



| | |
|------------------|---|
| Title | 尾瀬ヶ原の湿原植生分布を決めている泥炭土壌の理化学的要因 |
| Author(s) | 村上, 大樹; Murakami, Hiroki; 楊, 宗興 他 |
| Citation | 低温科学, 80, 269-284 |
| Issue Date | 2022-03-31 |
| DOI | https://doi.org/10.14943/lowtemsci.80.269 |
| Doc URL | https://hdl.handle.net/2115/84987 |
| Type | departmental bulletin paper |
| File Information | 17_p269-284_LT80.pdf |



尾瀬ヶ原の湿原植生分布を決めている泥炭土壌の 理化学的要因

村上 大樹^{1,2)}, 楊 宗興²⁾

2021年9月30日受付, 2022年1月10日受理

泥炭湿地の植生分布と泥炭土壌の栄養性の関係を明らかにすることを目的として, 日本における有数の泥炭湿地である尾瀬ヶ原において, 河川から湿原中央部にかけて調査測線を設定し, 植生分布と泥炭土壌の理化学性の調査を行った. その結果, 尾瀬ヶ原の植生分布は, 泥炭土壌の理化学性に基いて明確に支配されていることが明らかとなった. 地下水位の測定結果から, 尾瀬ヶ原湿地の大部分は降水涵養型の泥炭湿地であると判断されたが, 泥炭土壌の粒度分析結果から, 尾瀬ヶ原の大部分では, 洪水時に供給された土粒子がミネラル供給源となり, 湿原植生の分布に影響を及ぼしていることがわかった.

Physico-chemical factors of peat soils in determining mire vegetation in Ozegahara mire, Japan

Hiroki Murakami^{1,2)}, Muneoki Yoh²⁾

The importance of pore water chemistry in the distribution of the mire vegetation was examined by chemical analysis of the peat interstitial water and peat soils of Ozegahara mire, Japan. Along a transect from a riverside to the center of the mire, dominant vegetation changed in an almost decreasing order of plant height from gallery forest, skunk cabbage, reed, sasa-bamboo, *Moliniopsis japonica* to *Sphagnum* mat, with sporadic appearance of cinnamon fern (*Osmunda cinnamomea*) with heights of around 100 cm on the transect way. These vegetations was found to have discrete ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) concentration in peat interstitial waters and ash content of the peat soil, indicating a close association of the vegetation types with physico-chemical environment of the peat soils. Most of the survey sites along the transect were identified to be ombrotrophic, judging from the groundwater tables which were much higher than the river surface (up to 6.0 m). Nevertheless, elevated ash contents as high as more than 50% were detected in peat soil especially at the sites of cinnamon fern at deeper layers (15-20 cm and 20-25 cm), suggesting that soil particles had been transported onto the mire through river overflows. SiO_2 , Ca^{2+} , Mg^{2+} , and K^+ concentrations in peat interstitial waters were significantly correlated with fine sand contents in the peat soils at 5-10 cm depth ($p < 0.05$). Height of plants that grow in the ombrotrophic sites showed significant positive correlations with both K^+ and Ca^{2+} concentrations ($p < 0.05$). The survey results suggest that, in Ozegahara mire where is mostly ombrotrophic, soil particles derived from flooding serve as an important mineral source affecting the distribution of vegetation type on the mire.

責任著者

楊 宗興

〒183-8509 東京都府中市幸町3-5-8

東京農工大学大学院農学研究院

Tel・Fax : 042-367-5900

e-mail : yoh@cc.tuat.ac.jp

1) 株式会社長大

2) 東京農工大学

1 Chodai Co., Ltd, Tokyo, Japan

2 Tokyo University of Agriculture and Technology,
Tokyo, Japan

キーワード：湿地, 植生, 降水涵養型, 水質, 泥炭

wetland, vegetation, ombrotrophic, water chemistry, peat

1. はじめに

泥炭湿地は一般的に Bog (高層湿原) と Fen (低層湿原) に大別される。Bog は降水のみにより湿原植物の生育に必要な水分が賄われ (降水涵養型: Ombrotrophic), 貧栄養で生産力の低いミズゴケやツツジ科の低木が優占する。他方, Fen は主に河川水や周囲の地下水により水分が賄われ (鉱物質涵養型: Minerotrophic), 富栄養で生産力の高いイネ科草本類等が優占するとされている (Mitsch and Gosselink, 2015)。Fen と Bog の中間的な水質の特徴をもつ Poor fen (中間湿原) を設け, 3 つに分類する場合もある (Mitsch and Gosselink, 2015)。

本研究が行われた尾瀬ヶ原は, 一般向けの解説書 (堀, 1975) および現地ガイドパネルでは, その全域が高層湿原 (Ombrotrophic bog) と説明されている。しかし, 阪口 (1989) は, 「尾瀬ヶ原は連続した湿原ではなく, 複数の河川により分断され, それぞれ独立に発達した湿原」と述べている。実際に, 尾瀬ヶ原ではミズゴケ等の高層湿原植生だけでなく, 900 種以上の多様な植物が湿原上に分布している (尾瀬保護レポート, 2018)。

泥炭湿地における植生分布と環境要因の関係については, これまで多くの研究がなされてきた。既往の研究では, 泥炭湿地の植生分布を規定する要因として, 地下水面までの深さ (宝月ほか, 1954; Bridgham et al., 1996; 岩熊ほか, 1998; Hájková and Hájek, 2004; Lemly and Cooper, 2011) が重要とする報告が多い。しかし, 地下水面までの深さは, 異植生間でも重複した範囲をとっており, 水位と湿原植生分布の関係は明確なものではない。湿原植生は低酸素耐性を持ち (Armstrong et al., 1976; Wheeler, 1999), 比較的広い範囲の地下水位に対応しうる。このため地下水位は植生分布を決める主要因ではない可能性がある。

尾瀬ヶ原を貫流する河川の河畔帯は地下水や河川水により栄養素が供給される富栄養な環境である一方, 河畔帯から離れ周囲より盛り上がった場所では, 地下水が供給されずに降水のみによって水分が賄われる貧栄養な環境と推測される。このように, 泥炭湿地の植生の分布はミネラルの供給の多寡により影響を受けることが予想されるが, 植生の分布に影響を与えると考えられる泥炭湿地の栄養性の化学的な内容の詳細はよくわかっていない (Mitsch and Gosselink, 2015)。一般に主要栄養塩であ

る窒素やリンが, Bog と Fen の間で必ずしも明確な差が見られないことが報告されている (Waughman, 1980; Aert et al., 1999; Bridgham et al., 1998)。その一方で, 地下水中の Ca^{2+} 濃度が Fen と Bog の間で異なることが多くの研究で報告されている (Sjörs, 1950; Malmer, 1986; Glaser et al., 1990; Vitt and Chee, 1990; Wheeler and Proctor, 2000; Sjörs and Gunnarsson, 2002; Tahvanainen, 2004)。これらの研究では, 植物の必須栄養元素の一つである Ca^{2+} 濃度の高低が植生分布へ影響を及ぼしている可能性が推測されているものの, 両者の関係は必ずしも明確なものではない。本研究地の尾瀬ヶ原でも, これまで3回の大規模な学術調査が行われてきたが, その中で泥炭湿地の栄養性に関わる研究は池清水の化学性 (Sakamoto, 1982) に関する研究のみで, 植生分布と栄養性に関する研究は行われていない。

近年, 地球温暖化に起因して集中豪雨の頻度が増加している (田井ほか, 2012)。尾瀬ヶ原においても, 平成 23 年新潟・福島豪雨では洪水に伴い上田代へ氾濫水が流れ込み, 池塘が濁ったことが報告されている (吉井ほか, 2014)。降水涵養型の高層湿原で貧栄養とされている尾瀬ヶ原への濁水供給は, 植生分布に影響を与えつつある可能性があるが, 現状では植生分布と栄養性の関係が不明なため, 洪水による植生への影響も不明である。

本研究では, 尾瀬ヶ原において河川から湿原中央部にかけて植生変化に沿って泥炭土壌の理化学性を調査し, 植生分布と泥炭土壌の栄養性の関係を明らかにすることを目的とした。

2. 材料と方法

2.1 調査地

尾瀬ヶ原は周囲を山々に囲まれた海拔 1,400 m の盆地に広がる, 東西 6 km 南北 2 km の泥炭湿地である。尾瀬ヶ原では河川を境に地域名称があり, 上ノ大堀川と川上川の間を上田代, 沼尻川と上ノ大堀川の間を中田代, 沼尻川以東を下田代と呼んでいる (図 1)。また, 下田代は六兵衛堀川を境に北が北下田代, 南が南下田代に分けられる。本研究では, 尾瀬ヶ原を代表する 3 つの田代で, 鉱物質涵養型で富栄養と推定される河畔から降水涵養型で貧栄養と推定される湿原中央部にかけて調査測線 (トランセクト) を設定した。1 つ目は沼尻川河畔を起

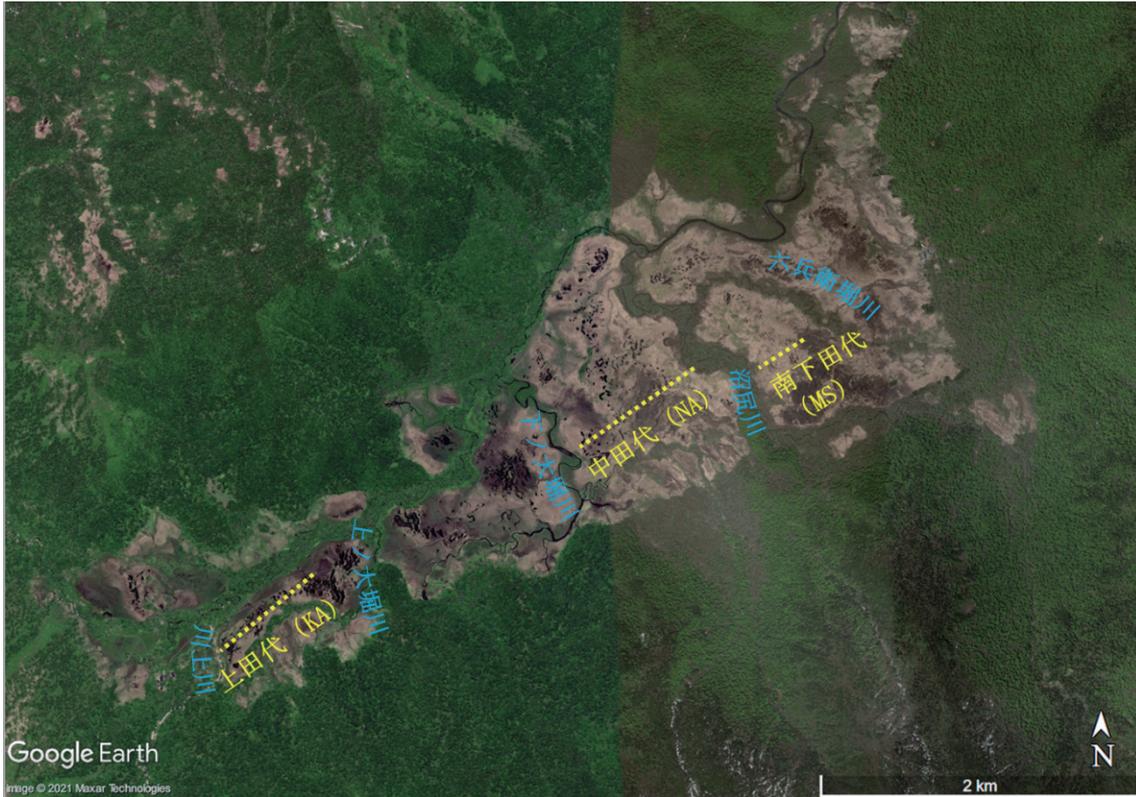


図1：尾瀬ヶ原の地域と河川の位置。破線は調査測線の位置を示す。Google Earth より作図。

点とする南下田代トランセクト（以降、MS），2つ目は川上川河畔を起点とする上田代トランセクト（以降、KA），3つ目は下ノ大堀川河畔を起点とする中田代トランセクト（以降、NA）である。

