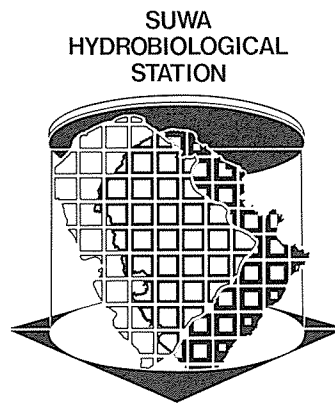


諏訪湖集水域生態系研究

Studies on the ecosystem of
the watershed area of Lake Suwa



諏訪湖集水域研究班
倉沢 秀夫 他

The researching group of Lake Suwa
Kurasawa, H. and others

目 次

まえがき	1
湖沼編	3
序1. 諏訪湖および集水域の概要	3
序2. 諏訪湖とその集水域に関する研究小史	4
序3. 諏訪湖汚濁の特性と汚濁防止対策の経過	6
序4. 流域下水道計画の経過と内容	11
1. 諏訪湖生態系の構造と機能	13
1.1. 諏訪湖の環境特性	13
1.2. 生物群集の構造	22
1.3. 生物群集の機能とその相互関係	39
2. 諏訪湖水域生態系における物質収支および熱収支	46
2.1. 栄養塩の収支	46
2.2. 湖の熱および水の収支	48
2.3. 流入河川による窒素, リンの負荷	51
3. 諏訪湖の栄養塩－プランクトンモデル	53
3.1. モデルの構造とパラメーターの設定	53
3.2. 湖への負荷量変動による生物群集および水質の変動予測	55
3.3. 諏訪湖生態系のシミュレーションに関する基礎研究	55
河川編	
1. 流入河川生態系の構成と役割	63
1.1. 流入河川の水質と底質	63
1.2. 流入河川の生物群集	69
2. 流出河川の生態系の現状	74
2.1. 天竜川, 西天竜川の流路の概況と水質	74
2.2. 流出河川の生物群集	75
集水域編	
1. 集水域の気象, 地形特性	77
1.1. 集水域の気象特性	77
1.2. 地形特性	78
1.3. 植性と葉量分布	82
2. 諏訪湖集水域における代表的生態系の構造と機能	85
2.1. 森林生態系	85
2.2. 草地生態系	102
2.3. 耕地生態系	107
3. 諏訪湖集水域の水収支特性	112
4. 諏訪湖集水域における物質収支	116
諏訪臨湖実験所業績目録 (1983－1987)	130

まえがき

われわれの研究班は、特定研究「環境科学特別研究」の「環境動態」の領域に属し、昭和52年（1977）より昭和54年（1979）の3年間は諏訪湖集水域生態系研究のテーマで、諏訪湖の集水域を含めた水系を中心として、湖沼、河川及び陸上の生態系を一つの環境系として取扱う、広凡多岐にわたる新しい試みの研究を進めた。

更に、昭和55年（1980）から昭和57年（1982）の3年間は、諏訪地域研究のまとめと定点観測の継続のテーマで、前段研究の未完成部や継続必要部の補充研究を実施し、所期の目的に添うよう努力した。かくして、以上の研究成果は1号から10号（1978-1984）の報告書となり、総ページ数は1,300ページ余にもなった。

そもそも諏訪湖は周辺に3市1町の都市部をもちながら、戦後約35年間ただ湖水の汚れるにまかせられてきたと言うも過言ではなく、真の水質保全対策は昭和54年度（1979）からの流域下水道の供用開始で、それまでは浄化対策は皆無のまま放置されてきた。そして、この下水道の完成は昭和60年以降を目指していたのである。こうした湖水の富栄養化による汚染の状況は昭和50年代にはその極限にまで到達しようとしていた。

しかるが故に、この研究は下水道の供用開始以前と、一部開始からほぼ全面供用にいたる過程の期間における、それぞれの時期についての諏訪湖の汚濁度の現状から、湖水の富栄養化の阻止ないしは浄化対策の効果の有無について、その原因と結果を正確に判断すべき絶好の利点をもつものと見なすべきである。

なお、われわれの研究班は、集水域生態系研究を推進していくうえで、湖沼、河川、陸上の三つの関係グループに編成され、湖沼を中心とした河川の汚染の究明、さらに河川の水源である集水域の陸上部の気象や、森林、草原とそれらの土壌まで視野を広げ、可能な限りの調査研究を行ってきた。

かくして得られた研究結果は上述の如く膨大なものとなり、その内容はそれぞれの分担研究者が自由に専門的見地から発表したり、殊に班内の他の研究者にも充分利用できるよう生のデータを豊富に掲載した都合上、総合研究成果の全体像を速やかに把握するにはやや不便を来すに至っている。そこで、これらの研究結果を各著者の意に添うよう集約して、多くの一般研究諸兄の理解を深める意図で本報告書を作成した。

今回発刊の運びとなったこの報告書でも、湖の水質や生物群集は各年間を通じて毎月一回以上の観測がなされ、また河川や森林、草地等の陸上においても肝心必要時期をのがさず観測しており、本研究の推進発展に大いに活用されているので、総合的にまとめるさいに比較的容易

な点もあった。

報告書の主要内容は、湖沼編、河川編、集水域編の三編よりなり、湖沼編は長年の研究もあって最も充実しており、湖の生態系の構造と機能にはじまり、物質収支や栄養塩にもとづくプランクトンモデルによる浄化のシミュレーションを行い、河川編では流入・流出河川生態系の構成と役割を、集水域編では気象条件、地形、植生及び森林、草地、耕地の生態系の生物群集の生産及び物質収支について述べ、河川や湖沼に関連させて言及している。

従来のこうした総合研究報告書は、個々の研究者の成果の単なる寄集め的なものに終始しがちであるが、本報告書では、出来るかぎりその弊を少なくするべく意を注いだ。今後このような異色ある総合研究をまとめるにあたっての試金石ともなれば幸いである。

昭和62年4月1日

諏訪湖集水域生態系研究班

研究代表者 倉沢秀夫（信州大学名誉教授）

研究分担者

青山 莞爾	東邦大学理学部
磯部 吉章	同上
伊野 良夫	早稲田大学教育学部
大島 康行	早稲田大学人間科学部
沖野外輝夫	信州大学理学部
河野 哲郎	山梨大学工学部
斎藤 晋	高崎女子大学
坂本 充	名古屋大学水圏科学研究所
桜井 善雄	信州大学繊維学部
佐藤 泰哲	山形大学理学部
柴田 治	信州大学理学部
只木 良也	同上
田中哲次郎	野村総合研究所
寺田美奈子	神田外語大学
中本 信忠	信州大学繊維学部
西村 肇	東京大学工学部
林 秀剛	信州大学理学部
福原 晴夫	新潟大学教育学部
藤山 静雄	信州大学理学部
船越 真樹	同上
松田 松二	信州大学教養部
本谷 勲	東京農工大学一般教育
森川 和子	同上
山本満寿夫	信州大学繊維学部
吉田 利男	信州大学教養部
渡辺 義人	信州大学繊維学部

諏訪湖集水域における地域研究の目的と意義

昭和52年4月より文部省環境科学特別研究の一環として、諏訪湖における富栄養化機構を明らかにするため、集水域が湖の生態系におよぼす影響の量的把握を中心に、諏訪湖とその集水域における環境動態の総合研究が続けられてきた。本報告は、それらの研究で得られた結果をとりまとめたものである。

諏訪湖は長野県諏訪盆地の西南にある我が国の代表的富栄養湖である。古くから湖を中心に集落、農業、工業が発達し、我が国における経済の発達に重要な位置を占めてきた。しかし、年とともに人口が増加し産業活動が活発化するとともに、リゾート地域としての観光客の増加により、湖への廃水の流入が増加し、湖の環境に大きな変化を強いるようになった。とくに、有機物、栄養塩の流入の増加にもとづく湖の富栄養化が顕著になり、水域利用に多大の支障をきたしつつある。

このような湖の急激な変化を防止し、その環境を改善するため、長野県は昭和40年頃から調査・研究をすすめるとともに、水質汚濁防止法による排水規制を進め、さらに抜本的対策として流域下水道の設置により都市・工場廃水による汚濁軽減を講じつつある。このような汚濁防止対策により、湖への有機物、栄養塩の流入軽減がおこることは当然予測されることで、それは湖沼生態系に何らかの変化をあたえるに違いないと考えられる。

このような施策は、湖沼の富栄養化防止のための一つの実験とも見ることができ、その効果の成否は今後の湖沼生態系の管理・保全のための不可欠な基礎的知見となるであろう。本研究の目的は、このような人為的施策による負荷軽減を、集水域からの物質供給度の変化として理解し、軽減にともなう湖内生態系の変化の経過を集水域生態系の動態との密接なつながりにおいて解析し、富栄養化改善に必要な基礎的知見を提供することを目的としている。このため、本研究においては、流域下水道の供用開始前後の湖内諸要素の変化の過程とその機構を解析し、湖沼生態系に支配的影響力をもつ集水域の河川、草地、森林、農地生態系のそれへの関与の度合について解析を進め、それらの総合において諏訪湖生態系の動態、とくに、富栄養化を支配する機構を解明することを旨とした。

湖沼の富栄養化と集水域

一般に、自然の湖沼においては、水中に植物がその生活に必要とする栄養塩、とくに窒素とリンが乏しく、その生産活動を大きく制限している。湖内における他の生物の生活はこの植物による生産活動に依存しているので、窒素、リンの湖への供給度は、湖内の全生物の生産とそれに基づく物質代謝を規定し、生態系を枠づけている。その結果、貧栄養的な集水域に位置する湖は生物生産活動の低い貧栄養湖として形づくられ、肥沃な集水域にお

いては、生産レベルの高い富栄養湖が分布するようになる。このような集水域の性状、それに基づく湖への窒素、リンの供給が湖の栄養度を決定するという見かたは、今世紀初頭ヨーロッパの湖における研究において明らかにされ、集水域の性状に変革がおこらないかぎり、湖は一定の性状を保ちつづけることが今日でも確認されている。

しかし、近年における人間活動の活発化は多くの湖において集水域からの物質供給を増加させ、湖の性状を大きく変革させる結果となった。このような人間活動に基づく湖への物質供給の変化が湖沼生態系にどのような変化を与えるかは、自然条件下において湖がどのような影響を集水域から受けているかにより大きく異なる。例えば、集水域が元来肥沃で、湖が自然条件下でも富栄養的性格をもっている東ヨーロッパの湖では、人間活動の増加は湖の性状にそれ程大きな影響を与えていない。これに対して、北アメリカの多くの湖は自然的に貧栄養的性格を持つため、人間活動は富栄養化を著しく促進している。これらの事実は、人間活動に基づく富栄養化の気候の解明や、その防止対策の立案のためには、その湖が自然条件下で集水域の如何なる影響をうけているか、人間活動はその影響を如何に変革したか、という立場からの研究が不可欠になろう。

集水域の湖に与える影響は、湖への水、および物質の供給を通じておこる。集水域から湖への水、物質の供給は、集水域の地形、植生・土壌の発達度、気候により大きく決定され、湖がそれからうける影響は湖の容積、形、気候などで大きくわくづけられよう。しかし、このような集水域の性状や湖の性状は、地域、地域により大きく異なり、それぞれの集水域・湖沼系の特色をもっている。とくに、わが国のように、土地面積に比して山岳高度が大きく、急峻な国土ではこの傾向は特に著しい。

とくに、湖の富栄養化と関連して重要な事実は、このような集水域の地形的特性に支配されて、人間による土地利用の形式がそれぞれの集水域で特殊性をもつことである。農地からの水域への栄養塩負荷はこの代表例であろう。

以上のような事実をふまえるならば、湖における富栄養化支配機構は地域により差があり、その改善対策は、それぞれの湖がおかれている集水域において、集水域の湖へ与える影響を、それぞれの地域特性を考慮に入れながら研究していく必要がある。

本研究においては、以上のような理解から、諏訪湖をその集水域の一部として理解し、集水域の各部分における物質動態とその湖への影響、湖における物質動態を、富栄養化現象の中心的元素である窒素、リン、炭素を軸に追及した。以下に、それらの成果を順に述べよう。

(坂本 充)

湖 沼 編

序 1. 諏訪湖および集水域の概要

諏訪湖は本州の中央部 (36 03N、138 05E)、日本列島を横断する静岡―糸魚川構造線の西崖に生じた断層湖である。1900年代初期にすでに中―富栄養湖として報告されている我が国の代表的な富栄養湖である。しかし、近年は諏訪湖集水域における人口増加と活発な各種の人間活動の結果として極度に富栄養化が進行し、夏期には常習的に藍藻による『水の華』現象が起こっている。湖の各諸元は次のとおりである。

湖面標高	759m
湖面積	$1.33 \times 10^7 \text{ m}^2$
湖岸線	$1.62 \times 10^4 \text{ m}$
肢節量	1.25
水深	最大 6.8m 平均 4.6m
貯水量	$6.13 \times 10^7 \text{ m}^3$

湖の各諸元は下記の通りだが、集水域の中には3市1町1村および富士見町の一部が含まれ、人口はおよそ18万人である。

集水域面積	$51.3 \times 10^7 \text{ m}^2$
土地利用	
山林	77.0%
草地	3.0%
耕地	13.1%
その他	6.9%
降水量	$1369 - 1676 \text{ mm} \cdot \text{y}^{-1}$ $730 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$

湖への流入・流出、降水の湖への流達率および湖水の滞留日数を次に示した。

湖への流入量	$1.55 \times 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$
流出量	$1.58 \times 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$
降水流達率	77%
湖水滞留日数	38.8days

集水域内での人間活動のうち農業は長野県耕地課によると次のようになっている。

耕地面積	71.28K m^2	
水田	45.09	63.3%
畑	21.26	29.8%
樹園地	2.93	4.1%
牧草地	2.00	2.8%

畑では多施肥型の疎菜が八ヶ岳西麓に多く、その他花卉の栽培も多い。

諏訪湖周辺は温泉地帯でもあることから観光地としても利用され年間観光客数は、宿泊客が延4,025,400人、日帰り客が7,943,900人(昭和50年)となっている。観光地は湖周辺だけでなく白樺湖、蓼科等、山岳地帯の宿泊所、別荘も多く、夏、冬を通じて訪れる人は多い。

工業関係では、精密機械関係がこの地域の全工業出荷額の41.1%(昭和50年)を占め、次いで機械・電気・食品の順となっている。全工業出荷額は3,677億円で、地域的には諏訪市(42.0%)、岡谷市(32.1%)と二市で74%に達する。即ち、工業関係の排水源は湖に近い位置にあることに注目する必要がある。

定住人口は湖に近い岡谷市、諏訪市、下諏訪町で全体の70%以上を占め、なかでも諏訪市の占める割合が31.8%ともっとも大きい。表1に各市町村の流域内の人口(昭和50年)を示す。岡谷市の流域人口は全人口の74.2%、富士見町は全人口の14.0%で、他の市町村については100%流域人口である。

表 1. 諏訪湖集水域内の市町村別の人口 (昭和50年)

市町村名	集水域内の人口
岡 谷 市	45,838
諏 訪 市	49,594
茅 野 市	39,717
下諏訪町	26,894
富士見町	1,938
原 村	5,725
合 計	169,706

集水域の水を集める流入河川のうち最大は上川で、八ヶ岳、霧ヶ峰の水を集めている。次いで大きいのは宮川、砥川および横河川であるが、平地部に入ると農業用水路および小河川が入りまじって大小29本の流入河川となる。宮川は八ヶ岳南麓の火山灰台地上に広がる耕地の水を集めて流下する川で、年間を通じて安定した流量を持っている。砥川は霧ヶ峰西側の和田峠を水源とし、流量も多く、水質は流入河川中では良いほうに入る。平地部に入ると天井川になることから排水が入り難いことも水質にさいわいしている。

市街地を貫流する河川はおおむね汚染され、中でも諏訪市の衣ノ渡川、柳並川、下諏訪町の承知川、岡谷市の塚間川は汚染が甚だしい。

流出河川は唯一本で、釜口水門より流出し、天龍川となる。天龍川は川岸付近で伊那谷西側台地の農業用水として西天龍川(人口水路)を分岐し、流下する。諏訪湖湖水の直接の利用はこの他には無く、上水としての使用も勿論行なわれていない。(沖野 外輝夫)

序2. 諏訪湖とその集水域に関する研究小史

諏訪湖とその集水域に関する文献は、1890年代に始まり今日に至る約90年間に陸水関係だけでも報文総数608編の多きに達している。このうち、諏訪湖そのものに関するものは468編と全体の77%を占めている。

集水域の陸上関係では、地質学関係が219編、生物学関係が310編、生物学関係のうち127編は植物関係となっている。

報文の収集は既に発刊されている文献目録および引用文献よりカードを作成し、これに当研究班の班員の所持する文献を加えて行なわれているが、全ての文献を網羅したとは言いがたい。参考にした既刊の文献目録を以下に記す。

吉村信吉 1944 日本湖沼学文献目録Ⅰ(1883-1942)

資源科学研究所 編 1950 日本湖沼学文献目録Ⅱ(1943-1949)

小泉清明・大谷隼人 1966 諏訪湖湖沼学文献リスト(1890-1966)

諏訪臨湖実験所業績目録 No.1,2,3. 1972, 1978, 1980. (1962-1979)

諏訪教育会 1975 諏訪の自然誌 (地質篇)

諏訪教育会 1978 諏訪の自然誌 (動物篇)

諏訪教育会 1981 諏訪の自然誌 (陸水篇)

桜井 善雄 1973 霧ヶ峰高層湿原と陸水に関する文献目録

報文の選別は自然科学関係の原著論文や総合報告を主とし、人文関係のものは必要とする文献以外は除外した。尚、詳細については信州大学諏訪臨湖実験所報告第4号に報告してあるので参照されたい。

諏訪湖とその集水域の陸水に関する研究

1890年以来、年代とともに研究報文が増加する傾向は顕著であるが、昭和初期の経済不況(1920年代)の時と、第二次大戦中(1941-1945)には著しく減っている。報文数の最大は1966年から1970年の間で、この関係の総報文数の約17%をしめている(図1)。

報文内容別に報文数と年代の関連を見ると、1910年代までは集水域の研究はほとんど見られず、諏訪湖では地質や物理に関するものが主となっている。1920年代と1930年代には、集水域に関しては温泉と霧ヶ峰の池沼生物の研究が行なわれ、諏訪湖については化学的水質、生物では底生動物、魚類および水産関係の報文が多い。一方、この時期は1910年代に多かった地質学や物理学的な研究は様に少なくなっている。

第二次大戦後、集水域に関しては温泉関係の研究が1950年から1970年の間に多く、河川の水質に端を発した研究は河川生物群集の研究へと移りつつある。また、1910年代に始められた霧ヶ峰の池沼の研究は近年まで継続し

ておこなわれている。

諏訪湖では1948年から1951年にかけての湖沼生産力研究にはじまって、プランクトン、底生動物の報文が急速に増え、大型水生植物の研究がそれに次いでいる。生物生産力研究との関連も深い化学的水質の研究は1960年代より目立って多くなり、1960年代後半からは湖の汚濁と富栄養化の現状や、その対策に関連する報文が集中的に増えているのが特徴である。

水産関係の研究は1940年代から各年代に分散し、報文数の総数としては他に比べて多い。1945年以後、諏訪湖の報文数が急増したのは内水面生産力研究(1948-1951) JIBP-PF諏訪湖生物群集の生産力に関する研究(1968-1973)(文部省科学研究, 特定研究)および諏訪湖集水域生態系研究(1977-1982)(文部省科学研究, 環境科学特別研究)等の総合研究が行なわれてきたことや、諏訪湖浄化対策研究委員会(1965-1968)の調査活動の成果が発表されたことによるものである。これらの研究に刺激されて、地元の教育関係者や中学、高校の研究クラブに研究熱が高まり、一層報文数の増大を招来したことも指摘できる。

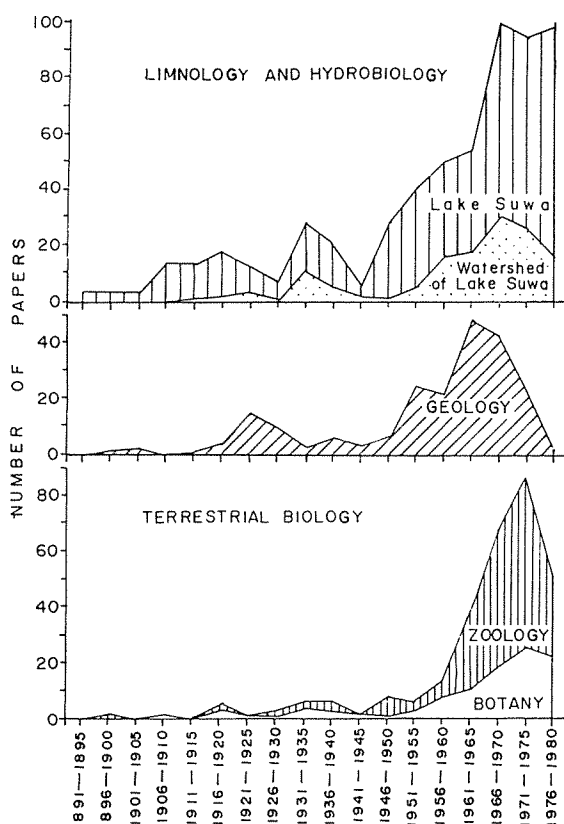


図1. 諏訪湖とその集水域に関する陸水学的、生物学的及び地質学的発表報文数の年代的变化

集水域の陸上生物・地質に関する研究

地質関係の報文数は1960年代に集中し、総報文数の約40%がこの年代にあり、1975年以後は第三期と第四期関係の研究が多く、特に、第三期とその化石、そして、第四期とその火山およびローム層の研究は1960年代に入って急増しているのが目立っている。一方、鉱床学関係のものは1940年代後半から1950年代前半に集中しているのも特徴的である。以上の地質学的報文の内容は、いずれも純地質学的なものが多く、水質と結びつく物理的、化学的な研究や、生物学に関連させて報ぜられたものは未だ少ない。

陸上生物に関係するものとしては霧ヶ峰高層湿原の植物の研究が多く、1900年代にはじまり今日まで続いている。草原や森林関係では、生態学的な研究は1950年代より、植物分類学関係は1960年代以降に急増している。動物、昆虫に関する研究も1960年代以降に増えてくるが、蝶類については研究歴が古く、既に1930年代から今日に至るまで各年代に分散して多くみられる。鳥類、哺乳類についても同様で1960年代に増えているが、陸上生物の報文の大多数は分類、分布、習性を中心とするもので、生産生態学的報文は極めて希である。

湖盆形態の変化

湖面積の縮小の経過について、その歴史を概述すると次のようになる。諏訪湖は流入河川から流入する土砂によって、年々湖面を縮小し沖積地を築いてきた。こうした作用は諏訪湖の生成と同時に始まり、沖積地帯の増加は湖の氾濫を助長すると共に、また一方においては湖畔の開墾を促進したが故に、一層氾濫の被害を深刻化してきた。この苦悩から逃れるために、古来から湖水の天竜川への出水口である釜口部の開削に非常な努力が続けられてきたと言われる（長野県土木部 1950）。

1911年に中野(1914)が調査した時点の湖面積は約14.5 km²を有しており(田中, 1918), 既に1700年代に釜口付近に見られた浜中島(一名弁天島)は1800年代に撤去されて存在しないが(長野県土木部, 1950), 六斗川(上川)の河口は旧六斗川河口に開き、砥川および横河川はそれぞれの沖積デルタの先端部に開口していた(図2)(倉沢, ほか, 1979)。

宝月, 他(1952)の調査した1949年には、湖面積は約14.3 km²で、これは1911年のその98.6%に当たり、その間に1.4%減少している。長野県土木部(1950)によれば釜口水門の設置(昭和7年着工, 昭和12年完成)にあたり、水門から釜口沖にかけての天竜川および湖内の浚せつ、堀下げが盛んに行なわれ、その土砂捨て場として水門左端から小田井の突出部にかけての花岡一帯の沿岸部、および塚間川河口部の両岸が埋立てられた。また一方、衣ノ渡川河口沖の浚せつ土砂は、その右岸から上諏訪古川左岸まで埋立てられ、また既に新設された現六斗川河

口部沖の浚せつ土砂は、その右岸より中門川左岸に至る

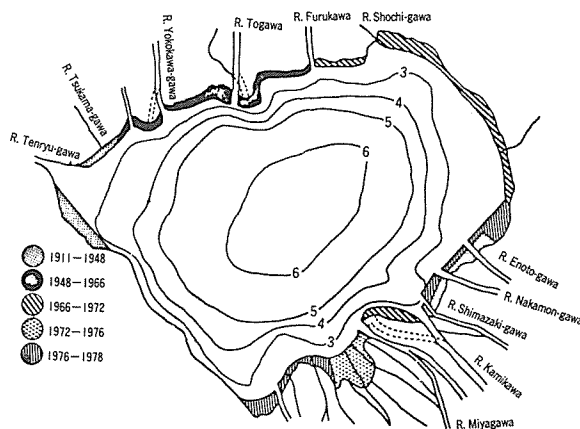


図2. 諏訪湖の埋立て地面積の経年変化

までの新埋立地を産みだした。なおその他にも新川、鴨池川および宮川の河口部と沖でも浚せつがなされ、その土砂は上記二ヶ所の埋立てに利用された。以上の埋立地によって湖面積がそれだけ縮小されることになったが、同時にまた砥川の河口はデルタ突出部の西側へ、横河川の河口はデルタの東側へと改修、新設されている。

小泉, ほか, (1967)の調査時の1966年には約14.1 km²の湖面積で、1949年当時より約0.2 km²縮小した。これは釜口水門から横河川に至る築堤のための浚せつ、埋立て工事によるものと、横河川より砥川デルタ地区の護岸工事の埋立てがその大部分を占める。

桜井・渡辺の1972年の調査には、湖面積は約13.7 km²となり1911年当時の94.5%で、1966年当時より6年間に0.4 km²も減少した。これは下諏訪地区の四王、高浜から上諏訪地区の千本木川付近に至る広範な土砂を浚せつし、その土砂を四王地区は築堤工事に、高浜から千本木川付近までの水深約1.0 mの線まで埋立て、護岸工事に使用したためである。

1976年の調査時には湖面積は約13.3 km²となり、1972年当時より更に0.4 km²縮小した。これは六斗川河口右岸より『洪のエゴ』に至る湖の沿岸の浚せつ、埋立てによる結果である。なお、1978年までには千本木川から六斗川右岸に至る水深1.0から1.5 mの線まで埋立てられ、『洪のエゴ』の入江部分と『泉沢のエゴ』の入江は、湖岸道路によって湖とのつながりを断切られてしまい、『洪のエゴ』の入江部は埋立てが完了して、既に現在は下水処理場が建設されている(沖野, 林, 1978)。

以上に述べてきた護岸、浚せつ、埋立てについて、諏訪湖工事事務所の資料から纏めると表2のようになる。護岸については、1971年に既に湖岸線の35.7%が出来上

表2. 護岸築堤された湖岸線の長さ、浚せつされた湖底砂泥量の経年変化

Date	Length of embankment (m/year)	Total length of embankment (m)	Rate of embankment (%)
1971 ago	5,351.2	—	35.7
1972	1,422.1	6,773.3	45.2
1973	1,490.6	8,263.9	55.1
1974	1,401.1	9,665.0	64.5
1975	719.9	10,384.9	69.3
1976	2,121.5	12,506.4	83.4
1977	1,497.0	14,003.4	93.4
1978	985.2	14,988.6	—

Date	Amount of mud and sand dredged from lake bottom	
	Amount of material (m ³ /year)	Total amount of material (m ³)
1969	58,556	58,566
1970	120,136	178,702
1971	203,598	382,300
1972	213,423	595,723
1973	150,204	545,927
1974	133,825	879,752
1975	113,800	993,522
1976	114,740	1,108,292
1977	103,570	1,211,862
1978	88,500	1,300,362

(Materials from the work office of Lake Suwa)

がり、その後、年間1.5km 弱の進捗で計画が進行し、1978年をもってほとんど100%の護岸、築堤工事が終わったわけである。浚せつについては、浚せつ土量で示されているが、浚せつ面積の深度を0 mから2.5mの範囲とすれば、約3 km²に相当し、全湖面積の約20%程度の底泥が人為的に手を加えられたことになる。(倉沢秀夫)

序3. 諏訪湖汚濁の特性と汚濁防止対策の経過

諏訪湖の汚濁防止対策が地域社会の重要課題として叫ばれるようになってから、既に十数年が経過した。この間、国の法律や長野県条例による事業所の排水水質の規制、湖の沿岸帯の底泥の浚せつ等が推進される一方、総合的な汚濁防止対策として、諏訪湖流域下水道事業が着工され、1979年秋にはその一部が機能を発揮する段階に至った。

汚濁防止対策の経過と現状

諏訪湖の水質汚濁が人々の意識に上がり、その防止対策が社会的な問題になったのは、いわゆる“戦後からの脱却”が我が国の国政のスローガンとなり、新産業都市建設促進法が制定され(1962)、諏訪湖を含む松本・諏訪地域が、内陸では唯一の新産業都市に指定された(1964)頃からである。それから今日まで、諏訪湖の汚濁防止のために、直接、間接とられてきた行政的施策および関連する出来事の主要なものを、年代順に挙げると表3のようになる。

表3. 諏訪湖における水質汚濁防止対策等の経過

- 1965年11月 諏訪湖浄化対策研究委員会発足。
- 1966年6月 諏訪湖水域水質基準(排水の水質)設定のための基礎調査開始(長野県衛生部による)。
- 1967年8月 公害対策基本法制定。
- 1968年8月 諏訪湖浄化対策研究委員会調査終了。報告書『諏訪湖浄化に関する研究—湖沼汚濁への挑戦』刊行。
- 10月 諏訪湖産魚介類の重金属汚染が社会問題になる。
- 1969年1月 長野県諏訪湖公害防止協議会発足。
- 2月 諏訪湖水域水質基準設定のための本調査実施。諏訪湖浄化対策連絡会議発足。諏訪湖流域下水道基本計画策定のための調査実施。諏訪湖沿岸帯の浚せつと湖岸堤防護岸工事着手。
- 1970年4月 公害対策基本法にもとづく、水質汚濁に係わる環境基準閣議決定。
- 6月 長野県衛生部に公害課設置。(1971年7月、生活環境部公害課となる)。
- 12月 公共水域の水質保全に関する法律(旧法、1958年制定)による水域指定を受け、工場排水等の規制に関する法律にもとづく排水の水質基準設定。
- 1971年2月 水質汚濁防止法公布。
- 5月 長野県公害防止条例による排水基準適用。公害対策基本法による水質汚濁に係わる環境基準が諏訪湖水域(諏訪湖、白樺湖、蓼科湖、上川、砥川、横河川、天竜川—釜口水門から辰野町まで)に設定される。諏訪湖(全域)一類型A、達成期間:ハ(5年を越える期間で可及的すみやかに達成すること)。
- 6月 水質汚濁防止法(現行法)施行。
- 7月 水質保全本法による排水基準適用(1973年6月23日まで)。諏訪湖流域下水道着工(目標、1976年に供用開始、1985年完成)。
- 1972年6月 水質汚濁防止法による排水基準全面的に適用。
- 1973年6月 水質汚濁防止法にもとづき、諏訪湖水域に係わる上乗せ排水基準を定めた長野県条例施行。
- 1974年4月 長野県条例による横出し排水規制基準(対象:アスファルトプラント、水産物卸売り市場、給食センター、旅館、自動車整備工場、病院)施行。
- 11月 長野県条例による重金属排出施設および豚房、牛房に係わる上乗せ排水基準施行。水質汚濁防止法施行令一部改正(特定施設として旅館業および研究、試験、検査業の追加)。
- 1976年8月 長野県条例による尿処理施設、下水道終

末処理施設に係わる上乗せ排水基準施行。

1977年1月 松本・諏訪地域公害防止計画の承認。

3月 釜口水門に水質自動監視測定局設置。

表3にあげた施策に続き、昭和53年度中には、流入河川である宮川について、環境基準類形の指定がおこなわれる予定になっている。なお、表3の期間中に、国際生物学事業計画にもとづいた(JIPB-PF)諏訪湖生物群集に関する研究が、1966年に開始され、1973年に終了している。

表3の中にも示されているように、現在の過剰養湖ともいべき諏訪湖の有機汚濁の抑制について国が定めた目標は、公害対策基本法第9条にもとづいて設けられた湖沼の環境基準のA類型、すなわち、化学的酸素要求量(COD) 3mg/l以下、浮遊物質(SS) 5mg/l以下、溶存酸素量(DO) 7.5mg/l以上、水素イオン濃度6.5~8.5、大腸菌数1000MPN/100ml以下、の達成におかれており、その時期は、環境基準指定の年から5年の猶予期間をおいたのちなるべく速やかにすることとされている。

また一方、このような目標値に照らして、湖の水質の現状を継続的に把握、監視するため、水質汚濁防止法第15、16条の規定にもとづく水質の測定が、長野県によって、1972(昭和47)年度から定期的におこなわれている。この測定計画の中には、諏訪湖水系に属し、諏訪湖と同時に環境基準の指定がおこなわれた上川、横河川、砥川および53年度中に指定がおこなわれる予定の宮川等の主要流入河川、および白樺湖、蓼科湖も含まれている。

以上のような、諏訪湖の有機汚濁防止に関して現在とられている行政上の施策の体系をまとめると、その主なものは有機汚濁源の供給または湖内における有機物の自己生産を促す栄養塩の供給に対する監視または削減に関する施策となっている。

このような諸施策のうち、水質汚濁防止法によって規制されない小規模事業所(排水量20m³/日以下。この値は長野県条例による)や一般家庭等の生活雑排水に由来する汚濁の制御を目的とした流域下水道が、現在はまだ機能を発揮していないので、流入有機汚濁負荷量は、規制が全くなかった時代に比べて、未だにあまり削減されていない。長野県は、汚濁防止対策の進捗に伴うCOD流入負荷量を図3のように推定している。

水質汚濁防止法にもとづく諏訪湖水質の測定結果

すでに述べたように、諏訪湖に水質の環境基準が設定された1972年以降、長野県によって定期的に湖水の水質が測定され、測定結果が公表されている。それらのうち、今日までに全測定値が印刷、刊行されている1975年までの報告書により生活環境項目に関する測定結果を総括すれば、表4のようになる。表4にあげられている項目のうち、湖の有機汚濁の指標となる最も重要な項目である

CODについては、1977年までの測定結果を昭和52年度の長野県の資料から引用した(図4)。

諏訪湖に水質の環境基準が設定され、汚濁防止対策が講じられはじめてから数年を経たが、表4および図4にみるように、これまでのところ水質改善の兆しはみられない。このことは、今日までの汚濁防止対策が、後に述べるように、諏訪湖の汚濁の根本的な原因に及んでいない以上、当然のことである。しかし、これらの測定結果を詳しく検討すれば、諏訪湖のような過剰養湖における有機汚濁の特性が明らかになり、今後の汚濁防止の推進に対して、寄与するところが多い。以下、前記の長野県の資料によって、特に重要なCOD、BOD、SS等の測定値について検討する。これらは、特に記さないかぎり、水質汚濁防止法に定められた方法と、前述のような測定計画にしたがって、湖内6地点の表層水、おおむね9時から15時の間に採取して得られた値を、測定回毎に、全地点平均したものである。

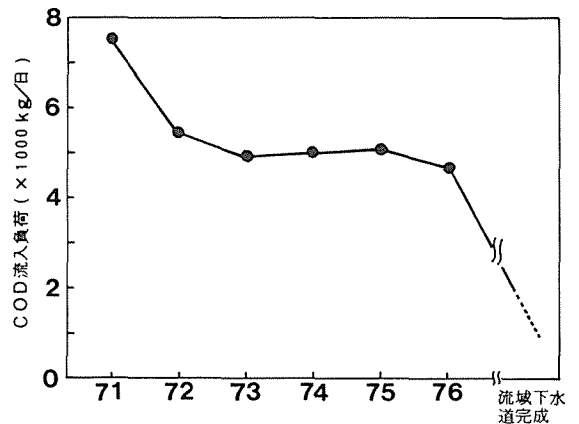


図3. 諏訪湖の汚濁防止対策の進捗に伴うCOD流入負荷量変化の予測。

表4. 水質汚濁防止法にもとづく、諏訪湖の水質測定結果総括表(生活環境項目)

年	pH			DO (mg/l)			COD (mg/l)			SS (mg/l)			大腸菌数 (MPN/100 ml)		
	n	%	min~max	n	%	min~max (mean)	n	%	min~max (mean)	n	%	min~max (mean)	n	%	min~max (mean)
1972 (6/17)	131	45.8	6.9~10.4	66	23.1	5.7~22.7	249	87.1	0.4~29.4 (6.0)	110	38.5	0~96 (6)	256	89.5	32~160×10 ⁴
1973 (8/18)	139	46.0	6.6~10.7	43	14.2	1.7~22.1 (10.7)	242	80.1	1.1~65.8 (8.3)	217	71.9	0~101.0 (32)	162	53.6	0~48×10 ⁴
1974 (8/19)	201	23.0	6.7~9.9 (7.9)	49	16.1	0.5~18.2 (9.5)	228	75.0	0.4~29.0 (1.6)	140	46.1	0~36 (7)	198	65.1	0~18.4×10 ⁴
1975 (8/50)	152	48.6	6.5~10.7 (8.3)	36	11.5	0~18.1 (9.9)	272	86.9	0.8~38.8 (6.5)	252	80.5	0~111 (16)	152	48.6	0~11×10 ⁴ (5400)

(注) 湖内6地点の測定値の総括である。

nは総検体数、mは水質環境基準に合格しない検体数、%はmのnに対するパーセントを示す。

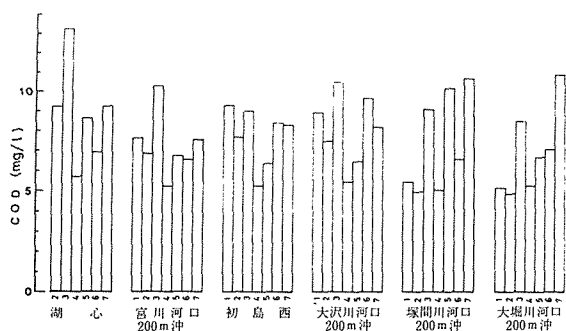


図4. 水質汚濁防止法にもとづく諏訪湖水質測定結果、CODの地点別年間平均値（長野県による）。

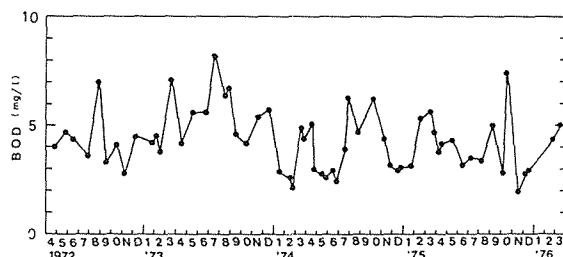


図6. 水質汚濁防止法にもとづく諏訪湖の水質測定結果、1972～1975年度の湖内6地点（表層）のBODの平均値。（長野県資料から作成）

図5, 6, および7はそれぞれ, COD, BOD, およびSSの季節的, 経年的変化である。図5のように, 諏訪湖のCODは, 年によって最高値は異なるが, 毎年良く似た季節変化を示し, 8月から10月に極めていちぢるしいピークがみられ, この時期には全湖平均でCOD $10 \sim 30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ に達する。また, 夏の場合ほど顕著ではないが, 例年3月を中心にCOD $5 \sim 7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ に達する一つのピークが出現する。冬期12～1月は年間の最低値を示すが, この時においても湖水のCODは環境基準の $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を超えることが多い。

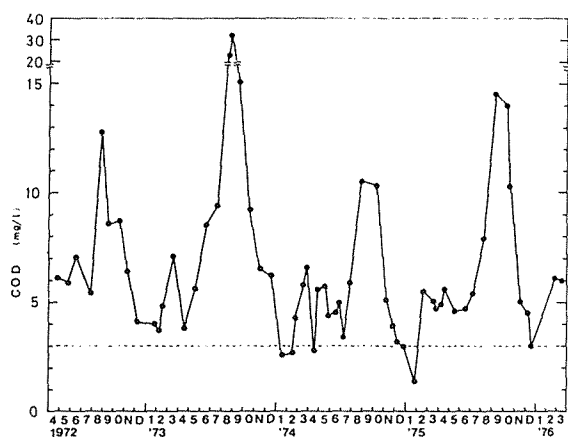


図5. 水質汚濁防止法にもとづく諏訪湖の水質測定結果、1972～1975年度の湖内6地点（表層）の平均値。（長野県資料より作成）

BODの測定値（図6）にも, 大局的にみて, CODに類似した季節的な起伏がみられる。しかし, その振幅はCODに比較してはるかに狭く, 全湖平均でおよそ $2 \sim 8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ の範囲にあり, また春と夏のピークもCODを超えていない。このことは, 諏訪湖湖水のCOD/B

OD比が季節によって著しく違っていることを物語っているが, それについては後に述べる。

湖水中のSS量の季節変化も, 図7のように, CODのそれとかなり良い相関を示しており, CODのピークがみられる夏期には, 毎年高いピークが現れる。しかし, 他の時期における細かい変動についてはCODとの相関が低く, 時にはCODは低いのに著しく高いSS量が記録されている。これはその時の他の測定値からみて, 風による湖底堆積物の浮上によるものと推定される。

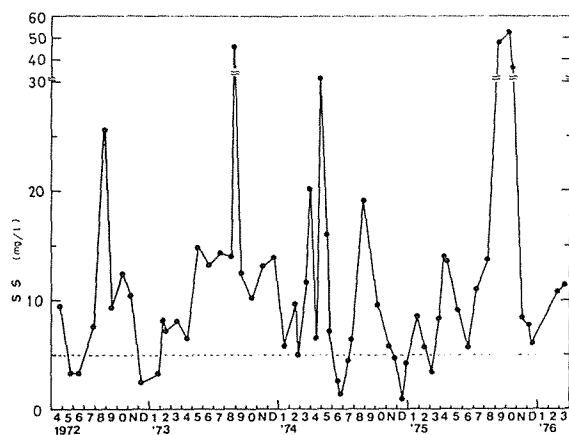


図7. 水質汚濁防止法にもとづく諏訪湖の水質測定結果、1972～1975年度の湖内6地点のSSの平均値。（長野県資料から作成）

測定結果に関する二・三の考察

諏訪湖湖水のCOD/BOD比が, 季節によって著しく変動することはすでに触れたが, 湖心の測定点における両者の関係を示すと図8のようになり, 全体としては広く分散しており, 一定の関係はみられない。しかし, 一年間をCODの高い8～10月とその他の時期に分けると, 図8に記号で区別したように, CODとBODの関係にかなり明瞭な相違がみられる。仮に前者をA期（8～10月）, 後者をB期（その他の月）とすれば, COD値の

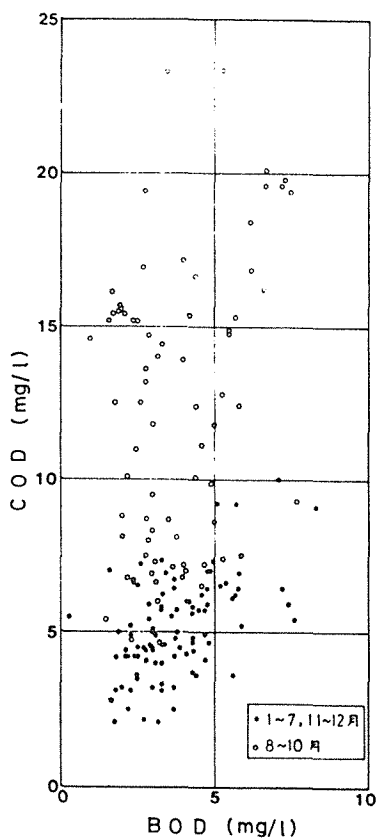


図8. 諏訪湖湖心の測定値におけるCODとBODの関係。1972.4~1976.3 (長野県資料から作成)
注) スケールを超える測定値 (1973年8月)

COD (52.0, 65.8, 42.1)

BOD (11.6, 8.9, 7.5)

低いB期にはCODとBODの相関はかなり高く、COD/BOD比は、ほとんどが1~2の範囲に入る。これに対し、A期は両者の相関は極めて低く、COD/BOD比も2~5またはそれ以上となる。

即ち、夏期の諏訪湖において、高いCODの原因になっている汚濁質は、他の時期のものに比べ、BODの測定条件の範囲内においては、生物的に難分解性であるといえることができる。

ところで、図5のようなCODの季節的变化は湖水中のクロロフィルa量の季節変化ときわめて相関が高く(沖野ら⁽⁸⁾、および筆者らによる図10)、CODの原因として湖内で増殖した植物プランクトンが寄与していることを示唆している。すなわち、3月にみられるCODの小さいピークは主として珪藻の増殖に、8~10月の著しいピークは水の華を形成するMicrocystisの増殖に基因することが推定される。

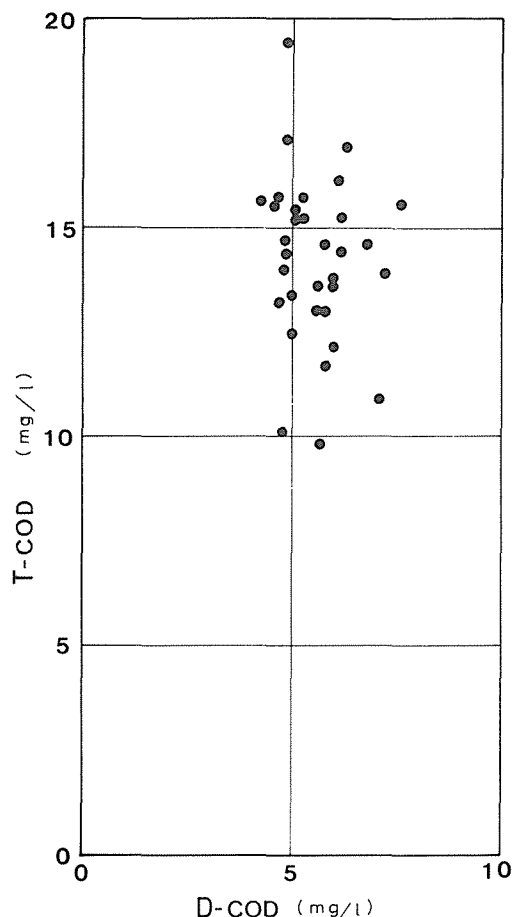


図9. Microcystis による水の華発生時における原湖水のCOD (T-COD) と濾液のCOD (D-COD)、1975.9~10月、6地点。(長野県の資料⁽⁶⁾から作成)

水質汚濁法にもとづく諏訪湖水質の定期測定においても、上記のような点を考慮して、1975年の9月と10月には、湖内6定点において、湖水そのままのCODのほかにSSを濾過して除いた濾液についてもCODを測定している。両者の測定値の関係を図9に示した。図のように、濾液のCOD (D-COD) は全COD (T-COD) の1/2~1/3となり、その値はMicrocystisの発生していないB期のCOD値とほぼ同じレベルに低下する。このような現象は奥原氏らの報告にもみられる。

同様の測定は、1977年3月から1978年3月の1年間、筆者らもおこなった。その結果を図10に示す。このように、諏訪湖水のCODは、年間を通していても、SSを濾別した濾液については4 ppm以下となり、春と夏に山をもつ高いCODは、ほとんどSSに基因することがわかる。そしてこのSSに基因するCODは湖水中のクロ

ロフィルー a の量と高い相関をもっている。両者の関係を図11に示した。

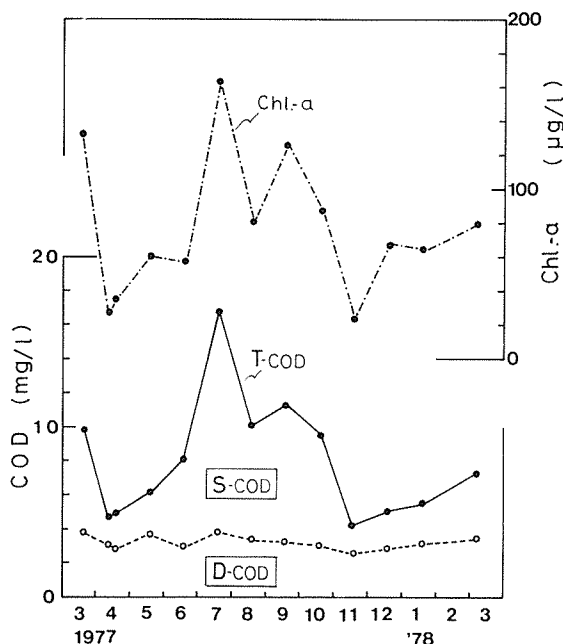


図10. 諏訪湖水におけるCOD割分とクロロフィル a 量の季節変化。(桜井・中本・田中)

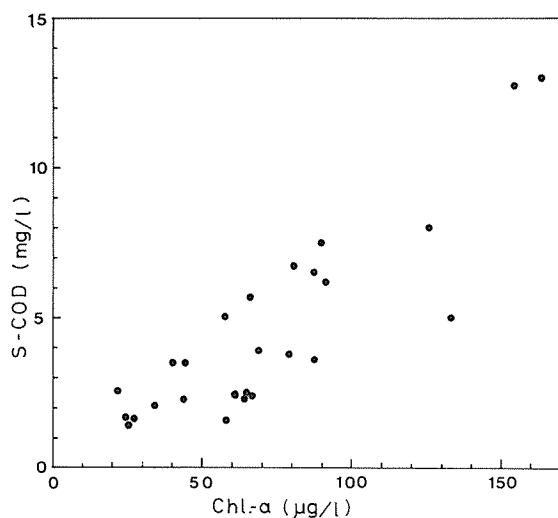


図11. 諏訪湖のクロロフィル a 量と S-COD の関係1977. 3月～1978. 3月。(桜井・中本・田中)

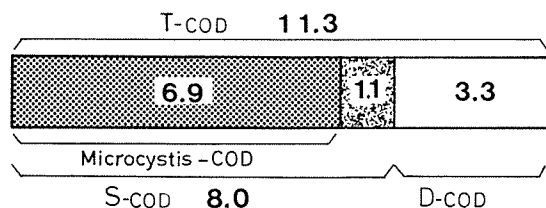


図12. 諏訪湖湖水のCODの内訳 (1977.9.19)

以上の結果から、諏訪湖では湖内で増殖した植物プランクトンが湖水の高いCODの主因になっていることがわかったので、その寄与度を知るため、1977年の“水の華”発生時(9月19日)に、採取した湖水を静置して、植物プランクトンの99%を占める *Microcystis* のコロニーを分離し、蒸留水に分散させて、クロロフィル a 単位量当りのCODを測定した。その結果、次の数値を得た。図11に上げた年間のS-COD/chl.-a の比もほぼこの数値に一致しており、諏訪湖汚濁の主因であるS-CODが植物プランクトンに由来することを強く示唆している。

$$\text{Microcystis - COD (mg)} = \text{Chl.-a (mg)} \times 55.4$$

この数値にもとづいて、同じ日に湖水の同一試料について測定したCOD値(11.3mg/l)の内訳を計算すると図12のようになる。すなわち湖水のT-CODの61.1%、S-CODの86.3%は、植物プランクトンに直接基因していることがわかる。

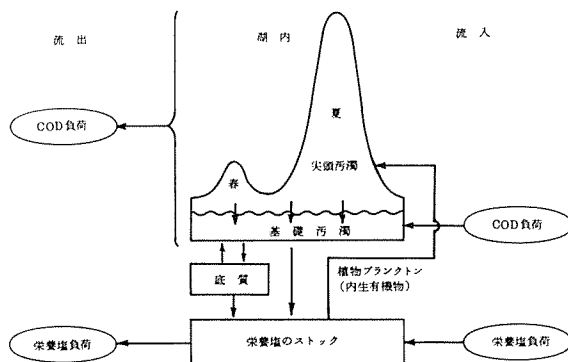


図13. 諏訪湖における有機汚濁の特性(湖内の汚濁の曲線は1年間の季節的变化を示す。)

以上のような測定結果と考察にもとづいて、現在の著しく富栄養化した諏訪湖において、CODを指標として示される有機汚濁の特性を模式的に示せば、図13のようになろう。すなわち、諏訪湖の有機汚濁は、湖水中に溶存する汚濁物質に基因し、年間ほとんど変化なくCOD $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 前後を示す基礎汚濁(basic pollution)と、季節的に湖内で著しく増殖する植物プランクトンに基因し、

高いCODを示す尖頭汚濁 (peak pollution) に区分することができる。現在、諏訪湖の有機汚濁として問題にされるのは、主として後者である。

まず、基礎汚濁の検討をしよう。諏訪湖に対する湖外からのCODの流入負荷は、現在およそ $5000\text{kg}\cdot\text{day}^{-1}$ と推定されている。この負荷が、仮に、全く自然浄化作用を受けることなく湖内に残存したとすれば、流入水量を平均 $16\text{m}^3\cdot\text{sec}^{-1}$ として、湖水のCODはおよそ $3.6\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ になる。しかし、これはありえないことなので、流入したCOD負荷は湖内において、自浄作用の一般式 $L_t = L_0 \cdot 10^{-kt}$ (ただし $t:\text{day}$)に従って低減するものとし、その際速度係数を $k=0.1$ 、下限濃度をCOD $1.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ とすれば、約44日間の滞留期間 (湖盆容積を $6.135 \times 10^9\text{m}^3$ とする)をみたCODの湖内蓄積負荷量は約 $72,100\text{kg}$ となり、その平均濃度はわずか $1.18\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ に過ぎない。これはあくまでも、仮定にもとづいた試算であるが、前述の如き基礎汚濁と言えども、単に湖外から直接流入したCOD負荷のみに由来するものでないことを示唆している。その起源は、内生有機物に求めざるをえない。

尖頭汚濁は、既に述べたように、その大部分が湖内で生産された有機物、すなわち植物プランクトンに直接由来するものである。この内生有機物は、さらに分解の過程で、図12に示されている Microcystis-COD以外のS-CODの劃分、および上記のD-CODのかかなりの部分に寄与していることは十分考えられることである。

以上のように、現在の諏訪湖の全般的な有機汚濁現象は、その大部分が内生的な有機物に基因するものである。したがって、流入COD負荷と、湖内のCODとの対応関係の検討からは、有効な汚濁防止対策の指針が得られないことは言うまでもない。

このような特性をもった湖における、水質保全のための汚濁現象の解析にとって最も重要なのは、流入汚濁負荷とともに内生汚濁負荷の正確な把握、および汚濁負荷の内部生産を支配する栄養塩類の流入、および各コンパートメント間におけるそれらの分配と流れの定量的な解明である。そのためには、現在水質汚濁防止法によって定められている測定項目だけでは甚だ不十分であって、表5のような諸項目を追加して、継続的測定と測定結果の解析を行うことが必要である。

さらに、実際の汚濁防止対策としては、これまでとられてきたようなCOD流入の削減とともに、有機汚濁負荷の内部生産の原因となる栄養塩の削減に最も重点がおかれなくてはならない。その際、いかなる成分を対象とするのが最も有効であるかを決定するには、除去コストの問題もさることながら、上記の測定結果の解析から得られるそれらの湖内に於ける挙動と、流域における発生源の分布および発生・流出の機構に関する正確な情報に待たねばならない。(桜井善雄)

表5. 諏訪湖の汚濁機構解明のために追加することが望ましい測定項目

	測定項目		
	全	固形物中	溶存
有機炭素	全有機炭素 (TOC)	固形物中の有機炭素 (POC)	溶存有機炭素 (DOC)
COD	全COD (T-COD)	固形物COD (P-COD) [または SS-COD (S-COD)]	溶存COD (D-COD)
植物 プランクトン	クロロフィル -a		
窒素	全窒素(TN)	固形物中の 有機態窒素 (PON)	溶存有機態 窒素 (DON) アンモニア態 窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) 亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$) 硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$)
りん	全りん(TP)	固形物中の りん(PP)	りん酸態りん ($\text{PO}_4\text{-P}$)

序4. 流域下水道計画の経過と内容

4. 1. 流域下水道計画

諏訪湖の汚染は1960年頃から顕著になったと考えられる。周辺市町村を中心とした諏訪湖汚濁防止協議会を中心として汚濁防止対策の一環として諏訪湖汚染の実態調査が行なわれ、1966年にその報告を行なっている。この調査結果をもとにして、諏訪湖の浄化を目的とした諏訪湖流域下水道事業が計画された。1971年12月27日、都市計画決定、翌1972年3月24日都市計画事業として認可、1972年度から幹線管渠のうち湖周幹線に着手、各種設備の工事を経て、1979年10月1日より一部供用開始となった。

諏訪湖流域下水道計画の諸元を下に示す。

排水区域	41.62km ² (昭70	41.67)
(岡谷市	15.08km ² , 諏訪市	14.23km ²
茅野市	7.15km ² , 下諏訪町	5.16km ²)

計画人口	昭和60年	200000人
	昭和65年	212000人 (昭70 192400)
幹線延長	25.6km	
処理水量	昭和60年	334000m ³ ・day ⁻¹
	昭和65年	367000m ³ ・day ⁻¹ (昭70 363200)
処理方式	標準活性汚泥法	
排除方式	分流式	
敷地面積	0.187km ²	

昭和55年に事業計画の変更があり、当初の昭和65年完成目標が昭和70年になったのと同時に計画数値についてもその後の見直しにより、若干の手直しが行なわれている。尚、これまでに変更になったもので主なものは処理水放流位置で次のようになっている。当初計画では天竜川へ直接放流とされていた。この計画については下流域住民との関係、天竜川環境基準および釜口水門の水位・水量調節等の問題から湖内放流に変更されている。放流地点は水門直上500m、左岸側で、放流水が湖内に逆流しない角度で行なわれる。

昭和55年12月現在、供用開始地域は2市1町の中心部について、処理槽は1系列、36000ton・day⁻¹の能力のものとなっている。

計画汚水量の算定にあたって、諏訪地域の特徴的なものは温泉排水の流入である。これについては湧水量と排水量は等しく、将来は2割の増があるとして見積もられた。

流入汚水の推定水質はBOD 150mg・l⁻¹、SS 200mg・l⁻¹で、この数値をもとにしたTN、TPはそれぞれ25mg・l⁻¹、2.6mg・l⁻¹と予想されている。

供用開始後、現在に至る接続状況は件数については予想数を達しているものの、水量では大口の接続が遅れているために予定を下まわっている。計画時との変更で接続された諏訪市衛生センターの水量750kl・day⁻¹は人口50000人分のし尿を収容したことに相当する。これを含めて、現在の汚水流入量は約7000ton・day⁻¹に達している。前記諏訪市衛生センターの水質は、BOD 200mg・l⁻¹、全窒素220mg・l⁻¹で、全流入水量に対してやや片寄った水質の流入が運転状況に若干の影響を与えているとされている。

4. 2. 処理施設の内容

終末処理場の処理方式は標準活性汚泥法である。汚泥処理の過程は、濃縮→消化→脱水→(焼却)→最終処分で行なわれるが、焼却過程は全体計画の1/4(汚水量約90000m³・day⁻¹)までは省略される予定である。汚水の処理効率は、これまでの活性汚泥処理の結果から推定してTNで30%、TPで50%と見積もられている。当下水

処理場の完成(高度処理を採用しない場合)によって削減し得るBOD、TN、TPの量は現負荷量のそれぞれ31%、12%、および15%に過ぎないとされている(長野県、1976)。

4. 3. 下水道計画の問題点

諏訪流域下水道計画の特徴は湖の浄化を目的としているところにある。湖の浄化の内容を整理すると二つに大きく分けることができる。一つは流入有機物による水質汚染の防止で、BOD源物質の処理である。もう一つは湖の富栄養化防止を目的とするもので、これは原因物質としての窒素あるいは磷の制限である。前者は環境基準目標値達成としてのCODの低減を目指すものであるが、現実には湖の富栄養化による湖内生産によるCODの増加によって、仮に流入する有機物が処理されたとしても、環境基準を達成することができない。このことは既に指摘されている。即ち、諏訪湖流域下水道の計画目的が環境基準達成にあるとしても、湖の富栄養化原因物質としての窒素、磷の負荷量を何らかの手段で低減することが必要となる。そこで、問題点は処理方法を今後いかなる方法に変更するかにかかわってこよう。現時点では便宜的に天竜川流出口としての釜口水門直上に、湖内へは逆流しない型で放流し、湖への流入を処理場通過分については100%避け、そのことで富栄養化原因物質としての窒素、磷を低減することが意図されている。しかし、これは問題解決としては天竜川下流へ問題を転嫁したに過ぎない。そこで、より効率良く、安価に窒素、磷が除去し得る処理方法の検討が現在行なわれている。条件としては建設費、運転経費がなるべく安価であること、汚泥の発生ができる限り少ないことが挙げられる。これらの問題は自然科学よりも社会科学的内容を多く含んでいる。

いずれにしても、計画策定段階での浄化目標の明確化およびきめの細かい検討が必要であり、現在の問題点は全てそこに起因するものが多い。(沖野外輝夫)

1. 諏訪湖生態系の構造と機能

1. 1. 諏訪湖の環境特性

1. 1. 1 気象・水温・流入・流出水量

気象庁諏訪測候所によりまとめられた1945年から1970年までの25年間の年平均気温は諏訪市街地で10.9℃である(標高760m)。集水域内の主な地点における気温、降水量について下表に示した。

地点名		諏訪	玉川	富士見	蓼ノ海
標高(m)		760	905	952	1250
気温	最高(℃)	35.3	36.0	35.0	35.0
	最低(℃)	-22.0	-20.0	-21.0	-19.0
	年平均(℃)	10.9	10.1	9.7	8.1
降水量(mm/yr)		1369	1386	1528	1676
データ 集計年		1944 ～1970	1940 ～1970	1940 ～1970	1950 ～1970

降水量は6月下旬から7月上旬にかけての梅雨期に最も多く、平地部で $200\sim 230\text{mm}\cdot\text{month}^{-1}$ 、山間部の蓼ノ海で $270\text{mm}\cdot\text{month}^{-1}$ となっている。次に多い時期は9月で、平地部 $160\sim 190\text{mm}\cdot\text{month}^{-1}$ 、蓼ノ海 $200\text{mm}\cdot\text{month}^{-1}$ である。

本研究期間(1977-1979)中、1979年は暖冬で、旬平均気温が氷点下となったのは1月中旬の -1.8°C のみであった。にもかかわらず3月上旬の低温により以後の気温の上昇は平年並となっている。降水量は下表に示すように3年ともに平年を下回っているが、年間の降水のパターンは著しく異なっている。特に1977年には3月から

	平 年	1977	1978	1979	1980
年間降水量 (mm)	1382.5	1243.5	1101.5	1380.5	1597.0

4月および6月から7月に平年より雨が多く、10月には逆に少ない。1978年は5月下旬と10月下旬に集中して降雨があり、1979年には間歇的に降雨の多少が繰り返されている。

