

〈調査報告〉

十勝太平洋沿岸泥炭地における湖沼・河川の水質特性

谷 昌 幸* 近 藤 錬 三* 筒 木 潔*

Water Quality in Marshes and Streams in the Coastal Peatland at the Pacific Seaboard of the Tokachi District

Masayuki TANI*, Renzo KONDO* and Kiyoshi TSUTSUKI*

* Department of Agro-Environmental Science, Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine, Inada, Obihiro, Hokkaido 080-8555 Japan

Abstract

The water quality in marshes and streams around the coastal peatland at the Pacific seaboard of the Tokachi district, Hokkaido, Japan, has been examined. Water samples collected from the river affected by peatland were turning brown and showed specific characteristics proper to the peatland river water. The dissolved organic matter contents were significantly higher than those in the river less affected by peatland. However, the influence was relatively lower in the present peatland than the water quality in the peatland with wide area. The high ion exchange ability of peat also affected the composition of dissolving inos. Although water quality of the lake was similar to that of the river, the influence of saltwater was remarkable in the lake near seaboard. Significant positive correlation was found between dissolved organic matter contents and concentration of dissolved iron. However, it could not be concluded that only humic acid contributes to the chelating reaction with iron. It was inferred that organic anions play an important role on maintaining the balance of charges in the water samples affected by peatlands. It has been revealed that further study is needed on the quantification of non-humic substances.

Key words: peatland, Tokachi district, water quality, dissolved iron, dissolved organic matter

1. はじめに

北海道には、未分解な植物遺体が堆積して形成された泥炭を伴う湿原（泥炭地）が広く分布し、道東および道北の低地の自然植生を特徴づけている^{1,2)}。北海道の泥炭地の総面積は約24万ヘクタール³⁾であり、その大部分が農耕地化などの開発により減少の一途をたどっている⁴⁾。

泥炭地を流れる水は有機酸類を主とする溶存炭素濃度が極めて高く⁵⁾、水中腐植物質の約90%以上を占めるフルボ酸⁶⁾は、カルボキシル基やケトン基に富むことにより金属イオンなどの無機物との反応性が高い特徴を持つ⁷⁻¹⁰⁾。鉄とのキレート化作用は、泥炭から鉄イオンの溶出⁹⁾と溶解度の維持¹¹⁾、および鉄イオン種形成とその移動^{9,10)}などに貢献し、北海道沿岸海域への鉄供給に影響を及ぼしているとの仮説も唱えられている¹²⁾。

北海道北部日本海沿岸に分布するサロベツ泥炭地では、農業開発に伴って引き起こされる自然環境の推移と変化を把握する調査の一環として、泥炭地河川ないし暗渠排水の水質調査が継続的に行われ、泥炭地河川の特徴などに関する基礎的なデータの集積が進んでいる^{3,13)}。ま

た、北海道東部太平洋沿岸に点在する泥炭地については、道東海岸線総合調査報告書の中で河川および湖沼の水質特性が検討されている¹⁴⁾。しかし、それらは釧路ないし根室地域の一部泥炭地に関するデータが主であり、十勝太平洋沿岸地域に分布する泥炭地の河川ないし湖沼群の水質特性に関する調査報告はほとんど見当たらない。

そこで本研究では、これまでにほとんど調査例がない十勝太平洋沿岸地域泥炭地周辺の2河川および2湖沼を対象地とし、その水質特性やイオン組成などについて明らかにし、泥炭地河川水が有する特徴の有無、北海道の他の地域の泥炭地における水質特性との比較などを試みた。また、調査報告などではあまり検討されていない各特性間の相互関係、溶存有機物と溶存鉄との関係、イオン組成の相違と荷電量からみたイオンバランスなどの面から検討を行い、泥炭地およびそれを構成する泥炭が周辺水圏環境に及ぼす影響について考察した。

2. 調査および分析方法

2.1 調査地域の概要

本研究で対象とした地域は北海道十勝管内大樹町に位

* 帯広畜産大学畜産環境科学科土地資源利用学講座 〒080-8555 帯広市稲田町西2線11

置し、十勝平野の太平洋沿岸に沿って南北にのびる豊頃丘陵の南縁に発達した低湿地である。この地域には海岸線に沿って大小いくつかの湖沼群が散在し、その周辺には泥炭地が分布している。これら泥炭地の湿原としての面積は、約200~300haと非常に小規模であり、低層湿原を主体としている¹⁵⁾。

