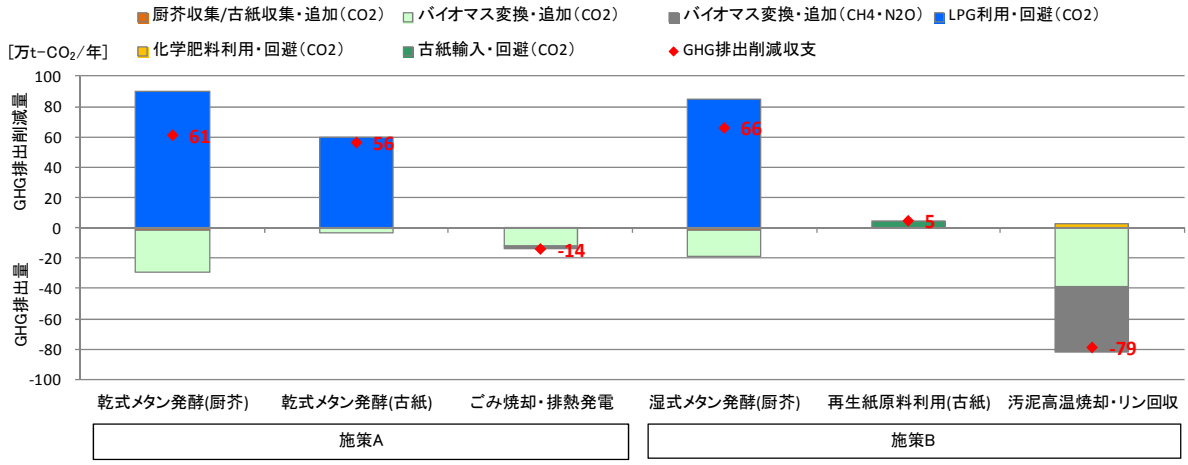


図3-11　都市における厨芥・古紙の利用用途配分によるGHG排出削減収支

3.4.4　推計結果を解釈する上での留意事項

本研究では，中国における現状の古紙の中間消費構造 [33]を踏まえ，古紙の再生紙原料利用による GHG 排出削減効果の推計にあたっては，古紙輸入（輸送ポロセス）の回避のみを計上するバウンダリーを設定し（**表 3-11**），GHG 排出削減量を推計した．ただし，評価のバウンダリーの取り方としては，追加プロセスに古紙パルプ製造を，回避プロセスに木材パルプ製造，材木輸入，製紙用木材生産をとる方法が挙げられる．ここで，古紙パルプ製造と木材パルプ製造段階のみでの比較では，木材パルプ製造では黒液を燃料として用いることできるために，製造段階だけでみると古紙の再生紙原料利用は CO_2 排出量を増加する [66]．そのため，全体の回避プロセスを踏まえて

の比較においても，古紙パルプ配合率を高めれば CO_2 排出量が増加するか，あるいは差が生じないという分析結果が得られている [66]．よって，上述した古紙パルプと木材パルプの比較という視点でバウンダリーを設定した上で評価したとしても，古紙のごみ焼却場連動型・乾式メタン発酵システムでの利用と比較して，GHG 排出削減効果の面において再生紙原料利用が優位となる可能性は低いと判断した．

また，本章の推計にあたっては，厨芥・古紙の乾式メタン発酵は超高温可溶化槽と組み合わせて運用できる条件下で評価したが，実用化に向けては技術的課題が残っている点に，留意が必要である．

3.5　本章の結論

本章では，循環経済の推進を中長期的な国家戦略として掲げている中国において，バイオマス資源の利用施策を検討するための評価モデルを構築した．これにより，中国省レベルにおいて，利用可能なバイオマスの産出量と，代替可能な原材料･エネルギーの需要量との関係を踏まえて，バイオマスの利用用途配分施策の立案・評価が可能となる．

構築した評価モデルを用いてエネルギー変換優先施策（施策A），マテリアル利用優先施策（施策B）の比較評価を行った．評価指標は，温室効果ガス排出削減効果，リン鉱石節約効果，農林地節約効果の3指標とした．得られた評価結果は以下の通りである．

- 施策A・B間の全体比較において，GHG排出削減効果では施策Aが1,057万t-CO_2eq，施策Bが342万t-CO_2eqとなり，施策Aが3.1倍大きい結果となった．一方で，リン鉱石節約量では施策Aが7.5万t-P_2O_5に留まるのに対し，施策Bでは13.6万t-P_2O_5の節約効果が得られた．農林地節約面積は，施策Bのみ人工林144万ha，農地56万haの節約が可能と推計された．全種バイオマスの配分構造を踏まえた傾向として，施策Bを選択することで施策Aより得られるGHG排出削減機会を失うが，リン鉱石7.9万t-P_2O_5の追加節約，人工林144万ha，農地56万haの節約機会を得ることが可能となる．
- 農村におけるバイオマス資源配分については，未利用人工林の管理方策と，ワラ茎の利用方策の差異が，GHG排出削減と農林地節約との間でトレードオフ構造が生じる主要因であった．
- 都市におけるバイオマス資源配分については，厨芥・汚泥の利用方策の差異が，GHG排出削減とリン鉱石節約との間でトレードオフ構造が生じる主要因であった．また，古紙の利用方策の差異が，GHG排出削減と人工林との間でトレードオフ構造が生じる主要因であった．
- 農村で分別回収された厨芥・古紙の利用方策については，施策A（厨芥・古紙：ごみ焼却場連動型・乾式メタン発酵システム），施策B（厨芥：農業連動型・湿式メタン発酵システム，古紙：再生紙原料利用）を比較すると，GHG排出削減効果では施策間で差が生じないが，施策Bではリン鉱石2.1万t-P_2O_5，人工林31万haの節約効果が得られた．よって，農村における厨芥・古紙の利用は，トレードオフが生じず施策Bの資源利用方式が優位であることが示唆された．

参考文献

1) 浙江省統計局：浙江統計年鑑 2007，中国統計出版社，2007.
2) 国家統計局：中国環境統計年鑑 2007，中国統計出版社，2007.
3) 中国農業年鑑編集部：中国農業年鑑 2007，中国農業出版社，2007.
4) 国家統計局：中国建築業統計年鑑 2007，中国統計出版社，2008.
5) 国家統計局：中国統計年鑑 2007，中国統計出版社，2007.
6) MOA/DOE Project Expert Team: Assessment of Biomass Resource Availability in China, China Environmental Science Press, 1998.
7) 有機質資源化推進会議[編]：有機廃棄物資源化大事典，農山漁村文化協会，1997.
8) Liao C., Yanyongjie, Wu C., Huang H.: Study on the distribution and quantity of biomass residues resource in China, Biomass and Bioenergy, Vol.27, pp.111-117, 2004.
9) Cai J., Liu R., Deng C.: An assessment of biomass resources availability in Shanghai: 2005 analysis, Renewable and Sustainable Energy Reviews, Vol.12, pp.1997-2004, 2008.
10) 廃棄物産業連関表 2000 年版, 中村愼一郎研究室 HP. <http://www.f.waseda.jp/nakashin/wio_j.htm> (2011.12.1 閲覧)
11) 中国環境年鑑編委会：中国環境年鑑 2007，中国環境年鑑社，2007.
12) 宮崎博文，田中圭，井上正文，平田誠，羽野忠，高梨啓和：住宅解体廃木材の有効利用をめざした手壊し解体工法の提案，廃棄物学会論文誌，Vol.14，No.4，pp.219-227，2003.
13) 新エネルギー・産業技術総合開発機構（NEDO）：バイオマス賦存量・有効利用可能量の推計. <http://app1.infoc.nedo.go.jp/biomass/biomas/download/index.html> (2011.12.1 閲覧)
14) Hui Y., Li'ao W., Fenwei S., Gang H.: Urban solid waste management in Chongqing: Challenges and opportunities, Waste Management, Vol.26, pp.1052-1062, 2006.
15) 池勇志，張書廷，李玉友：中国における都市下水汚泥の処理現況，環境技術，Vol.38，No.5，pp.341-346，2009.
16) 国家統計局：中国環境統計年鑑 2007，中国統計出版社，2007.
17) 地域資源循環技術センター：農業集落排水汚泥利用マニュアル，2004.
18) 都筑良明 : 1 人あたり汚濁負荷排出量(PDC)と経済レベル，土木学会論文集 G，Vol.63，No.4，pp.224-232，2007.
19) 山本博巳：バイオマスバランス表の改良とわが国地域別のバイオエネルギー供給可能量，電力中央研究所報告，No.Y04017，2005.
20) 加用千裕，荒巻俊也，花木啓祐：炭素ストック変化を考慮した森林資源のエネルギー活用による実質 CO_2 削減効果の長期予測，土木学会論文集 G，Vol.64，No.4，pp.336-346，2008.
21) Fang S., Xue J., Tang L.: Biomass production and carbon sequestration potential in poplar plantations with different management patterns, Journal of Environmental Management, Vol.85, pp.672–679, 2007.
22) 藤井透[編]：竹の基礎科学と高度利用技術，シーエムシー出版，2008.
23) 愛媛県：たけ・たけのこ栽培の技術指針. < http://www.pref.ehime.jp/060nourinsuisan/080ringyou/00001461021016/5_guide/5_take.htm> (2011.12.1 閲覧)
24) 日本スーパーマップ：Geoinfo.China digital 400，中国科学院地理科学資源研究所提供.
25) バイオ燃料技術革新協議会：バイオ燃料技術革新計画，2008.
26) 中国化学工業年鑑編委会：中国化学工業年鑑 2007，化学工業出版社，2007.
27) 中国塑料工業協会：中国塑料工業年鑑 2007，化学工業出版社，2008.

28) Qian X., Shen G., Yao Z., Guo C., Xu S., Wang Z.: Town-based spatial heterogeneity of nutrient balance and potential pollution risk of land application of animal manure and fertilizer in Shanghai, China, Nutrient Cycling In Agroecosystems, Vol.92, pp.67-77, 2012.
29) 農業生物系特定産業技術研究機構：日本飼養標準・豚 2005 年版，中央畜産会，2005.
30) 農林水産技術会議：日本飼養標準・肉用牛 2000 年版，中央畜産会，2000.
31) 農業生物系特定産業技術研究機構：日本飼養標準・家禽 2004 年版，中央畜産会，2004.
32) 米康夫[編]：養魚飼料－基礎と応用－，日本水産学会監修，恒星社厚生閣，1985.
33) 中国造紙学会[編]：中国造紙年鑑 2007，中国軽工業出版社，2007.
34) 産業環境管理協会：LCA データベース，2008 年度 3 版. <http://www.jemai.or.jp/lcaforum/db/01_01.cfm> (2011.12.1 閲覧)
35) 重化学工業通信社・化学チーム編：アジアの石油化学工業 2007 年版，重化学工業通信社，2006.
36) Beijing Business Economy Science and Technology Center: China Rubber Market Yearbook 2007, China Metrology Publishing House, 2007.
37) 東西貿易通信社編集部：中国の石油産業と石油化学工業 2008 年版，東西貿易通信社，2008.
38) 化学経済研究所[編]：基礎素材のエネルギー解析調査報告書，1993.
39) 国家統計局：中国能源統計年鑑 2007，中国統計出版社，2008.
40) 西谷隆司，山内淳行，永山貴志：分別等の取り組みが焼却処理におけるごみ量・ごみ質へ及ぼす影響，廃棄物資源循環学会誌，Vol.21，No.6，pp.347-357，2010.
41) 日本エネルギー学会[編]：バイオマスハンドブック，オーム社，2002.
42) 日本有機資源協会[編]：バイオガス化マニュアル，日本有機資源協会，2006.
43) 松藤敏彦：都市ごみ処理システムの分析・計画・評価，技報堂出版，2005.
44) 柚山義人[編]：バイオマス利活用システムの設計と評価，農林水産バイオリサイクル研究システム化サブチーム，2006.
45) 池勇志，張書廷，李玉友：中国における都市下水汚泥の処理現況，環境技術，Vol.38，No.5，pp.341-346，2009.
46) 農業技術研究機構：日本標準飼料成分表・2001 年版，中央畜産会，2001.
47) 土屋陽子，天野治：木質ペレット製造のエネルギー収支分析，電力中央研究所研究報告，No.V09014，2010.
48) アルコール協会：セルロース系バイオマスを原料とする新規なエタノール醗酵技術等により燃料用エタノールを製造する技術の開発，NEDO 成果報告書，2006.
49) ダイヤリサーチマーテック：バイオマス資源からのエチレン/プロピレンの製造技術開発事業の実施可能性に関する調査，NEDO 成果報告書，2007.
50) 大隅省二郎，坪田潤：超高温可溶化技術導入によるメタン発酵施設のエネルギーバランス改善試算，日本エネルギー学会誌，Vol.89，No.2，pp.167-171，2010.
51) 日本有機資源協会：バイオガス化マニュアル，日本有機資源協会，2006.
52) 京都府八木町：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，NEDO 成果報告書，2004.
53) Ogino A., Hirooka H., Ikeguchi A., Tanaka Y., Waki M., Yokoyama H., Kawashima T.: Environmental Impact Evaluation of Feeds Prepared from Food Residues Using Life Cycle Assessment, Journal of Environmental Quality, Vol.36, pp.1061–1068, 2007.
54) 下水道新技術推進機構，大阪ガス：下水道汚泥のガス化，燃料化等についての必要エネルギー等の調査に関する共同研究，下水道新技術推進機構，2009.

55) 惣田訓，岩井良真，清和成，下田吉之，池道彦：処理規模を考慮したエネルギー解析モデルによるさまざまな下水汚泥処理システムのエネルギー消費量の比較評価，用水と廃水，Vol.51，No.3，pp.226-236，2009.
56) 日本ガイシ，岐阜市上下水道事業部：下水汚泥焼却灰からのりん回収技術に係る技術評価書，下水汚泥資源化・先端技術誘導プロジェクト報告書，2007.
57) 稲森悠平，稲森隆平，丸山治，除開欽：水処理・汚泥処理におけるリン除去・回収・有効利用と課題・展望，大竹久夫[監修]，リン資源の回収と有効利用，サイエンス＆テクノロジー，pp.33-62，2009.
58) 矢野順也，平井康宏，酒井伸一，出口晋吾，中村一夫，堀寛明：都市ごみ中の厨芥類および紙類の利用システムによる温室効果ガスの削減効果，廃棄物資源循環学会論文誌，Vol.22，No.1，pp.38-51，2011.
59) MiLCA（産業環境管理協会提供の LCA ソフトウェア）
60) 空気調和・衛生工学会：空気調和・衛生工学便覧 2.機器・材料編，2010.
61) 環境省：温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル，2008.
62) JEMAI-LCA Pro Ver.2（産業環境管理協会提供の LCA ソフトウェア）
63) 菱沼竜男，栗島英明，YANG Cuifen，玄地裕：LCA 手法を用いたメタン発酵施設によるふん尿処理・利用方式の環境影響の評価－堆肥化･液肥化処理との比較－, Animal Behaviour and Management, Vol.44, No.1, pp.7-20, 2008.
64) 農林水産省：土壌管理のあり方に関する意見交換会・報告書，2008. <http://www.maff.go.jp/j/study/dozyo_kanri/> (2011.12.1 閲覧)
65) 三枝俊哉，渡部敢：乳牛ふん尿を主原料とするバイオガスプラント消化液のチモシー採草地に対する肥効と効果的分施法，北海道立農業試験場集報，Vol.90，pp.29-39，2006.
66) 古紙再生促進センター：古紙利用の環境に与える影響調査報告書（Ⅱ），2011. <http://www.prpc.or.jp/menu05/cat11/cat12/index.html> (2011.12.1 閲覧)

第 4 章　温室効果ガス排出削減とリン回収に向けた汚泥・厨芥の循環利用技術の比較評価

4.1　序論

日本が環境政策の中核として進めている低炭素社会，循環型社会を具現化するにあたり，下水処理場が資源循環拠点として担うべき役割として，温室効果ガス（GHG）排出量の改善と，リン回収の促進が挙げられる．本章では，下水処理場における汚泥処理工程の更新施策とリン回収技術の導入施策を同時に扱い，GHG排出削減，リン回収の両方を目的とした技術オプションを比較検討する．

下水処理場をリン回収拠点として更新していくにあたり，都市におけるリン回収ポテンシャルを最大限に活かすためには，下水処理場に消化槽を設置し，消化槽で下水汚泥・厨芥の混合処理を行うことが検討事項となる．下水処理場での汚泥・厨芥の混合消化は，下水処理場が有する汚泥処理工程，下水処理工程が活用できるとともに，消化ガスの生産量を増強できるという利点を持つ．そこで本章では，下水処理場による厨芥の受入施策の評価も同時に行うこととする．

本分析では，都市で発生する生活排水と厨芥の処理・利活用を対象としたライフサイクルアセスメント（LCA）を実施する．評価指標は，温室効果ガス排出量，リン回収量の2指標とする．

また，下水汚泥・厨芥から回収したリサイクル肥料について，施肥に伴い農作物経由で摂取する重金属の健康リスクを評価する．対象物質は，肥料取締法で安全性の基準値が設定されているヒ素（As），カドミウム（Cd），水銀（Hg），ニッケル（Ni），クロム（Cr），鉛（Pb）の6物質とした．健康リスク評価は，6物質のエンドポイントの重篤度を等価勘定するため，DALY（Disability Adjusted Life Years，障害調整生存年）に換算して行う．

評価の主眼は，以下の2点である．

- 下水処理場による下水汚泥・厨芥の混合処理を実施するケース（混合処理システムケース）と，混合処理を実施しないケース（個別処理システムケース）間での比較
- 汚泥変換技術とリン回収技術からなる循環技術導入ケース（技術ケース）間での比較

本章の構成は次の通りである．第2節では，比較対象とする技術オプションを述べ，LCAを行う上での機能単位，バウンダリーの設定を行う．第3節では，物質フローの勘定手法として，エネルギー収支，リン収支，温室効果ガス排出量の推計手法を述べる．第4節では，健康リスクの評価手法を述べる．そして，第5節で算定結果を示し，算定結果の考察を行う．なお，第6節では補足分析として，消化・前処理技術の導入も合わせた技術ケースの評価を追記した．最後に第7節で，本章で行った分析の結論をまとめる．

4.2　下水汚泥・厨芥の利活用を対象としたライフサイクルアセスメントの枠組み

4.2.1　比較評価ケースの設定

本研究では，下水処理場に適用する汚泥変換技術とリン回収技術とを組み合わせた循環技術システムを取り上げる．対象とする汚泥変換技術は，現在普及している焼却，コンポスト化，セメント原料化と，燃料変換技術である低温炭化，乾燥造粒，熱分解ガス化とした．燃料変換技術については，下水道新技術推進機構・大阪ガス [1)]により実証試験結果が報告されている技術より選定した．リン回収技術については，国土交通省による導入マニュアル [2)]が作成されている HAP 法，MAP 法，灰アルカリ抽出法，部分還元溶融法を対象とした．ここで，HAP はカルシウムヒドロキシアパタイト，MAP はリン酸マグネシウムアンモニウムを指す．

評価対象とするシステムケース，技術ケースを**表 4-1** に示す．

システムケースについては，ケース X を汚泥・厨芥の個別処理ケースとした．ケース X では，厨芥はごみ焼却場で焼却され，下水処理場における消化槽の設置は行われないとした．ケース Y では，下水処理場に消化槽が設置され，汚泥・厨芥の混合処理が行われるとした．

次に，技術ケースについて説明する．ケース X における汚泥変換技術を通常焼却とし，リン回収技術は導入しないケース X-0 を現状ケースとした．リン回収技術の導入は，汚泥の変換プロセスで灰が残らないコンポスト（ケース 1），セメント原料化（ケース 2），低温炭化（ケース 3），乾燥造粒（ケース 4）については汚泥処理工程における返流水（濃縮返流水，脱水ろ液）中からのリン回収技術のみが導入可能とした．返流水からの回収は，ケース X では HAP 法を，ケース Y では MAP 法をそれぞれ適用する．熱分解ガス化（ケース 5），高温焼却（ケース 6）の導入条件下では，灰からのリン回収技術も導入可能となり，飛灰のみが残る熱分解ガス化には灰アルカリ抽出法，主灰が残る高温焼却には部分還元溶融法を適用した．よって，ケース 5・6 では 2 種類のリン回収技術が導入されるとした．

以下，汚泥処理方式における汚泥変換技術，リン回収技術，場内発電の概要と，本研究での適用条件を説明する．

表4-1　評価対象とするシステムケース・技術ケース

システムケース	厨芥処理方式	下水処理場での消化槽設置	技術ケース	汚泥処理方式		
				汚泥変換技術	リン回収技術（回収ポイント）	場内発電
Case X【個別処理】	ごみ焼却場での焼却・排熱発電	設置しない	X-0	通常焼却	－	－
			X-1	コンポスト	HAP法（返流水）	－
			X-2	セメント原料	HAP法（返流水）	－
			X-3	低温炭化	HAP法（返流水）	－
			X-4	乾燥造粒	HAP法（返流水）	－
			X-5	熱分解ガス化	HAP法（返流水） 灰アルカリ抽出法（飛灰）	ガスエンジン発電
			X-6	高温焼却	HAP法（返流水） 部分還元溶融法（焼却灰）	－
Case Y【混合処理】	下水処理場での消化槽混合	設置する	Y-1	コンポスト	MAP法（脱水ろ液）	ガスエンジン発電
			Y-2	セメント原料	MAP法（脱水ろ液）	ガスエンジン発電
			Y-3	低温炭化	MAP法（脱水ろ液）	ガスエンジン発電
			Y-4	乾燥造粒	MAP法（脱水ろ液）	ガスエンジン発電
			Y-5	熱分解ガス化	MAP法（脱水ろ液） 灰アルカリ抽出法（飛灰）	ガスエンジン発電
			Y-6	高温焼却	MAP法（脱水ろ液） 部分還元溶融法（焼却灰）	ガスエンジン発電

(a) 汚泥変換技術

通常焼却炉は，約 800℃で汚泥を焼却するプロセスとした．

コンポストは，有機物を添加せず，汚泥のみを乾燥・発酵させる技術を対象とした．

セメント原料は，脱水汚泥に生石灰を混合し，汚泥中の水分と生石灰を反応させて水分を蒸発させることで脱水汚泥を乾燥させ，混合物であるカンプン（乾粉）を生成する技術である．生成したカンプンは，有機分がセメント製造工程内で発熱することで重油の消費量を削減でき，無機分がセメント原料の石灰石の代替原料としてセメント製造ラインで利用されるとした．

低温炭化設備は，乾燥させた汚泥を無酸素状態で加熱して汚泥中に含まれる乾溜ガスを放出させ，炭化物を生成する技術である．炭化物は，石炭代替燃料として大口の石炭需要家（石炭火力発電事業，セメント産業，鉄鋼業など）に利用されるとした．

乾燥造粒設備は，熱媒油により加温された伝熱盤上で汚泥を転がしながら乾燥し，乾燥造粒品を製造する技術である．乾燥造粒品は，炭化物と同様に石炭代替燃料として利用されるとした．

熱分解ガス化設備は，乾燥した汚泥を炉内で熱分解ガス化して H_2 や CO を主成分とする生成ガスを製造する技術である．生成ガスは都市ガスと混合して下水処理場内で発電することで，生成ガスの顕熱と発電排熱を汚泥の乾燥熱源に利用できる．

高温焼却炉は，N_2O の排出を抑制するため，通常焼却炉より高い約 850℃で汚泥を焼却する技術である．現在最も普及している通常焼却炉は将来的には導入されず，設備更新後も汚泥の焼却を継続する場合は，高温焼却炉への更新が奨励されている [3)].

(b) リン回収技術（返流水からの回収）

HAP 法は，返流水に溶解しているリン酸イオンに水酸化カルシウムを添加して晶析させ，カルシウムヒドロキシアパタイトとしてリンを回収する手法である．HAP 法は低濃度の水中からのリン回収に適しており，ケース X において，濃縮設備から発生する濃縮返流水と，脱水設備から発生する脱水ろ液からのリンの回収に用いられるとした．

MAP 法は，脱水ろ液に溶融しているリン酸イオンに水酸化マグネシウムを添加して晶析させ，リン酸マグネシウムアンモニウムとしてリンを回収する手法である．消化を導入するケース Y で MAP 法を用い，脱水設備から発生する脱水ろ液からのリン回収に用いられるとした．

(c) リン回収技術（灰からの回収）

灰アルカリ抽出法は，灰に水酸化ナトリウム溶液を添加してリンを溶出させ，リン酸イオンを消石灰と反応させてリン酸カルシウムとしてリンを回収する手法である．本研究では熱分解ガス化炉（ケース 5）より発生する飛灰からのリン回収を想定し，残った脱リン灰はセメント産業に引き取られるとした．

部分還元溶融法は，汚泥焼却灰を還元状態で溶融し，溶融スラグ層と溶融メタル層に分離させる技術である．スラグは農業用途の熔成リン酸質肥料，メタルは製鉄業のリン添加剤，溶融飛灰は山元還元することで金属として利用可能とされている．本研究では高温焼却炉（ケース 6）より発生する焼却灰からのリン回収を想定し，メタルと溶融飛灰は金属産業に引き取られるとした．

(d) 場内発電

熱分解ガス化を導入する X-5 では，ガスエンジン発電で生成ガスと都市ガスを混焼して利用す

る．消化ガスが得られる Y-5 では，消化槽の熱需要を消化ガスのボイラ燃焼で賄い，余剰分は熱分解ガス化炉と連動して設置されるガスエンジン発電で利用する．生成ガス，消化ガスのガスエンジンへの投入による発電排熱で汚泥の乾燥用熱需要を賄いきれない場合は，都市ガスを補助燃料として利用する．

Y-5 を除くケース Y では，消化槽と連動してガスエンジン発電を導入し，消化槽の熱需要量と発電排熱量が等しくなる条件下で消化ガスを燃焼利用する．余剰となる消化ガスは汚泥変換技術の熱需要に用い，更に余剰となる場合は近隣の都市ガス消費需要家（工場や大型商業施設を想定）に供給されるとした．

4.2.2　機能単位の設定

下水処理場の設備容量を踏まえ，本研究では 10 万人の生活排水，厨芥の処理を機能単位とする．それぞれの負荷原単位を**表 4-2**，**表 4-3** に示す．生活排水については，1 人あたりの生活排水発生量を小川ら [4]，汚濁負荷・リン負荷量を日本下水道協会 [5]より引用した．厨芥は竹崎ら [6] より引用した．

次に，下水処理場で生活排水を処理することで発生する下水汚泥の推計式 [5]を**式(4-1)~(4-3)**に示す．生汚泥発生量は，最初沈殿池から生じる初沈汚泥，活性汚泥処理後の最終沈殿池から生じる余剰汚泥を乾物重量で算定し，その和より求める．

表4-2　生活排水の負荷原単位

	生活排水	
発生量	255	[m^3/人/日]
BOD	58	[g/人/日]
SS	45	
T-P	1.3	[g-P/人/日]

表4-3　厨芥の負荷原単位

	厨芥	
発生量	250	[g/人/日]
含有リン量	0.25	[g-P/人/日]
含水率	80	[%]

$$\text{生汚泥 SS 量} = \text{初沈汚泥 SS 量} + \text{余剰汚泥 SS 量} \qquad (4\text{-}1)$$

$$\text{初沈汚泥SS量 [g-DM]} = (C1_{ss,in} - C1_{ss,out}) \times Q1_{in} \qquad (4\text{-}2)$$

$$\text{余剰汚泥SS量 [g-DM]} = (a \times \gamma \times C2_{BOD,in} + b \times C2_{ss,in} - c \times \tau \times X) \times Q2_{in} \qquad (4\text{-}3)$$

ここで，$C1_{in}$[mg/L]は最初沈殿池への流入濃度，$C1_{out}$[mg/L]は最初沈殿池からの流出濃度，$C2_{in}$[mg/L]は活性汚泥反応タンクへの流入濃度を，$Q1_{in}$ ならび $Q2_{in}$[m^3/日]はそれぞれ最初沈殿池と活性汚泥反応タンクへの流入水量を示す．最初沈殿池での BOD 除去率は 30%，SS 除去率は 40% として [5]，BOD，SS の濃度推計を行う．また，活性汚泥反応タンクでの共通条件として，a（S-BOD に対する汚泥転換率）を 0.55[mg-MLSS/mg-BOD]，γ（BOD 溶解率）を 0.67[-]，b（SS に対する汚泥転換率）を 0.95[mg-MLSS/mg-SS]とした [5]．c（活性汚泥微生物の内生呼吸による減量を表す係数），τ（反応タンク HRT），X（MLSS 濃度）については，活性汚泥処理方式で異なる．本研究では，嫌気好気活性汚泥法の導入条件下で分析することとし，c: 0.03[1/日], τ: 0.33[日], X: 1500[mg/L] とした [7]．処理方式の選定理由は，リン回収を図るために高度処理方式を想定していること，凝集剤添加条件での標準活性汚泥法と c，τ，X 値が同じ [7]で汚泥発生量に大きな差が生じないことに基づいた．

汚泥の含水率については，生汚泥が 99%，濃縮汚泥が 97%，脱水汚泥が 80%とし [5]，消化汚泥の含水率は汚泥・厨芥の有機分の減少を乾物重量から差し引いた値とする．

4.2.3　バウンダリーの設定

ケース X（個別処理システム）のバウンダリーを図 4-1 に，ケース Y（混合処理システム）のバウンダリーを図 4-2 に示す．

ケース X が下水処理場とごみ焼却場の物質フローを対象とするのに対し，ケース Y では下水処理場のみを対象とする．ただし，生活排水・厨芥の回収・処理・変換・輸送・灰処理までのライフサイクルを統一しており，平等な条件下で比較評価が可能である．

下水処理場の場外で利用する製品は，本研究ではコンポスト，カンプン，炭化物，乾燥造粒品，消化ガス，回収リン肥料（HAP，MAP，リン酸カルシウム，熔成リン酸質肥料）が対象となり，輸送，代替利用までをバウンダリーとした．

発生する灰について，ごみ焼却場で発生する焼却灰は，輸送，埋立までを対象とした．下水処理場で発生する灰については，X-0 で発生する汚泥焼却灰ならびにケース 5 で発生する脱リン灰はセメント産業，ケース 6 で発生するメタル・溶融飛灰は金属産業に引き取られるとし，受入れ先までの輸送をバウンダリーとした．

