

(52) 北海道中央部における湧水涵養域の農業活動が湧水水質に及ぼす影響

**Affect of the Farming in Recharge Area on Water Quality of Spring
in Central Hokkaido, Japan**

山本浩一*, 小林卓也**, 橘 治国**

Koichi YAMAMOTO*, Takuya KOBAYASHI**, Harukuni TACHIBANA**

ABSTRACT; The water quality of springs in hilly areas of the central part of Hokkaido was studied to clarify the relationship between agricultural activities on recharge area and chemical components in shallow groundwater. Through the wide scale survey on the springs in this area, it was shown that the nitrate nitrogen concentration of spring water was dependent on the nitrogen load input into recharge area. We selected one of the springs and studied water quality change with rainfall. Principal Component Analysis was applied to the concentrations of chemical components in spring water and revealed that there were two main groups of fluctuations in the concentration: i) Inorganic components (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , and NO_3^- -N) being eluted from soils in agricultural area by nitrification; and ii) Organic components (DOC) and by-products of decomposition of organic materials in soils (4.3Bx and DON). The spring discharged phosphorus load mainly in particulate form. In some part of the farmland in the recharge area, subsurface soils were removed to level the farmland. We observed the leveling work affected the amount of particulate phosphorous load. After the leveling work, particulate phosphorous load was discharged 19.2 times as much as before. In order to control the runoff of nutrients, it is required to control nutrient load to recharge areas by reducing fertilizer as well as to prevent the runoff of soil particles that contain high concentration of phosphorus.

KEYWORDS; Nitrate-nitrogen; Springwater; Groundwater; Fertilizer; Nutrient; Water quality

1. はじめに

北海道の農村においては地下水を飲料水として用いる場合もあることから、農耕地における地下水質の保全は人間の健康問題と関連して重要な課題となっている。畑地に施される肥料や畜産に伴い発生する家畜糞尿は地下水を硝酸態窒素により汚染する原因となる¹⁾。硝酸態窒素および亜硝酸態窒素は乳幼児のメトヘモグロビン血症を招く²⁾ことから、水道水質基準および人間の健康にかかわる環境基準 (10mgN/l) が設定されている³⁾。汚染された地下水はやがて河川や湖沼に流出し、その影響は水系全体に及ぶこととなり、水域の富栄養化等の問題も引き起こす可能性があることから、地表面の農業が地下水質に及ぼす影響を明らかにすることが水質保全上重要である。特に、家畜飼料を一部畑作物に依存して酪農を行う、畑作酪農地帯における地下水の硝酸態窒素濃度の増加が懸念される。現在、地下水質と地表面の土地利用および畜産との関係を把握するために硝酸態窒素の溶脱リスク指標として DRASTIC⁴⁾、IROWC-N⁵⁾ 等が提案されているが、地下水は一般に流動が遅いために、地下水観測井における濃度に対する土地利用の影響を

* 国土交通省国土技術政策総合研究所 (National Institute of Land and Infrastructure Management, Ministry of Land and Transport), **北海道大学大学院工学研究科 (Graduate School of Engineering, Hokkaido University)

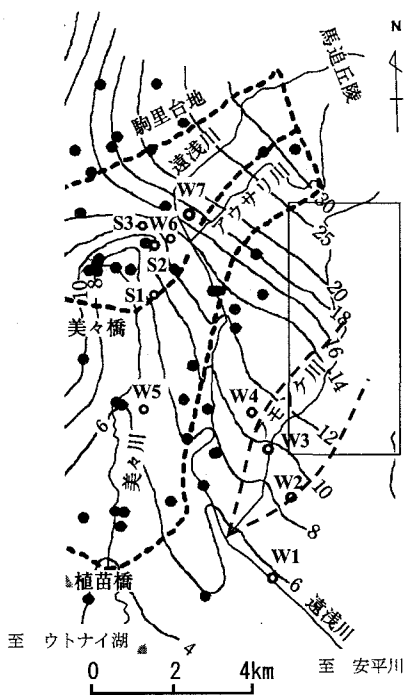


図1 美々川・遠浅川流域の観測井，湧水，地下水位(T.P.)の平面分布(単位:m)^{6) 7)}
○: 解析対象観測井(W)，湧水(S)
●: 解析対象外地下水観測井(北海道開発局)
実線の囲みは図2の位置を示す。

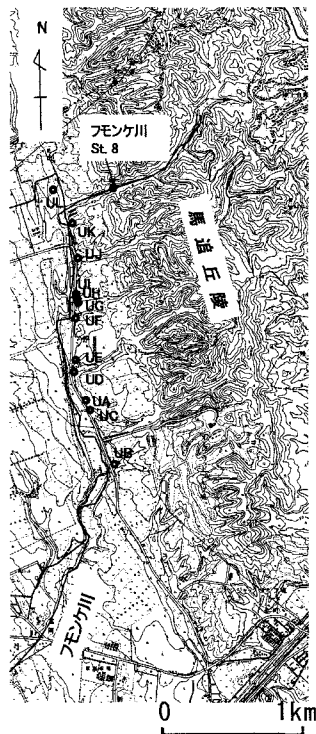


図2 馬追丘陵西南部湧水群
◎: 観測地点
(UA ~ UL: 湧水)

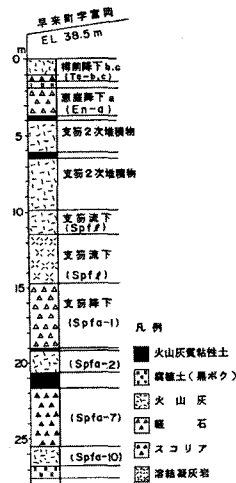


図3 早来町における火山灰台地の地質構造⁸⁾

定量化することは難しい。そこで、浅層地下水が流出したものとみなすことができる湧水の水質と涵養域の地表面の土地利用状況を調査し、地下水質にあたる涵養域の人間活動(栄養塩負荷)の影響について検討した。本研究では農業が浅層地下水質に及ぼす影響を明らかにするため、人口が極端に少なく(1人/km²以下)、ほぼ農耕地、畜舎のみが存在する北海道馬追丘陵の湧水群を選択し涵養域の地表面の土地利用や畜産が湧水水質、ひいては浅層地下水質に及ぼす影響を明らかにすることを目的として研究を行った。

