

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

研究期間：平 18～平 22

担当チーム：流域負荷抑制ユニット、寒地技術推進室

研究担当者：中村和正、山本潤、横濱充宏、矢部浩規、
渡辺光弘、中山博敬、林田寿文、佐藤仁、
大久保天、鶴木啓二、古檜山雅之、
加藤道生、稲垣達弘、矢野雅昭、牧野昌史、
斉藤勉、幸田勝、西山章彦、川合正幸

【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、水質負荷流出抑制技術の検討を行った。牧草地の管理技術に関しては、室内および実際の牧草地で人工降雨装置を用いた実験を行った。その結果では、草地表面に切り込みを入れることが、肥料分の流出抑制に有効であった。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、排水路途中に設置する水質浄化池や、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林帯が有する水質浄化機能を、それぞれ現地調査で定量的に評価した。緩衝林帯については、それが水質浄化機能を発揮するための造成・維持管理手法について、土壌物理性試験や樹木の生育状況調査から明らかにした。

また、水質対策が流域全体に与える効果の予測では、つぎのような結果を得た。まず 7.2km² の小流域での水質調査によって、水質浄化池や緩衝林帯、肥培灌漑施設の整備の進捗に伴い、水質が改善されることを明らかにした。つぎに、このような水質対策が風蓮川流域全体で進んだと仮定した場合の水質の推定を行い、風蓮湖への流入部の水質が、小流域と同程度に改善されることを示した。さらに、湖への流入河川の水質が改善された場合における風蓮湖内での水質シミュレーションを実施し、出水による大流量時に河川流入付近で水質の大幅な改善が期待できることを示した。なお、このシミュレーションのモデルには、低温域に生息する植物プランクトンの培養実験で把握したパラメータを使うなど、現地の地域条件を反映させた。

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

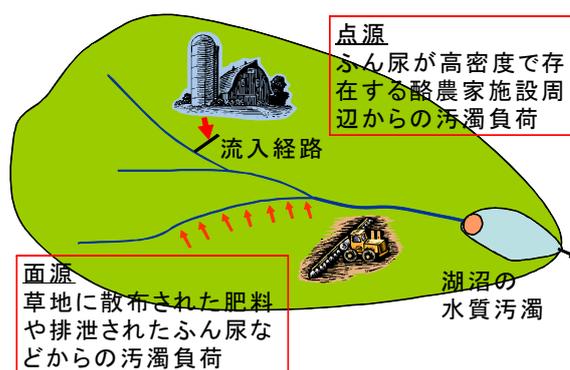


図-1 酪農に起因する点源と面源

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については、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。酪農地帯を抱える流域での水質保全に対するこれらの対策の寄与は、図-2のように考えることができる。

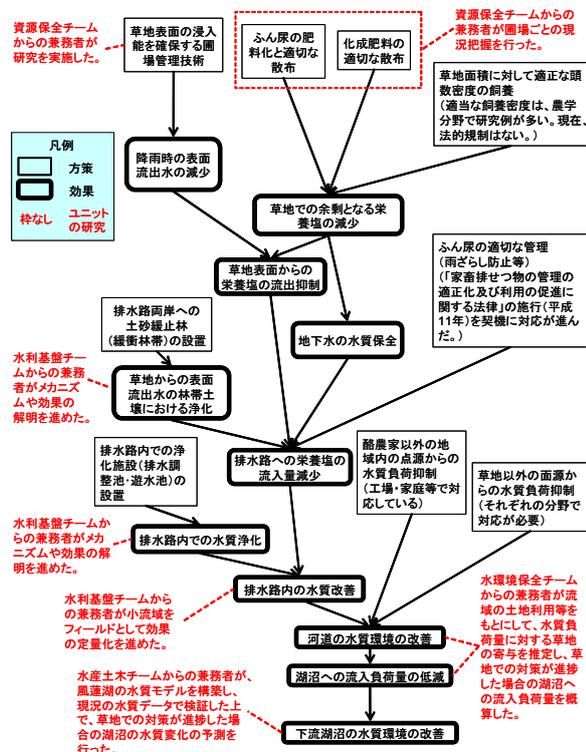


図-2 酪農地帯の水質保全に有効な方策及び期待される効果と流域負荷抑制ユニットの研究活動

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た。各チームからの兼務者が取り組んだ内容を、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の検討

- 4) 酪農専業地帯における緩衝林帯の維持管理手法
- 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) 生物パラメーター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のいくつかは、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灌灌漑施設であり、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、平成18～22年度の5年間を通して得られた成果を、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、風蓮川・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、同じく飼養頭数は約120頭である。

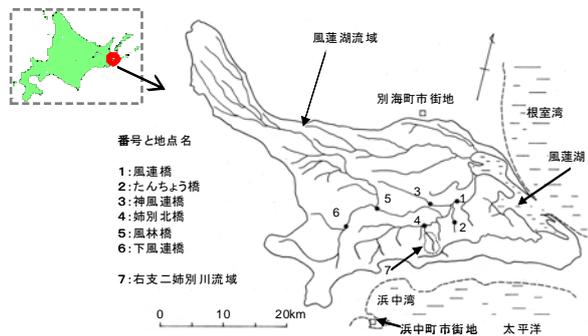


図-4 調査フィールド(風蓮湖流域)

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、流域内牧草地に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(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年および2010年のそれぞれ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5月上旬および一番草刈取り後、二番草刈取り後の合計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、2009年度は記録データの軌跡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

移動回数を算出した。また、2010年度はGISソフトを用いて、各圃場内の軌跡データを抽出することで、各圃場へのふん尿スラリー散布量を算出した。農家は、ふん尿スラリー運搬時に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2009年度の農家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は、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全窒素濃度分析値に乘じることにより、化学肥料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に示した化学肥料換算値は、基準肥効率および補正係数を用いて化学肥料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。圃場の多くは施肥標準より少ない施肥量であった。農家B(表-2)では12b、12cおよび12g圃場で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。

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)		一番草刈取後施肥(kg/10a)		二番草刈取後施肥(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(%)	ふん尿スラリーの化学肥料換算(%)	ふん尿スラリーの化学肥料換算(%)			
11a	1.4	1500	2.3	2.2	4.4	1.6	2.4	8.4	
11b	1.3	449	2.3	1.8	4.1	2.3	1.8	8.2	
11c	1.7	468	2.3	1.6	3.8	2.1	1.6	7.5	
11d	0.4	300	2.3	1.9	4.2	0.8	2.1	7.1	
11e	0.3	468	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	360	2.3	1.8	4.0	0.9	1.8	6.7	
11h	0.2	928	2.3	1.6	3.8	2.2	1.8	7.9	
11i	1.8	1278	2.3	1.4	3.6	0.5	1.4	5.6	
11j	1.6	393	2.3	1.5	3.7	1.0	1.2	5.9	
11k	1.7	367	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)			一番草刈取後施肥(kg/10a)		二番草刈取後施肥(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

表-3 各圃場における窒素施肥量 (農家A 2010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)			一番草刈取後施肥(kg/10a)		二番草刈取後施肥(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	4.5	2.1	1.8	8.3		
11b	1.3	4.49	2.3	2.1	4.4	2.2	1.9	8.4		
11c	1.7	4.68	2.3	2.2	4.5	2.3	2.1	8.8		
11d	0.4	3.00	2.3	—	2.3	—	—	2.3		
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	4.0	2.6	3.0	9.6		
11g	2.0	3.60	2.3	2.2	4.4	2.5	2.4	9.2		
11h	0.2	9.28	2.3	—	2.3	—	—	2.3		
11i	1.8	12.78	2.3	2.0	4.2	1.7	1.8	7.7		
11j	1.6	3.93	2.3	1.8	4.0	1.8	1.6	7.4		
11k	1.7	3.67	2.3	1.5	3.8	2.2	1.7	7.6		

※:「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

表-4 各圃場における窒素施肥量 (農家B 2010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)			一番草刈取後施肥(kg/10a)		二番草刈取後施肥(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	化学肥料	ふん尿スラリーの化学肥料換算(※)	化学肥料	ふん尿スラリーの化学肥料換算(※)	
12a	1.3	8.14	4.5	2.9	7.4	0.0	2.2	2.2	4.0	13.5
12b	1.6	1.58	4.5	0.0	4.5	3.3	0.0	3.3	0.0	7.8
12c	1.6	1.53	4.5	0.0	4.5	3.2	0.0	3.2	0.0	7.7
12d	0.2	4.75	4.5	—	4.5	0.0	—	0.0	—	4.5
12e	0.8	14.79	4.5	3.7	8.2	0.0	2.0	2.0	3.3	13.5
12f	0.8	10.00	4.5	2.3	6.8	0.0	1.4	1.4	2.8	11.0
12g	1.0	1.00	4.5	0.0	4.5	0.0	0.5	0.5	1.1	6.2
12h	1.0	8.09	4.5	2.8	7.3	0.0	2.3	2.3	3.5	13.1
12i	0.8	4.95	4.5	2.2	6.7	0.0	1.9	1.9	3.6	12.2

※:「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-3および表-4には、2010年度の農家AおよびBにおける各圃場の窒素施肥量を示す。ふん尿スラリーの化学肥料への換算方法は2009年度と同様である。なお、農家Aの11d、11h圃場および農家Bの12d圃場のスラリー散布量については、GPSデータの抽出不良のため欠測とした。農家A(表-3)での年間の窒素施肥量の合計は、最も多い圃場で9.6kg/10aであり、前述の施肥標準(10kg/10a)と同等であり、2009年度と比較して、大きな変化は見られなかった。農家B(表-4)では、2010年度と同様に12b、12cおよび12g圃場でのふん尿スラリー散布がゼロか少量であった。年間の窒素施肥量の合計は、最も多い圃場で13.5kg/10aであり、2009年度と比較して、化学肥料による施肥量と一番草刈取り後のふん尿スラリーによる施肥量が増加していた。施肥標準と比較すると、やや施肥量が多い圃場が見られ、それらについては化学肥料を減肥することが望ましいと考えられる。ただし、2009年と2010年の2年間のデータを見ると、2年連続して過剰な施肥が行われているわけではないため、おおむね施肥標準に沿った圃場管理がなされていると判断した。

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低減することができる⁴⁾が、傾斜地でのふん尿散布では、①排水路近傍10m以内には施肥しない、

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⁴⁾。

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、2009年度および2010年度の両年度とも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