それらの湖沼群の一つである生花苗沼は太平洋に面した南東方向以外の周囲を泥炭地で囲まれ、3河川が流入する汽水湖である。ただし、通常は砂州により外洋とは遮断されており、1年に1~2回決壊した期間にのみ海水が流入する。代表流入河川である生花苗川は豊頃丘陵に源を発し、農耕地や小集落の間を流下して生花苗沼に流入する。また、生花苗沼に流入する直前で、キモントウ沼を水源とするキモントウ川が生花苗川に合流している。キモントウ沼は、生花苗沼の北側約5kmの内陸部に位置し、丘陵地の間にある湖の周囲を泥炭地で囲まれた淡水湖である¹⁶⁾。これらの湖沼および河川的面積、水深などの流域特性については、道東海岸線総合調査報告書に記載されている¹⁴⁾。

本研究では、上記の2つの湖沼と河川を対象とした。とくに、河川については生花苗川を比較的泥炭地の影響を受けていない河川、キモントウ川を泥炭地の影響を受けた河川として比較するために選定した。

2.2 試料

調査地および試料水採取地点を Fig. 1 および Table 1 に示した。河川水は、キモントウ川の上流(KR-1)、中流(KR-2) および下流(KR-3) の3地点、生花苗川の上流(OR-1) と中流(OR-2) の2地点、両河川の合流地点(OR-J) の計6地点において採取した。湖沼水は、キモントウ沼北側1地点(KL-1)、生花苗沼の生花苗川流入地点である東側(OL-1) と生花苗沼西側1地点(OL-2) の計3地点において採取した。

試料採取は1995年6月から1995年11月の期間に5回行った。水温、pH、電気伝導度(EC)については現地で測定を行った。試料水は500ml容のポリプロピレン製容器を用いて表層水を採取し、クーラーボックスに入れて実験室に持ち帰り、それらを分析に供した。採水は、河川では河川中央部から、湖沼では湖岸から約5m離れた地点から行った。

2.3 分析方法

水温、pH および EC は現地で測定した。以下の項目については、実験室に持ち帰った試料水を供試した。なお、アルカリ度測定には定量濾紙(東洋濾紙社製, No. 6)を用いて濾過したものを、その他の分析には孔径0.45μmのメンブランフィルター(東洋濾紙社製, ニトロセルロースタイプ)を用いて減圧濾過したものをそれぞれ供試した。分析は日本分析化学会北海道支部¹⁷⁾の方法に従って、あるいは準じて行った。

化学的酸素消費量(COD): 過マンガン酸カリウム酸性法により分析した。試料水中に含まれる塩化物イオン濃度をECより推定し、当量以上の硝酸銀を添加した。

溶存鉄: 試料水を塩酸性(pH1~2)とし、原子吸光度法により分析した。

リン酸: モリブデン青法に準じて分析した。
全リン: ペルオキシ二硫酸カリウム分解-モリブデン青法に準じて分析した。

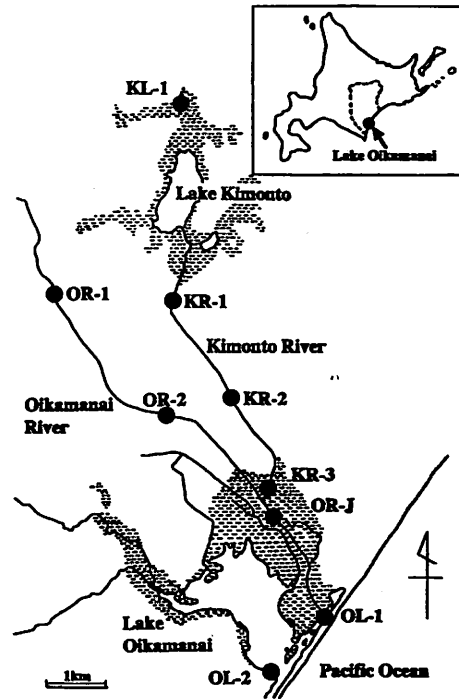


Fig. 1 Location of sampling sites.

Table 1 Sampling site and its location.

Sampling site	Sampling point	east longitude	north latitude
Lake Kimonto	northern site	KL-1	—
Kimonto River	upper	KR-1	143° 28.61' 42° 35.62'
	middle	KR-2	143° 29.37' 42° 34.81'
	lower	KR-3	143° 29.62' 42° 34.10'
Oikamanai River	upper	OR-1	143° 27.40' 42° 35.75'
	middle	OR-2	143° 28.69' 42° 34.80'
Junction of two rivers	lower	OR-J	143° 29.62' 42° 34.10'
Lake Oikamanai	eastern site	OL-1	—
	western site	OL-2	—

全窒素: アルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解-紫外外部吸光度法により分析した。

フミン酸: 可視部吸光度法により分析した。標準物質は和光純薬社製を用いた。

A₂₆₀: 紫外外部波長260nmにおける吸光度を1cmセルを用いて測定した。

陽イオン: 試料水をディスパーザブルメンブランフィルター(TOSOH W-13-2)に通し、イオンクロマトグラフィーにより、ナトリウムイオン(Na⁺)、カリウムイオン(K⁺)、アンモニウムイオン(NH₄⁺)、マグネシウムイオン(Mg²⁺) およびカルシウムイオン(Ca²⁺) について分析した。

