

第7章 モデル地域におけるN、P負荷量とその収支

閉鎖系水域で問題になっている富栄養化は、周辺地域から流入する栄養塩類に起因すると言われており、その発生源の一つとして農地が注目されている。農地から流出する栄養塩類は、過剰な施肥や大規模な畜産施設に基づくものといわれており、農家経営が系外の資源に依存する割合が高まることによって派生する弊害の一つといえる。本調査では、畑作酪農地帯における栄養塩類(N, P)の収支について検討し、物質循環からみた水質保全に関する問題点を整理しようとした。

試験方法

1) 調査地域の概況

調査は1984～1985年に行い⁸⁷⁾、調査対象のモデル地域(千歳市・駒里)の気象、土壌、土地利用、営農概況等については前章で述べたとおりである。

なお、結果は総て年間収支として集計した。

2) 水収支

水収支は次のように考えた。収入として、降水量 P =降雨量 P_R +降雪量 P_S を、支出として、蒸発散量 E 及び総流出水量 Q =冬期流出水量(表面流出) Q_W +夏期流出水量(浸透流出) Q_S とすると(第20図)、次の関係が成立する。

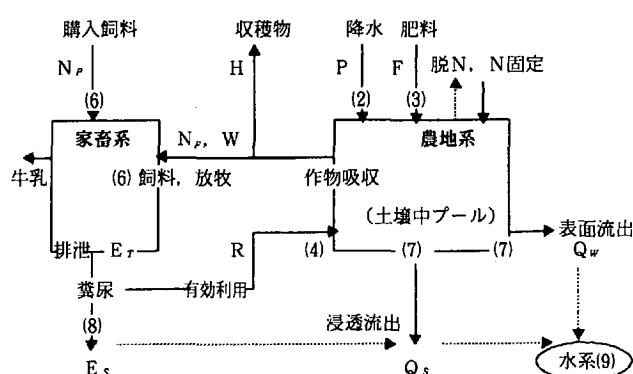
$$P = Q + E \quad - (1)$$

ここに、 $Q_W = P_S$ 、 $Q_S = P_R - E$ とした。この地域は粗粒質の火山灰土壌からなり、水の進入能が著しく大きく、平坦地が多いために土壌凍結がない期間には、表面流去水はほとんど発生しない。一方、系外への流出量およびその濃度の把握は困難であったので、この水量は0とみなした。すなわち、降水量から蒸発散量を差し引いた量(最大流出量)を中間流出とし、地下水流出などの不明分を含めて、河川に流達する負荷量を最大に見積もる計算を行った。 P ($P_R + P_S$)は調査地域の近くにある農林水産育苗管理センター胆振農場の気象観測の結果³⁴⁾を用いた。

3) 窒素、リンの収支

N, Pの収支は、農地系、家畜系、生活系、その他に区分し、各年間負荷量として示した。以下、畑作酪農地帯を対象にした時の農地系と家畜系の物質循環については、第35図のように考えた。

農地系の発生負荷量のうち、降水負荷は、現場で採取した雨と雪の成分濃度の積算平均値 c_R 、 c_S をもとに



第35図 畑作酪農地帯における物質循環
() 内の数字は文章中の式のNoを示す。

$$P = P_R \times c_R + P_S \times c_S \quad - (2)$$

として求めた(第31表)。

化学肥料からの発生負荷量は、聞き取り調査による各作物に対する施肥量 F_c (kg ha^{-1})と肥料中成分濃度 c_f 、作目別面積 a_n (ha)として(第32表)

$$F = \sum (F_c \times c_f \times a_n) \quad - (3)$$

家畜糞尿の農地への還元量 R (tha^{-1})は、農家での聞き取り調査をもとに、作目別の投入量 C ($\text{tha}^{-1} \text{y}^{-1}$)、原物率 $f_{M,U}$ (堆きゅう肥および尿汚水中に糞尿の原物が占める割合)、作目別面積 a_n (ha)、および放牧期間中の排泄量 E_P (ty^{-1})を基に、糞の還元量は

$$R = \sum (C \times f_{M,U} \times a_n) + E_P \quad - (4)$$

で表した(第33表)。

$f_{M,U}$ は農地へ還元する時の堆肥及び尿汚水の成分濃度と、原料糞・尿の成分濃度の差から推定したもので、生糞尿として還元された量に換算するための係数で、 $f_M = 0.8$ 、 $f_U = 0.5$ とし R と糞尿の各成分含量から発生負荷量を計算した(第33表)。 E_P (ty^{-1})は全排泄量 E_T (ty^{-1})と放牧期間から

$$E_P = E_T \times g_P \quad - (5) \text{とした。}$$

ここで、 g_P =年間の放牧時間率(175/365日 $\times$ 5/24時間)である。

マメ科牧草による空中窒素の固定量は、混播イネ科草に移譲された量を含めて、マメ科牧草の収穫部に含まれる窒素吸収量相当分とした。

一方、家畜系の発生負荷量 D は、聞き取り調査をもとに、各購入飼料および飼料作物の給与量 N_P 、 N_F (ty^{-1})、購入飼料および飼料作物の成分濃度 c_P 、 c_F から

$$D = \sum (N_P \times c_P) + \sum (N_F \times c_F) + Wg \quad - (6)$$

第30表 調査年の降水量 (1985)

年 \ 月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	年間 (mm)
1985	68 [○]	32 [○]	49 [○]	158	30	23	147	100	244	139	89	67 [○]	1146
1951* ~1980	55	49	52	77	94	110	132	157	173	108	74	53	1134

*調査地点における1951~1980年の降水量の平均値。○降雪。

として推定した (第34表)。

放牧時の採食量 W_g は、放牧地面積 (11ha) × 草地の生産量 (34 t / ha) × 放牧利用率 (75%^{9,11}) として計算した。

次に、農地系の排出負荷量の中の作物による吸収量は、現場で収穫部と残渣部に分けて坪刈り調査を行い、各々の乾物生産量と含有率から計算した (第35表)。

流出に伴う排出負荷量は、表面流出 Q_w と浸透流出 Q_s に分け、流出水濃度 c_w (第19表)、 c_s (第23表) をもとに排出負荷量は

$$L_w = Q_w \times a_n \times c_w, \quad L_s = Q_s \times a_n \times c_s \quad - (7)$$

とした (第37, 39表)。

一方、家畜飼養に伴う排出負荷量は、糞尿排出量 E_T (t / 年・頭) × 頭数 (200頭)、平均産乳量 6,100 kg / 頭・年 × 搾乳牛 (147頭) と各項目の成分濃度から計算した (第36表)。

E_T の中で、余剰分の糞尿量 E_s は全排泄量 E_T から草地、畑地への還元量 $R_{(G, F)}$ と E_P を差し引いて求めた。すなわち、

$$E_s = E_T - (R_{(G, F)} + E_P) \quad - (8)$$

で、これを直接排出負荷に係わるものとした (第33表)。 E_s の糞からの表面流出は、堆肥場の流出水濃度 (第19表) を、尿からの浸透流出は、現場での調査例がないことから、ライシメータ試験で尿施用を行ったときの最大流出割合 (第27表、火山性土) をもとに計算した (第38表、40表)。

4) 排出負荷の河川への流達負荷量

モデル地域を流れる河川の流量及び水質調査を行い、平年並みの降水量を示した1985年の結果から河川の流達負荷量を計算した (第41表)。

調査は3月から11月の間に12回行い、流水量 W はモデル地域の最上流 W_u と最下流 W_d (コンクリート堰) の定点で流速計測法³³⁾ によって求めた。年間の累積負荷量は、予備調査として降雨があった後の河川の流量変化を観察した結果をもとに、計測時点の状況が継続した期間 d (日) を推定するとともに、調査時の各地点の水質成分濃度 c_u 、 c_d をもとに

$$W = \Sigma (W_{u, d} \times c_{u, d} \times d) \quad - (9)$$

とし、上流と下流との積算値の差をモデル地域からの年間の流達負荷量とした。

なお、水質分析は日本工業規格、排水試験方法²⁴⁾ に準じて行った。

試験結果

第1節 モデル地域の水収支

モデル地域の年間降水量は1,146mmであり、4月下旬に多かったのを除くとほぼ平年並みで、夏期間の降水量は930mm、冬期間の降雪量は216mmであった (第30表)³⁴⁾。蒸散量は柏原が Thornthwaite による推定式から計算した北海道の暖候期間の平均値490mm^{8,6)} をもとに式1によって収支計算を行った。

その結果、夏期間の流出水量は蒸散量490mmを差し引いた440mm、これに、融雪期を中心に発生する表面流出水は216mmを合わせて、全年では656mmが流出するものと推定された。

なお、推定式を適用するに当たっては、調査方法で述べたように、夏期間の流出は地下水流出を、また、冬期間は浸透流出を考慮していないことなど、あくまでも概算である点は否めない。地域全体の水収支を正確に掌握するためには、気象、地形、土壌、植生など多くの要因を総合的に検討する必要がある、普遍性のある結論を出すことは容易ではない。本調査では水収支を考察するには調査内容が不十分であるが、農耕地における物質循環を考えるうえでの概括的な値を示したものである。

以下、この水収支をもとに、モデル地域におけるN、Pの排出負荷量を推定した。

第2節 窒素、リンの収支

1) 発生負荷量

発生負荷量は、農地系では降水及び肥料成分、家畜系では飼料によって占められた。

降水負荷についてみると、降水のN濃度は、雪、雨ともに約 1 mgL^{-1} で、雪では $\text{NH}_4\text{-N}$ が、雨では $\text{NO}_3\text{-N}$ が高かった (第31表)。また、P濃度は何れも 0.1 mgL^{-1} 以下と低く、雪 > 雨の傾向を示した。降水量

第31表 畑・草地系に対する大気からのインプット(降水負荷量)

項目 区分	降水量 (mm/年)	各成分濃度 (mgL ⁻¹)				負荷量(kg/調査地域*)	
		T-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	P	N	P
雨	930	1.01	0.33	0.39	0.013	1,899	24
雪	216	1.09	0.17	0.60	0.067	476	29
計	1,146					2,375	53

成分濃度は雨12点、雪15点の平均値。 ※調査地域の面積は202ha。

第32表 畑地系のインプット (化学肥料)

項目		施肥量(kg・ha ⁻¹)		負荷量(kg/調査地域)	
区分	作目 (ha)	N	P	N	P
草	地 (84.8)	86	114	7,293	4,221
畑地	飼料用トウモロコシ (23.0)	105	144	2,415	1,446
	アズキ (25.0)	40	165	1,000	1,801
	テンサイ (10.8)	147	308	1,588	1,452
	バレイショ (1.6)	100	200	160	140
	カボチャ (1.6)	70	196	112	137
	小計 (62.0)			5,275	4,976
合	計			12,568	9,197

1,146mmを基に計算した負荷量は、年間でN、P各々2,375kg, 53kg (11.7, 0.3kg ha⁻¹)であった。

なお、降水中の成分濃度が他の事例⁸⁾に比べると高い値を示したが、この理由としては、現地での雨水採取で風塵や乾性降下物⁹⁾が混入したことによると考えられる。

肥料による発生負荷量のうち化学肥料の内訳は第32表に示すとおりである。調査地域の施肥はほぼ北海道の施肥標準¹⁰⁾並みに行われており、施肥に伴う地域全体の負荷量は、草地 (84.8ha) でN、P各々7,293kg, 4,221kg, 畑地 (62.0ha) では5,275kg, 4,976kgであった。また、家畜糞尿の還元に伴う負荷量の合計は、N、P各々15,951kg, 2,909kgで、Nについては化学肥料による負荷量を上回っていた (第33表)。

一方、家畜系に対するインプットは (第34表)、給与飼料と放牧中の採食量を合わせて、N、P各々24,754kg, 3,830kgに相当した。

なお、乾物生産量で全体の20%を占めていたマメ科牧草によるN固定量は、当該草種の吸収N分に相当するものと仮定し、2,683kgと推定した。

2) 排出負荷量

農地系にインプットされた物質の多くは作物によって吸収され、系外に持ち出される。排出負荷量の大部分は収穫残渣及び土壌に残留した肥料成分の一部が揮散、流出することによるものとみられる。また、家畜系から発生する負荷は、牛乳や糞、尿に分配されて排出される。

第33表 農地系の発生負荷量 (糞尿還元)

項目	平均施肥量 (t・ha ⁻¹)	糞尿原物量 (t・ha ⁻¹)	還元量 (t)	負荷量(kg/調査地域)	
				N	P
全排泄量 E _T			2,701	8,994	3,079
草地更新 (2ha) R _G	80	64	128	426	146
放牧地 (11ha) E _F			270	899	308
畑地 (62ha) R _F	4.4	3.5	2,136	7,113	2,435
計			2,534	8,438	2,889
余剰分 E _S			167	556	190
全排泄量 E _T			876	8,637	23
草地 (56ha) R _G	20	10	560	5,522	15
放牧地 (11ha) E _F			88	867	2
畑地 (62ha) R _F			114	1,124	3
計			762	7,513	20
余剰分 E _S			114	1,124	3

※畑地の還元量は敷料と共に堆肥化された量。

放牧期間は175日、1日の放牧時間は5時間として計算。

第34表 家畜系のインプット (飼料および放牧)

成分	給与量 (t・y ⁻¹)	乾物当り含有率(%)		負荷量(kg/調査地域)	
		N	P	N	P
購入飼料					
配合飼料	240	3.54	0.70	7,576	1,498
ビートパルプ	15	2.15	0.11	103	5
ルーサンペレット	10	2.60	0.21	234	19
小計	265			7,913	1,522
自給飼料					
コーンサイレージ	1,300	1.33	0.19	5,546	792
乾草	400	1.68	0.28	4,956	826
(放牧)				6,339	690
小計	1,700			16,841	2,308
合計	1,965			24,754	3,830

作物の吸収量は (第35表)、牧草でN、P各々13,408kg, 1,746kg, 畑作物では、N、P各々8,321kg, 1,169kgであった。その内、草地ではN2,113kg, P230kgが放牧時の残食分として、また、畑地ではN、Pの吸収量全体の22~30%に相当するN1,926kg, P211kgが茎葉及び根株等の残渣部として農地に還元されていた。

一方、家畜系の発生負荷量 (第36表) のうち、排泄物3,577tに含まれるN、Pは各々17,631kg, 3,102kgで、産乳 (897t) による負荷量は5,185kg, 843kgであった。この内、排泄物中のN、Pの15,951kg, 2,909kgが農地に還元され、残りのN1,680kg, P193kgが余剰分となっていた (第33表)。

なお、当初酪農洗剤や搾乳機器による負荷の流出が予想されたが、洗剤の無リン化と搾乳機器の性能向上により、これらの機材等から発生する負荷量は大きな比重を占めないものと推察された⁹²⁾。

