

学 位 論 文

住民合意を考慮した家畜排せつ物処理・利用施策の  
提案手法に関する研究

(Study on Policy Planning Method for Consensus Building  
on Livestock Manure Disposal and Utilization System)

東京大学大学院 新領域創成科学研究科  
環境システム学専攻  
Department of Environmental Systems,  
Graduate School of Frontier Sciences,  
The University of Tokyo

磐田 朋子  
Tomoko Iwata

## Abstract

Japanese livestock farmers have been expanding the farm scale and feeding their livestock with an imported food to reduce the production cost and labor. As a result, a large amount of livestock manure is emitted from each livestock farm without any utilization because of the lack of their own agricultural field.

Livestock manure was utilized effectively by most of the field farmers as a fertilizer in the past, but the demand has been decreased recently because of the spread of an imported chemical fertilizer, which is cheaper and easier to handle than manure. Therefore, livestock manure is in a state of excess-supply.

However, most of the livestock farmers and field farmers actually feel that this situation is not sustainable from the following reasons. First, a large amount of nutrient components included in the unutilized manure flow out to the underground water and river. This excess nutrient can cause a soil and water pollution. Second, the excessive dependence on imported material not only decrease the food self-sufficiency included livestock feed, but increase the business risk in the long term. Thus, most of Japanese farmers actually worry about the sustainability of their current agricultural system, however, they will not reform the system by themselves because of their current business.

To change the current system into a sustainable system, it is effective to implement government policies with a governmental subsidy because the elements of sustainability, such as environmental burden reduction and increase of self-sufficiency ratio, are strongly concerned with public benefits in this case.

In this study, we developed a simulation model to discuss the best combination of the government policies for sustainable livestock manure utilization system. As a case study, the best combination of the countermeasures for livestock manure problem in Maebashi area was proposed with the developed simulation model.

The simulation model consisted of material flow sub-model and optimization model considering consensus building between government and residents.

Material flow sub-model was based on material flow analysis considering Life Cycle Assessment. The output of this model showed the environmental and social benefits from each proposed countermeasures. As the items of environmental and social benefits, these 8 categories were chosen by panel method: water pollution, soil pollution, air pollution, global warming, acidification, protection of exhaustible resource, food self-sufficiency ratio and energy self-sufficiency ratio.

Each countermeasure had different impact to those 8 categories of public benefits. In the policy making, it is necessary to integrate the importance of those categories. It is difficult to

integrate public benefits to single index because those benefits have different characters and units, however, there are many active research about integration based on Life Cycle Impact Assessment. Many research propose to integrate each factor by weighting based on questionnaire survey.

Therefore, we decided the weights of those public benefits based on a questionnaire survey to residents of Maebashi area in this study. As weighting method, we used AHP (Analytic Hierarchy Process), which is a mathematical decision making technique that allows consideration of both qualitative and quantitative aspects of decisions. The result indicated that the prevention of water pollution and increase of food self-sufficiency ratio were the most important for residents.

The objective function of developed optimization model was maximize evaluation indicator which was calculated by integration of material flow sub-model and weighting to each public benefits. The output of optimization model showed the best combination of the government policies for sustainable livestock manure utilization system.

The result of the simulation showed that the best budget distribution was 12.4% to "Reduction of livestock heads", 2.7% to "Compost transportation", 64.4% to "Production of feed" and 20.5% to "Wastewater purification". The measure "Reduction of livestock heads" was effective to improve the benefits of global warming, acidification and energy self-sufficiency ratio. The measure "Production of feed" was effective to improve the benefits of food self-sufficiency ratio and protection of exhaustible resource. The reason of large budget distribution to "Production of feed" might be that the weight of food self-sufficiency ratio was the largest based on questionnaire survey to Maebashi residents.

However, the feed production area was not reached to the maximum area determined by model constraint. The result of sensitivity analysis indicated that the combination of "Reduction of livestock heads" and "Production of feed" could complement each other to increase the total public benefits.

## 目次

第一章 序論	1
1.1 研究背景と目的	2
1.1.1 日本における畜産業の特徴	4
1.1.2 日本の畜産業が直面している問題	7
1.2 研究手法	14
1.2.1 既往の研究事例と課題	14
1.2.2 家畜排せつ物対策における自治体予算配分最適化モデルの開発	17
1.3 第一章のまとめ	18
第二章 家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデル	19
2.1 家畜排せつ物対策案の設定と評価対象便益の設定	22
2.1.1 本研究で検討する家畜排せつ物対策案の設定	22
2.1.2 本研究で評価する環境・社会便益の設定	34
2.2 家畜排せつ物処理・利用対策に伴う物質フロー評価サブモデル	45
2.2.1 物質フロー評価サブモデルの評価範囲	45
2.2.2 物質フロー評価サブモデルの計算構造	46
2.2.3 物質フロー評価サブモデルの出力情報	57
2.3 環境・社会便益定量化手法	61
2.4 環境・社会便益に対する重み付け手法の検討	65
2.4.1 環境経済学分野を中心に開発された「便益の貨幣価値化」手法	65
2.4.2 社会経済学分野を中心に開発された「便益の基準化」手法	66
2.5 環境・社会便益の統合化手法の検討	69
2.5.1 多基準分析 (Multi-Criteria Analysis)	69
2.5.2 本研究で用いる環境・社会便益統合化手法の検討	74
2.6 家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデルの概要	76
2.7 第二章のまとめ	78
第三章 自治体予算配分最適化モデルを用いたケーススタディーの実施	80
3.1 ケーススタディー対象地域の選定	81
3.2 群馬県前橋市における畜産業の現状および家畜排せつ物処理状況	86
3.2.1 群馬県前橋市の畜産業	86
3.2.2 群馬県前橋市における家畜排せつ物処理状況	88
3.3 前橋市において適用可能な家畜排せつ物対策の抽出	92
3.3.1 前橋市における家畜排せつ物過剰問題に対する取り組み	92

3.3.2 前橋市において適用可能な家畜排せつ物対策の抽出	93
3.4 第三章のまとめ	94
<b>第四章 群馬県前橋市を対象地域としたケーススタディーの実施</b>	<b>95</b>
～物質フロー評価サブモデルバックグラウンドデータの整備～	
4.1 物質フローサブモデルのバックグラウンドデータ整備(畜産業部門)	96
4.1.1 家畜の飼養頭数関連バックグラウンドデータ	96
4.1.2 家畜排せつ物発生量関連バックグラウンドデータ	97
4.1.3 飼料関連バックグラウンドデータ	98
4.1.4 家畜排せつ物処理関連バックグラウンドデータ	102
4.2 物質フローサブモデルのバックグラウンドデータ整備(農業部門)	104
4.3 物質フローサブモデルのバックグラウンドデータ整備(必要資材購入部門)	106
4.3.1 エネルギー需要関連バックグラウンドデータ	106
4.3.2 エネルギー供給関連バックグラウンドデータ	109
4.4 物質フローサブモデルのバックグラウンドデータ整備(環境・社会影響指標値の算出)	110
4.5 物質フローサブモデルのバックグラウンドデータ整備(家畜排せつ物対策実施コスト)	119
4.6 第四章のまとめ	124
<b>第五章 群馬県前橋市を対象地域としたケーススタディーの実施</b>	<b>125</b>
～前橋市住民アンケートに基づく総合評価値の設定～	
5.1 Impact Category の現状における評価値の算出	126
5.2 Impact Category 評価値の目標値の算出	129
5.2.1 前橋市における家畜排せつ物対策予算	129
5.2.2 Impact Categoryの目標値の算出	129
5.3 Impact Category の重み(Weight)の算出	133
5.4 第五章のまとめ	136
<b>第六章 群馬県前橋市版家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデル</b>	<b>137</b>
6.1 群馬県前橋市版家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデルの概要	138
6.2 前橋市版家畜排せつ物対策予算配分最適化モデルのシミュレーション結果	141
6.2.1 総合評価値最大化シミュレーション結果	141

6.2.2 家畜排せつ物対策予算配分最適化シミュレーション結果の考察	.....144
6.2.3 総合評価値最大化シミュレーション結果とImpact Categoryの重みの関係	.....149
6.3 第六章のまとめ	.....152
第七章 結論	.....154

## 参考文献

## 謝辞

付録資料1:群馬県前橋市住民に対するアンケート調査用紙

付録資料2:「群馬県前橋市版家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデル」  
のプログラム

## 図表一覧

### 図一覧

Fig.1-1 日本の農地における栄養塩バランス(2004年)	2
Fig.1-2 日本の食生活の変化(数値はカロリーベースでの割合)	4
Fig.1-3 肉類の輸入量と肉類国内生産量の動向	4
Fig.1-4 畜産農家1戸あたりの家畜飼養頭数(乳牛・肉牛・豚・採卵鶏)の動向	5
Fig.1-5 飼料の輸入量と国内生産量の動向	6
Fig.1-6 飼料自給率の動向	7
Fig.1-7 輸入濃厚飼料の内訳	8
Fig.1-8 飼料用とうもろこし国際価格(シカゴ相場)の動向	9
Fig.1-9 配合飼料の農家購入価格の動向	9
Fig.1-10 日本の全廃棄物排出源の内訳(左)と家畜排せつ物排出源の内訳(右)	10
Fig.1-11 農地面積別堆肥利用量の動向	11
Fig.1-12 発生源別悪臭苦情件数の推移	12
Fig.1-13 地下水汚染マップ(硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素)	12
Fig.1-14 メタン及び一酸化二窒素排出量(実重量)の部門別内訳(1999年)	13
Fig.2-1 家畜排せつ物に対する自治体予算配分最適化モデル構造	21
Fig.2-2 Mineral Accounting System の概要	22
Fig.2-3 未利用農地面積の推移	23
Fig.2-4 農地における肥料需給バランス(2003年度)	24
Fig.2-5 家畜排せつ物堆肥を利用したくない理由(複数回答)	25
Fig.2-6 畜産廃水に対する環境基準値の推移	29
Fig.2-7 家畜排せつ物を対象としたメタン発酵施設数の推移	32
Fig.2-8 家畜排せつ物対策に伴う環境・社会便益	35
Fig.2-9 硝酸性窒素の環境基準値を超えた地下水井戸本数の割合(%)	36
Fig.2-10 発生源別悪臭苦情件数の推移	38
Fig.2-11 主要先進国の食糧自給率の推移(カロリーベース)	39
Fig.2-12 主要先進国のエネルギー自給率(2001年度)	40
Fig.2-13 本研究で評価対象とする環境・社会便益項目	44
Fig.2-14 物質フロー評価サブモデルの評価範囲	45
Fig.2-15 各家畜排せつ物対策が物質フローに影響を与える部門	46
Fig.2-16 対象地域のブロック分割イメージ図	46
Fig.2-17 物質フロー評価サブモデルにおける家畜排せつ物処理フロー設定	49
Fig.2-18 堆肥輸送イメージ図	53

Fig.2-19 選好依存型評価法の分類 .....	66
Fig.2-20 AHP における統合化の手順 .....	67
Fig.2-21 配点法実施グループ分け .....	68
Fig.2-22 選択型コンジョイント分析のプレテスト調査票 .....	74
Fig.2-23 配点法によるウェイト算出用調査票の一部 .....	75
Fig.3-1 (上図)家畜排せつ物排出量上位10都道府県 (下図)窒素需給バランスにおいて窒素供給過剰上位10都道府県 .....	82
Fig.3-2 対象5都道府県における自給飼料作付面積および耕作放棄地面積 .....	83
Fig.3-3 (左図)日本における群馬県の位置 (右図)群馬県の地勢(森林面積マップ) .....	84
Fig.3-4 群馬県における乳牛(左図)・肉牛(中央図)・豚(右図)の飼養頭数(頭)分布 .....	84
Fig.3-5 群馬県における採卵鶏(左図)・ブロイラー(右図)の飼養頭数(羽)分布 .....	85
Fig.3-6 群馬県における窒素(左図)・リン(中央図)・カリウム(右図)肥料の需要分布 .....	85
Fig.3-7 群馬県における前橋市の位置 .....	85
Fig.3-8 前橋市における農業活動の概要 .....	86
Fig.3-9 (左図)前橋市における部門別農業算出額の内訳(2003 年度) (右図)前橋市における畜産部門農業算出額の内訳(2003 年度) .....	86
Fig.3-10 前橋市における各肥料成分需給バランス .....	87
Fig.3-11 前橋市における乳用牛畜舎 .....	90
Fig.3-12 前橋市における堆肥化処理施設(右図)と污水浄化処理施設(左図) .....	90
Fig.3-13 (左図)前橋市におけるメタン発酵処理装置 (右図)発生したメタンの貯留タンク .....	91
Fig.4-1 家畜飼養頭羽数分布 .....	96
Fig.4-2 耕作放棄地分布 .....	101
Fig.4-3 糞 1t から得られる堆肥の量 .....	103
Fig.4-4 堆肥中の窒素・リン・カリウム含有量 .....	103
Fig.4-5 肥料需要分布(kg/y) .....	105
Fig.4-6 肉用牛 1 頭あたりのライフサイクル GHG 排出量 .....	112
Fig.4-7 堆肥化処理時温室効果ガス排出量 .....	114
Fig.4-8 自給飼料栽培時酸性化物質排出量 .....	117
Fig.4-9 堆肥輸送コストの推算手順 .....	120
Fig.4-10 メタン発酵処理施設の建設・運営コストの推算手順 .....	122



Fig.5-1 堆肥販売・流通状況および過剰堆肥発生状況 .....	127
Fig.5-2 配点法実施グループ分け .....	133
Fig.5-3 各 Impact Category の重み (Weight) の算出結果 .....	135
Fig.6-1 コンピュータ上におけるモデルの外観 .....	139
Fig.6-2 地域分割ブロック数と変数の関係 .....	140
Fig.6-3 地域分割ブロック数と最適化計算時間の関係 .....	140
Fig.6-4 現状と予算配分最適時における Impact Category 評価値の比較 .....	141
Fig.6-5 堆肥販売・流通状況および過剰堆肥発生状況 .....	142
Fig.6-6 「家畜頭数削減対策」の実施による豚飼養頭数削減マップ .....	143
Fig.6-7 「自給飼料の地域内生産対策」の実施による飼料新規栽培マップ .....	143
Fig.6-8 「家畜頭数削減対策」の実施による各 Impact Category の達成度指標 .....	144
Fig.6-9 「家畜用飼料の地域内生産支援策」の実施による各 Impact Category の達成度指標 .....	145
Fig.6-10 「污水浄化処理施設の設置支援策」の実施による各 Impact Category の達成度指標 .....	145
Fig.6-11 「メタン発酵処理施設の設置支援策」の実施による各 Impact Category の達成度指標 .....	146
Fig.6-12 総合評価値Aと総合評価値Bの比較 .....	148
Fig.6-13 「食料自給率の重み」と最適予算配分の関係 .....	150
Fig.6-14 「食料自給率の重み」と総合評価値の関係 .....	151

## 表一覧

Table 1-1 環境影響の定量化手法	16
Table 2-1 家畜排せつ物関連の苦情内容	29
Table 2-2 家畜排せつ物堆肥のカドミウム発生量と農地への負荷量	37
Table 2-3 堆肥および液肥の肥効(率)	54
Table 2-4 地球温暖化に関する特性化係数の例	61
Table 2-5 AHP におけるウェイトの尺度とその定義(i,j はともにクライテリアを示す)	66
Table 2-6 多基準分析における代表的な手法	72
Table 3-1 前橋市の畜産算出額の内訳(2003 年度)	86
Table 3-2 前橋市の家畜飼養頭数の内訳(2004 年度)	87
Table 3-3 群馬県における家畜排せつ物処理の内訳(1998 年度)	88
Table 3-4 堆肥利用に関するアンケート調査結果(2005 年度)	88
Table 3-5 堆きゅう肥需要量調査結果(2000 年度)	89
Table 4-1 家畜排せつ物の詳細な成分データ例(乳用牛)	97
Table 4-2 標準的な各家畜排せつ物成分データベース	97
Table 4-3 飼料乾物摂取推定量例(乳用牛)	98
Table 4-4 月齢別組成別推定飼料摂取量例(乳用牛)	98
Table 4-5 各家畜の標準的な組成別飼料摂取量	98
Table 4-6 各飼料の TDN および NDF 含有量	99
Table 4-7 各家畜の標準的な TDN および NDF 必要量	99
Table 4-8 前橋市で栽培されている飼料作物	99
Table 4-9 前橋市で栽培されている飼料作物による TDN および NDF 供給量	99
Table 4-10 本研究における自給飼料栽培事業における対象飼料作物の収量	100
Table 4-11 自給飼料栽培事業における対象飼料作物の 1ha あたりの TDN 生産量原単位および NDF 生産量原単位	100
Table 4-12 自給飼料栽培における家畜排せつ物必要量例(乳用牛)	100
Table 4-13 自給飼料栽培事業における対象飼料作物 1ha 栽培時の各家畜糞・尿利用量原単位	101
Table 4-14 糞メタン発酵時のアンモニア濃度	102
Table 4-15 糞 1t メタン発酵処理あたりの尿添加可能量	102
Table 4-16 各農作物栽培における肥料需要量(N:窒素 P:リン K:カリウム)	104
Table 4-17 家畜飼養におけるエネルギー消費量(MJ/day/head)	106
Table 4-18 自給飼料栽培におけるエネルギー消費量(MJ /y/ha)	107

Table 4-19 堆肥化处理におけるエネルギー消費量(MJ /day/堆肥 t)	107
Table 4-20 浄化槽 1m <sup>3</sup> あたりの電力エネルギー消費量(MJ /day/m <sup>3</sup> )	107
Table 4-21 家畜尿 1t の浄化处理に必要な浄化槽容積(m <sup>3</sup> /(投入 kg/day))	108
Table 4-22 浄化处理におけるエネルギー消費量((MJ/day)/(投入 kg/day))	108
Table 4-23 輸送距離データベース例(km)	108
Table 4-24 メタン発酵処理からのメタン生産量(m <sup>3</sup> /t)	109
Table 4-25 メタン発酵処理および発電による電力供給量(MJ/day/t)	109
Table 4-26 堆肥からの無機窒素溶脱原単位	110
Table 4-27 堆肥および液肥のカドミウム含有量	110
Table 4-28 平均的家畜舎からの窒素揮散率	111
Table 4-29 家畜飼養時アンモニア排出量	111
Table 4-30 堆肥化处理時アンモニア排出量	111
Table 4-31 液肥化处理時アンモニア排出量	112
Table 4-32 家畜飼養時温室効果ガス排出量	113
Table 4-33 自給飼料栽培時温室効果ガス排出量	113
Table 4-34 余剰堆肥からの温室効果ガス排出量	114
Table 4-35 メタン発酵・売電による温室効果ガス削減量	115
Table 4-36 液肥化处理時温室効果ガス排出量	115
Table 4-37 浄化处理時温室効果ガス排出量	115
Table 4-38 輸入飼料のライフサイクル温室効果ガス排出量	116
Table 4-39 輸入化学肥料のライフサイクル温室効果ガス排出量	116
Table 4-40 輸入飼料のライフサイクル酸性化物質排出量	117
Table 4-41 輸入飼料の TDN・NDF1t あたりのライフサイクル酸性化物質排出量	117
Table 4-42 「家畜頭数削減策」実施コスト原単位	119
Table 4-43 「家畜用飼料の地域内生産支援策」実施コスト原単位	119
Table 4-44 「田畑での肥料利用促進策」実施コスト原単位	121
Table 4-45 「汚水浄化处理施設の設置支援策」実施コスト原単位	121
Table 4-46 「メタン発酵処理施設の設置支援策」実施コスト原単位	122
Table 5-1 家畜排せつ物処理費用合計値の最小化シミュレーション結果	126
Table 5-2 現状における堆肥の流通量と供給過剰量	127
Table 5-3 アンケート調査結果と、シミュレーション結果の比較	128
Table 5-4 各 Impact Category の現状における評価値	128
Table 5-5 前橋市における家畜排せつ物対策関連予算(2007 年度)	129
Table 5-6 各 Impact Category 指標値の最小値(最大値)	130
Table 5-7 各 Impact Category 指標値の最小値(最大値)	130

Table 5-8 地域・地球環境便益および社会便益に対する重み付け結果(グループ A)	.....133
Table 5-9 地域環境便益に関する重み付け結果(グループ B)	.....134
Table 5-10 社会便益に関する重み付け結果(グループ C)	.....134
Table 5-11 地球環境便益に関する重み付け結果(グループ D)	.....134
Table 5-12 各 Impact Category の重み(Weight)の算出結果	.....134
Table 6-1 各 Impact Category の重み(Weight)の算出結果	.....138
Table 6-2 各 Impact Category の目標値、現状値およびその差	.....138
Table 6-3 家畜排せつ物対策への最適予算配分結果	.....141
Table 6-4 Impact Category 評価値および Indicator(達成度指標)	.....141
Table 6-5 最適予算配分下における家畜排せつ物処理状況	.....142
Table 6-6 最適予算配分下における堆肥の流通量と供給過剰量	.....142
Table 6-7 各対策の実施効果(達成度指標)の比較	.....144
Table 6-8 飼料栽培面積制約下における最適予算配分結果	.....147
Table 6-9 飼料栽培面積制約下における各 Impact Category の達成度および総合評価値	.....147
Table 6-10 「家畜用飼料の地域内生産支援策」が飼料栽培面積制約の上限値まで導入された 場合の総合評価値の内訳(総合評価値A)と、最適予算配分時の総合評価値の内訳 (「総合評価値B」とした)の比較	.....148
Table 6-11 Impact Category の重みが全て同じ値である場合の最適予算配分結果	.....149
Table 6-12 Impact Category 評価値および Indicator(達成度指標)	.....149

## 第一章 序論

## 第1章 序論

2004年の農林水産統計によると、日本では牛:約448万頭、豚:約972万頭、鶏:約2.8億羽の家畜が飼養されている<sup>[1]</sup>。これらの家畜から排泄される糞尿(家畜排せつ物)は、年間約89百万トン(1日あたり約24万トン)と推計され、日本の全廃棄物発生量の約23%を占めている<sup>[2][3]</sup>。

家畜排せつ物は畜産業が盛んな地域に偏在して発生する上に、経済性の向上を目的に畜産農家1戸あたりの家畜飼養頭数は年々増加しているため、畜産業の盛んな地域では畜産農家1戸あたりの平均家畜排せつ物発生量が1日あたり約4トン(2004年北海道乳牛糞尿)に達していると推計される。

大部分の畜産農家は、毎日大量に発生する家畜排せつ物に対して伝統的に行われてきた堆肥化を現在も行っている。堆肥は古来より肥料資源として盛んに利用されており、現在も農業に欠かせない資材である。しかしながら、近年堆肥の需要量は激減しており、大量の堆肥が供給過剰状態にある。これは、歴史上・労力上の問題から堆肥の代わりに化学肥料が利用されるようになったことが原因である。現在では、堆肥を無料提供すると宣伝しても利用者が見つからないほど、堆肥離れが進んでしまった状態にある。

本来畜産農家はこの問題に対処するために、堆肥化以外の処理方法を選択し、環境汚染を避ける義務を持つ。近年は、家畜排せつ物からエネルギーを取り出す処理技術も確立されたため、肥料資源としての利用以外にも様々な形態での利用が可能な状況にある。しかしながら、経済上の問題から、処理方法の切り替えはほとんど進んでおらず、堆肥過剰問題は未だ解決されていない。

供給過剰となった家畜排せつ物は日本の農地に蓄積し続けている。日本の農地における窒素の需給バランスを見ると、需要に対して約2倍の窒素が家畜排せつ物や化学肥料によって供給されていることになる。実際、供給過剰による土壌や地下水・河川水の汚染が顕在化するようになった。

このように家畜排せつ物による環境問題は、畜産農家・耕種農家の両者がそれぞれ経済性の向上や労力削減を図った結果、本来は再利用できる家畜排せつ物を利用せず、1次資源(鉱物を原料とする化学肥料)を消費している社会構造が、引き起こした問題であるといえる。

本研究では、以上のような背景から、社会・環境面への影響を考慮した家畜排せつ物問題への対策案の提案を行った。

## 1.1 研究の背景と目的

安価な輸入畜産物との価格競争に対抗するため、我が国の畜産業は集約化(1戸あたりの家畜飼養頭数の増加)が近年急速に進んでいる。しかし集約化は畜産物の売上利益率を高める一方で、飼料の海外依存度を高め、日々大量に発生する家畜排せつ物の処理が経営を圧迫する点が問題視されている。

古来より家畜排せつ物は貴重な肥料資源として、田畑で利用されてきた。現在も、農地で必要な肥料成分を家畜排せつ物だけで賄うことができると統計上では試算される。しかしながら高齢化が進む耕種農家においては、肥料濃度が高く散布時の労働負荷の少ない化学肥料に依存する傾向が強く、実際には堆肥需要を確保できない状況にある。

このため、供給過剰となった家畜排せつ物中の大量の肥料成分は、農地に過剰に投与されているか、未利用のまま倉庫に貯留されているか、あるいは地下水や河川を通して水域に流出していると考えられる(Fig. 1-1)。

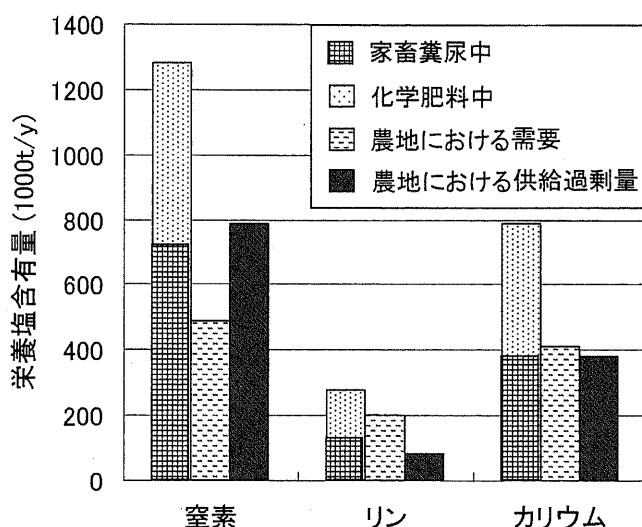


Fig. 1-1 日本の農地における栄養塩バランス(2004年)<sup>[1][4]</sup>

大部分の畜産農家は飼料の海外依存リスクや耕種農家との連携の必要性を認識しているものの、緊急性を求められている問題ではないため、利益追求を基本とした姿勢で集約化を進めているのが現状である。また耕種農家にとっても、持続可能な農業を行うためには化学肥料よりも堆肥の利用が望ましいことを認識しているものの、省力化・利益追求を基本とした姿勢で化学肥料依存型農業を継続している状態にある。

このように、両者とも理想的には輸入飼料・化学肥料に頼らない地域内循環型農業が好ましいと考えているにも関わらず、現実には経済面・労働面の問題が解決できず実行に移していない。

この現状に対処すべく、既に多くの地域で有機農業の奨励や糞尿処理に対する補助といった地域施策が導入されているが、複雑な農業システムにおいて施策の効果がどれほどであるのかを定量的に把握する手段が確立していないため、施策の効率的な組合せや優先順位が明らかと

なっていない。

そこで本研究では、地域が理想とする将来像に向けて有効な家畜排せつ物処理・利用施策を定量的な根拠に基づいて提案するための手法を検討し、費用対効果の高い施策の組合せを抽出することを目的とした。

本章では、背景で述べた我が国の畜産業の歴史的発展と特徴および課題を詳細に述べる。

まず、日本における畜産業の特徴を 1.1.1 に示した。

次に、日本の畜産業が直面している問題を 1.1.2 に示した。



### 1.1.1 日本における畜産業の特徴

戦前日本では、農業を行うための動力源として利用する目的で家畜が飼養されていた。そのため、どの農家でも家畜が飼養されており、農業と畜産業は同時にかつ小規模に行われていた。農業廃棄物や農家の生ゴミなどは家畜の飼料として利用され、家畜排せつ物は肥料として農業に利用されていた。このようにかつて畜産業は、農家で完結する循環型農業の一環として行われていた。しかし戦後の高度経済成長に伴って人々の生活水準が向上し、食生活の欧米化が進んだ(Fig.1-2)結果、畜産物需要が急増した(Fig.1-3)。

