



Title	自然再生事業区域釧路湿原広里地区における湿原環境の実態：酪農草地化および河川改修が湿原地下水環境に及ぼす影響
Author(s)	山田，浩之；中村，隆俊；仲川，泰則 他
Citation	Ecology and Civil Engineering, 7(1), 37-51 https://doi.org/10.3825/ece.7.37
Issue Date	2004
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/68548
Rights	© 2004 応用生態工学会
Type	journal article
File Information	037-051(Vol.7 No.1).pdf



原著論文 ORIGINAL PAPER

自然再生事業区域釧路湿原広里地区における湿原環境の実態 —酪農草地化および河川改修が湿原地下水環境に及ぼす影響—

山田浩之¹⁾・中村隆俊²⁾・仲川泰則³⁾・神谷雄一郎⁴⁾・中村太士⁵⁾・渡辺綱男⁶⁾

1) 北海道大学大学院農学研究科地域環境学講座 〒060-8589 札幌市北区北9条西9

2) 北海道教育大学釧路校教育学部生物学教室 〒085-8580 釧路市城山1-15-55

3) 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター森林圏ステーション北管理部
〒096-0071 北海道名寄市徳田250

4) 環境コンサルタント株式会社環境部 〒088-0606 釧路郡釧路町中央6-15-2

5) 北海道大学大学院農学研究科森林管理保全学講座 〒060-8589 札幌市北区北9条西9

6) 環境省自然環境局東北海道地区自然保護事務所 〒085-8639 北海道釧路市幸町10-3

Hiroyuki YAMADA¹⁾, Takatoshi NAKAMURA²⁾, Yasunori NAKAGAWA³⁾,
Yuichirou KAMIYA⁴⁾, Futoshi NAKAMURA⁵⁾ and Tsunao WATANABE⁶⁾:

Ecological aspects of Hirosato restoration area in the Kushiro Mire: Effect of
pasture developments and river improvements on hydrochemical
environments of groundwater *Ecol. Civil Eng.* 7(1), 37-51, 2004.

1) Department of Regional Environment, Graduate School of Agriculture, Hokkaido
University, Kita 9 Nishi 9 Kita-ku, Sapporo 060-8589, Japan

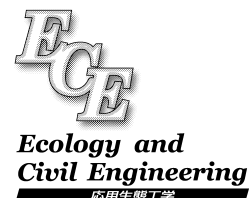
2) Department of Biology, Hokkaido University of Education at Kushiro, 1-15-55
Shiroyama, Kushiro 085-8580, Hokkaido, Japan

3) Northern Forestry Research and Development Office, Forest Research Station, Field
Science Center for Northern Biosphere, Hokkaido University, Tokuda 250, Nayoro
096-0071, Hokkaido, Japan

4) Kankyo Consultants Co., Ltd., Chuo 6-15-2, Kushiro-cho, Kushiro-gun 088-0606,
Hokkaido, Japan

5) Department of Forest Science, Graduate School of Agriculture, Hokkaido University,
Kita 9 Nishi 9, Kita-ku, Sapporo, 060-8589, Japan

6) Eastern Hokkaido Regional Office for Nature Conservation, Nature Conservation
Bureau, Ministry of the Environment, 10-3, Saiwai-cho, Kushiro 085-8639,
Hokkaido, Japan



Abstract: The present study was conducted at Hirosato area in Kushiro Mire, where the aim of the nature restoration project by the Ministry of Environment is to restore pasture areas back to original mire. In order to understand the effects of pasture development and river improvement, the groundwater environment was investigated in pasture and surrounding areas. The results revealed that the mire area exhibited a transitional groundwater system from fen to bog. In comparison to the mire area, the average groundwater table in the pasture was lower with higher fluctuations. The pasture was developed along the Kyu-Setsuri River where the groundwater conditions are regulated by the river water level. This

2004年2月17日受付, 2004年6月29日受理

1) e-mail: hiroyama@env.agr.hokudai.ac.jp

was greatly reduced by the diversion of the original course through artificial dikes. Thus the groundwater in the pasture was rapidly drained into the Kyu-Setsuri River. Moreover, Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} concentrations of groundwater were significantly lower in the pasture than in the mire area, suggesting a drainage of these nutrients from the pasture through the groundwater. In addition, the Ca^{2+} concentration of the groundwater in the pasture area was twice as high as in the mire area. This can be attributed to remains of calcium carbonate from pasture soil amendment, although about 30 years have passed since the pasture was developed. Furthermore, the river diversion by artificial dikes conducted almost 70 years ago has been influencing the groundwater system and its water quality. In order to restore the original groundwater environment, an increase of the water level of the Kyu-Setsuri River and the treatment of soil amendments are necessary.

Key words: ecosystem restoration project, hydrochemical environment, Kushiro Mire, pasture development, river improvement

はじめに

国内外を問わず、湿原は、近年の様々な人為的影響を受けて急速に劣化・消失しつつある(例えば、幸丸 1994; Vasander et al. 2003). 1980 年に「特に水鳥の生息地として国際的に重要な湿地に関する条約」、通称ラムサール条約の登録湿地として注目を集めている国内で最大規模の釧路湿原でさえも、同様な危機にさらされている。なかでも、湿原の樹林化や、それに伴うスゲーヨシ湿原域の減少が大きな問題として近年着目されており、これは流域土地利用に伴う汚濁負荷の累積的な影響によるためと考えられている(中村ほか 2003)。さらには、スゲーヨシ群落等の湿性草原に営巣や産卵するタンチョウやキタサンショウウオなどの繁殖地が制限されることが懸念されている(佐藤 1998; 正富・大石 2001)。

このような釧路湿原の改変を受けて、「釧路湿原の河川環境保全に関する検討委員会」が発足し、現在の状況を維持・保全することを目標として、12 にわたる施策が提案された(釧路湿原の河川環境保全に関する検討委員会 2001)。さらに、2003 年には自然再生推進法が施行され、全国各地で蛇行河川の復元や湿原周辺の放棄農地における湿原の再生が関係省庁により検討されるようになった。このような国内の動向を背景に、2002 年より環境省では放棄農地の湿原再生を実際に試みることとなった(環境省自然環境局東北北海道地区自然保護事務所 2003 a)。なかでも、釧路湿原の辺縁部に位置する広里地区がそのモデル地区のひとつとして選択され、広範囲に放棄された農地(以後、旧農地区域(Pasture area)と略す。)が湿原再生の対象区域となった(Fig. 1)。なお、広里地区の自然再生事業の経緯や考え方は、中村(2003)および中村ほか(2003)によって詳細に述べられている。

生態系の再生で最も重要なのは、何が健全で、何が非健全なのかを明確にしておくことである。また、再生事業を行う場合、その非健全性をもたらす原因を明確にし、それをできるだけ除去することを検討すべきである。しかし、一般に湿原生態系の基盤となる地下水の挙動や物質動態などの水文・化学環境に関する基礎的知見が非常に限られていることが指摘されており(例えば、Baird & Gaffney 2000; Kellner & Halldin 2002)、湿原環境の劣化の判断やその原因さえも科学的に検討することが困難な状況である。

一方、これまでの研究により農地開発に伴う明渠排水路の設置が湿原の地下水環境の変化、例えば、乾燥化を招くことが報告されている(例えば、Cownway & Millar 1960; Nicholson et al. 1989; Brurke 1975)。旧農地区域でも、1970 年代に農地開発(酪農草地化)された経緯があり、その際に設置された明渠排水路が現在もなお残存している。また、広里地区内にあり農地開発の直接的な攪乱を受けずに湿原が残存する区域(以下、湿原区域(Mire area)と略す。)では、典型的な湿性植物種群が分布するのに対し、旧農地区域では比較的乾燥地を好むような植物種群が分布していると報告されている(中村ほか 2004)。このような状況から、その明渠排水路の設置も含めてかつての農地開発が地下水動態やその水質になんらかの影響を及ぼしていると考えられる。

そこで、本研究は、旧農地区域の地下水環境の実態を、湿原区域との比較により明らかにし、農地開発が地下水環境に及ぼす影響について検討した。これを踏まえて、今後の自然再生事業の在り方について提言した。

