雌池集水域における物質循環と湖沼への流入負荷

飯泉 佳子^{*1}・堀内 清司^{*2}・小倉 紀雄^{*3}

Circulation of chemical components in watershed and load of chemical characteristics to Lake Meike

Yoshiko IIZUMI, Seiji HORIUCHI and Norio OGURA

Abstract

It is known that Lake Meike located near the top of Mt. Yatsugatake is one of the most sensitive lakes to acid deposition in Japan; the mean value of lake water alkalinity is about $24 \mu\text{eq } \ell^{-1}$. The primary objects of this study were to identify the load of chemical characteristics to lake and the circulation of chemical components in watershed. Samples were collected from August 1997 to October 1998 (excluded winter seasons), and analyzed major ionic concentrations (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} and Alkalinity). The results showed that chemical components of lake water were characterized by $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ and HCO_3^- , and the concentrations were similar to that of precipitation. Water balance was calculated. Input was equal to precipitation volume. Twenty-seven percents of precipitation was lost by evapotranspiration, 73% was lost by exudation through infiltration. In Lake Meike watershed, it was estimated that Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , Mg^{2+} and Ca^{2+} were flowed out from watershed into lake, NO_3^- , NH_4^+ and K^+ were consumed and/or accumulated in watershed. But these results suggested that amount of ionic components supplied from the catchment were very few.

Key words : Circulation of chemical components, Water quality, Mt. Yatsugatake, Lake Meike

キーワード : 物質循環, 水質, ハヶ岳, 雌池

I. はじめに

1950年頃から、スウェーデンやノルウェー南部などの北ヨーロッパ地域や、五大湖を中心とした北東アメリカの地域では、魚類の減少や死滅など、酸性雨による湖沼の酸性化が顕在化し始め、現在まで大きな社会問題となってきた。日本では、明瞭な湖沼の酸性化や森林衰退現象などは確認されていないものの、大都市や工業都市周辺、日本海側などでは pH4.8 ~ 4.9 (環境庁による各測定点の

年平均値の全国平均) の酸性雨が降り続けているほか、アルカリ度の低い湖沼や酸性の強い土壌が存在していることが確認されている (環境庁, 1997)。「現状と同程度の酸性雨が継続した場合、将来生態系等への影響が顕在化する恐れもある」とする環境庁の見解もあり、日本でもその実態の把握と将来予測が行われている (環境庁, 1997)。

一般に、湖沼の酸性雨に対する感受性の指標としてアルカリ度や pH, EC などが用いられる。pH では 6.7 以下 (安藤, 1996), アルカリ度では 200

* 1 東京農工大学大学院連合農学研究科 (United Graduate School of Agricultural Science, Tokyo University of Agriculture and Technology)

* 2 日本大学文理学部 (College of Humanities and Science, Nihon University)

* 3 東京農工大学大学院農学研究科 (Graduate School of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology)

($\mu\text{eq l}^{-1}$) 以下 (清野ら, 1985; 環境庁地球環境部, 1997), EC (電気伝導率) では 50 ($\mu\text{S cm}^{-1}$) 以下 (環境庁地球環境部, 1997) で酸性雨に対して感受性が高いとされている。Fig. 1 は, 日本国内の 130 湖沼について, 1983 年度から 1986 年度の間に観測された pH, EC, アルカリ度の頻度分布である (データ数 217 ~ 242) (日本水質汚濁研究会, 1988)。この図から, 本研究の調査地である雌池は日本国内の他の湖沼と比べて pH が低いことがわかる。また, 一般的に湖水中の溶存イオ

ン濃度と正比例の関係にある EC 値が低く, 酸緩衝能力の指標とされるアルカリ度も低いことがわかる。

図中の斑点が描かれたバーは雌池からおよそ 130m 離れたところにある雄池の水質が属する範囲である。このように, 雌池と雄池では集水域の植生 (環境庁, 1985) や土壌 (林野庁, 1969), 地質 (河内, 1977) に大きな相違がないにも関わらず, 湖沼の水質, 特に pH 値に 1 前後の差が見られている。このことは, 隣接する集水域で降雨が湖沼に流入するまでの緩衝能が異なっていることを示唆するものであり, 酸性雨の集水域での緩衝機構を考慮する上で重要である。

本研究では, 酸性雨に対する感受性の高い雌池に焦点を当て, 森林水文学的手法を用いて雌池集水域における物質循環を明らかにし, 湖沼への物質の流入負荷量について明らかにすることを目的とする。雌池のような山岳湖沼での集水域研究は国内ではあまり例がなく, これまでの調査例が少ないこととあわせて, 本研究は有意義であると考えられる。