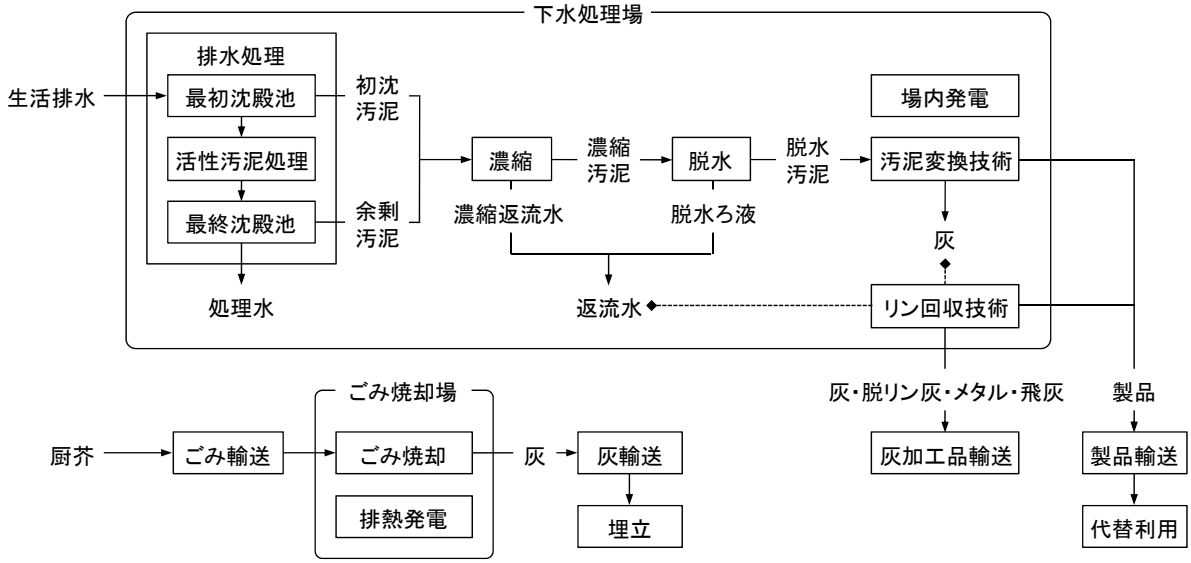


図4-1　下水汚泥・厨芥の個別処理システムのバウンダリー（ケースX）

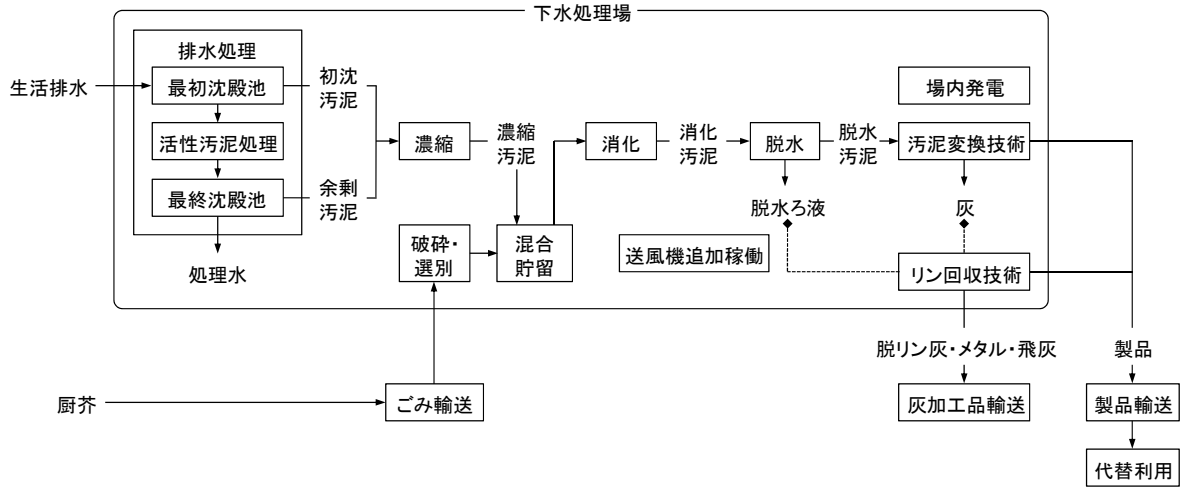


図4-2　下水汚泥・厨芥の混合処理システムのバウンダリー（ケースY）

4.3　GHG 排出量とリン回収量を推計する物質フロー勘定手法の構築

4.3.1　各プロセスにおけるエネルギー・資材の消費原単位

各プロセスに投入される生活排水，下水汚泥，厨芥に対し，投入量あたりのエネルギー消費量，薬品ならびに鉱物製品消費量を整理し，**表4-4**に示す．本研究ではエネルギー量は[MJ]で勘定し，電力は1kWh＝3.6MJで二次エネルギー換算する．特に断りがない限り重量[t]は水分を含んだ値とし，乾物重量の値を[t-DM]，有機分の値を[t-VS]，灰分の値を[t-Ash]，リンの値を[t-P]とする．

表4-4　各プロセスにおけるエネルギー・薬品・鉱物製品の消費原単位

項目		消費原単位			単位	
排水処理	AO法条件下での処理工程全般	エネルギー[8]	電力	1138	KJ/m^3	（生活排水投入量あたり）
		薬品[9]	次亜塩素酸ナトリウム	9.0	g/m^3	
			塩化第二鉄　38%	3.8		
			ポリ塩化アルミニウム	0.7		
			硫酸	6.6	mg/m^3	
			活性炭	3.0		
			塩酸35%	1.8		
汚泥処理工程	濃縮[10]	エネルギー	電力	9	MJ/t	（生汚泥投入量あたり）
	消化[1]	エネルギー	電力	19	MJ/t	（濃縮汚泥・厨芥投入量あたり）
			消化ガス	110		
	脱水[10]	エネルギー	電力	23	MJ/t	（消化汚泥投入量あたり）
厨芥受入工程	破砕・選別[11]	エネルギー	電力	68	MJ/t	（厨芥投入量あたり）
	混合貯留[11]	エネルギー	電力	3	MJ/t	（濃縮汚泥・厨芥投入量あたり）
	送風機追加稼働[11]	エネルギー	電力	17	MJ/t	（厨芥投入量あたり）
汚泥変換技術	コンポスト[12]	エネルギー	電力	447	MJ/t	（脱水汚泥投入量あたり）
			都市ガス	259		
		薬品	次亜塩素酸ナトリウム	0.6	kg/t	
			苛性ソーダ	0.9		
			硫酸	0.4		
			塩酸	0.2		
	セメント原料[13]	エネルギー	電力	612	MJ/t	
		鉱物製品	生石灰	200	kg/t	
	低温炭化[1]	エネルギー	電力	324	MJ/t	
			乾燥用熱需要	4676		
		薬品	苛性ソーダ	4.2	kg/t	
	乾燥造粒[1]	エネルギー	電力	236	MJ/t	
			乾燥用熱需要	3444		
		薬品	苛性ソーダ	2.1	g/t	
	熱分解ガス化[1]	エネルギー	電力	372	MJ/t	
			乾燥用熱需要	4361		
		薬品	ガス化添加剤	19.4	kg/t	
			タール分解触媒	0.1		
			硫酸62.5%	6.0		
			苛性ソーダ20%	19.8		
			次亜塩素酸ソーダ13%	19.8		
	高温焼却[1]	エネルギー	電力	344	MJ/t	
			焼却用熱需要	4836		
		薬品	苛性ソーダ48%	10.0	kg/t	
	通常焼却[14], a	エネルギー	電力	320	MJ/t	
			焼却用熱需要	4695		
		薬品	苛性ソーダ48%	10.0	kg/t	

a 宮本ら[14]より高温焼却での値に電力は0.93，焼却用熱量は0.97を乗じる．

表4-4　各プロセスにおけるエネルギー・薬品・鉱物製品の消費原単位（続き）

項目		消費原単位			単位	
リン回収技術	HAP法 [15]	エネルギー	電力	8352	MJ/t-P	（リン回収量あたり）
		薬品	消石灰	4000	kg/t-P	
	MAP回収 [15]	エネルギー	電力	8352	MJ/t-P	
		薬品	水酸化マグネシウム	1900	kg/t-P	
	灰アルカリ抽出 [15]	エネルギー	電力	16848	MJ/t-P	（リン回収量あたり）
		薬品	消石灰	431	kg/t-Ash	（灰投入量あたり）
			水酸化ナトリウ	121		
			硫酸	39		
	部分還元溶融法 [16]	エネルギー	電力	3384	MJ/t-Ash	（灰投入量あたり）
		薬品	酸化マグネシウム	143	kg/t-Ash	
			消石灰	137		
			黒鉛電極	20		
ごみ焼却	ストーカ炉	エネルギー [17]	電力	432.0	MJ/t	（厨芥投入量あたり）
		薬品 [9]	消石灰	2.3	kg/t	
			アンモニア	0.2		
			水酸化ナトリウム	2.2		
			塩酸35%	0.2		
			キレート剤	0.4		
灰の埋立	埋立 [9]	エネルギー	電力	211	MJ/t-Ash	（灰埋立量あたり）
			軽油	24		
		薬品	苛性ソーダ	5.3	kg/t-Ash	
			塩化第二鉄	2.1		

輸送過程について，厨芥は収集時かさ密度を 0.74[t/m^3][18]，ごみ収集車の軽油消費原単位を 3.5 [MJ/m^3/km][19]を用いて算定した．両システムケースにおいて，ごみ焼却場までの厨芥収集距離を 30km とし，ケース Y では厨芥が一旦ごみ焼却場へ搬入されたのちに下水処理場まで運ばれると仮定して，10km の往復運搬距離を加算した．

製品ならびに灰・灰加工品はトラック輸送を想定し，軽油消費原単位 1.7[MJ/t/km][9]を用いた．ただし，消化ガスについてはタンクローリーで輸送し，消化ガスの高位発熱量を 21.5[MJ/Nm^3][11]として 1GJ あたりの軽油消費原単位 60.6[KJ/GJ/km][20]を用いた．往復運搬距離については，コンポストと再生リン肥料は都市・農村間の輸送を想定し 200km，カンプン，炭化物，乾燥造粒品ならびにごみ焼却灰，汚泥焼却灰，脱リン灰，メタル，溶融飛灰は都市内の輸送を想定し 50km，消化ガスは近隣への輸送を想定し 5km と設定した．

4.3.2　エネルギー収支の勘定方法

(a) バイオマスの発熱量

下水汚泥，厨芥の乾物重量に対する有機分率を V[t-VS/t-DM]として，高位発熱量換算係数 HHV [MJ/t-DM]を式(4-4)・(4-5)に示す．下水汚泥の添え字を ss，厨芥の添え字を fw とする．

$$HHV^{ss} = 23{,}223 \times V^{ss} \qquad (4\text{-}4)$$

$$HHV^{fw} = 21{,}779 \times V^{fw} \qquad (4\text{-}5)$$

なお，消化前の初期状態における汚泥の有機分率を V_0^{ss} = 0.80[t-VS/t-DM]，灰分率を 0.20[t-Ash/t-DM]とする [1]．同様に，厨芥の有機分率を V_0^{fw} = 0.85[t-VS/t-DM]，灰分率を 0.15[t-Ash/t-DM]とする [6]．

また，下水汚泥，厨芥の低位発熱量換算係数 LHV[MJ/t]を，含水率 W[-]として**式(4-6)・(4-7)**に示す．

$$LHV^{ss}=21{,}629\times V^{ss}-2{,}512\times W^{ss} \qquad (4\text{-}6)$$

$$LHV^{fw}=20{,}241\times V^{fw}-2{,}512\times W^{fw} \qquad (4\text{-}7)$$

発熱量の換算式は松藤[18)]を参考に Steuer の式を用い，有機分中の炭素・水素・酸素の組成比を，汚泥は東京ガス・タクマ[21)]より，厨芥は松藤[18)]より引用して作成した．

(b) 消化プロセスにおけるエネルギー収支

消化槽に投入される有機分あたりの消化ガス発生量（汚泥：550[Nm^3/t-VM][1)]，厨芥：740[Nm^3/t-VM][11)]）の熱量換算値と，消化槽で分解される有機分に相当するバイオマスの高位発熱量とがほぼ同じ値であるため，消化ガス産出量については**式(4-8)**で算定する．

消化ガス産出量[MJ]＝濃縮汚泥投入量[t-DM]×HHV^{ss}×DE^{ss}＋厨芥投入量[t-DM]×HHV^{fw}×DE^{fw}
ただし，$V=V_0$条件下　　(4-8)

ここで，DE は有機物分解率[-]を指し，汚泥は 0.50[1)]，厨芥は 0.80[11)]とした．消化後の消化汚泥中に含まれる汚泥由来，厨芥由来の乾物分に含まれる有機分率 V_1 は**式(4-9)・(4-10)**となる．

$$V_1^{ss}=V_0^{ss}\times(1-DE^{ss}) \qquad (4\text{-}9)$$

$$V_1^{fw}=V_0^{fw}\times(1-DE^{fw}) \qquad (4\text{-}10)$$

消化槽における加温用熱需要について，消化槽と連動して Y-1~Y-4 ならびに Y-6 では，消化槽と連動してガスエンジン発電を導入し，消化槽の熱需要量と発電排熱量が等しくなる条件下で消化ガスを燃焼するため，**式(4-11)・(4-12)**で算定する．

場内発電量[MJ]＝消化ガス消費量[MJ]×ガスエンジン・発電効率　　(4-11)

消化槽･燃料消費量[MJ]×参照ボイラ効率＝消化ガス消費量[MJ]×ガスエンジン･熱回収効率 (4-12)

ここで，ガスエンジンの効率は，下水道新技術推進機構[11)]ならびに東京ガス・タクマ[21)]を参考に発電効率を 0.35[-]，熱回収効率を 0.40[-]とした．また，参照ボイラ効率を 0.85[-][22)]とした．

熱分解ガス化炉と連動してガスエンジン発電を稼働する Y-5 は，消化ガスの一部をボイラ燃焼で賄うとする．

(c) コンポストにおけるエネルギー収支

コンポスト（ケース 1）では，消化に伴う有機分の減少がコンポスト変換時のエネルギー消費量に影響しないため，脱水汚泥の投入量に電力・都市ガスの消費原単位（**表 4-4**）を乗じて，コンポスト変換時エネルギー消費を推計する．

(d) セメント原料化におけるエネルギー収支

セメント原料（ケース 2）では，カンプン中に脱水汚泥の有機分が含まれ，セメント製造工程

で有機分が熱利用されるため，A 重油の消費代替となる．カンプン中の脱水汚泥の含水率を 67%[23]として，A 重油の消費削減量を**式(4-13)**に示す．

A 重油消費削減量[MJ]＝濃縮汚泥由来カンプン重量[t]×LHV^{ss}＋厨芥由来カンプン重量[t]×LHV^{fw}
ただし，ケース X-2：$V=V_0$，$W=0.67$ 条件下
ケース Y-2：$V=V_1$，$W=0.67$ 条件下　　(4-13)

カンプンの製造プロセスにおいては，脱水汚泥に含まれる有機分は使われず，脱水汚泥の投入量に電力消費原単位（**表 4-4**）を乗じて，カンプン製造時エネルギー消費を推計する．

(e)　低温炭化におけるエネルギー収支

炭化物回収効率[1]を，直接脱水汚泥を利用した場合 0.50[-]，消化脱水汚泥を利用した場合 0.75[-]として，生産される炭化物を**式(4-14)**で推計する．

炭化物産出量[MJ]＝(濃縮汚泥由来乾物分投入量[t-DM]×HHV^{s}
＋厨芥由来乾物分投入量[t-DM]×HHV^{fw})×炭化物回収効率
ただし，ケース X：$V=V_0$ 条件下，ケース Y：$V=V_1$ 条件下　　(4-14)

ここで，炭化物の低位発熱量[1]を，直接脱水汚泥を利用した場合は 17,500[MJ/t]，消化脱水汚泥を利用した場合は 15,600[MJ/t]とする．

炭化物としてエネルギー回収されない脱水汚泥含有有機分は，低温炭化工程で使用されるとして，ケース X-3 におけるその有機分を $V_2^{X\text{-}3}$（**式(4-15)**），ケース Y-3 における有機分を $V_2^{Y\text{-}3}$（**式(4-16)**）とすると，低温炭化工程での燃料消費量は**式(4-17)**より算定される．

$$V_2^{X\text{-}3}=V_0\times(1-\text{直接脱水汚泥からの炭化物回収効率}) \qquad (4\text{-}15)$$

$$V_2^{Y\text{-}3}=V_1\times(1-\text{消化脱水汚泥からの炭化物回収効率}) \qquad (4\text{-}16)$$

燃料消費量[MJ]＝脱水汚泥投入量[t]×熱需要原単位[MJ/t]－濃縮汚泥由来乾物分投入量[t-DM]
×HHV^{ss}－厨芥由来乾物分投入量[t-DM]×HHV^{fw}
ただし，$V=V_2$ 条件下　　(4-17)

熱量原単位は**表 4-4** の値を用いる．燃料消費は都市ガスで賄い，ケース Y-3 では消化ガス（不足する場合は都市ガス）を利用する．

(f)　乾燥造粒におけるエネルギー収支

乾燥造粒炉で脱水汚泥が熱分解しないため，乾燥造粒品回収効率[1]を 1.0[-]として生産される乾燥造粒品は**式(4-18)**より推計する．

乾燥造粒品産出量[MJ]＝(濃縮汚泥由来乾物分投入量[t-DM]×HHV^{ss}
＋厨芥由来乾物分投入量[t-DM]×HHV^{fw})×乾燥造粒品回収効率
ただし，ケース X：$V=V_0$ 条件下，ケース Y：$V=V_1$ 条件下　　(4-18)

ここで，乾燥造粒品の低位発熱量[1]を，直接脱水汚泥を利用した場合は 16,900[MJ/t]，消化脱水汚泥を利用した場合は 14,000[MJ/t]とする．

汚泥の有機分はすべて燃料化されるため，乾燥造粒工程で燃料消費量は**式(4-19)**より推計する．

燃料消費量[MJ]＝熱需要原単位[MJ/t]×脱水汚泥投入量[t]　　(4-19)

熱量原単位は**表 4-4** の値を用いる．燃料消費は都市ガスで賄い，ケース Y-4 では消化ガス（不足する場合は都市ガス）を利用する．

(g)　熱分解ガス化におけるエネルギー収支

生成ガスの産出量を，冷ガス効率[21)]を 0.63[-]として**式(4-20)**より推計する．

生成ガス産出量[MJ]＝(濃縮汚泥由来乾物分投入量[t-DM]×HHV^{ss}
＋厨芥由来乾物分投入量[t-DM]×HHV^{fw})×冷ガス効率
ただし，ケース X：$V=V_0$ 条件下，ケース Y：$V=V_1$ 条件下　　(4-20)

ここで，生成ガスの低位発熱量[21)]を 4.19[MJ/Nm^3]とする．

生成ガスとしてエネルギー回収されない脱水汚泥含有有機分は，熱分解ガス化炉で使用されるとして，ケース X-5 におけるその有機分を $V_2^{X\text{-}5}$（**式(4-21)**），ケース Y-5 における有機分を $V_{2c}^{Y\text{-}5}$（**式(4-22)**）とすると，燃料消費量は**式(4-23)**より算定される．

$$V_2^{X\text{-}5}=V_0\times(1-\text{冷ガス効率}) \qquad (4\text{-}21)$$

$$V_2^{Y\text{-}5}=V_1\times(1-\text{冷ガス効率}) \qquad (4\text{-}22)$$

燃料消費量[MJ]＝脱水汚泥投入量[t]×熱需要原単位[MJ/t]－濃縮汚泥由来乾物分投入量[t-DM]
×HHV^{ss}－厨芥由来乾物分投入量[t-DM]×HHV^{fw}
ただし，$V=V_2$ 条件下　　(4-23)

熱量原単位は**表 4-4** の値を用いる．ケース 5 では，熱分解ガス化炉と連動してガスエンジン発電を導入するため，燃料消費は発電排熱で賄う．ガスエンジンは脱水汚泥の乾燥熱需要に合わせて稼働し，消化ガス，都市ガスを補助燃料として，エネルギー収支を式**(4-24)**・**(4-25)**で求める．

場内発電量[MJ]＝(生成ガス消費量[MJ]＋消化ガス消費量[MJ]＋都市ガス消費量[MJ])
×ガスエンジン・発電効率　　(4-24)

熱分解ガス化炉・燃料消費量[MJ]×参照ボイラ効率＝(生成ガス消費量[MJ]＋消化ガス消費量[MJ]
＋都市ガス消費量[MJ])×ガスエンジン・熱回収効率　　(4-25)

ここで，ガスエンジンの効率は，本項**(b)**と同じ発電効率 0.35[-]，熱回収効率 0.40[-]とする．

(h)　通常焼却・高温焼却におけるエネルギー収支

焼却炉では脱水汚泥中の含有熱量がすべて炉内で利用されるとし，燃料消費量を**式(4-26)**より算定する．

燃料消費量[MJ]＝脱水汚泥投入量[t]×熱需要原単位[MJ/t]－濃縮汚泥由来乾物分投入量[t-DM]
×HHV^{ss}－厨芥由来乾物分投入量[t-DM]×HHV^{fw}
ただし，ケース X-1・X-6：$V=V_0$，ケース Y-6：$V=V_1$ 条件下　　(4-26)

(i)　ごみ焼却・排熱発電におけるエネルギー収支

ケース X において，ごみ焼却場で厨芥を焼却し排熱発電する際の電力生産量は**式(4-27)**で算定する．

$$電力産出量[MJ]＝厨芥投入量[t]\times LHV^{fw}\times 排熱発電効率 \qquad (4\text{-}27)$$

ここで，排熱発電効率は 0.10[-][17]とする．ごみ焼却場における厨芥処理に係る電力消費量は，厨芥投入量に電力消費原単位（**表 4-4**）を乗じて電力消費量を求め，排熱発電による電力産出量を差し引いて計算する．

4.3.3　リン収支の勘定方法

(a)　下水処理場におけるリンのフロー推計

下水処理場へのリン流入量[t-P]に対し，生汚泥に含有されるリン量[t-P]は，処理水量[t]（排水量[t]と生汚泥産出量[t]の差），処理水リン濃度[mg-P/L]を用いて**式(4-28)**より推計する．

$$生汚泥含有リン量[t\text{-}P]＝リン流入量[t\text{-}P]－処理水量[m^3]\times 処理水リン濃度[mg\text{-}P/L]\times 10^{-6} \qquad (4\text{-}28)$$

ここで，適用したAO法条件下での処理水リン濃度は0.91[mg-P/L]とした[24]．

汚泥処理工程におけるリンの各プロセスにおける配分比[2]を**表4-5**に示す．混合処理システム（ケースY）においては，消化汚泥中リン量は濃縮汚泥中リン量と厨芥中リン量の和とする．

(b)　リンの回収率

本研究では，返流水からの回収を対象としたHAP法の適用（**式(4-29)**），脱水ろ液からの回収を対象としたMAP法の適用（**式(4-30)**），飛灰からの回収を対象とした灰アルカリ抽出法の適用（**式(4-31)**），焼却灰からの回収を対象とした部分還元溶融法の適用（**式(4-32)**）を想定し，回収率は**表4-6**の値を用いた．

$$HAP産出量[t\text{-}P]＝(濃縮返流水含有リン量[t\text{-}P]＋脱水ろ液含有リン量[t\text{-}P])\times 回収率_{HAP法}[-] \qquad (4\text{-}29)$$

$$MAP産出量[t\text{-}P]＝脱水ろ液含有リン量[t\text{-}P]\times 回収率_{MAP法}[-] \qquad (4\text{-}30)$$

$$リン酸カルシウム産出量[t\text{-}P]＝飛灰含有リン量[t\text{-}P]\times 回収率_{灰アルカリ抽出法}[-] \qquad (4\text{-}31)$$

$$リン酸質肥料産出量[t\text{-}P]＝焼却灰含有リン量[t\text{-}P]\times 回収率_{部分還元溶融法}[-] \qquad (4\text{-}32)$$

ここで，HAP，MAP，リン酸カルシウムのリン濃度をそれぞれ 15.0%-P，12.6%-P，13.1%-P とする [2]．リン酸質肥料については，投入する焼却灰に対しリン酸質肥料が 1.11[t/t-Ash]，メタルが 0.13[t/t-Ash]，溶融飛灰が 0.07[t/t-Ash]発生するとし [27]，リン酸質肥料の濃度を推計した．また，灰アルカリ抽出法では投入焼却灰に対し脱リン灰が 0.80[t/t-Ash]発生する [2]．

(c)　コンポストによる栄養塩類の回収率

脱水汚泥のコンポスト化について，**表 4-6** より脱水汚泥中のリン量が全量回収できるとした．コンポストに含有されるリンの濃度は，コンポストの含水率が 12.0%[12]になるとして推計した．また，コンポストに含有される窒素，カリウムの濃度はそれぞれ 2.10%-N，0.13%-K_2O とした [12]．

表4-5　汚泥処理工程におけるリンフロー

プロセス	リンの配分割合[%]		
濃縮	対生汚泥	濃縮汚泥	88.9
		濃縮返流水	11.1
消化	対濃縮汚泥	消化汚泥	100
脱水（消化槽未導入下）	対濃縮汚泥	脱水汚泥	89.5
		脱水ろ液	10.5
脱水（消化槽導入下）	対消化汚泥	脱水汚泥	85.2
		脱水ろ液	14.8
熱分解ガス化炉	対脱水汚泥	飛灰	100
高温焼却		焼却灰	100

表4-6　各技術のリン回収率

	リン回収率[%]	回収媒体
HAP法 [2]	40.0	濃縮返流水，脱水ろ液
MAP法 [2]	85.0	脱水ろ液
灰アルカリ抽出法 [25]	66.1	灰
部分還元溶融法 [16]	87.6	灰
コンポスト [26]	100.0	脱水汚泥

4.3.4　温室効果ガス排出量の勘定方法

(a) エネルギーの消費に由来する CO_2 排出原単位

燃料の使用・代替に伴う CO_2 排出原単位は，環境省 [28]より軽油：68.6[g-CO_2/MJ]，都市ガス：50.6[g-CO_2/MJ]，A 重油：69.3[g-CO_2/MJ]，石炭：90.6[g-CO_2/MJ]とした．

系統電力の CO_2 排出原単位は，電気事業者別 CO_2 排出係数 [29]に，各電気事業者の電力供給量 [30]で加重平均をとり，日本全体での全電源平均原単位 114.4[g-CO_2/MJ]（412[g-CO_2/kWh]）とした．

(b) 薬品・鉱物製品・化学肥料の消費に由来する CO_2 排出原単位

薬品・鉱物製品・化学肥料のCO_2排出原単位についてはMiLCA[9]を用い，入手できない場合はJEMAI-LCA Pro[20]，日本建築学会[31]の順（作成年次が新しい順）にデータを得た（表4-7）．

表4-7　製品のCO_2排出原単位

製品		値	
薬品 [9]	アンモニア	1061	kg-CO_2/t
	塩化第二鉄	1808	
	活性炭	7592	
	キレート剤	1382	
	ポリ塩化アルミニウム	300	
	塩酸	2601	
	黒鉛電極	5079	
	酸化マグネシウム	2523	
	次亜塩素酸ナトリウム	523	
	消石灰	1030	
	水酸化マグネシウム	1397	
	硫酸	53	
薬品 [20]	苛性ソーダ(水酸化ナトリウム)	671	
薬品 [31]	ガス化添加剤(その他無機化学工業品)	348	
	タール分解触媒(その他無機化学工業品)	348	
鉱物製品 [9]	生石灰	1269	
	石灰石	440	
鉱物製品 [31]	粘土(砂利・採石)	12	
	鉄原料(その他の窯業原料鉱物)	18	
	けい石(その他の窯業原料鉱物)	18	
肥料 [9]	リン酸肥料	6691	kg-CO_2/t-P
	窒素肥料	6017	kg-CO_2/t-N
	加里肥料	479	kg-CO_2/t-K_2O

(c) 下水処理・廃棄物管理に伴う CH_4・N_2O の排出原単位

排水の処理，汚泥の変換，厨芥の焼却に伴うCH_4，N_2Oの排出量は，それぞれの投入量に**表4-8**に示す排出係数を乗じて推計する．地球温暖化係数[27]に基づき，1t-CH_4＝21t-CO_2eq，1t-N_2O＝310t-CO_2eqで換算した．なお，バイオマスの焼却時に放出されるCO_2は，カーボンニュートラルの考えに基づき勘定しないこととした．

表4-8　CH_4・N_2O排出原単位

プロセス		CH_4排出原単位	N_2O排出原単位	単位	
下水処理	下水処理 [32]	0.88	0.16	g-CH_4, g-N_2O/m^3	（排水処理量あたり）
汚泥変換技術	通常焼却 [32]	9.7	1510	g-CH_4, g-N_2O/t	（脱水汚泥投入量あたり）
	コンポスト [32]	4000	300		
	セメント原料化 [32]	9.7	294		
	低温炭化（直接脱水汚泥） [2]	0	70		
	低温炭化（消化脱水汚泥） [2]	0	30		
	乾燥造粒 [2]	0	0.22		
	熱分解ガス化 [2]	0	55		
	高温焼却 [32]	9.7	645		
ごみ焼却	ごみ焼却炉 [28]	0.96	10	g-CH_4, g-N_2O/t	（厨芥投入量あたり）

4.4　再生リン肥料・コンポストの施肥に伴う健康リスク評価手法

4.4.1　葉菜類への施肥を対象とした重金属摂取量の推計手法

肥料の長期的な連用に伴う土壌中の重金属濃度増加量を推計し，次に，葉菜類を対象とした作物中の濃度増加量，作物経由での経口摂取増加量を算定する．葉菜類を選定した理由は，作物への重金属吸収率が高く，健康リスク上より安全側の視点に立つためである．

評価対象となるリサイクル肥料は，汚泥コンポストと，再生リン肥料（HAP，MAP，リン酸カルシウム，熔成リン酸質肥料）である．リスクの比較のため，リン鉱石から生産される化学肥料（リン酸肥料）も対象とした．本研究では，肥料取締法で安全性に関する基準が設定されている6つの重金属（As，Cd，Hg，Ni，Cr，Pb）についての健康リスク評価を行う．ここで，汚泥コンポストでの含有成分調査[33)]において，水銀は大半が人の食生活に由来し無機の状態で，クロムは排水処理の過程で還元され3価の状態で検出されていることを踏まえ，水銀は二塩化水銀，クロムは3価クロムの値でリスク評価を行うこととした．

最初に，肥料を n 回連用した場合の肥料由来土壌中重金属濃度$FCS_{i,j}^{n}$[mg/kg-DM]を，**式(4-33)**より算定する．

$$FCS_{i,j}^{n} = \frac{(A_{i,j} \times IN^{crop})}{SW} \times \frac{r^{n}-1}{r-1} \qquad (4\text{-}33)$$

$A_{i,j}$：肥料 $_i$ 中の重金属 $_j$ の濃度[mg/kg-P_2O_5]
IN^{crop}：葉菜類へのリン養分施肥量，243[kg-P_2O_5/ha][34)]
SW：作土重量，10^6[kg-DM/ha][35)]
r：重金属残存率，0.95[-][35)]

ここで，$0<r<1$ であることから，収束級数であり，長期的な連用をした場合は $n\to\infty$ として**式(4-34)**となる．

$$FCS_{i,j}^{n\to\infty} = \frac{(A_{i,j} \times IN^{crop})}{SW} \times \frac{1}{1-\mathrm{r}} \qquad (4\text{-}34)$$

肥料中の重金属濃度については文献レビューに基づき**表 4-9** と設定した．本研究では，平均値を用いて評価する．リサイクル肥料中のリン濃度については，1kg-P＝2.29kg-P_2O_5[2)]で換算した．

次に，肥料由来の葉菜類中の重金属濃度$FCC_{i,j}^{\mathrm{n}\to\infty}$[mg/kg]を**式(4-35)**より，肥料由来の重金属経口摂取量$INTAKE_{i,j}^{n\to\infty}$[mg/day]を**式(4-36)**より算定する．

$$FCC_{i,j}^{\mathrm{n}\to\infty} = CF_j \times FCS_{i,j}^{n\to\infty} \qquad (4\text{-}35)$$

CF_j：重金属 $_j$ の土壌-植物移行係数[(mg/kg)/(mg/kg-DM)]

$$INTAKE_{i,j}^{n\to\infty} = IH^{leaf} \times cc \times FCC_{i,j}^{n\to\infty} \qquad (4\text{-}36)$$

IH^{crop}：成人の葉菜類1日摂取量，153.3[g/day][43)]
cc：補正係数[-]

本研究では，土壌-植物移行係数が他の作物種と比較して高い葉菜類を対象とし，CF_jは**表 4-10**の値を用いた．ヒ素のみ化学形態を考慮する必要から補正係数を用い，初期リスク評価書[46)]に従

表4-9　肥料中の重金属濃度（$A_{i,j}$）

		重金属含有量[mg/kg-P_2O_5]						サンプル数
		As	Cd	Hg	Ni	Cr	Pb	
汚泥コンポスト [36]	Mean	123.68	39.47	17.63	578.95	1236.84	684.21	N=23
	Minimum	28.42	10.53	3.42	12.16	368.42	17.89	
	Maximum	271.05	84.21	50.00	1184.21	3289.47	1421.05	
HAP [37]	Mean	4.67	0.33	<0.03	33.62	<6.27	9.31	N=2
	Minimum	<1.58	<0.03		8.23		2.80	
	Maximum	7.76	0.62		59.01		15.82	
MAP [38), 39]	Mean	5.29	0.20	<0.04	63.14	0.36	13.25	N=3
	Minimum	1.63			1.07		12.95	
	Maximum	12.09			125.22		13.55	
リン酸カルシウム [40]	Mean	47.00	5.69	0.05	29.73	101.31	47.68	N=4
	Minimum	12.89	3.14	<0.02	21.20	70.67	41.10	
	Maximum	73.29	7.77	0.13	40.88	119.86	63.20	
熔成リン酸 [41]	Mean	2.84	1.49	0.15	18.98	351.16	47.66	N=2
	Minimum	1.64	<1.35	<0.13	16.37	310.97	13.50	
	Maximum	4.05	1.64	0.16	21.59	391.36	81.83	
リン酸肥料 [42]（化学肥料）	Mean	31.90	21.11	<0.89	51.59	231.79	13.50	N=6
	Minimum	22.00	<0.67		16.44	37.56	<0.89	
	Maximum	40.50	78.89		107.33	435.56	33.00	

い食物からの摂取のうち対象とする無機ヒ素化合物の割合が 17%として，cc＝0.17 とした．

許容摂取量との比較のため，農地に自然由来で蓄積している土壌中重金属濃度を$NCS_{i,j}$[mg/kg-DM]（表 4-11）とし，式(4-35)・式(4-36)より自然由来重金属経口摂取量（$INTAKE_{i,j}^{soil}$）を推計する．

なお，カドミウムに代表される化学肥料由来の重金属投入量の大半がリン酸質肥料に由来するため [48]，本研究においてリン肥料由来の重金属摂取量を扱っていることに問題はない．

表4-10　土壌-植物移行係数（CF_j）

	CF_j [(mg/kg)/(mg/kg-DM)]
As [44]	4.3×10^{-4}
Cd [44]	5.2×10^{-2}
Hg [44]	3.8×10^{-3}
Ni [44]	3.8×10^{-3}
Cr [45]	5.8×10^{-3}
Pb [45]	1.2×10^{-3}

表4-11　非汚染農地の自然由来重金属含有濃度（$NCS_{i,j}$）[47]

	土壌中重金属濃度[mg/kg-DM]					
	As	Cd	Hg	Ni	Cr	Pb
畑・表層土	7.95	0.37	0.33	18.60	28.20	14.80

4.4.2　重金属摂取に伴う DALY の推計手法

本研究では，健康リスクの評価指標として DALY を用いる．DALY は，製品間で複数の物質の暴露量が変化する際，各物質の暴露に伴う健康負荷を，エンドポイントの重篤性を踏まえて等価勘定し，総和を算出できることに有用性がある．

1 日あたりの有害物質摂取に伴う *DALY*[year-lost]は，暴露量 *INTAKE*[mg-intake]と被害係数 *DF*（Damage Factor）[year-lost/mg-intake]の積で定義する（式(4-37)）．

$$DALY = INTAKE \times DF \qquad (4\text{-}37)$$

本研究では，式(4-36)より得られる 1 日あたりの重金属摂取量に基づいて 1 日あたりの *DALY* を推計し，年間日数（N_{365}）：365[day/year]，ヒトの平均寿命（LT_H）：81.2 年[42]をかけ合わせて生涯摂取し続けることによる $DALY^{lifetime}$ の推計を行う（式(4-38)）.

$$DALY^{lifetime} = (INTAKE \times DF) \times N_{365} \times LT_H \qquad (4\text{-}38)$$

被害係数 *DF* については，1 回の暴露機会[incident]に伴う DALY 値であり，Crettaz et al.[49]ならびに Pennington et al.[50]に従い式(4-40)~式(4-43)を用いて式(4-39)より算定する.

$$DF = \beta_{ED10} \times \frac{1}{BW} \times \frac{1}{LT_H} \times \frac{1}{N_{365}} \times Unit\ DALY \qquad (4\text{-}39)$$

β_{ED10}：スロープファクター [1/(mg/kg/day)]
BW：体重 58.4[kg][42]
LT_H：ヒトの平均寿命 81.2[year][42]
N_{365}：年間日数 365[day/year]
Unit DALY：障害調整生存年[year-lost/incident]

Unit DALY については，不可逆性疾患(がんなど)を 6.7，不可逆になりうる疾患を 0.67，可逆性疾患(免疫感作など)を 0.067 と割り当てた[49].