次に、化学肥料および家畜糞尿施用によって発生する肥料成分の流出について述べる。

第35表 農地系の排出負荷量（作物吸収量および残渣）

作目		項目	生 重 (t)	乾物重 (t)	乾物当り含有率(%)		吸収量(kg／調査地域)	
					N	P	N	P
草	地 84.8ha	1 番 草	2,883	399	1.79	0.26	7,134	1,036
		2 番 草	(34 t)	229	2.77	0.31	6,274	710
		計		628			13,408	1,746
		内 残 草		250			2,113	230
畑地 62ha	飼料用トウモロコシ (23.0ha)	子 実	1,173	106	1.44	0.28	1,526	297
		茎 葉	(51 t)	159	1.36	0.19	2,162	302
		計		265			3,688	599
		刈 り 株*		32	1.08	0.12	346	38
	ア ズ キ (25.0ha)	子 実	118	31	3.61	0.40	1,119	124
		茎 葉	(1.9 t)	25	1.68	0.16	420	40
		刈 り 株		6	1.10	0.09	66	5
		計*		31			486	45
	テ ン サ イ (10.8ha)	根 部	400	89	1.39	0.21	1,237	187
		茎 葉*	(37 t)	30	3.10	0.38	930	114
	バ レ イ シ ョ (1.6ha)	根 部	48	10	1.79	0.23	179	23
		茎 葉*	(30 t)	5	3.27	0.27	164	14
	カ ボ チ ャ (1.6ha)	実	48 (30 t)	9	1.91	0.28	172	25
	小 計	収 穫 物					6,395	958
		残 渣 物*					1,926	211
合 計						8,321	1,169	

生重の()内はha当りの収量。牧草の残草は収穫量から飼料の乾草分を差し引き、これに放牧率0.75をかけて計算。

第36表 家畜飼養に伴う排出負荷量

区分	項目	発生量 (t)	成分濃度(mg/L ⁻¹)		負荷量 (kg/調査地域)	
			N	P	N	P
排泄物*	糞	2,701	3,330	1,140	8,994	3,079
	尿	876	9,860	26	8,637	23
	計	3,577			17,631	3,102
牛 乳**		897	5,780	940	5,185	843

* 発生量は1日当り糞37kg、尿12kgとし、成牛換算200頭相当。

** 産乳量は年に1頭当り6.1t(乳検成績)で、搾乳頭数は147頭。

肥料成分の排出負荷量は第37～40表に示すように、表面流出と浸透流出に区分した^{36,93)}。その結果、表面流出に伴う排出負荷量は、草地でN, P各々478kg, 82kg (5.6, 1.0kg/ha⁻¹)、畑地632kg, 171kg (10.2, 2.8kg/ha⁻¹)で、面積当たりの負荷量は、畑地>草地の傾向を示した。また、余剰分の糞(第33表, 167t)から流出する負荷量は、N, P各々100kg, 11kgに相当した。

浸透流出水の年間をとした平均濃度(第23表)は、草地N 1.52mg/L⁻¹, P 0.007mg/L⁻¹, 畑地N 3.77～6.78mg/L⁻¹, P 0.006～0.017mg/L⁻¹で、これらの結果⁷²⁾をもとに算出した排出負荷量は、草地でN, P各々567kg, 3kg (6.6, <0.1kg/ha⁻¹)、畑地で1,502kg, 3

第37表 農地系の表面流去による排出負荷量

区分	項目	流出水濃度 (mgL ⁻¹)		流出量 (kg/調査地域)	
		N	P	N	P
表面流出量*					
草地 (n = 6)	183,168 t	2.61	0.45	478	82
畑地 (n = 20)	133,920 t	4.72	1.28	632	171
合 計				1,110	253

* $Q_w(\text{mm}) \times \text{耕地面積 (ha)}$

第38表 堆肥置場からの表面流去による排出負荷量

区分	項目	流出水濃度(mgL ⁻¹)* ¹		流出量(kg/調査地域)	
		N	P	N	P
堆肥置場					
余剰分 E _s 167 t* ²		597	64	100	11

*¹ 第19表の堆肥場流出汚濁水濃度。

*² 第33表に示した糞、余剰分として。

kg (24.2, <0.1kg/ha⁻¹)であった(第39表)。また、余剰分の尿(第33表, 114t)から発生するNの流出量は、ライシメータ試験の最大流出割合(第27表, 29.4%)を用いた結果, 330kgと計算された(第40表)。

林地及び原野から排出される負荷量は、調査地域の上流域661haが林地及び原野で占められていることに着目

第39表 農地系の浸透流出による排出負荷量

項目		流出水濃度(mgL ⁻¹) *2		流出量(kg/調査地域)	
		N	P	N	P
区分 (ha)					
浸透流出量*1					
草 地 (84.8) 373,120 t		1.52	0.007	567	3
畑 地	飼料用トウモロコシ (26.2)	6.78	0.006	782	1
	アズキ (25.0)	3.77	0.006	415	1
	テンサイ (10.8)	6.41	0.017	305	1
	小 計 (62.0) 272,800 t			1,502	3

*1 Q₂(mm)×耕地面積(ha)。 *2表23より引用

し、当流域面積とモデル地域最上流の流達負荷量（第41表、N1,487kg、P115kg）から求めた。その結果、林地から流出する面積比負荷量はN、P各々2.25、0.17kg ha⁻¹で、モデル地域の林地、原野47.8haから排出される負荷量はN、P各々108kg、8kgと推定された（第40表）。その他、排出負荷量としては施肥の揮散、脱窒が考えられるが、尿施用に伴う揮散 NH₄-N（T-Nの5%に相当⁹⁴⁾）から化学肥料と糞尿を合わせた肥料中Nの揮散量は1,426kgと試算された。なお、生活系の排出負荷量は既往の調査結果（N3g、P0.9g/日・人⁹⁵⁾）と、地域内の定住者数（28人）から、年間にN、P各々31kg、9kg排出されるものとみられた。

第3節 河川の流達負荷量

河川調査は水量変動が安定した時期には月に1回、変動の大きい融雪期や降雨時は状況の変化に応じて調査回数を増やした。ここで得られた結果をもとに、事前に現場で河川の流量変化を観察した結果をもとに、調査時点

第40表 その他浸透流出による排出負荷量

区分	項目	算出の根拠		流出量 (kg/調査地域)	
		N	P	N	P
林地、原野 (47.8ha)		2.25、0.17(kg/ha)*1		108	8
尿汚水 余剰分、114 t *2		29.4(%) *3		330	-

*1 林地及び原野からの流出量は調査地域上流の流入負荷量から計算。

*2 第33表に示した尿汚水、の余剰分として。

*3 ライシメータ試験の火山性土の尿50kg m⁻²時の最大流出割合（第27表）。

の状況が継続された期間を推定し、流達負荷量の積算値を求めた（第41表）。

河川の流量及びN、Pの濃度は融雪期及び降雨時に高い値を示し、平野部の融雪が最盛期を迎えた4月上旬に最大に達した。調査期間中（254日）の平均流量は上流8,660 m³ d⁻¹（期間中累計220万 m³）、下流10,150 m³ d⁻¹（同、258万 m³）で、モデル地域を流れる間の増加分は年間38万 m³（188mm相当）であった。また、N、Pの累積負荷量は上流1,487kg、115kg、下流3,230kg、302kgで、両地点の差に相当する1743kg、187kgがモデル地域から河川に流達した負荷量と考えられた。

考 察

モデル地域の営農実態並びに流出水の栄養塩類濃度に関するデータをもとに、モデル地域の農地系、家畜系、生活系の各発生負荷量と排出負荷量及び河川への流達負荷量について総合的に検討した。

1) 窒素の収支（第42表、第36図）

窒素の農地系における発生負荷量は、降水負荷7%、肥料成分85%で、肥料成分の内訳では糞尿還元に伴う収

第41表 河川の流量および流達負荷量

(濃度、mgL⁻¹)

調査日 (月/日)	項目 継続期間 (日)	上流 (地点①)					下流 (地点⑦)				
		流 量	N濃度	N負荷量	P濃度	P負荷量	流 量	N濃度	N負荷量	P濃度	P負荷量
		10 ³ ・m ³ ・d ⁻¹		(kg)		(kg)	10 ³ ・m ³ ・d ⁻¹		(kg)		(kg)
3/27	10	4.0	1.05	42	0.035	1	5.6	2.19	123	0.222	12
4/5	10	26.2	1.64	430	0.168	44	36.1	4.47	1,614	0.404	146
4/11	10	11.2	0.59	66	0.033	4	12.5	1.14	143	0.121	15
4/26	10	26.9	0.83	223	0.094	25	38.3	1.05	402	0.140	54
5/21	31	7.2	0.42	94	0.027	6	7.8	0.43	104	0.022	5
6/19	30	3.9	0.53	62	0.015	2	3.5	0.82	85	0.066	7
7/19	31	6.0	0.54	101	0.027	5	6.8	0.54	113	0.031	7
8/19	28	5.0	0.62	88	0.033	5	4.0	0.54	61	0.034	4
8/27	3	12.7	0.88	34	0.070	3	13.7	1.82	75	0.245	10
9/9	30	12.7	0.46	175	0.032	12	15.1	0.61	277	0.062	28
10/21	31	6.0	0.39	73	0.016	3	6.9	0.40	86	0.021	5
11/18	30	8.1	0.41	99	0.021	5	9.2	0.53	147	0.033	9
3月中旬～11月 累 積 値	254	2,200.0		1,487		115	2,578.8		3,230		302

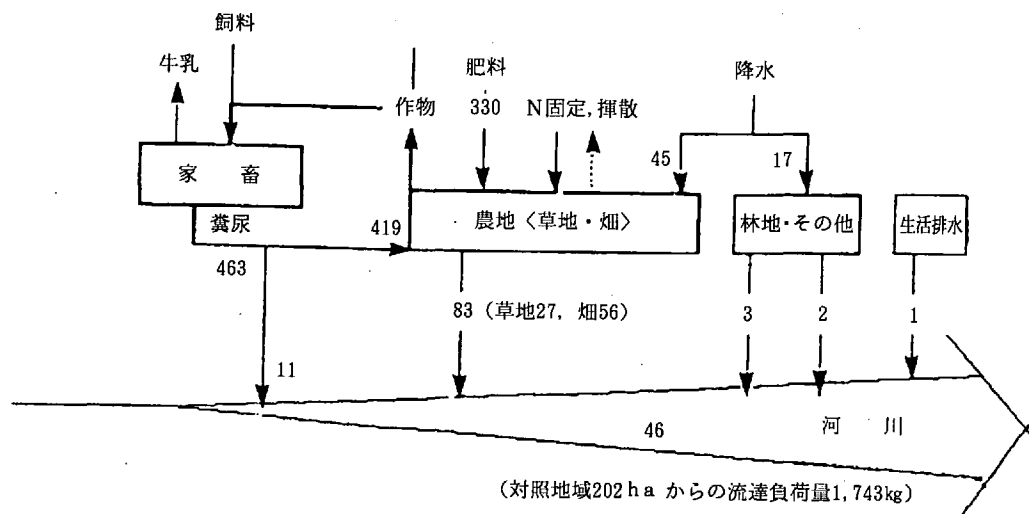
第42表 窒素の収支

(kg・y⁻¹)

(kg・y・人)

項目	区分	農 地 系				(そ の 他)	合 計	家 畜 系 (飼養家畜数200頭)	生活系
		草 地 84.8ha	畑 地 62.0ha	林 地 等 47.8ha	荒地・宅地 7.6ha				
発生負荷量<インプット>									
降 水		996	728	562	89	2375(7)			
肥 料 成 分		15007	13512			28519(85)	購入飼料	7913(32)	
(化学肥料)		7293	5275			12568(37)	自給飼料	10502(42)	
(糞・堆肥)		1325	7113			*15951(48)	放 牧	6339(26)	
(尿 汚 水)		6389	1124						
窒 素 固 定		2683				2683(8)			
合 計		18686	14240	562	89	33577(100)	24754(100)		
排出負荷量<アウトプット>									
生 産 物		13408	8321			21729(65)	牛乳	5185(21)	還元率90% → 15951*
(収 穫 物)		11295	6395			17690(53)	糞	8994(36)	
(残 渣)		2113	1926			4039(12)	尿	8637(35)	
流 出 量		1045	2134	108	89	3376(10)		430(2)	31
(表面流出)		478	632		89	1199(4)		100	
(浸透流出)		567	1502	108		2177(6)		330	
揮散(NH ₄ -N)		1426				1426(4)			
合 計		15879	10455	108	89	26531(79)	23246(94)		

表中 () 内は各系の発生負荷量の総負荷量33577kg, 24754kgに対する割合を示す。



第36図 調査地域の窒素の年間総流出量 (3,837kg) をもとにしたダイヤグラム
(図中の数字は総流出量を100とした指数)

入が化学肥料を上回った。また、家畜系の発生負荷の内訳は、購入飼料32%、自給飼料及び放牧68%で、系外からの収入が約1/3を占めた。

なお、農地系の中で特異的な収入源であるマメ科牧草による窒素の固定量¹⁰⁸⁾は、養水分環境やマメ科牧草の占める割合によって異なってくるが、当調査地域では牧草を畑作物の輪作に取り入れており、更新年次が短いことからマメ科率が高く維持されており、窒素固定量も多いものと考えられる。そこで、マメ科牧草による窒素固定量をイネ科牧草への移流量を含め、マメ科牧草の吸収

量相当分として計算したところ、発生負荷全体の8%を占め、系外からの窒素収入を抑えるうえで重要な役割を果たしていることを示した。

農地系の発生負荷の65%は作物生産に寄与し、その内の12%が残渣として再び農地に還元されていた。また、家畜系では牛乳21%、糞36%、尿35%の割合に分配され、糞尿の約90%が再び農地に還元されていた。

次に、農地系からの排出負荷量は草地1,045kg、畑地2,134kg、その他林地・原野108kgで、ha当たりの流出量は畑地(34.4kg) > 草地(12.3kg) > 林地・原野(2.3

kg)の順で、排出負荷量は発生負荷の10%に相当した。また、家畜系では余剰分の糞尿から発生負荷の2%が流出していた。両系の流出形態は、何れも浸透流出量>表面流出量の傾向を示し、窒素の流出形態を反映していた。

生活系からの流出量31kgを含めた排出負荷量の合計は3,837kgであり、総流出量に対する各割合は、農地83% (草地27%, 畑地56%), 畜産施設11%, 林地等5%, 生活排水1%で(第36図), モデル地域では酪農排水による流出負荷量は全体の約10%と考えられた。

一方、モデル地域を流れる河川の流達負荷量は1,743kgであり、総流出負荷量の半分以下であった。このような差が生じたのは、懸濁態成分を中心に河川までの流下過程における濃度の低減があること、また、河川の流下過程における自然浄化機能が働いているためと考えられる。