2 研究方法

2.1 調査方法

(1) 対象地域の地質・水文

北海道千歳市・勇払郡早来町・苫小牧市近郊の火山灰台地地帯の地下水，湧水(図1)，およびその東部にあるフモンケ川左岸の馬追丘陵西南部の湧水群(図2)を対象とした。対象地域では酪農や畜産が盛んであり、火山灰台地地帯は畑地と採草地で構成されている。地質はフモンケ層(F_M)を基岩とし、支筋降下堆積物(Spfa)層、支筋流下堆積物(Spfl)層、恵庭降下堆積物(En)層、樽前降下堆積物(Ta)層等合計約30m厚の火山灰・スコリアに覆われている(図3)。これらの火山灰層は透水性が高く地下水の帯水層になっている⁹⁾。主要な帯水層はSpfl層とその下層のSpfa層である。前者は不圧、後者は被圧帯

水層となっている。

この地域の年間平均気温は6.46℃（1980Spfa層-2002年平均、勇払郡厚真アメダス観測地点）、降水量は1094 mm/年（1980-2002年平均、安平アメダス観測地点）、蒸発散ポテンシャルは595 mm/年（Thorntwaite法、1997-2000年平均、勇払郡厚真アメダス観測地点の平均気温から算出）である。

（２）馬追丘陵南西部湧水広域調査

土地利用が湧水の水質に及ぼす影響を明らかにするため、崖線に湧水が多い馬追丘陵南西部の湧水群を調査した（図2）。丘陵は針葉樹と広葉樹の混交林が大半であるが、丘陵縁辺部斜面は畑地・採草地として利用されている。丘陵の崖線に多数の湧水が存在する。このうち、主な湧水12カ所を選択し、一斉調査を2000年11月および12月に行った。なお湧水の涵養域は地形図の起伏から求めた。湧水群について土地利用と家畜飼養頭数を表1に示した。

（３）畑地湧水水質モニタリング

上記湧水群のうち一カ所の湧水UA（図4）を選択し、1998年から2001年までの3年間にわたり水量、水質調査を行った。湧水UAの湧出口は標高44 mに存在し、表層土壌と火山灰層をあわせた厚さは畑地の湧水側縁部で約6 m、畑地の中央部で約15 mである。地形から求めた流域面積は15.3 ha、19.5 %は馬追丘陵の山地森林であり、80.5%は山麓台地部に造成された畑地および草地である。調査期間中の2000年1月に流域内の畑地（図4）が工事によって平坦化された。2000年4月から2001年4月まで涵養域の畑地の30%は休耕となり、2001年4月まで一部の表土は流域内の別の場所へ移動された。表土はそのまま流域内の一部に残され2001年6月から農地に再使用された。

湧水口に三角堰を設置し、水位をデータロガー付き圧力センサーにより自記記録し、流量は水位-流量曲線を作成し求めた。湧水口には自動採水機を設置し、堰から流出する水を採水した。主に降雨の水質への影響を調べるため1998年7月下旬から11月上旬まで6時間から1日間隔で採水した。また定期観測は1999年から2000年まで月1回から2回の割合で実施した。

水質項目は富栄養化関連成分としてTN（全窒素）、DN（溶存態全窒素）、PN（懸濁態窒素）、 NO_3^- -N（硝酸態窒素）、 NO_2^- -N（亜硝酸態窒素）、 NH_4^+ -N（アンモニア態窒素）、TP（全リン）、DP（溶存態リン）、PP（懸濁態リン）、TRP（全反応リン）、PRP（懸濁態反応リン）、DRP（溶存態反応リン）、TOC（全有機炭素）、POC（懸濁態有機炭素）、DOC（溶存態有機炭素）を分析した。

、SS、主要無機成分として Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、4.3Bx（アルカリ度）、 SiO_2 を分析した。なお、PN = TN-DN、PP = TP-DP、PRP = TRP-DRP、POC = TOC-DOCとして求めた。全窒素と全リンについては公定法による分解後、オートアナライザー（ブラン・ルーベ）で測定した。有機炭素については全有機炭素計TOC-5000A（島津製

表1 湧水涵養域の流域面積、土地利用と家畜飼養頭数

湧水	面積(km ²)	地目面積率(%)						家畜飼養頭数	
	涵養域	畑地	草地	山地森林	平地森林	ゴルフ場	その他	乳牛	豚
UA	0.153	79.5	1.0	19.5	0.0	0.0	0.0	0	0
UB	0.419	0.1	7.9	42.0	0.0	50.0	0.0	0	0
UC	1.226	11.6	6.3	80.0	0.0	0.1	2.0	0	1163
UD	1.147	1.6	1.7	95.7	0.0	0.0	1.0	0	0
UE	0.0745	0.0	9.4	90.6	0.0	0.0	0.0	46	0
UG	0.06953	7.1	30.2	46.8	0.0	0.0	15.9	0	0
UH	0.03678	37.0	24.7	31.9	0.0	0.0	6.4	0	0
UI	0.122259	34.7	30.6	30.2	0.0	0.0	4.5	0	0
UJ	2.397	1.0	0.5	98.4	0.0	0.0	0.1	0	0
UL	0.085136	0.0	35.1	0.0	65.0	0.0	0.0	0	0
UM	0.14	38.7	27.3	0.0	34.0	0.0	0.0	0	0
フモンケ川St.8	2.9	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0	0

作所)により,また無機イオン成分はイオンクロマトアナライザー IC7000 II (横河アナリティカルシステムズ)によって分析した。

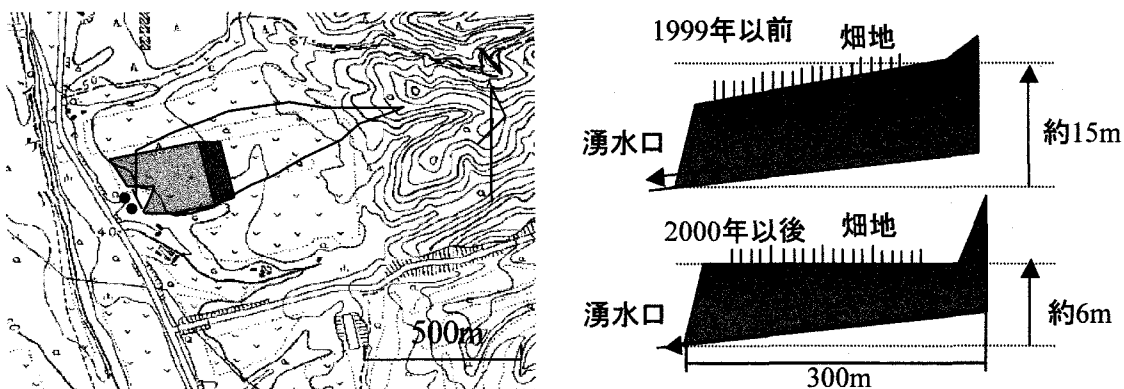


図4 湧水UAの涵養域(—で囲まれた区域)および工事による縦断形状の変化の模式図
(■:工事区域, ■:堆土区域, :|:湧水口)