β_{ED10} については，発がん物質については式(4-40)より求める．非発がん物質については，有害性の設定根拠とした NOAEL（無毒性量）が明確な場合は式(4-41)より，LOAEL（最小毒性量）が明確な場合は式(4-42)より推計する. 代表とされる疫学調査・動物実験が明確に決められておらず，複数の調査を踏まえて RfD（参照用量）が決められている場合は式(4-43)より推計する.

$$\beta_{ED10} = 0.5 \times q_1^* \qquad (4\text{-}40)$$

q_1^*：発がん確率[1/(mg/kg/day)]

$$\beta_{ED10} = 0.062 \times \frac{CF_{a,h} \times CF_{sub,chr}}{NOAEL} \qquad (4\text{-}41)$$

$$\beta_{ED10} = 0.33 \times \frac{CF_{a,h} \times CF_{sub,chr}}{LOAEL} \qquad (4\text{-}42)$$

NOAEL：無毒性量[mg/kg/day]
LOAEL：最小毒性量[mg/kg/day]
$CF_{a,h}$：動物からヒトへの外挿係数（イヌ：1.6，ラット：6，マウス：13，ヒト：1）
$CF_{sub,chr}$：亜慢性毒性から慢性毒性への外挿係数（亜慢性毒性：3.3，慢性毒性：1）

$$\beta_{ED10} = 0.054 \times \frac{1}{RfD \times UF \times MF} \qquad (4\text{-}43)$$

RfD：参照用量[mg/kg-day]
UF：不確実性係数[-]
MF：修正係数[-]

本研究で評価対象とした重金属の *DF* の設定値を**表 4-12** に示す．ヒ素のみ，経口摂取での発がん性を有しており，発がん影響と非発がん影響それぞれの *DF* について，*DALY* を推計した．

表4-12　対象物質の損害係数（*DF*）の設定

		DF [year/mg-intake]	β_{ED10} [(mg/kg/day)$^{-1}$]	Unit DALY [year/incidence]	設定根拠	
					有害性	エンドポイント
発がん	As [51]	2.91×10^{-6}	0.75	6.7	slope factor:1.5[(mg/kg/day)$^{-1}$]	腫瘍
非発がん	As [51]	3.00×10^{-5}	77.50	0.67	NOAEL:0.0008[mg/kg/day] $CF_{a,h}$:1, $CF_{sub,chr}$:1	色素沈着，角化症
	Cd [48]	2.09×10^{-6}	5.40	0.67	RfD:0.001[mg/kg/day] UF:10, MF:1	尿細管障害
	Hg [51] (Mercuric chloride)	2.42×10^{-6}	6.25	0.67	LOAEL:0.317[mg/kg/day] $CF_{a,h}$:6, $CF_{sub,chr}$:1	自己免疫疾患
	Ni [52]	6.47×10^{-9}	0.17	0.067	NOAEL:2.23[mg/kg/day] $CF_{a,h}$:6, $CF_{sub,chr}$:1	体重増加の低減
	Cr(Ⅲ) [50]	9.82×10^{-12}	0.00025	0.067	NOAEL:1468[mg/kg/day] $CF_{a,h}$:6, $CF_{sub,chr}$:1	肝臓重量増加の低減
	Pb [53]	3.21×10^{-6}	8.29	0.67	RfD:0.0065 [mg/kg/day] UF:1, MF:1	子児のIQポイントの低下

4.5　循環技術導入による評価結果

4.5.1　温室効果ガス排出量の推計結果

GHG 排出量の算定結果を図 4-3 に示す.

システムケース間の比較では，厨芥を下水処理場の消化槽で受け入れるケース Y の方がケース X に比べ 1,361~2,393t-CO_2eq の削減効果があり，ケース Y が優位となる結果となった．ケース Y での技術ケース間の比較では，Y-1 で 2,474t-CO_2eq，Y-2 で 1,583t-CO_2eq，Y-3 で 1,161t-CO_2eq，Y-4 で 195t-CO_2eq，Y-5 で 1,714t-CO_2eq，Y-6 で 4,249t-CO_2eq となり，Y-4 の GHG 排出量が最も低い結果をなった．Y-4 は，ベースケースである X-0 と比べ，GHG の収支で 97.7%の削減ができる．また，下水処理場内に閉じてエネルギー消費，GHG 排出量を減らせることに熱分解ガス化の長所があり，Y-5 は X-0 と比べ 79.4%の GHG 排出削減ができる．

厨芥を下水処理場の消化槽で受け入れた際に最も大きい GHG 排出削減量を示したのはコンポストを導入するケース 1 であり，X-1 と Y-1 で 2,393t-CO_2eq の差が得られた．これは，消化工程における汚泥・厨芥の有機分の損失が汚泥変換プロセスのエネルギー収支に関与しないことが主要因である．有機分の含有熱量が低下し汚泥変換技術（工程）での都市ガス需要量を増加させる他のケースにおいても，消化ガスの代替利用による CO_2 排出削減効果が寄与し，全体での GHG 排出量は減少している．

消化ガスの収支について，Y-1，Y-2，Y-4，Y-6 では消化槽でのガスエンジン稼働後の余剰消化ガスで乾燥造粒炉の都市ガス消費をすべて賄うことができ，下水処理場で都市ガス（燃料）の消費が必要なくなった．また，Y-5 では，消化ガスと生成ガスの発電による電力生産で下水処理場内での電力消費の 88.2%が賄え，汚泥乾燥用熱需要を満たすためのガスエンジンでの都市ガス消費も含めると下水処理場内での電力消費をすべて賄うことができ（-0.6GJ/年の売電），下水処理場で系統電力の消費が必要なくなった．

汚泥変換技術を稼働する工程での CH_4・N_2O の排出抑制も GHG 排出削減に大きく寄与している．ベースケースである X-0 の CH_4・N_2O 排出量（汚泥変換技術分）が 4,480t-CO_2eq に対し，燃料変

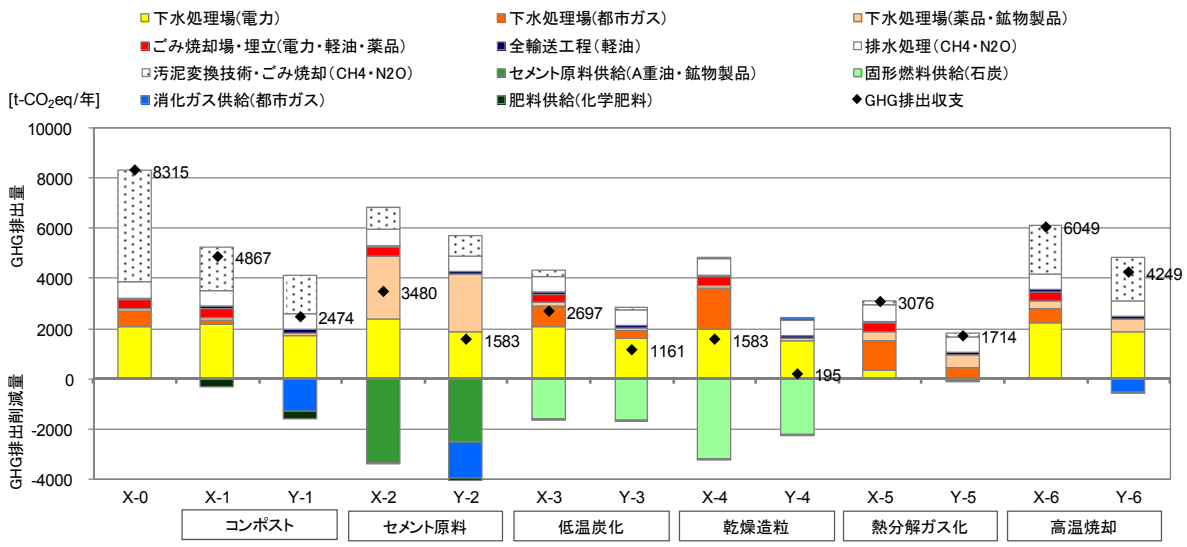


図4-3　温室効果ガス排出量の推計値（人口10万人規模）

換技術は N_2O の排出量を大きく抑制し，熱分解ガス化（Y-5）で 147 t-CO_2eq，低温炭化（Y-3）で 80 t-CO_2eq となり，乾燥造粒（Y-4）では 1t-CO_2eq とほとんど排出されない結果となった．これは，汚泥を乾燥した後に炉に投入し，変換時に高温で炉を運転することにより，N_2O 排出量を大きく削減するできることによる．

4.5.2　リン回収量の推計結果

リン回収量の推計結果を**図 4-4** に示す．

ケース X において HAP 法のみを導入する X-2，X-3，X-4 で 3t-P，HAP 法に加えコンポストでの回収を行う X-1 で 34t-P，灰アルカリ抽出法での回収を行う X-5 で 24t-P，部分還元溶融法での回収を行う X-6 で 30t-P という回収量となった．ケース Y では，厨芥分のリンの回収もでき，MAP 法のみを導入する Y-2，Y-3，Y-4 で 6t-P，Y-1 で 43t-P，Y-5 で 30t-P，Y-6 で 38t-P という回収量となった．10 万人規模で年間排出されるリン量 57t-P（生活排水 84%，厨芥 16%）に対し，回収量を発生量で除した値をリン回収率とする．リン回収技術を導入しても最も低い回収率に留まる X-2，X-3，X-4 で 5.7%，最も高い回収率となるのが Y-1 で 75.9%であった．また，下水処理場が厨芥を受け入れことで厨芥中のリンも回収できること，消化プロセスを導入することで HAP 法ではなく MAP 法を適用することにより，ケース Y の方がケース X に比べリン回収量が 2~9t-P 増加する結果となった．

重金属濃度が制約となるコンポストを除くと，部分還元溶融法を導入する Y-6 が 67.7%で最も優位となる．Y-5 においても，灰アルカリ抽出法を導入することでリンを 53.5%回収できる．現状の技術水準では，灰中からのリン回収技術の回収効率が高い．よって，セメント原料や低温炭化，乾燥造粒は，灰が残らないことで埋立処分場への負荷の軽減が図れることが長所とされているが，リン回収という視点では短所となり，リンの回収は限定的となる．

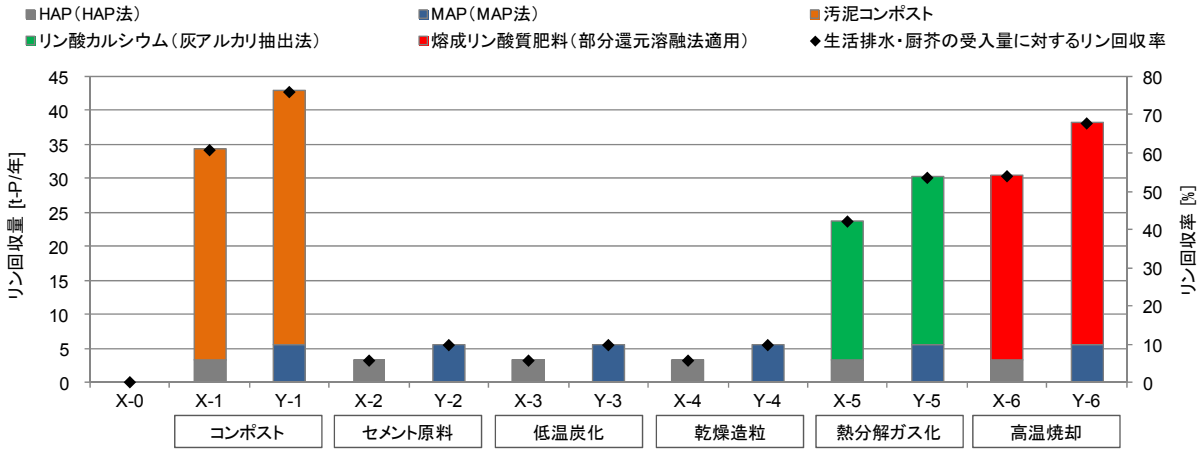


図4-4　リン回収量の推計値（人口10万人規模）

4.5.3　DALY の推計結果

葉菜を対象とした肥料由来の生涯重金属摂取に伴う DALY の推計結果を**図 4-5** に示す．

リン酸肥料（化学肥料）の DALY 値 0.5 時間に対し，汚泥コンポストのみがその値を超え 1.4 時間であった．リン酸肥料の DALY と比べ，汚泥コンポストが 3.0 倍高くなる．一方で，リン酸

カルシウムが 0.4 倍，熔成リン酸質肥料が 0.1 倍と DALY が低下し，HAP は 0.03 倍，MAP は 0.04 倍まで低下した．

本研究では DALY はリサイクル肥料と化学肥料との相対的なリスクを比較するために算定した．すなわち，製品間で複数の物質の曝露量が変化する際，各物質の曝露に伴う健康負荷を，エンドポイントの重篤性を踏まえて等価勘定し，総和を算出できることに DALY 値の有用性がある．よって，重金属濃度の平均値（**表 4-9**）の比較で，化学肥料と比べリン酸カルシウムはヒ素と鉛の濃度が，熔成リン酸質肥料は鉛の濃度が高まることが示唆されたが，カドミウム濃度が低いことが寄与し，DALY の総計値は化学肥料より小さな値を得た．これにより，肥料代替に伴うリスクの増減を示すことができ，回収リン肥料が相対的に化学肥料と比べ健康リスクが低いことが示唆された．

一方で，汚泥コンポストはすべての物質において重金属濃度が化学肥料より高く，DALY の総計値が化学肥料と比較して 3 倍高くなった．食品のリスク管理の原則は摂取量と耐用摂取量との比較であり，代表的な肥料に対する比較結果を**表 4-13** に示す．とりわけ肥料由来の摂取が大きいのはカドミウムと推計された．耐用 1 日摂取量 58[μg/日/人]に対し，カドミウムの現状摂取量は 23~26[μg/日/人]とハザード比は 39~49%を占めている．化学肥料から汚泥コンポストに変更される

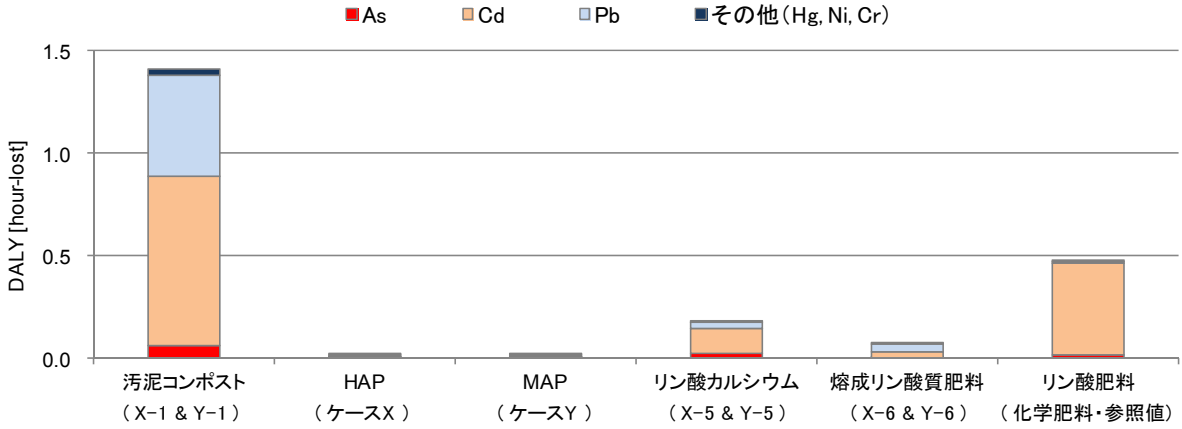


図4-5　肥料施肥に伴うDALYの推計値（生涯摂取）

表4-13　長期連用下での重金属のマスバランスの推計結果

			As [b]	Cd	Hg	Ni	Cr	Pb	
土壌中 重金属濃度	推計値	汚泥コンポスト	601	192	86	2814	6011	3325	μg/kg-DM
		リン酸カルシウム	228	28	0	144	492	232	
		リン酸肥料(化学肥料)	155	103	4	251	1126	66	
		自然由来土壌蓄積	7950	370	330	18600	28200	14800	
葉菜類消費による 重金属摂取量	推計値	汚泥コンポスト	0.0	1.5	0.0	1.6	5.3	0.6	μg/day
		リン酸カルシウム	0.0	0.2	0.0	0.1	0.4	0.0	
		リン酸肥料(化学肥料)	0.0	0.8	0.0	0.1	1.0	0.0	
		自然由来土壌蓄積	0.5	3.0	0.2	10.8	24.9	2.6	
	調査値	Ohno et al.（平均値）[54]	0.4 (0.068)	1.8	−	5.8	11.0	2.5	
成人の食品全体での 重金属摂取量	調査値	Ohno et al.（平均値）[54]	300 (51)	23	−	156	568	44	μg/day
		Maitani（平均値）[55]	−	26	9	−	−	21	
耐用1日摂取量 [a]			125	58	42			209	μg/day

[a] FAO/WHO合同食品添加物専門家会議が提案する暫定的耐用週間摂取量[56]を7日で除し，体重58.4kg/人を乗じた値．

[b] (　)内は食品中の無機ヒ素化合物の割合が17%とした値．耐用1日摂取量は無機ヒ素化合物での設定値．

ことで, 葉菜類に関して肥料由来のカドミウム摂取量が 0.8[μg/日/人]から 1.5[μg/日/人]へと 0.7[μg/日/人]に増加する．ただし，0.7[μg/日/人]の増加は耐用 1 日摂取量に対し 1.2%の増加であり，複数年の連用をしないことや，化学肥料の補助肥料として用いることにより，健康リスクに関する懸念は大きな阻害要因とはならない．

4.5.4　システムケース間・技術ケース間の比較評価と考察

各ケースにおける GHG 排出量，リン回収量の推計値のプロットを**図 4-6** に示す．

システムケース間の比較では，厨芥をごみ焼却場で焼却するケース X に比べ，厨芥を下水処理場で受け入れるケース Y の方が，すべての技術ケースにおいて GHG 排出量を減少させ，リン回収量を増加できる結果となった．

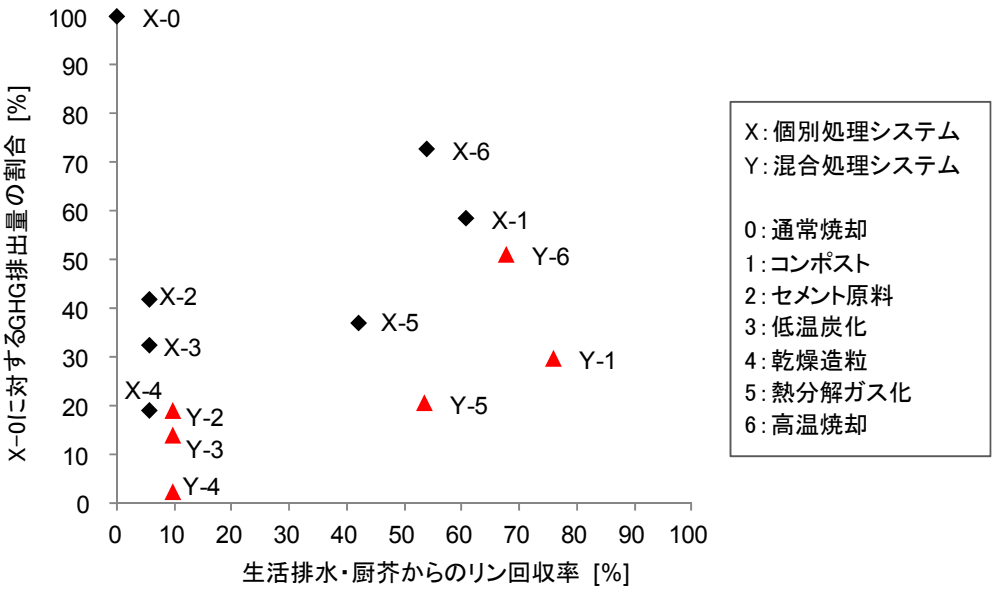


図4-6　各技術ケースにおけるGHG排出量とリン回収量の比較評価

以下，ケース Y における技術ケースに焦点を絞り，優位性を考察する．

2008 年 7 月に閣議決定された低炭素社会づくり行動計画において, 2050 年までに現状比で GHG 排出量を 60~80%削減することが明記されており，70%以上の削減が，温暖化対策において政策的な優位性を示す 1 つの目安となる. **図 4-6** の推計結果より, GHG 排出削減率が 70%を超えており，リン回収率も 50%を超えている（半分以上は回収可能）という観点から，Y-5，Y-1 が両指標において相対的に優位性が高いケースとなった．

熱分解ガス化（Y-5）は，GHG 排出量については，同じく高い GHG 排出削減効果が得られた燃料回収技術（Y-3，Y-4）と同様に，脱水汚泥中に含まれる有機分（可燃分）を燃料として回収できることや，脱水汚泥の処理過程における CH_4，N_2O の排出量を低減できるという優位な特徴を持つ．リン回収の側面では，灰が残留し，灰からのリン回収技術が適用可能となる．Y-5 で適用した灰アルカリ抽出法は，コンポスト（Y-1）や部分還元溶融法（Y-6 で適用）と比べると回収率は劣るものの，将来的な技術水準の改善により回収効率を高める余地がある．

コンポスト（Y-1）は，消化と組み合わせた場合に有用な技術となり，リン回収の面から再評価が必要な技術と言える．ただし，コンポストの選択による健康リスクの増加に対し，農家や生活

者の許容が必要である．将来的なリン鉱石の枯渇や価格上昇を受け，リサイクル肥料が主流となってくると，健康リスクがより一層の制約条件となりうる．汚泥コンポストについては近年では重金属だけでなく微量有機汚染物質に関するリスク評価の必要性も指摘されており[57]，更なる知見の充足が求められる．

最後に，本分析の限界点について述べたい．本研究においては現時点において実用段階にある技術に限定して解析を行っている．また，用いた技術上のデータ類はすべて現時点での実績値より入手できたものである．これらのデータ類はその数が限られているため，それらがもつ不確実性については十分に考慮できていない．また，開発段階にはあるものの実用化までには至っていない技術についても採用していない．そのような技術には，たとえば消化槽における汚泥の有機物分解率を高めて消化ガス産出量を増加させる前処理技術（水熱処理，超音波処理，オゾン処理など）や，前処理技術と連動したリン回収プロセスが含まれる[58]．前者はコンポストや高温焼却の導入下での GHG 排出削減量を高めることが期待される．後者は，セメント，低温炭化，乾燥造粒の導入下でのリン回収量を高めることが期待される．これらの技術，さらには，技術革新により現時点で全く未知の技術が導入される可能性は十分にある．本分析の主眼は，複数の技術を組み合わせた汚泥処理工程の評価を行う枠組みを提案することにあり，将来的な技術の進展を踏まえ，随時，こうした解析を更新することが重要となる．

4.6　消化・前処理技術の整備も合わせた技術ケースの追加分析

本節では，消化槽での有機物分解率を高める前処理技術，前処理技術と連動したリン回収技術の導入効果の評価を行う．これまでの分析が実用段階に移行している技術を選定して評価したのに対し，本節での分析で用いる技術パラメータの実験・実証段階のデータを用いており，結果の解釈に留意が必要となる．

4.6.1　技術ケースの設定

Y-2（セメント原料）にオゾン・アルカリ処理を追加したケースを Y-2-OA，Y-4（乾燥造粒）に Heatphos 法を追加したケースを Y-4-HP，Y-6（高温焼却）に水熱処理を追加したケースを Y-6-HT とする．オゾン処理を施すことで，消化槽での有機物分解率が高まり，脱水汚泥中の有機分が少なくなるため，汚泥変換技術での燃料消費に影響しないセメント原料製造炉と組み合わせたケースを設けた．

オゾン・アルカリ処理法は，濃縮前の余剰汚泥にオゾン処理を行い，オゾン処理後にアルカリ処理をすることで余剰汚泥中のリンを溶出させ，溶出したリンを HAP 法で回収する方法である．

Heatphos 法は，濃縮前の余剰汚泥を加温槽に加えて固液分離を行い，その過程で生じる分離液と，脱水設備から発生する脱水ろ液とを混合させ，リンを回収する手法である．本研究では，汚泥中の有機分の損失が少ないため，乾燥造粒炉と組み合わせたケースを設けた．

水熱処理は，熱水が持つ高い加水分解能力を利用して，濃縮汚泥の有機分を低分子化し，後段の消化工程にとって最適な有機分組成となるように処理する技術である．水熱処理は消化工程での有機物分解率を高めるだけでなく，細胞壁からの脱水が促進されるために消化汚泥の脱水性が高まり，脱水汚泥の含水率を低下させることも可能となる．灰からのリン回収技術導入下において，GHG 排出収支の改善になることから，高温焼却炉との組み合わせを想定した．

4.6.2　技術パラメータの設定

下記の設定条件を本章 4.3 で示した方法に適用し，推計を行う．

(a) オゾン・アルカリ処理法

余剰汚泥投入量に対するオゾン処理での電力消費原単位を 5.76[KJ/t-DM]（余剰汚泥あたり），溶出に添加する水酸化ナトリウムの消費原単位を 1,000[kg/t-DM]（余剰汚泥あたり），余剰汚泥からのリン溶出率 80%，溶出されたリンの HAP 法での回収率 90%，オゾン処理後の余剰汚泥の消化槽での有機物分解率を 0.812[-]として推計を行う [59]．なお，生汚泥中の初沈汚泥と濃縮汚泥のリン含有量の比を 0.13：0.87 とした [60]．

(b) Heatphos 法

余剰汚泥の乾物量が，固液分離で固形分に 64%，分離液に 36%移行し，消化を行う余剰汚泥乾物量は 64%に留まり，36%は人工リン鉱石の製造に用いられる [61]．Heatphos 法関連設備の電力消費原単位を 0.31[KJ/t-DM]（余剰汚泥あたり）ならびに 3.71[KJ/t-DM]（分離液中固形分あたり），リン回収工程で添加する消石灰の消費原単位を 1,166[kg/t-DM]（分離液中固形分あたり），余剰汚泥から分離液へ移行するリンの割合を 33%，分離液と脱水ろ液からのリン回収率を 96%として，

人工リン鉱石産出量の推計を行う[61]．なお，生汚泥中の初沈汚泥と濃縮汚泥のリン含有量の比を 0.13：0.87 とした[60]．

(c) 水熱処理

濃縮汚泥に水熱処理を加えることで，消化槽における有機物分解率が 0.59[-]，脱水促進による脱水汚泥の含水率を 65%，水熱処理工程での電力消費量を 71[MJ/t]（濃縮汚泥あたり）として推計を行う[62]．

4.6.3 評価結果

GHG 排出量の推計値を**図 4-7** に示す. Y-2 と比べ Y-2-OA は 1,136t-CO_2eq 増加, Y-4 と比べ Y-4-HP は 772t-CO_2eq 増加，Y-6 と比べ Y-6-HT は 1,481t-CO_2eq 減少した.

Y-2-OA ならびに Y-4-HP で GHG 排出量が増加した理由は，リン回収にかかる薬品消費が大きいことによる．Y-6-HT では，消化ガス産出量の増加や脱水汚泥の含水率の低下に伴う焼却工程での燃焼用熱需要量の減少に伴い，GHG 収支が改善した.

次に，GHG 排出量とリン回収量の比較評価を**図 4-8** に基づいて行う．Y-2-OA では GHG 排出削減率が低下するものの，HAP によるリン回収量 24[t-P/年]が加算され，リン回収率が 47%まで増加した．同様に，Y-4-HP でも人工リン鉱石として 16[t-P/年]のリンが回収でき，リン回収率が 28%まで増加した．高温焼却については，水熱処理を組み合わせることで X-0 に対して GHG の排出を 67%削減でき，Y-1 とほぼ同水準の性能が得られた．ただし，以上を踏まえても，Y-5 が比較的に優位な性能を示していることが示唆された.

実証試験段階での LCA 解析結果を踏まえると，オゾン・アルカリ処理はリン溶出プロセスにおける薬品消費の改善が必要視される．Heatphos 法については，加温後の固液分離過程で分離液へ移行するリンの割合を高めることが求められる．水熱処理については，消化槽における濃縮汚泥の有機物分解率の増加だけでなく脱水汚泥の含水率の減少も GHG 排出収支の改善に寄与しており，高温焼却炉だけでなくコンポスト化との連動も想定できる.

