ISSN 0386-6211

北海道立農試資料 第38号
Misc. Pub. Hokkaido
Prefect. Agric. Exp. Stn.
No.38 p.1-106 September 2009

北海道立農業試験場資料 第 38 号

Miscellaneous Publication of Hokkaido
Prefectural Agricultural Experiment Stations
No. 38, September 2009

特定政策研究「安全・安心な水環境の次世代への継承－硝酸性窒素等による地下水汚染の防止・改善－」成果集

Report on Research Program for Reducing Nitrate Contamination of Ground Water in Hokkaido

---

平 成 21 年 9 月

北海道立中央農業試験場

Hokkaido Central
Agricultural Experiment Station
(Naganuma, Hokkaido, 069-1395, Japan)

発刊の言葉

硝酸性窒素が飲料水などに高濃度で含まれると人の健康を害する恐れがあることから，1999 年には環境基本法に基づく水質環境基準健康項目に硝酸性窒素の基準値（10mg/L）が新たに設定された。道内においても，農村地帯等を中心に硝酸性窒素等による地下水の汚染が広範に顕在化しているが，その汚染要因として，生活排水のほか，農用地への過剰な施肥や家畜排せつ物の不適正な処理などが指摘されている。

そのため道は，2004 年に「硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素に係る健全な水循環確保のための基本方針」および同方針に基づく実施要領を定め，環境基準を超過する井戸が存在する市町村に対し，施肥の改善や家畜ふん尿処理施設の整備，生活排水対策など地域全体で総合的な改善対策に取り組むことを求めている。

これまでに道では，主に農業試験場等の研究成果に基づいて，農用地における改善対策の技術的資料として，適正な施肥の基本を示した「北海道施肥ガイド」(2002) に加え，「硝酸性窒素汚染防止のための施肥管理の手引き」(2003) 及びその追補版（2005)，「家畜ふん尿処理・利用の手引き 2004」等を刊行している。しかしながら，地下水汚染は非常に複雑な問題であるため，汚染要因の特定，汚染のメカニズム，対策技術の導入効果の評価など，農業試験場単独の研究では解決が難しい問題が残されていた。

そこで，これらの問題を解決するため，道立農業試験場，地質研究所，環境科学研究センターの道立 3 研究機関が連携し，それぞれの得意分野を活かしながら，特定政策研究「安全・安心な水環境の次世代への継承－硝酸性窒素等による地下水汚染の防止・改善」試験を平成 16 年度より 5 カ年の期間で実施した。特定政策研究とは，北海道知事のトップダウンによる戦略的な政策誘導に基づいて，社会的にクローズアップされた問題に取り組むプロジェクト研究と位置付けられている。

本特定政策研究の主要な成果は「北海道農耕地における硝酸性窒素による地下水の汚染リスクと軽減対策」としてとりまとめられ，平成 21 年の北海道農業試験会議成績会議において指導参考事項となり，既に普及に移されている。本資料は，この指導参考事項の内容に基礎的なデータや新たな解析も加え，特定政策研究の成果全体をとりまとめたものである。本資料が今後の研究展開の基礎となるとともに，硝酸性窒素汚染の軽減に向けた各種施策の推進や，対策技術の導入・実践の一助となれば幸いである。

平成 21 年 9 月

北海道立中央農業試験場長　竹田芳彦

試験の実施体制と概要

１．試験実施体制

特定政策研究「安全・安心な水環境の次世代への継承－硝酸性窒素等による地下水汚染の防止・改善」は平成 16～20 年に，中央農業試験場が主査場となり，十勝農業試験場，北見農業試験場，地質研究所，環境科学研究センターが共同で以下の 3 本の課題構成について試験を実施した。

Ⅰ．硝酸性窒素汚染の現況とリスク要因
（担当：地質研究所，環境科学研究センター，農業試験場）

Ⅱ．農耕地における硝酸性窒素汚染軽減対策
（担当：農業試験場）

Ⅲ．硝酸汚染軽減対策の評価
（担当：農業試験場，環境科学研究センター）

試験実施にあたっては，各機関の得意分野を生かしつつ総合力が発揮できるよう，連携強化に努めた。具体的には，地質研究所，環境科学研究センター，中央農業試験場の実務担当者によるワーキンググループを設置・開催し，情報交換するとともに，とりまとめの方向性について随時意見交換を行った。また，毎年 1 回，全機関・全担当者が参画する成績・設計検討会を開催し，各機関が担当する課題の進捗状況や成果の見通しについて論議した。

また，下記 3 名の先生方には特定政策研究の技術アドバイザーとして，試験の遂行に当たり，適切なご指導・ご助言をいただいた。ここに記して感謝の意を表する。

北海道大学大学院農学研究科　　教授　出村　克彦
北海道大学大学院工学研究科　　教授　古市　徹
酪農学園大学酪農学部酪農学科　教授　松中　照夫
（所属・職名は平成 21 年 3 月 31 日現在）

２．試験概要

１）目的

北海道農耕地における地下水中硝酸性窒素汚染の現況を把握し，汚染リスクを評価するとともに，各種の汚染軽減技術を提示し，総合的な硝酸汚染対策推進の資とする。

２）方法

（１）硝酸性窒素汚染の現況とリスク要因：地質・気象要因に基づく潜在的リスク要因の評価法，地下水の水質分析による汚染原因の判定法を検討し，その適用性について畑作地域の小流域Ａにおいて検証を行った。

（２）農耕地における硝酸性窒素汚染軽減対策：たまねぎ畑における耕盤層破砕処理，クリーニングクロップ（緑肥）の有効利用，植生帯の活用による汚染軽減効果を検討した。

（３）硝酸汚染軽減対策の評価：中央農業試験場が平成 18 年に開発した肥培管理情報によるリスク評価ソフト「NiPRAS」の適用性を検証するとともに，小流域Ａにおける各種汚染軽減対策の効果を予測した。

３）成果の概要

（１）硝酸性窒素汚染の現況とリスク要因

硝酸性窒素が環境基準（10mg/L）を超えた井戸の約8割が年平均降水量800mm以下の地域に分布していた。米国環境保護庁のDRASTIC評価法を応用して，5項目の自然要因から潜在的汚染リスクを評価することが可能である（図1)。影響要因として，地下水面が浅いほど，地下水涵養量が少ないほど，透水性が高いほど，傾斜が緩いほどリスクが高まる。畑地においては潜在的汚染リスク区分と井戸水の硝酸性窒素濃度に明確な対応が見られる。水質分析値からの汚染源の特定には，ヘキサダイアグラム法及び窒素安定同位体比と硫酸イオン濃度を用いた判別マトリックスが有効である。潜在的汚染リスクが「高」に区分された小流域Ａでは，主として融雪水の浸透時に環境基準を超える硝酸性窒素濃度が観測され，主要な原因は施肥にあることが窒素負荷量および水質分析値から推定された。

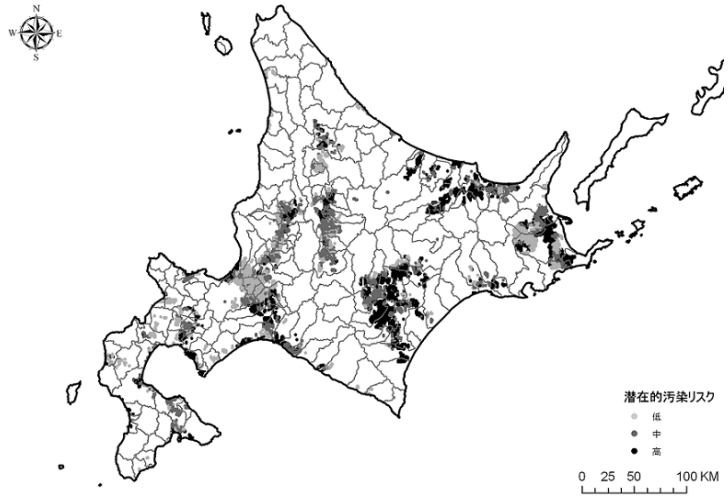


図１　自然要因による地下水の潜在的汚染リスク区分（高，中，低の３区分．黒色が濃いほどリスク高）

（２）農耕地における硝酸性窒素汚染軽減対策

たまねぎ圃場における振動式全層破砕処理は，根張りの改善を通じて 10%程度の増収と窒素吸収量の増加をもたらし，その効果は通常の心土破砕と比較しても大きかった（表 1)。土壌無機態窒素が残存しやすい露地野菜畑における後作緑肥としては，播種期が早く900℃以上の積算温度を確保できる場合には,炭素率が低いシロカラシやひまわりが適し，播種期が遅く積算温度が 600～900℃の場合，イネ科緑肥（えん麦，えん麦野生種，ライ麦）が適する（表2)。局所的汚染源から土壌水の横移動がある場合，下流側にひまわり，デントコーンを用いた植生帯を設置することにより，硝酸汚染を軽減する効果が期待できる。

表１　たまねぎ圃場における振動式全層破砕処理の効果

耕盤層破砕処理	例数	収量比	窒素吸収量
		%	kg/10a
無施工	10	(5,731)	10.9
全層破砕		112	12.4
心土破砕	6	(7,145)	10.6
全層破砕		108	12.0

注1)H17～19年、北見農試・現地の平均。
注2)括弧内の数値は実数(kg/10a)。

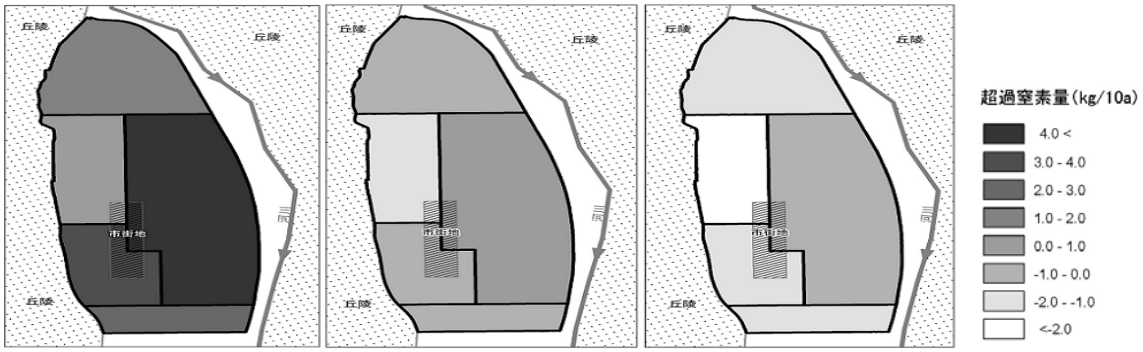
表2　無窒素栽培による後作緑肥の播種期別生育量と窒素吸収量の目安および次作物での対応

緑肥作物	地帯	晩限(月/旬) 播種	晩限(月/旬) 生育	栽培期間積算温度(℃)	乾物生産量(kg/10a)	窒素吸収量(kg/10a)	炭素率(C/N比)	窒素飢餓の有無	窒素放出時期	次作の窒素減肥可能量(kg/10a)
シロカラシ・ひまわり	A	8/中	10/上	900～	300～	8～13	12～20・15～20	無	翌年春～	3～5・2～4
	B	8/中～下	10/中							
	C	8/下	10/下							
イネ科緑肥(えん麦、えん麦野生種、ライ麦など)	A	8/中	10/上	900～	350～	7～11	20～30	無～有	翌年春又は夏～	0～4
	B	8/中～下	10/中							
	C	8/下	10/下							
	A	8/下	10/上	600～900	100～350	4～7	10～20	無	翌年春～	0～3
	B	8/下～9/上	10/中							
	C	9/中	10/下							

注1)A地帯は後志中部、胆振東部、上川南部・北部、十勝北部、網走の一部の地区を示す。
B地帯は渡島北部、後志北部、石狩全域、空知全域、上川中部、十勝中部、網走の一部の地区を示す。
C地帯は渡島南部、檜山全域、胆振西部、日高中部、留萌中部の地区を示す。
その他の地区については近隣の地区を参考とする。
注2)生育晩限は最低気温が2.0℃未満となる最初の時期を示す。播種晩限はその時期から遡った積算温度に対応した時期を示す。
注3)播種時期が遅い場合は、緑肥作物の生育が小さいので、すき込み時期を可能な限り遅らせるのが望ましいが、
粘質土壌で降雨の影響によりすき込めない場合には、無理に行わず翌年春にすき込む。
注4)線虫害発生圃場ではえん麦野生種が適す。

（３）硝酸汚染軽減対策の評価

NiPRAS で算出した超過窒素量（窒素投入量－窒素環境容量）は，多様な栽培体系での汚染リスクを適正に評価していた。小流域Ａでは，現状で平均 2.9kg/10a の窒素が超過していたが，土壌診断を活用して施肥改善すると超過窒素は-0.6kg/10a に低下し，さらに振動式全層破砕処理や後作緑肥を導入すると-1.2kg/10a となり，小流域Ａ全体で汚染が改善する方向に向かうと予測された（図 2）。



①現状　②改善A(施肥量の適正化)　③改善B(②＋全層破砕＋後作緑肥導入)

図 2　モデル地域における超過窒素量の現状と各種汚染軽減対策による改善シミュレーション

３．本資料の掲載内容

本資料のⅠ～Ⅲ章にはこれらの成果内容を詳述した。Ⅳ章には補遺として，各種の動態モデルに関する解析および硝酸汚染軽減対策の現地実証結果を掲載した。

編集委員長

中央農業試験場　環境保全部長　志賀弘行

編集担当者

中央農業試験場　環境保全部　主任研究員　中津智史

執筆担当者

中央農業試験場　環境保全部　農業環境科　研究職員　濱村美由紀
土壌生態科長　中辻敏朗
生産環境部　栽培環境科長　小野寺政行

十勝農業試験場　生産研究部　主任研究員兼栽培環境科長　竹内晴信
栽培環境科　研究職員　笛木伸彦

北見農業試験場　生産研究部　栽培環境科長　中村隆一
栽培環境科　研究職員　鈴木慶次郎
栽培環境科　研究職員　唐　星児

地質研究所　環境地質部　水理地質科長　丸谷　薫
水理地質科　研究職員　髙清水康博
環境工学科　研究職員　高橋　良

環境科学研究センター　企画総務部　環境 GIS 科長　高田雅之
専門員　三島啓雄
環境保全部　水質環境科長　三上英敏
（所属・職名は平成 21 年 3 月 31 日現在）

北海道立農業試験場資料　第 38 号
2009 年（平成 21 年）9 月

特定政策研究「安全・安心な水環境の次世代への継承－硝酸性窒素等による地下水汚染の防止・改善」成果集

志賀　弘行，中津　智史　編

目　　次

Ⅰ．硝酸性窒素汚染の現況とリスク要因
１．汚染の現況と地質・気象要因との関係・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 1
２．硝酸性窒素汚染の潜在的リスク要因評価・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 6
３．硝酸性窒素汚染要因の判定法・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 13
４．小流域における窒素動態と影響要因・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 21

Ⅱ．農耕地における硝酸性窒素汚染軽減対策
１．たまねぎ圃場における汚染軽減対策・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 31
２．クリーニングクロップ活用による汚染軽減対策
１）後作緑肥の活用による汚染軽減対策・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 40
２）深根性作物の導入による汚染軽減対策・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 52
３．植生帯および有機質資材埋設による局所汚染軽減対策
１）植生帯活用による局所汚染軽減対策・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 58
２）土壌下層への有機質資材埋設による局所汚染軽減対策・・・・・・・・・・・ 67

Ⅲ．硝酸汚染軽減対策の評価
１．多様な作付体系における NiPRAS の有効性の検証・・・・・・・・・・・・・・・ 73
２．小流域における各種軽減対策の導入効果・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 76

Ⅳ．補遺
１．動態モデル（COUP モデル）による解析・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 79
２．水質化学的考察とモデルによる窒素動態の解明・・・・・・・・・・・・・・・・ 84
３．汚染リスク要因としての土壌浸透水量推定モデル・・・・・・・・・・・・・・・ 97
４．硝酸汚染軽減対策の現地実証・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・102

Ⅰ．硝酸性窒素汚染の現況とリスク要因

１．汚染の現況と地質・気象要因との関係

（１）目的

地下水から高濃度の地下水が検出されている地点は，硝酸性窒素の負荷に脆弱な条件の場所に窒素の高負荷を与えたために，硝酸性窒素濃度の高い地下水が生じると考えられる(図Ⅰ-1-1)。そこで，地下水の硝酸性窒素濃度と水理地質，および気象要因との関連性を解析し，汚染の生じやすい条件を明らかにする。

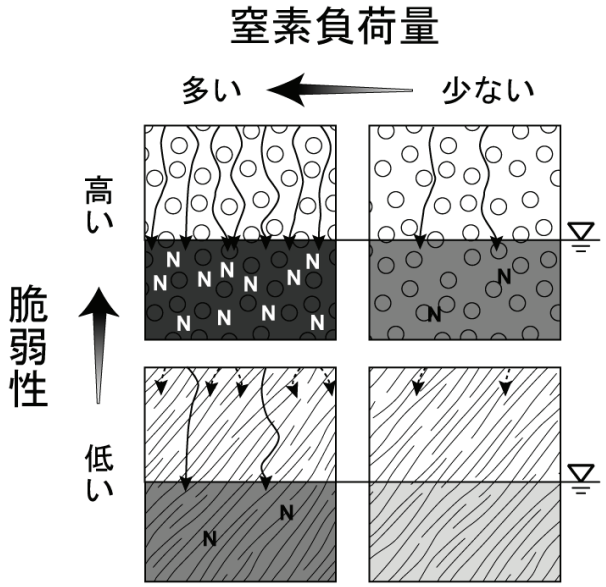
（２）方法

①水理地質からみた脆弱な地域

地質および気象要因は人為的に容易に改変しがたい要素であり，人間がインパクトを与える環境のバックグラウンドとして重要と考えた。土地利用によっては，農耕地以外の負荷によるデータも含むであろうが，窒素負荷が大きいところで，硝酸性窒素濃度の高い地下水が生じていることを重要視し，負荷源の種類を問わないことにした。

井戸の位置が比較的正確なデータとして，水質汚濁防止法に基づき実施された平成11～16年度の概況調査，周辺調査，及び関連する硝酸性窒素に関する調査データをもちい，これらのデータベースを作成し，GISで運用可能とした。

次に「北海道水理地質図幅」(1:100000)をもちいて井戸位置の表層地質との関係を解析し，環境基準を超過する可能性の高い地質を抽出した。



図Ⅰ-1-1　地下水汚染の及ぼす窒素負荷と脆弱性の概念図

なお，対象としたデータには，井戸の深度が不明なものを含め，種々の深度の井戸が含まれるが，硝酸性窒素濃度の高い地下水は，主に浅層地下水であるため，表層の水理地質との関連性を解析した。深層地下水の水平流動で深層のみが高濃度になるのは希なケースと考えられるので，検討結果に大きな影響はないと考える。

②年間降水量による脆弱な地域の評価

水理地質による解析と同じデータをもちいて，年間降水量と基準超過井戸数，および地下水の硝酸性窒素濃度との関係を解析した。

（３）結果と考察

①水理地質からみた脆弱な地域

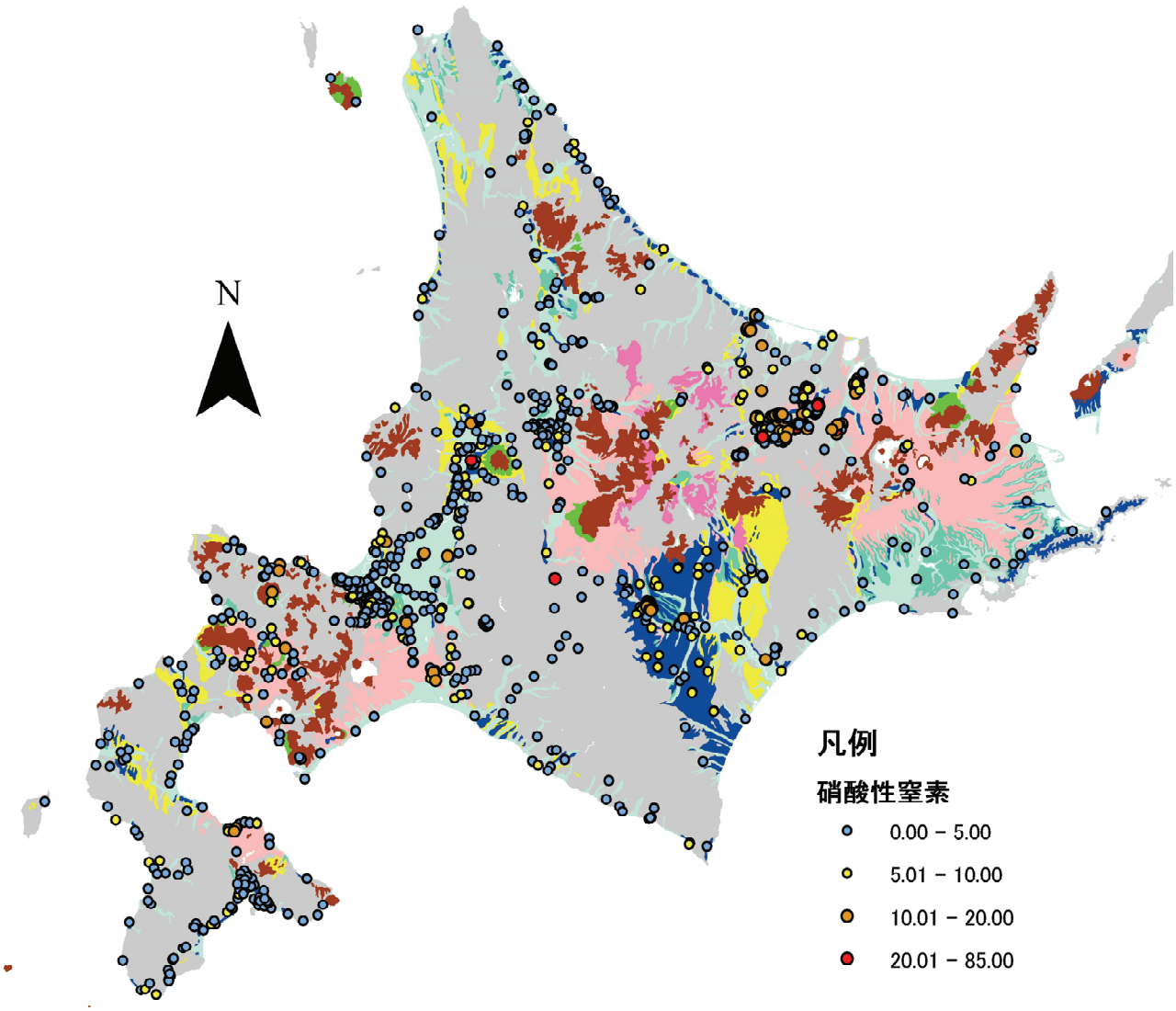
a. 地下水の硝酸性窒素濃度と水理地質の関係を図Ⅰ-1-2に示した。全道の水理地質の特徴として，透水性が不良で一般に地下水開発の対象となりにくい基盤岩類を除くと，沖積層と火砕流堆積物の分布割合が高い(表Ⅰ-1-1)。

b. 硝酸性窒素濃度の高い井戸の周辺ではさらに詳細な調査が行われるため，濃度の高い井戸が集中しやすく，強調されやすいが，概観したところでは，網走支庁管内に基準を超過する井戸が多くみられる。

c. 基準超過井戸位置の水理地質ごとに，全道及び各支庁の超過井戸数と超過割合を表Ⅰ-1-2に示した。以下に，全道および主要な支庁(基準を超過する井戸数が2井以下の支庁を除く)の特徴について述べる。

a) 北海道全体では，基準超過の井戸数は「沖積層」で多いが，超過する割合はあまり高くなく，割合としては「火砕流堆積物」の井戸が高い値を示した。「沖積層」の井戸数が多いのは，調査対象の井戸が多いこと(調査井戸数の半数を超える)，および分布面積が比較的広い影響を受けているためと考えられる。「火砕流堆積物」の井戸が高い超過割合を示すのは，透水性が良いためと考えられる。

b) 網走支庁管内では，基準超過井戸数は北海道全体のそれと似た傾向を示すが，超過割合は異なる傾向を示した。この地域では「段丘堆積物」および「中下部更新統」の涵養域側に「火砕流堆積物」が分布



水　理　地　質	構成割合	説　　明
沖積層	15.0 %	主に，礫・砂・シルト・粘土からなる．大河川の下流域や海岸平野では軟弱な粘土・シルト・泥炭などが厚い．礫．砂など粗粒な堆積物は優良な不圧帯水層を形成し，透水性良好．
崖錐および扇状地堆積物	0.8 %	崖錐堆積物は，主に火山山麓の淘汰不良，粗しょうな堆積物で，不圧帯水層を形成するが，地下水面が深いことが多い．地域的バラツキが大きい．扇状地堆積物は，主に砂礫で構成され，透水性が良好．
段丘堆積物	5.5 %	主に砂礫で構成される．比較的透水性が良く，不圧帯水層を形成する．下位が鮮新統，更新統，火砕堆積物の場合には涵養源として機能する．
中下部更新統	2.6 %	砂礫や粘土からなる厚層の累層で，比較的よく締まっている．平野周辺の丘陵・台地を構成し，一般に平野下に伏在，透水性に地域差がある．
鮮新統	4.6 %	鮮新統のうち，比較的粗しょうな地層を一括．一般に中下部更新統よりも透水性不良．
溶岩	6.7 %	新期火山，更新～鮮新世の溶岩を一括．溶岩自体は不透水性であるが，節理などの亀裂に地下水を包蔵する．
火砕流堆積物	11.5 %	主要火山から噴出した軽石流堆積物，熔結凝灰岩などからなり，火山降下物を含めた．軽石，火山灰，砂，礫などで構成される．全体的に透水性が高く，涵養域として重要．
基盤岩類	53.3 %	新第三系，白亜系などの古期堆積岩類や火成岩，変成岩を一括．地下水は裂っか水として存在している場合ある．透水性不良．

図Ⅰ-1-2　硝酸性窒素濃度と水理地質．
水理地質は，「北海道の地質 60万分の1北海道地質図(1980)」[1)] を編集．

表Ⅰ-1-1　支庁別の水理地質の分布

支庁	沖積層	崖錐および扇状地堆積物	段丘堆積物	中下部更新統	鮮新統	溶岩	火砕流堆積物	基盤岩類
石狩	24.1	1.7	0.7	3.0	1.3	8.0	18.7	42.4
渡島	10.0	0.9	2.3	1.8	5.2	2.6	7.8	69.4
檜山	9.0	0.0	2.8	0.1	4.2	0.4	0.0	83.5
後志	9.1	2.0	0.9	0.5	7.3	17.9	12.3	50.1
空知	22.4	1.4	3.5	1.5	5.6	1.9	0.3	63.4
上川	16.2	1.1	1.2	1.3	1.3	12.2	14.1	52.5
留萌	14.9	0.0	1.5	0.5	7.6	2.7	0.0	72.8
宗谷	19.4	2.1	3.2	4.2	7.4	5.0	0.0	58.6
網走	14.7	1.2	4.6	0.0	2.2	7.1	14.9	55.3
胆振	19.0	0.6	0.8	0.0	1.0	14.2	22.7	41.7
日高	7.6	0.0	2.1	0.0	1.2	0.0	0.0	89.1
十勝	10.5	0.0	23.1	2.0	12.4	5.0	8.3	38.6
釧路	19.8	0.0	3.1	16.2	1.6	5.2	21.5	32.5
根室	14.1	0.4	5.6	6.2	0.9	9.0	44.2	19.6
全体	15.0	0.8	5.5	2.6	4.6	6.7	11.5	53.3

表Ⅰ-1-2　基準超過井戸位置の水理地質と基準超過井戸数・超過割合

支庁	沖積層	段丘堆積物	扇状地堆積物	火砕流堆積物	中下部更新統	鮮新統	基盤岩類	火山岩	計
石狩	**4 /105 (3.8%)**	**0 / 1 (0.0%)**	**0 / 54 (0.0%)**	**0 / 9 (0.0%)**	**1 / 24 (4.2%)**	**0 / 3 (0.0%)**	**0 / 4 (0.0%)**	**0 / 0 −**	**5 /200 (2.5%)**
渡島	0 / 47 (0.0%)	0 / 20 (0.0%)	0 / 6 (0.0%)	0 / 4 (0.0%)	0 / 3 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 14 (0.0%)	2 / 7 (28.6%)	2 /101 (2.0%)
檜山	0 / 14 (0.0%)	0 / 4 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 0 −	0 / 0 −	0 / 1 (0.0%)	0 / 5 (0.0%)	0 / 1 (0.0%)	0 / 25 (0.0%)
後志	**1 / 37 (2.7%)**	**0 / 6 (0.0%)**	**0 / 1 (0.0%)**	**3 / 7 (42.9%)**	**1 / 5 (20.0%)**	**0 / 0 −**	**1 / 11 (9.1%)**	**0 / 0 −**	**6 / 67 (9.0%)**
空知	**6 / 54 (11.1%)**	**0 / 7 (0.0%)**	**0 / 11 (0.0%)**	**0 / 0 −**	**4 / 19 (21.1%)**	**2 / 5 (40.0%)**	**0 / 8 (0.0%)**	**0 / 0 −**	**12 /104 (11.5%)**
上川	0 / 67 (0.0%)	0 / 5 (0.0%)	0 / 4 (0.0%)	0 / 2 (0.0%)	0 / 2 (0.0%)	0 / 1 (0.0%)	1 / 13 (7.7%)	0 / 0 −	1 / 94 (1.1%)
留萌	0 / 6 (0.0%)	0 / 2 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 0 −	0 / 0 −	0 / 1 (0.0%)	0 / 2 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 11 (0.0%)
宗谷	0 / 14 (0.0%)	0 / 4 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 0 −	0 / 4 (0.0%)	0 / 1 (0.0%)	0 / 1 (0.0%)	0 / 2 (0.0%)	0 / 26 (0.0%)
網走	**64 /129 (49.6%)**	**26 / 42 (61.9%)**	**0 / 0 −**	**30 / 59 (50.8%)**	**7 / 11 (63.6%)**	**0 / 0 −**	**4 / 18 (22.2%)**	**0 / 2 (0.0%)**	**131 /261 (50.2%)**
胆振	**3 / 24 (12.5%)**	**0 / 3 (0.0%)**	**0 / 0 −**	**0 / 3 (0.0%)**	**1 / 1 (100.0%)**	**0 / 0 −**	**0 / 4 (0.0%)**	**0 / 3 (0.0%)**	**4 / 38 (10.5%)**
日高	0 / 22 (0.0%)	0 / 3 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 0 −	0 / 0 −	0 / 0 −	0 / 3 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 28 (0.0%)
十勝	**6 / 46 (13.0%)**	**5 / 45 (11.1%)**	**0 / 4 (0.0%)**	**0 / 0 −**	**1 / 6 (16.7%)**	**0 / 0 −**	**0 / 2 (0.0%)**	**0 / 0 −**	**12 /103 (11.7%)**
釧路	0 / 7 (0.0%)	0 / 1 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 4 (0.0%)	0 / 4 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 5 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 21 (0.0%)
根室	0 / 1 (0.0%)	0 / 3 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 0 −	1 / 7 (14.3%)	0 / 1 (0.0%)	0 / 0 −	0 / 0 −	1 / 12 (8.3%)
全道	**84 /573 (14.7%)**	**31 /146 (21.2%)**	**0 / 80 (0.0%)**	**33 / 88 (37.5%)**	**16 / 86 (18.6%)**	**2 / 13 (15.4%)**	**6 / 90 (6.7%)**	**2 / 15 (13.3%)**	**174 /1091 (15.9%)**

基準超過井戸数／調査井戸数
（基準超過割合）

※小文字明朝体の支庁は，基準超過井戸数が2井以下

するなど，両者の関連性が高いためと考えられる。他の地域では「段丘堆積物」での基準超過は少ない。

c) 全道の「沖積層」の「高頻度・中検出率」の特徴は，各支庁にほぼ共通する傾向である。

d) 全道の「火砕流堆積物」・「中下部更新統」の検出率は，網走支庁・後志支庁の寄与が大きい。

e) 「鮮新統」で基準超過が生じているのは，「空知支庁」の特徴である。

②年間降水量による脆弱な地域の評価

a. 各自治体ごとの年間降水量の平年値と基準超過井戸数などの関係

a) 基準超過井戸数との関係では，およそ900㎜を境にそれ以下で基準超過井戸数が多い自治体と少な

い自治体に分離できる(図Ⅰ-1-3)。

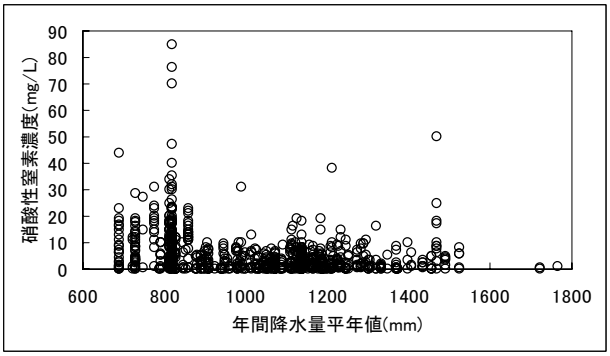
b)硝酸性窒素濃度との関係では，800mm付近以下で高濃度の地点が多かった(図Ⅰ-1-4)。

b.調査井戸位置の年間降水量と硝酸性窒素濃度の関係

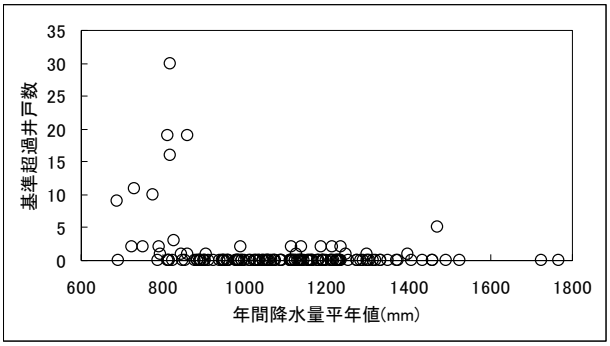
調査井戸位置の年間降水量(平年値)と硝酸性窒素濃度との関係を図Ⅰ-1-5に，基準超過井戸数の累積割合との関係を図Ⅰ-1-6に示した。

a)超過井戸数の累積図（図Ⅰ-1-6）において，年間降水量800mm付近で変曲点が認められ，これ以下の領域に基準超過井戸数の約8割が含まれていた。

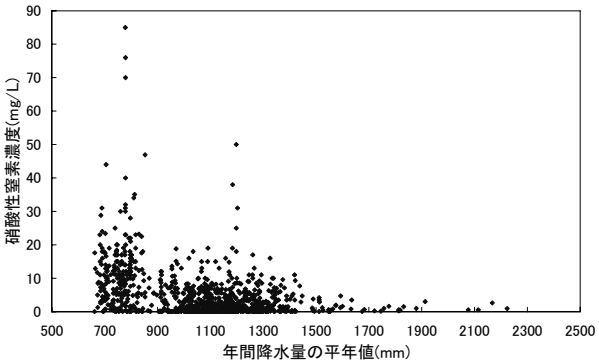
b)年間降水量分布を800-900mmで区分して図Ⅰ-1-7に示したが，800mm以下の地域は主として網走支庁管内に分布していた。



図Ⅰ-1-3　年間降水量平年値と基準超過井戸数の関係



図Ⅰ-1-4　年間降水量平年値と硝酸性窒素濃度の関係



図Ⅰ-1-5　年間降水量平年値と硝酸性窒素濃度の関係

（４）まとめ

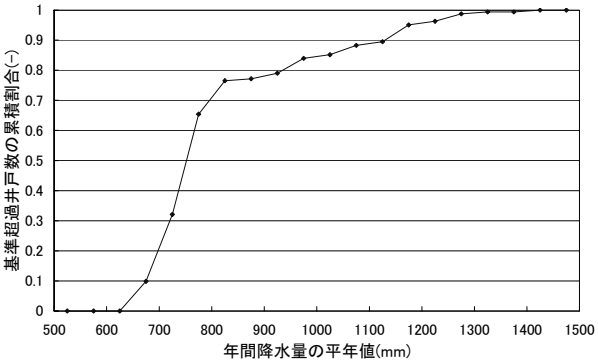
①水理地質からみた脆弱な地域

a.超過割合の高い火砕流堆積物分布地域

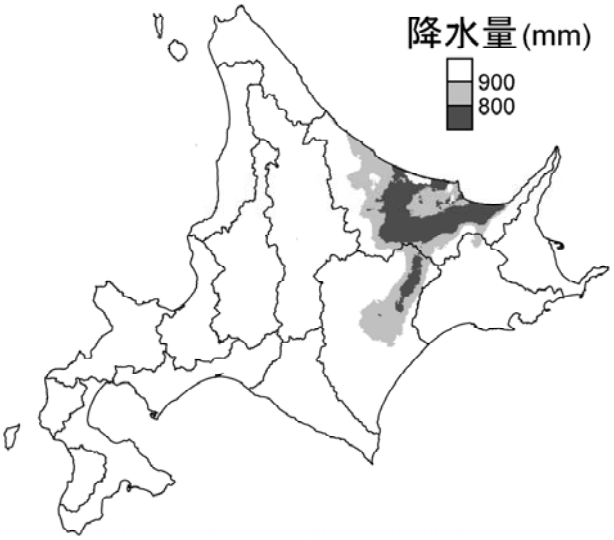
10mg/Lを超えるような高い濃度の井戸がみられ，透水性がよいために帯水層へ浸透しやすいと考えられ，潜在的に硝酸性窒素濃度が高くなりやすい。

b.基準超過井戸数の多い沖積層分布地域

透水性が良く，また地下水利用者が多いことや，分布面積が比較的広いことも基準超過井戸数が多くなる要因と考えられる。多くの利用者が存在する点



図Ⅰ-1-6　年間降水量と基準超過井戸数の累積割合



図Ⅰ-1-7　年間降水量平年値の分布図

で窒素負荷軽減の必要性が高い。

②年間降水量による脆弱な地域の評価

年間降水量と基準超過井戸の関係を解析した結果，基準超過井戸の約8割が年間水量800㎜以下の地域に含まれており，この地域は網走支庁管内に多く分布していた。

（５）引用文献

1) 北海道立地下資源調査所．“60万分の1北海道地質図”．北海道立地下資源調査所，1980．（北海道の地質と資源Ⅰ）

（丸谷　薫，高橋　良，髙清水康博）

２．硝酸性窒素汚染の潜在的リスク要因評価

（１）目的

広域的な視点から地下水汚染の潜在的リスクを評価し把握することは，発生源の寄与を適正に評価する上で，また，地域に応じた効率的な対策を講じる上で，さらにより広い視点で政策的観点から現状を認識する上で，極めて意義深いといえる。

硝酸態窒素の地下水への流入量は，施肥等による窒素投入量と，投入された場所の表層土壌，不飽和層および帯水層（飽和層）の水理地質条件によって主に規定されることから，本研究では主として農業地域を対象に，水理地質に関する空間情報を用いて，硝酸態窒素汚染の潜在的（ポテンシャル）リスクの評価を行った。併せて農地の地目によって地下水汚染の発現に差異があるかどうかについても検討を加えた。

（２）方法

研究の流れを図Ⅰ－2－1に示した。まず，地下水水質測定地点のデータをGIS化した後，水理地質に関する広域的なパラメータデータを作成し，それらをもとにDRASTIC 手法を用いた地下水汚染ポテンシャルマップを試作した。GISデータの処理はArcGIS9.2（ESRI Inc. 米国）を用いた。以下，具体的な方法について記す。

① 地下水水質データ整備と空間属性

地下水水質測定地点データとして，公共用水域常時監視データ及び保健所分析データをGISデータに整備した。整備したのは，1999～2007年度データのうち不圧地下水を取水していると考えられる 50m 以下の浅井戸データ（2,298件）である。

地下水の硝酸態窒素濃度と地表因子との関係について分析するための土地利用及び表層地質データは国土交通省の国土数値情報GISを用いた。各測定地点を中心に周辺500m内で最も大きな面積を占める凡例区分を抽出し，その地点の硝酸態窒素濃度との関係を分析した。

図Ⅰ-2-1 潜在的リスク評価研究のフロー

② DRASTICを用いた汚染ポテンシャル評価

地下水汚染のポテンシャルを評価する手法として，米国EPAが開発し実用化されているDRASTICを用いた[1)]。DRASTICは水理地質に関する7つの項目について，項目間の重み(w)と，各項目内の区分に応じた得点(r)とを掛け合わせ，それらの合計値により汚染ポテンシャルの大きさを評価する手法である[2)]。7つの項目は下記のとおりである。

D（Depth to Water）：地表から地下水面までの深さ
R（Net Recharge）：地下水への水供給量（涵養量）
A（Aquifer Media）：帯水層の性質
S（Soil Media）：土壌の性質
T（Topography）：地形（勾配）
I（Impact of the Vadose Zone Media）：不飽和層の性質
C（Hydrauric Conductivity of the Aquifer）：帯水層の透水係数

地下水汚染ポテンシャルの大きさ（*Gwpp*）は以下のように算出される。

$$Gwpp = DrDw + RrRw + ArAw + SrSw + TrTw + IrIw + CrCw$$

ここで，*Xw*は項目Xの重み，*Xr*は項目Xごとの区分得点を示す。各変数の重みはEPA[1)]（表Ⅰ－2－1）に従い，得点はEPA[1)]に適宜対応させて設定した。

なお，AとCのパラメータついては，全道を対象とした精度の高いデータ作成が現時点で困難であり，また既存の深井戸データから北海道の帯水層は概ね砂礫質が優占していると判断されることから，本研究ではD, R, S, T, Ⅰの5パラメータに着目して評価した。

表Ⅰ-2-1 DRASTICに用いた各項目の重み付け

Feature	Weight
Depth to Water	5
Net Recharge	4
Aquifer Media	3
Soil Media	2
Topography	1
Impact of the Vadose Zone Media	5
Hydraulic Conductivity of the Aquifer	3

EPA[1)]

③ 評価対象地域

地下水汚染ポテンシャル評価を行う対象地域は，北海道中央農業試験場が整備した農地土壌メッシュデータ（1km×1km）のうち，土性情報の属性を有しているメッシュ地域を対象範囲とした。これは，土性情報が評価項目のひとつ（S）であるとともに，今回の評価対象が主に農地を含む平地域を想定していることによる。なお項目によって，情報が欠落しているメッシュは評価対象外とした。解析の空間精度も本メッシュデータに準じた。

④ 各項目のパラメータ作成

以下のａ～e のパラメータを用いたが、各パラメータの得点区分は本節末の付表を参照のこと。

a. D：地下水面までの深さ

地下水水質データ（50m 以下の浅井戸データ：1999～2007 年度，2,298 件）を用いて，井戸の位置情報と井戸深データからクリギング法により地下水面の空間内挿を行い，農地土壌メッシュの範囲を切り取った。最後に EPA[1] を基に区分得点を設定した。なお得点は水位が浅いほど高い値となる。

b. R：地下水涵養量

アメダスデータより作成した 1km メッシュ気象データの気温及び日射量のデータから，Makkink 式[3] を用いて蒸発散量を算出し，同 1km メッシュ降水量データより蒸発散量を差し引いた値を地下水涵養量とした。区分得点の設定は，涵養量の中央値および平均値（400-420mm 程度）を考慮して行った。その際，降水量が多い地域では硝酸性窒素が地下水から流汇しやすいという，米国とは異なる日本の実情を考慮し，EPA[1] の得点順位を逆転させた。したがって得点は涵養水量が少ないほど高い値となる。

c. S：土壌の性質

農地土壌メッシュデータより土性情報を抽出し，EPA[1] の評価テーブルに当てはめて得点化を行った。その際，データ中の鉛直層別情報（1 層：1～15cm　2 層：15～30cm　3 層：30～60cm　4 層：60～100cm）から得点を層厚で重み付けして平均し，各メッシュの代表値とした。なお得点は透水性が良いほど高い値となる。

d. T：地形

国土地理院の 50m メッシュ標高データ（50mDEM）から，各セルにおける勾配（%）を算出し，EPA[1] の区分に従って得点化を行い，1km メッシュ内で平均値を算出した。なお得点は緩斜面ほど高い値となる。

e. I：不飽和層の性質

国土交通省土地・水資源局国土調査課が公開している水基本調査（地下水調査）の井戸 GIS データには，井戸掘削の際に収得した柱状図が付随しており，これらのデータを利用してまず層別データを作成した。次に各層の土質情報を EPA[1] のテーブルに従って得点化した。その際，前述の農地土壌のデータと重複する深度 1m までの情報は除いた。さらに先に作成した地下水面までの深さデータと重ねて，地下水面より浅い柱状図データのみを抽出し不飽和層の土質データとし，各土質に応じて EPA[1] の区分に基づき得点化したのち，各層の厚さによる加重平均値を対象井戸の得点値とした。そしてこれをもとに空間内挿を実施した。なお得点は透水性が良いほど高い値となる。

⑤ 汚染ポテンシャルの評価

前記 5 つの項目について，1km メッシュ単位に得点と重みを乗じて合計し，地下水汚染ポテンシャルを算出するとともに，地図化して調査井戸における硝酸性窒素の濃度分布図と視覚的に比較した。

次に，汚染ポテンシャル値のヒストグラムをもとに，サンプルの分散を考慮し，平均値から上下 σ/2 に閾値を設定し，汚染ポテンシャルを「高い」「中間」「低い」の 3 クラスに区分した。そして 3 クラスの汚染ポテンシャルと各クラスに属する井戸の硝酸性窒素濃度との関係を，全道及び農地の地目別（農地土壌メッシュデータの属性）に集計し，一元配置分散分析により分離性を検証した。最後に，各項目の得点と調査井戸における硝酸性窒素の濃度との関係を分析し，ポテンシャル評価の妥当性について検討を加えた。

（３）結果と考察

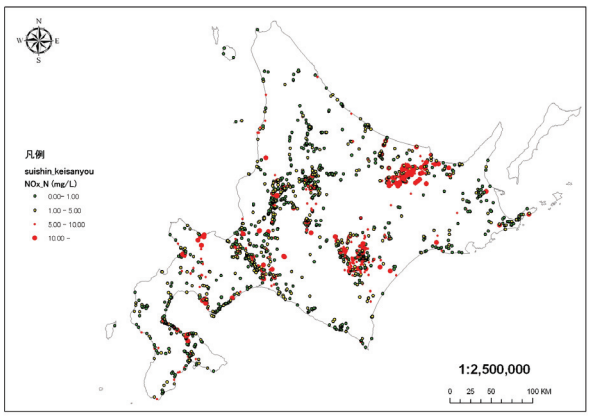
① 地下水水質データ整備と評価対象地域

図Ⅰ－2－2 に公共用水域常時監視データ及び保健所分析データを基に整備した地下水の硝酸態窒素濃度を，また図Ⅰ－2－3 に農地土壌メッシュデータから設定した評価対象地域を示した。対象地域の総メッシュ数は 24,461 メッシュとなった。

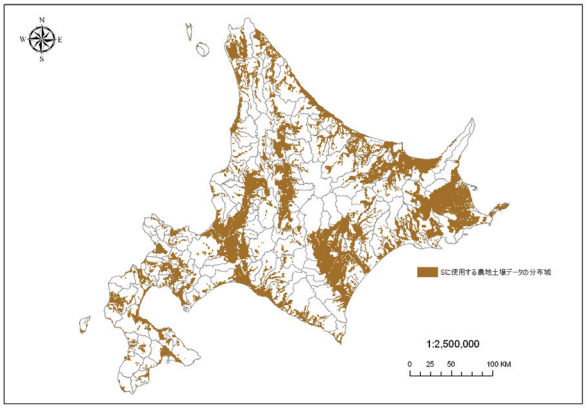
② 地下水水質と空間属性

図Ⅰ－2－4～5 に地下水の硝酸態窒素濃度と土地利用及び表層地質との関係を示した。その結果，水田以外の農用地で濃度が高い傾向を示した。また地質区分との関係では，第四紀火山噴出物が最も高く，次いで段丘堆積物，氾濫源堆積物等で高い傾向を示した。

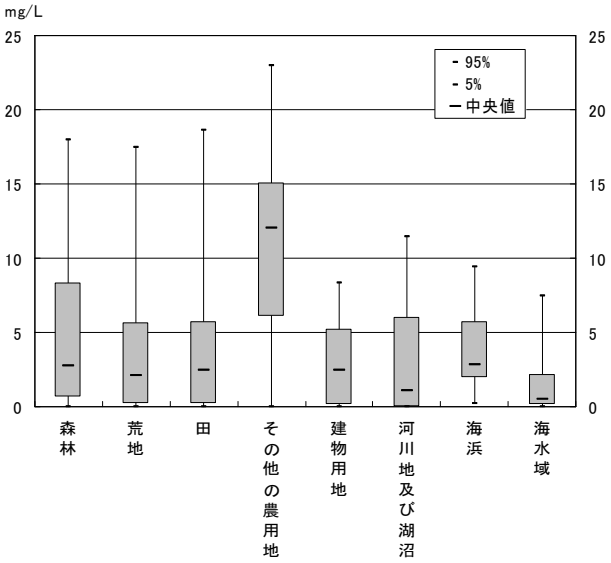
これらのことから，農地における窒素負荷との関係，及び透水性の高い地質で硝酸態窒素が地下水に到達しや



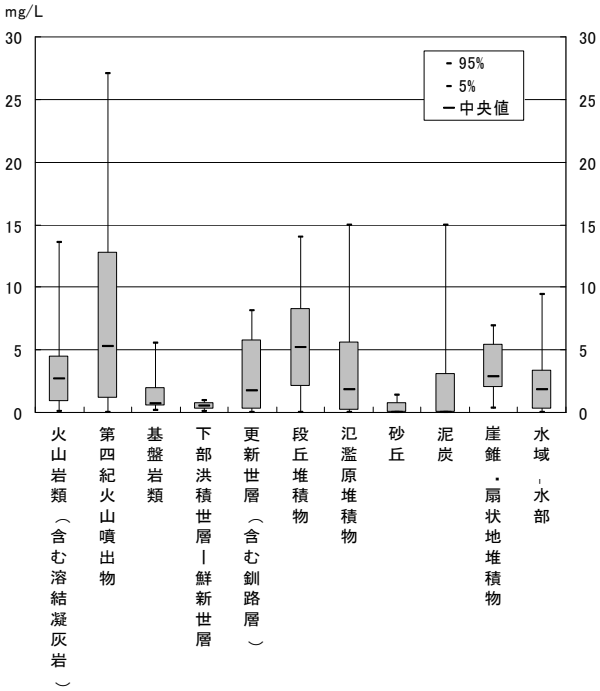
図Ⅰ-2-2 地下水の硝酸態窒素濃度



図Ⅰ-2-3 評価対象地域



図Ⅰ-2-4 硝酸態窒素濃度と土地利用との関係



図Ⅰ-2-5 硝酸態窒素濃度と表層地質との関係

すい傾向が明らかとなった。

③ DRASTIC のパラメータ作成

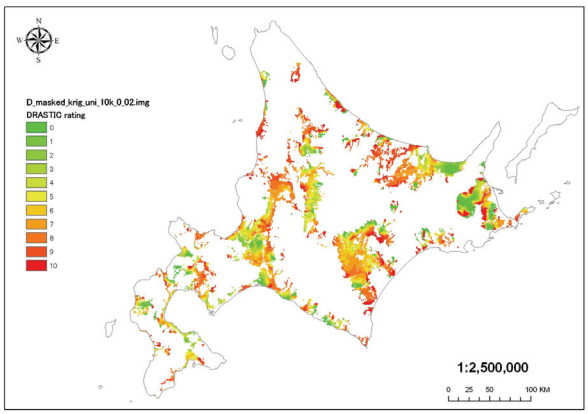
DRASTIC の 7 項目のうち，地下水面までの深さ(D)，地下水涵養量(R)，土壌の性質(S)，地形(T)，不飽和層の性質(I)の 5 項目について得点分布地図を作成した(図Ⅰ－2－6～10）。なお，地下水面までの深さに関して，評価に用いた井戸深の平均値は 8m 程度であった。

④ 汚染ポテンシャルの評価

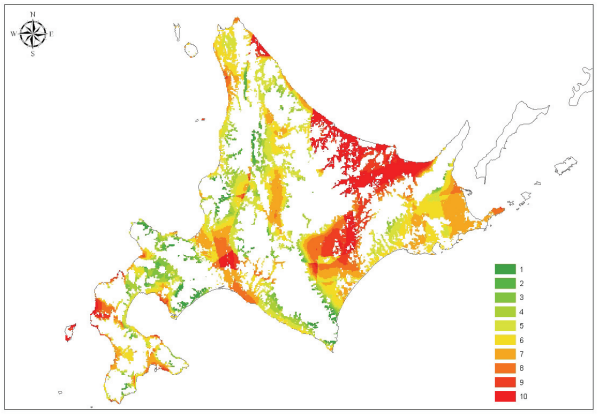
5 つの項目を合計し，地下水汚染ポテンシャルを高中低の 3 クラスに区分した地図（図Ⅰ－2－11）と，地下水の硝酸性窒素の濃度分布図（図Ⅰ－2－2）とを視覚的に見比べると，全体的には，ポテンシャルと実測濃度とはよく対応している傾向が見られた。

次に，3 クラスに区分したポテンシャルと硝酸性窒素の実測濃度との関係をプロットし，一元配置分散分析により分離性を評価した結果（図Ⅰ－2－12），いずれの組み合わせも p 値が 5%以下となり，有意な結果が得られた。このことは，DRASTIC 手法による地下水汚染ポテンシャル評価が，北海道に適用可能であることを示唆している。それぞれのクラスにおける硝酸性窒素の実測濃度の水質基準（10mg/L）超過率は，汚染ポテンシャルが「低い」クラスで 2.7%，「中間」クラスで 6.4%，「高い」クラスで 15.0%となり，ポテンシャルが高くなるに従って超過率も大きくなった。

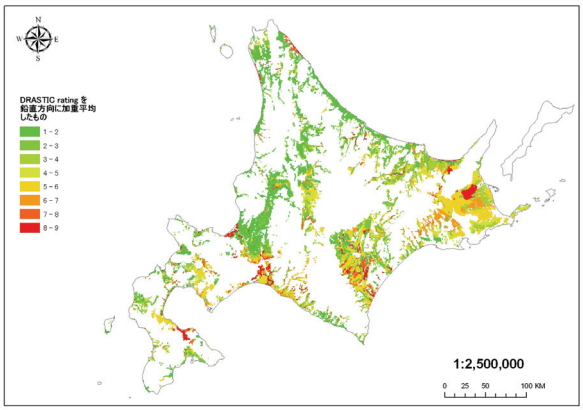
これを農地の地目別（普通畑，水田，牧草地）で比較すると，水田及び牧草地では，汚染ポテンシャルクラスによる硝酸性窒素の実測濃度に差異が見られなかったのに対して，普通畑では有意な差が見られた(表Ⅰ－2－2)。



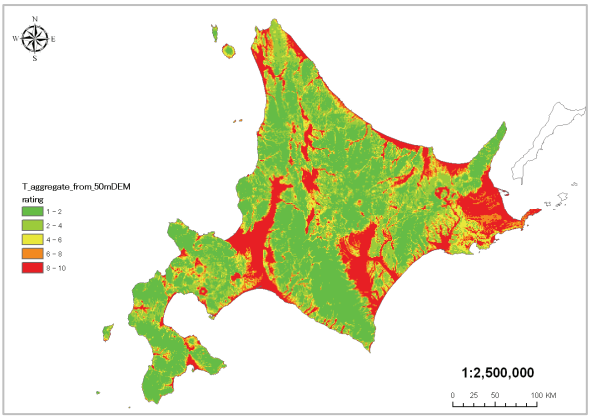
図Ⅰ-2-6　地下水面までの深さを示す得点地図



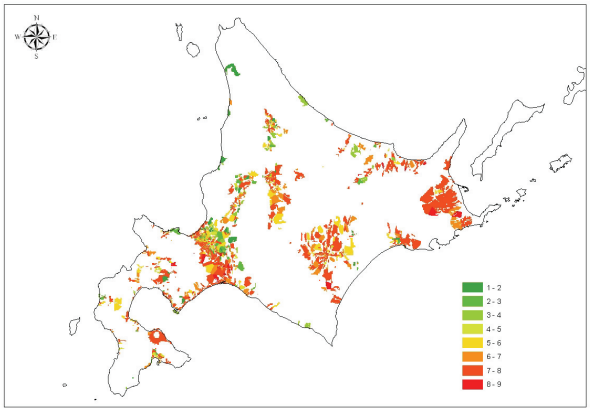
図Ⅰ-2-7　地下水涵養量を示す得点地図



図Ⅰ-2-8　土壌の性質を示す得点地図



図Ⅰ-2-9　地形を示す得点地図



図Ⅰ-2-10　不飽和層の性質を示す得点地図

このことは，畑地においては汚染ポテンシャルの高さに応じて地下水汚染が発現しやすいことを示すものといえる。

また図Ⅰ－2－13 に，各項目及び合計の得点と調査井戸における硝酸性窒素の濃度との関係を示した。これより，土壌の性質を除いて，得点に応じた最大濃度レベルが概ね示され，硝酸性窒素による地下水汚染ポテンシャルレベルが定量性をもって評価可能であることが示唆されたといえる。

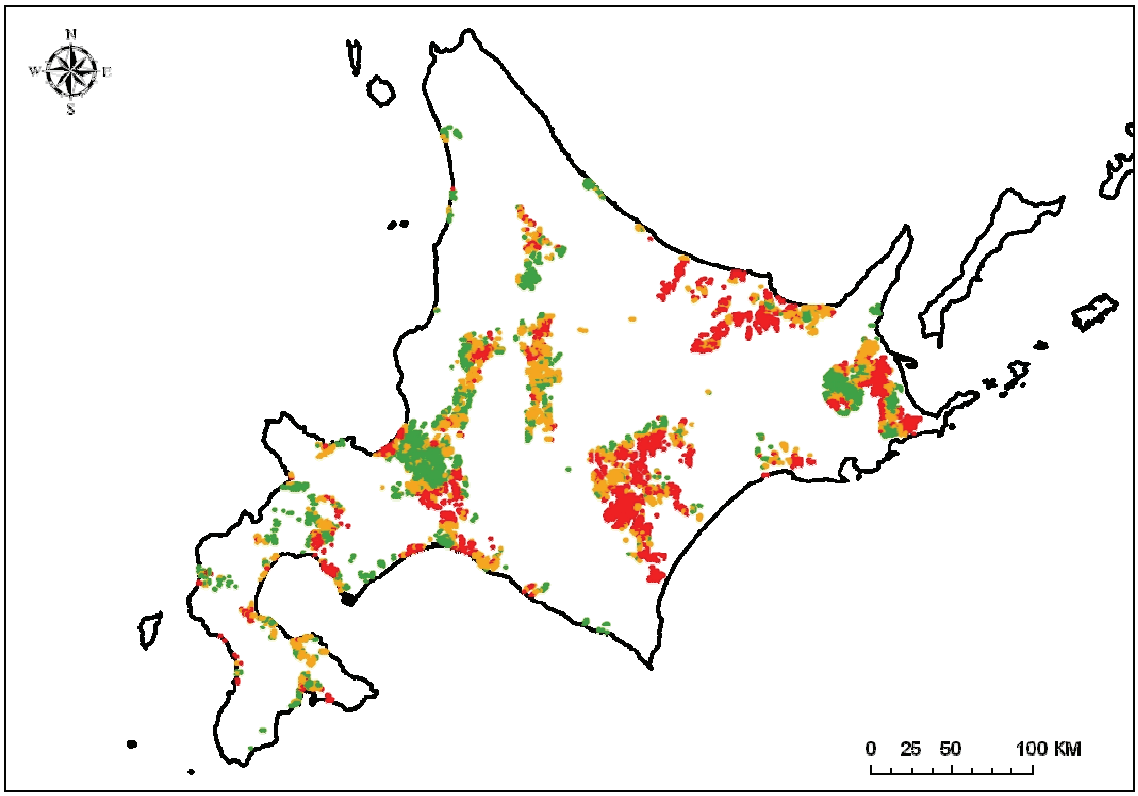
（4）要約

地下水水質データとその立地特性に関しては，土地利用及び地質との関係性が示された。また，米国 EPA が構築した地下水汚染ポテンシャル評価手法（DRASTIC）を応用して，地下水位，水涵養量，表層土壌，地形，不飽和層の性質に関する面的情報を作成，得点化し，広域的な汚染ポテンシャルの評価を行った。その結果，地下水汚染ポテンシャルクラスを有意に区分でき，特に畑地でポテンシャルに応じた地下水汚染が発現しやすいことが明らかとなった。また地域の水理地質条件によって最大汚染レベルを予測する可能性を示すことができた。

（5）成果の公表

高田雅之・三島啓雄・北川理恵・棗庄輔．“硝酸態窒素による地下水汚染ポテンシャルの広域的評価”．第 17 回地理情報システム学会講演論文集. 397-400 (2008).

高田雅之・三島啓雄・北川理恵・三上英俊．“GIS を用いた地下水汚染ポテンシャルの広域的評価”．北海道環境科学研究センター所報．35（2009）．in press.



図Ⅰ-2-11 地下水汚染ポテンシャル（3 区分）

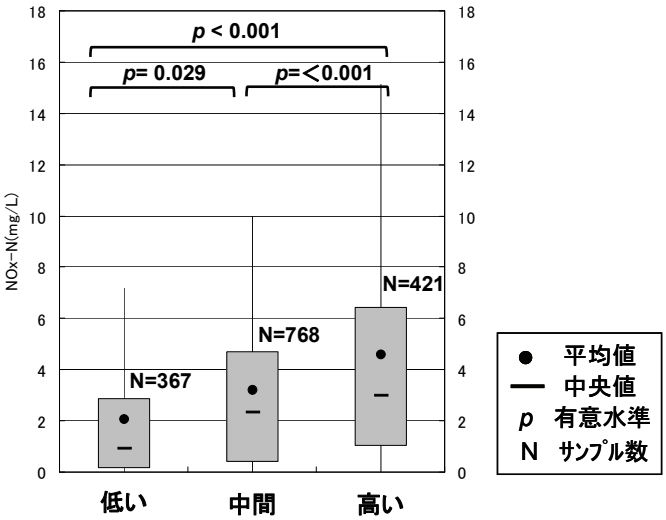
（6）引用文献

1) EPA.“DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings”.EPA/6002-87/035 (1987).

2) 田瀬則雄. “アメリカにおける地下水汚染問題”. 琵研所報. 8, 15－25 (1990) .

