

R-126-'90

バックグラウンド地域における環境汚染物質の 長期モニタリング手法の研究(Ⅲ)

Studies on the Methods for Long-Term Monitoring of
Environmental Pollutants in the Background Regions (Ⅲ)

摩周湖における水試料の代表性と底質中の汚染記録

Representativeness of Water Samples and Historical Change
of Pollutants in Sediment of Lake Mashu

昭和58～62年度 特別研究報告

Research Report for FY 1983～1987

NIES

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立公害研究所

バックグラウンド地域における環境汚染物質の
長期モニタリング手法の研究(III)

Studies on the Methods for Long-Term Monitoring of
Environmental Pollutants in the Background Regions (III)

摩周湖における水試料の代表性と底質中の汚染記録

Representativeness of Water Samples and Historical Change
of Pollutants in Sediment of Lake Mashu

昭和58～62年度 特別研究報告

Research Report for FY 1983～1987

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

特別研究「バックグラウンド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究」

(期間 昭和 58～62 年度)

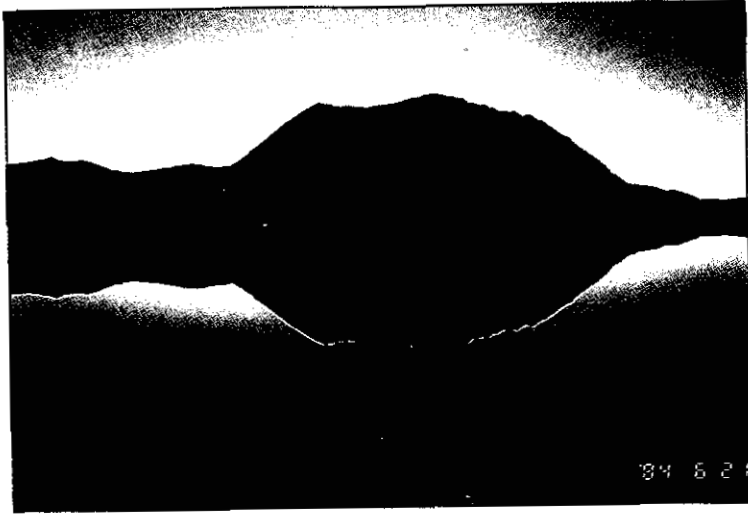
本研究報告 (III) 「摩周湖における水試料の代表性と底質中の汚染記録」

特別研究責任者：不破敬一郎 計測技術部部長 (昭和 58～60 年度)

松下秀鶴 同 上 (昭和 61～62 年度)

特別研究幹事：大槻 晃・相馬光之

報告書編集担当：河合崇欣



面对称のカムイヌプリを見せる鏡の摩周湖

序

北海道の東のはしに世界有数の清澄なみずうみ摩周湖がある。近くの知床原生林からはオホーツク海を眺めることができ、我が国でも少なくなっている本当の自然を残す地域の一つである。地球環境モニタリングシステム（GEMS）計画のプロポーザルをきっかけに、この湖を舞台にして、バックグラウンドレベルの汚染の監視測定法の研究が続けられてきた。当初はまだ地域的な公害問題が社会の重大関心事であったが、10年の歳月を経て今まさに地球規模の環境問題が世界を揺るがせているときにこの研究が終了し、報告書が出版されることの科学的社会的意義は大きい。

湖の水収支と湖水の混合について明らかにされたことで、なかなかやっかいな問題である湖水試料の代表性についてのあいまいさがほとんど無くなり、効率的で信頼性の高いサンプリングを可能にしたところは興味深い成果である。また、底質には汚染の記録がしっかり残っており、年代の推定とともにそれを読みだすことができたことで、随分昔からの汚染の歴史が示された。

今後、これらの成果が環境行政の一助として、地球規模的にみて代表的一湖沼のものである点がうまく活かされれば極めて興味深い示唆を与えることと確信される。

平成2年3月

国立公害研究所

所長 不破 敬一郎

目 次

Abstract	1
研究の意義と概要	3
河合崇欣・大槻 晃・相馬光之	
I. 摩周湖の水収支的特色	11
堀内清司・安部喜也・河合崇欣	
II. 摩周湖湖水の水温, 電導度, 溶存化学成分の分布と湖水混合の推定	25
野尻幸宏・河合崇欣・大槻 晃	
III. 摩周湖底質の特性とバックグラウンド汚染の歴史的変化	67
田中 敦・瀬山春彦・相馬悠子・相馬光之・河合崇欣	

CONTENTS

Abstract	1
Outline and Significance of the Study	3
Takayoshi KAWAI, Akira OTSUKI and Mitsuyuki SOMA	
I . Hydrological Characteristics of Lake Mashu	11
Seiji HORIUCHI, Yoshinari AMBE and Takayoshi KAWAI	
II . Estimation of Lake Water Mixing from the Distributions of Temperature, Conductivity and Dissolved Chemical Constituents in Lake Mashu	25
Yukihiro NOJIRI, Takayoshi KAWAI and Akira OTSUKI	
III . Characteristics of Lake Mashu Sediment and Historical Changes of Background Levels of Pollutants	67
Atsushi TANAKA, Haruhiko SEYAMA, Yuko SOMA, Mitsuyuki SOMA and Takayoshi KAWAI	

Abstract

The significance of pollution monitoring in remote regions was demonstrated when the biological concentration of PCB was recognized in the central Pacific Ocean.

Following the recommendation of SCOPE, a study of the methodology for background level monitoring has been conducted using a lake remote from human activities as a sampling "vessel". The whole study has consisted of; 1. Selection of suitable lakes, 2. Selection of indicator pollutants, 3. Methods for ultra-micro analysis, 4. Representativeness of the lake water samples, 5. Reading the history of pollution in the sediment, and 6. Changes in the loading of pollutants. The last subject is not completed.

This report contains the results and discussion on subjects 4 and 5. In part I, the hydrological characteristics of Lake Mashu were studied. It was found that the water supply by precipitation and two types of seepage control the water level of the lake, which has no inflow and outflow. One of the two seepage types results in a rate of fall of the water level as large as 3-5 mm/d when the water level is higher than 351.2m above sea level. The other seepage causes a fall of 1.3mm/d when the water level is below 351.2m. In part II, complete mixing of the lake water was concluded to occur every year on the basis of temporal and vertical changes of water temperature, conductivity and chemical constituents. Representativeness of the lake water samples is easily estimated with these hydrological data.

In part III, sediment core and dredge samples from Lake Mashu have been analyzed to determine background levels of pollutants and their historical changes.

The concentration of benzo [a] pyrene in the surface sediment ranges from 3-6 ng/g. This value is over ten times higher than that in layers below 7cm. Records of the historical change of pollution in the sediment is valuable in establishing a monitoring program with L. Mashu. The sedimentation rate of Lake Mashu was estimated to be less than 0.3mm/y. Fe and Mn originating in volcanic activity formed Fe/Mn rich layers, but their distributions were separated both horizontally and vertically.

With the results of the whole study, fundamental information has been accumulated sufficient to propose an effective and precise monitoring program with Lake Mashu to be continued for more than 100 years.

研究の意義と概要 Outline and Significance of the Study

河合崇欣¹・大槻 晃^{1,2}・相馬光之¹
Takayoshi KAWAI¹, Akira OTSUKI^{1,2} and Mitsuyuki SOMA¹

1 研究の目標と基本課題の達成状況

最近、典型的なバックグラウンド地域の一つである太平洋の中心域で生息するイルカにも高い濃度でPCBが濃縮されていることが明らかになるなど、非汚染地域であると考えられていた場所も含めて地球全体の汚染の進行状況を監視測定していくことの重要性が新たに認識されている。この研究は地球環境モニタリングシステム(GEMS)計画の提案をきっかけに、地球規模の汚染の進行状況を把握し、かつ地域的な汚染の程度を判断する基準を提供することができるような、陸域での長期バックグラウンドモニタリング手法を開発することを目的として10年前に開始した。摩周湖を対象に遠隔地湖沼を用いる監視測定の手法に関して総合的に研究を進めてきた。研究課題は、①指標となる汚染物質の超微量分析法の開発・確立と摩周湖の汚染レベル及びその経年的変化の把握、並びに②特定の自然湖沼を監視測定の対象として用いるために湖沼が備えるべき条件の検討、湖沼の選定法と適性の評価法の確立の2つが基本である。以下のような課題について研究が行われ、必要な成果が得られてきた。

(1)バックグラウンドモニタリングのための陸水試料としては、雨水、河川水、湖沼水、地下水があるが、長期のモニタリング資料としては湖沼水が最適であることを示した。観測ステーションとして最適の湖沼を選択する方法を検討した。国内の最適湖沼として摩周湖を選択し、初期調査の結果に基づいて摩周湖が高い適性を持つことを推定した。さらに、自然の湖沼を汚染物質の受け皿(平均化と蓄積の機能を持つサンプラー)及び記録計に見立てて、その機能と特徴及び欠点を明らかにし、モニタリング手法として確立するための研究構想を確立した。

(2)指標として、地球環境モニタリングシステム(GEMS)計画の提案に基づいて、①重金属、②化石燃料燃焼生成物、③有機塩素化合物、④生物相遷移を設定した。地球規模のモニタリング

-
1. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Chemistry and Physics Division, the National Institute for Environmental Studies. Onogawa 16-2,
Tsukuba, Ibaraki 305 Japan.
 2. 現住所:東京水産大学 水産学部 〒108 東京都港区港南4-5-7
Present Address: Tokyo University of Fisheries. Konan 4-5-7, Minatoku, Tokyo 108 Japan.

では他の地域での測定値と比較できる共通の指標が重要である。これらの指標項目のうち、重金属については非常に低濃度で地質的起源と汚染との区別が困難、生物相遷移はバクテリアを主たる対象として検討したが、測定頻度不足、種の同定困難などの理由で汚染監視のための主たる指標からは外した。

湖水中濃度の1万~10万倍になるといわれる生物濃縮がある物質については、魚類試料などを分析することによって水試料に対する分析感度の不足を補えば、より早期に新たに注目すべき指標物質に関する示唆を得られる。

(3) 指標項目の①②③について高感度分析法を確立し、現在の汚染レベル及びその経年変化を把握した。重金属も含め、分析の高感度化、簡易化や試料採取法の改善を経て信頼性の高い分析法を確立した。湖水中の有機塩素化合物(BHC)、多環芳香族化合物(PAH)、重金属の現在のレベル及び最近の経年的変化が把握されている。特にBHCでは、最近アジアのある地域で使用を中止したのとほとんど同時に湖水中濃度の減少が観測されており、ここで行っている方法が有効であることを示した。

(4) 湖水試料の代表性に関する検討と効率的モニタリングプログラムのために水取支、湖水混合について調査・研究をした。流入出河川の無い摩周湖からの湖水の流出速度の特徴と流出の位置(高さ)が明らかになった。また、深層水がほとんど最大密度(4℃)のまま高温期を過ぎてしまう摩周湖で、循環期の湖水混合の進行状況とその機構をあきらかにし、毎年全層の混合が起こっていることを推論できた。これらの成果により、負荷された汚染物質の分布と流出の状況がほぼ正確に推定できるようになり、摩周湖では調査のときに湖水試料の代表性が容易に確保できることを示した。汚染物質の湖内分配についても明らかにするために試料採取等を行ったが、特に生物相についての測定がまだ不十分である。

(5) 底質が汚染の記録を安定に保持していることを明らかにした。また、その記録を堆積層の年代とともに読みだす方法を確立した。湖は人の作業とは独立に、調査期間よりはるかに長い汚染の歴史を記録していく機構とそれを安定に保存する構造を備えている。この記録が安定に保存されていることが確認でき、それを正しく読みだすことができれば、自然の湖をモニタリングの対象として用いる手法は非常に大きい優れた特徴を持つこととなる。長期的な監視測定が社会的に支えられにくい日本の実状などからも、底質が記録機能を持つ湖をベースとする手法は有利であろう。

(6) 汚染物質の負荷量の季節変動や大気移動方向の変化に伴う変化など、負荷特性を把握しておく必要がある。自然を対象としたモニタリングでは、その地域が持つクセを完全に排除することは難しいので、他地域での観測値と比較するときが必要である。また、これによって測定値の変化が検出されたときに原因へのそ及が容易になる。負荷特性に関する研究は、まだ不十分である。

以上が研究の目標、全体構想と現在までの到達点の概略である。ここでは、特別研究の成果の

うち、(4)、(5)に関連した研究結果について報告する。

2 報文 I, II の概要とそれに基づく試料の代表性に関する検討

本報告の報文 I 及び II に述べられた研究の結果から、摩周湖では長期のモニタリングにとって、水試料の代表性という点で異例ともいえるべき優れた条件を備えていることが明らかになった。すなわち、報文 I では、5年以上にわたる湖水位の連続測定の結果と降雨のデータから摩周湖の水収支には3つの大きな特徴があることが明らかにされた。すなわち、流入流出河川が無い、集水域に降った雨の大部分は短時間で湖に入り湖水位を上昇させる、主要な流出はカルデラ壁の、平均水面よりわずかに高いところにある透水層を通して行われる、などである。降雨にともなって数時間で湖水位の上昇が起こるが、その後の水位の低下はその時の水位によって大きくは2通りに分かれる。湖水位が351.2m以上の時はカルデラ壁の透水層を通して流出が起こり、3~5mm/dという非常に大きい速度で水位が低下する。しかし、湖水位が351.2m以下のときには、約1.3mm/dというゆっくりした速度で水位が低下する。湖水位変化のこのような特徴が示されたことによって、摩周湖では水位が高くなる成層期にはほとんど表層水だけが流出することが示された。

報文 II では、溶存化学成分の分布とその時間的变化、電導度・水温・深度 (CTD) の精密測定、数深度における水温の連続測定などの結果をもとに、摩周湖では秋から春の終わりにかけて毎年1回ほぼ全層の湖水混合が起こっていることと、混合の機構と全層混合が起こるための条件などが明らかにされた。湖底湧水による化学成分と熱の供給量が推定され、湖水の密度の変化が正確に計算された結果、深層水が最大密度水温のまま夏を越してしまう摩周湖の全層混合の様子が明らかに示された。湖水の混合は、5月の初め頃水が解け終って間もなく終了する。この後は日射量の増加や気温の上昇に伴って表面水温が高くなって湖水の温度成層が形成される。風による混合によって温度の高い表層の厚みが増し、夏の終わりには水温躍層の上下の温度差も12~3℃と大きくなる。特に摩周湖では水温躍層の下、深層部の密度が4℃の極大値に非常に近いため孤立した水塊となる。秋の終わり頃から水温の低下に伴って温度成層が不安定になり、10月の終わり頃循環期となって再度混合が始まる。表面の冷却と共に混合は深部に及び3月上旬の全面結氷で一時逆成層が安定する。5月に入って春の循環期に混合はほぼ完全なものになる。この周期的混合によって、湖水中の汚染物質の均一な分布が確立される。

このような水収支と湖水混合の特徴から、成層期の汚染物質濃度の変化は水温の高い表層のみで起こり、深層は安定に維持されるという初期の調査結果が理解された。また、形状が単純で余り大きくない摩周湖では、表層の汚染物質濃度は風による混合で十分均一になっている。深層水は最大密度であるため雨水及び集水域からの流出水は表層水のみと混合する。その結果、深層水は全域でほぼ均一であり、高温期は春先の溶存成分濃度を維持する。春先から次の循環期までの、その年の汚染物質などの負荷の変化は表層のみに反映され、これも湖内全域でほぼ均一となる。したがって、表層水に現われるその年の変化は、独自の標準である深層水との比較によって非常

に精度よく評価できることが明らかになった。

試料の代表性とは、ある時ある場所で採取した試料の測定値が必要な精度の範囲内でどのくらいの空間的・時間的範囲をカバーしているかという調査技術上の基本問題である。一般にフィールドの測定では、測定値に試料の空間的不均一性や時間的な自然のゆらぎが現われることと安定な比較標準が得られにくいこととによって分析値の正確さや精度にかかわりなく経時変化の把握が難しい。そのため、現場の調査では試料の代表性に関する検討は、測定データの評価や効率的な調査計画のために非常に重要な問題であるが、過去のデータの統計的な処理による推定や経験的な「勘」に頼って処理されることが多く、今回のように、十分な観測データと理論的な考察に裏付けられた議論がされることは少ない。長期のモニタリングでは、やり直しをすることが極めて困難なため調査計画の良否はプロジェクト全体の成否を左右する。試料の代表性の検討ができない場合には万が一の補完のための作業として、空間的、時間的、项目的にできるだけたくさんのデータや試料をとっておくというやり方もされるが、大変な負担になるので長期間継続するのは困難であるだけでなく必要なものが十分含まれるという保証もない。このような事情から、今回得られた結果のように、測定値に現れる変化の傾向（トレンド）が有為なものであるかどうかを評価しやすく信頼性が高いということと、その信頼性を得るために費やす労力と経費が少なくて済むということは、特に長期のモニタリングシステムでは価値が高い。さらに、混合の機構についての解析がなされているので、水位と数深度での水温を自動連続測定することによって同程度の代表性が維持されているかどうか容易に確認できることも経験的な勘に頼るのとは違う質の高いものである。

3 報文Ⅲの概要とモニタリングシステムでの位置づけ

報文Ⅲでは、摩周湖底質のコアサンプルの層別分析と各層の年代決定及び湖底表層化学成分の水平的な空間分布の測定とそこで用いた方法を述べている。指標汚染物質の一つである多環芳香族化合物（ベンゾ[*a*]ピレン、BaP）含量の層別変化を測定し、表層2～3cmで深層値（ベースライン）の0.2ng/gから3～6ng/gへと急速に増えていることが示された。湖底堆積層の年代決定では摩周湖の堆積速度が遅いため、屈斜路湖の底質を²¹⁰Pb法で年代決定し、共通火山灰層の同定によって摩周湖底質の年代を推定した。摩周湖では堆積速度が0.2～0.3mm/yと非常に遅いことが明らかになった。また、湖底表層の化学成分の分布から、カムイシユ島近くにある湖底湧水が一定の方向にゆっくり流れながら、沈殿しやすいものとしにくいものと分けられていく様子が示された。

ここ100年ほどで、化石燃料燃焼に伴って放出されたと思われるBaPが急速に増えていることが底質の分析と年代決定によって明らかにされたことにより、摩周湖の底質が地球の汚染の歴史を安定に記録していることと、それを正確に読みだすことができることが示された。このことは、人間の作業として行うモニタリングの持つ制約、継続期間が短いことやいろいろな社会的事情で

中断されることなどを補うことができるので貴重である。この点でも、摩周湖は優れた条件を備えていることが明らかになった。

4 今後の課題：摩周湖をベースとする長期バックグラウンドモニタリング

以上、今までの全調査・研究の結果及び考察から、摩周湖は、バックグラウンドモニタリングのための調査点として総合的に非常に優れていることが明らかになった。摩周湖では、春先の全層混合の後、深層水の水質は安定に保たれ、表層水の変化を評価する優れた基準として十分機能するので分析法の経時的不安定さをカバーして高い感度で表層水の変化を検出できる。そこで1年に1度成層期の終わり頃、表層とでそれぞれ2～3深度の採水をし、測定をして比較すれば、表層の測定値からその年の負荷が過去に比べてどのように変化したのかよく分かるであろう。測定地点も2～3点で十分であると思われる。

以上の結果を踏まえて、摩周湖をベースとして、少なくとも100年継続することを前提として、次のような調査を続けていくことは有効である。

(1) 指標項目と分析法

特定汚染物質として、多環芳香族化合物 (PAH 等)、有機ハロゲン化合物 (HCH 等) などの人為起源汚染物質を指標とした測定を継続する。放出量、毒性、広域性 (国際的な共通性) などを考慮して測定項目を適宜加減する。魚類 (マス) による生物濃縮を利用しながら、新しい指標物質を検索する。分析法については、引き続き高感度化、高精度化、簡易化をはかる。

(2) サンプルング及び現場測定

湖水試料の採取は、1年に1回、成層期の終わり頃に、stas.5, 13, 21の水深5, 10, 15, 30, 50, 100mで行う。湖水の混合状態を確認するために、同じ地点でCTD (電導度、水温、深度) 測定を行う。

(3) 水位及び水温の自動連続測定を行い、水収支と湖水の混合の状態に大きな異常が無いことを確認する。

(4) 5年に1回程度、底質の分析を行う。また、マスの分析によって人工有機物のスクリーニングを行い、測定項目の検討を行う。

(5) 国際機関 (UNEP など) を通してデータの集中、交換と評価を行う。

第1節の(6)に示した負荷特性をはじめ、さらに補足や改善をしていくことが望ましい課題も少し残っているが、基本となる分析法の確立と試料の代表性にかかわる湖の特性がほぼ明らかになったので、効率的で信頼性の高いバックグラウンドモニタリングの手法の一つとして、上記の調査を継続する体制を整えることを提案する。

5 研究組織

本特別研究担当者のうち、本報告の作成には以下に示す研究者が携わった。

特別研究責任者	計測技術部部長	不破敬一郎 (昭和 58～60 年度)
		松下秀鶴 (昭和 61～62 年度)
計測技術部	水質計測研究室	大槻 晃・河合崇欣・古田直紀・白石寛明・野尻幸宏
	大気計測研究室	安部喜也
	底質土壌計測研究室	相馬光之・相馬悠子・瀬山春彦・田中 敦
	分 析 室	西川雅高
水質土壌環境部	陸水環境計画研究室	相崎守弘
生物環境部	水生生物生態研究室	高村典子
客員研究員	北見工業大学	厚谷郁夫 (昭和 58～62 年度)
	日本大学文理学部	堀内清司 (昭和 58～62 年度)
	東京大学理学部	原口紘炆 (昭和 58～62 年度)

謝 辞

本研究では、II期 8 年間に 13 回の現地調査等を行ってきました。この間、各課題の分担をした研究員、客員研究員の皆さんのほかにも、非常に多くの方々に協力して頂き、無事調査を終えることができました。

現地での資料採取や測定その他で御助力頂いた北見工業大学 赤塚邦彦教授、伊藤好二助手、信山直紀技官はじめ厚谷研究室の学生及び卒業生の皆さん、網走市役所の照井安德氏、紋別市役所の佐藤泰士氏に感謝致します。

湖盆図の作成、外周壁湧水の調査では、日本大学文理学部 田場 穰助教授、学生の皆さん、サンコウコンサルタントの伊部忠行氏にも御協力頂きました。

魚類試料の採取に当たっては、北海道漁政課及び内水面水産試験場、茨城県漁政課の御協力を頂きました。また、阿寒湖漁業協同組合の逢坂 昇組合長、小野賢二氏、市原のりこ氏ほか漁協の皆さんには魚の採捕、湖上作業の安全確保、機材・試料等の上げ下ろし、船外機の貸与など多くの御協力を頂きました。

雨水試料の採取では水産庁北海道さけますふ化場根室支場虹別事業場の三浦 巖氏及び同事業場の皆さんに御協力頂きました。林野庁弟子屈営林署、清里営林署、弟子屈町、斜里町の皆さんにもお世話になりました。

環境庁阿寒国立公園管理事務所 宇野一郎所長、近藤雅春所長、成田研一所長、八重樫英樹所長はじめ窓口になって直接現地での調査の便宜を計って頂いた松下 洋氏、藤森貞明氏、名執芳博氏、赤土 攻氏及び同事務所の皆さんに感謝致します。自然公園美化財団の須田文男所長には、現地での作業を円滑に進める上で大変お骨折りを頂きました。

本報告をまとめるに当たり、多くの皆さんの好意的な御協力を得て仕事を続けてこられたことを記し、心から感謝の意を表します。

研究成果発表

本特別研究に関連する研究成果は、国立公害研究所研究報告第 100, 123 号, 国立公害研究所特別研究報告 SR-3-'89 及び国立公害研究所資料 F-8-'89/NIES にまとめられている。

誌上発表

- 1) 大槻 晃 (1985) : 環境汚染モニタリングステーションとしての湖沼. 環境情報科学, **14**(4), 25-32.
- 2) Furuta, N. and A. Otsuki (1983): Time-resolved fluorometry in detection of ultratrace polycyclic aromatic hydrocarbons in lake waters by liquid chromatography. Anal. Chem., **55**, 2407-2413.
- 3) Nojiri, Y., T. Kawai, A. Otsuki and K. Fuwa (1985): Simultaneous multielement determination of trace metals in lake waters by ICP emission spectrometry with preconcentration and their background levels in Japan. Water Res., **19**; 503-509.
- 4) Nojiri, Y., A. Otsuki and K. Fuwa (1986): Determination of subnanogram-per-liter levels of mercury in lake water with atmospheric pressure helium microwave induced plasma emission spectrometry. Anal. Chem., **58**, 544-547.
- 5) 野尻幸宏 (1987) : 摩周湖底層水の成層構造と湖水の鉛直混合について. Tech. Rep. ISEL Ser. C., (4), 152-158.

口頭発表

- 1) 古田直紀 (1983) : 時間分析スペクトロスコピーによる芳香族炭化水素の高感度分析. 日本分光学会昭和 58 年度春季光源研究部会シンポジウム, 東京.
- 2) Furuta, N., A. Otsuki and K. Fuwa (1983): Time-resolved fluorometry for trace analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). 23rd Colloq. Spectrosc. Int., Amsterdam.
- 3) 古田直紀・大槻 晃 (1983) : HPLC-時間分解ケイ光法によるベンゾ [*a*] ピレンの高感度分析. 日本分析化学会第 32 年会, 新潟.
- 4) 古田直紀・大槻 晃 (1983) : HPLC-時間分解ケイ光法による摩周湖の水の中に存在するベンゾ [*a*] ピレンの分析. 日本分析化学会第 32 年会, 新潟.
- 5) 五十嵐丈二・小嶋 稔・石橋純一郎・蒲生俊敬・酒井 均・野尻幸宏・河合崇欣 (1987) : 摩周湖湖底における熱水微候 (2) 溶存ガス成分の濃度・同位体比異常. 1987 年度日本地球化学会年会, 東京.

- 6) 野尻幸宏・河合崇欣 (1984) : 微量金属元素を中心として見た摩周湖水質. 日本陸水学会第 49 回大会, 筑波.
- 7) 野尻幸宏・大槻 晃・不破敬一郎 (1984) : マイクロ波ヘリウムプラズマを用いる天然水試料中の水銀の極微量分析. 日本分析化学会第 33 年会, 名古屋.
- 8) 野尻幸宏・河合崇欣・大槻 晃 (1985) : 摩周湖湖水中の微量金属元素について. 1985 年度日本地球化学会年会, 筑波.
- 9) 野尻幸宏・河合崇欣・大槻 晃 (1987) : 摩周湖湖底湧水の化学成分と湖水混合について. 日本陸水学会第 52 回大会, 札幌.
- 10) 野尻幸宏・河合崇欣・大槻 晃 (1987) : 摩周湖湖底における熱水微候 (1) 熱と溶存塩類の供給. 1987 年度日本地球化学会年会, 東京.
- 11) 白石寛明・大槻 晃 (1985) : 摩周湖湖水中の HCH の濃度について. 1985 年度日本地球化学会年会, 筑波.
- 12) 田中 敦・相馬悠子・相馬光之・森田昌敏・河合崇欣・瀬山晴彦 (1985) : 摩周湖底質中のベンゾ [a] ピレンの鉛直分布. 1985 年度日本地球化学会年会, 筑波.
- 13) 田中 敦・相馬光之 (1987) : 摩周湖湖底における熱水微候 (3) 湖底堆積物中の活動記録. 1987 年度日本地球化学会年会, 東京.

I

摩周湖の水収支的特色
Hydrological Characteristics of Lake Mashu

堀内清司¹・安部喜也²・河合崇欣²

Seiji HORIUCHI¹, Yoshinari AMBE² and Takayoshi KAWAI²

要 旨

湖水位の連続測定と降雨量のデータに基づいて摩周湖の水収支及び水位を決定している機構について推定した。水位の経年変化は、1982～1987年にかけて徐々に約1.4m低下した。この間の降水量は1984年に異常に少なかったのを除けば平年並みであった。摩周湖は流出口のない閉塞湖で、浸透層からの地下水流出と湖面からの蒸発によって湖水位の調節が行われている。湖水位が351.2m前後を境として流出速度が大きく変わり、それ以下の時は1.3mm/d(基本速度)、それ以上になると3～5mm/dと流出速度が増える。短期の降水量と水位変化の関係は、集水域からの流れ込みによる分を含め湖水位の上昇は降雨量の1.52(3ページ参照)を最大とし、そのときの湖水位によって変化する流出量の分だけ水位上昇が抑えられる。

Abstract

Based on data from a water level gauge and offered data of precipitation, the hydrological balance of the lake water and the mechanisms that control the water level were elucidated. The water level has gradually decreased by about 1.4m between 1982 and 1987. Annual precipitation was normal except in 1984. Since Lake Mashu has no inflow and outflow, the water level is a result of supplied by precipitation and water lost by seepage and evaporation from the lake surface. It was found that there are two types of the water leakage depending on the water level. One causes a decrease of 3～5mm/d and operates when the water level is higher than 351.2m; the other results in a decrease of 1.3mm/d and operates when the water level is lower than 351.2m.

1 はじめに

摩周湖は北海道東北部に位置するカルデラ湖で流出、流入河川共に存在しない。

-
1. 昭和58～62年度 国立公害研究所 客員研究員(日本大学文理学部 〒156 東京都世田谷区桜上水)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Faculty of Humanities and Sciences, Nihon University, Sakurajosui, Setagayaku, Tokyo 156 Japan.
 2. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Chemistry and Physics Division, the National Institute for Environmental Studies. Onogawa 16-2, Tsukuba, Ibaraki 305 Japan.

水収支の上からは、流出は蒸発と、地下水流出で、流入は降雨と流域からの流入（地下及び地表）でバランスの取れる、いわゆる seepage lake に位置づけられる。古くより透明度の高さと、美しい景色で知られる湖沼であるが、湖面への到達が困難なため、湖面水位がほぼ一定であるといわれてはいるものの、集中的かつ継続的な湖沼調査は行われていなかったため、現在まで実証はされてはいない。

湖沼学的な特色は多くあるが、ここではそのうちの水収支的な観点からの調査について報告する。

2 現在までの研究結果と本報告の目的

摩周湖の水位の観測は 1982 年 6 月に始まり、現在まで数度の中断期間をはきんで 1988 年まで続けられた。これらの成果の一部は堀内・安部(1982)、Horiuchi ら(1985)及び Ambe ら(1988)により、それぞれ発表された。そこでは主として、湖水からの浸透量の見積りと水位の維持の機構に関する部分に注目し、併せてこの間の水収支についての考察が主体であった。これまでの結果、無降水時の湖盆からの地下浸透量は、湖面標高 351.2m 前後を境とし、それより低位に湖面があるときは、湖面の単位面積当たりに換算して、約 1mm/d 強であり、それより高位にあるときの浸透量は、約 3~5mm/d と増加することを明らかにした。

また地下浸透量については降水時に大きく、降水量の大部分が降水と同時にほぼ流出（地下浸透）することが認められている。また摩周湖の水位の上昇、低下は他の閉塞湖沼とは著しく異なった様相を示し、降水に対する水位上昇の応答の速さと、同時にその低下の速度もまた極めて速いという事実を明らかにした。通常この降雨に対する水位上昇は、降雨後数時間以内で完了し、翌日まで降水による水位の上昇の影響が認められることはほとんどない。同時にその低下速度も、図 1 に示すように速い。このように、摩周湖では降水の多くは、湖沼内に留まることなく、地下流出によって短時間の内に湖沼外へと去っていく。これはこの湖が、他の閉塞湖と大きく異なる事実で、この原因としては、集水面積が、湖面積に比して極めて小さいこと、また湖盆を構成する地質・岩石が極めて透水性の良い溶結凝灰岩からなり、そこからの速やかな地下浸透の結果と考えられた。

本報文では、これに加えて、降水量と湖面上昇量の関係を現在までに得られた連続観測のデータより推定し、火山性の閉塞湖に関して、湖面水位の安定性と、降水の湖沼内への停滞、滞留時間に関する基礎的な知見を得ることにある。

摩周湖の地理的、湖沼学的条件としては次のようなことが考えられる。摩周湖は湖水表面積 19.6km²、最大深度 212.0m の周囲を急峻なカルデラ壁で囲まれたカルデラ湖で中心部に中央火口丘のカムイシュ島（湖面高度 34.9m）をもつ。集水域は周囲の急峻な火口壁により限られ、面積はわずかに 32.4km²を示す。これは湖面積に対し 1.6 倍であり、この数値は一般の湖沼に比較して極めて小さい値である。集水面積に関してやや問題となるのは、カムイヌプリ岳（火口丘）の火口

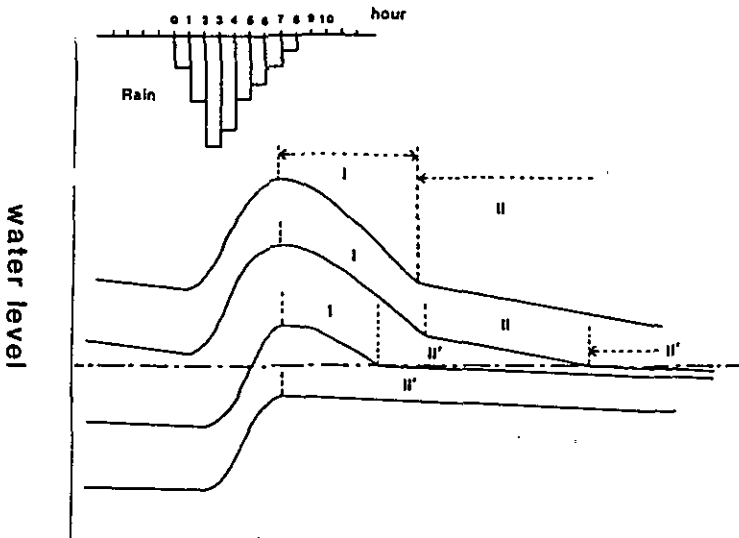


図 1 降水量と湖水位の上昇の模式図 (Ambe ら, 1988)

Fig. 1 Schematic hydrographs showing typical patterns of the change of water level (Ambe *et al.*, 1988)

部の取り扱いであるが、これは面積的にもわずかであり、ここでは除外した。

摩周湖の湖盆は陥没により形成された摩周カルデラが、それに先だって形成された屈斜路カルデラ中に生成されて生じたものであり、そこに水が溜って摩周湖になった。

地質的には非透水性の摩周溶岩と比較的透水性に富む溶結凝灰岩の互層であり (勝井, 1961)、一部カムイヌプリ溶岩は湖岸の東部に認められる。摩周湖の地理的条件で特に注目されるのは周囲に多くの湧泉が存在することで、中でも南東部に位置する西別湧泉は古くから、摩周湖からの浸透水であると考えられてきたが、その湧水量は約 $0.75\text{m}^3/\text{sec}$ で後に計算したように摩周湖からの湧水としてはやや多過ぎる。このほか周囲には大小かなりの湧泉があり、その数はおよそ 20 といわれる。摩周湖からの浸透水もその一部に寄与していると従来より考えられている。

