

## 地形連鎖の中での地目の変化に伴う地下水水質の変動

早川嘉彦\*・寶示戸雅之\*\*・宮地直道\*・草場 敬\*・金澤健二\*

Change of Nitrate Nitrogen Concentration of Ground Water in  
Relation to Toposequence Land UseYoshihiko HAYAKAWA\*, Masayuki HOJITO\*\*, Naomichi MIYAJI\*,  
Takashi KUSABA\* and Kenji KANAZAWA\*

\*Hokkaidou Agricultural Experiment Station

\*\*Konsen Agricultural Experiment Station

## Abstract

The water table of investigated fields was high and the ground water flowed from heavy fertilized renovated grassland to non-fertilized meadow. The concentration of nitrate nitrogen in shallow ground water decreased rapidly, when it flowed into meadow. There is a possibility to reduce nitrate nitrogen concentration in ground water by locating meadow as buffer zone along streams.

**Key words** : purification capacity of grassland, toposequence land use, nitrate nitrogen, ground water quality, outflow of nitrogen

## 1. はじめに

国の内外で行われた農用地の地下水の水質調査の結果、高濃度の硝酸態窒素が検出される事例が桜井(1975)、川西等(1991)、早瀬(1993)により報告されている。その原因のうち、肥料等、農業に由来するものの割合が高いと考えられている。一例として、桜井(1975)は菅平高原より河川に流出する窒素の人為的流出量の9割が農業(肥料)由来と試算した。そこで、地下水ひいては河川の水質を保全するためには、このような農用地からの窒素流出を軽減する必要がある。

一方、地目により、その地下水中の硝酸態窒素濃度が異なることが報告されている。鶴巻(1992)が日本各地の調査結果まとめたものによると、地下水の硝酸態窒素濃度は水田、草地及び林地で低く、樹園地、施設園芸及び野菜畑では平均10mg/Lを越える。田淵等(1991-1)によると、畑地と林地で湧出水中の硝酸態窒素濃度が異なるという。川西等(1991)も同様のことを報告している。

北海道では全国の畑地面積の約34%、草地面積の約

81%を占める豊富な土地資源を生かした土地利用型農業が営まれており、その経営規模は全国平均の約10倍に達する。この広大な草地を基盤とし、乳牛91万頭及び肉牛42万頭が飼育されている。北海道における農用地からの地下水汚染の負荷源の一つに、畑地への施肥及び家畜の排出する家畜ふん尿がある。地下水の硝酸態窒素汚染の対策として北海道で取りうるものとして、豊富な土地資源を生かしたやり方、即ち、硝酸態窒素濃度が低く保たれている地目(ここでは草地)を土地利用連鎖の中に組み込むことが考えられる。ここでは、草地を土地利用連鎖の中に組み込むことによる、地下水水質の保全の可能性について検討する。

## 2. 試験方法

## (1) 地目による地下水水質の変動

北海道農業試験場場内の淡色黒ボク土(褐色火山性土)に属する採草地1ヶ所、放牧草地1ヶ所、畑地(小麦畑)1ヶ所、林地1ヶ所、多湿黒ボク土(湿性黒色火山性土)に属する採草地1ヶ所、畑地(小麦畑)1ヶ所につき、それぞれ深さ4mの採水管を埋設した。1993年12

\*北海道農業試験場草地部 〒062 札幌市豊平区羊ヶ丘1番地, \*\*北海道立根釧農業試験場 〒086-11 標津郡中標津町桜ヶ丘1丁目1番地

キーワード: 草地の浄化能, 土地利用連鎖, 硝酸態窒素, 地下水水質, 窒素流出負荷

月から1994年4月までの積雪期を除き、1993年11月から1994年12月まで、約1年間にわたり地下水を採取し、水質を分析した。

(2) 地形連鎖の中での地目による地下水水質の変動 (図-1)