3) Makkink, G. F. “Testing the Penman formula by means of lysimeters”. Journal of the Institution of Water Engineers. 11, 277－288 (1957).

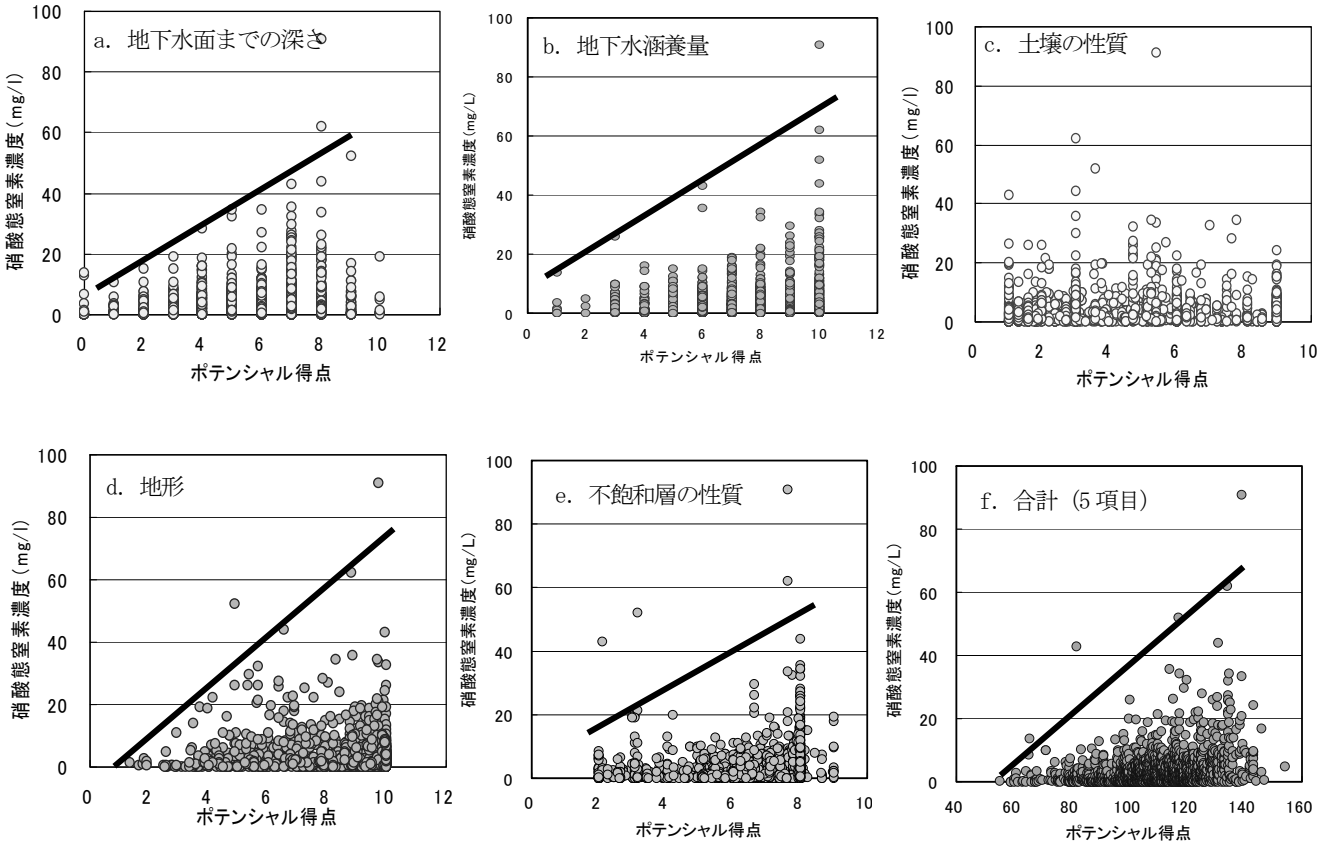
(高田雅之、三島啓雄)



図Ⅰ-2-12 地下水汚染ポテンシャル別の硝酸性窒素濃度

表Ⅰ-2-2 農地の地目別・ポテンシャル別の硝酸性窒素濃 単位：mg/L

地 目	普通畑			水田			牧草地		
ポテンシャルレベル	低	中	高	低	中	高	低	中	高
地点数	158	387	307	165	304	87	41	68	20
中央値(mg L^{-1})	1.3	3.3	5.1	1.8	2.3	2.3	0.2	1.3	2.6
平均値(mg $L^{-2)}$	2.6	4.5	7.0	2.7	3.0	4.0	1.0	3.0	2.8



図Ⅰ-2-13 項目得点と硝酸性窒素濃度との関係

付表Ⅰ-2-1　D(地表から地下水面までの深さ)の得点

深さ（m）			得点
0	～	3	10
3	～	6	9
6	～	9	8
9	～	12	7
12	～	15	6
15	～	18	5
18	～	21	4
21	～	24	3
24	～	27	2
27	～	30	1
30	～		0

付表Ⅰ-2-2　R(地下水涵養量)の得点

涵養量（mm）			得点
		0	10
0	～	100	9
100	～	200	8
200	～	300	7
300	～	400	6
400	～	500	5
500	～	600	4
600	～	700	3
700	～	800	2
800	～		1

付表Ⅰ-2-3　S（土壌の性質）の得点

土性の分類	得点
S	9
LS	9
SL	6
L	5
SIL	4
SCL	3
CL	3
SICL	3
SC	1
LIC	1
SIC	1
HC	1

付表Ⅰ-2-4　T（地形）の得点

傾斜（%）			得点
0	～	2	10
2	～	6	9
6	～	12	5
12	～	18	3
18	～		1

付表Ⅰ-2-5　I（不飽和層の性質）の得点

不飽和層	得点
加圧層	1
シルト/粘土層	3
変成岩/火成岩	4
頁岩	3
石灰岩	6
砂岩	6
層理のある石灰岩_砂岩_頁岩	6
砂/礫とシルト/粘土層の互層	6
砂礫（シルト粘土少ない）	8
玄武岩	9
石灰岩（カルスト）	10

3. 硝酸性窒素汚染要因の判定法

(1) 目的

地下水の硝酸性窒素汚染の対策を講じるためには，まず，汚染要因を判定することが重要である。これまでの多くの知見から，汚染されている地域を，面的にあるいは時系列的に，詳細な水質変動を把握し，土地利用を調査することで，その汚染源を特定する方法が多くの地域で検討され報告されている[1),2),3),4),5)]。

地下水の硝酸性窒素汚染における汚染源特定の手法は，具体的には，ヘキサダイアグラム，トリリニアダイアグラム，窒素安定同位体比，濃度相関マトリックスの各水質図表を，周辺土地利用と合わせて考察することによって行われるのが一般的である[6)]。近年では，それに加えて，硝酸性窒素の酸素同位体比を活用する手法[7)]や，硫安系肥料による影響の観点から，硫酸塩硫黄安定同位体比を活用する手法も行われたりしている[5)]。

これまでの様々な知見や調査事例を参照し，汚染されている地域の詳細調査を実施すれば，詳しい動態や汚染源を解明することができる。しかしながら，それは，調査や解析に，それなりの費用と労力がかかることも必須である。そこで，本研究では，単独の汚染井戸を調査すると同時に，概略的に周囲の土地利用を眺めるだけで，新規の調査だとしても，簡易的に汚染源をおおまかに特定する手順について整理することを試みた。単独試料による汚染源簡易判別では，たとえ精度を上げられたとしても，詳細な流域調査による汚染源特定のレベルには至らないかもしれないが，現場レベルのおおまかな汚染源判定や，詳細調査を実施する予備段階では，非常に有効であると思われる。

具体的には，まず，統計解析のために，全道9支庁管内の92地点で地下水調査を行い，水質と土地利用概況を把握した。次に，ヘキサダイアグラムによる汚染源特定をより精度を上げて行うために，化学肥料に多く含まれる硫酸イオンについて詳細に検討し，その$\delta^{34}S$値も判別に活用することを試みた。また，窒素安定同位体法による汚染源特定について，実測データをもとに検討し，最終的には，道内の地下水硝酸汚染に対する汚染源簡易特定の手順を示すことを目的としている。

(2) 方法

① 全道地下水調査

全道9支庁管内（渡島，胆振，空知，上川，留萌，宗谷，十勝，釧路，網走）において，92点の地下水調査を実施し，試料を収集した（図Ⅰ－3－1）。

分析項目は，硝酸性窒素（NO_3-N），亜硝酸性窒素（NO_2-N），アンモニア性窒素（NH_4-N），硫酸イオン（SO_4^{2-}），塩化物イオン（Cl^-），重炭酸イオン（HCO_3^-），ナトリウムイオン（Na^+），カリウムイオン（K^+），カルシウムイオン（Ca^{2+}），マグネシウムイオン（Mg^{2+}）である。また，そのうち，68検体で，全溶存性窒素（DN）とその$\delta^{15}N$値を測定した。また，14検体において，硫酸イオン$\delta^{34}S$値も測定した。土地利用については，すべての調査地点において，目視レベルで，地形図と照らし合わせながら，周囲の森林，畑地，家畜飼育，市街化等の状況を把握した。

採水は，散水栓の地下水をしばらく放水の後，水温や電気伝導度が安定した段階で行った。採水と同時に，水温とpHを測定した。採水直後，あらかじめ450℃で焼いて純水で洗浄したGF/Fフィルターにて，濾過し，濾液試料とした。試料は冷蔵環境にて持ち帰り，直ちに分析作業を実施した。

NO_3-N，NO_2-N，NH_4-Nの各濃度は，Bran+Luebbe製AACSⅡにて定量し，DN濃度は，濾液試料をアルカリ性過硫酸カリウム分解法にて分解後，NO_3-N濃度を定量して求めた。HCO_3^-は，濾液試料を用いて，pH4.8アルカリ度を定量し，水温とpH値を用いて，HCO_3^-濃度を算出した[8)]。Cl^-とSO_4^{2-}はイオンクロマトグラフ（DIONEX DX-100）にて定量した。また，主要カチオン4種は，原子吸光光度法（Varian SpectrAA 220FS）にて分析した。$\delta^{15}N$は，濾液試料1Lに対して濃塩酸を2mL加えて酸性化した試料を調整し，$\delta^{34}S$は，硫酸イオンを硫酸バリウムの沈殿物として捕集した試料を調整し，(株) 昭光通商に分析委託した。

② 起源物質調査

起源物質の一つである化学肥料の溶出成分を把握するために，農業改良普及センターより化学肥料6種を提供して頂いた。それらを乳鉢で細粒化し，デシケーターで十分乾燥させた後，それぞれ0.2gを分取し，2Lの蒸留水，20℃の条件で，スターラーを使用して十分撹拌溶解させることによって，溶出試験を行った。溶出後，ワットマンGF/Fにて濾過し，濾液試料として分析に用いた。

一方，別の起源物質である堆肥成分に関して，降雨直後，ある地域において，堆肥が降水によって一部溶解していた試料を採取した。その採水した茶褐色の試料は，ワットマンGF/Fにて濾過し，濾液試料として分析に用いた。

分析項目は，窒素類と主要アニオン及びカチオン，$\delta^{15}N$および硫酸塩$\delta^{34}S$である。分析方法は，地下水試料と同様である。ただし，化学肥料の$\delta^{15}N$の分析だけ，濾液試料が不足したため，溶質である粉体試料そのものを分析に使用した。

(3)　結果と考察

① 全道データの水質的特徴

a.　トリリニアダイアグラム

全92検体のデータをNO_3-N濃度レベルで3段階に区分し，その段階別に，トリリニアダイアグラムプロットを行った[9),10),11)]（図Ⅰ－3－2)。地下水がNO_3-Nで汚染されるに従って，Ⅰ型からⅢ型へ移行する。NO_3-N に加えてSO_4^{2-}やCl^-も増加している試料もある他，それに対応するカチオンも，Ca^{2+}及びMg^{2+}の割合が高くなっているためである。

b.　濃度相関マトリックス

全 92 検体による濃度相関マトリックスについて表Ⅰ－3－1 に示した。NO_3-N と最も相関が高い主要成分は，Ca^{2+}とMg^{2+}であった。すなわち，地下水の硝酸汚染が進行するに従って，たいていの場合，カチオンとしてこれら 2 種が対応してくる[1)]。硫酸塩肥料に含まれるSO_4^{2-}は，Ca^{2+}等に比べると，相関係数は大きくない。これは，硫酸塩肥料以外の寄与によって硝酸汚染される場合もあることを示めしていると思われる。

② 主な汚染源の水質特性

a.　化学肥料の成分

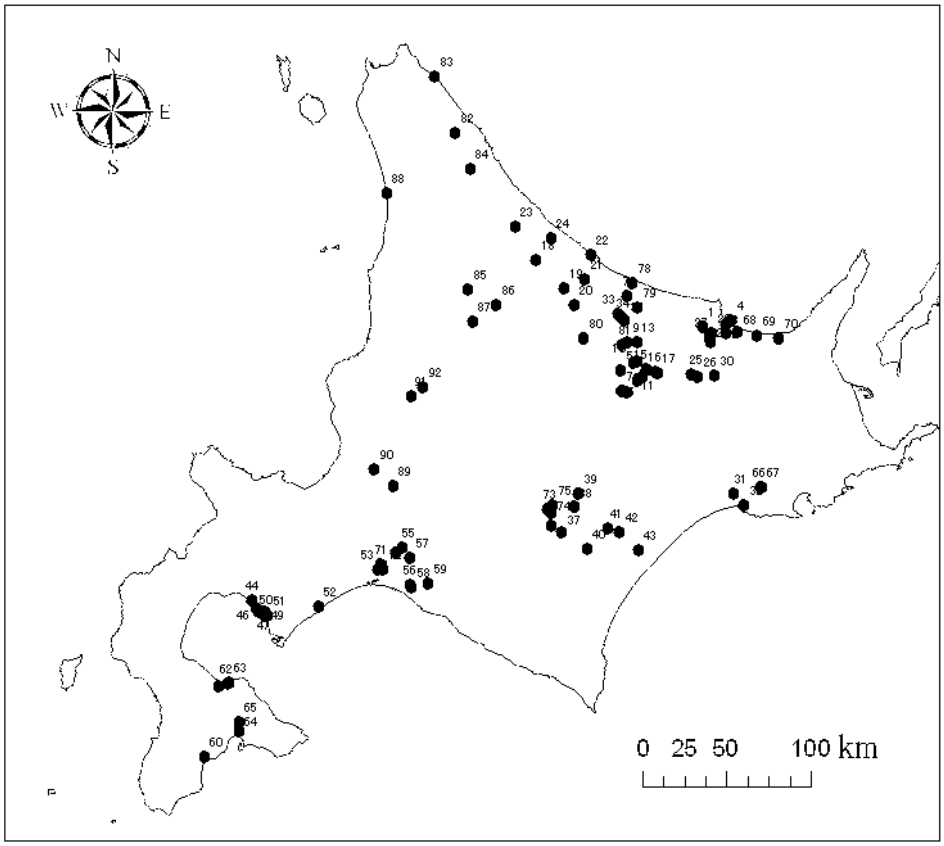
化学肥料溶解試験の結果を，表Ⅰ－3－2 に示した。全てにおいてほとんどCl^-が溶出してこないこと，肥料④（硝酸カルシウム）以外，SO_4^{2-}の溶出割合が高いことがわかった。$\delta^{15}N$ 値は-1.2～2.4（平均 0.5 ‰）と低く，$\delta^{34}S$ 値は-1.8～9.2 ‰（平均2.2 ‰）であった。

b.　堆肥の溶解成分

堆肥の雨水溶出水の分析結果について，表Ⅰ－3－3 に示した。その結果，有機態窒素（DON）の成分割合が高いと同時に，Cl^-，HCO_3^-，Na^+，K^+等が成分割合的に高くなっており，化学肥料と異なり，SO_4^{2-}の溶出割合は低かった。また，$\delta^{15}N$ 値は 12.0～21.9‰（平均　17.0 ‰）と高く，$\delta^{34}S$ 値は2.8～7.5 ‰（平均 5.2 ‰）であった。

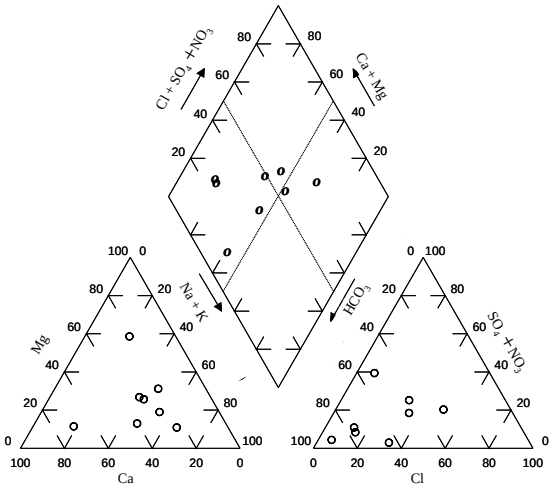
c.　各汚染源の特徴

硝酸性窒素汚染の主な汚染源は，生活系，畑作施肥及び家畜排泄物に由来するといわれている[6)]。ある浄化槽処理水の実測データ(未発表)，化学肥料溶解試験，堆肥浸出水の実測データから，窒素濃度以外の各水質的特徴を列記すると表Ⅰ－3－4 の様になる。

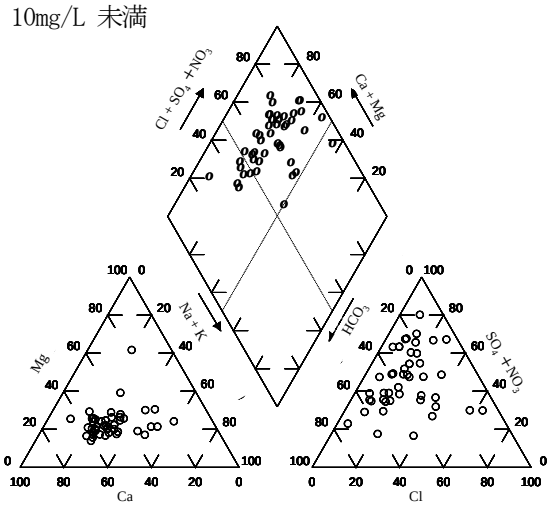


図Ⅰ－3－1
調査地点

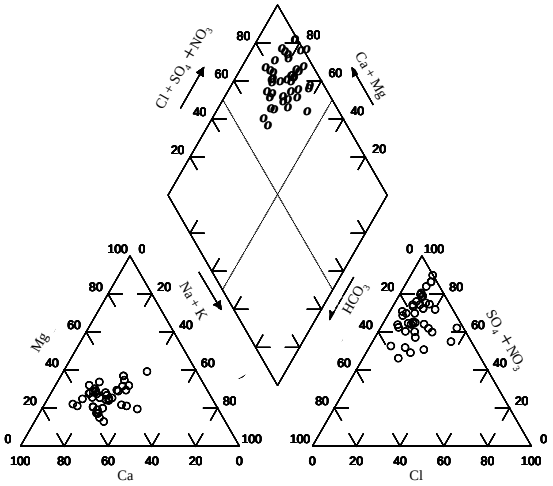
(a) NO_3-N: 1mg/L 未満

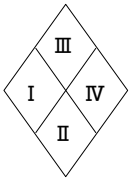


(b) NO_3-N: 1mg/L 以上 10mg/L 未満



(c) NO_3-N: 10mg/L 以上





＊　トリリニアダイアグラム[9),10),11)]

水質組成を図示する方法の一つ。主要陽イオンと陰イオン組成を，特性毎の４群に分類して，地下水の性状を示すことができる。

Ⅰ型：ｱﾙｶﾘ土類炭酸塩型，通常の河川水や浅い地下水
Ⅱ型：ｱﾙｶﾘ炭酸塩型，淡水の深い地下水
Ⅲ型：ｱﾙｶﾘ土類非炭酸塩型
Ⅳ型：ｱﾙｶﾘ炭酸塩型，海水及び塩水泉

通常，主要アニオンは，HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}の 3 種で評価するが，硝酸汚染の場合は，全アニオン当量の内，NO_3^-の占める割合も大きくなることから，SO_4^{2-}にNO_3^-を加えて図示することが多い。

地下水水質がⅠ型からⅢ型へ移行する場合，硝酸汚染が進行していると評価できる。

図Ⅰ－3－2　硝酸性窒素濃度段階別によるトリリニアダイアグラム

表Ⅰ－3－1　全道 92 データによる濃度相関マトリックス

	NO_3	SO_4	Cl	HCO_3	Na	K	Ca	Mg
NO_3	1.000							
SO_4	0.384**	1.000						
Cl	0.163	0.166	1.000					
HCO_3	−0.205	−0.014	0.014	1.000				
Na	0.393**	0.492**	0.742**	0.092	1.000			
K	0.349**	0.314**	0.298**	−0.045	0.400**	1.000		
Ca	0.616**	0.664**	0.337**	0.323**	0.456**	0.293**	1.000	
Mg	0.508**	0.673**	0.338**	0.288**	0.565**	0.234*	0.560**	1.000

**：P<0.01
＊：P<0.05

表Ⅰ－3－2　化学肥料溶解試験結果

	窒素系				アニオン					カチオン				
	NO_3-N	NH_4-N	DN	δ^{15}N-DN*	Cl	NO_3-N	SO_4	δ^{34}S	HCO_3	NH_4-N	Na	K	Ca	Mg
	mg-N/L	mg-N/L	mg/L	‰	meq/L	meq/L	meq/L	‰	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L
肥料①	4.0	9.6	13.6	0.5	0.01	0.28	0.17	0.6	0.19	0.69	0.13	0.24	0.01	0.06
肥料②	2.1	10.0	12.1	2.4	0.02	0.15	0.51	9.2	0.17	0.71	0.01	0.24	0.02	0.19
肥料③	3.4	8.1	11.5	1.5	0.01	0.24	0.20	1.2	0.14	0.58	0.01	0.13	0.03	0.16
肥料④	15.9	1.2	17.1	0.3	0.00	1.14	0.00		0.02	0.08	0.00	0.00	0.96	0.01
肥料⑤	0.0	8.0	8.0	−0.4	0.14	0.00	0.51	1.1	0.13	0.57	0.02	0.21	0.01	0.18
肥料⑥	0.0	22.0	22.0	−1.2	0.00	0.00	1.52	−1.8	0.02	1.57	0.00	0.00	0.01	0.01

＊δ^{15}N値だけ、肥料そのものを分析した

表Ⅰ－3－3　堆肥雨水溶出水分析結果

	窒素系				アニオン					カチオン				
	NO_3-N	NH_4-N	DN	δ^{15}N-DN	Cl	NO_3-N	SO_4	δ^{34}S	HCO_3	NH_4-N	Na	K	Ca	Mg
	mg-N/L	mg-N/L	mg/L	‰	meq/L	meq/L	meq/L	‰	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L	meq/L
堆肥①	0.2	4.0	26.9	12.0	8.33	0.01	0.59	7.5	10.38	0.29	4.12	12.58	1.39	2.53
堆肥②	24.6	2.0	62.9	21.9	32.28	1.76	2.05	2.8	9.47	0.14	16.14	26.80	1.36	4.89

表Ⅰ－3－4　おもな窒素汚染源の水質的特徴
（全イオン当量に対する割合）

	SO_4^{2-}	Cl^-	HCO_3^-	Na^+	K^+
浄化槽排水	低	高		高	低
化学肥料（硫酸塩）	高	低		低	高
堆肥・家畜排泄物	低	高	高	高	高

③　ヘキサダイアグラムによる汚染源解析

ヘキサダイアグラムを使用すると，主要イオンの組成が視覚的に理解でき，周辺汚染源と対比することによって，硫酸塩を含む化学肥料の汚染か，それ以外の肥料，家畜排泄物および生活系等の汚染かが，概略で判断できる。

ヘキサダイアグラムの形状は，細かく検討すると，様々な水質に分類できるため単純ではないが[2)]，代表的な例として，図Ⅰ－3－3に，本調査における，汚染源が家畜排泄物タイプと化学肥料タイプに単純化できるそのヘキサダイアグラムについて，未汚染のものとともに例示した。家畜排泄物由来と化学肥料由来について，ともに右下の濃度（NO_3^-＋SO_4^{2-}）が高くなるような形になることは共通しているが，その両者の主な判別基準は，SO_4^{2-}の割合がNO_3^-（NO_3-N）の割合に比較してどうかという問題である。それは，簡単に考えると，それぞれの汚染源の特徴が，表Ⅰ－3－4に示すように，SO_4^{2-}の差として反映されているということである。

そこで，全92データの内，NO_3-N濃度が1mg/L以上の高濃度である84データを対象に，周囲の環境が，「ほとんど畑地」と「ほとんど家畜飼育もしくは宅地」である群を抽出した。その結果，前者は30データ，後者は24データ抽出された。また，化学肥料の多くは硫酸塩を含有していることから，「ほとんど畑地」では多かれ少なかれ硫酸塩を含有する化学肥料を施肥していると推定した。図Ⅰ－3－3のヘキサダイアグラムの（a）タイプ「ほとんど家畜飼育もしくは宅地」と，（b）タイプ「ほとんど畑地」を区分する，NO_3-N濃度とSO_4^{2-}

濃度の関係式を決めるために，NO_3-N 濃度と SO_4^{2-}濃度を説明変数として判別分析を実施した結果，下の様な判別関数を得た。なお，明らかに塩分泉や海水により SO_4^{2-}濃度が高くなっていると思われた 2 データを除いて解析を行った。

$$Z = -0.1483\ C_{N03} + 1.5991\ C_{S04} - 1.1207$$

ただし，C_{N03} と C_{S04} は，NO_3-N と SO_4^{2-}の濃度[meq/L]

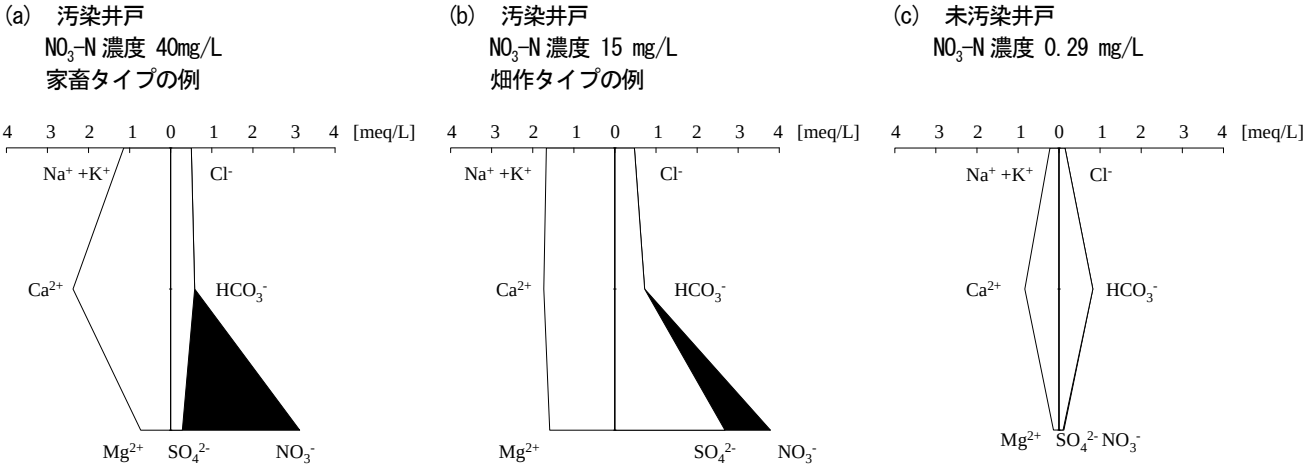
また，「ほとんど畑地」の判別率は 60%，「ほとんど家畜飼育もしくは宅地」の判別率は 77%であった。

図Ⅰ－3－4 には，その判別関数を 0 と置いた，「ほとんど畑地」と「ほとんど家畜飼育もしくは宅地」を判別するときの NO_3-N 濃度と SO_4^{2-}濃度の関係図を示した。その図は，NO_3-N 濃度に対する SO_4^{2-}濃度の変化は少なく，ほとんど，SO_4^{2-}濃度によって，判別が可能であることを示していた。すなわち，動物系排泄物の影響では，地下水中の NO_3-N 濃度が増加しても，SO_4^{2-}濃度の増加にはあまり反映されず，一方で，地下水中にある一定以上の SO_4^{2-}濃度が存在する場合，動物系排泄物以外の起源が存在することを示し，たいていの場合，硫酸塩化学肥料によるものと考えることができる。

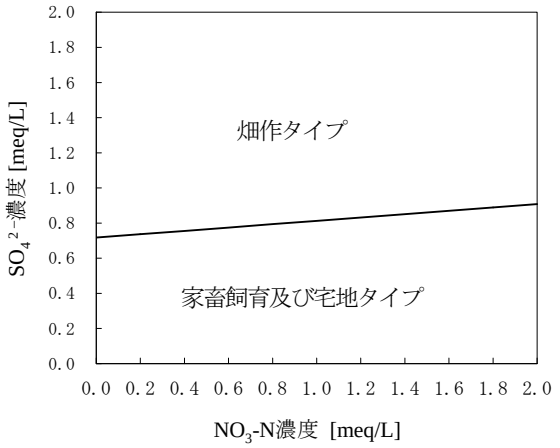
このような状況から，SO_4^{2-}濃度がある一定以上であれば，硫酸塩化学肥料の施肥影響を判別できる可能性を秘めていることがわかった。そこで，判別を単純化するために，SO_4^{2-}濃度のみにて，再び判別分析を行った。その結果，次のような判別関数を得た。

$$Z = 1.5614\ C_{S04} - 1.1943$$

そして，「ほとんど畑地」の判別率は 60%，「ほとんど家畜飼育もしくは宅地」の判別率は 82%であった。この判別関数を 0 とおいた関係式は，“C_{S04} = 0.77 meq/L” となり，ヘキサダイアグラムを描いた時，右下の SO_4^{2-}と NO_3-N の部分が，C_{S04}>0.77meq となった時，硫酸塩を含む化学肥料の影響が大きいと概略判別可能となる。



図Ⅰ－3－3 特徴的な３パターンのヘキサダイアグラム



図Ⅰ－3－4 判別分析から得られた，畑作タイプと家畜飼育及び宅地タイプの NO_3-N と SO_4^{2-}濃度の判別境界図

④　$\delta^{34}S$ 値の応用

ヘキサダイアグラムを描き，土地利用を調査することによって，大方，硫酸塩化学肥料もしくはそれ以外である動物排泄物等による影響かが判断できる。しかし，地下水 SO_4^{2-} 濃度の上昇には，まれに，海水，塩分泉，硫黄泉等の影響がある場合があり，その様な時には，その判別方法は活用できない。そこで，SO_4^{2-} 濃度の上昇が見られた場合，それが化学肥料由来であることを判定するために，$\delta^{34}S$ 値を活用することを検討してみた。表Ⅰ－3－5 には，各種の $\delta^{34}S$ の実測値[12]について示した。

化学肥料の $\delta^{34}S$ の範囲は，おおよそ，-3～9 ‰であった。また，硫黄泉の一部では，その範囲内に値を持つものもあるが，大方，海水や塩分泉，一部の硫黄泉とは区別が可能である。ヘキサダイアグラムによる水質解析をする際，同時に，硫酸塩 $\delta^{34}S$ の調査も行っておくと有力な判断手段となりうる。

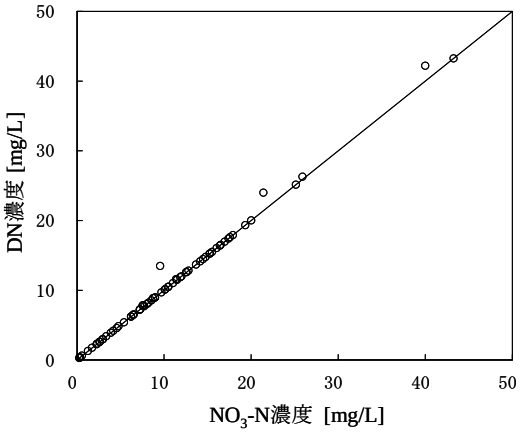
⑤　窒素安定同位体比（$\delta^{15}N$）の利用

今回は，全溶存窒素（DN）としての $\delta^{15}N$ 値を測定した。図Ⅰ－3－5 に，$\delta^{15}N$ 値を測定した 68 検体の NO_3-N 濃度と DN 濃度の関係について，1:1 の直線と共に示した。ほとんどの試料で DN のほとんどが NO_3-N 濃度であり，測定された $\delta^{15}N$ 値は，NO_3-N のその値を示している。

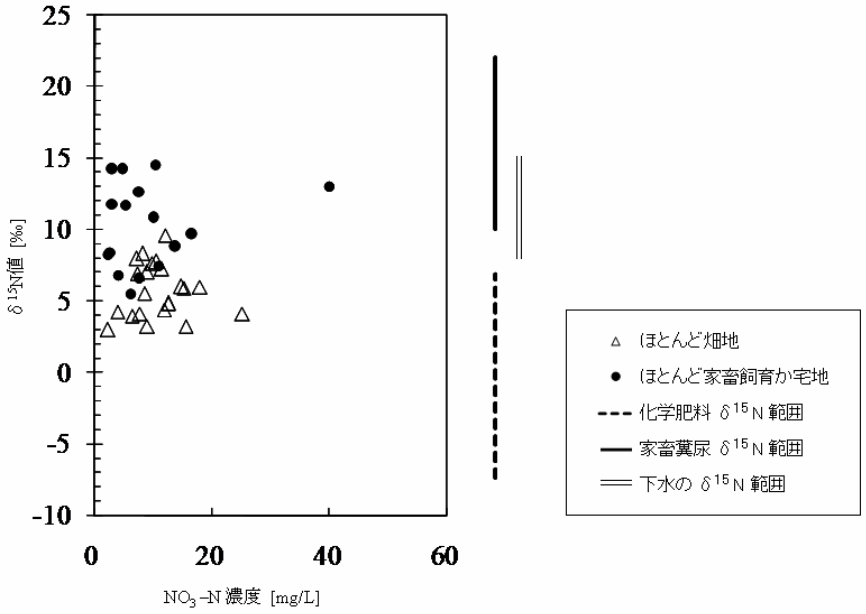
$\delta^{15}N$ 値は，脱窒などに伴う同位体分別の問題も若干あるが，NO_3-N 汚染の起源を大方反映する。「ほとんど畑地」と「ほとんど家畜飼育もしくは宅地」に分類される NO_3-N 濃度 1mg/L 以上のデータ群の内，$\delta^{15}N$ 値の分析値がある，前者 22 データと後者 16 データにおいて，化学肥料，家畜排泄物および下水の $\delta^{15}N$ 値の文献値[6]とともに，図Ⅰ－3－6 に示した。

表Ⅰ－3－5　おもな起源 SO_4^{2-} の $\delta^{34}S$ 実測値

試料	$\delta^{34}S$-SO_4^{2-} [‰]
化学肥料	
複合肥料 A	0.6
複合肥料 B	9.2
複合肥料 C	1.2
複合肥料 D	1.1
複合肥料 E	2.6
複合肥料 F	-3.2
硫安	-1.8
海水	21.9
塩分泉 1	66.4
塩分泉 2	24.5
硫黄泉 1	21.2
硫黄泉 2	18.5
硫黄泉 3	4.4
硫黄泉 4	1.4



図Ⅰ－3－5　NO_3-N 濃度と DN 濃度の関係



図Ⅰ－3－6　畑作タイプと家畜飼育もしくは宅地タイプにおける地下水 $\delta^{15}N$ 値の分布

その結果，地下水のδ^{15}N値は，全道レベルで，ほぼ文献値に対応し，有用な判断材料となりうることがわかった。両者のδ^{15}N値の境界値を決定するために，判別分析を行った。その結果，「ほとんど畑地」の判別率は91%，「ほとんど家畜飼育と宅地」の判別率は75%と高く，その境界値は，8.0‰と得た。平田[13]は，沖縄県宮古島や香川県試験地などの観測結果から，無機化学肥料施肥由来と動物排泄物由来とを分ける目安は7～8‰程度であると推定しており，今回の我々の判別分析の解析とほぼ一致した。

⑥　地下水硝酸汚染の汚染源特定の手順

以上の結果から，単独井戸の水質分析と土地利用概況から，簡潔な汚染源特定の手順を総括してみると，下の通りである。

ⅰ　主要アニオン及びカチオン，NO_3-NもしくはDNのδ^{15}N（，SO_4^{2-}のδ^{34}S）の分析をする。（依頼する。）

ⅱ　ヘキサダイアグラムを描くとともに，表Ⅰ－3－6の判別マトリックスにより，おおよその汚染源の把握を行う。

ⅲ　汚染井周辺の土地利用概況から，ⅱの検討結果と合わせて，汚染源を簡易特定する。

表Ⅰ－3－6　水質傾向から判断できる大まかな汚染源の特定　（判別マトリックス）

SO_4^{2-}濃度 ＼ δ^{15}N	SO_4^{2-}濃度が 0.77 meq/L（37mg/L）を下回る	SO_4^{2-}濃度が 0.77 meq/L（37mg/L）を超える
8 ‰を超える	☆　硫酸塩肥料の影響が少ない ☆　堆肥，家畜排泄物，浄化槽処理水の影響が大きい。	☆　硫酸塩肥料の影響が大きい。（ただし，δ^{34}Sが-3‰以下と9‰以上の場合は，その限りでは無い。） ☆　堆肥，家畜排泄物，浄化槽処理水の影響もある。
8 ‰を下回る	☆　硫酸塩肥料のウエートは大きく無いが，化学肥料全般の影響は大きい。 ☆　堆肥，家畜排泄物，浄化槽処理水の影響は少ない。	☆　化学肥料全般の影響が大きい。 ☆　中でも硫酸塩肥料の影響が大きい。（ただし，δ^{34}Sが-3‰以下と9‰以上の場合は，その限りでは無い。） ☆　堆肥，家畜排泄物，浄化槽処理水の影響は少ない。

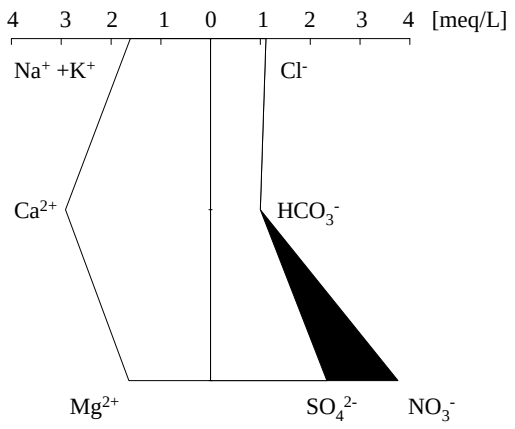
⑦　汚染源特定の具体例

<<道内のある地下水の事例>>

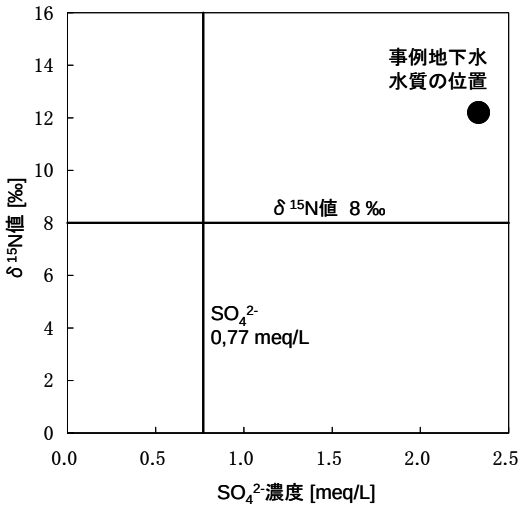
ⅰ　主要アニオンとカチオン，δ^{15}N及びδ^{34}Sの調査を実施。

ⅱ　ヘキサダイアグラムは図Ⅰ－3－7の通り。SO_4^{2-}濃度は2.33 meq/L。また，δ^{15}N値は，12.2‰，δ^{34}S値は，-0.4‰。判別マトリックス（表Ⅰ－3－6）より，硫酸塩肥料の影響も大きくて，家畜排泄物や浄化槽排水の影響も大きいといった情報が得られる（図Ⅰ－3－8）。

ⅲ　周辺の土地利用を見てみると，畑作中心の農家であるが，自宅で乳牛を40頭飼育している。それらの双方の影響が汚染源と考えられた。



図Ⅰ－3－7　事例のヘキサダイアグラム



図Ⅰ－3－8　判別マトリックス上の位置

(4) 要約

我々は，NO_3-N に汚染された単独浅層地下水試料の水質結果と，周辺土地利用の概略から，その汚染源を簡易的に判定する手順について整理するため，全道 92 地点の地下水調査と解析を行った。その結果，汚染源について，化学肥料由来か動物排泄物（家畜と人を含む）由来かを見分けるためには，既存の知見である，窒素安定同位体法とヘキサダイアグラム（特に SO_4^{2-}濃度の大小）を組み合わせて活用する方法が有効であることがわかった。実測データの判別分析により，SO_4^{2-}濃度 0.77meq/L（37mg/L），窒素安定同位体比（δ^{15}N 値）8‰をおおよそ境にして，北海道における双方の判定域を概略定めることができ，この 2 軸の判別マトリックスを活用することによって，複合汚染の判定にも応用できた。また，浅層地下水の SO_4^{2-}濃度が上昇する要因は，多くの場合，硫酸塩化学肥料によるが，塩分泉や硫黄泉等の特殊な原因と区別するためには，SO_4^{2-}硫黄安定同位体比（δ^{34}S 値）も，同時に活用することが有効であることがわかった。

(5) 謝辞

地下水試料の採取に当たっては，各支庁地域振興部環境生活課地域環境係の皆様のご協力を頂きました。記して，謝意を表します。

(6) 引用文献

1) 田瀬則雄.“硝酸性窒素による地下水汚染”. 地下水技術. **48**, 31－44 (2006).
2) 廣畑昌章，小笹康人，榮田智志，藤田一城，永村哲也，松下裕，松岡良三.“熊本県にみられた硝酸性窒素による地下水汚染”. 用水と排水. **42**, 403-412, 2000.
3) 山本洋司，朴光来，中西康博，加藤茂，熊澤喜久雄.“宮古島の地下水中の硝酸態窒素濃度とδ15N 値”. 日本土壌肥料学雑誌. **66**, 18－26 (1995).
4) 中西康博，山本洋司，朴光来，加藤茂，熊澤喜久雄.“δ15N 値利用による地下水硝酸起源推定法の考案と検証”. 日本土壌肥料学雑誌. **66**, 544－551 (1995).
5) 野村佳範.“窒素および硫黄の安定同位体比を用いた硝酸性窒素汚染地下水の挙動の解明”. 筑波大学大学院環境科学研究科平成 12 年度修士論文, (2001).
6) 公害研究対策センター.“硝酸性窒素による地下水汚染対策の手引き”. 2002. 359p.
7) 南川雅男，吉岡崇仁.“生物地球化学（地球化学講座 5)”. 培風館. 2006. P.128-131.
8) Stumm, W., Morgan, J. J.“Aquatic chemistry 3rd edition”. Wiley-Interscience. 1995. p.148-205.
9) 日本陸水学会.“陸水の辞典”. 講談社. 2006. p.363.
10) 建設省河川局監修，(財)国土開発技術研究センター編.“地下水調査および観測指針（案)” 1996. p.211-214.
11) 山本荘毅“地下水学用語辞典”. 古今書院. 1986. p.83.
12) 三上英敏，五十嵐聖貴，上野洋一.“釧路川の硫酸イオンδ^{34}S 値について”. 北海道環境科学研究センター所報. **35**. (2009). (印刷中)
13) 平田健正.“わが国における硝酸性窒素による地下水汚染の現状と問題点”. 水環境学会誌. **19**. 950-955 (1996).

(三上英敏)

４．小流域における窒素動態と影響要因

目　的

市街地や農地を含む河川小流域において，地下水中の硝酸性窒素濃度の面的な変動を経時的に調査するとともに，その影響要因を解析した。

１）小流域Ａの概要

本地区は，河川沿いの低地に位置し，河川の右岸に耕作地が広がり，一部に市街地が形成されている。低地の両側は比高 100～200m の丘陵～山地となっている(図Ⅰ-4-1)。

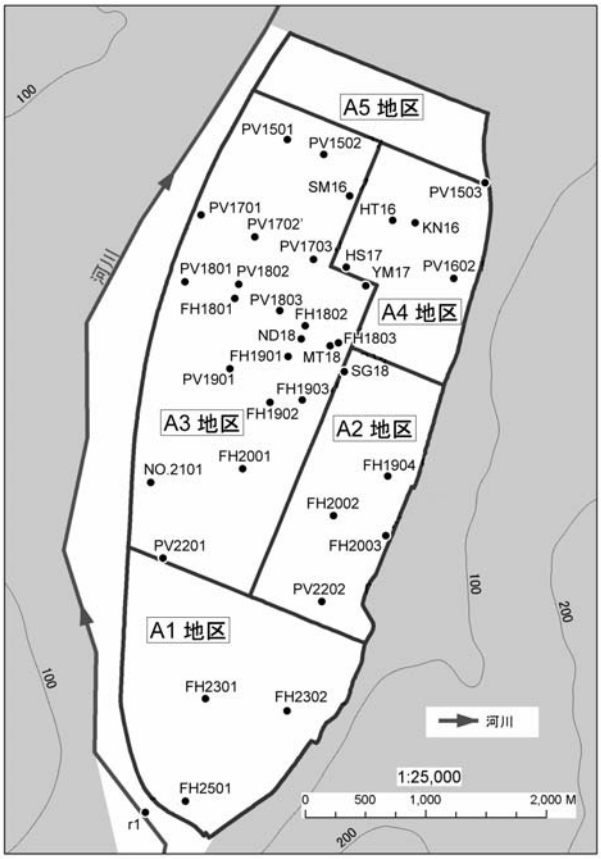
調査地域周辺には，不透水性の水理地質的基盤岩類(先第三系)の上に河川堆積物が分布する。河川の流れに直交する方向の断面を概念図として図Ⅰ-4-2 に示した。河川堆積物は，砂・礫・シルトおよび粘土からなり，厚さは数m程度である。

本地区ではこの堆積物中の不圧地下水が地下水開発の対象となっており，井戸深度不明の調査井も含め，調査井はすべて同一の帯水層から採水していると考えられる。

気象の状況は，ここ 30 年間の平均値で，年間降水量 770mm，平均気温 6℃であり，北海道の中では降水量の少ない地区である。

土地利用の状況は，一部が市街地（Ａ３地区とＡ４地区の境界付近）となっているが，大部分は畑により占められており，地域的な差は比較的小さい。

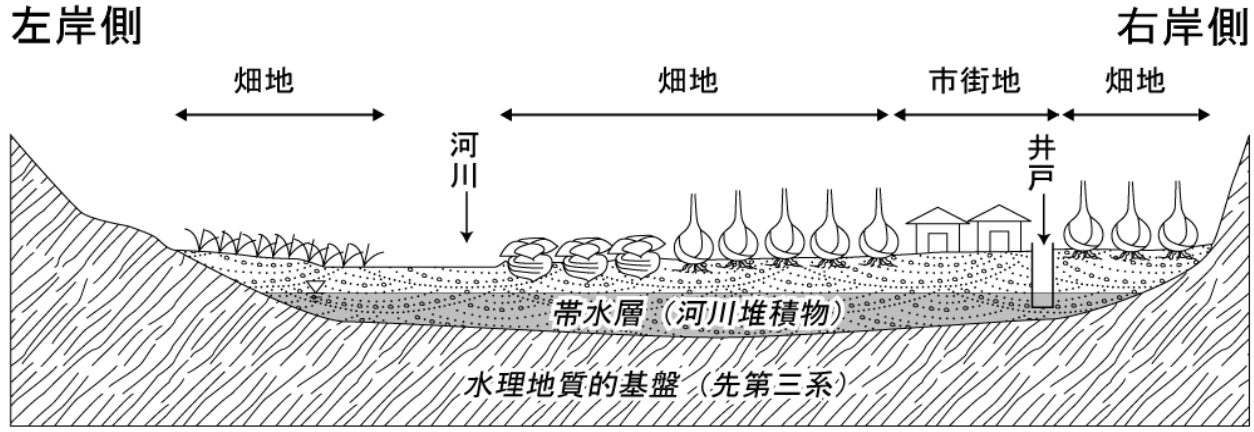
地下水の流動状況を把握するために，地下水位の一斉測水を 2002 年８月～2008 年５月の間に 40 回行った。その一例として，2007 年４月の地下水面図を示した(図Ⅰ-4-3)。地下水位は河川の流下方向とほぼ並行する方向に流動しており，その方向に大きな季節変化は見られず，比較的安定した流動状況を示す。



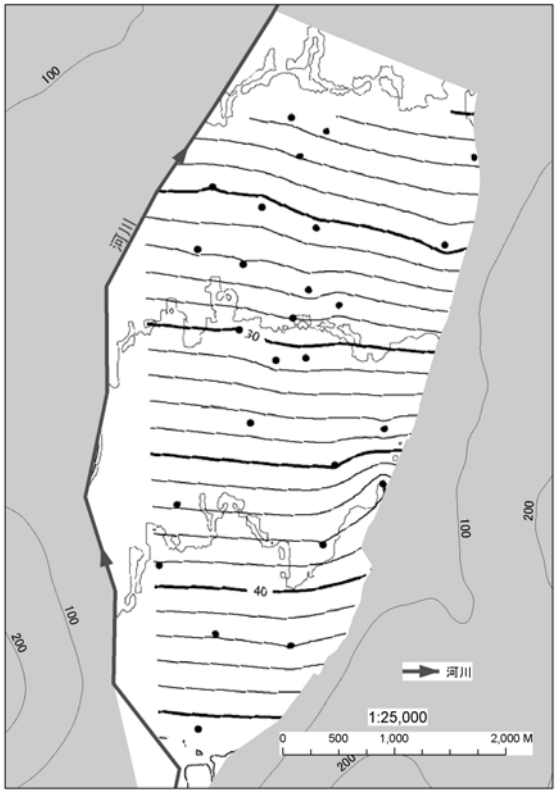
図Ⅰ-4-1　小流域Ａの概要

また，本地域の年間降水量は 770mm であることから，Ⅰ．1 で明らかになったように地下水中硝酸性窒素が基準超過する危険性が高く，またⅠ．2 で得られた DRASTIC を用いた潜在的リスク要因評価においても，リスク高に区分された。

（丸谷　薫，髙清水康博）



図Ⅰ-4-2　小流域の水理地質概念図



図Ⅰ-4-3　地下水面図
地下水面の等高線は 1m ごと.
●は水位の測定箇所

２）農業由来の窒素負荷

（１）調査方法

平成16～20年までの作付け面積，肥培管理は地区ＪＡの栽培履歴簿によった。土壌分析値は地区農業改良普及センターに提供して頂いた。土壌の礫分布は地力保全調査事業結果を基本に，現地圃場を目視観察して調査した。

（２）結果

①土壌の実態

当該地区の土壌は中粒質の低地土であるが，河川沿いの地域(特にＡ３地区)では礫が浅くから出現した。土壌の分析結果にみると，熱水抽出性窒素含量は地域平均が 7.2mg/100g と高く，加里，苦土，トルオーグリン酸も高いなど，全般に土壌肥沃度は高かった（表Ⅰ-4-1）。

②作付け作物

小流域Ａの耕地面積約1,100haの内，たまねぎは40%，てんさいは24%，秋まき小麦は18%で，これら3

表Ⅰ-4-1　地区別の作土土壌分析値

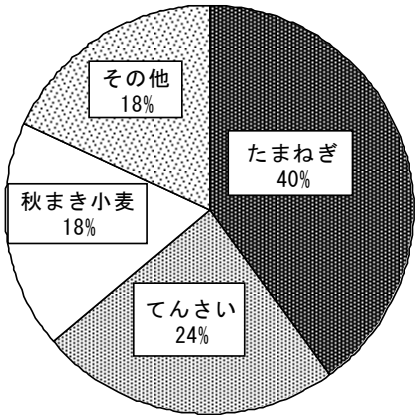
地区名	pH	塩基置換容量	交換性塩基(mg/100g)			トルオーグりん酸	燐酸吸収係数	腐植	熱水抽出性窒素	仮比重
		me/100g	加里	苦土	石灰	mg/100g		%	mg/100g	kg/L
Ａ１	6.2	18.3	63.8	45.2	286	105	486	3.1	6.8	1.03
Ａ２	6.2	20.8	48.4	42.5	303	85	622	4.0	6.6	1.02
Ａ３	5.9	18.3	65.2	46.5	281	87	486	3.1	6.8	0.86
Ａ４	6.1	20.0	68.9	45.9	305	104	443	4.6	8.1	0.99
Ａ５	5.9	18.9	53.0	41.5	287	99	523	3.1	7.7	1.03
平均	6.1	19.3	59.9	44.3	292	96	512	3.6	7.2	0.99

作物で全体の約82%を占める。その他,ばれいしょ,野菜などが栽培されていた（図Ⅰ-4-4）。

主要3作物（たまねぎ，てんさい，秋まき小麦）の作付け割合を地区別に見ると，Ａ１，Ａ２，Ａ４，Ａ５地区ではたまねぎの割合が40%を超え，一方，Ａ３地区ではてんさいと秋まき小麦の割合が高かった（表Ⅰ-4-2）。

③肥培管理の状況

主要3作物に対する有機物を含めた総窒素施用量(kg/10a)は，たまねぎ：16.6，てんさい：20.6，秋まき小麦：11.7であった（表Ⅰ-4-3）。なお，てんさいでは約2割の農家で堆肥等の有機物を施用しており,たまねぎ栽培では約8割の農家で何らかの有機物を施用していた。



図Ⅰ-4-4 小流域Ａにおける主要作物の作付け比率

これらの施肥実態と施肥ガイドで提示されている熱水抽出性窒素含量に対応した施肥適量とを比較すると，てんさいでは熱水抽出性窒素が7.2mg/100gの場合の施肥適量は12kg/10aであることから施肥実態は8.6kg/10a超過，たまねぎでは施肥適量は12kg/10aであることから施肥実態は4.6kg/10a超過と算出される。また，地域的特徴として，Ａ３地区でてんさいが24.8kg/10a，小麦が14.4kg/10aと他の地区よりも多かったが，この要因として，前述のようにＡ３地区で表層に礫が出現することから，多肥傾向になったものと推測される。

このように小流域Ａ全体に多肥傾向であるため，地下水の硝酸性窒素汚染を引き起こしている可能性があるが,この点についてはⅠ-4-4および5で詳しく検討する。また，Ⅲ-2では現状の窒素負荷量と改善シナリオについても検討した。

④作物の窒素施肥反応の状況

10a当たりの総窒素施肥量とてんさい収量との関係を見ると，いずれの年次においても明瞭な関係は認められなかった（図Ⅰ-4-5）。たまねぎ，秋まき小麦については図示しなかったが，やはり窒素施肥量と収量との関係は判然としなかった。この要因として表Ⅰ-4-1で示したように熱水抽出性窒素が比較的高いことと，表Ⅰ-4-2で示したように，施肥レベルが全体に高いことが影響していると考えられた。このように，現地では全体に多肥傾向であるが，それが収量にあまり反映されていないことが明らかとなった。

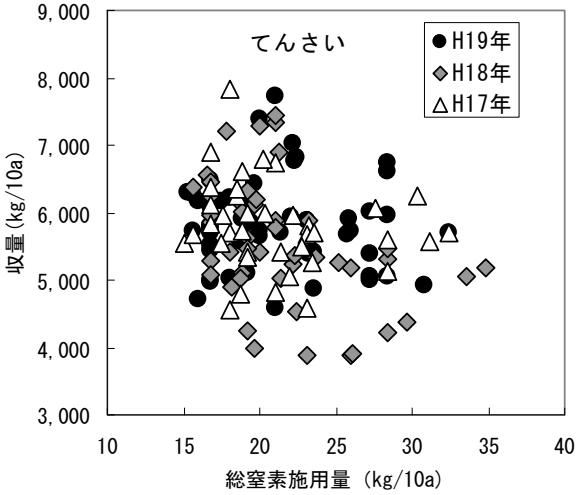
（中村隆一）

表Ⅰ-4-2　地区別の主要3作物の作付け比率

地区名	3作物作付面積(ha)	主要3作物中の比率（%）		
		たまねぎ	てんさい	秋まき小麦
Ａ１	159	53	25	22
Ａ２	234	67	16	17
Ａ３	208	28	42	30
Ａ４	61	46	29	25
Ａ５	242	61	23	16

表Ⅰ-4-3　窒素施肥実態

地区名	窒素施用量(kg/10a)		
	たまねぎ	てんさい	秋まき小麦
Ａ１	15.9	18.5	10.2
Ａ２	16.8	18.7	10.9
Ａ３	16.5	24.8	14.4
Ａ４	17.5	19.7	12.2
Ａ５	16.5	21.4	10.6



図Ⅰ-4-5　総窒素施用量とてんさい収量との関係

３）自然起源（降水）負荷と生活排水負荷

（１）自然起源（降水）の負荷

小流域Ａにおいて，4 回の降水（１回は雪を含む）を採取し，成分分析を行った。この結果，総窒素濃度の範囲は 0.44～1.79 mg/L（平均 0.88 mg/L）であった。当地域のアメダスの 2004～2007 年の平均年降水量 697mm から算出して，窒素負荷量は 0.61 kg/10a/年と見積もられた。

（２）生活排水の負荷

小流域Ａ内においても，市街地は近年，急速に下水道が普及している。そこで，生活系の窒素負荷の計算には，下水道処理区域の範囲外と範囲内で分けて算出した。

①下水道処理区域外

下水道処理区域外の家屋数は 192，平均世帯人口は 2.37 人であった。下水道処理区域外の家屋数の内，単独浄化槽系の浄化槽申請をしている家屋比率は 2%，合併浄化槽系の浄化槽申請している家屋比率は 13%であった。浄化槽の申請をしていない家屋（85%）は，屎尿は汲み取りと判断し，生活排水による窒素負荷を，1.1kg/人/年と仮定した[1)]。

単独浄化槽系家屋の原単位は，生活排水による窒素負荷を 1.1kg/人/年，屎尿の浄化槽処理による窒素負荷を 5.9kg/人/年[1)]とし，合算して，7.0 kg/人/年とした。合併浄化槽系家屋の窒素負荷の原単位は，2.4 kg/人/年[2)]とした。

全ての家屋人口を平均世帯人口 2.37 人として，年間負荷量を家屋単位で計算した。計算されたこれらの家屋からの生活系の窒素負荷について，GIS 上のポイント属性として整備し，さらに，面的な負荷量を視覚的に把握するために，主な農道単位で区切られた面単位の負荷量として積算し，単位面積あたりの生活系負荷量データを整備した。

その結果，最も大きな負荷量をもつ区画でも，0.58kg/10a/年であり，この値は降水による負荷とほぼ同程度であった。

②下水道処理区域内

下水道処理区域内において，整備率が 100%であれば基本的に窒素負荷は生じないと考えられるが，整備率がこれに達しない場合は，①下水道処理区域外と同様に，浄化槽の有無や形式によって負荷量を算出する必要がある。そこで，下水道処理区域である市街地の生活系排水窒素負荷を算出すると 72.7 kg/年と見積もられ，これを市街地面積で除すと，97kg/km^2/年（0.10kg/10a/年）と計算される。

（３）引用文献

1)研究対策センター，(2006)，硝酸性窒素による地下水汚染対策の手引き
2)日本下水道協会，(2003)，流域別下水道整備総合計画調査

（三上英敏）

４）地下水中の硝酸性窒素濃度の季節・経年変動

（１）目的

本節では,地下水位および電気伝導度の連続観測,水質分析などにより，長期的・季節的に変動する不飽和帯および帯水層における硝酸の分布や水・硝酸収支を解明し，土壌水分移動・窒素循環を定量的に把握することを目的としている。

（２）方法

地下水位の連続観測・測水，および土壌水分観測により，地下水の涵養(浸透水の到達)状況を把握するとともに，地下水の水質分析・電気伝導度観測により,地下水中の硝酸性窒素濃度の推移を把握した。さらに，上記調査結果，及び施肥・作付けデータに基づき，土壌水分と硝酸性窒素の収支，動態を明らかにした。

（３）結果と考察

①地下水位と電気伝導度の推移

FH1802で地下水位および電気伝導度の連続観測を2002年の末から実施した。また，FH1802近くの畑において土壌水分量の推移を調査した。これらのうち，2006年および2007年の結果を図Ⅰ-4-6に示す。

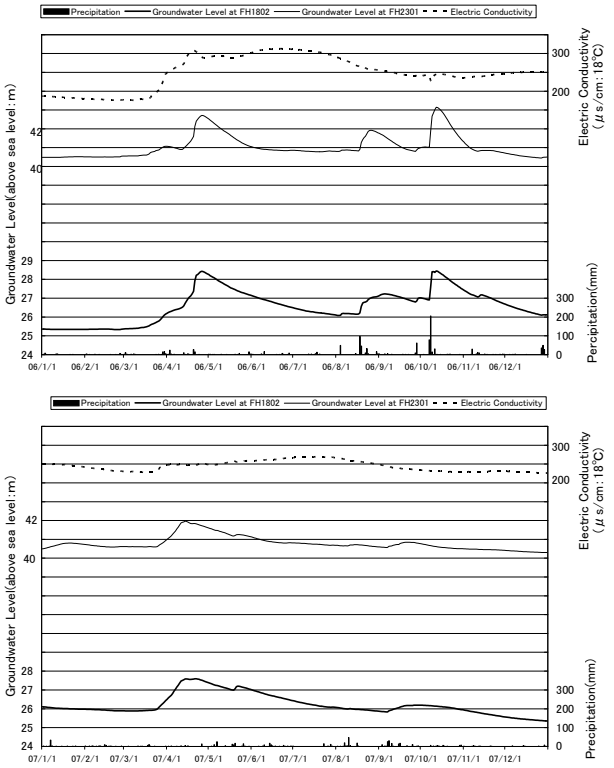
地下水位は，例年3月下旬から上昇し，4月中旬～下旬に最高水位を示した。その後は緩やかに低下し，比較的多量の降水量に応答して水位上昇がみられた。特に2006年には8月以降に多量の降水量に応答する水位上昇が顕著に生じた。

電気伝導度もほぼ地下水位と同様に例年，3月下旬から上昇を開始，4月中旬～下旬にピークを形成した。地下水位の変動と異なるのは，6月以降にもゆるやかなピークが現れたことで，2006年と2007年は明瞭に現れている。また，2006年の10月の大雨に対しては，電気電導度は低下し，地下水位の降雨応答期間よりも短時間で通常のレベルに回復した。土壌水分は冬期間に低下し，2月下旬頃から急激に増加し始め，4月に最大値を示した（データ省略)。

