

プアフェンに対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響評価と
保全対策の検討

**Impact assessment of anthropogenic loadings of nutrient and mineral from
groundwater and consideration for conservation measures on poor fen.**

2023 年 3 月

札幌市立大学大学院
デザイン研究科 博士後期課程

佐藤 奏衣

要旨

1970年代の開発に伴う土地利用の変化により、世界の湿地面積は減少した。日本の湿地の約86%を占める北海道の湿地は、1999年までに約60%まで減少した。湿原の劣化原因として、主に乾燥化、土砂流入、および水質汚染が挙げられるが、その中でも地下水汚染対策はほとんど行われてこなかった。なお、我が国では、地下水汚染対策として生活排水や農業排水の法による規制や自治体による農地に対する減肥対策の指導などが行われているが、その効果や効果が現れるまでの時間については不明な点が多く、現在も地下水汚染の影響は続いている。また、湿原は陸上生態系の中でも脆弱な生態系であるにも関わらず、森林や河川等に比べて、保全に関する法整備やガイドライン等の作成が進んでおらず、保全するための手法が確立していない。

本研究の調査地は、北海道苫小牧市の勇払湿原群の中にあるプアフェン（湿原の種類の一つ）であり、ここではミズゴケ属が優占している。本研究では、2014年から2018年の間、立地条件から判断して、地下水経由の栄養素およびミネラルの負荷を受けていると推測されるプアフェンと、負荷を受けていないと推測されるプアフェンにそれぞれ調査区（前者を負荷区、後者を対照区）を設置した。本研究の目的は、両調査区の水質や植物の種組成（植物群落型）を比較することで、プアフェンに対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響を明らかにし、保全対策を検討することである。

プアフェンの水質に対する栄養素およびミネラル負荷の影響を明らかにするため、負荷区と対照区の地下水とミズゴケ属が形成するハンモック内の泥炭水中のpHおよびイオンの濃度とその組成比を比較した。その結果、地下水およびハンモック内の泥炭水は負荷区の方でpH、イオン濃度、および肥料に多く含まれる Ca^{2+} や Mg^{2+} の組成比が高い傾向を示した。以上のことから、負荷区の地下水およびハンモック内の泥炭水は、上流域の畑地からの栄養素およびミネラル負荷により、pHおよびイオン濃度が高められていることが示された。

プアフェンの植物群落型に対する負荷の影響を明らかにするため、負荷区と対照区の出現種の被度データおよび地下水のデータ（pH、各無機イオン類の濃度、水位、水位変動幅）を用いて、植物群落型と地下水の関係を解析した。その結果、ワラミズゴケ優占群落型から別の群落型への変化が抽出され、これらは無機イオン類の濃度変化を伴った。このことから、地下水中のイオン濃度の増加はプアフェンの種組成に影響を及ぼすことが示された。

両調査区を代表するワラミズゴケを対象に、各環境因子におけるワラミズゴケの出現可

能範囲とその閾値（保全目標値）を求めた。その結果、pH、5つのイオン種、無機態窒素、および競争種について確度の高い保全目標値が得られた。なお、負荷区では保全目標値を超過した範囲で、高さ約 40-50 cm のワラミズゴケが形成するハンモックが分布していた。また、両調査区のハンモック表層や中層は、雨水の希釈効果により、基底部よりもイオン濃度は低かった。これらの結果から、ハンモックが高くなるほど地下水面から離れることで、雨水の希釈効果が大きくなり、ワラミズゴケに対する地下水の影響はより緩和されている可能性が示された。

環境因子から負荷因子を特定し、これらの因子を低減した場合のワラミズゴケの出現数を予測した結果、pH、5つのイオン種、および競争種の低減がワラミズゴケの出現数の増加に最も効果的であることが明らかとなった。これらの結果をもとに保全対策を検討した結果、現状で最も実施可能性が高い対策は競争種の刈り取りであることが示された。

都市や農地とそれらに隣接している湿原において、環境デザインの使命のひとつである人と自然の共生社会を実現するためには、科学的根拠に基づいた保全対策とともに、住民や行政による保全活動の長期的な継続が必要不可欠であり、その活動を支援するためには保全に関する科学的知見が重要である。本研究の成果であるプアフェンの保全に関する科学的知見および対策案は、人と自然の共生社会の実現に貢献するものである。

Abstract

Land use changes associated with development in the 1970s reduced global wetland area. Hokkaido's wetland area, which account for about 86% of Japan's wetlands, has decreased to about 60% by 1999. Drying, sediment inflow, and water pollution are the main causes of wetland degradation, but groundwater pollution control countermeasures have rarely been taken. In Japan, as groundwater pollution countermeasures, domestic wastewater and agricultural wastewater are regulated by law, and guidance on measures to reduce fertilizer for farmland by local governments is being carried out. However, there are many unclear points about the content of these effects and the time until the effects appear, and the influence of groundwater pollution continues even now. In addition, despite the fact that mires are a vulnerable ecosystem among terrestrial ecosystems, compared to forests and rivers, the development of laws and guidelines for conservation has not progressed, and methods for conservation have not been established.

The study area of this research was a poor fen (one of mire types) in Yufutsu mires in Tomakomai City, Hokkaido, where *Sphagnum* is dominant. In this study, from 2014 to 2018, judging from the location conditions, study sites were set up in poor fen presumed to be loaded with nutrients and minerals via groundwater and poor fen presumed to be unloaded. The former was used as loaded site, and the latter as control site. The purpose of this study is to clarify the effects of nutrient and mineral loading via groundwater on poor fen by comparing the water quality and plant species composition (plant community type) in the two survey sites, and to consider conservation measures.

We compared pH and ion concentration and composition ratio of groundwater and peat water in hummocks at loaded site and control site in order to clarify the effects of nutrient and mineral loading on water quality in poor fen. Groundwater and peat water in hummocks tended to have higher pH, ion concentrations, and composition ratios of Ca^{2+} and Mg^{2+} , which are abundant in fertilizer, at loaded site than at control site. These results indicate that pH and each ion concentration of groundwater and peat water in hummocks at loaded site are enhanced by the loading of nutrients and minerals from the upland field.

The relationship between plant community types and groundwater was analyzed using coverage data of each species and groundwater data (pH, concentration of each inorganic ion, water level, and range of water level) at both sites in order to clarify the effects of nutrient and mineral loading on plant communities in poor fen. As a result of analyzing plant communities and groundwater, it was

shown that community types dominated by *Sphagnum subnitens* changed into other types. These changes were accompanied by increasing in concentrations of some inorganic ions. These results indicate that increase in concentrations of some inorganic ions in groundwater affects the species composition of poor fen.

The possible distribution range and threshold values (conservation target values) of *S. subnitens* representative of both sites were determined for each environmental variable. As a result, reliable conservation target values were obtained for pH, five ion species, inorganic nitrogen, and competitive species. However, hummocks of 40 to 50 cm in height formed by *S. subnitens* were distributed at loaded site in the range that exceeded the conservation target value. In addition, some ion concentrations in surface and middle layer of hummocks were lower than those in basal depth due to dilution effect of rainwater. These results indicate that the higher hummock, the farther it is from the groundwater table, the greater diluting effect of rainwater, and the possibility that the impact of groundwater on the *S. subnitens* is mitigated.

We identified loading variables from environmental ones and predicted the distribution of *S. subnitens* when loading ones were reduced. It was found that reducing pH, concentrations of five inorganic ions and coverages of competitive species is most effective in increasing the distribution of *S. subnitens*. As a result of considering conservation measures based on these prediction results, it was found that the most feasible measure at present is mowing off competitive species.

In mires adjacent to cities and farmlands,

In order to realize coexistence of humans and nature, which is one of the missions of environmental design, conservation measures based on scientific evidence and long-term continuation of conservation activities by residents and local governments are essential. Also, conservation scientific knowledge is important to support their activities. The results of this research, scientific knowledge and countermeasures plan for poor fen conservation will contribute to the realization of coexistence of humans and nature.

目次

第1章 序論.....	1
1.1. 背景	1
1.1.1. 人と湿原の共生	1
1.1.2. 湿原とその価値	2
1.1.2.1. 湿原の定義と分類	2
1.1.2.2. 湿原の価値	3
1.1.3. 湿原の減少	4
1.1.4. 湿原の保全に関わる課題.....	5
1.1.4.1. 湿原に関する法整備	5
1.1.4.2. 地下水汚染対策	5
1.1.4.3. ミズゴケ属が優占する湿原での調査	6
1.2. 目的	9
1.3. 調査地.....	10
1.4. 方法	13
1.5. 論文の構成.....	14
1.6. 用語	15
第2章 プアフェンの地下水およびハンモック内の泥炭水に対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響評価	17
2.1. はじめに.....	17
2.2. 方法	19
2.2.1. 現地調査.....	19
2.2.1.1. 地下水の採水	19
2.2.1.2. ハンモックおよびホロウからの採水	21
2.2.1.3. 雨水の採水	23
2.2.1.4. 気象観測	23
2.2.2. 水質分析.....	24
2.2.3. 解析.....	24

2.2.3.1. 地下水の比較	24
2.2.3.2. ハンモックおよびホロウにおける pH, EC, および各イオン濃度の比較 ..	25
2.2.3.3. 各水質項目の平均値の算出	26
2.2.3.4. 各イオン組成比の算出および主成分分析	26
2.2.3.5. 水損失量の算出	27
2.2.3.6. 水損失量, 蒸発散量, および降水量の調査区間の比較	27
2.3. 結果	28
2.3.1. pH, EC, および各イオン濃度	28
2.3.1.1. 地下水	28
2.3.1.2. ハンモック, ホロウ, および雨水	29
2.3.2. 主成分分析の結果	34
2.3.3. 各試料のイオン組成比	37
2.3.3.1. 雨水	37
2.3.3.2. ハンモックおよびホロウ	37
2.3.3.3. 地下水	37
2.3.4. 気象観測の結果	39
2.4. 考察	41
2.4.1. 地下水への人為負荷の影響	41
2.4.2. ハンモック内の水質環境	43
2.4.2.1. pH, EC および各イオン濃度の鉛直分布の特徴	43
2.4.2.2. 各イオン組成比の特徴	43
2.4.2.3. ハンモック基底部とホロウの水質の比較	44
2.4.3. ハンモック内の泥炭水に対する負荷の影響	44
2.5. 結論	45
第 3 章 プアフェンの群落傾度に対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響評 価	46
3.1. はじめに	46
3.2. 方法	48
3.2.1. 現地調査	48
3.2.1.1. 群落調査	48

3.2.1.2. 水位観測	48
3.2.2. 解析	50
3.2.2.1. クラスタリングおよび指標種分析	50
3.2.2.2. 出現頻度および平均被度の計算	50
3.2.2.3. 群落型配列図の作成	51
3.2.2.4. 群落傾度と環境傾度の抽出	51
3.3. 結果	52
3.3.1. 各群落型を構成する種組成	52
3.3.2. 群落傾度と水文化学因子	56
3.3.2.1. モザイクー非モザイク地形	56
3.3.2.2. ハンモック	58
3.3.2.3. ホロウ	60
3.3.3. 各群落型の出現頻度とその割合	61
3.3.3.1. 調査区別による分類	61
3.3.3.2. 地形別による分類	63
3.4. 考察	64
3.4.1. プアフェン内の群落傾度と水文化学因子の関係	64
3.4.1.1. ワラミズゴケ C2 からムジナスゲ C3 の群落傾度	64
3.4.1.2. ワラミズゴケ C2 からヤマドリゼンマイ C5 の群落傾度	65
3.4.1.3. ワラミズゴケ HUM1 からタルマイスゲ HUM3 の群落傾度	66
3.4.2. ハンモックの泥炭水が群落型の違いに及ぼす影響	66
3.5. 結論	68
第4章 プアフェンのための保全目標値の設定および保全対策の検討	69
4.1. はじめに	69
4.2. 方法	71
4.2.1. 解析	71
4.2.1.1. ワラミズゴケの出現を規定する環境因子の抽出	71
4.2.1.2. ワラミズゴケの出現可能範囲と閾値の計算	74
4.2.1.3. ワラミズゴケの出現に関する直接効果と間接効果	76
4.2.1.4. 負荷因子の抽出およびそれらを低減した場合のワラミズゴケの出現数の予	

測	76
4.3. 結果	78
4.3.1. ワラミズゴケの出現を規定する環境因子の抽出.....	78
4.3.2. 保全目標値の設定	80
4.3.3. 競争種の間接効果	83
4.3.4. 低減率の範囲設定	84
4.3.5. ワラミズゴケ出現数の予測結果.....	85
4.4. 考察	87
4.4.1. ワラミズゴケの出現を規定する環境因子	87
4.4.1.1. 環境因子と保全目標値.....	87
4.4.1.2. 競争種の間接効果の影響.....	88
4.4.1.3. ワラミズゴケの緩衝機能.....	88
4.4.2. 負荷因子の抑制による保全対策	89
4.4.2.1. 負荷因子の特定とその抑制効果	89
4.4.2.2. 保全対策の検討	90
4.5. 結論	92
第5章 総論.....	94
5.1. 本研究の成果.....	94
5.1.1. プアフェンに対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響.....	94
5.1.2. 保全目標値	94
5.1.3. ワラミズゴケハンモックの緩衝機能	95
5.1.4. プアフェンの環境保全とその対策	95
5.2. 湿地研究における本研究の成果の意義と今後の展開.....	96
5.2.1. 本研究の成果の意義	96
5.2.2. 今後の展開	97
5.3. 人と湿原の共生社会の実現における本研究の成果の意義と今後の展開.....	98
5.3.1. 本研究の成果の意義	98
5.3.1.1. 保全対策における意義.....	98
5.3.1.2. 保全活動における意義.....	99
5.3.2. 今後の展開	99

5.4. 結論	101
---------------	-----

第1章 序論

1.1. 背景

1.1.1. 人と湿原の共生

人間と自然の共生は古くから国内外を問わず重要な課題であるが、2007 年、日本では、21 世紀環境立国戦略において、持続可能な社会づくりのため、「低炭素社会」、「循環型社会」とともに、「自然共生社会」への取り組みを重要な課題として取り上げている。このような状況の中で、澤木ら（2011）は、環境デザインとは、「人間と環境、あるいは人間と自然とが緊密にかかわりあいながらともに持続していける環境を生み出すための人間による環境への働きかけ」であるとし、さらに、環境デザインの使命として、「人間と環境、人間と自然とが共に持続していける環境をつくりだしたり、既存の環境をそうした方向に改善していく」ことと示している。また、環境デザイン学は美学、農学、工学、生物学などの多くの基礎学問からなる学際的学問である（黒川・角谷 2003, 仙田 2008）。以上のことから、環境デザインの使命のひとつである「人と自然の共生社会を実現する」ためには自然環境の保全が重要であり、さらに、実際に保全を行うためには生態系および自然的構成要素（大気、水、土壌等）に関する科学的知見が重要である。

本研究は自然の一つである湿原が対象である。湿原は私達の暮らしに様々な恵みをもたらすと同時に、最も脆弱な生態系の一つである（日本湿地学会 2017）。このような湿原と人が共生する環境づくりの先進事例について以下に示す。

サロベツ湿原（国立公園）は国内でも 4 番目に面積の大きい湿原（60 km²）であり（国土地理院 2000）、自然再生推進法に基づく自然再生事業の対象となっている。サロベツ湿原には農地との共生を目的に、湿原側と農地側のそれぞれの水位を適切に保つための大規模な緩衝帯が農地の一部を使用して設置されている。現在、緩衝帯の効果は確認されており、農地側では水位は低く保たれ、湿原側では高く保たれている（中瀬ら 2006, 渋谷ら 2012, 横川ら 2013）。このような緩衝帯設置の合意形成に至るまでには、行政側が詳細な設置案を農業者側に説明するとともに、農家全体の意見の集約するための組織（「サロベツ農業連絡会議」）を農業者自らが設立したとされている（松田ら 2016）。さらに、農地と湿原からなる地域全体を整備するためには、農業者や周辺住民による、維持管理や保全活動への積極的な参加の重要性が指摘されている（松田ら 2016）。

キウシト湿原は登別市の住宅街の中にある小規模な湿原である（面積は約 0.05 km²）。堀本（2018）によれば、キウシト湿原の保全活動は、1997 年の市民グループの調査から始ま

り、その数年後、市民および研究者による科学的調査が行われ、湿原の劣化原因を明らかにした。次に、この調査結果をもとに「キウシト湿原の保全に関する提言書」が作成され、市長に提言した結果、都市計画に組み込まれ、2008年には特別緑地保全地区に指定されている。このようにキウシト湿原は都市計画に組み込まれることで、保全対策や湿原内の施設整備が進み、湿原保全のための環境学習のための場所として機能している。現在、キウシト湿原は登別市の都市公園として市民に開放され、市民を主体にした一連の保全活動（調査、保全対策とその検証、湿原理解のための啓発活動）が続いている。このような、キウシト湿原の都市公園化にあたり、科学的調査の結果は、保全と利用をコンセプトにした公園計画設計に対して、極めて重要な貢献をした。

以上のことから、環境デザインの使命のひとつである人と自然の共生社会を実現するためには、科学的根拠に基づいた環境保全のための計画と対策が重要である。特に、都市や農地とそれらに隣接している湿原を保全し、共生社会をつくるためには、市民や自治体による保全活動の長期的な継続が必要不可欠であるとともに、このような保全活動を支援するための保全に関する科学的知見が重要である。

なお、自然再生推進法7条に基づき定められた自然再生基本方針には、「自然と共生する社会の実現と地球環境の保全が重要な課題」と明記され、その中には科学的知見の重要性も指摘している。特に、同基本方針には、「自然再生事業は、科学的知見に基づいて実施するべきであり、…、科学的知見の十分な集積を基礎としながら、自然再生の必要性の検証を行うとともに、自然再生の目標や目標達成に必要な方法を定めることが必要」と記載されている。

1.1.2. 湿原とその価値

1.1.2.1. 湿原の定義と分類

湿原とは水位が地表面付近に存在し、過湿な立地に成立する淡水性の湿生自然草原のことを意味する（石川ら 2010, Rydin et al. 2013, 矢部 2019）。さらに、湿原は湿地の一種であり、ラムサール条約によると湿地は「沼沢地、湿原、泥炭地又は水域をいい、低潮時における水深が6メートルを超えない海域を含む」と定義されている（Gardner et al. 2018）。さらに、湿原は泥炭地からなる泥炭地湿原と砂や岩礫基質からなる非泥炭地湿原に大きく分類される（矢部 2019）。北海道にある湿原はほぼ泥炭地湿原であり、湿地面積としては約708 km²であり、これは全国の約86%を占める（国土地理院 2000）。

なお、水文地形的な分類（高層湿原・中間湿原・低層湿原）は、高層湿原はボグ、中

間湿原はプアフェン、低層湿原はリッチフェンに概ね対応している（矢部 2019）。北海道内には 1 ha 以上の湿原が 180 箇所あるが、そのうち、プアフェンやボグに相当する中間湿原や高層湿原はそれぞれ 16 箇所と 67 箇所を占めている（小林・富士田 2019）。

北海道のような寒冷地に形成される泥炭地湿原では、主に草本やコケ類の遺体からなる泥炭の堆積による地表面の隆起によって、リッチフェンからプアフェンさらにボグへの植生遷移が起こり、この遷移はアルカリ性から弱酸性で栄養素（窒素，リン，カリウム）やミネラル（カルシウム，マグネシウム，ナトリウム，塩化物イオン等）の多い水質から強酸性で栄養素等の少ない水質への変化によって進行する（Rydin et al. 2013）。

表 1-1 泥炭地湿原の分類（石川ら 2010, Rydin and Jeglum 2013, 矢部 2019）

種組成／環境		泥炭地湿原	
種組成		ボグ (高層湿原) ミズゴケ属が優占	フェン ヨシや中～大型の スゲ類が優占
		プアフェン (中間湿原) 中～小型のスゲ類が 優占，ミズゴケ属の 出現を伴う ※本調査地	リッチフェン (低層湿原) ミズゴケ属の 出現を伴わない
環 境	涵養源	降水涵養性	＜＜＜ 鉱水涵養性
	栄養素 および ミネラル	低い	＜＜＜ 高い
	pH	酸性	＜＜＜ 弱アルカリ性

1.1.2.2. 湿原の価値

湿原の生態系や生物多様性をもつ機能として、気候調整(二酸化炭素の吸収や炭素蓄積)、水量調整、水質浄化が挙げられる（笹渕 2014, 中村 2017）。このような機能は生態系サービスと呼ばれることもあり、生態系や生物多様性をもたらす人間の福利となるサービスを意味する（中村 2017）。以上のことから、気候調整などの福利を人間にもたらす湿原の生態系は重要な生態系のひとつである。

一般的に、植物は光合成により大気中の二酸化炭素を取り込み有機物へと合成し、やがて枯死した植物は微生物によって分解され、二酸化炭素として再び大気中に戻る。しかしながら、泥炭地湿原の土壌は地下水位やミズゴケ属のはたらきにより有機物が分解されに

く環境となり、有機物は未分解のまま土壌内に蓄積する。このように、泥炭地湿原は、植物に吸収された大気中の二酸化炭素を有機炭素として土壌中に固定し、蓄積する機能を持っている。IPCC（2004）の報告によると、泥炭地湿原を含む湿地の炭素蓄積量は植生と土壌を合わせて 240 Gt C あり、これは全陸上生態系における炭素蓄積量（2,477 Gt C）の約 10%に相当する。特に、湿地は面積当たりの炭素固定量が陸上生態系の中で最も高い（永田 2006）。このことは、湿地が消滅すると、他の陸上生態系が消滅するよりも炭素蓄積に対する影響が大きいことを意味する。以上のことから、泥炭地湿原は気候調整（二酸化炭素の吸収や炭素蓄積）に対し重要な役割を果たしている。特に、泥炭地湿原の中でも、ミズゴケ属が優占する湿原が炭素吸収源として果たす役割は重要であるとされている（露崎 2021）。

水量調整とは、湿原の土壌が他の土壌よりも保水性が高いことによってもたらされる機能である。湿原の中でも泥炭地湿原の土壌内には小さな隙間が多くあり、このような隙間は水を保持しやすい。そのため、泥炭地湿原の土壌は他の土壌よりも保水性が高く、土壌から水が排水されにくい性質をもつ（高木 2017）。以上のことから、泥炭地湿原は、通常時は貯水機能としての役割をもち、洪水時には下流の地域に水が一度に流れ込むことを防ぐ役割をもっている。

水質浄化とは、湿原内に流入した高濃度の栄養素やミネラルを植物が取り込み、有機物として堆積することにより、地下水から栄養素等を取り除くことである（原口 2013）。しかしながら、高濃度の栄養素等が流入し続けると、しだいに植物に影響し、湿原の劣化を引き起こす可能性もある。

以上は湿原の機能性に着目した生態系サービスのひとつで、「調整サービス」と呼ばれる。さらに、湿原の生態系サービスの中には、レクリエーションやエコツーリズムなどの「文化的サービス」や、生態系サービスそのものを支える生物のための「生息・生育地サービス」もある。これら全ての生態系サービスを合計すると、日本の湿原は年間約 8,391 億円～9,711 億円の価値となる（笹渕 2014）。

1.1.3. 湿原の減少

湿原の価値は非常に高いものの、その面積は世界的に減少傾向にある。現在の世界の湿地面積は約 1,210 万 km²であり、1970 年から 2015 年の間に約 35%が減少したと言われている（Gardner et al. 2018）。また、現在の日本の湿地面積は 820 km²であり、これは明治・大正に存在した湿地面積の約 61%に相当する（国土地理院 2000）。さらに、北海道の湿地

面積は約 708 km²（全国の約 86%）あるが、大正時代から約 60%減少している（国土地理院 2000）。また、本研究の調査地である勇払湿原は 1970 年代の大規模開発により、その面積は開発前の約 3 分の 1（約 10 km²）にまで減少した（Yabe and Onimaru 1997, 永美ら 2010）。このように北海道の湿原は、1960 年～1970 年代に起きた湿原から農地や都市への土地利用の転用により、その多くが消滅した（Yabe and Nakamura 2002）。

1.1.4. 湿原の保全に関わる課題

1.1.4.1. 湿原に関する法整備

環境法には、環境基本法、自然環境保全法、およびそれらの関連法が複数あり、その対象は大気、水質、土壌などの環境構成要素や、森林、河川、湖沼、海洋・海岸、公園などの自然が対象となっており、それぞれ法整備が進んでいる。さらに、このような法に基づき、それぞれの生態系に対し科学的根拠に基づいたガイドライン等（例：「里地里山保全再生計画作成の手引き」、「多自然川づくり基本方針」、「湖沼水質のための流域対策の基本的考え方」など）が多く示され、生態系の保全が実施されている。しかしながら、湿原については、かつて利用価値のない不毛な地とされていたことで、十分な価値が認められた現在においても森林や河川等に比べ法整備が進んでいない（田中 2008）。なお、サロベツ湿原の自然再生事業は自然再生推進法に基づくものであり、直接、湿原を保全するための法ではない。そのため、湿原は環境変化に脆弱な生態系にも関わらず、科学的根拠に基づいた保全に関する手法が確立されていない。

1.1.4.2. 地下水汚染対策

湿原の主な劣化の原因は、水位低下による乾燥化、土砂流入、および水質汚染であり、そのうち水位低下や土砂流入に関する研究や保全対策は実施されているが、地下水経由の栄養素やミネラル負荷に関する研究や対策はほとんど行われていない（橘・辰巳 2007, van Dijk et al. 2019）。しかしながら、都市からの生活排水や農地からの農業排水による汚染は国内および世界規模で広まっている（環境省 2016 年, Gardner et al. 2018）。そのため、地下水経由の栄養素やミネラル負荷による湿原への影響を明らかにするとともに、保全対策を検討する必要がある。

湿原に限らず、地下水の保全は、現在、環境基本法、水質汚濁防止法、土壌対策汚染法、浄化槽法などによって法整備されており、これらの法によって、生活排水や農業排水は一定の基準値によって規制されている。また、肥料の使用量については、施肥基準などが決められ、都道府県ごとに指導が行われている。しかしながら、地下水に対する汚染の影響

は続いており、現在も、北海道全域で汚染が広がっている（高田ら 2008）。また、減肥対策によって地下水汚染が改善された例もあるが、一部は改善されないままであり、一度汚染された地下水が正常に戻るには時間がかかるとされている（環境省 2016 年）。さらに、地下水汚染の対策としては、畑地と湿原の間に、緩衝帯として、負荷された栄養素等を吸収するための緑地を創出する方法もあるが、そのためには新たな土地が必要であり、対象となる湿原の土地利用状況によっては緩衝帯の設置は難しい場合がある。

地下水経由の栄養素およびミネラルの負荷に対する直接的な対策ではないが、希少種や在来種を保全するための方法として競争種や外来種の刈り取りがある。ヨーロッパでは競争種などの刈り取りによるフェンの復元が伝統的に行われ、その対策の効果として競争種以外の光利用量の増加や湿原からの栄養素除去などが挙げられている（Middleton et al. 2006, Purre et al. 2021）。一方で、ミズゴケ属が優占する湿原では、ミズゴケ属の競争種である維管束植物はミズゴケ属を被陰することで乾燥を防ぐなどのプラスの効果もあるため（Pouliot et al. 2011, Yazaki and Yabe 2012）、必ずしも競争種の刈り取りが効果的であるとは限らない。これらのことから、競争種の刈り取りは比較的取り組みやすい対策方法であるが、地下水経由の栄養素等の負荷の影響を受けている湿原に対しその効果は不明である。

以上のことから、地下水経由の栄養素およびミネラルの負荷に対する湿原の保全対策についてはほとんど事例がなく、検討できる対策も限られ、その効果は未確定なことも多い。特に、劣化が進行している湿原、特に、水質変化に弱いとされているミズゴケ属が優占する湿原に対しては（原口 2013, Rydin et al. 2013）、即時実行可能性の高い保全対策が必要である。

1.1.4.3. ミズゴケ属が優占する湿原での調査

ミズゴケ属が優占するプアフェンからボッグにかけての湿原表面には、平坦地や凹型の地形（ホロウ）からミズゴケ属やその遺体の堆積によって 10～50 cm 隆起してできた、直径が 1 m～数 m の凸型の地形（ハンモック）が多数みられる（図 1-1）（Yabe and Uemura 2001）。また、ハンモックではミズゴケ属が優占し、ホロウでは維管束植物が優占している（Rydin et al. 2013）。



図 1-1 ハンモック（内側）とホロウ（外側）の写真（本調査地で撮影）。

ハンモックの頂点から約 5 cm のところでは、ミズゴケ属は生きて活発に光合成を行っているが、それよりも下ではミズゴケ属は枯死している（図 1-2）（Rydin et al. 2013）。また、ハンモック表面近くの生きたミズゴケ属は、ハンモック内の不飽和帯泥炭水から水や栄養素を吸収している。一方、ホロウに生育する維管束植物は地表面下の不飽和帯泥炭水から吸収する。このように、ハンモックとホロウの植物が利用する泥炭水は地下水面からの距離が異なり、ハンモック上の植物は地下水面から離れて生育しているが、ホロウ上を含む地表面付近の植物は地下水面により近いところで生育している。そのため、植物に対する地下水の水質の影響はハンモック上で小さく、ホロウ上で大きい可能性がある（図 1-2）。一方、ハンモックを形成するミズゴケ属は、高濃度の栄養素およびミネラル環境下での生育に適していないため（原口 2013, Rydin et al. 2013）、地下水の栄養素等の濃度の上昇に対して強く反応する可能性もある。

以上のことから、炭素吸収源としても重要な役割を果たすミズゴケ属が優占する湿原ではハンモックおよびホロウの地形が形成され、このような複雑な地形をもつプアフェンにおいて種組成に対する地下水の影響を明らかにするためには、ハンモック上とホロウ上の植物に対する地下水の水質の影響は異なる可能性が高いことを考慮する必要がある。しかしながら、プアフェンにおいて地形を考慮し、ハンモック内の水質や種組成に対する地下水の影響について研究した事例はほぼない。また、ミズゴケ属は水質変化（栄養素等の濃度上昇）に弱いとされているが（原口 2013, Rydin et al. 2013）、実際の湿原において地下水の栄養素等の濃度に対してどの程度まで出現可能であるかは不明である。ミズゴケ属の出現可能範囲について具体的な数値を求めることで、湿原を保全する際の目標値となりう

る.

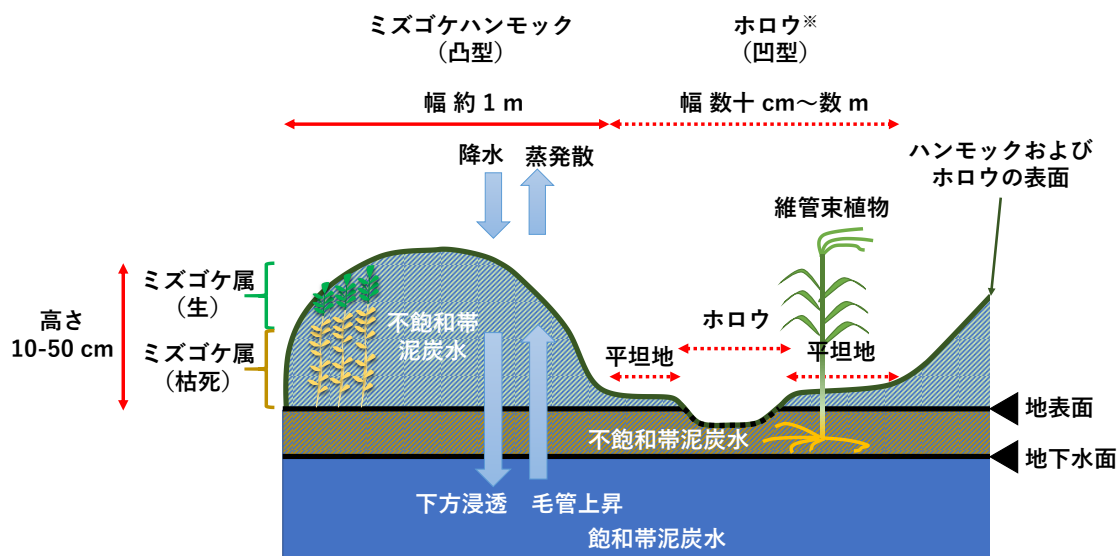


図 1-2 ミズゴケ属がつくるハンモックとホロウ（模式図）. Rydin et al. (2013) および矢崎 (2017) をもとに作成. 地下水面は地表面付近まで上昇することもある.

※ホロウは本来凹型地形のみを指すが、本研究では平坦地とホロウを合わせてホロウとする.

1.2. 目的

湿原を保全するための課題点として、①湿原を対象にした法が整備されず、科学的根拠に基づいた湿原の保全のための手法が確立されていないこと、②生活排水や農業排水による地下水汚染が問題化している中で、地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の湿原に対する影響および対策に関する研究がほとんど行われていないこと、および、このような栄養素等の負荷に対する即時実行可能性の高い保全対策が必要なこと、③ミズゴケ属が優占する湿原で地下水経由の栄養素等の負荷の影響を評価する際には、ハンモックとホロウといった地形の違いにより植物に対する地下水の影響が異なる可能性や、特にミズゴケ属が水質変化（栄養素等の濃度上昇）に弱いことを考慮することが挙げられる。

以上の課題点を踏まえて、本研究の目的は、立地条件から農業排水による負荷の影響が予想されるプアフェンと影響がないと予想されるプアフェンの水質や種組成を比較することで、プアフェンに対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響を明らかにするとともに（第2章，第3章），保全の指標値となる「保全目標値の設定」と「即時実行可能性の高い保全対策を検討」を行うこと（第4章）である。

環境デザインの使命のひとつである人と自然の共生社会を実現には、科学的根拠に基づいた環境保全のための対策とともに、市民や自治体が長期的に保全活動が続けることが重要であり、その活動には保全に関する科学的知見が重要である。本研究成果のプアフェンの保全に関する科学的知見および保全対策案は、単にプアフェンの保全に有益であるのみならず、市民や自治体の保全活動を長期的に続けるためにも必要であり、さらに、これらの保全対策や保全活動は人と自然の共生社会をつくることに貢献するものである。

1.3. 調査地

本調査地は、石狩低地帯の最南端にある勇払平野の西部にある、保全上重要な湿地として選定されている勇払原野湿原群に位置している（図1-3）（環境省 2019）。また、ウトナイ湖はラムサール条約に指定されており、その周辺にある本調査地も保全対象として重要であると考えられる。ウトナイ湖の東側の一部には、上流域から地下水を経由して栄養素およびミネラル負荷を受けていると推測されるプアフェンと、負荷を受けていないと推測されるプアフェンがあり、本研究では各プアフェンに調査区（前者を負荷区、後者を対照区と命名）を設置した。

負荷区（10000 m²）と対照区（10000 m²）は、いずれも安平川水系に属し、海岸からの直線距離は負荷区で約9 km、対照区で7 kmであり、2区間の直線距離は約4.5 kmである。また、負荷区と畑地との直線距離は約200 mである。対照区では13種、負荷区では8種のレッドリスト種が確認されており（矢部 1997）、本調査の結果でも、負荷区ではイトナルコスゲ、オオミズゴケ、タルマイスゲ、トキシウ、ヒメタヌキモ、ヒメワタスゲ、ホソバノシバナ、およびホロムイコウガイ（資料表1）、対照区ではイトナルコスゲ、オオミズゴケ、トキシウ、ヒナザサ、ヒメミクリ、ヒメワタスゲ、ホソバノシバナ、ホロムイコウガイ、およびムラサキミミカキグサ（資料表2）が確認された。また、両調査区とも、希少性の高いミズゴケ属4種（ワラミズゴケ、クシノハミズゴケ、ムラサキミズゴケ、オオミズゴケ）が群落を形成し、ハンモックとホロウの凹凸型の地形が分布している（佐藤ら 2022）。

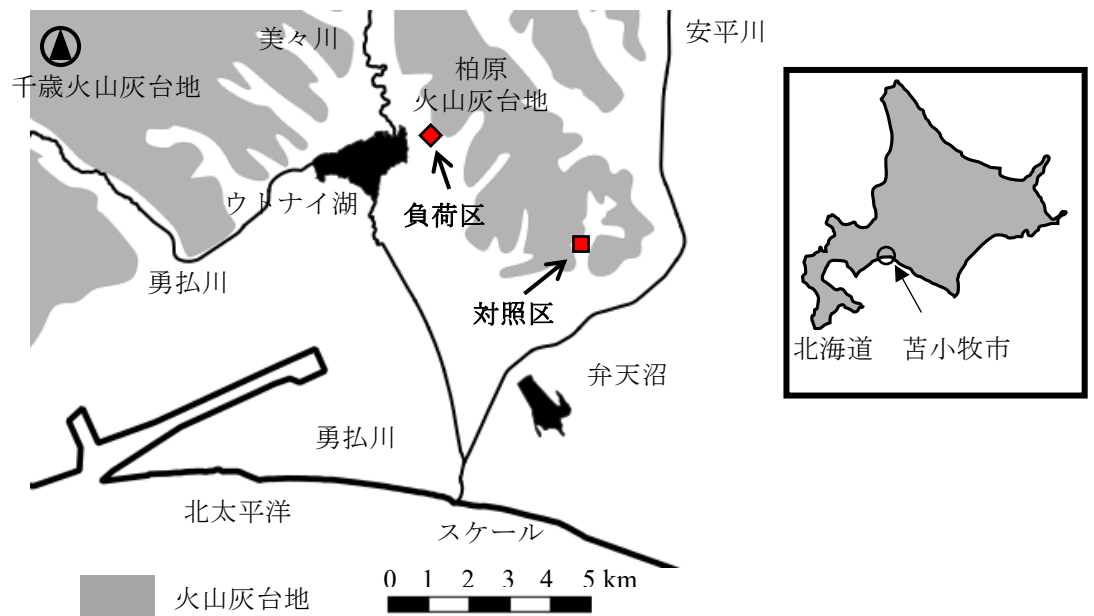


図 1-3 : 調査地の位置図. 5 万分の 1 地質図幅 「苫小牧市, 千歳市, 早来, 鵺川」 GIS データ (産総研地質調査総合センター) (<https://gbank.gsj.jp/geonavi/geonavi.php>) を使用し、勇払平野および火山灰台地について加筆した. 負荷区的位置は北緯 42 度 42 分 20 秒, 東経 141 度 43 分 53 秒. 対照区的位置は北緯 42 度 40 分 52 秒, 東経 141 度 46 分 15 秒.