2.2 現地調査

A. 泥炭間隙水採取（MSとKA: 2017年9月, NA: 2018年8月）

多孔質素焼管とプラスチックシリンジを使用（DIK-8319, 大起理化工業）したテンションライシメーター法により、泥炭中の水分（泥炭間隙水）を採取した。毛管力で泥炭土壌中に保持された、植物利用が想定される水分を採取するためこの方法を採用した。多孔質素焼管は調査地点の深度5 cmに埋設し、シリンジ内を真空にしてひと晩かけてシリンジ内に間隙水を吸引した。採取した泥炭間隙水は孔径0.45 μmのディスポーザブルメンブレンフィルター（ADVANTEC DISMIC-25cp）を用いて現地ですろ過し、ポリエチレンビンに保存した。試料はSiO₂測定まで冷蔵保存し、その後冷凍保存した。

B. 泥炭試料採取（MSとKA: 2018年6月, NA: 2018年8月, MSの一部: 2019年7月）

泥炭土壌はパン切りナイフを用いて、0～5 cm, 5～

10 cmの深度から採取した。また、泥炭土壌中への顕著な土砂の混入がみられた一部地点では深度25 cmまで5 cm区切りで試料を採取した。

C. 地形測量（MSとKA: 2017年9月, NA: 2018年8月）

レーザー装置から水平に発したレーザー光をスタッフで検出することで地点間の高度差を、巻き尺で地点間の水平距離を測定することにより、地形を測量した。高度差と水平距離から地点間勾配を算出した。地点の高度は、近傍河川の河川表面を基準（0 m）として表示した。

D. 地下水位調査（MSのみ: 2019年7月）

地下水面が現れるまで、パン切りナイフを用いて泥炭を掘削し、2～3時間後に水位が安定したあと（宝月ほか, 1954）、地表面から地下水面までの深さを折尺で測定した。

E. 植生調査（MSとKA: 2017年9月, NA: 2018年8月）

各地点において試料採取地を中心に1 m × 1 mのコドラートを設定し、植物種の被度調査を行った。被度は各植物が占める割合を5段階（1: 10%以下, 2: 10～25%, 3: 25～50%, 4: 50～75%, 5: 75%以上）で評価した（地球環境調査計測辞典, 2003）。各地点にお

いて最も被度の高かった種をその地点の代表種とした。代表種についてコードラート内で10本の草丈を測定し、その平均値を地点の草丈とした。ミズゴケが代表種の地点の草丈は0 cmとした。

2.3 化学分析方法

陽イオン濃度 (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) 及び陰イオン濃度 (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) についてはイオンクロマトグラフ (DIONEX, DX120) で測定した。 SiO_2 濃度はモリブデンイエロー法、 PO_4^{3-} 濃度はモリブデンブルー法による比色法で測定した。

泥炭は通風乾燥機で70°Cで3日間乾燥後、ミキサーにより粉碎し、更に乳鉢により磨砕したものを分析用試料とした。泥炭の炭素、窒素の含量はNCアナライザー (SUMIGRAPH, NC-220F) で測定した。その際、燃焼前後 (870°C, 180秒) の重量差を測定し、これより泥炭中の灰分量を求めた。また、分析用試料を450°Cで4時間燃焼後、過酸化水素で12時間かけて有機物を除去したあと、レーザー回折散乱法 (Shimadzu, SALD-2300) で粒度組成を測定した。粒径区分は国際法に基づき、粗砂:0.2~2.0 mm, 細砂:0.02~0.2 mm, シルト:0.002~0.02 mm, 粘土:<0.002 mmとした。

2.4 統計

調査測線内及び植物群落内における泥炭土壌の理化学性の外れ値については、Smirnov-Grubbs testを行った。深度間における泥炭土壌中の灰分量の差については、対

応のあるt検定を行った。植物群落間の泥炭の理化学性の差については、Mann-Whitney U testを行った。泥炭土壌の理化学性間の相関及び植生高と泥炭土壌の理化学性間の相関については、スピアマンの積率相関分析を行った。すべての統計処理には、R (version 3.4.3) を用いた。

3. 結果

3.1 地形と植生分布

3.1.1 南下田代トランセクト (MS)

MSにおける地形、植生分布及び優占種の草丈を図2に、MSで出現した代表的な植生の写真を図3に示す。河畔 (MS-1) から湿原中央部 (MS-19) の水平距離350 mの間で標高は約6.0 m上昇していた。植生は河畔から湿原中央部にかけて連続的に変化した。河畔ではハルニレ、ダケカンバを主体とした抛水林 (MS-1)、ワンド部ではミズバショウ (MS-2) が優占していた。河畔近傍で河川表面から0.5 m程高い地点に、草丈が200 cm程度のヨシ (MS-3) が分布していた。さらに、河川表面から2.0 m程高くなった地点では草丈が120 cm程のササ (MS-4, 5) が優占していた。河畔から離れたトランセクト中間部の緩傾斜地 (勾配2.5%以下) では、ヌマガヤが広範に優占していた。同じヌマガヤでもその草丈は河畔に近い地点 (MS-6, MS-8~MS-14) では50 cm程であったが、河畔から離れた地点 (MS-16, 17) では

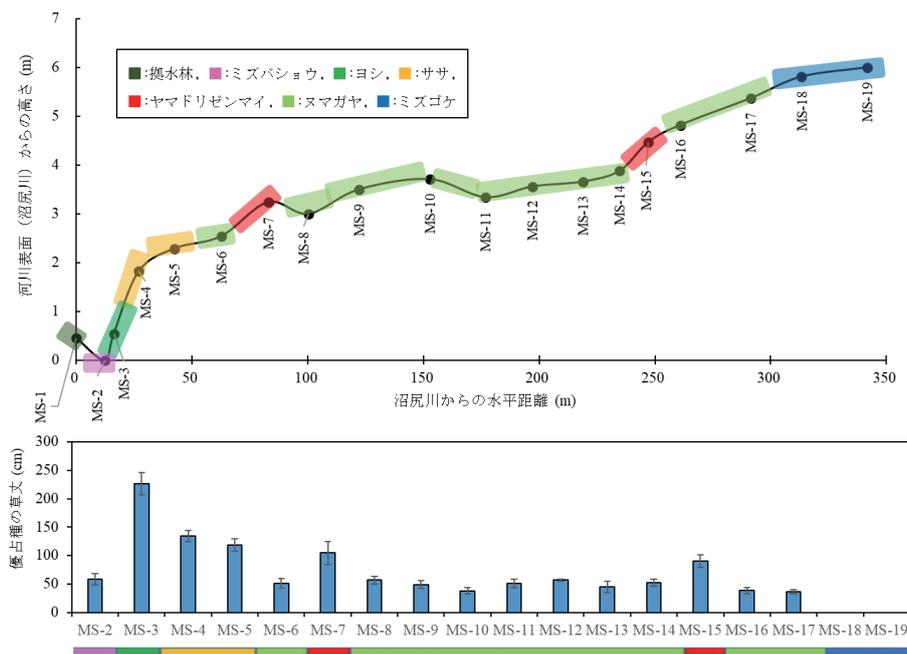


図2: MSにおける地形、優占植生の分布及び草丈。(Murakami and Yoh, 2022より改変)

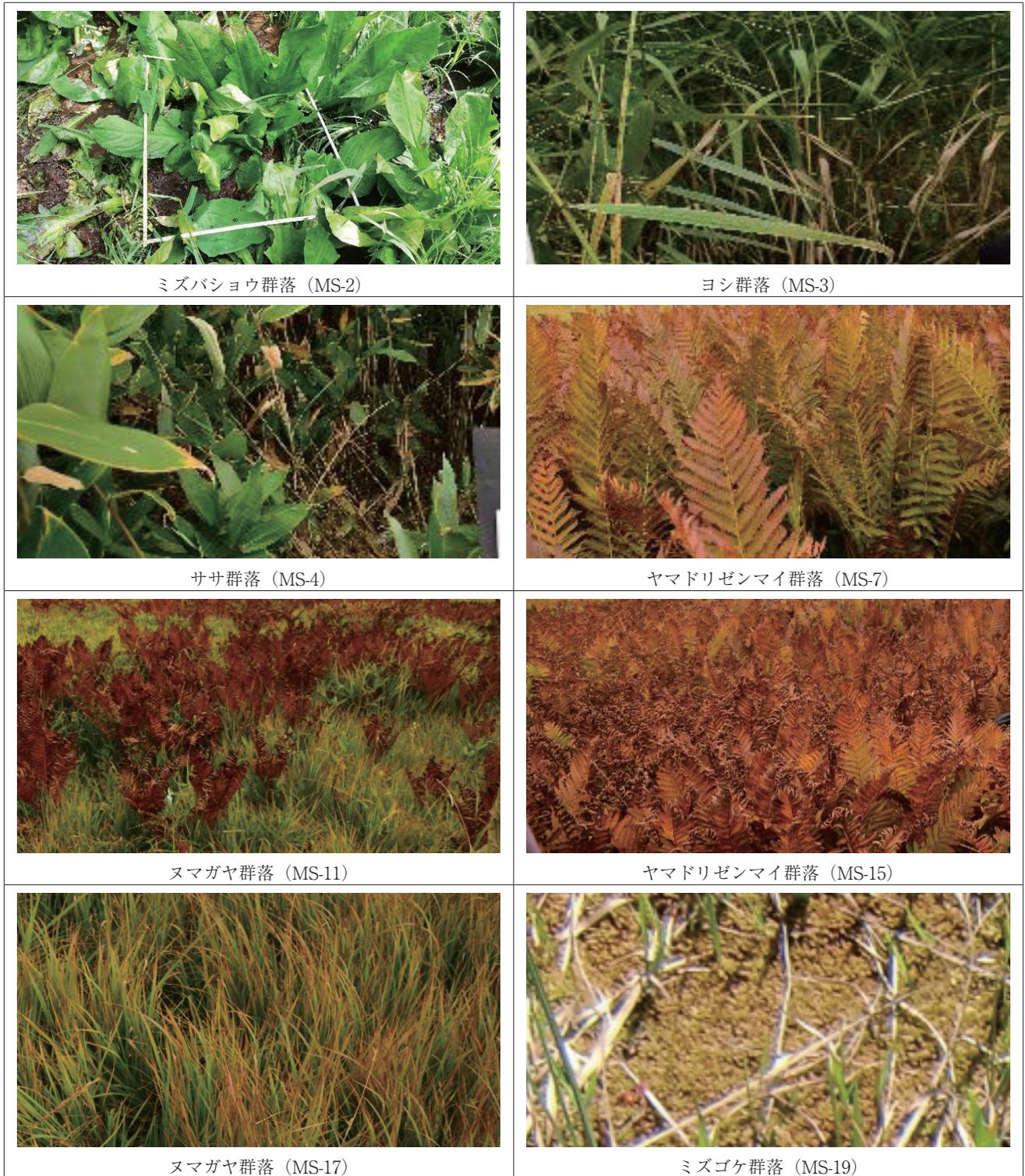


図3：MSにおける代表的植生.