3. 研究結果

3. 1 地下水・湧水群の水質特性 (千歳市南東部, 早来町の地下水質特性)

対象地域における一般的な地下水および湧水の水質特性を把握するため,馬追丘陵西部の火山灰台地地帯の地下水・湧水について,一般的な水質成分濃度,水質組成について整理した。図5に地下水・湧水のパイパーキーダイアグラムプロットを示した。硫酸イオンや硝酸態窒素など,人為的な汚染の影響が強い地下水は第Ⅰ象限にプロットされる。地表面の土地利用が畑地,畜舎であるSpf1層,Spfa-p層の地下水,湧水は第Ⅰ象限に,一方地表面が原野や草地であるSpf1層,Spfa-p層およびSpfa-s層の地下水は第Ⅱ象限にプロットされ,地表面の土地利用状態によって地下水質が変化していることが推定される。さらに図6に地下水の水質成分濃度と地下水観測井の地表面の土地利用状況を定性的に整理した。原野や林地の地下水に比較して畑地や牛舎・畜舎の存在する地点の地下水の硝酸態窒素濃度が高いことが分かる。地表面から20m深程度の比較的深い被圧地下水帯水層(Spfa-p層)についても,地表面の影響が現れている。図6の観測井W2の硝酸態窒素濃度に着目すると,浅い不圧地下水帯水層(Spf1層)層からSpfa-p層を経て最も深いSpfa-s層に至る濃度変化が見られ,浅層地下水の硝酸態窒素による汚染が深層地下水の汚染に影響を及ぼしていることが分かる。なお,Spf1層とSpfa-p層はSpf1層下層の溶結部を介して鉛直浸透により水の交換があるとされている⁹⁾。地下水は一般的に水平方向の流動が遅いため,対象地域のように透水性の高い地下水帯水層の場合は地表面の農業活動が地下水質に現れやすいといえる。

3. 2 土地利用と湧水水質

土地利用が特に浅層地下水の水質に与える影響をさらに詳細に検討するため,フモンケ川上流部の湧水群について涵養域の土地利用と水質についての統計解析を行った。湧水群のうち,畜舎の存在する2箇所の湧水を除外して10箇所の湧水について2000年11月と12月の,2回の調査における平均水質を目的変数,畑地面積率と草地面積率を説明変数として重回帰分析を行った(湧水群の涵養域は全て畑地,草地,森林により構成されており,独立変数は2つであるため説明変数に森林面積率は用いなかった)。重回帰分析の結果,主要無機イオン成分について決定係数が高く,特に硝酸態窒素については0.951となった。リン成分や有機炭素成分は決定係数が低く,土地利用が湧水中のこれらの成分濃度に影響を及ぼしていな

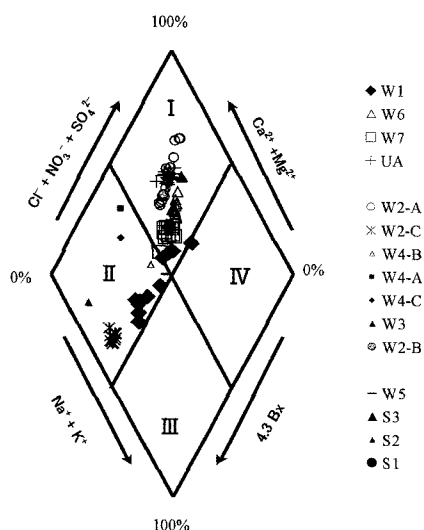


図5 千歳市南東部、勇払郡早来町、苫小牧市における火山灰台地の地下水のキーダイヤグラムプロット (地 W1 ~ W7: 地下水観測井 No., S1 ~ S3: 湧水 No. 地下水質データは北海道開発局提供によるもの)

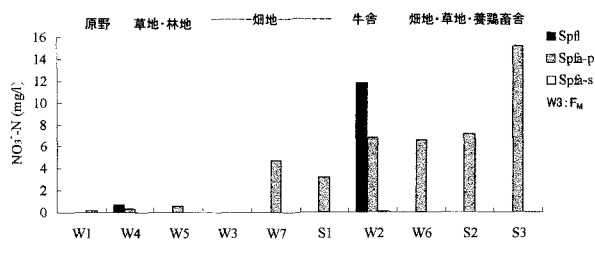


図6 地表面の土地利用と地下水の硝酸態窒素濃度の関係 (W1 ~ W7: 地下水観測井 No., S1 ~ S3: 湧水 No., Spfl: 支笏火砕流堆積物層, Spfa-p: 支笏降下堆積物層上層, Spfa-s: 支笏降下堆積物層下層, W3 は F_M 層)

と言える。決定係数の大小は土地利用が物質の流出特性に与える影響を示すと解釈できる。溶存態窒素、主要無機成分が高い決定係数を示すことは、これらの成分が土地利用による施肥量、植生による吸収量の違いを反映しやすいことを示している。更にこれらの成分の偏相関係数が畑地で高く、草地で低い、これは施肥されたもののうち植物体に吸収される窒素成分の割合が畑地に比較して草地の方が高い¹¹⁾ことが原因であると考えられる。一方、肥料成分でありながらリン成分全般について決定係数が低いのは、リン成分が火山灰土壤に吸着され易く、施肥量に応じて流出量が増加しないことを示していると考えられる。DOCに代表される有機成分も決定係数が低い、これも堆肥などの有機物の投入量に応じた有機成分が湧水の成分として流出しないことを意味し、表層土壤で肥料成分として投入された堆肥中の炭素成分は好氣的に分解され、土壤水中に溶出する有機酸や難分解性の有機成分が微量であると推察される。なお、湧水の溶存酸素濃度は高く、飽和に近い。

硝酸態窒素濃度については畑地面積率の偏相関係数が0.974に達し、硝酸態窒素濃度については畑地面積率が支配的であることが分かった (表2)。本研究対象湧水群では

$$\text{NO}_3\text{-N (mg/L)} = 0.125 \times \text{畑地面積率 (\%)} + 0.0455 \times \text{草地面積率 (\%)} + 1.25 \quad \dots (1)$$