なお、大気中への窒素放出量については、実際に測定した揮散 $\text{NH}_4\text{-N}$ のみを対象としたが、脱窒によって失われる窒素量を加えるとさらに高い割合を占めるものと推察される。

収支計算の結果、収入窒素量33,577kgから支出窒素量26,531kgを差し引いた7,046kg (35kg/ha)は大半が土壌中に残存しているものと考えられる。この中には、堆肥として残留する窒素分が含まれるが、これら窒素の挙動について把握するためには長期的な調査が必要になる。

2) リンの収支 (第43表, 第37図)

リンの農地系における発生負荷量の中で、降水の占める割合はごくわずかで、大部分が系外からの収入に基づいている。肥料成分の内訳は、化学肥料76%, 糞尿24%で、窒素に比べると化学肥料の割合が高かった。また、家畜系の発生負荷量は購入飼料40%, 自給飼料60%で占められ、窒素に比べると系外からの収入に依存する割合が高かった。

一方、農地系では発生負荷量の24%が作物に利用され、4%が残渣として農地に還元されていた。また、家畜系では牛乳に22%, 糞に80%が支出されていたが、尿に対する支出が少なく、排泄物中のリンの支出は糞が中心であった。

次に、農地系の排出負荷量についてみると、草地85kg, 畑地174kg, その他林地等8kgで、ha当たりの流出量は最も高い値を示した畑地でも3kg/haに留まっており、総排出量は発生負荷の2%であった。また、家畜系から流出するリンの排出負荷量は11kgと少なく、発生負荷量に対する割合は1%未満であった。これらリンの流出は余剰分の糞に起因する表面流出によるもので、浸透流出は特殊な条件を除くとほとんど問題にはならないと考えられた。

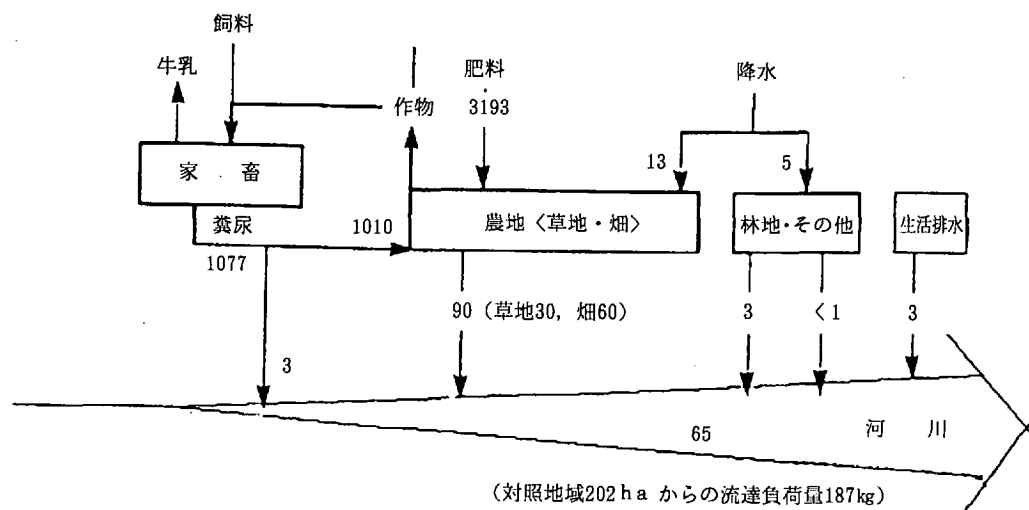
生活系を含めたモデル地域全体からの流出量は289kgで、その内訳は農地系90%, 家畜系3%, その他、林地等3%, 生活排水3%で占められ(第37図), 酪農排水に伴うPの流出負荷は窒素に比べると少なかった。

第43表 リンの収支

(kg・y⁻¹)

区分 項目	(農地系 (その他))				合 計 202.2ha	家 畜 系 (飼養家畜数200頭)	生活系 28人
	草 地 84.8ha	畑 地 62.0ha	林 地 等 47.8ha	荒地・宅地 7.6ha			
発生負荷量<インプット>							
降 水	22	16	13	2	53(<1)		
肥 料 成 分	4692	7414			12106(100)	購入飼料 1522(40)	
(化学肥料)	4221	4976			9197(76)	自給飼料 1618(42)	
(糞・堆肥)	454	2435			*2909(24)	放 牧 690(18)	
(尿 汚 水)	17	(3)					
合 計	4714	7448	13	2	12159(100)	3830(100)	
排出負荷量<アウトプット>							
生 産 物	1746	1169			2915(24)	牛乳 843(22)	還元率94% → 2909*
(収 穫 物)	1516	958			2474(20)	糞 3079(80)	
(残 渣)	230	211			441(4)	尿 23(1)	
流 出 量	85	174	8	2	269(2)	11(<1)	9
(表面流出)	82	171		2	255(2)	11	
(浸透流出)	3	3	8		14(<1)	-	
合 計	1831	1343	8	2	3184(26)	3956(103)	

表中 () 内は各系の発生負荷量の総負荷量12159kg・3830kgに対する割合を示す。



第37図 調査地域のリン年間総流出量 (289kg) をもとにしたダイアグラム
(図中の数字は総流出量を100とした指数)

モデル地域を流れる河川へのPの流達負荷量は187kgで、総流出負荷量の約2/3に相当した。この値は、施肥リンの多くが土壌に固定されていることを考えると大きな割合といえる。この原因としては、表面流去水によるリンの移動量が第37表より推定される量よりも大きいと考えられる。

以上、標準的な畑作・酪農地帯について窒素とリンの収支についてみてきたが、家畜系から発生する糞尿の活用によって当該肥料成分の循環を図り、飼料作物の増産に努めることが、地域全体から流出する負荷量の削減につながる事が示された。また、本試験で取り上げた畑作・酪農地帯は、糞尿の循環を図りやすい背景にあるが、流出負荷量は経営形態によって傾向を異にするものと考えられる。

すなわち、堆肥盤を保有する農家の割合が小さく、糞の利用率も低い草地型酪農地帯では、施設から流出する窒素、リンの割合が高く、総流出量も高いものと思われる。しかし、草地に施用された後に流出する肥料成分は、畑地に比べると低く、系内で糞尿の有効利用が図られた場合には、複合集約型や畑作複合型の酪農家よりも農業系内から流出する負荷量は少なくなるものと推察される。

一方、尿の有効利用が低下することによって余剰分の尿污水が系外に流出する可能性が高まる。そのため、複

合集約型、畑作複合型酪農のように、尿の利用率が低いところでは、尿に起因する窒素の流出負荷が全体に占める割合は高まることが考えられる¹⁵⁾。

なお、道内では農耕地から流出する負荷量を広域的に検討した例は少なく、有末、福山らの調査^{96, 97)}と、北海道保健環境部が風連湖周辺で行った調査⁹⁸⁾があるだけである。有末らの調査は、1989～1991年にかけて網走湖周辺で実施され、非特定汚染源の原単位が決められている。それによると、森林地の晴天時における流出原単位 ($\text{gha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) は T-N 9.0, T-P 0.28, 畑地では T-N 69.7, T-P 9.5である。これは、年間の負荷量にすると、森林で N 3.3kg, P 0.1kg, 畑地で N 25.4kg, P 3.5kgに相当し、本調査で河川の流達負荷量から推定した森林からの年間負荷量, N 2.0kg, P 0.1kg, 農耕地から流出する負荷量, N (草地12.3kg, 畑地34.2kg); P (草地1.0kg, 畑地2.8kg) と大きな違いがなく、本調査結果の普遍性が示された。

また、北海道保健環境部が1988年に根釧地方の酪農地帯を対象に行った調査をもとに計算した河川への流達負荷量 ($\text{kg} \cdot \text{y}^{-1} \text{km}^{-2}$) は、T-N 409～689, T-P 3～56であった。本調査では河川への流達負荷量は、T-N 862, T-P 92とやや高い値を示した。これは、根釧地方の湿原を迂回して流れる河川に比べると、調査河川周辺では後背湿地としての緩衝緑地帯がほとんどないため、表面流去水による影響を受け易いためと考えられた。

第8章 牛糞尿の施用限界量

酪農経営に伴って発生する糞尿は、高濃度の肥料成分を含んでおり、その処理法によっては周辺の水質環境に大きな影響を及ぼすものと考えられる。すなわち、糞尿を施用した場合の影響については、従来は作物の生育やその成分内容を中心に試験がすすめられてきたが、農業系外に流出する部分も含めた検討が求められている。そこで、本試験では牛糞尿の施用が飼料作物の生育や品質に及ぼす影響を整理し、有効利用を行う場合の適正施用量を明らかにする。また、糞尿を大量に施用した場合に流出する肥料成分の量とその内容について検討し、周辺水域の水質環境を保全するための施用限界量を策定する。

第1節 牛糞の大量施用が飼料作物の発芽に及ぼす影響

試験目的

草地（更新時）や畑地で播種時に大量に施用される牛糞が、飼料作物の発芽に与える影響を調査する。

試験方法

ノイバウエルポット（1/10,000 a）に土性の異なる2種類の土壌（第44表）を詰め、土壌水分を圃場容水量の60%に維持した。それに農家の堆肥場から採取した牛糞きゅう肥を20, 50, 100 kg・m⁻²相当施用し、発芽に対する影響をみた。使用した種子は、飼料用トウモロコシと牧草（オーチャードグラス）で、トウモロコシは15粒、牧草は100粒播種した。

なお、試験に用いた糞の主な成分含有率は、N0.32%, P0.11%, K0.14%, COD2.06%である。

試験結果

生育調査に先立ち、糞の大量施用が作物の発芽に与える影響を検討した。その結果、飼料用トウモロコシを用いた発芽試験では糞施用による差はみられず、牧草においても同様であった。すなわち、糞を100 kg・m⁻²相当施用しても飼料作物の発芽率には影響はなく、腐熟の遅い牛糞は大量に施用しても発芽障害を来さないことが明

第45表 糞の大量施用と発芽率

土壌	作物 施用量(kg m ⁻²)	(%)	
		飼料用トウモロコシ	牧草 (オーチャードグラス)
疑似 グライ土	0	100	76
	20	100	78
	50	100	88
	100	93	87
黒色 火山性土	0	93	84
	20	93	88
	50	93	82
	100	93	86

らかになった（第45表）。

第2節 牛糞の大量施用が牧草生育に及ぼす影響

試験目的

牛糞の利用に当たり、牧草生育を正常に維持するとともに、牧草体内の成分組成を適正に保つための施用限界量を検討する。

試験方法

試験はa/5,000ポットで行い、供試土壌としては土性の異なる2種類の土壌、疑似グライ土と黒色火山性土を用いた（第44表）。

試験処理は糞は0, 20, 50, 100 kg・m⁻²（N換算で63, 158, 316 kg/10 a）の4処理とし、土壌水分を圃場容水量の60%に設定して試験を行った。供試牧草は糞尿各試験とも既存の草地から掘取ったオーチャードグラスを用いた。糞の主な成分は、N0.32%, P0.11%, K0.14%, COD2.06%である。共通施肥として、ポット当たり硫酸2 g、過石2 g、硫加1 gを施用した。なお、糞は5月19日に施用し、牧草の刈り取りは7月27日（出穂初期）に行った。

試験結果

糞の大量施用が牧草生育に及ぼす影響をみた（第46表）。両土壌とも糞の増量に伴って牧草の乾物収量は高

第44表 供試土壌の理化学性

項目 土壌	粒径組成 (%)				容積重 (g/100cc)		T-N (%)	T-C (%)	C/N	CEC (me)	磷酸吸 収係数
	粗砂	細砂	シルト	粘土	粗	密					
疑似グライ土	2	40	25	33	97	101	0.21	2.54	12	24	1,850
黒色火山性土	58	15	12	15	82	87	0.65	8.78	14	35	2,090

第46表 糞施用に伴う牧草生育及び体内成分の変化

土壌	施用量(kg m ⁻²)	乾物収量 (g/pot)	成分含有率 (%)		K/Ca+Mg (m. e)
			N	K	
疑似 グライ土	0	8.1	1.46	2.72	1.9
	20	8.6	1.25	3.46	1.9
	50	15.3	1.43	3.77	2.6
	100	24.4	2.90	4.23	3.3
黒色 火山性土	0	7.6	1.73	3.03	2.7
	20	8.9	1.26	3.54	2.0
	50	15.4	1.57	3.69	3.4
	100	31.5	1.94	4.31	5.0

まり、牛糞を100kg施用した場合でも生育は阻害されなかった。

また、牧草の体内成分についてみると、N濃度が極端に高い値を示すことはなかった。しかし、K濃度の上昇が著しく、両土壌とも糞を50kg m⁻²以上施用した区では、K/Ca+Mg (m. e) 比の値が、起立不能症候群発生の恐れのある危険値⁹⁹⁾ 2.0を大幅に上回る可能性がみられた。

なお、跡地土壌について1:10水抽出液の塩類濃度(EC)を測定したところ、糞50kg区で0.74~0.89mS・cm⁻¹、100kg区でも0.95~1.12mS・cm⁻¹で、牧草生育を阻害するような高い値を示さなかった。

以上の結果は、牛糞中の窒素とカリウムの肥効性を反映しており、牛糞を大量に施用した場合でも作物の発芽、生育に及ぼす障害は発現しなかった。しかし、牧草体内のK含量が高まり、塩基バランスに不均衡をもたらすことがわかった。

第3節 牛尿の大量施用が牧草生育に及ぼす影響

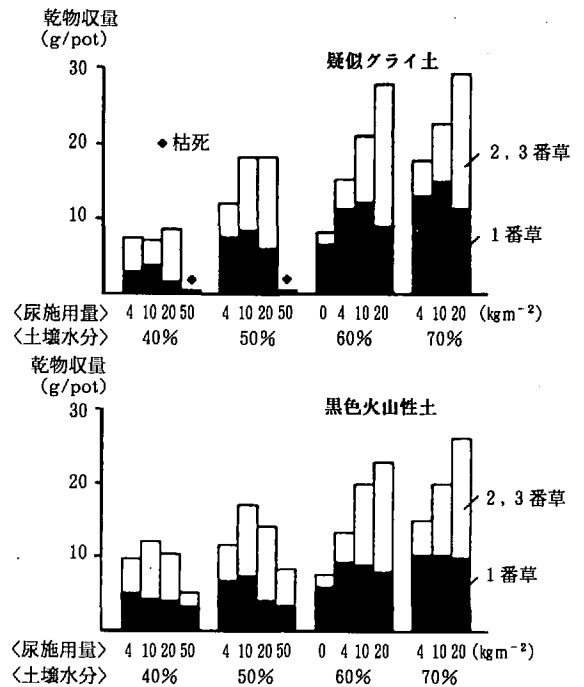
試験目的

牛尿を有効利用するに当たり、牧草生育を正常に維持するとともに、牧草体内の無機成分を適正に保つための施用限界量を明らかにする。

試験方法

試験規模及び供試した土壌は前試験と同様である。処理は土壌水分を各土壌の最大容水量の40、50、60、70%に調整した4系列を設け、各系列に0（水分60%区のみ設定）、4、10、20、50kg・m⁻²（N換算で0、20、50、100、250kg/10a）の5区を配置した。施用した尿は、N0.5%（約90%はNH₄-N）、P0.002%、K0.24%、COD0.4%で共通肥料として過石2gを施用した。