II. 研究地域の概要

本研究は, 長野県と山梨県にまたがる八ヶ岳に位置する雌池を対象に実施した (Fig. 2)。八ヶ岳は南端の編笠山 (2,524m) から北端の前蓼科山 (2,375m) まで, およそ 21km にわたり連なった複式火山である。これらの中には有史以来の噴火記録を持つものはないが, 第四紀を通じて活動した火山群である (河内, 1977)。雌池は元来, 雄池とつながる 1 つの湖沼であったが, 湖盆の中央を双子池溶岩によって二分され現在のような形となった (河内, 1977)。

雌池は, 流出河川と恒常的な流入河川をもたない閉塞湖沼である。湖沼の栄養段階は貧栄養で, 集水域の水収支は降雨による流入と蒸発散及び地下浸透による流出で成り立っている。湖面標高は約 2,030m で, 集水域は標高約 2,220m から 2,030m の範囲にある。斜面の平均傾斜 ($\tan \theta$) は 0.31

Fig. 1 The frequency distribution of lake water quality in Japan

Fig. 2 Location of the study site

で平均幅は385m、湖面を含む集水域の面積は453,000m²である。最大水深は平均約4mで、湖面積はおよそ14,000m²（田中ら（1954）から最大水深をもとに算出）と推定されるが、水位が2m以上変化する（飯泉ら，2000）ことから、それぞれの変動幅は大きいと思われる。

雌池集水域の地質は、73.0%が双子峯溶岩（デイサイト）で占められ、横岳溶岩の側火口噴出物である双子池溶岩（安山岩）と湖岸付近に分布する堆積物（礫・砂・泥及び粘土）でそれぞれ13.5%ずつ占められている（河内，1977）。

流域内に大規模な裸地はなく、ほぼ全域が植生に覆われている（Fig. 3）。その割合は常緑針葉樹林であるコメツガ群落とシラビソ-オオシラビソ群集がそれぞれ62.7%と8.3%，落葉広葉樹林であるミドリユキザサ-ダケカンバ群団が16.7%，

シナノキンバイ-ミヤマキンポウゲ群団が8.6%，カラマツ植林が3.7%である（環境庁，1985）。ハケ岳では、土壌が未発達な溶岩の荒れ地にコメツガが先駆種として定着し、土壌の生成と安定化に伴いシラビソからダケカンバへと遷移する（土田，1987）。雌池集水域でも、コメツガの林床土壌は未発達で、胸高直径が60cm～2mを越えるのに対し、シラビソやダケカンバでは50cm前後からそれ以下のものが多く、幼齡林も見られている。

集水域の土壌は99%以上が湿性腐植型弱ポドゾル化土壌で、残りが乾性弱ポドゾル化土壌である（林野庁，1969）。これらの土壌は高山ポドゾルと呼ばれ、平均気温が低いために有機物の未分解物質が地表付近に集積して形成されたものである。土壌層厚は湖岸付近や谷底部など斜面下部地域で比較的厚いのに対し、斜面上部や尾根地域で

Fig. 3 Actual vegetation map

は基岩が露出し、土壌層が全く見られない傾向が強い。土壌層厚が比較的薄く、酸性雨に対して中～弱程度の耐性とされるポドゾル土壌（村野，1993）であることから、雌池集水域の酸性雨に対する耐性は弱いものと考えられる。

Ⅲ. 研究方法

1. 試料採取方法

1997年から1998年にかけて、湖沼の結氷や積雪などの時期を除いた1997年8月～11月と1998年6月～10月の間、毎月1回の現地調査を行った。1997年は降水と林内雨及び樹幹流のみ調査を行い、降水量の測定を行った。また、1998年9月の調査は天候等の事情により10月の調査とあわせて行った。

(1) 湖水

湖水の採取は、調査地点による明確な水質の違いが見られず、調査期間において表層から深層にかけて明瞭な成層傾向が見られなかったことか

ら、湖岸の一地点で行った。

(2) 降水

ロートを装着したポリエチレンタンク（黒いビニル袋で覆い、遮光したもの）を湖岸に設置し、降水を採取した。降水量は、雌池近隣の双子池ヒュッテ周辺に雨量計を設置して補正した。林内雨は、コメツガ (*Tsuga diversifolia*)、シラビソ (*Abies veitchii* Lindl.)、ダケカンバ (*Betula ermanii* Cham.) でそれぞれ採取した。ロートからポリエチレンタンク（黒のビニル袋で覆い、遮光したもの）にチューブを用いて導水した。この際、蒸発を防ぐためタンク内のチューブを十分に長くした。また、同林内において樹幹流の採取も行った。樹幹流採取装置はビニルホースを縦に裂いたものを樹幹に密着して巻き付け、ビニルホースの下端を50ℓのポリエチレンタンクに導入したものである。ホースは十分に長くし、蒸発を妨げる構造にした。降水・林内雨・樹幹流のサンプルは、およそ毎月1回、月末に回収を行った。採取された降水と林内雨の量は、現地でメスシリンダーを用いて測定した。樹幹流量は1ℓごとにメモリをつけたバケツを用いて測定した。