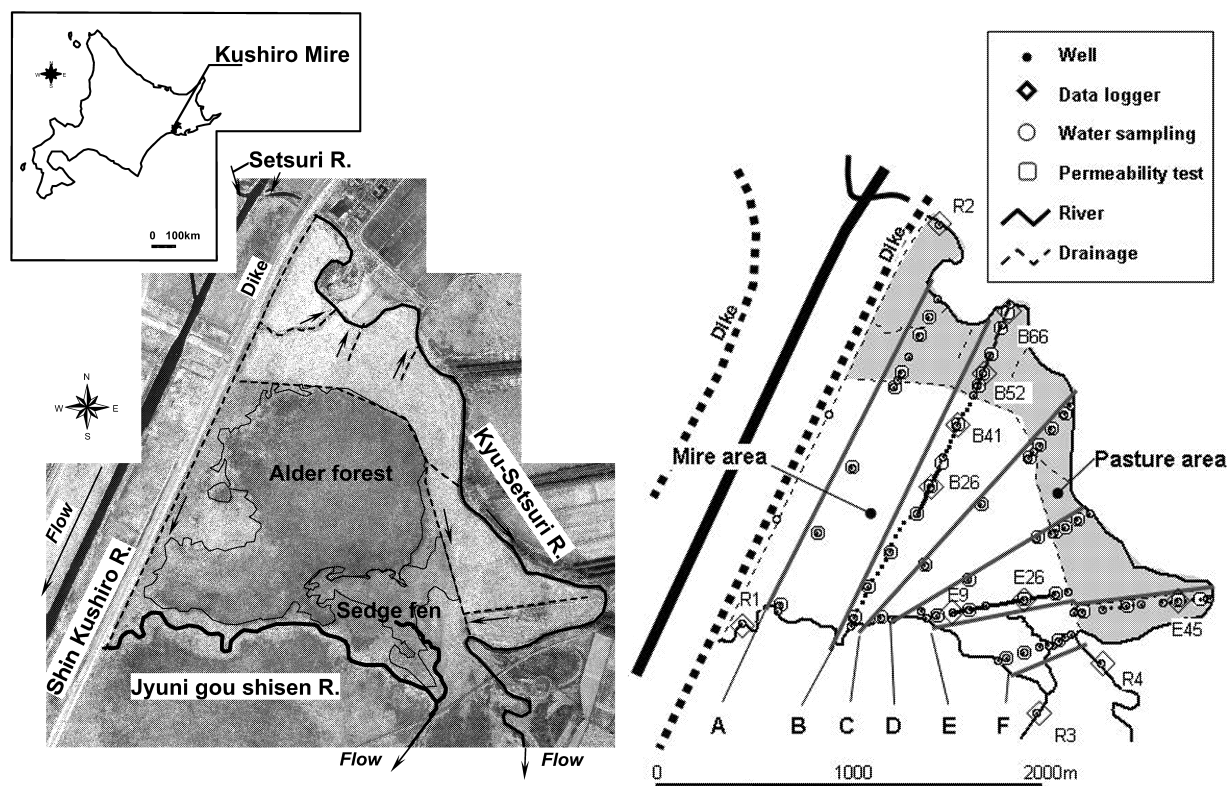


Fig. 1. Aerial photograph and groundwater measurement system of the Hirosato area in the Kushiro Mire.

調査地概要

釧路湿原広里地区は、新釧路川の河口より約6.0～8.5 km 区間の左岸堤防堤内地に位置しており、周囲を旧雪裡川・12号支線川・堤防沿いの明渠排水路（以後、堤防側明渠排水路）によって囲まれた総面積約260 haの泥炭地である（Fig. 1）。旧雪裡川および12号支線川は、1921年から1931年にかけて行われた釧路川流路切替え工事により、新釧路川左岸堤防で分断された（Fig. 1のR1, R2上流部）。そのため、現在の旧雪裡川の水供給は、堤防側明渠排水路や湿原からの表流水および地下水の流出、干満による海水の流出・流入に限られており、流量ならびに水深は著しく小さい。その後、1970年代にはいつて、旧雪裡川右岸側で農地開発が始まり、表土の掻き起しや明渠・暗渠排水路の設置が行われた。農地開発直後は牧草地として利用され、現在では放棄農地（以降、旧農地区域と呼ぶ）となっている。

広里地区の地形は、標高が0～3 mと全体的に平坦ではあるが、中央部でマウンド状に盛り上がり旧雪裡川や12号支線川に向けて緩やかに傾斜している（Fig. 2（a））。また、地質は地表面から深度約3 mまでスゲやヨシを主

要構成種とした泥炭層、下層は深度10～20 mまで礫が混ざった砂層、さらに下層は深度約50 mまで粘土層で構成されており、泥炭層が薄いことが特徴として挙げられる（北海道釧路支庁 1986）。旧農地区域の旧雪裡川側では、かつての氾濫・堆積の影響を受け、その多くは砂質層で構成されている（Fig. 2）。とくに、旧農地区域南部（Eライン近傍）では、火山灰層や粘土層、砂質層を含んだ複雑な地質構造となっているのが特徴的である（Fig. 2（b））。

一方、この区域では、ハンノキ林（Alder forest）が円形に分布し（Fig. 1）、その中心部ではハンノキミズゴケ群落、外縁部ではハンノキームジナスゲ群落が分布する。さらに、この周囲に、ムジナスゲヤチヤナギ群落、ムジナスゲヨシ群落（Sedge fen）、イワノガリヤス群落、エゾオオヤマハコベヤラメスゲ群落が分布する（中村ほか 2004）。旧農地区域では、湿原区域の植生とは異なり、エゾオオヤマハコベやフタマタイチゲ等の比較的乾燥地を好む種群を含むエゾオオヤマハコベ・オオアワガエリ群落が分布している。なお、この区域のハンノキ林は、1993年から2000年までの7年間に、約13 haも拡大していると報告されている（松原ほか 2003）。

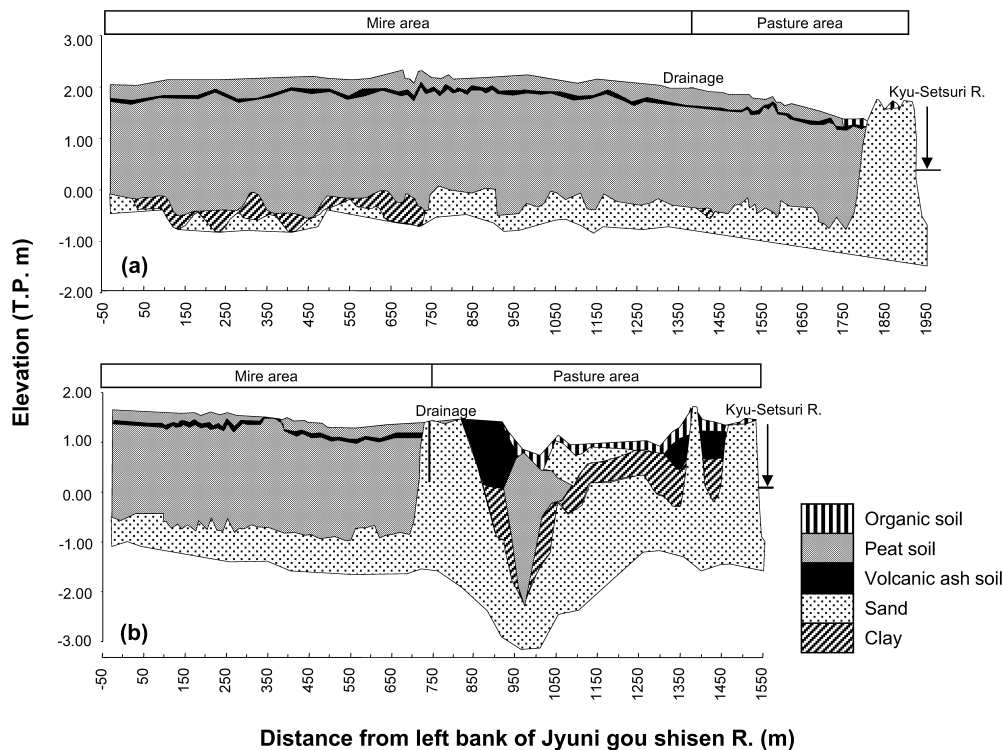


Fig. 2. Geological profiles on Line B (a) and Line E (b) (see Fig. 1).

研究方法

地下水面・河水面調査・透水試験

湿原区域と旧農地区域, 旧雪裡川, 12号支線川, 明渠排水路における地下水面・水質成分の違いを把握し, それらの空間的・平面的な分布を把握するため, 6本の調査ライン(A~Fライン)を設定した(Fig. 1). さらに, これらのライン上に計148地点の地下水面標高(以後, 地下水面と略す.) 観測孔(旧農地区域50地点, 湿原区域98地点)および河水面標高(以後, 河水面と略す.) 計測地点(旧雪裡川8地点, 12号支線川8地点, 明渠排水路6地点)を設け, GPS測量(一級基準点測量)・水準測量により, 位置座標・地表面標高を計測した(Fig. 1). その際, 地下水観測孔は, 泥炭層の地下水面の変動を十分に観測できる深度(約2m)まで設置した. 観測孔は50mm径(塩化ビニール製)で, 有効区間は地表面から掘削深度までとし, 動植物が井戸内に浸入しないように蓋をした. これらの地点において, 2002年6月から11月の毎月1回地下水面・河水面の標高を計測した. なお, これらの調査は, 降雨・出水直後を避けて調査を行った.

さらに, 前述した代表的な植物群落が分布している次の6地点, ハンノキークシノハミズゴケ群落(B26), ハ

ンノキームジナスゲ群落(B41), 旧農地区域内のイワノガリヤス群落(B52), 旧農地区域内エゾオオヤマハコペーオオアワガエリ群落(B66), ムジナスゲーヤチヤナギ群落(E9), ムジナスゲーヨシ群落(E26), 旧農地区域内エゾオオヤマハコペーオオアワガエリ群落(E45), 河川内の次の4地点, 12号支線川上流(R1), 12号支線川下流(R3), 旧雪裡川上流(R2), 旧雪裡川下流(R4)で, 2002年6月から11月まで自記水位計を用いて地下水面・河水面の継続観測を行った(Fig. 1).

また, 土中水の浸透のしやすさを評価するために, A~Fライン上の42地点において単孔式透水試験を行い, (飽和)透水係数を求めた(Fig. 1). その際, 試験深度を1.5~2mとし, ケーシングパイプ(内径65mm)内の水をベラーで汲み上げ, 水位計で回復水位を測定し, チューブ法により透水係数を求めた(西垣1986). なお, 調査は2002年10月から11月の地盤が凍結していない時期に実施した.