日射量の測定はネオ日射計(デジタル記録計付・英弘精機)により諏訪臨湖実験所にて行なったものである。年間の総日射量は1978年が $113.8\text{kcal}\cdot\text{cm}^2\cdot\text{yr}^{-1}$ 、1979年は 105.2kcal で、1977年の8月および1979年7月、8月は日射量が低く、特に1979年には水温にもその影響が認められる。水温は3年ともに底層水温が 20°C を越えているが1979年はもっとも低く、最高で 22°C 程度となっている。若干の水温成層の認められる期間は5月から8月で、その水温差は 5°C を越えることは稀で、 $10\text{m}\cdot\text{sec}^{-1}$ 程度

の風によって夏の成層期でも湖水は底まで攪拌される。11月頃から3月頃までは水温が上下逆転し、特に結氷下では安定した逆成層が形成される。結氷期間は12月下旬から3月上旬にかけての70日で、1977年には1976年12月から3月にわたって、安定した結氷が見られた。しかし1979年は気温も高く全面結氷には至っていない。諏訪湖への流入水は大・小の用水路を含めて29河川とされているが、それぞれについての流入水量の測定は行なわれていない。天竜川への釜口水門における放流量から流入量の推定が行なわれている。1977年における放流量は最大が $35\text{m}^3\cdot\text{sec}^{-1}$ (4月中旬、10月間平均)で、最小は $8.9\text{m}^3\cdot\text{sec}^{-1}$ (2月初旬)となっている。平均の日放流量は $1.58\times 10^6\text{m}^3\cdot\text{day}^{-1}$ で、推定流入量は $1.55\times 10^6\text{m}^3\cdot\text{day}^{-1}$ となる。10日間平均値による年間の水位変動は30cm程度と推定されているが、実際には1m程度の水位変動を観測することができる。放流量のもっとも大きい時期は融雪期(4月)および梅雨期(6月-7月)で、他の時期は $10\sim 20\text{m}^3\cdot\text{sec}^{-1}$ である。諏訪湖は洪水調整池としての役割から水位・水量の変動は人為的な操作によるものが多い。

湖の容積と放流量からの単純計算による滞留日数は38.8日と推定されている。(沖野外輝夫)

1. 1. 2 日射量, 透明度, 水中照度

下表に3年間の月平均日射量および年間総日射量を示した。

	1977	1978	1979	1980
Jan.		182.9	193.6	189.4
Feb.		259.4	234.1	277.2
Mar.		361.2	306.0	326.2
Apr.		370.6	344.5	368.3
May		416.1	410.8	404.9
June	394.2	384.5	346.4	374.8
July	455.9	474.8	342.7	361.8
Aug.	322.8	421.6	348.7	337.1
Sept.	323.5	253.9	289.7	311.5
Oct.	280.4	261.8	268.2	238.8
Nov.	192.9	193.0	194.0	217.2
Dec.	182.1	167.4	175.1	194.7
Annual		113.8×10^3	105.2×10^3	110×10^3

($\text{cal}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$)

透明度は冬期の1.5mを最高として、夏期0.2~0.5mと最低になる。この傾向は3年間同様であるが、年間の変動のパターンには若干の差異が認められる。即ち、1977

年には4月下旬から5月初旬にかけて一時期透明度の回復が認められ、1978年もほぼ似通った傾向となったが、1979年には5月あるいは7月に1 m以上の透明度が観測されている。これらの変化は日射量、降雨量との関係が深い。

生産層の深さを相対照度1%までの部分とすると、その季節的変動のパターンは当然のこととして透明度と逆になる。その傾向は3年間で大きな差異はなかった。冬期はほぼ全層に生産層としての光量が届くが、3月から4月には一時的に2~3 mと浅くなり、4~5月にかけて急激に回復する。しかし、5月からは急速に生産層は表層部分に圧縮されて0.5~1 mとなる。これが回復するのは9月からで、12月には底層にまで達する。

春の生産層の減少はケイ藻による『水の華』、夏の場合にはラン藻によるものであるが、ラン藻の『水の華』現象時には極度に生産層が薄くなることが示されている。一般に、透明度の2倍が生産層とされるが、相対照度1%までの深さとする、諏訪湖の場合には

生産層(相対照度1%)の深さ = $3 \times Tr$

となる。(沖野外輝夫)

1. 1. 3 一般水質項目

一般水質項目としての Ec 、 Cl^- 、 Ca^{++} 、 Mg^{++} および SiO_2 は、諏訪湖が浅いこともあって表層から底層に至る鉛直的な変化は少ない。特に、 Ca^{++} および Mg^{++} は年間の変動も少なく、3年間それぞれの平均値も極めて近い値となっている。

	Ca^{++} mg/l			Mg^{++} mg/l		
	1977	1978	1979	1977	1978	1979
Max.	14.3	13.5	14.3	5.0	5.1	4.4
Min.	9.5	9.1	10.1	2.1	2.6	2.7
Mean	12.3	12.0	12.1	3.6	3.5	3.5
SD	1.62	1.01	1.00	0.54	0.44	0.38
sample数	170	91	65	170	89	65

Cl^- も1977年の場合に若干の変動が認められるが、その原因は降雨または融雪等による流入水によるもので、3年間の最低値9.3 mg/lから、最大値19.9 mg/l、年平均で14.4~17.1 mg/lである。

Cl^-	1977	1978	1979
Max.	19.9	19.7	18.9
Min.	9.3	14.4	10.7
Mean	14.5	17.1	14.9
SD	2.14	1.41	1.88

(mg/l)

もっとも変動の大きいものは SiO_2 で、1977年の場合を除いて冬期から5~6月にかけて減少し、6月から急激に濃度が高くなり、その後は30 mg/l程度を維持し、冬に至る。春の減少は湖内のケイ藻による消費と考える。夏期にはラン藻の『水の華』現象のためにケイ藻の繁殖が抑制されていることから SiO_2 の消費も起こらず、そのために高濃度で推移するものと考えられる。三田村も琵琶湖での SiO_2 の変動をケイ藻の消長と関連づけて報告している。

湖内の生物活動と関係のあるpH、溶存酸素量は当然変動が激しい。その変化は季節的な変動ばかりでなく、鉛直的にも、時間的にも大きく変化している。

pHは年間、全層で6~10(早朝観測故、昼間には10をこえる場合がある)と大きく変動している。アルカリ側への変動は植物プランクトンの活性によるもので、クロフィル量の変化と一致する。夏期成層期には表層は9~10に、底層は6~7と鉛直的な差が激しい。当然、表層での植物プランクトンの生産活動と底層でのバクテリアによる分解活動の結果を反映している。溶存酸素量も同様に季節的、鉛直的、時間的に変動する。観測・採水は早朝に行なっているがそれでも夏期の表層における溶存酸素量は100%前後の飽和度となっている。底層は飽和度が減少し、1 mg/l以下になる場合が時折観測される。しかし、3年間で完全に無酸素層が出現することはなかった。その理由は表層でのラン藻による大量酸素供給と湖が浅いことによるものである。但し、日射量の少ない、静穏な日が数日続くと急速に底層の溶存酸素量が減少し、すす水現象が局部的に発生することは底生魚類、エビ類の行動から知ることができる。近年、このような現象は7~8月よりも、むしろ5~6月に観察されることが多い。(沖野外輝夫)

1. 1. 4 全炭酸, COD

水中の全炭酸量は溶存酸素量の逆の傾向となる。通常では $T-CO_2-C$ として6~10 mg/lであるが、夏期底層では10 mg/lを大きく越える場合がある。一方、表層ではラン藻により消費され、日中には測定限界以下に減少し、一時的にCが生産の制限要因となる場合が観測されている。

T-CODは冬期を除いてほとんどが環境基準の目標値3 mg/lを大幅に上回っている。特に、ラン藻の『水の華』現象時には10 mg/l以上にもなる。しかし、グラスファイバーろ紙(GF/C, Watman)で濾した試水についてのS-CODは年間を通じてほとんどが3 mg/l以下であり、溶存のCOD物質は少ないことを示している。即ち、P-CODのほとんどは植物プランクトンの藻体に起因するもので、湖内で生産された有機物であることを示している。T-CODとクロロフィルaとの回帰式を1977年の表層から得られた測定値について求めると次式のようになる。

$$T-COD \text{ (mg/l)} = 0.97 + 0.052chl.a \text{ (}\mu\text{g/l)}$$

相関係数は0.92である。P-CODとchl.aの関係はさらに相関係数が高く、P-COD中の有機物が藻体そのものであることを裏付けている。(沖野外輝夫)

1. 1. 5 N (窒素)

本項は、湖水中の窒素の現況について、1977年度と1978年度の定期観測データをもとにまとめたものである。

図14は、表層と6m層における NH_4-N 、 NO_2-N および NO_3-N の季節変動を1977年度についてみたものである。 NO_3-N および NO_2-N の変動は、表層と6m層でそれ程大きな違いは認められないが、 NH_4-N は底層の方が高くなる場合が多く、前者が表層でゼロに近くなる7月、8月に、かなり高濃度の NH_4-N が出現し、この時期の底泥からの回帰が活発であることを示している。このように夏場、全層にわたって無機態窒素がなくなるという現象は、IBP当時にはみられなかったことである。

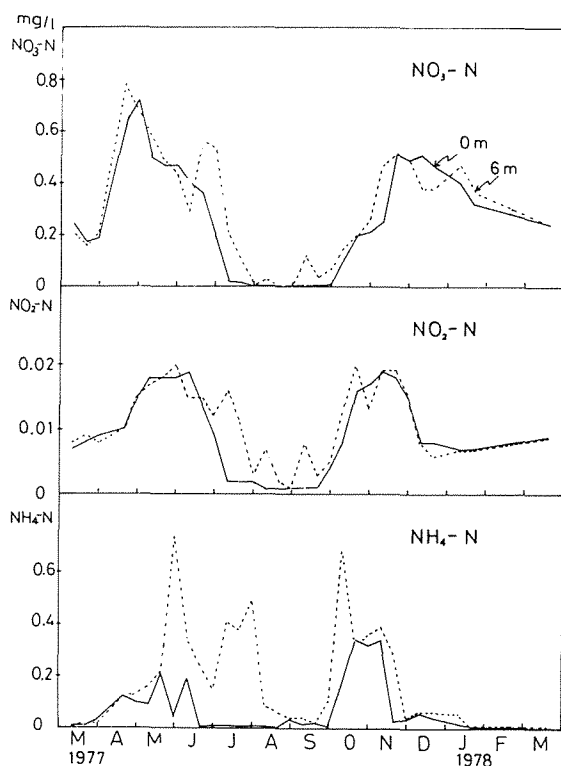


図14. 表層と6m層における NH_4-N 、 NO_2-N 、および NO_3-N 濃度の季節変動

図15、図16は1977年度と1978年度におけるDINの季節変動を水柱当りの現存量として示したものである。5月前後にピークがあり、夏期に大きく減少し、10月に又増大するといった傾向は両年度とも良く似ている。なお、1978年8月の測定値が欠けているが、7月、9月のDIN現存量が低いことと、前年度の傾向から推して、8月の現存量はかなり小さくなっていると考えられる。又、1978年10月のピーク時のDIN現存量は $9.9g/m^2$ と前年の倍以上になっている。その大部分は NO_3-N である。これについては、後に考察する。

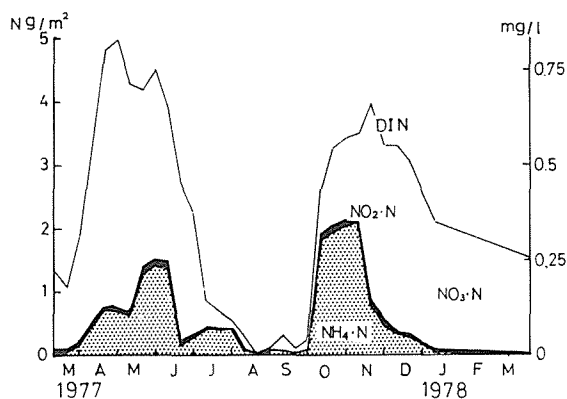


図15. 1977年度のDINの季節変動

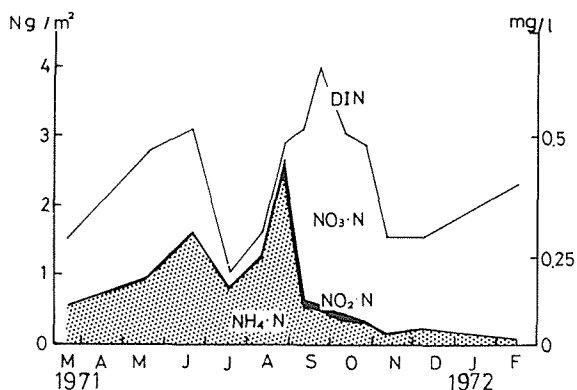


図16. 1978年度のDINの季節変動

図17と図18は、両年度におけるPONの季節変動を、DINのそれと対比して示したものである。春先の珪藻のブルーム時に、一時的に増加するが、その後減少し、夏に向かって藍藻の増殖にともなう急激な現存量の上昇が認められ、9月の後半には藍藻の衰退とともに急速に減少し、ほぼ5月頃のレベルに戻る。DINは、このPONの変動ときわめて対称的な変動を示し、PONが最大値を示す時期に、その現存量はほぼゼロになる。

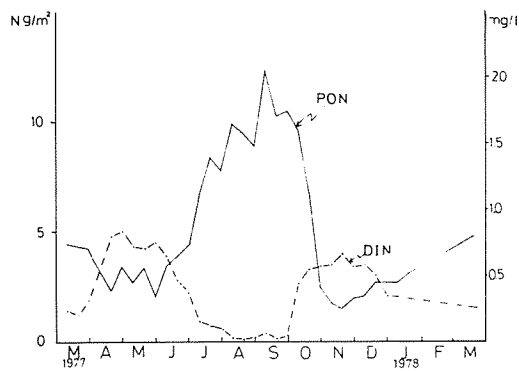


図17. 1977年度の PON と DIN の季節変動

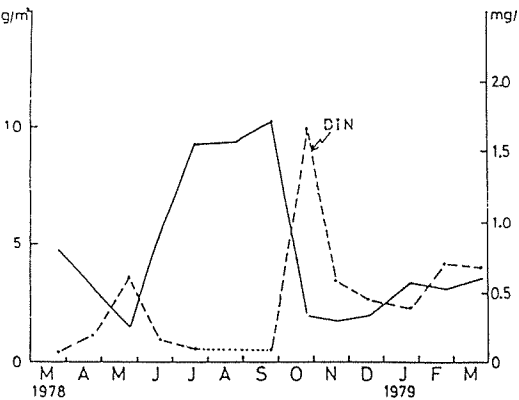


図18. 1978年度の PON と DIN の季節変動

6月から夏にかけてのPON現存量の増加量に見合うだけの生産を支えるDINの供給源についてみると、4月から6月にかけて湖内に残存している4~5 g/m²のDINが全部利用されたとしてもPON増加量の半分に満たず、不足分は他の供給源からの寄与が必要となる。8~9月にかけて、河川からのNの流入量が特に多くなるということは考えられないので、不足分のDINは、湖内から供給されていると考えざるを得ない。一つは底泥からの回帰である。福原らの底泥からのN溶出実験の結果は、この寄与の重要性を支持している。そのほかに、7~8月にかけて、網イケスの養殖ゴイに投入される飼料からのNの供給も無視できない。なお、前述したように、1978年10月のDINの現存量が、前年の同時期にくらべて倍も高いレベルを示した原因については次の様に考えられる。即ち、この9月から10月にかけてのDIN増加分約9 g/m²が、同期間に減少したPONの減少分にほぼ相当することから、この期間のある時期に、藍藻が衰退して、急激な無機化が進み、一時的に湖内に残存蓄積されたためと推定される。今後、他の供給源も含めて、さらに検討する必要がある。

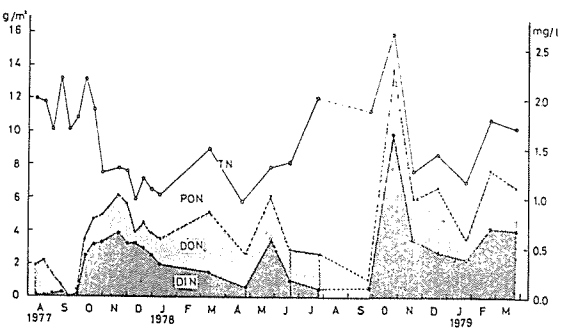


図19. TN および各存在状態別窒素の季節変動

図19は、TNの季節変動を三つのフラクションにわけて示したものである。これによると、TNの現存量は、冬の6 g/m²から、夏場の13~16 g/m²の範囲で変動していると思われる。

DONの季節変動は必ずしも明瞭ではないが、DINが最小となる夏期に、DONも微小となる。その他の季節はTNの20~30%程度である。

表6は、上記の結果をもとに、1977年度と1978年度にわけて、DIN、PON、およびTNの現存量と水柱平均濃度の年間平均値を算出してまとめたものである。1977年度のTNは1977年8月から1978年3月までの平均値である。又、1978年度については、PONのほかは、欠測している8月を除いた平均値である。（渡辺義人）

表6. 各存在状態別窒素の現存量と水柱平均濃度の年間平均値

期間	1977.3-1978.3		1978.4-1979.3	
	現存量(g・m ⁻²) min.-max.	平均濃度 mgL ⁻¹	現存量 min.-max.	平均濃度
DIN	2.40 (0.01-3.96)	0.40	3.06 (0.57-9.90)	0.51
PON	5.00 (1.50-12.3)	0.83	4.15 (1.65-10.3)	0.69
TN	9.10* (5.95-13.3)*	1.52	9.65 (5.58-16.0)	1.61

*:77.8~1978.3

1. 1. 5 尿素

諏訪湖の湖心で、1977年3月から1978年1月まではほぼ10日おきに、それ以後は1ヶ月に1度ずつ尿素的垂直分布を観測した。結果の一部は既に公表してある (Satoh et al., 1980)。

1979年6月までの観測結果では、尿素濃度は $0.00 \sim 11.4 \mu\text{-at-}/\text{l}$ 平均 $1.22 \mu\text{-at-N}/\text{l}$ であった。湖心の水柱内の尿素的現存量は毎年5月に最大値を記録し、1977年には $20.0 \text{g-at-N}/\text{m}^2$ 、1978年には $18.9 \text{mg-at-N}/\text{m}^2$ 、そして1979年には $22.4 \text{mg-at-N}/\text{m}^2$ であった。最小値を記録した月は年により異なり、1977年は10月に $1.8 \text{mg-at-N}/\text{m}^2$ 、1978年は4月に $1.40 \text{mg-at-N}/\text{m}^2$ であった。

1978年7月までの観測結果では、光合成層内の全無機態窒素の現存量に対する尿素的態窒素の現存量の比 (urea-N/TIN) は $0.7 \sim 740\%$ であった。urea-N/TIN 比が大きな値を示すのは8月、9月で、*Microcystis aeruginosa* のブルーム時である。比が大きな値を示すのは、尿素的態窒素の現存量が大きいだけでなく、TIN が極度に小さいためである (Satoh et al., 1980)。

尿素は、室内実験でも、現場実験でも、植物プランクトンの窒素源になり得るということは知られていた。しかし、尿素が栄養塩として使用されていることを示す尿素的分布のデータはなかった。今回、尿素的の垂直分布と、その他の化学的、生物学的因子の垂直分布とを Kendall の順位相関係数を用いて解析した結果、33例中2例は、3%の危険率で、尿素が光合成に際し現場で明らかに栄養塩として振舞っていたことが論証された (Satoh et al., 1980)。

(佐藤泰哲)

1. 1. 6 P (リン)

植物プランクトンの増殖生長の制限要因として一番重要な役を演じているのは、湖沼ではリンであるといわれてきた。さらに近年は、極端な富栄養湖では、窒素も重要な役を演じていることが認識されてきた (Voltenweider 1968, Forsberg 1977)。

諏訪湖では、1971年から1972年は、一年中リン酸態リン (RP) 濃度が低く、夏期は、水中の無機態窒素濃度が極端に低くなっていた (坂本 他 1973)。その後、1973年の調査 (長野県衛生公害研究所 1975) では、夏に、RP が多少、水中で検出された。最近、湖の富栄養化はさらに進行し、夏期、無機態窒素が、検出されなくなったとき、RP が多量に検出されるようになり (中本 1978, 1979, 1980a)、現在の諏訪湖では、リンも窒素も植物プランクトンの増殖制限要因として重要な役を演じるようになった (中本 1979)。

本節は、このような諏訪湖での1977年から1979年までの3年間の湖心での各態リンの垂直変化および、年変化について記す。

試水は、湖心で、早朝、定期観測時に、0 mから、6

mまで、1 m毎に取り、原液と、ガラス繊維ろ紙でろ過したものを、Menzel and Corwin (1965) および Murphy and Riley (1962) の方法によって分析した。

1) 垂直濃度季節変化 (1977年2月から1978年3月)

諏訪湖は、浅く平たんな湖であるため、水の垂直混合が容易に起りやすく、全くといって良いほど、成層構造は見られなかった。

リン酸態リン (RP) 濃度変化 (図20B) は、0 mから6 mまで変化なく、冬から初夏にかけて、約 $10 \mu\text{gP} \cdot \text{l}^{-1}$ (中本1978) で、非常に低かった。しかし、無機態窒素がなくなる8月に (田中1978, 渡辺他1980, 前節参照)、水柱どの深さでも多量に検出され、0 mから6 mまでの平均濃度は、 $100 \mu\text{gP} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上にもなった。この高濃度のリンは、水温が、 20°C 位に下がる9月末まで続いた。 $25 \mu\text{gP} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上の期間は、7月中旬から、11月中旬までであった。

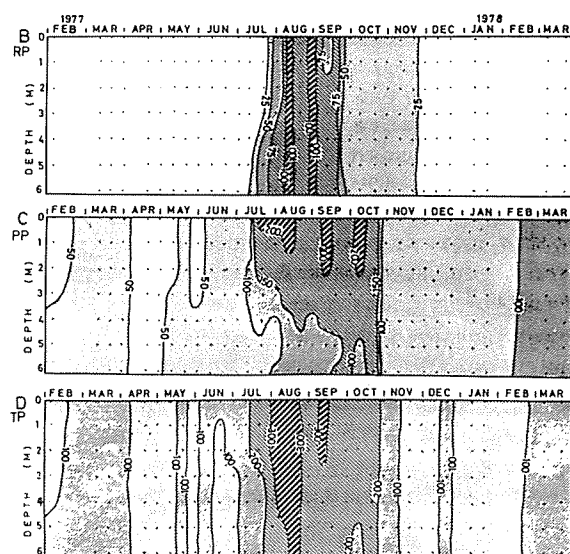


図20. 水柱のりん酸態りん (B)、粒状態りん (C)、全りん (D) の濃度の季節変化

粒状態リン (PP) 濃度変化 (図20C) は、春先、珪藻のブルーム時に、一時的に高くなり、その後減少し、夏に向って藍藻の増殖にともない、その値は高くなり、 $200 \mu\text{gP} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上にもなった。またこの藍藻 (ミクロキスティス) は、水面に浮きやすい性質があるので、夏は多少、表層が高かった。

全リン (TP) 濃度変化 (図20D) は、RPとPP濃度の高い、 $200 \mu\text{gP} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上の期間は7月下旬から10月中旬までであった。TPに占めるRPの割合は、7月上旬までは、約10分の1であるが、夏は、約3分の1にも達した。

2) 各態リンの年変化

前述のように、各態リンの垂直濃度変化は、ほとんど

見られなかったので、図21に、0 mから6 mまでの平均水柱濃度で、3年間の季節変化を示した。また、表面と底層（6 m）の水温変化も合わせて示した。

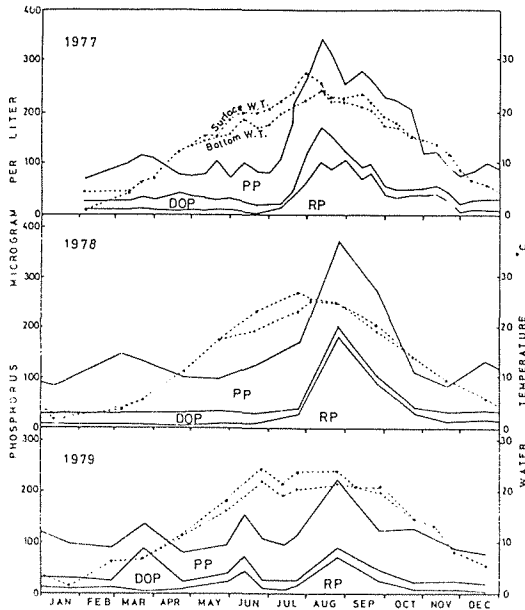


図21. 1977年から1979年の3年間の各態りんの水柱平均濃度の季節変化

1977年と1978年の夏は、水温が高くなり、底泥からのリンの溶出も多くなったためか、RPは、著しく高く、TP濃度は、 $300\mu\text{gP} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上にもなった。しかし、1979年は、天候不順のため、水温が上昇せず、微生物による分解活動も低かったためか、顕著なRP増加は見られなかった。TP濃度もそんなに高くならなかった。

粒状態リンの年変化（図22）は、天候の影響を強く受け、1979年の夏は、やっと $100\mu\text{gP} \cdot \text{l}^{-1}$ 越える程度で、PP濃度から推察して、1979年は、著しいブルーム状態にならなかった。

一般に湖沼では、リンが植物プランクトンの増殖制限要因であるといわれているように、諏訪湖でも、夏以外は、水中のRP濃度が低く、リンが増殖制限要因と思われる。しかし、夏は、大量に無機態窒素を使って植物プランクトンが大増殖し、水中の無機態窒素がなくなるため、窒素制限状態となり、植物プランクトンは、水中のリンを使いきれなくなり、水中にリンが余る状態になってしまった（中本 1979）。

湖水中のリンは、河川からの供給のほかに、夏は、底泥は嫌気状態であると考えられ、底からの大量のリン溶出が推察される（福原・田中 1978, 中島・西村 1979）。しかし、9月以降、水温が下がり始めると、水の循環がよくなり底泥上も好気状態になると思われるのでリン溶

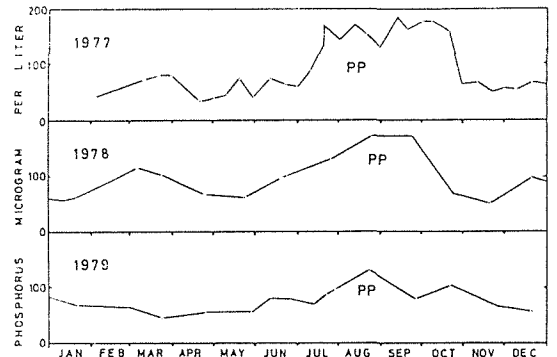


図22. 1977年から1979年まで3年間の粒状態りんの水柱平均濃度の季節変化

出量も急減すると思われる。一方この循環期は、光合成生物には環境が良くなく、植物プランクトンによる栄養物質の取込みは少ないと思われる。さらに夏から秋にかけては、湖面で行なわれている網いけす養鯉による給飼量も増加し、湖に対するリンの供給量も無視できない（林他 1979, 中本 1980a）。

IBP 調査当時より、リンおよび窒素の負荷が増加したため、植物プランクトン量も増え、リン濃度の季節変化に、以上のような過栄養的变化が現われた。（中本信忠）

1. 1. 7 底質

諏訪湖の底質の現況を知るべく、1979年6月、8月と1980年3月の3回にわたり、図23に示す20地点において、堆積物（厚さ15~20cm）を採取した。2.5m以浅の黒い部分は、1980年3月までに浚渫工事を受けた地域である。調査した項目は、C, N, P および6種類の重金属、Cd, Zn, Cu, Pb, Fe, Mnである。なお、諏訪臨湖実験所から提供された2.3m柱状堆積物（1977年湖心）のC, N, P についても分析したので、合わせて報告する。

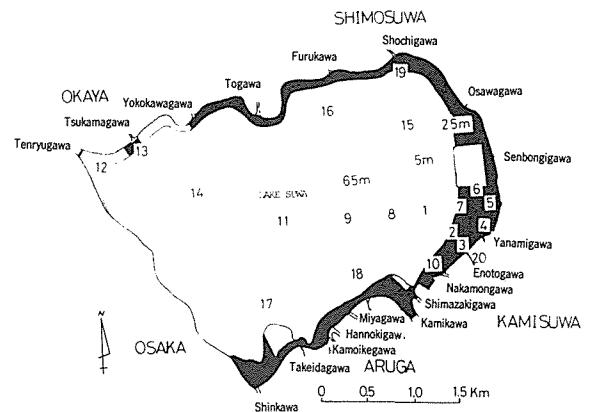


図23. 底質の調査地点（黒い部分は浚渫工事区域を示す）

(1) C, N, P

i) 水平分布 表層堆積物(0~3cm層)のC, N, P分析結果を表7に示す。st.2は衣の渡川河口地点である。Cは東岸よりに高い傾向を示すが、Nにははっきりした傾向はみられない。Pは沿岸部よりも沖帯部に高い傾向がみられた。

C/N比についてみると、その比がおおよそ10~11の範囲にある地点と、8~9を示す地点と、二つのタイプにわけられることがわかる。前者は湖岸に近い地点で、その部分は浚渫された地域内にある。後者の多くは水深5m以深の地域の地点である。このように、湖の沿岸部と沖帯部でC/N比が異なる原因の一つには、両地域の湖底に供給される有機物の質的な違いが考えられる。即ち、C/N比の小さい5m以深の表層堆積物中の有機物は主に植物プランクトン起源であり、一方沿岸部では、湖沼周辺から流入する外来性有機物を主たる供給としているためと思われる。表8のミクロシステスや新生沈でん物のC/N比がそのことを示唆している。

このような両地域の表層堆積物の質的な違いは、C/N比にもあらわれており、沿岸部の各地点におけるその比が17~21に対して、5m以深の多くの地点では15前後と相対的に小さい値になっている。しかし堆積物中のPは、表10に示すように、かなりの部分がInorg-Pからなっているので、このC/N比のちがいを供給される有機物の化学組成のちがいに帰することは出来ない。

表7. 諏訪湖表層堆積物(0~3cm層)の炭素、窒素およびリン含量と各含量比

st.no	C %	N %	P mg/g	C/N	C/P	N/P
1	5.32	0.52	2.68	10.2	19.8	1.9
2	4.87	0.43	—	11.3	—	—
3	5.12	0.34	2.62	11.9	19.5	1.6
4	5.42	0.47	3.17	11.5	17.1	1.5
5	5.55	0.50	3.08	11.1	18.0	1.6
6	4.76	0.44	2.17	10.8	21.9	2.0
7	5.20	0.48	2.45	10.8	21.2	2.0
8	5.77	0.59	—	9.8	—	—
9	5.29	0.56	3.32	9.4	16.5	1.7
10	4.12	0.37	2.48	11.1	16.6	1.5
11	4.99	0.61	3.76	8.2	13.3	1.6
12	4.59	0.58	—	11.1	—	—
13	4.00	0.39	2.09	10.2	19.1	1.9
14	4.88	0.57	3.33	8.6	14.7	1.7
15	5.81	0.66	3.59	8.8	16.2	1.8
16	5.61	0.67	3.63	8.4	15.5	1.8
17	5.34	0.61	4.06	8.8	13.2	1.5
18	5.41	0.52	3.02	10.4	17.9	1.7
19	4.85	0.55	3.11	8.8	15.6	1.8
mean	5.10	0.52	3.05	9.8	16.7	1.7
20	13.8	1.61	3.32	8.6	41.5	4.8

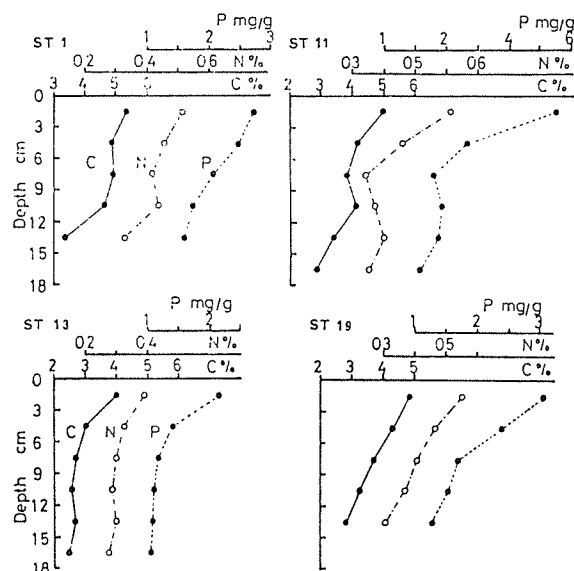


図24. 諏訪湖堆積物表層部におけるC, N, Pの鉛直分布

表8. ミクロシステスと新生沈澱物中のC, N, Pとその含量比

試料	C %	N %	P mg/g	C/N	C/P	N/P
ミクロシステス (諏訪湖)	45.2	7.84	0.71	5.8	63.7	11.0
新生沈澱物 (諏訪湖)						
A	12.2	1.98	5.52	6.2	22.1	3.6
B	5.11	0.57	2.07	9.0	24.7	2.8
C	6.98	0.97	3.90	7.2	17.9	2.5

ii) 垂直分布 図24は、湖底表層から15~18cm層までのC, N, Pの垂直分布を示したものである。地点によって、その層位は多少異なるが、三元素ともその含量は、およそ6~9cm層を中心に上層に向かって大きく増加し、下層に向けて漸減する傾向を示している。この上層への急激な増加の傾向は、明らかに近年の水質汚濁の影響を反映していると考えられる。下層部では15cm層付近になると、st.3を除き、三元素とも地点による含量の差は少なくなり、Cが3%前後、N約0.3%、P1.5~2mg/gとほぼ一定の値に近づく。因みに、st.11(湖心)における15~18cm層と表層の各元素の含量を比べると、上層の方が、

C, N とも1.7倍, P で2.4倍も高い。浚渫工事を受けたst3は, 12~15cm層でも C, N が依然として高く, 浚渫の影響で堆積物の層位が攪乱されたことをうかがわせる。

図25は, 2.3m柱状堆積物における C, N, P の垂直分布をみたものである。これによると, 三元素とも, 2 m 以上下層の堆積物まで, ゆるやかな変動を示しながらも, かなり高含量のレベルを維持していることがわかる。三元素の全層平均値とその各含量をまとめると表9のようになる。

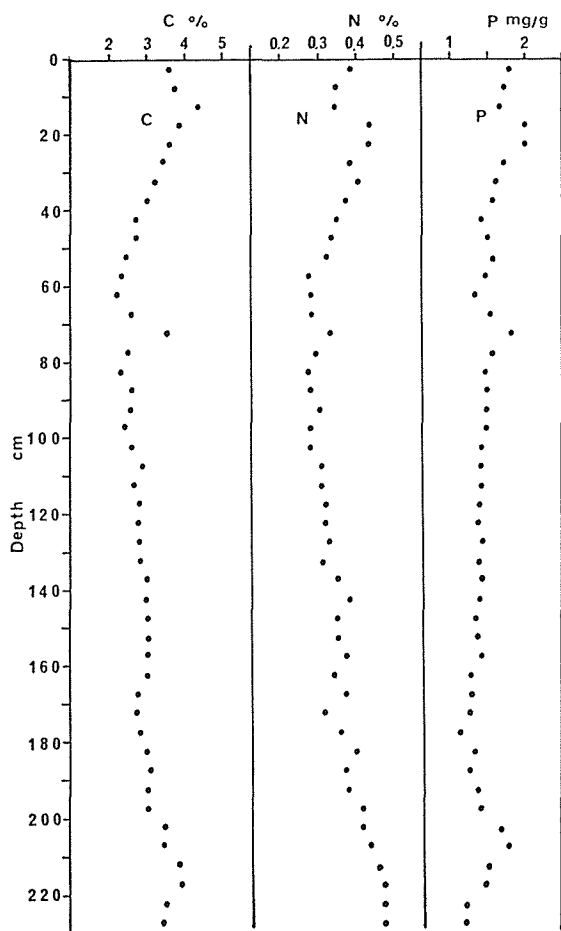


図25. 2.3m柱状堆積物における C, N, P の垂直分布

表9. 2.3m柱状堆積物 C, N, P 全層平均値

2.3m柱状 堆積物	C %	N %	P mg/g	C/N	C/P	N/P
全層平均値	3.08	0.36	1.52	8.6	20.3	2.4

iii) Inorg-P と Org-P 表10は, 表層堆積物(0-3cm) について, 酸抽出法により得た Inorg-P 量とTPから差引いて求めた Org-P 量を示したものである。

これによると, Org-P 含量はTPの大小にかかわらず, 0.8mg/g前後とかなり一定の値を示した。TPに対する Org-P の割合は, TPの比較的大きい20%から, TP含量のより小さい地点の30%程度の範囲である。

図26は, 沿岸部のst.3と, 湖心のst.11における Inorg-P と Org-P の垂直分布を示したものである。両地点とも, TPが上層から下層にかけて大きく変動しているにもかかわらず, Org-P の含量はかなり一様な分布をしていることがわかる。また, Org-P のTPに対する割合は, 上層で23%前後, 下層のTPが小さいところでは30%と大きくなり, 表7の表層堆積物の傾向と一致する。このように, 水平的にも垂直的にもOrg-P 含量の変動が小さいのは, 湖底堆積物中のOrg-P が, かなり安定な状態で存在していることを示唆しているといえよう。

表10. 諏訪湖表層堆積物(0-3cm層)の無機態磷と有機態磷

St.no	Inorg-P mg/g	Org-P mg/g	Org-P/TP* %
1	1.88	0.82	30.4
3	1.92	0.63	24.7
6	1.45	0.72	33.2
7	1.70	0.75	30.6
10	1.72	0.76	30.6
11	2.92	0.84	22.3
13	1.61	0.49	23.3
14	2.48	0.85	25.5
15	2.84	0.75	20.9
16	2.80	0.83	22.9
17	3.28	0.78	19.2
18	2.29	0.73	24.2
19	2.33	0.77	24.8

* TP=Inorg-P+Org-P

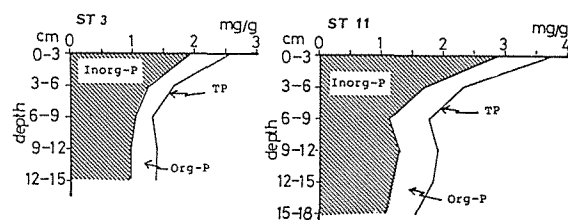


図26. Inorg-PとOrg-P の垂直分布

(2) 重金属

堆積物の乾燥粉末試料を王水－過塩素酸により分解し、Fe、Mnは直接、その他の金属は、さらにジケズン－四塩化炭素で抽出し、原子吸光法で測定した。

i) 水平分布 図27は表層(0～3 cm)の各重金属濃度の水平分布についてみたものである。先づ、湖全体の水平分布の傾向を、Cd、Zn、Cu、Pbについてみると、全般的にはいずれも水深5 m以深の沖帯部よりも、湖岸に近い地点に高い値を示すところが多く、特に柳並川、承知川、塚間川の流入地点の値は高い。しかし上諏訪側付近のCdは、浚渫の影響を受けてかなり低い値となっている。FeとMnの分布はランダムで、はっきりとした傾向は見られない。

表11は、表層堆積物における各重金属濃度の範囲と平均値をまとめたものである。湖心(st.11)は、Cdが平均値より高いものの、他の重金属の濃度はほぼ平均値に近い。これを、小林らが1970年に調査した湖心の値と比較すると、Cdは今回の調査の方が低くなっているが、Znは逆にかなり高い。Cu、Pbはほぼ同じレベルである。表11下欄に示した琵琶湖の平均値とくらべて、諏訪湖表層堆積物の重金属濃度は、湖心においても依然として高いレベルを維持していることがわかる。

表11. 諏訪湖表層堆積物(0～3 cm層)の重金属

	Cd	Zn	Cu	Pb	Fe	Mn
最小値	0.6	220	94	26	3.2	381
最大値	4.3	461	186	84	6.9	994
平均値	1.5	340	136	45	4.8	697
湖心(st.11)	2.3	362	129	30	5.7	674
湖心(1970)*	3.3	200	99	27	—	—
琵琶湖(1972)**	0.5	167	70	31	—	—

*小林ら(1971), **小林ら(1975) mg/g(Fe%)

ii) 垂直分布 図27は、浚渫工事を受けた水深2.5 m以浅と5 m以深の二つの区域にわけて、それぞれの堆積物の層毎の各重金属平均値を算出し、両区域の垂直的変動傾向をみたものである。これによると、両者の各重金属間の分布は明らかに異なっており、2 m以浅における浚渫の影響がはっきりとあらわれている。即ち、Cd、Zn、Cu、Pbは、2.5 m以浅では表層から下層にかけて漸減しているのに対して、5 m以深では表層よりも3～6 cm層に最大値を示す。Cdはこの傾向が典型的にあらわれている。Fe、Mnは、2.5 m以浅では変動はきわめて少ないのに対して、5 m以深では3～6 cm層に最小値を示している。特にMnはこの傾向が顕著である。

水深5 m以深の区域で、Cdなどにみられるような3～6 cm層で最大値を示す傾向は、近年、諏訪湖底泥への各重金属の蓄積速度が減少していることを示している。諏訪湖における堆積物の堆積速度をおよそ0.5 cm/gと仮定すると、6 cm前後の層位は約10年前に相当し、それより上層は、その後の水質汚濁防止法の制定による工場排水等の水質規制の影響を強く受けていると思われる。また、Fe、Mnのように、3～9 cm層に最小値があらわれるのは、この最小層付近で還元されて溶出したFe、Mnが、上層の酸化層や水中で再酸化され、表層部に沈積、濃縮されるためと考えられる。

表12は、上記両区域における上層(0～3 cm層)と下層(12～15 cm層)の各重金属平均値と両層の比を示したものである。両地域とも、Cd、Zn、Cu、Pbはいずれも上層がかなり高く、汚染の著しいことを示している。Feは上下それ程大きな差はない。Mnは5 m以深で、前述した理由から下層の方が高くなっている。

(渡辺義人, 山本満寿夫)

表12. 沿岸部と沖帯部における表層と下層の各重金属含量の比較

区域	層 位	Cd	Zn	Cu	Pb	Fe	M n
水深 2.5 m	0-3cm層(A)	1.6	367	145	53	4.5	671
	12-15cm層(B)	0.3	97	45	13	4.5	623
以浅	(A)/(B)	5.3	3.8	3.2	4.1	1.0	1.1
水深 5 m	0-3cm層(A)	1.6	327	131	41	5.1	748
	12-15cm層(B)	0.5	130	55	22	5.8	931
以深	(A)/(B)	3.2	2.5	2.4	1.9	0.9	0.8

注) 各重金属量は各区域毎の平均値 mg/kg(Fe%)

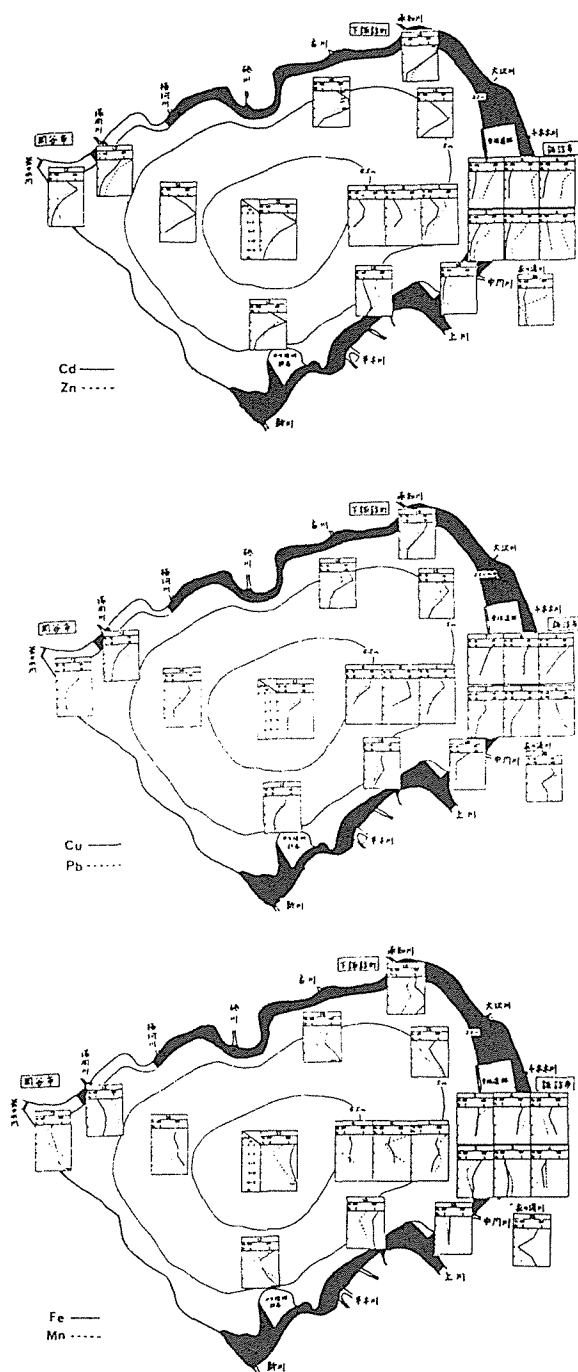


図27. 諏訪湖底泥中の各種重金属の鉛直分布におよぼす浚渫工事の影響。

1:2 生物群集の構造

1:2:1 植物プランクトン

図28に1977年、1978年および1979年の3年間における植物プランクトンについて、その細胞数の季節変化を全層平均で示した。まず、1977年の全細胞数の変動は $2.5 \times 10^2 \sim 1.3 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ で、最高は7月上旬に、最低は4月の下旬に得られた。種類数についてみると、種構成の大きく入替る11月下旬が42種で最も多く、6月が40種でこれに続き、この時は珪藻と緑藻で構成種の6割以上を占めていた。また、最も少ないのは9月から10月にかけての20種であるが、細胞数の多い7月、8月についても30種を越えない。この時期は全種数の約3割を占める珪藻に大きな変動はないが、緑藻がいたって少なく、鞭毛藻についても少ない時期である。優占種は2月、3月に珪藻の *Cyclotella meneghiniana* が優占し、4月には緑藻の *Micractinium pusillum* に、5月には珪藻の *Fragilaria crotonensis* へと優占種がめまぐるしく替わる。さらに、6月上旬になると、優占種は珪藻の *Melosira granulata* ではあるが、すでに藍藻の *Microcystis* spp. が二位の優占度を占めるようになり、6月下旬にはわずか10日間で約100倍にもなり、圧倒的な優勢を11月の中旬まで続けることになる。この間9月まで *Microcystis* spp. は90%以上の優占度を保ち、いわゆる『水の華』現象を繰広げるが、10月以降は徐々に減少し、11月下旬には緑藻の *Chlorella* spp. に優占種を交替し、12月には *Mastigophora smithii* が優占種となる。

1978年についてみると、種類数の最大は43種で6月と10月にみられる。これらの時期は *Microcystis* spp. の増殖初期と『水の華』末期にあたる。一方、8月は18種で種類数は最も少ない。全細胞数の最高は7月に得られ、 $8.5 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ に達する。1977年と異なるところは4月から5月にかけて珪藻類が著しく増えたことであり、その優占種はそれぞれ *Fragilaria crotonensis* と *Cyclotella meneghiniana* であった。12月は細胞数が最も少なく、約 $3000 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ にすぎない。1979年の細胞数の変化は1月にすでに $10^4 \cdot \text{ml}^{-1}$ と多く、その後4月にむけてさらに増殖し $7.4 \times 10^4 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ に達した。この時の増殖は *Asterionella gracillima* を優占種とする珪藻類によるものである。細胞数は8月にかけてさらに増加を続けるが、その優占種は *Microcystis* spp. である。しかし、前二年に達した細胞数には達せず、 $2.1 \times 10^4 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ が細胞数の最高密度であった。以上のように1979年の細胞数は1977年と1978年の場合と異なるが、その原因は1979年の気象状況に述べられている冬期の全面結氷がみられなかったことや、6月、7月の例年にない日射量の低下にあると考えられる。

年間のクロロフィル a 量の変動をみると、その極大は3月および8～9月に現われる。前者は珪藻類が、後者は藍藻類が主体であることは I B P 研究当時 (1970年

頃)と変わらない。年間の最大値は1977年の場合9月に得られ、約 $1200\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ であり、春は $800\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ と夏にくらべて少ない。しかし、1978年、1979年は夏期の日照が少なかったことから単位面積当たりのクロロフィル-a量は春と同じか、春よりも少ない傾向となった。見ためには両年ともに夏に多い印象を受け、透明度の低下もそれを裏付けているかにみえるが、実際には両者の優占種である珪藻と *Microcystis* spp. の鉛直的な分布特性の違いによるもので、単位面積当たりといった量で比較すると、両者の関係は逆になっている場合もある。年ごとの日射量の変動は夏期のクロロフィル量に大きく影響し、春期のそれにはあまり大きく影響しないといった特性も両三年の傾向から読取れる。

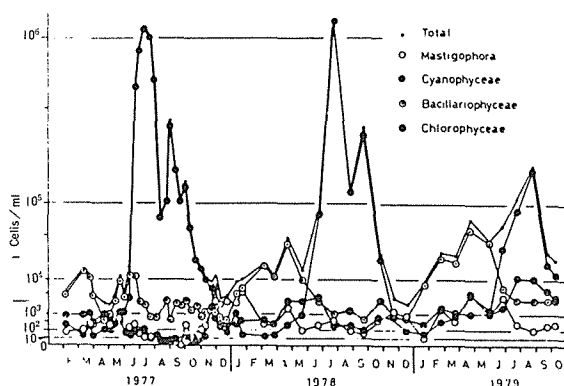


図28. 植物プランクトン細胞数の季節的变化

セストン中のクロロフィル-a含量を全期間、全層からのサンプルについて（特に含量の低いものについては除く）平均してみると、 0.45% （乾重量当たり，SD：0.18）となる。これをもとにして、季節的にその含量の特性をみると概略次のような傾向が認められる。夏期表層部分では $0.4\sim0.5\%$ ではほぼ平均値に近い、一方、夏期の底層と11月頃は 0.2% 程度、またはそれ以下の含量のものが現われる。これはセストン中に活性細胞が少ないか、分解過程の有機物が多く存在していることを示すものでもある。12月から3月にかけては 0.6% 程度の比較的高い含量のものが現われる場合があり、その原因として緑藻あるいは鞭毛藻の存在をうかがわせる。この時期はクロロフィル-b量も多いことはこのことを支持している。仮に、セストンのほとんどの部分が植物プランクトンによって占められているとすれば、冬期はクロロフィル-a量の170倍、春～夏期は250倍が植物プランクトンの乾重量に相当する。一方、11月の場合は1977年の結果で見限り、他の時期の底層部の含量に近く、セストン中の半分は活性のない植物プランクトン、またはデトリタスと見積もられる。セストンとクロロフィル-aの関係を1977年

のサンプルについて次式に示した。

$$SS(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})=1.32+0.23(\text{Chl.-a})(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$$

（青山莞爾，沖野外輝夫）

1：2：2 大型水生植物

1) 種類組成

桜井（1980）は本研究の採集調査や文献（Kurasawa and Okino）に基づいて約60種の生育を明らかにしたが、そのうち湖岸堤防内に存在するもの30種を認めた。即ち、抽水植物はミクリ、クログワイ、ヨシ、マコモ、ミズアオイ、コウホネ、汀線湿生植物はサンカクイ、カヤツリグサ、タマガヤツリ、ミズガヤツリ、ミゾソバ、スカシタコボウ、セリ、タカサブロウ、浮葉植物はトチカガミ、ヒシ、アサザ、浮漂植物はウキクサ、アオウキクサ、沈水植物はヒロハノエビモ、ササバモ、エビモ、ヤナギモ、エゾヤナギモ、イトモ、センニンモ、コカナダモ、クロモ、セキシヨウモ、フサモである。

2) 分布と現存量

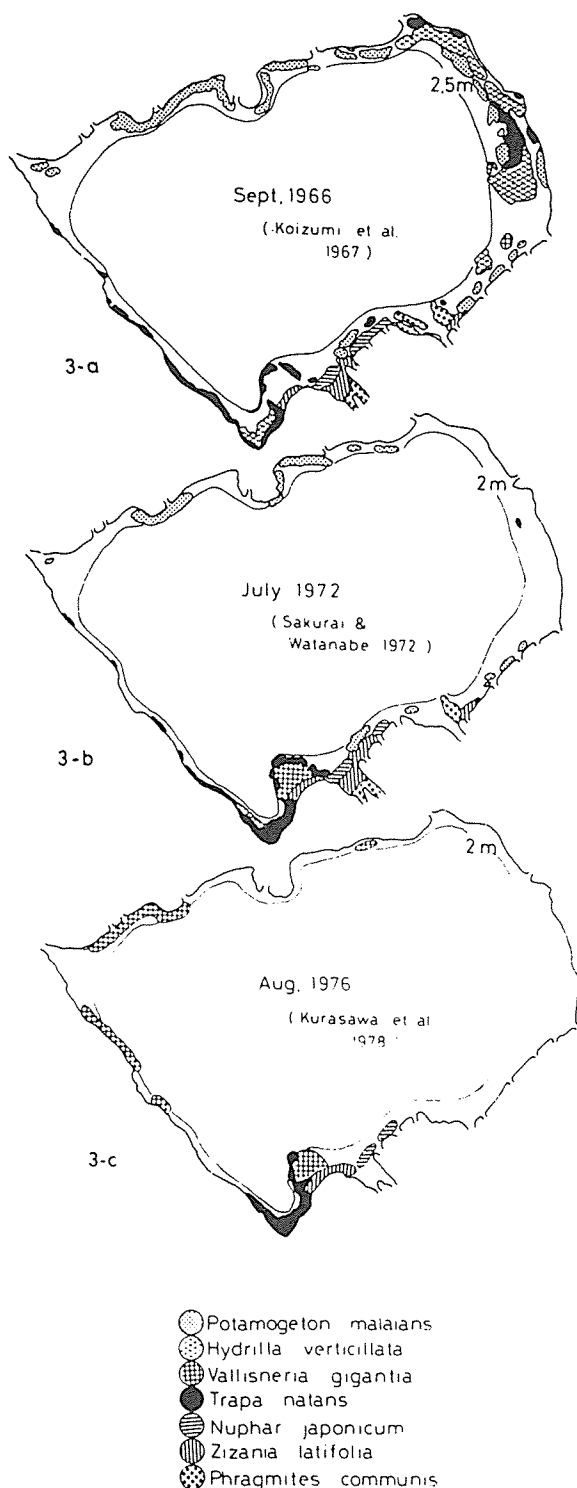
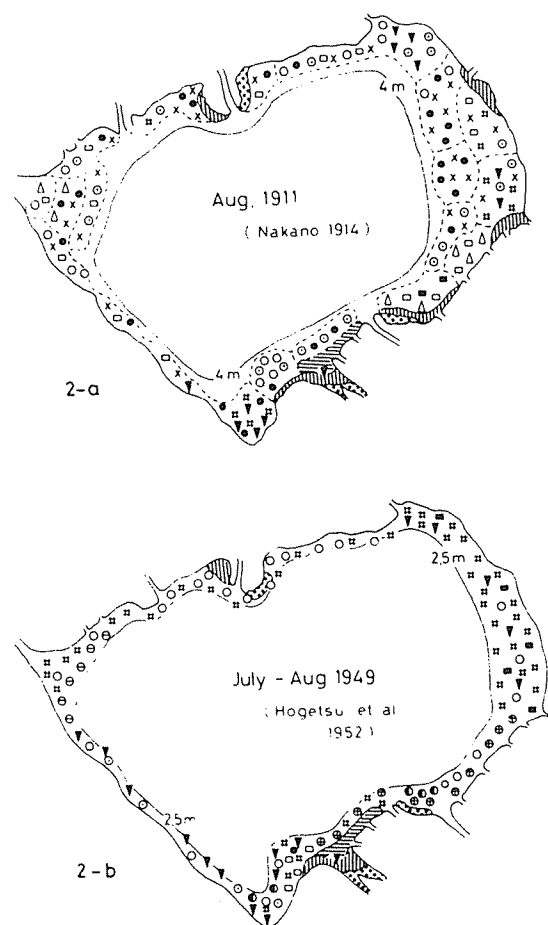
湖面全域にわたる調査は、1911年（中野，1918）には分布のみが、1949年（宝月，ほか，1952，Hogetsu，1953），1966年（小泉，ほか，1967），1967年（落合，ほか，1968），1972年（桜井，渡辺，1972）および1976年（倉沢，ほか，1977）には分布と現存量の両方が同時になされた。その分布について夏期の最盛生長期の状況を年代順に示したものが図29である（倉沢，ほか，1979）。

大型水草の分布限界深度の経年変化をみると、1911年は4.0m、1949年は2.5m、1966年は2.3m、1972年は2.0m、1976年は1.7mであった。それぞれの年代の分布面積の範囲は、1966年頃までは分布限界深度の起伏とはほぼ一致するが、1972年には湖東部一帯と湖南部の一部の大群落は、浚せつと埋立てにより分布限界深度で浅い分布帯から消え、1976年には湖東南部の半分以上に同様なことが出現した。そして、1978年には「エゴ」と称する大型水草の大群落の分布帯のあった湖南部一帯が埋立てにより消滅していった。上記の結果を生育分布面積でみると、1911年の約380ha、1949年の約290ha、1966年の250haで、1911年から55年間に32.6%が減少し、さらに、それより10年後の1976年には約64haとなり83.2%が消失、現在では数十ヘクタールを残すのみとなった。

この水草分布帯につき「エゴ」の衰亡状況の経過でみると、1949年に至るまでは、横河川と砥川のデルタ突出部の入江には小型の「エゴ」と称するに足る群落帯と、高浜、渋、泉沢の大群落「エゴ」が存在していた。1966年には三つの大「エゴ」を残すのみとなり、更に、1972年には、「高浜のエゴ」、1976年にはこのみずうみ最大の「渋のエゴ」の大部分が壊滅し、1978年には最後に残された「泉沢のエゴ」も無くなり、原生のままに残されて

いるのは豊田地先沖に張出した浅瀬に、環状に生育しているヒシおよびその他の浮葉性、沈水性の植物群落のみである。

優占種群落の種類と現存量の経年の推移を表13に示した。沈水植物では1911年にはセンニンモ、ホザキノフサモなどが最優占であったが、1949年にはこれらは衰え、代ってクロモが優占順位の一位を堅持し、ササバモ、セ



- | | |
|--------------------------|--------------------------|
| ● Potamogeton malaiensis | ■ Hydrilla verticillata |
| □ Pot. perfoliatus | ▼ Ceratophyllum demersum |
| ■ Pot. oxyphyllus | ● Trapa natans |
| △ Pot. nipponicus | ● Myriophyllum spicatum |
| x Pot. Maachianus | ● Nuphar japonicum |
| ○ Najas marina | ● Zizania latifolia |
| ○ Vallisneria gigantea | ● Phragmites communis |

- | |
|--------------------------|
| ● Potamogeton malaiensis |
| ● Hydrilla verticillata |
| ● Vallisneria gigantea |
| ● Trapa natans |
| ● Nuphar japonicum |
| ● Zizania latifolia |
| ● Phragmites communis |

図29. 諏訪湖における夏期の大型水生植物の分布図の経年変化

表13. 諏訪湖全面水域における夏期の大型水生植物の現存量（生重量）の経年変化。表中丸印内の数字は優占順位を示し、ゴシック体の数字は％を示す。

Date	1911	1949	1966	1967	1972	1976
<i>Potamogeton nipponicus</i>	++	—	—	—	—	—
<i>Pot. malaianus</i>		④ 120.2 10.1	③ 275.6 14.1	④ 159.3 10.5	④ 119.9 11.4	③ 21.3 4.6
<i>Pot. crispus</i>	+	3.0	—	0.7	—	11.8 2.5
<i>Pot. perfoliatus</i>	++	28.5 2.4	—	20.5 1.3	39.3 3.7	11.0 2.3
<i>Pot. oxyphyllus</i>	+	49.2 4.2	—	—	—	—
<i>Pot. Maackianus</i>	①+++	—	—	19.7 1.3	—	2.1 0.4
<i>Pot. Miduhikimo</i>	+	2.0	—	0.2	—	—
<i>Najas marina</i>	++	39.6 2.7	—	—	—	—
<i>Vallisneria gigantea</i>	++	② 184.4 15.5	15.6 0.8	⑤ 129.6 8.6	③ 120.0 11.4	④ 19.8 4.2
<i>Hydrilla verticillata</i>	②+++	① 377.3 31.8	② 597.4 30.4	② 238.0 15.8	8.4 0.8	10.1 2.1
<i>Ceratophyllum demersum</i>	+	⑤ 105.1 7.9	—	7.7	—	—
<i>Miriophyllum spicatum</i>	③+++	20.1 1.7	—	—	—	—
<i>Chara braaunii</i>		1.3	—	—	—	—
<i>Trapa natans</i>		22.7 1.9	① 630.4 32.3	① 442.4 29.4	① 349.1 33.3	① 358.0 75.6
<i>Potamogeton distinctus</i>	+	—	—	98.1 6.5	—	—
<i>Nuphar japonicum</i>	+	22.6 1.9	⑤ 141.7 7.2	89.7 5.8	74.0 7.0	16.1 3.4
<i>Zizania latifolia</i>	+++	③ 174.2* 14.7	④ 234.7 12.0	③ 234.7* 15.6	② 268.4 25.6	② 22.9 4.9
<i>Phragmites communis</i>	+++	42.7* 3.6	62.7 3.2	62.7* 4.2	71.5 6.8	—
Submerged plants	+++	807.5 75.5	888.6 45.3	575.7 38.3	287.6 27.3	76.1 16.1
Floating leaf plants	+	22.7 2.1	630.4 32.3	540.5 36.0	349.1 33.3	358.0 75.6
Emerged plants	+++	239.5 22.4	439.1 22.4	387.1 25.7	413.9 39.4	39.0 8.3
Total ton/whole lake		1,069.7 100.0	1,958.1 100.0	1,503.3 100.0	1,050.6 100.0	473.1 100.0
%		100.0	183.1	140.1	98.2	44.2
%		54.6	100.0	76.7	53.7	24.2

* Estimation value

キシウモがこれに次いでいた。しかし、クロモは1972年以降は激減する。1966年以降今日までもっとも豊富な浮葉植物のヒシは、1911年には湖内には皆無とされ、1949年においても少量しか発見されなかった。抽水植物の優占種は常にマコモで、1911年以来今日まで2～4位の順位を保持し続けてきた。

現存量の経年の増減の様相は図30でみるように、全湖では1966年の1960ton をピークに前後両側の年代に向けて減少しており、最低値は1976年の470ton であり、最高値の24%に過ぎない。そして、1980年現在では上述の生育分布帯の減少程度から推測すると、この最低値を大きく下回ることが予想される。水草分布帯の単位面積当たりの現存量では、最高が10.2ton・ha⁻¹(1972)、最低が4.1

ton・ha⁻¹(1949)を示し、この最低の値でも富栄養湖の手賀沼の3.2ton・ha⁻¹(宝月, 1944)より大きい。この湖の最高と最低の値の差は、富栄養化に伴って水草の生育が助長されたものと想定される。

