



HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	LCAを用いた北海道酪農専業地帯における環境負荷排出量の定量評価
Author(s)	増田, 清敬
Citation	北海道農業経済研究, 14(2), 49-64
Issue Date	2009-02-27
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/63671
Type	journal article
File Information	KJ00006717982.pdf



LCAを用いた北海道酪農専業地帯における 環境負荷排出量の定量評価

増 田 清 敬*

I 背景と課題

本稿の課題は、LCA（ライフサイクルアセスメント）を用いて北海道酪農専業地帯の乳牛頭数規模拡大^{注1)}による環境負荷排出量増加を総合的に定量評価することである。

北海道では、都府県よりも相対的に多く賦存する農地を利用することで、自給飼料生産に依拠した土地利用型酪農を展開してきた。しかし、近年の北海道における乳牛頭数規模拡大は輸入飼料に大きく依存したものであり、水質汚濁をはじめとした家畜ふん尿に起因する環境問題を引き起こした^{注2)}。例えば、自然科学分野における研究では、乳牛飼養密度の増加が酪農地帯における河川水質の硝酸態窒素汚染に繋がっていることが示されている（長澤他 [21]、志村・田淵 [32]）。

これまでのところ、北海道では、乳牛頭数規模拡大による環境問題について、主として水質汚濁のようなローカルな環境問題に注目が集められてきたといえよう。しかし、乳牛頭数規模拡大による環境問題はローカルなものだけに留まらない。例えば、より広範な地域に影響が及ぶ環境問題として酸性雨に代表される酸性化、河川や海洋の富栄養化があり、地球全体に影響が及ぶ環境問題として地球温暖化がある（西尾 [24]）。酸性化や富

栄養化は、EU（欧州連合）では国境を越えた環境問題として広く認識されている。また、地球温暖化は、京都議定書発効に伴う地球温暖化防止の一環として、国際的な抑制対策が求められている。それゆえ、乳牛頭数規模拡大による環境問題について、水質汚濁のようなローカルな環境問題に留まらず、地球温暖化、酸性化、富栄養化といったより広範な地域、ひいては地球規模で影響を及ぼす環境問題にも着目する必要があるが出てきた。

本稿では、以上の課題を解明するために、分析手法としてLCAを適用する。LCAは環境負荷を定量化し、複数の環境問題として識別できる利点を持つ手法として知られている（石谷・赤井 [9]）。LCAは本来工業分野を中心に発展してきた手法であるが、近年は農業分野でも適用されるようになった^{注3)}。LCAは、酪農経営の生産活動によって排出される様々な環境負荷を網羅的に把握し、それらを地球温暖化、酸性化、富栄養化という環境問題として定量化できることから、本稿の課題解明に適した分析手法である^{注4)}。

本稿では、北海道根室支庁を事例地域として選択し、根室支庁の酪農経営全体を分析対象とした。なお、分析対象期間は1975～94年とした^{注5)}。根室支庁は、酪農振興政策によって酪農経営の急速な乳牛頭数規模拡大がみられた、北海道の代表的な酪農専業地帯であることから^{注6)}、乳牛頭数規

*滋賀県立大学環境科学部

模拡大によって環境負荷排出量が大きく増加している地域ではないかと考えられる。本稿では、根室支庁の酪農経営全体を1つのシステム（酪農経営システム）として捉え、ある一時点（分析対象期間初年の1975年）を基準としてみたときに、環境負荷排出量がどのような要因でどの程度増加したのかを把握する。本稿の特徴は、LCAを個別の酪農経営ではなく、酪農専業地帯という地域に対して適用し、長期にわたる時系列での乳牛頭数規模拡大による環境負荷排出量増加について、総合的かつ定量的に評価することにある。

注1) 乳牛頭数規模拡大を評価するのであれば高泌乳化の要因を排除して考察すること、つまり「頭数増」によるものと、「個体乳量増」によるものとに分け、考察することが望ましい。ただし、後述するように、本稿では、費用データの収集において乳牛1頭当たりではなく酪農経営1戸当たりのデータを用いていること等から、乳牛頭数規模拡大と高泌乳化の2つを峻別して分析することが不可能であった。

注2) 例えば、2003年の北海道における乳牛に係る苦情発生件数をみると、第1位が水質汚濁関連であり、全体の44.4%を占めている（北海道農政部食の安全推進室畜産振興課環境飼料グループ調べ）。

注3) 北海道の個別の酪農経営にLCAを適用した事例としては、増田他[17、18]がある。なお、わが国の農業分野におけるLCA適用事例については、増田[16]を参照。

注4) 本稿では、酪農経営から排出される様々な環境負荷を定量評価するという課題解明のために適した「分析手法」として、LCAを用いた。ここで注意すべき点は、LCAの手法名に「ライフサイクル」という用語が含まれるが、本稿は、あくまでも酪農経営内だけに限定してLCAを適用している点である。本稿は、生乳生産段階以降、つまり生乳が牛乳となって消費され、そして廃

棄されるまでの全ライフサイクル（いわゆる、ゆりかごから墓場まで）を分析したものではない。「ライフサイクル」という用語に起因したこのような混乱や誤解を避けるため、本稿で適用しているLCAのことをエコ・バランス分析、ないしは簡略LCAと呼ぶ場合もある。

注5) 分析対象期間を1975年以降としたのは、分析に用いたデータの1つである北海道酪農検定検査協会『乳用牛群検定成績』が同年から開始されたからである。分析対象期間を1994年までとしたのは、同じく分析に用いた費用データの調査方法がこの翌年以降大幅に変更されたので、データの連続性に問題があるためである。

注6) また、根室支庁は酪農専業地帯であることから、データ収集の都合上、酪農以外の作目（稲作、畑作、その他畜産）による影響を極力除外できる。

Ⅱ 根室支庁における乳牛飼養密度の推移

本節では、成牛換算頭数／飼料作物作付面積^{注7)}によって求められる乳牛飼養密度の指標を用いて、根室支庁における飼料作物作付面積に対し、乳牛頭数規模がどのように拡大してきたのかを確認する。このような家畜飼養密度は、EUにおいても生産粗放化の指標として用いられており（是永[14]）、土地面積当たりに排出される環境負荷量を簡易に示す指標と考えられる。

図1に根室支庁における乳牛飼養密度の推移を示した。根室支庁の乳牛飼養密度は、分析対象期間を通じて増加傾向にあったことが明らかである。分析対象期間における乳牛飼養密度の最小値は1975年の1.02頭/haであり、最大値は1993年の1.38頭/haであった。

根室支庁における乳牛飼養密度の増加傾向の要因を整理すると、以下ようになる。まず、1973～1983年に行われた新酪農村建設事業（根室区

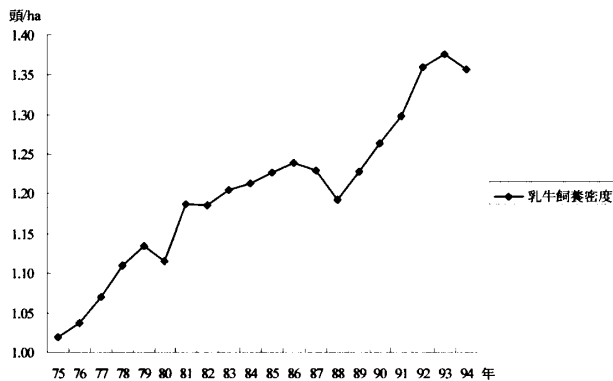


図1 根室支庁における乳牛飼養密度の推移

資料：農林水産省「北海道農林水産統計年報」各年次より作成。

域広域農用地開発公団事業）等による急速な飼料作物作付面積拡大のために（吉野 [39]）、分析対象期間初期の乳牛飼養密度は比較的低かったものの、既にこの時点で飼料作物作付面積拡大よりも乳牛頭数規模拡大が上回っていたことから乳牛飼養密度は急速に増加した。その後、1983年の事業完了による飼料作物作付面積拡大の停滞とそれに伴う乳牛頭数規模拡大の停滞等から^{注8)}、1988年まで乳牛飼養密度はやや増加から一時減少を示した。しかし、1980年代後半から生じた生乳生産過剰を背景とした乳価低下、牛肉輸入自由化の影響による牛个体価格低下といった経営環境の変化や円高ドル安基調による輸入飼料価格低下等（鶴川 [36]）によって、自給飼料生産よりも配合飼料投入に依拠した乳牛頭数規模拡大が進展したことから、1988年以降、乳牛飼養密度は再び急速に増加した。