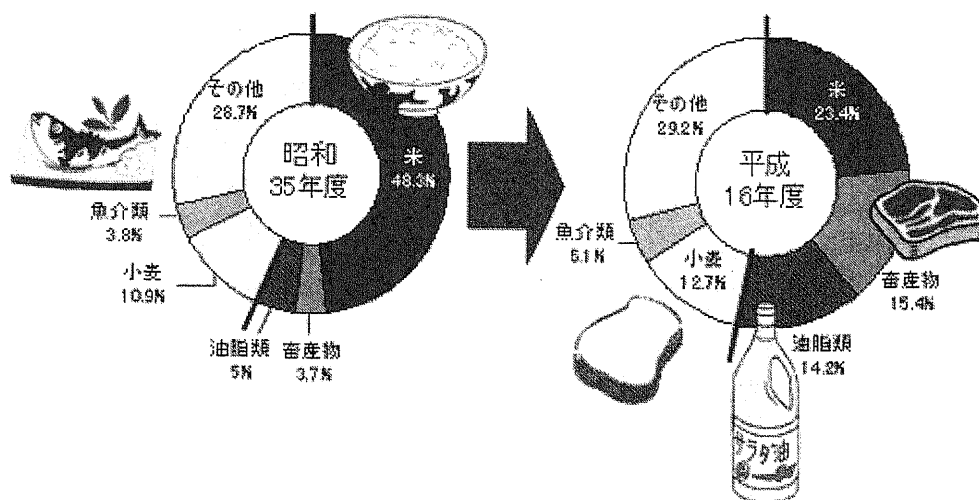


Fig.1-2 日本の食生活の変化(数値はカロリーベースでの割合)<sup>[5]</sup>

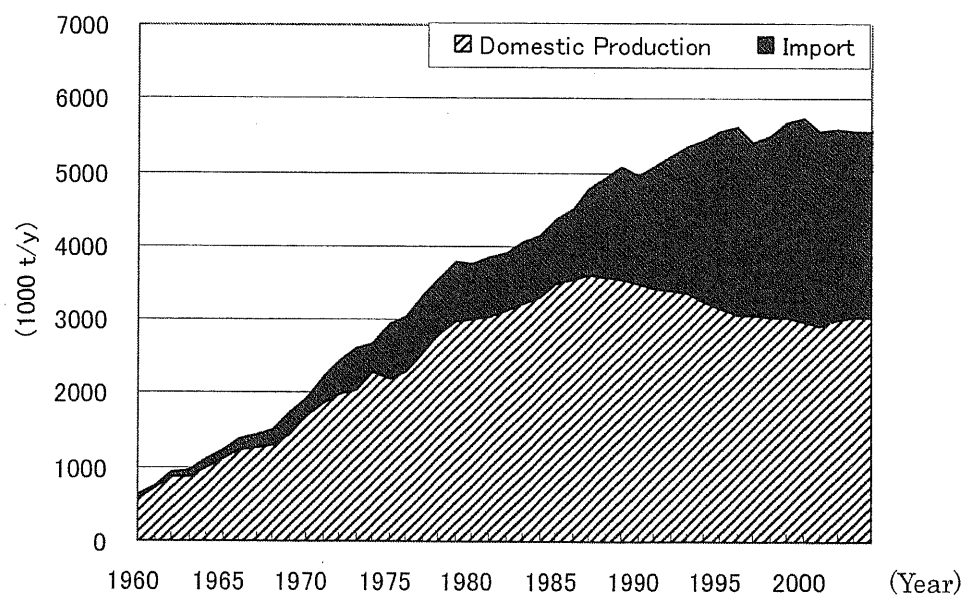


Fig.1-3 肉類の輸入量と肉類国内生産量の動向<sup>[6]</sup>

畜産物需要の増加に対応すべく、国内の家畜飼養頭数も急増した(Fig.1-4)。同時に、生産コストを低く抑えて経済効率を向上させるため、安価な輸入飼料に依存しつつ、飼養規模を拡大する畜産農家が増加した。その結果、我が国における畜産農家戸数は約708万戸(1960年)から約14万戸(2004年)に減少したが、1戸あたりの飼養頭数は急増している(Fig.1-4)。

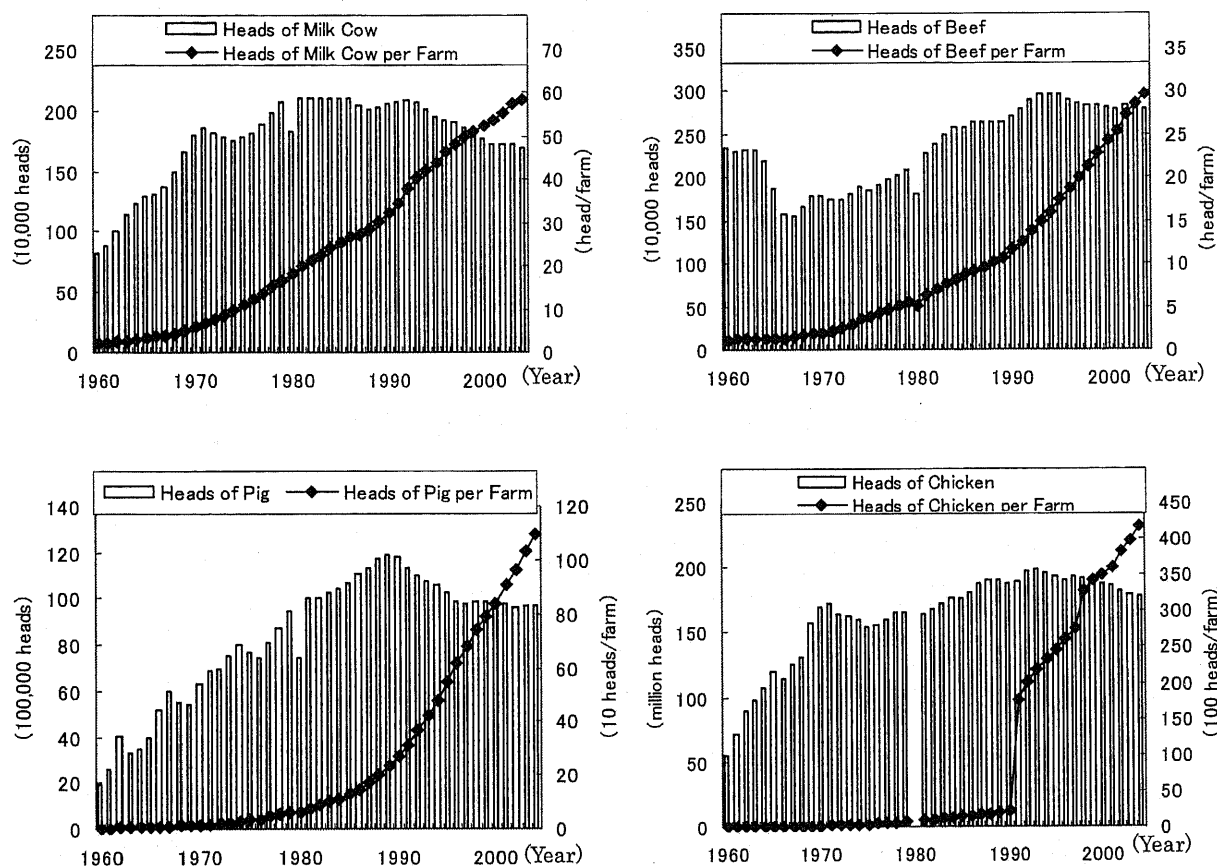


Fig.1-4 畜産農家1戸あたりの家畜飼養頭数(乳牛・肉牛・豚・採卵鶏)の動向<sup>[7]</sup>

全飼料供給量に占める輸入飼料の割合は45%(1965年)から75%(2004年)に急増した(TDN(Total Digestible Nutrients:可消化養分総量)ベース)<sup>[8]</sup>。近年は肉類の国内需要量に著しい増加が見られなくなったことから(Fig.1-3)、家畜飼養頭数にも増加は見られず(Fig.1-4)、飼料需要にも増加は見られないが、輸入飼料への依存傾向は依然変化は見られない(Fig.1-5)。

我が国の輸入飼料への依存傾向は、世界全体で見ても突出している。粗粒穀物(飼料用)の世界貿易統計(2006年)によると、輸入量第1位は日本:19.5(百万トン)であり、第2位のメキシコ:10.4(百万トン)の倍近い輸入量となっている<sup>[9]</sup>。

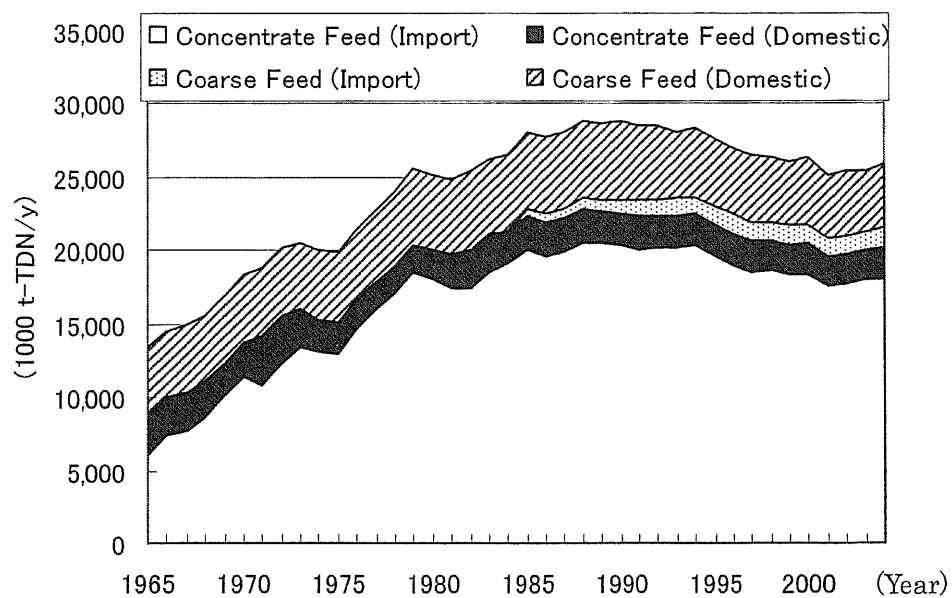


Fig.1-5 飼料の輸入量と国内生産量の動向<sup>[8]</sup>

このように我が国の畜産業は、輸入飼料への依存と集約化によるコスト削減によって、安価な海外輸入品に対抗してきたと言える。しかしその一方で、以下のような問題も生じることとなった。

### 1.1.2 日本の畜産業が直面している問題

#### (1) 輸入飼料価格変動リスクの増加

輸入飼料への依存を続けてきた結果、近年の我が国の飼料自給率は約 25%に落ち込んでいる (Fig.1-6)。

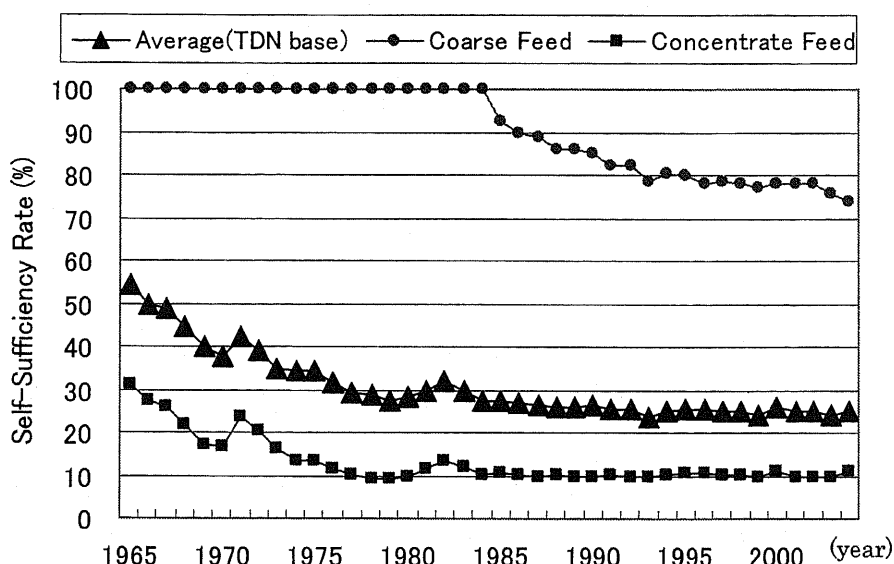


Fig.1-6 飼料自給率の動向<sup>[8]</sup>

飼料は大きく粗飼料 (Coarse Feed: 牧草やワラなどの繊維質飼料) と濃厚飼料 (Concentrate Feed: 大麦やトウモロコシなどの穀物飼料) に区分される。粗飼料よりも濃厚飼料の方が TDN (Total Digestible Nutrients: 可消化養分総量) が多く含まれており、TDN は家畜の肥大化に不可欠な要素とされている。平均飼料自給率は TDN 換算で表示されることが多いため、濃厚飼料の自給率とほぼ同じ動向を示す。

近年は特に粗飼料自給率の低下が顕著である (Fig.1-6)。その背景として、中国を中心とした安価な粗飼料輸出国の出現と、乳牛・肉牛農家の高齢化・省力化が考えられる。しかしながら、2002 年度には中国産稲ワラに基準値を超えた残留農薬が見つかったことによる輸入停止、また 2005 年度にも口蹄疫防止のために中国産稲ワラ及び乾草の輸入停止措置が実施されていることから、輸入粗飼料の供給安定性が疑問視されている。

また、濃厚飼料の自給率は約 11% (2004 年度) と非常に低いため、飼料の国際価格変動の影響を大きく受けることは必至である。我が国への輸入濃厚飼料の内訳を Fig.1-7 に示す。とうもろこし (飼料用) の輸入量が濃厚飼料全体の約 73% をしめており、主要飼料であることがわかる。

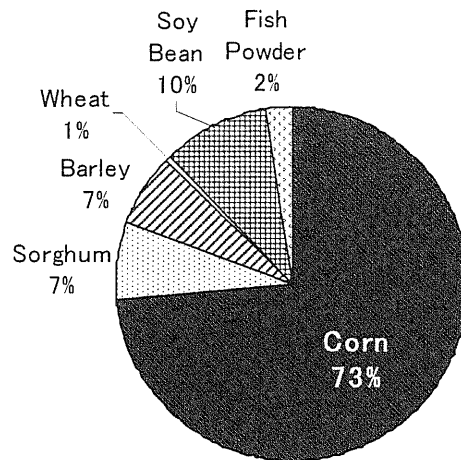


Fig.1-7 輸入濃厚飼料の内訳<sup>[10]</sup>

輸入とうもろこしの約 97%(2006 年)はアメリカから輸入しており、輸入飼料全体を見ても輸入量の約 85%をアメリカに依存している状況にある。このように、濃厚飼料は自給率の低さだけでなく、輸入先が非常に偏っていることが、供給安定性の点で問題となっている。

さらに、世界的に見てもとうもろこしの国際価格は近年高騰している(Fig.1-8)。その要因は、大きく環境要因と社会要因に分けられる。日照不足や天候不順などの環境要因は、とうもろこし生産量に短期的な影響を与え、同時に国際価格にも短期的な影響を与える。一方、地球温暖化や土壌劣化、水資源の枯渇などの環境要因は、とうもろこし生産量及び価格に長期的な影響を与える。また、人口増加による需給の逼迫やエネルギー資源としての需要増加といった社会要因もとうもろこし価格に長期的な影響を与える。近年のとうもろこし価格の高騰は、特に社会要因の影響を強く受けた結果であると考えられている。

現在世界人口 60 億人のうち約 8 億 3000 万人が饑餓に瀕している状況であるが、一方で家畜飼料用の穀物需要やエネルギー生産用の穀物需要が増加しているため、世界の食糧需給は年々逼迫している。さらに、過剰な灌漑農業や不適切な農地管理によって土壌劣化・水資源の枯渇が進み、穀物生産量自体の減少も危惧されている状況にある。

このように、限られた土地で生産される、限られた食糧を様々な立場の人間が取り合っており、需給の逼迫要因も長期的な影響を及ぼすものばかりであるため、今後も穀物価格は高騰傾向が続くとの見方が強い。

飼料の約 75%を輸入している我が国の畜産業において、飼料価格の変動リスクが今後ますます大きくなると考えられる。近年畜産農家が購入する輸入飼料価格にもその影響が見られ始めている(Fig.1-9)。今後予想される飼料高騰時代に向けた対策が必要とされており、我が国では飼料自給率の向上が急務となっている。

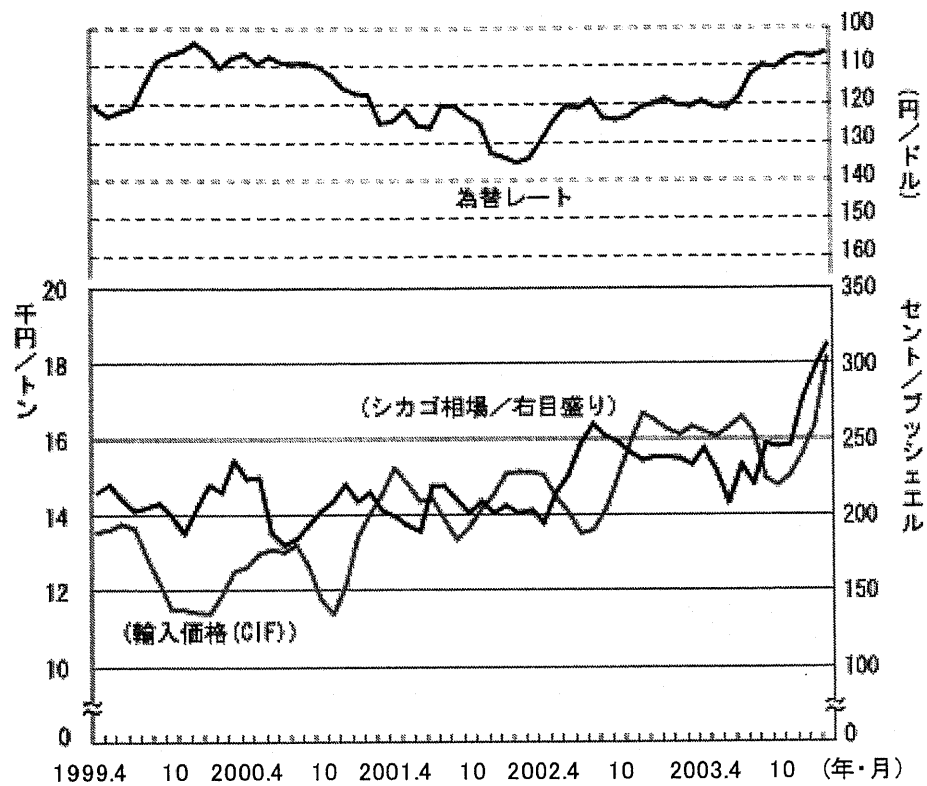


Fig.1-8 飼料用とうもろこしの価格と為替相場の動向<sup>[11]</sup>  
 (とうもろこし 1 ブッシェル(約 36 リットル)は約 25.4kg)

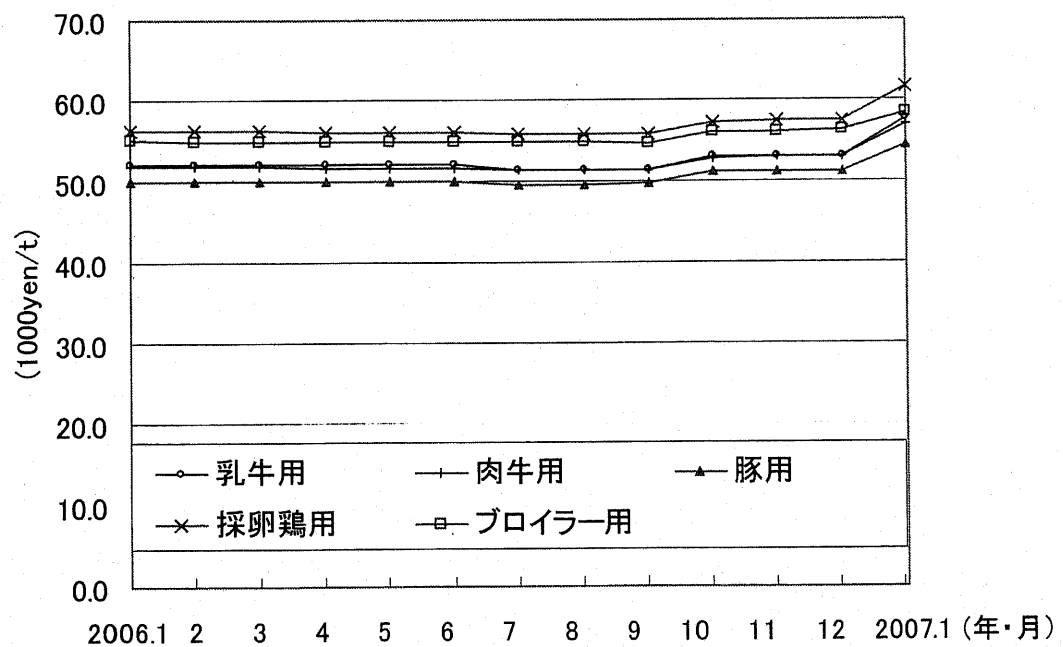


Fig.1-9 配合飼料の農家購入価格の動向<sup>[12]</sup>

## (2) 家畜排せつ物処理負担の増加

我が国における家畜排せつ物の全発生量は、産業廃棄物の約 21%(Fig.1-10)、一般廃棄物を含めた我が国の全廃棄物発生量の約 19%を占めており、品目別発生量では我が国で第2位の発生量となっている。

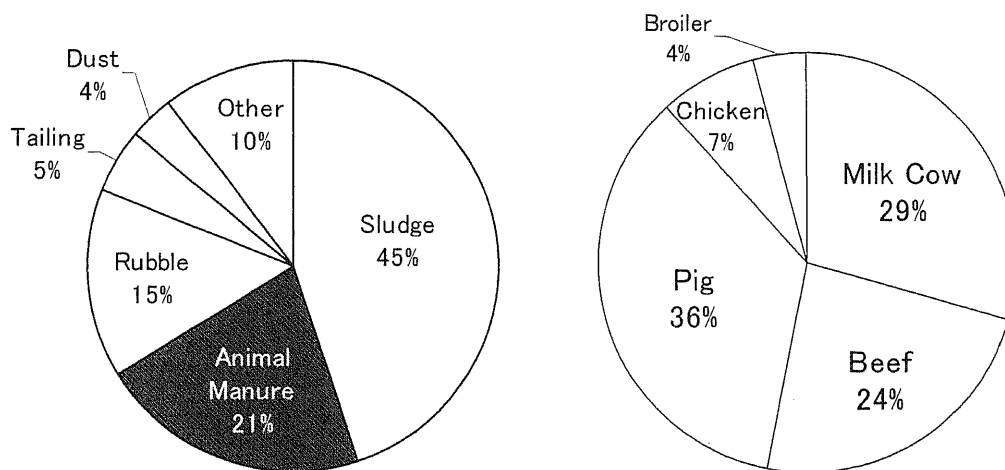


Fig.1-10 日本の産業廃棄物排出源の内訳(左)と家畜排せつ物排出源の内訳(右)<sup>[2][3]</sup>

近年畜産農家の集約化が進んだことから、Fig.1-10に示した大量の家畜排せつ物も集約的に発生することとなった。畜産農家1戸あたりの家畜排せつ物発生量は家畜飼養頭数に比例して急増している。

しかしながら、畜産農家自身は飼料の大半を輸入に頼っているため、農地を保有していないか、家畜排せつ物を肥料として利用するには狭すぎる農地面積しか保有していない。その結果、各畜産農家で家畜排せつ物が大量に余り、その利用先を探す必要に迫られることとなった。

家畜排せつ物は多くの肥料成分を含んでいるため、農業における貴重な肥料資源として利用されてきた。しかし戦後の高度経済成長に伴い、農業においても労働生産性を高める傾向が強くなったことや、輸入肥料を安価に入手できるようになったことなどを背景に、我が国における農業は機械化・省力化が進んだ。その結果、堆肥と同じ肥料含有量ながら、軽くて少量の施肥で済む化学肥料が普及し、堆肥の利用量は減少した(Fig.1-11)。

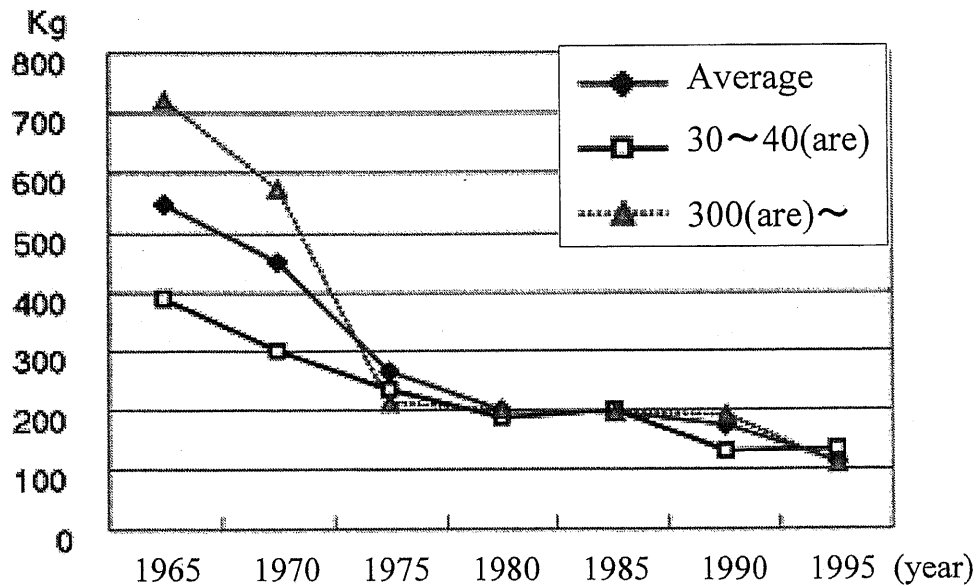


Fig.1-11 農地面積別堆肥利用量の動向<sup>[13]</sup>

このように、我が国における家畜排せつ物の需要が畜産農家においても農業においても減少したことから、畜産農家は高価な設備投資を行うことで家畜排せつ物を無害化处理せざるを得ない状況にある。一部の畜産農家は無害化处理を行わずに農地に野積みしてきたが、悪臭問題(Fig.1-12)や地下水の硝酸性窒素汚染(Fig.1-13)、メタンや亜酸化窒素といった温室効果ガスの排出(Fig.1-1-14)を引き起こすことから、2004 年から野積みを禁止し適正処理を義務づける「家畜排せつ物の管理や適正化及び利用の促進に関する法律(通称家畜排せつ物法)」が施行された。これにより、家畜排せつ物の無害化处理や利用の促進が全畜産農家に対して求められている状況にある。



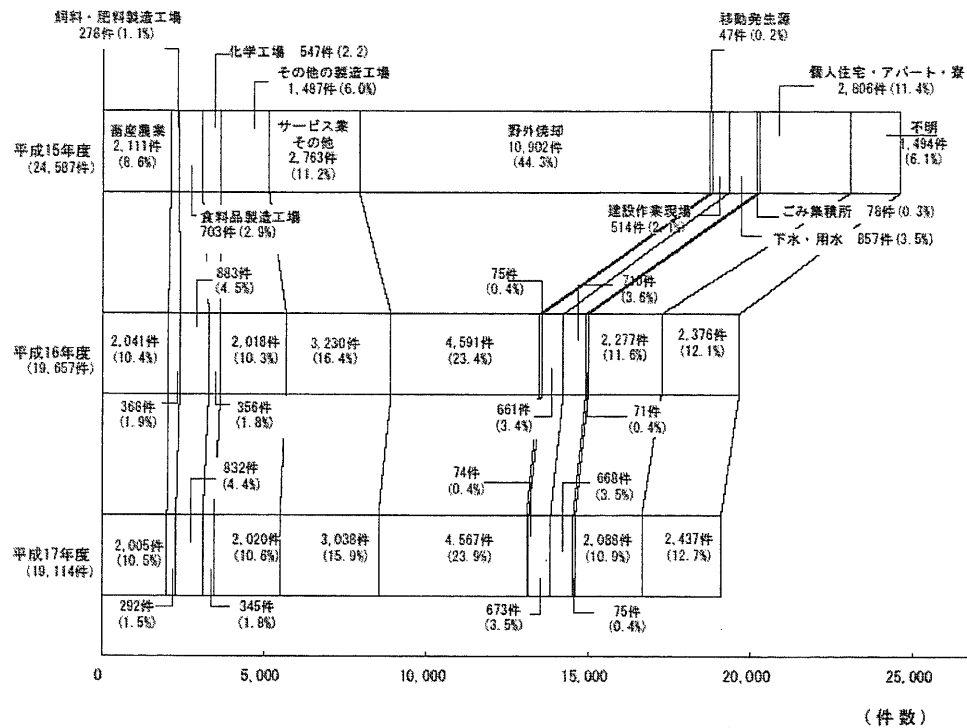


Fig.1-12 発生源別悪臭苦情件数の推移<sup>[14]</sup>

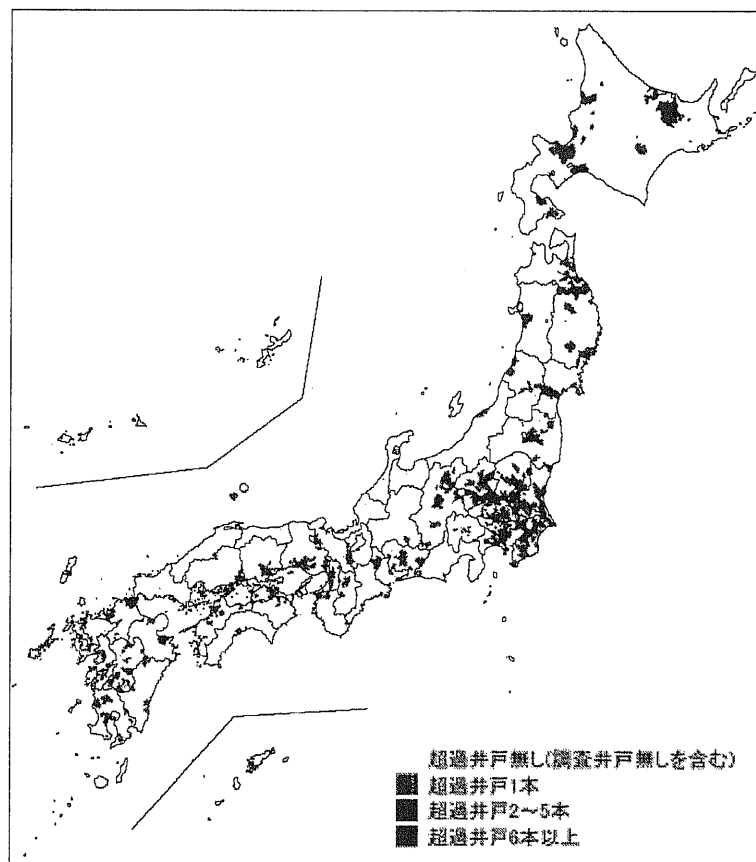


Fig.1-13 地下水汚染マップ(硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素)<sup>[15]</sup>

