

短 報

網走湖の年縞堆積物分析が示す 大曲堰建造前後の表層水環境変動

香月興太^{1*}・星 岳輝²・瀬戸浩二¹・三上英敏³・園田 武²

The lake surface environment before and after Ohmagari Weir construction based on varve sediment in Lake Abashiri

Kota Katsuki^{1*}, Takeki Hoshi², Koji Seto¹, Hidetoshi Mikami³, Takeshi Sonoda²

Abstract: The water environment changes of Lake Abashiri since 1983 were investigated by using diatom assemblages in lake sediment core, which collected from the center of Lake Abashiri in 2019. Annual varve was confirmed throughout the core, and the eutrophic environment indicator planktonic diatom taxa have always been dominated since 1983. These suggested that Lake Abashiri has been a eutrophic environment during the period. The relative abundance of the first dominant taxon, *Cyclotella atomus*, has gradually increased since 1983, while the relative abundance of the third dominant taxon, *Cyclostephanos invitatus* has gradually decreased. The replacement of these taxa is thought to be due to changes in seasonal water quality by increasing autumn precipitation. Lake Abashiri was rapidly freshened after the temporary gate was installed in the Abashiri River. Both the freshened and eutrophic of the surface water by the construction of temporary gate and increasing precipitation introduced the rapid increasing of the diatom flux after 2008. Previous studies suggested that cyanobacteria have been coming prevalent in recent. The summer temperature, and probable summer lake surface temperature, has been controlled factor whether diatom or cyanobacteria dominated in summer. In Lake Abashiri, the diatom flux increased under the cold summer and high precipitation autumn after the construction and operation of the Ohmagari Weir.

Key words: diatom, varved sediment, gate construction, climate, eutrophication

¹ 島根大学エスチュアリー研究センター・Estuary Research Center, Shimane University, 1060 Nishikawatsu, Matsue 690-8504, Japan

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

³ 北海道立総合研究機構 エネルギー・環境・地質研究所・Research Institute of Energy, Environment and Geology, Hokkaido Research Organization, Kita 19, Nishi 11, Kita-ku, Sapporo, Hokkaido 060-0819, Japan

* Corresponding Author

受付日：2024年10月29日，受理日：2025年1月6日，WEB掲載日：2025年2月10日

はじめに

網走湖は北海道東部のオホーツク海沿いに位置する海跡湖であり、その面積は 32.3 km²、平均水深は 6.1 m、最大水深は 16.1 m である (図 1)。網走湖は 7.2 km の網走川下流部を通じて、オホーツク海と繋がっており、湖面水位は 0.5 m 以下であるため、満潮時にはオホーツク海からの海水が遡上する。一方、網走湖に流れ込む網走川は全長 115 km、流域面積は 1380 km² の 1 級河川であり、湖内への流入水量の約 97% を占めている。このような背景から網走湖には、明確な水温と塩分の躍層が形成され、塩分躍層より上層が貧鹹性汽水、下層が高鹹性汽水という二層構造が形成されている (池永ほか, 1998; Mikami et al., 2002; 瀬戸ほか, 2020 など)。

網走湖の塩分が初めて化学的に測定されたのは 1926 (大正 15) 年 10 月であり、その際の結果は表層から水深 14 m まで塩分はおおよそ 0.15‰ と均質で、網走湖は淡水に近い貧鹹性汽水湖沼であった (高安, 1955)。明治時代の網走地域への入植開拓以後、網走川は舟航の利便性を高めるため浚渫や人為的な地形変化が進められていたため、大正時代には網走湖への海水の流入が盛んになっており、1932 年 11 月の水質調査では水深 15.3 m の塩分がおおよそ 13‰ であり、湖底に高鹹性汽水が滞留していたことが初めて報告されている (高安, 1955; 図 2)。網走湖の塩分躍層の水深は時代とともに浅くなっており、1950 年頃には水深 8 m 付近まで浅化し、その後いったんは深くなるものの、1985 年から 2000 年にかけて水深 6 m 程度となっている (池永ほか, 1998, 2004) (図 2)。北海道開発局網走開発建設部の調査によると 2002 年に塩分躍層は最も浅く、水深約 2 m まで上昇したのち、それ以降は約 6 m 付近に位置している。網走湖の塩分躍層下は無酸素状態であり、顕著な硫化水素臭がすることから、強還元的な環境である (瀬戸ほか, 2020)。一方で、塩分躍層下は水中の全リン・全窒素濃度が高く、深度が深くなるにつれて濃度が上昇する (湖沼技術研究会, 2007; 三上・五十嵐, 2019)。網走湖では塩分躍層が水深 6 m 程度まで浅化した 1980 年頃からアオコが頻発しており (池永ほか, 2004)、また 1987 年には網走湖で初めて青潮が発生して、その後もたびたび発生している (網走湖水環境改善施策検討委員会, 2010)。このため、国土交通省北海道開発局は 2004 年に青潮やアオコの発生を抑制することを目的とした「網走川水系網走川水環境改善緊急行動計画」を

策定し、環境改善の一環として網走湖の下流側に海水流入を抑制するため、塩水遡上制御に関する現地実験 (2005 年 9 月～2009 年 3 月) による検討を経た後に、可動堰 (大曲堰) (図 1) を建造した (網走湖水環境改善施策検討委員会, 2010)。2013 年に完成し 2014 年から本格運用が開始された大曲堰は海水流入時期に遠隔操作でゲートを起立させ海水流入を防ぐ装置である。その運用は北海道開発局が設置する網走湖水環境モニタリング委員会により運用方針が検討され、関係各機関の協議を経た後に実施されることになっており、これまでの運用は 1 年で最も湖水位と潮位の水位差があり、生物の移動障害になりにくい冬季 12 月から 3 月に実施されてきている (網走開発建設部治水課 HP)。そのため、現在の網走湖は人為的な操作により水環境をコントロールしている湖沼となっている。悪化した海跡湖の水環境を改善するため、人為的な湖口開削などにより水環境を改善した例はいくつか報告されているが (例えば、同じ北海道東部の海跡湖であるサロマ湖・能取湖 (中尾・菊池, 1978; 菊池ほか, 1984; Seto et al., 2019) やインドのチリカ湖 (例えば, Sahu et al., 2014)), 水環境の改善のために継続して河口堰を操作する例は世界的にも稀有である (武藤・青山, 2024)。そこで可動堰の建設と網走湖の水環境変化の関係を明らかにするため、大曲堰の建造・運用開始前後の時系列に沿った環境変動の解析が可能な湖底堆積物の採取・分析を行った。

