

15.4 大規模農地から河川への環境負荷流出抑制技術の開発

研究予算：運営費交付金（一般勘定）

研究期間：平 18～平 22

担当チーム：流域負荷抑制ユニット、道東支所

研究担当者：山下彰司、山本潤、横濱充宏、中村和正
 桑原誠、渡辺光弘、中山博敬、林田寿文
 佐藤仁、大久保天、鶴木啓二、多田大嗣
 矢野雅昭、加藤道生、市原哲也

【要旨】

大規模な酪農地帯を抱える風蓮湖の流域を主たる調査フィールドとして、環境負荷流出抑制技術の検討を行った。草地圃場の管理技術に関しては、室内試験結果によって草地に切り込みを入れるような圃場管理が肥料分の流出抑制に有効であることを明らかにした。農業農村整備事業によって整備される水質保全対策施設の機能評価では、排水路途中の水質浄化池や、草地からの表面流出水の浄化を目的とする排水路沿いの緩衝帯の水質浄化機能を、現地調査で定量的に評価した。また、水質保全対策施設が整備された小流域の水質負荷の低減度を明らかにするとともに、流域全体で対策が進んだ場合を想定した風蓮湖への水質負荷の流入量を概算し、これを用いた水質解析により風蓮湖の河川流入付近において大幅に水質が改善されると考えられることを示した。

キーワード：水質；酪農；閉鎖性海域

1. はじめに

近年、大規模な酪農地帯を抱える釧路・根室地域では水質汚濁が顕在化しており、良好な河川・沿岸環境の保持・再生と農業の持続的な発展の両立が重要な課題となっている。

酪農に由来する水質負荷物質の発生源は、点源と面源に分けることができる（図-1）。点源とは、酪農家の牛舎・運動場（パドック）など狭い区域からの発生源を指す。面源とは、広がりを持つ発生源であり、酪農においては草地である。

酪農由来の水質汚濁の防止策を、点源と面源に分けて簡単に考えると、次のようになる。点源については、家畜ふん尿を雨ざらしにしないなどの適切な管理が必要である。平成 11 年 11 月に「家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律」が施行されたこともあり、近年は点源の対策が進んだ。一方、面源については、草地に対して過剰な施肥を行わないこと、草地に施用した肥料を水系に流出させないことなどが考えられる。さらに、点源や面源から、排水路に流入した肥料分や土粒子は、沈砂や浄化を目的とする池によって、下流への流出を抑制することが考えられる。これらの対策の、酪農地帯を抱える流域での水質保全に対する寄与は、図-2 のように考えることができる。

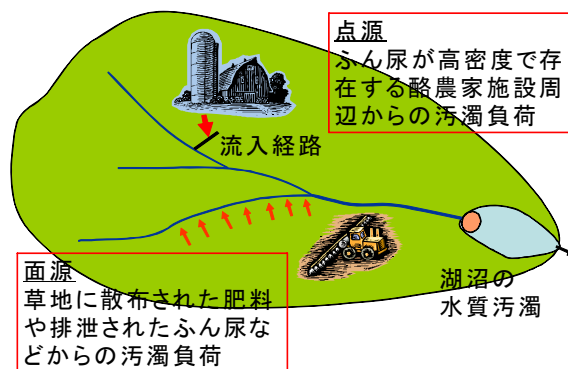


図-1 酪農に起因する点源と面源

本個別課題では、このような流域での水質保全に寄与するため、酪農に起因する水質負荷物質の流出抑制技術や、それが河川や下流湖沼の水質環境に与える影響の評価に関する研究を進めている。このテーマは、幅広い研究分野を含んでいるために、2つの研究グループ（寒地水圏研究グループ・寒地農業基盤研究グループ）にまたがる合計4チームからの兼務職員で構成される流域負荷抑制ユニットが研究を推進している。各チームからの兼務者が取り組んでいる内容を、水の流れの上流から順に記すと次の通りである。

①環境保全的農地管理手法の提案（資源保全チーム）

1) 肥料散布状況の把握

- 2) 圃場管理方法の検討・評価
 - 3) 圃場管理方法の提案
- ②農地流域の水質環境保全方策とその維持管理手法の提案 (水利基盤チーム)
- 1) 農業流域の水質環境と汚濁源との関係の解明
 - 2) 林地や湿地の水質浄化機能の解明
 - 3) 農業流域における水質保全対策手法の開発と機能評価
 - 4) 酪農専業地帯における緩衝林帯の維持管理手法の検討
- ③広域流域内環境負荷物質移動特性評価手法の提案 (水環境保全チーム)
- 1) 河川負荷量基礎調査
 - 2) 環境負荷物質移動形態の把握
 - 3) 環境負荷物質移動特性の評価
- ④沿岸域における水産水域環境に及ぼす影響の評価手法の提案 (水産土木チーム)
- 1) 現況把握と数値モデルの構築
 - 2) 生物パラメータの取得と再現計算の精度向上
 - 3) 環境負荷流出抑制技術の評価

ところで、図-2 に示した水質保全に有効な方策のうちいくつかは、北海道開発局釧路開発建設部が実施している環境保全型かんがい排水事業の中で、実際の施設として整備が進んでいる。この事業のイメージは図-3 に示すとおりである。たとえば用水路や酪農家での流入口、配水調整池などは、乳牛ふん尿の圃場還元のための肥培灌漑施設であり、土砂緩止林は草地からの表面流出水の浄化に寄与するものである。また、排水調整池と遊水池は、排水路内での水質浄化施設である。

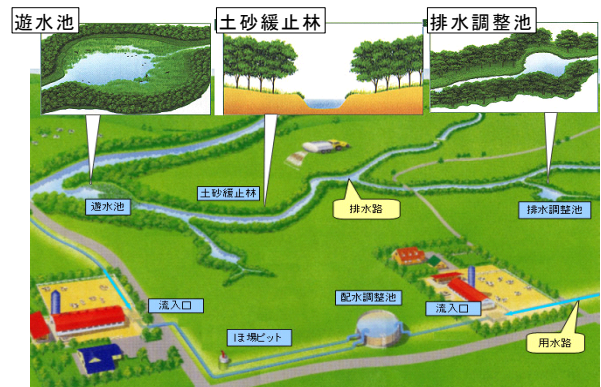


図-3 環境保全型かんがい排水事業で整備される各種施設 (北海道開発局釧路開発建設部のホームページから引用)¹⁾

本研究は、後述するように、風蓮湖の流域をフィールドとしている。この流域では、平成13年～22年を工期として、環境保全型かんがい排水事業「はまなか地区」が実施中である。それゆえ、水質保全方策の効果把握に当たっては、釧路開発建設部と連携し、地区の区域内でも先行的に施設整備が進んだ区域での調査を数多く行った。この報告書では、本年度(平成21年度)までの4年間で得られた成果を、草地から下流の湖沼まで、水の流れの順に並べて述べる。

2. 調査フィールド

調査フィールドは、北海道東部に位置する風蓮湖の流域である(図-4)。風蓮湖への主な流入河川は、風連川・別当賀川・ヤウシュベツ川である。風蓮湖は、国内第14位の湖水面積(57.5km²)を持つ汽水湖であり、野付風連道立自然公園に含まれ、2005年にはラムサール条約登録湿地になった。この湖では、陸域からの過剰な栄養塩類等の流入による水質悪化が懸念されている²⁾。

風蓮湖の流域の大部分は、根室市、浜中町、別海町に含まれる。この地域の酪農の特徴をこれらの市町の統計で見ると、酪農家1戸当たりの草地面積は約70ha、同じ

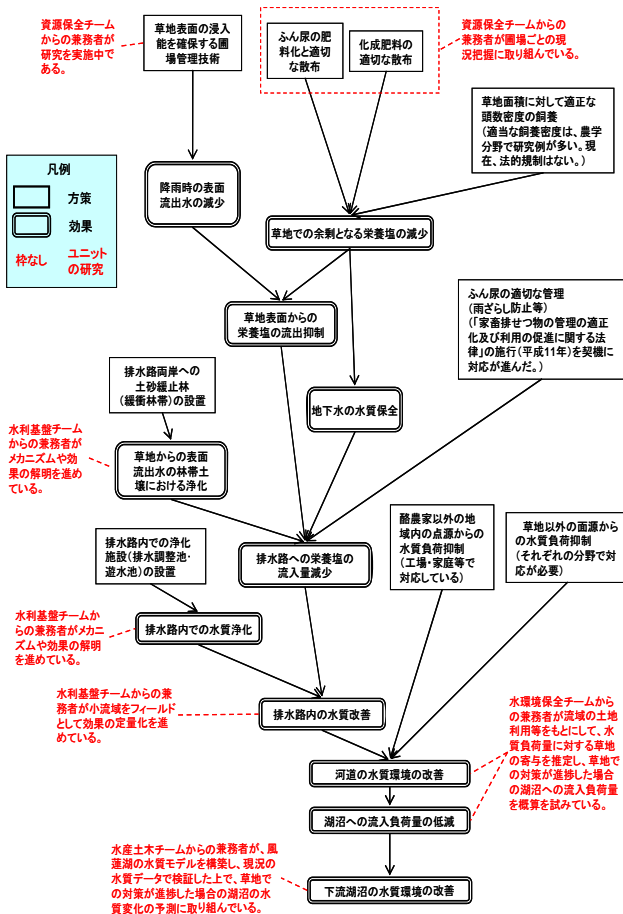


図-2 酪農地帯の水質保全に有効な方策及び期待される効果と流域負荷抑制ユニットの研究活動

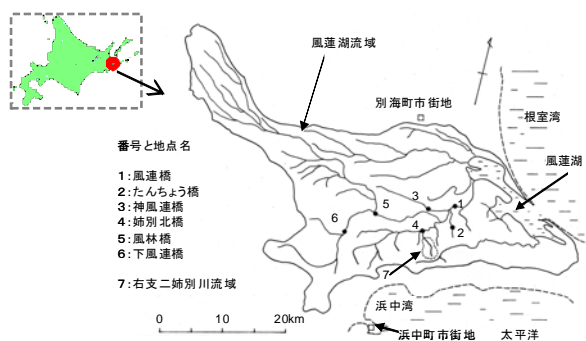


図-4 調査フィールド（風蓮湖流域）

く飼養頭数は約 120 頭である。

3. 肥料散布状況の把握

3.1 目的

大規模酪農地帯を流れる河川の水質保全のためには、流域内牧草地へ肥料として散布されるふん尿と化学肥料の適正管理が必要である。そこで、肥培かんがい施設が整備された 2 戸の酪農家において、肥料散布量の現況把握を行った³⁾。また、調査圃場における施肥標準と実際の施肥量とを比較し、施肥量の適否を検討した。

3.2 方法

ふん尿スラリーの散布量は、ふん尿スラリーを運搬するスラリータンカーまたはトラクターへ携帯型 GPS（ポケナビ miniEX、エンパックス気象計（株）、以下 GPS と表記）を搭載し、移動した経路を記録する方法で調査した。調査期間は 2009 年 5 月上旬から 11 月までの間で、ふん尿スラリーが散布される春、一番草刈り後および二番草刈り後の合計 3 回実施した。また、散布中のスラリーを採取しケルダール分解法にて全窒素濃度を分析した。化学肥料の散布量については、農家聞き取りにより把握した。

GPS データの整理は、軌跡の移動経路をパソコンソフトで再生してその画像を目視で確認し、ふん尿スラリーが貯留されている地点から各圃場までの移動回数をカウントした。ふん尿スラリー運搬時には液体がこぼれ出すことを防ぐため、ふん尿スラリーは満載しない。そこで 1 回当たりのふん尿スラリー運搬量は、各農家が使用しているスラリータンカー容量の 9 割と仮定した。

3.3 結果および考察

表-1、2 に農家 A および B における各圃場の窒素施肥量を示す。ふん尿スラリー中の全窒素濃度は前述の通り分析を行っているが、ふん尿スラリー中の全窒素すべ

てが化学肥料と同等に作物に吸収されるわけではない。肥料成分が作物に吸収される割合を基準肥効率といい、家畜ふん尿処理・利用の手引き 2004⁴⁾によれば、ふん尿スラリーの窒素の基準肥効率は 0.4 である。この 0.4 をふん尿スラリーの分析値に乗じることにより、化学肥料相当に換算することができる。また、ふん尿スラリーの品質と散布時期による補正係数が定められている。表-1、2 に示した値は、基準肥効率および補正係数を用いて化学肥料相当に換算した値である。

