

家畜糞尿の循環利用プロセスの 窒素動態評価モデルの開発

新田省吾¹・古市 徹²・石井 一英³・谷川 昇⁴

¹非会員 北海道大学修士 大学院工学研究科 (〒060-8628 札幌市北区北 13 条西 7 丁目)
E-mail: nitta@kanri-er.eng.hokudai.ac.jp

²会員 北海道大学教授 大学院工学研究院 (〒060-8628 札幌市北区北 13 条西 7 丁目)
E-mail: t-furu@eng.hokudai.ac.jp

³会員 北海道大学助教 大学院工学院 (〒060-8628 札幌市北区北 13 条西 7 丁目)
E-mail: k-ishii@eng.hokudai.ac.jp

⁴非会員 北海道大学准教授 大学院工学院 (〒060-8628 札幌市北区北 13 条西 7 丁目)
E-mail: tanikawa@eng.hokudai.ac.jp

家畜糞尿の循環利用プロセスとして堆肥化とバイオガス化を取り上げ、各プロセスにおいて長期間にわたって環境負荷として放出される窒素量（大気，地下水，土壌蓄積）を推測するための窒素動態評価モデルを構築した。構築したモデルを実規模を想定した酪農場に適用し20年間のシミュレーションを行った結果、堆肥化では易分解性および中位分解性の有機態窒素が原因となり地下水へ溶脱する窒素量が多くなること、一方バイオガス化では、消化液中の消化して溶脱しやすいアンモニア態窒素は堆肥よりも多いものの、微生物反応に必要な有機物量が少なく硝化速度が遅いため、地下水への溶脱量は堆肥化よりも小さくなることを明らかにした。また、採草地単位面積当たりの牛飼養頭数に関して感度解析を行った結果、2頭/ha程度の牛を飼養する場合でも、堆肥および消化液の長期施用により、環境基準を超過する硝酸性窒素の地下水汚染が生じうること示した。

Key Words : kinetics and mass balance model, nitrogen emission, cow manure, long-term simulation

1. はじめに

わが国では1960年代の高度経済成長期に牛乳飲料が急速に普及したことにより、1950年代には約20万頭であった乳牛は1980年代には200万頭となった¹⁾。酪農の規模の拡大に伴い、家畜糞尿の排出量も増え、現在はわが国の有機性廃棄物全体の33.5%、窒素換算では全廃棄物量の57%を占めている²⁾。

一般に、家畜糞尿は堆肥舎で堆肥化され、採草地へ還元される場合が多い（機械式攪拌装置で生産される場合もある）。最近では、家畜糞尿をバイオガス化し、発生したメタンガスをエネルギーとして利用する一方で発酵残渣である消化液を液肥として採草地に散布する事例も増えつつある。これら、堆肥や消化液の採草地への過剰散布により、硝酸性窒素による地下水汚染が生じてしまうことがある。また、糞尿の発生時、堆肥化やバイオガス化過程、あるいは堆肥や消化液の散布時、散布後の一連の流れにおいて、悪臭の一成分であるアンモニアや温

暖化ガスである亜酸化窒素として環境へ窒素が放出される。すなわち、家畜糞尿を資源化する際には、その循環利用プロセス（ふん尿中の窒素成分の利活用のことを示す）を通して環境負荷として放出する窒素を考慮する必要がある。そして、その窒素収支の定量的な情報に基づき、家畜糞尿の適切な管理方法を議論する必要がある。

酪農経営における環境影響評価の研究例として、猫本らは酪農場へ持ち込まれる窒素量と持ち出される窒素量の差を環境中に放出される窒素量とし、簡易的に酪農場から発生する窒素放出量を算出している³⁾。しかし、この方法では環境中に放出される窒素を形態別に検討することができず、また堆肥と消化液の散布の違いも考慮することができない。また佐藤らは、コンパートメントモデルを利用し、耕畜連携営農集団の窒素循環について解析している⁴⁾。しかし、この研究においても地下水への窒素溶脱や大気への揮散により失われる窒素の内訳が示されておらず、放出量の寄与を推測することができない。また、消化液の散布が考慮に入れられていないといった

問題点がある。さらに、上記の両研究ともに1年間のみの評価を行ったものであり、長期間の堆肥や消化液の土壌還元による環境影響を評価したものではなかった。

一方、欧米では、窒素の有効利用や地下水汚染の軽減を目的に、土壌中の窒素動態を表現した数値モデルがいくつか提案され、そのモデルを利用した解析例もいくつか存在しており、参考文献²⁾にまとめられている。しかし、これら研究でも、長期的な堆肥や消化液の散布による環境影響までは解析されていない。

そこで本研究の目的を以下に設定する。

- ①家畜糞尿の循環利用プロセスとして堆肥化とバイオガス化を取り上げ、長期に渡って大気や地下水に放出される環境負荷としての窒素量、そして土壌蓄積される窒素量を推定するための窒素動態評価モデルを構築する。
- ②長期的な窒素動態解析に基づき、特に地下水汚染の観点から、堆肥化およびバイオガス化のそれぞれの特徴を明らかにする共に、地下水汚染と飼養頭数の関係について考察する。

2. 家畜糞尿の循環利用プロセスと窒素形態

(1) 本研究で対象とする窒素の範囲

本研究で扱う窒素は、図-1に示すように、主に環境負荷となりうる窒素を対象とする。すなわち、脱窒によって大気へ放出される窒素量は考慮しない。

(2) 堆肥化プロセス

本研究における堆肥化プロセスとは、畜舎で発生した家畜糞尿を、堆肥舎で一定期間腐熟させることで堆肥化し、生産された堆肥を採草地に散布し、牧草を収穫するまでの一連のプロセスのことを指す。発生した家畜糞尿中の窒素の大部分は有機態窒素であり、一部アンモニア態窒素も存在する。腐熟過程において有機態窒素の一部は、無機化されアンモニアに変換され、さらに亜硝酸・硝酸性窒素にまで硝化される。アンモニアは大気へ揮散しやすく、硝酸性窒素は地下へ溶脱しやすい。そして、硝酸性窒素の一部は、嫌気条件下で脱窒反応を受ける。この硝化、脱窒過程で亜酸化窒素が発生する。

(3) バイオガス化プロセス

バイオガス化プロセスとは、畜舎で発生した家畜ふん尿を、バイオガス化プラントに持ち込み、嫌気発酵させ、そして発生したメタンガスはエネルギー源として利用される一方、発酵残渣である消化液を、一定期間の貯留を経て、液肥として採草地に散布し、牧草を収穫するまでの一連のプロセスであると定義する。嫌