湖内の総現存量を沈水、浮葉、抽水植物に分け、その比率をみると、1949年より1969年までは沈水性が他の二者に勝るが、以後は衰える。これに反して、1966年以降は浮葉植物が増大しはじめて沈水性に迫り、1972年にはこれを凌駕し、1976年には全体の76%を占めるに至る。抽水植物は1949年には沈水性に次ぐが、1966年頃は他に劣る。しかし、1972年には全植物量の40%で最優占となるが、1976年には最下位(8.3%)に転落する。

以上のような大型水草の分布帯面積や現存量の経年の

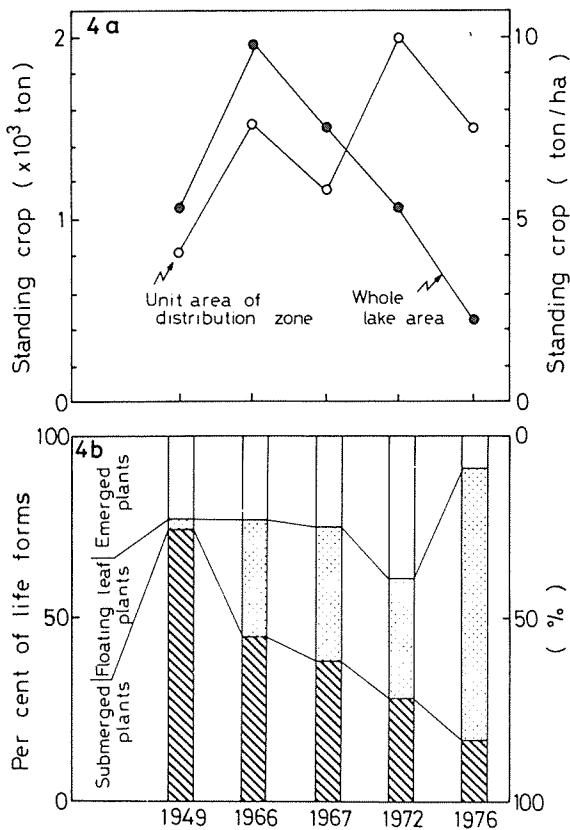


図30. 夏期の諏訪湖全水域の大型水草の現存量（生重量）および分布帯での単位面積当たりの重量の推移と、沈水性、浮葉性、抽水性植物の重量%の経年変化

増減についての主要原因となる要因は、1911年から1967年までは主として湖の富栄養化の進行に因って生じたもので、沈水性植物の発育抑制と浮葉性植物の繁茂を招来した。結果として分布帯面積の減少を来したが、現存量は増大した。一方、1972年以降の現存量の減少は、浚せつ、埋立ておよび築堤工事が湖の沿岸部にある水草の生育分布帯を大巾に改変または破壊したことによるものである。（倉沢秀夫）

1 : 2 : 3 動物プランクトン

1) 種類組成と現存量の季節変化

動物プランクトンの採集はxx17の層別採集用ネットを用い、層別（1 m垂直引き）に行っている。サンプルはホルマリン原液を5%になるように加えて固定し、48時間以上自然沈澱させた後に上澄みを除き、遠心沈澱により濃縮した。固体数の計測には濃縮した試料の1/2.5～1/50を用いている。1977年の季節変化を全層平均でみると次のようになる。原生動物は19種が出現したが個体数変動に大きく関与する種類は *Carchesium* sp., *Vorticella* sp. および *Epistylis* sp. の3種で、*Epistylis* sp. は冬から春にかけて、*Vorticella* sp. は春に、*Carchesium* sp. は春から秋にかけて増殖期をもつ。上記3種の最大値はそれぞれ、138ind.・L⁻¹ (1978.1.20), 322 ind.・L⁻¹ (1977.5.11) および 924ind.・L⁻¹ (1977.5.31) であった。*Carchesium* sp. は他の種が極端に減少する夏期に長期にわたって（5月～10月）増大期をもつため、*Carchesium* sp. の個体数の増減は動物プランクトン群集全体の個体数の変動に大きな影響を与える。

ワムシ類は49種が出現した。個体数変動の幅の大きな種は *Brachionus calyciflorus*, *Filinia longiseta*, *Asplanchna priodonta*, *Keratella quadrata*, *K. cochlearis* および *Synchaeta stylata* の6種で、それぞれの種の出現時期と最大値は次のようである。

B. calyciflorus, *F. longiseta* および *K. quadrata* は冬から春にかけて増大期をもち、最大値はそれぞれ、564 ind.・L⁻¹ (1977.3.21), 269ind.・L⁻¹ (1977.3.31) および 49ind.・L⁻¹ (1977.3.31) である。*Asplanchna priodonta* の最大値は198ind.・L⁻¹ (1977.5.20) で春に増大期をもつ。*K. cochlearis* と *S. stylata* は春から夏にかけて増加する傾向が見られ、前者の最大値は45ind.・L⁻¹ (1977.5.31), 後者のそれは49ind.・L⁻¹ (1977.6.21) であった。甲殻類では *Bosmina fatalis* が831ind.・L⁻¹ (1977.5.31) の極大値を示す以外は少なく、*Bosminopsis deitersi* の40 ind.・L⁻¹ (1977.5.31) は甲殻類の最大値であった。全種属の個体数の総計の最小値は37ind.・L⁻¹ (1977.5.31) で、最大値は1929ind.・L⁻¹ (1977.11.20) で、この時の優占種は原生動物の *Carchesium* sp. と甲殻類の *B. fatalis* で、それぞれ46.8%と42.1%を占めている。1978年の個体数の季節変化は冬と春に極大をもち、夏には減少する傾向が見られ、1979年のそれは春に極大をもつことには変りないが、以後は小さな増減を繰返ししながら冬に向って減少する傾向が見られた。図31 に動物プランクトンの総個体数に対する原生動物、ワムシ類、甲殻類の構成比について3年間の季節変化を示した。1978年の個体数の年間の変動幅は87～5100ind.・L⁻¹, 1979年のそれは55～6590 ind.・L⁻¹ であった。両年の個体数の季節変動は秋から冬にかけては原生動物の *Carchesium* sp. および *Epistylis* sp. の増減に大きく影響される。一方、冬から春にかけて

はワムシ類の *Conochiloides coenobasis*, *Syncheata stylata*, *Asplanchna priodonta*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella quadrata*, および *Filinia longiseta* の増減に大きく影響され、個体数の極端に少ない時期にのみ甲殻類の占める割合が高まる。1978年と1979年の最大個体数が観測された時の優占種はいずれも原生動物で、1978年の場合は *Epistilis* sp. が43.8%を、1979年には *Carchesium* sp. が単独で73.3%を占めている。現存量については4月から11月にかけて甲殻類が50%以上を、5月から9月の間では90%以上を占め、春期には *Cyclops* とその nauplius が、夏から秋にかけては *Bosmina*, *Bosminopsis*, *Diaphanosoma* および *Mesocyclops* が、そして冬には nauplius が優占する。

一方、ワムシ類は冬から春にかけて優占し、現存量でも50~80%を占めることがあるが、原生動物は現存量で優占することはない(図32)。1977年から1979年の間の現存量は乾重量で0.05~11.33g・m⁻²であった。

(磯部吉章)

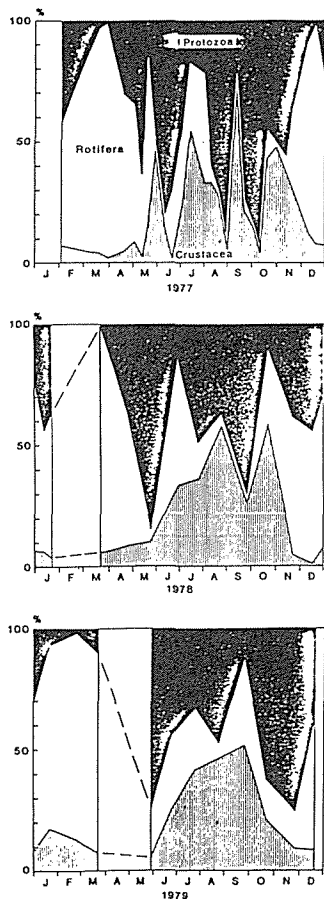


図31. 1977年, 1978年, 1979年の動物プランクトンの個体数について, 原生動物, ワムシ類および甲殻類の占める比率の季節変化

2) 諏訪湖のノロ (*Leptodora kindtii*)

淡水の動物プランクトン中で最も大きく、肉食性のノロは諏訪湖においても食物連鎖上重要な動物プランクトンである。ノロは5月上旬に出現し、11月下旬にはみられなくなる。その出現期間は約200日で、湖内の水温が10℃を超える期間に相当する。その個体数の最大が記録されるのは6月で、1977年には2710ind.・m⁻³, 1981年には664ind.・m⁻³が記録されている。これらは現存量にするとそれぞれ13.6mg・m⁻³および7.1mg・m⁻³に相当する。しかし、7月から8月にかけては10分の1以下に減少し、9月に420ind.・m⁻³, 3.2mg・m⁻³ (1977年) とやや増加し、その後再び減少し、11月下旬には採集されなくなる。ノロの全動物プランクトンに占める比率は6月が最高で、個体数の場合は0.28%, 現存量にすると0.84%となる。湖内でのノロの生息分布を知るために、湖岸から湖心にかけて水深1m間隔の等深線ごとに採集を行った結果によると、ノロの個体数は湖心にむけて増加する傾向が観

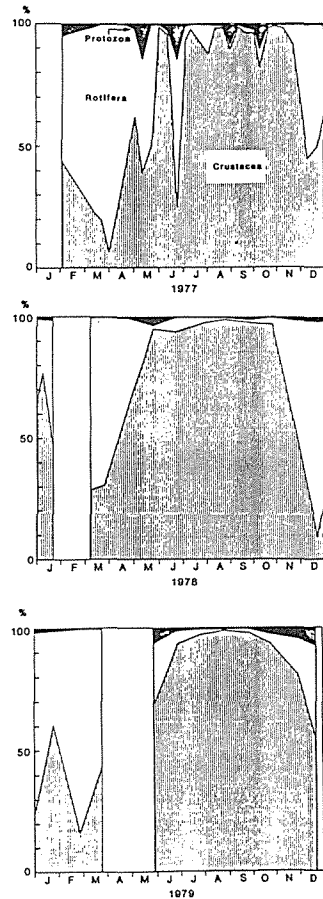


図32. 1977年, 1978年, 1979年の動物プランクトンの現存量について, 原生動物, ワムシ類および甲殻類の占める比率の季節変化

察された。しかし、6月の場合のみは水深1mに最大の密度が観察されている。体重(M)と体長(L)の関係は

$$0.473\log W = \log L - 0.093$$

で表され、最大は約 $50 \times 10^{-3} \text{mg}$ であった。ノロの成長について、各サンプリング時の体長のヒストグラムをもとにして推定してみると(丹羽, 1982)幼生から体長5mmの成体になるのに2週間を要している。

育房の発達は体長3.5mmの個体でも認められるが、一見して卵と識別できるものを持つようになるのは体長4.5mm以上の個体である。卵の大きさは育房中のもので直径約0.3mmである。育房中の卵数の最高は13卵で、平均すると8卵であった。ノロは他の動物プランクトンと同様に出現期間中の大部分は単為生殖によって増殖するが、生育環境が悪くなると雄が出現し、雄性生殖により休眠卵を生成するようになる。1981年の諏訪湖での観察によると、ノロの雄は5月下旬、6月下旬と9月から11月にかけて認められている(丹羽, 1982)。

CHN元素分析計による分析結果によると、ノロの乾重量当たりの炭素および窒素の含量は、それぞれ35.1%と7.0%で、C/N比は5であった(丹羽, 1982)。

(沖野外輝夫, 磯部吉章)

3) 動物プランクトンの食性

1978年の6月から10月の諏訪湖の湖水をもちいて動物プランクトンの食性について検討を行った。この時期は *Microcystis* spp. による『水の華』の形成期にあたり、珪藻と緑藻は衰退期を迎えている。しかし、動物プランクトンの餌料水として用いた湖水はあらかじめネットで濾過したものであり、植物プランクトンとしては珪藻の *Cyclotella* sp. が優占し、*Microcystis* spp. の群体のうち大型のものは除かれている。また、珪藻のうちでも *Melosira* spp. や *Fragilaria* sp. などの群体を形成しているものも少ない。動物プランクトンは個体数では甲殻類が最も多く、中でも *Eodiaptomus* sp., *Termocyclops* および *Diaphanosoma* が最盛期にあっている。*Bosmina* spp. はこれより秋期にむけて増加しつつあり、ワムシ類では *Keratella* spp. から *Brachionus* sp. に移行し、原生動物では *Epistilis* sp. の群体がみられた。動物プランクトンの餌としては群体の *Fragilaria* や棒状の *Melosira* は対象となり難く、*Asterionella* の群体や *Dactylococcopsis* も同様である。しかし、同じ *Melosira* でも螺旋状の *M. granulata* の餌としての利用度はむしろ高く、甲殻類の排泄物の中にも頻度高く観察され、それを裏付けている。その排泄物の中には50~100細胞を限度とする *Microcystis* の群体や、珪藻の *Nitzschia* なども観察されるが、全体として緑藻は少ない。しかし、緑藻の *Scenedesmus* および *Kirchneriella* は当然餌の対

象となり得ることは、摂餌開始後3~6時間内に最初これらより細胞数の多かった珪藻や藍藻よりはるかに減少することからも分る。これらのことは動物プランクトンによる選択摂餌の可能性を示唆するもので、湖内には少ない緑藻についても動物プランクトンの餌として注目する必要がある。

実験の結果をもとにして、植物プランクトンを含むセストン量として動物プランクトンの摂餌量を求めると、餌の密度が $10 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ の場合には $2 \mu\text{g} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ で、動物プランクトンの密度が $2000 \text{ind} \cdot \text{L}^{-1}$ の時に最も高い摂餌速度が得られ、動物プランクトンの密度がそれより高くても低くても摂餌速度が低くなる傾向にあった。餌の密度が約 $20 \sim 30 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ の場合は、動物プランクトンの密度が $1000 \text{ind} \cdot \text{L}^{-1}$ より低い密度で摂餌速度は一段と高まり、約 $25 \mu\text{g} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ に達する。しかし、餌の密度がそれ以上に高くなっても摂餌速度が高まることはない。また、動物プランクトンの密度が $1000 \text{ind} \cdot \text{L}^{-1}$ より増えると、この餌の密度の段階では摂餌速度は低下し、さらに、 $5000 \text{ind} \cdot \text{L}^{-1}$ を越えると摂餌速度は $1.5 \mu\text{g} \cdot \text{ind}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ 以下に低下する。

こうした動物プランクトンの密度(S)と摂餌量(N)との間には次のような関係が認められた。

$$S = 9.84 - 2.31 \log N$$

(相関係数: 0.60)

(青山莞爾)

1 : 2 : 4 底生動物

1) 種類組成

1977年2月から1978年5月までの湖心部における定期調査で出現した種はユスリカ科幼虫(*Chironomidae*) 3種、オオユスリカ(*Chironomus plumosus*)、アカムシユスリカ(*Tokunagayusurika akamushi*)、カユスリカ(*Procladius* sp.), イトミミズ科(*Tubificidae*) 4種、ユリミミズ(*Limnodrilus socialis*)、フトゲユリミミズ(*L. granbisetosus*)、イトミミズ(*Tubifex hattai*)、エラミミズ(*Branchiura sowerbyi*)、ミズミミズ科(*Naididae*) 1種、ウチワミミズ(*Dero limosa*)であり、その他に未同定のヒル類(*Hirudinae*)と線虫類(*Nematoda*)の出現が認められた。

大型底生動物のうち、KITAZAWA and KURASAWA(1951)による1949年の調査と比較して、今回新たに記録された種はフトゲユリミミズとウチワミミズであり、反対に、今回の調査では出現が記録されなかった種はフサカ(*Chaoborus*)であった。1949年の調査によると、フサカは2.5m以深の湖底から、個体数は少ないながらも採集されており、比較的広く分布していたと推定される。しかし、IBP研究当時(1968~1970)の調査では1個体も採集されず(山岸, 福原, 未発表)、本種はほぼ

全滅しているものと思われる。本種は低酸素条件により適した生活史をもつことから、全滅の原因は富栄養化の進行による酸素条件の悪化よりも、ワカサギを中心とした魚類の増加による捕食圧によるものと推定される。

2) 密度および現存量の季節変化

主要な種についての密度、現存量の季節変化を図33と図34に示した。また、密度および現存量の最大、最小および平均値を1977年2月から1978年1月の調査結果について表14に示した。

年間を通して最も個体数の多い種はユリミミズで $8 \times 10^3 \sim 65 \times 10^3 \cdot \text{m}^{-2}$ の間で変動を示した。この種は春期(4月)、秋期(10月)に極大を示し、夏期には個体数を著しく減じた。本種の産卵は年2回で、春期および秋期に比較的長期間行なわれていると考えられ(福原, ほか, 1980), この時期に孵化して小個体が大量に出現し、個体数の増加が起こるものと推定される。

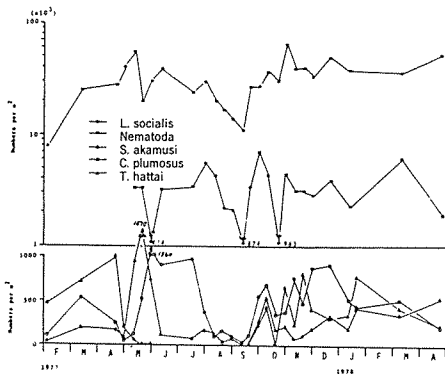


図33. 1977年2月から1978年4月の主な底生動物の個体数による季節変化

夏期における個体数の減少は底層水中の溶存酸素量の低下が原因の一つと考えられる。イトミミズの個体数の季節変化でもユリミミズと同様な変動のパターンが観察された。

Nematoda の個体数は $4.5 \times 10^2 \sim 7 \times 10^2 \cdot \text{m}^{-2}$ の間で変動したが、あまり明らかな季節変化を示さない。本種は極めて小型のため総現存量に占める比率は少ない。

諏訪湖のユスリカ幼虫の動態については、すでに YAMAGISHI and FUKUHARA (1971) が報告している。今回の調査においてもほぼ同様な結果を得た。以下にその概要をのべる。オオユスリカは年3回(4~5月, 6~7月, 8~10月)羽化期があり、幼虫数は羽化期後に極大となる。幼虫密度は $30 \sim 1500 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ の間で変動し、9月に最小、5月に最大を示した。一方、アカムシユスリカは、年一回(10~11月)の羽化期を持つ。本種は夏期に底泥深部へ掘潜して底泥表面から消失するという特異な生活史を持ち(YAMAGISHI and

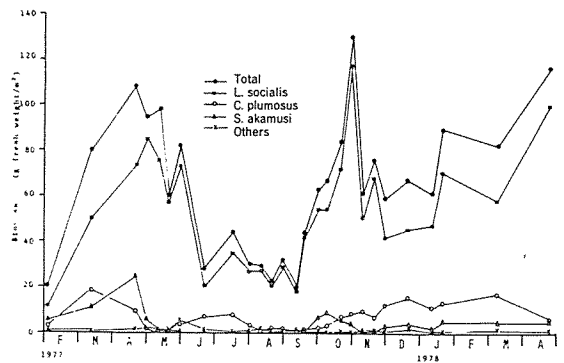


図34. 主要な底生動物の現存量についての季節変化(1977.2~1978.4)。

表14-1. 諏訪湖における主要な底生動物の密度の最大、最小および平均値とその出現した月(1977.2~1978.4)。

種 名	密度 (Nos. $\cdot \text{m}^{-2}$)		
	最 小	最 大	平均
<i>Chironomus plumosus</i>	30 (Sep)	1540 (May)	482
<i>Tokunagayusurika akamushi</i>	15 (May)	1007 (Apr)	312
<i>Procladius</i> sp.	0	237 (Apr)	22
<i>Limnodrilus socialis</i>	7909 (Feb)	64409 (Oct)	32240
<i>L. grandisetosus</i>	0	104 (Nov)	45
<i>Tubifex hattai</i>	0	1674 (May)	348
<i>Branchiura sowerbyi</i>	0	89 (May)	17
<i>Dero limosa</i>	0	1170 (Jun)	189
Hirudinae	0	237 (Jun)	20
Nematoda	444 (May)	7242 (Oct)	3284

FUKUHARA, 1972), 夏期の低酸素条件に対する適応現象として興味深い。この掘潜現象は今回の調査においても確認された。アカムシユスリカ幼虫密度の変動は $15 \sim 1000 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ で、オオユスリカよりやや少ない。カユスリカは前二者に比べて個体数も $0 \sim 240 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ と少なく、春期にのみ出現した。

現存量の変化のパターンはほぼ個体数の季節変化に類似している。底生動物中現存量の最も多い種はユリミミズで $11 \sim 120 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (平均 $50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) の間で変動し、2月に最小、10月に最大となった。オオユスリカ、アカムシユスリカの現存量の最大はそれぞれ $18 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (3月) と $25 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (4月) で、ユリミミズと共にこれら3種で各月の底生動物現存量の95%以上を占めていた。総現存量

表14-2. 諏訪湖における主要な底生動物の現存量の最大, 最小および平均値とその出現した月(1977.2~1978.4)。

種 名	生重量 (g・m ⁻²)		
	最小	最大	平均
<i>C. plumosus</i>	0.88 (Aug)	18.34 (Mar)	5.99
<i>T. akamushi</i>	0.44 (May)	24.75 (Apr)	5.69
<i>Procradius</i> sp.	0	0.88 (Apr)	0.06
<i>L. socialis</i>	11.44 (Feb)	117.42 (Oct)	50.7
<i>L. grandisetosus</i>	0	1.48 (Dec)	0.40
<i>Tubifex hattai</i>	0	0.54 (May)	0.09
<i>B. sowerbyi</i>	0	4.28 (May)	0.34
<i>Dero limosa</i>	0	0.12 (Nov)	0.02
Hirudinae	0	0.76 (Jun)	0.10
Nematoda	0.01 (May)	0.22 (Aug)	0.09
Total	19.95 (Sep)	130.53 (Oct)	61.49

は20g(9月)~130g(10月)で変動し, これらの現存量に対する寄与の大きい種はユリミズで, 年間平均で83%にもなる。それゆえ底生動物の現存量の季節変化はユリミズの現存量の季節変化によって特徴づけられることになる。

3) ユスリカ幼虫密度の年変動

ユスリカ幼虫は古くから湖沼の栄養度の指標生物として用いられてきた。特に, オオユスリカは富栄養湖に優占的な種として出現することが知られ, その個体数の増減と湖の富栄養化の進行には密接な関係があると推定されている。そこで, これまでに諏訪湖で調査された結果と今回の結果をまとめて表15に示した。

表15 にみられるように, 連続する数年間の調査結果においても年ごとの変動が大きく, 明確な判断をくだすことは難しい。10年前のI B P研究当時の調査結果と比較しても,それほど大きな変化があるとはいいがたい。

表15. オオユスリカとアカムシユスリカの幼虫の個体数密度の経年変化。水深6~6.5mの地点から採集されたものについて比較してある。

年	<i>C. plumosus</i>		<i>T. akamushi</i>
	6月	12月	12月
1928	—	2321	597
1948	11748	396	44
1949	2068	880	312
1966	2220	—	—
1967	—	616	13
1968	1232	167	2209
1969	1980	441	838
1970	2134	73	661
1971	2229	—	—
1977	889	903	326
1982	3415	222	3022
1983	1481	1022	4550

* YAMAGISHI and FUKUHARA(1971)に福原(1971年, 1977年), 平出(1982年)および安田(1983年)のデータを加えた。

4) 諏訪湖湖内における有機物収支に及ぼすユスリカ類の影響

湖沼生態系におけるユスリカ類の役割については, 魚類の餌として重要なことや, 羽化によって湖底の有機物を湖外に持ちだすこと(安野, 1979)などの指摘がなされているが, 量的な報告はほとんどないといっても良い。そこで, 1982年諏訪湖において水深約4mの地点に湖底式および表層式のエマーゼンス・トラップを設置し, ユスリカ幼虫の湖内における消失量の測定を行った。測定期間はオオユスリカについては8月から10月, アカムシユスリカについては9月から11月である。

オオユスリカについてみると(図35), 羽化前の7月29日に底泥中に生息していた四令幼虫は1156個体・m⁻²であった。一方, 固定式エマーゼンス・トラップで捕獲された蛹の推定総数は677個体・m⁻²で, 羽化前に底泥中に生息していた幼虫の58.6%に相当する。表層式トラップで捕獲された成虫の推定総数は297個体・m⁻²で, 羽化前に底泥中に生息していた幼虫の25.7%, 湖底式トラップで捕獲された蛹の総数の43.9%にあたる。羽化の終了した9月16日には底泥中に四令幼虫はゼロであったことから, すべての幼虫が底泥中から水中, 又は大気中に出土したものと確認される。

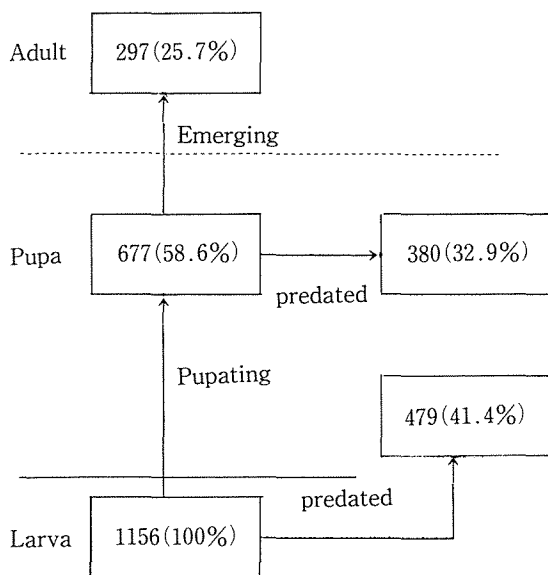


図35. オオユスリカ (*Chironomus plumosus*) の成熟幼虫個体数、蛹化量および羽化量の関係 (平出, 沖野, 1983)。枠内の単位は個体・ m^{-2} 。

即ち、羽化前に底泥中に生息していた四令幼虫の58.6%が底泥中より蛹となって水中を浮上したことになる。しかし、水面に達するまでにそのうちの56.1%が消滅し、実際に空中へ羽化するのは底泥中の四令幼虫の25.7%、蛹になったものの43.9% (279個体・ m^{-2}) にすぎなかった。この消滅の原因は主に魚類等による捕食と考えられる。また、底泥中の四令幼虫の41.4%にあたる479個体・ m^{-2} は底泥中から蛹となって水中に浮上する段階で消失している。羽化期後、底泥中に残っていた幼虫が零であったことからみて、この消失量は底泥中での自然死か、魚類等による捕食によるものと考えられるが、その数はあまりにも多い。山岸、倉沢らの研究 (1970) によれば、この時期オオユスリカの幼虫や、蛹を捕食する魚は、ワカサギ、フナ、コイ、ホンモロコ、ヨシノボリなどであるが、魚の個体数などから考えて、ワカサギによる捕食が最も多いと思われる。

次に、アカムシユスリカについてみると、羽化前の9月28日に底泥中に潜っていたアカムシユスリカの幼虫の個体数は2326個体・ m^{-2} であった。湖底式エマーゼンス・トラップで捕獲された蛹の推定個体数は665個体・ m^{-2} で、底泥中の幼虫の28.6%に相当する。表層式エマーゼンス・トラップにより捕獲した羽化成虫の推定個体数は325個体・ m^{-2} で、底泥中の幼虫の14.0%、湖底式トラップで捕獲された蛹総数の48.9%にあたる。羽化期終了後の11月22日には底泥中の15cmより浅いところに819個体・ m^{-2} の幼虫が羽化せずに残っていた。岩熊 (1981) は

すでに同様のことを指摘し、アカムシユスリカが羽化期を終了した後も底泥の15cmより深い層にかなりの数存在することを報告している。アカムシユスリカの場合、蛹化して水中に出てきた個体数の52.1%は水中を浮上する間に消滅し、その消滅の原因は主に魚類による捕食と考えられている。オオユスリカとの違いは、底泥中に羽化せずに残る幼虫個体数が羽化前の幼虫数の35.2%にもなることである。底泥中の幼虫個体数の36.2%は蛹となって水中に浮上する間で失われている。この時期アカムシユスリカの幼虫や蛹を捕食する魚類は、ワカサギ、モツゴ、オイカワなどである (山岸, ほか, 1970) が、オオユスリカの場合と同様にワカサギによる捕食が最も多いと考えられる。竹内 (1984) によると、ワカサギ一年魚の体長は9月2日には78mmであったが、その年の12月2日には体長80mmにまで大きく成長していた。この時期のワカサギ消化管内容物の乾重量組成もオオユスリカとアカムシユスリカの幼虫や蛹の占める割合が大きくなることが報告されている (竹内, 1982)。

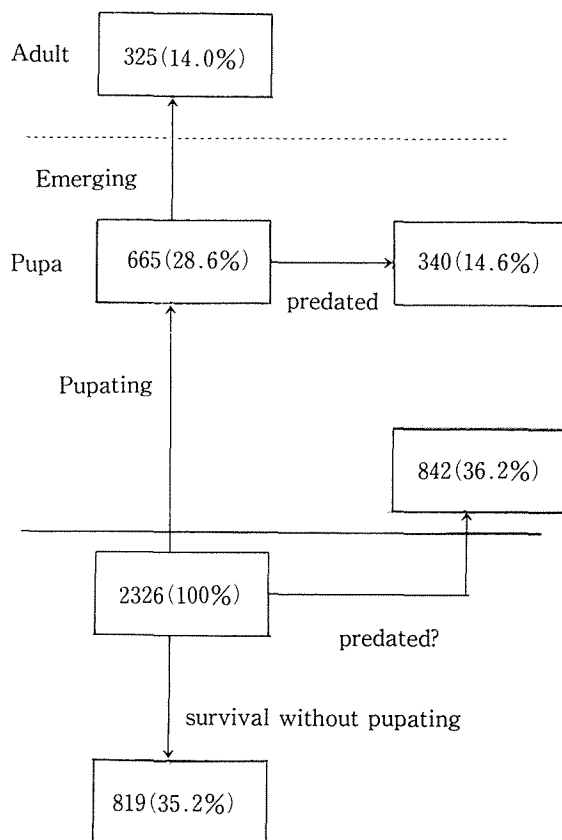


図36. アカムシユスリカの成熟幼虫個体数、蛹化量および羽化量の関係 (平出, 沖野, 1983)。枠内の単位は個体数・ m^{-2} を示す。

諏訪湖の各深度別に得られたユスリカ幼虫の現存量をもとにして、アカムシユスリカが底泥中のデトリタスから固定した有機物量を算定すると、諏訪湖全体で乾量にして159.8トンにもなる。これをPの量に換算すると、1.21トンに相当する。9月から10月の間に魚類等によって捕食されるユスリカ幼虫の量は底泥中のユスリカ幼虫の37%で、諏訪湖全体にすると乾重量にして59トン、Pの量にすると0.45トンになる。また、底泥中のユスリカ幼虫の14%にあたる22.4トン（P量出0.17トン）の成虫は湖外へ脱出していることになる。

（福原晴夫，平出保，沖野外輝夫）

1：2：5 魚類と漁獲量

1) 種類組成

最近のものではないが、魚類分類学の専門家である黒田（1960）によって報告された種類は、アメノウオ、アユ、ワカサギ、バラタナゴ、ゼニタナゴ、ヒガイ、スワモロコ、ホンモロコ、カマツカ、ニゴイ、モツゴ、ウグイ、アブラバヤ、オイカワ、フナ、コイ、ソウギョ、ハクレン、ドジョウ、シマドジョウ、ナマズ、ハゲギギ、アカザ、ウナギ、メダカ、カムルチー、ドンコ、ヨシノボリ、ツシマハゼ？、ウキゴリ、ヒリング、ウツセミカジカ？の32種の生息を明らかにしている。この他にグッピー、オオクチバス、ブルーギルなども最近捕獲、観察されている。

2) 漁獲量

漁獲物中には魚類の他に貝類、エビ類などが含まれるので、これらも合せて報告する。諏訪湖漁業協同組合やその他の資料を整理した、1895～1975年の約80年間の年間漁獲量の経年変化（倉沢，1980）をみると、図37のようである。この諏訪湖全体の漁獲物の総水揚げ量の最大量は、1925年の1840トン（生重量）であり、最小は1945年の67トンである。1000トンを越える年はすべて太平洋戦争の終戦以前である。戦後の最高は515トン（1965）で、最近10年間は300～450トンの範囲で変動している。また魚類に限ってみると、最高874トン（1924）、最低49トン（1945）であり、戦後は500トン以下に低迷し、最近10年間は250～400トンである。貝類の水揚げ量は最高945トン（1934）、最低18トン（1945、1974）であり、500トン以上の水揚げ量はすべて終戦前の年にえられている。戦後は著しく少なくなり最高でも204トンで、魚類量に勝ることはなく、最近10年間に至っては激減し10トン前後の値を示すにすぎない。エビ類の最高値も戦前の184トン（1922）で、最低は1.4kg（1970）をみるにいたり、1950年以前は10トンを越えず、最近10年間は1～3トンに減少した。

以上の魚類、貝類、エビ類の三者の水揚げ量の経年変化について、その増減関係を見ると、1905～1930年の間は魚類とエビ類には平行的増減関係があり、魚類と貝類

の場合には大体相反の関係となる。戦後は魚類が圧倒的に他を制圧し、貝、エビの類は著しく乏しい。

次に各種漁獲物とその量的関係の変動を知るために、総量に対する各種漁獲物量の百分率の経年変化を図38と図39に示した。これらの図に基づいた主要漁獲物の百分比による優劣をみると、1910年代の後半から1920年代の前半にはフナとシジミが共に30～60%を示し、いわばフナ、シジミ時代を現出し、またエビ類も諏訪湖漁獲史上最大の10～20%を占めている。1920年後半から1930年代の初期までは、フナ、コイ、ワカサギ、タニシ、シジミが大体同率の20～30%の漁獲比率を示し、あたかもこれら各種属間の競合時代というべき現象をみせている。それ以後1940年代の初期までは、移殖によるカラスガイが50～80%を占める異常優占期間で、フナ、ワカサギおよびタニシ類などの比率はいずれも10%前後であるが、水揚げ量は減少していない。1940年代の初期より末期にはタニシ類が70%から10%台に落込むのに対して、ワカサギが逆に10%から60%を占めるまでに上昇し、優位にたつ年代である。また、この年代までは魚類中の最高水揚げ量を維持してきたフナが、以後ワカサギに劣るようになる優劣の交替期間でもある。1950年代なかばより1960年代末期は戦後漁獲量の上昇期であるが、ワカサギは約40%、フナ、タニシはそれぞれ10%でこれに次ぐが、終戦直後より増殖傾向をみせていたシジミ、カラスガイ、エビ類は年と共に漁獲率が減退している。1970年代には漁獲量が暫減傾向に入るが、それと共にワカサギの比率は高まり60～80%にまで拡大する。反面、フナ、コイ、タニシは著しく低率となり、ワカサギ単独優占年代となる。殊にフナの衰乏は著しく目につく。

倉沢、ほか、（1980）は1932～1940年間と1950～1979年間の毎年の月別漁獲量のデータを、諏訪湖漁業協同組合の資料に因って整理した。今、その一部である最近5年

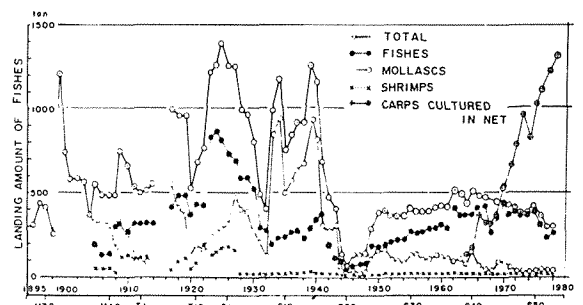


図37. 諏訪湖の1895～1978年間の年間漁獲量の経年変化と、1964～1978年間の網イケス養鯉の年間水揚げ量の経年変化。Mは明治，Tは大正，Sは昭和を示す。

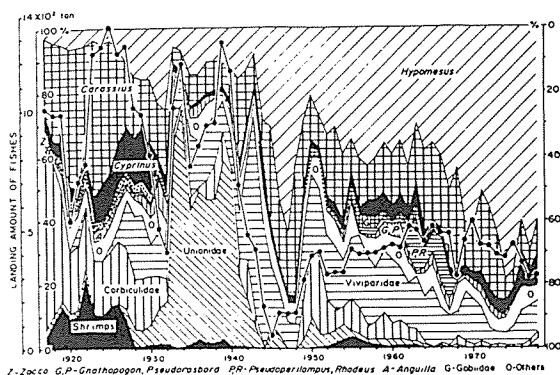


図38. 1905～1978年間の漁獲物組成の経年変化。

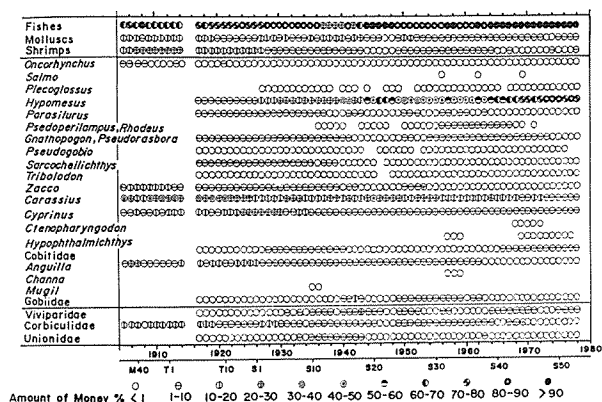


図39. 1905～1978年間の各種漁獲生物量の重量クラス別(%)水揚げ量。

間(1975～1979)の結果を示すと図40 のようである。即ち、毎月の全水揚げ量は最高の月でも50トンを超えることは希であり、戦前の1930年代における月漁獲量の最高値100～300トンに比べ著しく劣る。しかし、その内容をみると、この減少は貝類の著しい水揚げ量の低下に起因するもので、月漁獲量の最高値はそれほど少なくなっていない。また、各年の最大漁獲量を示す月を、全漁獲量、魚類、貝類、エビ類および各種魚類それぞれの経年の経過についてみると、従来は毎年ほぼ定まった月に最高値がえられてきているが、最近15年位前からは年毎に変動する傾向が顕著に現れるようになった(倉沢, 1980)。漁獲物量の季節変化を全量でみると、増大期は二期あって春秋に現われ、減少期は1～2月と6～8月に当たることが多く、その増減は最近特にワカサギの水揚げ量に支配されている。

以上の年間漁獲種および月別のその量的比率は、戦

前の多様性から次第に単純化に進み、最近ではワカサギが70～90%を占める単一種の増大傾向が著しくなり、富栄養化の進捗の顕著さを明示している。

諏訪湖漁業を事業として成立させているものに、移殖放流がある。例えば、ワカサギは1940年前後では放流卵数が1億粒弱で、年間の漁獲量は140トンであったが、1945年以降では同程度の漁獲量を維持するには約5倍の放流卵数を必要とし、漁獲量は放流卵数に比例する傾向をみせ、近年では20億粒の放流卵数に対して約300トンのワカサギが漁獲されている。終戦以来近年に至るまで、河川の汚濁のために自然産卵の場所が減少し、今や、人

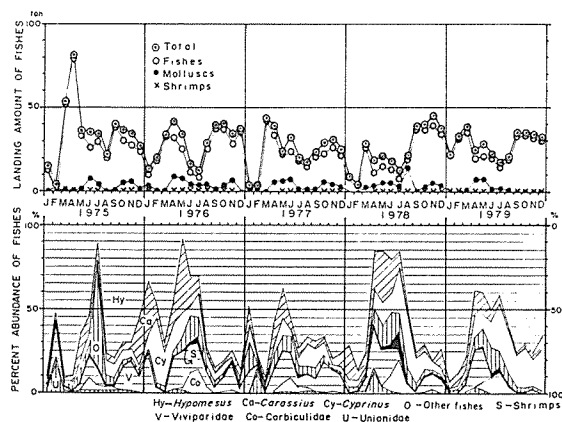


図40. 最近5年間の漁獲量の季節変化と主要魚介類の種別の百分率。

工採卵・放流の継続は諏訪湖のワカサギ漁業にとって不可欠の要素と言えよう。

ウナギの放流も1962～1963年を境に、以前は放流量に対し漁獲量が多く、終戦前は2トンの放流に対し平均10トンの収量をみたが、以後は収量が放流量を下回ることが多くなっている。この放流効果の激減のため、ナマズなどと共に年毎に放流量を減らしているようである。

シジミの放流も1951年以前は放流量より収量が上回っていたが、以後は逆となり、例えば1961年には80トンの放流に対し24トンの水揚げ量でしかない。これが1938年には13トンの放流に対し約100トンの水揚げ量があり、約8倍の高い効率をあげていた。この原因の一つは湖の富栄養化に伴う水質と底質の悪化で、これに加えて耐酸素欠乏力に弱いことや、浚渫、埋立てなどにより好んで生息する砂質の底質が減少したことを挙げることができよう。近年、カラスガイの移殖は中止しているが、大型二枚貝の中に産卵するタナゴ類やヒガイの生息には必須の貝である。終戦後にはカラスガイの目だった増産期がないのに、ヒガイでは1958～1963年、タナゴ類では1962～1968年に高い漁獲量を示している。これはカラスガイの

採取を積極的にしなくなったため、漁獲量には現われな
いが、現実には多数のカラスガイが生息していたものと
推測される。しかし、大規模な浚渫、埋立て開始の年代、
すなわち1970年以後は、タナゴ類が極端に減少している
ことから、カラスガイ類も生息場所の破壊によって減少
しているものと予想される。

以上よりすると、大量に人工採卵によって放流される
ワカサギは別として、自然産卵にほとんど依存している
フナなどの魚種は、1969年以後の浚渫、埋立て、護岸工
事の開始と進捗に伴って徐々に漁獲量を減少させてきた。
現在、諏訪湖の漁獲量のうちでフナの占める割合はコイ
と同等か、やや少なく、順位としては第三位となっている。
しかし、1973年以前にはコイよりもフナの方が圧倒
的に多く、フナ5に対してコイ1といった比率であった。
このフナの漁獲量が最近数年間に目だって減少している
ことが諏訪湖漁業協同組合の統計資料から明らかになっ
ている。フナの漁獲量は1964年頃から年間110トンと安定
し1972年に至っている。その間、1979年に減少している
が、これは諏訪湖でのカドミウム等による重金属汚染の
報告による影響で、1968、1969年は最も漁獲量の多いワ
カサギも大きく減少している。

漁獲努力量には近年それほどの変化のないこと、フナ
は現在でも価格的に安定していることを考え合えると、
現状でのフナの漁獲量の減少は湖内のフナの現存量の減
少と判断しても良い。1974年から5年間は30トン前後と
最盛期の30%以下となっている。この8年間（1972年以
来）における湖の変化としては次ぎのものが挙げられる。
BOD物質発生源としての食品、醸造関係事業所の排水
処理が義務付けられ、1973年には処理装置が稼働し始め
た。諏訪湖浄化と湖畔整備の目的で水深2.5mまでの沿岸
帯の浚渫が行なわれたのもこの間である。前者は湖内へ
の有機物の流入減少ということで、魚類にとっての餌料
生物である細菌、原生動物、およびワムシ類などの減少
を考えることができるが、酸素条件等、環境面での改善
によるプラス効果の方が大きく、フナ減少の原因として
は採りあげ難い。一方、後者は1969年から開始され、高
浜、渋、および泉沢のエゴをはじめとする水草帯の埋立
てと関連し、魚類の仔稚魚期の生息の場、産卵、繁殖の
場の消滅と大きくかかわっていることからフナ減少の原
因となりえる可能性を多く含んでいる。沿岸帯の浚渫は
1979年にはほぼ完了している（図2）。

最近のフナ漁獲量が最低値で安定しているのは残存水
草帯がほぼ一定になっていることとも関連している。諏
訪湖工事事務所による資料から、浚渫面積の最大深度を
2.5mとして計算すると、その面積は約3Km²になり、
全面積の約20%に相当する。水草の生息面積は1966年
には256ha（小泉、ほか、1967）で、これをもとにして1976
年の64ha（倉沢、ほか、1977）と比較すると、この10年
間で水草の生育面積は25%に減少していることになる。

水草帯の消滅で最も大きいのは渋ノエゴの埋立てである
が、全体としての影響は沿岸帯の浚渫の方が大きいとみ
られる。

浚渫、埋立てと魚類の量の関係については直接的な資
料は得られていないが、今回の諏訪湖での結果は一つの
示唆を与えるものとして今後解析をする必要があろう。

3) 網イケス養鯉

1964年に26面（9×9×1.5m³）の網イケスで試験的に
始められた養鯉事業は、一面当たり3000～3500尾の一年
魚の放養で平均3.08トン、総量で80トンの収量をあげた。
その後年毎に収容尾数と網イケス面数を増やし、1977
年現在では約100面を浮かべ、一面当たりの尾数を10000
～13000に増やし、飼料の質や給餌方法の改良により約13
トンの水揚げ出来るようになった。これは1964年当初の
4倍以上の効率と16倍以上の総水揚げ量（1300トン）を
得るに至っている。この総量は現在の諏訪湖の年間漁獲
量の3～4倍に相当するもので、その急上昇の様相は図
37にみるようである。

こうしたコイの増産は、一方において過剰給餌や排泄
物による底質の汚濁や水質の変化の問題にもつながるも
のである。コイの飼育期間150日（5月より10月）の間

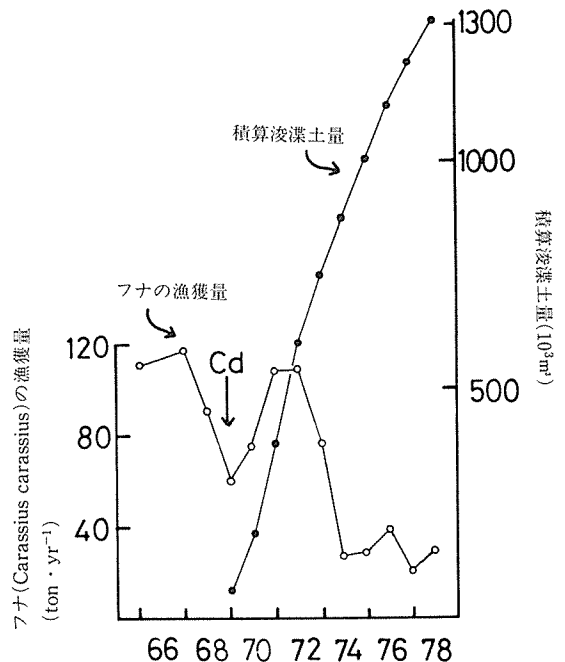


図41. 訪湖におけるフナの漁獲量の変動と、積算浚渫土量の推移。図中のCd矢印は諏訪湖漁獲物についてCd汚染が報じられた年を指している。

で、約100面の網イケスから湖水に対して添加されるN量を算出すると、82ton-N・となる。これは約0.55ton-N・day⁻¹に相当し、河川からの流入量約3.9ton-N・day⁻¹ (1982年8月、倉沢、ほか、1976)に比べ無視できる量ではない。また、飼育効率をあげるために、餌料へのPの添加がなされており、近年自粛傾向にあるが、1977年当時には、計算によると0.12ton-P・day⁻¹の湖内への負荷量に相当し、これは河川流入負荷量の0.36ton-P・day⁻¹の1/3にもなることから、網イケス下の底泥が、条件によっては多量のPの溶出源となることを予想させる (林、ほか、1979)。(倉沢秀夫、沖野外輝夫、林秀剛)

4) ワカサギの食性と当才魚の成長

ワカサギは成長に伴いその食性が変化することが知られている (佐藤、1950、白石、1961、山岸、1974、竹内、沖野、1982)。孵化直後の仔魚期には小型の動物プランクトンであるワムシ類を主に食し、その他に植物プランクトン、原生動物、撓脚類のNauplius幼生を食している。稚魚期以降のワカサギの体長階級別の消化管内容物組成にみられるように (図42)、ワカサギは稚魚期に入ると、ワムシ類をほとんど食さなくなる。この時期にはワムシ類に代って、小型の枝角類 *Bosmina* を主に食し、大型の枝角類 *Diaphanosoma*, *Leptodora* および copepoda を食すようになる。さらに、体長40mmを越え、枝角類、とう脚類に加えてユスリカ幼虫、その蛹をも食するようになる。即ち、ワカサギは成長するにつれて、餌生物が小型のものから大型のものへと移行し、小型のものは食さなくなる傾向にある。成長に伴う食性の変化を諏訪湖における餌生物の季節変化と比較してみると、ワカサギの仔魚期に当たる4月から5月はワムシ類の増殖期に一致し、湖内でのワムシ類の密度は極めて高い。ワカサギが稚魚期に移行する6月に入ると、ワムシ類は減少し、枝角類の *Bosmina* が増加してくる。6月から7月には大型の枝角類の *Leptodora*、8月から9月には *Diaphanosoma* が増加する。一方、オオユスリカは8月から10月に、アカムシユスリカは10月から11月にかけてそれぞれに羽化期を迎えている。これらのことは諏訪湖におけるワカサギの成長と餌生物の関係が極めて良好であることをものがたっている。

ワカサギ当才魚の最終的な大きさは年毎に大きく変動することが知られている。その原因として考えられるのはワカサギの生息密度と餌の量である。諏訪湖漁業協同組合の資料をもとにして、過去数年間の8月から12月にかけての月平均個体重の成長を示すと図43のようになる。図にみられるように、ワカサギ当才魚は9月から11月にかけて著しく成長している。この時期は、前半はオオユスリカ、後半はアカムシユスリカの羽化期に相当し、ワカサギの消化管内容物から考えてもユスリカ幼虫の発生量と密接な関係にあることがうかがわれる。

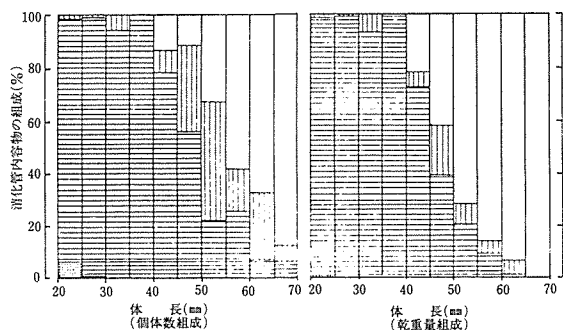


図42. ワカサギの体長階級別示した消化管内容物の組成比。重量比で示してある (竹内、沖野、1982)。

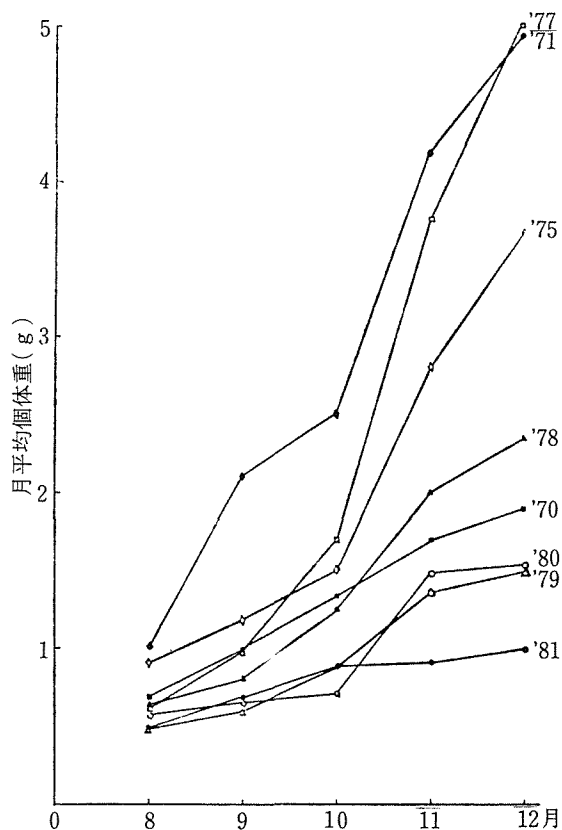


図43. ワカサギ当才魚の8月から12月にかけての月平均個体重の成長。図中の数字は年度を示している (竹内、沖野、1982)。

1981年から1983年にかけての3年間について、8月から12月にかけての比成長率の変化を見ると、1981年には9月の初めに比成長率のピークがあり、10月以降には見られない。3年間でワカサギの成長が最も良かった1982年の場合は8月末と10月半ばに二度のピークが見られたが、1983年の場合には8月の比成長率は前二年に比べて極めて低く、10月半ばに一つのピークを認めたに過ぎない。これらのことから、ワカサギの成長にはユスリカ幼虫の発生量とその羽化期までのワカサギ自身の成長に密接な関係があることが認められた。

湖内に生息するワカサギの密度との関係については、白石（1961）によってすでに個体の大きさと密度の間には逆相関関係のあることが指摘されているが、それ以後の資料も含めて示すと、図44のようになる。ワカサギ当才魚のその年の総漁獲尾数の算出は、次のようにして行っている。各月のワカサギ当才魚の漁獲量をその月のワカサギ当才魚の月平均個体重で除して、その月の漁獲尾数を算出する。次いで、8月から12月までの漁獲尾数を積算して、これを総漁獲尾数としている。こうして得られた総漁獲尾数は各年のワカサギの密度を反映しているものと考えられる。結果としては、白石による1947年以来1983年の今日に至るまでワカサギの密度と個体の大きさの関係には目立った変化は見られないことが認められた。

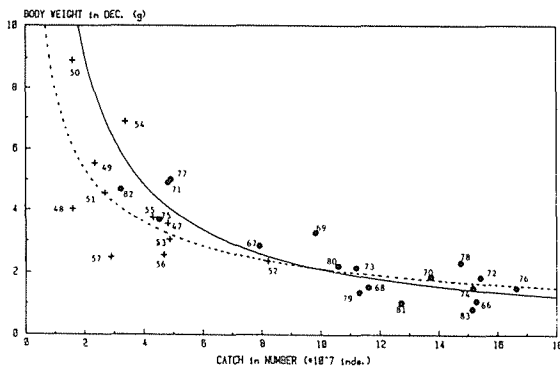


図44. 諏訪湖におけるワカサギ当才魚の総漁獲尾数と12月の月平均個体重の関係。図中の数字は年度を示す。(竹内, 1984)

(竹内勝巳)

1 : 2 : 6 細菌類

1) 浮遊細菌の現存量と分布

諏訪湖の浮遊細菌の現存量については、IBP-PFの諏訪湖研究の際、1969～1970年の間に、桜井、ほか（1970, 1971）が測定し、報告している。それから10年経過した今回（1979～1980年）、全く同じ方法で測定を行い、比較をしてみた(表16)。1969～1970年のデータは湖内6地点の表層の測定値の平均値で示されているが、

1979～1980年のそれは湖心表層のみの測定値である。

二つの期間の測定値を比較すると、1979年には夏期（7, 8月）における現存量が著しく増加していることが分る。これは、同季節における植物プランクトン（主として *Microcystis*）の増殖、分解と関連したものであろう。これと比較して、1969年の夏には浮遊細菌の現存量に増加がみられない。それぞれの月の測定日にかなりの相違があるので、厳密なことは言えないが、諏訪湖における浮遊細菌の現存量は10年前に比較してやや増加傾向にあるとみられる。

流域下水道建設前における諏訪湖の尿尿汚染の状況を把握しておくため、1979年5月から1年間、湖内の大腸菌群数（デソキシコレート培地, 37°C, 20時間培養, 希釈平板法）および糞便性大腸菌群数（M-FC培地, 44.5°C, 24時間培養, メンブランフィルター法）について、

表16. 諏訪湖における浮遊細菌の現存量について、1969～1970年と1979～1980年の比較。

1969～1970			1979～1980		
測定月日	水温 C	全菌数 10 ⁶ ml ⁻¹	測定月日	水温 C	全菌数 10 ⁶ ml ⁻¹
—	—	—	4.24	11.1	2.79
5.10	18.9	4.53	5.29	18.0	2.77
6.9	20.3	4.13	6.26	24.4	4.16
7.5	20.1	5.24	7.24	23.7	15.30
8.27	22.6	4.17	8.24	24.0	11.94
—	—	—	9.26	20.8	7.22
10.14	13.6	4.90	10.23	14.7	3.62
11.18	9.9	4.85	11.27	8.2	4.29
12.15	2.7	4.39	12.21	5.2	3.57
1.19	4.1	3.31	—	—	—
—	—	—	—	—	—
3.12	2.8	2.43	3.28	7.0	6.14
—	—	—	4.23	11.0	5.39
5.1	14.2	3.64	5.20	16.0	6.41

その分布を調査した。湖内における糞便性大腸菌群数の分布(図45)は、市街地沿岸に多く、沖帯ならびに水田地帯および山地から流出する河川の河口付近では極めて少なかった。また、市街地の沿岸水域においても、岸から沖に向かうにしたがって糞便性大腸菌群数の急減がみられた。

市街地から流出する河川のうち、衣ノ渡川、千貫溝、古川（下諏訪町）および塚間川の河口から湖心に向かう線上の数地点について、大腸菌群、糞便性大腸菌群、一般細菌（普通寒天培地, 37°C, 24時間培養, 希釈平板法）

および従属栄養細菌（桜井培地，25℃，3～5日間培養，希釈平板法）の分布を測定した。その結果，これらの河口先の菌数は，沖に向かって約200mまでの間に急激な低下を示した。すなわち沿岸水域においては，従属栄養細菌は $10^4 \sim 10^6 \cdot \text{ml}^{-1}$ ，一般細菌は $10^3 \sim 10^5 \cdot \text{ml}^{-1}$ ，大腸菌群は $10 \sim 10^3 \cdot \text{ml}^{-1}$ ，糞便性大腸菌群は $1 \sim 10^3 \cdot \text{ml}^{-1}$ 存在するが，沖帯ではそれぞれ $10^3 \sim 10^5 \cdot \text{ml}^{-1}$ ， $10^2 \sim 10^4 \cdot \text{ml}^{-1}$ ， $1 \sim 10^2 \cdot \text{ml}^{-1}$ および $0 \sim 10 \cdot \text{ml}^{-1}$ に低下した。一例として，千貫溝河口先における測定結果を図46に示す。

諏訪湖原水に都市下水の最初沈澱池の上澄液を加え，湖水中における大腸菌群数の減衰の速度や原因について実験的検討を行った。その結果，植種後3日で菌数は急減し，5日後にはほとんど検出されなかった。この場合，濾過しない諏訪湖湖水中では実験開始後急速な糞便性大腸菌群数の低下がみられたが，濾紙（No 2）またはメンブランフィルターによる濾液中では低下速度が遅いか，またはかえって増加を示した。大腸菌群でも同様な結果がみられている。このことから，諏訪湖湖水中における大腸菌群細菌数の減衰には湖水中の浮遊物質に関係する要因が強く働いていると推定された。

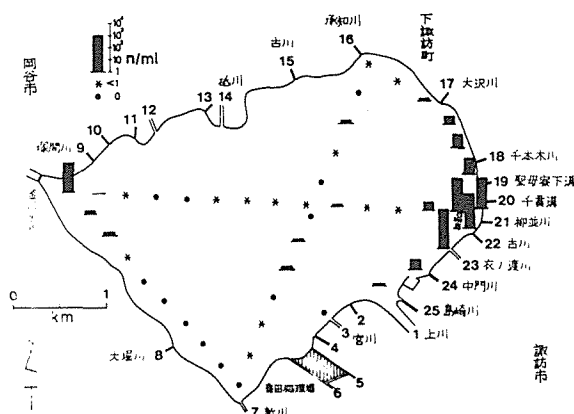


図45. 諏訪湖における糞便性大腸菌群の分布（1979.5.4）。

2) 諏訪湖流入河川の大腸菌群細菌数

諏訪湖の水質汚濁防止対策としての流域下水道建設の効果は，まず流入河川の水質の改善に現われ，次いで，湖内の生物群集等の変化を通して，湖水の水質にも影響が及ぶものと推定される。したがって，流域下水道建設の効果を迅速，的確に把握するには，まず流入河川水中の諸種の汚濁質について，それらの濃度および流入負荷

量等の現状を測定，記録しておく必要がある。その一環として，下水道終末処理場が本格的に機能し始める前における流入河川の尿尿汚染の現状を明らかにするため，表17に示した25の河川について大腸菌群細菌等の測定を行った。測定は1979年5月から1980年5月の間に6回行い，各回とも午前9時から午後2時の間に採水した。採水地点はなるべく湖に近く，しかも風送などによる湖水の影響が及ばない場所とした。大腸菌群細菌はデソキシコレート培地，希釈平板法，37℃，20時間培養により，また糞便性大腸菌群についてはM-FC培地，44.5℃，24時間培養により計数した。同時に各回とも水温，pH，電気伝導度も測定したが，表には大腸菌群細菌数のみを示してある。表からも分るように，諏訪湖への流入河川のうち，山地および水田地帯を流れる河川（表中の河川番号で1～8，12および14）には大腸菌群細菌が少なく，

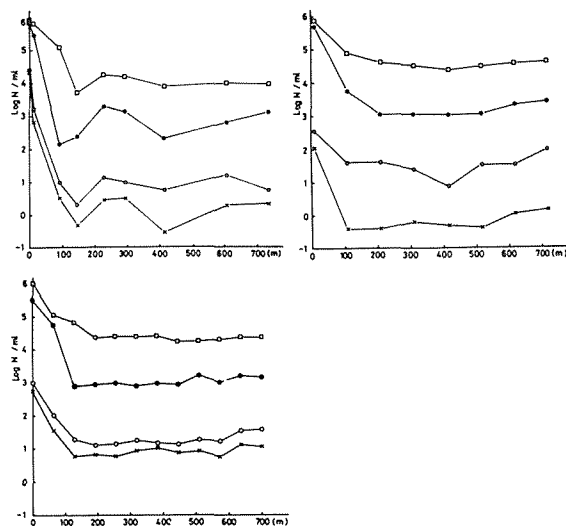


図46. 千貫溝河口先の湖内における各種細菌数の変化。

糞便性大腸菌群も $10^2 \cdot \text{ml}^{-1}$ 以下である。これに対して，市街地を流れる河川では尿尿汚染が著しく，糞便性大腸菌群はほとんどの河川で $10^2 \cdot \text{ml}^{-1}$ 以上あり，中には $10^4 \cdot \text{ml}^{-1}$ に達する河川もみられる。諏訪湖の沿岸帯水域の一部における大腸菌群細菌の濃厚な分布は，上記のような流入河川によることは明白である。汚染の原因の多くは尿尿浄化槽の排水にあるものと推定され，下水道の整備によって改善の効果が最も速やかに現われるものと考えられる。（桜井善雄，犬飼 晃）