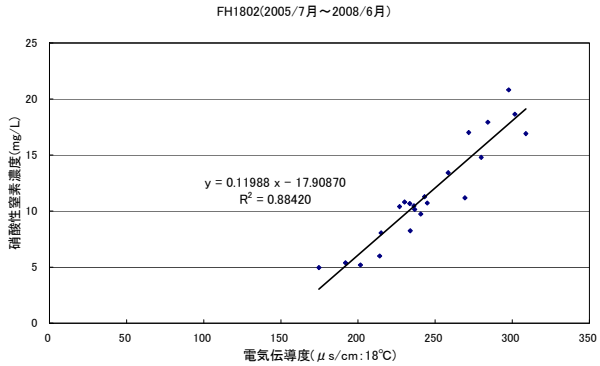
電気伝導度は，一部の地点を除き，硝酸性窒素濃度と比較的良い相関が得られているので(図Ⅰ-4-7)，これを硝酸性窒素濃度に代替して考察すると，4月中旬～下旬に融雪水による地下水位の上昇と電気伝導度のピークに対応して，浸透水が帯水層に到達するとともに，硝酸性窒素も帯水層へ相当量供給されると考えられる。このことは施肥前に生じることから，浸透水中の硝酸性窒素は前年の耕作後に残存していた窒素に由来すると考えられる。また，2006年の10月の大雨に対する応答からは「速い」浸透が想定され，選択的な浸透機構が存在すると考えられる。

②地下水の水質分析

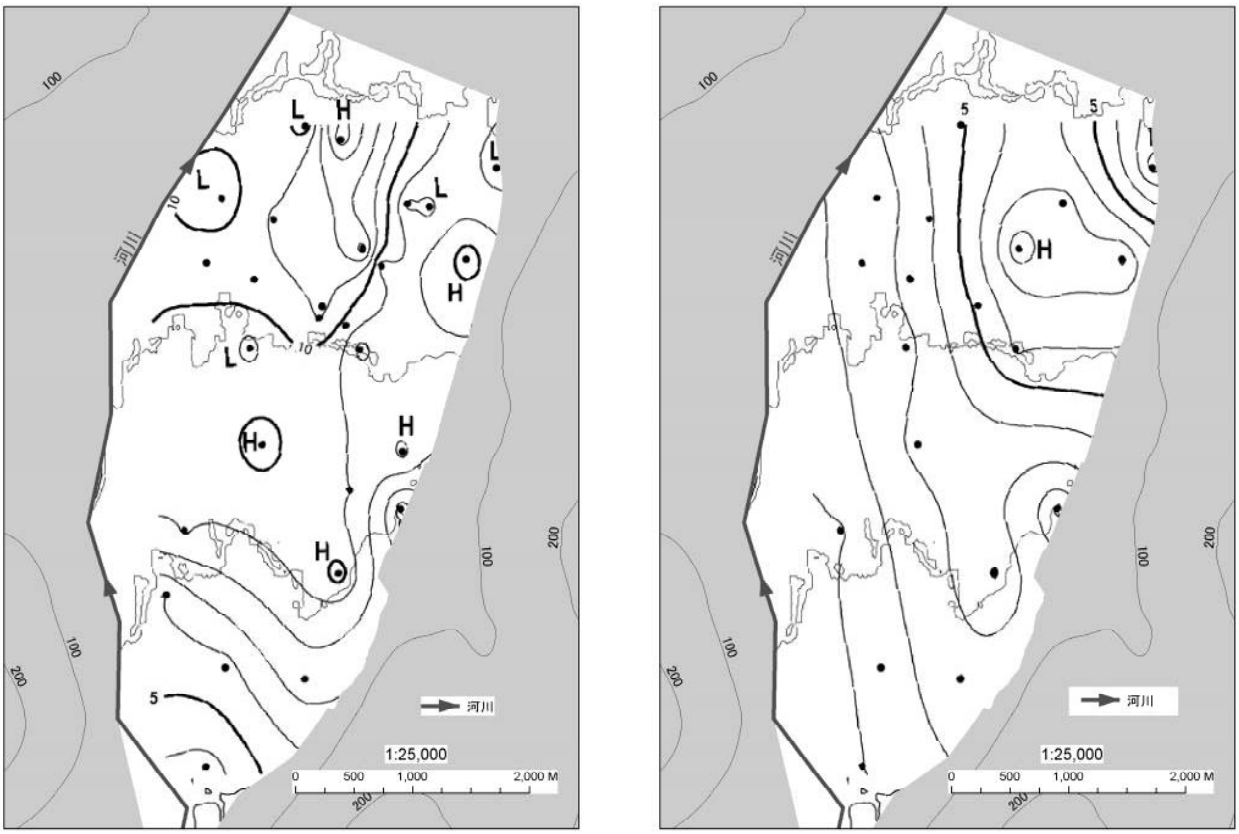
2003年5月～2008年6月の間に32回行った(図Ⅰ-4-8および9)。例として示した2007年4月と2008年2月の硝酸性窒素等濃度線図によると，地域全体の傾向では，北側に濃度の高い部分がみられた。4月(春)には環境基準を超える領域が広がるが，2月(冬)には基準値を下回った。また，4月には地域の中央付近に高濃度のスポットが現れ，高濃度の浸透水が帯



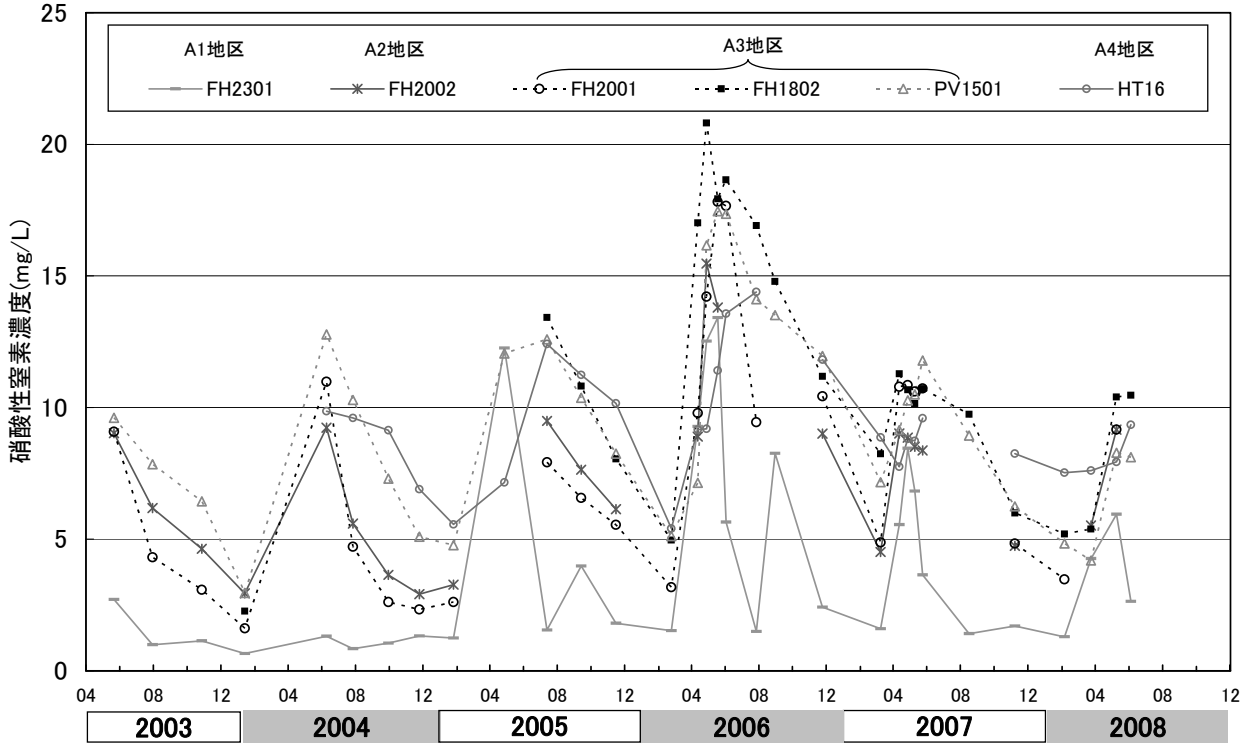
図Ⅰ-4-6　地下水位および電気伝導度の連続観測結果(2006～2007年)



図Ⅰ-4-7　電気伝導度と硝酸性窒素濃度の関係(FH1802)



図Ⅰ-4-8　硝酸性窒素の等濃度線図　　左：2007年4月(春)　右：2008年2月(冬)
硝酸性窒素濃度の等濃度線は1mg/Lごと.「H」は周囲より高いこと,「L」は低いことを意味する



図Ⅰ-4-9　地域内の代表的な井戸における地下水中硝酸性窒素濃度の推移

水層へ供給されたと考えられる。

地下水の硝酸性窒素濃度は，4月下旬～5月にピークを示す井戸が多く，その後冬に濃度が低下した。これは電気伝導度の上昇と調和した変動である。経年的には，2006年に最も濃度レベルが高くなり，その後低下傾向にある。なお，2003年と2004年は4～5月に調査を行っていないので濃度レベルが低くみえる点に注意を要する。

③水・窒素の収支と硝酸性窒素濃度の変化

地下水の水位観測，水質調査，窒素負荷データに基づき，FH1802近くに17.5ha(南北333m×東西525m)の領域を設定して水および硝酸性窒素の収支と動態について検討した。気象データはアメダスのデータを，蒸発散量はソーンスウェイトの補正法をもちいた。帯水層の有効空隙率と透水係数は，地下水の流動状況や浸透状況に矛盾が生じないように設定し，それぞれ0.15，0.6cm/secとした。帯水層の厚さは，ボーリング資料に基づき，帯水層の下面深度を地表面下6mに設定した。領域への地下水流入量(Qin)は，領域中央を流動する地下水量をダルシー則により計算し，それから帯水層へ供給される浸透水量の1/2を差し引いた量とした。地下水流出量(Qout)は，領域中央を流動する地下水量に浸透水量の1/2を加えた量とした。

水収支式を以下に示す。

有効降水量

Pe＝Pr(降雨量)＋Pm(融雪水量)－E(蒸発散量)

土壌水分量の変化

ΔU＝Pe－G(帯水層へ供給される浸透水量)

帯水層の貯留量変化

ΔS＝G

－Qd(地下水流動により領域から失われる正味の流出水量)

Qd＝Qout(領域からの地下水流出量)

－Qin(領域への地下水流入量)

降水により供給される硝酸性窒素量は，降雨量と融雪水量の合計に現地で分析した降水の平均濃度0.17mg/L(2006～2008年の雨6試料，雪2試料)を乗じて計算した。耕作されている作物は，たまねぎ，てんさい，秋まき小麦で，年により構成割合が変動する。施肥の時期は，基肥・追肥を春，堆肥を秋とした。施肥量は，対象地域を58ブロックに分割して整理されたブロック単位の平均施肥量から対象領域相当分を計算した。持ち出し量もブロック単位の平均収量から対象領域相当分を計算した。

硝酸性窒素の収支式を以下に示す。

不飽和帯の硝酸性窒素量変化

ΔMu＝Mp(降水による供給量)

＋Ma(施肥による供給量)

－Mh(作物として持ち出される量)

－F(浸透水により帯水層へ供給される量)

帯水層の貯留量変化

ΔM＝F

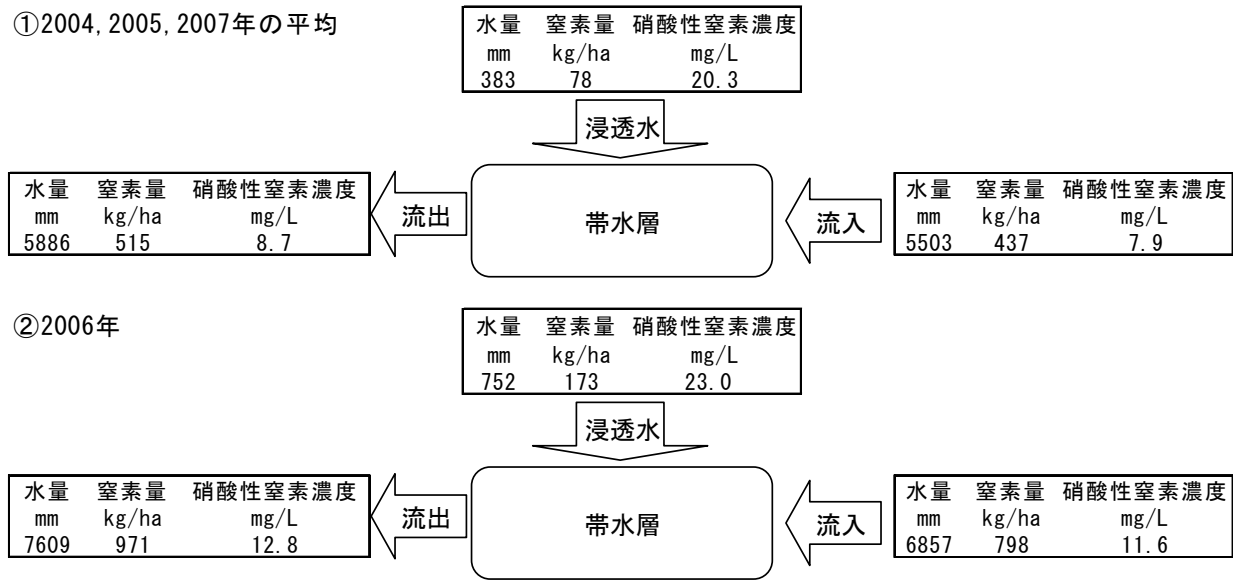
－Md(地下水流動により領域から失われる正味の硝酸性窒素量)

Md＝Mout(領域から地下水により流出する量)

－Min(領域へ地下水により流入する量)

＝Cout(流出地下水濃度)・Qout

－Cin(流入地下水濃度)・Qin



図Ⅰ-4-10　水および窒素年間収支と平均硝酸性窒素濃度
(南北333m×東西525mの領域における推定値)

以上のことから，帯水層における水・窒素の収支と硝酸性窒素濃度の変化を図Ⅰ-4-10に示した。４ヶ年の調査の内，2006年は大雨の影響を受け，他の年次とは傾向が異なったため2区分した。a.2004，2005，2007年の年間平均では，浸透水量は383mm，窒素負荷量は78kg/ha，浸透水の硝酸性窒素濃度は20.3mg/Lで，対象領域を通過する地下水の硝酸性窒素濃度は流入時の7.9mg/Lが流出時には8.7mg/L となると推定された。b.多雨年の2006年においては，浸透水量は752mm，窒素負荷量は173kg/haと他の年次の倍程度で，浸透水の硝酸性窒素濃度は23.0mg/Lと見積もられた。以上のように，小流域Aにおける地下水は，帯水層中での流動に際して不飽和帯からの20mg/Lを超える浸透水の負荷を合わせ，下流に向かって次第に硝酸性窒素濃度が上昇すると推定された。

(4)まとめ

①地下水中硝酸性窒素濃度は4月下旬から5月に環境基準を上回るレベルまで上昇し，冬期に低下する季節変動を示した。濃度上昇の要因として，前年秋に農地に残存した窒素が融雪に伴って帯水層に供給されるものと考えられた。

②小流域の中程に設けた領域中の年間水収支・窒素収支から，帯水層を流動する地下水に不飽和帯から硝酸性窒素濃度20mg/L前後の浸透水が供給され，流下に伴って硝酸性窒素濃度が高まると推定された。

③積雪地で硝酸性による地下水汚染のモニタリングを行う場合，地下水が融雪水の影響を受ける時期と冬期に調査を行い，年間変動のほぼ最高濃度と最低濃度をモニタすることが望ましい。

（丸谷　薫，髙清水康博，高橋　良）

５）汚染要因の検討

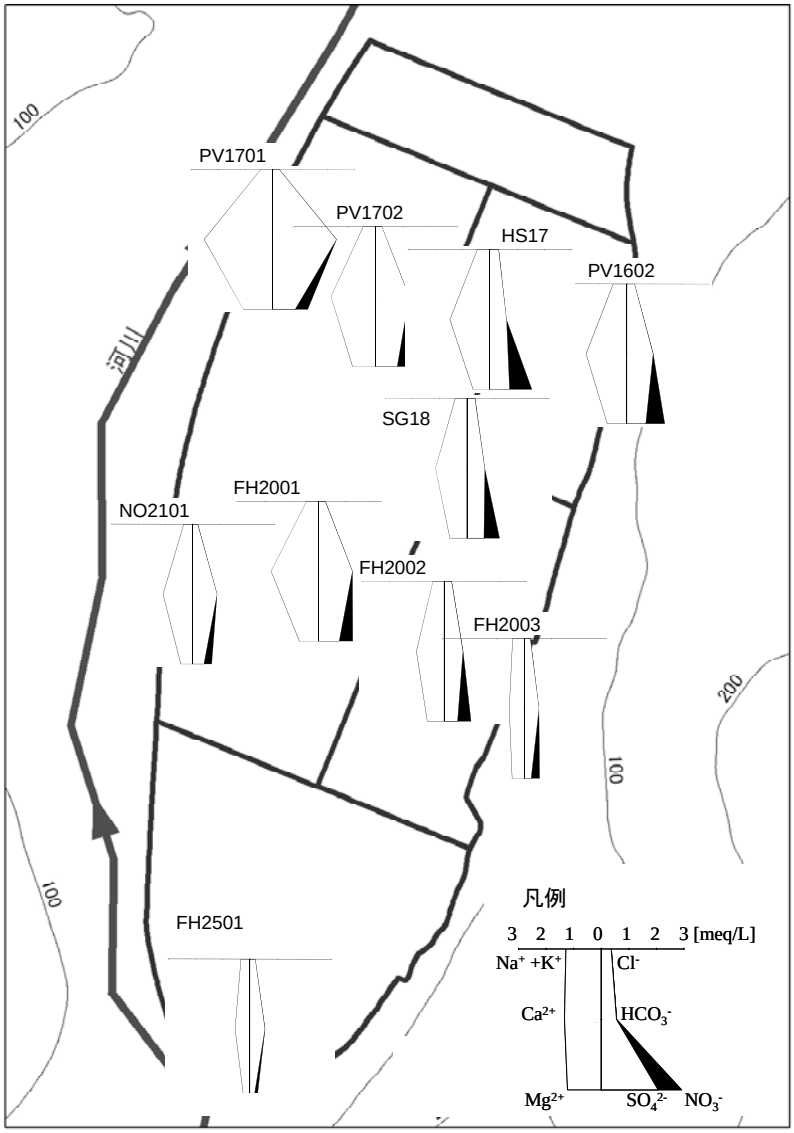
（１）ヘキサダイアグラム

図Ⅰ－4－11 に，小流域A内 10 地点における，調査 17 回分の平均値を用いたヘキサダイアグラムの分布図を示した。(地点図は，図Ⅰ－4－1 を参照)。

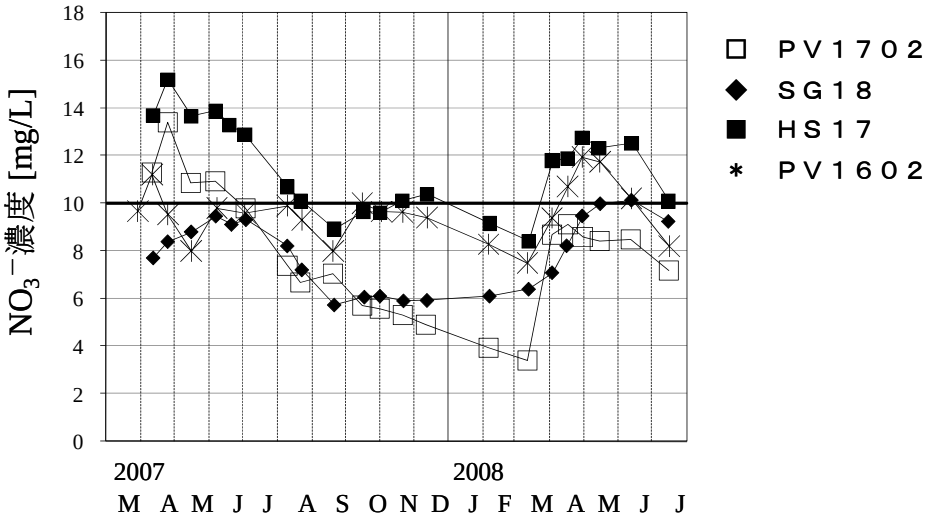
モデルライン最上流の FH2501 は，ダイアグラムから見ても，汚染がほとんどないと言える。動水勾配下流側に向かうに従って汚染傾向が見受けられるが，極端な硫酸塩肥料型とも，極端な動物排泄物型とも言い難い，微妙な図を描いていた。ほとんどの調査で $\delta^{15}N$ の分析を行っていないので，$\delta^{15}N$ 値による汚染源判定はできなかった。

（２）環境基準越えの地点

これら 10 定点の内，NO_3-N が 1 回以上，環境基準を超えたことのある地点は，SG18，PV1702，HS17 及び PV1602 であった（図Ⅰ-4-12)。2007 年及び 2008 年共に，融雪後に環境基準を超過していることが多かった。



図Ⅰ-4-11　ヘキサダイアグラムの分布

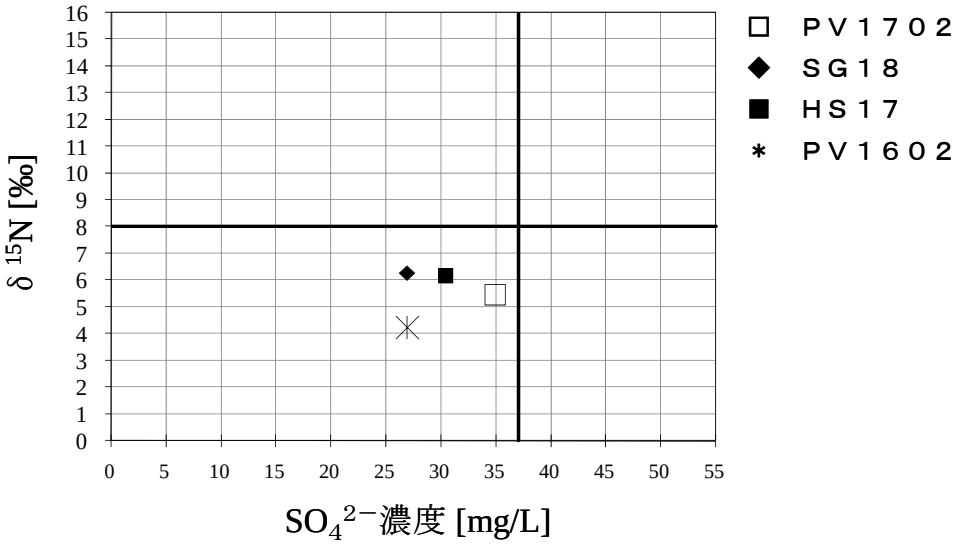


図Ⅰ－4－12　環境基準超過があった４地点の NO_3-N 濃度推移

2008年4月15-16日における$\delta^{15}N$値とSO_4^{2-}濃度を、表Ⅰ－3－6の判定値のラインと共に示した結果，4地点とも，「硫酸塩肥料のウエートは小さいが，化学肥料全般の影響は大きい。かつ，堆肥，家畜排泄物，浄化槽処理水の汚染は少ない。」といった判定領域の中へ入った。

小流域Ａでは，汚染が進行するに従って，$\delta^{15}N$値が低下する傾向が見いだされており，硫酸塩肥料影響の大きさの大小はともかくとして，化学肥料の影響が大きいために，汚染が進行していると，概略判定できるであろう（図Ⅰ-4-13）。

（三上英敏）



図Ⅰ－4－13　超過４地点におけるSO_4^{2-}濃度と$\delta^{15}N$値との関係

６）要約

（１）DRASTIC を用いた潜在的リスク要因評価で高リスク地域に区分された小流域Ａにおいて，窒素負荷実態，地下水中硝酸性窒素の動態を調査した。

（２）窒素負荷要因としては，農地からの施肥によるものが大きいと推測され，生活排水負荷は降水量による負荷と同程度かそれ以下と小さかった。

（３）地下水中硝酸性窒素濃度は４月下旬から５月に環境基準を上回るレベルまで上昇し，冬期に低下する季節変動を示した。濃度上昇の要因として，前年秋に農地に残存した窒素が融雪に伴って帯水層に供給されるものと考えられた。

（４）小流域Ａの中程に設けた領域中の年間水収支・窒素収支から，帯水層を流動する地下水に不飽和帯から硝酸性窒素濃度 20mg/L 前後の浸透水が供給され，流下に伴って硝酸性窒素濃度が高まると推定された。

（５）$\delta^{15}N$値から，濃度上昇の原因としては，化学肥料施肥による影響が大きく，堆肥，家畜排泄物や生活排水の影響は小さいと判断された。

Ⅱ．農耕地における硝酸性窒素汚染軽減対策

１．たまねぎ圃場における汚染軽減対策

１）背景および目的

たまねぎは大面積で連作されることが多い畑作的野菜であり，たまねぎ畑周辺の井戸水から環境基準値を超える硝酸性窒素が検出される事例が多数報告されていることから，硝酸汚染防止対策の重要作物として位置づけられている。

これまでに，総窒素投入量の適正化，後作緑肥の導入，作付体系への秋まき小麦導入等がたまねぎ畑における硝酸汚染防止対策技術として示されているが[1]，後作緑肥の導入は適用場面が早生品種の収穫後に限定され，高い効果を示す秋まき小麦の導入も作付体系の大きな変更を伴う等の制約がある。

一方，普通畑においては土壌に残存する窒素の回収において秋まき小麦やてん菜のような深根性作物の役割が重要であり，土層改良によって根張りを改善することが有効な対策であることが示されている。

そのため，たまねぎ畑においても土壌の物理性改良によるたまねぎ自体の根張りの改善が窒素の利用効率を高める技術として有効であると予想される。

そこで，本試験ではたまねぎ畑において根張りを制限する耕盤層の実態を調査するとともに，耕盤層破砕による根域拡大が窒素収支の改善に及ぼす効果を検討した。

２）試験方法

（１）耕盤層の現地実態

① 調査期間：平成14～17年の 4か年（経済効果調査，網走支庁）

② 調査圃場：網走支庁管内の現地たまねぎ畑26圃場（黒ボク土 6圃場，台地土 4圃場，低地土16圃場）

③ 調査項目：（山中式）土壌硬度，耕盤層の深さ，たまねぎ（規格内）収量

④ 耕盤層の定義：

ここでは，たまねぎの主要な根群域とされる深さ40cmまで[2]の範囲で，山中式土壌硬度で20mm以上または貫入式土壌硬度で1.5MPa以上の土層を耕盤層とした。

（２）耕盤層破砕による窒素収支改善効果

耕盤層破砕試験では，振動式全層破砕機（写真Ⅱ－1－1，表Ⅱ－1－1）を主に用いた。

① 振動式全層破砕機の概要：

本機は振動式サブソイラの一種であるが，左右の2本のカーブドシャンクで土を抱えて振動させるタイプなので，従来の振動式サブソイラに比べ破砕領域が大きいことに特長がある。

また，広幅型心土破砕機（プラソイラ）と異なり下層土が表層に上がることはほとんどなく，トラクタのＰＴＯの動力で作業機を振動させることにより，牽引抵抗も減らすことができる。

② 試験期間：平成17～20年の 4か年

③ 試験圃場および供試品種：
表Ⅱ－1－2，表Ⅱ－1－3参照

④ 試験処理：表Ⅱ－1－4参照

⑤ 施肥量および有機物施用量：表Ⅱ－1－5参照

⑥ 調査項目：土壌物理性，土壌化学性，たまねぎ収量および養分吸収量

写真Ⅱ－1－1　振動式全層破砕機（カワベスーパーソイラーＳＶ3）

表Ⅱ－1－1　振動式全層破砕機（カワベスーパーソイラーＳＶ3）の仕様・諸元

適応トラクタ	価格（万円）	全長（mm）	全幅（mm）	全高（mm）	全重（kg）	作業幅（mm）	耕深（mm）	作業速度（km/h）
40～60PS級	60～70	1210	1700	1320	295	最大1600	最大 500	3～6

表Ⅱ－1－2　試験圃場および供試品種一覧

試験圃場[1]	試験年度	土壌型	試験規模	たまねぎ供試品種[2]
①北見農試A	平成17年	多湿黒ボク土	1区 6㎡，3反復	スーパー北もみじ
②北見農試B	平成18年	〃	1区15㎡，3反復	〃
③北見農試C	平成19年	〃	1区 9㎡，3反復	〃
〃	平成20年	〃	〃	北もみじ2000
④現地A	平成18年	灰色台地土	1区49㎡，2反復	スーパー北もみじ
⑤現地B	〃	褐色低地土	1区35㎡，2反復	〃
⑥現地C	平成19年	灰色低地土	〃	北もみじ2000
⑦現地D	平成19～20年	褐色低地土	〃	〃

注１）北見農試Cおよび現地D圃場では，たまねぎを２年間連作した
　２）施肥・定植（４月下旬～５月中旬），収穫（８月中旬～９月下旬）

表Ⅱ－1－3　試験圃場の土壌化学性[1]

試験圃場	pH	腐植	熱水抽出性窒素	ﾄﾙｵｰｸﾞ リン酸	リン酸吸収係数	CEC	交換性塩基 CaO	MgO	K_2O
		(%)	(mg/100g)			(me/100g)	(mg/100g)		
①農試A	5.9	9.2	6.4	46.3	1504	28.1	605.0	32.9	50.9
②農試B	6.0	12.1	7.6	20.4	1268	29.4	513.2	28.1	53.7
③農試C	5.8	12.1	6.7	21.8	1632	27.8	410.2	33.2	41.7
④現地A	6.6	5.5	4.4	234.3	754	22.5	467.5	71.8	111.6
⑤現地B	6.3	2.9	4.9	107.4	314	17.6	361.9	68.4	41.0
⑥現地C	6.5	3.3	5.5	125.7	564	20.0	344.4	65.6	79.7
⑦現地D	6.0	3.6	5.0	106.3	461	14.6	222.4	37.7	63.5

注１）たまねぎ定植前に作土（ 0～20cm土層）を採取

表Ⅱ－1－4　試験処理一覧

試験圃場	試験年度	処理区[1]	施工時期[2]	施工間隔・深さ	
①北見農試A	平成17年	無施工区			
		春全層破砕区	当年春（17年 5月13日）	50cm	40cm
②北見農試B	平成18年	無施工区			
		春全層破砕区	当年春（18年 5月15日）	50cm	40cm
③北見農試C	平成19年	無施工区			
		春心土破砕区	当年春（19年 5月11日）	70cm	40cm
		秋全層破砕区	前年秋（18年 9月27日）	50cm	〃
		春全層破砕区	当年春（19年 5月11日）	〃	〃
	平成20年	無施工区			
		春心土破砕区	前年春（19年 5月11日）	70cm	40cm
		秋全層破砕区	前々年秋（18年 9月27日）	50cm	〃
		春全層破砕区	前年春（19年 5月11日）	〃	〃
④現地A	平成18年	無施工区			
		秋全層破砕区	前年秋（17年10月24日）	50cm	40cm
⑤現地B	平成18年	無施工区			
		秋全層破砕区	前年秋（17年10月31日）	50cm	40cm
⑥現地C	平成19年	春心土破砕区	当年春（19年 4月26日）	50cm	40cm
		春全層破砕区	〃 〃	〃	〃
⑦現地D	平成19年	春心土破砕区	当年春（19年 4月27日）	83cm	40cm
		春全層破砕区	〃 〃	50cm	〃
	平成20年	春心土破砕区	前年春（19年 4月27日）	83cm	40cm
		春全層破砕区	〃 〃	50cm	〃

注１）全層破砕区は振動式全層破砕機を間隔50cm，深さ40cmで施工し，心土破砕区はサブソイラを間隔50～83cm，深さ40cmで施工した
　２）振動式全層破砕機およびサブソイラの施工時期は，原則たまねぎ作付の前年秋または当年春であるが，平成20年度の試験は全層破砕および心土破砕処理の持続効果を見るために前々年秋または前年春に上記を施工した圃場で試験を行った

表Ⅱ－1－5　試験圃場の施肥量および有機物施用量

試験圃場	試験年度	施肥量（kg/10a）[1] N	P_2O_5	K_2O	有機物施用 種類	連用量（連用年数）
①農試Ａ	H17	0, 10, 15	20	10	牛糞堆肥	1t/10a（10年超）
②農試Ｂ	H18	0, 10, 12, 15	20	10	〃	〃（〃）
③農試Ｃ	H19	0, 10, 12	20	10	〃	〃（〃）
〃	H20	12	20	10	〃	〃（〃）
④現地Ａ	H18	0, 9, 12, 15	16	12	〃	2t/10a（〃）
⑤現地Ｂ	〃	0, 9, 12	24	7.2	〃	5t/10a（5～10年）
⑥現地Ｃ	H19	0, 6, 9	20	10	〃	3t/10a（〃）
⑦現地Ｄ	〃	0, 6, 9	20	10	〃	〃（10年超）
〃	H20	11	22	11	〃	〃 〃

注１）北見農試Ａ，Ｂ，Ｃ圃場はリン酸肥沃度が低いので，たまねぎ作付前にリン酸資材を施用した（$P_2O_5$80kg/10a）

３）結果および考察

（１）耕盤層の現地実態

網走支庁管内の現地たまねぎ畑について土壌物理性を調査した結果，黒ボク土と台地土における耕盤層は平均すると21～22cmと比較的浅い土層に存在し，全ての圃場で心土の山中式土壌硬度が，耕盤層の目安となる20mm以上を示した。一方，低地土については耕盤層が形成されない圃場も多数存在し，耕盤層が出現する土層の深さは平均で約28cmと黒ボク土や台地土に比べて6～7cm程度深かった（表Ⅱ－1－6）。

たまねぎ畑の耕盤層の深さとたまねぎ収量の間には密接な関係が見られ，耕盤層の出現する深さが概ね25cm以上の圃場では安定して7t～9t/10aの高い収量が得られた（図Ⅱ－1－1）。

（２）耕盤層破砕による窒素収支改善効果

①　土壌硬度および根張りに及ぼす影響

a.貫入式土壌硬度への影響

たまねぎ収穫時の貫入式土壌硬度を見ると，無施工区および心土破砕区（従来型サブソイラを施工）では，深さ15cm付近に耕盤層が認められたが，全層破砕区（振動式全層破砕機で耕盤層を破砕）では，耕盤層が出現する土層の深さは平均で約32cmであり，顕著な耕盤層破砕効果が認められた（図Ⅱ－1－2）。

また，無施工区および心土破砕区の15cm深の平均土壌硬度が1.5MPaであるのに対して，全層破砕区の土壌硬度は0.7MPaと半分以下の値を示した。

b.山中式土壌硬度およびたまねぎの根張りへの影響

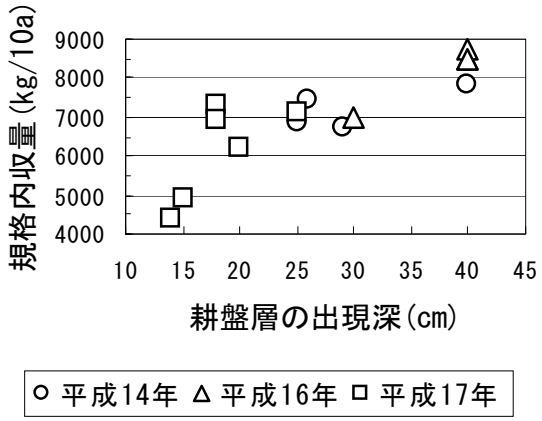
たまねぎ収穫時の土壌断面の山中式土壌硬度計による調査においても同様に，土壌硬度20mm以上の土層深は，無施工区が16cmであるのに対して，全層破砕区では32cmまで拡大し，根張りの深さは同土層の深さとほぼ一致した（図Ⅱ－1－3）。

また，農家慣行である従来型サブソイラによる心土破砕区に対しても，全層破砕による土壌硬度低下と根張りの改善効果は明らかに優っていた。

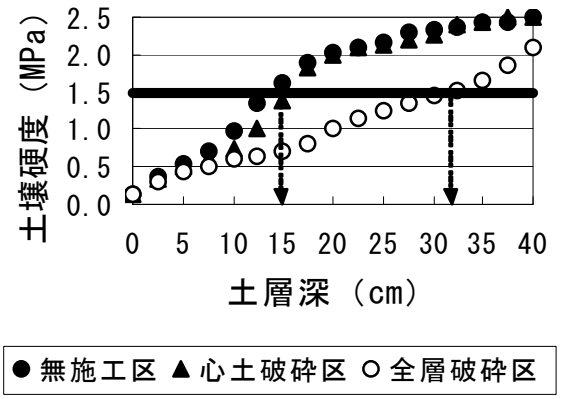
表Ⅱ－1－6　現地たまねぎ畑の土壌物理性

土壌型	調査[1] 圃場数	土壌硬度（mm） 作土	心土[2]	耕盤層[3] 形成圃場	比率（%）	耕盤層の深さ（cm）[4] 範囲	平均
黒ボク土	6	12.5	26.0	6	100.0	16～34	21.3
台地土	4	15.5	21.5	4	100.0	15～29	22.3
低地土	16	15.9	20.2	10	62.5	14～40	28.2
計	26	15.1	21.7	20	76.9		25.7

注１）北見市，訓子府町，置戸町の26圃場で調査。平成14～17年の経済効果調査（網走支庁）から引用
２）心土（土層深20～40cm）における（山中式）土壌硬度の最大値
３）心土の（山中式）土壌硬度が20mm以上を耕盤層とした
４）基本的には耕盤層が出現する土層の深さを指すが，たまねぎの主要な窒素吸収土層は深さ40cmまでとされていることから，40cmを耕盤層の深さの上限とした



図Ⅱ－1－1　現地たまねぎ畑における耕盤層の出現深とたまねぎ収量の関係
（平成14～17年の経済効果調査（網走支庁）から，品種が「スーパー北もみじ」である14圃場のデータを抽出）



図Ⅱ－1－2　全層破砕処理による貫入式土壌硬度の変化（全圃場の平均値）

図Ⅱ－1－3　たまねぎ畑の土壌硬度および根の分布（北見農試Ｃ圃場，窒素施肥量12kg/10a）

②　生育・収量等に及ぼす影響

平成17，18，19年における無施工区と比較した全層破砕処理の効果を表Ⅱ－1－7に示す。全層破砕区では無施工区に対して，規格内収量は 3～33％，窒素吸収量は- 0.1～2.7kg/10a，それぞれ増加した。

また，平成19年における心土破砕区との比較では，全層破砕処理によって規格内収量は 3～12％，窒素吸収量は0.8～2.0kg/10a，それぞれ増加した（表Ⅱ－1－8）。全層破砕処理の施工効果を通覧すると，全層破砕区では，無施工区に対してたまねぎの規格内収量が11％，窒素吸収量が 1.5kg/10a（14％）増加した（表Ⅱ－1－9）。また，心土破砕区に対しても，規格内収量が7%，窒素吸収量が 1.4kg/10a（13％）増加した。

全層破砕による耕盤層破砕はたまねぎの根域を拡大し，水分供給の安定化等を通じて増収および窒素吸収量の増加をもたらすと考えられる。

そのため，全層破砕処理の施工効果は，干ばつ・高温により球肥大が停滞するような生育不良年や耕盤層の出現深が浅い圃場でより効果を発揮すると考えられる。

全層破砕処理の施工効果を年次別に見ると，干ばつ，高温年であった平成18年には特に高い効果が認められた。これに対して，平成17年及び19年は，生育期間中に適度な降雨があり，球肥大が順調に進んだ年であり，全層破砕処理の効果が発現しにくい年次であったと考えられる。

平成19年に耕盤層破砕処理・施工時期による効果の違いを検討した結果を表Ⅱ－ 1－10に示す。処理による規格内収量の序列は，春全層破砕≒秋全層破

砕＞春心土破砕≒無施工の順となり，全層破砕の施工時期による収量差は認められなかった。また，窒素吸収量および窒素利用率の序列は春全層破砕＞秋全層破砕＞春心土破砕＞無施工の順となった。

③　全層破砕処理の持続効果

a.全層破砕処理後の耕盤層出現深の経時的変化

全層破砕処理を行ったたまねぎ圃場における耕盤層出現深は，処理後の日数の経過に伴って浅くなる傾向が認められた（図Ⅱ－1－4）。図Ⅱ－1－1の結果から，耕盤層出現深を25cm以上とする事を改良目標とすると，図Ⅱ－1－4のプロットの一次回帰式（y=－ 0.0224x+36.327）から，処理効果の持続期間は約17ヶ月と推定された。この17ヶ月という期間は春に全層破砕処理を行った場合，たまねぎの作付期間２カ年分を概ねカバーする期間に相当する。

b.生育・収量等から見た全層破砕処理の持続効果

施工２年目および３年目圃場における全層破砕処理の効果を心土破砕区との比較で表Ⅱ－ 1－11に示す。施工２年目の全層破砕区（前年春に施工）では，施工２年目の心土破砕区に対して，規格内収量は11～15％，窒素吸収量は 1.9～ 2.2kg/10a，それぞれ増加した。施工３年目の全層破砕区（前々年秋に施工）では，施工２年目の心土破砕区に対して，規格内収量は ７％，窒素吸収量は 0.7kg/10a，それぞれ増加し，施工２年目に比べれば若干劣るものの依然として効果が認められた。

従来型心土破砕および広幅型心土破砕の試験例では[3, 4]，多湿黒ボク土，黒ボク土，褐色低地土において施工2～3年目まで増収効果が確認されており（対象は普通畑作物），本試験で施工した全層破砕処理でも同程度の持続効果が認められた。

表Ⅱ－1－7　無施工区と比較した全層破砕処理の効果（平成17～19年）

試験圃場	試験年次	窒素施肥量 (kg/10a)	生育・収量等（対無施工区）[1] 収量比 (％)	窒素吸収量の差 (kg/10a)	窒素利用率の差 (％)	ＧＩ[2]の差
①農試Ａ	H17	10	103(5673)	－ 0.1(10.5)	－ 2(64)	17(705)
		15	103(6674)	0.0(13.2)	－ 1(60)	29(733)
②農試Ｂ	H18	10	110(5161)	1.7(11.0)	19(53)	5(788)
		12	111(5204)	1.9(12.0)	18(52)	12(801)
		15	109(5376)	1.9(12.4)	14(44)	39(791)
③農試Ｃ	H19	10	103(6974)	1.1(11.9)	10(67)	7(717)
		12	105(7149)	1.4(12.6)	10(62)	19(732)
④現地Ａ	H18	12	117(6936)	2.6(11.9)	22(61)	65(652)
⑤現地Ｂ	H18	9	133(3895)	1.7(6.5)	13(50)	101(521)
		12	127(4264)	2.7(7.3)	19(44)	114(586)

注１）（　）内の値は無施工区の実数。③農試Ｃ圃場のデータは前年秋施工区と当年春施工区の平均値。
２）ＧＩは７月下旬から８月上旬の値。ＧＩ：草丈（cm）×葉数（枚）。

表Ⅱ－1－8　心土破砕区と比較した全層破砕処理の効果（平成19年）

試験圃場	心破[1]施工間隔 (cm)	窒素施肥量 (kg/10a)	生育・収量等（対心土破砕区）[2] 収量比 (％)	窒素吸収量の差 (kg/10a)	窒素利用率の差 (％)	ＧＩ[3]の差
③農試Ｃ	70	10	103(6971)	0.8(12.2)	8(68)	2(722)
		12	104(7183)	0.8(13.3)	6(66)	16(735)
⑥現地Ｃ	50	6	112(5398)	2.0(7.3)	29(69)	90(667)
		9	110(6036)	1.8(9.0)	17(65)	106(686)
⑦現地Ｄ	83	6	105(8437)	1.5(10.2)	13(94)	29(728)
		9	111(8844)	1.6(11.4)	10(77)	9(798)

注１）心土破砕処理は平成19年の春に行った。尚，全層破砕処理の施工間隔は50cm。
２）（　）内の値は心土破砕区の実数。③農試Ｃ圃場のデータは前年秋施工区と当年春施工区の平均値。
３）ＧＩは７月下旬から８月上旬の値。

表Ⅱ－1－9　全層破砕処理の施工効果

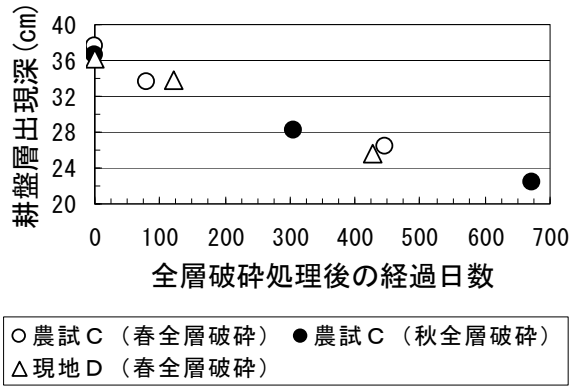
耕盤層破砕処理	規格内収量 (kg/10a)	収量比 (%)	窒素吸収量 (kg/10a)
① 無施工	5731	100	10.9
全層破砕	6336	111	12.4
② 心土破砕	7145	100	10.6
全層破砕	7677	107	12.0

注１）H17～H19年，北見農試・現地の平均。
　２）①は対となる10例，②は 6例の平均。

表Ⅱ－ 1－10　耕盤層破砕処理・施工時期による効果の比較（平成19年，北見農試Ｃ圃場）

窒素施肥量 (kg/10a)	耕盤層破砕処理	生育・収量等（対無施工区）[1] 収量比 (%)	窒素吸収量の差 (kg/10a)	窒素利用率の差 (%)	ＧＩ[2]の差
10	無施工	(6974)	(11.9)	(67)	(717)
	春心土破砕	100	0.3	1	5
	全層破砕（前年秋）	102	0.9	6	6
	〃　（当年春）	103	1.3	12	9
12	無施工	(7149)	(12.6)	(62)	(732)
	春心土破砕	100	0.6	4	3
	全層破砕（前年秋）	105	1.4	9	0
	〃　（当年春）	105	1.4	11	38
平均	春心土破砕	100	0.5	3	4
	全層破砕（前年秋）	104	1.1	7	3
	全層破砕（当年春）	104	1.4	11	23

注１）（　）内の値は無施工区の実数。
　２）8月 1日のＧＩ。



図Ⅱ－1－4　たまねぎ畑における全層破砕処理後の経過日数と耕盤層の出現深の関係

表Ⅱ－ 1－11　施工２年目および３年目圃場における全層破砕処理の効果（対心土破砕）

試験圃場[1]	全層破砕処理の施工時期	窒素施肥量 (kg/10a)	生育・収量等（対心土破砕区）[2] 収量比 (%)	窒素吸収量の差 (kg/10a)	GI[3]の差
③北見農試C	前々年秋	12	107(6233)	0.7(11.2)	47(701)
	前年春	12	115(〃)	2.2(〃)	65(〃)
⑦現地D	前年春	11	111(6499)	1.9(11.9)	43(740)

注１）平成19年に表Ⅱ－1－8の試験を実施した同一圃場で，平成20年に試験を行った。
　２）（　）内の値は心土破砕区の実数。心土破砕処理は平成19年の春に施工。
　３）ＧＩは７月下旬の値。

④　窒素環境容量の視点から見た全層破砕処理の効果

無施工・心土破砕および全層破砕系列における硝酸性窒素汚染のリスクを窒素環境容量[5]の考え方により図Ⅱ－1－5に示す。ここで窒素環境容量に対する超過窒素量の値がマイナスであれば浸透水中の年平均硝酸性窒素濃度を10mg/L以下にできると推定される。図において，投入窒素量が12～18kg/10aの処理について投入窒素量と超過窒素量の回帰式から超過窒素量がゼロとなる投入窒素量，すなわち硝酸性窒素汚染のリスクを回避するための投入窒素限界量を求めると，その値は無施工・心土破砕系列で15.4kg/10a，全層破砕系列で17.8kg/10aと試算される。

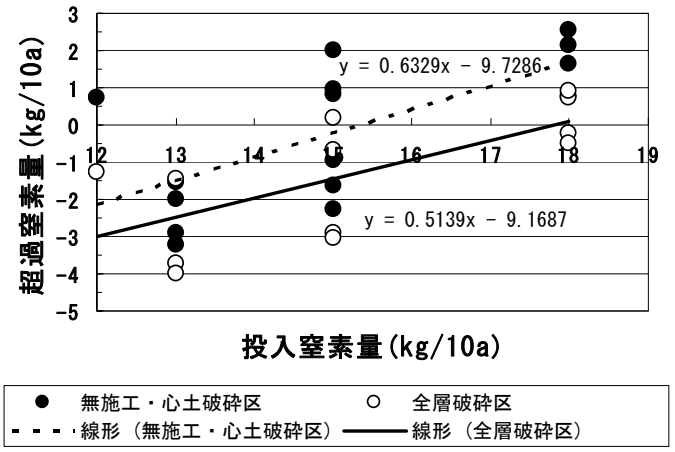
全層破砕系列では生育・収量の増加に伴って圃場からの持出し窒素量が増えることが投入窒素限界量の増加をもたらしている。

図Ⅱ－1－5の個々のプロットに着目した場合でも，全層破砕系列では，施肥標準相当量（15kg/10a）の投入窒素量で超過窒素量がプラスになる事例はほとんどなく，全層破砕処理で根域を拡大することにより，たまねぎ栽培の生産性を維持しつつ，硝酸性窒素汚染のリスクを抑えることが可能と推定された。

⑤　耕盤層破砕処理が土壌溶液中硝酸性窒素濃度に及ぼす影響

耕盤層破砕処理が翌年春の土壌溶液中硝酸性窒素濃度に及ぼす影響を表Ⅱ－ 1－12に示す。硝酸性窒素濃度の序列は，春全層破砕区＜秋全層破砕区＜春心土破砕区≦無施工区の順となり，前項で見た全層破砕処理の窒素負荷軽減効果が土壌溶液中の硝酸性窒素濃度においても確認された。

以上の結果から，全層破砕処理によるたまねぎの増収効果および環境への窒素負荷軽減効果を模式図に示すと，図Ⅱ－1－6のようにまとめられる。

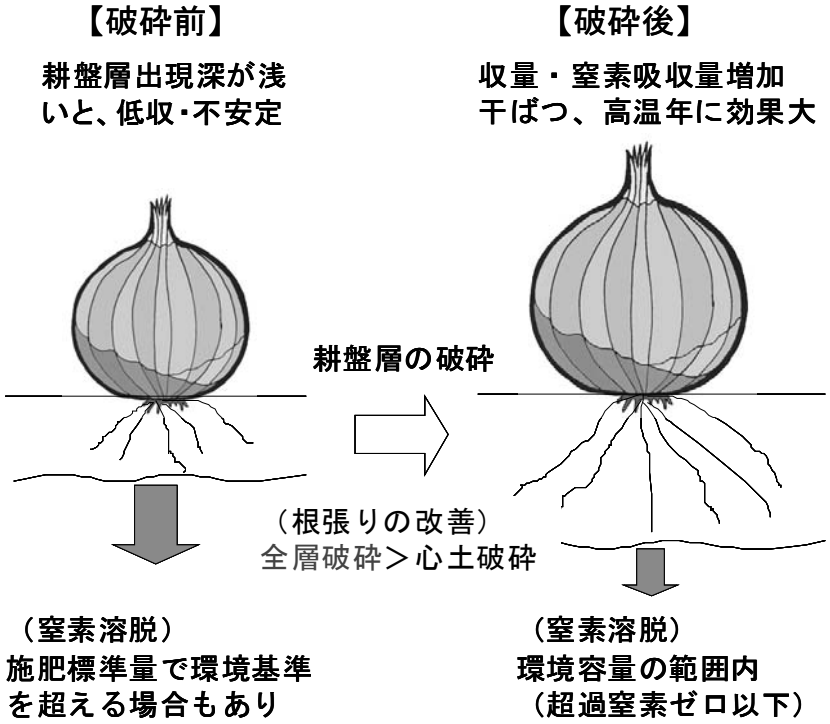


図Ⅱ－1－5　無施工・心土破砕および全層破砕系列における投入窒素量と超過窒素量の関係
投入窒素量＝化学肥料窒素量＋施用有機物窒素量（牛糞麦稈堆肥現物1t当り，
　　連用 5年未満：N1kg，　5～10年：N2kg，10年超：N3kgとして評価した）
窒素環境容量＝作物による窒素持出量＋硝酸性窒素残存許容量
（窒素環境容量に対する）超過窒素量＝投入窒素量－窒素環境容量

表Ⅱ－ 1－12　耕盤層破砕処理が春季の土壌溶液中硝酸性窒素濃度に及ぼす影響

試験圃場	土壌溶液採取日	80cm深の土壌溶液中硝酸性窒素濃度（mg/L）			
		無施工	春心土破砕	秋全層破砕	春全層破砕
③北見農試Ｃ	20年 4月14日	22.2	21.0	16.6	13.2

注１）春心土破砕および春全層破砕は平成19年 5月11日に施工し，秋全層破砕は平成18年 9月27日に施工した。



図Ⅱ－1－6　全層破砕処理によるたまねぎの増収効果および環境への窒素負荷軽減効果

４）総合考察

（１）全層破砕処理の適応土壌

本試験を実施した土壌（多湿黒ボク土，灰色台地土，褐色低地土，灰色低地土）においては，いずれの土壌型でも全層破砕処理による土壌物理性改善およびたまねぎ根の伸張促進，たまねぎの収量・窒素吸収量の増加等のプラスの効果が認められた。

黒ボク土については（対象は普通畑作物），従来型心土破砕および広幅型心土破砕処理の適応土壌とされており[3, 4]，また，褐色森林土についても，全層破砕処理によるスイートコーンおよびダイコンの収量性および土壌物理性向上効果等が報告されており[6]，作物は違うがたまねぎにも適応可能と考えられる。

一方，浅い土層に礫が出現する土壌は物理的に全層破砕処理が困難であり，また排水条件が著しく不良な土壌（グライ土等）は全層破砕処理により保水性が高まり，湿害を誘発する危険性も想定されるため適応土壌から除外した。このように，上記の不適土壌を除けば，全層破砕処理は広い範囲の土壌に適応可能と考えられる。

（２）全層破砕処理の望ましい施工時期

気象条件に恵まれた平成19年の試験では，全層破砕処理によるたまねぎの増収効果等に施工時期による差は認められなかった（表Ⅱ－ 1－10）。しかし，図Ⅱ－1－4に示すように施工後の日数が経過するにつれて耕盤層の出現深が浅くなる傾向が認められ，持続効果も考慮に入れると春施工が望ましい。

また，秋に施工すると融雪水が土壌孔隙に流れ込み，春先の圃場乾燥が遅れる可能性があることや，多量の土壌無機態窒素が残存している圃場では融雪時の硝酸溶脱を助長する危険性があることを総合的に考慮すると春施工が望ましいと考えられる。

（３）全層破砕処理の適用場面

これまでにたまねぎ畑における硝酸汚染防止対策として示された後作緑肥の導入は，適用場面が早生品種の収穫後に限定され，高い効果を示す秋まき小麦の導入も作付体系の大きな変更を伴う等の制約がある。

全層破砕処理はたまねぎ生産の主力となる中晩生品種を連作する条件下で導入できることから適用場面が広く，また，環境への窒素負荷軽減と増収の効果を併せ持つ事から，経営上も取り入れやすい技術と考えられる。そのため，総窒素投入量の適正化を基本として既往の対策と合わせて，全層破砕処理を積極的に導入することが望まれる。

５）要約

（１）網走支庁管内の現地たまねぎ畑における耕盤層の平均出現深は，黒ボク土と台地土で21～22cm，低地土で約28cmであった。

（２）耕盤層の出現する深さが概ね25cm以上の圃場では安定して7t～9t/10aの高い収量が得られた。

（３）収穫時の山中式土壌硬度20mm以上の土層の出現深は，無施工区が16cmであるのに対して，全層破砕区では32cmまで拡大し，根張りの深さは同土層の深さとほぼ一致した。

（４）全層破砕区では，無施工区に対してたまねぎの規格内収量が11％，窒素吸収量が 1.5kg/10a（14％）増加し，心土破砕区に対しても，規格内収量が7%，窒素吸収量が 1.4kg/10a（13％）増加した。年次別にみると干ばつ・高温年における効果が顕著であった。

（５）各処理における窒素吸収量および窒素利用率の序列は，春全層破砕＞秋全層破砕＞春心土破砕＞無施工の順となった。

（６）全層破砕処理の効果は，土壌硬度及び生育・収量への影響から判断すると施工後2～3年程度持続する。

（７）窒素環境容量相当の投入窒素量は全層破砕系列で約18kg/10aと見積もられ，施肥標準量程度の投入窒素量（15kg/10a）で生産性を維持しつつ硝酸性窒素汚染のリスクを抑えることが可能と推定された。

（８）浅い土層に礫が出現するか，排水条件が著しく不良な土壌を除けば，全層破砕処理は広い範囲の土壌に適応可能と考えられ，施工時期は春が望ましい。

（９）結論：全層破砕処理は中晩生品種を連作する条件下で導入できることから適用場面が広く，また，環境への窒素負荷軽減と増収の効果を併せ持つ事から，総窒素投入量の適正化を基本として既往の対策と合わせて積極的に導入することが望まれる。

６）引用文献

1）中央農試・十勝農試・北見農試．“普通畑およびたまねぎ畑における地下水中硝酸性窒素の削減対策”．平成16年度北海道農業試験会議（成績会議）資料．1－62（2005）．

2）中央農試．“道央タマネギ栽培における減化学肥料の実証（クリーン農業の評価と実証）”．平成7年度北海道農業試験会議（成績会議）資料．1－16（1996）．

3）十勝農試．“十勝地方における耕盤層の判定基準と改善対策”．昭和61年度北海道農業試験会議（成績会議）資料．1～16（1987）．

4）十勝農試．“貫入式土壌硬度計を用いた耕盤層の簡易判定法と広幅型心土破砕による対策”．平成14年度北海道農業試験会議（成績会議）資料．1－26（2003）．

5）中央農試．“地下水の硝酸汚染を防止するための窒素管理方策－北海道農耕地の窒素環境容量 Ver. 2－”．平成14年度北海道農業試験会議（成績会議）資料．1－35（2003）．

6）長崎裕司，猪之奥康治，宮崎昌宏，岡崎紘一郎．“傾斜畑における全層破砕処理による土壌保全効果”．農業および園芸．71，33－38（1996）．

（鈴木慶次郎）

２．クリーニングクロップ活用による汚染軽減対策

１）後作緑肥の活用による汚染軽減対策

（１）目的

露地野菜畑において，窒素負荷実態および緑肥作物の導入による硝酸汚染軽減効果を明らかにし，その効果を活用した緑肥作物の導入指針を策定する。

（２）方法

① 露地野菜畑における硝酸負荷と後作緑肥導入の実態調査

ねらい：窒素施用量が多く，収穫跡地へ無機態窒素が多量に残存する恐れがあり，収穫残渣物による圃場への窒素還元量が多い葉菜類野菜作付け圃場を対象に，硝酸負荷の実態と，後作緑肥導入による硝酸汚染軽減効果を明らかにする。なお，たまねぎ圃場の硝酸負荷の実態は既往の成果[1)]で明らかである。

a．調査年次：2005～2007 年

b．調査圃場：道央地域の A 地区（野菜専作地帯），B 地区（野菜・畑輪作地帯）において 8～9 月どり葉菜類野菜（キャベツ，ブロッコリー）を作付けし，跡地に後作緑肥を無肥料栽培した圃場，延べ 28 筆。

c．調査項目：野菜の残渣還元量，残渣の窒素量，野菜跡地の土壌残存無機態窒素，後作緑肥の生育量，窒素吸収量，緑肥すき込み時の土壌残存無機態窒素，浸透水中の硝酸性窒素濃度の推移。

② 露地野菜畑における後作緑肥の導入適性の検討

ねらい：各種緑肥作物の生育について播種時期および窒素施肥の面から検討し，露地野菜畑における後作緑肥の導入適性を明らかにする。

a．場内試験

＜中央農試＞

a）試験年次：2006～2007 年

b）供試圃場：中央農試場内圃場（暗色表層酸性褐色森林土），キャベツ標準栽培（窒素 22kg/10a 施用）跡地。

c）供試作物：えん麦「エンダックス」，えん麦野生種「ヘイオーツ」，ライ麦「春一番」，ひまわり「リフィア」，シロカラシ「地力」の計 5 作物。

d）試験処理：前作キャベツ残渣還元処理 2 水準（すき込み，持ち出し），緑肥の播種期 4 水準（概ね次の 4 時期，8 月中・下旬，9 月上・中旬），緑肥作物 6 水準（同上，無作付け），後作緑肥の窒素施肥量 2 水準（0，5kg/10a）を適宜掛け合わせた計 84～88 処理区を設置。1 区 9.6 ㎡，2 反復（一部 1 反復）。なお，リン酸，カリはいずれの処理区も無施用。

＜北見農試＞

a）試験年次：2005～2007 年

b）供試圃場：北見農試場内圃場（表層腐植質多湿黒ボク土）

c）供試作物：えん麦「スワン」，えん麦野生種「ヘイオーツ」，ライ麦「ライ太郎」，シロカラシ「キカラシ」の計 4 作物。

d）試験処理

(a) 播種量：えん麦 15kg/10a，ライ麦・えん麦野生種 10kg/10a，シロカラシ 2kg/10a

(b) 播種時期：7 月下旬（2005 年のみ）8 月上旬，中旬，下旬（または 9 月上旬），9 月中旬，9 月下旬（2005 年のみ）

(c) 施肥量：窒素 0，5kg/10a（2005 年は 5kg/10a のみ）なお，リン酸，カリはいずれの処理区も無施用。

b．現地試験

a）試験年次：2005～2007 年

b）供試圃場：①の調査圃場の一部，延べ 14 筆。

c）供試作物：えん麦野生種「ヘイオーツ」

d）試験処理：後作緑肥無作付け，後作緑肥・無窒素栽培，後作緑肥・標肥栽培の計 3 処理区を設置。なお，標肥区は窒素のみ 5kg/10a 施用。

③ 次年度作物の生育に対する影響評価

ねらい：硝酸汚染軽減効果に着目した緑肥作物の導入が，翌年の次作物の生育・収量に及ぼす影響を明らかにし，これらを考慮した後作緑肥の導入指針を策定する。

a．場内試験

＜中央農試＞

a）試験年次：2007～2008 年

b）供試作物：スイートコーン「ゆめのコーン」

c）試験処理：② a．の中央農試場内試験の試験処理に次作物スイートコーンの窒素施肥量 2 水準（標肥，減肥）を掛け合わせた計 84～117 処理区を設置。なお，減肥区は，後作緑肥の窒素吸収量に炭素率別の窒素利用率[3)]を掛け算して減肥可能量（0～5kg/10a）を求めて減肥。リン酸・カリは共通施肥した。