珪藻はケイ酸質の 2 枚の被殻で覆われた単細胞藻類である。周囲の水環境変化に敏感であり、水温や塩分の違いに応じて優占して生育する種が異なるため、環境指標としてよく用いられるほか、ケイ酸質の殻は堆積物中で保存されやすいという特性から古環境の復元によく用いられている (小杉, 1988; 渡辺, 2005; 千葉・澤井, 2014)。本研究は網走湖の湖底から採取された年縞堆積物中の珪藻遺骸群集を解析し、約 37 年間の網走湖の環境変動と大曲堰の運用開始前後の一次生産者の推移について検討する。

試料および方法

2019 年 8 月 30 日に網走湖湖心 (N43°58'23", E144°10'33", 水深 16.1 m) にて、船上からリムノスコアラを用いて、長さ 45 cm の柱状堆積物 19AB-2L コアを採取した。採取した堆積物試料は、網走市水産科学センターに運び込みそこで半割した。記載・写真撮影を行った後、半割した片側の試

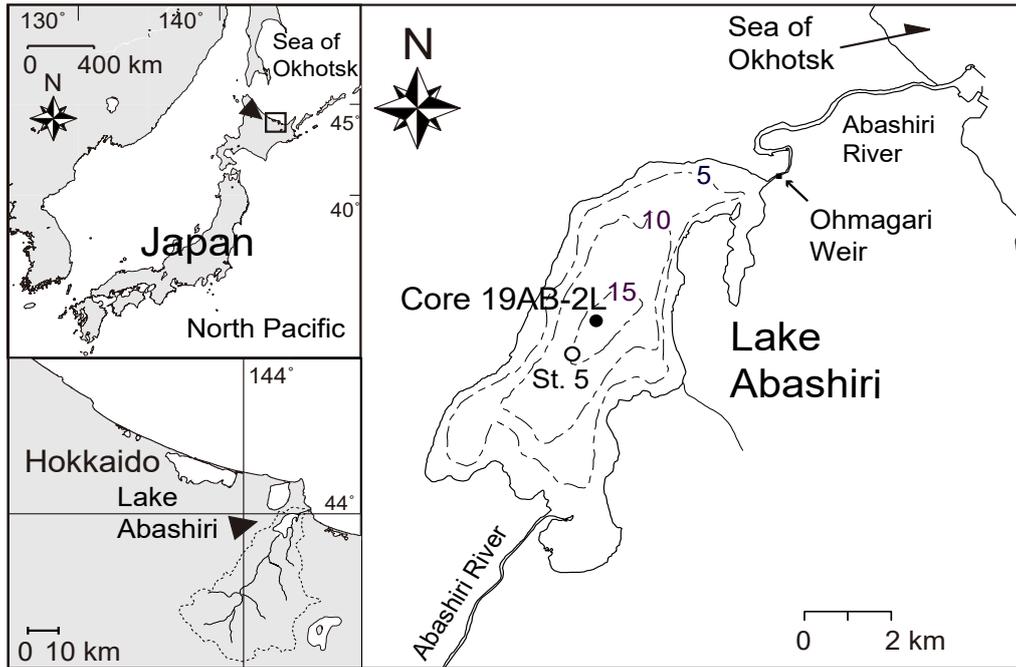


図1 網走湖の位置および採泥地点 (●). ○は水質データ採取地点 (国土交通省 水文水質データベース).

Fig. 1 Location of Lake Abashiri and the coring site (●). Open circle suggests the water quality measurement site (MLIT, Water Information System).

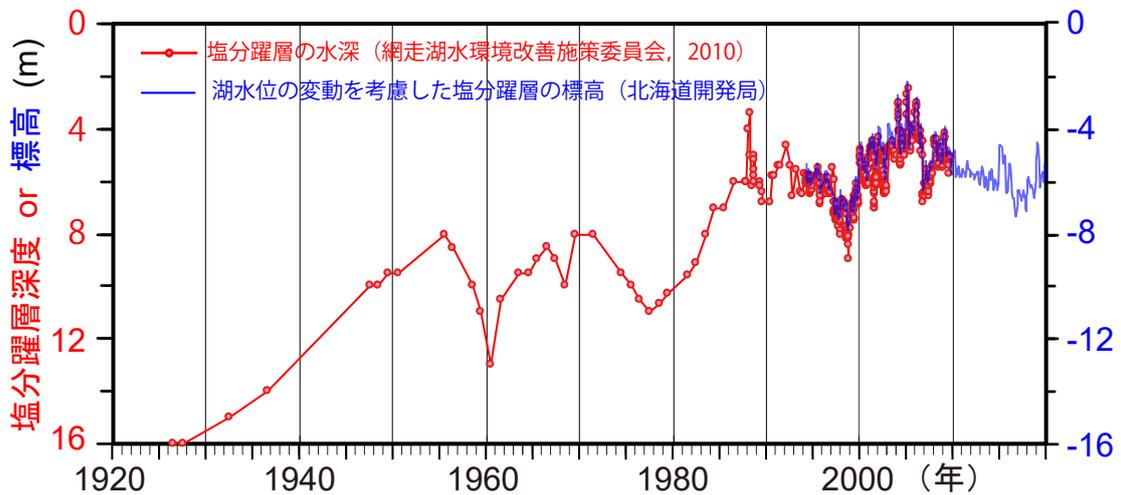


図2 1926～2009年の網走湖の塩分躍層の深度推移。赤線は網走湖水環境改善施策委員会(2010)より引用した塩分躍層の深度, 青線は北海道開発局による湖水位の変動を考慮した塩分躍層の標高変動を示す。

Fig. 2 Temporal variation of the halocline depth in Lake Abashiri. Red line is the halocline depth curve by the committee of water environment improvement policy in Lake Abashiri (2010). Blue line is the halocline evaluation curve by Hokkaido development.

