北海道オホーツク海側の2つのヤマトシジミ漁場シブノツナイ湖及び藻琴湖の湖沼環境と水生生物の過去75年の変遷

松田烈至¹·園田 武²·瀬戸浩二³·香月興太³

Changes in environment and aquatic organisms over the last 75 years in Lake Shibunotsunai and Lake Mokoto, two fishing grounds for brackish water clams on the coast of the Sea of Okhotsk

Retsushi Matsuda^{1*}, Takeshi Sonoda², Koji Seto³, Kota Katsuki³

Abstract: The environment of the brackish lakes on the coast of the Sea of Okhotsk, in Hokkaido, has changed dramatically due to increased human activities since the Meiji period. Previous paleoenvironmental studies of these lakes have revealed historical changes in the lake topography and ecosystems over the last 10000 years. However, few studies have focused on recent environmental changes in these lakes, especially owing to the high economic growth in the region from the 1960s to the present. The purpose of this study was to examine change in the lake environment and aquatic organisms in Lake Shibunotsunai and Lake Mokoto, since 1945, by conducting field surveys as well as using existing data. From 1945 to the early 1960s, there was little human impact on the lake environment. However, since the 1960s, the lake environment has changed rapidly, mainly due to the progressive construction work on the inflow river channel and outflow channel from the lakes to the sea. Furthermore, changes in land use have led to eutrophication of the lake water and an influx of large amounts of mud in the lakes, making them shallower and smaller. Such changes in the lake environment have had a strong impact on the abundance and fishery activity of the brackish water clam Corbicula japonica in both lakes. Further studies of core samples from Lake Shibunotsunai are necessary to corroborate the results of this study.

Key words: Lake Shibunotsunai, Lake Mokoto, Historical transition, Aquatic organisms

¹ 鳥取大学大学院連合農学研究科 • The United Graduate School of Agricultural Science, Tottori University, 101, Minami 4-chome, Koyama-cho, Tottori, 680-8553, Japan.

² 東京農業大学生物産業学部・Faculty of Bioindustry Tokyo University of Agriculture, 196, Yasaka Abashiri, Hokkaido 099-2493, Japan.

³ 島根大学エスチュアリー研究センター・Estuary Research Center, Shimane University, 1060 Nishikawatsu-cho, Matsue 690-8504, Japan.

はじめに

北海道オホーツク海側の海岸線には数多くの沿岸 海跡湖が存在する. それらの海跡湖は河川流域の 末端に位置し、人間活動の影響を受けやすい環境 になっている. 歴史的視点で見ると、それらの海跡 湖の環境に開発による大きな影響が及ぼされる機会 は二度あった. すなわち, 第一に明治から大正期の 北海道への入植と開拓、第二に太平洋戦争後から昭 和 40 年代にかけて急速に進められた総合開発であ る(山崎, 1987). 特に北海道オホーツク海側の地域 では昭和40年代の高度経済成長期に農地整備や河 川改修が進められ、海跡湖でも湖口の開削と護岸化 (例:シブノツナイ湖 1967年, 能取湖 1974年, サロ マ湖第二湖口1979年)が実施されて、湖内へ流入 する河川水と海水のバランスが大きく変化するような 環境変化の履歴を辿ってきている. 現在, それらの 海跡湖は地域の重要な水産増養殖漁場として利用さ れ、また観光資源となる一方、その多くが日本の重 要湿地に選定されている(環境省, 2019). したがっ て、それらの海跡湖では、地球温暖化の影響を受け る中で将来を見据えた湖沼環境の保全に取り組んで いくことが喫緊の課題となっている. そうした保全策 を検討する上で、過去から現在に至る湖沼環境の歴 史的変遷を理解することは非常に重要である.

北海道オホーツク海側の海跡湖について歴史 的観点からの研究は、能取湖・網走湖(湊・北川、 1954), サロマ湖(大島, 1971) について過去約1万 年の地形や環境変化が明らかにされている. また. 北海道への明治入植期前後から現在まで約150年 の環境変化については、サロマ湖 (Katsuki et al., 2009), 能取湖 (Katsuki et al. 2012a; Katsuki et al. 2012b; Seto et al., 2019), 藻 琴湖 (Katsuki et al., 2019) において、コアサンプル中の珪藻殻や有孔虫 化石, 元素組成の詳細な分析が行われている. そ の結果, これらの湖では湖沼生態系の構造が太平 洋十年規模振動 (Pacific Decadal Oscillation: PDO) など広域スケールの環境変動と、流域スケールの人 間活動の双方の影響を受けて変化してきていること が明らかにされている. 一方、日本の自然が特に大 きく変貌した太平洋戦争後, 高度経済成長期から現 在までに焦点を当てて北海道オホーツク海側の沿岸 海跡湖の環境変化を検討した研究は少ないのが現状 である.

本研究では、北海道オホーツク海側沿岸海跡湖 の一つであるシブノツナイ湖と藻琴湖に焦点を当てる

(図 1a, b). シブノツナイ湖は面積 2.76 km², 周囲長 9.5 km, 平均水深 1.0 m, 集水域面積 91.0 km²の 汽水湖である(北海道環境科学研究センター, 2005) (図 1c). 本湖ではヤマトシジミ漁業が営まれている が, 2009年に52.6トンあった漁獲量は泥の堆積に よる漁場面積の減少などにより減少している(湧別 漁業協同組合資料聞き取り). またシブノツナイ湖の 特徴として挙げられるのが、農業排水事業の一環で 1967年に施工された河口閉塞処理施設である(高橋 ・滝沢, 1967). 本湖は、河口閉塞処理施設の吐口 部から海水が侵入することで汽水環境が成立してい る. しかしながら、河口閉塞処理施設の吐口部は流 砂によって閉塞していることも見受けられ(松田・園田、 2021)、湖沼環境やヤマトシジミ漁業への影響が懸 念される. 一方, 河口閉塞処理施設の施工前後のシ ブノツナイ湖の湖沼環境調査は、黒田・菊地 (1970), 園田ほか(2009), 紋別市による水質調査(2013-2019) 以外ほとんどない. したがって. 河口閉塞処理施設 の施工前後から現在までの湖沼環境の変化について は未解明な点が多い.

藻琴湖は, 面積 1.12 km², 周囲長 5.5 km, 平均 水深 1.7 m, 流域面積 184.1 km² の汽水湖である(北 海道環境科学研究センター, 2005; 早川ほか, 2007) (図 ld). 現在の北海道最大のヤマトシジミ漁場は 網走湖であるが、網走湖でのヤマトシジミ漁業の 始まりは藻琴湖から移植された種苗が増加したため である(網走市, 2021a). しかしながら, 移植元の 藻琴湖は利水や流域環境の変化などによってヤマト シジミの再生産に不適な環境に変化した(網走市. 2021a). そのため現在は、網走川下流部からヤマト シジミを移植放流することで漁業が営まれている(網 走市, 2021a). 藻琴湖は, 中川ほか(1978) や李・ 中尾(1985)による湖沼環境や底生生物の調査結果 があり、また Katsuki et al. (2019) による年編堆積 物を用いた明治入植期から現在までの湖沼環境変化 についての詳細な研究や、早川ほか(2007)による 湖沼水質に基づく水理条件に関する研究はあるが, 太平洋戦争後から現在までの湖沼環境の変化につい て検討した報告はない.

そこで本研究は、シブノツナイ湖及び藻琴湖に関する基礎的研究の一環として、特に地域の環境が大きく変貌してきた1945年以後から現在までに焦点をあて、両湖の湖沼環境と生息する水生生物の変遷について既存の資料と現地調査結果から明らかにし、変遷過程とその要因について考察することを目的とした。

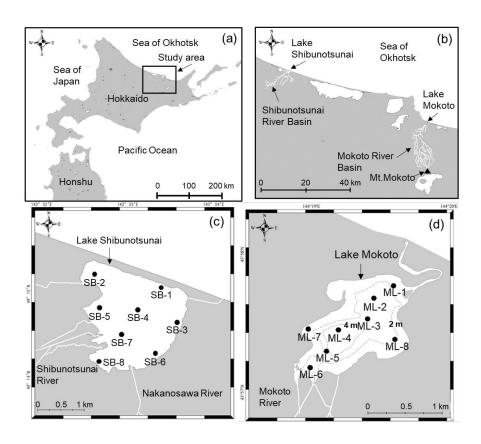


図1 本研究における調査地点.

(a) 北海道 . (b) 調査場所 . (c) シブノツナイ湖 . (d) 藻琴湖 .

Fig. 1 Study sites in this study.

(a) Hokkaido. (b) Study area. (c) Lake Shibunotsunai. (d) Lake Mokoto.

材料と方法

1. 湖沼環境

(1) 地形

シブノツナイ湖及び藻琴湖の湖沼地形の推移を検討するため、湖面積、水深、湖容積について田中(1911)、Ueno (1938)、朝比奈 (1940)、堀江 (1956)、黒田・菊池 (1970)、中川ほか (1978)、李・中尾 (1985)、今田ほか (1995)、北海道環境科学研究センター (2005)、園田ほか (2009)、紋別市 (2013–2019)を基に比較した(表1).このうち湖の容積については、一般的に平均水深と湖面積を用いて求められている。しかしながら、既往研究によっては平均水深が不明な資料があること、両湖沼共に平均水深の変化は最大水深の変化に伴って起こっていると推測されることから、本研究では最大水深と湖面積を用いて湖の容積を算出した。

湖全体の形態について国土地理院地図による航空 写真と Google Earth Pro による衛星画像データから画 像ソフト Image J を用いて検討した. シブノツナイ湖 は河口閉塞処理施設施工前後の湖面積について測定した. また,藻琴湖は流入河川である藻琴川河口付近の泥が堆積した範囲の面積についても測定を行った. 両湖の外海へ連絡する湖口と流入河川形態の変化についても写真と衛星画像データから検討した.

(2) 水質と底質

シブノツナイ湖の水質と底質の推移は、黒田・菊池 (1970) による 1969 年 10 月 20 日の調査結果、北海道環境科学研究センター (2005) ならびに園田ほか (2009) による 2008 年 8 月 11 日の調査結果、さらに紋別市による水質調査結果 (2013-2019)、そして本研究で 2017 年 8 月から 2019 年 8 月にかけて実施した調査結果を基に比較検討した。藻琴湖の水質と底質の推移は、Ueno (1938) による 1936 年 8 月末から9 月初めの調査結果、朝比奈 (1940) による 1938 年6月 28 日から7月 11 日の調査結果、中川ほか (1978) による 1977 年 7 月 25 日の調査結果、李・中尾 (1985) による 1983 年 8 月 6 日の調査結果、安富ほか (1995)

による1991年5月から11月の調査結果,北海道環境科学研究センター(2005)の調査結果,瀬戸ほか(2020)による2019年5月31日の結果,そして本研究で2017年8月から2019年8月にかけて実施した調査結果を基に比較検討した.

