

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、寒地技術推進室

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、赤岩孝志、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】

本研究では特に北海道に特有の広大な農地における農業由来の環境負荷物質を対象として、それが農地を貫流する流域に与える影響を検証し、北海道の土地利用形態に適した環境負荷物質の流出抑制対策の開発を行う。また、調査対象河川の環境負荷物質の発生源の特性及び流出特性と対象河川が流入する湖沼における環境負荷物質の挙動の一端を把握・検証した。

キーワード：大規模農地、濁質、栄養塩類、海水交換、家畜ふん尿

1. はじめに

北海道においては、自然環境の一端を形成する良好な河川・沿岸環境の保持・再生と農業の持続的発展との共存が重要な課題となっている。これより、大規模農地を有する流域の生態系の主要な基盤の一つとなっている流域内の地質、濁質、栄養塩類の流域内での移動や残留過程を整理検討し、人間活動と河川環境との相互作用を解明することが求められている。本研究における調査対象河川は道内有数の酪農地帯である道東のA川とした。また、A川は汽水域をもつB湖に流入している。さらに、このA川支川では現在国営環境保全型かんがい排水事業Z地区で水質負荷の流出抑制を目指して、家畜ふん尿処理施設の整備や排水路沿いの林帯の設置などの取り組みがなされている。本研究では、これらの取り組みによる施肥管理の改善や農地から水系への流入負荷抑制の効果などの検証、流域における将来の水質改善への寄与の検討を行う。

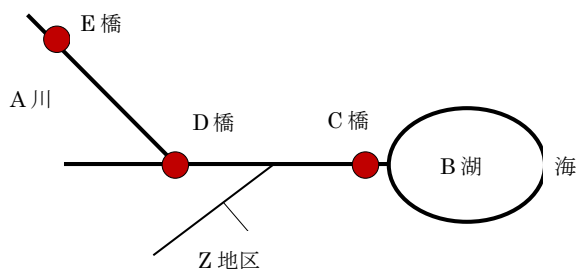


図-1 A川模式図

2. A川の環境負荷物質の移動形態

A川の上流部から下流部までの一貫した環境負荷物質(SS、窒素、リン)の移動の実態を検証することは、B湖に流入する環境負荷物質の把握に肝要である。

そこで、A川の流末部のC橋(起点0kmとする)、D橋(26km地点)、E橋(42.2km地点)において2009年4月～12月の平水時に月2回の水質観測を行ったほか、2009年9月12日～16日の出水時に24時間以上の連続水質観測を行った。観測項目は表-1の通りである。

表-1 観測項目

水温	(°C)
全窒素	(mg/L)
全リン	(mg/L)
アンモニア態窒素	(mg/L)
硝酸態窒素	(mg/L)
オルトリン酸態リン	(mg/L)
SS	(mg/L)
水位	(m)
流量	(m ³ /s)

B湖に1年間で流入する環境負荷物質の半数以上は、出水時にA川を流下してくるので、佐藤ら¹⁾、吉川ら²⁾の手法を用いて、2009年9月12日～16日の出水時を例にとり、C橋からE橋までの浮遊砂を考慮した準2次元の不定流計算を行い、出水時におけるSS、全窒素及び全リンについて、A川の上流部から下流部までの流域を通じた移動形態の検証を行った。

2.1 上流部E橋地点における移動形態

2.1.1 SSの挙動

図-2にE橋におけるSS及び流量の実測値と不定流計算から算定したSS推定値を示す。図より、SS実測値のピーク時刻は実測流量のピーク時刻よりも若干早いことが見られる。SS推定値はほぼSS実測値と同じであるが、ピーク時間に若干の違いが見られるが、原因としてE橋は起算点であることから、ピーク時刻のずれを表現できていないからだと思われる。

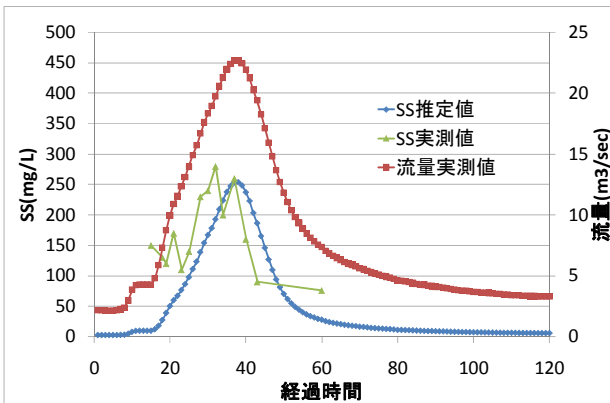


図-2 SS時間経過推移図 (E橋)

2.1.2 全リン (TP) の挙動

図-3はE橋における全リン (TP) の実測値と推定値を示したものである。TPcalbyQはL-Q式より推定された全リン推定値であり、TPcalbySSは不定流計算のSS推定値を用いて、SS-TP関係より推定した全リン推定値である。凡例の括弧内のR2は決定係数を意味する。図より実測値及び各推定値のピーク時刻はほぼ同時刻であるが、SSを用いた推定値はL-Q式を用いた推定値に合致していない。決定係数を比較するとL-Q式の方 ($R^2=0.8414$) がSS-TP関係式 ($R^2=0.8079$) より若干良いことから、この差が出ていると考えられる。

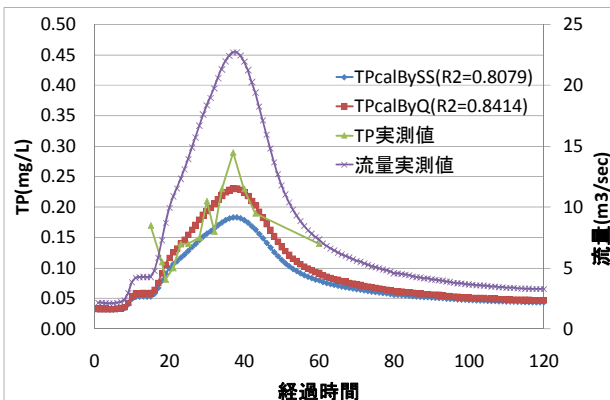


図-3 全リン (TP) 時間経過推移図 (E橋)

2.1.3 全窒素 (TN) の挙動

図-4はE橋における全窒素 (TN) の実測値と推定値を示したものである。TNcalbyQはL-Q式より算定された全窒素推定値である。全窒素実測値と流量実測値をみると両者のピーク時刻はほぼ同じでありずれはない。全窒素推定値はL-Q式の決定係数が $R^2=0.8725$ とかなり相関がよいことから、実測値とも合致している。