気発酵過程において、家畜糞尿中の有機態窒素が無機化されるので、消化液中に含まれるアンモニア態窒素は、堆肥よりも多くなる。逆に、有機態窒素はその分少なくなる。アンモニア態窒素が多いことから、消化液貯留時や散布時の揮散が重要となるだけでなく、素早く硝酸性窒素にまで変換され地下水溶脱にもつながる。亜酸化窒素の放出についての記載は、堆肥化プロセスと同様である。

3. 窒素動態評価モデルの構築

(1) 全体概要

本研究で構築する窒素動態評価モデルは、畜舎サブモデル、資源化サブモデル、採草地・地下水サブモデルの3つのサブモデルからなる。図-1に示すように、各サブモデルから環境へ放出される窒素を形態別に定量的に推定できる。

(2) 畜舎サブモデル

畜舎サブモデルでは、図-1に示すとおり、糞尿が発生し、その糞尿が資源化サブモデル（堆肥舎あるいはバイオガスプラント）に運び出されるまでとする。このサブモデルでは、年間の平均飼養頭数を用いて発生する年間の糞尿発生量を、表-1⁶⁾より算出し、さらに大気へ揮散する亜酸化窒素量とアンモニア量を表-2に示す式^{7,9)}にて、それぞれ推定する。アンモニアや亜酸化窒素の揮散率は、季節変動があると考えるが、季節変動を考慮できるほど既存データが完備されていないので、今回は適用に一定

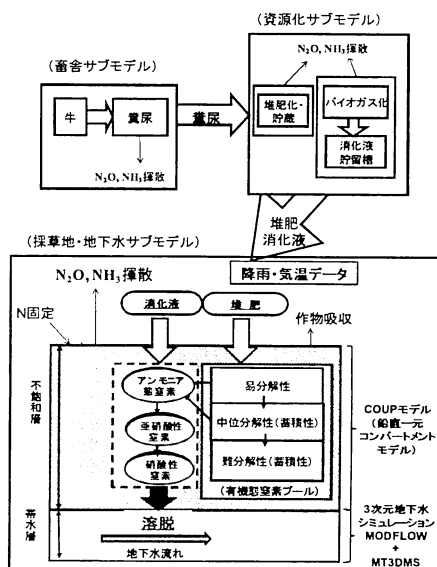


図-1 窒素動態評価モデル

表-1 糞尿発生原単位⁶⁾

		糞	尿	合計
乳用牛	経産牛	51.4	13.0	64.4
	初産牛	35.8	13.8	49.6
	乾乳牛	27.5	13.5	41.0
	育成牛	19.1	9.6	28.7
肉用牛	2歳以上	20.0	6.7	26.7
	2歳以下	17.8	6.5	24.3
	乳用種	18.0	7.2	25.2

(kg-湿/頭/日)

表-2 アンモニアおよび亜酸化窒素揮散量の推定式^{7,9)}

項目	記号	単位	式または設定値
アンモニア揮散量			
畜舎	V^{NH}_N	kg-N/年	$V^{NH}_N = 0.11 \times R_{cm} \times M_m$
バイオガス化			
糞尿の保管時	V^{HGI}_{NH}	kg-N/年	$V^{HGI}_{NH} = 0.14 \times R_{NH} \times M_m$
消化液の貯留時	V^{HGI}_{NH}	kg-N/年	$V^{HGI}_{NH} = 0.05 \times R_{NH} \times M_d$
消化液の散布	V^{HGI}_{NH}	kg-N/年	$V^{HGI}_{NH} = 0.1 \times R_{NH} \times M_d$
堆肥化			
堆積時	V^{COI}_{NH}	kg-N/年	$V^{COI}_{NH} = 0.05 \times R_{NH} \times M_m$
堆肥散布	V^{COI}_{NH}	kg-N/年	$V^{COI}_{NH} = (R_{NH} \times M_d)^{0.33}$
亜酸化窒素揮散量			
畜舎	V^{NH}_{N2O}	kg-N/年	$V^{NH}_{N2O} = 0.0075 \times R_{cm} \times M_m$
バイオガス化			
糞尿の保管時	V^{HGI}_{N2O}	kg-N/年	$V^{HGI}_{N2O} = 0.0012 \times R_{NH} \times M_m$
消化液の貯留時	V^{HGI}_{N2O}	kg-N/年	$V^{HGI}_{N2O} = 0.0002 \times R_{NH} \times M_d$
消化液の散布	V^{HGI}_{N2O}	kg-N/年	$V^{HGI}_{N2O} = 0.0027 \times R_{NH} \times M_d$
堆肥化			
堆積時	V^{COI}_{N2O}	kg-N/年	$V^{COI}_{N2O} = 0.0012 \times R_{NH} \times M_m$
堆肥散布	V^{COI}_{N2O}	kg-N/年	$V^{COI}_{N2O} = 0.0027 \times R_{NH} \times M_d$
ふん窒素	M_m	kg/年	
消化液窒素	M_d	kg/年	
堆肥窒素	M_d	kg/年	
ふん尿中の窒素量割合	R_{cm}	kg-N/kg	0.005
消化液中の窒素量割合	R_{NH}	kg-N/kg	0.005
消化液中のアンモニア態窒素量割合	R_{NH}^{NH}	kg-NH ₃ -N/kg	0.0025
堆肥中の窒素量割合	R_{NH}	kg-N/kg	0.01

の限界があることを認識しつつ、分析値として存在する表-2の値を用いることにした。

(3) 資源化サブモデル

資源化サブモデルは、畜舎から運ばれた糞尿が堆肥化あるいはバイオガス化され、変換された堆肥または消化液が採草地・地下水サブモデルへ運び出されるまでを対象とする。腐熟過程における糞尿の堆積時、およびバイオガス化過程での糞尿の一時保管時、消化液の貯留段階で大気へ揮散するアンモニアと亜酸化窒素量は、表-2よりそれぞれ推定される。

なお、本モデルでは、堆肥化やバイオガス化プロセスの窒素変換過程におけるモデル化による堆肥と消化液中の形態別窒素量の推定は、堆肥化の条件や嫌気発酵条件によって大きく変化し推定が困難なので、実際に散布されている堆肥と消化液の分析値から算出することにした。

また、散布する堆肥と消化液の量については、堆肥化およびバイオガス化によって、実際の散布量は変化することが予想されるので、ヒアリング等を参考にしながら散布量を算出することにした。

