



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Estuarine, Coastal and Shelf Science

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecss

Effect of human activity on Lake Saroma (Japan) during the past 150 years: Evidence by variation of diatom assemblages

Kota Katsuki^{a,*}, Koji Seto^b, Ritsuo Nomura^c, Kimihiko Maekawa^d, Boo-Keun Khim^a

^a Division of Earth Environmental System, Pusan National University, San 30, Jangjeon-dong, Geumjeong-gu, Busan 609-735, Republic of Korea

^b Research Center for Coastal Lagoon Environment, Shimane University, 1060 Nishikawatsu-cho, Matsue, Shimane 690-8504, Japan

^c Department of Education, Shimane University, 1060 Nishikawatsu-cho, Matsue, Shimane 690-8504, Japan

^d Aquaculture and Research Institute of Saroma Lake, Sakaeura, Tokoro, Kitami, Hokkaido 093-0216, Japan

ARTICLE INFO

Article history:

Received 12 August 2008

Accepted 21 October 2008

Available online 5 November 2008

Keywords:

diatoms

lacustrine ecology

pollution

shellfish culture

coastal zone

Lake Saroma

ABSTRACT

Diatom assemblages of the surface and in core sediment samples from Lake Saroma (Japan) were examined for the purpose of evaluating anthropogenic effect on the coastal environmental changes. Before the first inlet excavation, the lake's water quality and ecology were controlled by water exchange with the Okhotsk Sea as well as lake-level variation. However, large-scale ecological modification occurred, mainly due to artificial excavation and shellfish industrial farms. A distinct record of the succession of the dominant diatom taxa was preserved in core sediments. Low-oxygen water was prevalent in the lake in 1929, before the first inlet excavation. Immediately after the first inlet excavation, the low-oxygen water in the western basin of the lake began to disappear, in a trend that became increasingly transparent, which has been attributed to an increasing rate of water exchange. However, the lacustrine environment of bottom sediments resumes deterioration 20 years after since the first artificial excavation: the resultant deposition of river-mouth materials into the deep basin caused eutrophication and environmental disturbance of the lake bottom. At the same time, the eutrophication of surface water became intensified with the onset of intense scallop culturing beginning in 1966. Increasing organic loads deposited onto the bottom layer in the form of excreta from the scallop nursery led to more oxygen deficiency and the elution of nitrogen and phosphorus from the sediment, which again brought about eutrophication of the surface layer. Such environmental change was reflected in a decrease of benthic diatom taxa and an increase of planktonic taxa, trends which have continued until today. Particularly, the numbers of diatom assemblage have been decreasing all over the lake during the last 10 years, which suggests that Lake Saroma's present-day deterioration and eutrophication will continue or become even worse.

© 2008 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Anthropogenic pollution in the lagoon environment has been commonly reported in recent years (e.g., Kennish, 1998; Smol, 2002; Gönenç and Wolfin, 2005). Lake Saroma, which is the largest lagoon (151.9 km² in area, 91.1 km in circumference, average depth is 14 m; 44°05'07" to 44°11'58"N, 143°40'06" to 143°58'14"E) in Japan (Fig. 1), is no exception. Its environment has been altered over the past century by artificial excavation as well as fishery activities. Lake Saroma is separated from the Okhotsk Sea by a narrow sand-bar (Fig. 1), which is the site of one of the biggest scallop nurseries at present. Furthermore, Lake Saroma is characterized by one of the largest eelgrass (*Zostera marina* Linnaeus) beds in the

world. Over the past century, various anthropogenic activities have affected changes in original characteristics of the lake.

Before 1928, the water exchange between Lake Saroma and the Okhotsk Sea was maintained by an inlet located in the east end of the lake (Fig. 1). From that year, however, this inlet had been closed by sand drift. Consequently, with the limited water exchange, the lake became a low-salinity and moderate summer temperature lagoon (Takayasu et al., 1934). At about the same time, a major oyster nursery (*Crassostrea gigas* Thunberg) was established in the shallow area of the lake (Oshima, 1971). The inlet was excavated in April 1929 to improve the water exchange. Afterwards, the surface temperature and salinity levels in the lake became comparable to those of the Okhotsk Sea (Takayasu et al., 1934). In addition, the major nursery was shifted to scallop (*Patinopecten yessoensis* Jay). The shellfish fishery in the lake has been developed; the intensive hanging scallop cultivation has been industrialized in 1966, and the catch of scallop rapidly increased since the 1970s. However, water

* Corresponding author.

E-mail address: kkota@pusan.ac.kr (K. Katsuki).