以上から、分析対象期間における根室支庁では、乳牛飼養密度が増加傾向にあったことが確認された。根室支庁においては、飼料作物作付面積の拡大以上に乳牛頭数規模が拡大してきたことから、飼料作物作付面積当たりには排出される環境負荷量が増加してきたと推察される。

注7) 成牛換算頭数は、乳牛2歳以上を1頭、乳牛2歳未満を0.5頭として計算した合計飼養頭数であ

る。飼料作物作付面積は、酪農経営が主に耕作すると考えられるイネ科牧草、イネ科・マメ科牧草混播、青刈りとうもろこしの作付合計面積と仮定した。

注8) 乳牛頭数規模拡大の停滞には、新酪農村建設事業によって入植・整備した酪農経営の経営不振による離農も影響を与えていると推察される。

Ⅲ データ及び分析方法

1. LCAの分析枠組み

LCAの手法は、ISO（国際標準化機構）によって国際規格化が行われている（石谷・赤井 [9]）。図2は、国際規格に基づいたLCAの実施手順を示したものである。国際規格に基づいたLCAは、目的及び調査範囲の設定、インベントリ分析、影響評価、解釈の4つの段階で構成される。

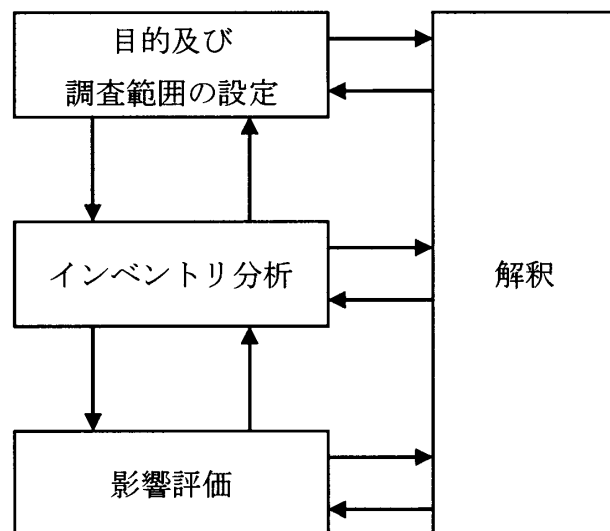


図2 国際規格に基づいたLCAの実施手順

資料：石谷・赤井 [9] より作成。

目的及び調査範囲の設定は、LCAを実施する目的とその調査範囲、前提条件等を設定する段階である。インベントリ分析は、評価対象に投入される資源やエネルギー、及び排出される環境負荷や廃棄物を定量化するためのデータ収集と計算を行う段階である。影響評価は、環境負荷を地球温

暖化、酸性化、富栄養化等の環境影響カテゴリーに割り振り、各環境影響カテゴリー内で環境負荷を環境問題として定量化する段階である。解釈は、設定された目的及び調査範囲とインベントリ分析、影響評価から得られた知見が整合するかどうかについて検討し、修正を行う段階である。

以下では、本稿のLCAについて、目的及び調査範囲の設定、インベントリ分析、影響評価の方法を示す。なお、解釈は、LCAの計測における修正過程であるので記述を省略する研究も多い。本稿でも解釈については記述しない。

2. 目的及び調査範囲の設定

1) 機能単位の設定

前節では、根室支庁における環境負荷排出量増加について、乳牛飼養密度を用いた簡易な検討を行った。本稿では、LCAを用いて根室支庁における環境負荷排出について詳細に分析したい。そこで、土地面積当たりを指標とした前節での検討との整合性を図るために、LCAの機能単位を飼料作物作付面積1haとした分析を試みる^{注9)}。

なお、以下の分析において作物種別の飼料作物作付面積データを利用する必要があることから、本稿における根室支庁の飼料作物作付面積とは、前節における乳牛飼養密度算出の際と同様に、酪農経営が主に耕作すると考えられるイネ科牧草、イネ科・マメ科牧草混播、青刈りとうもろこしの作付合計面積とした。以下では、特に断りがない限り、根室支庁の飼料作物作付面積とはこれらの飼料作物の作付合計面積という意味で用いる。

2) 酪農経営システムの設定

図3は、酪農経営システムにおける投入・産出のライフサイクルフローである。根室支庁における酪農経営システムは、飼養管理ステージ(畜舎)、ふん尿処理ステージ(ふん尿処理施設)、飼料生産ステージ(農地)の3ステージからなると仮定

した。飼養管理ステージでは、自給飼料と購入飼料が投入され^{注10)}、生乳と牛個体が生産され^{注11)}、家畜ふん尿が排出される。ふん尿処理ステージでは、排出された家畜ふん尿が投入され、自給肥料が生産される。飼料生産ステージでは、自給肥料と購入肥料が投入され、自給飼料が生産される^{注12)}。また、これらの生産活動のために、光熱動力(エネルギー)が各ステージに投入される。本稿では、図3に従って分析に必要なデータを収集した。

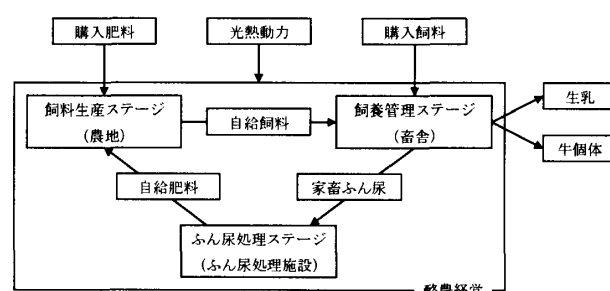


図3 酪農経営システムにおける投入・産出のライフサイクルフロー

3. インベントリ分析

1) 投入・産出データ

表1は、根室支庁における酪農経営システムの投入・産出データの年平均値と変動係数を示したものである。これらのデータは、農林水産省『北海道農林水産統計年報』各年次(乳牛飼養戸数、

表1 根室支庁における酪農経営システムの投入・産出データ

区分	年平均値	変動係数
投入データ		
光熱動力費(円/ha/年)	12,526.4	0.306
購入飼料費(円/ha/年)	116,616.4	0.182
購入肥料費(円/ha/年)	30,596.6	0.173
—— 窒素量(kgN/ha/年)	64.3	0.174
—— リン量(kgP/ha/年)	31.3	0.204
産出データ		
FCM量(kg-FCM/ha/年)	4,434.1	0.260

資料：農林水産省『北海道農林水産統計年報』各年次、農林水産省『ポケット肥料要覧』各年次より作成。

注) 光熱動力費、購入飼料費、購入肥料費は農林水産省『農村物価統計』の「農業生産資材総合指数」を用いて実質化した(1990年度=100)。

乳牛頭数、生乳生産量、飼料作物作付面積、光熱動力費、購入飼料費、購入肥料費)、農林水産省『ポケット肥料要覧』各年次(化学肥料販売額、化学肥料内需純成分消費量)等から求めた^{注13)}。なお、年平均値は、機能単位である飼料作物作付面積1ha当たりとした。