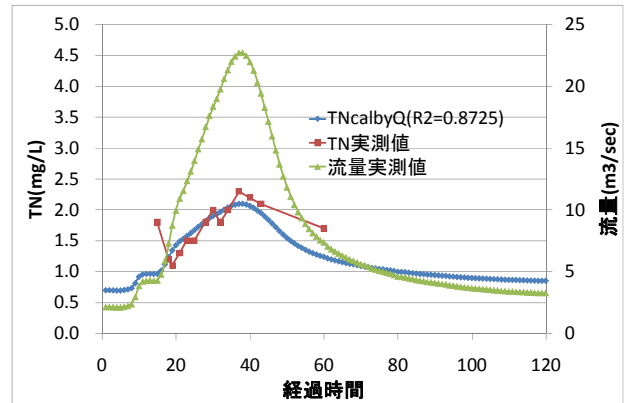


図-4 全窒素 (TN) 時間経過推移図 (E橋)

2.2 中流部D橋地点における移動形態

2.2.1 SSの挙動

図-5にD橋におけるSS及び流量の実測値と不定流計算から推定したSSを示す。図よりSS実測値のピーク時刻は実測流量のピーク時刻よりかなり早いことがわかる。SS推定値はSS実測値よりかなり大きい。SS実測値は最初の立ち上がりを観測できていないことから、推定値が実測値を良く表現できていないと思われる。また、実測値は表面採水であるので、小さめの値になることも合わない原因と考えられる。また、D橋地点は比較的大きな支川の合流点にあり、SS実測値は希釈された可能性も大きい。なお、今回の不定流計算では支川流入量は考慮していない。

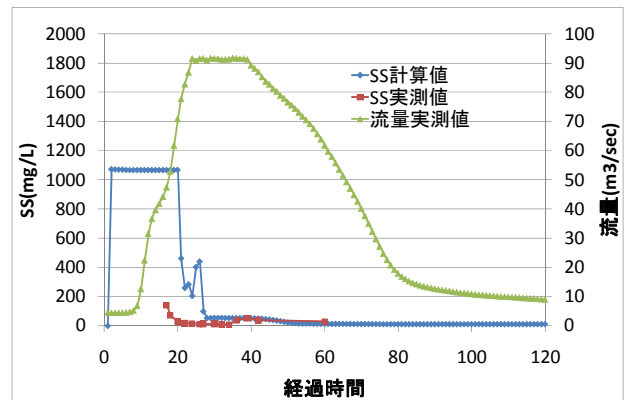


図-5 SS時間経過推移図 (D橋)

2.2.2 全リン (TP) の挙動

図-6 はD 橋における全リン (TP) の実測値と推定値を示したものである。全リン実測値のピーク時刻は流量実測値のピーク時刻より幾分早いことが見られる。また、TPcalbyQ は L-Q 式を用いた全リン推定値であり、TPcalbySS は不定流計算による SS 推定値を用いて、SS-TP 関係より推定した全リン推定値である。図より、全リン実測値と不定流計算による全リン推定値 (TPcalbySS) はほぼ合っていることが見られる。それに対して、L-Q 式より推定した全リン推定値 (TPcalbyQ) は流量実測値と同様にピーク時刻が幾分ずれており、推定値も大きくなっている。

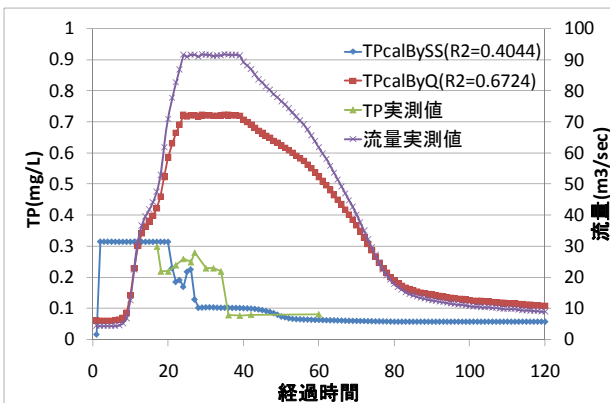


図-6 全リン (TP) 時間経過推移図 (D 橋)

2.2.3 全窒素 (TN) の挙動

図-7 はD 橋における全窒素 (TN) の実測値と推定値を示したものである。TNcalbyQ は L-Q 式を用いた全窒素推定値である。全窒素実測値と流量実測値をみると全窒素のピーク時刻は幾分早めに出ている。全窒素推定値と全窒素実測値を比較すると数値はオーダー的に合っているが、ピークの形状があまり合っていない。L-Q 式による推定値は流量と同じトレンドを示すのが原因と考える。

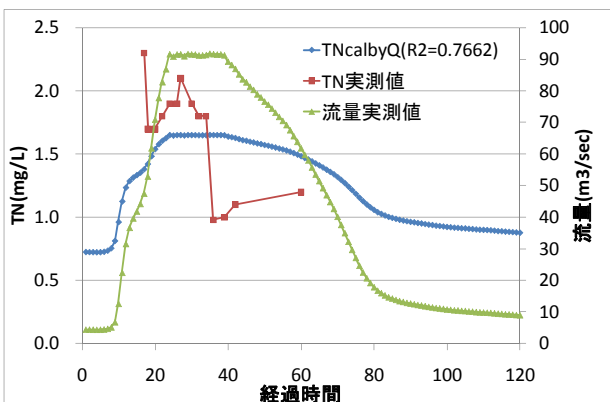


図-7 全窒素 (TN) 時間経過推移図 (D 橋)

2. 3 下流部 C 橋地点における移動形態

2.3.1 SS の挙動

図-8 に C 橋における SS 及び流量の実測値を示す。図より、D 橋よりも SS 実測値のピーク時刻は実測流量のピーク時刻よりかなり早いことがわかる。

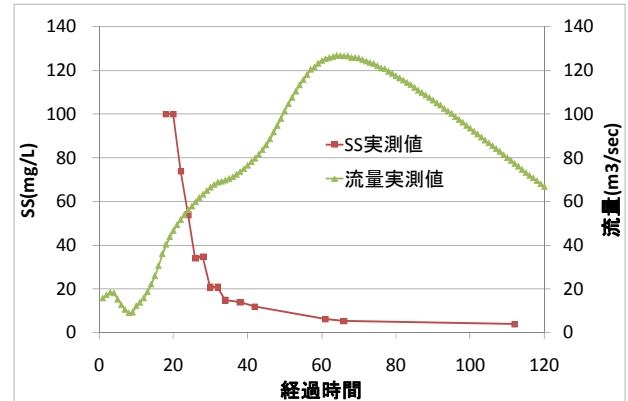


図-8 SS 時間経過推移図 (C 橋)