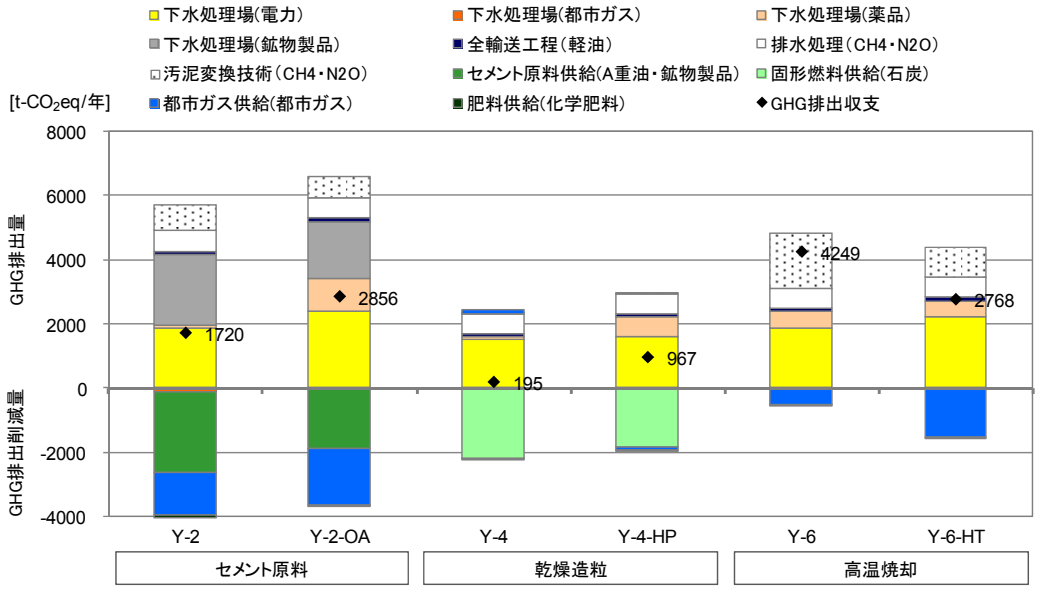


図4-7　消化前処理技術導入下での温室効果ガス排出量の推計値（人口10万人規模）

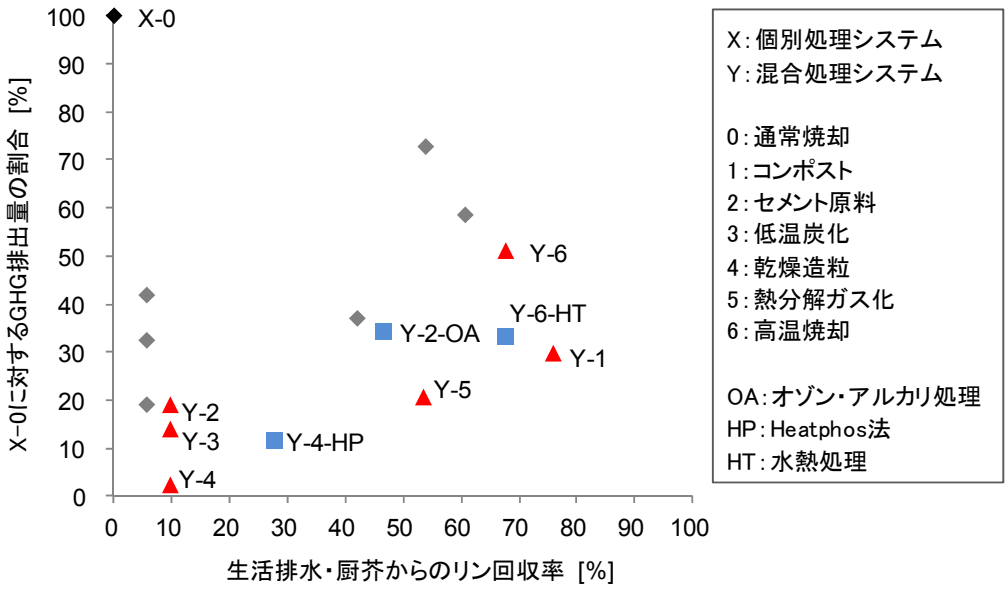


図4-8　消化前処理技術導入下でのGHG排出量とリン回収量の比較評価

4.7　本章の結論

本章では, 都市で発生する下水汚泥と厨芥を対象とした処理･利活用施策の比較分析を行った. 比較対象とした技術オプションは，2 つのシステムケース（X : 汚泥・厨芥の個別処理，Y : 汚泥・厨芥の混合処理）と，6 つの技術ケースである.

LCA の適用に基づく評価指標は，温室効果ガス排出量，リン回収量の 2 指標とした．また，回収したリサイクル肥料について，施肥に伴い農作物経由で摂取する重金属の健康リスクを DALY に換算して評価した．得られた結果を以下に記す.

- ケース Y の方が，GHG 排出量，リン回収量の観点で優位な結果となった．GHG 排出量については，ケース Y とケース X における同一の技術ケース間比較で 1,361~2,393t-CO_2eq の削減効果があった．同様に，リン回収量については，ケース Y の方がケース X に比べ 2~9t-P 増加する結果となった.
- ケース Y における技術ケース間の比較評価では，熱分解ガス化炉を導入する Y-5 と，コンポストを導入する Y-1 が優位な技術と位置付けられた．ただし，Y-1 の選択はリン酸肥料（化学肥料）に対し約 3.0 倍大きい DALY への許容が必要である.
- Y-5 の評価結果より，汚泥変換技術に熱分解ガス化炉を導入し，脱水ろ液からの MAP 法によるリン回収と，飛灰からの灰アルカリ抽出法によるリン回収を行うことで，GHG 排出量を基準ケース（X-0）と比較して 79.4%削減でき，生活排水・厨芥に含有されるリンの 53.5%が回収できることが示された.
- 再生リン肥料（HAP，MAP，リン酸カルシウム，熔成リン酸質肥料）に含まれる重金属濃度の測定値を用いたリスク評価では，リン酸肥料を施肥する場合より DALY が低下することが示唆された．しかしながら，サンプル数が少ないため，実用プラントでの試料調査を継続的に行い，安全面での信頼性を高めることが求められる.

参考文献

1) 下水道新技術推進機構，大阪ガス：下水道汚泥のガス化，燃料化等についての必要エネルギー等の調査に関する共同研究，下水道新技術推進機構，2009.
2) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：下水道におけるリン資源化の手引き，2010.
3) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：資源のみちの実現に向けて，2007.
4) 小川雄比古, 立本英機, 大野茂: 生活雑排水の用途別汚濁負荷量原単位, 下水道協会誌論文集, Vol.16, pp.19-28, 1996.
5) 日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説 2009 年版，日本下水道協会，2009.
6) 竹崎義則, 清水康利, 稲森悠平, 山海敏弘: ディスポーザ排水の負荷原単位設定, 廃棄物学会誌, Vol.12, No.5, pp.312-321，2001.
7) 日本下水道協会：流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説，日本下水道協会，2008.
8) 須田礼二，脇坂啓司，宗宮功，山田明仁：下水処理施設におけるエネルギー消費原単位の傾向分析，下水道協会誌，Vol.45，No.552，pp.107-113，2008.
9) MiLCA（産業環境管理協会提供の LCA ソフトウェア）
10) 惣田訓，岩井良真，清和成，下田吉之，池道彦：処理規模を考慮したエネルギー解析モデルによるさまざまな下水汚泥処理システムのエネルギー消費量の比較評価，用水と廃水，Vol.51，No.3，pp.226-236，2009.
11) 下水道新技術推進機構：下水処理場へのバイオマス（生ごみ等）受入マニュアル，下水道新技術推進機構，2011.
12) 札幌市：札幌市下水道維持管理年報，平成 21 年度版，2010.
13) 稲葉陸太, 花木啓祐: 下水汚泥と都市ごみのゼロエミッション指向型管理, 環境システム研究論文集, Vol.27, pp.365-374，1999.
14) 宮本彰彦，坂巻兵衛，原島光雄：汚泥処理における温室効果ガス排出量削減調査，東京都下水道局技術調査年報，Vol.2004，pp.241-251，2004.
15) 稲森悠平，稲森隆平，丸山治，除開欽：水処理・汚泥処理におけるリン除去・回収・有効利用と課題・展望，大竹久夫[監修]，リン資源の回収と有効利用，サイエンス＆テクノロジー，pp.33-62，2009.
16) 本間誠二, 内海真隆: 焼却灰のりん肥料化技術の開発に関する調査, 東京都下水道局技術調査年報, Vol.2003, pp.389-401，2003.
17) 矢野順也，平井康宏，酒井伸一，出口晋吾，中村一夫，堀寛明：都市ごみ中の厨芥類および紙類の利用システムによる温室効果ガスの削減効果，廃棄物資源循環学会論文誌，Vol.22，No.1，pp.38-51，2011.
18) 松藤敏彦：都市ごみ処理システムの分析・計画・評価，技報堂出版，2005.
19) 藤井実，南齋規介，橋本征二，森口祐一，村上進亮，中村卓也，越川敏忠：家庭系ごみの分別収集に係わる収集車の走行距離･台数等の調査，廃棄物学会論文誌，Vol.18，No.6，pp.443-453，2007.
20) JEMAI-LCA Pro Ver.2（産業環境管理協会提供の LCA ソフトウェア）
21) 東京ガス，タクマ：下水汚泥を利用したガス化システムに関する実証試験事業，NEDO 成果報告書，2009.
22) 空気調和・衛生工学会：空気調和・衛生工学便覧 2.機器・材料編，2010.
23) 堀江信之，駒井篤，怒木茂：下水汚泥のセメント資源化技術の性能評価に関する研究，下水道新技術研究所年報，2004.
24) 米本剛史，李玉友：水質改善効果とエネルギー消費を考慮した下水処理システムの環境性能評価，下水道協会誌，Vol.45，No.549，pp.81-91，2008.

25) 日本ガイシ，岐阜市上下水道事業部：下水汚泥焼却灰からのりん回収技術に係る技術評価書，下水汚泥資源化・先端技術誘導プロジェクト報告書，2007.
26) 柚山義人[編]：バイオマス利活用システムの設計と評価，農林水産バイオリサイクル研究システム化サブチーム，2006.
27) 岩井良博：下水汚泥焼却灰を原料としたリン酸肥料製造技術，大竹久夫[監修]，リン資源の回収と有効利用，サイエンス＆テクノロジー，pp.195-206，2009.
28) 環境省：温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル，2008.
29) 環境省：電気事業者別の CO_2 排出係数（2009 年度実績），2010.
30) 電気事業連合会：2009 年度分 電力需要実績（確報），2010.
31) 日本建築学会[編]：建物の LCA 指針，丸善，2003.
32) 国土交通省：下水道における地球温暖化防止推進計画策定の手引き，2009.
33) 日本土壌肥料学会[監修]：有機性汚泥の農緑地利用，博友社，2000.
34) Mishima S., Itahashi S., Kimura R., Inoue T: Trends of phosphate fertilizer demand and phosphate balance in farmland soils in Japan, Soil Science and Plant Nutrition, Vol.49, No.1, pp.39–45, 2003.
35) 地域資源循環技術センター：農業集落排水汚泥利用マニュアル，2004.
36) 斎野秀幸，森田弘：下水汚泥コンポスト課題と将来 土木研究所での近年の調査，再生と利用，Vol.24，No.93，pp.22-28，2001.
37) 八巻昌宏：アパタイト晶析法によるリン回収，大竹久夫[監修]，リン資源の回収と有効利用，サイエンス＆テクノロジー，pp.141-149，2009.
38) 名和慶東：下水の造粒脱リン技術とそのリサイクル，月刊資源環境対策，Vol.46，No.5，pp.54-57，2010.
39) 間渕弘幸：自治体におけるリン回収事業，大竹久夫[監修]，リン資源の回収と有効利用，サイエンス＆テクノロジー，pp.343-363，2009.
40) 後藤幸造：下水汚泥焼却灰からのリン回収と利用，月刊資源環境対策，Vol.46，No.5，pp.50-53，2010.
41) 小松貴司：下水汚泥焼却灰からのリン肥料化技術の実際，月刊資源環境対策，Vol.46，No.5，pp.58-61，2010.
42) Raven K.P., Loeppert R.H.: Trace Element Composition of Fertilizers and Soil Amendments, Journal of Environmental Quality, Vol.26, No.2, pp.551-557, 1997.
43) 産業技術総合研究所・化学物質リスク管理研究センター：暴露係数ハンドブック，2006. <http://unit.aist.go.jp/riss/crm/exposurefactors/> (2011.12.1 閲覧)
44) UK Environment Agency: Supplementary information for the derivation of SGVs, Heavy metals and other inorganic compounds, Science Report SC050021, 2009. <http://www.environment-agency.gov.uk/research/planning/64015.aspx> (2011.12.1 閲覧)
45) UK Environment Agency: The Contaminated Land Exposure Assessment Model (CLEA): Technical Basis and Algorithms, R&D PUBLICATION CLR 10, 2002.
46) 製品評価技術基盤機構，化学物質評価研究機構：化学物質の初期リスク評価書 砒素及びその無機化合物，Ver.1.0，No.130，2008.
47) 浅見輝男：日本土壌の有害金属汚染，アグネ技術センター，2010.
48) 中西準子，小野恭子，蒲生昌志，宮本健一：カドミウム，詳細リスク評価書シリーズ 13 丸善，2008.
49) Crettaz P., Pennington D., Rhomberg L., Brand K., Jolliet O.: Assessing Human Health Response in Life Cycle Assessment Using ED10s and DALYs: Part 1—Cancer Effects, Risk Analysis, Vol.22, No.5, pp.931-946, 2002.

50) Pennington D., Crettaz P., Tauxe A., Rhomberg L., Brand K., Jolliet O.: Assessing Human Health Response in Life Cycle Assessment Using ED10s and DALYs: Part 2—Noncancer Effects, Risk Analysis, Vol.22, No.5, pp.947-963, 2002.
51) US Environmental Protection Agency (US EPA). Integrated Risk Information System (IRIS), <http://www.epa.gov/iris/> (2011.12.1 閲覧)
52) 中西準子，恒見清孝：ニッケル，詳細リスク評価書シリーズ 19，丸善，2008.
53) 中西準子，小林憲弘，内籐航：鉛，詳細リスク評価書シリーズ 9，丸善，2006.
54) Ohno K., Ishikawa K., Kurosawa Y., Matsui Y., Matsushita T., Magara Y.: Exposure assessment of metal intakes from drinking water relative to those from total diet in Japan, Water Science & Technology, Vol.62, No.11, pp.2694-2701, 2010.
55) Maitani T.: Evaluation of Exposure to Chemical Substances through Foods -Exposure to Pesticides, Heavy Metals, Dioxins, Acrylamide and Food Additives in Japan-, Journal of Health Science, Vol.50, No.3, pp.205-209, 2004.
56) Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA): Provisional Tolerable Weekly Intake, <http://www.inchem.org/pages/jecfa.html> (2011.12.1 閲覧)
57) Eriksson E., Christensen N., Ejbye S. J., Ledin A.: Potential priority pollutants in sewage sludge, Desalination, Vol.226, pp.371-388, 2008.
58) Carrere H., Dumas C., Battimelli A., Batstone D.J., Delgenes J.P., Steyer J.P., Ferrer I.: Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review, Journal of Hazardous Material, Vol.183, pp.1-15, 2010.
59) 三菱電機：資源循環型エネルギー・リン回収型システムの開発，NEDO 成果報告書，2007.
60) 加藤文隆，大下和徹，高岡昌輝，武田信生，松本忠生，桧物良一：下水処理システムからの各種リン回収技術の仮想的適用および評価，土木学会論文集 G，Vol.62，No.1，pp.27-40，2006.
61) 東和科学：下水からの人工リン鉱石に関する市場化対策，中国経済産業局 3R システム化可能性調査事業調査報告書，2005.
62) 下水道新技術推進機構：水熱処理を用いた下水汚泥のエネルギー転換および減量化技術マニュアル，下水道新技術推進機構，2011.