負荷区の北東側上流にある台地上には畑地や民家があり，それらと負荷区の間にある斜面にはミズナラとコナラの森林がある（図 1-4）．さらに，負荷区内は，北東側から南西側のウトナイ湖に向かって緩やかに下へと傾斜している．負荷区では，湧出する地下水によって常に冠水している定点が複数あり，降水時には，冠水地から溢れた表層水が湿原を通して流出する事もある．一方，対照区は南北に細長い小支流の谷底に発達した湿原の一部であり，周囲をミズナラとコナラの森林で覆われた台地で囲まれており農地はほとんどない．北側上流にある沼から対照区東側に流れ込む小川は，夏季や冬季など降雨の少ない時期にはほとんど水の流れがない（佐藤ら 2022）．

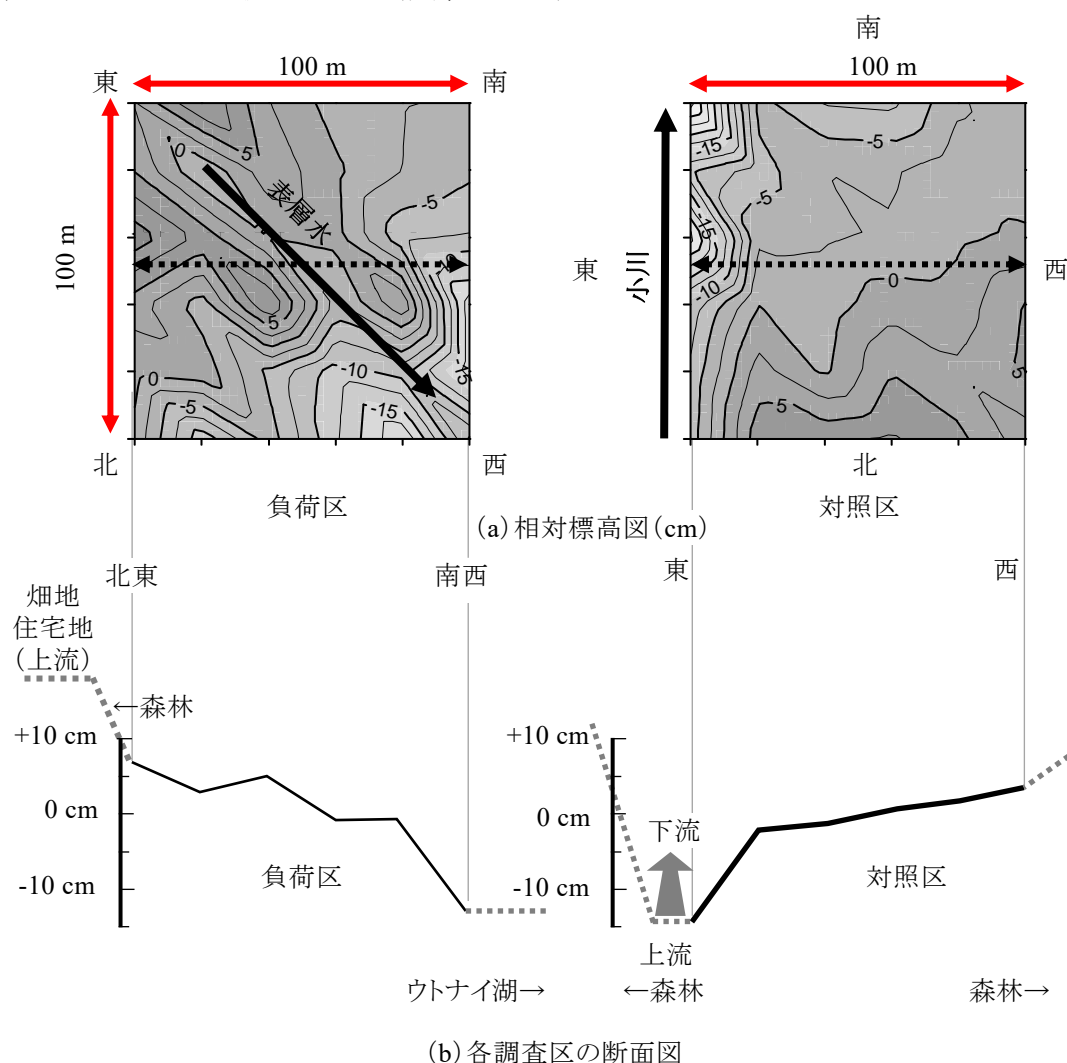


図 1-4：各調査区の相対標高図 (a) および相対標高の断面図 (b)．(a) は各調査区における相対標高 (cm) を示し，矢印（黒塗りつぶし）は表層水または小川の流れる方向を示す．

(b) は各調査区の中央部（点線矢印）における相対標高 (cm) の断面図を示す．各調査区の平均標高は，負荷区で約 5 m，対照区で約 6 m である．

1.4. 方法

本論文は、全 5 章から構成されており、以下に調査方法を章ごとに示す。

第 2 章では、負荷区と対照区でそれぞれ地下水およびハンモック内の泥炭水を採水し、両調査区の水質を比較し、負荷区における水質への負荷の影響を評価した。

第 3 章では、プアフェンの種組成に対する地下水経由の負荷の影響を明らかにするため、各調査区で種組成調査を行い、第 2 章の地下水の結果と合わせて解析を行い、種組成に対する負荷の影響を評価した。

第 4 章では、第 3 章の結果からミズゴケ属が本調査地の種組成を構成する主要な種であることを明らかにしたうえで、ミズゴケ属の出現を規定する環境因子とその範囲を明らかにした。これらの環境要因からミズゴケ属の出現に対する負荷因子を特定し、これら因子を低減した場合のミズゴケ属の出現数を予測し、予測結果から適切な保全対策について検討を行った。

第 5 章では、第 2 章～第 4 章までの総論として、プアフェンに対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響、および本研究で得られた保全に関する科学的知見が「湿地研究」および環境デザインの使命のひとつである「人と自然が共生する社会づくり」における意義や今後の展開について示すこととした。

1.5. 論文の構成

本論文は、全 5 章から構成される。論文の構成を図 1-5 に示す。

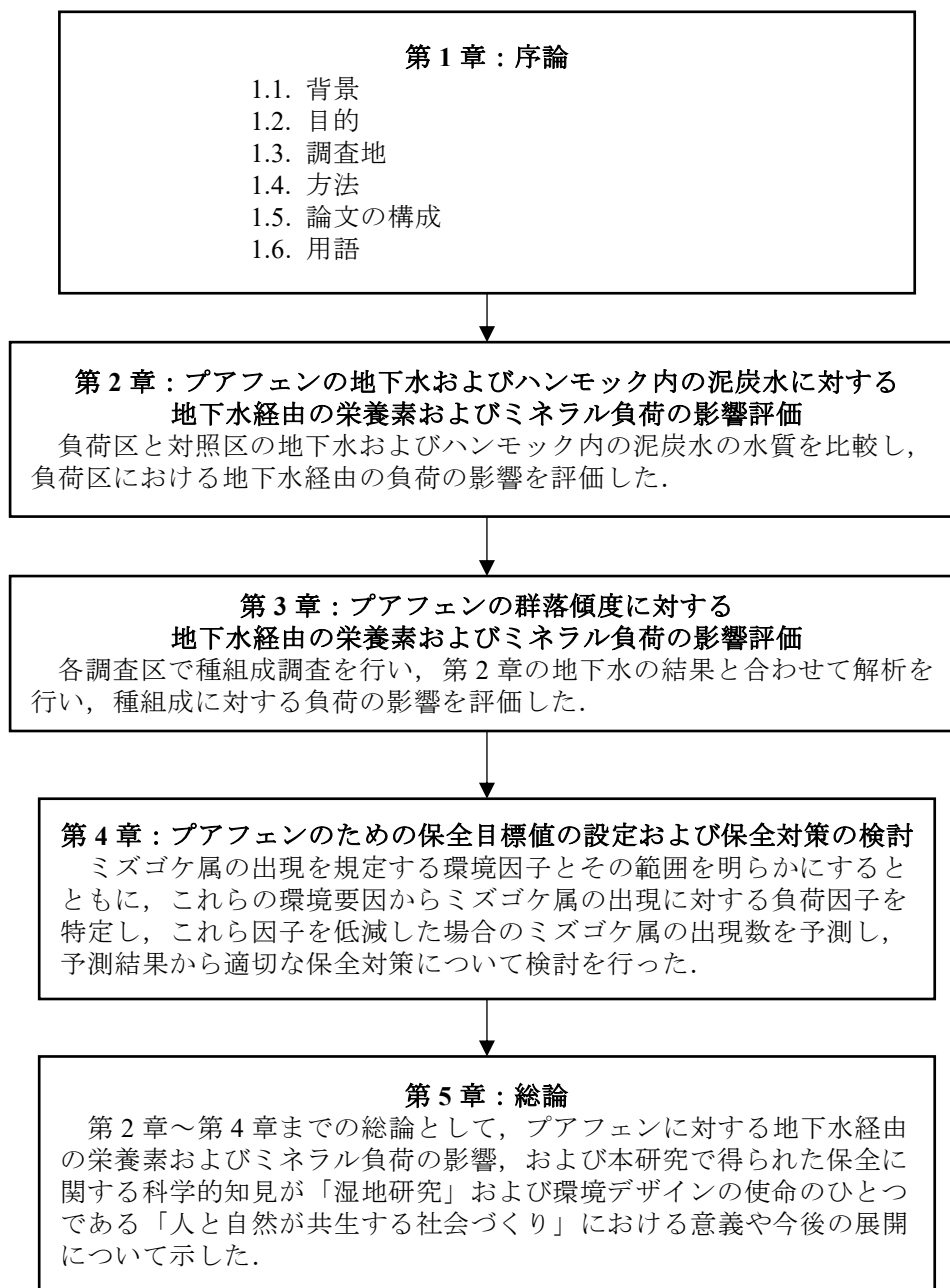


図 1-5 論文の構成

1.6. 用語

ボグ¹⁾ : ミズゴケ属が優占する湿原. 地下水の pH や栄養素およびミネラル濃度が低い.

フェン¹⁾ : ヨシや中～大型のスゲ類が優占する湿原. 地下水の pH や栄養素およびミネラル濃度が中程度～高い.

プアフェン¹⁾ : 中～小型のスゲ類が優占し, ミズゴケ属の出現を伴う湿原. 地下水の pH や栄養素およびミネラル濃度は中程度.

リッチフェン¹⁾ : フェンの中でも, ミズゴケ属の出現を伴わない湿原. 地下水の pH や栄養素およびミネラル濃度は高い.

飽和帯泥炭水²⁾ : 土粒子間の隙間(間隙)が水で満たされた領域にある泥炭水.

不飽和帯泥炭水²⁾ : 土粒子間の隙間(間隙)が水で満たされていない領域にある泥炭水.

ハンモック¹⁾ : ミズゴケ属がつくる幅約 1 m² 程度, 高さ 10～数 10 cm の凸型地形.

ホロウ¹⁾ : ハンモック周辺にできる凹型.

維管束植物³⁾ : 維管束をもつ植物.

維管束³⁾ : 植物体内において物質輸送の通路となる構造・組織.

毛管上昇¹⁾²⁾ : 毛管現象による上昇. 毛管現象とは水の表面張力によって起きる現象であり, 表面張力や電気化学的力によって土壌の隙間を移動する物理現象. ミズゴケ属は維管束をもたないため, 葉や茎の隙間を水が移動している.

蒸発散³⁾ : 植物体内から水が水蒸気として空気中に出ていく現象および植物体表面や土壌表面からの蒸発を合わせた気化現象.

涵養²⁾ : 降水, 湖沼や河川などの水が地下へ浸透すること.

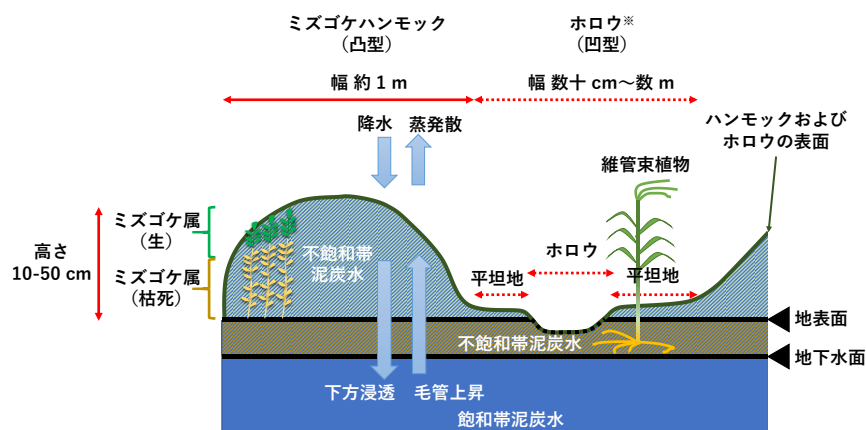


図 1-2 (再掲) ミズゴケ属がつくるハンモックとホロウ (模式図).

＜用語の整理に使用した参考文献＞

- 1) 矢部和夫（2019）北海道に広がる泥炭地湿原の地理的な変異と気候条件（特集 北海道の水環境）. 水環境学会誌, 42（7），240-243.
- 2) 日本地下水学会編（2011）：「地下水用語集」. 理工図書
- 3) 石川統・黒岩常祥・塩見正衛・松本忠夫・守隆夫・八杉貞雄・山本正幸（2010）生物学辞典. 東京化学同人，東京

第2章 プアフェンの地下水およびハンモック内の泥炭水に対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響評価

2.1. はじめに

(1) 背景

湿地生態系に対する人為的な負荷のうち、特に化学物質の影響については、これまで、酸性雨に関連する研究として、排ガスなど人間活動に起因する大気中の窒素と硫黄の沈着に関する研究が行われてきた。これらの研究では、高濃度窒素の大気沈着によりハンモック表層のミズゴケが窒素飽和に達すると、ミズゴケの下層にある維管束植物の根圏へと大気経由の窒素が流出し、維管束植物の成長が促進され、ミズゴケの成長が抑制されるという過程が明らかとなった (Gunnarsson and Rydin 2000; Lamers et al. 2000; Limpens et al. 2003; Vitt et al. 2003; Bragazza et al. 2004)。一方で、集水域の農地利用などによって湿地内の地下水へ負荷された栄養素やミネラルは、毛管上昇によって維管束植物の根圏に達し、直接その成長を促進させる可能性がある。しかしながら、ボグやフェンに対する地下水経由の栄養素やミネラルによる負荷の研究は、大気沈着の研究に比べて非常に少ない (van Dijk et al. 2019)。

湿原内の地下水への栄養素等の負荷の影響だけでなく、ミズゴケが形成するハンモック内の水質に関する研究は非常に少ない。そのうち、ハンモック内での泥炭水中の酸性の原因として低 pH の降水の流入とミズゴケ属の陽イオン交換の両方が重要であること (Clymo 1984)、ハンモック内の pH が、降水流入や湿潤な気象環境下で上昇し、ミズゴケ属の成長期に低下すること (Bragazza et al. 1998, Bragazza and Gerdol 1999)、ハンモックとホロウ中の pH や陽イオン濃度の値は降水や蒸発散、陽イオン交換、および泥炭の有機物分解の影響を受けて季節変動していることが (Bragazza et al. 1998)、それぞれ明らかにされている。また、ハンモック内の鉛直方向のイオン輸送については、ハンモックへの NaCl の添加実験によって Cl⁻や Na⁺が毛管上昇によって下層から表層へと鉛直移動することが確認されている (Balliston and Price 2020)。しかしながら、ミズゴケ属は主にハンモック表層（頂点から 5 cm 程度）で光合成をして生活しているが (Rydin et al. 2013)、このような表層と表層以深のそれぞれの水質環境についてはよく分かっていない。

プアフェンにあるハンモック内の主な水の供給源は降水と蒸発散に誘発される毛管上昇する地下水である (Yazaki et al. 2006, Price and Whittington 2010, McCarter and Price 2014)。このような降水や地下水からハンモックへの水輸送はイオン輸送にも影響し、さらに、ハ

ンモック内の水質は降水や地下水中のイオンの影響を受ける。以上のことから、地下水經由の栄養素およびミネラル負荷がプアフェンのハンモックの泥炭水の水質に与える影響、つまり、高濃度の栄養素等がハンモック内の泥炭水へ輸送される可能性は十分あるものの、ほぼ検討されてこなかった。

(2) 目的

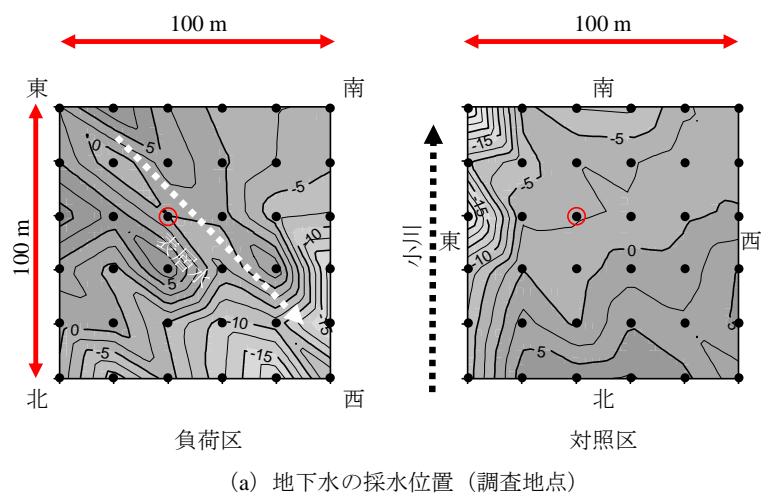
本章の目的は、プアフェンの地下水およびハンモック内の水質に対する地下水經由の栄養素およびミネラル負荷の影響を評価することである。そのため、本章では、各調査区の地下水およびハンモック内の水質を比較することにより、負荷区での水質に対する人為負荷の影響を明らかにする。また、ハンモック内の水質は地下水と雨水の混合によって形成されていることから、ハンモック内の水質に対する雨水の影響についても明らかにする。

2.2. 方法

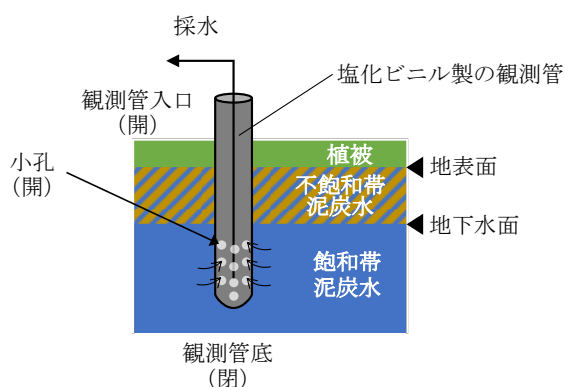
2.2.1. 現地調査

2.2.1.1. 地下水の採水

各調査区を 20 m 間隔で格子状に区分し、その交点を調査地点 (n = 36) とし、各調査地点で地下水の採水を行った (図 2-1 (a)). 各調査地点に直径 3 cm, 長さ 90 cm で側面に 10 cm 間隔で小穴を開けた塩化ビニル製の観測管を、一端を管口から 10 cm 残して垂直に埋めた (図 2-1 (b)). 地下水の採水は、植物の成長期に合わせ、2014 年の 8, 9, 10 月の計 3 回実施した (図 2-2). 採水する水が降水の希釈を受けないように、採水は降水後 1 日以上経過後とし、採水の前日に観測管内の水をすべて換水した.

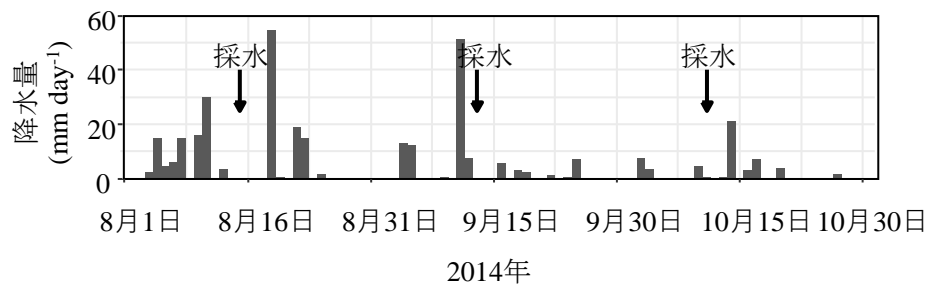


(a) 地下水の採水位置 (調査地点)

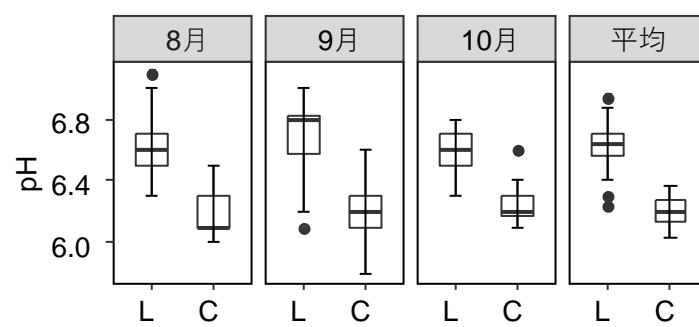


(b) 各調査地点での地下水の採水状況

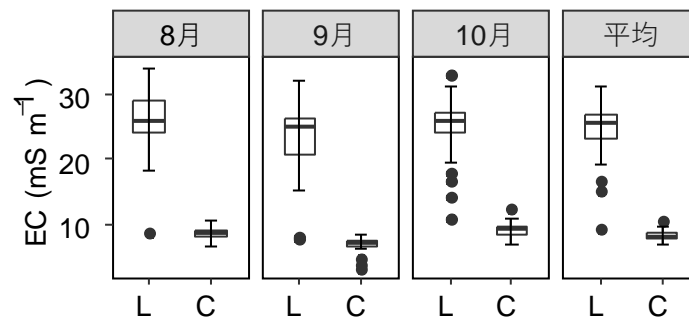
図 2-1 : 各調査区の地下水およびハンモック泥炭水の採水位置 (調査地点) (a) および各調査地点での地下水の採水状況 (b). (a) では、●は地下水の採水位置 (各調査区で 36 調査地点から採水), ○はハンモックの採水位置, 図内の数値および線は相対標高 (cm), 矢印 (点線) は表層水または小川の流れる方向を示す.



(a) 降水量 (2014年8月～10月)



(b) 地下水中のpH



(c) 地下水中のEC

図 2-2 : 2014 年 8 ～ 10 月における降水量 (a), および地下水中の pH (b) と EC (c).

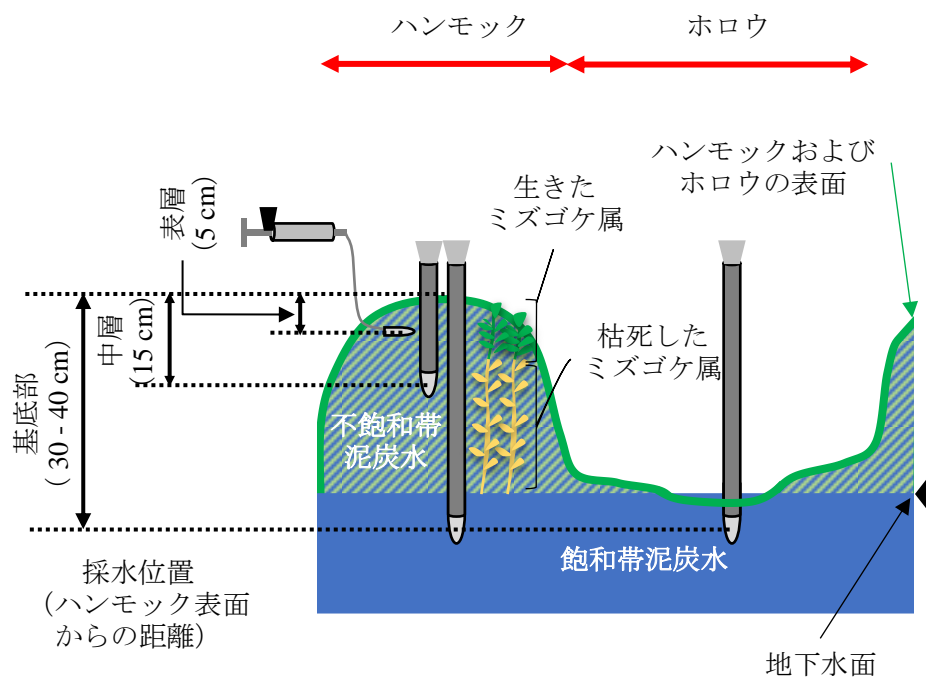
“L” は負荷区 (n = 36), “C” は対照区 (n = 36). (a) の降水量は厚真観測所 (気象庁ホームページ, <https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>, 2021 年 4 月 7 日確認) のデータを元に作成した. (b) と (c) の平均は 2014 年 8, 9, 10 月の平均値を示す.

2.2.1.2. ハンモックおよびホロウからの採水

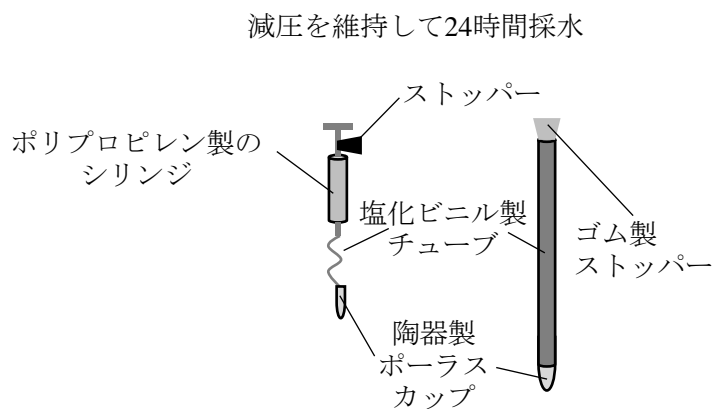
負荷区および対照区からは、各調査区の中で代表的なハンモックとしてワラミズゴケが優占するハンモック 2 個を選択した。なお、ハンモックの選択には、維管束植物によって大きく被陰されていないようなものや、その形状が潰れずに凸型の形状を維持しているもの、地表水の影響を受けにくい十分な高さ（概ね 20~30 cm）があるものを選択した。負荷区で選択したハンモックは L1 と L2 とし、対照区は C1 と C2 とした。また、全ての採水時には必ず同一のハンモックを使用した。ハンモックおよびホロウの採水は両調査区で同一日に開始した。ハンモックの採水量が 1 時間あたり数ミリリットル以下であったことから、開始から採水量が必要量に達する約 24 時間後に回収した。採水は、植物の成長期に合わせて、2017 年 6 月から 9 月、および 2018 年 6 月から 8 月の間に毎月（計 7 回）行った。なお、地下水の採水は各調査区で 36 の調査地点から採水を行ったが、ハンモックおよびホロウの採水は各調査区の 2 箇所から採水を行った。

ハンモックはその頂上から基底部までの 3 層に区分し、頂上から 5 cm の位置を表層、15 cm を中層、およびミズゴケハンモックと地表面の境界を基底部とし各層から専用の採水器で採水した（図 2-3 (a)）。基底部とホロウの採水位置は同一深度であり、これらの位置は観測期間中はほぼ冠水し、地下水面より下にあったことから、これらの泥炭水は飽和帯泥炭水とした。一方、表層および中層の採水位置は地下水面より常に上にあったため、これらの泥炭水は不飽和帯泥炭水とした。

採水には減圧ポーラスカップ法（泥炭水などの土壤水を陶器製のポーラスカップ内に吸引する方法）を用いて初期圧力は-50 kPa とした。表層の採水には、電子滅菌済みのポリプロピレン製シリンジ（ニプロ：DS50 mL，大阪）の先端に長さ 10 cm のファイバー式土壤溶液採取器（大起理化工業：DIK-301A-A1，埼玉）を取り付けた採水器を使用した（図 2-3 (b)）。なお、ハンモックの頂点近くの表面から数 cm までは光が届くためミズゴケ属が盛んに光合成をして生活しているが、5~15 cm 以深はミズゴケ属が遺体となり泥炭の一部となっている（Rydin et al. 2013）。中層と基底部、およびホロウの採水には、長さ約 50 cm，直径約 1.5 cm のアクリル製の管の先に長さ約 5 cm のポーラスカップを取り付けた採水器を使用し、初期圧力は-50 kPa とした。特に、基底部ではミズゴケハンモックの頂上から基底部に向かって採水器を垂直に差し込んで採水し、ホロウでの採水と明確に区別した。



(a) ハンモックおよびホロウにおける採水位置



(b) 採水器

図 2-3 : ハンモックおよびホロウ採水位置 (a) および採水器 (b) の模式図. Rydin et al. (2013) および矢崎 (2017) を参考に作成. 各調査区から 2 つのハンモック (負荷区では L1 と L2, 対照区では C1 と C2 とした) を選択し, さらに, 各ハンモックでは, 表層, 中層, 基底部とその周辺のホロウの計 4 か所から採水した.

2.2.1.3. 雨水の採水

本章では、ミズゴケハンモック内の泥炭水と雨水の水質を比較し、ハンモック内の泥炭水に対する雨水の影響を明らかにするため、雨水を採水した。雨水の採水は調査区毎に行い、2017年8月と2018年8月の合計2回実施した。なお、雨水採水器はL1とL2の近傍とC1とC2の近傍の合計2か所に設置した。採水器の回収は設置から24時間以内に行い、その間に溜まった雨水を採水した。雨水採水器は採水ビンの先端に円錐型のロートを設置し、ロートの開口部にはごみ等が入らないように網をかけた。

2.2.1.4. 気象観測

降水や蒸発散などの気象現象は降水や地下水からハンモックへの水輸送だけでなくイオン輸送に対しても影響を与える可能性がある。特に、降水による希釈の影響や蒸発散の濃縮作用によりハンモック内のイオン濃度は変化する可能性がある。負荷区と対照区のハンモック内の水質を比較するためには、これらの気象条件による影響を考慮する必要がある。そのため、本章では水輸送に関わる降水量および蒸発散量について、ハンモックの採水時期と同時期の2017年5月から9月および2018年5月から9月において負荷区と対照区で気象観測を行った。

降水量は、転倒マス式雨量計（#6466, Davis Instrument, US）を開口部が高さ1 mで、植被に覆われないよう設置し測定した。各試験区の可能蒸発量の測定のために、負荷区と対照区の気温・相対湿度（HMP60, Vaisala, Finland）を高度2 mの自然通風シェルタ内において、風速（014-a, MetOne, US）を高度2 mにおいて、全天日射量（PCM-01, PREDE, Japan）を高さ1.3 mで、ハンモックの地表面温度をT型熱電対で、それぞれ10分間隔で計測した。また、下向き長波放射量は、近隣する両群落において同じと仮定し、長波放射計（IR02, HukseFlux, Netherland）で負荷区において10分間隔で計測した。以上の気象データの1日平均値を計算に使用した。また、観測期間中にみられた欠測日については、農研機構（2022）の降水量（解析雨量）、気温、相対湿度、風速、全天日射量、下向き長波放射量を使い推定した。

可能蒸発量は、Penman（1956）の式に基づいて計算した。正味放射量 RN ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$) は、全天日射量 SD ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$)、アルベド α （5月と10月は0.0849、6~9月は0.132、実測値）、下向き長波放射量 LD ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$)、地表面温度 T_s (K) から、以下の式によって求めた。

$$RN = (1 - \alpha) SD + LD - \epsilon \sigma Ts^4 \times 86400 \times 10^{-6}$$

ここで ϵ は地表面の射出率で、0.980 とし、 σ はステファン・ボルツマン定数 ($5.67 \times 10^{-8} \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-4}$) とした。また地中熱流量の日値は他の熱収支項に比べ十分に小さいと考えられるため、ゼロとして計算した。

2.2.2. 水質分析

各泥炭水および雨水は、採水後、速やかに 0.45 μm メンブレンフィルター (ADVANTEC: DISMIC-25AS, 東京) で濾過した後、実験室に持ち帰り分析した。各泥炭水の pH はガラス電極法 (堀場製作所: pH-22B, 京都), 電気伝導度 (EC) は交流 2 極法 (堀場製作所: EC-33B, 京都), および陽イオン ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) と陰イオン (Cl^- , SO_4^{2-} , $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) は札幌市立大学の実験室でイオンクロマトグラフィー (東亜: IA-300, 東京) によりそれぞれ測定した。その際、イオンクロマトグラフのサンプルループ容量の設定は、ハンモック表層の泥炭水とその他の泥炭水 (地下水, ハンモック中層と基底部, およびホロウ) の濃度差を考慮し、前者は 200 μL , 後者は 20 μL とした。なお、各イオン濃度の上限値および下限値は 200 μL ループ容量よりも 20 μL ループ容量の方が 10 倍高い濃度であった。また、ハンモックおよびホロウの泥炭水中の窒素 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$) と $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ のみはイオンクロマトグラフィーとは別に北海道立総合研究所機構エネルギー・環境・地質研究所で連続流れ分析 (ビーエルテック: QuAAtro-2HR, 大阪) により測定し、その測定値を解析に使用した。測定した複数の陽イオンおよび陰イオンは、地下水中のイオンの大部分を占めるとともに、植物の成長にとって必須の物質であることから、これらのイオンを測定対象とした。

2.2.3. 解析

2.2.3.1. 地下水の比較

地下水の pH とイオン濃度の総量と正の関係がある EC は (半谷・小倉 1995), 2014 年 8, 9, 10 月の間、負荷区と対照区のそれぞれではほぼ一定であり、ミズゴケの成長期に大きな季節変動は認められなかった (図 2-2 (b), (c))。そのため、各調査地点の代表値として 3 回の測定値を平均化し、これらの各調査地点の代表値から各調査区の平均値 $\pm \text{SD}$ ($n=36$) を求めた。つぎに、各水質項目について両調査区の平均値の有意差を求めるため、各調査区の平均値 $\pm \text{SD}$ ($n=36$) を用いてマンホイットニーの U 検定を行った。U 検定は exactRankTests パッケージ (R) の wilcox.exact 関数を使用した。なお、これらの地下水デ

ータは必ずしも正規性を仮定する必要が無いため、ノンパラメトリックの2群間比較であるU検定を使用した。

2.2.3.2. ハンモックおよびホロウにおけるpH, EC, および各イオン濃度の比較

ハンモックおよびホロウの水質を比較するため、L1, L2, C1, C2の各層（ハンモックの表層, 中層, 基底部, およびホロウ）について、それぞれの測定値（ $n=7$ ）から平均値を求めた。次に、L1, L2, C1, およびC2の平均値を使用して、pH, EC, および各イオン濃度差について以下の①～③の方法でt検定および多重比較による比較を行った。

①ハンモックの各層（表層, 中層, 基底部）の比較（多重比較）

各調査区においてハンモック内の各水質項目について3群間（表層, 中層, 基底部）で比較するため、2群間（表層対中層, 表層対基底部, 中層対基底部）でそれぞれt検定を行ったあと、ボンフェローニによる p 値を調整（ $0.017 (= 0.05 / 3)$ ）を行い、多重比較を行った。

はじめに、負荷区のハンモックの表層（L1 ハンモック表層の平均値と L2 ハンモック表層の平均値の2反復）と中層（L1 ハンモック中層の平均値と L2 ハンモック中層の平均値の2反復）の2群に対しt検定を行った。つぎに、負荷区のハンモックの表層と基底部および中層と基底部に対し、それぞれt検定を行った。これらのt検定により求めた3つの p 値のうち、いずれかの p 値が0.017未満の場合は、3群間のいずれかで有意差があると判定した。以上の操作を対照区に対しても同様に行い、3群間における有意差を判定した。

②基底部とホロウの比較（t検定）

各調査区の基底部およびホロウのpH, EC, および各イオン濃度差を比較するため、各水質項目について、負荷区のハンモック基底部（L1 ハンモック基底部の平均値と L2 ハンモック基底部の平均値の2反復）とホロウ（L1 ホロウの平均値と L2 ホロウの平均値の2反復）の2群に対しt検定を行った。

③層毎における調査区間の比較（t検定）

各層において調査区間のpH, EC, および各イオン濃度差を比較するため、負荷区のハンモック表層（L1 ハンモック表層の平均値と L2 ハンモック表層の平均値の2反復）と対照区のハンモック表層（C1 ハンモック表層の平均値と C2 ハンモック表層の平均値の2反復）の2群に対しt検定を行った。同様に、ハンモックの中層, 基底部, およびホロウについてそれぞれt検定を行った。

野外観測の都合上、各調査区から十分なハンモック数が確保でなかったため、①～③の

検定は2反復でも検定が行える t 検定で行った。再現性を確保するには十分とは言えないが、各水質項目の傾向（高い値・低い値）を探索的に確認することにした（GraphPad Prism 2014）。t 検定は対応のない t 検定とし、R の `t.test` 関数を用いて行った。なお、平均値の有意差を検定する方法のうち、また、ハンモックの一部は採水量が少なく、再測定が不可能だったため、欠損値とした。4 つのハンモックのうちひとつでも欠損値のあった月のデータは検定対象から外し、残りのデータから平均値を求めた。さらに、定量下限値未満のデータについては、定量下限値を代替値として平均値を求めた。

2.2.3.3. 各水質項目の平均値の算出

本章では、負荷区のハンモック（表層、中層、基底部）とホロウの pH, EC, および各イオン濃度の平均値として、それぞれの測定値（ $n=7$ ）から求めた L1 の平均値および L2 の平均値をさらに平均化した値を使用した。同様に、対照区のハンモックおよびホロウの各水質項目の平均値として、C1 の平均値および C2 の平均値をさらに平均化した値を使用した。このように求めた平均値は、pH, EC, および各イオン濃度の鉛直分布の図示（図 2-4）に使用した。

2.2.3.4. 各イオン組成比の算出および主成分分析

ハンモック内のイオン濃度は、降水、地下水の流入による水とイオンの供給、および蒸発散による水損失、生物の吸収や分解（無機化）というイオンの出入りや水量変化の影響を受け絶えず変化する。一方、イオン組成比は水量変化に伴う水の濃縮や希釈の影響を受けないので、ハンモックに対する降水や地下水のイオンの流入や流出、および生物による選択的イオンの吸収や分解などの影響を評価できる。そのため、イオン組成比はイオン濃度とともにミズゴケハンモック内の水質環境を明らかにするために重要な情報を提供する。

地下水、ハンモック、ホロウ、および雨水の各イオン濃度の平均値（ mg L^{-1} ）から各イオン当量（ meq L^{-1} ）を求め、各イオン当量の合計値に対する各イオン当量の比を求め、それぞれの比（%）をイオン組成比とした。また、炭酸イオン（ HCO_3^- ）当量は陽イオン当量から陰イオン当量を減じて求めた。なお、本文中のイオン組成比はイオン濃度と区別するため、イオン記号の末尾に%を示した。

地下水、ハンモック・ホロウ、および雨水のイオン組成比およびこれらの試料に関する負荷区と対照区のイオン組成比の違いを統計的に明らかにするため、各イオン組成比を用いて主成分分析を行った。主成分分析は統計ソフト R の `prcomp` 関数で行った。なお、主成分分析の結果では、ハンモック内の水質の違いが明瞭に示されなかったため、ハンモッ

クを含むそれぞれの試料について各イオン組成比からなる棒グラフを作成した。

2.2.3.5. 水損失量の算出

蒸発散量 (E) mm d^{-1} および降水 (P) mm d^{-1} の測定結果から水損失量 (E-P) mm d^{-1} を求めた。平均水損失量はミズゴケハンモック内の水の上下移動を示す指標であり、蒸発散により上方向の移動が強くなると正の値を示し、降水により下方向の移動が強くなると負の値を示す。本章では、日平均水損失量、日平均蒸発散量、および日平均降水量として採水日前と採水日を含む 4 つの算出期間 (4 日間, 1 週間, 2 週間, 4 週間) において、それぞれの日平均値を求めた。なお、このように採水日を含む 4 期間でそれぞれの日平均量を求めたのは、ハンモックに対し直近の気象状況が影響すると予想されたためである。

2.2.3.6. 水損失量, 蒸発散量, および降水量の調査区間の比較

水損失量, 蒸発散量, および降水量の変動傾向および平均値を調査区間で比較するため、それぞれの項目について算出期間毎に負荷区と対照区の 2 群に対し相関係数と平均値の有意差検定を行った。相関係数は統計ソフト R の `corr.test` 関数により求めた。また、平均値の有意差検定はマンホイットニーの U 検定により求めた。U 検定は `exactRankTests` パッケージ (R) の `wilcox.exact` 関数を使用した。

相関係数は負荷区と対照区の変動傾向の一致または不一致を確認するために行った。各気象項目について、負荷区と対照区の変動傾向が一致し、平均値に差が認められない場合は、両調査区の気象条件はほぼ一致したといえる。一方、変動傾向が一致せず、平均値に差が認められた場合は、両調査区の気象条件は異なるといえる。

2.3. 結果

2.3.1. pH, EC, および各イオン濃度

2.3.1.1. 地下水

pH, EC, および $\text{NH}_4^+\text{-N}$ を除く全てのイオンの平均濃度は, 対照区より負荷区で有意に高かった (表 2-1). さらに, 対照区の $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の平均値は定量下限値 (0.1 mg L^{-1} 未満) を下回った. 一方, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の平均値は, 負荷区では定量下限値 (0.2 mg L^{-1} 未満) を下回り, 対照区では 0.2 であり, 対照区で有意に高かった. なお, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ および $\text{NO}_2^-\text{-N}$ については, 全ての試料において定量下限値 ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は 0.8 mg L^{-1} 未満, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ は 0.2 mg L^{-1} 未満) を下回った.

表 2-1 : 各調査区における各環境因子の平均値 \pm SD. 表中の p 値はマンホイットニーの U 検定により求めた. $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ および $\text{NO}_2^-\text{-N}$ は両調査区で定量下限値未満のため記載していない.