2.3.2 全リン (TP) の挙動

図-9 はC 橋における全リン (TP) の実測値と推定値を示したものである。TPcalbyQ は L-Q 式を用いた全リン推定値である。SS の挙動と同じように全リン実測値のピーク時刻は実測流量のピーク時刻より、かなり早くなっている。L-Q 式を用いた推定値は流量と同じトレンドを示すので、出水中の全リンの挙動を正しく表現できないことがわかる。

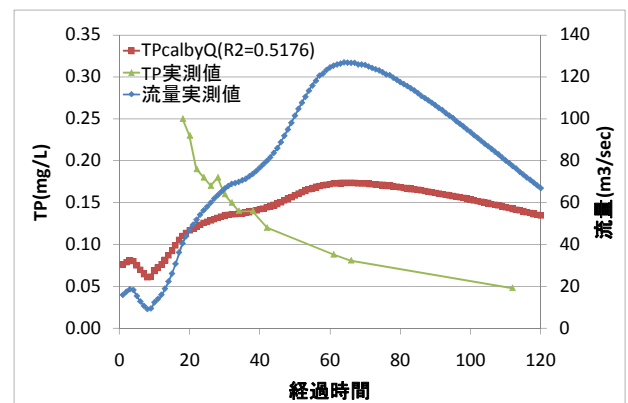


図-9 全リン (TP) 時間経過推移図 (C 橋)

2.3.3 全窒素 (TN) の挙動

図-10 はC 橋における全窒素 (TN) の実測値と推定値を示したものである。TPcalbyQ は L-Q 式を用いた全窒素推定値である。SS 及び全リンの挙動と同じように全窒素実測値のピーク時刻は実測流量のピーク時刻より、早くなっている。L-Q 式を用いた推定値は流量と同じトレンドを示すので、出水中の全窒素の挙動を正しく表現できないことがわかる。

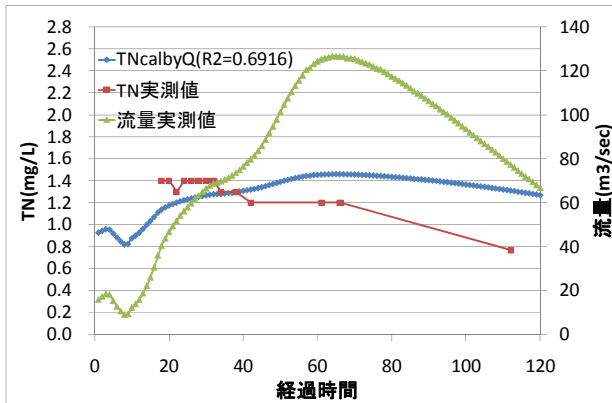


図-10 全窒素 (TN) 時間経過推移図 (C 橋)

2.4 環境負荷物質の移動形態に関する考察

以下に箇条書きで考察を述べる。

- ・河川上流部では出水時の環境負荷物質 (SS、全リン、全窒素) のピーク濃度が出現する時刻は流量のピーク時刻とほぼ同じであるが、下流に行くほど早くなっていく傾向が見られる。
- ・全リンについては、SS-TP 関係式を用いた推定の方が L-Q 式を用いた推定値より、実測値と合致する。
- ・L-Q 式を用いた全リン推定値は、流量のトレンドと同じことから、下流に行くほど出水時には実態と合致しないと思われる。

なお、今回解析した 2008 年 9 月 12 日～16 日出水は洪水規模が比較的小さいことから 2009 年度はさらなるデータの収集が肝要である。また、C 橋は感潮区間であることから、不定流計算による SS 推定値はかなり誤差が大きく、C 橋地点においては今回の解析に用いていない。今後の課題である。

3. 傾斜草地からの肥料成分流出抑制にむけた室内試験

3.1 試験目的

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。浸入能が小さい傾斜草地において、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方法の一つとして、散布したふん尿スラリーを速やかに地中に浸入させることが考えられる。

本試験では、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した試験区と切り込みを入れて地中に散布することを想定した試験区を設け、人工的に散水する試験を実施した。

3.2 試験方法

傾斜草地の透水性について、北海道東部の傾斜草地 3 箇所において、斜面の上部と下部の各 1 地点で土壌を採取し飽和透水係数を測定した。土壌の採取は、牧草のルートマットを除去した後、表層から 5cm 深毎に、深さ 35cm までとした。その結果を参考にして、傾斜草地を模擬した実験用草地を作成するため、園芸用プランター (約 55cm×約 16.5cm×高さ約 19cm) の底面から 5cm に締固めた土層を設けた。土壌は市販の園芸用黒土を 2mm メッシュのふるいを通して使用した。充填に必要な土量は、ふるい後の土壌を 100cc 採土缶に充填して飽和透水試験を行い、飽和透水係数が現地の土壌に近いときの土壌の湿潤密度から算出した。さらに土層の上に市販の張り芝を密着させた。張り芝の厚さは約 2.5cm で、草種は暖地型芝生のバミューダグラスである。実験用草地の傾斜は、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。



写真-1 スラリー散布状況 (表面散布区)



写真-2 スラリー散布状況 (インJECTION区)

上述の試験区を作成してから約1日経過した後にふん尿スラリーを散布した。散布方法は、スラリースプレッダーで牧草地に散布することを想定して芝の表面に散布する方法と(写真-1、以下、表面散布区と表記)、インジェクターを用いて散布することを想定して、サンプル表面に深さ約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、その中に散布する方法の2とおりとした(写真-2、以下、インジェクション区と表記)。スラリーの散布量は各区とも242g/907cm²(26.7t/haに相当)とした。この量は過去に道東の牧場で実施したスラリー散布実験時に得られた値³⁾を参考とした。

スラリー散布後約3日間静置した後、散水を開始した。散水には園芸用の電動噴霧器を用い、吹き出し口をスイングさせるとともに、噴霧器と実験用草地の間にメッシュ状プラスチック資材を設置し、落下する水滴が実験用草地全体に均一になるように調整した。メッシュ状プラスチック資材の上面には、細い塩ビ管を縦方向に切断したものを設置し、散水量を調節できるようにした(写真-3)。散水量は実験用草地に散水する前に、同じ大きさのプランターを設置し、プランター下部の排水口から10分間に流出する水量を測定して調整した。