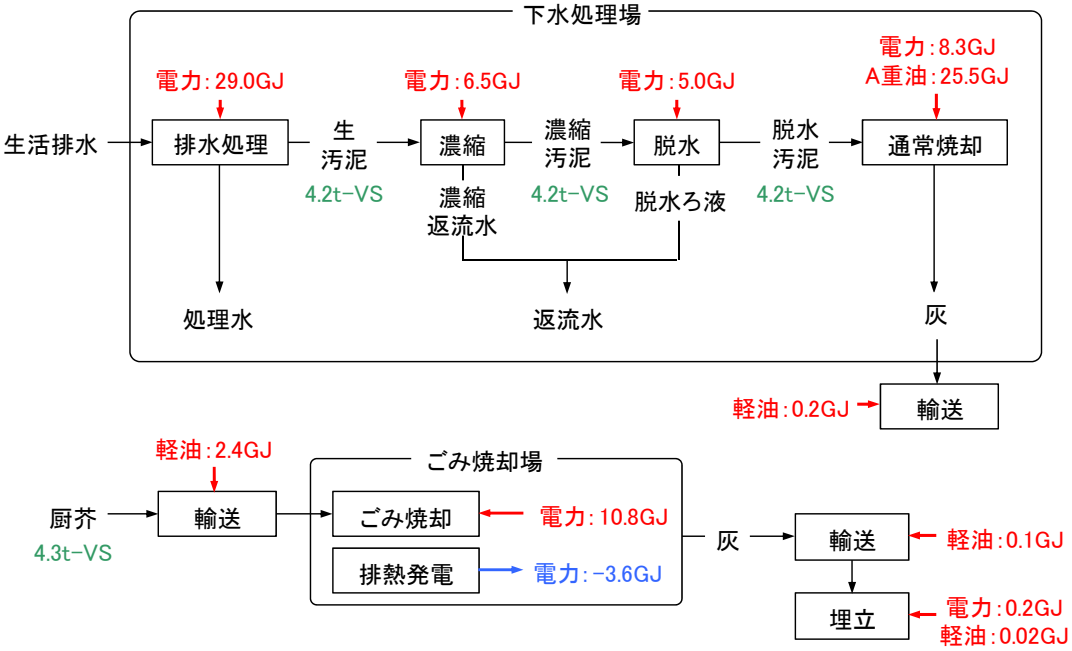


図 4A-1　技術ケース X-0 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

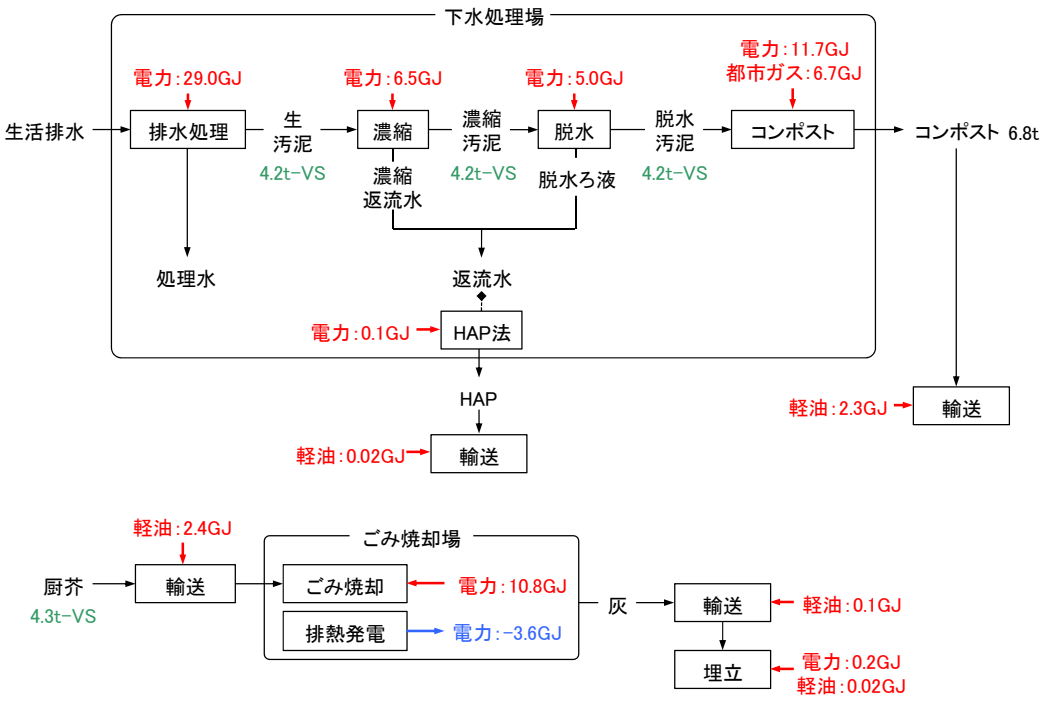


図 4A-2　技術ケース X-1 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

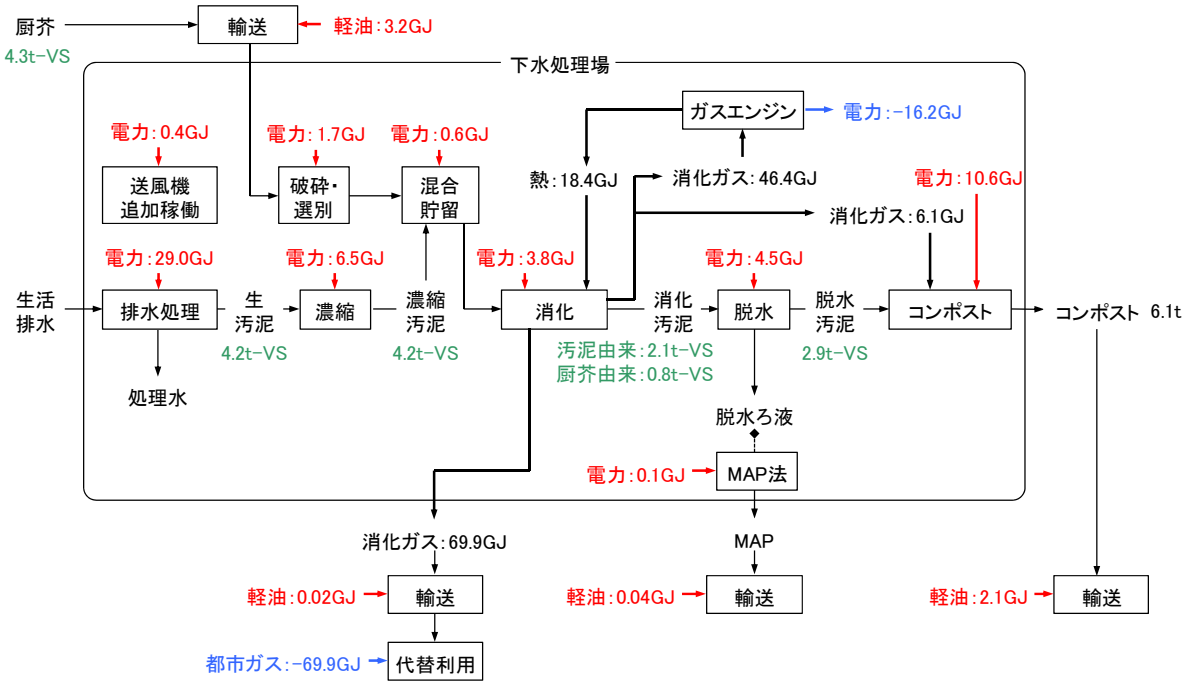


図 4A-3　技術ケース Y-1 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

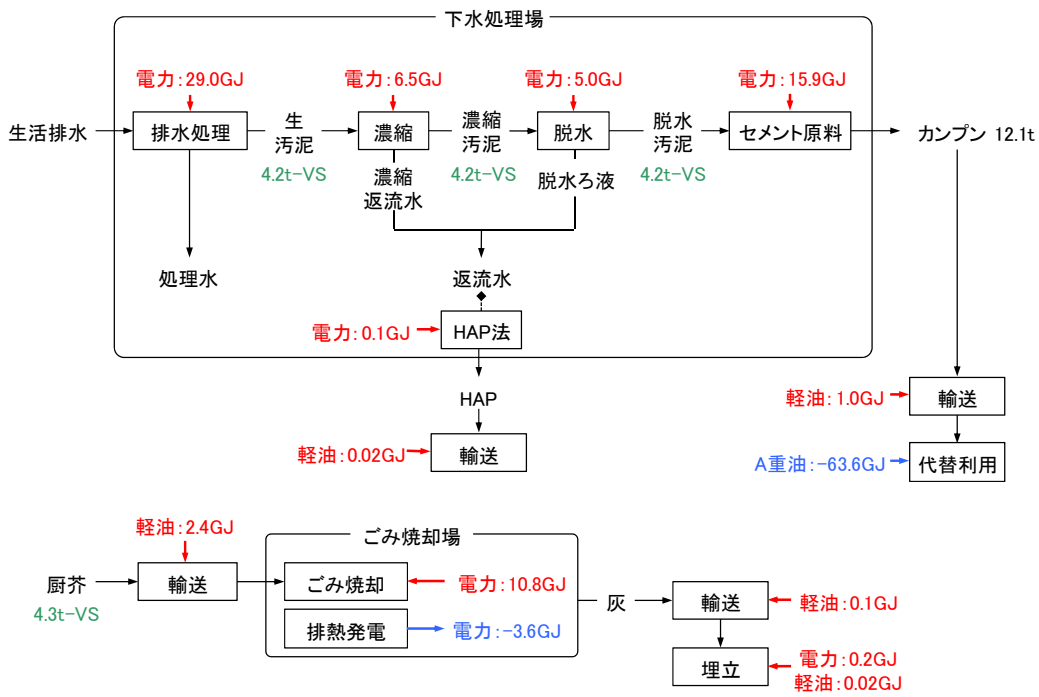


図 4A-4　技術ケース X-2 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

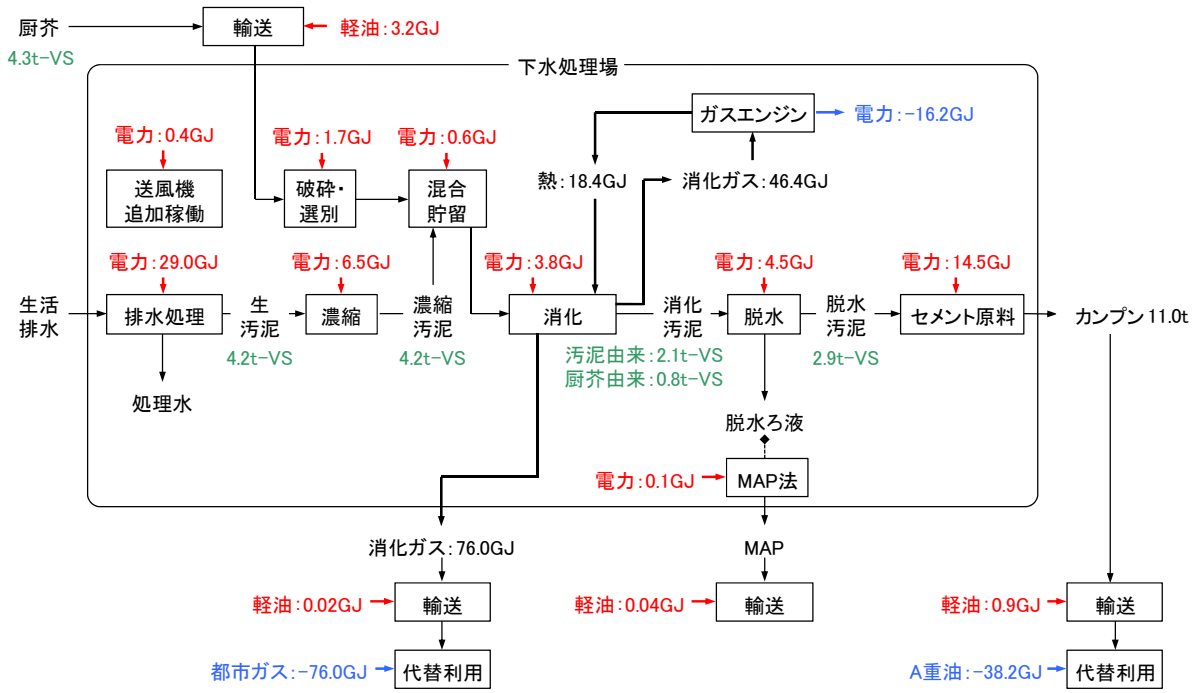


図 4A-5　技術ケース Y-2 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

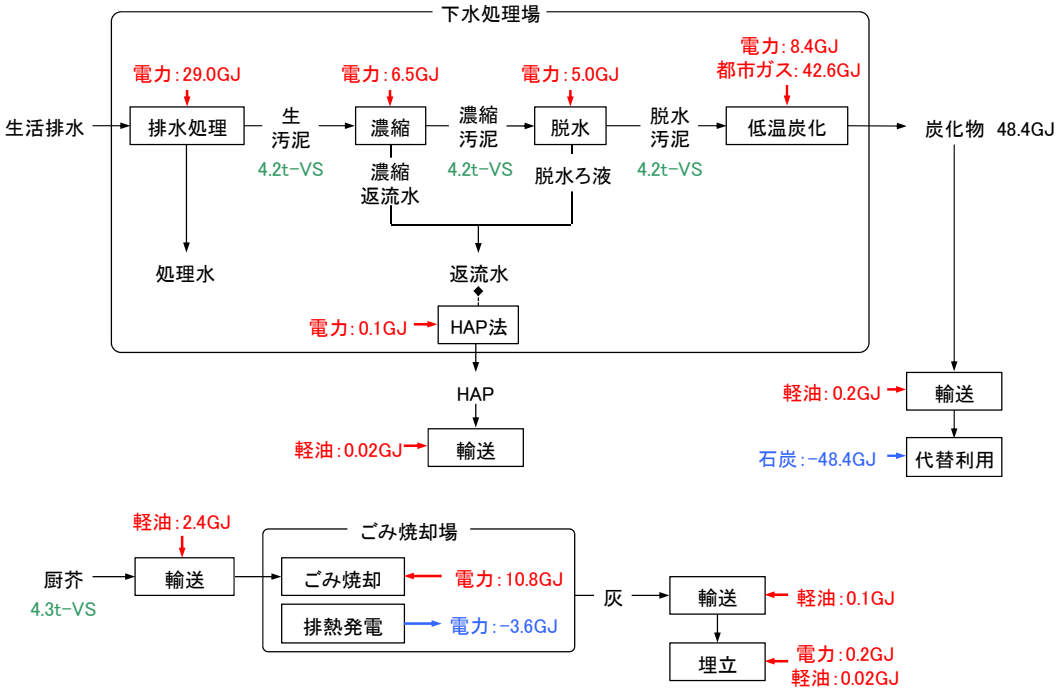


図 4A-6　技術ケース X-3 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

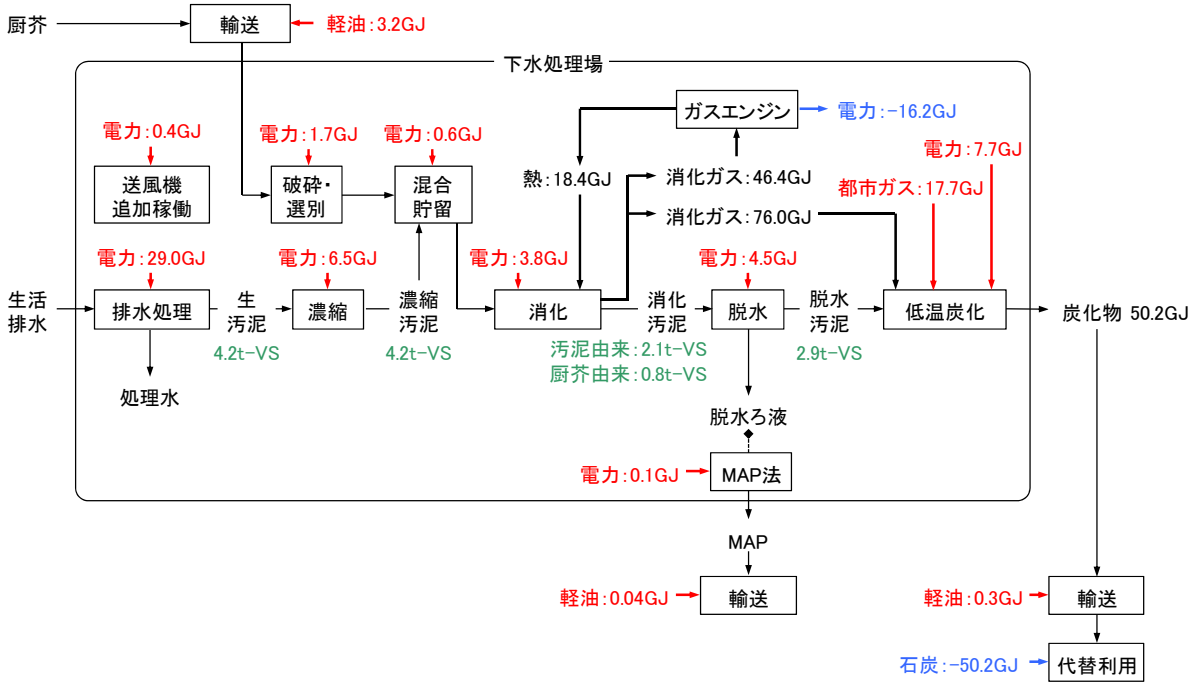


図 4A-7　技術ケース Y-3 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

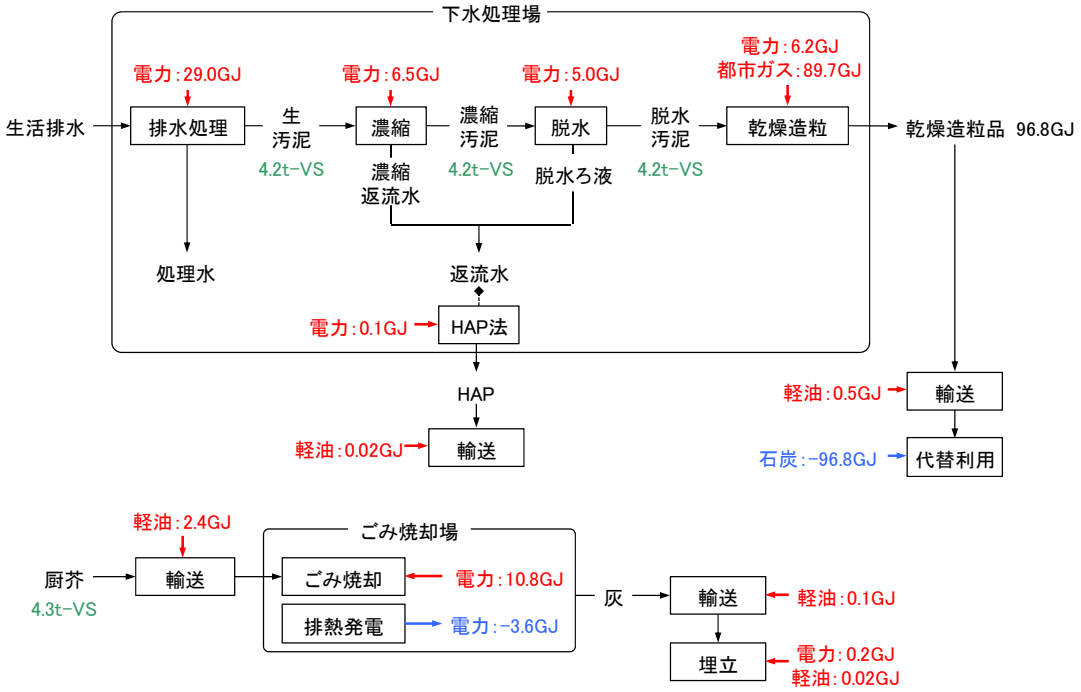


図 4A-8　技術ケース X-4 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

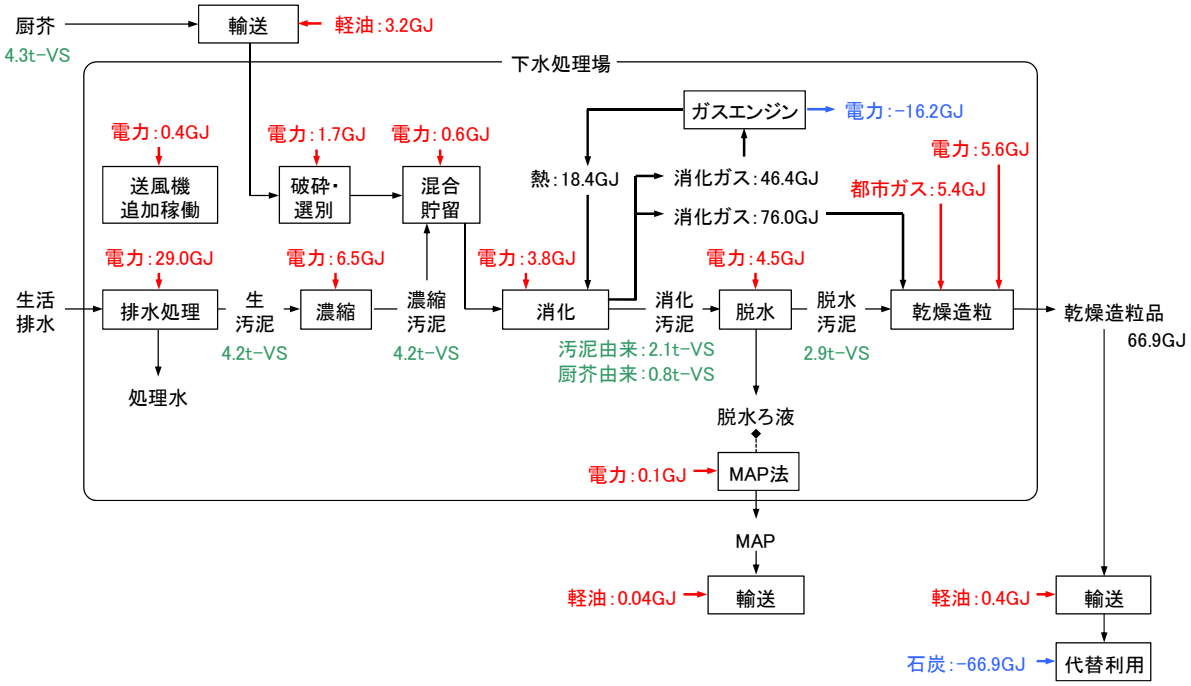


図 4A-9　技術ケース Y-4 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

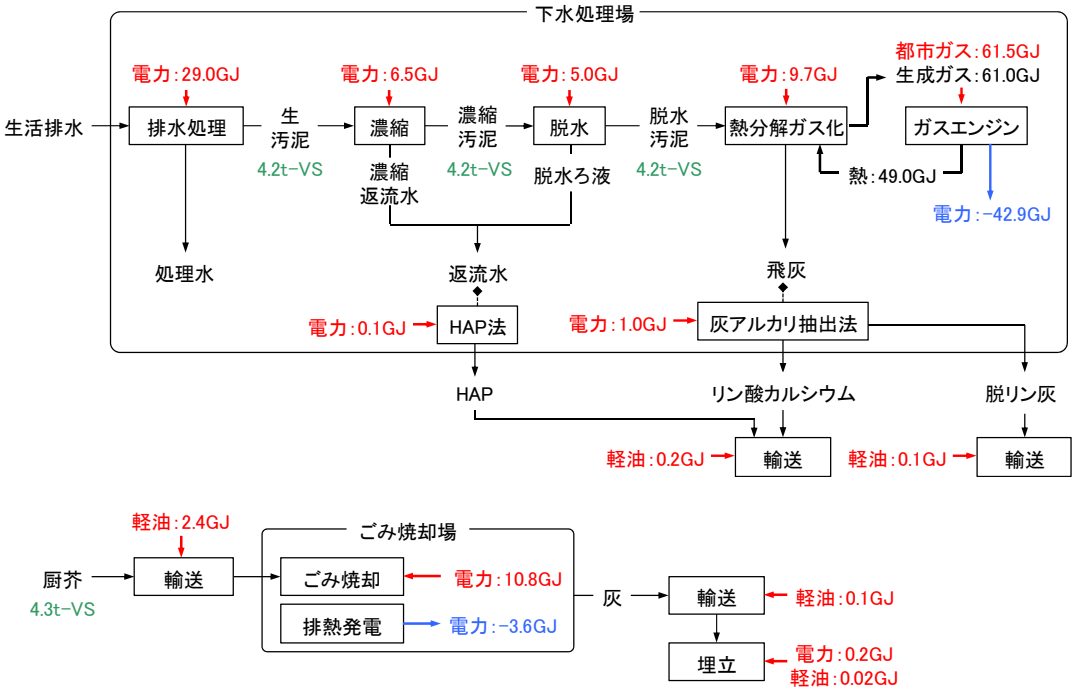


図 4A-10　技術ケース X-5 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

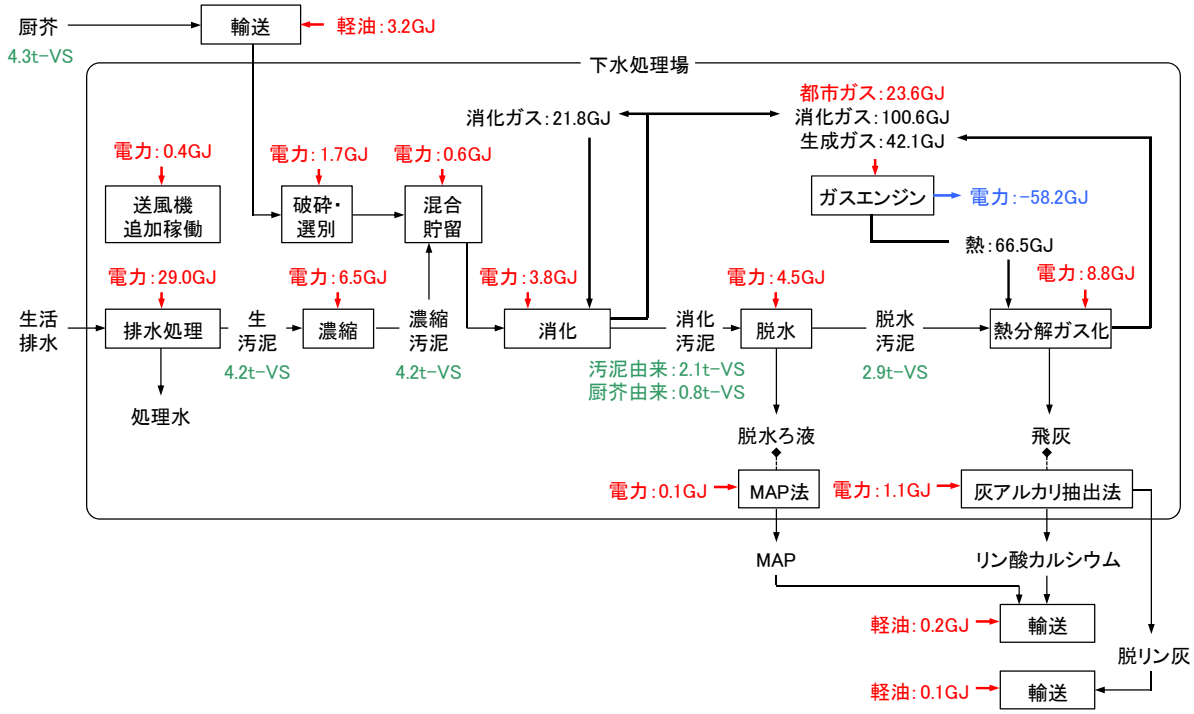


図 4A-11　技術ケース Y-5 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

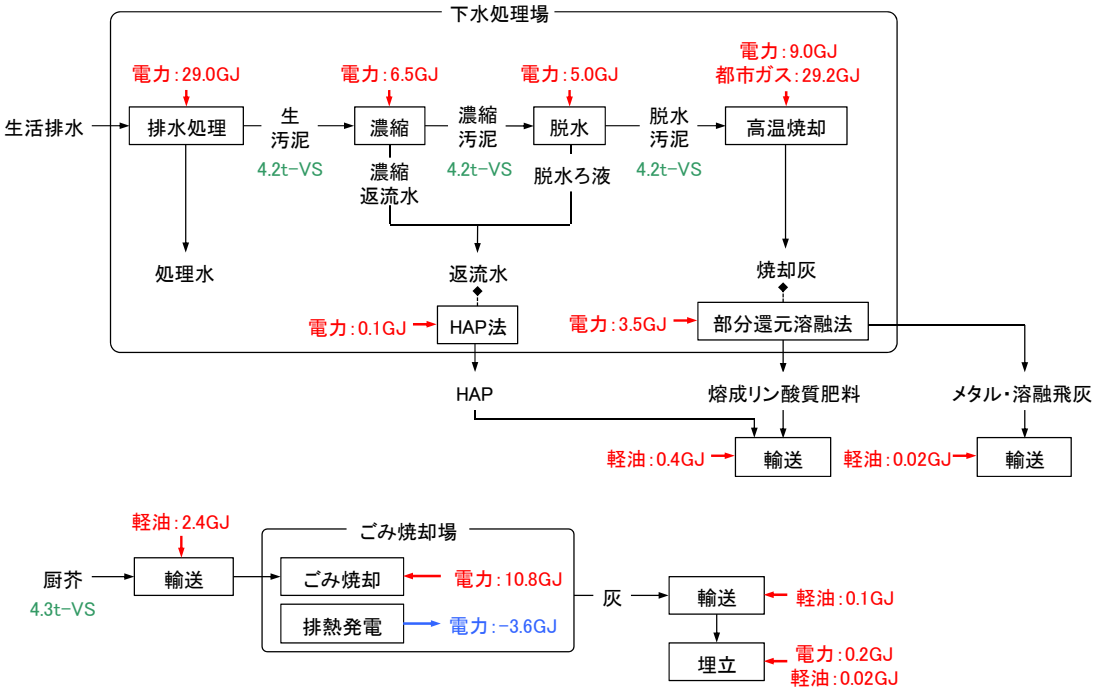


図 4A-12　技術ケース X-6 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

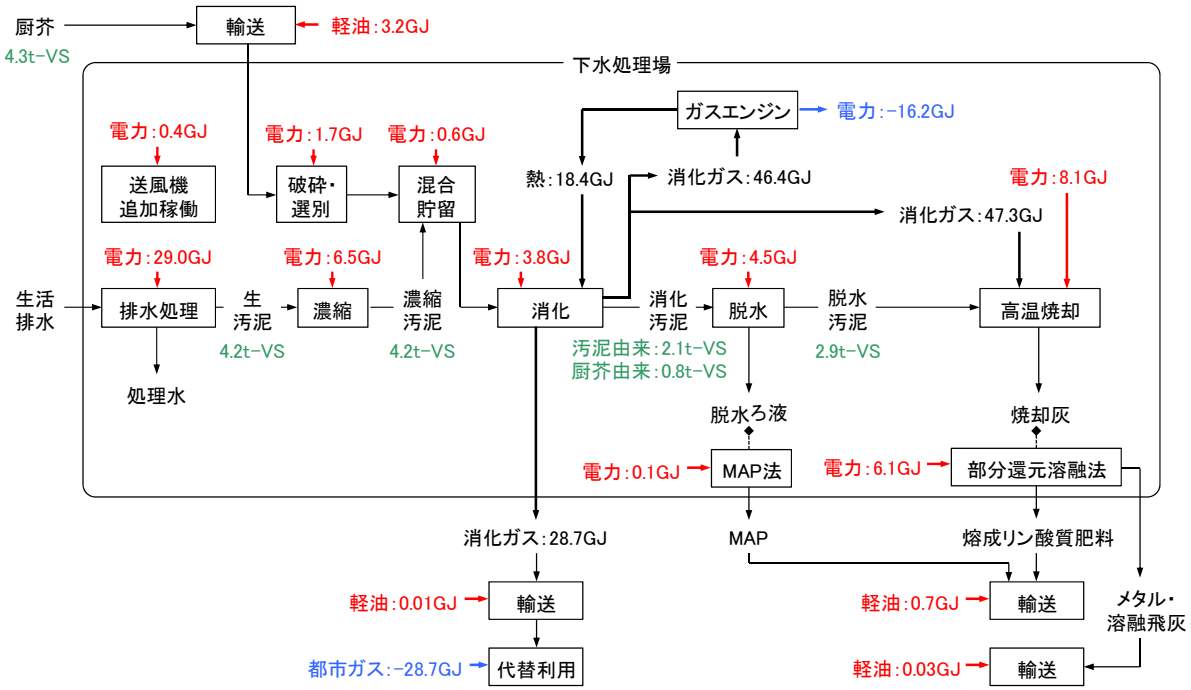


図 4A-13　技術ケース Y-6 のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

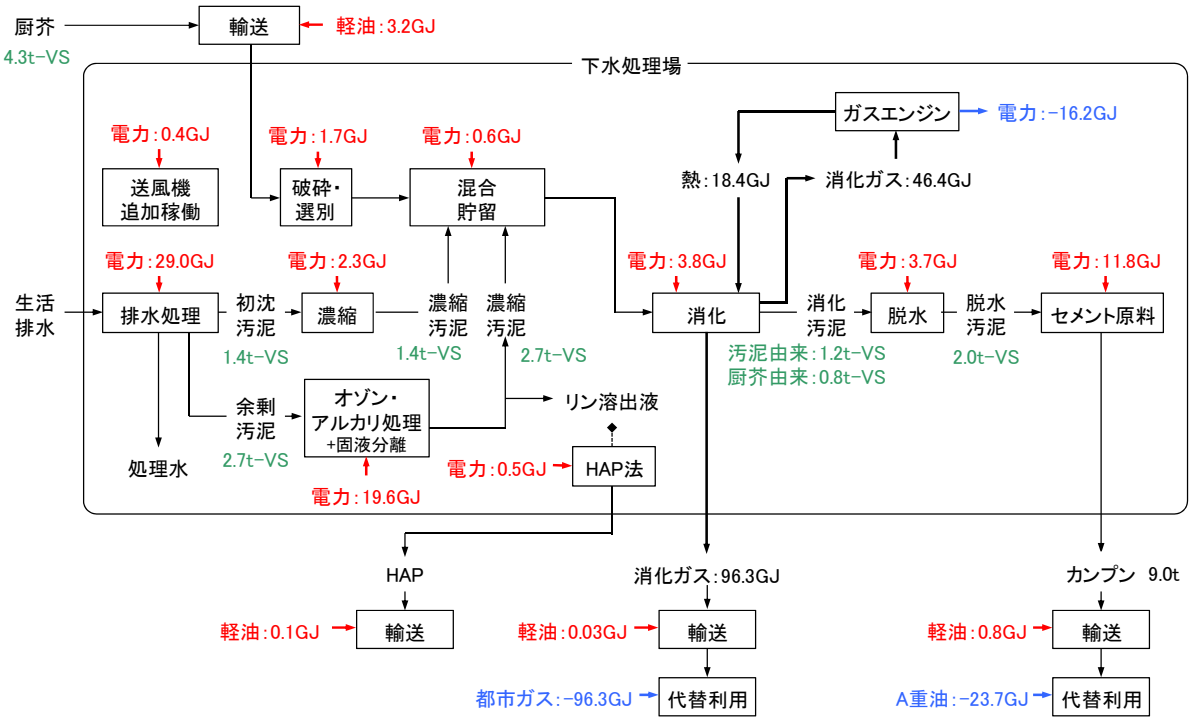


図 4A-14　技術ケース Y-2-OA のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

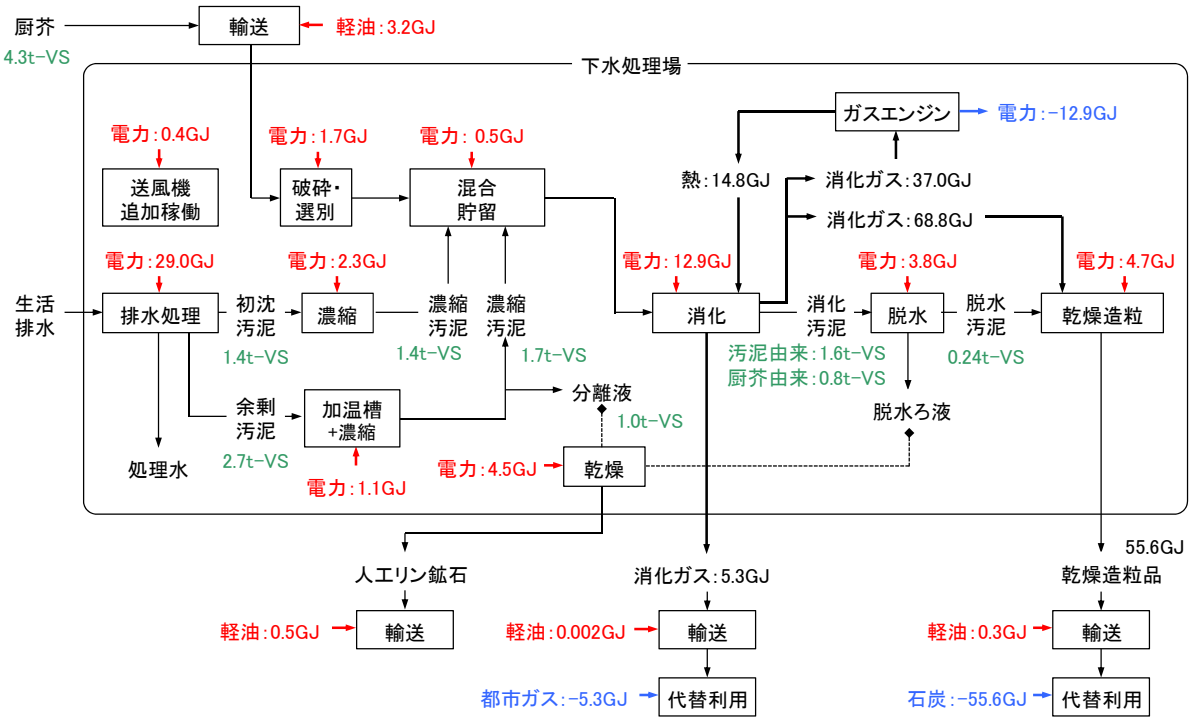


図 4A-15　技術ケース Y-4-HP のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

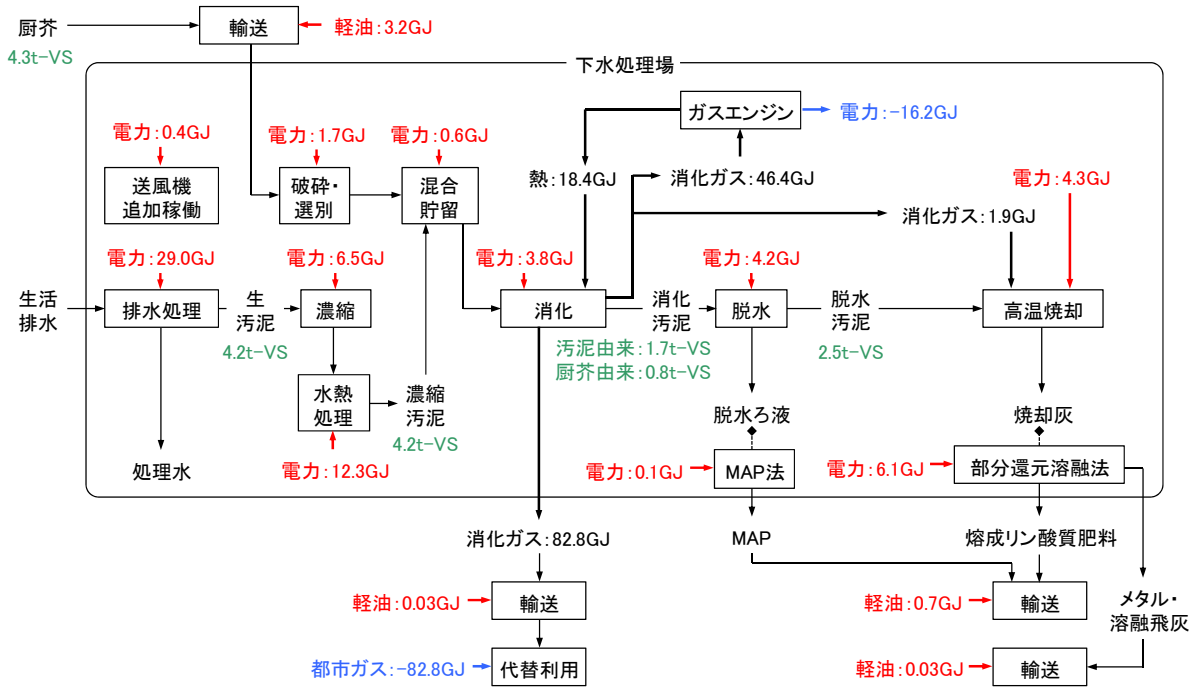


図 4A-16　技術ケース Y-6-HT のエネルギー収支（人口 10 万人，1 日あたり）

4 章付録 B　リン収支の推計結果

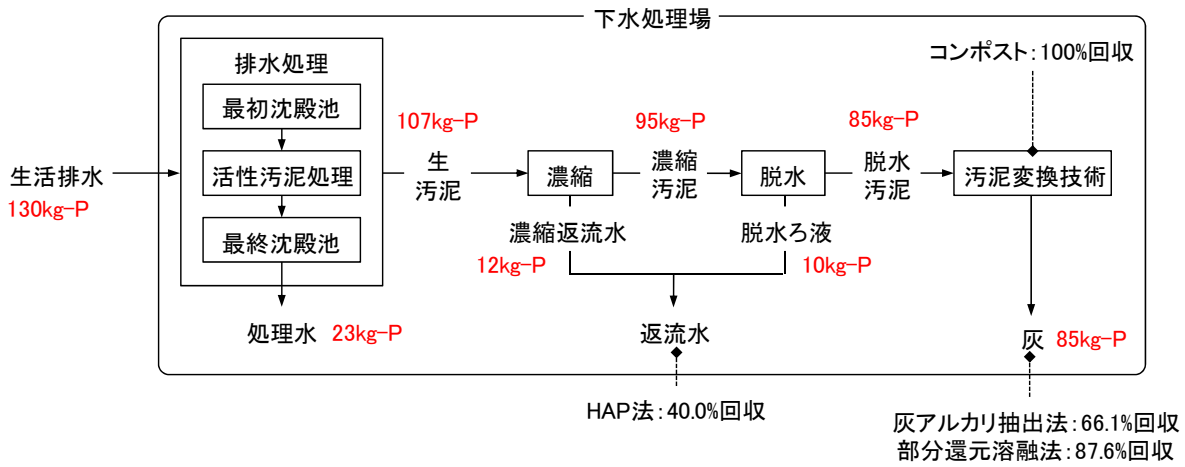


図 4B-1　システムケース X のリン収支（人口 10 万人，1 日あたり）

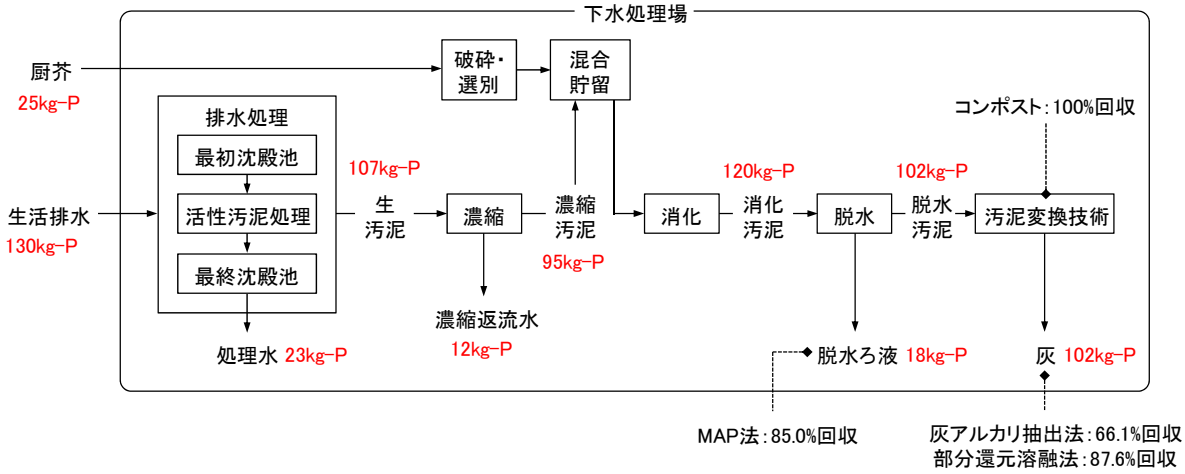


図 4B-2　システムケース Y のリン収支（人口 10 万人，1 日あたり）

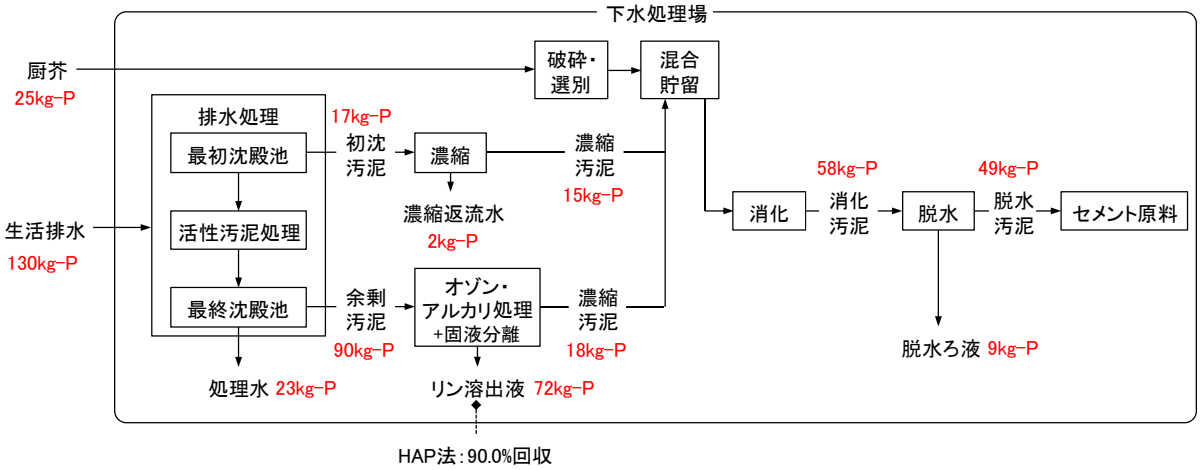


図 4B-3　技術ケース Y-2-OA のリン収支（人口 10 万人，1 日あたり）

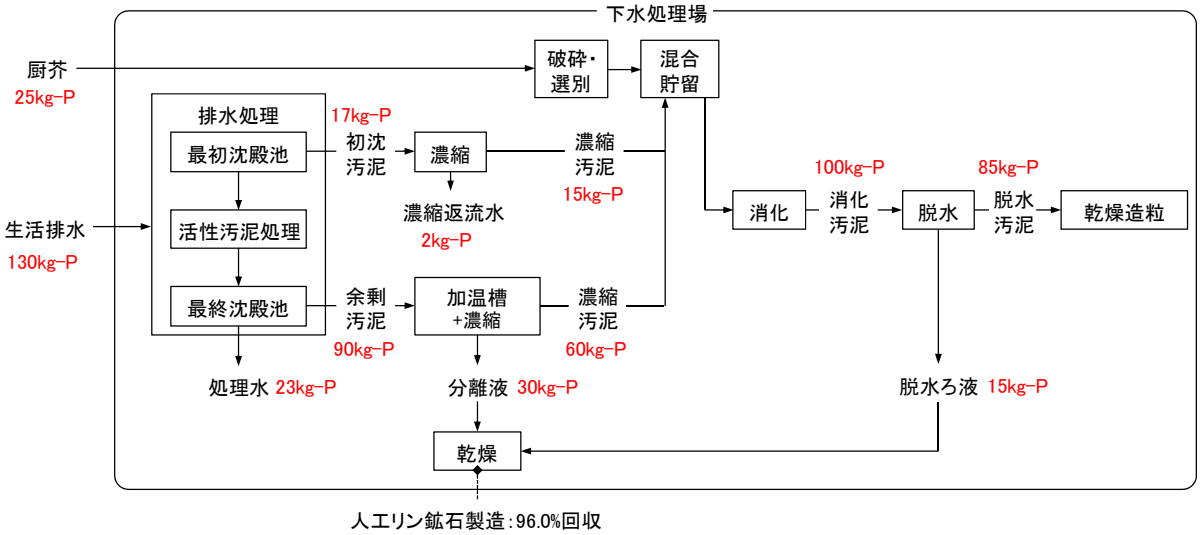


図 4B-4　技術ケース Y-4-HP のリン収支（人口 10 万人，1 日あたり）

第 5 章　下水処理場とごみ焼却場の連携型更新計画の立案と評価

5.1　序論

本章では，汚泥処理事業とごみ焼却事業が連携して更新計画を策定する手順を提示するとともに，下水処理場による厨芥・剪定枝の受入事業を，消化脱水汚泥の増加が汚泥の焼却・燃料化工程に与える影響，廃棄物発電の高効率化を与件として評価することを目的とした．汚泥変換技術としては，第 4 章の解析結果より優位性が高いと評価した熱分解ガス化炉を対象とした．