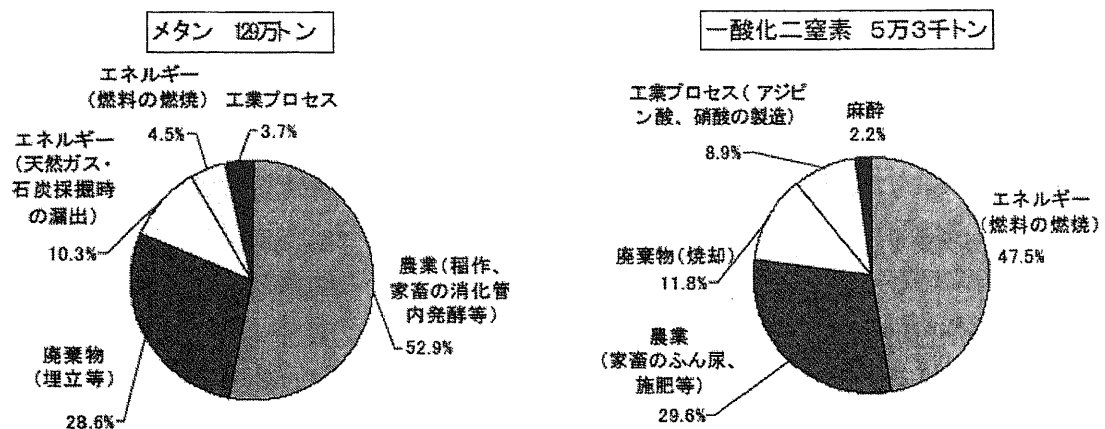


Fig.1-14 メタン及び一酸化二窒素排出量(実重量)の部門別内訳(1999 年)<sup>[16]</sup>

本章では、畜産農家が直面している2つの問題を取り上げた。飼料自給率の低下により、輸入飼料価格変動リスクが増加しただけでなく、家畜排せつ物の利用先も大幅に失われた。その結果、家畜排せつ物は供給過剰状態に陥っており、畜産農家の経営を圧迫しているだけでなく、環境汚染を引き起こしている。

また、化学肥料への依存による堆肥利用量の低下も、家畜排せつ物の供給過剰に拍車をかけている。畜産業・農業ともに各自の経済効率の向上だけを目指した結果、以前は噛み合っていた両者の協力体制が崩れ、家畜排せつ物の供給過剰状態という形で環境汚染を引き起こした。

このように、我が国の農業が抱える問題の一端が、家畜排せつ物の供給過剰状態という形で顕在化している。そのため、家畜排せつ物供給過剰問題の解決は、我が国の農業が抱える問題の解決の一助となると考えられる。

そこで、本研究では、環境面・社会面に大きな影響を与えている家畜排せつ物供給過剰問題の解決策を提案することを最終目標に置いた。

## 1.2 研究手法

### 1.2.1 既往の研究事例と課題

本研究では、家畜排せつ物対策が社会面・環境面におよぼす影響を総合的に評価した上で、最適な対策の組合せを決定する手法の提案を目的としている。

農業分野における家畜関連研究範囲は多岐に渡っており、土壌研究、家畜飼養研究、飼料品種の開発、家畜排せつ物処理技術研究などに細分化されている。これらの研究は、互いに相互影響を及ぼす関係にあるものの、全体を総合的に評価した研究は見られない。また、そのような評価を行うための枠組みが検討された事例も非常に少ない。

現時点では、個別の農業廃棄物対策や農業活動の評価手法として LCA (Life Cycle Assessment) を用いた研究事例が報告されているに留まっている。LCA は、元々ある製品の製造・廃棄段階など全ての工程において排出される環境負荷を総合的に算出した上で、製品の評価を行う手法である。近年は、製品の評価に留まらず、システムの評価にも用いられるようになった。

家畜排せつ物処理を評価対象とした研究には、和木他<sup>[17]</sup>、羽賀・和木<sup>[18]</sup>、泉澤他<sup>[19]</sup>、田中他<sup>[20]</sup>がある。

和木他<sup>[17]</sup>は、各豚舎污水处理方法(二段曝気式活性汚泥法、二段曝気式活性汚泥法+脱窒・脱リン処理、USAB リアクター+好気性ろ床、USAB リアクター+好気性ろ床+脱窒・脱リン処理)について比較評価した。評価項目は、地球温暖化、酸性化、富栄養化、オゾン層破壊として、各環境負荷を定量的に算出した。

羽賀・和木<sup>[18]</sup>は、肥育牛糞尿の堆肥化方法(堆積式、発酵式)の違いが環境に与える影響を比較評価した。評価項目は、地球温暖化、酸性化、富栄養化、スモッグとした。

泉澤他<sup>[19]</sup>は、堆肥製造工程のうち、収集、堆肥製造、流通、販売、排ガス処理の各工程から排出される環境負荷の定量化を行った。評価項目は、エネルギー、CO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、SO<sub>x</sub>、T-N、堆肥製造費用とした。

田中他<sup>[20]</sup>は、養豚農家が污水浄化施設、堆肥化施設などを導入または改造するとき、飼養条件や目標処理性能に応じたランニングコスト、用地面積、環境影響(評価項目は、エネルギー枯渇、温暖化、酸性雨、大気汚染、水質汚染とした)の概要を把握するためのプログラムを作成した。

また、農業活動の評価研究には、小林<sup>[21]</sup>、Ohmura<sup>[22]</sup>がある。

小林<sup>[21]</sup>は、農業地域における農業生産活動に関わるエネルギー消費量と炭素収支を定量化した。評価項目は、エネルギー、T-C とした。エネルギー消費量の検討から、作物生産では農作業と養分収支が重要な項目であり、動物生産では購入資材がエネルギー効率の向上において重要な項目であることを明らかにした。

Ohmura<sup>[22]</sup>は、中山間地域における農業生産活動について複数の環境負荷削減シナリオを提示し、各シナリオの環境負荷削減費用対効果を分析した。評価項目は、地球温暖化、酸性雨、富栄養化、水質汚染、人間毒性、シナリオ実施コストとした。

これらの研究事例は、LCA を用いて複数の環境負荷排出量を定量的に示す手法を用いている。本章では国内における研究事例を紹介したが、海外でも同様に LCA を用いた農業活動評価研究は数多く報告されている。しかしながら、得られた評価項目は一長一短の効果を示すため、どの研究事例においても最終的な対策の決定は決定者の判断に委ねられている。

最終的な判断を定量的な根拠に基づき提案する試みも行われつつある。複数の環境負荷が排出される場合、どの環境負荷をどの程度重視して削減したいかアンケート調査に基づき重み付けすることで、環境負荷をある単一の評価指標で表現する試みである<sup>[24]</sup>。

単一評価指標は、開発者によって算出方法や名称が異なる。現時点では、単一評価指標として、Eco Points<sup>[25]</sup>、Eco Indicator 95<sup>[26]</sup>、JEPIX、Eco Indicator 99<sup>[26]</sup>、LIME<sup>[24]</sup>、EPS などがある (Table 1-1)。

各単一評価指標は、各評価項目の重要度の重みと、評価対象シナリオにおける各評価項目算出結果を用いて算出される。ただし、設定している評価項目や算出方法は開発者によって異なる。今後、評価項目の選定や算出方法に関する更なる研究が期待されている分野である。

単一評価指標の概念は、本研究においても、家畜排せつ物対策が社会面・環境面におよぼす影響を総合的に評価する際に、非常に有益であると考えられた。実施されうる家畜排せつ物対策における評価項目の重みと算出結果から、単一評価指標を設定することができれば、最終的な対策の選択を、定量的な根拠に基づき提案することが可能となるためである。

しかしながら、開発されている上記単一評価指標をそのまま本研究に適用するには多くの問題点がある。一つは、開発されている単一評価指標の対象としているのは、環境負荷項目だけに限定されている点である。本研究で対象としている家畜排せつ物対策では、環境負荷削減効果だけでなく、社会的な効果 (食糧・飼料自給率の向上など) が、対策の実施により期待される (1.1 章参照)。そのため、対策の実施効果を総合的に評価するためには、環境だけでなく社会面への影響も、評価項目に含めることが不可欠である。

また、単一評価指標を算出する際に、各評価項目の重要度の重みをアンケート調査によって算出している場合、アンケート対象者の属性が結果に大きな影響を及ぼす。本研究のように地域における家畜排せつ物対策を対象としている場合、対策実施者は地域行政となるため、地域住民の意向を正しく把握し、反映させた対策を選択する必要がある。対象地域住民の意向を正しく反映させることのできる手法の検討や、評価対象の検討を行う必要がある。

以上のように本研究に関連する既往の研究事例を概説した結果、地域を対象とした対策の定量的な評価に基づく提案手法は確立しておらず、環境・社会面の総合的な評価手法の開発が求められていると考えられた。

そこで本研究では、家畜排せつ物対策が社会面・環境面におよぼす影響を総合的に評価した上で、最適な対策の組合せを決定する手法の提案を目的とした。

Table 1-1 環境影響の定量化手法

手法	Eco Points	Eco Indicator 95	JEPIX	Eco Indicator 99	LIME	EPS
開発者	スイス環境庁 (BUWAL)	PRé' (オランダの コンサルタント会社)	JEPIX (Japan Environmental Policy Priorities Index) 開発プロジェクトチーム	PRé' (オランダの コンサルタント会社)	LCAプロジェクト + 産業技術総合研究所	IVL (Swedish Environmental Research Institute)
開発年	1990	1995	2003	1999	2002	1999
評価対象地域	スイス、オランダ、 スウェーデン、ノルウェー	ヨーロッパ	日本	ヨーロッパ	日本	スウェーデン
インパクトカテゴリー 項目	エネルギー消費 温室効果ガス オゾン層破壊物質 酸性化 富栄養化 人間毒性 スモッグ 臭気・騒音 放射性物質 直接被害	温室効果ガス オゾン層破壊物質 酸性化 富栄養化 スモッグ 農薬 発がん性物質 重金属(大気中・水 中)	温室効果ガス オゾン層破壊物質 ダイオキシン BOD, COD NOx, SPM10 排出物管理 埋立地容量 道路交通騒音	資源 地球温暖化 オゾン層破壊 酸性化 富栄養化 呼吸器系疾患 発がん性物質 土地消費 放射性物質	資源消費 廃棄物 地球温暖化 オゾン層破壊 酸性化 富栄養化 呼吸器系疾患 有害化学物質 土地利用 都市大気汚染 生物毒性 光化学オゾン	人間の健康 生態系の生産能力 非生物系資源 生物多様性
重み付け	なし	インパクトカテゴリー間 の重み付け	なし	パネル法	コンジョイント分析	OVM
単一指標	エコファクター	環境負荷単位を重み 付けし、積上げ	エコファクター	インディケータ	ダメージコスト	ダメージコスト

### 1.2.2 家畜排せつ物対策における自治体予算配分最適化モデルの開発

本研究では、家畜排せつ物対策が社会面・環境面におよぼす影響を総合的に評価した上で、最適な対策の組合せを定量的な根拠に基づき決定するためのシミュレーションモデルを開発した。

まず、実行可能な家畜排せつ物対策を列挙し、各対策を実施した場合の社会・環境影響項目の定量化を行った。次に、住民アンケート調査に基づき各社会・環境影響項目の重要度の重みを決定した。単一評価指標の概念を応用し、各対策を実施により期待される社会・環境便益を単一評価指標に統合した。

複数の対策を同時に実施した場合、互いに影響を及ぼすことが想像される。例えば、家畜排せつ物処理施設の導入を行うと、堆肥の流通量および成分が変動する。そのため、家畜排せつ物処理施設の設置支援策と、堆肥流通促進策を同時に実施した場合、物流の変化が互いの実施効果に影響を及ぼすこととなる。

そこで本研究では、畜産農家および耕種農家における物質収支をモデル化し、各対策の単一評価指標の合計値が最大となるような対策案の組合せおよび予算配分を求めるためのシミュレーションモデルを開発した。

さらに、開発したモデルを用いたケーススタディーを行い、具体的な対策の提案を行った。

第2章では、開発した家畜排せつ物対策における自治体予算配分最適化モデルの詳細を示す。また、第3章～第6章では、開発したモデルを用いたケーススタディーの詳細を示す。

### 1.3 第一章のまとめ

第一章では、家畜排せつ物問題が引き起こされた背景を論じ、本研究における目的を明らかにした。

まず 1.1 では、かつては貴重な肥料資源として利用されていた家畜排せつ物が供給過剰状態に陥った原因として、経済性向上を目的とした畜産業の集約化と輸入飼料への依存を挙げた。さらに、家畜排せつ物の利用者であった耕種農家においても家畜排せつ物堆肥から化学肥料への転換が浸透した結果、家畜排せつ物堆肥の需要量は大幅に減少し、家畜排せつ物供給過剰状態に拍車をかけていることを挙げた。以上の検討結果から、家畜排せつ物供給過剰問題の解決には、問題が引き起こされた背景にある畜産業および農業のあり方を再検討することも必要となることを示した。

1.2 では、既往の畜産関連研究は排せつ物処理技術の評価や処理システムの環境影響評価に留まっており、家畜排せつ物問題の解決により期待される社会的効果も含めた検討は行われていないことを示した。また、既往のシステム研究では意志決定が行われず評価に留まっている点で、解決策を求めている地域行政の要求に応えた研究に発展していない点を指摘した。そのため、家畜排せつ物対策が社会・環境面に及ぼす影響を総合的に評価した上で最適な対策の組合せを決定する手法の提案を行うことを本研究の目的とした。具体的には、まず各対策への自治体予算配分最適化シミュレーションモデルを開発することにより、家畜排せつ物問題の解決に向けた意志決定手法の提案を行い、次に開発したモデルを実際の地域における家畜排せつ物問題に適用させたケーススタディーを行うことを示した。

## 第二章 家畜排せつ物対策に対する

### 自治体予算配分最適化モデル



## 第2章 家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデル

家畜排せつ物対策を実施することによって、様々な環境・社会便益を得ることができる。しかし、家畜排せつ物対策の実施によって得られる便益は、対象地域に直接的な便益をもたらすだけでなく、対象地域外にも間接的に便益をもたらすと考えられる。例えば、「家畜用飼料の地域内生産支援策」や「田畑での肥料利用促進策」は、飼料・肥料の地域生産自給率に影響を与えるだけでなく、飼料・肥料需要を満たすために生産・輸送時に地域外(国外)において排出される環境負荷量にも影響を与える。

このように、家畜排せつ物対策の実施によって得られる便益を評価するためには、地域内外で発生する便益を総合的に捉える必要がある。このような総合的評価手法の一つに、ライフサイクルアセスメント(LCA : Life Cycle Assessment)手法がある。

LCAとは、製品やサービスのライフサイクル全段階(原料採取→製造→流通→使用→リサイクル・廃棄)において、地球環境に与える負荷を分析する手法であり、国際標準化機構ISO(International Organization for Standardization)によって規格化されている。規格の内訳は以下の通りである<sup>[1]</sup>。

- ・ ISO14040 : LCA の枠組み
- ・ ISO14041 : 目的及び調査範囲の設定
- ・ ISO14042 : ライフサイクル影響評価
- ・ ISO14043 : ライフサイクル解釈

ISO-LCA の実施手順を大きく分けると、以下の6つの手順で構成される<sup>[1]</sup>。

- ① 目的と調査範囲の設定(シナリオの作成)
- ② インベントリ分析(環境負荷の定量化と集計・分析)
- ③ インパクト評価(環境影響の定量化と評価)
- ④ 結果の解釈(分析・評価の考察、①～③の検証・見直し)
- ⑤ 報告書の作成(LCA のまとめ)
- ⑥ クリティカルレビュー(ISO-LCA としての適合性チェック)

本研究では、ISO-LCA の実施手順に沿って評価を行った。

手順①では、本研究における家畜排せつ物対策の設定と、評価の対象とする環境・社会便益の設定を行った。詳細を 2.1 に示す。

手順②を行うためのモデルを、本研究では「物質フロー評価サブモデル」と呼ぶ。物質フロー評価サブモデルは、手順①で設定した各家畜排せつ物対策の実施に伴う、環境負荷排出量や費用などを算出するためのモデルである。モデルの評価範囲とモデルの詳細を 2.2 に示す。

手順③では、手順②で得られた環境負荷排出量が、手順①で設定した評価対象の環境・社会便益に対して与える影響の定量化手法を検討した。詳細を 2.3 に示す。

ISO-LCA の実施手順では、手順③によって得られた結果に基づき、手順①で設定した家畜排せつ物対策が環境・社会に与える影響の定量化を行うことで、評価は基本的には終了する。

しかし本研究では、地域住民が望ましいと感じるバランスで環境・社会便益をもたらす家畜排せつ物対策の提案を行うことを目的としている(第 1 章参照)。すなわち、手順④～⑥で求められている「手順①で設定したシナリオの評価」を行うだけでなく、評価結果に基づいて手順①のシナリオの最適な組合せを検討することを目的としている。

地域住民が望ましいと感じる環境・社会便益のバランスを知るためには、まず、地域住民がどの便益をどれだけ重視した対策を望んでいるのかを定量的に知る必要がある。そのため本研究では、住民アンケートに基づいた各便益の重要度に対する重み付け手法の検討を行った。詳細を 2.4 に示す。

次に、手順③で定量化された家畜排せつ物対策の実施に伴う環境・社会便益と、2.4 で検討した便益の重みを用いて、総合評価値(Improvement Factor)を設定した。この総合評価値が高いほど、地域住民が望ましいと感じるバランスで環境・社会便益が得られることを意味する。詳細を 2.5 に示す。

最後に、総合評価値を最大にする家畜排せつ物対策への自治体予算配分の検討を行った。そのために、総合評価値最大化シミュレーションモデルを作成した。このモデルを本研究では「家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデル」と呼ぶ。家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデルの構造を Fig.2-1 に示す。

また、モデルの目的関数・制約条件および使用した最適化ソフトの詳細を 2.6 に示す。

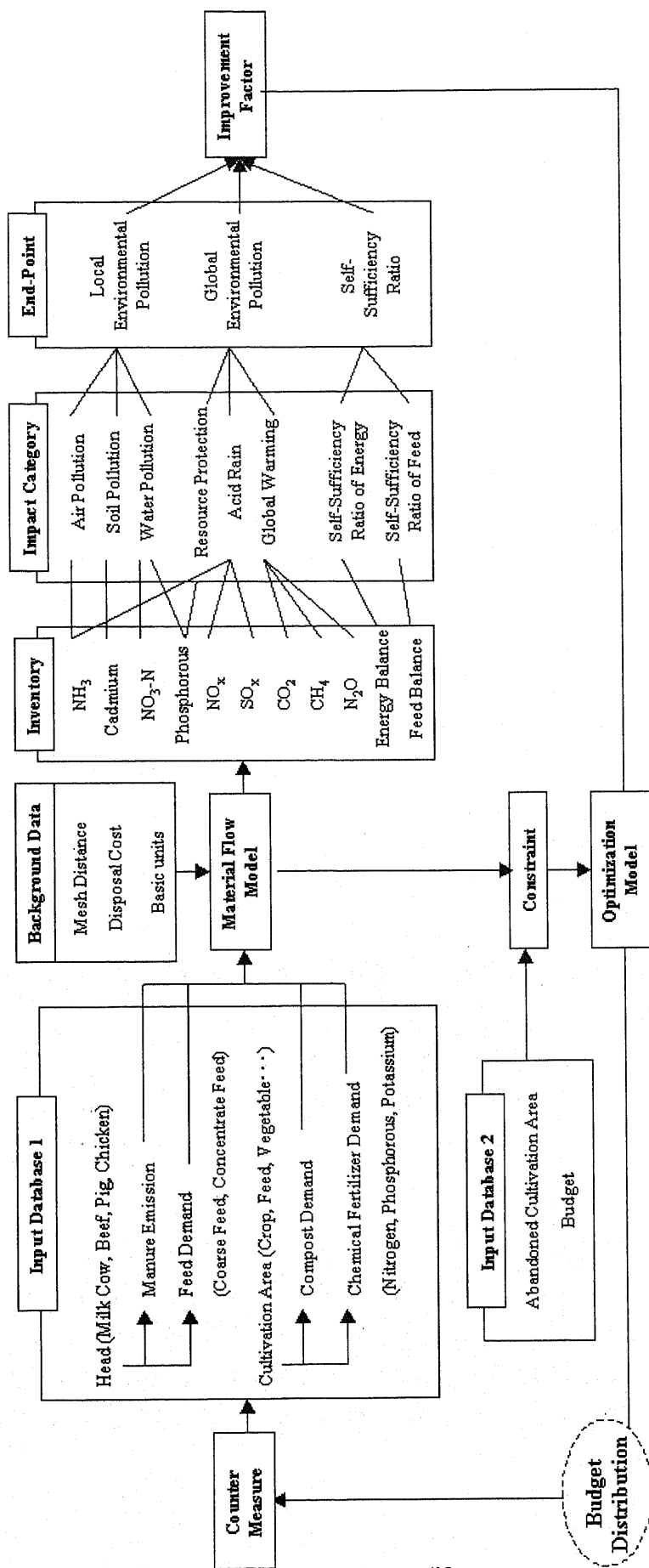


Fig.2-1 家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデル構造

## 2.1 家畜排せつ物対策案の設定と評価対象便益の設定

### 2.1.1 本研究で検討する家畜排せつ物対策案の設定

家畜排せつ物の供給過剰問題に対して、取り得る対策 (Fig.2-1 の "Counter Measure") は以下のように分類できる。

#### <家畜排せつ物の排出量削減>

- (1) 家畜飼養頭数の削減
- (2) 家畜排せつ物の排出量低減を目的とした飼料設計の改善

#### <家畜排せつ物の肥料としての需要拡大>

- (3) 畜産農家における家畜排せつ物利用量の増加
- (4) 耕種農家における家畜排せつ物利用量の増加

#### <環境基準値を考慮した家畜排せつ物の無害化处理>

- (5) 污水浄化处理施設の設置
- (6) 焼却処理施設の設置
- (7) 炭化处理施設の設置

#### <家畜排せつ物の新規需要の創造>

- (8) メタン発酵処理施設の設置

以下に本研究で設定した各対策の具体的な内容および関連する法制度を示す。

### (1) 家畜飼養頭数の削減<sup>[2][3]</sup>

「酪農及び肉用牛生産の振興に関する法律(S29.6)」及び「食料・農業・農村基本法(H4.6)」に基づく「認定農業者制度」は、生産の効率化により所得の確保・安定化を図ることを目的としている。生産の効率化とはすなわち、1戸あたりの家畜飼養頭数の増加、生産の機械化、大規模畜産経営の推進を意味する。我が国の畜産業は、このように過去から現在に至るまで、規模拡大と機械化を主軸とした施策に基づいて発展してきた。

しかしながら、畜産業の副産物である家畜排せつ物には目が向けられていなかったため、排せつ物処理のために家畜頭数を削減するという考えは全く提案されてこなかった。近年は家畜頭数の削減も必要であるという意見も聞かれるようになったが、依然実現は困難であると考えられている。その原因として、前述したように我が国の畜産業施策は、現在も規模拡大と機械化を主軸としており飼養頭数の削減に対する補助制度が期待できる状況にないため、畜産農家にとっては所得減少への不安が拭いきれない点が挙げられる。

一方、欧州では畜産業による地下水汚染の防止を背景に、家畜飼養頭数の規制対策が既に実施されている。オランダやデンマークをはじめとした畜産国では、農地における肥料需要に合わせて家畜頭数を制限し、家畜排せつ物－農地間の具体的な肥料収支計算結果が記載された計画書を年初に提出することを義務付けるシステムが実施されている(オランダ:Mineral Accounting System(Fig.2-2 に図化した)、デンマーク:Harmony Rule)。家畜頭数制限の対価として、環境保全や農地景観保護への貢献などの理由に基づき、農家は政府から直接支払いを受け取ることができる(共通農業政策(Common Agricultural Policy=CAP))。

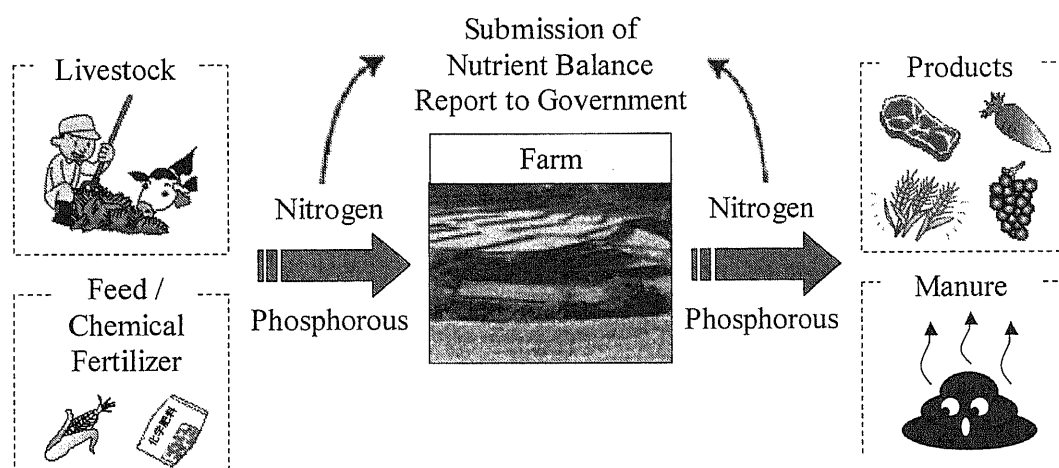


Fig.2-2 Mineral Accounting System の概要

このように、補助制度のあり方を検討することによって、我が国においても家畜飼養頭数の削減は実現し得ると考えられる。そのため本研究では、過剰な家畜排せつ物に対する今後の施策として、家畜飼養頭数の削減を選択肢の1つに設定した。我が国における本施策の導入条件として、現時点で最も畜産農家に受け入れられ易いと考えられる「所得全額補助」を行政予算から捻出するものとした。

## (2) 家畜排せつ物の排出量低減を目的とした飼料設計の改善<sup>[4][5]</sup>

家畜に給与する飼料成分の改良や給与方法の変更によって、排せつ物の排出量減少効果や排せつ物中栄養塩（窒素やリンなど）含有量の減少効果を得ることが可能である。我が国を含め世界各国で、より栄養吸収効率の高い飼料設計が検討されている。具体的な検討内容を以下に示す。

### <飼料成分の改良>

- 低タンパク質飼料
- アミノ酸結晶添加飼料
- フィターゼ（フィチン態リンの消化酵素）添加飼料
- 低カリウム含有飼料

など

### <飼料給与方法の変更>

- 粗飼料の給与方法の改善（給与時間、回数、粗飼料の切断長、発酵度の変更など）
- 均等に採食させるための畜舎設計の改善

など

しかしながら、我が国は他国と比較して研究成果が現場に普及していないのが現状である。研究開発自体は活発に行われているものの、研究と現場の連携が円滑に行われていない点が問題視されている。

このように、飼料設計の改善による家畜排せつ物排出量の低減は、資金面の問題よりもむしろ研究－現場間のコミュニケーション不足問題を含む我が国の研究開発のあり方を改善することによって実現可能であると考えられる。そのため行政予算の配分のあり方を問う本研究では、飼料設計の改善を選択肢に含めないこととした。

### (3) 畜産農家における家畜排せつ物利用量の増加<sup>[6]</sup>

畜産業と農業の分業化が進んだ結果、大部分の畜産農家は自身で耕地を持たず、輸入飼料に依存している(→第1章参照)。

そのため家畜排せつ物利用量を増加させるための対策として、自給飼料の栽培面積を現状よりも増やす対策の導入が有効であると考えられる。本対策の実施により、家畜排せつ物を自給飼料の生産用肥料として利用することが出来るだけでなく、余剰排せつ物処理に必要な経費や、輸入飼料購入費の削減効果も期待出来る。

政策面においても、「酪農及び肉用牛生産の振興に関する法律(S29.6)」及び「食料・農業・農村基本法(H4.6)」に基づき、食糧・飼料自給率の向上を目的とした飼料増産への支援が既に行われている。政策目標では、2015年の飼料自給率を35%(2003年度は24%)に設定している。目標達成のために、「飼料自給率向上特別プロジェクト」や、「強い農業づくり交付金」による飼料増産資金援助が設置されている。また、前述した「認定農業者制度」では、生産の効率化による所得の確保・安定化だけでなく、自給飼料増産による輸入飼料購入価格変動リスクの軽減、余剰排せつ物処理経費・輸入飼料購入費の削減による所得の確保・安定化も認定対象となる。このように、自給飼料の生産は多面的な支援によって拡大が期待されている状況にある。

自給飼料を新たに栽培するためには未利用農地の存在が不可欠であるが、幸か不幸か近年我が国における耕地面積および耕地利用率は減少していることから、未利用農地面積は増加傾向にあると推測される(Fig.2-3)。そのため、自給飼料生産事業は実行可能な状況にあると考えてよい。耕作放棄地に代表される未利用農地を利用した自給飼料栽培事業が各地で展開されつつある。

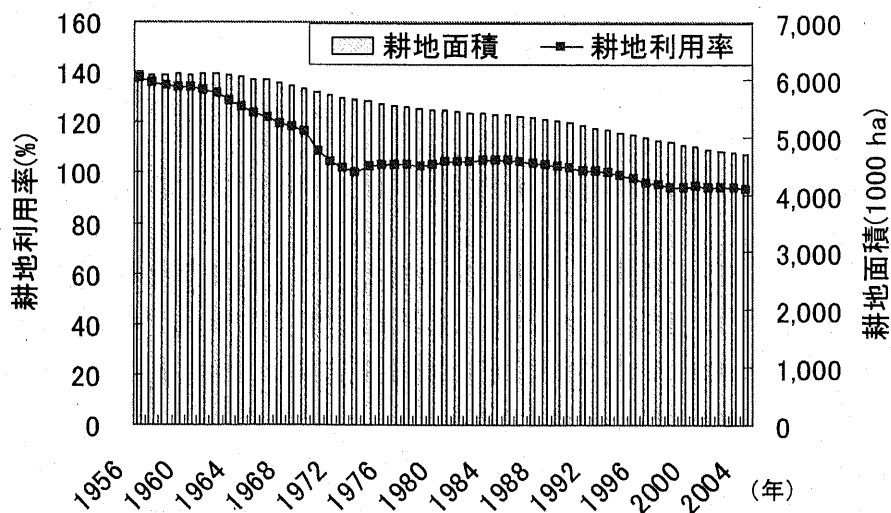


Fig.2-3 未利用農地面積の推移<sup>[7]</sup>

このように、畜産農家における家畜排せつ物利用量の増加対策として自給飼料の増産は有効かつ実行可能であると考えられるため、本研究では自給飼料の生産事業支援を選択肢の1つに設定した。本施策の導入条件として、現時点での行政補助率に倣い、飼料生産事業費の1/4～1/2を行政予算から捻出するものとした。