農家 A および B における施肥量と施肥標準の比較は以下の通りである。農家 A（表-1）では 11e 圃場を除いてすべての圃場にふん尿スラリーが散布されていた。年間の窒素施肥量の合計は、11e 圃場を除き、最も少ない圃場で 5.0kg/10a、最も多い圃場で 10.3kg/10a であった。北海道施肥ガイド⁵⁾によれば、調査圃場における窒素の施肥標準は 10kg/10a である。すなわち、施肥量の最も多い圃場で、ほぼ施肥標準と同等であった。逆に施肥標準より少ない施肥量の圃場が多かった。農家 B（表-2）では 12b、12c および 12g 圃場でのふん尿スラリー散布量が少なかった。この 3 圃場に共通する特徴としては、面積が狭いことが上げられる。また 12b および 12c 圃場は農家から離れたところに位置する。そのほかの圃場では、ふん尿スラリーが大差なく散布されていた。年間の窒素施肥量の合計は、最も多い圃場で 11.5kg/10a であり、施肥標準の 10kg/10a よりやや多かったが、おおむね施肥標準に沿った施肥管理がなされていると判断された。なお、施肥標準に沿った施肥管理を行うことで余剰な肥料成分を可能な限り低減することができる⁴⁾が、傾草地でのふん尿散布では、①排水路近傍 10m 以内には施肥

表-1 各圃場における窒素施肥量（農家 A 2009 年散布）

圃場番号	農家から圃場までの直線距離(km)	面積(ha)	春施肥(kg/10a)			一番草刈り後施肥(kg/10a)		二番草刈り後施肥(kg/10a)		年間合計施肥量(kg/10a)
			化学肥料	ふん尿スラリーの化学肥料換算(※)	小計	ふん尿スラリーの化学肥料換算(※)	小計	ふん尿スラリーの化学肥料換算(※)	小計	
11a	1.4	15.00	2.3	2.2	4.4	1.6	2.4	8.4		
11b	1.3	4.49	2.3	1.8	4.1	2.3	1.8	9.2		
11c	1.7	4.88	2.3	1.6	3.9	2.1	1.6	7.5		
11d	0.4	3.00	2.3	1.9	4.2	0.8	2.1	7.1		
11e	0.3	4.68	2.3	0.0	2.3	0.0	0.0	2.3		
11f	1.8	1.71	2.3	1.8	4.1	2.8	3.4	10.3		
11g	2.0	3.60	2.3	1.8	4.0	0.9	1.8	6.7		
11h	0.2	9.28	2.3	1.6	3.8	2.2	1.8	7.9		
11i	1.8	12.78	2.3	1.4	3.6	0.5	1.4	5.6		
11j	1.6	3.93	2.3	1.5	3.7	1.0	1.2	5.9		
11k	1.7	3.67	2.3	1.3	3.6	0.0	1.4	5.0		

※：「家畜ふん尿処理・利用の手引き2004」pp.64-65記載の計算方法により算出

表-2 各圃場における窒素施肥量（農家 B 2009 年散布）

圃場番号	農家から圃場までの直線距離(km)	面積(ha)	春施肥(kg/10a)			一番草刈り後施肥(kg/10a)		二番草刈り後施肥(kg/10a)		年間合計施肥量(kg/10a)
			化学肥料	ふん尿スラリーの化学肥料換算(※)	小計	ふん尿スラリーの化学肥料換算(※)	小計	ふん尿スラリーの化学肥料換算(※)	小計	
12a	1.3	8.14	3.6	2.3	5.9	0.7	4.9	11.5		
12b	1.6	1.58	3.6	0.0	3.6	0.9	0.0	4.5		
12c	1.6	1.53	3.6	0.0	3.6	0.5	0.0	4.1		
12d	0.2	4.75	3.6 [※]	1.2	1.2	0.6	3.0	8.5		
12e	0.8	14.79	3.6 [※]	2.0	2.0	0.6	4.6	10.9		
12f	0.8	10.00	3.6 [※]	1.7	1.7	0.7	4.4	10.4		
12g	1.0	1.00	3.6	1.9	5.5	0.0	0.0	5.5		
12h	1.0	8.09	3.6	2.3	5.9	0.6	4.8	11.3		
12i	0.8	4.95	3.6	1.8	5.4	0.6	4.7	10.6		

※：「家畜ふん尿処理・利用の手引き2004」pp.64-65記載の計算方法により算出
※※：散布量の聞き取り値が得られなかったため、他の圃場と同等と仮定

しない、②大雨直前の施肥は避ける、等の対策も併せて行う必要がある²⁾。

すなわち、農家AおよびBにおいては、施肥標準を大きく上回るような過剰施肥はなかった。

3.4 小括

肥培かんがい施設が整備された2戸の酪農家において、携帯型GPSを用いて肥料散布量の現況把握を行った。また、調査圃場における施肥標準と実際の施肥量とを比較し、施肥量の適否を検討した。その結果、調査対象の2戸の農家では、施肥標準を大きく上回るような過剰施肥はなかった。

4. 圃場管理方法の検討・評価

4.1 目的

農業機械の大型化に伴い土壌が堅密化し土壌浸入能が小さい傾斜草地では、降雨時に表面流出が発生し汚濁負荷が生じる。そのため、酪農地帯における河川等に対する水質負荷を抑制するためには、草地表面から排水路へ流出する負荷物質を低減させる必要がある。ふん尿スラリー散布に伴う圃場面からの肥料成分流出を抑制する対策として、散布したふん尿スラリーを速やかに土壌に浸入させることや、草地表面の侵入能を増すことで表面流出水を低減させることが考えられる。そこで傾斜草地を模擬した室内試験装置を構築し、ふん尿スラリーを表面散布する試験区と切り込みを入れて地中に散布する試験区に加え、切り込みを入れてふん尿スラリーを表面散布する試験区を設け、人工的に散水する試験を実施した。

4.2 方法

4.2.1 実験用草地の作成

図-5に傾斜草地を模擬した実験用草地の模式図を示す。実験用草地は園芸用プランター(約56cm×約16.5cm×高さ約19cm)の底面から10cmに締固めた土層を設けた。作成手順は以下の通りである。土壌は市販の園芸用黒土をルクヒア式土壌調整器(穴径2mm)で粉碎処理し、水分を調整した。充填に必要な土量の算出は、異なる土量を充填した100cc採土缶を用意して飽和透水試験を行い、飽和透水係数が 10^{-5} cm/sオーダーとなった採土缶の土量から算出した。過年度に大規模酪農地帯の傾斜草地で実施した土壌調査結果では、表層0~5cmの飽和透水係数が 10^{-4} ~ 10^{-6} cm/sオーダーであり、実験用草地も現地土壌と同程度とするため透水係数を 10^{-5} cm/sオーダーに設定した。土層の上には市販の張り芝を密着させた。張り芝の

厚さは約1.5cmで、草種はトールフェスクとケンタッキーブルーグラスの混播である。プランターの傾斜は約7度に設定した。流出水の採水は、土層上面から約1cm深の部分にプラスチック板を約1cm差し込んで行った。

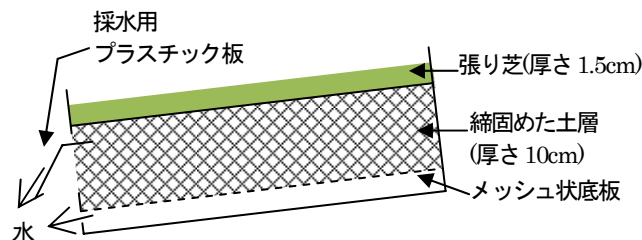


図-5 実験用草地の模式図

4.2.2 ふん尿散布および散水方法

上述の試験区を作成してから約3週間後に芝を刈高5cm程度に刈り込み、ふん尿スラリーを散布した。散布方法は次の3通りとした。①スラリースプレッダー(写真-1)で牧草地に散布することを想定して芝の表面へ散布(以下、表面散布区と表記)。②スラリーインジェクター(写真-2)を用いて散布することを想定して、芝の表面に深さ約7cmの切り込みを傾斜方向と直角に交わる方向に10cm間隔で設けて、その中へ散布(以下、インジェクション区と表記)。③インジェクション区と同様の切り込みを入れて、ふん尿スラリーは芝の表面へ散布(写真



写真-1 スラリースプレッダー



写真-2 スラリーインジェクター

−3)、以下、切込あり表面散布区と表記)。スラリーの散布量は各区とも 255g/区 (25.6t/ha に相当) とした。この量は過去に道東の K 牧場で実施したスラリー散布実験時に得られた値⁶⁾を参考とした。なお、写真−1 に示したスラリースプレッダーとは、ふん尿スラリーを牧草表面へ広範囲に散布する機械である。また、写真−2 に示したスラリーインジェクターとは、円盤状のカッターで牧草表面に切り込みを入れて、その中にホースで導いたふん尿スラリーを流し込む機械である。

実際の草地では、降雨が予想されている場合にはふん尿スラリーを散布しない。気象庁が発表する短期予報では、明後日までの天気が発表される。そこで今回の実験では、実験用草地にスラリーを散布した後、約 2 日間静置してから散水を開始した。散水には注射針と定量ポンプを組み合わせて考案した人工降雨装置を用い、プランターの長手方向に約 5cm 幅で振幅させた (写真−4)。これは、水滴を広い範囲に落下させるためである。散水量は雨量換算値で約 47mm/h の散水量となるように、定量ポンプの吐出量を調整した。この降雨量は、現地調査圃場近傍のアメダス⁷⁾で観測された、過去 31 年間における日最大 1 時間降水量とほぼ同じ値である。



写真−3 スラリー散布状況
(切込あり表面散布区)



写真−4 人工降雨装置

4.3 結果および考察

流出水は試験開始直後から 1 時間ごとに 3 時間経過後まで各区計 3 回採水した。表−3 に表面流出水量を示す。流出水量は 3 時間の合計量では、インジェクション区が最も少なく、切込あり表面散布区、表面散布区の順に多くなった。切込あり散布区はインジェクション区の約 1.2 倍の流出水量であった。一方、表面散布区はインジェクション区の約 3.8 倍の流出水量であった。すなわち、表層の透水性が低下している牧草地では、切り込みを入れることで降雨を速やかに土中へ浸入させ、表面流出を抑制できることが示唆された。

表−4 に表面流出水中の全窒素濃度を示す。時間の経過と濃度との関係では、表面散布区では大きな変化はみられなかったが、インジェクション区と切込あり表面散布区では時間が経過するに伴い、濃度も低くなった。3 時間の平均では、切込あり表面散布区の濃度が最も高く、表面散布区、インジェクション区の順に低くなった。

表−5 に流出水量と全窒素濃度から算出した窒素流出量を示す。流出水量が最も多かった表面散布区が最も大きく、切込あり表面散布区、インジェクション区の順に少なくなった。すなわち、流出水中の窒素濃度に差はあるものの、負荷物質である窒素流出量は、流出水量の大小に大きく影響を受ける結果となった。今回の試験で得

表−3 表面流出水量

	表面流出水量(g)		
	表面散布区	インジェクション区	切込あり表面散布区
0~1時間	1050.3	358.0	336.9
1~2時間	1252.1	207.2	312.7
2~3時間	1491.3	431.2	580.1
0~3時間合計	3793.7	996.4	1229.7

表−4 流出水中の全窒素濃度

	流出水中の全窒素濃度 (mg/100g)		
	表面散布区	インジェクション区	切込あり表面散布区
0~1時間	5.70	6.20	7.90
1~2時間	5.50	5.30	6.00
2~3時間	5.90	4.40	5.10
0~3時間平均	5.70	5.30	6.33

※散布スラリー: 全窒素 442.20mg/100g現物中

表−5 窒素流出量

	窒素流出量(mg)		
	表面散布区	インジェクション区	切込あり表面散布区
0~1時間	59.87	22.20	26.62
1~2時間	68.87	10.98	18.76
2~3時間	87.99	18.97	29.59
0~3時間合計	216.72	52.15	74.96

られた窒素流出量（3時間合計）は、インジェクション区では対策を施さない表面散布区に比べて約75%減少した。また、切り込みあり表面散布区は対策を施さない表面散布区と比較して約65%減少した。すなわち、草地表面に切り込みを入れることにより、肥料成分の表面流出を抑制できることが明らかとなった。

スラリーをインジェクションする場合には、写真-2に示したような特殊なスラリー散布装置が必要となる。しかしながら、草地表面に切り込みを入れるだけであれば、写真-5に示すような既存の装置（スパイクエアレータ）をトラクターで牽引することで対応できるため、取り組みやすい対策と考えられる。



写真-5 スパイクエアレータ

4.4 小括

土壌浸入能が小さい傾斜草地表面からの肥料成分流出を抑制する対策を検討するため、傾斜草地を模擬した実験用草地を作成し、ふん尿スラリーの散布方法を変えた3つの試験区を設け、人工的に散水する試験を実施した。その結果、草地表面に切り込みを入れることにより、草地表面に散布したふん尿スラリー肥料成分の表面流出を抑制できることが明らかとなった。草地表面に切り込みを入れる作業は、既存の装置（スパイクエアレータ）をトラクターで牽引することで対応できるため、取り組みやすい対策と考えられる。