水質項目	負荷区 (n = 36)	対照区 (n = 36)	p 値
	平均値 \pm SD	平均値 \pm SD	
pH	6.6 \pm 0.1	6.2 \pm 0.1	< 0.05
EC (mS m^{-1})	24.7 \pm 4.4	8.2 \pm 0.8	< 0.05
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg L^{-1})	0.2 未満	0.2 \pm 0.2	< 0.05
Na^+ (mg L^{-1})	9.7 \pm 1.5	5.3 \pm 0.5	< 0.05
K^+ (mg L^{-1})	4.2 \pm 0.8	0.3 \pm 0.3	< 0.05
Mg^{2+} (mg L^{-1})	4.3 \pm 0.9	0.9 \pm 0.2	< 0.05
Ca^{2+} (mg L^{-1})	20.8 \pm 4.5	3.2 \pm 0.8	< 0.05
Cl (mg L^{-1})	8.1 \pm 1.4	4.7 \pm 0.6	< 0.05
$\text{NO}_3^-\text{-N}$ (mg L^{-1})	0.7 \pm 1.2	0.1 未満	< 0.05
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	10.2 \pm 7.6	1.3 \pm 1.3	< 0.05

2.3.1.2. ハンモック，ホロウ，および雨水

1) 鉛直方向による比較

ハンモック内の多重比較の検定結果から，負荷区では $\text{NH}_4^+\text{-N}$ を除く水質項目に有意差があり（表 2-2 (a)），対照区では pH，EC， Na^+ ， Mg^{2+} ， Ca^{2+} ，および Cl^- に有意差が認められた（表 2-2 (b)）．多重比較で有意差が認められた水質項目のうち，負荷区では $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ を除く水質項目の鉛直分布は基底部から表層へと減少する傾向を示し， $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は基底部から表層へと増加する傾向を示した（図 2-4）．対照区では，pH，EC， Na^+ ， Mg^{2+} ， Ca^{2+} ，および Cl^- が基底部から表層へと減少する傾向を示した．なお，対照区の $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は多重比較で有意差が認められなかったが（表 2-2 (b)），負荷区と同様に基底部から表層へ増加する傾向を示した（図 2-4）．

両調査区の雨水中の pH，EC，および各イオン濃度はほぼ同じであった（図 2-4）．また，雨水と表層を比較した結果，対照区の $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 以外の水質項目の値は，ほぼ同じか，雨水より表層の方が高い傾向を示した．

ハンモックの基底部とホロウ間で t 検定をした結果，有意差が認められた水質項目は負荷区では EC のみであり，対照区では K^+ のみであった（表 2-3）．また，有意差傾向（ $p < 0.1$ ）が認められたのは対照区の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ および Na^+ であった．

表 2-2: ハンモック内の pH, EC, 各イオン濃度に関する多重比較の結果. 表中の数値は, 2 群間 (表層対中層, 表層対基底部, 中層対基底部) の t 検定により求めた p 値である. 3 つの 2 群間による t 検定の結果のうち 1 つ以上の p 値がボンフェローニ調整後の p 値 ($0.017 (=0.05/3)$) より下回る場合は, いずれかの 2 群間に有意差があることから, ハンモック内において有意差ありとした.

(a) 負荷区 (各層は全て $n = 2$)

水質項目	p 値			有意差
	表層 対 中層	表層 対 基底部	中層 対 基底部	
pH	0.004*	0.003*	0.630	あり
EC	0.001*	0.000*	< 0.001*	あり
NH ₄ ⁺ -N	0.047	0.102	0.636	なし
Na ⁺	0.035	0.001*	0.228	あり
K ⁺	0.007*	0.009*	0.133	あり
Mg ²⁺	0.021	0.000*	0.048	あり
Ca ²⁺	0.058	0.006*	0.178	あり
Cl ⁻	0.033	0.001*	0.387	あり
NO ₃ ⁻ -N	0.064	0.005*	0.564	あり
SO ₄ ²⁻	0.056	0.002*	0.291	あり
PO ₄ ³⁻ -P	0.008*	0.008*	0.808	あり

(b) 対照区 (各層は全て $n = 2$)

水質項目	p 値			有意差
	表層 対 中層	表層 対 基底部	中層 対 基底部	
pH	0.003*	0.001*	0.186	あり
EC	0.302	0.003*	0.005*	あり
NH ₄ ⁺ -N	0.032	0.030	0.484	なし
Na ⁺	0.028	0.004*	0.009*	あり
K ⁺	0.951	0.171	0.155	なし
Mg ²⁺	0.176	0.011*	0.029	あり
Ca ²⁺	0.212	0.004*	0.020	あり
Cl ⁻	0.012*	0.002*	0.002*	あり
NO ₃ ⁻ -N	0.327	0.879	0.122	なし
SO ₄ ²⁻	0.606	0.226	0.423	なし
PO ₄ ³⁻ -P	0.046	0.033	0.161	なし

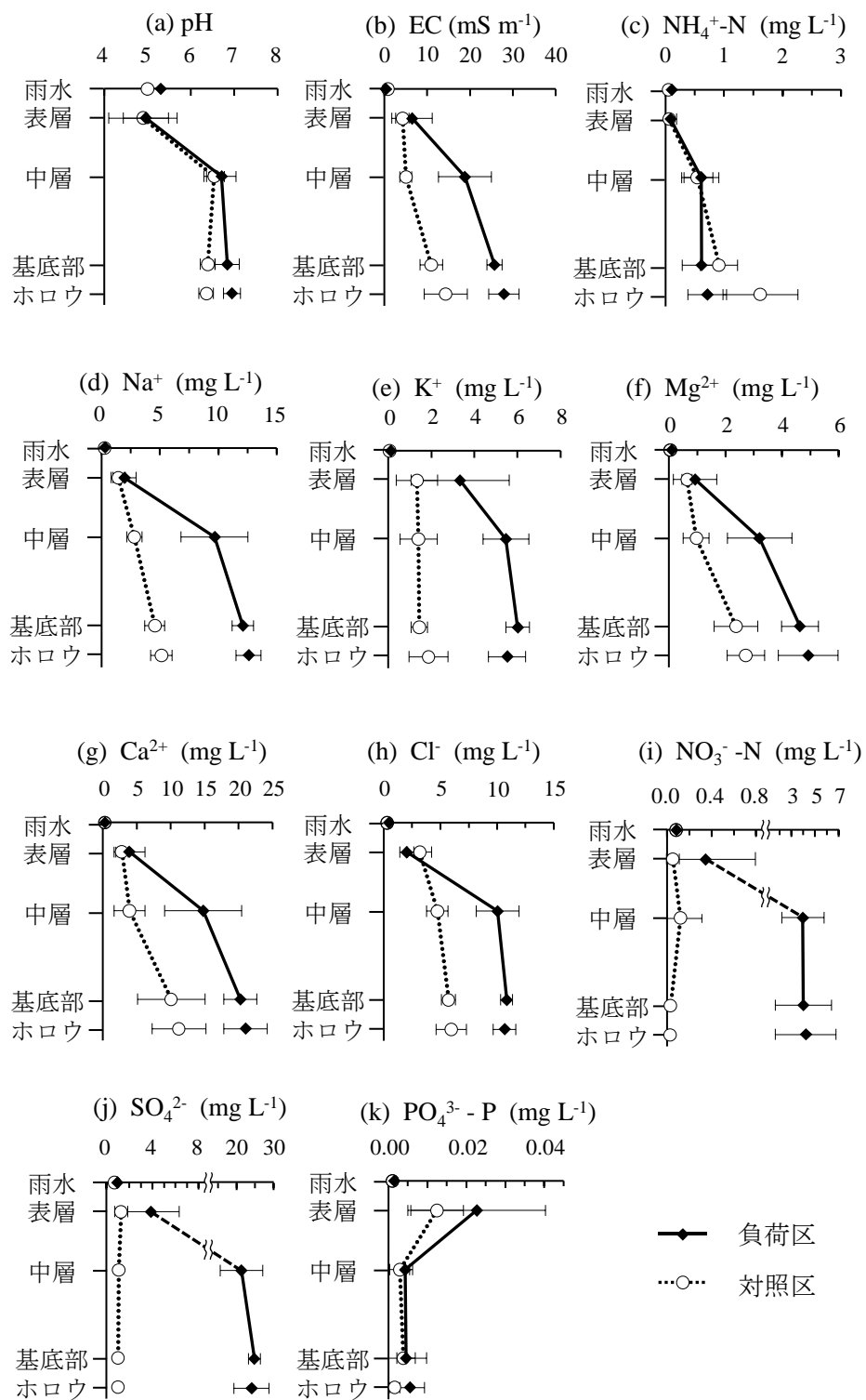


図 2-4 : pH, EC, 各イオン濃度の鉛直分布. 表層, 中層, 基底部はミズゴケハンモックの各層を示す. なお, 各調査区の雨水は 2017 年 8 月と 2018 年 8 月の平均値を示し, ハンモック (表層, 中層, 基底部) とホロウは L1 と L2 の平均値 (負荷区) および C1 と C2 の平均値 (対照区) を示した.

表 2-3：各調査区の pH, EC, 各イオン濃度に関する基底部とホロウによる t 検定の結

果. 表中の数値は t 検定により求めた p 値を示す.

水質項目	基底部 (n = 2) 対 ホロウ (n = 2)	
	負荷区	対照区
pH	0.204	0.349
EC	0.009**	0.255
NH ₄ ⁺ -N	0.531	0.065†
Na ⁺	0.316	0.073†
K ⁺	0.175	0.049*
Mg ²⁺	0.247	0.299
Ca ²⁺	0.337	0.333
Cl ⁻	0.604	0.681
NO ₃ ⁻ -N	0.308	0.829
SO ₄ ²⁻	0.355	注)
PO ₄ ³⁻ -P	0.384	0.276

** : $p < 0.01$, * : $p < 0.05$, † : $p < 0.1$

注) 対照区では硫酸イオンは不検出だったため, 検定は行わなかった.

2) 調査区間における比較

各採水位置における調査区間の pH, EC, および各イオン濃度について t 検定を行った結果, ハンモック表層では EC, K^+ , Cl^- , $PO_4^{3-}-P$, 中層および基底部では NH_4^+-N および $PO_4^{3-}-P$ を除く水質項目, ホロウでは $PO_4^{3-}-P$ を除く水質項目についてそれぞれ有意差が認められた (表 2-4). また, 表層の Mg^{2+} , 中層の $PO_4^{3-}-P$, およびホロウの $PO_4^{3-}-P$ は有意差傾向が認められた. なお, 表層は他の層やホロウと比べて, 有意差のある水質項目の数が少なかった. 以上の t 検定の結果で有意差が認められた水質項目のうち, Cl^- を除く水質項目は対照区より負荷区の方が高かった.

ハンモック表層の Cl^- は負荷区より対照区の方が高かった. 負荷区のハンモック表層で採水した試料のうち, いくつかは Cl^- の定量上限値を超過し, 再測定できなかった. そのため, 負荷区のハンモック表層の Cl^- のデータには一部の高濃度の測定値が含まれず, ハンモック表層における Cl^- の負荷区と対照区の比較は適切でなかった可能性がある.

表 2-4 : pH, EC, 各イオン濃度に関する負荷区 (各層は全て $n=2$) と対照区 (各層は全て $n=2$) の比較. 比較は同じ採水位置どうしで行った. 表中の数値は t 検定により求めた p 値を示す.

水質項目	採水位置			
	ハンモック 表層	ハンモック 中層	ハンモック 基底部	ホロウ
pH	0.445	0.042*	0.016*	0.002**
EC	0.025*	0.018*	0.002**	0.022*
NH_4^+-N	0.219	0.362	0.114	0.046*
Na^+	0.226	0.018*	< 0.001***	0.002**
K^+	0.037*	0.005**	< 0.001***	0.004**
Mg^{2+}	0.053†	0.025*	0.007**	0.012*
Ca^{2+}	0.412	0.031*	0.009**	0.003**
Cl^-	0.022*	0.015*	< 0.001***	0.015*
NO_3^--N	0.437	0.045*	0.001***	< 0.001***
SO_4^{2-}	0.134	0.014*	< 0.001***	0.001***
$PO_4^{3-}-P$	0.041*	0.063†	0.672	0.060†

*** : $p < 0.001$, ** : $p < 0.01$, * : $p < 0.05$, † : $p < 0.1$

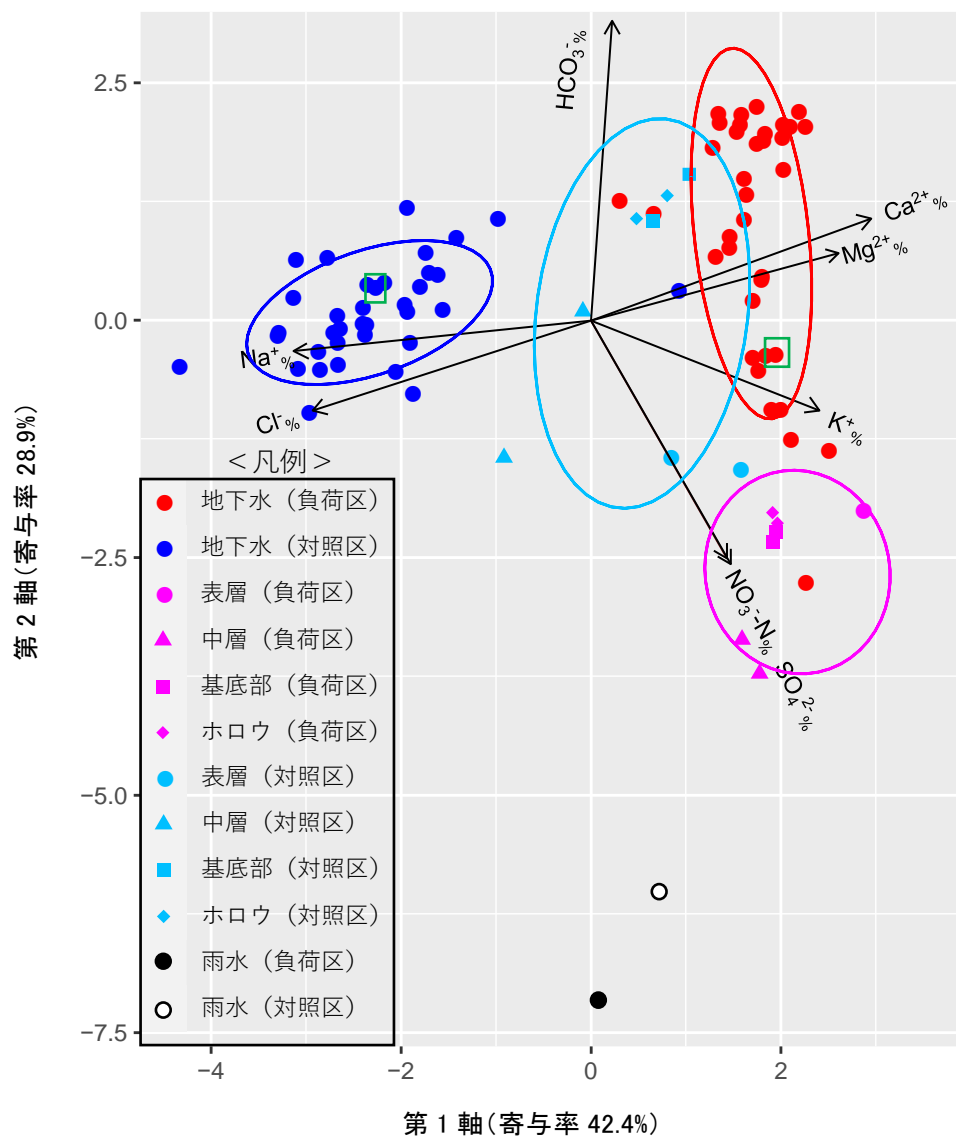
2.3.2. 主成分分析の結果

各調査区の地下水、ハンモック（表層、中層、基底部）、ホロウ、および雨水におけるイオン組成比による主成分分析の結果から、第1主成分の寄与率は42%であり、 $\text{Ca}^{2+}\%$ 、 $\text{Mg}^{2+}\%$ 、および $\text{K}^+\%$ の主成分負荷量が0.7以上（ $p < 0.05$ ）の正の相関を示し、 $\text{Cl}^-\%$ および $\text{Na}^+\%$ の主成分負荷量が-0.7未満（ $p < 0.05$ ）の負の相関を示した（表 2-5）。第2主成分の寄与率は29%であり、 $\text{HCO}_3^-\%$ の主成分負荷量が0.7以上（ $p < 0.05$ ）の正の相関を示し、 $\text{NO}_3^-\text{-N}\%$ および $\text{SO}_4^{2-}\%$ の主成分負荷量が-0.7未満（ $p < 0.05$ ）の負の相関を示した。第3主成分の寄与率は13%であり、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}\%$ の主成分負荷量が-0.7未満（ $p < 0.05$ ）の負の相関を示した。

第1軸の正から負に向かって、負荷区の地下水およびハンモック・ホロウ、対照区のハンモック・ホロウおよび雨水、対照区の地下水のプロットが配置された（図 2-5 (a)）。第2軸の正側には主に各調査区の地下水および対照区のハンモック・ホロウが配置され、負側には各調査区の雨水および負荷区のハンモック・ホロウが配置された。第3軸の正側には主に両調査区の地下水および負荷区のハンモック（中層、基底部）・ホロウが配置され、負側のより低い位置に各調査区のハンモックの表層が配置された（図 2-5 (b)）。以上のことから、負荷区のハンモック・ホロウ、負荷区の地下水、対照区のハンモック・ホロウ、対照区の地下水、および両調査区の雨水のイオン組成比はそれぞれ異なることが示された。

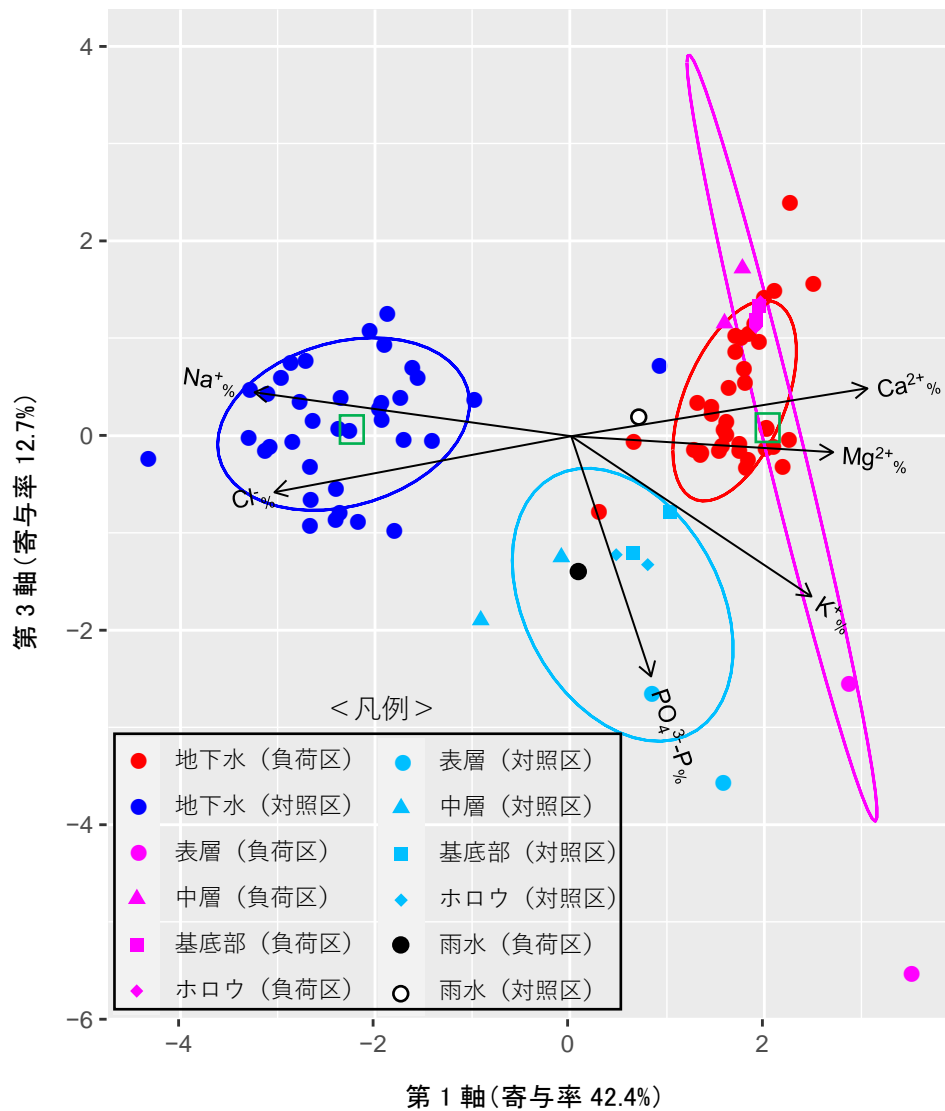
表 2-5：イオン組成比（地下水、ハンモック、ホロウ、および雨水）による主成分分析の結果。各主成分の主成分負荷量、寄与率、および累積寄与率を示す。黄色で塗りつぶしたのは主成分負荷量（因子得点と各水質項目の相関係数）の絶対値が0.7以上（ $p < 0.05$ ）の数値を示す。

水質項目	主成分負荷量		
	PC1	PC2	PC3
$\text{Ca}^{2+}\%$	0.90	0.33	0.15
$\text{Mg}^{2+}\%$	0.79	0.21	-0.05
$\text{K}^+\%$	0.73	-0.29	-0.48
$\text{Cl}^-\%$	-0.89	-0.29	-0.16
$\text{Na}^+\%$	-0.95	-0.10	0.14
$\text{HCO}_3^-\%$	0.07	0.96	-0.24
$\text{NO}_3^-\text{-N}\%$	0.43	-0.77	0.34
$\text{SO}_4^{2-}\%$	0.45	-0.79	0.34
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}\%$	0.25	-0.52	-0.72
$\text{NH}_4^+\text{-N}\%$	-0.34	-0.41	-0.40
寄与率	42%	29%	13%
累積寄与率	42%	71%	84%



(a) 第1軸対第2軸の主成分分析

図 2-5 (a) : 各調査区の地下水, ハンモック (表層, 中層, 基底部), ホロウ, および雨水のイオン組成比による主成分分析. (a) は第1軸と第2軸の結果, (b) は第1軸と第3軸の結果. 図内の楕円は各調査区の地下水, およびハンモックとホロウのそれぞれのプロットの確率楕円を示す. 環境ベクトルは相関係数の絶対値が 0.7 以上 ($p < 0.05$) の水質項目を示す. 緑の枠で囲んだ地下水のプロットは各調査区のみズゴケハンモックの観測位置に最も近い調査地点の地下水のプロット.



(b) 第1軸対第3軸の主成分分析

図 2-5 (続き): 各調査区の地下水, ハンモック (表層, 中層, 基底部), ホロウ, および雨水のイオン組成比による主成分分析. (a) は第1軸と第2軸の結果, (b) は第1軸と第3軸の結果. 図内の楕円は各調査区の地下水, およびハンモックとホロウのそれぞれのプロットの確率楕円を示す. 環境ベクトルは相関係数の絶対値が 0.7 以上 ($p < 0.05$) の水質項目を示す. 緑の枠で囲んだ地下水のプロットは各調査区の水ゴケハンモックの観測位置に最も近い調査地点の地下水のプロット.

2.3.3. 各試料のイオン組成比

2.3.3.1. 雨水

雨水の組成比は両調査区でほぼ同じ傾向を示し、陽イオンは $\text{Ca}^{2+}\% \cdot \text{Na}^{+}\% > \text{Mg}^{2+}\% > \text{NH}_4^{+}\text{-N}\% > \text{K}^{+}\%$ の順で高く（図 2-6 (a), (b)）、陰イオンは $\text{SO}_4^{2-}\% > \text{Cl}^{-}\% > \text{HCO}_3^{-}\% \cdot \text{NO}_3^{-}\text{-N}\%$ の順で高い傾向を示した（図 2-6 (c), (d)）。なお、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}\%$ は降水および全ての泥炭水で 1%未満であった。

2.3.3.2. ハンモックおよびホロウ

(1) 陽イオン組成比

負荷区の陽イオン組成比は、表層で $\text{Ca}^{2+}\% > \text{Na}^{+}\% \cdot \text{Mg}^{2+}\% \cdot \text{K}^{+}\% > \text{NH}_4^{+}\text{-N}\%$ の順で高く、他の層では $\text{Ca}^{2+}\% > \text{Na}^{+}\% > \text{Mg}^{2+}\% > \text{K}^{+}\% > \text{NH}_4^{+}\text{-N}\%$ の順で高かった（図 2-6 (a)）。対照区の陽イオン組成比は、表層で $\text{Ca}^{2+}\% > \text{Na}^{+}\% \cdot \text{Mg}^{2+}\% > \text{K}^{+}\% > \text{NH}_4^{+}\text{-N}\%$ の順で高く、中層では $\text{Ca}^{2+}\% > \text{Na}^{+}\% > \text{Mg}^{2+}\% > \text{K}^{+}\% \cdot \text{NH}_4^{+}\text{-N}\%$ の順で高く、基底部とホロウでは $\text{Ca}^{2+}\% > \text{Na}^{+}\% \cdot \text{Mg}^{2+}\% > \text{NH}_4^{+}\text{-N}\% > \text{K}^{+}\%$ の順で高かった（図 2-6 (b)）。調査区間で同一層の陽イオン組成比を比較した結果、 $\text{NH}_4^{+}\text{-N}\%$ は負荷区より対照区の方が高かった。

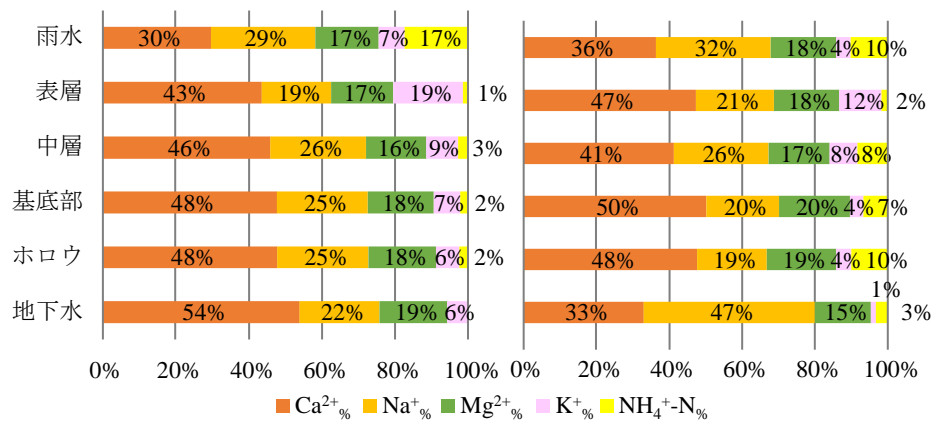
(2) 陰イオン組成比

負荷区の陰イオンは、表層で $\text{HCO}_3^{-}\% > \text{Cl}^{-}\% \cdot \text{SO}_4^{2-}\% > \text{NO}_3^{-}\text{-N}\%$ の順で高く、他の層では $\text{HCO}_3^{-}\% > \text{SO}_4^{2-}\% > \text{Cl}^{-}\% \cdot \text{NO}_3^{-}\text{-N}\%$ の順で高かった（図 2-6 (c)）。負荷区の $\text{SO}_4^{2-}\%$ および $\text{NO}_3^{-}\text{-N}\%$ は、表層よりも他層の方が高かった。対照区の陰イオンは、全層で $\text{HCO}_3^{-}\% > \text{Cl}^{-}\% > \text{SO}_4^{2-}\% > \text{NO}_3^{-}\text{-N}\%$ の順で高かった（図 2-6 (d)）。調査区間で同一層の陰イオン組成比を比較した結果、 $\text{SO}_4^{2-}\%$ や $\text{NO}_3^{-}\text{-N}\%$ は全層で共通して負荷区の方が高く、 $\text{HCO}_3^{-}\%$ は表層では負荷区の方が高かったが、その他の層では対照区の方が高かった。

2.3.3.3. 地下水

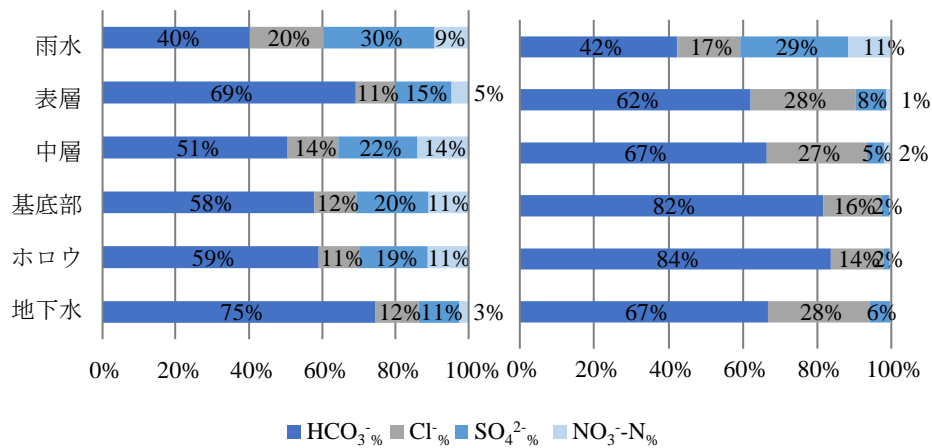
陽イオンは、負荷区では $\text{Ca}^{2+}\% > \text{Na}^{+}\% > \text{Mg}^{2+}\% > \text{K}^{+}\%$ の順で高く（図 2-6 (a)）、対照区では $\text{Na}^{+}\% > \text{Ca}^{2+}\% > \text{Mg}^{2+}\% > \text{NH}_4^{+}\text{-N}\% > \text{K}^{+}\%$ の順で高かった（図 2-6 (b)）。陰イオンは、負荷区では $\text{HCO}_3^{-}\% > \text{Cl}^{-}\% > \text{SO}_4^{2-}\% > \text{NO}_3^{-}\text{-N}\%$ の順で高く（図 2-6 (c)）、対照区では $\text{HCO}_3^{-}\% > \text{Cl}^{-}\% > \text{SO}_4^{2-}\%$ の順で高かった（図 2-6 (d)）。

調査区間で陽イオン組成比を比較すると、負荷区で $\text{Ca}^{2+}\%$ 、 $\text{Mg}^{2+}\%$ 、および $\text{K}^{+}\%$ が高く、対照区で $\text{Na}^{+}\%$ および $\text{NH}_4^{+}\text{-N}\%$ の方が低かった（図 2-6 (a), (b)）。陰イオン組成比では、負荷区で $\text{HCO}_3^{-}\%$ 、 $\text{SO}_4^{2-}\%$ 、および $\text{NO}_3^{-}\text{-N}\%$ が高く、対照区で $\text{Cl}^{-}\%$ が高かった（図 2-6 (c), (d)）。



(a) 負荷区 陽イオン

(b) 対照区 陽イオン



(c) 負荷区 陰イオン

(d) 対照区 陰イオン

図 2-6：雨水，ミズゴケハンモック（表層，中層，下層），ホロウ，地下水のイオン組成比．イオン組成比が 1%未満の水質項目はグラフから除外した．雨水は各調査区の平均イオン組成比．ミズゴケハンモックおよびホロウは負荷区（L1，L2）および対照区（C1，C2）の平均イオン組成比．地下水は各調査区の計 36 調査地点の平均イオン組成比．

2.3.4. 気象観測の結果

観測期間中における日平均水損失量，蒸発散量，および降水量は，ほぼ同じ季節変動の傾向を示した（図 2-7）．また，観測期間中における日平均水損失量，日平均蒸発散量，および日平均降水量の負荷区と対照区の相関係数を求めた結果，0.83 以上（ $p < 0.05$ ）の正の相関を示した（表 2-6）．さらに，これらの平均値について負荷区と対照区で比較した結果，全て有意差は認められなかった（表 2-7）．以上のことから，負荷区と対照区では気象条件に違いは認められなかった．

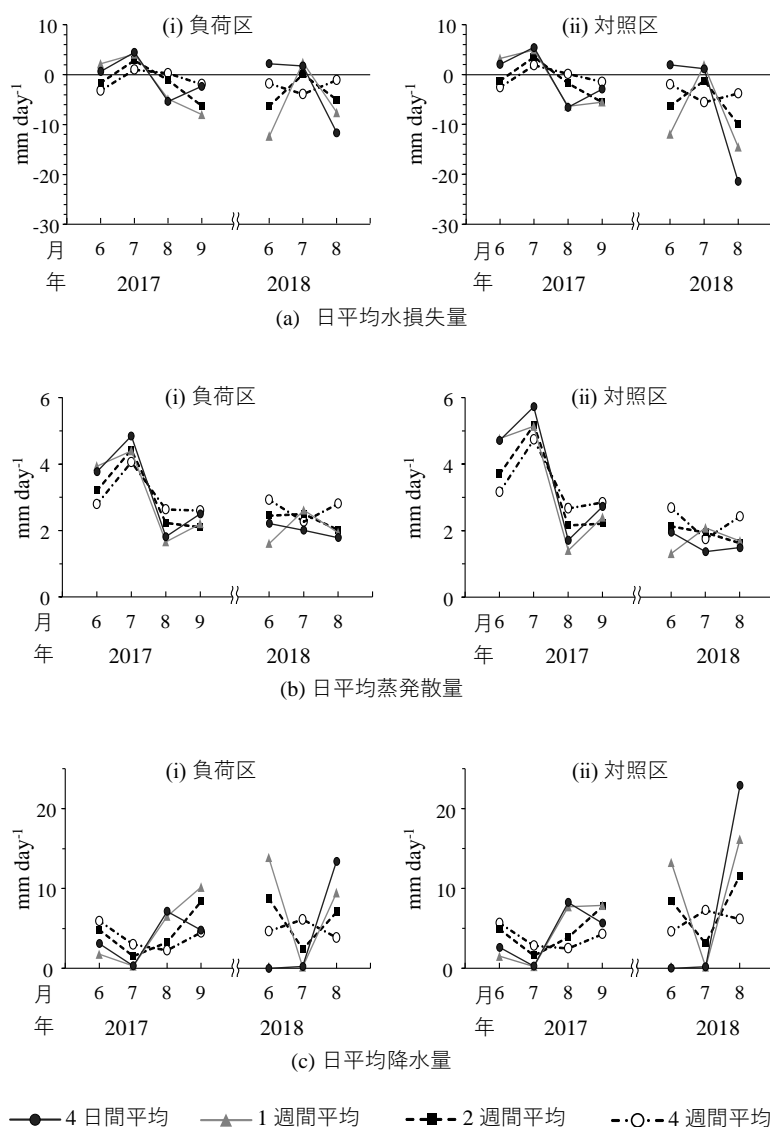


図 2-7：観測期間中における日平均水損失量（蒸発散量 - 降水量）(a)，日平均蒸発散量 (b)，および日平均降水量 (c)．平均期間はそれぞれ採水までの 4 日間，1 週間，2 週間，および 4 週間で計算した．(i) は負荷区，(ii) は対照区を示す．

表 2-6： 観測期間中における日平均水損失量（蒸発散量 - 降水量），日平均蒸発散量，および日平均降水量の負荷区と対照区の相関係数.

項目	算出期間	相関係数	<i>p</i> 値
日平均水損失量 (mm day ⁻¹)	4日間	0.98	< 0.001
	1週間	0.92	0.003
	2週間	0.90	0.006
	4週間	0.85	0.015
日平均蒸発散量 (mm day ⁻¹)	4日間	0.99	< 0.001
	1週間	0.98	< 0.001
	2週間	0.97	< 0.001
	4週間	0.94	0.001
日平均降水量 (mm day ⁻¹)	4日間	0.98	< 0.001
	1週間	0.90	0.006
	2週間	0.87	0.011
	4週間	0.83	0.021

表 2-7： 観測期間中における日平均水損失量（蒸発散量 - 降水量），日平均蒸発散量，および日平均降水量の負荷区と対照区の平均値±SD. *p* 値はマンホイットニーの U 検定により求めた.

項目	算出期間	平均値±SD		<i>p</i> 値
		負荷区	対照区	
日平均水損失量 (mm day ⁻¹)	4日間	2.7±1.2	2.8±1.7	1.000
	1週間	2.6±1.1	2.7±1.6	1.000
	2週間	2.7±0.9	2.7±1.3	0.620
	4週間	2.9±0.6	2.9±0.9	0.710
日平均蒸発散量 (mm day ⁻¹)	4日間	-1.4±5.5	-2.9±9.0	1.000
	1週間	-3.4±6.3	-4.0±7.6	1.000
	2週間	-2.5±3.5	-3.2±4.4	0.710
	4週間	-1.5±1.8	-1.9±2.4	0.710
日平均降水量 (mm day ⁻¹)	4日間	4.1±4.9	5.7±8.2	0.620
	1週間	6.0±5.4	6.7±6.4	0.902
	2週間	5.2±2.9	5.9±3.5	0.535
	4週間	4.3±1.4	4.8±1.7	1.000

2.4. 考察

2.4.1. 地下水への人為負荷の影響

地下水の pH, EC, およびほぼ全てのイオン濃度は, 対照区より負荷区の方が高かった (表 2-1). また, 主成分分析およびイオン組成比の結果から, 負荷区は Mg^{2+} %, Ca^{2+} %, および K^{+} %が高い傾向を示し, 対照区は Na^{+} %および Cl^{-} %の高い傾向を示した (図 2-5, 図 2-6).

雨水の採水時期は地下水とは異なるが, 負荷区と対照区の雨水のイオン組成比はほぼ同じであることから, 雨水の水質による影響は両調査区でほぼ同じであると推察される. また, 両調査区の位置は近く, 雨水等を含む気象条件, 地質, および海岸からの距離といった地理的条件が類似していると推察される. 以上のことから, 各調査区のイオンの濃度および組成比の違いは主に地下水の違いにより生じたと推察される.

雨水の採水が短期間であったため, 参考資料として 1995 年から 2004 年の春季および夏季に苫小牧東部で採取された大気降水物 (湿性沈着物と乾性沈着物) のデータ (北海道総合研究機構, https://www.hro.or.jp/list/environmental/research/ies/katsudo/acid_rain/, 2021 年 4 月 17 日確認) と本調査結果を含むデータを用いて主成分分析を行った (図-参考 1). その結果, 本調査の雨水プロットは地下水よりも苫小牧東部の大気降水物のプロットに近いところに分布したことから, 本調査の雨水データはこの地域を代表していると推察される. なお, 苫小牧東部と本調査では採取方法および測定したイオン種が異なるため参考資料とした.

一般的に, Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^{+} は化学肥料の材料として使用されている (半谷・小倉 1995). そのため, 負荷区の上流域にある畑地から作物等に吸収されなかったこれらの物質が地下水中にイオンとして溶出した結果, 負荷区の地下水中のこれらのイオン濃度および組成比が対照区より高くなったと推察される. また, 肥料中には, Mg^{2+} や Ca^{2+} 等だけでなく NO_3^{-} -N および SO_4^{2-} なども高濃度に含まれることから (半谷・小倉 1995, 三上ら 2009), これらのイオン濃度も上流域の畑地の影響を受け, 負荷区の地下水で高くなったと推察される.

一般的に, 溶液中のイオン濃度が高いほど, 酸や塩基に対する緩衝能は大きく, pH は変化しにくくなる (藤永ら 2017). このことから, 栄養素およびミネラル濃度の高い負荷区では pH の緩衝能が大きいため, 対照区に比べて pH が下がりにくくなった結果, 負荷区の pH は対照区より高い値を示したと推察される.