(原著論文につきましては前ページの
<http://www.elsevier.com/locate/ecss> より、図版につきましては別
添ファイルをご参照下さい)

サロマ湖の珪藻遺骸群集から見た過去 150 年間の人間活
動と環境変遷の関連

香月興太，瀬戸浩二，野村律夫，前川公彦，金根傳

**Effect of Human activity on Lake Saroma (Japan) during
past 150 years: evidence by variation of diatom
assemblages**

Kota KATSUKI, Koji SETO, Ritsuo NOMURA, Kimihiko
MAEKAWA, Boo-Keun Khim

はじめに

内湾や汽水湖は水産資源の宝庫であるが，人間活動の影響による環境変遷や汚染が問題となっている（Smol, 2002; Gönenç and Wolfin, 2005; 平塚ら, 2006）。日本最大の汽水湖であるサロマ湖においても，人為的な地形改変や漁業形態の変化による環境変化が過去1世紀にわたって繰り返し行われてきた。サロマ湖はオホーツク海に面した日本最大の汽水湖であり（面積：151.9 km²，周囲長：91.1 km），日本有数のホタテ貝養殖場を有することで知られている。サロマ湖は昔から現在のような水域であったわけではなく，複数回の人為的な環境改変の結果現在のような環境に至っている。昭和初期までのサロマ湖は東端にオホーツク海との湖口（旧湖口）を持っていたが，この湖口は浅く秋季には漂砂の堆積により閉鎖された。そのため当時のサロマ湖は外海との循環がしばしば滞る低鹹汽水湖であり（高安ら，1934），塩分濃度が低く夏季に水温が上昇することからマガキ（Crassostrea gigas Thunberg）の養殖が主に行われてきた（大島，1971）。1929年4月にサロマ湖内の湖水循環改善のため現在の第一湖口が開削されると，湖内の水温や塩分濃度は外海のオホ

一ツク海とほぼ同じになり（高安ら，1934），養殖対象もマガキからホタテガイ（*Patinopecten yessoensis* Jay）になり，水質の悪化が問題となった（西浜，1994）。特に第1湖口から遠い東部湖盆では，給餌や養殖生物の老廃物が原因とみられる汚濁が進行し，貧酸素水塊の拡大や硫化水素濃度の上昇によって養殖ホタテガイの大量斃死が発生しやすくなった（菊池ら，1984）。そこで1978年12月に現在の第二湖口にあたる湖口が開削され，再度の湖水循環改善が行なわれ現在の環境に至っている（北海道栽培漁業振興公社，1985）。

サロマ湖の環境変動に関する研究は様々な角度から取り組みられており，水質調査（高安ら，1934）や湖底堆積物の化学分析（菊池ら，1984；西浜・干川，1992）等が盛んに行われてきた。これらの調査は観測時や堆積当時の観測水域の特性や環境を把握する上で有効であり，2度にわたる水路開削や養殖漁業の変化がサロマ湖の環境に影響を与えたことを明瞭に示唆しているが，環境改変が引き起こした生物相の変化を十分に復元しているとはいえない。一次生産者の生物相は漁業とも密接に関係しているため，サロマ湖のような養殖業が盛んな湖沼において生物相の復元は非常に重要である。一方，海底（湖底）

表層試料中の生物遺骸組成は、水域における平均的な生物組成をよく反映するため（例えば鹿島，1993），生物遺骸を観察する手法は過去の生物相や水質特性を把握する上で有効である（Battarbee, 1991; Smol, 1992）。堆積速度の速い沿岸海域や湖沼の堆積物の解析は、人間活動の影響を考慮し時系列に沿った環境変遷を把握する上で貴重な情報を提供している（Korhola and Blom, 1996; Ruggiu et al., 1998; Michelutti et al., 2001）。

本稿では、過去 1 世紀にわたって人為的な地形改変による環境変化を繰り返し行われてきた北海道のサロマ湖を対象に、水質調査および表層堆積物試料・柱状試料中の珪藻遺骸群集の解析を行った。珪藻遺骸群集の変遷や分布をもとにサロマ湖の環境変遷とその要因について言及し、生物相の変遷と人間活動の関連に関して考察した。

方法

水質測定および表層採泥

2005 年 9 月 26 日から 28 日にかけて、サロマ湖内の 55 地点を対象に水質調査・表層堆積物採取を行なった。調査の対象地のうち 51 地点は 1995 年 9 月に行なわれたサ

ロマ湖の水質・底質調査（高安，1996）の地点に準じ，4点は今回新たに調査の対象として加えた。調査は主として水深3 m以深を対象に行なわれた。水質調査はAAQ1186（アレック電子）を用いて，各地点において塩分・水温・クロロフィル a・濁度・水中光量子を鉛直方向に1秒間に3回測定し，溶存酸素は表層と湖底直上数十 cm で測定した。表層堆積物試料は，エクマンバージを用いて採取し，色調測定・生物粒度記載を行なった後，珪藻群集解析用に表層0.5 mm以内の堆積物を2 ml採取した。

柱状堆積物試料

本研究に用いたコア試料は，2005年8月にサロマ湖西部湖盆中心部（44° 07' 26.5" N, 143° 48' 05.5" E）で採取された2本のコア（05SAROMA-2a, -2b）であり，そのうち05SAROMA-2bを珪藻群集解析に用いた。これらの試料の採取は重力式採泥器（総重量約25 kg，口径6 cm）を用いた。採取した場所の水深は13.5 m，コア長は2aコアが39 cm，2bコアが31 cmであった。コア上部2 cm程は淡黄褐色，その下部2 cmは黒色であり，4 cm以深は灰緑色であった。採取されたコア試料の内，微化石分析用となる2bコアは陸上で1 cm間隔でスライスし，珪藻遺骸群集の