第8章でも述べるように、近年、この地域における測定事例では、牧草地表面の浸入能が数mm/h程度と小さい圃場が多く見られる。これは、農業機械の大型化に伴う土壌の堅密化が一因であると考えられる。それゆえ傾斜草地では、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、草地表面の浸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。2009年度は傾斜草地を模擬した室内試験装置を作成し、ふん尿スラリーを表面散布する試験区と草地表面に切り込みを入れて地中に散布する試験区に加え、草地表面に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⁶⁾。2010年度は、現地の傾斜草地において、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、人工的に散水する現地試験を実施した⁷⁾。

4.2 方法

4.2.1 室内実験(2009年度)

4.2.1.1 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。実験用草地の作成では園芸用プランター(約56cm×約16.5cm×高さ約19cm)を用い、底面から10cmに締固めた土層を設けて基盤とした。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。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得られた、表層0~5cmの飽和透水係数 $10^{-4} \sim 10^{-6} \text{cm/s}$ オーダーを参考とし、実験用草地も現地土壌と同程度と

するため透水係数が 10^{-5}cm/s オーダーになるように土壌を充填した。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。

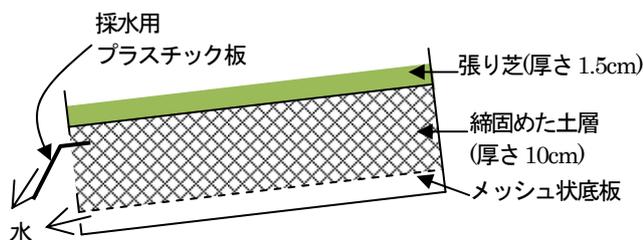


図-5 実験用草地の模式図

4.2.1.2 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交方向に



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



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

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-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。この量は過去に北海道東部の K 牧場で実施したスラリー散布実験時に得られた値⁸⁾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⁹⁾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。

図-5の採水用プラスチック板から流出する水は、試験開始直後から3時間後まで、1時間ずつ継続して採取した。

4.2.2 現地試験 (2010年度)

4.2.2.1 傾斜草地における試験区の設置方法

図-6に傾斜草地(傾斜約4.6度)に設けた試験区の概要を、写真-5に現地での設置状況を示す。試験区は地表面に手を加えない対照区と、地表面に切り込みを入れた処理区を1セットとし、3反復の実験を行えるように3セット設置した。各試験区では幅0.35m、長さ1.1m、深さ約0.1mのステンレス製の枠を打ち込み、試験区内外の土壌中および草地表面の水の移動をふせいだ。また、傾斜方向下端の一边は開放状態とし、表面流出水を採水するために、牧草のルートマットと土壌との境界付近に採水用の受け板を差し込んだ。処理区における土壌への切り込みは、深さ約10cm、長さ約5cm、幅約0.3cmで、図-6に示す間隔で処理した。

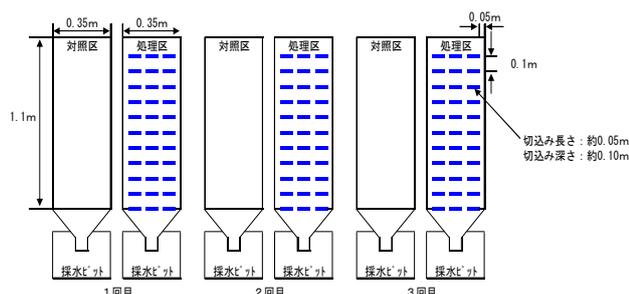


図-6 試験区の概要



写真-5 試験区の設置状況

4.2.2.2 散水およびふん尿散布方法

ステンレス枠の直上には、人工降雨装置を図-7のように設置した。散水量は4.2.1.2と同様に降雨量換算で約

47mm/hとなるように、流量を確認しながらバルブを調整した。今回用いた人工降雨装置は、一度に2つの試験区にしか同時に散水することができないため、対照区と処理区を1セットとして、3日に分けて実験を行った。

ふん尿の散布量は、各試験区とも1,000g(約26.0t/haに相当)とした。この量は、4.2.1.2と同様に過去に道東のK牧場で実施したスラリー散布実験時に得られた値⁹⁾を参考とした。なお、表-5に各試験区における作業工程を示す。ふん尿スラリー散布後、散水開始までの静置日数は、4.2.1.2と同様に2日間とした。

表面流出水は、試験開始直後から4時間後まで、1時間ずつ継続して採取した。

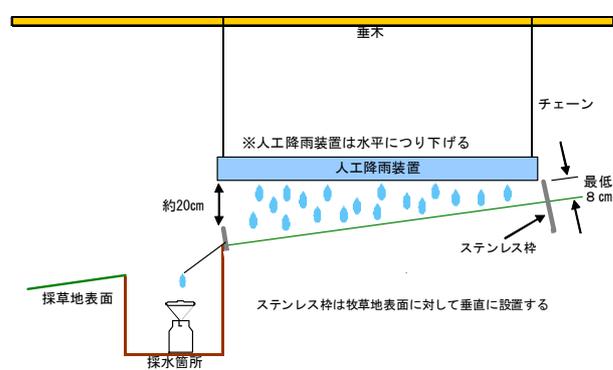


図-7 人工降雨装置の設置概要

表-5 ふん尿スラリー散布と降雨散水日

	1日目	2日目	3日目	4日目	5日目	6日目
1回目	対照区① 処理区①	ふん尿スラリー散布 静置	静置	人工降雨散水	/	/
2回目	対照区② 処理区②	/	ふん尿スラリー散布 静置	静置	人工降雨散水	/
3回目	対照区③ 処理区③	/	/	ふん尿スラリー散布 静置	静置	人工降雨散水

4.3 結果および考察

4.3.1 室内試験

表-6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、切入あり表面散布区、表面散布区の順に多くなった。切入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、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-6 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	358.0	336.9
1~2時間	1252	207.2	312.7
2~3時間	1491	431.2	580.1
0~3時間合計	3793	996.4	1229

表-7 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	22	26
1~2時間	68	10	18
2~3時間	87	18	29
0~3時間合計	210	50	73

表-7 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小さくなった。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。

4.3.2 現地試験

図-8 に表面流出水量、浸入量および表面流出割合の平均値を示す。0~1時間目については、t検定の結果、処理区の表面流出量が対照区と比較して5%水準で有意に少ない値となった。また、いずれの時間帯も、処理区の表面流出量が対照区と比較して少ない傾向を示した。すなわち、傾斜草地では草地表面に切り込みを入れることで、降雨をすみやかに土中へ浸入させ、表面流出を抑制できることが明らかとなった。

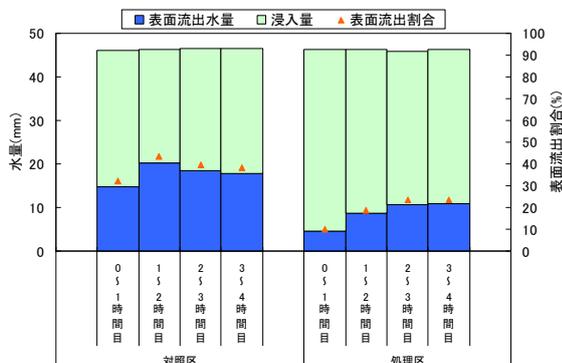


図-8 人工降雨の表面流出水量と浸入量の分配

表-8 に降雨開始から表面流出水が発生するまでの時間と降雨量を示す。対照区では平均13分後から、処理区では平均32分後から表面流出水が発生しており、切り込みを入れることで表面流出水発生開始までの時間が長くなった。表面流出水が発生するまでの降雨量は対照区が平均10mm、処理区が平均25mmである。すなわち、0~1時間目の処理区の表面流出水量が有意に少ないのは、切り込み処理により降雨初期に土壌中へ浸入する水量が多くなったためである。図-8の1~2時間目以降を見ると、表面流出は両区ともそれぞれほぼ一定となっており、表面流出割合は対照区では平均41%、処理区では平均22%であった。

表-8 表面流出水発生までの時間と降雨量

	降雨開始から表面流出発生までの時間(分)	表面流出が始まるまでの降雨量(mm)
対照区	13	10
処理区	32	25

図-9 に表面流出水量と全窒素流出量の関係を示す。なお、降雨水中に含まれる全窒素は差し引いて計算した。また、表面流出水72サンプルのうち、5つのサンプルの全窒素濃度が降雨水中のそれより小さい結果となった。これら5サンプルについては、サンプリング時の不具合等が考えられるため、データを除外した。図-9より、表面流出水量の大小にかかわらず、全窒素濃度が一定とみなせることがわかる。

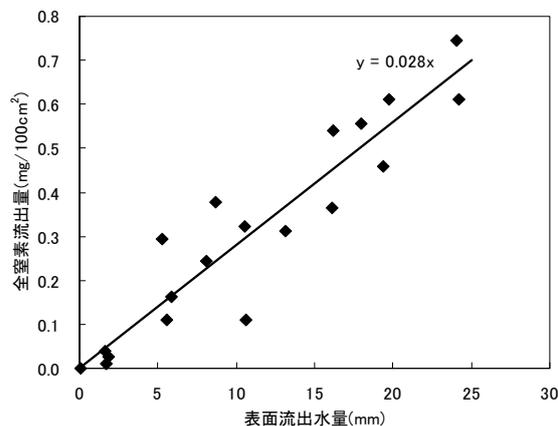


図-9 表面流出水量と全窒素流出量

これらの結果より、今回の試験条件のような強い雨の場合の降雨量と全窒素流出量の関係は、図-10のようにまとめられる。降雨が10mmまでは両区とも表面流出が発生しないため、全窒素流出量はゼロである。降雨が10mmを超えると、対照区で表面流出水が発生し、25mmを超えると処理区でも発生が始まる。表面流出水

発生後は、表面流出割合の違いが全窒素流出量の差となって現れる。図-10を用いることで、降雨量の大きさに応じて、切り込みの有無による全窒素流出量の違いを推定できる。

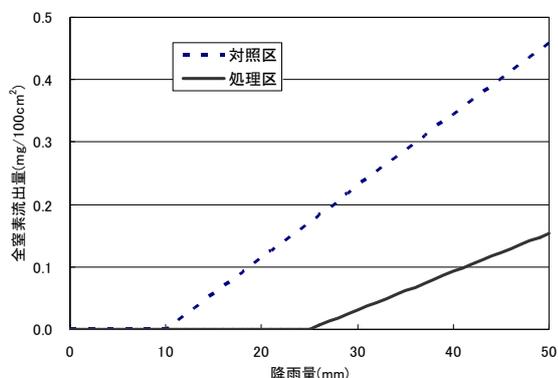


図-10 降雨量(R)と全窒素流出量(TN)の関係

前述の通り、スラリーを地中に施用する場合には、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-6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-6 スパイクエアレータ