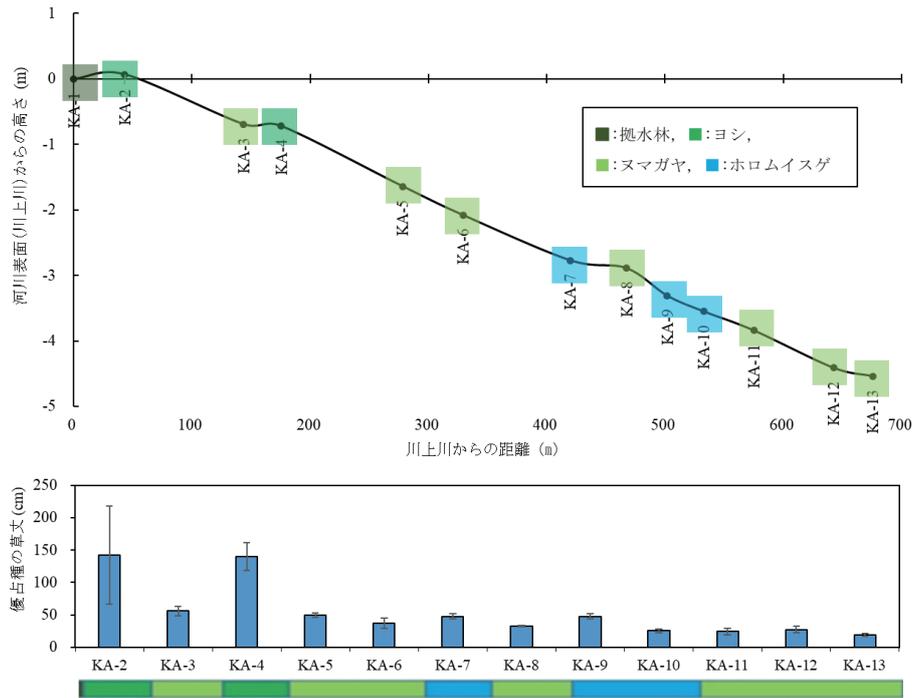


図4: KAにおける地形, 優占植生の分布及び草丈.

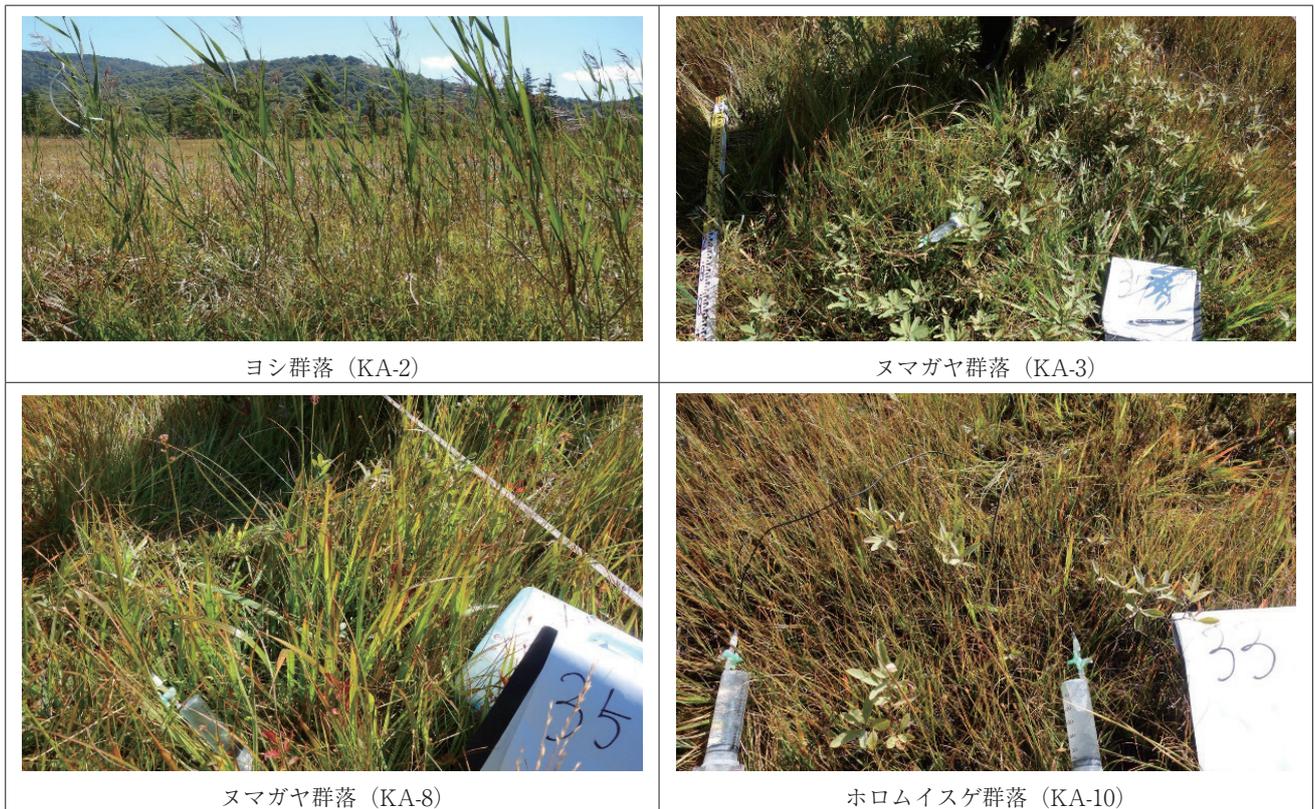


図5: KAにおける代表的植生.

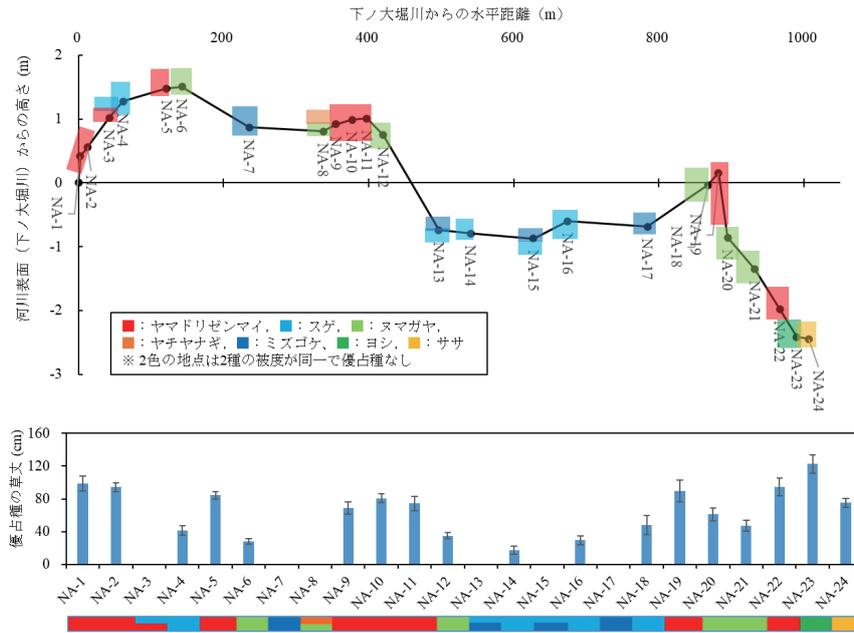


図6：NAにおける地形，優占植生の分布及び草丈.

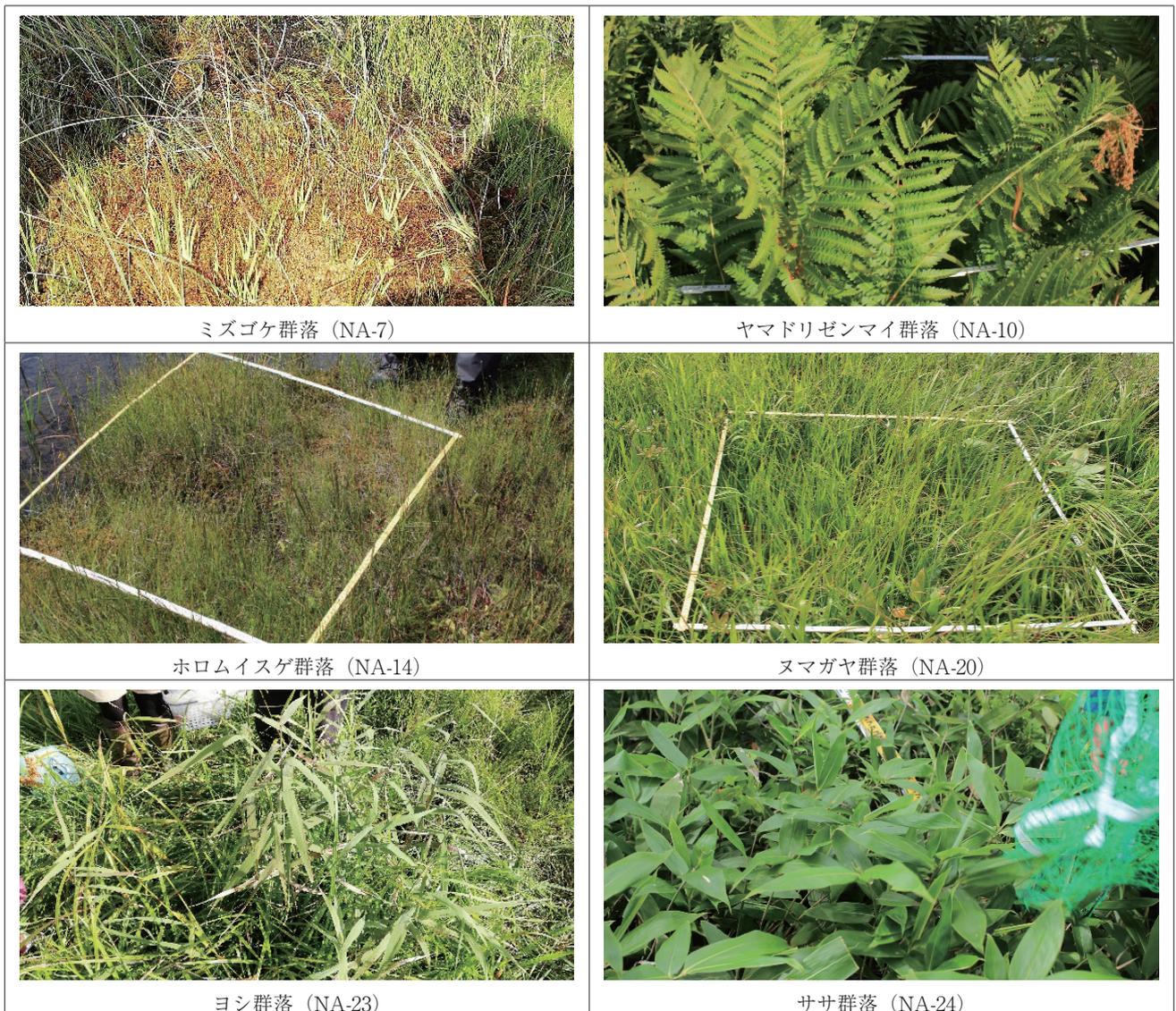


図7：NAにおける代表的植生.