解析に用いた。2a コアは年代測定・化学分析・含砂率測定用として 0.5 cm 間隔でサンプリングを行なった。

年代測定

本研究では、 ^{210}Pb と ^{137}Cs の 2 つの放射性核種を用いて年代測定を行った。放射線の検出にあたっては、キャンベラ社の低レベル γ 線放射能分析装置 (EGPC150-P16) を用いた。 ^{210}Pb と ^{137}Cs は、それぞれ 22.3 年、30.1 年の半減期を有しており、約 100 年間の堆積物の年代測定に広く応用されている (例えば、金井, 2000; Nomura et al., 2006)。これらは堆積後の二次的攪乱がない場合には極めて有効な年代測定法である。粉碎した試料は径 1 cm のスチロール瓶に密閉し、 ^{226}Ra と ^{222}Ra が放射平衡に達する 3 週間後に分析を行った。1 試料の測定時間は 86,400 秒 (24 時間) である。 ^{210}Pb の実測値には支持鉛 (supported Pb) が含まれるため、この放射能強度を差し引いた過剰鉛 (excess Pb) として計算した。

珪藻遺骸群集解析

本研究では 55 地点で採取した表層堆積物試料の内、鹿島 (1996) で報告があった 27 地点 (および追加 1 地点) で

採取した試料に関してのみ珪藻遺骸群集の解析を行なった。表層堆積物試料は、堆積物 3-5 mg に対し有機物除去のため 10% 過酸化水素水を 5 ml 添加し、ホットプレート上で 1 時間半加熱した。その後、中和および粘土鉱物の分離のため界面活性剤を添加した後に攪拌し、懸濁液約 0.1 ml をプリーラックスで封入し、珪藻群集組成解析用のスライドを作成した。

柱状試料 05SAROMA-2b は定量的なスライドを作成するため、最初に湿潤試料 2 mg を誤差 0.01mg で計測した。その後、表層堆積物試料と同様に過酸化水素水、界面活性剤を添加して有機物除去・珪藻殻面の粘土鉱物除去を行なった。これらの試料は、珪藻群集を定量するため、0.45 μm メッシュの格子入り Gelman メンブレンフィルターで濾過した後にカナダバルサムによって封入し、定量的なマイクロスライドを作成した。全珪藻殻数の算出に際しては、堆積物に含まれる水分の影響を取り除くため、含水率を測定し、乾燥試料 1 g 当たりの殻数に換算した。

作成したマイクロスライドは生物顕微鏡下にて 1000 倍で観察し、種の同定・計測および種の特徴については以下の文献を参考にした。(小久保, 1960; Hendy, 1964; 小杉, 1988; Round et al., 1990; 高野, 1990; 鹿島, 1992;

小島ら, 1995; Hasle and Syvertsen, 1996; Cremer, 1998; 渡辺, 2005)。また, 近年分類基準において議論がなされている Cyclotella caspia Grunow およびその類似群に関しては Cyclot. caspia group とし, 鈴木ら (2005) や鈴木・田中 (2006) により類似の新種が報告されている Cocconeis scutellum Ehrenberg は無縦溝殻の形態より新種が含まれている割合は極めて低いと判断し, Co. scutellum とした。この他, Tabularia tabulate (Agardh) Snoeijs および Tabularia fasciculate (Agardh) Williams & Round はまとめて Tabularia spp. として扱った。

結果

水質測定結果

2005年9月におけるサロマ湖内の表層水温・塩分は, ライトコロ川河口部を除いてほぼ外海であるオホーツク海の水温・塩分と同様であった。水温は約 18℃, 塩分は 33.0-33.8 PSU であった。水温・塩分共に西側のほうが東側に対して高くなっているが, この結果はサロマ湖と外海の水塊交換の 9割が現第一湖口を通して行われている (武内ら, 1990) ことに起因すると考えられる。

表層堆積物試料中の珪藻遺骸群集

サロマ湖の湖底表層堆積物中では 70 属 319 種の珪藻遺骸群集が見られたが、特に Thalassionema nitzschioides Hustedt, Cyclotella caspia group, Cocconeis scutellum の他、海洋系の Thalassiosira 属（主として T. excentrica Cleve, T. lineate Jousé）や Chaetoceros 属の休眠孢子 (Resting Spore) が高い出現頻度を示した。この内、海洋系の Thalassiosira 属や Chaetoceros 属の休眠孢子が主に第 1 または第 2 湖口からサロマ湖の中心付近にかけて高い頻度を示したのに対し、Co. scutellum は沿岸部で高出現頻度を示した。また、Site 7, 69, 73 等の水深が浅い箇所では Co. scutellum にともなって、ほかの Cocconeis 属（例えば、Cocconeis placentula Ehrenberg）も産出した (2-3 %)。

サロマ湖内で確認された淡水種の大部分は、好清水性珪藻と広適応性珪藻であり、好汚濁性珪藻は Nitzschia palea (Kützing) W. Smith 等がわずかに確認されるのみであった。このほか、氷生種として Fragilariopsis cylindrus (Grunow) Krieger in Helmcke et Krieger, Thalassiosira nordenskioeldii Cleve などが確認された。