(4) 採草地・地下水サブモデル

採草地・地下水サブモデルでは、堆肥または消化液の採草地への散布、および散布後に大気中へ揮散するアン

モニタ・亜酸化窒素量、さらに地下水に溶脱する硝酸性窒素量と地下水に溶脱した後の硝酸性窒素の地下水中濃度分布を推定するとともに、土中に蓄積される窒素量を推定する。大気へ揮散する窒素成分に関しては、表-2により推定を行った。

地下水に溶脱する硝酸性窒素および土中に蓄積する窒素量に関しては、スウェーデンで開発された土壌中炭素窒素動態モデルである COUP モデル¹⁰⁾を用いて推定することとした（詳細は後述する）。地下水に溶脱した後の硝酸性窒素の挙動については3次元地下水シミュレーションによって推定を行うこととした。

a) COUPモデル

COUP (Coupled Heat and Mass Transfer Model for Soil-plant-atmosphere Systems)モデル¹⁰⁾はスウェーデンで開発された鉛直一次元炭素・窒素動態コンパートメントモデルであり、地域の降雨や気温データを入力条件として、水と熱の同時輸送解析が可能である。COUP モデルは、地下水の硝酸性窒素汚染を防止し、かつ有効な施肥計画を構築する目的でよく使われており、本研究では、その適用性の検証を踏まえ用いることにした。なお、前述したように、長期堆肥・消化液施用による環境影響の解析例は、報告されていない。

本研究では、図-1 に示すように、採草地への堆肥または消化液の散布を考えているので、採草地への窒素のインプットとしては、堆肥、消化液、化学肥料および窒素固定を考慮した（降雨中の窒素は無視できるほど小さいので、沈着は考慮しなかった。また湿性沈着についても、文献値 18.5 kg/ha/年¹¹⁾を用いると後述する計算条件である 20ha、20 年間で 7.4 t であり、全体量の数%程度であったことから考慮しなかった）。

土壌中の窒素のうち有機態窒素は、図-1 に示すように分解速度が異なる 3 つのプール（易分解性、中位分解性、難分解性）に振り分けられた後、微生物分解による無機化により、有機態窒素はアンモニア態窒素にゆっくりと無機化し、ただちに亜硝酸窒素を経て硝酸性窒素に変化し、硝酸性窒素が地下水へと溶脱する。その一方で、有機態窒素の一部は、中位分解性を経て難分解性にまで変化する。この未分解の易分解性および中位分解性、そして難分解性窒素が、有機態窒素として土壌へ蓄積し、特に未分解の易分解性と中位分解性の窒素の一部が新たな汚染源となる。以上の変換過程は、反応速度式で表されている¹⁰⁾。

COUP モデルは、長期間にわたるシミュレーションが可能であり、連年にわたる堆肥や消化液の施用による土壌への窒素蓄積や地下水への硝酸性窒素の溶脱の影響を評価することが可能であると考えられたため採用することにした。

b) MODFLOWとMT3DMS

本研究では、3次元シミュレーションにより硝酸性窒素の地下水中の濃度予測を行った。具体的には、解析領域の最上端の格子（飽和帯の最上端の格子）の発生項に、COUPモデルによって求められた地下水への硝酸性窒素溶脱量（フラックス）の時間変化を入力することで、採草地から溶脱する硝酸性窒素による影響を表現することにした。

用いたソフトはGMS(Groundwater Modeling System)であり、地下水流れに関してはMODFLOW、溶質移動に関してはMT3DMSの各コードを用いた。いずれも地下水汚染解析にはよく使われているコードである。

4. 土壌蓄積量を指標としたCOUPモデルの適用可能性の検討

(1) 土壌蓄積量を指標とした理由

COUPモデルは、地下水の硝酸性窒素汚染の分野で広く使われているモデルではあるが、これまでの研究では堆肥散布の評価に使われた例⁹⁾がほとんどであり、消化液散布の評価に使われた例はない。また日本における適用例もほとんどなかった。そこで本研究では、堆肥を採草地に散布しているA農場、消化液を採草地に散布しているB農場を対象に、COUPモデルによる長期間シミュレーション結果と土壌中窒素の分析値との傾向比較を行い、COUPモデルの適用可能性の検証を試みることにした。

詳細は後述するが、土壌分析の結果、堆肥散布土壌および消化液散布土壌のいずれも、アンモニア態窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素の無機態窒素の土壌中含有量は概ね0.02 gN/kg以下であり、全窒素含有量の分析値である数 gN/kgに比べると非常に小さいことが分かった。つまり、無機態窒素の分布を用いてモデルの適用を検証することは困難であると考えられた。またCOUPモデルも、長期間の窒素溶脱量の推定のためのモデルであることから、形態変化を起こしやすく、かつ移動しやすい無機態窒素分布でのモデル検証は困難であると思われる。そこで、長期間にわたる堆肥や消化液の施用の影響を見ることができる有機態窒素の土壌中鉛直分布とCOUPモデルによるシミュレーション結果を比較することにした。

(2) 対象酪農場の概要

a) A酪農場（堆肥化）

A酪農場は、北海道道央地域、太平洋沿岸部のX町にある。X町は、北海道では比較的温暖な気候である。また夏に雨が多く、冬に雪が少ないという特徴がある。

表-3 対象酪農家の投入窒素量に関する情報

	A酪農家	B酪農家
営農年数	20年	10年
採草地		
種類	チモシー	マメ科混播
収穫時期	6～7月、8～9月	
窒素投入		
投入物	堆肥	消化液
散布時期	4月下旬と11月の2回	
堆肥または消化液散布量（1回につき）	50 t/ha	20 t/ha
堆肥または消化液の質（試料数=1）		
全窒素	10.4 gN/kg	7.5 gN/kg
アンモニア態窒素	0.2 gN/kg	2.5 gN/kg
C/N比	25	7
化学肥料の散布時期	4月下旬と7月の2回	散布無し
化学肥料としての窒素投入量（1回につき）	14kg/ha	-

A酪農場は肉牛の繁殖農家であり、年間約80頭の仔牛を出荷している。発生した糞尿は堆肥舎にて堆肥化を行い、全量自家採草地に散布している。表-3にヒアリング調査により明らかになった投入窒素量に関する情報をまとめた。窒素の質に関しては、全窒素量に比べてアンモニア態窒素量が少ない、つまり堆肥中の窒素形態は、おもに有機態窒素であることを示している。

b) B酪農場（バイオガス化）

B酪農場は、北海道道央地域Y市にある。Y市は、北海道の中では温暖な地域であるが、冬の最も寒い時期は-20℃を下回る寒冷地である。B酪農場は乳牛を飼養しており、発生した糞尿をバイオガス化している。発生した消化液は、全量自家採草地に散布されており化学肥料は散布していない。表-3にヒアリング調査により明らかにした投入窒素量に関する情報をまとめた。液肥中の窒素成分に関しては、嫌気発酵を経ているので、堆肥に比べて、C/N比が小さく（有機物量が少なく）アンモニア態窒素が多いことが特徴である。