が得られ、すなわち本研究対象地域に限れば、調査対象期間については畑地面積率が70%を越える涵養域を持つ湧水では硝酸態窒素濃度が10mg/L以上となることを示している。季節により湧水水質は若干変動するので全期間について (1) が成立することを意味していないが、特定の期間に限れば畑地面積率に依存することがわかる。

次に全水質項目のうち特に決定係数が高い硝酸態窒素について国包ら¹⁰⁾の方法を応用し、下に示す (2) 式 ~ (5) 式を設定し、地表面で発生する施肥窒素量および土地利用面積割合を用いて湧水の硝酸態窒素濃度を推定した。図7に湧水全体の推定値と実測値を示す。

表2 湧水群の水質の重回帰分析結果（説明変数：畑地面積率，草地面積率）
（2000年11月，12月の調査結果の平均濃度，n=10）

		平均	標準偏差	標準偏回帰係数		偏相関係数		決定係数
				畑地面積率(%)	草地面積率(%)	畑地面積率	草地面積率	
EC	μS/cm	197.1	72.9	0.762	0.424	0.856	0.678	0.788
pH	-	7.1	0.2	-0.305	0.174	-0.308	0.182	0.118
BOD	mg/l	0.8	0.2	-0.207	-0.103	-0.209	-0.105	0.055
SS	mg/l	2.8	2.2	-0.515	0.109	-0.516	0.127	0.272
Chl-a	μg/l	0.377	0.396	-0.370	-0.117	-0.373	-0.126	0.154
Pheo-a	μg/l	0.528	0.553	-0.312	0.250	-0.321	0.262	0.153
TP	mg/l	0.015	0.013	-0.254	0.142	-0.256	0.147	0.082
DP	mg/l	0.006	0.004	0.069	-0.111	0.069	-0.111	0.016
PRP	mg/l	0.001	0.001	-0.455	0.192	-0.462	0.215	0.237
DRP	mg/l	0.004	0.003	0.452	-0.110	0.453	-0.123	0.212
PP	mg/l	0.009	0.011	-0.323	0.212	-0.329	0.223	0.143
SiO ₂	mg/l	36.9	5.8	0.559	0.126	0.565	0.153	0.335
TN	mg/l	4.81	3.22	0.946	0.190	0.972	0.636	0.947
DN	mg/l	4.76	3.23	0.948	0.182	0.972	0.622	0.948
PN	mg/l	0.05	0.04	-0.436	0.669	-0.573	0.732	0.613
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	0.027	0.043	0.178	0.300	0.187	0.305	0.126
NO ₂ ⁻ -N	mg/l	0.005	0.006	-0.150	0.114	-0.151	0.115	0.034
NO ₃ ⁻ -N	mg/l	4.53	3.20	0.948	0.191	0.974	0.653	0.951
TOC	mg/l	1.70	0.45	-0.489	0.190	-0.496	0.217	0.267
POC	mg/l	0.38	0.32	-0.104	0.267	-0.108	0.268	0.080
DOC	mg/l	1.32	0.34	-0.555	0.000	-0.555	0.000	0.308
4.3Bx	meq/l	0.703	0.250	0.249	0.293	0.261	0.304	0.155
Cl ⁻	mg/l	10.11	4.27	0.481	0.614	0.622	0.712	0.634
SO ₄ ²⁻	mg/l	16.38	10.47	0.772	0.348	0.834	0.563	0.740
Na ⁺	mg/l	9.32	2.03	0.764	0.383	0.840	0.613	0.756
K ⁺	mg/l	2.54	1.19	0.666	0.429	0.748	0.587	0.652
Ca ²⁺	mg/l	17.26	8.36	0.753	0.421	0.845	0.662	0.773
Mg ²⁺	mg/l	4.39	1.50	0.564	0.268	0.589	0.328	0.403

推定に用いた原単位，負荷率等を表3に示す．湧水の土地利用等を表1に示す．

ここで R ：水資源の賦存量 (m³/yr)， P ：年間降水量 (m/yr)， E ：Thorntwaite法による蒸発散ポテンシャル (m/yr)， S ：貯留量 (m/yr)， A ：涵養域の面積 (ha)， L ：地下水への窒素移行量 (kg/yr)， I_i ：土地利用 i の投入窒素負荷 (kg/ha/yr)， α_i ：土地利用 i での負荷率， L_{sj} ：家畜 j 畜舎からの家畜糞尿由来の窒素発生量 (kg/yr)， k_j ：家畜 j の飼養頭数， a_j ：家畜 j からの一頭当たりの年間排出窒素負荷量 (kg/yr)， β_j ：家畜 j の畜舎からの窒素の負荷率， n ：地目数， m ：畜舎数 C ：硝酸態窒素濃度 (mg/l)

$$R = (P - E - S)A \quad \dots \dots (2)$$

$$L = \sum_{i=1}^n \alpha_i I_i A_i + \sum_{j=1}^m \beta_j L_{sj} \quad \dots \dots (3)$$

$$L_{sj} = k_j a_j \quad \dots \dots (4)$$

$$C = \frac{L}{1000R} \quad \dots \dots (5)$$

表3 土地利用別の窒素発生負荷原単位および負荷率

	森林 kg・ha ⁻¹ ・年 ⁻¹	畑地 kg・ha ⁻¹ ・年 ⁻¹	草地 kg・ha ⁻¹ ・年 ⁻¹	厩場 kg・ha ⁻¹ ・年 ⁻¹	裸地 kg・ha ⁻¹ ・年 ⁻¹	豚 kg・頭 ⁻¹ ・年 ⁻¹	乳牛 kg・頭 ⁻¹ ・年 ⁻¹
降雨由来 ³⁾	13	13	13	13	13		
化学肥料由来	0	65	85 ¹¹⁾	41 ¹²⁾	0		
堆肥由来	0	66	91 ¹¹⁾	0	0		
合計	13	144	190	54	13	13.2 ¹⁰⁾	58.7 ¹⁰⁾
負荷率	0.75	0.55 ¹¹⁾	0.16 ¹¹⁾	0.50 ¹²⁾	1	β_1	β_2