なお、尿は6月3日に施用し、牧草の刈り取りは7月27日（出穂初期）、9月2日、10月11日の3回行った。

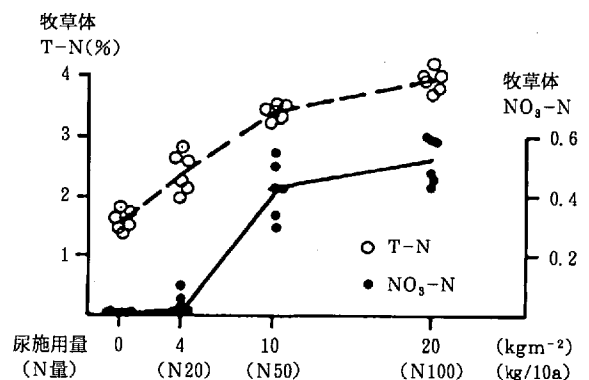


第38図 牛尿の施用が牧草生育に及ぼす影響

試験結果

尿を大量に施用した場合、両土壌とも10kg・m⁻²までは施用量の増加に伴って牧草の生育量が上昇した。しかし、尿を20kg以上施用した場合には収量が頭打ちとなり、土壌水分が少ない系列では減収となった（第38図）。このような傾向は、2、3番草でより顕著に表れ、保水力の劣る疑似グライ土では低水分系列の尿50kg施用区で牧草が枯死した。

牧草体中の窒素濃度の変化は明らかであり、両土壌とも尿の施用量の増加に伴って T-N、NO₃-N の値が高まった（第39図）。特に、T-N の値がほぼ頭打ちとなった尿10kg・m⁻²（N50kg/10a相当）区では、NO₃-N 含有率の上昇が顕著で、飼料中の濃度として

第39図 牛尿施用と牧草体のT-N、NO₃-N濃度（土壌水分60%調整区）

反すう動物が硝酸中毒をおこす恐れのある値とされている0.2%^{100・101)}を大幅に上回った。

また、1番草刈り取り後の跡地土壌のEC及び無機態

第47表 尿施用量と土壌のEC, $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量
(1番草収穫時)

土壌水分		土壌項目 尿施用量 (kgm ⁻²)	疑似グライ土		黒色火山性土	
			EC (mS・cm ⁻¹)	NH ₄ -N (mg/100g)	EC (mS・cm ⁻¹)	NH ₄ -N (mg/100g)
40%	4	0.75	23.7	1.09	6.3	
	10	1.07	27.5	1.65	16.2	
	20	1.93	53.6	2.50	44.1	
	50	3.06	99.7	2.70	174.5	
50%	4	0.85	0.6	0.74	1.4	
	10	0.93	11.4	1.36	1.3	
	20	1.62	46.4	3.68	39.1	
	50	4.02	149.1	4.00	82.2	
60%	0	0.64	0.5	0.13	—	
	4	0.89	0.3	0.47	0.1	
	10	0.93	8.7	0.50	0.4	
	20	1.40	53.7	0.89	1.1	
70%	4	0.38	0.2	0.42	0.4	
	10	0.42	0.4	0.50	1.0	
	20	1.02	36.6	0.43	0.5	

第48表 糞尿施用に伴う窒素の収支 (3カ年累計)

〈裸地系列〉

土壌	項目	処理		糞 (kg m^{-2})		尿 (kg m^{-2})	
				10	50	10	50
	インプット負荷量 (gm^{-2})			31.6	158.0	150.0	750.0
疑似グライ土	揮散量 (″)					7.5	37.5
	流出量 (″)			10.9	46.3	63.6	308.3
	土壌等 (″)*			20.7	111.7	78.9	404.2
黒色火山性土	揮散量 (″)					7.5	37.5
	流出量 (″)			13.1	54.7	52.8	339.9
	土壌等 (″)*			18.5	103.3	89.7	372.6

*土壌等=負荷量-揮散量-牧草-流出水。

〈草地系列〉

土壌	項目	処理	糞 (kg m^{-2})				尿 (kg m^{-2})			
			5	10	20	50	4	10	20	50
	インプット負荷量 (gm^{-2})		15.8	31.6	63.2	158.0	60.0	150.0	300.0	750.0
疑似グライ土	揮散量 (″)						3.0	7.5	15.0	37.5
	牧草 (″)		10.7	9.7	22.6	53.2	29.6	72.3	99.8	107.3
	流出量 (″)		0.1	0.2	0.4	0.3	0.4	0.4	40.0	212.0
	土壌等 (″)*		5.0	21.7	40.2	104.5	27.0	69.8	145.2	393.2
黒色火山性土	揮散量 (″)						3.0	7.5	15.0	37.5
	牧草 (″)		6.5	9.2	17.3	51.3	34.0	73.1	86.4	106.3
	流出量 (″)		-0.5	-0.5	-0.4	-0.5	-0.5	-0.2	27.8	164.1
	土壌等 (″)*		9.8	23.0	46.3	107.3	23.5	69.6	170.8	442.1

※土壌等=負荷量-揮散量-牧草-流出水。

N含量は(第47表), 両土壌とも土壌水分が少ない系列で高く, 各々尿の施用量に対応していた。なかでも, 減収の著しかった処理区ではECや $\text{NH}_4\text{-N}$ の値が高く, 尿中の $\text{NH}_4\text{-N}$ やK, Cl等による濃度障害の発生が懸念される水準に達した。

第4節 糞尿施用に伴う窒素の排出負荷量

試験目的

糞尿施用(インプット)に伴う窒素の排出量(アウトプット)の内訳を区分し, 水質保全からみた糞尿の施用限界量を推定する。

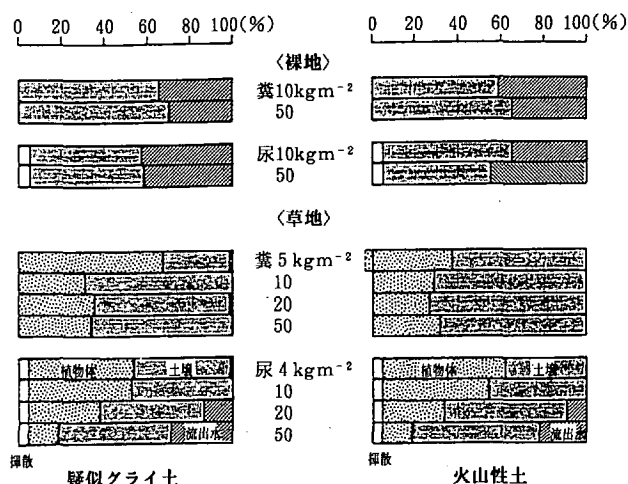
試験方法

第6章第4節に示したライシメータ試験の結果をもとに窒素の排出量を揮散量, 牧草収量, 土壌保持量, 流出量に区分した。

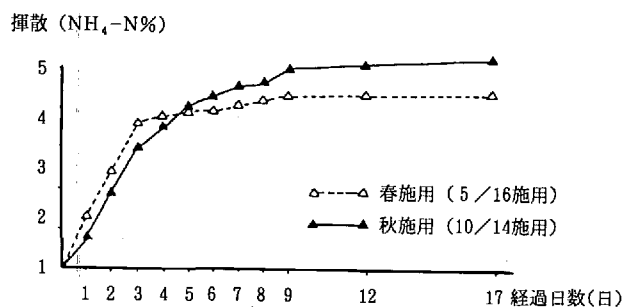
試験結果

N負荷量の収支およびアウトプットの内訳を第48表, 第40図に示した。

Nのインプットは施用した糞尿中の成分量とし, アウ



第40図 窒素収支割合 (%)



第41図 尿散布に伴う $\text{NH}_4\text{-N}$ の揮散割合の推移 (%)

トプットの内訳は揮散, 牧草吸収量, 浸透流出量に分け, インプットされた負荷量からこれらを差し引いた残りを土壌に残存する量とした。なお, Nの揮散については別途行った捕捉試験の結果から (第41図), 施用した尿中のNの5%として表した。

裸地系列の流出割合は, 糞施用区29~41% < 尿施用区35~45%で, 尿施用区がやや高かったが, 土壌間差は判然としなかった。

一方, 草地系列の糞施用区の内訳は5kg区を除いてはほぼ同じで, 牧草による吸収量が20~30%を占め, 流出水中Nの占める割合は1%未満であった。また, 同系列の尿4kg区, 10kg区では, 牧草による吸収量が約50%であったのに対して, 20kg以上の区では牧草による吸収量の割合が40%以下に低下した。このことを反映して, 流出水中のNの割合が増加し, 尿50kg区では流出量が牧草による吸収量を上回った。

考 察

糞尿を有効利用する場合の施用基準については, 化学肥料の代替えとして利用する立場から多くの検討がなされてきた。そして, 飼料作物の硝酸態窒素濃度やマグネシウム含量を適正に保つための施用限界量として乳牛のスラリーで7 t/10 a (Nで24kg相当)¹⁹⁾, また, 施肥効率を考慮した場合の追肥量は年間4 t/10 a²⁰⁾以下にすべきであるとの提案がなされている。これら従来の知見は, 何れも飼料作物の生産量や品質を考えた場合の適正限界量である。しかし, 多頭飼育が一般化するに伴って, 畜舎周辺の草地に多量の糞尿が施用される例もしばしば認められる。このような現状を考えると, 糞尿の大量施用が作物生育に及ぼす影響だけでなく, 農業系外に流出することによる環境影響についても明らかにする必要がある。本試験では, 以上の背景を踏まえて牧草の品質や生育量に対する糞尿の施用限界量を整理するとともに, 水質保全の観点から家畜糞尿の施用限界量について検討を行った。

まず, 牛糞の大量施用 ($50\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) が牧草の発芽や生育量に及ぼす影響は判然としなかった。しかし, 糞中

に含まれる多量のカリウムが, 牧草体内の塩基バランスに不均衡をもたらすことがわかった。これは, 牛糞中の窒素が緩効性である面と, カリウムが速効性である面を反映したもので, 糞の施用限界量がカリウム含有率によって規制されることを示した。

一方, 草地で窒素肥料を大量に施用した場合に先ず問題となるのは, 牧草体内の硝酸態窒素濃度である。飼料作物中に高濃度の硝酸塩が含まれると, 反すう動物では硝酸中毒症を引き起こすといわれており, その限界量は $\text{NO}_3\text{-N}$ に換算して0.2%といわれている¹⁰⁾。本試験でも尿を一度に多量施用した場合には牧草体の硝酸態窒素濃度が高まり, 窒素で50kg/10 a相当量の尿を施用した場合には0.2%を大幅に上回った。この結果は既往のデータ¹⁹⁾とほぼ一致しており, 窒素相当量で20kg/10 a以上の尿を施用した場合には, 牧草体の $\text{NO}_3\text{-N}$ 含有率が危険値を越える恐れのあることが裏付けられた。すなわち, 家畜飼料として牧草体の硝酸態窒素濃度を安全なレベルに保つためには, 出穂初期に牧草を利用する場合でも, 尿の施用量はNで20kg/10 a以内にとどめるべきである。

糞尿の大量施用が牧草の生育量に及ぼす影響は, 糞では判然としなかったが, 尿施用では明らかであった。尿の大量施用が牧草生育に及ぼす影響は, 土壌の種類と土壌水分含量の多少によって異なり, 保水性が乏しい土壌では低水分条件下での減収が顕著であった。

また, 草地に尿を施用した場合においても, 年にNで50kg/10 a相当量までは牧草の収量増加をもたらした, これに固定される量が増加するため, 流出水中の窒素濃度及び流出量の変化は小さかった。しかし, Nで100kg/10 a相当以上の尿を施用した場合には牧草生育が停滞し, これに伴って窒素の流出割合が高まる傾向が認められた。

すなわち, 牧草生育を維持するための尿の施用限界量は窒素相当量で50kg/10 aまでで, 一度に窒素100kg/10 a相当の尿を施用した場合には牧草生育が阻害され, その結果として, 牧草による窒素吸収量が頭打ちとなり, 流出窒素量が著しく高まることが明らかになった。この結果は, 牧草生育に支障を来す施用限界量が, 環境保全上許容できる量とほぼ一致することを示しており, 牧草生育が正常に維持できる範囲内で糞尿を利用することが硝酸態窒素の流出を抑えことになり, 陸水系の水質保全にもつながることを示唆した。

第9章 総合考察

水質汚濁に関する公害問題の発生は古くから知られており、その歴史は明治時代に遡る。なかでも、昭和30年代には水俣病やイタイイタイ病に代表される健康被害が社会問題となり、昭和40年代にはこれら健康被害に係わる公害問題の規制が求められた。このため、いわゆる産業型の公害は法制化によって急速な改善が図られるようになった¹⁰²⁾。

一方、それに代わって、昭和20年代の半ばから潜在的に認められていた閉鎖系水域の富栄養化に関する水質公害が、全国的に問題にされるようになってきた¹⁾。

富栄養化を招来する栄養塩類は、河川などを經由して閉鎖系水域に供給されるものとみられ、その発生源は多種多様にわたっている。その発生源の一つとして、農業地域から流出する肥料成分が問題にされている。このような、肥料成分の流出は畜産施設の規模拡大や農地に対する肥料成分の過剰施用によってもたらされることが多く、資材多投型農業の弊害の一つと考えられる。

近年、道内の酪農家の家畜飼養頭数は1戸当たり50頭を越えるとともに、搾乳牛1頭当たりの平均産乳量も年間8tを上回るようになった。このような規模拡大と高泌乳牛中心の経営は、化学肥料や購入飼料によって支えられているといっても過言ではなく、系外からの投入に依存する傾向をますます強めている。

一方、ここで発生する大量の糞尿は土地利用型農業が成立するための限界を越えようとしており、労力的な面も絡んで耕地に対する糞尿の還元は滞る傾向にある。特に、全国の乳牛飼養頭数の40%以上を占める本道では、酪農家から発生する糞尿は肥料成分としても大きな割合を占めており、それら排泄物の適切な処理は環境を保全するうえで重要な課題である。

本研究は、北海道の代表的な営農形態の一つである畑作と酪農の複合経営を行っている地域を対象に、富栄養化と関連の深い成分である窒素、リンの循環を中心に水質環境におよぼす影響を解析したものであり、環境保全的な見地から畑作複合酪農地帯の物質収支について考察した。