(3) 土壌試料の採取と分析方法

土壌のサンプリングはA酪農場については3試料（2009年10月31日：堆肥散布前の土壌及び散布約1週間後の土壌、2009年12月29日：に散布約2ヵ月後の土壌）、B酪農場については4試料（2009年10月27日：消化液散布前の土壌、11月13日：消化液散布直後土壌、11月21日：散布1週間後の土壌、12月29日：に散布約1.5ヵ月後の土壌）を採取した。手動の簡易ボーリング装置を用いて鉛直方向深さに表層から0-5cm、5-15cm、15-25cm、...、95-105cmの11区画に分けて土壌を採取した。

試料は、土壌標準分析・測定法^{12,13)}に従って、KCl溶液（2M）を用いて溶出試験により全量抽出し、この溶出液に対して、インドフェノール法によりアンモニア態窒素を、イオンクロマトグラフ法により硝酸性窒素、亜硝酸性窒素の分析を行った。また、105℃で乾燥し粉碎

した試料のCHN分析をCHNコーダーを用いて行った。以上より、全窒素量から無機態窒素含有量を差し引くことで、有機態窒素含有量を求めた。実際には、先に述べたように、全窒素量に比べて無機態窒素含有量が著しく小さかったため、本研究では全窒素含有量＝有機態窒素含有量として扱った。

(4) COUP モデルの計算条件

各酪農場へのヒアリング調査によって得られた表-3の情報をCOUPモデルの入力条件として、シミュレーションを行った。なお、A酪農場では4～5年に一回、採草地の更新を行っているとのことであったが、外部の業者に委託していたため、更新時の堆肥投入量が不明であった。そこで本研究では、一般的に更新時に土壤に投入されている量である50t/haから60t/haが混和されているものとした。また更新時の混和深さは、堆肥施用深さとして30cmと設定した。COUPモデルでは、草地の更新を入力条件として設定することができない。本研究では、長期堆肥散布による窒素蓄積量に着目しているの、更新時に混和される堆肥量を毎年の堆肥散布量に振り分け、窒素投入量の総和を実質的に同様にした。そのため、実際には年間40t/ha×2回分の堆肥が散布されているが、計算上、更新分を合わせて年間50t/ha×2回分の堆肥を散布しているものとした（表-3はこの補正後の値を記している）。また気象条件は、便宜上、A酪農場のX町、B酪農場のY町のそれぞれ過去4年分の気象条件（日毎の平均気温・平均湿度・平均降雨量）を平均して用いた。透水係数に関しては、地質の種類や粒径に基づく透水係数の概略値¹⁰⁾を参考に、A酪農場の火山灰質土では 1.2×10^{-4} cm/s（極微粒砂相当）、B酪農場の泥炭質の土壤では、鉛直深さ0～50cmまでは 5.8×10^{-5} cm/s（粗粒シルト相当）、50～100cmまでを 1.2×10^{-5} cm/s（細粒シルト相当）と仮定した。B酪農場の泥炭土は、有機質に富んでおり有機窒素も存在する。従って、営農を始める前からバックグラウンドとして存在する有機態窒素を考慮する必要があると考えた。後述する分析結果より、0～50cmまでに2 gN/kgの、50～100cmまでに1 gN/kgの有機態窒素が営農を始める前から含有されているものとした。このように入力条件には、様々な仮定を用いているため、後述するように分析値との比較においては、パラメータフィッティング等を行わずに、本計算条件下での計算結果と分析値との傾向を比較するにとどめることにした。

(5) 分析値と計算値の比較

COUP モデルにより計算を行った結果（シミュレーション開始からA酪農場の堆肥散布の場合は20年後の12月29日、B酪農場の消化液散布の場合は10年後の12月

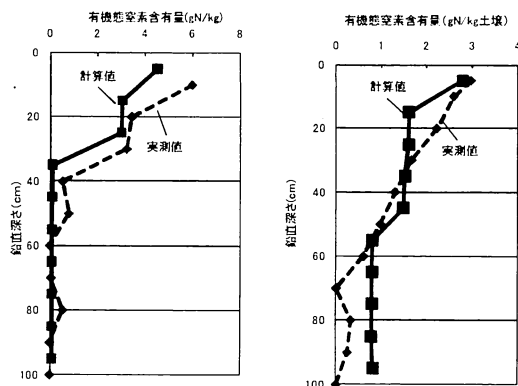


図-2 実測値と計算値の比較

左：A酪農場（堆肥散布）

右：B酪農場（消化液散布）

29日）と、各酪農場の試料サンプル中の有機態窒素分布の実績値を図-2に示す。堆肥および消化液の散布の前後で、有機態窒素の分布に大きな違いは見られなかったことから、採取した試料の分析値の平均値を実測値として示した。

図-2（左）より、20年間、堆肥を継続的に採草地に散布した場合の、土壤中蓄積有機態窒素の分布は、表層から40cm深さの間で、若干実測値が大きい傾向にあるが、20年間という長期間の計算であることと、計算条件の精度を加味すると、COUPモデルによって比較的良好に表現できていると言える。

同様に、図-2（右）より、10年間、消化液を継続的に散布した土壤に対しては、若干実測値との分布に違いはあるものの、10年間という長期にわたって蓄積した有機態窒素量という観点から、土壤中の有機態窒素分布をほぼ再現出来たと言える。以上より、長期的な堆肥や消化液を散布による土壤中の有機態窒素の蓄積量という観点からは、COUPモデルの適用が可能であることを示した。

5. 仮想酪農場への窒素動態評価モデル適用による長期間窒素放出量及び蓄積量の評価

(1) 仮想酪農場の設定

本研究で構築した窒素動態評価モデルを用いて、仮想酪農場を想定した場合の、堆肥化とバイオガス化での長期間における環境負荷としての窒素放出量の違い、その形態の違いや特徴を明らかにすることを試みる。また、家畜糞尿の飼養頭数（糞尿発生量）に関して感度解析を行い、窒素放出量とその形態がどの程度異なるのかについて考察を加えた。