地下水・河川水水質調査

水質調査は, A~Fライン上の地下水面観測地点51地点(農地21地点, 湿原区域30地点)と河川24地点(旧雪裡川8地点, 12号支線川8地点, 明渠排水路6地点, 堤防側明渠排水路2地点)で実施した(Fig. 1). 地

下水は、地下水面観測孔を用いて一度孔内の水を全て排出した直後に溜まった水を手動ポンプにより採水した。この調査を、2002年7月と11月の降雨・出水直後を避けて実施した。

水質項目は、EC（電気伝導度）、pH、全溶存態窒素（TDN）・全溶存態リン（TDP）、主要カチオン（ Li^+ 、 Na^+ 、 NH_4^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} ）・アニオン（ F^- 、 Cl^- 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、 PO_4^{3-} 、 SO_4^{2-} ）である。pHおよびECについては、現地にてポータブル水質計（TOA HM-12 P、TOA CM-14 P）により測定した。TDNはペルオキシ二硫酸カリウム分解—紫外線吸光光度法、TDPはペルオキシ二硫酸カリウム分解—吸光光度法、カチオン・アニオンはイオンクロマトグラフ法（Dionex DX-500）より水質分析を行った。なお、溶存成分を対象とするため、試料は全てろ過（ポアサイズ $45\ \mu\text{m}$ ）した。

データ解析

データ解析を行うにあたり、湿原の乾燥度合いを反映する指標として地表面水位（地下水面標高—地表面標高、矢部ほか 2001）を求めた。これは、地表面と地下水面との距離を示し、地下水面が地表面位置にある場合は0 cm、地表面より上にある場合はプラスの値、下にある場合はマイナスの値となる。また、各調査地点で6月から11月に得られた地下水面および地表面水位の6回の平均値を求めた。以後、これらの平均値をそれぞれ地下水面（GW）、地表面水位（SW）と示す。さらに、地下水面の変動の大きさを評価するため、地下水面の標準偏差（GW-SD）を求めた。

一方、河川や明渠排水路では、河水面から河床最深部の標高を減じて水深を求めた。各調査地点における河水面、水深の6月から11月までの6回のデータから平均値、標準偏差を求め、それぞれ河水面（RW）、水深（WD）、河水面標準偏差（RW-SD）とした。

水質データについては、7月と11月の2回得られたデータの各調査地点の平均値を解析に用いた。

（1）統計解析

湿原区域、旧農地区域、河川および明渠排水路の水文環境・水質の差異を検討するために、GWとRW、GW-SDとRW-SD、SWとWDならびに各水質データに対し、湿原区域、旧農地区域、12号支線川、旧雪裡川、明渠排水路を因子とした一元配置分散分析（one-way ANOVA）を行った。その結果、因子間に有意差が認められた場合は、Schefféの方法による各因子間の多重比較を行った。また、湿原区域と旧農地区域間の透水係数の差異については、 T 検定を用いて検討した。さらに、水文条件が、

地下水水質に及ぼす影響を検討するため、湿原区域および旧農地区域のデータのみを用いて、GWおよびGW-SDと水質データとの間で、単相関分析（Pearsonの相関係数）および偏相関分析を行なった。

以上の統計解析では、パラメトリックな解析を行うため、等分散性・正規性を示さなかったGWは $\sqrt{(x+10)}$ 、GW-SDおよび水質データは $\log(x+1)$ 、透水係数は $\log(x)$ に変数変換した（Sokal & Rohlf 1997）。なお、統計解析には、SPSS for Windows Ver. 10.1.3 J（SPSS Inc. 2001）を用いた。

（2）地下水面（GW）・地表面水位（SW）・地下水水質濃度分布の推定

GW・SW分布、地下水水質濃度分布を空間的・平面的に把握するために、下記の方法によって調査地点間の補間を行った。GW・GW-SDについては、領域境界の値として、それぞれ河水面（RW）・河水面標準偏差（RW-SD）を与え、クリギング法による補間を行った（Pucci & Murashige 1987; Oliver 1990）。その際、内挿されたGWの分散ができるだけ小さくなるように、セミバリオグラムモデルとしてGaussian関数を用いた通常クリギングを行った。SW分布については、前述のGW分布から地下水面標高モデル（10 m グリッド）を作成し、環境省自然環境局東北北海道地区自然保護事務所（2003 b）の航空機レーザー測量より得られた地表面標高モデル（10 m グリッド数値標高モデル；2 m グリッド数値標高モデルより作成）を減ずることによって求めた。また、主に一元配置分散分析結果より湿原区域および旧農地区域間で有意差が認められた水質成分を対象に、TIN（Triangulate Irregular Network）による補間を行い、地下水水質濃度分布を推定した。なお、これらの解析には、ArcView GIS Ver. 3.2a（Environmental Systems Research Institute, Inc. 1996）を用いた。

結 果

地下水面・河水面の変動

自記水位計設置地点で（Fig. 1）、河水面の継続観測を行った結果、河水面は、12号支線川上流（R 1）>旧雪裡川上流（R 2）>12号支線川下流（R 3）>旧雪裡川下流（R 4）の順に低くなる傾向があった（Fig. 3）。また、12号支線川上流（R 1）、旧雪裡川上流（R 2）、12号支線川下流（R 3）では、降雨時に水位が上昇する傾向がみられた。特に、R 1やR 2ではR 3に比べ大きく水位が上昇する傾向があった。これに対し、旧雪裡川下

流 (R 4) では, 降雨よりも干満の影響を大きく受けており, 水位標高 0 m を中心に, 約 ± 0.6 m の間で水位が変動した。

代表的な植物群落内の自記水位計設置地点で (Fig. 1), 地下水面の継続観測を行った結果, 地下水面は, B26 (ハンノキークシノハミズゴケ群落) > B41 (ハンノキームジナスゲ群落) > B52 (イワノガリヤス群落) > E9 (ムジナスゲーヤチヤナギ群落) > E26 (ムジナスゲーヨシ群落) > B66 (エゾオオヤマハコベーオオアワガエリ群落) > E45 (エゾオオヤマハコベーオオアワガエリ群落) の順に低くなる傾向があった (Fig. 3)。特に, 旧農地域の旧雪裡川に近い地点 (B66, E45) と湿原区域 (B26, B41, E9, E26) および旧農地域のイワノガリヤス群落 (B52) との間で変動パターンが大きく異なり, 旧農地域の旧雪裡川に近い地点では地下水面の変動が大きく, 降雨時の水位上昇後, 速やかに水位が低下する傾向が得られた。なかでも, E45 では R 4 (旧雪裡川下流) の変動と同様に小刻みに変動する様子も見られた。また, B66 と E45 では最大と最小水位の差が約

1 m もあり, E45 では満潮時には R 4 の河水面より低かった。これに対し, 湿原区域 (B26, B41, E9, E26) および旧農地域のイワノガリヤス群落 (B52) では, 水位の変動は小さく, ハンノキークシノハミズゴケ群落 (B26) で最も水位変動が小さくなる傾向が得られた。

湿原区域と旧農地域の水文環境の差異

湿原区域および旧農地域・12号支線川・旧雪裡川・明渠排水路間における地下水面 (GW) と河水面 (RW), 地下水面標準偏差 (GW-SD) と河水面標準偏差 (RW-SD), 地表面水位 (SW) と水深 (WD) の差異を, 一元配置の分散分析により検討した (Table 1)。その結果, 全ての変量において因子間の有意差が認められ, GW と RW の平均値は, 湿原区域 > 12号支線川 > 明渠排水路 > 旧農地域 > 旧雪裡川 の順で低くなり, 旧雪裡川で有意に低かった。これとは逆に, GW-SD と RW-SD については, 湿原区域 < 12号支線川 < 明渠排水路 < 旧農地域 < 旧雪裡川 の順で高くなる傾向があった。また, SW については, 湿原区域および旧農地域間で有意な差が検出され, 湿原区域の平均値が -0.01 m と地下水面が地表面近傍に

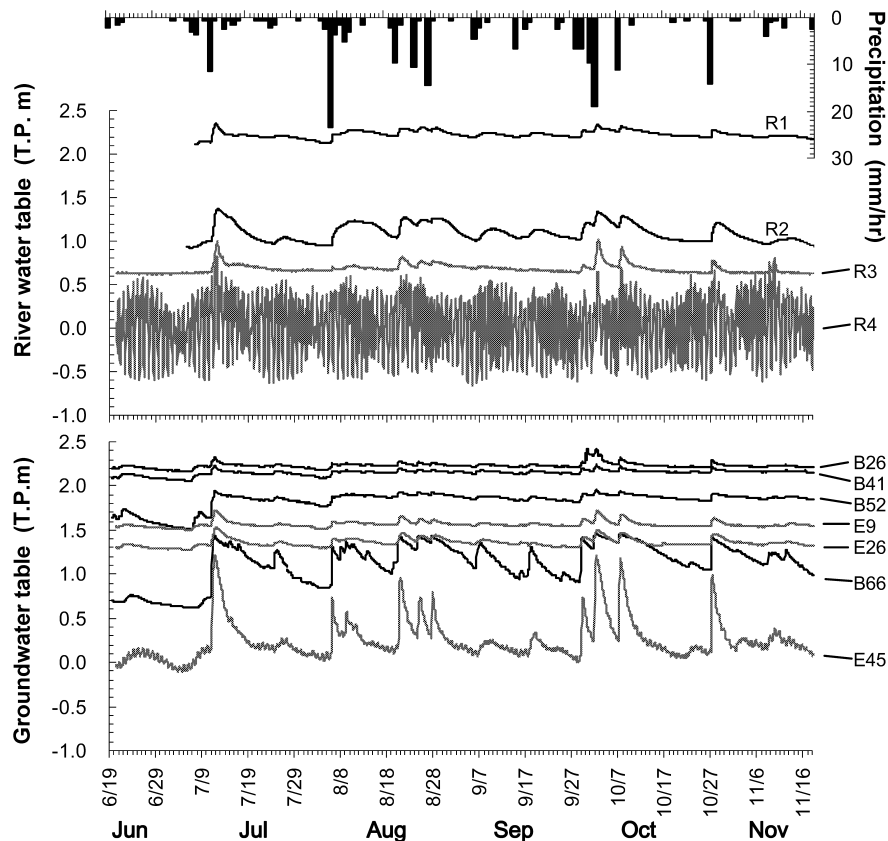


Fig. 3. Fluctuations of groundwater table and water table in each data logger site (see Fig. 1) with precipitation from June to November 2002.