本研究の野外調査はシブノツナイ湖(図1c)と藻琴湖(図1d)に設定した8地点において、シブノツナイ湖で2017年8月31日、2018年9月12日、2019年8月20日、藻琴湖で2017年8月18日、2018年9月20日、2019年8月29日の計6回実施し、水質測定と底質及び底生生物の採取を行った。

底質の採取は Ekman-Birge 型採泥器 (採泥面積 1/50 m²) を用いて 1 地点 2 回採泥を行った. 底質分析用サンプルは,底質表層約 1 mm を CNS 元素分析用サンプルとして,表層から約 2 cm を粒度組成及び強熱減量,AVS (酸揮発性硫化物量)分析用サンプルとして採取し,-10°C 以下で凍結保存した.

CNS 元素分析は、粉末にした堆積物試料約10 mg を銀製固体用コンテナーにとり, 1N 塩酸を適量 加えて炭酸塩炭素を完全に除去した後,110℃に 熱したホットプレート上で2時間静置し、試料を蒸 発固化させてそれをさらに錫製固体用コンテナー で封入し, CNS 元素分析計 (Thermo ELECTRON CORPORATION 製, Flash EA 1112) により堆積物試 料の全有機炭素濃度、全窒素濃度及び全イオウ濃度 を測定した. また, 全有機炭素濃度, 全窒素濃度か ら C/N 比を算出した. 標準試料には BBOT (2,5-Bis-(5-tert.-butyl-benzoxazol-2-yl)-thiophen) を用い、最初 の5試料で検量線を作成し、それに基づいてTOC 濃度, TN 濃度及び TS 濃度を定量した. また, 10 試 料おきにBBOTを測定し、補正を行った. 粒度組成は、 110°Cで8時間乾燥後に粒径2.0 mm から0.063 mm までの6段階のふるい分け法によって求めた. また, 粒度組成から得られたシルト・クレイ含有量から含泥 率を算出した. 強熱減量は.650°Cで2時間乾燥させ. 加熱後の測定重量から求めた. AVS は、凍結保存し たサンプルを低温下において解凍し、検知管法(ガス テック社製ヘドロテックS) により測定した.

2. 水生生物

シブノツナイ湖に生息する水生生物に関する既往公開資料はほとんどなく、わずかに湧別町史(湧別町史編さん委員会,1982)に記述があるほか、黒田・菊池(1970)によるプランクトン調査結果、北海道建設部(2004)によるシブノツナイ川水系河川整備基本方針における生息生物の記述があるのみである。本稿

ではそれらの記述を整理し、園田ほか(2009)と本 研究で実施した調査結果から近年10年間の比較を 行った。なお現在までの変化について比較するため、 園田ほか(2009) の55地点の中から2017年以降の 地点に最も近い8地点を比較対象とした. また藻琴 湖は Ueno (1938)、朝比奈 (1940)、中川ほか (1978) によるヤマトシジミ生息分布調査, 李・中尾 (1985) による底生生物群集の調査結果と本研究で実施した 調査結果から約80年間の比較を行った. 底生生物 は、採取した底質サンプルを全て 1.0 mm メッシュふ るいを用いてふるい、 篩上に残ったものを全て冷蔵保 存し、研究室に持ち帰った. 底生生物サンプルは実 験室で再び1.0 mm メッシュの分析篩上ですすいだ後、 ふるいに残っている全てのものを選別採取した. その 後写真撮影を行い、全ての底生生物を10%海水ホル マリンで固定保存した後,種の分類同定を行い,個 体数を計数し湿重量を測定した. また, 汽水環境を 指標する生物であるヤマトシジミの両湖における漁 獲量について網走市水産統計データ(網走市, 2021b, 2021c) 並びに湧別漁業協同組合への聞き取り調査 結果を基に検討した.

結 果

1. 湖沼地形

シブノツナイ湖及び藻琴湖の湖面積,最大水深の変化について表1に示す.シブノツナイ湖は1911年には湖面積が3.41 km²,最大水深が5.8 mであった.その後,湖面積は1956年に2.98 km²,1970年に2.76 km²,2013年から2.63 km²に減少した.最大水深は1956年に6.0 mが観測されているが,1970年に2.0 m,現在は1.2 m前後まで浅化した.また,黒田・菊地(1970)による1969年の調査では湖心地点の水深は1.5 mで,湖口に向かう地点では2 mとなっていた.2017年から2019年の調査では湖心の水深は平均1.25 m,湖口部は平均1.29 mであった.以上のことから1969年から2019年までの50年間で湖心部では約0.25 m浅化したと推定された.また湖容積は,1911年から現在までに1.6×10²km³(84.0%)減少した.

藻琴湖は, 1956 年から 2005 年までは湖面積に大きな変化は生じていない。しかしながら, 2014 年以降の藻琴川流入部では土砂堆積が起こっており, 現在の湖面積は 1.12 km² よりも小さいことが推定された。一方で最大水深は 2005 年までは 5 m 以上あったが, 2018 年には 4.5 m 前後まで浅化してい

表 1 1911 年から 2019 年における湖面積及び最大水深、湖容積の経時変化.

Table 1 Temporal changes of area, maximum depth and lake volume for 1911–2019.

文献:(1) 田中(1911),(2) Ueno(1938),(3) 朝比奈(1940),(4) 堀江(1956),(5) 黒田•菊地(1970),(6) 中川ほか (1978), (7) 李・中尾 (1985), (8) 今田ほか (1995), (9) 北海道環境科学研究センター (2005),

- (10) 園田ほか(2009), (11) 紋別市(2013), (12) 紋別市(2014), (13) 紋別市(2015), (14) 紋別市(2016),
- (15) 紋別市 (2017), (16) 紋別市 (2018), (17) 紋別市 (2019), (18) 本研究

Lake Shibunotsunai				Lake Mokoto				
Year	Area(km ²)	Maximum depth(m)	Lake volume(km³)	Reference	Area(km ²)	Maximum depth(m)	Lake volume(km ³)	Reference
1911	3.41	5.8	1.9 × 10 ⁻²	(1)	-	-	-	-
1936	-	-	-	-	-	5.8	-	(2)
1938	-	-	-	-	-	5.7	-	(3)
1956	2.98	6.0	1.7 × 10 ⁻²	(4)	1.13	5.5	0.6×10^{-2}	(4)
1969	2.76	2.0	0.5×10^{-2}	(5)	-	-	-	-
1977	-	-	-	-	-	5.2	0.5×10^{-2}	(6)
1983	-	-	-	-	1.22	5.3	0.6×10^{-2}	(7)
1995	-	-	-	-	1.10	5.8	0.6×10^{-2}	(8)
2005	2.76	3.0	0.8×10^{-2}	(9)	1.12	5.8	0.6×10^{-2}	(9)
2008	-	0.9	0.2 × 10 ⁻²	(10)	-	-	-	-
2013	2.63	-	-	(11)	-	-	-	-
2014	2.63	-	-	(12)	-	-	-	-
2015	2.63	-	-	(13)	-	-	-	-
2016	2.63	-	-	(14)	-	-	-	-
2017	2.63	1.3	0.3×10^{-2}	(15)(18)	-	-	-	-
2018	2.63	1.2	0.3×10^{-2}	(16)(18)	-	4.4	0.4×10^{-2}	(18)
2019	2.63	1.2	0.3×10^{-2}	(17)(18)	-	4.5	0.5×10^{-2}	(18)

- (1) Tanaka (1911)
- (2) Ueno (1938)
- (3) Asahina (1940)
- (4) Horie (1956)
- (5) Kuroda and Kikuchi (1970)
- (6) Nakagawa et al. (1978)
- (7) Li and Nakao (1985)
- (8) Imada et al. (1995)
- (9) Hokkaido Institute of Environmental Sciences (2005)

- (10) Sonoda et al. (2009)
- (11) Monbetsu city (2013)
- (12) Monbetsu city (2014)
- (13) Monbetsu city (2015)
- (14) Monbetsu city (2016)
- (15) Monbetsu city (2017)
- (16) Monbetsu city (2018) (17) Monbetsu city (2019)
- (18) This study

た. また湖容積は, 1956 年から現在までに 0.1×10-2 km³(18.9%) 減少した.

シブノツナイ湖における湖岸線形状は、特に海岸 に開口する湖口付近が河口閉塞処理施設の施工に よって大きく変化した(図2). 河口閉塞処理施設 の施工前である1964年以前は、砂州が開口するこ とによってオホーツク海と連絡し、波浪などの影響 によって湖口の形態が変化していた。河口閉塞処 理施設が施工された 1969 年以降は、湖口の形状 は現在の形に固定化された. 画像データをもとに 測定した河口閉塞処理施設施工前の湖水が満たさ れている面積は 1947 年が 2.14 km², 1964 年が 2.03 km²であったが、河口閉塞処理施設が施工された 1969 年は 2.36 km²であった.

一方, 藻琴湖では 1948 年と 1971 年で湖口の形 状に違いが見られた (図3). 1948 年は蛇行河道に よってオホーツク海と連絡していたが, 1971年は護 岸工事に伴って直線化した河道によってオホーツク 海と連絡していた(図3)、実際に湖口水路の長さ は 1947 年が 1289.6 m, 1971 年が 940.4 m であり, 約300 m減少していた. また1971年以降の湖口 形状は2018年までに大きな変化は認められなかっ

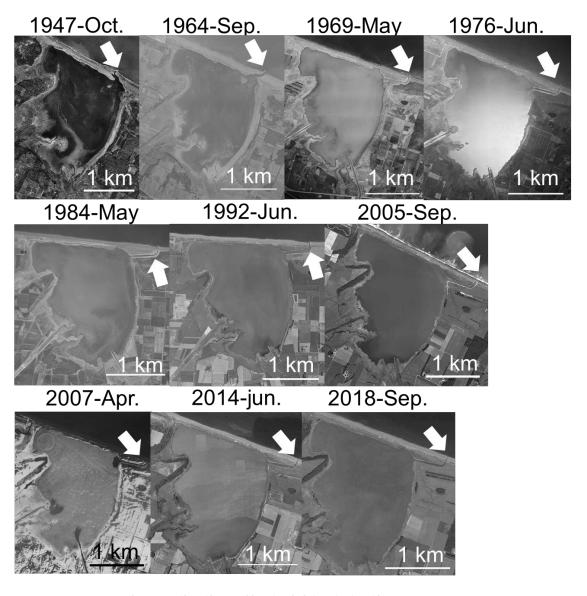


図2 シブノツナイ湖の湖沼形態の経時変化.矢印は湖口を示す.