4.4 小括

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、2009年度は実験室内において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。さらに2010年度は、浸入能が小さい現地の傾斜草地において、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、人工的に散水する現地試験を実施した。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、従来からあるスパイクエアレータという装置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¹⁰⁾

北海道東部釧根地域では1960年代以降に大規模な草地開発が行われ、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、土地利用の変化が流域の水質環境に大きな影響を及ぼしたと考えられる。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。本章では、平水時を対象とし、風蓮川のいくつかの支流における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-9）。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-9 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-11）、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。

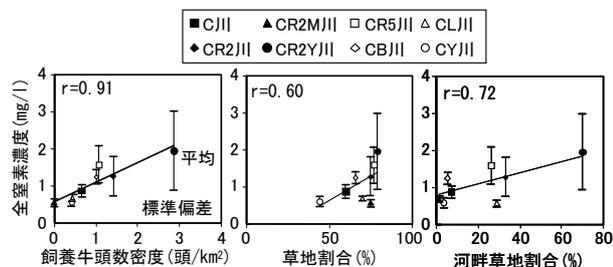


図-11 全窒素の平均濃度・標準偏差と土地利用条件

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-12）、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った。これは、流域内の酪農的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。

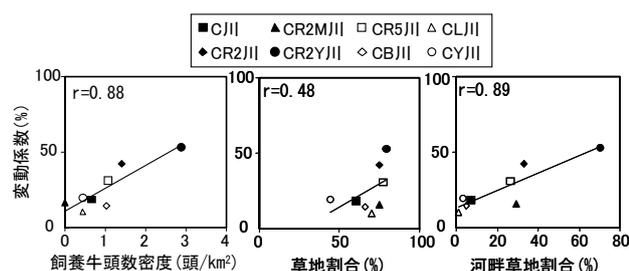


図-12 全窒素濃度の変動係数と土地利用条件

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ふん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¹⁾

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、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。本章では、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により、河畔緩衝帯としての水質浄化機能を検討した。なお、林帯の水質浄化機能については、次章でも扱うが、本章では既存の自然の林帯での調査結果を、次章では新たに造成される林帯を想定した調査結果をそれぞれ述べる。

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未滿と非常に小さく、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の採取、緩衝林帯地下水位および降水量の観測を行った。地下水採取地点は、草地と林地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（有孔塩ビ管、深度1.5m）は1地点つき横方向に1m間隔で5箇所計40箇所設けた（図-13）。観測孔の深度は、事前の土壌調査から難透水層と考えられる土層の深度から決定した。

緩衝林帯地下水は、採取日の前日に観測孔内に溜まっていた地下水をバッテリー駆動式ポンプを用いて汲み出して除去し、採取時まで観測孔内に浸み出た全量を採取した。草地表面水は、草地と緩衝林帯の境界部の地面を掘り下げ、プラスチック製のコンテナを設置して集水した。降雨時発生した草地表面水はコンテナ内に溜まり、溢流分は緩衝林帯へと流れていく。降雨後、コンテナ内に溜まっていた水を草地表面水として採取した。

観測は2005年7月～9月と2006年7月～11月、2007年7月～11月に実施した。地下水の採取は、地下水位の測定結果から地下水が大きく移動すると想定された降雨後1日～5日までの間に実施した。採取した試料は室内で水質分析に供した。解析に用いた水質分析項目は全窒素(T-N)、硝態態窒素(NO₃-N)、

アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、全リン (T-P)、塩化物イオン (Cl) で、分析方法はJISに準じた。また、有機態窒素 (TON) はT-Nから $\text{NO}_3\text{-N}$ と $\text{NH}_4\text{-N}$ を減じて求めた。

地下水位は、草地と緩衝林帯の境界から 0m、10m、20m、30m 地点に地下水採取用とは別の観測孔を設置し、感圧式自記水位計を用いて 10 分間隔で観測した。降水量は逆置マス式自記雨量計を用いて観測した。欠測があった場合は、観測地最寄りの厚床アメダスのデータを用いた。

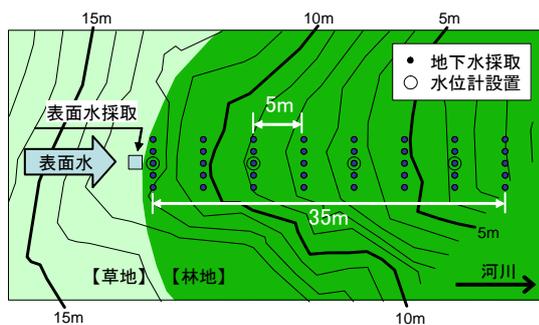


図-13 緩衝林帯調査概要

6. 2 調査結果

草地からの表面流出水が緩衝林帯土壤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-14)。このことは、草地からの表面流出水を緩衝林帯土壤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。

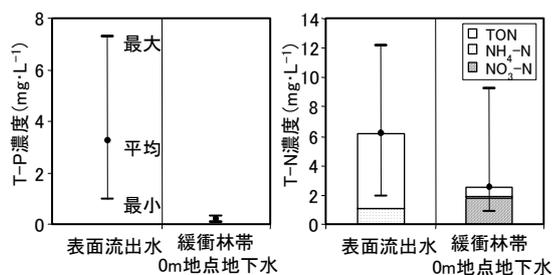


図-14 草地表面水と緩衝林帯地下水の濃度

緩衝林帯土壤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-15)、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。

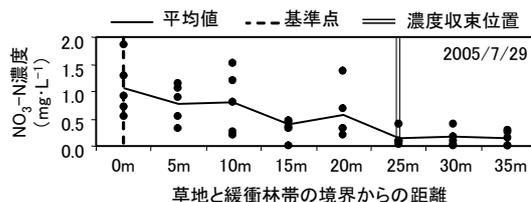


図-15 緩衝林帯地下水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度低下 (総降水量 77mm、降雨 2 日後の事例)

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-16(a))。すなわち、降雨直後も緩衝帯幅として 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-16(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 (土壤との接触、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、地下水の中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 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。

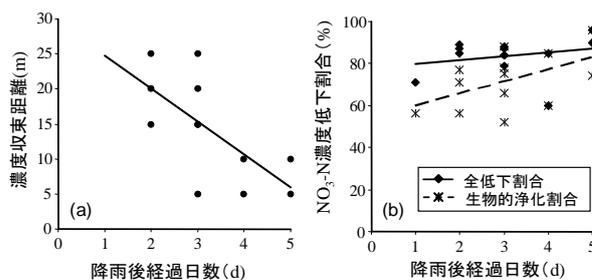


図-16 降雨後経過日数と $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度低下の関係

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¹²⁾

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「Z地区」の水質保全対策工を評価した。また、緩衝林帯を計画・設計する際に、規模決定に利用可能なツールを開発した。

7.1 水質浄化池の機能調査

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。なお、事業計画では、平水時でT-N、T-Pともに20%の負荷削減としている。

7.1.1 調査方法

水質水文調査はZ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2007～2010年の5～11月に1回/月程度、降雨出水時の採水は3地点を対象として自動採水器で2009～2010年にそれぞれ6～7回実施した。水質分析項目はT-N、T-P、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-17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(=低下濃度/流入濃度×100)を求めると全地点の平均は

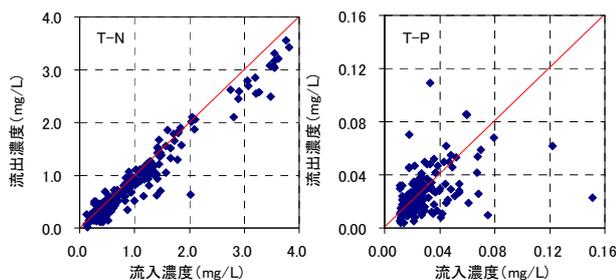


図-17 水質浄化池の平水時の状況

15%と算出された。T-Pは、環境省の「生活環境の保全に関する環境基準」の(2)湖沼のサケ科魚類に対する基準値である水産1種を適用し、流入濃度が0.01mg/L以下のデータを除いて集計した結果、濃度低下率の平均は17%であった。

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-18に示す。負荷量は時間の経過ととも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。本研究では、一連の降雨出水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-10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-Nの削減率が低い理由は、溶存態の占める割合が高く懸濁態の沈降による削減効果が少ないためと考えられる。T-Pについては、土粒子に吸着されて流入するため沈降の効果により削減率が高いと予想されたが、SSほど高い削減割合ではなかった。これは、T-Pの吸着した土粒子はシルト、粘土等の微粒子で、池に沈降せずに流出したためと推定される。

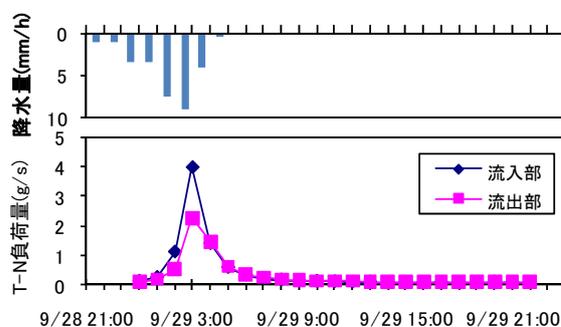


図-18 降雨出水時の水質浄化池の負荷量推移

表-10 降雨出水時の水質浄化池の負荷削減率(2009、2010年)

	削減率(%)		
	T-N	T-P	SS
A池	6	10	34
B池	3	5	21
C池	4	2	38

7.2 土砂緩止林の水質浄化効果¹³⁾

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水質浄化機能を評価した。

7.2.1 調査方法

緩衝林帯の水質浄化機能は、土壌の役割が重要とされていることから、事業実施地区の河畔において整備された緩衝林帯と同等の土壌条件とするため、整備された緩衝林帯に近い現地において、土壌を乱さないように緩衝林帯を模したライシメータを設置した(図-19)。調査は、実際の降雨時に草地表面を流下する汚濁水を想定し、河川水に牛ふん尿スラリーを溶かした人工濁水を濃度・流量を変化させて注水した。人工濁水は、T-N 濃度で 5mg/L、10mg/L、20mg/L、流量は 3~15L/min の範囲で 6 段階に設定し、合計 18 条件で注水した。T-N 濃度 20mg/L は、既往の文献における施肥直後および堆肥施用後の表面流出水養分の平均値を参考に決定した。また流量設定の 15L/min は、ライシメータ上部に延長 200m の草地があると仮定し、そこに 100mm/d 程度の降雨があった場合、草地での浸入等を考慮して緩衝林帯に流入する最大流量と想定した。