年代測定結果と柱状試料の性状

^{210}Pb と ^{137}Cs から求めた堆積速度にはそれぞれ若干の差異が認められたが、本研究ではコア深度 14 cm 以深の ^{210}Pb 強度が一様な減衰を示さないことから堆積速度に変化があったものと考えた。一方、 ^{137}Cs の測定結果では、コア深度の 7.5-8.0 cm に極めて強いピークが確認された。この堆積物中の ^{137}Cs のピークは 1963 年に相当する (Peirson, 1971)。したがって、コア深度の 7.5-8.0 cm は 1963 年と認められ、これをもとにすると、堆積速度は 0.185 cm/year となった。本研究では顕著な放射能ピークが得られた ^{137}Cs をコア深度 13.5 cm までの正当な堆積速度として扱うことにした。また、放射能強度が明瞭なピークと減衰を示したことから、本コアは二次擾乱の影響をほとんど受けなかったと考えた。

05SAROMA-2a コアの含水率は 50 % から 60 % の間で緩やかに増減していたが、コア上部 5 cm では増加傾向を示し、コアトップで約 68 % を示した。また、コアは全体を通して微量の砂を含んだ泥で構成されていたが、深度 13-23 cm 間では顕著な含砂率の増加（平均 7.2 %）が確認された。

柱状試料の珪藻遺骸群集変遷

乾燥重量 1 g あたりの全珪藻遺骸殻数は $10-60 \times 10^6$ 殻であり、27-28 cm 層準で急激に減少した後、上部 2 cm までゆるやかな減少傾向を示した。珪藻遺骸群集の内いずれかの層準で 10% 以上の出現頻度を示した種は、Paralia sulcata (Ehrenberg) Cleve, Chaetoceros spp. (resting spore), Diploneis smithii (de Brébisson) Cleve, Cyclotella caspia group, Aulacoseira ambigua (Grunow) Simonsen の 5 種であり、これらの優占種は明瞭な入れ替わりを示した。コア下部 (26 cm 以下) における優占種は P. sulcata および Ch. spp. (resting spore) であったが、24 cm から 12-14 cm にかけては P. sulcata と D. smithii が卓越し、コア上部ではこれら 2 種の減少にともなって Cyclot. caspia, A. ambigua, Ch. spp. (resting spore) が増加した。これらの 5 種以外でも 11-15 cm 間の層準において Cocconeis scutellum や Thalassionema nitzschioides 等いくつかの種が増加傾向を示すか、もしくは常時産出するようになった。

考察

湖口開削以前のサロマ湖の環境

最優占種である Paralia sulcata はしばしば沿岸域の環境指標に用いられる珪藻であり，栄養塩濃度との関連が示唆されている(例えば，小杉，1988; McQuoid and Nordberg, 2003)。この種は外洋から沿岸の比較的貧栄養な環境では，湧昇による富栄養化時に多産することが報告されているが(例えば，Abrantes, 1988a, b, 1990, 1991; Margalef, 1978)，その一方で元々栄養塩濃度の高い内湾や汽水湖沼では貧栄養の指標として知られている。また，最近水質悪化が問題となっている有明海や中海では P. sulcata が減少傾向にあることが知られており(例えば，横瀬ら，2005)，P. sulcata が極端な富栄養状態を好まないことを裏付けている。したがって，内湾や汽水湖において P. sulcata が多産する場所は極端な貧栄養や富栄養ではない栄養状態にあると考えられる。

湖口開削前の 19 世紀から 20 世紀初頭(1929 年以前)にあたる 15 cm 以深の珪藻群集は，明確に 2 つに区分することができる。25 cm 以深は P. sulcata および Chaetoceros spp. (resting spore) が卓越し，全珪藻殻数も非常に多い。また，コアの最下部では内湾・沿岸で優占する浮遊性種の Thalassionema nitzschioides や付着性種の Tabularia spp. が産出しており，コア底部(19 世紀半ば)はその後の開

削前の時期より外洋との水塊の交流が大きかったと考えられる。一方、15-25 cm間は Diploneis smithiiが急増し、全珪藻殻数が急減している。P. sulcataは相変わらず優占しており、20 cmまで減少傾向を示した後再び増加傾向を示しているが、Ch. spp. (resting spore)の相対頻度は低い。この優占種の入替わりに伴って、底生・付着性珪藻全体の出現頻度も、30-40%台から50%台にまで増加した。植物である珪藻群集の活動は光により制限されるため、底生・付着性珪藻の増加は透明度の上昇もしくは水深が浅くなったために底層までより光が届くようになったことを示唆する。また05SAROMA-2aコアで測定した含砂率も D. smithiiと同様に22.5 cmを境に激増していることが確認されたが、一般に含砂率の高さは堆積物中の有機物含有量や水深と反比例の関係にあり、サロマ湖における含砂率も有機物含有量や水深と関連があることが報告されている（西浜・干川，1992）。この含砂率の増加期間には河口域で産出し（Claeke, 1994；渡辺，2005）より低塩分を好むと考えられる Cyclostephanos fritzii (K.B. Clarke) Tuji & Houki nom. nud.も増加している一方で、T. nitzschioidesや外洋系の Thalassiosira属の出現頻度は著しく低い。したがってこれらの変動から推測すると、15-25