40 cm 以下となった。トランセクト中間部では、局部的に急傾斜（勾配 3.5 ~ 4.7%）な場所があり、そこでは草丈 100 cm 程のヤマドリゼンマイ（MS-7, MS-15）が分布していた。河川から最も遠い湿原中央部では、草丈が最も低いミズゴケ（MS-18, 19）が優占していた。

3. 1. 2 上田代トランセクト (KA)

KA における地形、植生分布及び優占種の草丈を図 4 に、KA で出現した代表的な植生の写真を図 5 に示す。MS とは対照的に KA では、川上川の河畔帯から湿原中央部に向け標高がほぼ連続的に下降し、トランセクト末端部では河畔から約 4.5 m 低くなっていた。KA においても、河畔では MS と同様に抛水林が発達しており、河畔帯近傍では草丈約 150 cm のヨシが分布していた (KA-2, KA-4)。抛水林から離れた場所では、ケルミ・シュレンケ複合体が発達しており、そこでは主にヌマガヤ、ホロムイソグが優占していた (KA-5 ~ KA-13)。ヌマガヤは河畔近傍でも確認されたが (KA-3)、ホロムイソグは河畔側よりも湿原側で多く分布する傾向にあった (KA-7)。ヌマガヤ及びホロムイソグの草丈は、トランセクト中間部では 50 cm 程度であったが (KA-3, KA-5 ~ KA-9)、湿原側末端部では約 25 cm となった (KA-10 ~ 13)。この値は MS でみられたヌマガヤの最小値 37 cm (MS-17) よりも低かった (図 2)。また、地点の優占種としては抽出されなかったが、河畔側に近いヌマガヤ群落ではヤチヤナギが被度 2 ~ 3 で含まれていた。

3. 1. 3 中田代トランセクト (NA)

NA の地形、植生分布及び優占種の草丈について図 6、NA で出現した代表的な植生の写真を図 7 に示す。中田代は他の 2 地域とは対照的に起伏の多い複雑な地形パターンをとっていた。下ノ大堀川から 40 m 程度の間で

約 1 m 標高が上昇した後しばらく平坦となり、約 140 m の地点で再び下降する台地状の地形となっていた。また、同様の台地状の地形パターンが 330 m 以降にもみられた。下ノ大堀川から 500 m 程離れた地点からは下の大堀川の水面より低高度の平坦地がしばらく続き、そこでは池塘が密集していた。800 m 離れた地点では、勾配が 7.9% の急斜面があり、その後、沼尻川に向かい約 2.5 m 標高が下降していた。

下ノ大堀川の河畔では、他のトランセクトの河畔でみられたような抛水林は発達しておらず、勾配 1.4 ~ 1.5 % の緩斜面に草丈が 100 cm 程度のヤマドリゼンマイが分布していた (NA-1, 2)。また、台地状地形の頂部及び斜面部にも、下ノ大堀川の河畔帯のヤマドリゼンマイよりはやや低い草丈が 80 cm 程度のヤマドリゼンマイが優占していた (NA-5, NA-9 ~ NA-11)。ヤマドリゼンマイ群落の周辺には、MS のトランセクト末端部でみられたヌマガヤと同程度の草丈 30 ~ 40 cm のホロムイソグやヌマガヤが優占していた (NA-4, NA-6, NA-12)。2 つの台地状地形の間の凹地にはミズゴケが分布していた (NA-7)。池塘が密集した箇所では主にミズゴケとホ

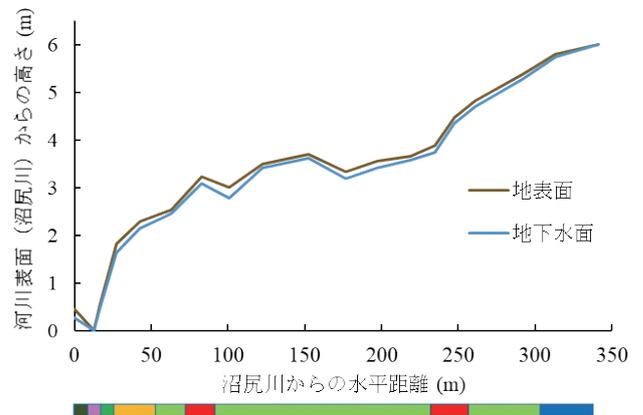


図 8 : MS における地表面と地下水面の高度の空間分布。(Murakami and Yoh, 2022 より改変)

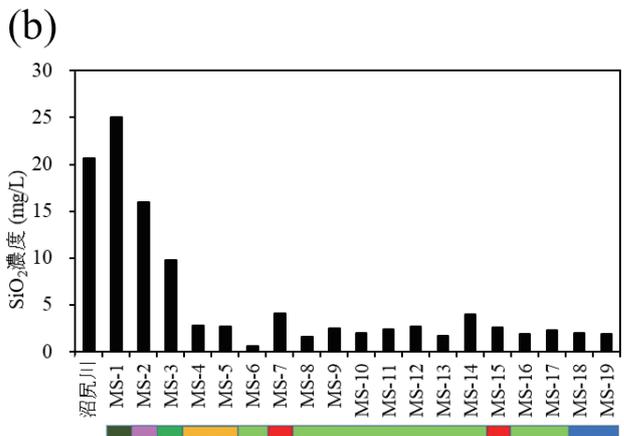
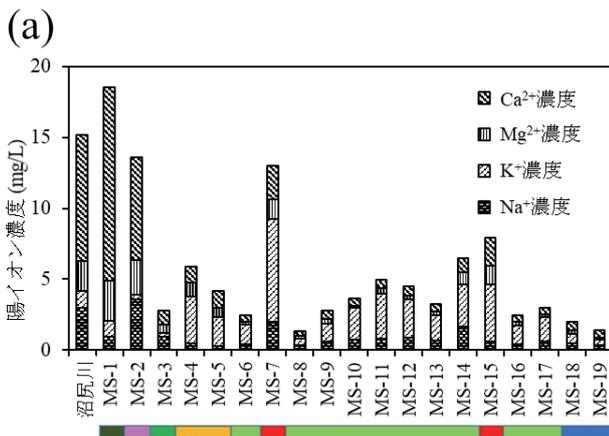


図 9 : MS における泥炭間隙水及び沼尻川の水質の空間分布。(a) 陽イオン, (b) SiO₂。(Murakami and Yoh, 2022 より改変)

ロムイヌゲがみられた (NA-13 ~ NA-17). また, ここでは植生の生育が不良で (図 6 下), ホロムイヌゲの草丈は 17 cm と低かった. この池塘部の先の急傾斜斜面部 (勾配 7.9%) では, 草丈約 90 cm のヤマドリゼンマイが分布していた (NA-19). その前後の緩斜面にはホロムイヌゲとヌマガヤが分布しており, ここでは草丈が約 50 ~ 60 cm と下ノ大堀川側のヌマガヤより高い傾向にあった (NA-18, NA-20, 21). さらに沼尻川側に近づくと, 草丈が約 90 cm と高いヤマドリゼンマイが分布していた. そして NA トランセクト末端の沼尻川の河畔近傍地点では, MS と同様に草丈が約 120 cm のヨシ (NA-23) と約 75 cm のササ (NA-24) が分布していた.

3.2 地下水位

MS における地下水位の空間分布を図 8 に示す. MS の全ての地点において, 地下水面は地表付近に存在していた (11.4 ± 5.6 cm, $n=19$). 河川表面と同じ高さに分布していた植生はミズバショウ群落のみであり, その他

の群落の地下水位はすべて河川表面より高かった. 特に, ササ群落から湿原中央部までの区間は河川表面より 2 ~ 6 m 程高い位置に地下水位が存在していた.

3.3 植生と泥炭間隙水質

3.3.1 南下田代トランセクト (MS)

MS における泥炭間隙水及び沼尻川的全陽イオン ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^{+} + \text{Na}^{+}$) 濃度の空間分布を図 9(a) に示す. 陽イオン (特に Ca^{2+} , Mg^{2+}) 濃度は河畔側の掘水林 (MS-1) で 18.6 mg L^{-1} , ミズバショウ群落 (MS-2) で 13.6 mg L^{-1} と特に高く, 沼尻川の 15.1 mg L^{-1} と同等の濃度であった. 河畔近傍のヨシ群落 (MS-3) では 2.8 mg L^{-1} と濃度は急減した. ササ群落 (MS-4, 5) で $5.0 \pm 1.2 \text{ mg L}^{-1}$ でヨシ群落よりやや高まったのち, ヌマガヤ群落 (MS-6, MS-8 ~ MS-14, MS-16, 17) では $3.4 \pm 1.5 \text{ mg L}^{-1}$ と低濃度で推移した. 河畔から最も離れているミズゴケ群落 (MS-18, 19) は $1.7 \pm 0.5 \text{ mg L}^{-1}$ と全群落の中で最も低濃度であっ

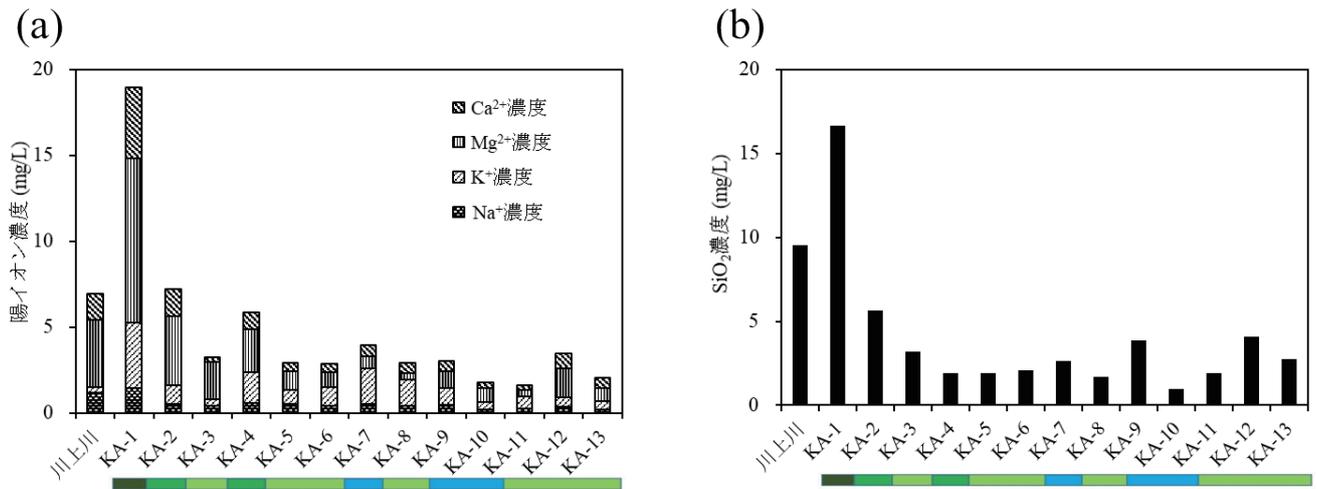


図 10: KA における泥炭間隙水及び沼尻川の水質の空間分布. (a) 陽イオン, (b) SiO_2 .