本調査では物質収支を把握するため、注水流量、末端流出流量および蒸発散量の現地観測を行った(図-19)。また、人工濁水注水後の地下水、下方浸透水および末端流出水を採水して水質分析を行った。検討対象とした水質項目は全窒素(T-N)および全リン(T-P)である。現地観測および水質分析結果から、ライシメータ末端まで表面水が達していた場合、図-20 に示す方法によってライシメータ内の物質収支を求めた。

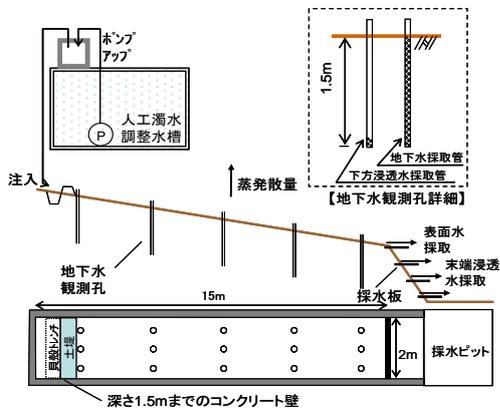
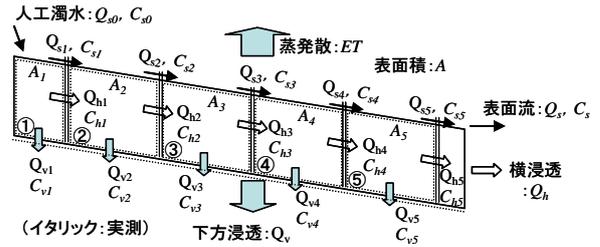


図-19 ライシメータの概要



土壌が飽和状態で表面流が発生していると仮定
 $Q_{h1} = Q_{h2} = Q_{h3} = Q_{h4} = Q_{h5} = Q_h$
 $Q_{v1} = Q_{v2} = Q_{v3} = Q_{v4} = Q_{v5} = Q_v$ (単位面積当り)
 $Q_v = Q_{s0} - Q_s - Q_h - ET$
 $Q_{si} = Q_{s(i-1)} - Q_h - Q_s \cdot A_i - ET \cdot A_i$
 $C_{si} = C_{s0} - \frac{C_{s0} - C_s}{15} \times \text{上端からの距離}$

図-20 物質収支の計算方法

7.2.3 調査結果

末端流出負荷量及び下方浸透負荷量を、投入負荷量を 100 とした場合の割合に換算し、投入負荷割合から末端流出負荷割合と下方浸透負荷割合を差引いたものを削減率と定義した。この結果を試験条件毎にフロー化して整理した。代表的な事例として 4 パターンのフローを図-21 に示す。この結果から、投入負荷量と削減率の関係を投入濃度(T-N)別に整理した(図-22)。低流量(3L/min)の条件(図中各濃度の左側の点)で比較した場合、高濃度(20mg/L)の削減率が高くなっていた。低流量の場合は表面流出が末端まで達していないことから、高濃度の人工濁水が土中の浸透過程で土壌の吸着・濾過により大幅に濃度低下したためと考えられる。また、高濃度(20mg/L)の条件で比較した場合、負荷量が増加、すなわち流量が増加するに従って削減率が低くなる傾向があった。高流量の場合は高濃度の人工濁水が末端まで表面流出することから、削減率が低くなったと考えられる。

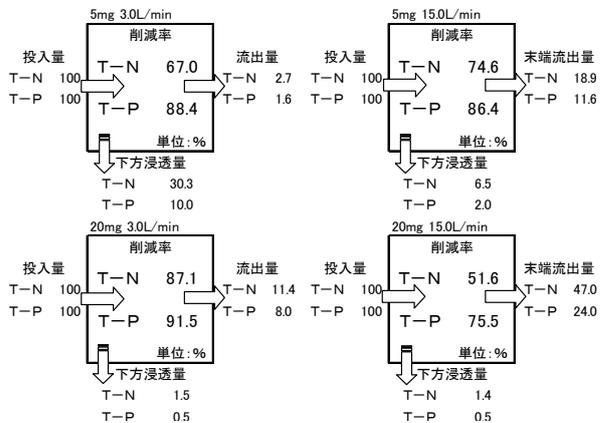


図-21 物質収支の事例

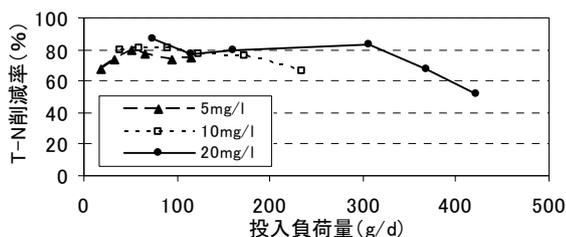
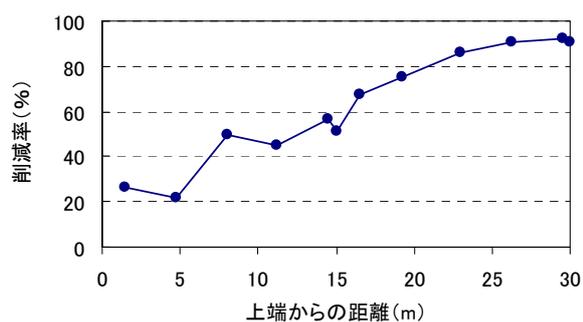


図-22 投入負荷量とT-N削減率

次に、今回の試験で最大負荷量を与えた条件(20mg/L・15L/min)における物質収支を図-20に基づき求め、上端からの距離毎での削減率を算出した。このとき、末端15m地点での表面水の流量が7.3L/min、T-N濃度が12.0mg/Lとなっており、7.5L/min・10mg/Lの注水試験における上端の条件に近似的であった。そこで、20mg/L・15L/minの注水試験における15m地点以降の水質負荷の低下条件に7.5L/min・10mg/Lの注水試験の結果を適用させて30m地点までの削減率を推測した(図-23)。この結果から水質浄化に必要な緩衝林帯幅を決定できる。例えば、負荷削減目標を50%に設定した場合は10~15m程度、80%に設定した場合は20m程度となる。また、25m程度で削減率の変化はほとんど無くなることから、緩衝林帯の幅は最大で25m程度で十分と判断できる。

20mg/L・15L/minという設定負荷量は、降雨時における当該地域の草地での平均的な表面水濃度で、1年確率の24時間降水量があったときの表面水流量に相当しており、これを緩衝林帯に流入する計画負荷量とすることが妥当といえる。すなわち、本検討によって、当該地域において緩衝林帯を整備するにあたり、目標とする削減率を設定すると、必要な緩衝林帯の幅を決定することが可能となった。

図-23 上端からの距離とT-N負荷削減率
(20mg/L・15L/min)

7.3 流出解析モデルによる河畔緩衝林帯の水質浄化効果の推測

ここでは、草地～緩衝林帯～排水路の土地利用状況を反映した水文・水質過程を表現可能な流出解析モデルを

開発し、河畔の草地を緩衝林帯として整備したときの水質浄化効果を評価した。

7.3.1 解析モデルの概要

(1) 流出モデル

流出モデルは、不飽和帯にダルシー則(風上の水理量の適用)、表面流に二次元浅水流モデル(Leap-Frog差分法)を用い、表面流と中間流の2層流を解析可能とする分布型の物理モデルとした。座標系は正方形のスタaggerドメッシュとした。土地利用の違いは、おもに浸入能の違いで表現できる。

(2) 水質モデル

水質解析モデルは流出解析モデルに組み込み、各メッシュに入力された降水に草地の汚濁負荷を与え、表面水の土壌への浸入過程、表面水の移動過程、土壌中の横浸透過程における水質変化を表現することとした。水質の低減はStreeter-Phelps式の考え方に基づき、当該メッシュの水質濃度に(1-通過率)を乗じて求めた。表面水の移動過程と土壌中の横浸透過程での水質変化には、ある一定以下に濃度が低下しないように基底濃度の概念を導入した。土地利用の違いは地表に存在する負荷物質と地表流での水質通過率で表現した。すなわち、草地には地表の負荷物質が多く、地表流での水質の低減が小さくなるようパラメータを設定した。

7.3.2 モデルの再現性検討

上記モデルを用いて、2流域で各2回の降雨出水を対象に、各パラメータを調整しながら流域最下端の流量と水質濃度(T-N)の変化を計算した。対象とした流域は北海道東部酪農地域に位置するZa流域(10.1km²)とZb流域(2.5km²)である。モデルの再現性の検証のために、実測値との適合性を確認した。Zb流域の事例を示す(図-24)。

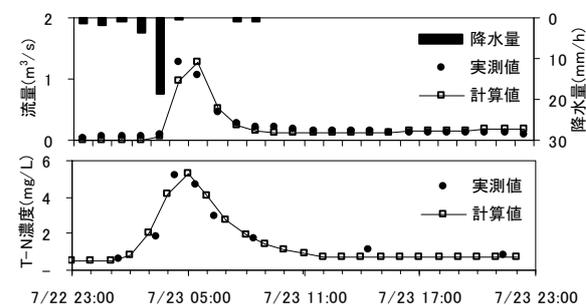


図-24 モデルの再現性

流量、水質濃度ともに良好な再現結果が得られた。流量については、両流域に適用可能な汎用パラメータを取得した。しかし、水質濃度についてはそれぞれの流域に合わせたパラメータ調整が必要であった。

7.3.3 緩衝林帯効果のシミュレーション

開発した解析モデルを用いて緩衝林帯の水質浄化効果を評価した。評価は、Za・Zb 流域のデータを用い、現況から林地を無くした場合と、そこから河道の両脇に林地を配置した場合の2種類の仮想の土地利用データを作成し(図-25)、降雨があったときの流出解析を行って流出負荷量を比較することとした。林地は本流と主な支流(1/25,000 地形図に記載されている河道)に配置し、林帯幅は環境保全型かんがい排水事業で整備している土砂緩止林と同程度の30mとした。

解析結果として、「3.3.2」で示した事例と同じ降雨データを用いた事例を図-26に示す。林帯を配置すると、無い場合に比べて流量、水質ともにピークが小さく、負荷量も大きく削減されることが分かる。2 出水の事例で負荷削減割合を算出すると、Za 流域では5割程度削減、Zb 流域では8割程度削減されるという結果が得られた。Zb 流域の削減割合が大きい理由は、Za 流域に比べて流域面積が小さく、今回の林地の配置設定では、流域面積に対する林地の割合が大きくなったためと考えられる。