酪農経営システム外からの投入データは、光熱動力費、購入飼料費、購入肥料費、購入肥料窒素・リン量である。光熱動力費、購入飼料費、購入肥料費は、北海道の酪農単一経営1戸当たり各平均費用に根室支庁の乳牛飼養戸数を乗じたものを根室支庁の各費用とし、それらの数値を根室支庁の飼料作物作付面積で除して求めた。なお、各費用データは、農林水産省『農村物価統計』の「農業生産資材総合指数」を用いて1990年度を基準年として実質化した。購入肥料窒素・リン量は、全国の化学肥料販売額と化学肥料内需純成分消費量のデータから求めた化学肥料販売額当たり窒素・リン量に先に求めた根室支庁の購入肥料費を乗じたものを根室支庁の購入肥料窒素・リン投入量とし、それらの数値を根室支庁の飼料作物作付面積で除して求めた^{注14)}。

酪農経営システム外への産出データは、FCM(4%脂肪補正乳)量とした^{注15)}。FCM量は以下のように求めた。まず、根室支庁の生乳生産量について、北海道の搾乳牛1頭当たり生乳生産量に根室支庁の搾乳牛頭数を乗じて求めた^{注16)}。次に、求めた生乳生産量と乳脂率(北海道酪農検定検査協会『乳用牛群検定成績』各年次)を用いてFCM量を推定し(農林水産省農林水産技術会議事務局[25])、その数値を根室支庁の飼料作物作付面積で除して求めた。

2) 家畜ふん尿データ

(1) 家畜ふん尿排出量の推定

家畜ふん尿排出量は、搾乳牛、乾乳・未経産牛、育成牛について、家畜ふん尿排出係数(搾乳牛:

推定値、乾乳・未経産牛と育成牛:中央畜産会[2])に各飼養頭数を乗じて求めた(表2)。推定された家畜ふん尿の種類は、環境負荷排出量の計測に必要な原物、窒素、リン、有機物の4種類である。ただし、家畜ふん尿有機物排出量は、ふん尿処理ステージに投入された家畜ふん尿原物排出量に畜産技術協会[1]による有機物含有率(固体16%、液体0.5%)を乗じて求めた。

表2 本稿のLCAで用いた家畜ふん尿排出係数(原物)

区分	排出係数	資料
ふん 搾乳牛	29.9~39.9 kg-原物/頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛	29.7 kg-原物/頭/日	中央畜産会 [2]
育成牛	17.9 kg-原物/頭/日	中央畜産会 [2]
尿 搾乳牛	8.8~11.8 kg-原物/頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛	6.1 kg-原物/頭/日	中央畜産会 [2]
育成牛	6.7 kg-原物/頭/日	中央畜産会 [2]

搾乳牛ふん尿排出係数は、増田他[18]と同じ方法を用いて、根室支庁における搾乳牛の高泌乳化による変動を考慮し、推定した(中央畜産会[2]、農林水産省農林水産技術会議事務局[25]、並河他[22]、田先[34])。推定に用いたデータは、生乳生産量(農林水産省『北海道農林水産統計年報』各年次)、乳脂率、乳蛋白質率(北海道酪農検定検査協会『乳用牛群検定成績』各年次)である^{注17)}。推定された搾乳牛ふん尿排出係数を原物について示すと、ふん29.9~39.9 kg-原物/頭/日、尿8.8~11.8 kg-原物/頭/日である^{注18)}。これらの排出係数は、搾乳牛の高泌乳化が進むにつれて大きくなり、搾乳牛1頭当たり乳量が最大となった1992年に最大値を示した。

(2) ふん尿処理方法の設定

飼養管理ステージとふん尿処理ステージにおけるふん尿処理方法は、以下のように仮定した。成牛舎(搾乳牛、乾乳・未経産牛)では、バーンクリーナによる固液分離処理を想定し、固口流量割合78.85%(中央畜産会[2])で処理されると仮定した^{注19)}。育成舎(育成牛)では、全量堆肥化

処理を仮定した。これらの仮定に従って、ふん尿処理ステージへの家畜ふん尿投入量を堆肥化処理と液肥化処理仕向け分として按分した。

3) 環境負荷排出量の計測

本稿で計測した環境負荷は、CO₂、NO_x、SO_x、CH₄、N₂O、NH₃、T-N、T-P の8種類である。表3に本稿のLCAで用いた環境負荷排出係数を示した。

表3 本稿のLCAで用いた環境負荷排出係数

環境負荷と排出源	排出係数	資料
CO ₂		
光熱動力	6.42 t-C/百万円	南齊他 [23]
購入飼料	0.51 t-C/百万円	南齊他 [23]
購入肥料	1.35 t-C/百万円	南齊他 [23]
NO _x		
光熱動力	19.30 kg-NO _x /百万円	南齊他 [23]
購入飼料	7.99 kg-NO _x /百万円	南齊他 [23]
購入肥料	11.61 kg-NO _x /百万円	南齊他 [23]
SO _x		
光熱動力	16.90 kg-SO _x /百万円	南齊他 [23]
購入飼料	3.50 kg-SO _x /百万円	南齊他 [23]
購入肥料	5.24 kg-SO _x /百万円	南齊他 [23]
CH ₄		
搾乳牛反芻	427.1~481.3 L-CH ₄ /頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛反芻	255.4 L-CH ₄ /頭/日	環境省 [11]
育成牛反芻	267.3 L-CH ₄ /頭/日	環境省 [11]
ふん尿処理ステージ (堆肥)	0.33 CH ₄ /有機物	環境省 [11]
ふん尿処理ステージ (液肥)	0.92 CH ₄ /有機物	環境省 [11]
N ₂ O		
飼養管理ステージ (成牛舎、育成舎)	0.005 N ₂ O-N%/T-N	寺田他 [35]
ふん尿処理ステージ (堆肥)	4.65 N ₂ O-N%/T-N	環境省 [11]
ふん尿処理ステージ (液肥)	0.75 N ₂ O-N%/T-N	環境省 [11]
飼料生産ステージ (堆肥、液肥、購入肥料)	0.6 N ₂ O-N%/T-N	環境省 [11]
飼料生産ステージ (作物残渣)	1.25 N ₂ O-N%/T-N	環境省 [11]
NH ₃		
飼養管理ステージ (成牛舎)	10.3 NH ₃ -N%/T-N	實示戸他 [7]
飼養管理ステージ (育成舎)	4.5 NH ₃ -N%/T-N	實示戸他 [7]
ふん尿処理ステージ (堆肥)	4.3 NH ₃ -N%/T-N	前田他 [15]
ふん尿処理ステージ (液肥)	12.0 NH ₃ -N%/T-N	Sommer <i>et al.</i> [33]
飼料生産ステージ (液肥)	13.3 NH ₃ -N%/T-N	實示戸他 [7]
飼料生産ステージ (購入肥料)	7.7 NH ₃ -N%/T-N	Ogino <i>et al.</i> [27]
T-N、T-P	Soil Surface Balance	本文を参照。

注) 南齊他[23]から引用した排出係数は、産業連関表(1990年)、購入者価格ベース(光熱動力は「家計消費支出」部門への産出額)、(I-A)⁻¹型モデルによる。

(1) CO₂、NO_x、SO_x の計測方法

光熱動力、購入飼料、購入肥料において排出されるCO₂、NO_x、SO_xは、各環境負荷排出係数(南齊他 [23])を用いて推定した。ただし、金銭データとして計上された光熱動力は、電力の環境負荷排出係数のみが利用可能であったので、電力と仮定して計測した。なお、CO₂の計測では、Cに原子量の比44/12を乗じてCO₂に換算した。