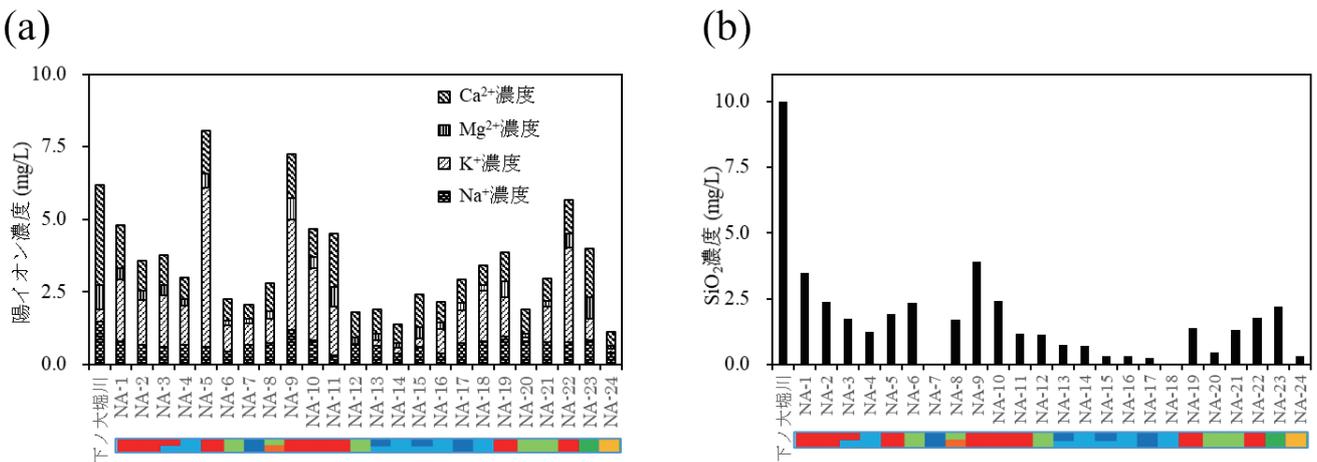


図 11: NA における泥炭間隙水及び沼尻川の水質の空間分布. (a) 陽イオン, (b) SiO_2 .

た. このような連続的な変化に対し, ヤマドリゼンマイ群落 (MS-7, MS-15) は $10.5 \pm 3.6 \text{ mg L}^{-1}$ と周囲のヌマガヤ群落よりも特異的に高い濃度を示した.

MSにおける泥炭間隙水及び沼尻川の SiO_2 濃度の空間分布を図9(b)に示す. 陽イオンと同様に, SiO_2 濃度も拋水林 (MS-1) 及びミズバショウ群落 (MS-2) で河川と同等に高く, ササ群落以降の湿原側 (ササ群落 (MS-4) ~ミズゴケ群落 (MS-19)) では 2.8 mg L^{-1} 以下と低濃度であった. ヨシ群落 (MS-3) については, 河畔側と湿原側の中間的な濃度であった.

3.3.2 上田代トランセクト (KA)

KAにおける泥炭間隙水及び川上川の全陽イオン濃度の空間分布を図10(a)に示す. 濃度は拋水林 (KA-1) で 19.0 mg L^{-1} と最も高かった. この濃度は南下田代の拋水林 (MS-1) での 18.6 mg L^{-1} とほぼ同じであった (図9(a)). 次いで, 川上川で 7.0 mg L^{-1} , 河畔近傍のヨシ群落 (KA-2, KA-4) で $6.5 \pm 1.0 \text{ mg L}^{-1}$ であった. 主に河畔帯から離れた地点に分布していたヌマガヤ群落 (KA-

3, KA-5, 6, KA-8, KA-11 ~ KA-13), ホロムイヌゲ群落 (KA-7, KA-9, 10) ではそれぞれ $2.7 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$, $1.8 \sim 4.0 \text{ mg L}^{-1}$ と低濃度であった.

KAにおける泥炭間隙水及び川上川の SiO_2 濃度の空間分布を図10(b)に示す. SiO_2 濃度は拋水林 (KA-1) で 16.6 mg L^{-1} と最も高く, 次いで川上川の 9.5 mg L^{-1} であった. また, MSと同様に拋水林から離れるにつれ濃度が低下し, KAの大部分 (KA-3 ~ KA-13) では 2.7 mg L^{-1} 以下と低濃度であった. ヨシ群落 (KA-2) は 5.6 mg L^{-1} と, MSの同群落と同様に河畔側と湿原側の中間的な濃度であった.

3.3.3 中田代トランセクト (NA)

NAにおける泥炭間隙水及び下ノ大堀川の陽イオン濃度の空間分布を図11(a)に示す. 陽イオン濃度は下ノ大堀川で 6.2 mg L^{-1} と高く, 次いでヤマドリゼンマイ群落 (NA-1, 2, NA-5, NA-9 ~ NA-11, NA-19, NA-22) の $5.3 \pm 1.6 \text{ mg L}^{-1}$ であった. 沼尻川近傍に分布したヨシ群落 (NA-23) で 4.0 mg L^{-1} であった. その他のホロムイヌ

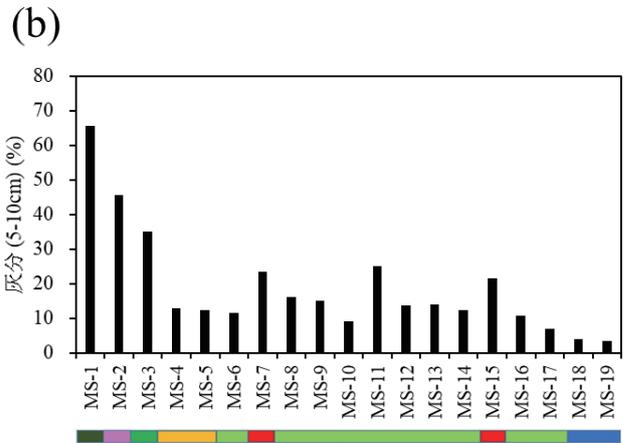
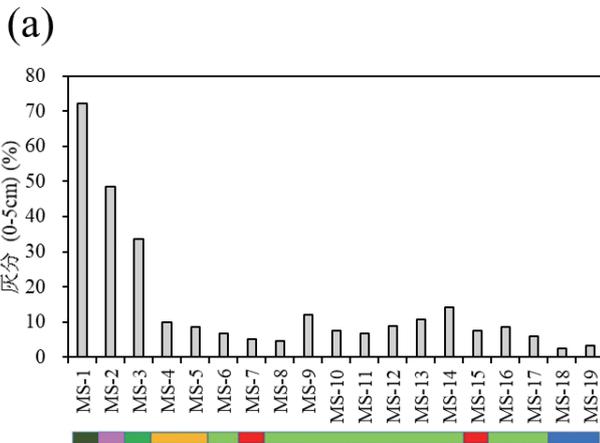


図12: MSにおける泥炭中の灰分の深度別空間分布. (a) 0-5 cm層, (b) 5-10 cm層. (Murakami and Yoh, 2022 より改変)

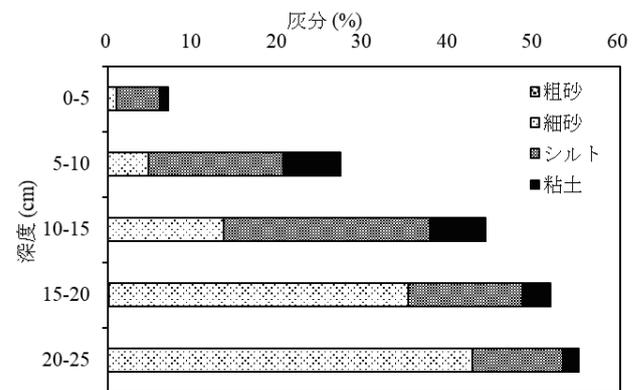
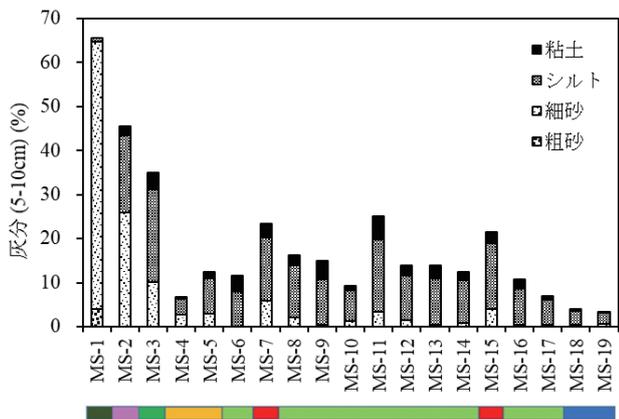


図13: MSにおける5-10 cm 泥炭中の灰分とその粒度組成の空間分布. (Murakami and Yoh, 2022 より改変)

図14: ヤマドリゼンマイ群落 (MS-7) における0-25 cm層の泥炭中の灰分とその泥炭土壌粒度の鉛直分布. (Murakami and Yoh, 2022 より改変)

ゲ群落 (NA-4, NA-14, NA-16, NA-18), ヌマガヤ群落 (NA-6, NA-12, NA-20, 21), ミズゴケ群落 (NA-7, NA-17) 及びササ群落 (NA-24) についてはそれぞれ $2.5 \pm 0.9 \text{ mg L}^{-1}$, $2.2 \pm 0.5 \text{ mg L}^{-1}$, $2.5 \pm 0.6 \text{ mg L}^{-1}$, 1.1 mg L^{-1} と低濃度であった。

NA における泥炭間隙水及び下ノ大堀川の SiO_2 濃度の空間分布を図 11(b) に示す。 SiO_2 濃度は下ノ大堀川で 10.0 mg L^{-1} と最も高く, 下ノ大堀川河畔の NA-1 で 3.5 mg L^{-1} に低下し, その後の NA の大部分 (NA-2 ~ NA-8, NA-10 ~ NA-24) では 2.4 mg L^{-1} 以下であり, MS 及び KA と同様に河畔から湿原中央部に向かって顕著に濃度が減少した。

3. 4 植生分布と泥炭土壌中の土粒子

3. 4. 1 南下田代トランセクト (MS)

MS における泥炭中の灰分量の空間分布を図 12 に示す。 0.5 cm の灰分量は抛水林 (MS-1) で 72% と最も高く, 湿原側に向かうにつれ, ミズバショウ群落 (MS-2) で

49%, ヨシ群落 (MS-3) で 34%, ササ群落 (MS-4, 5) で 10% と急減した。 ササ群落以降の湿原側 (MS-6 ~ MS-19) では 10% 以下で推移し, ミズゴケ群落 (MS-18, 19) では $3.0 \pm 0.5\%$ と最も低かった。 5-10 cm の灰分量は 0-5 cm の灰分量よりも有意に高く ($p < 0.05$, 対応のある t 検定), 特にヤマドリゼンマイ群落 (MS-7, 15) の 5-10 cm の灰分量は $22.5 \pm 1.4\%$ と同地点の 0-5 cm 灰分量よりも約 3 倍以上と顕著に高かった。 ヌマガヤ群落においてもヤマドリゼンマイの被度が高い MS-11 は, 他のヌマガヤ群落と比較して 5-10 cm の灰分量が有意に高かった ($p < 0.05$, Smirnov-Grubb test)。