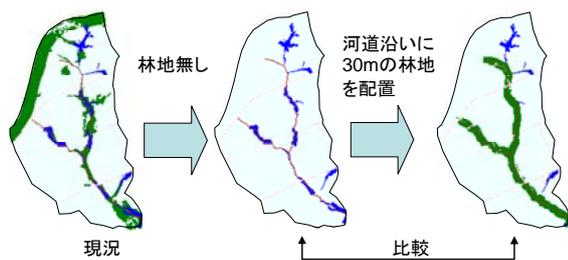


図-25 林帯効果の解析イメージ図

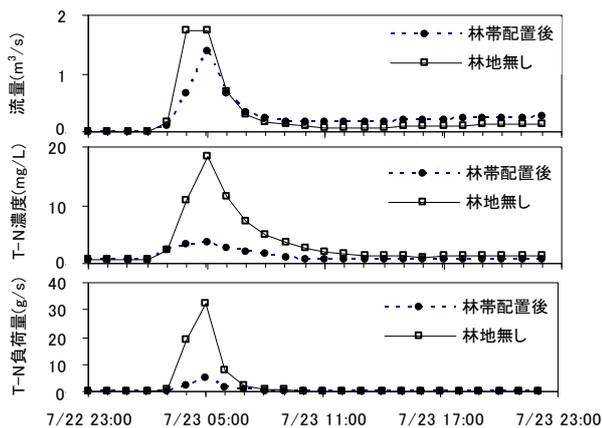


図-26 林帯効果の解析例

7.4 水質保全方策の流域水質環境への効果¹⁴⁾

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した。

7.4.1 調査方法

調査は、国営環境保全型かんがい排水事業はまなか地区の右支二姉別川流域(図-4参照)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-27)。事業では、肥培灌漑施設が2003年から2009年に、浄化型排水路(河道整備と附帯施設(土砂緩止林、遊水池等)は、おもに2005年度の冬期から2006年度にかけて整備された。

現地調査では、夏期平水時として2001~2009年の6~11月に月1~2回程度で採水を行った。また、2004~2009年の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。さらに、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。

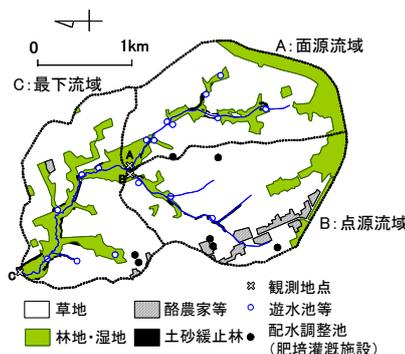


図-27 流域図

7.4.2 平水時の水質改善状況

2001~2009年の事業の進行状況、肥料施用量、平水時における排水路のT-N、T-P濃度の平均値を図-28に示す。水質濃度は事業の進行に伴い経年的に減少し、2006年以降は低濃度で安定した。とくに、点源流域において、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、肥培灌漑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抑制された効果と考えられる。また、流域内に酪農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遊水池等の附帯施設の効果が現れたものと考えられる。

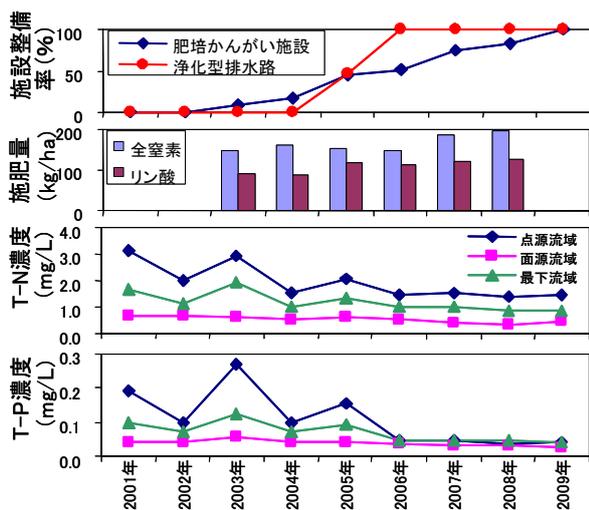


図-28 平水時の平均水質濃度の経年変化

7.4.3 降雨出水時の水質改善状況

2004年～2009年の最下流域における降雨出水時の比流量とT-N比負荷量の関係（I-q式）を図-29に示す。事業の進捗と平水時水質の経年変化から、2004～2005年を事業効果発現前、2007～2009年を効果発現後と位置づけて整理した（2006年は河道整備中のため除外）。効果発現後は効果発現前より、同程度の流出状況のときに流出負荷量が減少していた。これは、平水時の水質濃度と同様に、事業による肥培灌漑施設や土砂緩止林、遊水池等の整備の効果によるものと考えられる。同様の結果がT-PとSSでも確認された。

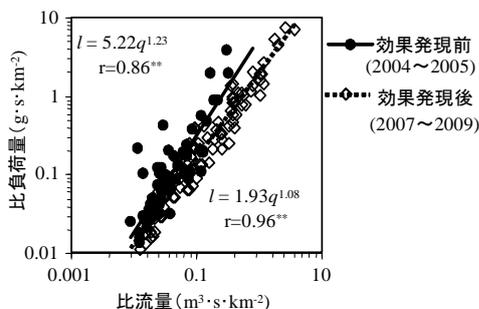


図-29 事業効果発現前後のI-q式

7.4.4 夏期降雨期の水質負荷削減量

上に示した効果発現前のI-q式に2004～2005年の比流量データを、効果発現後のI-q式に2007～2009年の比流量データを代入して流下比負荷量を算出し、期間降雨量との関係を求めた（図-30）。算出期間は各年とも5～11月である。データは少ないが、高い相関関係を示しており、降雨量で流下比負荷量が推定可能と判断された。そこで、当該流域の5～11月の平均降雨量(860mm)を代入して事業効果発現前後の平均的な流下比負荷量を推

定し、流下比負荷の減少割合を算出すると表-11の結果が得られた。これが当該流域における事業による夏期降雨期の負荷削減効果と考えることができる。

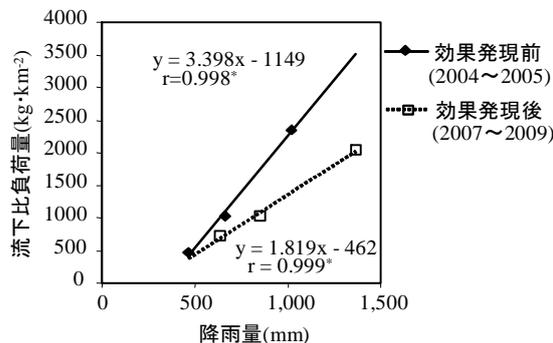


図-30 事業効果発現前後の降雨量と流下比負荷量の関係

表-11 事業による夏期降雨期の負荷削減効果

	T-N(kg・km ²)	T-P(kg・km ²)	SS(t・km ²)
効果発現前	1,776	260	37
効果発現後	1,104	142	24
減少割合(%)	38	45	36

減少割合(%) = (効果発現前 - 効果発現後) ÷ 効果発現前 × 100

8. 酪農専用地帯における緩衝林帯の維持管理手法の検討¹⁵⁾

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壌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、土壌の物理化学性調査および樹木の生育調査を実施し、維持管理手法等について検討した。

8.1 調査方法

国営環境保全型かんがい排水事業「A地区」と「B地区」で2001～2008年に整備された土砂緩止林（以下、林帯と記す）において、土壌物理性調査と樹木の生育調査を実施した。

当地区では、2種類の方法で植樹されている。1つは一般的な植樹方法で苗木を一定間隔で植樹する方法（以下、ポット苗木と記す）である。もう1つは、木材チップや砂利などでマルチングしたサークル内に、数種類の樹木の苗を植える生態学的混播・混植法（以下、混播法と記す）である。当地区の中から、整備後の年数経過や植栽方法等が土壌特性や生育状況に与える影響を明らかにするため、ポット苗木7地点と混播法3地点を選定した（表-12）。なお、調査区3は事前調査により樹木の

生育状況が著しく不良であることを把握しており、原因解明のために設定した調査区である。

上記調査地点において、土壌物理性調査として、林帯と隣接草地で浸入能調査と深さ 50cm 程度までの土壌断面調査を実施した。検討項目は、インテークレート、飽和透水係数、 $pF < 1.8$ の孔隙量である。生育調査では樹種判定、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。

表-12 調査内容一覧

調査区	施工年度	植栽方法	生育調査実施年	備考
調査区1	2001	ポット苗木	2008・2010	
調査区2	2002	ポット苗木	2008・2010	生育不良
調査区3	2002	ポット苗木	2008・2010	
調査区4	2003	ポット苗木	2008・2010	
調査区5	2004	ポット苗木	2008・2010	
調査区6	2004	混播法	2008・2010	土壌調査未実施
調査区7	2005	ポット苗木	2008・2010	
調査区8	2006	混播法	2008・2010	
調査区9	2007	混播法	2008・2010	
調査区10	2008	ポット苗木	2009・2010	

8.2 結果と考察

8.2.1 土壌物理性調査

土壌の浸入能調査結果を図-31 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入を期待できる状況にあることがわかった。しかし、調査区5のように、非常に浸入能の低い箇所もあった。また、林帯整備からの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。これは、植樹前の土壌条件が調査区ごとに異なることが原因と考えられる。経年変化を把握するには同一地点での継続調査が必要であろう。

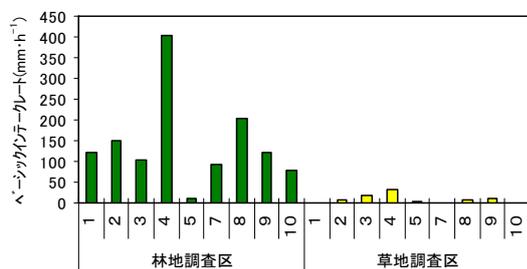


図-31 調査地区の浸入能

土壌断面調査では、土壌表層第1層(地表面から10cm程度)の飽和透水係数に林地区と草地区で大きな差はなく、両地区ともに透水性の低い(10^{-5}m/s オーダー未満)な箇所が多くあった(図-32)。また、林地区では、 $pF < 1.8$

の粗大孔隙量が少ないなど、草地利用していた頃の大型耕作機械による踏圧の影響が残っていた。以上より、透水性や樹木の生育の観点から、林地区でも土壌物理性は良好な状況にあるとは言えない状況と判断される。