(2) CH₄ の計測方法

① 乳牛反芻からのCH₄

乳牛反芻から排出されるCH₄は、乳牛反芻CH₄排出係数(搾乳牛:推定値、乾乳・未経産牛と育成牛:環境省 [11])を用いて推定した。ただし、搾乳牛反芻CH₄排出係数は、搾乳牛ふん尿と同様に増田他 [18]と同じ方法を用いて、根室支庁における搾乳牛の高泌乳化による変動を考慮し、推定した(農林水産省農林水産技術会議事務局 [25]、並河他 [22]、Shibata *et al.* [30])。推定に用いたデータは、搾乳牛ふん尿排出係数と同じもの(生乳生産量、乳脂率、乳蛋白質率)である。推定された搾乳牛反芻CH₄排出係数は、427.1~481.3L-CH₄/頭/日である^{注20)}。この排出係数は、搾乳牛の高泌乳化が進むにつれて大きくなり、搾乳牛1頭当たり乳量が最大となった1992年に最大値を示した。

② 家畜ふん尿からのCH₄

ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出されるCH₄は、有機物当たりCH₄排出係数(環境省 [11])を用いて推定した。なお、本稿では、計算の簡単化のために、酪農経営における地球温暖化ポテンシャルへの寄与が極めて小さい飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出されるCH₄を省略した^{注21)}。

(3) N₂O の計測方法

飼養管理ステージ、ふん尿処理ステージ、飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出されるN₂Oは、T-N当たりN₂O-N排出係数(寺田他 [35]、環境省 [11])を用いて推定した。飼料生産ステージにおける購入肥料と作物残渣から排出されるN₂Oは、T-N当たりN₂O-N排出係数(環境省 [11])を用いて推定した。なお、N₂Oの計測では、N₂O-Nに原子量の比44/28を乗じてN₂Oに換算した。また、作物残渣窒素量は、各飼料作

物の原物収量に飼料作物乾物率 20 % (尾和 [29]) を乗じて乾物収量を求め、それに乾燥重量での飼料作物残渣換算係数 0.444 (松本他 [19]) と各飼料作物の乾物中窒素含有率 (尾和 [29]) を乗じて求めた。ただし、作物残渣は全て農地に還元されると仮定した^{注 22)}。

(4) NH₃ の計測方法

飼養管理ステージ、ふん尿処理ステージ、飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH₃ は、T-N 当たり NH₃-N 排出係数 (寶示戸他 [7]、前田他 [15]、Sommer *et al.* [33]) を用いて推定した。飼料生産ステージにおける購入肥料から排出される NH₃ は、T-N 当たり NH₃-N 排出係数 (Ogino *et al.* [27]) を用いて推定した。なお、NH₃ の計測では、NH₃-N に原子量の比 17/14 を乗じて NH₃ に換算した。

(5) T-N と T-P の計測方法

T-N と T-P は、Soil Surface Balance を用いて推定した。Soil Surface Balance とは、農地に投入される養分量から農地から産出される養分量を差し引いて求められるもの (OECD [26])、すなわち、農地において余剰となる養分量である^{注 23)}。本稿の LCA における Soil Surface Balance の推定モデルを図 4 に示した。これは、Mishima [20] による Soil Surface Balance を用いた窒素収支モデルを

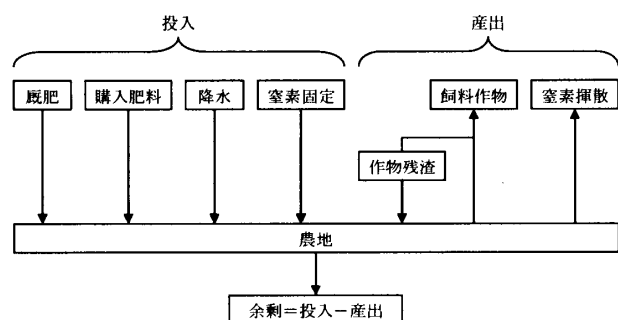


図 4 本稿の LCA における
Soil Surface Balance の推定モデル

資料：Mishima [20] p.158 を参考に作成。

参考に設定したものである^{注 24)}。具体的には、以下の通りである。

農地への投入では、厩肥 (堆肥と液肥)、購入肥料、降水、窒素固定を求めた。厩肥窒素・リン量は、飼養管理ステージとふん尿処理ステージで揮散した窒素量を差し引いた厩肥窒素量と全ての厩肥リン量が農地に投入されると仮定して求めた。購入肥料窒素・リン量は、根室支庁の飼料作物作付面積に先に推定した飼料作物作付面積 1ha 当たり購入肥料窒素・リン量を乗じて求めた。降水窒素・リン量は、降水窒素・リン成分値と北海道根室市の年間降水量 (気象庁 [13])、そして根室支庁の飼料作物作付面積を乗じて求めた。ただし、降水窒素・リン成分値は、降雨窒素成分が 1.01 mgN/L、降雪窒素成分が 1.09 mgN/L、降雨リン成分が 0.013 mgP/L、降雪リン成分が 0.067 mgP/L と仮定し (大村 [28])、降雨期間は 4~11 月、降雪期間は 1~3、12 月と仮定した。窒素固定量は、根室支庁のイネ科・マメ科牧草混播面積に窒素固定係数 80 kgN/ha (Yatazawa [37]) を乗じて求めた。

農地からの産出では、飼料作物と窒素揮散を求めた。飼料作物窒素・リン量は、各飼料作物の原物収量に飼料作物乾物率 20 % (尾和 [29]) を乗じて乾物収量を求め、それに各飼料作物の乾物中窒素・リン含有率 (尾和 [29]) を乗じて求めた。窒素揮散量は、脱窒量と農地への窒素投入によって揮散した NH₃-N 量の合計値とした。ただし、脱窒量は、根室支庁の飼料作物作付面積に脱窒係数 20 kgN/ha (Yatazawa [37]) を乗じて求めた。

4. 影響評価

本稿の LCA で選択された環境影響カテゴリーは、地球温暖化、酸性化、富栄養化の 3 つである。地球温暖化では、CO₂ を 1 倍、CH₄ を 23 倍、N₂O を 296 倍 (CML [3]) して CO₂ 等量換算で計上した。酸性化では、NO_x を 0.7 倍、SO_x (SO₂ として) を 1.0 倍、NH₃ を 1.88 倍 (CML [3]) して SO₂ 等量

換算で計上した。富栄養化では、 NO_x を 0.13 倍、 NH_3 を 0.35 倍、T-N を 0.42 倍、T-P を 3.06 倍 (CML [3]) して PO_4 等量換算で計上した。

注 9) 機能単位とは、評価対象となるシステムにおける投入と産出を関連付ける基準となる単位である。農業分野の LCA 研究においては、評価する環境影響や分析目的に応じて農家、土地面積、家畜単位、生産物といった様々な機能単位が選択されている (Haas *et al.* [4])。本稿では、機能単位を飼料作物作付面積 1ha としたが、その理由は以下の通りである。農業分野において環境負荷排出量を分析する場合、土地面積当たりとするのが一般的 (OECD [26]) である。とりわけ畜産の場合、土地面積当たりの指標となっている家畜飼養密度が簡易な環境負荷指標として広く用いられている点からも、機能単位を土地面積とすると結果の解釈がわかりやすいというメリットがある。なお、本稿と同様に土地面積を機能単位に用いた国内外の LCA 研究としては、Kimura and Hatano [12] や Haas *et al.* [5] 等がある。