3 方法

水位測定は裏摩周湖の湖岸に 1982 年 6 月に設置した長期自記水位計により行った。現在まで水位の変動や設置地点の崩壊に伴い数回設置地点の変更を行った。この間、器機の故障や水位の予想以上の低下等の原因で何度か記録の中断がある。初期には水位計の標高は火口壁上の三角点から求めたが、1985 年の国土地理院の測定により補正した。記録紙の読み取りは一時間ごとに行った。

水収支計算に必要な他の要素の降水量及び気温、湿度等の気候要素に関しては摩周湖に近い川湯、計根別及び弟子屈の3地点での観測資料を使用した。図1に示した、一降雨による水位上昇の機構を明らかにするためには、アメダスによる時間降水量を使用している。

また水収支計算の基本的な期間としては、1か月を単位とした。

地下水浸透量の見積りは湖水への供給量として、湖面に降る降雨と流域からの地下・地表流入量(Horiuchi, 1985で述べたように流出率を0.79とし、集水域と湖面積の比の0.65を掛けた値の0.52に降水量を掛けた値とする)の両者の合計から蒸発量を差し引いたものと、その間の湖面水位変化量との差として求めた。なお、水収支計算はすべて湖面の単位面積当たりに対する高さに換算して示してある。

4 結果と考察

4.1 閉塞湖における水位の調節機能

流出口のない湿潤地域の湖沼にあっては、年間の降水量が蒸発量を上回るため湖沼外への湖水の流出が必ずあることになる。摩周湖のような閉塞湖では地下水流出によって湖水位の調節が行われる、いわゆる seepage lake であり、日本では火山性の火口湖やカルデラ湖に多くみられる。乾燥地域にみられる閉塞湖の多くは塩湖となり、その水位変動量は大きく、我が国の閉塞湖とはその化学的、物理的、水収支的な面で大きく異なっている。

流出河川がなく、地下浸透のみで水位の調節が行われるこの種の湖沼の多くは、乾燥地域におけるそれほどではないが、水位変動が比較的大きい。しかし、中にはその水位変動が比較的小さいものもある。摩周湖もその一つで、その水位はほとんど一定であると報告されている。このような水位の調節機能はどのようになっているかがこの論文における中心課題である。これと同種の閉塞湖に関する研究は中尾(1971, 1987)を始め多くの研究例があり、摩周湖に関しては堀内ら(1982, 1985)により水収支と水位に関する推論が提示され、湖盆周辺及び湖盆の地質的条件によって選択的に漏水すると考えられた。しかしまだ多くの問題が存在する。

近年摩周湖の水位の低下が著しい。これもまた見逃すことのできない問題である。このような問題点を踏まえて現在までの水位の観測結果から得られた事実について考察する。

4.2 水位の長期変化について

1982年6月～1987年5月までの長期間の水位、水位変化量、及び降水量を観測中断期間を除いて一日ごとに図2に示す。この間測器の故障等の原因で数回の欠測を含んだため、必ずしも満足すべき結果を得ることはできなかった。

水位は1982年9月13日に最高水位352.34mを示したが、それ以降はわずかな年間変化を示すのみで、全体として水位は徐々に低下し、1987年3月には351mまで低下する。この間の変化は春から夏にかけての上昇期と以後の下降期を繰り返しながら、徐々に水位の低下が見られている。

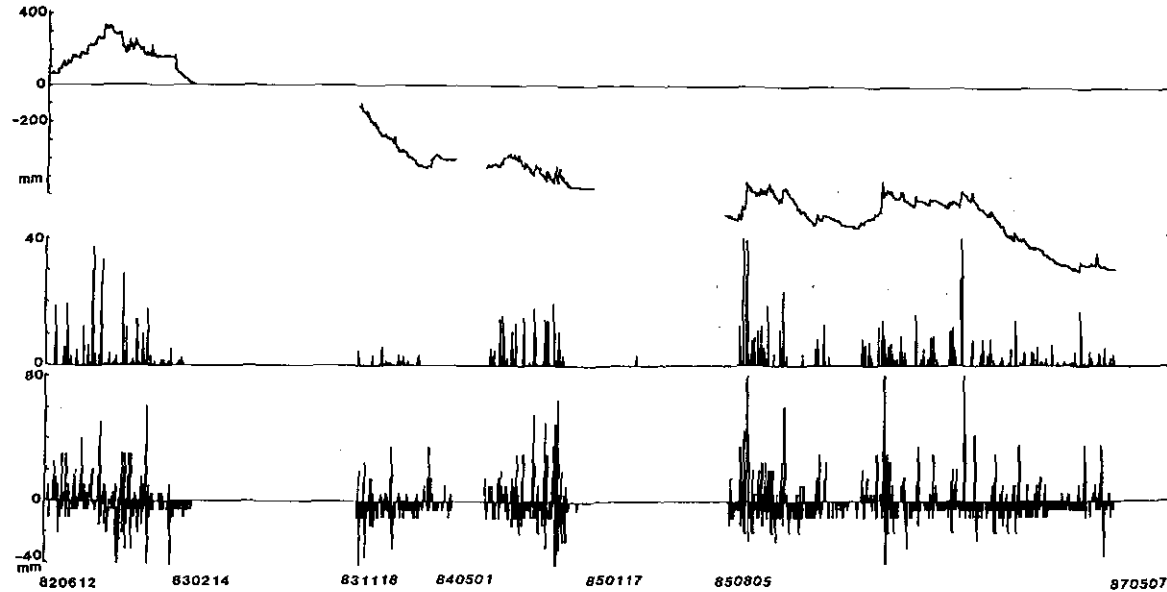


図 2 1982年6月12日～1987年5月7日までの水位（上段：352mを0）、降水量（中段）、水位変化量（下段：mm/d）

Fig. 2 Daily water level (upper), precipitation (middle) and daily change of water level (lower) from 12 June 1982 to 7 May 1987

表 1 摩周湖の水収支 (1982年6月~1987年5月)
Table 1 Monthly water balance of Lake Mashu from June 1982 to May 1987

年月	水位 m	水位差 mm/d	降水 mm/d	蒸発 mm/d	流入 mm/d	地下浸透 mm/d
820601	351.05	30	79	20.0	40.8	69.8
820701	351.08	60	82	27.3	42.3	37.0
820801	351.11	190	191	42.0	98.5	77.5
820901	351.30	-50	95	54.3	49.0	139.8
821001	351.25	-40	117	43.8	60.4	173.7
821101	351.21	20	107	34.7	55.2	107.6
821201	351.23	65	29	29.3	15.0	79.7
(計)		145	700	251.3	361.2	684.9
830101	351.17	-70	30	20.4	15.5	95.1
830201	351.10		21	17.8	10.9	(61.9)
830301			54	19.7	27.9	(111.9)
830401		-260	103	38.5	53.3	(186.3)
830501			75	35.0	38.8	(143.8)
830601			124	18.9	64.1	(218.1)
830701			110	17.5	56.9	(179.4)
830801			209	38.5	108.1	(308.6)
830901			89	40.3	46.0	(124.8)
831001			58	50.8	30.0	(67.3)
831101	350.84	-30	65	32.6	33.5	96.0
831201	350.81	-142	33	31.0	17.0	161.0
(計)		-502	971	360.9	502	1754.0
840101	350.67	-80	32	24.1	16.5	104.4
840201	350.59	-75	27	27.9	13.9	115.9
840301	350.52	45	49	22.8	25.3	29.3
840401	350.56	-10	30	25.6	15.5	55.5
840501	350.55	-10	39	15.1	20.1	69.1
840601	350.54	20	66	24.5	34.1	55.6
840701	350.56	50	116	19.3	59.8	106.6
840801	350.61	-70	99	38.5	51.1	181.6
840901	350.54	-40	80	35.0	41.3	126.3
841001	350.50	-10	112	50.8	57.8	129.1
841101	350.49	-20	4	38.5	2.1	-12.4
841201			37	29.9	19.1	(-13.8)
(計)		-200	691	351.7	356.6	947.1
850101			47	16.4	24.2	(24.8)
850201			58	19.3	29.9	(157.9)
850301		-210	16	23.8	8.3	(24.3)
850401			50	22.8	25.8	(135.8)
850501			28	42.0	14.4	(112.4)
850601			17	21.0	8.8	(64.8)
850701	350.28	-20	183	33.3	94.4	264.2
850801	350.26	-30	32	36.8	16.5	41.8
850901	350.23	130	315	42.0	162.5	305.5
851001	350.36	-30	114	38.5	58.8	164.3
851101	350.33	-10	114	35.0	58.8	147.8
851201	350.32	-110	39	23.6	20.1	145.5
(計)		-280	1013	354.4	522.5	1589.0
860101	350.21	30	67	17.7	34.6	53.9
860201	350.24	-90	11	16.6	5.7	90.1
860301	350.15	40	80	24.6	41.3	56.7
860401	350.19	130	102	29.8	52.6	-5.2
860501	350.32	50	94	35.0	48.5	57.5
860601	350.37	-20	48	29.8	24.8	63.1
860701	350.35	-10	70	27.0	36.2	89.1
860801	350.34	30	62	32.7	32.0	31.3
860901	350.37	-70	160	46.6	82.7	266.0
861001	350.30	-90	61	55.8	31.5	126.7
861101	350.21	-80	32	46.5	16.5	82.0
861201	350.14	-60	61	31.6	31.5	121.0
(計)		-140	848	393.7	437.9	1032.3
870101	350.08	-60	46	17.2	23.8	112.6
870201	350.02	-20	20	19.4	10.3	30.9
870301	350.00	10	60	25.1	31.0	55.9
870401	350.01	-20	32	31.4	16.5	37.2
870501	349.99	0	35	39.5	18.1	13.6
(計)		-90	193	132.6	99.7	250.1
合計		-1067	4416	1844.6	2279.9	6257.4

1982年9月~1987年5月まで

1982年9月～1987年5月までの月間降水量及び年間降水量は表1に示す。1984年の年間降水量が、691mmと平年の約80%と少ない値を示す以外は、ほぼ平年値である。水位の経年変化の大きな特色は上昇・下降を繰り返しながら約5年の間に先に述べた1982年9月13日の352.34mを最高水位として1987年の3月23日前後の350.99mまで約1.35m前後の水位低下を生じたことである。このほぼ一方的な低下量は、従来考えられていた摩周湖の水位の定常性からみると、極めて異例なことと考えられるが、この間、他の北海道の幾つかの閉塞湖でも、同様な水位の低下現象が認められたといわれている。これについては、この間の1984年の降水量の減少が水位の低下の原因の一つとの指摘もある(中尾氏の話)。この間の平均水位は351.54mである。しかしこの降雨の減少量は平年値に比較して、約20%程度の減少に過ぎないが、これ以外に水位低下を引き起こす理由は現在のところ、みあたらない。1985年以降の降水量はほぼ平年値を示しているにもかかわらず、以降の年は減少している事実は、わずかな収支の崩れが、湖水位に微妙に響いたと考えざるを得ない。

4.3 月間水収支

これらの資料から求めた月単位での水収支は、図3及び表1に示すようになる。なお月間蒸発量はAmbeら(1988)で行ったと同様な方法で求めた。1982年9月～1987年5月までの水収支各

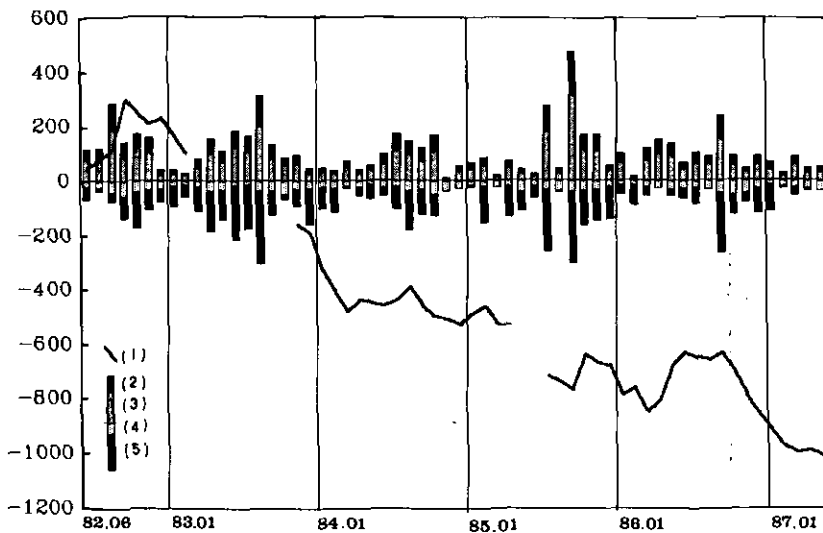


図 3 月間水収支, (1)水位 (1 : 352m を 0 とし て mm で示す), (2) 流入量, (3)降水量, (4)蒸発量及び(5)地下浸透量

Fig. 3 Monthly water balance ; (1) water level, (2) inflow, (3) precipitation, (4) evaporation and (5) seepage (unit 1 : mm, 2,3,4,5 : mm/month)

項目の値をみると収入として降水量 4,416mm 及び流域からの流入量の見積り 2,280mm を合わせて約 6,696mm に対して、支出として蒸発量約 1,845mm と地下浸透による流出量の約 6,257mm の合計約 8,102mm となる。各年ごとの値は表 1 中に小計として示す。この間の約 4 年 10 か月に差し引き 1,067mm のマイナス、すなわち 1.07m の水位低下が生じたこととなる。またほぼ降水量の 140%、総収入の 93% に相当する湖水が湖から流出し、降水量の約 39% 相当が蒸発によって失われたと見なされる結果を得た。

この間中断・欠測があるため、正確な比較がやや困難であるが、年ごとにみると地下水による流出浸透量が異常に多いのは、1983 年及び 1985 年で、それぞれ、約 1,750mm 及び、1,590mm である。1984、1986 年はそれぞれ、約 950mm、及び 1,030mm であり、降水量の少ない 1983 年が流出浸透が特に多いことが注目される。

1983 年以降は、年間約 500mm(1983 年)を最大とし、それ以外の年はおおむね年間 200~150mm の水位低下であった。湖沼水位の安定性を考察する一助として、月平均の水収支の計算結果から、降水量と水位変化量、降水量と地下浸透による流出量等にどのような関連があるかを明確にするため、図 4 に示すようにそれぞれの関係を求めた。ここで湖面水位の変化に伴い生ずるであろう湖面積の変化は、摩周湖のように、湖岸線が急崖で区切られている湖沼ではほとんど無視し得ると考えた。

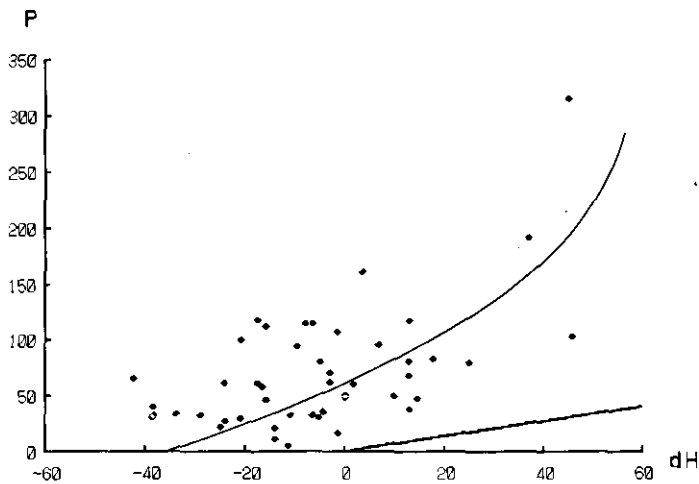


図 4 月間降水量 (y 軸 : P) 及び月間水位変化量 (x 軸 : dH)
直線は地下浸透量が無いとしたときの可能月間水位変化量を示す。単位 : mm/month

Fig. 4 Relationship between monthly precipitation and monthly change of water level
(unit : mm/month)

月間降水量と月間水位変化量(図4ではdHで示す)の両者の関係は、地下浸透量が降水量に無関係に常に一定量の流出であるならば、直線として示されることになる。図4では直線ではなく、曲線で示すような関係がほぼ認められた。これは降水量の増加と共に湖水の水位変化量も増加するが、上昇の割合は徐々に減少し、ある点までくるとほとんど水位上昇量が一定となることを示している。降水量の増加があるところまでくると、湖水からの地下浸透量が増加し、そのため水位上昇量が、ある程度以上は、大きくならないことを示している。湖沼自体の持つ調節能力の存在ともいえよう。この図の中の直線で示されるのは、もし地下浸透による流出が無いならば、降水量の約1.52が湖水位の上昇に寄与すると考え、上昇するであろう湖水位の上昇量を示している。すなわち、浸透量を考えない場合の水位上昇量はこの直線上になる。

一方、この図4に示されている、降水量と水位上昇量の間を示す近似の曲線は、地下浸透による湖水流出の結果の現実の湖水位と水位上昇量の間を表していると考えられ、明らかに計算上での水位上昇量を示す直線と異なったものとなっている。当然であるが現実の資料は多くの場合、仮定の直線より上部に存在し、地下水流出がかなり大きくかつ、降水量の増加と共にそれも増加することを示す。

したがって、両者の線の差が、この期間中の、湖からの地下浸透量を示すものになる。降水量に対する水位上昇量の限界はこの図から約60~70mm/monthと推定され、このときの降水量は、月約200mmであり、本来なら湖水位の上昇はこの約1.5倍であり、300mm前後の上昇が期待されることになる。したがってここでは地下からの浸透として240mm前後があったことになる。

なお近似曲線において、 $y=0$ のときの x の値が、無降水時の月間水位低下量を示し、そのときの月間地下浸透量として約40mmの値を得た。

一方降雨と地下浸透による流出量との関係は図5に示す。本質的には図4と同様であり、前者ほど明確ではないが、降水量の少ないときは、ほぼ一次直線に近似するようであるが、降水量が多い時期には、浸透量の増加はやや大きくなることが伺え、降水量が増すと浸透量も増加し、水位の上昇を制限するようになることを示し、図4から予想する地下浸透量の増加を裏付ける。このような、降水量の増加に伴う地下浸透量の増加、すなわち水位の調節が、どのような機構の基に働いているのかは今後の問題ではあるが、予想される原因は、先に指摘した(Ambeら, 1988)地質条件の違いと、水位の急速な上昇に伴う動水こう配の急速な増加によって地下水の流出速度が増加することが考えられる。

また浸透量と降水量の両者の関係式は降水量が約100mm前後までは次の一次式で示される。

$$y = ax + b$$

$$a = 0.915 \quad b = 37.9$$

ここでの b は図4で考えたものと同様、無降水時における水位の月間低下量と見なされ、約40mm/monthの値が得られた。これは1日当たりになると約1.3mm/dである。この値は降雨が無いとき

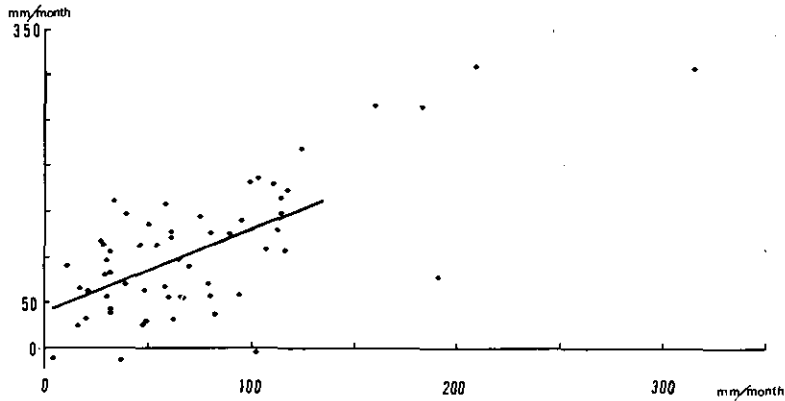


図 5 月間降水量 (x 軸) 及び月間地下浸透量 (y 軸)
単位 : mm/month

Fig. 5 Relationship between monthly precipitation (x) and monthly seepage (y)
(unit : mm/month)

の地下浸透量と見なされるので、摩周湖ではこれが湖水からの地下水浸透量の基本的な数値と考えてよい。また降水量とほぼ同量の地下浸透が認められることになる。これと現在までの一降雨時の水位変化から想定した地下浸透の結果 (Ambeら, 1988) を併せて考察すると、降雨はその大部分が長く湖水中にとどまることなく流出するといえる。

さきに発表した報文中での値はこれより若干多いが、それは1日ごとの水収支から求めた値であり、求め方の違いとデータ量が今回ほど多くなかったこと、また今回のこの推定では湖水水位の変動については考慮していないことなどが挙げられる。

しかしこの推論はこの4年間での観測結果のみに基づくため、この間の月最高降水量 315mm/month (1985年9月) 以下、月最低降水量 4mm (1984年11月) の範囲内での結論であり、これより多量の降雨また無降水状態がこれ以上である場合については不明である。またここでは先の報文中で述べた水位の違いによる、浸透量の増加については考慮していない。

4.4 長期の日水収支について

1日ごとの水収支を計算することは精度の問題や、日蒸発量の推定の困難さ (気象資料の入手の困難)、観測の中断、等からやや問題があろう。しかしこの摩周湖の降雨による水位の変化が、極めて短時間で収束する事実を考慮すると、降水の湖沼への滞留に関する知見を得るための手段として試みることにした。ここでは水収支と考えるよりも、水位、降水、水位差の関連を中心と

する。これから、先に月別水収支で行ったと同様な考えで、降水量と水位差、降水量と浸透量、無降水量日におけるそれらの関係、水位との関連について考察した。

図6は1982年9月～1987年5月までの全期間中、日降水量1mm以上を示した日における日水位変化量と日降水量の関係を示す。データ数は169である。なお時間的なずれを考慮し、降水日216日の中から、前日及び次の日に降水の無い日、すなわち降雨日の内、その前後の日に無降雨日があった日のみを選んだ。したがってこの資料はほぼ独立降雨時のものである。この資料中の日最高降水量は1986年9月4日の109mmであり、同じく最高日水位変化量は同日の80mmである。

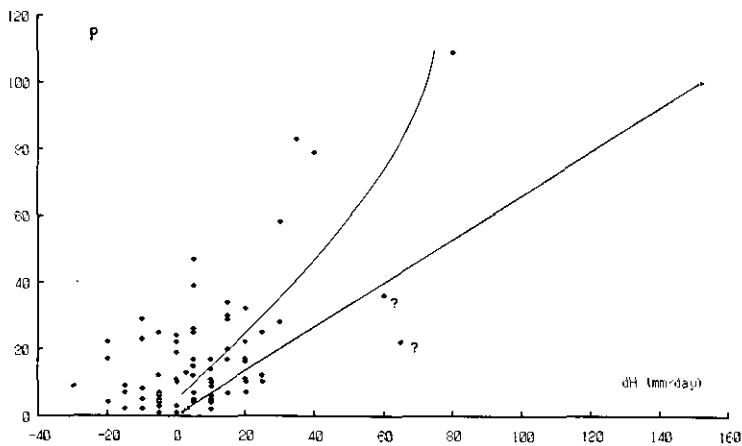


図 6 日降水量1mm以上の日の降水量(y軸:P)と水位変化量(x軸:dH)の関係

—:可能水位上昇量(図4と同じ,単位:mm/d)

Fig. 6 Relationship between daily precipitation (y) with more than 1 mm/d and daily change of water level (x) (unit : mm/d)

この図で示す直線は、図4で示した直線と同様、降水と集水域からの流入を合わせた予想される水位上昇量を示し、この図は湖水位上昇量と降水量の関係を示すものであるから、現実の関係は、地下浸透により水位の上昇量はこの直線より上部に、すなわち予想よりも少ない上昇量として示されよう。事実多くの点はそれを示すが、まれに直線より下方に存在する場合もある。これらの原因については不明であり、そのときの降雨の状況についてのより詳細な情報が必要となる。

先の月ごとの平均値のそれとに比較して、両者の関係はそれほど明確ではない。また降水量に比して水位の上昇量が比較的大きく現れるのも特色であろう。降水量約50mmに対して上昇量約40mmを示すが、これは図4より得られた値よりもかなり多い。湖沼への流入量と合計としては約75mm前後が予想されることから、流入水の半分は1日以内に流出すると考えてよい。

これには次のような理由が考えられる。1日ごとの計算では降水の影響が必ずしも水位の上昇、低下に忠実に反映されないことがある。先に述べたように、この湖は降水の影響が非常に速やかに現れる。したがって、1日1回の測定では必ずしも個々の降水の影響をとらえられないことがある。これは図1で示すように、降水期間が長く続く場合以外は、その影響をとらえきれないことになる。日単位での考察には、降雨ごとのより詳細な吟味が是非とも必要で、また毎時降水量(降雨強度)等も考慮する必要があるだろう。これについては現在解析中である。

また、既に考えたように、湖水位の高度も地下浸透量の大小を大きく左右すると考える。これらを考慮して、そのときの湖面水位とその時期が、水位の上昇期に当たるか又は下降期に相当するかによって、この関係が、大きく左右されるのではないかと思われる。それには図7に示すように、特に夏季(上昇期)と冬季(下降期)に分けて考える必要があるだろう。冬季の関係は明確ではないのでここでは省略する。なお、夏季は、経年変化より水位が上昇する6~9月までとした。

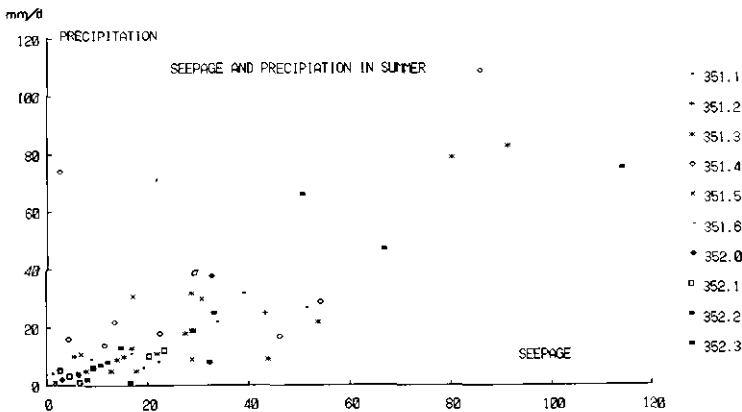


図 7 夏季(6~9月)の日降水量1mm以上の日の水位別降水量(y軸:)と地下浸透量(x軸: seepage)
単位: mm/d

Fig. 7 Relationship between precipitation (y) with more than 1 mm/d and seepage (x) in summer
(unit: mm/d)

この結果、夏季には両者はかなりよい相関を示すことが認められた。前回までに指摘したように、地下浸透量は、湖水位の高低により左右されることが明らかである。そのため水位の高い時期の水位上昇量は、低位の時期に比較して地下浸透量が増加する結果として、少なくなることが予想される。図7ではその点を考慮し、各資料を湖水位10cmごとに区分して表現してあるが、必ずしも明確にはその関係は求められなかった。

冬季には良い相関が認められなかったのは、予想される原因として、冬季の水位変化が正確か

どうかの問題（結氷期間が不明であることや降雨以外の融雪による水位の変化が不明であることなど）が考えられる。

いくつかの問題が残るが、以上の結果から摩周湖における水収支的な特色として次のようにまとめることが可能となる。

5 まとめ

(1) 水位の経年変化は季節変化を繰り返しながら、1982～1987年にかけて徐々に低下し、この間約1.4mの水位低下を示した。

この間の降水量は1984年の異常に少なかった年を除いてほぼ平年並みであり、この水位低下の原因とは考えにくい。これ以外に原因となるべき環境の変化は考えられない。もしこれを水位低下の原因とするならば、摩周湖の水位は極めて微妙な収支の基に成立し、わずかな収支の崩れでも大きく湖水位の変化を引き起こすと考えざるを得ない。1984年の降水量が平年の約20%前後の減少に過ぎず、その影響が1988年まで続いたことを考えればわずかな収支の変動が大きな影響を引き起こしたことを示す。

深い鍋型の湖盆を持つこの湖では、水位の低下に伴う湖面積の減少はあまりなく、蒸発量の相対的な減少も少ない。

(2) 水位の上昇量と降水量の関係は、月別水収支から降水量の増加による水位の上昇にはある限界があると想定される。これは水位の上昇や、一時的な湖水位の上昇が、周囲の地下水との動水こう配の変化をもたらす、流出量の増加につながることによる(Horiuchiら、1985)。これが閉塞湖沼の水位が安定性を保つ原因であろう。

(3) 降水量の増加は同時に浸透量の増加をもたらすことも明らかになった。これは(2)の結論を受けけるものである。月間の水収支の結果は、降水量とほぼ同量が湖内から流出することを示し、図1の結果と合わせて、降水の大部分は降雨後、湖内に留まることなく流出すると考えられよう。

(4) 1日ごとの水収支での結果もほぼ以上の結果を肯定するが、降水量に対する水位の上昇量は、月平均値より求めたものよりも大きな値を示す。

以上の結果から、摩周湖は降水量の増加による水位の上昇は、それに伴う浸透量の増加により、ある限界で抑えられる一方、降水量の減少は定常的な地下浸透のため、水位の低下が免れない。したがって摩周湖の水位の変動には、降水量の減少が大きく作用することが明らかである。

このように摩周湖の水位は収支の微妙なバランスの基に成立し、わずかな降水量の減少でも、長期にわたる水位の低下を免れないことが指摘される。

引用文献

- Ambe, Y., S. Horiuchi and T. Kawai (1988): Variation of water balance of Lake Mashu—A closed volcanic lake in Japan—. *Verh. Intern. Verein. Limnol.*, **23**, 90-95.
- 堀内清司・安部喜也(1982)：水収支を中心とした摩周湖の湖沼学的特色. 国立公害研究所研究報告, 第36号, 19-28.
- Horiuchi, S., Y. Ambe and T. Kawai (1985): Morphological and hydrological characteristics of Lake Mashu. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud.*, **79**, 45-62.
- 勝井義雄 (1961)：火山碎屑物からみた摩周火山の活動史. *地球科学*, **55**, 8.
- 中尾欣四郎 (1971)：湖沼水位の安定性についての研究. *北海道大学地球物理学研究報告*, **25**, 25-87.
- 中尾欣四郎 (1987)：池田湖水位の経年変動に関する水収支的考察. *北海道大学地球物理学研究報告*, **49**, 131-137.

II 摩周湖湖水の水温, 電導度, 溶存化学成分の 分布と湖水混合の推定

Estimation of Lake Water Mixing from the Distributions of Temperature, Conductivity and Dissolved Chemical Constituents in Lake Mashu

野尻幸宏¹・河合崇欣¹・大槻 晃^{1,2}

Yukihiro NOJIRI¹, Takayoshi KAWAI¹ and Akira OTSUKI^{1,2}

要 旨

摩周湖を環境汚染のバックグラウンドモニタリングステーションとして評価する基礎情報とするために、湖水の混合現象と主要成分の収支を明らかにすることを目的として、水温、電導度、化学成分の、鉛直並びに水平分布を観測した。その結果、湖底湧水があって、熱と化学成分を供給していることが明らかとなった。成分間の関係を用いて、湖底湧水の水温、水量、化学組成を推定し、湖水の主成分の主な供給源が湖底湧水であることを見いだした。また、水温の連続観測により、年2回の湖水混合の時期が明らかとなった。摩周湖で起こる湖水混合は、湖水中の成分を完全に均一にするほどの混合現象ではない。しかしこれは、湖に負荷された汚染物質を約1年という比較的短い時間で湖水全体に広がらせるのに十分な混合現象である。

Abstract

Vertical and horizontal distributions of water temperature, conductivity and chemical constituents were measured in Lake Mashu, to clarify the lake water mixing and the balance of the chemical constituents. This work should contribute the evaluation of the aptitude of the lake as the background level monitoring station for environmental pollutants. From the results, the existence of hot springs at the bottom was confirmed. The welling rate, temperature, and chemical nature of the spring water were estimated with the assumption of chemical equilibrium. The bottom spring is the main source of major ionic species. The continuous monitoring of deep water temperature revealed the season of lake water mixing. The vertical mixing was not complete

-
1. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Chemistry and Physics Division, the National Institute for Environmental Studies, Onogawa 16-2,
Tsukuba, Ibaraki 305 Japan.
 2. 現住所: 東京水産大学 水産学部 〒108 東京都港区港南4-5-7
Present Address: Tokyo University of Fisheries, Konan 4-5-7, Minatoku, Tokyo 108 Japan.

- enough to mix up the lake water, since the thoroughly homogenous distributions of chemical constituents were not accomplished. However, the mixing can distribute the added pollutants entirely in the lake within a time period about 1 year.

1 はじめに

筆者らは、陸水域のバックグラウンドとしての摩周湖の水質に関する調査を1981年以来行ってきた。これは、地理的な条件が整えば、集水域内の人間活動の影響の少ない湖沼では、湖に対する汚染物質の主たる輸送ルートは大気経由であり、広域的な汚染物質のバックグラウンド値が得られ、環境汚染の指標となり得るという考え方から行われたものである(Otsukiら, 1985)。摩周湖の集水域内は阿寒国立公園の特別保護地区として厳重に保護されており、集水域内の人口がない上、一切の自動車道路、建物、漁業と観光用の船舶、人工の構造物がない状態にある。人間活動の影響がないことについては、国内湖沼の内でのこの目的に最も適するものとして選択された。その他の問題となることに、集水域の流入水によってもたらされる土壌ないし岩石からの溶出成分の影響、湖内あるいは集水域内の火山活動が挙げられる。また、湖内にもたらされた汚染物質がどのように湖内を循環し、さらには堆積物として除去されたり、水とともに流出していくかを知ることが、得られたデータの解析のため重要である。これらを解決するために、水収支を中心とした水理学的研究(Horiuchiら, 1985; Ambeら, 1988)と、筆者らの水温構造と水中の化学成分分布に関する研究を行った。本報文では、水温分布と主要化学成分のデータを解析し、湖水混合と湖水の化学成分の収支に対する火山活動の影響を中心に述べる。

2 現地調査と化学分析

2.1 背景

摩周カルデラは屈斜路カルデラの東縁部にある新しいカルデラであり、Katsuiら(1975)によると、約7000年前にカルデラ陥没を起こして形成されたとされる。その後4000~1000年前にわたる中央火口丘の形成期にカムイヌプリとカムイシュ島が噴出し、今日の形状ができあがった。図1に周辺地形の概略を示す。カムイヌプリは湖の東側にそびえる成層火山で、それ自身の内側に小カルデラとも呼べる1.2×1.5kmの大きさの火口をもつ。約1500年前に、この大火口の陥没を伴う噴火が起こったとされている。カムイシュ島の噴火時期については明らかにされていない。我が国には多くの第四期カルデラがあるが、摩周カルデラは其中で最も新しいものである。他の新しいカルデラの多くでは、噴火が継続していたり、噴気、温泉湧出などの火山活動に関連する現象が見られるのに対し、これまで摩周カルデラの内側では火山活動に由来する現象は観測されていない。

摩周湖の水質調査は、1931年の高安・近藤(1934)によるものが最初で、その後の主なものに、北海道水産孵化場による1954年の調査、1972年の北海道(1972)による調査、1978年の環境庁

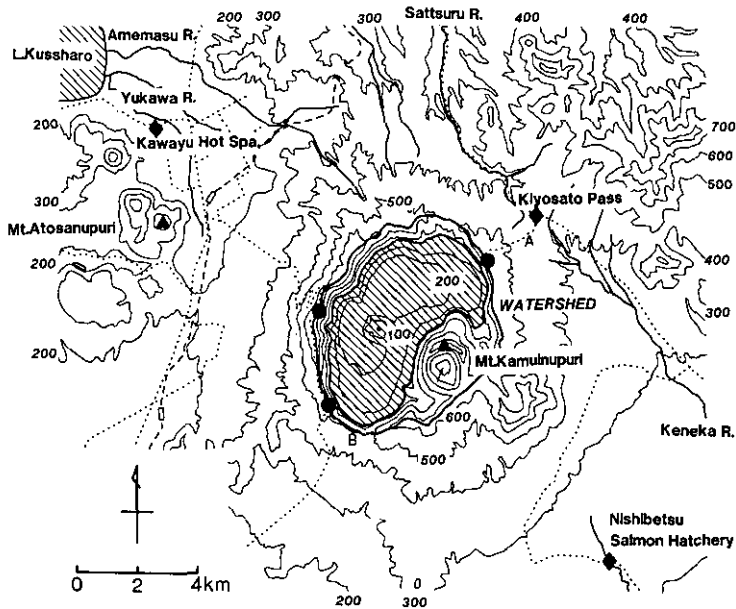


図 1 摩周湖周辺地形の略図

数字は標高、破線は鉄道、点線は自動車道路、ハッチは水面、ハッチ内の数字は水深 (m)、●はカルデラ壁の上に設けられた3か所の展望台、A、Bは積雪試料の採取地点を示す。

Fig. 1 Simplified map around Lake Mashu

Number indicates altitude in meter. Broken and dotted line indicate railway and roadway, respectively. Hatched area and number in the hatched area indicate water surface and water depth, respectively. Closed circle (●) indicates facility for sight seeing. A and B indicate the sampling points of drifted snow.