対象地域は，神戸市の東灘処理場が日本で初めて都市ガス導管を使用して消化ガス供給事業を行っていること，国土交通省・下水道革新的技術実証事業（B-DASH プロジェクト）において厨芥の消化槽受入を計画していることを踏まえ，神戸市を対象とした．評価項目は，エネルギー消費量，温室効果ガス（GHG）排出量，リン回収量，事業コストの 4 指標を用いることとした．

本章の全体構成を図 5-1 に示す．第 2 節では，下水処理場による厨芥・剪定枝の受入を中心とした静脈系社会資本（下水処理場，ごみ焼却場）の更新計画を設定した．第 3 節では，下水汚泥ならびに一般廃棄物の収支を推計するための手法を整理し，ごみ焼却事業側が進めるごみ処理広域化施策との連携も踏まえ，汚泥処理事業による厨芥・剪定枝の受入施策を具体化した．第 4 節では，LCA を適用して 4 つの評価指標の算定を行うための方法論を構築した．なお，本解析では下水処理場とごみ焼却場の連携施策の評価に主眼を置き，資源ごみのリサイクルは LCA の対象外とした．第 5 節で更新計画の評価結果を示し，考察を行った．そして，第 6 節では得られた結論を要約した．

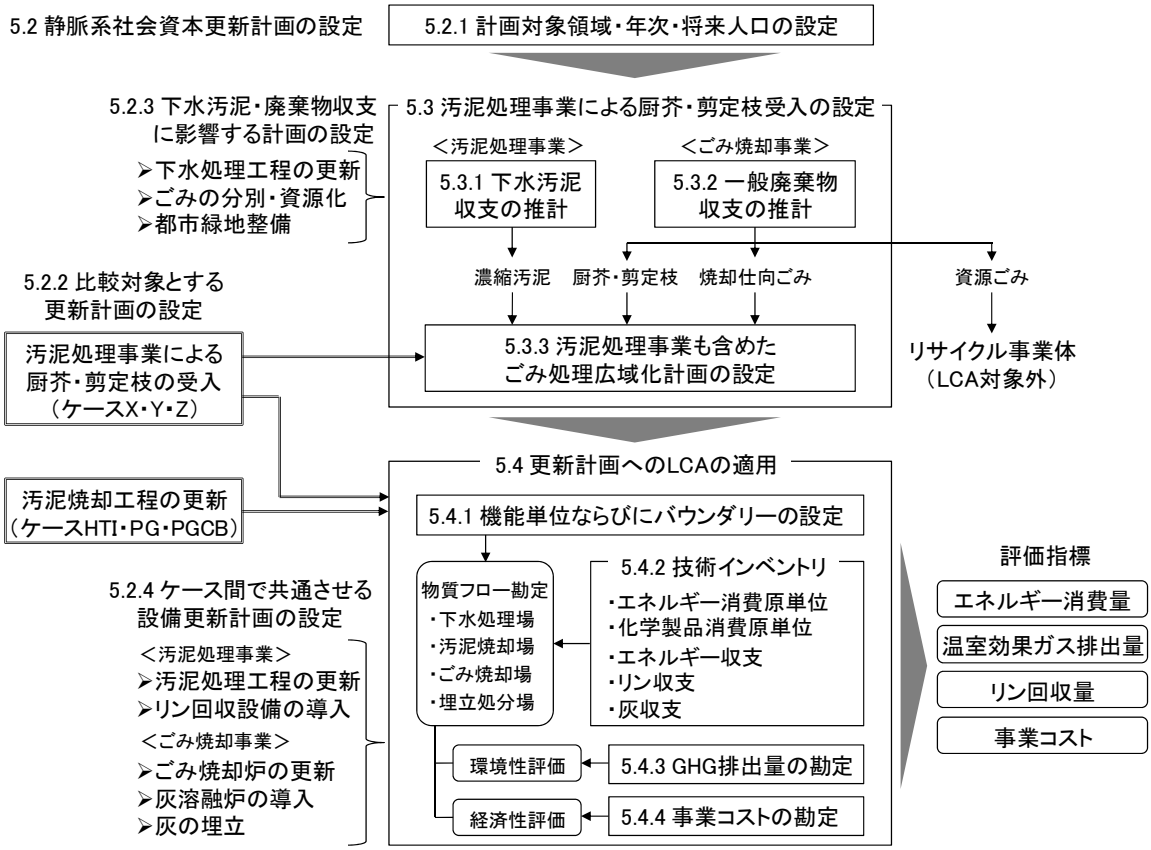


図5-1　本章の全体構成

5.2　静脈系社会資本更新計画の設定

静脈系社会資本の更新に関し，最初に計画対象領域・年次ならびに将来人口の設定を行う．次に，本研究で比較対象とする更新計画を，汚泥処理工程による厨芥・剪定枝の受入の有無や，汚泥焼却工程での技術選択に絞り設定する．その後，全ケースで共通とする，汚泥・廃棄物収支に影響する計画，設備更新計画の設定を行う．

5.2.1　計画対象領域・年次・将来人口の設定

神戸市において，市が維持管理する7か所の下水処理場（東灘処理場，ポートアイランド処理場，中部処理場，鈴蘭台処理場，西部処理場，垂水処理場，玉津処理場）と，汚泥焼却場である東部スラッジセンター，5か所のごみ焼却場（落合クリーンセンター，東クリーンセンター，港島クリーンセンター，苅藻島クリーンセンター，西クリーンセンター）を，更新計画の対象とする．

計画年度は，神戸市一般廃棄物処理基本計画[1)]を参考に，ごみ処理量のピーク時に対しごみ減量が進み，先行地区での容器包装プラスチックの分別収集が開始される前年の2007年度を基準年とし，2030年までを対象とした．

将来人口については，2007 年の 1,530,168 人[2)]に対し，社会保障・人口問題研究所[3)]の予測に基づき 2015 年に 1,525,539 人，2020 年に 1,501,950 人，2025 年に 1,466,951 人，2030 年に 1,423,522 人へと変化すると設定した．

5.2.2　比較対象とする更新計画の設定

汚泥処理事業による厨芥・剪定枝受入ケース（X，Y，Z），汚泥処理工程の更新ケース（HTI，PG，PGCB）を組み合わせ，**表5-1**に示す5つの比較対象ケースを設定した．

汚泥処理事業による厨芥・剪定枝の受入に関し，ケースXはごみ焼却場での厨芥焼却を継続する更新計画，ケースYは下水処理場（東灘，西部，垂水，玉津）の消化槽で厨芥を受け入れる計画，ケースZはケースYに汚泥焼却場（東部スラッジセンター）での剪定枝受入を追加する計画とした．

汚泥焼却工程の更新は，現状の通常焼却炉（焼却温度 800℃）を廃炉にし，2012 年までに高温焼却炉（N_2O 排出抑制のため 850℃で焼却）を新設して稼働する計画[4)]を踏まえ，ケース HTI では高温焼却炉に更新されるとした．ケース PG では，汚泥燃料化技術を導入する場合を検討し，

表5-1　比較対象とする更新ケースの設定

汚泥処理事業による厨芥・剪定枝の受入		汚泥焼却工程の更新		更新ケース
X	・ごみ焼却場での厨芥の焼却を継続	HTI	高温焼却炉	X−HTI
		PG	熱分解ガス化炉 +ガスエンジン発電	X−PG
Y	・下水処理場の消化槽で厨芥を受入	HTI	高温焼却炉	Y−HTI
		PG	熱分解ガス化炉 +ガスエンジン発電	Y−PG
Z	・下水処理場の消化槽で厨芥を受入 ・汚泥焼却場で剪定枝を受入	PGCB	熱分解ガス化炉 +ガスエンジン発電 +木質チップ製造機・チップ用ボイラ	Z−PGCB

灰からのリン回収の視点から飛灰が発生する熱分解ガス化溶融炉に更新するとした．汚泥の乾燥熱源はガスエンジン発電の排熱を利用するが，これに剪定枝のボイラ燃焼での温風利用を組み合わせる施策をケース PGCB とした．

5.2.3　下水汚泥・廃棄物収支に影響する計画の設定（ケース間で共通の設定条件）

(a) 下水処理工程の更新

下水汚泥の発生量に影響する高度処理化への改修条件を設定する．中部処理場は2015年までに廃止され，西部処理場が排水を引き受けるとともに，西部処理場を高度処理に改築する[5]．また，垂水処理場は2015年までに[6]，東灘処理場は2020年までに[7]，高度処理への更新を行う．採用される高度処理技術については，東灘処理場は事前評価調査[7]に従いステップ流入式多段硝化脱窒法が採用されるとした．西部処理場，垂水処理場は，大阪湾流域別下水道整備総合計画[8]における栄養塩類対応類型を参考にそれぞれ嫌気無酸素好気法，嫌気好気活性汚泥法が採用されるとした．ポートアイランド処理場，鈴蘭台処理場，玉津処理場については，既に高度処理が導入されており，それぞれの現状の処理方式である嫌気無酸素好気法，循環式硝化脱窒法，嫌気好気活性汚泥法[9] が継続されると設定した．

(b) ごみの分別・資源化

厨芥，剪定枝を除くごみの分別・資源化については，集団回収による資源ごみを，新聞紙・雑誌類・段ボール，紙パック類，紙製容器包装類ならびに布類及びゴム・皮革類とした．また，収集車回収による資源ごみを，かん，びん，ペットボトル類，燃えないごみ（金属類，ガラス類，陶磁器類），白色トレイとした．神戸市は2011年4月より容器包装プラスチックの分別回収事業を先行地区から全市に拡張する計画を立てているが[1]，本解析では白色トレイに絞り分別・資源化を行うと設定した．資源ごみの分別回収・資源化率については，ごみの大幅減量に成功した名古屋市・横浜市の水準に高まると設定した．

(c) 都市緑地整備

都市緑地の整備に関しては，公園ならびに街路樹から発生する剪定枝を対象とする．神戸市緑の基本計画[10]を参考に，1 人あたり公園面積，千人あたり街路樹本数を政策目標指標とし，2030 年に向けた人口減少に伴う自然増加に対し，10%の増加を目標とした．

5.2.4　ケース間で共通させる設備更新計画の設定

(a) 汚泥処理工程の更新

汚泥処理工程については，現状で東灘処理場，中部処理場，西部処理場，垂水処理場，玉津処理場の5か所が濃縮・消化・脱水設備を有しており，ポートアイランド処理場，鈴蘭台処理場は汚泥処理工程を有しておらず，生汚泥（初沈・余剰汚泥）の処理を他の処理場へ委託している[9]．中部処理場は2015年までに下水処理工程と同様に閉鎖され，東灘処理場，西部処理場，垂水処理場，玉津処理場の4か所で濃縮・消化・脱水設備による汚泥処理事業が継続されると設定した．また，汚泥の中継輸送については，ポートアイランド処理場，鈴蘭台処理場は生汚泥をそれぞれ東灘処理場，西部処理場に輸送して濃縮設備に投入し，東灘・西部・垂水・玉津処理場は脱水汚泥を東部スラッジセンターに搬送するとした．

(b) リン回収設備の導入

リン回収設備については，消化汚泥の脱水設備を有する東灘処理場，西部処理場，垂水処理場，玉津処理場の4か所にMAP設備を導入し，脱水ろ液からのリン回収を行うとした．また，東部スラッジセンターに灰アルカリ抽出設備を導入し，汚泥焼却灰からのリン回収を行うとした．

(c) ごみ焼却炉の更新

ごみ焼却場でのごみ焼却炉の更新については，ボイラ発電設備付ストーカ型焼却炉を採用すると設定した．2010年に廃炉・中継基地化を決定している落合クリーンセンターの稼働実績30年[1)]を参考に，ごみ焼却炉の耐用年数を30年とした．処理容量の過剰状態が続く場合は，ごみ処理の広域化を実施するとした．

(d) 灰溶融炉の導入

灰溶融炉の導入については，ごみ焼却炉の更新時に別置型プラズマ式灰溶融炉が設置されるとする．東部スラッジセンターでリン回収後に残る脱リン灰，剪定枝焼却灰も受入対象とし，最初にごみ焼却炉を更新して灰溶融炉を設置するごみ焼却場が引き取ると設定した．

(e) 灰の埋立

埋立処分場の灰受入に関しては，灰溶融炉の設置前にごみ焼却場，東部スラッジセンターから発生する焼却灰，灰溶融炉の設置後にごみ焼却場から発生する溶融飛灰を，神戸沖埋立処分場が引き受けるとした．

5.3　汚泥処理事業による厨芥・剪定枝受入施策の立案支援モデル

下水汚泥収支，一般廃棄物収支の推計手法を整理し，汚泥ならびに焼却仕向ごみの発生量の将来変化と，下水処理場設置消化槽ならびにごみ焼却炉の処理能力との比較により，汚泥処理事業による厨芥・剪定枝の受入量を決定した．

5.3.1　下水汚泥収支の推計

(a) 排水・汚濁負荷の計画処理量

下水処理場iが引き受ける処理人口は，**式(5-1)**より人口に下水道普及率，処理場分担率$_i$を乗じて算定する．

$$\text{下水処理人口}_i = \text{人口} \times \text{下水道普及率} \times \text{処理場分担率}_i \qquad (5\text{-}1)$$

下水道普及率は現状の98.6%[9)]を2030年まで用いるとし，浄化槽人口は対象外とする．処理場分担率$_i$は東灘：24.8%，ポートアイランド：1.0%，中部：5.2%，鈴蘭台：5.4%，西部：18.5%，垂水：21.1%，玉津：14.4%，流域下水道（武庫川上流，加古川上流）：9.6%とし[9)]，流域下水道の処理人口は更新計画の対象外とする．

下水処理場$_i$に流入する排水量，汚濁・栄養塩類（BOD，SS，リン）負荷量は，**式(5-2)・(5-3)**より推計する．

$$\text{排水量}_i = \text{下水処理人口}_i \times (\text{生活用水排出原単位} + \text{営業用水率}_i \times \text{営業用水排出原単位}) \times (1 + \text{地下水混入率}) \qquad (5\text{-}2)$$

$$\text{汚濁・栄養塩類負荷量}_i = \text{下水処理人口}_i \times (\text{生活用水負荷原単位} + \text{営業用水率}_i \times \text{営業用水負荷原単位}) \qquad (5\text{-}3)$$

排水の排出原単位[11)]ならびに汚濁・栄養塩類の負荷原単位[12)]を**表5-2**に示す．営業用水の原単位は，生活排水のうち雑排水の計画処理原単位を用いて設定した．地下水混入率は，松尾ら[13)]より10%とした．営業用水率$_i$は，現状の下水処理場における排水処理量と同じになるよう調整するために設け，式(2)を用いた推計値と統計値[9)]より東灘：63.0%，ポートアイランド：153.2%，中部：133.8%，鈴蘭台：0%，西部：47.3%，垂水：6.3%，玉津：20.3%とした．なお，中部処理場への流入水・流入負荷は2015年より西部処理場が引き受けることとなる．

表5-2　排水排出量と汚濁・栄養塩類負荷量の原単位

	生活用水	営業用水	
排水	255	205	[m^3/人/日]
BOD	58	40	[g/人/日]
SS	45	25	[g/人/日]
リン(T-P)	1.3	0.4	[g/人/日]

(b) 下水汚泥の発生量

生汚泥（初沈汚泥，余剰汚泥）の推計は，前章4.2.2の**式(4-1)~(4-3)**より推計する．c（活性汚泥微生物の内生呼吸による減量を表す係数），τ（反応タンクHRT），X（MLSS濃度）については，活

性汚泥の処理方式で異なるため，各方式の値を**表5-3**のように設定した[14)].

汚泥の含水率については，生汚泥が 99%，濃縮汚泥が 97%，脱水汚泥が 80%とし [12)]，消化汚泥の含水率は汚泥・厨芥の有機分の減少を乾物重量から差し引いた値とする.

表5-3　活性汚泥処理方式の諸条件設定値

	パラメータ値		
標準活性汚泥法	c	0.03	[1/日]
	τ	0.33	[日]
	X	1500	[mg/L]
嫌気好気活性汚泥法	c	0.03	[1/日]
	τ	0.33	[日]
	X	1500	[mg/L]
嫌気無酸素好気法	c	0.03	[1/日]
	τ	0.52	[日]
	X	3000	[mg/L]
循環式硝化脱窒法	c	0.03	[1/日]
	τ	0.50	[日]
	X	3000	[mg/L]
ステップ流入式多段硝化脱窒法	c	0.04	[1/日]
	τ	0.44	[日]
	X	3000	[mg/L]

5.3.2　一般廃棄物収支の推計

(a) 一般廃棄物発生量の推計

ごみ焼却場jがごみ収集車で回収事業を行う人口は，**式(5-4)**より人口にごみ収集分担率$_j$を乗じて算定する.

$$\text{ごみ回収人口}_j = \text{人口} \times \text{ごみ収集分担率}_j \qquad (5\text{-}4)$$

ここで，各クリーンセンターのごみ収集分担率$_j$は，落合：13.6%，東：28.6%，港島：15.7%，苅藻島：21.1%，西：21.0%とした[15)].

環境省[15)]より得られる神戸市の1人あたりの生活系ごみ排出量，事業系ごみ排出量，粗大ごみ排出量に，松藤[16)]より得られるごみ組成比を乗じて整理した，ごみkの排出原単位を**表5-4**に示す. これらをごみ回収人口に乗じ，ごみの一次回収量を推計する（**式(5-5)**）.

$$\text{ごみ回収量}_{j,k} = \text{ごみ回収人口}_j \times (\text{生活系ごみ排出原単位}_k + \text{事業系ごみ排出原単位}_k + \text{粗大ごみ排出原単位}_k) \qquad (5\text{-}5)$$

(b) 剪定枝発生量の推計

公園（住区基幹公園，総合公園）ならびに街路樹（高木，中低木）から発生する剪定枝は**式(5-6)**より算定する.

$$\text{剪定枝発生量} = \text{公園面積} \times \text{公園剪定枝発生原単位} + \text{高木街路樹本数} \times \text{高木剪定枝発生原単位} + \text{中低木街路樹本数} \times \text{中低木剪定枝発生原単位} \qquad (5\text{-}6)$$

表5-4　ごみの排出原単位[g/人/日]

	生活系ごみ	事業系ごみ	粗大ごみ
厨芥	250.7	72.8	−
新聞紙・雑誌類・段ボール	145.3	91.0	−
紙パック類	37.3	3.6	−
紙製容器包装類	71.5	36.4	−
その他紙類	94.9	51.0	−
布類及びゴム・皮革類	20.3	3.6	−
ペットボトル類	12.0	7.3	−
白色トレイ	13.8	7.3	−
その他プラスチック類	66.9	32.8	−
木質ごみ	18.4	14.6	−
かん	31.5	21.8	−
金属類	7.9	3.6	−
びん	53.4	18.2	−
ガラス類	3.0	−	−
陶磁器類	2.5	−	−
繊維類(布団, カーペット)	−	−	7.3
木製家具(タンス, 椅子など)	−	−	20.4
自転車, ガスレンジ等	−	−	16.1
小型家電製品	−	−	5.5
大型家電製品	−	−	11.2
排出原単位・総計	829	364	61

表5-5　資源ごみの分別回収・資源化率[%]

	2007年	2020年	2030年
新聞紙・雑誌類・段ボール	46.7	60	65
紙パック類	0.3	10	15
紙製容器包装類	0.0	30	55
布類及びゴム・皮革類	12.1	15	15
ペットボトル類	35.9	60	95
白色トレイ	0.0	30	60
かん	78.0	90	95
びん	78.0	90	95
金属類	78.0	90	95
ガラス類	78.0	90	95
陶磁器類	78.0	90	95

更新計画で設定した緑地計画に従い，1人あたり公園面積は現状の17ha[10)]から20haへ，千人あたり街路樹本数は高木で現状の139本[17)]から165本へ，中低木で2,552本[17)]から3,000本へ2030年に向けて増加し，直線回帰式で年々増加していくとした．2030年に公園面積が2,847ha，高木街路樹が23.5万本，中低木街路樹が427.1万本となる．また，剪定枝の発生原単位については，公園剪定枝は1.71[t/ha/年][18)]，街路樹剪定枝は高木で13.8[kg/本/年][19)]，中低木で3.8[kg/本/年][19)]を用いた．**式(5-4)**で用いたごみ収集分担率を乗じ，各処理場での剪定枝回収量を算定する（**式(5-7)**）．

$$剪定枝回収量_j = 剪定枝発生量 \times ごみ収集分担率_j \qquad (5\text{-}7)$$

(c) 焼却仕向ごみ量の推計

分別回収対象とする資源ごみの分別回収・資源化率は，神戸市の実績値[15)]に対し，先進自治体である名古屋市・横浜市の実績値[20)]を踏まえて2020年，2030年の到達度を設定した（**表5-5**）．2015年の分別回収・資源化率は2007年と2020年の平均値，2025年は2020年と2030年の平均値とした．分別回収対象としないその他紙類，その他プラスチック類，木質ごみの分別回収・資源化率については，基準年の0%[15)]が継続するとした．また，分別回収される粗大ごみのうち，可燃ごみ（繊維類，木製家具）はごみ焼却場が引き受け，不燃ごみ（自転車/ガスレンジ等，小型家電製品，大型家電製品）は引き受けないとした．汚泥処理事業による受入の対象とした厨芥，剪定枝については，それぞれ下水処理場仕向率，汚泥焼却場仕向率を各ケースで設ける．以上を踏まえ，ごみ焼却場$_j$が引き受ける焼却仕向ごみ量を**式(5-8)**より算定した．

$$\begin{aligned} 焼却仕向ごみ量_j = \Sigma_k \{ & 資源ごみ回収量_{j,k} \times (1 - 分別回収・資源化率_k) + 非分別ごみ回収量_{j,k} \\ & + 粗大ごみ中可燃ごみ回収量_{j,k} \} - 厨芥回収量_j \times (1 - 下水処理場仕向率_j) \\ & - 剪定枝回収量_j \times (1 - 汚泥焼却場仕向率_j) \qquad (5\text{-}8) \end{aligned}$$

5.3.3　汚泥処理事業も含めたごみ処理広域化計画の設定

一般廃棄物の処理は他地域に委託できない前提で，処理能力に余裕を持たせて整備してきたため，現有能力は過剰状態にある．よって，ごみ処理の広域化を行うことで整備した処理能力を最大限に活かすことができる．本研究では広域化を進めることを前提とし，処理能力が市全体で満たされている状態でのごみ焼却場の更新，厨芥の汚泥処理事業受入の実施は行わないこととする．ごみ焼却場$_j$の更新は，予備容量を+15%とし，t年における市全体での既存処理能力$_j$に対し，焼却仕向ごみ量$_j$が超えた時点で行われるとする．既存処理能力$_j$ならびに開始年次t'年は環境省[15]より引用し，更新は**式(5-9)**の条件下で行う．

$$\Sigma_j \text{焼却仕向ごみ量}_{j,t} \times (1+0.15) \geqq \Sigma_j \text{既存処理能力}_{j,t} \qquad (5\text{-}9)$$

$$\text{ただし，既存処理能力}_{j,t}=0\ (t-t' \geqq 30)$$

この条件に基づき，ごみ焼却場において新規の更新が行われる段階で，ケースY・Zでは厨芥の委託事業を，ケースZでは剪定枝の委託事業を開始する．

次に，下水処理場における消化槽の厨芥受入については，消化槽の機械設備の耐用年数が10年[21]であることから，基準年を2007年として2017年までに全下水処理場において消化槽の更新期を迎え，2017年以降は厨芥受け入れまで含めた容量設計を行うことで対応可能である．また，厨芥の消化槽受入れに伴う消化汚泥の増加，脱水汚泥の増加は，脱水設備の設備数の追加，汚泥焼却場での炉数の追加で対応できる．

式(5-8)ならびに**式(5-9)**より推計した焼却仕向ごみ量の収支を踏まえると，**式(5-8)**の下水処理場仕向率，汚泥焼却場仕向率を0で推移させるケースXにおいて，開始年次から30年を2009年に迎える落合クリーンセンター，2013年に迎える港島クリーンセンターは廃炉となり，2019年における苅藻島クリーンセンターの更新期からごみ焼却炉の新設を行う結果となった．よって，既存処理能力を最大限活用するという条件のもと，全ケースにおいて，落合クリーンセンターの焼却仕向ごみは2009年以降は西クリーンセンターで，港島クリーンセンターの焼却仕向ごみは2013年以降は東クリーンセンターが受託するとし，ごみ焼却炉の新設は2019年の苅藻島クリーンセンターの更新から行うと設定した．

焼却仕向ごみ量の収支と施設間距離[22]を踏まえ，ケースY・Zでの厨芥受入，ケースZでの厨芥・剪定枝受入の設定条件を**表 5-6** に示す．厨芥の下水処理場仕向率は生活者の分別行動による協力が必要なため 80%とし，剪定枝の汚泥焼却場仕向率は 100%で設定した．排水流入量が変化しない条件下で高度処理への更新を行う東灘処理場が 2019 年より苅藻島クリーンセンターからの厨芥受入を開始し，その後のごみ焼却場の更新時期と，施設間距離を踏まえて委託先を設定した．剪定枝については，2019 年の苅藻島クリーンセンターの更新期に合わせ，すべてのごみ焼却場から汚泥焼却場（東スラッジセンター）への委託が開始するとした．

表5-6　汚泥処理事業への厨芥・剪定枝処理委託の設定（ケースY・Z）

	ごみ焼却事業と汚泥処理事業の連携構造				受入量[t/日]			施設間距離
	ごみ	ごみ焼却場	更新年次	ごみ受入先	2020年	2025年	2030年	[km]
ケースY・Z	厨芥	落合クリーンセンター	2009年・廃炉／2025年・委託先更新	垂水処理場	0	51.8	50.3	10.1
		東クリーンセンター	2029年・更新	東灘処理場	0	0	105.3	0.8
		港島クリーンセンター	2013年・廃炉／2029年・委託先更新	東灘処理場	0	0	57.7	12.3
		苅藻島クリーンセンター	2019年・更新	東灘処理場	82.1	80.2	0	15.7
				西部処理場	0	0	77.8	1.9
		西クリーンセンター	2025年・更新	玉津処理場	0	79.6	77.3	5.8
ケースZ	剪定枝	すべてのごみ焼却場		東スラッジセンター	63.8	65.2	66.7	

5.4　更新計画へのライフサイクルアセスメントの適用

5.4.1　機能単位ならびにバウンダリーの設定

ごみの一次回収量，排水の処理量を統一するとともに，資源ごみの分別・資源化率，下水処理工程の処理方式を各ケースで揃えることで，処理するごみ量，濃縮汚泥量を機能単位として設定した．

評価対象とするバウンダリーに関し，基準年における物質フローを図5-2に，すべての設備を更新した2030年における物質フローを図5-3に示す．汚泥処理事業については，汚泥処理工程（濃縮，消化，脱水），厨芥受入工程（破砕・選別，混合貯留，送風機追加稼働），汚泥の焼却，汚泥の熱分解ガス化・ガスエンジン発電，剪定枝のチップ化・ボイラ燃焼，リンの回収（MAP回収，灰アルカリ抽出），消化ガスの供給，電力（ガスエンジン発電）の供給，リン肥料（MAP，リン酸カルシウム）の供給を勘定項目とした．ごみ焼却事業については，ごみの焼却・排熱発電，灰の溶融，灰の埋立，電力（排熱発電）の供給，スラグ・メタルの供給を勘定項目とした．中継輸送については，汚泥（生汚泥，脱水汚泥），ごみ（焼却仕向ごみ，厨芥，剪定枝），灰（ごみ焼却灰，溶融飛灰，汚泥焼却灰，脱リン灰，剪定枝焼却灰）の輸送を勘定項目とし，汚泥の中継輸送は汚泥処理事業が，ごみ・灰の中継輸送はごみ焼却事業が担うとした．厨芥受入工程についてはケース2・3のみ，チップ製造・ボイラはケース3のみが勘定対象となる．

ごみ収集について，可燃ごみの収集は週に2回行われている[1)]ことから，厨芥収集日と焼却仕向ごみ収集日に分けることで厨芥を収集できるとした．また，剪定枝は緑地維持管理事業として回収される．よって，一次回収の段階ではケース間で差が生じないとし，ごみの一次回収は勘定対象外とした．また，下水処理工程についても，機能単位を合わせるためケース間で統一しており，差が生じないために勘定対象外とした．

なお，消化ガスの供給については，現状で都市ガス管に接続しているのは東灘処理場のみであるが，比較のため基準年で既に全下水処理場が接続済みとした．

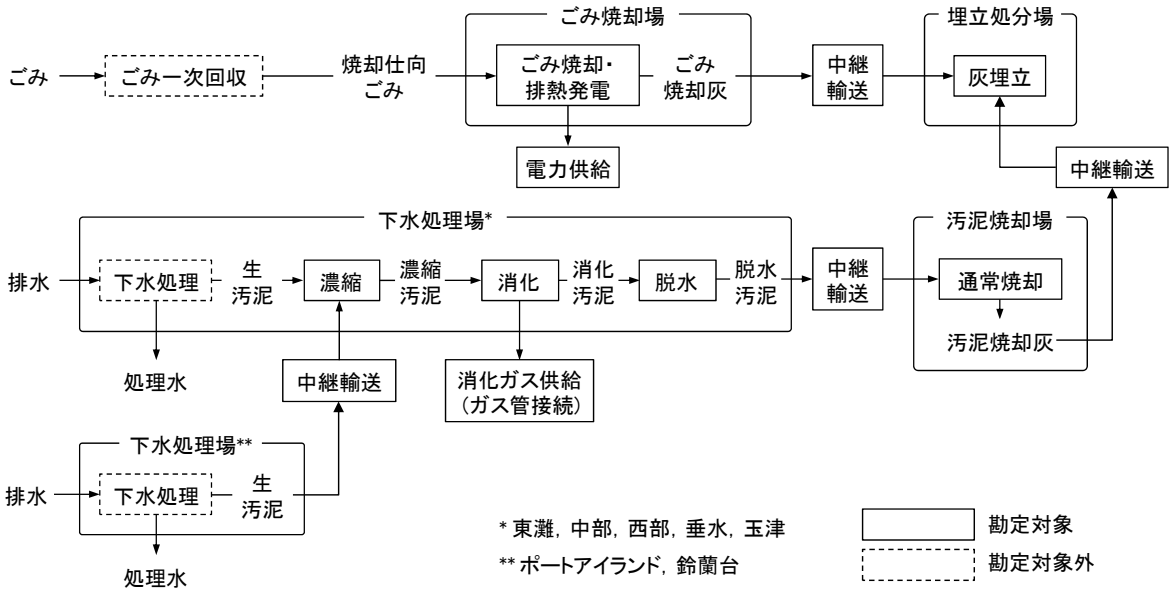


図5-2　基準年における物質フローとLCA勘定対象とするプロセス

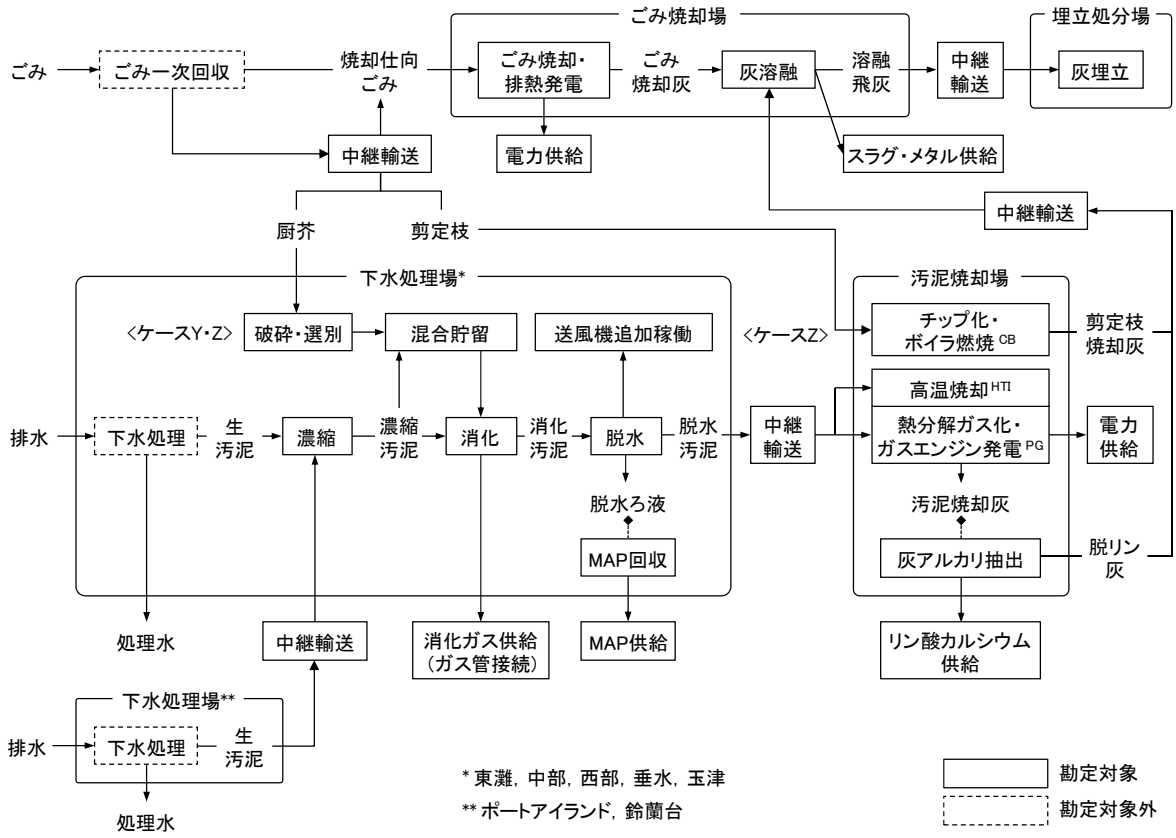


図5-3　更新後の2030年における物質フローとLCA勘定対象とするプロセス

5.4.2　エネルギー・リン・灰の収支の推計手法

(a) エネルギー・薬品の消費原単位

各プロセスにおけるエネルギー，薬品の消費原単位は，4.3.1の表4-4を用いる．ただし，本章の分析で新たに扱うチップ製造，灰の溶融については，表5-7を用いる．各プロセスに対する投入・貯留・回収・埋立量に消費原単位を乗じて，エネルギー・薬品の消費量を推計する．特に断りがない限り，水分を含む重量を[t]で表記する．また，乾物重量を[t-DM]，有機物重量を[t-VS]，灰重量を[t-Ash]，リン量を[t-P]で表記する．エネルギー量は[MJ]で勘定し，電力は1kWh＝3.6MJで二次エネルギー換算する．