あるのに対し、旧農地区域では -0.49 m と非常に低い値を示した。

透水係数については、旧農地区域と湿原区域の間で有意に異なり ($t = -2.375$, $p = 0.022$)、旧農地区域では $9.9 \text{ E} - 3$ (S. D. = 0.004) cm/sec ($n = 18$)、湿原区域では $9.1 \text{ E} - 4$ (S. D. = 0.003) cm/sec ($n = 24$) と旧農地区域では、湿原区域に比べ 1 オーダー高い値を示した。

こうした湿原区域と旧農地区域間の差異を詳細に把握するため、GW, SW, GW-SD の分布を示した (Fig. 4)。その結果、GW は、湿原区域の中央部 (ハンノキ林の中央部) にピークが現れ、旧雪裡川・12 号支線川・堤防側明渠排水路に向けて低くなるといったマウンド状を示すことがわかった。さらに、旧農地区域の GW の勾配が湿原区域に比べ急勾配になる傾向があった。また、SW は、旧農地区域の旧雪裡川辺縁部で低く、 -2 から -1.4 m の範囲であった。これに対し、ムジナスゲーヨシ群落 (Sedge fen) やハンノキ林 (Alder forest) の分布域では、 -0.2 から 0 m と地下水面が地表面近傍に現れる傾向があった。一方、GW - SD は、地下水面変動と同様に (Fig. 3)、旧農地区域の旧雪裡川辺縁部で大きくなる傾

向が得られた (Fig. 4)。

これらの結果から、旧農地区域は、湿原区域に比べ GW, SW が低く、GW-SD および透水係数が大きいことが明らかになった。このような傾向は旧雪裡川辺縁部で顕著であった。これは、旧農地区域が湿原区域と全く異なる水文環境にあること、また、その原因として旧雪裡川の河水面の低さが関係していることを示している。

湿原区域・旧農地区域・河川・明渠排水路における水質成分の差異

湿原区域・旧農地区域・12 号支線川・旧雪裡川・明渠排水路間で一元配置分散分析を行った結果、TDP, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} を除く全ての水質成分に有意差が認められた (Table 2)。なかでも、多重比較により湿原区域と旧農地区域との間で有意差が認められたのは、EC, Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} , SO_4^{2-} であり、湿原区域は旧農地区域に比べ EC, Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} 濃度が高く、逆に SO_4^{2-} は低いことが明らかになった。特に、湿原区域での Na^+ , Cl^- 濃度の平均値は、それぞれ約 50 mg/l, 80 mg/l と旧農地区域に比べて 4 倍も高い値を示した。なお、これらの水質成分は旧雪裡川および 12 号支線川、明渠排水路と同様に高いことが認められた (Table 2)。また、旧農地区域は

Table 1. Mean and SE of water table in the five site categories, and the results of one-way ANOVA testing among the sites. No significant differences among the categories are denoted by same letters (Scheffé's test, $p > 0.05$). Significant differences between the mire area and the pasture area are denoted by bold letteres (Scheffé's test, $p < 0.05$).

Variable	Jyuni gou shisen R. $n = 8$	Mire area $n = 98$	Drainage $n = 6$	Pasture area $n = 50$	Kyu-Setsuri R. $n = 8$	one-way ANOVA F	p
GW/RW (T.P. m)	1.656 (0.170) ab	1.870 (0.039) a	1.306 (0.262) ab	1.033 (0.097) b	0.159 (0.122) c	38.876	<0.001
SW/WD (m)	1.428 (0.131) a	-0.009 (0.005) c	0.713 (0.206) b	-0.485 (0.071) d	0.890 (0.141) b	97.144	<0.001
GW-SD/RW-SD (m)	0.073 (0.011) bc	0.030 (0.007) c	0.083 (0.022) bc	0.155 (0.011) ab	0.218 (0.071) a	33.847	<0.001

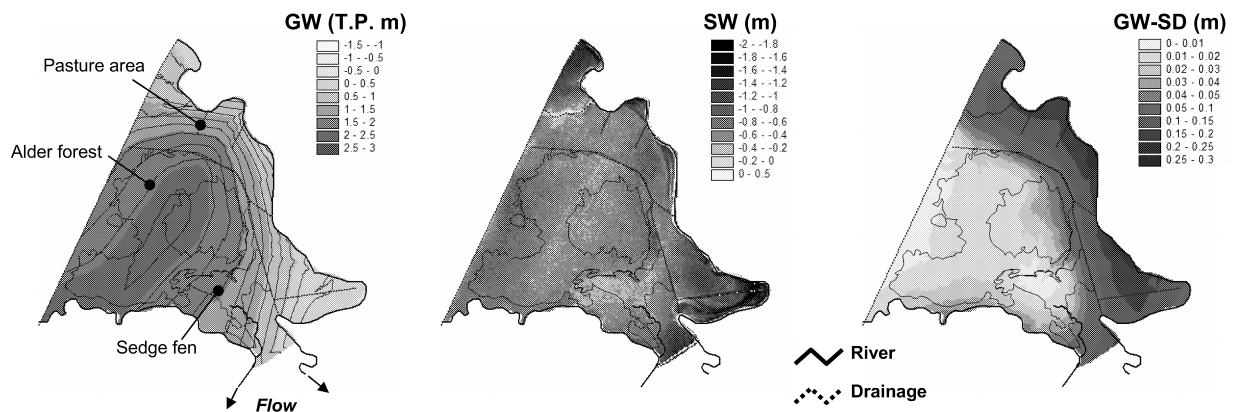


Fig. 4. Spatial distributions of mean groundwater table (GW), mean surface water level (SW) and standard deviation of groundwater table (GW-SD). Contour interval of GW is 0.2 m.

明渠排水路および旧雪裡川の間に位置するにも関わらず、EC、 Na^+ 、 Cl^- 濃度の平均値は、明渠排水路および旧雪裡川に比べて、1/2 から 1/8 倍も低い値を示した (Table 2). これに対し、 SO_4^{2-} 濃度は、旧雪裡川・旧農地区域で、湿原区域・12号支線川・明渠排水路に比べ1オーダー高くなる傾向が認められた (Table 2). また、湿原区域と旧農地区域との間で有意差が認められなかったが、旧農地区域で Ca^{2+} 濃度が2倍程度、 NO_3^- 濃度が10倍ほど高かった。

このような特徴が得られた水質成分 (EC, Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Ca^{2+}) の濃度分布を示した結果 (Fig. 5), EC, Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} 濃度は、それぞれ同様な分布を示し、湿原区域の中央部から12号支線川下流の間で高く、旧雪裡川や堤防側明渠排水路に向けて低くなる傾向があった。このような傾向とは逆に、 SO_4^{2-} は旧農地区域の特に旧雪裡川下流側の辺縁部で高くなる傾向があった。また、 Ca^{2+} については、旧農地区域のBラインやDライン上で局所的に高い部分が現れるものの、旧農地区域および12号支線川・堤防側明渠排水路周辺で高く、湿原区域の中央部で低かった。

地下水面 (GW)・地下水面標準偏差 (GW-SD) と地下水水質成分濃度との関係

GW と GW-SD との間に負の相関関係が認められたため ($r = -0.56$, $p < 0.001$, $n = 51$), 互いの影響を統計的に除外することのできる偏相関分析によって、水質成分濃度との関係についてそれぞれ独立した評価を行っ

た。その結果、GW は EC, pH, Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- 濃度との間に正、 SO_4^{2-} , NO_3^- 濃度との間に負の相関が認められた (Table 3). なかでも、 Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} 濃度は、バラツキは大きいもののGWの低下に伴って低下する傾向が見られた (Fig. 6). また、 SO_4^{2-} 濃度は、旧農地区域で高く、GWの低下に伴い増加する傾向が見られた (Fig. 6).

一方、GW-SD については、 Li^+ , SO_4^{2-} 濃度との間に正、 Cl^- , NO_3^- 濃度との間に負の相関が認められた (Table 3). 特に、GW-SDの増加とともに、 Cl^- 濃度が指数関数的に低下する傾向があった (Fig. 7). また、 SO_4^{2-} 濃度については、旧農地区域においてGW-SDの増加と共に増加する傾向が見られた (Fig. 7).