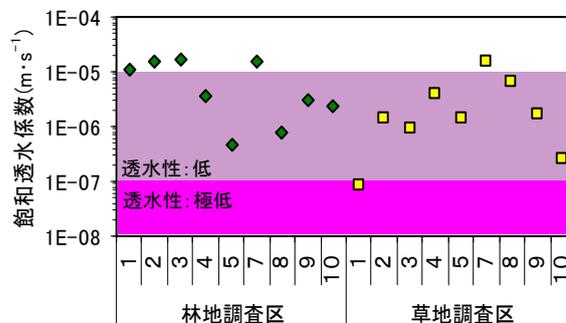


図-32 各調査区の表層第1層の飽和透水係数

8.2.2 生育状況調査

樹木の生育状況として各調査区の1回目の生育調査結果を樹種別に示す(図-33)。全体として60%程度の生存率で、工事計画¹⁰⁾の目標値(50%)以上であった。また、樹種によって生存率中の獣害率が高い樹種もあり、動物の嗜好性によって食害が多くなる樹種があると思われる。生存率が高く、獣害が少ない樹種として、対象本数が多い中ではホザキシモツケ、ケヤマハンノキ、ハンノキがある。一方、ノリウツギやニシキギのように獣害率が高くても生存率が比較的高い樹種も確認された。これらは、落葉低木で地面から複数の幹が伸びているため獣害を受けても、木全体は枯死しにくいと考えられる。

次に上記と同データを調査区別に再整理した(図-34)。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-31、32に示したように土壌物理性に他調査区との差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。一方で、調査区5では獣害率は高いが、全体の生存率は最も高かった。調査区5は、他の地区とは樹種の構成が異なり、ノリウツギ、ホザキシモツケ、ニシキギの3種のみであった。これらは、先に示した生存率の高い樹種である。また、調査区9、10以外は防風柵が設置されていたが、調査区1、3、5のようにシカ型獣害率が高かったことから、獣害防止として機能するように設置することが望まれる。

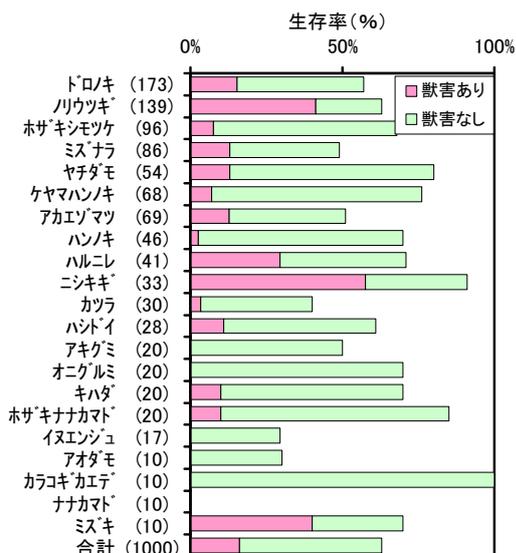


図-33 樹種ごとの樹木の生存率 (括弧内の数字は調査対象本数)

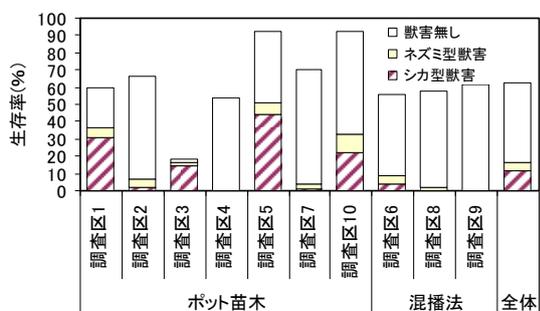


図-34 調査区ごとの樹木の生存率

つぎに、ポット苗木の地区における2回の生育状況調査について、植樹後の経過年数と生存率の関係を図-35に示す(生育不良の調査区3、樹種が他地区と異なる調査区5は除いた)。植樹後2年で70%程度まで急激に死滅し、その後は穏やかに低下していった。

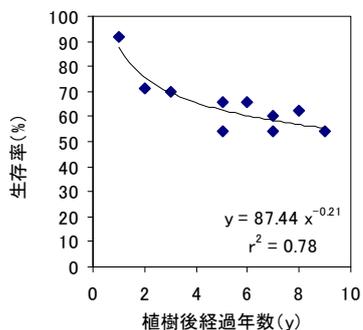


図-35 植樹後の経過年数と樹木の生存率

8.3 土壌物理性と生存率からみた緩衝林帯の整備と維持管理手法の提案

草地周縁の緩衝林帯が水質浄化機能を発揮するには、草地からの流出水が緩衝林帯土壌に浸入する必要がある。事業で整備された緩衝林帯の土壌は隣接する草地に比べ

て浸入能は大きい、一部では草地と同程度の値を示す箇所もみられた。また、土壌表面から数センチの深さに透水性の低い土層が存在する林地もあった。以上から、緩衝林帯の機能を早期に発現させるためには、土壌表層の透水性を回復させる必要があると思われる。具体的には、植樹に先立って、表層(30cm程度)を耕起することが有効と考えられる。耕起により土壌侵食が懸念される場合には、全面に実施するのではなく、スジ状に耕起するなどの対応などが考えられる(図-36)。なお、表層の耕起は $pF < 1.8$ の粗大孔隙を増加させるので、根の発達が未熟な苗木の根の伸張にも良い効果が期待できる。樹木の生育状況をみると、植樹後2年程度で急激に生存率が低下していた。本研究では原因の詳細は把握していないが、一般的には活着の不良、下草の影響、獣害などが考えられる。よって、維持管理上での対応策は、①下草の定期的な刈取りと②獣害避けの柵等の設置が有効と考えられる。①では、牧草地であった場所に植樹する場合、牧草が成長して樹木の生育を妨げることから、樹木が牧草の背丈(1m程度)以上まで成長する数年間は年2回程度(一般的な牧草の刈取り時期)下草刈りを実施する必要がある。成長の遅い樹種や低木では、さらに長期間の対応が必要と考えられる。②の対応策の場合、防風柵があってもシカ型獣害率の高い調査区もあったことから、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ため、林帯全体を囲むように柵を施工する必要がある。また、獣害に強い樹種、獣害の少ない樹種も確認されたことから、林帯全体を柵で囲うのではなく、保護の必要な樹種にのみ、樹木ごとに保護できるような資材の導入も検討するべきであろう。

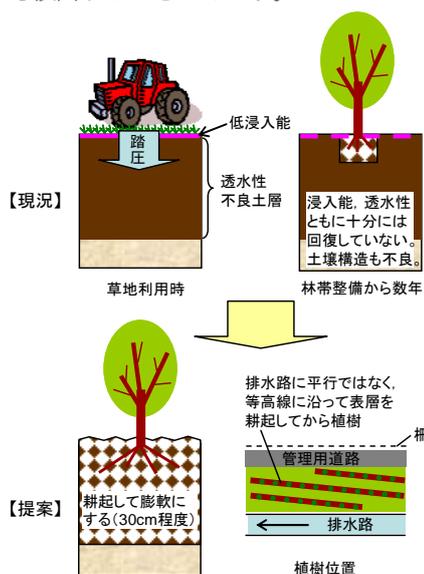


図-36 造成方法の提案図

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¹⁷⁾

本研究では、2006～2008年(5～12月)夏期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箇所(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(毎月1～2回)と高水時に流量、水位の他、SS、全窒素(T-N)、全リン(T-P)などの水質負荷物質量を観測した。また、同様の観測を2010年4～5月の融雪期に風蓮川本川3箇所計3回を実施した。流域面積¹⁸⁾などの観測地点概要を表-13に示す。

表-13 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		

得られたデータを用いて、SS、全窒素、全リン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-14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。決定係数に関しては、全窒素、全リンではほとんどの地点でほぼ0.9以上、SSは0.75以上である。SSは全窒素、全リンと比較してL-Q式の係数の変動が大きく、地点によって、

また、融雪期など時期の違いによってかなり大きい値を示すことがあった。

負荷量と流量の関係を表す(1)式における係数nは、負荷物質の性質に応じて変化する。係数については、以下の3タイプに分けられる¹⁹⁾。n > 1の場合、流量が増加すると濃度が増加する掃流型の物質である。負荷量の増加率が流量の増加率より大きく、懸濁物質や懸濁物質と関係が深いリンなどはこのタイプとなることが多い。n < 1は、流量の増加にともない濃度が減少していく希釈型である。流量の増加にかかわらず一定の負荷が排出される特定汚染源からの排出物質が多い。n ≃ 1は、負荷量と流量の増加率がほぼ等しく、流量が変化しても濃度は変化しない物質である。

以上を踏まえ、係数nについて整理する。夏期の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であった。たんちょう橋の係数nは各水質項目でほぼ1.0であるが、それ以外の地点はSS、全窒素、全リンともに係数n > 1であり掃流型であることが示された。

融雪期は、風林橋を除き全窒素でnがほぼ1であるが、SS、全リンはn > 1であった。また、風林橋、下風蓮橋では、SS、全リンの係数n、aとも夏期に比較して融雪期の値が大きくなっており、濃度が増加し負荷量も増大することがわかった。

表-13で示された調査地点のうち、風蓮湖の入口に位置する風蓮橋地点でのSS、全窒素、全リンについて比流量と比負荷量の関係を図-37、38、39に示す。これらの図では、観測値を年度および時期で分けて整理した。

SSのL-Q曲線をプロットした図-37からわかるように、係数n、aの値ともばらつきが大きい。2007年は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が生じ、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

表-14 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												
融雪期	49.08	1.37	0.91	8036	2.70	0.92										20469	2.95	0.94
																29488	3.11	0.80

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									
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												
融雪期	0.81	0.99	0.99	2.40	1.30	0.84										5.51	1.46	0.99
																1.34	1.11	0.88

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									
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												
融雪期	0.09	1.23	0.98	1.50	2.02	0.96										1.25	1.81	0.97
																3.13	2.25	0.96

たことが原因の一つであると考えられる。また、融雪期の L-Q 曲線は夏期と比較して際立った違いはみられなかった。

全窒素の L-Q 曲線 (図-38) の決定係数は $R^2=0.96\sim 0.99$ と高く、SS や全リン負荷量と比較しても最も高い相関関係があった。融雪期の係数 n 、 a は夏期に比べて小さい値であった。

全リンの L-Q 曲線 (図-39) 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、決定係数は $R^2=0.91\sim 0.93$ と高く、SS の決定係数と比較しても高かった。全窒素と同様に、融雪期の係数 n 、 a は夏期に比べ小さい値であった。