自然保護局阿寒国立公園管理事務所 (1979) の委託による調査などがある。深層水質については高安・近藤の調査が最も詳しく、化学成分の分布から湖底に湧水が存在する可能性を示唆している。

2.2 調査の方法

1981年以來8回の摩周湖の調査を行った。1981年6月27~28日、1982年9月9~11日、1983年7月20~21日、1983年9月17~19日、1984年6月20~21日、1985年9月1~3日、1986年6月29日~7月3日、1986年9月19~21日、1987年6月27~30日、1987年8月30日~9月2日である。湖水は主にGo-Fló型採水器で採取した。1981~1985年の調査の際の採水地点は、主に測点図(図2)におけるsta.5である。場合によってsta.16附近、sta.21附近の採水も行った。

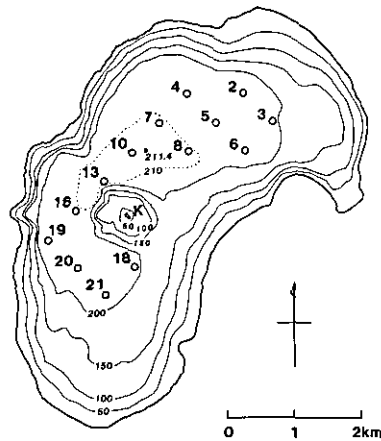


図 2 摩周湖の湖盆形態図

○は観測点を示す。Kはカムイシュ島である。小数字は水深(m)を示す。211.4mが国土地理院湖沼図による最深点である。

Fig. 2 Bathymetric map of Lake Mashu

Open circle (○) indicates sampling point. K indicates a central volcanic cone (Kamuishu Island). Number on contour line is water depth (m).

1981～1982年の調査は予備的なもので採水層は少ない。1983～1985年の調査での標準採水層は、0, 5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 150, 200mの10層であり、場合によって採水層を増やした。

1986年の2回の調査では、メモリー水温計とメモリー水深計(離合社製)を組み合わせ、水温の連続的な鉛直分布が観測できるようになった。図2の測点は、1986年の調査以降に採用している600m間隔のメッシュ点であり、水深200mより深い範囲をカバーするように設定した。6月の調査では11測点(stas.2, 4, 5, 7, 8, 10, 13, 16, 19～21)の水温観測と、sta.5での各層採水(14層)を行った。9月の調査では5測点(stas.5, 10, 13, 16, 19)の水温観測、sta.5での各層採水(14層)、sta.16の各層採水(8層)、stas.10, 13, 19の底層水(200m深度)の採水も行った。水温計の計測範囲は0～10℃、分解能は0.0025℃、水深計の計測範囲は0～350m、分解能は0.1mであり、3ないし5秒ごとに内部メモリーにデータを取り込んだ後、両者のデータをコンピュータ処理して水温の鉛直分布を得た。

1987年の2回の調査では、水温計、水深計に加えてメモリー水温電導度計(アレック電子製)を用い、電導度の鉛直分布も観測した。いわゆるCTD観測(Conductivity-Temperature-Depth Profiling)が行えるようになったわけである。メモリー水温電導度計の温度の計測範囲は-5～35℃、分解能は0.01℃、電導度の計測範囲は0～1400 μ S/cm、分解能は0.3 μ S/cmである。両調査とも

13 測点 (stas.2~8, 10, 13, 16, 19~21) で水温, 電導度鉛直分布を得た。6 月の調査では sta.5 の各層採水 (17 層) と sta.16 の各層採水 (8 層), 8 月の調査では sta.5 の各層採水 (17 層) を行った。国土地理院作製の湖沼図 (1987) が 1987 年の調査時には手に入り, 水深の推定が容易になったため, CTD 観測と同時に湖底上 2m 層の採水を行うことができた。

1985 年 9 月~1986 年 6 月の間に, 水深 20, 50m にメモリー水温計 (分解能 0.025°C) を係留し, 2 時間ごとの水温を観測した。1986 年 6 月~1987 年 8 月の期間は, 水深 100, 150, 200m の 3 点に同様な水温計を係留し, 水温の連続観測を行った。係留点は sta.7 付近である。摩周湖は冬季に結水するので, フロートを水面上にだしておくと冬季間の維持ができない。そこで係留系とアンカーの間に音響切り離し装置 (日油技研製 S 型) を取り付けて, フロートを水面下に沈めるようにした。この方法で通年の係留が可能となった。

摩周カルデラ周辺の降雪試料の採取は, 積雪量が最大に近い時期を選んで 1982 年 3 月 16~17 日に図 1 に示した地点で行った。

2.3 湖水の化学分析

湖水の溶存酸素は Winkler 法の滴定により, pH はガラス電極法により, 採取日のうちに定量した。全炭酸は 1986 年 6 月はイオン電極法, 1986 年 9 月以降はイオンクロマト法によって採取日のうちに定量した。SO₄²⁻-S, Cl⁻, F⁻ はイオンクロマト法, アルカリ度は中和滴定法によって定量した。酸添加した湖水を用いて, Na, K, Ca, Mg をフレイム原子吸光法, Sr, Ba, Mn, B, Si を ICP 発光法で定量した。栄養塩類 (硝酸態窒素, アンモニア態窒素, 全窒素, リン酸態リン, 全リン) はオートアナライザーを用いた比色法によって定量した。溶存態分析用の試料は生物活動による消費を防ぐため, 採取日の内に冷凍保存し, 分析直前に解凍した。全窒素, 全リン用の分析試料は, 採取日の内に分解容器に秤取し, 密栓して持ち帰り, ペルオキシ二硫酸カリウムによる酸化分解後, 比色定量した。

3 湖水の水温と電導度

3.1 表面水温

摩周湖は, 冬季の寒冷な気候条件と大きな深度により, 夏に正列成層し冬に逆列成層する, いわゆる複循環型の湖沼である。1987 年の 6 月と 8 月の調査で得られた水温鉛直分布の観測結果を全測点の平均として図 3 に示した。6 月の調査としてはこの年は表面水温がやや高く, 温度躍層の発達がかなり進んでいる。1981 年 6 月 27 日は 6.2°C, 1984 年 6 月 21 日は 5.98°C, 1986 年 6 月 29 日は 9.13°C の表面水温が観測されている。年により発達段階が異なるが, この時期に温度躍層の発達が始まる。8 月の水温プロファイルと比較すると, 75m 以深では水温の変化はなく, それより深い部分の加熱が 6 月下旬以前に完了していることが分かる。8 月の水温プロファイルでは, およそ 15~50m にかけて大きな温度こう配を持つ水温躍層が見られる。8~9 月の 5 回の調査に

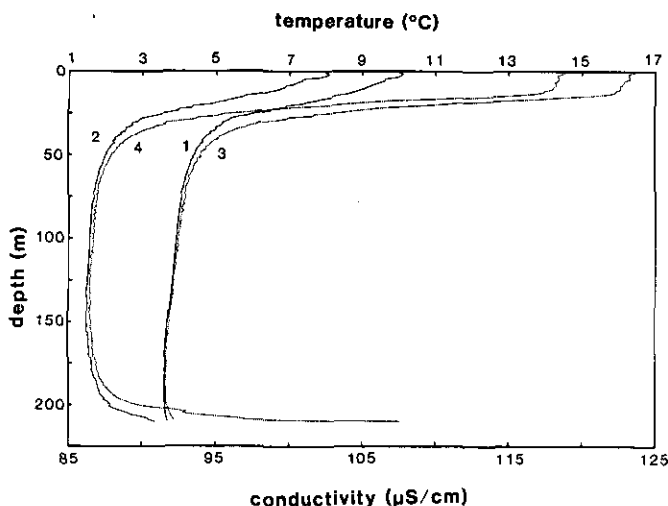


図 3 摩周湖の水温と電導度の鉛直分布

- 1, 2 : 水温分布と電導度分布, 1987年6月27日～6月30日, 13測点の平均。
- 3, 4 : 水温分布と電導度分布, 1987年8月30日～9月2日, 13測点の平均。

Fig. 3 Vertical distributions of water temperature (T) and conductivity (C) in Lake Mashu

- 1, 2 : T and C distributions observed in Jun. 27 ~30, 1987.
 - 3, 4 : T and C distributions observed in Aug. 30 ~Sept. 2, 1987.
- The profiles are the averages of 13 stations in the lake.

おける表面の混合層の水温を比較すると 1983 年 9 月 17 日が 14.02℃と低かったのを除けば, 1985 年 9 月 3 日の 17.18℃から 1986 年 9 月 19 日の 16.76℃の範囲で一定の値であった。すなわち, 摩周湖では 8 月下旬～9 月中旬が最高の表面水温を示す時期であり, これ以降が放熱期に当たり温度躍層の深度が下がっていく。この状況は後に述べる水温の年間変動データから詳しく読み取れる。

3.2 深層水温の分布と湖底からの熱フラックス

摩周湖の深層水温分布には湖底近くでの逆転が見られる。図 4 に水温の軸を拡大した底層水温分布を示す。データは測定した全ステーションの水温プロファイルの平均である。150m 水深では, 6～9 月にかけての正列成層期に水温変化がない。したがって, それ以深の底層水に加えられた熱は, 表層から来る太陽エネルギーではなく, 地球内部から来る熱である。両観測時期の間, 水深 150m 付近では正味の熱の移動がないと考え, 得られた水温プロファイルに深度面積関数 (Horiuchi ら, 1985) を掛けて 150m 以深を積分し, 湖底からの熱フラックスを得た。その結果, 1986 年の

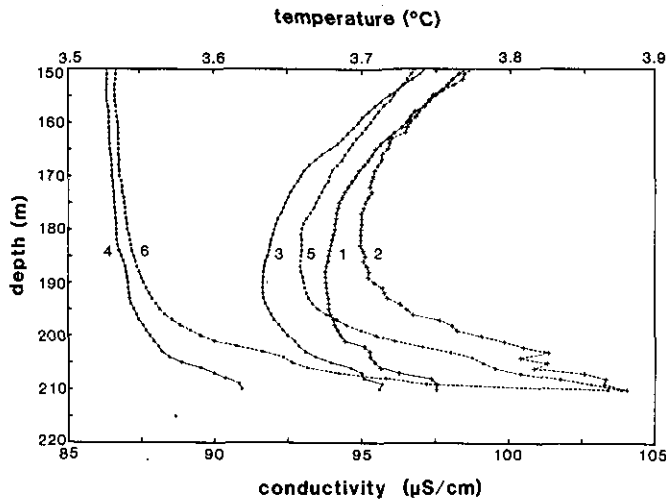


図 4 摩周湖深層水の水温と電導度の鉛直分布

- 1 : 水温分布, 1986年6月29日～7月3日, 11測点の平均。
- 2 : 水温分布, 1986年9月19日～9月21日, 5測点の平均。
- 3, 4 : 水温分布と電導度分布, 1987年6月27日～6月30日, 13測点の平均。
- 5, 6 : 水温分布と電導度分布, 1987年8月30日～9月2日, 13測点の平均。

Fig. 4 Vertical distributions of water temperature (T) and conductivity (C) in deep water layer of Lake Mashu

- 1 : T distribution in Jun. 29 ~ Jul. 3, 1986, average of 11 stations.
- 2 : T distribution in Sept. 19 ~ Sept. 21, 1986, average of 5 stations.
- 3, 4 : T and C distribution in Jun. 27 ~ Jun. 30, 1987, average of 13 stations.
- 5, 6 : T and C distribution in Aug. 30 ~ Sept. 2, 1987, average of 13 stations.

データから 8.8MW, 1987 年のデータから 10.1MW が得られ, 2 年の計算値が一致した。1987 年のデータは 6, 8 月とも共通の 13 測点であり, 水深 200m 以上の範囲をほぼカバーしているため 代表性がある。1986 年は 6 月と 9 月の測点数がそれぞれ 11 点及び 5 点で一致していないため, 湖内全体の平均とはいえない可能性もある。特に 9 月のデータは測点数が少ないために, 滑らかな曲線とはならない。しかし, 2 年間の観測で熱フラックスとしては一致した結果が得られ, 計算の誤差は小さいこと, 熱フラックスがおよそ一定であることが推測された。この熱エネルギーは湖底堆積層を通じた熱伝導 (conductive heating) と, 湖底湧水による移送 (convective heating) で湖水にもたらされると考えられる。

得られた熱フラックスを, 150m 以深の面積(11.04km²)で割ると, 1986 年は 799mW/m², 1987

年は 915mW/m^2 という熱流量の単位で表わされる。我が国の平均的な地殻熱流量は 63mW/m^2 であるので (Horai と Simmons, 1968), この熱流量は著しく大きく、火山活動による放熱があることを表わす。これを我が国の主な温泉地の放熱量のデータ (湯原・瀬野, 1972) と比較してみる。例えば、屈斜路カルデラ無いのアトサヌプリと川湯温泉の放熱量はそれぞれ 33 及び 37 MW である。アトサヌプリと川湯温泉の熱源は一つで、気液分離したガスがアトサヌプリで噴出し、温泉水が川湯温泉で湧出していることが知られているから、総発熱量は摩周湖の約 7 倍となる。北海道の温泉地では、層雲峡温泉及び洞爺湖温泉の規模が摩周湖に相当し、それぞれ 8 及び 9 MW である。草津、別府、熱海のような大規模な温泉地の放熱量が $90\sim 160\text{MW}$ であることと比較すると、摩周湖の湖底の熱源の大きさは中規模の温泉程度であるといえる。

摩周湖と良く似たカルデラ湖の研究例としてアメリカ合衆国オレゴン州にあるクレーター湖の調査例があり、その熱流量の推定値が $670\sim 1390\text{mW/m}^2$ である (Williams と Von Horzen, 1983)。クレーター湖はおよそ 7000 年前にできたカルデラ湖で、摩周湖同様極めて新しいカルデラである。得られた熱流量が同程度であることは、両者とも若いカルデラであることを考えると妥当である。

3.3 深層水の電導度の分布

1987 年の 2 回の調査で得られた電導度の鉛直プロファイルは、水温と同じく全測点を平均して図 3 及び図 4 に示した。化学成分の分析結果と合わせて判断すると、表層から中層 150m 附近までの電導度の分布は、湖水の温度変化におおむね支配されているといえ、同一組成の湖水が表層から加熱された結果生じた電導度分布に近い。多くの電解質溶液は $0\sim 25^\circ\text{C}$ の温度範囲で $1.5\sim 3\%/ \text{deg}$ の電導度の温度変化率を持っていて、温度の上昇とともに電導度が増大する。得られた水温、電導度の深度プロファイルから電導度と水温の関係を求め、図 5 に示した。図の右端の水温 $= 7.5^\circ\text{C}$ は水深約 25m に相当し、水温 $= 3.80^\circ\text{C}$ となる水深 140m 附近まで、水温、電導度の関係は直線的である。その傾きは $2.4\mu\text{S/cm deg}$ で、電導度の温度変化率としてはやや大きいようである。これは、水温躍層の下から 150m 層にかけてもわずかな濃度こう配があつて、化学成分濃度が増大してゆくためである。

さて、水温、電導度の関係は 150m 以深で曲がりはじめ、8 月の観測結果のグラフで、 $87\mu\text{S/cm}$ となる 180m 附近から $92\mu\text{S/cm}$ を越す 204m 附近までが別の直線関係で表わされる。204m 以深では水温に対する電導度の増加率が大きくなり、この直線から外れる。一方、6 月と 8 月の結果を比較すると、電導度計の分解能 ($0.3\mu\text{S/cm}$) を考慮すれば、中層までの左下がりの直線は完全に一致しているといえる。6 月の深層での水温の逆転、電導度の増大は 8 月より小さいが、その水温、電導度の関係はほぼ並行する線で表わされる。このような湖底近くでの電導度の大きな変化が、先に述べた溶液の電導度の温度変化によるものでないことは、温度変化率の値から明らかである。結果として、湖底から溶存物質に富んだ地下水が湧出していること、その湧水と本来の湖水が混合して深層水が成層構造を示していることが分かる。

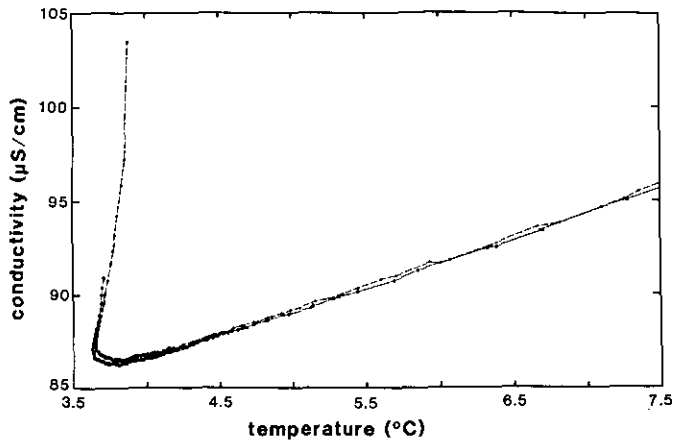


図 5 摩周湖水の水温と電導度の関係

点線は1987年6月の13測点の平均。破線は1987年8～9月の13測点の平均。

Fig. 5 Relationship between temperature and conductivity of Lake Mashu water

Dotted line : Jun., 1987 survey (average of 13 stations).

Broken line : Aug.~Sept., 1987 survey (average of 13 stations).

また、測点によっては測定器が着底すると水温、電導度の観測値が急上昇することがあって、湖底泥の温度が直上の水温より高いこと、底泥が溶存成分に富んだ水を含んでいることが分かった。しかし、底泥の深さ方向にも温度こう配、溶存成分こう配はあるはずで、測定器の着底状態によって得られるデータは変わることが予想される。そこで、図3～5に示した水温、電導度のデータは、着底直前までのデータを平滑化して用いた。

3.4 深層水温、電導度の水平分布

湖底における水温、電導度の分布の、湖内での水平的な分布を考察してみた。表1に1987年の2回の調査の際に観測されたデータをまとめた。図4のプロファイルのごとく深層水温は180～190m附近に最小値を持つので、その水深、水温、電導度を示し、水深200, 204, 208mの水温、電導度を示した。さらに、測定器の着底直前の水深、水温、電導度と着泥後の水深、水温、電導度をまとめてある。

6月の観測値をみると、水温最小値は $3.631 \pm 0.008^\circ\text{C}$ で狭い範囲にまとまっている。200m水温は $3.650 \pm 0.017^\circ\text{C}$ 、204m水温は $3.668 \pm 0.022^\circ\text{C}$ 、208m水温は $3.697 \pm 0.020^\circ\text{C}$ で水深とともに水温が上がり、同じ水深なら水温は比較的狭い範囲にある。水温の上昇に地域的な偏りを見いだそうとすると、204m水温ではstas.13, 19, 20が高くstas.4, 5, 7で低いことが分かり、図2の測点

表 1 (a) 摩周湖のCTD観測による底層水の水温と電導度の水平分布 (Jun. 1987)

Table 1 (a) Temperature and conductivity of bottom water layer in Lake Mashu observed by CTD profiler (Jun. 1987)

sta.	z of minimum θ (m)	θ at minimum θ ($^{\circ}$ C)	C at minimum C (μ S/cm)	θ at 200m ($^{\circ}$ C)	C at 200m (μ S/cm)	θ at 204m ($^{\circ}$ C)	C at 204m (μ S/cm)	θ at 208m ($^{\circ}$ C)	C at 208m (μ S/cm)	z of bottom layer (m)	θ of bottom layer ($^{\circ}$ C)	C of bottom layer (μ S/cm)	z of bottom mud (m)	bottom temperature ($^{\circ}$ C)	C of bottom layer (μ S/cm)
2	187	3.638	87.1	3.645	87.6	-	-	-	-	202	3.645	87.7	203	3.66	88
3	182	3.635	87.0	3.643	87.9	-	-	-	-	200	3.643	87.9	201	3.65	88
4	194	3.632	86.9	3.644	87.4	3.655	87.9	3.701	90.3	208	3.701	90.3	209	3.70	91
5	194	3.628	87.1	3.638	87.6	3.650	88.2	-	-	207	3.679	89.5	208	3.70	90
6	188	3.634	87.5	3.656	88.5	3.679	90.2	-	-	204	3.679	90.2	205	3.69	91
7	188	3.624	87.1	3.627	87.6	3.631	87.7	3.673	89.7	209	3.692	90.5	210	3.71	91
8	184	3.631	87.0	3.647	88.0	3.666	88.5	3.674	89.0	210	3.674	89.1	211	3.69	90
10	196	3.626	87.0	3.628	87.2	3.646	87.9	3.703	90.6	210	3.712	90.9	211	3.72	91
13	184	3.645	86.5	3.678	88.5	3.687	88.8	3.709	90.5	209	3.719	90.9	210	3.74	93
16	189	3.616	86.7	3.639	87.4	3.672	88.4	3.723	90.7	209	3.739	91.2	209	3.77	114
19	187	3.623	86.7	3.650	87.4	3.698	88.9	-	-	207	3.747	91.2	208	3.86	100
20	192	3.630	87.2	3.669	88.5	3.692	89.4	-	-	206	3.711	90.6	206	3.79	100
21	180	3.637	87.0	3.680	88.5	-	-	-	-	202	3.680	88.8	202	3.73	90

z : depth, θ : water temperature, C : conductivity

表 1 (b) 摩周湖のCTD観測における底層水の水温と電導度の水平分布 (Aug. 1987)

Table 1 (b) Temperature and conductivity of bottom water layer in Lake Mashu observed by CTD profiler (Aug. 1987)

sta.	z of minimum θ (m)	θ at minimum θ (°C)	C at minimum C ($\mu\text{S/cm}$)	θ at 200m (°C)	C at 200m ($\mu\text{S/cm}$)	θ at 204m (°C)	C at 204m ($\mu\text{S/cm}$)	θ at 208m (°C)	C at 208m ($\mu\text{S/cm}$)	z of bottom layer (m)	θ of bottom layer (°C)	C of bottom layer ($\mu\text{S/cm}$)	z of bottom mud (m)	bottom surface temperature (°C)	C of bottom layer ($\mu\text{S/cm}$)
2	190	3.660	87.8	3.718	90.5	3.776	93.8	-	-	204	3.776	93.8	205	3.86	97
3	182	3.656	87.0	-	-	-	-	-	-	198	3.675	88.5	199	3.70	89
4	184	3.647	87.0	3.690	89.1	3.745	90.6	3.859	98.7	208	3.859	98.7	209	3.94	107
5	187	3.662	87.6	3.702	89.9	3.757	91.6	-	-	207	3.833	95.9	208	3.90	104
6	189	3.662	87.7	3.737	90.5	-	-	-	-	203	3.789	92.5	205	3.85	94
7	188	3.641	87.2	3.677	88.8	3.762	92.2	3.850	97.6	210	3.916	108.4	211	3.96	123
8	185	3.645	87.3	3.694	89.7	3.786	92.7	3.848	94.8	209	3.867	95.5	211	3.95	110
10	179	3.652	87.0	3.701	88.9	3.714	90.3	3.802	95.2	210	3.839	98.4	211	4.01	140
13	187	3.653	87.5	3.734	90.5	3.767	91.8	3.840	94.6	209	3.861	95.4	210	3.98	111
16	191	3.656	87.6	3.728	89.3	3.775	91.0	3.816	94.0	209	3.837	94.8	209	3.97	146
19	183	3.662	87.0	3.689	88.6	3.730	90.5	-	-	207	3.776	93.0	207	4.28	190
20	188	3.660	87.3	3.706	88.9	3.861	96.1	-	-	205	3.864	96.3	206	3.91	209
21	185	3.660	87.0	3.749	89.8	3.852	94.8	-	-	204	3.852	94.8	204	3.92	97

z : depth, θ : water temperature, C : conductivity

図と合せて見ると湖の西南部で高く東北部で低い。水深が大きくなるほど水温も大きくなる傾向があるので、湖底直上水温を測点間で比較するのは難しいが、湖の西南部 stas.10, 13, 16, 19, 20 で高い。stas.10, 13, 16 は水深が大きい効果が大きいであろうが、stas.19, 20 は水深が小さいのに対して直上水温がかなり高く、stas.4, 5, 7, 8 はその逆である。特に sta.19 は水深に対し水温が高い。前節で示したように、水温と電導度の関係はほぼ直線的であり、電導度分布は水温分布と同様である。また、定量的な議論をするには問題があるが、着底後の温度は sta.19 で最高値が得られ、ついで高いのは stas.20, 16 であり、湖の西南部地域の泥温が高いことを示している(表 1)。着底後の電導度も stas.16, 19, 20 で高かった。このようなことから、stas.13, 16, 19, 20 附近の湖の西南部に主たる熱源と湧水源があることが予想される。湖底湧水は高温であるが高塩分であるため、後で述べる 5 月の混合期の後は底層に熱及び化学成分が蓄積される。6 月頃では湖底近傍の成分成層が強くないため鉛直方向の拡散係数は比較的大きく、湧水は鉛直方向に拡散混合しつつ水平方向に広がってゆくので、一定水深では水温、電導度ともほぼ一定値となる。

ここで、6 月の全観測点の水温、電導度鉛直プロファイルの 150m 以深について、水温、電導度の相関関係をプロットしたのが図 6 (a) である。図 5 の屈曲部を拡大したものに相当する。この図での、水温に対して電導度が大きく増大する部分の直線関係は、次の式で表わされる。

$$C=39.1T-55.0 \quad (1)$$

ここで、底層湖水の水温 $T(^{\circ}\text{C})$ と電導度 $C(\mu\text{S}/\text{cm})$ の関係が直線で表わされるのは、低温低塩の湖水と高温高塩の湧水という 2 つの水塊の混合で底層湖水が成り立っており、熱と溶存成分が渦動拡散によって同じように鉛直混合していることを示す。

次に、表 1 の 8 月の観測値をみると、水温の最低値は $3.655 \pm 0.007^{\circ}\text{C}$ となり、熱の蓄積を反映して 6 月より 0.024°C 高くなった。6 月同様、水温の最低値、200, 208m 水温は測点間の差がない。204m 水温は差が大きいようであるが、stas.20, 21 がかけはなれて高いことを除くと、やはり測点間の差はほとんどなくなる。表のように、湖底にいたる水温、電導度の増大が 6 月よりさらに大きくなっている。しかし、湖底直上の水温、電導度は、6 月のように湖の西南部で高く東北部で低いという傾向が見られず、6 月に高かった stas.16, 19 でむしろ低く、stas.4, 7, 8 の湖中央部が高い傾向にあった。ところが、着底後の温度では、6 月同様 sta.19 が最大で 4.28°C という極めて高い値となった。同じく直上水温が低い sta.10 も泥温は高く 4.01°C を示してそれに次ぐ。水温分布だけからみると、高温な地域が湖の中央部に移動したようにも見えるが、西南部の泥温はやはり高く、湖西南部に主要な熱源ないし湧水源があることは変わらないと考えられる。図 6(b) に 8 月の全観測点に対して、6 月と同様に深層水の水温、電導度の関係をプロットした。6 月に比べて湖底で水温、電導度が増大し、直線が右上に伸びている。大部分の点は、6 月とほぼ同じ、

$$C=39.2T-55.5 \quad (2)$$

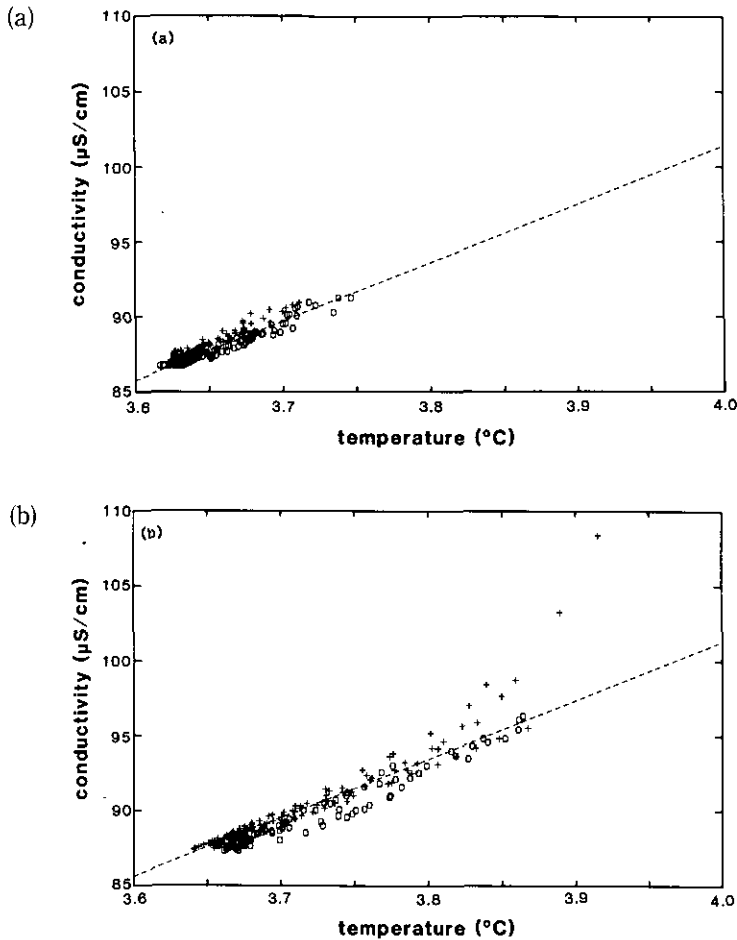


図 6 摩周湖深層水の水温と電導度の関係
 (a) : 1987年6月, (b) : 1987年8～9月
 + : 測点番号2～10のデータ, O : 測点番号13～21のデータ

Fig. 6 Relationship between temperature and conductivity in deep water layer of Lake Mashu
 (a) : Jun., 1987 survey, (b) : Aug. ~Sept., 1987 survey
 + : stas. 2~10, O : stas. 13~21

で表わされる直線に乗る。このことから、8月においても、湖底からくる熱が成分とともに渦動拡散に支配されて拡散混合していると考えられる。ところが、8月のグラフでは、stas.4, 7, 10で直線の上方に大きく外れた点が見られるようになった。さらに詳しく見ると、6, 8月とも stas. 2~10 は相関を表わす直線の主に上方に分布し、stas.13~21 は主に下方に分布していることが分

かった。底層水が混合する現象が極めて静かな現象であるとしたら、二重拡散による熱の拡散係数が成分の拡散係数より大きいことによって、下層の高温高塩の水塊が水温から予想される以上に高塩になる。このような場合、水温、電導度の相関の線から上方に外れることが理解できる。すなわち、stas.4, 7, 10のような地域は深度が大きい上に湖底の温度が高くないため、深度のやや小さい湧水地帯から流れ込んできた高温高塩の水が湖底に停滞し、熱の拡散でこのような直線から外れた水温、電導度の関係を示す。この現象は、湧水成分が底層水に蓄積して成分成層が強まることで安定度を増し、湖底近傍の湖水の渦動拡散係数が小さくなった8月に顕著に見られる。湧水が湖底に停滞する証拠は5節で詳しく述べる。また、湖底の温度の高い地帯は湧水源地帯ないし熱源地帯といいかえることができ、ここでは湧水の湧出や熱伝導のため、湖中央部と比べて対流が盛んで渦動拡散現象が卓越し、水温と電導度の関係はより直線的になるのであろう。さらに、このような地帯ではガス成分が湖底から湧きだして混合の助けになっている可能性もある。

3.5 水温の時間変動

3.5.1 浅層の水温変化

水温の連続観測データは、湖水混合の時期を探るのに極めて有効であった。図7(a)に1985年9月2日～1986年6月29日の間係留した水温計の記録を示す。

秋期の放熱過程にともなって表面混合層が厚みを増し、20m深度は9月下旬に、50m深度は12月上旬に混合層に入る。混合層に入る直前の時期、いかえれば、水温躍層の直下の水温は、湖の内部セイシュの影響を受けて大きく時間変化する。図7(a)のデータは2時間間隔の観測データを8データずつ平均化してプロットしてあるため明らかではないが、生データを参照すると、例えば9月12日には20m水温が10.3～15.7℃という大きな幅で変動し、11月20日には50m水温が7.6～5.5℃の幅で変動した。12月上旬以降は混合層の厚みが50mより大きくなっているため、20m、50mの両層は混合しつつ同じ水温で冷却されてゆく。図7(b)に放熱過程を温度軸を拡大して示した。湖水の溶存成分濃度とChenとMillero(1978)の式を用いて最大密度温度を計算すると、1気圧では3.96℃である。表面混合層は12月28日頃この温度となる。放熱過程においては、20m水温が50m水温より約0.1℃低く、表面の冷却が先行することが分かる。

最大密度温度より低くなると逆列成層が安定になり、50m水温の低下が止まり、20m水温のみ低下する。20m水温は1月31日に最低(0.94℃)となった後上昇し、2月25日頃以降は変動が全く止まる。これは完全結氷の時期に相当し、風によるストレスを受けなくなるからで、4月8日まで1.74～1.80℃の範囲で維持される。すなわちこの期間は、湖の吸熱と放熱が氷の厚さの変化に反映され、湖水には伝わらないと考えられる。

図7(c)に受熱期の水温変化を拡大して示す。4月8日以降20m水温が上昇し始め、それまで大きな変動がなかった50m水温が4月28日に初めて大きく変化する。これが、解氷の時期に相当

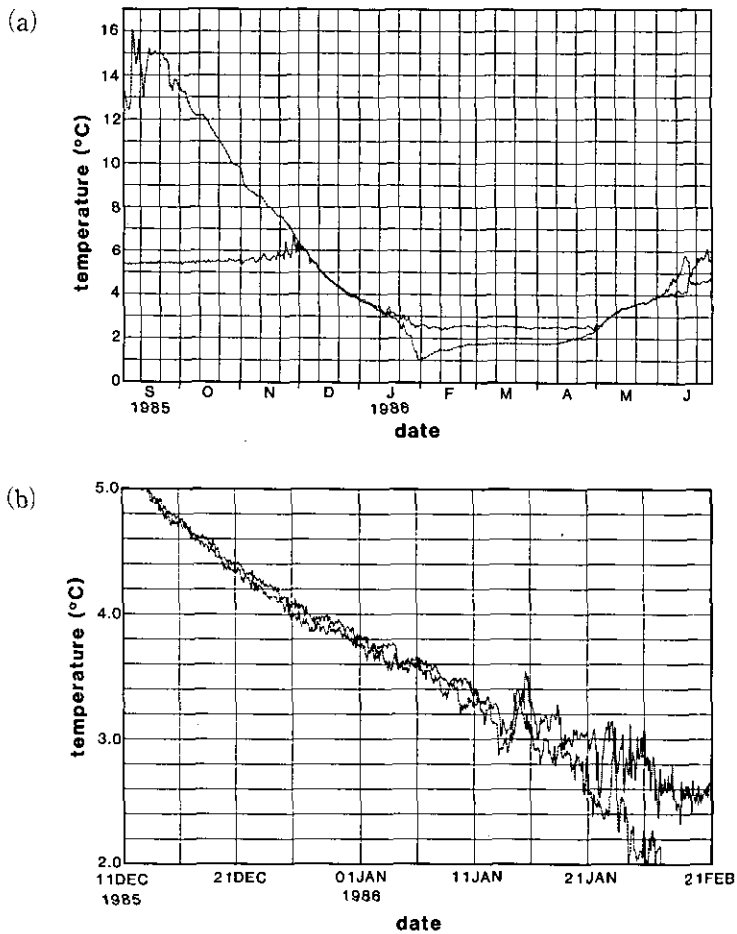


図 7 1985年9月2日～1986年6月29日にかけての摩周湖の浅層水温の連続観測結果
 (a) : 全観測期間の2時間ごとの水温瞬時値を8個ずつ平均したデータを用いた。
 (b) : 秋期混合期の拡大図で生データ(2時間ごとの水温瞬時値)を用いた。
 (c) : 春期混合期の拡大図で生データ(2時間ごとの水温瞬時値)を用いた。
 観測水深は破線が20m, 点線が50mである。

Fig. 7 Time series of water temperature in shallow layers of Lake Mashu from Sept. 2, 1985 to Jun. 29, 1986

- (a) : Plot of whole period, using 16 h averaged data.
- (b) : Expanded scale plot of autumnal mixing period, using raw data of 2 h interval.
- (c) : Expanded scale plot of vernal mixing period, using raw data of 2 h interval. Broken and dotted lines indicate time series temperature of 20 and 50 m depths, respectively.