5. 農業流域の水質環境と汚濁源との関係の解明^④

北海道東部釧根地域では、1960年代以降に行われた大規模な草地開発およびそれに伴う林地・湿地の減少、さらには近年の経営規模拡大や多頭飼育など、土地利用条件の変更が流域の水質環境に大きな影響を及ぼしたといわれている。そのため、この地域の水質環境を改善するためには、酪農による土地利用と河川水質との関係を明らかにする必要がある。ここでは、平水時を対象とし、

全窒素の平均濃度および濃度変動（標準偏差、変動係数）から、河川水質と土地利用条件との関係について検討した。

5.1 調査手法

調査・検討は、A川支川のC川およびその支流の計8流域を対象に行なった（表-6）。水質・水文データは、北海道開発局釧路開発建設部が2003～2005年に調査したデータのうち、5月～11月の平水時について整理した。採水回数は計14回である。検討対象の水質項目は全窒素（T-N）である。

酪農由来の水質汚濁に関係する土地利用条件として、面源汚濁に関係する指標には草地割合と河畔草地割合を、点源汚濁の指標には流域面積当たりの飼養頭数密度を用いた。流域面積と土地利用割合は1/25,000地形図に示された土地利用区分を基にした。河畔草地割合は、草地が河川（1/25,000地形図に図示されている流路）に接している延長÷河川延長×2（両岸）×100で算出した。

表-6 調査流域の諸元

流域名	流域面積 (km ²)	土地利用割合(%)			飼養頭数密度 (頭/ha)	河畔草地率 (%)
		草地	林地・湿地	農家		
C川	84	60	38	2	0.7	7
CR2川	7.2	75	21	4	1.4	33
CR2M川	2.4	75	25	0	0	29
CR2Y川	2.4	79	12	9	2.9	70
CR5川	3.1	77	21	2	1.1	26
CB川	6.7	66	31	3	1	5
CL川	9.3	70	28	2	0.4	1
CY川	9.8	44	54	2	0.4	3

飼養頭数密度＝飼養牛頭数／流域面積

5.2 調査結果

5.2.1 水質濃度と土地利用条件

流域の土地利用条件（飼養頭数密度、草地割合、河畔草地割合）と水質濃度の関係についてみると（図-6）、飼養頭数密度と全窒素濃度平均値の関係では、高い正の相関がみられた。全窒素濃度の平均値は、草地割合や河畔草地割合との間でも正の相関はみられたが、飼養頭数密度との関係より相関が低くなっていた。草地割合との関係で相関の低い要因は、草地割合が同程度の流域でも飼養頭数密度と河畔草地割合が異なること、すなわち流域内のふん尿発生量と草地からの汚濁物質流出状況が異なることにあると考えられる。

5.2.2 水質濃度のバラツキと土地利用条件

土地利用条件と変動係数（＝標準偏差÷平均値×100(%)）の関係を見ると（図-7）、飼養頭数密度、河畔草地割合、草地割合のいずれも数値が大きくなると変動係数も概ね大きくなっていた。これは、流域内の酪農的土

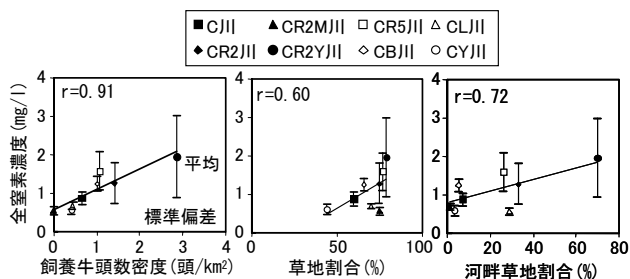


図-6 全窒素の平均濃度・標準偏差と土地利用条件

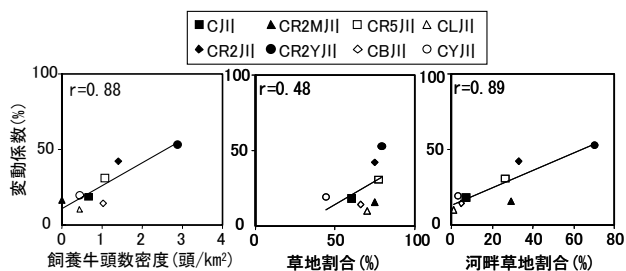


図-7 全窒素濃度の変動係数と土地利用条件

土地利用が進行するほど濃度のバラツキが大きくなることを示唆している。このなかで、近似直線より下に分布する流域の特徴は、酪農施設がないこと、河畔に草地が少なく河畔に林地・湿地が残されていることであった。逆に近似直線より上に分布する流域の特徴は、飼養頭数密度と河畔草地割合が高く、かつ河川近傍に畜舎が存在する流域であった。

以上から、土地利用条件のうち、平水時における河川の全窒素濃度変動に与える影響は飼養頭数密度と河畔草地割合が強いと考えられる。すなわち、飼養頭数密度が高いことは糞尿発生量が多いことを示し、畜舎周辺からの直接的な流出だけでなく、草地への過剰な還元にもつながる。また、河畔草地割合が高いことは草地からの汚濁物質流出に対する緩衝機能が小さいことを示し、平水時でも汚濁物質の流出しやすい状況にあることが推測される。

6. 林地や湿地の水質浄化機能の解明⁹⁾

酪農地域の水質汚濁源として、畜舎周辺などの点源のほかに、面源として草地が挙げられている。面源からの水質負荷を低減させる手法の一つとして、排水路沿いの緩衝帯の設置がある。緩衝帯を実際に計画・整備していくうえで、その機能の定量的な評価が必要である。ここでは、草地酪農地域における排水路沿いの林地で水質水文調査を行い、河畔緩衝帯としての水質浄化機能を検討した。

6. 1 調査方法

調査は、草地酪農流域に位置する斜面（斜度約5%）で実施した。斜面上部は採草地として利用され、下部には林地・湿地（以下、緩衝林帯と称する）が残されている。草地は黒色火山性土壌、緩衝林帯は泥炭土壌から成る。草地のベーシックインテークレートは1mm/h未満と非常に小さく、降雨時に表面流出が発生しやすい。

この斜面で、草地からの汚濁負荷に対する緩衝林帯の水質浄化機能を測定するために、草地表面水と緩衝林帯地下水を採取した。地下水観測点は、草地と緩衝林帯の境界から斜面下方向に35m地点まで5m間隔で8地点とし、観測孔（深度1.5m）は1地点つき横方向に1m間隔で5箇所設けた（図-8）。地下水の採水は、地下水が大きく動くと思予想される降雨後1~5日までの間に実施した。調査回数は2005年から2007年に合わせて13回である。水質分析項目はT-N、NO₃-N、NH₄-N、T-P、Cl⁻である。

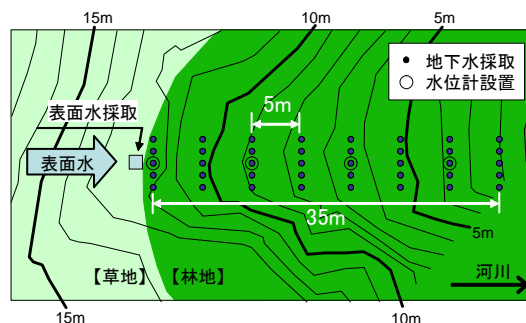


図-8 緩衝林帯調査概要

6. 2 調査結果

草地からの表面流出水が緩衝林帯土壌に浸入した時の水質浄化効果として、草地表面水と緩衝林帯0m地点の地下水に含まれるT-PおよびT-N濃度を比較すると、T-Pで95%、T-Nで60%濃度低下していた（図-9）。このことは、草地からの表面流出水を緩衝林帯土壌に浸入させることで汚濁負荷の大幅な削減が可能であることを示唆している。

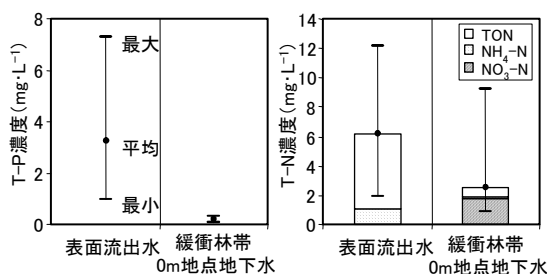


図-9 草地表面水と緩衝林帯地下水の濃度

緩衝林帯土壌に浸入した草地からの流出水が緩衝林帯斜面を横浸透する過程における水質低下状況について、緩衝林帯地下水の中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度をみると (図-10)、斜面下部に行くに従い濃度が低下し、ある観測点より下部は濃度低下割合が小さくなるのがわかる。本稿では、最高濃度を示す観測点を基準点、濃度低下割合が小さくなる観測点を濃度収束位置、基準点と濃度収束位置の距離を濃度収束距離と定義する。全観測値をみると、濃度収束位置は、流入時と比べて濃度が 20%以下に低下した箇所、もしくは $0.1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下となった箇所とおおよそ判断された。

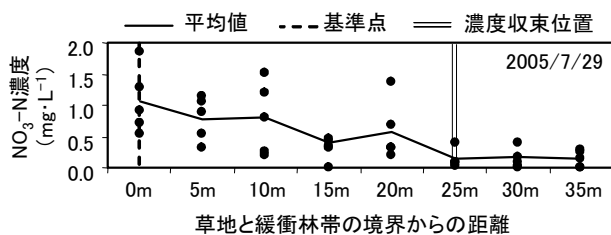


図-10 緩衝林帯地下水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度低下
(総降水量 77mm、降雨 2 日後の事例)

つぎに、基準点における濃度を 1.0 として、緩衝林帯地下水に含まれる $\text{NO}_3\text{-N}$ と Cl の相対濃度変化を比較した。基準点からの $\text{NO}_3\text{-N}$ の濃度低下のうち、 Cl 濃度の低下割合相当分は希釈によるものと考えられ、それ以外は脱窒等の生物的浄化作用とすることができる。全観測値に関して、濃度収束距離と濃度収束位置での濃度低下割合を求め、降雨後経過日数との関係について検討した。その結果、降雨直後は濃度収束まで 25m 前後必要であるが、降雨から 5 日経過すると 5m 程度で濃度が収束していた (図-11 (a))。すなわち、降雨直後でも緩衝帯幅として 25m 程度あれば、流入時と比べて 20%以下、もしくは $0.1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下まで $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度を低下させることが示された。また、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度全低下割合のうち、降雨直後は生物的浄化により約 6割、希釈により約 2割濃度低下したが、日数経過に伴い、生物的浄化の占める割合が増え、5 日後には大部分が生物的浄化によることが分かった (図-11 (b))。降雨後の経過日数が短かければ緩衝林帯の地下水位は高く、時間当たり地下水移動量も多いと考えられ、地下水に含まれる $\text{NO}_3\text{-N}$ が生物的浄化される時間(土壌との接触、植物根との接触など)が短いために、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度全低下割合は小さくなったと推測される。一方、降雨後の日数経過により時間当たり地下水移動量が減少すると、希釈効果は減少するが、地下水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ が生物的に浄化される機会が増え、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度全低下割合が増加すると

ともに、その大部分を生物的浄化作用が占めると考えられる。

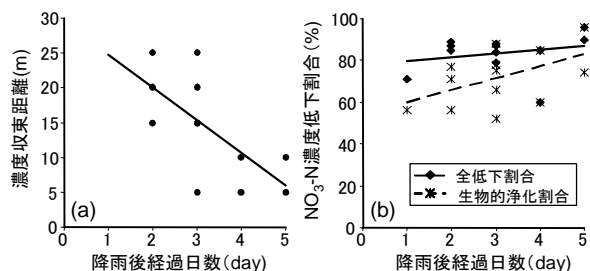


図-11 降雨後経過日数と $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度低下の関係

7. 農業流域における水質保全対策手法の開発と機能評価

酪農に起因した水質汚濁を防止するには、家畜ふん尿の適正管理と圃場への効果的施用、排水路や排水路周辺での水質浄化対策などが必要となる。北海道東部で実施されている国営環境保全型かんがい排水事業では、農業生産性の向上と環境保全型農業を目指して、肥培かんがい施設と浄化型排水路の整備を進めている。しかし、浄化型排水路として整備している水質浄化池や土砂緩止林の設計方法は確立されておらず、また効果についても不明な点が多い。計画・設計手法の高度化のためには適正な機能評価が必要となる。ここでは、環境保全型かんがい排水事業「はまなか地区」の水質保全対策工の評価を行う。