cm間にあたる 19 世紀後半から 20 世紀初頭（第一湖口開削まで）のサロマ湖は水面が低下し外海との交流が減少するに伴って塩分も低下していたと考えられる。19 世紀のサロマ湖に関する文献は少ないが，1859 年に発行された「東西蝦夷山川地理取調図」により当時のサロマ湖の様子を確認できる（平井，1995）。それによると，現在浅瀬になっているキムアネップ岬沖には当時イチャセモシリとよばれる小島があったことが判り，サロマ湖の水面が現在より低かったことが裏づけられている。また，このような現在存在しない小島はオホーツク沿岸のほかの湖沼でも確認できるため（平井，1995），当時のサロマ湖の水面の低下は海水準の低下に伴った広域的なものであると考えられる。

開削前のサロマ湖は底生珪藻の頻度が高く富栄養化の傾向を示してはいないにもかかわらず，低酸素水塊が発生していたことが報告されている（高安ら，1934）。従って，この水塊の形成は海水準の低下に伴いサロマ湖の閉鎖性が増大したことが主要な要因であると考えられる。

第一湖口開削の影響

1929 年 4 月に現第一湖口を開口したことにより，湖内

の水溫はオホーツク海と同程度まで低下し、塩分も増加したことが知られている。また、開口以前は西湖盆内で観察された低酸素水塊も解消され透明度も上昇したことが報告されている（高安ら、1934）。また菊池ら（1984）も堆積物中の有機物含量が減少したことを報告している。本研究で得られた珪藻遺骸の変化についても Cyclostephanos fritzii が減少する一方で Thalassionema nitzschioides や外洋系の Thalassiosira 属の出現頻度が増加し外海との水の交換が進んだことを示している。また、Paralia sulcata の出現頻度が顕著に増加したほか、いくつかの底生藻類の出現頻度も湖口開削直後に増加した。一方、底生藻類でも Diploneis smithii は出現頻度が低下した。このような底生珪藻の変化は透明度の上昇だけでなく、湖口の開削によって閉鎖的・淡水湖的環境が開放的・汽水湖的環境に変化したことによってもたらされたと考えられる。

また、付着性珪藻である Cocconeis scutellum や Tabularia spp.もこの時期増加している。これらの付着性珪藻は高塩分汽水湖ではアマモ（Zostera marina Linnaeus）やコアマモ（Zostera japonica Ascherson & Graebner）に優占して付着することが報告されており（大塚・辻, 1999;

Nakaoka et al., 2001), 特に Co. scutellum は年間を通じて Z. marina に付着する珪藻の最優占種であることが多い (Nakaoka et al., 2001)。この付着性珪藻の変化が基質となる海草類の変化なのか, 付着性珪藻のみの変化なのかについては明確なことはいえないが, 外海との海水交換が微細藻類を含む沿岸植生に大きな影響を及ぼしたことは疑いないようである。

第一湖口開削後の環境変化 (第二湖口開削および養殖業との関連)

第一湖口開削後に上昇した Paralia sulcata の出現頻度は 1940 年代から減少に転じ, 代わって 1950 年前後からは Aulacoseira ambigua, Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen, Cyclotella caspia group 等が増加する。これらの浮遊性珪藻の特徴は好富栄養・好止水性・好低塩分であるが (例えば, 小久保, 1960; 鹿島, 1994; 小島ら, 1995), 1950 年前後にサロマ湖の塩分が低下したことは報告されていない。従って, これらの浮遊性種の増加はサロマ湖の富栄養化および好低塩分珪藻が多産する河口付近から移流が原因と考えられる。菊池ら (1984) はコア試料 St.1 (05-SAROMA-2 より北西におよそ 1 km の地点で採取)

より、1945年を境に堆積速度が変化しC/N比が急増していることを示している。彼らは西湖盆中心で採取した試料St.2において堆積速度の変化が第一湖口開削直後の1930年頃に起きていることから、これらの変化は開削によって湖水の流動が変化し河口付近の粒子をより沖合まで運搬したことが要因だと推測している。堆積速度の変化が水深の深い湖盆中心で先行して起きている事や（菊池ら、1984）、本研究試料における含砂率が湖口開削直後から急減し1945年前後で一定の値をとり始めることから、湖口開削によるサロマ湖内の流路変化は河口付近の堆積物を当初湖盆最深部に蓄積させていたが、次第に湖盆内のより浅い地点蓄積させるようになったと考えられる。このことは河口付近の堆積物が湖盆に蓄積するようになったことがサロマ湖の富栄養化や底層環境の悪化要因になった可能性も示唆している。底生珪藻の減少や浮遊性珪藻の増加は現在まで続き、1978年の第二湖口開削後もその傾向に変化は見られない。したがって、第二湖口の開削は西湖盆内の生態にほとんど影響与えなかったと推測される。