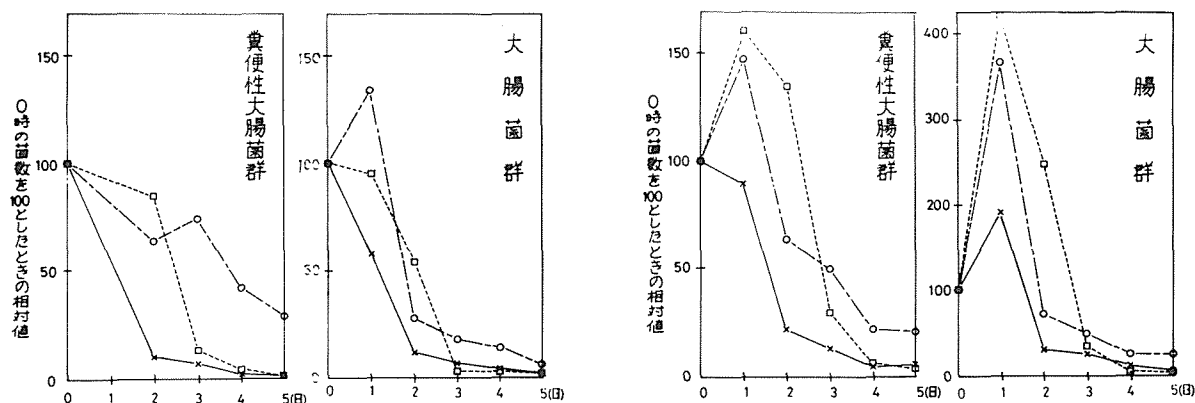


図47. 諏訪湖湖水中における大腸菌群数の減衰についての実験結果。

表17. 流域下水道整備前における諏訪湖流入河川水中の糞便性大腸菌群数 (FC) および大腸菌群数 (C)。

河 川 名	測 定 年 月 日											
	1979.5.4		1979.6.7		1979.9.3		1979.9.13		1979.12.26		1980.5.19	
	FC	C	FC	C	FC	C	FC	C	FC	C	FC	C
1. 上 川	7	21	66	112	0	8	1	25	31	95	5	58
2. 旧六斗川	14	109	138	220	0	63	—	—	42	79	1	103
3. 宮 川	15	128	105	270	10	134	—	—	29	35	6	164
4. 半ノ木川	8	61	48	93	1	128	—	—	6	33	2	56
5. 鴨池川	15	96	46	158	3	94	—	—	11	101	16	185
6. 武井田川	51	70	77	200	8	97	3	76	59	109	6	136
7. 新 川	53	632	2	66	6	878	—	—	27	80	5	117
8. 大堀川	18	115	1	217	2	32	—	—	9	17	2	158
9. 塚間川	1560	—	1200	7800	6600	1900	700	6300	1930	18000	340	2400
10. 五味沢川	365	572	381	660	40	40	254	3850	880	12400	120	3200
11. 太 川	624	1240	880	1300	10	50	45	235	40	100	30	300
12. 横河川	1	6	1	1	2	97	1	40	3	50	4	41
13. 十四瀬川	470	797	133	630	40	45	—	—	926	1140	60	1800
14. 砥 川	0	17	15	93	3	28	14	150	5	80	0	7
15. 古 川	366	1420	340	350	75	130	2	550	167	760	70	900
16. 承知川	354	826	160	1240	10	80	20	2560	68	420	10	200
17. 大沢川	572	974	720	3910	5	50	6	325	563	540	20	300
18. 千本木川	447	826	90	4570	15	500	—	—	46	150	10	100
20. 聖母寮下溝	780	2230	2690	4030	0	0	580	1120	700	11000	00	1300
21. 千貫溝	1300	1890	23100	24800	0	150	90	340	470	1800	93	564
22. 柳並川	—	—	22500	25000	5500	1500	250	2300	19900	24400	2200	7700
23. 古 川	5720	9350	33000	69300	0	0	5600	11800	1290	1000	3000	9600
24. 衣ノ渡川	1980	2360	1650	7200	0	0	115	240	2240	3660	200	1100
25. 中門川	110	348	320	1660	5	55	—	—	279	561	80	260
26. 島崎川	75	1011	206	510	15	60	—	—	78	294	10	260

(単位は $N \cdot ml^{-1}$)

3) 尿素分解菌の分布

諏訪湖の湖心で、1978年5月と8月の2回、尿素分解菌の分布を観測した (Satoh, 1980)。試水を Whatman GF/C グラスファイバー・フィルターで濾過し、濾液中に含まれる細菌を遊離の細菌、濾過しない試水中に含まれる細菌を全細菌と定義する。

5月に水温は、表面から3mにかけて $0.1^{\circ}\text{C}/\text{m}$ の極小さな温度勾配を示した。全従属栄養細菌(以後Htと略す)に対する遊離の従属栄養細菌(Hf)の割合(Hf/Ht)は、表面水で68%, 5.5mで69%と、ほとんど変らなかった。また、全従属栄養細菌中の尿素分解菌の割合(Pf)は、両層共に55%であった。

8月、水温は表面から4mまで一定で 26.3°C 、5mで 26.2°C 、5.5mでは 1.7°C 下がって 24.5°C であった。

Hf/Htは、表面と4mで著しく小さく1%以下、1~3mで42~51%であった。5.5mでは、Hf/Htは103%とほとんど全ての細菌が遊離の細菌であった。Ptは52%(5.5m)から89%(2mおよび4m)、平均76%、Pfは40%(2m)から77%(3m)、平均57%である。

植物プランクトンやデトリタスといった、濾過によって除去される大型の懸濁物に付着している従属栄養細菌中の尿素分解菌の割合(Pa)を計算すると、100%を超える場合が往々にしてあり、概算の精度は余り良くなかったが、Paは同じ試水のPfより常に大きかった。

以上より、諏訪湖水中では、遊離、付着と、その存在形態を問わず、従属栄養細菌中に尿素分解活性を示す細菌は一般的に存在していることが分かった。ZoBell and Feltham(1935), Taga(1972)も海水中に尿素分解菌が広く分布していることを示している。今回の結果は、これら海洋の結果と一致する。また、細菌の棲息形態の違い(遊離か、付着か)により、尿素分解活性を示す細菌の割合が異なるということが示唆された。

ところで、海水、淡水を問わず、現場における尿素分解活性は著しく小さいということが知られている (Remsen, 1972, Mitamura and Saijo, 1975, Satoh and Hanya, 1976, Savidje and Hutley, 1977, Satoh, 1981) 尿素分解活性をもった細菌が普遍的に分布しているのにもかかわらず、何故、現場における細菌の尿素分解活性は著しく小さいのだろうか。Taga(1972)は、海洋の尿素分解菌のもつウレアーゼの68~95%、平均にして80%は誘導酵素であるとしている。Satoh(1980)は、現場における尿素濃度ではウレアーゼは誘導されないのではないかと指摘している。Maganaplaza and Ruiz-Herrera(1967)は、環境中のアンモニアが、*Proteus rettgeri*のウレアーゼ誘導、および誘導されたウレアーゼの活性に影響を与えるということを報告している。結局、ウレアーゼが誘導されるための尿素濃度の閾値によるのか、アンモニアによるウレアーゼ誘導の阻害作用によるのかは今後の問題として、環境中のいずれかの要因により、ウ

レアーゼが細菌中に誘導されないために、現場における細菌の尿素分解活性は著しく小さいものと考えられている (Satoh, 1981)。

(佐藤泰哲)

1:3 生物群集の機能とその相互関係

1:3:1 基礎生産力とエネルギー利用効率

基礎生産量の測定は現場法によっている。早朝から24時間湖中に放置し、酸素の増減によって求めている。日総生産量の最大値は1979年から1981年に至る3年間、ともに7月に得られ、1979年7月24日の $12.53\text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ が最も高い。一方、最低値は11月または12月に出現し、 $2 \sim 4\text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ となっている。この3年間では1977年が全体の生産力のレベルが高く、3月から10月にかけて、 $5 \sim 6\text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 以上となっている。1977年について、年間の総生産量を推定すると約 $2000\text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ となる。この値をIBP研究当時の $1485\text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ と比較するとおよそ1.3倍に相当する。

微生物群集による総呼吸量は1979年を除くと、7月が最も大きく、1977年から3年間で最も大きいのは1978年7月25日の $10.70\text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ となっている。3月から10月にかけては $4\text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 以上で、冬期は $2 \sim 4\text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と低い。呼吸量の年間の変動は水温の変化に大きく影響されるが、水温の低い3月、4月にも比較的高い値が得られている。総生産量の場合と同様にして年間の総呼吸量を求めると、 $1700\text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ となり、IBP当時(1969)の $1640\text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ に近い。総生産量の増加に対して、総呼吸量の増加していない原因としてはBOD負荷源、特に食品関連工場からの有機物廃水の減少が関係し、1969年以降のBOD物質の湖内への流入がネットで横這いになっていることを示すものである。

総生産量と微生物群集による総呼吸量の差から見掛上の純生産量を計算すると、1977年の場合、純生産量がプラスになる時期は3月から4月、5月から7月、10月初旬および11月から12月で、その間に短期間のマイナスの時期が組入れられている。1978年と1979年の場合は測定回数の関係から詳細な比較は困難であるが、1978年の純生産量は1977年に比べてやや低い傾向にある。

1949年(宝月)、1969年(沖野)と1977年以降の年間総生産量、総呼吸量、年輻射量および各年の総生産量のエネルギー転換効率を比較すると、表18のようになる。表中の1981年以降については流域下水道の一部供用開始

表18 諏訪湖における年間総生産量、微生物群集による総呼吸量、年輻射量および総生産量のエネルギー転換効率の経年変化。

年次	総生産量 $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$	総呼吸量 $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$	年輻射量 $\text{Kcal} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$	エネルギー 転換効率 %
1949*	260	211	—	0.24
1969	557	615	—	—
1977	756	642	—	—
1978	699	708	114	0.61
1979	777	625	106	0.73
1980	—	—	110	—
1981	576	559	121	0.48
1982	629	541	115	0.55
1983	590	—	—	—

*宝月・ほか(1952)より算出

(1979年10月)による影響を受けているので、ここでは触れないこととする。

太陽輻射量に対する総生産量のエネルギー転換率は曇天日のものを除くと、最高で0.95% (1978年9月26日, $218 \text{ cal} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$), 最低は0.24% (1978年5月23日, $592 \text{ cal} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{day}^{-2}$) となっている。3年間36回の測定による平均効率は0.58% (標準偏差: 0.21) で、宝月(1949)の0.24に比べると2.6倍になっている。この値は両年の総生産量の比2.9よりやや低い。いずれにしても、諏訪湖の富栄養化によりエネルギー転換効率も高くなっていることが知られる。

(沖野外輝夫, 渡辺雄二, 竹内勝巳)

1:3:2 動物プランクトン, 底生生物, 細菌などの生産量。

1) 動物プランクトン

現在のところ、動物プランクトン全体の生産量についての研究は手が付けられていないか、未完成であるので、ここでは部分的に得られている結果を報告しておく。

諏訪湖では3月から5月にかけて、ワムシ類が個体数においても、現存量においても動物プランクトンの優占種となることはすでに述べた。そのうち春早くに優占種となる *Filinia longiseta* と、これに続いて優占種となる *Brachionus calyciflorus* の二種を取りあげて生産量に関係する測定を行った。

Filinia longiseta では3月の中旬に、*Brachionus calyciflorus* では4月の中旬に個体数のピークが観察されるが、これらのピークに先んじて両種ともに抱卵率の増加

をみることが出来る。*F. longiseta* の場合は3月初旬に期間内の最高値0.77が得られ、その後30日間程で0.1前後にまで減少、4月から5月には再び増加0.5程度のピークを経て、6月にはほとんどみられなくなる。一方、*B. calyciflorus* は個体群密度の低い3月には0.3前後の抱卵率で推移するが、*F. longiseta* の抱卵率の減少する時期に相反的に増加し、個体群密度が最大となる直前に1.06と最高値に達する。その後5月中旬まで0.5前後の抱卵率を維持するが、6月にみられなくなるのは *F. longiseta* の場合と同様である。また、*B. calyciflorus* は単為生殖のほかには有性生殖によって休眠卵をもつ時期が見られる。*B. calyciflorus* の個体密度が最高になる4月中旬頃は、全ての卵のうちの約10%が休眠卵で、5月末には10~15%にその率は増加する。

抱卵率(E)からの期間出生率(B)の算出はEdmondson(1960)の式を用いた。

$$B = E/D$$

ここでDはその時の卵の発育期間である。

さらに、瞬間出生率(B)は次のようにして求められる。ある日の個体数が1であるとし、かつ死亡がないものとする、その次の日の個体数は

$$1 + B$$

となることから、瞬間出生率と期間出生率の関係は

$$b = \{\ln(1+B) - \ln(1)\} / \{(t+1) - (t)\}$$

で求められる。

一方、個体群の成長の一般式は

$$N_t = N_0 e^{rt}$$

で示される。ここで、rは瞬間成長率であり、瞬間出生率bから瞬間死亡率dを差引いたものである。

$$r = b - d$$

この瞬間成長率rは野外個体群の個体数密度の変化から、瞬間出生率bは野外個体群の抱卵数より推定することができる。

このようにして求められた *F. longiseta* の瞬間成長率は-0.43から0.27の間を大きく変動する。一方、*B. calyciflorus* の場合も個体群密度の変動にともない-0.47から0.34の間を変動していた。

Lewis (1979) によれば、生産力(P)は

$$P = \{N_{(t+A)} \cdot W_a\} / G$$

$$G = \{\ln(2)\} / b$$

で求められる。ここで、 $N_{(e+A)}$ は 1 リットル中の個体数と卵数の合計数、 W_a は完全に成長したワムシー個体の乾燥重量または炭素量 (μg)、 G は世代時間で、出生率より求めることができる。

諏訪湖の F. longiseta と B. calyciflorus の体長と炭素量の関係は次式で示される。ここで Y_f , Y_b と X_f , X_b はそれぞれの炭素量と体長を表している。

$$Y_f = 9.49 \times 10^{-8} \cdot X_f^{2.58}$$

$$Y_b = 1.27 \times 10^{-8} \cdot X_b^{2.87}$$

卵の場合は F. longiseta が平均で $0.026 \mu\text{g}$ 、B. calyciflorus は $0.049 \mu\text{g}$ であった。

これらの数値をもとにして F. longiseta の生産力を算定すると、最高値は個体密度の高い 3 月中旬に現われ、 $40.4 \mu\text{g C} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ であり、最低値は個体密度の低い 6 月初旬の $0.2 \mu\text{g C} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ となった。一方、B. calyciflorus は最高値が 4 月中旬の $51.3 \mu\text{g C} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ 、最低値は 3 月初旬の $0.04 \mu\text{g C} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ であった。しかし、世代時間は F. longiseta が平均して 9.8 日と B. calyciflorus の平均 4.8 日より長いために、現存量は F. longiseta の方が多い結果となっている。それぞれの増殖期間中の生産量は F. longiseta が乾燥重量で $1900 \mu\text{g dry weight} \cdot \text{L}^{-1}$ 、炭素量にして $960 \mu\text{g C} \cdot \text{L}^{-1}$ であり、B. calyciflorus の場合は $2300 \mu\text{g dry weight}$ と $1200 \mu\text{g C}$ となり、現存量の場合とは逆に B. calyciflorus の方が F. longiseta よりも大きくなっている。

以上の結果を単位面積当たりになると、F. longiseta が乾燥重量で $11.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 、炭素量で $5.8 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2}$ になり、B. calyciflorus ではそれぞれ 13.8 g と 7.2 g C に相当した量となる。

(渡辺雄二)

1 : 3 : 3 微生物群集の呼吸量

単位面積当たりの呼吸量の季節変化は総生産量の変化のパターンに似ている。極大は 4 ~ 5 月、8 月および 9 月に得られた。1977 年から 1979 年までの 3 年間における最大は 1978 年 7 月 25 日の $10.70 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ であるが、夏期は $4 \sim 8 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 、冬期は $2 \sim 4 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ で、3 年間の差は総生産量の場合よりも少ない。1979 年の年間の総呼吸量 (無機化量) は $1700 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ で、IBP 当時 (1969 年) に測定された $1640 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ に近い値である。年間の P_g/R 比を 1949 年と 1977 年以降について比較してみると、表 19 のようになる。

表 19 諏訪湖における P_g/R 比の経年変化

年次	1949	1969	1977	1978	1979	1981	1982
P_g/R	1.23	0.91	1.17	0.99	1.24	1.03	1.16

1969 年当時は諏訪湖の有機物汚染の甚だしい時期であるが、1975 年頃までにはその原因の多くを占めていた食品工場については廃水処理の施設がほぼ設置されるに至った。その結果、1977 年以降は年間の総無機化量が総生産量を大きく上回ることは無くなっている。この時期に削減されたとみられる BOD 源物質の量は、それまでに流入していたと想定されている量のおおよそ 50% と推定されている。
(沖野外輝夫)

1 : 3 : 4 底質からの N, P の溶出量

諏訪湖の湖底泥を直接用いて、室内および現場での実験から、N, P について、湖底からの溶出量の推定を行った。これらの実験から求められた溶出速度は、その実験方法から考えて、底泥の攪乱、巻上げがない場合の、現場における溶出速度としては上限に近い値のものと推測される。

$\text{NH}_4 - \text{N}$ の溶出速度は好氣的溶出、嫌氣的溶出ともに、温度との相関が強く認められた。年間の溶出量の概算値を推定するために一次式で近似して、その回帰式を求めると、

$$R_{\text{Na}} = 12.17 T - 31.63 \quad (r = 0.885)$$

$$R_{\text{Nan}} = 5.39 T - 43.31 \quad (r = 0.551)$$

となる。ここで、 R_{Na} は好氣的溶出速度 ($\text{mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)、 R_{Nan} は嫌氣的溶出速度 ($\text{mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) として T は温度 ($^{\circ}\text{C}$) である。

これらの式を用いて、1977 年度の期間別の $\text{NH}_4 - \text{N}$ の溶出量を求めると、表 20 のようになる。 T には定期観測結果 (沖野, ほか, 1978) より、各月の中旬の底層水温を用い、溶存酸素濃度による区分は同じく定期観測結果 (沖野, 1978) によっている。その結果として、底泥からの $\text{NH}_4 - \text{N}$ の年間の総溶出量は約 $43 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$ と推定された。

$\text{PO}_4 - \text{P}$ の溶出は、従来の報告と同様に溶存酸素濃度に強く支配されていた。しかし、好氣的条件下においても若干の溶出が認められ、溶存酸素濃度が $1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下になると、活発な溶出が起こるものと推定される。この溶存酸素濃度の限界値は、伊達, ほか (1978) が中海の底泥を用いた実験で求めた $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ に近い値である。年間溶出量の算定に当たっては、前期定期調査の結果よ

表20 1977年の諏訪湖における底泥からの $\text{NH}_4\text{-N}$ の期間別溶出量 (福原, 田中, 中島, 1981)

期 間	Jan.	Fed.	Mar.	Apr.	May	June	July 1-20	21- Aug10	11- Aug31	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Ann.
Released N	151	511	1170	2958	4603	5769	4114	1637	5009	6645	5056	3724	1547	42894

(mgN \cdot m $^{-2}$)

り、底層水の溶存酸素濃度が $1.5\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ 以上を好気的条件とし、好氣的溶出速度の平均値 $4.9\text{mg P}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ を用いて計算している。嫌氣的条件は溶存酸素濃度 $1.5\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ 以下として、嫌氣的溶出速度には水温との相関が認められたので、以下の一次式で近似して溶出量の推定を行った。

$$R_p = 0.929 T - 6.671 \quad (r = 0.724)$$

ここで、 R_p は $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出速度 (mg P \cdot m $^{-2}\cdot$ d $^{-1}$) Tは水温を示している。底層の溶存酸素濃度と水温から推定された期間別の溶出量については表21に示したが、1977年の年間のPの総溶出量は約 $2\text{ g P m}^{-2}\cdot\text{yr}^{-1}$ となった。

表21 1977年における諏訪湖のPの期間別溶出量

期 間	Jan. 1 ~ July 20	July 21 ~Aug. 10	Aug. 11 ~Dec. 31	Total
Released P (mg P \cdot m $^{-2}$)	985	299	701	1985

底泥から溶出する栄養塩の寄与を評価するために、諏訪湖への流入負荷量との比較を試みた。過去に行なわれた全Pと全Nの負荷量は表22に示すように、全Pは $0.24\sim 0.37\text{ ton}\cdot\text{day}^{-1}$ 、全Nは $2.26\sim 3.33\text{ ton}\cdot\text{day}^{-1}$ となっている。一方、底泥からのPおよびNの溶出が全湖底一様におこるものと仮定すると、それぞれの溶出量はPで $0.07\text{ ton}\cdot\text{day}^{-1}$ 、Nの場合には $1.56\text{ ton}\cdot\text{day}^{-1}$ となる。この値はそれぞれの流入負荷量に対してPで19~29%、Nでは47~53%に相当している。

底泥からのN、Pの溶出量の推定値は現場における上限に近い溶出速度から計算されていることを考慮にいれても、底泥からの溶出が栄養塩類の内部負荷として無視しえない量であることは明らかである。溶出する $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は藻類によって直ちに利用可能な形態であることを考えると、溶出の内部生産に対する寄与はより強調されるものと推定される。特に、最近の(1977年当時)

表22 N、Pの湖底からの溶出量と流入負荷量との比較。流入負荷量は(1)長野県(1974)、(2)長野県(1977)、(3)長野県(1979)より引用している。

		N (ton \cdot day $^{-1}$)	P (ton \cdot day $^{-1}$)
流負 荷 入 量	1972年(1)	3.33	0.37
	1973年(2)	2.26	0.31
	1975年(3)	3.23	0.24
湖底からの溶出量		1.56	0.07

諏訪湖においては、8、9月に無機態窒素がほとんど消失する現象が観測されており(渡辺, ほか, 1980)、この時期は中本(1979)によるとN制限的であると考えられるので、溶出した $\text{NH}_4\text{-N}$ が藻類の増殖に直接的に寄与する可能性が考えられる。

Graetz et al. (1973)は、メンドータ湖(47 Km 2)の底泥を用いた溶出実験より、溶出によって供給されるN量を80 tonと見積り、同湖への外部からの総負荷量である220 tonの約30%が底泥から供給されていると報告している。このような概算値を得ている例は少ないが、1975年の諏訪湖の場合について計算してみると、総負荷量に対する底泥からの溶出の寄与率は窒素で33%、りんでは23%になる。しかし、流入負荷量は全窒素および全りんで算定されているので、その形態から考えると溶出の寄与はさらに大きいものと予想される。

湖沼の底泥からのN、Pの溶出速度については、種々の実験条件下で幾つかの湖沼について求められてはいるが、湖沼の栄養度や底質の違い、実験方法の違いなどにより、溶出速度は大きく異なっている。特に、窒素についてはその違いが著しく大きく、これらの例から一般性を導きだすことは今のところ困難である。底泥中の有機物濃度や底泥の性状など、溶出の要因を組込んださらに多くの実験が今後必要である。

りんの溶出については好氣的、嫌氣的条件による差が大きく溶出速度に影響するが、好氣的条件下での溶出は $10\text{mg P}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ 以下の水域がほとんどである。それについて、嫌氣的条件下での溶出速度は好氣的な場合

のほぼ一桁多い値となっている。多くの湖沼において底泥水の嫌気的条件が長期間持続することは少ないので、量的に少ない溶出量であっても、長期間の好氣的溶出による蓄積が湖沼の栄養度に重要な意味を持つ可能性がある。しかし、本実験においても示されたように、長時間の実験と比較して、短時間の好氣的溶出実験においてはりの溶出はほとんど認められず、その溶出のメカニズムについては未だ不明な点が多い。Galleg (1980) が指摘するように、底生動物（特にユスリカ幼虫）の密度の高い富栄養湖においては、彼等のりの分泌・排出による湖水中への回帰量は無視出来ず、好氣的溶出の重要な供給源となっている可能性は否定できない。

(福原晴夫, 田中哲治郎, 中島光敏)

1 : 3 : 5 植物プランクトンの生産量とその他の微生物群集との関係

坂本 (1976) は昭和46年から47年に行った JIBP - PF 研究時の各種の測定結果を整理して、植物プランクトンとその他の微生物群集による有機物の収支を推定している。当時の諏訪湖における総生産量を100とすると、植物プランクトンの純生産量はその54%に相当する。残りの46%は植物プランクトン自身の呼吸によって消費される。一方、植物プランクトン以外の他栄養生物によって消費される呼吸量は53%にものぼり、結局は、湖水中の全微生物群集の純生産量は1%でしかない (表23)。

表23 諏訪湖における微生物群集の有機物収支を炭素量で示している (1971~1972)。坂本 (1973) より引用している。

	$\text{Cg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{yr}^{-1}$	総生産量 に対する 比率 (%)
総生産量	799	100
純生産量	433	54
植物プランクトン呼吸量	366	46
他栄養生物の呼吸量	420	53
全微生物群集の呼吸量	786	98
全微生物群集の純生産量	13	1.6

1 : 3 : 6 植物プランクトンと動物プランクトンの相互関係

植物プランクトンの季節変動にみられる増減は、種的生活史のサイクル、他種による阻害物質や動物プランク

トンによる捕食など、幾つかの要因のからみあいから起こるものであるが、ここでは動物プランクトンの捕食の結果が植物プランクトンの個体数や組成に与える影響について述べる。

表24 には6月から9月にかけて優占する動物、植物プランクトンについて行った実験の結果である。実験に用いた動物プランクトン群集の個体密度はその時期の自然条件よりはやや高く、餌とした植物プランクトン群集は湖水中の大型植物プランクトンを除いたものを用いている。それら小型の植物プランクトンの24時間後の減少率が表24に示されている。餌料の植物プランクトンは *Cyclotella* を優占種とし、単細胞で小型のものから群体を形成するものまで含まれている。表に示されているように、6月、7月の植物プランクトンの残餌率が平均よりも小さいのは小型の緑藻から大型の珪藻の *Melosira granulata* および藍藻の *Microcystis* にまでおよび、しかも、細胞密度の大きいものにみられる。それに対して8月、9月は細胞密度が大きく、大型の植物プランクトンは残餌率がむしろ高く、この表には記載されていない細胞密度の低い、小型の植物プランクトンの残餌率が低くなっている。これは、6月、7月の動物プランクトンの優占種が大型の甲殻類の *Copepoda* であり、これらによる捕食が大型で、細胞密度の高い植物プランクトンにまで及んでいるものと考えられる。一方、8月、9月の場合は動物プランクトンの優占種が甲殻類であることには変りないが、やや小型の *Bosmina* であることが餌の選択に大きく影響しているものとみられる。

次に、動物プランクトンに対する餌料植物プランクトンの割合と摂餌植物プランクトンの割合についてみると、両者共に7月と8月の方が6月と9月の場合より大きくなっている。その原因としては植物プランクトンの量に対して動物プランクトンの密度が高いためと考えられる。また、動物プランクトンに対する餌料植物プランクトンの割合と摂餌植物プランクトンの割合が接近すればするほど植物プランクトンの減少も早くなる。この場合、植物プランクトンの増殖がないとすれば、2日ないし3日以内に植物プランクトンは食いつくされる計算になる。しかし、ここでの動物プランクトンの密度は先に述べたように現場の湖の場合よりも約10~100倍も高密度であり、表に示された各植物プランクトンの減少がそのまま湖にあてはまるわけではない。ある時間経過後のそれぞれの植物プランクトンの細胞密度は動物プランクトンの摂餌速度と植物プランクトン自身の増殖速度から生ずるものであり、さらに、その時点での植物プランクトンの種組成は動物プランクトン各種の摂餌特性が大きく影響している。

(青山莞爾)

表24 動物プランクトンの摂餌による植物プランクトンの残存率
Zooplankton

Dominant Rotatoria Density (inds / 500ml)	<u>Keratera</u> 200	<u>Brachionus</u> 690	<u>Brachionus</u> 200	<u>Brachionus</u> 1180
Dominant Crustaceae Density (inds / 500ml)	<u>Eodiaptomus</u> 3625	<u>Eodiaptomus</u> 130	<u>Bosmina Bos.</u> , <u>Termocyc.</u> 2340	<u>Bosmina</u> 5100
Phytoplankton				
Total density (inds / ml)	3017	1737	7923	5750
Total Survival Rate (%)	35.3	69.7	64.4	544.0
Main Plants Rate (%)				
<u>Mastigophora</u>	34.5	94.3	78.8	34.9
<u>Chlamydomonas</u> sp.	0			
<u>Microcystis</u> spp.	—	13.3	2.0	±
<u>Oscillatoria</u> sp.	—			
<u>Phormidium</u> sp.	48.3	68.7	83.1	83.1
<u>Cyclotella</u> spp.	69.4	52.4	83.6	64.4
<u>Melosira granulata</u>	15.8	14.0	876.3	±
<u>Asterionella</u> spp.	±	±	±	±
<u>Fragilaria crotonensis</u>	76.5	33.3	50.0	±
<u>Synedra lna</u>	—	±	—	±
<u>Nitzschia kutzingiana</u>	42.5	±	41.2	48.2
<u>Kirchneriella</u> sp.	1.2	±	62.6	62.1
<u>Scenedesmus carinatus</u>	2.6	48.3	37.9	±
<u>Closterium gracile</u>	—			
<u>Staurostrum gracile</u>	—			

表25 諏訪湖における浮遊細菌の生産力について1969
～1970年と1979～1980年の比較

測定月日	水温 C	世代時間 hr.	日生産力 ×10 ⁶	(ml ⁻¹ ・day ⁻¹ Dry wt. g
------	---------	-------------	--------------------------	---

1969～1970

5.10	18.9	10.5	10.35	0.518
6.9	20.3	7.4	13.39	0.670
7.5	20.1	33.0	3.81	0.191
8.27	22.6	36.4	2.75	0.138
9.	—	—	—	—
10.14	13.6	34.1	3.45	0.173
11.18	9.9	45.3	2.57	0.129
12.15	2.7	142.0	0.74	0.037
1.19	4.1	102.4	0.78	0.039
3.12	2.8	-173.1	-0.34	-0.017
5.1	14.2	43.3	2.02	0.101

1979～1980

4.24	11.1	20.6	3.25	0.162
5.29	18.0	17.0	3.91	0.195
6.26	24.4	11.6	8.61	0.431
7.24	23.7	25.5	14.40	0.720
8.24	24.0	28.4	10.09	0.505
9.26	20.8	31.0	5.59	0.280
10.23	14.7	65.5	1.33	0.067
11.27	8.2	42.9	2.40	0.120
12.21	5.2	91.1	0.94	0.047
3.28	7.0	96.0	1.54	0.077
4.23	11.0	46.2	2.80	0.140
5.20	16.0	21.9	7.03	0.352

表中のマイナス数値は菌数の減少を意味する。

1：3：7 浮遊細菌の生産力

諏訪湖の浮遊細菌の生産力については、IBP - PF の諏訪湖研究の際、1969～1970年の期間に、桜井ほかが測定し、報告している。それから10年経過した1979～1980年に、まったく同じ方法で測定を行ったので、その結果を対比して報告する。

二つの期間の測定値を比較すると、1979年には夏期における生産力が著しく高いことが分る。これは、同季節の植物プランクトン（主として *Microcystis* spp.）の増殖、分解と関連がある。これと比較して、1969年には、浮遊細菌の生産力のピークは、むしろ晩春期（5、6月）にみられ、夏には生産力の増加がみられない。また、冬における生産力の低下は10年前に比較して小さくなっていることから、諏訪湖における浮遊細菌の生産力は10年以前に比較して、かなり大きくなっているものと考えられる。（桜井善雄）

1：3：8 諏訪湖水域生態系における食物連鎖と生態ピラミッド

諏訪湖の生物群集間の食物関係については山岸(1973)がその概略を図48のように示している。

諏訪湖における食物関係上で重要な生物種は植物プランクトンでは珪藻と藍藻、動物プランクトンではわむし類と甲殻類では *Copepoda* と *Bosmina* であるが、全量としては少ないノロ (*Leptodora*) も無視することは出来ない。ベントスではユスリカ幼虫が食物関係においてばかりでなく、底泥からの栄養塩の回帰に対しても重要な役割を果たしているものと考えられている（福原、ほか、未発表）。ベントスでは、このほかにイトミミズ類も重要な生物群と思われるが、現段階では定量的なデータも少なく、これについての研究は今後の課題となっている。魚類では、諏訪湖の場合、漁獲量の70%以上を占めているワカサギが当然のこととして最重要種である。

現在使用可能な各栄養段階の生物量をもとにして、諏訪湖の7月下旬から8月上旬における生態ピラミッドを描いてみると、図49のようになる。

基礎生産者としての植物プランクトンと大型水生植物は全湖で438トンと121トンとなり、諏訪湖の生物群集全体の現存量の60.2%と20.1%に相当し、両者で80.3%になる。諏訪湖の場合、生態ピラミッドの底辺には、これらの基礎生産者に加えて、細菌類を含める必要がある。細菌類は本来機能的には分解者として位置付けられているが、外来性有機物が多量に流入する諏訪湖では消費者であるワムシ類の餌としての役割をもち、食物連鎖上の位置関係からすると基礎生産者と類似した位置におかれることになる。細菌類の現存量は全湖で16トン、全生物群集の現存量に対して2.2%となる。これを加えると、生

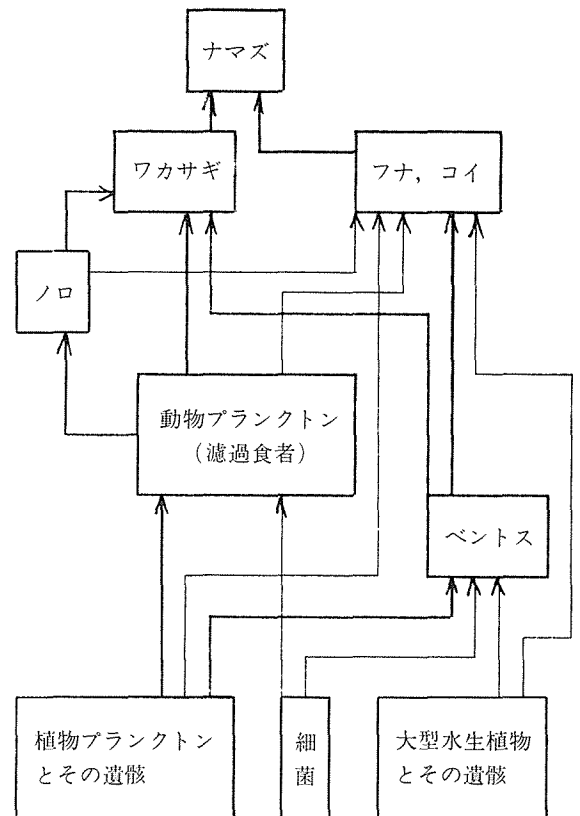


図48 主要魚種を中心にして見た諏訪湖の食物連鎖。太い矢印は強い関係を、細い矢印は弱い関係を現している。（山岸、1973年を一部改変）

態ピラミッドの底辺は82.5%にもなる。動物プランクトンと底生生物を単純に第一次消費者と規定すると、それぞれの現存量38.1トンおよび69トン、総計で108トンになる。全生物群集に対する割合は動物プランクトンが5.4%、底生生物は11.4%で、第一次消費者は計16.8%となる。現実には、動物プランクトンの中には肉食性のノロのようなものもあり、消費者の中をさらに区分けする必要がある。全動物プランクトンの現存量にノロが占める割合は6月が最も高く0.84%（乾重量）と報告されている（磯部、ほか、1982）。しかし、ここでは概算として、一括して扱うことにすると、基礎生産者を中心とすると、生態ピラミッドの底辺から一段上の栄養段階にいたるエネルギーの利用効率率は18.8%に相当するものである。さらに、魚類の現存量は6.1トン、全生物群集の0.8%になり、動物プランクトンを中心とする第一次消費者に対しては5.6%の利用効率となる。

以上は、ある時間断面の瞬間的な生物群集の現存量比

を例として挙げたものであるが、まだまだ不十分なものでしかない。

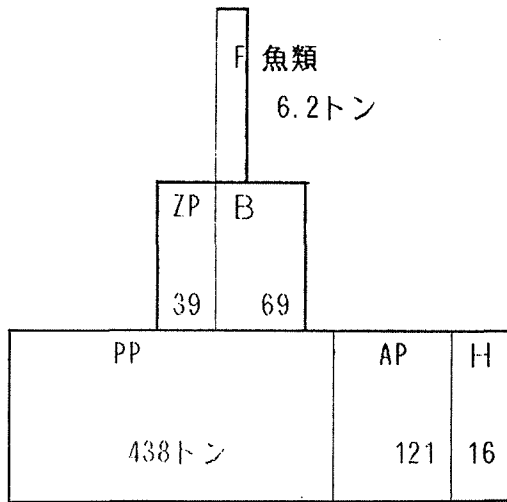


図49 1971年7月から8月にかけての諏訪湖での生態ピラミッド（倉沢，ほか，1976より作図）。

PP：植物プランクトン，AP：水生植物，H：細菌類
ZP：動物プランクトン，B：底生生物，F：魚類

（沖野外輝夫）

2. 諏訪湖水域生態系における物質収支および熱収支

2：1 栄養塩類の収支

2：1：1 諏訪湖にける炭素の収支

諏訪湖における炭素収支について、これまでに報告されている各種の資料をもとにして整理すると次のようになる。

小山（1978）は、半田，ほか（1973）をもとにして諏訪湖への炭素に関する流入・流出量を報告している。それによると、無機態炭素を含めての諏訪湖への炭素の流入量は年間総量で9162ton，流出量は5037tonとなっている。現在，諏訪湖へのCODとしての流入・流出量はそれぞれ年間総量で7534tonと12640tonとされているので，これを炭素量に換算すると，2825tonと4740tonに相当する。年間の沈澱量は1981年の実測によると1084tonの炭素量になるが，底泥の分解による湖水中への炭素の供給量についてのデータは現在のところ得られていない。大気と湖水の間での炭酸ガスの交換については小山（1978）が報告しているが，それによると，年間で炭素

量にして2774tonが大気中へ放出されている。このほかに湖の炭素収支に係わるものとしては漁獲による湖内からの採りあげと湖内で行なわれている鯉の養魚に際しての補給が挙げられている。しかし，漁獲量については詳細な統計からその量を推定することが出来るが，養魚に関しては使用しえる結果を得るに至っていない。以上をまとめてみると図50のようになり，不明部分を除いて，年間の総収入9162tonに対して総支出は8968tonとなっている。

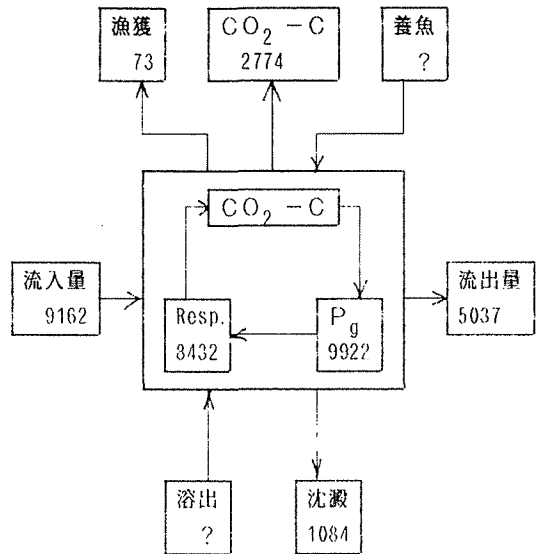


図50. 諏訪湖における炭素の年間収支（沖野，1982）。図中の数字はC ton・year⁻¹で示されている。

2：1：2 諏訪湖におけるりんの収支（図51）

集水域からのりんの流入量については発生負荷量をもとに，流達率を考慮して推定した沖野，ほか（1981）の結果を用いている。流出量については直接の測定値がえられていないため，釜口水門から天竜川への流出水量（ $1.58 \times 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$ ）と湖内のりんの平均濃度（ $0.114 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ）から算出している。

沈澱量については1977年の実測値を用い，底泥からの溶出量は福原，ほか（1981）が実験結果から導いた $2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{year}$ より算出した。その結果，沈澱量は年間で38ton，溶出量は27tonと，沈澱量が底泥からの溶出量を大きく上回ることとなっている。

漁獲による湖外へのりんの持出し量の計算に当たっては，魚体のP含量を乾重量の0.58%とし，総漁獲量は473tonを用いている。

養魚については次のようにしてもとめた（林，ほか，1979）。養魚に使用されている餌に含まれているりんの濃

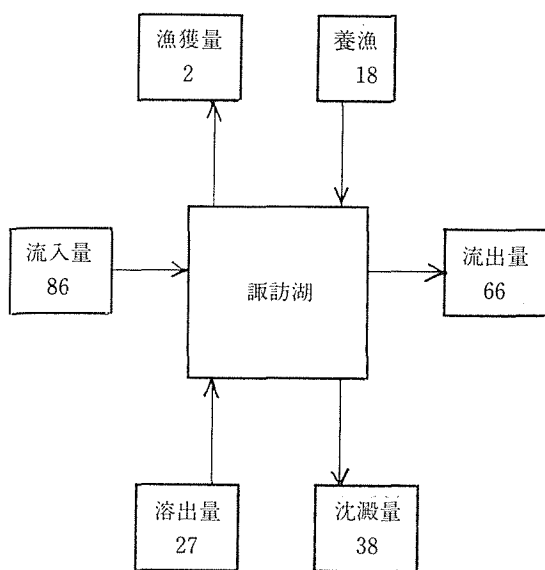


図51. 諏訪湖におけるりんの年間収支 ($P \text{ ton} \cdot y^{-1}$)

度から換算すると年間に24.4ton のりんが餌として与えられていることになる。このうちの6.7ton は魚体として湖外に運び出されるので、両者の差としての17.7ton がなんらかの形で湖に負荷されることになる。湖へのりんの流入量に対して、流出量はその約77%に相当するが、湖内での養魚からの負荷を流入量に加算すると、流出率は63%で、流入量の約37%が湖内に残留した形となっている。

2 : 1 : 3 諏訪湖における窒素の収支

窒素の収支についてもりんの場合と同様な方法で算出しているが、支出の面で脱窒のルートを加える必要がある。脱窒については小山 (1978) の報告による $0.87 \text{ ton} \cdot \text{day}^{-1}$ を用い、その量は年間にすると318ton に相当する。流入量はりんの場合と同様に発生負荷量から算出したもので、年間で1117ton となる。流出量は天竜川への流出水量 $1.58 \times 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$ と、湖内の全窒素の平均濃度 $1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ から算出されている。

セストンの沈澱による底泥への窒素の移行量については、炭素の新生沈澱量 $81.5 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{year}^{-1}$ をもとにして、新生沈澱物のC/N比を6として計算を行い年間で180ton としている。林 (1973) によると、1972年の観測結果では194ton という数字が報告されているので、今回の結果はこれに非常に近いものと言える。

底泥からの窒素の溶出量は福原、ほか (1981) の報告 $43 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{year}^{-1}$ をもとにして、年間572ton としている。

漁獲による湖外への持出し量についてはりんの場合と同様にして、魚体の窒素含量を2.5%として計算し、年間にして12ton の窒素が湖外に持出されるものとした。養魚に関しても同様で、窒素としての給餌量 (112ton) と魚の生産量 (30ton) の収支から、年間に82ton の窒素が湖内に供給されることが林、ほか (1979) によって報告されている。以上をまとめると図52のようになる。

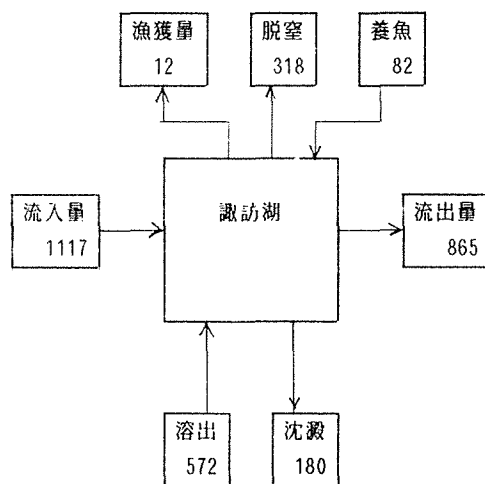


図52. 諏訪湖における窒素の年間収支 ($N \text{ ton} \cdot \text{year}^{-1}$)

諏訪湖への窒素の流入量に対する流出量の割合は約74%で、りんの場合と同様に養魚の分を含めると、湖内の残留率は見掛け上約30%となっている。この図からも明らかのように、窒素の収支においての問題点は湖底への沈澱量に対して、底泥からの窒素の溶出量が極めて大きいことである。その原因の一つとしては用いた数字が室内での実験から得られたものであることに因と考えられる。結果として諏訪湖への全負荷量 $1831 \text{ ton} \cdot \text{year}^{-1}$ に対して支出の全量は $1375 \text{ ton} \cdot \text{year}^{-1}$ と少なくなっている。

2 : 1 : 4 C, N, P 相互の比較

諏訪湖への流入、流出水中のC, N, P相互の量的な関係および湖底泥とのC, N, P交換の量的な関係を前述の数値をもとにして比較し、湖内での基礎生産が湖内に流入するN, Pとどのような関係にあるかを検討した。

C/N比についてみると、流入水中では8.2、流出水は5.8、新生沈澱物は6.0となる。湖内の植物プランクトンのC/N比は諏訪湖の *Microcystis* が5.8、他の湖沼の例でも5.7~6.2とほぼ似たような数値が得られており、諏訪湖から流出または湖底に沈降する物質が植物プランクトンを主体とするものであることを示している。一方、流入水の場合は8.2と、窒素量に対して炭素の比率が高

く、植物プランクトンとは異なる内容の成分が含まれていることが分る。すなわち、湖内に流入する有機物炭素は湖内で生産された有機炭素とは同列に論ずることはできないことを意味している。

N/P比の場合はC/N比の場合と異なり、流入では13.0、流出13.1と両者の数値はほぼ等しい。これに対して湖底へ沈降するものは4.7、湖底から溶出するものは21.2とその違いが極めて大きいのが特徴的である。流入、流出がほぼ等しい数値をとっていることは流入するN、P量に比例して、湖内で植物プランクトンが生産されていることを示すと同時に、これらが枯死して沈降する際にはPよりもNの方が分解され、湖水中に放出され易いことを物語っている。すなわち、Pは水中で分解されてもすぐに水中に回帰せず、デトリタスなどに吸着され、湖底に沈降する傾向が強いと言えよう。Pの新生沈澱物としての湖底への負荷量の大きいことがそれを示している。一方、底泥からの溶出は圧倒的に窒素の方が燐よりも大きい。これは、諏訪湖の底層環境が年間を通して好氣的であることを示すものでもある。

諏訪湖で優占する *Microcystis* のC:N:P=63.7:11.0:1をもとにしてN、P量から年間の基礎生産量を推定するとNをもとにした場合は9,779Cton/yr、Pの場合は7,198Cton/yrとなる。現場法で実測した基礎生産量9,922tonと比較すると、Nはほぼ等しく、Pは0.73程度となり、諏訪湖に流入した窒素は平均1.01回、燐は1.38回基礎生産に利用されたことになる。(沖野外輝夫)

2:2 湖の熱および水の収支

2:2:1 湖面の熱収支

1) まえがき

諏訪湖はその最大水深が6.8mの典型的な盆型湖であって、その物理環境は大きな水深をもつ湖に比べて、湖面の熱収支特性により、はるかに大きく特徴づけられるものと思われる。すなわち、湖内動植物の活動・繁殖に密接な関係をもつ水温は、主として湖面の熱収支によって構成される。また、湖内の一次生産量は湖面の熱収支によって大きく支配される。

更に、物質循環は水の流れを媒体として行われる場合が多い。しかるに、本水系の水収支は未だ完成されていない。それは不確定要素が多すぎることによる。それらの不確定要素の中に、湖面からの蒸発量を如何に見積もるかという問題も含まれている。これらは熱収支式の潜熱項として与えられるであろう。

以上のおよそ三つの問題に接近するための第一段階として行った観測結果に若干の考察を加え、ここに報告する。なお、一時間毎の熱収支は単に一日の観測結果に因ったもので、今後更に観測を重ねて資料の蓄積を計り、精度の高いものにしてゆきたいと考えている。

観測に当たって、信州大学理学部生態学教室、同臨湖実験所および長野県水産試験場諏訪支所に大変お世話になりました、ここに記してお礼申し上げます。

2) 観測方法

観測を行った場所は、周辺部からの影響が少ない諏訪湖のほぼ中央部である。ボートに諸計器と食料を積載しての24時間にわたる定点観測であった。観測日は1978年7月26～27日の快晴日で、夕方にこの地方特有の雷雨が湖心に接近し、湖岸への避難を余儀無くされたため、16時、17時の定時観測は出来なかった。

測定項目は、(イ)短波放射量、(ロ)短波反射量、(ハ)純放射量、(ニ)気温、(ホ)大気湿度、(ヘ)水温の6項目であった。

短波放射量および短波反射量の測定にはネオ日射計を用い、純放射量の測定にはC.S.I.R.O. Miniature net radiometerを利用した。気温、湿度の測定にはアスマン通風乾湿計を使用して、水面上10cm、50cmの2高度におけるそれぞれの値を求めた。水温の測定には径0.5mmのCu-Cu熱電対を利用し、水深6mにおよぶ水深の垂直プロファイルを、マルチサーモメーターにより、読取りで測定した。更に、Penman法による湖面蒸発量の推定には、臨湖実験所の短波放射量の資料と気象庁諏訪測候所の気象資料を利用した。

3) 湖面蒸発量の季節変化

蒸発量の推定に当たっては、熱収支法と経験法を組合せたPenman法を利用した。この方法は浅い水体表面からの蒸発量推定に適していると言われている。すなわち、

$$LE = f(u) (e_s - e_a) \quad (1)$$

ここで、E:蒸発散量、f(u):経験的に導かれた風速関数、 e_s :蒸発面における蒸気圧、 e_a :水面上2m高度における風速を表わしている。

一方、熱収支の平均化時間を適当に選ぶと貯留項を零とすることができる(Natural period)。その場合の熱収支式は近似的には次式で与えられる。

$$R_n = LE + F \quad (2)$$

ここで、 R_n :純放射量、F:顕熱フラックスである。

上式顕熱・潜熱フラックスを分離するにはBowen's ratio (β) が良く使われている。すなわち、

$$\beta = \frac{F}{LE} = \gamma \left(\frac{K_H}{K_V} \right) \left(\frac{K_s - T_a}{e_s - e_a} \right) \quad (3)$$

ここで、 γ ：乾湿計定数、 K_H ：熱の乱流拡散係数、 K_V ：水蒸気の乱流拡散係数、 T_s ：蒸発表面の温度、 T_a ：水面上2m高度の気温である。

式(1)を式(2)に代入して整理すると、

$$F = \frac{l r}{\Delta} E - \frac{l r}{\Delta} E_a \quad (4)$$

$$\Delta = \partial \varepsilon / \partial T \approx (\varepsilon_s - \varepsilon_a) / (T_s - T_a)$$

$$E_a = 0.35(0.50 + 0.54 u_{200}) (\varepsilon_s - \varepsilon_a) \quad (5)$$

ここで、 ε_s ：蒸発面の温度 T_s における飽和蒸気圧、 ε_a ：気温 T_a における飽和蒸気圧、 u_{200} ：2m高度の風速、式(2)と式(4)から、浅い水体面からの蒸発式として次式を得る。

$$E = \frac{\Delta \cdot R_n / 1 + l \cdot E_a}{\Delta + r} \quad (6)$$

式(6)の中、純放射量の長期にわたる測定値はほとんどなく、研究目的に応じて、特定日の測定値が得られているに過ぎない。そこで、その推定には次式を利用した。

$$R_n = (1 - \alpha) R_s - (1 - \bar{c} n^2) \{ \sigma T^4 (a - b \sqrt{e}) \} \quad (7)$$

ここで、 α ：水面におけるアルベドで、Budiko, M.I.による値を参考にして、諏訪湖では季節によって0.06~1.1の範囲の値をとるものとした。 R_s ：全短波放射量で、信州大学理学部付属諏訪湖実験所が行っている実測値を利用した。 C ：平均雲量係数で、この値は緯度によって変化し、北緯30°~45°では0.63~0.70の間をほぼ直線的に変化することが知られている。今回は $c=0.65$ を採用した。 η ：平均雲量で0~1までの値をとる。 $\sigma=8.2 \times 10^{-11} \text{ cal} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{deg}^{-4}$ ：Stefan - Boltzmannの輻射定数。 T ：水面近傍の気温 K 、 $a=0.39$ 、 $b=0.058$ 、 e ：水面近傍の水張 mmHg 。

また、式(6)に含まれる E_a は式(5)によって推定した。式(5)の中には水面上200cm高度の風速が含まれている。しかし、諏訪湖候所では地上12.6m高度での測定値しかない。そこで、風速は中立状態では対数分布することを利用し、

$$U_z = (V_* / K) \ln(Z / Z_0) \quad (8)$$

ここで、 V_* ：摩擦速度、 $K=0.41$ ：カルマン定数、 Z ：水面からの高度、 Z_0 ：粗度係数、である。

$Z_0=0.1$ を仮定して、それと先述の12.6m高度における風速から U_{200} を推定した。

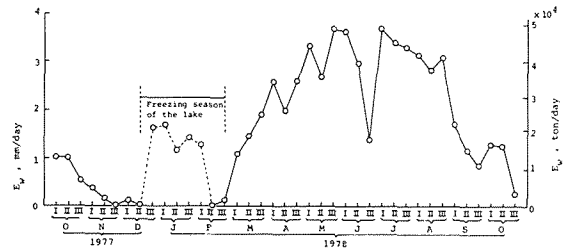


図53. 諏訪湖の湖面からの蒸発量の季節変化 (1977年10月~1978年10月)。

計算結果は図53に示す通りである。この図からも分るように、湖面蒸発は厳冬期に極小値を示し、夏期を中心に大きな値を示している。内陸にある大水体からの蒸発は、水深が大きい場合、熱容量が大きいいため、計器蒸発量と約半年のズレを生じ、12月頃に極大値を示すことが知られている。ところが、諏訪湖においては、水深が小さく、最大値でも6.8mであるから、水温の季節変化も気温のそれとほぼ平行している。したがって、十和田湖の蒸発量のように、12月に最高値を示すようなこともなく、夏期に大きな値を示している。なお、冬期の結氷期には、アルベドの変化や蒸気補給の界面の変化などにより、式(6)による推定値に大きな誤差が生じているものと思われる。また、6月下旬の値が低いのは、梅雨の影響である。

湖面蒸発量は年々多少の変化を示すであろうが、図の値を基にして1日の蒸発量を計算してみると、7月の月平均値で46000ton・d⁻¹となり、この値は1427000ton・month⁻¹ということになる。なお、旬平均で最高値を示すのは1978年7月上旬で、この期間の蒸発量は48900ton・d⁻¹である。更に、蒸発量の最高値は6月中旬にあらわれ、この日一日で72300tonが諏訪湖の水面より失われたことになる。このようにして、1977年10月から1978年9月までの一年間に諏訪湖の水面から失われた水量は約845万トンにもなる。

4) 湖面の放射バランス

前節で述べた湖面蒸発量を更に細かく観測するため、特定日を選定して、24時間の連続観測を行った。湖面の熱収支を考える場合、最も大きな変数は太陽放射量であって、これが湖面近傍において起こる物理現象のエネルギー源をなしている。したがって、先ず第一段階として、湖の放射バランスを考えてみる必要がある。その収支式は次式で与えられる。

$$R_n = (1 - \alpha) S + L$$

$$L = L\alpha - L_u \quad (9)$$

上式において、 R_n ：純放射量、 S ：短波放射量、 α ：アルベド、 L_a ：純長波放射量、 L_a 大気放射量、 L_w ：水面放射量である。

式(9)による結果は図54に示す通りである。なお、純放射量の測定は短波放射量のように常時、しかるべき機関で行なわれている訳ではない。ところで、熱収支や蒸発量の推定を行う場合にはこの種の測定は極めて重要である。そこで一時間ごとの値で、24時間にわたり短波放射量との関係を求めてみた。結果は図55および式(10)に示す通りである。

$$R_n = 0.86S + 0.08 \quad (10)$$

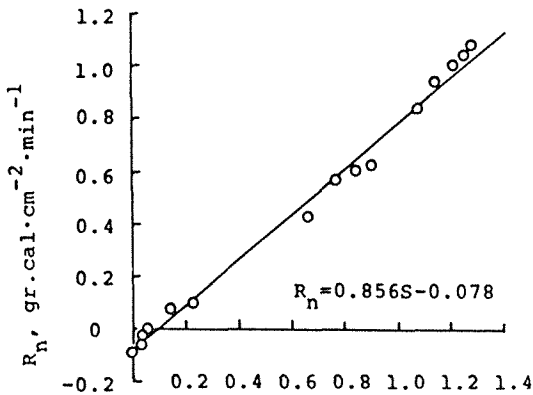


図54. 短波放射量(S)と純放射量(R_n)の相関関係

5) 水温の垂直分布

湖流が零か、極めて小さい場合には、水温垂直分布の経時変化から、水に吸収されるエネルギー量の概略値を推定することができる。本観測においても湖流は極めて小さい状態を想定して実測を行った。結果の一部は図55に示す通りである。この図からも分るように、水温の垂直分布には、細かな乱れが認められ、躍層も水深の大きい貯水地の場合のように発達してはいない。これは湖流によるところが大きいものと思われる。図56に示す温度変化は水面からの熱の授受によっては説明し難く、温度を異にする大水塊の移動の存在することを示しているものと思われる。また、湖が浅いため、湖流に与える風の影響と表層の攪乱があり、更に、30分間隔で昼間の湖を航行する観光船も観測点の水温垂直分布に乱れを与えたようである。このような訳で、水温の垂直分布形の変化から、水体に吸収されるエネルギー量を推定しようとした当初の計画は失敗に終り、湖に対する初歩的な認識の不足を思い知らされた次第である。しかし、湖面の熱収

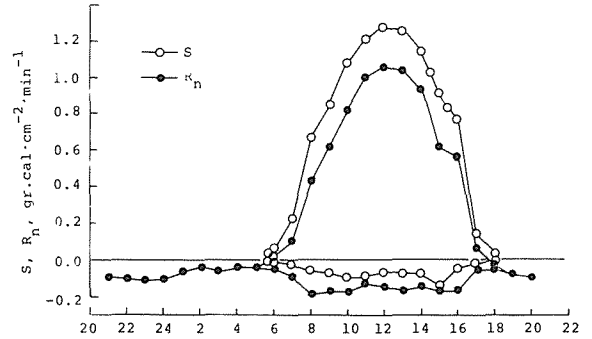


図55. 諏訪湖湖心での短波放射量(S)と純放射量(R_n)の日変動 (1978年7月26～27日)。

支を完成させるためには、この値を知らなければならない。そこで、浅海養魚場における実測値を参考にし、湖流がなく、風の攪乱もない場合、水深1.5mの水温は日変化で考える場合、ほぼ一定であるという仮定の元に推定を行った。

6) 熱収支

湖面における熱収支は近似的には次式で与えられる。

$$R_n = I E + F + B_w \quad (11)$$

R_n は実測によって既知であり、 B_w は前節のようにして推定した。式(3)で示される Bowens ratio を利用すれば、潜熱・顕熱量は次のようになる。

$$I E = \frac{1}{1 + \beta} (R_n - B_w) \quad (12)$$

$$F = \frac{\beta}{1 + \beta} (R_n - B_w)$$

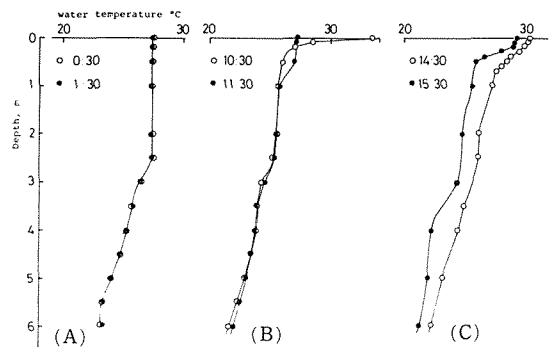


図56. 諏訪湖における水温の垂直分布 (1978年7月27日)

以上によって式(11)の各項は既知となった。計算結果は図57に示す通りである。

7) むすび
熱収支については1回の24時間観測に基づき、幾多の仮定を設けて行ったものである。したがって、今後測定を重ね、精度を上げてゆきたいと考えている。

更に湖の物理環境を正確にとらえるためには、長期にわたる精密な連続測定が必要であり、特定日の解析にとどまらず、春夏秋冬の変化の中で、短時日の微変動を把握してゆきたいと考えている。

(松田松二，星川和俊)

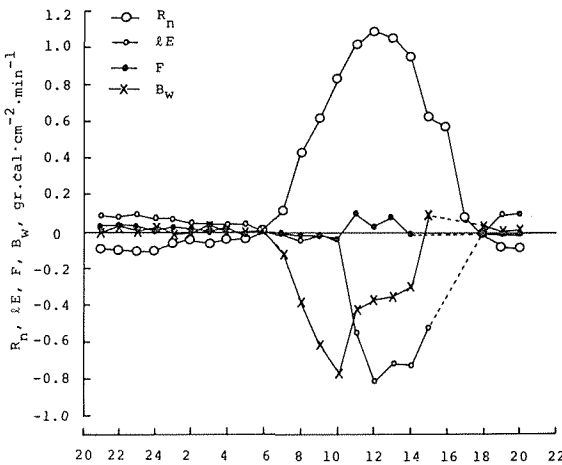


図57. 諏訪湖における熱収支の日変化（1978年7月26～27日）。

2：3 流入河川による窒素，リンの負荷量

2：3：1 集水域からの窒素，リンの発生負荷量

諏訪湖集水域における各発生源毎の窒素，リンの発生原単位を算定すると、次のようになる。

発生源		単 位	N	P
降 雨		$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	36.5	1.4
山林流出		$\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	9.8	0.32
耕		対施肥比率		
	水田	(%)	28.0	2.0
地				
	畑	(%)	34.8	1.2
生 活 廃 水	雑排水	$\text{g} \cdot \text{man}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	3.0	0.71
	し尿浄化槽	$\text{g} \cdot \text{man}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	6.7	0.43
	し尿処理場	$\text{g} \cdot \text{man}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	11.4	0.62
観 光	宿泊	$\text{g} \cdot \text{man}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	3.0	0.48
	日帰り	$\text{g} \cdot \text{man}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	0.7	0.12
家 牛	ふん	$\text{g} \cdot \text{cap}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	199	49.1
	尿	$\text{g} \cdot \text{cap}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	91	0.9
畜 豚	ふん	$\text{g} \cdot \text{cap}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	16	24
	尿	$\text{g} \cdot \text{cap}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$	24	1
温 泉		$\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{day}^{-1}$	2.4	0.3
ガス井戸		$\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{day}^{-1}$	107	1.7
工場廃水		特定施設の排水量と水質から算出		

(1977年現在)

発生源のうち降雨，山林流出，耕地流出，温泉，ガス井戸および工場廃水については諏訪湖集水域において実測したものから原単位を定めている。し尿については定住人口の83.7%がし尿処理場に収容，処理されている。その他に浄化槽を使用しているものは6.1%で，他は自家処理となる。家畜については長野県ふん尿処理実態調査による排出率を用いて計算した。