Fig. 2 Temporal changes of the lake shoreline and adjacent area in Lake Shibunotsunai. Arrows indicate the mouth of lake.

た. しかしながら,流入河川である藻琴川による近年の堆積物の流入によって,2014年頃から河川流入部付近が徐々に陸地化していることが明らかとなった. 実際に2014年以降の土砂堆積面積を測定した結果,2014年が $0.01~\mathrm{km^2}$,2016年及び2017年が $0.03~\mathrm{km^2}$,2018年が $0.08~\mathrm{km^2}$ であり,2018年には湖面積に対して約7%の面積で堆積物の増加が起こっていた.

両湖の流入河川流域は現在まで農地として利用されている. 1947年のシブノツナイ湖流域は一部が農地として利用され、森林が広がっていた(図 4a). その後 1951年以降に土地開発が進行し, 1964年

に現在と同様な土地利用状況に変化した. 藻琴湖 流域は 1947 年から農地として広く利用されており, 1971 年以降に農地の拡大が起こっていた (図 4b).

2. 水質

シブノツナイ湖における 1970 年から 2019 年の SS, DO, COD, pH, 塩分の経時変化を図 5a に示す.SSの最大値は 2018 年の 92.6±98.3 mg/Lであり,最小値は 1970 年の 11.0 mg/Lであった. 特に 2018 年の SS 濃度は,他の年の値から 3 倍以上大きかった. DO の最大値は, 2015 年と 2016 年の 11.7 mg/L (2015 年 ±2.9 mg/L, 2016 年 ±1.3 mg/L) であり,

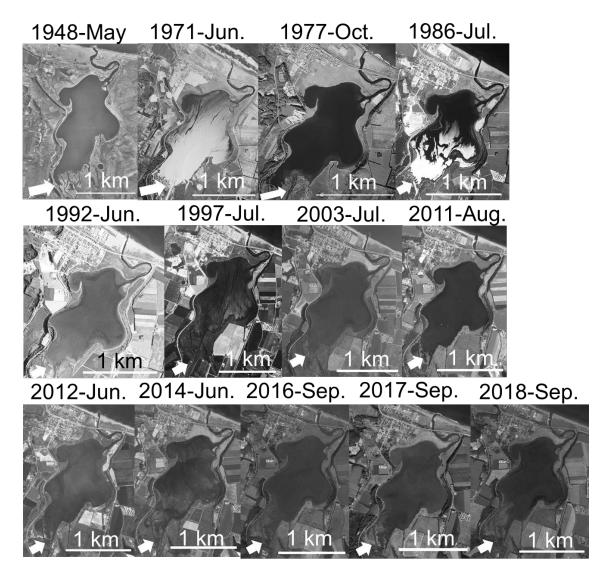


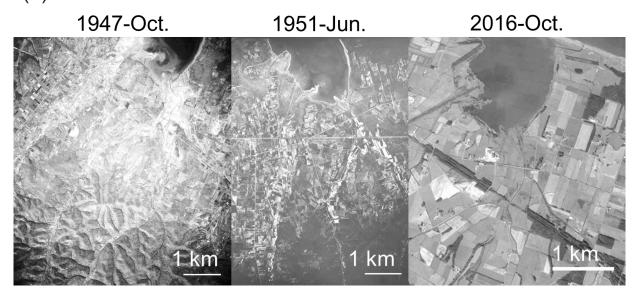
図3 藻琴湖の湖沼形態の経時変化. 矢印は河川流入部を示す.

Fig. 3 Temporal changes of the lake shoreline and adjacent area in Lake Mokoto. Arrows indicate the inflow of the Mokoto river.

最小値は 1979 年の 7.4 mg/Lであった. また 1970 年から現在にかけて DO は概ね 10 mg/L 前後で推移した. COD の最大値は 2018 年の 24.0±13.1 mg/Lであり、最小値は 1970 年の 4.0 mg/Lであった. また 1991 年から 2017 年は 13 mg/L 前後で推移したが、2018 年は約 2 倍に増加した. pH の最大値は 1985 年の 9.4 であり、最小値は 2017 年の 6.9±0.1 であった. 1970 年から現在にかけて pH は 1985 年のみ高い値が観測されたが、概ね大きな変化は見られなかった. 塩分は 1985 年に 8.4 psuで最大であり、最小値は 2018 年の 0.8 psu であった. 塩分は年によって変化があるが、1 psu を下回ったのは 2018 年のみであった.

藻琴湖の湖心 (図 1d:地点 ML-4) における表層水並びに底層水の 1938 年から 2019 年の DO, COD, pH, 塩分の経時変化を図 5b, c に示す. 表層水の DO の最大値は 2018 年の 11.5 mg/L であり, 1938 年の 5.7 mg/L を除き, 7 から 11 mg/L 前後で推移していた. 底層水の DO の最大値は 2018 年の 3.2 mg/L, 最小値は 1938 年, 1942 年, 2019 年の 0 mg/L であった. 表層水の COD は 1991 年に 6.8 mg/L を示し, 概ね 5 mg/L で推移した. pH は表層水が 7.0 から 8.3 前後で推移し, 底層水は 7.0 から 7.6 で推移した. 表層水の塩分の最大値は 1985 年の 22.2 psu, 最小値は 1938 年の 0.3 psuであった. 一方で底層水の塩分は最大値が 2018 年の

(a) Lake Shibunotsunai



(b) Lake Mokoto



図4 流入河川の経時変化. (a) シブノツナイ湖. (b) 藻琴湖.

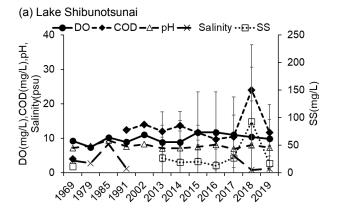
Fig. 4 Temporal changes of inflowing rivers. (a) Lake Shibunotsunai. (b) Lake Mokoto.

30.9 psu, 最小値が 2017 年の 29.1 psu であり, 概 ね 30 psu 前後で推移した. また, 藻琴湖の塩分躍層は約 20 psu であることから, 約 20 psu の水深を既往研究と比較した結果, Ueno (1938) が水深 1.5 m, 朝比奈 (1940) が水深 0.5 m, 中川ら (1978) が水深 1.3 mであり, 潮汐による塩分変化によって異なるが, 1938 年から 1977 年までの塩分躍層は約 0.5 から 1.5 mであったと推測された. 一方, 2017年から 2019年の水深が 0.5 から 1 m 前後であった

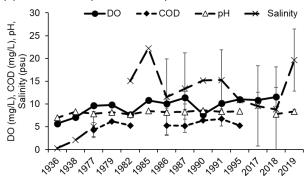
地点 ML-6 (水深約 0.56 m), ML-7 (水深約 0.58 m), ML-8 (水深約 1.0 m) の底層塩分の平均値は, ML-6 が 25.4±8.8 psu, ML-7 が 18.7±11.7 psu, ML-8 が 30.9±0.6 psu であり, 1977 年から塩分躍層の浅化が推定された.

3. 底質

シブノツナイ湖における 1969 年から 2019 年における地点別粒径加積曲線を図 6 に、藻琴湖におけ



(b) Lake Mokoto (Surface water)



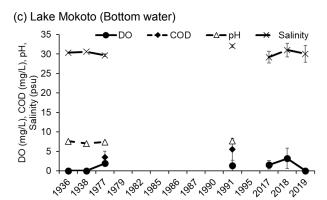


図 5 1938 年から 2019 年における水質の経年変化. (a) シブノツナイ湖. (b) 藻琴湖. (c) 藻琴湖の底層水.

Fig. 5 Temporal changes of water quality for 1938–2019. (a) Lake Shibunotsunai. (b) Surface water in Lake Mokoto. (c) Bottom water in Lake Mokoto.

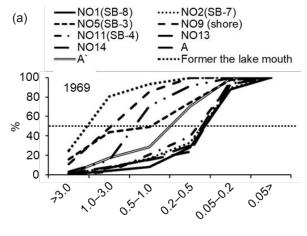
る 1977 年から 2019 年における地点別粒径加積曲線を図 7 に示した. なお, 1969 年のシブノツナイ湖は当時の調査全地点, 1977 年の藻琴湖は 2017 年から 2019 年の調査地点(図 1d)に最も近い調査地点の結果を示している. シブノツナイ湖の 1969年の粒度は 0.20 mm 以上が主成分であった(黒田・菊池, 1970). しかしながら, 2017 年の分布は 0.125

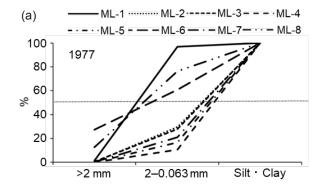
 $mm \sim 0.063$ mm, 2018 年以降はシルト・クレイに変化しており、粒径の細粒化が起こっていた。その中で地点 SB-3 は、調査期間を通して分布の中央が 0.25 mm ~ 0.5 mm に位置していた。藻琴湖の底質中央粒径値は、1977 年が地点 ML-1、ML-6、ML-8 において $2mm \sim 0.063$ mm で砂質、その他の地点は泥質であった。2017 年は地点 ML-1と ML-7、2018 年は地点 ML-1、ML-7、ML-8、2019 年は地点 ML-1、ML-2 において 0.25 mm ~ 0.5 mm、そのほかの地点はシルト・クレイであった。

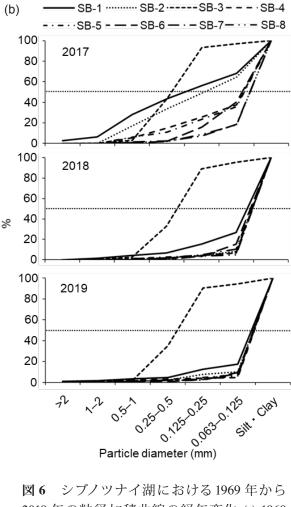
シブノツナイ湖の含泥率は、湖東の地点 SB-3 において 1969 年から 2019 年まで含泥率が 6% 以下と低い値を維持していた(図 8). しかし、そのほかの地点では現在までに含泥率の増加が認められた. 特に流入河川付近(地点 SB-7, SB-8) は、1969 年と 2017 年以降で約 8 倍以上に増加した.また 2009 年は全ての地点で 80%以下の含泥率を示しているが、2019 年は地点 SB-3 を除く全ての地点で 80%以上と高い値を示した.シブノツナイ湖における強熱減量は 1970 年の最大値が 32.0%、平均値が 8.5%であった. 2017 年から 2019 年の最大値は 12.9%、平均値が 10.0%であった.