(b) 消化プロセスにおけるエネルギー収支

消化ガスの産出量については，4.3.2(b)で用いた推計手法を適用する．

表5-7　各プロセスにおけるエネルギー・薬品・鉱物製品の消費原単位

項目		消費原単位			単位	
チップ製造	木質チップ製造機 [23]	エネルギー	電力	23	MJ/t	（剪定枝投入量あたり）
			軽油	265		
灰の溶融	溶融炉 [24]	エネルギー	電力	3251	MJ/t	（灰投入量あたり）
		薬品	消石灰	18.0	kg/t-Ash	（灰投入量あたり）
			キレート剤	2.1		
			炭素電極	3.7		

本研究では，産出した消化ガスの一部は消化槽の加温用に用いられ，余剰分を都市ガス管に接続して，都市ガス代替燃料として供給する．

(c) 脱水汚泥の焼却プロセスのエネルギー収支

通常焼却炉, 高温焼却炉でのエネルギー収支については, 4.3.2(h)で用いた推計手法を適用する．

(d) 脱水汚泥の熱分解ガス化・ガスエンジン発電のエネルギー収支

熱分解ガス化炉でのエネルギー収支については，4.3.2(g)で用いた推計手法を適用する．

本研究では, ガスエンジンから生産される電力は汚泥焼却場で一部消費し, 余剰分を売電する．

剪定枝を利用するケースZ-PGCBでは, 剪定枝の含水率40%[16]に対し, 木質チップ含水率は15%[23]で重量変換し，剪定枝の低位発熱量換算係数[16]より木質チップの消費量を1tあたり15,326MJで熱量換算した．木質チップを汚泥の乾燥に用いる場合，チップ用ボイラ効率を0.80[-][23]として，式(4-25)を式(5-10)に変更する．

熱分解ガス化炉・燃料消費量[MJ]×参照ボイラ効率＝木質チップ消費量[MJ]×チップ用ボイラ効率
＋(生成ガス消費量＋都市ガス消費量)×ガスエンジン・熱回収効率　(5-10)

(e) ごみ焼却場での排熱発電

ごみ焼却場$_j$で処理される焼却仕向ごみの低位発熱量換算係数[MJ/t]は, 各ごみの低位発熱量換算係数$_k$[MJ/t]を用いて式(5-11)より算定する．

焼却仕向ごみ低位発熱量$_j$＝Σ_k低位発熱量換算係数$_k$×ごみ組成$_j$　(5-11)

低位発熱量換算係数$_k$は松藤[16]より引用した．ただし，厨芥の含水率，有機分率のみ4.3.2(a)の条件下で推計した．

ごみ焼却場$_j$からの電力産出量は，ごみの投入量を式(5-11)に基づき入熱量[MJ]に換算し（式(5-12)），入熱量に排熱発電効率[-]を乗じて式(5-13)より推計する．排熱発電効率[%]は，環境省[25]より概算した入熱量[MJ]に対する排熱発電効率[%]の式(5-14)を用いた．

入熱量$_j$[MJ]＝ごみ投入量$_j$[t]×焼却仕向ごみ低位発熱量$_j$[MJ/t]　(5-12)

電力産出量$_j$[MJ]＝入熱量$_j$[MJ]×排熱発電効率$_j$　(5-13)

排熱発電効率$_j$[%]＝3.650×Ln(入熱量$_j$[MJ])－36.095　(5-14)

基準年におけるごみ焼却場の排熱発電効率は環境省[15]より引用した．排熱発電の供給量は，ごみ焼却・灰溶融に用いる電力を差し引いた余剰分とする．

(f) 中継輸送のエネルギー消費

汚泥，ごみ，灰の中継輸送について，輸送量を積載可能量で除し，小数桁を切り上げて輸送回数を式(5-15)で求める．輸送回数[回]と施設間往復距離[km/回]を掛けて輸送距離を式(5-16)より，輸送距離と自動車用軽油消費原単位[MJ/km]を掛けて軽油消費量[MJ]を式(5-17)より推計する．

$$輸送回数＝中継輸送量/積載可能量＋小数桁切上値 \qquad (5\text{-}15)$$

$$輸送距離＝輸送回数\times施設間往復距離 \qquad (5\text{-}16)$$

$$軽油消費量＝輸送距離\times自動車用軽油消費原単位 \qquad (5\text{-}17)$$

汚泥は汚泥搬送トラック，ごみと灰はごみ中継車で輸送を行うとし，汚泥搬送トラックは積載可能量10t・軽油消費量22.5[MJ/km][21]，ごみ中継車は積載可能量13m^3・軽油消費量9.8[MJ/km][26]とした．ごみ$_k$ごとの収集車内圧縮かさ密度[m^3/t][16]を乗じて，中継輸送量をm^{3}換算する．施設間往復距離はNavitime[22]より得た．

(g) リン収支の推計方法

生汚泥に含有されるリン量[t-P]は4.3.3(a)の**式(4-28)**を用いて推計する．リン回収技術は高度処理への更新後に導入するとし，処理水リン濃度は嫌気好気活性汚泥法で0.91[mg-P/L]，嫌気無酸素好気法で0.57[mg-P/L]，循環式硝化脱窒法で0.53[mg-P/L]，多段硝化脱窒法で0.63[mg-P/L]とした[27]．厨芥1tあたりのリン含有量は，4.2.2の**表4-3**を用いてより1.0[kg-P/t]とし，回収量に単位リン含有量を乗じて推計した．

汚泥処理工程におけるリンの各プロセスにおける配分比は4.3.3(a)の**表4-5**を用いる．MAP法，灰アルカリ抽出法によるリンの回収率は，それぞれ4.3.3(b)の**式(4-30)・(4-31)**を用いて推計する．

(h) 灰収支の推計手法

乾物重量に対し有機分率と灰分率の和が1となるように汚泥と厨芥の灰分率[t-Ash/t-DM]を設定し，他のごみ$_k$の灰分率については松藤[16]より引用した．**式(5-18)~(5-20)**より，灰の発生量を推計する．

$$ごみ焼却灰発生量_j＝\Sigma_k ごみ投入量_{j,k}\times(灰分率_k＋消石灰投入原単位) \qquad (5\text{-}18)$$

$$脱リン灰発生量＝脱水汚泥焼却灰利用量\times残渣発生率 \qquad (5\text{-}19)$$

$$剪定枝焼却灰発生量＝剪定枝利用量\times剪定枝灰分率 \qquad (5\text{-}20)$$

ここで，**式(5-18)**のごみ焼却炉での消石灰投入原単位は4.3.1の**表4-4**の値を用いて算定した．**式(5-19)**の灰アルカリ抽出法に汚泥焼却灰を投入した際の残渣発生率は0.80[28]とした．

灰加工品m（スラグ，メタル，溶融飛灰）の発生量は，溶融炉への灰投入量に対し，それぞれの転換率$_m$を乗じて**式(5-21)**より求める．

$$灰加工品産出量_{j,m}＝(ごみ焼却灰投入量_j＋脱リン灰受入量_j＋剪定枝焼却灰受入量_j)\times転換率_m \qquad (5\text{-}21)$$

ここで，松藤[16]による溶融固化物と溶融飛灰の発生比率，占部ら[29]によるスラグ・メタルの比を踏まえ，スラグの転換率を85.5%，メタルの転換率を9.5%，溶融飛灰の転換率を5.0%とした．また，メタルは銅の回収に用いられるとし，メタル中の銅含有率を40.5%[29]とした．

5.4.3　温室効果ガス排出量の勘定方法

(a) エネルギー・薬品・再生品の消費・供給

CO_2排出収支については，エネルギー・薬品・再生品の消費量・供給量に，CO_2排出原単位を乗じて推計する．

エネルギーに関し，燃料は軽油：68.6[g-CO_2/MJ]，A重油：69.3[g-CO_2/MJ]，都市ガス：50.6[g-CO_2/MJ]とし[30]，系統電力は関西電力の値より81.7[g-CO_2/MJ]（294[g-CO_2/kWh]）[31]を用いる．消化ガスは都市ガスの代替，余剰電力（排熱発電，ガスエンジン発電）は系統電力の代替として用いられるとする．

薬品のCO_2排出原単位については，4.3.4(b)の**表4-7**の値を用いる．

回収したMAP，リン酸カルシウムはリン酸質肥料の代替，スラグは路盤材（砂利）の代替，メタルは銅の代替で用いられるとし，それぞれのCO_2排出原単位をリン酸質肥料6,691[kg-CO_2/t-P][24]，砂利12[kg-CO_2/t][32]，銅2,062[kg-CO_2/t][24]とした．

(b) 廃棄物の管理

焼却仕向ごみのごみ焼却炉（ストーカ炉）での焼却，脱水汚泥の通常焼却炉・高温焼却炉での焼却，脱水汚泥の熱分解ガス化炉での焼却に伴うCH_4，N_2Oの排出量は，それぞれの投入量に4.3.4(c)の**表4-8**に示す排出係数を乗じて推計する．木質チップのボイラ燃焼については，燃焼量あたり74[g-CH_4/GJ]，0.58[g-N_2O/GJ]のCH_4，N_2Oが排出するとした[30]．なお，1t-CH_4＝21t-CO_2eq，1t-N_2O＝310t-CO_2eqで換算する[30]．

バイオマスの焼却時に放出される CO_2 は，カーボンニュートラルの考えに基づき勘定しないこととする．プラスチックごみについては，1t-DS 焼却すると 2.69t-CO_2[30]の CO_2 が，繊維ごみは合成繊維率が 53.2%[30]で合成繊維 1t-DS の焼却に対し 2.29t-CO_2[30]の CO_2 が排出されるとした．

5.4.4　事業コストの勘定方法

(a) 事業コストの勘定項目

事業コストについては，設備の更新に伴う建設費も含めて評価するため，**図5-3**に示す更新後の設備状況に絞り，基準年の推計は行わないこととした．また，埋立処分場については，本研究では新たな処分場の建設を想定していないこと，灰・溶融飛灰の処理量に更新ケース間で差がほとんどないことを踏まえ，本研究では扱わないこととした．

勘定項目とする経費は，設備建設費，補修費，用役費，中継輸送人件費，販売収入費とする．下水処理場・汚泥焼却場での用役費は電力・都市ガス・軽油購入費と薬品購入費を，販売収入費は消化ガスの売ガス費と余剰電力の売電費を勘定対象とする．ごみ焼却場での用役費は薬品購入費を，販売収入費は余剰電力の売電費とスラグ・メタルの販売費を勘定対象とする．また，中継輸送の用役費は軽油購入費を勘定対象とする．なお，人件費は中継輸送のみを勘定対象とし，下水処理場・汚泥焼却場・ごみ焼却場における人件費は，下水汚泥・一般廃棄物の処理量の総計が更新ケース間で統一されているために大きく変わらないとし，勘定対象外とした．

(b) 設備建設費

設備建設費は**表5-8**に示す関数を用いて行う．設備の有する能力・容量は，汚泥処理事業では2030年の処理量に対し，消化設備，高温焼却炉，熱分解ガス化炉を+15%で，その他の設備は+10%で

表5-8　設備建設費の推計関数

		建設費[百万円]	耐用年数[年]	Q
厨芥破砕・選別設備 [33]	（機械設備）	$98.6\times Q^{0.475}$	20	厨芥処理能力[t/日]
	（電気設備）	$29.6\times Q^{0.512}$	15	
	（土木）	$22.4\times Q^{0.504}$	40	
	（建築）	$75.9\times Q^{0.342}$	40	
混合・貯留設備 [33]	（機械設備）	$8.26\times Q^{0.400}$	20	濃縮汚泥・厨芥混合容量[t-wet/日]
	（電気設備）	$0.836\times Q^{0.535}$	15	
	（土木・建築）	$2.01\times Q^{0.583}$	40	
脱硫装置 [33]		$0.878\times Q^{0.761}$	20	消化ガス処理能力[m^3/h]
ガスホルダ [33]		$10.4\times Q^{0.437}$	15	消化ガス貯留容量[m^3]
濃縮設備 [21]	（機械設備）	$43.8\times Q^{0.422}$	15	生汚泥処理能力[t/日]
消化設備 [21]	（機械設備）	$78.8\times Q^{0.385}$	10	濃縮汚泥処理能力[t/日]
脱水設備 [21]	（機械設備）	$65.4\times Q^{0.373}$	15	消化汚泥処理能力[t/日]
濃縮・消化・脱水設備 [21]	（電気設備）	$17.8\times Q^{0.464}$	20	生汚泥・厨芥投入処理能力[t-wet/日]
高温焼却炉 [21]	（機械設備）	$188.8\times Q^{0.597}$	10	脱水汚泥処理能力[t/日]
	（電気設備）	$72.6\times Q^{0.539}$	15	
熱分解ガス化炉 [34]	（機械設備）	$188.8\times Q^{0.597}$	10	脱水汚泥処理能力[t/日]
	（電気設備）	$72.6\times Q^{0.539}$	15	
ガスエンジン発電設備 [33]	（機械設備）	$19.2\times Q^{0.699}$	15	入熱能力[GJ/日]
	（電気設備）	$3.6\times Q^{0.751}$	15	
MAP回収設備 [28]		$0.47\times Q+244.00$	15	脱水ろ液受入能力[t/日]
灰アルカリ抽出設備 [28]		$75.77\times Q+167.05$	15	灰受入能力[t-Ash/日]
チップ製造・ボイラ設備 [35]		$17.58\times Q+18.02$	15	剪定枝受入能力[t/日]
ごみ焼却ストーカ炉・灰溶融・ボイラ発電設備 [26]		$15000\times(Q/300)^{0.7}$	30	ごみ焼却能力[t/日]

能力設計するとした．ごみ焼却事業では，各焼却場が更新年に担う処理量に対し，+15%で能力設計するとした．

中継輸送に必要なトラックの台数については，小北ら[26]を参考に1日あたり作業時間7時間，輸送速度30[km/時]，積み込み・積み下ろし時間0.33[時/回]とし，式(5-15)・(5-16)を踏まえてトラック運転手必要人数，トラック台数を算定する．輸送車の単価は，汚泥搬送トラックは9.8[百万円/台]・耐用年数9年[21]，ごみ中継輸送トラックは16.9[百万円/台]・耐用年数7年とした[26]．

各設備，トラックの建設年価は，耐用年数nを表5-8の値，利子率iを0.023[21]として式(5-22)より推計する．

$$\text{設備建設年価}=\text{設備建設費}\times\left(\frac{i(1+i)^n}{(i+1)^n-1}\right) \qquad (5\text{-}22)$$

(c) 補修費

下水処理場，汚泥焼却場，ごみ焼却場に整備される各設備の補修費は，既存研究[26),36)]での推計手法を踏まえ設備建設費に2%を乗じた値とする．

中継輸送車の補修費に関しては，汚泥搬送トラックは0.7[百万円/年/台][21]，ごみ中継輸送トラックは1.2[百万円/年/台]とした[26]．

(d) 用役費

電力・燃料の購入費については，産業従事者に対する料金を適用し，電力は10[円/kWh][33]，都市ガスは1.22[円/MJ][34]，軽油は2.62[円/MJ][26]で購入するとした．

薬品の購入費については，4.3.4(b)・表4-7の薬品消費項目に関し，薬品単価を松藤[16]より引用し，データのない炭素電極は日本建築学会[32]，ガス化添加剤・タール分解触媒は下水道新技術推進機構・大阪ガス[37]の値を用いた．それにより，高温焼却炉で汚泥投入量あたりの薬品費が340[円/t]，熱分解ガス化炉で同様に3,569[円/t]，灰溶融炉で灰投入量あたりの薬品費が3,409[円/t-Ash]，ストーカ炉でごみ投入量あたりの薬品費が479[円/t]となった．また，リン回収については，リン回収量あたりの薬品費がMAP法で219[円/kg-P]，灰アルカリ抽出法で283[円/kg-P]と設定した[38]．

(e) 中継輸送人件費

中継輸送の人件費は，1人あたり7百万円[26]で計算した．

(f) 販売収入費

電力・ガスは家庭向けの販売を想定して電力会社・ガス会社に買い取ってもらうとして，売電単価を12[円/kWh][39]，ガス管接続での売ガス単価を2.92[円/MJ][40]とした．

リン肥料として用いるMAP，リン酸カルシウムの単価は，リン酸肥料の単価である1,190[円/kg-P][28]で販売できるとした．また，スラグは路盤材の代替として1,500[円/t]で，スラグは銅の代替として銅含有量あたり293,300[円/t]で販売できるとした[32]．

5.5　更新計画の評価結果

5.5.1　静脈系社会資本の更新結果

基準年（2007年）に対する2030年段階での下水処理場・汚泥焼却場の設備更新結果を**表5-9**に示す．下水処理場において，厨芥を受け入れるケースY・ZとケースXを比較し，処理場の総計で，消化設備1.2倍，脱水設備1.1倍の増強が必要となる．同様に比較して，厨芥受入に伴い脱水汚泥が増加する結果，東スラッジセンターで1.5倍の処理能力が必要と推計された．

2030 年でのごみ焼却場の設備更新結果・排熱発電効率の変化を**表 5-10** に示す．ごみ焼却事業の方では焼却炉の処理能力の減少を図ることができ，基準年と比較して，人口減少・ごみの資源化・広域処理化が影響するケース X で基準年の 50.3%に，厨芥受入を行うケース Y で 36.0%に，厨芥・剪定枝の受入を行うケース Z で 33.3%に縮小できると推計された．焼却仕向ごみ量は減少するが，高効率化に伴い更新後の排熱発電効率は増加する．厨芥（80%分別）を焼却しないケース Y は，ケース X に比べ焼却仕向ごみ量が各焼却場で 29%減少するが，厨芥は含水率が高いため低位発熱量換算係数が 1,431[MJ/t]と低く，入熱量に大きく影響しないため，発電効率はケース X と比較して 0.2%の減少に留まる．剪定枝はごみの占有率が低いため，ケース Z もケース X と比べ 0.4%の減少程度に留まった．

表5-9　汚泥処理事業での設備更新結果

		汚泥・厨芥処理量[t/日]（　）内は処理能力[t/日]		
		基準年	2030年	
			ケースX	ケースY・Z
東灘処理場	消化設備	962	712（820）	876（1010）
	脱水設備	789	704（770）	845（930）
中部処理場	消化設備	253	－	－
	脱水設備	250	－	－
西部処理場	消化設備	768	798（920）	876（1010）
	脱水設備	759	789（870）	856（940）
垂水処理場	消化設備	596	555（640）	605（700）
	脱水設備	589	548（600）	591（650）
玉津処理場	消化設備	440	409（470）	487（560）
	脱水設備	435	404（440）	471（520）
東スラッジセンター	焼却炉／熱分解ガス化炉	272	223（260）	261（390）

表5-10　ごみ焼却事業での設備更新結果・排熱発電効率推計結果

	焼却仕向ごみ処理量[t/日]（　）内は処理能力[t/日]				排熱発電効率[%]			
	基準年	2030年			基準年	2030年		
		ケースX	ケースY	ケースZ		ケースX	ケースY	ケースZ
落合クリーンセンター	230（450）	－	－	－	－	－	－	－
東クリーンセンター	481（900）	554（640）	391（450）	361（420）	13	20.6	20.4	20.2
港島クリーンセンター	264（450）	－	－	－	7	－	－	－
苅藻島クリーンセンター	356（600）	264（340）	187（250）	173（230）	9	17.9	17.7	17.5
西クリーンセンター	353（600）	433（530）	306（380）	283（350）	12	19.7	19.5	19.3
総計	1684（3000）	1252（1510）	883（1080）	817（1000）	－	－	－	－

5.5.2　環境性評価

(a) エネルギー消費量

2030年におけるエネルギー消費量の推計結果を**図5-4**に示す．汚泥処理事業とごみ焼却事業を合わせたエネルギー収支は，基準年の−182TJに対し，X-HTIが−497TJ，X-PGが−434TJ，Y-HTIが−748TJ，Y-PGが−647TJ，Z-PGCBが−932TJとなり，ケースZ-PGCBが最もよい値を示した．

汚泥処理事業のみで評価すると，厨芥を下水処理場が受け入れることにより，消化ガスの供給

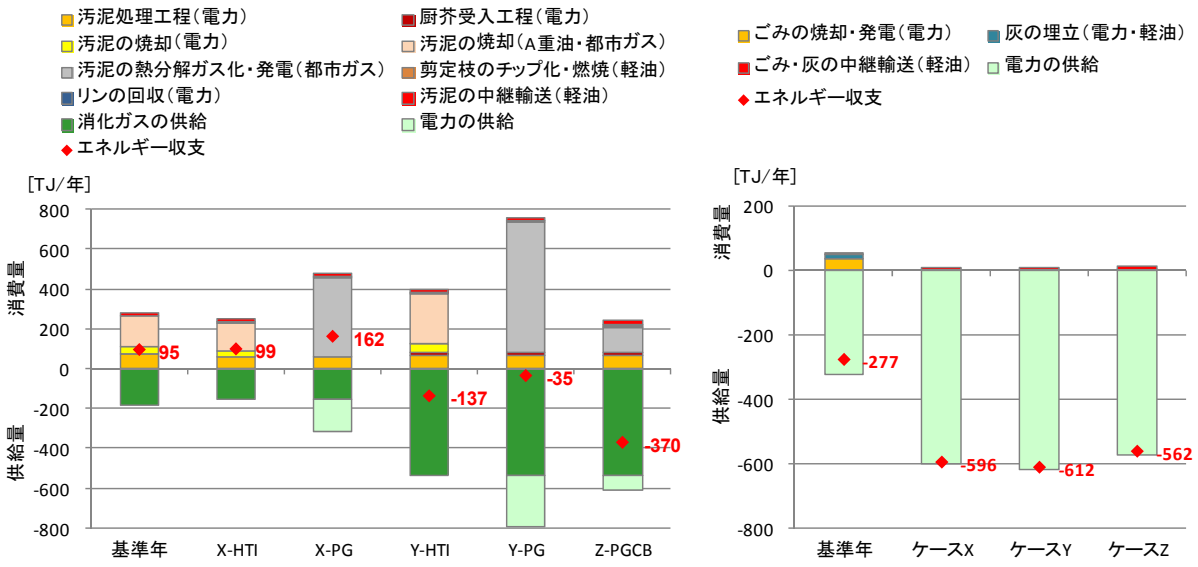


図5-4　2030年におけるエネルギー消費量の推計結果（左図：汚泥処理事業，右図：ごみ焼却事業）

量が年間でケースXの152TJからケースY・Zの536TJへ383TJ増加する．一方で，厨芥受入れに伴う脱水汚泥量の増加により汚泥焼却場でのエネルギー消費が増加する．よって，汚泥焼却場に高温焼却炉を導入するケースX-HTI，Y-HTI 間の比較でエネルギー収支の差は236TJ，ガス化炉・発電設備を導入するケースX-PG，Y-PG間の比較で収支の差は197TJに留まる．とりわけY-PGでは，脱水汚泥の乾燥用熱需要に合わせてガスエンジンで消費する都市ガス量は655TJとなっており，消化ガスの供給量536TJを上回る結果となった．熱分解ガス化炉・発電と合わせて剪定枝からの熱回収を行い，脱水汚泥の乾燥用熱需要を賄うケースZ-PGCBでは，ガスエンジンでの都市ガス消費を抑制でき，エネルギー収支を最も改善できる結果となった．

ごみ焼却事業において，ごみの処理量は基準年と比べて減少するが，発電効率の増加に伴い電力供給量は増え，エネルギー収支はケース X で年間−596TJ，ケース Y で−612TJ，ケース Z で−562TJ となった．更新ケース間の比較では，厨芥（80%分別）を下水処理場に委託するケース Y がケース X よりエネルギー収支がよい結果となった．これは，高含水率の厨芥は低位発熱量換算係数が低いために電力産出量の減少が小さかったことと，厨芥を抜くことによる処理場内での電力消費が減少できたことによる．剪定枝も焼却しないケース Y は，ケース X より 34TJ エネルギー供給量が小さく留まった．

(b) 温室効果ガス排出量

2030年におけるGHG排出量の推計結果を**図5-5**に示す．汚泥処理事業とごみ焼却事業を合わせたGHG収支は，基準年の241kt-CO_2eqに対し，X-HTIが142kt-CO_2eq，X-PGが124kt-CO_2eq，Y-HTIが137kt-CO_2eq，Y-PGが111kt-CO_2eq，Z-PGCBが104kt-CO_2kt-CO_2eqとなり，Z-PGCBの排出量が最も小さい結果となった．

汚泥処理事業においては，汚泥の減少や通常焼却炉の廃止によりすべてのケースにおいて基準年よりGHG排出量は減少し，厨芥・剪定枝を受け入れるケースZ-PGCBは排出量が−9.3kt-CO_2eqと唯一マイナスの値を示した．厨芥受入の有無では，ケースX-HTI，Y-HTIの比較において，消化ガスの供給による都市ガス代替効果は増加するものの，脱水汚泥の増加に伴う都市ガス消費の増加，

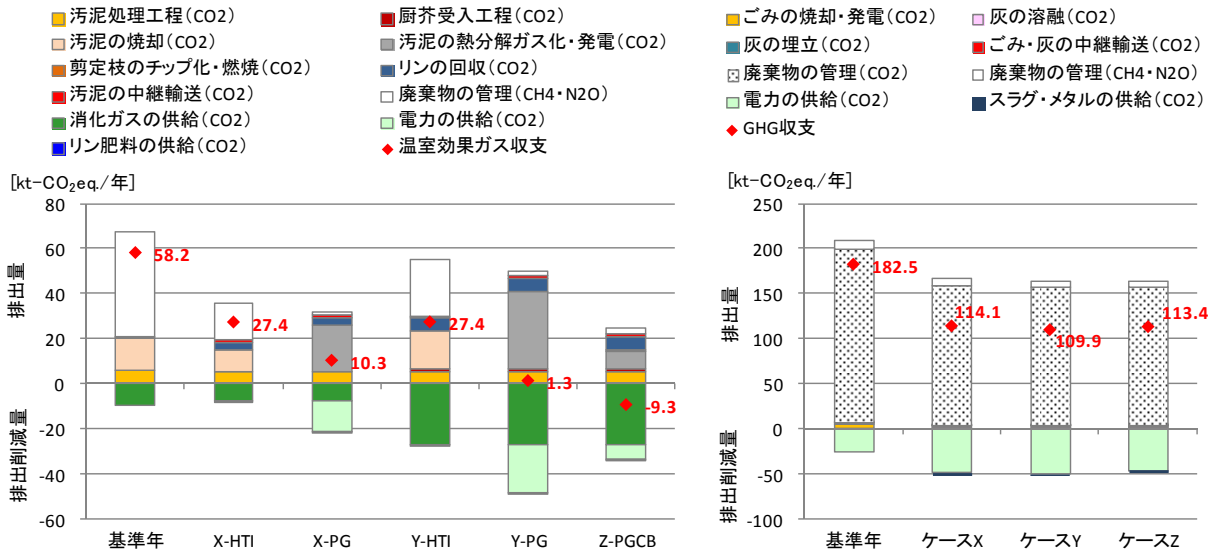


図5-5　2030年におけるGHG排出量の推計結果（左図：汚泥処理事業，右図：ごみ焼却事業）

N_2O排出量の増加がとりわけ寄与し，N_2Oの排出を抑制する高温焼却炉への更新後においてもGHG排出収支はほぼ同じ値となった．ただし，ごみ焼却事業ではケースYがケースXより排出量が4.2kt-CO_2eq小さく，全体でみるとY-HTIがX-HTIより4.2kt-CO_2eq小さくなった．X-PGとY-PGの比較では，熱分解ガス化炉のN_2O排出抑制効果が高温焼却炉より大きく，消化ガスの都市ガス代替効果が相殺されずにY-PGの方が9.0 kt-CO_2eq小さくなった．

ごみ焼却事業においては，GHG 排出量の大半をプラスチック系ごみ，繊維系ごみの焼却に伴うCO_2排出が占める．更新ケース間の比較では，エネルギー消費と同様にケース Y が 110kt-CO_2eq で最も小さい値となった．エネルギー消費量の推計値と異なりケース Z の方がケース X より GHG 排出量が小さくなるのは，厨芥・剪定枝の焼却に伴う CH_4・N_2O 排出量が下水処理事業で勘定されていることによる．

(c) リン回収量

2030年におけるリンの回収量を**図5-6**に示す（排水中リン賦存量は**式(5-3)**，厨芥中リン賦存量は**式(5-5)**でのリン量）．

ケース X は排水中賦存量 678t-P からの回収となり，回収量は 342t-P となった．一方，ケース Y・Z では，厨芥も含めた賦存量 846t-P に対し 435t-P の回収となる．排水・厨芥中の賦存量に対し，ケース X の回収率が 40.5%，ケース Y・Z の回収率が 51.4%となり，下水処理場による厨芥（80%分別）の受入により，リン回収率が 10.9%増加する結果となった．