1 水質汚濁負荷の発生

北海道内の酪農家から発生する糞尿は、年間1,216万t(1990年現在)で、この中には窒素6万t、リン1.1万t相当の肥料成分が含まれている。これは、同年の道

内における化学肥料の全入荷量に対して、窒素が92%、リンは41%に相当し、家畜糞尿が潜在的な肥料源として大きな位置を占めていることは明らかである(第4表)。

搾乳牛の糞尿成分はEC(電気伝導度)、N、K、Naを除いて糞中成分が尿を上回っており、各成分値の変動は尿>糞の傾向がみられた(第1, 2表)。酪農家が使っている飼料内容によって仕分けしてみると、牧草中心の飼養管理では糞中の水分含量が高い(第1表)ために糞中成分値は低い。また、糞尿の処理や利用に当たっては、堆肥化した場合の腐熟が進みにくく、この点が不利になるものと考えられた。

糞尿の化学的な性状(第1, 2表)からみて水質汚濁上問題となる成分は、糞ではSS、COD、Pが、尿ではNが主体である。これら発生負荷が農業系外に流出する量は、糞尿分離の徹底と農地における有効利用によって削減が可能である(第5表)。

道内の酪農家の排泄物処理は、糞と尿を分離する固液分離方式が主体であるが、主要酪農地帯における各処理施設の保有率は堆肥盤80%、尿溜め86%にとどまっている(第3表)。さらに、尿溜めの62%は冬期間の貯留容量を充たしていない等、施設の不備が目立ち¹⁵⁾、排泄物関連施設等から高濃度の汚濁負荷が流出し、これが酪農地帯周辺の水質環境に影響を及ぼしている(第10図、第12表)。

一方、糞尿の一般的な利用法としては、糞を畑や草地更新時に、尿は草地に表面施用する。そのため、畑地が少ない草地型酪農地帯では糞の利用が、また、草地面積の少ない畑作複合酪農地帯では尿の利用が滞りがちである。すなわち、糞尿の利用を拡大するためには、酪農の経営形態に合わせた対策が必要であり、地域ぐるみの取り組みを考える必要がある。

以上、酪農地帯で発生する排泄物にもとづく汚濁負荷の流出を抑えるためには、第1に排泄物処理施設の整備と拡充を図ることが重要であり、さらに、これら糞尿による発生負荷を出来るだけ農業系外へ出さないように、系内における有効利用を進めることが基本である。

2 農業地域を流れる河川の水質変化

道内の日本海側に面した多雪地帯では、早春の融雪期に河川の流量が最大値を示し⁸⁰⁾、この時期の水質汚濁が年間の極大を示すことが多い。また、春以降の水質変

化は河川の流量によって左右され、降雨による影響を強く受ける(第4図、8図)。

各成分の年間の推移をみると、COD及び窒素は春先は土壌粒子等に基づく懸濁態のものが多く、夏以降は溶存態の割合が高かった。また、窒素の形態は全体の約70%が溶存態で、高温期は $\text{NO}_x\text{-N}$ 、低温期は $\text{NH}_4\text{-N}$ が高い割合を占め、生物活性との係わりが示された(第6図)。

一方、リンは懸濁態成分が全体の約6割を占め、年間をととして粒子態が主体をなし、リンの流出が表面流水によるものであることを裏付けた(第6図)。

これら各成分濃度と流量との間には正の相関関係が認められ(第7図)、懸濁物質、COD、リンの濃度は流量の変化を強く反映していた。一方、電気伝導度(EC)は流量増加に伴う希釈効果によって流量に反比例した二次曲線で表され、河川周辺から流出する塩類の総量がほぼ一定であることを示唆した(第7図)。

この様に、農業地域を流れる小河川の水質変化は、降水による影響を受けるが、特に融雪期の表面流水による土壌や土壌中の栄養塩類の搬送による影響が大きいと考えられた(第8図)。また、流量増加に伴う水質変動には成分によって違いが認められ、窒素は溶存態、リンは懸濁態を中心とする動態を示すものと推察された。

この他、河川の流下過程における変化は河岸構造による違いがみられ、自然河川では増水によって懸濁態成分を中心とした汚濁が著しいのに対して、改修河川では成分濃度の変化が小さかった(第11表)。これは、自然河川では表面流水が流入し易いことと、流下過程における底質の巻き上げ現象⁴⁰⁾も著しいことによるものと考えられた。懸濁態成分を中心とした水質汚濁は、自然河川の流速が緩やかな水域で沈降による浄化が進み、水域内部で水質の回復⁵³⁾が図られるものと思われた。

すなわち、停滞水域は水田や湿原と同様に流出負荷の調節機能を持っており、懸濁態成分の流入が予想される河川で水質汚濁を抑制する手段としての活用が考えられた。

3 酪農排水が河川水質に及ぼす影響

水質汚濁が発生している酪農地帯で水質調査を行ったところ、尿汚水の流出が認められる地点で水の窒素やリンの濃度の上昇が明かであった(第10図)。この実態は、酪農排水が富栄養化の制限因子となっている窒素やリンの負荷をもたらすことを示した。

そこで、平均的な規模の酪農地帯の事例について河川水質を総合的に解析し、酪農経営を含めた各種営農活動

が水質に及ぼす影響を検討した(第15表)。

水質の総合的な評価法の一つとして、因子分析による統計解析を行ったところ(第14、16、17図)、調査地域を流れる河川の水質変化の中で、第1に挙げられたのは、懸濁態成分を中心とする因子であった。これは、調査対象河川が自然河川であるため、融雪期や降雨時を中心に懸濁態成分による水質汚濁が発生し易いためと考えられた。

第2は、各種塩類濃度を評価する因子であったが、高濃度の塩類が含まれている酪農排水による影響は判然としなかった。

第3は、季節に伴う変化に関する因子で、夏期間水温の上昇によって水中の溶存酸素飽和量が減少する様子を表している。水質汚濁が著しい例では溶存酸素濃度に変化を来すといわれているが^{51・54)}、今回の調査ではその様な変化はみられず、営農活動に伴うこの形での水質汚濁が少ないことを裏付けた。

第4の因子は、溶存態窒素の中のアンモニア態窒素及びオルトリン酸によって代表される汚濁の指標で、酪農排水に伴う水質汚濁を考えるうえで最も注目すべき因子である。その負荷量は、融雪期や降雨後に高まっており、畜舎および放牧地を中心に高い値を示す傾向がみられた。さらに、当因子の中には酪農排水に高濃度で含まれるカリウムの負荷量が高い値で含まれており、この因子がほぼ酪農排水にもとづくものであることを示した。

標準的な営農活動を行っている畑作酪農地帯で、酪農関連排水が河川の水質に及ぼす影響は、水質変化全体の10%未満と推定された(第15表)。

一方、富栄養化に関連する成分を総合的に評価する方法として藻類の増殖量を比較したところ(第16表)、流下過程における水質の汚濁度は因子分析による傾向に対応していた。また、同試験で尿を添加した結果から、藻類の増殖がリンによる制約を受けていることが分かった(第19図)。このことは、酪農排水の発生源となっている排泄物の中で、リンを多く含む糞の管理如何が、酪農地帯の周辺水域の富栄養化に大きな影響を及ぼすことを示唆していた。

以上、道内の標準的な酪農地帯を対象に、農地及び畜産施設から発生する水質環境に影響を及ぼす因子とその量的な解析を行ってきた。その結果、家畜糞尿の有効利用が進められている地域では、酪農関連排水が河川に及ぼす影響は他の要因に比べると小さく、農業系内における資源の利活用の重要性が示された。

4 流出水に伴う栄養塩類の移動

降水の流出過程は表面流出と浸透流出に大別されるが、表面流出水は融雪期や降雨時に発生する。なかでも、融雪期に多く発生する表面流去水は、地表に蓄積された各種栄養塩類を包含して流れる⁵⁵⁾ことからその成分濃度は高い。融雪期の河川の変化はいくつかのパターンに分けられるが、平野部の融雪が最も盛んな融雪最盛前期の表面流去水による影響が水質汚濁上最も大きな問題になるものと考えられた⁹³⁾ (第18表)。

融雪期に畑地や草地でみられる地表停滞水や同流去水は共に高濃度の汚濁物質を含んでいるが (第19表)、河川に到達するまでには流下距離に応じてその成分濃度が低下する。その減少割合は地形や植生の有無によって異なり、平坦地>傾斜地の傾向がみられ、同じ傾斜地でも傾斜角度の小さい斜面ほど浄化機能が大きい。また、表面流去水の濃度変化は地形による違いもさることながら、草地>裸地の傾向が明らかで、植生の有無による差が大きかった (第20表, 21表, 第24図)。このことは、早春に植生が十分に確保されていない畑地では流出が著しいことを示唆しており、河川周辺の農業地帯からの汚濁水が河川に直接流入することを避けるための緩衝緑地帯の重要性を示すものである。このような緩衝地帯の設置は、河川の水質汚濁を予防するだけでなく、農地における表土の流出を抑制するためにも有効な手段であり、農地の保全と河川の富栄養化防止の両面から見直す必要がある^{84, 71)}。

なお、流出水によって搬送された土砂等で形成される河川の底質は、有機態及び可溶性成分の割合が高く、栄養塩類の河川水への供給源として、潜在的な汚濁源を形成するものと考えられた⁸²⁾ (第29表)。この点については、本研究では十分な検討ができなかったが、水質汚濁の機構を解析するうえで残された課題の一つといえる。

一方、浸透流出によって移動する成分は窒素が主体で、リンやCODの浸透流出量はごくわずかに過ぎなかった。透水性が良好で保肥力に乏しい粗粒質火山性土では、流出水の窒素濃度は畑地>水田>草地の順に低下し、各作物に対する施肥量にほぼ対応しており、施肥量の多少が直接浸透水濃度に影響をもたらすことが分かった (第28図)。

さらに、施肥による影響が浅層地下水のN、P濃度にも表れており¹⁰³⁾ (第30図)、作付け体系の工夫や過剰施肥を避けるなど、施肥等が陸水環境に及ぼす影響を考慮した管理が必要と思われる。

5 畑作酪農地帯における栄養塩類の循環と収支

北海道の代表的な営農形態の一つである畑作と酪農の複合経営を行っている地域をモデルに富栄養化と関連が深い窒素とリンの循環について環境保全的な見地から検討した。結果は、第42図、43図のように集約できる。

前述したように、本調査では収支計算の基になる水収支を推定値に依存している。例えば、蒸発散量は全道的な平均値を用い、地下水流出等による系外への流出負荷量を計算に入れていない点等、現場における調査が不備な点は否めない。しかし、夏期間の流水量 ($P_R - E$) 440mmに対する河川への流達水量は188mm相当で、河川の流出率 (0.43) は調査地域に近い安平川を対象に柏原が試算した⁸⁶⁾ 0.52と大きな差はみられず、本調査の水収支の計算がほぼ妥当なことを示唆している。

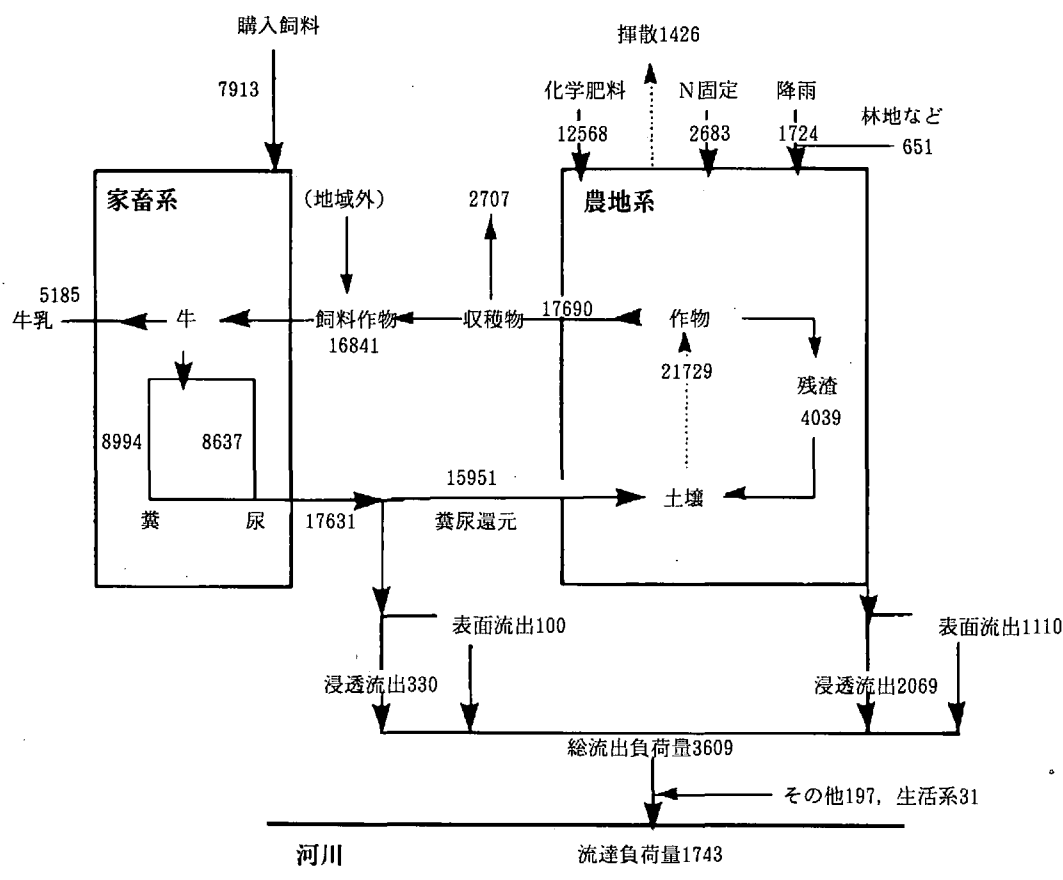
一方、家畜排泄物の循環については、多くを農家の聞き取り調査に頼っていることから誤差は免れないものと考えられる。さらに、各成分を全量で扱っているが、化学形態の異なる糞中の窒素は化学肥料とその挙動が異なるものと思われる。また、尿の流出負荷については、現地での実証が困難であったことからライシメータ試験の結果を採用したが、限定された条件下での流出率が普遍性をもつかどうかについては疑問な点がある。いずれにせよ、項目によっては誤差が大きく、結論はかなり幅を持ったものとして考える必要がある。しかし、数多くの要因の複雑な係わりの中で交錯している自然界で、水の流れ一つをとっていても明解な結論を得ることは困難と思われる。こうした中で、本研究は概括的な結論として農耕地における物質循環についてのべたもので、できる限り現場の調査をもとに検討を進めてきた。

1) 窒素の循環

窒素成分とくに $\text{NO}_x - \text{N}$ は、水の動きに伴う移動量が大いなので水質保全を考えるうえで重要である。窒素質肥料の過剰施用は、施肥養分だけでなく土壌に含まれている成分の溶脱を助長する。このような、窒素の流出を抑制するためには、過剰な施肥を避け、畑作地帯においては輪作体系の中で土壌養分の均衡を図る工夫が必要とみられる¹⁰⁴⁾。