注 10) 飼養管理ステージではその他に敷料や導入牛等の投入が考えられるが、本稿では省略した。まず、敷料の省略については、以下の理由による。農林水産省『畜産物生産費調査報告』には敷料使用量が掲載されているが、北海道のデータをみると、その多くを麦稈が占めている。しかし、根室支庁では、冷涼な気候のために麦類の生産は僅かしかなく、今日では乳牛頭数規模に見合った敷料確保が難しくなっていることから (北海道立根釧農業試験場研究部経営科 [8])、麦稈を主たる敷料とすることが難しいと推察される。それゆえ、北海道のデータをもって根室支庁のデータとして用いるのは不適當と考えられる。なお、敷料の省略は、敷料中の窒素成分の分解・揮散による環境負荷排出や飼料生産ステージに投入される自給肥料中窒素・リン量の過少推計

に繋がりうる。ただし、敷料中の窒素・リン成分値は家畜ふん尿中の窒素・リン成分値よりも低いこと等から (中央畜産会 [2])、敷料由来の窒素・リン量は、家畜ふん尿由来の窒素・リン量よりもかなり小さいと考えられる。それゆえ、敷料の省略は計測結果に対して大きな影響を与えないと推察される。次に、導入牛の省略については、以下の理由による。本稿では、根室支庁の酪農経営全体を 1つのシステムとして捉えている。それゆえ、ある酪農経営で育成された導入牛が他の酪農経営に導入される場合、その動きが根室支庁内で完結するのであれば、システム内部での動きとなるので、導入牛が酪農経営システム外から投入されることにはならない。ただし、根室支庁外から導入牛が投入されるならば、それについて考慮した方が望ましいが、そのようなデータを得ることができなかった。

注 11) 酪農経営システムにおける生産物として、生乳と牛個体の他に販売飼料と販売肥料 (堆肥) が考えられる。ただし、販売飼料は、根室支庁では 2 番草までしか収穫できないことが一般的であること等から考慮しなくてもよいと考えられる。また、販売肥料は、広域流通が困難であることから基本的には地域内の酪農経営によって消費されると推察される。それゆえ、根室支庁全体で捉えた場合、酪農経営システムにおける販売飼料と販売肥料はないと仮定した。

注 12) 本稿では、飼料生産ステージにおける放牧実施と購入種子、農薬等の投入を省略した。第 1 に、根室支庁では放牧を実施している酪農経営も多いと考えられるが、本稿では、個々の酪農経営における動態について詳細に把握することを意図していないことから省略した。なお、放牧を考慮した場合は、家畜ふん尿排出の一部が直接飼料生産ステージ (放牧地) で行われる。この場合、放牧時に排出される家畜ふん尿について、飼料生産ステージでの環境負荷排出量は増加す

るものの、環境負荷排出係数が飼料生産ステージよりも相対的に大きい飼養管理ステージやふん尿処理ステージでの環境負荷排出量は0となる。このことから、全体的にみると放牧を考慮した場合の環境負荷排出量は、それを考慮しない場合よりも低減すると考えられる（増田他[18]）。第2に、購入種子については、農地において投入されるその窒素・リン量が厩肥や購入肥料よりもはるかに少ないこと等から、全体に対して大きな影響を与えないと考えられるので省略した。第3に、農薬については、主として用いられる青刈りとうもろこしの作付面積が根室支庁においては極めて少なく、分析対象期間における根室支庁の飼料作物作付面積に対して最大でも3.2%を占めるに過ぎないことから省略した。

注13) 極力根室支庁のデータを収集するよう努めたが、入手できないものについては北海道または全国のデータを用いた。

注14) 本稿における購入肥料は、全て化学肥料と仮定した。また、購入肥料リン量の推定では、リン酸に原子量の比62/142を乗じてリンに換算した。なお、本稿における購入肥料投入量の推定において、1979年に発生した第2次オイルショックの影響から1980年の購入肥料投入量減少が確認された。

注15) 本稿の分析枠組みでは、牛個体データを環境負荷排出量の計測に用いないことから省略した。具体的には、T-NやT-PをSoil Surface Balanceによる土壌面収支として計測していることや購入飼料等を費用データとして計上していること等から牛個体生産にのみ帰属する投入（飼料成分等）を抽出することが困難であること等による。なお、本稿では、機能単位に飼料作物作付面積1haを設定したことから、酪農経営における複数の生産物（生乳、牛個体等）間での配分を行わない。したがって、酪農経営システム外に販売

される牛個体生産に係る環境負荷排出量も本稿の評価には含まれていることに留意されたい。

注16) 農林水産省『北海道農林水産統計年報』に掲載されている根室支庁における生乳生産量について分析対象期間を通じたデータを得ることができなかったので、このような処理を行った。なお、北海道酪農検定検査協会『乳用牛群検定成績』による根室支庁の生乳生産量データについては、分析対象期間内の1981年に定義変更があることからその連続性に問題があり、利用を避けた。

注17) 北海道酪農検定検査協会『乳用牛群検定成績』における乳蛋白質率の調査は、1988年以降に始まったものである。本稿では、データが入手できない1975～87年の乳蛋白質率について、乳蛋白質率をY、西暦年をXとして、データが入手可能な1988～2003年までの乳蛋白質率データから推定された単回帰式（ $Y = -0.168 + 0.0001 \times X$ 、 $R^2 = 0.835$ 、 $D.W. = 1.687$ ）を用いて求めた。

注18) 中央畜産会[2]は、ふん45.5 kg-原物/頭/日、尿13.4 kg-原物/頭/日という搾乳牛ふん尿排出係数（原物）を示している。

注19) 本来であればフリーストール牛舎導入によるスラリー処理についても考慮すべきであるが、分析対象期間を通じた根室支庁における酪農経営のふん尿処理方法の変遷に関するデータを得られなかったことから、全て固液分離処理と仮定した。

注20) 環境省[11]が提示した搾乳牛反芻CH₄排出係数は、446.5 L-CH₄/頭/日である。

注21) 渋谷他[31]は、農地への液肥施用によるCH₄排出を報告している。しかし、酪農経営における地球温暖化ポテンシャルに対する農地への液肥施用によるCH₄の寄与率はわずか0.1%に過ぎず（増田他[18]）、極めて微量であり、省略したとしても計測結果に対してほとんど影響を与えないと推察される。

注22) なぜならば、本稿では、酪農経営の耕地利用を

イネ科牧草、イネ科・マメ科牧草混播、青刈りとうもろこしの飼料作物に限定しており、これらの作物残渣は稲わらや麦稈等のように酪農経営システム外に持ち出されないと考えられるからである。

注 23) 余剰窒素・リン量は、土壌から流出する窒素・リン量、土壌に蓄積する窒素・リン量、本稿で計測対象外の土壌から揮散する窒素量で構成される流出ポテンシャルを意味する。

注 24) ただし、本稿では、飼養管理ステージとふん尿処理ステージで揮散損失した窒素量を除いた全ての堆肥と液肥が農地に還元されると仮定したので、Mishima [20] で考慮されている未利用有機物は計測には用いない。また、産出物としての作物残渣の持ち出しについても、作物残渣は全て農地に還元されると仮定したので考慮しない。

IV 分析結果及び考察

1. 地球温暖化ポテンシャルの計測結果

図 5 は、本稿の LCA における地球温暖化ポテンシャルの計測結果である。分析対象期間における地球温暖化ポテンシャルは $4.877 \sim 7.595 \text{ t-CO}_2\text{-eq/ha}$ であり、増加傾向にあったことがわかる。地球温暖化ポテンシャルに対する各環境負荷の寄与率は、分析対象期間を通じて大きな変化はなく、