Cyclotella caspia groupは第二湖口開削と前後して出現頻度が増加しており、同時にP. sulcataが激減している。

これらの変化はサロマ湖における一層の富栄養化を示唆していると考えられるが、1940年代と異なり A. ambigua や A. granulata の著しい変化は見られないため富栄養化の要因としてサロマ湖内の流路変化の影響は考えにくい。この時期のサロマ湖は、1966年に企業化され1970年代に飛躍的発展を遂げたホタテガイの垂下養殖による大きな変化があった。垂下養殖とは、貝類や海藻など底生生物を筏などから海中に吊り下げて飼育する養殖方法である。ホタテガイの養殖と水環境の関連を明らかにするため、養殖筏と表層堆積物中の珪藻遺骸群集の対比を行ったところ、Cyclot. caspia groupは養殖筏の周辺部で産出頻度が低く、密集部で産出頻度が高いことが判明した。また、サロマ湖内の堆積物中の有機炭素を測定した菊池ら（1984）や西浜・干川（1992）でも垂下養殖後に堆積物中の有機物負荷が増大したことを示唆しており、本コアにおける P. sulcata や底生珪藻の出現頻度と矛盾しない。したがって珪藻群集の変化もホタテガイ養殖に伴う富栄養化や底質の変化によると考えられる。養殖貝の排泄物により、底層の有機物負荷が増大し、貧酸素化や底泥からの窒素やリンの溶出を引き起こし表層の富栄養化を引き起こしているとするれば、この時期の模式図はFig. 7-④の

ようになると考えられる。

二枚貝類に摂取された植物プランクトンは、一様に分解・消化されるわけではなく、基質への強い付着力を持った種や被殻がもろい種は分解・消化されるが、強固な殻を持つ種やシストを形成する種は生きたまま排泄されやすいことが知られている（Kawamura et al., 1995, 1998; Persson, 2000）。富栄養化を指標すると考えられる Aulacoseira や Cyclot. caspia は強固な殻を持つ珪藻種である。すなわちホタテガイによる摂食活動は比較的殻の硬い Cyclot. caspia を選択的に残す可能性があるので、Cyclot. caspia group の出現頻度が大きく偏向を受けていることも考えられる。この可能性を本研究で得られたサロマ湖 27 地点の表層堆積物中の珪藻の出現頻度の解析結果から検討した。Cyclotella caspia group の出現頻度は養殖筏の付近で出現頻度が高い傾向があるものの、1995 年の表層堆積物試料（鹿島，1996）に較べてすべての地点で増加していた。従ってコア試料に見られた近年の Cyclot. caspia group の出現頻度の増加は全湖的な現象を反映したものと考えられる。ただし、ホタテガイの摂食がどの程度珪藻の出現頻度に影響を与えるかは本研究では明らかではなく、今後の検討が必要である。

過去 10 年間の環境変化

過去 10 年間ににおけるサロマ湖全域の環境変化を調べるため、1～数年間における湖の平均的な環境を反映する表層堆積物中の珪藻遺骸群集を解析し、1995 年の堆積物試料の結果（鹿島，1996）と対比した。その結果、浮遊性種では外洋性の Thalassiosira 属や内湾性の Thalassionema nitzschioides が減少している一方で、好富栄養汽水種の Cyclotella caspia group の産出頻度が増加していた。サロマ湖養殖調査研究センターでは 1987 年以降サロマ湖内数か所において表層水温を記録しているが、過去 10 年間に顕著な変化等が見られなかった。湖口を介したオホーツク海との海水交換はサロマ湖の水温を決める主要な要因であるため、過去 10 年間にサロマ湖とオホーツク海の水交換の量に大きな変動はなかったと考えられる。このことから Thalassiosira 属や T. nitzschioides の相対頻度の減少は Cyclot. caspia group の急増による影響が強いと思われる。前項でも説明したように Cyclot. caspia group の高産出地点は垂下養殖筏の配置と関連がみられるため、この浮遊性種の変化はサロマ湖の表層が養殖貝の排泄物等に起因して富栄養化していることを示していると考えら

れる。一方，底生種や一時浮遊性種である Diploneis smithii や Paralia sulcata は極端な産出頻度の減少がみられ，非産出地点も数多くあった。これらの種の減少はコア試料の結果にも表れており，1980年以降加速している底生種の減少が現在も継続中であることを示している。1995年の堆積物試料では珪藻（鹿島，1996）の他に，多毛類（園田ら，2002）や底生有孔虫（Takata et al., 2006）の群集解析も行われており，1995年の時点ですでに底層環境が悪化し貧酸素状態にあったことを示唆している。特に園田ら（2002）は1975–1995年の多毛類の分布の変化から富栄養化の進行と貧酸素水塊の発達を示し、ホタテガイの垂下養殖の影響だと指摘した。園田ら（2002）が示した富栄養化の進行と貧酸素水塊の発達は、本研究のコア試料の解析で得られた浮遊珪藻の急激な増加や底生珪藻の減少と並行して起こっている。両者がともにホタテガイ養殖の影響を反映しているとしたら、本研究で明らかになった1995年以降の珪藻群集の変化の継続は、園田ら（2002）が示した富栄養化や貧酸素水塊の発達が現在もなお進行中ということを示唆している。