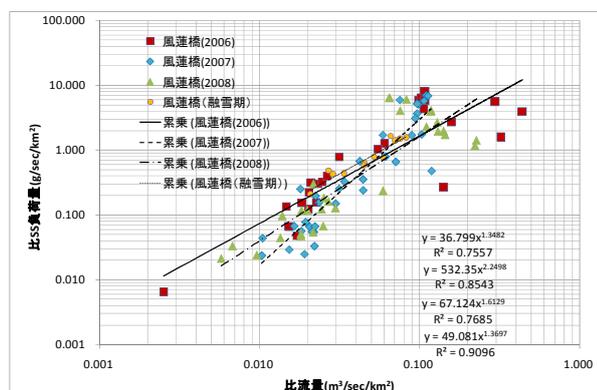


図-37 L-Q 図 (風蓮橋 : SS 負荷量)

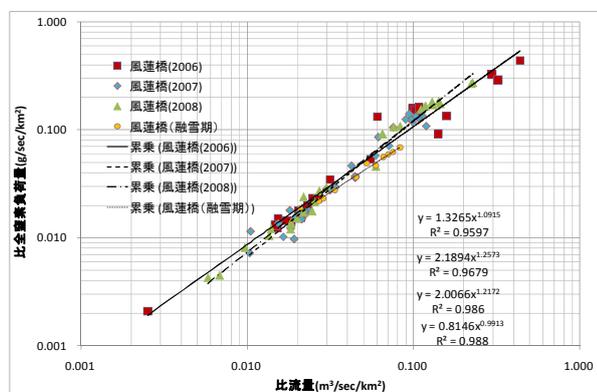


図-38 L-Q 図 (風蓮橋 : 全窒素負荷量)

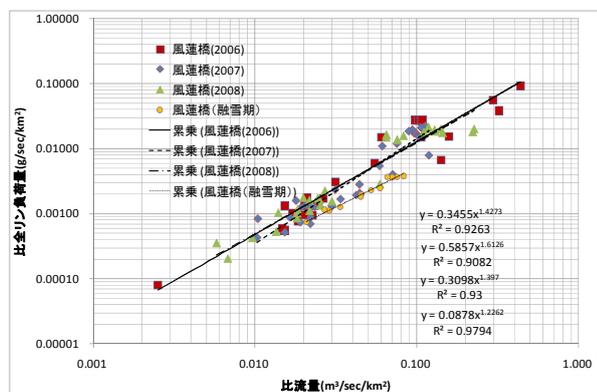


図-39 L-Q 図 (風蓮橋 : 全リン負荷量)

9.2 夏期の面源負荷の原単位推定

矢挽・中津川²⁰⁾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。

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。

$$L=AX$$

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

L は面源負荷量 ($\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$)、A は各土地利用別の面積 (km^2)、X は土地利用別の原単位ベクトル ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) である。添字の w, k, f, r は森林、荒地・原野・その他用地、農地、市街地を意味する。また添字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) を示す。

風蓮川の風蓮橋、風林橋、下風蓮橋及び農業小流域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-13 に、また、L-Q 式の係数は表-14 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-15 である。時刻流量および表-14 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-16 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。このうち、事業場排水については、流域内の事業場が少数であることから、面源負荷量や畜舎排水による負荷量に比べて無視できるものとし、残る 2 者について算出する。

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²¹⁾から推定した。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原単位^{22),23)}と流達率²⁴⁾は表-17に示す。牛の飼養頭数と表-17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-18のとおりとなる。

表-15 月別流量

	(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-16 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-17 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-18 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-19 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)

次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-19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-20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-19と表-20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-21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-22のとおりとなる。

表-16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-22の各観測所の点源負荷量を差し引くと表-23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。ただし、この流域だけが水質保全対策の整備後の条件であるため、実測データによる負荷量を(1-削減率)で除して、整備前に相当する負荷量に換算した(表-24)。このとき削減率は表-11の値を用いた。

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²⁵⁾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/d)、 Y_i は原単位法より推定した面源負荷量(kg/d)を表す。

表-20 排出原単位

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

※合併浄化槽+単独浄化槽+くみ取り

表-21 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-22 点源負荷量

	(g・d ⁻¹)		
	SS	全窒素	全リン
風蓮橋	694,423	69,536	11,695
風林橋	475,165	47,643	8,031
下風蓮橋	213,195	21,407	3,618

表-23 推定面源負荷量

	(g・d ⁻¹)		
	SS	全窒素	全リン
風蓮橋	6,477,846	631,513	50,548
風林橋	2,528,794	272,050	18,588
下風蓮橋	2,627,370	97,647	3,687

表-24 農業小流域の面源負荷量(水質保全対策整備前の推定値)

	SS	全窒素	全リン	
夏期降雨期 (2008.5月-11月)	33,078	1,486	244	(kg・km ⁻²)
最下流域での負荷量	1,156,117	51,945	8,519	(g・d ⁻¹)

以上より、図-40、41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、全窒素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。全リン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ている。一方、農業小流域における割合は風蓮橋の全窒素、全リン、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

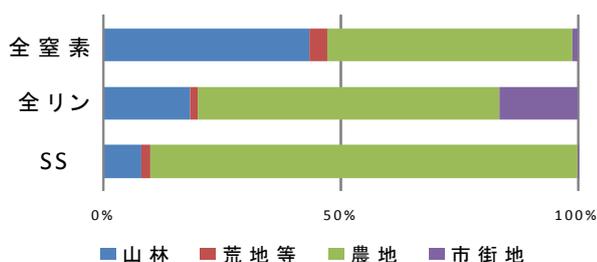


図-40 発生負荷量割合 (風蓮橋)

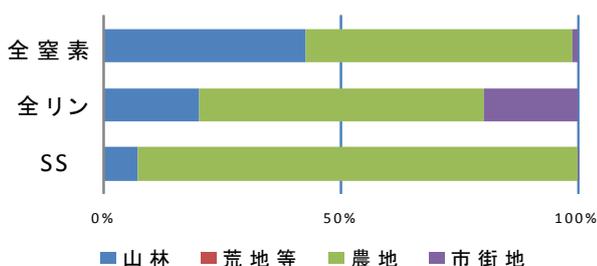


図-41 発生負荷量割合 (農業小流域)

れる。なお、農地として区分した面積には、耕作道や農地周辺の法面、排水路も含んでおり、負荷の発生源は必ずしも農地(草地)表面だけではない。

9.3 対策が進んだ場合の風蓮湖への流入負荷量

風蓮湖の流域では、国営環境保全型かんがい排水事業が完了1地区、実施中3地区、計画中2地区あり、流域の草地酪農地帯の大部分がこれら地区内に含まれる。事業地区により整備レベルは異なるものの、いずれも肥培かんがい施設と浄化型排水路が整備(計画地区においては計画)されており、風蓮湖の流域全体での負荷削減が期待されている。

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-29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表すa(式(1))は整備前(2004~2005年)の5.22から整備後(2007~2009年)は1.93に低減している。また、図-40、41によると、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差が小さかった。これにより、上記の国営環境保全型かんがい排水事業による各種整備が進むと、風蓮湖の流域全体でも7章で示した先行事例流域と同程度の水質負荷削減効果が出ることが予想される。

そこで、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量低減効果の評価

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ーを得た。これを用いて低次生態系計算を行い、モデルの再現性を向上させた。これにより、

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-42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。2010年には融雪期に同様の調査を行った。紙面の都合上、観測結果の詳細は省略したので、別報^{26),27)}等を参照されたい。

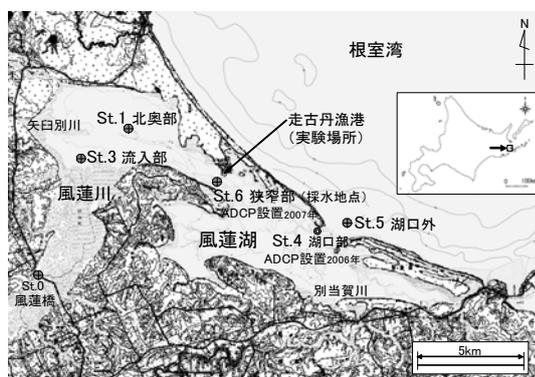


図-42 現況調査位置図

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の方法

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 $50\text{m} \times 50\text{m}$ 、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^{26),27),28),29)}等を参照されたい。

10.2.1 計算ケース (平水時と出水時)

計算は表-25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ケースについて実施した。平水時現況再現および出水時の流量を図-43に示す。

表-25 計算ケース (平水時と出水時)

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	32.41 m^3/s	1.0
②出水時対策なし	2007.09.07 ~09.15	132.91 m^3/s	1.0
③出水時対策あり			0.5

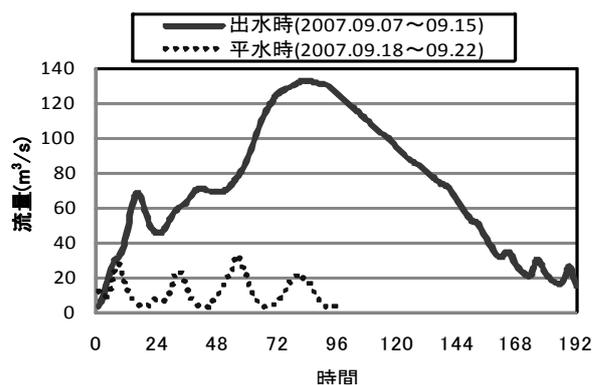


図-43 河川流量変化図

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9.3「対策が進んだ場合の風蓮湖への流入負荷量」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。

10.2.2 計算ケース（融雪出水時）

計算は表-26の④融雪出水時の現況を現地観測結果に基づいて再現したもの（融雪出水時現況再現）、⑤融雪出水時において栄養塩類の負荷量を低減する対策を講じたもの（融雪出水時対策あり）の2ケースの計算を行った。融雪出水時の流量を図-44に示す。

表-26 計算ケース（融雪出水時）

計算ケース	対象期間	最大流量	負荷量低減率
④融雪出水時 現況再現	2010. 4. 13~ 4. 21	50.99m ³ /s	1.0
⑤融雪出水時 対策あり			0.5