#### (4) 耕種農家における家畜排せつ物利用量の増加

発生する家畜排せつ物の大部分は水分だが、有機分中には多くの肥料成分が含まれている。窒素、リン、カリウムはその代表成分であり、植物の成長に不可欠な「三大栄養素」であることが知られている。肥料含有量は、家畜の種類・年齢・性別などによって異なるが、一般的に豚排せつ物は特にリンを多く含む傾向にあり、牛排せつ物はカリウムを多く含む傾向にある。農作物の肥料需要も各農作物の種類や季節などによって異なるので、各排せつ物の特徴を生かして農作物の栽培に役立てることで無駄のない利活用が可能になると考えられる。

では、農地へ家畜排せつ物利用ポテンシャルはどれ程あるのだろうか。2003 年度における日本の肥料需給バランスの試算結果を Fig.2-4 に示す。

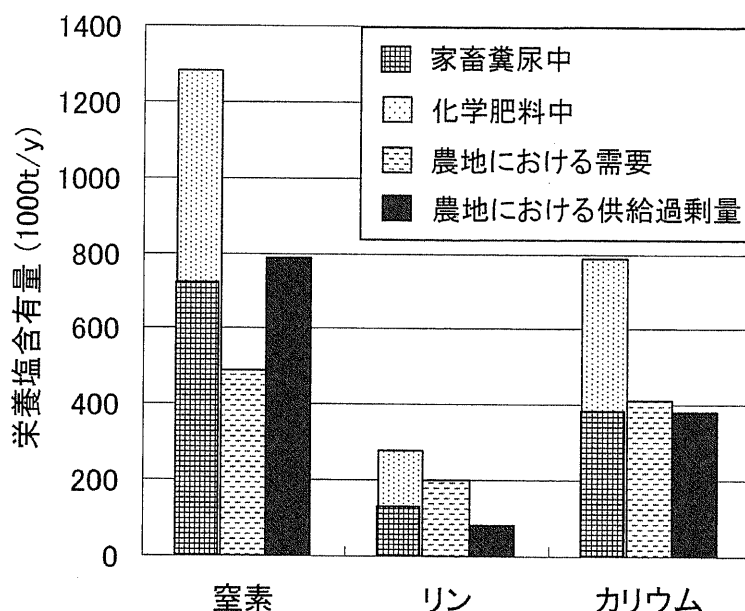


Fig.2-4 農地における肥料需給バランス(2003 年度)<sup>[8] [9]</sup>

家畜排せつ物を堆肥化した場合、含有窒素の約 1/2～1/3 が揮発することを考慮すれば、農地における肥料需要量は、家畜排せつ物中の肥料含有量とほぼ同量であると考えられた。従って化学肥料が利用されなければ、我が国で発生する家畜排せつ物は全て農地で消費可能であり、供給過剰問題は解決できることが示唆された。

現在堆肥は供給過剰であるため、無料で提供される場合も少なくない。にもかかわらず、農業者が化学肥料に依存し続けているのは何故だろうか。理由は大きく2つに分けられる。

##### (A) 歴史的背景に起因する理由<sup>[10] [11]</sup>

第 2 次世界大戦後、我が国では経済復興を図るため、食料品価格を抑制しつつ食料を国民に公平かつ安定的に供給するための農業政策が検討された。農政は経済政策の一環であり、農業のみの論理を展開するのではなく経済全体の動きの中で政策は立案された。経済復興を図るた



めには労働費を抑制しなければならないが、労働費を抑制するためにはその大半を占める食料費すなわち農産物価格を抑制しなければならない。しかし、農産物価格を抑制すると食料生産が減少してしまい、食料増産ができなくなる。このジレンマを解消する政策こそが農地改革と傾斜生産方式だった。小作人に農地の所有権を与えるとともに傾斜生産方式に基づく化学肥料の増産を推進することで、米価の抑制にもかかわらず食料生産量は増加した。このように、化学肥料や農薬を多用した食糧増産システムが国を挙げて奨励されたのである。

現在の農業者の中心は、戦後の化学肥料依存型食糧生産システムによって生計を立ててきた世代である。農業において栽培方法を大幅に変更することは困難であり、収量が減少するリスクも伴うことが、化学肥料への依存体制に変化が見られない一因であると考えられる。

また、農協が国内向けに販売している化学肥料の価格は、輸出している化学肥料の価格の約3倍であるため、国内での化学肥料消費量が多いほど農協に入る利益は大きい。しかし農家にとって農協は、作物を安定価格で買い取ってもらうための重要な機関であるということも、化学肥料への依存体制に変化が見られない一因であるとの見方もされている。

## (B) 品質・取り扱いにおける課題

農林水産省が全国の農業者を対象に実施した、堆肥を利用しない理由を問うアンケート調査結果を Fig.2-5 に示す。

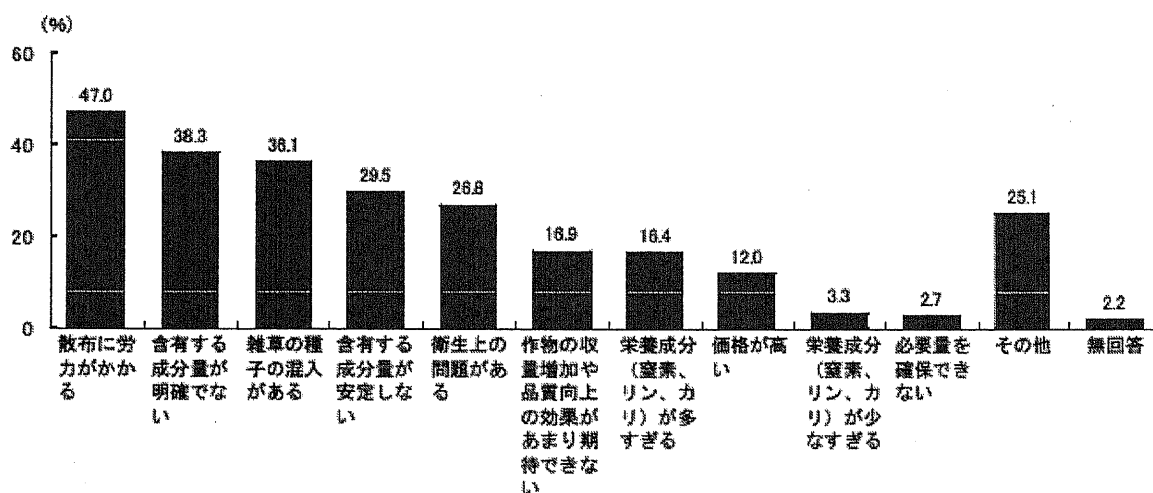


Fig.2-5 家畜排せつ物堆肥を利用したくない理由(複数回答) [12]

家畜排せつ物の利用において最も大きな課題は、散布労力の問題と品質管理の問題であることが示唆されている。

散布労力の問題は、基本的には肥料濃度の違いに起因する。化学肥料の肥料含有濃度は 20～46%(窒素成分)であるのに対して、家畜排せつ物堆肥の肥料含有濃度は 2～4%(窒素成分)であるため、同じ量の肥料成分を施肥するために必要な労力は約10倍となる。また、近年農業者の高齢化が進んだことも一因である。堆肥の運搬・散布にかかる労力が減少した結果、堆肥が無料

な地域においても化学肥料を利用する傾向にある。

品質管理の問題は、第3者による堆肥の品質管理チェック体制が整っていないことに起因する。家畜排せつ物の堆肥化は、大部分の畜産農家にとって肥料生産目的で行っているのではなく減量化目的の廃棄物処理として行っている。そのため、不純物が混ざっている堆肥や発酵が不十分な堆肥が多く、農業者のあいだで評判が悪い<sup>[13]</sup>。近年肥料取締法の対象に堆肥も含まれることとなったが、詳細な肥料成分含有率や重金属含有量などの検査及び記載が求められるため、実際には大部分の堆肥が農家間の私的な取り決めで授受されている。今後堆肥需要を増加させたいのであれば、品質管理を徹底し肥料取締法に則った堆肥生産・流通が可能になるよう努力することが求められる。

農業者が化学肥料に依存し続けている理由を上記に述べたが、逆にこれらの課題が解決されれば家畜排せつ物利用量を増加させることができると考えられる。散布労力の問題は、堆肥の運搬・散布請負機関の設置や、散布が容易な形状に堆肥を成型することで改善が可能である。また、品質管理の問題は、第3者による堆肥の品質管理チェック機関の設置や、堆肥製造専門機関の設置により改善が可能である。しかしながら、現実には労力・資金不足で課題を解決できない畜産・耕種農家による解決策の実施は期待できない。

そこで本研究では、堆肥の製造・運搬・散布の代行事業支援を選択肢の1つに設定した。第3者による堆肥製造・流通事業によって課題は解決されるものの、多大な資金が必要となる。本施策の導入条件として、現時点での行政補助率に倣い、事業費の1/4～1/2を行政予算から捻出するものとした。「持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律(持続農業法)」が施行され、有機農業に積極的に取り組む「エコファーマー」が奨励されていることも、本選択肢の実施を後押しするものと期待される。

## <環境基準値を考慮した家畜排せつ物の無害化処理>

家畜排せつ物の有効利用を行わず、環境基準を満たすように処理する方法は限られている。有効利用を行わない方法とは、最終的には大気・河川・土壌へ揮散させる処理方法か、もしくは最終処分場へ投入するための処理方法であることを意味する。現在実際に行われている無害化処理は、最終的に河川へ揮散させるための汚水浄化処理と、最終処分場へ投入するための焼却処理または炭化処理のみである。

### (5) 汚水浄化処理施設の設置

全ての家畜排せつ物に適用可能である。技術は確立されており、農家自身による管理が可能である。しかしながら、畜産廃水による水質汚濁関連の苦情は依然として多い(Table 2-1)。そのため、国庫補助金などによる汚水浄化処理施設の設置援助は現在も行われている。その一方で、環境省が定める水質汚濁防止法で規定されている、畜産廃水に対する環境基準値は年々引き締められている(Fig. 2-6)。

そこで本研究では、汚水浄化処理施設の設置費用支援を選択肢の1つに設定した。本施策の導入条件として、現時点での行政補助率に倣い、事業費の1/4~1/2を行政予算から捻出するものとした。

Table 2-1 家畜排せつ物関連の苦情内容<sup>[14]</sup>

(単位:%)

区分	悪臭関連	水質汚濁関連	害虫発生	その他	計
乳用牛	34.0	29.0	21.5	39.4	32.9
肉用牛	14.2	17.0	9.9	11.6	14.9
豚	32.4	43.9	11.6	20.7	31.4
鶏	17.3	8.6	54.7	21.7	18.4
その他	2.0	1.5	2.2	6.6	2.3
計	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
構成比率	56.7	29.9	6.4	7.0	

資料：生産局畜産部調べ、

注1：構成比率とは、苦情発生件数全体に占める各苦情内容の割合である。

2：その他は、ふん尿の流出、騒音等である。

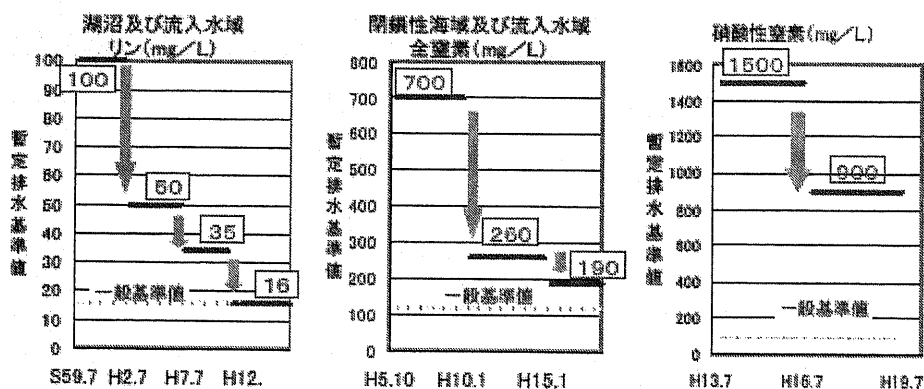


Fig. 2-6 畜産廃水に対する環境基準値の推移<sup>[14]</sup>

#### (6) 焼却処理施設の設置<sup>[15]</sup>

通常の家畜排せつ物は非常に含水率が高く、自燃しないことから、焼却処理には不向きである。しかし、ブロイラー鶏舎から排出される鶏糞敷料混合物は含水率が 40%以下と非常に低いため、自燃する。さらに燃焼時には、鶏糞中の臭気成分が分解される温度にまで炉内温度が十分上昇することから、多くのブロイラー農家では焼却処理が導入されている。特にオイルショック後は、焼却の際発生する排熱を利用して、ブロイラー鶏舎内を暖める方式を取る農家が増加した。

また、焼却灰にはリンやカリウムといった肥料成分が無機状態で大量に含まれている。無機状態の肥料成分は、化学肥料とほぼ同様の効き目を持つため、農家にとって化学肥料の代替肥料として利用しやすい。さらに、焼却によって約 9%程度まで減量化されるので、運搬・散布労力も少なくて済む。仮に焼却灰の肥料としての需要が確保できないとしても、最終処分場への引渡しが容易になる。

そこで本研究では、排熱を有効利用できるボイラー併設型焼却処理施設の設置費用支援を選択肢の1つに設定した。本施策の導入条件として、現時点での行政補助率に倣い、事業費の 1/4～1/2 を行政予算から捻出するものとした。

#### (7) 炭化処理施設の設置<sup>[16]</sup>

炭化処理は、低酸素雰囲気下で直接または間接的に家畜排せつ物を加熱して分解(乾留)し、生成する揮発性ガスを回収したり、固定炭素に富んだ物質(炭化物)を得る技術である。焼却処理と同様に、含水率の低い鶏糞に適した処理技術であり、ボイラーの併設により熱利用が可能である。

炭化物は焼却灰と同様に肥料成分に富むが、炭素成分も豊富に含まれていることや、活性炭と同様に空隙が多く堆肥のような働きももつことから、土壌改良剤として利用されることが多い。土壌改良剤としての需要を確保できない場合でも、炭化によって約 20%程度まで減量化されるので取り扱いが容易で臭気もなく、輸送に適していることから最終処分場への引渡しが容易になる。また、他の処理方法と異なる点としては、家畜排せつ物中の炭素を長期安定的に固定することができるため、二酸化炭素固定技術として地球温暖化の抑制に貢献できることである。

しかしながら、家畜排せつ物の炭化処理は比較的新しい試みであり、導入費用が非常に高いのが現状である。そこで本研究では、排熱を有効利用できるボイラー併設型炭化処理施設の設置費用支援を選択肢の1つに設定した。本施策の導入条件として、現時点での行政補助率に倣い、事業費の 1/4～1/2 を行政予算から捻出するものとした。

## <家畜排せつ物の新規需要の創造>

### (8) メタン発酵処理施設の設置<sup>[15] [17]</sup>

これまで家畜排せつ物は肥料資源としてのみ利用されてきた。しかし化学肥料の普及により、家畜排せつ物由来の肥料需要は減少している(「耕種農家における家畜排せつ物利用量の増加」参照)。しかしながら、近年家畜排せつ物のバイオマスとしての側面が着目され、エネルギー資源としての利用が注目されている。化石燃料の枯渇や地球温暖化を背景として、再生可能エネルギーであるバイオマスの利用が期待されているためである。

バイオマスが持つエネルギーは元々太陽光エネルギーである。バイオマスは太陽光エネルギーを炭化水素の形で生体内に貯蔵している。バイオマス(食物)を摂取している我々人間は、バイオマスが貯蔵した太陽光エネルギーをエネルギー源として活動しているのである。そのため、摂取した後に排出されるし尿に含まれているエネルギーは当然少ない。

家畜排せつ物も消化後の排せつ物であることから、他のバイオマスに比べてエネルギー密度は非常に低い。しかしながら、嫌気性微生物の働きによって、エネルギー資源であるメタンを生産することが出来る。このメタン生産技術を、メタン発酵技術という。家畜排せつ物は発生量自体が非常に多い(第1章参照)ため、全体で得られるメタン生産量は、年間92.6(PJ)になると試算される(日本で排出される全家畜排せつ物から生産が期待されるメタンのエネルギー)。これは我が国で消費されている都市ガスの約8%に匹敵する。

メタン発酵技術は、中国やインドでは伝統的に用いられてきた古い技術である。日本においてもオイルショック時に自給エネルギー資源として注目された。しかしながら、化石燃料の枯渇が近年ほど懸念されていなかったため、その後メタン発酵技術が普及することはなかった(一部の下水処理施設ではメタン発酵が導入された)。一方、ヨーロッパではオランダやドイツを中心に、家畜排せつ物のメタン発酵プラントが非常に多く設置されている。寒冷な気候であるため、生産したメタンをコジェネレーションシステムによって電気と熱に変換し、熱は地域熱供給パイプラインの温水製造に活用されている。

欧州での取り組みを受けて、日本でも近年メタン発酵の導入が進んだ。特に、発酵技術が確立されている家畜排せつ物を対象としたメタン発酵プラントの設置数が増加している(Fig.2-7)。

1997年には「新エネルギー利用等の促進に関する特別措置法」が施行され、バイオマスエネルギー生産事業に対する支援が行われている。また、2002年には「バイオマス・ニッポン総合戦略」が閣議決定され、バイオマスタウン計画やバイオマス利活用に関する具体的な取り組みが行われている。

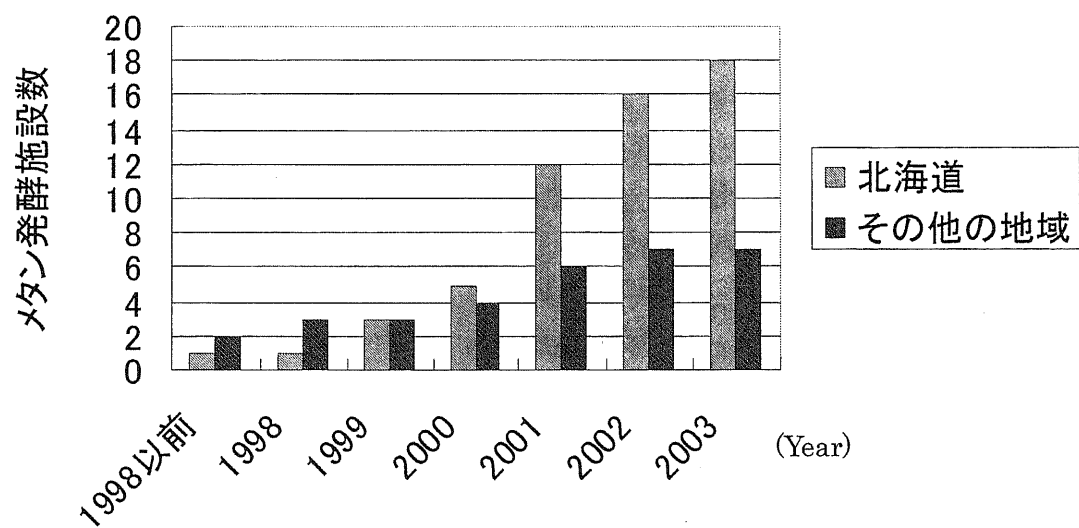



Fig. 2-7 家畜排せつ物を対象としたメタン発酵施設数の推移<sup>[18]</sup>

そこで本研究では、メタン発酵処理施設の設置費用支援を選択肢の1つに設定した。本施策の導入条件として、現時点での行政補助率に倣い、事業費の 1/4～1/2 を行政予算から捻出するものとした。

このように、取り得る対策(Fig.2-1の”Counter Measure”)の検討を行った結果、②「家畜排せつ物の排出量低減を目的とした飼料設計の改善」策以外の対策は、行政による資金援助によって実行可能であると判断できた。

よって、本研究で検討する家畜排せつ物対策案は以下の7つとした。

- 
- 家畜頭数削減策
  - 家畜用飼料の地域内生産支援策
  - 田畑での肥料利用促進策
  - 污水浄化処理施設の設置支援策
  - 焼却処理施設の設置支援策
  - 炭化処理施設の設置支援策
  - メタン発酵処理施設の設置支援策

また、行政による資金援助は、「家畜頭数削減策」に関しては所得全額補助、その他の対策に関しては事業費の 1/4～1/2 補助する設定とした。

## 2.1.2 本研究で評価する環境・社会便益の設定

2.1.1章において家畜排せつ物対策として7つの対策を挙げた。本章では、各対策実行時にどのような環境・社会便益が得られるのか明らかにすることを目的とした。

環境・社会へ影響を与える可能性がある項目を網羅的に把握する手法として、以下の方法が挙げられる。

### (1) パネル法<sup>[19][20]</sup>

この手法は、影響評価を行う専門家が、社会経済や環境への影響に関する情報を、有識者等への質問、インタビュー、ブレインストーミングなどの方法で幅広く収集し、専門家の経験と知見によってその情報を判断する方法である。収集された情報は、専門家集団(パネル)によって影響の重大性や代替案比較の判断が行われ、影響評価対象が抽出される。

本手法は、幅広い観点から重要な影響を抽出し選定するスコーピングのための初歩的な手法であり、同時に、問題の因果関係や影響の特定を行う主要な手法でもある。また、社会経済も含めた幅広い問題に適用できることが特徴である。

適用事例としては、キャッスルマウンテン金鉱山開発(米国)やアラスカ石油開発(米国)が挙げられる。

### (2) チェックリスト法<sup>[19][20]</sup>

この手法は、影響が生じる可能性のある共通項目をチェックリストとして整理し、影響評価を行う者が、このチェックリストをもとに、影響があると想定される項目をチェックする方法である。評価を行うものに分析の枠組みを示すことにより、主要な項目が見落とされる危険性が少なくなるという利点がある。また、チェックリストが他のケースでも利用できるという利点もある。

しかしその反面、チェックリストにない項目が見落とされる心配もある。また、同じ影響が異なる項目に関係する際に、影響をダブルカウントしてしまうこともあり得る。このため、作成するチェックリストは簡単なものとし、影響のカテゴリー分類はできるだけ内容の重複がないものとするとともに、行為の種類に応じたチェックリストを作成することが必要である。また、チェックリストには、行為の内容に関するチェックリストと、行為による影響を同定し評価するためのチェックリストの2種類が利用される。

適用事例としては、米国連邦政府による住宅開発、交通施設、下水処理施設、発電所、高速道路、空港など事業ごとのチェックリスト作成が挙げられる。

本研究では、最も簡易な手法であるパネル法を用いて影響評価対象の抽出を行った。家畜排せつ物対策の実施による環境・社会影響を網羅的に把握できる専門家(パネル)候補として、農家・畜産研究機関・行政関係者・研究者が挙げられる。本研究では、ケーススタディー対象地域



である群馬県前橋市の畜産課職員2名、前橋市において最も畜産業が盛んな宮城地区の畜産課職員1名、群馬県畜産試験場の研究員2名に協力をお願いした。

パネル法により抽出された環境・社会影響対象をFig.2-8に示す。なお、焼却処理・炭化処理の導入による環境・社会影響項目は污水浄化処理の導入時であったため、図中では省略した。

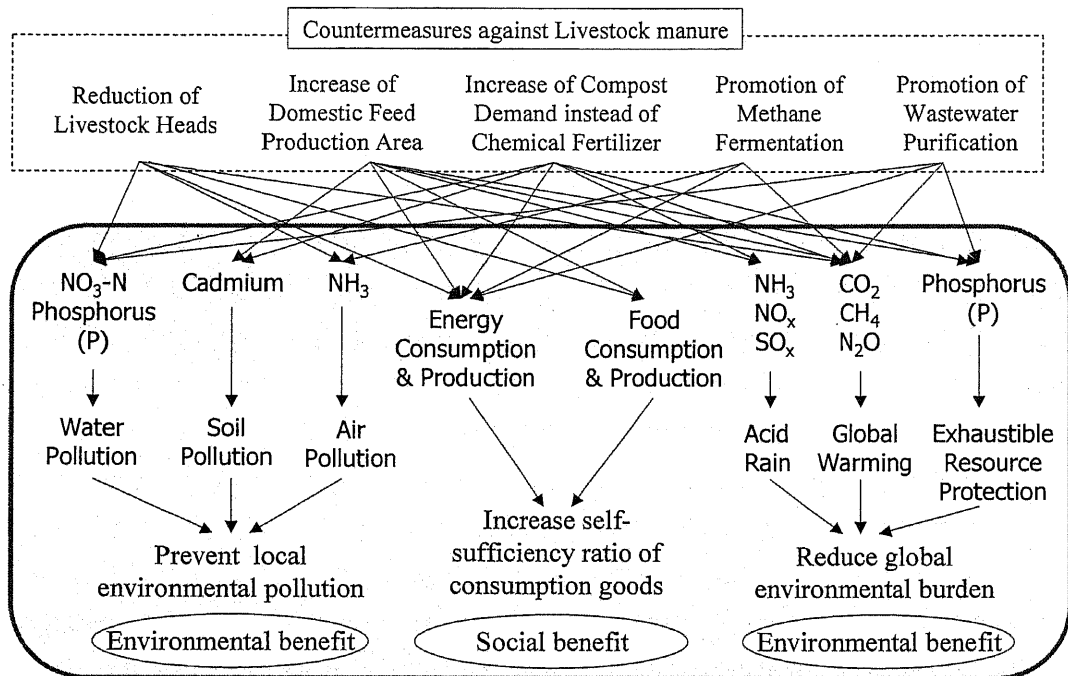


Fig.2-8 家畜排せつ物対策に伴う環境・社会便益

家畜排せつ物対策の実施による環境・社会影響は階層的に整理された。以下に、具体的にどのような環境・社会影響を及ぼすのかを解説する。

## 水質汚染の軽減(地域環境便益)<sup>[21]</sup>

家畜排せつ物の供給量が需要量を上回る場合、過剰な家畜排せつ物は浄化処理されたり、周辺土壤に過剰に投与されることが考えられる。

適正な浄化処理から排出される廃水成分は環境基準を満たしている。しかしながら、環境基準は指定された汚染物質の濃度を規制するものであって、汚染物質の量自体は規制されていない。通常、汚染物質濃度が環境基準値よりも低ければ流動的な水系における水質汚染は引き起こされないとされている。しかしながら、閉鎖的水系へ河川・地下水が流入する場合には水質汚染が引き起こされる可能性がある。この場合、汚染物質の流入量が汚染規模を決定することとなる。

本研究で対象としている家畜排せつ物処理廃水に含まれる水質汚染物質は主にリンである。浄化処理により、家畜排せつ物に含まれている有機物は窒素やリンなどに分解される。全有機物を分解するのは困難であるが、化学的酸素要求量(COD)濃度や生物化学的酸素要求量(BOD)濃度の環境基準を満たす程度まで浄化される。分解された窒素成分は微生物活動に伴って大気に還元されるため、廃水中にはほとんど残らない。しかしながら、リンは廃水中に全量含まれたままの状態であるため、環境基準で指定されているリン含有濃度を満たす程度まで、河川水などを添加して希釈された後に放流されている。そのため、閉鎖的水系へ家畜排せつ物処理廃水が流入した場合には、リンによる水質環境汚染が懸念される。

また、家畜排せつ物が土壤に対して過剰に投与されると、家畜排せつ物中に含まれている窒素成分(主にアンモニア性窒素: $\text{NH}_3\text{-N}$ )は作物によって吸収されることなく酸化されて、硝酸性窒素( $\text{NO}_3\text{-N}$ )となり地下水へ溶脱する。海外では硝酸性窒素濃度が高い地下水を摂取したことによる深刻な健康被害(ヘモグロビン血症や発ガン性物質(N-ニトロソ化合物)生成)が報告されている。また、硝酸性窒素が閉鎖的水系へ流入した場合、上記した水質環境汚染へ寄与すると考えられる。このため、工場・事業所廃水だけでなく地下水・河川を含む公共水域の硝酸性窒素濃度に対しても、環境基準が日本においても設定されている。しかしながら、地下水の硝酸性窒素濃度は依然として増加傾向にある(Fig.2-9)。地下水への汚染物質流入経路は特定が困難であるため、排出者への責任を問える段階にないためであると考えられる。

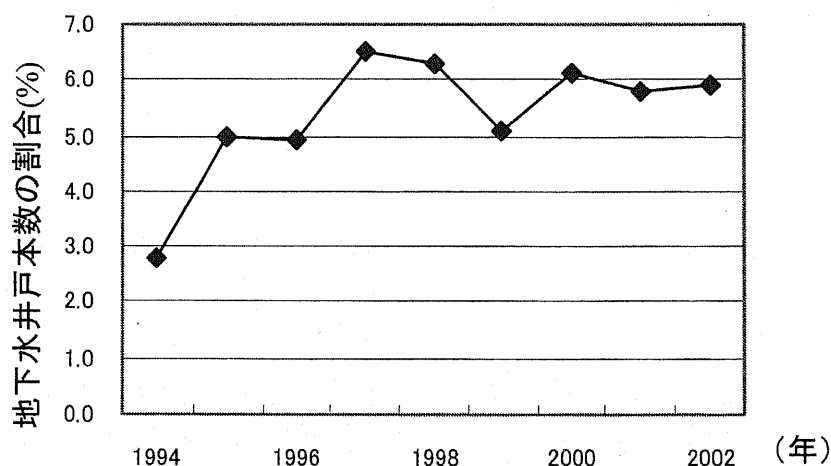


Fig.2-9 硝酸性窒素の環境基準値を超えた地下水井戸本数の割合(%)<sup>[22]</sup>

### 土壌汚染の軽減(地域環境便益)<sup>[23]</sup>

近年、リン酸化学肥料による土壌のカドミウム汚染が指摘されている。リン酸化学肥料はリン鉱石が原料であり、このリン鉱石中には微量のカドミウムが含まれている。リン酸は全リン量の約10～20%程度しか植物に吸収されず、残りのリン酸は土壌中の鉄やアルミニウムなどと結合して、植物に吸収されにくい形態へと変化する。そのため、作物のリン必要量に対して数倍のリン酸化学肥料が毎年土壌に投与されている。特に我が国の土壌はリン成分が乏しかったため、戦後の化学肥料の普及に伴い大量のリン酸化学肥料が投与された。これにより、現在はむしろリン成分が豊富な土壌となっているのだが、農業者はリン成分不足を避ける意識を依然として拭ききれないために、現在も毎年5.5～7.0トンのリン酸化学肥料が投与されていると推測されている。カドミウムは植物に吸収されやすい性質を持つため、その結果我が国の土壌で生産された食物のカドミウム汚染が懸念されている。