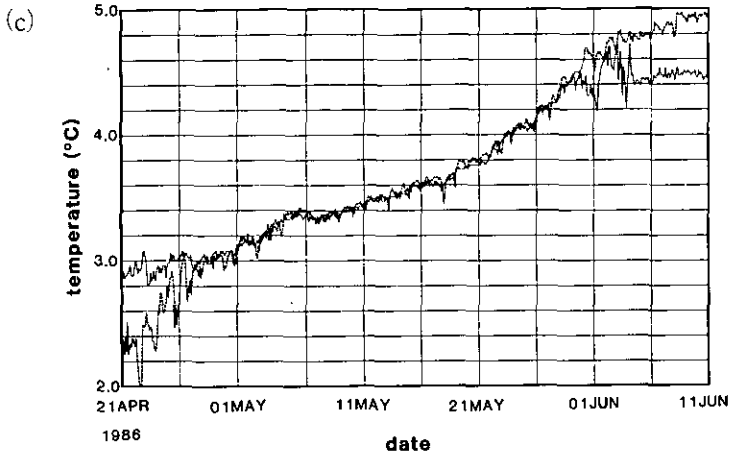


図 7 (つづき)

Fig. 7 (continued)

し、20m 層は結氷下で加熱されたと考えられる。5月3日以降は20、50m 水温はほぼ等しく、次第に上昇速度が小さくなりながら、5月25日まで上昇する。この上昇期の20m 層の水温変動には、昼間太陽光で暖められる状況が表われている。5月25日からおよそ3日間は水温上昇が一時止った後、再び20、50m 水温はほぼ等しく上昇し始め、3.9℃を越す6月1日頃から20m 水温が50m 水温より高くなり、正列成層ができてくる。50m 水温の上昇速度は小さくなるが、6月17日に20m 水温が突然下がり、50m 水温が0.4℃急上昇する現象が見られ、50m 層にまで及ぶ強い混合が起こったことが分かる。

3.5.2 深層の水温変化

1986年7月2日～9月20日にかけては、100、150、200mの3層の水温連続観測データを得た。図8にあるように100、150m 層では水温変化の傾向が見られないのに対し、200m 層には0.07℃の水温上昇がある。これを、図4に示した平均的水温鉛直分布にあてはめると、197m 層のデータに水温の絶対値、水温上昇幅が整合して矛盾しない。結果は湖底からの熱供給があり、夏期の停滞期に底層に貯熱されることの証拠となった。

1986年9月21日～1987年8月31日の期間も、100、150、200mの3層の水温を観測した。全体の結果は、図9(a)に示した。10月下旬までは、9月に水温プロファイルを観測した頃と同様な、150mと200mの間に水温最小値を持つ水温成層が続いていたと考えられる。11月上旬には深層での蓄熱が進み、150m 以深の水温がそれまでの150m 水温であった3.8℃を上回ってしまう。これ

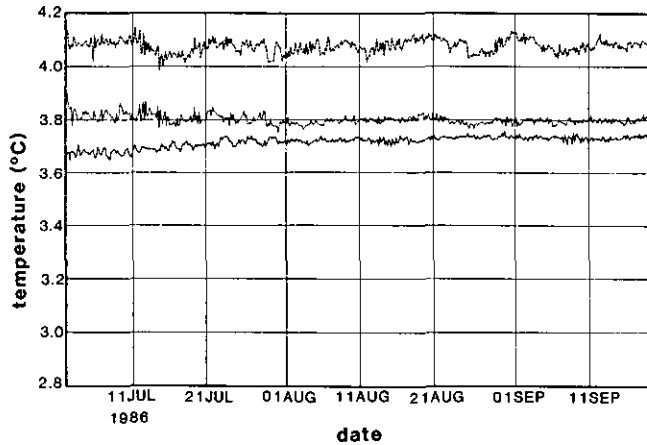


図 8 1986年7月1日～9月19日にかけての摩周湖の深層水温の連続観測結果
生データ(20分ごとの水温瞬時値)を12個ずつ平均したデータを用いた。
観測水深は破線が100m, 点線が150m, 実線が200mである。

Fig. 8 Time series of water temperature in deep layers of Lake Mashu from Jul. 1, 1986 to Sept. 19, 1986
12 of 20min interval data were averaged and plotted. Broken, dotted and real lines indicate time series temperature of 100, 150 and 200m depths, respectively.

以降は150m水温と200m水温がほぼ等しくなり、12月10日頃まで上昇を続けた。11月25日頃のように200m水温が150m水温をかなり上回る時期もあるので、この間は底層の成層構造の形成と解消が繰り返されていたと思われる。この期間に100m層の水温変化がないことは、150m層の水温上昇が湖底からの熱供給、すなわち蓄熱した底層水との混合に依存することを示す。この期間の深層水の混合は、表層の冷却によって起こされる普通の秋期湖水混合とは全く異なる原因によるわけで、摩周湖のような湖底湧水をもつ場合に特有の現象であろう。

図9(b)は放熱期の水温変動の拡大図である。150m層の水温変動は12月10日頃から大きくなり、12月23日には100m層と等しい3.96°Cとなる。100m層は12月20日頃混合層に入り、12月28日頃まで水温は低下し続ける。200m水温は12月10～27日頃まで3.84°Cで一定であるが、12月27日からやや上昇し12月29日に3.92°Cで150m水温と等しくなる。この水温上昇がより浅い湖水との混合によると考えれば、普通の、いいかえると表層湖水の冷却が原因の、秋期湖水混合が最深部に及んだのは12月27日頃であるといえる。1月2～4日は100m以深が3.90°Cの一定水温になる時期である。これ以降全層が冷却されながら、1月6、8日には再び100m以深が等温となっ

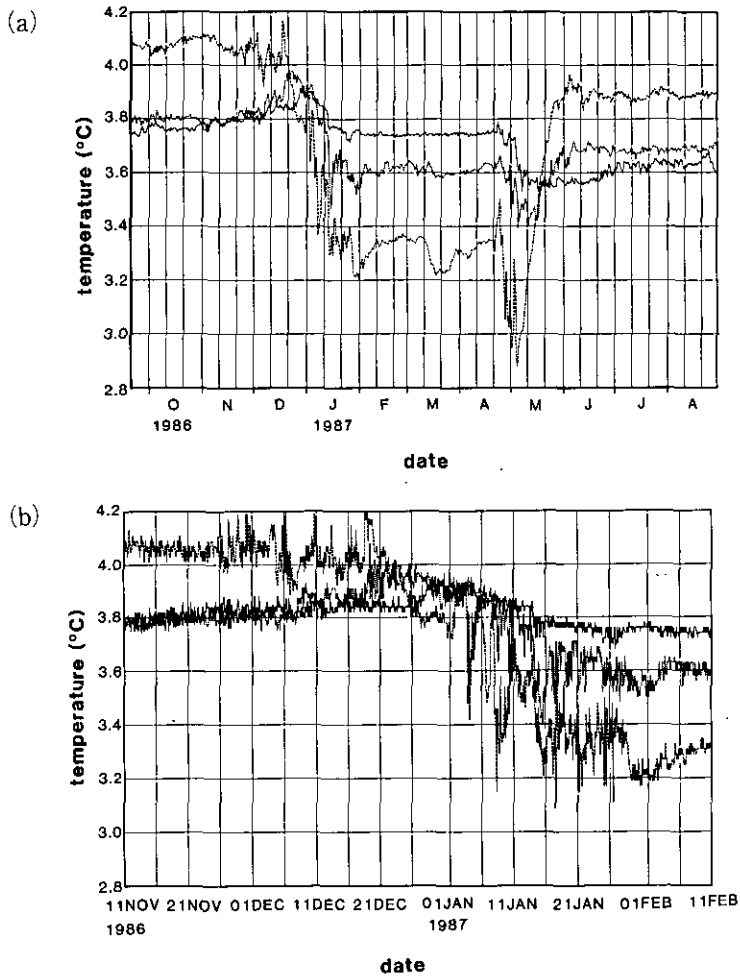


図 9 1986年9月21日～1987年8月31日にかけての摩周湖の深層水温の連続観測結果
 (a) : 全観測期間の2時間ごとの水温瞬時値を8個ずつ平均したデータを用いた。
 (b) : 秋期混合期の拡大図で生データ(2時間ごとの水温瞬時値)を用いた。
 (c) : 春期混合期の拡大図で生データ(2時間ごとの水温瞬時値)を用いた。
 観測水深は破線が100m, 点線が150m, 実線が200mである。

Fig. 9 Time series of water temperature in shallow layers of Lake Mashu from Sept. 21, 1986 to Aug. 31, 1987

- (a) : Plot of whole period, using 16 h averaged data.
 (b) : Expanded scale plot of autumnal mixing period, using raw data of 2 h interval.
 (c) : Expanded scale plot of vernal mixing period, using raw data of 2 h interval. Broken, dotted and real lines indicate time series temperature of 100, 150 and 200m depths, respectively.

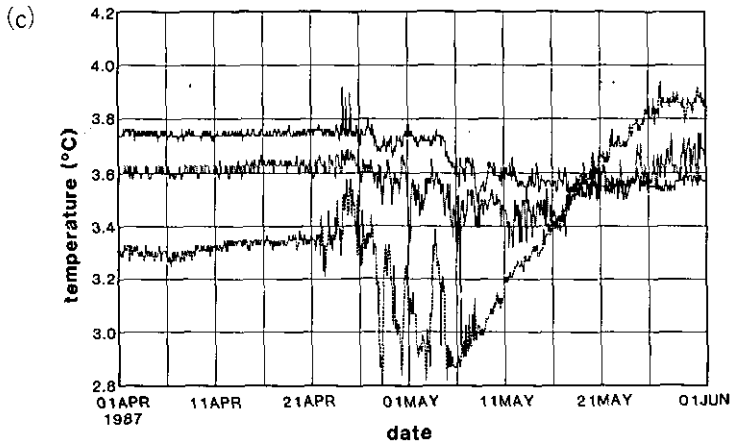


図 9 (つづき)

Fig. 9 (continued)

た。その後、1月中旬頃まで全層の冷却が続き、200m 水温はしだいに低下して3.77°Cとなり、水温低下率が小さくなった。底層水の冷却の原因は、水面からの冷却で低温となった上層の湖水との混合しかありえないので、この0.15°Cの200m 層の水温低下は底層水混合が起こった証拠といえる。この間、100、150m 水温は大きな振幅で変動してゆきながら、逆列成層が発達してゆく。2月上旬には各層の水温が大きく変動するイベントがあってから200m 水温の低下が終り、3.74°Cとなった。観測結果から、200m 水温が上昇した日(12月27日)から200m 水温の低下がほぼ完了した日(1月16日)までを、秋期の混合期といってよいと考えられる。

2月中旬～4月中旬の、結氷下の安定した逆列成層のもとでは、200m 水温の上昇がほとんど見られず、湖底からくる熱が深層水に蓄積されないことが分かる。

図9(c)は受熱期の水温変動の拡大図である。100m 水温の大きな変動は4月22日頃から始まり、解氷を示すと思われる。200m 水温もやや遅れて4月25日頃から変動し始め、深層水混合が始まったことが表われている。5月18日頃的全層3.55°Cの一定水温となる時期まで底層水混合が続き、200m 水温は0.21°Cほど低下する。この間が春期の混合期といえ、その間の200m 水温低下幅は秋期混合期のそれをやや上回った。100m 層は5月7日以降は逆列成層した表面混合層に入り、5月27日頃までほぼ一定速度で上昇し続ける。

図8と図9(a)から1986年と1987年の7、8月間の同じ時期について、各層水温の比較ができる。いずれも1986年のほうが、100m 水温は約0.2°C、150、200m 水温は約0.1°C高い。温度差は0.06ないし0.08°Cとやや小さいが図4の平均水温鉛直プロファイルにも同じ傾向が現われている。

また、秋期と春期の混合期の各層の水温変動を模式的に示すと、図10(a)、(b)のようになる。この間の水塊の安定性の議論は5節で行う。

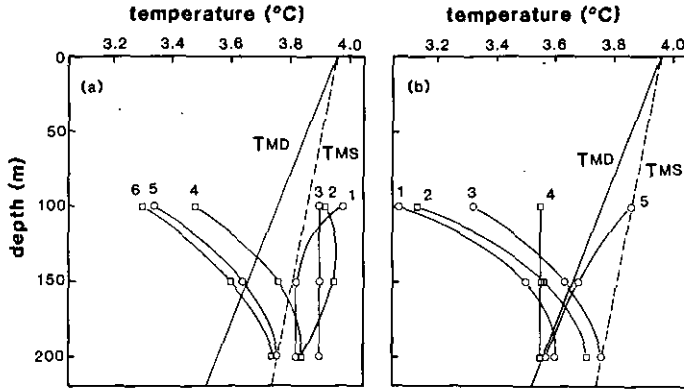


図 10 摩周湖水の最大密度温度と秋期及び春期混合期の深層水温変化の概念図

(a) 1986～1987年にかけての秋期混合期, 1: 12月15日, 2: 12月25日, 3: 1月4日, 4: 1月14日, 5: 1月24日, 6: 2月10日

(b) 1987年の春期混合期, 1: 4月15日, 2: 4月30日, 3: 5月10日, 4: 5月19日, 5: 5月30日

T_{MD} : Chen and Millero (1977a) の式によって計算した摩周湖水の最大密度水温分布。

T_{MS} : Eklund (1966)による最大不安定度の水温分布。

Fig. 10 Temperature of maximum density of Lake Mashu water and schematic vertical temperature distribution during mixing period

(a) Temperature variation in autumnal mixing period of 1986～1987. 1: Dec. 15, 2: Dec. 25, 3: Jan. 4, 4: Jan. 14, 5: Jan. 24, 6: Feb. 10.

(b) Temperature variation in vernal mixing period of 1987.

1: Apr. 15, 2: Apr. 30, 3: May 10, 4: May 19, 5: May 30.

T_{MD} : Temperature of maximum density of Lake Mashu water calculated from the equation of state presented by Chen and Millero (1977a).

T_{MS} : Temperature distribution of maximum stability of Lake Mashu water calculated after Eklund (1966).

4 湖水の化学成分

4.1 溶存化学成分の鉛直分布

図 3, 4 の電導度の鉛直分布に示されるように, 摩周湖では湖底湧水の影響で, 湧水から供給される成分の濃度が深層に向って高くなる傾向がある。図 11 に 1986 年の観測結果から典型的な成分の鉛直分布を示した。深層水での濃度の増加する傾向が見られた成分は, カチオンとして Na,

K, Mg, Ca, Sr, Ba, Mn, Fe, アニオンとして Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NO_3^- , 非イオン性成分として B, Si, ガス成分として CO_2 , CH_4 であった。図 11 に示した Na の例では、中層すなわち 30~150m 層の平均値で、6 月が 0.05mg/l (濃度に対して 0.4%) ほど 6 月より高いが、分析の正確さと比較して必ずしも増加濃度は大きくないので議論ができない。この場合、化学分析した時期も異なり、その間の正確度の確保は困難であった。しかし、深層附近での濃度増大は 6 月に比べて 9 月には極めて大きい。他の分析項目でも、中層の濃度変化を議論するのは困難であったが、9 月の深層での濃度増大は明らかなものが多かった。また、前に触れたように、30~150m にかけても小さな濃度こう配があって、成分濃度が深度とともに高まっていくことも示されている。

Na, K, Mg, Ca, Sr, Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Si は十分な精度で分析でき、観測時期の違いによる表層での濃度分布の差がはっきり認められる。図 11 に示したように、躍層の未発達な 6 月には表層から中層まで均一に近い分布が得られるのに対し、9 月には表面混合層の濃度が低くなる。すなわち、夏の停滞期に降水として集水域にもたらされて湖に入る水の主要成分濃度が湖水よりかなり低いことが分かる。このことは 4.5 節で詳しく議論する。

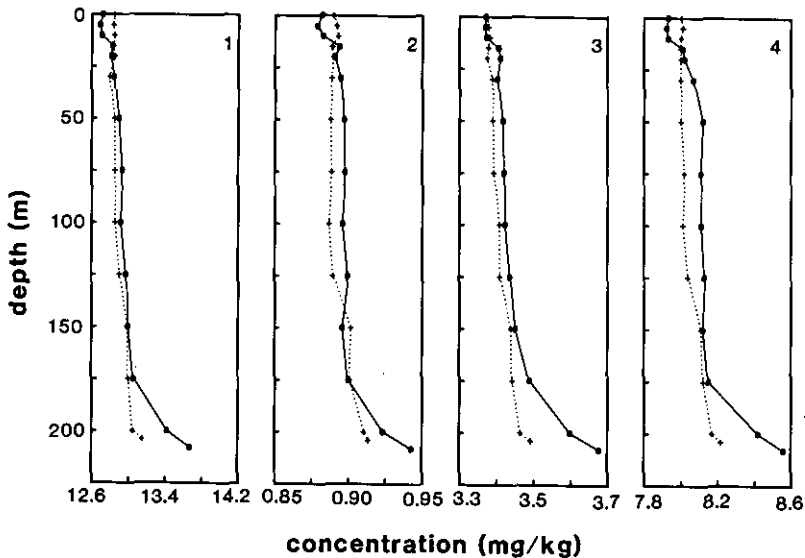


図 11 摩周湖水中の 1 : Na, 2 : K, 3 : Mg, 4 : Ca 濃度の鉛直分布
点線は1986年6~7月の調査, 実線は1986年9月の調査において、湖心
(sta.5) で採取した試料の分析値による。

Fig.11 Vertical distribution of 1 : Na, 2 : K, 3 : Mg, 4 : Ca
concentration in Lake Mashu
Samples were collected at sta. 5 during the surveys of Jun.-Jul. 1986
(dotted line) and of Sept. 1986 (real line).

4.2 溶存化学成分間の相関関係

深層での各成分の濃度プロファイルは図 11 に示したとおり相互によく似ている。そこで、成分間の相関関係を求めると良い直線関係があった。例として図 12 に Na と全炭酸濃度との関係を示した。Na と全炭酸の場合は、0 ~ 10m の表面混合層を除くと極めて良い直線関係が見いだされる。

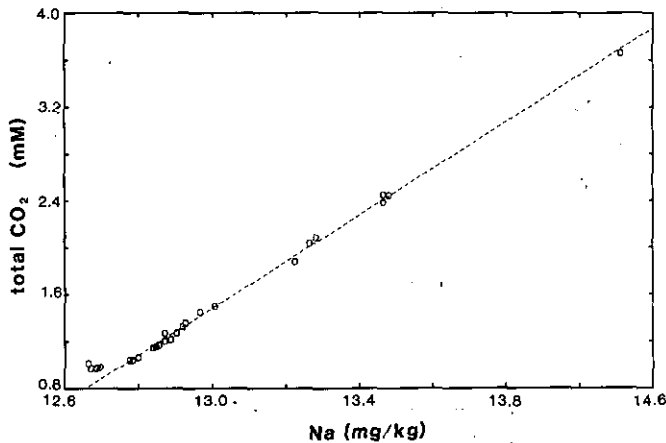


図 12 摩周湖水中の Na と全炭酸の濃度との関係

1986年9月19~21日に sta.5 と sta.16 で採取した試料による。

Fig. 12 Correlation between Na and total CO₂ concentrations in Lake Mashu water

Samples were collected during Sept., 1986 survey at stas. 5 and 16.

摩周湖水中の遊離炭酸は大気中の CO₂ 濃度に対して過飽和にあるため、CO₂ は混合層から大気中に逃げていると考えると極めて妥当な結果である。Na, K, Mg, Ca, Sr, Ba, HCO₃⁻, Cl⁻, B については表面から深層まで直線関係にあった。データの整理は分析の精度、正確度の優れている Na を基準として行った。1986 年のデータの解析が終っており、結果を Na に対する関係のこう配、切片、相関係数として表 2 にまとめた。ガス成分(全炭酸、遊離炭酸、CH₄)は先に述べた理由で、混合層以深(15m 以下)のデータを用いた。SO₄²⁻, Si では、湧水の影響の強い 175m 以下とそれ以浅でややこう配が異なるので、175m 以浅のデータを用いた。湖内で起こる除去反応があると考えられる。NO₃⁻, Fe, Mn では 175m 以深でしか直線関係は見られない。

3.3 節で述べたように、摩周湖底層水は湖底湧水と湖水の混合で成層構造を示す。同じことが、化学成分のデータからもいえ、この 2 つのエンドメンバーの混合で底層水が成立していると考えて支障がない。

表 2 Na をもとにして表わした摩周湖湖水中の主な化学成分の濃度間の直線関係 (1986 年 6 月と 9 月のデータによる)

Table 2 Linear relationship between concentrations of chemical constituents in Lake Mashu water

component	unit	a	b	r
K	mg K /kg	0.05799	0.1465	0.9885
Mg	mg Mg/kg	0.3313	-0.1465	0.9928
Ca	mg Ca/kg	0.6568	-0.4214	0.9932
Sr	mg Sr/kg	0.01947	-0.04031	0.9886
Ba	mg Ba/kg	0.0003446	-0.002438	0.8703
Mn	mg Mn/kg	0.004421	-0.05753	0.9830
Fe	mg Fe/kg	0.02316	-0.3033	0.9181
NO ₃ ⁻ -N	mg N /kg	0.01502	-0.1737	0.9626
SO ₄ ²⁻ -S	mg S /kg	0.1203	2.585	0.9901
Cl ⁻	mg Cl/kg	0.4322	1.116	0.9763
B	mg B /kg	0.008400	0.01434	0.9097
Si	mg Si/kg	0.2462	2.112	0.9836
HCO ₃ ⁻	mM	0.08339	-0.2343	0.9954
ΣCO ₂	mM	1.594	-19.40	0.9990
free CO ₂	mM	1.509	-19.15	0.9989
CH ₄	nM	34.57	-436.6	0.9740

Concentration of each constituent is expressed as (a × (concentration of Na) + b).
 These were calculated from the data of Jun. and Sep. 1986 surveys.

4.3 湖底湧水の性質

前節の結果から、溶存成分間の直線的な相関関係が明らかにされて、各成分の濃度が Na 濃度の関数として表わされた。そこで、湖底湧水が湧出するまでに岩石及び火山ガスと十分に反応し、不定型 SiO₂ と CO₂ に飽和しているという仮定をする。Si の溶解度は温度の増大とともに増大し、逆に CO₂ の溶解度は温度の増大とともに減少する。そこで、知られている不定型 SiO₂ (Anderson, 1972) と CO₂ (Houghton, 1957) の溶解度を使って、Na 濃度 (C_{Na} (mg/kg)), 湧水量 (W(t/y)), 湧水水温 (t (°C)), SiO₂ 濃度 (Si として C_{Si} ((mg/kg)), CO₂ 濃度 (C_{CO2} (mM)) を変数とする次の 5 つの式が成り立ち、解が得られる。ただし、CO₂ の溶解度は水深 200m の圧力下での数値である。

$$t + 273.15 = -731 / (\log_{10} (C_{Si} / 28100) + 0.26) \quad (3)$$

$$t + 273.15 = 869.6 / (\log_{10} (C_{CO2} / 44.6) + 1.761) \quad (4)$$

$$W(C_{Na} - 12.92) = 334 \times 10^6 \quad (5)$$

$$C_{Si} = 0.2462C_{Na} + 2.112 \quad (6)$$

$$C_{CO_2} = 1.509C_{Na} - 19.15 \quad (7)$$

(3), (4)式は SiO_2 と CO_2 の溶解度の温度依存性の式である。(5)式は底層湖水中の Na 濃度の増加量(g/y)を表わす式で、図 11 の Na の鉛直分布プロファイルと深度-面積関数の積を濃度増加が見られる 150m 以深で積分した値として得られる。(6), (7)式は SiO_2 , CO_2 , Na の濃度間の関係式である。得られた解は, Na 299mg/kg, Si 75.8mg/kg, CO_2 432mM, 湧水水温 43.4°C, 湧水量 $1.17 \times 10^6 t/y (=0.037 t/s)$ であった。

ここで、表 2 の関係式を使って、各成分の湧水中濃度が計算できるので、表 3 にまとめた。比較のために、湖水中の各成分の平均的な濃度として 1986 年 9 月の観測値の 50~100m 深度の平均、湖水、湧水それぞれのイオン当量比も示した。このように、摩周湖底層水をつくる 2 つのエンドメンバー（湖底湧水と湖水）の化学成分組成が決定された。

摩周湖湖底湧水の陽イオン組成比は、湖水とほぼ同じであることが表 3 から分かる。一方、陰イオン組成は湖水とやや異なり、湖水より HCO_3^- イオンに富み SO_4^{2-} イオン、Cl⁻ イオンに乏しい。湧水の pH を、湧水温度での炭酸の酸解離定数 5.10×10^{-7} (Weast, (ed.), 1978) から推定すると 5.0 で、炭酸ガスによって弱酸性となった温泉が摩周湖底に存在することになる。日本の温泉の分類では、含炭酸、含土類重曹泉になる。

4.4 湖底湧水と熱供給の関係

さて、推定された湧水水温と湧出量から、湧水による供給熱量が計算できる。湧水と底層水の温度差として、39.7°C (湧水水温 43.4°C と底層水温 3.7°C の差) を用いると $4.64 \times 10^{13} cal/y$ が得られる。これは、水温プロファイルから得た熱供給量と比較すると 1986 年の観測値 ($6.65 \times 10^{13} cal/y$) に対して 70%, 1987 年の観測値 ($7.61 \times 10^{13} cal/y$) に対して 61% となる。いいかえると、70~61% の熱が湖底湧水の移流によって (convective に) もたらされ、残りの 30~39% の熱が湖底からの熱伝導により (conductive に) もたらされているという計算になる。

1987 年に行った CTD 観測の結果と、1986 年の化学分析に基づく湖底湧水の水温と化学組成の推定値の間の関係を考察してみる。CTD 観測により湖底からの熱供給と成分供給の間には先に示したように $39 \mu S/cm \text{ deg}$ という関係があった。この数字は、電導度の温度変化分も含んでいるので、その効果を底層水の電導度 $87 \mu S/cm$ に対して 2%/deg として補正すると、 $37 \mu S/cm \text{ deg}$ となる。この温度の項は、convective 及び conductive な熱供給の両者(全熱供給量)を含む。一方、推定した湖底湧水の各成分濃度とその極限当量電導度から、湧水の電導度が推定できる。4°C の極限当量電導度は、データ集 (日本化学会編, 1984) にある 0, 18, 25°C の数値から内挿して求めた。得られた 4°C の電導度は $2120 \mu S/cm$ であった。これを温度差 (39.7°C) で割ると $53.4 \mu S/cm \text{ deg}$ となる。これは、湖底湧水が底層湖水に混合拡散していく過程で期待される電導度/

表 3 摩周湖湖水中の主な化学成分の平均濃度,湖底湧水の推定化学成分濃度と湖底湧水による化学成分の供給量

Table 3 Averaged concentrations of constituents in Lake Mashu water, estimated concentrations of these in lake bottom spring water, and suppling rate of these from the spring

constituents	concentration		ratio of equivalent concentration		estimated suppling rate	
	(lake water/spring water)		(lake water/spring water)		by spring water	
Na	12.92	/ 299	mg/kg	44.1 / 41.0	349	t
K	0.898	/ 17.5	mg/kg	1.8 / 1.4	20.4	t
Mg	3.413	/ 98.3	mg/kg	22.1 / 25.5	115	t
Ca	8.07	/ 196	mg/kg	31.6 / 30.8	229	t
Sr	0.211	/ 5.79	mg/kg	0.38 / 0.42	6.75	t
Ba	0.0021	/ 0.101	mg/kg	0.002 / 0.005	0.12	t
Mn	0.0004	/ 1.27	mg/kg	0.001 / 0.15	1.48	t
Fe	0.0025	/ 6.63	mg/kg	0.01 / 0.75	7.73	t
sum of cations	1.27	/ 33.2	meq./kg	100 / 100		
NO ₃ ⁻ -N	0.011	/ 4.32	mg/kg	0.06 / 1.0	5.04	t
SO ₄ ²⁻ -S	4.11	/ 38.6	mg/kg	19.8 / 7.7	45.0	t
F ⁻	0.129	/ 0.129	mg/kg	0.52 / 0.02	0.15	t
Cl ⁻	6.67	/ 130	mg/kg	14.5 / 11.8	152	t
HCO ₃ ⁻	0.8441	/ 24.7	mM	65.1 / 79.4	28.8 × 10 ⁶ mol	
sum of anions	1.30	/ 31.1	meq./kg	100 / 100		
B	0.122	/ 2.53	mg/kg	-	2.95	t
Si	5.24	/ 75.8	mg/kg	-	88.4	t
ΣCO ₂	1.192	/ 458	mM	-	534 × 10 ⁶ mol	
free CO ₂	0.348	/ 432	mM	-	504 × 10 ⁶ mol	
CH ₄	0.0122	/ 9910	nM	-	11.6 × 10 ³ mol	
TDS*	0.111	/ 2.610	g/kg	-	3050	t

* : total dissolved solid

温度比であり, convective な熱供給のみを含む。湖底に湧出すると成分はかなり希薄になるので, 極限当量電導度を計算に用いたことは問題とならないであろう。この電導度/温度比の逆数が, 湧水によって供給される化学成分量で規格化した熱供給量にあたる。後者 (0.0187 deg cm/μS) と前者 (0.027 deg cm/μS) の比は 69% であり, convective な熱供給の全熱供給量に対する割合の推定値である。これは, 先に推定した convective な熱供給の割合と良く一致した。

ここで、CO₂が過飽和である可能性、Siが不定型 SiO₂の溶解度に対して不飽和である可能性を考えると、いずれの場合も湧水の水温はさらに高いことが予測される。つまり、このように推定した水温はあり得る値の下限であると考えられた。これに伴って、湧水による熱供給量、湧水による熱供給量の全熱供給量に対する割合の両者ともあり得る値の下限と考えられた。熱供給量の上限は水温プロファイルの観測結果から得られた熱供給量(1987年の結果による 7.6×10^{13} cal/y)と考えてよく、CO₂飽和の条件を考える限り、あり得る水温の上限として 55℃が求まる。CO₂飽和の条件を捨てて Si の溶解平衡だけを考えて、さらに高い水温もありうるが、湧水による熱供給量は変わらない。また、湧水水量はあり得る値の中間的な値であると考えられた。湧水による熱供給量の全熱供給量に対する割合は、先の議論より高い可能性があり、ほとんどの熱供給が湧水でまかなわれていることがあり得る。逆に、conductive な加熱が熱供給の主体である可能性はない。

重要なことは、CTD 観測と湖水の分析という独立した解析から得た熱供給と成分供給の比がおよそ一致したことで、それぞれの解析が大きく間違っていないことの証拠になる。

4.5 湖水の溶存成分の収支と経年変動

得られた湖底湧水の推定組成と湧水量から、各成分の湧水による供給量が得られるので、表3に合せて示した。供給量の推定値は、湧水中濃度と湧水量 (1.17×10^6 t/y) の積である。全溶存物質質量 (TDS) は全てのカチオン、アニオンと B, Si の和で、蒸発残渣に相当するような化学形態を考えて加算したもので、塩分として後で述べる密度計算に使う。