7.1 水質浄化池の機能調査¹⁰⁾

水質浄化池は、土砂流出及び水質負荷物質を低減させることを目的として設置する施設で、流速緩和により土砂を沈降させる堆砂域とヨシ等により水質負荷物質を吸収し水質浄化を行う植生域から構成される池状の施設である。

7.1.1 調査方法

水質水文調査ははまなか地区のモデル路線に整備された水質浄化池 16 地点で行った。平水時の採水は全地点を対象として 2007~2009 年の 5~11 月に 1 回/月程度、降雨出水時は 3 地点を対象として 2008~2009 年にそれぞれ 4~6 回実施した。降雨出水時は自動採水器にて行った。水質分析項目は全窒素(T-N)、硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)、全リン(T-P)、浮遊物質(SS)である。

7.1.2 平水時の水質浄化効果

T-N と T-P について、水質浄化池の流入濃度と流出濃度の関係を図-12 に示す。T-N は流出側が流入側より高くなる場合もあるが、流入・流出濃度が 1 対 1 を示す線

よりも概ね下に分布した。池ごとに濃度低下率を求める
と全地点で「浄化型」となり、濃度低下率の平均は16%
と算出された。T-P は流出側が流入側より高くなる場合
がT-N よりも多く、濃度低下率の平均は12%であった。

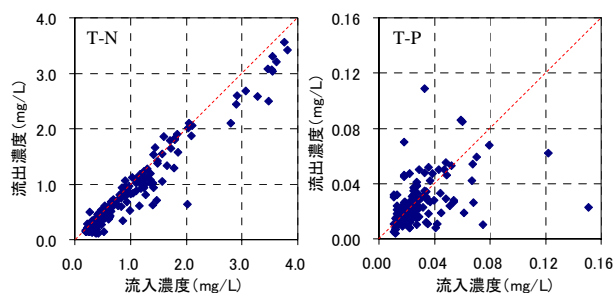


図-12 水質浄化池の流入濃度と流出濃度の関係

7.1.3 降雨出水時の水質浄化効果

水質浄化池の降雨時水質変化としてT-N 負荷量の変化
事例を図-13 に示す。負荷量は時間の経過と共に変化する
ことから、降雨出水時の浄化効果は、降雨出水のピーク
全体の負荷量で比較を行う必要がある。ここで、降雨
出水ピークは流量の立ち上がり点を始点、濃度変化の終
了点を終点とした。終点を濃度変化の終了点としたのは、
流量が平水時に戻っても濃度の変化が続いていたため
である。

降雨出水時の流入部と流出部の流下負荷量を算出し、
負荷削減率(= (流入負荷-流出負荷) ÷ 流入負荷 ×
100(%)) を表-7 に整理した。沈降堆積の効果によりSS
負荷は大きく削減された。T-P は削減率の大きな場合も
あったが、マイナスとなる出水もみられた。T-N に関し
ては、全体的に削減率が低くなっていた。T-N は溶存態
での流出も比較的多いため、懸濁態の沈降による浄化が
SS やT-P に比べて相対的に低かったものと考えられる。

7. 2 土砂緩止林の水質浄化効果¹¹⁾

土砂緩止林は、排水路沿いに帯状に整備される林帯で、
一般に緩衝林帯と呼称される施設である。排水路への土
砂流入を防止するとともに、農地からの表面水の地下浸
透を促進し、排水路へ流入する汚濁負荷物質を捕捉・吸
収するために設置されている。ここでは、土砂緩止林の
機能調査として、ライシメータを設置して観測を行った
結果について報告する。

7.2.1 ライシメータの設置

ライシメータには水収支と物質収支を把握可能な構造
が求められる。そのため、今回のような場合には、箱状
のコンクリートに土壌を入れて周囲から水や物質の流入

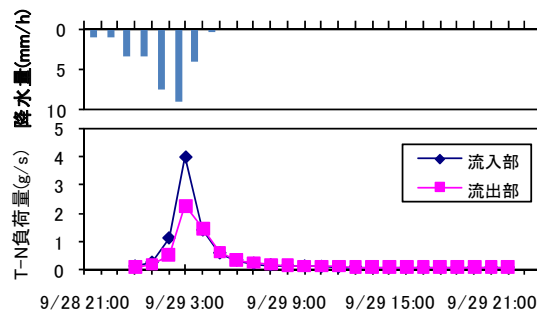


図-13 水質浄化池の降雨出水時の水質負荷量変化事例(A池、
2010年9月28日～29日)

施設名	削減率 (%)		
	T-N	T-P	SS
A池	3(-4, 8)	12(-10, 22)	32(-6, 52)
B池	9(0, 23)	16(-3, 38)	40(16, 55)
C池	2(-9, 7)	1(-12, 12)	30(-10, 54)
全体平均	4	9	34

「平均(最大, 最小)」と記載した

が無いようにする場合が多い。しかし、本地区の土砂緩
止林が立地する河畔では火山灰や泥炭の互層となった土
壌条件となっており、このような土壌構造を再現するこ
とは困難と考えられた。そこで、実際に土砂緩止林を設
置する現地において土壌を攪乱しない条件で整備するこ
ととした(写真-6)。整備条件は以下の通り。

- ①原地盤を乱さない。
- ②下方浸透を考慮するために、無底とする。
- ③斜面の上方、側方からの水の侵入の無いこと。
- ④土砂緩止林区(林地区)、草地区、裸地区を設ける。
- ⑤インプットは人工濁水と降水とする。



写真-6 ライシメータ全景

7.2.2 調査方法

ライシメータの上部から人工濁水を投入し、汚濁水がライシメータ内部を浸透する過程における水質低下状況を確認するために、地下水の採取と土壌水の採取を行った。地下水観測孔(有孔塩ビ管 VP40, 深度 1.5m)は人工濁水投入口から、1.5m離れた地点を基準として 3.25m 間隔に 5 箇所設け、一箇所につき 3 反復とした(図-14)。また、土壌水採取器は、地下水観測孔の上端、下端、中間に隣接して、地下水観測孔の深さ 150cm まで段階的に埋設した(10, 20, 30, 45, 60, 80, 100, 125, 150cm で 3 反復)。

人工濁水濃度は実際の草地表面流去水を想定し、全窒素濃度で 5, 10, 20mg/L, 注水量は 0.5, 1.0, 1.5L/min とした。現地では、低濃度から順次注水量を変えて試験を行った。地下水の採取は、注水による地下水位の上昇が止まり定常状態になったと判断してから行った。土壌水は 4 回(試験前, 試験後, 濃度変更時(2回))採取した。

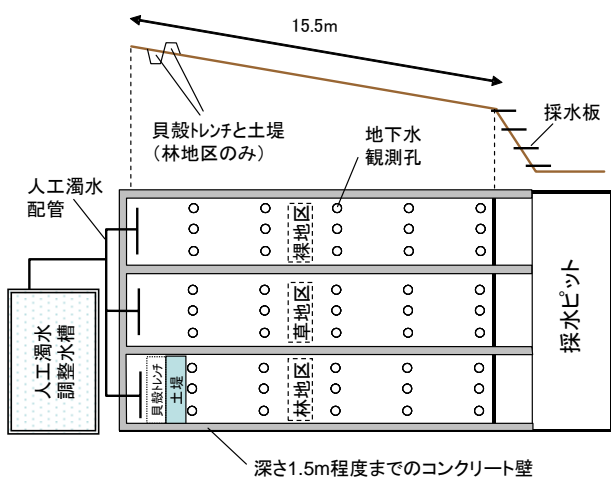


図-14 ライシメータの概要図

7.2.3 調査結果

調査結果の典型的な事例として、注水濃度 5mg/l, 注水量 0.5ml/min と注水濃度 20mg/l, 注水量 1.5ml/min の条件における林地と草地の地下水の全窒素濃度を図-15 に示す。低濃度で注水量が少ない時は草地と林地の差は小さいが、高濃度で注水量が多いときは林地の方が短距離で水質浄化可能であった。草地は林地に比べて浸透能が低いいため高流量時は表面流が発生するので、下部に行くに従い徐々に濃度低下する。一方、林地では上部の貝殻トレンチ部で地面に浸入するので、上部で濃度が大きく低下したと考えられる。この結果は、降雨時の草地からの流出に対する緩衝帯の水質浄化機能

の大部分は、土壌の濾過・吸着で果たされることを示唆するものである。そのため、注水量が少ない時は草地でも上部で浸入が完了するので、林地との差が出ないものと考えられる。なお、裸地区でも濃度低下は見られたが低下幅は小さく、表面の土壌が侵食されて末端から流出していたことから、効果は小さいものと思われる。

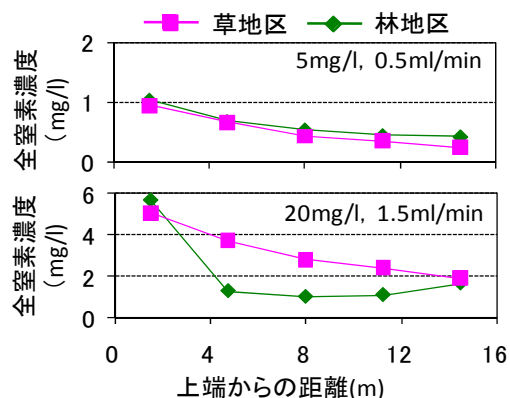


図-15 ライシメータの地下水水質変化事例

次に、土壌水の水質状況について、各区最上部の全窒素濃度の変化を図-16 に示す。先に示したように、水質浄化の大部分が濾過・吸着で果たされていると考えられたことから、土壌中の物質濃度は上昇すると想定されたが、林地と草地では変化がほとんど無かった。これは、植物吸収や脱窒等の生物的作用によって、速やかに浄化されていることを示すものである。一方、裸地区では表層の濃度が試験の進行に従って上昇していた。裸地区では植物吸収が無く、また有機物の供給が無いので土壌微生物の働きも少ないと推測され、その結果、林地や草地のような生物的な浄化作用が少なかったと考えられる。以上の結果は、緩衝帯の植物の有用性を示唆するものである。

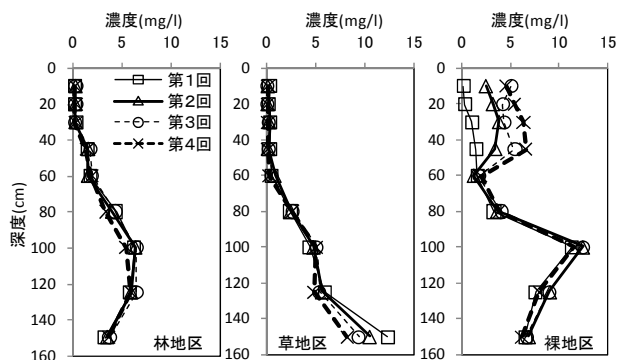


図-16 土壌水的全窒素濃度の状況

7.3 水質保全方策の流域水質環境への効果¹²⁾

ここでは、環境保全型かんがい排水事業で整備した肥培かんがい施設と浄化型排水路が流域の水質環境を改善する効果について総合的に検討する。

7.3.1 調査方法

調査は、「はまなか地区」のモデル流域で行った。流域に、酪農家が多数存在する「点源流域」、酪農家が存在せず草地と林地のみの「面源流域」、そして流域全体の「最下流域」を設定した(図-17)。事業の進捗状況は、肥培かんがい施設の整備は2003年から順次進められ現在も進行中である。浄化型排水路の整備は、おもに2005年度の冬期から2006年度にかけて行われた。

現地調査は、夏期平水時として2001~2008年の6~11月に月1~2回程度で採水を行った。2003年以降、降雨出水時に自動採水器を用いて連続採水を行った。水質分析項目はT-N, T-P, SSである。また、2003年から本流域内に圃場を所有する農家に対して、窒素とリン酸の施肥量調査を実施した。この期間、飼養牛頭数は増加傾向にあった。

7.3.2 平水時の水質改善状況

2001~2008年の経年変化としてT-N, T-P濃度について各年の平均値の変化、事業の進行状況、肥料施肥量を図-18に示す。水質成分はいずれも経年的に濃度が概ね減少していることがわかる。ふん尿成分に多く含まれ表面流出によって流出しやすいT-P濃度が大きく減少したことは、事業による肥培かんがい施設の整備によって、ふん尿成分の直接的な河川への流出が減少したためと考えられる。

また、流域内に畜産施設のない面源流域で、浄化型排水路の整備が完了した2007年以降にT-N濃度が低下した。圃場への施肥量は若干増加傾向にあることから、水質濃度が低下したということは土砂緩止林や排水調整池等の水質対策施設の効果が現れたものと考えられる。