写真-3 散水量調節のための塩ビ管

3.3 結果および考察

表-2に傾斜草地で採取した土壌の飽和透水係数を示す。表層0~5cmでは、 10^{-4} ~ 10^{-6} cm/sオーダーの飽和透水係数であった。そこで、今回の実験用草地の土層は 10^{-5} オーダーを目標として充填する土量を決定した。

表-3に実験用草地に散水する前に実施した散水量の測定結果を示す。8回の平均では、雨量換算値で47~48mm/hの散水量であった。この値は、現地調査圃場近傍のアメダスで観測された、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。

表-2 傾斜草地土壌の飽和透水係数

地点		採取深度 (cm)	飽和透水係数 (cm/s)
圃場A	斜面上 (は-①)	0~5	5.40E-05
		5~10	2.40E-05
		10~15	7.10E-05
		15~20	8.30E-05
		20~25	2.10E-03
		25~30	2.40E-03
		30~35	1.40E-03
	斜面下 (は-②)	0~5	2.80E-04
		5~10	6.00E-05
		10~15	1.70E-04
		15~20	3.30E-04
		20~25	1.70E-04
		25~30	2.40E-03
		30~35	9.50E-04
圃場B	斜面上 (は-③)	0~5	1.20E-04
		5~10	1.20E-03
		10~15	4.40E-04
		15~20	2.30E-03
		20~25	7.30E-04
		25~30	2.50E-03
		30~35	8.10E-04
	斜面下 (は-④)	0~5	1.20E-05
		5~10	5.30E-05
		10~15	9.10E-04
		15~20	2.00E-04
		20~25	1.70E-05
		25~30	3.70E-06
		30~35	1.80E-05
圃場C	斜面上 (は-⑤)	0~5	1.10E-05
		5~10	4.70E-06
		10~15	3.00E-05
		15~20	1.30E-05
		20~25	1.20E-03
		25~30	2.80E-03
		30~35	5.20E-03
	斜面下 (は-⑥)	0~5	1.70E-06
		5~10	6.50E-05
		10~15	5.60E-05
		15~20	5.30E-05
		20~25	9.60E-05
		25~30	4.60E-05
		30~35	6.40E-04

表-4に表面流出水量を示す。流出水の採水は、分析に必要な量を確保するため、試験開始直後からの3時間分を1回、その後は2時間分の流出水を2回採水した。流出水量はインジェクション区が少なく、表面散布区で多くなった。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浸入させることができると考えられる。

表-5に表面流出水の分析結果と、流出水量と分析結果から算出した窒素流出量を示す。流出水中の全窒素濃

表-3 散水量測定結果

	表面散布区 (g/10min)	インジェクション 区(g/10min)
1回目	736	748
2回目	733	736
3回目	720	728
4回目	685	732
5回目	707	743
6回目	693	730
7回目	700	719
8回目	703	697
平均	710	729
雨量換算 (mm/h)	47	48

表-4 流出水量

	流出水量(g)	
	表面散布区	インジェク ション区
0~3時間	455.3	135.5
3~5時間	602.7	137.0
5~7時間	775.9	120.2

表-5 流出水中の全窒素濃度と窒素流出量

	流出水中の全窒素 (mg/100g現物中)		窒素 流出量(mg)	
	表面散布区	インジェク ション区	表面散布 区	インジェク ション区
0~3時間	2.37	3.41	10.77	4.63
3~5時間	2.20	2.33	13.26	3.20
5~7時間	2.35	2.12	18.25	2.55

※散布スラリー：全窒素479.6mg/100g現物中

度は、試験開始から3時間目まででは、インジェクション区が表面散布区よりも高い値となった。その後は、表面散布区とインジェクション区では大きな差は見られなかった。窒素流出量は、流出水量が少なかったインジェクション区が流出水量の多い表面散布区より小さな値となった。すなわち、流出水量の大小が窒素流出量へ影響している結果となった。

今回の試験結果からは、降雨を土中へ速やかに浸入させ、表面流出水の量を少なくすることが重要であると示唆される。

4. 草地酪農流域に整備された浄化池の機能調査⁴⁾

A 川支川流域で実施されている国営環境保全型かんがい排水事業Z地区では、浄化型排水路として流下断面の確保とともに土砂緩止林や水質浄化池等の整備が進められている。そこで、Z地区内のモデル路線である排水路に整備された水質浄化池の水質浄化状況について調査・検討を行った。

4.1 調査方法

水質水文調査は調査対象排水路に整備された水質浄化池16地点で行った。平水時調査は全地点を対象として2007年9~11月と2008年の5~11月に1回/月程度、降雨出水時調査は3地点を対象として2008年にそれぞれ2回実施した。採水は各池の流入口と流出口で、平水時は手採水、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(NO₃-N)、全リン(T-P)、塩化物イオン(Cl⁻)、浮遊物質(SS)で、分析方法はJISに準拠した。平水時の流量は流入口・流出口で同量と考え、流入口・流出口のどちらか一方で観測した。降雨出水時調査の対象とした水質浄化池では、流入口・流出口それぞれに水位計を設置して水位の観測を行い、H-Q曲線から連続流量を求めた。

4.2 調査結果

4.2.1 平水時の効果

T-Nについて、水質浄化池の流入濃度と流出濃度の関係を図-11に示す。流入・流出濃度が1対1を示す線よりも概ね下に分布しており、池ごとに濃度低下率を求めると、すべての池で流入より流出濃度の方が低い「浄化型」となった。濃度低下率((1-流出濃度÷流入濃度)×100)の平均は18%と算出された。

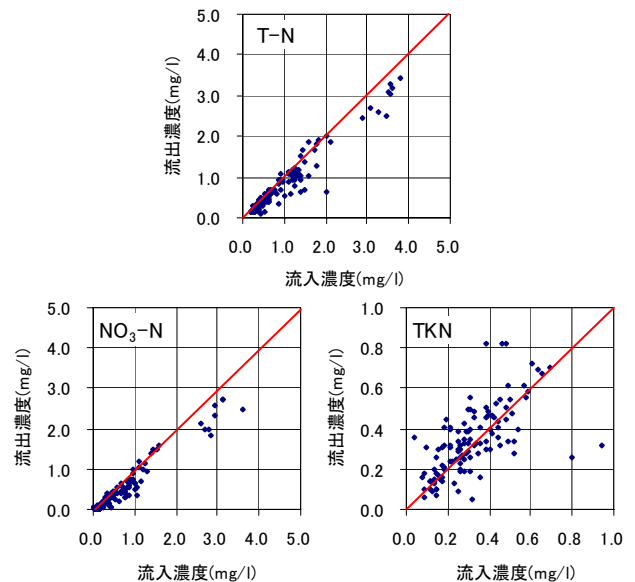


図-11 水質浄化池の流入、流出濃度の関係

T-N濃度の低下状況を詳細に検討するために、NO₃-Nとケルダール態窒素(TKN)(≒T-N-NO₃-N)についてみると(図-11)、NO₃-Nはほぼ常時「浄化型」となっていた。