	乳牛		牛		豚	
	ふん	尿	ふん	尿	ふん	尿
排出率(%)	3.7	6.7	5.0	7.9	4.7	8.2

発生源の地域分割は次の5つのブロックとした。

- ブロック1 岡谷市（川岸，湊は除く）
- 2 下諏訪町（岡谷市の山林5haを含む）
- 3 茅野市（米沢，北山，湖東，豊平，泉野），諏訪市山林部の一部

- 4 諏訪市（3の山林部を除く）
 5 茅野市（宮川、玉川、金沢）原村、富士見の一部

集水域における総発生負荷量は窒素で2466kg・day⁻¹、りんで311kg・day⁻¹に相当する。発生源でみると、窒素では耕地由来の31.1%、し尿処理場25.2%および山林以外に降る雨からの20.1%となる。りんについては生活雑排水からの43.6%が最も多く、次いでし尿処理場からの18.7%、工場廃水16.6%が大きい。

これを地域的にみると、窒素ではブロック4の諏訪市が20.0%で最も大きく、次いでブロック5の茅野市17.6%となるが、ブロック4にはし尿処理場があり、これを加えると45.2%にもなる。一方、りんの場合はし尿処理場を含めてブロック4が40.3%と最も大きく、次いでブロック5の25.2%、ブロック1の16.7%と続く。

この他に、湖内での負荷源として5月から10月までの150日間行なわれている網イケス養鯉を考慮しておく必要がある。林、ほか（1979）による摂餌量と養鯉取上げ量の差から推定した養鯉期間中の平均日負荷量は次のようになっている。

	N	P
日負荷量 (Kg・day ⁻¹)	550	120
年間負荷量 (ton・year ⁻¹)	82	18

以上の量は諏訪湖集水域内の総発生負荷量に対して、日平均の場合は窒素で12.9%、りんでは38.5%に相当している。これを年間の両者の総負荷量に対してみると、窒素では5.3%、りんは15.8%になり、りんの寄与率のほうが窒素よりも高くなっている。

2：3：2 湖への流入負荷量

集水域での発生負荷量の全てが湖に直接流入するわけではなく、河川を経由して流下する間に窒素、りんの幾らかの部分は減少し、実際に流入する量はそれぞれの流達率を測定して算定する必要がある。しかし、流達率のデータは信頼しえるものが極めて少ないのが現状である。これまで、流入負荷量の算定はそれぞれの河川の湖への流入部における実測値をもとにしてあこなわれている場合が多い。これは直接的な方法ではあるが、現実には水質の時間変動は汚染された河川ほど大きく、季節的にもその量、変動のパターンは異なるので、実測値が必ずしも現実の状態を正しく反映しているとはかぎらない。

当報告では上流部での測定結果から各ブロック毎にそれぞれの流達率を次のように設定している。

ブロック		1	2	3	4	5
流達率	N	0.9	0.9	0.3	0.9	0.6
	P	0.9	0.9	0.3	0.9	0.6

結果として、湖への窒素、りんの流入量は日平均で、それぞれ3226kg・day⁻¹および237kg・day⁻¹となる。集水域からの年間の総流入量は1177ton および88ton であるが、養鯉からの負荷を加えると、それぞれ1259ton・year⁻¹と104ton・year⁻¹になる。これを、これまでに報告されている流入量と比較すると、次のようになる。

年度	N	P	報告者
	ton・y ⁻¹	ton・y ⁻¹	
1966	602	53	小泉、ほか
1972	1120	118	半田、窪田
1975	1214	119	長野県衛研
1977	1259	104	本報告

以上のうち、半田・窪田（1972）のものは流入河川の水質をもとにした実測値から算出したものであり、その後の1975年、1977年のものは発生原単位から推定したものである。

仮に、今回の流入負荷量から湖内の窒素、りんそれぞれの平均水質を計算すると、養鯉期間では2.43Nmg・L⁻¹、0.26Pmg・L⁻¹、それ以外の期間では2.08Nmg・L⁻¹、0.15Pmg・L⁻¹となり、現在の実測値に近い値を得ることができる。

（沖野外輝夫・田中哲治郎）

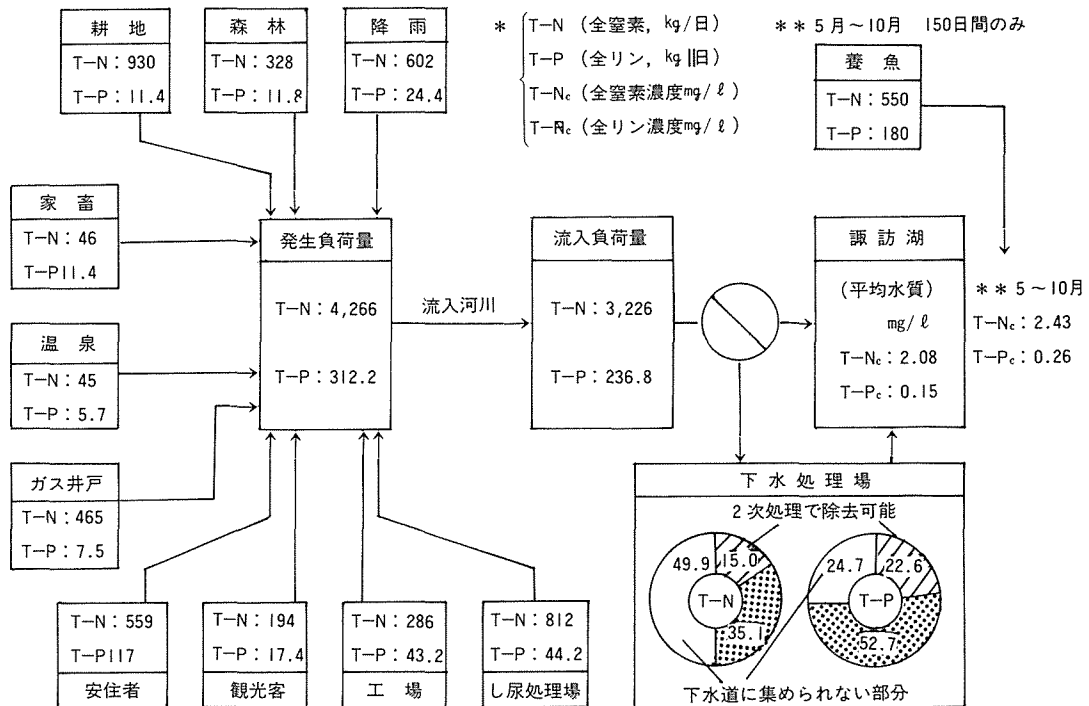


図58. 諏訪湖集水域からの窒素とりの発生負荷量および流入負荷量と下水処理場での処理可能量
(沖野・ほか, 1978)

3 諏訪湖の栄養塩-プランクトンモデル

湖内での栄養塩の循環とプランクトンとの関係をモデル化し、シミュレーションによって湖の富栄養化機構を解析しようとする試みはC. W. Chen、ほか (1975)、D. M. Ditoro、ほか (1975)、池田 (1976) によって行なわれている。これらを参考にして、諏訪湖での栄養塩-プランクトンモデルを作成し、プランクトンおよび栄養塩濃度の年間の変動をシミュレートした。次に、このモデルを用いて諏訪湖への栄養塩の負荷量の減少が湖内のプランクトン発生量に及ぼす影響の度合を検討した。

3:1 モデルの構造とパラメーターの設定

3:1:1 モデルの構造

モデルの基本的な考え方は下記の通りである。諏訪湖における物理的、化学的、生物学的な諸過程の評価レベルを揃えるという意味から、また、実測データの制約から、モデルはボックスモデルを採用した。諏訪湖は水深が浅く、偏平であり、湖岸線も単純で、湖水が混合しやすいために、岸近くを除くと水平方向の水質濃度分布や

プランクトンの分布はほぼ均一とみることができる。このこともボックスモデルを採用した理由となっている。

ボックスは、上層（生産層）と下層（分解層）の二層に分割し、流入水はまず下層に流入し、次いで上層に移流するものとしている。上層の厚さは水温躍層を考慮にいて、水深1mと仮定している。

モデルの構造は諏訪湖の物質循環の特徴を考慮にいて組立てた。系全体は溶存態栄養塩の循環系とプランクトン性物質の循環系に分け、植物プランクトンはクロロフィル-a量で表現している。諏訪湖では、夏期には藍藻 *Microcystis* spp. による『水の華』状態が続くが、このプランクトンは動物プランクトンに摂食され難いことから、年間の植物プランクトンの変動は *Microcystis* spp. とその他の藻類（主に珪藻類）の二変数に分けて扱った。

植物プランクトンによる同化と有機物の分解過程を考慮すると、溶存態栄養塩は無機態と有機態の二つに分ける必要がある。しかし、これ以上に複雑な過程（例えば $\text{NH}_4\text{-N} \rightarrow \text{NO}_2\text{-N} \rightarrow \text{NO}_3\text{-N}$ の変化過程、底生生物や魚類

の生産過程等)の導入は行わないこととした。

物質循環過程のシミュレーションを行うための数学的表現は、二つの基本量、すなわち、状態量 (C_i) と過程量 (P_j) を結びつける以下の三つの式で表現される。

$$\frac{dC_i}{dt} V = \sum_j P_{ij} \quad \text{物質収支式} \quad (1)$$

(成分 i についての)

$$P_j = f_j(C_1, C_2, \dots, C_n) \quad \text{速度式} \quad (2)$$

(過程 P_j について)

$$P_{ik} / P_{jk} = f_{ij} \quad \text{量論式} \quad (3)$$

(成分 i と j について)

物質収支式は物質の動的な収支を表わすもので、モデルの構造がこれに反映される。速度式は各過程量を状態量で表現する式である。ここで構造パラメータとしての速度係数が導入される。各過程量における、各成分変化量の相互関係については量論式で表現されている。

(1)式は、諏訪湖を対象とした場合、各層について次のような基本式となる。

上層について

$$V^u \frac{dC_i}{dt} = qV^u (C_i^L - C_i^u) + C_i^{in} Q^{in} - C_i^{out} Q^{out} + \sum_j P_{ij} \quad (4)$$

下層について

$$V^L \frac{dC_i}{dt} = qV^u (C_i^L - C_i^u) + \sum_j P_{ij} \quad (4')$$

ここでは

V^u, V^L : 上層、下層の容積

$qV^u (C_i^L - C_i^u)$: 上下の交換量

$C_i^{in} Q^{in}, C_i^{out} Q^{out}$: 湖への流入量, 湖からの流出量

$\sum_j P_{ij}$: 湖中における諸過程の収支

基本式の具体的表現は、植物プランクトン二態、動物プランクトン、窒素およびリンのそれぞれの溶存有機態と溶存無機態の二態、計7変数、上下二層の総計14変数となる。これらの変数に対する基本式の具体的表現については田中、沖野(1978)、沖野、平塚、田中(1981)に示されている。

湖の季節変動を左右する項目としてモデルに導入された自然条件の項目は水温、日射量、流入・流出水量、湖面水位である。

3:1:2 感度分析によるパラメータの検定

モデルによる現況再現を検証し、適切なパラメータの設定を行うために感度分析を行った。図59はその最終結果の一例で、縦軸の数値はすべて単位面積当たりの水柱内の平均濃度で示されている。植物プランクトンの現存量はクロロフィル-a量で示されているが、図中の破線(P_2)は *Microcystis* spp. を主とする藍藻類を、実線(P_1)は珪藻類を主とするその他の植物プランクトンの発生量を示している。

モデルの変動に最も大きく寄与している要因は、動物プランクトンによる植物プランクトンの摂餌速度および上層と下層の間での物質の交換速度等であり、全て実測値の不足している部分となっている。

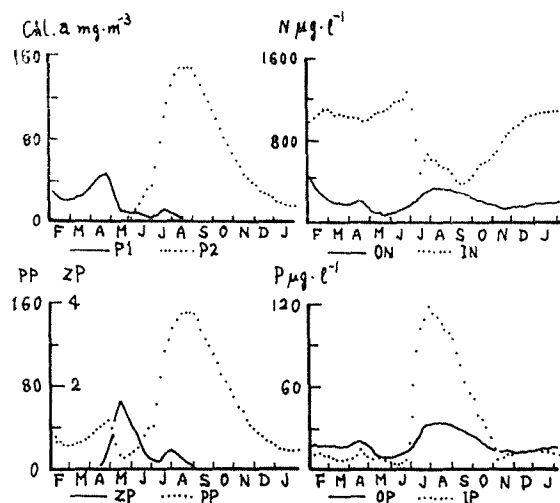


図59-1. シミュレーションによる上層での植物、動物プランクトンおよび栄養塩の季節変動。

P_1 :珪藻類を主とする植物プランクトン, P_2 : *Microcystis* spp. を主とする藍藻類, ZP:動物プランクトン, PP:植物プランクトン, ON, IN:溶存有機態, 無機態窒素, OP, IP:溶存有機態, 無機態りん。

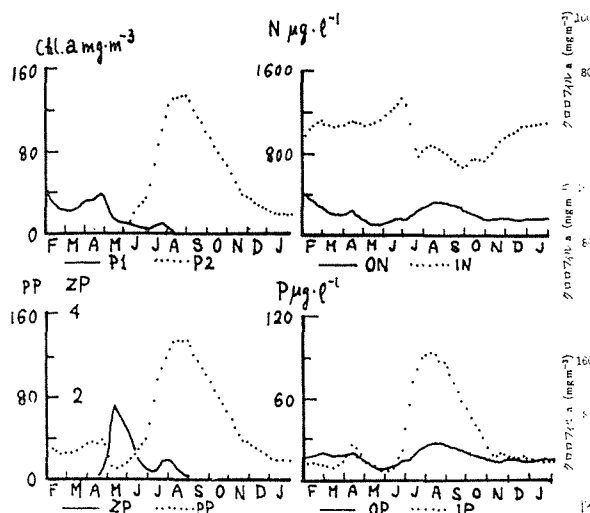


図59-2. シミュレーションによる下層の季節変動

3:2 湖への負荷量変動による生物群集および水質の変動予測

前項の最終結果を用いて、諏訪湖への現状の負荷量が削減された場合、夏期の *Microcystis* spp. の発生量がどのように変動するかをシミュレートしてみた。現状の窒素およびリンの負荷量をそれぞれ100として、いく組かの削減率の組合せから、その結果を導いた。現状の負荷量は窒素3226kg・day⁻¹、リン237kg・day⁻¹である。負荷量の季節変動は流入水量の増減に比例するものとしている。結果の一部を図60に示した。

リンの負荷量が25～10%に削減された時点で、夏期の *Microcystis* の発生量は急激に減少し、10%ではそのピークが消失する。また、現状の夏期では(1977年現在)リンの削減よりも窒素の削減に対して *Microcystis* の発生量は敏感に反応し、現状ではリンが過剰に供給され、窒素は不足していること、即ち、湖の基礎生産にとっては窒素が制限因子となっていることを示している。

以上の結果と下水道計画をつきあわせると、下水道による現状での最大削減可能量(窒素44%、リン72%)が全て削減された場合、*Microcystis* の発生量はその最盛期に現状の半分程度となることが予測された。これは、クロロフィル量にして90mgchl-a・m⁻³、CODにして5.7mg・L⁻¹、SSは20mg・L⁻¹に相当し、透明度にして約30cmの改善に当たる。

(田中哲治郎, 平塚茂雄, 沖野外輝夫)

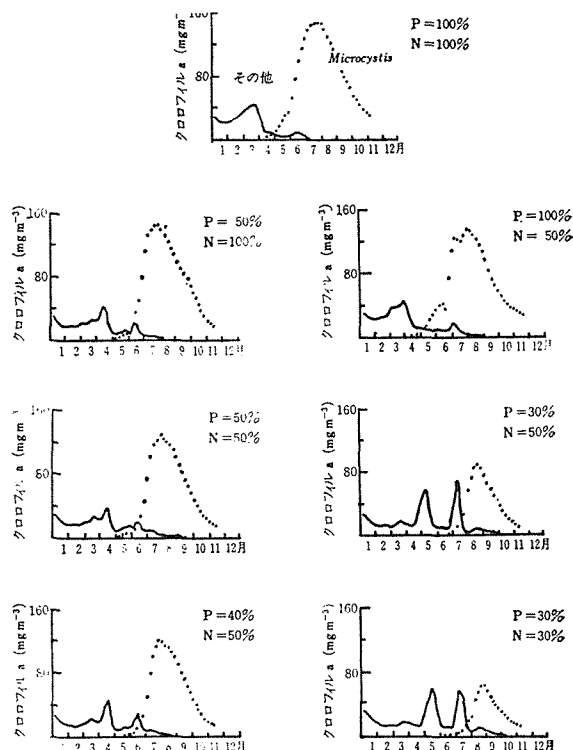


図60. N, P削減による植物プランクトンの発生量の変動予測。

破線は *Microcystis* を、実線は他の藻類。

3:3 諏訪湖生態系のシミュレーションに関する基礎研究

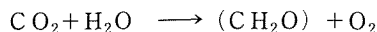
諏訪湖の富栄養化の抑制を目的とした流域下水道が湖の生態系に与える影響を具体的に予測するには、湖の生態系の動態を正確に再現し、記述できる定量的なモデルが必要である。また、このようなモデルを用いれば、最終的に、湖にとって最も望ましい施策はどのような姿であるか、そこに至るにはどのような経路をとるべきか、等も議論することが可能となる。本節では3:1, 3:2とは別の角度からモデルに対する検討を行ってみたい。

ここではC, N, Pの溶存の無機態と有機態および粒子態の各三態について、その季節変化を予測することを目的とし、そこに用いるデータとしては諏訪湖定期観測グループによる1977年のものを使用した。

3:3:1 各項目間の相関分析

(1) 溶存酸素量と全炭酸量との関係

本来、この両者については次ぎの関係が成立すると考えられている。



この関係式を用いると $[C O_2] : [O_2]$ は 1 となる筈である。しかしながら、諏訪湖での 1977 年のデータから両者の関係をみると以下のような関係が得られ、

$$[T - C O_2 - C] = -0.876 [D O] + 14.5 \quad (1)$$

$$r = -0.771$$

$[C O_2] : [O_2] = 1:2.33$ の結果が得られた。これは、中島、ほか (1979) の結果である $1:2.1$ にも近く、生態系内外の両者の移動過程によって決まる諏訪湖固有の値であると思われる。(単位は $mg \cdot L^{-1}$)

(2) POC と PON との関係

$$[P O N] = 0.149 [P O C] + 0.08 \quad (2)$$

$$r = 0.987$$

この関係から、諏訪湖の懸濁性物質の C/N 比は 6.71 という値が得られた。但し、この値は季節によって多少の変動がみられる。(単位は $mg \cdot L^{-1}$)

(3) SS と各粒子態の C, N および Chl-a との関係

SS と POC, PON および Chl-a との相関関係のグラフをみると、いずれも SS 軸上に無視しえない大きさの切片をもつのが特徴である。

$$[S S] = 2.64 [P O C] + 6.26 \quad (3)$$

$$r = 0.959$$

$$[S S] = 17.3 [P O N] + 5.16 \quad (4)$$

$$r = 0.952$$

$$[S S] = 0.191 [C h l - a] + 6.56 \quad (5)$$

$$r = 0.874$$

その切片は $5 \sim 7 mg \cdot L^{-1}$ 程度であり、この値は SS 中の無機質の量を示すものと考えられる。(単位は $mg \cdot L^{-1}$)

(4) 粒子態 P (PP) と無機 SS との関係

PP と POC, PON および Chl-a との場合にも、P 軸上に無視できない大きさの切片がある。

$$[P P] = 11.7 [P O C] + 34.8 \quad (6)$$

$$r = 0.911$$

$$[P P] = 77.9 [P O N] + 28.8 \quad (7)$$

$$r = 0.922$$

$$[P P] = 0.760 [C h l - a] + 39.2 \quad (7)$$

$$r = 0.744$$

即ち、有機物の量が 0 に近付いても PP はある有限の値をもっている。しかし、PP と SS の関係では有意な大きさの切片はもたない。このことは、無機 SS に $P O_4 P$ が吸着あるいは不溶性の塩となって PP の一部を成している可能性を示すものである。この観点から、無機 SS の P 含有量を概算すると、

$$[吸着 P O_4 - P, 30 \mu g] / [無機 S S, 6 mg]$$

$$= 5 (mg P / g S S)$$

$$= 160 (\mu mol P / g S S)$$

となる。

(5) Chl-a と POC との関係

Chl-a と POC との関係は季節によって大きく異なるが、同じ観測日の鉛直方向では変動は小さいのが特徴である。

3 : 3 : 2 総生産量と群集呼吸量の解析

次に、変数のうちでも重要と考えられる P_g (総生産量) と $Resp$ (微生物群集による呼吸量) の二変数について重相関分析を行った。データは全て対数変換を行っている。従って、回帰式は次式で得られる。

$$[従属変数] = (定数) \times (変数 1)^{\alpha} \times (変数 2)^{\beta} \times \dots \times (変数 n)^{\gamma}$$

のかたちで得られる。プログラムは (平均値まわり) と (STEPWISE) の二種類を用いた。なお、水温は摂氏で用いている。

(1) 微生物群集による呼吸量 ($Resp$)

微生物群集による呼吸量について、次ぎの関係式による重相関分析を行った。

$$[Resp] = C [^8]^{\alpha} \cdot [Temp]^{\beta} \quad (9)$$

ここで、C は定数、 $[^8]$ は生物体量を表わすとみられる変数 (POC, PON, Chl-a 等) である。その結果を示すと以下ようになる。

Summer (1977.6.21 ~ 10.9) の場合。

$$3.02 \times 10^{-3} [C h l - a]^{0.152} \times [Temp]^{1.10} \quad R = 0.784$$

$$4.47 \times 10^{-3} [P O C]^{0.550} \times [Temp]^{1.37} \quad R = 0.778$$

$$5.01 \times 10^{-3} [P O N]^{0.542} \times [Temp]^{1.66} \quad R = 0.764$$

$$1.32 \times 10^{-4} [P P]^{0.473} \times [Temp]^{2.13} \quad R = 0.643$$

$$7.24 \times 10^{-4} [S S]^{0.804} \times [Temp]^{1.44} \quad R = 0.720$$

この期間について α と β の値をみると、 α は 0.5 付近に、 β は 1.1 と 1.7 の間となっている。 α が 0.5 ということは呼吸量が生物体量の 0.5 乗に比例することを意味している。しかし、この時期、水温の差を無視して、 $[Resp]$ と $[P O C]$ の単相関をとると、 $[Resp]$ は $[P O C]$ の 0.92 (相関係数 0.881) となっている。両者に差が生じる理由は明らかでないが、今後、水温の扱いになんらかの配慮が必要と考えられる。

(2) 総生産量 (P_g)

四季を通じて、総生産量は水中照度 (ここでは水中相対照度 $[RLI]$ で表現されている) に強く影響されている。

Summer; (1977.6.21 ~ 10.9)

$$4.68 \times 10^{-4} [C h l - a]^{0.472} \times [Temp]^{1.40} \times [RLI]^{0.664} \quad R = 0.878$$

$$8.13 \times 10^{-4} \times [P O C]^{0.412} \times [Temp]^{1.65} \times [RLI]^{0.681} \quad R = 0.878$$

$$1.29 \times 10^{-4} \times [P P]^{0.871} \times [Temp]^{2.26} \times [RLI]^{0.686} \quad R = 0.876$$

$$3.09 \times 10^{-4} \times [\text{SS}]^{0.345} \times [\text{Temp}]^{1.89} \times [\text{RLI}]^{0.680}$$

$$R=0.876$$

$$0.361 \times [\text{Resp}]^{0.673} \times [\text{RLI}]^{0.673} \quad R=0.874$$

$$0.322 \times [\text{T-CO}_2\text{-C}]^{-1.09} \times [\text{RLI}]^{0.657} \quad R=0.876$$

となり、重相関係数は〔RLI〕を加えることで0.8以上となった。

最も簡潔な表現としては

$$[\text{Pg}]/[\text{POC}] = c \cdot [\text{RLI}]^r \quad (10)$$

で、水温はほとんど影響を及ぼさず、 r は0.5となる。

次に、〔RLI〕を〔POC〕の関数とするために、

Iを光の強度、dzを光の通過距離、その間の化学種の濃度をcとすると、

$$-(dI/I) = kc \cdot dz \quad (k \text{は定数}) \quad (11)$$

となり、これを0からzまで積分して、

$$-\log \{ I(z)/I_0 \} = k \int_0^z c dz \quad (12)$$

となる。ここで、〔RLI〕は $100 \cdot \{ I(z)/I_0 \}$ ゆえ、

$$\log [\text{RLI}] = 2 - k \int_0^z c dz \quad (13)$$

と表現できる。

SS および POC を深さ0 mからz mまで積算した値を

$$\int_0^z c dz$$

と考えると、 $\log [\text{RLI}]$ vs $[\int_0^z c \cdot dz]$ kの単相関をとった結果が図61と図62である。SSの方がPOCよりも相関係数が高い理由は、SSの内容が(無機SS) + (有機SS)であ

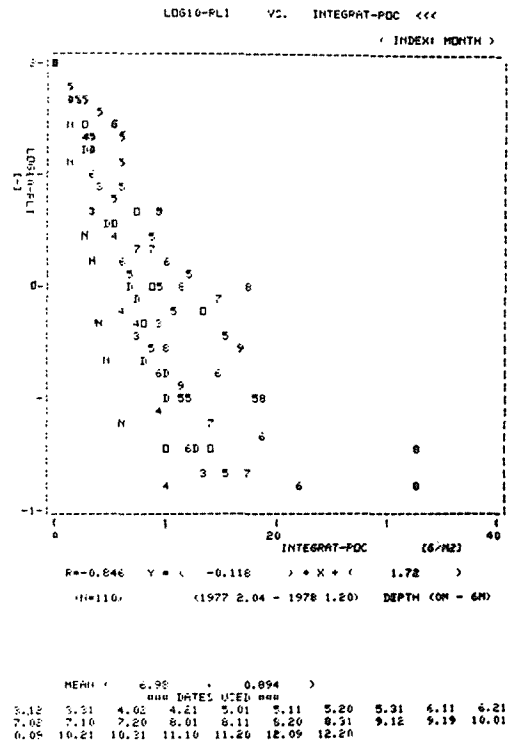


図62. 相対照度vs.積算POC〔沖野ら(未発表)による〕

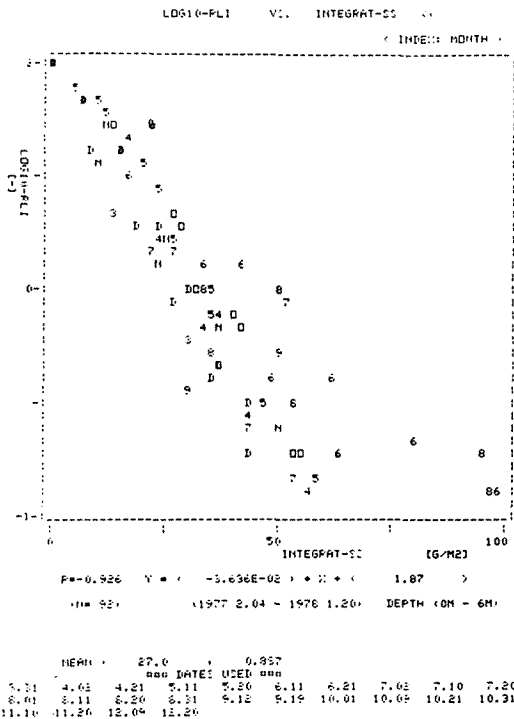


図61. 相対照度vs.積算SS〔沖野ら(未発表)による〕

ることから理解できる。但し、夏の植物プランクトンの大発生時には、POCだけでも総生産量〔Pg〕を次式によって表現することができる。

$$[\text{Pg}]/[\text{POC}] = c' \cdot \exp. [-rk \int_0^z (\text{POC}(z)) dz] \quad (14)$$

3：3：3 現況における物質生産の推算

以上示したように、物質循環の速度項のうち、実測値のあるものは相関分析からある程度予測が可能である。しかし、POCのDOCへの分解(あるいは排出)速度、底泥からの炭素、栄養塩元素の溶出速度など、実測値の無いものについては湖内の物質収支から計算する必要がある。

湖内に表面積 1 m^2 、深さ 4.6 m (諏訪湖の平均水深に相当する)の水柱を想定する。水面の高さは実際には変動するが、釜口水門日誌によれば、最大年較差 0.3 m 、最大日較差 0.04 m (0.10 m という日が一日だけある)程度で、変動の無い日もかなり多い。したがって、水柱内の水量の変化は事実上無視できる。

水柱からの流出は、水柱内の平均濃度で釜口水門の流量に比例するものとする。1977年の水門からの流出量(定期観測日を中心とした約10日間の水量を平均したもの)を図63に示す。

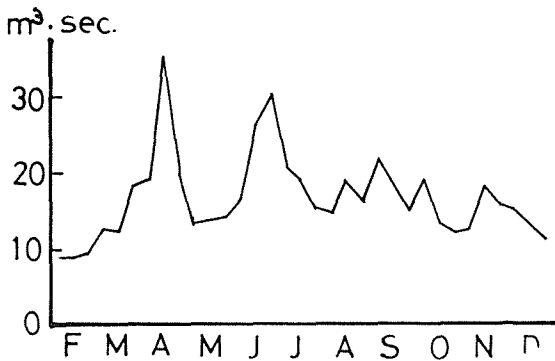


図63. 諏訪湖釜口水門から天竜川への流出水量(1977)
湖への流入負荷量については1979年8月10日から11日
に行った主要な15の流入河川の負荷量調査の結果を用い、
年間を通じてこの量は一定であるとして計算している。

表26. 諏訪湖への各態物質の日流入負荷量(1977.8.10
～11)

項 目	日流入負荷量					
	C	kg/d	N	kg/d	P	kg/d
T-CO ₂ -C	7320	D I N	810	PO ₄ -P	150	
D O C	2990	D O N	675	D O P	144	
P O C	810	P O N	330	P P	138	

以上の前提をもとにして、1977年2月4日から12月20日まで、ほぼ10日おきに得られている定期観測データによって炭素、窒素およびリンについての物質収支を計算した。

(1) 炭素の循環

炭素の循環に関するモデルの構造を図64に示す。
次に、各態の炭素の物質収支式は以下の通りである。

$$V \frac{d(\text{DOC})}{dt} = \text{Pg} - \text{Resp} - \text{S} - \text{D} + \text{L}^{\text{POC}} - \text{F} \{ \text{T-CO}_2 - \text{C} \} \quad (15)$$

$$V \frac{d(\text{DOC})}{dt} = \text{D} + \text{L}^{\text{POC}} - \text{F} \{ \text{DOV} \} \quad (16)$$

$$V \frac{d(\text{T-CO}_2 - \text{C})}{dt} = -\text{Pg} + \text{Resp} + \text{L} + \text{A} + \text{L}^{\text{TCO}_2} - \text{F} \{ \text{TCO}_2 - \text{C} \} \quad (17)$$

ここで、V：水柱容積(4.6m³)

F：流出水量 L_{in}：河川からの流入負荷

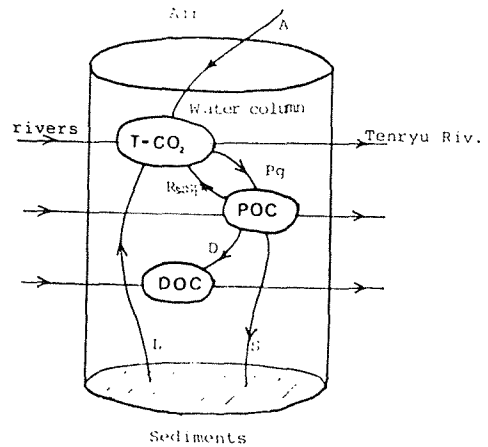


図64. 炭素循環のモデル。Pg:総生産量, Resp:呼吸量, A；大気からのCO₂の吸収, D；POCのDOCへの分解, L；底泥からの溶出, S；底泥への沈降

を示している。これらの式には大型生物の項は含まれていない。

計算の手順は以下の通りである。まず、式(16)において、DOCのマス・バランスよりDOCの生成速度Dを計算する。蓄積項(時間変化項)は、その日の値と次の観測日の値との差をその間の日数で除したものをを用いる。なお、式(16)ではDOCがさらに分解されてT-CO₂-Cになる経路は省略されている。その理由は、DOCは季節的な変動が小さく、物質循環においてあまり積極的な役割を果していないと考えられることが一点、次に、暗ビン中で消費され、Respとしてカウントされる酸素のうちにはDOCの酸化のために使われた部分も含まれていると考えられることの二点である。図65にDOCの生成速度Dの計算値を示す。

図65から、POCのDOCへの分解速度は年間を通じてほとんど変動が無く、その速度も小さいことがわかる。

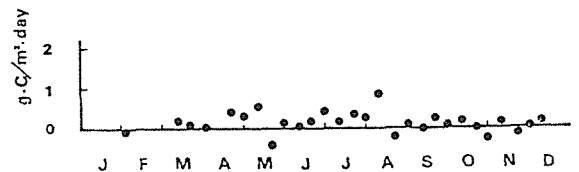


図65. DOCの生成速度

次に、式(15)において[POC]のバランスからPgが計算できる。RespおよびPgはともに酸素の変化量が単位なので、等モルでの変化を仮定して

$$[g \cdot O_2] \times 12/32 = [g \cdot C]$$

と換算する。また、S（湖底への沈降量）は沖野、ほか（1978）の新生沈澱物量の実測値に〔POC〕/〔SS〕の比率を乗じたものを正味のフラックスとした。図66に、Pgの実測値と計算値を比較して示した。

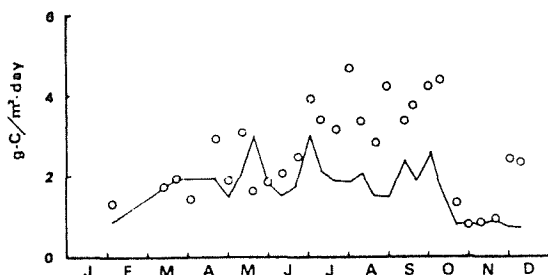


図66. 総生産量の実測値と計算値の比較。実線は実測値，丸印は計算値を示す。

図66にあるように、春から初夏（2月から6月）および秋の計算値は実測値を比較的良く再現している。しかし、夏期の計算値は実測値よりもかなり大きな値となった。これは次のような理由によるものと考えられる。総生産量は明ビン、暗ビンを用いて、24時間法で測定されているが、生物体の量が多く、生産量も大きい夏には、全炭酸も栄養塩も24時間後には大幅に欠乏してしまうことが考えられる。このため、現場での実測値とはいえ、実際の生産量よりも小さな値となる可能性がある。この観点から、以後の計算では、全て計算値より得られた総生産量（これをPg-calとかいてPg-obsと区別する）を用いることとした。

最後に、式(17)におけるT-CO₂-Cのバランスから、一日に（河川からの流入を除いて）水柱内に補給されなければならないT-CO₂-Cの量が計算できる。全炭酸の供給は水面からの吸収Aと、底泥からの溶出Lの二つのルートがある。ここではAについては二種類の値を用いた。一つは小山、ほか（1977）による実測値であるが、これは1972年4月から11月までの、計7回の測定値によるものであるため、その他の期間については適当な補完（ここでは線形補完）を行っている。他の方法として、表層の水温、pHおよび全炭酸が測定されているので、化学平衡とHENRYの法則によって大気中のCO₂sk 平衡濃度差を計算し、これに純水における乱流自由表面の物質移動係数（片岡、1972）の代表的な値 $5 \times 10^{-3} (\text{cm} \cdot \text{sec}^{-1})$ を乗じた値を用いた。両者の値は図67に示すようにオーダーとしては比較的近いものになっている。

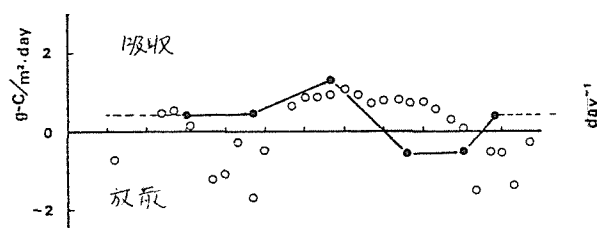


図67. 大気からのCOの吸収速度。黒丸印は小山、ほかによる実測値，白丸印は計算値である。

これら二種類のAの値に応じて溶出速度Lも二種類の値を計算できる（図68）。

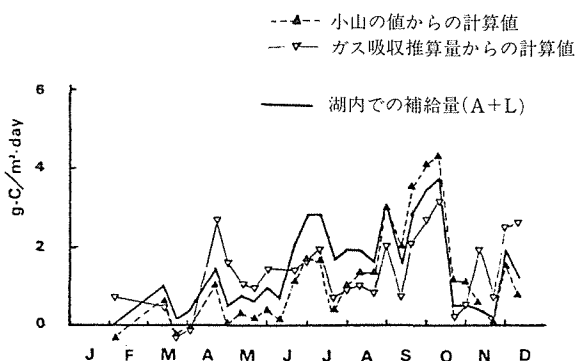


図68. 実測値および計算値による底泥からのT-CO₂-cの溶出量（L）。

水柱全体での〔Pg-cal〕/〔POC〕と〔Resp〕/〔POC〕の季節変化のパターンは年間を通じてかなり似ている。〔POC〕のturnover timeは夏は長く、春は短くなっている。このことは、夏は単位POC当たりの生産量が小さいことを表わしているともとれるが、夏期に栄養塩のうちの窒素が大幅に減少していることから、窒素によって生産が制限されているとみることもできる。

植物プランクトンの大増殖期の全炭酸の収支について7月2日を例としてみると、純生産量(P_n)として湖内で光合成によって固定される炭素量は2.47gC・m⁻²day⁻¹、湖外への流出が1.06gCであるのに対して、河川からの流入は0.55gCしかない。にもかかわらず、減少速度が0.16gCと小さい。これは、湖内での補給（水面からの吸収＋底泥からの溶出）量が大きいためと考えられる。この時の湖内での供給量は2.82gCとなっている。年間を通じて、T-CO₂-Cが30～45gC・m⁻²と、あまり大きく変動しないのは、大気とのCO₂の交換が平衡状態に向かって、かなり速やかに行なわれているためであろう。したがって、巨視的には、諏訪湖のこの時期にあっては炭素の供給が植物プランクトンの増殖の制限因子とはなり得ないことがわかる。

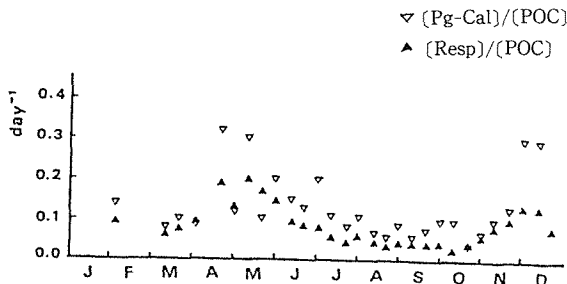


図69. 水柱全体での $[Pg-cal]/[POC]$ と $[Resp]/[POC]$ の季節的变化

各態の炭素の季節変化と新生沈澱物量の季節変化を実測値と比較してみると、POCの量からみた場合には、10月後半の『水の華』衰退期よりも少し前の10月初旬から中旬に新生沈澱物量のピークが認められる。このために、同時期のPOCの減少速度はそれほど大きくないにもかかわらず、沈降によってPOCが大量に湖底に移行していることになる。この埋合せには、計算上 P_g および L (全炭酸の溶出速度) によって行なわれているが、その結果は他の季節の値と比較してやや不合理な大きい値となっている。

(2) 窒素の循環

窒素の循環に関するモデルも炭素等に準じたものである。ここでの各態窒素の物質収支式は以下に記す通りである。

$$V \frac{d[PON]}{dt} = P_g - M - S + L^{PON} - F[PON] \quad (17)$$

$$V \frac{d[DIN]}{dt} = -P_g + M + L + L^{PON} - F[DIN] \quad (18)$$

ここで、 M ：無機化速度、 L ：湖底からの溶出速度、 S ：湖底への沈降速度である。

モデルには溶存有機態窒素 (DON) を省略しているが、これはDONが

$$[DON] = [Kjeldahl-N] - [PON] - [NH_4-N]$$

の式で算出されるために、正確な値を掴み難いことによるものである。負荷量の調査結果からみても、流入と流出はほぼつりあっており、 $[DON]$ を省略したことによる水柱内外での全窒素のバランスにはあまり影響がみられない。そのほかに、脱窒過程についてもここでは考慮されていない。その理由は、底層の溶存酸素レベルが低下する夏期には硝酸態・亜硝酸態窒素の濃度も極めて小さくなるので、脱窒過程による窒素循環への寄与は小さいと考えたことによる。

次に、溶存無機態窒素 $[DIN]$ については

$$[DIN] = [NO_2-N] + [NO_3-N] + [NH_4-N]$$

とした。

計算の手順は、炭素の場合と同様に考えて以下のようになっている。

(1) $[PON]$ のバランスから $P_g - M$ (これを Δ と呼ぶこととする) を計算し、

(2) $[DIN]$ のバランスより溶出速度 L を求める。

(3) 最後に、炭素の収支で求めた $P_g - cal$ を C/N の比率で除して P_g を求め、 $\Delta = P_g - M$ から無機化速度 M を算出する。

しかしながら、(1)の計算 (式(17)を用いる) で沈降による消失量 S (これも炭素の場合と同様に新生沈澱物量に $[PON]/[SS]$ の比率を乗じて求める) を $given$ とすることになるが、炭素の場合にも触れたように、 S は正味のフラックスと考え難い面もあるので、もう一つ別の方法として、以下の手順による計算も行った。

(1)' 溶出速度を $given$ として $[DIN]$ の収支から Δ を求める。

(2)' 次に、 $[PON]$ の収支から逆に沈降量 S を計算する。(3)' (3)と同じ。

ここで、前者の手順を Method 1、後者を Method 2 と呼ぶこととする。

底泥からの溶出速度の与えかたは、田中、福原(1978)による溶出実験の結果から、底層温度の関数として

$$L = 4.6 + 8.3T_{bottom} \quad (mgN \cdot m^{-2} \cdot day^{-1})$$

という回帰式によって計算した。

計算の結果を図70から73に示す。

底泥からの $[DIN]$ の溶出量 (図70) では Method 2 (黒丸)、沈降による $[PON]$ の底泥への移行量 (図71) では Method 1 (白丸) がそれぞれ $given$ とした量である。図からもわかるように、二つの方法によって得られた結果はオーダーとしてはそれほどかけ離れたものではないが、あまり一致が良くない。

正味の窒素同化速度 (図72) も、二つの方法により得られた値の一致は良くないが、Method 2の方がややバラツキは少ない。なお、図72における Method 1、図73における Method 2の値は、10月初旬、中旬で飛抜けて高くなっているが、これは炭素収支から得られた $P_g - cal$ の値がこの時期に過大なものとなっているためと考えられる。図73中に示した破線は、炭素の $Resp$ を C/N の比で除して求めた値である。これは、暗ビンの中でPOCが無機化されて CO_2 になる時に、それとまったく平行して PON が無機化されると考えた時の値であるが、三者ともに近い値となっている。計算の(3)のステップでは P_g を炭素の $P_g - cal$ から計算して求め、 $M = P_g - \Delta$ という手順で M を求めているが、逆に、図73で破線で示した値 (炭素の $Resp$ から計算した値) を M として与え、 $P_g = \Delta + M$ という手順で P_g を求める方法も考えられる。Method 2

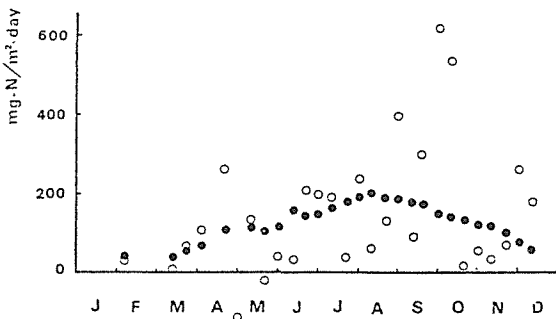


図70. 底泥からの DIN の溶出速度の季節変化。白丸は Method 1, 黒丸は Method 2 による。

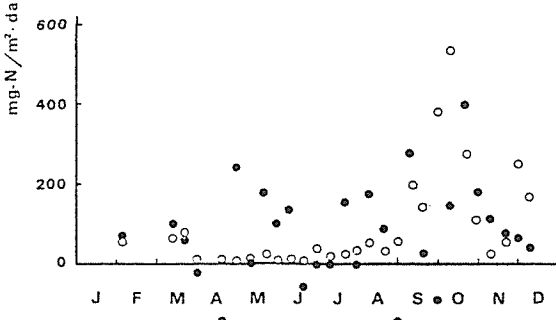


図71. 沈降によるPONの底泥への移行速度の季節変化。

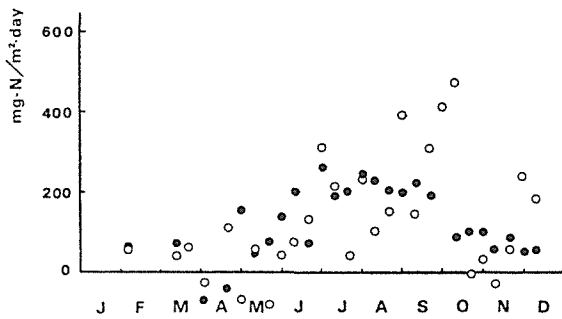


図72. 正味の窒素同化量 (Δ) の季節変化

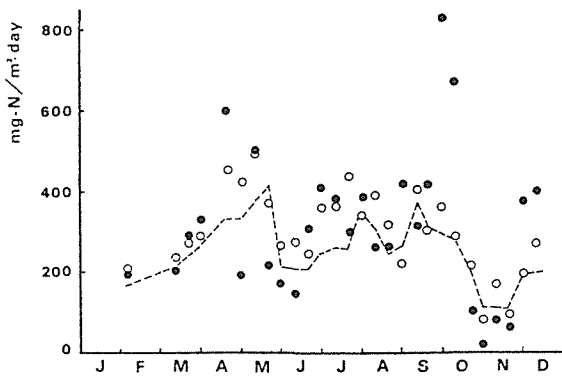


図73. PON の無機化速度 (M) の季節変化

によって求めた Δ からこの方法で P_g を計算し、それをC/Nの比で炭素の同化量に換算した値を試みに実測値 $P_g\text{-obs}$ と比べてみると、図74のようになる。この値が実測値、および夏期の計算値とかなり良く一致していることは興味深い。

窒素の循環で最も特徴的なことは、夏期、植物プランクトンが大発生する時期に、DIN が極端に減少すること

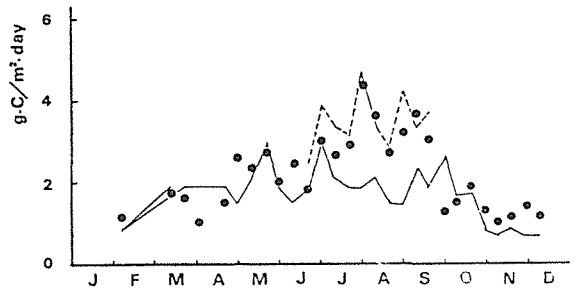


図74. 窒素の循環から計算した P_g (炭素量に換算) と実測値および炭素収支による計算値 ($P_g\text{-cal}$) の比較。実線は P_g の実測値、破線は $P_g\text{-cal}$ の値、黒丸は窒素循環からの計算値を示す。

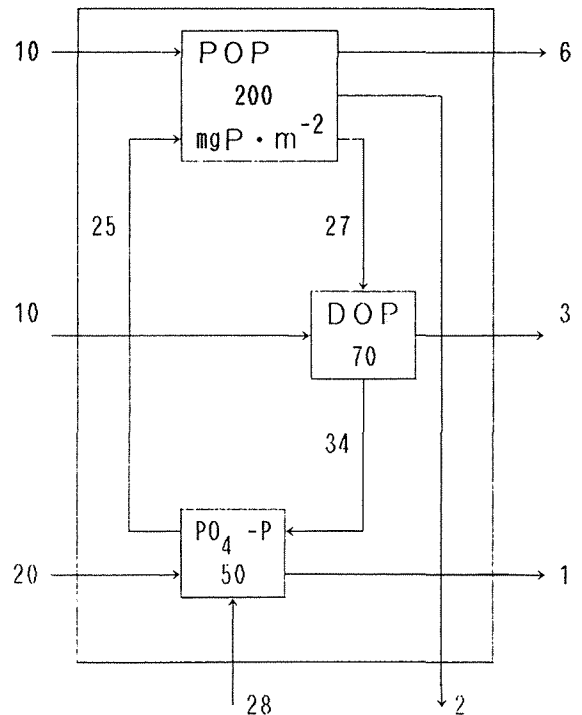


図75-1. リンの循環の季節変化(1)春期循環期 (4月～6月中旬) [15℃], 図中矢印上の数字の単位は $\text{mg P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ である。

である。同じ時期に $T\text{-CO}_2\text{-C}$ と $\text{PO}_4\text{-P}$ が減少していないことを考えると、諏訪湖における現状での(1977年)植物プランクトン増殖の制限因子は窒素であると考えられる。この時期、供給される DIN のうち約3/4は底泥からの溶出によるもので、残りが流入負荷によるものである。

(3) リンの循環

リンの循環についても、粒子態、溶存有機態、溶存無機態の三態を中心としたモデルを組み、季節ごとの収支を計算した。

モデルにおける問題点は、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の底泥への移行である。諏訪湖では流入するTPが常に流出するTPを上回っている。これは底泥にリンが蓄積していることを示すものである。蓄積の過程は二つ考えることができる。一つは $\text{PO}_4\text{-P}$ が水中の懸濁物に固定され、それが沈降するという過程、もう一つは、 $\text{PO}_4\text{-P}$ が直接底泥に吸着または不溶性塩を形成する過程である。物質収支からみると明らかに前者のみでは説明がつかないので、モデル中に $\text{PO}_4\text{-P} \rightarrow \text{底泥}$ という過程を設けた。但し、収支図(図75)では底泥への移行と、底泥からの溶出を合わせて、正味の移動量として一本の矢印で表示している。

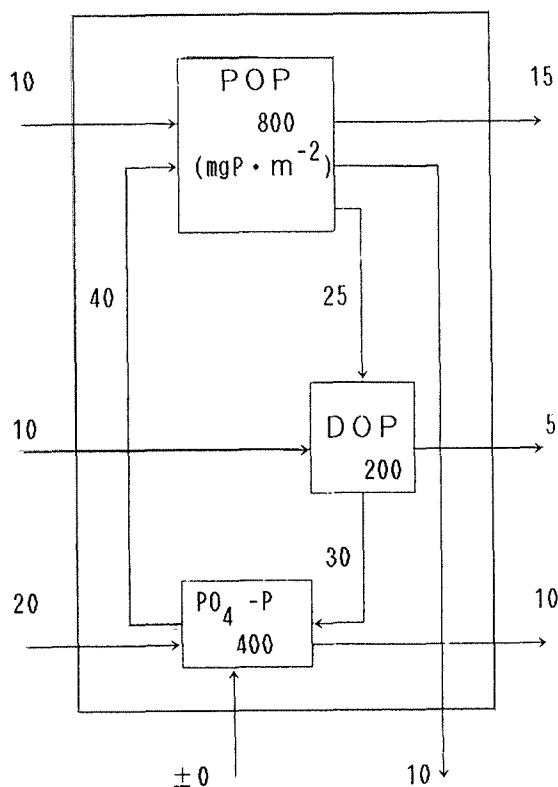


図75-2. リン循環の季節変化(3)夏期停滞期(7月中旬～9月中旬)[27°C]。

の移動量として一本の矢印で表示している。

$\text{PO}_4\text{-P}$ は DIN とは逆に夏に増加している。これは、底層の溶存酸素レベルが下がるため、底泥からの溶出量が底泥への移行量と抵消しあう程度に大きくなるためであると思われる。結局、純生産のリンの供給源としては河川からの流入負荷だけでまかなえることになる。窒素の供給源が主に底泥からの溶出であったことを考えれば、河川からのリンの負荷量がいかに過大であるかがわかる。

(4) 今後の展望と問題点

POC の沈降によって、2月から12月までに底泥に移行した炭素の総量を計算してみると、底泥からの溶出量の総量の半分程度しかない。底泥から溶出する $T\text{-CO}_2\text{-C}$ は沈降した有機物の分解によって生じたものと考えられるから、これでは底泥に対する収支がやや不合理になる。この事情は窒素においてもほぼ同様で、やはり沈降量が溶出量の半分程度しかない。

このような結果となった理由として考えられることは以下の通りである。

まず、計算に入っていない冬期(12月下旬～2月下旬)に相当量の沈降の起きている可能性である。しかし、これについては12月以降の Chl-a 量の推移をみていくと考え難いものがある。次に考えられるのは、溶存有機態の無機化による項が無視できない量であり、これが無視されていることによる影響である。そのほかに、流出量の見積が過大である可能性も考えられる。天竜川への流出水の実際の水質は、湖内の表層部分の水質に近いものと思われるが、計算では水柱内の平均値を用いている。ことに、夏は $T\text{-CO}_2\text{-C}$ も DIN も表層程少なくなっているので、流出量を過大に評価しているおそれがある。

もう一つ考えられる理由としては、河川からの流入負荷量の過少評価を挙げることができる。今回、用いた数値は1979年8月の調査で得られたものであるが、調査対象とした主要15河川の流量の合計は釜口水門からの流出量の65%でしか無かった。調査河川の選択に当たっては、1972年と1973年に行なわれた田中、ほかの調査結果を参考にして行っているが、小河川ほど水質の悪い傾向があり、したがって、未調査の35%による負荷量は無視できない可能性もある。また、河川からの総流入量の季節変動によらず負荷量一定とした仮定にも無理があるものと思われる。以上の点については今後充分に検討を加える必要があろう。

湖内の問題としては次の事柄が挙げられる。湖内の水質については、水平方向の水質を一定として扱っているが、表層水は風によるかなりの吹き寄せがあり、不均一である。特に、夏の POC の値のバラツキにそれが見られる。そのほかに今後検討されるべきものとしては、夏の総生産量の実測値と計算値のずれ、および沈降による底泥への正味の移行量等が挙げられる。

(西村 肇, 佐藤知一, 土屋 渉, 中島光敏)

河 川 編

1. 流入河川生態系の構成と役割

1 : 1 流入河川の水質と底質

1 : 1 : 1 流入河川の水質

流入河川のうち主なものは、八ヶ岳、霧ヶ峰を源流とする上川、八ヶ岳南斜面、入笠山を源流とし、釜無分水嶺から流下する宮川、鷲ヶ峰、三峰山を源流として、和田峠から流下する砥川、鉢伏連峰からの横河川で、その他の小河川、水路を合せると、表1に示す29河川となる。

表1 諏訪湖に流入する主な河川名。表中の数字は図1の河川番号に対応している。但し、1は唯一の流出河川である天竜川。

No.	河川名	No.	河川名
1	天竜川	16	千本木川
2	塚間川	17	千貫溝
3	小口せぎ	18	柳並川
4	五味沢川	19	古川（上諏訪）
5	太川	20	衣之渡川
6	横河川	21	中門川
7	十四瀬川	22	島崎川
8	砥川	23	上川
9	無名（古川西）	24	宮川
10	古川	25	半之木川
11	うなぎ沢川	26	鴨池川
12	承知川	27	武井田川
13	大沢	28	新川
14	無名（市町界）	29	無名（大堀川南）
15	無名（聖母寮下）	30	大堀川

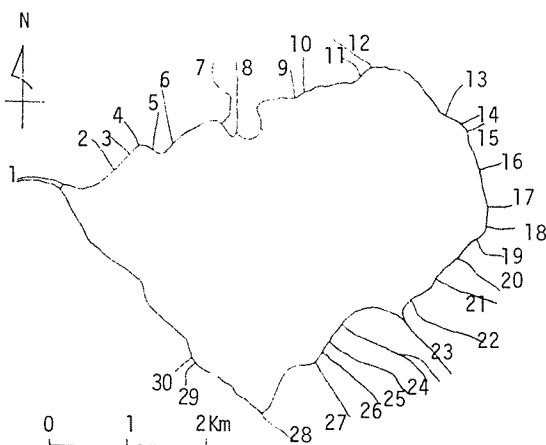


図1 諏訪湖の主な流入・流出河川（長野県，1982）

諏訪湖の東側から流入する宮川を境として、北側の八ヶ岳から流入する河川と入笠山を中心とする南側からの河川では、その基本的な水質に違いが認められる。人間活動の影響の少ない上流部について比較すると、 $\text{Ca}^{++}/\text{Mg}^{++}$ の比および SiO_2 の濃度に差が認められる。一例として、1978年に行った月一回の調査結果を表2に示す。

表2 八ヶ岳を源流とする河川と入笠山を源流とする河川の水質の差（1978年の調査結果をもとにして）。

	$\text{Ca}^{++}/\text{Mg}^{++}$	SiO_2
八ヶ岳側（龍源橋）	1.58 SD : 0.36	34.4 SD : 1.89
入笠山側	0.95 SD : 0.28	16.4 SD : 1.41 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

1981年に行った流入河川上流部13地点の結果によると、 SiO_2 の濃度は季節的変動が少なく、その他の成分は春よりも夏に高い傾向がみられた。しかし、植物の成長と関係の深い $\text{NO}_3 - \text{N}$ の濃度は年間の平均で $0.90 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (SD : 0.58)、季節的には冬期に濃度が高くなる傾向がある。全りん (TP) は年間平均で $0.026 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (SD : 0.023) となり、人間活動の影響がなければ源流に近いほど、また表流水より湧水の方が一般に濃度が高い傾向にある。しかし、 $\text{NO}_3 - \text{N}$ でみられたような、冬期に高いという傾向は TP では明らかではなかった (1978)。

地点ごとの水質を比較すると、成分によって幾つの特徴的な違いが認められる。八ヶ岳を源流とする渋川、逆川は酸性河川であり、当然のこととして各成分ともに濃度が高い。特に、 Cl^- 、 Na^+ においてその傾向は著しく、他の地点では Cl^- が $1 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下であるのに対して $17 \sim 20 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 Na^+ は $1 \sim 4 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ に対して $16 \sim 19 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ であった。

上記の二つの地点を除くと砥川の SiO_2 と K^+ 、 Na^+ の濃度が他に比較して高いことが目につく。これに対して横河川は SiO_2 と K^+ が低く、 Ca^{++} が際だって高い。入笠山を源流とする宮川左岸の金山沢川、大崩川の場合は SiO_2 が低く、 Ca^{++} 、 Mg^{++} の高いことが特徴的である。白樺湖に流入する音無川、問屋川、岩下川および上川の源流の一つである滝湯川、鷲ヶ峰および霧ヶ峰を水源とする東俣川の二河川は各成分ともに良く似た値を示している。

Cl^- については酸性河川を除く上流域ではほとんどが

1 mg・L⁻¹ 以下である。SO₄²⁻ は横河川が最も高く 13.1 mg・L⁻¹ であった。いずれにしても、中性河川は 40~70 μ mho・cm⁻¹ という Ec からみても分るように、各地点ともに、その塩分濃度はかなり低く、我が国の上流域河川の特徴を良く示している。諏訪湖に近い下流部になると、上川の SiO₂ を除く他の成分は上流部に比べてかなり高く、特に、Cl⁻ は上流での 10 倍近い値となっている。このことは各河川の下流部が人間活動の影響を強くうけていることを示すものでもある。砥川、横河川の場合も、全般的には下流部の方が上流部よりも各成分ともに高い傾向は他の河川の場合と同様であるが、上川程には顕著でない。一般に、SiO₂ の濃度が他の成分に比べると下流部での増加が大きくないのは、人間活動による SiO₂ の負荷が少ないことと、流下の過程で一部が沈澱・除去される為と考えられる。

上流域での各河川の化学特性をより明確に把握するために、各成分間の当量比を検討した。図 2 に示すように、酸性河川を除いた地点の 4 つの陽イオンの総当量に対する SiO₂ の当量比と (K⁺+Na⁺) の当量比は、上流域ではほぼ直線的な関係にあり、各河川は

$$(K^{+}+Na^{+})/SiO_2=0.2$$

と、一定である。

この図の結果をもとにして、各河川を三つのグループに類型化すると、I 型は当量比が他の型の中に位置するもので、上川上流の四つの河川と東俣川の二河川がこれに入る。II 型は当量比が最も低いグループで、横河川と宮川に流入する二つの河川がこれに相当し、III 型は当量比の最も高い砥川となる。三つのグループについて、

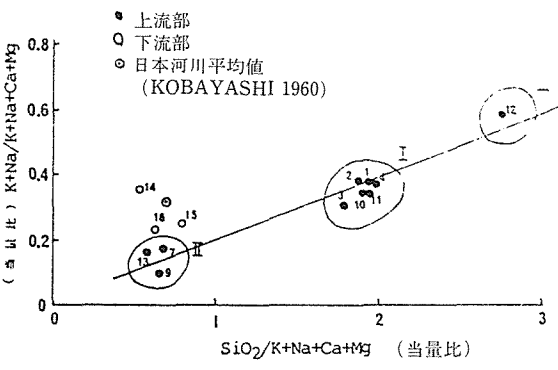


図 2 酸性河川を除く、各河川の陽イオンの総当量に対する SiO₂ の当量比と (K⁺+Na⁺) の当量比の関係

Ca⁺⁺/Mg⁺⁺ と Na⁺/Cl⁻ の当量比を比較すると、I 型は Ca⁺⁺/Mg⁺⁺ が 2 前後、Na⁺/Cl⁻ は 5~7 とややバラツキは大きいが一つのグループとみることができる。しかし、II 型の場合は、横河川が他の二河川とは両比ともに大きく異なり、特に、Ca⁺⁺/Mg⁺⁺ の差が大きい。横河川の場合、Na⁺/Cl⁻ はむしろ I 型の河川に近い値となっている。したがって、II 型の河川グループは Ca⁺⁺/Mg⁺⁺ の違いをもとにして二つのサブグループに分ける方が妥当と考えられる。III 型の砥川は両比いずれも他の河川とは異なった化学特性を示している。表 3 に上流部の三つの類型と下流部の各地点ごとのそれぞれの当量比を、表 4 に河川類型と各成分当量比の比較を示す。

表 3 各河川の Ca⁺⁺/Mg⁺⁺, Na⁺/Cl⁻ (当量比)

類 型	上 流 部 — I						上流部—II			上流部—III	下 流 部		
地点番号	1	2	3	4	10	11	7	9	13	12	14	15	16
河 川 名	音無川	間屋川	岩下川	滝湯川	東俣川	東俣川支	金 沢 山 川	大崩川	横河川	砥 川	上 川	砥 川	横河川
Ca/Mg	1.8	1.8	1.8	2.0	2.7	2.9	0.7	0.5	5.3	4.4	2.5	3.5	4.4
Na/Cl	7.3	5.9	4.2	6.5	4.2	5.4	2.0	2.2	5.8	9.7	1.9	4.6	6.3

表4 河川類型と各成分当量比の比較。
 $T = K + Na + Ca + Mg$ (me · L⁻¹)

類型 (河川名)	SiO ₂ /T	Ca/Mg	Na/Cl
I (音無川ほか)	中	中	中
II (大崩川ほか)	小	小	小
(横 河 川)	小	小	中
III (砥 川)	大	大	大