また，柱状試料 05SAROMA-2bでは1929年以降大きな変化が見られなかった付着性種 Cocconeis scutellum も，優

占場所の変化はあまりなかったが出現頻度が減少しており，近年アマモ場が減少していることを示唆している。ただし今回の調査では，調査に使用した船舶の都合上水深が浅い地点の調査は行えなかったため，サロマ湖では底層環境の悪化に伴ってアマモ場がより水深の浅い場所に移動した可能性も考えられる。

謝辞

本研究は基盤研究（C）（2）「汽水環境における塩分躍層付近の生物生産システムとその地質記録に関する研究（研究代表者・瀬戸浩二，課題番号 15540436）」、基盤研究（A）「20世紀の異常海水準変動と沿岸生態系の動態解明のための層位・古生物学的手法の確立」（研究代表者・野村律夫，課題番号 15204046）の一環として行なわれた。現地調査に関してサロマ湖養殖調査研究センターの方々大変お世話になり，調査はもとよりその後も貴重な資料の提供等において尽力を尽くしていただいた。また，島根大学汽水域研究センターの高田裕行博士及び鳥取県公衆衛生研究所の宮本康博士には参考文献の紹介等でお世話になった。審査員の方々には丁寧で的確なご指摘を

頂いた。ここに記して謝意を表する。

引用文献

- Abrantes, F. (1988a): Diatom productivity peak and increased circulation during latest Quaternary: Alborian Basin western Mediterranean. *Marine Micropaleontology*, 13: 79–96.
- Abrantes, F. (1988b): Diatom assemblages as upwelling indicators in surface sediments off Portugal. *Marine Geology*, 85: 15–39.
- Abrantes, F. (1990): The influence of the Guadalquivir River on modern surface sediment diatom assemblages: Gulf of Cadiz. *Comunicacoes Servicio Geologico Portugal*, 76: 23–31.
- Abrantes, F. (1991): Increased upwelling off Portugal during the last glaciation: diatom evidence. *Marine Micropaleontology*, 17: 285–310.
- Battarbee, R. W. (1991): Recent palaeolimnology and diatom-based environmental reconstruction. In: *Quaternary Landscapes*, Shane, L. C. and E. J. Cushing,

- (eds.): 129-174. Belhaven Press, London.
- Clarke, K. B. (1994): Pelagodictyon a new genus of centric diatom from the Norfolk Broads. *Diatom Research*, 9: 17-26.
- Cremer, H. (1998): The diatom flora of the Laptev Sea (Arctic Ocean). Gebrüder Bornataeger, Berlin.
- Gönenç, I. E. and Wolfin, J. P. (2005): Coastal Lagoons, Ecosystem processes and modeling for sustainable use and development. CRC Press, Boca Raton.
- Hasle, G. R. and Syvertsen, E. E. (1996): Marine Diatoms. In: Identifying Marine Phytoplankton, Tomas, C. R. (ed.): 5-386, Academic Press, San Diego.
- Hendy, N. I. (1964): An introductory account of the smaller algae of British Coastal Waters. British Crown, London.
- 平井幸弘(1995)：湖の環境学，pp. 186，古今書院，東京。
- 平塚純一・山室真澄・石飛裕（2006）：里湖 モク採り物語，pp. 141，生物研究社，東京。
- 北海道栽培漁業振興公社（1982）：サロマ湖ホタテガイ養殖許容量調査，中間報告．pp. 17.
- 北海道栽培漁業振興公社(1985):北海道環境調査報告書，84-96.

- 鹿島薫 (1992): 沖積層から得られた珪藻化石カタログ (その 1) 北海道常呂平野. 九大教養地研報, 29: 1-36.
- 鹿島薫 (1993): 汽水湖沼における現生及び化石珪藻群落. 地質学論集, 39: 7-14.
- 鹿島薫 (1994): 中海・宍道湖における現生および化石珪藻群集に関する最近の話題. LAGUNA, 1: 37-43.
- 鹿島薫 (1996): 網走湖・サロマの湖底堆積物から得られた珪藻遺骸群集. LAGUNA, 3: 33-39.
- 金井 豊 (2000): 鉛-210 堆積年代測定法とその問題点. 地球化学, 34: 23-39.
- Kawamura, T., Saïdo, T., Takami, H. and Yamashita, Y. (1995): Dietary value of benthic diatoms for the growth of post-larval abalone Haliotis discus hannai. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 194: 189-199.
- Kawamura, T., Roberts, R. D. and Nicholson, C. M. (1998): Factors affecting the food value of diatom strains for post-larval abalone Haliotis iris. Aquaculture, 160: 81-88.
- 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. 北水試研報, 26: 11-24.