上記、多湿黒ボク上に属する緩傾斜面に隣接する畑地 (D地点) と採草地 (H地点) に設けた観測点につき、新たに斜面上方の畑地から下方の採草地に向け、深さ2mの採水管を地目の境界 (F地点) をまたいで約190mにわたり埋設し、調査線Aとした (図-1イ)。なお畑地は5年間小麦又はえん麦採種圃として使用された後、1994年8月に草地に更新され、更新時に下水汚泥1,000 kg/10a (乾物率80%, N:P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:K<sub>2</sub>O=2.2:3.5:0.2%), 草地8号40 kg/10a (N:P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:K<sub>2</sub>O=12:9:12%), 合計N:P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:K<sub>2</sub>O=22.4:31.6:6.4 kg/10a 施用された。こ

の更新草地に1995年度は草地8号50 kg/10a, BB 565 (N:P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:K<sub>2</sub>O=15:6:15%), 合計N:P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:K<sub>2</sub>O=13.5:7.5:13.5 kg/10aが施用された。一方、斜面下方に隣接する採草地 (オーチャドグラス主体草地) は5年間採草地として使用され、1995年度は無肥料で管理された。

1994年12月から1995年10月にかけて、但し1995年1月から3月の積雪期間を除き、更新草地の90m地点 (D地点) より、45m地点 (E地点)、境界 (F地点)、採草地の5m、10m、20m、30m地点、50m地点 (G地点)、100m地点 (H地点) にかけて、地目の変動に伴う地下水水質の変化を調査した。