一方、TKN は流出側の方が濃度の高い場合も多くみられた。NO₃-N 濃度が池内で低下するメカニズムとして主に希釈と生物的作用がある。Cl 濃度低下率は1%とほとんど変化のなかったことから、希釈ではなく生物的作用(吸収、脱窒)で濃度低下したと考えられる。一方、池内での TKN 濃度の上昇は主に藻類等による NO₃-N の有機化、低下は主に無機化(ここではとくに硝化)と沈降によると考えられる。すなわち流出口での T-N 濃度の低下は、NO₃-N の濃度変化と TKN の濃度変化の複雑なバランスにより決定されることになる。また、流出口での T-N 濃度上昇の要因は、過去に沈降した TKN の溶出・剥離によるものと推測される。

4.2.2 降雨出水時の効果

降雨出水時は水質浄化池内での滞留により流入側と流出側で流量と水質にピークズレが生じる(図-12)。そこで、降雨出水時には観測期間(24時間)を通しての負荷量による削減率を算出した。その結果、平均で SS は53%、T-N では29%、T-P では43%と高い削減効果を示した。これは、水質浄化池の持つ沈砂機能により土砂成分が沈降し、これに吸着した状態で流下してくる窒素やリンも沈降したためと推察される。

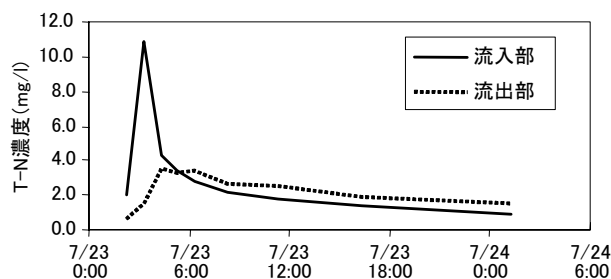


図-12 降雨時における水質浄化池の水質変化事例

5. 草地酪農地域における緩衝林帯の機能について⁵⁾

5.1 緩衝林帯調査

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。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。

5.1.1 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。

この斜面において、草地からの汚濁物質を含む流出水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-13)。地下水の採水は、観測孔内の全量採取とし、地下水が大きく動くと予想される降雨後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、分析方法はJISに準じた。

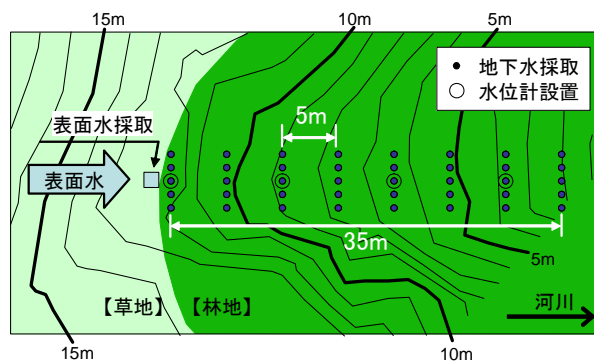


図-13 緩衝林帯調査概要

5.1.2 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-14)。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。

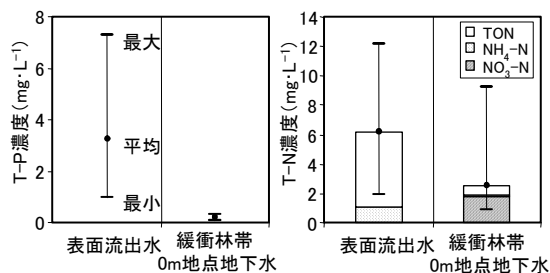


図-14 草地表面水と緩衝林帯地下水の濃度

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-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。

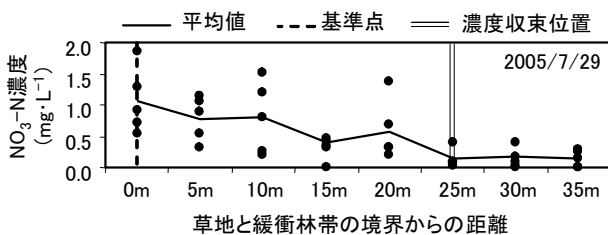


図-15 緩衝林帯地下水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度低下 (総降水量 77mm、降雨 2 日後の事例)

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、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 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。

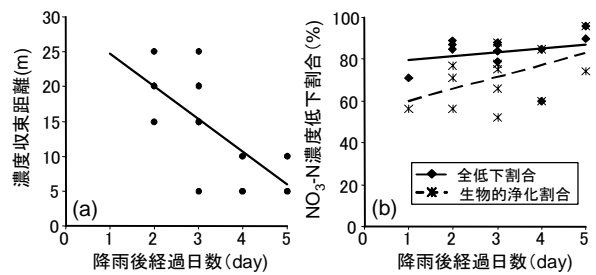


図-16 降雨後経過日数と $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度低下の関係

本稿で明らかにした緩衝林帯の水質浄化機能は、草地酪農流域で常時地下水水位の高い河畔の泥炭土壌に残存している林地での結果である。今後、草地酪農以外の土地利用流域や、泥炭以外の土壌 (たとえば火山灰性土壌など) に立地している緩衝林帯の効果についても検証する必要がある。

5.2 草地周縁に設けた緩衝林帯の状況調査⁶⁾

国営環境保全型かんがい排水事業では、農地からの汚濁負荷抑制対策として草地利用していた河畔に土砂緩止林を整備している。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、土壌の理化学性調査および樹木の生育調査を実施した。

5.2.1 調査方法

調査は、北海道東部の酪農地域で実施された国営環境保全型かんがい排水事業「N 地区」で 2001~2007 年に整備した土砂緩止林 (以下林帯と称する) および隣接する草地にて、土壌理化学性調査と生育状況調査を 2008 年 10~12 月に行った。