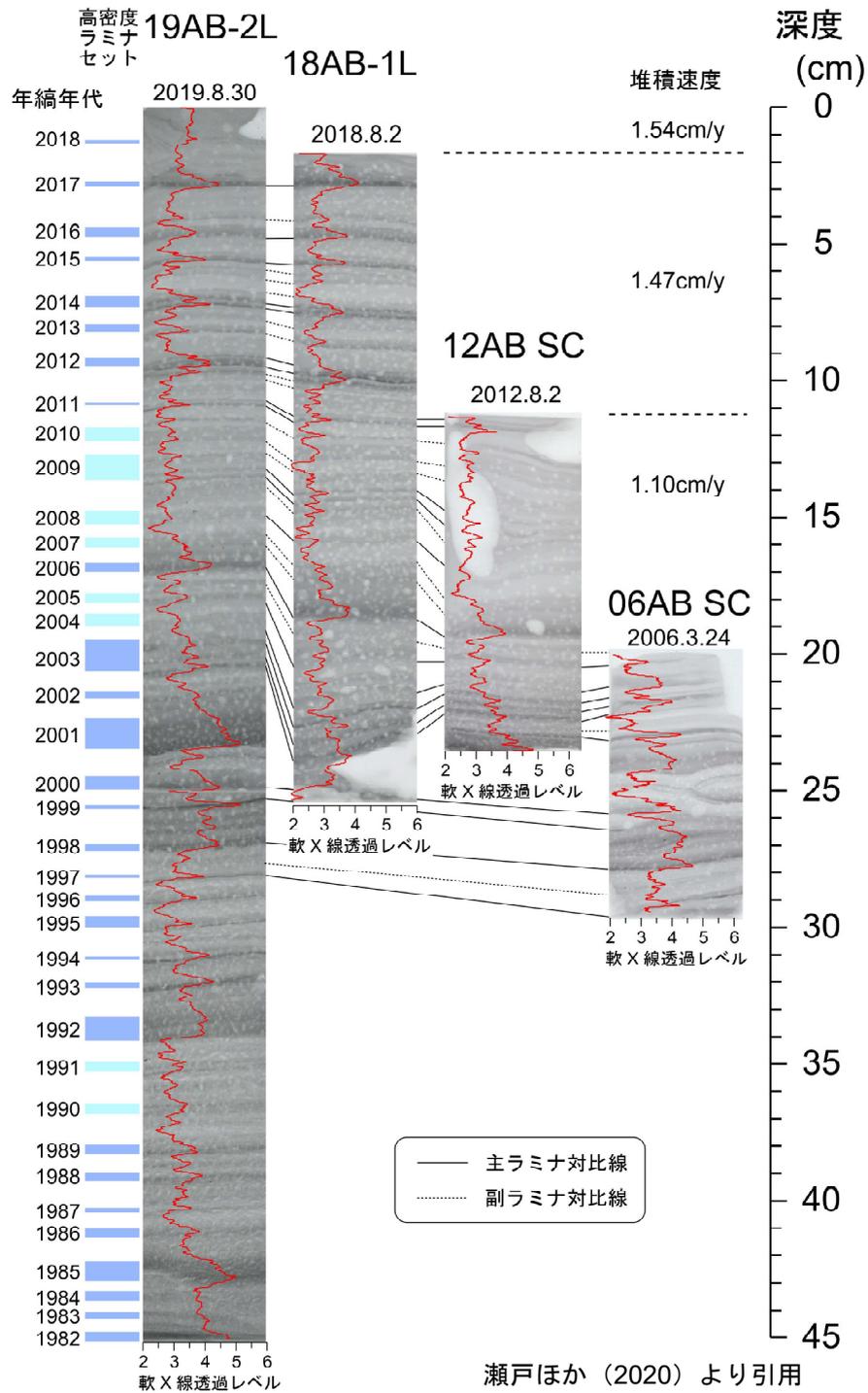


図3 網走湖で採取された4本の湖底堆積物試料による19AB-2Cコアの堆積年代(瀬戸ほか, 2020)。高密度ラミナのうち、紺色は軟X線透過レベル3.5以上の明瞭な高密度層を示し、水色は軟X線透過レベル3.5未満の不明瞭な高密度層を示す。

Fig. 3 The deposited age of core 19AB-2C by comparison of 4 sediment cores from Lake Abashiri. Dark blue and water color bars show clear (soft X-ray transparency level > 3.5) and unclear (soft X-ray transparency level < 3.5) high density layers, respectively.

料に幅 5 cm, 深さ 1 cm 厚の軟 X 線撮影用ケースをはめ込み, 軟 X 線撮影用試料として封入した. 残された堆積物試料はすべて 1 cm 間隔で分割し, 1 ~ 2 cm 間隔で珪藻群集観察用の試料とした.

珪藻群集解析用の顕微鏡観察用スライドの作成を以下の手法で行った. 採取した試料を凍結乾燥機で乾燥させ, 乾燥した各試料から約 5 ~ 35 mg を分取した. 試料をビーカーにいれ, 10% 過酸化水素水で約 1 時間半加熱し, 堆積物中の有機物を除去したのち, ピロリン酸ナトリウムを加え試料を攪拌した. ビーカーに蒸留水を加え 4 時間安置後に上澄み液を廃棄する工程を 3 回繰り返した後, ビーカー内の試料を, マイクロピペットを用いてカバーガラス全面に垂らした. カバーガラス上の試料を乾燥させ, マウントメディアを用いてスライドガラスと固定し, 珪藻観察用スライドを作成した. 作成した試料は落射蛍光顕微鏡 (Olympus BX53-FL) を用いて 1000 倍で観察を行った.

19AB-2L コアの堆積年代は瀬戸ほか (2020) の結果を用いた (図 3). 2019 年に採取された 19AB-2L コアは, コア全体を通じてリズムカルなラミナ構造が確認できる. 瀬戸ほか (2020) では, 19 AB-2L コアのラミナ構造を, ほぼ同地点で 2006 年, 2012 年, 2018 年に採取された 3 つの堆積物試料のラミナ構造と対比し, ラミナ構造による堆積年代を決定した. 各年に堆積したラミナの層厚および堆積物の密度をもとに堆積物フラックス ($\text{g cm}^{-2} \text{y}^{-1}$) を算出し, 観察した珪藻群集を元に網走湖湖心における珪藻遺骸殻の累積速度 (珪藻フラックス: $\text{殻 g cm}^{-2} \text{y}^{-1}$) を求めた.

網走湖の水質データは国土交通省による水文水質データベースから引用した. 網走湖の湖心に位置する St.5 (N43°57'57", E144°10'09") 地点の表層の水質に関して, 1986 年から 2019 年までの塩分および全窒素濃度) を図 4 に示した.