上流域河川の水質と小林(1960)による日本の河川の平均水質とを比べると、K⁺、Mg⁺⁺ および SiO₂については両者に明確な差は認められない。しかし、Na⁺、Ca⁺⁺ Cl⁻ と SO₄ は日本河川平均値の方がかなり高く、人間活動の影響の強い諏訪湖の場合にはさらに高い値となっている。但し、SiO₂のみは植物プランクトンの利用などにより、諏訪湖の方が半分以下と低いのが特徴的である。

横河川の水質は他の河川とやや異なり、Ca⁺⁺、SO₄⁻⁻が上流域の中性河川の水質としては極めて高いが、調査地点周辺の状況からみて人間活動によるものとは考えられない(表5)。

表5 諏訪湖上流域河川の類型別平均水質 (mg · L⁻¹)

成 分	諏 訪 湖 上 流 域 河 川 類 型			
	I	II		III
	(平均値)	(平均値)	(横河川)	(砥 川)
K ⁺	1.3	0.9	0.6	2.3
Na ⁺	2.4	1.2	2.7	3.8
Ca ⁺⁺	3.4	3.3	10.4	2.6
Mg ⁺⁺	1.0	3.8	1.2	0.4
Cl ⁻	0.7	0.8	0.7	0.6
SO ₄ ⁻⁻	1.9	8.5	13.1	1.6
SiO ₂	22.0	11.1	13.1	31.5

未測定の HCO₃⁻ については、上記4種の陽イオンの当量の和と、2種の陰イオンの当量の和の差から、その濃度を推定した。それによると、上流域河川の HCO₃⁻ 濃度は20~30mg · L⁻¹ であり、日本の一般の河川の値とほぼ同じであった。

以上の各成分の値をもとにして上流域河川の化学組成を重量百分率として計算すると、表6のようになる。

表6 諏訪湖上流域河川の類型別化学組成 (塩分の重量百分率)

化学成分	流 域 河 川 の 類 型			
	I		II	III
	(平均値)	(平均値)	(横河川)	(砥川)
塩分 (mg · L ⁻¹)	52.8	51.0	74.9	63.1
K ⁺ %	2.5	1.8	0.8	3.6
Na ⁺ %	4.5	2.4	3.6	6.0
Ca ⁺⁺ %	6.4	6.5	13.9	4.1
Mg ⁺⁺ %	1.9	7.5	1.6	0.6
Cl ⁻ %	1.3	1.6	0.9	1.0
SO ₄ ⁻⁻ %	3.6	16.7	17.5	2.5
SiO ₂ %	41.7	21.8	17.5	50.0
HCO ₃ ⁻ %	38.1	42.0	44.1	32.2

流域の小河川は耕地および市街地を通過すると、Ca⁺⁺、NO₃ - N、TP は極度に濃度が上昇する。多くの耕地を貫流する小河川を集めた宮川では、特に、NO₃ - N の濃度が上昇し1~10mg · L⁻¹ にもなる。畑地内の浅井戸では80mg · L⁻¹ のNO₃ - N が検出されている。いずれにしても、上川、宮川での窒素、りん濃度は中流部から高くなり、茅野市の市街地、または平野部の各市街地を通過すると水質は極度に悪化する傾向にある。

(渡辺義人、生駒 剛、沖野外輝夫)

1 : 1 : 2 主要な14の流入河川の水質の時間変化

諏訪湖へ流入する河川は大小合せて29本であることは前節に示した。ここでは全負荷量に対する負荷の割合いと流入水量から次ぎの14河川を選び、それぞれについて2時間間隔、24時間の観測、測定を行った結果を述べる。

調査は3回に分けて行なわれている。第1回は1977年7月8日~9日(塚間川、五味沢川、横河川、砥川、古川)、第2回は1977年9月30日~10月1日(新川、武井田川、鴨池川、畔ノ木川、舟渡川)、第3回目は1978年10月20日~21日(衣ノ渡川、中門川、島崎川、柳並川)となっている。

14河川中間人間活動の影響の最も少ない河川は横河川で、COD の日負荷量は34kg · day⁻¹ であった。COD の濃度でみると、横河川と砥川は2ppm 以下と低く、1日間の変化も小さい。COD の濃度が高い割りには日負荷量の少ない河川は島崎川、柳並川、五味沢川と新川の4河川で、いずれも河川延長が短く、流量が少ないのが特徴である。

しかし、日負荷量が $64.4\text{kg} \cdot \text{day}^{-1}$ と少ない柳並川は、COD の日平均濃度は 20ppm 以上と、14河川中でも最も汚染度の高い河川であり、他の3河川も水質上の汚染度が高いばかりでなく、日変化の極めて大きい河川である。このことは、これら小河川が人間活動に大きく影響されていることを示すものである。14河川中最もCODの日負荷量の大きい河川は衣ノ渡川の $953\text{kg} \cdot \text{day}^{-1}$ 、次いで塚間川の $619\text{kg} \cdot \text{day}^{-1}$ となり、この2河川はCODの濃度も高く、日変化も大きい。

表7 各河川の日平均COD濃度による区分と環境基準（河川）との対応

COD ppm	河 川 名	環境基準 (河川)
< 2	横河川, 砥川	AA
2~ 4	武井田川, 半ノ木川, 舟渡川	A
4~ 6	中門川, 島崎川, 鴨池川	B
6~10	五味沢川, 古川	C
10~14	新川	D
20<	塚間川, 柳並川, 衣ノ渡川	E

表8 各河川の日平均COD濃度による区分。

日負荷量	河 川 名
$\text{Kg} \cdot \text{day}^{-1}$ <100	横河川, 鴨池川, 島崎川, 柳並川 半ノ木川
100~200	五味沢川, 砥川, 新川, 武井田川, 舟渡川
200~300	中門川
300~400	古川
400~500	—
500~600	塚間川
600<	衣ノ渡川

りんと窒素の負荷量で各河川を比較すると、両方の成分共に少ないのはCODの場合と同様に横河川と砥川であり、農耕地の影響を大きく受けているが、都市の影響の少ないのは武井田川, 古川, 新川, 鴨池川, 半ノ木川, 舟渡川である。一方、都市排水の影響を強く受けている河川は塚間川, 五味沢川, 中門川, 島崎川, 柳並川, 衣ノ渡川で、これらの河川は全りんの濃度が極めて高いと共に $\text{NO}_3 - \text{N}$ の濃度も高いのが特徴である。

全りんの日平均濃度は横河川と砥川では $0.2\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下と最も低く、最大は五味沢川の $4.99\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ である。

五味沢川の高い値は昼間の高濃度($10 \sim 15\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)に原因があるが、この発生源としては工場排水が考えられる。生活系を原因としてりん濃度の高くなっている河川としては島崎川, 中門川, 柳並川および塚間川があり、その日平均での最高濃度は島崎川の $1.82\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ で、一日間の変化でみると、18時が最も高く $5.25\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を記録している。

$\text{NO}_3 - \text{N}$ の場合も横河川と砥川は最も濃度が低く、日平均で $0.2\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下で全りんの濃度に比べて自然河川の濃度に近い。このことは両河川も生活排水にやや影響されていることを示すものと言える。他の河川は、五味沢川を除いて、 $1 \sim 3\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ の範囲で、農耕地の影響を受けている。しかし、 $\text{NH}_4 - \text{N}$ の濃度およびその日変動の大きさからみて、都市排水と農耕地の両者の影響を強く受けているのが柳並川と五味沢川である。

表9に14河川により湖へ一日に負荷されるそれぞれの量を示す。 $\text{NH}_4 - \text{N}$ の負荷量は $\text{NO}_3 - \text{N}$ に比較して少なく、舟渡川の $49.1\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ が最大で、これに次いで衣ノ渡川の $38.6\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ となっている。一方、 $\text{NO}_3 - \text{N}$ は古川の $90.5\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ を最大にして、中門川と舟渡川も 75.9 および $56.0\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ で一体に高いのが目につく。全りんでは五味沢川の $60.7\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ と中門川の $64.7\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ がとび

表9 各河川からの日負荷量 ($\text{kg} \cdot \text{day}^{-1}$)

河 川 名	T-COD	$\text{NH}_4 - \text{N}$	$\text{NO}_3 - \text{N}$	T-P	Cl
塚間川	618	19.0	28.8	16.2	355
五味沢川	165	19.2	41.1	60.7	110
横河川	34	0.3	3.0	0.8	20
砥川	177	2.9	—	4.2	178
古川	383	18.6	90.5	13.3	707
新川	195	12.9	39.7	3.7	198
武井田川	102	26.2	43.7	2.9	799
鴨池川	95	16.1	38.6	—	687
半ノ木川	54	2.1	16.2	1.6	241
舟渡川	157	49.1	56.0	5.6	1136
衣ノ渡川	953	38.6	47.3	—	1911
中門川	211	27.0	75.9	64.7	1196
島崎川	36	11.4	13.9	16.2	251
柳並川	64	9.0	7.9	2.3	408

抜けて高いのが特徴的である。Clについては衣ノ渡川が他よりも飛抜けて高い $1911\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ で、中門川と舟渡川も $1000\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ を越えている。横河川の $40\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ を最低に

して、他は全て $100\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$ を越えていることから大小の差はあれ、殆どの流入河川が人間活動に影響されていることが分る。

(沖野外輝夫, 中本信忠, 渡辺義人, 林秀剛,
山本満寿夫)

1:1:3 流入河川底質部の重金属分布

1980年12月22日 (St. 1~7), 12月25日 (St. 8, 9, 12, 14~21), 1981年8月24日 (St. 11, 13), 9月8日 (St. 36~41) に採取した試料についての分析結果である。この時点では、諏訪湖周辺にある40数箇所の重金属処理工場のうち、排水を下水道に直結したものは1ヶ所のみで、他は処理排水をすべて河川に放流していた。

試料の採取はプラスチック製のひしゃく、または手によって行ない、流れの中の底泥の表層部を約2kg、小石、ゴミ等を除いて実験室に持ち帰り、風乾後26メッシュのプラスチック製のふるいでふるいわけて分析に供した。

分析試料の前処理は、王水—過塩素酸分解と、それに引続くフッ化水素酸処理の二つの方法を組合せて行なっている。その過程を図3に示す。以後、王水—過塩素酸分解液に含まれる重金属をAM、フッ化水素酸処理液中の重金属をFM、AM+FMを全重金属量TMと表現する。

AMには珪酸塩鉱物中の重金属は含まれないが、人間活動によって底泥に運び込まれた重金属の大部分はこの画分に入るので、汚染の実態調査には従来からこの方法が良く使われている。FM中には、主に珪酸塩鉱物中に構造的な重金属として取りこまれている部分が含まれている。

諏訪湖流入直前の河川底泥中の各重金属量と全炭素量との関係は、CdとZnでは相関係数0.656と0.556で順相関が見られるが、CuとPbについては明確な関係は認められなかった。また、同地点での重金属量は全般的に諏訪湖湖心付近の値に比較して低く、特にCdの値が低いのが目立つ点である。河川タイプ別では、水田、山地河川、市街地河川の順に重金属量は高くなり、重金属関連の工場排水を受ける河川はさらに高くなっている。今回の結果を収、ほか(1971)のものと比較すると、今回最も高い重金属量の得られた河川でCdが特に低くなっていることと、局部的に高濃度に汚染されている地点がなくなっていることが目立つ。しかし、Cd/T-C比から見ると、十四瀬川と五味沢川はCdをはじめとして他の重金属も際だって高い値を示し、重金属による汚染の可能性を示している。図4に各河川の試料採取地点を、表10にそれらの地点での重金属の分析結果を全重金属量で示した。但し、CdについてはAMのみの値となっている。

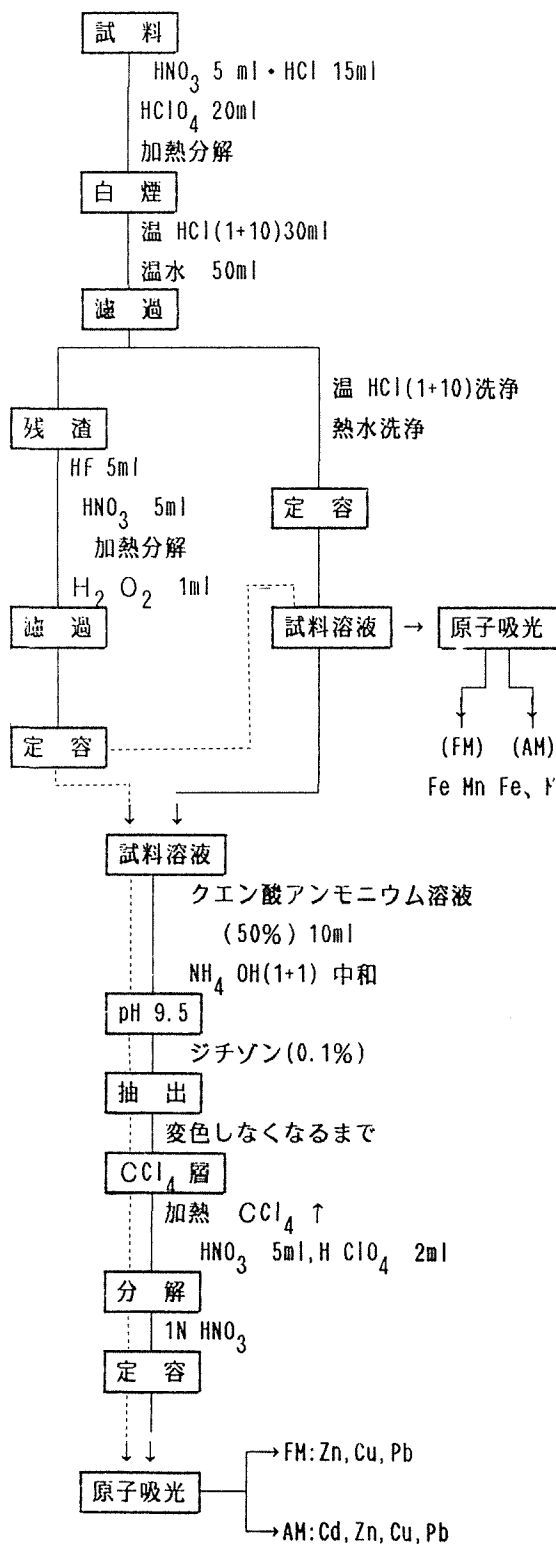


図3 重金属分析操作のフローシート

上川、砥川、横河川上流部での全炭素量は1%以下で、Cd、Zn、Cu、Pbの含量はいずれも諏訪湖流入直前の地点から得られた値の約1/2と低く、三つの河川の間に大きな濃度の差もみられなかった。しかし、FeとMnの場合は三つの河川の間に差が認められ、砥川の値が全体的に高く、次いで横河川となり、上川は砥川の約1/2となっている。

図5は各重金属の総量を100としたときの各分画の割合をZn, Cu, Pbについて示したものであるが、連続抽出によって抽出された、各分画の合計量は、Znで60~80%, Cuは40~60%とやや低い。ZnとCuの存在形態はキレート態>有機態>硫化物、あるいはキレート態>硫化物>有機態の順で存在しているが、Pbの場合は50~90%がキレート態で存在していた。

一方、三河川の上流部は、Zn, Cu, Pb いずれも諏訪

河 川 名	Cd	Zn	Cu	Pb	Fe	Mn
1 上 川	0.08	83	42	9.6	2.84	310
2 舟渡川	1.31	625	341	51.2	16.39	1642
3 宮 川	0.62	273	66	25.0	8.35	529
4 半ノ木川	0.71	216	69	25.3	12.63	1265
5 鴨池川	1.08	264	70	62.4	14.79	1869
6 武井田川	0.31	128	30	25.3	14.80	2363
7 新 川	0.22	188	36	13.3	13.65	1450
8 大堀川	0.26	188	163	14.2	12.37	1893
9 塚間川	0.56	319	113	36.4	7.77	738
10 五味沢川	0.78	311	157	33.5	6.93	810
11 太 川	0.38	100	35	13.0	8.94	1172
12 横河川	0.28	158	52	17.6	6.13	897
13 十四瀬川	0.42	154	55	15.7	3.12	360
14 砥 川	0.14	83	32	8.5	7.24	1115
15 古 川	1.69	650	269	84.6	8.22	841
16 承知川	0.38	170	67	20.4	10.56	1513
17 大沢川	0.72	470	80	46.5	10.37	1264
18 千本木川	0.21	146	97	10.0	5.58	746
19 聖母寮溝	0.47	257	128	19.4	2.40	312
20 千貫溝	0.19	152	95	12.3	11.33	1202
21 柳並川	0.40	325	165	44.4	3.58	417
22 古 川	0.78	362	193	53.8	7.76	872
23 衣ノ渡川	0.90	601	183	81.5	3.52	479
24 中門川	0.32	241	79	15.1	6.39	680
25 島崎川	0.73	325	95	27.9	10.53	1232

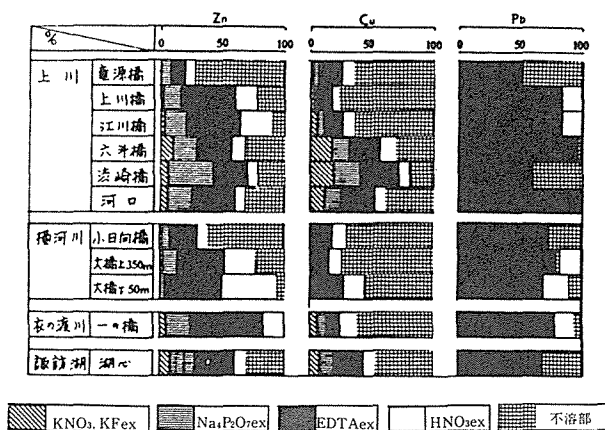


図5 各重金属の全量を100としたときの各画分の割合。

湖に比べて高く、特に Pb が高いのが特徴的である。しかし、Fe と Mn は諏訪湖の場合とほぼ同じ値であった。市街地河川と重金属流入河川の場合は Zn と Cu は 2～5 % とかなり低い値となっているが、Mn は 30～40 % と極めて高く、水田、山地河川あるいは諏訪湖の底質と異なる挙動を示している。

表11 河川タイプの違いによる各重金属の FM/TM の割合 (%) の比較。

河 川 タ イ プ	Zn	Cu	Pb	Fe	Mn
水田・山地河川	10.4	6.2	10.0	13.9	24.9
市街地河川	5.1	3.2	8.2	14.6	31.5
重金属排水流入河川	3.0	2.3	5.9	12.7	37.4
上川・砥川・横河川	12.5	8.0	18.3	14.3	24.9
諏訪湖全域 (1981)	10.3	6.6	9.2	15.7	24.0

(山本満寿夫, 渡辺義人)

1 : 2 流入河川の生物群集

1 : 2 : 1 付着藻類の種組成と現存量

1) 種組成と個体密度

宮川—御射山地区；藻類の優占度の高いものとしては *Oscillatoria* が挙げられる。夏から秋にかけては優占度が 90 % 以上にも達する。しかし、その他の時期には大型群体の *Homeothrix* が *Oscillatoria* と同等かそれ以上 (5 月) になり、この地区は藍藻類の優勢な群集組成として特徴的である。珪藻類では *Achnanthes* と *Gomphonema* が多く、冬期には藍藻類に次いで優占している。

宮川—坂室地区；付着藻類の細胞密度は 6 月 30 日の $7436 \times 10^3 \text{ cells} \cdot \text{cm}^{-2}$ を最大として、次いで 11 月が多いが、全量としては大型群体を構成している *Homeothrix* の優占度に左右されている。この種は 8 月、9 月を最高にして、5 月から 11 月の期間にわたって生育が良い。このことを含めて、季節的な藻類の優占状況をみると、夏から秋にかけては *Homeothrix* が高い優占率を示し、春は *Oscillatoria*、冬は珪藻類の *Navicula* および *Achnanthes* が優占する。

表12 宮川—御射山地区の付着藻類

Date	1978							1979	
	27 May	31 July	29 Aug.	30 Sep.	1 Nov.	11 Nov.	20 Dec.	25 Jan.	28 Feb.
Total cells $\cdot \text{cm}^{-2}$ ($\times 10^3$)	34.8	863.2	60.1	59.4	20.4	2.6	2157	+	++
Dominant specis (Dominant rat) (%)	Osci. (55.3)	Osci. (99.6)	Osci. (95.9)	Osci. (96.9)	Osci. (98.2)	Osci. (93.9)	Osci. (70.1)	Osci. (5.9)	Osci. (42.1)
	Nav. sal. (21.8)	Cocc. Cym. (0.8)	Ach. (1.2)	Ach. (0.9)	Ach. (1.8)	Nitz. (13.9)	Gom. (12.9)	Gom. (34.6)	Ach. (29.4)
Species numbers	16	11	11	13	2	19	19	17	11

Osci.: *Oscillatoria* Ach.: *Achnanthes* Gom.: *Gomphonema olivaceum* Nav. sal.: *Navicula salinaru* Nitz.: *Nitzschia scalaris*

Cym.: *Cymbella tumida* Cocc.: *Cocconeis* sp.

表13 宮川—坂室地区の付着藻類

Date	1978									1979
	21 Apr.	27 May	30 June	29 Aug.	30 Sep.	18 Oct.	1 Nov.	6 Nov.	29 Nov.	1 Jan.
Total cells $\cdot \text{cm}^{-2}$ ($\times 10^3$)	161	78.3	7436	106	2.1	+	2106	7.6	25.5	+
Dominant species (Dominant rate) (%)	Osci. (68.4)	Osci. (92.0)	Osci. (23.1)	Osci. (94.8)	—	Lyng. (61.3)	Osci. (78.6)	—	—	Osci. (10.5)
	Nitz. ku. (9.3)	Nav. sal. (2.9)	Mel. var. (49.3)	Nitz. pa. (1.9)	Gom. (34.0)	Nav. sal. (22.0)	Cera. (1.9)	Nav. sal. (42.4)	Nav. cr. (44.0)	Ach. (28.6)
Species number	15	18	17	13	10	14	18	6	10	13

Lyng.: *Lyngbia* Nitz. ku.: *Nitzschia kutzsch ingiana* Nitz. pa.: *Nitzschia palea* Mel. var.: *Melosira varians* Cera.: *Ceratoneis*

Nav. an.: *Navicula anglica* Nav. cr.: *Navicula cryptocephara*

上川一湧水地区および竜源地区（源流部）；
大型の群体を除いた藻類は *Oscillatoria* の優占度が高く、春および冬にその傾向は特にいちぢるしい。しかし、大型の群体を考慮にいれるならば、5月から8月には *Homeothrix* が優占し、9月から12月には同じ藍藻類の *Stigonema* の増大がみられる。これらの大型の群体を除

くと、付着藻類の細胞密度の最大は4月の $48580 \text{ cells} \times 10^3 \cdot \text{cm}^{-2}$ と11月の $45410 \text{ cells} \times 10^3 \cdot \text{cm}^{-2}$ で、年間に二回の増加期が認められる。しかし、この地区の水温は年間を通じて $5 \sim 10^\circ\text{C}$ と変化が少ないのが特徴で、付着藻類の増減は水温以外の要因によるものと考えられる。

表14 上川－竜源地区の付着藻類

Date	1978									1979	
	21 Apr.	27 May	23 June	31 July	29 Aug.	30 Sep.	27 Oct.	29 Nov.	20 Dec.	13 Jan.	7 March
Total cells $\cdot \text{cm}^{-2}$ ($\times 10^3$)	48580	7	5680	45	537	89	++	45410	10300	++	++
Dominant species (Dominant rate)	Osci. (99.6)	Osci. (98.4)	Osci. (92.2)	Osci. (44.3)	Osci. (99.2)	Osci. (74.7)	Lyn. (0.3)	Osci. (79.0)	Osci. (96.2)	Osci. (99.7)	—
(%)	Ach. (0.3)	Gom. (0.9)	Ach. (2.5)	Ach. (32.3)	Ach., Gom. (+)	Gom. (10.1)	Dia. (38.7)	Ach. (0.4)	Ach. (3.4)	Ach. (0.2)	Gom. (48.0)
Species number	10	5	13	5	8	13	7	9	12	14	5

Dia.: *Diatoma* sp. Ach.: *Achnanthes* sp. Gom.: *Gomphonema olivaceum* Lyn.: *Lyngbia* sp.

音無川地区；この川は白樺湖を水源としている。調査の時期は白樺湖周辺の下水道の完成以前で湖の汚染が甚だしく、夏期には諏訪湖と同様に湖水は「アオコ」状態を示していた。付着藻類の優占種は他の地区と同様に *Oscillatoria* spp. であるが、珪藻類としては *Achnanthes* sp. および *Gomphonema* sp. が多く、その他に *Asterionella* sp. もみられた。*Asterionella* sp. は上流の白樺湖に発生したものが流下、沈積したものであろう。この地区の河水中にはこの他にも *Mastigophora* sp. や *Melosira italica* 等、浮遊性の藻類が多くみられている。

2) 付着物中のクロロフィル量

1976年、1978年の調査結果をまとめて、宮川、安国寺橋より上流部での付着物中のクロロフィル (a+b) 量を表15に示した。

表15 宮川上流部のクロロフィル (a+b) 量の季節変化

年	1976					1978				
	May	June	July	Oct.	Apr.	July	Sept.	Nov.	Dec.	
Chl. (a+b)	24	12	12	6	+	6	1	0.4	1	
$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$	~56	~56	~98	~18	~6	~41	~2	~2	~17	

河川の礫上に存在する付着藻類の現存量に影響する要因としては河床の礫の安定度を挙げることが出来る。礫の大きさに対して、流量が大きく変動する地点ではサン

ブルの間のバラツキが大きく、かつ付着物量の絶対量も少ない。また、水生昆虫の生育期には被食のために付着藻類の量が極めて少なくなる場合がある。

上川最上流部、竜源橋付近は地下水の湧出地点の直下でもあり、水温は年間を通して安定し 6°C 前後と低いが、水量は安定している。ここでの付着物の内容はほとんどが付着藻類であるが、そのクロロフィル量は表16に示すように冬期に高い傾向となっている。

表16 上川、竜源橋の付着藻類中のクロロフィル量

年	1978				
	Apr.	July	Sep.	Nov.	Dec.
Chl. (a+b)	+	3	1	20	21
$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$	~0.6	~4	~3	~48	~28

(青山莞爾、沖野外輝夫)

1 : 2 : 2 流入河川の水生昆虫

1) 種類組成と個体密度

調査には30cm方形の鉄製枠を用いた。この方形枠を水中におき、その中の石、砂泥、動物をすべて、金網製の受けカゴに入れて、河中より取りだす。河原にあらかじめ準備しておいたぬるま湯 ($40 \sim 43^\circ\text{C}$) 入りのバケツに石、その他を入れて、手で石面を洗う。バケツより石を取りだしてから、塩を加え、過飽和食塩水とし、中の動物を水面に浮上させ、それらをゴース布地で漉して、布ごと広口のポリビンに入れ、70%アルコールで試料を固定し、研究室に持ちかえる。サンプルの採取場所は瀬状

の、河床が安定している所を選び、それぞれの場所で三つのサンプルを採取している。以下に示す結果は1977年11月のものである。

夢科山を源流とする滝の湯川での総出現種数は18~26種と豊富で、せき翅目のカワゲラ類が種数、個体数ともに多い。さらに、毛翅目のナガレトビケラ類も多く、ブユ、アミカ類などの冷水性の底生昆虫の多いのが特徴である。しかし、現存量は $2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (乾燥重量) 前後と低い。もっとも個体数の多い種は Microcema quadrilobda の $4820 \text{ inds.} \cdot \text{m}^{-2}$ で、次いで Gumaga okinawaensis と Chironomidae sp. になっている。現存量として多い種としては Perlodes frisonana で、 $2.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (乾燥重量) に達する場合もある。

表17 滝の湯川上流部の底生生物の種類組成と現存量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$) (1977年11月)

種 名	個体密度	現 存 量
Ephemeroptera		
<u>Ephemerella basalis</u>	~89	~ 522
<u>E. rufa</u>	24~ 48	11~ 33
<u>E. sp. nax</u>	~ 48	~ 22
<u>Baetiella japonica</u>	~ 22	~ 11
<u>Isonichia japonica</u>	~ 11	~ 11
<u>Ecdionurus yoshidae</u>	~ 11	~ 11
Plecoptera		
<u>Nogiperia nipponensis</u>	44~ 330	22~ 99
<u>Leuctridae</u> sp.	11~ 44	11~ 99
<u>Megarcys ochracea</u>	~ 66	289~ 577
<u>Perlodes frisonana</u>	77~ 522	56~ 2210
<u>Isoperia</u> sp.	~ 55	~ 189
<u>Paragnetina tinctipennis</u>	~ 77	~ 122
Tricoptera		
<u>Rhyacophila articulata</u>	33~ 300	11~ 377
<u>R. nigrocephala</u>	99~ 200	99~ 133
<u>R. tranquilla</u>	~ 33	~ 233
<u>R. sp. RC</u>	11~ 88	11~ 22
<u>R. sp. RG</u>	11~ 133	11~ 111
<u>Mystrophora inops</u>	11~ 244	11~ 33
<u>Hydroptilidae</u> sp.	133~ 366	22~ 67
<u>Limnacentropus insolitus</u>	~ 11	~ 67
<u>M. quadrilobda</u>	~ 4817	~ 155
<u>Gumaga okinawaensis</u>	22~ 3700	33~ 377
Diptera		
<u>Anthoca</u> sp.	122~ 1620	44~ 322
<u>Atherix</u> sp.	11~ 44	22~ 56
Chironomidae sp.	3150~ 3610	167~ 622

一方、白樺湖を水源とする音無川では総出現種数が18~20種と、前記滝の湯川に比較して少なく、優占種も個体数、現存量ともに90%以上を占める毛翅目のヒゲナガカワトビケラとなっている。現存量は $20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (乾燥重量) と多く、種類組成も中流域性の毛翅目ヒゲナガカワトビケラをはじめとしてウルマーシマトビケラが多く、これにシマイシビルが加わる点が特徴的である。即ち、白樺湖の汚染にみられるように、人間活動の影響を大きく受けていることが分る。白樺湖周辺には1981年に下水道施設が完成し、その後徐々に水質が回復し、1984年には音無川の底生生物にもその影響がみられている。

表18 音無川上流部の底生生物の種類組成と現存量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$) (1977. 11)

種 名	個体密度	現 存 量
Ephemeroptera		
<u>Ephemerella basalis</u>	~ 22	~ 11
<u>E. rufa</u>	855~ 1388	78~ 133
<u>E. sp. nax</u>	278~ 577	255~ 7026
<u>E. nigra</u>	56~ 78	44~ 67
<u>Baetiella japonica</u>	522~ 810	11~ 44
<u>Baetis</u> sp.	11~ 44	~ 11
<u>Epeorus uenoi</u>	11~ 44	11~ 33
Plecoptera		
<u>Nogiperla nipponensis</u>	~ 11	~ 11
Tricoptera		
<u>Rhyacophila nigrocephala</u>	~ 22	~ 11
<u>R. tranquilla</u>	11~ 44	11~ 44
<u>R. brevicephala</u>	78~ 444	121~ 611
<u>Stenopsyche griseipennis</u> *	655~ 1232	137~ 298
<u>Hydropsyche ulmeri</u> **	141~ 187	105~ 148
Coleoptera		
<u>Elmis</u> sp. EC	22~ 56	11~ 22
Diptera		
<u>Anthoca</u> sp.	211~ 266	~ 11
<u>Eriocera</u> sp.	~ 11	~ 122
Chironomidae sp.	289~ 1987	11~ 56
Other		
<u>Herpobdella lineata</u>	11~ 222	11~ 89

* : $\times 10^2$, ** : $\times 10$

音無川下流、上川中流部の底生生物の総出現種数は24種であるが、特に目だった優占種はなく、上流部にみられたせき翅目がないことが特徴である。現存量も $2 \sim 3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (乾燥重量) と少ない。

表19 上川中流部の底生生物の種類組成と現存量

種 名	個体密度	現 存 量
Ephemeroptera		
<i>Ephemer japonica</i>	~ 22	11~ 44
<i>Ephemeroptella basalis</i>	89~ 311	111~ 566
<i>E. rufa</i>	56~ 122	~ 11
<i>E. sp. nax</i>	33~ 89	11~ 44
<i>E. nigra</i>	89~ 233	44~ 133
<i>Baetiella japonica</i>	411~ 1132	22~ 56
<i>Baetis sp.</i>	111~ 266	11~ 56
<i>Epeorus uenoi</i>	44~ 155	11~ 33
<i>Rhythrogena japonica</i>	155~ 222	22~ 44
Megaropectera		
<i>Protohermes grandis</i>	11~ 22	633~ 655
Tricoptera		
<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	22~ 278	11~ 178
<i>R. tranquilla</i>	11~ 67	11~ 89
<i>R. brevicephala</i>	11~ 167	11~ 78
<i>Mistrophora inops</i>	155~ 522	44~ 144
<i>Hydroptilidae sp.</i>	11~ 22	~ 11
<i>Stenopsyche griseipennis</i>	33~ 78	155~ 344
<i>Hydropsyche ulmeri</i>	255~ 1954	178~ 1332
<i>Limnacentropus insolitus</i>	167~ 477	133~ 666
Coleoptera		
<i>Elmis sp. EC</i>	11~ 366	11~ 44
Diptera		
<i>Anthoca sp.</i>	11~ 333	11~ 56
<i>Atherix sp. (A. satsumana)</i>	~ 56	~ 755
<i>Simuliidae sp.</i>	~ 11	~ 11
<i>Chironomidae sp.</i>	144~ 932	11~ 44
Other		
<i>Herpobdella lineata</i>	11~ 44	~ 11

勝野 (1979) によれば、上川下流域での底生生物の総出現種数は 2 ~ 4 種と少なく、蜉蝣目は *Ephemerella* sp. *nay* と *E. yoshinoensis* 毛翅目の *Hydropsychodes brevilineata* および広翅目の *Protohermes grandis* となっているが、詳細な研究は行なわれていなかった。杉本 (未発表) が 1978 年に行なった毎月一回の調査の結果によると、上川、鬼場橋では蜉蝣目が 5 種、毛翅目 2 種を確認している。さらに下流の横内では蜉蝣目 6 種、毛翅目 4 種が確認された。追加された種は *Ephemerella nigra*, *E. rufa*, *Epeorus latifolium*, *Mystrophora inops*, *Stenopsyche griseipennis*, *Hydropsychoide sulmeri* で、この他に *Asellus hilgendorffii* も報告されている。

宮川上流部での調査結果 (沖野, ほか) と上記上川の

結果、その他をまとめて諏訪湖集水域での代表的な水生昆虫の分布を整理してみると、図 6 のようになる (杉本, 1979)。カゲロウとトビケラは渓流部から平地にまで広く分布し、カワゲラは源流部の滝の湯川上流部 (竜源橋地点) や宮川の各支川といった渓流部のみにみられ、平地部ではみられない。しかし、渓流部に入る白樺湖下は白樺湖の汚染に影響されて、河川型が Aa または Aa-Bb の移行型であるにも拘らずカワゲラは採集されなかった。(吉田利男, 杉本剛士, 沖野外輝夫)

河川型	Aa	Aa-Bb	Bb
Ephemerella	← <i>E. basalis</i> → ← <i>E. trispsia</i> → ← <i>E. sp. nay</i> → ← <i>E. sp. nax</i> → ← <i>E. yoshinoensis</i> → ← <i>E. nigra</i> → ← <i>E. rufa</i> →		
Rhyacophilidae	← <i>R. clemens</i> → ← <i>R. niwae</i> → ← <i>R. nigrocephala</i> → ← <i>R. brevicephala</i> → ← <i>R. sp. RE</i> → ← <i>R. kawamurai</i> → ← <i>R. articulata</i> → ← <i>R. tranquilla</i> → ← <i>R. tacita</i> → ← <i>M. inops</i> →		
Hydropsychidae	← <i>H. sp. HB</i> → ← <i>D. sp. DA</i> → ← <i>D. sp. DB</i> → ← <i>H. sp. HA</i> → ← <i>H. gifuana</i> → ← <i>H. ulmeri</i> → ← <i>H. brevilineata</i> →		
Other	← <i>S. griseipennis</i> →		

図 6 諏訪湖集水域における水生昆虫の分布と河川型

1 : 2 : 3 流入河川中の細菌群集

諏訪湖へ流入する横河川, 上川および宮川の上流部 3 地点と上川下流部 1 地点について細菌群集の属レベルにおける構成とその数の季節的変動を測定した。調査は 1977 年 8 月, 1977 年 11 月と 1978 年 3 月に行なっている。

他の試料は表流水と底質付着物の二種類で、表流水は滅菌試験管に直接採取したものを原液とし、底質付着物については河床の小児頭大の石から $5 \times 5 \text{ cm}^{-2}$ 区画を10~20ヶ所、歯ぶらしてかき落とし、河川水で洗い流して集めたものを原液としている。

各原液を必要に応じて滅菌水で希釈後、平板培地に1段階2枚宛て、1試料2段階希釈で、各0.2mlを平面塗沫とした。培養は25℃で3日間行ない、以後室温で10日間継続した。夏期の室温は30℃前後、冬期のそれは10℃前後であった。用いた平面培地の組成は表20に示したものである。

表20 試験に用いた平面培地の組成

		$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$
Medium-A pH: 7.8~8.0	Glycerol	5
	Glucose	5
	Asparagine	5
	$\text{K}_2 \text{HPO}_4$	1
	$\text{Mg SO}_4 \cdot 7\text{H}_2 \text{O}$	0.1
	KCl	0.5
	$\text{Fe SO}_4 \cdot 7\text{H}_2 \text{O}$	0.05
	Agar	15
Medium-B pH: 7.0~7.2	Polipepton	2
	Yeast extract	1
	Glucose	0.5
	Agar	15
Medium-C pH: 5.2~5.4	Sucrose	30
	$\text{NH}_4 \text{NO}_3$	5
	$\text{KH}_2 \text{PO}_4$	2.5
	$\text{Mg SO}_4 \cdot 7\text{H}_2 \text{O}$	1
	Agar	20
Medium-D pH: 6.0~6.2	Malt extract	10
	$\text{NH}_4 \text{NO}_3$	5
	$\text{KH}_2 \text{PO}_4$	2.5
	$\text{Mg SO}_4 \cdot 7\text{H}_2 \text{O}$	1
	Agar	20

培養後生じたコロニーから釣菌し、その平板培地と同一組成の斜面培地に接種後、25℃で3日間培養して、その後室温で保持した。各菌株が同一菌株であることをB培地平板で確かめ、3種類の培地を用いて各菌株の分類を行なった。なお、釣菌株の重複をチェックするために各菌株を4種類の培地組成(表20)を持つ斜面培地に接種した。この4種類の斜面培養のセットを比較して、色

素生産等、顕著な特徴のある菌株は同一菌株と記載し、斜面培養のセットに差が認められる菌株のみを残し別菌株とした。

得られた菌株について、グラム染色(HUCKERの変法)、胞子染色(wirtzの変法)、べん毛染色(西沢、菅原の方法)、運動性(半流動寒天穿刺)、OFテスト(グルコース)、細胞の形態、酸素の要求性、オキシダーゼテスト(KAVOC氏試験紙)の検査を行なった。これらの検査結果をG. B. Bonde (1977)の検索表に当はめることによって属レベルの同定を行なった。この検索表に当はまらない菌株は not identified (?)と示し、平板培養から釣菌出来なかった菌株、あるいは継代培養の出来なかった菌株を not cultured (n. c.)として示している(図7)。

B培地に接種した際に得られるコロニー数がいずれの場合にも最も多いので、これを試料中の微生物数としている。その値は、滝の湯川上流の電源橋では $1.2 \times 10^2 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ 、宮川上流の金山沢川では $8.2 \times 10^2 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ 、横河川上流では $1.5 \times 10^3 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ と季節にかかわらずほぼ一定の値が得られている。一方、上川下流部の場合は $8.6 \times 10^5 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ で、他の地点に比べると調査の時期によってバラツキがあったが、季節的な変動を示すものではない。

底質付着物は藻類や原生動物、さらには水生昆虫など多様な生物群集から成り立っており、細菌類の生息場所としては複雑な環境となっている。それにもかかわらず、単位体積当たりの細菌数は季節によらずほぼ一定となっていた。その値は、各上流地点で $10^7 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ と、地点間の差は顕著でない。但し、付着物量は地点により異なるので、単位面積当たりの細菌数は異なることになる。

図7に示したように、釣菌した菌株を16のグループに分けた。表流水の場合は、全体の細菌数はほぼ一定であるのに対して、16グループそれぞれの細菌数は地点によって一定とはならない。この傾向は付着物についても当はまる。即ち、16グループのそれぞれの数が示すパターンには地点、時期による差が不明瞭であることから、全ての結果を、地点、時期を区別しないで、16グループそれぞれの動態を比較し、幾つかのグループにまとめてみた。その結果は次のようになっている。

(1) X, A_e, G^o, Cの3グループは表流水、底質付着物のいずれにもほとんど検出されない。(2) F, A₁, C, M₁, ?, n. c.の6グループは、底質付着物では $10^4 \sim 10^7 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ という高い密度で検出され、表流水からは $0 \sim 10^5 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-1}$ と大きな差のある形で検出されている。(3) E, A_c, Mo, Pの4グループは底質付着物からは $0 \sim 10^5 \text{ cells} \cdot \text{ml}^{-2}$ と幅広く検出され、表流水からは(2)のグループと同様に低い密度で検出されている。(4) Y, Bの2グループは主として底質付着物から検出される。(5) Sグ

ループは底質付着物中の密度が一定せず、地点、調査時期によつてその密度が変動する。表流水については(2)の場合と同様の傾向を示す。

以上の結果から、河川中の細菌群集は上記、属レベルで分けられた各グループごとに、その生息場所が異なる

ものと予想される。即ち、(2)、(4)のグループは主として底質付着物中に生息しており、(3)のグループは表流水中に生息していると考えて良い。また(1)のグループは河川に生息している可能性の少ないグループといえる。

(森川和子)

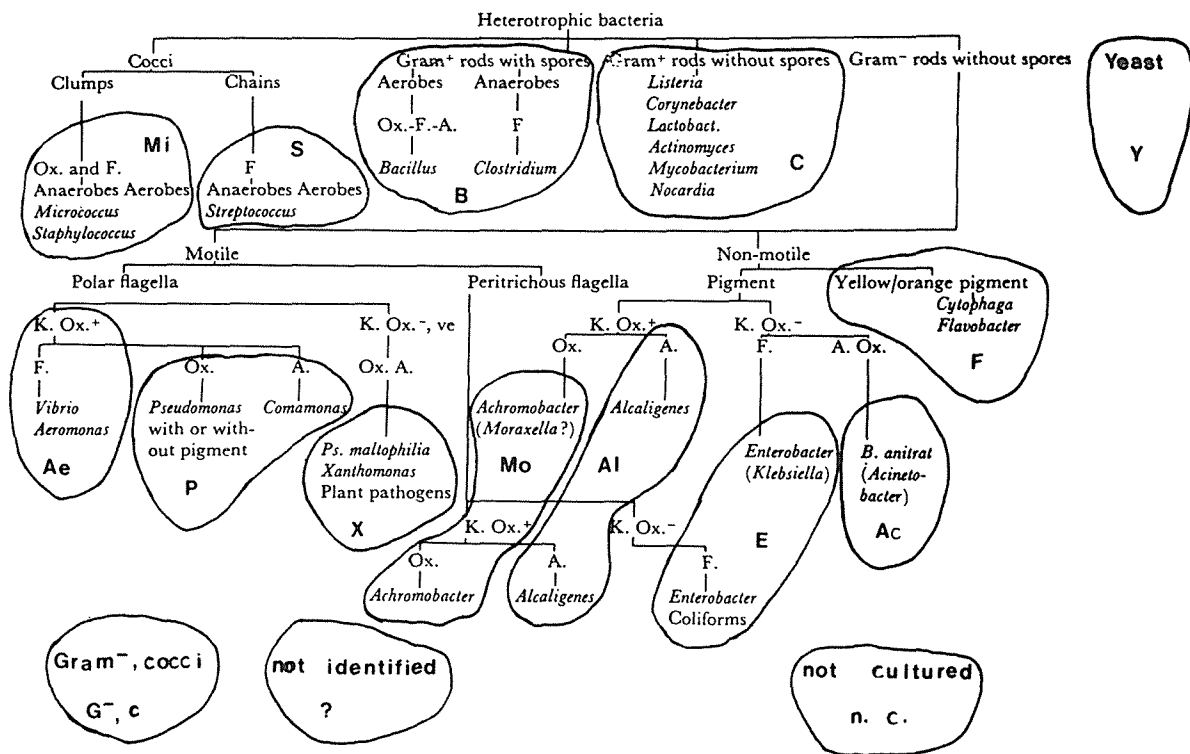


図7 G. B. BONDE の検索表を一部修正した従属栄養細菌とイーストの同定の手順

2. 流出河川の生態系の現状

諏訪湖から流出する河川は釜口水門より流出する天竜川が唯一であるが、水門より流出後に人工水路、西天竜川が分岐している。

2:1 天竜川、西天竜川の流路の概況と水質

2:1:1 諏訪湖より伊那市までの流路の概況

釜口水門の川幅は66mである。ここから約4km下流の川岸地区で西天竜川が分岐している。さらに約7km下流(水門より約11km下流)の辰野町で、清冽な水質をもつ横川川が合流するが、その直下でKP廃水が多量に流入し、水泡を浮かべる褐色の河川水となり、河底には汚水性の細菌類のコロニーがみられるようになる(小松, 1974)。この水泡は辰野より10km下流の木下地区でも明瞭に認められる。水門より約31km下流に伊那市があり、こ

こまでに流入する支流は、前記横川川のほかには目立つものはない。

西天竜川は灌漑用水路で、川岸取水口より伊那下小沢に至る、全長約26kmの人工河川である。川幅4m、深さ2mの方形、コンクリート水路で、その勾配は平均4000分の1(長野県土木部, 1950)で、辰野町までは隧道または暗渠であるが、以後は明渠となる。その間注入河川はなく、処々で分流するので水量は下流へ行くほど減少する。水路の最終点で天竜川の支流、小沢川と合流する。合流点直上における伊那市の天竜川との落差は約80mもある。流速は、天竜川が平均 $2.5\text{km} \cdot \text{hr}^{-1}$ で、釜口水門から伊那市までの31kmを約12.5時間で流れ、一方、西天竜川は取水口から伊那下小沢の終点までの約26kmをおよそ10時間で流れくだる(倉沢, 青山, 1964)。

2 : 1 : 2 河川水の物理的, 化学的性質

諏訪湖からの流出量は日によって異なるが、おおよそ $10 \sim 15 \text{ ton} \cdot \text{sec}^{-1}$ で、西天竜川への取水量は全量の $1/3 \sim 1/2$ 程度である。天竜川の水量は辰野町で横川川が合流すると西天竜川分岐以前の量に回復する。水温は1978年6月の調査によると、両河川共に流下に伴う変動はほとんどないが、夏期の測定では横川川の合流によって水温の低下がみられている。

pH は両河川の各測定地点で $7.2 \sim 7.8$ の範囲にあり、目だった変動はない。 $\text{NH}_4 - \text{N}$ は天竜川の場合は辰野町で、西天竜川では伊那で、 $\text{約} 0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ と高い値を示すが、他の地点では $\text{約} 0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ である。 $\text{NO}_2 - \text{N}$ は天竜川での横川川合流地点での低下を除くと、下流濃度が高くなる傾向にあるが、西天竜川の場合はその逆の傾向を示す。 $\text{NO}_3 - \text{N}$ の場合は両河川共に下流その濃度は高くなり、その範囲は $0.231 \sim 0.392 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ である。セストン量も天竜川は下流に行くほど増え、西天竜川はその逆の傾向となり、 $3.2 \sim 22.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ の範囲にある。植物プランクトン量の指標となる Chl. -a 量は両河川共に下流に向かい減少を示し、伊那では水門地点の値の $1/2$ となっている。 $\text{PO}_4 - \text{P}$ の濃度も、流下に伴って減少傾向にあり、その濃度範囲は $0.001 \sim 0.040 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ である。横川川およびその合流直下流地点での各項目の測定値は全測定地点の最低値を示している。以上の結果は、全て1978年のもので、経年的な値については長野県の公用水域水質調査測定結果を参照されたい。

2 : 2 流出河川の生物群集

2 : 2 : 1 プランクトンと付着藻類

1) 動物プランクトン

表21でみるように、その組成は諏訪湖のプランクトンの流出したもので占められている。天竜川では種類数も個体数も、水門から辰野町に至る間で激減または消失するが、西天竜川では多くの場合木下地区まで、時には伊那まで存続するものがあり、その減少度は天竜川に比べはるかに小さい。

種類別にみると、原生動物の残存度が大きく、その中でも Carchesium は流下の途中で著しく大きな値を示す場合が観察される。しかし、ワムシ類、甲殻類の残存度は小さい。こうした傾向は過去何回かの調査結果からも同様にえられている。

2) 植物プランクトン

1978年6月の結果では、その種類組成よりみて、諏訪湖より流出したものが大部分である。天竜川では、釜口水門より伊那市までの種属とその種類数はほとんど変動しないが、細胞数は伊那市に達すると釜口水門での約半分に減少するものが多い。これに対して、西天竜川の場合

表21 天竜川と西天竜川の動物プランクトンの比較
(Nos. $\cdot \text{L}^{-1}$) (1978. 6. 7.)。

	天 竜 川					西天竜川	
	釜口 水門	川岸	辰野 上	辰野 下	伊那	辰野	木下
Di.							1.0
Ho.		2.4					
C. p.	8.8	24.0	10.0	8.8		120.0	47.0
Vo.						2.4	
Ro.	0.8						
K. c.	1.6	1.2			0.8		
Pl.	1.6	2.4					
B. l.		1.2					
M. l.	1.6						
Na.	0.8	2.4	1.0			0.8	
Od.	0.8		1.0				
Ep.				0.8			
Ple.							1.0
Chi.	1.6	1.2					
Nais					3.2		
Total	17.6	31.2	12.0	8.8	4.0	124.0	49.0

Di. : *Diffugia* sp.

Ho. : *Holotrichida*

C. p. : *Charchesium polypinum*

Vo. : *Vorticella* sp.

Ro. : *Rotaria* sp.

K. c. : *Keratella* sp.

Pl. : *Ploesoma* sp.

B. l. : *Bosmina longirostris*

M. l. : *Mesocyclops leuckarti* Nauprius

Od. : *Odonata* (larva)

E. p. : *Ephemera* (larva)

Ple. : *Plecoptera* (larva)

Chi. : *Chironomidae* (larva)

Nais sp.

合は種属数も細胞数も最終地点の小沢までほとんど変動しない。動物プランクトンに比べると、両河川共に流下に伴う減少度は極めて少ないといえる。

3) 付着藻類

天竜川の付着藻類の出現種数は藍藻類4種、珪藻類22種、緑藻類8種の総計34種である。一般に、上流と下流での出現種数および細胞数に大きな差は認められない。しかし、諏訪湖の影響を強く受ける *Microcystis* spp. の細胞数は下流に向けて減少し、天竜川本川では木下地点

では消失している。勿論、この種は付着性のものではなく、川底に沈積したものである。付着性藻類の主体は珪藻類で、*Synedra ulna*, *Nitzschia acicularis* および *N. pupula* が上流、下流共通して多くみられる。

2 : 2 : 2 底生生物

天竜川は諏訪湖の影響を受けて、すでに上流部から栄養に富んだ状態にある。底生動物もその状況を反映しており、その構成種は蜉蝣目のマダラカゲロウの一種 *nax* と同じマダラカゲロウの一種 *EC* およびシロハラコカゲロウの3種、毛翅目ではコガタシマトビケラの1種、双翅目はガガンボの一種 *Anthoca* sp. とユスリカ類の2種、その他にイトミミズ、シマイシビル、アナンデールヨコエビの合計9種と、非常に種類数が少なく、単純な構成となっている。その構成種もアナンデールヨコエビを除けば汚染に耐性のある種となっている。一般に清潔な、冷水河川に認められるアナンデールヨコエビの存在は池または支川からの流入によるものと考えられるが、諏訪湖および釜口水門から辰野町に至る河川からも採集されることがすでに報告されている（杉本、未発表）。

現存量については、毛翅目のコガタシマトビケラが圧倒的に多く、各地点ともに全体の90%以上を占めている（1979年10月）。3地点での1m²あたりの平均現存量は乾燥重量で約10gとなる。この値は諏訪湖流入河川の上川上流域（音無川）での20g・m⁻²に次いで高い。但し、音無川の場合はヒゲナガカワトビケラが優占種であり、天竜川でのコガタシマトビケラが優占と構成種に違いがある。この種は発電所の送水管の壁に付着して、発電効果を下げることで知られている（柴田、1975）。天竜川では、河床の石面にこのコガタシマトビケラが小粒の砂利を巣網で固め、多数の個体が河床の石面に集中的、立体的に生息・分布している。表22に例示したように、その個体数は30cm四方に1万匹以上の幼虫を数えることも希ではない。前記音無川のヒゲナガカワトビケラの場合の個体数は30cm四方で50～150匹であるから、このコガタシマトビケラの個体密度がいかに多いかが分る。

（倉沢秀夫，青山莞爾，磯部吉章，
吉田利男，山本雅道，杉本剛士）

表22 天竜川，釜口水門直下の底生生物の個体数と現存量（1979年10月）。数字は3サンプルの下限と上限を示している。

種 名	個体密度 Nos. · m ⁻²	現 存 量 mg · m ⁻¹
Ephemeroptera		
Ephemerella sp. <i>nax</i>	11 ~ 22	~ 22
E. sp. <i>EC</i>	~ 11	~ 22
Baetis thermicus	56 ~ 233	44 ~ 56
Tricoptera	x 10 ³	x 10 ²
Hydropsychodes brevilineata	52 ~ 163	47 ~ 183
Diptera		
Anthoca sp.	11 ~ 78	11 ~ 22
Chironomidae	211 ~ 1055	44 ~ 155
Others		
Tubifex sp.	~ 22	~ 67
Herpobdella lineata	22 ~ 67	44 ~ 233
Anisogammarus anandalei	~ 33	~ 11

集水域編

1. 集水域の気象、地形特性

1. 1. 集水域の気象特性

諏訪湖水系は流域面積が、約530km²と広範囲なうえ、さらに標高759m～2,899mと高度分布の差が大きいため、この地域の気象条件は場所によって大きな変化が予想される。しかし、一般的には気温、湿度が低く、年降水量が比較的少ない、内陸性の気象を呈するのが特徴である。

各気象観測項目毎にその特徴を述べる前に、本水系の中に設置されている気象観測所を表1に示しておく。

表1. 諏訪湖水系内の気象観測所一覧

観測所	所 属	緯 度	経 度	高 度 m	観測所の 種 類
諏 訪	気象庁	36°02′	138°06′	760	気象官署
夏沢峠	気象庁	36°00′	138°22′	2,330	山岳気象
ハヶ岳	気象庁	36°01′	138°19′	1,830	雨量観測
高ボッチ	気象庁	36°08′	138°02′	1,680	雨量観測
蓼 科	気象庁	36°02′	138°16′	1,420	甲種観測
原 村	気象庁	35°58′	138°13′	1,020	雨量観測
釜 口	長野県	36°03′	138°03′	762	雨量観測
福 沢	中 電	36°00′	138°08′	848	甲種観測
富士見	気象庁	35°54′	138°14′	952	甲種観測

これらの気象観測所の中で、長年月にわたって観測が続けられているのは1944年9月15日から観測を開始している諏訪測候所に限られ、他の観測所は観測期間が短期、夏期だけの観測（ハヶ岳：7～8月の降水、気温、風のみ、ロボット。高ボッチ：1955年～、5～10月、降水のみ、ロボット）、あるいは観測所の廃止（富士見：1969年以降廃止）されたものなどで不十分なものが多い。本地域は流域面積も大きく、さらに地形的变化が大きい所でもあり、今後一層の観測体制の整備・強化が望まれる。ここでは、現時点までに入手した観測資料に基づいて本水系での各気象要素毎にその特徴を記すこととする。

1. 1. 1. 降水量

わが国における年降水量の平均は1,800～1,900mm程度と言われている。しかし、本水系では表2に示すように、1,200～1,500mm程度の降水量しかなく、長野県内でも降水量の少ない地域に属している。すなわち、諏訪湖水系が内陸性の気象状況に近いことを物語っている。

次に、季節的な降水量の変動状況を諏訪測候所の資料をもとにして整理すると、図1のようになる。この図からも分るように、降水量の多いのは6、7月の梅雨期、ついで台風などによる夏期から初秋にかけてで、その傾向は夏多雨型となっている。しかし、台風などによる豪雨の発生は比較的少なく、降水パターンも比較的変動の

小さい、安定した型となっている。このような季節的な降水量の変動特性は本水系の山岳部を除く全域において認められる。しかし、周辺の山岳域では、1～3月にかけてかなりの降雪があり、冬期の降水量の変動を大きくしている。なお、本地域は洪水多発地帯として知られているが、これらは日雨量およそ100mm程度を超える梅雨期の前線性集中豪雨に起因するものが多い。

表2. 諏訪湖水系における降水状況

観測所	降水量 (mm)			最大日 雨量(mm)	観測期間
	累年平均	最大	最小		
諏 訪	1,353	1,760	975	142.2	1945～1975
富士見	1,437	2,017	953	170.6	1945～1969
原 村	1,356	1,911	956	113.0	1968～1976
蓼 科	1,479	1,750	1,184	131.0	1968～1976
福 沢	1,188	1,704	755	135.0	1954～1978

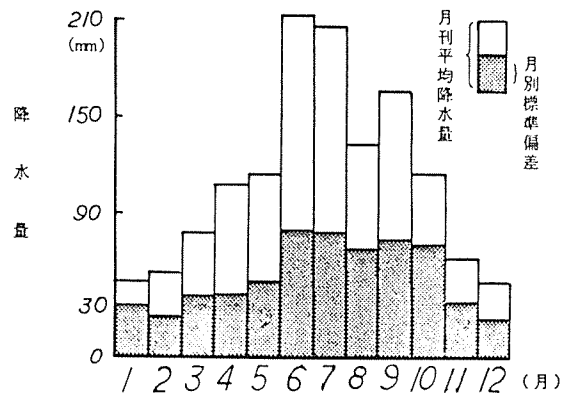


図1. 諏訪測候所資料による降水量の季節変動

1. 1. 2. 気温

諏訪湖水系内の幾つかの観測所での気温資料をまとめると、表3のようになる。年平均気温は全観測所で約10℃までの値となっており、長野県内で年平均気温において最も低い地域である。さらに、この地域が内陸部に位置しており、かつ盆地状の地形であることから、気温の季節変化(図2)、あるいは日較差が非常に大きいこともこの地域の特性である。

例えば、諏訪測候所の年最高気温は、毎夏32～35℃まで上昇するが、一方、毎冬の厳寒期には-15℃前後の最低温度が出現する程度である。また、日較差においても季節や気象条件などによってその値は異なるが、ほぼ10℃以上の較差が見られることなどからも、上記の特徴が分る。

表 3. 諏訪湖水系の気温特性

観測所	気 温 (°C)			観測期間
	累年平均気温	日最高気温	日最低気温	
諏 訪	10.2	33.8	-16.3	1968～1978
蓼 科	8.9	35.5	-23.0	1968～1976
福 沢	7.4	32.7	-18.0	1954～1978

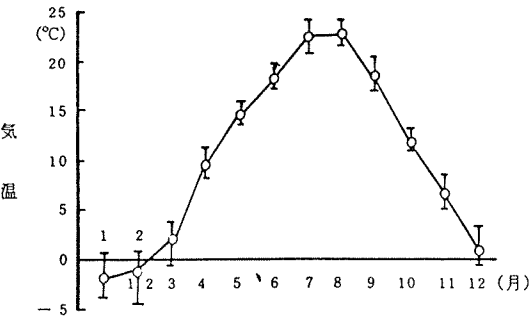


図 2. 諏訪測候所資料による月平均気温の季節変動

1. 1. 3. 風

諏訪湖水系では、常時ほぼ一定方向の 2 ～ 3 m/sec

程度の風が吹いている。諏訪測候所の1977年の資料から風向別の日数をまとめると、西北西の風を中心に、北西と西風の生起日数が211日と一番多く、次に南南東～東南東の風が94日もあり、両者合せると300日以上にもなっている。このことは、本水系が盆地状の地形となっており、西北西の方向にある天竜川沿いの谷と、南東方向に位置する富士見町原の茶屋付近を境にして風が流れていることを意味しており、風道が存在が類推出来る。特に、天竜川沿いからの西北西の風は一年中安定して吹きつけるが、原の茶屋方面からの風は5、6月、あるいは9、10月の春と秋に特に強い傾向がうかがえる。

1. 2. 地形特性

諏訪湖水系は、地質構造的にみて極めて複雑な地域であり、地形もそれを反映している。本報告では水系の面的な諸特性を明らかにするためにメッシュ法を適用している。1/50,000地形図上で500mのメッシュに分割、各メッシュの情報を読取り、地形図、植生図、地質図、水系図などの既存の資料を利用して(イ)標高、(ロ)斜面の勾配、(ハ)斜面の方位から地形特性を把握、解析した。資料としては、このほかに航空写真、リモートセンシングを利用、さらに、現地踏査によって情報の正確さを期している。分割されたメッシュ数は2,494個である。