表-4 仮想酪農場の設定

	堆肥化		バイオガス化	
飼養頭数	40頭	100頭	40頭	100頭
採草地面積	20 ha		20 ha	
飼養頭数/ 採草地面積	2 頭/ha	5 頭/ha	2 頭/ha	5 頭/ha
営農期間	20年		20年	
採草地				
種類	チモシー			
収穫時期	6～7月、8～9月			
窒素投入				
投入物	堆肥		消化液	
散布時期	4月下旬と11月の2回			
ふん尿発生量	940.24 t/年	2350.6 t/年	940.24 t/年	2350.6 t/年
堆肥・消化液の窒素				
全窒素	10.4 gN/kg		7.5 gN/kg	
アンモニア態窒素	0.2 gN/kg		2.5 gN/kg	
C/N比	25		7	
窒素固定量の推測値	27.2 t (=6.8 kg/ha/年 ¹⁾ ×20ha×20年)			
採草地投入窒素量	222.8 t	516.1 t	168.2 t	379.8 t

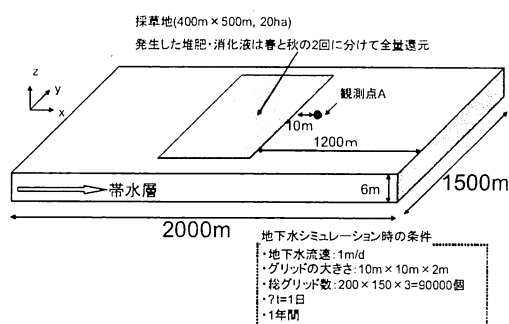


図-3 3次元地下水シミュレーションの計算条件

本研究ではシミュレーションの場として、表-4 に示す2通りの仮想酪農場を設定した。なお、その他土質条件や気象条件については、A 酪農場で用いた条件を使用することにした。シミュレーションでは、牛飼養頭数を100頭(5頭/採草地ha)または40頭(2頭/採草地ha)の2つの場合を想定し、大気中へ放出された窒素量、地下水へ溶脱した窒素量、および土壌中の蓄積量、さらに地下水濃度の推定を行う。なお、過去の酪農家の現地調査結果¹⁵⁾を参考に、一つの例として不飽和帯厚さ1mとした。なお、シミュレーション期間は20年間とした。

なお、地下水シミュレーションに関しては、ソフトウェア上の計算容量の限界のため、1年毎に計算を行った。すなわち、毎年1月1日に、地下水濃度をゼロにリセットし計算を行わざるを得なかった。このため、本研究結果が示す地下水濃度の推定結果は、過少評価していることになる。

図-3 に3次元地下水シミュレーションの条件設定をまとめた。過去の酪農家の現地調査結果¹⁵⁾を参考に、一つの典型的な例として、帯水層厚6mと仮定し、20ha(400m×500m)の草地に堆肥または消化液を散布することとした。また、計算領域である2000m×1500mは境界条件等が計算結果に大きな影響を与えないように、余

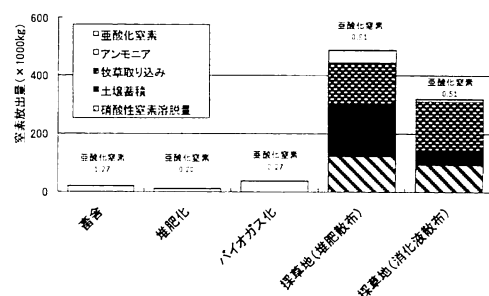


図-4 20年間における窒素の環境放出量、土壌中蓄積量、および牧草取り込み量(飼養頭数5頭/ha)

裕を持って広めに設定した。なお、点Aは酪農場の敷地境界を想定した観測点であり、酪農家の責任で地下水濃度を管理する必要があると考えた。今後、地下水シミュレーションによる地下水濃度の議論はこの点の帯水層最上部の格子の濃度で議論を行う。

(3) 結果と考察

a) 窒素放出量

図-4に、20年間の間に環境中に放出された窒素量、土壌中に残存している窒素量(土壌蓄積量とする)、牧草取り込み量の結果を示す(これ以降、これらを窒素放出量と言う)。これより、畜舎、堆肥化過程、バイオガス化過程で放出される窒素量は、採草地で扱われる窒素量にくらべてはるかに小さいことが分かる。また、図-4では、亜酸化窒素の放出量はごくわずかであり(見づらいので亜酸化窒素の放出量のみ数値を記載した)、アンモニア揮散量にくらべて小さいことも分かった。

次に図-5と図-6に、総窒素放出量の経時変化を示す。総亜酸化窒素揮散量、総アンモニア揮散量および牧草取り込み量については、両者に大きな違いは見られなかったが、土壌蓄積と総硝酸性窒素溶脱量については、両者に違いが見られた。

まず土壌蓄積量については、消化液に比べて堆肥化の方が大きい。これは、表-4からも分かるように消化液よりも、窒素量およびC/N比の大きい堆肥を散布することに起因すると考えられる。すなわち、投入された有機態窒素は、無機化に伴い、アンモニア態窒素および硝酸性窒素にまで分解されるが、その一方で未分解の有機態窒素および難分解性の有機態窒素として残存する窒素量も多くなるものと考えられる。図-7および図-8は、土壌中の易分解性、中位分解性、および難分解性の有機物として存在する窒素量の経時変化を示したものである。これより、消化液に比べて堆肥の方が、圧倒的に土壌蓄積量が多いのは、難分解性の有機態窒素の蓄積が原因であることが分かる。