7.3.3 降雨出水時の水質改善状況

図-19にT-Nについて、最下流域の2004年~2008年の降雨出水時の比流量と比負荷量の関係(L-Q曲線)を示す。事業の進捗状況と平水時の水質状況の変化から、2004年と2005年を整備前、2006年を整備中、2007年と2008年を整備後と位置づけて整理した。経年にしたがって近似曲線が下方にずれており、同程度の流出状況のとき、流出負荷量が減少したことになる。これは、平水時の水質と同様に、事業による肥培かんがい施設や土砂緩止林、遊水池等の整備の効果によるものと判断される。同様の結果がT-PとSSで確認できた。

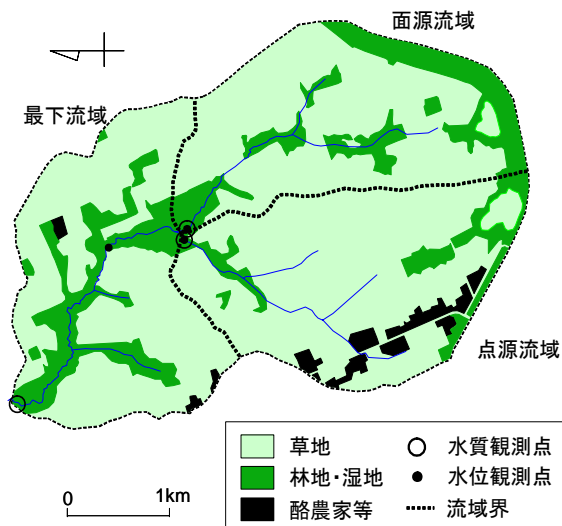


図-17 流域図

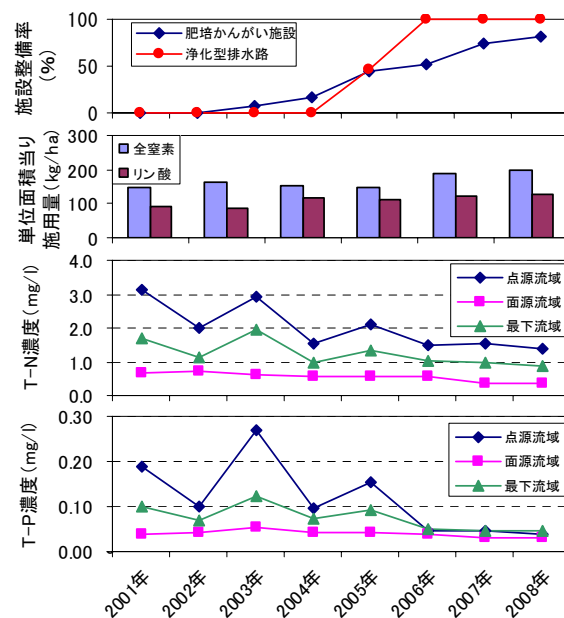


図-18 平水時水質と施肥量の経年変化及び事業の進捗状況

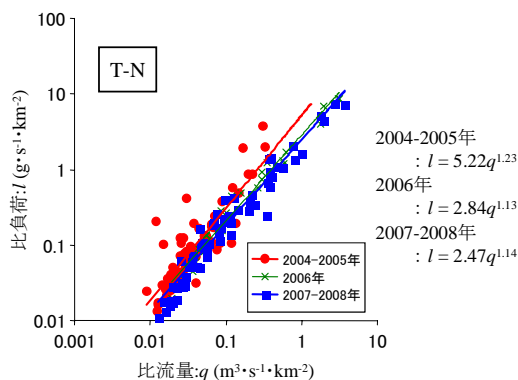


図-19 事業の進行に伴うL-Q曲線の変化事例 (最下流域, T-N)

7.3.4 夏期降雨期の水質負荷削減量の試算

上に示した整備前(2004-2005年)と整備後(2007-2008年)のL-Q式に、厚床アメダスで夏期降雨期(5~11月)の降水量が平年値に近かった2007年の流量データを代入して比負荷量を算出した。この値は平年並みの降水量があった場合の事業実施前と実施後の夏期降雨期間のおおよその流下比負荷量を表すと考えられる。すなわち、これらの値を比較することで夏期降雨期間における事業による負荷削減効果の定量化が可能となる。比負荷量から負荷削減率を(整備前-整備後)÷整備前×100(%)で算出すると表-8のように整理され、T-Nで約40%、T-Pで約50%、SSで約30%の負荷削減効果が確認された。

表-8 最下流域における整備前後の流下比負荷量と負荷削減率の試算

	整備前 ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$)	整備後 ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$)	削減率 (%)
T-N	2.27×10^3	1.31×10^3	42
T-P	3.83×10^2	1.84×10^2	52
SS	5.18×10^4	3.75×10^4	28

8. 酪農専業地帯における緩衝林帯の維持管理手法の検討¹³⁾

国営環境保全型かんがい排水事業で整備した土砂緩止林が緩衝域として機能するためには、樹木の生育と適正な土壤物理環境が重要であるが、整備後の状況は不明な点が多い。そこで、国営環境保全型かんがい排水事業で整備された土砂緩止林において、土壤の理化学性調査および樹木の生育調査を実施した。

8.1 調査方法

調査は国営環境保全型かんがい排水事業「A地区」と「B地区」で整備された土砂緩止林(以下林帯と称する)および隣接する草地にて2008年と2009年に行った。林帯は2001~2005年、2008年は主にポット苗木、2006・2007年は生態学的混播法にて植樹された。調査箇所は整備後の年数経過や植栽方法が土壤特性や生育状況に与える影響を明確化するため、ポット苗木7地点、生態学的混播法3地点を選定した。

上記調査地点において、土壤物理性調査として、現地で浸入能調査と深さ50cm程度までの土壤調査を、室内で物理性試験(土粒子の密度試験、土の含水比試験、飽和透水試験、保水性試験)を実施した。生育調査は樹種判定、生育状態確認、樹高測定、獣害の確認を行った。獣害については大型動物によると判断されたシカ型と、小型動

物によると判断されたネズミ型に分類した。

8.2 結果と考察

8.2.1 土壤物理性調査

土壤の浸入能調査結果を図-20に示す。大型耕作機械によって踏み固められた草地に比べ、林帯のベーシックインテークレートは大きな値を示す箇所が多く、草地で表面流出水が発生した場合に林帯での浸透を期待できる状況にあることがわかった。年数経過による浸入能の経時的変化は明確ではなかった。また、林帯でも浸入能に差があった。いずれも、植樹前の地盤の条件が調査区ごとに異なることが原因と推察された。

土壤調査結果では、飽和透水係数は、草地に比べ、林帯で比較的大きな値を示したことから、草地で発生した表面流出水が林帯表面から浸入した場合、土中での浸透が期待できる状況にあることがわかった。しかし、固相率や孔隙量との明確な関連性はみられなかった。

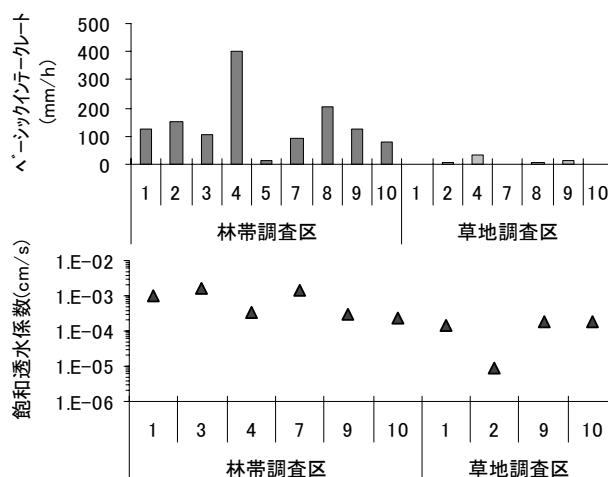


図-20 各調査区の土壤物理性

8.2.2 生育調査結果

生育調査の結果を樹種別に整理したものを図-21に示す。全体として60%程度の生存率で、工事計画の目標値(50%)¹⁴⁾以上だった。また、樹種によって生存率中の獣害率が高い樹種もあり、動物の嗜好性により、食害が多くなる樹種があると思われる。

次に生育調査の結果を調査区別に整理したものを図-22に示す。植栽方法による生存率、獣害率の違いは判然としなかった。それぞれの調査区で獣害率に差があることから草食動物(エゾシカやネズミ)の侵入の状況が調査区によって違うものと思われる。例えば、生存率が18%と最も低い調査区3では生存樹木の獣害率が89%と高く、図-20に示したように土壤物理性に問題がなかったこ

とから、生存率の低さは獣害によるものと推察される。

シカ型の被害が多い調査区はエゾシカの林帯への侵入が容易であったことが推察され、防風柵があってもシカ型獣害率の高い調査区もあった。防風柵のとぎれ目から動物が侵入していることが想定されることから、とぎれ目がなく、林帯全体を囲むように柵を施工することが有効であると考えられる。

9. 対策の普及後を想定した場合の風蓮湖への流入負荷量

9.1 流域内の6地点のL-Q式¹⁵⁾

本研究では、2006～2009年において風蓮川本川に3カ所（風蓮橋、風林橋、下風蓮橋地点）、支川に3カ所（たんちょう橋、神風蓮橋、姉別北橋地点）の観測地点を設置し、平水時と高水時に流量、水位の他、SS、T-P（全リン）、T-N（全窒素）などの水質負荷物質量を観測した。流域面積¹⁶⁾などの観測地点概要を表-9に示す。

得られたデータを用いて、SS、全リン、全窒素の各負荷量の項目においてL-Q式（比負荷量と比流量の関係式）を作成し、その特性を調べた。L-Q式は以下の定義で示される。

$$\left(\frac{L}{A}\right) = a \left(\frac{Q}{A}\right)^n \quad (1)$$

上式でA:流域面積、L:負荷量、Q:流量

a、n:係数

表-10に各年度の全観測地点におけるL-Q式の係数(a、n)及び決定係数(R²)を整理した。相関の度合いを示す決定係数に関しては、全リン、全窒素ではほとんどの地点で0.9以上であり、良い相関を示していた。SSについては全リン、全窒素と比較して、若干、決定係数は落ちるものの、おおむね0.75以上あり、比較的良い相関を示していた。

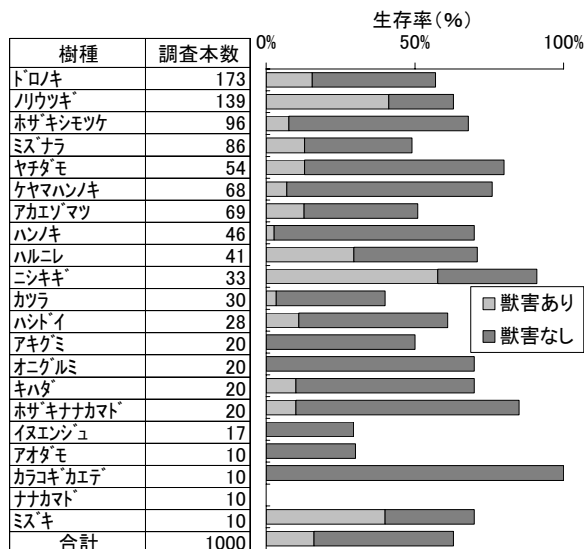


図-21 樹種ごとの生存率

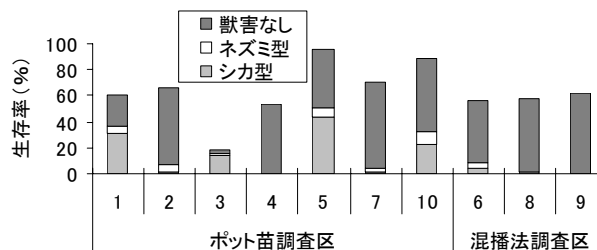


図-22 各調査区の生存率と獣害の有無

表-9 観測地点概要

	流域面積(km ²)	風蓮橋からの距離(km)	備考
風蓮橋	551.7	0.0	本川
たんちょう橋	5.3	-	支川
神風蓮橋	21.3	-	支川
姉別北橋	68.0	-	支川
風林橋	389.8	26.0	本川
下風蓮橋	181.1	44.3	本川
全流域	571.6		