ここで湖水の中での沈殿形成、生物活動などによる除去が比較的少なく、保存性が高いと考えられるアルカリ、アルカリ土類元素、SO₄²⁻、Cl⁻について、水収支を考慮した成分の収支を算定し表4に示した。降水量はこの地域の長期の平均値をとり、蒸発量は平均気温、日射量をもとに推定した(堀内・安部, 1982)。水量は、湖面上昇に換算して mm/y として表わした。降水による供給量の推定値は、降雪試料の分析値から得た。集水域(湖面を除く 12.8km²)の降水は 0.79 の流下係数(Horiuchi ら, 1985)で湖水に流入するとして計算したが、その間で成分の付加及び除去がないと仮定している。例(1)は湖底湧水がない場合、例(2)は湖底湧水を考慮した場合である。項目 E の漏水量は A, B, C, D の和で計算した値なので、湧水の分だけ例(1)と例(2)で変わる。湖水位レベルにあると考えられる透水層から漏水すると考え(Ambe ら, 1988)、漏水量に平均湖水濃度を乗じて流出成分量とした。ちなみに例(1)の場合の湖水の滞留時間は 112 年、例(2)の場合では 107 年となる。

結果として湖底湧水を考慮しない例(1)では、明らかに化学成分の流出量が供給量を上回り、湖水の現在の化学組成を流入水だけで説明するのが困難であることが分かる。特に、アニオン成分が存在量の半分に近い量を降水由来として説明できるのに対し、カチオンは降水による供給量では全く不足する。一方、湖底湧水を考慮に入れると流入/流出の比はほぼ 1 に近くなり、収支が良くあってくる。これらの陽イオンは降下物による供給を湧水による供給量が圧倒的に上回り、

表 4 摩周湖の水収支と主な化学成分の収支
 (1) 湖底湧水による化学成分の供給を考慮しない場合
 (2) 湖底湧水による化学成分の供給を考えた場合

Table 4 Water balance and mass balance of chemical constituents in Lake Mashu
 Case (1) without consideration of flux of chemical constituents from bottom spring
 Case (2) with consideration of flux of chemical constituents from bottom spring

case (1)

Factors controlling water balance		water supplying rate (mm/y)						
A	precipitation on water surface	1100						
B	precipitation in intake area	568						
C	bottom spring	0						
D	loss by evaporation from water surface	-370						
E	loss by seepage	-1300						
		Na	K	Mg	Ca	Sr	SO ₄ ²⁻ -S	Cl
inflow by A	g/m ² y	2.1	0.14	0.31	0.40	0.0031	1.54	2.4
inflow by B	g/m ² y	1.1	0.07	0.16	0.21	0.0016	0.79	1.2
inflow by C	g/m ² y	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0000	0.00	0.0
sum of inflow	g/m ² y	3.2	0.21	0.47	0.61	0.0047	2.33	3.6
outflow by E	g/m ² y	16.8	1.17	4.43	10.47	0.274	5.33	8.66
inflow/outflow %		19	18	11	6	2	44	42

case (2)

Factors controlling water balance		water supplying rate (mm/y)						
A	precipitation on water surface	1100						
B	precipitation in intake area	568						
C	bottom spring	59.7						
D	loss by evaporation from water surface	-370						
E	loss by seepage	-1360						
		Na	K	Mg	Ca	Sr	SO ₄ ²⁻ -S	Cl
inflow by A	g/m ² y	2.1	0.14	0.31	0.40	0.0031	1.54	2.4
inflow by B	g/m ² y	1.1	0.07	0.16	0.21	0.0016	0.79	1.2
inflow by C	g/m ² y	17.8	1.04	5.87	11.7	0.344	2.3	7.8
sum of inflow	g/m ² y	21.0	1.25	6.34	12.3	0.349	4.63	11.4
outflow by E	g/m ² y	17.6	1.22	4.64	10.98	0.287	5.59	9.07
inflow/outflow %		119	102	137	112	122	83	126

湖水の陽イオン組成がほとんど湧水で決定されていることが表から分かる。このことは、先に述べた湖水と湧水の陽イオン組成比が極めて似かよっている事実、及び、8～9月の成層期の調査時期において、表面混合層の主成分濃度が低く、降水による希釈を受けるという事実と整合する。また、湖水のアニオン成分の等量比が湧水より SO_4^{2-} 、 Cl^- に対して過剰であることも整合的である。ただし、Mg, Sr, Na, Cl^- はやや供給過剰、 SO_4^{2-} はやや供給不足の計算になった。降水物による供給量の推定は積雪試料の分析値を年間量に換算するという乱暴なやり方なので、例えば SO_4^{2-} の不足はその誤差とも考えられる。Mg, Sr, Na, Cl^- は湧水供給量だけで推定流出量を上回わり、降水物による供給量の推定の誤差でなく、湧水供給量の若干の過大評価かもしれない。又は、湖水中の濃度が経年的に増加していれば、湧出量の変化として説明ができる可能性もある。しかし、その証明のためには経年的な分析値の精度管理の問題があり、我々の観測期間では評価が難かしかった。例えば、湖底湧水の湧出状況が変わって成分供給量が10%変化した時、湖水濃度への一年間当たりの影響は、Na, K, Mg, Ca についてそれぞれ 0.09, 0.08, 0.12, 0.09%/y と計算される。したがって、6年間の調査では 0.5～0.7% の変化量にしかならない。これらの成分の湖水濃度レベルでの化学分析の相対精度をこの程度にするのは、短期間ならば可能であるが、数年間以上にわたって1%より良い相対精度を管理することは、困難である。ちなみに、1回の調査のサンプルの中では、この4元素の相対分析精度は 0.3～0.8% 程度であり、この精度で鉛直濃度変化を議論できる。しかし、全く調査及び分析の時期の違うデータの比較をこの精度で行うことはできない。

次に、湖水主要成分のうち分析の精度が高い HCO_3^- イオン濃度(摩周湖では分析精度の範囲内でアルカリ度と等しい)の経年変化を図13に示す。1982年9月と1983年7月調査の間、1986年6月と9月の調査の間に、絶対値の増加がある。これは、滴定の方法を少し変更したためのバイアスであると考えられる。ただし、1982年は全層にわたって 0.81mM 程度で、175, 200m 層での濃度増大が顕著でない。ところが、1983年以降は 100m 以深での濃度増大の傾向が明らかにみとれる。この 100～175m にかけての濃度こう配は、6～7月の成層期のはじめと8～9月の成層期がさらに発達した時期でほとんど変化しないことが、1983, 1986, 1987の3年のデータから読み取れる。正列成層期に湖底湧水から供給される成分は、さらに深い深度に留っている中で層には影響を与えない。すなわち、混合期のごく初期に 100～150m にかけての安定な水温成層は完成してしまうので、湖水の鉛直混合が妨げられ、底層の成分濃度の高い水及び表層の降水によって成分濃度が低くなった水が中層の湖水と混合するのは、正列成層期のさらに後期のことである。したがって、この成分濃度こう配は、観測の前の混合期における湖水混合の程度を表わす。また、190m 以深は、先に述べたように湖内の水平的な分布が大きいこと、1985年までは測点の位置決定に誤差が大きかったことから、各年の観測値比較は困難で、各年の 50～150m 深度のアルカリ度の濃度こう配を比較して議論する。図13から、1985年9月の結果に 50～150m にかけての最も大きな濃度こう配が認められ、1984年6月がこれに次ぐ。これ以外の観測結果では、50m と 100m の

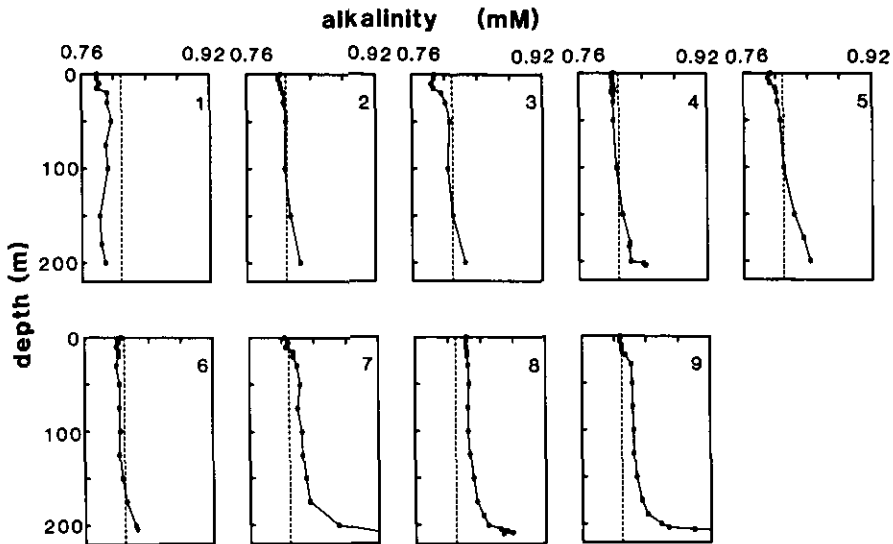


図 13 摩周湖水中のアルカリ度の経年的な変化

1: 1982年9月の試料の分析値, 2: 1983年7月の試料の分析値,
 3: 1983年9月の試料の分析値, 4: 1984年6月の試料の分析値,
 5: 1985年9月の試料の分析値, 6: 1986年6~7月の試料の分析値,
 7: 1986年9月の試料の分析値, 8: 1987年6月の試料の分析値,
 9: 1987年8~9月の試料の分析値。
 破線は湖水の代表的アルカリ度の0.83mMを表わす。

Fig. 13 Annual variation of alkalinity in Lake Mashu water

1: Sept., 1982, 2: Jul., 1983, 3: Sept., 1983, 4: Jun., 1984, 5: Sept., 1985,
 6: Jun. ~ Jul., 1986, 7: Sept., 1986, 8: Jun., 1987, 9: Aug. ~ Sept., 1987.
 Broken line indicates the typical alkalinity of 0.83mM.

濃度差は有為でない。すなわち、1983~1984年と1984~1985年の混合期は湖水の鉛直混合が十分でなく、50m以深で大きな濃度こう配が生じ、1985年には底層水中の成分濃度がさらに高くなったと推測される。1985~1986年の混合期は、湖水混合がその前2年間よりは十分に起こって、その間にできた濃度こう配と底層水中の成分の蓄積が解消されたと考えられる。1983年の2回の結果では50mと100mの濃度差がなく、1986年と1987年の4回の結果では50~125mの範囲でほとんど鉛直濃度こう配がない。このことから、多くの年に、表層から100mないし125mまでは化学成分の濃度こう配がほとんどなくなる程度の湖水混合が起こるが、年によって鉛直混合が不十分で中層から化学成分の濃度こう配が生じることがあるようである。

5 摩周湖の湖水混合の考え方

5.1 湖水の静的安定度について

深い湖の水温鉛直分布は、今世紀始めから観測結果が得られるようになり、その解釈がされてきた。しかし、結果の正しい解釈は、加圧下の音速測定による水の精密な状態方程式が求められてからである。水の状態方程式と湖沼水温の観測結果を結びつけた最初の例は Eklund(1963, 1965) によるもので、その考え方の大筋を以下に示す。

純水の比容 v (specific volume) は温度と圧力の関数で、次の式のように表わされる。

$$v = v_0 (1 - p(a + b\theta) + c\theta^2) \quad (8)$$

ここで、 v_0 は純水の 1 気圧下での最大密度温度 (4.0°C) における比容、 $\theta = (4.0 - T)$ 、 T は現場水温、 a 、 b 、 c は定数である。これは、いわゆる水の状態方程式の簡略化した表現であり、よく知られているように、水の比容が 4.0°C で最小値となり、その温度変化がおおむね 2 次曲線で表わされることを示す。 $v = f(\theta, p)$ であるから

$$dv = (\partial v / \partial p)_\theta dp + (\partial v / \partial \theta)_p d\theta \quad (9)$$

変形すると、水柱が鉛直方向に安定な条件として

$$(dv/dp) - (\partial v / \partial p)_\theta = (\partial v / \partial \theta)_p (d\theta/dp) < 0 \quad (10)$$

なる式が誘導される。左辺第一項は湖で観測される比容の圧力変化、第二項は注目する深度の水を圧力変化させた際の比容の変化である。注目する深度の水に鉛直方向の微小変位が加えられた際に復元力が働く条件は、この差が負となることである。微小変位を与える過程は、この式の表現では等温過程となる。ただし、正確には断熱過程を考えるべきで、その場合、断熱圧力変化による温度こう配の項を補正する必要が生じる。しかし Farmar (1975) が指摘するように、最大密度に近い温度範囲ではこの項は完全に無視できるほどに小さく、断熱過程も等温過程も同じことで、Eklund の取り扱いで何ら支障はないことが明らかにされている。

さて、(8) 式から、最大密度となる水温 T_{MD} (°C) は、圧力の 1 次関数として、

$$T_{MD} = 4.0 - (b/2c)p \quad (11)$$

で表わされる。(b/2c) は状態方程式から 0.021°C/bar で、水深 10m 当たり 0.021°C ずつ最大密度温度が下がってゆくことが分かる。こうして式の誘導から Eklund の結論として次の 3 点が示された。

① 水柱が安定に成層している時は、水温の深度プロファイルが最大密度温度の線 (図 10) を横切る時に、水温の深度変化の符号を変えなくてはならない。

② 湖水がある深度範囲にわたって最大密度温度にある時、湖水は安定状態ではない。

③表面湖水が最大密度温度で、水温の深度変化が最大密度温度の深度変化の半分であるときに、湖水は最大の安定度を示す。

①は $(\partial v / \partial \theta)_p$ が最大密度温度を境に符号を変えるので、 $(d\theta/dp)$ も符号を変えなくてはならないということ、その深度の最大密度温度以上では正列成層、以下ならば逆列成層が安定の条件であるということである。②は $(\partial v / \partial \theta)_p$ が 0 であるとき安定度はゼロで、安定でも不安定でもないという意味である。③は表面水温が 4℃ の時、 $(\partial v / \partial \theta)_p (d\theta/dp)$ を最大にする条件から導かれる。

Eklund の指摘は、それまでの湖沼学者の考えた、深い複循環湖の底層湖水は水の最大密度温度にあるという考え方を覆したことに意味がある。確かに、Strom (1945) がまとめた深い複循環湖の深層水温分布は、Eklund のいう最大安定度温度の線 (図 10) に近い分布となる。しかし、Eklund の考え方は、化学成分の濃度こう配を考慮していないことが問題で、その後、Eklund の結論にあわないような水温分布がオンタリオ湖 (Lee と Rodgers, 1972)、クレーター湖 (Neal ら, 1972) などでも観測され、議論がなされた末 (Osborn と LeBlond, 1974; Lee と Rodgers, 1974; Farmer, 1975; Cheng と Millero, 1977a)、水温こう配と塩分こう配の両者を考えること、そのために塩分項を含む水の状態方程式を使って議論することが必要であると結論づけられた。また、水の状態方程式の塩分項に全溶存物質質量をとれば、ほとんど誤差がないことも示された (Chen と Millero, 1977b)。すなわち、Lee と Rodgers (1974) 及び Chen と Millero (1977a) によると、安定の条件を (10) 式でなく

$$ST = -\{(\partial v / \partial S)_p (dS/dp) + (\partial v / \partial T)_p (dT/dp)\} > 0 \quad (12)$$

とするのが良い。ここで、S は塩分である。最大密度温度と現場水温の差が大きい場合ほど温度項が、差が小さい場合ほど塩分項が、相対的に大きく安定度 ST に寄与することが分かる。この安定度は物理的には Brunt-Vaisala 周波数 N (1/s) と結び付けられ (Chen と Millero, 1977a)、

$$N^2 = (g^2/v^2) ST \quad (13)$$

なる関係で表わされる。ここで、 g は重力加速度である。これからの議論では、便宜的に安定度の大きさを ST ($m^3/kg Pa$) で表わすこととする。

さて、150m 以深の深層水の溶存成分の化学分析から得た全溶存物質質量と、CTD によって観測した電導度の間には、ほぼ 1 次関係があるので、電導度プロファイルは、全溶存物質質量すなわち塩分プロファイルに変換でき、安定度の計算が可能となった。図 3 の平均プロファイルに対して計算した安定度 ST を図 14 (a), (b) にプロットした。安定度 0 の線の左側の線は、温度逆転による不安定項である。右側の 2 本の線はほとんど重なり、塩分増大による安定項と、2 つの項の和である。結論として、6, 8 月とも塩分増大による安定項が温度の逆転による不安定項をはるかに上回り、密度不安定を生じていないことが、状態方程式による計算から明らかとなった。

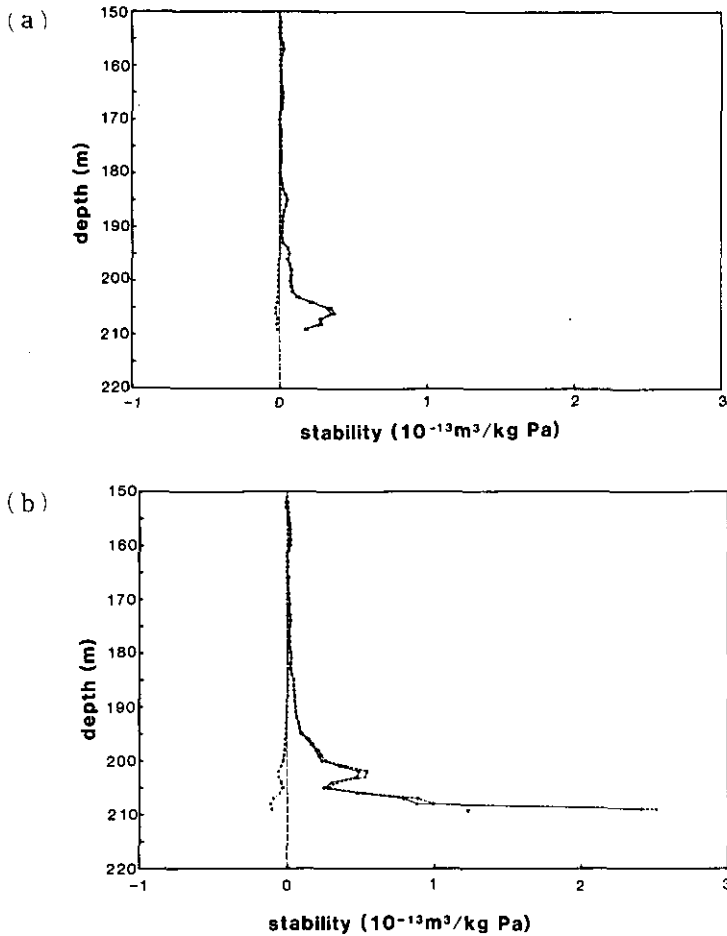


図 14 摩周湖の底層水の鉛直安定度

(a) 1987年6月のCTD観測による。

(b) 1987年8～9月のCTD観測による。

破線は水温こう配によって生じる不安定項、点線は塩分こう配によって生じる安定項、実線は両者の和を表わす。

Fig. 14 Stability in deep water layer of Lake Mashu

(a) Calculated from CTD observation of Jun., 1987 survey.

(b) Calculated from CTD observation of Aug.~Sept., 1987 survey.

Broken line indicates instable term due to temperature gradient.

Dotted line indicates stable term due to salinity gradient. Real line

is sum of the two terms.

8月の205m附近でやや安定度が小さくなるのは、この深度附近で温度、塩分のこう配とも小さくなった測点が何点があるためである。したがって、塩分による安定項が小さくなったのと同時に、温度による不安定項も小さくなり、この深度での対流を表わしていると考えられた。底層水の安定度は6～8月にかけて、湖底湧水を貯留してゆきながら、増大してゆく。この $10^{-13} \sim 10^{-14} \text{ m}^3/\text{kg Pa}$ のオーダーの安定度の大きさを、正列に水温成層した層にあてはめてみると、8月の50～30mにかけてに相当するので、かなり安定な成層構造であるといえる。

次に、推定された水温と化学組成の摩周湖湖底湧水が、底層湖水と混合したとき、その混合比に応じていかなる密度の水となるかを状態方程式によって計算してみた。

すなわち、2,610mg/kgの塩分濃度で43.4℃の湖底湧水と、111mg/kgで3.7℃の湖水を混合したときの混合比と密度の関係を図15に示した。図15のように混合比約8%、水温6.8℃で最大密度となる。6.8℃の底層水温が観測されたわけではなく、実際の湧水の混合比は、全く静かな過程ではなく対流を伴うので、湖水との混合は密度だけから予想されるよりもっと進み、低い混合比となる。しかし、高温の湖底湧水であるにもかかわらず、湖底からブルームのように立ちのぼったり、湖水と完全混合したりしないで、湖底附近に湧水成分と熱を貯留してゆくことは、推定水温、化学組成、水の状態方程式を用いた計算から、合理的な現象であると結論できた。このように、湧出した湖底湧水と湖水が混合すると、湖水より密度の大きな水ができるため、湖底に沿って深

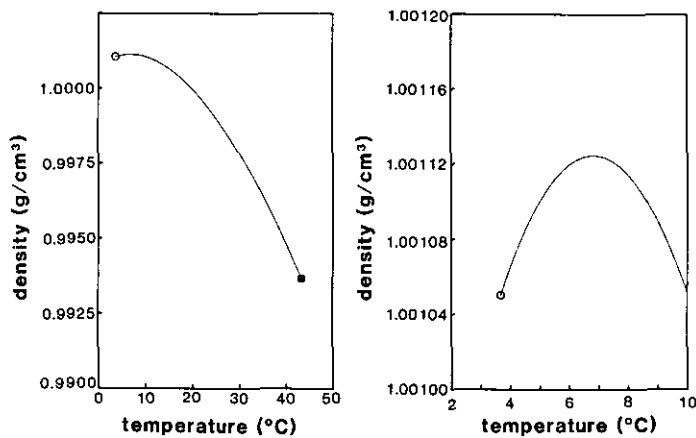


図 15 摩周湖水と湖底湧水との混合で生じる水の密度
○は湖水の水温と密度を、●は湖底湧水の水温と密度を表わす。

Fig. 15 Calculated density of mixture of Lake Mashu water and bottom spring water

Open circle (○) indicates Lake Mashu water of 111 mg/kg salinity, and close circle (●) indicates bottom spring water of 2610 mg/kg salinity.

度の大きな場所に湧水成分と熱が流れてゆく。すなわち、3.4節で示したような湧水源ないし熱源から遠く底泥温が低い所で高い底層水温が観測された現象を説明できる。

5.2 湖水混合現象の解釈

さて、このように密度不安定を生じないで、底層に貯留されてゆく熱と湧水成分が、どのような過程で湖水と混合してゆくのかを考えるには、静的な安定度の議論だけでなく、混合の動的な現象を考慮しなくてはならない。そのためには、深層水温の連続観測データが有効である。摩周湖のこのデータと比較すべき、深い複循環湖の湖水混合期の水温連続観測例は数少ない。わずかにブリティッシュコロンビア州(カナダ)の水食湖である、最大深度230mのバビーン湖と、同じく140mのカムループス湖(FarmerとCarmack, 1981; CarmackとFarmer, 1982)の秋期混合期について観測されている。バビーン湖は長さ150kmに及ぶ細長い湖で、河川が流入流出していて、滞留時間は約20年である。通常の湖の混合現象の推進力が風であるのに対し、このような細長い湖の場合は、流入水によって誘起される湖水の混合が支配的となって(Carmackら, 1979)、秋期混合期に十分な底層水混合があり、底層水は湖底の最大密度水温まで冷却される。カムループス湖(長さ25km)はさらに流入河川の影響が強く、滞留時間は約2か月で、秋期に完全混合して底層水温が最大密度温度よりはるかに低くなるまで冷却される。

さて、摩周湖における秋期混合期の底層水混合を考える時に重要な点に、図4に示したとおり、夏期成層期の水温プロファイルの水深180~190mに水温最小値があることがある。湖底と水温最小層の間は (dT/dp) が正の温度こう配があるため、温度の高い湖底から低い水温最小層に向う熱の移動が起こる。この際に、二重拡散による塩分の拡散より熱の拡散が大きい現象を考えると、先に述べた水温、電導度の関係のずれが説明できる。水温最小層附近に塩分こう配がないとすると、密度こう配がないため拡散係数は無限大となり、湖水は混合して水温最小をもつ水温プロファイルは解消されるはずである。ところが、湖底湧水が含む塩分によって水温最小層附近も安定な密度成層をなして混合が阻害され、最小値がある水温プロファイルが維持されている。しかしながら、ある程度の拡散混合が水温最小値附近でも続くため、水温最小層の上下の層は互いに混合し、湖底からの熱供給によって、水温最小値はしだいに高くなり、それにつれて水温最小層の深度が浅くなってゆく。深層水温の連続観測結果からみて、1986年の場合11月上旬に200m水温と150m水温が等しくなってしまった。それ以降12月上旬まで150m水温と200m水温はほぼ等しく上昇してゆくので、水温最小値をもつ水温構造が解消し、150m以深がほぼ等温の状態となったと考えられる。深層水温と最大密度温度(200mで 3.56°C)との差はしだいに大きくなってゆくので、水温逆転による不安定項の寄与は大きくなるが、塩分供給も続くため、この間の深層の安定度の変化を推定するにはさらに詳しい計算が必要である。あるいは、電導度計を係留して塩分濃度変化を追うとその解析のためのデータが得られるであろう。この間には100m以浅の層の現象とは無関係にある程度の底層水混合が起こっているわけで、火山性の熱源によるといえる夏期

成層期の終盤の底層水混合は、秋期混合期の湖水混合の助けになっていると考えられる。

その後、表面からの冷却が深層にまで達し、およそ 20 日間深層まで及ぶ混合が起こり、安定な逆列成層が成立するまでの間に、200m 水温は約 0.15°C 低下した。図 10 (a) が係留水温計から得られたこの間の水温鉛直プロファイルの略図である。Eklund の考え方では、最大密度の線で温度こう配が符号を変えないと安定な条件を満たさないが、1 月 14 日以降の逆列成層期には、条件を満たすような (最大密度の線を境に (dT/dp) の符号を変えるような) 線のつなぎ方が不可能である。なおかつ、湖水はそれなりの安定性を保っているはずなので、逆列成層期にも依然として深層の塩分こう配が残っていて、水温分布によって生ずる密度不安定を補償していることの証拠となる。これに対し、バビーン湖では逆列成層を形成していく過程において、浅い深度の最大密度温度より低い水温の層では逆列成層して最大密度の線と交差し、交差点より深い層で等温の水温分布を示した。塩分こう配がない場合、この水温分布なら、最大密度温度より高い深層の安定度がゼロで、広い意味で Eklund の条件を満たして密度不安定を生じない水温分布となる。さらに冷却が進むと、底層水は混合しつつ湖底の最大密度温度まで冷却され、表層から湖底まで完全に逆列成層する。連続観測結果ではないが、同様に最大密度の線と交差してそれ以深で等温となる逆列水温成層が、最大水深 452m のカナダ、グレートベア湖 (Johnson, 1966) で観測されている。摩周湖のような相当に大きな底層の塩分こう配がなく、混合期の湖水混合が十分に起こる湖では一般性のある水温分布といえる。ただし、細長くて良く混合する先の 2 つの氷食湖では、冬期の湖底水温は湖底の最大密度温度ないしそれ以下となり、夏期の湖底水温は表層の最大密度温度の 4.0°C ないしそれ以上となる。ここでは鉛直混合、言い換えると底層水交換が十分なため、底層水温の変動幅が大きい。一方、グレートベア湖では、その深度の大きさのためか、流入水が原因となる混合が起きにくいためか、湖底水温の変化が小さく $3.51\sim 3.58^{\circ}\text{C}$ の範囲にある。春期混合期の間に湖底水温が 4°C となるまで混合が続くことはなく (dT/dp) が負の安定な夏期の正列成層に入ってしまう。秋期混合期には、湖底の最大密度温度 3.1°C まで冷却されないうちに、Eklund の条件を満たすように、浅層で逆列成層し、最大密度の線との交差点より深層では等温という水温分布で、冬期成層期となる。かつてクレーター湖の逆列成層期に、 $(dT/dp) > 0$ の状態で最大密度の線と交差する摩周湖と同様な水温分布が観測され、極めて不思議な現象とされた (Neal ら, 1972)。これは、湖水混合過程が起こっている途中の現象ではないかとあやまった解釈がされたが、塩分こう配によって支えられた安定成層であると考えれば不自然でない。火山性の湖沼以外でも、極めて弱い化学成層が 4.0°C 付近で温度逆転を補償して安定な成層をしていることがブリティッシュコロンビア州のクートネー湖で報告されている (Wiegand と Carmack, 1981)。

2 月中旬以降の結水下では、夏の成層期と異なり、200m 層の熱の蓄積がないが、これは先に述べた温度こう配に沿った熱の移動が原因であろう。解氷後の春期混合期の水温変化は秋期よりは単純である。図 9 (c), 10 (b) から分かるように、5 月上旬までは表層の低温の水との混合に伴って各層の水温の低下が続くが、5 月 7 日頃 100m は混合層に入り、表層での受熱を反映して水温上

昇へと転ずる。5月17日には150mが混合層に入り、5月19日頃、100m以深が全層等温な状態になった。その水温は底層水の最大密度温度におよそ等しい。図10(b)の逆列成層したプロファイルは、先に述べたように塩分こう配が残っていることを反映している。

摩周湖で、もし混合期のたびに十分な混合が起こるとすると、底層水は毎回最大密度温度まで冷却されると考えて良いが、実際には1986~1987年のシーズンの秋期混合期には200m層は最大密度温度より0.18℃高い3.74℃までしか冷却されなかった。また、1986年6~9月に連続観測した結果による1986年夏期の200m層の水温は、春期混合期に湖底の最大密度温度まで冷却された1987年と比べて0.07℃程度高く、春期混合期の混合水温も、200m層の最大密度である3.56℃よりかなり高いと考えられた。その年の6、9月の水温鉛直分布から1986年春の混合水温を推定すると、1987年と比べて0.04℃高い。このように、摩周湖では混合期に底層湖水が必ずしも最大密度温度まで冷却されないことが分かった。図13からは、1985~1986年は1986~1987年と同様に混合の程度が良かった年と考えられるので、このやや高い底層水温は、その前年及び2年前の混合状況の良くなかった年に底層水水温が相当上昇し、それが1985~1986年の混合で解消されなかった結果とも推測できる。確かに、1984年6月の188~204m層の水温(sta.16)の転倒温度計による測定値は3.94~3.96℃で1986~1987年の観測値より明らかに高いし、1985年9月の200m水温(sta.5)も3.92℃で1986~1987年よりやや高いといえる。鉛直方向の連続観測データがないため細かい議論はできないが、水温からみても、化学成分プロファイルからと同じく、1983~1985年にかけての湖水混合は1985~1987年と比べて十分でなかったと推定できる。

さて、図9(c)から分かるように、春期混合期には全層等温に至って湖水の安定性が最小となって湖水混合が最も進む。その後の正列成層が形成されたばかりの時期までに、湖底附近の塩分こう配はどのくらい解消されるのであろうか。そこで、図4に示した1987年6月と8月の水温、電導度プロファイルの差から求めたそれぞれの変化率が一定であると仮定し、水温連続観測結果から分かった全層混合の日(5月18日)のプロファイルを推定してみた。その結果は図16である。200mまではおおむね滑らかな線でその150~200mにかけてのこう配から推定される塩分こう配は 1×10^{-5} パーミル/m程度となった。このこう配は例年の中層湖水の塩分こう配とおおよそ同じである。すなわち、4.5節で議論したように連続観測した1986~1987年にかけては摩周湖としては良く湖水混合した年であったにもかかわらず、春期混合期が終わった後もある程度の塩分こう配が残った。塩分こう配を考慮しないで水温分布だけからみると、中層以深では完全に等温であるので安定度はゼロで、従来の湖沼学の考え方では完全混合してもよい。しかしながら、摩周湖では混合期においても常にある程度の湖水の安定度が保たれ、湖内の成分濃度が完全に均一になるような混合とならない。これは、別の言い方をすると、湖底からの成分フラックスがあることの反映であるということになるであろう。

面積が小さく流入河川がない条件にある摩周湖の湖水混合を起こす力は、主に風の力と考えるのは妥当であろう。図7(a)に見られる1986年6月17日の表層の混合は、この日に北海道全土

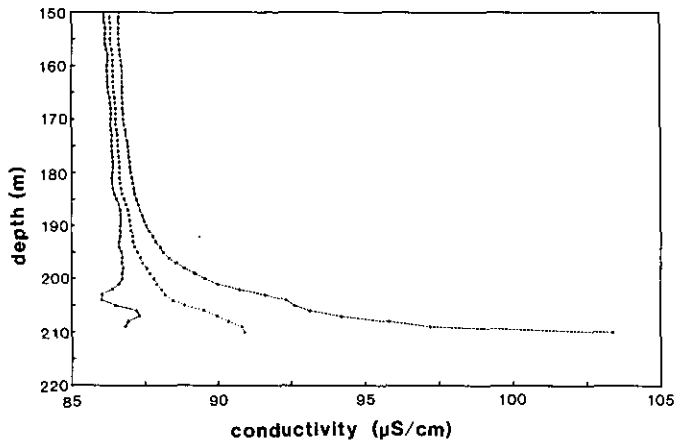


図 16 1987年春期混合期について推定した摩周湖深層の電導度鉛直分布

点線と破線は1987年6月と8～9月の電導度鉛直分布の観測値（湖内13測点の平均）。実線は1987年5月18日の推定電導度鉛直分布。

Fig.16 Estimated vertical distribution of Lake Mashu water conductivity at vernal mixing period of 1987

Dotted and broken lines indicate observed vertical distributions of conductivity at Jun. and Aug.~Sept. surveys in 1987. Real line indicates the estimated vertical distribution of conductivity for May 18, 1987.