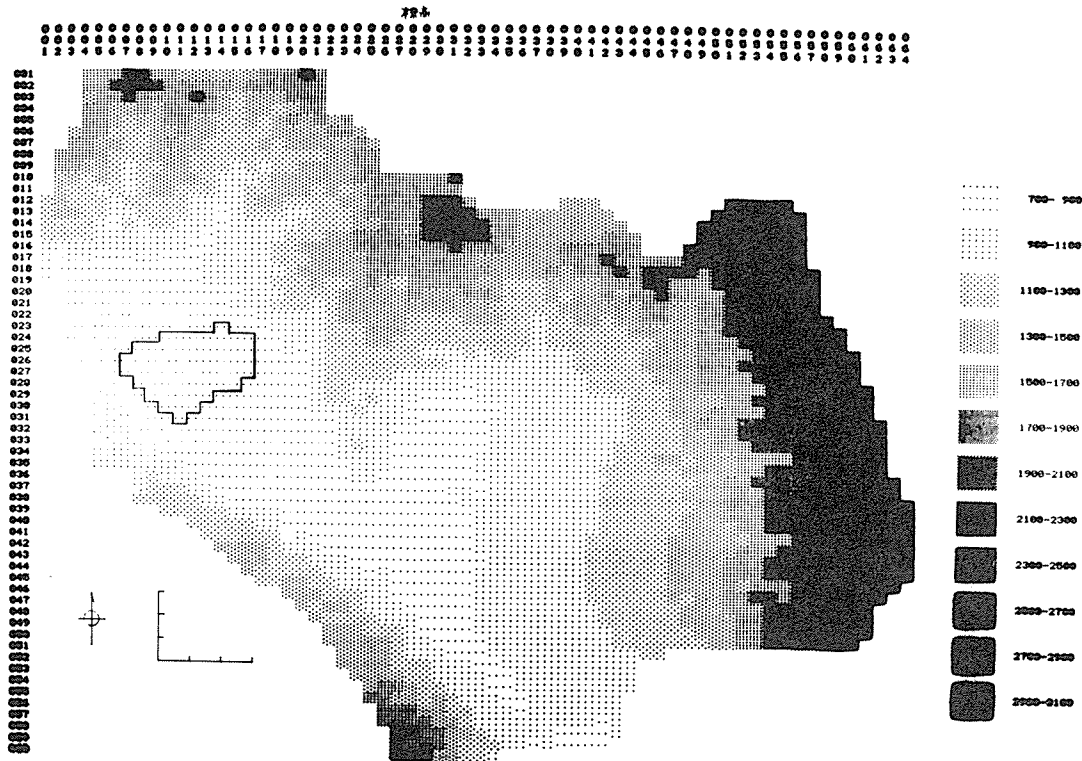


図 3. 諏訪湖流域の標高メッシュ図

1. 2. 1. 標高の分布

諏訪湖流域の標高は760～2,900mの範囲に分布している。そして、気温環境、湿度環境、雨、雪、風、土壌条件などの物理環境はそれぞれの標高に応じてほぼ定まり、さらに物理環境に応じた植相が発達している。落葉広葉樹林、常緑針葉樹林、ハイマツ低木林などの垂直分布はその典型であろう。このように、生産性の一つ考えただけでも標高のもつ意味は極めて大きい。図3はドットプリンターによって作図した諏訪湖流域の標高分布である。プリンターの制約から、(縦軸の長さ) / (横軸の長さ) の比は4 / 5となっている。図中の実線で囲まれている部分は諏訪湖である。標高分布からも明らかなように、八ヶ岳の稜線から諏訪湖を含む諏訪盆地へ向けて緩急の傾斜が連続している。この図からも分るように、標高700mを起点として200m毎に区切って考えた場合、人間活動の集中する諏訪盆地の面積よりも900～1,100m区間に含まれる面積の方が広く、その面積は諏訪湖全流域面積の約22%、117km²にも及んでいる。この地域は高冷地ではあるけれども、市場に近接し、高緯度冷地に対する位置的有利性と、周辺低暖地に対する低温独占性という二つの要因から農業立地として特異な地位を固めていると同時にこの地域の土地利用特性ともなっている。

次いで占有面積の広い区域は700～900mの標高域で、約103km²を占めている。諏訪盆地のほとんど全部がこの区域に含まれ、集落や水田が発達し、諏訪圏域の人口の大部分が集中している地域である。1,300m以上の標高をもつ土地面積は約217km²で、全流域面積の41%を占め、そのほとんどが森林、灌木、草原である。図4に標高別の面積の分布を示した。

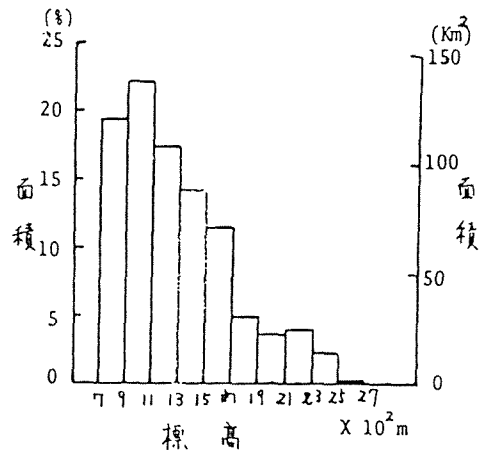


図4. 諏訪湖流域の標高別面積分布

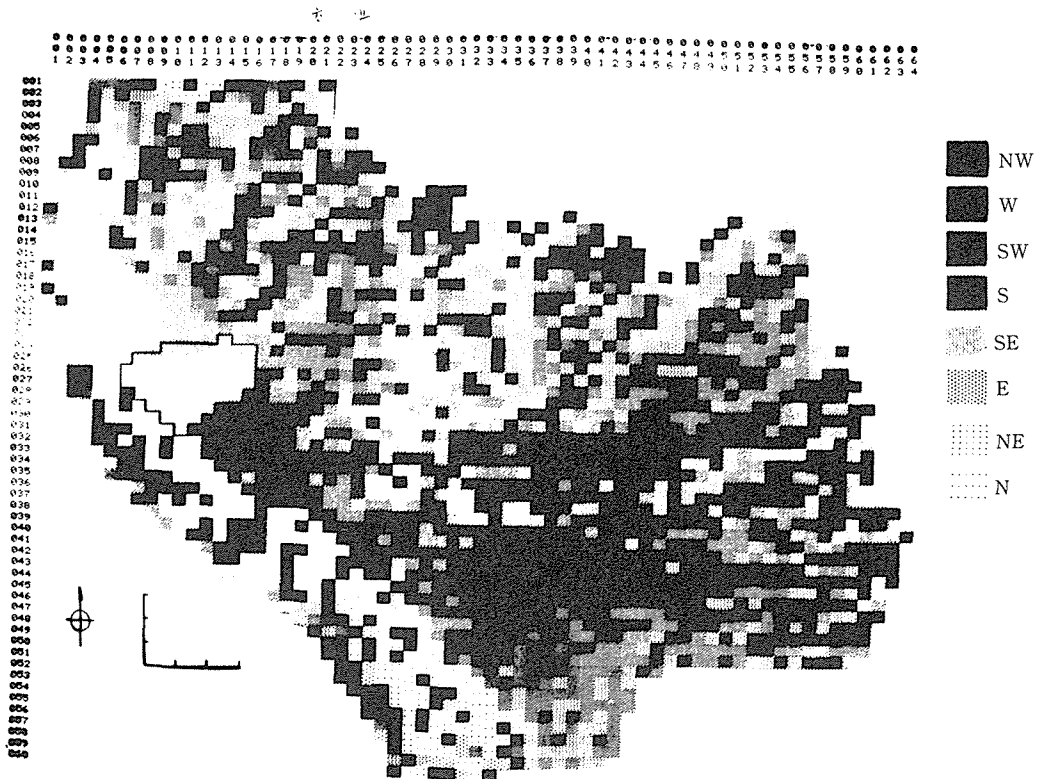


図5. 諏訪湖流域の斜面方位メッシュ図

1. 2. 2. 斜面方位の分布

斜面方位は土地利用者にとって極めて大きな要素となる。すなわち、植物生産にとって基本的環境要素の一つである日射量を始め、多くの物理条件が斜面方位によって大きく特徴づけられる。諏訪湖流域の斜面方位の分布をメッシュ図にしたものが図5である。この図から明らかなように、諏訪湖流域では西向きの斜面が最も多く、これに南西、北西斜面を加えると、8方位のうちこの3方位だけで全流域の55%を占めている(図6)。これは赤岳を盟主とする八ヶ岳連峰が諏訪盆へと緩く傾斜する斜面が全体としてほぼ西向き斜面となっていることを示している。

1. 2. 3. 斜面勾配

土地利用上、水文学上あるいは気象学上、斜面勾配は重要な意味をもっている。諏訪湖流域における斜面勾配を角度別に表わすと図7のようになる。この図からも分かるように、この流域では5°以下の平坦地は極めて少なく、全面積の約20%に過ぎない。その理由は本流域が八ヶ岳の裾野を形成している地域であることによっている。

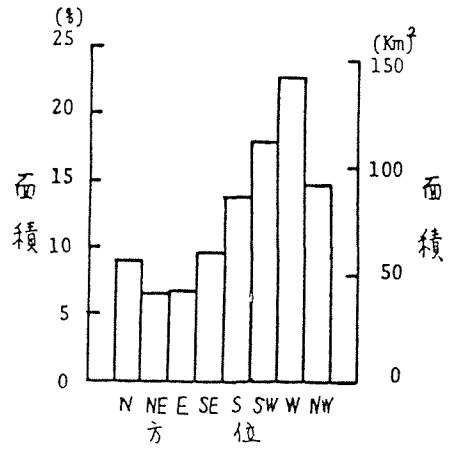


図6. 諏訪湖流域の方位別面積分布

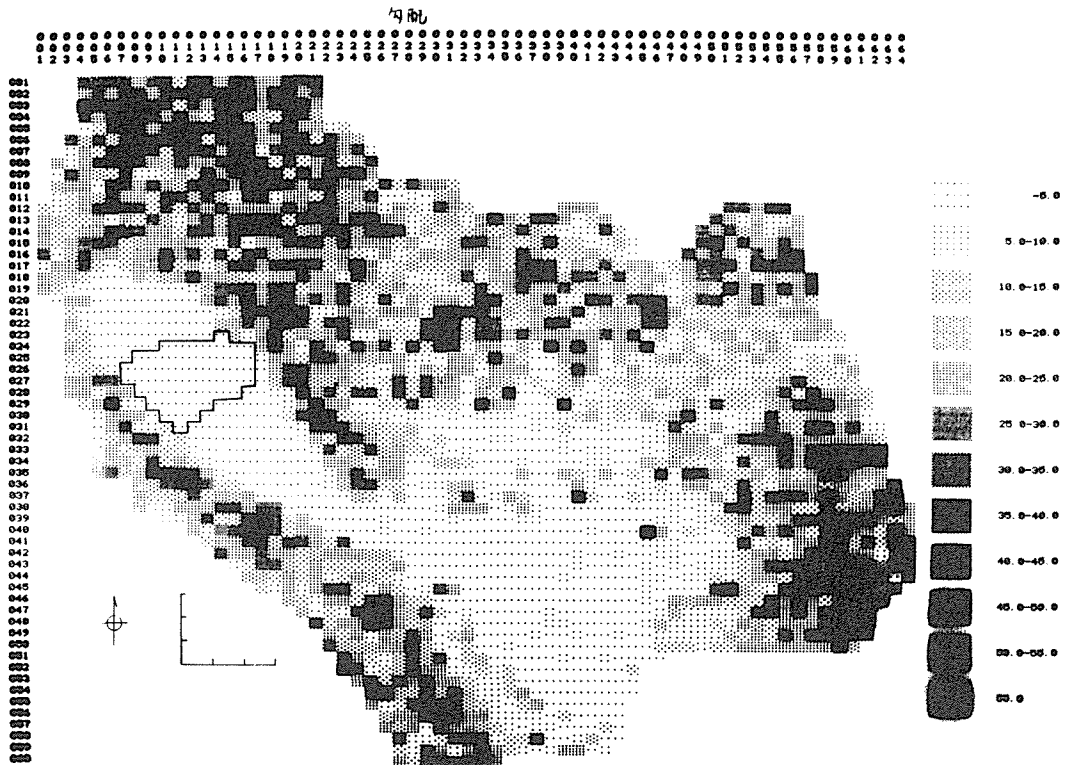


図7. 諏訪湖流域の斜面勾配メッシュ図

もっとも多い勾配は20°以下の地域で、全体の55%に相当しているが、5°刻みでみると、20～25°の地域が約20%となっていることもこの地域の特徴と言える。八ヶ岳を含む山岳地帯の存在によって50°以上の急勾配の土地が約5km²存在していることも地域特性の一つとして考えることが出来る。以上、平坦地を欠き、峻険さと緩・急の傾斜地からなる本流域において、合理的な土地利用に際しては環境保全の観点からの計画性が一段と強く要求されるところである。

1. 2. 4. 地表面積

地形図を始め、地表面近傍における諸要素の広がりや表記する各種の図面は、そのほとんどが平面図である。したがって、それらの図面から斜面長や斜面の面積を直接求めることはできない。ところが、農業を始めとして、人間による土地利用や行為のほとんどは地表面において行なわれている。とすれば、合理的な土地利用の基礎資料として傾斜地や凹凸地の表面積を的確に見積っておくことが必要であろう。特に、本流域のように平坦地が少なく、そのほとんどが傾斜地で構成されており、急傾斜地をも含むような場合には、その必要性は大きい。その理由は次のようなことで説明できる。

地表面近傍において起る多くの物理現象のエネルギー

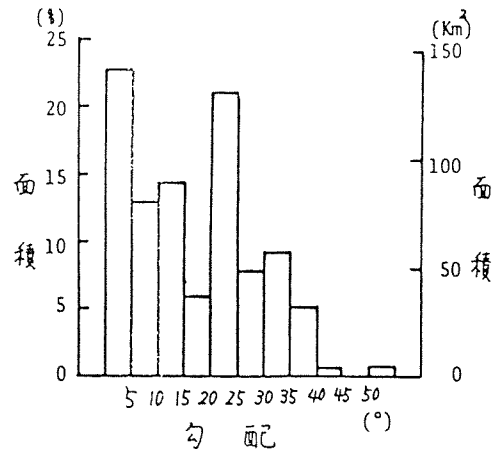


図8. 諏訪湖流域の勾配別面積分布

源は太陽エネルギーであるが、地表面の性質としての凹凸はこれとは無関係に存在している。ところが、太陽の物理的エネルギーを化学的エネルギーに変換、貯蔵する植物自体がその基盤として利用しているのはこの凹凸面に他ならない。また、水収支の一項をなしている蒸発散現象や熱の収支は、この凹凸面での界面現象であり、こ

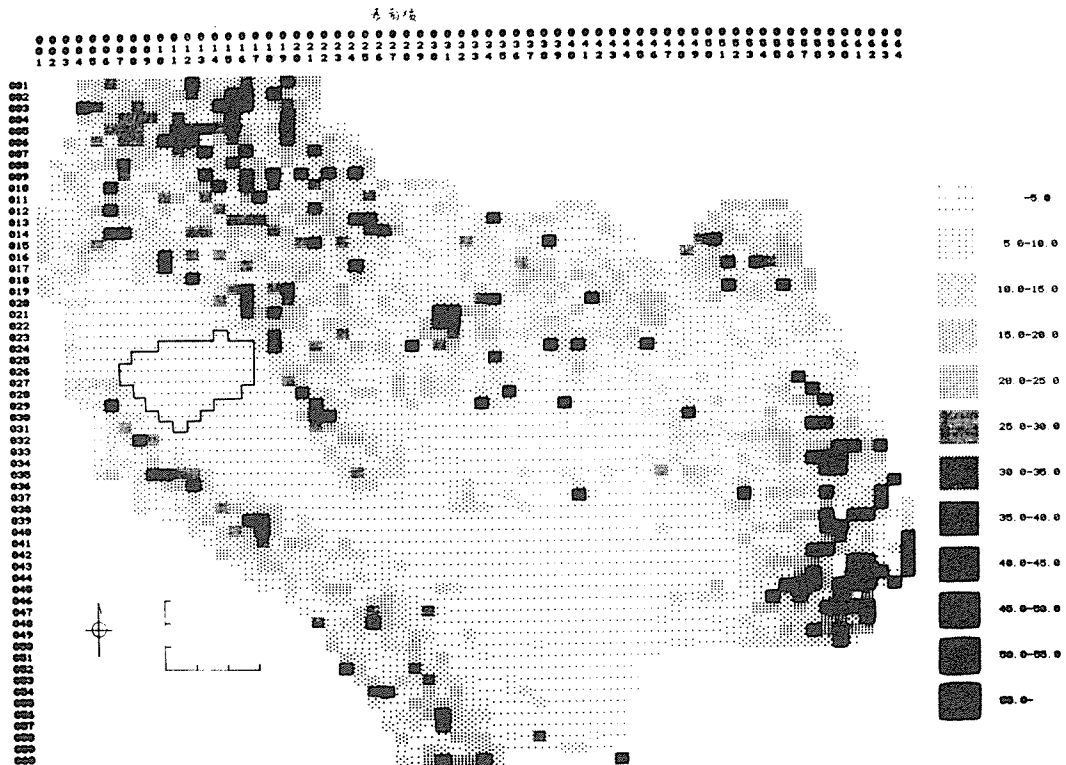


図9. 諏訪湖流域の表面積増加率のメッシュ図

れらを的確に評価するためには、凹凸面の面積を正確に把握する必要がある。平面的な地形図からの単なる読取り面積だけでは不十分であろう。山岳地が大半を占める諏訪湖流域は熱収支の特性からみて、さしずめ地表面の凹凸の激しい、巨大なラジエーターであると考えることができる。図9は以上のような意図のもとに作図したもので、実際の表面積が地形図上の面積の何%増となっているかを示したものである。

当然のことながら、急峻な山岳地域ほど増加率は大きくなる。図10はその増加率の分布を示したものであるが、もっとも多いのは5%前後の増加率の区域であるが、中には50%という高率の増加率を示すものもある。流域全体での面積の増加率は約10%、50km²程度と計算された。

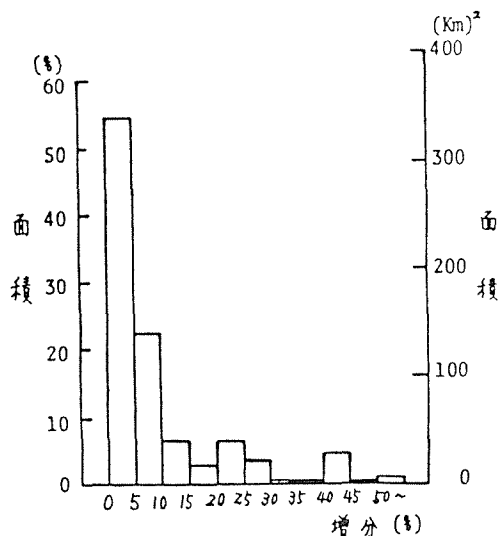


図10. 諏訪湖流域の面積増加率の分布

1. 2. 5. 諏訪湖流域の土地利用

諏訪湖流域における土地利用の状況を知るために、各メッシュ毎に卓越する土地利用を図化すると図11のようになる。この図では、土地利用の内容を森林、草原、水田、畑、市街地と集落の5つに分類して示してある。流域の土地利用上の特徴としては、諏訪湖周辺に人口が集中していること、森林は八ヶ岳から蓼科、霧ヶ峰にかけての山岳地帯の他に、諏訪湖に近接して北西、あるいは東部にも分布していることである。さらに、広大な農地が八ヶ岳の裾野の地域に広がっているのもこの地域の特徴の一つである。

すなわち、諏訪湖流域は湖周辺の市街地と八ヶ岳山麓から諏訪盆地にかけての農業的土地利用が中心となっており、その他の地域では広葉樹林、常緑針葉樹林、灌木林、あるいは高山草原帯などが、標高に応じて広がっている地域である。

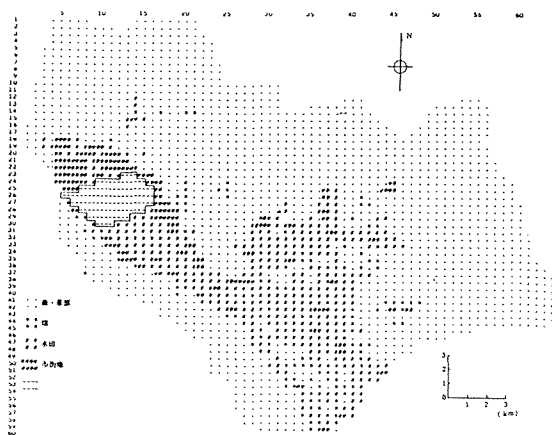


図11. 諏訪湖流域の土地利用メッシュ図

本流域における土地利用状況と関連して、ここでの自然環境の現況を知るために、植生自然度による自然の評価を試みたのが図12である。植生自然度とは、その地域に現存する植生の種類から人為的影響の程度を判別しようとするものであり、その方式には、環境庁による10段階評価法を始め、いくつかのものが提案されている。

Fig 19 土地利用メッシュマップ

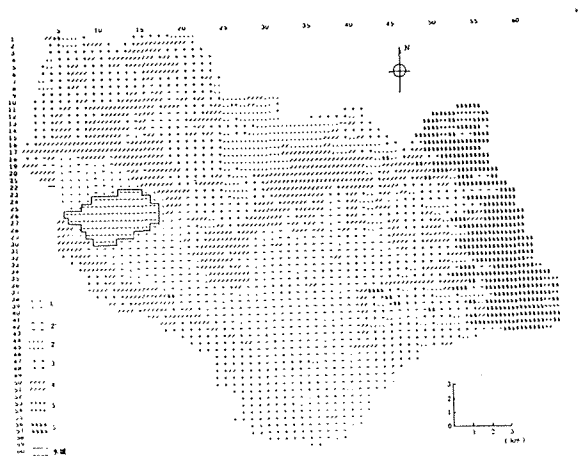


図12. 諏訪湖流域の植生自然度メッシュ図

ここでは、長野県方式の植生自然度によって、各メッシュ毎の自然度を推定し、その結果を図示してある。また、本流域での各自然度のメッシュ数の分布を図13に、自然・土地利用の分布を図14に示した。

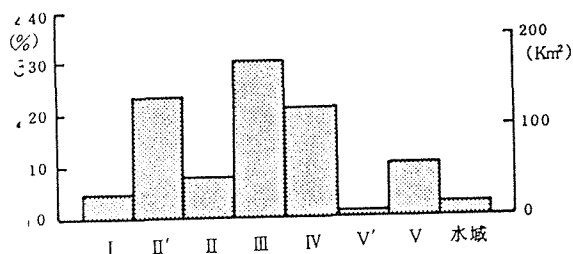


図13. 諏訪湖流域の植生自然度の分布

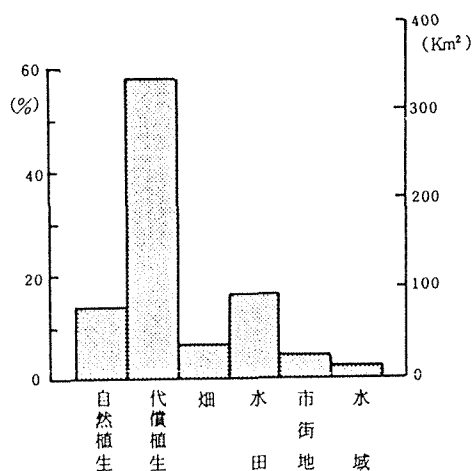


図14. 諏訪湖流域の自然・土地利用の分布

植生自然度の高い5あるいは4の値を示すところは、八ヶ岳連峰や周囲の山岳域に限られ、そのメッシュ数もわずかに13%程度でしかない。このことは本流域が人為的影響の大きい地域であることを物語っている。これらのことを明らかにするために、各メッシュ毎の自然と土地利用の内容を一つの図としたのが図15である。この図からも分るように、諏訪湖流域では代償的な自然が、全域の60%を占めており、人為的関与の大きい市街地、農耕地などだけに限らず、代償的自然地域も含めて、早急かつ適正な土地利用計画を検討することが望まれる。

(松田松二, 星川和俊)

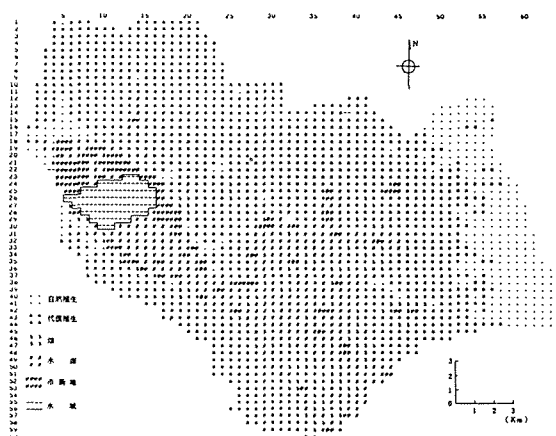


図15. 諏訪湖流域の自然・土地利用メッシュ図

1. 3. 植生と葉量の分布

1. 3. 1. 植生概況

地形解析に用いられたメッシュを1万分の1航空写真上に落とし、読取り点を中心とする表現面積約1haの標準地について、写真によって地表状況の類別を行なうのと同時に、その地表種が標準地内に占める面積割合を読取る作業が行なわれた。なお、これに先だって、地域特性と取扱の便を考慮して、諏訪湖に流入する河川の流域より、全流域を10の地域に区分した(図16)。

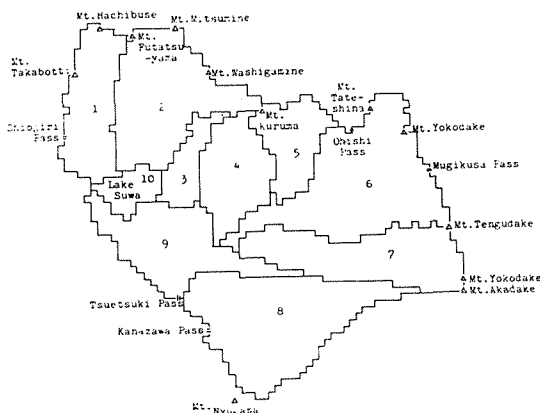


図16. 諏訪湖流域と流域区分概念図

各標準地の占有面積割合を地表種類別に集計、地域面積に換算したものが表4である。また、各標準地において最大の占有面積割合をもつ地表種類をその代表とみなし、それをマップ化したものが図17の地表状況図である。

表4. 諏訪湖の各流域別地表種類別面積（単位：ha）

流域番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	合計
カラマツ	1,710	2,152.5	812.5	1,085	810	2,075	882.5	2,147.5	465	—	12,140
夏緑広葉樹	610	2,292.5	282.5	1,157.5	1,057.5	2,260	1,550	995	667.5	—	10,872.5
アカマツ	302.5	647.5	—	162.5	60	65	422.5	1,475	1,147.5	—	4,282.5
ヒノキ	—	292.5	50	—	—	—	—	—	—	—	342.5
スギ	—	5	20	—	—	—	—	10	—	—	35
亜高山針葉樹	—	—	—	—	—	1,995	1,055	92.5	—	—	3,142.5
ハイマツ	—	—	—	—	—	—	52.5	—	—	—	52.5
小計	2,622.5	5,390	1,165	2,405	1,927.5	6,395	3,962.5	4,720	2,280	—	30,867.5
草地	622.5	1,015	172.5	1,180	765	1,340	647.5	397.5	120	—	6,260
水田	287.5	170	65	152.5	152.5	817.5	780	2,030	1,590	17.5	6,062.5
畑地	180	222.5	62.5	195	92.5	487.5	457.5	1,512.5	635	10	3,855
小計	1,090	1,407.5	300	1,527.5	1,010	2,645	1,885	3,940	2,345	27.5	16,177.5
道路	35	42.5	45	52.5	102.5	275	27.5	182.5	52.5	5	820
集落・市街	520	310	222.5	20	20	72.5	77.5	237.5	517.5	12.5	2,010
建物	32.5	25	10	10	17.5	72.5	17.5	107.5	165	—	457.5
崩壊地・荒地	22.5	5	40	—	—	12.5	132.5	—	—	—	212.5
裸地	70	12.5	17.5	85	15	75	30	82.5	160	—	547.5
岩石地	—	—	—	—	—	52.5	7.5	—	—	—	60
小計	680	395	335	167.5	155	560	292.5	610	895	17.5	4,107.5
水面	17.5	—	—	—	32.5	12.5	2.5	—	5	1,330	1,400
河川・河床	40	32.5	—	—	—	62.5	57.5	30	75	—	297.5
小計	57.5	32.5	—	—	32.5	75	60	30	80	1,330	697.5
総計	4,450	7,225	1,800	4,100	3,125	9,675	6,200	9,300	5,600	1,375	52,850

表5. 諏訪湖集水域における流域別、地表種類別面積（単位：ha）

流域番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	合計
カラマツ	6,844	8,610	3,250	4,340	3,240	8,300	3,530	8,590	1,860	—	84,560
夏緑広葉樹	3,660	13,755	1,695	6,945	6,345	13,560	9,300	5,970	4,005	—	65,235
アカマツ	1,513	3,238	—	813	300	325	2,113	7,375	5,738	—	21,415
ヒノキ	—	1,463	250	—	—	—	—	—	—	—	1,713
スギ	—	30	120	—	—	—	—	60	—	—	210
高山針葉樹	—	—	—	—	—	15,960	8,440	740	—	—	25,40
ハイマツ	—	—	—	—	—	—	420	—	—	—	420
小計	12,013	27,096	5,315	12,098	9,885	38,145	23,803	22,735	11,603	—	162,693
草地	3,113	5,075	863	5,900	3,825	6,700	3,238	1,988	600	—	31,302
水田	1,438	850	325	763	763	4,088	3,900	10,150	7,950	—	30,315
畑地	540	668	188	585	278	1,463	1,373	4,538	1,905	88	11,568
小計	5,091	6,593	1,376	7,248	4,866	12,251	8,511	16,676	10,455	30	73,185
総計	17,104	33,689	6,691	19,346	14,751	50,396	32,314	39,411	22,058	118	235,878
平均LAI	3.8	4.7	3.7	4.7	4.7	5.2	5.2	4.2	3.9	0.09	4.4



図17. 諏訪湖集水域地表状況図

諏訪湖全集水域52,850haのうち、約31,000ha、31%を草原、耕地など草本植生が占めるが、森林の内訳40%づつをカラマツ林と夏緑広葉樹林が占有している。カラマツ林はそのほとんどを人工林とみてよいが、これらが人工林化される前の植生の大半は夏緑広葉樹林と考えてよく、当集水域の代表的な植生はミズナラ、クリ、コナラなどの夏緑林と言えよう。市街、集落の周辺にあるため、アカマツ林は目立ちやすいが、全域の8%を占めるに過ぎない。

霧ヶ峰など、著名な草原を有するこの地域ではあるが、草地の面積は全域の12%、八ヶ岳山麓から宮川、上川下流域などに広がる農耕地も案外に少なくして約10,000ha、全域の18%に過ぎない。また、この地域のシンボルともいべき諏訪湖も、その水面面積は全集水域のわずか2.5%である。

図17は従来の植生図とほぼ似た意味をもっている。夏緑広葉樹林は、ほぼ全域に分布し、これがこの集水域の代表的植生であることはすでに指摘した通りである。カラマツ林は、ほとんどの場合この夏緑林が転換されたものであり、その分布も市街地部と農地化の進んだ宮川本流筋、八ヶ岳高標高地を除くほぼ全域に及んでいるが、とくに集水域北西部の横河川、砥川上流部に多い。アカマツ林は、市街地や集落などの無植生地に接するところに多く、ハイマツは南八ヶ岳の一部に限られている。また、亜高山帯針葉樹林は集水域周縁部、それもとくに東部に位置する八ヶ岳山地の高標高地（海拔1,600～1,700m以上）に限られている。水田は原村のように八ヶ岳山麓の台地上に展開するものを除けば、河川に近い低地に出現する。

1. 3. 2. 葉量とその分布

各標準地の占有面積割合を、植生による閉鎖度を示す指数として扱い、次のような LAI（葉面積指数）の概数を乗じて地域の植生葉量を求めた。

カラマツ林；4、夏緑広葉樹林；6、アカマツ林；5、ヒノキ・サワラ林；5、スギ林；6、亜高山性針葉樹林；8、草地；5、畑地；3、ハイマツ；8、水田；5

以上の植生別 LAI 概数は過去の資料を勘案しつつ、常識的と思われる値を用いたが、地域的に広く適用することを考えて、やや小さめの数値を暫定的に使用している。なお、水面下の葉面積については考慮外としている。各流域毎の植生別葉量の推定結果を表5に示した。全域52,850haの地面積上に、235,878haの葉面積をもつ植生の存在が推定されたが、これは全域に対して4.4の LAI に相当するものである。地面積において58%を占めた森林には、160,000haの葉面積が維持されており、これは全域の葉面積の69%に当たるが、その中で夏緑広葉樹林が28%を占める。また、地面積が5.9%に過ぎなかった亜高山帯針葉樹林は、葉面積では11%を保持し、その持つ意味は大きい。

植生別面積割合によって、各標準地の葉面積の合計が求められるが、これをつないで図化すれば図18のような葉量分布図ができる。これは図17や従来の植生図に量的概念を導入したものと言える。当然、特定の植生種についての葉量分布図も作成可能である。

1. 3. 3. 各流域地区の特徴

10地区に分けられた諏訪湖集水域の各流域について、主として植生の面からその特徴を述べると、以下のようになる。

第1地区：横河川流域。この地域はほぼ全域が岡谷市に属している。流域面積は4,450haである。全集水域と比較して、ほぼ平均的な森林面積率をもっているが、横河川上流部を中心にカラマツ人工林化が目立ち、それは地区全体の40%に近い。本来の植生と考えられる夏緑林は少なくなっている。下流域には岡谷市の市街地が発達し、それを主体に市街・集落の占める割合は地区全体の12%にも及ぶ。葉面積はカラマツ林が全体の40%を占めて、群を抜いている。地区全体の LAI は低い。

第2地区：砥川流域。その支流東俣川流域、承知川流域を含み、北部霧ヶ峰はこれに入る。北部霧ヶ峰を除き、ほぼ全域が下諏訪町に属している。流域面積は7,225haである。森林率は75%で、10地区中最高であり、葉面積も森林にその80%が集中している。夏緑林が広く分布し、カラマツ林も多い。又、ヒノキ（サワラ）林がややまとまって出現する。霧ヶ峰北部を含むが、地面積、葉面積ともに草地の占める割合は比較的小さい。耕地の発達は概して悪い地域である。

第3地区：角間川流域。全集水域の3.4%を占めるに過

ぎない小地区である。諏訪市に属し、流域面積はわずかに1,800haである。カラマツ人工林化が進み、地面積、葉面積ともにカラマツ林の占める割合は10地区中最大である。下流域は諏訪市街地となり、地区の12%を市街・集落が占め、無植生地率も20%に近い。

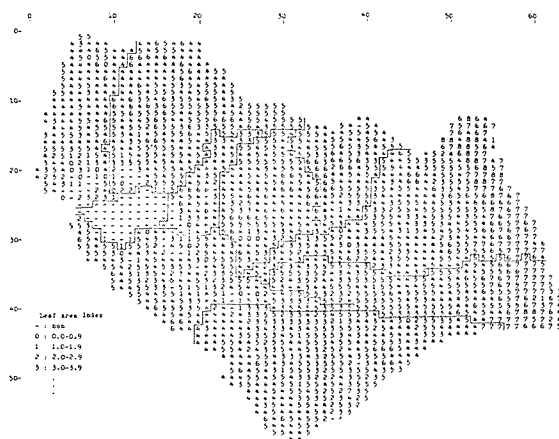


図18. 諏訪湖集水域の葉量分布図

第4地区：桧沢川流域(上川の支流)、南部霧ヶ峰を含む。地区の北西半分は諏訪市、東南半分は茅野市に属し、その面積は4,100haである。平均的な森林率を持ち、地面積ではカラマツ林、夏緑林、そして霧ヶ峰を抱えての草地の三者が相似しているが、葉量では夏緑林、次いで草地の割合が大きい。集落等も未発達で、無植生地は少ない。

第5地区：音無川流域。白樺湖に発する音無川が上川の支流滝湯川と合するまでの流域。全域が茅野市に属し、流域面積は3,125haである。第4地区と類似の特徴を持つ地区である。

第6地区：上川上流域。支流滝湯川、角名川流域を含み、東部は八ヶ岳連峰稜線まで、下限は柳川との合流点鬼場までの流域。流域面積は9,675ha、全集水域の18.3%を占め、全域茅野市に属している。森林率は高く、亜高山帯林が地区面積の1/5を占め、葉面積では地区の1/3に達する。蓼科地区の観光開発の中心地域を包括するため、今後の地表改変に注意すべき地区である。別荘地開発等によって、森林率が高い割に道路の占める率も大きい。地区としてのLAIは大きい地区である。

第7地区：赤岳に発する柳川流域、上川との合流点鬼場より上流域。全域茅野市に属し、流域面積は6,200haである。高標高地を含み、20%近くが亜高山林となっていることなど、第6地区と性格が似ているが、下部に緩傾斜の山麓地を持つため、耕地も発達している。葉量では亜高山針葉樹林、夏緑林の占める割合が大きい。一部にハイマツが出現する。地区としてのLAIは大きい。

第8地区：上川との合流点より上流の宮川上流域。諏訪盆地南部の山地と宮川上流の地峡を含み、その南東境界線は富士川流域との境界にある。南西境界は伊那谷との境界となる稜線である。原村、富士見町、茅野市にまたがり、9,300haの流域面積をもつ。流域面積の約50%を森林、40%が耕地で占められるという特徴をもっている。森林の中ではカラマツ林化がかなり進んでいるうえに、アカマツ林の分布も広い。葉面積では森林が60%、草地と耕地で40%であるが、水田の葉面積の占める比率が高いことは特徴的である。

第9地区：宮川、上川下流域。両者の合流点以下、諏訪湖までの流域で、諏訪湖南部の伊那谷との境をなす稜線までを含む。茅野市および諏訪市に属し、5,600haの流域面積である。諏訪湖南岸の山地も含むため、森林率は40%を超えるが、平坦部に水田の発達が目立ち、水田面積は地区の28%にも及ぶ。葉量においても水田の占める割合は群を抜いて大きい。一方、山地森林にはアカマツ林が目立ち、葉量でも地区の1/4を占めている。茅野市、諏訪市の市街地も含むため、無植生地の率も高く、地区全体のLAIは小さい。

第10地区：諏訪湖水面。1,375ha(純水面面積は1986年現在1,330haとされている)。

(只木良也)

2. 諏訪湖集水域における代表的生態系の構造と機能

2. 1. 森林生態系

2. 1. 1. 植物群集の現存量と生産力

1) 集水域の森林

前節で述べたように、諏訪湖集水域約5万haのうち6割の面積を森林が占め、地域の陸上の植生の葉量の7割までを森林が保持している。また、水田を含めた地域の陸上の一次生産(純生産量)の2/3は森林によるものと考えて良い。

森林の中では、カラマツ人工林、夏緑広葉樹林の占める比率が大きく、この両者の占める比率は、占有面積において全集水域面積のそれぞれ23%と21%、葉面積においてはそれぞれ21%と28%、純生産量ではそれぞれに26%と19%と見積られる。

したがって、諏訪湖集水域の森林の代表としてはカラマツ林と夏緑広葉樹林をとりあげるのが適当であると考えられ、それらの森林の構造や生産力等について具体的な調査区を設定して解析が行われた。なお、亜高山針葉樹林は、この集水域では占有面積こそ6%とそんなに広い地域を占めているわけではないが、水源地域を占める特徴的な重要植生であることに注目して、これについても調査が進められた。

2) カラマツ人工林

調査地は蓼科山山麓、滝湯川の竜源橋下流約1kmの右岸段丘上にあり、標高は1,540mである。20年生のカラマ

ツ (*Larix leptolepis*) 人工林である。土壌は黒色火山灰土でカラマツの生育は普通であるが、3,000本/ha 植栽のうえに間伐手遅れの状態にあり、個体の生長はあまり良好とは言えない。広葉樹類の混入も目立つ林分である。

この林では、1977年夏20m x 20mの調査区が隣接して2個設定されて以来、毎木調査が行なわれるほか、冬期(12~3月)の積雪期を除いては毎月、林内に設置された1m²のリタートラップ10個によるリター回収・測定が行なわれたきた。

1979年9月末には伐倒調査が行なわれた。相対照度測定後、毎木調査結果にもとずく直径階全体にわたるよう8本の標本木を選んで伐倒し、層の厚み1mの層別刈取りにより現存量を測定した。幹については樹幹解析を行なった。なお、この林には広葉樹の混交が多いので、その主要なもの、ミネザクラ、クリ、ミズナラ、コハウチワカエデについても同様に調査を行なった。現存量のha換算は、カラマツ、広葉樹それぞれ別途に断面積配分法によった。また、同様にしてもとめた生産構造図を作成した。

3) ミズナラ二次林

夏緑広葉樹林の代表としては、ミズナラ (*Quercus crispula*) の二次林をとりあげた、前記カラマツ林のすぐ近くにある45年生の林であり、かつて薪炭林として利用されてきた萌芽林である。ごくわずかにシラカンバの混交が認められるが、ほとんど全部をミズナラが占めている。標高は1,550mである。

1977年に調査区を設定し、以後伐倒調査を含む調査林の扱いは、カラマツ林とまったく同じである。

カラマツ、ミズナラ両調査林の土壌はよく似ていて、団粒状構造をもつA₁層、塊上構造のA₁層はあわせて30cm以上に達する。しかし、土層はミズナラ林の方が深く、110cmであるのに対して、カラマツ林ではB層に石礫が多く混じっている。有機態炭素の含有率はA層においてミズナラ林10~18%、カラマツ林14~23%、B層ではミズナラ林5~6%、カラマツ林7~10%と、カラマツ林の方が高い。また、全窒素含有率でも、A層でミズナラ林0.4~1.0%、カラマツ林0.7~1.3%、B層でミズナラ林0.3~0.4%、カラマツ林0.4~0.5%と、カラマツ林でやや高い含有率となっている。この結果、C/N比もカラマツ林の方が大きくなっている。

4) 亜高山針葉樹林

この調査地は、茅野市から八ヶ岳山地を横断して小海町方面に抜ける麦草峠の南方約700mの、尾根筋に近い比較的平坦な場所に位置し、標高2,160mの亜高山針葉樹林である。森林内の主な樹種はオオシラビソ (*Abies mariesii*) で、本数で50%、断面積で35%である。これについてシラビソ (*Abies veitchii*) が、本数で22%、断面積21%、コメツガ (*Tsuga diversifolia*) 本数14%、断面積25%、トウヒ (*Picea jezoensis* v. *hondoensis*) 本数

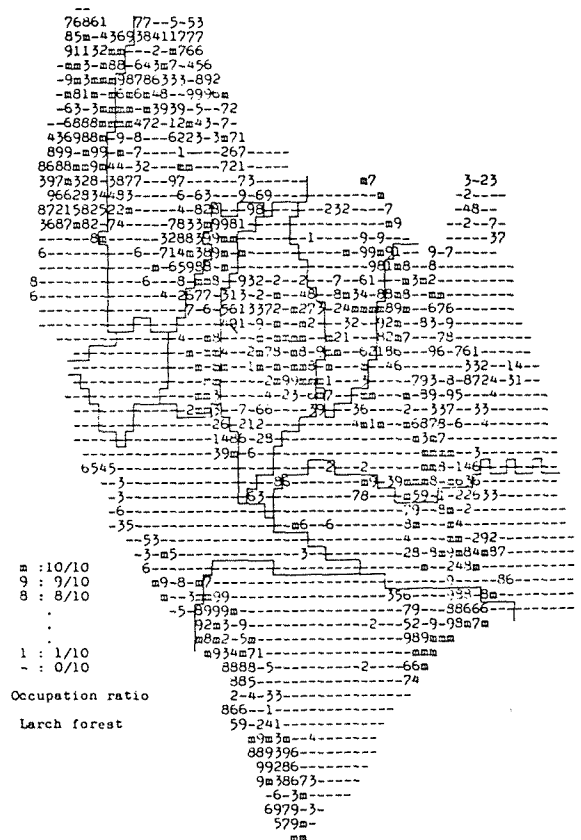


図19. 諏訪湖集水域におけるカラマツ林占有度分布図

14%、断面積19%、といった典型的なシラビソ・オオシラビソ林といってよい。ここでも1977年夏に20m x 20mの調査区が2個設定され、以後毎木調査とリタートラップによるリター調査が続けられてきた。

この調査林については、国定公園内のことでもあり、伐倒調査は行なわず、過去の亜高山林の調査資料(朝日岳周辺: 只木・ほか, 1977, 富士山: Tadaki et al., 1970)を用いて現存量の推定を行なった。図22に用いた胸高直径と現存量の関係を示してある。

5) 3調査林の現存量

推定される3つの調査林の現存量を表6に示した。なお、この3調査林とも林地保全の意味から地下部の掘取り調査は割愛し、地下部現存量は過去の資料から勘案して、幹と枝の現存量の30%として算出した。

カラマツ林、ミズナラ林の葉量は、過去の資料(只木, 1976)とくらべて、ほぼ妥当な量と考えてよい。現存量についても、両調査林とも比較的年齢が若く、これからまだ現存量を増加させる段階にあるため、まず妥当な量と考えてよいであろう。これに対してシラビソ林は、比



図20. 諏訪湖集水域における夏緑広葉樹林占有度分布図

較的大径木にコメツガやトウヒの出現が多く、亜高山帯林として安定状態に近い林と考えられ、これに15t/ha程度の量は葉加えた260t/haは、現存量としてはほぼ上限に近いものと考えられる。

表 6. 調査林の概況と現存量 (1979年 9 月末現在)

	カラマツ林		ミズナ シラビ	
	カラマツ	広葉樹	総計	ラ 林 ソ 林
樹 齢 年	22	20	45	
本 数(n/ha)	2,588	1,050	3,638	2,450 2,188
平均胸径 (cm)	10.9	4.6	10.3	16.9
平均樹高 (m)	12.2	9.4	13.7	
総断面積 (㎡/ha)	28.3	2.46	30.7	24.7 62.9
幹 重 (t/ha)	65.6	6.13	71.7	92.9 189.0
枝 重 (t/ha)	8.54	1.69	10.23	17.53
葉 重 (t/ha)	3.57	0.25	3.82	3.34
地下部重 (t/ha)	22.2	2.35	24.6	33.1 56.7
葉面積 (t/ha)	3.39	0.44	3.83	5.27

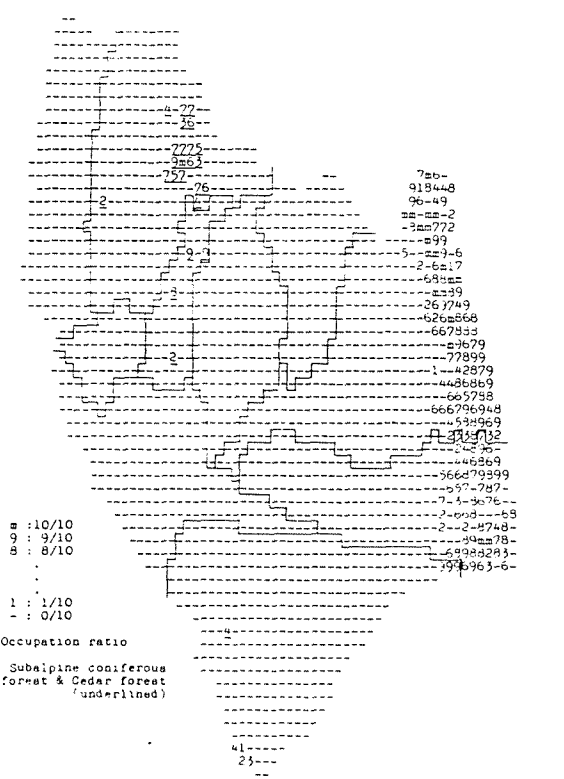


図21. 諏訪湖集水域の亜高山性針葉樹林およびスギ・ヒノキ林 (下線) の占有度分布図

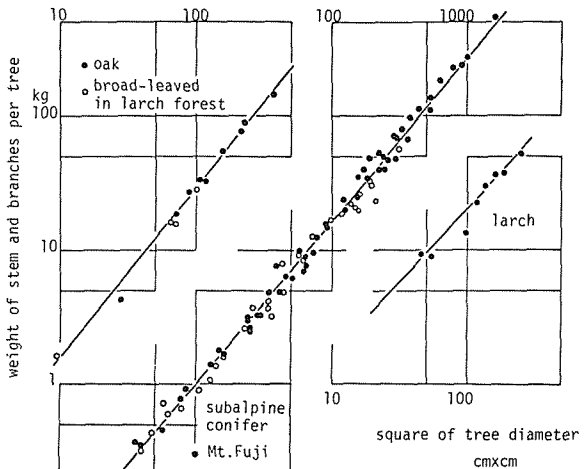


図22. 胸高直径と幹枝重量の相対生長の関係図。横軸は胸高直径の二乗で表わされている。

カラマツ林、ミズナラ林の生産構造図を図23に示す。カラマツ林にくらべてミズナラ林は、広葉型の典型的な様相を呈している。なお、林冠下の相対照度は両林分ともほぼ5%, 図中の相対照度の垂直変化の曲線は、この値と葉面積からの推定値である。この曲線にもとづく吸光係数は、カラマツ林（混交する広葉樹を含めて）0.7, ミズナラ林0.6と、かなり大きな値であった。

6) 3調査林の純生産量

純生産量は1977年から1979年に至る2年間の現存量の増加量とこの間の枯死量の合計として求めた。伐倒調査時の観察等により、動物による被食量は無視しう程度に少ないと思われたので、これは純生産量の算定因子としては加えなかった。

まず伐倒調査の結果から、個体毎の胸高直径Dcmに対する幹枝重量 W_{S+B} kg の相対生長曲線を求めた。伐倒調査を行なわなかったシラビソ林については、前述のような過去の資料を用いてこの曲線を求めている。

各樹種についての曲線は、いずれも比較的良好な適合を示し（図22）、次のように近似された。

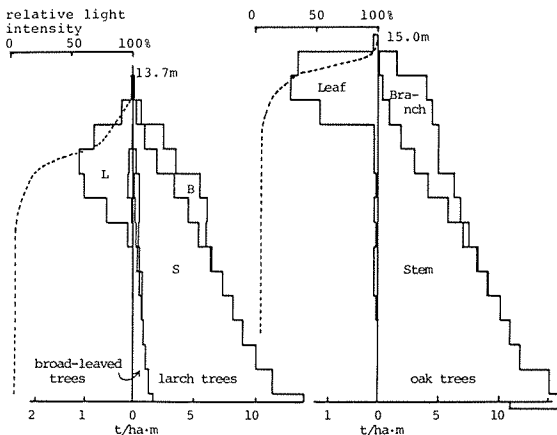


図23. カラマツ林（左）とミズナラ林（右）の生産構造図

カラマツ： $\log W_{S+B} = 1.090 \log D^2 - 0.8692$

ミズナラおよびカラマツ林の広葉樹：

$\log W_{S+B} = 1.259 \log D^2 - 1.0537$

シラビソ： $\log W_{S+B} = 1.252 \log D^2 - 1.2106$

これらの関係を1979年伐倒調査時の各調査林の直径分布に適用すれば、1979年における幹枝現存量が求められる。

つぎに、1979年当時における各林分の直径分布に上記相対生長関係を適用することによって、1977年現在の幹枝現存量が推定できる。1979, 1977両年の現存量の差をもって、この2年間における現存量増加量とした。根の現存量を前述のとおり各時期における幹枝現存量の30%と仮定すれば、根の2年間の増加量は2年間の幹枝現存

量の30%となる。

期間内の枯死量は、リタートラップにより実測された落下リター量、期間内の枯死木の上記回帰式から推定した1977年における幹枝現存量、根の枯死量の合計とした。落下リター量には虫糞も認められるため、被食量の一部もこれに含まれるものと考えてよい。また、これらの調査林では、落下量分布の不均質な太枝に対するトラップを設けていないので、期間内の枯死木量（生存末期の現存量）を枯死量として加算することは、リタートラップとの二重推定にはならず、十分意味があるものと考えた。根の枯死量は上記と同じ理由で、期間内枯死木量の30%と仮定している。

被食量はとくに加算しなかった。この量は伐倒時およびリター回収時の観察から、枯死量にくらべて十分に小さいものと思われる。

現存量増加量と枯死量の合計をもって純生産量とし、その算定経過を含めて表7に示した。この2年間における純生産速度は、カラマツ林、ミズナラ林、シラビソ林の順に8.4, 8.1, 8.3ton/ha・年と推定された。

単位葉重量当たりの年間純生産量は、カラマツで2.2ミズナラ林で2.4ton/ton・年、単位は面積当たりではそれぞれ2.2, 1.5ton/ha・年となった。シラビソ林では、これよりもかなり小さい数値が予想され、それぞれ0.6ton/ton・年, 1.0ton/ha・年ぐらと推定される。

カラマツ林、ミズナラ林は、温帯から亜寒帯の落葉樹林としては、ほぼ平均的な生産量をあげていると考えてよい。その林齢からみて、純生産力の比較的高い段階にあると思われるが、当分は生物生産という意味からはこの生産力が維持されるであろう。しかし、林業的生産の意味からいえば、このカラマツ林は至急に間伐を行わなければならない段階にあり、またミズナラ林はシイタケはだ木としての伐採適期をやや過ぎかけている感がある。

地域の一次生産量の概略を知る方法として、植生の分布量と植生別純生産量の概数によるものがある。諏訪湖集水域についてもその方法を適用し、算定した結果集水域全域の陸上植物の純生産量は約46万ton/年となった。そのうちの66%は森林によるもので、植生別にみると、カラマツ林が26%, 夏緑広葉樹林19%, 水田15%, 草地14%, アカマツ林11%, 亜高山針葉樹林8%の順となった。無植生地を含めた集水域全域の平均純生産速度は8.5ton/ha・年程度と考えることができる。ここで用いた純生産量の概数は、暫定的につぎの数値を用いている。

カラマツ林 (10), 夏緑広葉樹林 (8), アカマツ林 (12), ヒノキ林 (13), スギ林 (16), 亜高山針葉樹林 (12), ハイマツ (5), 草地 (10), 水田 (12), 畑地 (6), () 内の数値の単位はton/ha・年である。

(伊野良夫, 大島康行, 只木良也)

表7. 3 調査林の純生産量の算定

	カラマ ツ 林	ミズナ ラ 林	シラビ ソ 林
①1979幹枝量(回帰式より)	84.1	106.8	189.0
②1977幹枝量(回帰式より)	78.8	103.3	181.3
③幹枝増加量 (①-②)	5.3	3.5	7.7
④根増加量 (③×0.3)	1.6	1.1	2.3
⑤現存量増加量 (③+④)	6.9	4.6	10.0
⑥落下リター量	8.0	7.1	6.5
⑦立枯量(枯死木の1977現存量)	1.4	3.4	0.0
⑧根枯死量 (⑦×0.3)	0.4	1.0	0.0
⑨枯死量合計(⑥+⑦+⑧)	9.8	11.5	6.5
⑩被食量	—	—	—
11純生産量 (⑤+⑨+⑩)	16.7	16.1	16.5
12純生産速度 (11÷2)	8.4	8.1	8.3

* 単位は①, ②は ton/ha, 12はton/ha・年, 他はすべてton/ha・2年である。

2. 1. 2. 諏訪湖集水域の潜在生産力

太陽エネルギーをいかに効率良く化学エネルギーに変換・蓄積するかは、農業の基本であるばかりでなく、合理的生態系管理にとっても一つの基本的な事項である。そして、任意の地点における潜在生産力の推定は農業技術に対して達成目標を与えるばかりでなく、低位生産地においては技術に対する一つの反省のよすがを与え、さらには、生態系管理への基本的情報を提供することになるであろう。

物質生産には多くの因子が複雑に関与してくるので、単純には論じられないが、そのおおよそは次式で与えることができる。

$$S_p = F(L, R, T, C, \epsilon, \gamma, B, M) \quad (1)$$

ここで各記号は以下の内容のものである。

L: は面積指数, R: 純放射量, T: 植物体温, C: 炭酸ガス濃度, ϵ : 同化強度, γ : 呼吸速度, B: 土壌条件, M: その他の因子。

以上の因子のうち, (R, T, C, B) は生産主体の環境要素であり, (L, ϵ , γ) は生産主体の要素である。両者の関係を精査し, 制御できるものは制御することによって, 最大生産を達成することができる。そして, それらをいかに制御するかが農業技術であり, 生態系管理技術の多くを占めることになるであろう。

さて, (1)式において, 炭酸ガス濃度の変化 ΔC は, 自然条件下では微小であり, 同化強度 ϵ は放射量 R と植物体温 T の関数として与えられ, 呼吸強度 γ は温度 T の

関数で表わされる。また, 土壌水分, 化学性, 物理性を含む土壌条件は理想的な管理によって物質生産へのストレスにならない状態を仮定すれば(1)式の中から省略することができる。

ところが, 生産主体への太陽放射量を制御することは, 小規模な農業施設によっては可能であるが, 全水系とか, 地域全体といったスケールでは現在のところ不可能である。温度条件についても同様なことが言える。したがって, (1)式は, つぎのように簡略化される。すなわち,

$$S_p = F(L, R, T) \quad (2)$$

上式からも分るように, 潜在生産力は葉面積, 太陽放射量, 植物体温の三者によってほぼ決定される。もし, これら三者の分布状態が諏訪湖水系全体で求められれば, 水系の潜在生産力の推定は可能となるであろう。

(2)式に含まれる要素の水系内における分布はつぎのようにして求められる。すなわち, 太陽放射量については, 斜面への理論放射量を, 地形特性の項で用いた各メッシュ毎に求めた。ところが, 本水系は起伏に富んでいるので, 任意地点に落ちる影も同時に考慮しなければならず, おのずから地形因子の考慮を余儀なくされるので, 計算が多少繁雑になる。しかし, この点については計算機を利用すれば問題はない。計算結果は図24に示すとおりである。

つぎに, 主要因子である温度の水平分布を求めるが, これは簡単にはいかない。しかし, 最近のリモート・センシングの技術がこれを可能にしている。すなわち, 航空機に搭載されたマルチスペクトラルスキャナーによって収録された情報を, このような目的にも利用できる方法が開発されたことによる。この方法は従来の点情報や線情報と違い, 面の情報を得ることができるので, 大きな可能性を提供してくれる。温度測定の結果は2℃幅で作図が可能であり, リモートセンシングの結果と計算機を連動させることで, 全水系の温度分布を迅速に求めることができる。

葉面積の分布についても, 現地調査とリモートセンシングの技術によって面的に把握し, メッシュ毎にその量を求めることが可能である。

以上のようにして(2)式中の三要素を求め, 全水系の面的な潜在生産力の評価をすることが可能となっている。

(松田松二)

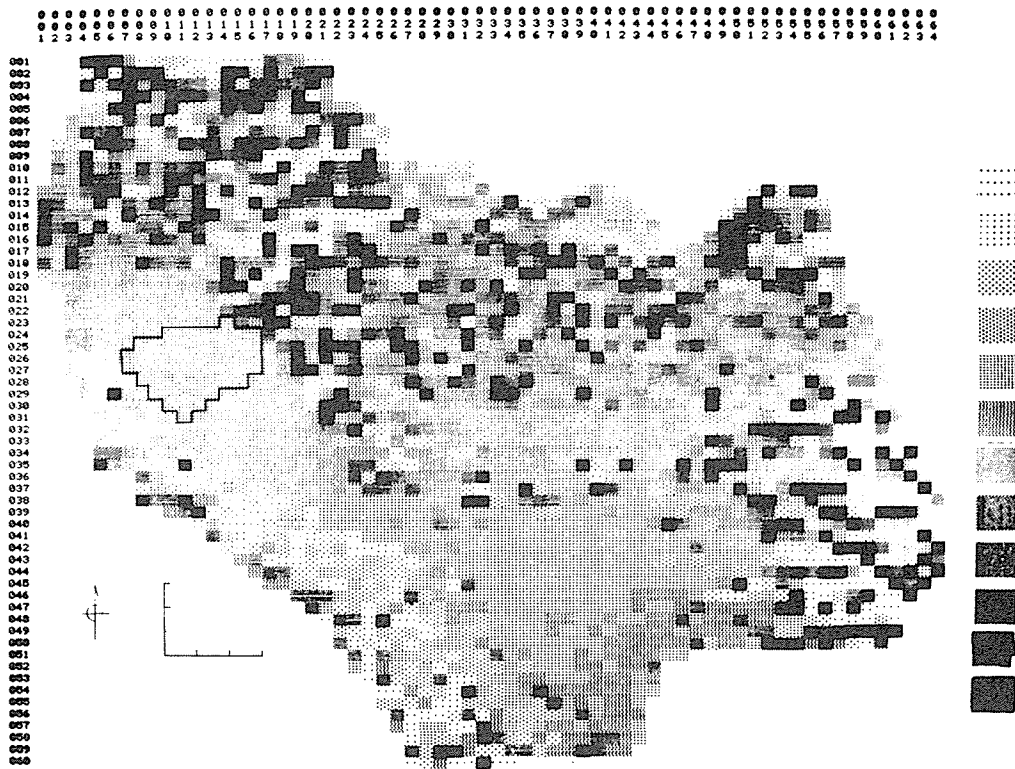


図24. 諏訪湖集水域、冬期における理論放射量の分布

2. 1. 3. 土壌動物群集の組成と現存量

土壌動物群集は体の大きさから中形土壌動物と大型土壌動物に分けた。両者の特性は、大型土壌動物は現存量において最も大きく、中形土壌動物はその代謝量において大きいことである。採集場所は植物調査を行なっている三つの林分（カラマツ林、ミズナラ林と亜高山針葉樹林）で、本集水域の代表的な森林植生である。今回の研究期間内では大型土壌動物の調査は6回、中形については1回を行なっている。

1) 大型土壌動物

大型土壌動物の採集はハンド・ソーティングで行い、定量的調査には方形区が用いられた。方形区の大きさは $50 \times 50 \text{ cm}^2$ で、サンプル数は5である。採集された動物はホルマリンあるいはアルコール溶液で固定し、実験室でグループ毎に同定、個体数の計数、動物体重の秤量が行われた。動物のグループ分けは、昆虫の鞘翅目の場合のみ科のレベルまで行い、他の動物は目以上である。

得られた動物グループは27に分けられるが、ミズナラ林では全グループの27が、カラマツ林からは24、針葉樹林からは26グループが採集された。また、1978年2月を除いて、全時期に採集された動物グループは、ミズナラ

林で10、カラマツ林7、針葉樹林で13であった。以上のことは、カラマツ林が土壌動物相においてもっとも貧弱であったことを示している。それぞれの林分で得られた大型土壌動物の密度と現存量を表8、9、10に示す。

これらの土壌動物は、生活史や食性から幾つかのグループに分けることができる。Kevan(1962)による生活史（生活型）の分類と食性による分類を示すと表11のようになる。表12には生活史により分類された各動物グループの現存量の比率を示した。これらの結果から分るように、三つの林分ともに permanent な動物の比率はもっとも高い（針葉樹林で7割以上、ミズナラ林とカラマツ林では4割台）。次ぎに高い比率を占めるのは、ミズナラ林では periodic な動物であるが、カラマツ林の場合には transient な動物のグループであった。これは、先の結果と同じく、針葉樹林がもっとも豊富な生息部位をもち、カラマツ林では貧弱であることを示唆するものである。

食性により分類した各動物グループ間の現存量についての比率を表13に示した。いずれの森林においても phyto-あるいは saprophagous のグループが多く、約4割を越えている。とくに、針葉樹林では85.5%と非常に多いのが特徴的である。また、ミズナラ林とカラマツ林

表8 ミズナラ林における大形土壌動物の密度と現存量

Date of sampling		Oct. 21 '77		Feb. 8 '78		July 8 '78		Aug. 28 '78		Nov. 28 '78		May 2 '79	
ANIMAL		N	Wt	N	Wt	N	Wt	N	Wt	N	Wt	N	Wt
GASTROPODA		0.8	8	0	0	0	0	0.8	6	1.6	1	0	0
OLIGOCHAETA		24.8	814	10	3,024	28.0	1,884	19.2	1,838	2.4	5	11.2	412
HIRUDINAE		0	0	0	0	2.0	2,008	0.8	17	0	0	0	0
ARACHNIDA	Phalangida	0.8	6	0	0	0	0	0.8	2	0	0	2.4	5
	Araneae	16.8	64	8	592	30.0	160	12.8	62	8.0	166	10.4	22
DIPLOPODA	Polydesmoidea	9.6	32	92	68	2.0	8	4.0	6	45.6	27	147.2	137
	Juliformia	8.8	130	0	0	16.0	100	4.0	65	10.4	159	12.8	111
	Others	0	0	8	12	0	0	0	0	0	0	0	0
CHILOPODA	Geophilomorpha	14.4	74	92	160	31.0	97	23.2	253	0	0	24.8	117
	Scolopendromorpha	1.6	7	0	0	0	0	1.6	191	0	0	3.2	12
	Lithobiomorpha	18.4	56	4	4	39.0	120	15.2	114	0	0	8.8	68
INSECTA													
	Grylloblatta	3.2	130	0	0	1.0	64	1.6	57	0.8	8	0.8	7
	Dermaptera	2.4	69	0	0	6.0	96	0	0	8.8	621	0.8	58
	Hemiptera	1.6	121	0	0	0	0	2.4	102	0	0	3.2	38
	Lepidoptera	0	0	8	264	1.0	263	1.6	338	0.8	6	0	0
	Diptera	24.8	1,960	116	124	17.0	253	8.8	52	19.2	422	34.4	1,123
	Coleoptera												
	Carabidae	0	0	0	0	0	0	3.2	42	0	0	0	0
	Harpalidae	0.8	31	0	0	2.0	6	0.8	2	3.2	85	3.2	74
	Staphylinidae	8.0	74	0	0	15.0	122	0.8	122	0	0	4.0	42
	Scarabaeidae	1.6	46	0	0	2.0	6	1.6	29	5.6	20	3.2	113
	Elateridae	12.0	204	8	204	2.0	45	12.0	110	9.6	111	10.4	86
	Curculionidae	0	0	0	0	2.0	7	7.2	104	15.2	84	7.2	39
	Others	7.2	43	0	0	0	0	1.6	79	0	0	4.8	23
	Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.6	16
	Formicidae	4.8	14	0	0	52.0	78	75.2	204	0.8	2	56.8	52
	Others	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	1	2.4	6
OTHERS		0	0	24	296	1.0	48	0	0	0	0	0	0
ALL ANIMALS		162.4	3,883	400	4,748	249.0	5,365	199.2	3,795	132.8	1,718	353.6	3,061

Nは密度/m², Wtは現存量/m², で湿重で示してある。

表9 カラマツ林における大形土壌動物の密度と現存量

Date of sampling		Oct. 21 '77		Feb. 8 '78		July 8.9 '78		Aug. 28 '78		Nov. 3 '78		May 2 '79	
ANIMAL		N	Wt	N	Wt	N	Wt	N	Wt	N	Wt	N	Wt
GASTROPODA		0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	1	0	0
OLIGOCHAETA		9.6	1,051	4	720	15.2	3,042	14.4	1,275	10.4	500	13.6	1,017
HIRUDINAE		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ARACHNIDA	Phalangida	1.6	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Araneae	3.2	4	0	0	2.4	8	3.2	12	2.4	18	2.4	10
DIPLOPODA	Polydesmoidea	0	0	12	4	0	0	1.6	13	0	0	12.0	6
	Juliformia	3.2	61	0	0	2.4	34	2.4	15	4.8	122	0.8	2
	Others	0	0	4	28	0	0	0	0	0	0	0	0
CHILOPODA	Geophilomorpha	8.0	14	48	300	24.8	102	16.0	86	10.4	31	18.4	84
	Scolopendromorpha	0.8	0	4	4	7.2	29	0	0	0	0	0	0
	Lithobiomorpha	2.4	14	0	0	12.0	21	16.8	77	0.8	1	3.6	7
INSECTA													
	Grylloblatta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Dermaptera	0	0	0	0	2.4	33	0.8	58	0.8	70	0	0
	Hemiptera	0.8	0	4	5,036	0	0	4.0	142	0	0	1.6	2
	Lepidoptera	8.8	725	0	0	0	0	0	0	1.6	282	3.2	91
	Diptera	79.2	1,638	384	1,940	23.2	200	20.0	229	24.0	1,030	38.4	831
	Coleoptera												
	Carabidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Harpalidae	0	0	0	0	2.4	69	0	0	0	0	1.6	7
	Staphylinidae	3.2	12	0	0	4.0	10	2.4	39	0	0	0	0
	Scarabaeidae	0	0	0	0	1.6	61	0.8	13	0	0	1.6	46
	Elateridae	4.0	98	4	68	8.0	168	1.6	22	11.2	74	5.6	114
	Curculionidae	0	0	0	0	0	0	0.8	2	2.4	7	7.2	97
	Others	0.8	2	12	288	0	0	4.0	10	0.8	2	0	0
	Hymenoptera	0	0	0	0	0	0	0.8	6	1.6	153	8.0	438
	Formicidae	2.4	6	344	664	17.6	76	11.2	51	0	0	0.8	5
	Others	0	0	4	64	0	0	0	0	8.0	496	0	0
OTHERS		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ALL ANIMALS		128.0	3,663	824	9,116	123.2	3,853	100.8	2,050	80.0	2,787	118.8	2,757

表10 針葉樹林における大形土壌動物の密度と現存量

ANIMAL	Oct. 22 '77		July 9 '78		Aug. 29 '78		Nov. 4 '78		June 17 '79	
	N	Wt	NN	Wt	N	Wt	N	Wt	N	Wt
GASTROPODA	0.8	39	1.6	112	0	0	5.6	113	0.8	598
OLIGOCHAETA	4.0	86	8.0	5,446	13.6	7,738	18.4	614	7.2	1,022
HIRUDINAE	0	0	0.8	90	1.6	122	0	0	0	0
ARACHNIDA	Phalangida		0	0	0.8	3	0	0	0	0
	Araneae		8.0	9	13.6	14	11.2	22	17.6	17
DIPLOPODA	Polydesmoidea		0.8	5	2.4	13	5.6	193	32.0	250
	Juliformia		14.4	194	0.8	6	4.8	107	24.0	290
	Others		13.6	134	0	0	0	0	0	0
CHILOPODA	Geophilomorpha		16.8	58	7.2	48	2.4	7	7.2	83
	Scolopendromorpha		0	0	0	0	0	0	2.4	11
	Lithobiomorpha		4.8	42	4.8	66	2.4	12	1.6	2
INSECTA	Grylloblatta		0.8	38	0.8	1	0	0	0	0
	Dermaptera		0	0	0	0	0	0	0	0
	Hemiptera		3.2	8	0.8	48	9.6	73	16.8	93
	Lepidoptera		0.8	26	2.4	142	1.6	38	0.8	6
	Diptera		40.0	178	19.2	98	31.2	66	61.6	171
	Coleoptera									
	Carabidae		1.6	3	0	0	0	0	0	0
	Harpalidae		2.4	10	8.0	152	0.8	2	24.0	57
	Staphylinidae		9.6	94	19.2	46	5.6	91	12.8	17
	Scarabaeidae		1.6	10	0.8	3	0.8	25	0	0
	Elateridae		3.2	78	4.0	43	6.4	50	4.0	44
	Curculionidae		0.8	6	4.8	39	0.8	6	5.6	58
	Others		0	0	4.0	26	21.6	107	7.2	34
	Hymenoptera		0	0	0	0	20.0	163	0	0
	Formicidae		0	0	0	0	1.6	63	1.6	2
	Others		0.8	6	0	0	0	0	6.4	229
	Others		0.8	6	0	0	0	0	6.4	229
	Others		0.8	6	0	0	0	0	6.4	229
	Others		0.8	6	0	0	0	0	6.4	229
	Others		0.8	6	0	0	0	0	6.4	229
	Others		0.8	6	0	0	0	0	6.4	229
	Others		0.8	6	0	0	0	0	6.4	229
OTHERS			8.8	6	0	0	0	0	4.0	4
ALL ANIMALS			136.8	1,030	103.2	6,393	142.4	8,888	249.6	2,091

表11 動物グループの Keven(1962)による生活(土壌層の使い方)型と食性の型

ANIMAL	Type	Life types by Keven (1962)	Feeding types
GASTROPODA		Transient (Tr.)	Phyto- or saprophagous (Ps.)
OLIGOCHAETA		Permanent (P.)	Ps.
HIRUDINAE		Periodic (Pr.)	Carnivorous (C.)
ARACHNIDA	Phalangida	Temporary (T.)	C.
	Araneae	Pr.	C.
DIPLOPODA	Polydesmoidea	Pr.	Ps.
	Juliformia	Pr.	Ps.
	Others	Pr.	Ps.
CHILOPODA	Geophilomorpha	P.	C.
	Scolopendromorpha	Pr.	C.
	Litnobiomorpha	Pr.	C.
INSECTA	Grylloblatta	P.	C.
	Dermaptera	Pr.	Omnivorous (Om.)
	Hemiptera	T.	Om.
	Lepidoptera	T.	Ps.
	Diptera	Tr.	Om.
	Coleoptera		
	Carabidae	T.	C.
	Harpalidae	Pr.	C.
	Staphylinidae	Pr.	C.
	Scarabaeidae	T.	Ps.
	Elateridae	T.	Ps.
	Curculionidae	Tr.	Ps.
	Others	Obscureness (O)	Obscureness (O.)
	Hymenoptera	Tr.	C.
	Formicidae	P.	C.
	Others	O.	O.
	Others	O.	O.
	Others	O.	O.
	Others	O.	O.
	Others	O.	O.
	Others	O.	O.
OTHERS		O.	Q.