(3) 土壌溶液

土壌溶液（土壌中の間隙水）は、ポーラスカップによる吸引法（塚本，1992）により採取した。集水域内のシラビソ林2地点とダケカンバ林1地点で、深さ20cm、40cm、50cmの土壌層で毎月1回採取した。しかし、土壌中の水分量が少ないため、採取できない月もあった。また、コメツガ林では土壌層の発達が不十分であったため、調査は行わなかった。

(4) 土壌

土壌は1998年10月に採取した。集水域の中で土壌層が一番厚いと考えられる谷底部のシラビソ林で、層ごとに採取した。

2. 分析方法

採取した湖水・降水・土壌溶液の試料は、現地でpH (HORIBA, D-12)、EC (HORIBA, ES-14) を測定した後、実験室に持ち帰った。試料は低温（4

℃)で保存し、速やかにイオンクロマトグラフィー (Shimadzu, CLASS-LC10) による陰イオン (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) と陽イオン (Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) の測定を行った。また、湖水と降水の試料は、自動滴定装置 (TOA, AUT-301) を用いてアルカリ度の測定を行った。

土壌試料は、実験室に持ち帰った後、pH (H_2O)、EC、水溶性陰イオン (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) 及び陽イオン (Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+})、アルカリ度の測定を行った。さらに、風乾後に土壌環境分析法編集委員会 (1997) が提唱する簡易法・バッチ法-bにより交換性陽イオン (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) を原子吸光光度計 (Shimadzu, AA-670) を用いて測定した。

IV. 結果及び考察

1. 降水と林内雨・樹幹流

調査期間中の降水量は、1997年8月1日～11月17日の109日間に440mm、1998年6月1日～10月25日の147日間に1,171mmだった。また、この期間における降水のpHの平均値は5.6で、大気中の CO_2 の溶解平衡値とほぼ同じであった。酸性雨の定義には諸説あるが、pH5.6以下とすれば、現在の集水域の降水は平均的には生態系に影響を及ぼすほどのレベルではないと考えられる。また、降水のECは平均して $10.8(\mu\text{S cm}^{-1})$ であった。降水中の主要な溶存成分の組成をTable 1に示した。陰イオンではアルカリ度の主成分となる HCO_3^- が卓越しており、全陰イオン中の57%を占めていた。次いで SO_4^{2-} が22%、 NO_3^- が12%、 Cl^- が9%の順となった。全陽イオン中では、 NH_4^+ が51%を占め、 Na^+ が19%、 K^+ が12%、 Ca^{2+} と H^+ が8%、 Mg^{2+} が2%をそれぞれ占めていた。降水中の窒素(N)と非海塩粒子起源の硫酸(nss-S: Na^+ を全て海塩粒子起源と考え算出)の当量濃度比を%表示してみると、平均51で最大66(9月)であった。nss- SO_4^{2-} の分布は全国的に差は小さいが、 NO_3^- は窒素酸化物(NO_x)起源であるため、都市部の近郊で高い値を示す。したがってN

Table 1 The mean values of chemical elements of precipitation at Lake Meike watershed

	Precipitation
H^+ ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	1.83
Na^+ ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	8.50
NH_4^+ ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	23.0
K^+ ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	5.34
Mg^{2+} ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	0.82
Ca^{2+} ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	3.36
Cl^- ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	4.28
NO_3^- ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	5.82
SO_4^{2-} ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	10.7
Alkalinity (HCO_3^-) ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	34.5

/nss-S (%)の数値が大きければ雨が人為的影響を大きく受けていることを示している(村野, 1993)。この数値の全国平均は35(村野, 1993)で、本研究の調査地ではこの値を上回っており、比較的人為影響を受けた雨が降っていることがわかった。この原因としては、集水域周辺まで林道が整備され車が通行していること、山麓地域からの上昇気流による大気汚染物質の輸送、あるいはさらに遠隔の都市圏からの大気汚染物質の長距離輸送の影響等が考えられる。八ヶ岳の北西約70kmに位置する八方尾根の標高1,850m付近では、中国や朝鮮半島、国内の発生源からの NO_x をはじめとする大気汚染物質の流入が確認されており(鹿角ら, 1999)、八ヶ岳にもその影響が及んでいる可能性が考えられる。

降水のコメツガとシラビソ及びダケカンバの樹冠による遮断率は、平均してそれぞれ37%、20%、17%であった(Table 2)。この数値は算出に2年分のデータを用いた。遮断率が樹種ごとに大きく異なるのは、樹齢の違い、枝や葉の形の違いによるものと考えられる。一番遮断率の高いコメツガでは枝が下向き放射状に分布しているため雨滴の保持時間が長いことや、針葉樹であるため葉の表面積が大きく雨滴が保持されやすいことなどがその理由として考えられる。シラビソもコメツガ同様に針葉樹であるため、広葉樹のダケカンバに比べると遮断率が高くなると考えられる。