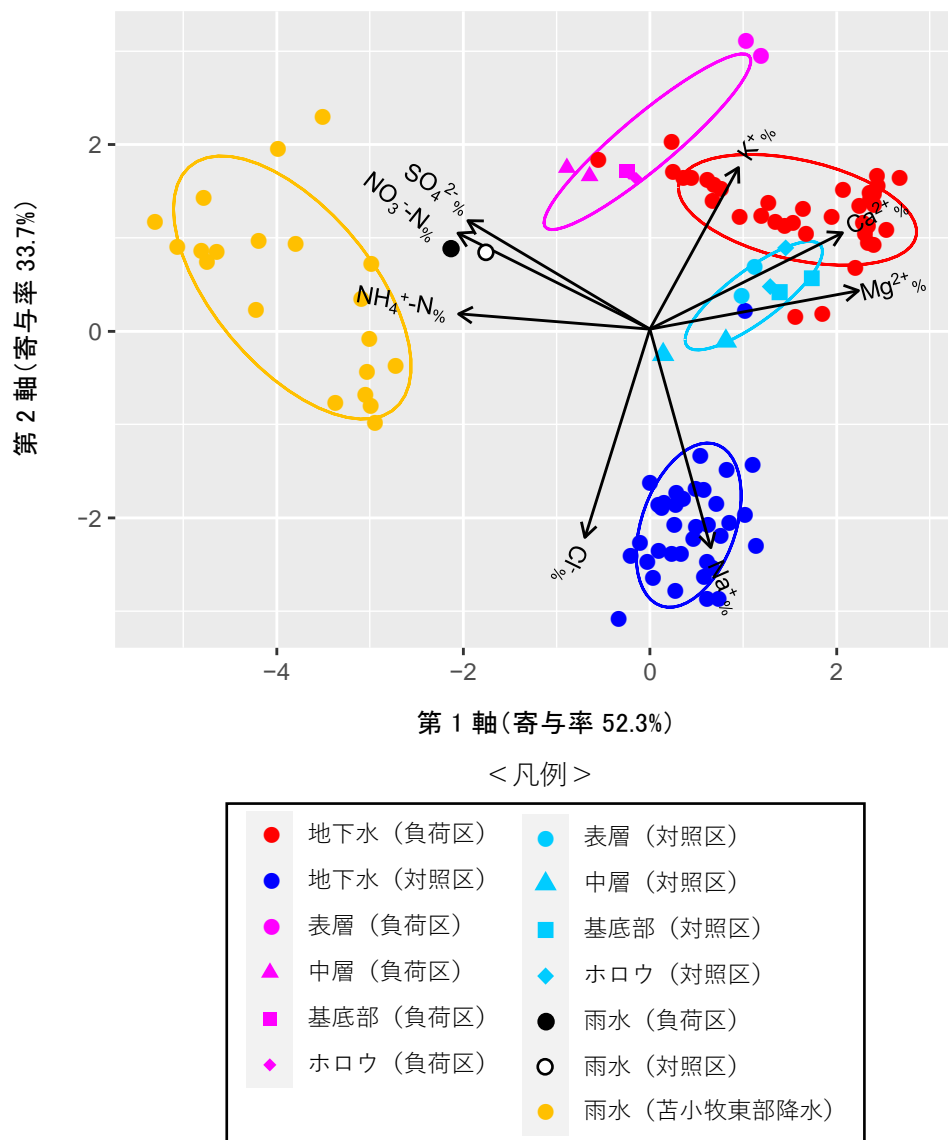


図-参考1：1995年から2004年の春季および夏季に苫小牧東部で採取された大気降下物（湿性沈着物と乾性沈着物）のデータ（北海道総合研究機構，https://www.hro.or.jp/list/environmental/research/ies/katsudo/acid_rain/，2021年4月17日確認）と本調査結果を含むデータによる主成分分析の結果。なお，解析対象のイオンは $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ， Na^+ ， K^+ ， Mg^{2+} ， Ca^{2+} ， SO_4^{2-} ， $\text{NO}_3^-\text{-N}$ とし，これらの全イオン当量に対する各イオン当量比を主成分分析に使用した。

2.4.2. ハンモック内の水質環境

2.4.2.1. pH, EC および各イオン濃度の鉛直分布の特徴

ハンモック内の pH, EC, 各イオン濃度の鉛直分布の結果より, NO_3^- -N と SO_4^{2-} (対照区のみ), PO_4^{3-} -P (両調査区) を除き, ほぼすべての水質項目の値が基底部から表層に向かって減少傾向を示した (図 2-4). また, これらの水質項目の値は, 雨水と表層では同程度か表層の方がやや高い傾向を示した. ハンモック内の鉛直方向におけるイオン濃度の変化を明らかにした研究事例はほぼないが, 水輸送については降水と毛管上昇による地下水の供給から形成されていることが明らかとなっている (Yazaki et al.2006, Price and Whittington 2010, McCarter and Price 2014). また, ハンモック内のイオン輸送については, ハンモック下層にトレーサー物質として NaCl を添加した結果, 一部の Na^+ や Cl^- は時間とともに上層へ移動することが明らかとなっている (Balliston and Price 2020). 以上のことから, 本調査地のハンモック基底部から表層に向かって pH, EC, および一部のイオン濃度が減少傾向を示した主な要因のひとつとして, 地下水から表層へとイオンが供給され, 表層で降水による希釈を受けたことが挙げられる.

他のイオンとは異なり, PO_4^{3-} -P の濃度は両調査区で他の層よりも表層の方が高かった. この理由として, 外部 (地下水や大気) から流入した PO_4^{3-} -P がハンモック内で滞留したため, もしくは, ハンモック内の生物等による内部生産が挙げられるが, いずれの場合も検討するためのデータがなく, 既往研究にも同様の報告は認められない. そのため, ハンモック表層の PO_4^{3-} -P が下層より高い理由は不明である.

2.4.2.2. 各イオン組成比の特徴

主成分分析の結果から, ハンモックおよびホロウは, 地下水や雨水とは異なる水質であることが示された. また, 主成分分析の第 3 軸の負の方向において, 両調査区の表層の PO_4^{3-} -P% の組成比が高い傾向を示したが, ハンモック内のイオン組成比の違いは明瞭ではなかった. そのため, イオン組成比の鉛直分布の結果から各層のイオン組成比について検討した.

イオン組成比の鉛直分布の結果より, 負荷区と対照区でイオン組成比の傾向は異なり, さらに, それぞれの調査区のイオン組成比は各層で異なっていた. 特に, 負荷区では $\text{SO}_4^{2-}\%$ や NO_3^- -N% が表層 < 基底部・ホロウ < 中層の順で高く, 対照区では $\text{HCO}_3^-\%$ が表層から基底部に向かって高くなったことから, 両調査区に共通して深度毎に組成比が異なっていることが示された (図 2-6). イオン組成比には水の濃縮や希釈の影響は反映されないこと, 両調査区の雨水の水質および気象条件がほぼ同じであることから, 各層でのイオン組成比

の違いは土壌の吸着や植物による陽イオン交換の影響が反映された可能性がある (Larcher et al.1999, 松中 2009)。

2.4.2.3. ハンモック基底部とホロウの水質の比較

各調査区のハンモック基底部とホロウにおいて pH, EC, および各イオン濃度およびその組成比にほぼ違いは認められなかった。観測期間中のハンモック基底部およびホロウは冠水していたことから、どちらも飽和帯泥炭水であった。以上のことから、飽和帯泥炭水の水質は、直上におけるハンモックの有無に関わらず、ほぼ同じであることが示された。

2.4.3. ハンモック内の泥炭水に対する負荷の影響

ハンモックの中層および基底部では、pH, EC, およびほぼすべてのイオンについて対照区より負荷区の方が高い傾向を示した。また、ハンモック表層についても、有意差の有無はあるが、ほぼすべての水質項目について対照区より負荷区の方が高い傾向を示した。主成分分析の結果から、負荷区のハンモックおよびホロウは対照区よりも Ca^{2+} %, Mg^{2+} %, および K^{+} %が高い傾向を示し、地下水と同じ傾向を示した。このように負荷区では、対照区よりもハンモック内の pH, EC, イオン濃度, Ca^{2+} %, Mg^{2+} %, および K^{+} %が高い傾向を示すことから、地下水と同様の理由により、上流域の畑地由来の栄養素およびミネラルが、地下水を經由して、ハンモック内へと流入した結果、pH および一部のイオン濃度が高くなったと推察される。なお、負荷区と対照区では、雨水のイオン濃度や組成比、および気象条件に違いが認められなかったことから、調査区間の水質の違いに対し雨水を含む気象の影響は含まれないと推察される。また、ハンモック内では基底部から表層に向かってほぼすべてのイオン濃度が減少傾向を示したことから、ハンモック表層や中層では負荷された栄養素やミネラルが雨水によって希釈されていることが示唆された。

2.5. 結論

負荷区の地下水は対照区よりも各イオン濃度および肥料由来と推定される $\text{Ca}^{2+}_{\%}$, $\text{Mg}^{2+}_{\%}$, および $\text{K}^{+}_{\%}$ のイオン組成比が高かった. このことから, 上流域の畑地からの栄養素およびミネラル負荷の影響を受けて, 負荷区の地下水中の各イオン濃度が高くなっていることが示された.

本調査の結果, 負荷の有無に関係なく, ハンモック基底部から表層に向かって pH, EC, および一部のイオン濃度が減少傾向を示した. このことから, 地下水から表層へと輸送されたイオンが, 表層では降水による希釈を受けていることが示された. また, ハンモック内のイオン組成比は両調査区で異なるものの, 各調査区の各層で異なる組成比を示した. このような各層におけるイオンの濃度および組成比の違いから, ハンモック内の各層では異なる水質が形成されていたことが示された.

負荷区のハンモック内の水質は, 地下水と同様に, 対照区よりも各イオン濃度および $\text{Ca}^{2+}_{\%}$, $\text{Mg}^{2+}_{\%}$, および $\text{K}^{+}_{\%}$ のイオン組成比が高い傾向を示した. このことから, 地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響はハンモック内に及び, その結果, 負荷区のハンモック内の泥炭水中のイオン濃度が高くなっていることが明らかとなった. ただし, ハンモック表層や中層では, 負荷された栄養素およびミネラルが雨水によって希釈されることで, その影響が低減されていることが示唆された.

以上のことから, 本章では, 負荷区の地下水およびハンモック内の泥炭水中の栄養素およびミネラルは, 上流の畑地からの影響を受け, それらの濃度は高くなっているが, ハンモック表層および中層では雨水の希釈効果のため, 負荷による栄養素等の濃度の上昇は抑えられていることが示唆された.

第3章 プアフエンの群落傾度に対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響評価

3.1. はじめに

(1) 背景

第2章において、上流域の畑地から流入する栄養素およびミネラル負荷が、下流域にある負荷区の地下水およびハンモック内の水質環境に影響していることを明らかにした。本章では、これらの地下水経由の栄養素等の負荷がプアフエンに与える影響として、種組成への影響について明らかにする。湿原の種組成に対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響について研究した事例は少ないが、van Dijk ら（2019）はオランダの湿原において、上流域で汚染された硝酸を豊富に含む地下水が地表に到達した地点と汚染の影響が無い地点ではミズゴケ属をはじめとする種組成が異なることを明らかにした。このように、湿原の種組成に対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響を評価するためには、負荷を受けた場所と受けていない場所で、地下水の水文化学因子の違いにより生じる種組成の違いを明らかにする必要がある。

一般的に、ある空間内での種組成変化を群落傾度といい、それは環境変化（環境傾度）に沿って生じる（Erdős 2011）。このことから、負荷を受けた湿原と受けていない湿原で生じる地下水の水文化学因子の変化を環境傾度とし、この環境傾度に沿った群落傾度を抽出することにより、地下水への負荷が群落傾度に及ぼす影響が明らかにされると予想される。なお、環境傾度に水文因子（地下水位、地下水位変動幅）を含めた理由は、植物に対する地下水の各水質因子の影響は、その濃度の増加だけでなく、地下水位の上昇や変動幅の増加によっても強まると予想されるためである。また、環境に対応して決まる種組成は一つの植物集団を形成し、このような集団は植物群落と定義される（石川ら 2010）。そのため、本研究では、個々の植物群落を群落型とし、地下水の水文化学因子の変化に沿って生じる複数の群落型による配列を群落傾度とした。

プアフエンはハンモックやホロウからなる凹凸型のモザイク地形と、これらの凹凸型地形のない平坦な非モザイク地形から構成される湿原である。このようなプアフエンから水文化学因子の変化に沿った群落傾度を抽出するには、植物に対する地下水の影響が地形の違いにより異なる可能性を考慮することが重要である。そのため、プアフエン全体の群落傾度を明らかにするためにモザイク-非モザイク地形上で群落調査を行い、モザイク地形内の群落傾度を明らかにするためにハンモック上およびホロウ上でそれぞれ群落調査を行

う必要がある。

ハンモック上の植物は、その地形の構造上、ハンモック内の泥炭水から直接影響を受け、さらに、ハンモック内の泥炭水の水質の違いは群落型の違いを生じている可能性がある。そのため、栄養素およびミネラル負荷により生じたハンモック内の水質の違いが、ハンモック上の群落型にどのような影響を及ぼしているかを明らかにする必要がある。

(2) 目的

本章の目的は、地形の違いによって植物に対する地下水の影響が異なる可能性を考慮し、ブアフェンに対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響を評価する事である。そのため、本章では負荷区と対照区での群落調査を行い、第2章の地下水調査の結果とあわせて、①地下水の水文化学因子が各地形空間（モザイクー非モザイク地形上、ハンモック上、およびホロウ上）の群落傾度に及ぼす影響、②栄養素およびミネラル負荷により生じたハンモック内の水質の違いがハンモック上の群落型に及ぼす影響について、それぞれ明らかにする。

3.2. 方法

3.2.1. 現地調査

3.2.1.1. 群落調査

群落調査は 2015 年と 2016 年の 7 月から 8 月上旬に行い、地下水と同じ調査地点（両調査区あわせて計 72 地点）で行った（図 2-1（a），図 3-1（a））．負荷区と対照区は、それぞれホロウとハンモックのあるモザイク地形とそれらが無い非モザイク地形の調査地点を中心とする 2 種類の区画から構成される（図 3-1（b））．

本研究では、植物に対する地下水の影響について、地形の違いを考慮するため、モザイク-非モザイク地形上、ハンモック上、およびホロウ上の 3 つの異なる地形空間に基づき群落調査を行った．はじめに、2 種類の区画の両方を対象に、モザイク-非モザイク地形上の群落調査として、両調査区の各調査地点近傍に 4 m² の方形枠を設置し、出現する種の被度（%）を測定した（図 3-1（c）①）．具体的には、方形枠内に出現する種をリストアップし、方形枠の面積を 100%としたときの出現種が覆っている面積の割合（%）をそれぞれ目視によって求めた．つぎに、モザイク地形を対象に、ハンモック上の群落調査およびホロウ上の群落調査として、それぞれに 1 m² の方形枠を設置し、枠内に出現する種の被度（%）を測定した（図 3-1（c）②③）．これらの群落調査の結果、モザイク地形は 36 地点あったが、そのうち 1 地点のみ方形枠内がハンモックのみで占められたため、ハンモックの調査数は 36、ホロウは 35 となった．出現したミズゴケ属や一部の単子葉草本は数本のシュートを採集し、実験室で同定した．なお、本報における植物名は米倉・梶田（2003）に準拠した．

3.2.1.2. 水位観測

水位観測は地下水の採水と同じく、2014 年の 8、9、10 月の計 3 回実施した（図 2-2）．水位は地表面から観測管内の水面までの距離を求め、地表面を 0 cm とし、上方を+で表記した．ハンモックがある場合は、その基底部を地表面とした．水位は観測期間（計 3 回）の平均値と水位変動幅（3 回行った水位測定の最大値から最小値との差）を解析に使用した．

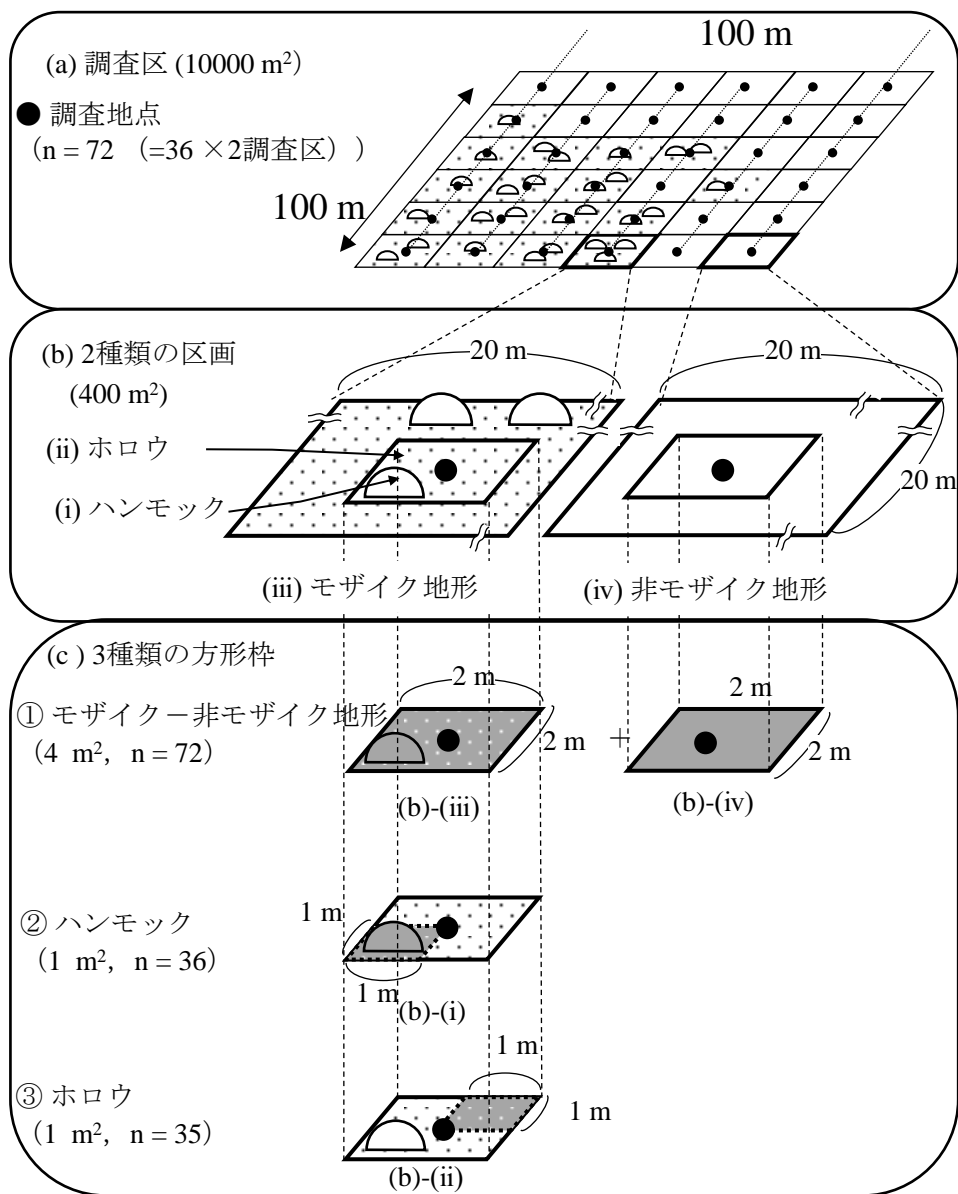


図 3-1 : 地形により分類した調査区 (a), 2 種類の区画 (b), および 3 種類の方形枠 (c) の模式図. 各調査区はハンモックとホロウのあるモザイク地形と非モザイク地形から構成される ((a), (b)). 各調査区を 20 m 間隔で格子状に区分したときの交点を調査地点 (●) とし, 各調査地点付近に方形区を設置した ((b), (c)). 地下水 (飽和帯泥炭水) は各調査地点に設置した観測管から採水した. 3 種類の方形区はそれぞれ灰色で塗りつぶした部分 ((c) の①, ②, ③) に設置し, 群落調査に使用した. (c) の n は各群落調査の調査地点数を示す.

3.2.2. 解析

すべての統計解析は R (version 4.02) を使用した。3.2.2.1～3.2.2.4 の統計解析は各地形空間の群落調査による種組成データ（出現種およびその被度 (%)）を対象とし、3.2.2.3～3.2.2.4 の水文化学因子は地下水の水質データ（第 2 章に記載）、水位、および水位変動幅を用いた。なお、負荷区の地下水中で検出された窒素のほとんどが NO_3^- -N として存在したのに対し、対照区で検出された全ての窒素は NH_4^+ -N として存在していた。ミズゴケ属の窒素の取り込みは窒素の形態（ NH_4^+ -N と NO_3^- -N）に影響を受けにくいとされているため (Jauhiainen et al. 1998, Paulissen et al. 2004)、本研究では NH_4^+ -N と NO_3^- -N の窒素量の合計である無機態窒素（以下、IN）を使用した。

3.2.2.1. クラスタリングおよび指標種分析

はじめに、種組成の類似性に基づき各調査地点をいくつかの群落型に分類するため、クラスタリングを行った。クラスタリングでは、調査地点と種組成の行列データを用いて、vegan パッケージ (R) の vegdist 関数を用い、距離行列には Bray-Curtis 非類似度を指定した。

つぎに、クラスタリングで得た各群落型を指標種により評価するため、指標種分析 (INSPAN) を行った。INSPAN とは各群落型の特徴的な種つまり指標種を抽出するための分析方法であり、種毎に各群落型に対する指標値 (indVal 値) を求める (Dufrêne and Legendre 1997)。indVal 値は種の出現頻度と被度を乗じた値から構成され、特定の群落型の indVal 値が他の群落型より統計的に有意に高い場合は、特定の群落型に属する指標種として認められる (Dufrêne and Legendre 1997, 佐々木ら 2015)。indVal 値の計算は labdsv パッケージ (R) の indval 関数を用いて行った。

3.2.2.2. 出現頻度および平均被度の計算

指標種ごとに各群落型の出現頻度 F (%) と平均被度 C (%) を求めた。なお、A 群落型の指標種 a 種の F と C は以下のとおりである。

$$F (\%) = \frac{\text{a 種の出現地点数}}{\text{A 群落型の地点数}} \times 100 \quad \cdots \text{式 (1)}$$

$$C (\%) = \frac{\text{a 種の被度 (\%) の合計値}}{\text{A 群落型の地点数}} \quad \cdots \text{式 (2)}$$

3.2.2.3. 群落型配列図の作成

ブアフェン内の水文化学因子の変化に沿った群落傾度を抽出するため、nMDS (nonmetric multidimensional scaling) による各調査地点の種組成データの序列化を行い、クラスタリングで得た群落型と組み合わせて群落型配列図を作成した。本研究のデータセットは地形間や調査区間の違いにより不連続であると予想されたことから、データの線形性を必要としない nMDS を序列化方法として採用した (Oksanen 2015, 佐々木ら 2015)。

はじめに、vegan パッケージ (R) の metaMDS 関数を用いて、距離行列には Bray-Curtis 非類似度を指定し、地点スコアを計算した。地点スコアを 3 次元まで求めた結果、すべての群落調査のストレス値は 0.2 未満となったため、nMDS の結果は適正である (佐々木ら 2015) と判断した。つぎに、同パッケージの envfit 関数を用いて、全地点の水文化学因子データと地点スコアとの相関を求め、有意な相関 ($p < 0.05$) が認められた因子をベクトル化した (Oksanen 2015)。なお、全調査地点から $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は検出されなかったため、群落傾度解析から除外した。最後に、各次元の地点スコアから作成した散布図に、有意な水文化学因子のベクトルを重ね合わせ、さらに地点スコアのマーカースとして群落型を示し群落型配列図を作成した。

3.2.2.4. 群落傾度と環境傾度の抽出

作成した群落型配列図から群落傾度と環境傾度の抽出を行った。群落型配列図上で密なプロットの塊をつくっている群落型の中から、そのプロットの塊が水文化学因子ベクトルに貫かれている群落型を抽出した。このような群落型が 2 つ以上ある場合を群落型の配列とし、その配列を環境傾度に沿った群落傾度として抽出した。ただし、水文化学因子ベクトルから群落傾度に対する適切な環境傾度の抽出は難しい場合がある。その理由は、群落傾度と環境傾度の相関が弱い場合は、これらのデータが群落傾度と環境傾度の関係を不明瞭にするためである。

群落傾度を引き起こした環境傾度をより明確に捉えるため、本研究では、群落傾度を構成する各群落型について、それぞれの各水文化学因子の平均値を求め、それらの平均値を対応のないマンホイットニーの U 検定で有意差検定をした。U 検定は exactRankTests パッケージ (R) の wilcox.exact 関数を使用した。なお、1 つの群落傾度を構成する群落型数は 2 つであったため U 検定を使用した。

3.3. 結果

3.3.1. 各群落型を構成する種組成

指標種の出現頻度 (F) および平均被度 (C) を用いて各群落型を構成する種組成を評価した (表 3-1～表 3-3)。なお、本研究では、各群落型の種組成評価の対象を指標種に限定し種組成情報の要約を行った。

モザイクー非モザイク地形上から 6 つの群落型 C (Combination of mosaic and non-mosaic) がクラスタリングにより抽出された (表 3-1)。なお、6 つの群落型 C の有意な指標種は計 27 種検出されたが、そのうちワラミズゴケが本調査地でハンモックを形成する典型的な種であることから、ワラミズゴケの indVal 値である 0.36 を最小とし、この値より大きい indVal 値を示した 15 種をここでの指標種とした (表 3-1)。コイヌノハナヒゲ C1 では、コイヌノハナヒゲとハリコウガイゼキショウが指標種として属し、両種の F はともに 50% であったが、 C はコイヌノハナヒゲの方が高かった。また、この群落型では、ヒメシロネ、ヨシ、およびハンノキの F が 2 つの指標種より高かった。ワラミズゴケ C2 では、5 種が指標種として属し、そのうち、 F はヒメシロネが最も高く、 C はワラミズゴケが最も高かった。また、この群落型では、ムジナスゲ、ヨシ、ハンノキの F がヒメシロネより高く、ハンノキの C がワラミズゴケより高かった。ムジナスゲ C3 では、ムジナスゲおよびヨシが指標種として属し、両種ともに F は 100% であり、 C は約 30% であった。ヌマガヤ C4 では、ヌマガヤが指標種として属し、この種の F は 100% であり、 C は 70% であった。また、この群落型では、ハンノキの F がヌマガヤと同じ 100% であった。ヤマドリゼンマイ C5 では、ヤマドリゼンマイが指標種として属し、この種の F は 100% であり、 C は 55% であった。また、この群落型では、ヨシおよびホザキシモツケの F がヤマドリゼンマイと同じ 100% であった。ハンノキ C6 では、4 種が指標種として属し、そのうち、ホザキシモツケ、ニッコウシダ、およびハンノキの F が 100% であり、ニッコウシダの C が最も高かった。

表 3-1：モザイク－非モザイク地形上（n=72）における各指標種の出現頻度（F，％）と平均被度（C，％）．左の列から，指標種名，indVal 値，所属群落型*，群落型毎に示した全指標種の F および C を示す．太字の数値は所属群落型における各指標種の F と C を示す．

指標種の名前(科と分類)	indVal 値	指標種 の所属 群落型*	群落型											
			コイヌノ ハナヒゲ			ワラミズゴケ			ムジナスゲ			スマガヤ		
			C1			C2			C3			C4		
			F %	C %		F %	C %		F %	C %		F %	C %	
コイヌノハナヒゲ（カヤツリグサ科，草本）	0.49	C1	50.0	8.9		6.5	0.1		0.0	0.0		0.0	0.0	
ハリコウガイゼキショウ（イグサ科，草本）	0.47	C1	50.0	0.4		3.2	0.0		10.0	0.0		16.7	0.0	
チシマガリヤス（イネ科，草本）	0.58	C2	8.3	0.0	64.5	0.5			0.0	0.0		16.7	0.0	
エゾノサワアザミ（キク科，草本）	0.47	C2	8.3	0.0	74.2	0.6			10.0	0.0		16.7	0.0	
インヅンジ（ツツジ科，木本）	0.45	C2	0.0	0.0	48.4	2.3			0.0	0.0		33.3	0.2	
ヒメシロネ（シソ科，草本）	0.44	C2	58.3	0.1	77.4	0.5			70.0	0.2		33.3	0.0	
ワラミズゴケ（ミズゴケ科，コケ植物）	0.36	C2	8.3	0.5	67.7	14.9			20.0	4.9		66.7	7.3	
ムジナスゲ（カヤツリグサ科，草本）	0.89	C3	33.3	0.1	83.9	2.9	100.0	30.8	100.0	0.1		50.0	0.1	
ヨシ（イネ科，草本）	0.54	C3	100.0	2.7	96.8	9.9	100.0	30.5	100.0	1.7		83.3	1.7	
スマガヤ（イネ科，草本）	0.99	C4	8.3	0.4	32.3	0.4			0.0	0.0	100.0	70.0	0.0	
ヤマドリゼンマイ（ゼンマイ科，シダ植物）	0.93	C5	0.0	0.0	19.4	2.8			20.0	0.3		0.0	100.0	
ホザキシモツケ（バラ科，木本）	0.84	C6	0.0	0.0	58.1	2.1			50.0	0.2		16.7	0.0	
ニッコウシダ（ヒメシダ科，シダ植物）	0.67	C6	8.3	0.1	48.4	4.4			20.0	2.4		16.7	0.3	
リウツギ（アジサイ科，木本）	0.44	C6	16.7	0.0	64.5	0.4			40.0	0.6		16.7	0.0	
ハンノキ（カバノキ科，木本）	0.42	C6	66.7	0.7	100.0	21.1			80.0	4.3		100.0	13.8	

* 所属群落型：各指標種が属する特定の群落型（C1～C6，群落型名の語尾に対応）所属群落型における各指標種の F と C を示す．

ハンモック上から4つの群落型 HUM (Hummock) が抽出された (表 3-2)。ワラミズゴケ HUM1 では、ワラミズゴケとハンノキが指標種として属し、両種ともに F は 100% であり、 C はワラミズゴケの方が高かった。クシノハミズゴケ HUM2 では、4 種が指標種として属し、そのうち、クシノハミズゴケ、シロネ、およびクロミノウグイスカグラの F が 100% であり、 C はクシノハミズゴケが高かった。タルマイスゲ HUM3 では、タルマイスゲが指標種として属し、その種の F は 50% であり、 C は 0.3% であった。また、この群落型では、ハンノキ、ワラミズゴケ、およびクロミノウグイスカグラの F と C およびシロネの F がタルマイスゲより高かった。オオミズゴケ HUM4 では、オオミズゴケが指標種として属し、その種の F が 50% であり、 C が 29.6% であった。この群落型では、ハンノキ、ワラミズゴケ、およびシロネの F がオオミズゴケより高く、クロミノウグイスカグラの F はオオミズゴケと同じであった。

ハンモック上の指標種のうちミズゴケ属はワラミズゴケ、クシノハミズゴケ、およびオオミズゴケが抽出され、ワラミズゴケのみ全ての群落型に出現した (表 3-2)。各群落型におけるワラミズゴケの被度は、ワラミズゴケ HUM1 では 71.5% であり、クシノハミズゴケ HUM2 およびオオミズゴケ HUM4 では 10% 以下であり、タルマイスゲ HUM3 では 52.5% であった。

表 3-2: ハンモック上 ($n=36$) における各指標種の出現頻度 (F , %) と平均被度 (C , %)。

左の列から、指標種名、indVal 値、所属群落型*、群落型毎の F および C を示す。

太字の数値は所属群落型における各指標種の F と C を示す。

指標種			群落型							
指標種の名前 (科と分類)	indVal 値	指標種の所属群落型*	ワラミズゴケ		クシノハミズゴケ		タルマイスゲ		オオミズゴケ	
			HUM1		HUM2		HUM3		HUM4	
			F %	C %	F %	C %	F %	C %	F %	C %
ハンノキ (カバノキ科, 木本)	0.54	HUM1	100.0	29.3	60.0	7.0	62.5	2.3	75.0	15.4
ワラミズゴケ (ミズゴケ科, コケ植物)	0.5	HUM1	100.0	71.5	60.0	9.6	100.0	52.5	87.5	9.0
クシノハミズゴケ (ミズゴケ科, コケ植物)	1	HUM2	6.7	0.1	100.0	72.4	0.0	0.0	25.0	0.3
シロネ (シソ科, 草本)	0.71	HUM2	80.0	0.4	100.0	1.6	62.5	0.2	62.5	0.1
クロミノウグイスカグラ (スイカズラ科, 木本)	0.41	HUM2	93.3	2.3	100.0	3.0	87.5	1.4	50.0	0.8
ホロムイコウガイ (イグサ科, 草本)	0.4	HUM2	0.0	0.0	40.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
タルマイスゲ (カヤツリグサ科, 草本)	0.5	HUM3	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	0.3	0.0	0.0
オオミズゴケ (ミズゴケ科, コケ植物)	0.46	HUM4	13.3	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	50.0	29.6

* 所属群落型: 各指標種が属する特定の群落型 (HUM1~HUM4, 群落型名の語尾に対応)

ホロウ上から3つの群落型 HOL (Hollow) が抽出された (表 3-3). シカクイ HOL1 では, 6 種が指標種として属し, そのうち, シカクイ, ミカヅキグサ, およびヤチスゲの *F* が 100%であり, ヤチスゲの *C* が最も高かった. ムジナスゲ HOL2 では, 3 つの指標種のうち, ムジナスゲの *F* が 100%であり, ハンノキの *C* が最も高かった. また, この群落型 HOL2 では, ツボスミレの *F* がハンノキと同じ 100%であった. ヤチヤナギ HOL3 では, ヤチヤナギとオオアゼスゲが指標種として属し, *F* と *C* はともにヤチヤナギの方が高かった.

表 3-3 : ホロウ上 (n = 35) における各指標種の出現頻度 (*F*, %) と平均被度 (*C*, %).

左の列から, 指標種名, indVal 値, 所属群落型*, 群落型毎の *F* および *C* を示す. 太字の数値は所属群落型における各指標種の *F* と *C* を示す.

指標種			群落型					
指標種の名前(科と分類)	indVal 値	指標種の所属群落型*	シカクイ		ムジナスゲ		ヤチヤナギ	
			HOL1		HOL2		HOL3	
			<i>F</i> %	<i>C</i> %	<i>F</i> %	<i>C</i> %	<i>F</i> %	<i>C</i> %
シカクイ (カヤツリグサ科, 草本)	0.93	HOL1	100.0	0.7	40.0	0.0	20.0	0.0
ミカヅキグサ (カヤツリグサ科, 草本)	0.86	HOL1	100.0	2.6	60.0	0.6	10.0	0.0
ヤチスゲ (カヤツリグサ科, 草本)	0.8	HOL1	100.0	8.9	90.0	3.2	20.0	0.0
ツボスミレ (スミレ科, 草本)	0.66	HOL1	80.0	1.6	100.0	0.5	20.0	0.0
ヒメワタスゲ (カヤツリグサ科, 草本)	0.54	HOL1	60.0	0.3	20.0	0.0	20.0	0.0
ナガボノシロワレモコウ (バラ科, 草本)	0.47	HOL1	70.0	0.1	20.0	0.0	20.0	0.0
ムジナスゲ (カヤツリグサ科, 草本)	0.69	HOL2	46.7	0.4	100.0	5.4	60.0	1.2
ミズオトギリ (オトギリソウ科, 草本)	0.6	HOL2	53.3	0.4	93.3	1.3	13.3	0.1
ハンノキ (カバノキ科, 木本)	0.57	HOL2	33.3	0.3	73.3	6.5	26.7	0.9
ヤチヤナギ (ヤマモモ科, 木本)	0.93	HOL3	40.0	0.5	70.0	2.6	100.0	27.9
オオアゼスゲ (カヤツリグサ科, 草本)	0.46	HOL3	0.0	0.0	30.0	0.0	50.0	0.2

* 所属群落型: 各指標種が属する特定の群落型 (HOL1~HOL3, 群落型名の語尾に対応)

3.3.2. 群落傾度と水文化学因子

3.3.2.1. モザイクー非モザイク地形

モザイクー非モザイク地形上の群落型配列図より，第1軸と第2軸に対してすべての水文化学因子が，第1軸と第3軸ではINと水位を除く8因子が，それぞれ危険率0.05未満で有意性を示した（図3-2）.

第1軸と第2軸に対してpH，全てのイオン（ Na^+ ， K^+ ， Mg^{2+} ， Ca^{2+} ， Cl^- ， SO_4^{2-} ，およびIN），および水位が両軸ともに正相関を示し（右上方向の矢印），水位変動幅が負相関（左下方向）を示した（図3-2（a））. これらの水文化学因子のベクトルに沿って，ワラミズゴケC2からムジナスゲC3の群落傾度が捉えられた. 両群落型の水文化学因子の平均値を比較した結果，pH，水位，INを除くイオン（ Na^+ ， K^+ ， Mg^{2+} ， Ca^{2+} ， Cl^- ，および SO_4^{2-} ）はムジナスゲC3の方が有意に高く，水位変動幅はワラミズゴケC2の方が有意に高かった（表3-4）.

第1軸と第3軸に対してpH， Na^+ ， K^+ ， Mg^{2+} ， Ca^{2+} ， Cl^- ，および SO_4^{2-} がそれぞれ正と負の相関（右下方向）を示し，水位変動幅がそれぞれ負と正の相関（左上方向）を示した（図3-2（b））. これらの水文化学因子のベクトルに沿って，ワラミズゴケC2からヤマドリゼンマイC5の群落傾度が捉えられた. 両者の水文化学因子の平均値を比較した結果，pHおよび5種のイオン（ Na^+ ， K^+ ， Mg^{2+} ， Ca^{2+} ，および Cl^- ）はヤマドリゼンマイC5の方が有意に高く，水位変動幅はワラミズゴケC2の方が有意に高かった（表3-4）.

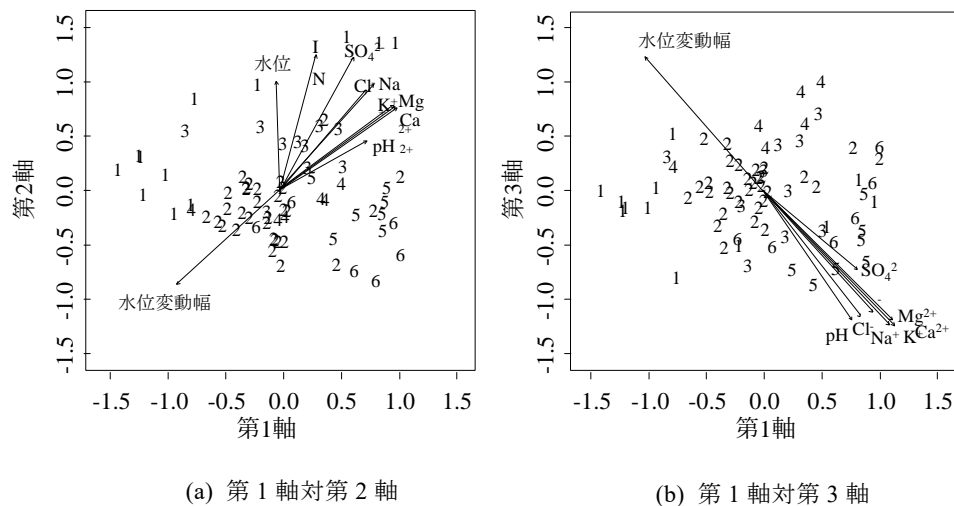


図 3-2 : モザイクー非モザイク地形上 (n=72) の群落型配列図. (a) : 第1軸と第2軸, (b) : 第1軸と第3軸. 1 : コイヌノハナヒゲ C1, 2 : ワラミズゴケ C2, 3 : ムジナスゲ C3, 4 : スマガヤ C4, 5 : ヤマドリゼンマイ C5, 6 : ハンノキ C6. 図中の矢印は有意差 ($p < 0.05$) が認められた水文化学因子を示す.