- 小島貞男・須藤隆一・千原光雄 (1995): 環境微生物図鑑.
pp. 759. 講談社, 東京.
- 小久保清治 (1960): 浮遊硅藻類. pp. 340. 恒星社厚生閣,
東京.
- Korhola, A. and Blom, T. (1996): Marked early 20th century
pollution and the subsequent recovery of Töölö Bay,
central Helsinki, as indicated by subfossil diatom
assemblage changes, *Hydrobiologia*, 341: 69-179.
- 小杉正人 (1988): 珪藻の環境指標種群の設定と古環境復
元への応用. 第四紀研究, 27: 1-20.
- Margalef, R (1978): Phytoplankton communities in
upwelling areas. The example of NW Africa. *Oecologia
Aquatica*, 3: 97-132.
- McLusky, D. S., and Elliott, M. (2004): The Estuarine
Ecosystem. ecology, threats and management. Third
Edition. pp. 214. Oxford University Press, New York.
- McQuoida, M. R. and Nordberg, K. (2003): The diatom
Paralia sulcata as an environmental indicator species in
coastal sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*,
56: 339-354.
- Michelutti, N., Laing, T. E. and Smol, J. P. (2001): Diatom

assessment of past environmental changes in lakes near the Noril'sk (Siberia) Smelters., *Water, Air, and Soil Pollution*, 125: 231-241.

Nakaoka, M., Toyohara, T. and Matsumasa, M. (2001): Seasonal and Between-Substrate Variation in Mobile Epifaunal Community in a Multispecific Seagrass Bed of Otsuchi Bay, Japan. *Marine Ecology*, 22: 379-395.

西浜雄二 (1994) オホーツクのホタテ漁業北海道, 大学図書刊行会, 札幌, 218 pp.

西浜雄二・干川裕 (1992) : サロマ湖における底泥の粒度組成と有機炭素含有量の分布. *北水試研報*, 39: 1-9.

Nomura, R., Nemoto, N. and Komura, K. (2006): Enviuronmental changes in brackish Lake Obuchi-numa, Aomori Prefecture, northeast Honshu, Japan, with special reference to sea-level variation in the 20th century. *第四紀研究 (The Quaternary Research)*, 45: 347-360.

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.

大塚泰介・辻彰洋 (1999) : 中海本庄水域の植物表生珪藻 I 宿主植物による種組成の違い. *LAGUNA*, 6: 129-143.

- Peirson, D. H. (1971): Worldwide deposition of long-lived fission products from nuclear explosions. *Nature*, 234: 79-80.
- Persson, A. (2000): Possible predation of cysts - a gap in the knowledge of dinoflagellate ecology? *Journal of Plankton Research*, 22: 803-809.
- Round, F. E., Crawford, R. W. and Mann, D. G. (1990): The diatoms. Biology and morphology of the genera. pp.747, Cambridge University Press, Cambridge.
- Ruggiu, D., Lugli , A., Cattaneo, A., and Panzani, P. (1998): Paleocological evidence for diatom response to metal pollution in Lake Orta (N. Italy). *Journal of Paleolimnology*, 20: 333-345.
- Smol, J. P. (1992): Paleolimnology: an important tool for effective ecosystem management. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1: 49-58.
- Smol, J. P. (2002): *Pollution of Lake and Rivers*. pp. 280, Oxford University Press, New York.
- 園田武・中尾繁・高安克己（2002）：サロマ湖の多毛類群集の構造特性と漁場環境：過去20年間の変化傾向。
LAGUNA, 9: 19-30.

Suzuki, H., Nagumo, T. and Tanaka, J. (2005): A new marine diatom Cocconeis sagaraensis Hid. Suzuki (Bacillariophyceae) from Japan. The Journal of Japanese Botany, 80: 176-185.

Suzuki, H. and Tanaka, J. (2006): A new marine diatom Cocconeis nagumoi Hid. Suzuki (Bacillariophyceae) from Japan. The Journal of Japanese Botany, 81: 282-288.

高野秀昭 (1990) : Diatoms. 日本の赤潮生物, 福原康夫・高野秀昭・千原光雄・松岡數充 (編者) : 162-331, 内田老鶴圃, 東京.

Takata, H., Takayasu, K. and Hasegawa, S. (2006): Foraminifera in an organic-rich, brackish-water lagoon, Lake Saroma, Hokkaido, Japan. Journal of Foraminifera Research, 36: 44-60.

高安克己 (1996) : 海跡湖堆積物からみた汽水域の環境変化 - その地域性と一般性 - : 文部省科学研究費補助金報告・資料集 (基盤研究 (A), 課題番号 07309009, 島根大学汽水域研究センター).

高安三次・五十嵐彦仁・近藤賢蔵 (1934) : 水産調査報告, 湖沼調査 (さろま湖). 北海道水産試験場. pp. 63.

武内智行・坂田年隆・早瀬吉雄（1990）：寒冷地圏域の海
跡湖における環境保全に関する研究，環境土木研究所
報告，92，1-103.

横瀬久芳・百島則幸・松岡數充・長谷義隆・本座栄一
（2005）：海底堆積物を用いた有明海 100 年変遷史の
環境評価．地学雑誌，114：1-20.

渡辺仁治（2005）：淡水珪藻生態図鑑. pp. 666.内田老鶴圃，
東京．