MS における 5-10 cm 泥炭中の粒度組成の空間分布を図 13 に示す。 河畔の抛水林 (MS-1) 及びミズバショウ群落 (MS-2) では細砂が主成分であったが, ヨシ群落以降の湿原側 (MS-3 ~ MS-19) ではシルトが主成分であった。 ヤマドリゼンマイ群落では周辺の群落 (ササ群落, ヌマガヤ群落, ミズゴケ群落) と比較して, 細砂含量がわずかに高かった ($p < 0.05$, Mann-Whitney U test)。

これら調査結果から, ヤマドリゼンマイ群落では陽イ

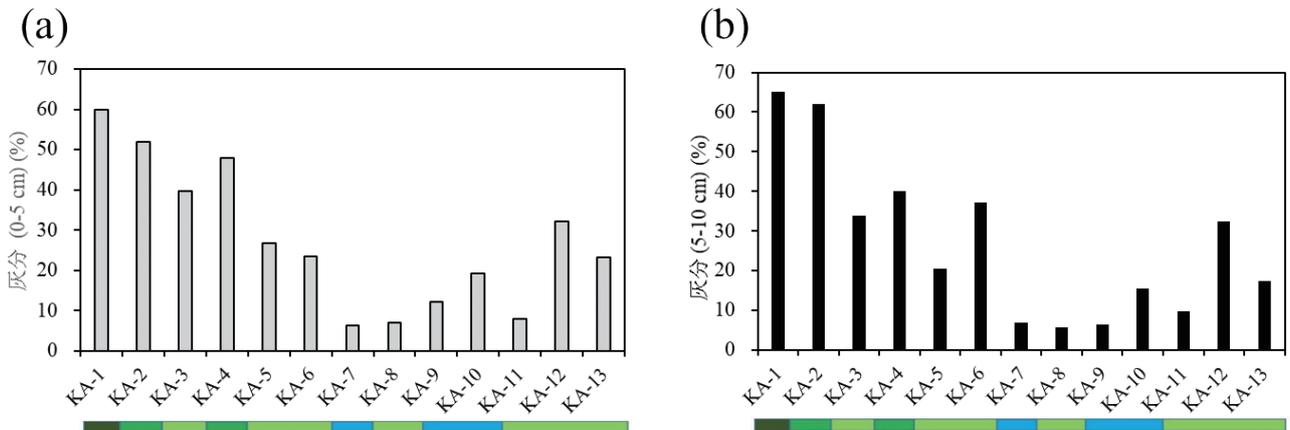


図 15 : KA における泥炭中灰分の深度別分布 . (a) 0-5 cm 層 , (b) 5-10 cm 層 .

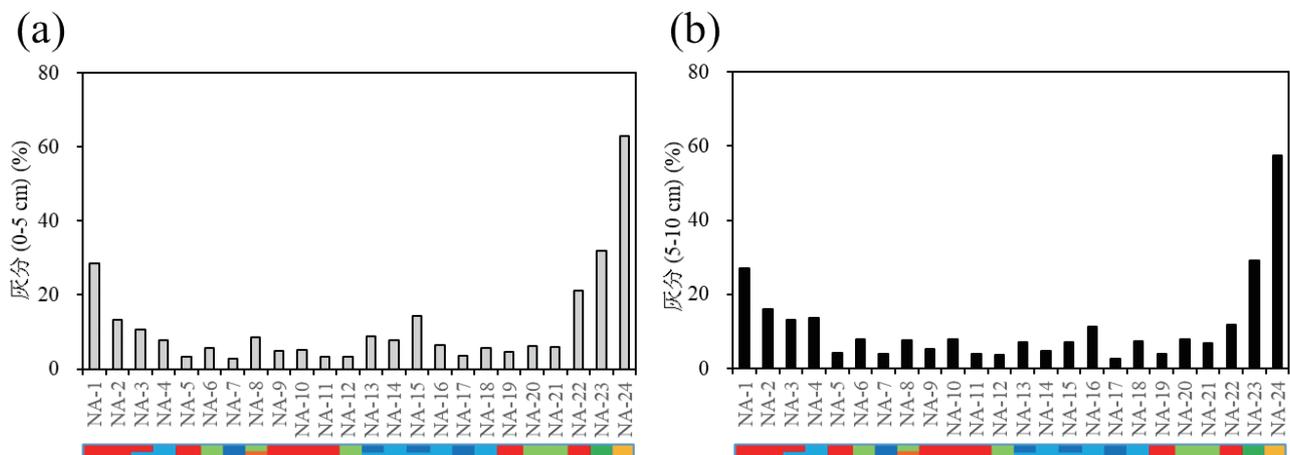


図 16 : NA における泥炭中灰分の深度別分布 . (a) 0-5 cm 層 , (b) 5-10 cm 層 .

オン濃度や灰分量が特に高い傾向が認められた。そこで、ヤマドリゼンマイ群落 (MS-7) で 25 cm 深度まで灰分と粒度組成を調べた結果、図 14 に示すように、深部に向かうにつれて灰分が増加し、15 cm 以深では灰分率が 50% 程度にまで達していることが見出された。その粒度組成は、0 ~ 15 cm ではシルトが主成分であったが、15 cm 以深では細砂が主成分であった。

3. 4. 2 上田代トランセクト (KA)

KA における泥炭中の灰分量の空間分布を図 15 に示す。抛水林からわずか 30 m で急減した MS (図 12) とは異なり、KA では 0-5 cm 灰分が 10% 以下になるまで約 400 m の距離を要したが、湿原中央部に向かい徐々に減少していった。0-5 cm 灰分が最も高かったのは抛水林 (KA-1) で 59.8% であった。次いで、河畔帯の近傍のヨシ群落 (KA-2, KA-4) で $49.9 \pm 2.9\%$ と高かった。河畔から離れた地点に分布していたヌマガヤ群落 (KA-3, KA-5, 6, KA-8, KA-11 ~ KA-13) とホロムイスケ群落 (KA-7, KA-9, 10) はそれぞれ $22.9 \pm 11.9\%$, $12.6 \pm 6.5\%$ であり、ホロムイスケ群落の方が灰分の低い傾向

がみられた。また、MS とは異なり KA では河畔帯から離れているにも関わらず、トランセクト末端の KA-12, 13 で表層灰分が 20% 以上と高い地点が存在した。ここでは主にヌマガヤが優占し、ヤチヤナギの分布も確認された。5-10 cm の灰分については、0-5 cm の灰分の変動と概ね一致していた。

3. 4. 3 中田代トランセクト (NA)

NA における泥炭中の灰分量の空間分布を図 16 に示す。NA の起点である下ノ大堀川の河畔では 28.4% (NA-1) であり、MS や KA の河畔抛水林でみられたような 60% を超えるような高い 0-5 cm 中の灰分 (図 12, 15) は検出されなかった。NA-1 から離れるにつれ、NA-2 で 13.3%, NA-3 で 10.7% と約 40 m の間で灰分は急減した。その後の NA の大部分 (NA-4 ~ NA-14, NA-16 ~ NA-21) では 10% 以下であった。しかし、沼尻川河畔の近傍に位置するヤマドリゼンマイ群落 (NA-22) では 20% 以上と再び高い灰分が検出され、ヨシ群落 (NA-23) では 32.1%, ササ群落 (NA-24) で 62.9% と植生変化とともに灰分の増加が確認された。また、NA では MS と

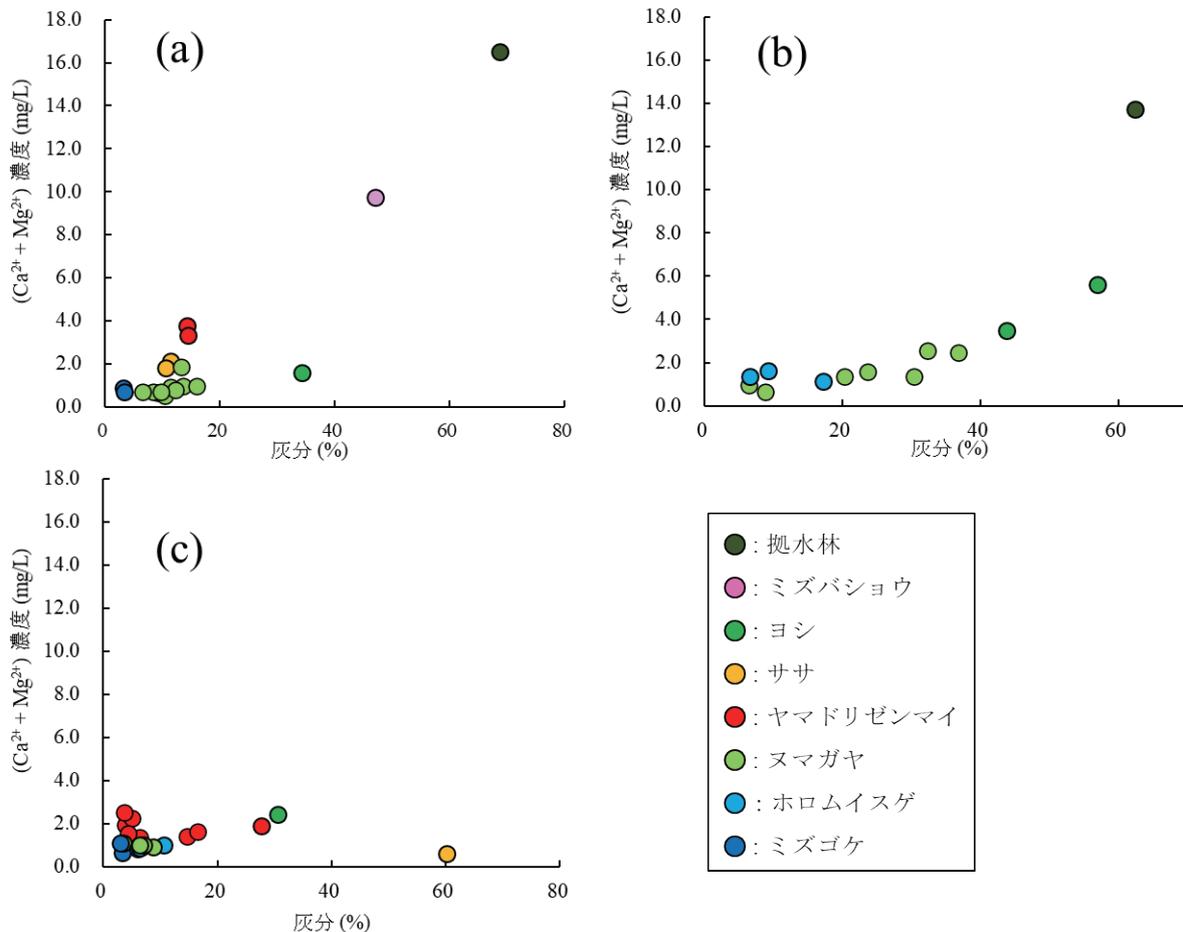


図 17 : 尾瀬ヶ原の植生分布と泥炭理化学的の関係。(a) MS, (b) KA, (c) NA。(Murakami and Yoh, 2022 より改変)

比較して幅広い灰分の範囲 ($10.5 \pm 9.6\%$) でヤマドリゼンマイ群落 (NA-1, 2, NA-5, NA-9 ~ NA-11, NA-19, NA-22) が分布していた。5-10 cm の灰分率については 0-5 cm の灰分と変動と概ね一致していた。