GW および GW-SD との間に特徴的な傾向がみられた塩類の供給経路について何らかの示唆を得るため、水質成分濃度間の相関分析を行った結果、EC, Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- の間には、それぞれ強い正の相関が認められた (Table 4). さらに、湿原区域・旧農地区域・12号支線川・明渠排水路・旧雪裡川の $\text{Na}^+ - \text{Cl}^-$ の重量比は、一般の海水の重量比 (傾き: 0.55) とほぼ一致していた (Fig. 8). これらの結果は、ECが主に Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- 濃度に依存していること、これらの塩類が海水由来であることを示している。

また、 SO_4^{2-} については、EC, Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- と負、 NO_3^- と正の相関が認められた (Table 4). 旧雪裡川の $\text{SO}_4^{2-} - \text{Cl}^-$ の重量比は、一般の海水の重量比 (傾き:

Table 2. Mean and SE of water quality variables in the five site categories, and the results of one-way ANOVA testing among the sites. No significant differences among the categories are denoted by same letters (Scheffé's test, $p > 0.05$). Significant differences between the mire area and the pasture area are denoted by bold letters (Scheffé's test, $p < 0.05$).

Variable	Jyuni gou shisen R.		Mire area		Drainage		Pasture area		Kyu-Setsuri R.		one-way ANOVA	
	$n = 8$		$n = 30$		$n = 6$		$n = 21$		$n = 8$		F	p
EC (mS/m)	15.16	(1.24) bc	34.58	(4.16) ab	42.08	(9.45) a	13.49	(1.88) c	46.01	(14.31) a	11.072	<0.001
pH	6.02	(0.06) ab	5.74	(0.12) b	6.43	(0.15) ab	5.63	(0.11) b	6.86	(0.07) a	8.610	<0.001
TDN (mg/l)	1.34	(0.10) ab	1.80	(0.17) a	1.09	(0.16) ab	1.88	(0.21) a	0.74	(0.08) b	6.675	<0.001
TDP (mg/l)	0.12	(0.03)	0.08	(0.03)	0.04	(0.01)	0.08	(0.02)	0.06	(0.01)	0.812	0.523
Li^+ (mg/l)	0.00	(0.00) ab	0.00	(0.00) b	0.00	(0.00) ab	0.00	(0.00) b	0.01	(0.00) a	6.595	<0.001
Na^+ (mg/l)	20.58	(2.02) cb	51.28	(6.18) ab	65.56	(12.78) a	13.86	(2.71) c	60.85	(19.49) ab	17.928	<0.001
NH_4^+ (mg/l)	0.14	(0.03)	0.31	(0.06)	0.15	(0.13)	0.33	(0.06)	0.13	(0.03)	1.791	0.141
K^+ (mg/l)	1.18	(0.09) bc	1.58	(0.20) bc	2.52	(0.57) ab	1.06	(0.15) c	3.93	(0.80) a	11.959	<0.001
Mg^{2+} (mg/l)	2.75	(0.23) bc	6.57	(0.68) ab	8.72	(1.95) bc	2.75	(0.51) c	8.68	(2.33) a	10.719	<0.001
Ca^{2+} (mg/l)	3.53	(0.44) c	4.94	(0.34) bc	5.12	(0.85) bc	9.94	(2.21) ab	13.01	(1.53) a	10.748	<0.001
F^- (mg/l)	0.03	(0.01) b	0.04	(0.00) b	0.05	(0.01) b	0.05	(0.01) b	0.13	(0.00) a	30.823	<0.001
Cl^- (mg/l)	31.13	(3.71) ab	80.11	(13.03) a	93.37	(17.87) a	20.55	(4.57) b	84.47	(32.12) a	12.081	<0.001
NO_2^- (mg/l)	0.07	(0.04)	0.02	(0.01)	0.02	(0.02)	0.03	(0.02)	0.03	(0.02)	0.666	0.618
NO_3^- (mg/l)	0.06	(0.02)	0.25	(0.12)	0.06	(0.01)	2.38	(0.92)	0.80	(0.12)	3.732	0.008
PO_4^{3-} (mg/l)	0.01	(0.00)	0.03	(0.02)	0.01	(0.00)	0.02	(0.01)	0.01	(0.00)	0.173	0.952
SO_4^{2-} (mg/l)	1.77	(0.39) c	1.47	(0.31) c	0.85	(0.13) c	10.61	(2.29) b	23.03	(4.63) a	24.974	<0.001

Note: EC; electrical conductivity, TDN; total dissolved nitrogen, TDP; total dissolved phosphorus.

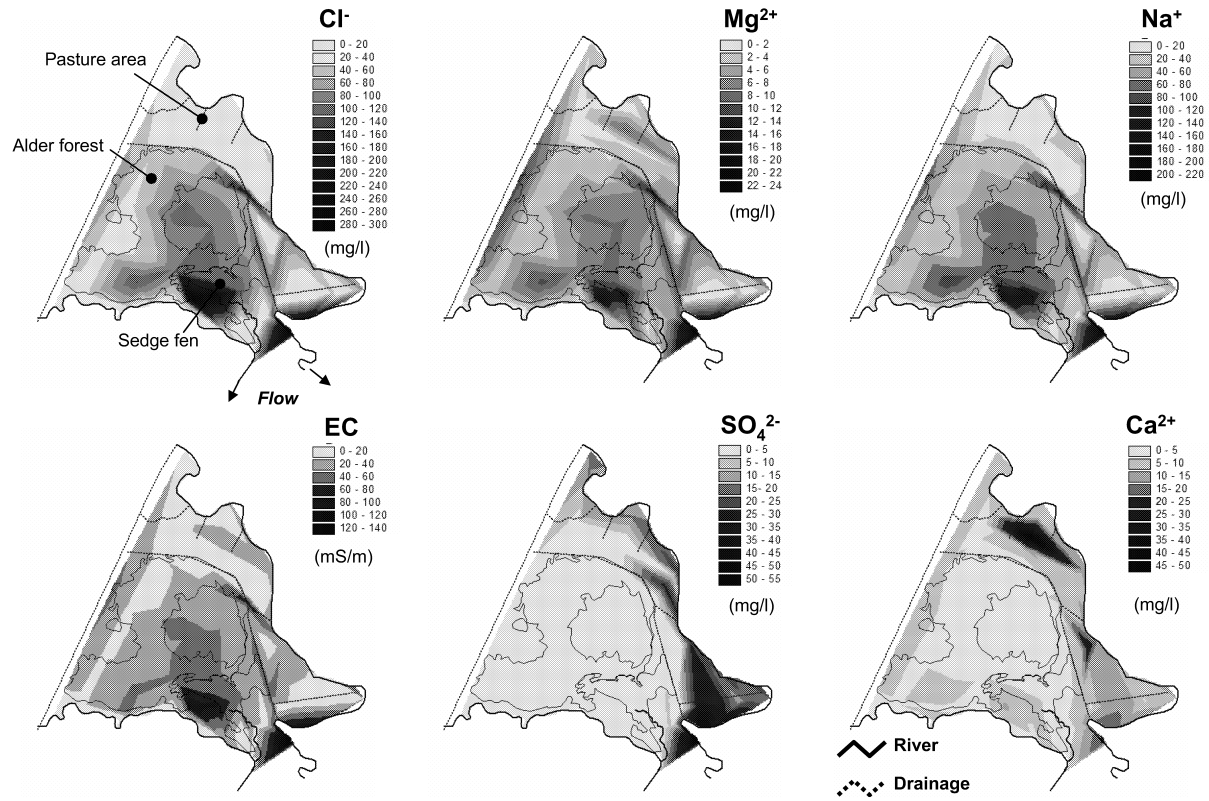


Fig. 5. Spatial distributions of water quality variables.

Table 3. Partial correlation coefficient between groundwater table (GW), standard deviation of groundwater table (GW-SD) and water quality variables (df=37).

Controlling factor	GW		GW-SD	
	GW-SD		GW	
Variable	r_p		r_p	
EC	0.337	*	-0.171	
pH	0.369	*	0.138	
TDH	-0.003		0.131	
TDP	0.004		0.008	
Li^+	0.170		0.318	*
Na^+	0.453	**	-0.273	
NH_4^+	-0.090		-0.020	
K^+	0.101		-0.229	
Mg^{2+}	0.339	*	-0.104	
Ca^{2+}	-0.217		0.245	
F^-	-0.308		0.277	
Cl^-	0.475	**	-0.343	*
NO_2^-	-0.123		0.126	
NO_3^-	-0.636	**	-0.337	*
PO_4^{3-}	0.116		0.048	
SO_4^{2-}	-0.605	**	0.341	*

Note: *, ** indicate $p < 0.05$, $p < 0.01$, respectively.