陰イオン: 試料水をディスパーザブルメンブランフィルター(TOSOH W-13-2)に通し、イオンクロマトグラフィーにより、塩化物イオン(Cl⁻)、硝酸塩イオン(NO₃⁻)、硫酸塩イオン(SO₄²⁻) について分析した。重炭酸塩イオン(HCO₃⁻) についてはpH4.8アルカリ度を測定することにより推定した。

3. 結果および考察

3.1 平均水質の比較

試料採取地点を以下の5つの水系に分類し、その平均水質と標準偏差を Table 2 に示した。すなわち、KL-1地

点で5回採取した試料の分析結果の平均値をキモントウ沼(5点), KR-1, KR-2およびKR-3の3地点の平均値をキモントウ川(15点), OR-1とOR-2の2地点の平均値を生花苗川(10点), OR-J地点の平均値を両河川の合流地点(5点), OL-1とOL-2の2地点の平均値を生花苗沼(10点)として, それぞれの水系別の平均水質とした。

キモントウ川と生花苗川の両河川水の平均水質を比較すると, 水温, リン酸・全リン濃度を除くすべての項目について5%水準で有意差が認められた。特に, 全窒素濃度, COD, フミン酸濃度, A_{260} , 溶存鉄濃度については生花苗川よりもキモントウ川が有意に高かった。

無機態窒素について表には示さなかったが, 硝酸態窒素はキモントウ川においてほとんど検出されず, 生花苗川では5回採取した試料の数回分でのみ極めてわずかに検出された(硝酸塩イオンとして $3\sim 15\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$, 平均 $8\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$)。アンモニウム態窒素は生花苗川においてまったく検出されず, キモントウ川のKR-1地点ではすべての試料で検出されたが極微量であった(アンモニウムイオンとして $1\sim 28\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$, 平均 $8\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$)。このことから両河川水の全窒素は大部分が有機態窒素であると考えられる。

また, 両河川の合流地点では, 水温, pH, リン酸および全リン以外のすべての項目について中間的な平均水質を示した(Table 2)。

北海道北部日本海沿岸に分布するサロベツ原野地域において泥炭地の影響を受けた河川水には, ①暗褐色を呈する, ②CODが高い, ③全鉄, 溶解性リン酸・全リン, フミン酸濃度が高い, ④硝酸態窒素に比べてアンモニウム態窒素が多い, ⑤無機態窒素に比べて全窒素が著しく高いなどの特徴があるとされている¹³⁾。本研究で対象とした河川水の色を比べた場合, 生花苗川は無色透明であるのに対しキモントウ川は淡褐色透明であり, キモントウ川の河川水が泥炭地の影響を受けていることを如実に表している。また, 泥炭地は純一次生産量が森林や草原と比較して約2~10倍高く, さらに河川や土壌孔隙内の水の移動速度が遅いことにより溶存有機物濃度が極めて高い⁵⁾。このような泥炭地からの有機物負荷の影響を反映し, フミン酸濃度, COD, および有機物の共役二重結

合に由来するとされる吸光度 A_{260} ^{11,13)}などの溶存有機物指標に関して, キモントウ川が生花苗川よりも約2ないし3倍高い結果を示したと考えられた。

キモントウ川における溶存鉄濃度の高い値も, 泥炭からの溶存有機物負荷の影響を反映していると考えられ, 後述するように河川水中に溶存しているフミン酸類やその他の有機酸類のキレート化作用によって溶出量が増加し, かつ溶解性が維持されていると推定された。キモントウ川における溶存鉄濃度は10月や11月(いずれも平均 $0.18\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)と比べて8月と9月(それぞれ平均 0.68 , $0.65\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)に高く, 前述のサロベツ川水系において全鉄濃度が高温な夏期にとくに高かったことを示した報告と符合した¹³⁾。

このように, 生花苗川とキモントウ川の平均水質を比較した場合, キモントウ川が泥炭地河川の特徴を有し両河川の水質特性が大きく異なることが認められた。

しかし, 泥炭地河川の特徴を呈するキモントウ川の水質特性を前述のサロベツ原野を流れるサロベツ川水系のそれと比較した場合には, 相対的にキモントウ沼泥炭地の影響が弱いと判断された。例えば, 褐色を呈するサロベツ川河川水のCODは約 $10\sim 17\text{O}_2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 全窒素濃度は約 $1.6\sim 2.6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とキモントウ川のそれよりも極めて高い値を示す³⁾。同様にサロベツ原野において泥炭地の影響を端的に示している清明川では, CODが約 $20\text{O}_2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 前後, フミン酸類が約 $27\sim 34\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と顕著な特徴が認められる¹³⁾。道東の釧路・根室地域の河川については, フミン酸濃度やCODなどの溶存有機物に関する分析や泥炭地の影響に関する解析がほとんど行われておらず¹⁴⁾, 比較することは不可能であった。