＜北見農試＞

a）試験年次：2008 年

b）供試作物：たまねぎ「スーパー北もみじ」

c）試験処理：② a．の北見農試場内試験の試験処理区（無播種を加えた 33 区）にたまねぎを標準栽培（施肥量：窒素 12，リン酸 30，カリ 15kg/10a）。

b．現地試験

a）試験年次：2007～2008 年
b）供試圃場：② b．の現地試験圃場の一部，延べ 7 筆。
c）供試作物：スイートコーン，ばれいしょ，キャベツ，レタス，てんさい
d）試験処理：② b．d）の試験処理跡地に窒素施肥量 2 水準（標肥，減肥），計 6 処理区を設置。減肥区は，後作緑肥の窒素吸収量に炭素率別の窒素放出率[3]を掛け算して減肥可能量（0～4kg/10a）を求めて減肥。リン酸・カリは共通施肥。

（3）結果および考察

① 露地野菜畑における硝酸負荷と後作緑肥導入の実態

a．葉菜類野菜畑における硝酸負荷の実態

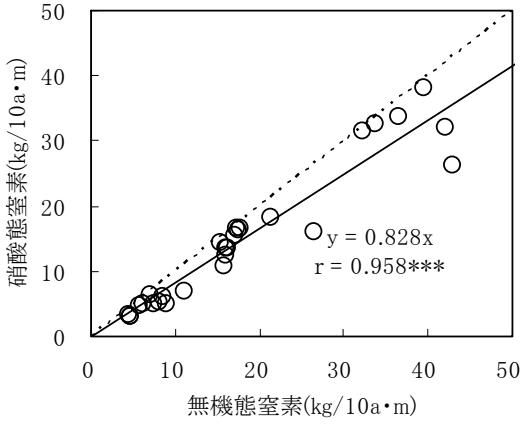
道央地域において葉菜類野菜の主産地を調査した結果，収穫直後の跡地に残存する無機態窒素量は A 地区のブロッコリー圃場で平均 24.6kg/10a，同地区のキャベツ圃場で平均 24.1kg/10a，B 地区のキャベツ圃場で平均 12.2kg/10a であった（表Ⅱ－2－1－1）。A 地区は野菜の専作地帯で跡地土壌に残存する無機態窒素量が特に多かったが，野菜・畑輪作地帯の B 地区でもその値は比較的高い水準にあった。また，残存無機態窒素に占める硝酸態窒素の割合はいずれの圃場も多く，その割合は概ね 8 割程度であった（図Ⅱ－2－1－1）。すなわち，葉菜類野菜跡地には多量の硝酸態窒素が残存している事例が多いことが明らかとなった。

また，作土付近（0～40cm 土層）に残存する硝酸態窒素の割合は，土壌の粘土含量に対応し，粘土含量が少ない圃場でその割合が小さくなる傾向にあった（図Ⅱ－2－1－2）。既往の成果[2]からも推測されるように，粘土含量が少なく硝酸態窒素の流亡程度が大きい土壌では，作物に吸収されなかった余剰窒素の多くがすでに下層へ流亡していると推察された。

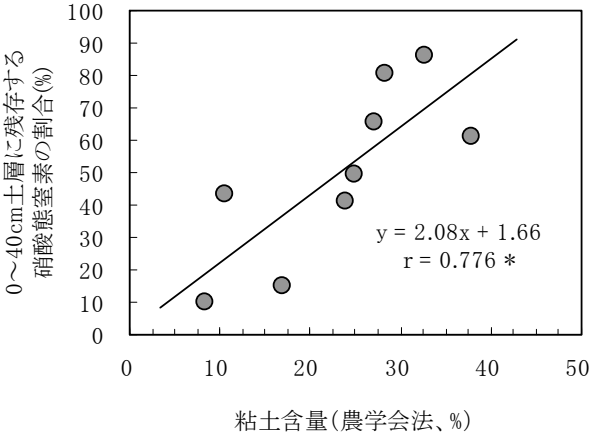
表Ⅱ－2－1－1　葉菜類野菜圃場における窒素負荷実態（現地，2005～2007 年 8～9 月調査）

地区	調査圃場	調査数	項目	野菜跡地の土壌残存無機態窒素量(kg/10a・m)			収穫残渣物による圃場への窒素還元量
		（筆）		硝酸態	アンモニア態	計	(kg/10a)
A（野菜専作地帯）	ブロッコリー圃場	10	最小	4.9	1.0	9.0	11.5
			最大	33.7	16.7	43.0	22.5
			平均	19.6	5.0	24.6	17.8
	キャベツ圃場	3	最小	14.2	1.1	15.3	13.0
			最大	38.2	1.4	39.6	26.0
			平均	22.9	1.3	24.1	17.4
B（野菜・畑輪作地帯）	キャベ圃場	15	最小	3.0	0.7	4.5	7.4
			最大	31.4	10.3	32.2	11.9
			平均	9.8	2.4	12.2	9.7

注1）跡地の残存無機態窒素量は地中深1mまでの合計値を基本的にを示す。
ただし，泥炭土は泥炭出現位置まで，礫質土は礫層までの合計値である。
注2）ブロッコリー(5筆）およびB地区のキャベツ(5筆）の一部は収穫残渣物を調査しなかった。



図Ⅱ－2－1－1　野菜跡地土壌における無機態窒素と硝酸態窒素の関係
注）***：0.1%水準で有意。



図Ⅱ－2－1－2　0～40cm 土層に残存する硝酸態窒素の割合と粘土含量の関係
注 1）硝酸態窒素の割合は 0～100cm 土層の合計量に対する割合
注 2）＊：5%水準で有意。

一方，圃場に還元される収穫残渣物由来の窒素量は，ブロッコリーで平均17.8kg/10a，キャベツでは野菜専作地帯のA地区で平均17.4kg/10a，野菜・畑輪作地帯のB地区で9.7kg/10aと他の作物に比べて多かった(表Ⅱ－2－1－1)。特に，野菜専作地帯では残存する無機態窒素が多かったことから残渣物中の窒素量も多い傾向にあった。

これら残渣物はブロッコリー，キャベツともに炭素率（C/N 比）が低く，残渣すき込み直後から分解し，窒素の放出が始まる。そのため，8～9月にかけて収穫期を迎える作型跡地では，後作の栽培が難しいこと，気温が比較高い時期を経過するため，野菜収穫残渣物の分解が進み窒素の放出が相当量見込まれることから，環境への窒素負荷を助長する恐れがあると推察された。

これらのことから，葉菜類野菜圃場では，跡地に残存する土壌無機態窒素や圃場に還元される収穫残渣物由来の窒素が多量にあり，跡地を無作付けで管理した場合には環境への窒素負荷の危険性が大きくなることが示唆された。

b. 後作緑肥導入事例とその硝酸汚染軽減効果

道央地域の葉菜類野菜圃場では，後作にえん麦野生種「ヘイオーツ」を作付けする事例が多くみられる。そこで，現地における後作緑肥導入による硝酸汚染軽減効果を調査した。なお，調査は8～9月に収穫されたキャベツまたはブロッコリー跡地で収穫後にえん麦野生種を無窒素栽培した圃場を対象とした。

その結果，後作緑肥による土壌からの窒素収奪量（すき込み時の窒素保有量－緑肥の窒素施肥量）は，A地区で平均8.9kg/10a，B地区で同9.2kg/10aと比較的多かった（表Ⅱ－2－1－2）。また，緑肥跡地（すき込み直前）の土壌残存無機態窒素量および緑肥すき込み後（11月中旬）の浸透水中硝酸性窒素濃度は，後作緑肥の導入によって低下し，硝酸汚染軽減効果が認められた。ただし，後作緑肥の播種期が遅くなると，生育量を十分に確保できなくなるため，窒素収奪量が少なくなり，硝酸汚染軽減効果は小さくなると考えられた。

② 緑肥作物の後作導入適性

a. 各種緑肥作物の後作導入適性

「北海道緑肥作物等栽培利用指針－改訂版－」[3]では，緑肥作物の各種効果を十分発揮させるために，後作緑肥の標準播種期を概ね8月中旬までと設定している。しかし，露地野菜畑ではそれ以降に収穫される作型もある。そこで，野菜収穫跡地の硝酸汚染軽減を主目的として，後作緑肥の導入適性を緑肥作物の栽培期間中の積算温度（日平均気温の積算値）と乾物収量，土壌からの窒素収奪量との関係から検討した。

その結果，積算温度と乾物収量との間には，地域や年次を問わず，窒素施肥量別に1%水準で有意な正の相関関係が認められ，その関係は一次回帰式で示された（図Ⅱ－2－1－3，表Ⅱ－2－1－3）。後作緑肥の乾物収量に及ぼす窒素施肥の影響をみると，窒素を5kg/10a施肥した場合には，乾物収量がやや高まる傾向がみられたが，積算温度の低下に伴いその差は小さくなった。

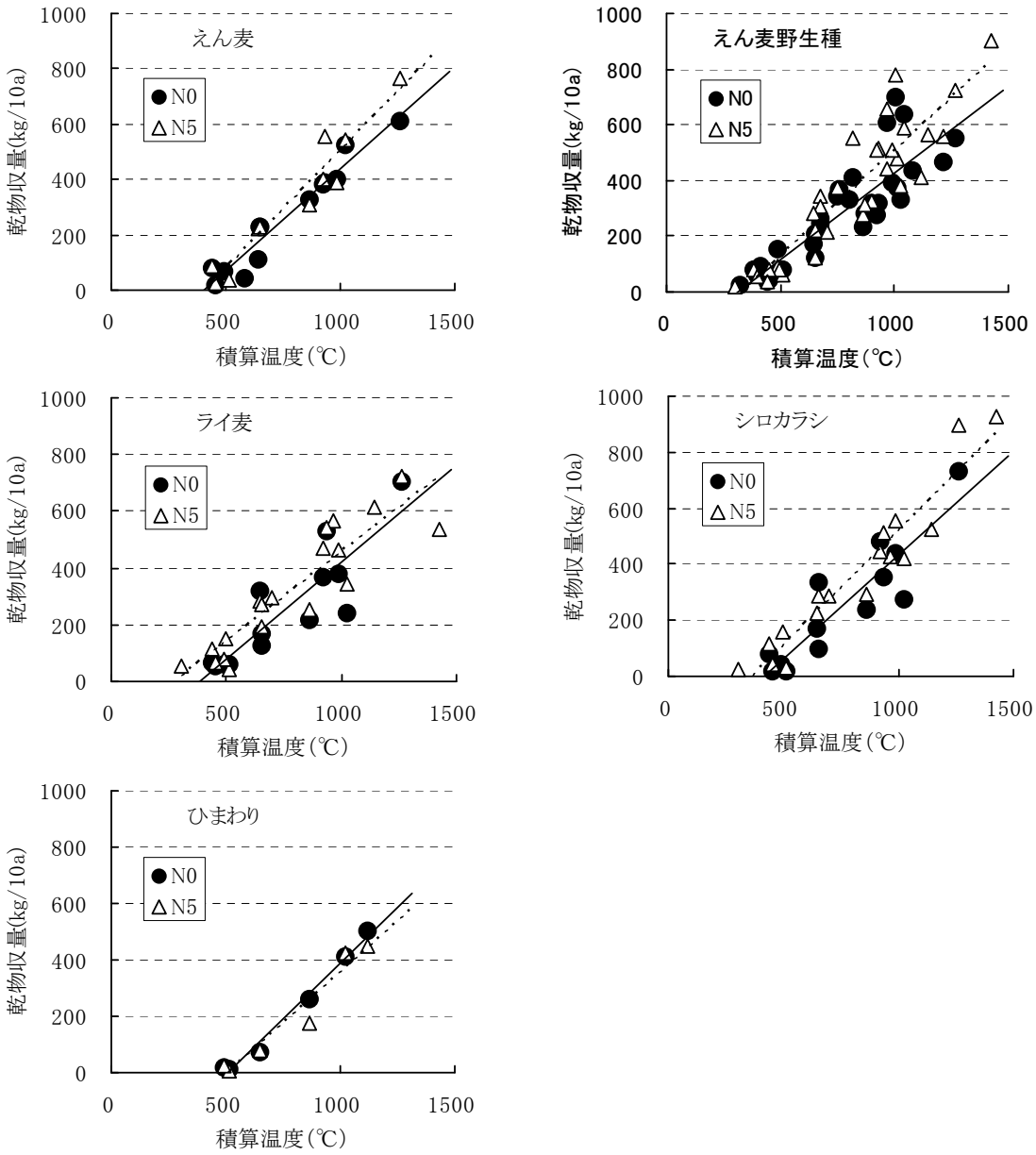
次に，積算温度と土壌からの窒素収奪量との関係をみると，窒素施肥量別に対数回帰式により示され，窒素無施肥のイネ科緑肥の一部では5%水準，それ以外では1%水準で有意な正の相関関係が認められた(図Ⅱ－2－1－4，表Ⅱ－2－1－4)。積算温度が同じ場合の土壌からの窒素収奪量はいずれの緑肥作物も窒素無施肥条件で高かった。このことから，土壌窒素の収奪を主目的に後作緑肥を栽培する場合には，緑肥に対する窒素施肥の必要性は低いと考えられた。

なお，窒素収奪量における相関係数は，乾物収量との関係よりも小さい傾向にあったが，これは地域や年次間差の影響よりも土壌中に残存する無機態窒素量などの土壌環境の影響を強く受けた結果と考えられた。

表Ⅱ－2－1－2　葉菜類野菜圃場における後作緑肥導入による硝酸汚染軽減効果(現地調査：2006～2007年)

調査地区	項目	後作緑肥(えん麦野生種) 生育期間 (日)	乾物収量 (kg/10a)	窒素収奪量 (kg/10a)	緑肥跡地土壌の残存無機態窒素 緑肥導入 (kg/10a)	未導入 (kg/10a)	浸透水中硝酸性窒素濃度(深さ80cm, mg/L) 緑肥すき込み後(11月中旬) 緑肥導入	未導入	翌春(3月下旬) 緑肥導入	未導入
A地区(4筆)	最小	52	61	3.5	4.3	19.9	－	－	－	－
	最大	73	700	11.7	34.3	49.1	－	－	－	－
	平均	63	337	8.9	16.8	35.7	34.9	44.0	－	－
B地区(10筆)	最小	35	25	1.2	4.4	10.1	5.7	3.2	0.6	1.0
	最大	78	639	16.4	31.5	31.3	14.1	48.5	12.3	33.8
	平均	55	313	9.2	14.6	21.7	9.5	17.6	7.3	13.6

注1) 表Ⅲ-2-1)-1と同じ。
注2) 後作緑肥は無窒素栽培。浸透水中硝酸性窒素の結果は未調査の圃場もある。



図Ⅱ－2－1－3　　栽培期間中の積算温度と乾物収量の関係

〔中央農試：2006～2007 年，北見農試：2005～2007 年，現地：2005～2007 年（えん麦野生種のみ）〕

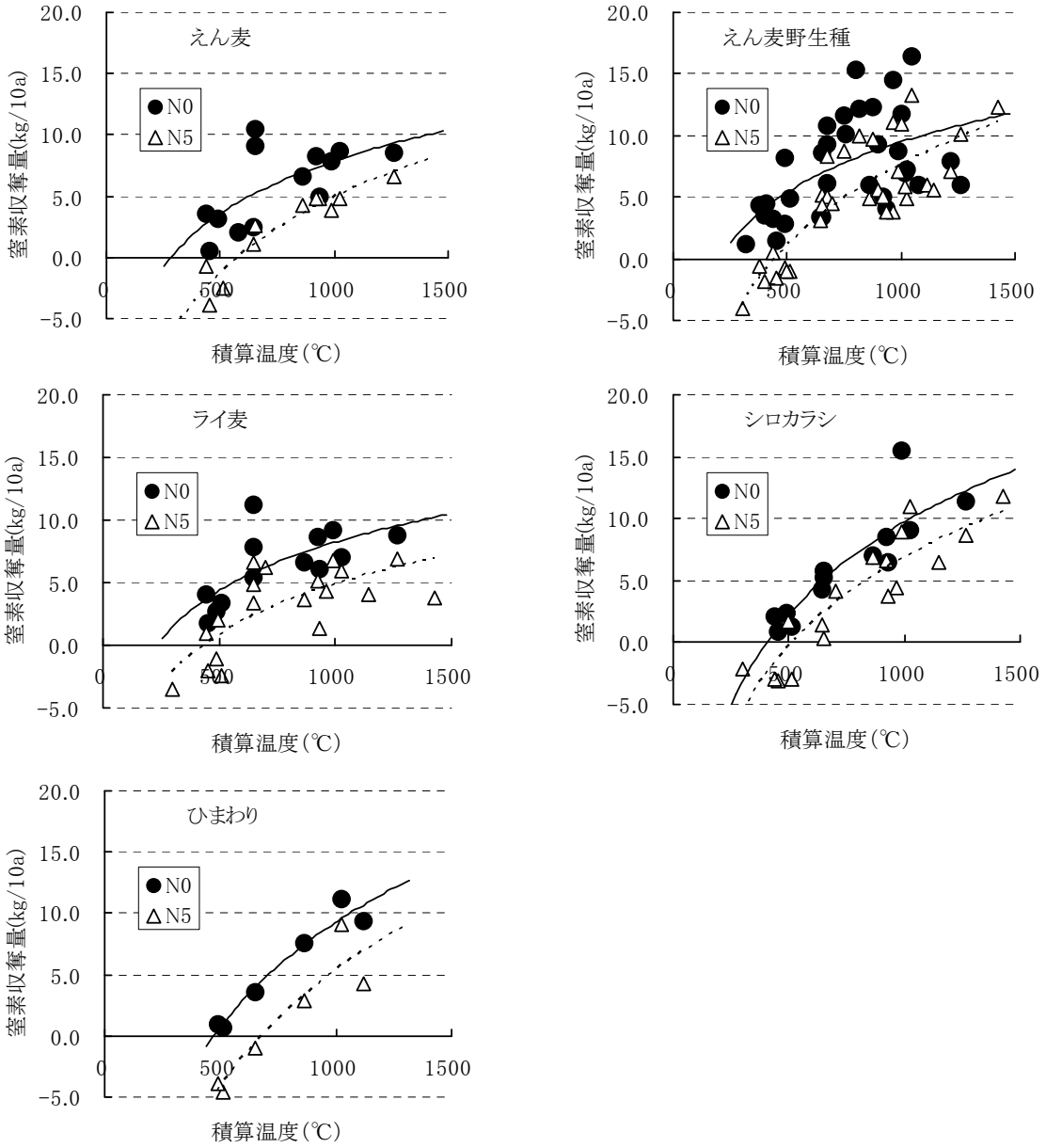
無窒素条件下で栽培した各種緑肥作物について，積算温度と乾物収量および土壌からの窒素収奪量のそれぞれの関係から導かれた回帰式を表Ⅱ－2－1－3，4 に示した。また，それぞれの回帰式から算出した積算温度別の乾物収量と窒素収奪量を示した。この表から各種緑肥作物の生育特性と窒素収奪能をみると，イネ科緑肥は積算温度 900～1,000℃を境界にそれ以下ではシロカラシやひまわりに比べて乾物収量や土壌からの窒素収奪量が多い傾向にあった。しかし，900℃を超えると，ひまわりの生育が良好となり，窒素収奪量は積算温度の増加とともに多くなった。シロカラシの生育特性および窒素収奪能はイネ科緑肥とひまわりの間に位置付けられた。なお，イネ科緑肥の中ではえん麦野生種＞ライ麦＞えん麦の順に乾物収量および窒素収奪量が終始高い傾向にあった。

一方，各種緑肥作物の炭素率（C/N 比）は，いずれの作物も乾物収量の増加に伴い高まり，無窒素栽培で上昇程度が高かった（図Ⅱ－2－1－5）。炭素率 20 に達する乾物収量はイネ科緑肥の無窒素栽培で約 350kg/10a 以上，同緑肥の窒素 5kg/10a 施用時で約 450kg/10a 以上，シロカラシやひまわりの無窒素栽培で約 600kg/10a 以上，同緑肥の窒素 5kg/10a 施用時で約 1,000kg/10a 以上であった。

表Ⅱ－2－1－3　　積算温度と無窒素栽培した後作緑肥の乾物収量の関係および積算温度別の乾物収量

緑肥作物		回帰式 の各係数			積算温度(℃)別に試算される乾物収量(kg/10a)								
		a値	b値	相関係数	400	500	600	700	800	900	1,000	1,200	1,400
えん麦	(n=13)	0.737	−300	0.971 **	―	69	143	216	290	364	437	585	732
えん麦野生種	(n=33)	0.619	−190	0.871 **	58	119	181	243	305	367	429	553	677
ライ麦	(n=13)	0.682	−263	0.879 **	10	78	147	215	283	351	419	556	692
シロカラシ	(n=13)	0.741	−308	0.903 **	―	63	137	211	285	359	433	581	730
ひまわり	(n=6)	0.789	−400	0.992 **	―	―	73	152	231	310	389	546	704

注1)回帰式:Ｙ＝ａＸ＋ｂ（Y:乾物収量, X:積算温度）　*, **はぞれぞれ危険率5%, 1%水準で有意。
注2)－:計算上マイナス表示される部分。

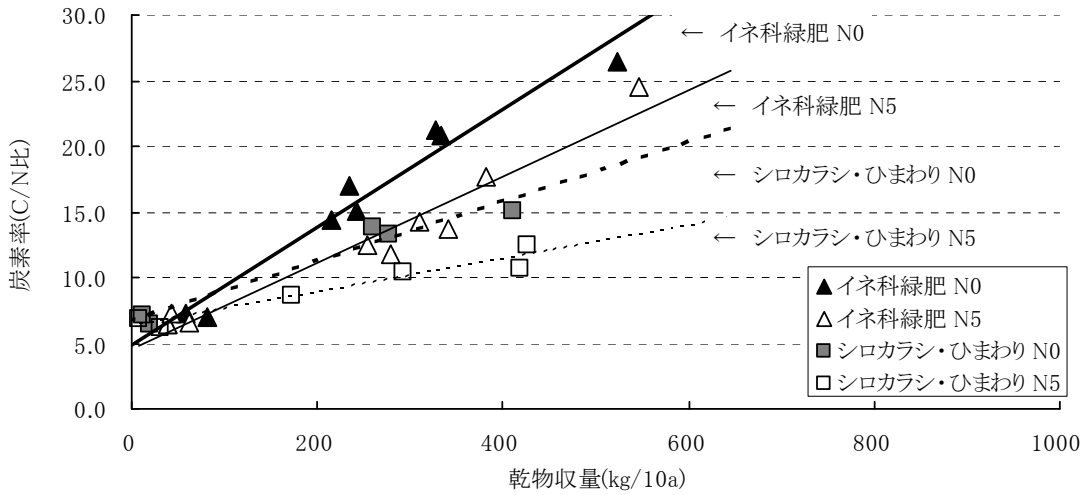


図Ⅱ－2－1－4　　栽培期間中の積算温度と土壌からの窒素収奪量（吸収量－施肥量）の関係
〔中央農試：2006～2007 年，北見農試：2005～2007 年，現地：2005～2007 年（えん麦野生種のみ）〕

表Ⅱ－2－1－4　　積算温度と無窒素栽培した後作緑肥の窒素収奪量の関係および積算温度別の窒素収奪量

緑肥作物		回帰式 の各係数			積算温度(℃)別に試算される窒素収奪量(kg/10a)								
		a値	b値	相関係数	400	500	600	700	800	900	1,000	1,200	1,400
えん麦	(n=13)	6.21	-35.0	0.616 *	2.2	3.6	4.7	5.7	6.5	7.2	7.9	9.0	10.0
えん麦野生種	(n=33)	5.92	-31.4	0.556 **	4.1	5.4	6.5	7.4	8.2	8.9	9.5	10.6	11.5
ライ麦	(n=13)	5.60	-30.4	0.642 *	3.1	4.4	5.4	6.2	7.0	7.6	8.2	9.3	10.1
シロカラシ	(n=13)	10.74	-64.5	0.867 **	－	2.3	4.2	5.9	7.3	8.6	9.7	11.7	13.3
ひまわり	(n=6)	12.41	-76.4	0.977 **	－	0.7	2.9	4.9	6.5	8.0	9.3	11.5	13.5

注1)回帰式:Y = a Ln(X) + b （Y:窒素収奪量, X:積算温度）　*, **はぞれぞれ危険率5%, 1%水準で有意。
注2)－:計算上マイナス表示される部分。



図Ⅱ－2－1－5　　各種緑肥作物の乾物収量と炭素率の関係（中央農試：2006 年）
注）イネ科緑肥：えん麦，えん麦野生種，ライ麦

これらのことから，土壌に残存する無機態窒素や収穫残渣物由来の窒素を無作付け期間に収奪して環境への硝酸汚染を軽減するとともに，その窒素を次年度に作付けする作物に速やかに供給することを主目的とした場合には，後作緑肥を導入する栽培期間中の積算温度を考慮し，播種期に応じて最適な緑肥作物を選択する必要があると考えられた。すなわち，播種期が早く積算温度を十分確保できる場合（900℃以上）には，土壌からの窒素収奪量が多く，炭素率が低いシロカラシやひまわりが適していると考えられた。一方，播種期が遅く積算温度を十分に確保できない場合（600～900℃）には，この条件で窒素収奪量が比較的多いイネ科緑肥（えん麦，えん麦野生種，ライ麦）が適しており，なかでもえん麦野生種が好ましいと考えられた。ただし，積算温度が 600℃未満しか確保できない場合にはいずれの緑肥作物も窒素収奪量は 5kg/10a を下回り，導入メリットは極めて小さいと予想された。

b. 各地区における生育晩限と積算温度別の播種晩限

後作緑肥の生育晩限を次のように仮定し，各地区における平均的な生育晩限を過去のアメダスデータより試算した。生育晩限は既往の知見[3)]の生育最低温度を参考に，最低気温が 2.0℃未満となる最初の日とし，1999～2008 年の 10 年間にわたる各年の出現日の平均値から求めた。その結果，生育晩限は地区により異なり，後志中部，胆振東部，上川南部・北部，十勝北部および網走の内陸の一部では 10 月上旬，渡島北部，後志北部，石狩全域，空知全域，上川中部，十勝中部および網走の内陸の一部と沿海部では同じく中旬，そして渡島南部，檜山全域，胆振西部，日高中部，留萌中部では 10 月下旬と見積もられた（表Ⅱ-2-1-5）。次に，後作緑肥の播種晩限について，生育期間の積算温度別に，アメダスデータの日平均気温の平年値を生育晩限から遡って積算し試算した。その結果，生育期間の積算温度が 900℃となる後作緑肥の播種晩限は，生育晩限が 10 月上旬の地区（以下，A 地帯）で 8 月中旬，同 10 月中旬の地区（以下，B 地帯）で 8 月中旬～下旬，同 10 月下旬の地区（(以下，C 地帯)で 8 月下旬頃と見積もられた。同じく，600℃となる播種晩限は，A, B, C の地帯でそれぞれ 8 月下旬, 8 月下旬～9 月上旬, 9 月中旬頃であった。

表Ⅱ－2－1－5　　各地区における後作緑肥の生育晩限と積算温度別の播種晩限

地区	アメダス地点	生育晩限（月/日）	積算温度別の播種晩限（月/日）					
			1000℃	900℃	800℃	700℃	600℃	500℃
渡島南部	北斗	10/20	8/21	8/26	8/31	9/ 4	9/10	9/15
渡島北部	八雲	10/19	8/20	8/25	8/29	9/ 3	9/ 9	9/14
檜山南部	江差	11/13	9/ 7	9/11	9/16	9/22	9/28	10/ 3
檜山北部	せたな	10/27	8/26	8/30	9/ 4	9/ 9	9/15	9/20
胆振西部	伊達	10/28	8/24	8/29	9/ 3	9/ 8	9/14	9/19
胆振東部	鵡川	10/ 8	8/12	8/16	8/21	8/27	9/ 1	9/ 6
後志中部	倶知安	10/ 8	8/11	8/16	8/21	8/26	8/31	9/ 5
後志北部	余市	10/19	8/19	8/24	8/28	9/ 2	9/ 8	9/13
石狩南部	恵庭島松	10/10	8/13	8/18	8/23	8/28	9/ 2	9/ 7
石狩北部	新篠津	10/17	8/17	8/22	8/27	9/ 1	9/ 6	9/11
空知南部	岩見沢	10/20	8/19	8/24	8/29	9/ 3	9/ 8	9/14
空知中部	滝川	10/14	8/14	8/19	8/24	8/29	9/ 3	9/ 9
空知北部	深川	10/11	8/12	8/17	8/22	8/27	9/ 1	9/ 6
上川南部	富良野	10/ 7	8/10	8/15	8/20	8/25	8/30	9/ 4
上川中部	比布	10/11	8/12	8/16	8/21	8/26	8/31	9/ 6
上川北部	名寄	10/ 3	8/ 6	8/11	8/15	8/20	8/26	8/31
十勝中部	更別	10/14	8/12	8/17	8/22	8/28	9/ 2	9/ 8
十勝北部	駒場	10/ 4	8/ 7	8/12	8/17	8/22	8/28	9/ 2
網走沿海部	湧別	10/17	8/14	8/19	8/25	8/30	9/ 4	9/10
網走沿海部	斜里	10/14	8/13	8/18	8/23	8/29	9/ 3	9/ 9
網走内陸部	北見	10/12	8/13	8/18	8/23	8/28	9/ 2	9/ 8
網走内陸部	境野	10/11	8/ 9	8/14	8/19	8/25	8/30	9/ 5
網走内陸部	美幌	10/ 9	8/10	8/14	8/20	8/25	8/30	9/ 5
日高中部	静内	10/23	8/23	8/28	9/ 2	9/ 7	9/12	9/17
留萌中部	羽幌	10/24	8/22	8/27	9/ 1	9/ 6	9/11	9/17

注1）生育晩限は、最低気温が2.0℃未満となる最初の日とし、1999～2008年の各年の出現日の平均値を示した。
注2）播種晩限は、1999～2008年の日平均気温の平年値を用い、生育晩限から遡った積算温度に対応した日を示した。

③　硝酸汚染軽減のための後作緑肥の導入が次作物に及ぼす影響

a. 緑肥作物の種類，播種期，窒素施肥が次作物の収量性に及ぼす影響

キャベツ跡地に後作緑肥を作付けし，次作物にスイートコーンを栽培した中央農試の場内試験の結果をみると，無窒素栽培でも炭素率(C/N 比)が比較的小さいシロカラシやひまわりの跡地では，後作緑肥の播種期が早いほどスイートコーンの収量性がやや良好となる傾向にあり，減肥しても対照区（後作緑肥無作付け）とほぼ同等の収量が得られた（表Ⅱ－2－1－6）。一方，炭素率が比較的高いイネ科緑肥の跡地では，播種期が早いほど炭素率が高まるため，スイートコーンで減肥栽培すると収量がやや劣る傾向にあった。

後作緑肥に窒素施肥を行った場合の次作物の収量性をみると，窒素吸収量は無窒素栽培に比べてやや多くなる傾向がみられたが，次作物で減肥した場合には若干の増収効果がみられる程度で，対照区を上回ることはなかった。また，標肥栽培した場合には，後作緑肥の窒素施肥量の違いによる差はほとんどみられなかった。

後作緑肥すき込み後から次作物栽培期間中の地中深80cm の浸透水中硝酸性窒素濃度の推移をみると，後作緑肥を導入することで，いずれの跡地も硝酸性窒素濃度が終始低く推移する傾向にあった(表Ⅱ－2－1－7)。また，次作物で窒素を減肥した場合にも硝酸性窒素濃度が低く推移する傾向がみられた。しかし，後作緑肥に対する窒素施肥量の影響は判然としなかった。

このことから，後作緑肥に対する窒素施肥の必要性を，緑肥の窒素吸収量・炭素率，次作物の収量・窒素吸収量等から総合的に判断すると，硝酸汚染軽減を主目的にした場合には窒素施肥は必要ないと判断された。

表Ⅱ－2－1－6　後作緑肥の種類，播種時期，窒素施肥が次作物（スイートコーン）の収量性に及ぼす影響
（中央農試：2006～2007 年）

前年秋の後作緑肥の各種処理と生育状況						次作物（スイートコーン）			
						標肥（15kgN/10a）		減肥（10～14kgN/10a）	
栽培期間（積算温度）	供試作物	窒素施肥量 (kg/10a)	乾物収量 (kg/10a)	窒素吸収量 (kg/10a)	炭素率 (C/N比)	収量 (kg/10a)	窒素吸収量 (kg/10a)	収量 (kg/10a)	窒素吸収量 (kg/10a)
2006年8月18日～10月16日（1025℃）	なし	0	－	－	－	1,849	14.6		
	イネ科緑肥	0	366	7.6	20.8	(99)	14.4	(94)	13.9
		5	423	10.2	18.6	(100)	15.6	(96)	14.3
	シロカラシ・ひまわり	0	344	10.1	14.2	(102)	14.8	(98)	13.4
		5	423	15.0	11.6	(101)	16.1	(99)	14.2
2006年8月25日～10月16日（863℃）	なし	0	－	－	－	1,863	14.7		
	イネ科緑肥	0	259	6.4	17.6	(95)	14.1	(99)	12.9
		5	281	9.3	12.8	(99)	15.2	(92)	13.3
	シロカラシ・ひまわり	0	249	7.3	13.8	(101)	15.6	(96)	13.4
		5	233	9.9	9.5	(99)	13.9	(98)	14.0
2006年9月12日～10月17日（512℃）	なし	0	－	－	－	1,883	15.5		
	イネ科緑肥	0	60	3.6	6.9	(100)	15.5	(95)	15.8
		5	48	3.0	6.8	(95)	15.6	(99)	16.5
	シロカラシ・ひまわり	0	15	0.9	6.7	(99)	15.1	(94)	16.1
		5	19	1.2	6.5	(102)	17.4	(97)	17.1

注1）後作緑肥作付け前の深さ 1m までの土壌残存無機態窒素量は 12.7～29.7kg/10a・m，前作キャベツの収穫残渣物による窒素還元量は 10.7～13.9kg/10a であった。
注2）イネ科緑肥はえん麦，えん麦野生種，ライ麦の平均値を示した。
注3）収量の括弧内の数値は対照区に対する収量比を示した。
注4）スイートコーンにおける窒素減肥量は後作緑肥による窒素吸収量に窒素溶出率[3)] を掛けた値とした。

表Ⅱ－2－1－7　後作緑肥すき込み後から次作物（スイートコーン）栽培期間中の浸透水硝酸性窒素濃度の推移
（中央農試：2006～2007 年）

処理区			浸透水中硝酸性窒素濃度(80cm深，mg/L)							
後作緑肥		次作物	緑肥すき込み後～根雪前	融雪期 3月下旬～4月上旬	次作物（スイートコーン）栽培期間中					
緑肥作物	窒素施肥量 (kg/10a)	(スイートコーン) 窒素施肥	2006年11月		7月3日	7月18日	8月1日	8月10日	8月21日	平均
なし	－	標肥	36	41	47	46	－	－	－	47
えん麦	0	標肥	14	14	21	48	21	21	22	26
		減肥	18	15	－	15	14	10	－	13
	5	標肥	12	14	9	9	10	11	11	10
		減肥	6	2	18	17	17	15	11	16
ひまわり	0	標肥	－	8	22	23	21	17	17	20
		減肥	12	18	23	29	30	29	27	28
	5	標肥	20	14	32	33	32	31	24	30
		減肥	25	25	23	25	22	12	12	19

注）－：浸透水採取不能。

次に，後作緑肥跡地に次作物としてたまねぎを栽培した北見農試の場内試験の結果をみると，8 月中～下旬に播種し，無窒素栽培したイネ科緑肥跡地を除くと，傾向的には中央農試の場内試験と同様に，後作緑肥の播種期が早いほど，炭素率の比較的低いシロカラシの跡地でたまねぎ収量が良好となり，播種期が遅いほど土壌からの窒素収奪量（窒素吸収量）が多かったイネ科緑肥で収量性が良好となる傾向にあった（表Ⅱ－2－1－8）。なお，8 月中～下旬に播種し，無窒素栽培したイネ科緑肥跡地における次作物たまねぎの収量がやや低収であったが，この要因としては緑肥作付け前の深さ 1m 土層内に残存していた無機態窒素がそれほど多くなかったこと，後作緑

肥が残存無機態窒素の大部分を吸収し，無機態窒素を有機化してしまったことから，次年度の窒素放出がやや遅れて，たまねぎの初期生育が他の処理区に比べてやや遅れたことが原因と考えられた。ただし，8 月上旬播種のイネ科緑肥では，生育途中で倒伏し，8 月中旬以降に播種したものよりも早い時期に圃場へすき込まれたため，窒素放出の遅れがそれほど大きくなかったものと推察された。

表Ⅱ－2－1－8　後作緑肥の種類，播種時期，窒素施肥が次作物（たまねぎ）の収量性に及ぼす影響
（北見農試：2007～2008 年）

前年秋の後作緑肥の各種処理と生育状況						次作物（たまねぎ）	
栽培期間（積算温度）	供試作物	窒素施肥量 (kg/10a)	乾物収量 (kg/10a)	窒素吸収量 (kg/10a)	炭素率 (C/N比)	収量 (kg/10a)	窒素吸収量 (kg/10a)
	なし	－	－	－	－	5,806	14.3
2007年8月1日～9月21日（988℃）	イネ科緑肥	0	408	8.6	24.6	(97)	12.3
		5	468	10.9	20.7	(93)	12.3
	シロカラシ	0	694	15.4	20.9	(104)	12.9
		5	511	14.0	18.0	(110)	12.9
2007年8月15日～10月9日（886℃）	イネ科緑肥	0	411	7.3	28.1	(92)	11.2
		5	441	10.0	22.5	(97)	12.0
	シロカラシ	0	277	8.6	14.9	(85)	8.5
		5	511	11.6	18.1	(103)	13.7
2007年8月30日～10月9日（596℃）	イネ科緑肥	0	230	7.9	14.7	(88)	10.7
		5	262	9.5	13.5	(89)	10.5
	シロカラシ	0	121	5.8	8.6	(91)	8.0
		5	120	5.4	10.3	(103)	11.6
2007年9月11日～10月9日（387℃）	イネ科緑肥	0	75	3.6	9.9	(102)	12.1
		5	106	5.3	9.4	(103)	12.9
	シロカラシ	0	37	2.1	8.0	(97)	9.9
		5	34	2.1	8.0	(100)	11.1

注1）後作緑肥作付け前の深さ1mまでの土壌残存無機態窒素量は8.3～11.2kg/10a・mであった。
　　また，土壌の有効態リン酸含量は25mg/100gであった。
注2）イネ科緑肥はえん麦，えん麦野生種，ライ麦の平均値を示した。
注3）規格内収量の括弧内の数値は対照区に対する収量比を示した。

b．現地における実証

a）無窒素栽培した後作緑肥の炭素率が 20 未満の場合

前年秋にすき込みした緑肥の炭素率が 20 未満で，次作物にばれいしょを作付けした事例を表Ⅱ－2－1－9 に示した。ばれいしょの規格内収量は前年に後作緑肥を導入することでやや向上する傾向にあった。また，後作緑肥を導入した系列で窒素を 2kg/10a 減肥しても，未導入区と同等以上の収量が得られた。また，同様の結果は，キャベツもしくはブロッコリー跡地に炭素率 20 未満の後作緑肥をすき込みし，次作物にスイートコーン，春および晩春まきキャベツ，ばれいしょ（2 事例），てんさいを栽培した事例でも認められた（データ省略）。

なお，後作緑肥に対する窒素施肥の必要性を，緑肥の窒素収奪量（窒素吸収量－窒素施肥量），炭素率，次作物の収量，窒素吸収量等から総合的に判断すると，硝酸汚染軽減を主目的にした場合には窒素施肥は必要ないと判断された。

b）無窒素栽培した後作緑肥の炭素率が 20 以上の場合

表Ⅱ－2－1－10 に示した事例は，後作緑肥の栽培期間が非常に長く，出穂期を過ぎたえん麦野生種を圃場にすき込み，次作物に春まきキャベツを作付けした例である。この場合，無窒素栽培したえん麦野生種の炭素率は 20 を超えており，次作物の春まきキャベツは減収した。ただし，キャベツの窒素吸収量は後作緑肥を導入しない場合より 3kg/10a 程度多かった。このことから，同系列ではキャベツの生育前期に窒素飢餓が生じ，生育が遅延したために，減収したものと考えられた。一方，後作緑肥に窒素施肥を行った場合には，すき込み時の炭素率が 20 未満となり，次作物の収量に悪影響を及ぼさなかった。ただし，窒素吸収量の差などからみると，後作緑肥に対

する窒素施肥の必要性は低いと判断された。むしろ，後作緑肥の生育期間が十分確保できる場合には，ひまわり等のC/N比の低い作物を導入することが有効と考えられた。

表Ⅱ－2－1－9　キャベツ跡地に導入した後作緑肥（炭素率20未満）が次作物の収量，窒素吸収量および浸透水中硝酸性窒素濃度に及ぼす影響(B地区：2006～2007年)

前年の後作緑肥(えん麦野生種)						次作物(ばれいしょ，2007年8月1日調査)				
導入の有無	窒素施肥量 (kg/10a)	生育期間 (積算気温)	乾物重 (kg/10a)	窒素吸収量 (kg/10a)	炭素率 (C/N比)	窒素施肥処理	総重 (kg/10a)	規格内収量 (kg/10a)	窒素吸収量 (kg/10a)	浸透水中硝酸性窒素濃度 (80cm深，mg/L)
無	－	－	－	－	－	農家慣行	6,182	3,484	12.9	19.9
有	0	2006年8月28日～10月15日 (814℃)	413	12.2	13.1	農家慣行	6,141	(105)	13.1	12.9
						2kg減肥	6,040	(105)	12.5	16.9
有	5		554	15.0	14.5	農家慣行	6,821	(116)	14.5	40.2
						2kg減肥	5,729	(102)	12.1	10.7

注1)農家慣行区の窒素施肥量は11kg/10a。
注2)規格内収量の括弧内の数値は対照区に対する収量比を示した。

表Ⅱ－2－1－10　キャベツ跡地に導入した後作緑肥（炭素率20以上）が次作物の収量，窒素吸収量および浸透水中硝酸性窒素濃度に及ぼす影響(A地区：2006～2007年)

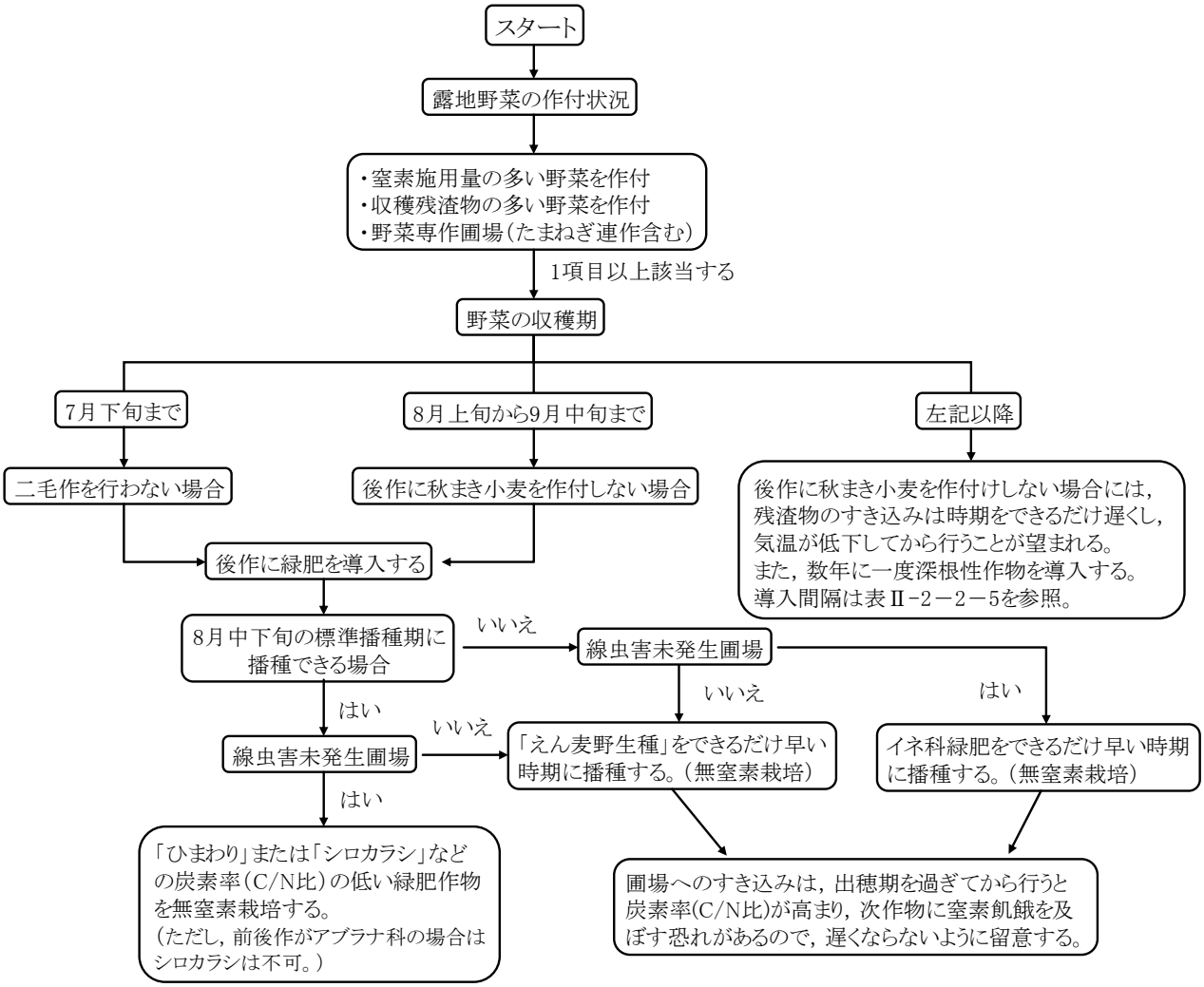
前年の後作緑肥(えん麦野生種)						次作物(春まきキャベツ，2007年7月25日調査)				
導入の有無	窒素施肥量 (kg/10a)	生育期間 (積算気温)	乾物重 (kg/10a)	窒素吸収量 (kg/10a)	炭素率 (C/N比)	窒素施肥処理	総重 (kg/10a)	規格内収量 (kg/10a)	窒素吸収量 (kg/10a)	浸透水中硝酸性窒素濃度 (深さ80cm，mg/L)
無	－	－	－	－	－	農家慣行	11,132	6,418	24.2	－
有	0	2006年8月29日～11月8日 (1,003℃)	700	11.7	22.7	農家慣行	10,419	(92)	27.1	－
						2kg減肥	10,567	(83)	27.7	－
有	5		779	15.8	18.9	農家慣行	11,128	(97)	27.1	－
						2kg減肥	11,369	(96)	29.1	－

注1)農家慣行区の窒素施肥量は基肥9kg/10a，分施7.6kg/10a。減肥区は分施窒素を2kg/10a減肥。
注2)規格内収量の括弧内の数値は対照区に対する収量比を示した。
注3)浸透水中硝酸性窒素濃度は未調査である。

④　露地野菜畑における硝酸汚染軽減のための後作緑肥導入指針

露地野菜畑では，窒素施肥量の多い野菜類の作付けが多く，収穫残渣物による圃場への窒素還元量が多い。そのため，土壌中の硝酸態窒素は施肥由来の余剰窒素や収穫残渣物の分解に伴う窒素放出により富化され，余剰水とともに地下水を汚染する危険性が高い。特に，野菜の作付けの多い野菜専作圃場では，その傾向が顕著であると考えられる。また，余剰水とともに地下への流亡が最も危惧される時期としては，施肥直後で作物の生育量が小さい5月頃や，気温が比較的高い時期に収穫期を迎え，その跡地が無作付け状態になる時（8～9月頃）の2時期が想定される。前者の対応としては，肥料窒素の流亡が危惧される場合には肥効調節型肥料の利用や分追肥技術による対策が示されている。本試験では，後者の対策の一つとして，緑肥作物のクリーニングクロップの機能を活用した対策について検討した。

その結果，野菜の作付状況や収穫期，当年における後作物の導入の有無などから，露地野菜畑における硝酸汚染軽減のための後作緑肥の導入指針を既往の知見[3)]を参考にしながら図Ⅱ－2－1－6 のように整理した。本指針では，緑肥作物の選択を，緑肥の播種期や圃場状態，輪作体系等によって判断し，いずれの緑肥作物も無窒素栽培することとした。さらに，表Ⅱ－2－1－11 には後作緑肥導入による硝酸汚染軽減効果を播種期別生育量と窒素吸収量の目安で示すとともに，次作物における施肥対応を示した。



図Ⅱ－2－1－6　露地野菜畑における硝酸汚染軽減のための後作緑肥の導入指針

表Ⅱ－2－1－11　無窒素栽培による後作緑肥の播種期別生育量と窒素吸収量の目安および次作物での対応

緑肥作物	地帯	晩限(月/旬) 播種	晩限(月/旬) 生育	栽培期間積算温度(℃)	乾物生産量(kg/10a)	窒素吸収量(kg/10a)	炭素率(C/N比)	窒素飢餓の有無	窒素放出時期	次作の窒素減肥可能量(kg/10a)
シロカラシ・ひまわり	A	8/中	10/上	900～	300～	8～13	12～20・15～20	無	翌年春～	3～5・2～4
	B	8/中～下	10/中							
	C	8/下	10/下							
イネ科緑肥	A	8/中	10/上	900～	350～	7～11	20～30	無～有	翌年春又は夏～	0～4
	B	8/中～下	10/中							
	C	8/下	10/下							
えん麦，えん麦野生種，ライ麦など	A	8/下	10/上	600～900	100～350	4～7	10～20	無	翌年春～	0～3
	B	8/下～9/上	10/中							
	C	9/中	10/下							

注1）A地帯は後志中部，胆振東部，上川南部・北部，十勝北部および網走の内陸の一部の地区を示す。
B地帯は渡島北部，後志北部，石狩全域，空知全域，上川中部，十勝中部および網走の内陸の一部と沿海部の地区を示す。
C地帯は渡島南部，檜山全域，胆振西部，日高中部，留萌中部の地区を示す。
その他の地区については近隣の地区を参考とする。
注2）生育晩限は最低気温が2.0℃未満となる最初の時期を示す。播種晩限はその時期から遡った積算温度に対応した時期を示す。
注3）播種時期が遅い場合は，緑肥作物の生育が小さいので，すき込み時期を可能な限り遅らせるのが望ましいが，粘質土壌で降雨の影響によりすき込めない場合には，無理に行わず翌年春にすき込む。
注4）線虫害発生圃場ではえん麦野生種が適す。

（4）要　約

①　葉菜類野菜圃場では，跡地に残存する土壌無機態窒素（深さ 1m まで）や圃場に還元される収穫残渣物由来の窒素が多量（野菜専作地帯のそれぞれの値 25，18kg/10a）にあり，跡地を無作付けで管理した場合には環境への窒素負荷の危険性が大きくなることが示唆された。特に，8～9 月にかけて収穫期を迎える作型跡地では，窒素負荷の危険性が高いと推察された。

②　後作緑肥を導入することで，土壌残存無機態窒素量および浸透水中硝酸性窒素濃度は低下し，硝酸汚染軽減効果が認められた。ただし，後作緑肥の播種期が遅くなると，生育量を十分に確保できなくなるため土壌からの窒素収奪量が少なくなり，硝酸汚染軽減効果は小さくなった。

③　硝酸汚染軽減を主目的とした場合の各種緑肥作物の後作適性を検討したところ，播種期が早く積算温度を十分確保できる場合（900℃以上）には，土壌からの窒素収奪量が多く，炭素率が低い「シロカラシ」や「ひまわり」が適していた。一方，播種期が遅く積算温度を十分に確保できない場合（600～900℃）には，この条件で窒素収奪量が比較的多いイネ科緑肥（えん麦，えん麦野生種，ライ麦）が適しており，なかでもえん麦野生種が好ましいと考えられた。ただし，積算温度が 600℃未満しか確保できない場合にはいずれの緑肥作物も窒素収奪量は 5kg/10a を下回り，導入メリットは極めて小さいと予想された。

④　野菜収穫跡地に後作緑肥を導入し，次作物の栽培時に緑肥のすき込みにより供給される窒素分を減肥しても，次作物の収量の低下はみられなかった。ただし，後作緑肥のすき込み時の炭素率が 20 以上の場合には，窒素飢餓の影響が若干みられた。

⑤　後作緑肥に対する窒素施肥の必要性を，土壌からの窒素収奪量，炭素率，次作物の収量，窒素吸収量等から総合的に判断すると，硝酸汚染軽減を主目的にした場合には窒素施肥は必要ないと判断された。

⑥　以上の結果から，露地野菜畑における硝酸汚染軽減のための後作緑肥の導入指針を整理した。また，後作緑肥導入による硝酸汚染軽減効果を播種期別生育量と窒素収奪量の目安で示すとともに，次作物における施肥対応を示した。

（5）引用文献

1）中央農試・十勝農試・北見農試：普通畑およびたまねぎ畑における地下水中硝酸性窒素の削減対策．平成 16 年度北海道農業試験会議（成績会議）資料，p. 1～62（2005）

2）中央農試・上川農試・道南農試・十勝農試・根釧農試・北見農試・天北農試．農耕地における硝酸態窒素の残存許容量と流れ易さの区分　－北海道農耕地土壌の窒素環境容量　Ver. 1－．平成 9 年度北海道農業試験会議（成績会議）資料．p. 1-26（1998）

3）北海道農政部道産食品安全室．北海道緑肥作物等栽培利用指針（改訂版）．北海道農政部．p. 1-101（2004）

（小野寺政行、唐星児）

２）深根性作物の導入による汚染軽減対策

（１）目　的

たまねぎ連作畑や野菜専作畑のように硝酸性窒素が土壌深層まで蓄積した圃場における硝酸汚軽減対策として，地下 1m 前後の硝酸性窒素を吸収でき，かつ収益性があり営農に組み込める深根性作物を選定するとともに，その浄化能力を発揮させる栽培技術を確立する。

深根性作物としては，窒素吸収に関する試験例が少ないそば，飼料用とうもろこし，産業用アサを取り上げる。産業用アサについては，大麻取締法による栽培規制に加えて種子の入手が困難であり，現在のところ栽培は不可能であるが，ここでは作物としての特性を検討する。

なお，本技術は，後作緑肥の導入が困難で，硝酸汚染軽減効果が認められる秋まき小麦[1, 2]などを輪作できない圃場における対策として位置付ける。

（２）試験方法

① 試験年次：2005～2008 年

② 供試圃場・土壌：北見農試（表層腐植質多湿黒ボク土）

③ 供試作物・品種：そば「キタワセソバ」，飼料用とうもろこし「チベリウス」，産業用アサ「とちぎしろ」

④ 試験処理

a. 栽植密度：そばは条播（畦間 30cm）で播種量は 10a あたり 5kg，飼料用とうもろこしは同じく 7576 株（畦間 60cm，間 23cm）とした。産業用アサは 10a あたり 4167 株（60cm，40cm）を「標準」とし，窒素施肥・栽植密度の組み合わせ試験ではほかに「疎植」2083 株（株間 80cm），「密植」8333 株（同 40cm），「超密植」69444 株（24cm，6cm）を設定した。

b. 施肥量：2005 年はそばが N－P_2O_5－K_2O－MgO（kg/10a）＝3.0－6.5－4.5－1.4，飼料用とうもろこしと産業用アサはともに 10.0－18.0－12.0－5.0 とした。同じく 2006～2008 年はそば 3.0－10.0－8.0－3.6，飼料用とうもろこし 15.0－20.0－12.0－3.6，産業用アサ[3]は 10.0－15.0－8.0－3.6kg/10a とし，窒素施肥試験では他にそばで 0，飼料用とうもろこしでは 0，5，10，産業用アサでは 0，5，20 kg/10a を設定した。

⑤ 播種日：4 箇年の平均で，そばは 5 月 30 日，飼料用とうもろこしは 5 月 28 日であった。産業用アサはてんさい用ペーパーポットに 5 月 14 日に播種し（無肥料），苗を 5 月 28 日に本圃へ定植した。

（３）結果および考察

① 作物の特性と硝酸汚染軽減効果

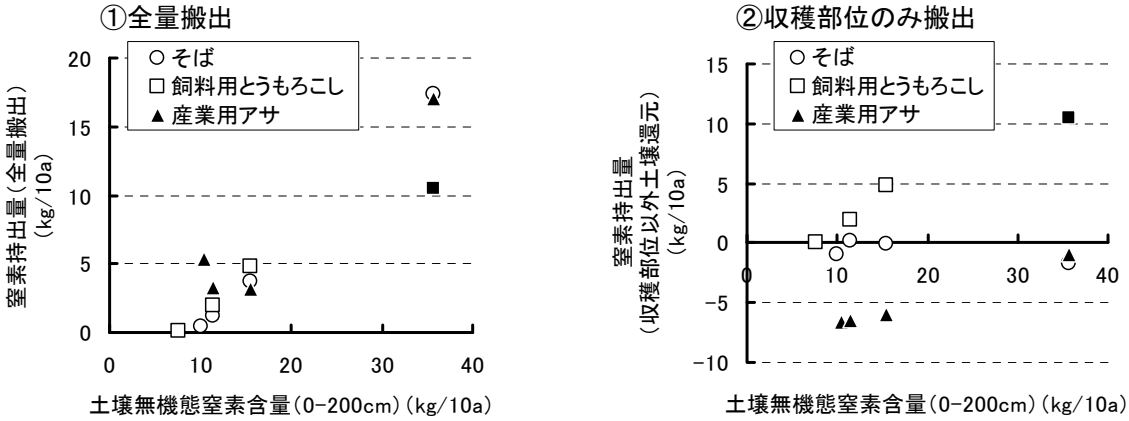
標準的な施肥における窒素吸収量と土壌中の無機態窒素含量の変化を比較した。

各作物とも収穫期における窒素吸収量は施肥量を上回り，その差し引き（窒素持出量・全量搬出）は平均でそば 5.7kg/10a，飼料用とうもろこし 4.4kg/10a，産業用アサ 7.2kg/10a であった（表Ⅱ－2－2－1）。播種・定植前の土壌無機態窒素含量が多いと窒素吸収量も多くなる傾向にあり，全量搬出としたときの窒素持出量は，深さ 0～200cm 土層内の窒素量が 36kg/10a の場合には約 17kg/10a に達した（図Ⅱ－2－2）－1①）。しかしながら，産業用アサについては，大麻取締法により，圃場外への葉の搬出が禁止されているため，茎のみを搬出することになる。収穫部位のみを搬出した場合，窒素持出量は飼料用とうもろこしで概ねプラスとなったが，そばでは播種前の土壌無機態窒素含量によらずわずかにマイナス，産業用アサはいずれの場合もマイナスとなった（図Ⅱ－2－2－1②）。なお，土壌無機態窒素量は，各作物とも栽培期間中に減少した（表Ⅱ－2－2－1）。

表Ⅱ－2－2－1　深根性作物による窒素吸収量と窒素持出量（2005～2008 年平均）

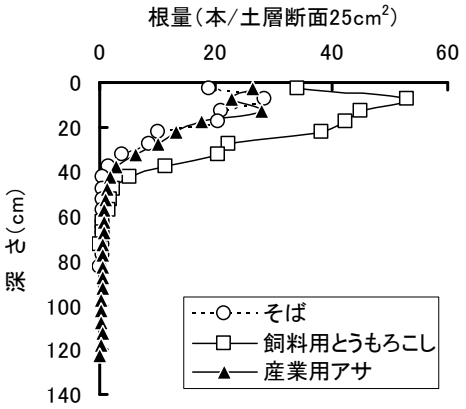
			そば	飼料用とうもろこし	産業用アサ（9 月上旬）
春期　土壌無機態窒素含量*1		(kg/10a)	18.1	17.5	18.2
窒素施肥量	A	(kg/10a)	3.0	13.8*5	10.0
窒素吸収量（全量）	B	(kg/10a)	8.7	18.1	17.2
（収穫部位*2）	b	(kg/10a)	2.4	18.1	5.0
窒素持出量（全量搬出）	B-A	(kg/10a)	5.7	4.4	(7.2)
（収穫部位のみ搬出）*3	b-A	(kg/10a)	-0.6	4.4	-5.0
栽培期間中土壌無機態窒素の減少量*1,4		(kg/10a)	9.0	7.1	8.7

*1　深さ 0-200cm.　*2　そばは子実，飼料用とうもろこしは全部位，産業用アサは茎.
*3　収穫部位以外がすき込まれた場合.　*4　播種・定植前の量から収穫後の残存量を差し引いた量.
*5　2005 年は 10.0kg/10a，他は 15.0kg/10a.



（飼料用とうもろこし：■窒素施肥 10kg/10a，□同 15kg/10a）

図Ⅱ－2－2－2　播種・定植前の土壌無機態窒素含量と収穫時における窒素持出量の関係（2005～2008 年）



図Ⅱ－2－2－3　収穫期における根の分布（2005 年）

表Ⅱ－2－2－2　栽培前後における土層内の無機態窒素分布と秋期の浸透水中硝酸性窒素濃度（2005 年）

	深さ (cm)	播種・定植前	秋　期 そば	とうもろこし*1	産業用アサ
土壌無機態窒素含量 (kg/10a)	0- 20	5.1	1.4	1.5	1.1
	20- 40	5.3	0.9	1.2	1.2
	40- 60	5.8	1.5	1.7	1.4
	60- 80	3.4	1.6	3.2	3.5
	80-100	3.2	1.9	4.0	1.3
	100-120	2.6	1.8	1.9	1.1
	120-140	2.9	1.4	2.5	1.0
	140-160	2.7	1.2	2.1	0.8
	160-180	2.8	1.2	2.2	1.4
	180-200	1.8	1.1	1.5	1.2
浸透水中 NO_3-N 濃度 (mg/L)		－	－	13.0	6.4

播種・定植前：5 月 25 日，秋期：10 月 5 日.　　*1　飼料用とうもろこし.