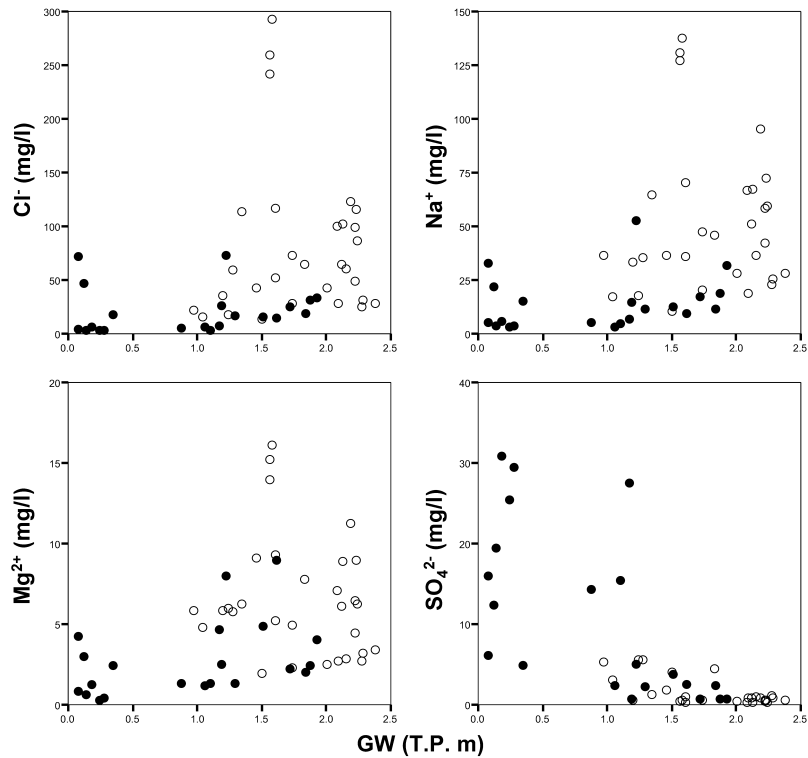


Fig. 6. Relationships between mean of groundwater table (GW) and water quality variables. White circle and black circle indicate the mire area and the pasture area, respectively.

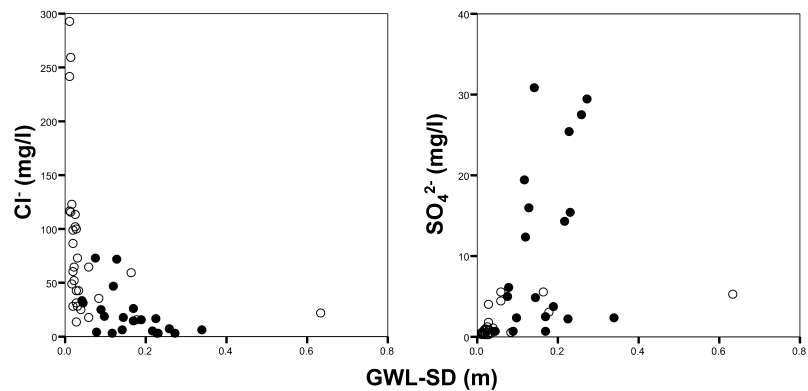


Fig. 7. Relationships between the standard deviation of groundwater table (GW-SD) and water quality variables. White circle and black circle indicate the mire area and the pasture area, respectively.

0.14) とほぼ一致する傾向があったが、湿原区域・旧農地区域・12号支線川・明渠排水路の重量比は旧雪裡川や一般の海水の重量比と大きく異なっていた (Fig. 8). また、 Cl^- 濃度の増加とともに SO_4^{2-} 濃度が低下する傾向があった。

考 察

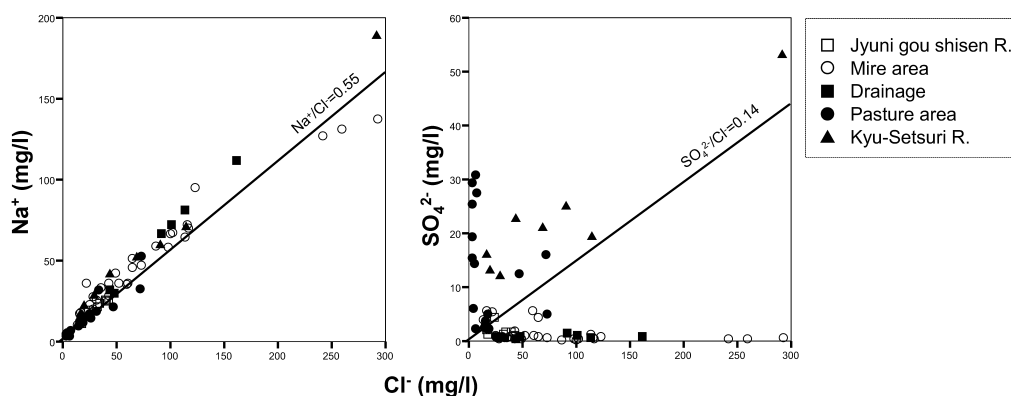
旧農地区域における土壌乾燥の原因

一般的に、湿原は閉鎖系で、季節間の水位変動は比較的小さく土壌は常に湿潤な状態にある (Horne & Gold-

Table 4. Correlation coefficient between water quality variables ($n=51$).

Variable	Na ⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
EC	0.820 **	0.843 **	0.787 **	-0.293 *	-0.617 **
pH	0.056	0.106	0.012	-0.410 **	-0.294 *
TDH	-0.204	-0.107	-0.232	0.332 *	0.195
TDP	-0.160	-0.077	-0.124	-0.067	-0.009
Li ⁺	-0.228	-0.259	-0.210	0.023	0.276
Na ⁺	—	0.873 **	0.978 **	-0.410 **	-0.702 **
NH ₄ ⁺	-0.189	-0.147	-0.211	0.187	0.250
K ⁺	0.374 **	0.434 **	0.390 **	-0.201	-0.287 *
Mg ²⁺	0.873 **	—	0.846 **	-0.465 **	-0.542 **
Ca ²⁺	-0.359 *	-0.029	-0.313 *	0.264	0.382 **
F ⁻	-0.405 **	-0.285 *	-0.463 **	0.603 **	0.605 **
Cl ⁻	0.978 **	0.846 **	—	-0.395 **	-0.702 **
NO ₂ ⁻	-0.192	-0.178	-0.142	0.193	0.083
NO ₃ ⁻	-0.410 **	-0.465 **	-0.395 **	—	0.546 **
PO ₄ ³⁻	-0.110	-0.125	-0.067	-0.079	-0.116
SO ₄ ²⁻	-0.702 **	-0.542 **	-0.702 **	0.546 **	—

Note: *, ** indicate $p < 0.05$, $p < 0.01$, respectively.

**Fig. 8.** Relationships between concentration of Cl⁻ and Na⁺, SO₄²⁻. Solid lines indicate Na⁺ - Cl⁻ weight ratio and SO₄²⁻ - Cl⁻ weight ratio of seawater, respectively.

man 1994; Wheeler & Shaw 1995). 本調査区域の湿原区域でも同様に、地下水面は地表面近傍に現れ、水位変動も小さく、典型的な湿原の水文状態にあると考えられた。また、一般に湿原の土壤中に存在する水の動きは緩慢であることから、地下水位は地表面の形状に沿った分布パターンを示すことが多く、特に地形がマウンド状となる雨水滴養性の湿原ではその地下水位分布もマウンド状になることが知られている (Ingram 1982)。本調査区域でも、同様に地下水面分布は地形に対応したマウンド状を示したため、マウンドの上部では調査区域周辺からの水供給よりも雨水による水供給が卓越していることが示唆された。しかし、湿原区域では 12 号支線川や堤防側明渠

排水路に向かって緩やかに地下水面が低下していることに対し、旧農地区域では旧雪裡川に向かって急激に低下する傾向があった。さらに、地下水面標準偏差 (GW-SD) が大きく、地表面水位 (SW) が低いという湿原区域とは逆の傾向を示した。

農地開発に伴う湿原地下水位の低下の原因については、排水路の設置に着目した報告が多く (例えば, Cownway & Millar 1960; Brurke 1975; Nicholson et al. 1989), 排水路の水位低下に伴い、湿原の地下水が排水され乾燥化が進行すると報告されている (Baird & Gaffney 2000; Van Seters & Price 2002)。当初、本調査地の旧農地区域でも、明渠排水路によって地下水の排水が促されていると考え

られていた。しかし、実際には、地下水面は旧雪裡川に向かって低下していることや旧雪裡川の河水面が極めて低いことから、明渠排水路よりも、むしろ堤防による河川の分断によって水位の低下した旧雪裡川が大きな明渠排水路として機能して、旧農地区域の地下水の排水を促していると考えられる。そのため、湿原区域と旧農地区域との地下水面の標高の差異が現れたと考えられる。さらに、雨水によって供給された地下水が速やかに旧雪裡川へ排水されるため、旧雪裡川辺縁部で地下水面の変動が高くなる傾向があったと考えられる。また、旧雪裡川下流部周辺では、地下水面が小刻みな規則的な変動を示すことから、地下水面に対する干満の影響が多少あると考えられる。加えて、旧雪裡川水位は満潮時に大きく急上昇するため、その河水面よりも地下水面が低い状態となる場合もあることから、旧雪裡川への排水だけでなく、旧雪裡川からの水の浸入も生じていると考えられる。

飽和した土壌中の浸透流の見かけの流速は、ダルシーの法則で示されるように、透水係数が大きくなるほど大きくなり、見かけの流速の増加とともに排水の程度も大きくなる。スゲを主体とする泥炭の飽和透水係数は、分解の進んだもので 6.2×10^{-4} cm/sec である (Evertt 1983)。また、釧路川流域の泥炭の透水係数は、 10^{-4} cm/sec のオーダーであると報告されている (能登 1991)。本結果でも、湿原区域の透水係数は、概ね 10^{-4} cm/sec のオーダーであった。これに対し、旧農地区域の透水係数は 10^{-3} cm/sec のオーダーと湿原区域に比べ 1 オーダー高くなる傾向が得られた。これは、前述したように旧農地区域の泥炭層に砂質層が混入しているためと考えられる。また、こうした旧農地区域の透水係数の高さは、旧雪裡川への地下水の排水に寄与していると考えられる。