藻琴湖の含泥率は,1977年から現在にかけて湖心で最も高く,湖口に近づくにつれて減少する傾向にあった(図9).1977年は湖心で80%台であったが,2017年以降は90%以上に変化し,泥分の堆積が進行していた.1983年の湖岸部の粒径は1~2mmであったが(李・中尾,1985),2019年は地点ML-1とML-2を除き含泥率が86%以上であり,湖岸部の泥質化が起こっていた.2018年から2019年の連、琴湖における強熱減量は最大値が2019年の地点ML-3の20.0%,最小値が2019年の地点ML-1の1.8%であった。また2018年から2019年の平均値は14.0±7.1%であり,含泥率と同様に地点ML-1が低く,湖中央部が高い傾向にあった.

シブノツナイ湖の 1969 年の C/N 比は湖心部付近を除き 40 以上の値で分布していた (図 8). 2017 年 以降の C/N 比は湖東岸付近の地点 SB-3 を除き 7.5~9.0 前後で推移しており、湖内の広い範囲で大きく減少していた. 2017 年から 2019 年の C/S 比は地点 SB-1 が 6 以下で推移し、地点 SB-3 が 10~15 前後で推移した (図 8). その他の地点については、6~12 前後で変化した. 藻琴湖の総硫化物量は、1977 年の地点 ML-2 付近で 10.6 mg/g と最も高く、湖口や流入河川付近で 4 mg/g 以下であり、低い傾向にあった (図 9). 一方で 2017 年以降は、湖







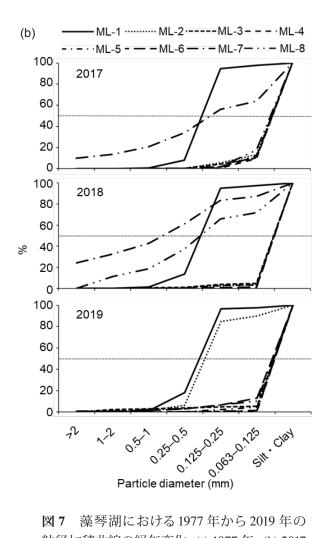


図6 シブノツナイ湖における 1969 年から 2019 年の粒径加積曲線の経年変化. (a) 1969 年. (b) 2017 年から 2019 年.

図7 藻琴湖における 1977 年から 2019 年の 粒径加積曲線の経年変化. (a) 1977 年. (b) 2017 年から 2019 年.

Fig. 6 Temporal changes of particle cumulative curves of Lake Shibunotsunai for 1969–2019. (a) 1969. (b) 2017–2019.

Fig. 7 Temporal changes of particle cumulative curves of Lake Mokoto for 1977–2019. (a) 1977. (b) 2017–2019.

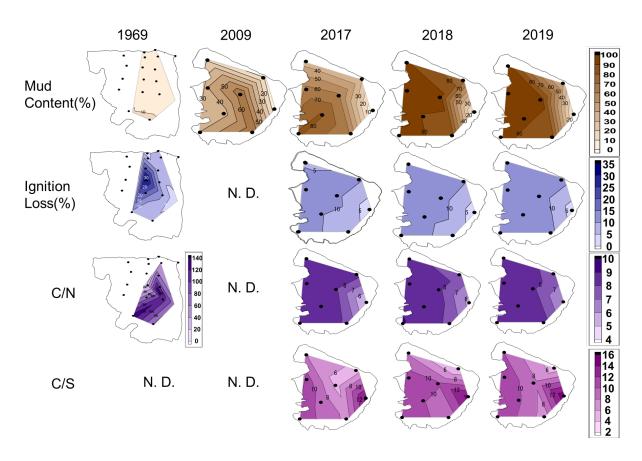


図8 1969年から2019年のシブノツナイ湖における底質の経時変化.

Fig. 8 Temporal changes in sediment quality for Lake Shibunotsunai for 1969-2019. N.D. = no data.

心の地点 ML-4 で $3.0 \sim 6.6$ mg/g と最も高い傾向にあり、湖岸部が 2.0 mg/g 以下で低い傾向にあった。また 2017 年から 2019 年における藻琴湖の C/N 比は、藻琴川流入部付近の地点 ML-6 が 11.4 以上で最も高く、湖口に近い地点 ML-1 が 5.2 以下で低い傾向にあった(図 9)。2017 年から 2019 年における藻琴湖の C/S 比は C/N 比と同様な傾向にあり、藻琴川流入部付近の地点 ML-6 が 13.4 以上で最も高く、湖口に近い地点 ML-6 が 13.4 以上で最も高く、湖口に近い地点 ML-1 が 3.1 以下で低い傾向にあった(図 9)。

4. 水生生物

(1) 既往研究結果

シブノツナイ湖は湧別町史(湧別町史編さん委員会、1982)によると、河口閉塞処理施設が施工された 1967 年以前は塩分が海水よりかなり薄く、生息する魚介類は限られた何種類かにとどまっていたとあり、漁獲物としてウグイ Tribolodon hakonensis、チカ Hypomesus japonicus、ア サリ Ruditapes philippinarum と記述されている。河口閉塞処理施

設の施工後は 1972 年に内水面漁業権が設定され、同年にヤマトシジミ Corbicula japonica, ワカサギ Hypomesus nipponensis の放流事業が開始され現在に至っている.漁獲量は 1977 年にヤマトシジミとワカサギが 1.4トン, 56 万円 (湧別町史編さん委員会, 1982), 2019 年はワカサギ 2.2トン, ヤマトシジミ 5.9トンであった (さけます・内水面水産試験場, 2021).黒田・菊池 (1970)は 1967 年 10 月に実施したプランクトン調査で 10 種を報告し,種数が少なく有用種に乏しいと述べている.珪藻類として Pleurosigma sp., Navicula sp. が広く分布し,他にコペポーダやそのノープリウス幼生が見られたとしている.

藻琴湖は、中川ほか (1978) によると 1977 年はヤマトシジミの生息地が 0.5 m 以浅の沿岸部に限られ、稚貝が少ないと記述されている。また李・中尾 (1985) によると, 1983 年は Macoma sp., イトゴカイ科の一種 Notomastus latericeus が極端に多く、ヤマトスピオ Prinospio japonicus やゴカイ Neanthes japonica などの多毛類、ヤマトシジミ

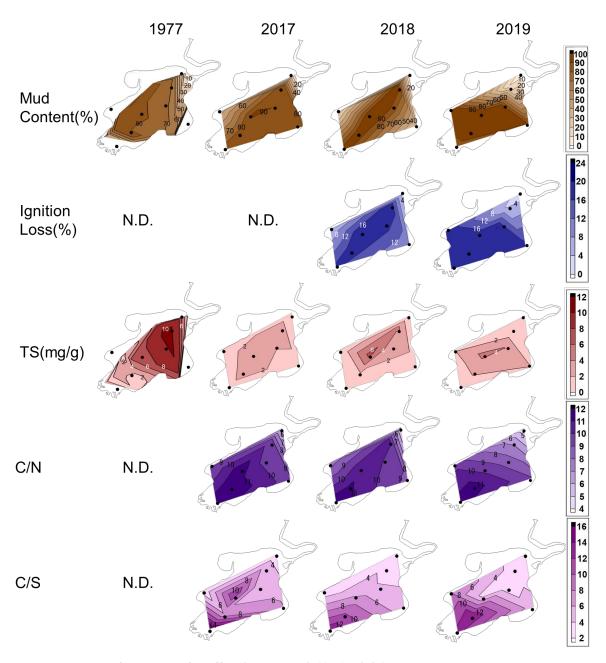


図9 1977年から2019年の藻琴湖における底質の経時変化.

Fig. 9 Temporal changes in sediment quality for Lake Mokoto for 1977–2019. N.D. = no data.

やイソシジミ Nuttallia olivacea, ホトトギスガイ Musculus senhousia などの二枚貝が出現頻度 60% を超え, 比較的に個体数が多い種であると記述されている.

(2) 2009 年以降の調査結果

シブノツナイ湖において 2009 年から 2019 年までに採集された底生生物は、多毛類 3 種、貝類 2 種、甲殻類 1 種、昆虫類 3 種の計 9 種であった(表 2a). その中でユスリカ幼虫は 3 種採集され

たが、Chironominae sp.I が大部分を占めていた. 調査期間中の出現頻度は、イトゴカイ科の一種 Heteromastus sp.が 96.9%で最大であったが、1 m² 当たりの個体数における優占度はユスリカ亜科の一種が 47.0%で 1 位であり、次いでイトゴカイ科の一種が 41.3%で 2 位であった.一方で 1 m² 当たりの湿重量における優占度はヤマトシジミが 79.0%で圧倒的であった.藻琴湖において 2017 年から 2019年までに採集された底生生物は多毛類 11 種、貝類 11 種、甲殻類 4 種、その他 2 種の計 28 種であっ

表 2 採集されたベントス. (a) シブノツナイ湖. (b) 藻琴湖.

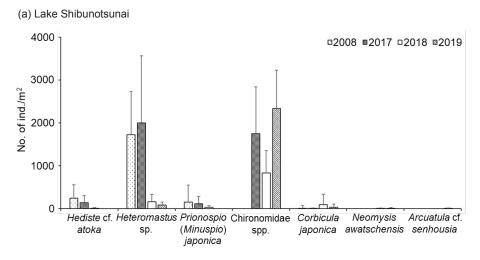
Table 2 Macrobenthos collected in: (a) Lake Shibunotsunai. (b) Lake Mokoto.