また, キモントウ川の河川水の平均水質とキモントウ沼の湖沼水の平均水質を比較すると, 湖沼水の全窒素濃度, CODおよびフミン酸濃度がやや低かった。佐藤ら¹⁵⁾によると, キモントウ沼周辺の湿原面積は288haと小規模であることが報告されており, その湿原の大部分は年間を通して常に水で飽和され, ヨシ, スゲ類, ヤチヤナギなどの低位から中間泥炭を主とする湿地帯である¹⁵⁾。キモントウ沼の水質を, 道東釧路支庁浜中町の海岸低地に発達した面積3,168haの霧多布湿原²⁰⁾の北側に位置する若山沼のそれと比較した場合, その平均CODは14.2

Table 2 Comparison of average water quality in each water system.

Water System	Water Temp. (°C)	pH	EC (dS m^{-1})	P ($\mu\text{g L}^{-1}$)	T-P ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Lake Kimonto	$13.8 \pm 6.0^*$	5.83 ± 0.25	0.088 ± 0.04	4.56 ± 7.8	13.3 ± 10
Kimonto River	$16.8 \pm 5.6^*$	$6.63 \pm 0.26^*$	$0.049 \pm 0.01^*$	$4.61 \pm 3.3^*$	$19.6 \pm 11^*$
Oikamanai River	$15.1 \pm 5.9^*$	7.70 ± 0.38^b	$0.101 \pm 0.01^*$	$6.48 \pm 2.2^{**}$	$20.4 \pm 8^{**}$
Junction of two rivers	$17.1 \pm 7.1^*$	7.60 ± 0.64^b	0.084 ± 0.01^b	7.16 ± 2.4^b	28.6 ± 11^b
Lake Oikamanai	15.9 ± 4.9	7.18 ± 0.22	2.554 ± 2.63	3.35 ± 2.1	16.9 ± 8

Water System	COD ($\text{O}_2\text{mg L}^{-1}$)	Humic acid (mg L^{-1})	A_{260}	T-N (mg L^{-1})	Fe (mg L^{-1})
Lake Kimonto	6.98 ± 2.5	1.18 ± 1.2	0.226 ± 0.26	0.35 ± 0.2	0.56 ± 1.0
Kimonto River	$8.79 \pm 2.3^*$	$1.30 \pm 0.5^*$	$0.216 \pm 0.07^*$	0.50 ± 0.2^b	0.40 ± 0.3^b
Oikamanai River	$3.72 \pm 0.9^*$	$0.44 \pm 0.2^*$	$0.073 \pm 0.01^*$	$0.31 \pm 0.2^*$	$0.12 \pm 0.1^*$
Junction of two rivers	5.98 ± 1.0^b	0.72 ± 0.3^b	0.134 ± 0.03^b	$0.48 \pm 0.2^{**}$	0.35 ± 0.2^b
Lake Oikamanai	5.04 ± 1.1	0.73 ± 0.3	0.104 ± 0.02	0.49 ± 0.1	0.13 ± 0.1

* mean value and standard deviation

** Values in a row with a different letter are significantly different at $p < 0.05$.

O₂mg・l⁻¹とキモントウ沼の約2倍であった¹⁴⁾。このように、キモントウ沼やキモントウ川は泥炭地の影響を受けた特徴を示すものの、その程度は面積的に大規模、かつ泥炭の堆積が発達している泥炭地の影響を受けた河川水や湖沼水などと比べて比較的小さいことが認められた。