調査地点は年数経過や植栽方法と土壌特性や生育状況との関連を明確化するように選定した (表-6)。

土壌理化学性調査として、現地で浸入能調査と土壌断面調査を実施し、室内で土粒子の密度試験、土の含水比試験、飽和透水試験、保水性試験、化学分析 (pH (H_2O)、全窒素、可給態リン酸) を行った。

生育調査は出来高図を基に 1 地点当たり 100 本を選定し、樹種判定、生育状態確認 (枯死判定、食害の有無)、樹高測定を行った。

表一六 調査内容

調査区	施工年度	植栽方法	生育調査	土壌理化学性調査				備考
				浸入能		土壌断面		
				林帯	草地	林帯	草地	
1	2001	ポット	○	○	○	○		
2	2002	ポット	○	○	○	○		
3	2003	ポット	○	○	○	○		
4	2004	ポット	○	○				
5	2004	混播法	○					
6	2005	ポット	○	○	○	○		
7	2006	混播法	○	○	○			
8	2007	混播法	○	○	○	○		
9	2002	ポット	○	○	○	○	生育不良	
10	2006	混播法	○	○	○	○	生育不良	

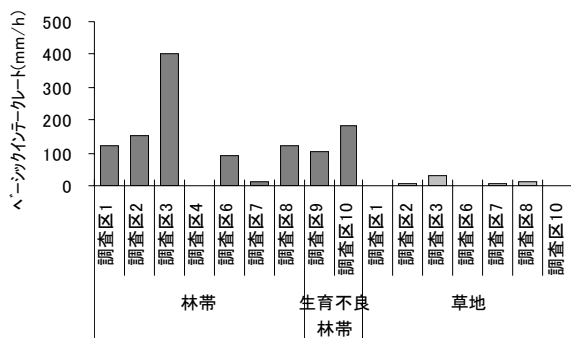
ポット:ポット苗木
混播法:生態学的混播法

5.2.2 調査結果

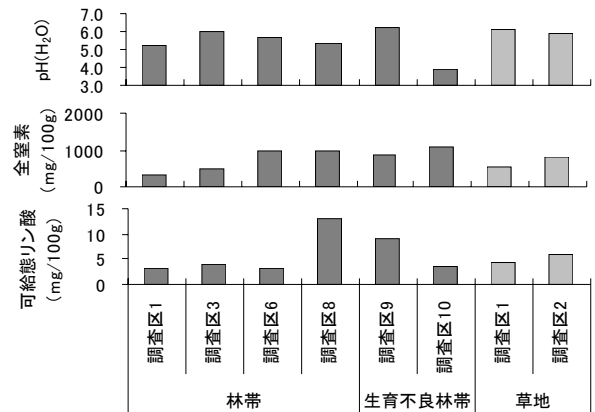
土壌の物理性調査結果として浸入能（ベーシックインテークレート）を図一17に示す。草地と比較して林帯は大きな値を示したことから、草地で表面水が発生した場合に林帯での浸入が期待できる。しかし、調査区4、7のように草地と同程度の箇所もみられ、植樹からの年数経過による浸入能の変化は明確ではなかった。ただし、同一地点でもデータにバラツキが大きかったことから、さらなるデータの蓄積が必要と考えられる。生育不良がみられる調査区9、10で物理性に問題はなかった。

土壌化学性分析結果を図一18に示す。調査区10でpH(H₂O)が3.9と他の調査区(平均5.7)と比べて低く、酸性土壌が生育不良の原因の1つと推察される。林帯の全窒素と可給態リン酸には地点による差がみられたが、生育状況との関連性はみられなかった。

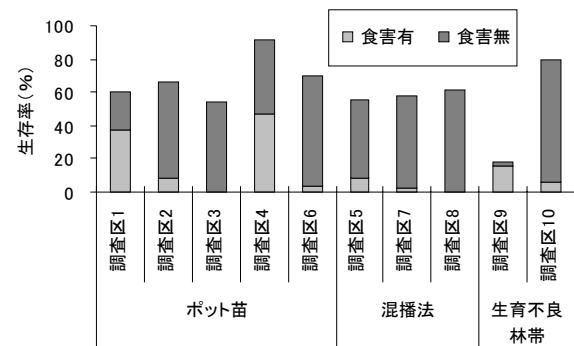
生育調査の結果を図一19に示す。植栽方法による生存率、食害率の違いは判然としなかったが、植樹を行った樹木の60%程度は生存していた。生育不良箇所の調査区9の生存率は18%と最も低く、生存樹木の食害率が89%と高かった。ここでは、土壌の理化学性に問題がなかったことから、生存率の低さは食害によるものと推察される。また、調査区によって食害率に差の大きいことから大型草食動物（エゾシカ等）の林帯への侵入の難易度が食害率に影響を及ぼすものと推察される。樹種による生存率、食害率の比較も行ったが関連性はみられなかった。



図一七 浸入能調査結果



図一八 土壌化学性調査結果



図一九 樹木の生存率と食害率

6. B湖における環境負荷物質の挙動⁷⁾⁸⁾

6.1 B湖内の水質変動予測の高精度化にむけて

陸域由来の汚濁負荷の低減対策が閉鎖性水域の水質環境に及ぼす効果を予測するため、これまでに流動・水質等の現地観測を実施するとともに、陸水の影響とB湖内の水質変動との関連性について数値計算に基づく検討を行ってきた⁷⁾⁸⁾。閉鎖性海域の水質変動を再現・予測する手法として、3次元の密度流モデルや溶存酸素収支モデルに加え、近年では低次生態系をモデル化した計算^{9),10)}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その海域に応じた値を用いることが望ましいが、パラメータ数が多い上にその検証は困難であり、海域の特性が同様であると仮定して一般に使用されている値をそのまま用いるか、水質の計算結果が観測結果と合うように調整する例が多い。そこで、本州以南で実施されている低次生態系計算を北海道のような寒冷域に適用する際に、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パラメータを適切に設定し直す必要があると考え、現地実験を行った。その主要内容は、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するものである。

これまでの調査では、B 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 B 湖の水質の状況は窒素・リン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できた。しかし、リン酸態リン・硝酸態窒素等の栄養塩類の動態を精度良く算定する際には、これらを塩分のように保存物質として扱うことに限界があり、B 湖内部での低次生態系の活動による消費を考慮する必要性があった。

本節では、これらの現地培養実験の概要を紹介するとともに、ここで得られた現地観測結果と本州以南で使用されている生物パラメーターを比較し、低次生態系モデルを北方海域に適用する際の諸問題についても考察したので、それらについて報告する。