(3) 採水管の設置および地下水の採取

エンジン式の穴掘り機で直径約40mm、深さ2又は4mの穴を掘り、外径26mmのエンピ管を埋設した。エ

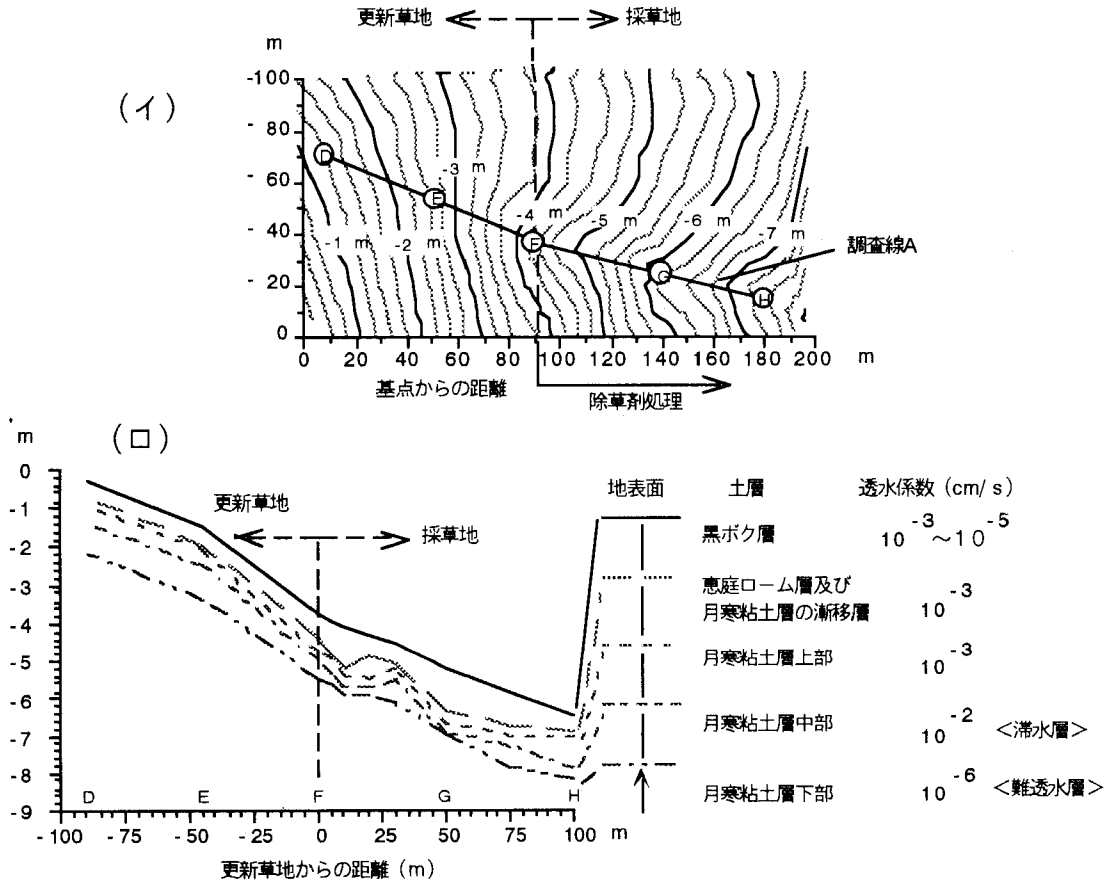


図-1 調査圃場の地形図 (イ) 及び土壌断面図 (ロ) (調査線 A 沿いに土壌断面を調査した)

Fig. 1 Topographic map (イ) and soil profile (ロ) of investigated field (Soil profile observed along the investigation line A).

ンビ管の下端はキャップで閉じ、下部 60 cm には多数の穴を開け、地下水の流入を容易にした。エンビ管の周囲は出来るだけ土を埋め戻し、特に地表から表面流出水が混入しないように配慮した。地下水の採取はエンジン式発電機に接続した電動の小型真空ポンプにより行った。エンビ管埋設後、数回にわたりエンビ管内部の泥を除去した。地下水の採取は 2 週間又は 1 カ月毎に、前回の採取後採水管内に貯留した地下水につき行った。水面に接触するとブザーが鳴る水位計を自作し、地下水採取時に地下水位を同時に測定した。

#### (4) 地下水の水質分析

採取した地下水は 0.45 $\mu$  の円盤形フィルターを通過させた後、イオンクロマトグラフ（ダイオネックス社製）により亜硝酸、硝酸、塩化物、リン酸、硫酸等の陰イオン、アンモニア、ナトリウム、カリ、カルシウム、マグネシウム等の陽イオンの濃度をそれぞれ測定した。

#### (5) 地下水の流下方向の確認

更新草地と採草地の境界の F 地点の周囲 4 方向に 1 m 離して深さ 2 m の採水管を設置し、更に F 地点の斜面下方調査線沿い 3 m 地点にも採水管を増設した。1995 年 8 月 14 日、F 地点の採水管に NaCl 16.7% 溶液 10 L を、あふれないように地下水位を監視しながら約 1 時間かけて注入した。この間、地下水位は (-100) cm から (-50) cm まで変化した。注入前、注入後 1, 3, 6 時間、1 日、2 日、3 日、4 日、7 日目に周辺 1 m の 4 地点、調査線沿い斜面下方の 3, 5, 10, 20, 30, 50, 75, 100 m の採水管より地下水を採取し、塩化物濃度の変化を調査した。

#### (6) 除草剤による採草地の枯殺処理

1995 年 7 月 17 日採草地に浸透性の除草剤ラウンドアップを 500 ml/10 a 散布した。約 1 カ月程度で既存の植生の変色が認められた。概ね、調査線の大部分が属する草地は枯殺されたが、末端の 75~100 m 部分は散布もれがあり、既存の植生が生存した。このため、枯殺処理が地下水水質に及ぼす効果は、地目の境界 F 地点と 50 m の G 地点とを経時的に相互に比較することにより行った。

#### (7) 地形測量および土壌断面調査

光波式測距機により試験圃場の地形の測量を行った。更に、試験終了後の 1995 年 10 月、各採水管設置地点に深さ 2 m の試坑を掘削し、土壌断面の土層の堆積状況、滞水層、難透水層等の位置を確認した。