3.2 平均イオン組成の比較

Table 2と同様に各水系に分類し、その平均イオン濃度と標準偏差をTable 3に示した。

キモントウ川と生花苗川の両河川水の平均イオン濃度を比較すると、塩化物イオンを除くすべての項目について5%水準で有意差が認められ、いずれのイオン濃度や陽イオンないし陰イオン荷電総量ともキモントウ川よりも生花苗川が高かった。この結果はTable 2に示したECの結果とも符合した。前述のサロベツ川水系では、泥炭地内を河川が流下するに従って全塩濃度が負荷されたと報告されている⁹⁾。ただし、これには可溶性塩類に富む沖積土と海水ないし風送塩の影響が大きく作用していることが推測されており、本研究で対象とした生花苗川では、丘陵地に源を発生し沖積低地を流下する間に無機物が負荷された可能性が推測された。また、キモントウ沼とキモントウ川の平均イオン組成を比べると、重炭酸塩イオンを除くすべてのイオン濃度についてキモントウ川が低かった。泥炭地に水質浄化能力があることが一般的に知られているように、泥炭に多量に含まれる有機物は高いイオン吸着能を有する。また、オランダにおいて、泥炭地の河川では一般の河川よりも無機イオン濃度が極めて低いことが報告されている⁹⁾。このことは泥炭地内を水が移動することにより、海水などの影響などを無視した場合、本研究で認められたように無機イオン濃度低下の可能性のあることを支持していると考えられる。また、キモントウ川河川水中の陽イオンの中ではK⁺濃度が極端に低く、表層の泥炭に吸着ないし現植生に吸収されたことによると考えられた²¹⁾。さらに、一般的な河川ではCa²⁺濃度が最も高いのに対しキモントウ川ではNa⁺濃度が高く、生花苗川の陽イオン濃度と比較するとCa²⁺濃度の減少率が最も大きかった。このようにCa²⁺濃度が他の陽イオン濃度よりも低下する傾向は泥炭地河川水に特有であり、泥炭の陽イオン吸着部位へのCa²⁺の親和力が高いことに起因すると考えられる⁹⁾。

さらに、水素イオン濃度(pH)についてもキモントウ川と生花苗川との間で有意差が認められ、キモントウ川が低かった(Table 2)。キモントウ川ではpH6.6と微酸性を呈し、キモントウ沼ではpH5.8とさらに酸性を示した。一方、生花苗川と生花苗沼では微アルカリ性を示した。一般的に泥炭地内の水のpHは、泥炭の分解過程で生成する腐植酸などの有機酸類からのプロトン供給や溶存有機物への塩基性陽イオン吸着などにより4~6程度の低い値を示すことが指摘されている^{5,22)}。また、キモントウ川から採取した15点の試料水の水素イオン濃度はフミン酸濃度との間に有意な相関関係(r=0.681, p<0.01, n=13)が認められたのに対し、生花苗川から採取した10点の試料水については、塩化物イオン濃度との間に有意な相関関係(r=0.726, p<0.05, n=8)が認められた。以上のことから、キモントウ川の河川水が泥炭地の影響を顕著に受けたことが明らかである。

3.3 各分析項目間の相互関係

キモントウ川と生花苗川の水質特性の差異、およびキモントウ川の水質特性の特徴をより明らかにするために、各分析結果間の相互関係について検討を行った。

キモントウ川から採取した15点の試料水および生花苗川から採取した10点の試料水のイオン組成以外の分析結果間の相関行列をTable 4に示した。キモントウ川では、前述したように泥炭地の影響を受けて高い値を示したCOD、A₂₆₀およびフミン酸濃度のそれぞれ間に0.1%ないし1%水準で有意な正の相関関係が認められた。同様にCODと全窒素濃度との間にも5%水準で有意な正の相関関係があった。さらに、フミン酸濃度ないしA₂₆₀と溶存鉄濃度との間にも1%水準で有意な正の相関関係が見出され、丹保・堤¹¹⁾による泥炭地水中の鉄とA₂₆₀との間に直線的な相関があったとの報告と一致した。これは、紫外部260nmにおいて吸収を示すフミン酸などの有機酸類がキレート化作用によって鉄の溶出を増加させると推定されること⁹⁾、あるいはキレート化により溶存鉄の空気酸化による凝析沈でんから保護し溶解性に貢献すること¹¹⁾などを、本研究結果も支持していると考えられた。また、河川水中のフミン酸の大部分をフルボ酸が占め⁹⁾、そのフルボ酸が鉄を含む金属の移送過程に関与しているとの報告⁹⁾もあり、泥炭地が湖沼および

Table 3 Comparison of ion charge in each water system.

Water System	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Σ Cation
	- mmol ⁺ L ⁻¹ -				mmol ⁺ L ⁻¹
Lake Kimonto	0.323 ± 0.11 *	0.017 ± 0.01	0.137 ± 0.04	0.188 ± 0.06	0.673 ± 0.21
Kimonto River	0.199 ± 0.04 *	0.021 ± 0.01 *	0.083 ± 0.02 *	0.134 ± 0.04 *	0.443 ± 0.09 *
Oikamanai River	0.327 ± 0.02 *	0.048 ± 0.01 *	0.206 ± 0.01 *	0.342 ± 0.03 *	0.922 ± 0.06 *
Junction of two rivers	0.296 ± 0.04 *	0.041 ± 0.01 *	0.169 ± 0.03 *	0.264 ± 0.08 *	0.771 ± 0.16 *
Lake Oikamanai	17.4 ± 18.6	0.483 ± 0.43	4.00 ± 4.26	1.20 ± 1.04	23.1 ± 24.2
Water System	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Σ Anion	
	- mmol ⁺ L ⁻¹ -			mmol ⁺ L ⁻¹	
Lake Kimonto	0.123 ± 0.18	0.229 ± 0.07	0.286 ± 0.05	0.637 ± 0.19	
Kimonto River	0.200 ± 0.08 *	0.108 ± 0.03 *	0.091 ± 0.02 *	0.399 ± 0.08 *	
Oikamanai River	0.456 ± 0.03 *	0.116 ± 0.01 *	0.334 ± 0.03 *	0.910 ± 0.07 *	
Junction of two rivers	0.391 ± 0.06 *	0.137 ± 0.03 *	0.287 ± 0.05 *	0.817 ± 0.05 *	
Lake Oikamanai	0.431 ± 0.07	19.3 ± 20.0	2.41 ± 2.34	22.1 ± 22.3	