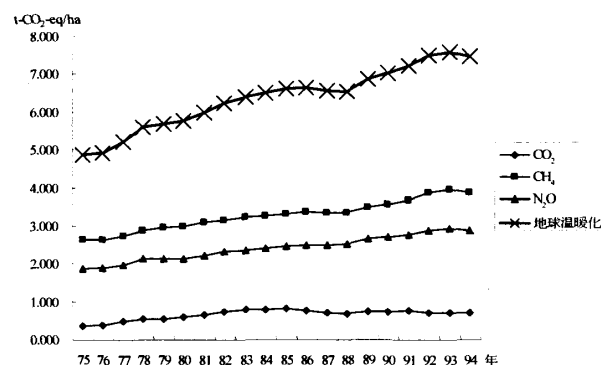


図 5 本稿の LCA における地球温暖化ポテンシャルの計測結果

CH_4 が $50.3 \sim 54.3 \%$ 、 N_2O が $37.0 \sim 38.8 \%$ 、 CO_2 が $7.2 \sim 12.3 \%$ であった。

なお、地球温暖化ポテンシャルの主要な排出源としては、乳牛反芻から排出される CH_4 (寄与率 $47.2 \sim 51.1 \%$)、ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出される N_2O (寄与率 $25.5 \sim 28.1 \%$) があげられる。これらの寄与率は、各年を通じて大きな変化はなく、合計 $73.0 \sim 78.2 \%$ であった。

2. 酸性化ポテンシャルの計測結果

図 6 は、本稿の LCA における酸性化ポテンシャルの計測結果である。分析対象期間における酸性化ポテンシャルは $0.031 \sim 0.055 \text{ t-SO}_2\text{-eq/ha}$ であり、増加傾向にあったことがわかる。酸性化ポテンシャルに対する各環境負荷の寄与率は、分析対象期間を通じて大きな変化はなく、 NH_3 が $95.3 \sim 96.6 \%$ 、 NO_x が $1.9 \sim 2.7 \%$ 、 SO_x が $1.4 \sim 2.0 \%$ であった。

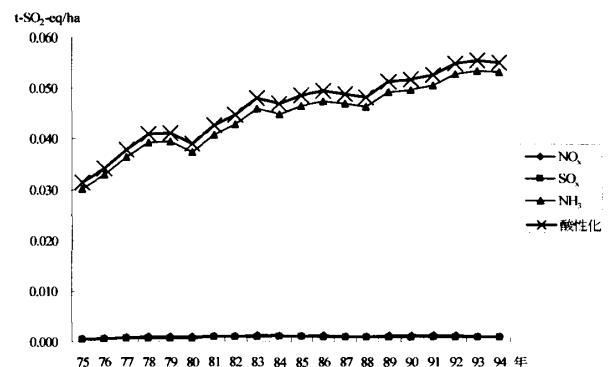


図 6 本稿の LCA における酸性化ポテンシャルの計測結果

なお、酸性化ポテンシャルの主要な排出源としては、飼養管理ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH_3 (寄与率 $38.0 \sim 43.9 \%$)、ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH_3 (寄与率 $22.0 \sim 26.3 \%$)、飼料生産ステージにおける購入肥料から排出される NH_3 (寄与率 $18.9 \sim 28.7 \%$) があげられる。これらの寄与率は、各年を通じて大きな変化はなく、合計 $88.2 \sim$

89.2 %であった。

3. 富栄養化ポテンシャルの計測結果

図7は、本稿のLCAにおける富栄養化ポテンシャルの計測結果である。分析対象期間における富栄養化ポテンシャルは0.045~0.153t-PO₄-eq/haであり、増加傾向にあったことがわかる^{注25)}。富栄養化ポテンシャルに対する各環境負荷の寄与率は、T-Pが50.7~68.6%、T-Nが23.7~36.4%、NH₃が5.6~12.6%、NO_xが0.1~0.3%であった。

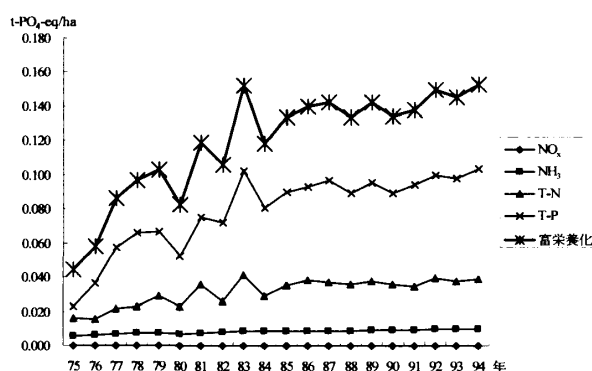


図7 本稿のLCAにおける
富栄養化ポテンシャルの計測結果

なお、富栄養化ポテンシャルの主要な排出源としては、Soil Surface BalanceによるT-NとT-Pがあげられる。これらの寄与率は、各年を通じて大きな変化はなく、合計87.1~94.3%であった。以下では、寄与率が高かったT-NとT-Pについて、Soil Surface Balanceの計測結果から詳しくみていく。

1) T-Nの計測結果

図8は、本稿のLCAにおけるT-Nの計測結果である。分析対象期間におけるT-Nは0.037~0.098tN/haであり、増加傾向にあったことがわかる。窒素投入における寄与率は、厩肥が32.6~41.0%、窒素固定が27.6~37.6%、購入肥料が19.4~33.1%、降水が3.2~7.2%であり、窒素投入は主として厩肥、窒素固定、購入肥料によるものであった。なお、窒素産出における寄与率

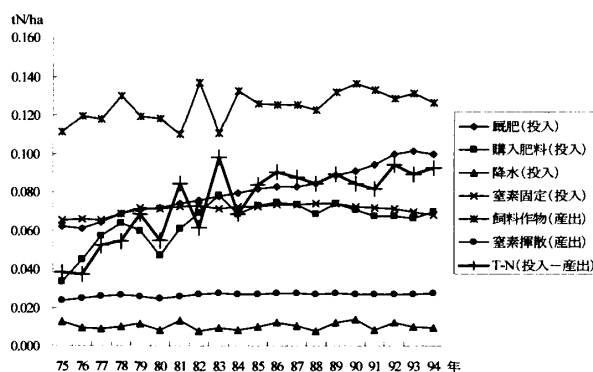


図8 本稿のLCAにおけるT-Nの計測結果

は、飼料作物が80.2~83.7%、窒素揮散が16.3~19.8%であり、窒素産出は主として飼料作物によるものであった。

T-Nにおける増加傾向の主因は、分析対象期間における厩肥、購入肥料投入量増加に対し、産出物である飼料作物の収量増加が停滞したことから、農地における投入と産出の差である余剰窒素量(T-N)が増加したことによるものである。なお、厩肥と購入肥料による投入窒素量の増加率よりも、窒素固定が行われるイネ科・マメ科牧草混播面積の増加率が小さかったことから、窒素投入における窒素固定の寄与率は年々低下する傾向にあった。

2) T-Pの計測結果

図9は、本稿のLCAにおけるT-Pの計測結果である。分析対象期間におけるT-Pは0.007~0.034tP/haであり、増加傾向にあったことがわかる。リン投入における寄与率は、購入肥料が57.3

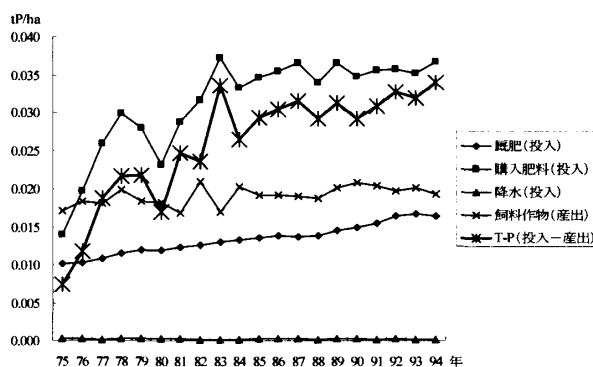


図9 本稿のLCAにおけるT-Pの計測結果

～73.9 %、厩肥が 25.8～41.5 %、降水が 0.3～1.2 % であり、リン投入は主として購入肥料、厩肥によるものであった。なお、リン産出は、飼料作物によるもののみであった。