### 3. 試験結果

#### (1) 地目による地下水水質の変動

調査した 4 地目の地下水水質の経時変化を比較すると、硝酸態窒素濃度で大きな差が認められ、畑地や放牧草地で高く、林地、採草地で低い傾向が示された（図-2）。

#### (2) 地形連鎖の中での地目による地下水水質の変動

上記の地下水中硝酸態窒素濃度が高い更新草地（「畑地 2」）と低い採草地（「採草地 2」）が隣接する緩傾斜面に両者を結ぶ調査線 A を設定し、地下水水質の変動を調査した。調査地点の土壌は多湿黒ボク土で、難透水性の月寒粘土層下部が地下約 1.6~2.0 m に、また、構造の発達した透水係数の大きい滞水層（月寒粘土層中部）が

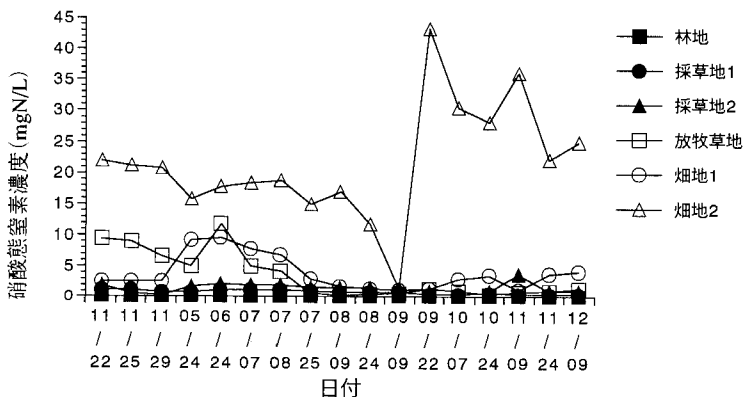


図-2 地下水中硝酸態窒素濃度の年間推移の地目別比較  
(1993年11月22日~1994年12月9日 地下4m採水管使用)

Fig. 2 Seasonal changes of ground water nitrate nitrogen concentrations in several land uses.  
(1993/11/22~1994/12/09, 4 m depth ground water sampling pipes were used).

難透水層の直上に存在した (図-1ロ)。

境界 F 地点で注入した塩水の 1 日後の拡散方向を比較すると、斜辺下方の H 地点方向の塩化物イオン濃度の顕著な上昇が認められ、地下水は概ね斜面下方の調査線の方向に流下することが確認された (表 1)。更に、注入後斜面下方 1, 3 および 5 m 離れた地点で次々と塩化物イオン濃度の上昇が認められ、1 日後には 10 m 離れた地点に達した (表 1)。この間に塩化物イオン濃度は約 3,000 倍に希釈された。なお、なだらかな勾配が続く F 点と H 点間で実測された水頭差から、動水勾配は約 0.03 に相当する。この勾配で、1 日で約 10 m の地下水の移動速度は飽和透水係数  $3 \times 10^{-1}$  cm/s に相当し、測定された飽和透水係数よりも大きな値であった。

「畑地 2」で草地更新に伴う窒素の多量施与で顕著な硝酸態窒素濃度の上昇が認められた。この数十 mg/L と高い値を示す硝酸態窒素濃度は採草地に入ると急激に低下し、約 100 m 流入した地点では数 mg/L になった (図-3)。この現象は、前記「地目による地下水水質の変動」の調査結果とも合わせると、概ね 2 年間にわたり認められた。

また調査線 A と平行して両側に設定した補足の 2 本の調査線でも、更新草地から採草地に向かって硝酸態窒素濃度の低下が認められた。これは更新草地が窒素負荷の面源として機能していることを示している。