林内雨や樹幹流に含まれる各溶存イオンの濃度

Table 2 Interceptions of precipitation by the forest canopy

Species	precipitation (P) (mm)	interception (I : P-(T+S)) (mm)	throughfall (T) (mm)	stem flow (S) (mm)	ration of interception (I/P) (%)
<i>Tsuga diversifolia</i>	1,611	593	1,016	2	37
<i>Abies veitchii</i> Lindley	1,611	328	1,246	37	20
<i>Betula ermanii</i> Cham.	1,611	277	1,327	7	17

Table 3 The mean values of chemical elements of throughfall and stem flow at Lake Meike watershed

	<i>Tsuga diversifolia</i>		<i>Abies veitchii</i> Lindley		<i>Betula ermanii</i> Cham.	
	Throughfall	Stem flow	Throughfall	Stem flow	Throughfall	Stem flow
H ⁺ ($\mu\text{eq } \ell^{-1}$)	8.90	17.0	4.02	12.2	1.48	10.7
Na ⁺ ($\mu\text{eq } \ell^{-1}$)	12.4	34.8	7.26	9.70	5.48	8.66
NH ₄ ⁺ ($\mu\text{eq } \ell^{-1}$)	10.6	250	12.1	1.77	3.99	4.36
K ⁺ ($\mu\text{eq } \ell^{-1}$)	22.9	86.6	28.4	38.6	16.0	24.6
Mg ²⁺ ($\mu\text{eq } \ell^{-1}$)	8.71	23.5	4.04	9.23	2.16	3.84
Ca ²⁺ ($\mu\text{eq } \ell^{-1}$)	29.9	96.7	9.43	30.1	8.42	10.7
Cl ⁻ ($\mu\text{eq } \ell^{-1}$)	25.7	54.0	10.3	15.8	8.44	13.7
NO ₃ ⁻ ($\mu\text{eq } \ell^{-1}$)	13.5	0.64	3.82	0.03	1.95	0.25
SO ₄ ²⁻ ($\mu\text{eq } \ell^{-1}$)	12.9	31.4	8.54	5.77	7.20	5.16
Alkalinity (HCO ₃ ⁻) ($\mu\text{eq } \ell^{-1}$)	14.5	421	26.1	44.6	24.4	18.3

は、コメツガで高い傾向があった (Table 3)。これはコメツガが他の2樹種に比べて樹齢が古く (土田, 1987), 樹皮がひび割れていて表面積が大きいため、洗脱や溶脱の量が多いことなどが理由と考えられる。一方、広葉樹であるダケカンバの林内雨では H⁺ と Na⁺ が降水よりも低濃度で観測される傾向があった。K⁺ は全ての調査結果で、林内雨及び樹幹流が降水の濃度を上回った。Mg²⁺, Ca²⁺ の濃度は、全ての樹種の林内雨、樹幹流で多くの場合降水よりも高濃度であった。K⁺ や Mg²⁺, Ca²⁺ では一般に樹体から溶出することが指摘されている (堤, 1996)。Cl⁻ は降水よりも林内雨、樹幹流の方が高濃度であった。これは乾性沈着の洗脱が主な原因として考えられる。NO₃⁻ 濃度では、季節や樹種によるばらつきが見られた。

2. 土壌溶液

土壌溶液の化学組成は、種々の環境要因や林分状況などの外的要因と土壌固有の内的要因により影響を受けている。Fig. 4 はダケカンバ林の深度 50cm を除く全ての試料が回収された7月のデー

タである。Cl⁻ と NO₃⁻ 濃度は表層付近で高く、SO₄²⁻ 濃度は深度と共に増加する傾向が見られた。NO₃⁻ 濃度が深層より表層で高いことは、表層では土壌有機物の無機化あるいは硝化の影響があり、深層では植物根からの吸収作用や嫌氣的であるために脱窒活性が表層より高く、脱窒作用の影響を受けたためと考えられる (木平ら, 1997)。ダケカンバ林ではシラビソ林に比べ NO₃⁻ や NH₄⁺ の濃度が低い傾向を示した。斜面下部地域であるシラビソ林谷底部では、調査期間を通じて他の地点よりも NO₃⁻ が高濃度で検出され、硝化作用が活発であることがと推定された (生原, 1998)。

3. 土壌

シラビソ林の谷底部において、同じ時期の同一土壌層における水溶性イオンと土壌溶液の組成を比較した (Fig. 5)。その結果、陰イオンでは NO₃⁻ を除いて土壌 100g 中の水溶性イオンと、土壌溶液 1ℓ 中の溶存イオンで類似した組成を示した。NO₃⁻ は、水溶性イオンよりも土壌溶液で全体に占める割合が高かった。これとは逆に、陽イオン

Fig. 4 Chemical components of soil solution

Fig. 5 To compare ionic concentrations of soil solution with concentration of water soluble ions in same soil layer (at the forest of *Abies veitchii* Lindley)

Fig. 6 Component of cations in the same soil layer (at the forest of *Abies veitchii*)