収穫調査時の根の深さは飼料用とうもろこしで 70cm，そばで 80cm，産業用アサは 120cm に達し（図Ⅱ－2－2－2），飼料用とうもろこしは浅い位置の根の本数が他より多かった。飼料用とうもろこしは秋期における深さ60cm 以深の土壌無機態窒素含量が他より多く，（表Ⅱ－2－2－2）相対的に施肥を含む浅い位置から窒素を多く吸収していると見られる。秋期の浸透水中の硝酸性窒素濃度は産業用アサ跡地で飼料用とうもろこし跡地を下回った（表Ⅱ－2－2－2）。

② 窒素持出に対する施肥の影響

各作物について窒素施肥を異にした場合における窒素吸収量と窒素持出量を比較した。窒素持出量は，そばおよび飼料用とうもろこしでは，地上部全量搬出，産業用アサについては茎のみを搬出する条件で検討した。

窒素吸収量は，各作物とも窒素施肥量が多くなると概ね増加した（図Ⅱ－2－2－4）。しかし，窒素持出量は各作物とも窒素施肥なし（＝N0）のときに最も多くなり，土層内の無機態窒素含量（深さ 0～200cm）が平均13.4kg/10a と蓄積程度が大きくない条件において，そばで3.9kg/10a，飼料用とうもろこしで7.9kg/10a，産業用アサ（栽植密度標準）で 1.9kg/10a となった（表Ⅱ－2－2－3）。なお，播種・定植前において土壌無機態窒素含量が多いときの窒素持出量は，より大きくなると考えられる。また，栽植を密にした場合，産業用アサでは収量や窒素持出量が増加したが，他の作物でも同様に増加すると考えられる。

③ 硝酸汚染軽減のための深根性作物の導入指針

本結果と既往の成果[1, 2, 4]をもとに，深根性作物による硝酸汚染軽減効果と導入指針について表Ⅱ－2－2－4に整理した。

これら3作物の導入は，明らかに土壌中に窒素が蓄積している場合に効果的であるが，無窒素栽培では収益性が低くなることから，導入間隔は可能な限り長いことが望まれる。葉菜類野菜専作畑およびたまねぎ連作畑を対象とした場合のそばおよび飼料用とうもろこしの導入間隔について，ここでの結果および硝酸性窒素汚染リスク評価ソフト NiPRAS[5] の計算結果をもとに，窒素の投入と持出量，余剰水量からみた窒素残存許容量の関係からみると，葉菜類野菜専作畑では余剰水量 400mm（網走）のとき 2～3 年，同 600mm（空知南部、胆振西部）で 4～5 年程度，たまねぎ連作畑ではそれぞれ 3～4 年，9～12 年に 1 度以上が適当と見積もられた（表Ⅱ－2－2－5）。

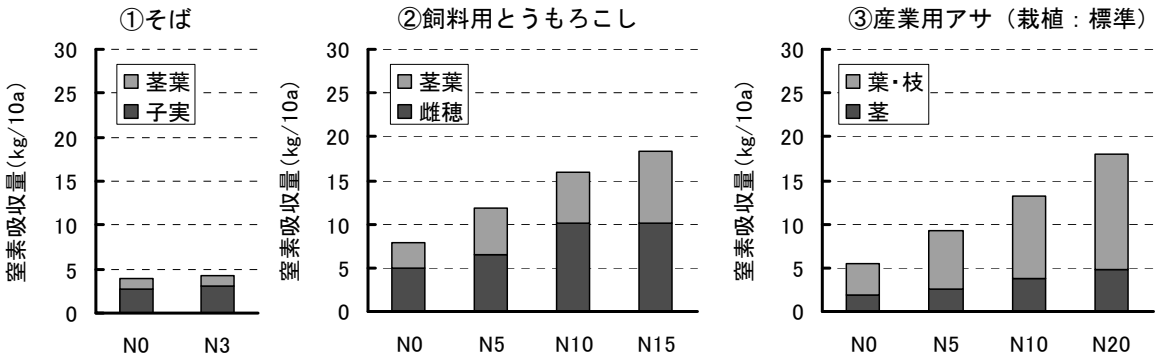
なお，深根性作物を導入し全量搬出した場合の跡地では，窒素以外の養分も持ち出されるので，次作物栽培時には土壌診断に基づいて施肥対応を行うこととする。

（4）要　約

① 標準的な窒素施肥で栽培した場合，そばおよび飼料用とうもろこしでは，地上部を全量搬出することで圃場からの窒素の持ち出しが可能であるが，産業用アサにおいては茎のみの搬出となり，収支上圃場からの窒素の持ち出しは期待できない。

② 硝酸汚染軽減の観点からみた場合はいずれの作物とも無窒素栽培が望ましいと判断された。

③ 深根性作物による硝酸汚染軽減効果と導入指針を整理した。また，露地野菜畑におけるそばおよび飼料用とうもろこしの適切な導入間隔は，葉菜類野菜専作畑では余剰水量 400mm のとき 2～3 年，同 600mm で 4～5 年程度，たまねぎ連作畑ではそれぞれ 3～4 年，9～12 年に 1 度以上と見積もられた。



図Ⅱ－2－2－4　深根性作物の窒素施肥量と窒素吸収量（2007・2008 年平均）

表Ⅱ－2－2－3　深根性作物の窒素施肥量と収量・窒素持出量（2007・2008 年平均）

		そば		飼料用とうもろこし			
		N 0	N 3	N 0	N 5	N 10	N 15
収量*1	(kg/10a)	175	210	1205	1436	1902	1851
窒素持出量(全量搬出)	(kg/10a)	3.9	1.3	7.9	6.9	5.9	3.3

		産業用アサ*3								
		標準				疎植		密植		超密植
		N 0	N 5	N 10	N 20	N 0	N 10	N 0	N 10	N 10
収量（茎・乾物）	(kg/10a)	377	510	582	599	265	412	492	853	1995
窒素持出量（収穫部位のみ搬出）*2	(kg/10a)	1.9	-2.4	-6.2	-15.2	1.4	-7.2	2.2	-4.8	1.7

*1　そばは子実（乾物），飼料用とうもろこしは全部位（乾物）
*2　収穫部位以外がすき込まれた場合
*3　疎植 2083 株（畦間 60cm×株間 80cm），密植 8333 株（株間 20cm），超密植 69444 株（24cm×6cm）

表Ⅱ－2－2－4　深根性作物による硝酸汚染軽減効果と導入指針

種類	そば	飼料用とうもろこし	産業用アサ※	秋まき小麦*2（参考）
通常施肥時 窒素持出量*1　(kg/10a)	0～17 (-2～1)	0～6	(-7～0)	0～10
窒素施肥量（硝酸対策）(kg/10a)	0	0	0	2～4 (基肥のみ)
対策時 窒素持出量*1 (kg/10a)	3～17 (2～13)	7～9	(2～9)	7～12
翌年作付作物への施肥対応	土壌診断に基づいて行う	同左	同左	同左

*1　全量搬出の場合，カッコ内は収穫部位のみ搬出の場合.
*2　既往の成果[1, 2, 4]を参考にして設定.
※　アサの栽培に際しては，国内の数少ない主産地では現在，外部への種子の譲渡を禁じていることから，種子の入手は困難であり，事実上栽培は不可能である.

表Ⅱ－2－2－5　窒素持出量と窒素残存許容量からみた露地野菜畑における深根性作物の導入間隔の目安

種類	余剰水量	葉菜類野菜専作畑*1			たまねぎ連作畑*2		
		400mm (年)	600mm (年)	800mm (年)	400mm (年)	600mm (年)	800mm (年)
そば（N0）		2.6	4.4	14.0	3.5	9.4	―
飼料用とうもろこし（N0）		3.4	5.8	18.5	4.7	12.8	―

深根性作物の窒素持出量（全量搬出，kg/10a）はそば 3.9，飼料用とうもろこし 7.9（試験平均）で算出.
導入間隔の目安は対象畑に深根性作物を 1 度導入したとき超過窒素量がゼロとなる年数とし，NiPRAS[5]を用い算出.
*1　キャベツ（晩春～初夏まき）・ブロッコリー（春まき・初夏まき）を交互に作付けすると仮定した圃場の例.
キャベツは窒素施肥量 22.0kg/10a（北海道施肥ガイド[5]・窒素肥沃度水準Ⅱ），収量 7000kg/10a，外葉 7000kg/10a（窒素含有量 17.0kg/10a），ブロッコリーは窒素施肥量 14.0kg/10a（同上），収量 1100kg/10a の条件でいずれも収穫部位のみ搬出.
*2　たまねぎは窒素施肥量 18.0kg/10a（F_1，窒素肥沃度水準Ⅲ），収量 5500kg/10a の条件で全量搬出.

《参考試験》

（５）産業用アサの生育特性

① 目　的：産業用アサの生育について基礎的知見を得る。

② 試験年次：2005 年

③ 供試圃場・土壌：北見農試（表層腐植質多湿黒ボク土）

④ 試験処理および調査方法：播種は５月８日，栽植密度および施肥量は前出（２）試験方法と同一とし，定植（5 月 23 日）から約２週間ごとに地上部を採取して乾物収量および窒素吸収量を調査した。

⑤ 結果と考察

産業用アサの生育初期は茎が細く伸長し，枝葉は少ない。草丈は 6 月下旬（積算温度 500～600℃）で約 50cm であったが，その後急激に伸長し，開花後の９月上旬には 360cm に達した（図Ⅱ－2－2－5①）。一方，乾物収量と窒素吸収量は草丈に遅れて７月上旬頃から急激に増加し，９月下旬には乾物収量は 2800kg/10a，窒素吸収量は 29kg/10a に達した（図Ⅱ－2－2－5②③）。乾物収量は雌雄平均でも９月下旬まで増加したが，窒素吸収量については９月上旬以降停滞した。これは雄株が枯れはじめたためで、反対に雌株はその後も増加し続け，10 月上旬の窒素吸収量は 52.4kg/10a に達した（データ未掲載）。

なお，超密植では，疎植～密植に比べ茎の伸長が著しく速いが（データ未掲載），９月における草丈はこれらを下回った（表Ⅱ－2－2－6）。このことから，栽植密度によって生育の推移も異なると考えられた。

（６）深根性作物の養分吸収

① 目　的：そば，飼料用とうもろこし，産業用アサの養分吸収量を把握するための参考に資する。

② 試験年次：2005～2008 年

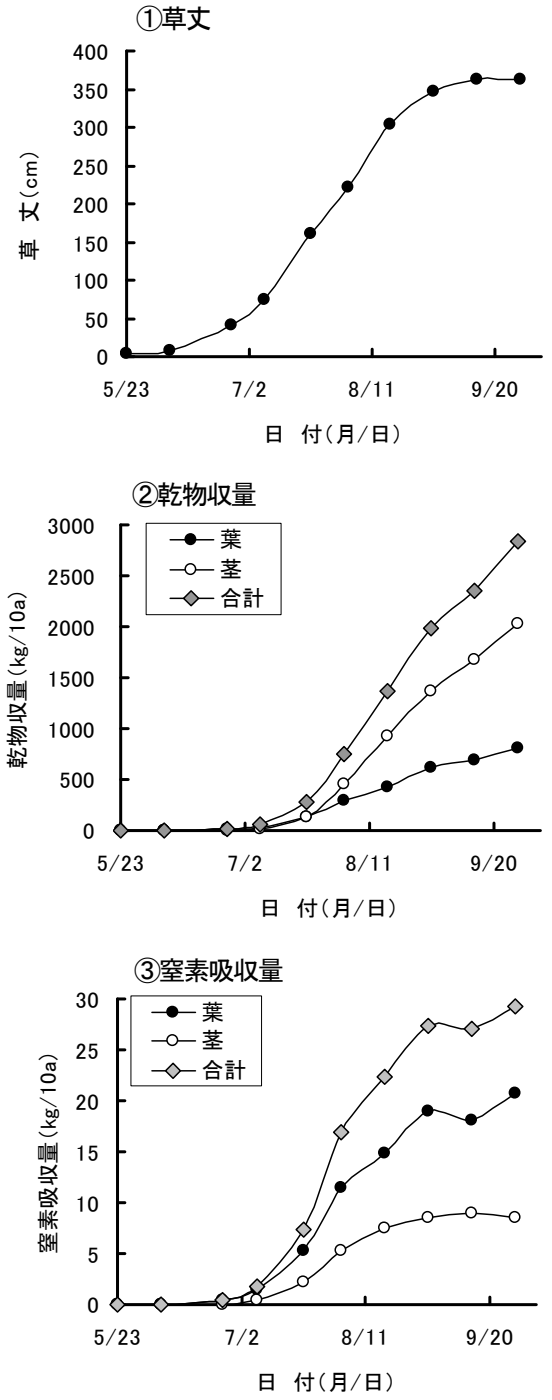
③ 試験処理：栽植密度，施肥量は前出（２）試験方法と同一。

④ 結果と考察

収穫期におけるそばのリン酸（P_2O_5）吸収量は約 3kg/10a であった。カリ（K_2O）吸収量は 10～11kg/10a で，その大部分が茎葉に存在した（表Ⅱ－2－2－7）。

飼料用とうもろこしの養分吸収量は，各成分とも乾物収量に比例し，リン酸は５～9，カリは 17～25，苦土（MgO）は 3 kg/10a 程度であった。

産業用アサの養分吸収量も飼料用とうもろこし同様，乾物収量の大小に依存した。リン酸は疎植～密植で 3～5kg/10a であったが，超密植で 8kg/10a と他に比べ多かった。カリは窒素施肥の影響が大きく，疎植～密植において窒素 10kg/10a では同 0kg/10a の約２倍であった。



図Ⅱ－2－2－5　産業用アサの生育の推移

表Ⅱ－2－2－6　産業用アサの栽植密度と草丈

年 次	疎 植 (cm)	標 準 (cm)	密 植 (cm)	超密植 (cm)
2007	300.6	319.3	319.0	265.7
2008	303.8	316.1	330.7	267.1
平 均	302.2	317.7	324.9	266.4

窒素施肥は 10kg/10a.

調査日：2007 年９月５日，2008 年９月２日.

部位別に見ると，茎のカリ含有量は栽植密度による差が著しかった。

以上より，これら深根性作物は，カリについてはいずれも施肥量を上回る吸収が認められたが，苦土は施肥量と同等程度であった。リン酸については施肥量を下回り，これは調査圃場が火山性土であったことによると考えられる。

（7）引用文献

1) 中央農試．地下水の硝酸汚染を防止するための窒素管理方策－北海道農耕地の窒素環境容量　Ver.2－．平成14年度北海道農業試験会議（成績会議）資料，p.1－35（2003）．

2) 中央農試・十勝農試・北見農試．普通畑およびたまねぎ畑における地下水中硝酸性窒素の削減対策．平成16年度北海道農業試験会議（成績会議）資料，p.1－62（2005）．

3) 山口正篤．“地域資源活用　食品加工総覧，12，畜産・水産・昆虫　非食品資源”．アサ．農山漁村文化協会，2003，p.743－751．

4) 北見農試．畑地における地下水の硝酸汚染防止のための投入窒素限界量．平成 14 年度北海道農業試験会議（成績会議）資料，p.1－22（2003）．

5) 中央農試．肥培管理情報を利用した地下水の硝酸性窒素汚染リスク評価ソフト「NiPRAS」．平成17年度北海道農業試験会議（成績会議）資料，p.1－40（2005）．

6) 北海道農政部道産食品安全室編．北海道施肥ガイド．北海道農政部，2002．243p．

謝　辞

産業用アサ「とちぎしろ」の種子の分譲に際し，関係の研究機関には格別のご配慮をいただいた。また、北海道北見保健所には産業用アサの栽培試験に係る手続きについて多大なご指導をいただいた。ここに深く御礼申し上げます。

（唐　星児）

表Ⅱ－2－2－7　対象深根性作物の養分吸収量（2007・2008 年平均）

①そば

時期・施肥	茎葉	子実	茎葉			子実			合計		
	乾物	乾物	P_2O_5	K_2O	MgO	P_2O_5	K_2O	MgO	P_2O_5	K_2O	MgO
	(kg/10a)		(kg/10a)			(kg/10a)			(kg/10a)		
収穫期・N 0	280	175	1.7	8.3	1.3	1.4	1.2	0.6	3.1	9.5	1.9
N 3	320	210	1.7	9.5	1.2	1.6	1.4	0.7	3.2	10.9	1.8

②飼料用とうもろこし

施肥	茎葉	雌穂	茎葉			雌穂			合計		
	乾物	乾物	P_2O_5	K_2O	MgO	P_2O_5	K_2O	MgO	P_2O_5	K_2O	MgO
	(kg/10a)		(kg/10a)			(kg/10a)			(kg/10a)		
N 0	574	631	2.1	12.6	1.5	3.6	4.7	1.0	5.6	17.3	2.5
N 10	840	1062	2.4	15.5	1.8	6.1	7.6	1.6	8.4	23.1	3.4
N 15	810	1041	2.6	15.9	1.8	6.8	9.5	1.7	9.4	25.4	3.5

③産業用アサ

栽植密度*1・施肥	枝葉	茎	枝葉			茎			合計		
	乾物	乾物	P_2O_5	K_2O	MgO	P_2O_5	K_2O	MgO	P_2O_5	K_2O	MgO
	(kg/10a)		(kg/10a)			(kg/10a)			(kg/10a)		
疎植　・N 0	287	265	1.8	7.5	1.2	1.1	4.6	0.3	2.9	12.1	1.5
疎植　・N 10	499	412	2.4	15.2	1.6	1.2	7.9	0.7	3.6	23.1	2.3
標準　・N 0	279	377	1.8	8.6	1.1	1.2	7.2	0.4	3.0	15.8	1.5
標準　・N 10	433	582	2.0	16.1	1.6	1.4	14.0	0.6	3.4	30.1	2.2
密植　・N 0	238	492	2.2	8.3	1.1	1.9	9.5	0.4	4.1	17.7	1.5
密植　・N 10	448	853	2.5	16.7	2.0	2.2	18.8	0.9	4.7	35.4	2.9
超密植・N 10	462	1995	3.4	16.5	2.8	4.8	42.0	1.7	8.2	58.5	4.4

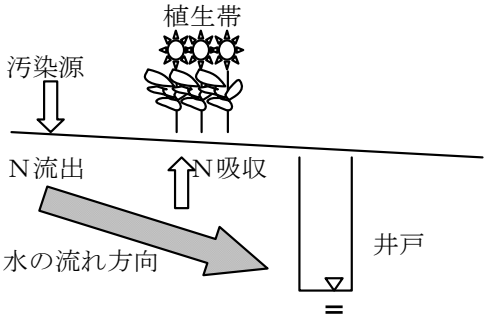
*1　疎植：10a あたり 2083 株，標準：4167 株，密植：8333 株，超密植：69444 株

３．植生帯および有機質資材埋設による局所汚染軽減対策

１）　植生帯活用による局所汚染軽減対策

（１）目的

汚染源から流出した硝酸性窒素は，主に垂直方向に浸透するが，地形条件によっては，土壌浸透水とともに水平方向に移動しながら地下水へ流出する。そこで，農耕地から地下浸透過程で水平方向にも移動する浸透水中の硝酸性窒素を緑肥の窒素吸収と系外持ち出しによって軽減することを目指し，汚染源近傍への植生帯の設置によって，地下水中の硝酸性窒素濃度を軽減する対策手法（図Ⅱ－3－1）を検討する。



図Ⅱ－3－1　植生帯による局所汚染軽減のイメージ

（２）植生帯が地下水中の硝酸性窒素濃度に与える影響

①方法

実施場所：中央農試場内

地形が異なり，浅層地下水が存在する２圃場

台地土：4.6°の緩傾斜地

低地土：段丘と用水にはさまれた平坦地

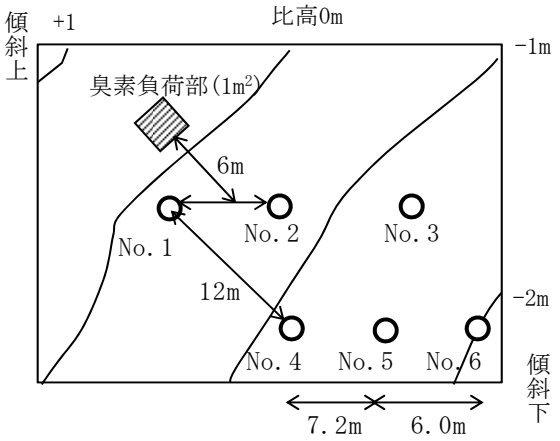
a.　土壌浸透水の流れ方向の推定

ねらい：上記の圃場において，土壌浸透水の流れ方向を確認する。

調査期間：2006 年～2008 年

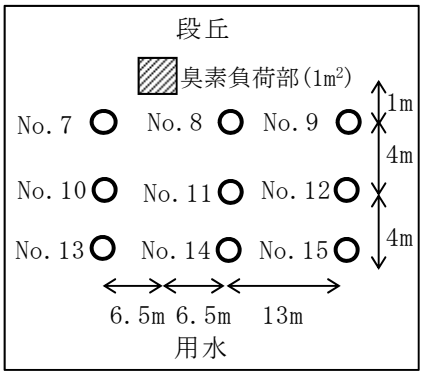
試験処理：地下水測定孔を図Ⅱ－3－2，図Ⅱ－3－3 のように設置し，2006 年 5 月 19 日に臭化カリウムを面積 1m^2 の臭素負荷部に臭素として 100g（100g/m^2）を混和した。臭素負荷部は緩傾斜地の台地土は傾斜の上側に設置し，平坦地の低地土は，段丘側に設置した。

調査項目：2006 年 8 月 16 日に臭素負荷部を中心に 1m および 2m 間隔で計 12 箇所（図Ⅱ－3－4）から土壌を深さ 1m まで採取し，土壌中の臭素含量を算出した。また，2006 年 3 月～2008 年 8 月に地下水測定孔により，地下水を採取し，臭素イオン濃度を測定した。土壌中の臭素含量から 3 次元表面マッピングソフトウェア「Surfur」[1)]を用いて土壌浸透水の流れ方向を推定した。



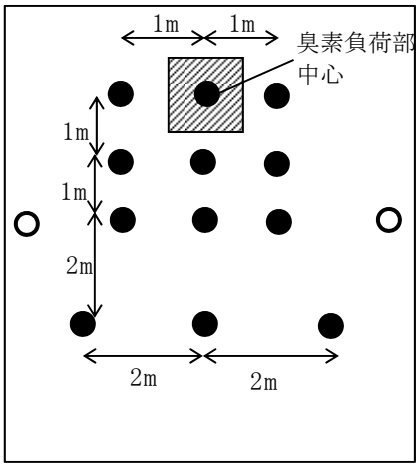
○：地下水採水孔

図Ⅱ－3－2　臭素負荷部および地下水測定孔設置位置（台地土）



○：地下水採水孔

図Ⅱ－3－3　臭素負荷部および地下水測定孔設置位置（低地土）



●：土壌採取箇所
○：地下水採水孔
▨：臭素負荷部

図Ⅱ－3－4　土壌採取位置（共通）

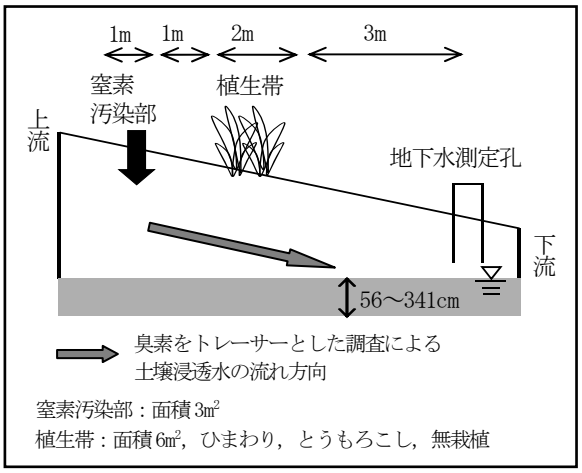
b.　植生帯が地下水中の硝酸性窒素濃度に与える影響

ねらい：上記の圃場において，植生帯が地下水中の硝酸性窒素濃度に及ぼす影響を明らかにする。

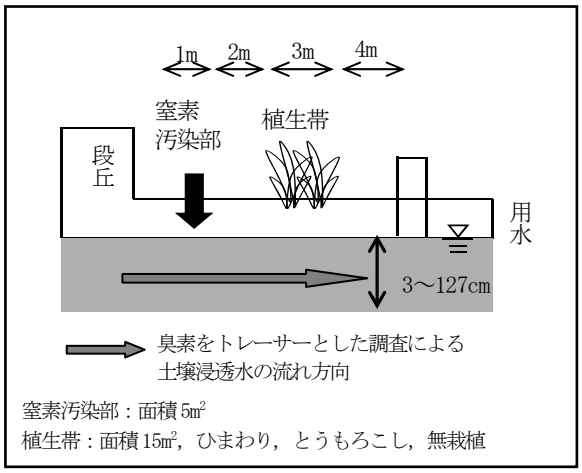
調査年次：2005 年～2008 年

試験処理：推定される水移動の上流から下流に向けて窒素汚染部，植生帯，地下水測定孔を図Ⅱ－3－5，図Ⅱ－3－6 のように設置した。栽植区と無栽植区を設け，栽植区にはひまわり，とうもろこしを栽培し（表Ⅱ－3－1），地上部は全量搬出した。窒素汚染部には毎年栽植区の施肥と同時に窒素（硝安）を混和した。

調査項目：地下水中硝酸性窒素濃度，乾物生産量，作物窒素吸収量，根の深度



図Ⅱ－3－5　台地土配置図



図Ⅱ－3－6　低地土配置図

表Ⅱ－3－1　試験処理概要

年次			2005年	2006年	2007年	2008年
栽植区	品種	ひまわり	ロシアひまわり	ロシアひまわり	ロシアひまわり	ロシアひまわり
		とうもろこし	ピーターコーン（スイートコーン）	ピーターコーン（スイートコーン）	ニューデント100日（デントコーン）	ニューデント100日（デントコーン）
	施肥量（N-P-K, kg/10a）		5-7.5-6.5	5-7.5-6.5	5-7.5-6.5	5-14-6.5
窒素汚染部	（kg/10a）		100	100	100	300
施肥・播種			6月9日	5月19日	5月17日	5月12日
収穫			9月2日	8月28日	8月6日（ひまわり） 9月3日（とうもろこし）	9月2日

②　結果および考察

a.　土壌浸透水の流れ方向の推定

台地土における臭素負荷から 3 ヶ月後の土壌中の臭素含量は臭素負荷部で最も多く 64.25 g/m² であった（表Ⅱ－3－2）。また，臭素負荷部から傾斜の下側へ 1m の地点で次いで多く 1.21 g/m² であった。調査結果から土壌浸透水の流れ方向は「Surfur」により図Ⅱ-3-7 に示した矢印の方向と推定された。各地下水測定地点における臭素イオン濃度は臭素負荷前は最大値が 0.02～0.05mg/l であったが，負荷後には 0.05～0.28mg/l となり、臭素の地下水への流出が確認された（図Ⅱ－3－8）。また，臭素負荷部に近い，No.2,3 地点では，夏から秋にかけてと翌年の融雪時に高まり，融雪時に最大値 0.17mg/l～0.28mg/l を示した後、秋期まで臭素負荷前の値より高かった。一方，臭素負荷部から遠い N0.5,6 は N0.2,3 に比べて上昇がやや遅く，濃度は低い傾向がみられた。

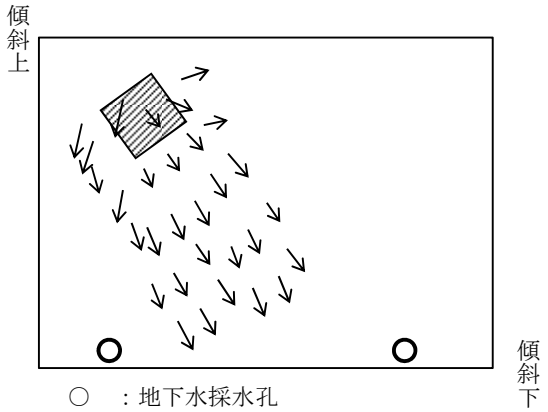
低地土における臭素負荷から 3 ヶ月後の土壌の臭素含量は負荷部で最も多く，60.28 g/m² であった（表Ⅱ－3－3）。また，臭素負荷部から横方向に 1m の地点で 0.69 g/m²，用水路側へ 1m の地点で 0.51 g/m² と多かった。調査結果から土壌浸透水の流れ方向は「Surfur」により図Ⅱ－3－9　に示した矢印の方向と推定された。各地下水測定地点における臭素イオン濃度は臭素負荷前は最大値が未検出～0.03mg/l であったが，負荷後には 0.05～0.80mg/l となり、臭素の地下水への流出が確認された（図Ⅱ－3－10）。また，臭素負荷部に近い No.8 では夏から秋にかけて高まり，1 ヶ月経過後に最大値 0.80mg/l を示した後，翌年の秋期頃まで臭素負荷前の値より高かった。N0.8 より遠い N0.11，No.14 では最大値が 0.49～0.68mg/l とやや低く，変動が遅れる傾向であった。段丘側ほど臭素濃度が高い傾向にあったが，No.9，10，12 などでも臭素は検出され，横方向への移動も認められた。この要因として，低地土では地下水位が高かったため，拡散による移動もあると考えられた。

以上のことから，台地土では概ね傾斜方向へ，低地土では段丘側から用水方向へ土壌浸透水の流れがあると推定された。

表Ⅱ－3－2　土壌中臭素含量(台地土)

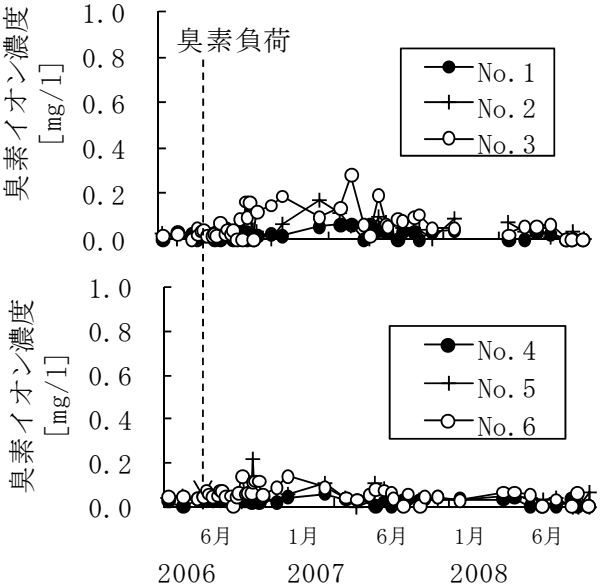
		土壌中臭素含量（g/m²）				
	距離(m)	-2	-1	0	1	2
傾斜上	0		0.06	64.25	0.18	
↓	1		0.00	1.21	0.03	
	2		0.00	0.00	0.00	
傾斜下	4	0.00		0.00		0.00

*距離：臭素は臭素負荷部中心からの距離
*2006年5月19日に臭素を負荷し，8/16に土壌を採取
*20cmごとの層位別に土壌を採取し，0～100cm土層における面積あたりの臭素含量(g/m²) を算出した。



○　：地下水採水孔
→　:推定される土壌浸透水の流れ方向
▨　：臭素負荷部

図Ⅱ－3－7　地下水中臭素イオン濃度の推移（台地土）

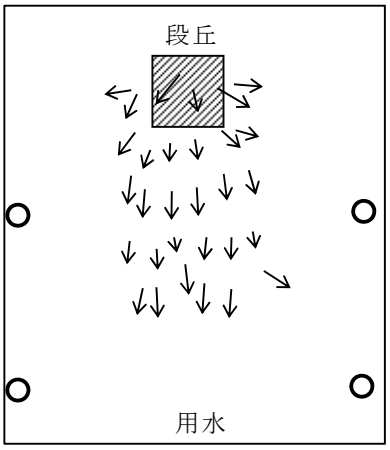


図Ⅱ－3－8　地下水中臭素イオン濃度の推移（台地土）

表Ⅱ－3－3　土壌中臭素含量（低地土）

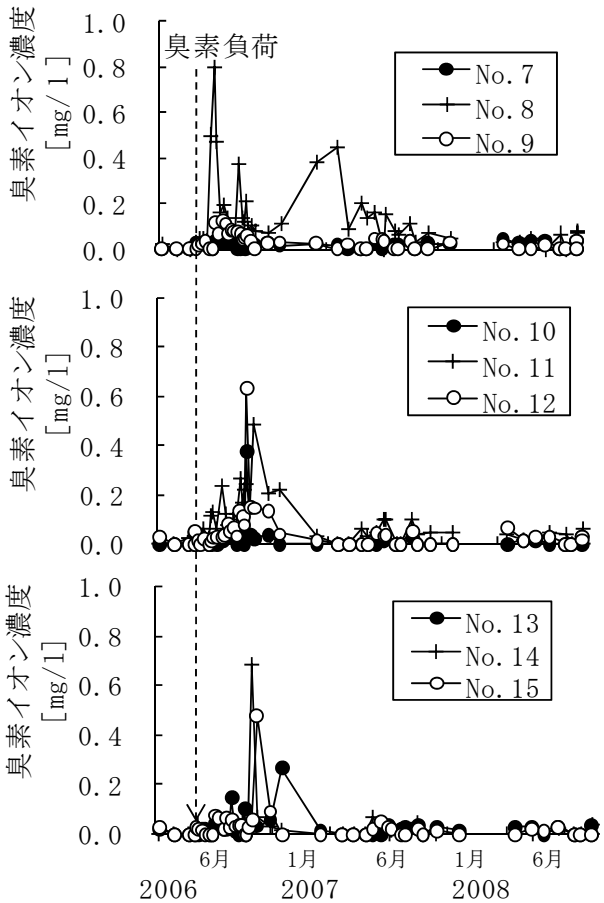
		土壌中臭素含量（g/m²）				
	距離(m)	-2	-1	0	1	2
段丘	0		0.20	60.28	0.69	
↓	1		0.02	0.51	0.29	
	2		0.01	0.00	0.08	
用水	4	0.02		0.00		0.05

*距離：臭素は臭素負荷部中心からの距離
*2006年5月19日に臭素を負荷し，8/16に土壌を採取
*20cmごとの層位別に土壌を採取し，0～100cm土層における面積あたりの臭素含量(g/m²) を算出した。



○　：地下水採水孔
→　:推定される土壌浸透水の流れ方向
▨　：臭素負荷部

図Ⅱ－3－9　土壌浸透水の流れ方向(低地土)



図Ⅱ－3－10　地下水中臭素イオン濃度の推移(低地土)

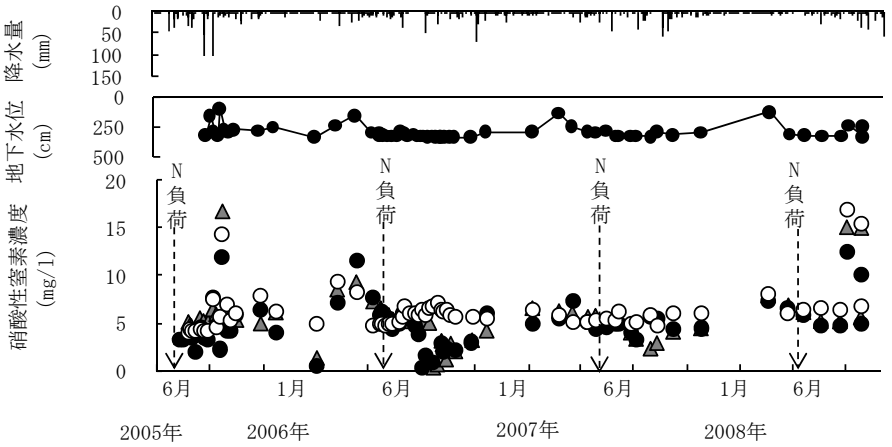
b. 結果および考察

a）台地土における地下水中の硝酸性窒素濃度の推移

緩傾斜地の台地土における地下水位は融雪期に高まるほかは低く，56cm から 341cm で推移し，調査期間中の平均値は 261cm であった。無栽植区の地下水中硝酸性窒素濃度は 4.0～17.0mg/l で推移し，春の窒素負荷時に最も低く，その後夏から秋にかけて高まり，融雪時に再び高まる傾向を示した(図Ⅱ－3－11)。一方，ひまわり区は 0.4～12.4mg/l，とうもろこし区は 0.2～16.8mg/l で推移した。

両栽植区とも無栽植区に比べて，春以降低下する傾向を示したが，融雪期は無栽植区と同水準であった。また，ひまわり区の地下水中硝酸性窒素濃度はとうもろこし区に比較して全般的に低く推移した。

無栽植区の平均地下水中硝酸性窒素濃度を 100 とした時の両栽植区の相対指数を比較すると各年度とも概ねとうもろこし区よりひまわり区で小さく，無栽植区より，ひまわり区で 2 割，とうもろこし区で 1 割程度低下した(表Ⅱ－3－4)。



硝酸性窒素濃度：○無栽植　●ひまわり　▲とうもろこし[スイート、デント]
*栽植期間は2005年：6/9～9/2、2006年：5/19～8/28、2007年：5/17～8/6（ひまわり）
5/17～9/3（とうもろこし）、2008年:5/12～9/2
*とうもろこし：2005年、2006年スイートコーン、2007年、2008年デントコーン

図Ⅱ－3－11　台地土における地下水中硝酸性窒素濃度の推移

表Ⅱ－3－4　台地土における地下水中硝酸性窒素濃度の相対指数

処理区	2005	2006	2007	2008	全期間
ひまわり	80	68	87	72	75
とうもろこし	100	80	82	85	87
無栽植**	(6.2)	(5.8)	(5.8)	(9.9)	(6.3)

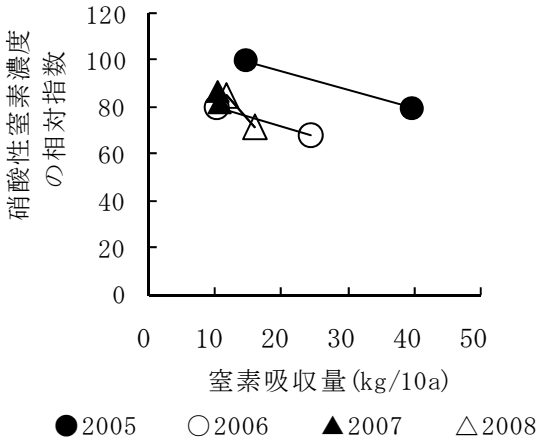
*相対指数：無栽植区の平均硝酸性窒素濃度を100とした値
**（　）内数値は無栽植区の平均硝酸性窒素濃度

表Ⅱ－3－5　台地土における植生帯の窒素吸収量および乾物生産量

処理区	窒素吸収量(kg/10a)				乾物生産量(kg/10a)			
	2005	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008
ひまわり	39.7	24.3	10.3	16.0	2133	1476	685	1302
とうもろこし*	14.5	10.1	10.6	11.6	744	739	1110	1007

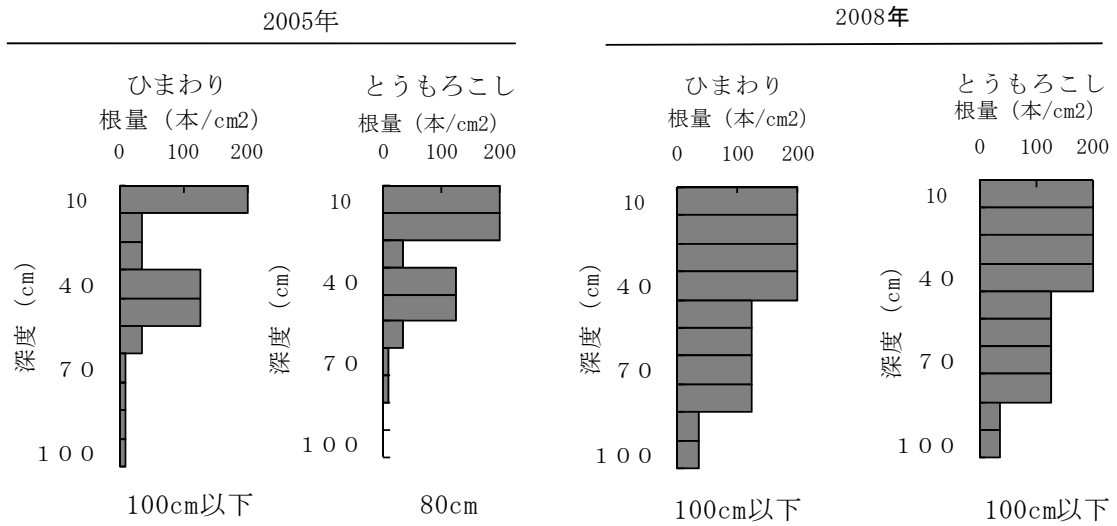
*とうもろこし：2005年および2006年はスイートコーン
2007年および2008年はデントコーン

植生帯の窒素吸収量および乾物生産量はとうもろこしに比べてひまわりで多くなる傾向がみられた(表Ⅱ－3－5)。植生帯の窒素吸収量と地下水中の硝酸性窒素濃度の相対指数の関係を年次別にみると窒素吸収量が多いほど地下水中の硝酸性窒素濃度は低下した(図Ⅱ－3－12)。また，植生帯の根の深度は，ひまわりでは調査を行った 2005 年、2008 年の両年とも 100cm 以下まで伸長していた（図Ⅱ－3－13)。とうもろこしでは 2008 年は 100cm 以下まで伸長していたが，無栽植区と相対指数の差がみられなかった 2005 年は 80cm までしか伸長していなかった。根量はひまわり，とうもろこしともに地下水中の硝酸性窒素濃度の相対指数が小さくなった 2008 年の方が明らかに多かった。これらのことから，ひまわりで効果が高かったのは，窒素吸収量が多く根域が深かったためと考えられた。



＊相対指数は無栽植区の地下水中硝酸性窒素濃度（年度別）に対する比

図Ⅱ－3－12　台地土における植生帯の窒素吸収量と地下水中硝酸性窒素濃度の関係



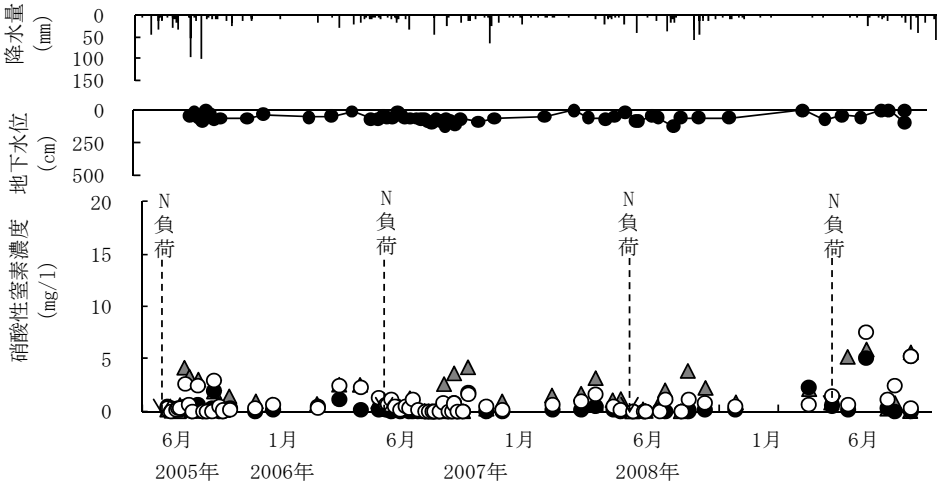
*根量は日本ペドロジー学会(1997)[2)]に基づき目視により観察した。

図Ⅱ－3－13　台地土における植生帯の根の深度

b）低地土における地下水中の硝酸性窒素濃度の推移

平坦地の低地土における地下水位は融雪時と多量降雨時に高まり，3cm から 127cm で推移し，調査期間中の平均値は 59cm であった。無栽植区の地下水中硝酸性窒素濃度は 0.0～7.6mg/l，ひまわり区 0.0～5.8mg/l，とうもろこし区 0.0～5.2mg/l で推移し，台地土に比較して全般に低く，夏から秋および融雪期にやや高まる傾向を示した(図Ⅱ－3－14)。この要因として，地下水位の高い低地土では，希釈による影響が考えられた。

無栽植区の平均地下水中硝酸性窒素濃度を 100 とした時の各栽植区の相対指数を比較するとひまわり区では小さくなったものの、とうもろこし区では大きくなった(表Ⅱ－3－6)



硝酸性窒素濃度：○無栽植　●ひまわり　▲とうもろこし[スイート、デント]
*栽植期間は2005年：6/9～9/2、2006年：5/19～8/28、2007年：5/17～8/6（ひまわり）
5/17～9/3（とうもろこし）、2008年:5/12～9/2
*とうもろこし：2005年、2006年スイートコーン、2007年、2008年デントコーン

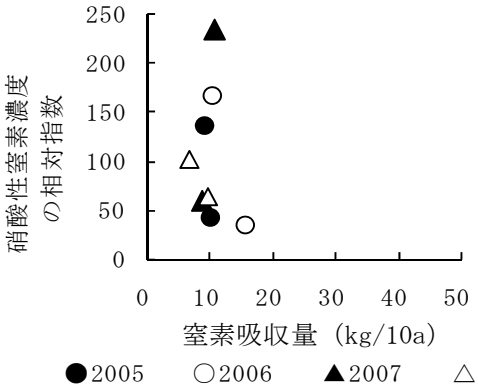
図Ⅱ－3－14　低地土における地下水中硝酸性窒素濃度の推移

表Ⅱ－3－6　低地土における地下水中硝酸性窒素濃度の相対指数

年次	2005	2006	2007	2008	全期間
ひまわり	42	35	60	63	49
とうもろこし	137	167	235	102	145
	(0.8)	(0.5)	(0.5)	(2.9)	(0.8)

＊（　）内数値は無栽植区の平均硝酸性窒素濃度
*相対指数：無栽植区の平均硝酸性窒素濃度を100とした値

植生帯の窒素吸収量および乾物生産量は台地土と同様にとうもろこしよりひまわりで多くなる傾向がみられた（表Ⅱ－3－7）。しかし，植生帯の窒素吸収量は台地土より少なく，窒素吸収量と地下水中の硝酸性窒素濃度の相対指数の関係には一定の傾向が認められなかった（図Ⅱ－3－15）。傾向が認められなかった要因として，前述したように地下水による希釈で硝酸性窒素濃度が全般に低かったためと考えられた。また，植生帯の根の深度は45～80cm深で、100cm深まで進入していた台地土よりも浅く，根量も少なかった（図Ⅱ－3－16）。低地土では地下水位が高かったために根の進入が妨げられたことやひまわりの窒素吸収量が少なかったことも低減効果がみられなかった要因と考えられた。



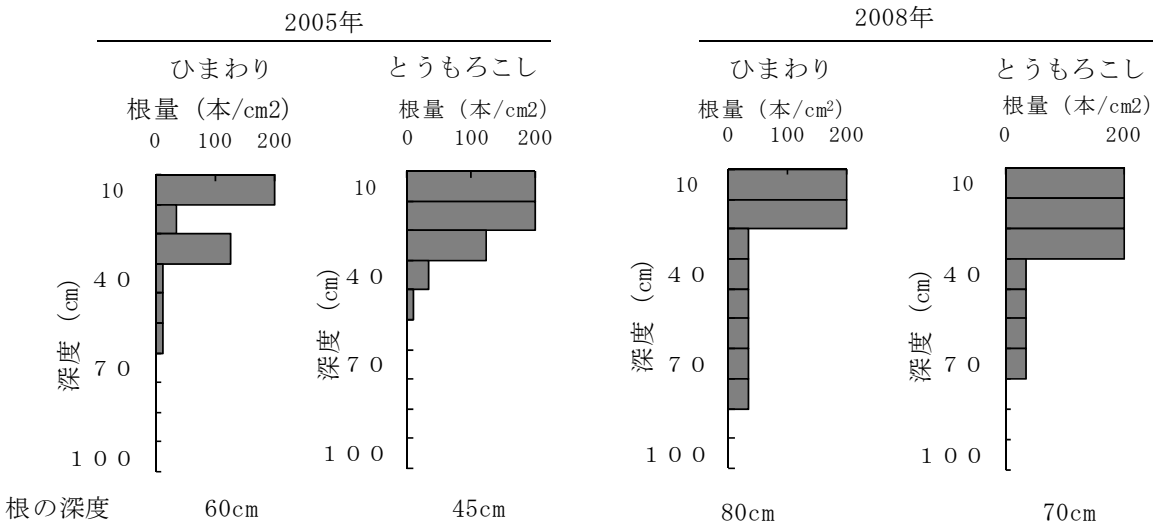
＊相対指数は無栽植区の地下水中硝酸性窒素濃度（年度別）に対する比

図Ⅱ－3－15　低地土における植生帯の窒素吸収量と地下水中硝酸性窒素濃度の関係

表Ⅱ－3－7　低地土における植生帯の窒素吸収量および乾物生産量

処理区	窒素吸収量(kg/10a)				乾物生産量(kg/10a)			
	2005	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008
ひまわり	9.8	15.6	8.7	9.5	877	1348	812	1239
とうもろこし*	8.9	10.4	10.7	6.5	622	878	1289	1102

*とうもろこし：2005年および2006年はスイートコーン
2007年および2008年はデントコーン



*根量は日本ペドロジー学会(1997)[2)]に基づき目視により観察した。

図Ⅱ－3－16　低地土における植生帯の根の深度

（３）植生帯(緑肥)の種類による窒素捕集能力

ねらい:各種緑肥作物の窒素捕集能力を把握するために，窒素吸収ポテンシャルおよび根の深度を検討する。

①　方法

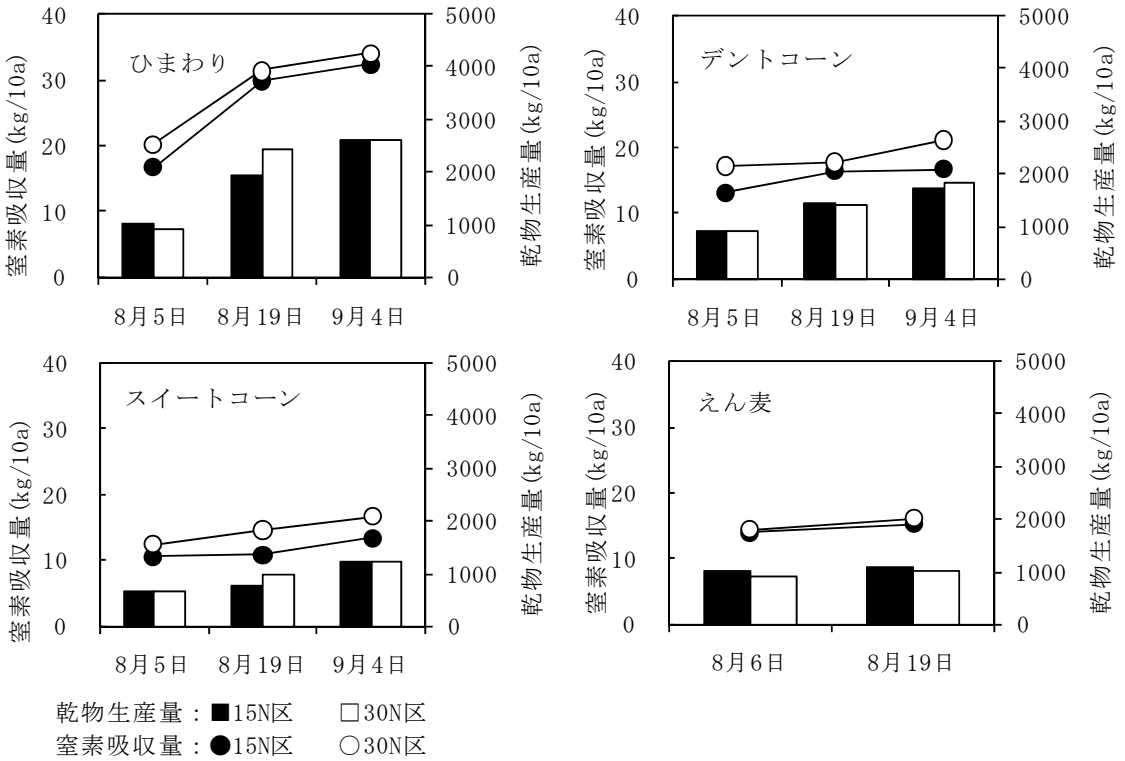
調査年次：2008 年
実施場所：中央農試（台地土）
供試作物：ひまわり「ロシアひまわり」
　　デントコーン「ニューデント 100 日」
　　スイートコーン「ピーターコーン」
　　えん麦「前進」
試験処理：窒素施用量 2 水準 15，30kg/10a（15N 区，30N 区），(P_2O_5－K_2O=25－13kg/10a 共通施用)
施肥・播種：5 月 14 日
生育調査：8 月 5 日，8 月 19 日，9 月 4 日
根の調査：9 月 8 日（えん麦は 8 月 25 日）
調査項目：窒素吸収量，乾物生産量，根の深度

②　結果および考察

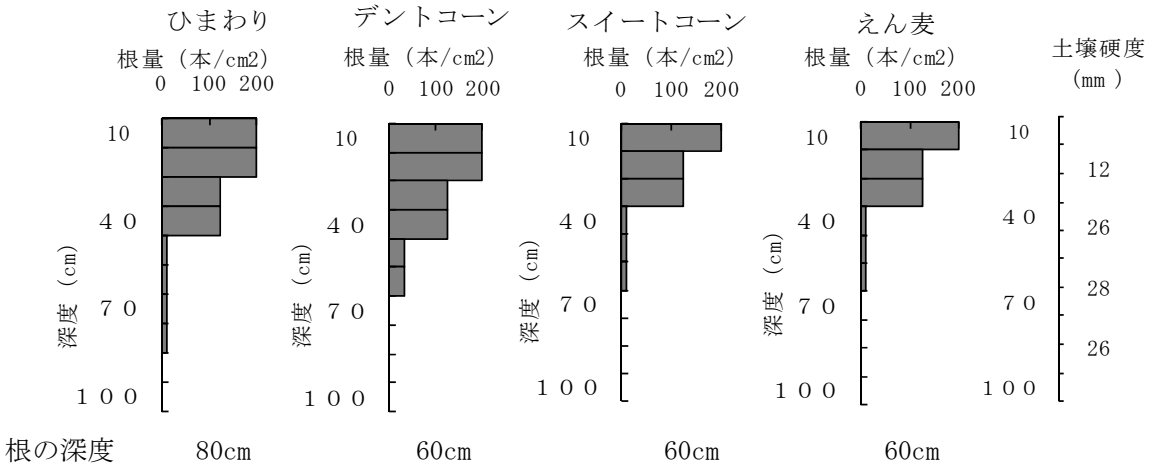
a.　各種緑肥作物の特性

窒素吸収量および乾物生産量は経時的に増加した。ひまわりの窒素吸収量は，8 月 5 日から 8 月 19 日にかけて大幅に増加し，N15 区では 16.8kg/10a から 1.7 倍の 30.0，N30 区では 20.3 から 1.5 倍の 31.4 に増加した(図Ⅱ－3－17)。一方、デントコーン，スイートコーン，えん麦では、8 月 5 日の窒素吸収量はひまわりに近い 10～17kg/10a であった。しかし，8 月 19 日にかけては、ひまわりほどの増加はみられず 1.0～1.2 倍の増加であった。8 月 19 日から 9 月 4 日にかけての窒素吸収量の増加はいずれの作物も 1.0 倍から 1.3 倍であった。各緑肥作物の最終調査日の窒素吸収量はひまわりで最も多く，15N 区 32.4kg/10a、30N 区 34.1 であった。他の作物の窒素吸収量はデントコーンの 15N 区が 16.6kg/10a、30N 区 21.1，スイートコーン 15N 区 13.4，30N 区 16.7，えん麦 15N 区 15.3，30N 区 16.1 であった。また，いずれの作物も 15N 区に比べて 30N 区で窒素吸収量は増加したが，増加量は 0.8～4.5kg/10a と小さかった。

各緑肥作物の根の深度はひまわりで 80cm、デントコーン，スイートコーン，えん麦で 60cm であった（図Ⅱ－3－18)。調査圃場の下層土は土壌硬度(山中式土壌硬度計)が 26～28mm の堅密な土壌であったため，いずれの作物も根伸長が抑制されていたが，ひまわりで最も深くまで伸長していた。



図Ⅱ－3－17　窒素吸収量および乾物生産量



*根量は日本ペドロジー学会（1997）[2)]に基づき目視により観察した。
*土壌硬度は山中式土壌硬度計により測定した。

図Ⅱ－3－18　緑肥作物の根の深度

b.　各種緑肥作物の窒素収奪量

窒素施肥量と窒素吸収量の差を緑肥作物による窒素収奪量とすると，各緑肥作物の窒素収奪量はひまわり 15N 区 17.4kg/10a、30N 区 4.1，デントコーン 15N 区 1.6，えん麦 15N 区 0.3 でプラスとなり，ひまわり 15N 区が最も大きかった。デントコーン 30N 区，スイートコーン 15N 区，30N 区，えん麦 30N 区では窒素収奪量がマイナスとなった（表Ⅱ－3－8）。ひまわりでは 15N 区，30N 区ともに窒素吸収量が施肥量を上回り，根域も深いことから，窒素捕集能力は 4 緑肥間の中で最も高いと考えられた。

表Ⅱ－3－8　植生帯による土壌からの窒素収奪量

		窒素施肥量 kg/10a	窒素吸収量 kg/10a	土壌からの窒素収奪量 kg/10a
ひまわり	15N	15	32.4	17.4
	30N	30	34.1	4.1
デントコーン	15N	15	16.6	1.6
	30N	30	21.1	-8.9
スイートコーン	15N	15	13.4	-1.6
	30N	30	16.7	-13.3
えん麦	15N	15	15.3	0.3
	30N	30	16.1	-13.9

*えん麦：5月14日施肥・播種、8月19日調査

*ひまわり,デントコーン,スイートコーン：5月14日施肥・播種,9月4日調査

*土壌からの窒素収奪量＝窒素吸収量-窒素施肥量

（4）総合考察

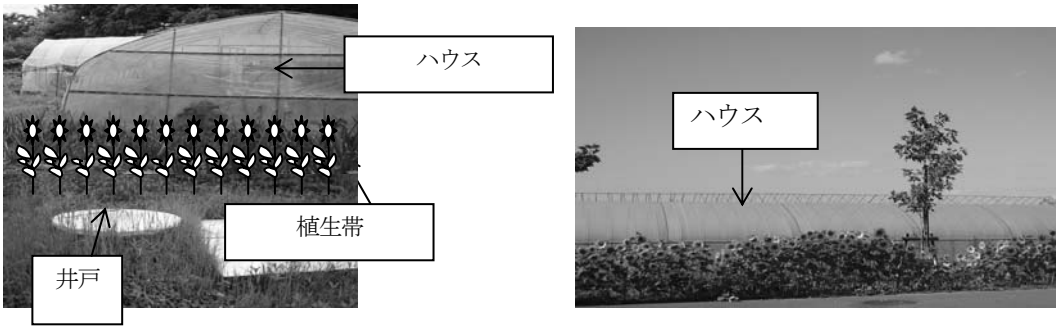
①　設置場所の条件

本試験では，平均地下水位が 261cm と低い台地土では植生帯の設置により地下水中硝酸性窒素濃度を低下させる効果が認められたが，低地土では効果が判然としなかった。これは，低地土では平均地下水位が 59cm と高いことで，希釈の影響を受けたためと考えられた。また，地下水により植生帯の根の進入が妨げられ，台地土よりも根域が浅く窒素吸収量が少なかった影響もあると考えられる。これらのことから，植生帯の設置場所の条件は土壌水の横移動があることに加えて，植生帯の根域を考慮すると平均地下水位は 1m 以下であることが望ましいと考えられる。

②　設置位置

緑肥作物の根の深度は 1m 前後であること,汚染源から離れるほど硝酸性窒素は下層へ移動することを考慮すると，農耕地から流出した硝酸性窒素を緑肥作物による植生帯に吸収させるには，汚染源近くに植生帯を配置する方が効果的であると考えられる。また，汚染源としては表層に窒素の高負荷が心配されるハウスなどが想定される。(設置イメージ図Ⅱ－3－19)。

窒素捕集能力が高いと考えられたひまわりは遊休農地や道路沿いの農地へ植栽され、景観作物として利用されている。また、収穫された植生帯の作物は堆肥化し、窒素の高負荷がない周辺の農地に還元することや飼料としての活用が考えられる。



図Ⅲ－3－19　設置イメージ

（５）要約

① 汚染源近傍に植生帯を設置することによって，地下水中の硝酸性窒素濃度の軽減効果が台地土で認められた。台地土では平均地下水位が 261cm と低かったが，効果が認められなかった低地土では 59cm と高かった。

② 台地土における軽減効果はひまわりがとうもろこしより高かった。軽減効果には窒素吸収量や根域の深さが強く影響していると考えられた。なお，ひまわりは草丈が高く大輪種である「ロシアひまわり」を用いた。また，植生帯の初期生育を確保する必要があることから，窒素を 5kg/10a 施用した。

③ ひまわり、デントコーン、スイートコーン，えん麦の 4 緑肥作物間で比較するとひまわりで窒素吸収量が多く，根域も深いことから窒素捕集能力は優っていると考えられた。

④ 植生帯の設置場所の条件としては土壌水の横移動があることに加えて，平均地下水位は 1m 以下のときに，植生帯を汚染源に近接して設置することで軽減効果が期待される。

２）土壌下層への有機質資材埋設による局所汚染軽減対策

（１）目的

C/N 比の高い有機質資材は，有機化や脱窒等の作用により窒素の保持あるいは軽減効果が期待できることから，農地からの硝酸性窒素の流出を軽減する対策の一つとして，土壌下層へ有機質資材を埋設する方法が報告されている[3)]。しかし，寒冷地における研究事例はない。そこで本節では，下層への硝酸性窒素溶脱軽減を目指し，C/N 比の異なる有機質資材を下層へ埋設し，土壌溶液中の硝酸性窒素を軽減する対策手法を検討する。

（２）方法

供試した有機質資材の成分を表Ⅱ－3－9 に示す。

表Ⅱ－3－9　有機質資材成分

	水分率[1)] %	pH (H_2O)	EC[2)] ms/cm	C/N比[2)]	T-C[2)] %	T-N[2)] %
麦かん	10.9	－	－	124	40.2	0.3
バーク堆肥	51.8	7.9	2.4	21	28.6	1.4
ナタネ粕	10.7	6.3	4.2	7	41.3	6.3