更新草地から採草地への流入に伴う硝酸態窒素濃度の低下率は、水の移動と似た動きをする塩化物イオン濃度

の低下率を上まわった (図-4)。また、土壌断面調査によると、牧草根の伸張は最大地下 1.5 m 付近まで一部の試坑で観察された。

### (3) 除草剤による採草地の枯殺処理

採草地の一部に浸透性の除草剤を散布すると概ね 1 ヶ月で植生は枯殺される。それに伴い、採草地の境界点 (F) の濃度より約 60% 低下していた 50 m 地点 (G) の地下水中の硝酸態窒素濃度が上昇し、上記現象は消失した。逆に境界点よりも枯殺された地点の地下水硝酸態窒素濃度が上回った (図-5)。

## 4. 考 察

更新草地で窒素約 22 kg/10 a の施肥により地下水中の硝酸態窒素濃度の顕著な上昇が認められたが、これは更新草地からの窒素溶脱量が多かったためと考えられる。その理由の一つとして、年間窒素施肥量が 10 kg/10 a 以下では溶脱は極めて少ないが、20 kg/10 a を越すと急激に増加すること (Kolenbrander, G.J. (1981), 越野 (1991) による) があげられる。更に、土地利用形態により窒素の溶脱量が大きく異なり、草地で溶脱量は極めて小さく、輪作畑で大きくなる (Owen, T.R. Jurgens-gschwind (1986))。本試験の場合には草地更新時の耕起に伴う施肥であるため、実質畑地と同じであり、施肥窒素の溶脱率は高まったと推定される。

更新草地から採草地への流入に伴い、浅層地下水中の硝酸態窒素濃度の低下率が塩化物イオン濃度の低下率を

表-1 塩水をトレーサとした地下水流下方向の確認

Table 1 Specification of ground water flowing direction using NaCl solution as tracer

試料採取地点		塩水投入後の経過時間							
		0 時間	3 時間	6 時間	1 日	2 日	3 日	4 日	7 日
		塩素濃度 (mg/l)							
北	1 m	15	15	15	14	<u>38</u>	14	13	13
南	1 m	14	<u>55</u>	<u>51</u>	<u>117</u>	14	<u>45</u>	<u>74</u>	<u>43</u>
西	1 m	15	15	<u>21</u>	15	14	13	13	13
投入点	0 m	15	—	—	9,772	16,603	6,700	1,486	895
東	1 m	16	<u>152</u>	<u>550</u>	<u>586</u>	<u>356</u>	<u>247</u>	<u>293</u>	<u>264</u>
東	3 m	14	<u>642</u>	<u>598</u>	<u>336</u>	<u>216</u>	<u>140</u>	<u>102</u>	<u>52</u>
東	5 m	13	14	<u>25</u>	<u>32</u>	<u>32</u>	<u>43</u>	<u>53</u>	<u>55</u>
東	10 m	14	—	14	<u>32</u>	<u>61</u>	<u>71</u>	<u>55</u>	<u>36</u>
東	20 m	12	—	12	11	12	12	13	13

— : 地下水試料採取せず

- 1) 1995年8月14日、0m地点にNaCl 16.7%溶液 10lを1時間かけて注入。
- 2) アンダーラインは塩水の影響を受けたと考えられる地下水試料を示す。
- 3) 最大傾斜方向は投入点からほぼ東方向に向かう。