(a) Lake Shibunotsunai

		Japanese name		Abundance		Biomass	
Taxon	Scientific name		Occurrence frequency (%)	ind/m ²	Dominance%	g/m²	Dominance%
Annelida							
Polychaeta	Heteromastus sp.	イトゴカイ科	96.88	991.72	41.300	4.024	6.999
	Hediste cf. atoka	ヒメヤマトカワゴカイ	50.00	96.88	4.034	3.580	6.227
	Prionospio (Minuspio) japonica	ヤマトスピオ	40.63	72.50	3.019	0.060	0.105
Mollusca							
Bivalvia	Corbicula japonica	ヤマトシジミ	28.13	42.50	1.770	45.398	78.958
	Arcuatula cf. senhousia	ホトトギスガイ	3.13	0.78	0.033	0.001	0.001
Arachnida							
Insecta	Chironominae sp. I	ユスリカ亜科I	75.00	1129.69	47.046	4.289	7.460
	Chironominae sp. II	ユスリカ亜科Ⅱ	43.75	57.03	2.375	0.123	0.213
	Tanypus sp.	モンユスリカ属	21.88	7.81	0.325	0.006	0.011
Crustacean	Neomysis awatschensis	イサザアミ	9.38	2.34	0.098	0.015	0.027

(b) Lake Mokoto

	Scientific name	Japanese name	Occurrence frequency (%)	Abundance		Biomass	
Taxon				ind/m² Do	ominance%	g/m²	Dominance%
Annelida							
Polychaeta	Heteromastus sp.	イトゴカイ科	45.83	58.33	6.19	0.123	0.049
	Prionospio (Minuspio) japonica	ヤマトスピオ	29.17	52.08	5.53	0.057	0.022
	Glycera chirori	チロリ	29.17	42.71	4.54	0.973	0.386
	Polydora sp.	ポリドラ属の一種	25.00	46.88	4.98	0.223	0.089
	Nereididae sp.	ゴカイ科の一種	25.00	21.88	2.32	0.051	0.020
	Eteone sp.	サシバゴカイ科の一種	20.83	25.00	2.65	0.178	0.070
	Arenicolidae sp.	タマシキゴカイ科の一種	12.50	5.21	0.55	5.321	2.112
	Opheliidae sp.	オフェリアゴカイ科の一種	4.17	16.67	1.77	0.032	0.013
	Capitella sp.	イトゴカイ科の一種	4.17	6.25	0.66	0.018	0.007
	Perinereis nuntia	イソゴカイ	4.17	1.04	0.11	0.061	0.024
	Nephtys ciliata	シロガネゴカイ	4.17	1.04	0.11	0.051	0.020
Mollusca							
Bivalvia	Macoma takahokoensis	タカホコシラトリ	33.33	76.04	8.08	2.638	1.047
	Arcuatula cf. senhousia	ホトトギスガイ	20.83	39.58	4.20	7.143	2.835
	Nuttallia japonica	イソシジミ	12.50	120.83	12.83	3.146	1.249
	Theora fragilis	シズクガイ	12.50	6.25	0.66	0.515	0.204
	Macoma (Macoma) contabulata	サビシラトリ	12.50	7.29	0.77	14.324	5.686
	Corbicula japonica	ヤマトシジミ	8.33	22.92	2.43	185.899	73.788
	Nuculanidae sp.	フリソデガイ科の一種	8.33	5.21	0.55	0.437	0.174
	Ruditapes philippinarum	アサリ	4.17	4.17	0.44	2.208	0.877
Gastropoda	Batillaria cumingii	ホソウミニナ	12.50	17.71	1.88	25.960	10.304
•	Scaphandridae sp.	スイフガイの一種	12.50	9.38	1.00	0.045	0.018
	Iravadia (Fluviocingula) elegantula	カワグチツボ	8.33	4.17	0.44	0.240	0.095
Arachnida							
Crustacean	Gammaridea spp.	ヨコエビ類	45.83	295.83	31.42	1.029	0.408
	Sphaeromatidae sp.	コツブムシ	8.33	3.13	0.33	0.004	0.002
	Varunidae sp.	カニの一種	4.17	1.04	0.11	0.041	0.016
	Decapoda sp.	エビの一種	4.17	1.04	0.11	0.082	0.033
	Nemertea sp.	紐型動物の一種	54.17	45.83	4.87	0.324	
	Actiniaria sp.	イソギンチャク	4.17	4.17	0.44	0.814	0.323



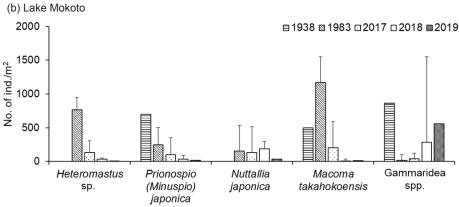


図 10 ベントス各種個体数の経時変化. (a) シブノツナイ湖. (b) 藻琴湖.

Fig. 10 Temporal changes in number of individuals for benthic species. (a) Lake Shibunotsunai. (b) Lake Mokoto.

た (表 2b). その中で最も出現頻度が高かったのは紐型動物の一種で 54.2%, 2 位はイトゴカイ科の一種とヨコエビ類 Gammaridea spp. が 45.8%であった。また 1 m^2 当たりの個体数における優占度はヨコエビ類が 31.4%で 1 位であり,次いでイソシジミが 12.8%で 2 位であった。一方で 1 m^2 当たりの湿重量における優占度は,シブノツナイ湖と同様にヤマトシジミが圧倒的であり,全体の 73.8%を占めていた。

両湖の各年の平均採集個体数を図 10a,b に示す.シブノツナイ湖(図 10a)で 2009年,2017年に最も採集された底生生物はヘテロマスタス属の一種であったが,2018年以降はユスリカ幼虫に変化した.また、ヒメヤマトカワゴカイ Hediste cf. atoka 及びヤマトスピオ Prinospio (Minuspio) japonica は,2009年から 2018年にかけて徐々に減少し 2019年の調査では確認されなかった.また、イサザアミ

Neomysis awatschensis, ホトトギスガイ Arcuatula cf. senhousia は、採集された個体数及び回数が少なかった.

藻琴湖(図10b) はシブノツナイ湖と比較し、多くの種が採集されたため、1 m² 当たりの個体数における優占度が高い上位 5 種について検討を行った. その結果、2017年から2019年において2017年に最も採集されたのはタカホコシラトリ Macoma takahokoensisであったが、2018年以降はヨコエビ類が最も採集された. またイトゴカイ科の一種ならびにヤマトスピオは2017年に最も採集され、2019年にかけて減少した. イソシジミは2017年から2018年にかけて1 m² 当たり130個体以上が採集されたが、2019年は37.5個体まで減少した. 現在の1 m² 当たりの個体数における優占度が高い上位5種について1938年、1983年と比較すると、1938年はイトゴカイ科の一種は採集されていなかった.

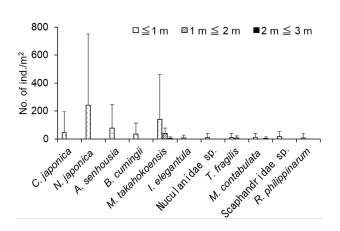


図11 藻琴湖の水深別の貝類の分布量.

Fig. 11 The abundance of shellfish species at different water depths in Lake Mokoto.

一方で 1938 年のヤマトスピオ並びにヨコエビ類は 2017年から2019年よりも多くの個体が採集された. 現在の1 m² 当たりの個体数における優占度が高い 上位 5種の中でヨコエビ類を除く4種は1983年に おいて同様に高い優占度であった. しかしながら 1983年に6.7%の優占度があったヤマトシジミは、 2017 年から 2019 年の調査では優占度が 2.4%まで 減少し, 1983年に個体数が少なかったヨコエビ類 が 31.4%まで増加した. 2017 年から 2019 年におけ る藻琴湖の水深別の貝類生息量について図 11 に示 す、2017年以降に採集された全ての貝類の個体数 は1m以浅で最も多かった.1m以上2m以浅で はタカホコシラトリが 1 m² 当たり 41.6 個体,シズ クガイ Theora fragilis が 1 m² 当たり 8.3 個体採集 され,2 m以上3 m以浅ではタカホコシラトリとサ ビシラトリ Macoma (Macoma) contabulata が 1 m² 当たり 5.0 個体程度採集された. また, 3 m 以上の 水深では貝類は採集されなかった.

(3) ヤマトシジミの漁獲量の変化

両湖におけるヤマトシジミの漁獲量の変化を図12に示す.シブノツナイ湖における漁獲量は2001年から2010年にかけて増加し,2010年には52.6トンが漁獲された.しかしながら,その後の漁獲量は2019年にかけて減少し,2019年の漁獲量は2010年の約11%にあたる5.9トンまで減少した.藻琴湖における漁獲量は,1960年から1967年にかけて増加傾向にあり,1967年に最大の漁獲量であ

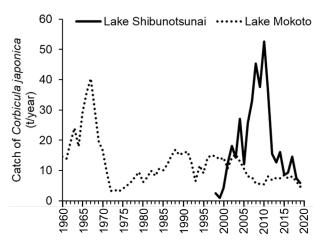


図 12 シブノツナイ湖及び藻琴湖のヤマトシジミ漁獲量の変化.

Fig. 12 Temporal change in *Corbicula japonica* catch for Lake Shibunotunai and Lake Mokoto.

る 40トンが漁獲された. その後の漁獲量は 1971 年から 1983 年まで 10トン以下で推移した. 1984 年から 2005 年は概ね 13トン前後で推移し, 2006 年以降は 10トン未満が続いていた. また, 2020 年の漁獲量は 1967 年の約 12%にあたる 4.7トンまで減少した.

考察

本研究は北海道オホーツク海側沿岸海跡湖のシブノツナイ湖及び藻琴湖を対象として、特に地域の環境が大きく変貌してきた1945年以後から現在までに焦点をあて、両湖の湖沼環境と水生生物の変化について検討を行った。その結果、両湖では外海と連絡する湖口形状の人為的な改変や泥堆積に伴う湖沼地形の変化や浅化、さらに塩分勾配の変化、そして水生生物の生息状況の変遷を辿ってきたことが明らかになった。以下に本研究で得られた結果について考察する。

1. 湖沼地形

シブノツナイ湖は、1967年に農業排水事業の一環として河口閉塞処理施設が施工された。それ以前は、砂州が自然開口及び閉塞することで汽水環境が成立していたと考えられる。この様な湖水の増水に伴う砂洲の自然閉塞により外海と連絡する半陸封型の汽水湖は、現在では北海道太平洋側の十勝海岸に見られ、春季や秋季の増水時などに砂州

が開口することで外海と湖水の水交換が行われている(園田ほか,2003).一方,北海道オホーツク海側海岸線に並ぶ海跡湖では,サロマ湖の第1湖口が1929(昭和4)年に,第2湖口が1978(昭和58)年に,能取湖湖口は1974(昭和49)年に開削通水している.したがって1967年以前のシブノツナイ湖は,湖口の人為的開削と水路化工事が行われる前の,他の北海道オホーツク海側海岸線の海跡湖と同様に半陸封型の汽水湖であったと考えられる.