結果

網走湖の堆積層と堆積年代

19AB-2L コアはコア全体を通じて黒色の泥質堆積物から構成されていたが, 軟 X 線写真による観察では明瞭なラミナ構造が確認された (図 3). 19AB-2L コアでは薄いラミナが組み合わさって厚いラミナを構成しており, この厚いラミナ (高密度層と低密度層) はおよそ 1 cm 間隔で交互に堆積していた. ラミナ構造に基づいた堆積年代によると

コア底部は 1982 年である (瀬戸ほか, 2020). 瀬戸ほか (2020) は, ラミナカウントによる堆積年代を元に軟 X 線透過レベル (軟 X 線写真の L* 値) が高い層準が過去の大規模洪水が発生した年と一致していると報告しており, 19AB-2L コアにおけるラミナカウントによる年代値に年規模での誤差はないと考えられる. 一方で珪藻観察用試料は, ラミナとは無関係に 1 cm 間隔でスライスされた堆積物試料から無作為に分取した試料から作成されていることと, 19AB-2L コアにおける各年の堆積層厚が平均 1.2 cm (0.7 ~ 2.1 cm 幅) であることを考慮すると, 各堆積試料の中央深度が示す年代と分析層準の年代には最大で 2 年の誤差が生じている可能性が含まれている.

珪藻群集変動

19AB-2L コアに含まれる乾燥重量 1 g 当たりの総珪藻殻数は最低で 1.2×10^6 殻, 最大で 161.4×10^6 殻であった. 珪藻フラックスは最低が 1991 年の 4.3×10^6 殻 $\text{cm}^{-2} \text{y}^{-1}$ であり, 最大が 2009 年の 705.7 殻 $\text{cm}^{-2} \text{y}^{-1}$ であった (図 5). 2007 年以前の総珪藻殻数および珪藻フラックスは比較的安定して推移したが 2008 年以降急増した. 最も出現頻度が高かった種は *Cyclotella atomus* (変種を含む) で平均産出頻度は 54.5%, 次いで *Diatoma tenuis* の 8.9%, *Cyclostephanos invisitatus* の 6.9% と続いた. 平均産出頻度が 2% を超えた種は *Cyclotella meneghiniana* (平均産出頻度 3.1%) および *Thalassiosira lacustris* (平均産出頻度 2.9%) を含む 5 種であった. このほか, いずれかの層準で産出頻度が 2% を超えた種は上記した 5 種以外で *Entomoneis paludosa* (平均産出頻度 0.8%), *Discostella stelligera* (平均産出頻度 0.6%), *Cocconeis placentula* (平均産出頻度 0.4%) の 3 種であった.

考察

1982 年以降の網走湖の優占珪藻種の変動

19AB-2L コアではコア底部が堆積した 1982 年以降継続してラミナ層が堆積している (図 3). 網走湖は現在顕著な塩分躍層を持ち, 塩分躍層より下層は年間を通して無酸素である (今田ほか, 1995; 池永ほか, 1998, 2004; 瀬戸ほか, 2020; 三上ほか, 2023). 深水層は還元的な環境であり, 明瞭なラミナ層の形成は還元環境下で形成されたと考えられ, 1982 年以降の網走湖は顕著な塩分躍層が形成される環境であったと言える. 一方で, 産出した珪藻群

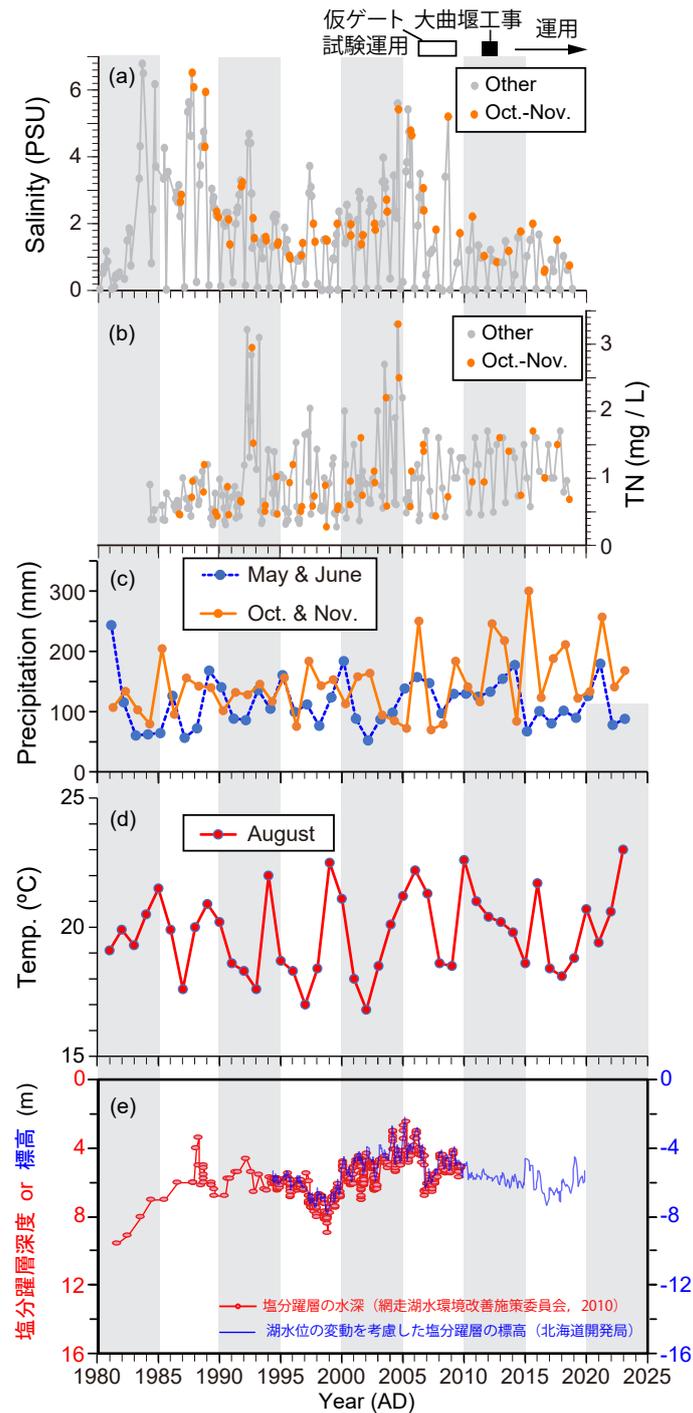


図4 網走湖表層における月毎あるいは季節毎の水質 (a) 塩分, (b) 全窒素濃度変動 (国土交通省 水文水質データベース), (c) 網走市における 1982-2023 年の 5-6 月 (青) および 10-11 月 (オレンジ) の降水量変動, (d) 網走市の 8 月の気温変動 (気象庁), および (e) 網走湖の塩分躍層深度および標高。
Fig. 4 Monthly or seasonally variations of the surface water quality (a) salinity, (b) total nitrogen (TN) in Lake Abashiri (By MLIT, Water Information System), and (c) Seasonal Precipitation changes in May-June (blue) and October-November (orange), (d) temperature change in August of Abashiri City (by Japan Meteorological Agency), (e) and halocline depth or elevation in Lake Abashiri.