* mean value and standard deviation.

*^{bc} Values in a row with a different letter are significantly different at p<0.05.

Table 4 Correlation coefficient between the water quality in the Kimonto River and Oikamanai River.

Kimonto River (n=13)						
	pH	COD	HA	A260	Fe	T-N
COD	-0.440					
Humic acid (HA)	-0.564 *	0.786 ***				
A260	-0.443	0.747 **	0.946 ***			
Fe	-0.053	0.310	0.654 **	0.746 **		
T-N	0.256	0.528 *	0.332	0.407	0.185	
T-P	0.391	0.275	0.249	0.399	0.455	0.767 ***
Oikamanai River (n=8)						
	pH	COD	HA	A260	Fe	T-N
COD	0.161					
Humic acid (HA)	0.545	0.270				
A260	0.634 *	0.477	0.895 ***			
Fe	0.564	-0.261	0.250	0.252		
T-N	-0.044	0.363	-0.099	-0.037	-0.112	
T-P	0.689 *	0.007	0.493	0.578	0.257	0.151

*, **, *** Significant at p<0.05, p<0.01, and p<0.001, respectively.

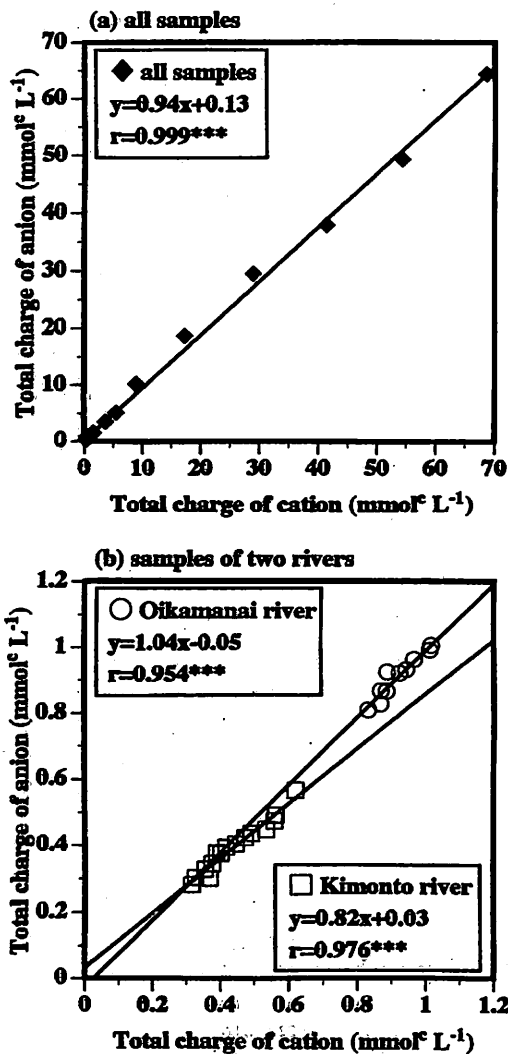


Fig. 2 Relationship between the total charge of cations and anions in (a) all samples, (b) the samples of two rivers.

沿岸海域の水質に及ぼす影響を検討する上で重要な結果であると思われた。一方、生花苗川ではほとんど有意な相関関係は認められなかった (Table 4)。

陽イオンと陰イオンとの関係については、キモントウ川では各陽イオン濃度と重碳酸塩イオン濃度との間に正の相関関係が多く見出されたのに対し、生花苗川では重碳酸塩イオン、塩化物イオンおよび硫酸塩イオンのい