本研究では通年で土壌への貯留水分は無視し、 $S = 0$ (m/yr)とした。雨水の全窒素濃度は平均で1.0 mg/l⁸⁾であり、早来町安平における1998年から2001年の3年間の平均降水量は1274 mmであったから、降雨に由来する窒素負荷を13 kg/haと算出し流域に均一に加算した。森林については降雨による窒素負荷のみを考慮し、森林面積率が100%である湧水について1999年～2000年の平均硝酸態窒素濃度が0.75 mg/lであったことから森林については $\alpha = 0.75$ と設定した。裸地は植物による吸収が無いとして $\alpha = 1$ とした。畜舎からの負荷率 β_1 、 β_2 は不明であるので、畜舎の存在する湧水2カ所については β_1 、 β_2 を変化させ、結果的に推定値と実測値が等しくなるような β を求めたところ、豚舎の負荷率 $\beta_1 = 0.14$ 、乳牛舎の負荷率 $\beta_2 = 0.09$ を得た。すなわち、酪農・畜産に伴う排出負荷のうち9～14%程度が湧水中の窒素成分として排出されている計算となる。大村らによれば本研究の対象地域の近隣である千歳南東部での家畜飼養に伴う排泄物の農耕地還元率はほぼ90%である¹¹⁾ことから、糞尿のうち農耕地還元されない部分は10%前後とみられる。調査対象地域は集落排水処理設備、公共下水道が整備されておらず、農家からの聞き取り調査によれば畜産に伴う雑排水は地下浸透させているという。従って前述の農地還元されない10%の窒素負荷は地下浸透処理される部分であると考えられる。よって推定された β はほぼ妥当であるといえ、畜舎から地下に浸透する窒素負荷が湧水水質に影響を与えていると予想される。畜舎の排出する窒素負荷量は極めて大きく、表3によれば豚一頭は年間にほぼ畑地0.1ha分の年間施肥量に相当する窒素負荷を排出する。従って今後、畜舎から溶脱する窒素負荷についてさらなる詳細な調査検討が必要である。本研究の対象地域では涵養域に投入される窒素負荷量が湧水の硝酸態窒素濃度を決定すること明らかになった。

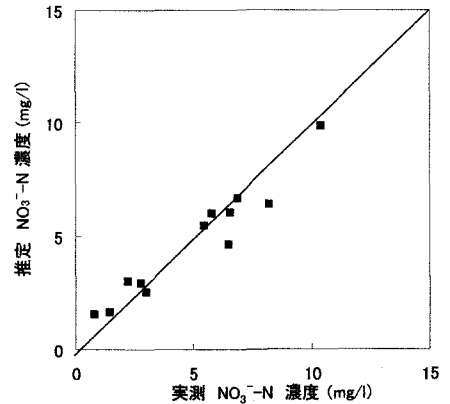


図7 馬追丘陵湧水群の実測NO₃-N濃度と推定されたNO₃-N濃度
(2000年11月、12月平均値。ただし畜舎が存在する湧水2カ所については β を変化させて実測値に合うように補正)

4. 畑地を涵養域とする湧水の水文・水質

集水域の80.5%が畑地・草地である湧水UAについて、浅層地下水の流出としての湧水の水質変化を調査し、浅層地下水の水質形成機構と流出機構を検討した。特に2000年1月から涵養域の一部について傾斜畑の平坦化工事が行われたため、その影響についても述べる。

4.1 畑地湧水の水文特性

1998年から2001年にわたる流量を図8に示す。データロガーの故障により自記水位データが得られなかった期間

(1999年1月1日～1999年12月31日)についてはバケツとストップウォッチを用いた実測流量のみを表示し、直線で補間した。表4に年間の降水量と流出量、蒸発散ポテンシャルを示した。湧水流出量はほぼ蒸発散ポテンシャルから求められる浸透量(=降水量-蒸発散ポテンシャル;表4中Lossと表示)に近い。なお湧水UAの3年間の平均流出量は657 mm、流出率は51.6 %である。湧水流量は年間を通じて秋季から冬季にかけて増加する。また、融雪期にも若干の流量増加がみられる。

平坦化以前は、日降雨量50 mmを超える降雨によって流量が短期的に変動することはなく、ピークを持たずに徐々に流量が増加した。しかし2000年の畑地平坦化後、2001年9月11日に日降雨量176mmの降雨によってピークを持ったハイドログラフを生じるなど、湧水の流出パターンに変化が生じていた。湧水涵養域の火山灰層の一部撤去によって不飽和帯水層の厚みが減り、湧水涵養域の貯留水量が減少したためと考えられる。

4. 2 畑地湧水の水質

湧水UAの1999年から2000年までの平均水質を表5に示す。

(1) 水温

湧水UAの湧水温は1999年平均で9.2℃、最高水温は9.5℃と年間を通じて安定していた。しかし2000年の畑地の平坦化工事後、2000年の平均値は9.4℃、最高水温は11.6℃に変化した(図8)。工事によ