の NH_4^+ では土壌溶液よりも水溶性イオンで全体に占める割合が高かった。また、 NH_4^+ 以外の陽イオンでは土壌溶液と水溶性イオンの間に組成の類似傾向はあまり見られなかった。これは、土壌から土壌溶液へ陽イオンが供給されるメカニズムとして水への溶出よりも交換反応の方が大きく作用しているためであると考えられる。土壌溶液中の陽イオンと土壌中の水溶性陽イオンと交換性陽

イオンの3者でイオンの組成比を比較してみると、土壌溶液のイオンの組成比は、水溶性陽イオンよりも交換性陽イオンの組成比と類似していた (Fig. 6)。特に Mg^{2+} や Ca^{2+} では、水溶性陽イオン内での存在割合が低いことから、おもにイオン交換によって土壌から土壌溶液中に供給されていると考えられる。

4. 湖沼

表層における pH と EC の平均値はそれぞれ 5.3 と 6.3 ($\mu\text{S cm}^{-1}$) であった。これは、火山性湖沼や腐植栄養湖を除く国内最低に近い値であった(環境庁地球環境部, 1997)。イオン組成は降水と同じ $\text{Na}^+ + \text{K}^+ - \text{HCO}_3^-$ 型で、総溶存イオン量も降水に近かった (Table 4, Fig. 7)。湖水の $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ (特に Na^+) と Ca^{2+} の濃度は月ごとに变化する傾向がみられた。しかし、この濃度変化は降水に対応していなかった。これは雌池の涵養機構に起因すると思われる。降水量の多い月には、 $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ の割合が高い表面流が集水域から湖沼に流れ込むために $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ が陽イオンの中で突出した水質になると考えられる (Fig. 7)。これに対して降水量の少ない月では、湖沼に流入する基底流の比率が高まるため、湖水中の Ca^{2+} 濃度の比率が高まると考えられる。特に、一般に地質起源とされる Ca^{2+}

(半谷ら, 1993) 濃度と pH 値の間に有意な正の相関関係 ($R^2=0.87$) が見られたことから、流域土壌による H^+ と Ca^{2+} の交換反応等が湖水の pH 値に大きく影響を及ぼしていると思われる。

陰イオンでは、 NO_3^- 濃度のみ明確な季節変化がみられ、夏期に低下する傾向を示した。これは、湖沼や流域内で気温の高い夏期に生物的活性が高かったと考えられる。

5. 集水域の水収支

雌池集水域において、1998 年の調査期間について水収支の推定を行った (Fig. 8)。この際、全集水域面積の 3.7% を占めるカラマツ植林地は、その影響の少なさから除いて議論を進めることとした。また、湖岸の裸地及びその周辺のシナノキンバイ・ミヤマキンポウゲ群団の地域に降った雨は湖沼へ速やかに流入すると考えられるため、湖面への直接流入に含めた。

降水による集水域への水の流入は 1,171mm あった。これは日平均にすると 7.65mm day^{-1} であった。集水域の水収支は次式にもとづき算出した。

$$(P A) = (E_F A_F + E_L A_L + G_{out}) \cdots \cdots \textcircled{1}$$

P: 降水量 (mm) A: 集水域面積 (m^2)

E_F : 森林からの蒸発散量 (mm)

A_F : 森林面積 (m^2)

E_L : 湖面からの蒸発量 (mm)

A_L : 湖面積 (m^2) G_{out} : 地下水漏出量 (m^3)

面積比から、集水域に流入した降水のうち 12%

Table 4 The mean values of chemical elements of lake water

	Lake Meike
H^+ ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	4.92
Na^+ ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	15.6
NH_4^+ ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	2.53
K^+ ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	5.22
Mg^{2+} ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	4.01
Ca^{2+} ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	12.2
Cl^- ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	10.9
NO_3^- ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	1.69
SO_4^{2-} ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	21.0
Alkalinity (HCO_3^-) ($\mu\text{eq l}^{-1}$)	24.5

Fig. 7 Chemical characteristics of precipitation, lake water in Meike and inflow

Fig. 8 Water balance in Lake Meike watershed

が湖面へ直接流入し、88%が森林地域へもたらされたと推定された。また Penman 式から、降水量全体のおよそ 26% が森林地域から大気中へ蒸発散により放出され、1% が湖面からの蒸発により集水域外へ流出したと見積もられた。つまり、合計 27% が蒸発散により集水域外へ流出したと推定された。集水域からの地下水漏出量は、著者らが 1999 年 7 月～10 月の湖盆における水収支を、水収支式（市川，1990）を用いて検討した結果、森林地域での漏水を仮定しない場合に最もよく湖

水位の変動を説明できる結果を得ている（飯泉ら，2001）。このことと集水域の地質が一般に緻密である（河内，1977）ことから、集水域外への漏水が流域内で最も標高の低い湖底からのみ存在すると仮定すると、降水量のうち蒸発散量を差し引いた残りの 73% が、湖底から集水域外へ流出したと推定された。