表 3-4 : モザイクー非モザイク地形上の群落傾度を構成する各群落型の各水文化学因子の平均値±SD. p 値はマンホイットニーの U 検定による各平均値の差 (ワラミズゴケ C2 対ムジナスゲ C3, ワラミズゴケ C2 対ヤマドリゼンマイ C5)

群落型	ワラミズゴケ C2 (n = 31)	ムジナスゲ C3 (n = 10)	ヤマドリ ゼンマイ C5 (n = 7)	p value for C2 vs. C3	p value for C2 vs. C5
pH	6.3 ± 0.2	6.6 ± 0.1	6.6 ± 0.1	0.001**	0.003**
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	6.41 ± 2.15	9.70 ± 1.86	9.23 ± 1.61	0.002**	0.004**
K ⁺ (mg L ⁻¹)	1.3 ± 1.8	4.3 ± 1.4	4.0 ± 0.5	< 0.001***	0.009**
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	1.76 ± 1.41	4.57 ± 1.62	4.29 ± 0.55	< 0.001***	< 0.001***
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	7.4 ± 7.2	21.2 ± 7.9	21.3 ± 3.6	< 0.001***	< 0.001***
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	5.7 ± 1.8	7.9 ± 1.1	8.0 ± 1.8	< 0.001***	0.021*
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	4 ± 5	9 ± 7	7 ± 7	0.007**	0.084†
IN (mg L ⁻¹)	0.246 ± 0.363	0.333 ± 0.840	0.359 ± 0.600	0.126	0.466
水位 (cm)	-9.3 ± 6.4	-1.3 ± 6.9	-4.3 ± 7.7	< 0.001***	0.082†
水位変動幅 (cm)	14.9 ± 3.9	11.1 ± 3.7	9.7 ± 2.1	0.035*	0.002**

3.3.2.2. ハンモック

ハンモック上の群落型配列図より、第1軸と第2軸は水位変動幅、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} の4因子が有意 ($p < 0.05$) な相関を示し、第1軸と第3軸は pH、水位変動幅、および5種のイオン (Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、および Cl^-) の7因子が有意な相関を示した (図 3-3)。

第1軸と第2軸に対し、 K^+ 、 Mg^{2+} 、および Ca^{2+} が両軸ともに負の相関を示し (下方向の矢印)、水位変動幅が正の相関 (上方向) を示したが、水文化学因子の変化に沿った群落傾度は見つからなかった (図 3-3 (a))。

第1軸と第3軸に対し pH と5種のイオン (Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、および Cl^-) は両軸ともに負の相関を示し (下方向)、水位変動幅が正の相関 (上方向) を示した (図 3-3 (b))。これらの水文化学因子のベクトルに沿って、ワラミズゴケ HUM1 からタルマイスゲ HUM3 への群落傾度が捉えられた。両群落型間の水文化学因子の平均値を比較した結果、pH、4種のイオン (Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 、および SO_4^{2-})、および水位はタルマイスゲ HUM3 の方が有意に高かった (表 3-5)。

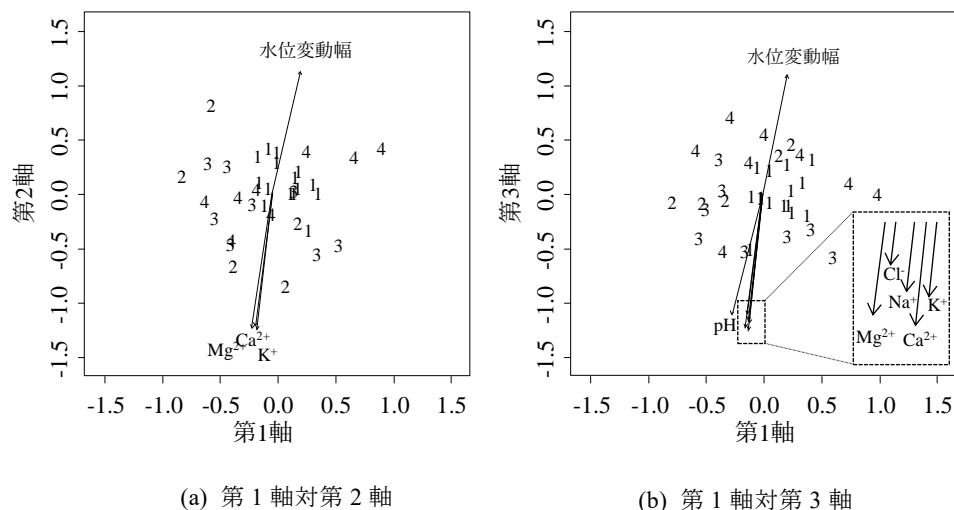


図 3-3 : ハンモック上 (n=36) の群落型配列図. (a) : 第1軸と第2軸, (b) : 第1軸と第3軸. 1 : ワラミズゴケ HUM1, 2 : クシノハミズゴケ HUM2, 3 : タルマイスゲ HUM3, 4 : オオミズゴケ HUM4. 図中の矢印は有意差 ($p < 0.05$) が認められた水文化学因子を示す.

表 3-5 : ハンモック上の群落傾度を構成する各群落型の各水文化学因子の平均値 \pm SD.

p 値はマンホイットニーの U 検定による各平均値の差 (ワラミズゴケ HUM1 対 タルマイスゲ HUM3) の検定結果を示す.

群落型	ワラミズゴケ HUM1 (n = 15)	タルマイスゲ HUM3 (n = 8)	p value for HUM1 vs HUM3
pH	6.2 \pm 0.1	6.5 \pm 0.3	0.007**
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	5.53 \pm 1.46	8.11 \pm 2.33	0.016*
K ⁺ (mg L ⁻¹)	0.4 \pm 1.1	3.0 \pm 2.3	0.004**
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	1.14 \pm 0.92	2.98 \pm 1.83	0.185
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	4.3 \pm 4.3	14.0 \pm 9.3	0.084†
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	4.8 \pm 1.2	6.9 \pm 1.6	0.006**
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	2 \pm 4	7 \pm 6	0.029*
IN (mg L ⁻¹)	0.098 \pm 0.134	0.288 \pm 0.397	0.328
水位 (cm)	-12.3 \pm 3.3	-6.7 \pm 5.4	0.024*
水位変動幅 (cm)	16.2 \pm 3.6	13.8 \pm 4.0	0.127

3.3.2.3. ホロウ

ホロウ上の種組成から求めた nMDS の第 1 軸と第 2 軸に対してすべての水文化学因子が有意な相関を示し、第 1 軸と第 3 軸に対して Mg^{2+} および Ca^{2+} が有意な相関を示した (図 3-4). 第 1 軸と第 2 軸および第 1 軸と第 3 軸の両方の群落型配列図で、シカクイ HOL1, ムジナスゲ HOL2, ヤチヤナギ HOL3 が順に第 1 軸に沿って左から右に配置されたが、これらの群落傾度は水文化学因子に沿っていなかった.

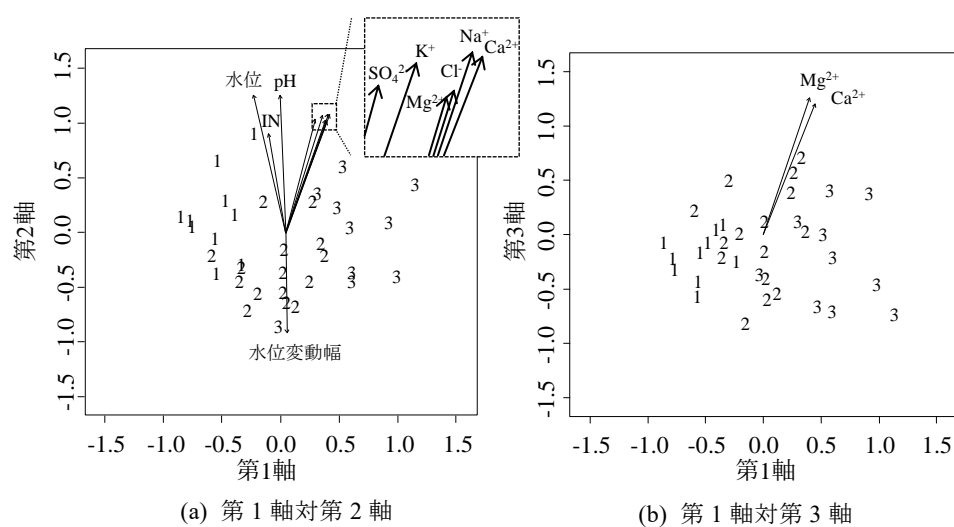


図 3-4 : ホロウ上 (n = 35) の群落型配列図. (a) : 第 1 軸と第 2 軸, (b) : 第 1 軸と第 3 軸. 1 : シカクイ HOL1, 2 : ムジナスゲ HOL2, 3 : ヤチヤナギ HOL3. 図中の矢印は有意差 ($p < 0.05$) が認められた水文化学因子を示す.

3.3.3. 各群落型の出現頻度とその割合

各群落型の出現状況を明らかにするため、群落調査毎に各群落型に属する出現頻度（出現した調査地点数）と全調査地点数に対する出現頻度の割合（%）を求めた。なお、全ての地形空間の群落型は調査区別に分類し、モザイクー非モザイク上のみ地形別に分類し、それぞれの出現頻度およびその割合を求めた。

3.3.3.1. 調査区別による分類

モザイクー非モザイク地形上では、ムジナスゲ C3、ヤマドリゼンマイ C5、およびハンノキ C6 は対照区より負荷区で多く出現し、ワラミズゴケ C2 およびヌマガヤ C4 は負荷区より対照区で多く出現し、コイヌノハナヒゲ C1 の出現頻度の割合（%）は両調査区の差がほぼ無かった（表 3-6）。各調査区で最も多く出現した群落型は、負荷区ではワラミズゴケ C2（13%）およびムジナスゲ C3（13%）であり、対照区ではワラミズゴケ C2（31%）であった。

ハンモック上では、タルマイスゲ HUM3 が対照区より負荷区で多く出現し、ワラミズゴケ HUM1 およびオオミズゴケ HUM4 は負荷区より対照区で多く出現し、クシノハミズゴケ HUM2 の出現頻度の割合（%）は両調査区の差がほぼ無かった（表 3-6）。各調査区で最も多く出現した群落型は、負荷区ではタルマイスゲ HUM3（14%）であり、対照区ではワラミズゴケ HUM1（39%）であった。

ホロウ上では、3 つの群落型がすべて負荷区よりも対照区に多く出現し、対照区の各群落型の出現頻度は負荷区の 2 倍以上であった（表 3-6）。3 つの群落型のうち両調査区（合計）で出現頻度の割合が最も高かったのはムジナスゲ HOL2（43%）であった。

表 3-6：調査区別および地形空間別に分類した各群落型の出現頻度（出現した調査地点数）とその割合（％）．割合（％）は各地形空間での全調査地点数に対する出現頻度の割合．

群落型	出現頻度およびその割合 (%)					
	負荷区		対照区		計	
	頻度	%	頻度	%	頻度	%
モザイクー非モザイク地形						
コイヌノハナヒゲ C1	5	7%	7	10%	12	17%
ワラミズゴケ C2	9	13%	22	31%	31	43%
ムジナスゲ C3	9	13%	1	1%	10	14%
ヌマガヤ C4	0	0%	6	8%	6	8%
ヤマドリゼンマイ C5	7	10%	0	0%	7	10%
ハンノキ C6	6	8%	0	0%	6	8%
計	36	50%	36	50%	72	100%
ハンモック						
ワラミズゴケ HUM1	1	3%	14	39%	15	42%
クシノハミズゴケ HUM2	2	6%	3	8%	5	14%
タルマイスゲ HUM3	5	14%	3	8%	8	22%
オオミズゴケ HUM4	1	3%	7	19%	8	22%
計	9	25%	27	75%	36	100%
ホロウ						
シカクイ HOL1	2	6%	8	23%	10	29%
ムジナスゲ HOL2	3	9%	12	34%	15	43%
ヤチャナギ HOL3	3	9%	7	20%	10	29%
計	8	23%	27	77%	35	100%

3.3.3.2. 地形別による分類

表 3-7 で示したように，ワラミズゴケ C2 は非モザイク地形よりモザイク地形で多く出現し，コイヌノハナヒゲ C1，ムジナスゲ C3，およびハンノキ C6 はモザイク地形より非モザイク地形で多く出現し，ヤマドリゼンマイ C5 は非モザイク地形でのみ出現し，ヌマガヤ C4 の出現頻度の割合（％）は両地形の差がほぼ無かった．各地形で最も多く出現したのは，モザイク地形ではワラミズゴケ C2（38％）であり，非モザイク地形ではコイヌノハナヒゲ C1（14％）であった．

表 3-7：地形別に分類したモザイク－非モザイク地形上の各群落型の出現頻度（出現した調査地点数）とその割合（％）．割合（％）は全調査地点数に対する出現頻度の割合．

群落型	出現頻度およびその割合（％）					
	モザイク地形		非モザイク地形		計	
	頻度	％	頻度	％	頻度	％
コイヌノハナヒゲ C1	2	3%	10	14%	12	17%
ワラミズゴケ C2	27	38%	4	6%	31	43%
ムジナスゲ C3	2	3%	8	11%	10	14%
ヌマガヤ C4	4	6%	2	3%	6	8%
ヤマドリゼンマイ C5	0	0%	7	10%	7	10%
ハンノキ C6	1	1%	5	7%	6	8%
計	36	50%	36	50%	72	100%

3.4. 考察

3.4.1. プアフェン内の群落傾度と水文化学因子の関係

本調査結果から、モザイクー非モザイク地形上から2つの群落傾度とハンモック上から1つの群落傾度が抽出された。なお、ホロウ上の群落型は全分散に対する寄与率が最大の第1軸に沿ってシカクイ HOL1, ムジナスゲ HOL2, およびヤチヤナギ HOL3 という群落型配列が抽出されたが、この配列はどの水文化学因子とも相関を示さなかった。したがって、ホロウ上の群落傾度はハンモック上のように地下水の水文化学因子の影響を受けていないと推察される。以下に、抽出された3つの群落傾度と水文化学因子の関係を検討する。

3.4.1.1. ワラミズゴケ C2 からムジナスゲ C3 の群落傾度

モザイクー非モザイク地形上から、水文化学因子ベクトルに沿ったワラミズゴケ C2 からムジナスゲ C3 の群落傾度が抽出された（図 3-2 (a)）。この群落傾度は pH および 6 種のイオン濃度 (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , および SO_4^{2-}) の上昇, 水位の上昇, および水位変動の低下からなる環境傾度と対応していた（表 3-4）。また、ワラミズゴケ C2 は対照区に多く分布し、ムジナスゲ C3 は負荷区に多く分布したことから（表 3-6）、この環境傾度は対照区と負荷区のイオン濃度の違いを反映したと推察される。ヨーロッパの湿原で得られた群落傾度解析の結果によると、隆起泥炭地の中心部（mire expanse）に分布するハンモックとホロウからなるモザイク地形上の群落から、プアフェン辺縁部（lagg zone, 隆起泥炭地に分布するプアフェンやボッグの縁を流れる流路沿い）に分布するオウシュウムジナスゲ（*Carex lasiocarpa* Ehrh.）優占群落への変化が最大の固有値をもつ群落傾度であり、この群落傾度は pH や栄養素およびミネラル濃度の増加という水質変化と対応している（Bragazza et al. 2005）。このように、ヨーロッパでは負荷のない健全な湿原から水質変化に沿った中心部から辺縁部への固有値が最大の群落傾度が見つかった。一方、本調査結果からも、対照区と負荷区のイオン濃度差から生じた pH およびイオン濃度の増加に沿って、モザイク地形に多いワラミズゴケ C2 から非モザイク地形に多いムジナスゲ C3 への群落傾度を捉えた（図 3-2 (a), 表 3-7）。このことから、本調査地で起こった K^+ および主要なミネラル負荷は、他の健全な湿原で見られる中心部と辺縁部で起こる群落傾度と同様の群落傾度を発生させたと推察される。

各調査地点の水位は地下水面から地表面までの距離として測定したが、ハンモックがある場合は地下水面からハンモック基底部までの距離として測定し、測定した水位は必ずしも地下水面から各地形表面までの距離を反映していない。そのため、モザイクー非モザイ

ク地形上の群落傾度に対し、水位の影響評価は難しく、その影響は不明である。

ワラミズゴケ C2 とムジナスゲ C3 の水位変動幅の平均値は、それぞれ 14.9 cm および 11.1 cm であり、両者には有意差があった（表 3-4）。しかし、ミズゴケ属が安定して優占するためには乾燥と水没ストレスを受けない水位の安定、つまり水位変動幅が小さいことが不可欠である（Granath et al. 2010）。ワラミズゴケ C2 およびムジナスゲ C3 の水位変動幅と本調査区近隣に位置するトキサタマップ湿原内にあるミズゴケ属の出現するプアフェンの水位変動幅（1.9～48.4 cm）を比較した結果（Yabe and Onimaru 1997）、両群落型の水位変動幅はトキサタマップのプアフェンの中でも水位変動幅の特に小さい地点に相当すると推察される（表 3-4）。したがって、ワラミズゴケ C2 の水位変動幅はムジナスゲ C3 より有意に高いものの、ワラミズゴケ C2 ではワラミズゴケが高い被度で生育していることを考慮すると、ワラミズゴケの優占を確保できる程度に小さいと推察される。このため、この群落傾度に対する水位変動幅の効果は、pH や各イオン濃度に比べて小さいと推察される。

3.4.1.2. ワラミズゴケ C2 からヤマドリゼンマイ C5 の群落傾度

モザイクー非モザイク地形上からは、さらに、水文化学因子ベクトルに沿ったワラミズゴケ C2 からヤマドリゼンマイ C5 の群落傾度が抽出された（図 3-2 (b)）。この群落傾度は水位変動幅の低下、pH および 5 種のイオン濃度（ Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、および Cl^- ）の増加に対応していた（表 3-4）。また、ヤマドリゼンマイ C5 の出現は負荷区および非モザイク地形に限定されていた（表 3-6、表 3-7）。以上のことから、ワラミズゴケ C2 からヤマドリゼンマイ C5 の群落傾度は、ワラミズゴケ C2 からムジナスゲ C3 と同様に、負荷区と対照区の水質の違いから生じる pH およびイオン濃度変化に沿った、モザイク地形から非モザイク地形への群落傾度であることが明らかとなった。なお、ワラミズゴケ C2 の水位変動幅はヤマドリゼンマイ C5 よりも有意に高いが（表 3-4）、ワラミズゴケ C2 からムジナスゲ C3 の群落傾度の理由と同様に、この群落傾度に対する水位変動幅の変化は効果的でない可能性がある。

モザイクー非モザイク地形上から抽出された 2 つの群落傾度の違いは、傾度の一端を構成するムジナスゲ C3 およびヤマドリゼンマイ C5 の違いである。観測時の状況から、負荷区周辺のプアフェン内には小規模のハンノキ湿生林が複数存在し、それらの湿生林によりプアフェンとプアフェンの間に境界ができ、ヤマドリゼンマイ C5 はその湿生林がつくる境界付近に出現していた。一方、ムジナスゲ C3 はハンノキ湿生林よりやや離れた場所でプアフェンの一部を構成していた。このようなムジナスゲ C3 とヤマドリゼンマイ C5

の出現パターンを反映する環境の違いにより、2つの群落傾度が生じた可能性がある。

3.4.1.3. ワラミズゴケ HUM1 からタルマイスゲ HUM3 の群落傾度

水文化学因子ベクトルに沿ってワラミズゴケ HUM1 からタルマイスゲ HUM3 への群落傾度を捉えた (図 3-3 (b))。この群落傾度は水位、pH、および4種のイオン濃度 (Na^+ , K^+ , Cl^- , および SO_4^{2-}) の増加からなる環境傾度と対応していた (表 3-5)。また、ワラミズゴケ HUM1 は対照区に多く分布し、タルマイスゲ HUM3 は負荷区に多く分布していたことから (表 3-6)、この環境傾度は対照区と負荷区のイオン濃度の違いを反映したと推察される。以上のことから、地下水経由の K^+ および主要なミネラルの負荷により生じた地下水の環境傾度はハンモック上の群落傾度に影響を与えていることが示唆された。

タルマイスゲ HUM3 はワラミズゴケ HUM1 よりも水位が有意に高く、地表面と地下水面の距離が近かった (表 3-5)。さらに、タルマイスゲ HUM3 は負荷区に多く出現したことから (表 3-6)、負荷区ではハンモック上の植物に対し K^+ および3種のミネラルの負荷の影響が水位によってさらに強まった可能性がある。

3.4.2. ハンモックの泥炭水が群落型の違いに及ぼす影響

ハンモック上での植物の成長に必要な窒素などの栄養素は、大気中および地下水の両方から供給される (Rydin et al. 2013)。しかし、大気中からは十分な量が供給されないため、地下水中の栄養素が毛管上昇することによって賄われていることが示唆されている (Graham and Vitt 2016)。また、第2章の結果から、地下水に負荷された栄養素およびミネラル負荷の影響はハンモック内の泥炭水にまで及び、ハンモック内のイオン濃度は対照区より負荷区の方が高い傾向を示した。このような栄養素等の負荷の有無により生じたハンモック内の水質の違いが、対照区で多く分布するワラミズゴケ HUM1 と負荷区で多く分布するタルマイスゲ HUM3 の群落型の違いを生じたと推察される。また、HUM1 と HUM3 の優占種であるワラミズゴケの平均被度は、ワラミズゴケ HUM1 では 71.5%、タルマイスゲ HUM3 では 52.5%であった (表 3-2)。このことから、負荷区では、地下水に含まれる高濃度のイオンが、ハンモック内を経由して、ワラミズゴケの被度に対し負の影響を及ぼしている事が示された。

ミズゴケ属は水質変化に弱く、ミズゴケ属に対する直接的な水質の影響として、高濃度の栄養素による生産や成長の抑制や (Granath et al. 2009, Granath et al. 2012)、高濃度の炭酸塩と陽イオンの組み合わせによるオオミズゴケの白化などの実験例が挙げられる

(Koks et al. 2019)。さらに、ミズゴケ属に対する間接的な水質の影響として、ハンモッ

ク内に高濃度の窒素や他の栄養素が大気沈着したり流入したりすると、周囲の維管束植物の成長が促進され、維管束植物に被陰されたミズゴケ属は成長が抑制される（Vitt et al. 2003, Bragazza et al. 2004）.

道路からのミネラル汚染の影響により湿原植生が変化した例もあり（Wilcox 1986, 矢部ら 1999）、ミネラルもまた湿原植物に重大な影響を与える．欧米に多い石灰岩地質上の湿原では、ミズゴケ属の多くが嫌石灰性であるために、ミネラルの中で特にカルシウムの濃度が湿原群落の分布に大きな影響を与えている．（Wheeler and Proctor 2000, Hájek et al. 2006）.

以上のことから、地下水を経由した栄養素とミネラルの負荷がハンモック内のイオン濃度を高くした結果、ハンモック上のワラミズゴケ被度の低下および群落傾度（ワラミズゴケ HUM1 からタルマイスゲ HUM3）が生じた可能性が推測される．

3.5. 結論

本章では、プアフェンの種組成に対する栄養素およびミネラル負荷の影響評価を行うことを目的に、地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響を受けた負荷区と負荷を受けていない対照区において、水文化学因子の変化に沿った群落傾度の抽出を行った。ただし、プアフェンはハンモック（凸型）とホロウ（凹型）からなるモザイク地形、およびそれらが無い非モザイク地形から構成され、地下水面から各地形表面までの距離を考慮すると、各地形で生育する植物に対し地下水の水質の影響が異なることが予想された。そのため、本研究では群落傾度の抽出を、モザイクー非モザイク地形上、ハンモック上、およびホロウ上の3つの異なる地形空間に基づき行った。その結果、モザイクー非モザイク地形上およびハンモック上から、それぞれ水文化学因子の変化に沿った群落傾度が抽出されたが（ワラミズゴケ C2 からムジナスゲ C3, ワラミズゴケ C2 からヤマドリゼンマイ C5, ワラミズゴケ HUM1 からタルマイスゲ HUM3）、ホロウ上からは抽出されなかった。また、地下水を経由した栄養素とミネラルの負荷がハンモック内のイオン濃度を高くした結果、ハンモック上のワラミズゴケ被度の低下および群落傾度（ワラミズゴケ HUM1 からタルマイスゲ HUM3）が生じた可能性が示唆された。

以上のことから、本調査地では、ワラミズゴケが優占する群落型からその他の維管束植物が優占する群落型としての群落傾度（植物の種組成変化）が認められ、この群落型の変化は対照区と負荷区からなる環境傾度（pH および各イオン濃度の増加）を伴うことから、負荷区の種組成は栄養素等の負荷の影響を受けていることが示唆された。なお、ハンモックやホロウといった地形を考慮し、同じ調査地点で3つの異なる地形空間で群落調査を行い、プアフェンの群落傾度に対する地下水経由の栄養素およびミネラルの影響を明らかにしたのは初めての研究である。

第4章 プアフェンのための保全目標値の設定および保全対策の検討

4.1. はじめに

(1) 背景

第2章および第3章では、本調査地に対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響について定性的（水質、種組成）に評価した。特に、第3章の結果から、地下水中のイオン濃度の低い方から高い方に向かってワラミズゴケを優占する群落型からその他の群落型へと変化することが示された。また、負荷の影響によりイオン濃度が高くなったハンモック上ではワラミズゴケの被度が低下したことが示された。以上のことから、本調査地のプアフェンを人為的負荷の影響から保全するためには、ワラミズゴケを保全対象種とすることが適切であると判断した。

地下水の栄養素等の負荷から負荷区を保全するためには、保全対象種であるワラミズゴケの出現を規定する栄養素等について、保全の指標となる値（以下、保全目標値）を定め、それらの値を満たすための保全対策が必要である。ただし、ワラミズゴケの出現を規定する環境因子は水質だけでなく、水位、水位変動幅、および競争種によっても規定されると予想される。特に、ワラミズゴケに対する地下水の水質の影響は水位の上昇や変動幅の増加によっても強まると予想されることや、競争種はワラミズゴケの出現に対し水や栄養素等の奪い合いや被陰効果により強く負の影響を与える可能性がある。このように求められた保全目標値は、負荷区での保全対策を行う際の指標値として重要な役割を果たすとともに、ワラミズゴケが生育する他の湿原においても重要な知見となる。

負荷区を地下水経由の栄養素およびミネラルの負荷から保全するためには、環境因子の中から保全対象種であるワラミズゴケの出現を抑制する負荷因子を特定し、負荷因子を低減する必要がある。ただし、地下水中の栄養素やミネラルの濃度を低減する方法は限られている。地下水汚染対策については、全国的に生活排水や農業排水の法規制や施肥基準による減肥対策などが行われているが、現在でも地下水に対する汚染の影響は続いており、また、一度汚染された地下水が正常に戻るには時間がかかるとされている（環境省 2016 年）。そのため、地下水汚染対策の効果が現れる間に、湿原が劣化する可能性がある。また、栄養素等を吸収する緩衝帯を設置する方法もあるが、これには新たな緑地を創出するための用地を確保する必要がある。負荷区周辺の土地利用状況を考慮すると新たな用地確保は難しい。一方、地下水経由の栄養素およびミネラルの負荷に対する直接的な対策ではないが、ワラミズゴケなどの希少種や在来種を保全するための方法として競争種や外来種の刈

り取りがある (Middleton et al.2006, Purre et al. 2021). しかしながら、栄養素等の影響を受けているブアフエンにおいて、競争種の刈り取りがワラミズゴケの保全に効果があるかは不明である.

以上のことから、地下水経由の栄養素等の負荷から湿原を保全する方法については事例がほぼなく、検討できる対策も限られ、未確定なことも多い. また、ミズゴケ属は水質変化に弱いことから、対策が遅くなるほど、湿原生態系の劣化は進行する. そのため、即時実行可能性の高い保全対策を検討する必要がある.

(2) 目的

本章の目的は、地下水経由の栄養素およびミネラル負荷を受けたブアフエンにおいて、①ワラミズゴケの出現を規定する環境因子を特定し、保全目標値を各環境因子について設定すること、②①の環境因子から負荷因子を特定し、負荷因子を低減するための保全対策を検討することである. 本章では、ロジスティック回帰分析を用いてワラミズゴケの出現を規定する環境因子を明らかにし、各環境因子のワラミズゴケの出現可能範囲と閾値を求め、各閾値から保全目標値の設定を行う. また、抽出した環境因子から負荷因子を特定し、負荷区において負荷因子を低減した場合のワラミズゴケが出現する調査地点数を予測し、本調査地に適した即時実行可能性の高い保全対策について検討を行う.

4.2. 方法

4.2.1. 解析

本章の解析で使用したデータは各調査区の地下水データ（第2章）と群落調査（モザイク非モザイク地形）のデータ（第3章）である。以下に、各解析について示す。

4.2.1.1. ワラミズゴケの出現を規定する環境因子の抽出

本調査地で出現した4種のミズゴケ属はワラミズゴケ、クシノハミズゴケ、オオミズゴケ、およびムラサキミズゴケであった。これらのうち、両調査区ともに最も出現頻度の高かったのはワラミズゴケであり、他の3種のミズゴケの出現はほとんどの調査地点でワラミズゴケの出現と重なっていた（表4-1）。さらに、本調査区において、ワラミズゴケの出現はハンモックの存在ともほぼ一致し、ミズゴケハンモックを代表する種であることから、各調査地点におけるワラミズゴケの出現の有無は目的変数として適切であると判断した。また、説明変数には環境因子や調査区を使用し、環境因子は地下水中の pH, イオン (SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , IN), 水位, 水位変動幅, および競争種とした。本研究では、ワラミズゴケの出現有=1, 出現無=0 を応答変数とし、環境因子や調査区を説明変数とするロジスティックによる回帰分析（GLM（Generalized Linear Model）解析のひとつ）を行った。解析には lme4 パッケージの glm 関数を用い、確率分布は二項分布（Binomial）を指定した。

なお、調査区をカテゴリー変数とし、変数の効果コーディング化（Alkharusi 2012, 荘島ら 2018）により調査区の回帰係数の合計が 0 になるよう調整した。このような回帰係数の調整は、GLMM（Generalized Linear Mixed Model）の代用として、ランダム効果を少数のグループ（5~6 未満）で扱う場合に推奨されている方法である。これは、GLMM で少数のグループをランダム効果として扱うと、その推定値が不正確になる可能性があるためである（Bolker et al. 2020）。このような GLMM の代用法による調整を行った調査区項の回帰係数は GLMM のランダム効果に該当し、調整しなかった調査区以外の説明変数および切片は GLMM の固定効果に該当する。なお、久保（2012）によると、ランダム効果とは局所的なパラメーター、固定効果とは大域的パラメーターと定義している。

ランダム効果の有無の違いを架空データと回帰直線式による例題を用いて説明すると（参考図2）、グループ A と B のデータについてそれぞれ X に対し Y が正の反応を示す場合、ランダム効果を設定すると各グループに共通の回帰直線式（黒）も正の傾きを示す。しかし、ランダム効果を設定しなかった場合は、必ずしも X と Y の傾向を反映するわけで

はなく、例題のように負の回帰直線式（青）を示すこともある．そのため、本研究のように、複数の異なるグループの中に複数の調査地点のデータがある場合には、ランダム効果を設定する必要がある．

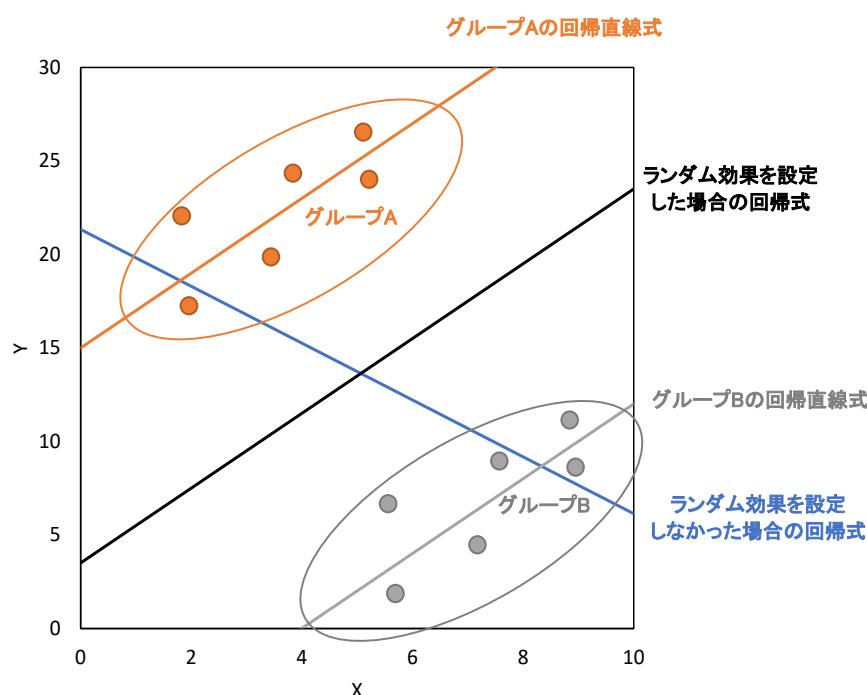


図-参考 2：ランダム効果を説明するための架空データと回帰直線式による例題．架空データを用いたランダム効果の有無による回帰直線式の違い．橙色の円と線はグループ A のデータと回帰直線式，灰色の円と線はグループ B のデータと回帰直線式．黒い線はランダム効果を設定した場合の回帰直線式．青い線はランダム効果を設定しなかった場合の回帰直線式．

ロジスティック回帰分析に使用した調査地点は常時冠水している 7 地点を除く 65 地点とした．常時冠水している地点は潜在的にワラミズゴケの生育地とはなりえないため、ロジスティック回帰分析の対象外とした．

ロジスティック回帰分析を行う前に、説明変数間の相関係数および VIF を用いて多重共線性の確認をした．説明変数間の相関係数が 0.8 以上、VIF が 5 以上の場合は多重共線性が認められるとした．多重共線性が認められた場合は、いずれか 1 つの説明変数を使用した．このように多重共線性の影響を除外したあとの説明変数を全て使用し、ロジスティック回帰によるフルモデルを構築した．このフルモデルから AIC を用いたステップワイズに

よる変数選択を行い，AIC が最小のベストモデルから AIC の差が 2 以内にある，複数ある全てのロジスティック回帰モデルを抽出した．

抽出したロジスティック回帰モデルの的中率を求めるため，以下の操作を行った．ワラミズゴケの在・不在に対し観測値と予測値の一致が最大となる出現確率（カットオフ値）をモデル毎に ROC 曲線から求め，出現確率がカットオフ値より大きい場合は予測値を在とし，小さい場合は不在とした（Manel et al. 2001）．

表 4-1：ミズゴケ属の出現およびミズゴケハンモックが存在した方形区数．カッコ内の数はワラミズゴケとその他のミズゴケの出現またはミズゴケハンモックの存在が重複した方形区数を示す．

ミズゴケ属の種／ ミズゴケハンモック		出現した方形区数		
		負荷区	対照区	計
ミズゴケ属	ワラミズゴケ	8	22	30
	クシノハミズゴケ	0 (0)	13 (12)	13 (12)
	ムラサキミズゴケ	1 (0)	8 (7)	9 (7)
	オオミズゴケ	5 (1)	5 (4)	10 (6)
ミズゴケハンモック		9 (6)	27 (22)	36 (28)

4.2.1.2. ワラミズゴケの出現可能範囲と閾値の計算

各環境因子におけるワラミズゴケの出現可能範囲と閾値を求めるため、抽出した全てのロジスティック回帰モデルを用いて、各説明変数を変化させたときの応答変数（ワラミズゴケの出現確率）を計算した。

出現確率を求めるには、複数の説明変数をもつ回帰モデルの場合、変化させる説明変数は1つとし、残りの説明変数を定数にする必要がある。本研究では、各説明変数の定数を以下の方法で求めた。第一に、ワラミズゴケの在・不在に対し観測値と予測値の一致が最大となる出現確率（カットオフ値）をモデル毎にROC曲線から求め、出現確率がカットオフ値より大きい場合は予測値を在とし、小さい場合は不在とした（Manel et al. 2001）。第二に、予測値が観測値に的中した調査地点のデータを抽出した。なお、的中の有無は、抽出した複数の回帰モデルのうち1つ以上の回帰モデルで予測値と観測値が一致した場合は的中有りとし、いずれのモデルにも一致しなかった場合は的中無しとした。最後に、在または不在が的中した調査地点データのみを用いて、在または不在の条件でそれぞれ求めた各環境因子の平均値を定数として使用した（表4-2）。

次に、説明変数を一つだけ変化させたときのワラミズゴケの出現確率を計算した。例えば、ワラミズゴケが在の条件におけるpHの変化に対する出現確率を計算する場合は、変数のpHの項には測定範囲内の連続値を入力し、定数である残りの環境因子の項にはワラミズゴケが在の条件での各平均値を入力した。なお、説明変数に調査区項が含まれるモデルについては調査区項を除いて出現確率を計算し、調査区の違いを反映させずに環境因子とワラミズゴケの関係のみを検討した。不在の条件下における出現確率もワラミズゴケ不在の条件での環境因子の平均値を抽出した全ての回帰モデルに入力し、同様に計算した。

以上のように計算された出現確率は、複数の回帰モデルとワラミズゴケ在・不在の2つの条件から求めるため、複数の確率曲線をもつ。pHを例にすると、pHの変化に対する出現確率は、8つの回帰モデルと2つの条件から求められるため、16本の確率曲線をもつ（図4-1）。さらに、本研究では出現確率 $p=0.5$ をワラミズゴケ出現の閾値とみなし、その時の16個のpH値のうち最大のpH値6.5を最大閾値、最小のpH値6.2を最小閾値（観測値に合わせて少数点1位で表記）とした。このような最大閾値および最小閾値の算出は、pHを含む全ての説明変数について行った。

表 4-2：ワラミズゴケの出現有の条件または出現無の条件での各説明変数の平均値（n = 65）.