以上のことから、旧農地区域の旧雪裡川辺縁部では満潮時に旧雪裡川からの水が浸入するが、旧農地区域の全体的な地下水の動きとしては、主に旧雪裡川の水位の低下や旧農地区域の透水係数の高さが反映して、旧雪裡川への排水が卓越し、旧農地区域を乾燥させていると考えられる。

湿原区域と旧農地区域の水文条件の違いが水質成分に及ぼす影響

水質成分の特長として、本調査地における地下水の電気伝導度・ナトリウムイオン・塩化物イオン・マグネシウムイオン濃度が北海道内の低地湿原における他の報告例よりも非常に高いことが挙げられる (Wolejko & Ito 1986; Hotes et al. 2001; Nakamura et al. 2002a; Yabe et al. 2002)。これらの塩類の湿原区域や旧農地区域における供

給経路については、本結果からは特定することはできないが、湿原区域や旧農地区域のナトリウムイオン・塩化物イオン重量比が一般の海水の重量比とほぼ一致することから、これらの塩類は海水由来であると考えられる。しかし、これらの塩類濃度の分布が、海水の浸入が考えられる旧雪裡川に連続せず、湿原区域の中央部で高くなることから、周囲河川から泥炭への浸入したのではなく、海水を含んだ地下水の湧水があるものと思われる。

泥炭の透水性や地下水の動水勾配が大きくなるほど、溶存態の物質が系外に排出されやすくなる (Baird & Gaffney 2000)。従って、地下水面 (GW) の低下に伴いこれらの塩類濃度が低下する傾向が得られたのは、地下水の移動にあわせて塩類が旧雪裡川へ排出されるためと考えられる。また、塩化物イオンについては、地下水面標準偏差 (GW-SD) が増加するに伴い低下する傾向が認められている。地下水面標準偏差の大きさは、降雨時の地下水面の上昇、その後の急速な水位低下といった地下水面の変動パターンに依存している。従って、塩化物イオンが地下水面標準偏差の増加に伴い低下するのは、水位上昇による塩類の希釈と水位低下による排水の双方が生じるためと考えられる。これらのことや旧農地区域に向かって地下水面が低下し、地下水面標準偏差が大きくなることを照らし合わせると、湿原区域に比べ旧農地区域でナトリウムイオン・塩化物イオン・マグネシウムイオン濃度が低いのは、希釈や排水といった塩類が蓄積せず濃度も低く保たれるようなメカニズムが効果的に働いているためと考えられる。

このように旧農地区域で低下傾向のある塩類に対し、硫酸イオンやカルシウムイオン濃度については、旧農地区域で高くなる傾向があった。本調査地の硫酸イオンやカルシウムイオン濃度は、釧路湿原温根内での泥炭湿原の地下水の値 (SO_4^{2-} : 0.22~0.96 mg/l, Ca^{2+} : 0.75~2.26 mg/l) よりも高かった (橋ほか 2002)。硫酸イオン濃度については、旧農地区域のなかでも、満潮時に旧雪裡川から水が浸入すると考えられた旧雪裡川下流部周辺で高くなる傾向を示した。しかし、硫酸イオン・塩化物イオン重量比は旧雪裡川や海水の重量比と異なっているため、硫酸イオンの供給源は旧雪裡川河川水に含まれる成分というよりも、それ以外から供給されていると考えられ、旧農地区域の旧雪裡川下流部周辺 (Eライン付近) の地質に多く含まれる火山灰、あるいは、一般に泥炭農地の肥料として用いられる硫酸アンモニウム由来ではないかと推察される。一方、カルシウムイオン濃度については、湿原区域よりも旧農地区域で 2 倍ほど高くなる傾

向があった。旧農地区域では、かつて土壤改良資材として用いられていた炭酸カルシウムの肥料袋が見つかり、その肥料成分が旧農地区域の土壌に残留しているためと考えられる。

しかし、旧農地区域のナトリウムイオン・塩化物イオン・マグネシウムイオンが排出されると考えられたにも関わらず、旧農地区域でこれらの塩類が高く、しかも、硫酸イオンとカルシウムイオンが地下水面標準偏差との間に正の相関関係にあるのは、水位変動が大きく排水が生じやすい場所でも、大量に散布されたと推定される硫酸アンモニウム、炭酸カルシウムや厚い火山灰層から地下水に溶出する塩類が高濃度であるためと推察される。

これらのことから、旧農地区域では農地開発が行われておおよそ30年経過しているが、現在も土壤改良資材散布の影響が残存していることが分かった。さらに、約70年前に行なわれた河川の分断の影響が、河水面の低下による水文条件の変化を通して、地下水水質の変化に現れていると考えられた。

おわりに—湿原再生に向けて—

湿原区域では、地下水面は地表面近傍で保たれ、湿原の閉鎖的な水文条件が維持されているが、旧農地区域では地下水面が低く乾燥しており、地下水面の変動も大きいという湿原区域とは全く異なる水文条件にあることが明確になった。こうした変化は、明渠排水路の影響よりも、主に旧雪裡川の水位低下によってもたらされていると考えられた。さらに、旧農地区域では、そのような水文条件の変化が地下水の水質にまで影響を与えていると考えられた。また、農地開発時の土壤改良資材の残留も確認された。旧農地区域では、湿原区域の植生とは異なり、このような土壌の乾燥や水質の変化の影響を受けて、エゾオオヤマハコベやフタマタイチゲ等の比較的乾燥地を好む種群を含む群落が分布するという、大きな植生変化も生じている（中村ほか 2004）。いずれにしても、こうした水文環境、水質や植生などの湿原生態系の変化は、過去に受けた旧雪裡川の分断や土壤改良資材散布の影響が履歴として残っているためと言える。従って、これらの影響に対する処置を行わない限り、この状況のまま放置しても湿原区域のような環境、植生には回復しないものと判断できる。

湿原環境を復元（再生）あるいは代償（ミティゲーション）する際に、低下した地下水位を上昇させることを目的として、地盤掘り下げによる相対的な水位上昇（Far-

rell & Doyle 2003, Price et al. 2003）、周囲河川や地下水の導水や堰上げ、ポンプによる給水などがしばしば行なわれている（Bardsley et al. 2001）。また、これまでの釧路湿原における報告では、細粒土砂を伴った河川水の氾濫によって氾濫原に土砂が堆積し、湿原が乾燥することが報告されていたこともあって（Nakamura et al. 2002b）、放棄農地の湿原の復元には、相対的な地下水位上昇を期待した地盤掘り下げによる再生手法が提案されていた（釧路湿原の河川環境保全に関する検討委員会 2001）。これを受けて、湿原区域内のムジナスゲヨシ群落（Fig. 1のSedge fen）の環境に近づけることを目的として、2003年から本旧農地区域の一部に地盤掘り下げ試験地が設けられ、水文条件・無機環境・植生のモニタリングとともにその効果が検討されている（環境省自然環境局東北北海道地区自然保護事務所 2003a）。しかし、仮にこの方法による効果が認められたとしても、この方法を旧農地区域全域に展開するのは、地形の大幅な改変という大きな負荷を伴う。特に、広里地区周辺では、泥炭層が薄いため、これまで蓄積されてきた泥炭の消失にもつながる。加えて、湿原の熱収支や水収支が変化する可能性も考えられ、さらなる湿原環境の悪化も懸念される。

本結果で得られたように、この旧農地区域の湿原環境が劣化したのは、旧雪裡川分断による流量・河水面の低下や土壤改良資材の残留のためであり、根本的な湿原の復元（再生）のためには、まず、これらの原因を取り除くことを検討することが重要である。雪裡川分断以前の地下水面の分布を地下水流動シミュレーションにより推定した結果、旧農地区域では、現在の状況に比べて60 cmほど高いことが得られている（山田ほか 2003）。従って、旧農地区域を湿原区域の地下水面の状態に戻すには、旧雪裡川の水位上昇を検討する必要があると指摘している。そのためには、①洪水に対する安全性など河川管理上の問題、②河川流量の確保に伴う水利権の問題、③河川流量の変化に伴う河川生態系の変化やそれが漁業に及ぼす影響、④旧雪裡川左岸側に広がる耕作地に対する地下水位上昇の影響、⑤残留土壤改良資材・肥料除去の技術的な問題など検討すべき課題は多い。これらの大半は、広里地区だけに着目して、復元（再生）することが困難であることを意味しており、今後は、広里地区という局所的な区域だけでなく、釧路湿原を取り巻く流域の自然環境、社会的条件を見越して、土地利用計画および水資源管理、河川管理、農業の在り方を改めて考慮していく必要があるといえよう。

本研究では、地下水環境の実態を詳細に調査すること

で、農地開発が地下水環境に及ぼす影響に加えて、河川の分断に伴う流量低下によって、氾濫原湿地域の湿原としての機能が失われていることが明らかになった。こうした劣化原因を除去せずに、積極的に土木工事を実施し、自然を戻そうとする能動的な自然再生は、最終手段として考えるべきである。今後の自然再生事業が、最初から能動的再生ありきで進行されることのないよう願っている。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、国際ウエットランドセンターの新庄久志氏、(独)国立環境研究所の亀山哲博士には、有益な御助言を頂いた。また、酪農学園大学環境システム学部の金子正美助教授、(株)野生生物総合研究所の志田祐一郎氏、(株)パスコ画像計測部の宮作尚宏氏、北海道大学大学院農学研究科の吉村暢彦氏、松原健二氏にはデータの提供など御協力頂いた。さらに、国際ツル財団の百瀬ゆりあ氏には、調査の際に多くの協力を得た。ここに記して謝意を表す。