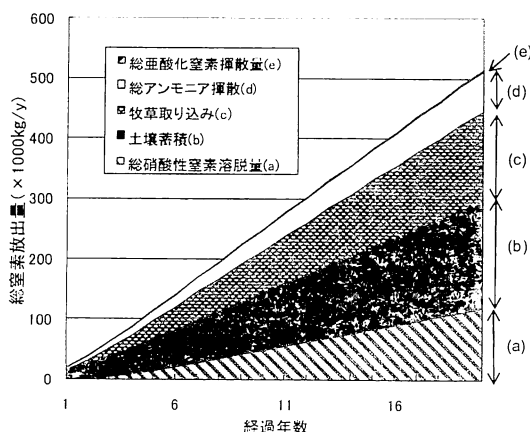


図-5 総窒素放出量の経時変化（堆肥化）
（飼養頭数 5 頭/ha）

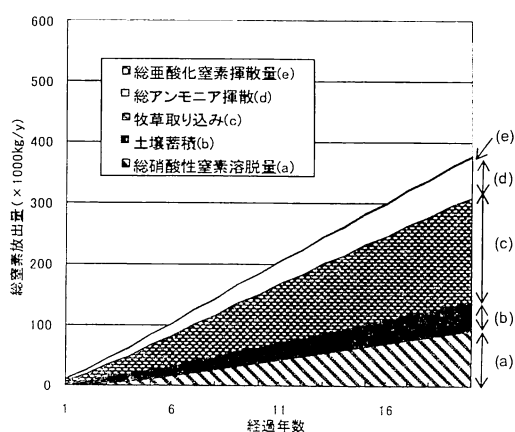


図-6 総窒素放出量の経時変化（バイオガス化）
（飼養頭数 5 頭/ha）

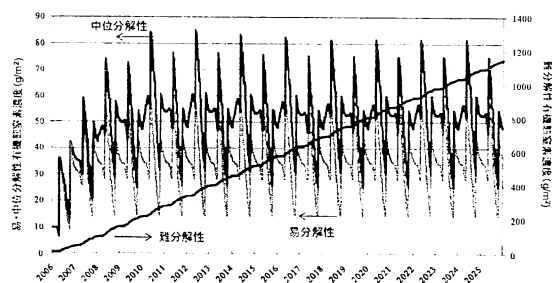


図-7 有機態窒素の形態別経時変化（堆肥化）
（飼養頭数 5 頭/ha）

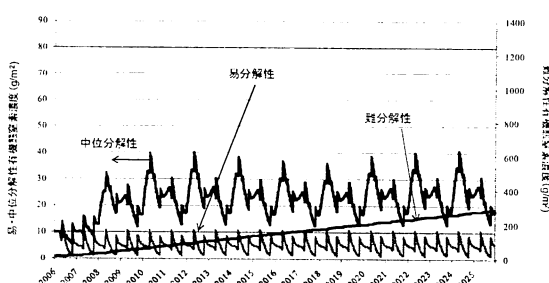


図-8 有機態窒素の形態別経時変化（バイオガス化）
（飼養頭数 5 頭/ha）

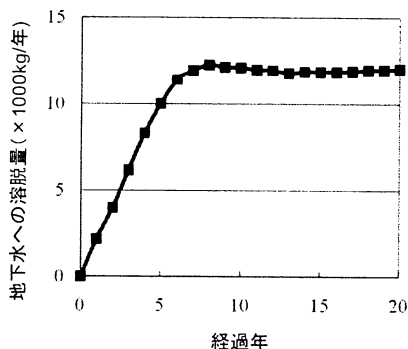


図-9 地下水への硝酸性窒素溶脱量の経時変化
（堆肥化、飼養頭数 5 頭/ha）

次に、総硝酸性窒素溶脱量については、消化液よりも堆肥の方が大きくなっているが、これは図-7 と図-8 から分かるように、硝酸性窒素の供給源である、易分解性有機態窒素、中位分解性有機態窒素が、消化液の場合よりも多いことが一つの原因として考えられる。図-7 より、特に営農開始 5～6 年は、易分解性および中位分解性の有機態窒素の量が蓄積傾向にあり、このことが、図-9 のように地下水への溶脱量を増加させている一因

であると考えられた。営農 5～6 年経過したそれ以降は、土壌中の易分解性および中位分解性有機態窒素の量は、ほぼ定常状態になっており、毎年散布される堆肥中の窒素が、地下水の継続的な汚染源となっていることが分かる。

一方、図-8 から分かるように堆肥に比べて、易分解性窒素、中位分解性窒素の量が少ない消化液の場合においても、図-5 と図-6 を比べる限り、堆肥に比べて総硝酸性窒素溶脱量は、それほど小さいわけではないことが分かる。図-10 と図-11 にそれぞれの場合の土壌中のアンモニア態および硝酸性窒素の濃度を示すが、アンモニア態窒素の割合が多い消化液を散布した場合の方が、土壌中のアンモニア態窒素の量が多い状態で推移していることが分かる（2011 年～2017 年のアンモニア態窒素の減少およびそれに伴う硝酸性窒素の増加の原因については、微生物反応に関連していると推測されたが、それ以上の原因は不明である）。また、図-12 と図-13 には、COUP モデルによる計算領域最下端（深度 0.9m～1.0m の地点）の土壌水中の硝酸性窒素濃度を示した。図には示していないがいずれの場合もアンモニア態窒素濃度はほとんどゼロに等しく、さらに、消化液の場合であっても、