6. 森林集水域内での物質循環と湖沼への流入負荷

水質分析と水収支の推定結果に基づき、同期間内の集水域の森林地域における物質循環と、湖沼への流入負荷量について推定を行った。計算は月ごとのデータを用いて行い、期間の合計として表した。降水による各溶存イオン成分の流入負荷量は、濃度と水量に流域面積を乗じて求めた（②式）。林内雨と樹幹流による負荷量は、植生ごとに濃度に水量を乗じ、被覆面積で重み付けした（③式）。集水域から湖沼への流入負荷量は実測が不可能なため、湖沼への全推定流入水量に湖水の濃度を乗じ、湖面への直接流入負荷量を差し引いて求めた（④式）。これは、湖盆容積（12,000m³；田中ら（1954）から算出）に対して集水面積（453,000 m²）が 38 倍程度と大きいことや、森林部分での漏水が考えにくいこと、湖水が集水域からの流入水の性質を比較的良好に反映していることに基づき、若干の誤差はあるものの有用な手段と考えられる。

（以下、凡例のない記号は前出の凡例に従う）

$$R = P A C \cdots \cdots \cdots \textcircled{2}$$

R：降水による各溶存成分の流入負荷量（keq）

C：降水の濃度（keq m⁻³）

【脚注】

水収支に関して（地球惑星科学関連学会 2001 年合同大会 発表資料より）

湖における水収支を水位差から検証した。1999 年 7 月 6 日～10 月 24 日の期間で降水量と湖水位を観測し、1999 年 8 月 26 日～9 月 2 日で湖盆測深を行い、湖盆図を作成した。水収支は次式にもとづき 1 日単位で算出した。湖面蒸発量は penman 式を用いて求めた。

$$G_{in} = (E A + G_{out}) - P A - \Delta H A$$

G_{in}：地下水湧出量（m³ day⁻¹）

A：湖の面積（m²）

P：湖面への降水量（m day⁻¹）

E：湖面からの蒸発量（m day⁻¹）

G_{out}：地下漏水量（m³ day⁻¹）

ΔH：湖水位の低下量（m day⁻¹）

湖底からの地下漏水量は、無降雨期間における水位低下量から算出した（この低下量は積雪・結氷期の水位低下量と大きく異ならない）。流域から湖沼への地下水流入量を、集水域での漏水が 0 の場合と、0 の場合の流入量に対して 25% と 50% の漏水が存在する場合についてそれぞれ検証した。理論的に求められた G_{in} 値と水収支計算から導き出された G_{in} 値とでその差を比較した結果、集水域での漏水を仮定しない場合にもっとも両者が近い値であることが分かった（そのずれは推定値に対して 6～7% 程度）。さらに、集水域での漏水を多く見積もるほど両者の違いが大きくなる結果を得た。今後、蒸発量等のパラメータを調節することにより、さらに推定の精度は向上するものと思われる。

$$R_{TS} = \{C_{TB} P_{TB} A_{VB} + C_{SB} P_{SB} A_{VB}\} \\ + \{C_{TAB} P_{TAB} A_{VAb} + C_{SAb} P_{SAb} A_{VAb}\} \\ + \{C_{TT} P_{TT} A_{VT} + C_{ST} P_{ST} A_{VT}\} \dots\dots\dots ③$$

R_{TS} : 林内雨・樹幹流による負荷量 (keq)

C_T : 各植生の林内雨濃度 (keq m⁻³)

P_T : 各植生の林内雨量 (m)

C_S : 各植生の樹幹流濃度 (keq m⁻³)

P_S : 各植生の樹幹流量 (m)

A_V : 各植生の被覆面積 (m²)

斜体の添字は下記を示す

B : ダケカンバ Ab : シラビソ T : コメツガ

$$R_W = K A C_L - P A_L C \dots\dots\dots ④$$

R_W : 集水域の森林地域から湖沼への流入負荷量 (keq)

K : 湖沼への流入水量 (m)

C_L : 湖水濃度 (keq m⁻³)

Cl を例として、上記の計算に用いた降水及び林内雨、樹幹流の濃度と水量のデータ、及びその計算結果を Table 5～8 に示す。湖水の濃度と集水域から湖沼へ流入した負荷量は Table 9 に示す。計算の結果、森林地域では流入した降水が林内雨や樹幹流となった際、 K^+ や Mg^{2+} の負荷量が溶出や溶脱、洗脱により増加する傾向が得られた (Fig. 9)。これとは逆に、 SO_4^{2-} や Na^+ 、 NO_3^- や NH_4^+ で

Table 5 Water volume of precipitation, throughfall and stem flow (× 10⁻³ m)