また、カドミウムは化学肥料に含まれているだけではなく、食物を消化して排出されるし尿や家畜排せつ物中にも含まれている。家畜排せつ物を肥料として農地で利用する場合、含まれているカドミウムによる土壌汚染が懸念される。カドミウム含有量は化学肥料に含まれているほど高濃度ではないが、家畜排せつ物は排出量自体が非常に多いため、家畜排せつ物利用によるカドミウム汚染は無視できない(Table 2-2)。

Table 2-2 家畜排せつ物堆肥のカドミウム発生量と農地への負荷量<sup>[23]</sup>

	カドミウム発生量	堆肥利用率	カドミウム負荷量
乳牛	1.01	63.8	0.64
肉牛	0.84	52.7	0.44
豚	0.78	21.2	0.17
採卵鶏	0.74	97	0.72
ブロイラー	0.2	96.3	0.19
合計	3.57		2.16
	(t/y)	(%)	(t/y)

## 大気汚染の軽減(地域環境便益)<sup>[24]</sup>

畜産業・農業がもたらす地域の大気汚染として最も大きな問題となっているのは悪臭問題である。地方においても宅地開発が進んだ結果、畜産農家および耕種農家と一般住宅の混在化が進んでいる。農家と一般住居の距離が縮まった結果、畜産業から発生する悪臭や、農地における堆肥・液肥の利用に伴う悪臭が問題となっている(Fig.2-10)。

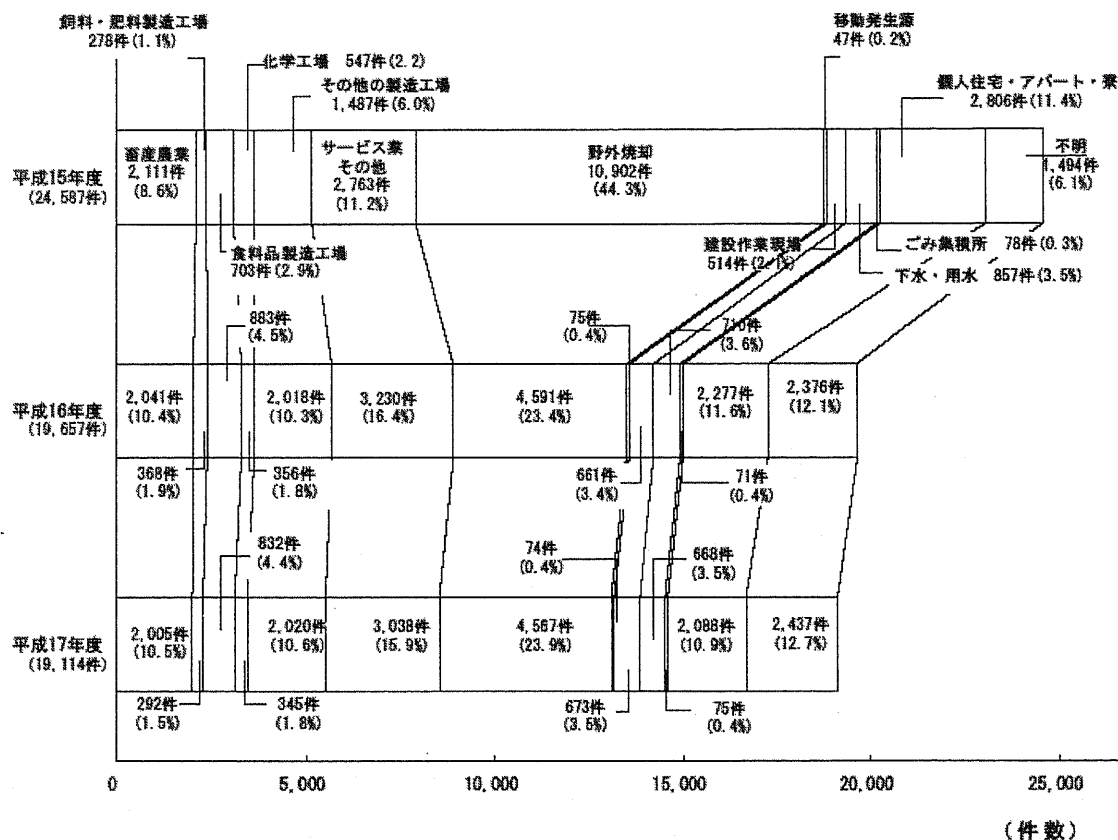


Fig.2-10 発生源別悪臭苦情件数の推移<sup>[24]</sup>

悪臭の原因物質は多様であり、悪臭と感ずるか否かには個人差もある。そのため、悪臭指標の作成は困難であり、現在は臭気判定士によって悪臭の度合いが決められている。本研究で対象とする家畜排せつ物由来の悪臭原因物質には、アンモニア( $\text{NH}_3$ )、硫化水素( $\text{H}_2\text{S}$ )、メチルメルカプタン( $\text{CH}_3\text{SH}$ )など様々考えられるが、指標作成の困難さを踏まえて、アンモニアを代表的な指標とした。

### 食糧自給率の向上(地域消費財自給率の向上)

食糧自給率の向上によって得られる便益は、食糧セキュリティの向上や輸入食糧の価格変動リスクの低減などに代表される社会的便益であるといえる。食糧自給率が約40%(2002年度)と先進国の中でも極めて低い我が国において、食糧自給率の向上は重要な課題である(Fig.2-11)。

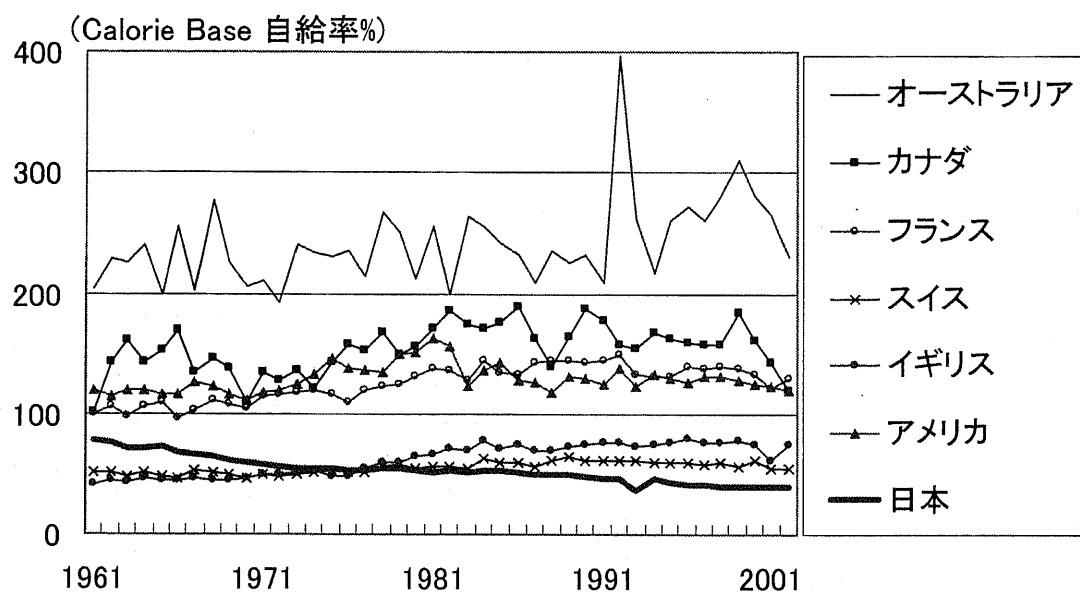


Fig.2-11 主要先進国の食糧自給率の推移(カロリーベース)<sup>[25]</sup>

本研究で設定した各家畜排せつ物対策が家畜の飼養頭数や地域内における飼料生産量に影響を与え、その結果、食糧自給率の向上に貢献することが期待された。

### エネルギー自給率の向上(地域消費財自給率の向上)

エネルギー自給率の向上によって得られる便益は、エネルギーセキュリティの向上に代表される社会的便益であるといえる。エネルギー自給率が約20%(2002年度)と先進国の中でも極めて低い我が国において、エネルギー自給率の向上は重要な課題である(Fig.2-12)。

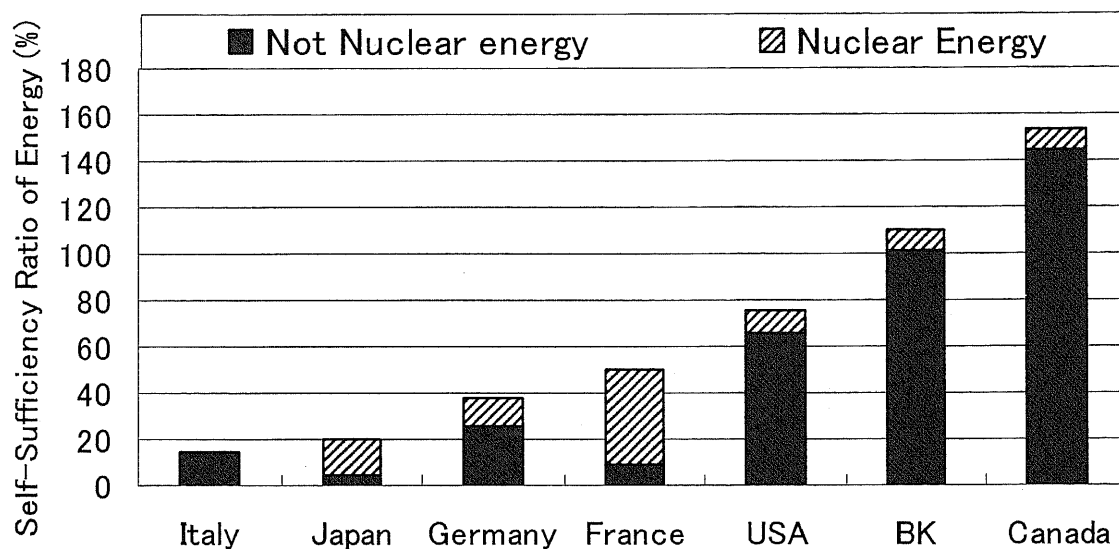


Fig.2-12 主要先進国のエネルギー自給率(2001 年度) [26]

本研究で設定した各家畜排せつ物対策が評価範囲におけるエネルギー消費量やメタン発酵処理に伴うエネルギー生産量に影響を与え、その結果、エネルギー自給率の向上に貢献することが期待された。

#### 酸性雨原因物質の軽減(地球環境便益) [21] [27]

酸性化原因物質として、二酸化硫黄( $\text{SO}_2$ )、窒素酸化物( $\text{NO}_x$ : $\text{NO}$  および $\text{NO}_2$ )、塩化水素( $\text{HCl}$ )およびアンモニア( $\text{NH}_3$ )が挙げられる。本研究で対象とする家畜排せつ物には大量のアンモニアが含まれており、大気中への拡散量も多い。また二酸化硫黄および窒素酸化物は、飼料や化学肥料を海外から輸入する際にトラックや船舶から排出されたり、地域内の堆肥輸送時においても排出されと考えられる。

大部分のアンモニアは大気中で雨水に溶解し雨水のpHを上げる(塩基)が、地上に降下し土壌中に入ると硝化菌による硝酸化成を受けて土壌中にプロトン( $\text{H}^+$ )を放出するので、最終的には土壌を酸性化する働きを持つ。大気中のアンモニアの99.5%以上は自然の生物活動に由来し、生物由来のアンモニアは主に有機質の廃物(糞尿など)が分解して排出されている。人為活動によるアンモニアの最大排出源は農業活動であり、主に畜産活動から排出されている。肥料施肥の寄与はそれほど多くないと言われている。

また、二酸化硫黄および窒素酸化物は、大気的气相中や液相中(雲水や雨水)あるいはエアロゾルのような固体微粒子の表面で硫酸や硝酸に変換される。それらが直接、森林などの地上物に沈着(乾性沈着)するだけでなく、雨水に溶解して降水により降下(湿性沈着)する。

このように、評価範囲から排出されるアンモニアと輸送時に排出される二酸化硫黄および窒素酸化物は酸性化の原因物質となるため、家畜排せつ物対策の実施は酸性化にも影響を及ぼすものと考えられた。

### 温暖化原因物質の軽減(地球環境便益)<sup>[21]</sup>

地球温暖化原因物質として、二酸化炭素(CO<sub>2</sub>)、メタン(CH<sub>4</sub>)、亜酸化窒素(N<sub>2</sub>O)などが挙げられる。本研究で対象とする畜産業からは、大量のメタンと亜酸化窒素が排出されている。

特に反芻家畜(牛)から排出される量は人為的に排出されているメタンの20%強を占めている。反芻家畜は胃の中には嫌気性微生物が多数生息しており、飼料の消化を営んでいる。飼料の分解に伴って二酸化炭素、水素、メタンなどのガス類が「あい気反射(げっぷ)」によって口から体外へ放出される。メタンは家畜の反芻によって排出されるだけでなく、嫌気状態で放置された家畜排せつ物が発酵しても排出される。特に家畜排せつ物の供給量が需要量を上回る場合、過剰な家畜排せつ物の一部は周辺土壤に過剰に投与され、その際嫌気状態となっていると考えられる。反芻家畜に限らず、豚や鶏の排せつ物からもメタンは発生するため、家畜排せつ物によるメタン排出量は無視できない。

亜酸化窒素の排出源は大きく4つに分けられる(化学工場・燃焼機関・農業・自然界)。特に農業からの排出量が最も多いと推測されている。本研究の評価範囲における最大の排出源は過剰な家畜排せつ物である。家畜排せつ物中には大量の窒素成分が含まれているが、堆肥として利用される場合、堆肥化処理によって大部分の窒素成分は好気性微生物の脱窒作用によってN<sub>2</sub>として大気中に揮発する。また、攪拌時にNH<sub>3</sub>として揮発する窒素成分も多い。しかしながら、堆肥需要が見込めない場合、周辺土壤に過剰に投与された家畜排せつ物に含まれている窒素成分は硝化作用によって亜酸化窒素となる。

また、二酸化炭素は畜産業におけるエネルギー消費により排出されたり、飼料・化学肥料の輸入時や地域内の堆肥輸送時においても排出されると考えられる。

このように、評価範囲から排出される二酸化炭素、メタンおよび亜酸化窒素は地球温暖化の原因物質となるため、家畜排せつ物対策の実施は温暖化にも影響を及ぼすものと考えられた。



#### 枯渇性資源の保全(地球環境便益) [28]

農業生産において現在使用されているリン酸化学肥料の主原料はリン鉱石である。しかしながら、リン鉱石は有限な資源であり推定埋蔵量はあと30～40年程度で枯渇すると推測されている。さらに、リン鉱山は世界に偏在しており(モロッコ、中国、ヨルダンなど)、需給が逼迫した場合の輸入リスクは非常に大きい。なぜならば、リンは植物の三大栄養素(窒素、リン、カリウム)の一つであり、植物の生長において必須成分である上に、我が国はリン酸化学肥料を100%輸入に依存しているためである。今後の人口増加に伴うリン酸肥料需要の拡大に伴ってリン鉱石の需給が逼迫するのは明白である。

アメリカ政府はリン需給の逼迫を見越して、国内リン鉱山からのリンの輸出を全面的に禁止している。日本では依然としてリン化学肥料を輸入する一方で、リンが豊富に含まれている家畜排せつ物の利用は進まず、浄化处理などを通して環境中に廃棄している状態にある。そのため、化学肥料の代わりに家畜排せつ物を利用することでリン鉱石の保全を進めたり、一方でリンを廃棄物から回収し蓄積することで輸入リスクを軽減することが求められている。

他の栄養素に関して枯渇は懸念されていない。窒素肥料の主原料であるアンモニアは、大気中の窒素と水素を高圧下で反応させることで生産される(ハーバーボッシュ法)。また、カリウム肥料の主原料であるカリ鉱石は貯存量が多いため緊急性を要していない。さらに、海水中にもカリウムイオンの形で大量に存在しており、回収技術も開発されている。

本研究で設定した各家畜排せつ物対策が、家畜排せつ物の利用量およびリン化学肥料輸入量に影響を与え、その結果枯渇性であるリン資源の保全に貢献することが期待された。以上の検討を踏まえて、リン収支を、本研究におけるインパクトカテゴリ「枯渇性資源の保全」に影響をおよぼすインベントリとして設定した。

このように、家畜排せつ物対策の実施による環境・社会影響を検討した結果、Fig.2-13 に示す環境・社会影響項目が設定された。これらの項目を、本研究において評価対象とする環境・社会便益項目とした。

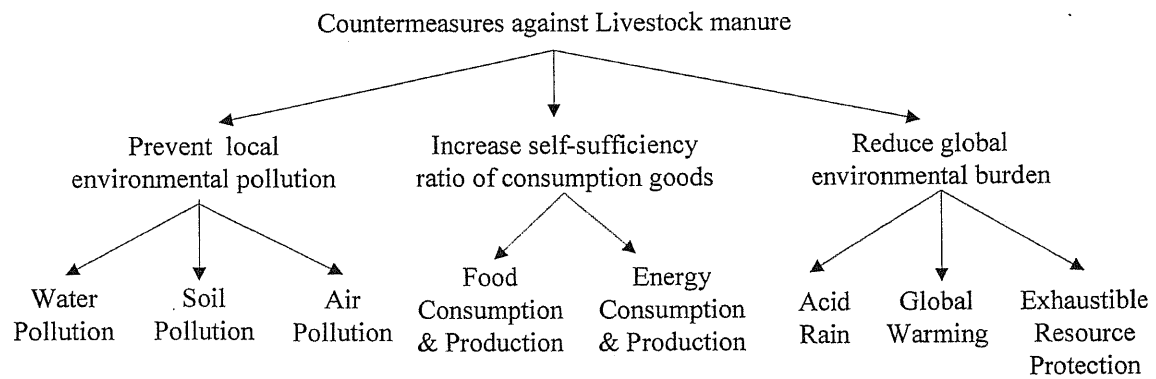


Fig.2-13 本研究で評価対象とする環境・社会便益項目

## 2.2 家畜排せつ物処理・利用対策に伴う物質フロー評価サブモデル

### 2.2.1 物質フロー評価サブモデルの評価範囲

各家畜排せつ物対策の実施によって得られる地域内外の便益を総合的に評価するために、本研究では Fig.2-14 に示す評価範囲を設定した。評価範囲の設置は、LCA における手順①に相当する。

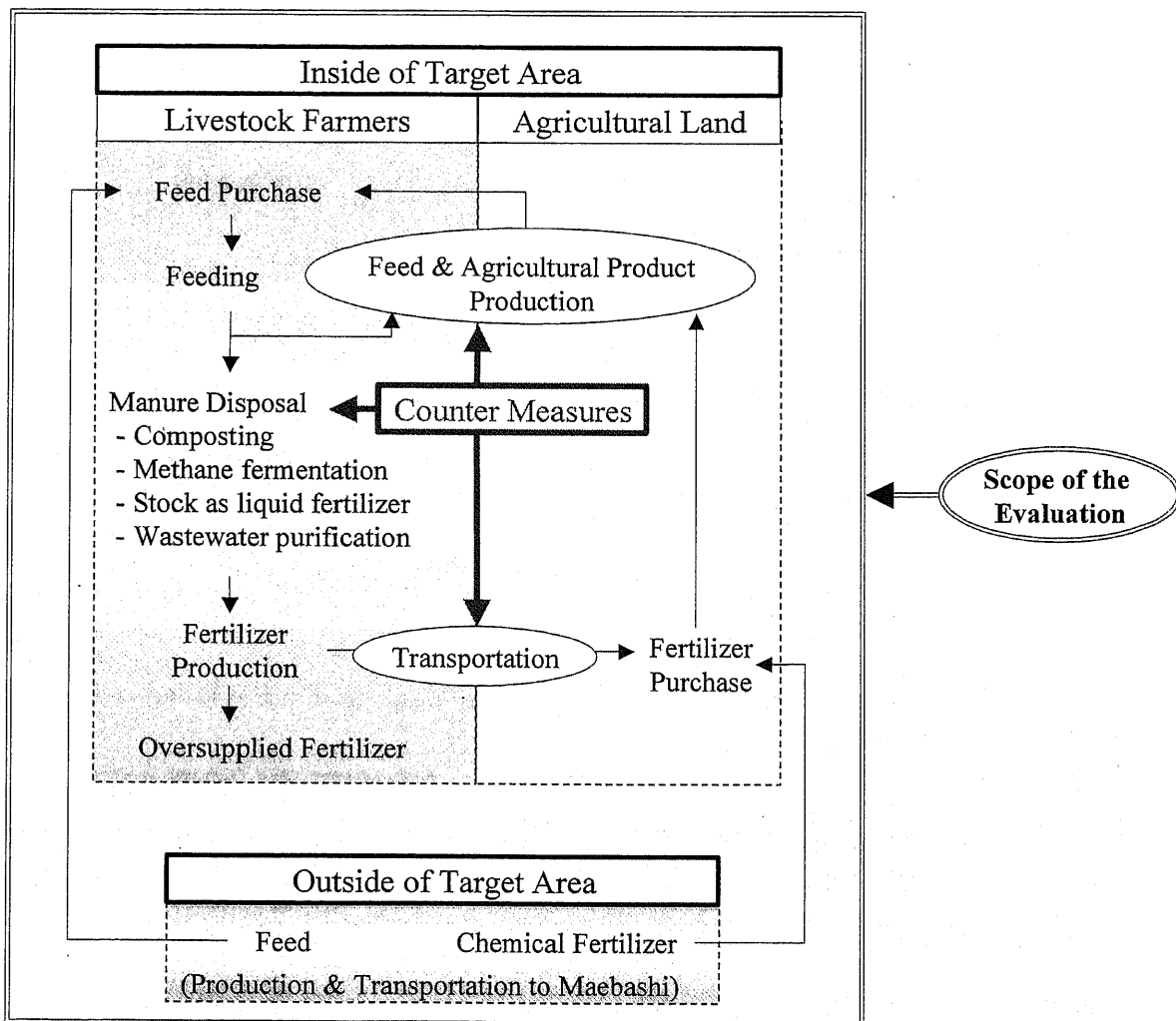


Fig.2-14 物質フロー評価サブモデルの評価範囲

このような評価範囲の設置により、飼料・肥料供給構造の変化に伴う地域外への影響を考慮した。

## 2.2.2 物質フロー評価サブモデルの計算構造

Fig.2-14に示す評価範囲から排出される地域内・外環境負荷を定量化するために、評価範囲における物質フローをモデル化したものが「物質フローサブモデル」である。物質フロー評価サブモデル内に記述される計算式は、ISO-LCAにおける手順②「インベントリ分析」で用いる計算式に相当する。

物質フロー評価サブモデルは、(1)畜産農家における畜産業部門 (2)耕種農家における農業部門 の各部門内物質フロー計算式と、これら2部門を結びつける物質フローバランス式から導出される (3)必要資材の輸入部門 により構成されている。

各家畜排せつ物対策の実施により物質フローに影響を受ける部門が異なる。Fig.2-15に各対策と、影響を受ける部門の関係を示す。

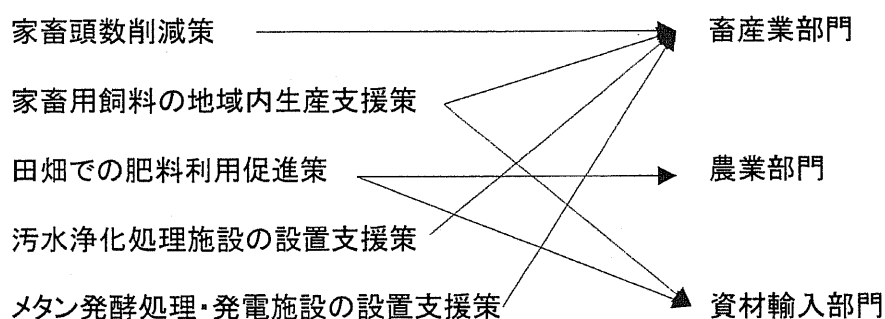


Fig.2-15 各家畜排せつ物対策が物質フローに影響を与える部門

### 地域分割の設定1

まず、対象地域内における物質フローを記述するために、対象地域を細かく分割して「ブロック番号」を振り分けた。分割方法やブロックの大きさの設定は任意だが、本研究ではGIS (Geological Information System) を利用した。プログラム記述式では、ブロック番号を $r$ とした。Fig.2-16にブロックへの分割イメージ図を示す。

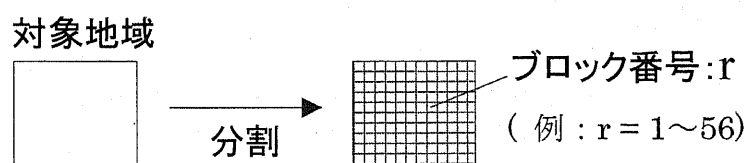


Fig.2-16 対象地域のブロック分割イメージ図

(1) 畜産業部門(\*変数には下線をひいた)

家畜は、乳用牛・肉用牛・豚・採卵鶏・ブロイラーの5種に分けられる。これらの畜種をプログラム記述式ではmとした。

各家畜の飼養頭数は、「家畜頭数削減策」を考慮すると、現在の飼養頭数から削減される飼養頭数を減じることで求められる。

$$(\text{家畜の飼養頭数})_{rm} = (\text{現在の飼養頭数})_{rm} - (\text{頭数削減策によって削減された頭数})_{rm}$$

ただし、

$r$  = ブロック番号

$m$  = 家畜の種類(乳用牛・肉用牛・豚・採卵鶏・ブロイラー:  $m=1\sim5$ )

家畜用の飼料には、イタリアングラス、ソルゴー、青刈りとうもろこし、デントコーンなど多数の種類がある。畜産農家では多種の飼料を配合して家畜に給与しているが、適正な配合の目安となる成分がある。可消化養分総量:TDN(Total Digestible Nutrients)と中性デタージェント繊維:NDF(Neutral Detergent Fiber)である。本研究では、これらの成分に関して需要量および供給量の算出式を記述した。

$$(\text{飼料TDN需要量})_{rm} = (\text{家畜の飼養頭数})_{rm} \times (\text{1頭あたりの飼料TDN需要量原単位})_{rm}$$

$$(\text{飼料NDF需要量})_{rm} = (\text{家畜の飼養頭数})_{rm} \times (\text{1頭あたりの飼料NDF需要量原単位})_{rm}$$

自給飼料の種類をsとした。1haあたりの各飼料生産量(重量)に各飼料のTDNおよびNDF含有率を乗じることで、自給飼料栽培によるTDN、NDF供給量を算出した。ただし、本研究により新たに展開する自給飼料生産事業用に利用できる土地は、耕作放棄地に限るものとした。

$$(\text{新規自給飼料生産事業によるTDN供給量})_{rs}$$

$$= (\text{各飼料の作付面積})_{rs} \times (\text{各飼料の1haあたり生産原単位})_s \times (\text{各飼料のTDN含有率})_s$$

$$(\text{新規自給飼料生産事業によるNDF供給量})_{rs}$$

$$= (\text{各飼料の作付面積})_{rs} \times (\text{各飼料の1haあたり生産原単位})_s \times (\text{各飼料のNDF含有率})_s$$

ただし、

$$\sum_s (\text{各飼料の作付面積})_{rs} \leq (\text{各ブロックの耕作放棄地面積})_r$$

$s$  = 飼料の種類

次に、家畜排せつ物の発生量と処理量の物質フローを記述した。特に処理量に関しては、自給飼料面積の影響を受ける点で注意が必要である。飼料を畜産農家が自給する場合、発生した家畜排せつ物に簡単な処理を施すだけで利用するのが一般的である。家畜排せつ物を貯留タンクに投入し、3～6ヶ月程度自然発酵させてから飼料農地で肥料として利用する方式が多くみられる。よって、適正な処理が求められる家畜排せつ物は、発生量全体から自給飼料栽培での利用量を減じることで求められる。

$$(\text{糞の処理量})_{rm} = (\text{糞の発生量全体})_{rm} - (\text{各自給飼料栽培時の各家畜糞利用量})_{rm}$$

ただし、

$$(\text{糞の発生量全体})_{rm} = (\text{家畜の飼養頭数})_{rm} \times (1\text{頭あたりの糞発生原単位})_{rm}$$

$$(\text{各自給飼料栽培時の各家畜糞利用量})_{rm}$$

$$= \sum_s \{ (\text{各飼料の作付面積})_{rs} \times (\text{各自給飼料1ha栽培時の各家畜糞利用量原単位})_{ms} \}$$