1)現物あたり　2)乾物あたり

① 有機質資材が土壌溶液中の硝酸性窒素濃度に及ぼす影響

ねらい：枠圃場において下層へ埋設した有機質資材が土壌溶液中の硝酸性窒素濃度に及ぼす影響を検討する。

調査年次：2006 年～2008 年（融雪期を除く）

実施場所：中央農試（枠圃場）

有機質資材：麦かん（C/N 比＝124，高），バーク堆肥（C/N 比＝21，中）

試験処理：2006 年 5 月末に 1 辺 1m，面積 1m^2 で深さ 1m のコンクリート枠に火山性土を充填し枠圃場を造設した。有機質資材は火山性土充填時に表Ⅱ-3-10 に示す量を 0.3m の深さに埋設した。対照として有機質資材を埋設しない無埋設区を設けた。毎年，合計窒素施用量が 30kg/10a になるように，作物の標準施肥量を化成肥料で施用し，残りを硝酸カリで施用した（表Ⅱ-3-11）。深さ 0.8m に埋設したポーラスカップにより土壌溶液を採取した（図Ⅱ－3－13）。

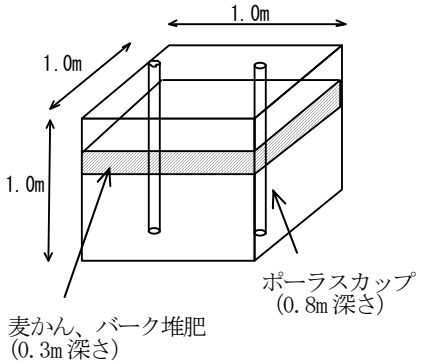
供試土壌：火山性土

供試作物：エン麦、キャベツ、スイートコーン（表Ⅱ－3－11）収穫物は全量搬出した。

調査項目：土壌溶液中硝酸性窒素濃度，乾物生産量，作物窒素吸収量

表Ⅱ－3－10　試験処理概

系列	処理区	埋設有機物 種類	埋設有機物 量 t/10a	栽培作物
無埋設	栽植	－	－	有
	無栽植	－	－	無
麦かん	少	麦かん	1	有
	多	麦かん	2	有
バーク堆肥	少	バーク堆肥	4	有
	多	バーク堆肥	8	有



図Ⅱ－3－13　有機物およびポーラスカップ埋設位置

表Ⅱ－3－11　作付け概要

年次	2006年	2007年	2008年
化成肥料　(N-P-K, kg/10a)	5-10-5	22-20-18	12-18-16
硝酸カリウム　(N, kg/10a)	25	8	18
作物	エン麦「前進」	キャベツ「楽園」	スイートコーン「ピーターコーン」
施肥・播種	6月5日	6月7日	5月15日
収穫	8月15日	8月14日	8月26日

②　各種有機質資材の作物生育への影響（ポット試験）

ねらい：有機質資材が作物へ及ぼす影響を明らかにする。

調査年次：2008年5月～9月

有機質資材：麦かん（C/N比＝124，高），バーク堆肥（C/N比＝21，中），ナタネ粕（C/N比=7，低）

試験処理：各種有機質資材と硫安を未風乾土と混和し，1/5000aのワグネルポットに充填した(表Ⅱ－3－12)。対照として無施用区を設けた。

施用量：N-P-K＝1.0-0.5-0.5g /pot

供試土壌：褐色森林土

供試作物：イタリアンライグラス

播種日：5月15日（0.3g/pot）

調査日：6月23日，7月14日，8月8日，9月9日
地際から3cmを残して刈り取った。

調査項目：作物窒素吸収量，乾物生産量

③　各種有機質資材の無機化・有機化特性（培養試験）

ねらい:有機質資材の無機化および有機化特性を明らかにする。

調査年次：2008年

有機質資材：麦かん（C/N比＝124，高），バーク堆肥（C/N比＝21，中），ナタネ粕（C/N比=7，低）

試験処理：各種有機質資材と硝酸カリウムを未風乾土30gと混和し，100mlポリビンに入れ，25℃で培養した。土壌水分は最大容水量の60%となるように2週間ごとに調整した。有機質資材混和量を表Ⅱ-3-13 に示す。培養開始後4週間，8週間，12週間に取り出した。

硝酸性窒素施用量：8mg/ビン

供試土壌：褐色森林土

調査項目：無機態窒素濃度

表Ⅱ－3－12　試験処理概要（ポット試験）

有機質資材		施用量 現物 g/pot	施用量 炭素含量 g/pot	施用量 窒素含量 g/pot
無施用		－		
麦かん	少	20	8.0	0.06
	多	40	16.1	0.12
バーク堆肥	少	80	22.9	1.12
	多	160	45.8	2.24
ナタネ粕	少	20	8.3	1.26
	多	40	16.5	2.52

表Ⅱ－3－13　試験処理概要（培養試験）

有機質資材		施用量 現物 mg/ビン	施用量 炭素含量 mg/ビン	施用量 窒素含量 mg/ビン
麦かん	少	250	101	0.8
	多	500	201	1.5
バーク堆肥	少	350	100	4.9
	多	700	200	1.2
ナタネ粕	少	250	103	15.8
	多	500	207	31.5

（3）結果および考察

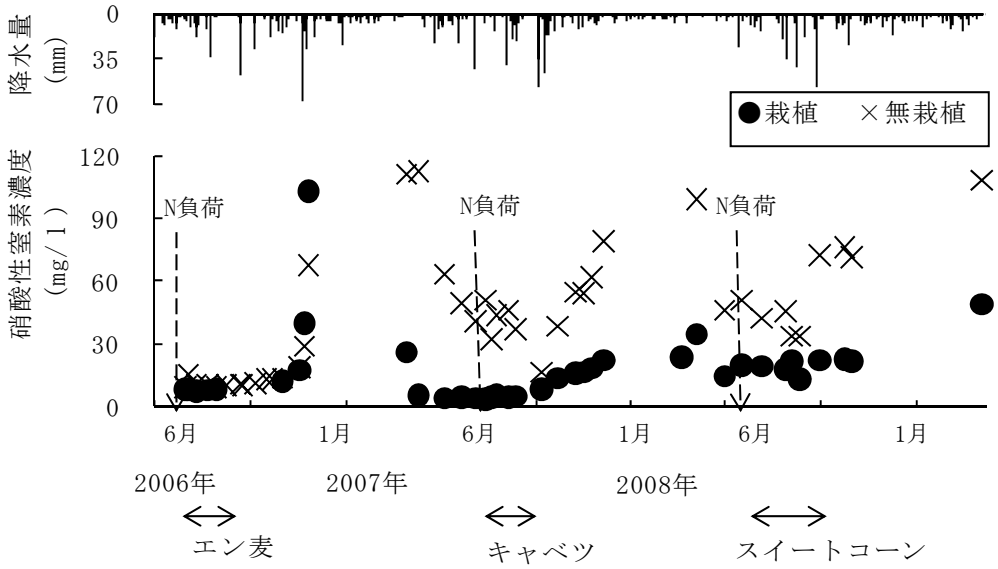
① 有機質資材が土壌溶液中の硝酸性窒素濃度に及ぼす影響

a. 無埋設区の土壌溶液中硝酸性窒素濃度の推移

2006 年の無埋設栽植区の土壌溶液中硝酸性窒素濃度は，施肥直後は濃度の上昇がみられず、10 月までは 7.3～8.3 mg/l で推移した（図Ⅱ－3－21）。作物収穫後の 10 月以降濃度が上昇し，11 月に 103 mg/l の高濃度となり，融雪（2007 年 3 月，4 月）以降は低下した。2007 年も 2006 年と同様に，施肥直後は濃度の上昇がみられず，10 月までは 3.2～13.4 mg/l で推移した。作物収穫後は 10 月以降濃度が上昇し，融雪以降低下する傾向がみられ，融雪時（2008 年 3 月）に最大の 34.7 mg/l を示した。2008 年は施肥から 10 月までの濃度は 14.0～22.2 mg/L と 2006 年，2007 年に比較して高く推移し，融雪時（2009 年 3 月）に最大の 49.0 mg/l を示した。

2006 年と 2007 年，2008 年では土壌溶液中の硝酸性窒素濃度の値が大きく異なっていた。この要因は次のように考えられる。すなわち，2006 年は 7 月 20 日～8 月 26 日の 28 日間降水がなく，8 月，9 月は土壌溶液が採取できない状態であったことから，下層への水と窒素移動が少なく，水分状態の高まった秋に土壌中の窒素が一気に溶脱したため最高値が高かったと考えられる。これに対し，2007 年，2008 年は継続的に土壌溶液が採取できたことから，窒素も徐々に溶脱し，2006 年ほど濃度は急激に上昇しなかったと考えられる。また，2008 年は，施肥から 10 月までの濃度が 2006 年，2007 年に比較して高かった。これは 2008 年は作物の生育が不良であったために，作物による窒素吸収が少なく窒素の溶脱が多くなったと考えられる。

無栽植区の土壌溶液中硝酸性窒素濃度を栽植区と比較すると，2006 年は概ね同様の推移を示したが，2007 年以降明らかに高く推移した。また，土壌溶液を採取できた回数，量ともに無栽植区が上回った。このことから，作物生育は土壌中の硝酸性窒素量とともに，土壌水分量にも影響を及ぼすと考えられた。



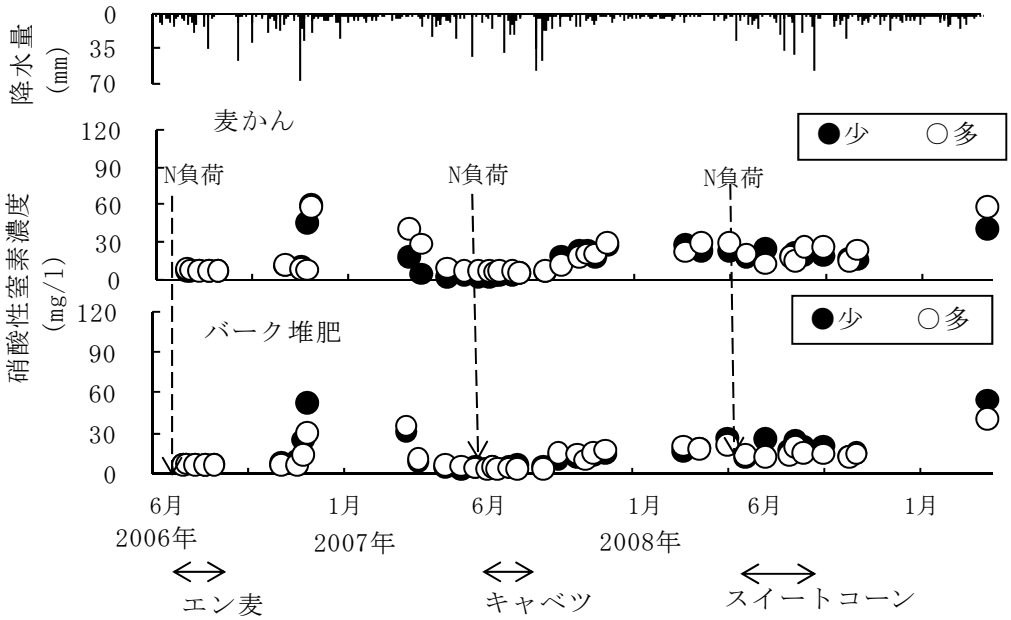
図Ⅱ－3－21　無埋設区の土壌溶液中硝酸性窒素濃度の推移

b．有機質資材埋設区の土壌溶液中の硝酸性窒素濃度

麦かん系列では無埋設栽植区と同様に，2006 年は施肥から 10 月まで硝酸性窒素濃度は上昇せず，7.8～8.7 mg/l で推移した（図Ⅱ－3－22）。作物収穫後の 10 月以降，濃度が上昇したが，およそ 60 mg/l と上昇程度は無埋設栽植区よりも小さく融雪以降は低下した。2007 年，2008 年も無埋設栽植区と同様の推移を示した。バーク堆肥系列でも麦かんとほぼ同様の推移を示した。

埋設期間ごとに土壌溶液中の硝酸性窒素濃度の平均値を比較すると，埋設 1 年目は麦かん系列で 1 割ほど，バーク堆肥系列で 3 割ほど無埋設栽植区より低い値となり，両資材とも埋設 1 年目は硝酸性窒素の溶脱が抑制される可能性が示された（表Ⅱ－3－14）。しかし，埋設 2 年目以降は資材間で異なる傾向を示した。すなわち，麦かん系列では，埋設 2 年目は無埋設栽植区と比較して 2 割高くなり，3 年目はほぼ同等であった。一方，バーク堆肥系列では埋設 2 年目は 1 割低下し，3 年目も同等あるいは低下がみられた。

有機質資材の埋設量と硝酸性窒素濃度の間には一定の傾向は認められなかった。



図Ⅱ－3－22　有機質資材埋設区の土壌溶液中硝酸性窒素濃度の推移

表Ⅱ－3－14　土壌溶液中の硝酸性窒素濃度の比較

系列	処理区	2006年度[2)] 埋設1年目		2007年度[3)] 埋設2年目		2008年度[4)] 埋設3年目		全期間[5)]	
		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
無埋設	栽植	19.3	(100)	12.8	(100)	23.0	(100)	17.6	(100)
	無栽植	40.4	(209)	50.3	(393)	59.7	(260)	49.1	(279)
麦かん	少	15.7	(81)	15.1	(118)	22.8	(99)	17.2	(98)
	多	16.8	(87)	15.8	(123)	24.6	(107)	18.3	(104)
バーク堆肥	少	14.1	(73)	11.0	(86)	23.0	(100)	15.0	(85)
	多	12.2	(63)	11.5	(90)	18.3	(80)	13.4	(76)

1)括弧内数値は無埋設栽植区に対する比
2)2006年度：2006年6月8日～2007年6月6日（積雪期を除く）
3)2007年度：2007年6月7日～2008年5月14日（積雪期を除く）
4)2008年度：2008年5月15日～2009年3月26日（積雪期を除く）
5)全期間：2006年6月8日～2009年3月26日（積雪期を除く）

c．供試作物の窒素吸収量および乾物生産量

2006 年のエン麦の窒素吸収量は無埋設栽植区と比較して，麦かん系列では少なくなり，バーク堆肥系列では多くなる傾向がみられた（表Ⅱ－3－15)。エン麦の乾物生産量の処理間差も窒素吸収量と同様の傾向を示した。

2007 年のキャベツの窒素吸収量および乾物生産量は，バーク堆肥系列では 2006 年と同様に，無埋設栽植区や麦かん系列より多くなったが，麦かん系列では 2006 年と異なり，無埋設栽植区より多くなった。2008 年の窒素吸収量および乾物生産量は麦かん系列、バーク堆肥系列ともに無埋設栽植区より少なかったが，生育が不良であり、窒素吸収量は 5.2～8.4kg/10a，乾物生産量は 439～693 kg/10a と全体的に少なく一定の傾向は判断できないと考えられた。

表Ⅱ－3－15　　供試作物の窒素吸収量および乾物生産量

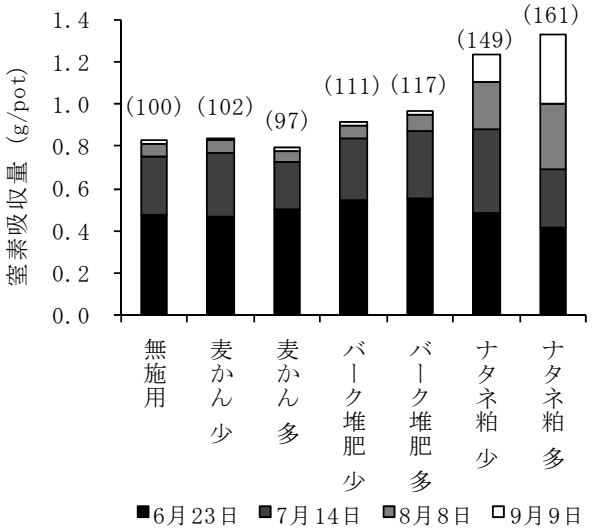
系列	処理区	2006年度[2)]埋設1年目 窒素吸収量 kg/10a		乾物生産量 kg/10a		2007年度[2)]埋設2年目 窒素吸収量 kg/10a		乾物生産量 kg/10a		2008年度[2)]埋設3年目 窒素吸収量 kg/10a		乾物生産量 kg/10a	
無埋設 麦かん	栽植	15.4	(100)	1271	(100)	17.3	(100)	665	(100)	7.8	(100)	693	(100)
	少	12.7	(82)	1032	(81)	23.3	(135)	984	(148)	5.2	(67)	439	(63)
	多	12.5	(81)	1032	(81)	20.9	(121)	776	(117)	8.4	(108)	680	(98)
バーク堆肥	少	18.1	(118)	1361	(107)	25.4	(147)	967	(145)	5.4	(69)	442	(64)
	多	21.3	(138)	1422	(112)	25.7	(149)	1054	(158)	6.6	(85)	485	(70)

1)括弧内数値は無埋設栽植区に対する値
2)2006年度：エン麦，2007年度キャベツ，2008年度スイートコーン

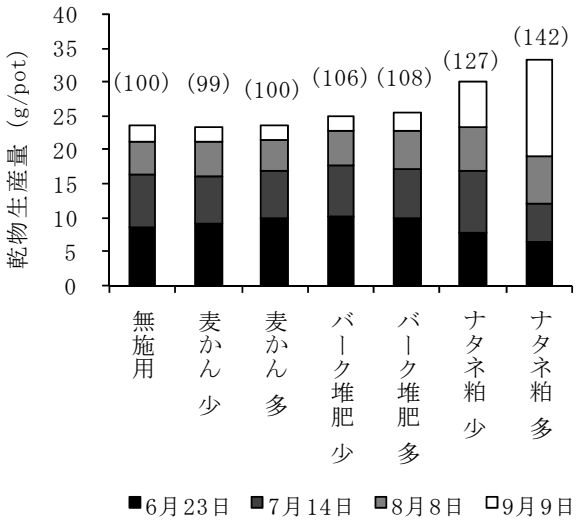
② 各種有機質資材の作物生育への影響（ポット試験）

無施用区のイタリアンライグラスの6月23日～9月9日の合計窒素吸収量は0.83g/ pot であった(図Ⅱ－3－23)。イタリアンライグラスの合計窒素吸収量は有機質資材のC/N比が大きいほど少なく，麦かん施用区≒無施用＜バーク堆肥施用区＜ナタネ粕施用区の順であった。また，無施用区のイタリアンライグラスの6月23日～9月9日の合計乾物生産量は，23.5 g/ pot であった。(図Ⅱ－3－24)。有機質資材施用区の合計乾物生産量を無施用区と比較すると，窒素吸収量と同様の傾向を示した。

資材施用量間の差違をみると，麦かん施用区では、乾物生産量は差がみられなかったが，窒素吸収量は資材施用量が多い区で少なくなる傾向がみられた。一方，バーク堆肥施用区とナタネ粕施用区では資材施用量が多いほど多かった。



図Ⅱ－3－23　イタリアンライグラスの窒素吸収量



図Ⅱ－3－24　イタリアンライグラスの乾物生産量

③ 各種有機質資材の無機化・有機化特性（培養試験）

麦かん施用区の窒素無機化量は-0.3～-5.1mg/ビンとなり，培養8週間後に最も有機化が進行していた(表Ⅱ－3－16)。バーク堆肥施用区の窒素無機化量は-0.3～0.8mg/ビンと変化は小さく，培養8週間から12週間後に無機化に転じた。ナタネ粕施用区の窒素無機化量は 7.0～19.2mg/ビンとなり，窒素無機化量は培養日数の経過とともに増加した。

（4）有機質資材埋設が作物生育および窒素溶脱に及ぼす影響

C/N 比の異なる有機質資材を枠圃場において下層へ埋設し，土壌溶液中の硝酸性窒素濃度に及ぼす影響を検討した。その結果， C/N 比が高い麦かんでは埋設1年目は土壌溶液中の硝酸性窒素濃度は低下したが，埋設2年目以降は低下が認められなかった。作物の窒素吸収量および乾物生産量を無埋設区と比較すると，埋設1年目は少なかったが，埋設2年目は多かった。C/N 比の高い有機物では土壌に施用後，微生物の作用により窒素の取り込み（有機化）が起こることが知られている。ポット試験では収量の差違は判然としなかったが，培養試験では培養4週間後から12週間後まで有機化が起きていた。このことから，麦かんを埋設した区では窒素の取り込みが大きかったため，埋設 1 年目の 2006 年は作物の窒素吸収量が低下した可能性が考えられた。有機質資材埋設2年目，3年目は，硝酸の軽減効果は得

表Ⅱ－3－16　　有機質資材の無機

有機質資材	資材施用量	無機化量(mg/ビン) 4週間	8週間	12週間
麦かん	少	-0.4	-4.9	-3.3
	多	-0.3	-5.1	-4.1
バーク堆肥	少	-0.3	-0.2	0.8
	多	0.0	0.1	0.6
ナタネ粕	少	7.0	7.7	11.0
	多	14.3	12.4	19.2

*無機化量は資材施用区無機態窒素量から資材無施用区無機態窒素量と資材無機窒素量を差し引いた値
*無機態窒素：ナタネ（148mg/100g），バーク堆肥（25.5mg/100g）

られなかったが，埋設２年目の作物の収量は増加した。この要因として，有機質資材の分解に伴って有機化量が減少し，無機化へ転ずることから，作物生育を抑制するほどの窒素の取り込みが起こらなかった一方で，埋設 1 年目に有機化した窒素の溶脱が起きた可能性が考えられる。

C/N 比が 21 であったバーク堆肥では土壌溶液中の硝酸性窒素濃度は埋設１年目～3 年目まで低下した。しかし，埋設年数の経過により低下割合いは小さくなる傾向があった。作物の窒素吸収量および乾物生産量は埋設１年目，2 年目ともに無埋設区より多かった。ポット試験では増収効果が得られ，培養試験では窒素の無機化および有機化の変化が小さかった。このことから，バーク堆肥を埋設した区では，生育を抑制するほどの窒素の取り込みは起きず，窒素負荷となるような無機化もなかったと考えられる。また，堆肥埋設により作物生育が旺盛になり，窒素吸収量が高まり硝酸性窒素軽減に貢献したと推測される。

以上のことから，有機質資材埋設１年目は，麦かんでは有機物の窒素の取り込みによる硝酸性窒素の軽減効果が期待でき，バーク堆肥系列では窒素の取り込みに加え，作物による吸収量増加により硝酸性窒素を軽減させ得ることが示唆された。下層への有機質資材埋設が作物の窒素吸収量および硝酸性窒素溶脱に及ぼす影響を表Ⅱ－3－17 に整理した。

下層への適切な有機質資材埋設は，作物の生育量を増大させ，収量の増加と硝酸性窒素汚染の防止を両立させる可能性が示唆された。今後は作物の生育量増加の要因や圃場への有機質資材の埋設方法，有効な有機質資材の特性などについて検討する必要がある。

表Ⅱ－3－17　有機質資材埋設が作物の窒素吸収量および硝酸性窒素溶脱に及ぼす影響

埋設有機物	C/N比	埋設量 t/10a	窒素吸収量および乾物生産量		期待される硝酸性窒素濃度軽減効果	
			埋設1年目	埋設2年目	埋設年数	要因
麦かん	124	1～2	減	同等～増	埋設1年目のみ軽減	有機質資材による窒素の取り込み
バーク堆肥	21	4～8	増	増	埋設から3年程度まで軽減	作物による窒素吸収量増加

*埋設深度：30cm

（５）要約

① C/N 比が大きく異なる 2 種類の有機物を下層へ埋設し，硝酸性窒素溶脱に及ぼす影響を検討したところ，C/N 比が 124 の麦かんを下層へ埋設することにより，埋設 1 年目は硝酸性窒素の軽減効果が得られたが，埋設 2 年目以降は認められなかった。また，埋設 1 年目は作物の収量が低下した。主な軽減要因は有機質資材による窒素の取り込みによるものと考えられた。

② C/N 比が 21 のバーク堆肥では埋設年数の経過により軽減効果は低下するが，埋設 3 年目まで軽減効果が得られた。また，埋設 2 年目までは作物の収量は増加した。主な軽減要因は作物による窒素吸収量増加によるものと考えられた。

３）引用文献

(1) 株式会社レアックス．“Surfur ユーザーズガイド日本語概要版”p1-96．(2000)

(2) 日本ペドロジー学会編．“土壌調査ハンドブック（改訂版）”．博友社．P91．(1997)

(3) 木方展治，生駒泰基，今園支和．“土壌下層への有機物埋設による硝酸性窒素溶脱低減効果”．九州農業研究 ．第 60 号．p63．(1998)

（濱村美由紀）

Ⅲ．硝酸汚染軽減対策の評価

１．多様な作付体系におけるNiPRASの有効性の検証

１）背景と目的

地下水の硝酸汚染においては，地表に投入した窒素が地下水に移行するまでにある程度の期間を要するため，地下水の硝酸性窒素濃度を直接の指標として対策を講じることには限界がある。そのため，対策技術の導入にあたっては，その導入効果を何らかの簡易な指標によって評価・予測することが必要となる。中央農試が開発した「地下水の硝酸性窒素汚染リスク評価ソフト（Nitrate Pollution Risk Assessment System, 以下，NiPRAS)」[1)]は，農地への窒素投入量，作物による窒素持ち出し量，余剰水量（浸透水量）および肥培管理情報（施肥，生産物）から地下水の硝酸性窒素汚染リスクを簡易に評価できるソフトウェアである。本節では，収穫残渣のすき込みを含む多様な作付体系での浸透水の硝酸汚染リスク評価に対して NiPRAS を適用し，その有効性を検証する。

２）NiPRASの演算論理の概要

NiPRASの演算論理では，地下水の汚染リスクを窒素環境容量に対する超過窒素量（1式）で評価し，超過窒素量がプラス（浸透水の硝酸性窒素濃度が10 mg/Lを超過）の場合にリスクが高いと判定する。なお1式の窒素環境容量は2式で定義される。

超過窒素量＝窒素投入量－窒素環境容量　（1式）

窒素環境容量＝作物による窒素持ち出し量
＋硝酸性窒素残存許容量（2式）

2式の硝酸性窒素残存許容量は，土壌に残存した硝酸性窒素がすべて浸透水で流出した場合に浸透水の硝酸性窒素濃度が10 mg/Lとなる量で，浸透水量に正比例する。

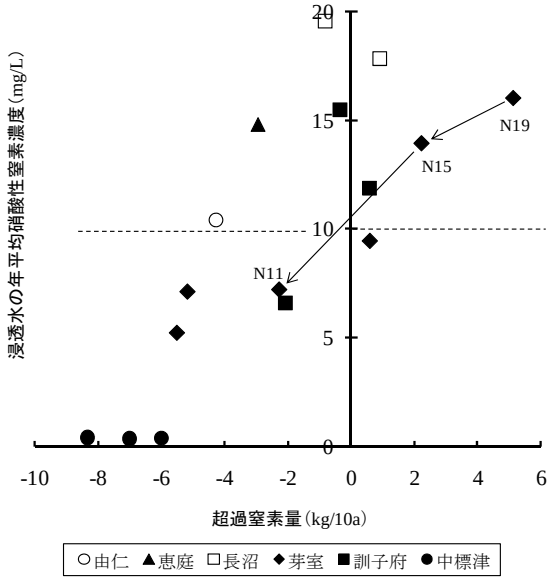
したがって，浸透水量に大差がない場合，1式で定義される超過窒素量は，窒素投入量に対する窒素持ち出し量の大きさでほぼ決まる。なお，NiPRASでは，想定した肥培管理をある程度継続した場合のリスク評価を対象としているため，圃場にすき込まれる収穫残渣中の窒素についてはいずれ分解・放出されるものと見なし，収支計算上は無機態の残存窒素と同様に扱っている。

３）検証方法

土壌の種類，栽培作物種および試験年次等が多様でかつ浸透水の年平均硝酸性窒素濃度が既知の 16 の連輪作事例（キャベツやてんさい等の収穫残渣のすき込み履歴を持つ輪作 8 事例を含む）を選定し（表Ⅲ－1－1)，これらについてNiPRASの演算論理を用いて超過窒素量を算定して，超過窒素量と浸透水の年平均硝酸性窒素濃度との関係を検討した。収穫残渣のすき込み履歴を持つ事例を含めたのは，上述の収穫残渣中の窒素の取り扱い方の妥当性を検証するためである。超過窒素量の算出に必要な年間浸透水量（余剰水量）は，所在地近傍のアメダスデータ等からⅣ-3 に記載の土壌浸透水量推定モデルで求め，その他の窒素肥培管理および生産物に関する数値は表Ⅲ－1－1に依った。

４）結果

NiPRAS は想定した肥培管理をある程度継続したときの浸透水の硝酸性窒素汚染リスクを評価するものなので，超過窒素量と浸透水の年平均硝酸性窒素濃度との関係を，各事例の調査年次（3～5カ年）における平均値で検討した（図Ⅲ－1－1)。



図Ⅲ－1－1　超過窒素量と浸透水の年平均硝酸性窒素濃度との関係

超過窒素量＝窒素投入量－窒素環境容量．各ケースの調査年次（3～5カ年）の平均値で表示．図中のN11, N15, N19は各プロットにおける平均窒素投入量（kg/10a）で，矢印は窒素投入量の削減に伴い窒素超過量が低下することを示している．

表Ⅲ－1－1　超過窒素量と浸透水の年平均硝酸性窒素濃度との関係解析に用いたデータ

ケース No.	地点および土壌の種類	年次	作物[1]	窒素施肥量[2] (kg/10a)	有機物 種類	有機物 施用量 (t/10a)	収穫残渣 種類	収穫残渣 すき込み量 (t/10a)	窒素投入量[3] (kg/10a)	作物収穫部位による持ち出し窒素量[2] (kg/10a)	年間浸透水量[4] (mm)	浸透水の年平均硝酸性窒素濃度[5] (mg/L)	出典
1	由仁町 普通褐色低地土	1997	たまねぎ	20					20	7.9	805	12.7	松本ら (2005)
		1998	秋まき小麦	2					2	14.0	621	1.1	
		1999	たまねぎ	20					20	8.6	591	7.4	
		2000	たまねぎ	15					15	13.6	964	14.4	
		2001	たまねぎ	15					15	12.9	656	13.3	
2	恵庭市 普通黒ボク土	1997	にんじん	11	牛糞堆肥	7.0	茎葉	1.7	18	4.1	639	21.0	
		1998	だいこん(2作)	11	牛糞堆肥	8.0			19	23.4	573	9.1	
		1999	キャベツ	16	牛糞堆肥	8.0	外葉	4.6	24	10.2	579	24.2	
		2000	小豆	2	牛糞堆肥	5.0			11	13.0	905	14.3	
		2001	ばれいしょ	8	牛糞堆肥	3.0			11	13.2	687	6.7	
3	長沼町 普通褐色低地土	1999	たまねぎ	15					15	6.0	609	15.5	
		2000	たまねぎ	15					15	6.8	980	18.7	
		2001	たまねぎ	15					15	6.8	674	18.7	
4		1999	たまねぎ	10	牛糞堆肥	5.0			15	7.3	609	17.9	
		2000	たまねぎ	10					10	6.9	980	20.2	
		2001	たまねぎ	10	牛糞堆肥	5.0			16	6.9	674	20.2	
5	芽室町 (十勝農試) 淡色黒ボク土	2002	てんさい	15					15	18.2	577	1.7	平成16年度成績会議資料「普通畑およびたまねぎ畑における地下水中硝酸性窒素の削減対策」
		2003	小豆	4					8	5.9	451	7.1	
		2004	春まき小麦	9					9	10.3	403	8.3	
6		2002	てんさい	15	牛糞堆肥	1.5			20	24.9	577	3.2	
		2003	小豆	4	牛糞堆肥	1.5			13	9.7	451	9.4	
		2004	春まき小麦	9	牛糞堆肥	1.5			14	12.3	403	10.3	
7		2002	てんさい	15			茎葉	6.8	15	7.1	577	2.3	
		2003	小豆	4			茎莢	0.2	8	7.6	451	8.8	
		2004	春まき小麦	9			麦稈	0.6	9	10.0	403	12.6	
8		2002	てんさい	28			茎葉	8.0	28	9.3	577	4.4	
		2003	小豆	4			茎莢	0.2	8	9.1	451	11.5	
		2004	春まき小麦	9			麦稈	0.6	9	10.2	403	14.5	
9		2002	てんさい	15	牛糞堆肥	1.5	茎葉	7.6	20	7.8	577	3.5	
		2003	小豆	4	牛糞堆肥	1.5	茎莢	0.1	13	6.7	451	19.1	
		2004	春まき小麦	9	牛糞堆肥	1.5	麦稈	0.6	14	10.2	403	23.2	
10		2002	てんさい	28	牛糞堆肥	1.5	茎葉	7.9	32	10.3	577	9.0	
		2003	小豆	4	牛糞堆肥	1.5	茎莢	0.2	13	7.7	451	22.5	
		2004	春まき小麦	9	牛糞堆肥	1.5	麦稈	0.6	14	10.5	403	18.9	
11	訓子府町 (北見農試) 多湿黒ボク土	2000	秋まき小麦	12					12	12.0	418	7.9	鈴木・志賀(2004)および平成14年度成績会議資料「畑地における地下水の硝酸汚染防止のための投入窒素限界量」
		2001	てんさい	16			茎葉	3.8	16	6.3	462	4.4	
		2002	ばれいしょ	4					4	7.4	368	7.9	
12		2000	秋まき小麦	12	牛糞堆肥	2.0			15	13.3	418	13.4	
		2001	てんさい	16	牛糞堆肥	2.0	茎葉	3.8	20	8.5	462	10.4	
		2002	ばれいしょ	4	牛糞堆肥	2.0			9	8.4	368	12.0	
13		2000	秋まき小麦	8	牛糞堆肥	4.0			15	16.4	418	18.2	
		2001	てんさい	12	牛糞堆肥	4.0	茎葉	3.8	20	9.2	462	14.0	
		2002	ばれいしょ	0	牛糞堆肥	4.0			10	7.9	368	14.3	
14	中標津町 (根釧農試) 普通黒ボク土	2001	チモシー	5					5	4.0	500	0.8	平成18年度成績会議資料「スラリー連用条件下の火山灰草地における窒素の収支」
		2002	チモシー	16					16	11.0	900	0.3	
		2003	チモシー	16					16	16.0	1000	0.3	
15		2001	チモシー	0	乳牛スラリー	9.3			10	7.0	500	0.7	
		2002	チモシー	0	乳牛スラリー	9.3			8	7.0	900	0.4	
		2003	チモシー	0	乳牛スラリー	9.3			9	10.0	1000	0.2	
16		2001	チモシー	0	乳牛スラリー	13.9			15	13.0	500	1.2	
		2002	チモシー	0	乳牛スラリー	13.9			12	13.0	900	0.3	
		2003	チモシー	0	乳牛スラリー	13.9			14	16.0	1000	0.2	

1) 網掛けは収穫後にその残渣を圃場にすき込んだ作物.
2) 1年に複数回作付の場合は複数作の合計.
3) 窒素施肥量＋施用有機物の無機態窒素換算量. ただし, 小豆については窒素固定量として4 kg/10aを加算.
4) 浸透水量推定モデルで算出(ただし, No.14～16は出典に記載の値).
5) 定期的に測定した浸透水中の硝酸性窒素濃度を浸透水量で加重平均して年平均値を算出.

これによると，多少の例外はあるが，超過窒素量がプラスとなる事例の多くで浸透水の硝酸性窒素濃度が 10 mg/L を超えたのに対し，マイナスの場合はこれを下回ることが多く，3～5 カ年の期間について NiPRAS で算出した平均超過窒素量は浸透水の硝酸汚染リスク評価に有効であることが検証された。土壌の種類との関連では，黒ボク土（黒塗りのプロット）の方が低地土（白抜きのプロット）よりも妥当な評価を示す場合が多く，この差異には降雨時の主たる浸透過程の違い（黒ボク土：マトリクス流，低地土：バイパス流）に起因する実測値の不確実性などが影響している可能性がある。

次に，てんさい茎葉等の収穫残渣すき込み履歴のある芽室（ケース No. 7～10，◆のプロットの一部）および訓子府（No. 11～13，■のプロット）の事例に着目すると，いずれの場合もリスク評価は概ね適切であった。したがって，NiPRAS での収穫残渣中の窒素の取り扱い方は妥当と認められた。ただし，このことには，芽室および訓子府での収穫残渣がてんさい茎葉，小豆茎莢，麦稈などであり，すき込み後の窒素放出時期が翌年春・夏以降または 2 年後と比較的遅いことが関係していると思われる。

以上のことから類推すると，Ⅱ－2－１）で述べた汚染軽減策としての後作緑肥（すき込み後の窒素放出時期は翌年春から）の位置付けは，てんさい茎葉と同等と考えてよい。すなわち，緑肥としてすき込まれた窒素は数カ年の間に作物に吸収利用され，当面の溶脱リスクからは隔離されよう。ただし，図Ⅲ－1－1（矢印付きの◆のプロット）から理解されるように，超過窒素量を削減し，汚染リスクを根本的に低減するには，すき込んだ緑肥等からの窒素放出を見込んだ次作物での減肥が必須となることに留意する必要がある。

５）要約

NiPRAS で算出した超過窒素量は，収穫残渣のすき込みを含む多様な栽培体系での浸透水の硝酸汚染リスク評価指標として有効であることを検証した。

６）引用文献

1)唐星児，志賀弘行，中本洋，日笠裕治.”肥培管理情報を利用した地下水の硝酸性窒素汚染リスク評価ソフト「NiPRAS」”．土肥誌．78．607-610（2007）.

（中辻敏朗）

２．小流域における各種軽減対策の導入効果

１）目的

ここまでの検討により，Ⅰ－4 で解析対象とした小流域Ａは，水理地質および営農現状からみて地下水の硝酸汚染リスクが高い地域であることが明らかとなった。本節では，小流域Ａ内の想定した地区に対し，地下水の硝酸汚染軽減に有効な既往の各種技術や本課題で開発した新しい技術を導入した場合，地下水の汚染リスクがどの程度低減されるかについて，前節でその有効性が検証されたNiPRASを活用して推定する。

２）対象地域の概要

小流域Ａの一部であるA1，A2，A3，A4，A5の5地区からなる合計663 haを対象とした（表Ⅲ－2－1）。Ⅰ－4での実態調査に基づく地域の営農の現状を以下に述べる。

輪作体系としては，単純化のため，いずれの地区とも「秋まき小麦→てんさい→たまねぎ（1 作目）→たまねぎ（2作目）」の3作物による4年連輪作を想定した。各作物の作付割合は，秋まき小麦が 20～30%で地区間差は小さいが，たまねぎとてんさいの割合が地区によって異なり，A3 地区ではてんさいが多く（40%），A1 および A2 地区ではたまねぎが多い（58～60%）という特徴を持つ。4 作平均の窒素投入量は地区全体では 16 kg/10a であるが，作物の作付割合や土壌特性等の違いを反映して A3 地区が 19 kg/10a と多く，A2 地区は 14 kg/10a と少ない。収量は，秋まき小麦が 640～710 kg/10a，てんさいが 5160～5910 kg/10a，たまねぎが 6320～6550 kg/10a で，いずれの作物も概ね標準～高収レベルにある。

３）リスク低減効果の評価法

前述の営農現状（表Ⅲ－2－1）を踏まえながら作成した以下の２つの改善シナリオ（表Ⅲ－2－2，3）の導入効果を，NiPRASで推定した超過窒素量（窒素投入量－窒素環境容量）を指標として評価した。すなわち，各地区について，改善シナリオ１および２を導入後の超過窒素量をNiPRASで作物ごとに算出後，各作物の作付面積割合で加重平均した値をそれぞれの地区の平均的な超過窒素量とし，現状における超過窒素量と比較検討した。改善シナリオ１および２の概要は以下の通りである。

＜改善シナリオ１（窒素投入量の適正化）＞

秋まき小麦，てんさいおよびたまねぎ２作目では土壌窒素診断に基づき，また，たまねぎ１作目では前作ですき込まれたてんさい茎葉からの窒素供給を見込んで，いずれも窒素投入量を適正化（ただし，たまねぎでは収量レベルが高い実態を考慮し，土壌窒素診断等に基づく施肥量に２ kg/10a 上積み）。

＜改善シナリオ ２（窒素投入量の適正化＋土壌改良＋たまねぎ畑への後作緑肥導入）＞

改善シナリオ１に加え，たまねぎ１作目跡地へ後作緑肥を導入し，たまねぎ２作目ではこの緑肥からの窒素供給を見込んでさらに減肥。ただし，後作緑肥の導入はたまねぎ早生種栽培時に限られるため，その面積は全たまねぎ作付面積の３割と仮定。あわせて，たまねぎ畑へ振動式全層破砕処理を導入し，たまねぎの収量が 5%増加，また同処理の残効で次作以降の秋まき小麦とてんさいの収量も 3%増加と想定。

表Ⅲ－2－1　小流域Ａの各地区における各種作物の作付面積・割合，収量および作物に対する窒素投入量の現状

	作物[1]	A1地区	A2地区	A3地区	A4地区	A5地区	平均値または合計[2]
作付面積[3]（ha）	秋まき小麦	30	41	58	16	25	170
	てんさい	29	28	85	17	28	187
	たまねぎ（1作目）	44	47	35	10	17	153
	たまねぎ（2作目）	44	47	35	10	17	153
	合計	147	163	213	53	87	663
作付面積割合[3]（%）	秋まき小麦	20	25	28	30	28	26
	てんさい	20	17	40	32	32	28
	たまねぎ（1作目）	30	29	16	19	20	23
	たまねぎ（2作目）	30	29	16	19	20	23
平均窒素投入量[4]（kg/10a）	秋まき小麦	11	10	15	12	11	12
	てんさい	21	17	26	19	20	21
	たまねぎ（2作共通）	15	15	16	18	15	16
	平均	16	14	19	16	15	16
平均収量[5]（kg/10a）	秋まき小麦	640	640	650	670	710	662
	てんさい	5270	5880	5160	5910	5600	5564
	たまねぎ（2作共通）	6360	6550	6510	6450	6320	6438
年間浸透水量[6]（mm）		300	300	300	300	300	－

[1] 「秋まき小麦→てんさい→たまねぎ（1作目）→たまねぎ（2作目）」の3作物による4年輪作を想定.
[2] 作付面積については合計，その他については平均値.
[3] たまねぎの1および2作目の作付面積は等しいと仮定.
[4] 窒素施肥量＋施用有機物の無機態窒素換算量.
[5] 秋まき小麦は子実重，てんさいは根重.
[6] 当地域の平均的な値.

表Ⅲ－2－2　改善シナリオ１（窒素投入量の適正化）

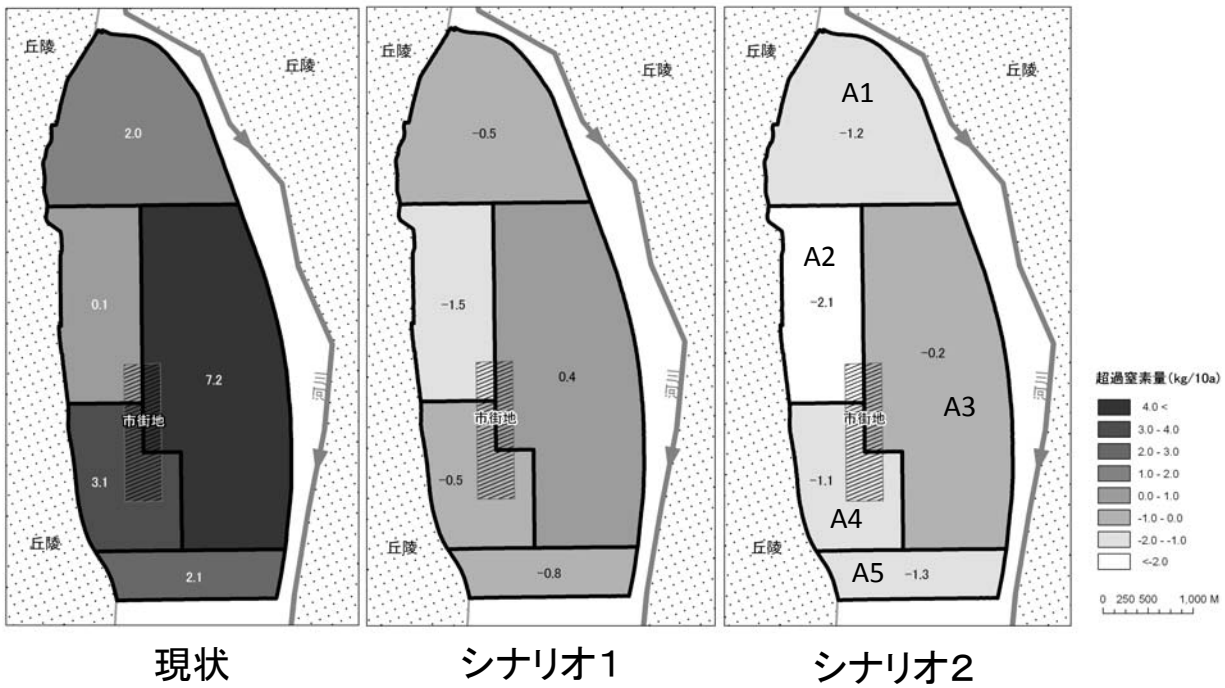
	作物	現状 A1地区	現状 A2地区	現状 A3地区	現状 A4地区	現状 A5地区		改善[1] A1地区	改善[1] A2地区	改善[1] A3地区	改善[1] A4地区	改善[1] A5地区	改善の内容
窒素投入量[2]（kg/10a）	秋まき小麦	11	10	15	12	11	→	－	－	**12**	－	－	秋まき小麦，てんさい，たまねぎ（2作目）では土壌診断に基づき，また，たまねぎ（1作目）では前作ですき込まれたてんさい茎葉からの窒素供給（4kg/10a）を評価して，いずれも窒素投入量を適正化（ただし，たまねぎでは収量レベルが高いことを考慮し，施肥対応による施肥量に2kg/10a上積み）．
	てんさい	21	17	26	19	20	→	**13**	**13**	**13**	**13**	**13**	
	たまねぎ（1作目）	15	15	16	18	15	→	**13**	**13**	**13**	**13**	**13**	
	たまねぎ（2作目）	15	15	16	18	15	→	**14**	**14**	**14**	**14**	**14**	
収量[3]（kg/10a）	秋まき小麦	640	640	650	670	710		－	－	－	－	－	
	てんさい	5270	5880	5160	5910	5600		－	－	－	－	－	
	たまねぎ（2作共通）	6360	6550	6510	6450	6320		－	－	－	－	－	

[1]「－」は現状から変更なしを意味する．年間浸透水量は現状（300mm）のままとした．
[2] 窒素施肥量＋施用有機物の無機態窒素換算量．
[3] 秋まき小麦は子実重，てんさいは根重．

表Ⅲ－2－3　改善シナリオ２（窒素投入量の適正化＋土壌改良＋たまねぎ畑への後作緑肥導入）

	作物	現状 A1地区	現状 A2地区	現状 A3地区	現状 A4地区	現状 A5地区		改善[1] A1地区	改善[1] A2地区	改善[1] A3地区	改善[1] A4地区	改善[1] A5地区	改善の内容
窒素投入量[2]（kg/10a）	秋まき小麦	11	10	15	12	11	→	－	－	**12**	－	－	改善シナリオ1に加え，たまねぎ（1作目）跡地へ後作緑肥（えん麦）を導入．たまねぎ（2作目）では，緑肥からの窒素供給（4kg/10a）を考慮し，窒素投入量をさらに削減．ただし，後作緑肥の導入は早生種栽培時に限られるため，その面積は作付け面積の3割と仮定．
	てんさい	21	17	26	19	20	→	**13**	**13**	**13**	**13**	**13**	
	たまねぎ（1作目）	15	15	16	18	15	→	**13**	**13**	**13**	**13**	**13**	
	たまねぎ（2作目）	15	15	16	18	15	→	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	
収量[3]（kg/10a）	秋まき小麦	640	640	650	670	710	→	**660**	**660**	**670**	**690**	**730**	全層破砕処理の導入で，たまねぎの収量が5%増加，また同処理の残効で次作以降の秋まき小麦とてんさいの収量も3%増加．
	てんさい	5270	5880	5160	5910	5600	→	**5430**	**6060**	**5320**	**6090**	**5770**	
	たまねぎ（2作共通）	6360	6550	6510	6450	6320	→	**6680**	**6880**	**6840**	**6770**	**6640**	

[1]「－」は現状から変更なしを意味する．年間浸透水量は現状（300mm）のままとした．
[2] 窒素施肥量＋施用有機物の無機態窒素換算量．
[3] 秋まき小麦は子実重，てんさいは根重．



現状　　シナリオ１　　シナリオ２

図Ⅲ－2－1　改善シナリオの導入による各地区の平均超過窒素量の変化

改善シナリオの内容は表Ⅲ－2－2および3を参照．超過窒素量＝窒素投入量－窒素環境容量．図中の数値は各地区の超過窒素量（kg/10a）で，作物ごとの超過窒素量を作物の面積割合で加重平均して算出．

４）結果

各種改善シナリオ導入後の各地区の超過窒素量を現状とともに図Ⅲ－2－1 に示した。

現状の超過窒素量をみると，いずれの地区ともにプラスで，A3 地区が 7.2 kg/10a と最も多く，次いで A4 地区（3.1），A5 地区（2.1），A1 地区（2.0）の順序で，A2 地区は 0.1 kg/10a であった。これらの超過窒素量は，各地区の窒素投入量の平均値の序列とほぼ一致していた。A3 地区の超過窒素量が特異的に多かった理由の一つとしては，3 作物のなかで窒素投入量が最も多いてんさいの面積割合が 5 地区なかで最も大きいことが挙げられる。

この現状に対し，3 作物への窒素投入量の適正化を想定した改善シナリオ 1 を導入したところ，超過窒素量は -1.5～0.4 kg/10a へと減少した。窒素投入量の適正化は超過窒素量の削減に極めて有効であったが，現状で超過窒素量が多い A3 地区では未だプラスのままであった。シナリオ 2 では，シナリオ 1 に加え土壌改良による作物収量の増加と後作緑肥の導入によるさらなる減肥を見込んだところ，超過窒素量は-2.1～-0.2 kg/10a といずれもマイナスに転ずると推定され，地下水の硝酸汚染リスクは現状よりも大幅に低減した。

以上のように，地下水の硝酸汚染防止には，超過窒素量を指標とした窒素負荷の現状把握に基いて，各種の個別対策技術を組み合わせた総合的な対策が不可欠と考えられた。

５）要約

水理地質および営農状況からみた地下水の硝酸汚染高リスク地域を対象に，各種改善シナリオの導入効果を超過窒素量に基づき評価したところ，窒素投入量の適正化の効果が顕著であったが，これに土壌改良による作物生産性の向上や後作緑肥などのクリーニングクロップの導入等を組み合わせ，総合的に改善すると，その効果がさらに高まると推定された。

（中辻敏朗，高田雅之，三島啓雄）

Ⅳ. 補遺

１．動態モデル（COUP モデル）による解析

（１）目的

帯水層へ供給される硝酸性窒素量の季節変化などの詳細な変動状況をあきらかにするため，動態モデル(COUP モデル)を小流域 A の調査結果に適用した。

（２）方法

①小流域 A の調査結果

Ⅰ-4-4)-(3)-③節の調査結果のうち，土壌水分観測を実施し，水質調査頻度も比較的多い，2006 年および 2007 年の調査結果を用いた。モデルの適合性を検討するために，不飽和帯を検査空間として，年間 7 ～ 8 回行った水質調査ごとにその間の水と硝酸の収支を整理した。不飽和帯への「入り」を正，「出」を負として下記のように整理した。

水収支：

貯留量変化＝地表面到達水量(雨・融雪)
－蒸発散量－帯水層への流出水量

窒素収支：

貯留量変化＝大気由来窒素＋施肥
－作物の持ち出し量
－帯水層への流出水量

②モデルの概要

シミュレーションには，包括的窒素動態モデルの一つである COUP モデル[1]を用いた。本モデルでは，土壌－植物－大気システムを対象に，鉛直一次元断面における水・熱の移動ならびに窒素の動態などを連成して計算する。

水・熱の移動は，それぞれの保存則による基礎式を離散化して陽的に計算する。可能蒸発散量はソーンスウェイト法，融雪水量はデグリー・デイ法により計算し，気温・降水量・風速・蒸気圧・日照時間などの気象データと合わせて外部入力で与えた。

窒素の移動は，水の移動にともなう硝酸態窒素の移動のみを考慮し,有機物の移動は考慮しなかった。土壌中での形態の変化は，無機化・有機化・硝化・脱窒を考慮した。

植物の成長は，植え付けから収穫までのサイクルを設定することにより，根による水・窒素の吸収，炭素・窒素の植物体(作物)への蓄積から計算される。

鉛直一次元の土層断面を図Ⅳ-1-1 に示す 9 層に分割し,最下層を帯水層に相当するように設定した。

③パラメータの設定とシミュレーション

外部入力で与える気象データは，付近のアメダスのデータ[2]をもちいた。

土層の熱特性，土壌水分保持曲線，透水性などのパラメータは，現地調査の結果により得られた土性や透水試験などを参考に，熱は地温観測の結果を，水は土壌水分の観測結果を再現するように設定した。

植物の成長では，収穫物となる部位への窒素・炭素の配分，および根の成長モデルなどを設定区画内の作物の総括的な状況を表現するように設定した。

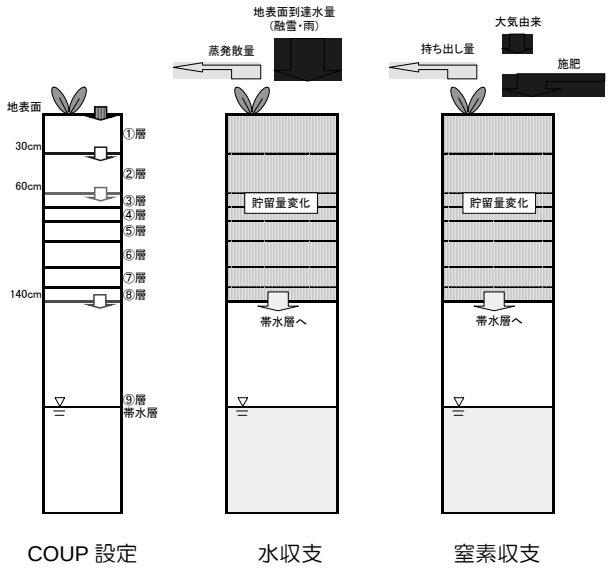
（３）結果と考察

図Ⅳ-1-2，および 3 に，各期間ごとの収支計算とシミュレーションによる計算結果を示した。降水量・融雪水量の変動状況は，図Ⅳ-1-4 の地表面到達水量を参照。

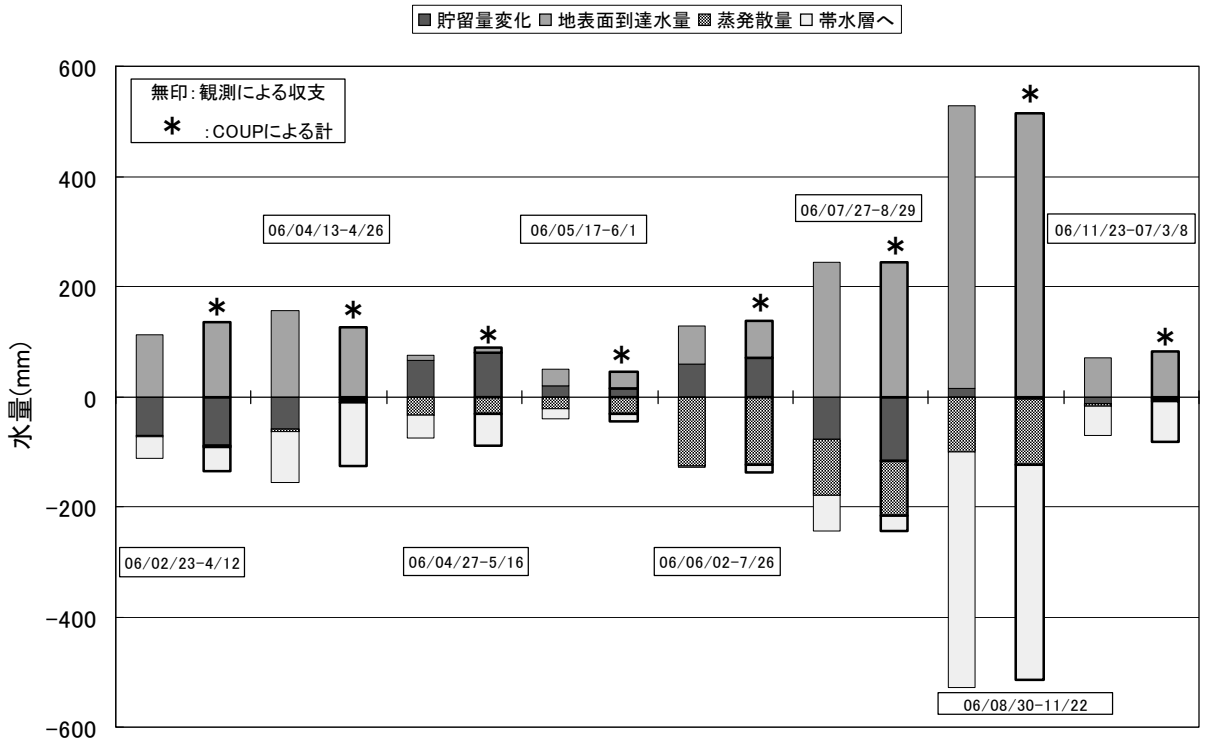
①期間収支

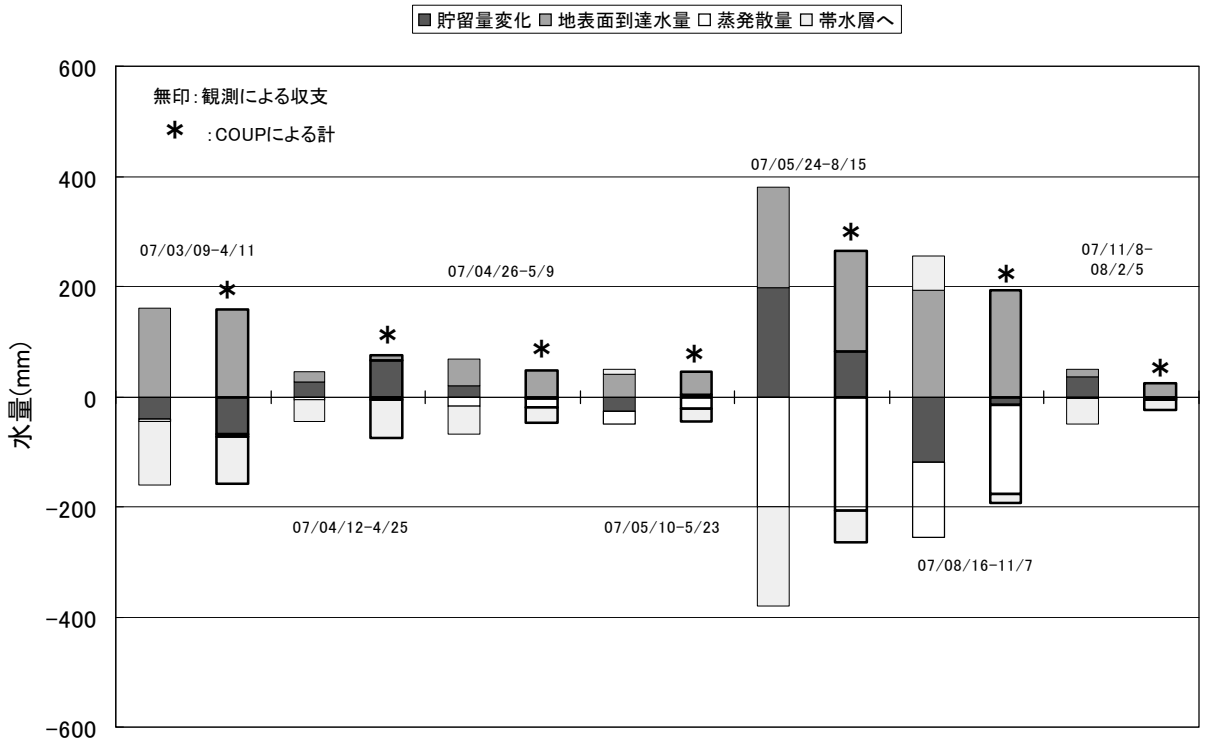
水・窒素ともに，2006 年 10 月の大雨の時期などを除くと，帯水層へ供給される浸透量は 3 ～ 4 月に一年間の中でも多くなり，融雪水の浸透量が多いことを示している。この結果は，Ⅰ-4-4)節の観測結果とも一致し，融雪水の浸透は水・硝酸性窒素が帯水層へ供給される大きな要因であることを示している。

なお，2007 年 5 月 10 ～ 23 日の期間では，水が帯水層から不飽和帯へ移動するのに対し，窒素は逆に移動すると計算された。これは，観測地点の降水



図Ⅳ-1-1　計算の土層断面と収支の領域設定





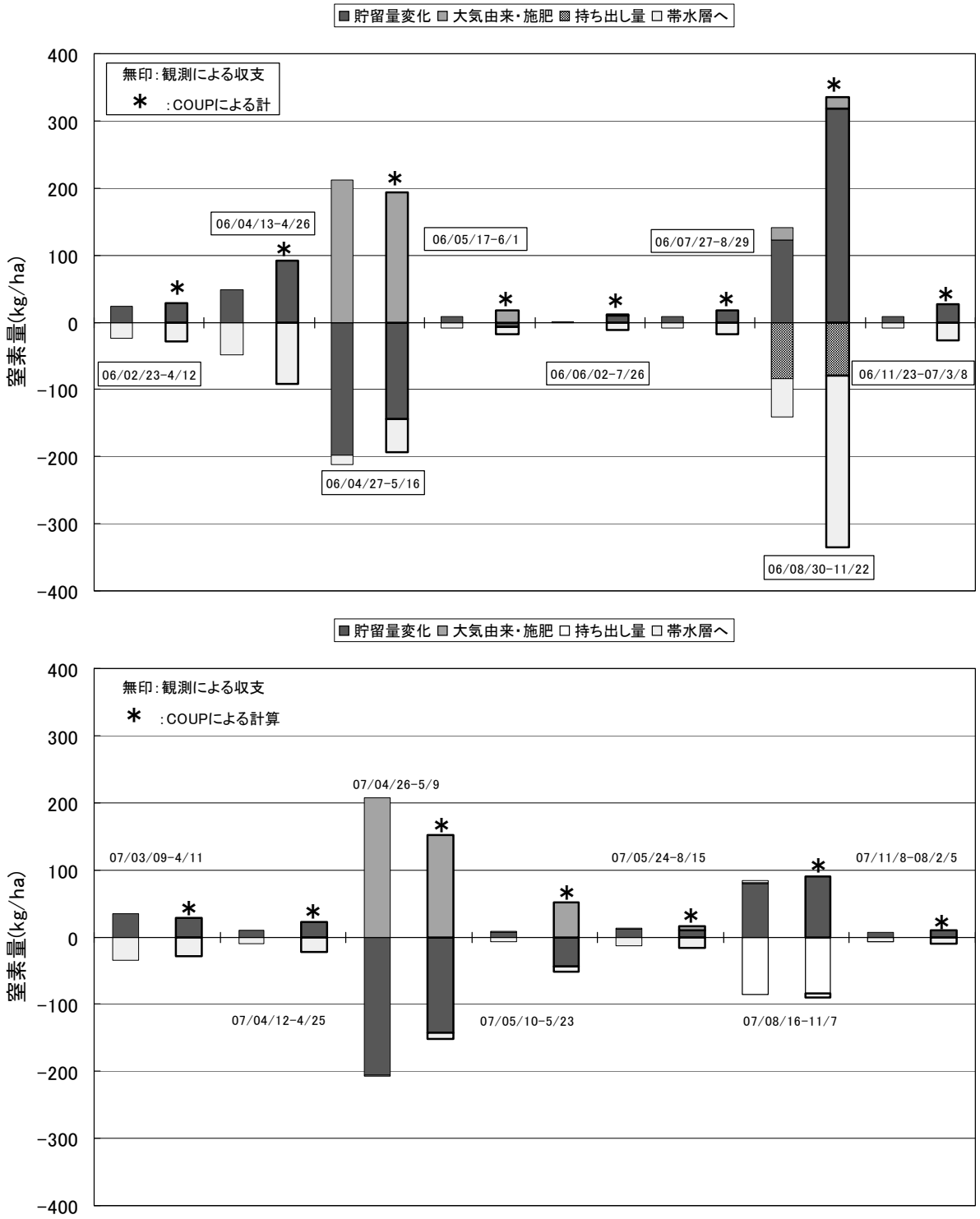
図Ⅳ-1-2　水収支の比較(上段:2006 年，下段:2007 年)。

二本一組の積み重ね棒グラフの左が観測による収支，右が COUP による計算。

本文中の収支式を変形し

地表面到達水量＝貯留量変化＋蒸発散量＋帯水層への流出水量

左辺をグラフの基準線(0mm)の上に，右辺を基準線の下に表示した。上式で，ある項の正負の符号が逆の場合，その項は基準線の反対側に表示される。



図Ⅳ-1-3　窒素収支の比較(上段:2006 年，下段:2007 年)。

二本一組の積み重ね棒グラフの左が観測による収支，右が COUP による計算。

本文中の収支式を変形し

大気由来窒素＋施肥＝貯留量変化＋作物の持ち出し量＋帯水層への流出水量

左辺をグラフの基準線(0kg/ha)の上に，右辺を基準線の下に表示した。上式で，ある項の正負の符号が逆の場合，その項は基準線の反対側に表示される。

量と調査地点の降水量に差があり，実際には後者の方が多量であったためと考えられる。

②シミュレーションの結果

収支計算とシミュレーションによる計算結果を比較すると，一部に改善の余地が残るものの，比較的収支の変動を再現していると考えられる。

大雨のあった 2006 年 8 月 30 日～ 11 月 22 日の窒素収支では，収支計算とシミュレーションの差が大きい。また，2007 年 8 月 16 日～ 11 月 7 日には，収支では水・窒素ともに帯水層から不飽和帯へ移動するのに対し，シミュレーションでは，逆向きの移動と計算された。これらの点は，今後検討する必要がある。

次に，このモデルにより計算した硝酸性窒素の浸透状況を図Ⅰ-4-6)-4 に示した。これによると，多量の硝酸性窒素の移動は，融雪水の浸透時期と大雨の時に生じ，最終的に帯水層まで到達する。しかし，融雪水の浸透以外では，地表面浸透水量が比較的多量でなければ，浸透は浅い層までしか生ぜず，帯水層へは到達しない場合が多い。

融雪水の浸透時は，浸透水の硝酸性窒素濃度が高いため，地下水の濃度を高めるが，2006 年 10 月の大雨の場合には，一時的に第 8 層の土壌溶液濃度が 10mg/L を下回り，希釈効果があったと考えられる。

融雪水の浸透は，シミュレーションでも施肥が行われる前であると計算され，Ⅰ-4-4)節の観測結果および収支計算の結果と一致した。すなわち，融雪水の浸透は施肥前に生じており，前年秋に残存した窒素が帯水層へ供給されると考えられる。

（4）まとめ

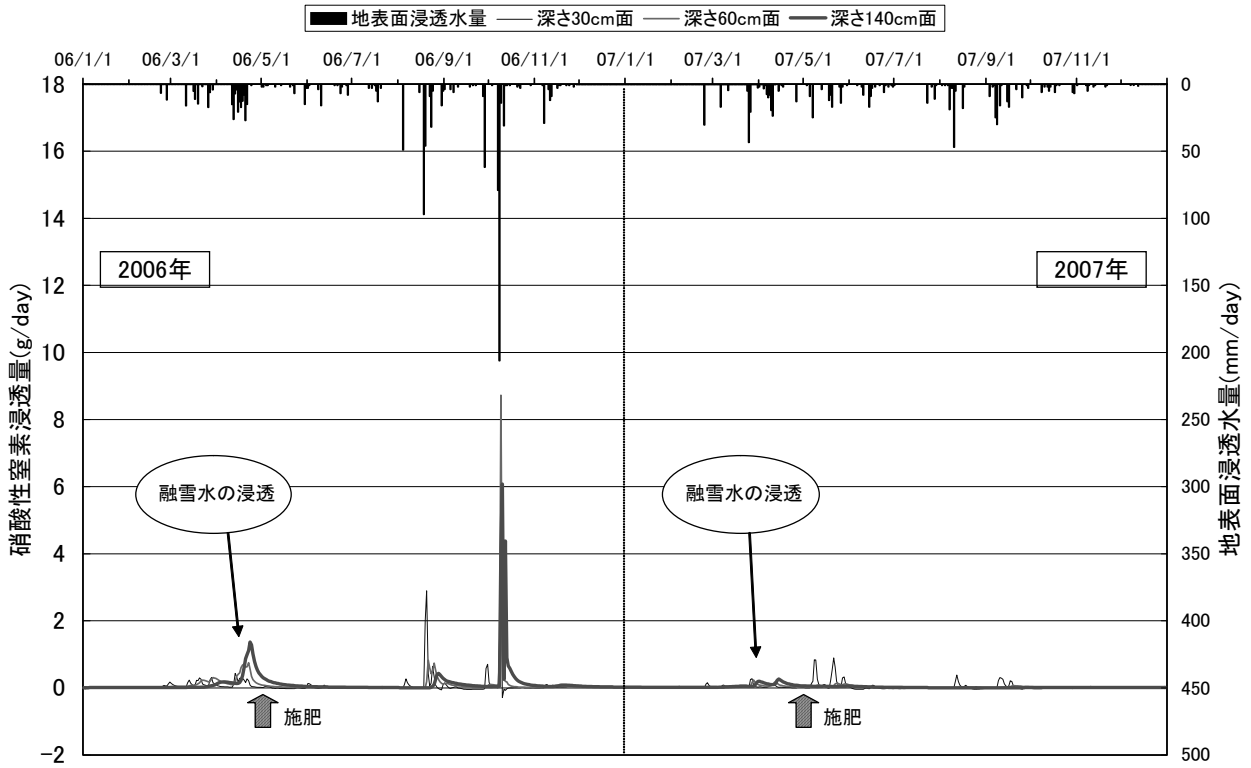
動態モデルによるシミュレーションの結果，以下のことが明らかになった。

①多量の水分移動は，融雪水の浸透時期と大雨の時に発生し，この時に比較的多量の硝酸性窒素が帯水層へ到達する。

②融雪水の浸透時は，浸透水の硝酸性窒素濃度が高いため，地下水の濃度を高める。2006 年 10 月の大雨浸透水の濃度が低く，希釈効果があったと考えられる。

③融雪水の浸透は施肥前に生じており，前年秋に残存した窒素が帯水層へ供給されると考えられる。

今後の課題としては，積雪の有無による硝酸性窒素供給の相違，異なる土壌・地質の性状に関する比較，施肥量削減の効果などの検討が考えられる。



図Ⅳ-1-4　硝酸性窒素収支の浸透状況。

「地表面浸透水量」は，地表から第 1 層に浸透した水量。深さ 140cm 面を通過する硝酸性窒素浸透量が帯水層へ到達する硝酸性窒素量。

（５）引用文献

1)Jansson,P-E and Karlberg,L."COUP model:Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems".Royal Instistute of Technology,Dept. of Civil and Environmental Engineering,Stockholm,2001. 327p.