で吹いた東風が原因であることが、気象データから明らかであった。網走の観測値をはじめとして北海道内20の気象分署のうち9分署で、6月の最大風速をこの日に観測した。さて、深層水の混合の時期がおよそ1月と5月であることが分かったのでこの月の近隣の気象分署のデータを整理したところ、例年に比べて1984年の5月に極めて強風の日が少なかったことが分かった。1984年の化学成分分析値からこの年の混合の程度がかなり悪いことが分かっていて、混合期の風の強弱と湖水混合に関係が示唆された。しかし、同様に混合が良くなかったと推定された1985年5月のデータは例年並みで関係ははっきりしない。摩周湖では、一度混合が不十分であると底層水に成分が蓄積されてその後の混合を阻害する原因になることが考えられるので、1985年の現象は1984年の影響かもしれない。一方、混合が良かったと考えられた1986、1987年5月は、連続観測データがあるので、混合の時期の正確な推定ができ、そのときの風データと対比できる。それによると、1986年は5月24～26日、1987年は15～19日という全層が最も等温に近い時期に、強風の日があったことが分かった。このように、混合期の風と混合の程度には関係があると考えられるので、さらに詳しい気象データの解析を行いたい。湖底湧水による塩分供給は混合阻害の要因とな

り、湖底からの熱フラックスは混合の誘因となる。ここまでの議論で、両者のバランスは混合を引き起こす力となるよりは底層水の密度を高めて底層水の混合を妨げているようである。ただし、熱フラックスは成層期の終盤の底層水混合の力とはなっている。

5.3 ガス成分からみた湖水混合の推定

次に、ガス成分の化学分析結果から、混合期における底層水の表層水との交換の程度を推定してみた。湖底湧水とともに供給されたガス成分は、夏期及び冬期成層期に底層水に蓄積され、秋期及び春期混合期に湖面から放出される。ここで、簡単のために、それぞれ1/2年間の期間の成層期において、一定速度でのガスの蓄積が起こっていて大気には逃げないとし、年2回の混合期のそれぞれにおいて同程度の湖水混合が起こり、現存量(正確には、4℃の大気平衡濃度に対する過飽和存在量)に対してRの割合でガス成分が大気に逃げると仮定する。問題とするガス成分の年間供給量を1とし、混合期で脱ガスした直後の湖水中のガス成分現存量を C_i とすると、定常状態では、

$$C_i = (C_i + 0.5) \times (1 - R) \quad (14)$$

この式を C_i についてとくと、

$$C_i = 1/2R - 0.5 \quad (15)$$

このことから、供給されたガス成分の平均滞留時間 τ は

$$\tau = 1/2R - 0.25 \quad (16)$$

で、これは混合期と混合期の中間、およそ8～9月のガス成分の現存量と年間供給量の比に相当する。さて、1986年9月、1987年8月の調査における遊離炭酸濃度プロファイルと湖面積深度関数を用いて、水温躍層下、水深20m以深の遊離炭酸現存量から4℃の飽和濃度を引いた量を計算すると 728×10^6 mol及び 456×10^6 molとなった。一方、先に推定した遊離炭酸の湖底からのフラックスは 504×10^6 mol/yであるから、炭酸ガスの平均滞留時間はそれぞれ1.4及び0.9年で、(16)式から求めた脱ガス率はそれぞれ30%及び43%となる。摩周湖のように、必ずしも完全混合しない湖沼で混合期における混合状況が毎回異なることは当然予想されるので、定常状態の式から計算したことに無理があるかも知れないが、滞留時間と混合期の脱ガス率のオーダーの推定としては十分であろう。このように、湖底から供給したガスは1年程度という比較的短い滞留時間で大気に放出される。そのことから推定された1回の混合期当たりの脱ガス率は、全湖水のうちおよそ1/4～1/2が気液ガス交換可能な深度を通過するということを意味する。湖の混合期が短い期間であること、深いカルデラ湖であるために湖水の量が湖表面積に対して極めて多いことを考えると、かなり良く混合しているといえるかもしれない。

ガス成分から類推すれば、湖底に供給された湧水成分も、1年の時間のオーダーで湖水の中に広がってゆくことが予想できる。ただし、主要成分イオンのような保存性の溶存成分は、ガスのように大気に逃げる事がないので、湖水の滞留時間のオーダーでしか、湖内から流出しない。また、大気経由で湖表面に負荷される汚染物質も、これと同じ時間のオーダーで湖水全体に広がると考えてよさそうである。ダム湖のように水量に対して流量が著しく大きい場合、成層期に表層に負荷された成分が、深層水とほとんど混合せぬまま流出してしまうことがありうる。ここで、約半年の成層期間中に湖水表面に供給された溶解性の物質が、表層水中に混合して漏水によって流出する状態を考える。そして、漏水の水位はおよそ通常の水位に近いところが主であるとする。摩周湖の湖水の年間流出量(湖水位に換算すると約1.3m)は、典型的な表面混合層の厚さ(10~20m)と比較して小さい。この場合、負荷されて次の循環期までの期間に流出してしまう量は、1/20以下であって、残りは循環期に深層湖水と混合して湖内に広がることになる。すなわち、成層期に表層に供給された物質の流出率が、既に湖水中にある成分の流出率に比べ、著しく大きいことは考えられない。成層期に表面水に負荷された環境汚染物質は、1年程度というかなり速やかな時間スケールで、湖水全体に広がると考えるのがよいであろう。

6 まとめ

摩周湖の水温と電導度の鉛直分布、水平分布の観測をしたところ、底層に水温逆転層が見いだされ、湖底湧水があることが明らかとなった。湖底湧水は、高塩分であるため、熱と湧水成分は成層期の間に底層水中に蓄積されることが分かった。湖底からの熱フラックスは非火山地帯の地殻熱流量から予想されるよりはるかに大きく、火山性熱源と推定された。水平分布の観測からは、主な湧水源が湖の西南部にあると考えられた。

溶存成分には中層から湖底に向かう濃度こう配があり、夏期成層期の間には、特に底層水に成分が蓄積される。多くの溶存成分の濃度の間には直線的な関係があって、底層湖水の濃度分布と成層構造は、湖水と湖底湧水の2成分の混合によるとして説明できた。湖底湧水が炭酸ガスと不定型ケイ酸に飽和しているという仮定をして、夏期成層期間の成分フラックス、成分間の濃度の関係を用いて、湧水量、湧水温度、湧水中の各成分濃度が求められた。その結果、 HCO_3^- 、Na、Mg、Caを主要なイオン、炭酸ガスを主要なガスとして含む約43℃の湖底温泉(含炭酸、含土類重曹泉)が湧出していると推定された。この計算結果は、湖水の水温、電導度の関係から独立に求められた熱フラックス、成分フラックスの比と矛盾せず、湖への主な熱供給が、湖底での熱伝導でなく、湧水による移流でなされていることが分かった。また、湖底湧水による成分供給を考えることで、降水からの成分供給だけでは説明のつかなかった湖水全体の化学成分収支が合うようになった。その結果、湖底湧水が湖水中の主要なイオンの大部分を供給していることが分かった。

水温、電導度の鉛直分布から、塩分項も考慮した水の状態方程式を用いて、湖水の静的な安定

度を計算した。その結果、夏期成層期に底層みられる水温逆転は、塩分こう配で十二分に補償され、全く安定な密度成層であることが分かった。湖底湧水で供給される熱と化学成分は、主として渦動拡散によって底層水中に広がってゆくが、激しく底層水をかき混ぜるような現象ではない。このことは、推定された組成の湖底湧水と湖水が混合したとき湖水より高密度となることと整合し、湧水成分が成層期の間に底層に蓄積することが不自然でないことが分かった。

さらに、湖水中に係留した水温連続観測装置の結果から、年2回の湖水の混合期の時期が明らかにされた。特に、底層の連続観測をした1986~1987年の混合期には、摩周湖としては最大程度に良く混合したと考えられ、春期混合期に底層湖水が最大密度水温まで冷却された。それにもかかわらず、底層から中層にいたる成分の濃度こう配は、湖水混合によって完全に解消されるには至らず、いかなる時期でも、ある程度の塩分こう配を持って、底層湖水は安定度を保っていると推定された。摩周湖の湖水混合は主に風力によって起こると考えられるので、詳しい気象データと対比した解析が今後の課題となった。一方、湖水に含まれるガス成分の滞留時間は1年のオーダーであり、過飽和ガスの1/4ないし1/2が1回の混合期の間に大気に放出されると推定された。摩周湖の混合の状況では、湖水は鉛直方向の混合によって等温にはなるが等塩分とはならない。しかしながら、相当程度にガス成分は放出されるということが結論づけられた。摩周湖の湖水混合は、湖の局所（例えば、湖底あるいは表面）に負荷された物質を、1年程度の時間スケールで湖水全体に広がらせるのには十分な混合である、ということが出来る。

引用文献

- Ambe, Y., S. Horiuchi and T. Kawai (1988): Variation of water balance of Lake Mashu - A closed volcanic lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **23**, 90-95.
- Anderson, G. M. (1972): Silica solubility. *In*: The encyclopedia of geochemistry and environmental sciences, R. W. Fairbridge, (ed.), Dowden, Hutchinson and Ross, Inc., Stroudsburg, 1085-1088.
- Carmack, E. C., C. B. Gray, C. H. Pharo and R. J. Daley (1979): Importance of lake-river interaction on seasonal patterns in the general circulation of Kamloops Lake, British Columbia, *Limnol. Oceanogr.*, **24**, 634-644.
- Carmack, E. C. and D. M. Farmer (1982): Cooling processes in deep, temperate lakes: A review with examples from two lakes in British Columbia. *J. Mar. Res.*, **40**, suppl., 85-111.
- Chen, C. T. and F. J. Millero (1978): The equation of state of seawater determined from sound speeds. *J. Mar. Res.*, **36**, 657-691.
- Chen, C. T. and F. J. Millero (1977a): Effect of salt content on the temperature of maximum density and on static stability in Lake Ontario. *Limnol. Oceanogr.*, **22**, 158-159.
- Chen, C. T. and F. J. Millero (1977b): The use and misuse of pure water PVT properties for lake waters. *Nature*, **266**, 707-708.
- Eklund, H. (1963): Fresh water - Temperature of maximum density calculated from compressibility. *Science*, **142**, 1457-1458.

- Eklund, H. (1965) : Stability of lakes near the temperature of maximum density. *Science*, **149**, 632-633.
- Farmer, D. M. (1975) : Potential temperatures in deep freshwater lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **20**, 634-635.
- Farmer, D. M. and E. Carmack (1981) : Wind mixing and restratification in a lake near the temperature of maximum density. *J. Phys. Oceanogr.*, **11**, 1516-1533.
- 北海道 (1972) : 湖沼富栄養化等対策委託調査報告書 (摩周湖). 42p.
- Horai, K. and G. Simmons (1968) : Heat flow data 2. *J. Geophys. Res.*, **73**, 6608-6629.
- 堀内清司・安部喜也 (1982) : 水収支を中心とした摩周湖の湖沼学的特色. 国立公害研究所研究報告, 第36号, 19-28.
- Horiuchi, S., Y. Ambe and T. Kawai (1985) : Morphological and hydrological characteristics of Lake Mashu. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud.*, **79**, 45-61.
- Houghton, G., A. M. McLean and P. D. Ritchie (1957) : Compressibility, fugacity, and water-solubility of carbon dioxide in the region 0-36 atm. and 0-100 °C. *Chem. Eng. Sci.*, **6**, 132-137.
- Johnson, L. (1966) : Temperature of maximum density of fresh water and its effect on circulation in Great Bear Lake. *J. Fish. Res. Board Canada*, **23**, 963-973.
- 環境庁自然保護局阿寒国立公園管理事務所 (1978) : 摩周湖の実態と透明度低下の原因究明調査及び管理方針検討報告書. 66p.
- Katsui, Y., S. Ando and K. Inaba (1975) : Formation and magmatic evolution of Mashu volcano, east Hokkaido, Japan. *J. Fac. Sci. Hokkaido Univ. Ser. IV*, **16**, 533-552.
- Lee, A. H. and G. K. Rodgers (1972) : Temperature file structure in Lake Ontario. *Limnol. Oceanogr.*, **17**, 672-677.
- Lee, A. H. and G. K. Rodgers (1974) : Comments on "Static stability in freshwater lakes". *Limnol. Oceanogr.*, **19**, 546.
- Neal, V. T., S. J. Neshyba and W. W. Denner (1972) : Vertical temperature structure in Crater Lake, Oregon. *Limnol. Oceanogr.*, **17**, 451-454.
- 日本化学会編 (1984) : 電解質溶液の電気伝導率と電解質及びイオンのモル伝導度. 化学便覧基礎編, 改訂3版, 丸善, 東京, 452-463.
- Osborn, T. R. and P. H. LeBlond (1974) : Static stability in freshwater lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **19**, 544-545.
- Otsuki, A., Y. Ambe, T. Kawai, H. Shiraishi, Y. Nojiri and T. Uehiro (1985) : A Procedure for the selection of lakes as background level monitoring station for national and global environmental monitoring. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud.*, **79**, 37-44.
- Strom, K. M. (1945) : The temperature of maximum density in fresh water. *Geophys. Publ.*, **16**, No.8, 208p, *ibid.*, No.14, 457p.
- 高安三次・近藤賢蔵 (1934) : 摩周湖調査. 北海道水産試験場水産調査報告, **35**, 1-18.
- 湯原浩三・瀬野錦蔵 (1972) : 温泉学. 第2版, 地人書館, 東京, 293p.
- Weast, R. C., (ed.) (1978) : Ionization constants of acid in water at various temperatures. *In* : CRC handbook of chemistry and physics, 59th ed., CRC Press., West Palm Beach, D-204.
- Wiegand, R. C. and E. C. Carmack (1981) : A wintertime temperature inversion in Kootenay Lake, British Columbia. *J. Geophys. Res.*, **86**, 2024-2034.
- Williams, D. L. and R. P. Von Herzen (1983) : On the terrestrial heat flow and physical limnology of Crater Lake, Oregon. *J. Geophys. Res.*, **88**, 1094-1104.

III 摩周湖底質の特性とバックグラウンド汚染の歴史的变化 Characteristics of Lake Mashu Sediment and Historical Changes of Background Levels of Pollutants

田中 敦¹・瀬山春彦¹・相馬悠子¹・相馬光之¹・河合崇欣¹
Atsushi TANAKA¹, Haruhiko SEYAMA¹, Yuko SOMA¹, Mitsuyuki SOMA¹
and Takayoshi KAWAI¹

要 旨

摩周湖底質の分析と成因、地質の類似した屈斜路湖との比較により、汚染物質のバックグラウンドレベルとその歴史的变化を求めた。²¹⁰Pb法による屈斜路湖の堆積速度と両湖沼に共通な火山灰層の対応から、摩周湖の堆積速度を推定した。火山性湖底湧水起源のFe、Mnは、底質に水平的・垂直的に分離した濃縮層をつくる。その存在状態の推定にX線光電子分光法を適用した。微量汚染元素の濃度は低かったが、Asは湧水の影響で高濃度を示した。可抽出態Pbは、この100年間で増加していた。表層のベンゾ[a]ピレン濃度は深層濃度の10倍以上であったが、調査した他の湖沼よりは低かった。屈斜路湖では湖水の酸性化が元素の抽出挙動に大きく影響しており、汚染度、風化度の低い底質からなる摩周湖は、汚染物質の負荷に敏感な湖と評価できる。

Abstract

Sediment core and dredge samples from Lake Mashu, an oligotrophic lake situated in a remote area of north Japan, have been analyzed to determine background levels of pollutants and their historical changes. L. Kussharo (Kuccharo) is selected as a reference lake.

The sedimentation rate of L. Mashu was estimated by the result of ²¹⁰Pb dating applied to L. Kussharo and the coincidence of common tephra layers found in the sediment core of two lakes. Fe and Mn originated in volcanic activities formed Fe/Mn rich layers. X-ray photoelectron spectroscopy was applied to the study of chemical states for Fe and Mn. Levels of trace metal pollutants such as Zn, V, Cu, Cd and Co were low except As and Pb, the former is affected by the volcanic activities and the latter in NH₂OH·HCl extractable form increased for the last 100 years. The concentration of benzo[a]pyrene in the surface sediment was low compared to those of other lakes studied.

In the case of L. Kussharo, the acidity of lake water may weather sediment and

1. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Chemistry and Physics Division, the National Institute for Environmental Studies. Onogawa 16-2,
Tsukuba, Ibaraki 305 Japan.

influence the behavior of extraction. L. Mashu sediment, consists of unweathered and low contaminated materials, is evaluated to be sensitive to the load of pollutants.

1 まえがき

湖底堆積物は長期間にわたる湖環境の変動を記録してきた古文書であり、本研究の目的はそこに記録された汚染物質の変動をいかに読み取り、解釈してゆくかという手法を開発するものである。一般の湖底堆積物は、岩石が物理的・化学的に破碎、風化されたものが主であるため、その元素組成は周辺の地質に支配されやすく、また、流入河川や近隣の鉱山などの特定の発生源の影響を受けやすい。そのため、地域的な特性や局所的な負荷を見きわめたうえで地球規模でのバックグラウンドを論じる必要がある。

摩周湖は、約7000年前の摩周火山の噴火に伴い陥没した摩周カルデラ内にできた若いカルデラ湖で、中央火口丘であるカムイシュ島の生成、カムイヌプリ（摩周岳）の噴火を最後に記録に残る火山活動はみられない（Katsuiら, 1975）。湖はきりたったカルデラ壁で囲まれているため流入河川がなく、集水域が狭い。そのため、周辺部からの影響が少なく、大気経由の汚染物質のモニタリングに適した湖である。一方、研究の過程で湖底に火山性湧水が発見され、湖自身を負荷の起源とする部分も大きいことが分かってきた。そこで、湖の形成過程、地質の似た近接する屈斜路湖（田中館, 1918；国府谷ら, 1962；勝井, 1962；Katsui, 1963）を参照湖沼とし、あわせて調査を行った。まず、底質に時間的尺度を与えるため、放射年代測定法及び、火山灰の対応によって両湖沼の堆積速度を求めた。人為有機汚染物質の指標として多環芳香族の分布を分析し、無機元素の分布に関しては、湧水や人為起源汚染を区別するための選択的抽出法や表面分析の手法を用いて、摩周湖底質の特性と過去数百年のバックグラウンド汚染の歴史的变化について考察した。

2 試料採取

摩周湖底は水深200mまでは急斜面になっており、200m等深線より内側は最大水深212mまでほぼ平坦な湖盆形態をしている。水深200m以深の平坦部を600mメッシュポイントにきり、採泥点とした。屈斜路湖では中島の南北2点を採泥点とした（図1(a), (b)）。

1981～1985年までは、摩周湖湖心(sta.5)において、投げ込み式のコアサンプラーを用いて試料を採取した。採取したコアはいったん凍結後、当研究所にて解凍し、明りょうな堆積層ごとに切断し、パイレックスガラス製シャーレに分け入れた。風乾した後、 -20°C で保存した。

1986年以降は採泥法、処理法が異なる。1986年6,7月に図1(b)の14点を、1987年7月に摩周湖sta.10及び屈斜路湖で、コアパイプの先端を閉じる型の採泥器を用いてコアサンプルを得た。採取後できるだけ早く5mm単位で切断し、あらかじめ酸洗浄したポリエチレン容器に分け入れた。40℃程度の弱い加熱によって乾燥し、室温保存した。

また、国土地理院が1986年に湖沼図作製の際にドレッジした試料の一部78点を譲り受け、よ

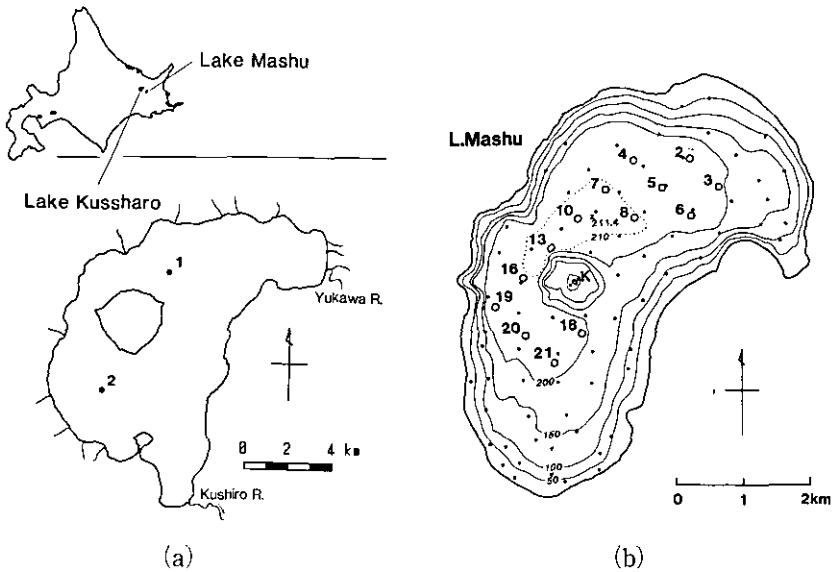


図 1 摩周湖, 屈斜路湖のサンプリング地点
 Fig. 1 Location of study area and sampling sites
 (a) Lake Kussharo, (b) Lake Mashu

り広範な表層水平分布を見るための試料とした。表 1 に試料名の一覧とその略号を記した。

3 摩周湖底質の堆積速度

1000 年前後の若い地質試料に適用される年代測定法には、 ^{14}C 、 ^{210}Pb 、 ^{137}Cs など放射性核種を利用した放射年代測定法 (Krishnaswamy ら, 1971) や火山灰編年法 (日本第四紀学会, 1963) がある。摩周湖の場合、堆積速度が非常に遅いため十分な分解能で試料が分析できない、腐植などの有機炭素に乏しく ^{14}C 測定ができない、外来火山灰の混入によって堆積速度が不均一であるなどの理由で、いずれの放射性年代測定法も適用が困難である。一方、火山灰編年法は、降下年代の分かった示標となる広域テフラと対比する方法であり、北海道には、代表的な広域テフラである摩周火砕流 Ma-f (7Ka)、支忽降下軽石 Spfal (32ka) などが知られている (Arai ら, 1986)。しかし、摩周湖底質に適用できるような数百年前後に降下したよい示標テフラが今のところなく、有効な堆積速度算定法がない。そこで、参照湖沼とした屈斜路湖を調査した際にみつけた摩周湖と共通な火山灰を鍵に両湖沼を結びつけ、比較的均一な堆積速度を持つと考えられる屈斜路湖に ^{210}Pb 年代測定法を適用し、摩周湖の堆積速度を推定した。

表 1 分析に供した資料の一覧と分析法の略記

Table 1 List of sediment samples and analytical methods

SAMPLE NAME	SAMPLING SITE	SAMPLING DATE	SAMPLE TYPE	ANALYSIS ^a
<u>L. Mashu</u>				
81A-1	Sta. 5	28JUN81	CORE, 7.0 cm	EL, PAH, XPS
81A-2 ^b			29.0 cm	EL, PAH
83A	Sta. 5	19SEP83	CORE, 11.0 cm	EL, XPS, EXT
83C	Sta. 5	19SEP83	CORE, 8.5 cm	EL, PAH
85A	Sta. 5	02SEP85	CORE, 10.0 cm	EL, PAH
8602	Sta. 2	30JUN86	CORE, 11.0 cm	EL, GR
8603	Sta. 3	03JUL86	CORE, 4.0 cm	EL, GR
8604	Sta. 4	01JUL86	CORE, 7.5 cm	EL, GR
8605	Sta. 5	30JUN86	CORE, 9.0 cm	EL, GR
8606	Sta. 6	03JUL86	CORE, 5.5 cm	EL, GR
8607	Sta. 7	01JUL86	CORE, 13.5 cm	EL, GR
8608	Sta. 8	30JUN86	CORE, 5.0 cm	EL, GR
8610	Sta.10	01JUL86	CORE, 12.0 cm	EL, GR
8613	Sta.13	02JUL86	CORE, 5.5 cm	EL, GR
8616	Sta.16	02JUL86	CORE, 6.5 cm	EL, GR
8618	Sta.18	02JUL86	CORE, 5.5 cm	EL, GR
8619	Sta.19	02JUL86	CORE, 9.2 cm	EL, GR
8620	Sta.20	02JUL86	CORE, 7.0 cm	EL, GR
8621	Sta.21	02JUL86	CORE, 6.5 cm	EL, GR
8710	Sta.10	28JUN87	CORE, 19.0 cm	EL, GR, EXT
86DREDGE ^c		1986	DREDGE, 78 POINTS	EXT
<u>L. Kussharo</u>				
87A	Sta. 1	28AUG87	CORE, 28.5 cm	GR, EXT, DATE
87D	Sta. 2	28AUG87	CORE, 14.0 cm	GR, DATE

a EL; Elemental composition, PAH; BaP, GR; Grain size distribution, EXT; Selective (sequential) extraction, XPS; Surface analysis by XPS DATE; Pb-210 dating.

b Uppermost part (approx. 10 cm) is lost.

c Collected by Geographical Survey Institute, Japan.

3.2 分析法

3.2.1 ²¹⁰Pb 年代測定

²¹⁰Pb の分離は、松本(1981)の方法に従った。試料 2g を灰化後、担体に非放射性 Pb 20mg を加え、硝酸抽出、ろ過後白金電極上に Pb を電着する。電極上の酸化鉛(IV)を溶解し、硫酸鉛(II)として捕集し、放射能測定試料とした。測定は 2π-低バックグラウンドガスフローカウンター(Aloka 製)により、²¹⁰Pb の娘核種²¹⁰Bi (半減期 5d) のβ線を反同時計数した。

3.2.2 火山灰層の分析

底質粒子の粒度分布測定により火山灰層の分級の度合と層数を検討し、元素組成により層対応を推定した。底質粒子の粒度分布は、光透過式遠心沈降粒度分布測定装置(島津製作所, CP-30)を使用した。分散媒としてイソブチルアルコールを用いたところ、5mgの試料で100~0.5 μm までの測定が可能であった。粒度分布測定の結果に基づき、摩周湖・屈斜路湖に共通すると思われる火山灰層を選び、重液分離により重鉍物を除いた後、元素組成の分析を行った。用いた重液は、プロモホルム-エタノール系($\rho=2.4$)で、比重2.4よりも軽い画分を分析にあてた。分析法は、酸分解-ICP発光分光法、原子吸光法を用いた。分析法の詳細は、5.2.1項に述べる。

3.3 分析結果

摩周湖 8710 コアと屈斜路湖 87A コアの粒度分布測定結果を図2に示した。横軸には平均粒径、縦軸に歪(平均粒径のまわりの3次モーメント)をとってある。なお、スケールは粒度分布で常用されるファイスケール(1/2mmを底とする対数スケール)で描いてあるため、大きい値ほど小さい粒径に相当する。

図中、塗りつぶしたプロットが鍵となる火山灰層で、摩周湖の場合10~12までが第1層(ash 1)、13~16までが第2層(ash 2)で、屈斜路湖の場合22の一部と23がash 1、24~26がash 2であり、いずれも右下(粒径が小さく、大粒径側にすそをひいている)から左上(粒径が大きく、小粒径側にすそをひいている)へのトレンドが見られる。湖面に降下した火山灰が水中を沈降する間に分級を受け(LedbetterとSparks, 1979)、小粒子ほどゆっくりと湖底に堆積したため上層

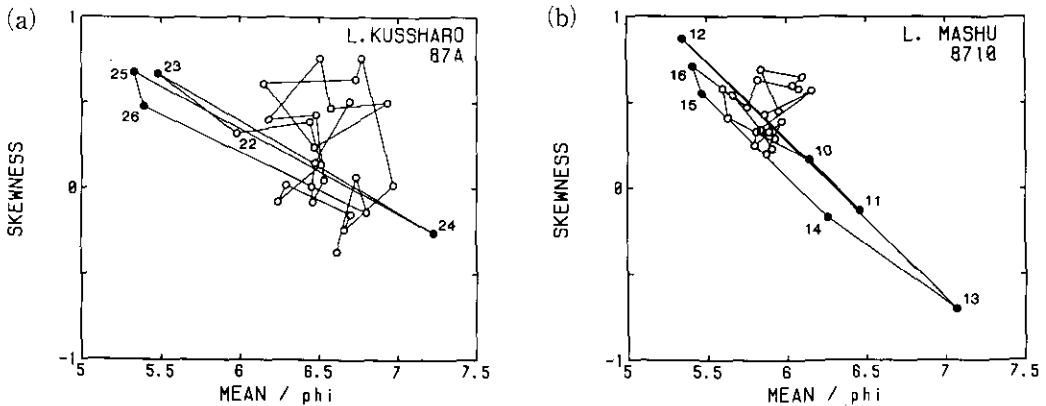


図 2 平均粒径と歪のプロット

共通火山灰層(●)には、試料番号を付した。

Fig. 2 Relation of mean grain size to skewness of Lake Mashu and Lake Kussharo sediment

Numbered samples (●) are common volcanic ash layers.

ほど小粒径になり、下層へ向かって大粒径へ移行した結果と考えられる。したがって、ash 1 から ash 2 にかけての左上から右下への大きな変化は、上記の堆積パターンとは逆であり、両層が同時に堆積したものでなく、不連続な複数の火山灰層であることを示している。また、両層ともに平均粒径が小さいため、給源は遠方の可能性が高い。これに関連して、道東域で古くから研究されてきた火山灰（山田, 1940；山田, 1958；瀬尾ら, 1963；北海道火山灰命名委員会, 1979）が参考になる。

この火山灰層のうち、摩周湖では 11 と 14、屈斜路湖では 23 と 25 に対して、重液分離をほどこし火山ガラスの純化を試みた。その分析結果を表 2 に示した。As, P, S を除いて各元素の一致度は高く、11（摩周湖）と 23（屈斜路湖）及び 13（摩周湖）と 25（屈斜路湖）とはそれぞれ同一の

表 2 共通火山灰の元素組成
Table 2 Elemental compositions of common volcanic ashes purified by heavy-liquid separation ($\mu\text{g/g}$)

ELEMENT	ASH 1		ASH 2	
	Mashu 871011	Kussharo 87A23	Mashu 871014	Kussharo 87A251
Al	64300	63300	65500	65600
Fe	22500	20200	17900	18800
Mg	2950	2940	2860	2850
Ca	14300	14600	16400	16400
Na	24900	24200	28200	28100
K	17900	17200	15400	14500
Ti	1970	1980	2590	2560
Mn	430	530	720	730
As	47.1	96.7	nd	30.2
Ba	571	541	410	401
Cd	0.15	0.48	0.18	0.21
Cu	22.1	23.7	nd	nd
Li	45.7	44.1	32.0	30.1
P	378	538	254	316
Pb	23.5	24.5	19.4	17.9
S	95.0	4000	10.0	1340
Sc	10.3	12.2	9.4	9.5
Sr	121	121	206	210
V	28.1	52.3	11.6	15.5
Y	31.9	31.0	40.1	40.4
Zn	31.1	45.1	28.5	31.8

火山灰であると推定された。Ti, Ba, Sr, Cuなどは両層を区別するのに有効な元素と考えられる。これらの給源に関して決定的な結論はでておらず、現在もいくつかの機関で研究が進められている。

屈斜路湖 87A コア中の過剰²¹⁰Pbの分析結果を図3に示した。堆積後の圧縮の効果を補正するため横軸は累積重量としている。この累積重量と過剰²¹⁰Pbとの関係を直線近似した傾き、及び²¹⁰Pbの半減期から計算された堆積速度は18.1 mg/cm²yとなり、表層(10cmまで)で、1.3 mm/yに相当する。屈斜路湖の堆積速度が深部まで一定とすると、さきの火山灰層の降灰年代は約250年前となる。摩周湖(8710 コア)の対応する火山灰層の上端が6cmなので、摩周湖の平均堆積速度は最大で0.2~0.3 mm/yとなる。厚密の影響があるので単純に比較できないが、屈斜路湖に比べ、表層付近の厚さ当たりで約1/5、重量で約1/3.5の堆積速度と推定された。

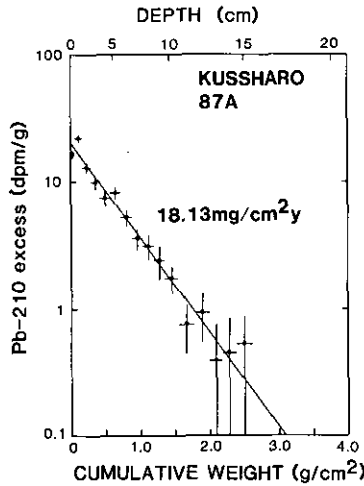


図 3 屈斜路湖 87A コアの過剰²¹⁰Pb
 横軸のエラーバーは層厚を、縦軸のエラーバーは統計的計数誤差を示す。
 Fig. 3 Vertical profile of excess ²¹⁰Pb activity for 87A core of Lake Kussharo
 Horizontal and vertical error bars represent sample width and statistical counting error for ²¹⁰Pb, respectively.

4 ベンゾ [a] ピレンの分析

多環芳香族化合物 (PAH) は、主として燃焼によって発生するため人為起源の有機化合物の指標物質になると考えられる。PAHの中でも特に発ガン性の高いベンゾ[a]ピレン (BaP)の分析を行った。

4.1 分析方法

試料をベンゼン-メタノール (3:1v/v) で抽出し、ロータリーエバポレーターで濃縮後、アセトニトリルで定容し測定試料とした。BaP の分析は、高速液体クロマトグラフィー蛍光検出 (日立 650-10) によった。粒径 $3\mu\text{m}$ の ODS カラムを用い、アセトニトリル-水系で溶離し、励起波長 295nm 、蛍光波長 405nm で検出したところ、BaP 検出感度 (S/N=2) として 150fg を得た。この感度は、試料中濃度に換算して 0.02ng/g に相当する。

4.2 分析結果

分析に供した試料は、81A, 83C, 85A の 3 本のコアである。検出感度の向上により、瀬山ら (1982) よりも深い部分の定量が可能となった。図 4 に 3 コアの分析結果を、図 5 に比較のために中禅寺湖及び、霞ヶ浦の分析結果並びに 81A の結果 (破線) を示した。

1985 年までのコアは採取のしかたが悪く、一度凍らせたため層の対応が難しい。目安となる白色粒子が 81A で 8cm に、85A で 7.5cm にあるので、およそ 10cm で 200 年と考えられる。ただし、81A の深い部分は、深さが不明なので 10cm からプロットしてある。霞ヶ浦 (湖心) では、浅間 A 火山灰 (1783 年) による計算 (井内ら, 1984) から 10cm で 40 年、中禅寺湖では福島 (1984) によるセディメントトラップ実験の結果と ^{210}Pb 年代測定から、 10cm で 50~100 年と概算できる。

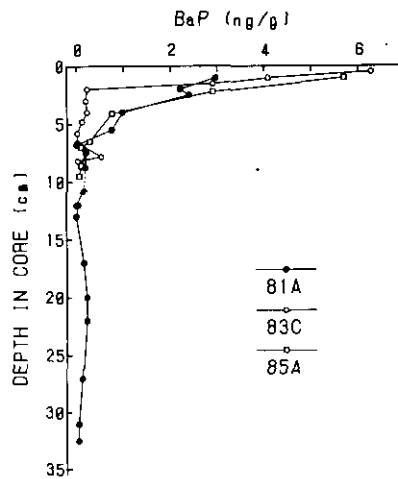


図 4 摩周湖底質の BaP の鉛直分布

Fig. 4 Vertical distributions of benzo[a]pyrene in the sediment of Lake Mashu

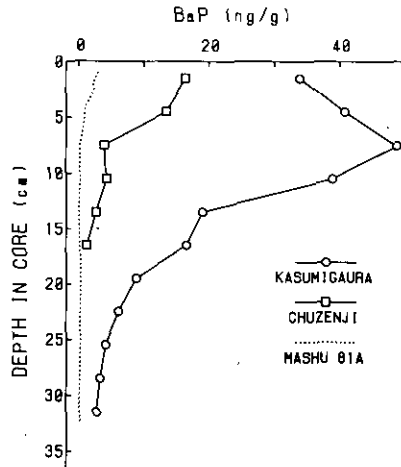


図 5 中禅寺湖,霞ヶ浦底質の BaP 鉛直分布
破線は摩周湖 81A コアを示す。

Fig. 5 Vertical distributions of benzo[a]pyrene in the sediment of Lake Chuzenji and Lake Kasumigaura
Dashed line represents results of Lake Mashu 81A core.