6.2 調査方法

水質・底質・流動等の観測に加え、植物プランクトンの光合成速度を測定するための現地培養実験を行った。植物プランクトンの光合成は光条件に大きく依存するため、特に光に関するパラメーターが必要である。そこで、B 湖の植物プランクトンによる光-光合成曲線を作成するため、B 湖で採取した植物プランクトンの培養を数段階の光条件の下で行い、培養前後の試水及び植物プランクトン中の安定同位体比の変化から光合成量を推定した。実験の模式図を図-20、培養水槽の設置状況を写真-4 に示した。植物プランクトンの活性は光、水温、栄養塩など環境条件が大きく影響するため、培養実験は採取後の活性の低下を最小限にするように採取地点近傍の漁港岸壁において行った。培養後、試料中の安定同位体 ^{13}C を GF/F フィルターを用いて濾過捕集し凍結保存して持ち帰り、元素分析計(EA1112)、質量分析計(DELTA V Plus)を用いて ^{13}C 及び POC の分析を行い、分析結果より光合成量の推定を行った。光合成により、添加した安定同位体 (^{13}C) は植物プランクトン体内に取り込まれることから、培養実験前後で植物プランクトン体内の安定同位体比は変化する。POC の変化量は植物プランクトン炭素量の変化量に相当するため、この安定同位体比と培養後の POC を分析することにより、光合成量を推定することができる。光合成量推定の計算は Hama¹¹⁾ の方法を用いた。

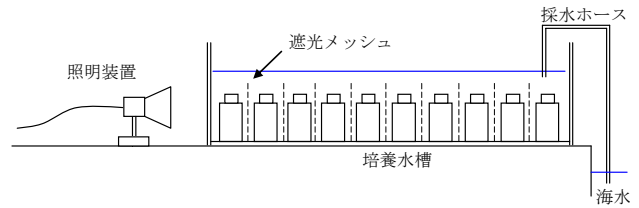


図-20 現地培養実験の模式図

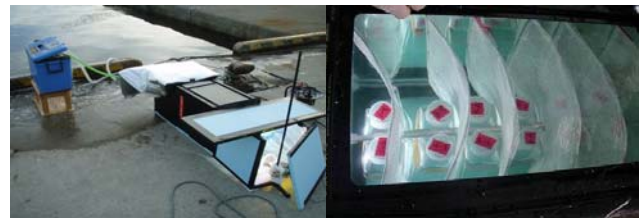


写真-4 現地での培養容器の設置状況

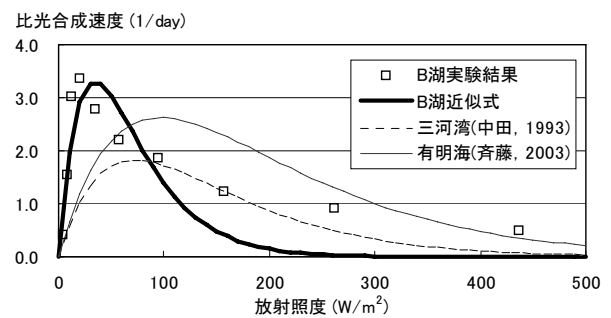


図-21 各海域の光-光合成曲線の比較¹⁰⁾¹³⁾

表-7 計算で使用される主な生物パラメーターの比較

低次生態系計算の対象水域	0°Cでの最大可能成長速度	最適光強度
B 湖 (本研究)	1.07(1/day)	34 (W/m ²)
三河湾 ¹⁰⁾	0.59(1/day)	73 (W/m ²)
有明海 ¹³⁾	0.851(1/day)	97 (W/m ²)

6.3 観測結果

図-21 では、低次生態系モデルで一般的に用いられている Steele¹²⁾ の(1)式を最小二乗法で当てはめて推定された光-光合成曲線を示す。(1)式の P' は一日あたりに換算された比光合成速度、 $I(t)$ は照度 (W/m^2)、 $\alpha(T)$ は水温 T °C における最大可能成長速度 (1/day)、 I_{opt} は最適光強度 (W/m^2) である。なお、観測で得られた最大可能成長速度 3.3 (1/day) は、水温 17.8 °C での値であるため、(2)式の光合成速度の温度依存の関数¹⁵⁾を用いて 0°C での値

に換算すると、 α_0 は1.07(1/day)となる。

$$P' = \alpha(T) \times \frac{I(t)}{I_{opt}} \exp \left(I - \frac{I(t)}{I_{opt}} \right) \quad (1)$$

$$\alpha(T) = \alpha_0 \times \exp(0.0633 \times T) \quad (2)$$

6.4 他の海域との比較

図-21には、比較のために他の海域の低次生態系計算で使用されている光-光合成曲線^{13),14)}も示した。表-7にはそれらの曲線のパラメータを示した。本州以南で使用されている値と比較し、低温における植物プランクトンの成長速度が高く、少ない光量で最大の成長が行われることを示している。これは、植物プランクトンが北方域及びB湖の光条件に適応していることが理由だと考えられる。表-8には採水地点での植物プランクトンの種構成を示す。培養試験の試料採取地点である中央部では、珪藻類である *Skeletonema costatum* をはじめ数種が拮抗している。最適光強度や成長速度は、種や生息域、水温等によって異なると考えられており、本実験のように自然下の海水を試料とした場合には、試料中に複数の種が混在し、最適光強度が採取箇所に生息する種全体の特性を示す値として得られている。このため、既往文献値と単純に比較することはできないが、その特性を判断する目安として、最適光強度に関して他の文献値との比較を行った。室内試験の実験条件などから最適光強度を確認することができた文献とその値を表-9に示す。比較のため、単位は全て放射照度(W/m²)に換算した。三河湾でもB湖の中央部と同様に *Skeletonema costatum* が見られるが、その最適光強度は高い。このため、当海域でのプランクトンの出現種が本州以南と同じだからといって最適光強度をこれと同等に設定した場合には、北方海域での基礎生産を過小に見積もることになる。

6.5 今後の課題

植物プランクトンの最大可能成長速度及び最適光強度等の生物パラメータ等を現地において取得した。本州以南で実施されている低次生態系計算を北海道のような寒冷沿岸域に適用する際には、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パラメータを適切に設定し直す必要がある。今後、計算の精度を高めていくためには、計算条件の設定方法と計算結果の検証が重要であり、それには現地データをより多く取得する総合的な観測を続けていく必要がある。