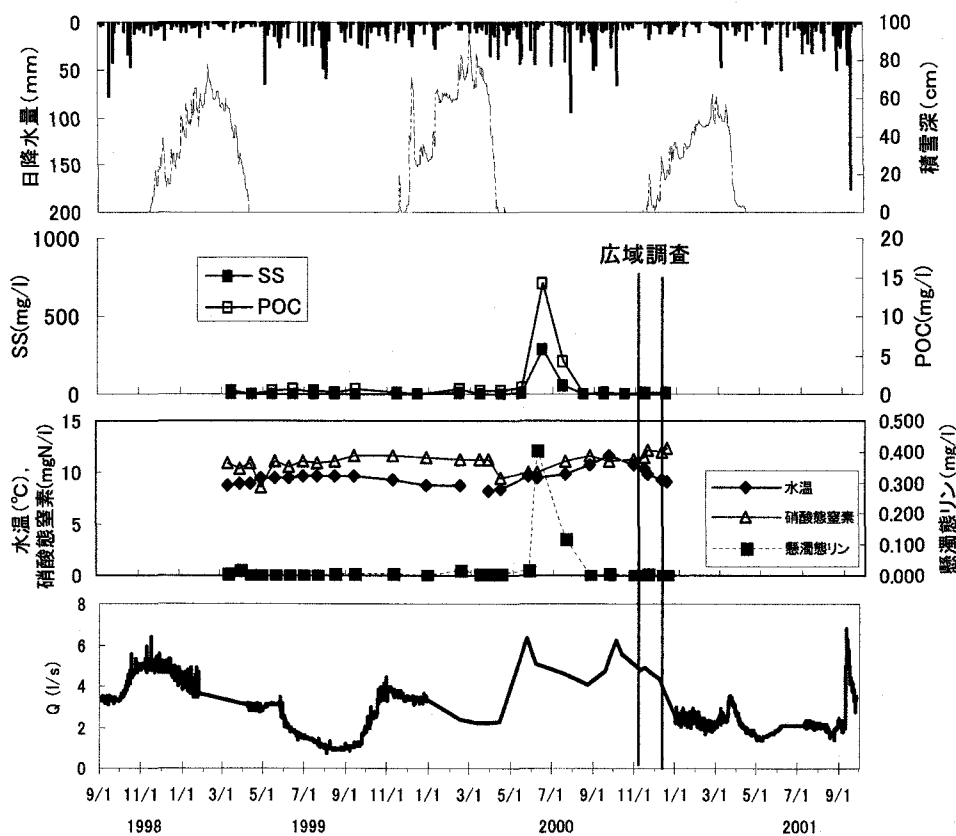


図8 日雨量(安平地点)、積雪深と湧水UAの水質、流量変動
(流量データは2000年1月1日以前、2001年1月1日以降は自記水位計、
その他は定期観測時の実測流量)

表 4 湧水 UA における水収支

(Year: 年, Term: 期間, Min. specific discharge : 最小比流量, Mean specific discharge : 平均比流量, Max. specific discharge : 最大比流量, Precipitation: 降水量, Discharge: 流出量, Loss : 地下浸透量, E : 蒸発散ポテンシャル)

Year	Term	Min. specific discharge	Mean specific discharge	Max. specific discharge	Precipitation	Discharge	Loss	E
		m ³ /km ² /s	m ³ /km ² /s	m ³ /km ² /s	mm	mm	mm	mm
1998	9/1-12/31	0.020	0.028	0.042	452	298	154	153
1999	1/1-8/31	0.015	0.017	0.032	798	355	443	462
1999	9/1-12/31	0.005	0.018	0.029	374	193	181	146
2000	1/1-8/31	0.014	0.024	0.041	1094	512	582	463
2000	9/1-12/31	0.023	0.031	0.041	426	324	102	142
2001	1/1-8/31	0.013	0.014	0.023	677	292	385	310
Total (mm)					3821	1970	1851	1676
Average (mm/y)					1274	657	617	559

て表層土壌が取り除かれ、水温の変動幅が大きくなった。帯水層が薄くなった影響が現れていると考えられる。湧水の DO は常に飽和であり、土壌中は酸化的な環境であるといえる。

(2) 懸濁物質、リン成分

SS 濃度は 2000 年の農地改変まで非常に低く、平均濃度は 1.7 mg/l であったが、2000 年の農地改変後、融雪期に流量が急激に増加するとともに湧出口近傍の堆積物（リター、表層土壌など）を巻き上げながら高濃度の SS が流出し、一時 289 mg/l に達した。このとき PP は 0.402 mg/l、POC は 14.1 mg/l であった。高濁度の状態は 2000 年 8 月まで続いたが、その後湧水流量は減少し、懸濁物質の濃度は低下した。

涵養域の表土が取り除かれた状態で表層土壌への水分の貯留がなく、さらに火山灰層が薄くなったために融雪水が急速に地下水面に到達し、湧水流量が急激に増加したとみられる。1999 年から 2000 年末までの調査期間（644 日）のうち、高濁度の期間である 2000 年 4 月 14 日から 8 月 23 までの 131 日間（調査期間の 20%）に総流出 SS 負荷量のうち 96%（4.3t）、総流出 PP 負荷量のうち 92%（7.4kg）、総流出 POC 負荷量のうち 86%（0.25t）が流出した。懸濁態窒素成分は微量であり、高濁度時でも 0.1mg/l であった。このときの懸濁成分の N/P 比は 0.25 であり、リンに富んだ懸濁成分が

表 5 湧水 UA の平均水質 (1998 年 -2000 年)

		1998	1999	2000
n		202	12	14
pH		6.9	6.9	6.8
EC	μ S/cm	233.4	252.3	270.3
DO	mg/l		10.0	9.7
TOC	mg/l		0.9	2.5
DOC	mg/l	0.9	0.6	0.9
POC	mg/l		0.3	1.6
TN	mg/l		9.4	10.9
DN	mg/l	8.3	9.3	10.8
PON	mg/l		0.1	0.1
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	0.029	0.010	0.014
NO ₂ ⁻ -N	mg/l	0.008	0.001	0.002
NO ₃ ⁻ -N	mg/l	7.9	9.2	10.7
TP	mg/l		0.014	0.056
DP	mg/l	0.010	0.011	0.012
PP	mg/l		0.003	0.044
DRP	mg/l	0.009	0.009	0.010
4.3Bx	meq/l	0.710	0.782	0.712
Cl ⁻	mg/l	12.6	9.6	9.5
SO ₄ ²⁻	mg/l	25.0	31.6	30.6
Na ⁺	mg/l	11.3	11.1	11.9
K ⁺	mg/l	3.0	3.8	3.7
Ca ²⁺	mg/l	21.8	26.9	25.8
Mg ²⁺	mg/l	6.4	5.8	5.7
SiO ₂	mg/l	42.5	50.8	49.7
Chl-a	μ g/l		0.03	0.12
Pheo-a	μ g/l		0.09	0.20
SS	mg/l		1.0	29.5

流出したことが分かる。火山灰土壌がリンを強く吸着する性質を持っている¹³⁾ ことが原因と考えられる。Chl-a, Pheo-a 等の色素成分濃度は低く、流出する懸濁物質は土壌であることを示している。

溶存態のN/P比は平均して979であり、極端に窒素の割合が高い。これは土層中で火山灰に溶存態リンが吸着されていることを示しており、湧水群のDP濃度が土地利用に関係しない(表2において決定係数が低い)という結果を導いていると考えられる。

2000年に畑地を平坦化したことによって流量が変化し、農耕地改変の前年である1999年に対して53倍の懸濁物質負荷、19倍の懸濁態リン負荷が流出した(表6)。通常湧水が生産する懸濁物質の負荷は低い。が涵養域への人為的影響によっては容易に懸濁物質が生産されることが明らかになった。