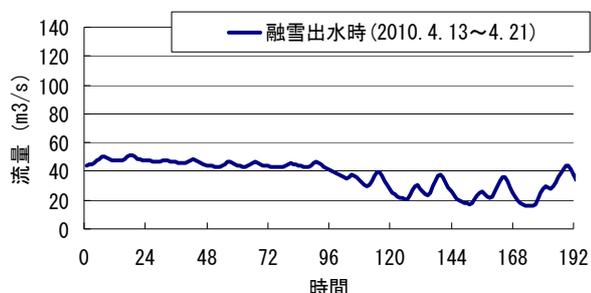


図-44 河川流量変化図

融雪出水の現況再現計算の期間として、現地観測を実施した2010年4月17日を中心に前後4日を取り、2010年4月13日正午～4月21日正午の8日間とした。各種栄養塩負荷はその時の観測値を用いた。河川からの流入負荷量は、平水時や出水時と同様の方法で設定した。

10. 3 水質負荷低減対策の効果予測

10.3.1 平水時と出水時の計算結果

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-45と図-46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。

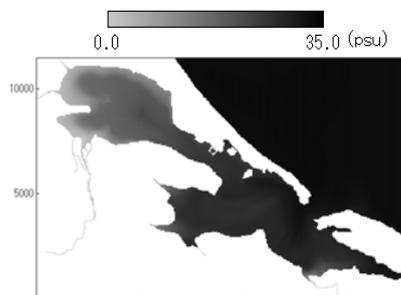


図-45 塩分濃度平面分布図（平水時現況再現）
（計算開始24時間後9月19日11:00）

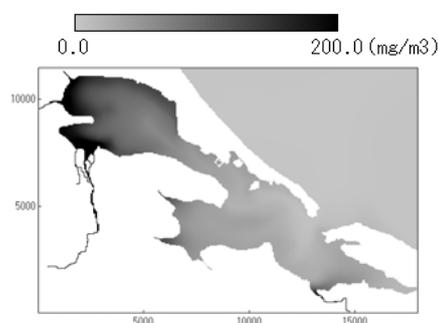


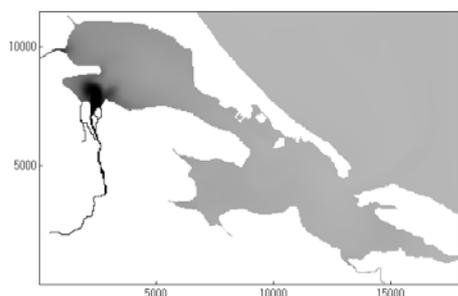
図-46 NO₃濃度平面分布図（平水時現況再現）
（計算開始24時間後9月19日11:00）

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-47に平面分布（表層）、図-48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-48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。



① 平水時現況再現
(計算開始 24 時間後 9 月 19 日 11:00)



② 出水時 (最大流量時)・対策なし
(計算開始 84 時間後 9 月 10 日 23:00)



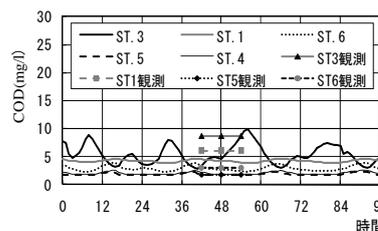
③ 出水時 (最大流量時)・対策あり
(計算開始 84 時間後 9 月 10 日 23:00)



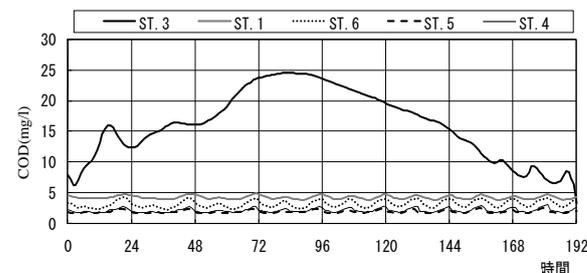
図-47 COD 平面分布図

10.3.2 融雪出水時の計算結果

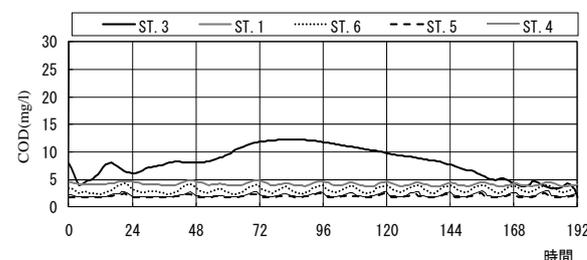
融雪出水時における風蓮湖内の塩分と硝酸態窒素の平面分布 (表層) の現況再現結果 (ケース④) を図-49 と図-50 に示す。塩分の高い風蓮湖の湖口付近は清浄な外海水との海水交換によって硝酸態窒素は低い値を示し、塩分の低い奥部では外海水の影響が届かず、硝酸態窒素が高い値を示している。この傾向は夏期とほぼ同様であり、塩分と硝酸態窒素は負の相関が高く、このような風蓮湖の水質の状況は窒素・リン等の負荷の高い陸水と清浄な外海水との割合として概ね説明することが可能である。



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-48 COD 経時変化

次に、風蓮湖内の COD における融雪出水時の対策の有無 (ケース④⑤) の計算結果を比較する。図-51 に平面分布 (表層)、図-52 には湖内各地点の時系列変化を示す。対策の有無で④と⑤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る。融雪出水時に対策なしで 12mg/l 程度であったものが、対策ありの場合には COD が 6mg/l 程度に低下したことが判る。これは当水域の環境基準値 5mg/l と比較してもほぼ同等程度となっている。

10.4 計算結果の解釈上の留意点

本研究では、主に夏期出水と融雪出水を対象にそれぞれ流量および流入負荷量以外は同条件で対策の有無のケース比較を行い、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

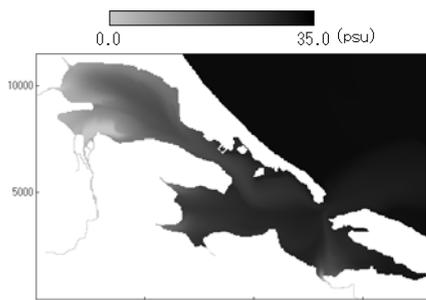


図-49 塩分濃度平面分布図 (融雪出水時現況再現)
(計算開始 96 時間後 4 月 17 日 12:00)

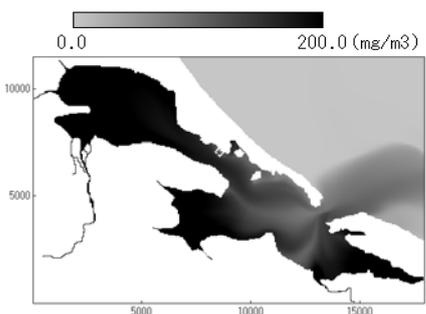
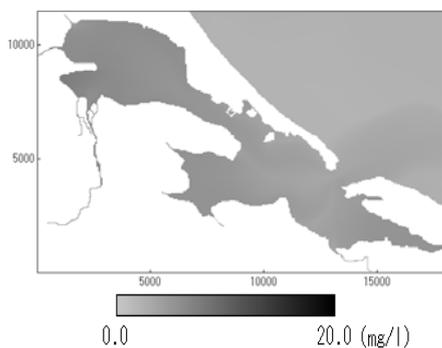


図-50 NO₃濃度平面分布図 (融雪出水時現況再現)
(計算開始 96 時間後 4 月 17 日 12:00)

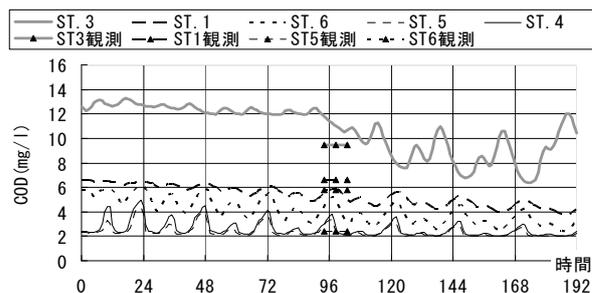


④ 融雪出水時・対策なし
(計算開始 96 時間後 4 月 17 日 12:00)

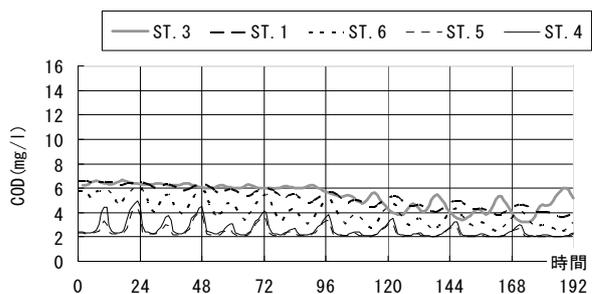


⑤ 融雪出水時・対策あり
(計算開始 96 時間後 4 月 17 日 12:00)

図-51 COD 平面分布図



④ 融雪出水時 対策なし (H22. 4. 13~H22. 4. 21)



⑤ 融雪出水時 対策あり (H22. 4. 13~H22. 4. 21)

図-52 COD 時系列変化

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、パラメーターの設定や初期値、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。牧草地の圃場管理を想定した室内試験および現地試験では、草地表面に切り込みを入れることで降雨時の水質負荷物質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地表面で土壌中に浸入する段階と、緩衝帯の土壌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を定量的に示した。さらに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結果から浄化機能と林帯幅の関係を示した。林帯の造成についても現地調査から、地表面の浸入能の確保や樹木の生育に必要な留意点を述べた。

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、次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（7.2km²）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および融雪期の水質が大幅に低下するというシミュレーション結果が得られた。このシミュレーションにあたっては、水理学的モデルの構築や低次生態系モデルのパラメータ設定に現地観測や実験データでの検証をあわせて行った。

本研究で得られた成果は、すでに他流域への適用例もある。今後、さらに成果の活用が可能であり、類似の課題を有する地域での参考になれば幸である。

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、大久保天、横濱充宏：傾斜草地からの肥料成分流出抑制の検討、第59回農業農村工学会北海道支部研究発表会要旨集、pp.64-65, 2010
- 7) 中山博敬、大久保天、横濱充宏：傾斜草地圃場における肥料成分表面流出抑制の検討、平成23年度農業農村工学会大会講演会、2011（投稿中）
- 8) 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
- 9) 気象庁：過去の気象データ検索
<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>
- 10) 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
- 11) 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
- 12) 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
- 13) 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）
- 14) 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
- 15) 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
- 16) 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
- 17) 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
- 18) 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>
- 19) 土木学会：環境工学公式・モデル・数値集、pp.342, 2004
- 20) 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

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

- 21) 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
- 22) (社)北海道農業改良普及協会：家畜ふん尿利用の手引き、2004
- 23) 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
- 24) 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
- 25) 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
- 26) 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
- 27) 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
- 28) 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.
- 29) 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.