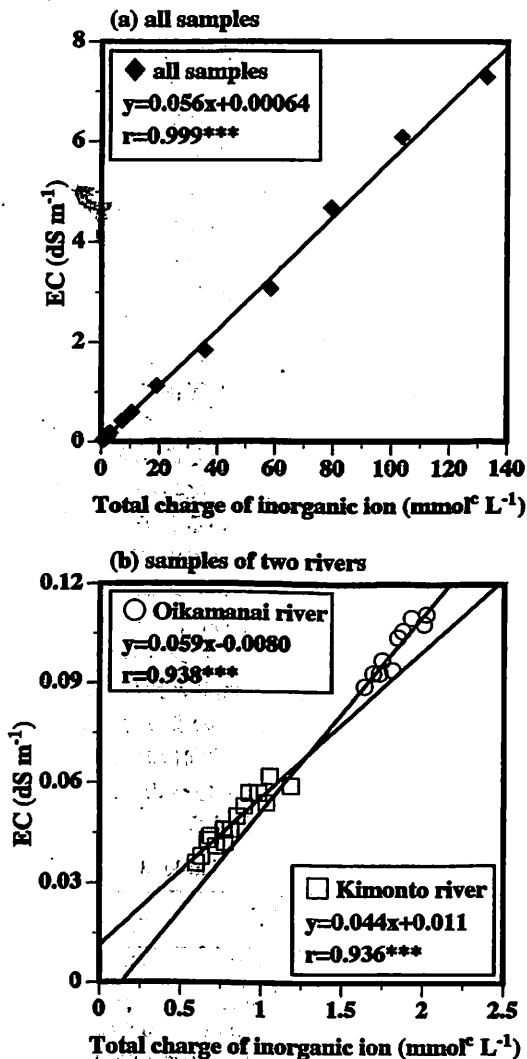


Fig. 3 Relationship between the total charge of inorganic ions and electric conductivity (EC) in (a) all samples, (b) the samples of two rivers.

れの陰イオン濃度との間にも正の相関関係があった。

また、陽イオンと陰イオンの荷電総量を比較した場合にも両河川の水質特性に大きな差がみられた。全試料45点の陽イオン荷電総量 (x 軸) と陰イオン荷電総量 (y 軸) との間には、ほぼ 1 : 1 の直線関係 ($r=0.999$, $p<0.001$, $n=43$) が認められ (Fig. 2a), 試料水の電気的中性が保たれていることが示唆された。生花苗川から採取した10

点の試料水についても全試料と同様に、1:1の直線関係 ($r=0.954$, $p<0.001$, $n=8$)にあることが分かる (Fig. 2b)。一方、キモントウ川から採取した15点の試料水については回帰直線の傾きが0.82となり、陰イオンが約18%不足する結果となった (Fig. 2b)。また、陽イオンと陰イオンを合わせた無機イオン荷電総量 (x軸) と EC (y軸) の関係についてみると、生花苗川の回帰直線の傾きに比べ、キモントウ川が低い傾きであった (Fig. 3b)。これは、ECが溶液中の総電解質濃度を表していることから、キモントウ川の試料水中にはECに寄与する無機イオン以外のイオン、つまり有機陰イオンが多量に存在することを示唆しているものと考えられた。

上記のように、キモントウ川の試料水について有機陰イオンの存在が示唆されたことは、前述したように同河川水が泥炭地の影響を受けて溶存有機物に富む特性を示した結果に一致する。キモントウ川における有機陰イオンの存在形態について検討するために、陽イオン荷電総量と陰イオン荷電総量との差を不足荷電量とし、有機酸の一つであるフミン酸濃度との関係について調べた。しかし、採取時期や採取地点などを考慮に入れても両者の間には特定の関係や傾向が見出されなかった。フミン酸として分析した腐植物質は、分子量からみても、化学組成からみても非常に多様な物質群であり一様な荷電特性を持つとは考えられない。したがって、フミン酸以外の非腐植物質が不足荷電を補っているとも考えられる。このように、泥炭地の影響を受けた水のイオンバランスについては、腐植物質の荷電特性の把握や非腐植物質の定量を行うことが今後の研究において必要であろう。

4. まとめ

本研究では、これまでにほとんど明らかにされていなかった十勝太平洋沿岸に分布する泥炭地周辺の河川水および湖沼水の水質特性について調査・分析を行った。

その結果、泥炭地の影響を受けたキモントウ沼やキモントウ川では、これまでの研究や調査で明らかにされてきた結果と同様に、褐色を呈するフミン酸などの溶存有機物濃度、全窒素濃度、溶存鉄濃度などが高い傾向が認められた。しかし、泥炭地の規模が相対的に小さいことなどにより、泥炭地河川水への影響は道内の他の地域よりも比較的小さかった。

イオン荷電量、イオン組成については泥炭土のイオン吸着能と吸着特性を反映した結果となり、泥炭地の影響が低い河川水に比べてイオン荷電量が低く、 K^+ および Ca^{2+} 濃度が相対的に低かった。

また、各水質特性間の相互関係について検討したところ、キモントウ川河川水中のフミン酸濃度などの溶存有機物指標と溶存鉄濃度との間に正の相関関係が認められ、既存の報告例¹¹⁾と一致した。しかし、フミン酸濃度との間よりも溶存有機物指標である A_{260} との間の関係が有意性が高いなどの問題も残り、泥炭地河川水中の有機物と無機物の相互作用、鉄の存在形態に及ぼす他の因子の影響などについて検討が必要であると思われる。