(3) 窒素成分、無機成分

溶存態窒素の平均濃度は10.0 mg/lであり、98%以上は硝酸態窒素、アンモニア態窒素は0.3%以下、亜硝酸態窒素は0.05%以下で構成される。また溶存有機態窒素も微量である。全窒素はこの1998年から2002年の5年間を通じて濃度は一定である。融雪期には溶存態窒素の濃度が減少する傾向を示し、農地平坦化工事(2000年～2001年)の際には硝酸態窒素成分濃度は増加した。湧水の硫酸イオン濃度の平均値は31.1 mg/lであり、高濃度である。窒素肥料として圃場に施用されている硫酸アンモニウムの影響が大きいといえる。カルシウムイオン濃度の平均値は26.4 mg/l、マグネシウムイオン濃度の平均値は5.7 mg/lであって、比較的高濃度といえる。

4. 3 畑地湧水の降雨時の水質変動特性

降雨と湧水水質の関係を明らかにすることを目的として、1998年の夏季から秋季まで湧水UAの湧水の連続観測を行い、湧水の水質変動要因を解析した。湧水の各水質成分変化の特徴を集約する目的で連続採水によって得られた205サンプルを対象に主成分分析を行った(図9)。DNとNO₃⁻-Nは相関係数が0.98と高く、NO₃⁻-Nのみを解析に供した。主成分の採

表6 湧水UAの年間負荷流出量(1999年—2000年)

	1999	2000	2000/ 1999
TOC	5.7 ×10 ⁻²	2.4 ×10 ⁻³ kg/km ² /yr	4.2
DOC	3.7 ×10 ⁻²	7.0 ×10 ⁻² kg/km ² /yr	1.9
POC	2.0 ×10 ⁻²	1.7 ×10 ⁻³ kg/km ² /yr	8.5
TN	6.8 ×10 ⁻³	8.9 ×10 ⁻³ kg/km ² /yr	1.3
DN	6.6 ×10 ⁻³	8.8 ×10 ⁻³ kg/km ² /yr	1.3
PON	1.2 ×10 ⁻²	1.2 ×10 ⁻² kg/km ² /yr	1.0
NH ₄ ⁺ -N	8.0 ×10 ⁻⁴	1.1 ×10 ⁻¹ kg/km ² /yr	1.4
NO ₂ ⁻ -N	1.0 ×10 ⁻¹	1.5 ×10 ⁻⁰ kg/km ² /yr	15.0
NO ₃ ⁻ -N	6.6 ×10 ⁻³	8.8 ×10 ⁻³ kg/km ² /yr	1.3
TP	9.4 ×10 ⁻⁴	5.8 ×10 ⁻¹ kg/km ² /yr	6.2
DP	6.9 ×10 ⁻⁴	9.3 ×10 ⁻⁴ kg/km ² /yr	1.3
PP	2.5 ×10 ⁻⁴	4.8 ×10 ⁻¹ kg/km ² /yr	19.2
DRP	6.1 ×10 ⁻⁴	8.0 ×10 ⁻⁴ kg/km ² /yr	1.3
4.3Bx	5.6 ×10 ⁻²	6.0 ×10 ⁻² keq/km ² /yr	1.1
Cl ⁻	6.8 ×10 ⁻³	7.8 ×10 ⁻³ kg/km ² /yr	1.1
SO ₄ ²⁻	2.3 ×10 ⁻⁴	2.6 ×10 ⁻⁴ kg/km ² /yr	1.1
Na ⁺	7.9 ×10 ⁻³	9.8 ×10 ⁻³ kg/km ² /yr	1.2
K ⁺	2.7 ×10 ⁻³	3.1 ×10 ⁻³ kg/km ² /yr	1.1
Ca ²⁺	1.9 ×10 ⁻⁴	2.1 ×10 ⁻⁴ kg/km ² /yr	1.1
Mg ²⁺	4.1 ×10 ⁻³	4.7 ×10 ⁻³ kg/km ² /yr	1.1
SiO ₂	3.5 ×10 ⁻⁴	4.0 ×10 ⁻⁴ kg/km ² /yr	1.1
Chl-a	1.8 ×10 ⁻²	1.3 ×10 ⁻¹ kg/km ² /yr	7.2
Pheo-a	5.9 ×10 ⁻²	2.1 ×10 ⁻¹ kg/km ² /yr	3.6
SS	5.6 ×10 ⁻²	3.0 ×10 ⁻⁴ kg/km ² /yr	53.6
Precipitation	1172	1520 mm	1.3
Discharge	705	835 mm	1.2

用にあたっては固有値が1以上であることを条件とした¹⁴⁾。分析では第4主成分までが固有値が1以上であったが第3主成分(寄与率9.4%)、第4主成分(同7.8%)は寄与率が低く、第1主成分(寄与率39.8%)、第2主成分(寄与率17.4%)を解釈した。

図10において第1主成分は畑地表土の施肥の影響を表す軸と考えられ、主要な無機塩類(Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , 4.3Bx , Cl^- , NO_3^- -N, SO_4^{2-})が分布する。

リン成分は第1主成分の負方向に大きな因子負荷量を持っていることから、湧水のリン成分はリンの施肥による直接的な影響を受けていないと考えられる。

第2主成分(寄与率17.4%)は土壤有機物の分解の影響を表す軸であると考えられた。第2主成分の正方向に 4.3Bx やDOCやDON, NH_4^+ -Nが大きな因子負荷量を持っている。これらは土壤中の固体有機物の分解(無機化)に伴い生成する成分である。 4.3Bx (アルカリ度)の大部分は HCO_3^- であるが、これは土壤有機物の分解に伴い生成する CO_2 と土壤鉱物が反応して生じる。

土壤の有機物の分解に関係がない Na^+ や Cl^- は第2主成分が負の因子負荷量を持つ。 SiO_2 は第1主成分と第2主成分の主成分負荷量分布において小さな因子負荷量を持つ。雨水中には SiO_2 は微量しか含まれておらず、不飽和浸透過程における土壤鉱物との反応により SiO_2 は供給される¹⁵⁾。 SiO_2 は主要無機成分(Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , 4.3Bx , Cl^- , NO_3^- -N, SO_4^{2-})の濃度低下にほぼ対応して濃度が低下しているが、厳密に濃度変動が一致していないために第1主成分の因子負荷量は小さい。 SiO_2 の濃度低下は降雨による希釈が直接反映したものと見える。第2主成分までで累積寄与率が57.2%に達することから、湧水の水質成分は①畑地表土における施肥に由来する無機成分の溶出によるもの、②土壤有機物の分解によるものが主要であることがわかった。