\* 尿の処理量に関しても同様。

適正な処理が求められる家畜排せつ物は、Fig.2-17に示す処理フローに従って処理されるとした。

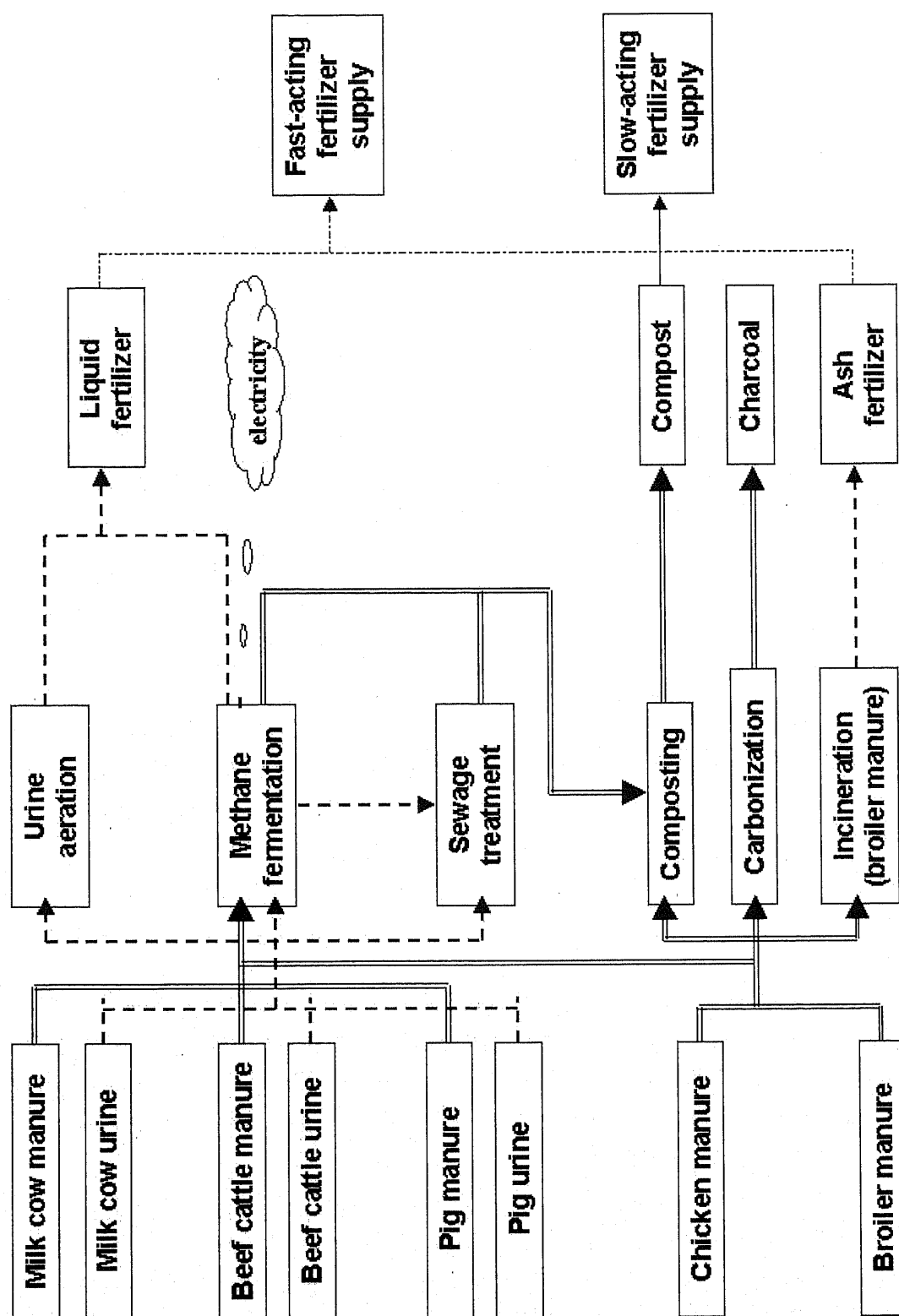


Fig.2-2-4 物質フロー評価サブモデルにおける家畜排せつ物処理フロー設定

家畜排せつ物の排出形態は様々であり、排出形態によって適用可能な処理技術は異なる。糞と尿を別々に収集できる場合はFig.2-17に示す処理フローが一般的だが、糞と尿が混ざった状態（スラリー状態）では含水率・有機成分ともに非常に高く、処理方法が限定される。しかし、固液分離機の導入によって糞尿の分離は可能であり、一般的にも普及していると考えられるため、本研究では糞尿分離状態の家畜排せつ物処理フローを適用した。

プログラムでは、全畜種に関して各処理技術が適用可能となっているが、実際には適用不可能な排せつ物も存在する。メタン発酵処理技術は、含水率が約90%になるように処理物を調節してから発酵を行う技術だが、処理物のアンモニア濃度が高いと発酵が阻害されてしまう特性を持つ。しかし低コストで処理を行うために、アンモニア濃度が高い尿を糞に混ぜて処理するのが一般的である。そこで各家畜排せつ物のアンモニア濃度を試算した結果、含水率を90%に調節するために添加できる尿量には上限があることが明らかとなった。メタン発酵処理における尿添加量の上限制約式を設定し、モデルに記述した。また、採卵鶏およびブロイラー排せつ物は糞のみであるため、高い含水率で行われるメタン発酵には適していないものとした。

これらの処理技術のいずれかを選択して家畜排せつ物は処理される。全処理量を各技術での処理量と一致させるために、以下のバランス式を記述した。

$$\begin{aligned}
 & \text{(糞の処理量)}_{rm} \\
 &= \text{(糞堆肥化処理量)}_{rm} + \text{(糞焼却処理量)}_{rm} + \text{(糞炭化処理量)}_{rm} + \text{(糞メタン発酵処理量)}_{rm} \\
 & \text{(尿の処理量)}_{rm} \\
 &= \text{(尿液肥化処理量)}_{rm} + \text{(尿浄化処理量)}_{rm} + \text{(尿メタン発酵処理量)}_{rm}
 \end{aligned}$$

処理により、メタン・堆肥・液肥・焼却灰・炭化物が生産される（Fig.2-17）。これらの生成物の中で、堆肥・液肥および灰肥（焼却灰）は耕種農家への流通を考慮するため、物質フローの記述が必要となる。さらに各肥料の生産量だけではなく、肥料成分の含有量も耕種農家への流通の際には重要な要素となる。そのため、農業における施肥で最も重視されている肥料三大成分（窒素・磷・カリウム）について物質フロー式を記述した。

現状に見られるように、生産された堆肥の全てを耕種農家へ販売することは困難である。一部の堆肥は利用されずに、農家周辺の土地へ過剰に施肥されるか倉庫に保管される。本研究では、環境負荷量の過小評価を防ぐために、最も環境負荷が大きいケースとして、耕種農家へ販売できなかった堆肥は全て周辺土壌へ過剰に投入されるものと設定した。



$$\begin{aligned}(\text{堆肥販売量})_{rm} &= (\text{堆肥生産量})_{rm} \times (\text{堆肥の販売割合})_{rm} \\ (\text{堆肥過剰量})_{rm} &= (\text{堆肥生産量})_{rm} \times \{1 - (\text{堆肥の販売割合})_{rm}\}\end{aligned}$$

ただし、

$$\begin{aligned}(\text{堆肥生産量})_{rm} &= (\text{糞堆肥化処理量})_{rm} \times (\text{糞からの堆肥生産率})_{rm} \\ 0 \leq (\text{堆肥の販売割合})_{rm} &\leq 1\end{aligned}$$

液肥は、メタン発酵処理と液肥化処理から生産される。しかし、各処理技術にどの家畜排せつ物がどれだけ投入されたかによって、その肥料成分は異なる。そのため、各液肥についてそれぞれ耕種農家への販売割合を設定した。堆肥と同様に、販売されない液肥は周辺土壌へ過剰に投入されるものと設定した。プログラムでは、肥料成分の種類を $f$ とした。

$$\begin{aligned}(\text{販売液肥中の各肥料成分含有量})_{rmf} &= (\text{尿液肥の肥料含有量})_{rmf} \times (\text{尿液肥の販売割合})_{rm} + \\ & (\text{メタン発酵消化液の肥料含有量})_{rmf} \times (\text{メタン発酵消化液の販売割合})_{rm} \\ (\text{過剰液肥中の各肥料成分含有量})_{rmf} &= (\text{尿液肥の肥料含有量})_{rmf} \times \{1 - (\text{尿液肥の販売割合})_{rm}\} \\ & + (\text{メタン発酵消化液の肥料含有量})_{rmf} \times \{1 - (\text{メタン発酵消化液の販売割合})_{rm}\}\end{aligned}$$

ただし、

$$\begin{aligned}(\text{メタン発酵消化液の肥料含有量})_{rmf} &= (\text{糞メタン発酵処理量})_{rm} \times (\text{糞の肥料成分含有量})_{mf} + \\ & (\text{尿メタン発酵処理量})_{rm} \times (\text{尿の肥料成分含有量})_{mf} \\ 0 \leq (\text{尿液肥の販売割合})_{rm} &\leq 1 \\ 0 \leq (\text{メタン発酵消化液の販売割合})_{rm} &\leq 1 \\ f = \text{肥料成分の種類(窒素・リン・カリウム: } f=1 \sim 3) &\end{aligned}$$

灰肥は含水率の低いブロイラー糞を焼却処理した場合に生産される。通常灰肥は化学肥料に近い肥効(率)である上に取り扱い易いことから、農家における需要は大きい。しかし同時に、減量化された灰肥は他の肥料よりも最終処分に適しているとも言える。そのため、本研究では灰肥に関しても耕種農家への販売割合を設定した。

また、焼却処理によって、家畜排せつ物中の窒素成分はほぼ全量失われるが、リンとカリウムは焼却灰中に全量残されるものとした。

## (2) 農業部門

農地に施肥される肥料は、施肥の時期に合わせて元肥・追肥・堆肥の3種に分類される。農家はこれらの肥料として、肥効の速い化学肥料や液肥・灰肥と、肥効は遅いが土壌改良も可能である堆肥を組み合わせ使用している。本モデルでは元肥には堆肥を利用し、追肥には化学肥料や液肥・灰肥が用いられるものと仮定した。また、液肥は耕種農家にとって使い勝手が悪いため、牧草地と飼料作物耕作地のみで需要があるものとした。肥料は貯蔵可能であることから、本研究では季節による肥料需要の変動は考慮しなかった。

各ブロックにおける元肥・追肥の需要量を、肥料成分ごとに設定した(窒素=N, リン=P, カリウム=K)。プログラムでは、畜産業部門と同様に、肥料成分の種類をfとした。

ブロック間で堆肥・液肥・灰肥の流通販売を行うことで、各ブロックの肥料需給バランスの偏りを緩和し、堆肥・液肥・灰肥の有効利用を促進することができる。しかし堆肥の流通は現状においても盛んに行われていても、液肥の流通はほとんど見られない。その原因として、液肥需要の低さと液肥運搬効率の悪さが考えられる。一般的に液肥は堆肥と比べて臭気が強く、農家に敬遠される傾向にある。また、堆肥の運搬は農家が他の資材運搬にも利用しているトラックでも可能だが、液肥の運搬にはバキューム機能が付いた車輛(バキュームカーやバキューム機器をつけたトラクターなど)が不可欠となる。一般的に農家個人でこれらの車輛を所有しているケースは少ないため、液肥流通は敬遠される傾向にある。

これらの現状をふまえて、本研究では堆肥のみでブロック間の流通が行われるものと設定した。以下に堆肥流通に関する設定を示す。

### 地域分割の設定2(堆肥配送用)

まず、堆肥の配送先である耕種農家の地理上の位置を、畜産農家の位置設定と同様にブロック番号で設定した。畜産農家と耕種農家が混在する地域がほとんどであるため、ブロック番号は本来r'でよいのだが、プログラム上の問題からr'と設定した。実質的にはブロックrとブロックr'の地理上の位置は全く同じである。

畜産農家ブロックrで生産される各堆肥が、耕農家ブロックr'へ配送される量を以下の式により算出した。堆肥の配送費用を、配送距離および配送量が大きくなるほど費用も増加する設定としたため、配送距離が短いほど堆肥流通が盛んに行われるという現状に近い状態を表現できた。

$$\sum_{r'} \frac{(\text{ブロック}r\text{からブロック}r'\text{への堆肥の配送量})}{r' r' m} = (\text{堆肥販売量})_{rm}$$

堆肥の配送は、配送先の各肥料需要(窒素・リン・カリウム)のうち、どれか1つでも需要の上限に達した時点で終了するものとした。そして需要に対して不足している肥料成分は、化学肥料(単肥)で補うものとした。

$(\text{元肥需要量})_{r'f} \geq$

$$\sum_m \left\{ \sum_r (\text{ブロック}r \text{ からブロック}r' \text{ への堆肥の配送量})_{r'm} \right\} \times (\text{堆肥の肥料成分含有量})_{mf}$$

畜産農家ブロック $r$ から耕種農家ブロック $r'$ への堆肥輸送イメージ図をFig.2-18に示す。

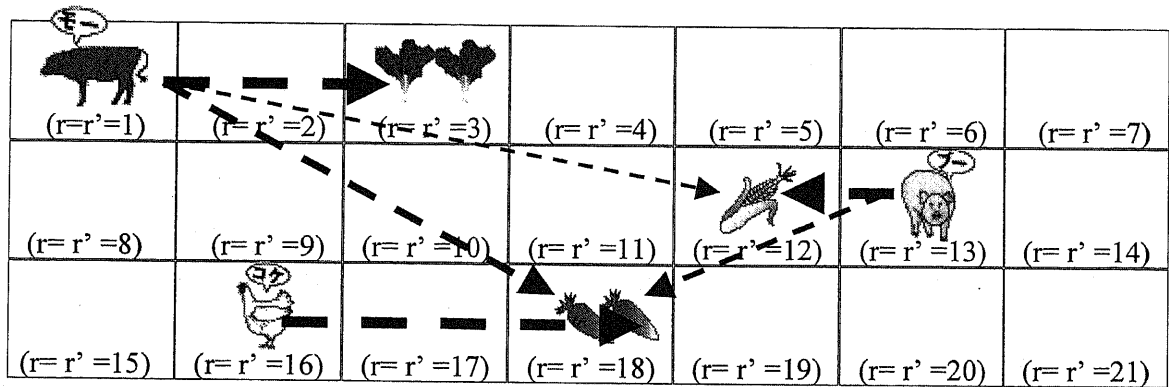


Fig.2-18 堆肥輸送イメージ図

(カッコ内はブロック番号を示す。破線矢印は堆肥の輸送ルートを示し、  
輸送堆肥の量が多いほど破線矢印を太く表示した)

### (3) 資材輸入部門

地域内生産だけでは需要を満たすことのできない資材は、地域外から購入する必要がある。本研究の評価範囲において購入が必要な資材は、家畜用の飼料、農業生産用の肥料、そして畜産業(自給飼料の生産、家畜排せつ物の処理・利用を含む)において必要なエネルギーの3点である。本研究では家畜排せつ物の処理・利用システムに主眼をおいているため、農業部門における作物栽培用エネルギー需要は対象外とした。

#### <飼料の需給バランス制約式>

家畜用飼料のTDN,NDF需給バランスから、対象地域全体における飼料購入必要量を導いた。飼料の場合、購入対象は海外となるため輸入することとした。

(飼料TDN購入量)

$$= \sum_{r,m} (\text{飼料TDN需要量})_{rm} - \sum_{r,s} (\text{新規自給飼料生産事業によるTDN供給量})_{rs}$$

(飼料NDF購入量)

$$= \sum_{r,m} (\text{飼料NDF需要量})_{rm} - \sum_{r,s} (\text{新規自給飼料生産事業によるNDF供給量})_{rs}$$

#### <肥料の需給バランス制約式>

農業生産用の肥料需給バランスから、対象地域全体における肥料f(窒素=N, リン=P, カリウム=K)の購入必要量を導いた。肥料の場合も、購入対象は海外となるため輸入することとした。

堆肥や液肥は、実際には含まれている肥料成分の一部しか植物に吸収されない。その吸収効率は「肥効(率)」と呼ばれている。一般的な施肥基準で用いられている肥効値をTable 2-3に示す。肥効を考慮した堆肥・液肥による各肥料供給量と各肥料需要量から、各肥料不足量は算出される。

Table 2-3 堆肥および液肥の肥効(率)

	Nitrogen	Phosphorous	Potassium
Compost	0.30	0.60	0.90
Liquid Fertilizer	0.55	0.60	0.95

不足した各肥料成分は、灰肥と化学肥料で補うものとした。両者は肥料含有率に差はあるものの、効果や使い勝手に大差はない。家畜排せつ物利用促進の観点から、本研究では灰肥を優先的に利用することとした。

堆肥や液肥と同様に、灰肥と化学肥料に含まれている肥料成分は、一部しか植物に吸収されない。その肥効値は液肥とほぼ等しいとされている。よって、購入すべき量は必要成分量を肥効値で除することで算出される。

$$(\text{化学肥料購入量})_f = (\text{元肥需要に対する肥料不足量})_f + (\text{追肥需要に対する肥料不足量})_f - (\text{灰肥による肥料供給量})_f$$

ただし、

$$(\text{元肥需要に対する肥料不足量})_f$$

$$= 1 / (\text{堆肥の肥効率})_f \times \sum_{r'} (\text{元肥需要量})_{r'f} - (\text{堆肥による肥料供給量})_{r'f}$$

$$(\text{堆肥による肥料供給量})_{r'f} = \sum_m \left\{ \sum_r \frac{(\text{ブロック}r\text{からブロック}r'\text{への堆肥の配送量})_{r,r'm}}{(\text{堆肥の肥料成分含有量})_{mf}} \right\}$$

$$(\text{追肥需要に対する肥料不足量})_f$$

$$= 1 / (\text{液肥の肥効率})_f \times \sum_r (\text{追肥需要量})_{rf} - (\text{液肥による肥料供給量})_{rf}$$

$$(\text{液肥による肥料供給量})_{rf} = \sum_m (\text{販売液肥中の各肥料成分含有量})_{rmf}$$

$$(\text{灰肥による肥料供給量})_f = \sum_{r,m} (\text{販売灰肥中の各肥料成分含有量})_{rmf}$$

#### <エネルギーの需給バランス制約式>

畜産業（自給飼料の生産、家畜排せつ物の処理・利用を含む）におけるエネルギー需給バランスから、対象地域全体におけるエネルギー購入必要量を導いた。メタン発酵処理によって得られるメタンは発電効率30%のガスタービンによって電力に変換され、生産された電力は畜産業に供給されるものとした。エネルギーの需要に対する供給不足分は系統電力の購入により補うこととした。

$$(\text{エネルギー購入量}) = (\text{エネルギー需要量}) - (\text{エネルギー生産量})$$

ただし、

$$\begin{aligned}
 (\text{エネルギー需要量}) = & (\text{家畜飼養時エネルギー消費量}) + (\text{自給飼料栽培時エネルギー消費量}) + \\
 & (\text{堆肥化時エネルギー消費量}) + (\text{焼却時エネルギー消費量}) + \\
 & (\text{炭化時エネルギー消費量}) + (\text{液肥化处理時エネルギー消費量}) + \\
 & (\text{浄化处理時エネルギー消費量}) + (\text{堆肥輸送時エネルギー消費量})
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 (\text{エネルギー生産量}) = & \sum_{r,m} [(\text{糞メタン発酵処理量})_m \times (\text{糞からのメタン発生量原単位})_m + \\
 & (\text{尿メタン発酵処理量})_m \times (\text{尿からのメタン発生量原単位})_m] \times (\text{発電効率}=0.3)
 \end{aligned}$$

物質フロー評価サブモデルの概要を3つの部門(①畜産農家における畜産業部門 ②耕種農家における農業部門 ③必要資材の輸入部門)に分けて解説した。本モデルで用いられる原単位は、バックグラウンドデータとして外部から入力するものとした(Fig.2-1参照)。

物質フロー評価サブモデルによって、2.1.1章で設定した各家畜排せつ物対策の実施に伴う、環境負荷排出量や費用などを算出することが可能となった。

### 2.2.3 物質フロー評価サブモデルの出力情報

物質フロー評価サブモデルを用いて、2.1.1章で設定した各家畜排せつ物対策の実施に伴う環境負荷排出量や費用などを出力した。出力項目は、2.1.2章で設定した各環境・社会影響指標 (Fig.2-1におけるInventory) と、各家畜排せつ物対策の実施コストとした。

#### (1) 水質汚染指標(地域環境影響)

2.1.2章に基づき、水質汚染指標として、

- 過剰堆肥・液肥および灰肥から溶脱する硝酸性窒素量( $\text{NO}_3\text{-N}$ )
- 過剰堆肥・液肥および灰肥中のリン含有量(P)

を算出した。

#### (2) 土壌汚染指標(地域環境汚染)

2.1.2章に基づき、土壌汚染指標として、

- 堆肥・液肥・灰肥およびリン酸化学肥料による農地へのカドミウム投入量(Cadmium)

を算出した。

#### (3) 悪臭指標(地域環境汚染)

2.1.2章に基づき、悪臭指標として、

- 家畜飼養時・堆肥化時および液肥化時における大気中へのアンモニア排出量( $\text{NH}_3$ )

を算出した。

#### (4) 食糧自給率指標(地域消費財自給率)

本来の食糧自給率の定義は、(食糧生産量)/(食糧消費量)をカロリーベースであらわす。しかしながら、地域で生産された食糧は必ずしもその地域のためだけの食糧であるとは限らない。生産された食糧は他地域へ供給され、その詳細な品名および量の把握は、地域を細分化するほど困難となってくる。本研究では、どの地域にも適用可能なモデルの構築を目的としているため、一般的な食糧自給率の定義は適用できないと判断した。

新たな指標として、飼料の自給率で食糧自給率指標を代用する案も考えられた。本モデルでは家畜の飼養頭数と飼料生産量が変動する可能性があるが、畜産物の持つエネルギーは全て飼料から供給されたエネルギーであるため、カロリーベースで示す食糧自給率の代用式として飼料自給率を用いるのは妥当であるためである。仮に飼料自給率で食糧自給率指標を代用した場合、自給率の向上に有効な対策が家畜飼養頭数の削減になると考えられた。しかしながら、一般人には食糧自給率を向上させるために家畜を減らす対策は、受け入れがたいとの意見が多く出された。

本研究では環境・社会便益に関してどの程度重視した対策を望んでいるのかを、一般人に対するアンケート調査から重み付けするため、上記した一般意識と定義のギャップを解消する食糧自給率指標を設定する必要がある。そこで、家畜飼養頭数が減少すると食糧自給率も低下するようにダミー変数を設定した。

$$(\text{食糧自給率指標値}) = ((\text{家畜飼養頭数の現状比削減率})^{-1} \times (\text{飼料TDN自給率}))$$

以上の考えに基づき、食糧自給率指標として、

- 家畜飼養頭数の現状比削減率
- 飼料TDN自給率

を算出した。

#### (5) エネルギー自給率指標(地域消費財自給率)

本来のエネルギー自給率の定義は、(エネルギー生産量)/(エネルギー消費量)である。しかしながら、農業分野におけるエネルギー消費量はデータ整備が十分に進んでおらず、地域単位で把握することができないのが現状である。そこで本研究では、地域内でのエネルギー購入量が減少すれば自給率は上昇すると仮定し、エネルギー自給率指標値をエネルギー購入量の逆数と設定した。

$$(\text{エネルギー自給率指標値}) = 1/(\text{エネルギー購入量})$$

以上の考えに基づき、エネルギー自給率指標として、

- エネルギー購入量

を算出した。

#### (6) 温暖化指標(地球環境影響)

2.1.2章に基づき、地球温暖化指標として、

- 畜産業全体におけるエネルギー購入に伴うライフサイクル二酸化炭素排出量(CO<sub>2</sub>)
- 輸入飼料の生産・輸送に伴うライフサイクル二酸化炭素排出量(CO<sub>2</sub>)
- 輸入化学肥料の生産・輸送に伴うライフサイクル二酸化炭素排出量(CO<sub>2</sub>)
- 堆肥輸送時における二酸化炭素排出量(CO<sub>2</sub>)
- 家畜飼養時におけるメタン排出量(CH<sub>4</sub>)
- 過剰堆肥および液肥によるメタン排出量(CH<sub>4</sub>)
- 堆肥化時および浄化時における亜酸化窒素排出量(N<sub>2</sub>O)
- 過剰堆肥および液肥による亜酸化窒素排出量(N<sub>2</sub>O)

を算出した。



(7) 酸性化指標(地球環境影響)

2.1.2章に基づき、酸性化指標として、

- 畜産業全体におけるエネルギー購入に伴うライフサイクル窒素酸化物排出量( $\text{NO}_x$ )
  - 輸入飼料の生産・輸送に伴うライフサイクル窒素酸化物排出量( $\text{NO}_x$ )
  - 堆肥輸送時における窒素酸化物排出量( $\text{NO}_x$ )
  - 畜産業全体におけるエネルギー購入に伴うライフサイクル硫黄酸化物排出量( $\text{SO}_2$ )
  - 輸入飼料の生産・輸送に伴うライフサイクル硫黄酸化物排出量( $\text{SO}_2$ )
  - 堆肥輸送時における硫黄酸化物排出量( $\text{SO}_2$ )
  - 家畜飼養時・堆肥化時および液肥化時における大気中へのアンモニア排出量( $\text{NH}_3$ )
- を算出した。

(8) 枯渇性資源保護指標(地球環境影響)

本研究で対象としている枯渇性資源はリン鉱石のみである。よって枯渇性資源保護指標は、対象地域におけるリン酸化学肥料消費量の逆数とし、リン酸化学肥料消費量が抑えられるほど指標値は増加すると設定した。

(枯渇性資源保護指標値) =  $1/(\text{リン酸化学肥料消費量})$

以上の考えに基づき、枯渇性資源保護指標として、

- リン酸化学肥料の輸入量(購入量)

を算出した。

(9) 各家畜排せつ物対策の実施コスト

各対策コストは、物質フロー評価サブモデルにおいて以下の式によって算出されるものとした。なお、補助率は $1/4 \sim 1/2$ で任意に設定可能である。

- 家畜頭数削減対策コスト＝

$$\sum_{r,m} \frac{(\text{頭数削減策によって削減された頭数})_{r,m}}{(\text{各家畜から得られる所得})_m}$$

- 家畜用飼料の地域内生産支援対策コスト＝(補助率) ×

$$\sum_{r,s} \frac{(\text{各飼料の作付面積})_{r,s}}{(\text{各飼料の 1ha あたり栽培事業費})_s}$$

- 田畑での肥料利用促進対策コスト＝(補助率) ×

$$\sum_{r,r',m} \frac{(\text{ブロック } r \text{ からブロック } r' \text{ への堆肥の配送量})_{r,r',m}}{(\text{堆肥 1t あたり輸送事業費})_{r'}}$$

- 汚水浄化処理施設の設置支援対策コスト＝(補助率)×

$$\sum_{r,m} \frac{(\text{尿汚水浄化処理量})_{r,m}}{(\text{処理量 } 1t \text{ あたりの浄化処理施設建設費})_m}$$

- 焼却処理施設の設置支援対策コスト＝(補助率)×

$$\sum_{r,m} \frac{(\text{糞焼却処理量})_{r,m}}{(\text{処理量 } 1t \text{ あたりの焼却処理施設建設費})_m}$$

- 炭化処理施設の設置支援対策コスト＝(補助率)×

$$\sum_{r,m} \frac{(\text{糞炭化処理量})_{r,m}}{(\text{処理量 } 1t \text{ あたりの焼却処理施設建設費})_m}$$

- メタン発酵処理施設の設置支援対策コスト＝(補助率)×

$$\sum_{r,m} \frac{[(\text{糞メタン発酵処理量})_{r,m} + (\text{尿メタン発酵処理量})_{r,m}]}{(\text{処理量 } 1t \text{ あたりの焼却処理施設建設費})_m}$$

$$\times (\text{処理量 } 1t \text{ あたりの焼却処理施設建設費})_m$$

## 2.3 環境・社会便益定量化手法

本章では、物質フロー評価サブモデルの出力情報として得られた各環境・社会影響指標値 (Fig.2-1 における Inventory) が、2.1.2 章で設定した評価対象の環境・社会便益 (Fig.2-1 における Impact Category) に対して与える影響の、定量化手法を検討した。

インパクトカテゴリ (Impact Category) に挙げられている環境汚染・環境影響のメカニズムは非常に複雑かつ未知な部分も多く残されている。しかしながら、簡易的に各インベントリが各インパクトカテゴリへ及ぼす影響を算出する方法が提案されている。

「特性化」は最も一般的に用いられている手法で、あるインパクトカテゴリに対して各インベントリが影響を与える度合いを代表的なインベントリの値に換算して指標とする手法である。

例えば、地球温暖化の場合には、一般に二酸化炭素換算で〇〇トンと数量化される場合が多い。その時換算に使われる換算係数を特性化係数という。地球温暖化の場合、特性化係数として、Table 2-4に示した積算期間100年のGWP (地球温暖化ポテンシャル) が使われることが多い。

すなわち、地球温暖化に与える影響の大きさは、インベントリ分析で求めた各種物質の排出量にGWPをかけて、合計を取ることで求められる。その他のインパクトカテゴリについても、同様に各排出量に特性化係数をかけて合計することにより環境への影響の大きさが計算される。

そこで本研究では、Fig.2-1に示すインベントリが各インパクトカテゴリへ及ぼす影響を、特性化係数を用いて定量化する方法を検討した。

Table.2-4 地球温暖化に関する特性化係数の例

物質名	化学式	寿命(年)	GWP (積算期間)		
			20年	100年	500年
二酸化炭素	CO <sub>2</sub>	不定	1	1	1
メタン	CH <sub>4</sub>	12	62	23	7
亜酸化窒素	N <sub>2</sub> O	114	275	296	156
HFC-23	CHF <sub>3</sub>	260	9400	12000	10000
HFC-43-10mee	C <sub>6</sub> H <sub>2</sub> F <sub>10</sub>	15	3700	1500	470
HFC-125	C <sub>2</sub> HF <sub>5</sub>	29	5900	3400	1100
HFC-134a	CH <sub>2</sub> FCF <sub>3</sub>	13.8	3300	1300	400
HFC-152a	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> F <sub>2</sub>	1.4	410	120	37
HFC-227ea	C <sub>3</sub> HF <sub>7</sub>	33.0	5600	3500	1100
HFC-236fa	C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	220	7500	9400	7100
六フッ化硫黄	SF <sub>6</sub>	3200	15100	22200	32400
パーフルオロメタン	CF <sub>4</sub>	50000	3900	5700	8900
パーフルオロエタン	C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	10000	8000	11900	18000

(注) GWPは正確にはDirect Global Warming Potential。  
(資料) IPCC, "Climate Change 2001: The Scientific Basis".