表-10 係数比較表

SS負荷量	風蓮橋			風林橋			神風蓮橋			姉別北橋			たんちょう橋			下風蓮橋		
	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2
2006	36.80	1.38	0.76				21.05	1.31	0.81	22.96	1.32	0.76	13.37	0.97	0.81			
2007	532.35	2.25	0.85				16.05	1.42	0.89	34.94	1.68	0.82	11.01	1.01	0.79			
2008	67.12	1.61	0.77	55.75	1.55	0.90										20469.00	2.95	0.94
全窒素負荷量	風蓮橋			風林橋			神風蓮橋			姉別北橋			たんちょう橋			下風蓮橋		
	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2
2006	1.33	1.09	0.96				1.82	1.22	0.99	1.84	1.16	0.95	1.37	1.06	0.98			
2007	2.19	1.26	0.97				1.77	1.24	0.99	2.22	1.25	0.98	1.34	1.10	0.99			
2008	2.01	1.22	0.99	2.45	1.27	0.99										5.51	1.46	0.99
全リン負荷量	風蓮橋			風林橋			神風蓮橋			姉別北橋			たんちょう橋			下風蓮橋		
	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2	a	n	R2
2006	0.35	1.43	0.93				0.39	1.45	0.96	0.35	1.38	0.89	0.11	1.05	0.93			
2007	0.59	1.61	0.91				0.31	1.45	0.97	0.54	1.57	0.93	0.15	1.12	0.93			
2008	0.31	1.40	0.93	0.35	1.44	0.96										1.25	1.81	0.97

橋¹⁷⁾によると、(1)式における係数 n は、水質成分の固有特性（溶存成分か懸濁成分）を示し、係数 a は水質成分の存在状態（蓄積量、蓄積速度など）を示す。係数 n については、以下の3タイプに分けられる。

- $n > 1$ → 洗い出し型
- $n \doteq 1$ → 濃度一定型
- $n < 1$ → 希釈型

洗い出し型は、流量の増加率を上回る負荷量の増加比率となり、濃度が増加していくタイプであり、面源負荷が支配的な場所で見られる。濃度一定型は、洗い出し型及び希釈型の中間のタイプである。希釈型は、流量の増加ともない負荷量が減少していくタイプであり、点源負荷が支配的な場所で見られる。

以上を踏まえ、係数 n について整理する。SS 負荷量の係数 n は 0.97~2.95、全窒素負荷量の係数 n は 1.06~1.46、全リン負荷量の係数 n は 1.05~1.81 であり、それぞればらついていた。しかし、係数 n が各水質項目でほぼ 1.0 である、たんちょう橋の流域面積は小さく (5.3km²)、大きな点源負荷がある地点であることと、それ以外の地点も係数 $n > 1$ であることから、基本的に SS、全窒素、全リンともに面源負荷が支配的な洗い出し型であることが示されている。

表-10 で示された係数のうち、風蓮川最下流で風蓮湖の入口に位置する風蓮橋地点における 2006~2008 年の SS、全窒素、全リンの負荷量に関する各 L-Q 図を参考として、図-23、24、25 に示す。

SS 負荷量の L-Q 式をまとめた図-23 で、各年の回帰直線の傾きは統一性がなく、明確な傾向は示されなかった。特に 2007 年については、その年に既往最大洪水が発生し、観測地点では暴風による水面の波立ち、流量のピーク前後での流量測定に欠測が生じたため、比流量の大きな部分におけるデータが欠けたことが原因の一つであると考えられる。

全窒素の回帰直線のばらつき具合は SS 負荷量と全リンの中間の傾向であった (図-4)。しかし、決定係数は $R^2=0.96\sim0.99$ と相関が大変良く、SS や全リン負荷量と比較しても一番良い相関関係であった。全窒素は懸濁態よりも溶存態としての量が多いため、流量との相関が良いからだと考えられる。

全リン負荷量の L-Q 式をまとめた図-25 で、回帰直線は比流量の大きな部分におけるデータが欠けた 2007 年を除いて、2006 年と 2008 年データはほぼ一直線上に乗っている。決定係数は $R^2=0.91\sim0.93$ と非常に相関が良く、SS 負荷量と比較しても相関関係の良さが伺えた。

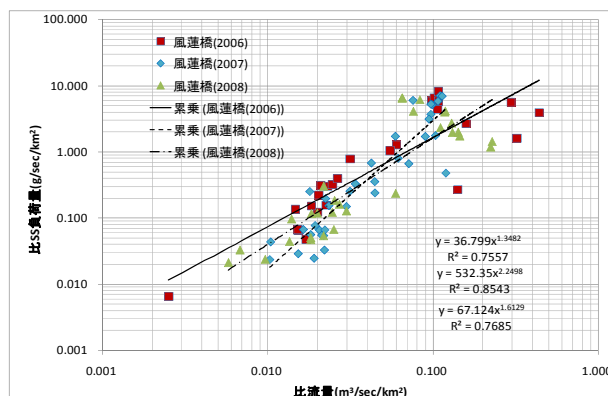


図-23 L-Q 図 (風蓮橋: SS 負荷量)

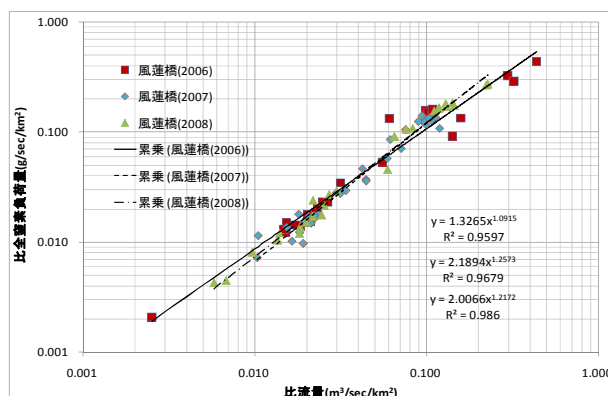


図-24 L-Q 図 (風蓮橋: 全窒素負荷量)

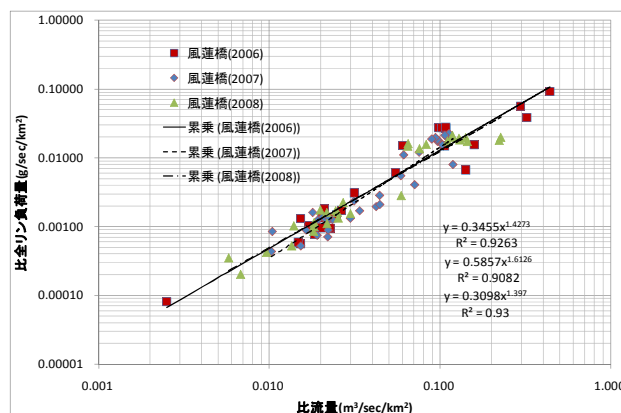


図-25 L-Q 図 (風蓮橋: 全リン負荷量)

9.1 面源負荷の原単位推定

矢挽・中津川¹⁸⁾は、常呂川・網走川において、点源負荷量及び面源負荷量を各水質項目別に求め、地目別(畑、山林、市街地)の原単位の算出を試みている。そこでは、出水時における負荷流出の影響が大きいことが報告されている。

本節では、風蓮川の土地利用に着目して、同様の解析を行うこととする。ここで、面源とされる土地利用と負荷量の間には以下のような関係があると仮定する。

$$L=AX$$

$$L = \begin{pmatrix} L_1 \\ L_2 \\ L_3 \\ L_4 \end{pmatrix}, A = \begin{pmatrix} A_{1w} & A_{1k} & A_{1f} & A_{1r} \\ A_{2w} & A_{2k} & A_{2f} & A_{2r} \\ A_{3w} & A_{3k} & A_{3f} & A_{3r} \\ A_{4w} & A_{4k} & A_{4f} & A_{4r} \end{pmatrix}, X = \begin{pmatrix} X_w \\ X_k \\ X_f \\ X_r \end{pmatrix}$$

Aは各土地利用別の面積 (km²)、添字の数字は流域、w、k、f、rは森林、荒地・原野・その他用地、農地、市街地である。サフィックスの数字は水質観測所流域の番号であり、1は風蓮橋、2は風林橋、3は下風蓮橋、4は農業小流域を示す。Xは土地利用別の原単位ベクトル (kg・km²・d⁻¹)、Lは面源負荷量である。

風蓮川の風蓮橋、風林橋、下風蓮橋及び5章で検討した国営環境保全型かんがい排水事業を行っている右支二姉別川流域 (以下、農業小流域という) の各観測地点において、2008年の実測データを用いて、SS、全窒素及び全リンの総負荷量を算出する。

風蓮橋、風林橋、下風蓮橋のそれぞれの流域面積は表-9に、また、L-Q式の係数は表-10に整理されている。2008年5月8日15:00から11月30日24:00までの風蓮橋、風林橋及び下風蓮橋の時刻流況を月別流況で示したものが表-11である。時刻流量および表-10に示すL-Q式 (ここでは2008年を使用) より、風蓮橋、風林橋及び下風蓮橋におけるSS、全窒素及び全リンの総負荷量を算定すると表-12のようになる。

次に、風蓮川における点源負荷量について整理する。風蓮川流域の点源負荷量としては、事業場排水、畜舎排水、生活排水が挙げられる。

風蓮川における事業排水が流入している河川は、表-13に示す4河川である。風蓮橋地点では4河川すべて、風林橋ではライベツ川を除く3河川、下風蓮橋では中風蓮川と風蓮川の事業排水量が関連している。表-14の支川別の事業場排水量については水質汚濁防止法に基づく届出事業場を対象に排水状況から算定した。表-13と表-14より、風蓮橋、風林橋及び下風蓮橋の事業場排水による負荷量は表-15に整理される。

次に畜舎排水について整理する。平成16年度における牛の飼養頭数は、農林業センサスの農業集落カード¹⁹⁾の調査対象集落から統計値を使用し、所管市町やJAへの聞き取りにより補足を行ったうえで推定値により算出を行った。その結果、風蓮橋流域:35,338頭、風林橋流域:24,108頭、下風蓮橋流域:10,780頭であった。このうち、風林橋と下風蓮橋の飼養頭数については、各橋の流域で農用地の占める割合が変わらないため、風蓮橋の飼養頭数に農地面積比を用い算出した。牛の排出する負荷量の

表-11 月別流況

	(m ³ ・s ⁻¹)						
	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月
風蓮橋	10.96	10.72	12.09	14.37	28.60	11.99	11.15
風林橋	8.57	4.69	5.52	6.46	13.33	5.85	4.65
下風蓮橋	3.63	2.26	2.57	2.44	3.69	2.63	2.23

08年時刻流況データ(各観測地点:5月8日15:00~11月30日24:00)

表-12 総負荷量

	(g・d ⁻¹)		
	SS	全窒素	全リン
風蓮橋	7,172,269	701,049	62,243
風林橋	3,003,959	319,693	26,619
下風蓮橋	2,840,565	119,054	7,305

表-13 観測地点における関係支川

	中風蓮川	風蓮川	ライベツ川	ノベリベツ川
風蓮橋	○	○	○	○
風林橋	○	○	×	○
下風蓮橋	○	○	×	×

表-14 支川別事業場排水量

	(g・d ⁻¹)		
	SS	全窒素	全リン
中風蓮川	600	360	48
風蓮川	4,120	4,500	700
ライベツ川	7,255	1,982	301
ノベリベツ	4,100	12,300	2,952

表-15 事業場排水における負荷量

	(g・d ⁻¹)		
	SS	全窒素	全リン
風蓮橋	16,075	19,142	4,001
風林橋	8,820	17,160	3,700
下風蓮橋	4,720	4,860	748

表-16 原単位と流達率

	SS	全窒素	全リン
牛の原単位	180	17.3	2.7 (g・d ⁻¹ ・頭 ⁻¹)
流達率	0.1	0.1	0.1 (0.1=10%)

表-17 畜舎排水による負荷量

	(g・d ⁻¹)		
	SS	全窒素	全リン
風蓮橋	636,084	61,135	9,541
風林橋	433,944	41,707	6,509
下風蓮橋	194,040	18,649	2,911

表-18 流域内人口 (H16)

風蓮橋内人口	3,466	(人)
風蓮橋流域内人口密度	6.28	(人・km ⁻²)
風林橋内想定人口	2,449	(人)
下風蓮橋内想定人口	1,138	(人)

原単位^{20),21)}と流達率²²⁾は表-16に示す。牛の飼養頭数と表-16より、風蓮橋、風林橋、下風蓮橋の畜舎排水の排出負荷量は原単位と家畜頭数により算定し、表-17のとおりとなる。

最後に生活排水について整理する。風蓮橋、風林橋及び下風蓮橋の流域内人口は表-18に示すとおりである。風蓮橋流域内人口は根室市、別海町、浜中町、厚岸町の平成16年度住民台帳地区別人口より、流域該当部を抜粋し算出した。風林橋、下風蓮橋の人口については風蓮橋流域内人口密度より推定した。

生活排水の排出原単位を表-19に示す。排出原単位は、1人1日当りの発生負荷量原単位に生活排水処理方式別の排出率及び普及率を掛けて求めた。表-18と表-19より、風蓮橋、風林橋及び下風蓮橋の生活排水の負荷量は表-20のとおりとなる。ここで、SS、全窒素及び全リンの流達率は1.0とする。