シブノツナイ湖で 1911 年や 1956 年に最大水深 が 6 m あった地点については資料(田中, 1911; 堀 江, 1956) に記載がないため不明だが、旧湖口付 近であった可能性がある.砂州の開口部分は洪水 と波浪の作用に応じて時間的に大きく変動すると言 われており(古池ほか,2006), これらの作用によっ て水深が深くなると考えられる. 実際に北海道十 勝海岸の生花苗沼では、増水時に開口する水路で 最も水深が深くなっている(園田個人観察). また, 紀伊半島南東部に位置する熊野川の河口に形成さ れる砂州の開口部分は、水深が8mある(竹林ほか、 2006). これらのことから、シブノツナイ湖の浅化 の要因として, 河口閉塞処理施設の施工による湖 水吐き出し量の減少、流域の土地利用変化による 湖内への流入泥分量の増加などが推測される. こ のうち河口閉塞処理施設の施工は, 大雨で流域か ら湖内へ流入する泥や波浪による湖底の洗堀で生 じる泥の外海への流出を減少させ、最大水深の浅 化を引き起こした可能性があると考えられる。一方 で河口閉塞処理施設の施工された 1967 年以降は 湖口への水路が常時存在することによって湖水量な どが安定したと考えられる. しかしながら, 近年は 湖面積が1911年に比べ0.78 km2(22.8%)減少し ており、流域から運ばれた堆積物などによって湖面 積の縮小が起こっていると思われる.

藻琴湖における湖口水路は、航空写真から(図3)1948年には蛇行していたのに対し、1971年には直線化が生じていた。一方、国土地理院発行の旧版地図の図歴(国土地理院、2021)によると、1970(昭和45)年測量の地図では藻琴湖湖口は砂州が挟まっている状態であるのに対し、1975(昭和50)年測量の地図では湖口水路右岸側が直線化して湖口は海に対して開口した状態になっていた。また、藻琴川の河川管理者である北海道の河川台帳によると、藻琴湖湖口水路の護岸工事は1974年から1979年にかけて行われたと記録されている(北海

道オホーツク総合振興局網走建設管理部, 2008). 以上のことから, 藻琴湖湖口水路の直線化工事は 1970 (昭和 45) 年の国土地理院地図の測量時点か ら 1971 (昭和 50) 年 6月の空撮時点の間に行われ たと推測される. その後, 藻琴湖では 2014 年頃 から流入河川付近の土砂堆積が顕著になり、2018 年には土砂の堆積した面積が 0.08 km² に達し、湖 面積の約7%になった. 藻琴川流域の地質は火山 性土壌であり、降雨や融雪出水による土砂流出が たびたび起こっている(田中ほか, 2006; JA 津別, 2018). また Katsuki et al. (2019) は, 1960 年代以 降に富栄養化の進行や土砂の堆積速度の増加が起 こっており、最大の堆積量が1991年に2.02 g/cm²/ year を示したことを報告している. 現在の藻琴湖 の湖心の水深は 4.5 mであり, 1938 年の最大水深 の 5.8 m から 1.3 m 浅化した. これらのことからも, 藻琴湖の流域からの土砂の堆積が顕著に起こって いることがうかがえる. また. 湖の容積は最大時か ら約18%減少していた. 近年の藻琴湖は土砂の堆 積によって湖水部が減少していることから, 2019 年 以降の湖の容積は推定された容積よりも小さい可 能性が考えられる.

両湖は最大水深の浅化が起こっており、それに 伴い湖容積も減少している. 湖容積の推定は一般 的に平均水深を用いて行われている. 本研究では 平均水深の不明な資料があったことから最大水深 を用いて湖容積の推定を行った. シブノツナイ湖は 河口閉塞処理施設が施工された後の1969年の最 大水深が 2.0 m. 平均水深が 1.2 m であり、概ね近 年のシブノツナイ湖よりもわずかに深い程度となっ ていた. 藻琴湖は湖岸部で泥堆積が見られている が、湖心に土砂が堆積することで最大水深の浅化 を引き起こし、それに伴って平均水深が変化してい ると考えられる. これらのことから両湖では、最大 水深の浅化に伴って湖容積が変化していると考えら れ、最大水深を用いた湖容積の推定は過去から現 在までの変化を示していると考えられる。現在まで の湖容積の減少はシブノツナイ湖で約84.2%,藻 琴湖で約16.7%に達している. これらの違いを生 じさせている要因として、両湖の湖口形状が関係し ていると思われる. シブノツナイ湖は 1967 年の河 口閉塞処理施設の施工に伴い、湖水の吐き出し量 が減少し、泥堆積が進行した、一方、藻琴湖は 洪 水対策と考えられる湖口水路の直線化が起こってお り、河川水がオホーツク海に排出されやすい構造に なっている. したがって, 藻琴湖は湖内への土砂

堆積量の増加が起こっている一方で,河川水の排出能力も高く,シブノッナイ湖に比べて変化が見えにくくなっている可能性がある.

2. 水質

シブノツナイ湖の塩分の最大値は,1985年の8.4 psuであり、貧・中鹹性汽水域であると考えられる.一方で最低値は2018年の0.8 psuであり、河口閉塞処理施設の閉塞の有無が湖内塩分に反映していると思われる(松田・園田,2021). また河口閉塞処理施設が閉塞していた2018年は(松田・園田,2021), SSやCODが高く、河川から流入した有機物がオホーツク海に排出されず、湖内に多く留まった可能性が考えられる.

藻琴湖は、オホーツク海に常時開口しているこ とから潮汐に伴って塩分が大きく変化する多鹹性 汽水域になっている. 実際に 1938 年から 2019 年 の表層水の塩分は 0.3 から 22.2 psu まで大きな変 化が起こっていた. 一方で流入河川である藻琴川 流域は藻琴湖に対して面積比で約167倍あるため, 湖への流入河川水の影響も大きい. このため湖水 は強固な塩分躍層を形成し、貧・中鹹性汽水の表 層水と多鹹性汽水の底層水の2層構造になってい る. この塩分躍層の水深は 1938 年には水深 0.5 m ~2 mの間にあったが (朝比奈, 1940), 2017年か ら 2019 年の観測結果では 0.4 ~ 0.6 m になってお り, 塩分躍層水深の浅化が認められた. 塩分躍層 の浅化の要因として、網走市の水道事業拡張に伴 う藻琴川からの取水量増加が考えられる。網走市 の水源は藻琴川水系上流部に設置され, 1966 年か ら1971年にかけて実施された第2次拡張事業によ り計画取水量が創設時の約2倍に増加し、その後 第6次まで実施された拡張事業によって2000年に は創設時の約3倍の計画取水量に達している(網 走市水道部, 2018). したがって、藻琴川から藻琴 湖への流入河川水量は 1966 年以後の取水量の増 加に伴い減少したと推測される. さらに, 1970年か ら1979年にかけて実施された湖口水路の直線化と 護岸工事によって海水流入量とのバランスが崩れ、 塩分躍層の浅化が引き起こされたと考えられる. ま た, 1938 年から 2019 年までの底層水の塩分は 30 psu 前後で推移しており、DO も最も高い 2018 年で 3.2 mg/L と低く, 1938 年及び 1942 年, 2019 年は 0 mg/L と貧酸素化が顕著に起こっていた. したがっ て, 塩分躍層下の底層水は約80年の間, 高塩分 かつ貧酸素化が持続しており、その水深は上昇し

ている可能性が考えられた.表層水及び底層水のpH並びに表層水のCODは1938年から大きな変化が起こっていなかった.表層水のDOは1938年が5.7 mg/Lで最も低かったが,1942年以降は7~12 mg/Lの間で推移しており、大きな変化が起こっていなかった.以上のことから両湖は、オホーツク海との連絡に大きな違いがあり、それに伴って塩分や海域由来物質の流入に大きな違いがあると考えられた.

3. 底質

シブノツナイ湖は現在までに浅化とともに底質の 細粒化が生じていた. シブノツナイ湖の 1969 年の 調査では、湖内の広い範囲を占める水深1m以深 の水域の含泥率の最大値は12.4%で中砂から極細 砂が主成分の粒度組成であったが(図 6a), 2017 年から 2019 年の調査の含泥率の最大値は 95.2% と 1969 年の約 7.7 倍に達していたことから、泥堆 積が湖全体で進行していることが明らかになった. 2018年以降のシブノツナイ湖は、河口閉塞処理施 設の閉塞により低塩分環境が長期化している(松 田・園田, 2021). これにより、湖とオホーツク海と の連絡が遮断されており、湖内に流入した泥分は 湖内に堆積したと考えられる. 以上のことから, 近 年の底質の細粒化は,流域由来の土砂が外海へ流 出せずに湖内に堆積したことが大きな要因であると 考えられた. また, 1969年の湖心部(図1c:地点 SB-4) 付近は、強熱減量、炭素量、窒素量が現 在に比べ高い値になっていた. この原因としては, 閉塞処理施設施工前のシブノツナイ湖は現在より やや水深が深く湖口は半閉鎖性で、湖水は鉛直方 向に塩分躍層が形成され、成層下にある水域では 還元的な環境になっていたことが影響した可能性 が考えられる. 同様な事例は湖口開削前のサロマ 湖 (Katsuki et al. 2009) や能取湖 (Katsuki et al. 2012a, 2012b; Seto et al. 2019) でも認められてい る.また、1969年の湖心部において含泥率が低かっ た要因として河口閉塞処理施設の施工が関係して いると考えられる. 1969年の粒度組成は主に中砂 から細砂で構成されている. 松田ほか(2020)は、 現地調査によって細砂や極細砂層の上にシルト・ク レイ層があることを報告した. 1969 年は河口閉塞 処理施設が施工されてから約2年程度であり、河 川からの流入泥分があまり堆積していなかったこと や河口閉塞処理施設の開口状態が保たれて泥分が 湖内に滞留沈降せず排出されたことにより低い含 泥率であったと考えられる. また,中砂から細砂は1967年以前の環境を示していると考えられ,増水によって不定期に湖口が開口して湖水が流出する半閉鎖性の環境を指標していると推測された. 一般的に有機物量や炭素量,窒素量は泥の表層を分析に用いていることから,1969年の調査結果は河口閉塞処理施設が施工されてから約2年で蓄積した堆積物の状態を指標していると考えられる. 以上のことから,1969年の底質分析では河口閉塞処理施設施工前の半閉鎖的な環境と施工後の環境の双方の特徴を併せ持つことでこのような値になったと推測された.

藻琴湖では1977年の湖心(図1d:地点ML-4) の含泥率が80%であったのに対し、2017年以降は 90%を超えていた. また 2017年から 2019年は, 流入河川から湖口に向かって泥分が減少しているこ とから、流域からの泥分の供給が考えられた. 全 硫化物量は、近年と比較して1977年で高い傾向に あり、湖心部ではなく地点 ML-2 (図 1d) 付近で最 大値が観測された. 中川ほか (1978) は, 0.04 mg/ g乾泥の全硫化物量を示したのは湖口水路のみで あり, 底質有機物量が多いことで総硫化物量の増 加や溶存酸素の減少が起こっていると述べている. 一方で 2018 年から 2019 年における有機物量は含 泥率と類似した分布パターンを示している. した がって1977年は現在と有機物の堆積量が異なって いる可能性があり、それに伴って全硫化物量の分布 パターンに変化が生じたと考えられる.