T-P における増加傾向の主因は、T-N と同様に分析対象期間における厩肥、購入肥料投入量の増加に対し、産出物である飼料作物の収量増加が停滞したこと、農地における投入と産出の差である余剰リン量 (T-P) が増加したことによるものである。

4. 考察

分析結果から、根室支庁の乳牛頭数規模拡大において、全ての環境影響カテゴリーが増加傾向にあったことが定量的に示された。1994 年における根室支庁では、対 1975 年比で地球温暖化ポテンシャルは 53.6 %、酸性化ポテンシャルは 75.7 %、富栄養化ポテンシャルは 243.2 % 増加していた。なお、環境影響カテゴリーの増加傾向は、富栄養化ポテンシャル、酸性化ポテンシャル、地球温暖化ポテンシャルの順に大きかった^{注 26)}。

これらの環境影響カテゴリーが増加傾向にあった主因は、分析結果から概ね 3 点にまとめられる。第 1 に、家畜ふん尿や乳牛反芻 CH_4 の排出源である乳牛の頭数規模が飼料作物作付面積以上に拡大した点である (図 1 参照)。第 2 に、第 1 の点に加えて、搾乳牛の高泌乳化^{注 27)} のために飼料摂取量が増加したこと、搾乳牛反芻 CH_4 や搾乳牛ふん尿の排出係数が増加し (表 2、3 参照)、それらに係る環境負荷排出量 (CH_4 、 N_2O 、 NH_3 、T-N、T-P) が増加した点である。第 3 に、飼料作物作付面積 1ha 当たり購入肥料投入量が急増し^{注 28)}、それに係る環境負荷排出量 (N_2O 、 NH_3 、T-N、T-P) が増加した点である。この点については、乳牛頭数規模拡大に伴う自給飼料不足への対応として、飼料作物の単収を増加させるために購入肥料多投傾向が強まったことに起因すると推察

される。

以上から、LCA を個別の酪農経営ではなく、酪農専業地帯という地域に対して適用することで、長期にわたる時系列での乳牛頭数規模拡大による環境負荷排出量増加を評価することができた。なお、本稿の LCA において得られた成果については、例えば、以下の点で農業経済分野の研究における応用が期待される。

農業経済分野において酪農経営に起因する環境問題を分析した研究として、岩本他 [10] や横溝・本松 [38] のようにふん尿処理問題について経営計画モデルを適用したものがある。しかし、これらの研究は、ふん尿処理における環境保全技術導入評価 (岩本他 [10]) や堆肥化処理コスト評価 (横溝・本松 [38]) を行ったものであり、酪農経営の生産活動に伴って排出される環境負荷を直接的に含めた分析には至っていない。そこで、樋口他 [6] は、経営計画モデルに環境負荷として農場における余剰窒素を組み入れ、これらの研究を拡張した。具体的には、酪農経営の収益向上と環境負荷削減のトレードオフを分析し、水質汚染に係る各種対策の検討を可能にした。

LCA を用いることで得られた本稿の成果は、樋口他 [6] が作成した経営計画モデルにおける環境負荷 (余剰窒素) の評価を環境問題 (地球温暖化、酸性化、富栄養化) の評価に拡張することができる^{注 29)} と考える。それによって、酪農経営の収益と環境負荷排出量の変動を分析するならば^{注 29)}、水質汚染対策に留まらないより総合的な環境対策の検討が可能になると考える。

注 25) 富栄養化ポテンシャルにおける 1980～83 年にかけての乱高下は、第 2 次オイルショックの影響に伴う 1980 年の購入肥料投入量減少による T-N、T-P 減少や、1983 年の飼料作物収量急減に伴う T-N、T-P 急増のためと推察される。

注 26) 特に、富栄養化ポテンシャルの増加傾向が、地

球温暖化ポテンシャルや酸性化ポテンシャルの増加傾向に対して著しく大きくなった理由として、以下のことが考えられる。乳牛頭数を変数とする線形関数を基本に計測されている地球温暖化ポテンシャルや酸性化ポテンシャルは、概ね乳牛頭数規模拡大と似た増加傾向を辿った(図1参照)。しかし、富栄養化ポテンシャルの主要な排出源である T-N と T-P は、Soil Surface Balance による農地に対する投入と産出の差(余剰)から計測されていることから、乳牛頭数規模拡大による直接的な影響は厩肥投入量増加のみに限定される。しかし、T-N と T-P の増加傾向は、それ以外に購入肥料投入量増加の影響を大きく受けた。購入肥料投入量増加は、厩肥投入量増加と同等か、それ以上の増加量を示していた。つまり、乳牛頭数規模拡大による厩肥投入量の増加分に加えて購入肥料投入量の増加分が加わることから、T-N と T-P の増加傾向は地球温暖化ポテンシャルや酸性化ポテンシャルの増加傾向よりも著しく大きくなった。ひいては、T-N と T-P を主要な排出源とする富栄養化ポテンシャルの増加傾向も同様に著しく大きくなった。

注 27) 分析対象期間における北海道の搾乳牛 1 頭当たり乳量は、1975 年の 5,481.4 kg/頭から 1994 年の 8,421.2 kg/頭と 53.6 % 増加した(農林水産省『北海道農林水産統計年報』各年次)。なお、根室支庁の搾乳牛 1 頭当たり乳量のデータは入手できなかったため(注 16 を参照)、北海道のデータを用いた。

注 28) 本稿で推定した購入肥料投入量は、分析対象期間の 1975 年から 1994 年にかけて、窒素で 106.7 % 増加(33.6 kgN/ha から 69.4 kgN/ha)、リンで 162.4 % 増加(14.0 kgP/ha から 36.7 kgP/ha)を示した。

注 29) 例えば、樋口他[6]は、経営面積拡大、飼養密度制限、経営外堆肥供給量増加というシナリオで分析を行っている。

V 結論

本稿の課題は、LCA を用いて北海道酪農専業地帯の乳牛頭数規模拡大による環境負荷排出量増加を総合的に定量評価することであった。

本稿では、北海道酪農の事例地域として代表的な酪農専業地帯である根室支庁を選択し、根室支庁の酪農経営全体を分析対象とした。なお、分析対象期間は 1975~94 年とした。LCA の分析においては、機能単位として飼料作物作付面積 1ha を設定し、地球温暖化、酸性化、富栄養化の 3 つの環境影響カテゴリーを定量化した。

分析結果から、1994 年における根室支庁の酪農経営では、対 1975 年比で地球温暖化ポテンシャルは 53.6 %、酸性化ポテンシャルは 75.7 %、富栄養化ポテンシャルは 243.2 % 増加していたことが示され、全ての環境影響カテゴリーが増加傾向にあったことが示された。

これらの環境影響カテゴリーが増加傾向にあった主因として、第 1 に、家畜ふん尿や乳牛反芻 CH₄ の排出源である乳牛の頭数規模が飼料作物作付面積以上に拡大したこと、第 2 に、第 1 の点に加えて、搾乳牛の高泌乳化のために飼料摂取量が増加したことから、搾乳牛反芻 CH₄ や搾乳牛ふん尿の排出係数が増加し、それらに係る環境負荷排出量が増加したこと、第 3 に、飼料作物作付面積 1ha 当たり購入肥料投入量が急増し、それに係る環境負荷排出量が増加したことが推察された。

最後に、農業経済分野における本稿の LCA から得られた成果応用の一例として、環境要因を組み込んだ経営計画モデル拡張による総合的な環境対策検討の可能性が示唆された。