5 まとめ

浅層地下水の水質形成機構と浅層地下水の水質成分流出機構を解明することを目的とし、湧水群の広域調査および畑地湧水の水質変化を調査した。湧水群の広域調査によって、湧水の硝酸態窒素濃度が涵養域に負荷される窒素によって規定されることが分かった。

降雨時における湧水水質の連続観測時の水質の主成分分析を行った結果、湧水の水質の変動要因は①表層土壌由来の無機塩類の寄与、②表層土壌の土壤有機物の分解と解釈された。畑地に施用されたアンモニア態窒素の硝化によって土壤鉱物が溶出し、湧水水質成分を構成している。流域の80.5%を畑地とする湧水から流出した水質負荷は、1999年においてはTN: 80.5 kg/ha/yr, TP: 0.099 kg/ha/yr, K: 29.8 kg/ha/yrであったが、涵養域の畑地を平坦化した工事が行われた2000年はそれぞれ111 kg/ha/yr, 0.70 kg/ha/yr, 35.8 kg/ha/yrであった。特にリン成分の流出量増加が著しく、涵養域での大規模な造成工事は湧水の水質変化となってあらわれることが明らかになった。

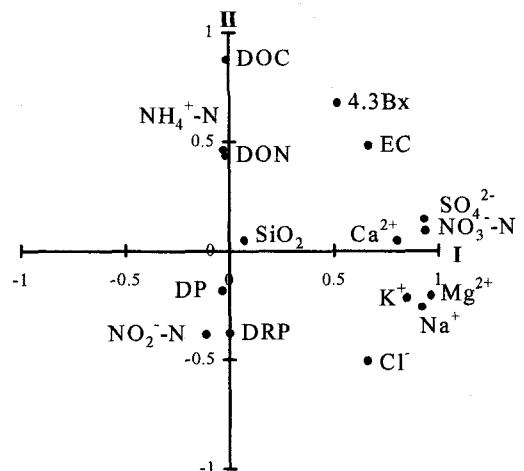


図9 湧水UAの降雨時連続採水における主成分分析結果(主成分負荷量分布第1主成分: 寄与率39.8%, 第2主成分: 17.4%)

た。窒素成分は、流域の畑地の30%が休耕になって一時的に表土が移設された後も高い濃度・負荷が継続した。このことは高濃度の窒素成分を含んだ浅層地下水が流域に大量に貯留されていることを示している。なお畑地平坦化工事による懸濁態窒素成分の流出への影響は小さかった。リン成分についてはSS濃度が低い平常時の湧水中には懸濁態リンは全リンの30%程度を占めるに過ぎないが、湧水のSSが高濃度になると99%以上は懸濁態リンであった。工事後の融雪期から夏季にかけて湧水は高濃度となったが、この3ヶ月間に観測期間の2年間に流出したリン負荷のうち92%が懸濁成分として流出した。

畑作や畜産は湧水中の窒素成分濃度や主要無機イオン成分濃度を上昇させ、溶存態栄養塩流出負荷量を増加させた。また涵養域における農地平坦化工事は湧水の流出特性を変化させ、懸濁態栄養塩流出負荷量の増加を招いた。本研究の結果、湧水涵養域における営農や表層土壌の撤去等の人間活動は湧水から流出する各態栄養塩負荷量の増加を招くことが明らかとなった。

謝辞：本研究を遂行するにあたり、お世話になった方々をここに記して感謝いたします。 金川農場：金川幹司氏、金川幹夫氏、早来町役場；農林課高津均氏他農林課、土木課職員の皆様、北海道開発局：米津仁司氏、岡下淳氏他職員の皆様、北海道大学低温研究所 石井吉之氏、独立行政法人 農業技術研究機構 北海道農業研究センター 早川嘉彦氏

参考文献

- 1) Roberts, G. and Marsh, T. (1987): In The effects of agricultural practices on the nitrate concentrations in the surface water domestic supply sources of Western Europe. vol.164, IAHS, pp.365-380.
- 2) Comly, H. (1945): Cyanosis in Infants Caused by Nitrates in Well Water. JAMA, 129, pp.112-116.
- 3) WHO (1998): Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Addendum to Vol. 2. Health criteria and other supporting information. Geneva, World Health Organization, pp.6.
- 4) Aller, L., Bennet, T., Lehr, J., Petty, R. and Hackett, G. (1987): DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydro geologic settings. EPA/ 600/ 2-87/ 035.
- 5) Macdonald, K. B. and Gleig, D. B. (1996): Indicator of Risk of Water Contamination: Nitrogen Component (Progress Report). Agriculture and Agri-food Canada, Agri-Environmental Indicator Project Report No.5, pp.21.
- 6) 斉藤庸, 米津仁司, 許成基, 池田光良 (1998): 支笏火山灰地域の水文特性 (その2) -美々川およびその周辺流域における地下水流域界. 地下水学会講演会講演要旨集, pp.68-73.
- 7) 馬場仁志, 星清, 藤田睦博 (2001): 蒸発散および浸透を組み合わせた二段階貯留関数モデルの開発. 水文水資源学会誌, Vol.14, No.5, pp.364-375.
- 8) 社団法人地盤工学会北海道支部火山灰土の工学的分類委員会編 (1998): 北海道火山灰土の性質と利用. pp.50-51.
- 9) 北海道開発局 (1994): 千歳川放水路計画に関する技術報告.
- 10) 国包章一, 真柄泰基 (1984): 地下水の窒素汚染とその原因に関する基礎的考察. 衛生工学研究論文集, Vol.20, pp.121-132.
- 11) 大村邦男, 黒川春一 (1995): 畑作酪農地帯における栄養塩類 (N, P) の循環. 北海道立農試集報 63, pp.11-21.
- 12) Kunimatsu, T., Sudo, M. and Kawachi, T. (1999): Loading rates of nutrients discharging from a golf course and a neighboring forested basin. Water Science and Technology, Vol. 39, No.12, pp.99-107.
- 13) 大村邦男, 黒川春一 (1990): 農業地域を流れる小河川の水質変化. 北海道立農試集報, 61, pp.31-39.
- 14) 田中豊, 垂水共之, 脇本和昌 (1984): パソコン統計解析ハンドブックⅡ多変量解析編. 共立出版, pp.160-175.
- 15) 亀海泰子, 伊藤洋二 (1997): 硝酸汚染を受けた地下水の水質評価: 第31回日本水環境学会講演集, pp.303.