### (1) 水質汚染指標<sup>[21] [29]</sup>

本研究において、水質汚染へ影響を及ぼすインベントリはNO<sub>3</sub>-N(硝酸性窒素)とP(リン)の2つである(2.1.2章参照)。これら2物質の特性化係数を決定する必要がある。

一般的に、富栄養化の特性化係数(EP: Eutrophication Potential)は、(A)バイオマスの平均組成比から求める (B)運命曝露分析および地域情報を含める (C)エンドポイントに着目する の3通りに大別される。これまでのLCAにおいて広く採用されている特性化係数は(A)である。これは、水生生物の平均的なバイオマス組成比(レッドフィールド比: C<sub>106</sub>H<sub>263</sub>O<sub>110</sub>N<sub>16</sub>P)により、各富栄養化物質に重み付けをするものである。すなわち、組成比から窒素およびリンの重みを、また、同バイオマス1molの分解に酸素分子が138mol必要であることからCODの重みを求め、リン酸(PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)を基準物質として基準化したものを特性化係数とする。

$$EP = (v_i / M_i) / (v_{PO_4^{3-}} / M_{PO_4^{3-}})$$

ここで、 $v_i$  は物質  $i$ (P、N、COD)の富栄養化物質としての寄与度(P:N:COD=1:1/16:1/138)、 $M_i$  は物質  $i$  の分子量である。

本研究と同様に、農業と畜産業に起因する水質汚染を対象にした研究においても(A)の特性化係数が用いられていることを踏まえ、水質汚染指標値は(A)を用いて以下の式で算出した。ただし、(A)で特性化されている窒素量は本研究においては硝酸性窒素溶脱量と等しいため、インベントリとの関連性を考慮して、以下の式には硝酸性窒素溶脱量と記述した。

$$(\text{水質汚染指標値}) = 0.42 \times (\text{硝酸性窒素溶脱量}) + 3.06 \times (\text{供給過剰肥料に含まれるリン量})$$

### (2) 土壌汚染指標

本研究で対象としている土壌汚染原因物質はカドミウムのみである。よって土壌汚染指標は、対象地域におけるカドミウム投入量そのものとした。

$$(\text{土壌汚染指標値}) = (\text{農地へのカドミウム投入量})$$

### (3) 大気汚染指標

本研究で対象としている大気汚染原因物質はアンモニアのみである。よって大気汚染指標は、対象地域におけるアンモニア排出量そのものとした。

$$(\text{大気汚染指標値}) = (\text{アンモニア排出量})$$

#### (4) 食糧自給率指標

2.2.3章で設定したように、食糧自給率指標は以下の式で算出するものとした。

$$(\text{食糧自給率指標値}) = ((\text{家畜飼養頭数減少率})^{-1} \times (\text{飼料TDN自給率}))$$

#### (5) エネルギー自給率指標

2.2.3章で設定したように、エネルギー自給率指標は以下の式で算出するものとした。

$$(\text{エネルギー自給率指標値}) = 1 / (\text{エネルギー購入量})$$

#### (6) 温暖化指標<sup>[21]</sup>

地球温暖化の特性化は、各温室効果ガス(GHG: Green House Gas)のインベントリと各GHGの地球温暖化への寄与に係る特性化係数との積和により行われる。LCAにおける地球温暖化の特性化係数としては、地球温暖化指数(GWP: Global Warming Potential)が利用されることが多い。GWPは気候変動に関する政府間会合(IPCC)や国連気候変動枠組条約(UNFCCC)において広く用いられている指標である。GWPは、GHG種 $i$ の単位量排出による放射強制力の時間積分値を、CO<sub>2</sub>のそれにより除して得られる。

$$GWP_{T,i} = \int_0^T a_i \cdot C_i(t) dt / \int_0^T a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) dt$$

ここで、 $a$ 、 $C(t)$  および  $T$  はそれぞれ、赤外線吸収能 ( $W m^{-2} kg^{-1}$ )、時間  $t$  の大気濃度 ( $kg m^{-3}$ )、および積分期間 (yr) である。

重要な検討課題の一つはGWPの積分期間の設定である。GHGによって大気寿命は大きく異なるため、積分期間によってGWPが大きく変化する。CML(2000)<sup>[30]</sup>は、(A)不確実性の観点より短期の値が望ましい (B)影響発生期間によらず全ての影響を考慮すべきである、という両者の中庸として、100年値のGWPを使用することを暫定的に推奨している。

本研究において、地球温暖化へ影響を及ぼすインベントリはCO<sub>2</sub>(二酸化炭素)、CH<sub>4</sub>(メタン)、N<sub>2</sub>O(亜酸化窒素)の3つである(2.1.2章参照)。CML(2000)に基づき、温暖化指標値は以下の式で算出した。

$$(\text{温暖化指標値}) =$$

$$1 \times (\text{二酸化炭素排出量}) + 23 \times (\text{メタン排出量}) + 296 \times (\text{亜酸化窒素排出量})$$

## (7) 酸性化指標

本研究において、酸性化へ影響を及ぼすインベントリは $\text{NH}_3$ (アンモニア)、 $\text{NO}_x$ (窒素酸化物)、 $\text{SO}_x$ (硫黄酸化物)の3つである(2.1.2章参照)。これら3物質の特性化係数を決定する必要がある。

酸性化の特性化係数としては、CML(2000)の酸性化ポテンシャル(AP: Acidification Potential)がよく用いられている。APは、単位量の酸性化原因物質の排出によるプロトン( $\text{H}^+$ )の生成量を $\text{SO}_2$ のそれにより相対化したもので、以下の式により算出される。

$$AP_i = (\eta_i / M_i) / (\eta_{\text{SO}_2} / M_{\text{SO}_2})$$

ここで、 $\eta_i$ は物質 $i$ の酸としての価数、 $M_i$ は物質 $i$ の分子量である。

また、CML(2000)の特性化係数の算出条件に欠けている地域の特徴(原因物質が排出されてから沈着するまでの過程、沈着した地域の植生や土壌の状況など)を考慮した特性化係数も提案されている(Potting 他<sup>[29]</sup>、itsubo 他<sup>[21]</sup>)。

本研究では最も一般的に用いられているCML(2000)に基づき、酸性化指標値は以下の式で算出した。ただし、 $\text{SO}_x$ の特性化係数は、 $\text{SO}_2$ の数値を準用した。

(酸性雨指標値) =

$$1.88 \times (\text{アンモニア排出量}) + 0.7 \times (\text{窒素酸化物排出量}) + 1 \times (\text{硫黄酸化物排出量})$$

## (8) 枯渇性資源保護指標

2.2.3章で設定したように、枯渇性資源保護指標は以下の式で算出するものとした。

$$(\text{枯渇性資源保護指標値}) = 1 / (\text{リン酸化学肥料消費量})$$

以上のように、Fig.2-1 に示すインベントリが各インパクトカテゴリへ及ぼす影響を、特性化係数を用いて定量化した。

## 2.4 環境・社会便益に対する重み付け手法の検討

本研究では、地域住民が望ましいと感じるバランスで環境・社会便益をもたらす家畜排せつ物対策の提案を行うことを目的としている(第1章参照)。地域住民が望ましいと感じる環境・社会便益のバランスを知るためには、まず、地域住民がどの便益をどれだけ重視した対策を望んでいるのかを定量的に知る必要がある。

そのため本章では、住民アンケートに基づいた各便益に対する重み付け手法の検討を行った。環境・社会のように、市場価値に現れない便益を定量的に評価する手法は、①環境経済学分野を中心に開発された「便益の貨幣価値化」手法と、②社会経済学分野を中心に開発された「便益の基準化」手法の大きく2つに分けられる。

### 2.4.1 環境経済学分野を中心に開発された「便益の貨幣価値化」手法<sup>[31]</sup>

「便益貨幣価値化」手法は、「選好依存型評価法」と「選好独立型評価法」の2つに分類される。選好とは、個人の評価を形成する大切さの秩序を意味する。

#### (1) 選好独立型評価法

選好独立型評価法とは、個人の選好に直接依存しない形で便益の貨幣額を算出するものである。例えば、生態系の価値を維持するためにかかる費用や、あるいは破壊された生態系を再生するためにかかる費用に基づいて貨幣額を算出する手法である。現在のところ、本手法は地域環境評価や地域社会便益評価には適用可能なものの、地球環境評価のように地域境界のない対象の評価は困難である。

#### (2) 選好依存型評価法

選好依存型評価法とは、個人の選好に直接基づいて便益の貨幣額を算出するものであり、「顕示選好法(RP: Revealed Preferences)」と「表明選好法(SP: Stated Preferences)」の2つに分類される(Fig.2-19)。

顕示選好法は、人々の経済活動から間接的に環境価値を評価する手法であり、トラベルコスト法やヘドニック法などが含まれる。表明選好法は、人々に環境価値を直接尋ねることで環境価値を評価する手法であり、仮想評価法(CVM: Contingent Valuation Method)やコンジョイント分析などが含まれる。

顕示選好法は、市場データを元に環境の利用価値を推定できるという利点を持つが、生態系や野生動物などの非利用価値や、食糧セキュリティの向上などの社会的便益を推定できないため、適用範囲が限られているのが現状である。

一方、表明選好法は、人々に直接環境価値を尋ねるため、非利用価値や社会便益も評価することが可能である。

本研究における対象便益に対して CVM を実施する場合、8つの環境・社会便益についてそれぞれの支払い意志額を回答者に求めるのは、回答負荷が大きくなり望ましくない。コンジョイント分析の場合、程度の異なる便益を示した複数の選択肢を回答者に提示し、回答者に各選択肢の比較をしてもらうことによって、各便益の重みを一度に求めることができる（選択型コンジョイントの場合）。環境便益評価研究においても近年盛んに用いられている手法であり、実績も多い。そのため、本研究では貨幣価値化による重み付け手法として、選択型コンジョイント分析が適していると考えられた。

顕示選好法 人々の消費行動をもとに環境価値を推定する手法	
<ul style="list-style-type: none"> <li>トラベルコスト法 →</li> <li>ヘドニック法 →</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>旅行費用をもとにレクリエーション価値を評価</li> <li>賃金や地代をもとに地域アメニティなどの価値を評価</li> </ul>
表明選好法 人々に環境価値を直接尋ねることで環境価値を推定する手法	
<ul style="list-style-type: none"> <li>CVM →</li> <li>コンジョイント分析</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>回答者に対象便益のための支払い意志額や補償受容額を尋ねて評価</li> <li>複数の便益を対象にした評価が可能 <ul style="list-style-type: none"> <li>評定型コンジョイント → 回答者のプロファイルに対する選考を点数で尋ねて評価</li> <li>選択型コンジョイント → 回答者に最も望ましいプロファイルを尋ねて評価</li> </ul> </li> </ul>

Fig.2-19 選好依存型評価法の分類

#### 2.4.2 社会経済学分野を中心に開発された「便益の基準化」手法<sup>[32][33]</sup>

事業により発生する複数の効果を、それぞれの効果自体の尺度で基準化し、場合によってはそれらを何らかの方法で統合し評価する手法が、社会経済学分野で開発された多基準分析（Multi-Criteria Analysis）である。多基準分析の種類は多様であるが、用いられている便益の定量化手法の主流は、独自の尺度で便益を基準化する手法である。最も単純で回答者への負荷が軽いのは、階層分析法（AHP: Analytic Hierarchy Process）で用いられている一対比較法と、エバミックス法で用いられている配点法である。

AHP では、2つの便益の内、どちらの便益をどれだけ重視するかをアンケート調査で数値化し（一対比較法）、統計的な処理を行うことで各便益の重みが定量化される。一対比較で用いる重視度の尺度の例を Table 2-5 に示す。一対比較は、回答者にとって答えやすい一方で、比較対照したい便益の数が多い場合には、同じような質問が繰り返されることになり、回答者が疲労するという欠点もある。

Table 2-5 AHP におけるウェイトの尺度とその定義  
(i, j はともにクライテリアを示す)

ウェイトの 尺度	i は j に対し
1	同じくらい重要
3	やや重要
5	かなり重要
7	非常に重要
9	極めて重要



配点法は、複数の便益に対してどの便益をどれだけ重視するかを点数配分することで、各便益の重みを定量化する手法である。例えば、合計得点が10点となるように、各便益の重要度を配点してもらうことによって、定量的な重み付けが可能となる。配点法は質問回数が1回で済むため、回答者への負担が少ない一方で、比較対照したい便益の数が多い場合には配点に悩み、回答者にとって答えにくくなるという欠点もある。

本研究で対象としている環境・社会便益は8項目あるため、仮に1回の質問で重みを配点することは現実的ではない。しかしながら、8つの環境・社会便益は階層構造をとることが明らかとなっている(Fig.2-20)。そのため、AHPの枠組みを応用することによって、配点法の実施が可能になると考えた。

AHPは、主観的であいまいな「各種要素(項目)の一対比較による評価」を数値化することで判断の整合性を高め、さらにそれを統合化することにより、判断者の評価基準に基づく各対象の重み(ウェイト)を求める手法である。本研究では特に統合化部分に着目した。Fig.2-4-3にAHPにおける統合化の手順を簡潔に示す。

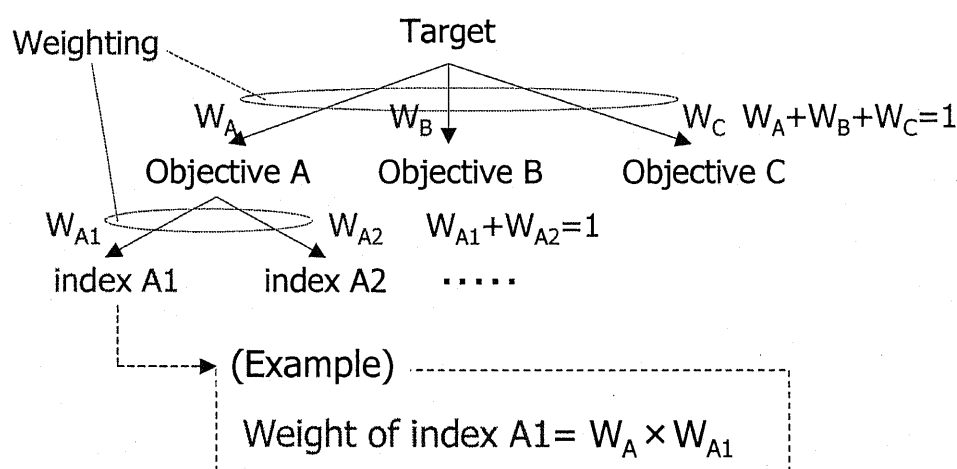


Fig.2-20 AHPにおける統合化の手順

本研究で対象としている環境・社会便益は8項目もあり、同時に各重み(ウェイト)を求めるのは困難である。そこで、AHPにおける統合化手法と同様に、同グループ内で各環境・社会便益項目間のウェイトを求めた後、階層間の重み(ウェイト)を乗じることによって(Fig.2-20)、各環境・社会便益自体の重みを算出する手法を採用した。

具体的には、配点法を用いて Fig.2-21 に示すグループB~D内の便益を重み付けし、その後階層間の重み(グループA)を乗じることによって、各環境・社会便益自体の重みを定量化することができる。

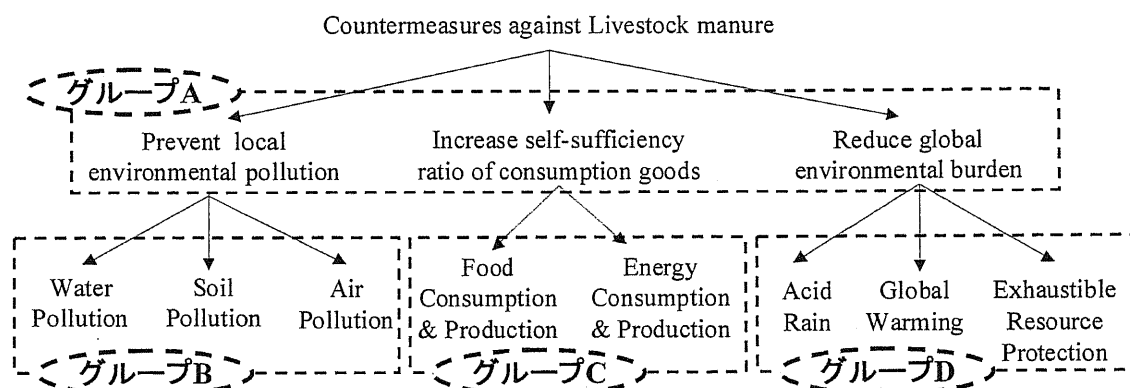


Fig.2-21 配点法実施グループ分け

2.4.1 章で示した選択型コンジョイント分析に対しても、Fig.2-21 のグループ分けは有効である。つまり、各グループ内の重み付け手法として、「便益の貨幣価値化」手法を適用する場合には選択型コンジョイント分析が適しており、「便益の基準化」手法を適用する場合には配点法が適しているといえる。

以上の検討から、本研究における環境・社会便益の重み付け手法として、AHP における統合化手法を採用し、各グループ内の便益の重み付けには、配点法または選択型コンジョイント分析が適していると判断した。

## 2.5 環境・社会便益の統合化手法の検討

本研究では、地域住民が望ましいと感じるバランスで環境・社会便益をもたらす家畜排せつ物対策の提案を行うことを目的としている(第1章参照)。本研究のように市場価値に現れない便益が期待される事業の評価事例として、公共事業の評価研究が数多く行われてきた。これらの研究で用いられた評価手法こそが、2.4.2章で挙げた多基準分析(Multi-Criteria Analysis)である。

多様な効果が期待できる公共事業を、多基準分析ではどのように評価するのかを知ることは、本研究における環境・社会便益の統合化の検討に大いに役立つと考えられる。よって、本章では多基準分析の概要を解説した後、本研究で用いる環境・社会便益統合化手法の検討を行った。

### 2.5.1 多基準分析(Multi-Criteria Analysis)<sup>[33]</sup>

多基準分析は、事業の実施効果をそれ自体の次元(単位)で表現できるため、関連する様々な効果、つまり量的効果、質的效果、貨幣的效果、非貨幣的效果等をすべて同時に考慮に入れることができる受容力(Acceptability)を持つ点に特徴がある。そのため、多基準分析によって事業がもたらす多様な効果をより忠実に評価に反映することができる。

多基準分析の種類は多様であるが、イギリスで策定された狭義の多基準分析に焦点をあてた多基準分析マニュアルによると、一般的には以下の手順をふむものと紹介されている。

#### ① 意思決定の状況の確立＝評価範囲の特定化

なぜ多基準分析を実施するのか、意思決定者は誰か、その他のキープレイヤー(意思決定にかかわる関連主体)は誰なのか、を統一した見解として持つことがこの段階では必要となる。またプロジェクトの目的の明確化もあわせて実施する。

#### ② 評価対象となる代替案を列挙(定義)

プロジェクトの代替案を選別して、列挙する。これはこの先の手続きを簡略化するために、重要な作業である。

#### ③ 目標とクライテリア(評価項目)を定義

各代替案の結果(効果)について評価するためにクライテリアを設定する。

第一段階として、考えられるクライテリアを列挙する。

第二段階として、クライテリアをグループ化する。グループ化することで、クライテリアが適切なものであるかの確認、及び、ウェイト付けの計算プロセスが簡単になる。さらに主要な目標間のトレード・オフ 3 などに関して、代替案がどのように影響するかといった高いレベルからの視点を持つことが可能になる。

第三段階として、クライテリアを評価することにより、用いるクライテリアを決定する。クライテリアの評価は完全性、重複性、操作性、独立性、二重計算の有無、数、インパクトなど、多様な面から実施されることが望ましい。なお、適切な意思決定を行うためには、クライテリアの数は適度に少ないことが望ましく、6 個から20 個が一般的である。

これまでの分析についてはすべての多基準分析について共通であるが、以下で紹介されるスコア付けやウェイト付けを実施しない場合は以下の手順は省略される。

#### ④ スコア(評点)付け

各代替案のクライテリアに対する効果(成果)を分析、それをもとに、クライテリアごとにスコア付けを実施、そののち、各スコアの一貫性を確認する。

#### ⑤ クライテリアに対してウェイト(重み)を設定

意思決定の際の相対的重要度に応じて、各クライテリアにウェイトを設定。

#### ⑥ 総合評価値の算出

ウェイトとスコアを代替案ごとに統合することで、各代替案の総合評価値を算出。

#### ⑦ 結果の分析検討

各代替案の総合評価値をもとに最も望ましい案を選定する。

#### ⑧ (必要に応じ)感度分析を実施

ウェイト付けや選好が、代替案の順序付けに関わっているかどうかを検討するために、感度分析を実施。

以上が多基準分析の基本的な手順である。この手順に沿って、本研究における環境・社会便益評価方法を再度まとめた結果を以下に示す。

- 意志決定者 : 行政、地方自治体
- キープレイヤー : 対象地域住民
- 事業の目的 : 地域住民が望ましいと感じるバランスで環境・社会便益をもたらす  
家畜排せつ物対策の提案
- 事業の代替案:
  - ・ 家畜頭数削減策、家畜用飼料の地域内生産支援策
  - ・ 田畑での肥料利用促進策
  - ・ 污水浄化処理・焼却処理・炭化処理施設の設置支援策
  - ・ メタン発酵処理・発電施設の設置支援策
- クライテリア(評価項目):
  - ・ 水質汚染の低減、土壌汚染の低減、大気汚染の低減
  - ・ 食糧自給率の向上、エネルギー自給率の向上
  - ・ 酸性化への負荷削減、地球温暖化への負荷削減、枯渇性資源の保全
- クライテリア(評価項目)のグループ分け: Fig.2-13 に示した
- スコア(評点)付け: LCA を考慮した「物質フロー評価サブモデル」でスコアを算出(2.3 章)

手順⑥における「総合評価値の算出」は、第2章に示した ISO-LCA の実施手順における手順③における「環境影響の評価」と同じ作業を行っていると考えられる。また、多基準分析の手順で

表記される「クライテリア」はISO-LCAの実施手順における「Impact Category」と同義であり、「スコア」はISO-LCAにおける「Inventory」と同義である。

このように、ISO-LCAと多基準分析は非常に似た分析手法であると言える。相違点を挙げるとすれば、ISO-LCAでは対象とするシナリオのライフサイクル全段階(原料採取→製造→流通→使用→リサイクル・廃棄)における環境・社会影響を考慮するのに対して、多基準分析では評価範囲の設定は任意である点が異なると言える。また、多基準分析では便益の統合化が必ず含まれるのに対して、ISO-LCAでは便益の統合化は任意である点も異なる。

以上の検討から、本研究における環境・社会便益の統合化手法として多基準分析において用いられている統合化手法を参考にできると考えられた。

スコアとウェイトを代替案ごとに統合することで、各代替案の総合評価値を算出する。これは、本研究においては物質フロー評価サブモデルによって求められた各環境・社会便益値(スコア)と、配点法または選択型コンジョイント分析に基づいて得た各便益の重み(ウェイト)を統合することを意味している。

統合方法は、多基準分析手法の種類によって様々提案されている(Table 2-6)<sup>[21]</sup>。

加重総和法(Weighted Summation)では、全スコアを同じ尺度に変換(標準化)した後、同様に標準化されたウェイトを乗じて、全てを加算することで各代替案の総合評価値を算出している。目標達成法(Goals Achievement Method)は、加重総和法における標準化の尺度として、達成度指標を提案している。

$$\text{達成度指標} = \frac{(\text{事業による変化分})}{(\text{目標値}) - (\text{現在値})}$$

目標達成法では、達成度指標にウェイトを乗じて全てを加算することで各代替案の総合評価値を算出している。達成度指標を平面グラフ上の距離として示す手法が、目標点法(Ideal Point Method)であり、発想は目標達成法と類似している。また、達成度指標はLCAにおける環境影響の統合化においても用いられているDtT(Distance to Target)指標<sup>[21]</sup>とも非常に類似している。

このように、スコアとウェイトを別々に標準化する手法は、物質フロー評価サブモデルで得たスコアと、配点法で得たウェイトを統合する際に有効な手法である。

Table 2-5-1 多基準分析における代表的な手法

多基準分析手法	種類	手法の概要	最終成果物	優れている点	主な難点
トレード・オフ分析	広義	あらかじめ設定された同一の目標集合を達成するための代替案を比較する手法。	相対代替案への資源配分率	代替案への資源配分が検討可能	目標を一転に定める必要がある
目標達成マトリックス		各プロジェクトが多数の項目に対して与える影響に関する一連の情報をマトリックスにまとめる手法。	マトリックス	有用な情報が整理される	整理するだけであり、更なる分析が必要
加重総和	狭義	各クライテリアにウェイトを認定、各クライテリアに対するスコアの値をそのクライテリアのウェイトと乗じ、全てのウェイト付けされたスコアを加算し、代替案の価値を算出する手法。	代替案ごとの評価指標	手法が単純でわかりやすい	ウェイト付けの恣意性
目標達成法		代替案の目標を定量的尺度に変換することにより、プロジェクトの目標に関する各代替案の達成度を計算し、最も望ましい代替案を選択する手法。	代替案ごとの評価指標、マトリックス	標準化数値に明確な意味がある	目標を一転に定める必要がある
目標点法		クライテリアの目標レベルを設定し、どれだけ目標に近い状態に到達したかという観点で分析する手法。	代替案ごとの評価指標	手法が図で直感的に理解可能	算出手順が若干複雑
価値・効用関数		加重総和と異なり、関数を各クライテリアに応じて個別に設定し、価値・効用の分析を行う手法。	代替案ごとの評価指標	理論的に洗練されている	一般に関数の指定が困難
レジーム法		代替案の1対比較を行う。各クライテリアについて代替案同士のペアを全て比較し、クライテリアのウェイトの総和を算出することで、代替案間の優先順位を決める手法。	1対の代替案間の評価指標	定性に対応可能	重的な違いの評価値への影響を無視
置換法	狭義	代替案を1対比較して並び替えることにより、優先代替案を識別する手法。	順序ごとの評価指標	順序ごとに指標を出す	指標の算出方法に依存
エバリュエーション法		クライテリアを定量的クライテリアと定性的クライテリアに分け、両者のスコアを標準化し統合することで、全ての代替案について完全な順序づけを可能にする手法。	1対の代替案間の評価指標	定性・定量的の指標が中間成果物	指標の算出方法に依存
階層分析法(AHP)		プロジェクトの最終目標、クライテリア、代替案の関係をあらかじめ階層構造化し、上位項目に対する下位項目に関する1対比較を行うことで、各階層の要素間のウェイトを算出し、さらに階層全体の総合ウェイトを算出することで、代替案の優先順位を決定する手法。	代替案ごとの評価指標	1対比較の精度が高い、定性対応可能	1対比較が多く、作業量大
コンコーダンス分析		代替案の1対比較を、プロジェクト効果や嗜好ウェイトが代替案間の1対の優先関係を承認するか、または否定する度合いによって行われる手法。	代替案ごとの評価指標	順序を、調和・不調和の両面から検証	手続きが複雑
アウトランキンク法		コンコーダンス分析で作成する指標を用いて、代替案間の順序付けを行う手法。	順序付け	優越性の意味を添えた順序付け	「比較不能」のケースがある、開値の恣意性

一方、選択型コンジョイント分析は効用関数を用いることによって、スコアの標準化とウェイト付けを一度に行うことができる。

効用関数は、各クライテリアを標準化・ウェイト付けする際に、貨幣価値に代わる尺度として、価値・効用の尺度に変換する関数を設定し、各プロジェクトのもたらす価値(効用)を相互に比較できるようにする手法である。

前述の加重総和法・目標達成法・目標点法と、効用関数を比較すると、効用関数の概念は、それらの手法を包含する概念であることがわかる。例えば、加重総和法、目標達成法と比較すると、集計的指標を算出する加重総和関数は、効用関数の一形態であるとみなせる。同様に、目標点法(及びTOPSIS 法)は、目標点法が使用する距離関数の逆数を、効用関数として計算した場合と、結果は同じである。このように、効用関数は、理論的に優れている概念である。しかし、実用を考えた場合、各クライテリアがもたらす価値(効用)についてのデータを事前にある程度、取得できるケースでないと、関数の推定が困難もしくは事実上不可能となる。

## 2.5.2 本研究で用いる環境・社会便益統合化手法の検討

2.5.1章で述べたように、便益の統合化手法は、重み付け手法として配点法を用いるか選択型コンジョイント分析を用いるかによって異なる。

そこで本研究では、どちらの重み付け手法が一般住民にとって答えやすいかを調査することとした。

まず、ケーススタディーの実施地域の住民 15 名を対象とした、選択型コンジョイント分析のプレテストを行った(Fig.2-22)。

	計画案1	計画案2	計画案3
<b>地域消費物の自給率向上効果</b> (飼料・肥料・エネルギー) (現在の自給率を100%とします)	42%向上	向上なし	96%向上
<b>前橋市における地域環境汚染</b> (悪臭・地下水汚染・河川水汚染) <b>の軽減効果</b> (現在の汚染量を100%とします)	軽減なし	67%軽減	96%軽減
<b>地球全体に影響する問題</b> (地球温暖化・酸性雨・天然資源の枯渇) <b>の軽減効果</b> (現在の影響量を100%とします)	42%軽減	67%軽減	軽減なし
<b>1世帯あたりの負担額</b> (1回だけの負担です)	2000円	4000円	3000円

最も好ましい案を1つ選んで  
○をつけてください。 →

<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
--------------------------	--------------------------	--------------------------

Fig.2-22 選択型コンジョイント分析のプレテスト調査票

プレテストにより、クライテリアが一般住民の生活から縁遠く、統計的に有意な効用関数の設定は不可能であることが示唆された。選択型コンジョイント分析は、消費行動に近い感覚で選択できる点に特徴があるが、本研究で設定したクライテリアは直感的な判断が出来ない項目が多く、選択型コンジョイント分析に不向きであると判断した。これは、地域環境問題のような住民にとって身近な問題に関しては便益の貨幣価値を想像することはできても、地球環境や社会的な便益の価値は抽象的で貨幣価値を想像しにくいという、費用便益分析手法の適用限度を示していると考えられた。今後、クライテリアや選択肢の設定に工夫を加えることで、本研究のような環境・社会便益の定量化に適用可能になると考えられる。



次に、ケーススタディーの実施地域の住民 15 名を対象とした、配点法による重み付け調査を行った。住民に配布した調査票の一部を Fig.2-23 に示す。

問1. 前橋市の地域環境汚染問題について、以下3つの中では、どの環境汚染問題を重視した施策を実施すべきだと思いますか。  
合計が10点になるように、重視する度合いを配点してください。