網走湖の年縞堆積物分析が示す大曲堰建造前後の表層水環境変動

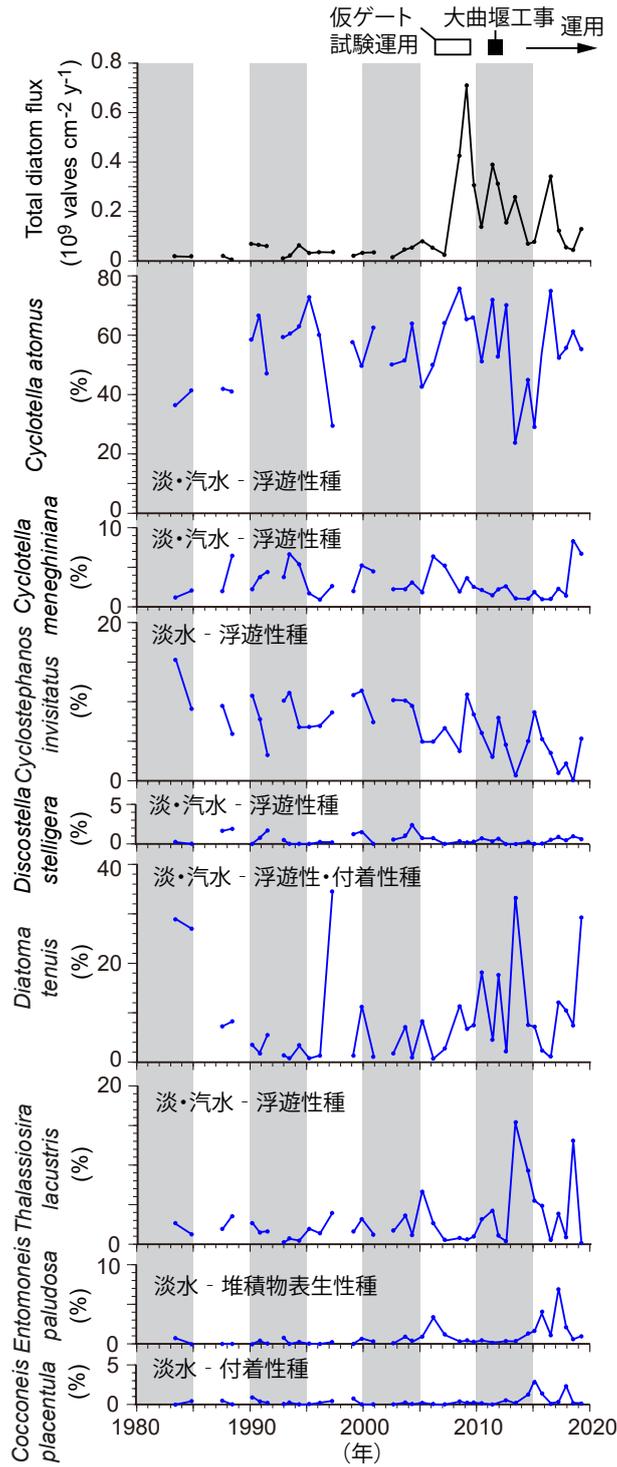


図5 19AB-2C コアで産出した総珪藻遺骸のフラックス並びに主要珪藻種の相対産出頻度. 折れ線が繋がってない場所は 2cm 間隔を示す. □は大曲区域に仮ゲートが設置された期間, ■は大曲堰が建造された期間を示し, →は大曲堰の運用期間を示す.

Fig. 5 The total diatom flux and major diatom relative abundances in core 19AB-2C. The line disconnected when the sample interval was 2cm. Open and black squares suggest the terms of temporary gate establishment and the Ohmagari Weir construction. Arrow suggests the working period of the Ohmagari Weir.

集では淡水性あるいは低塩分汽水性の浮遊性珪藻が優占しており（図5）、湖底に堆積する珪藻群集は塩分躍層より上層の水環境を反映していると考えられる。

網走湖で1983年以降に優占した3種の珪藻種（*Cyclotella atomus*, *Diatoma tenuis*, *Cyclostephanos invisitatus*）はいずれも富栄養環境を指標する種である。*Cyclotella atomus* およびその変種である *Cyclotella atomus* var. *gracilis* は富栄養化した湖沼および低塩分汽水湖で観察される中腐水性種であり（Kiss et al., 2012; Zalat et al., 2022）、また、*C. invisitatus* はその生態情報は少ないものの中腐水性種と共存することが多いことから同様の生態をもつと考えられている（渡辺, 2005; Yang et al., 2005; Olszyński et al., 2019）。その為、1983年以降の網走湖の表層は継続して富栄養環境にあると言える。一方で、19AB-2L コアでは1982年以降 *C. atomus* の産出頻度は増加傾向にあり、*C. invisitatus* の産出頻度は減少傾向にある（図5）。両種とも1990年代から2005年頃にかけては比較的産種頻度が安定して推移するものの、2005年から2007年頃を境に、*C. atomus* の産出頻度は約60%から70%程度に増加する一方で、*C. invisitatus* は10%程度の産出頻度から次第に減少する。網走湖におけるこれらの優占種の産出には季節的な差異があり、*C. atomus* は通年を通して産出し、特に秋季に高い生産性を示すのに対し、*C. invisitatus* は春季、5-6月にのみ優占して産出する（香月ほか, 2018）。そのため、*C. invisitatus* の産出頻度の減少および *C. atomus* の産出頻度の増加は、網走湖表層の水質の季節変化パターンが変化したことに伴う群集変動であると考えられる。気象庁が公開する過去の降水記録によると、春季（5-6月）の降水量は1981年以降有意な変動傾向を見ることができないが、秋季（10月-11月）の降水量は増加し、特に2006年以降は二か月間で200 mmを超える降水量を記録する年も多い（気象庁, 図4(c)）。従って、網走湖一帯で秋季に降水が増加し、網走湖集水域から栄養塩の流入が増加した結果、秋季に高い生産性を示す *C. atomus* の産出頻度が次第に増加し、優占種の変動が発生した可能性が挙げられる。気象庁の観測記録によると北海道では過去百年間に1.59度気温が上昇し、アメダスの観測が始まった1979年以降激しい雨（1時間降水量30 mm以上の雨）の発生回数が顕著に増加している（札幌管区気象台, 2017）。これらの気温上昇や短時間強雨の増加は、日本域での詳細な温暖化予測において地球温