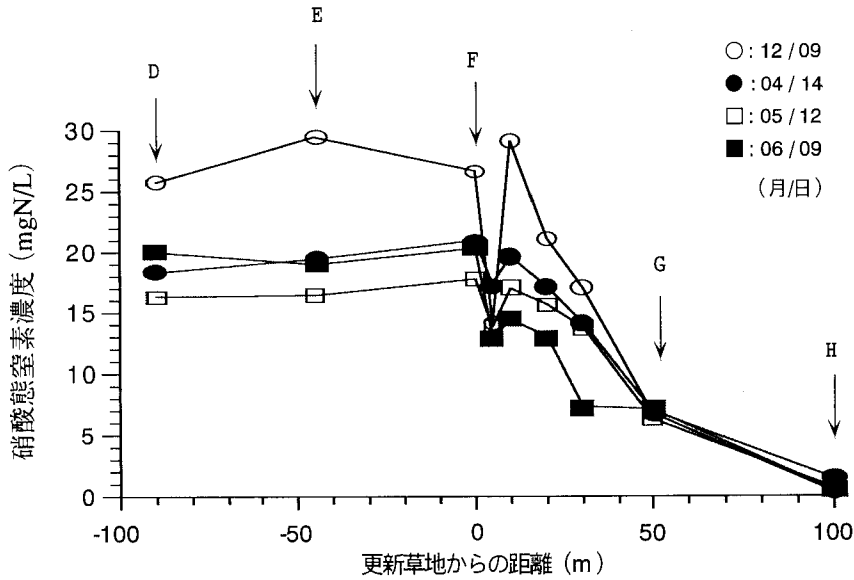


図-3 多量施肥された更新草地から採草地への流入に伴う地下水中硝酸態窒素濃度の変動  
 Fig. 3 Changes of nitrate nitrogen concentration following the ground water flow from heavy fertilized renovated grassland to meadow.

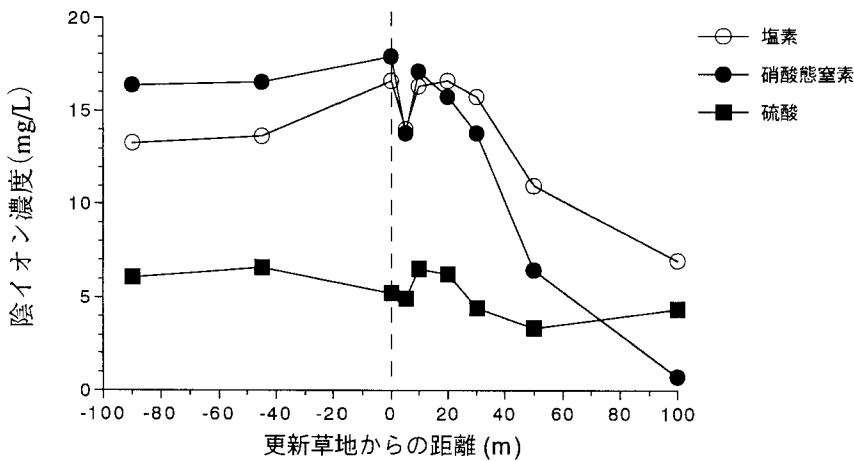


図-4 採草地流入に伴う各種陰イオン濃度の変化度合い  
 Fig. 4 Comparison of several anions in ground water flowing from renovated grassland to meadow.

上まわったが、同様のことを Jacobs 等 (1985) が畑地から河畔林 (湿地) への地下水の流入過程で認めた。一方、Biggar 等 (1962) は、水の安定同位体であるトリチウムは土壤中で塩素とほぼ同様に動くことを示した。これらのことより上記硝酸イオン濃度の変遷は水の移動に伴う希釈以外の何らかの要因により支配されていることが推定される。

採草地の植生を枯殺すると、それに伴い、採草地に流入することにより約 60% 低下していた地下水中硝酸態窒素濃度が上昇し、逆に境界点よりも枯殺された地点の地下水中硝酸態窒素濃度が上回るという現象が認められた。この原因として以下のことが考えられる。これは枯殺による牧草の窒素吸収の停止、枯死した植生からの窒素の溶出及び土壌からの溶脱の増加等に起因すると推定