ワラミズゴケ	pH	SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	無機態窒素 (mg L ⁻¹)	水位 (cm)	水位変動幅 (cm)	競争種の被度 (%)
出現有	6.2	2.7	0.1	-11.5	16.3	69
出現無	6.6	5.1	0.4	-3.6	12.5	98

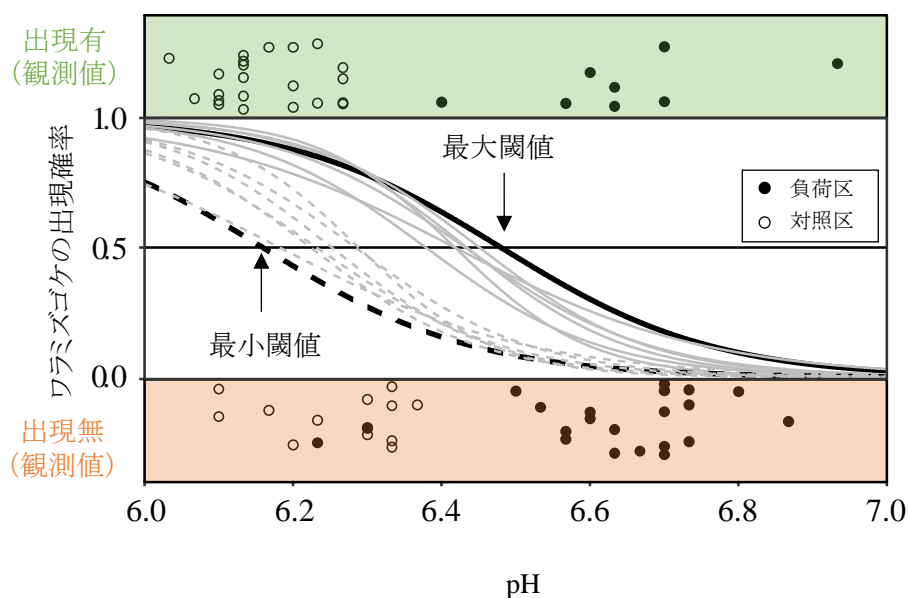


図 4-1：pH の変化に伴うモデル 1～モデル 8（表 4-3）によって予測されたワラミズゴケの出現確率（実線および点線）とおよび観測値（円）。ワラミズゴケの出現確率は中央の領域（白色）に実線と点線で示した。実線はワラミズゴケの出現有の条件下、点線はワラミズゴケの出現有無の条件下における各出現確率を示す（表 4-2 を参照）。黒線は最大閾値又は最小閾値をとるモデルによって予測された出現確率を示し、灰色線はその他のモデルによって予測された出現確率を示す。観測値は出現有の場合は上部領域（緑色）に、出現無の場合は下部領域（橙色）に、点が重ならないようにジッタープロットで表記した。

4.2.1.3. ワラミズゴケの出現に関する直接効果と間接効果

地下水の各種イオン、水位、および水位変動幅はワラミズゴケだけでなく競争種の成長にも影響する。このため水文化学環境因子は、ワラミズゴケの出現を直接規定する直接効果とワラミズゴケの競争種の生育状態の変化を介した間接効果があると推定される。そこで、競争種を応答変数とする重回帰モデル（フルモデル）と、ワラミズゴケ出現を応答変数とする変数選択により抽出された各ロジスティック回帰モデルを組み合わせ、パス解析を行った。重回帰分析（GLM 解析のひとつ）は競争種の被度（%）を応答変数とし、水文化学環境因子および調査区を説明変数とし、解析には glm 関数を用い、確率分布には正規分布を指定した。パス解析には pSEM（piecewise structural equation modeling）を用い、R の piecewiseSEM パッケージの psem 関数を使用した。pSEM では、様々な確率分布を表現する GLM をモデル内に組み込むことが出来る。また、pSEM によるモデルの適合度は有効分離の検定に基づくフィッシャーの C 統計量から求められ、その統計量の p 値が有意でなければ ($p > 0.05$) モデルは適合するとみなされる (Lefcheck 2020)。

間接効果は、各ロジスティック回帰モデルの競争種被度（%）の偏回帰係数に、重回帰モデルの各説明変数の偏回帰係数を乗じた値とした。直接効果はロジスティック回帰分析の偏回帰係数の値とし、直接効果に対する間接効果の比を求めた。また、標準化偏回帰係数からも偏回帰係数と同様に「間接効果／直接効果」を求めた結果、偏回帰係数による比とほぼ同じ結果であった。そのため、本研究では偏回帰係数から求めた「間接効果／直接効果」を用いて検討した。

4.2.1.4. 負荷因子の抽出およびそれらを低減した場合のワラミズゴケの出現数の予測

(1) 各調査地点（負荷区）のワラミズゴケ出現・非出現（予測値）を出力

抽出された環境因子から負荷因子を特定するため、各ロジスティック回帰モデルから負の回帰係数をもつ説明変数を選択した。次に、負荷区の各調査地点における負荷因子の測定値に対し、それらを低減させた場合の値をロジスティック回帰モデルに入力した。この場合のロジスティック回帰モデルは、負荷区の調査区項を含んだモデルを使用した。調査区項を含んだロジスティック回帰モデルは現状の負荷区を表したモデルである。そのため、現状から負荷因子が低減した場合の予測を行うためには、調査区項を含む回帰モデルが適していると判断した。予測対象は負荷区の調査地点としたが、そのうち冠水のため潜在的にワラミズゴケの生育地とはなりえない 6 地点については予測対象から除外し、残りの合計 30 地点について予測を行った。各負荷因子の低減率は有限であるため、それぞれの低減

率の最大値を負荷区と対照区の平均値から以下の式 (1) より求めた.

$$\text{最大低減率} = (1 - \text{対照区平均値} / \text{負荷区平均値}) \times 100 (\%) \cdots \text{式 (1)}$$

各負荷因子の低減率の範囲を 0%~最大低減率 (%) とし, 予測対象となる各調査地点の負荷因子の測定値に対しこれらの低減率を乗じた. 例えば, 負荷因子が A と B の 2 項目あり, それぞれ 0~n% および 0~m% に低減させる場合, A と B の低減率の組み合わせは (A 低減率, B 低減率) = (0%, 0%), (0%, 1%), \cdots , (n%, m%) の組み合わせができる.

1 つの調査地点 X の測定値 A_X と B_X にそれぞれの低減率 n% と m% を乗じた値 ($A_X \times n\%$, $B_X \times m\%$) をロジスティック回帰モデルの説明変数に入力した. また, A および B 以外の説明変数には調査地点 X の測定値をそのままモデルに入力した. このようにして得られたロジスティック回帰モデルの結果は 0~1 の実数をとる出現確率として出力され, 出現確率が各モデルのカットオフ値を上回る場合はワラミズゴケが出現すると予測し, 下回る場合は出現しないと予測した.

ロジスティック回帰モデルへの入力は予測対象となる全ての調査地点 (n=30) に対し行った. そのため, (n+1) \times (m+1) 通りの各条件に対し, 30 調査地点のうち出現有と予測された調査地点の合計数を出力結果の値とした. なお, 抽出されたロジスティック回帰モデルは複数個あるため, 最終的に (n+1) \times (m+1) \times (抽出されたロジスティック回帰モデル数) の出力結果が得られる.

(2) 回帰木による統計解析

ロジスティック回帰モデルにより出力された (n+1) \times (m+1) \times (抽出されたロジスティック回帰モデル数) のワラミズゴケ出現予測の結果を整理するため, 負荷因子による低減率の組み合わせを説明変数, 出力されたワラミズゴケ出現数を目的変数とする回帰木解析を行った. 回帰木解析は説明変数の条件によって目的変数を分類する方法であり, 説明変数の条件を 2 進分岐させながら目的変数を逐次分類していく. このように条件ごとに分類された目的変数は樹木状のモデルで示されるが, このモデルが複雑過ぎると結果の解釈が難しくなる. そのため, 樹木構造の複雑性パラメーターである CP (Complexity parameter) と交差確認のエラー率 (xerror) を使って樹木モデルを適切なサイズにする (樹木の剪定) 必要がある. 具体的な剪定方法として, xerror が最小値を示すときの CP の値を樹木剪定の基準に指定する方法がある (金 2007). 本研究では, R の rpart 関数を使用し樹木モデルを作成し, さらに plotcp 関数を使って CP および xerror を計算し樹木の剪定を行った (包・對馬 2009, 金 2007).

4.3. 結果

4.3.1. ワラミズゴケの出現を規定する環境因子の抽出

ロジスティック回帰分析を行う前に、説明変数間の多重共線性を確認した結果、pH、Na⁺、K⁺、Mg²⁺、Ca²⁺、および Cl⁻の 6 因子の間で、多重共線性が認められた。多重共線性が認められなかった 5 個の説明変数に、これらの説明変数をそれぞれ一つずつ加え、全部で 6 つのモデルを用いてそれぞれロジスティック回帰分析を行った。その結果、pH およびいずれのイオンもワラミズゴケの出現に対して有意な負の関係を示したが、AIC の範囲は 66.06 ~ 68.53 となり、pH を説明変数に加えたモデルの AIC が最小 (66.06) となった。

地下水における陽イオンと陰イオンの収支より炭酸水素イオン当量を求めた (日浦ら 2018)。その結果、炭酸水素イオン当量は両調査区とも各種イオンの中で最大の割合を占めていた (図 2-6)。両調査区の pH が陽イオンと陰イオンのそれぞれの総量のバランスによって決まる炭酸物質 (アルカリ度) との平衡に大きく影響を受けることと、pH を使用したモデルの AIC が最小であることを考慮し、多重共線性のある変数の中から pH をロジスティック回帰分析に加えた。

以上の結果より、環境因子として pH、SO₄²⁻、IN、水位、水位変動幅、および競争種 (方形区におけるミズゴケ以外の種の合計被度) を説明変数とするフルモデルを構築した。さらに、フルモデルから AIC を用いたステップワイズによる変数選択を行い、ベストモデルの AIC との差が 2 以内の合計 8 つの回帰モデルを抽出した (表 4-3)。

抽出した 8 つのモデルを評価するため、AIC の他に、AUC (Area Under the Curve) (Manel et al. 2001)、 χ^2 乗検定および的中率を求めた。全てのモデルの AUC (0.88~0.90) はモデルが有用であることを示す AUC の範囲 (0.7~0.9) に収まった。 χ^2 乗検定の結果は全モデルにおいて有意 ($p < 0.05$) であった。また、予測値と観測値の一致・不一致の結果から、ワラミズゴケが在的の中率は 0.85、不在的中率は 0.97 であった。なお、65 調査地点データのうち観測値と予測値が的中しなかった 6 データは全て対照区のデータであった。

SO₄²⁻、IN、および競争種は全てのモデルでワラミズゴケの出現に対して有意な関係を持ち、pH は 7 つのモデルで有意な関係を示した。これらの重要な説明変数のうち、SO₄²⁻のみ正の回帰係数を持ち、その他の変数は負の回帰係数であった。水位と水位変動幅は有意性がみられなかったが、それぞれ 4 つと 5 つのモデルで重要な変数として選択された。

表 4-3 : AIC[†]により選択した 8 つのロジスティック回帰モデル(n=65).

	切片	pH	SO ₄ ²⁻	無機態窒素	水位	水位変動幅	競争種	調査区 [‡]	AIC	ΔAIC	AUC
モデル1	60.38 ***	-9.09 ***	0.47 **	-4.72 **			-0.05 **		64.80		0.88
モデル2	46.34 *	-7.01 *	0.44 **	-4.28 **	-0.10		-0.05 **		65.52	0.72	0.88
モデル3	75.08 **	-10.97 **	0.47 **	-4.88 **		-0.16	-0.05 **		65.60	0.80	0.89
モデル4	60.79 *	-8.41 *	0.52 **	-5.29 **		-0.35	-0.05 *	±1.63	65.66	0.86	0.89
モデル5	44.35	-5.89	0.50 **	-4.91 **	-0.12	-0.40	-0.05 *	±1.85	66.06	1.26	0.90
モデル6	60.04 *	-8.78 *	0.44 **	-4.45 **	-0.10	-0.14	-0.05 **		66.53	1.73	0.89
モデル7	5.62		0.44 **	-4.48 **	-0.19	-0.38	-0.04 *	±2.69 *	66.54	1.74	0.88
モデル8	52.85 *	-7.96 *	0.49 **	-4.80 **			-0.04 *	±0.37	66.62	1.82	0.88

*** : $p < 0.001$, ** : $p < 0.01$, * : $p < 0.05$

† : 最小 AIC モデルとの差が 2 未満 ($\Delta AIC < 2$) のモデルを選択した.

‡ : 調査区項の回帰係数において, “-” は負荷区の回帰係数の符号, “+” は対照区の回帰係数の符号を示す.

χ^2 二乗検定は全てのモデルで $p < 0.05$ である.

4.3.2. 保全目標値の設定

ワラミズゴケと環境因子の散布図に最大閾値および最小閾値を加えた図を図 4-2 に示す。ただし、IN および水位変動幅に関しては、2 つの環境因子の測定範囲内ではワラミズゴケ出現の確率値が 0.5 未満となり最小閾値が求められなかった。また、pH と多重共線性が認められた 5 種のミネラルの閾値は、pH との回帰式より算出した。

負の回帰係数をもつ環境因子が増加するとワラミズゴケの出現確率は減少するが、 SO_4^{2-} のような正の回帰係数をもつ環境因子が増加すると出現確率は増加する。図 4-2 で示された閾値とワラミズゴケの出現の関係をみると、負の回帰係数を持つほとんどの環境因子で最大閾値付近からワラミズゴケが出現し始めていた。ここでは、ワラミズゴケの出現範囲を最も広く推定するために、出現可能な閾値として、負の回帰係数の場合は最大閾値を採用し、正の回帰係数の場合は最小閾値をそれぞれ採用した。

ワラミズゴケが出現可能な範囲は負の回帰係数を持った環境因子については $\text{pH} \leq 6.5$, $\text{IN} \leq 0.4 \text{ mg L}^{-1}$, 水位 $\leq +3.2 \text{ cm}$, および競争種 $\leq 103.9\%$ であり、pH との回帰モデルから推定すると、 $\text{Na}^+ \leq 7.8 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{K}^+ \leq 2.6 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Mg}^{2+} \leq 3.0 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Ca}^{2+} \leq 13.9 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Cl}^- \leq 6.6 \text{ mg L}^{-1}$ であった。また、ワラミズゴケの出現する水位変動幅は 17.0 cm 以下となったが、実際には閾値 17.0 cm より高い多くの調査地点でもワラミズゴケが出現しており、推定した閾値の確度が低かった (図 4-2 (j))。一方、正の回帰係数を持つ SO_4^{2-} の出現可能範囲は 1.0 mg L^{-1} 以上であった。ただし SO_4^{2-} が 1.0 mg L^{-1} 未満の調査地点にもワラミズゴケが出現しており、閾値の確度が他の変量よりも低かった。以上で求めた各環境因子の閾値を、本章では保全目標値とした。

pH, および、pH との回帰モデルから算出した各イオン (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^-) の保全目標値以上のワラミズゴケが不在と予測される範囲において、被度が 10%以上のワラミズゴケが出現した調査地点が 5 つあった (図 4-2 (a) ~ (f))。

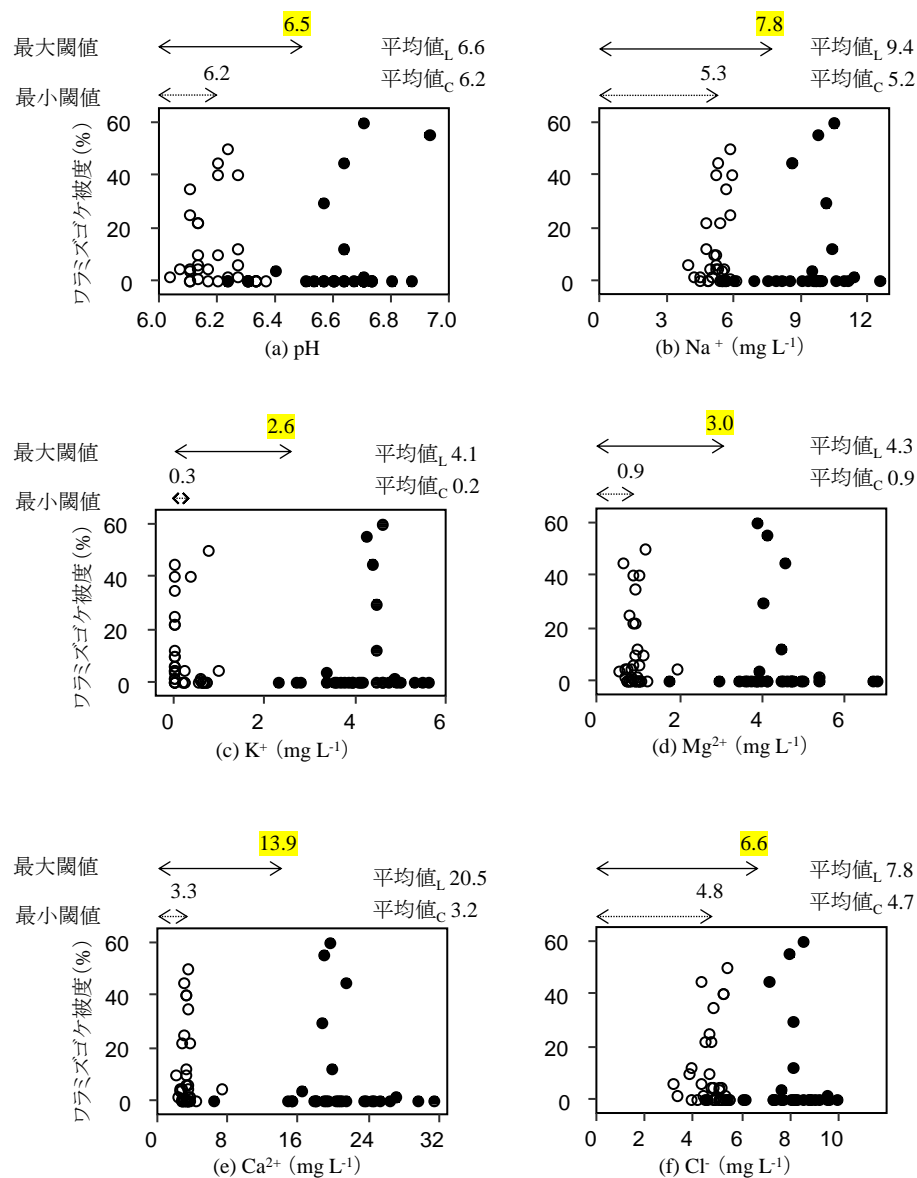


図 4-2 : 各環境因子とワラミズゴケ被度 (%) との関係 (n=65). 矢印は、最大閾値（実線）と最小閾値（点線）によるワラミズゴケが出現する可能性のある範囲（発生確率が 0.5 以上の範囲）を示す. 黄色で塗りつぶした閾値は各環境因子の保全目標値を示す. 平均値 L または平均値 C はそれぞれ負荷区（黒丸）と対照区（白丸）の各環境要因の平均値を示す.

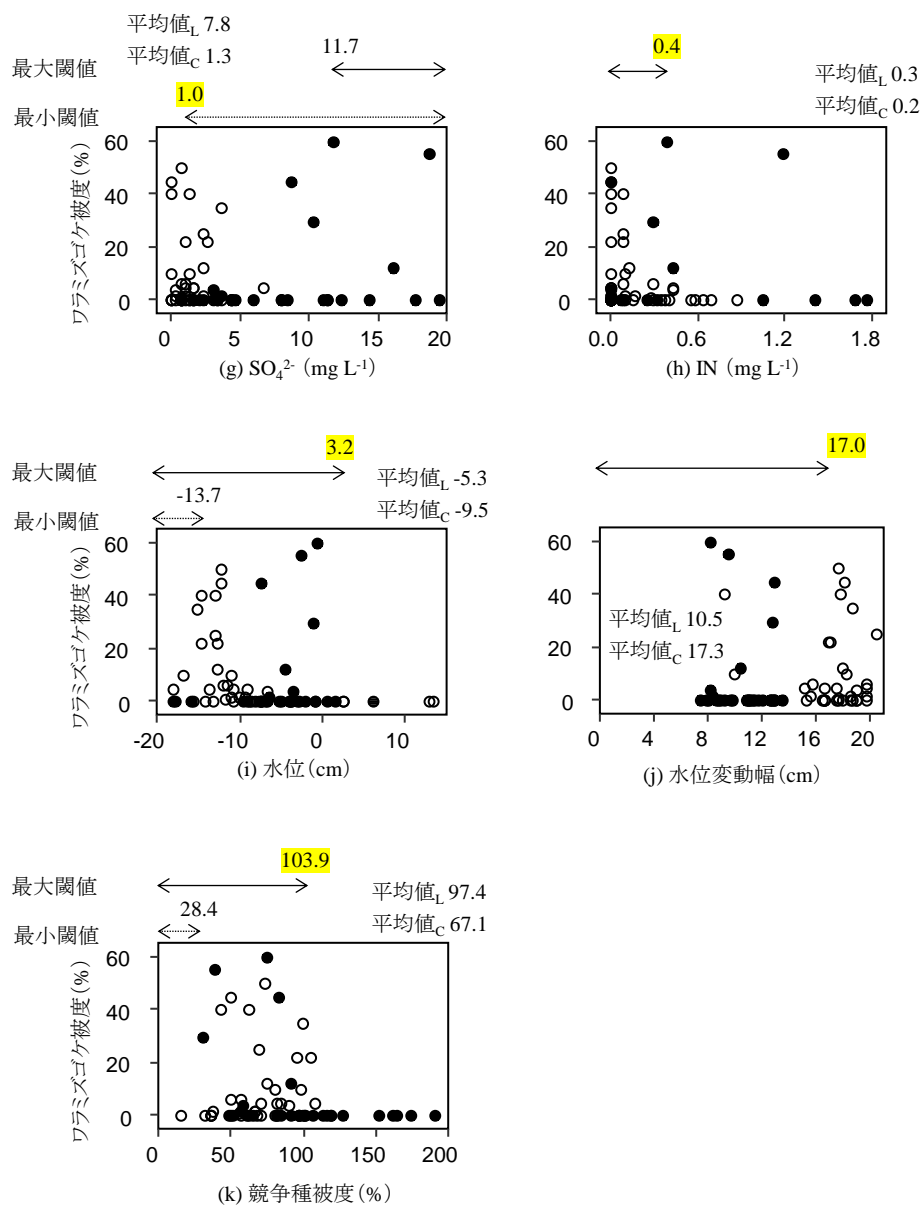


図 4-2 (続き) : 各環境因子とワラミズゴケ被度 (%) との関係 ($n = 65$)。矢印は、最大閾値 (実線) と最小閾値 (点線) によるワラミズゴケが出現する可能性のある範囲 (発生確率が 0.5 以上の範囲) を示す。黄色で塗りつぶした閾値は各環境因子の保全目標値を示す。平均値 L または平均値 C はそれぞれ負荷区 (黒丸) と対照区 (白丸) の各環境要因の平均値を示す。

4.3.3. 競争種の間接効果

競争種を応答変数とする重回帰モデルは式 (2) の通りである。なお、式 (2) の調査区項の+27.4 が負荷区、-27.4 が対照区の回帰係数である。

$$\text{競争種被度 (\%)} = 329.1 - 39.2 \times pH - 0.5 \times SO_4^{2-} + 2.4 \times IN - 1.4 \times \text{水位} - 0.2 \times \text{水位変動幅} \pm 27.4 \text{ (調査区)} \cdots \text{式 (2)}$$

各ロジスティック回帰モデルと式 (2) を組み合わせてパス解析を実施した結果、フィッシャーの C 統計量による p 値が全モデルで 0.05 以上となり、全てのモデルが適合していた。

各モデルの「間接効果／直接効果」の絶対値は全て 1 未満となり、全ての直接効果は間接効果を上回った (表 4-4)。環境因子の中でこの比の絶対値が比較的高い値を示したのは水位と pH であり、それぞれ 0.28～0.69、および、0.18～0.30 であった。又、 SO_4^{2-} 、IN および水位におけるこの比の絶対値は 0.1 未満であった。

表 4-4：ワラミズゴケの出現に対する環境変数の直接効果と競争種を介した間接効果の比較。

モデル ¹⁾	pH			SO_4^{2-}			無機態窒素			水位			水位変動幅		
	直接効果 ²⁾	間接効果 ³⁾	間接/直接	直接効果 ²⁾	間接効果 ³⁾	間接/直接	直接効果 ²⁾	間接効果 ³⁾	間接/直接	直接効果 ²⁾	間接効果 ³⁾	間接/直接	直接効果 ²⁾	間接効果 ³⁾	間接/直接
モデル1	-9.09	1.77	-0.19	0.47	0.02	0.05	-4.72	-0.11	0.02						
モデル2	-7.01	1.78	-0.25	0.44	0.02	0.06	-4.28	-0.11	0.03	-0.10	0.06	-0.60			
モデル3	-10.97	2.00	-0.18	0.47	0.03	0.06	-4.88	-0.12	0.03				-0.16	0.01	-0.08
モデル4	-8.41	1.81	-0.22	0.52	0.03	0.05	-5.29	-0.11	0.02				-0.35	0.01	-0.03
モデル5	-5.89	1.79	-0.30	0.50	0.03	0.05	-4.91	-0.11	0.02	-0.12	0.06	-0.50	-0.40	0.01	-0.03
モデル6	-8.78	1.96	-0.22	0.44	0.03	0.06	-4.45	-0.12	0.03	-0.10	0.07	-0.69	-0.14	0.01	-0.08
モデル7				0.44	0.02	0.05	-4.48	-0.09	0.02	-0.19	0.05	-0.28	-0.38	0.01	-0.02
モデル8	-7.96	1.67	-0.21	0.49	0.02	0.05	-4.80	-0.10	0.02						

- 1) モデルの No. は表 4-3 と対応する。
- 2) 直接効果は表 4-3 (モデル 1～8) における各環境因子の回帰係数。
- 3) 間接効果は “ 2) の競争種の回帰係数 ” × “ 式 (2) における各環境因子の回帰係数 ” 。

4.3.4. 低減率の範囲設定

ロジスティック回帰モデルの結果、pH（pH と相関のあるイオン）、IN、水位、水位変動幅、および競争種の被度がいずれのモデルにおいても負の回帰係数であった。なお、水位および水位変動幅は全てのモデルで有意差が認められなかったため（表 4-3）、負荷因子の対象から外した。そのため、負荷因子は pH（pH と相関のあるイオン）、IN、および競争種の被度を対象とした。これらの負荷因子の低減率の範囲を求めた結果、pH、IN、および競争種はそれぞれ 0～6%、0～70%、および 0～22%であった（表 4-5）。なお、各負荷因子の条件数から全条件数を求めると、11,431（=7×71×23）個の条件となった。

表 4-5：各負荷因子の低減率（%）。最大低減率（%）は（1 - 対照区_{平均値}／負荷区_{平均値}）×100（%）により求めた。

負荷因子	平均値		最大 低減率(%)
	負荷区	対照区	
pH	6.6	6.2	6%
IN (mg L ⁻¹)	0.7	0.2	70%
競争種被度(%)	86.0	67.3	22%

4.3.5. ワラミズゴケ出現数の予測結果

はじめに、11,431 個の条件からなる負荷因子（pH, IN, および競争種）を 8 つのロジスティック回帰モデルの説明変数にそれぞれ入力した結果、出力結果数の合計は 91,448 (=11,431×8) となった。さらに、これらの出力された結果を回帰木解析により整理した（図 4-3）。なお、回帰木の樹木剪定を `xerror` が最小値を示した $CP = 0.0006$ で行ったところ、樹木が複雑になった。そのため、全出力結果数（ $n = 91,448$ ）に対する分割された結果の数の割合（%）が 10%以上を検討の対象とした。つぎに、回帰木解析の図から、負荷因子の条件に対応するワラミズゴケの出現数の予測値を整理した結果（表 4-6）、6 つの負荷因子の条件に対し、ワラミズゴケの出現数は 8～19 の範囲で整理された。

pH（pH と相関のあるイオン）は条件 2～条件 6 に含まれ、競争種被度は条件 7 のみに含まれ、IN は条件に含まれなかった。回帰木解析の性質上、貢献度の高い条件から優先的に回帰木上で上位の分岐条件として抽出される。そのため、IN 濃度は他の負荷因子よりも優先度が低く、回帰木上の上位の条件として抽出されず、その結果、すべての条件において 0%になった。以上の結果から、負荷因子の組み合わせとして効果的な条件は、pH（pH と相関のあるイオン）のみ、もしくは pH（pH と相関のあるイオン）および競争種の組み合わせであった。特に、pH（pH と相関のあるイオン）の低減率が高いほど、ワラミズゴケ出現数は高くなる傾向を示した。

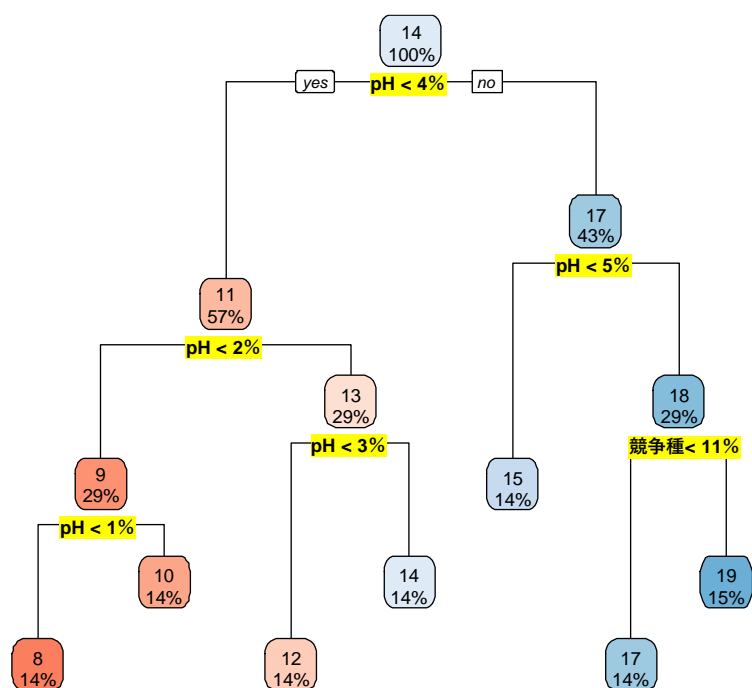


図 4-3：回帰木解析の結果．図中に示された分岐条件（黄色で示した各負荷因子の低減率）に該当する場合（yes）は左に進み，該当しない場合（no）は右に進む．枠内の数値は予測されたワラミズゴケの出現数を示し，%の値は全出力結果数（n = 91,448）に対する分割された結果の数の割合（%）を示す．

表 4-6：負荷区における各負荷因子の低減率による分岐条件とそれに対応するワラミズゴケ出現数の予測結果．なお，1 行目には現状の負荷区におけるワラミズゴケの出現数を示す．ワラミズゴケの出現割合（%）は，予測対象の調査地点数（n=30）に対する現状または予測されたワラミズゴケ出現数の割合を示す．

現状／ 分岐条件	各負荷因子の低減率（%）								ワラミズゴケの 出現数と出現割合	
	pH	イオン濃度						競争種 被度	出現数	出現割合 （%）
		Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	IN			
現状	-	-	-	-	-	-	-	-	8	27%
条件1	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	8	27%
条件2	1%	1%	4%	3%	5%	1%	0%	0%	10	33%
条件3	2%	2%	8%	6%	9%	2%	0%	0%	12	40%
条件4	3%	3%	11%	9%	14%	2%	0%	0%	14	47%
条件5	4%	4%	15%	12%	18%	3%	0%	0%	15	50%
条件6	4%	4%	15%	12%	18%	3%	0%	0%	17	57%
条件7	5%	5%	19%	15%	23%	4%	0%	11%	19	63%

4.4. 考察

4.4.1. ワラミズゴケの出現を規定する環境因子

4.4.1.1. 環境因子と保全目標値

4.3.2 の結果より示された各環境因子の保全目標値（図 4-2）は、今後、保全対策を行う際の指標となる。また、現時点で保全目標値を設定したことは、ワラミズゴケの生育環境を知る重要な指標となる。世界の他地域のワラミズゴケの保全に対して基礎的な知見を与えるという意義がある。なお、このような野外に生育するミズゴケ属に対し保全目標値（生育に関する閾値）を設定した事例は、大気経由の窒素負荷の研究ではあるが（Bragazza et al. 2004）、地下水経由の負荷に関しては検討されていない。以下に、各環境因子の保全目標値の確度に関する考察を示す。

(1) pH およびイオン濃度

ロジスティック回帰分析の結果により、pH、pH と相関の高いミネラル、および IN はワラミズゴケの出現と負の有意な関係を示した。この結果より、ワラミズゴケの出現が栄養素やミネラルが少なく酸性の水質に依存していることを示している。

ロジスティック回帰分析によるとワラミズゴケは SO_4^{2-} が多いところに出現する。高 S 濃度はミズゴケの成長や光合成機能を抑制する効果があるが、同じ S 濃度下では低い pH 環境下よりも高い pH 環境下の方が、ミズゴケの光合成速度に対する抑制効果が低い（Ferguson and Lee 1979; Ferguson and Lee 1980）。また、高濃度 N 環境下においては、ミズゴケの成長に対し S が正の効果を持つという結果（Gunnarsson et al. 2004）や、高濃度 N による光合成能力の低下を高濃度の S 添加により緩和したという結果（Granath et al. 2009）が得られている。したがって、対照区のような低い pH 環境下もしくは低濃度の N 環境下では SO_4^{2-} がワラミズゴケの出現に対し負の効果をもつが、負荷区のようなより高い pH 環境下もしくは高濃度の N 環境下では、 SO_4^{2-} の効果が正に変化する可能性があげられる。以上のことから、 SO_4^{2-} の場合、負荷区と対照区ではその効果が異なる可能性があるため、保全目標値は確度が高いとはいえない。

(2) 水位および水位変動幅

ロジスティック回帰分析における水位および水位変動幅の回帰係数は負を示したが、どちらも説明力が弱かったことから（ $p > 0.05$ ）、これらの保全目標値の確度は有意差を示した他の環境因子（pH、一部のイオン濃度、競争種）よりも低いと推測される。ただし、水位および水位変動幅が、ロジスティック回帰分析で負の回帰係数を示した理由は以下の通

りである。

ロジスティック回帰分析で水位の回帰係数が負を示し、水位の高いところにワラミズゴケが出現しないという結果は、水位が高い冠水地や、地下水面との距離が近く形成初期の高さが低いハンモックには、ワラミズゴケが侵入や定着しにくい傾向を反映していると推測される。

ロジスティック回帰分析では水位変動幅の回帰係数は負を示し、水位変動幅がより低い方がワラミズゴケは出現しやすいという結果を示した。ワラミズゴケは典型的なハンモックミズゴケ種であり (Daniels and Eddy 1990)、このような種がプアフェンで優占するためには、特に生育期において水位変動幅は低い方が良い。その理由として、ハンモックミズゴケ種は水位低下時に起こる乾燥ストレス、および水位上昇時の水没（嫌気）ストレスと高濃度の栄養素やミネラルを含んだ地下水との接触による生育阻害という非生物学的ストレスによってその生育が阻害される (Granath et al. 2010; Pouliot et al. 2011; Bu et al. 2013; McCarter and Price 2014) ことが挙げられる。これらのことから、ロジスティック回帰分析では水位変動幅の回帰係数は負を示し、この結果はより低い水位変動幅の方がワラミズゴケが生育しやすい傾向を反映していると推察される。

4.4.1.2. 競争種の間接効果の影響

ロジスティック回帰分析の結果、競争種という因子は水文化学環境因子と同様にワラミズゴケの出現を強く抑制していることがわかった。次の問題として水文化学環境因子は直接ワラミズゴケの出現を規定するのか（直接効果）、競争種との競争を介してワラミズゴケの成長を抑制するのか（間接効果）が挙げられる。パス解析の結果はミネラルの代表値である pH, SO_4^{2-} , 栄養素 (IN), および水位と水位変動幅のいずれについても直接効果が間接効果を上回っていることを示した。したがって、水文化学環境因子は、主に直接効果によってワラミズゴケの出現を規定している。

4.4.1.3. ワラミズゴケの緩衝機能

保全目標値と各環境因子の測定値を比較した結果、pH および pH と高い相関を示した 5 種のミネラル (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^-) の保全目標値を超過した範囲に、ワラミズゴケの被度が 10%以上のワラミズゴケが出現した調査地点が 5 つ認められ、それらはすべて負荷区の調査地点であった (図 4-2)。負荷区のようにミネラルが豊富で中性の水質環境で成立しているフェン群落内で、点在するハンモック上にだけミネラルが乏しく酸性の水質環境に適応したボッグ種群が分布している湿原は多数知られている (Yabe and Uemura 2001,

Yabe and Nakamura 2002). 第2章の結果より、両調査区のハンモック表層や中層は、雨水の希釈効果のため、基底部よりもイオン濃度は低かった。本調査地のワラミズゴケが形成するハンモックの高さは40~50 cm程度であり、ハンモックが高くなるほど地下水面から離れることで、雨水の希釈効果により、地下水の影響はより緩和されている可能性がある。ただし、第3章でハンモック上のワラミズゴケの被度を低下は負荷の影響であることを示唆したことから、ある程度の影響は受けながら、ワラミズゴケはハンモックという構造を形成することで、ミネラルの豊富な立地でも生育することができるものと推察される。このことは負荷に対するワラミズゴケの緩衝機能を示すものであり、このような緩衝機能を活かすことで、より効果的な保全対策を立案できる可能性がある。

4.4.2. 負荷因子の抑制による保全対策

4.4.2.1. 負荷因子の特定とその抑制効果

ロジスティック回帰分析の結果、pH (pH と高い相関を示した無機イオン類)、IN、および競争種がワラミズゴケの出現を規定する確度の高い負の環境因子であり、これらを負荷因子として特定した。さらに、特定した負荷因子を低減した場合のワラミズゴケの出現数を予測した結果、pH (pH と相関のある無機イオン類) の低減がワラミズゴケの出現数増加に最も効果的であることが明らかとなった。また、一部の条件では、pH (pH と相関のある無機イオン類) と競争種被度の組み合わせによる低減もワラミズゴケの出現数を増加させる可能性が示唆された。

負荷因子のうち、IN のみが回帰木上の上位の分岐条件として抽出されなかった。その理由を明らかにするため、pH、IN、競争種のうち、1 因子のみを低減させ、その他の因子の低減率を 0%にした場合のワラミズゴケ出現数の予測した (図 4-4)。その結果、それぞれの傾きの大きさから、pH < 競争種 < IN の順でワラミズゴケ出現数の増加に対し、より大きな低減率が必要であることが示された。このことから、IN 濃度の低減は効果がないのではなく、pH および競争種は IN よりも低い低減率でワラミズゴケ出現数を増加できるため、IN が回帰木上の上位の分岐条件として抽出されなかったと推察される。

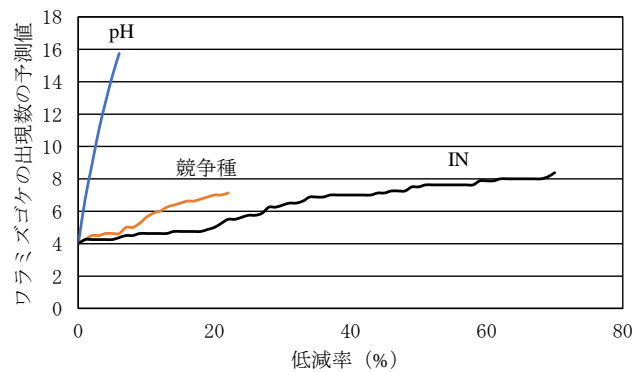


図 4-4：対象の負荷因子のみ低減し、その他の負荷因子の低減率を 0%にした場合のワラミズゴケ出現数の予測結果。

4.4.2.2. 保全対策の検討

負荷区の地下水中の pH やイオン濃度を低減する事が最も効果的であることが示された。これらを低減する方法として、地下水汚染対策や緩衝帯の設置が考えられる。地下水経由の栄養素等の負荷に対し、農地や湿原周辺の地下水汚染対策は根治療法的な対策ではあるものの、一度汚染された地下水が正常に戻るには時間がかかるとされていることから（環境省 2016 年, van Dijk et al. 2019）、対策効果が現れるまでに湿原生態系の劣化が進行する可能性がある。また、栄養素等を吸収するための場所として緩衝帯を設置する方法もあるが、そのためには新たな緑地を創出するための用地が必要である。しかしながら、負荷区周辺の土地利用状況を考慮すると、周辺はミズナラ・コナラ林が広がり、新たな緑地を創出するための用地確保は難しい。以上のことから、pH やイオン濃度を低減することは効果的であるが、それを達成するためには時間や新たな用地を必要とするため、即時実行可能性の高い保全対策としては適していない。

地下水経由の栄養素およびミネラルの負荷に対する直接的な対策ではないが、希少種や在来種を保全するための方法として競争種や外来種の刈り取りがある（Middleton et al. 2006, Purre et al. 2021）。負荷因子を特定した結果、競争種の除去もワラミズゴケの出現数増加に効果的であることが示されたことから、地下水経由の栄養素等の負荷を受けたプアフェンにおいても競争種の刈り取りは有効であることが示された。また、競争種の刈り取りは、取り組みやすい対策であることから即時実行可能性の高い保全対策として考えられる。ヨーロッパでは競争種や外来種の刈り取りによるフェンの復元が伝統的に行われ、その対策の効果として競争種以外の光利用量の増加や湿原からの栄養素除去などが挙げられている（Middleton et al. 2006, Purre et al. 2021）。なお、栄養素除去の効果とは、刈り取った植物を

保全調査地外まで運び出し、廃棄することによって、刈り取った植物に含まれる栄養素およびミネラルが保全調査地の土壌に蓄積されず、調査地から栄養素等が取り除かれることを意味する。Purre et al. (2021) が刈り取りによる効果の検証を複数のフェンで行った結果、ミズゴケ属を含むプアフェンで年 2 回の継続的な刈り取りをした場合は刈り取り開始時期から 15 年後に種数は微増したが、刈り取りをしなかった場合は 15 年後に種数は大きく減少した。また、プアフェンではないが、本調査地の近隣にある美々川では、高濃度の窒素負荷の影響を受けた結果、外来種であるクサヨシが繁茂し、バイカモなどの在来種が減少した（櫻井ら 2022）。クサヨシを刈り取りにより除草した結果、1 回の除草によりクサヨシの再繁茂が調査期間中の 7 年間抑制され、バイカモなどの在来種の被度は増加した。以上のことから、刈り取りによる競争種の除去は、プアフェンおよびそこに生育する希少種の保全に効果があると期待される。