暖化の影響として予測されている結果と整合的であるため（気象庁, 2015; 札幌管区気象台, 2019; 文部科学省および気象庁, 2020）、網走湖の水質および珪藻群集の変動は、地球温暖化に伴った降水量変動が主要な要因である可能性がある。

網走湖における第2優占種である *D. tenuis* は晩春から初夏にのみ優占して産出する（香月ほか, 2018）。富栄養種として報告されることが多いが、最適TNは0.512 mg L⁻¹であり（Reavie and Smol, 2001）、網走湖のような富栄養湖ではむしろTN濃度が低い年に該当する（図4(b)）。一方で、水中の電解質濃度は淡水湖あるいは低塩分の汽水湖としてはやや高い環境を好み、最適塩化物イオン濃度は2091.3 Cl mg L⁻¹（Rzodkiewicz et al., 2017）、最適電気伝導度は451.33 μS cm⁻¹（Yıldırım and Külköylüoğlu, 2018）と報告されている。19AB-2L コアにおいて *D. tenuis* が高い出現頻度を示した1983～1984年及び1997年は、網走湖内の塩分躍層深度が深い一方で晩春の降水量が少なかったために（図4）、表層のTN濃度が低く塩分濃度が高いといった *D. tenuis* が好む表層環境となったと考えられる。一方で、2008～2014年およびコアの表層である2018年付近では通年して塩分濃度が低く（図4(a)）、塩化物イオン濃度が低かったと推測されるにも関わらず *D. tenuis* の相対頻度は増加した（図5）。従って、2008～2014年と2018年には網走湖表層の電解質濃度が塩化物イオン濃度に依存せず上昇した、即ち表層の富栄養化が進行した可能性が挙げられる。2008年以降の網走湖の水質と生態系変動に関しては、全珪藻殻数および第1優占種である *C. atomus* の産出頻度を踏まえ次の段落で議論する。

大曲堰の建築と網走湖の基礎生態系との関連

19AB-2L コアにおける全珪藻フラックスは2008年に急激に増加し、2009年にピークを示す（図5）。2010年以降は年ごとに増減しつつ減少傾向を示すものの2007年以前と比較すると顕著に高い値を示す。2008年の珪藻群集は富栄養環境を指標する種である *C. atomus* が優占しており、全珪藻殻数の増加は *C. atomus* の増加に依存している。このため、網走湖の表層の環境が *C. atomus* が好む富栄養環境へと移行したと考えられる。前段落で述べたように、2007-2008年以降の *C. atomus* の優占は秋季の降水量の増加が関係していると考えられるが、2008年における全珪藻殻数の増加は、1982年以降の珪藻群集の変遷において極端な変動であり、気候変動

の影響に加えて人為的な環境改変の影響が考えられる。2006年から2009年にかけて、冬季に網走湖下流の網走川では海水の逆流を防ぐ可動堰の試験である仮ゲートの運用がおこなわれている（網走湖水環境改善施策検討委員会，2010）。仮ゲートは網走川河口から7 km 上流の大曲に設置された。また、2011年と2012年は冬期間に大曲の河道を半川締切する施工により大曲堰が建設され（坂井ほか，2013），2014年以降遠隔による自動制御で操作され海水の遡上を抑制している（網走開発建設部 HP）。すなわち、2006年以降仮ゲートの設置により冬季の海水流入が抑制されている。網走湖へ遡上流入する海水は湖岸に拡散しつつ底層に沈降するが、その作用としては湖水へ塩分や溶存酸素、各種物質を供給することが挙げられるほか、結氷後には躍層の深度を上昇させると同時に塩分を水面に向かい拡散させる（池永ほか，1998；杉原・平井，2016）。そのため仮ゲートの設置後は塩分躍層が1年を通して低下し（図2），表層の塩分も2007年および2009年以降は安定して低い値（2 PSU 以下）を示した（図4(a)）。上述の通り、2008年以降急増した *C. atomus* は、淡水湖沼や低塩分汽水湖において富栄養環境を好む種であり、主に秋季に高い生産性を示す。従って、大曲堰の運用によって冬季の海水流入を抑制したことが秋季を含む通年の網走湖の表層低塩分化を促進し、同時に秋季の降水量の増加に伴う網走湖への栄養塩流入の増加が起きたことで *C. atomus* に優占される珪藻群集の激増を招いたと推測できる。一方で、2007年以前の表層が低塩分になった年に、珪藻フラックスが急増しなかった理由も降水量の変動から説明ができる。1995年は網走湖表層の塩分が低く秋季は約1.2 PSU 程度であり、湖底堆積物中の *C. atomus* は産出頻度が70%を超えるほど優占したが、全珪藻フラックスは 0.1×10^9 殻 $\text{cm}^2 \text{year}^{-1}$ 以下と低い値を示した。1995年の秋季の降水量は例年並みであり（図4(c)），2008年以降と比較して秋季の表層の栄養塩濃度が低かったことが、珪藻フラックスが急増しなかった要因として考えられる（図4(b)）。

2008-2009年に急増した後の19AB-2L コアの全珪藻フラックスに目を向けると、上述した通り2010年以降は比較的高いフラックスを維持する一方で次第に減少している（図5）。網走湖湖底に堆積する有機炭素フラックスを示した瀬戸ほか（2020）は、1995年以降ほぼ横ばいであることを示していることから、2010年以降の網走湖では珪藻群集が減少