表-8 植物プランクトンの主な出現種

地点	分類	種類名	細胞数 (細胞/L)	組成比 (%)
湖奥部	珪藻綱	<i>Skeletonema costatum</i>	66,000	40.0
	クリプト藻綱	<i>Cryptomonas acuta</i>	39,000	23.6
河川流入部	クリプト藻綱	<i>Cryptomonas acuta</i>	1,838,400	81.0
	緑藻綱	<i>Pyramimonas sp.</i>	398,400	17.5
湖口部	珪藻綱	<i>Rhizosolenia stolterfothii</i>	87,600	16.7
	珪藻綱	<i>Skeletonema costatum</i>	76,200	14.5
	珪藻綱	<i>Chaetoceros affine</i>	62,200	11.8
中央部	珪藻綱	<i>Skeletonema costatum</i>	28,200	17.6
	珪藻綱	<i>Rhizosolenia stolterfothii</i>	23,400	14.6
	クリプト藻綱	<i>Cryptomonas acuta</i>	23,000	14.4
	珪藻綱	<i>Chaetoceros affine</i>	21,000	13.1

表-9 最適光強度の文献値との比較

種類名	最適光強度 (W/m ²)	水域
<i>Skeletonema costatum</i> (珪藻)	54~65	三河湾 ¹⁴⁾
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i> (珪藻)	22 培養水温 (0~10°C)	サロマ湖 ¹⁵⁾
	44 培養水温(15°C)	サロマ湖 ¹⁵⁾
<i>Skeletonema costatum</i> <i>Rhizosolenia stolterfothii</i> 等	34 培養水温(17.8°C)	B湖 (本研究)

7. まとめ

本報告における要旨を以下に整理する。

- 1) 大規模酪農地域を貫流する調査対象河川本川に縦断的に観測箇所3点を設置し、流量データ、水質データを収集した。収集したデータより、水質負荷物質としてSS、リン、窒素に着目して、出水時におけるその挙動を把握し、準2次元不定流計算で再現を図った。結果として、水質負荷物質が最大となるピーク時刻は流量のピーク時刻より早く、下流に行くに従いそのずれは大きくなっていくことがわかった。
- 2) 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。浸入能が小さい傾斜草地において、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方法の一つとして、散布したふん尿スラリーを速やかに地中に侵入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した試験区と切り込みを入れて地中に散布することを想定した試験区を設け、人工的に散水する試験を実施した。その結果、

降雨を土中へ速やかに浸入させ、表面流出水の量を少なくすることが重要であることがわかった。

- 3) 草地酪農流域に整備された浄化池の機能調査においては、平水時と降雨出水時の浄化池の効果を検証した。結果として、平水時には、すべての浄化池で流入より流出濃度の方が低い「浄化型」となった。濃度低下率 $((1 - \text{流出濃度} \div \text{流入濃度}) \times 100)$ の平均は18%と算出された。また、降雨出水時には水質浄化池内での滞留により流入側と流出側で流量と水質にピークのズレが生じ、観測期間(24時間)を通しての負荷量による削減率を算出すると、平均でSSは53%、T-Nでは29%、T-Pでは43%と高い削減効果を示した。これは、水質浄化池の持つ沈砂機能により土砂成分が沈降し、これに吸着した状態で流下してくる窒素やリンも沈降したためと推察される。
- 4) 草地酪農地域における緩衝帯の機能については、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。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。また、土壤の物理性調査結果として浸入能(ベーシックインテークレート)をみると、草地と比較して林帯は大きな値を示したことから、草地で表面水が発生した場合に林帯での浸透が期待できることがわかった。
- 5) 閉鎖性海域の水質変動を再現・予測する手法として、3次元の密度流モデルや溶存酸素収支モデルに加え、近年では低次生態系をモデル化した計算が広く用いられているが、本州以南で実施されている低次生態系計算を北海道のような寒冷沿岸域に適用する際には、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パラメータを適切に設定し直すことが計算の精度向上のために有効であることがわかった。

参考文献

- 1) 佐藤耕治、渡邊康玄：洪水時における微細砂の縦断方向輸送、水工学論文集、第45巻、pp673-678、2001年2月
- 2) 吉川泰弘、渡邊康玄：物質輸送に与える大規模洪水の影響、北海道開発土木研究所月報、No.628、pp2-17、2005年9月
- 3) 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

- 4) 鶴木啓二・多田大嗣・鳥海昌彦・鈴木信也：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要旨集、2009(投稿中)
- 5) 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要旨集、2008
- 6) 多田大嗣・鶴木啓二・加藤道生・羽生哲也：草地周縁に設けた緩衝林帯の植樹後の状況調査、平成21年度農業農村工学会大会講演要旨集、2009(投稿中)
- 7) Jun Yamamoto, Yoshimi Makita and Hitoshi Tanaka : Influences of floods and seawater exchange on water quality in lake Furen , PACON 2007 Proceedings, pp.635-664, 2007.
- 8) 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.
- 9) 山口創一・経塚雄策：有明海の物理環境のシミュレーション、MECモデルワークショップ(第3回)、MEC Ocean Model ユーザー会、pp.159-164、1998.
- 10) 中田喜三郎：生態系モデルー定式化と未知のパラメータの推定法一、Journal of Advanced Marine Technology Conference, Vol.8, pp.99-138, 1993.
- 11) Hama,T., Miyazaki,T., Ogawa,Y., Iwakuma,T., Takahashi, M., Otsuki, A. and Ichimura, S. : Measurement of photosynthetic production of a marine phytoplankton population using stable ^{13}C , Marine Biology, Vol.73, pp.3136, 1983.
- 12) Steele, J. H. : Environmental control of photosynthesis in the sea, Limnology and Oceanography, Vol.7, pp.137-150, 1962.
- 13) 齊藤周・北沢大輔・佐藤徹：MECモデルを用いた有明海生態系シミュレーション、第17回流体力学シンポジウム、E9-1, 2003.
- 14) Ryther, J. H. : Photosynthesis in the ocean as a function of light intensity, Limnology and Oceanography, Vol.1, pp.61-70, 1956.
- 15) Suzuki, Y. and Takahashi, M. : Growth responses of several diatom species isolated from various environments to temperature, Journal of Phycology, Vol.31, pp.880-888, 1995.

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

Abstract : This research aims to examine the influence of environmental loads from large-scale farmlands on rivers that run through such farmlands and to develop measures for preventing environmental loads from running into rivers in Hokkaido.

Then, we examined the source of environmental loads in certain rivers, the runoff of environmental loads, and the behaviors of environmental loads in lakes into which the studied rivers flow.

Keywords: large-scale farmland, suspended solids, nutrient salts, tidal exchange, farm animal waste