BaP の表層濃度は、摩周湖が 3~6ng/g であり、中禅寺湖では 16ng/g、霞ヶ浦で 34ng/g と摩周湖は 1 桁低い値を示しており、表層水の分析値 0.007ng/l (Furuta と Otsuki, 1983) とあわせて汚染の小さい湖沼であるといえる。摩周湖の場合、7cm の当たりでベースライン (約 0.2ng/g) に達しており、それより深いところでの増減は少なく、最低値が典型的な火山灰層での 0.01ng/g、最高値が 0.52ng/g であり、この変動は炭素含量と相関している。深い部分での極大値が保存されていることは、実際の底質中の BaP の微生物による分解速度は、室内実験値 (半減期で数 10~数 100 日) (Sims と Overcash, 1983) よりも小さいと考えられる。中禅寺湖では最下層で 1ng/g、霞ヶ浦で 3ng/g であり、まだベースラインには達していないが、この値も摩周湖より 1 桁高い。現在でも、摩周湖付近の BaP 負荷量は小さく、日本のバックグラウンド値として用いうる。堆積後の分解を経た後、極大層が残っていることは、分解による減少は 1 桁程度で、表層にかけての濃度増加は、近年の負荷の増大を示唆していると考えられる。

5 元素組成からみた摩周湖底質とその歴史的变化

摩周湖底質を構成する元素の分布を支配している要因を調べるため、全分析と選択的抽出法により分析を行った。同じ屈斜路カルデラに属するカルデラ湖である摩周湖と屈斜路湖を比較することで湖に固有の要素を抽出しようと試みた。

5.1 分析法

5.1.1 主成分元素, 微量元素

試料量の制約から, 可能な限り少量の試料で分析できるよう分析法を検討した。試料の分解は, Okamoto と Fuwa(1984)による二重バイアル法の変法によった。試料 50ng を 7ml の PFA(テフロン)バイアルに秤取し, HNO_3 , HClO_4 , HF を加え密栓後, バイアルをさらに密閉式テフロン分解容器に入れる。乾熱器中で加熱分解後, 分解液の一部 ($20\mu\text{l}$) はホウ酸でマスクし Si の分析にあてる。残液は, 適宜 HNO_3 を加えながら Si を加熱除去し, 希塩酸 (あるいは希硝酸) に溶解, 希釈し, その他の成分の分析にあてた。試薬はすべて高純度試薬を用い, 開放後の操作はクラス 1000 のクリーンルーム内で行った。測定元素は, 主要成分 9 元素 (Si, Al, Fe, Mg, Ca, Na, K, Ti, Mn), 微量成分 16 元素 (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, P, Pb, S, Sc, Sr, V, Y, Zn) であるが, 分析感度の不足した元素もあった。分析は, ICP 発光分光法 (ICP, 上記全元素), 炎光度法 (FES, Na・K), 黒鉛炉原子吸光法 (AAS, Cd・Pb) によった。使用した装置は, ICP: セイコー電子工業 JY-48PVH, FES: 日立 180-80, AAS: パーキンエルマ ZAA5100 である。

5.1.2 選択的抽出

選択的抽出法及びそれらを組み合わせた順次抽出法に関する報告は多数あり (Pickering, 1986), それぞれに長所短所はあるが, 目的とする抽出対象と試薬の純度, 分析検液の塩濃度などを考慮して以下の抽出法を選択した。

- | | |
|----------------|---|
| ①イオン交換態, 炭酸塩鉱物 | 1mol/l NH_4OAc 水溶液 (pH 7) |
| ②鉄・マンガン水和酸化物態 | 0.1mol/l $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}-\text{AcOH}$ (pH 1.8) |
| ③有機物結合態 | 30% $\text{H}_2\text{O}_2\text{HNO}_3$ (pH 2.0) |
| ④残さ鉱物 | $\text{HNO}_3\text{-HF-HClO}_4$ 混酸 |

0.1g の試料をポリエチレン試験管内で抽出した。①~③までの抽出液 5ml を順次加えて振とう抽出し, 遠心分離後, 上澄みを分析検液とした。残さは水 5ml で洗浄し, 次の分析にあてた。洗液は分析液に合わさなかった。抽出温度と時間は, ①室温, 一晚, ② 90°C, 6 時間, ③ 80°C, 4 時間である。③の抽出後, いったん乾燥・秤量し, 残さのベースを求めた後, ポリエチレン試験管内の試料全量を 7ml PFA バイアルに移し, ④の分析にあてた。分解法は 5.2.1 項に従った。ただし, ボンベ分解は行わず, ただちに開放状態での分解を行った。この方法で抽出したのは, 摩周湖 8710 コアと, 屈斜路湖 87A コアで, 86DREDGE は上記の②の抽出のみを 2 回繰り返した。

5.2 摩周湖底質における元素の平面分布, 鉛直分布

図 6 に Fe, Mn, Co, Zn の塩酸ヒドロキシルアミン可抽出態の平面分布を示した。湖岸線の内

側の点線は水深 200m の等深線である。Fe (図 6 (a)) は、水深 200m 内に広く分布しており、カムイシュ島の南北両側に極大がみられる。一方、Mn の分布 (図 6 (b)) もほぼ水深 200m 以内に
限られ、さらにはっきりと分布が 2 つに分かれており、Fe の外側を取り囲むような形をしている。Co の分布 (図 6 (c)) は、Mn の分布とよく一致しており、As は島の南側の Fe の分布に近い。
その他の元素、アルカリ土類、Cu, Ni, Pb, V, Zn などほぼ湖面全体に一様に分布している。このうち Zn の分布 (図 6 (d)) をみると、湖岸線に近い部分でやや高くなっており、特にカムイ

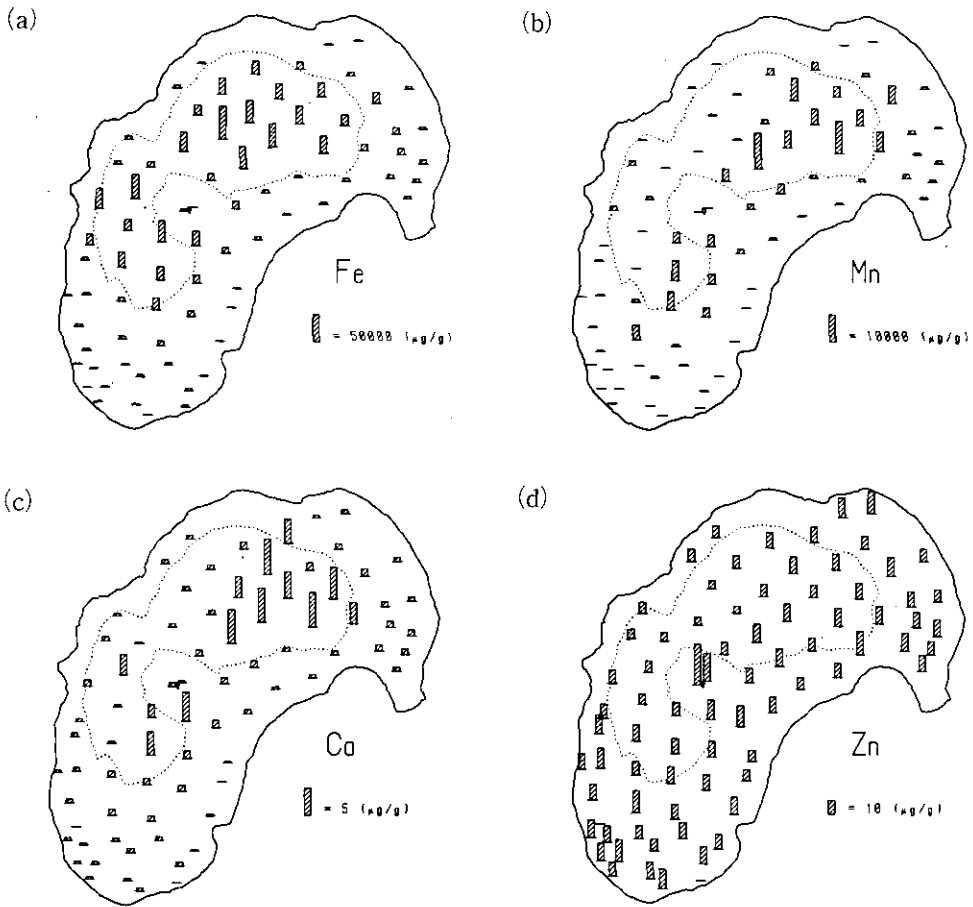


図 6 摩周湖底質の塩酸ヒドロキシルアミン可抽出体(a) Fe, (b) Mn, (c) Co, (d) Zn の水平分布
点線は水深 200m の等深線。

Fig. 6 Horizontal distributions of $\text{NH}_4\text{OH} \cdot \text{HCl}$ extractable (a) Fe, (b) Mn, (c) Co and (d) Zn in the surface sediment of Lake Mashu
Dotted line is a contour of 200m water depth.

シュ島の両側 2 点に明らかである。このタイプの元素には、Ca, Mg があり、湖岸壁の滑落による流入土砂の影響が現れているかもしれない。

高濃度の Fe, Mn がたよって分布しているのは火山性湧水の影響であり、その分布は以下のような機構によると考えた。水温、ガス成分、溶存成分の精密測定から、摩周湖湖底には火山性湧水があることが明らかになっており（報文 II）、その中心はカムイシュ島の西側に求められる。島の西側から湧出した還元的な湧水に溶存している Fe(II), Mn(II) は、平坦な湖底面を潮流に乗って水平に移流しつつ、酸化的な湖水によって酸化され、コロイド状の粒子となってケイ藻殻・鉱物粒子などの表面に沈着・成長する。このときの酸化速度が異なるため、まず Fe が島の南北に沈降し、ついで Mn が湖底の平坦部のはずれで粒子化する。As は Fe に、Co は Mn と共沈したと考える。しかしこれらの集積層の成長速度は早いいため Co, Cu, Ni などの元素は濃縮することがなく、いわゆる熱水性の Mn 層に近い組成を持っている（Mooby ら, 1984）。Fe, Mn は底質の酸化還元状態によって、溶解-沈殿のサイクルをとりやすいが、摩周湖の底質は十分酸化的であり、堆積後の再移動は少ないと考える。

このように、摩周湖底質では Fe, Mn の大きな異常がみられるため、これらの影響を十分考慮しつつ微量元素のモニタリングをする必要があると考える。

図 7 に主成分として Fe, Mn, 微量成分として As, Pb の鉛直分布を示した。先の水平分布で示されたような Mn の湖平坦部のはずれでの濃縮に加え、Fe と Mn が鉛直方向へも分化している（図 7 (a), (b)）。分化のパターンは、どの地点でも、Fe 濃縮層の直上に Mn が濃縮するものである。いくつかの微量元素の分布を全サンプル (n=152) の平均値±標準偏差（地殻存在度）で表わすと、As: 160 ± 200 (1.8), Ba: 320 ± 70 (425), Cd: 0.28 ± 0.18 (0.2), Cu: 19 ± 10 (55), Pb: 20 ± 8 (13), V: 81 ± 23 (135), Y: 28 ± 4 (33), Zn: 56 ± 10 (70) $\mu\text{g/g}$ となる。Co (25), Ni (75) は検出できないものも多く、平均値は $10 \mu\text{g/g}$ 以下であった。これらの値は周辺地質の影響を受けやすいため一概にはいえないが、As を除いてどれも正常な濃度であり、汚染元素として問題になる Cd, Cu, Ni, V などの濃度は低い。As は最大で $1200 \mu\text{g/g}$ の高濃度に達しているが、その鉛直分布は Fe と相関しており（図 7 (c)）、As の異常は人為起源でなく湧水起源で、Fe 水和酸化物に吸着した無機態と考えられる。Pb の分布（図 7 (d)）はすべての地点で表層 2cm が $30 \sim 40 \mu\text{g/g}$ と高くなっているが、それ以下の深い部分では $10 \sim 20 \mu\text{g/g}$ と約半分濃度になっている。Pb については次項で考察する。

5.3 選択的抽出による元素のキャラクタリゼーション

1M 酢酸アンモニウム抽出 (F1) は、イオン強度を上げることで交換性陽イオンを溶出し、同時に炭酸カルシウムも溶解する (Pickering, 1986)。湖底質の場合、乾燥によって塩となった間隙水の溶存成分も大部分抽出されると考えられる。塩酸ヒドロキシルアミン抽出 (F2) は、鉄・マンガンを水和酸化物態を還元して溶解する。pH が 2 であるため酸性による溶出も考えられる。過酸

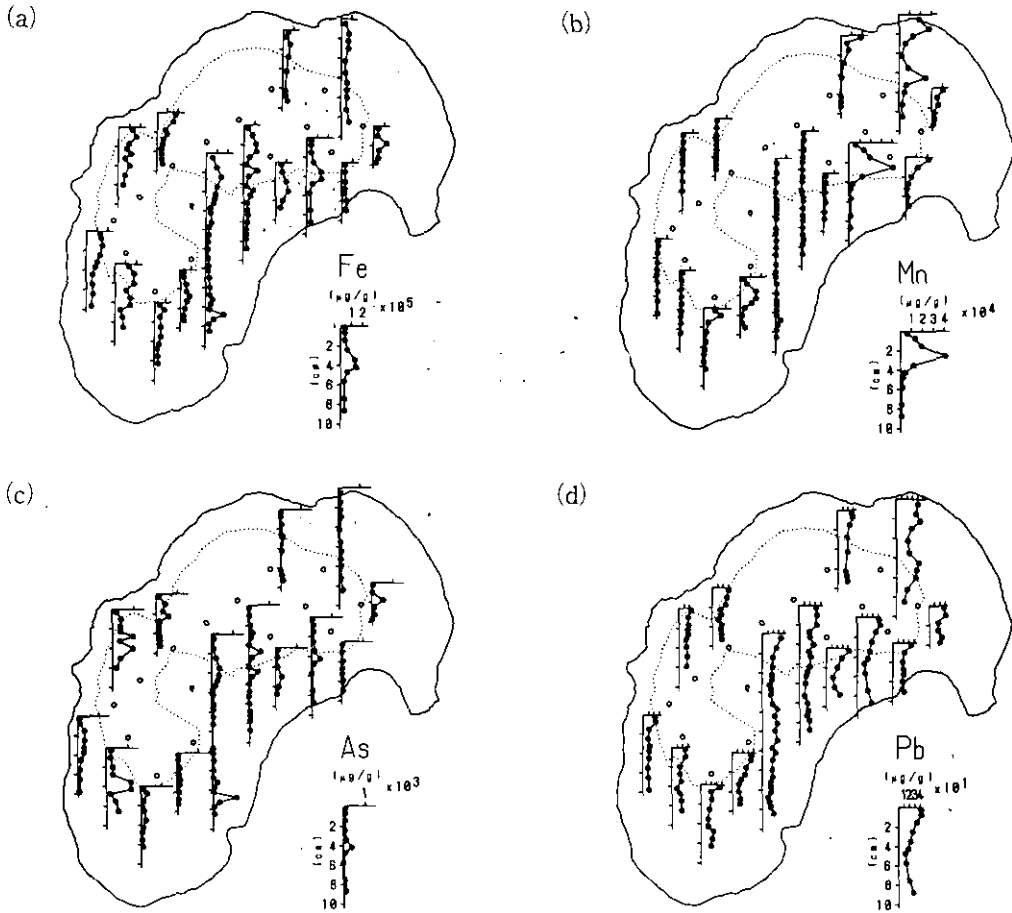


図 7 摩周湖底質の(a) Fe, (b) Mn, (c) As, (d) Pb の鉛直分布
点線は水深 200m の等深線。

Fig. 7 Vertical distributions of (A) Fe, (B) Mn, (C) As and (D) Pb
in the sediment of Lake Mashu
Dotted line is a contour of 200m water depth.

化水素水抽出 (F3) は、有機物を酸化分解するので、腐植などに結合した金属の分析を想定している。最後の酸分解 (F4) は、残留する鉱物をすべて分解するものである。

摩周湖の場合に特徴的な湖底湧水の影響は、F2 に現われると考えられる。ただし、Fe, Mn 集積層の Fe, Mn 抽出率は 30~60% であり、1 回の塩酸ヒドロキシルアミン抽出では不十分で残分が F3 以降にまわってしまう。F1~F3 までの和の平均抽出率は、Fe 31%, Mn 18% で、他の主成分元素は 10% 以下しか抽出されない。図 8 に、Mn の各フラクションの積算グラフと抽出実験

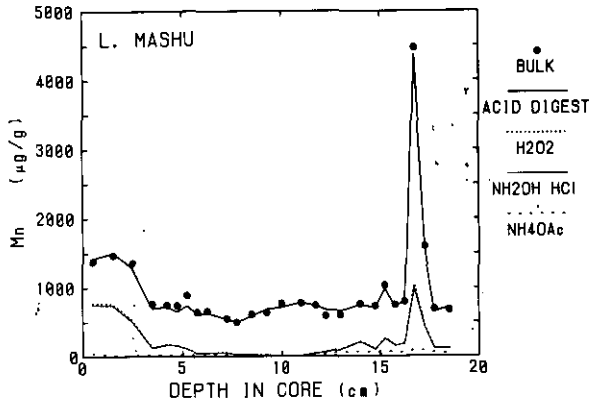


図 8 摩周湖の Mn 各フラクションの積算グラフ
黒丸は別個に測定したバルク値。

Fig. 8 Vertical distributions of extractable and residual Mn in the sediment of Lake Mashu

Each fraction is summed up and closed circle represents bulk concentration analysed independently.

とは別に分析したバルク分析の結果（黒丸）を示した。F4 までの和とバルク分析の結果はよく一致しており、洗浄・分離などの操作中の損失は少ないことが分かる。表層部、及び第 24 層(17cm)に Mn が高く、Fe は表層の Mn 極大よりやや下層と第 24 層に濃縮している。Fe、Mn の共存あるいは Mn-Fe の順の濃縮は図 7 (a), (b) の鉛直分布にも表れている。また、微量成分として火山灰層を区別する鍵になった Cu の積算グラフを図 9 に示した。おおむねバルクと一致し Cu に関しては十分な分析ができていると判断される。Cu の全量は火山灰層 (7~12cm) で特徴的で、その他の部分では大きな変化はない。Mn と異なり、F3 の占める割合が高いのが分かる。このように元素ごとに抽出挙動が異なる。

一方、屈斜路湖の Mn の抽出挙動 (図 10) は摩周湖と大きく異なる。屈斜路湖 87A コアは、22~26cm の部分が摩周湖共通火山灰、12cm の 1 点も火山灰層で、表層に Fe の集積がみられ、20cm のところにコケの遺がいがある試料である。火山灰層で F4 の割合が高いほかは、全体に F1 が主で F2 の占る割合が低く、表層にかけて全量が大きく減少している。他の主成分元素でも Fe (F2 が主) 70 %, Al (F3 が主) 50 %, Ca (F1 が主) 40 % が抽出される。屈斜路湖の場合、川湯温泉から流れ込む湯川の強酸性水の溶存成分と、酸性水のため湖水の pH が約 5.0 (表層) と酸性化していることが影響している。

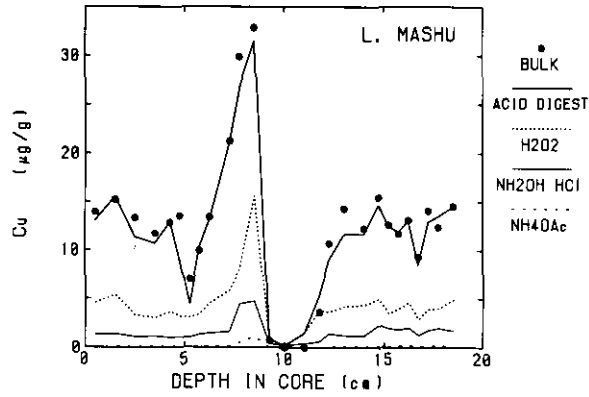


図 9 摩周湖の Cu 各フラクションの積算グラフ
黒丸は別個に測定したバルク値。

Fig. 9 Vertical distributions of extractable and residual Cu in the sediment of Lake Mashu

Each fraction is summed up and closed circle represents bulk concentration analysed independently.

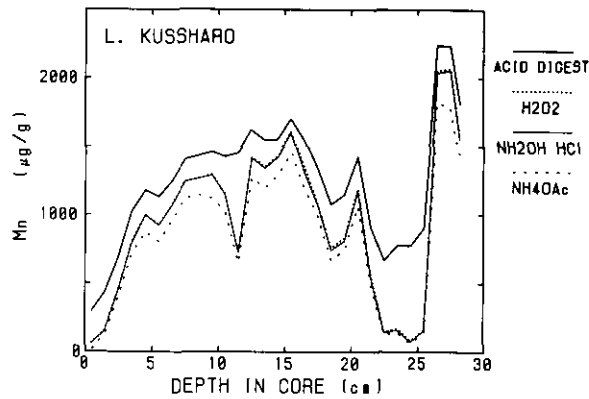


図 10 屈斜路湖の Mn 各フラクションの積算グラフ

Fig.10 Vertical distributions of extractable and residual Mn in the sediment of Lake Kussharo

Each fraction is summed up.

図 11 に摩周湖・屈斜路湖底質の火山灰層を除いた平均 (図中 M, K) 及び火山灰層の平均 (図中 MA, KA) に関して、各フラクションの割合と残さ鉱物の残さ重量ベース濃度とを示した。全体に屈斜路湖のほうが抽出される割合が高いのは、湖水の酸性によって鉱物質の風化が進んでおり、S の量が多いため (%オーダー抽出され、摩周湖の 10 倍以上) 硫酸塩などイオンを含んだ可溶性の塩ができていることが考えられる。地質的に似た起源を持つ底質では、抽出量に差があっても鉱物質まで溶脱されていなければ、残さ鉱物の残さベース濃度が一致するはずである。摩周湖・屈斜路湖の場合 Cu (火山灰), Pb (火山灰), V, Zn がほぼ一致している。As の差は、抽出の不完全な Fe の中に As が含まれているためで、Cu (非火山灰) は鉱物質からの溶脱があったためであろう。Pb の差は、屈斜路湖の火山灰層以外の濃度が他の試料に比べ高すぎるためと考えられる。図 12, 13 に Pb の積算グラフを示した。ただし、共通火山灰の推定降灰年代を 250 年に一致させ、他の層は一定の堆積速度を持つとして計算した堆積年代を横軸に取っている。摩周湖では、F4 はほぼ一定で、途中火山灰層と Fe 集積層で下がっている。F2 は、過去 100 年までは変化なく、100 年前から現在まででほぼ 3 倍になっている。人為起源の Pb による地球規模汚染に関して、降水 (Settle と Patterson, 1982), サンゴ礁 (Shen と Boyle, 1987), 湖底泥 (Evans と Rigler, 1980), 深海底泥 (Veron ら, 1987) など種々の媒質でフラックスや安定同位体比が測定されつつある。Veron ら (1987) によると北東大西洋深海底泥での汚染 Pb のフラックスは 1944 年の 50 ng/cm²y から 1974 年には 250 ng/cm²y に増加している。摩周湖では、F2 の増加分で 40 ng/cm²y と計算された。屈斜路湖でも、100 年前から F2 が 2, 3 倍に増加している。屈斜路湖では、Cd, Zn,

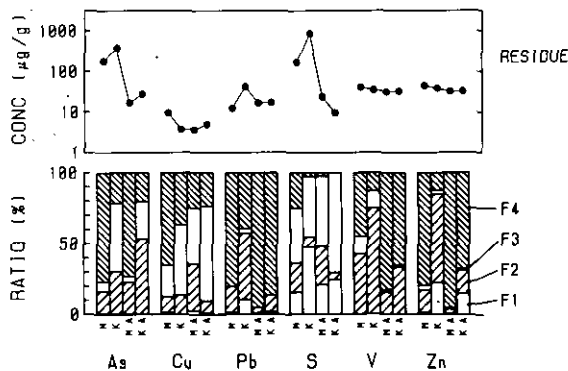


図 11 各フラクションの割合と残さ濃度

M : 摩周湖非火山灰層 K : 屈斜路湖非火山灰層
 MA : 摩周湖火山灰層 KA : 屈斜路湖火山灰層

Fig. 11 Proportion of each fraction (bottom) and concentration on the basis of residue (top)

M : Mashu non-ash layer K : Kussharo non-ash layer
 MA : Mashu ash layer KA : Kussharo ash layer

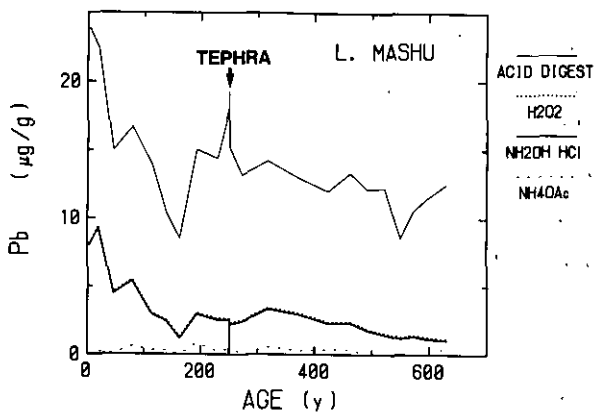


図 12 摩周湖のPb各フラクションの積算グラフ
横軸は共通火山灰を250年に固定した堆積年代。

Fig. 12 Vertical distributions of extractable and residual Pb in the sediment of Lake Mashu

Each fraction is summed up and X-axis represents sedimentation age, supposed that deposition age of upper common volcanic ash is the same as that of Lake Kussharo (250 BP, ^{210}Pb dating).

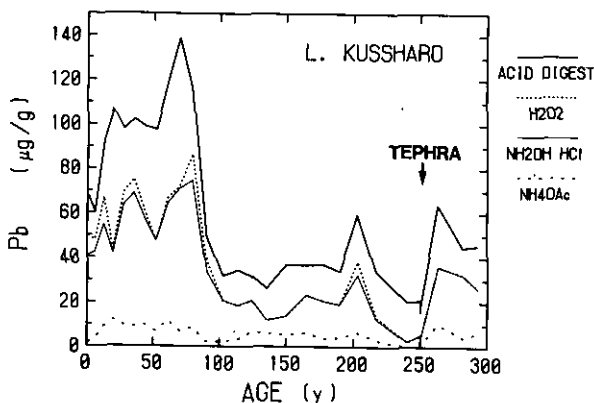


図 13 屈斜路湖のPb各フラクションの積算グラフ
横軸は図13に同じ。

Fig. 13 Vertical distributions of extractable and residual Pb in the sediment of Lake Kussharo

Each fraction is summed up and X-axis represents sedimentation age (^{210}Pb dating).

S も Pb と似たパターンで変動し、表層で減少している。硫黄山 (アトサヌプリ) のイオウ採掘と関連があるかもしれないが、ここで得られたデータからだけでは、Pb の起源に関する議論はできない。Pb 同位体比の測定により鉱山起源か否かの区別がつく可能性がある。

順次抽出法をとると、パラメータが元素数と抽出種類の積になり、全体像の直感的な把握が難しいため、相関行列を用いて主成分分析を行った。図 14 に第 1、第 2 主成分に対するスコアをプロットした。第 1 主成分は、F1~F3 が負で F4 が正の固有ベクトルをもち、容易に抽出されるかどうか (風化を受けているかどうか) を反映し、第 2 主成分は F2 の Fe、Mn など湧水の影響があるかどうか (Fe、Mn 集積の度合) を反映していると考えられる。第 1 主成分ではほぼ摩周湖、屈斜路湖が区別されており、屈斜路湖 87A の火山灰層 (23、24-26) が対応する摩周湖 8710 の火山灰層 (11-12、13-16) の近傍に位置していることが分かる。このように抽出挙動という点で、両湖沼の底質はかなりはっきりと区別されることが分かった。

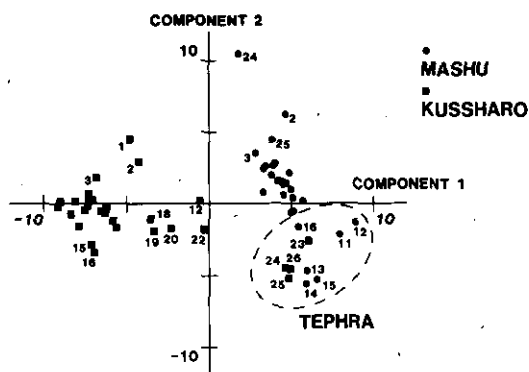


図 14 摩周湖、屈斜路湖抽出試料の主成分分析結果。第 1 主成分と第 2 主成分のスコアのプロット

破線は、共通火山灰の領域。

Fig.14 Principal component scores of Lake Mashu and Lake Kussharo sediment, plot of 2nd vs. 1st principal component

Dashed line represents the region of common ash layers.

以上述べてきたように、摩周湖はもともとの汚染物質の濃度が低く、屈斜路湖のように流入や溶脱の影響がないため、Pb の変動のような微小な変化を検知でき、バックグラウンドレベルのモニタリングには適していると結論できる。

6 摩周湖底質表面の組成と抽出による変化

X 線光電子分光法 (XPS) は、試料に照射された X 線を励起源とし、試料表面数 nm から放出

される光電子及び Auger 電子スペクトルを観測する表面分析法で、スペクトルの化学シフトにより元素の状態分析が可能である (Harvey と Linton, 1981 ; Murrey ら, 1985)。XPS を用い、塩酸ヒドロキシルアミン抽出前後での摩周湖底質表面の組成及び状態の変化を調べ、全分析 (バルク) の結果と比較することで物質の移動、集積における底質粒子表面の役割について検討した。

6.1 分析法

分析した底質は、83A コアで、明りょうな層ごとに 9 つに切断し、上層から A1~A9 と名付けた。各試料の中心の深さは、以下のとおりである。A1 (0.8cm), A2 (1.25cm), A3 (2cm), A4 (3.5cm), A5 (4.25cm), A6 (5cm), A7 (6.5cm), A8 (8cm), A9 (10cm)。このコアに関して、未処理試料の表面・バルク組成、塩酸ヒドロキシルアミン抽出液及び抽出後の表面・バルク組成を調べた。バルク分析と抽出液の分析法は前節のとおりである。抽出後の残さは、2 回水洗後、シリカゲルデシケータ中で乾燥し、軽くほぐして分析にあてた。XPS は、VG ESCALAB 5 を用いた。XPS 測定用試料はサンプルホルダーに両面テープで保持し、室温で測定した。X 線源には $AlK\alpha$ 線・ $MgK\alpha$ 線を用い、エネルギー値の基準には、 $Au4f_{7/2}$ 結合エネルギー (84.0 eV) を用いた。測定した元素全体で 100 % になるよう原子数比を割り付け、濃度計算した。また、X 線マイクロアナライザー (XMA : KEVEX, 7077QJ) を付属した走査型電子顕微鏡 (SEM : 日本電子, JSM-840) による形態観察と分析を行った。

6.2 抽出前の表面組成と元素の状態

XPS は内殻電子を持つすべての元素が検出できるが、検出限界が 1~0.1 % 程度のため、対象は主成分に限られる。摩周湖底質では O, C, N, Si, Al, Fe, Ca, Na, Mn が分析できた。表 3 に 9 つの試料のうち 83A1 の分析結果を示した。抽出前のバルク (BULK A), XPS (SURFACE A), 抽出液 (EXTRACT), 抽出後のバルク (BULK B), XPS (SURFACE B) の各項目と右端の欄に、Ti が全く抽出されないと仮定し、抽出後のバルク濃度を抽出前の重量ベースに換算した値 (BULK C) を記した。図 15 には、抽出前のバルク-表面濃度比を対数スケールで示した。

A1, 2, 4 は Fe 集積層, A8 は Mn 集積層, A6 は典型的な火山灰層である。A2 では Fe がバルク濃度で 22 %, A8 では Mn がバルク濃度で 10 % に達する高い値が検出された。5.3 節で述べたような Mn-Fe の順の集積パターンが A1~A2, A7~A8 の 2 か所に見られた。

表面組成では、第一の特徴として C, O の濃度が高いことが挙げられる。この傾向は、岩石、底質などの試料一般に見られるものであり、空気中などからの有機物汚染やケイ酸塩鉱物の破面の酸素原子の過剰などで説明できる。摩周湖底質に特徴的な元素である Fe, Mn に関しては他の造岩鉱物に比して高い表面-バルク組成比が検出された (図 15)。SEM による観察では、Fe, Mn 集積粒子は独立して存在することはまれで、おもにケイ藻殻や火山ガラス、長石などの鉱物の上を微細な粒子として付着するように存在している。図 16 に 83A1 の SEM 像を示したが、Fe, Mn 集

表 3 抽出前後のバルク及び表面組成並びに抽出液組成
BULK C は抽出前の重量ベースへの換算値。

Table 3 Bulk and surface compositions and extractable amount of 83A1

BULK C is a normalized value converted to untreated weight basis assuming Ti is not extracted. All data is given in %.

ELEMENT	BEFORE EXTRACTION			AFTER EXTRACTION		
	BULK A ^a	SURFACE A ^a	EXTRACT ^a	BULK B ^b	SURFACE B ^b	BULK C ^c
Si	-	15.1	0.30	-	21.0	-
Al	5.92	3.0	0.39	6.28	2.8	5.50
Fe	6.01	9.4	3.66	2.99	3.7	2.62
Mg	0.43	-	0.04	0.43	-	0.38
Ca	1.64	0.6	0.20	1.54	0.2	1.35
Na	1.75	0.6	0.05	2.01	0.3	1.76
K	0.88	-	0.01	0.81	-	0.71
Ti	0.23	-	0.00	0.26	-	-
Mn	1.76	4.7	1.66	0.08	0.2	0.07
O	-	41.6	-	-	48.4	-
C	2.5	24.2	-	-	22.5	-
N	0.3	1.0	-	-	0.9	-

a: Based on original(untreated) sediment.

b: Based on residual(extracted) sediment.

c: Normalized value, $BULK C = BULK B \times (BULK A_{Ti}) / (BULK B_{Ti})$

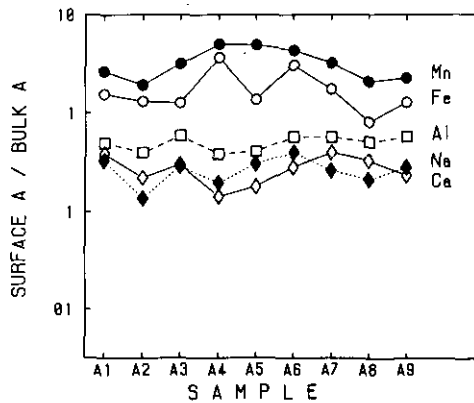


図 15 抽出前の表面-バルク濃度比

Fig.15 Surface to bulk concentration ratios of the untreated samples

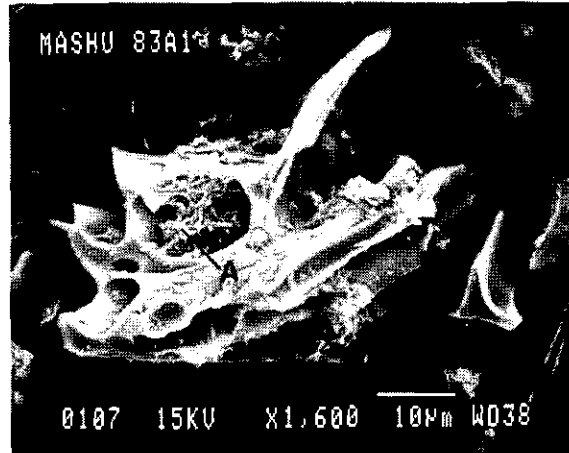


図 16 83A1 試料の SEM 像

A は Fe・Mn 集積粒子。

Fig.16 Scanning electron micrograph of 83A1 sample

Mark A indicates Fe-Mn rich particles.