4. 考察

4.1 湿原植生と泥炭の理化学性

本研究で調査を実施した3つの田代全てにおいて、河畔帯から湿原中央部に向かって、植物の多量必須元素である泥炭間隙水中の Ca^{2+} 濃度、 Mg^{2+} 濃度 (図 9(a), 10(a), 11(a)) ならびに 0-5 cm, 5-10 cm の灰分が減少している (図 12, 15, 16)。さらに、これらの泥炭理化学性の変動に対応して、優占植生の草丈も河畔帯から湿原中央部に向かって低下している (図 2, 4, 6)。以上の結果から、泥炭間隙水中の Ca^{2+} 濃度、 Mg^{2+} 濃度と泥炭中の灰分が植生分布に関連していることが想定される。そこで、 Ca^{2+} と Mg^{2+} の和を縦軸に、0 ~ 5 cm, 5 ~ 10 cm の灰分の平均値を横軸にとったプロット図を作成し、植生分布と泥炭の理化学的要因の関係をみた (図 17)。

尾瀬ヶ原はそれぞれの湿原が河川により分断され、独立して発達していることを踏まえ、各地域別で検討を行う。

MS における植生と泥炭理化学性の関係を図 17(a) に示す。扱水林は、 $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ 濃度及び河川由来の土粒子が最も多い地点に分布し、それよりやや $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ 濃度及び土粒子の少ない地点にミズバショウ群落分布している。ヨシ群落は、 $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ 濃度は少ないものの土粒子が多い地点に分布しており、ササ群落は土粒子は少ないものの溶存成分がやや高い地点に分布している。ヌマガヤ群落は、 $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ 濃度及び土粒子のさらに少ない地点に分布している。 $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ 濃度及び土粒子が最も少ない場所にミズゴケが優占している。また、 $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ 濃度が特異的に高く、土粒子もやや多い地点にはヤマドリゼンマイが分布している。以上から、MS における7つの湿原植生の立地環境は泥炭のミネラルに関する理化学的要因から明確に区別される。

KA における植生と泥炭理化学性の関係を図 17(b) に示す。MS と同様に、ここでも、扱水林は $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ 濃度及び土粒子の最も多い地点に分布しており、ヨシ群落は扱水林に次いで土粒子の多い地点、ヌマガヤ群落は $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ 濃度のやや低い地点に分布している。ホロムイヌゲ群落ではヌマガヤ群落と泥炭の理化学性が類似しているものの、ホロムイヌゲ群落の方がやや土粒子が少ない傾向がみられる。このように、KA でも

泥炭のミネラル含量に関する理化学的要因から、湿原植生の立地環境が明確に区別されていると判断される。

NA における植生分布と泥炭の理化学性の関係を図 17(c) に示す。ここでは他の地域と異なり、調査対象に扱水林は含まれていない。土粒子が特に多い沼尻川の河畔帯の地点にはササ群落が分布していた。他の2地域と同様に土粒子が多く堆積した場所にはヨシ群落が、それよりミネラル成分のやや少ない場所にヌマガヤ群落及びホロムイヌゲ群落分布していた。ミズゴケ群落はやはり最も土粒子の少ない地点に分布していた。ヤマドリゼンマイ群落は、地点により灰分に変動があるが、一貫して溶存成分濃度の高い地点に分布していた。以上、NA でもミズゴケ群落、ヌマガヤ群落とホロムイヌゲ群落、ヤマドリゼンマイ群落、ヨシ群落、ササ群落の5タイプの植物群落分布が泥炭の理化学性に基き区別されていると判断される。

以上述べてきたように、尾瀬ヶ原湿原の3つの田代において、植生分布は泥炭間隙水中の溶存ミネラル及び泥炭土壌中の灰分、すなわち土粒子の量によって明確に区別される。これまでの地下水水位に基づく群落の分類は、異なる群落間で重複が大きく不完全であったが (宝月ほか, 1954; 岩熊ほか, 1998)、本研究では、湿原植生の立地環境の違いを、泥炭中のミネラルに関する理化学的要因によって、明確に分類することが出来た。以上の調査結果から、泥炭間隙水中の溶存ミネラル及び土砂量で示される泥炭土壌のミネラル栄養性が、尾瀬ヶ原湿原の植生分布を決める主要因になっていると判断される。

4.2 泥炭湿地へのミネラル供給源

一般に、Fen は河川水や集水域からもたらされた地下水により涵養され (Minerotrophic)、Bog は降水のみによって涵養される (Ombrotrophic) と説明され (Mistch and Gosselink, 2015)、この理解のもと、泥炭湿地では、河川水や地下水に多く含まれる Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SiO_2 が、湿原涵養水への河川水や地下水 (Minerotrophic) による影響度合いを判断する指標とされている (Glaser et al., 1990; Bendell-Young, 2003)。この理解に沿って、本研究結果の泥炭間隙水質への河川水の影響度合いを評価するために、 SiO_2 濃度を指標に用いて泥炭湿地へのミネラル供給源の影響を検討した。

水文環境を調査した MS における地下水水位と SiO_2 濃度を照らし合わせてみると、河川水位付近に地下水水位が存在する扱水林～ヨシ群落 (MS-1 ~ MS-3) では河川水の指標とされる SiO_2 濃度が高いのに対し河川水位よりも 1.5 m 以上高いササ群落以降 (MS-4 ~ MS-19) では

SiO₂ 濃度は低濃度となった (図 8, 9(b)). KA でも, 抛水林 (KA-1) の SiO₂ 濃度は近傍河川の川上川をはるかに超えていたが, KA の大部分の調査点 (KA-3 ~ KA-13) では, 川上川より SiO₂ 濃度がはるかに低く, 間隙水への河川水の寄与はわずかであった (図 10(b)). NA では最も下ノ大堀川に近い NA-1 でも SiO₂ 濃度は河川水の濃度と比較して低く, トランセクト全体にわたり

主に降水によって涵養される地域と判断される (図 11 (b)). 以上から, 河川水や地下水による涵養がその定義となる鉱物質涵養型の場所は河畔近傍のわずかな地点のみで, 大部分は降水によって水分が賄われる降水涵養型と判断される.

しかし, 降水涵養型と判断された地点でも, 高層湿原植生の典型とされるミズゴケのほかに, 草丈が 50 cm

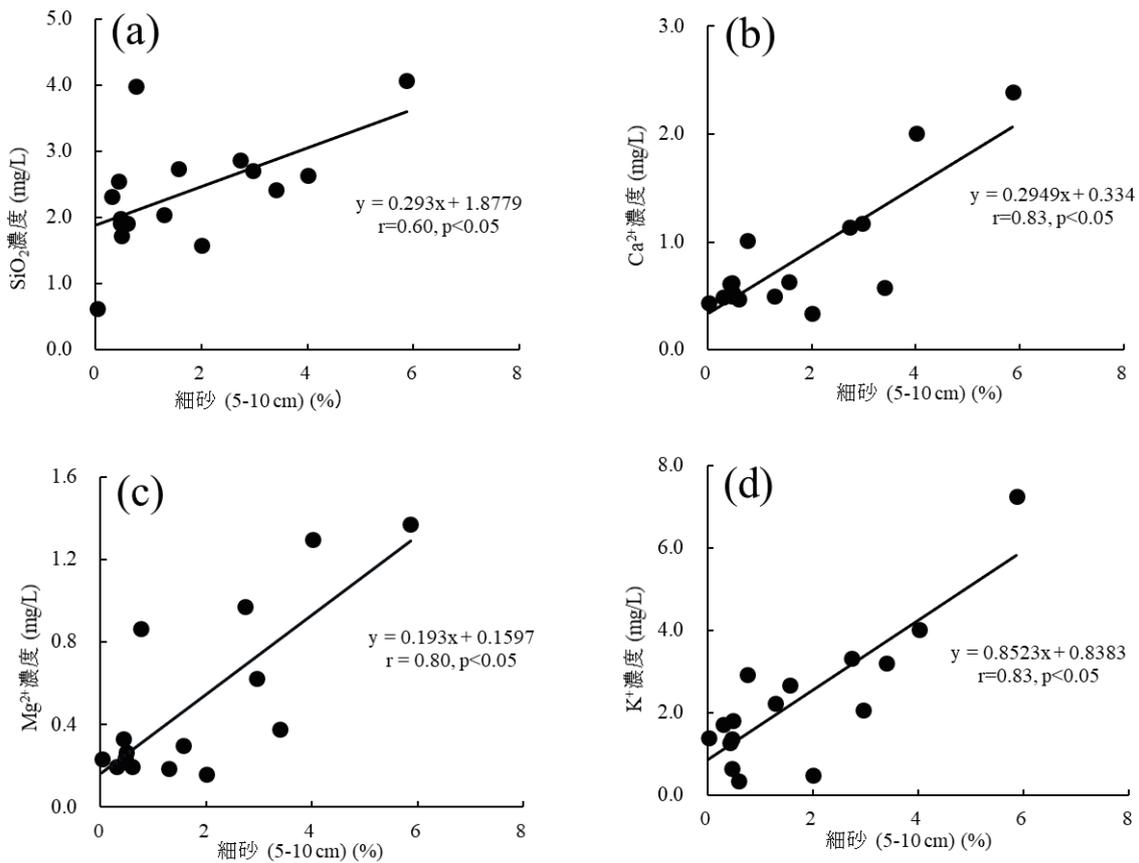


図 18 : MS の降水涵養型の地点における 5-10 cm 泥炭中の細砂と泥炭間隙水中の (a) SiO₂, (b) Ca²⁺, (c) Mg²⁺, (d) K⁺ の相関関係. (Murakami and Yoh, 2022 より改変)

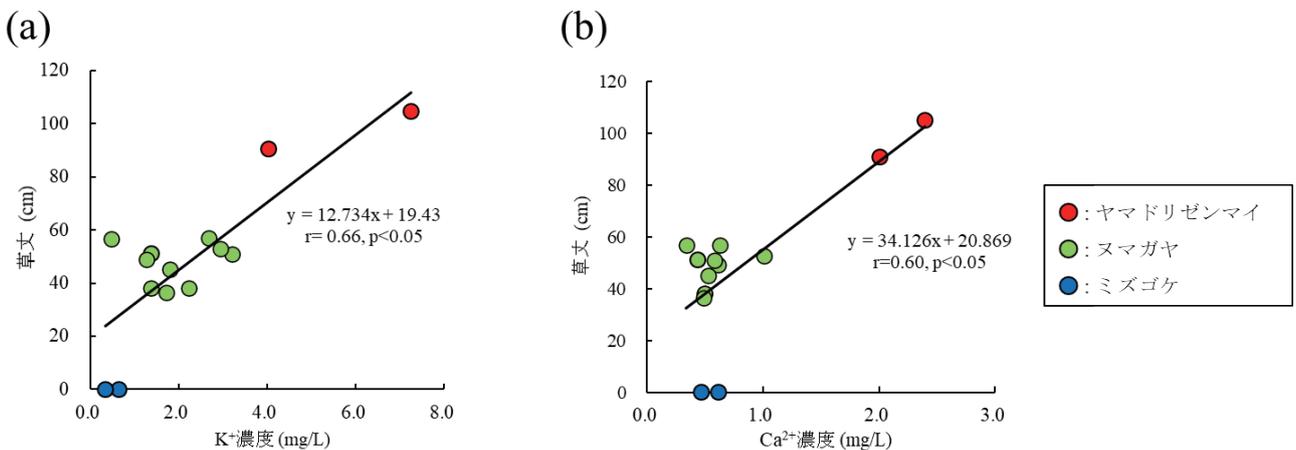


図 19 : MS の降水涵養型地点における植生高と泥炭間隙水中の (a) K⁺, (b) Ca²⁺ の相関関係. (Murakami and Yoh, 2022 より改変)