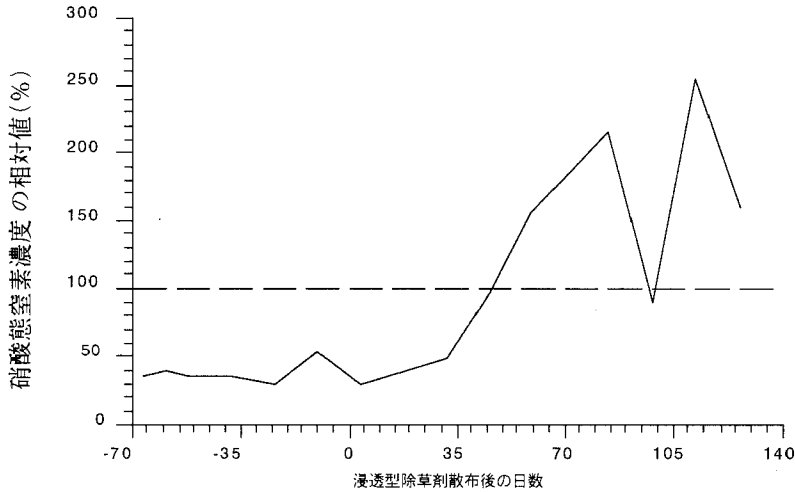


図-5 植生枯殺処理が地下水中硝酸態窒素濃度に及ぼす影響  
(境界点Fに対する枯殺地点G(図1)の硝酸態窒素濃度の相対値%, 1995年7月17日除草剤散布)

Fig. 5 Killing effect of vegetation by herbicide on nitrate nitrogen concentration of ground water  
(Nitrate nitrogen concentration expressed by relative value of point G to F (Fig. 1), herbicide applied 1995 July 17th).

される。特に土壌からの溶脱量については、牧草の枯死により草地が裸地化することに伴う発散の消失及び降水の地下浸透割合の増加等により、下方に移動する水の割合が増え、溶脱が大幅に増加したと推定される。Owen, T.R. Jurgens-gschwind (1986) は、土地利用形態と窒素の溶脱量の関係を検討し、植生による土壌被覆が無い場合は、溶脱が急激に増加することを示している。この処理結果は、草地の浄化能が牧草の存在に大きく依存する事を示唆している。

地下水浄化能の異なる地目を地形連鎖の中に組み込むことによる地下水中硝酸態窒素の浄化を検討した例として、以下の様なものがある。

河畔林(なお、河畔林は川岸に存在するため当然季節により浸水し、湿地としても機能している場合が多い)による地下水中硝酸態窒素の吸収或いは除去については比較的よく検討されている。例えば、Lowrance等(1984), Peterjohn等(1984), Jacobs等(1985), Pinay等(1988)の研究がある。

水田についても多くの研究があり、長谷川等(1985)が茶園から水田への流入について、田淵等(1991-2)が畑地から谷津田への流入について、尾崎(1993)が、畑地-林地-谷津田の地形作日連鎖系で農業排水路の水質が各作目の面積割合等に支配されることを、それぞれ示し

た。

この様に、水田や林地、湿地等が水質の浄化能を有し、これらを負荷源と水系の間に配置することにより水質の浄化がある程度可能なことは示されてきた。しかし、本試験で示された様な、負荷吸収帯として草地を位置付けた研究例は少ない。

草地による地下水浄化の機作については、以下の様な要因が考えられる。まず、無施肥草地の地下水中の硝酸態窒素濃度は更新草地より低いため、両者が混合すると濃度は低下する。更に、牧草の生育期には牧草の吸収による低下や、脱窒による濃度低下も考えられる。土壌粒子や有機物による吸着等が影響している可能性もある。いずれにせよ、地下水の浄化に及ぼす要因別の貢献度は、別途検討する必要がある。

本試験では、牧草根の到達位置は、最大で深さ1.5mまで確認した。しかし、通例はどの程度の深さまで牧草根が到達し、地下水から養水分、特に窒素、の吸収が可能か検討する必要がある。

前述の様に地日により地下水の水質が異なるが、地下水位の高低がどの程度それに影響するか、将来検討する必要がある。極端に地下水位が低い場合は、地目の違いは溶脱量の差として現れるであろう。地下水位が植物による水吸収が可能な深さであれば、溶脱以外に植物によ