	May	June	July	From September to October
Precipitation	280	46.7	294	550
<i>Betula ermanii</i> Cham. Throughfall	232	48.3	260	485
Stem flow	1.13	0.07	0.42	3.30
<i>Abies veitchii</i> Lindley Throughfall	247	33.8	204	457
Stem flow	10.1	0.42	6.88	19.0
<i>Tsuga diversifolia</i> Throughfall	125	24.5	198	410
Stem flow	0.54	0.01	0.42	1.38

Table 6 Concentrations of chemical components in precipitation and load to watershed

	Concentrations of precipitation (× 10 ⁻⁶ kgq m ⁻³)	Load to watershed (keq)
May	3.0	0.37
June	6.2	0.13
July	2.8	0.36
From September to October	5.1	1.2
Total		2.1

Table 7 Chemical components of throughfall and stem flow (× 10⁻⁶ kgq m⁻³)

	May	June	July	From September to October
<i>Betula ermanii</i> Cham. Throughfall	2.6	18	9.6	3.1
Stem flow	2.5	16	26	11
<i>Abies veitchii</i> Lindley Throughfall	4.3	19	8.5	9.9
Stem flow	4.2	42	6.4	11
<i>Tsuga diversifolia</i> Throughfall	7.7	66	21	8.4
Stem flow	22	145	37	12

Table 8 Load of throughfall and stem flow

(keq)

		May	June	July	From September to October	From May to October
<i>Betula ermanii</i> Cham.	Throughfall	0.04	0.07	0.18	0.11	
	Stem flow	0.00020	0.000082	0.00080	0.0026	
<i>Abies veitchii</i> Lindley	Throughfall	0.078	0.046	0.13	0.33	
	Stem flow	0.0031	0.0013	0.0032	0.015	
<i>Tsuga diversifolia</i>	Throughfall	0.071	0.12	0.30	0.25	
	Stem flow	0.00085	0.000090	0.0011	0.0012	
Total		0.20	0.23	0.61	0.71	1.8

Table 9 Concentrations of chemical components in lake water and load from watershed to lake water

	Concentrations in lake water ($\times 10^{-6}$ keq m^{-3})	Load to lake (keq)
May	11	1.0
June	10	0.14
July	11	1.0
From September to October	11	1.8
Total		3.9

Fig. 9 Biogeochemical cycles in Lake Meike watershed

は負荷量が減少する傾向があった。土壤中を通過する間には K⁺ 及び NH₄⁺ が消費・蓄積される傾向があった。K⁺ は肥料成分であり、NH₄⁺ は主に硝化されたものと考えられる。土壌内で NO₃⁻ の負荷量が若干増加しているのはこの影響と思われる。また、Cl⁻, SO₄²⁻, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ の各イオンは土壌から湖沼へ流入する傾向が見られた。NO₃⁻ や NH₄⁺, K⁺ 以外のイオンは森林地域を通過することにより湖沼への流入量が増加することがわかった (Table 10)。

降水が集水域の森林部分を通過する際、Cl⁻, SO₄²⁻, Mg²⁺, Ca²⁺ の各溶存イオンでは 2 ~ 3 倍程度の負荷量増加が推定された。しかし、Mg²⁺ や Ca²⁺ は湖水中で Na⁺ よりも低濃度で存在する。これは、降水中の Mg²⁺ 及び Ca²⁺ 濃度が Na⁺ に比べて低いことと、集水域の森林部分からのこれらのイオンの溶出量が少ないことが要因として考えられる。

現在、雌池では酸性雨が原因とされる明確な酸性化は確認されていない。しかし、Kutsukake

Table 10 Input to watershed and load to the Lake Meike

	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
Input to watershed	2.1	2.3	3.6	4.8	5.1	2.1	0.4	2.3
Load to Lake Meike	4.2	0.9	7.8	6.1	0.8	2.0	1.4	4.9
Function of forest	2.1	-1.4	4.2	1.3	-4.3	-0.1	1.0	2.6

(*: supply -: accumulation, consumption)

(2000)の物質循環モデルを1997年から1998年にかけて雌池のイオン濃度、アルカリ度及びpHに適応し、降水のpHに対する感受性分析を行った結果では、雌池が長期間酸性度の高い降水にさらされた場合には、湖水の酸性化が引き起こされることが示されている(Iizumi et. al., 2000)。湖水のアルカリ度が低いことや今後東アジア地域からの酸性物質の排出・輸送量の増加が予想されることなどを併せて考えると、将来影響が顕在化する可能性が十分に考えられる。今後は、さらに雌池についてpHを臨界条件としたより高精度で定量的な酸性化予測を行うことを検討している。

V. まとめ

日本でも有数の、酸性雨に対して高い感受性を持つ湖沼である雌池について、本研究により以下のことが分かった。

1. 雌池集水域周辺の降水のpHは、調査期間中平均しておよそ5.6で、現状では生態系の早急な酸性化が懸念されるレベルのものではなかった。
2. 集水域の植生であるダケカンパの林内を通過した雨は、H⁺濃度が低下する傾向があった。
3. 集水域に降った雨の12%は湖面へ直接流入し、88%は森林地域に流入すると見積もられた。また、これらのうちの27%が蒸発散により大気中に放出され、残りの73%が地下浸透により集水域外へ流出すると推定された。
4. 雌池集水域の森林部分からはCl⁻, SO₄²⁻, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺の各イオンが溶出や溶脱・洗脱により湖沼へ流入する傾向があった。特に、Cl⁻, SO₄²⁻, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺では流入量に対し