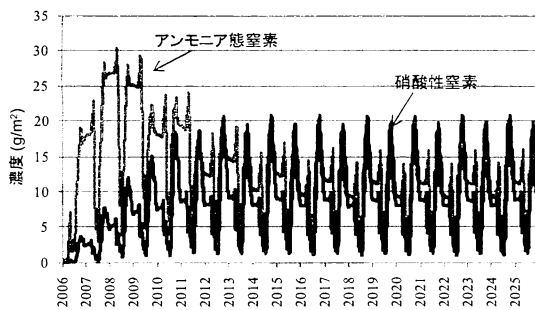


図-10 土壤中アンモニア態および硝酸性窒素濃度の経時変化（堆肥化，飼養頭数 5/ha）

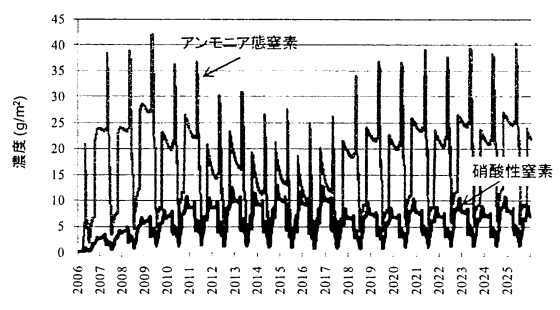


図-11 土壤中アンモニア態および硝酸性窒素濃度の経時変化（バイオガス化，飼養頭数 5/ha）

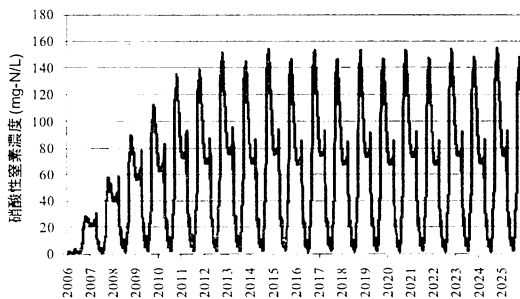


図-12 硝酸性窒素濃度の経時変化（深度 0.9～1.0m 地点）（堆肥化，飼養頭数 5 頭/ha）

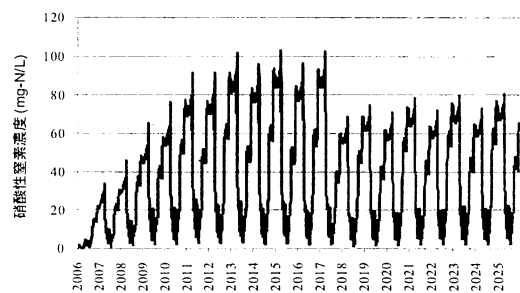


図-13 硝酸性窒素濃度の経時変化（深度 0.9～1.0m 地点）（バイオガス化，飼養頭数 5 頭/ha）

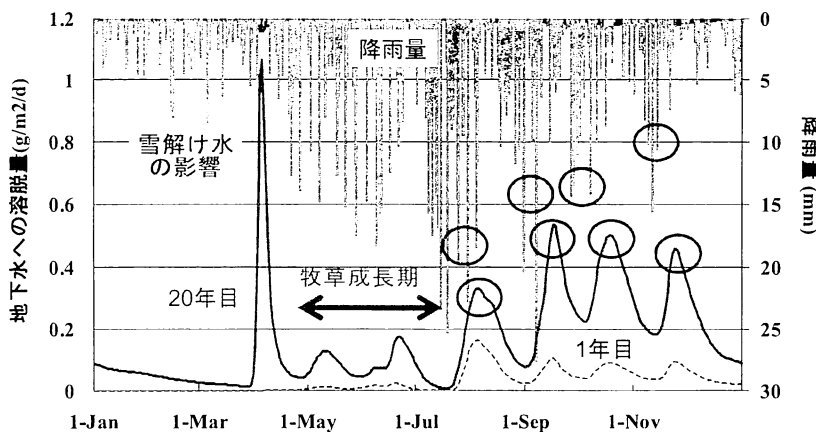


図-14 地下水への溶脱量の経時変化（堆肥化，飼養頭数 5 頭/ha）

ピーク時で 80～100mg-N/L の硝酸性窒素が存在することが分かる。このことは、比較的窒素量の少ない消化液を散布した場合においても、アンモニア態窒素量が相対的に多いため、堆肥化の場合と比べてもそれほど地下水への溶脱量が減少するわけではないことが分かった。

b) 地下水中硝酸性窒素濃度の推測

前節で求められた地下水への窒素溶脱量の地下水への影響を確認する。まず、図-14 に、堆肥化（5 頭/ha）を行っている場合の営農 1 年目と 20 年目の窒素溶脱量の

経時変化と、計算に用いた降雨量とを共に示した。春先の雪解け水の影響で、雪解け水が一気に地下浸透し、さらに前年の秋に散布された堆肥中の窒素が、雪解け水によって生じた地下浸透水に溶け込んだ影響で、4 月に溶脱量の最大値が見られる。5 月～8 月は、比較的溶脱量が小さくなっているが、これは牧草の成長期に相当し、窒素の取り込み量が多いからである。一方、8 月以降は、降雨の直後に溶脱量のピークが見られる（対応する降雨と溶脱量のピークに丸印を付けた）。先に

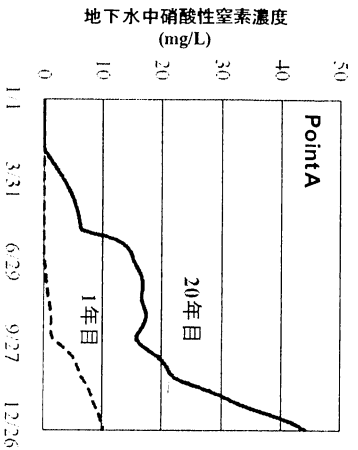


図-15 地下水中硝酸性窒素濃度の経時変化
(堆肥化、飼養頭数5頭/ha)

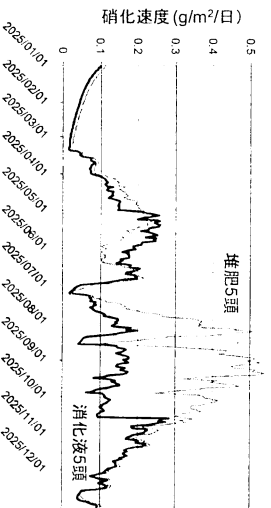


図-17 堆肥と消化液の硝化速度の違い (20年目)
(飼養頭数5頭/ha)

述べたように、易分解性と中位分解性の有機態窒素が、はじめの5～6年で蓄積し、その後は定常状態であると考えられるので、営農1年目と20年目の溶脱量のピークが大きく異なることが分かる。

次に、この溶脱量を用いた地下水中硝酸性窒素濃度の推測値を、図-15に示す。図-3に示したモニタリングポイントA地点での1年目と20年目の計算値を示した。これより、営農1年目では、硝酸性窒素濃度は低く、環境基準値である10mg/Lをほぼ下回っていることが分かる。一方、20年目の硝酸性窒素濃度は、大きく上昇した。このことは、営農開始当初は、硝酸性窒素濃度低い場合であっても、堆肥の連年施用による有機態窒素の土壌蓄積により、溶脱量が増加して、結果として地下水中の硝酸性窒素濃度も環境基準を超えてしまう可能性のあることを示唆している（これまでの議論から営農開始から5～6年経過するとこのような状況になると考えられる）。このような連年施用による地下水中硝酸性窒素濃度の上昇は、図には示していないが、消化液を散布した場合も同様であった。

②飼養頭数による違い

次に、堆肥化およびバイオガス化した場合の、地下水中硝酸性窒素濃度に与える、飼養頭数の影響について考察する。図-16には、20年目におけるモニタリングA地点

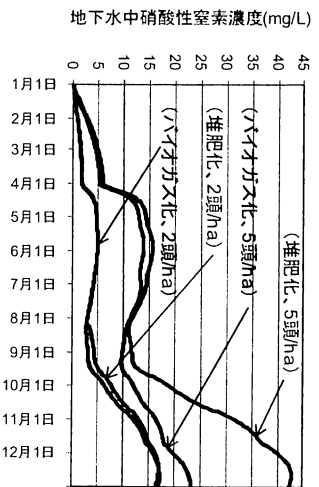


図-16 飼養頭数の違いによる硝酸性窒素濃度の違い

における硝酸性窒素濃度の経時変化を示す。飼養頭数2頭/haの場合の、堆肥化とバイオガス化の濃度は夏頃まではほぼ等しいが、8月以降、堆肥化の場合の方が、若干濃度が上昇しているのが分かる。そして、20年経過すると、堆肥化の場合とバイオガス化した場合の差は広がってしまう。図-17には、20年目の硝化速度の違いを示している。これより、堆肥の方が消化液よりも特に8月末～10月半ばにかけての硝化速度が大きいたことが分かる。すなわち、この堆肥化とバイオガス化の違いは、前述したようにCN比が大きく、かつ窒素量も多い堆肥の方が、硝酸性窒素の供給源となる易分解性および中位分解性の有機態窒素の投入量が多いため、そして気温が上昇する7月から10月頃まで微生物活動が活発になり、有機態窒素の無機化反応が促進されるため、結果的に地下水へ溶脱する窒素量が、バイオガス化の場合と比べて大きく差が出てしまうものと考えられる。