する一方で、珪藻以外のプランクトンが増加したと考えられる。2017年から2019年の4-11月にかけて網走湖表層の採水調査を行った三上ほか（2023）は、網走湖表層の最大生物量においてシアノバクテリア・*Microcystis* 属が最も多く、次いで珪藻の *Diatoma* 属や *Cyclotella* 属が多いとしており、2009年以降、珪藻フラックスの減少に伴って増加したプランクトンはシアノバクテリアである可能性が最も高い。三上ほか（2023）は、シアノバクテリアは淡水の方が増殖に適していることから、2017年や2018年の低塩分傾向が *Microcystis* 属の大増殖を促した理由の一つであると推測した。また、網走湖流域におけるまとまった降雨の増加が、網走湖への溶存態無機窒素の流入量増加を促進しており、溶存態無機窒素の欠乏が起こりにくいことも *Microcystis* 属の大増殖に繋がっていると報告している。そのため、網走湖表層の塩分が低下した2007年以降シアノバクテリアと網走湖で優占する低塩分を好む珪藻は競合関係にある可能性が高い。*Microcystis* 属は低温適応する株も存在するが（Araki et al., 2018），水温が25℃以上でより増殖する高温環境を好む種である（牧野・矢作，2014）。一方で、珪藻は水温が比較的低い季節に増加する傾向が見られており、平均気温が低く、表層水温が低い傾向にあった年は、夏季にも増殖が確認されている（三上ほか，2023）。網走湖表層の塩分が低下した2007年以降の網走市の8月の気温（気象庁）と全珪藻フラックスを対比すると、表層塩分が2 PSU を下回っているにも拘わらず珪藻フラックスの急増が見られなかった2007年は8月の水温が21℃を超えている一方で、全珪藻フラックスが急増した2008年と2009年は19℃を下回っており、全珪藻フラックスが減少した2010年には再び8月の水温が22℃を超えていた（図4(d)）。したがって、2008年と2009年は本来 *C. atomus* が増殖する秋季に加えて夏季の環境が増殖に適していたため、生産性が増加した結果フラックスが急増しており、2007年や2010年は低塩分環境や栄養塩濃度は *C. atomus* の増殖に適していたものの夏季の水温が高く、*Microcystis* 属の大増殖に栄養塩が利用されたため、*C. atomus* の増殖が夏季には抑制され、フラックスは比較的低くなったと推測することができる。特に、2009年は表層の低塩分と、秋の降水量の増加および夏場の気温の低下が同時に発生した年であったため、1983年以降の網走湖でもっとも珪藻のフラックスが高い年になったと考えられる。即ち、大曲堰の運用および秋季の降

水量の増加に伴って表層の低塩分・富栄養環境が進行した2007年以降の網走湖では、気温の変化によって低塩分珪藻かシアノバクテリアのいずれかが増殖する環境にあると考えられる。

最後に塩分躍層に目を向けると、網走川で仮ゲートの設置を行った2006年以降網走湖の塩分躍層は徐々に水深が深くなっている(図2)。19AB-2Lコアでは、2013年から淡・汽水性の浮遊性種である *Thalassiosira lacustris* の出現頻度が増加し、2014年以降淡水性の底生珪藻である *Entomoneis paludosa* や、淡水性の付着性珪藻である *Cocconeis placentula* の相対頻度が増加する(図5)。これらの珪藻群集の変動は、仮ゲートの設置以降網走湖の塩分躍層の深度が低下し、網走湖湖岸の表層水が低塩分化したため、浅瀬の堆積物や礫に付着する淡水性の珪藻種が増加したことで起きた変化であると推測される。ただし、2014年より塩分躍層の深度が深かった1985年以前や1997～1999年において、これらの淡水種や淡・汽水性種の増加は確認されなかった(図4,5)。*Thalassiosira lacustris* は多少汚濁が進んだ池沼を好むことが報告されており(小林ほか, 2006)、*Entomoneis paludosa* は窒素の添加実験において窒素の形態に関わらず添加量の多い水中で増殖が多かった(Jauffrais et al., 2016)。1985年以前や1997-1999年におけるTNの値は2013年以降より低いことを踏まえると(図4(b))、2013年以降の淡水種や淡・汽水性種の増加の背景には塩分躍層の低下に加えて、表層での窒素濃度の増加があると考えられる。

まとめ

2019年8月に網走湖湖心で採取されたコア試料、19AB-2Lコア中の珪藻群集を用いて1983年以降の水環境の変遷を明らかにした。網走湖の珪藻群集変動は近年の網走湖の表層塩分、降水量の変動による流入した栄養塩濃度、そして夏季の水温に影響され、変動していることが明らかになった。特に、1980年代以降秋季の降水量が次第に増加したことにより、珪藻群集の優占種の構成に変化が見られた。また2006年以降、網走川に設置された大曲堰の運用により表層塩分の低下がおき、秋季の降水量の増加と重なったことで2008年以降網走湖に堆積する全珪藻フラックスの急激な増加が発生していた。低塩分化が進行した網走湖では、珪藻以外の植物プランクトンであるシアノバクテリアの増殖が発生してい

ると考えられる。網走湖において珪藻のフラックスを決定する要因として夏季の気温があり、低温な夏にはシアノバクテリアより珪藻の優占が夏季にも発生することで、フラックスの増加がおきると推測できた。

謝辞

本研究に用いたセディメント・トラップの設置および回収において、西網走漁業協同組合の川尻敏文氏および末沢海一氏には尽力いただいた。また、東京農業大学生物産業学部水産増殖学研究室の学生諸氏に調査を補助していただいた。北海道開発局網走開発建設部には貴重なデータを提供頂いた。本研究には科研費(基盤B:17H02974および23H01257,研究代表者は共に瀬戸浩二)を使用した。また、本稿は入月編集委員および2名の査読者の方に丁寧な査読を行っていただいた。ここに記して謝意を表する。

引用文献

- 網走開発建設部 HP. <https://www.hkd.mlit.go.jp/ab/> (2024年4月時点)。
 網走湖水環境改善施策検討委員会(2010) 網走湖水環境改善施策検討 最終報告書。国土交通省北海道開発局, 181p。
 Araki, M., Okano, K., Ohta, S., Suzuki, E., Fujibayashi, M. and Miyata, N. (2018) Characteristics of harmful algal blooms during a low water temperature season in Lake Hachiro. *Journal of Water and Environment Technology*, 16: 175–183。
 千葉 崇・澤井祐紀(2014) 環境指標珪藻種の再検討と更新。 *Diatom*, 30: 17–30。
 池永均・山田正・向山公人・大島伸介・内島邦秀(1998) 網走湖の塩水化の機構と塩淡二成層の長期変動特性に関する研究。 *土木学会論文集*, 600: 85–104。
 池永均・向山公人・大島伸介・吉本健太郎・山田正(2004) 網走湖における青潮発生に関する現地観測と数値解析の比較。 *土木学会論文集*, 775: 11–27。
 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, 湯沸湖, 藻琴湖)の湖盆形態と塩分環境。 *北海道水産孵化場研報*, 49: 37–48。