一方、酪農家から発生する糞尿中の窒素量は、当該農家が使用している化学肥料窒素にほぼ匹敵し、資源の節約を図るためには糞尿の有効利用^{29, 105)}は欠かせない。

また、窒素の発生負荷で特異的なものとしては、マメ科植物による空中窒素の固定が挙げられる。混播草地ではマメ科牧草とイネ科牧草との適正比率が保たれていれ



第42図 窒素のフローダイヤグラム (kg/年・調査地域)

ば、施肥窒素は少なくとも高い生産性が維持される¹⁰⁶⁾。すなわち、マメ科率を適正に維持することは、草地の生産性の面ばかりではなく、窒素施肥を節減し、栄養塩類の流出を抑えるうえでも有効である。この他、窒素の排出負荷としては、揮散、脱窒による損失が挙げられる。本試験に付随して行った調査では⁹⁴⁾、窒素の揮散量は総収入の約5%であったが(第41図)、地温が高まる夏期にはさらに多くなる¹⁰⁷⁾ことが予想される。

すなわち、脱窒等を含めた大気への放出量は無視できない量であり、窒素の流出を抑える意味では重要な役割を担っているものと思われる。

なお、河川への流達負荷量をもとにした各系の流出割合の中で家畜系からの流出が全体の11%を占めている。この値は、因子解析によって酪農排水に起因していると考えられた第4因子の寄与率9%とほぼ一致している。流達負荷量の推定にあたっては、一部の未測定項目について、経験的な推定値を用いてきたが、上記の二つの寄与率がほぼ一致したことは、これらの推定値が大筋では現地の状況に適合していることを示すものと考えられる。

以上述べてきたように、窒素の循環は降水による自然

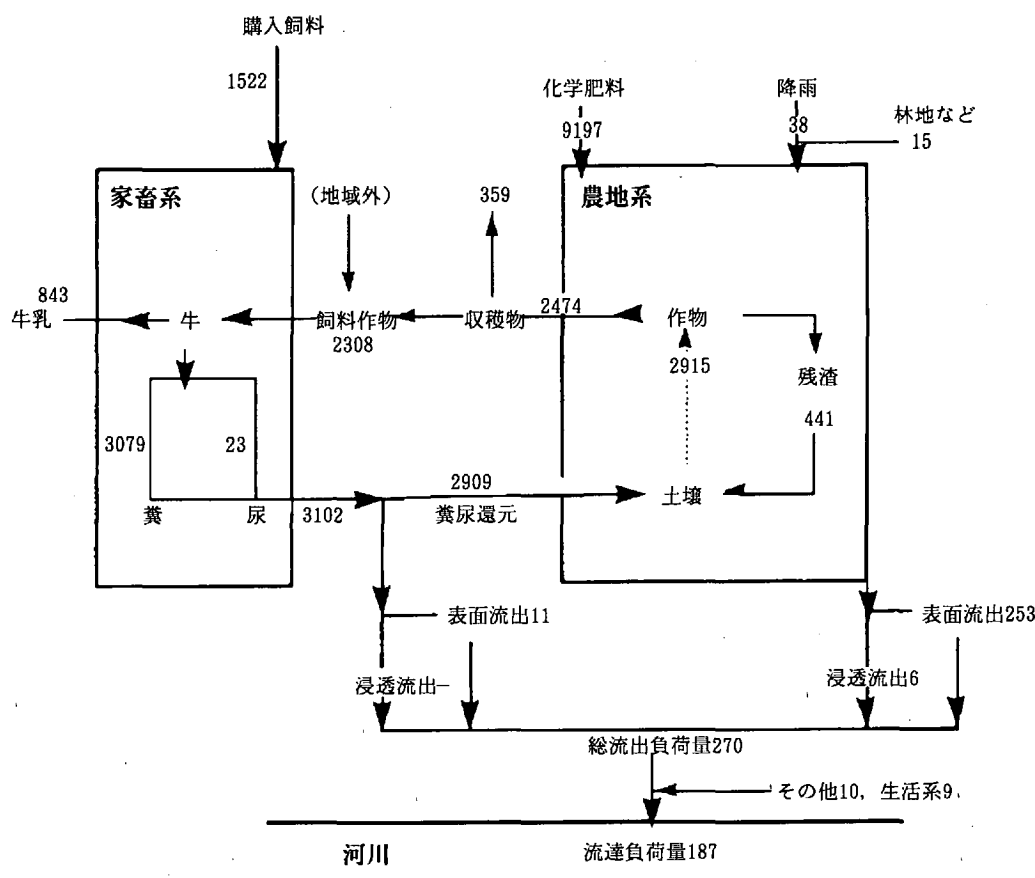
負荷、マメ科植物による窒素固定、土壤微生物の働きによる揮散、脱窒等、自然環境の影響を強く受けている。これら一連の循環系の中で注目されるのは、系外から多量の収入があるにもかかわらず、河川への流達負荷量が調査地域全体の降水による自然負荷量よりも少ないことである。このことは、植物・土壤生態系を介した農地の浄化機能の大きいことを示唆しており、自然界の窒素の循環を制御する観点から重要な点といえる。

なかでも、草地は畑地に比べると表面流出、浸透流出ともに少なく、融雪期や晩秋など牧草生育が停滞している時期を避ければ、施肥養分の流出負荷量の抑制効果が期待できると思われる。これは、草地では牧草生育による養分吸収と地表面に発達した根系による養水分の吸着保持能が大きいことによるもので、畑地に比べると水質の浄化機能が優っていることを表している。

すなわち、酪農地帯における面汚染源による水質汚濁を避けるためには、糞尿と化学肥料を組み合わせ、牧草生産量に見合った肥培管理を行うことが基本的な対策と考えられる。

2) リンの循環

リンの自然負荷量はわずかで、大部分が系外からの収



第43図 リンのフローダイヤグラム (kg/年・調査地域)

入に依存している。また、施肥リンの作物による利用率は窒素に比べると低く、土壌に固定される量が多い。そのため、耕地からのリンの流出は異常にリンが蓄積されている場合や、特殊な土壌を除いてほとんど問題にはならないものとする。しかし、リンは水生動植物が増殖するうえで制限因子になっている場合が多く、例え微量であっても水域の富栄養化を考えるうえでは無視できない。

リンの河川への流達は、大部分が表面流去水による懸濁態リンの移動によるものと考えられる。表面流去水に伴うリンの移動は融雪期を中心に発生し⁹³⁾ 裸地条件でより顕著であり、冬期間に植生のない畑地では粒子態リンの移動量が多い。このようなリンの流出を防止するためには、河川周辺に流出水の移動を抑制するための緩衝地帯を設置し、汚濁水が直接河川に流達する事がないように土地利用の面で工夫することが大切である⁷¹⁾。

本課題で取り上げた富栄養化に関しては、多くの場合リンが制限因子になっているとされているが¹⁾、このことは、畑作酪農地帯を流れる河川水を用いた藻類試験によっても確認された (第16表)。

すなわち、水質汚濁の中で問題にされている富栄養化

を考えると、家畜排泄物中のリンの管理が重要な意味をもっており、リンを多く含む糞の有効利用が周辺水系の富栄養化を抑制するうえで効果的と考える。

ちなみに、本試験を行った畑作酪農地帯で、家畜系から流出するリンの負荷量の流達負荷量に対する割合は3%と少なかった (第37図)。このことは、糞の堆肥化と有効利用が徹底されている地域では、酪農排水によるリンの流出が周辺水域の水質に及ぼす影響が小さいことを表している。

また、リンの流出は土壌の吸着力の差によって違いがみられるものと考えられる。本道の主要な酪農地帯は道北、道央の一部を除いて比較的リン吸着力の高い火山灰地帯に位置しており、農地におけるリンの浄化機能 (吸着固定) を活用した糞尿処理が極めて有効と考えられる¹⁰⁸⁾。

リンの資源は世界的にも偏在しており、我国ではその供給を肥料、飼料の両面で海外に大きく依存している。この点を考えると、系内に取込んだ資源の利用率を高めることは重要であり、大量のリンを含む家畜の糞の利用は農業系内における資源の節約を図るうえで有意義なことと思われる。

6 牛糞尿の施用限界量

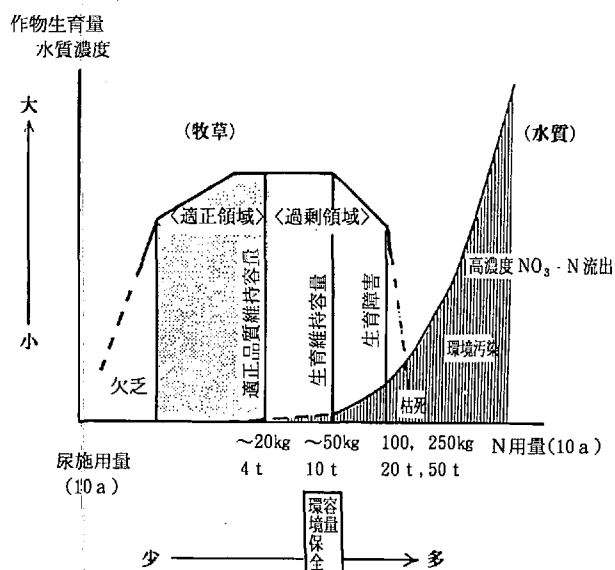
糞尿の利活用を図るうえで問題となる施用限界量について、牧草の生育、体内成分および環境影響の面から整理した。とくに、糞尿を大量に施用した場合に浸透流出する成分として窒素の流出濃度及び流出量に注目し、周辺の水質環境を保全するための施用限界量を策定した。

牛糞の大量施用（50 t / 10 a）が牧草の発芽、生育に及ぼす影響は判然とせず（第45表、46表）、流出する窒素濃度も低いことから、水質環境からみた許容限界量は50 t / 10 aと推定された。また、裸地条件では10 t / 10 a施用で流出水濃度が低かったのに対して、50 t / 10 aでは高濃度の窒素の流出が認められた（第27表）。すなわち、播種前後に裸地に近い条件になる畑地などでは、耕起の際に施用する糞は10 t / 10 aまでとするのが安全と考えられた。

一方、牛尿施用が牧草の生育や体内成分含量に及ぼす影響は明らかで、N用量をもとに各項目ごとに次のように区分された（第44図）。

牧草の飼料としての品質を考えた場合の施用量＜適正品質維持容量＞は、20 kg / 10 a 相当以下、牧草生育が正常に維持される施用限界量＜生育維持容量＞は、50 kg / 10 a であった。この容量以上に尿が施用された場合には、牧草に吸収利用される窒素量は頭打ちとなり、余剰分の窒素が流出するものとみられた。

すなわち、牧草生育が障害を受ける限界量は、インプット負荷量の約50%を占める主要な消費項が消失する限界であり、これが、水質を保全するための施用限界量＜環境容量＞に一致するものと考えられた。



第44図 尿施用（N用量）に伴う窒素の容量区分

なお、裸地条件では尿施用に伴う窒素の流出が著しく、尿の施用は避けることが望ましいと思われた。

以上の限界量は、あくまでも一度に施用する量を想定したもので、連用するに当たっては牧草の目標生産量に合わせた施肥量を基準に考えるべきである。

ちなみに、草地で生草40～50 t ha⁻¹の収量を得るための窒素の施肥標準量⁹⁰⁾は、大部分がイネ科草である草地を対象にした場合でも年間に160～180 kg ha⁻¹である。乳牛（成牛）1頭が年間に排泄する糞尿中の窒素量は88 kgであるから、標準施用量は成牛約2頭が年間に排出する窒素量にほぼ相当する。すなわち、長期的にみれば土地利用型酪農を持続させるためには、最小限0.5 ha / 頭の還元対象地が必要と考えられた。

なお、現場における草地に対する施肥量は、牧草の吸収量以上に施用されることは少なく、化学肥料施用による土壌中窒素の富化は、畑作物や園芸作物に比べると小さく、無視できるものと考えられる。しかし、家畜糞尿との併用で過剰な施用が行われた場合には土壌中への蓄積は免れず、糞尿投入に伴う有効成分相当の施肥の削減が必要となる。

今日、地球規模で環境問題に高い関心が寄せられており、各種廃棄物処理が問題となっている。このような状況の中で、食糧生産のためといえども家畜排泄物の放置は容認されるものではない。排泄物処理問題は、北海道酪農が府県で減少傾向にある乳・肉生産を補完しつつ発展するためには避けては通れない問題といえる。

農村周辺の陸水系の環境が一旦悪化した場合には、その地域全体の生態系に変化がもたらされることになり、再び元の姿を取り戻すためには長い時間と膨大な経費を要することになる。

系外から導入される過大な資源に依存して拡大の一端にあった酪農経営も、自然の循環系を基盤とした省資源型の営農について、その利点を追求することが大切である。限られた土地と資源をできるだけ活用し、周辺環境との調和が保たれてこそ真の土地利用型農業が持続できるものとする。この点、畑作複合酪農地帯は恵まれた環境下であり、広大な土地基盤をもつ北海道でなければ実現できない営農形態といえる。

真の土地利用型酪農を実現するに当たっては、家畜飼養に伴って発生する糞尿の有効利用が系外からの肥料及び購入飼料を抑えるための代替資源であり、これらの利用が飼料作物を含めた生産性の向上と産乳増進をもたらすことを認識する必要がある。その結果、過剰投資による栄養塩類の流出は抑えられ、環境汚染の防止にもつながってゆくものとする。

要 約

酪農地帯における排泄物処理が周辺水域の水質環境におよぼす影響を検討した。また、畑作・酪農地帯をモデルに、窒素、リン等の栄養塩類の循環と収支について総合的な解析を行い、農業地域から流出する栄養塩類が水質環境におよぼす影響について検討した。これらの調査結果から、土地利用型酪農の持続と酪農地帯周辺の水質環境を保全するための指針を策定した。

1) 全道の酪農家で発生する排泄物由来の負荷量は、COD 22.4万 t, N 6万 t, P 1.1万 t と推定されたが、そのうち現実に農業系外に排出される負荷量は、発生量の約10%とみられた。牛糞尿の成分値の中で、水質汚濁上問題となるのは、糞では懸濁物質 (SS), 化学的酸素要求量 (COD) およびリンが、尿では窒素が主体である。この中で、懸濁態成分やリンを中心にした排出負荷量は、畜舎における糞尿分離の徹底によって抑制されるものと考えられた。

2) 酪農経営に伴って発生する栄養塩類の流出をできるだけ抑えるためには、経営面積当たりの適正飼養規模の維持と、排泄物処理施設の整備拡充が重要である。また、排泄物処理に当たっては、経営規模に合わせた糞尿の循環システムを確立し、糞尿の有効利用を進めることが不可欠である。