水質汚染問題	土壌汚染問題	悪臭問題

←合計が10点となるように配点してください

- \* 水質汚染問題 → 地下水を飲み水として利用できなくなったり、河川の生物が減少する状態
- \* 土壌汚染問題 → 重金属(カドミウム)が土壌に蓄積し、農作物に被害がでる状態
- \* 悪臭問題 → 家畜や糞尿処理から排出される、悪臭(アンモニア臭)問題。

Fig.2-23 配点法によるウェイト算出用調査票の一部

配点法によるアンケート調査結果は、回答率・結果の有意性がともに良好だった。以上の検討を踏まえて、本研究における総合評価値(Fig.2-1におけるImprovement Factor)は、物質フローモデルで算出されるスコアを達成度指標により標準化し、配点法で得られた各ウェイトを達成度指標に乘じることにより算出した。

$$Improvement\ Factor = \sum_{i=1}^8 Weight_i \times Indicator_i$$

ただし、

$$Indicator_i = \frac{(\text{事業による変化分})_i}{(\text{目標値})_i - (\text{現状値})_i}$$

$i$  = クライテリア(ISO-LCA における Impact Category)

この総合評価値が高いほど、地域住民が望ましいと感じるバランスで環境・社会便益が得られることを意味する。

## 2.6 家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデルの概要

各家畜排せつ物対策を実施した場合に得られる環境・社会便益を、物質フロー評価サブモデルにより定量化し、達成度指標として出力する。得られた達成度指標に、配点法により対象地域住民から得られた各便益の重み(ウェイト)を乗じることで、各家畜排せつ物対策の総合評価値を得ることができる。

家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデルは、この総合評価値が最大となるような家畜排せつ物対策の組合せおよび予算配分を決定することを目的としている。総合評価値には住民の意思が反映されているため、家畜排せつ物対策への行政予算配分における社会的合意形成の一助となることが期待される。

家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデルにおける目的関数を以下に示す。

*Objective Function = Maximize ( Improvement Factor )*

ただし、

$$Improvement\ Factor(総合評価値) = \sum_{i=1}^8 Weight_i \times Indicator_i$$

$$\left\{ \begin{array}{l} Weight_i = \text{Impact Category の重み(ウェイト)} \\ Indicator_i(\text{達成度指標}) = \frac{(\text{対策実施による Impact Category の変化分})_i}{(\text{Impact Category の目標値})_i - (\text{Impact Category の現状値})_i} \\ i = \text{Impact Category (水質汚染、土壌汚染、大気汚染、食糧自給率、エネルギー自給率、酸性化、地球温暖化、枯渇性資源の保全: } i = 1 \sim 8) \end{array} \right.$$

予算に関する制約条件(Constraint)を以下に示す。

$$Budget \geq \sum_{j=1}^7 BudgetDistribution_j$$

ただし、

$BudgetDistribution_j$  = 各家畜排せつ物対策の実施コスト(2.2.3 章参照)

$j$  = 家畜排せつ物対策(家畜頭数削減対策、家畜用飼料の地域内生産支援対策、田畑での肥料利用促進対策、汚水浄化処理施設の設置支援、焼却処理施設の設置支援、炭化処理施設の設置支援、メタン発酵処理施設の設置支援:  $j = 1 \sim 7$ )

達成度指標における各 Impact Category 指標値は、物質フロー評価サブモデルの出力情報として算出される(2.3 章参照)。その出力結果から現状値を引いた値を、「対策実施による Impact Category の変化分」とした。また、各 Impact Category 指標値の目標値は、予算の全額を一つの Impact Category 指標値の改善に用いるという制約条件を設けることで算出することとした。

このような条件下で実行される家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデルシミュレーションの出力情報を以下にまとめた。

- 各家畜排せつ物対策への自治体予算配分最適化結果
- 最大化された総合評価値
- 各家畜排せつ物の最適処理フロー
- 各家畜排せつ物処理施設の最適配置
- 堆肥の最適流通経路
- 得られる環境・社会便益(指標とした各 Inventory 値も算出可能)

本研究では、市販の数値ソフトウェアを用いて総合評価値最大化計算を行った。以下にソフトウェアの仕様を示す。

ソフト名: NUOPT(Version 6)  
開発元: 株式会社 数値システム  
最適化手法: 信頼領域法(Trust Region Method)

「家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデル」は非線形計画問題である。そのため、本研究では最適化手法として適用範囲の広い信頼領域法を採用した。信頼領域法を以下に示す。詳細な最適化計算式は(株)数値システム発行の NUOPT マニュアルを参照されたい<sup>[34]</sup>。

問題(P)において、等式制約や不等式制約が存在しない場合を無制約最適化(unconstrained optimization)という。無制約最適化アルゴリズムは基本的には、 $\{f(x^k)\}$  が単調減少となるような点列 $\{x^k\}$  を生成し、漸近的に最適性の必要条件を満たす( $\lim_{k \rightarrow \infty} \nabla f(x^k) = 0$ )ように設計される。そのための枠組みの一つが信頼領域法である。

信頼領域法は、現在の近似解 $x^k$  を中心とする適当な半径の球上で、 $f(x)$  を近似する2次関数 $f_s(x)$  を最小化した点を $x^{k+1}$  とする。 $f_s(x)$  としては $f(x)$  をテーラー展開したもの他にそのヘッセ行列を準ニュートン近似で置き換えたものなども用いられる。 $x^{k+1}$  を求めるためには、 $f_s(x)$  を球上で最小化する問題を解く必要がある。この問題は、 $f_s(x)$  のヘッセ行列が半正定値でなくても実用上十分に厳密にしかも効率的に解くことができる。球の半径は、 $f_s(x)$  が $f(x)$  の十分に良い近似となる範囲でできるだけ大きくなるように定める。

基本的には、信頼領域法におけるパラメータ設定のデフォルト値をそのまま使用した。本研究に合わせてチューニングしたパラメータは、内点法の反復回数上限値で、300 回とした。

## 2.7 第二章のまとめ

第二章では、家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化シミュレーションモデルの開発手法を示した。

まず 2.1 では、本研究における家畜排せつ物対策の設定と、評価の対象とする環境・社会便益の設定を行った。家畜排せつ物対策として、家畜頭数削減策、家畜用飼料の地域内生産支援策、田畑での肥料利用促進策、污水浄化処理施設・焼却処理施設・炭化処理施設・メタン発酵処理施設の設置支援策を対象とすることを示した。また、パネル法を用いて各対策の実施に伴う環境・社会便益項目の抽出を行った結果、地域環境便益として水質・土壌・大気汚染の軽減効果が抽出され、地球環境便益として酸性雨原因物質・地球温暖化原因物質の軽減効果および枯渇性資源の保全効果が抽出され、そして社会便益として食糧・エネルギー自給率の向上効果が抽出された。よって、評価対象とする環境・社会便益項目は上記8項目とした。

2.2 では、設定した各家畜排せつ物対策の実施に伴う環境負荷排出量や費用などを算出するためのモデルである「物質フロー評価サブモデル」の解説を行った。モデルの評価範囲はライフサイクルアセスメント的評価方法を用いて飼料や化学肥料の輸入フローを含めた。モデル中の制約式として、飼料と肥料の需給バランス式を可能な限り詳細に設定した。具体的には、飼料に関しては TDN および NDF バランスを考慮し、肥料に関しては即効性・緩効性および窒素・リン・カリウム成分バランスを考慮した。また、肥料の地域内輸送を表現するために、全てのモデル入力データは GIS を用いた 2 次元データとして整備することを示した。

2.3 では、「物質フロー評価サブモデル」で得られた環境負荷排出量が、2.1 で設定した評価対象の環境・社会便益に対して与える影響の定量化手法を検討した。本研究では可能な限り特性化係数を用いて便益の定量化を行うこととした。具体的には、窒素溶脱量とリン過剰量から水質汚染負荷量を算出し、二酸化炭素・メタン・亜酸化窒素排出量から地球温暖化負荷量を算出し、アンモニア・窒素酸化物・硫黄酸化物排出量から酸性化負荷量を算出した。その他の便益は指標として表現した。具体的には、土壌汚染負荷量は土壌へのカドミウム投入量から算出し、大気汚染負荷量は大気中へのアンモニア排出量から算出し、枯渇性資源の保全効果はリン酸化学肥料削減量から算出した。また、食糧自給率指標は家畜削減頭数と自給飼料生産量から算出し、エネルギー自給率指標はエネルギー消費量から算出した。

2.4 では、地域住民がどの便益をどれだけ重視した対策を望んでいるのかを定量的に知るために、住民アンケートに基づいた各便益の重要度に対する重み付け手法の検討を行った。環境・社会のように、市場価値に現れない便益を定量的に評価する手法は、環境経済学分野を中心に開発された「便益の貨幣価値化」手法と、社会経済学分野を中心に開発された「便益の基準化」手法の大きく2つに分けられた。各手法の長所・短所を検討した結果、「便益の貨幣価値化」手法としてはコンジョイント分析が、「便益の基準化」手法としては AHP と配点法の組合せが本研究における各便益の重み付けに適していることを示した。

2.5 では、2.3 において定量化された家畜排せつ物対策の実施に伴う環境・社会便益指標値と、2.4 で検討した便益の重みを用いて、総合評価値を設定した。総合評価値は目標達成法において

用いられる指標値で、各便益指標値に各便益の重みを乗じた合計値である。この総合評価値が高いほど、地域住民が望ましいと感じるバランスで環境・社会便益が得られることを意味する。よって、総合評価値が最大となる時の家畜排せつ物対策の組合せを実施した場合に、地域住民が望ましいと感じるバランスで環境・社会便益が得られることを示した。

2.6 では、「物質フロー評価サブモデル」を内包する「家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデル」の目的関数・制約条件および使用した最適化ソフトの詳細を示した。具体的には、目的関数は総合評価値最大化とし、制約条件は各家畜排せつ物対策への配分予算合計額が設定予算以下とすることとした。本研究において開発した「家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデル」により、総合評価値を最大にする家畜排せつ物対策への自治体予算配分の検討が可能となった。

### 第三章 自治体予算配分最適化モデルを

#### 用いたケーススタディーの実施

### 第3章 自治体予算配分最適化モデルを用いたケーススタディーの実施

本章では、第2章で構築した「家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデル」を、現実の地域に適用させたケーススタディーの実施を目的とした。モデルシミュレーション結果と現実のデータと照合することにより、モデルの精度や課題が明らかになると考えられる。

まず、ケーススタディーの対象地域の選定を行った。本モデルは家畜排せつ物過剰供給問題の解決策として開発したため、この問題が特に顕著に顕れている地域を抽出した。詳細を3.1に示す。

次に、3.1で選定したケーススタディーの対象地域における畜産業の現状および家畜排せつ物の処理状況を調査した。詳細を3.2に示す。

3.2で明らかとなった家畜排せつ物過剰問題に対する、ケーススタディーの対象地域の取り組みを調査した。さらに、2.1で設定した家畜排せつ物対策に対する自治体予算配分最適化モデルで選択される各家畜排せつ物対策の中で、ケーススタディーの対象地域に適用可能な対策を抽出した。詳細を3.3に示す。

### 3.1 ケーススタディー対象地域の選定

日本の畜産業が抱える問題は、自給飼料を栽培せず輸入飼料に依存し、副産物である家畜排せつ物の適正な処理や利用先の確保が求められている点にある。そこで、本研究の対象地域として以下3つの条件を満たす地域を選定した。

1. 畜産業が盛んで家畜排せつ物の発生量が多い
2. 家畜排せつ物中の肥料供給量が、農地における肥料需要量よりも多い  
(家畜排せつ物の適正な処理や利用先の確保が求められている地域は、家畜排せつ物の最も一般的な再生製品である肥料に関して供給過剰状態にある地域に代表されるものとした。)
3. 耕作可能な土地があるにも関わらず自給飼料作物の栽培面積が少ない  
(輸入飼料に依存した畜産業が営まれている地域は、自給飼料の栽培面積が少ないにも関わらず耕作放棄地面積が大きい地域に代表されるものとした。)

まず、条件1「畜産業が盛んで家畜排せつ物の発生量が多い」を満たす上位 10 都道府県を抽出した(Fig.1)。各都道府県の家畜飼養頭羽数は、農林水産省「畜産統計(平成 16 年 2 月 1 日現在)」および「平成 15 年食鳥流通統計調査結果の概要」に基づき調査した。各家畜の排せつ物発生量は、乳牛 58.9(kg/頭/日)、肉牛 26.7(kg/頭/日)、豚 5.9(kg/頭/日)、採卵鶏 0.136(kg/羽/日)、ブロイラー0.130(kg/羽/日)として算出した<sup>[1]</sup>。

次に、条件2「家畜排せつ物中の肥料供給量が、農地における肥料需要量よりも多い」を満たす上位 10 都道府県を調査した。家畜排せつ物に含まれる肥料成分の中でも、特に窒素成分は植物の成長に不可欠な三大栄養素の1つであり、農地の肥料需要量の決定因子でもある。そこで本研究では窒素に関する都道府県別需給バランスを試算し、家畜排せつ物由来の窒素成分<sup>[1]</sup>が農地に対して供給過剰にある上位 10 都道府県を抽出した(Fig.2)。農地における窒素需要量は作物別作付面積<sup>[2]</sup>に作物別施肥基準<sup>[3]</sup>を乗じて算出した。

その結果、条件1、2を共に満たす地域として以下の都道府県が抽出された(Fig.3-1)。

→ 宮崎県、鹿児島県、群馬県、愛知県、岩手県

なお、北海道は家畜排せつ物の発生量が最も多いが、農地面積も大きく肥料需要量が多いため、条件2に合致しなかった。

これらの地域は、家畜排せつ物の発生規模が大きく、かつ農地に対して供給過剰であるため、家畜排せつ物の適正な処理や利用先の確保が特に求められていると考えられた。



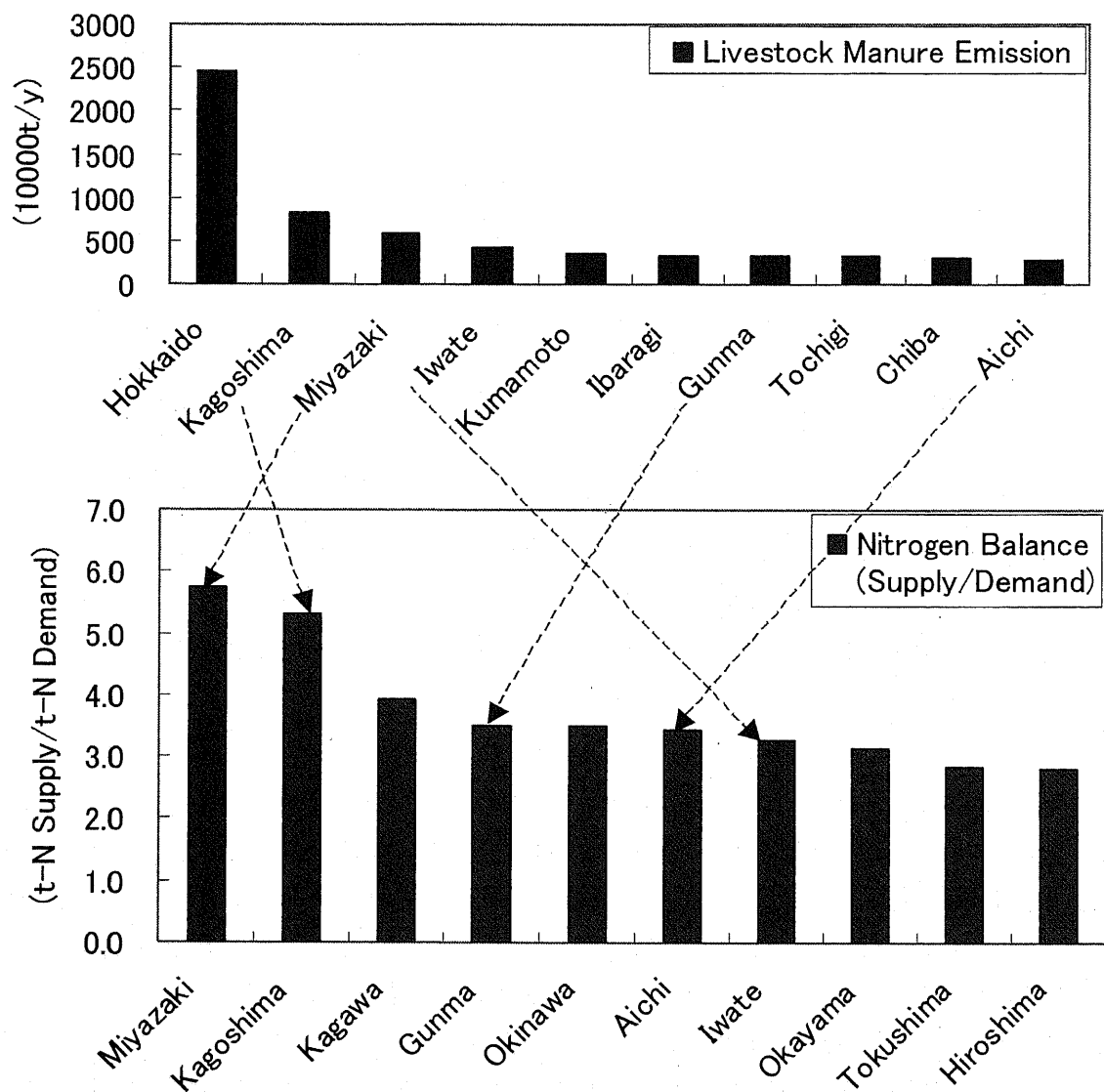


Fig.3-1 (上図)家畜排せつ物排出量上位10都道府県(2003 年度)

(下図)窒素需給バランスにおいて窒素供給過剰上位10都道府県(2003 年度)

そこで最後に、条件3「耕作可能な土地があるにも関わらず自給飼料作物の栽培面積が少ない」を満たす地域を「宮崎県、鹿児島県、群馬県、愛知県、岩手県」の中から抽出することとした。自給飼料作物付面積及び耕作放棄地面積は、農林水産省「耕地及び作付面積統計(2004)」に基づき調査した(Fig.3-2)。

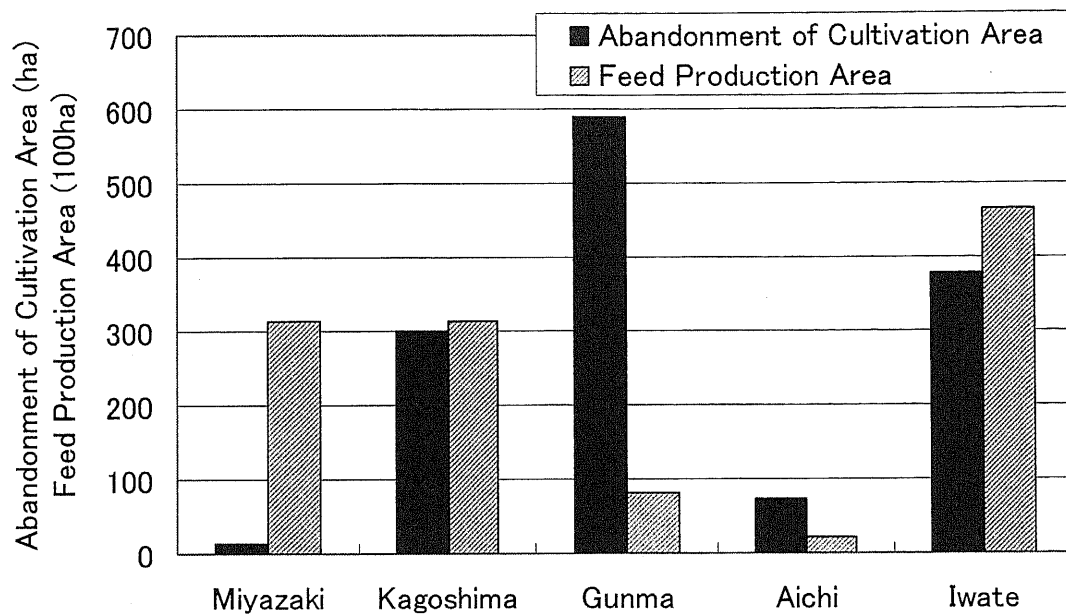


Fig.3-2 対象5都道府県における自給飼料作付面積および耕作放棄地面積(2004 年度)

その結果、条件3を最も満たしている地域として群馬県が抽出された。宮崎県、鹿児島県、岩手県では乳・肉用牛が多く飼養されており、牧草を中心とした飼料栽培が行われているため、飼料作物作付面積が他と比較して大きかった。群馬県、愛知県では乳・肉用牛よりも豚・鶏の飼養比率が高いため、飼料は牧草に代表される粗飼料よりも、とうもろこしに代表される濃厚飼料の消費量が多いと考えられた。濃厚飼料は、国内品よりも輸入品の方が格段に安価なため、豚・鶏の飼養頭羽数が多い都道府県では輸入品への依存傾向が強いと考えられた。

さらに、耕作放棄地面積が大きく飼料作付面積が小さい地域では、土地利用の点では飼料生産能力があるにも関わらず実際には自給生産していないことから、安価な輸入飼料への依存傾向が強い地域であると考えられた。

以上の結果から、日本の畜産業が抱える問題(自給飼料を栽培せず輸入飼料に依存し、副産物である家畜排せつ物の適正な処理や利用先の確保が困難)を最も反映している群馬県が研究対象地域に相応しいと考えられた。しかしながら本研究は、地域における施策のあり方と施策実施に伴う具体的な施設配置や肥料流通の提示を目的としており、その成果は市町村単位の地方行政に役立つと考えられる。そのため、研究の対象地域を、さらに市町村単位に絞り込むこととした。

群馬県は日本列島のほぼ中央にあって(Fig.3-3 左図)、県西・県北の県境には山々が連なり、南東部には関東平野が開ける内陸県である。県土の約3分の2が丘陵山岳地帯で(Fig.3-3 右図)、面積は6363平方キロメートル、その大きさは全国で21番目、関東地方では栃木県につぐ2番目となっている。地形は上毛かるたに「鶴舞う形の群馬県」とうたわれるように空に舞う「鶴」の形によく似ている。2000メートル級の山岳、尾瀬などの湿原、多くの湖沼、吾妻峡をはじめとする溪谷や利根の清流など、変化に富む美しい大自然にめぐまれている。[4]

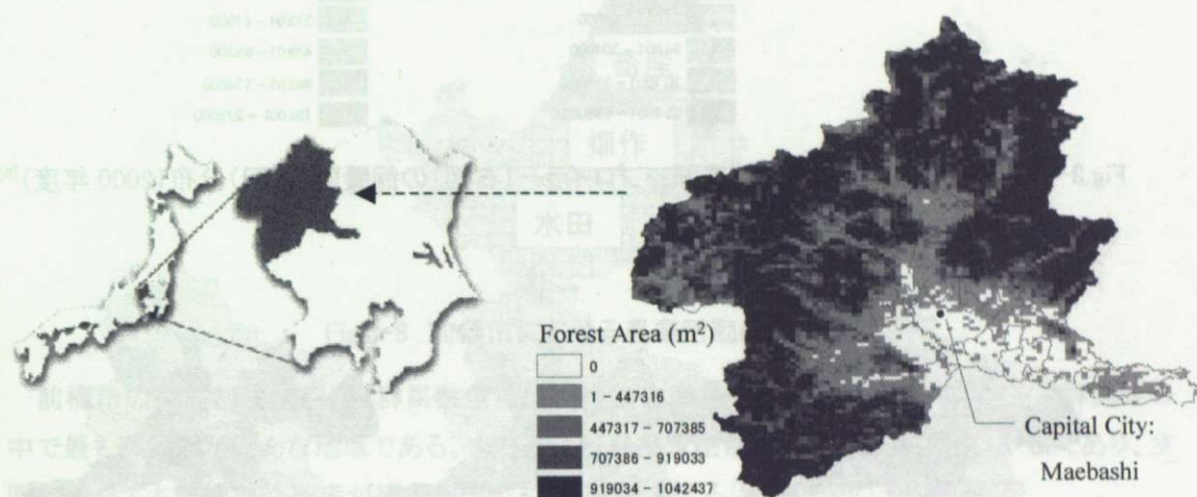


Fig.3-3 (左図)日本における群馬県の位置[4]

(右図)群馬県の地勢(森林面積マップ)(国土数値情報より作成)[5]

群馬県の中でも畜産業や農業が盛んに行われている地域は県内に偏在している。各家畜の飼養頭数分布を Fig.3-4 および Fig.3-5 に、農地における肥料需要分布を Fig.3-6 に示す[6]。

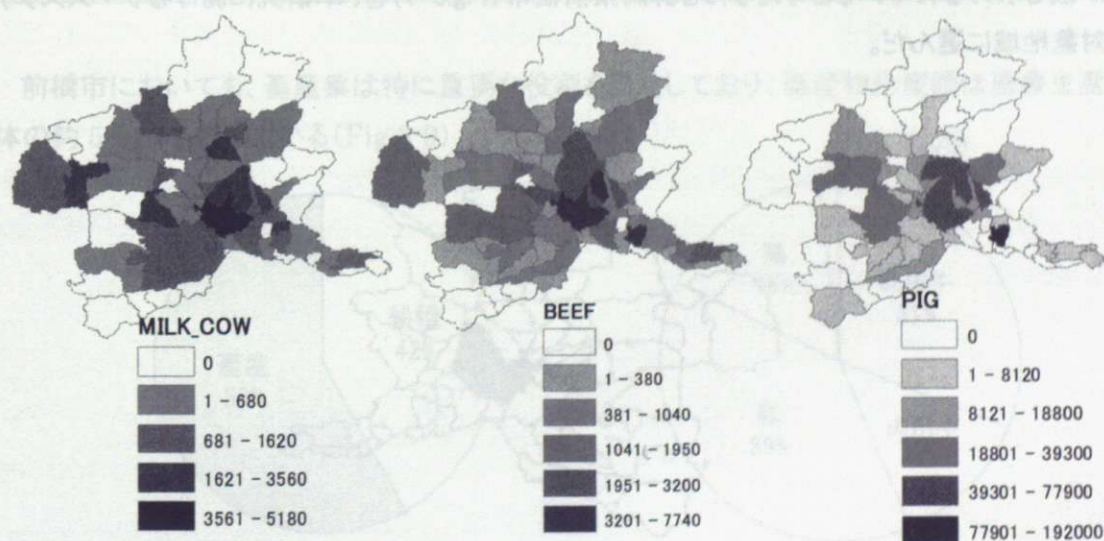


Fig.3-4 群馬県における乳牛(左図)・肉牛(中央図)・豚(右図)の飼養頭数(頭)分布(2000 年度)[6]



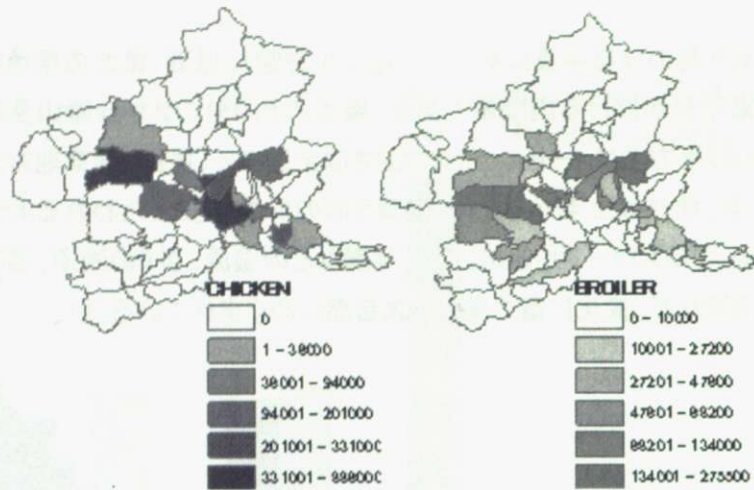


Fig.3-5 群馬県における採卵鶏(左図)・ブロイラー(右図)の飼養頭数(羽)分布(2000 年度)<sup>[6]</sup>

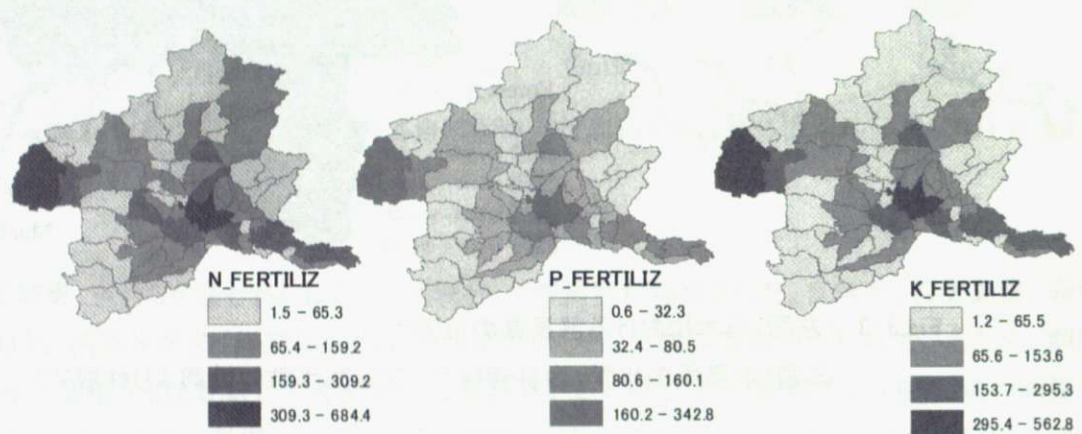


Fig.3-6 群馬県における窒素(左図)・リン(中央図)・カリウム(右図)肥料の需要分布(2000 年度)<sup>[3][6]</sup>

Fig.3-4 および Fig.3-5 より、群馬県内で最も畜産業が盛んに行われており、家畜排せつ物の対処が最も求められていると考えられる群馬県前橋市(Fig.3-7)を、本研究におけるケーススタディ対象地域に選んだ。



Fig.3-7 群馬県における前橋市の位置  
(前橋市は 2004 年度に大胡町、宮城村、粕川村と合併した)