そして、図-16より5頭/ha飼養する場合、全量堆肥としてあるいは、消化液として還元した場合であっても、夏場の牧草成長期ですら環境基準値である10mg/Lを超えてしまう可能性があることが分かる。一方、飼養頭数が2頭/haの場合は、夏季の牧草成長期での硝酸性窒素濃度は、基準値を下回るが、秋の堆肥と消化液の施用については、冬季は牧草が育たないので窒素取り込み量がほぼゼロとなることから、硝酸性窒素濃度は、環境基準値を超えてしまう可能性があることが分かる。

すなわち、本研究で構築したモデルにより、長期間の営農を前提として、地下水環境基準を遵守するために必要な飼養頭数ならびに堆肥や消化液の散布量やその散布時期、散布回数について議論することが可能となる。

6. 結論

①長期間経営する酪農場から環境中に放出される窒素量

を評価するための窒素動態評価モデルを構築した。特に、長期窒素収支を考える上で重要な有機態窒素量について、モデル中に組み込んだ COUP モデルより、長期堆肥または消化液施用により土壤中に蓄積される有機態窒素量を表現できることを確かめた。

- ②有機態窒素量が多い家畜糞尿を堆肥化する場合は、土壌への易分解性および中位分解性の有機態窒素蓄積量が、営農開始から 5~6 年で増加するため地下水への硝酸性窒素溶脱量が大きくなる。一方、バイオガス化する場合は、メタン発酵槽での微生物反応により、堆肥よりも有機物が少なく、また、窒素総量も相対的に少ないため、大部分がアンモニア態として投入されるわりには、消化速度が遅いため地下水溶脱量は堆肥化よりも、相対的に小さくなることが分かった。
- ③堆肥や消化液の連年施用による有機態窒素の蓄積により、地下水に溶脱する硝酸性窒素の量は、特に営農開始から数年間は増加していくことが予測された。すなわち営農開始時は、地下水への影響は小さいが、長期間の営農により環境基準を超える地下水汚染を引き起こす可能性のあることを示した。
- ④今回想定した酪農場の条件下では、堆肥化をする場合であってもバイオガス化をする場合であっても、採草地 1ha 当たり 2 頭以上の牛を飼養し、排出された糞尿を長期全量還元すると、環境基準値を超過して、地下水硝酸性窒素汚染を引き起こす可能性のあることを示した。

謝辞：調査にご協力くださいましたX町のA酪農場の皆様、Y町のB酪農場の皆様には心より御礼申し上げます。

参考文献

- 1) 梅田幹雄：バイオガス事業の現状と今後の展望，環境技術，Vol.36, No.9, pp.618-624, 2007.
- 2) 藤川陽子：家畜糞尿メタン発酵処理事業の展望と課題，環

境技術，Vol.36, No.9, pp.617, 2007.

- 3) 猫本建司・鈴木一好・長田隆・干場信司・河上博美・大川典子・森田茂・松本光司：酪農場の糞尿処理過程と飼料生産過程における窒素負荷の評価，北畜会報，No.45, pp.45-50, 2003.
- 4) 佐藤寿樹・藤田泉：コンパートメントモデルによる耕畜連携営農集団の窒素循環解析，システム農学，Vol.24, No.1 pp.1-10, 2008.
- 5) M. J. Shaffer, Liwang Ma, S. Hansen: Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management, Lewis Pub, 2001.
- 6) 北海道立農業・畜産試験場家畜ふん尿プロジェクト研究チーム：家畜ふん尿処理・利用の手引き, 2004.
- 7) 北海道根釧農業試験場研究部土壌肥料科：酪農経営における窒素フローー根釧農試における事例一, 1999.
- 8) 北海道開発土木研究所：積雪寒冷地における環境・資源循環プロジェクト最終成果報告書, 2005.
- 9) 横濱充宏他：乳牛スラリー原液およびその発酵液の圃場散布に伴う窒素動態に及ぼす散布条件の影響，北海道開発土木研究所月報，No267, pp.29-41, 2005.
- 10) Jansson P-E. and Karlberg L. COUP manual Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems.
- 11) 畜産草地研・資源循環・溶脱低減研究草地チーム：酪農地帯の窒素湿性沈着は周辺山間部より多い，http://narc.naro.affrc.go.jp/chousei/shiryoku/kankou/seika/kanto19/11/19_11_17.html (2010年閲覧).
- 12) 日本土壌肥料学会，土壌標準分析・測定法委員会編：土壌標準分析・測定法，博友社，2004.
- 13) 日本土壌肥料学会：土壌環境分析法，博友社，1997.
- 14) 地下水問題研究会編：地下水汚染論，共立出版社，1991.
- 15) S. Nitta, T. Furuichi, K. Ishii, and N. Tanikawa: Three-Dimensional Groundwater Simulation Based on an Estimation of the Nitrogen-Loading Rate from Different Nitrogen Sources at a Dairy Farm, Proceedings of the Fifth Asian-Pacific Landfill Symposium (CD-ROM), 2008.

MODEL OF NITROGEN LOADING TO AIR AND GROUNDWATER FOR RECYCLING PROCESSES OF LIVESTOCK MANURE

Shogo NITTA, Toru FURUICHI, Kazuei ISHII and Noboru TANIKAWA

This study developed a numerical model of the nitrogen loading to air to groundwater for cow manure management regarding to composting and biogasification on dairy farms. The model is able to estimate a long-term nitrogen emission to the environment, such as the evaporation of ammonium and nitrogen oxide to air and nitrate leaching to the aquifer, and accumulation of organic nitrogen within the soil for both composting and biogasification systems. The 20-year-simulation of two dairy farms revealed the following. In the composting system, continuous application of large amount of biodegradable organic nitrogen increased the amount nitrate leaching. While, in the biogasification system, digestion residue, which has a larger amount of ammonia than that in compost, shows smaller amount of nitrate leaching than that in compost because of small rate of nitrification, which is a function of organic content in the soil. Sensitivity analysis regarding to the number of cows per the are of grass field found that a long-term farming with more than 2 head/ha might cause nitrate-nitrogen groundwater pollution over the Japanese environmental quality standard in groundwater.