事業場排水、畜舎排水及び生活排水の各負荷量を合計した点源負荷量は表-21のとおりとなる。

表-12の風蓮橋、風林橋及び下風蓮橋の各観測所の総負荷量より、表-21の各観測所の点源負荷量を差し引くと表-22に示すように各観測所の推定面源負荷量が算出される。

農業小流域の負荷量については、流域面積が風蓮橋、風林橋及び下風蓮橋と比較してかなり小さく（流域面積7.2km²）、また、流域内に工場などの大きな点源負荷はないため、表-23に整理した負荷量を面源負荷量とした。面源負荷の土地利用別の原単位を算出する手順は以下の通りである。

- ① 各原単位が負の値にならないように連立方程式を解く
 - ② 負の値が出た場合は既往文献値²³⁾を参考にして、各観測地点の相対誤差の最大値δが最も小さくなる時の数値を原単位として採用する。
- 評価基準となるδは次式で表される。

$$\delta = \text{MAX} \left(\frac{X_i - Y_i}{X_i} \right)$$

X_iはL-Q式より推定した面源負荷量(kg/日)、Y_iは原単位法より推定した面源負荷量(kg/日)を表す。

以上より、図-26、27に、風蓮川最下流端の観測所である風蓮橋と農業小流域における水質負荷量の割合を水質項目別に示す。風蓮橋において、T-Nは農地の割合がやや多いものの山林と同程度になっている。T-Pは農地の割合が半分以上を占め、山林と市街地が同程度になっ

表-19 排出原単位

	SS	全窒素	全リン
	16.83	2.42	0.62
	(g・d ⁻¹ ・人 ⁻¹)	(g・d ⁻¹ ・人 ⁻¹)	(g・d ⁻¹ ・人 ⁻¹)

※合併浄化槽+単独浄化槽+くみ取り

表-20 生活排水の負荷量 (g・d⁻¹)

	SS	全窒素	全リン
風蓮橋	58,339	8,401	2,154
風林橋	41,221	5,936	1,522
下風蓮橋	19,155	2,758	707

表-21 点源負荷量 (g・d⁻¹)

	SS	全窒素	全リン
風蓮橋	710,498	88,677	15,696
風林橋	483,985	64,803	11,731
下風蓮橋	217,915	26,268	4,366

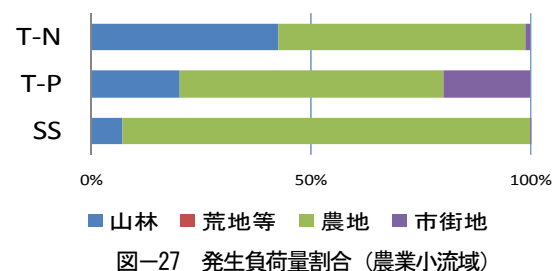
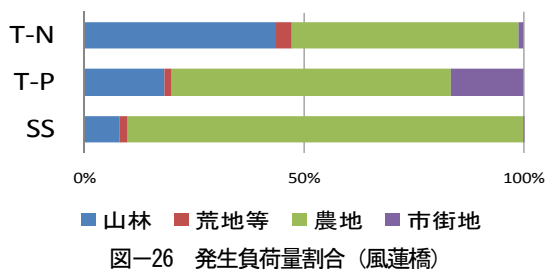
表-22 推定面源負荷量 (g・d⁻¹)

	SS	全窒素	全リン
風蓮橋	6,461,770	612,372	46,547
風林橋	2,519,974	254,890	14,888
下風蓮橋	2,622,650	92,786	2,939

表-23 農業小流域の面源負荷量

	SS	全窒素	全リン
夏期降雨期 (2008.5月-11月)	23,816	862	117
最下流域での負荷量	832,404	30,128	4,089

(kg・km⁻²) (g・d⁻¹)



ている。SSについては大部分が農地からの発生となっている。一方、農業小流域における割合は風蓮橋の T-N、T-P、SS の割合と傾向はほぼ同じであった。水質各項目で農地(草地)からの割合が比較的大きいが、山林からの割合も無視できないほど大きいことが示唆される。

9.2 対策が進んだ場合の風蓮湖への流入負荷量

7章で述べたように、水質保全対策が先行的に進んだ小流域において、栄養塩類(主として全窒素)の流出抑制対策(沈砂池、緩衝林帯整備)を行った時期の前後の L-Q 式を比較すると、**図-19**に示されたように、流出特性を示す n (式(1))は各年度であまり変化がないが、栄養塩類の存在量などを現す a (式(1))は整備前(2004~2005年)の 5.22 から整備後(2007~2008年)は 2.47 に低減している。また、**図-26、27**から、全窒素(T-N)における土地利用別の発生負荷量の割合は、風蓮橋と農業小流域であまり差がない。

そのため、次章では、仮に流出抑制対策が風蓮川全域で行われるとした場合を想定して風蓮湖での水質の変化を検討するが、その水質解析に用いる風蓮湖への流入負荷量の条件として、L-Q 式で表現される水質負荷流入量を低減させて与えることとした。

10. 風蓮湖における水質負荷低減効果の評価

風蓮川の末端に位置する風蓮湖では、陸域からの過剰な栄養塩類等の流入による水質・底質の悪化が懸念されており²⁾、流入負荷を抑制する対策が検討されている。今後、それらの施策を推進するためには、対象とする水域において現地観測を行い、現在生じている流動・水質変動機構を解明した上で、将来の事業効果を事前に予測し、評価しておく必要がある。

著者らは2006年より風蓮湖において水質・底質・流動等の現地観測を行い、それらを再現する数値モデルを構築した。また、現地において植物プランクトンの培養実験を行い、水域の基礎生産量を見積もるために必要な各種生物パラメータを得た。これを用い低次生態系モデルでの計算を行い、再現性を向上させた。これを用い、陸域からの汚濁負荷を低減する対策を講じた場合の水質変動を予測し、現況との比較から、対策の効果を評価した。以下、現地観測および数値計算に基づく検討の概要を示す。

10.1 現地観測

現地観測は2006、2007年の夏から秋にかけて風蓮湖に

おいて実施した。**図-28**に示す風蓮川からの陸水が風蓮湖を經由して根室湾に出る経路上に水質等の観測地点を設定し、流況、水質、底質、動植物プランクトン分類、植物プランクトンの現地培養実験等を行った。紙面の都合上、観測結果の詳細は省略したので、別報^{24)、25)}等を参照されたい。

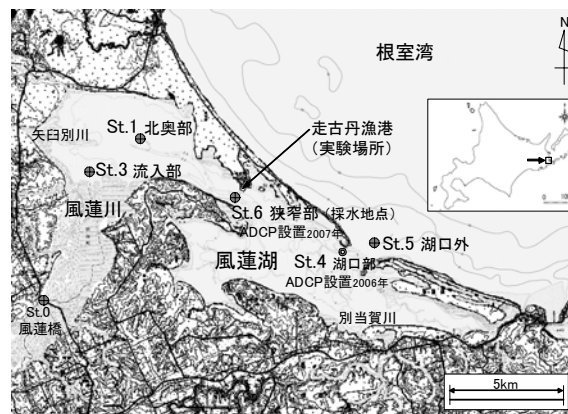


図-28 現況調査位置図(水質)

観測結果では、風蓮湖の湖口付近は清浄な外海水との海水交換によって水質が良好に保たれるが、奥部では外海水の影響が届かず、陸域から流入する水質負荷によって水質悪化を引き起こしている可能性が示唆された。このような風蓮湖の水質の状況は窒素・リン等の負荷の高い陸水と清浄な外海水との割合として塩分を用いて概ね説明することが可能である。

一方、閉鎖性海域の水質変動を高度に再現・予測する手法として、3次元の密度流モデルに加え、低次生態系をモデル化した計算が広く用いられている。この中で使用される生物パラメータは実際に現地(に生息している低温域を好む生物)に合わせて適切に設定し直す必要がある。しかし、パラメータ数が多い上にその検証は困難であり、一般に使用されている値をそのまま用いる例が多い。著者らは、生態系の中で基礎生産を担っている植物プランクトンの培養実験を現地において行い、細胞内に取り込んだ安定同位体 ^{13}C の分析結果からその成長式を算定した。これを用いて計算したところ、従来より良好な再現結果を得た。

10.2 水質負荷低減対策の効果予測

陸水と外海水の混合に加え、湖内での植物プランクトンによる消費等を考慮した計算を行い、風蓮湖の水質の現況再現、出水時の状況予測、対策を講じた場合の効果予測を行った。風蓮湖を水平方向 50m×50m、鉛直方向 1m の格子に切り、マルチレベルモデルで現象を再現した。

基本方程式として、N. S. の運動方程式は水平方向のみを陽解法で解き、鉛直方向は静水圧近似とし、鉛直流速は連続式より求めた。潮位は根室港における推算値を沖側の開境界に逐次入力した。水温、塩分は、それぞれの移流拡散式で解いた。表層熱収支は各ステップ毎に算出し、その効果を取り入れた。あらかじめ再現計算開始日時の予備計算を実施し、安定した時点における水温、塩分、流速等を本計算の初期値として用いた。計算方法の詳細は山本ら^{24), 25), 26), 27)}等を参照されたい。

10.2.1 計算ケース

計算は表-24 のように①平水時の現況を現地観測結果に基づいて再現したもの(平水時現況再現)、②平水時の現況において流量を出水時のものに変更したもの(出水時対策なし)、③出水時において栄養塩類等の負荷量を低減する対策を行ったもの(出水時対策あり)の3ケースの計算を行うこととした。平水時現況再現および出水時の流量を図-29 に示す。

表-24 計算ケース

計算ケース	対象期間	最大流量	負荷量低減率
①平水時現況再現	2007. 09. 18 ~09. 22	32. 41m ³ /s	1. 0
②出水時対策なし	2007. 09. 07 ~09. 15	132. 91m ³ /s	1. 0
③出水時対策あり			0. 5

ケース①では、2007年9月20日に水質調査と現地培養実験を行ったため、それに合わせて再現計算期間をその前後の2007年9月18日正午から9月22日正午まで(4日間)とした。各種栄養塩負荷はその時の観測値を用いた。ケース②③では、出水時として①と同時期で降水量が多い9月7日正午から9月15日正午までの8日間の河川流量を使用した。河川からの流入負荷量は、前章のL-Q式にこれらの流量を代入して算出し、L-Q式の無い水質項目については、観測結果の統計量から得られる比率を用いて配分し、上流側の境界に与えた。ケース③では、出水時の河川流量を用いたまま、河川からの流入負荷量を低減させることとした。負荷量低減率は前章の「風蓮橋における栄養塩類流出抑制対策効果」に示される整備前後のL-Q式の切片の低下量から0.5を用いた。

10.2.1 計算結果

平水時における風蓮湖内の塩分と硝酸態窒素の平面分布(表層)の現況再現結果(ケース①)を図-30と図-

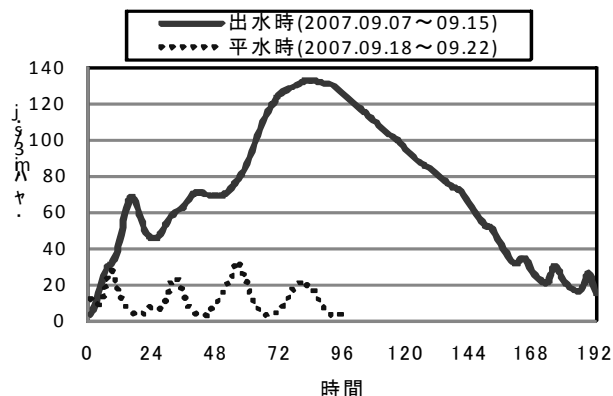


図-29 河川流量変化図

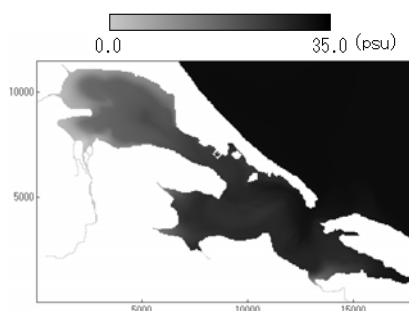


図-30 塩分濃度平面分布図(平水時現況再現)
(計算開始24時間後9月19日11:00)

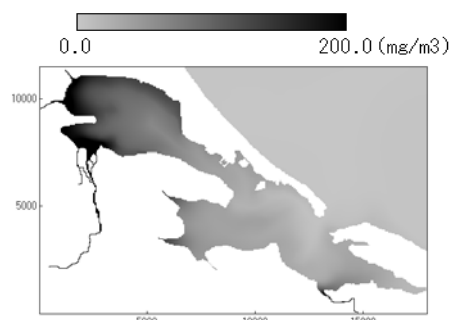


図-31 NO₃濃度平面分布図(平水時現況再現)
(計算開始24時間後9月19日11:00)