3) 河川の流量及び成分濃度は融雪期に最大値を示すことが多く、増水期には懸濁態成分が、渇水期は溶存態成分の割合が高かった。また、成分によって流出形態に違いがみられ、窒素は溶存態成分が、リンは懸濁態成分による移動が主体であった。

4) 流量と SS, COD, T-N, T-P との間には正の、EC との間には負の相関関係が示された。すなわち、河川の増水に伴って懸濁態成分濃度が上昇する反面、希釈効果による塩類濃度の低下が認められた。河岸構造の違いは流下過程の水質変化に影響を及ぼし、未装工の自然河川では懸濁態成分を中心とした変動が著しいのに対して、改修河川では各成分濃度の変動が小さかった。

5) 標準的な畑作複合酪農地帯をモデルに、河川水質の変動を因子分析によって解析した結果、懸濁態成分(寄

与率35%), 塩類濃度 (29%), 水温, 溶存酸素 (13%), 溶存態 N, P (9%), に係わる 4 つの因子が抽出された。その中で、 $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, K を中心に構成された第 4 因子は、畜舎や放牧地周辺で高まる傾向がみられ、構成成分の内容と流程変化の状況から、酪農関連排水に基づく汚濁を表しているものと考えられた。この因子の負荷量は、融雪期や降雨後に高い値を示しており、表面流去水による影響を強く受けているものと考えられた。

6) 藻類を用いた汚濁度の総合評価においても因子分析と同様の流程変化が認められ、酪農排水に伴う水質汚濁が確かめられた。また、調査河川の富栄養化においては、P 濃度が制限因子になっており、P 濃度の低い汚水だけでは富栄養化が進行せず、表面流出によって搬送される P が加わった段階で富栄養化が加速されるものと推察された。

7) 融雪期の河川の変化は、水量と水質の変動内容から融雪進行期、融雪最盛前期、融雪最盛後期の 3 期に区分された。このうち、平野部の融雪が最盛期を迎える融雪最盛前期の変動が最も大きく、この時期に冬期間表層に蓄積された汚濁負荷の多くが表面流去水によって河川に搬送されるものとみられた。

8) 融雪期を中心に発生する表面流去水は、大量の汚濁物質を含んでおり、当該汚濁水の流入は河川水質に大きな影響を及ぼすものと推察された。表面流去水の流下過程における栄養塩類の濃度変化は、流下距離、地形及び植生の有無によって傾向を異にした。汚濁水濃度の低減割合は、平坦地 > 傾斜地、草地 > 裸地の傾向が明かであった。すなわち、河川の汚濁を防ぐためには、傾斜の程度に応じて汚濁発生源である糞尿処理施設等を河川から一定距離離すこと、水域周辺に林地や草地等の緩衝地帯を設置することが有効と考えられた。

9) 浸透流出による肥料成分の移動は、窒素で大きかったのに対し、リンではごく微量であった。窒素の流出濃度は、畑地 > 水田 > 草地の傾向を示し、ほぼ各作物に対する施肥量に対応した。このことから、肥料成分の浸透流出を抑えるためには、肥料や糞尿の過剰施用を避ける

ことが重要と考えられた。

10) 流出水によって搬送された懸濁態成分等で形成される河川の底質は、有機態及び可溶性形態の成分割合が高く、河川水に対する栄養塩類の供給源として水質環境に長期的な影響を及ぼすことが予想された。

11) 畑作・酪農地帯（モデル地域202ha）における窒素の収入は、耕地系で33,577kgで、その内訳は、降雨負荷量7%, 肥料負荷量85%（化学肥料37%, 糞尿48%）、マメ科牧草による窒素固定8%で占められた。また、収入に対する支出割合は、生産物65%（内残渣12%）、流出量10%、揮散量4%で、残りの一部は土壤に保持されているものと考えられた。一方、家畜系（200頭）の収入は24,754kgで、その内訳は購入飼料32%、自給飼料及び放牧による採食が68%で占められた。また、支出割合は牛乳21%、糞36%、尿35%、流出量2%と推定された。

12) 同様に、リンの収入は耕地系で12,159kgで、ほぼ100%が肥料による負荷量で（化学肥料76%、糞尿24%）占められていた。また、支出の割合は、生産物24%（内残渣4%）、流出量2%で、収入の約75%が土壤に固定されるものとみられた。一方、家畜系の収入は3,830kgで、購入飼料が40%を占めており、支出割合は牛乳22%、糞80%、尿1%未満で、糞の割合が高く、尿に対する支出は小さかった。

13) モデル地域全体（202.2ha）から年間に流出する窒素負荷量は、3,837kgで、その内訳は土地系88%（草地27%、畑地56%、林地等5%）、家畜系11%、生活系1%で占められ、浸透流出の割合が高かった。窒素の河

川への流達負荷量は発生負荷量の46%に相当する1,743kgで、作物・土壤を介した農地における浄化機能の大きいことが示唆された。

14) 同地域の、リンの流出負荷量は289kgで、その内訳は土地系93%（草地30%、畑地60%、林地等3%）、家畜系3%、生活系3%を占めていた。リンの河川への流達負荷量は窒素に比べると少なく、表面流去水による流出が主体であった。

15) 裸地条件で牛糞を大量に施用した場合、 10kg m^{-2} では流出水濃度の上昇は小さかったが、 50kg m^{-2} では裸地条件で高濃度の窒素の流出が認められた。一方、草地に大量の糞を施用した場合、糞中の窒素が牧草の発芽、生育量及び流出水濃度に及ぼす悪影響は認められなかった。これらの結果から、水質保全を考慮した許容限界量は裸地で $10\text{ t} / 10\text{ a}$ までと考えられた。

16) 牛の尿を施用した場合、牧草生育量、体内成分及び流出水の窒素濃度に変化がみられ、尿中窒素の用量に対応した各限界量は次のように区分された。牧草の飼料としての品質を考えた場合の限界量（適正品質維持容量）は $\text{N}20\text{kg} / 10\text{ a}$ 相当、牧草生育が正常に維持される限界量（生育維持容量）は $\text{N}50\text{kg} / 10\text{ a}$ 相当である。草地でも尿を大量に施用した場合には高濃度の窒素流出が認められることから、周辺の水質を保全するための施用限界量（環境容量）は、 $\text{N}50\text{kg} / 10\text{ a}$ 相当までと考えられた。なお、裸地条件では尿施用に伴う窒素の流出が著しく、植生が保持されていない条件の畑地では尿の施用は避けるべきと考えられた。

引用文献

- 1) 片山 徹：富栄養化対策とその課題，公害と対策，**14**，975-980 (1978)
- 2) 松村 隆：水質保全対策の推移，富栄養化問題を中心に，公害と対策，**19**，709-715 (1983)
- 3) Vollenweider, R. A. & Kerekes, J. J. : OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters, Synthesis Report, OECD (1981)
- 4) 農林水産省畜産局：家畜糞尿の処理と利用，畜産排水基準指標策定委員会報告書 (1984)
- 5) 檜垣繁光：畜産公害対策全書，鶏卵肉情報センター (1984)
- 6) 八戸法昭，横沢 誠，赤坂千秋：十勝川中流における窒素化合物の汚濁負荷量について，水質汚濁学会講演集，**16**，172-173 (1982)
- 7) 農林水産省畜産局：畜産統計，家畜飼養の概況，(1970，1990)
- 8) 北海道開発局，農業水産部：家畜排泄物の個体特性，1-7 (1973)
- 9) 渋谷政夫，尾形 保，山添文雄：環境汚染と農業，博友社，(1978)
- 10) 米田茂男：家畜糞尿による環境汚染に関する諸問題，農業及び園芸，**51**，1088-1092 (1976)
- 11) 小島貞男監修：脱膾・脱磷技術と富栄養化対策，アイピーシー，14-19 (1977)
- 12) 上野益三：湖の富栄養化とそれに関する二，三の問題，甲南女子大研究紀要，**3**，113-131 (1966)
- 13) 中田 均，川村才十二，澤 重孝：農耕地における肥料成分に関する研究，1，水田ライシメータにおける肥料成分の行動と収支，滋賀県農試研報，**18**，60-69 (1976)
- 14) 高村義親，田淵俊雄，鈴木誠治，張替 泰，上野忠男，久保田治夫：水田の物質収支に関する研究，1，霞ヶ浦流域の水田における窒素及びリンの動向と収支について，日本土肥学会雑誌，**47**，398-405 (1976)
- 15) 北海道農務部編：酪農排水が周辺水系の水質に及ぼす影響，昭和63年普及奨励並びに指導参考事項，417-420 (1987)
- 16) 増島 博：農業地域における水循環と水質保全，環境情報科学，**11-3**，20-26 (1982)
- 17) 大村邦男：酪農経営と周辺の水質環境，北海道草地研究会報，**25**，16-21 (1991)
- 18) 近藤秀雄，原模 紀：採草地における液状きゅう肥の施用効果，北海道農試研究報告，**138**，31-49 (1983)
- 19) 北海道農務部編，牧草・サイレージ用トウモロコシに対する乳牛スラリーの還元および施用効果に関する試験，昭和65年普及奨励並びに指導参考事項：409-426 (1980)
- 20) 松中照夫，小関純一，近藤 熙：根釧地方の混播採草地に対する液状きゅう肥の効率的施用量，北農，**55(9)**，30-44 (1988)
- 21) 早川康夫，橋本久夫，奥村純一：根釧地方火山灰地における牧草地土壌の理化学的特性とその施肥法に関する試験，9，厩肥とれき汁の肥効について，北海道立農試集報，**15**，84-100 (1967)
- 22) 土壌養分測定法委員会編集：土壌養分分析法，養賢堂，(1970)
- 23) 農林水産省農業技術研究所：肥料分析法，(1982)
- 24) 日本規格協会：工業排水試験方法，JIS K 0102，(1981)
- 25) 農林水産省畜産局監修：家畜排泄物の処理・利用の手引き，中央畜産会，(1978)
- 26) 農林漁業環境・公害問題研究会：環境・公害実務必携，農林統計協会 (1973)
- 27) 鈴木省三，新出陽三，吉井邦雄，滝本勇治：乳牛の排泄生理に関する研究，帯広畜大研報，**5**，45-54 (1967)
- 28) 農林水産省統計情報部：第62次農林水産省統計表，(1987)
- 29) 大村邦男・赤城仰哉：草地に対する堆きゅう肥の施用効果について，北農，**50(6)**，1-23 (1983)
- 30) 大村邦男，野村 琥：土壌凍結地帯の牧草に対する早春施肥法に関する試験，北農，**39**，20-28 (1972)
- 31) 黒島忠司：地力増強のためのおが屑堆肥，農業及び園芸，**53**，761-765 (1978)
- 32) 尾形 保：家畜糞尿の土地還元利用，用水と廃水，**19**，1217-1224 (1977)
- 33) 建設省河川局監修：建設省河川砂防技術基準，山海堂，p 31.
- 34) 農林水産省種苗管理センター胆振農場：気象表，(1983-1985)

- 35) 北海道立中央農試：地力保全基本調査成績書，石狩南部地域。(1966)
- 36) 海老瀬潜一：非特定汚染源負荷の流出特性。公害と対策。18, 321-326 (1982)
- 37) 市川 新：都市河川の環境科学。培風館，p 39-42, p 204-215 (1980)
- 38) 坂田康一，青井孝夫，村田清康，近藤秀治，日野修次，小西一夫：富栄養化に関する研究，網走湖のCODについて。水質汚濁に関する研究集報。14, 32-45 (1986)
- 39) 小川 進，和泉 清：都市河川の洪水時の水質特性。水質汚濁学会講演集。22, 35-36 (1988)
- 40) 滝 和夫，岡 正義：河川底質の巻き上げ現象，水質汚濁学会講演集。16, 184-185 (1982)
- 41) 和田安彦：中小河川における汚濁流出特性。水質汚濁研究。4, 9-17 (1981)
- 42) 中曾根英雄，中村良太：降水時における烏川の水質変動と汚濁負荷量の流出について。農業土木学会論文集。111, 35-42 (1984)
- 43) 鈴木誠治，田淵俊雄：農業地域の小河川における流出負荷量の季節変化と年間総量について。農業土木学会論文集。114, 33-36 (1984)
- 44) 堤 充紀，笠井和平，飛田修作，長田照子：富士川水系の水質特性，用水と廃水。28, 1105-1111 (1986)
- 45) 奥川光治，天野智順：懸濁性特性の沈降性からみた河川の降雨時物質流出。水質汚濁学会講演集。21, 169-170 (1987)
- 46) 鈴木誠治，田淵俊雄：農業地域の小河川における降雨時の水質と流出負荷に関する研究，農業土木学会論文集。114, 21-31 (1984)
- 47) 北海道立中央農試，環境保全部：環境保全に関する試験成績。57-60 (1986)
- 48) 大村邦男：北海道の酪農地帯における物質循環と水質保全。自給飼料。18, 14-19 (1992)
- 49) 田中 豊，垂水共之，脇本和昌：パソコン統計解析ハンドブック，Ⅱ多変量解析編，共立出版株式会社。160-165, 195-200 (1985)
- 50) 岡 敬一，吉見 洋，井口 潔，小森谷廣子：総合水質指標による神奈川県内河川水質の解析，水質汚濁研究会。6, 407-413 (1983)
- 51) 林 雄，村岡一郎，諏訪隆之，石居企救男：埼玉県河川の水質に及ぼす汚濁源と水質の変動調査，埼玉県農試研報。37, 61-100 (1981)
- 52) 農林水産省公害環境保全対策室：農地排水を巡る最近の動き，執務参考資料 (1979)
- 53) 川島博之，鈴木基之：湖沼葦帯の自然浄化機能，水質汚濁学会講演集。21, 139-140 (1987)
- 54) 井川 学，中井真治，田中正雄：鶴見川の水質汚濁について，水質汚濁学会講演集。20, 206-207 (1986)
- 55) 田淵俊雄：降水中の窒素とリン。水質汚濁研究。8, 18-22 (1985)
- 56) 日本水質汚濁研究協会編：湖沼環境調査指針。公害対策技術同友会。(1982)。p 193-199
- 57) Ichimura, T: Proc. 7th Internatl. Seaweed Symp, 208-214. (1971)
- 58) 竺 文彦，北尾高嶺，岩井重久：藻類増殖試験法に関する基礎的研究，用水と排水。19, 53-56 (1977)
- 59) 青井孝男：富栄養化に関する研究，Microsistis aeruginosa の成長特性について。北海道公害防止研究所報。9, 62-67 (1982)
- 60) 大村邦男，黒川春一：農業地域を流れる小河川の水質変化。北海道立農試集報。61, 31-39 (1990)
- 61) 小林大二，本山秀明：融雪流出過程Ⅰ，低温科学・物理編。44, 76-83 (1985)
- 62) 江川友治，野中昌法：土壌有機リンに関する研究，1 火山灰土壌中の有機リンの含量。明治大農学研報。52, 55-68 (1980)
- 63) 山崎清功，徳留昭一，氏家 勉：傾斜地における土地利用方式が物質の動態に及ぼす影響，Ⅱライシメータにおける養分の動態と収支，四国農試報告。45, 93-146 (1985)
- 64) Witmer, M. C. H: Surface water quality in relation to soil type, land use and discharge in a rural catchment area. Water Sci. Technol, 17, 1155-1164 (1985)
- 65) 札幌管区气象台編：北海道の気候，日本気象協会北海道本部。19-41 (1982)
- 66) 尾形 保，菅間道博，畠中哲哉：傾斜草地における牛糞尿の地表流出について，草地試報告。12, 106-123 (1978)
- 67) 白石太郎，森 大二，古川陽一，尾崎厚一：ふん尿施用方法の違いが傾斜草地の植生と流去水に及ぼす影響。岡山酪試研報。17, 69-92 (1980)
- 68) 上村春美：斜面ライシメータにおける水収支の研究，農土試技報。A14, 1-16 (1977)
- 69) 須藤清治：水質環境における土地利用体系と水田の役割。農業土木学会誌。50, 19-24 (1982)
- 70) Young, R. A. & Mutchler, C. K: Pollution po-