以上のヌマガヤ、ホロムイヌゲ、100 cm 以上あるササならびにヤマドリゼンマイ (図 2, 4, 6) が分布していた。特にヤマドリゼンマイ群落生育地は降水涵養型と判断された地点にも関わらず、ミネラル濃度及び灰分含量が突出して高く、降水以外のミネラル供給源が存在していることが想定された。

MS のヤマドリゼンマイ群落分布する地点 (MS-7, MS-15) では、5-10 cm 層の泥炭で 20% を超える灰分が検出された (図 12(b))。さらにヤマドリゼンマイ群落 (MS-7) では、15 cm 層の泥炭の灰分が 50% 以上で、その主成分は細砂であった (図 14)。このことから、MS-7 では洪水時に供給された砂粒子が多く堆積している地点と推定される。MS の降水涵養型と判断された地点について、5 cm 深度の間隙水質に影響を与えると想定される 5-10 cm 深度における細砂含有率と泥炭間隙水中の SiO_2 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 濃度の関係をみると、両者の間には有意な相関が確認された (図 18)。この相関関係は、細砂の含有の多寡がこれら成分濃度の高低を左右していることを示す。土粒子の化学的風化が泥炭間隙水へ溶存成分を供給していると推測される。泥炭中では有機酸や高濃度の溶存 CO_2 が存在するため、土粒子の化学的風化が生じる条件は整っていると考えられる。

植物体中の K^+ 濃度については、ミズゴケ < ヌマガヤ < ヤマドリゼンマイの順で増加することが報告されている (山縣, 1954)。これはヌマガヤやヤマドリゼンマイの成長が K^+ の供給により促進されていることを示唆している。ヌマガヤ、ヤマドリゼンマイはより多くの K を生育に多く要求することが想定される。そこで、ミズゴケ群落、ヌマガヤ群落、ヤマドリゼンマイ群落において泥炭間隙水の K^+ 濃度と草丈の相関をとった。その結果、両者の間には有意な相関が確認された (図 19(a))。また、 Ca^{2+} についても同様の植物群落の草丈との関係をとったところ、有意な相関が確認された (図 19(b))。以上の結果から、尾瀬ヶ原の大部分ではその水分が降水からもたらされるが、溶存ミネラルは河川の氾濫により流入した土粒子の化学的風化により供給され、その結果、草丈が高く、生産性の高い植物の分布を可能にしているものと考えられる。

4.3 尾瀬ヶ原の栄養性

堀 (1975) は、尾瀬ヶ原はその全域が高層湿原であると説明している。しかし、本研究において尾瀬ヶ原全域を網羅する MS, KA, NA の 3 地域で調査したが、高層湿原の典型種であるミズゴケが優占種として判定されたのは、MS 頂上部と NA に局所的に現れた一部地点の

みであった (図 2, 6)。最も典型的な分布が見られたのは MS の頂上部 (MS-19) で、ここは地形的に河川水位よりも 6.0 m 程も高い地点であった (図 8)。一方、ミズゴケの生育がほとんどみられなかった KA と NA の地形的特徴をみると、KA では川上川の水位よりも地表面は低く (図 4)、NA では下ノ大堀川の水位から最も高い所 (NA-6) でも 1.5 m 程度であり (図 6)、夏季の洪水や融雪時の洪水によって河川水位が増大した際に、容易に湿原へ土粒子が供給されると予想される地域である。実際に、上田代や中田代では多くの地点で氾濫水により運搬されたと思われる微粒子が確認されている (阪口・相馬, 1998)。そのため、他地域と比較して MS でミズゴケがよく発達していたのは、その立地環境が河川水位よりはるかに高く、氾濫による土砂供給を受けにくい場所であるためと判断される。

本調査地域では、降水涵養型の地点でヌマガヤ群落やヤマドリゼンマイ群落など、草丈の高い植生が確認された。ヤマドリゼンマイ群落はなかでも顕著に土砂が堆積した場所に分布しており、また、ヌマガヤ泥炭もミズゴケ泥炭より灰分率はやや高く、土砂の混入が認められる地点に分布する傾向が認められる (図 12)。そのため、これらの植生は、降水涵養型の地点に分布しているものの、洪水時に土砂供給を比較的受けやすい地点に優占しているものと推定される。尾瀬ヶ原では本研究で確認された植生以外にも多様な植生の分布が確認されているが、これらの分布についても洪水による泥炭湿地への土砂供給が影響している可能性が十分考えられる。これら土砂供給と植生分布の関係については、尾瀬ヶ原の植生分布の成因を理解する上で重要であり、今後さらに詳細な研究が必要である。

謝辞

本調査研究は第 4 次尾瀬総合学術調査の一環として行われた。総合学術調査の立ち上げと学術調査実行に当たり、環境省、文化庁、林野庁、群馬県、福島県、新潟県の各位、尾瀬保護財団の理事長、副理事長、理事会、評議員会、第 4 次尾瀬総合学術調査団、団長坂本充先生、研究部会長岩熊敏夫先生、同調査団実行役員、関連課題調査員の皆様に、ご指導とご支援戴きましたことに、心からの謝意を表す。また、東京農工大学楊研究室の徳永知佳さん、田代悠人さん、福元大地さん、永田光陽さん、建石有稀さん、高貝柚希さん、森田寿々花さん、常岡廉さん、園原晃さん、樊少艶さんには、現地調査への献身的なご協力をいただいた。東京農工大学の梅澤有准教授、

渡辺誠准教授, 五味高志教授には研究遂行に対しての便宜ならびに助言をいただいた。ここに感謝申し上げる。

引用文献

- Aert, R., J. T. A. Verhoeven, and D. F. Whigham (1999) Plant-mediated controls on nutrient cycling in temperate fens and bogs. *J. Ecol.*, **80**, 2170-2181.
- Armstrong, W., T. C. Booth, P. Priestley, and D. J. Read (1976) The relationship between aeration, stability and growth of Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) on upland peaty gleys. *J. Appl. Ecol.*, **13**, 585-591.
- Bendell-Young, L. (2003) Peatland interstitial water chemistry in relation to that of surface pools along a peatland mineral gradient. *Wat. Air Soil Pollut.*, **143**, 363-375.
- Bridgham, S. D., J. Pastor, J. A. Janssens, C. Chapin, and T. J. Malterer (1996) Multiple limiting gradients in peatlands: A call for a new paradigm. *Wetlands*, **16**, 45-65.
- Bridgham, S. A., K. Updegraff and J. Pastor (1998) Carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization in northern wetlands. *J. Ecol.*, **79**, 1545-1561.
- Glaser, H. P., J. A. Janssens, and D. I. Sigel (1990) The Response of Vegetation to Chemical and Hydrological Gradients in the Lost River Peatland, Northern Minnesota. *J. Ecol.*, **78**, 1021-1048.
- Hájková, P. and M. Hájek (2004) Bryophyte and vascular plant response to base - rich and water level gradients in Western Carpathian Sphagnum rich mires. *Folia Geobotanica*, **39**, 335-351.
- 宝月欣二, 市村俊英, 堀 正一, 大島康行, 笠原博美, 小野和, 高田和夫 (1954) 尾瀬ヶ原湿原の植物生態学的研究. 尾瀬ヶ原, (尾瀬ヶ原総合学術調査団編) : 313-397. 日本学術振興会, 東京.
- 堀 正一 (1975) 尾瀬の湿原を探る. 築地書館, 東京.
- 岩熊敏夫, 野原精一, 竹原明秀, 安類智仁, 加藤秀夫 (1998) 尾瀬ヶ原中田代の土壌環境と植生. 尾瀬の総合研究, (尾瀬ヶ原学術調査団編) : 258-273. 尾瀬総合学術調査団, 前橋市.
- Lemly, J. and D. Cooper (2011) Multiscale factors control community and species distribution in mountain peatlands. *Botany*, **713**, 689-713.
- Malmer, N. (1986) Vegetational gradients in relation to environmental conditions in north-western European mires, *Can. J. Bot.*, **64**, 375-383.
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink (2015) *Wetlands - 5th ed.*, John Wiley & Sons., New Jersey.
- Murakami, H. and M. Yoh (2022) Interstitial water chemistry and soil particles determine vegetation in Ozegahara Mire, Japan. *Limnology*, **23**, 195-205.
- 尾瀬保護財団 (2018) 平成 29 年度尾瀬保護レポート, 前橋市.
- 阪口 豊 (1989) 尾瀬ヶ原の自然史 景観の秘密を探る. 中央公論新社, 東京.
- 阪口 豊, 相馬秀廣 (1998) 尾瀬ヶ原の地学的諸問題. 尾瀬の総合研究, (尾瀬ヶ原学術調査団編) : 85-106. 尾瀬総合学術調査団, 前橋市.
- Sakamoto, M. (1982) The chemical composition of pool waters on the Ozegahara moor and its ecological significance. In Hara, H., et al. (eds.) *Ozegahara: Scientific Research of the Highmoor in Central Japan*: 243-261. Japan Society for the promotion of Science, Tokyo.
- Sjörs, H. (1950) On the relation between vegetation and electrolytes in North Swedish mire waters. *Oikos*, **2**, 241-258.
- Sjörs, H. and U. Gunnarsson (2002) Calcium and pH in north and central Swedish mire waters. *J. Ecol.*, **90**, 650-657.
- 田井 明, 久保奈央, 橋本明博, 小松利光 (2012) 我が国の集中豪雨発生頻度ならびに過去の水・土砂被害と降雨の関係. 土木学会論文集 B1 (水工学), **68**, 1057-1062.
- 竹内 均 (監修) (2003) 地球環境調査計測辞典. フジ・テクノシステム, 東京.
- Tahvanainen, T. (2004) Water chemistry of mires in relation to the poor-rich vegetation gradient and contrasting geochemical zones of the northeastern Fennoscandian Shield. *Folia Geobotanica*, **39**, 353-369.
- Vitt, D. H. and W. L. Chee (1990) The relationships of vegetation to surface water chemistry and peat chemistry in fens of Alberta, Canada. *Vegetatio*, **89**, 87-106.
- Waughman, G. J. (1980) Chemical aspects of the ecology of some south german peatlands. *J. Ecol.*, **68**, 1025-1046.
- Wheeler, B. D. (1999) Water and Plants in freshwater wetlands. In A. J. Baird and R. L. Wilby (ed.) , *Eco-Hydrology*. 1st Ed., Routledge, London and New York, 127-180.
- Wheeler, B. D. and M. C. F. Proctor (2000) Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *J. Ecol.*, **88**, 187-203.
- 山縣 登 (1954) 地球科学から見た尾瀬ヶ原の研究. 尾瀬ヶ原 (尾瀬ヶ原総合学術調査団編) : 134-146. 日本学術振興会, 東京.
- 吉井広始, 鈴木伸一, 片野光一, 大森威宏 (2014) 2011 年 7 月豪雨とケルミーシュレンケ複合体について. 尾瀬の自然保護, **36**, 1-14.