付 記

本稿の執筆にあたり、出村克彦先生(北海道大学大学院教授)、山本康貴先生(北海道大学大学

院准教授)には、貴重なご教示を頂いた。また、レフリーの方々からは、有益なコメントを頂いた。記して謝意を表したい。

引用文献

- [1] 畜産技術協会『畜産における温室効果ガスの発生制御(総集編)』, 畜産技術協会, 2002.
- [2] 中央畜産会『堆肥化施設設計マニュアル二版』, 中央畜産会, 2001.
- [3] CML, “Characterisation factors from LCA handbook,” In <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html>, CML, 2002.
- [4] Haas, G., Wetterich, F., and Geier, U., “Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.5, 2000, pp.345-348.
- [5] Haas, G., Wetterich, F., and Köpke, U., “Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment,” *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.83, 2001, pp.43-53.
- [6] 樋口昭則・三宅俊輔・澤岨直哉「環境負荷を考慮した経営計画モデルの作成」『2005年度日本農業経済学会論文集』, 2006, pp.339-346.
- [7] 寶示戸雅之・池口厚男・神山和則・島田和宏・荻野暁史・三島慎一郎・賀来康一「わが国農耕地における窒素負荷の都道府県別評価と改善シナリオ」『日本土壤肥料学雑誌』 Vol.74, 2003, pp.467-474.
- [8] 北海道立根釧農業試験場研究部経営科「酪農地帯における糞尿処理・利用技術導入促進の条件(酪農地帯における糞尿処理・利用技術導入の経営経済的評価)」『北海道農業試験会議成績書』, 1999, pp.1-71.
- [9] 石谷久・赤井誠監修『ISO 14040/JIS Q 14040 ライフサイクルアセスメントー原則及び枠組みー』, 産業環境管理協会, 1999.
- [10] 岩本博幸・山本康貴・出村克彦「環境汚染対策の適用が酪農経営に及ぼす影響の比較分析ーフリーストールとスタンションストールとの比較ー」『2000年度日本農業経済学会論文集』, 2000, pp.191-193.
- [11] 環境省『平成14年度温室効果ガス排出量算定方法検討会農業分科会報告書』, 環境省, 2002.
- [12] Kimura, S. D., and Hatano, R., “An eco-balance for impact assessment of agricultural land-use, focused on the nitrogen flow of a basin-system,” *Proceedings of The Sixth International Conference on EcoBalance*, 2004, CD-ROM.
- [13] 気象庁「昨日までのデータ(統計値)」, In <http://www.data.kishou.go.jp/etrn/>, 気象庁, 2005.
- [14] 是永東彦「輸出国時代のCAPシステムー九二年改革の内容ー」, 是永東彦・津谷好人・福士正博『ECの農政改革に学ぶ』, 農山漁村文化協会, 1994, pp.84-103.
- [15] 前田武己・松田従三・近江谷和彦「家畜糞の堆肥化におけるアンモニア揮散(第2報)ー畜糞の違いが揮散に及ぼす影響ー」『農業機械学会誌』 Vol.63, 2001, pp.41-47.
- [16] 増田清敬「わが国の農業分野におけるLCA研究の動向」『農経論叢』 Vol.62, 2006, pp.99-115.
- [17] 増田清敬・宿野部猛・出村克彦・山本康貴「LCAを用いた酪農環境問題の定量分析ー北海道・オコッペフィードサービスを事例としてー」『2003年度日本農業経済学会論文集』, 2003, pp.341-346.
- [18] 増田清敬・高橋義文・山本康貴・出村克彦「LCAを用いた低投入型酪農の環境影響評価ー北海道根釧地域のマイペース酪農

- を事例として－」『システム農学』Vol.21, 2005, pp.99-112.
- [19] 松本成夫・三輪睿太郎・袴田共之「農村地域における有機物フローシステムの現存量とフロー量の推定法」『システム農学』Vol.6, 1990, pp.11-23.
- [20] Mishima, S., “Recent trend of nitrogen flow associated with agricultural production in Japan,” *Soil Science and Plant Nutrition*, Vol.47, 2001, pp.157-166.
- [21] 長澤徹明・井上京・梅田安治・宗岡寿美「北海道東部の大規模酪農地域における河川の水質環境」『水文・水資源学会誌』Vol.8, 1995, pp.267-274.
- [22] 並河澄・大森昭一郎・米倉久雄・吉本正・内海恭三・新井肇『農学基礎セミナー 家畜飼育の基礎』, 農山漁村文化協会, 2000.
- [23] 南齋規介・森口祐一・東野達『産業連関表による環境負荷原単位データブック (3EID)－LCA のインベントリデータとして－』, 国立環境研究所地球環境研究センター, 2002.
- [24] 西尾道德「環境保全型畜産の今日的意義」, 西尾道德監修『環境保全と新しい畜産』, 農林水産技術情報協会, 1997, pp.1-14.
- [25] 農林水産省農林水産技術会議事務局編『日本飼養標準 乳牛 (1999 年版)』, 中央畜産会, 1999.
- [26] OECD, *Environmental Indicators for Agriculture: Volume 3 Methods and Results*, OECD Publications, 2001.
- [27] Ogino, A., Kaku, K., Osada, T., and Shimada, K., “Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding length as evaluated by a life-cycle assessment method,” *Journal of Animal Science*, Vol.82, 2004, pp.2115-2122.
- [28] 大村邦男「北海道の畑作・酪農地帯における物質循環と水質保全」『北海道立農業試験場報告』No.86, 1995, pp.1-63.
- [29] 尾和尚人「わが国の農作物の養分収支」『環境保全型農業研究連絡会ニュース』No.33, 1996, pp.428-445.
- [30] Shibata, M., Terada, F., Kurihara, M., Nishida, T., and Iwasaki, K., “Estimation of methane production in ruminants,” *Animal Science and Technology (Japan)*, Vol.64, 1993, pp.790-796.
- [31] 渋谷 岳・木村 武・山本克巳・野中邦彦「草地における温室効果微量ガス放出量の解明に関する研究」『地球環境総合推進費平成6年度終了研究課題成果報告集』, 1995, pp.99-113.
- [32] 志村もと子・田淵俊雄「養牛地域における畜産と河川水窒素濃度との関係－畜産主体の集水域における窒素流出に関する研究(Ⅳ)－」『農業土木学会論文集』Vol.65, 1997, pp.375-380.
- [33] Sommer, S. G., Christensen, B. T., Nielsen, N. E., and Schjorring, J. K., “Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover,” *Journal of Agricultural Science*, Vol.121, 1993, pp.63-71.
- [34] 田先威和夫監修『新編畜産大事典』, 養賢堂, 1996.
- [35] 寺田文典・栗原光規・西田武弘・永西修「反芻家畜におけるメタン及び亜酸化窒素放出とその変動要因の解明に関する研究」『地球環境総合推進費平成9年度終了研究課題成果報告集』, 1998, pp.33-42.
- [36] 鶴川洋樹「北海道酪農の収益構造と経営展開」『農業経済研究』Vol.70, 1998, pp.1-9.
- [37] Yatazawa, M., “Agro-ecosystems in Japan,” Frissel, M. J. (Editor), *Cycling of Mineral Nutrients in Agricultural Ecosystems*, Elsevier Scientific Publishing Company, 1978, pp.167-179.

- [38] 横溝功・本松秀敏「家畜ふん尿の堆肥化処理のコスト評価に関する一考察－酪農産地における酪農経営を事例として－」『農業経営研究』No.91, 1997, pp.57-66.
- [39] 吉野宣彦「新酪農村事業完了後の酪農経営展開」, 廣瀬可恒監修『日本酪農の歩み』, 酪農学園大学エクステンションセンター, 1998, pp.41-43.