2)気象庁．“過去の気象データ検索”. http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php

（丸谷　薫）

２．水質化学的考察とモデルによる窒素動態の解明

１）目的

主要な水質項目の水平分布や季節変動を詳細に把握し，水質化学的考察を行うと同時に，地下水の水位変動や濃度変動を算出するモデルを構築し，計算値と実測値の変動特性を比較検討したり，シミュレーションを行ったりすることによって，小流域Ａの窒素動態を解明することを試みた。

２）方法

季節変動を把握するための調査定点は，地下水について 10 地点(FH2501, NO2101, FH2001, FH2002, FH2003, SG18, PV1701, PV1702, HS17, PV1602)、対象小流域の縁を流下する１級河川について１地点（r1）を選定した。また，調査地域全体の地下水濃度分布を把握するために、その他 13 地点を補足地点として設けた（図Ｉ－4－1)。

動水勾配方向に長く距離が取れる，地点 FH2501 と PV1702 を結ぶ直線をモデルラインとして，特に注目して解析することとした。また，このモデルライン上 FH2501 より約 2800m 下流側近傍に，地点 FH2001 が存在し，この地点もモデルライン上の地点に加えた。

ところで，地点 SG18 や HS17 は市街地内であるが，近年，この市街地では公共用下水道が敷かれ，下水は対象小流域外へ輸送されてから処理されている。

現地調査は，2007 年 3 月から 2008 年 7 月まで，計 22 回行った。また，2007 年 4/10-12（第１期）及び 2007 年 10/15-17（第２期）には，水質分布を把握するために，補足地点も含めた多地点調査を実施した。

SG18 と HS17 を除く地下水は，全て筒井戸であり，水面計を使用して水位高を測定した後，水中ポンプを使用して，しばらく地下水をくみ上げた後，水温と電気伝導度が安定してから採水した。また，SG18 及び HS17 については，冬季以外は屋外の散水栓より，冬季は家屋内の水栓より，しばらく放水の後，採水を行った。河川水は，橋上よりステンレス採水缶を使用して採水を行った。

地下水及び河川水の採水と同時に，水温及び pH を測定し，直ちに，ガラス繊維フィルターワットマン GF/F（孔径約 0.7μm）にて濾過し，濾液試料を得た。濾液試料は，冷蔵環境にて環境科学研究センターの分析室まで持ち帰り，速やかに分析を行った。

分析項目は，硝酸性窒素（NO_3-N），亜硝酸性窒素（NO_2-N），アンモニア性窒素（NH_4-N），硫酸イオン（SO_4^{2-}），塩化物イオン（Cl^-），重炭酸イオン（HCO_3^-），ナトリウムイオン（Na^+），カリウムイオン（K^+），カルシウムイオン（Ca^{2+}），マグネシウムイオン（Mg^{2+}）である。

NO_3-N, NO_2-N, NH_4-N の各濃度は，Bran+Luebbe 製 AACS Ⅱにて定量した。HCO_3^-は，pH4.8 アルカリ度を定量し，水温と pH 値を用いて，HCO_3^-濃度を算出した[1]。Cl^-と SO_4^{2-}はイオンクロマトグラフ（DIONEX DX-100）にて定量した。また，主要カチオン４種は，原子吸光光度法（Varian SpectrAA 220FS）にて分析した。

３）結果と考察

（１）気象データと水位及び水温変動

図Ⅳ-2-1 に，小流域近くのアメダスによる，日降水量と日平均気温の変動[2]とともに，井戸の水位変動について，それぞれ 2007 年 5 月 15-16 日調査を基準(0m)として示した。

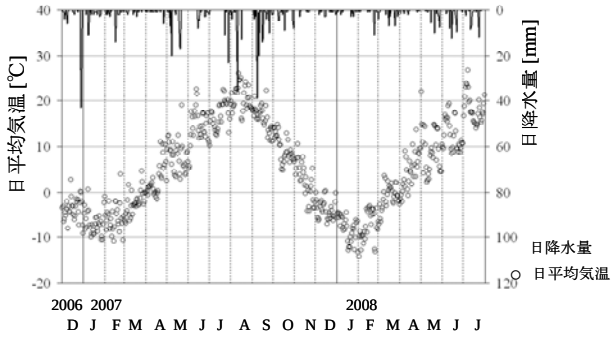
各地点共通的に，日平均気温がプラスになり始める融雪期と，初秋のまとまった降水が続いた後くらいに，水位が上昇し，その後，徐々に水位が低下する傾向が見られた。モデルラインである，FH2501，FH2001，PV1702 を比較してみると，動水勾配下流側の方が，水位低下が大きい傾向が見られている。また，東西を比較してみると，１級河川に近い地点の方が，水位低下が遅い傾向が見られた。

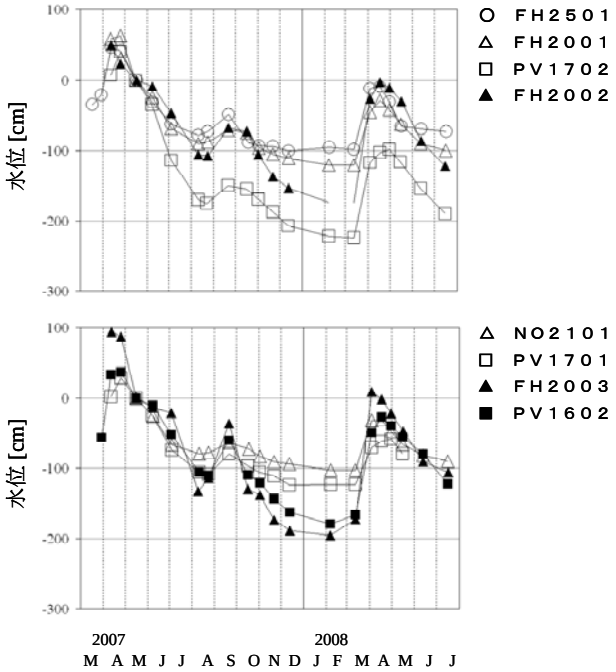
また，全地点的に，2007 年春の融雪ピークの方が，2008 年のピークよりも大きくなる傾向が見られるが，それは，冬期の降水量の違い（積雪量の違い）によるものと考えられた。

図Ⅳ-2-2 に，アメダスの日平均気温の変動とともに，河川（r1）とモデルライン地下水の各地点（FH2501, FH2001, PV1702）の水温変動について示した。河川水温は，気温変動とよくリンクしており，日平均気温が氷点下の時は，河川水は部分的に氷に覆われており，河川水温は 0℃付近であった。一方，地下水は，全地点的に，年間変動幅が小さく，かつ，季節変動に特徴が見られた。日平均気温や河川水温が，地下水水温を超え始める４月より上昇し始め，地下水水温より日平均気温や河川水温が低くなり始める 10 月より下降し始めた。すなわち，地下水水温の最大値は 10 月に存在し，最小値は４月であった。

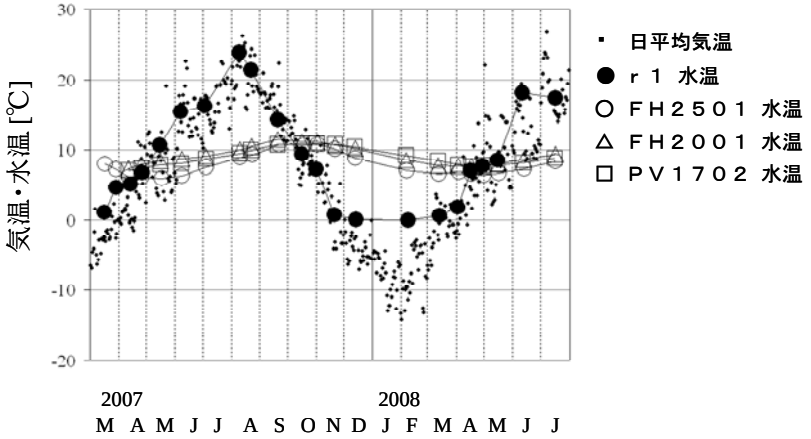
（２）河川水と地下水の関係

本小流域の南側から西側縁を流下する１級河川は，昭和初期の治水工事によって[3]，今の河川の流下経路がほぼ定まった。地形的には，この河川が大きく左方にカーブする外側右岸付近が，本流域モデルラインの





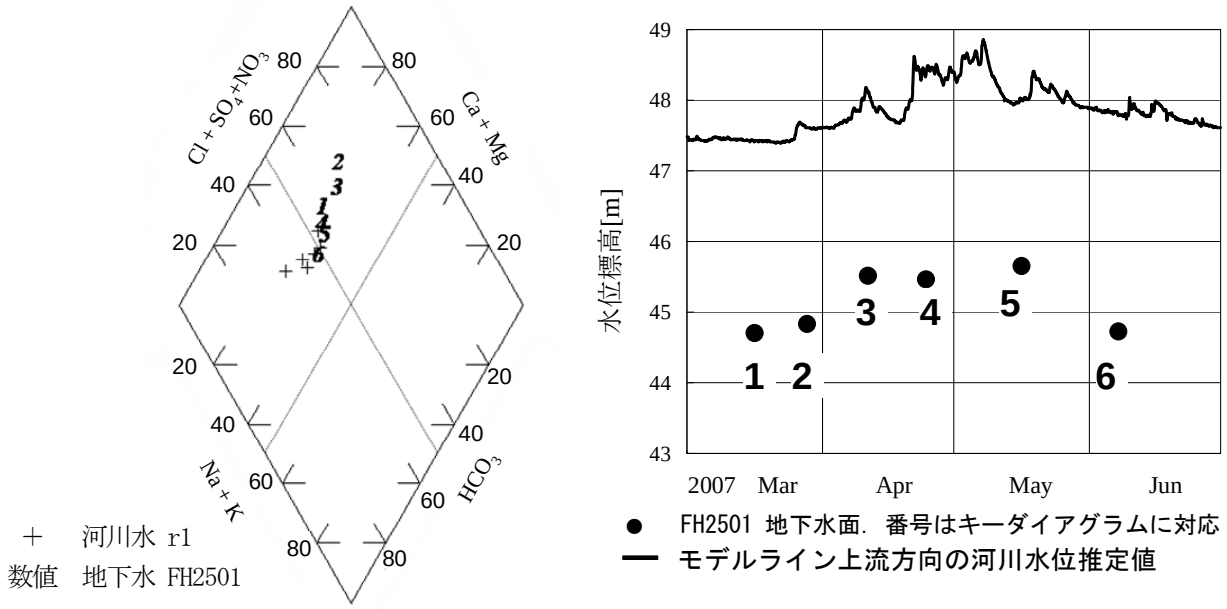
図Ⅳ-2-1　日降水量と日平均気温の季節変動（左図）と、各井戸における5月15-16日調査を基準（0m）とした水位変動（右図）



図Ⅳ-2-2　水温変動

動水勾配上流端にあたるため，本流域の地下水は，元々この河川水の影響を受けやすい構造が推察された。そこで，この河川水とモデルラインの最上流の地下水採水地点であるFH2501において，相互の水質の関連性を検討するために，2007年3月中旬から6月に至るまでの水質データについて，キーダイアグラムにて比較を試みた。また同時に，モデルラインの動水勾配上流方向に交差する河川の水位について，下流部の北海道開発局の観測点の連続データ[4]と地形図の標高差から推定し，FH2501の実測水面標高と比較してみた（図Ⅳ-2-3）。

2007年3月中旬頃から地下水の水位が徐々に上昇し始めるが，河川水r1と地下水FH2501の主要イオン組成は，3月下旬をピークに，大きく異なっていた。その後，地下水FH2501の水位は5月中旬まで高い位置を維持し，その後に始めて低下する傾向が見られたが，水質は4月には既に，河川水r1へと近づく回復傾向が見られ，4月下旬には河川水と地下水の水質組成はほぼ同等となっていた。また，モデルライン動水勾配上流方向の河川水位は，FH2501の地下水面より常に高く推移していく傾向が推察され，その変動傾向は，地下水位の変動と類似していた。これらのことから，地下水FH2501の水位と水質は，まず，融雪により鉛直的な浸透による窒素負荷を受けながら水質変動して水位上昇するが，その後は，河川水の影響を受けて，水質は徐々に希釈されていく。しかし，河川水の水位もしばらくは高いせいか，地下水の水位もしばらく高く推移すると考えられた。



図Ⅳ-2-3　河川水 r1 と地下水 FH2501 のキーダイアグラムによる水質比較（左図）と，モデルライン動水勾配上流方向の河川水水位標高の変動と地下水 FH2501 の水面標高（右図）。図中の地下水試料の数値は，両図共通試料を示す。

（３）水質水平分布

小流域内の面的な窒素動態を考察するために，図Ⅳ-2-4～6 に，それぞれ，NO_3-N，SO_4^{2-}及びHCO_3^-の濃度分布について，1 期（2007 年 4/10-12）と 2 期（2007 年 10/15-17）を示した。

1 期は融雪後であり，帯水層に土壌層から各水質因子が負荷された直後のものである。施肥に由来する，NO_3-N や SO_4^{2-}濃度は，共に北側で高い傾向にあったが，SO_4^{2-}濃度は特に河川近くの北西側地点で高い傾向にあった。また，HCO_3^-濃度も，河川近くの北西側で，他地域より高濃度になっていた。SO_4^{2-}が高濃度であったこの北西側は，本小流域内では特に施肥量が多い地域であり，本来的には NO_3-N 濃度も高くならなくてはならない。しかし，実際には北側中央部よりやや低濃度側にシフトしていることから，ここでは，帯水層に浸透する前に，窒素は一部浄化されている可能性が示唆された。脱窒が促進されると，それに伴って HCO_3^-が高濃度になる傾向があることから [5]，HCO_3^-の分布図からも説明ができる。

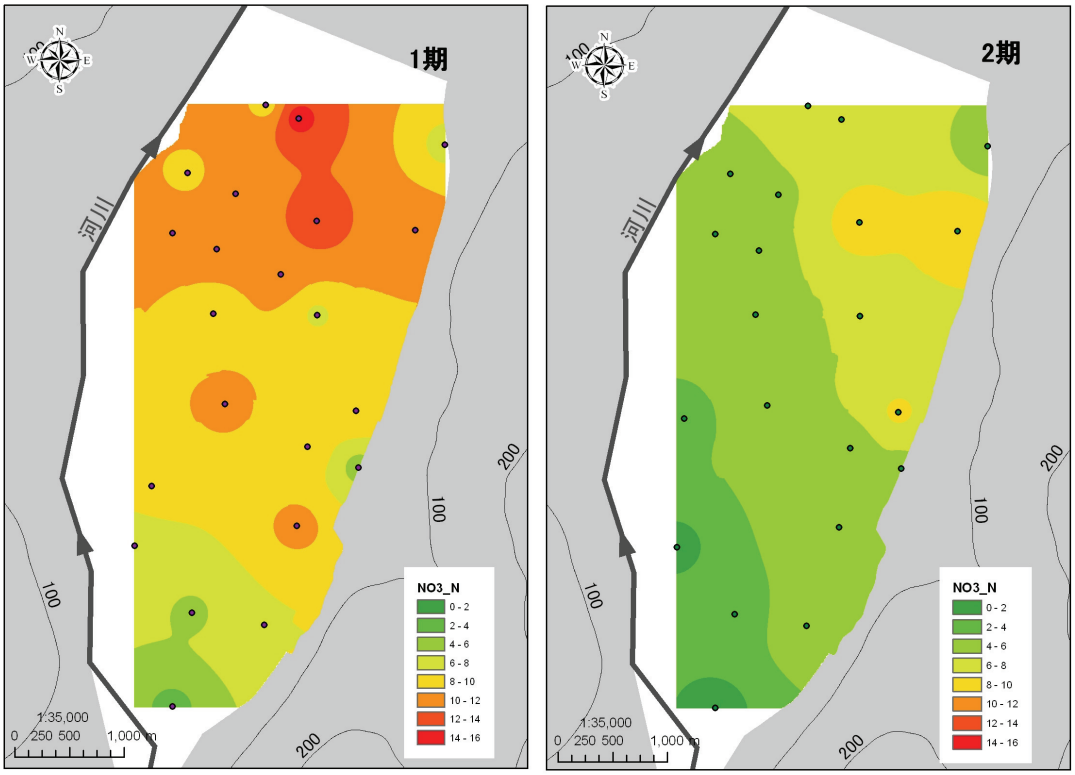
2 期になると，河川近くの地域で，より NO_3-N 濃度が低下した分布になっていた。SO_4^{2-}濃度は，河川近くの地域で特に低濃度という分布傾向は見られてないが，そもそも 1 期では河川近くの地域で高濃度であったことから，やはり，河川近くの地域では，SO_4^{2-}も濃度低下したと言えるであろう。一方，北東側では，1 期に比べて 2 期になっても，NO_3-N の濃度低下も遅く，SO_4^{2-}濃度もあまり変化していない分布を示していた。動水勾配方向から考えると，本小流域の北東側は，河川水起源の地下水移流による希釈効果が小さい可能性があり，汚染が改善しにくい地域である可能性が高い。

ところで，HCO_3^-濃度は，2 期になると全流域的に濃度が上昇する傾向がみられ，特に，河川よりの北西側で著しかった。生物活性が高い可能性が示唆された。

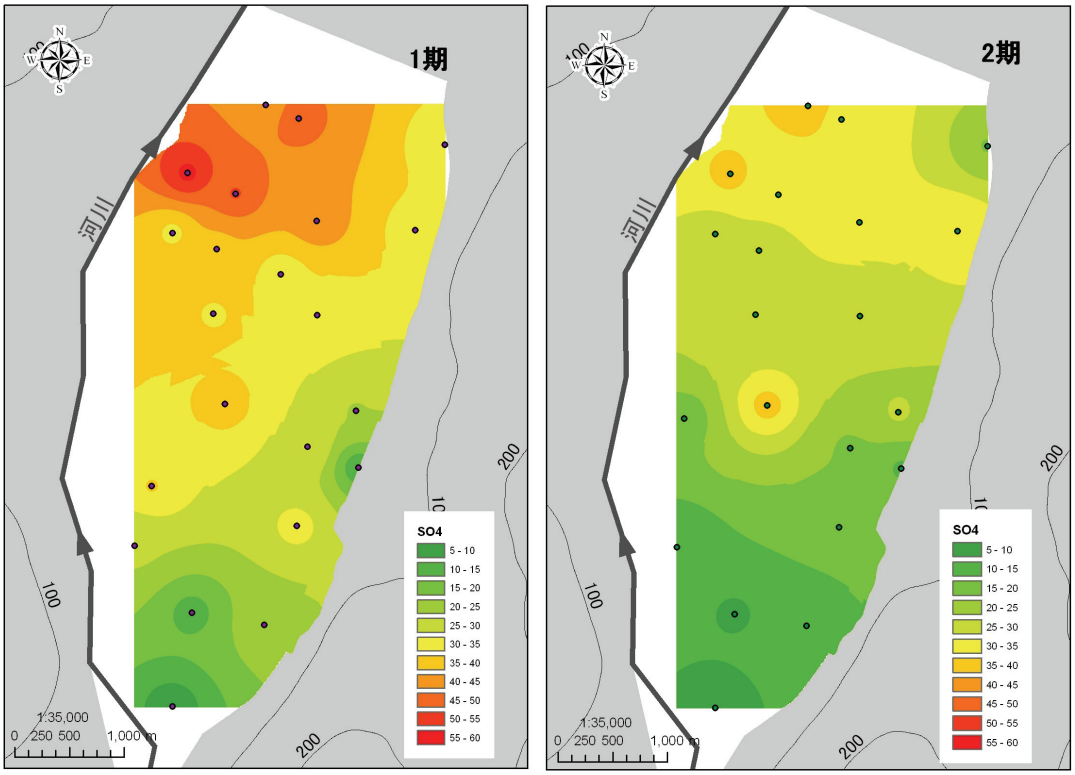
（４）水質季節変動

図Ⅳ-2-7 に，各地下水地点について SO_4^{2-}濃度の変動について示した。北東側の PV1602 を除いて，全地点共通的に，融雪時の水位上昇の時期に濃度が上昇する傾向が見られた。モデル地点では，初秋の水位上昇時期による濃度上昇も認められた。

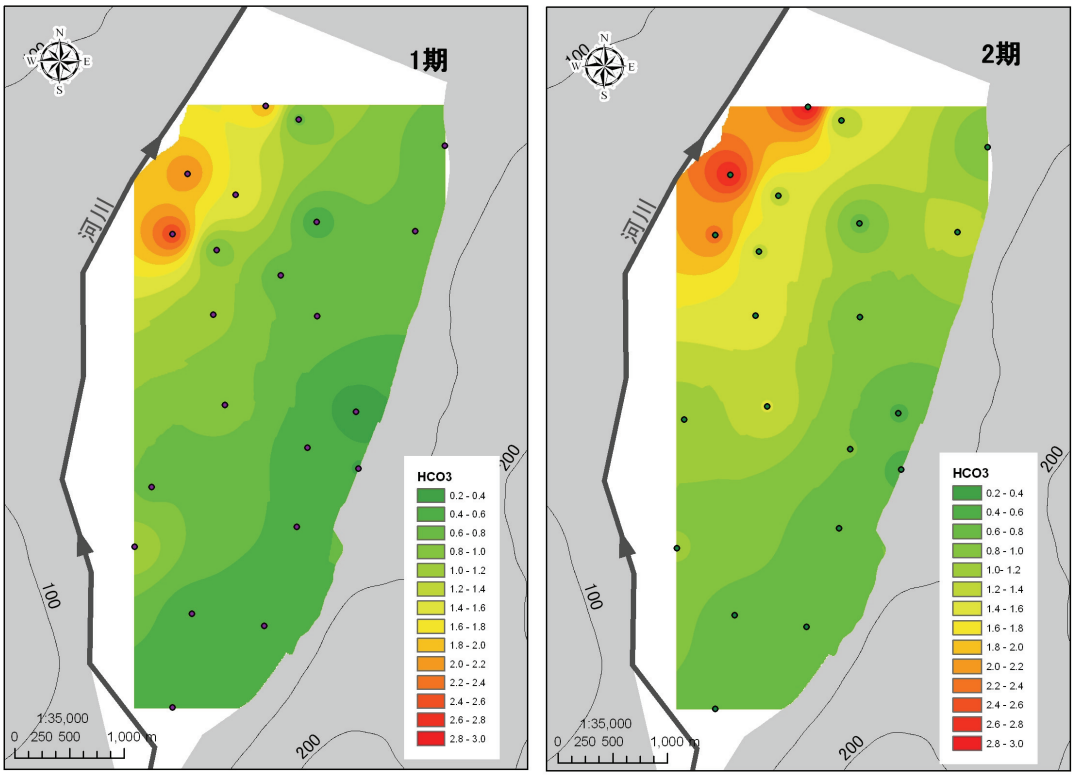
地点によって異なるが，水位低下とともにすぐに濃度が低下する地点もあれば，2 ヶ月以上遅れて濃度が減少していく地点もあった。特に，動水勾配下流側で，濃度低下が始まる時期が遅い傾向が見られた。さらに，南東側の FH2003 では，晩秋になって，水位低下にやや遅れて濃度低下が認められた。北東側の PV1602 では，融雪時の水位上昇時期に，逆に濃度が低下する傾向が見られ，水位低下にともなって濃度が低下するといった傾向は見られなかった。もしかすると，水位低下と濃度低下は，別な要因でおこっているのかも知れない。



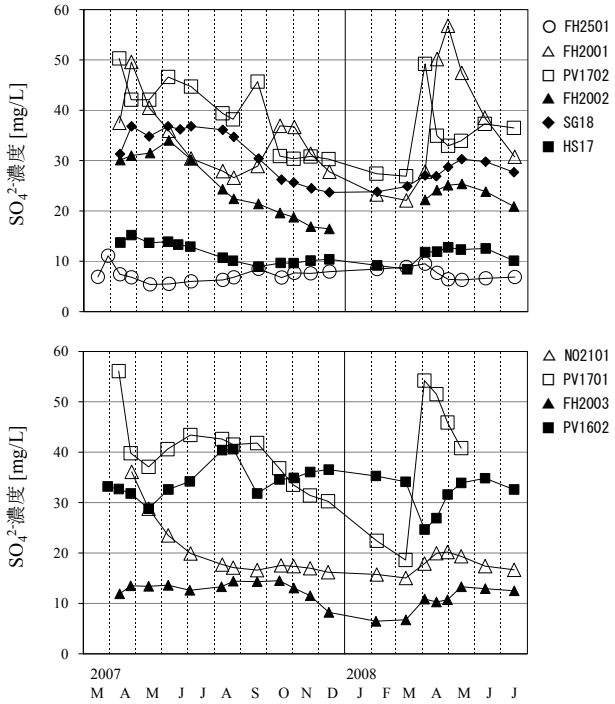
図Ⅳ-2-4　NO_3-N 濃度の水平分布図　単位：mg/L　1 期：2008 4/10-12, 2 期：2008 10/15-17



図Ⅳ-2-5　SO_4^{2-}濃度の水平分布図　単位：mg/L　1 期：2008 4/10-12, 2 期：2008 10/15-17



図Ⅳ-2-6　HCO_3^-濃度の水平分布図　単位：meq/L　1 期：2008 4/10-12，2 期：2008 10/15-17



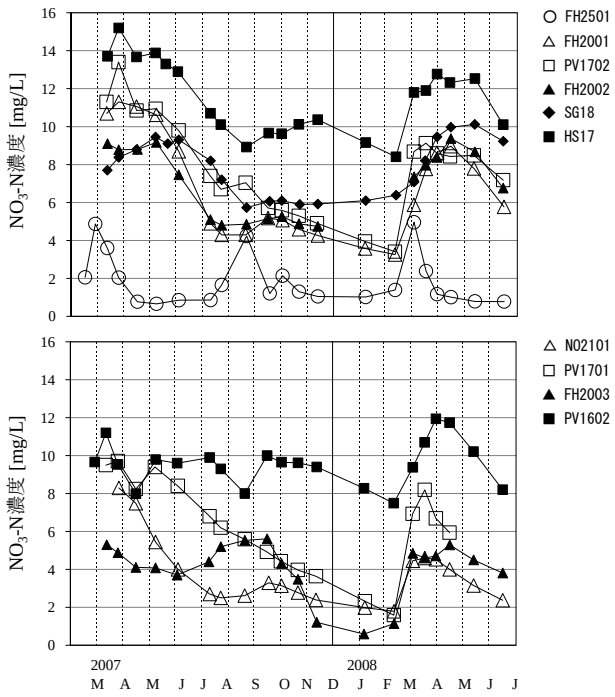
図Ⅳ-2-7　SO_4^{2-}濃度の季節変動

図Ⅳ-2-8 に，各地下水地点における NO_3-N 濃度の変動について示した。PV1602 を除いて，全地点的に，水位上昇とともに濃度が上昇し，水位低下とともに濃度が減少していく傾向が見られた。

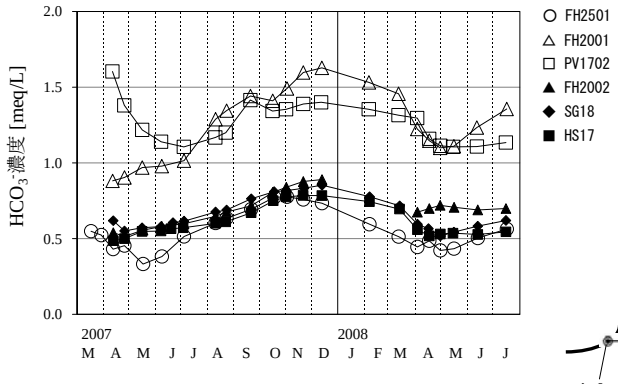
そして，濃度低下の傾向は，SO_4^{2-}より顕著である。モデルラインや河川沿いの西側では，低下傾向が著しく，次年度の融雪期前には，かなり濃度は改善されている。東側では，FH2003 で水位低下からかなり遅れて濃度が低下する地点もあれば，PV1602 の様に濃度低下量が少ない地点もあった。

図Ⅳ-2-9 に，主な地下水地点における HCO_3^-濃度の変動について示した。全地点的に水温の変動とリンクしていた。水温上昇と共に，濃度上昇し，水温低下と共に濃度低下していた。これは，おそらく，土壌中か帯水層中の微生物活動の活性状態に影響しているものと推察された。

脱窒は，酸素の枯渇した環境下で NO_3^-を利用した呼吸作用であり，嫌気条件下でかつ有機物がある程度存在する条件下で起こる。このため，湖沼嫌気層や底泥中，湿地帯，干潟等で盛んに行われることがよく知られている[6),7)]。



図Ⅳ-2-8　NO_3-N 濃度の季節変動



図Ⅳ-2-9　HCO_3^-濃度の季節変動

一方で，河川や好気的な不圧地下水では脱窒が行われにくいと思われがちであるが，近年の研究では，好気条件下にある湖沼水柱中や河床においても，有機物の集合体や生物膜等に形成される，微少な嫌気環境において，脱窒が行われることがわかってきている[8),9)]。また，Trudell *et. al.* [5)]によれば，不圧地下水も，実際には水質鉛直分布を有しており，基盤近傍は嫌気的で脱窒が行われていることも示されている。また，河畔帯においては，NO_3-N が盛んに脱窒によって除去されていることも知られている[10)]。以上のことから，NO_3^-の極端な濃度減少は，移流による希釈だけでは無く，水温と HCO_3^-濃度の関連からも示唆される様に，脱窒による除去も十分考えられる。

（５）水位と濃度を算出するためのモデルの構築

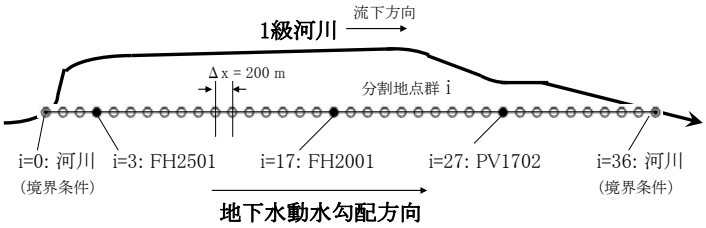
a. 構築するモデルの内容

本小流域の地下水は，明瞭な水位と濃度の季節変動が見られ，そのしくみを検討することは，窒素動態解明に大きく貢献すると思われる。

ところで，モデルラインとして設定した FH2501 と PV1702 を結ぶ直線上の上流側延長線上も下流側延長線上も，本小流域の縁を流下する１級河川に接する。さらに，その両接点における河川水位標高値について，開発局の観測データ[4)]と地形図から検討した結果，その両端の河川水位差の間に，必ず，モデルライン上の地下水地点 FH2501，FH2001，PV1702 の水位標高値がおさまっていることもわかった。

以上のことを考えると，厳密には異なるかもしれないが，河川水の伏流に由来する地下水が，動水勾配方向を流下し，再び河川へ到達する，といったことを仮定した仮想モデルを構築することができる。

そこで，図Ⅳ-2-10 の様に，逐次計算を可能にするために，Δx＝200m の単位で，モデルラインを区切って，水位算出と濃度算出に関するモデルを構築することを考えた。まず，水の移流計算から各地点ｉの水位を算出するモデルを構築し，次に，移流によって行われる希釈効果等を考慮した濃度算出を行うモデルを構築することとした。



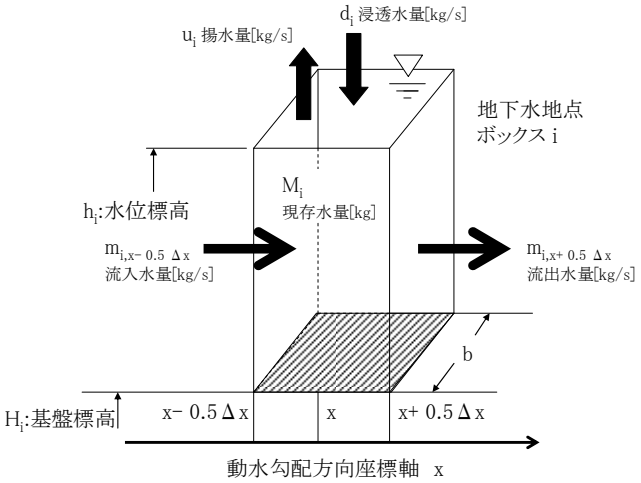
図Ⅳ-2-10　水位および濃度算出モデル構築のための，モデルライン上の地点分割イメージ

b. 水位算出モデルの構築

地下水の水位変動の計算を行うには，厳密には３次元非定常の水の流れを計算しなくてはならない[11),12)]。しかし，今回は計算を簡略化するために，大胆な仮定を行って，動水勾配方向の１次元モデルを検討してみる。そのモデルの概念図を，図Ⅳ-2-11 に示した。

地点ｉの地下水が満たされた帯水層ボックスｉは，隣の地点 i-1 や地点 i+1 のボックスと隣接すると仮定する。そして，本来は鉛直方向の透水係数も考慮して水位変動を表現しなくてはならないが，今回はボック

スｉの水量変化に応じて，水位標高が瞬時に変動すると仮定する。そうすると，ボックスｉの水の物質収支は式(1)の様に表現できる。



図Ⅳ-2-11　水位算出モデルの概念図

$$M_i^{(t+\Delta t)} - M_i = m_{i,x-0.5\Delta x}\cdot\Delta t - m_{i,x+0.5\Delta x}\cdot\Delta t - u_i\cdot\Delta t + d_i\cdot\Delta t$$

式(1)

ここで，$Mi^{(t+\Delta t)}$ に記されている右肩の(t+Δt)は，Δt 時間後を意味し，以後，他のパラメーターでの表記でも同じ意味とする。

今，水の密度をρ，有効空隙率をε，透水係数を k と置き，それぞれ定数と仮定すると，式(1)はダルシー則を適用して，次の様に表現できる。

$$\begin{aligned}\varepsilon\cdot\rho\cdot\Delta x\cdot b\cdot(h_i^{(t+\Delta t)} - h_i) &= \{\varepsilon\cdot\rho\cdot b\cdot(h_i - H_i)\cdot k\cdot(h_{i-1} - h_i)/\Delta x\}\cdot\Delta t \\ &- \{\varepsilon\cdot\rho\cdot b\cdot(h_i - H_i)\cdot k\cdot(h_i - h_{i+1})/\Delta x\}\cdot\Delta t \\ &- \rho\cdot\Delta x\cdot b\cdot U_i\cdot\Delta t + \rho\cdot\Delta x\cdot b\cdot D_i\cdot\Delta t\end{aligned}$$

式(2)

ここで，Ui と Di は，それぞれ単位平面あたりの時間揚水量と時間浸透量を示し，単位次元は SI 表記で[m/s]である。

そして，式(2)を整理すると次の様になる。

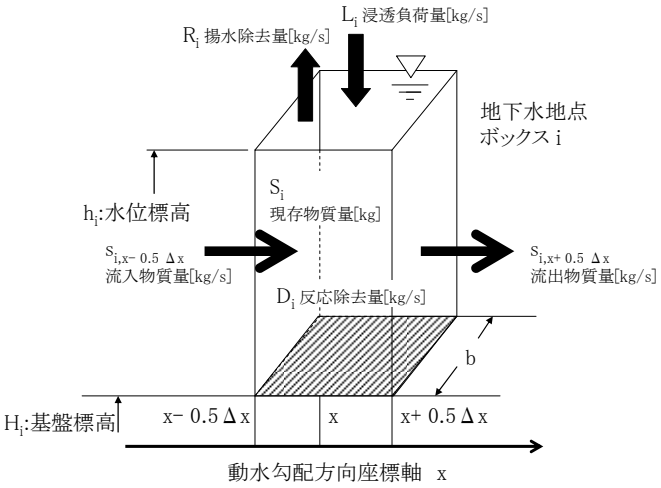
$$\begin{aligned}h_i^{(t+\Delta t)} &= h_i\cdot + \{k\cdot(h_i - H_i)(h_{i-1} - 2h_i + h_{i+1})/\Delta x^2\}\cdot\Delta t \\ &+ \{(D_i - U_i)/\varepsilon\}\cdot\Delta t\end{aligned}$$

式(3)

この式(3)を利用すると，帯水層のパラメーターであるε，k および H_i と，鉛直の水移動に関するパラメーターである D_i と U_i を適当に与えてやれば，ボックスｉの水位標高 h_i は，Δt 時間前のボックスｉと両隣のボックス i-1 とボックス i+1 の水位により計算可能である。すなわち，境界条件としての上流端河川水位と下流端河川水位を与え，初期条件として全ての水位を設定してやれば，時間Δt 毎に，各地点の水位が逐次計算できる。

c. 濃度算出モデルの構築

地下水の濃度計算を厳密に行うためには，溶質の物質移動とその溶質に係わる全ての吸脱着現象や化学反応による増減を考慮しなくてはならない。また，移動についても，分子拡散によるものと移流によるものの双方を計算に入れなくてはならない[13]。しかし，今回は，計算を簡略化するために，分子拡散による移動は無視した。また，反応については，除去に係わるもののみで１次反応を仮定した。そのモデルの概念図を図Ⅰ－4－5－12 に示した。



図Ⅳ-2-12　濃度算出モデルの概念図

今，水平方向の水の移流にともなって物質が輸送されてくると仮定し，動水勾配方向が変化しないという条件下で，ボックスｉには，ボックス i-1 の濃度で移流入し，ボックスｉからボックス i+1 には，ボックスｉの濃度で移流出していくものとする。実際の帯水層では，鉛直方向に濃度分布を有しているが，今回は，ボックスｉにて物質量が変化すると，ボックス内では，

瞬時に濃度が均一化するといった大胆な仮定を行い，そうすると，次の様な，物質収支式が表現できる。

$$S_i^{(t+\Delta t)} = S_i + s_{i,x-0.5\Delta x}\cdot\Delta t - s_{i,x+0.5\Delta x}\cdot\Delta t - R_i\cdot\Delta t + L_i\cdot\Delta t - r\cdot C_i\cdot V_i\cdot\Delta t \quad 式(4)$$

式(4)の右辺最終項は，脱窒等の除去量をしめし，r は反応速度定数，C_i はボックス i での濃度，V_i はボックス i の帯水量を示し，それぞれ次元は SI 表記で，[1/s]，[kg/m³]，[m³]である。

この式(4)を，ダルシー則を用い，濃度を使った式に置き換えると，次の様に表現できる。

$$\begin{aligned}
&\varepsilon\cdot\Delta x\cdot b\cdot(h_i^{(t+\Delta t)} - H_i)\,C_i^{(t+\Delta t)} \\
&= \varepsilon\cdot\Delta x\cdot b\cdot(h_i - H_i)\,C_i \\
&+ \{\varepsilon\cdot b\cdot(h_i - H_i)\cdot k\cdot(h_{i-1} - h_i)\,C_{i-1}/\Delta x\}\cdot\Delta t \\
&- \{\varepsilon\cdot b\cdot(h_i - H_i)\cdot k\cdot(h_i - h_{i+1})\,C_i/\Delta x\}\cdot\Delta t \\
&- \Delta x\cdot b\cdot U_i\cdot C_i\,\Delta t + \Delta x\cdot b\cdot D_i\cdot C_{down}\cdot\Delta t \\
&- r\cdot\varepsilon\cdot\Delta x\cdot b\cdot(h_i - H_i)\cdot Ci\cdot\Delta t
\end{aligned} \quad 式(5)$$

ここで，C_{down} は土壌層からの浸透水濃度を示す。この式を整理すると次のように表現できる。

$$\begin{aligned}
&(h_i^{(t+\Delta t)} - H_i)\cdot C_i^{(t+\Delta t)} \\
&= (h_i - H_i)\,C_i \\
&+ \{(h_i - H_i)\cdot k\cdot(h_{i-1}C_{i-1} - h_iC_{i-1} - h_iC_i + h_{i+1}C_i)/\Delta x^2\}\cdot\Delta t \\
&- (U_i\cdot C_i/\varepsilon)\cdot\Delta t + (D_i\cdot C_{down}/\varepsilon)\cdot\Delta t \\
&- r\cdot(h_i - H_i)\cdot C_i\cdot\Delta t
\end{aligned} \quad 式(6)$$

先の水位算出モデルによって，ある時刻におけるボックス i の水位計算が完了していると，この式(6)から，その時刻直前のボックス i と上流側のボックス i-1 の濃度，土壌層からの浸透を考慮するときの浸透水濃度，浄化を考慮するときの反応速度定数がわかると，その時刻における濃度の計算ができることになる。すなわち，境界条件としての上流端の河川水濃度を与え，初期条件として全地点の濃度を与えてやれば，水位計算と連動して逐次各地点の地下水濃度が計算可能となる。

（6）モデルによる窒素動態の考察

a. 水位変動と SO_4^{2-} 濃度の減衰確認

まず，この両モデルを使用して，大きな鉛直浸透が確認されなかった 2007 年 5/15 から同年 8/9 までについて，モデルラインの地下水位と浄化を考慮しなくて良い SO_4^{2-} 濃度の減少傾向について検討しながら，このモデルに適合する鉛直浸透及び浄化以外の各種パラメーターを設定することにする。

まず，モデル計算を行う前に，透水係数と揚水量以外のパラメーターを仮定した。基盤標高 Hi については，基本的に地表面標高に平行面と仮定し，地形図の地表面標高を読み取り，地表面から 8m 下と仮定し設定した。有効空隙率 ε については，妥当な範囲内の値と思われる 0.1 を設定した。

水位算出モデルの境界条件として，1 時間毎の河川水位値を，開発局観測点の 1 時間毎水位データと地形図標高から推定して与えた。

初期条件として，2007 年 5/15-16 調査の実測値のある i=3，17，27 は，それらを 2007 年 5/15 の午前 1 時の値として与え，各地点間 i においては，標高差を考慮した水位分布を計算して与えた。ただし，i<3 と i>27 においては，i＝0 と i＝36 の河川上の標高が他地点の標高との比較に不向きなため，河川水位との一次補間によって与えた。

濃度モデルに使用する境界条件としての河川 SO_4^{2-} 濃度は，r1 の期間平均値を設定した。また，初期条件は水位と同様に，まず，2007 年 5/15-16 調査の実測値のある i=3，17，27 は，それらを 2007 年 5 月 15 日の午前 1 時の値として与えた。そして，各地点間においては，単純に一次補間によって与えた。そして，濃度は i>27 以降の下流側は計算対象外としたため，初期条件は与えない。また，浄化を考慮しなくて良い条件でのパラメーターを検討するために SO_4^{2-} 濃度を選んだわけであるから，反応速度定数 r は 0 を与えた。

なお，この期間では，鉛直浸透による流入は無いと考えたため，Di を 0 とし，C_{down} は未設定で計算できる。

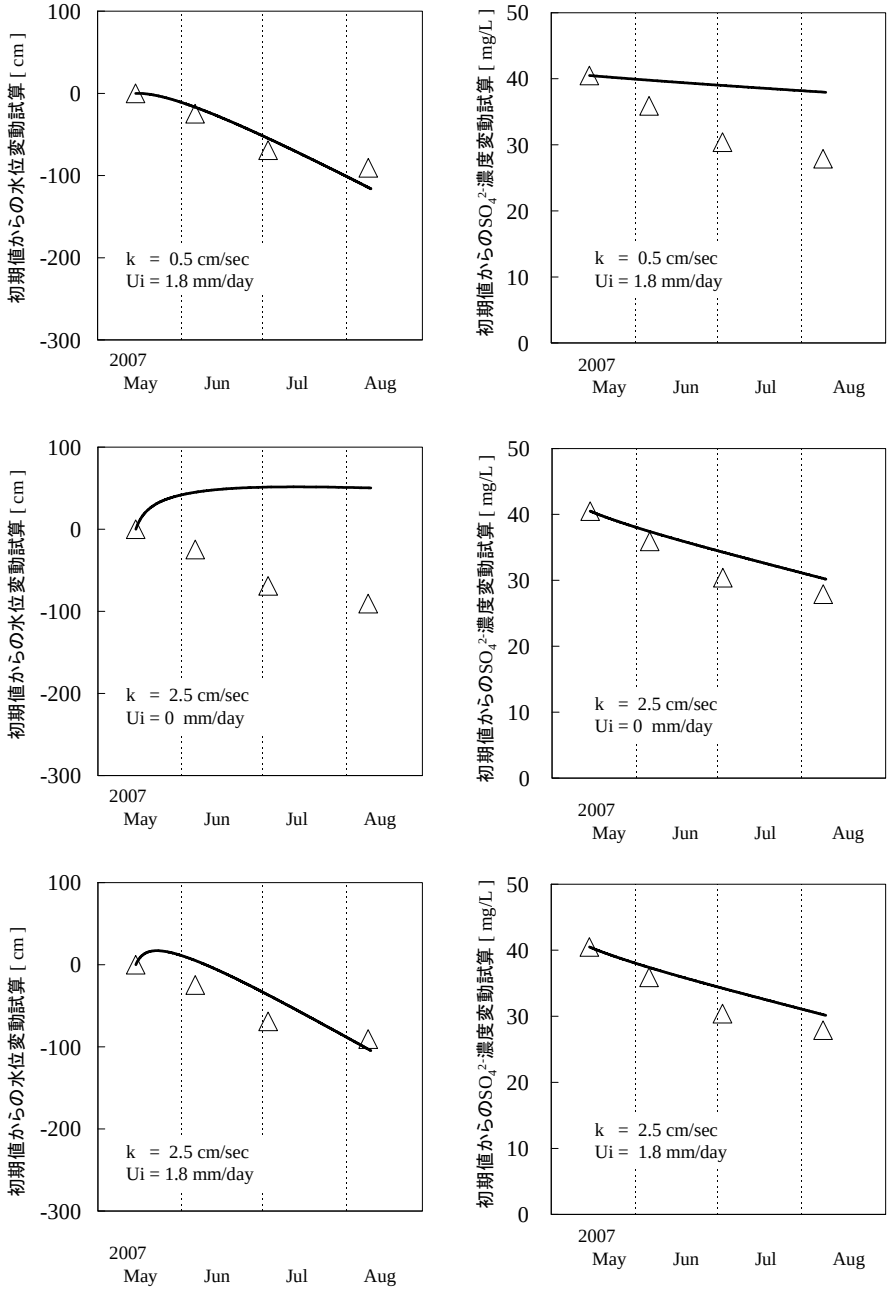
鉛直揚水量 U_i については，設定を簡略化するために，全地点的に同値を与えることとした。そして，モデルラインの中間地点である i=17（FH2001）において，計算値が実測値に適合するかどうか，透水係数 k とその鉛直揚水量 Ui をいろいろと変えてみて，Δt＝1 時間として，試行錯誤的に試算してみた。その結果，水位変動と濃度変動の現象について，良く理解できる 3 パターンについて，図Ⅳ-2-13 に示した。

この 3 パターンの図を比較して見るとわかるように，水位の減衰は，透水係数の大小よりも鉛直揚水量の大小の方に大きく影響を受けていた。一方で，濃度の減衰は，鉛直揚水量の大小より，透水係数の大小によって決定された。これらのことから，本小流域の地下水の水位減少は，動水勾配方向の流去だけでは説明できず，流域内の農地や家屋で利用される地下水量に大きく影響を受けていると考えられた。そして，濃度の減

(1)　条件１
透水係数
　k ＝ 0.5 cm /sec
鉛直揚水量
　Ui ＝ 1.8 mm / day

(2)　条件２
透水係数
　k ＝ 2.5 cm /sec
鉛直揚水量
　Ui ＝ 0　mm / day

(3)　条件３
透水係数
　k ＝ 2.5 cm /sec
鉛直揚水量
　Ui ＝ 1.8 mm / day



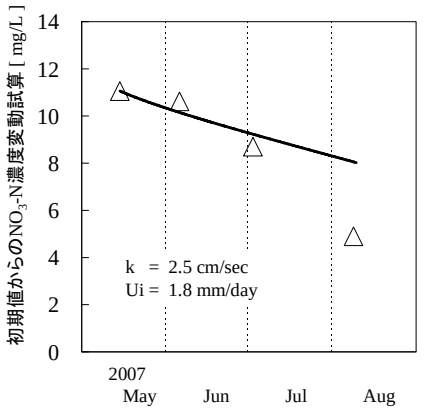
図Ⅳ-2-13　　特徴的な３つの条件における i=17（FH2001）の水位変動と SO_4^{2-}濃度の計算値と実測値の比較
（△：実測値，―― 計算値）

衰は，希釈水としての，上流端の河川水に起因する，低濃度の水平流入水量に依存することが推察され，水位変動と必ずしも同じ要因で無いと思われた。

このモデルは大胆な仮説をしているため，最も実測値と計算値が適合した条件である，透水係数 2.5 cm/sec 及び鉛直揚水量 1.8 mm/day が，必ずしも現状のそれらの値に類似しているとまでは断言できない。また，鉛直揚水量については，基盤下への漏れ等の影響も加味されているかも知れない。ただ，いずれにしろ，これらのモデルにおいては，以上の様な透水係数と揚水量の条件が最も現状値を再現すると言える。

b. 硝酸濃度の再現と浄化作用

浄化能をあまり考慮しなくて良いSO_4^{2-}の濃度減衰と水位減衰の計算値と実測値が最も適合した，先の条件で，同様に，i=17（FH2001）における NO_3-N 濃度の減衰傾向を，Δt＝1 時間として計算し，図Ⅳ-2-14 に示した。その結果，7 月初めまでは，計算値と実測値が比較的適合していたが，水温が高くなりはじめる８月上旬では，実測値は大きく濃度低下していた。これは，移流以外の条件を検討しなくてはならないことを示唆しており，NO_3-N においては，脱窒等の浄化作用を検討しなくてはならない。



図Ⅳ-2-14　i=17（FH2001）の NO_3-N 濃度の計算値と実測値の比較
（△：実測値，―― 計算値）

好気的な帯水層である不圧地下水では，脱窒はおきにくいと考えられやすいが，現実にはおそらく水質鉛直分布を有しており，基盤近傍は嫌気環境に近いと推察される[7]。また，土壌層からの粒子状あるいは溶存態の有機物の進入が，小さな空隙の中で微少な嫌気環境を作り出しているかもしれない。今回の観測データやこのモデルによる考察から見ても，脱窒に代表される浄化作用がおこっていると考えるのが妥当と思われた。

そこで，浄化項を考慮して再計算を試みた。ところで，文献[8),9)]によると，脱窒は5℃くらいまで温度が低下すると活性が極めて低くなり，かつ，水温に比例して最大脱窒速度が増加する傾向が見られている。そのことから，反応速度定数ｒを次の様に表現した。

$$r = A\cdot(T - 5) \qquad 式(7)$$

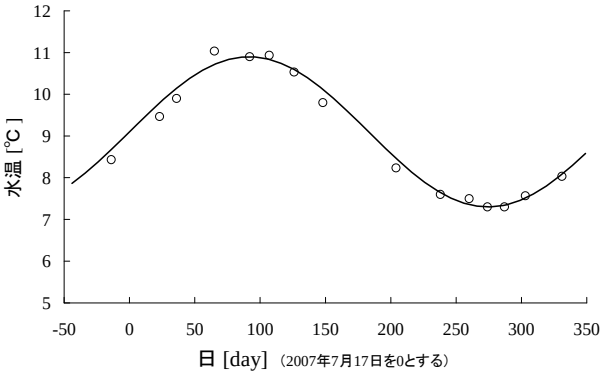
ここで，T は水温[℃]，A はある定数で，単位は時間を日単位とすると，[1/(℃･day)]となる。

式(7)を使えば，水温を与えてやることによって，定数 A をパラメーターとして反応速度定数を規定できる。ただし，計算は 1 時間毎となるので，水温変動を時系列の関数として表現できると，設定が容易になる。

そこで，実測の水温変動を元に，それを関数で表現することを試みた。モデルラインの地下水水温は地点的には同一と仮定し，3 地点（FH2501，FH2001，PV1702）の実測値を観測中心日の水温値として，平均値を算出し，それを正弦関数にて次の様に近似した（図Ⅳ-2-15）。

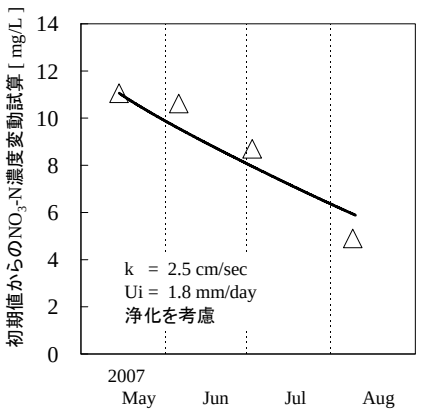
$$T = 9.1 + 1.8\cdot\sin\{(\pi/183)\cdot t\} \qquad 式(8)$$

ただし，T は水温[℃]であり，ここでの時間表記 t[day]は，2007 年 7/17（午前 0 時）を 0 とする前後の日数である。



図Ⅳ-2-15　　地下水温の正弦関数による近似
（○：平均値，―― 近似線）

図Ⅳ-2-14 のパラメーター条件に加えて，式(7)の A 値をいろいろと変化させることによって，式(7)および式(8)から計算される反応速度定数 r を試行錯誤的に変動させ，NO_3-N 濃度の計算値が実測値と適合するかどうかを検討してみた。その結果，A ＝ 0.001[1/(℃･day)]程度の時に，濃度計算値の減衰状況が，実測値と合うようである（図Ⅳ-2-16）。



図Ⅳ-2-16　i=17（FH2001）の浄化を考慮した NO_3-N 濃度の計算値と実測値の比較
（△：実測値，―― 計算値）

c. 浸透負荷を考慮した通年試算

融雪や初秋降雨による浸透の影響を考慮し，水位や NO_3-N 濃度のピークの再現ができなければ，モデルとしてはまだ不十分である。

そこで，初期値を 2007 年 7/3 に設定して，1 年間，Δt=1 時間として，計算を実施してみることとした。パラメーターは，基本的に a. や b. で検討してモデル計算値と実測値がよく適合したものをそのまま採用する。ただし，揚水量においては，10/1 から翌年 4/30 までの間は，営農による揚水がなくなると仮定して，0.5 [mm/day] と小さく設定した。