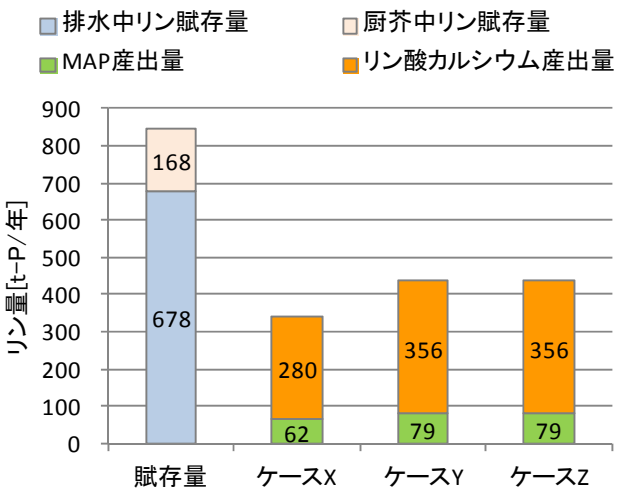


図5-6　2030年におけるリン回収量の推計結果

5.5.3　経済性評価

設備建設費は建設年価とし，支出（設備建設年価，補修費，用役費，中継輸送人件費）を正の値，収入（販売収入費）を負の値で整理した事業コストの勘定結果を**図 5-7** に示す．2030 年時点で汚泥処理事業とごみ焼却事業を統合勘定すると，ケース X-HTI で年間 51.0 億円，X-PG で 54.9 億円，Y-HTI で 43.7 億円，Y-PG で 48.9 億円，Z-PGCB で 47.5 億円のコスト収支となった．下水処理場の消化槽に厨芥を受け入れ，脱水汚泥を高温焼却するケース Y-HTI が最もよい結果となった．

汚泥処理事業のみで評価した場合，ケースX-HTIとY-HTI間，ケースX-PGとY-PG・Z-PGCB間でコストは増加する．これは，消化ガス供給量の増加による販売収入費の増分11.2億円より，厨芥受入や脱水汚泥増加に対応するための設備の増強に伴う費用の増加の方が大きいことによる．ケースX-HTIとX-PG，ケースY-HTIとY-PG・Z-PGCB間の比較では，ガスエンジンのコストが売電利益を差し引いても高いことが影響し，熱分解ガス化炉・ガスエンジン発電を導入するケースが比較的高くなる結果となった．

ごみ焼却事業の評価では，厨芥 80%を汚泥処理事業が引き取ることにより大幅な事業コストの削減が可能となり，ケース Y はケース X と比較して 9.5 億円減少した．ケース Z では，ケース Y と比較して売電が減るが，ケース X と比較して 9.2 億円減少できた．

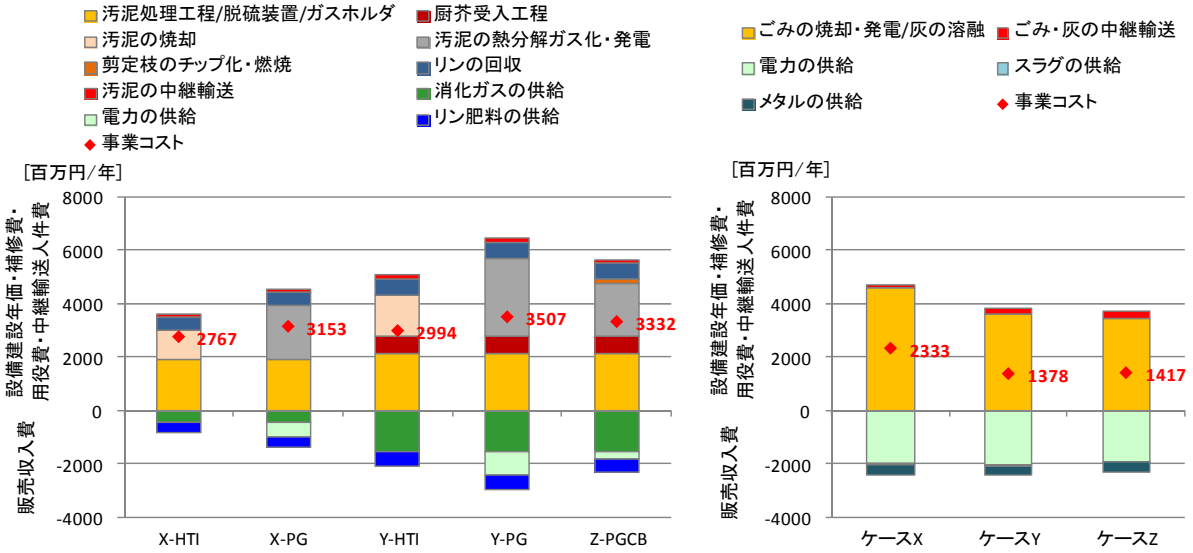


図5-7　2030年における事業コストの評価結果（左図：汚泥処理事業，右図：ごみ焼却事業）

5.5.4　汚泥処理事業による厨芥・剪定枝受入の効果の総括

下水処理場の消化槽への厨芥受入について，汚泥処理事業とごみ焼却事業の収支を合わせて整理した統合評価結果を**表5-11**に示す．汚泥焼却場で高温焼却炉を導入している場合での比較（Y-HTIとX-HTIの差），熱分解ガス化炉・ガスエンジン発電を導入している場合での比較（Y-PGとX-PGの差），両方において，すべての項目で厨芥を下水処理場設置の消化槽で受け入れる方が優れた結果となった．ただし，GHG排出量による評価では，汚泥焼却場に高温焼却炉導入下で厨芥受入事業を行う場合，脱水汚泥の焼却に伴う燃料消費量の増加，N_2O排出量の増加が影響し，Y-HTIとX-HTIの差：−4kt-CO_2eq（−3.0%減）は，Y-PGとX-PGの差：−13kt-CO_2eq（−10.6%減）と比

表5-11　2030年における汚泥処理事業・ごみ焼却事業の統合評価結果

	高温焼却炉			熱分解ガス化炉・発電			熱分解ガス化炉・発電・チップ用ボイラ		
	汚泥単独 X-HTI	厨芥受入 Y-HTI	Y-HTIと X-HTIの差	汚泥単独 X-PG	厨芥受入 Y-PG	Y-PGと X-PGの差	厨芥・剪定枝受入 Z-PGCB	Z-PGCBと X-HTIの差	Z-PGCBと X-PGの差
エネルギー消費量 [TJ/年]	−497	−748	−251	−434	−647	−213	−932	−436	−499
GHG排出量 [kt-CO_2eq/年]	142	137	−4	124	111	−13	104	−37	−20
リン回収量 [t-P/年]	343	435	93	343	435	93	435	93	93
事業コスト [億円/年]	51.0	43.7	−7.3	54.9	48.9	−6.0	47.5	−3.5	−7.4

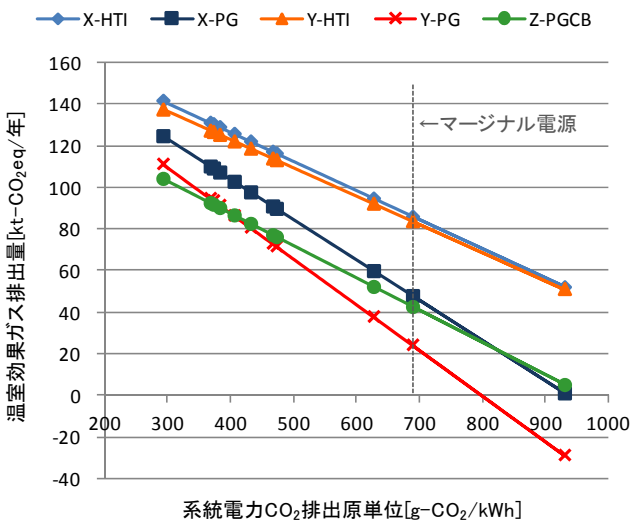
較して小さく留まり，高温焼却炉の導入下での厨芥受入は，GHG排出削減へ大きく貢献しないことが，本研究の推計結果より示された．

熱分解ガス化炉の導入下で，汚泥の乾燥熱源の一部を剪定枝で賄う Z-PGCB では，汚泥処理事業による厨芥・剪定枝の受入を行わないケース X-HTI（現状の処理事業に最も近く選択しやすい更新計画）や Y-HTI と比較し，厨芥の消化槽受入に伴う消化ガス供給の効果がより活かされる結果となっている．現状の処理設備に最も近い形で更新を行う X-HTI と比較して，Z-PGCB は 2030 年に年間でエネルギー供給量 436TJ の増加（88%増），温室効果ガス排出量 37kt-CO_2eq の削減（26%減），リン回収量 93t-P の増加（27%増），事業コスト 3.5 億円の削減（7%減）が達成できる推計値を得た．なお，本研究では緑化が進んでいる神戸市を対象としたため剪定枝の発生量が 67[t/日]（2030 年値）と大きかったが，今回の分析ではごみ焼却場で処理するとした粗大ごみの木製家具も市全体で 29[t/日]（2030 年値）あり，木質系ごみからの汚泥乾燥用熱回収と連動して行うことが重要となることも示唆された．

5.5.5　温室効果ガス排出量の地域差に関する感度解析

本研究は関西圏の自治体を対象としたため，日本の電力会社の中で最も系統電力の CO_2 排出原単位に低い値を用いた．よって，ごみ焼却場における排熱発電の余剰分供給，汚泥焼却場におけるガスエンジン発電の余剰分供給が他地域と比較して過小評価される．そこで，系統電力 CO_2 排出原単位の変化が汚泥処理事業・ごみ焼却事業を合わせた温室効果ガス排出量に及ぼす影響を，**図 5-8** に示す（各電力会社の全電源平均方式原単位は環境省[31]より引用，マージナル電源原単位は日本ガス協会[41]より引用して火力電源係数を採用）．

各電力会社の全電源平均方式でのCO_2排出原単位で評価した場合，排出優位性が変わるのはY-PGとZ-PGCBの関係であり，剪定枝を汚泥の焼却熱源として利用しないY-PGの方が，汚泥焼却場，ごみ処



10電力会社のプロット値（低い順に記載）
関西電力：294，九州電力：369，北陸電力：374，東京電力：384，
四国電力：407，北海道電力：433，東北電力：468，中部電力：474，
中国電力：628，沖縄電力：931
マージナル電源原単位：690

図5-8　2030年における汚泥処理事業・ごみ焼却事業を合わせたGHG排出量の感度解析

理場の両方で電力余剰分の供給量が大きいため，系統電力のCO_2排出原単位が大きくなるほど有利となる．四国電力のCO_2排出原単位407[g-CO_2/kWh]がほぼ交点となっており，それ以上系統電力のCO_2排出原単位が高い地域では，剪定枝の受入は行わないY-PGの方が，温室効果ガス排出量の観点では優位となる．

マージナル電源原単位（火力電源係数）に基づき，本章で分析対象とした更新計画をCO_2排出削減対策として評価した場合，Z-PGCBでのGHG排出量がY-PGより更に増加し，X-PGとの差が縮まる結果となった．Z-PGCBとY-PGの電力供給量の比較では，Y-PGの方が汚泥処理事業側で185TJ，ごみ焼却事業側で45TJ大きく（**図5-4**），剪定枝をごみ焼却事業側で燃やさないことによる電力供給の損失よりも，汚泥を乾燥させるためのガスエンジンでの都市ガス消費が大きく寄与している．マージナル電源原単位で評価する場合，都市ガスのコジェネレーション利用が高いCO_2排出削減効果を示すため，電熱供給条件下での都市ガス消費を減らすための剪定枝の熱利用は行わない方がよいと評価される結果となった．

5.5.6　厨芥・剪定枝受入に向けた留意点

本研究での推計結果を踏まえると，汚泥処理事業による厨芥の消化槽受入，剪定枝の汚泥乾燥熱源利用は，以下の点に留意する必要がある．

- 厨芥受入施策をGHG排出量で評価した場合，高温焼却炉の導入下では大きなGHG排出削減効果は期待できない結果となった．ただし，GHG排出量が大きくなった要因はN_2Oの排出増加が大きく，エネルギー消費量（供給量）の観点では大きな改善が得られている．ほぼ同じGHG排出量の条件下においても，エネルギー消費量の改善につながっているという観点では，有用な施策と言える．
- 燃料化技術である熱分解ガス化・発電の導入下で厨芥受入事業を進める場合，脱水汚泥の乾燥用熱源として剪定枝を利用する施策と連動することが，エネルギー消費量，GHG排出量，事業コストの側面で有利となる．ただし，GHG排出量は系統電源のCO_2排出原単位により変化し，各電力会社の全電源平均原単位で評価した場合，407[g-CO_2/kWh]以上であれば，剪定枝はごみ焼却場で焼却して排熱発電する方が優位となる．
- 厨芥の消化槽受入により，リン回収量が年間93t-P（ケースY・ZとケースX比で1.3倍）増加する．枯渇性資源であるリンの回収の有用性が将来的により一層高まれば，GHG排出削減効果が小さく留まる高温焼却炉の導入下においても，厨芥受入の優位性が高まる．

事業コストの面では，汚泥処理事業・ごみ焼却事業の統合勘定で評価すると，厨芥の消化槽受入により費用収支が改善される結果となっている．ただし，費用収支の改善は生活者の分別行動との連携の下で達成できる事業であり，生活者の環境行動（適切なごみ分別行動）が消化ガス供給を通した地域エネルギーの自給，GHG 排出量の削減，枯渇性資源であるリンの回収にいかに貢献するかを理解してもらうことが必要不可欠となる．

5.6　本章の結論

本章では，下水処理場による厨芥の受入，汚泥焼却場による厨芥の受入を通した，汚泥処理事業・ごみ焼却事業連携型の静脈系社会資本更新計画を立案し，神戸市を対象としてエネルギー消費量，GHG排出量，リン回収量，事業コストの4指標で評価を行った．得られた評価結果は以下の通りである．

- 汚泥焼却場に高温焼却炉を導入する場合，汚泥焼却場に熱分解ガス化炉・ガスエンジン発電を導入する場合，両方において，厨芥を下水処理場が引き受ける更新ケースの方が，4指標で優れた結果となった．ただし，高温焼却炉導入下でのGHG排出量については，脱水汚泥の増加に伴う燃焼消費，N_2O排出量の増加が影響し，汚泥処理事業による厨芥受入の有無で大きな差は生じなかった．
- エネルギー消費量，GHG排出量，リン回収量の3指標で最も優れた更新計画はZ-PGCB（厨芥の消化槽受入，脱水汚泥の熱分解ガス化・発電，剪定枝を利用した脱水汚泥の乾燥）であり，現状の処理事業に最も近い形で更新を行うX-HTI（厨芥・剪定枝はごみ焼却場で焼却，脱水汚泥は高温焼却）と比較して，2030年に年間でエネルギー供給量436TJの増加（88%増），温室効果ガス排出量37kt-CO_2eqの削減（26%減），リン回収量93t-Pの増加（27%増），事業コスト3.5億円の削減（7%減）が達成できる推計値を得た．
- 本研究では系統電源の全電源平均方式CO_2排出原単位が294[g-CO_2/kWh]と低い自治体を対象としたが，系統電源については地域差や，原子力政策の動向も踏まえた将来変化も考慮する必要がある．GHG排出量の観点では，厨芥受入により汚泥の乾燥に必要な熱需要が増加しても，生成ガス・都市ガス混焼によるガスエンジン発電の電力供給が優位となる．系統電力原単位が407[g-CO_2/kWh]以上であれば，剪定枝はごみ焼却場で焼却して排熱発電する方がGHG排出量による評価では優位となる．

参考文献

1) 神戸市：神戸市一般廃棄物処理基本計画，2011 年 2 月.
2) 兵庫県 HP：人口推移，<http://web.pref.hyogo.jp/ac08/ac08_5_000000004.html> (2011.12.1 参照)
3) 社会保障・人口問題研究所：市町村別将来人口推移，<http://www.ipss.go.jp/pp-shicyoson/j/shicyoson08/5-sai/shosai.html> (2011.12.1閲覧)
4) 神戸市：神戸市地球温暖化防止実行計画，2011 年 2 月.
5) 神戸市：こうべアクアプラン 2015，2011 年 4 月.
6) 神戸市：社会資本総合整備計画 神戸市公共下水道事業(平成 22-26 年度)，<http://www.city.kobe.lg.jp/life/town/waterworks/sewage/syakaishihonseibikeikaku.html> (2011.12.1 閲覧)
7) 橋本敏一，糸川浩紀，辻幸志：東灘処理場改築工事に際しての高度処理導入事前評価調査(神戸市)，日本下水道事業団技術開発部報，Vol.2009，pp.8.1-8.12，2010.
8) 大阪湾流域別下水道整備総合計画検討委員会：大阪湾流域別下水道整備総合計画，2008 年 3 月.
9) 日本下水道協会：下水道統計 平成 19 年度版，日本下水道協会，2009.
10) 神戸市：神戸市緑の基本計画 グリーンコウベ 21 プラン，2011 年 3 月.
11) 小川雄比古, 立本英機, 大野茂: 生活雑排水の用途別汚濁負荷量原単位, 下水道協会誌論文集, Vol.16, pp.19-28, 1996.
12) 日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説 2009 年版，日本下水道協会，2009.
13) 松尾友矩[編]，田中修三，安田正志，田中和博，長岡裕，土佐光司[共著]：水環境工学，オーム社，2005.
14) 日本下水道協会：流域別下水道整備総合計画調査　指針と解説，日本下水道協会，2008.
15) 環境省：廃棄物処理技術情報 統計表一覧，<http://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/stats.html> (2011.12.1 閲覧)
16) 松藤敏彦：都市ごみ処理システムの分析・計画・評価，技報堂出版，2005.
17) 松江正彦，武田ゆうこ：わが国の街路樹Ⅳ，国土技術政策総合研究所資料，No.506，2009.
18) 新エネルギー・産業技術総合開発機構（NEDO）：バイオマス賦存量・有効利用可能量の推計，<http://app1.infoc.nedo.go.jp/biomass/biomas/download/index.html> (2011.12.1 閲覧)
19) 藤原宣夫：都市緑化による CO_2 削減量の評価 東京都豊島区におけるケーススタディ，環境情報科学論文集，No.18，pp.241-246，2004.
20) 西谷隆司，山内淳行，永山貴志：分別等の取り組みが焼却処理におけるごみ量・ごみ質へ及ぼす影響，廃棄物資源循環学会誌，Vol.21，No.6，pp.347-357，2010.
21) 日本下水道協会：バイオソリッド利活用基本計画（下水汚泥処理総合計画）策定マニュアル，日本下水道協会，2004.
22) Navitime（移動距離検索 HP），<http://www. navitime.co. jp/> (2011.12.1 閲覧)
23) クリーンカンパニー：地域の木質バイオマスによる地域連携型エネルギー供給事業化可能性調査，NEDO 成果報告書，2008.
24) MiLCA（産業環境管理協会提供の LCA ソフトウェア）
25) 環境省：高効率ごみ発電施設整備マニュアル，2010.
26) 小北浩司，増田孝弘：ごみ発電の観点からみたごみ処理の広域化，廃棄物資源循環学会誌，Vol.21，No.6，pp.358-367，2010.

27) 米本剛史，李玉友：水質改善効果とエネルギー消費を考慮した下水処理システムの環境性能評価，下水道協会誌，Vol.45，No.549，pp.81-91，2008.
28) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：下水道におけるリン資源化の手引き，2010.
29) 占部武生，小林重夫：灰溶融炉で生成されるメタルの性状およびその資源化に関する調査，廃棄物学会論文誌，Vol.9，No.1，pp.1-10，1998.
30) 環境省：温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル，2008.
31) 環境省：電気事業者別の CO_2 排出係数（2009 年度実績），2010.
32) 日本建築学会編：建物の LCA 指針，丸善，2003.
33) 下水道新技術推進機構：下水処理場へのバイオマス（生ごみ等）受入マニュアル，下水道新技術推進機構，2011.
34) 東京ガス，タクマ：下水汚泥を利用したガス化システムに関する実証試験事業，NEDO 成果報告書，2009.
35) NEDO：バイオマスエネルギー導入ガイドブック 第 3 版，2010.
36) 木室洋介，古林敬顕，中田俊彦：下水汚泥エネルギー利用システムのインベントリ分析による性能評価，日本エネルギー学会誌，Vol.90，No.3，pp.247-257，2011.
37) 下水道新技術推進機構，大阪ガス：下水道汚泥のガス化，燃料化等についての必要エネルギー等の調査に関する共同研究，2009.
38) 稲森悠平，稲森隆平，丸山治，除開欽：水処理・汚泥処理におけるリン除去・回収・有効利用と課題・展望，大竹久夫[監修]，リン資源の回収と有効利用，サイエンス＆テクノロジー，pp.33-62，2009.
39) NEDO：廃棄物発電導入マニュアル 改訂版，2001.
40) 五島典英，古市徹，石井一英，谷川昇：動脈系･静脈系連携によるエネルギー循環のための廃棄物バイオガス化システムの提案－石狩湾新港地域でのバイオガス直接利用システムの検討－，環境システム研究論文集，Vol.38，pp.389-399，2010.
41) 日本ガス協会：CO_2 削減対策の評価に用いる電気の CO_2 排出係数について＜国内外の制度等での取扱い＞，<http://www.osakagas.co.jp/company/csr/charter02/co2.html> (2011.12.1 閲覧)

第 6 章　結論

6.1　本研究の総括

第 1 章では，都市・農村間における物質代謝の改善に向けたバイオマス利活用政策の立案を支援するツールとして，中国においてはマクロなバイオマス資源利用方針の策定を支援するためのモデル開発の必要性を述べた．また，日本のバイオマス利用においては，静脈系社会資本（下水処理場，ごみ焼却場）更新計画の策定支援が重要であり，下水汚泥・厨芥の利活用技術オプションの比較評価，地域実地での静脈系社会資本更新計画策定支援モデルの開発の意義を論じた．そして，本論文の構成について取りまとめた．

第 2 章では，都市・農村間における物質代謝改善に向けた有機性廃棄物の循環利用政策の変遷を整理した．その上で，中国におけるバイオマス利用方策，日本における静脈系社会資本の更新計画に係る研究課題を論じ，本研究の新規性を明確にした．

第 3 章では，中国浙江省を対象として，将来的にバイオマスをどの用途でどれだけ利用していくべきかという，マクロな政策決定を支援する評価システムの提案した．そして，バイオマスの用途配分選択に係る資源節約目標間のトレードオフ構造を把握するという観点から，温室効果ガス（GHG）排出削減効果とリン鉱石節約効果，農林地節約効果を評価指標とし，エネルギー変換優先施策（施策 A），マテリアル利用優先施策（施策 B）という 2 つの特徴的な施策を比較評価した. その結果, 施策 A･B 間の全体比較において, GHG 排出削減効果では施策 A が 1,057 万 t-CO_2eq, 施策 B が 342 万 t-CO_2eq となり，施策 A が 3.1 倍大きい結果となった．一方で，リン鉱石節約量では施策 A が 7.5 万 t-P_2O_5 に留まるのに対し，施策 B では 13.6 万 t-P_2O_5 の節約効果が得られた．また, 農林地節約面積は, 施策 B のみ人工林 144 万 ha, 農地 56 万 ha の節約が可能と推計された．全種バイオマスの配分構造を踏まえた傾向として，施策 B を選択することで施策 A との GHG 排出削減量の差である 715 万 t-CO_2eq の削減機会を失うが，リン鉱石 7.9 万 t-P_2O_5 の追加節約，人工林 144 万 ha，農地 56 万 ha の節約機会を得ることが可能となる．

第 4 章では，下水汚泥・厨芥からのバイオエネルギー生産・リン回収を図るための循環利用技術オプションを対象とした比較評価を行った．評価指標は，温室効果ガス排出量，リン回収量，リサイクル肥料の施肥に伴う DALY（障害調整生存年，健康リスク指標）の 3 指標を用いた．そして，2 つのシステムケース（X：個別処理ケース，Y：下水処理場での消化槽設置を軸とした汚泥・厨芥の混合処理ケース）間の比較，標準ケースを含む 7 つの技術ケース（汚泥変換技術とリン回収技術からなる循環技術導入ケース）間の比較を行った．その結果，すべての技術ケースにおいて，混合処理を実施するシステムケース Y の方が温室効果ガス排出量，リン回収量の観点で優位な結果となった．また，技術ケース間の比較ではケース Y-5（汚泥変換技術：熱分解ガス化炉，リン回収技術：MAP 法，灰アルカリ抽出法）が 3 指標で優位な技術性能値を示し，基準ケース X-0（消化槽：導入なし，汚泥変換技術：通常焼却，リン回収技術：導入なし）と比較して温室効果ガス排出量を 79.4%削減でき，生活排水・厨芥に含有されるリンの 53.5%の回収，化学肥料と比較した DALY の低下を達成できると評価された．

第 5 章では，下水処理場による厨芥・剪定枝受入施策を中心として，下水処理場とごみ焼却場の連携型更新計画を立案するためのモデルを構築し，神戸市に適用した．下水処理場側は第 4 章で優位性が高いと選定したケース Y-5 に基づき更新計画を立て，ごみ焼却場側はごみ処理の広域

化と排熱発電の高効率化を図る計画とした．また，剪定枝は脱水汚泥の乾燥熱源とした利用されると設定した．更新計画の評価は，エネルギー消費量，温室効果ガス排出量，リン回収量，事業コストの 4 指標を用いて行った．その結果，現状の処理事業に最も近い形で更新を行うケース（厨芥・剪定枝はごみ焼却場で焼却，脱水汚泥は高温焼却）と比較して，2030 年に年間でエネルギー供給量 436TJ の増加（88%増），温室効果ガス排出量 37kt-CO_2eq の削減（26%減），リン回収量 93t-P の増加（27%増），事業コスト 3.5 億円の削減（7%減）が達成できる推計値を得た．

6.2　本研究より得られた成果

本研究で重点的に分析した，下水処理場設置の消化槽による厨芥受入を中心とする下水処理場・ごみ焼却場連携型の更新計画に関し，得られた成果を以下に記す．

(a)　下水処理場における消化槽整備・厨芥受入の有用性

第 5 章において，消化後の脱水汚泥を高温焼却する場合，熱分解ガス化炉・ガスエンジン発電を導入する場合，両方において，厨芥を下水処理場設置の消化槽で引き受ける更新計画の方が，エネルギー供給，GHG 排出，リン回収，事業コストの面で優れた結果となった．留意点として，高温焼却炉導入下での GHG 排出量については，脱水汚泥の増加に伴う燃焼消費，N_2O 排出量の増加が影響し，下水処理場による厨芥受入の有無で大きな差は生じなかった．ただし，第 4 章で追加的に評価した水熱処理の実用化を踏まえると，高温焼却炉導入時においても GHG 排出量の改善が期待される．

厨芥の消化を中心とする静脈系社会資本計画を具現化するにあたり，生活者による厳密な分別を通した協力を得ることが必要不可欠となる．地域エネルギー計画・資源循環計画に生活者の協力行動を計画変数に組み込む重要性が指摘される．

(b)　厨芥の分別・資源化政策の意思決定支援に向けた知見の整理

下水汚泥由来のコンポストに関する健康リスク面での許容性が高まれば，下水汚泥・厨芥の混合消化施策導入下において，脱水汚泥の変換技術にコンポスト化を選択する優位性が，GHG 排出削減，リン回収の面で高まることを示した（第 4 章）．また，厨芥の分別資源化に関し，リンの回収よりもバイオエネルギー生産，GHG 排出削減を優先する意思決定下では，発酵残渣をごみ焼却場で可燃性ごみと混ぜ効率的に焼却するごみ焼却場連携型の乾式メタン発酵システムの優位性が増すことを示唆した（第 3 章）．

技術選択に係る意思決定は政策評価指標の多様な解釈に基づいて行われることを踏まえ，本研究は，厨芥の分別・資源化に向けた政策判断を行うための一定の知見，意思決定の枠組みを体系的にとりまとめたものである．

6.2　今後の研究課題

本論文の最後に，日本の静脈系社会資本の更新計画における意思決定の支援に向け，第 5 章で行った下水処理場・ごみ焼却場連携型の更新計画の評価モデルの改良に向けた研究課題を示す．

(a)　技術インベントリデータの改善

本研究で行った推計では，厨芥が多量に含まれる組成での可燃ごみの焼却により得られたごみ焼却場側のエネルギー・薬品消費原単位を，厨芥が分別された可燃ごみの焼却に適用している．同様に下水処理場側でも，脱水汚泥を処理・変換する運転条件で得られたエネルギー・薬品消費原単位，CH_4・N_2O 排出係数を，厨芥由来の消化脱水汚泥に適用している．これらは精査すべき項目であり，感度解析による検証だけでなく，実証プラントでのデータ収集が必要視される．とりわけ N_2O の排出係数については，高温焼却炉導入下での下水処理場・厨芥受入事業において GHG 排出削減効果を低下させる主要因となっているため，検証すべきデータである．

(b)　消化槽の運転に係る季節変動の影響に関する分析の必要性

消化ガス供給量の季節変動要因として，消化槽の加温用温水消費量は，夏季に少なく冬季に大きくなり，夏季が優位となる．一方で，夏季は上水消費量が多いため排水中の汚濁負荷物質の濃度が低く汚泥発生量が減少すること，汚泥の有機物分解率についても夏季に低く冬季に高い傾向がみられることなどが挙げられる．そうした事象を踏まえ，季節変動が消化ガス供給量にもたらす影響を分析することが，地域における分散型のエネルギー供給拠点として運用するにあたり必要な情報となり，分析課題として挙げられる．

謝辞

本論文は大阪大学大学院工学研究科環境・エネルギー工学専攻，博士後期課程における研究成果を学位請求論文として取りまとめたものであります.

本論文の作成にあたり，指導教官である大阪大学大学院工学研究科環境・エネルギー工学専攻の東海明宏教授に甚大なる謝意を表します．東海教授には，筆者のために多くの時間を割き，熱心に研究指導にあたって頂きましたことを，深く御礼申し上げます.

本論文を査読頂いた大阪大学大学院工学研究科環境・エネルギー工学専攻の池道彦教授からは，下水処理場におけるエネルギー収支を分析する上での評価の視点など，今後の研究活動に多大なる示唆を頂きました．記して謝意を表します.

同じく査読頂いた大阪大学大学院工学研究科環境・エネルギー工学専攻の近藤明教授からは，環境媒体モデルと政策評価モデルの差異などを熱心にご指導頂いたことを，深謝致します.

同じく査読頂いた大阪大学大学院工学研究科環境・エネルギー工学専攻の下田吉之教授からは，設備の将来技術水準やごみ焼却場の排熱利用など，分散型エネルギー計画を評価する上で検討すべき項目をご指導頂きました．深く御礼申し上げます.

筆者の力量不足により，副査を勤めて頂いた先生方のご助言をすべて反映するにはいたりませんでしたが，今後の研究生活に活かさせて頂きたいと考えております.

関西大学の盛岡通教授（大阪大学名誉教授）からは，筆者の学部・修士課程時代に研究ゼミを通して環境システム分野における多くの知見を学ばせて頂きました．筆者が博士課程に進学して研究を遂行できたのも，盛岡教授の熱心な指導があったからであり，最大限の感謝を表します.

大阪大学大学院工学研究科の大野浩一准教授には，筆者の研究や論文投稿の補助に尽力して頂きましたことを，感謝致します．和歌山大学システム工学部の山本祐吾講師には，大阪大学大学院工学研究科在任中，公私にわたり多様なアドバイスを頂きました．ここに謝意を表します.

本論文の成果の一部は，環境研究総合推進費 E-0804「都市・農村の地域連携を基礎とした低炭素社会のエコデザイン」の関係者の方々の多大なご支援を受けて行われました．同研究 PJ を通して筆者に指導して下さいました大阪大学大学院工学研究科の梅田靖教授，関西大学の盛岡通教授，大阪大学大学院工学研究科の町村尚准教授に感謝いたします．また，筆者に出版物の作成に携わる機会を与えて頂きました立命館大学の仲上健一教授に御礼申し上げます．合わせて，同研究 PJ の特任研究員であり，現在は大阪大学大学院工学研究科の津田和俊助教には，研究面で様々な助言を頂くとともに，若手研究員で議論する場を積極的に設けて頂きましたことを，感謝致します.

本論文を作成する上で，研究活動から日常の生活まで様々な面でご協力・ご支援をいただいた，東海研究室の諸先輩方，同輩，後輩に感謝いたします．なかでも，和田直樹氏には，同じく博士後期課程に在籍し，良き相談相手として筆者の研究生活を支えていただきました．また，筆者の同期であり，現在は(株)タクマの横井隆志氏には，研究面での相談にのって頂きました.

(財)昭和報公会からは，給与での学資の支弁を頂きましたことを，深く御礼申し上げます.

最後に，筆者の研究生活を常に温かく見守ってくれた両親及び兄，妹に心より感謝いたします.

2012 年 3 月

中久保　豊彦