31に示す。塩分の高い風蓮湖の湖口付近は清浄な外海水との海水交換によって硝酸態窒素は低い値を示し、塩分の低い奥部では外海水の影響が届かず、硝酸態窒素が高い値を示している。塩分と硝酸態窒素は負の相関が高く、このような風蓮湖の水質の状況は窒素・リン等の負荷の高い陸水と清浄な外海水との割合として概ね説明することが可能である。

次に、風蓮湖内のCODについて、現況の再現(ケース①)、および出水時における対策の有無(ケース②③)の計算結果を比較する。図-32に平面分布(表層)、図-33には湖内各地点の経時変化を示す。①と②を比較すると、風蓮湖の水質の悪化傾向は出水時に見られ、河川流入付近のSt.3ではその影響を特に強く受け、当水域の環

境基準値 5mg/l を大幅に上回っていることがわかる。また、図-33 において、St. 3 では河川流量の経時変化と同様の変動傾向を示しているのに対し、その他の地点は時間的に周期的な変動を示し、河川流よりも潮流の影響を強く受けていることがわかる。

一方、②と③を比較すると、特に St. 3 において COD の大幅な低下が見られ、また、出水の最大流量時にその差が最大となっており、対策の効果が顕著に現れていることがわかる。

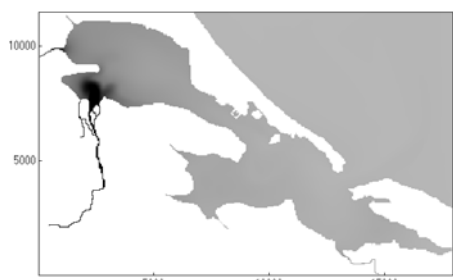
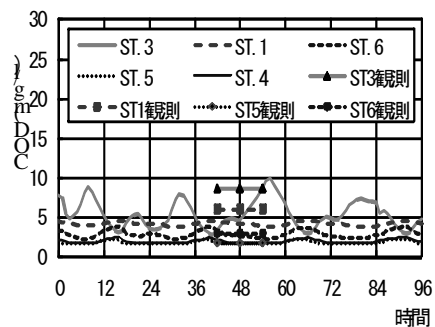
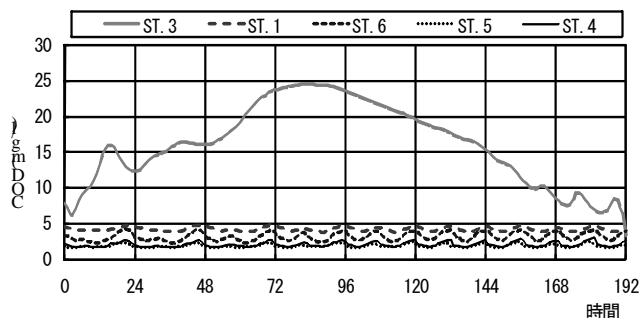


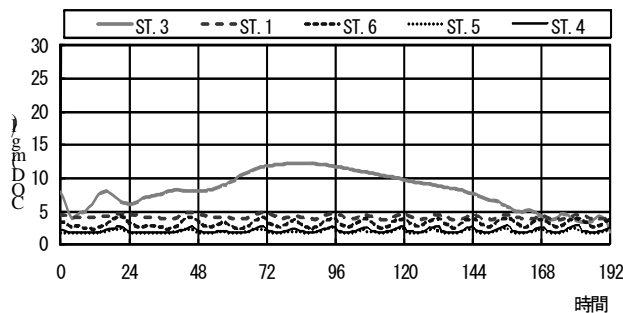
図-32 COD 平面分布図



① 平水時 (H19. 09. 07~H19. 09. 15)



② 出水時対策なし (H19. 09. 07~H19. 09. 15)



③ 出水時対策あり (H19. 09. 07~H19. 09. 15)

図-33 COD 経時変化

10. 3 計算結果の解釈上の問題点

本研究では、流量および流入負荷量以外は同条件で 3 ケースの比較を行い、対策の効果を評価した。実際に対策を講じた場合には、時間の経過とともに植生や堆積物等に変化が生じ、出水時の流量や栄養塩の溶出、底質等に影響が生じることも期待される。しかし、ここではそれらの不明確な効果は使用せず、対策の有無を流入負荷量の低減率のみで計算条件に反映させており、対策の効果を過大に算出しないよう注意を払っている。この他に、計算を行う上で様々な条件を仮定しているため、結果の解釈に際しては注意が必要である。

まず、計算条件の設定の影響や計算精度の限界が挙げられる。風蓮川流入部の境界条件の扱い以外にも、パラメータの設定や初期値、境界条件の設定等によって計算結果に影響が生じることは否定できない。気象条件や社

会条件が変化した場合には、計算結果は異なったものとなりうる。また、生態系計算は物理場と比較して条件設定での仮定が多く、各項目の現地適用性を厳密に検証すると、異なる結果が得られる可能性もある。計算の精度についても、海域としては比較的細かい空間スケールを使用しているが、水平方向50mのセル内を同一の値で代表させること自体に精度の限界がある。さらに、観測回数や観測地点数を可能な限り多く設定したが、これらにも制限があるため、ここで使用した観測値が全ての現象を網羅しているものではない。このため、周辺環境の変化も考慮し、今後も現地データを多く取得して、常に計算条件と計算結果を検証し続けていく必要がある。

11. まとめ

本報文では、風蓮湖の流域をフィールドとする現地調査や室内試験、水質解析などの結果を述べた。その内容は、次のようにまとめられる。

2戸の酪農家のふん尿スラリーの散布実績をGPSを用いて調査したところ、投入肥料分が標準施肥量を下回っている圃場が多く、全体的に過剰な施用とはなっていない。平成22年度には調査対象を広げたい。圃場管理を想定した室内試験では、草地表面に切り込みを入れることで降雨時の表面流出を抑制できることが示唆された。

水質の保全を目的として酪農小流域において整備される各種施設の効果については、まず、草地と排水路の間にある既存の緩衝帯における水質浄化機能の現地調査から、草地からの表面流出水が緩衝帯表面で土壤中に浸入する段階と、緩衝帯の土壤中を浸透する段階における浄化効果を明らかにした。また、水質浄化池の効果の定量的評価結果や、新規に造成される緩衝帯の水質浄化効果に関するライシメータ試験の現段階までの調査結果についても述べた。

農業農村整備事業による水質保全対策が流域の水質に与える影響については、つぎのような検討結果を述べた。水質保全対策が実施された小流域(6.61km²)では、平成13年から平成20年にかけて経年的に水質汚濁が低下した。この小流域と風連川流域で土地利用や流出負荷量を解析したところ、小流域と同様の水質保全対策が風連川流域全体の草地で実施された場合には、風蓮湖への水質負荷物質の流入量が大きく低減すると想定できた。この想定を用いて、水質保全対策が進捗した場合の風蓮湖の水質を予測したところ、河川流入部付近の降雨流出時の水質が大幅に低下するという結果が得られた。

最終年度の平成22年度には、環境保全的農地管理手法

を現実的な手法として提案することや、融雪期等の水質データの追加と成果のとりまとめを行う。

参考文献

- 1) 釧路開発建設部：地区別事業概要「はまなか地区」
<http://www.ks.hkd.mlit.go.jp/nougyou/tikubetsu/hamanaka.html>
- 2) 北海道環境科学研究センター：北海道の湖沼（改訂版），pp. 46-51, 2005
- 3) 中山博敬、大久保天、加藤道生：携帯型GPSを用いたふん尿散布量の簡易計測について，第58回農業農村工学会北海道支部研究発表会要旨集，pp. 94-95, 2009
- 4) 北海道立農業・畜産試験場編：家畜ふん尿処理・利用の手引き2004，pp. 55-67, 87-92, 2004
- 5) 北海道農政部編：北海道施肥ガイド，p. 205, 2002
- 6) 中山博敬，中村和正，秀島好昭，多久和浩：牧草地における乳牛スラリー散布時のアンモニア揮散量，第50回農業土木学会北海道支部研究発表会講演集，pp. 58-61, 2001
- 7) 気象庁：過去の気象データ検索
<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>
- 8) 阿部良平，鶴木啓二，中村和正：大規模酪農地域における河川水質と流域条件の関係について，第55回農業土木学会北海道支部研究発表会，pp. 104-107, 2006
- 9) 鶴木啓二，多田大嗣，中村和正，鳥海昌彦，大杉周作：草地酪農地域における緩衝林帯の機能，平成20年度農業農村工学会大会講演会，pp. 878-879, 2008
- 10) 鶴木啓二，多田大嗣，鳥海昌彦，竹部健司：草地酪農流域における水質浄化池の効果，平成21年度農業農村工学会大会講演会，pp. 312-313, 2009
- 11) 鶴木啓二，多田大嗣，鳥海昌彦，鈴木信也：ライシメータによる緩衝林帯の水質浄化機能の検討，平成22年度農業農村工学会大会講演会，2010（投稿中）
- 12) 児玉正俊，南光人，鳥海昌彦，鈴木信也，鶴木啓二，中村和正，多田大嗣：国営環境保全型かんがい排水事業「はまなか地区」における排水路の水質改善状況，第58回農業農村工学会北海道支部研究発表会，pp. 66-69, 2009
- 13) 多田大嗣，鶴木啓二，加藤道生：土砂緩止林整備後の生育状況と土壌物理性，第53回（平成21年度）北海道開発技術研究発表会，2010
- 14) 北海道開発局：平成11年度根室地域浄化型排水路設計等業務，p. 35, 2000
- 15) 山下彰司，新目竜一，赤岩孝志，鶴木啓二：広域農業地域における水質負荷量に関する一考察，土木学会北海道支部平成19年度年次技術研究発表会，2009

- 16) 国土交通省：国土数値情報ダウンロードサービス,
<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/index.html>
- 17) 橋治国：土木学会環境水理部会研究集会資料, 2007
- 18) 矢挽哲也, 中津川誠：常呂川・網走川流域の汚濁負荷量について―流域の土地利用と負荷量の特徴―, 北海道開発土木研究所月報 No625, pp. 2-19, 2005
- 19) 農林統計協会：2000年世界農林業センサス農業集落カード CD-R
- 20) (社)北海道農業改良普及協会：家畜ふん尿利用の手引き, 2004
- 21) 日本下水道協会：流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説, 平成11年版
- 22) 大村邦夫：クリーン農業に関する技術資料―酪農排水が周辺水系の水質に及ぼす影響～酪農地帯の水質環境の実態と水質汚濁防止のための指針～, 北海道中央試験場, 1996
- 23) 建設省土木研究所：土木研究所資料, 昭和63年度下水道関係調査研究年次報告書, pp. 97-103, 1988
- 24) 山本潤, 牧田佳巳, 山下彰司, 田中仁：風蓮湖に陸域からの汚濁負荷が及ぼす影響に関する現地観測, 海岸工学論文集, 第54巻, pp. 1006-1010, 2007
- 25) 山本潤, 林田健志, 峰寛明, 牧田佳巳, 山下彰司, 田中仁：北方の閉鎖性海域に適した低次生態系モデル構築に向けた現地実験, 海岸工学論文集, 第55巻, pp. 1196-1200, 2008
- 26) Jun Yamamoto and H. Tanaka. 2006. Internal tides and autumn slack water in Nomi Bay, Japan. *Coastal Engineering Journal*, Vol.48, No. 3. pp.257-278. 2006.
- 27) Jun Yamamoto, Mitsuhiro Watanabe, Shoji Yamashita, Kenji Hayashida, Hiroaki Mine and Hitoshi Tanaka. Study on Applicability of an Ecosystem Model in Cold Region Enclosed Sea. *International Conference on Estuaries and Coasts*, 2009.

DEVELOP TECHNIQUES FOR REDUCING THE ENVIRONMENTAL LOAD ON RIVERS FROM LARGE-SCALE FARMLAND

Abstract : Environmental load-reducing technologies were studied using the watershed of Lake Furen, which includes a large dairy farming area, as the main test field. Concerning the management of grass fields, it was found that the outflow of fertilizer from the surface can be controlled by field management that involves making cuts in the grassland. To evaluate the functions of water quality conservation facilities established under the Farmland and Rural Improvement Project, a field survey was conducted to quantitatively evaluate the water purification functions of a purification basin located halfway through a drainage channel and a buffer zone to purify surface runoff from the grassland along the drain channel. In addition, the effect of establishing water quality conservation facilities to reduce water pollution loads in a small watershed was clarified, and the inflow of pollution loads into Lake Furen was estimated on the assumption that measures were taken throughout the watershed. Water quality analysis based on this estimation indicated that water quality can be improved considerably around the areas where rivers flow into the lake.

Key words : water quality ; dairy farming ; closed sea area