シブノツナイ湖の 2017 年から 2019 年の C/N 比は 4.6~9.3, C/S 比は 3.0~15.5 であり、藻琴湖の 2017 年から 2019 年の C/N 比は 4.2~11.9, C/S 比は 2.0~15.9 であった. したがって、両湖の C/N 比, C/S 比は類似していた. 底質有機物の C/N 比, C/S 比は有機物の起源や堆積環境の指標となっていることから(後藤, 2015)、シブノツナイ湖の地点 SB-1 や SB-3、藻琴湖の地点 ML-1 を除き、湖内の広い範囲で河川からの土砂供給の影響が強いことを示唆していると考えられる. また、1969 年の C/N 比は 40 以上の値を示す地点が多く、最も高い値 (132) はシブノツナイ川の河口付近で観測されている (黒田・菊地、1970). したがって、現在よりも淡水の影響がより強かった可能性が考えられる.

以上の結果から両湖では、現在までに泥分の増加に伴う底質環境の変化が生じていることが明らかとなった.シブノッナイ湖は、河口閉塞処理施設の施工に伴ってオホーック海への泥分排出量が抑制

されたと考えられ、藻琴湖は流域からの土砂供給量の増加によって泥分の堆積が起こっていると考えられた。そしてそのような変化は1960年代以後に加速したと考えられた。

4. 水生生物

シブノツナイ湖では1967年以前にウグイ,チカ, アサリが確認されていることから (湧別町史編さん 委員会, 1982), 多鹹性汽水域を含む環境であった ことが示唆される. これらの魚介類は近年湖内で 採取されておらず、底生生物も貧・中鹹性汽水種 であった(表 2a). したがって、湖内の水生生物は、 1967年以前と現在では大きく変化したと推測され る. 湧別町史編さん委員会(1982) によれば, 1967 年の河口閉塞処理施設施工後は川水の流入により 淡水性が進み性状が安定したためワカサギやシジ ミなどの内水面漁業振興策が取り組まれたとあり, 黒田・菊地 (1970) による 1969 年の調査もそうし た地元の要望を受けて実施され、調査結果を踏ま えシジミ増殖案が提案されている. したがって、シ ブノツナイ湖は1967年前後で多鹹性汽水域を含む 環境から、貧・中鹹性汽水域へ変化してきたと言え る. また 2009 年から現在にかけて底生生物群集 はユスリカ幼虫が増加し、ヒメヤマトカワゴカイや ヤマトスピオなどの多毛類やヤマトシジミの個体数 の減少が起こっている. このような底生生物の変化 が起こった要因として、水質や底質環境の変化があ げられる. 近年の塩分は河口閉塞処理施設の閉塞 によって低塩分環境が持続し、流域から流入した 泥や有機物はオホーツク海に排出されず湖底に堆 積した(松田・園田, 2021). その結果, 中鹹性汽 水域を好むヒメヤマトカワゴカイやヤマトスピオが 減少し、泥質底に生息するユスリカ幼虫が増加した と考えられる. したがって、1967年以後のシブノツ ナイ湖の水生生物は閉塞処理施設の開閉状態によ る影響を大きく受けていると考えられる.

2017 年から 2019 年の藻琴湖の底生生物相と 1938 年 (朝比奈, 1940) 並びに 1983 年 (李・中尾, 1985) の底生生物相を比較すると, 1938 年や 1983 年に確認された多くの種が減少傾向にあった. その中でもヤマトシジミの減少が顕著であり, 1 m² 当たりの個体数は 1938 年が 1 m 以浅に 400 もしくは 1000 個体, 1983 年が 209 個体であり, 2017 年から 2019 年は 8 個体と約 80 年で大きく減少した. また, 2017 年から 2019 年のヤマトシジミは漁業のために 網走湖及び網走川下流部から移植された個体であ

り、稚貝は採集されなかった。したがって、近年は 藻琴湖湖内ではヤマトシジミの再生産はほとんど 起こっておらず、資源の再生は難しいと考えられる. ヤマトシジミを除き 1983 年から 2019 年にかけて 1 m² 当たり 100 個体程度の減少が起こった種は、タ カホコシラトリ、イトゴカイ科ヘテロマスタス属の 一種、ヤマトスピオ、イソシジミ、ホトトギスガイ、 ゴカイ科の一種の計7種であった. これらの種の 中でタカホコシラトリ及びヘテロマスタス属の一種 の減少個体数はそれぞれ 1133 個体, 722 個体と大 きな減少を示した. また, 1983 年から減少したホト トギスガイやイソシジミは、しばしば個体数の増加 が起こっており、海域からの幼生の加入量や湖内の 着底量によって年変動が大きいと考えられる. 一方 で、1 m² 当たり 10 個体以上の増加が起こった種は、 紐型動物の一種,チロリ,ヨコエビ類であった。また, 2017年から2019年に新たに採集された種は、ポリ ドラ属の一種、シズクガイ、サビシラトリ、スイフ ガイの一種などであった. これらのことから, 1938 年から現在までに大きな個体数の減少が起こった 種はヤマトシジミを含めて貧・中鹹性汽水種であり、 近年の調査で採集された種は主に多鹹性汽水域や 海域に生息する種であることから, 1938年から現 在にかけて藻琴湖の湖沼環境が中鹹性汽水域から 多鹹性汽水域や海域環境に変化したと考えられる. 近年は,約0.4から0.6mの水深に塩分躍層があり, 最も水深が浅い地点 ML-1 も表層のみ塩分が薄く, 底層は高塩分である. したがって、湖水のほとんど が高塩分化しており、ヤマトシジミやヘテロマスタ ス属の一種などの貧・中鹹性汽水種が衰退し、シ ズクガイやスイフガイの一種などの多鹹性汽水域や 海域に生息する種が生息しやすい環境になったと 推測される. また, 1938年と2017年から2019年 の水深別の底生生物相を比較すると、両年ともに 水深が 0.1 ~ 0.9 m の浅い砂地に多くの貝類の生 息が認められた. 一方で, 1938 年は 1.7 ~ 4.0 m の 泥地にもシラトリガイやホトトギスガイなどが生息し ていたが (朝比奈, 1940), 近年は3 m 以深で貝類 の生息は確認されなかった. 水深の深い地点で貝 類が採集されなかった要因として、塩分躍層の浅化 に伴う底層の溶存酸素量の減少や底泥の嫌気化な どにより生物が生息できない環境が形成されたこと が考えられる。また、2 m 以浅で環境汚濁指標種 のシズクガイが採集されたことも底質環境の悪化が 進行していることを示していると思われる.

シブノツナイ湖においてヤマトシジミの漁獲量が

最も多かった 2010 年前後の水質データについては 既往研究より得られていないが、ヤマトシジミの漁 獲量が多かったことを考えると 2010 年前後はヤマ トシジミに好適な塩分環境が維持されていた可能 性が高い. 松田・園田(2021) は河口閉塞処理施 設吐口部の開口状態が湖内の汽水環境やヤマトシ ジミの生息条件に影響を及ぼしていると報告して おり、2010年前後では河口閉塞処理施設の開口に よる通水でヤマトシジミの生息に好適な汽水環境 が成立していたと考えられる. 河口閉塞処理施設 の開口状態は湖水の懸濁物の排出にも関与してい ると考えられ(松田・園田, 2021), 2009年の含泥 率が湖内の広い範囲で50%以下であったことも河 口閉塞処理施設の開口状態が保たれていたことを 意味すると思われる。一方で、河口閉塞処理施設 の閉塞が多かった 2018 年以降の含泥率は湖内の 広い範囲で80%以上に変化した。ヤマトシジミの 含泥率に対する生息限界は50%以下である(中村、 2000). 最大の漁獲量が漁獲された 2010 年前後は, 生息に好適な底質の範囲が 2018 年より広く、浮遊 幼生の着底場所が多かったことや生残とその後の 成長が良く、高水準の漁獲量が維持されていたと 推測された. 以上のことからシブノツナイ湖におけ るヤマトシジミの漁獲量は,河口閉塞処理施設の 開口状態や湖内の汽水環境を反映していると考え られた.

一方, 藻琴湖におけるヤマトシジミの漁獲量は 1967年の40トンをピークとしてその5年後の1972年から1974年は3トン台に急減した.この減少要因としては1966年以降の流入河川水からの取水量増加と湖口水路の護岸直線化工事に伴う湖水の高塩分化が主な要因として考えられ、その結果ヤマトシジミの再生産が抑制されて急減したと考えられる.また,近年の泥堆積はヤマトシジミにとって好適な底質の大幅な減少を引き起こしてきたと考えられる.以上のことから藻琴湖は、湖水の高塩分化と土砂堆積の影響により、漁獲量が減少したと考えられた.

本研究と同様に航空写真を用いて湖沼環境などを評価した研究は数例行われている。小室・山室(2013)は1940年代の航空写真を用いて島根県宍道湖における水草の分布について検討している。その結果、沈水植物の分布やタイプ、底質の状態などを明らかにしている(小室・山室,2013)。また、濱田(2011)はシブノッナイ湖からサロマ湖第一湖口までの海岸線の変化について1953年以後の航空

写真を用いて検討している. それによると, 1953 年から 2005 年まで湧別川河口部西側からシブノツナイ湖にかけて顕著な浸食時期がない一方で, その他の海岸線は浸食や砂浜面積の増加が起こっていたと報告している. 本研究はこれらの研究と同様に航空写真によって湖岸線形状など上空から得られる情報を整理し, 既往研究と近年の野外調査結果を合わせることで湖岸線形状や河道の直線化が湖内の環境に及ぼす影響について考察した. 本研究と同様に他の沿岸海跡湖でも航空写真と既往研究並びに野外調査結果を複合的に考察することで, 人為的環境改変が沿岸海跡湖の環境に与える影響について明らかにできると考えられる.

まとめ

本研究は、北海道オホーツク海側沿岸海跡湖のシ ブノツナイ湖及び藻琴湖を対象として、特に地域の環 境が大きく変貌してきた 1945 年以後から現在までに 焦点をあて、両湖の湖沼環境と水生生物の変化につ いて検討を行った. その結果. 1945 年から 1960 年代 はじめまでは比較的人為的改変が少ない湖沼環境が 保たれていたが、1960年代以後、海と連絡する湖口 流路の直線護岸化や河口施設の設置、流入河川流域 の土地利用の変化と河川改修による河道直線化など の人為的な環境改変が急速に進んだことが分かった. そのような変化の結果、湖の汽水環境も大きく変化し、 シブノツナイ湖では淡水化, 藻琴湖では高塩分化が 進行した. また, 両湖沼ともに富栄養化に加えて泥分 流入が増大し、これらの影響により湖沼の浅化と縮 小化が進んだと考えられた. このような湖沼環境の変 化は両湖のヤマトシジミ漁業に強い影響を及ぼしてい る. 本研究で得られたこれらの考察についてさらに検 証するためには、シブノツナイ湖での柱状堆積物分析 を行って、Katsuki et al. (2019) による藻琴湖の結果と 対比する必要があると思われる.