摘 要

本研究は、放棄農地の湿原再生のモデル地区（釧路湿原広里地区）で、旧農地区域の地下水環境の実態を湿原区域との比較により明らかにするとともに、農地開発が地下水環境に及ぼす影響について検討し、以下のことを得た。

1. 地下水面は、湿原区域中央部をピークとしたマウンド状を示しており、主な水供給源は雨水であることが示唆された。また、湿原区域では、地表面水位が地表面近傍に現れ、地下水面変動も小さく、低層から高層湿原に移行する湿原の水文状態にあると考えられた。
2. 旧農地区域では、地下水面変動が大きく、さらに、地表面水位が低く乾燥しているという湿原区域の水文状態とは逆の傾向を示した。これは、明渠排水路による排水よりも、むしろ、旧雪裡川分断による河水面低下によってもたらされていると考えられた。また、地下水面変動が大きかったのは、降雨によって供給された地下水が速やかに旧雪裡川に排水しているためと考えられた。
3. 湿原区域では、地下水のナトリウムイオン・塩化物イオン・マグネシウムイオン濃度が高かったが、旧

農地区域では顕著に低い傾向が得られた。これは、旧雪裡川への一方的な排水が卓越し、旧農地区域の塩類が排出されているためと考えられた。

4. 旧農地区域では、湿原区域に比べ、地下水のカルシウムイオン濃度が高く、炭酸カルシウムなどの土壌改良資材が土壌に残留しているためと考えられた。このように、旧農地区域では農地開発が行われておよそ30年経過しているが、現在も土壌改良資材散布の影響が残存している。さらに、約70年前に行なわれた河川の分断の影響が、河水面低下による水文条件の変化を通して、地下水水質の変化に現れており、広里地区旧農地区域を低層湿原の地下水環境に戻すためには、旧雪裡川の水位（流量）の確保や土壌改良資材の処理を検討することが重要であると考えられた。

引用文献

- Baird A.J. & Gaffney S.W. (2000) Solute movement in drained fen peat: a field tracer study in a Somerset (UK) wetland. *Hydrol. Process* **14**: 2489-2503.
- Burke W. (1975) Effects of drainage on the hydrology of blanket bog. *Irish Journal of Agricultural Research* **14**: 145-162.
- Conway V.M. & Millar A. (1960) The hydrology of some small peat-covered catchments in the N. Pennines. *Journal of the Institute of Water Engineers* **14**: 415-424.
- Environmental Systems Research Institute, Inc. (1996) ArcView GIS Ver. 3.2a. Environmental Systems Research Institute, Inc., California, USA.
- Everitt K. (1983) Histosols. In: *Pedogenesis and soil taxonomy II, The soil order.* (eds. L. P. Wilding, N. E. Smeck and G. F. Hall), pp. 1-53, Elsevier, Amsterdam.
- Farrell C.A. & Doyle G.J. (2003) Rehabilitation of industrial cutaway Atlantic blanket bog in County Mayo North-West Ireland. *Wetlands Ecology and Management* **11**: 21-35.
- 北海道釧路支庁 (1986) 昭和61年度道営広域農道事業釧路東地区橋梁地質調査報告書。
- Horne A.J. & Goldman C.R. (1994) *Limnology*, p. 576. McGraw-Hill, New York.
- Hotes S., Poschod P., Sakai H. and Inoue T. (2001) Vegetation, hydrology, and development of a coastal mire in Hokkaido, Japan, affected by flooding and tephra deposition. *Canadian Journal of Botany* **79**: 341-361.
- Ingram H.A.P. (1982) Size and shape in raised mire ecosystems: a geophysical model. *Nature* **297**: 300-303.
- 環境省自然環境局東北海道地区自然保護事務所 (2003a) 釧路から始まる、環境省釧路湿原自然再生事業資料集、環境省自然環境局東北海道地区自然保護事務所, pp. 243.
- 環境省自然環境局北海道地区自然保護事務所 (2003b) 平成14年度自然再生事業広里地区レーザー計測（その2）業務報告書。
- Kellner E. & Halldin S. (2002) Water budget and surface-layer water storage in a Sphagnum bog in central Sweden. *Hydrol.*

- Process **16**: 87-103.
- 幸丸政明 (1994) 釧路湿原の利用と保護. ランドスケープ研究 **58**: 39-44.
- 釧路湿原の河川環境保全に関する検討委員会 (2001) 釧路湿原の河川環境保全に関する提言, 国土交通省北海道開発局.
- 正富宏之・大石麻美 (2001) 湿原生態系及び生物多様性保全のための湿原環境の管理および評価システムの開発に関する研究調査報告書. (財) 日本鳥類保護連盟釧路支部: 3-4.
- 松原健二・山田浩之・中村隆俊・宮作尚弘・神谷雄一郎・渡辺綱男・中村太士 (2003) 航空機レーザー測量を用いた釧路湿原ハンノキ林の樹高推定と分布域の環境条件. 第114回日本林学会大会学術講演集: 160.
- Nakamura T., Uemura S. & Yabe K. (2002a) Hydrochemical regime of fen and bog in north Japanese mires as an influence on habitat and above-ground biomass of *Carex* species. *Journal of Ecology* **90**: 1017-1023.
- 中村隆俊・山田浩之・仲川泰則・笠井由紀・中村太士・渡辺綱男 (2004) 自然再生事業区域釧路湿原広里地区における湿原環境の実態—植生と環境の対応関係からみた攪乱の影響評価—. 応用生態工学 **7**(1): 53-64.
- Nakamura F., Jitsu M., Kameyama S. & Mizugaki S. (2002b) Changes in riparian forests in the Kushiro Mire, Japan, associated with stream channelization. *River Research and Applications* **18**: 65-79.
- 中村太士 (2003) 河川・湿地における自然復元の考え方と調査・計画論—釧路湿原及び標津川における湿地, 氾濫原, 蛇行流路の復元を事例として—. 応用生態工学 **5**(2): 65-77.
- 中村太士・中村隆俊・渡辺修・山田浩之・仲川泰則・金子正美・吉村暢彦・渡辺綱男 (2003) 釧路湿原の現状と自然再生事業の概要. 日本生態学会保全生態学研究 **8**: 129-143.
- Nicholson I. A., Robertson R. A. & Robinson M. (1989) Effects of drainage on the hydrology of a peat bog. *International Peat Journal* **3**: 59-83.
- 西垣誠 (1986) 単項式原位置透水試験法の整理 (その2). 地下水と井戸とポンプ **28**(3): 15-24.
- 能登繁幸 (1991) 泥炭地盤工学, 技法堂出版.
- Oliver M. A. (1990) Kriging: A method of interpolation for geographical information systems. *International Journal of Geographic Information Systems* **4**(4): 313-332.
- Price J. S., Heathwaite A. L. & Baird A. J. (2003) Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management* **11**: 65-83.
- Pucci A. A. & Murashige J. E. (1987) Applications of universal kriging to an aquifer study in New Jersey. *Ground water* **25**(6): 672-678.
- 佐藤孝則 (1998) 希少野生生物種とその生息地としての湿原生態系の保全に関する研究報告書. (財) 日本鳥類保護連盟: 117-152.
- Sokal R. R. & Rohlf, F. J. (1997) *Biometry, the principles and practice of statistics in biological research* 3d ed, pp. 887, W. H. Freeman company.
- SPSS Inc. (2001) *SPSS for Windows Ver. 10.1.3* J. SPSS Inc., Chicago, USA.
- 橘治国・中村信哉・中川亮 (2002) 釧路湿原温根内地区の地下水質と土壌. 「財団法人前田一步園財団創立20周年記念論文集北海道の湿原」(辻井達一・橘ヒサ子編著), pp. 9-15. 北海道大学図書刊行会.
- Bardsley L., Giles N. & Crofts A. (2001) *The wetland restoration manual*, pp. 250. The Wildlife Trusts, UK.
- Van Seters T. E. & Price J. S. (2002) Towards a conceptual model of hydrological change on an abandoned cutover bog, Quebec. *Hydrol. Process* **16**: 1965-1981.
- Vasander H., Tuittila E. S., Lode E., Lundin L., Ilomets M., Sallantausta T., Heikkilä R., Pitkänen M. L. & Laine J. (2003) Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management* **11**: 51-63.
- Wheeler B. D. & Shaw S. C. (1995) A focus on fens—controls on the composition of fen vegetation in relation to restoration. In: *Restoration of Temperate Wetlands*. (eds. B. D. Wheeler, S. C. Shaw, W. J. Fojt and R. A. Robertson), pp. 49-72. John Wiley & Sons Ltd, Ontario.
- Wolejko L. & Ito K. (1986) Mires of Japan in relation to mire zones, volcanic activity and water chemistry. *Japanese Journal of Ecology* **35**: 575-586.
- 矢部和夫・中村隆俊・河内邦夫 (2001) 冷温帯歌才湿原におけるイボミズゴケの生育する水文化学環境. ランドスケープ研究 **64**: 549-552.
- Yabe K. & Nakamura T. (2002) Base mineral inflow in a remnant cool-temperate mire ecosystem. *Ecological Research* **17**: 601-614.
- 山田浩之・中村隆俊・仲川泰則・濱裕人・中村太士・渡辺綱男 (2003) 釧路湿原広里地区における地下水環境の実態および湿原再生手法の検討. 応用生態工学会第7回研究発表概要集 55-58.