る吸収が、地目による地下水水質に影響を及ぼすであろう。更に地下水位により還元層の位置が変化し、脱窒にも影響を及ぼすことが容易に考えられる。

本試験では以下のことを示した。地下水中の硝酸態窒素濃度は畑地、放牧草地で高く、林地、採草地で低かった。更に、草地を地形連鎖の中で地下水位の下流方向に組み込むことにより、上流より流下する高濃度の地下水中の硝酸態窒素濃度の低下が図れた。

北海道では土地利用型の様々な農業が営まれている。地域によりある場合は畑酪地帯となり、ある場合は大規模酪農専業地帯となっている。いずれにせよ耕地の中にある程度草地がある場合は、それを水系の側に配置することにより、農用地からの負荷吸収帯として機能させることが可能であろう。

## 謝 辞

北海道農試井上康昭草地部長には本論文の校閲を賜った。ここに記して厚く感謝する。

## 引用文献

- Biggar, J.W. and Nielsen, D.R. (1962) : Miscible displacement : II. Behavior of tracers, *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **26** : 125~128.
- 長谷川清善, 奥村茂夫, 小林正幸, 中村 稔 (1985) : 茶園・水田連鎖地形における富栄養化成分の行動, 滋賀県農試研報, **26** : 34~41.
- 早瀬達郎 (1993) : 米国・ECにおける地下水硝酸汚染の現状 (1), 農業及び園芸, **68** : 544~548.
- Jacobs, T.C. and Gilliam, J.W. (1985) : Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.*, **14** : 472~478.
- 川西琢也, 川島博之, 尾崎保夫 (1991) : 地下水の硝酸態窒素濃度の上昇と農業生産, 一諸外国の研究事例のとりまとめと今後の課題一, 用水と廃水, **33** (9), 725-736.
- 越野正義 (1991) : 施肥と環境負荷, 環境にやさしい肥料の普及—緩効性肥料導入の手引き—, (財)肥料経済研究所 : 21~39.
- Lowrance, R., Todd, R., Fail, J. Jr., Hendrickson, O. Jr., Leonard, R. & Asmussen, L. (1984) : Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds, *Bioscience*, **34** (6), 374-377.
- Owen, T.R. Jurgens-gschwind (1986) : Nitrates in drinking water, *Fertilizer Research*, **10**, 3-25.
- 尾崎保夫 (1993) : 農耕地における肥料成分の動態と制御 (2) —農業産地における地形作目連鎖系の活用—, 農業及び園芸, **68** : 657~662.
- Peterjohn, W.T. & Correll, D.L. (1984) : Nutrient dynamics in an agricultural watershed ; Observations on the role of a riparian forest, *Ecology* : **65** (5), 1466-1475.
- Pinay, G. & Decamps, H. (1988) : The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water : a conceptual model, *Regulated Rivers*, **2**, 507-516.
- 桜井善雄 (1975) : 農地排水による河川および地下水の汚染, 農土誌, **43** (8), 518-524.
- 田淵俊雄, 黒田久雄, 稲葉 昭, 川野宏明, 海老名保孝, 堀角京美 (1991-1) : 非灌漑期の農業集水域からの流出水の窒素濃度と負荷一面源主体の農業集水域からの流出負荷に関する研究 (1) —, 農業土木学会論文集, **154** : 45~53.
- 田淵俊雄, 黒田久雄 (1991-2) : 台地と谷津田の農業集水域の窒素流出構造一面源主体の農業集水域からの流出負荷に関する研究 (III) —, 農業土木学会論文集, **154** : 65-72.
- 鶴巻道二 (1992) : 浅層地下水の硝酸態窒素, 地下水学会誌, **34** (3) : 153-162.

受稿年月日：1997年1月8日

受理年月日：1997年3月6日