謝辞

本研究は湧別漁業協同組合, 紋別漁業協同組合, 網走西部地区水産技術普及指導所,網走漁業協同組 合の皆様にご協力いただいた.また,北海道オホー ツク総合振興局網走建設管理部事業室治水課の青木 剛様,山崎大志様には河口閉塞処理施設吐口部の 管理状況や施設に関する情報,藻琴湖湖口部の改修 工事に関する情報をご提供いただいた.湧別漁業協 同組合の湯村朋久様にはシブノツナイ湖のヤマトシジミの漁獲量に関する情報をご提供いただいた. 現地漁業者の皆様には湖沼環境と漁業に関する様々な情報を教えていただき, 野外調査にご協力いただいた. 島根大学生物資源科学部生態環境工学研究室の皆様にはデータ解析などについて様々なご意見をいただいた. 東京農業大学生物産業学部水産増殖学研究室の千葉 晋教授, 髙橋 潤准教授, 島根大学生物資源科学部生態環境工学研究室の山口啓子教授にはご指導いただいた. 以上の皆様に記して感謝申し上げます.

引 用 文 献

- 網走市(2021a) 網走のおさかな図鑑 ~シジミ~, https://www.city.abashiri.hokkaido.jp/380suisangyo/0 20suisanngakusyuu/030joukyuu/040zukann/090shiji mi.html (2021年12月時点)
- 網走市 (2021b) 網走の水産統計資料 (昭和 30 年からの「水産統計」データ), https://www.city.abashiri. hokkaido.jp/380suisangyo/020suisanngakusyuu/030jo ukyuu/020suisanntoukei.html (2021 年 12 月時点)
- 網走市(2021c) 水産統計, https://www.city.abashiri. hokkaido.jp/030shisei/020toukei/080suisanntoukei/ index.html (2021年12月時点)
- 網走市水道部 (2018) 平成 30 年度~平成 39 年度 網走市水道ビジョン, https://www.city.abashiri. hokkaido.jp/030shisei/010shisaku/suido_bijon.html (2021年12月時点)
- 朝比奈英三 (1940) 藻琴沼の底棲動物. 動物學雑誌, 52: 157-175.
- 後藤隆嗣(2015) 島根大学汽水域研究センターでの 活動報告および CNS 元素分析の原理と応用. 地質 技術, 5: 187-190.
- 濱田誠一(2011) 空中写真に見られる湧別海岸の海 岸線変化. 北海道地質研究所報告, 82: 13-16.
- 早川 博・本島 翼・内島邦秀 (2007) オホーツク海 沿岸に点在する海跡湖の湖沼環境―藻琴湖の場合 一. 水工学論文集, 51: 1315-1320.
- 北海道環境科学研究センター(2005) 北海道の湖沼 改訂版. 北海道環境科学研究センター環境科学 部地域環境科,314p.
- 北海道建設部 (2004) シブノツナイ川水系河川整備基本方針. 北海道建設部, 6p.
- 北海道オホーツク総合振興局網走建設管理部 (2008) 藻琴川河川現況台帳, 1p.
- 堀江正治(1956) 本邦主要湖沼の湖盆形態. 陸水学

雑誌, 18: 1-28.

- 古池 鋼・宇多高明・芹沢真澄・三波俊郎・星上幸良・ 高橋 功(2006)河口砂州の変動予測モデル.海 洋開発論文集,22:899-904.
- 今田和史・坂崎繁樹・川尻敏文・小林耕一(1995)網 走市4湖沼(網走湖,能取湖,濤沸湖,藻琴湖)の 湖盆形態と塩分環境. 北海道立水産孵化場研究報 告,49:37-48.
- JA 津別 (2018) 北の農職家. 津別町農業協同組合, 256: 1–12.
- 環境省(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の選定~. 環境省自然環境局自然環境計画課,28p.
- Katsuki, K., Seto, K., Nomura, R., Maekawa, K., and Khim, B. (2009) Effect of human activity on Lake Saroma (Japan) during the past 150 years: Evidence by variation of diatom assemblages. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 81: 215–224.
- Katsuki, K., Seto, K., Noguchi, T., Sonoda, T., and Kim, J. (2012a) Effects of regional climate changes on the planktonic ecosystem and water environment in the frozen Notoro Lagoon, northern Japan. Marine Environmental Research, 81: 83–89.
- Katsuki, K., Seto, K., Saito, M., Noguchi, T., Sonoda,
 T., and Kim, J. (2012b) Paleoecological and
 Paleoenvironmental Changes in Lagoon Notoro-Ko
 (Japan) during the Last 200 Years Based on Diatom
 Assemblages and Sediment Chemistry. Japanese
 geomorphological union, 33: 197–217.
- Katsuki, K., Seto, K., Tsujimoto, A., Takata, H., and Sonoda, T. (2019) Relationship between regional climate change and primary ecosystem characteristics in a lagoon undergoing anthropogenic eutrophication, Lake Mokoto, Japan. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 222: 205–213.
- 国土地理院 (2021) 地図・空中写真・地理調査 図歴 (旧版地図), https://mapps.gsi.go.jp/history.html#ll=4 4.3369569,144.4999664&z=10&target=t25000&figure NameId=31-9-3 (2021 年 12 月時点)
- 小室 隆・山室真澄 (2013) 1940 年代に撮影された 米軍空中写真を用いた宍道湖における水草群落分 布範囲の推定. 応用生態工学, 16: 51-19.
- 黒田久仁男・菊地和夫 (1970) シブノツナイ湖の水質・ 底質およびプランクトンについて. 北水試月報, 27: 11-16.
- 李 元山・中尾 繁 (1985) 北海道汽水湖群の底生

- 動物群集,特に群集系列と環境との関係. 北海道大學水産學部研究彙報,36:12-27.
- 松田烈至・園田 武(2021)河口閉塞処理施設が施工された北海道オホーツク海沿岸海跡湖シブノツナイ湖の湖沼環境と底生生物群集の現状. 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 77: 28-39.
- 松田烈至・園田 武・東 義洋(2020) フルボ酸鉄シ リカ資材による寒冷地ヤマトシジミ漁場の底質改良 実験. 水環境学会誌, 43: 153-163.
- 湊 正雄・北川芳男 (1954) オホーツク海沿岸の湖沼, 網走道立公園知床半島学術調査報告,48-63.
- 紋別市(2013) もんべつの環境-平成25年度版-. 紋別市環境生活課環境保全係,48p.
- 紋別市(2014) もんべつの環境-平成26年度版-. 紋別市環境生活課環境保全係,50p.
- 紋別市 (2015) もんべつの環境 平成 27 年度版 紋別市環境生活課環境保全係, 50p.
- 紋別市(2016) もんべつの環境-平成28年度版-紋別市環境生活課環境保全係,52p.)
- 紋別市(2017) もんべつの環境-平成29年度版-. 紋別市環境生活課環境保全係,51p.
- 紋別市(2018) もんべつの環境-平成30年度版-. 紋別市環境生活課環境保全係,51p.
- 紋別市(2019) もんべつの環境 令和元年度版 紋別市環境生活課環境保全係,52p.
- 中川義彦・丸 邦義・林 忠彦・清川 進(1978) 藻 琴湖におけるヤマトシジミ漁場調査. 北海道立網 走水産試験場昭和52年度事業報告書,168-179.
- 中村幹雄(2000) 第1章ヤマトシジミの生態学的特徴. 中村幹雄編「日本のシジミ漁業その現状と問題点」. pp. 1–17, たたら書房.
- 大島和雄 (1971) 北海道サロマ湖の後氷期の地史. 地質調査所月報, 22: 23-35.
- さけます・内水面水産試験場 (2021) 内水面漁業・養殖業生産高, https://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/hatch/section/kenkyuu/v9i4ge00000007ap. html (2021年6月時点)
- Seto, K., Saito, M., Noguchi, T., Sonoda, T., and Katsuki, K. (2019) Effects of inlet excavation and climate oscillation on the ecosystem of a fishery lagoon in northern Japan. Regional Studies in Marine Science, 25: 1–9.
- 瀬戸浩二·香月興太·園田 武(2020) 令和元年度藻 琴湖調查報告. 令和元年度網走漁業協同組合藻琴 湖調查報告会資料, 10p.
- 園田 武・中尾 繁・清重 悟・千葉 晋(2003)十

- 勝沿岸海跡湖沼群のマクロベントス群集. 陸水学雑誌, 64: 11-20.
- 園田 武・有賀大晃・佐藤宏明・小俣貴広(2009) 平成21年度シブノツナイ湖ヤマトシジミ漁場環境 基礎調査報告書<底生動物・含泥率調査>. 東京 農業大学生物産業学部水産増殖学研究室, 14p.
- 高橋貞次郎・滝沢茂豊 (1968) 湖口閉塞処理工事について. 昭和 42 年度技術研究発表会, pp. 722-727, 国立研究開発法人土木研究所寒地土木研究所.
- 竹林洋史・江頭進治・金 海生・佐々木忠志 (2006) 洪水時における河口砂州上流域の水位変動特性. 応用力学論文集, 9: 997–1006.
- 田中阿歌麿 (1911) 湖沼の研究. 北日本社 (編) 「明治後期産業発達史資料」. pp. 90-96. 龍溪書舎.
- 田中真也・二本松寿・佐藤昌行 (2006) 藻琴湖流域 の水環境保全と農業の果たすべき役割. 平成 17 年度技術研究発表会, pp. 1-6, 国立研究開発法人 土木研究所寒地土木研究所.
- Ueno, M. (1938) Bottom Fauna of Lake Abasiri and the Neighbouring Waters in Hokkaido. Transactions of the Sapporo Natural History Society, 15: 140–167.
- 山崎一彦(1987) 北海道開発の歴史的選択. オペレーションズ・リサーチ, 5-12.
- 安富亮平・今田和史・伊沢敏穂(1995)網走4湖 沼の水質の特徴.北海道立水産孵化場研究報告, 50-77.
- 湧別町史編さん委員会編 (1982) 湧別町百年史. 第 一法規出版, 1540p.