しかしながら、競争種（維管束植物）は、ハンモック上のミズゴケ属を被陰することで乾燥を防ぐ効果や、ハンモック構造を維持するための支柱としてのプラスの効果もある（Pouliot et al. 2011, Yazaki and Yabe 2012）。さらに、本章で示した、ハンモックが高いほど地下水の影響を緩衝できる可能性を考慮すると、支柱としての競争種のプラスの効果を発揮させ、ハンモックの高さを維持するためには、ハンモックより外側に突き出している競争種の部分のみを刈り取り、ハンモック内部の部分は残した方が良いと推察される（図 4-5）。このように、ハンモックの地下水に対する緩衝機能を最大限活かして、競争種の刈り取りを行うことで、より効果的にワラミズゴケを保全できると考えられる。ただし、このような競争種の刈り取りは現存するハンモックに対して効果的であると推察されるが、負荷区において新たにハンモックが定着することは難しい可能性も考えられる（佐藤ら 2022）。そのため、予測結果では競争種被度の低減によりワラミズゴケの分布数が増加することを示したが、実際の刈り取りの効果については今後の検討が必要である。

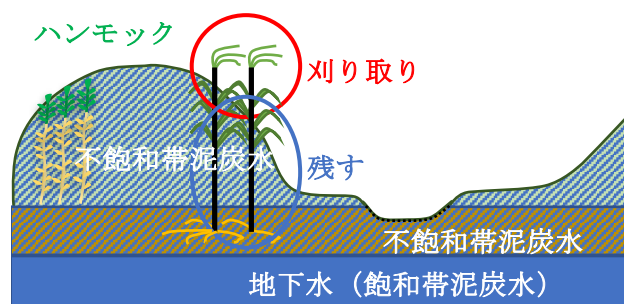


図 4-5：競争種の刈り取り案。

4.5. 結論

ロジスティック回帰分析によるワラミズゴケ出現可能範囲とその閾値を求めた結果、各環境因子について保全目標値を設定することができた。各環境因子の保全目標値は、それぞれ $\text{pH} \leq 6.5$, $\text{Na}^+ \leq 7.8 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{K}^+ \leq 2.6 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Mg}^{2+} \leq 3.0 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Ca}^{2+} \leq 13.9 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Cl}^- \leq 6.6 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{SO}_4^{2-} \geq 1.0 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{IN} \leq 0.4 \text{ mg L}^{-1}$, 水位 $\leq +3.2 \text{ cm}$, 水位変動幅 $\leq +17.0 \text{ cm}$, および競争種 $\leq 103.9 \%$, であった。特に, pH (pH と相関関係のある Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^-), IN , 競争種については確度の高い保全目標値として設定することができた。今後、負荷区のプアフェンに対し効果的な地下水汚染対策が行われた場合、保全目標値は指標として重要となる。また、現時点で保全目標値を設定したことは、ワラミズゴケの生育環境を知る重要な指標となり、本調査地を含むワラミズゴケが生育する湿原の保全に対して基礎的な知見を与えるという意義がある。なお、このような野外に生育するミズゴケ属に対する保全目標値（生育に関する閾値）を設定した事例は、大気経由の窒素負荷に関する研究では行われていたが (Bragazza et al. 2004), 地下水経由の負荷に関しては本研究が初めてである。

ワラミズゴケの出現可能範囲と調査地での実測データを比較した結果、 pH 値や 5 種のミネラルの出現可能範囲外に、ワラミズゴケが出現した 5 つの例外的な調査地点が認められた。これらの調査地点では、ハンモックの高さ分だけ地下水面から離れることで、実際の地下水の影響は緩和されている可能性がある。このことから、ワラミズゴケはハンモックという構造を形成することで、ミネラルの豊富な地下水で負荷が生じている湿原でも生育することができるものと推察される。このような負荷に対するワラミズゴケが形成するハンモックの緩衝機能を考慮することで、適切な保全対策を実施することができる。

負荷因子として、 pH (pH と相関関係のある無機イオン類), IN , 競争種被度が抽出された。これら 3 つの負荷因子を低減した場合のワラミズゴケ出現数を予測した結果、 pH (pH と相関関係のある無機イオン類) のみ、および、 pH (pH と相関関係のある無機イオン類) と競争種被度の組み合わせによる低減がワラミズゴケ出現数の増加に効果的であった。主にこの 2 つの負荷因子の低減を目的とした保全対策を検討した結果、湿原内での競争種の刈り取りが最も実施可能性の高い方法であると判断された。

以上のことから、本章では、ワラミズゴケの出現および環境因子のデータから、ワラミズゴケの出現可能範囲とハンモックの緩衝機能が明らかとなった。また、ワラミズゴケの出現可能範囲から、その閾値を利用して保全目標値を導くことができた。さらに、競争種

の刈り取りや栄養素およびミネラル負荷に対するワラミズゴケハンモックの緩衝機能が、プアフェンの保全に有効であることが示された。

なお、本章では競争種の刈り取りが即時実行可能性の高い保全対策として示したが、根治法的な保全対策としては、長期的なアプローチではあるが、汚染源側での地下水汚染対策が有効である。将来的に地下水汚染対策が効果的に行われるようになった場合、本章で示した保全目標値やワラミズゴケの出現の予測結果が保全対策等に貢献できると考えられる。

第5章 総論

本研究では、負荷を受けたプアフェンの調査区と受けていない調査区の水質や種組成を比較することで、プアフェンに対する地下水経由の栄養素とミネラルの負荷の影響、および負荷に対するワラミズゴケの出現可能範囲とハンモックの緩衝機能を明らかにし、劣化が進行する湿原に対し即時実行可能性の高い保全対策について検討を行った。

5.1. 本研究の成果

5.1.1. プアフェンに対する地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響

第2章では、負荷区と対照区の地下水およびミズゴケ属が形成するハンモック（凸型の地形）内の泥炭水中の pH および各イオン濃度を比較した結果、ほぼすべての水質項目で負荷区の方が対照区よりも高い傾向を示した。また、ハンモック内の各イオン濃度は、ハンモックの基底部から表層に向かって減少する傾向を示した。さらに、負荷区での地下水およびハンモック内の泥炭水のイオン組成比の特徴から、負荷区の地下水は肥料を含む農業排水の影響を受けていることが示唆された。以上のことから、上流域の畑地からの栄養素およびミネラル負荷の影響を受けて、負荷区の地下水およびハンモック内の水質は、栄養素等の濃度が高くなっていることが示された。

第3章では、地下水中の複数のイオン濃度の増加とともに、ワラミズゴケを指標とする群落型からムジナスゲ、ヤマドリゼンマイ、およびタルマイスゲなどのミズゴケ属以外を指標種とする群落型に変化することを示した。このことから、地下水中の栄養素等の濃度の増加はプアフェンの種組成に影響を及ぼすことが示された。

第2章および第3章の結果から、ミズゴケ属が優占種として生育している負荷区では、上流の畑地からの影響を受けて、地下水やハンモックの泥炭水中の栄養素等の濃度が高くなり、種組成変化が生じていることが示された。

5.1.2. 保全目標値

第4章では、両調査区を代表するワラミズゴケを対象に、各環境因子（水質、水位、水位変動幅、競争種）におけるワラミズゴケの出現可能範囲とその閾値（保全目標値）を求めた。その結果、保全目標値は、 $\text{pH} \leq 6.5$, $\text{Na}^+ \leq 7.8 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{K}^+ \leq 2.6 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Mg}^{2+} \leq 3.0 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Ca}^{2+} \leq 13.9 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Cl}^- \leq 6.6 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{IN} \leq 0.4 \text{ mg L}^{-1}$, 競争種 $\leq 103.9 \%$ であった。なお、一部の環境因子については確度の高い保全目標値を得られなかった。

5.1.3. ワラミズゴケハンモックの緩衝機能

ワラミズゴケ出現可能範囲と現在の調査地点を比較した結果、pH 値や 5 種のミネラルの出現可能範囲外に、ワラミズゴケが出現した 5 つの例外的な調査地点が認められた。第 2 章では、負荷区でのハンモック内の水質は負荷の影響を受けているが、特にハンモックの表層では降水の影響により、その濃度は地下水やハンモックの基底部よりも低いことが示された。そのため、これらの調査地点では、ハンモックの高さ分だけ地下水面から離れることで、実際の地下水の影響は緩和されている可能性を示唆した。以上のことから、ワラミズゴケはハンモックという構造を形成することで、ミネラルの豊富な地下水中でも生育することができるものと推察された。

5.1.4. プアフェンの環境保全とその対策

第 4 章において、環境因子から負荷因子を特定した結果、pH、5 つのイオン種 (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^-), IN, および競争種が特定された。特定した負荷因子を低減した場合のワラミズゴケの出現数を予測した結果、pH および 5 つのイオン種の低減がワラミズゴケの出現数増加に最も効果的であることが明らかとなった。また、一部の条件では、pH および 5 つのイオン種と競争種被度の組み合わせによる低減もワラミズゴケの出現数を増加させる可能性が示唆された。

負荷因子を抑制するための保全対策について検討した結果、現状で最も実施可能性が高い対策は競争種の刈り取りであった（第 4 章）。また、ハンモックの緩衝機能として、その高さをより高く維持することで地下水の影響を抑えられる可能性が示されたことから、ハンモックより外側に突き出している競争種の部分のみを刈り取り、ハンモック内部の部分は残すことで、競争種のハンモックの支柱としての役割を残しながら刈り取り行うことで、より効果的にワラミズゴケを保全できると考えられる。なお、本研究の解析結果から競争種の刈り取りが有効であることを示したが、実際の刈り取りにおいては、刈り取りの量や頻度等についても検討しながら行うことが必要であると考えられる。

5.2. 湿地研究における本研究の成果の意義と今後の展開

5.2.1. 本研究の成果の意義

地下水経由の栄養素およびミネラル負荷に対する湿原への影響を明らかにし、保全対策を示した研究はほとんどないため（橘・辰巳 2007, van Dijk et al. 2019）、本研究の成果は湿地研究において貴重である。特に、ハンモックとホロウを明確に区別し水質や種組成を調査した事例は少なく、①ハンモック内の水質について、ミズゴケ属が生きている表層、ミズゴケ属が枯死している中層、およびハンモックの基底部に分類して、各種イオンの鉛直分布と負荷の影響を明らかにしたことや、②ハンモックやホロウといった地形を考慮し、同じ調査地点で3つの異なる地形空間で群落調査を行い、ブアフェンの群落傾度に対する地下水経由の栄養素およびミネラルの影響を明らかにしたことは、湿地研究の中でも貴重な知見となる。

つぎに、本研究で示した保全目標値はワラミズゴケの生育環境を知る重要な指標であり、本調査地を含むワラミズゴケが優占する湿原のある地域に対し保全に関する科学的知見を提供するという点で意義がある。なお、このような野外に生育するミズゴケ属に対する保全目標値（生育に関する閾値）を設定した事例は、大気経由の窒素負荷に関する研究では行われていたが（Bragazza et al. 2004）、地下水経由の負荷に関しては本研究が初めてである。

最後に、本研究では、負荷要因を特定したうえで、それらを組み合わせて様々な条件下でワラミズゴケの分布について統計解析（ロジスティック回帰モデルと回帰木解析の組み合わせ）を用いて予測した。このように、複数の負荷要因を組み合わせ、数多くの環境条件下におけるミズゴケ属の分布を予測した研究は過去の研究においてもほとんど例がなく、湿地研究および湿原の保全において先進的な事例であるとともに貴重な知見であると考えられる。ただし、不確実性の要因が多い自然環境において本研究で示した予測結果が妥当であるかどうかは、実際の保全対策を行いながら検証されることが特に望ましい。また、このような栄養素等の低減、競争種の刈り取り、それらを組み合わせることによる保全対策は、本調査地以外の地下水経由の負荷を受けたミズゴケ属が優占する湿原でも適応できる可能性も考えられる。それぞれの湿原に合わせた保全対策の検討や検証は必要ではあるが、本研究において栄養素等の低減以外の対策が可能性として科学的に示されたことは、湿地の保全において意義があると考えられる。

5.2.2. 今後の展開

今後は、刈り取りの量や頻度等の検討を行いながら、栄養素等の負荷や刈り取りによる保全対策がワラミズゴケの成長（長さ、重さ）にどの程度影響しているかを明らかにすることが重要である。本研究では、ワラミズゴケの分布に基づき解析を行ったが、栄養素等の負荷の影響は分布の変化よりもワラミズゴケの成長に対しより速く現れると推測される。また、大気からの窒素沈着量が増加するとミズゴケ属の体積密度が減少するという報告もあることから（Bragazza et al. 2004）、本調査地においても栄養素等の負荷はワラミズゴケの成長にも影響していると推測される。栄養素等の負荷の影響とともに、刈り取りなどの保全対策を行った場合の効果の検証として、ワラミズゴケの被度だけでなく、その成長（長さ、重さ）もモニタリングすることが重要である。

5.3. 人と湿原の共生社会の実現における本研究の成果の意義と今後の展開

5.3.1. 本研究の成果の意義

環境デザインの使命である自然共生社会を実現するためには、自然環境保全に関する科学的知見が重要である。また、自然再生推進法7条に基づき定められた自然再生基本方針には「自然と共生する社会の実現と地球環境の保全が重要な課題」であることが明記されるとともに、「自然再生事業は、科学的知見に基づいて実施するべきであり、…、科学的知見の十分な集積を基礎としながら、自然再生の必要性の検証を行うとともに、自然再生の目標や目標達成に必要な方法を定めることが必要」であるとし、保全を対象にした自然再生事業における科学的知見の重要性について示されている。

5.3.1.1. 保全対策における意義

自然共生社会の実現には科学的知見が重要であるが、湿原の場合、森林や河川等に比べて法整備やガイドライン等の作成が進んでおらず、湿原を保全するための手法が確立していない。また、生活排水や農業排水による地下水汚染として、環境基本法をはじめとする各規制法による基準値の設定や、各都道府県による施肥基準に基づいた減肥対策などの指導が農家に対し行われているが、現在においても全国で地下水汚染の影響は続いており、一度汚染された地下水が正常に戻るには時間がかかるとされている（環境省 2016 年）。このように、地下水汚染対策の効果については不明な点も多く、人為的負荷に対し脆弱な湿原生態系はその効果が現れる間に劣化し、消滅する可能性が考えられる。以上のような現状において、地下水経由の栄養素およびミネラル負荷に対する湿原の保全対策として本研究で示した競争種の刈り取りは、即時実行可能性が高く、簡便であり、現時点では最も有効的な対策になりうる。また、競争種の刈り取りによる保全対策は根治法的ではないが、地下水汚染対策の効果的な手法が確立され、その効果が現れるまでの間、湿原を維持するために極めて重要な役割を果たすと考えられる。

ただし、本研究の結果で示されたように、栄養素やミネラルの負荷の影響を受けた湿原において、それらの濃度を低減することが最も効果的な保全対策であることから、長期的アプローチではあるが湿原周辺の地下水汚染対策は必要である。本研究では、統計モデルによって各環境因子の保全目標値を求めるとともに、ワラミズゴケ分布が増加するための複数の環境条件を予測した。また、今後の保全状況に応じて、本研究で得られた環境因子や種組成のデータに、さらに新しいデータを加えて再予測することも可能である。このような本調査で得られた環境因子や種組成に関するデータおよび予測結果は、今後、対処療

法的な保全対策である競争種の刈り取りとともに、長期的なアプローチを必要とする保全対策の検討において、より精度の高い「保全に関する議論」や「保全対策の立案」に重要な役割を果たすと考えられる。

5.3.1.2. 保全活動における意義

キウシト湿原は市民や関係者による理想的な保全活動が長期にわたり行われている。堀本（2018）によると、キウシト湿原は1997年に行われた市民による調査をきっかけに湿原の貴重性が認識された後、湿原の保全と利活用を考えるための市民会議が発足し、湿原の将来像について市民からアイデアを募ったとしている。さらに、この会議は2年間続き、その成果は提言書にまとめられ、その結果、キウシト湿原が保全地区に指定されたとしている。なお、キウシト湿原はこのような提言書や保全地区の指定を経て、現在、都市公園として一般公開されている。また、研究者、コンサル、市と市民から構成されたワーキンググループでは、専門性の高い保全の方法等が決まるとともに、市民と市との合意形成が行われることで、キウシト湿原の保全活動は参加者の協働がうまく機能するとしている。以上のことから、保全活動の初期段階で本調査地の将来像について、研究者だけでなく自治体や市民から意見を募ることが保全活動として重要な一歩であると考えられる。このような場面において、本研究成果は、自治体や市民が都市計画において湿原の将来像を考えるための重要な役割を果たすと考えられる。

現在、キウシト湿原の保全活動では、市民らを中心に構成されたNPO法人のメンバーが専門家と協力しながら、生物や水位・水質に関するより専門性の高い調査とともに、これらの日々の観測、外来種の刈り取り駆除、在来種の育成等の科学的調査に基づいた湿原内の管理を行い、その結果を記録し、湿原の保全に役立てている（堀本 2006）。また、キウシト湿原では湿原の保全に対する理解を普及するため、学生や市民を対象に湿原内のレクリエーション（ホタル観賞会、ミズバショウ鑑賞会）や保全対策（外来種等の刈り取り駆除、希少種の育成や移植、生き物の調査等）などの体験学習を行っている（堀本 2006、国土交通省 2016）。本研究の成果は、このような日常的な保全活動においても重要な役割を果たすと考えられる。

5.3.2. 今後の展開

本調査地の負荷区はラムサール条約のウトナイ湖周辺にあるにも関わらず、過去に十分な調査が行われておらず、現時点では保全すべき場所として認識されていない。サロベツ湿原やキウシト湿原の事例にあるように、市民らが保全活動に参加するためには、まずは

湿原の現状を理解し、保全の重要性について意識を高めてもらう必要がある。そのためには、本調査地においても、キウシト湿原の保全活動のように、科学的知見に基づいた説明会や体験学習（レクリエーションや保全対策への参加）を通じて、市民らの湿地保全に対する意識をより高め、また、市民らに負荷区が負荷の影響を受けている現状とともに、保全対策は可能であることを理解してもらうことが重要であると考え。さらに、このような普及活動とともに、本研究で得られた水質や種組成に関する現状および本調査で得られた環境因子や種組成に関する基礎データ、保全目標値、予測結果を活用し、市民らが専門家と協力しながら、湿原の在り方や保全対策の実施に向けて検討していくことが重要であると考え。

5.4. 結論

環境デザインの使命のひとつである人と自然の共生社会を実現するためには、研究者だけでなく市民らが、自然環境は人にとっても、そこに生育する生き物にとってもかけがえない存在であると認識し、両者が共に将来にわたり存続できる方法を探ることが重要である。本研究では、ミズゴケ属が優占するプアフェンで地下水経由の栄養素およびミネラル負荷の影響を明らかにするとともに、保全対策としてハンモックの緩衝機能を活かした競争種の刈り取りが有効であることを明らかにした。本研究で明らかにしたこのような湿原の保全対策および保全に関する科学的知見は、脆弱な湿原生態系の保全に貢献するとともに、市民や自治体が保全活動を長期的に続けるための支援となり、さらに、このような保全活動は人と自然が共生社会を実現するために非常に重要である。

<参考文献>

- Alkharusi H (2012) Categorical variables in regression analysis: A comparison of dummy and effect coding. *International Journal of Education*, 4 (2), 202-210.
- Balliston NE, Price JS (2020) Heterogeneity of the peat profile and its role in unsaturated sodium chloride rise at field and laboratory scales. *Vadose Zone Journal*, 19 (1), e20015.
- Bolker B, others (2020) <<https://bbolker.github.io/mixedmodels-misc/glmmFAQ.html>> (参照 2021 年 4 月 18 日)
- Bragazza L, Rydin H, Gerdol R (2005) Multiple gradients in mire vegetation: a comparison of a Swedish and an Italian bog. *Plant Ecology*, 177 (2), 223-236.
- Bragazza L, Tahvanainen T, Kutnar L, Rydin H, Limpens J, Hájek M, Grosvernier P, Hájek T, Hajkova P, Hansen I, Gerdol R (2004) Nutritional constraints in ombrotrophic Sphagnum plants under increasing atmospheric nitrogen deposition in Europe. *New Phytologist*, 163 (3), 609-616.
- Bragazza L, Gerdol R (1999) Hydrology, groundwater chemistry and peat chemistry in relation to habitat conditions in a mire on the South-eastern Alps of Italy. *Plant Ecology*, 144 (2), 243-256.
- Bragazza L, Alber R, Gerdol R (1998) Seasonal chemistry of pore water in hummocks and hollows in a poor mire in the southern Alps (Italy). *WETLANDS*, 18 (3), 320-328.
- Bu ZJ, Zheng XX, Rydin H, Moore T, Ma J (2013) Facilitation vs. competition: Does interspecific interaction affect drought responses in Sphagnum? *Basic and applied ecology*, 14 (7), 574-584.
- Daniels RE, Eddy A (1990) *Handbook of European sphagna*, HMSO, London
- Diamond JS, McLaughlin DL, Slesak RA, Stovall A (2020) Microtopography is a fundamental organizing structure of vegetation and soil chemistry in black ash wetlands. *Biogeosciences*, 17 (4), 901-915.
- Dufrêne M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67 (3), 345-366.
- Erdős L (2011) On the terms related to spatial ecological gradients and boundaries. *Acta Biologica Szegediensis* 55 (2), 279-287.
- Ferguson P, Lee JA (1980) Some effects of bisulphate and sulphate on the growth of Sphagnum

- species in the field. *Environmental Pollution Series A. Ecological and Biological*, 21 (1), 59-71.
- Ferguson P, Lee JA (1979) The effects of bisulphite and sulphate upon photosynthesis in *Sphagnum*. *New Phytologist*, 82 (3), 703-712.
- Gardner RC, Finlayson M (2018) Global wetland outlook: State of the world's wetlands and their services to people 2018. Secretariat of the Ramsar Convention.
- Graham JA, Vitt DH (2016) The limiting roles of nitrogen and moisture on *Sphagnum angustifolium* growth over a depth to water Table gradient. *Plant and Soil*, 404 (1), 427-439.
- GraphPad Prism (2014) Statistics with n=2. <<https://www.graphpad.com/support/faqid/591/>> (参照 2022 年 8 月 13 日)
- Granath G, Strengbom J Rydin H (2012) Direct physiological effects of nitrogen on *Sphagnum*: a greenhouse experiment. *Functional Ecology*, 26 (2), 353-364.
- Granath G, Strengbom J, Rydin H (2010) Rapid ecosystem shifts in peatlands: linking plant physiology and succession. *Ecology*, 91 (10), 3047-3056.
- Granath G, Wiedermann MM, Strengbom J (2009) Physiological responses to nitrogen and sulphur addition and raised temperature in *Sphagnum balticum*. *Oecologia*, 161 (3), 481-490.
- Gunnarsson U, Granberg G, Nilsson M (2004) Growth, production and interspecific competition in *Sphagnum*: effects of temperature, nitrogen and sulphur treatments on a boreal mire. *New Phytologist*, 163 (2), 349-359.
- Gunnarsson U, Rydin H (2000) Nitrogen fertilization reduces *Sphagnum* production in bog communities. *The New Phytologist*, 147 (3), 527-537.
- 原口昭 (2013) 日本の湿原, 生物研究社. 東京
- 半谷高久・小倉紀雄 (1995) 水質調査法 第3版, 丸善株式会社. 東京
- Hájek M, Horsák M, Hájková P, Dítě D (2006) Habitat diversity of central European fens in relation to environmental gradients and an effort to standardise fen terminology in ecological studies. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8(2), 97-114.
- 日浦啓全・末峯章・前田寛之・王功輝・古谷元 (2018) 四国の結晶片岩地すべりにおける地下水の水文地質学. 日本地すべり学会誌, 55 (4), 153-162.
- 堀本宏 (2006) キウシト湿原の保全・再生事業. 第21回 (平成18年度) TaKaRa ハーモニストファンド活動助成報告, 129-143

- 堀本宏（2018）北海道登別市キウシト湿原における保全活動．湿地研究，8，183-187.
- 石川統・黒岩常祥・塩見正衛・松本忠夫・守隆夫・八杉貞雄・山本正幸（2010）生物学辞典，東京化学同人．東京
- Jauhiainen J, Wallén B, Malmer N（1998）Potential NH_4^+ and NO_3^- uptake in seven Sphagnum species. New Phytologist, 138（2），287-293.
- 環境省 自然環境局（2020）環境省レッドリスト 2020．＜<https://www.env.go.jp/press/files/jp/114457.pdf>>（参照 2022 年 4 月 26 日）
- 環境省 自然環境局（2019）日本の重要湿地～生物多様性の観点から重要度の高い湿地～（改訂版）．＜https://www.env.go.jp/nature/important_wetland/pdf/important_wetland.pdf>（参照 2022 年 2 月 27 日）
- 環境省 水・大気環境局 土壌環境課（2016）硝酸性窒素等による地下水汚染対策マニュアル
- 気象庁（2022）過去の気象データ・ダウンロード．＜<https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>>（参照 2022 年 5 月 17 日）
- 金明哲（2007）R によるデータサイエンスデータ解析の基礎から最新手法まで，森北出版．東京
- 国土交通省（2016）「第 31 回手作り郷土賞」＜https://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/region/teдукuri/pdf/Part31_H28/H28_all.pdf>（参照 2023 年 2 月 15 日）
- 国土地理院「日本全国の湿地面積の変化」＜<https://www.gsi.go.jp/kankyochiri/shicchimenseki2.html>>（参照 2022 年 11 月 1 日）
- Koks A, van Dijk G, Smolders AJP, Lamers LPM, Fritz C（2019）The effects of alkalinity and cations on the vitality of Sphagnum palustre L. Mires and Peat, 24（25）
- 久保拓弥（2012）データ解析のための統計モデリング入門，岩波書店．東京
- 黒川威人・角谷修（2003）環境デザインの基礎理論構築に向けて．金沢美術工芸大学紀要，47，1-10.
- 小林春毅・富士田裕子（2019）北海道湿地目録 2016: 湿地の概要と保護状況．保全生態学研究，24（1），11-30.
- Lamers LP, Bobbinck R, Roelofs JG（2000）Natural nitrogen filter fails in polluted raised bogs. Global Change Biology, 6（5），583-586.

- ラルヘル W (1999) 植物生態生理学, 佐伯敏郎 監訳, 昭和堂. 東京
- Lefcheck JS (2020) < <https://cran.r-project.org/web/packages/piecewiseSEM/vignettes/piecewiseSEM.html> > (参照 2021 年 4 月 19 日).
- Limpens J, Berendse F, Klees H (2003) N deposition affects N availability in interstitial water, growth of Sphagnum and invasion of vascular plants in bog vegetation. *New phytologist*, 157 (2), 339-347.
- Manel S, Williams HC, Ormerod SJ (2001) Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of applied Ecology*, 38 (5), 921-931.
- 松田俊之・岡田忠信・五味慎太郎・幸口岳・土谷貴宏・阿部良平 (2016) サロベツ泥炭地における「緩衝帯」の合意形成. *農業農村工学会誌*, 84 (5), 395-398.
- 松中照夫 (2003) 土壌学の基礎－生成・機能・肥沃度・環境－, 農文協. 東京
- McCarter CP, Price JS (2014) Ecohydrology of Sphagnum moss hummocks: mechanisms of capitula water supply and simulated effects of evaporation. *Ecohydrology*, 7 (1), 33-44.
- 三上英敏・高田雅之・三島啓雄 (2009) 地下水硝酸汚染に係わる汚染源簡易判定の手順. *北海道環境科学研究センター月号報*, 第 35 号, 27-34.
- Middleton BA, Holsten B, van Diggelen R (2006) Biodiversity management of fens and 801 fen meadows by grazing, cutting and burning. *Journal Vegetation Science*. 9 (2), 307-316.
- 永田修 (2006) 泥炭地・湿原における温室効果ガス. *土壌の物理性*, 104, 85-95.
- 永美暢久・矢部和夫・中村太士 (2010) 北海道勇払地方における安平川河道閉鎖後の残存フェン群落の種組成と分布パターンの変化. *保全生態学研究*, 15 (1), 29-38.
- 中村太士 (2017) 生態系サービスと自然再生. *ウェットランドセミナー 100 回記念出版編集委員会編, 湿地の科学と暮らし*, 北海道大学出版会, 札幌, 267-278
- 中瀬洋志・園生光義・中島和宏・会沢義徳 (2006) サロベツ泥炭地の農地と湿原の再生. *農業土木学会誌*, 74 (8), 699-702.
- 日本地下水学会編 (2011) 地下水用語集. 理工図書, 東京
- 日本湿地学会監修 (2017) 図説 日本の湿地 一人と自然と多様な水辺. 朝倉書店, 東京
- 農研機構 (2022) メッシュ農業気象データシステム (<https://amu.rd.naro.go.jp/>, 2022 年 8 月 25 日確認)
- Oksanen J (2015) Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. Universidad

de Oulu. Finlandia, Recuperado el, 3.

Paulissen MPCP, Van Der Ven PJM, Dees AJ, Bobbink R (2004) Differential effects of nitrate and ammonium on three fen bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. *New Phytologist*, 164 (3), 451-458.

Pouliot R, Rochefort L, Karofeld E, Mercier C (2011) Initiation of *Sphagnum* moss hummocks in bogs and the presence of vascular plants: Is there a link ?. *Acta Oecologica*, 37 (4), 346-354.

Price JS, Whittington PN (2010) Water flow in *Sphagnum* hummocks : Mesocosm measurements and modelling. *Journal of Hydrology*, 381 (3-4), 333-340.

Purre AH, Truus L, Ilomets M (2021) A decade of vegetation development on two revegetated milled peatlands with different trophic status. *Mires and Peat*, (27)

Rydin H, Jeglum JK (2013) *The biology of peatlands*, 2e. Oxford university press, United Kingdom

櫻井善文・矢部和夫・片桐浩司・椎野重紀夫 (2022) 日本の寒冷地小河川におけるクサヨシ除去による沈水植物復元の検証. *湿地研究*, 12

佐々木雄大・小山明日香・小柳知代・古川 拓哉・内田圭 (2015) 植物群集の構造と多様性の解析, 59-62. 共立出版, 東京

笹渕紘平 (2014) 湿地が有する経済的な価値の評価結果について. *湿地研究*, 5, 41-48.

佐藤奏衣・矢部和夫・木塚俊和・矢崎友嗣 (2022) 地下水経由の栄養素およびミネラルの人為負荷がブアフエンのワラミズゴケハンモックの分布に与える影響. *応用生態工学*, 21-00015. (主に本論文の第2章, 第3章, 第4章の内容として使用)

佐藤奏衣・矢部和夫・矢崎友嗣・木塚俊和・小林重人 (2023) 地下水経由の栄養素およびミネラル負荷を受けたブアフエンでの異なる地形空間における環境傾度上の群落傾度の評価. *湿地研究*, 13 巻 1 号, ページ未定. (主に本論文の第2章および第3章の内容として使用)

澤木昌典編著 (2011) *はじめての環境デザイン学*, 理工図書. 東京

仙田満 (2008) *環境デザイン学と教育*. 学術の動向, 13 (6), 52-53.

渋谷斉・河田大輔・三田村直樹・荒木洋之 (2012) サロベツ泥炭地の農地と湿原の共生に向けた取組み. *農業農村工学会誌*, 80 (11), 889-892.

荘島宏二郎・橋本貴充・登藤直弥・高野慶輔・宇佐美慧 (2018) 統計モデルの違いを理解する 一般線形モデル・一般化線形モデル・階層線形モデル・階層的重回帰モデル. 日

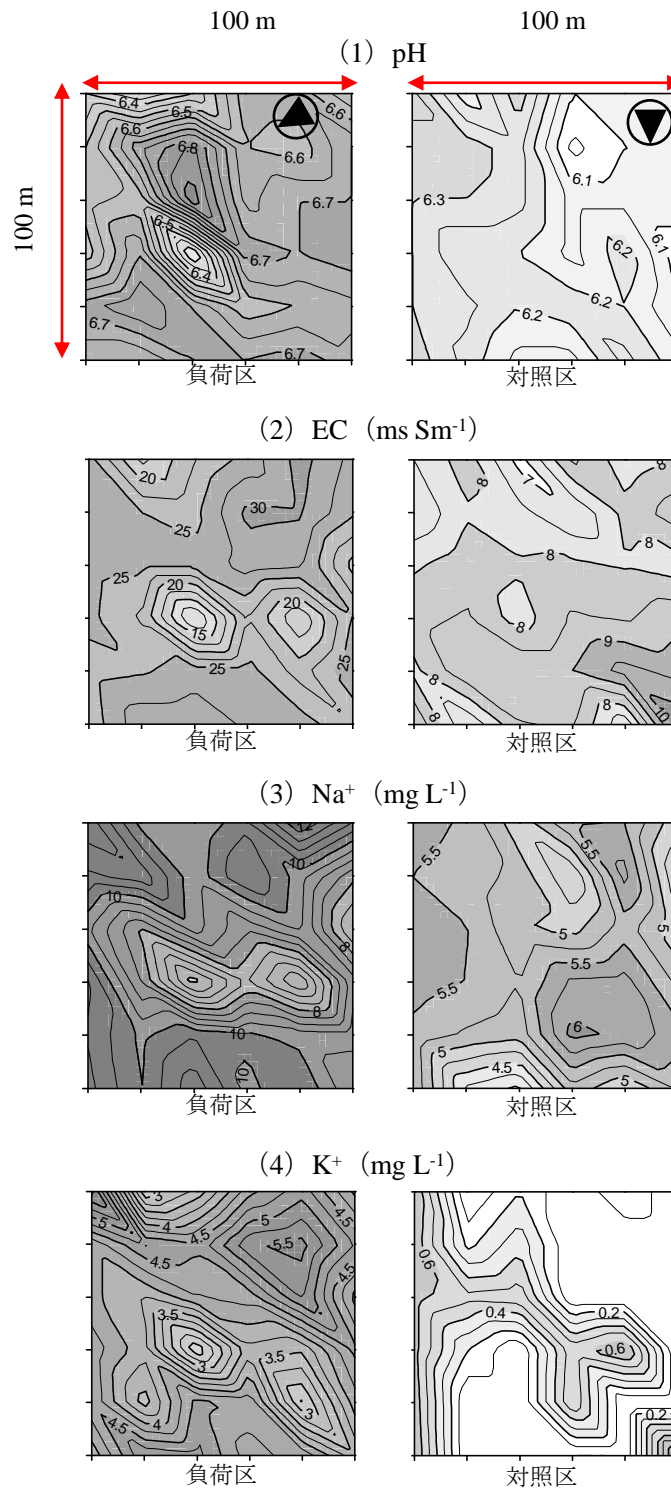
- 本教育心理学会総会発表論文集，第 59 回総会発表論文集，16-17.
- 橘治国・辰巳健一（2007）泥炭地環境保全と地下水質．土壤の物理性，105，99-109.
- 高田雅之・三島啓雄・北川理恵・藁庄輔（2008）硝酸態窒素による地下水汚染ポテンシャルの広域的評価．地理情報システム学会講演論文集= Papers and proceedings of the Geographic Information Systems Association，17，397-400.
- 高木健太郎（2017）大気・湿原生態系の水とエネルギー．ウェットランドセミナー 100 回記念出版編集委員会編，湿地の科学と暮らし．北海道大学出版会，札幌，163-172
- 高橋和也・土岐靖子・中村太士（2004）米国における水辺緩衝林帯保全，整備のための指針・法令等の整備状況．日本緑化工学会誌，29（3），423-437.
- 高橋和也・林靖子・中村太士・辻珠希・土屋進・今泉浩史（2003）生態学的機能維持のための水辺緩衝林帯の幅に関する考察．応用生態工学，5（2），139-167.
- 田中謙（2008）湿地保全をめぐる法システムと今後の課題．長崎大学経済学部研究年報，24，51-74.
- 露崎史朗（2021）ミズゴケ湿原の回復機構の解明と復元手法の開発—地球環境保全を目指して—．旭硝子財団助成研究成果報告，90.
- van Dijk G, Wolters J, Fritz C, de Mars H, van Duinen G, Ettwig KF, Straathof N, Grootjans AP, Smolders AJP（2019）Effects of groundwater nitrate and sulphate enrichment on groundwater-fed mires: a case study. Water, Air, and Soil Pollution, 230（6），1-18.
- Vitt DH, Wieder K, Halsey LA, Turetsky M（2003）Response of Sphagnum fuscum to nitrogen deposition: a case study of ombrogenous peatlands in Alberta, Canada. The Bryologist, 106（2），235-245
- Wheeler BD, Proctor MCF（2000）Ecological gradients, subdivisions and terminology of north - west European mires. Journal of Ecology: Essay Reviews, 88（2），187-203.
- Wilcox DA（1986）The effects of deicing salts on water chemistry in Pinhook Bog, Indiana. Water Resources Bulletin, 22，57-65.
- 矢部和夫（2019）北海道に広がる泥炭地湿原の地理的な変異と気候条件（特集 北海道の水環境）．水環境学会誌，42（7），240-243.
- Yabe K, Nakamura T（2002）Base mineral inflow in a remnant cool-temperate mire ecosystem. Ecological Research, 17（5），601-613.
- Yabe K, Uemura S（2001）Variation in size and shape of Sphagnum hummocks in relation to climatic

- conditions in Hokkaido Island, northern Japan. *Canadian Journal of Botany*, 79 (11), 1318-1326.
- 矢部和夫・中村隆俊・河内邦夫・高橋興世（1999）排水路と国道がミズゴケ湿原に与えた影響. *ランドスケープ研究* 62 (5), 557-560.
- 矢部和夫（1997）勇払平野の湿原地域の変遷. 財団法人自然保護助成基金 1994・1995 年度研究助成報告書「北海道の湿原の変遷と現状の解析-湿原の保護を進めるために-」, 79-81.
- Yabe K, Onimaru K (1997) Key variables controlling the vegetation of a cool - temperate mire in northern Japan. *Journal of Vegetation Science*, 8 (1), 29-36.
- 矢崎友嗣（2017）ミズゴケハンモックの形成と維持のプロセス. ウェットランドセミナー 100 回記念出版編集委員会編, 湿地の科学と暮らし. 北海道大学出版会, 札幌, 173-182
- Yazaki T, Yabe K (2012) Effects of snow-load and shading by vascular plants on the vertical growth of hummocks formed by *Sphagnum papillosum* in a mire of northern Japan. *Plant Ecology*, 213 (7), 1055-1067.
- Yazaki T, Urano S, Yabe K (2006) Water balance and water movement in unsaturated zones of *Sphagnum* hummocks in Fuhrengawa Mire, Hokkaido, Japan. *Journal of Hydrology*, 319 (1-4), 312-327.
- 横川仁伸・野地正昭（2013）サロベツ泥炭地における農業と湿原の共生. *農業農村工学会誌*, 81 (11), 883-886.
- 米倉浩司・梶田忠（2003）BG Plants 和名・学名インデックス (YList). <<http://ylist.info>> (参照 2022 年 2 月 1 日)
- 包智華・對馬誠也（2009）土壌微生物生態研究への回帰木解析の応用. *土と微生物*, 63 (1), 39-43.