- tential of manure spread on frozen ground".
J. Environ. Qual. 15, 174-179 (1976)
- 71) Magette, W. L. & Palmer, R. E & Wood, J. D.
: Vegetated filter strips for nonpoint source
pollution control nutrient considerations.
Am. Soc. Agric. Eng. 16 (1986)
- 72) 大村邦男：農耕地における肥料成分の流出。農業土
木学会北海道支部会講演要旨集. 38, 74-77 (1989)
- 73) 大村邦男, 黒川春一：水質環境からみた牛糞尿の許
容限界量。北海道立農試集報. 64, 1-12 (1992)
- 74) 茨城県環境局：霞ヶ浦富栄養化防止条例関係例規集。
(1983)
- 75) 環境庁編：環境白書。環境庁。(1988)
- 76) 日本水質汚濁研究協会編：湖沼環境調査指針。公害
対策技術同友会. 147-151 (1982)
- 77) 浮田正男, 中西 弘：底泥よりのN, P溶出量推定
における種々の問題点について。'用水と廃水'. 17,
1277-1290 (1975)
- 78) 本橋敬之助, 中山純一：水深が極めて深い湖沼にお
ける低酸素濃度層について。手賀沼を例にして。水
質汚濁研究. 8, 249-253 (1985)
- 79) 望月京司, 杉前昭好, 中本雅雄：富栄養化したため
池底泥からの栄養塩類の溶出及びりんの存在形態に
ついて。大阪府公害監視センター所報. 8, 151-
159 (1985)
- 80) 本橋敬之助：底泥からのリンの溶出と溶存酸素。水
質汚濁研究. 9, 45-48 (1986)
- 81) 清水 徹・井沢博文・伊藤悦二：広島湾における底
泥からの栄養塩類の溶出速度。水質汚濁学会講演集。
21, 103-104 (1987)
- 82) 大村邦男, 黒川春一, 土居晃郎：河川の底質が水質
に及ぼす影響。日本土壤肥料学会北海道支部会講演
要旨. 16 (1989)
- 83) 渡辺紀元：河川底質における無機リンの吸着につい
て。水質汚濁研究. 4, 31-36 (1981)
- 84) 細見正明, 岡田光正, 須藤隆一：底泥からの窒素及
びリンの流出に及ぼす溶存酸素の影響について。水
質汚濁学会講演集. 17, 274-275 (1983)
- 85) 鈴木俊也, 橋 治国：富栄養湖底泥表層部からの窒
素, リンの溶出について。水質汚濁学会講演集. 17,
280-281 (1983)
- 86) 柏原辰吉：河川流量からみた北海道の降水量, 北海
道の農業気象. 39, 14-30 (1987)
- 87) 大村邦男・黒川春一：酪農地帯を流れる河川水質の
汚濁評価。北海道立農試集報. 62, 23-33 (1991)
- 88) 小倉紀雄：雨。水質汚濁研究. 8, 2-8 (1985)
- 89) 大喜多敏一：酸性雨。環境情報科学. 13, 11-20
(1984)
- 90) 北海道：北海道施肥標準。(1989)
- 91) 農林水産省畜産局：草地管理指標—草地の放牧利用。
309-332 (1981)
- 92) 大村邦男, 黒川春一：畜産排出物が環境に及ぼす影
響, 酪農排出物及びその処理法。日本土壤肥料学会
講演要旨集. 30, 234 (1984)
- 93) 大村邦男, 黒川春一：融雪期の表面流去水が河川の
水質に及ぼす影響。北海道立農試集報. 62, 35-45
(1984)
- 94) 北海道農務部編：環境(水質)保全からみた牛糞尿
の施用限界量の設定。昭和64年普及奨励並びに指導
参考事項. 336-338 (1989)
- 95) 建設省編：流域別下水道整備総合計画調査指針と解
析 (1980)
- 96) 福山龍次, 坂田康一, 村田清康：湖沼における非特
定汚染源からの汚濁機構の解明。北海道公害防止研
究所報. 17, 29-41 (1990)
- 97) 有末二郎, 福山龍次：網走湖流域における森林・畑
地からの流出原単位について。北海道環境科学研究
センター所報. 19, 43-51 (1992)
- 98) 北海道保険環境部：風蓮湖水質環境調査結果. 63-
69 (1989)
- 99) Kemp, A. & 'Thart, M. L : Grass Tetany in
Grazing Milking Cows. Neth. J. Agric. Sci. 5,
4-17 (1957)
- 100) Wright, M. J. & Kennesh L. D : Advances in
Agronomy. 16, 197 (1965)
- 101) 吉田則人：牧草類の硝酸蓄積について。北海道草地
研究会報. 8, 94-103 (1974)
- 102) 松村 隆：水質保全対策の推移。公害と対策. 114,
710-721 (1978)
- 103) 桜井善雄：農地排水による河川及び地下水の汚染。
農業土木学会誌. 43, 14-20 (1975)
- 104) 小川吉雄・酒井 一：畑地からの窒素の流出制御。
環境保全・省資源的施肥への提言。農業及び園芸。
61, 15-20 (1986)
- 105) 松中照夫, 小関純一, 近藤 熙：根釧地方の混播採
草地に対する液状きゅう肥の連年施用効果。北農。
56(3), 7-24 (1989)
- 106) 大村邦男・木曾誠二・赤城仰哉：火山灰草地におけ
る施肥管理が草地の経年変化に及ぼす影響。北海道
立農試集報. 52, 65-75 (1985)

107) 農林水産技術会議事務局編：農林水産生態系における汚染物質の循環と指標生物に関する研究. 169-177. (1979)

108) 北海道立中央農業試験場環境保全部：環境保全に関する試験成績. 142-152 (1985)

Circulation of Nutrient Salts in an Upland Farming and Dairying Area of Hokkaido and the Environmental Water Quality

Kunio Ohmura

Elucidating the relationship between the management of the excretions and peripheral water quality on the waters systems of a dairy farming region. The circulation and balance of nitrogen and phosphorus was evaluated on the model of an upland farming and dairying area, and the effects of the water quality were investigated by the nutrient salts, outflowing through the agricultural district. From this investigation a plan was proposed for the purpose of continuing dairy farming that makes the best use of land and protects the environmental water quality.

1 The Pollutant Load of the excretions from all milking cows raised in Hokkaido in 1990 was estimated to be 224,000 tons of COD, 60,000 tons of N and 11,000 tons of P. That is, judging from the actual status of the treatment of the excretions, less than 10% of the total excretions was estimated to be released from the industrial system as pollutants to the natural environment.

Judging from the chemical characteristics of the excretions, SS, COD and P of feces were considered to be major components causing pollution of water, while N of urine is considered to be the major component of water pollution.

Thus, in order to reduce the amount of the pollutants released to the natural environment, it was considered that improving the recovery rate of excretions from animal pens and promoting utilization of the excretions within the agricultural system were important.

2 In order to reduce the amount pollutants released to the natural environment, it was considered that improving the recovery rate of the excretions from the animal pens and preserving to a reasonable scale the breeding purpose of excretions management were important, it seems that the circulation of feces and urine and promotion of the utilization of the excretions within the agricultural system are necessary.

3 The flow rate of rivers showed a maximum value during the snow-melt period and showed that the percentage of suspended components was high during both the snow-melt period and the rainy season while the percentage of dissolved components was high during both the summer season and the dry season.

It was shown that the movement of the Nitrogen component was based on a dissolved form, while on the other hand, movement of the phosphorus component was based on a particulate form.

4 The same tendency was confirmed in the correlation between the flow rate and components, and a high positive correlation was confirmed in the correlation between the flow rate and components and a high positive correlation was confirmed between the flow rate and SS, COD, T-N and T-P, while a high negative correlation was confirmed between the flow rate and EC.

During the snow-melt period and the rainy season, a rise in concentration based on the suspended components was observed and a drop in the concentration of salts due to dilution effect accompanied by the increase of a flow rate was also confirmed.

The change in the flow distance of the river was considered to be affected by the difference in the flow rate and the structure of the riverbank, and the rise in the concentration of components in the flood season was marked in the investigated rivers held under natural conditions, whereas the variation in the components of water quality was low throughout the year for rivers whose riverbanks were repaired.

5 The effect of agricultural management on the water of peripheral rivers was evaluated using the model of a dairy farm region.

As a result of analyzing the principal components in the river water, it was explained that the first main principal component showed particulated components and the second main principal component showed concentrations of salts, and the accumulated portion of the first and second components were 35% and 29% respectively.

Further, the proportions of the third and fourth main principal components showed seasonal changes, and the artificial pollution factors were 13% and 9% respectively.

The fourth factor component showed a tendency to increase in the peripheries of stockbreeding facilities and pastures during the snow-melt period or after a rainfall, and it was estimated, judging from the content, that said component showed effects due to dairy farm related waste water.

6 As a result of evaluating the Eutrophication due to algae in the water samples of rivers collected at respective points, results supporting the foregoing were obtained.

Further, it was considered that phosphorus became the limiting nutrient of Eutrophication of the investigated rivers.

It was conjectured that in Eutrophication, only urinary sewage with low phosphorus concentration didn't progress and accelerate based on participated phosphorus with surface wash-off water.

7 The fluctuations of rivers in early spring were divided into three patterns, and changes in the quantity and quality of water during the maximum snow-melt period in plain areas were largest.

8 The surface wash-off water generated during the snow-melt period contained nutritive salts and it was considered that the flow of said wash-off water to rivers exerted a great influence upon the quality of water.

A change of the concentrations of components in the process of the outflow of the surface wash-off water was inclined to be different according to topography and the presence of vegetation.

The rate of reducing the concentrations of components increased from, flatland > inclined land and grassland > > naked land condition.

Thus, in order to keep away water pollutants, it was considered to be important to leave a space for the stockbreeding facilities.

It is said that the flow of phosphorus can be effectively prevented by locating a buffer zone for suppressing the migration of surface run-off water.

9 Transfer of fertilizer components showed that when compared with nitrogen, there was little transfer of the phosphorus component with underground run-off.

The density of nitrogen, showed a tendency to increase from field > paddy field > grassland, corresponding with how much fertilizer was applied.

Thus, it seems to be important to prevent over fertilization, based on fertilizer and excretions.

10 The quality of river bottoms, formed by particulated components fed by surface wash-off water, contained organic soluble nutritive salts in large quantity and it was estimated that the quality of the river bottom exerted long-term effects on the quality of water as a supply source of nutritive salts.

11 The circulation of nitrogen and phosphorus in an agricultural system, and the outflow of them from the system, were examined in an upland farming and dairying area.

The breakdown of the nitrogen input in cultivated lands is as follows.

Input of nitrogen of the model block district (202ha) was 33,577kg for a cultivated field, 7% due to rainfall, 37% due to chemical fertilizers, 48% due to the reduction of feces and urine and 8% due to nitrogen fixed by leguminous pasturage. It is estimated that 65% of the nitrogen is absorbed and utilized by crops, while 10% flows out from the system, 4% disappears by

volatilization and a part of the rest seems to be preserved by the soil.

On the other hand, the nitrogen input in the feeding of live stock was 24,754kg, 32% from purchased feed and 68% from self-supplied feed including grazing.

The nitrogen output breakdown in this case is as follows : 21% in cow's milk, 36% in feces and 35% in urine.

12 The major portion of phosphorus input is due to fertilizers.

Its breakdown is as follows : Input of phosphorus (202ha) was 12,159kg for a cultivated field, almost 76% due to chemical fertilizers and 24% due to the reduction of feces and urine, 24% of the phosphorus is absorbed and utilized by crops , 2% flows into surface runoff water and most of the balance is seemingly fixed in the soil.

On the other hand, the phosphorus input in the feeding of livestock was 3,830kg, 40% from purchased feed and 60% from self-supplied feed.

The phosphorus output breakdown in this case is as follows: 22% in cow's milk , 80% in feces and less than 1% in urine, showing a high ratio of feces.

13 The amount of nitrogen that flows out of the system, during a year is 3,837kg, 88% due to the land systems (27% to grassland, 56% to field, 5% to forest and wilderness), 11% due to livestock systems, and 1% to life systems, having a high ratio of percolated water .

The amount arriving to the rivers corresponds to 1,743kg, 46% of output, suggesting that farm land has an effective purification function through crops and soil.

14 The amount of phosphorus that flows out of the system during a year is 289kg, 93% due to the land systems, (30% to grassland, 60% to field, 3% to forest and wilderness).

Compared with nitrogen, the amount of phosphorus flowing into the river is small, and the major portion of it is due to surface run-off water.

15 An optimum application of cattle feces was studied in consideration of growing grasses and elements of grass in vivo.

When applied abundantly under the dry-lot conditions, the outflow of nitrogen was noted to be at higher concentrations, the increase of density at 10kg/m² was low, but high-density nitrogen was found at 50kg/m².

On the other hand, the effects of sprouting and growth of grass have not been clearly known.

Meanwhile, under dry-lot conditions, the allowable limit for maintaining water quality was considered to be about 10t/10a.

16 On the other hand, the effect of cattle urine applied on the growth of grass and internal elements of grass was noted, either one of them being defined as follows : In consideration of the quality of the grass as feed, the amount of application (volume to maintain optimum quality) was 4t/10a (equivalent to 20kg/10a of N), and the allowable limit to maintain growth of the grass was 10t/10a (equivalent to 50kg/10a of N).

Further, when urine was used abundantly, outflow of nitrogen at higher concentrations was noted even in the grassland, thus the allowable limit for maintaining the water quality was considered to be about 10t/10a (equivalent to 50kg/10a of N).

Meanwhile, under dry-lot conditions, outflow of nitrogen was noted at higher concentrations, and it was considered that urine should not be applied to vegetated conditions.