また，水位の境界条件は，先と同様に，開発局観測点の 1 時間毎の実測値から推定値を算出して与えた。濃度の境界条件は，r1 の濃度を与えるが，ここの河川水は，決まって融雪時期に NO_3-N 濃度が上昇する傾向が見られている。そのため，2008 年 3/10～4/20 においては，その間の 3 回の実測平均値である 0.82mg/L を与え，それ以外では，その間の 12 回の平均値である 0.295 mg/L を一律に与えた。

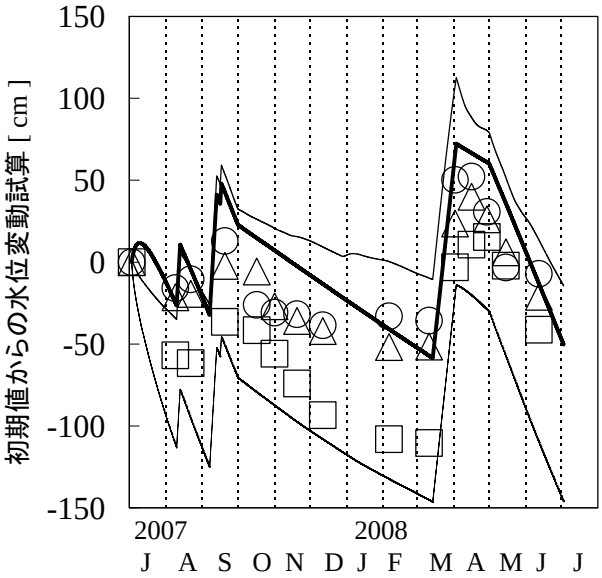
鉛直浸透水量 D_i と浸透水 NO_3-N 濃度 C_{down1} は，とりあえず，極端におかしな値にならない様に配慮しながら，次の様に大胆に仮定して設定した。

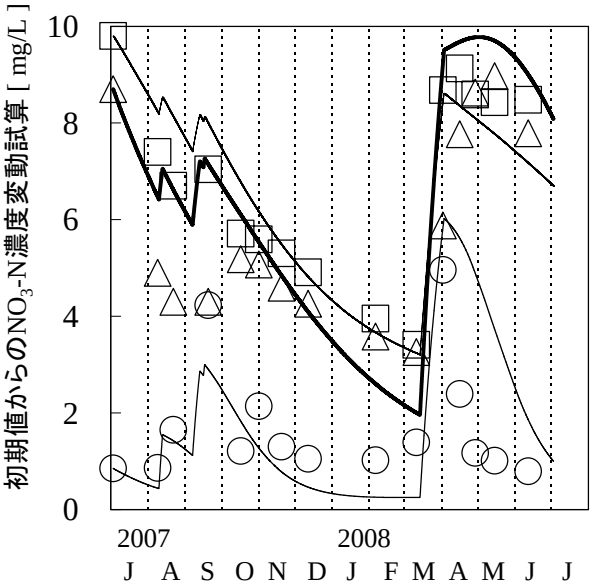
浸透水量は，2007 年 8～9 月における初秋のまとまった降雨による浸透と，翌年の融雪による浸透が同量で行われたと仮定し，年間浸透量には，この年は降雪が少なかったため，280 [mm/y] とした。なお，初秋の浸透は，8 月と 9 月のアメダスデーターから比較的大きな雨のあった後に，10 日分に振り分けて与えた。融雪による浸透は，降雨による浸透より 2 倍遅いと仮定して，日平均気温がプラスになり始めた日から，連続的に 20 日間分に振り分けて与えた。融雪浸透水の NO_3-N 濃度はやや高めの 30 [mg/L] を与え，初秋のその濃度は土壌層での消費や浄化を考慮して，その半量である 15 [mg/L] とした。ただし，モデルライン上流側は，下流側よりも超過窒素量が低いことが分かっているため，i=0～9 までのボックスには，それらの 7 割濃度を与えた。

以上の様に，各種パラメーターを設定して，2007 年 7/3 から 1 年間において，各ボックス地下水の水位と NO_3-N 濃度を計算した。その結果について，実測値とともに，3 地点合わせて，図Ⅳ-2-17 に示した。

計算値が実測値とずれている部分も見られるが，ピークの傾向や減衰の状況を良く表現できていると思われた。水位について，3 地点とも変動傾向はよく表現できているが，FH2501 と FH2001 では計算値がやや高い傾向に，下流側の PV1702 では計算値がやや低い傾向に見られた。これは，設定の簡略化のために，鉛直揚水量を全地点に一律に与えたためと思われた。もう少し実態に即した鉛直揚水分布をファクターとして与えたら，この部分は解消されると思われる。

NO_3-N 濃度については，FH2001 における 2007 年 8 月の実測値の急激な濃度減衰は表現しきれていないものの，秋から冬にかけての濃度減衰の状況と融雪のピークは，3 地点とも良く表現できていた。

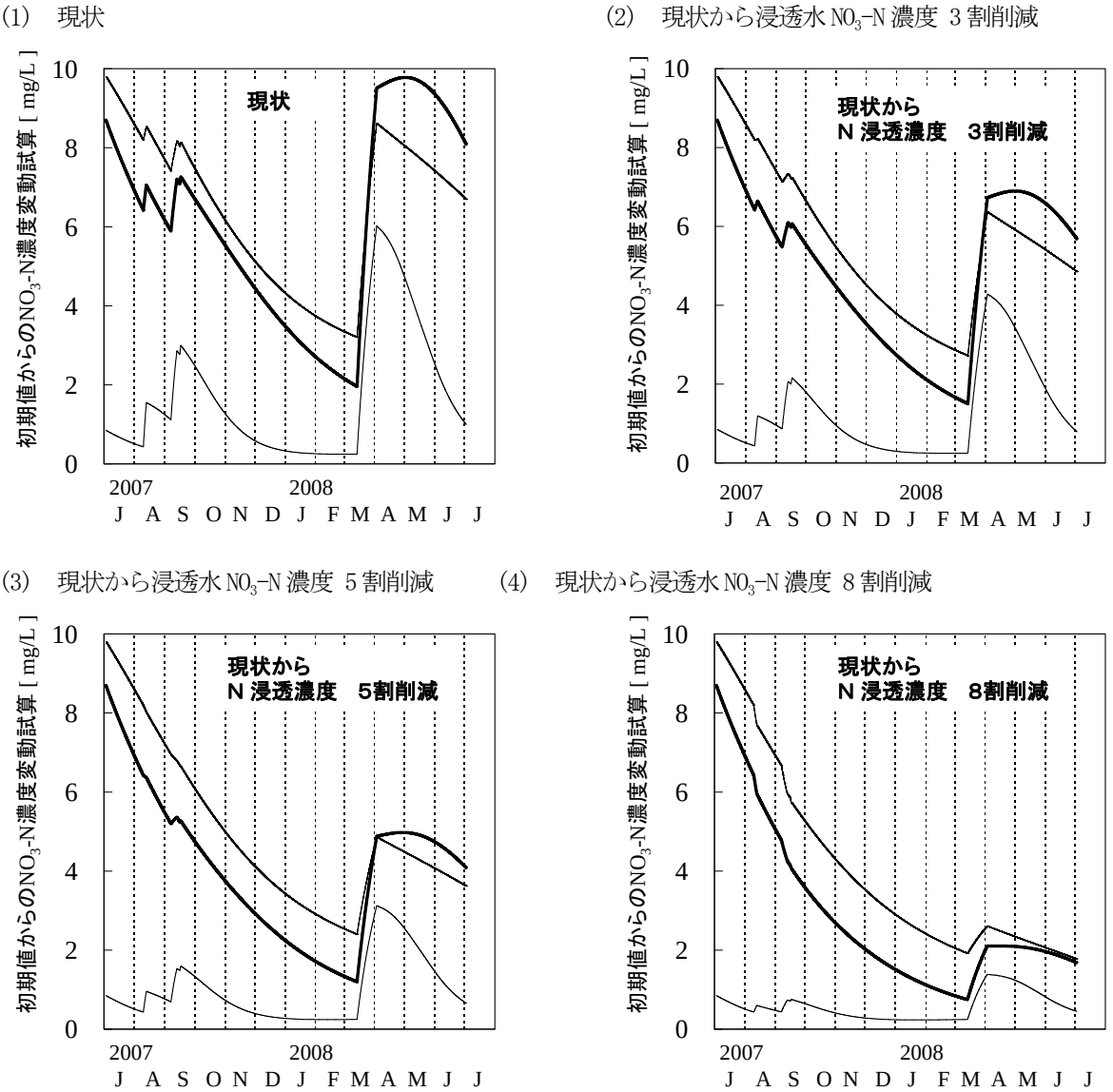




図Ⅳ-2-17　浸透を考慮したモデルライン地点の地下水位と NO_3-N 濃度の年間試算
(FH2501：○実測値，<中線>計算値，FH2001：△実測値，<太線>計算値，PV1702：□実測値，<細線>計算値)

⑦　モデルを使った対策シミュレーション

このNO$_3$-N濃度算出モデルを使って，仮に，2007年に，浸透水中のNO$_3$-N濃度を減少させる対策を実施したと仮定して，地下水NO$_3$-N濃度のモデルシミュレーションを行い，現状計算値と比較することによって，対策効果を検討して見た（図Ⅳ-2-18）。



図Ⅳ-2-18　2007年に施肥対策等を実施し，浸透水NO$_3$-N濃度の低減が行えたと仮定して計算した，各井戸のNO$_3$-N濃度のシミュレーション（中線:FH2501，太線：FH2001，細線：PV1702）

当然のことながら，浸透水のNO$_3$-N濃度を減少させることができれば，その減少分に相当する濃度上昇は低減され，地下水水質は大きく改善される。特にFH2001やPV1702においては，現状では融雪期に最大値である環境基準前後の値となることから，3割程度でも浸透水のNO$_3$-N濃度を低減する対策に成功することができれば，最大値は7mg/L程度まで低減できると推察される。さらに，このモデルラインを中心とした，河川に近い区域は，移流と浄化により，NO$_3$-N濃度が比較的早くに改善されるため，対策の効果が速やかに現れると予想される。

しかし，本小流域全体を考えた場合，注意しなくてはならないことは，PV1602に代表される様に，東側地域では，NO$_3$-N濃度の減衰が遅く，地理的に見ても地下水の移流による希釈が遅い傾向が示唆される。そのため，東側の地域では，対策を行ったとしても，その効果が現れるには少し時間を要するかも知れない。

４）要約

我々は，水質化学的考察とモデル試算によって，小流域Ａの地下水窒素動態を解明するため，詳細な季節変動調査を実施し，水位と NO_3-N 濃度を算出するモデルを構築した。それら解析の結果,本流域の地下水は,その縁を流下する１級河川の伏流影響を大きく受けていることがわかった。また，多くの地下水地点で，季節的な水位減少と NO_3-N 濃度減少が確認されたが，それらの主たる要因は少し異なっており，前者は流域内の揚水量に規定され，後者は希釈水の水平移流量に影響を及ぼす透水性と脱窒に代表される浄化量に規定されていると推察された。また，この流域の地下水への NO_3-N 負荷の主たる要因は，融雪による余剰窒素の浸透によるが，１級河川側の西部地域では地下水の NO_3-N 濃度の減衰も速く，浸透水 NO_3-N 濃度を低減させる営農対策を少しでも実施すれば，直ちに地下水水質が改善すると思われた。

５）成果の公表

日本地下水学会 2008 年秋期講演会にて口頭発表.

６）引用文献

1) Stumm, W., J.J.Morgan, “Aquatic chemistry 3rd edition”. Wiley-Interscience. 1995. p.148-205.

2) 気象庁のホームページ，アメダスデーター, http://www.jma.go.jp/jp/amedas

3) 国土交通省北海道開発局のホームページ, http://www.ab.hkd.mlit.go.jp/kasen

4) 国土交通省ホームページ，水文水質データベース, http://www1.river.go.jp

5) Trudell, M.R., R.W.Gillham, J.A.Cherry. “An in-situ study of the occurrence and rate of denitrification in a shallow unconfined sand aquifer”. Journal of Hydrology. **83**, 251-268 (1986).

6) 清家泰，近藤邦男，伊達善夫，石田祐三郎. “汽水湖・中海における窒素代謝Ⅲ. 低酸素濃度下における硝化・脱窒”. 陸水学雑誌. **47**, 269-278 (1986).

7) Davis, J.L., B. Nowicki, C. Wigand. “Denitrification in fringing salt marshes of Narragansett Bay, Rhode Island, USA”. Wetlands. **24**, 870-878, (2004).

8) 仁木拓志，藤岡一平，渡辺真利代. “荒川河床における脱窒活性測定の試み”. 立正大学オープンリサーチセンター，2002 年度 ORC 報告会要旨. (2003).

9) Pfenning, K.S., McMahon P.B. ”Effect of nitrate, organic carbon, and temperature on potentioal denitrification rates in nitrate-rich riverbed sediments”. Journal of Hydrology. **187**, 283-295 (1996).

10) Konohira, E., M. Yoh, J. Kubota, K. Yagi, H. Akiyama. “Effects of riparian denitrification on stream nitrate-evidence from isotope analysis and extreme nitrate leaching during rainfall”. Water Air and Soil Pollution, **130**, 667-672 (2001).

11) 日比義彦. “不飽和流れの表現”. 地下水学会誌. **50**, 171-177 (2008).

12) 登坂博行. “体験するプログラミング. その 1：飽和定常流れは何次元でも簡単に解ける”. 地下水学会誌. **50**, 187-193 (2008).

13) 籾井和朗. “地下水水質化学の基礎. 11.化学反応を考慮した物質輸送解析” 地下水学会誌. **40**, 347-357 (1998).

（三上英敏，高田雅之，三島啓雄）

３．汚染リスク要因としての土壌浸透水量推定モデル

１）背景と目的

農耕地における土壌浸透水の発生時期や発生量は，余剰窒素量（窒素投入量－作物による窒素持ち出し量）とともに，浸透水中の硝酸性窒素濃度に影響を及ぼす重要な要因の一つである。しかし，降水量や土壌水分条件等に依存して不定期に発生する浸透水のモニタリングは容易でないため，その発生時期や量に関する定量的知見は乏しい。そこで，本節では，農耕地の硝酸性窒素汚染評価の一助として，浸透水の発生時期および量を簡易に推定するモデルを開発するとともに，浸透水量の多寡に及ぼす諸要因の影響を明らかにする。

２）開発したモデルの内容

浸透水の動態は積雪の有無で大きく異なるため，浸透水量を非積雪期間と積雪期間に分けてモデル化した。両期間の設定にあたっては，北海道における平均的な長期積雪期間を考慮して，全道一律に，積雪期間を 12 月 1 日～翌年 3 月 31 日，非積雪期間を 4 月 1 日～11 月 30 日とし，12 月 1 日～翌年 11 月 30 日までを 1 年として扱った。

（１）非積雪期間（4 月 1 日～11 月 30 日）の浸透水量

非積雪期間については，作物の根群域土層における水収支（図Ⅳ-3-1）を日単位で計算し，降雨によって根群域土層の有効水分が有効水分容量（pF1.5～4.2 相当）を超える場合にのみ，浸透水 ΔD が生じるとした（5-1，2 式）。なお，式中の各項の添字 j は第 j 日目を意味する。

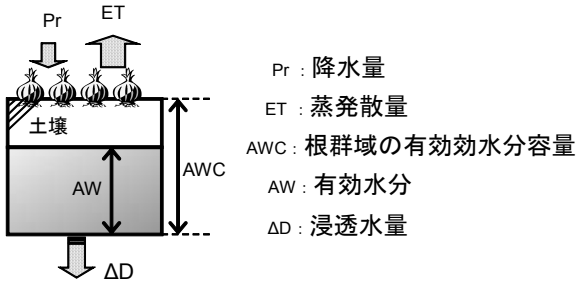
i） $AW_{j-1}+Pr_j-ET_j>AWC$ のとき，

$\Delta D = (AW_{j-1}+Pr_j-ET_j) - AWC$,

かつ $AW_j=AWC$　(5-1 式)

ii） $AW_{j-1}+Pr_j-ET_j \leqq AWC$ のとき，

$\Delta D = 0$，かつ $AW_j=AW_{j-1}+Pr_j-ET_j$ (5-2 式)



図Ⅳ-3-1　モデルにおける作物の根群域土層の水収支（非積雪期間）

5-1，5-2 式右辺の各項の取得法および算出法は以下の通りである。

①降水量 Pr

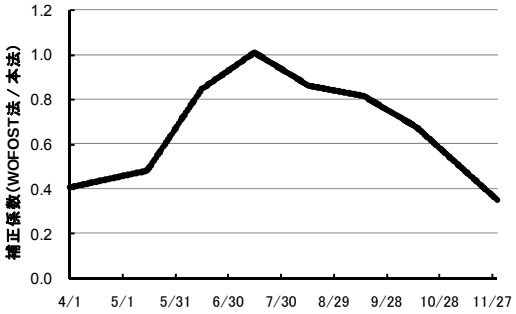
Pr には対象圃場近傍のアメダスデータを利用した。

②蒸発散量 ET

ET は日平均気温と日射量を用いた次式[1]で算出した。

$ET = (0.0135\times T+0.24) \times Rs / L$　(5-3 式)

ここで，ET：蒸発散量（$cm\ d^{-1}$），T：日平均気温（℃），Rs：日射量（$J\ cm^{-2}\ d^{-1}$），L：蒸発潜熱（$2499-2.5\times T$，単位：$J\ cm^{-3}$）。日射量 Rs は常法に従って日照時間から推定した。ただし，5-3 式で算出される ET はポテンシャル蒸発散量であり，作物の生育量が十分でない春・秋期には過大評価となる。そこで，作物の生育を考慮した実蒸発散量としてオランダで開発された作物モデル WOFOST で計算した既報[2]の推定値を利用し，5-3 式での計算値に対する WOFOST 法による推定値の比（補正係数，図Ⅳ-3-2）を求め，これを 5-3 式による値に乗じて実蒸発散量に補正した。なお，WOFOST による推定値が実蒸発散量として妥当なことは，網走地域における検討で確認されている[3]。



図Ⅳ-3-2　ポテンシャル蒸発散量を実蒸発散量に変換するための補正係数の季節的推移

③根群域の有効水分容量 AWC

AWC は，神山・大塚[4]が示した 5-4 式を用いて，対象圃場の土壌の仮比重から有効水分量（pF1.5～4.2）を求めた後，これに当該作物の根群域深（表Ⅳ-3-1）を乗じて算出した。表Ⅳ-3-1 は三木[5]を参考に，道内の主要作物について設定した。

有効水分量（$cm^3\ cm^{-3}$）＝ 0.346－0.189 × 仮比重（$g\ cm^{-3}$）(5-4 式)

（２）積雪期間（12 月 1 日～3 月 31 日）の浸透水量

積雪期間については，以下のように，春先の融雪期とそれ以外の冬期に区分して浸透水量を算出した。すなわち，日平均気温が 0℃以上になると継続的な融雪が始まる[6]ことから，日平均気温が 2 日以上連続して 0℃以上となった日から 3 月 31 日までを融雪期，12 月 1 日から融雪期の初日前日までを冬期とした。冬期の積雪下の融雪量は 0.4 $mm\ d^{-1}$[7]で一定，融雪期の融雪量は積雪期間

の積雪水当量（降水量から蒸発量を差し引いた値：降水量×0.93）から冬期の融雪量を差し引いた値とし，両期とも融雪量は浸透水量に等しいとした。

表Ⅳ-3-1　主要作物の根群域深[1)]

	作物	根群域深(cm)
露地野菜	スイートコーン	60
	たまねぎ	40
	キャベツ	50
	だいこん	80
	にんじん	60
畑作物	秋まき小麦[2)]	80
	春まき小麦[2)]	80
	てんさい	80
	ばれいしょ[3)]	50
	大豆	50
	小豆	40

1) 三木(2002)を改変.
2) 制限土層があるときはその深さまで.
3) 培土の深さを含む.

３）モデルの検証

開発したモデルが浸透水の発生時期や発生量を適切に推定できるかどうかを，モデルによる計算値と月別または年間の浸透水量に関する既往の報告値との比較を通して検証する。

（１）検証に用いた既往の報告値

①月別浸透水量

鈴木・志賀[3)]による訓子府町（北見農試）の多湿黒ボク土輪作畑（秋まき小麦，てんさい，ばれいしょ），および平成17年普及奨励並びに指導参考事項「普通畑およびたまねぎ畑における地下水中硝酸性窒素の削減対策」[8)]に示された芽室町（十勝農試）の淡色黒ボク土輪作畑（てんさい，小豆，春まき小麦）での報告値を用いた。前者には2000～2002年，後者には2002～2004年の月別浸透水量（4～11月は各月値，12～3月は合計値）が示されている。両報告とも作物モデルWOFOSTで蒸発散量，土壌水分変化量，表面流去水量等を求め，これらを降水量から差し引いて浸透水量を推定している。

②年間浸透水量

①の訓子府町および芽室町の月別データを集計した年間浸透水量の他に，松本ら[9)]による由仁町の普通灰色低地土連輪作畑（たまねぎ，秋まき小麦）および恵庭市の普通黒ボク土輪作畑（にんじん，だいこん，キャベツ，小豆，ばれいしょ）での報告値を用いた（1997～2001年）。松本らは，年間降水量からThornthwait法による年間蒸発散量を差し引いて浸透水量を算出している。

（２）計算条件

①気象データ

降水量，日平均気温，日照時間には対象地点近傍のアメダスデータ（訓子府町：境野，芽室町：芽室，由仁町：長沼，恵庭市：恵庭島松）を用いた。

②根群域の有効水分容量

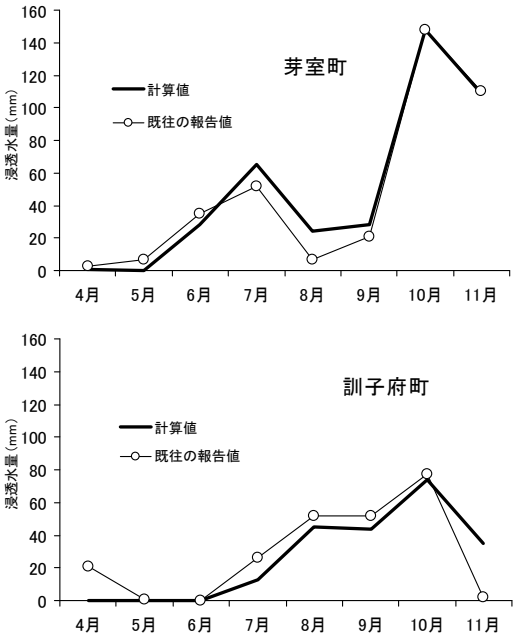
対象圃場の仮比重実測値から5-4式で有効水分量を求めた後，表Ⅳ-31を用いて各作物栽培時の根群域の有効水分容量AWCを算出した。

③非積雪期間における有効水分の初期値

冬期および融雪期の土壌は飽和していると仮定し，非積雪期間における有効水分AWの初期値（4月1日の値）は有効水分容量AWCに等しいとした。

（３）検証結果

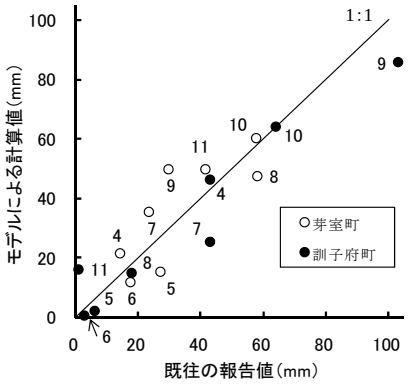
一例として，2002年の訓子府町と芽室町の非積雪期間について，モデルによる計算値を既往の報告値とともに図Ⅳ-3-3に示す。訓子府町での4月と11月を除けば，両地点ともに計算値と既往の報告値の推移は良く対応した。訓子府町と芽室町では土壌の種類，栽培作物，気象条件等が異なるため浸透水の発生時期や量にも違いがあるが，両地点ともおおむね精度良く推定できた。



図Ⅳ-3-3　モデルによる月別浸透水量計算値と既往の報告値の季節的推移（非積雪期間期間）

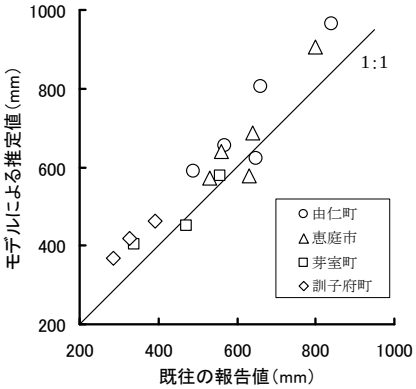
2002年，訓子府町：多湿黒ボク土（ばれいしょ），芽室町：淡色黒ボク土（てんさい）.

次に，訓子府町と芽室町の非積雪期間について，3カ年平均の月別浸透水量の計算値と既往の報告値との比較を図Ⅳ-3-4に示す。計算値と既往の報告値は1:1のライン近傍に分布し，両者間のRMSエラーは11㎜（1日当たり0.4㎜）であった。非積雪期間に積雪期間を加えた



図Ⅳ-3-4　モデルによる月別浸透水量計算値と既往の報告値との関係（非積雪期間のみ）

訓子府町は2000～2002年，芽室町は2002～2004年の平均値．図中の数字は月を示す．各地点の土壌の種類と栽培作物は以下の通り．訓子府町：多湿黒ボク土（00年：秋まき小麦，01年：てんさい，02年：ばれいしょ），芽室町：淡色黒ボク土（02年：てんさい，03年：小豆，04年：春まきコムギ）．



図Ⅳ-3-5　モデルによる年間浸透水量計算値と既往の報告値との関係（非積雪期間＋積雪期間）

由仁町と恵庭市は1997～2001年の5カ年のデータ．土壌の種類と栽培作物は以下の通り．由仁町：普通褐色低地土（97年：たまねぎ，98年：秋まき小麦，99～01年：たまねぎ），恵庭市：普通黒ボク土（97年：にんじん，98年：だいこん，99年：キャベツ，00年：小豆，01年：ばれいしょ）．訓子府町は2000～2002の3カ年，芽室町は2002～2004年の3カ年のデータ．訓子府町と芽室町の土壌の種類と栽培作物は図Ⅳ-3-4と同様．

年間浸透水量は，計算値がやや過大評価となる傾向にあったが，既往の報告値との対応は良好で（図Ⅳ-3-5），両者間のRMSエラーは81 mm（1日当たり0.2 mm）であった。これらのことから，本モデルの浸透水量推定ロジックは非積雪期間と積雪期間ともに概ね適切であったと考えられる。

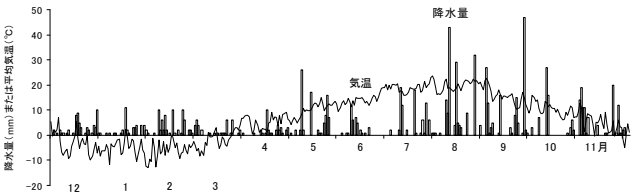
以上より，開発した土壌浸透水量推定モデルは，多様な土壌，気象，栽培作物条件において，浸透水の発生時期や発生量を精度良く推定できることが明らかとなった。

４）浸透水量の変動要因

開発したモデルを活用し，土壌浸透水量の変動に及ぼす各種要因（降水量，気温，根群域の有効水分容量）の影響を検討するとともに，道内における浸透水の季節的発生パターンの特徴を明らかにする。

（１）方法

過去のアメダス長沼データから，旬降水量と日平均気温の推移が同地での平年値に最も類似した直近の年次として1992年データ（図Ⅳ-3-6）を選定した。このデータに対し，ア）日降水量が10または20 %増加もしくは減少，イ）日平均気温が1または2℃上昇もしくは下降，した場合の浸透水量をモデルで推定した。同様に，1992年データのもとで根群域の有効水分容量を40,80,120 mmとした場合についても検討した。さらに，道内の代表地点として，長沼町の他に北斗市，芽室町，置戸町を選定し，先と同じく1992年について，各地点の近傍アメダスデータ（北斗市：北斗，芽室町：芽室，置戸町：境野）を用いて浸透水の季節的発生パターンを推定し，それらの特徴を検討した。



図Ⅳ-3-6　1992年アメダス長沼データの日平均気温と降水量

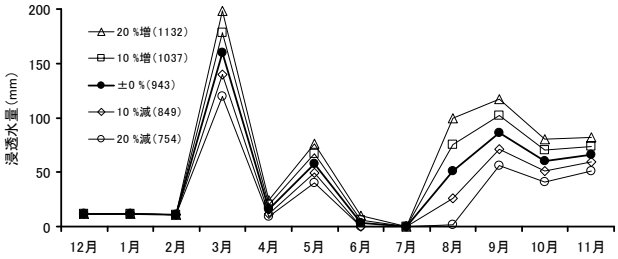
旬降水量および平均気温の季節水位が同地での平年値に最も類似した直近の年次として選定.

（２）結果

降水量の多寡は浸透水の発生量に強く影響し，降水量が増えると浸透水量も増大した（図Ⅳ-3-7）。この傾向は融雪期に該当する3月と一般に多雨期にあたる8～10月に顕著で，降水量が20 %減少と20 %増加との間では浸透水量に40～100 mmの差が認められた。

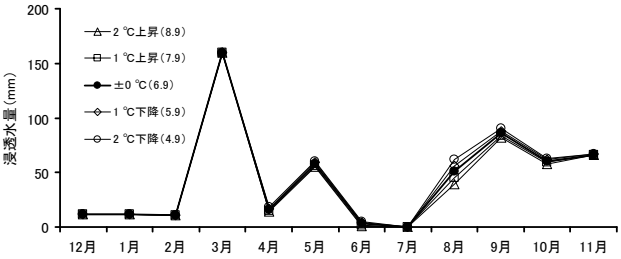
浸透水発生量に及ぼす降水量の影響は顕著であったのに対し，日平均気温の影響は小さかった（図Ⅳ-3-8）。日平均気温の変化が基準±2℃の範囲では，8月の浸透水量がわずかに増加または減少する他は，浸透水発生量に明瞭な変化は認められなかった。同様に，根群域の有効

水分容量の多少が浸透水量に及ぼす影響も小さく，有効水分量の増加によって8月の浸透水量がわずかに減少する程度であった（図Ⅳ-3-9）。



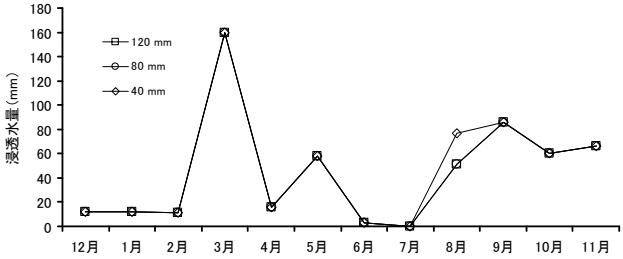
図Ⅳ-3-7　降水量の増加または減少が浸透水発生量に及ぼす影響

±0 %は1992年長沼アメダスデータ（図Ⅳ-3-6）による推定値．10 %増，20 %増，10 %減，20 %減は，±0 %のケースに対し日降雨量がそれぞれ10 %増加，20 %増加，10 %減少，20 %減少した場合（その他の気象要素に変化なし）．凡例のカッコ内は年降水量（単位：mm）．根群域の有効水分容量は80mm.



図Ⅳ-3-8　日平均気温の上昇または下降が浸透水発生量に及ぼす影響

±0℃は1992年長沼アメダスデータ（図Ⅳ-3-6）による推定値．1℃上昇，2℃上昇，1℃下降，2℃下降は，±0℃のケースに対し日平均気温がそれぞれ1℃上昇，2℃上昇，1℃下降，2℃下降した場合（その他の気象要素に変化なし）．凡例のカッコ内は年平均気温（単位：℃）．根群域の有効水分容量は80mm.

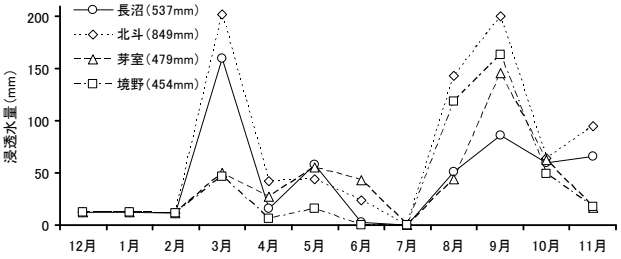


図Ⅳ-3-9　根群域の有効水分量の多寡が浸透水発生量に及ぼす影響

気象条件は1992年長沼アメダスデータ（図Ⅳ-3-6）．凡例の数値は根群域の有効水分容量.

道内の代表地点について推定した浸透水の季節的発生パターンを図Ⅳ-3-10に示した。対象年（1992年）における各地点の降水量の季節推移が同地での平年値に必ずしも類似していない場合があるものの，大まかにみると浸透水の発生パターンの様相は類似していた。すなわち，融雪期に該当する3月に各地点の積雪水当量の多少を反映したピークを示した後，4～7月は0～50 mmと比較的少なく，8月から再び増加して9月にピークを持つパターンを示すことが多かった。

このように晩夏～晩秋および融雪期に浸透水量が多いことは，これらの期間の窒素溶脱リスクが高いことを意味している。北海道の畑地では晩夏～晩秋に多くの作物が収穫され，その後は裸地として管理されることが多い。よって，晩夏～晩秋および融雪期における窒素溶脱防止には，作物の収穫跡地に多量の窒素を残存させないような肥培管理が重要である。



図Ⅳ-3-10　道内の代表地点における浸透水の発生パターン（1992年アメダスデータによる）

凡例の地点名はアメダスポイント，地点名のカッコ内は年間浸透水量．グラフ表示期間の積算降水量は，長沼：943mm，北斗：1259mm，芽室：863mm，境野：821mm．根群域土層の有効水分量は80mmとした.

5）要約

（1）多様な土壌，気象，栽培作物条件において，土壌浸透水の発生時期や発生量を簡易に精度良く推定できるモデルを開発した。

（2）土壌浸透水量の変動に及ぼす降水量，気温，根群域の有効水分容量の影響をシミュレーションで検討したところ，人為的に制御不可能な降水量の影響が最も大きかった。

（3）道内における浸透水の季節的発生パターンからみた窒素溶脱リスクが高い時期は晩夏～晩秋および融雪期であり，これらの期間における窒素溶脱防止には，作物の収穫跡地に多量の窒素を残存させないような肥培管理が重要である。

６）引用文献

（１）清野豁.”気候的植物生産モデルと土壌物理性－土壌水分の気候学的推定の試み－”. 土壌の物理性. 61. 11-18 (1990).

（２）志賀弘行.”作物モデルを活用した秋まき小麦の収量変動評価･予測法”.土肥誌.74.835-838(2003).

（３）鈴木慶次郎, 志賀弘行.”浸透水の硝酸性窒素濃度から見た網走地域の黒ボク土畑における投入窒素限界量”. 土肥誌. 75. 45-52 (2004).

（４）神山和則, 大塚紘雄.”仮比重値を用いた有効水分容量図の作成”. 土肥誌. 64. 440-443 (1993).

（５）三木直倫.”硝酸態窒素の土層内動態をモニタリングする”.環境負荷を予測するーモニタリングからモデリングへー. 長谷川周一・波多野隆介・岡崎正規編. 東京, 博友社, 2002. p.37-56.

（６）Iwata, Y., Hayashi, M., Hirota, T. ″Comparison of snowmelt infiltration under different soil-freezing conditions influenced by snow cover.″ Vadose Zone J., 7, 79-86 (2008).

（７）小島賢治.”冬期間の積雪下面における融雪量の連続観測（序報)”. 低温科学, 物理編. 39. 101-108 (1981).

（８）北海道農政部.”普通畑およびたまねぎ畑における地下水中硝酸性窒素の削減対策”. 平成17年普及奨励ならびに指導参考事項. 2005. p.106-108.

（９）松本武彦, 三木直倫, 木場稔信.”道央の露地野菜畑における窒素環境容量からみた超過窒素量と浸透水中の硝酸性窒素濃度との関係”. 土肥誌. 76. 411-419 (2005).

（中辻敏朗）

４．軽減対策の現地実証

１）道央地域における後作緑肥の導入効果の実証

（１）目的

Ⅱ－2－1)で開発した緑肥の有効利用による硝酸汚染軽減効果を道央の現地露地野菜畑において検証する。

（２）方法

①試験期間

2006～2008 年

②供試圃場

石狩支庁管内の普通黒ボク土に立地する露地野菜畑。2006 年の緑肥導入前の深さ 100cm までの土壌無機態窒素量は 19 kg/10a であった。

③処理

収穫跡地への後作緑肥（えん麦野生種，品種：ヘイオーツ）導入の有無と次作物（2007 年：バレイショ，2008 年：キャベツ）での減肥の有無を組み合わせた 4 処理区を設定（表Ⅳ-4-1）。耕種概要は表Ⅳ-4-2 の通り。

④調査項目

a. 緑肥収量と窒素吸収量，b. 作物収量と窒素吸収量，c. ポーラスカップで採取した土壌溶液中の硝酸性窒素濃度（深さ 80 cm）

表Ⅳ-4-1　処理区の概要

処理区	2006年	2007年	2008年
1	キャベツ → 裸地	バレイショ(N 2kg/10a減肥) → 裸地	キャベツ(N 5kg/10a減肥)
2	キャベツ → 裸地	バレイショ(慣行施肥 2)) → 裸地	キャベツ(慣行施肥 3))
3	キャベツ → **緑肥** 1)	バレイショ(N 2kg/10a減肥) → **緑肥** 1)	キャベツ(N 5kg/10a減肥)
4	キャベツ → **緑肥** 1)	バレイショ(慣行施肥 2)) → **緑肥** 1)	キャベツ(慣行施肥 3))

1) 後作緑肥として，えん麦野生種(品種：ヘイオーツ)を無施肥栽培.
2) N-P_2O_5-K_2O(kg/10a)で，8-18-12.
3) N-P_2O_5-K_2O(kg/10a)で，20-16-15.

表Ⅳ-4-2　耕種概要

2006年		2007年				2008年	
緑肥 1)		バレイショ		緑肥 1)		キャベツ	
播種	すき込み	定植	収穫	播種	すき込み	定植	収穫
8月28日	10月26日	4月28日	8月1日	9月4日	11月5日	6月20日	8月14日

1) えん麦野生種

（３）結果

①緑肥の生育量

2006 年および 2007 年に後作緑肥として導入したえん麦野生種の乾物収量は各々413，613 kg/10a，窒素吸収量は 12.2，17.1 kg/10a であった（表Ⅳ-4-3）。これらは，いずれも「北海道緑肥作物等栽培指針」に示された標準的レベルであり，緑肥の生育は良好であった。

②作物収量

収量に対する減肥の影響は判然としないことが多かった。緑肥未導入区に対する導入区の収量指数は，バレイショ：105，キャベツ：103～108 であり，緑肥導入による翌年の作物増収効果が認められた（表Ⅳ-4-4）。

表Ⅳ-4-3　緑肥（えん麦野生種）の収量と窒素吸収量

処理区	2006年		2007年	
	乾物収量（kg/10a）	窒素吸収量（kg/10a）	乾物収量 1)（kg/10a）	窒素吸収量 2)（kg/10a）
1, 2	－	－	－	－
3, 4	413	12.2	613	17.1

1) 生育期間の積算温度から推定
2) 乾物収量から推定

表Ⅳ-4-4　緑肥導入翌年の作物の収量と窒素吸収量

処理区	2007年 バレイショ			2008年 キャベツ		
	収量 1)（kg/10a）	収量比 2)	窒素吸収量（kg/10a）	収量 1)（kg/10a）	収量比 2)	窒素吸収量（kg/10a）
1	3496	**100**	11.2	5347	**111**	17.9
2	3484	100	12.9	4810	100	17.4
3	3662	**105**	12.6	5180	**108**	17.2
4	3664	**105**	13.1	4930	**103**	13.5

1) 規格内収量
2) 処理区2(緑肥栽培なし，慣行施肥)を100とした.

③試験期間の窒素収支

窒素収支に対しては，緑肥導入の有無よりも作物に対する減肥の影響が大きく，減肥した処理区 1，3 の収支は他区よりも小さかった（表Ⅳ-4-5）。窒素収支から土壌の無機態窒素変化量の実測値を差し引いた窒素損失量は，作物に対する施肥量を慣行とした処理区 2，4 で多く，減肥した処理区 1，3 で少なかった。なかでも緑肥導入と次作物への減肥を組み合わせた処理区 3 の損失量が 7.2 kg/10a と最も少なく，溶脱防止効果がうかがわれた。

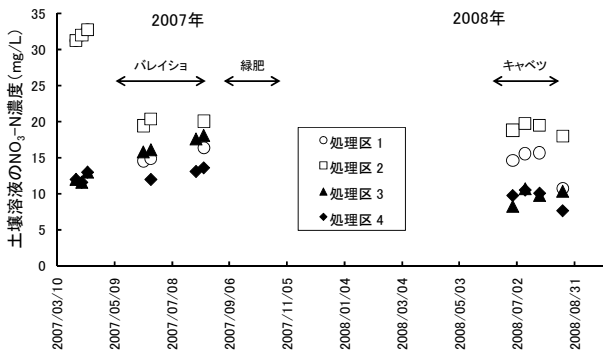
表Ⅳ-4-5　各処理区の窒素収支 1)

処理区	投入量 2)	持ち出し量 3)	収支 4)	土壌の無機態窒素変化量 5)	損失量 6)
1	21.0	16.8	4.2	−5.9	10.1
2	28.0	18.0	10.0	−6.1	16.1
3	21.0	19.1	1.9	−5.3	7.2
4	28.0	17.0	11.0	−6.1	17.1

1) 対象期間は2006年8月～2008年8月
2) 窒素施肥量
3) 作物収穫部位の窒素吸収量
4) 投入量－持ち出し量
5) 2008年8月の土壌無機態窒素量－2006年8月同(深さ60cmまで)
6) 収支－土壌の無機態窒素変化量

④土壌溶液中の硝酸性窒素濃度の推移

土壌溶液中の硝酸性窒素濃度に対する次作物での減肥の影響は判然としないことが多かったが，緑肥の導入効果は顕著に認められ，緑肥未導入区が 11～33 mg/L の範囲で変動したのに対し，導入区は 8～18 mg/L と低く推移することが多かった（図Ⅳ-4-1）。



図Ⅳ-4-1　土壌溶液中の硝酸性窒素濃度の推移
深さ 80cm に埋設したポーラスカップで吸引採取.

（４）要約

露地野菜畑への後作緑肥の導入は，翌年の作物生産性を向上させるとともに，土壌溶液中の硝酸性窒素濃度を低下させる効果をもつことを現地圃場で実証した。

（中辻敏朗）

２）道東地域の畑輪作における窒素投入量の適正化による汚染軽減対策

（１）目的

畑輪作における投入窒素量が土壌溶液中硝酸性窒素濃度に与える影響について検討し、地下水の環境基準を維持するための減肥の効果を明らかにする。

（２）方法

①試験期間：2005～2008 年の 4 カ年
②調査圃場:十勝支庁管内の農家圃場 2 カ所(有機物投入量の異なるＡとＢ)
③調査圃場の土壌型：多湿黒ボク土
④試験処理：減肥区、対照区
⑤供試作物および施肥量：表Ⅳ-4-6 を参照
⑥地下浸透水の硝酸性窒素濃度:　深さ 80cm に埋設したポーラスカップより、採水時に概ね-10～-50kPa の減圧を行って土壌溶液の採水を行い、得られた試料水中の硝酸性窒素濃度を測定した。
⑦年平均硝酸性窒素濃度の算出：　既往の報告 [2)]に準じ、地下浸透水量推定値を基に、実測した硝酸性窒素の月別濃度を加重平均し、年平均硝酸性窒素濃度を求めた。

（３）結果および考察

①畑輪作における硝酸性窒素の挙動

現地圃場で得られた硝酸性窒素濃度の推移を図Ⅳ-4-2 に示した。有機物投入量の少ないＡ圃場における硝酸性窒素濃度は、春季に多雨であった 2006 年のてんさい作付け時に高濃度となったことを除けば、てんさい茎葉鋤込み後の大豆作付け時においても減肥区・対照区ともにほぼ常に 10mg/L を下回るレベルにあった。

表Ⅳ-4-6　現地試験の窒素施肥と有機物投入状況

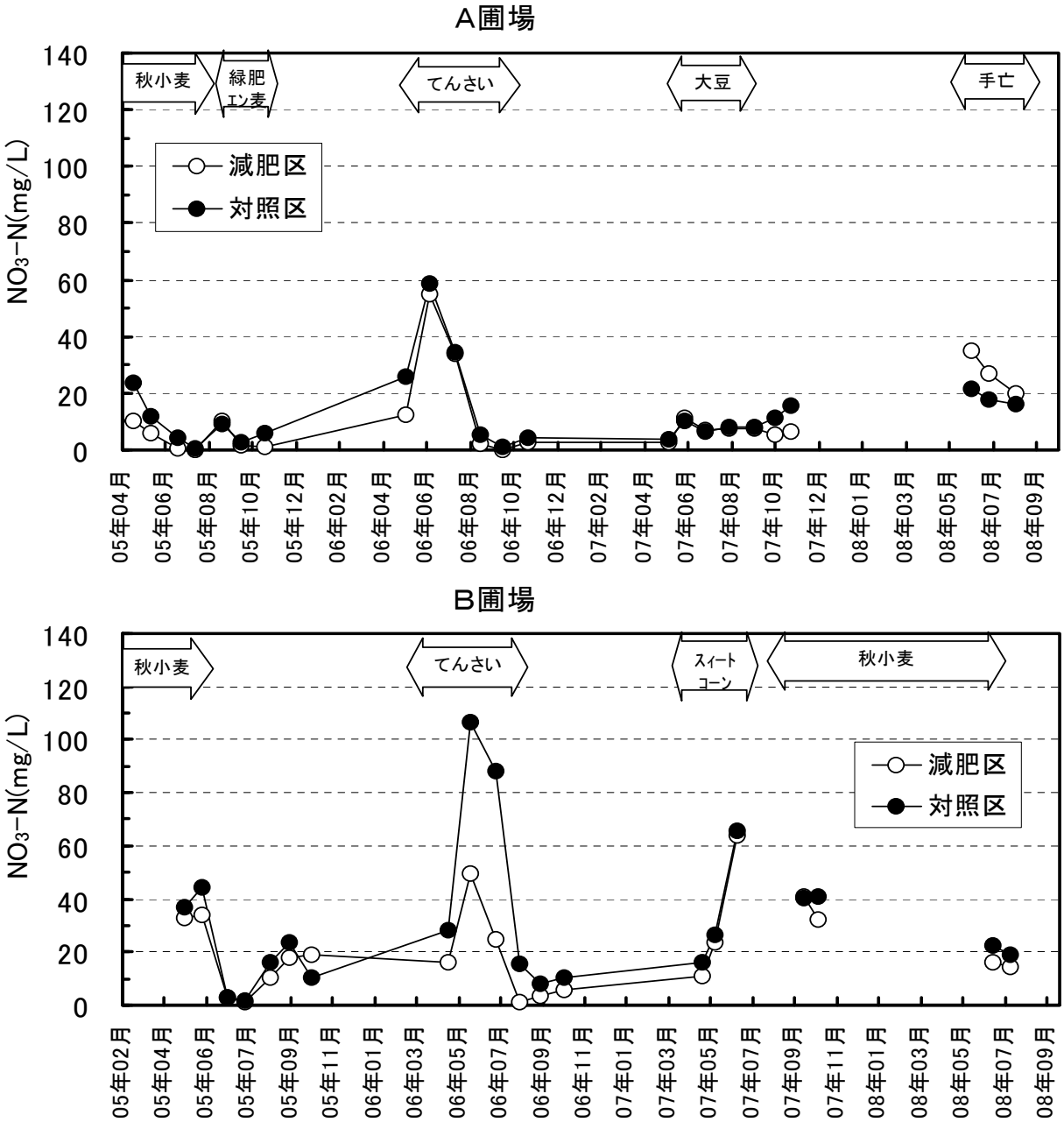
圃場	年度	作物、品種	栽植密度 (株/10a)	播種日 (移植日)	収穫日	N施肥量(kg/10a) 減肥区	N施肥量(kg/10a) 対照区	跡地有機物管理
A圃場	2004年	スィートコーン「アイダホ88」				—	—	
	2005年	秋まき小麦「ホクシン」	種9kg/10a	9/23	8/1	8.9	11.1	堆肥2t/10a+エン麦緑肥(N4.2kg/10a)
	2006年	てん菜「スタウト」	6313	5/5	10/3	8.0	19.2	
	2007年	大豆「音更大袖」	7730	5/20	10/23	2.1	2.1	
	2008年	菜豆手亡「雪手亡」	7215	5/30	9/11	4.2	4.2	
	合計N投入量(2005～2008年)					29.4	42.8	(投入有機物のN換算量を含む[1)])
B圃場	2004年	小豆「エリモショウズ」				—	—	
	2005年	秋まき小麦「ホクシン」	種16kg/10a	10/9	8/1	10.8	12.8	牛スラリー8t/10a+牛尿10t/10a
	2006年	てん菜「スタウト」	6588	5/9	10/3	8.0	16.0	
	2007年	スィートコーン「アイダホ」	3077	5/20	9/5	13.0	13.0	
	2008年	秋小麦「ホクシン」	種8.5kg/10a	9/24	7/22	8.5	8.5	
	合計N投入量(2005～2008年)					75.7	85.7	(投入有機物のN換算量を含む[1)])

2008 年は土壌病害発生により手亡の生育が不良となり、20mg/L 内外の比較的高い値で推移した。

有機物投入量の多いＢ圃場における硝酸性窒素濃度は、Ａ圃場よりも常時高い傾向にあり、また 2007 年にも５月の多雨(図Ⅳ-4-3)のためと思われる濃度上昇が観察された。また硝酸性窒素は全般に減肥区が対照区よりも低く推移した。両圃場の比較から、深根性作物(小麦、てんさい)が導入される圃場であっても有機物投入等が過大であれば、硝酸性窒素濃度が低下するのは一時的であり、濃度を低下させるためには有機物投入や窒素施肥などの窒素総投入量を規制すべきであることが読み取れる。

②硝酸性窒素濃度からみた投入窒素限界量

現地試験で得られた４カ年分の年平均硝酸性窒素濃度を表Ⅳ-4-7 に示した。有機物投入量の少ないＡ圃場では対照区の年平均硝酸性窒素濃度は基準値 10mg/L に近く、また 2005～2007 年における年平均窒素投入量(投入有機物のＮ換算量を含む)も 13kg/10a 程度であった。一方、有機物投入量の多いＢ圃場の年平均硝酸性窒素濃度は、減肥区で対照区よりも低いものの、それぞれ 17.5 mg/L、23.7 mg/L と高く、これらの値は 2005～2007 年における年平均窒素投入量(投入有機物の Ｎ換算量を含む)が減肥区・対照区でそれぞれ 22.4 kg/10a、25.7 kg/10a と多かったことと符合する。こ



図Ⅳ-4-2　地下浸透水(土壌溶液)の硝酸性窒素濃度の推移

れらの結果は、年間浸透水量や作付体系や土壌タイプが異なるにもかかわらず、既往の成績[3)]で示された「深根性作物を含む畑作における地下浸透水の年平均硝酸性窒素濃度が 10mg/L を超過しない年間投入窒素(施肥窒素＋施用有機物からの放出窒素)の限界量は 15kg/10a と見積もられた」ことを支持するものと考えられる。

表Ⅳ-4-7　浸透水の年平均硝酸性窒素濃度

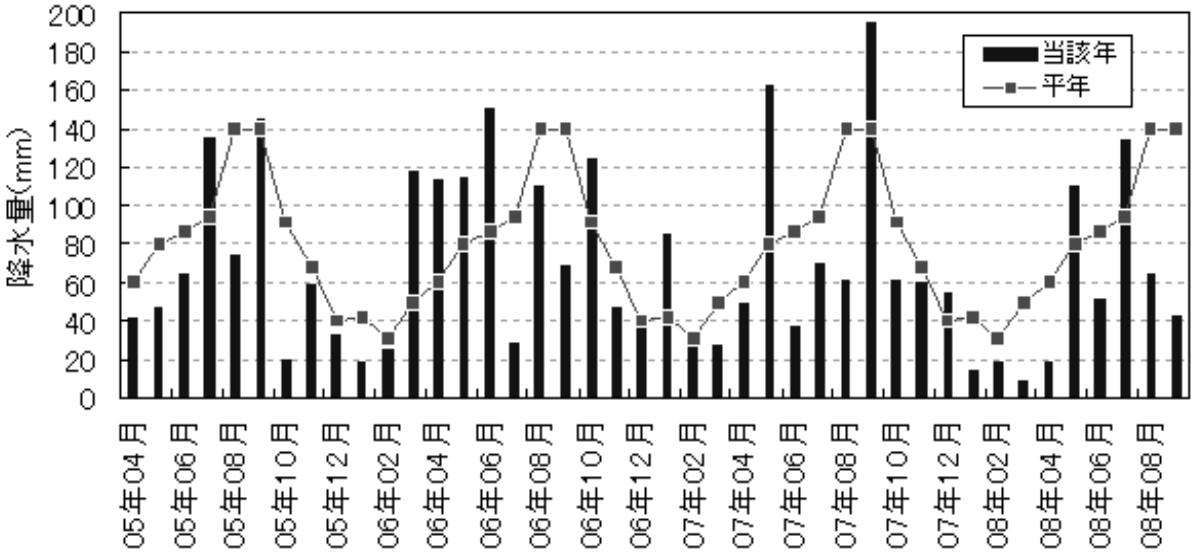
期間	浸透水量 (mm)	A圃場		B圃場	
		減肥区	対照区	減肥区	対照区
2005年	695	6.7	13.4	20.4	23.2
2006年	788	7.8	13.9	11.8	22.2
2007年	553	5.3	8.4	20.3	25.6
3カ年平均	679	6.6	11.9	17.5	23.7

(単位 mg/L)

③作物収量および窒素吸収量からみた投入窒素限界量の妥当性

表Ⅳ-4-8 には各試験における作物の収量と窒素吸収量を示した。硝酸性窒素濃度の制御からみて適正な窒素管理と推察されたA圃場では、対照区レベルよりも減肥した場合に、窒素吸収量は大きく低下し、収量レベルが低下する場合が見られた。一方、有機物投入量が過大なB圃場では、減肥しても窒素吸収量は大きく低下せず、収量・品質面ではむしろ好結果が得られている。

先に述べたように、地下浸透水の硝酸性窒素濃度を 10 mg/L に抑える窒素管理は、概ね年間の総窒素施用量が 15kg/10a を下回る程度とすることが妥当であると推定されたが、表Ⅳ-4-6 よりわかる通り有機物投入量の多いB圃場では年平均の窒素施用量が 15kg/10a を大幅に上回っており、過剰な窒素投入はてんさいの根中糖分の低下(表Ⅳ-4-8)など収量・品質面に悪影響



図Ⅳ-4-3　降水量の当該年値と平年値

表Ⅳ-4-8　各年次における作物の窒素吸収量および収量

A圃場

2005年(秋小麦)	N吸収量 (kg/10a)	タンパク (%)	子実重 (kg/10a)	百分比
減肥区	11.4	9.4	551	89
対照区	17.0	11.2	621	100
2006年(てん菜)	**N吸収量 (kg/10a)**	**根中糖分 (%)**	**糖量 (kg/10a)**	**百分比**
減肥区	19.9	15.0	872	97
対照区	28.4	15.0	899	100
2007年(大豆)	**N吸収量 (kg/10a)**	**一莢粒数 (粒)**	**子実重 (kg/10a)**	**百分比**
減肥区	12.2	1.7	184	110
対照区	11.6	1.6	168	100
2008年(手亡)※	**N吸収量 (kg/10a)**	**一莢粒数**	**子実重 (kg/10a)**	**百分比**
減肥区	4.3	－	147	74
対照区	6.3	－	200	100
合計N吸収量および収量比平均(2008年除く)				
減肥区	47.8	－	－	99
対照区	63.3	－	－	100

B圃場

2005年(秋小麦)	N吸収量 (kg/10a)	タンパク (%)	子実重 (kg/10a)	百分比
減肥区	16.8	12.4	526	103
対照区	17.6	12.8	513	100
2006年(てん菜)	**N吸収量 (kg/10a)**	**根中糖分 (%)**	**糖量 (kg/10a)**	**百分比**
減肥区	25.7	15.5	935	108
対照区	27.4	14.7	866	100
2007年(ｽｨｰﾄｺｰﾝ	**N吸収量 (kg/10a)**	**子実乾物率 (%)**	**皮剥穂重 (kg/10a)**	**百分比**
減肥区	11.2	23.2	1340	122
対照区	9.3	22.3	1094	100
2008年(秋小麦)	**N吸収量 (kg/10a)**	**タンパク (%)**	**子実重 (kg/10a)**	**百分比**
減肥区	16.3	12.6	546	109
対照区	18.4	12.7	500	100
合計N吸収量および収量比平均				
減肥区	70.0	－	－	111
対照区	72.7	－	－	100

※手亡はシストセンチュウが発生したため参考値とし、収量平均から除いた。

を及ぼすことが読み取れた。

以上のことから、有機物由来窒素を含めた年間の窒素投入量が 15kg/10a 以下となるよう窒素管理を行うことで、硝酸汚染の防止と適正な収量性確保の両立が可能となるものと考えられる。

（４）要約

有機物投入量の異なる現地圃場 2 筆（Ａ圃場、Ｂ圃場）を比較した。有機物投入量の少ないＡ圃場における地下水中硝酸性窒素濃度はほぼ基準値 10mg/L を下回ったのに対し、有機物投入量の多いＢ圃場ではほぼ常時 10mg/L を上回った。水収支に基づく年平均硝酸性窒素濃度も、Ａ圃場では 10mg/L に近く、また年平均窒素投入量も 13kg/10a 程度と少なかったのに対し、Ｂ圃場では 10mg/L を大幅に超過した。これは、Ｂ圃場における年平均窒素投入量が 22kg/10 を超過することに起因すると考えられた。またＢ圃場においては、窒素過剰によるてんさいの根中糖分の低下等が認められ、窒素過剰は収量面にも悪影響を及ぼすことが読み取れた。

以上の結果は、既往の成績[3] で示された「深根性作物を含む畑作における地下浸透水の年平均硝酸性窒素濃度が 10mg/L を超過しない年間投入窒素（施肥窒素＋施用有機物からの放出窒素）の限界量は 15kg/10a と見積もられた」ことの妥当性を支持するものと考えられる。

（５）引用文献

1) 十勝農業試験場. “有機物等の窒素評価に基づくてんさいの窒素施肥対応”. 北海道農政部. 平成 19 年普及奨励ならびに指導参考事項, p. 90-91 (2007)

2) 鈴木慶次郎・志賀弘行 : “浸透水の硝酸性窒素濃度から見た網走地域の黒ボク土畑における投入窒素限界量”. 土肥誌. 75 (1), 45-52 (2004).

3) 北見農業試験場. “畑地における地下水の硝酸汚染防止のための投入窒素限界量”. 北海道農政部. 平成 15 年普及奨励ならびに指導参考事項, p. 100-101 (2003)

（笛木伸彦，竹内晴信）

既刊「北海道立農業試験場資料」一覧

第22号　平成5年北海道における農作物異常気象災害に関する緊急調査報告書　稲作編
竹川昌和編　北海道立中央農業試験場（平成6年7月）

第23号　平成5年北海道における農作物異常気象災害に関する緊急調査報告書　畑作編
土屋武彦編　北海道立中央農業試験場（平成6年7月）

第24号　優良米の早期開発試験プロジェクトチーム第II期　編集委員長　佐々木多喜雄
（昭和62－平成5年）高度良食味品種の開発試験
北海道立中央農業試験場（平成7年5月）

第25号　21世紀初頭における農業の技術的課題とその展望
同書編集作業班代表　谷口健雄　北海道立中央農業試験場（平成7年7月）

第26号　農作物優良品種の解説（1987－1995）　三浦豊雄編
北海道立中央農業試験場（平成8年3月）

第27号　北海道育種指定試験地における耐性育種の成果と展望　土屋武彦編
北海道立中央農業試験場（平成9年3月）

第28号　パソコンによる土壌診断・施肥設計システムの演算論理集　橋本　均編
北海道立中央農業試験場（平成9年6月）

第29号　異常気象と畑作物生産に関する調査報告書　大槌勝彦編
北海道立中央農業試験場（平成9年9月）

第30号　NAPASSを活用した競合産地分析システム（Ver. 2. 1）利用方法　松山秀和編
北海道立中央農業試験場（平成11年3月）

第31号　異常高温・多雨等が農畜産物に及ぼす影響と今後の対策
大槌勝彦，吉田俊幸，三浦豊雄，森　清一編
北海道立中央農業試験場（平成12年7月）

第32号　重点研究課題の中間評価　（付）農業統計を用いた北海道農業・農村の現状分析と将来予測
新研究基本計画重点研究課題中間評価諮問委員会　編
「道立農試が考える北海道農業・農村ビジョン」検討委員会　編
北海道立中央農業試験場（平成15年3月）

第33号　平成15年夏季の低温とその後の気象が農作物に及ぼした影響に関する調査報告書
天野洋一，前田　博　編
北海道立中央農業試験場（平成16年11月）

第34号　農作物優良品種の解説（1996－2004）　天野洋一、塩澤耕二、大原益博　編
北海道立中央農業試験場（平成17年3月）

第35号　良食味と多様なニーズに対応する米の品種開発と技術改善の新たな取組み（米セミナー収録）
天野洋一，稲津　修　編　北海道立中央農業試験場（平成17年5月）

第36号　平成16年台風18号による農業被害解析と対応技術に関する調査報告書
有原利治，井原澄男，山口作英　編
北海道立中央農業試験場（平成18年3月）

第37号　北海道土壌区一覧（改訂版）
北海道立中央農業試験場　橋本　均　編（平成20年9月）

北海道立農業試験場資料　第 38 号　ISSN 0386-6211

特定政策研究「安全・安心な水環境の次世代への継承－硝酸性窒素等による地下水汚染の防止・改善－」成果集

志賀弘行，中津智史　編

2009（平成21）年9月30日発行

発行者　北海道立中央農業試験場
〒069-1395　北海道夕張郡長沼町東6線北15号