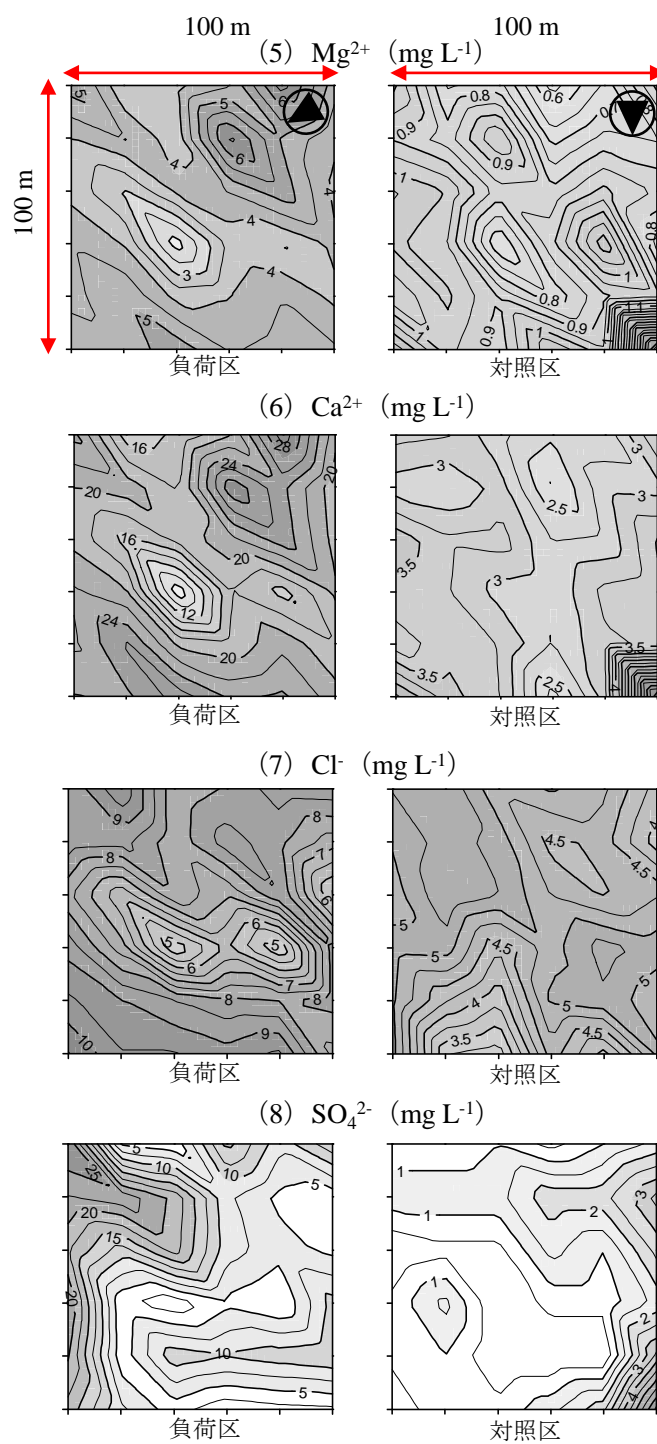
<謝辞>

本研究に先立ち、負荷区の土地を所有されている方および対照区の土地を所有している北海道に調査許可を頂いた。また本研究は、一部、文部科学省科学研究費（16K08113, 19K12420）の助成を受けて行われた。ここに記して謝意を表する。

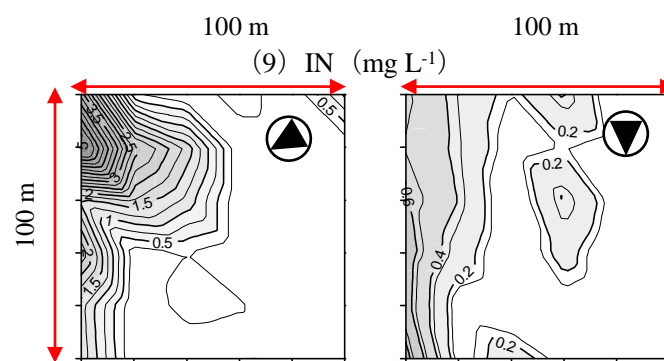
<資料偏>



資料図 1-1 : 地下水の水質, 水位, および水位変動幅のコンター図. 左は負荷区, 右は対照区のコンター図を示す. (1) は pH, (2) は EC, (3) は Na^+ , (4) は K^+ .



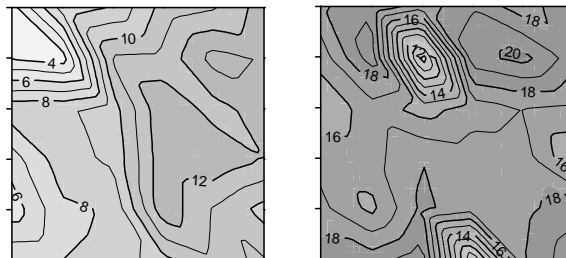
資料図 1-2 : 地下水の水質, 水位, および水位変動幅のコンター図. 左は負荷区, 右は対照区
 区のコンター図を示す. (5) は Mg^{2+} , (6) は Ca^{2+} , (7) は Cl^- , (8) は SO_4^{2-} .



(10) 水位 (cm)



(11) 水位変動幅 (cm)



資料図 1-3 : 地下水の水質, 水位, および水位変動幅のコンター図. 左は負荷区, 右は対照区
のコンター図を示す. (9) は IN, (10) は水位, (11) は水位変動幅.

資料表 1：負荷区で行った 3 種類の群落調査（モザイクー非モザイク地形，ハンモック，ホロウ）による種組成表．表内の数値は各出現種の合計被度（％）．赤文字で示した出現種はレッドリスト種（環境省 2020）．

出現種	モザイクー 非モザイク 地形	ハンモック	ホロウ	出現種(左表の続き)	モザイクー 非モザイク 地形	ハンモック	ホロウ
アブラガヤ	1.1	0.0	0.0	ナツツタ	0.1	0.0	0.0
イソツツジ	36.2	2.1	0.0	ニッコウシダ	404.0	17.0	0.0
イトナルコスゲ	0.0	0.0	0.1	ヌマガヤ	0.5	0.0	0.0
イヌイ	0.1	0.0	0.0	ネジバナ	0.0	0.1	0.0
イヌゴマ	0.1	0.0	0.0	ノハナショウブ	0.2	0.0	0.0
イヌスギナ	0.3	0.1	0.0	ノブドウ	0.1	0.0	0.0
イワノガリヤス	4.2	0.4	0.0	ノリウツギ	168.4	60.1	0.1
エゾシロネ	0.1	0.0	0.0	ハリガネスゲ	1.2	0.0	0.0
エゾノサヤヌカグサ	0.1	0.0	0.0	ハリギリ	0.0	0.1	0.0
エゾノサワアザミ	5.5	4.1	0.2	ハリコウガイゼキショウ	0.0	0.0	0.1
エゾリンドウ	0.0	0.0	0.1	ハンゴウソウ	0.1	0.0	0.0
オオアゼスゲ	71.6	0.1	0.1	ハンノキ	413.4	42.0	0.2
オオアワダチソウ	0.6	0.0	0.0	ヒメシダ	173.1	28.2	1.2
オオミズゴケ	94.1	0.0	0.0	ヒメシロネ	4.8	2.4	0.4
カラコギカエデ	20.1	0.0	0.0	ヒメタヌキモ	0.3	0.0	0.1
クサレダマ	2.5	0.4	0.3	ヒメワタスゲ	0.0	1.3	2.2
クシノハミズゴケ	0.0	146.0	0.0	ホザキシモツケ	214.8	0.0	0.0
クロミノウグイスカグラ	16.5	13.1	0.0	ホソバノシバナ	2.6	0.1	0.3
ゴウソ	1.1	0.0	0.0	ホタルイ	0.1	0.0	0.0
コウヤワラビ	1.1	0.0	0.0	ホロムイコウガイ	0.1	0.0	0.1
コガネギク	1.9	3.3	0.1	ミカヅキグサ	2.2	1.1	5.1
サギスゲ	0.7	0.3	0.6	ミズオトギリ	3.6	0.2	0.3
サワギキョウ	0.4	0.0	0.1	ミズドクサ	0.1	0.0	0.0
サワヒヨドリ	0.3	0.0	0.2	ミズバショウ	1.4	0.0	0.0
シカクイ	0.2	0.1	2.1	ミヤマザクラ	1.1	0.0	0.0
シロネ	2.0	2.4	0.2	ムジナスゲ	330.4	14.5	68.0
シロバナスミレ	0.2	0.0	0.0	ムラサキミズゴケ	42.0	1.0	0.0
シロバナニガナ	0.0	0.1	0.0	モウセンゴケ	0.5	0.8	0.2
ススキ	10.4	9.1	0.1	ヤチスゲ	17.2	0.1	8.2
ズミ	0.1	0.0	0.0	ヤチダモ	0.1	0.0	0.0
タチハイゴケ	1.0	0.0	0.1	ヤチヤナギ	138.0	36.0	76.1
タルマイスゲ	44.6	2.2	5.2	ヤナギトラノオ	1.3	0.0	0.1
チシマガリヤス	0.4	0.1	0.0	ヤマアワ	0.2	0.0	0.0
チョウセンゴミシ	0.3	0.0	0.0	ヤマグワ	0.1	0.0	0.0
ツボスミレ	1.4	0.3	0.4	ヤマドリゼンマイ	453.0	128.0	0.0
ツリフネソウ	1.2	0.0	0.0	ヨシ	487.1	37.0	102.0
ツルウメモドキ	0.3	0.0	0.0	ワラミズゴケ	208.1	342.0	0.0
ツルコケモモ	0.1	0.1	0.1				
ツルスゲ	24.3	0.1	0.0				
ツルヨシ	23.1	0.0	0.0				
トキソウ	0.0	0.0	0.2				
ナガボノシロワレモコウ	2.1	6.0	0.4				

右表に続く

資料表 2：対照区で行った 3 種類の群落調査（モザイクー非モザイク地形，ハンモック，ホロウ）による種組成表．表内の数値は各出現種の合計被度（％）．赤文字で示した出現種はレッドリスト種（環境省 2020）．

出現種	モザイクー 非モザイク 地形	ハンモック	ホロウ	出現種(左表の続き)	モザイクー 非モザイク 地形	ハンモック	ホロウ
アオコウガイゼキショウ	1.3	0.0	0.0	ヒナザサ	31.2	0.0	0.0
イソツツジ	35.2	114.1	1.2	ヒメシダ	71.4	141.2	9.5
イッポンスゲ	0.0	1.0	0.0	ヒメシロネ	12.8	2.0	4.9
イトヌノハナヒゲ	1.0	0.0	0.0	ヒメミクリ	0.1	0.1	0.0
イトナルコスゲ	0.0	0.0	0.7	ヒメワタスゲ	3.6	3.6	1.5
イワノガリヤス	7.7	3.3	0.3	ヘラオモダカ	0.0	0.1	0.0
エゾシロネ	0.1	0.2	0.0	ホザキシモツケ	13.8	5.9	1.1
エゾノサワアザミ	15.6	15.4	2.7	ホソバノシバナ	0.7	0.0	0.1
エゾホシクサ	35.2	0.0	0.0	ホタルイ	10.3	0.0	2.6
オオアゼスゲ	0.1	0.3	2.6	ホロムイコウガイ	18.3	1.1	44.2
オオヒモゴケ	0.0	0.1	0.0	ミカヅキグサ	40.3	9.7	27.4
オオミズゴケ	37.0	276.0	1.0	ミズオトギリ	26.2	25.9	27.4
クサレダマ	2.0	2.0	5.1	ミズトンボ属SP	1.1	0.1	0.2
クシノハミズゴケ	262.1	219.0	0.0	ミタケスゲ	0.0	0.1	0.0
クロミノウグイスカグラ	19.0	53.1	2.3	ミツガシワ	0.0	0.0	0.1
コイヌノハナヒゲ	109.3	0.0	0.0	ミヤマザクラ	0.1	0.0	0.0
ゴウソ	2.4	1.2	1.1	ミヤマホタルイ	0.0	0.0	0.1
コガネギク	2.0	11.5	0.1	ムジナスゲ	73.4	12.4	36.0
コケオトギリ	0.4	0.0	0.0	ムラサキミズゴケ	155.0	15.0	0.0
コバギボウシ	0.7	0.0	0.0	ムラサキミカキグサ	0.1	0.0	0.0
コバノギボウシ	0.0	0.2	0.1	モウセンゴケ	1.4	4.2	0.3
サギスゲ	1.3	1.1	2.4	ヤチカワズスゲ	5.3	9.6	9.7
サワギキョウ	0.5	0.0	0.3	ヤチスゲ	51.7	0.0	113.5
サワヒヨドリ	0.2	0.0	0.0	ヤチヤナギ	339.2	140.0	234.2
シカクイ	19.2	0.5	5.0	ヤマドリゼンマイ	30.1	75.0	0.0
シロネ	0.6	14.4	3.1	ユウゼンギク	0.0	0.1	0.0
スギゴケ	0.0	4.1	0.0	ヨシ	243.2	69.2	73.4
ススキ	10.1	7.0	0.1	ワラミズゴケ	354.0	1270.0	3.0
タチコウガイゼキショウ	0.0	0.0	0.2				
チシマガリヤス	14.9	18.6	4.0				
ツボスミレ	21.9	9.1	20.6				
ツルコケモモ	0.1	50.0	0.1				
トキソウ	0.3	0.2	1.1				
ナガボノシロワレモコウ	2.2	2.6	0.7				
ニッコウシダ	87.0	100.0	1.0				
ヌマガヤ	436.2	163.2	131.2				
ネジバナ	0.4	0.0	0.0				
ノリウツギ	7.3	30.3	0.2				
ハリガネスゲ	0.1	0.7	1.4				
ハリコウガイゼキショウ	5.5	0.0	1.0				
ハンノキ	607.3	573.0	115.2				
ヒツジグサ	0.1	0.0	0.0				

右表に続く

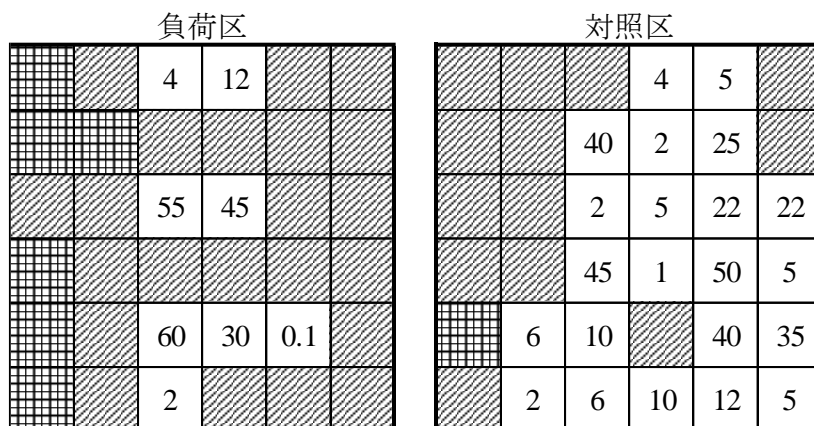
資料表 3-1：負荷区のハンモック（表層・中層・基底部）およびホロウにおける採水日毎の pH, EC, 各イオン濃度.

採水位置	年	採水日	pH	EC (mS m ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	Na ⁺ (mg L ⁻¹)	K ⁺ (mg L ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ -P (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)
ハンモック 表層	2017年	6月	5.5	4.0	0.35	1.47	1.4	0.65	4.2	1.5	3	0.026	0.54
		7月	4.3	16.2	0.16		3.4	2.58	9.3			0.013	0.71
		8月	5.3	4.3	0.06	3.14	6.4	0.95	4.5		6	0.001	0.05
	2018年	9月	4.7	6.8	0.04	1.51	8.6	0.34	1.6		4	0.017	0.15
		6月	5.3	3.5	0.06	2.68	1.8	0.55	2.9	2.3	2	0.031	0.22
		7月	4.5	6.7	0.03	2.03	2.8	1.06	5.3	2.7	6	0.036	0.59
	2017年	8月	5.4	2.8	0.06	0.98	3.2	0.37	2.3	2.0	2	0.038	0.30
		6月	6.7	20.6	0.63	9.52	4.2	3.19	14.8	9.6	23	0.006	4.55
		7月	6.5	18.4	0.62	10.58	6.3	3.26	15.2	11.3	27	0.005	3.13
ハンモック 中層	2017年	8月	6.8	16.1	0.15	8.96	5.2	3.01	13.2	11.7	17	0.002	2.22
		9月	7.0	21.8	0.71	10.30	6.4	3.76	17.0	10.3	23	0.005	4.21
		6月	6.7	19.8	1.02	10.95	4.8	3.43	15.2	9.1	22	0.006	4.77
	2018年	7月	6.5	18.5	0.50	9.05	5.5	3.03	14.5	9.9	21	0.005	4.08
		8月	6.9	16.7	0.65	8.30	6.0	2.76	13.7	8.7	17	0.003	5.00
		6月	6.8	27.0	1.05	11.85	5.9	4.48	20.6	10.4	27	0.010	4.73
	2017年	7月	6.5	28.5	0.59	13.00	5.9	5.85	17.3	10.8	24	0.004	0.05
		8月	7.1	24.0	0.23	11.20	6.2	4.55	20.6	11.0	25	0.003	1.69
		9月	7.1	26.0	0.43	11.05	6.3	4.66	21.6	10.7	25	0.004	4.18
ハンモック 基底部	2017年	6月	6.7	25.0	0.73	12.75	6.4	4.41	20.6	10.8	27	0.004	5.10
		7月	6.8	25.0	0.49	13.25	6.0	4.55	22.0	11.9	26	0.004	5.31
		8月	7.0	24.5	0.79	11.55	5.5	3.97	19.3	10.5	23	0.005	7.16
	2018年	6月	6.9	29.0	0.78	12.10	5.5	4.69	20.7	10.4	27	0.006	5.20
		7月	7.2	35.5	1.21	13.60	7.0	7.23	20.2	11.7	14	0.006	0.06
		8月	7.0	24.0	0.36	11.55	5.1	4.39	18.6	9.9	27	0.003	1.41
	2017年	9月	7.0	27.0	0.81	12.40	5.1	4.49	20.6	11.0	26	0.005	3.90
		6月	6.9	27.0	0.68	11.50	5.0	4.20	20.2	9.6	24	0.011	6.12
		7月	6.7	26.0	0.67	13.55	5.9	4.74	24.4	11.0	26	0.006	5.37
ホロウ	2018年	8月	7.1	27.0	0.49	13.35	5.3	4.71	22.7	11.3	26	0.004	7.52

資料表 3-2：対照区のハンモック（表層・中層・基底部）およびホロウにおける採水日毎の pH, EC, 各イオン濃度.

採水位置	年	採水日	pH	EC (mS m ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	Na ⁺ (mg L ⁻¹)	K ⁺ (mg L ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ -P (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)
ハンモック 表層	2017年	6月	4.9	3.8	0.08	1.28	0.4	0.56	2.5	4.7	1	0.006	0.20
		7月	4.4	5.0	0.07	1.80	1.0	0.75	3.3		1	0.023	0.06
		8月	4.8	2.9	0.04	0.89	1.0	0.46	2.2	2.5	2	0.001	0.03
	2018年	9月	4.4	6.2	0.09	2.01	2.4	0.63	2.5		2	0.016	0.05
		6月	4.7	2.9	0.04	0.82	0.7	0.51	1.9	2.2	1	0.011	0.01
		7月	4.3	7.2	0.03	1.06	3.0	0.66	2.7	4.3	2	0.014	0.01
ハンモック 中層	2017年	8月	6.6	3.4	0.08	2.21	0.9	0.89	4.3	2.8	1	0.014	0.04
		6月	6.4	5.0	0.79	2.89	0.9	0.87	2.6	5.0	1	0.006	0.19
		7月	6.3	4.2	0.64	2.92	0.8	0.68	2.1	5.3	1	0.003	0.41
	2018年	8月	6.9	4.6	0.12	3.24	1.2	1.02	4.5	4.4	1	0.001	0.06
		9月	6.7	4.7	0.54	2.37	2.8	0.80	3.4	5.8	1	0.002	0.06
		6月	6.4	5.3	0.80	2.76	1.2	0.82	2.9	4.3	1	0.007	0.04
ハンモック 基底部	2017年	7月	6.5	7.1	0.36	2.99	2.0	1.67	7.8	5.3	2	0.002	0.04
		8月	6.7	4.4	0.56	2.57	1.0	0.92	4.2	3.3	1	0.001	0.06
		6月	6.3	11.2	1.15	5.00	1.9	2.62	8.7	6.1	1	0.005	0.02
	2018年	7月	6.3	8.2	0.98	4.63	1.2	1.74	5.5	6.1	1	0.002	0.05
		8月	6.5	10.7	0.81	5.56	1.1	2.14	9.8	5.6	1	0.003	0.02
		9月	6.4	11.5	0.71	5.36	1.6	2.04	7.9	6.0	1	0.002	0.04
ホロウ	2018年	6月	6.2	8.9	0.62	4.13	1.3	1.97	6.9	5.7	1	0.003	0.03
		7月	6.5	14.5	1.14	3.99	1.4	3.49	18.2	6.1	1	0.013	0.04
		8月	6.6	11.9	0.98	3.30	1.8	2.59	13.6	4.7	1	0.001	0.03
	2017年	6月	6.2	21.1	2.06	5.37	2.9	2.86	9.7	6.6	1	0.004	0.02
		7月	6.4	11.1	1.23	5.94	2.1	2.14	7.8	7.7	1	0.002	0.05
		8月	6.3	14.4	1.28	6.10	1.1	2.59	11.0	5.5	1	0.002	0.02
ホロウ	2017年	9月	6.4	12.6	1.83	5.10	1.4	2.18	8.3	5.2	1	0.002	0.02
		6月	6.5	11.9	1.32	4.58	1.9	2.85	9.3	5.3	1	0.001	0.06
	2018年	7月	6.4	15.7	1.99	4.70	2.2	3.80	18.4	6.2	1	0.001	0.04
		8月	6.5	13.7	1.64	4.12	1.7	2.65	14.0	5.4	1	0.001	0.02

(1) ワラミズゴケの被度 (%)



ワラミズゴケが出現した調査地点

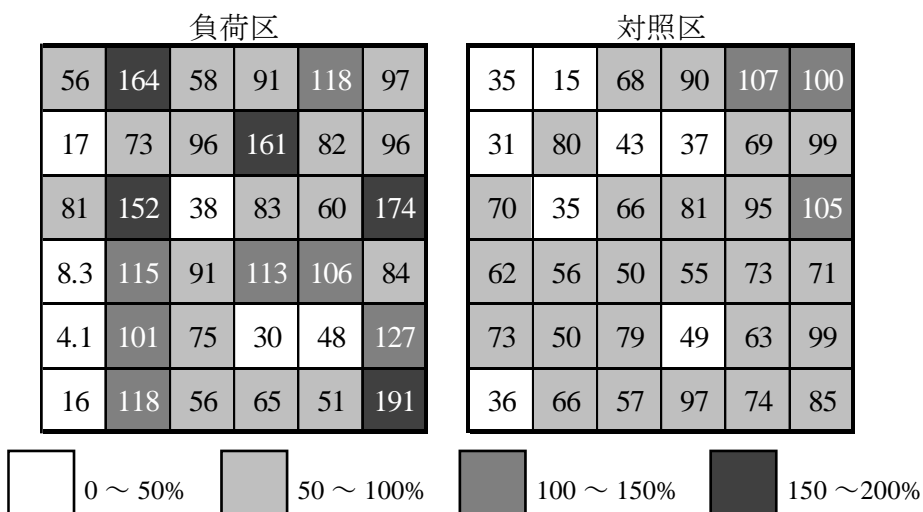


ワラミズゴケが出現しなかった調査地点



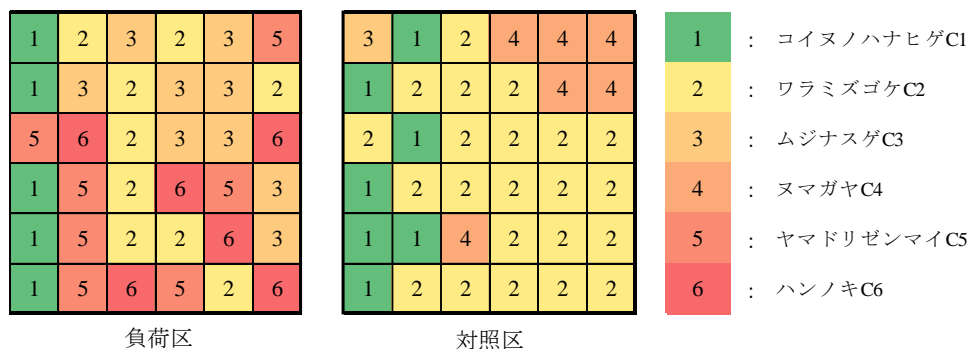
常時浸水している調査地点

(2) 競争種の被度 (%)

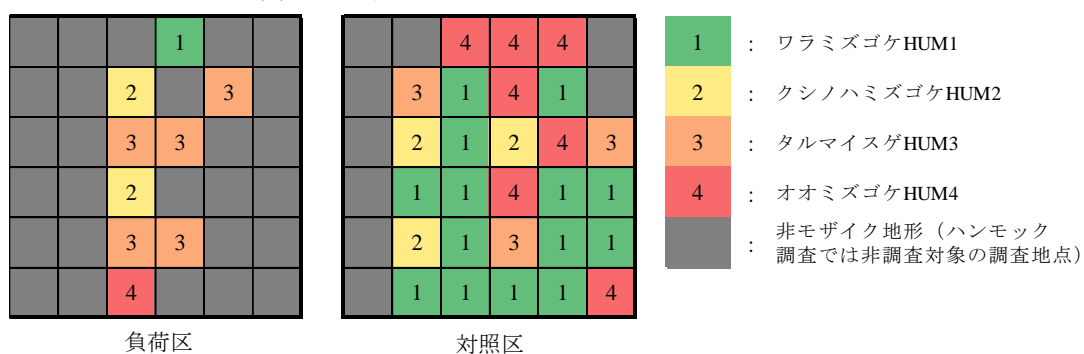


資料図 2 : 負荷区 (左) と対照区 (右) の各調査地点におけるワラミズゴケの被度 (1) および競争種の被度 (2).

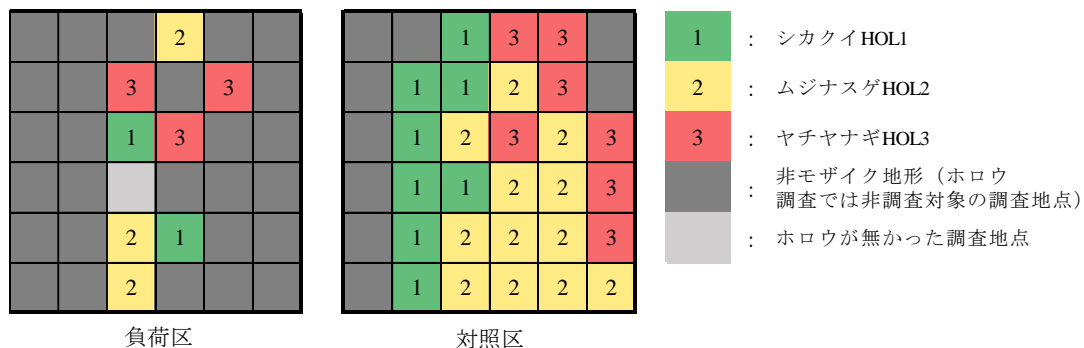
(1) モザイクー非モザイク地形



(2) ハンモック



(3) ホロウ



資料図3：負荷区（左）と対照区（右）におけるモザイクー非モザイク地形（1）、ハンモック（2）およびホロウ（3）の各群落型分布。

資料表 4：モザイクー非モザイク地形の群落調査による種組成表．表内の数値は各出現種の種群落型毎および全群落型の合計被度（％）．

出現種	各群落型の合計被度(%)						合計
	コイヌノハ	ワラ	ムジナ	ヌマガヤ	ヤマドリ	ハンノキ	
	ナヒゲ C1	ミズゴケ C2	スゲ C3	C4	ゼンマイ C5	C6	
アオコウガイゼキショウ	1.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	1.3
アブラガヤ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	1.1
イソツツジ	0.0	70.3	0.0	1.1	0.0	0.0	71.4
イトイヌノハナヒゲ	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0
イヌイ	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
イヌゴマ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
イヌスギナ	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
イワノガリヤス	0.0	9.9	0.4	0.1	0.4	1.1	11.9
エゾシロネ	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
エゾノサヤヌカグサ	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
エゾノサワアザミ	0.1	18.6	0.1	0.1	2.1	0.1	21.1
エゾホシクサ	35.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	35.2
オオアゼスゲ	65.0	0.4	6.2	0.0	0.0	0.1	71.7
オオアワダチソウ	0.0	0.1	0.2	0.0	0.2	0.1	0.6
オオミズゴケ	0.0	111.0	20.0	0.0	0.1	0.0	131.1
カラコギカエデ	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	0.1	20.1
クサレダマ	0.2	1.8	1.5	0.3	0.5	0.2	4.5
クシノハミズゴケ	0.0	254.1	0.0	8.0	0.0	0.0	262.1
クロミノウグイスカグラ	0.0	23.1	6.0	1.1	1.2	4.1	35.5
コイヌノハナヒゲ	106.2	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	109.3
ゴウソ	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.1	3.5
コウヤワラビ	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.1	1.1
コガネギク	0.1	2.2	0.1	0.1	0.3	1.1	3.9
コケオトギリ	0.3	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.4
コバギボウシ	0.4	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.7
サギスゲ	0.3	1.3	0.2	0.1	0.0	0.1	2.0
サワギキョウ	0.6	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.9
サワヒヨドリ	0.0	0.2	0.1	0.0	0.0	0.2	0.5
シカクイ	12.1	2.0	5.0	0.1	0.0	0.2	19.4
シロネ	0.0	1.6	0.4	0.0	0.4	0.2	2.6
シロバナスミレ	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.2
ススキ	0.0	15.2	1.2	0.0	2.1	2.0	20.5
ズミ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
タチハイゴケ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1.0
タルマイスゲ	13.1	15.1	15.2	0.0	1.2	0.0	44.6
チシマガリヤス	0.1	14.9	0.0	0.1	0.1	0.1	15.3
チョウセンゴミシ	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.2	0.3
ツボスミレ	10.3	11.8	0.6	0.3	0.1	0.2	23.3
ツリフネソウ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	1.0	1.2
ツルウメモドキ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	0.3
ツルコケモモ	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
ツルスゲ	2.1	2.1	20.0	0.0	0.0	0.1	24.3
ツルヨシ	1.1	0.0	0.0	0.0	22.0	0.0	23.1
トキソウ	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3

資料表 4 (続き) : モザイクー非モザイク地形の群落調査による種組成表. 表内の数値は各
出現種の群落型毎および全群落型の合計被度 (%).

出現種	各群落型の合計被度(%)						合計
	コイヌノハ ナヒゲ	フラ ミズゴケ	ムジナ スゲ	ヌマガヤ	ヤマドリ ゼンマイ	ハンノキ	
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
ナガボノシロワレモコウ	0.6	2.0	1.3	0.0	0.2	0.2	4.3
ナツツタ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
ニッコウシダ	1.0	137.0	24.0	2.0	87.0	240.0	491.0
ヌマガヤ	5.0	11.4	0.0	420.0	0.3	0.0	436.7
ネジバナ	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4
ノハナショウブ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.2
ノブドウ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
ノリウツギ	0.2	12.2	6.2	0.1	76.0	81.0	175.7
ハリガネスゲ	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	1.1	1.3
ハリコウガイゼキショウ	5.2	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	5.5
ハンゴウソウ	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1
ハンノキ	8.5	655.0	43.1	83.0	33.1	198.0	1020.7
ヒツジグサ	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
ヒナザサ	31.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	31.2
ヒメシダ	7.2	196.2	26.4	0.3	10.2	4.2	244.5
ヒメシロネ	1.6	14.1	1.6	0.2	0.0	0.1	17.6
ヒメタヌキモ	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
ヒメミクリ	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
ヒメワタスゲ	2.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6
ホザキシモツケ	0.0	65.7	2.3	0.1	16.4	144.1	228.6
ホソバナシバナ	0.6	1.6	1.0	0.1	0.0	0.0	3.3
ホタルイ	5.4	1.9	3.0	0.1	0.0	0.0	10.4
ホロムイコウガイ	12.0	4.3	0.1	2.0	0.0	0.0	18.4
ミカツキグサ	26.2	15.2	0.1	1.0	0.0	0.0	42.5
ミズオトギリ	3.5	22.7	2.1	1.2	0.1	0.2	29.8
ミズドクサ	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
ミズトンボ属SP	0.6	0.3	0.1	0.1	0.0	0.0	1.1
ミズバショウ	0.4	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	1.4
ミヤマザクラ	0.0	0.1	0.0	0.0	1.0	0.1	1.2
ムジナスゲ	1.3	89.0	308.1	0.3	2.1	3.0	403.8
ムラサキミズゴケ	0.0	192.0	0.0	5.0	0.0	0.0	197.0
ムラサキミカキグサ	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
モウセンゴケ	0.3	1.2	0.2	0.1	0.0	0.1	1.9
ヤチカワズスゲ	0.2	4.9	0.1	0.1	0.0	0.0	5.3
ヤチスゲ	3.2	64.3	0.2	0.1	0.1	1.0	68.9
ヤチダモ	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1
ヤチヤナギ	6.1	357.1	94.0	20.0	0.0	0.0	477.2
ヤナギトラノオ	0.0	0.1	0.2	0.0	1.0	0.0	1.3
ヤマアワ	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.2
ヤマグワ	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
ヤマドリゼンマイ	0.0	87.1	3.0	0.0	385.0	8.0	483.1
ヨシ	32.3	306.0	305.0	10.0	38.0	39.0	730.3
フラミズゴケ	6.0	461.0	49.0	44.0	0.0	2.1	562.1

資料表 5：ハンモックでの群落調査による種組成表。表内の数値は各出現種の種群落型毎
および全群落型の合計被度 (%)。

出現種	各群落型の合計被度(%)				合計
	ワラミズゴケ	クシノハミズ	タルマイスゲ	オオミズゴケ	
	HUM1	ゴケHUM2	HUM3	HUM4	
イソツツジ	93.0	7.1	0.0	16.1	116.2
イッポンスゲ	0.0	0.0	0.0	1.0	1.0
イヌスギナ	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
イワノガリヤス	3.2	0.3	0.2	0.0	3.7
エゾシロネ	0.1	0.0	0.0	0.1	0.2
エゾノサワアザミ	10.3	2.0	3.0	4.2	19.5
オオアゼスゲ	0.3	0.0	0.1	0.0	0.4
オオヒモゴケ	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
オオミズゴケ	39.0	0.0	0.0	237.0	276.0
クサレダマ	0.7	0.2	1.2	0.3	2.4
クシノハミズゴケ	1.0	362.0	0.0	2.0	365.0
クロミノウグイスカグラ	34.0	15.1	11.1	6.0	66.2
ゴウソ	0.1	1.0	0.0	0.1	1.2
コガネギク	4.1	1.2	4.2	5.3	14.8
コバノギボウシ	0.1	0.1	0.0	0.0	0.2
サギスゲ	1.0	0.1	0.3	0.0	1.4
シカクイ	0.2	0.1	0.2	0.1	0.6
シロネ	6.7	8.2	1.4	0.5	16.8
シロバナニガナ	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
スギゴケ	0.0	0.0	4.0	0.1	4.1
ススキ	0.0	9.0	7.0	0.1	16.1
タルマイスゲ	0.0	0.0	2.2	0.0	2.2
チシマガリヤス	7.4	1.0	5.2	5.1	18.7
ツボスミレ	4.8	4.1	0.2	0.3	9.4
ツルコケモモ	30.0	20.0	0.1	0.0	50.1
ツルスゲ	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
トキソウ	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2
ナガボノシロワレモコウ	1.2	1.2	5.1	1.1	8.6
ニッコウシダ	27.0	16.0	52.0	22.0	117.0
ヌマガヤ	32.1	0.1	1.0	130.0	163.2
ネジバナ	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
ノリウツギ	19.2	11.1	51.1	9.0	90.4
ハリガネスゲ	0.4	0.1	0.1	0.1	0.7
ハリギリ	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
ハンノキ	439.0	35.0	18.0	123.0	615.0
ヒメシダ	106.0	21.0	9.1	33.3	169.4
ヒメシロネ	0.7	0.0	2.4	1.3	4.4
ヒメミクリ	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1
ヒメワタスゲ	1.3	2.1	1.3	0.2	4.9
ヘラオモダカ	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
ホザキシモツケ	3.4	1.1	0.1	1.3	5.9
ホソバノシバナ	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
ホロムイコウガイ	0.0	1.1	0.0	0.0	1.1
ミカヅキグサ	6.4	2.0	1.3	1.1	10.8
ミズオトギリ	21.7	2.0	1.2	1.2	26.1
ミズトンボ属SP	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
ミタケスゲ	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
ムジナスゲ	16.7	1.3	3.6	5.3	26.9
ムラサキミズゴケ	0.0	0.0	1.0	15.0	16.0
モウセンゴケ	3.3	0.4	0.7	0.6	5.0
ヤチカワズスゲ	3.4	5.0	0.1	1.1	9.6
ヤチスゲ	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
ヤチヤナギ	87.0	35.0	23.0	31.0	176.0
ヤマドリゼンマイ	0.0	0.0	93.0	110.0	203.0
ユウゼンギク	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1
ヨシ	53.0	7.0	31.0	15.2	106.2
ワラミズゴケ	1072.0	48.0	420.0	72.0	1612.0

資料表 6：ホロウでの群落調査による種組成表．表内の数値は各出現種の群落型毎および
全群落型の合計被度（％）．

出現種	各群落型の合計被度(%)			合計
	シカクイ	ムジナスゲ	ヤチヤナギ	
	HOL1	HOL2	HOL3	
イソツツジ	0.0	1.1	0.1	1.2
イトナルコスゲ	0.1	0.5	0.2	0.8
イワノガリヤス	0.0	0.2	0.1	0.3
エゾノサワアザミ	0.2	1.5	1.2	2.9
エゾリンドウ	0.0	0.1	0.0	0.1
オオアゼスゲ	0.0	0.3	2.4	2.7
オオミズゴケ	0.0	0.0	1.0	1.0
クサレダマ	0.4	2.8	2.2	5.4
クロミノウグイスカグラ	0.0	2.0	0.3	2.3
ゴウソ	0.0	0.0	1.1	1.1
コガネギク	0.0	0.2	0.0	0.2
コバノギボウシ	0.1	0.0	0.0	0.1
サギスゲ	0.7	2.0	0.3	3.0
サワギキョウ	0.3	0.1	0.0	0.4
サワヒヨドリ	0.1	0.1	0.0	0.2
シカクイ	6.5	0.4	0.2	7.1
シロネ	0.5	2.5	0.3	3.3
スゲSP	0.0	0.1	0.0	0.1
ススキ	0.0	0.1	0.1	0.2
タチコウガイゼキショウ	0.1	0.1	0.0	0.2
タチハイゴケ	0.0	0.0	0.1	0.1
タルマイスゲ	2.0	2.0	1.2	5.2
チシマガリヤス	0.2	2.6	1.2	4.0
ツボスミレ	16.0	4.8	0.2	21.0
ツルコケモモ	0.1	0.0	0.1	0.2
トキソウ	1.1	0.2	0.0	1.3
ナガボノシロワレモコウ	0.7	0.2	0.2	1.1
ニッコウシダ	0.0	0.0	1.0	1.0
ヌマガヤ	2.1	4.1	125.0	131.2
ノリウツギ	0.0	0.1	0.2	0.3
ハリガネスゲ	0.6	0.7	0.1	1.4
ハリコウガイゼキショウ	1.1	0.0	0.0	1.1
ハンノキ	4.2	97.2	14.0	115.4
ヒメシダ	0.0	8.3	2.4	10.7
ヒメシロネ	0.5	4.5	0.3	5.3
ヒメタヌキモ	0.1	0.0	0.0	0.1
ヒメワタスゲ	3.3	0.2	0.2	3.7
ホザキシモツケ	0.0	1.0	0.1	1.1
ホソバノシバナ	0.3	0.1	0.0	0.4
ホタルイ	1.4	1.2	0.0	2.6
ホロムイコウガイ	12.2	32.0	0.1	44.3
ミカヅキグサ	26.2	6.2	0.1	32.5
ミズオトギリ	6.4	20.2	1.1	27.7
ミズトンボ属SP	0.2	0.0	0.0	0.2
ミツガシワ	0.1	0.0	0.0	0.1
ミヤマホタルイ	0.1	0.0	0.0	0.1
ムジナスゲ	6.3	80.4	17.3	104.0
モウセンゴケ	0.2	0.1	0.2	0.5
ヤチカワズスゲ	1.2	8.3	0.2	9.7
ヤチスゲ	89.2	32.3	0.2	121.7
ヤチヤナギ	5.1	26.2	279.0	310.3
ヤナギトラノオ	0.0	0.1	0.0	0.1
ヨシ	12.4	80.0	83.0	175.4
ワラミズゴケ	0.0	0.0	3.0	3.0