積粒子 (A) が母体となる火山ガラスの一部を覆っていることが分かる。

XPS による光電子の化学シフトの情報やサテライトピークの形状から、Fe は 3 価の酸化物、Mn は 3 価ないし 4 価の酸化物と推定される。ただし、Mn の酸化物の価数は複雑で (Murrey ら, 1985)、不安定なものも多く、試料を採取してから後、あるいは測定時に酸化された可能性がある。粉末 X 線回折測定 ($\text{CuK}\alpha$ X 線) では、Fe 酸化物 (シテッ鉱: $\alpha\text{-FeOOH}$, セキテッ鉱: Fe_2O_3 など) や Mn 酸化物 (スイマンガン鉱: $\gamma\text{-MnOOH}$, ナンマンガン鉱: $\beta\text{-MnO}_2$ など) は検出されず、Fe, Mn 集積層では相対的に高いバックグラウンドの上に長石、石英のピークが認められるにすぎなかった。Fe, Mn の集積粒子は、湖底湧水中の溶存態が鉱物粒子などの表面に酸化・沈着することで生じ、成長していったため、結晶度の低いいわゆる非晶質の形態であり、表面濃度は Al などに比べて高くなっていると推定される。一方、Na や Ca のバルク比が 0.1~0.4 と低いのは風化による表面層からの溶脱の結果を示しているとも考えられる。

6.3 抽出後の表面組成と元素の状態

塩酸ヒドロキシルアミンによって抽出されるのは、Fe, Mn が主で、抽出率は 30~95% にわたる。その他の主要元素では、Ca が 10% 前後、Mg・Al で 3~9%, Na で 3%, Si・Ti はほとんど抽出されない。この結果は、ケイ酸塩骨格を壊さず、鉄・マンガン水和酸化物態を選択抽出するよう塩酸ヒドロキシルアミン抽出を行った目的にかなっている。図 17 に示した Ti で規格化

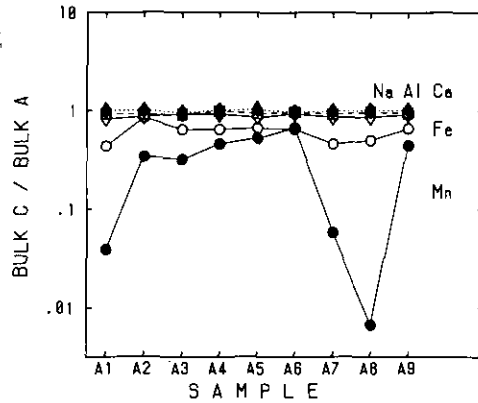


図 17 抽出前の重量ベースに換算した抽出前後のバルク濃度比
 Fig.17 Concentration ratios of bulk samples before (BULK A) and after extraction (BULK C)

した抽出前後のバルク濃度比をみると、Fe、Mnだけが抽出されていることが分かる。残りのバルク組成はMnで、A2を除き0.08%と一定値を示し、ほぼ通常の岩石濃度に近くなったが、Feの場合、バルク濃度で2~19%残っており、抽出が完全であるとはいえない。表面組成でも、Feはかなり高濃度で検出されているが、Mnは4試料で検出されたただけであった。Fe、Mnの結合エネルギーに大きな変化は認められなかった。Fe、Mnの表面-バルク濃度比(図18)は、Fe、Mn濃縮層で抽出前と同程度、その他の層では抽出前の1/2程度に小さくなっており、バルク濃度よ

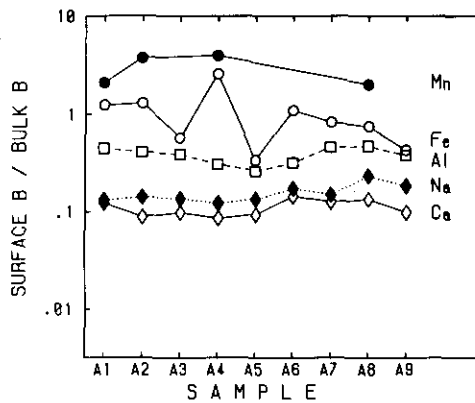


図 18 抽出後の表面-バルク濃度比
 Fig.18 Surface to bulk concentration ratios of the extracted samples

り表面濃度が低くなった層もある。Al の表面-バルク濃度比はほぼ変わらず、Na, Ca は小さくなっている。一度溶解した Fe, Mn 粒子が乾燥過程で再度表面に析出した可能性もあるが、全体としては Fe, Mn 粒子が失われ、Si-O 骨格があらわれ、アルカリ、アルカリ土類は溶脱したと考えられる。

7 まとめ

摩周湖底質の堆積速度を、屈斜路湖に対する²¹⁰Pb 堆積速度と共通火山灰の分析から求めた。堆積速度は遅く、年間 0.3mm 以下と推定された。摩周湖底質には、湖底湧水の影響で Fe, Mn が水平的にも鉛直的にも分離して濃縮した層ができています。微量有害元素のレベルは湧水の影響を受けた As 以外はいずれも低く、顕著な人為起源汚染はみられなかった。選択的抽出による分析では、塩酸ヒドロキシルアミン可抽出態の Pb がこの 100 年の間に増加している傾向がみられた。ベンゾ[a]ピレンの鉛直分布も表層で 3~6ng/g と深層の 10 倍以上になっていた。参照湖沼として選んだ屈斜路湖では湖沼の酸性化が元素分布に大きく影響していたが、両湖沼の比較を通じて摩周湖が風化を受けていないモニタリングに適した底質を持つことが明らかになった。

謝 辞

この研究を進めるにあたり、貴重な試料をこころよく提供して下さった建設省国土地理院地理調査部に感謝します。

引用文献

- Arai, F., H. Machida, K. Okumura, T. Miyauchi, T. Soda and K. Yamagata (1986): Catalog for late Quaternary marker-tephras in Japan II—Tephras occurring in northeast Honshu and Hokkaido—. Geogr. Rep. Tokyo Metropol. Univ., **21**, 223-250.
- Evans, R. D. and F. H. Rigler (1980): Calculation of the total anthropogenic lead in the sediments of rural Ontario Lake. Environ. Sci. Technol., **14**, 216-218.
- 福島武彦(1984): 中禅寺湖における懸濁態物質の沈殿量とその特性. 国立公害研究所研究報告, 第 69 号, 53-67.
- Furuta, N. and A. Otsuki (1983): Time-resolved fluorometry in detection of ultratrace polycyclic aromatic hydrocarbons in lake waters by liquid chromatography. Anal. Chem., **55**, 2407-2413.
- Harvey, D. T. and R. W. Linton (1981): Chemical characterization of hydrous ferric oxides by X-ray photoelectron spectroscopy. Anal. Chem., **53**, 1684-1688.
- 北海道火山灰命名委員会(1979): 北海道の火山灰と土壤断面集(1) 根室・釧路編. 68p.
- 井内美郎・横田節哉・小野寺公児・大嶋和雄・村上文敏・木下泰正・斎藤文紀・青木市太郎・斎藤英二(1984): 湖沼堆積物の調査技術に関する研究. 昭和 58 年度環境庁環境保全研究成果集(I), 60-1-60-26.

- 勝井義雄 (1962) : 5 万分の 1 地質図幅「屈斜路湖」および同説明書。北海道開発庁, 42p.
- Katsui, Y. (1963) : Evolution and magmatic history of some Krakatoan calderas in Hokkaido, Japan. *Japan. J. Fac. Sci., Hokkaido Univ., Ser. IV*, **11**, 631-650.
- Katsui, Y., S. Ando and K. Inaba (1975) : Formation and magmatic evolution of Mashu volcano, east Hokkaido, Japan. *Japan. J. Fac. Sci., Hokkaido Univ., Ser. IV*, **16**, 533-552.
- 国府谷盛明・松井公平・長谷川潔・安藤久男 (1962) : 5 万分の 1 地質図幅「摩周湖」および同説明書。北海道開発庁, 45p.
- Krishnaswamy, S., D. Lal, J. M. Martin and M. Meybeck (1971) : Geochronology of lake sediments. *Earth Planet. Sci. Lett.*, **11**, 407-414.
- Ledbetter, M. T. and R. S. J. Sparks (1979) : Duration of large-magnitude explosive eruptions deduced from graded bedding in deep-sea ash layers. *Geology*, **7**, 240-244.
- 松本英二 (1981) : 堆積年代推定法 (1) 鉛-210 法。地質ニュース, **320**, 47-51.
- Moorby, S. A., D. S. Cronan and G. P. Glasby (1984) : Geochemistry of hydrothermal Mn-oxide deposits from the S.W. Pacific island arc., *Geochim. Cosmochim. Acta*, **48**, 433-441.
- Murray, J. W., J. G. Dillard, R. Giovanoli, H. Moers and W. Stumm (1985) : Oxidation of Mn(II) : Initial mineralogy, oxidation state and ageing. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **49**, 463-470.
- 日本第四紀学会 (1963) : テフロクロノロジー特集号。第四紀研究, **3**, 1-139.
- Okamoto, K. and K. Fuwa (1984) : Low-contamination digestion bomb method using a Teflon double vessel for biological materials. *Anal. Chem.*, **56**, 1758-1760.
- Pickering, W. F. (1986) : Metal ion speciation-soils and sediments (a review). *Ore Geology Reviews*, **1**, 83-146.
- 瀬尾春雄・佐々木竜男・富岡悦郎・後藤計二・片山雅弘・天野洋司 (1963) : 主としてカムイヌプリ岳火山灰の分布について。北海道農業試験所土性調査報告, **13**, 169-197.
- Settle, D. M. and C. C. Patterson (1982) : Magnitudes and sources of precipitation and dry deposition fluxes of industrial and natural leads to the North Pacific at Enewetak. *J. Geophys. Res.*, **87**, 8857-8869.
- 瀬山春彦・相馬光之・森田昌敏・相馬悠子・河合崇欣 (1982) : 摩周湖底質の採取と分析。国立公害研究所研究報告, 第 36 号, 49-60.
- Shen, G. T. and E. A. Boyle (1987) : Lead in corals : reconstruction of historical industrial fluxes to the surface ocean. *Earth Planet. Sci. Lett.*, **82**, 289-304.
- Sims, R. C. and M. R. Overcash (1983) : Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. *Residue Reviews*, **88**, 1-68.
- 田中館秀三 (1918) : 北海道本島の火山湖一。地学雑誌, **30**, 359-370.
- Veron, A., C. E. Lambert, A. Isley, P. Linet and F. Grousset (1987) : Evidence of recent lead pollution in deep north-east Atlantic sediments. *Nature*, **326**, 278-281.
- 山田 忍 (1940) : 火山性地土性調査法に就いて (第一報), (第二報)。日本土壤肥料学会誌, **14**, 673-702, 747-751.
- 山田 忍 (1958) : 火山噴出物の堆積状態から見た沖積世における北海道火山の火山活動に関する研究。地研専報, **8**, 1-40.

国立公害研究所特別研究成果報告

- 第1号 陸水域の富栄養化に関する総合研究—霞ヶ浦を対象域として—昭和51年度.(1977)
第2号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究—昭和51/52年度 研究報告.(1978)

(改称)

国立公害研究所研究報告

- ※第3号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
(日本産ユスリカ科 *Chironomus* 属9種の成虫, サナギ, 幼虫の形態の比較)
- 第4号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究—昭和52年度 中間報告.(1978)
- 第5号 芳香族炭化水素-窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及ぼす影響に関する研究—昭和51, 52年度 研究報告.(1978)
- 第6号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅱ)—霞ヶ浦を中心として—昭和53年度.(1979)
- ※第7号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae(Diptera). (1979)
(日本産ユスリカ科20種の成虫, サナギ, 幼虫の形態学的研究)
- ※第8号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和52, 53年度 研究報告.(1979)
- 第9号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究—昭和53年度 中間報告.(1979)
- 第10号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究—昭和51~53年度 特別研究報告.(1979)
- ※第11号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第12号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第13号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
(多摩川に発生するユスリカの研究
—第1報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係
—第2報 その一支流に見出された Chironominae亜科の20種について)
- 第14号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究—昭和53, 54年度 特別研究報告.(1980)
- ※第15号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和54年度 特別研究報告.(1980)
- 第16号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測.(1980)
- ※第17号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果—臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究—昭和53, 54年度 特別研究報告.(1980)
- 第18号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調整, 分析および保証値)
- ※第19号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅲ)—霞ヶ浦(西浦)の湖流—昭和53, 54年度.(1981)
- ※第20号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅳ)—霞ヶ浦流域の地形, 気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響—昭和53, 54年度.(1981)
- 第21号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅴ)—霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価—昭和53, 54年度.(1981)
- 第22号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅵ)—霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量—昭和53, 54年度.(1981)
- 第23号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅶ)—湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究—昭和53, 54年度.(1981)
- 第24号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅷ)—富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究—昭和53, 54年度.(1981)
- 第25号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅸ)—*Microcystis* (藍藻類)の増殖特性—昭和53, 54年度.(1981)

- 第26号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(X)――藻類培養試験法によるAGPの測定――昭和53, 54年度.(1981)
- 第27号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(XI)――研究総括――昭和53, 54年度.(1981)
- 第28号 複合大気汚染の植物影響に関する研究――昭和54, 55年度 特別研究報告.(1981)
- ※第29号 Studies on chironomid midges of the Tama River.(1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
――第3報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科Orthoclaadiinae 各種の記載と、その分布の下水汚染度との関係について
――第4報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載)
- ※第30号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究――昭和54, 55年度 特別研究報告.(1982)
- ※第31号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究――昭和55年度 特別研究報告.(1981)
- 第32号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究――環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1)――昭和54年度 特別研究中間報告.(1982)
- 第33号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究――大気運動と大気拡散過程のシミュレーション――昭和55年度 特別研究報告.(1982)
- ※第34号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究――昭和55年度 特別研究報告.(1982)
- 第35号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究.(1982)
- ※第36号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究――昭和55, 56年度 特別研究報告.(1982)
- ※第37号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究.(1982)
- 第38号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material.(1982)
(環境標準試料「池底質」の調整, 分析及び保証値)
- ※第39号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究――昭和56年度 特別研究報告.(1982)
- 第40号 大気汚染物質の単一及び複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究――昭和56年度 特別研究報告.(1983)
- ※第41号 土壌環境の計測と評価に関する統計学的研究.(1983)
- ※第42号 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究.(1983)
- ※第43号 Studies on chironomid midges of the Tama River.(1983)
Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.
Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recovered from the main stream in the June survey.
Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
――第5報 本流に発生するユスリカ類の分布に関する6月の調査成績とユスリカ亜科に属する15新種等の記録
――第6報 多摩本流より6月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について
――第7報 多摩本流より3月に採集されたユスリカ科の各種について)
- 第44号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究――環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究2)――昭和54年度 特別研究中間報告.(1983)
- 第45号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究――昭和53~55年度 特別研究総合報告.(1983)
- ※第46号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究――昭和54, 55年度 特別研究報告 第1分冊.(1983)
- ※第47号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究――昭和54, 55年度 特別研究報告 第2分冊.(1983)
- ※第48号 水質観測点の適正配置に関するシステム解析.(1983)
- 第49号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究――昭和57年度 特別研究報告.(1984)
- ※第50号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(I)――霞ヶ浦の流入負荷量の算定と評価――昭和55~57年度 特別研究報告.(1984)

- ※第51号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(II)―霞ヶ浦の物質循環とそれを支配する因子―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第52号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(III)―霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第53号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(IV)―霞ヶ浦の魚類及び甲かく類現存量の季節変化と富栄養化―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第54号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(V)―霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第55号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(VI)―富栄養化防止対策―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第56号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(VII)―湯ノ湖における富栄養化とその防止対策―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第57号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(VIII)―総括報告―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第58号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究―昭和55～57年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第59号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―光化学スモッグチャンパーによるオゾン生成機構の研究―大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究―昭和55～57年度 特別研究報告(第1分冊)。(1984)
- 第60号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―光化学エアロゾル生成機構の研究―昭和55～57年度 特別研究報告(第2分冊)。(1984)
- 第61号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1)―昭和55～57年度 特別研究報告(第3分冊)。(1984)
- 第62号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究―昭和56～58年度 特別研究中間報告。(1984)
- ※第63号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究―昭和56年度 特別研究報告。(1984)
- ※第64号 複合大気汚染の植物影響に関する研究―昭和54～56年度 特別研究総合報告。(1984)
- ※第65号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants―Part 1。(1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響―第1分冊)
- ※第66号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants―Part 2。(1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響―第2分冊)
- ※第67号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究―昭和54～56年度 特別研究総合報告。(1984)
- ※第68号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究―昭和56～57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第69号 中禅寺湖の富栄養化現象に関する基礎的研究。(1984)
- ※第70号 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park。(1984)
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park.
(日光国立公園の湖沼のユスリカに関する研究
―第1部 日光国立公園の湖のユスリカの生態学的研究
―第2部 日光国立公園の湖沼に生息するユスリカ類の分類学的、生態学的研究)
- ※第71号 リモートセンシングによる残雪及び雪田植生の分布解析。(1984)
- 第72号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究2)―昭和55～57年度 特別研究報告(第4分冊)。(1985)
- ※第73号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―昭和55～57年度 特別研究総合報告。(1985)
- ※第74号 都市域及びその周辺の自然環境に係る環境指標の開発に関する研究。環境指標―その考え方と作成方法―昭和59年度 特別研究報告。(1984)
- 第75号 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa。(1985)
(琵琶湖底泥中の元素に関する陸水学及び環境化学的研究)
- 第76号 A study on the behavior of monoterpens in the atmosphere。(1985)
(大気中モノテルペン挙動に関する研究)
- 第77号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究―昭和58年度 特別研究報告。(1985)
- 第78号 生活環境保全に果たす生活者の役割の解明。(1985)
- 第79号 Studies on the method for long term environmental monitoring―Research report in 1980-1982。(1985)
(環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究)
- ※第80号 海域における赤潮発生モデル化に関する研究―昭和57/58年度 特別研究報告。(1985)

- ※第81号 環境影響評価制度の政策効果に関する研究—地方公共団体の制度運用を中心として。(1985)
- ※第82号 植物の大気環境浄化機能に関する研究—昭和57~58年度 特別研究報告。(1985)
- 第83号 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
(日本の湖沼のユスリカの研究)
- ※第84号 重金属環境汚染による健康影響評価手法の開発に関する研究—昭和57~59年度 特別研究総合報告。(1985)
- 第85号 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
(フリーラジカルの反応速度と分光学的及び熱力学的パラメーターに関する研究)
- 第86号 GC/MS スペクトルの検索システムに関する研究。(1986)
- 第87号 光化学二次汚染物質の分析とその細胞毒性に関する研究—昭和53~58年度 総合報告。(1986)
- ※第88号 都市域及びその周辺の自然環境等に係る環境指標の開発に関する研究Ⅱ。環境指標—応用例とシステム—昭和59年度 特別研究報告。(1986)
- 第89号 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)
(LANDSATリモートセンシングによる霞ヶ浦の水質計測)
- 第90号 ナショナルトラスト運動にみる自然保護にむけての住民意識と行動—知床国立公園内100平方メートル運動と天神崎市民地主運動への参加者の分析を中心として。(1986)
- 第91号 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
(人間による環境資源利用の経済分析—水環境と国立公園地域を対象にして)
- 第92号 アオコの増殖及び分解に関する研究。(1986)
- ※第93号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究(I)—昭和58~59年度 特別研究総合報告第1分冊。(1986)
- ※第94号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究(Ⅱ)—昭和58~59年度 特別研究総合報告第2分冊。(1986)
- ※第95号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(I)—汚濁負荷の発生と流出・流達—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- ※第96号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅱ)—水草帯・河口域・池沼の生態系構造と機能—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- ※第97号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅲ)—水路及び土壌による水質の浄化—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- 第98号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅳ)—自然浄化機能を活用した処理技術の開発と応用—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- 第99号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究—昭和56~59年度 特別研究総合報告。(1986)
- 第100号 バックグラウンド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究—特定汚染選択的検出法及び高感度分析技術の開発—昭和58~60年度 特別研究報告。(1986)
- 第101号 複合ガス状大気汚染物質の生体影響に関する実験的研究—昭和57~60年度 特別研究報告。(1986)
- 第102号 地球規模大気質変動に関する予備的研究。(1986)
- 第103号 環境調和型技術としての電気自動車の評価に関する基礎的研究。(1987)
- 第104号 Studies on chironomid midges in lakes of the Akan National Park. (1987)
(北海道阿寒国立公園の湖におけるユスリカ相の研究)
- 第105号 畑地土壌における水分と諸元素の動態。(1987)
- ※第106号 筑波研究学園都市における景観評価と景観体験に関する研究。(1987)
- 第107号 遠隔計測による環境動態の評価手法の開発に関する研究—昭和59~60年度 特別研究報告。(1987)
- 第108号 植物の大気環境浄化機能に関する研究—昭和57~60年度 特別研究総合報告。(1987)
- 第109号 地域環境評価のための環境情報システムに関する研究。(1987)
- 第110号 海域における赤潮発生モデル化に関する研究—昭和59~60年度 特別研究総合報告。(1987)
- ※第111号 Application of X-ray photoelectron spectroscopy to the study of silicate minerals. (1987)
(ケイ酸塩鉱物研究へのX線光電子分光法の応用)
- 第112号 光化学汚染大気中における有機エアロゾルに関する研究—有機エアロゾルの生成と挙動に関する研究—昭和58~61年度 特別研究報告。(1988)
- 第113号 光化学汚染大気中における有機エアロゾルに関する研究—昭和58~61年度 特別研究総合報告。(1988)
- 第114号 水界生態系に及ぼす有害汚染物質の影響評価に関する研究—昭和60~61年度 特別研究報告。(1988)

- 第115号 複合ガス状大気汚染物質の生体影響に関する実験的研究—昭和57～61年度 特別研究総合報告。(1988)
- ※第116号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(V)—汚濁負荷の発生と流出・流達—昭和58～61年度 特別研究報告。(1988)
- ※第117号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VI)—湖沼の生態系構造と自然浄化—昭和60～61年度 特別研究報告。(1988)
- 第118号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VII)—自然浄化機能を活用した水路・土壌による浄化と処理技術の開発—昭和60～61年度 特別研究報告。(1988)
- ※第119号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VIII)—自然浄化システムの評価方法—昭和60～61年度 特別研究報告。(1988)
- 第120号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(IX) 昭和58～61年度 特別総合研究報告(1988)
- 第121号 Studies on the chironomid midges of lakes in Southren Hokkaido. (1988)
(北海道南部の湖におけるユスリカ相の研究)
- 第122号 擬似ランダム変調CWライダーの開発とフィールド観測への応用。(1989)
- 第123号 バックグラウンド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究(II)—離島及び山岳地における大気汚染成分濃度とその変動—昭和58～62年度 特別研究報告。(1989)
- 第124号 環境科学研究用に開発したニホンウズラの遺伝学的及び微生物学的特性。(1989)
- 第125号 Chironomidae of Japan: checklist of species recorded, key to males and taxonomic notes. (1989).
(日本及び東アジア産ユスリカ科のカタログと雄成虫の検索表)
- 第126号 バックグラウンド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究(III)—摩周湖における水試料の代表性と底質中の汚染記録—昭和58～62年度 特別研究報告。(1989)

※ 残部なし

Report of Special Research Project of the National Institute for Environmental Studies:

- No. 1* Man activity and aquatic environment—with special references to Lake Kasumigaura—Progress report in 1976. (1977)
- No. 2* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1977. (1978)

Research Report from the National Institute for Environmental Studies*:

- ※No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
- No. 4* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1977. (1978)
- No. 5* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on cultured cells—Research report in 1976-1977. (1978)
- No. 6* Man activity and aquatic environment—with special references to Lake Kasumigaura—Progress report in 1977-1978. (1979)
- ※No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- ※No. 8* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1977-1978. (1979)
- No. 9* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1978. (1979)
- No. 10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1978. (1979)
- ※No. 11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No. 12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No. 13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
- No. 14* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem—Progress report in 1978-1979. (1980)
- ※No. 15* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1979. (1980)
- No. 16* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- ※No. 17* Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes—Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region—Progress report in 1978-1979. (1980)
- No. 18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- ※No. 19* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Lake current of Kasumigaura (Nishiura)—1978-1979. (1981)
- ※No. 20* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment—1978-1979. (1981)
- No. 21* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura—1978-1979. (1981)
- No. 22* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura—1978-1979. (1981)
- No. 23* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Applicability of trophic state indices for lakes—1978-1979. (1981)
- No. 24* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources—1978-1979. (1981)
- No. 25* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Mycrocystis*—1978-1979. (1981)

* Starting with Report No. 3, the series title was changed.

- No. 26* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—
Determination of argal growth potential by algal assay procedure—1978-1979.
(1981)
- No. 27* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Summary of
researches—1978-1979. (1981)
- No. 28* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Progress report in
1979-1980. (1981)
- ※No. 29 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey
and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
- ※No. 30* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment — Progress
report in 1979-1980. (1982)
- ※No. 31* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air
pollutants—Research report in 1980. (1981)
- No. 32* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen
oxides system—Progress report in 1979—Research on the photochemical
secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere
(Part 1). (1982)
- No. 33* Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the
coastal region—Simulation of atmospheric motions and diffusion processes —
Progress report in 1980. (1982)
- ※No. 34* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental
pollution—Research report in 1980. (1982)
- No. 35* Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic. (1982)
- ※No. 36* Studies on the method for long term environmental monitoring—Progress report
in 1980-1981. (1982)
- ※No. 37* Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy
—The Evaluation Laboratory of Man-Environment Systems. (1982)
- No. 38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference
material. (1982)
- ※No. 39* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental
pollution—Research report in 1981. (1983)
- No. 40* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air
pollutants—Research report in 1981. (1983)
- ※No. 41* Statistical studies on methods of measurement and evaluation of chemical
condition of soil—with special reference to heavy metals—. (1983)
- ※No. 42* Experimental studies on the physical properties of mud and the characteristics
of mud transportation. (1983)
- ※No. 43 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)
Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main
stream in June, with description of 15 new species.
Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recovered from
the main stream in the June survey.
Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
- No. 44* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides
system—Progress report in 1979—Research on the photochemical secondary
pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 2). (1983)
- No. 45* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Outlines of
special research project—1978-1980. (1983)
- ※No. 46* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report
in 1979-1980, Part 1. (1983)
- ※No. 47* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report
in 1979-1980, Part 2. (1983)
- ※No. 48* Study on optimal allocation of water quality monitoring points. (1983)
- No. 49* The development and evaluation of remote measurement method for environmental
pollution—Research report in 1982. (1984)
- ※No. 50* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Estimation
of input loading of Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- ※No. 51* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—The function
of the ecosystem and significance of sediment in nutrient cycle in Lake
Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- ※No. 52* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Enclosure
experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura—1980-

1982. (1984)
- No. 53* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Seasonal changes of the biomass of fishes and crustacia in Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- ※No. 54* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Modeling the eutrophication of Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- No. 55* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Measures for eutrophication control—1980-1982. (1984)
- No. 56* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Eutrophication in Lake Yunoko—1980-1982. (1984)
- ※No. 57* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Summary of researches—1980-1982. (1984)
- No. 58* Studies on the method for long term environmental monitoring — Outlines of special research project in 1980-1982. (1984)
- No. 59* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system — Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber—Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds — Research report in 1980-1982, Part 1. (1984)
- No. 60* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Formation mechanisms of photochemical aerosol—Research report in 1980-1982, Part 2. (1984)
- No. 61* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system — Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1) — Research report in 1980-1982, Part 3. (1984)
- No. 62* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems — Progress report in 1980-1983. (1984)
- ※No. 63* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment — Progress report in 1981. (1984)
- ※No. 64* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Final report in 1979-1981. (1984)
- ※No. 65 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1. (1984)
- ※No. 66 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2. (1984)
- ※No. 67* Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques—Project research report in 1979-1981. (1984)
- ※No. 68* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil—Research report in 1981-1983. (1984)
- ※No. 69 Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji — Basic research report. (1984)
- ※No. 70 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park. (1984)
- ※No. 71* Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)
- No. 72* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere — Research report in 1980-1982, Part 4. (1985)
- ※No. 73* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Final report in 1980-1982. (1985)
- ※No. 74* A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality—Environmental indices—Basic notion and formation. (1984)
- No. 75 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa. (1985)
- No. 76 A study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere. (1985)
- No. 77* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1983. (1985)
- No. 78* Study on residents' role in conserving the living environment. (1985)
- No. 79 Studies on the method for long term environmental monitoring—Research report in 1980-1982. (1985)

- ※No. 80* Modeling of red tide blooms in the coastal sea—Research report in 1982-1983. (1985)
- ※No. 81* A studies on effects of implementing environmental impact assessment procedure —With particular reference to implementation by local governments. (1985)
- ※No. 82* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants—Research report in 1982-1983. (1985)
- No. 83 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
- ※No. 84* A comprehensive study on the development of assessment techniques for health effects due to environmental heavy metal exposure—Final report in 1982-1984. (1985)
- No. 85 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
- No. 86* A novel retrieval system for identifications of unknown mass spectra. (1986)
- No. 87* Analysis of the photochemical secondary pollutants and their toxicity on cultured cells—Research report in 1978-1983. (1986)
- ※No. 88* A comprehensive study on the development of indices systems for urban and suburban environmental quality II —Environmental indices—Applications and systems. (1986)
- No. 89 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)
- No. 90* National trust movement in Japanese nature conservation — Trustworthy or illusion? (1986)
- No. 91 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
- No. 92* Studies on the growth and decomposition of water-bloom of *Microcystis*. (1986)
- ※No. 93* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil (I)—Research report and papers (Part 1) in 1983-1984. (1986)
- ※No. 94* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil (II)—Research report and papers (Part 2) in 1983-1984. (1986)
- ※No. 95* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management (I)—Drainage and flowing down of pollutant load— Research report in 1983-1984. (1986)
- ※No. 96* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management (II)—Structure and function of the ecosystems of littoral zone — Research report in 1983-1984. (1986)
- ※No. 97* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management (III)—Self-purification in stream and soil—Research report in 1983-1984. (1986)
- No. 98* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management (IV)—Development and application of wastewater treatment technologies utilizing self-purification ability—Research report in 1983-1984. (1986)
- No. 99* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems—Final report in 1981-1984. (1986)
- No. 100* Studies on the methods for long-term monitoring of environmental pollutants in the background regions—Development of highly sensitive and selective analytical methods for measurement of pollutants in the background regions—Progress report in 1983-1985. (1986)
- No. 101* Experimental studies on the effects of gaseous air pollutants in combination on animals. (1986)
- No. 102* A review on studies of the global scale air quality perturbation. (1986)
- No. 103* Technological assessment of electric vehicle from the environmental protection viewpoint. (1987)
- No. 104 Studies on chironomid midges in lakes of the Akan National Park. (1987)
Part I. Distribution of chironomid larvae in Lake Akan, Lake Panke and Lake Kussyaro.
Part II. Chironomid midges collected on the shore of lakes in the Akan National Park, Hokkaido (Diptera, Chironomidae)
- No. 105* Formulation of the dynamic behavior of water and solutes leaching through the field soil. (1987)
- ※No. 106* Appraised landscape and thier environmental value in Tsukuba Science City. (1987)
- No. 107* Studies on remote sensing for spatial and temporal analysis of environment— Research report in 1984-1985. (1987)

- No.108* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants—Final report in 1982-1985. (1987)
- No.109* Studies on environmental information system for regional environmental evaluation. (1987)
- No.110* Modeling of red tide blooms in the coastal sea — Final report in 1984-1985. (1987)
- ※No.111 Application of X-ray photoelectron spectroscopy to the study of silicate minerals. (1987)
- No.112* Study on the organic aerosols in the photochemically polluted air — Studies on formation and behavior of organic aerosols — Research report in 1983-1986. (1988)
- No.113* Study on the organic aerosols in the photochemically Polluted air — Final report in 1983-1986. (1988)
- No.114* Studies on the assessment of the hazard of chemical substances to aquatic ecosystems — progress report in 1985-1986. (1988)
- No.115* Experimental studies on the effects of gaseous air pollutants in combination on animals — Final report in 1982-1986. (1988)
- ※No.116* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(V)—Drainage and flowing down of pollutant load— Rersearch report in 1983-1986. (1988)
- ※No.117* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(VI)—Lake restoration and ecosystems— Research report in 1983-1986. (1988)
- No.118* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(VII)—Use of self-purification in soil and stream, and development of biological waste water treatment technology— Research report. in 1985-1986 (1988)
- ※No.119* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(VIII)—Evaluation methods of self-purification water treatment system —Research report in 1985-1986. (1988)
- No.120* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(IX)—Final report in 1983-1986. (1988)
- No.121 Studies on the chronomid midges of lakes in Southren Hokkaido. (1988)
- No.122* Development of pseudo-random modulation CW lidar and its application to field measurements. (1989)
- No.123* Studies on the methods for long-term monitoring of environmental pollutants in the background regions (II) — Atmospheric pollutants on the remote island and mountains: concentrations and variations— Research report for FY 1983-1987. (1989)
- No.124* Studies on the genetic and microbiological characteristics of the Japanese quail exploited for the research of environmental science. (1989)
- No.125 Chironomidae of Japan: checklist of species recorded, key to males and taxonomic notes. (1989)
- No.126* Studies on the methods for long-term monitoring of environmental pollutants in the background regions (III) —Representativeness of water samples and historical change of pollutants in sediment of Lake Mashu— Research report for FY 1983-1987. (1990)

* in Japanese
 ※ out of stock

編 集 委 員 会

委員長	後藤典弘	委員	笹野泰弘
副委員長	相馬光之	〃	高松武次郎
〃	海老瀬潜一	〃	彼谷邦光
委員	竹内正	〃	兜真徳
〃	宇都宮陽二郎	〃	古川昭雄
〃	田村正行	〃	上原清
〃	藤井敏博	事務局	古田早苗

【平成元年9月22日編集委員会受付】

【平成元年11月30日編集委員会受理】

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

No. 126

国立公害研究所研究報告 第126号
(R-126-'90)

平成2年3月15日発行

発行 環境庁 国立公害研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16番2

印刷 アサヒビジネス株式会社

〒113 東京都文京区本駒込6-15-8

Published by the National Institute for Environmental Studies

Onogawa 16-2, Tsukuba, Ibaraki 305 Japan

March 1990