- Jauffrais, T., Jesus, B., Méléder, V., Turpin, V., Russo, A.D.P.D., Raimbault, R. and Jézéquel, V.M. (2016) Physiological and photophysiological responses of the benthic diatom *Entomoneis paludosa* (Bacillariophyceae) to dissolved inorganic and organic nitrogen in culture. *Marine Biology*, 163: 115.
- 香月興太・瀬戸浩二・園田武 (2018) 網走湖における珪藻群集の季節変化. *Laguna* (汽水域研究), 25: 11–18.
- Kiss, K., Klee, R., Ector, L. and Acs, E. (2012) Centric diatoms of large rivers and tributaries in Hungary: Morphology and bio-geographic distribution. *Acta Botanica Croatica*, 71: 311–363.
- 菊池和夫・野沢靖・松本英二 (1984) 堆積物からみたサロマ湖の環境変化について. 北海道立水産試験場報告, 26: 11–24.
- 気象庁, https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/monthly_s3.php?prec_no=17&block_no=47409&year=&month=&day=&view=p5 (2023年12月時点).
- 気象庁 (2015) 異常気象レポート 2014. 気象庁, 253p.
- 小林弘・出井雅彦・真山茂樹・南雲保・長田敬五 (2006) 小林弘珪藻図鑑 第1巻. 内田老鶴圃, 531p.
- 国土交通省 水文水質データベース, <http://www1.river.go.jp/> (2023年10月時点).
- 湖沼技術研究会 (2007) 湖沼における水理・水質管理の技術. 湖沼技術研究会, 532p.
- 小杉正人 (1988) 珪藻の環境指標種群の設定と古環境復原への応用. 第四紀研究, 27: 1–20.
- 牧野育代・矢作裕司 (2014) 河川水質の特徴とアオコ形成種の増殖との関係. 環境と安全, 5: 19–25.
- Mikami, H., Hino, S., Sakata, K. and Arisue, J. (2002) Variations in environmental factors and their effects on biological characteristics of meromictic Lake Abashiri. *Limnology*, 3: 97–105.
- 三上英敏・五十嵐聖貴 (2019) 網走湖嫌気層の長期的環境変化. 環境科学研究センター所報, 9: 33–43.
- 三上英敏・五十嵐聖貴・畑山誠・渡部貴聴・飯田匠・川尻敏文・末澤海一 (2023) 部分循環湖網走湖の好気層における栄養塩の環境特性と近年の藍藻の変化. 水環境学会誌, 46: 47–60.
- 文部科学省及び気象庁 (2020) 日本の気候変動 2020 — 大気と陸・海洋に関する観測・予測評価 報告書 —. 文部科学省及び気象庁, 58p.
- 武藤仁・青山己織 (2024) 世界の河口堰の先進事例に学ぶ. 蔵治光一郎編「長良川のアユと河口堰川と人の関係を結びなおす」. pp.192–201. 農文協.
- 中尾繁・菊池和夫 (1978) 能取湖湖口の周年開口による環境変化, 特に無生物域の消滅. I. 水質及び底質. 水産土木, 15: 9–12.
- Olszyński, R.M., Szczepocka, E. and Żelazna-Wieczorek, J. (2019) Critical multi-stranded approach for determining the ecological values of diatoms in unique aquatic ecosystems of anthropogenic origin. *Peer J*, 7: e8117.
- Reavie, E.D. and Smol, J.P. (2001) Diatom-environmental relationships in 64 alkaline southeastern Ontario (Canada) lakes: a diatom-based model for water quality reconstructions, *Journal of Paleolimnology*, 25: 25–42.
- Rzodkiewicz, M., Gąbka, M., Szpikowska, G. and Woszczyk, M. (2017) Diatom assemblages as indicators of salinity gradients: a case study from a coastal lake. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 46: 325–339.
- Sahu, B.K., Pati, R. and Panigrahy, R.C. (2014) Environmental conditions of Chilika Lake during pre and post hydrological intervention: an overview. *Journal of Coastal Conservation*, 18: 285–297.
- 坂井一浩・藤田宏勝 (2013) 網走湖水環境改善事業について—大曲堰建設影響評価と運用計画—. 第57回 (平成25年度) 北海道開発技術研究発表会, 6p.
- 札幌管区気象台 (2017) 北海道の気候変化【第2版】これまでの120年とこれからの予測. 札幌管区気象台, 46p.
- 札幌管区気象台 (2019) 北海道地方地球温暖化予測情報—IPCCのRCP8.5シナリオを用いた北海道と地域別の将来予測—. 札幌管区気象台, 142p.
- 瀬戸浩二・香月興太・北川淳子・園田武・山田和芳・川尻敏文 (2020) 北海道網走湖における年縞堆積物の特徴と近年の環境変化. 環境考古学と富士山, 4: 53–65.
- 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: 100458.

- 杉原幸樹・平井康幸 (2016) 塩淡境界を持つ汽水湖の結氷下の水質挙動. 水工学論文集, 72: I_655-I_660.
- 高安三次 (1955) 網走湖の塩分に就て. 魚と卵, 50: 23-29.
- 渡辺仁治 (2005) 淡水珪藻図鑑. 群集解析に基づく汚濁指数 DAIPo PH 耐性能. 内田老鶴堂, 666p.
- Yang, X., Dong, X., Gao, G., Pan, H. and Wu, J. (2005) Relationship between surface sediment diatoms and summer water quality in shallow lakes of the middle and lower reaches of the Yangtze River. *Journal of Integrative Plant Biology*, 47: 153-164.
- Yıldırım, V. and Kulköylüoğlu, O. (2018) Effect of mining site seepage and copper plant waste water on the water quality and epilithic diatom communities in Maden Stream (Elazığ-Turkey). *Cellular and Molecular Biology (Noisy-le-grand)*, 64: 39-45.
- Zalat, A.A., Nitychoruk, J., Chodyka, M., Pidek, I.A. and Welc, E. (2022) Recent and fossil freshwater diatoms of Poland: taxonomy, distribution and their significance in the environmental reconstruction Part 1. Coscinodiscophyceae, Mediophyceae and Fragilariophycidae. John Paul II University of Applied Sciences in Biala Podlaska, Biała Podlaska, 306p.