て2～3倍程度の負荷量増加が推定された。これに対し、NO₃⁻やNH₄⁺は森林内で明らかな消費・蓄積の傾向があり、K⁺も若干ではあるが負荷量の減少傾向が見られた。

5. 湖水中では、主に降水に起源をもつNa⁺が負荷量の50%以上を森林土壌から供給されるMg²⁺とCa²⁺に比べて、高濃度で存在していた。湖水の総溶存イオン量が降水に近いことなども総合すると、集水域から湖沼へ供給される物質量が少ないことが示唆された。

今後、雌池の酸性化予測について、キャッチメント・モデルを用いた定量的評価を行うことを検討している。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、現地調査にご理解とご協力をいただいた佐久地方事務所及び東信森林管理署の関係者の方々に深謝いたします。また、双子池ヒュッテを管理されている井出氏ご兄弟には、多大なご配慮を頂きました。心より感謝申し上げます。

引用文献

- 安藤晴夫(1996):酸性雨の陸水への影響について—東京都周辺地域の河川水質の現状—。雨水技術資料, 21, 31-41.
- 飯泉佳子・小倉紀雄・堀内清司(2000):雌池と雄池の水質と湖盆形態について。日本水文科学会学術大会 講演予稿集, 58-59.
- 飯泉佳子・小倉紀雄(2001):雌池と雄池の水質と水循環。地球惑星科学関連学会2001年合同大

- 会予稿, A1-003.
- 市川正巳 (1990): 水文学, 120-123, 朝倉書店.
- 鹿角孝男・薩摩林光・西沢 宏・畠山史郎・村野健太郎 (1999): 八方尾根における大気中酸性・酸化性物質の観測, 第 12 回酸性雨問題研究会シンポジウム講演予稿集, 1-6.
- 河内晋平 (1977): ハヶ岳地域の地質 5 万分の 1 地質図・同解説書, 地質調査所.
- 環境庁 (1997): 第 3 次酸性雨対策調査中間とりまとめ, 1-5.
- 環境庁 (1985): 現存植生図, 蓼科山.
- 環境庁地球環境部 (1997): 酸性雨—地球環境の行方—, 99-109.
- 木平英一・楊 宗興・戸田任重・八木一行・窪田順平・塚本良則 (1997): 森林流域谷底部土壌の脱窒作用— NO_3^- —N 窒素安定同位体比による解析—, 日本林学会誌, 79: 83-88.
- 国土地理院: 2 万 5 千分の 1 地形図, 蓼科山.
- 清野通康ら (1985): 日本の河川湖沼の水質現況ならびに火山性無機酸性湖研究の概要—酸性降下物影響と関連して—, 電力中央研究所・調査報告, 484016, pp. 42.
- 田中阿歌麿・上野益三 (1954): 松原湖群の湖沼, 367-412, 社団法人南佐久教育会.
- 塚本良則 (1992): 森林水文学, 223-225, 文永堂出版.
- 土田勝義 (1987): 長野県の植生 植物社会の仕組み, 24-25, 信濃毎日新聞社.
- 堤 利夫 (1996): 森林生態学, 138-140, 朝倉書店
- 店
- 土壤環境分析法編集委員会 (1997): 土壤環境分析法, 215-219, 博友社.
- 長野県林務部 (1971): 民有地適地適木調査, 第 3 報佐久南部地区.
- 日本水質汚濁研究会 (1988): 昭和 62 年度環境庁委託業務報告書「酸性雨対策調査」, 220.
- 生原喜久雄 (1998): 酸性降下物が溪流の水質形成に及ぼす影響, 森林地域における地球環境モニタリング 第 5 回研究会 発表原稿, 29-37.
- 半谷高久・小倉紀雄 (1993): 改訂 2 版 水質調査法, 229-231, 丸善株式会社.
- 村野健太郎 (1993): 酸性雨と酸性霧, 裳華房.
- 林野庁 (1969): 長野営林局土壌調査報告, 第 30 報白田事業区.
- Iizumi Y., Ogura N., Kutsukake H., Horiuchi S. (2000): Lake water quality and the biogeochemical cycles in Lake Meike watershed. Proc. of Acid rain 2000, 118.
- Kutsukake H., Shindo J., Ikeda S. and Hakamata T. (2000): Modeling acidification buffering mechanisms in Lake Kamakita catchment, Japan. Proc. of Acid rain 2000, 228.

(受付 2001年 6 月13日)

(受理 2001年12月10日)

この論文に対する「討論」を2002年 8 月31日まで受付けます。