陽イオンと陰イオンのバランスに関しても有機陰イオンの重要性が示唆されたが、フミン酸の荷電特性、低分子有機酸やフェノール性化合物などの非腐植物質との関わりについて今後検討する必要がある。

謝辞

実験および調査を分担した神原和代氏、および調査に同行していただいた本学環境土壌学研究室の学生諸氏に感謝します。

(原稿受付 1998年3月9日)

(原稿受理 1998年10月15日)

引用文献

- 1) 阪口豊 (1974) 泥炭地の地学, 東京大学出版会, 東京.
- 2) 橋ヒサ子 (1997) 北海道の湿原植生概説, 自然保護助成基金 1994・1995年度研究助成報告書, pp.15-27, 財団法人自然保護助成基金.
- 3) 北海道開発局 (1978) 泥炭地の水, サロベツ総合調査報告書 (泥炭地の変遷), pp.47-62, 北海道開発局.
- 4) 近藤銀三 (1997) 泥炭, 土の環境圏 (岩田ら編), pp.234-246, フジテクノシステム, 東京.
- 5) Thurman, E.M. (1985) Amount of organic carbon in natural waters, in "Organic Geochemistry of Natural Waters", pp. 7-65, Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- 6) 筒木潔 (1995) フミン物質 (腐植物質) の生成機構とその性質, 水環境学会誌, 18, 252-256.
- 7) Malcolm, R.L. (1990) Variations between humic substances isolated from soils, stream waters, and groundwaters as revealed by ^{13}C -NMR spectroscopy, in "Humic Substances in Soil and Crop Science" (Ed. P. MacCarthy et al.), pp.13-35, SSSA, Wisconsin.
- 8) Saar, R.A. and Weber, J.H. (1982) Fluvic Acid: Modifier of metal-ion chemistry, *Environmental Science and Technology*, 16, 510A-517A.
- 9) Tipping, E. (1993) Modeling the competition between alkaline earth cations and trace metal species for binding by humic substances, *Environmental Science and Technology*, 27, 520-529.
- 10) 宮島徹 (1995) 金属化学種と腐植物質の相互作用, 水環境学会誌, 18, 266-269.
- 11) 丹保憲仁, 堤行彦 (1982) 泥炭地有機鉄とオゾン, 水道協会雑誌, 568, 50-55.
- 12) 松永勝彦 (1995) 石灰沼の拡大の要因について, 地球環境シンポジウム "磯焼け" の現況と課題, pp.103-124, エコノクス, 札幌.
- 13) 佐久間敏雄 (1984) サロベツ原野の草地, 環境保全対策基礎調査サロベツ地区報告書 (泥炭地の構造), pp.102-139, 北海道開発局.
- 14) 伊藤裕三 (1984) 道東海岸線沿いの河川・湖沼の水質, 道東海岸線総合調査報告書, pp.27-46, 釧路市立博物館.
- 15) 富士田裕子, 高田雅之, 金子正美 (1997) 北海道の現存湿原リスト, 自然保護助成基金1994・1995年度研究助成報告書, pp. 3-14, 財団法人自然保護助成基金.
- 16) 佐藤雅俊, 橋ヒサ子, 大林聡 (1997) 十勝海岸地域の湿原の現状と変遷, 自然保護助成基金1994・1995年度研究助成報告書, pp. 73-78, 財団法人自然保護助成基金.
- 17) 日本分析化学会北海道支部編 (1994) 水の分析—第4版—, 化学同人, 京都.
- 18) 半谷高久, 小倉紀雄 (1985) 紫外吸光度, 水質調査法—改訂第2版—, pp.277-279, 丸善, 東京.
- 19) 松田まゆみ, 柴多浩一 (1995) 十勝海岸部沼沢地のコモリグモ類, ひがし大智博物館研究報告, 17, 65-71.
- 20) 橋ヒサ子, 富士田裕子, 佐藤雅俊, 赤坂 准 (1997) 霧多布湿原の植生, 自然保護助成基金1994・1995年度研究助成報告書, pp. 111-129, 財団法人自然保護助成基金.
- 21) Ahmad-Shah, A. and Rieley, J.O. (1989) Peat water chemistry of an afforested mire in the midlands of England, in "Proceedings of International Symposium on peat/peatland characteristics and uses" (eds. S.A. Spigarelli), pp.57-71., Bemidji State University, Bemidji.
- 22) 昆野俊男, 西田英郎 (1973) 湿原の環境, 湿原の生態学 (西田ら編著), pp.49-98, 内田老鶴圃, 東京.