表12 3 森林における大形土壌動物の生活型の比率

Life type	Forest		Quercus forest		larch forest		coniferous forest	
	N (N%)	W (W%)	N (N%)	W (W%)	N (N%)	W (W%)	N (N%)	W (W%)
Permanent soil fauna	84.7(34.7)	1,549(41.5)	94.8(42.3)	1,504(46.9)	21.0(13.3)	3,049(72.3)		
Periodic soil fauna	99.5(40.8)	987(26.4)	20.3(9.1)	131(4.6)	61.3(38.9)	466(11.0)		
Partial soil fauna	0 (0)	0(0)	0 (0)	0(0)	0 (0)	0(0)		
Temporary soil fauna	15.6(6.4)	360(9.6)	10.7(4.8)	1,163(17.7)	13.9(8.8)	201(4.8)		
Transient soil fauna	39.9(16.4)	783(21.0)	98.4(43.9)	1,095(30.7)	49.4(31.4)	398(9.4)		
Alternating soil fauna	0 (0)	0(0)	0 (0)	0(0)	0 (0)	0(0)		
Obscureness	4.2(1.7)	57(1.5)	0 (0)	0(0)	12.0(7.6)	103(2.5)		

Nは密度, Wは現存量 (湿重)

表13 3 森林における大形土壌動物の食性型の比率

Feeding type	Forest		Quercus forest		larch forest		coniferous forest	
	N (N%)	W (W%)	N (N%)	W (W%)	N (N%)	W (W%)	N (N%)	W (W%)
Phyto- or saprophagous	100.0(40.1)	1,821(48.4)	28.9(12.6)	1,627(40.3)	47.2(29.9)	3,606(85.5)		
Carnivorous	101.6(40.7)	935(24.9)	98.1(42.8)	399(9.9)	56.0(35.5)	335(7.9)		
Omnivorous	40.9(16.4)	923(24.5)	97.2(42.4)	1,868(46.3)	42.4(26.9)	173(4.1)		
Obscureness	7.0(2.8)	83(2.2)	4.9(2.2)	144(3.6)	12.0(7.7)	103(2.5)		

では omnivorous な動物グループが比較的多く生息しているのが特徴となっている。一方, carnivorous な動物グループは8~25%とやや低いが, 個体数でみると40%程度とそんなに少なくはない。これは, この捕食者が小型であることを意味し, 中形あるいは小型土壌動物を捕食している可能性を示している (斎藤, ほか, 1979)。

今回調査した5回の生息密度と現存量の結果を平均して表14に示した。針葉樹林では平均密度158/m², 平均現存量4.23 g wet/m²であり, 三つの森林のうちでもっとも高い現存量となっている。また, ミズナラ林の平均密度は226/m², 平均現存量は3.63 g wet/m²であった。これは密度において三つの森林中でもっとも高い値である。しかし, カラマツ林は平均密度110/m², 平均現存量3.02 g wet/m²と両者共にもっとも低く, これまでの結果に共通して, カラマツ林が動物群集の生息にとって好ましくない環境であることを示している。

全大型土壌動物の中で平均密度の高いのは, ミズナラ林ではオビヤスデ類の41.7/m²で, これは全体の18.5%に相当している。続いてアリ類の37.9/m², 16.8%が多い。現存量はミミズ類が最大で990.6mg/m², 全体の現存量に占める割合は27.3%であった。次ぎに多いのは双翅目の886.7mg/m², 23.9%である。

カラマツ林では, 平均密度の最高は双翅目の36.6mg/m², 33.6%であり, 他の動物グループはいずれも双翅目の半分以下でしかない。現存量はミミズ類が1,337mg/m²

と45.6%を占め, もっとも多く, 次いで双翅目の782 g/m², 25.9%であった。

針葉樹林では, 双翅目が35.7/m²の平均密度で, 全体の22.6%を占め, 次ぎのハネカクシ類は16.0/m²で, 10.1%であった。現存量はミミズ類が2,982mg/m², 70.5%と圧倒的に多く, これは三つの森林中でもっとも高い占有率である。

これら三つの森林の全大型土壌動物の平均密度と平均現存量を他の森林と比較して示すと表15のようになる。東京都のコナラ林は, ハヶ岳周辺の森林よりも現存量においてかなり高く, 密度もやや高い傾向にある。気候的に似ている谷川岳のブナ林と比較してもやや低い傾向にある。しかし, 地理的に近い志賀山の針葉樹林にくらべれば密度, 現存量ともに本調査地域の方が高くなっている。

表16は各動物群集の現存量を乾燥重量ならびに C, N, P の元素量として示したものである。乾燥重量は熱風乾燥機 (80℃) により恒量にして測定し, C, N 量は, 動物体の10~50mgを試料としてC-Nコーダー (柳本製作所, NT-500型) を用いて測定している。P については, 動物体50~100mgを電気炉 (550℃, 1時間) で燃焼, 除ケイ酸処理後, ヴァナジウムモリブデン法 (Chapman & Pratt 1961) により比色定量した。

乾燥重量/湿重量の比は動物グループによりかなりの差がみられる。外骨格や殻の占める割合の多いヤスデ

表14 3 森林における大形土壌動物の年平均密度と現存量

		<i>Quercus</i> forest		Larch forest		Coniferous forest	
ANIMAL		Density / m^2	Biomass mgwet/ m^2	Density / m^2	Biomass mgwet/ m^2	Density / m^2	Biomass mgwet/ m^2
GASTROPODA		0.6	3.0	0.2	0.2	1.8	172.6
OLIGOCHAETA		17.2	990.6	12.6	1,377.0	10.4	2,982.4
HIRUDINAE		0.6	405.0	0	0	0.6	45.9
ARACHNIDA	Phalangida	0.8	2.7	0.3	7.5	0.2	0.6
	Araneae	15.6	94.9	2.7	10.6	11.2	14.7
CRUSTACEA		0	0	0	0	0	0
DIPLOPODA	Polydesmoidea	41.7	43.7	2.7	3.7	8.6	101.2
	Juliformia	10.4	113.0	2.7	47.0	10.6	136.6
	Others	0	0	0	0	2.7	26.9
CHILOPODA	Geophilomorpha	22.7	120.0	15.5	63.4	9.8	46.9
	Scolopendromorpha	1.3	42.1	1.6	5.8	0.6	2.7
	Lithobiomorpha	18.0	74.9	6.8	23.8	3.0	24.6
INSECTA							
	Grylloblatta	1.5	50.4	0	0	0.3	7.7
	Dermaptera	3.7	179.5	0.8	32.2	0	0
	Hemiptera	1.4	52.0	0.3	0.5	6.4	48.3
	Lepidoptera	0.7	121.4	3.5	248.0	2.2	92.8
	Diptera	21.6	866.7	36.6	782.4	35.7	122.7
	Coleoptera						
	Carabidae	0.6	8.3	0	0	0.5	5.8
	Harpalidae	2.0	74.5	0.8	15.2	8.3	60.3
	Staphylinidae	5.6	46.5	1.9	12.3	16.0	60.0
	Scarabaeidae	3.4	68.6	0.6	21.4	0.6	7.8
	Elateridae	9.2	122.9	6.9	104.2	3.5	49.8
	Curculionidae	5.8	32.6	1.3	14.6	6.7	42.2
	Others	2.9	19.4	1.4	6.7	8.0	53.6
	Hymenoptera	0.5	19.0	2.7	121.0	5.3	60.5
	Formicidae	37.9	69.7	5.6	22.9	0.4	11.7
	Others	0.6	1.4	1.6	99.2	1.4	47.2
OTHERS		0.2	9.6	0	0	2.7	3.4
ALL ANIMALS		226	3,632	110	3,019	158	4,229

表15 関東甲信越における森林の大形土壌動物の年平均密度と現存量
ミミズの割合もしめしてある

Forest	Macrofauna		Earthworm		Authority
	Density / m^2	Biomass gwet/ m^2	Biomass gwet/ m^2	Ratio %	
Meiji-Jingu, <i>Quercus</i> forest, Tokyo	376	14.28	10.53	73.3	Saito, Terada, Fujita 1979
Musashi-Murayama, <i>Quercus-Styrax</i> forest, Tokyo	139	9.56	7.93	83.0	ditto
Mt. Shiga, coniferous forest, Nagano	0				
Sasa	103	1.45	0.47	33.1	Watanabe, Kamihira 1979
Moss	53.6	0.61	0.23	37.3	
Mt. Tanigawa, beech forest, Gunma	420	6.97	1.55	22.2	Saito, Terada, Fujita 1979
Mt. Yatsu, Nagano					
<i>Quercus</i> forest	226	3.63	0.99	27.3	Present study
larch forest	110	3.02	1.38	45.6	
coniferous forest	158	4.23	2.98	70.5	

表16 3 森林の大形土壌動物の乾重/湿重比, C, NおよびPの含有率

ANIMAL	dry wt. wet wt. ratio	Carbon conc. (% of dry wt.)	Nitrogen conc. (% of dry wt.)	Phosphorous conc. (% of dry wt.)
GASTROPODA	0.460 (3)	39.7	55.71 (4)	0.839 (1)
OLIGOCHAETA	0.159 (17)	44.9	9.58 (13)	0.908 (3)
HIRUDINAE	0.183 (1)	(44.9)	(9.58)	(0.908)
ARACHNIDA Phalangida	(0.194)	(54.2)	(15.1)	(0.972)
Araneae	0.194 (27)	54.2	15.1 (4)	0.972 (7)
DIPLOPODA Polydesmoidea	0.326 (23)	36.3	6.29 (8)	1.12 (2)
Juliformia	0.342 (5)	42.2	5.43 (6)	3.04 (2)
Others	(0.334)	(39.3)	(5.86)	(2.08)
CHILOPODA Geophilomorpha	0.258 (15)	53.6	9.63 (3)	0.864 (2)
Scolopendromorpha	0.237 (14)	53.0	12.6 (3)	0.749 (2)
Lithobiomorpha	0.189 (23)	47.7	10.6 (2)	(0.806)
INSECTA				
Grylloblatta	0.370 (2)	48.7	11.5 (2)	(0.387)
Dermaptera	0.223 (8)	66.0	7.80 (3)	(0.387)
Hemiptera	0.200 (10)	58.7	7.20 (2)	0.229 (2)
Lepidoptera	0.147 (10)	47.7	10.3 (3)	(0.387)
Diptera	0.181 (11)	54.8	9.12 (22)	0.688 (2)
Coleoptera				
Carabidae	(0.276)	(52.1)	(9.36)	(0.378)
Harpalidae	0.257 (5)	60.8	9.68 (5)	(0.378)
Staphylinidae	0.281 (3)	(52.1)	(9.36)	(0.378)
Scarabaeidae	0.237 (7)	46.2	9.85 (4)	0.463 (1)
Elateridae	0.404 (19)	49.4	8.54 (10)	
Curculionidae	0.200 (5)	(52.1)	(9.36)	0.293 (2)
Others	(0.276)	(52.1)	(9.36)	(0.378)
Hymenoptera	0.279 (3)	(61.1)	(13.3)	(0.220)
Formicidae	0.227 (13)	61.1	13.3 (30)	0.220
Others	(0.232)	(55.6)	(9.79)	(0.387)
OTHERS	(0.250)	(50.7)	(9.56)	(0.908)

表17 森林の大形土壌動物の乾重, C, NおよびPの現存量
の季節変化ならびに年平均現存量と標準誤差(単位はすべてmg/m²)

Date of sampling	Dry wet.	Carbon	Nitrogen	Phosphorous
<i>Quercus</i> forest	811			6.32
Oct. 21 '77	881	416	71.8	7.32
*Feb. 8 '78	998	418	89.2	7.48
Jul. 8 '78	755	469	96.5	9.03
Aug. 28 '78	402	371	74.9	5.59
Nov. 3 '78	640	220	34.6	3.46
May 2 '79	640	329	57.3	5.29
Mean ± S.E.	721 ± 220	361 ± 95	67.0 ± 22.9	5.94 ± 2.02
Larch forest				
Oct. 21 '77	650	327	61.0	4.60
*Feb. 8 '78	1,834	1,036	154.8	9.45
Jul. 8,9 '78	712	340	68.5	6.11
Aug. 28 '78	373	184	34.9	3.95
Nov. 3 '78	566	292	51.1	4.56
May 2 '79	861	427	67.8	6.15
Mean ± S.E.	632 ± 181	314 ± 88	56.5 ± 14.0	5.07 ± 1.00
Coniferous forest				
Oct. 22 '77	288	134	20.9	5.18
Jul. 9 '78	1,100	504	103.2	14.39
Aug. 29 '78	1,545	745	145.9	15.01
Nov. 4 '78	520	240	40.6	6.08
Jun. 17 '79	686	311	54.1	5.54
Mean ± S.E.	828 ± 499	387 ± 241	72.9 ± 50.9	9.24 ± 5.00

*はサンプルサイズは1, その他はすべて5。平均値の算出にあたって2月のデータは除いた。

表18 森林における中形節足動物の密度

LAYERS	COLLEMBOLA	ACARINA	DIPTERA L.	OTHERS	TOTAL	N/m ² × 10 ³	%
<i>Quercus</i> forest (L-F layer 1,494 ± 987 g m ² , Water % 29.2 ± 7.7) Nov. 3 1979							
L-F layer							
(25 × 25) cm ²	28.2 ± 31.0	67.2 ± 29.0	0.6 ± 0.99	1.0 ± 1.0	97.0 ± 52.7	1.6	12.0
%	29.1	69.3	0.6	1.0			
Soil Layers							
Depth cm							
0 - 5	6.6	8.6	0.0	0.0	15.2 ± 2.6	7.6	56.7
5 - 10	3.2	3.0	0.0	0.4	6.6 ± 4.2	3.3	24.6
10 - 15	1.6	0.2	0.0	0.0	1.8 ± 1.9	0.9	6.7
Total	11.4 ± 2.3	11.8 ± 5.1	0.0 ± 0.0	0.4 ± 0.5	23.6 ± 4.7	11.8	
N/m ² × 10 ³	6.2	7.0	0.0	0.2		13.4	
%	48.3	50.0	0.0	1.7			
Larch forest (L-F layer 2,375 ± 800 g/m ² , Water % 128.9 ± 27.5) Dec. 3 1979							
L-F layers							
(20 × 20) cm ²	967 ± 934	218 ± 121	2.0 ± 1.4	0.3 ± 0.5	1187 ± 1057	29.7	77.2
%	81.5	18.4	0.1	0.0			
Soil layers							
Depth cm							
0 - 5	2.6	8.4	0.0	0.4	11.4 ± 8.8	5.7	14.8
5 - 10	0.0	3.4	0.0	0.0	3.4 ± 4.0	1.7	4.4
10 - 15	1.8	0.8	0.2	0.0	2.8 ± 1.9	1.4	3.6
Total	4.4 ± 5.0	12.6 ± 7.1	0.2 ± 0.4	0.4 ± 0.5	17.6 ± 9.9	8.8	
N/m ² × 10 ³	26.4	11.8	0.1	0.2		38.5	
%	25.0	71.6	1.1	2.3			
Coniferous forest (L-F layer 4,817 ± 933 g/m ² , Water % 457.3 ± 47.3) Nov. 21 1979							
L-F layer							
(15 × 15) cm ²	977 ± 970	717 ± 657	6.6 ± 4.9	1.6 ± 2.2	1702 ± 962	76.6	72.0
%	57.4	42.1	0.4	0.1			
Soil layers							
Depth cm					4		
0 - 5	29.8	13.2	0.2	0.2	43.3 ± 16.4	21.7	20.4
5 - 10	7.0	3.6	0.0	0.4	11.0 ± 5.8	5.5	5.2
10 - 15	3.4	1.8	0.0	0.0	5.2 ± 4.3	2.6	2.4
Total	40.2 ± 16.9	18.6 ± 13.4	0.2 ± 0.4	0.6 ± 0.9	59.6 ± 23.2	29.8	
N/m ² × 10 ³	64.1	41.5	0.4	0.4		106.4	
%	67.4	31.2	0.3	1.1			

や腹足類はこの比が高い。しかし、炭素含有率は40～60%と比較的安定し、平均で50%程度であった。窒素含有率は5～15%と動物グループによってかなりの違いを示し、オビヤスデとヒメヤスデはそれぞれ6.29, 5.43%と低いものに対して、捕食性のクモは15.1%, オオムカデは12.6%, アリ類は13.3%と高い傾向にあった。燐含有率の場合は、ヤスデ類が著しく高く、昆虫類が低い。この傾向は窒素含有率についても言える。

全大型土壌動物の乾燥重量, C, N, Pの現存量の季節変動と平均値を各林分別に表17に示した。全大型土壌動物の窒素と燐の現存量は、ミズナラ林で67.0 g/m², 5.94 g/m², カラマツ林では56.6 g/m², 5.07 g/m², とほぼ両林分で近い値となっている。しかし、針葉樹林では、窒素72.9 g/m²とやや高く、燐の9.24 g/m²も他の二つの林分よりも高い値である。炭素の場合はどの林分でも乾燥重量のはほぼ50%でめだった差は認められなかった。

2) 中形土壌動物

中形土壌動物群集の調査は10月から12月に行なわれた。この時期は一年のうちで中形土壌動物が高密度に出現する時期である。ダニやトビムシ等の中形節足動物は、L・F層とこれ以下の15cmまでの土壌から、中形の Tullgren 装置で抽出された。土壌線虫とヒメミミズは L 層をも含めて16cmの深さまで、Baermann 型の装置で抽出された。

ダニ、トビムシなど、中形節足動物の密度を表18に示した。三つの林分ともダニとトビムシが95%以上を占め、その他には双翅目幼虫とコムカデ、ナガコムシが出現している。ダニの密度は針葉樹林で41,500/m²ともっとも高く、ミズナラ林でもっとも低かった。また、トビムシの密度はやはり針葉樹林で64,100/m²と高く、カラマツ林、ミズナラ林の順で低くなる。この密度と L・F 層の乾燥重量との関係を図に表わすと図25ようになる。こ

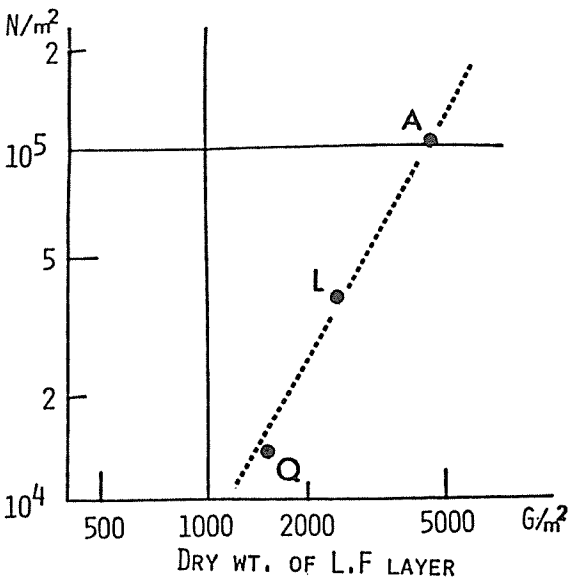


図25. L・F 層の乾燥重量と中形節足動物の密度との関係。Q：ミズナラ林，L：カラマツ林，A：針葉樹林

こでの乾燥重量の内容は中形土壌動物の生息場所の体積を意味しているものと解釈される。

表19に関東甲信越の他の森林における中形土壌動物の密度を本報告と比較して示した。サンプル・サイズ，抽出効率などが異なるので，単純に比較はできないが，針葉樹林で得られた密度は志賀山の結果に近いものである。また，ダニの密度は他の森林に比較して低い傾向にあることが分る。

土壌線虫の密度を体長別にして表20に示した。針葉樹林では $1.6 \times 10^6 / \text{m}^2$ ，ミズナラ林で $0.62 \times 10^6 / \text{m}^2$ ，カラマツ林は $0.37 \times 10^6 / \text{m}^2$ であった。ヒメミズの密度が針葉樹林で高く，カラマツ林で低いという傾向は，大型土壌動物の場合と同じである（表21）。

（斎藤 晋，寺田美奈子，藤山静雄）

表19 関東甲信越の森林におけるダニとトビムシの密度

STUDY AREA		DENSITY	DATE	AUTHORS
ACARINA:	Mt. Shiga, coniferous forest	54,370	Nov. & Jun. 1969	estimated from Aoki (1969), Shiba (1972) & Ishikawa (1972)
	Mt. Tanigawa, beech forest	104,906	Oct. 1977	Shiba, Ishikawa, & Aoki (1978)
	<i>Miscanthus</i> grassland, at the foot of Mt. Fuji	166,500	early winter 1976	Aoki, Ishikawa, Shiba & Narada (1978)
	Kirigamine, grassland	29,000	late autumn 1976	ditto
	Mt. Yatsu, <i>Quercus</i> forest	7,000	Nov. 1979	Present study
	larch forest	11,800	Dec. 1979	"
	coniferous forest	41,500	Nov. 1979	"
	<i>Sasa</i> grassland	12,500	Oct. 1979	"
COLLEMBOLA:	Mt. Shiga, coniferous forest	38,710	Oct. 1969	Tamura (1971)
	Mt. Tanigawa, beech forest	40,050	Oct. 1977	estimated from Tamura (1978)
	<i>Miscanthus</i> grassland, at the foot of Mt. Fuji	64,971	Nov. 1976	"
	Kirigamine, grassland	10,784	Nov. 1977	"
	Mt. Yatsu, <i>Quercus</i> forest	6,200	Nov. 1979	Present study
	larch forest	26,400	Dec. 1979	"
	coniferous forest	64,100	Nov. 1979	"
	<i>Sasa</i> grassland	9,600	Oct. 1979	"

表20 3 森林における土壌線虫の密度

	Total	Body length		
		< 1 mm	1 – 2 mm	< 2 mm
<i>Quercus</i> forest				
Mean of cores n = 5	3391.4	350.8	35.8	4.80
S.E.	51.80	49.13	3.929	1.744
C.V.	0.296	0.313	0.245	0.812
N/m ²	626,240	561,280	57,280	7,680
S.E.	82,880	78,608	6,286	2,790
larch forest				
Mean of cores n = 3	235.3	208.0	24.33	3.0
S.E.	79.79	73.37	4.372	2.082
C.V.	0.578	0.611	0.311	1.202
N/m ²	3766,480	332,800	38,928	4,800
S.E.	127,668	117,392	6,995	3,331
coniferous forest				
Mean of a core n = 4	938.3	853.0	80.5	4.75
S.E.	183.2	172.8	13.12	0.479
C.V.	0.391	0.405	0.326	0.202
N/m ²	1,501,280	1,364,800	128,800	7,600
S.E.	293,120	276,480	20,992	766

表21 3 森林におけるヒメミミズの密度

	<i>Quercus</i> forest	larch forest	coniferous forest
Sample size	5	3	4
Mean of cores	1.6	1.0	4.0
S.E.	0.510	0.577	1.780
C.V.	0.713	1.0	0.890
N/m ²	2,560	1,600	6,400
S.E.	816	923	2,848

2. 2. 草地生態系

2. 2. 1. 草地植物群集の現存量と生産力

すでに述べたように、諏訪湖集水域約5万 ha のうち、草地の占める面積は約6,280ha、全域の12%にあたり、とくに霧ヶ峰という広大な草地を含む桧沢川流域、音無川流域においてはそれぞれ29%、24%が草地で占められている。その他の地域にも、湖南の伊那地方との境界をなす山脈部を除いて、どの山地にも草地が散在している。これらは、古くから採草、放牧などによって利用されてきた草地と、近年の森林伐採などによって生まれた草地に大別されるほか、面積的にはわずかとはいえ、高海拔地には高山草地が認められる。

古くから牧畜に利用されてきた草地のほとんどは、いわゆるススキ草原となっている。また、近年の伐採跡地などの新しい草地は、ヤナギラン群落に類別されるものが大半である。ササ草原は比較的少ない。

メッシュ法によって航空写真から読んだ集水域内の草地の占有度分布は図26のように示される。この図から草地のもつ葉面積を算定すると、全集水域で31,300ha となり、これは全集水域植生葉面積の13%に相当するものとなる。また、草地の純生産量を年間 ha あたり平均10ton と仮定して概算すれば、全集水域の草地の生産量の合計は62,600ton/年のオーダーとなり、これは集水域全体の純生産量（全植生）の14%に達する計算となる。流域別

にみれば、霧ヶ峰を有する桧沢川流域、音無川流域では草地の生産量は流域のその3割を占めている。

諏訪湖集水域の草地は斜面方位、山系によって草本の構成種に差が認められる。例えば、霧ヶ峰周辺ではイネ科、スゲ類の優占種を認められるが、八ヶ岳周辺ではササ類を除けば完全な混交群落となっている。このため、地上部最大現存量の出現時期は霧ヶ峰の8月下旬に対して、八ヶ岳では7月下旬と、ほぼ1ヶ月早くなっている。そして、最大現存量は霧ヶ峰で332 g/m² (Iwaki, et al, 1964), 八ヶ岳で233 g/m² と霧ヶ峰の方が高く、混交群落の方が低い傾向となっている。

2. 2. 2. ササ群落の現存量と生産力

諏訪湖集水域は山地帯から高山帯までを含むが、これらの地域で現在ササの生育をみない草原にしても、潜在的にはササの植生域であり、森林内にもその下層植生として植被率100%にササ類が生育している地域もある。また、僅かに生育する地域、ササ型草原域、ササ草原域と、地形、地質や混交する他の種植物との関係でササの生育状態は異なっている。さらに、積雪量によってもその生育状況は異なる。

生育状態の差が顕著にみられるのは1,900~2,000m以下の高度の地域に生育するミヤコザサで、場所によって植被率は100%から0%近くまでの変化が観察される。しかし、これよりも高所になると、丈の高い、稈の寿命の長いスズタケ類となり、植被率100%の純群落を形勢している。

この集水域内の霧ヶ峰では、すでに Ooshima (1961a, b), Iwaki et al. (1964) がササ類純群落、もしくは純群落に近い群落の現存量あるいは生産量を測定し、それぞれに746 g/m², 190~240 g/m² と報告している。しかし、八ヶ岳の標高1,850mの地域では、植被率70%のミヤコザサ群落の現存量は83 g/m² と僅かで、90%の植被率では212 g/m² と Iwaki らの結果に近い値が得られた。ミヤコザサの地下部の重量は70%生育域で316 g/m², 90%生育域では1,268 g/m² と大きな差がみられる。これを反映して、生産量は前者で153 g/m²/年、後者では526 g/m²/年と両者の間には3倍以上の開きがあった。

高所生育のササ類については、Ooshima (1961a) が八ヶ岳麦草峠のニッコウザサの現存量として約3,200 g/m² を報告しているが、これは標高1,860mの地域に生育するケスズタケの3,850 g/m² に近い。一方、貯蔵物質を含めた年あたりの生産量はケスズタケでは1,031 g/m²/年となり、これはニッコウザサの1,700 g/m²/年にくらべてかなり低い値となっている。ただし、今回調査したケスズタケの生育地は、ケスズタケ生育の最下限域であることから、平均的にはこれらの値より大きくな

る可能性もある。

(只木良也, 柴田 治)

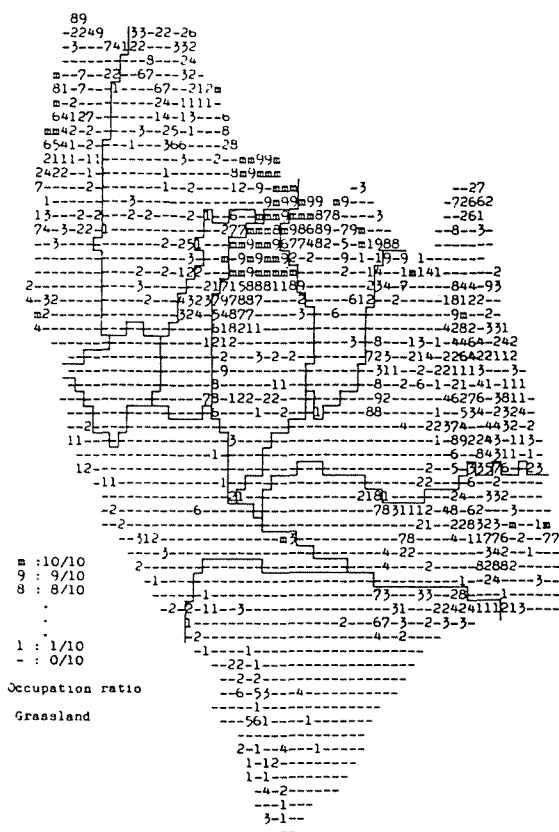


図26. 諏訪湖集水域内の草地占有度分布図

2. 2. 3. 土壤動物群集および地上無脊椎動物群集の組成と現存量

1) 土壤動物群集

今回の調査では大型土壤動物についてのみ行なっている。調査回数は1979年に3回行なった。調査地は八ヶ岳の標高約1,850m地域である。この地域からえられた全土壌動物の群集組成を表22に示す。調査回数が少ないために森林内との比較はできないが、量的には森林内よりも多いのが特徴的である。これらをその生活型で分類して示すと表23のようになる。この草原では個体数、現存量ともに permanent soil fauna の生活型が最も多く、三つの林分と比較すると、現存量では針葉樹林に近い傾向となっている。また、このような生活型が多いことは、この草原が大型土壌動物の生息環境として安定していることを示すものでもある。

表22 ササ原における大形土壌動物の密度と現存量

ANIMAL	May, 3*, 1979		July, 28, 1979		Oct. 24, 1979		Mean	
	N**	Wt***	N	Wt	N	Wt	N	Wt
GASTROPODA	0	0	0	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA	1	5	19.2	4,258	37.6	4,830	19.3	3,031
HIRUDINAE	0	0	0.8	551	0	0	0.3	184
ARACHNIDA	Phalangida		0	0	2.4	21	0	0
	Araneae		15	102	30.4	169	27.2	262
DIPLOPODA	Polydesmoidea		0	0	0.8	2	24.8	330
	Juliformia		0	0	0.8	34	0	0
	Others		0	0	0	0	0	0
CHILOPODA	Geophilomorpha		10	180	16.0	89	38.4	114
	Scolopendromorpha		6	17	0	0	7.2	27
	Lithobiomorpha		0	0	6.4	58	1.6	37
INSECTA	Grylloblatta		0	0	0	0	0	0
	Dermaptera		0	0	12.8	53	0.8	70
	Hemiptera		0	0	6.4	31	1.6	1
	Lepidoptera		2	55	0	0	9.6	922
	Diptera		9	20	1.6	29	55.2	981
	Coleoptera							
	Carabidae		0	0	0	0	0.8	6
	Harpalidae		2	18	2.4	146	1.6	57
	Staphylinidae		6	32	8.8	43	16.8	103
	Scarabaeidae		5	260	6.4	74	6.4	85
	Elateridae		4	76	2.4	31	4.8	66
	Curculionidae		0	0	1.6	10	0	0
	Others		2	8	0.8	14	2.4	40
	Hymenoptera		0	0	0	0	2.4	6
	Formicidae		1	6	676.8	2,374	5.6	22
	Others		1	5	5.6	71	4.0	12
OTHERS	0	0	0	0	0	0	0	0
ALL ANIMALS	64	784	802.4	8,058	248.8	7,971	371.7	5,607

*調査日, ** Nは密度, *** Wtは現存量 mg/m を湿重で示してある。

表23. ササ草原における大型土壌動物の生活型の比率

Life type	個体数比率		現存量比率	
	n/m ²	%	mg/m ³	%
Permanent soil fauna	268.5	73.0	3,960	70.7
Periodic soil fauna	53.4	14.5	696	12.4
Partial soil fauna	0.0	0.0	0	0.0
Temporary soil fauna	17.3	4.7	544	9.7
Transient soil fauna	23.3	6.7	348	6.2
Alternative soil fauna	0.0	0.0	0	0.0
Obscureness	5.3	1.4	50	0.9

季節的にみると、permanent soil fauna や periodic soil fauna の現存量は春から夏へと増加し、temporary soil fauna は夏に少なく、秋に急激に増加し、この時期に全現存量の66%が採集されている。これは越冬のために地中への移入が起こったためと考えられる。

表24は採集された大型土壌動物を食性によってグループ分けしたものである。この表より個体数では肉食性の

表24. ササ草原における大型土壌動物の食性型の比率

Feeding type	個体数比率		現存量比率	
	n/m ²	%	mg/m ³	%
Phyto - or saprophagous	42.1	11.3	3,679	65.6
Carnivorous	295.2	79.4	1,480	26.4
Omnivorous	29.1	7.8	395	7.0
Obscureness	5.3	1.4	50	0.9

ものが多く、続いて植物食又は腐食性の順となっている。しかし、現存量では後者が最も多く、その順序は逆になっている。この結果を食物関係を基礎にした生態ピラミ

ッドで考えるならば、第一次消費者としての Phyto- or saprophagous な動物群集が多いことは妥当なことと言えよう。

アリの巣が調査地に含まれた7月の結果を除くと、個体数と現存量の季節的变化は春から秋にかけて増加していることが分る。その傾向が顕著なグループはミミズ、双翅目およびハネカクシ科である。この調査地に近い霧ヶ峰（9月、10月）の結果（斎藤ほか、1978）でも、10月の方が大きくなっていることから、その傾向が全体的にこの地域に当てはまるものと考えられる。

個体密度および現存量において大きな割合を占める動物のグループは、前者ではアリ、オビヤスデ、ジムカデ、ミミズであり、後者ではミミズが圧倒的に多く、その割合は全体の59%に達している。

今回の結果を含めて、これまでに報告されている亜寒帯に属する草原の大型土壌動物の密度と現存量を表25に整理して、示した。年平均まで報告されているのは尾瀬ヶ原の高茎草原についての北沢ほか（1955）によるもののみであるが、その数値は密度、現存量ともに今回の結果よりもかなり大きく、それぞれ1.4倍と2.2倍となっている。また、尾瀬ヶ原のササ群落での8月の結果も今回の7月の数値よりも大きくなっている。ササ草原については Shimizu et al. (1971) が同時期の8月に美ヶ原においてえられた結果を報告しているが、これは今回の報告に近く、また、調査地の近い霧ヶ峰についての斎藤（1978）の結果は若干小さいものの、近い数値となっている。さらに、すでに述べた三つの森林でえられた結果と比較してみても今回の草原の方が大きい傾向にある。このことは、permanent soil fauna の全群集に占める比率の高いことと合せ考えると、これら草原が土壌動物の生息環境としてかなり安定したものであることを示している。

2) 地上無脊椎動物

今回の調査の方法は次のようなものである。50×50 cm²の方形区を110×110 cm²ナイロン製の袋で覆い、エチルエーテルで内部の動物を麻酔、採集した。また、上部の植物体を刈取って、これに付着している動物についても採集を行っている。調査地は土壌動物の場合と同様である。表26にその結果を示す。

大型土壌動物の結果と比較すると、無脊椎動物は土壌動物の年平均個体数では33%、現存量では15%と、無脊椎動物の方が土壌動物よりもかなり少ないことが分る。また、季節的变化の傾向は、土壌動物が秋に最大となるのに対して、夏に最大となる傾向にある。これは、土壌動物の場合にはミミズの成長による現存量の増加や、越冬のための移入が大きく働いているものと考えられる。

全体的に調査例は少ないが、似たような地域についての調査結果と今回の結果を比較してみると、次のようになる。志賀山のチシマザサ草原を対象とした松井（1970）および臼井（1971）の結果は、今回測定に含め

なかった小型のダニやトビムシを除くと、個体数は204と288/m²、現存量は75mgと173mg/m²で、今回の年平均値47.1/m²、727mg/m²と比較すると現存量においてかなり低い数値となっている。その原因については現段階では云々できないが、今後詳細なデータによって検討、解析する必要がある。

（藤山静雄，寺田美奈子，斎藤晋）

表25 亜寒帯草原における大形土壌動物の年平均密度と現存量

Locality	Community	Date	Soil macrofauna		Authority
			N	Wt g	
Ozegahara	Tall herbage	May, Aug., Oct.	512	12.34	Kitazawa, Kurasawa and Takada, 1955
"	Sasa	Aug.	874	9.08	" "
Mt. Shibutsu	Alpine grassland	Aug.	106	10.40	" "
Ozegahara	<i>Osmunda</i> community	Aug.	152	13.44	" "
Mt. Shibutsu	Alpine meadow	Aug.	180±72*	5.04±0.93*	Saito, Kudara and Yoshikawa, 1975
Tanzawa Mts. Hirugatake	Montane grassland	July	193	19.78	Kitazawa, Saito and Nakamura, 1964
"		Nov.	208	17.45	" "
Yatsugatake Mts. Kirigamine		Sept.	526±151*	4.14±0.83*	Saito, Fujita and Terada, 1978
"		Oct.	255±174*	4.84±1.14*	" "
Utsukushigahara,	<i>Sasa-Calamagrostis</i>	Aug.	376—400	—	Shimizu, Tsuchida and Yoshida, 1971
Mt. Fuji Nashigahara	<i>Miscanthus</i>	Apr.	355±69*	6.06±0.99*	Saito, Fujita and Terada 1978
"	<i>Miscanthus</i>	July	333±25*	9.37±2.91*	" "
Yatsugatake Mts.	<i>Sasa</i>	May, July, Oct.	367	5.58	Present study

* ±S.E.

表26 ササ原における地上の無脊椎動物の密度と現存量

ANIMAL		May, 3*, 1979		July, 28, 1979		Oct. 24, 1979	
		N**	Wt***	N	Wt	N	Wt
GASTROPODA		0	0	0	0	0.8	29
OLIGOCHAETA		0	0	0	0	0	0
HIRUDINAE		0	0	0	0	0	0
ARACHNIDA	Phalangida	0	0	0	0	0	0
	Araneae	2.9	9	15.2	106	5.6	109
DIPLOPODA	Polydesmoidea	0	0	0.8	3	0	0
	Juliformia	0	0	0	0	0	0
	Others	0	0	0	0	0	0
CHILOPODA	Geophilomorpha	0	0	0	0	0	0
	Scolopendromorpha	0	0	0	0	0	0
	Lithobiomorpha	0	0	0.8	19	0	0
INSECTA							
	Grylloblatta	0	0	0	0	0	0
	Dermapterd	0	0	0.8	9	0.8	69
	Hemiptera	2.9	61	19.2	104	6.4	45
	Lepidoptera	2.9	436	2.4	77	4.4	278
	Diptera	2.9	426	0.8	3	0	0
	Coleoptera						
	Carabidae	0	0	0	0	0	0
	Harpalidae	0	0	1.6	185	0	0
	Staphylinidae	0	0	1.6	8	0	0
	Scarabaeidae	0	0	0	0	0	0
	Elateridae	0	0	0	0	0	0
	Curculionidae	0	0	4.8	66	0	0
	Others	0	0	2.4	56	0	0
	Hymenoptera	0	0	0.8	173	0	0
	Formicidae	0	0	44	361	0	0
	Others	16.0	15	1.6	35	0	0
OTHERS		0	0	0	0	0	0
ALL ANIMALS		27.6	547	96.8	1,105	17.0	530

* 調査日, ** Nは密度, *** Wtは現存量mg/m²を湿重で示してある。

2. 3. 耕地生態系

諏訪湖集水域の耕地面積は総面積のおよそ14%であり、占有率としては必ずしも大きくはないが、他の自然生態系にくらべて、人間の影響が大きいだけに水域への影響も大きいと考えられる。したがって、水域に影響をおよぼす地域環境特性を知る上で、耕地生態系における物質収支と、その系からの水系への物質の流出量を明らかにすることが重要な課題となる。本項は、宮川上流域に位置する諏訪郡原村において行われた、水田を中心とする農地からの窒素、燐の流出に関する研究結果をまとめたものである。

2. 3. 1. 一筆試験田における物質収支

1) 方法

(1) 試験田の場所および立地条件

宮川の支川である小早川の上流に位置する水田群から一筆水田を選び、物質収支算定の試験田とした。標高は1,020mで、3/100~4/100の段傾斜を有する。下層土の構造、組織が発達しているために透水性は良く、稲作期間の平均日減水は40~50mmであり、乾田となっている。灌漑用水は水田群を経由する用排水兼用水路の用水を用いた。試験田土壌の化学特性は表27に示してある。

(2) 試験田の内容と構成

試験田は面積10 aの一筆水田を6等分し、表28に示した施肥設計に基づき6つの処理区を設定した。その配置と構造は図27に示した通りである。

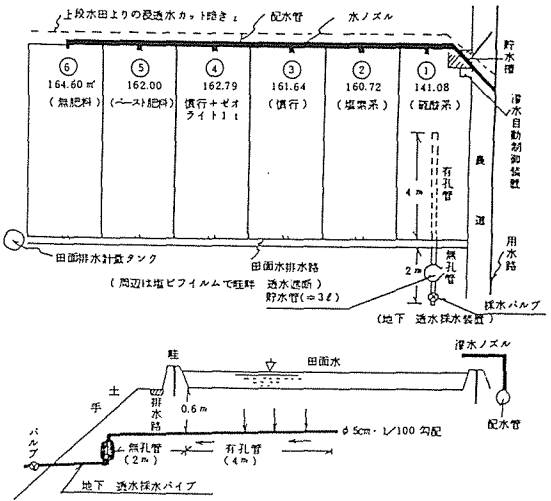


図27. 試験田の各処理区の配置と浸透水採水構造

表27. 試験田の土壌の化学特性

土壌層位	PH		Y ₁	T-C%	T-N%	CEC mc	NH ₄ -N ppm	NO ₃ -N ppm	吸収係数	
	H ₂ O	KCL							N	P
0~15cm	5.51	4.70	1.71	13.3	0.85	33.1	0.14	1.52	620	2820
15~34	5.40	4.80	0.93	7.1	0.60	20.2	0.02	0.82	430	2790

表28. 試験田各区の処理内容と施肥設計

施 肥 量 処 理	元 肥			追 肥		ゼオライト
	N	P	K	N	K	
①硫酸系肥料区	1.0	0.572	0.764	0.3	0	0
②塩素系肥料区	1.0	"	"	0.3	0	0
③慣行肥料区	1.0	"	"	0.3	0.222	0
④〃+ゼオライト区	1.0	"	"	0.3	"	100
⑤ペースト肥料区	0.703	0.307	0.584	0.3	"	0
⑥無肥料区	0	0	0	0	0	0

(3) 水収支の測定方法

灌漑水は、灌水自動制御装置を用いて、平均0.76ton/hrの割合で、各処理区に灌水した。蒸発散量は、試験他より約1km離れた長野県農業試験場原村試験地構内の水田に埋没した蒸発散量測定装置を用い、毎日減水深を測定して求めた。浸透量については、あらかじめ畦の中央部に深さ60cmの塩ビ板を埋設して、畦畔からの横浸透排出を防止するとともに、水管理を徹底して、田植え時、強雨時の表面流出をゼロとし、灌漑水量と雨量の和から蒸発散量を差引いて求めた。雨量は、前記原村試験場構内の既設自記雨量計の測定値を使用した。

(4) 採水の時期および方法

灌漑水、田面水、浸透水の各採水は同一日に行い、回数は入水および元肥、追肥施用時には多くし、他期間は月1～2回とした。なお、採水は落水期まで続けた。雨水は地上1.5mに直径1mの塩ビ製円形ロートを取付けた補集装置により降雨時の全量を採取した。

2) 一筆水田での窒素と磷の収支

(1) 窒素と磷の濃度

灌漑水の稲作期間中の窒素と磷の平均濃度はそれぞれ0.41mg/ℓと0.004mg/ℓである。傾向としては施肥、代かき時にやや高くなり、5月末の平均濃度は、全窒素で2mg/ℓ、全磷0.08mg/ℓであった。そして、6月に入ると暫減している。元肥時期の濃度の高まりは水田群からの肥料成分の流出があることを示している。表29は各月の田面水の全窒素、全磷の平均濃度を処理区毎に示したものである。窒素は5月と7月の元肥と追肥時期に著しく高くなっている。また、処理区によって濃度の動きは異なり、単肥区の①、②が最も高い。磷濃度は元肥期に上昇しているものの、その後は無肥料区のレベルに低下し、磷が土壌によって吸着、固定されやすいことを示している。

表29. 試験田各処理区の田面水の平均水質 (mg/ℓ)

成分	処 理 区	5	6	7	8	9
T N	①硫酸系肥料区	17.00	1.34	6.63	0.49	0.52
	②塩素系肥料区	24.24	1.92	11.98	0.34	0.47
	③慣行肥料区	10.10	2.05	9.41	0.42	0.41
	④# +ゼオライト区	12.13	1.78	9.41	0.35	0.32
	⑤ペースト肥料区	2.17	1.25	9.17	0.29	0.46
	⑥無肥料区	1.99	1.05	1.05	0.34	0.35
T P	①硫酸系肥料区	1.154	0.096	0.092	0.214	0.153
	②塩素系肥料区	0.906	0.140	0.100	0.083	0.161
	③慣行肥料区	0.615	0.196	0.096	0.131	0.292
	④# +ゼオライト区	0.480	0.118	0.074	0.083	0.292
	⑤ペースト肥料区	0.213	0.083	0.074	0.100	0.131
	⑥無肥料区	0.295	0.087	0.135	0.231	0.305

表30は深さ60cmの浸透水の全窒素と全磷濃度を各区毎の月別平均を示したものである。窒素についてみると、無肥料区を除き、各区ともに5月は7mg/ℓ前後とかなり高い濃度を示し、その後、急激に減少している。5月の全窒素のうちNO₃-Nは80～90%を占めている。7月の追肥の影響は判然としなかった。一方、全磷は栽培全期間を通じて0.01～0.07mg/ℓで推移しており、処理区間の差は僅少であった。概して、施肥区で僅かに高い程度であり、浸透水による磷の流出は窒素にくらべて著しく少ないことを示している。

表30. 各処理区の浸透水の平均水質

		mg/ℓ				
成分	処 理 区	5	6	7	8	9
T N	①硫酸系肥料区	7.05	1.61	1.18	1.10	0.71
	②塩素系肥料区	7.15	1.21	1.52	0.24	0.20
	③慣行肥料区	5.86	1.02	1.32	0.21	0.43
	④# +ゼオライト区	8.21	0.92	2.71	0.30	0.68
	⑤ペースト肥料区	8.21	1.23	3.84	0.74	0.62
	⑥無肥料区	3.76	0.70	0.54	0.78	0.62
T P	①硫酸系肥料区	0.029	0.020	0.039	0.041	0.017
	②塩素系肥料区	0.027	0.015	0.046	0.029	—
	③慣行肥料区	0.019	0.014	0.029	0.021	0.068
	④# +ゼオライト区	0.021	0.011	0.048	0.013	0.021
	⑤ペースト肥料区	0.018	0.012	0.037	0.020	—
	⑥無肥料区	0.010	0.025	0.019	0.029	0.031

(2) 水収支

入水から止水までの期間における水収支を各処理区毎にまとめたものが表31である。なお、表面流出水は、前述したようにゼロとなるように管理されているので、収入の欄には入っていない。結果をまとめると、水稻一作に要した平均総収入は2,200mmで、このうち灌漑水による収入は1,600mmと総収入の73%を占めている。また、蒸発散による支出は460mmで、総支出の21%であった。この蒸発散による支出相当量は雨による収入、590mmに近い量となっている。

表31. 試験田における水収支の総括表 (5月～9月)

		mm					
水収支	種 類	1	2	3	4	5	6
収 入	かんがい水量	1746	1542	1576	1561	1525	1609
	雨 量	593	593	593	593	593	593
	計	2339	2135	2169	2154	2118	2202
支 出	浸透水量	1870	1673	1707	1690	1675	1738
	蒸発散量	463	463	463	463	463	463
	計	2333	2136	2170	2153	2138	2201

(3) 窒素と磷の収支

表32は、入水から収穫までの全窒素と全磷の収支を、施肥区（処理区①、②、③、④の平均値）と無肥料区に分けてまとめたものである。なお、窒素固定や脱窒、揮散などによる窒素の気相転換分は測定されていないので収支の計算には含まれていない。

施肥区についての収支は、窒素の総収入1.53kg/a に対して、総支出1.57kg/a と僅かに支出が多いが、ほぼ収支の釣り合いがとれている。一方、磷の場合は支出が収入の僅かに40%程度であり、収入の半分以上は土壌に残存した形となっている。次に、収入、支出それぞれについて内容をみると、収入の部では、窒素は肥料が85%、灌漑水が12%、雨3%であり、磷の場合は肥料が97%と収入の大部分を占めている。支出の部では、窒素は植物体へ78%が吸収、利用され、残り22%は地下浸透により流出している。磷の場合は、その大部分が植物体に吸収、利用され、浸透、流出するのは僅かに2%に過ぎない。無肥料区の場合は、窒素の地下浸透による流出がかなり大きい点特徴的である。

表32. 試験田における窒素、磷の収支総括表 (kg/a)

成分 収支	種 類	N		P	
		施肥区 #	無肥料区	施肥区 #	無肥料区
収入	肥 料	1.30	—	0.57	—
	かんがい水	0.18	0.19	0.01	0.01
	雨	0.05	0.05	0.01	0.01
	計	1.53	0.24	0.59	0.02
支出	植 物 体	1.22	0.54	0.24	0.14
	浸透流出	0.35	0.23	0.01	0.00
	計	1.57	0.77	0.25	0.14

上記の結果をもとにして、水田からの窒素、磷の流出率を算定すると次のようになる。即ち、肥料、灌漑水および雨による総収入に対する流出率は全窒素で22%、全磷では0.8%、また、投下した施肥量に対する流出率は全窒素で27.1%、全磷では0.87%となった。なお、無肥料区においても流出があるので、その分を配慮した差引流出量の施肥量に対する割合を計算すると、全窒素では9.4%、全磷0.1%となる。

以上の結果を、これまでに報告されている他の例と比較してみると、表32-1(浅野ほか, 1976)と表33-2(高村ほか, 1979)のようになる。表33-1の例は浅野、谷田沢らが農水省の統計資料などから全国の水田の平均的な窒素、磷の収支を算出したものである。表33-2は高村、田淵らによる試験田調査から求められたものである。単位はいずれもkg/10 a で示されている。

表33-1. 水田における窒素、磷の収支(浅野ほか, 1976)

収入源	収 入		支出源	支 出	
	窒素	磷		窒素	磷
肥 料	11.54	4.76	溶 脱	2.00	0.09
灌 漑 水	1.65	0.04	流去土・水	0.06	0.00
雨 水	0.50	0.02	植 物 体	9.58	2.19
窒素固定	4.00	—	脱 窒	7.00	—
計	17.69	4.82	計	18.64	2.28

(kg/10a)

両者の結果をもとにして、それぞれの窒素、磷の施肥量に対する流出率を計算すると、前者が窒素17.9%、磷は1.9%、後者は窒素24.6%、磷0.6%となり、磷の場合は本調査で得られた流出率0.9%を含めて、その流出率はきわめて低いことが分る。窒素については、本調査の27.1%が最も高い率となっているが、本調査地が傾斜地であり、きわめて通水性の良い自然的条件を有していることを考えれば納得できる数値である。

表33-2. 試験田における窒素、磷の収支(高村ほか, 1979)

種 類	窒 素		磷	
	肥料区	無肥料区	肥料区	無肥料区
<収 入>				
肥 料	12.05	—	3.29	—
灌 漑 水	0.71	0.71	0.01	0.01
雨 水	0.81	0.81	0.00	0.00
地表流入水	0.33	0.33	0.00	0.01
計	13.90	1.85	3.31	0.02
<支 出>				
浸透排出	2.52	0.74	0.02	0.02
地表排出	0.44	0.15	0.00	0.00
植 物 体	10.32	5.50	1.05	0.52
計	13.28	6.39	1.07	0.54

(kg/10 a)

2. 3. 2. 水田群における窒素、磷の流出

1) 方法

調査は前節で述べた試験田の上段に位置する21.2 haの水田群を対象に行った。図28に示すように水田群を貫流する小早川の上流部と下流部の二地点 A、B を定点として設定し、水量および水質の定期観測を行った。

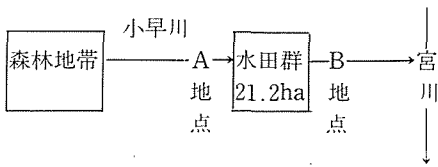


図28. 水田群を対象とした調査地の概略図

水量はA、B地点に自記水位計を設置し、毎日の水位を読み取り、別途作成したQH曲線から算出した。採水は元肥、追肥時期に採水回数を多くし、他時期には月1～2回とした。

水田からの窒素、磷の流出量はA、B二地点で測定した毎回の水量と窒素、磷の濃度から、両地点における流出負荷量を求め、さらに年間平均負荷量を算出し、両地点の差から推定した。

2) 結果

図29. はA、B両地点における全窒素、全磷濃度の季節的変動をみたものである。全窒素、全磷ともに5月の施肥、代かき時に高濃度を示している。この濃度の上昇は、田植え時の田面水落水に起因していると思われる。

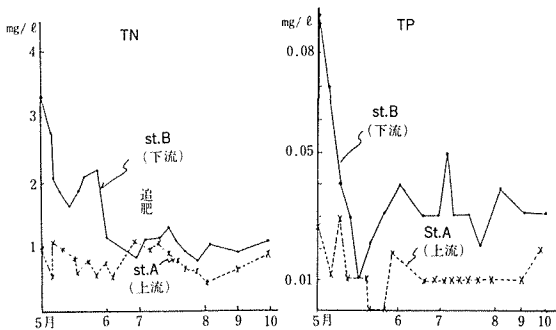


図29. A、B地点における全窒素、全磷濃度の季節的変動

前述した手続きにしたがって算出したA、B両地点における全窒素、全磷の年間平均流出量と、両者の差から求めた水田群からの流出量を表34に示す。

表34. 窒素、磷の流出負荷量 (kg/day)

成分	地点 A	地点 B	水田からの流出量 (B-A)
全窒素	6.2	7.3	1.1
全磷	0.253	0.326	0.073

そこで、調査対象となった水田群に投下された施肥量に対する流出率を算出すると、次のようになる。

窒素：施肥量 $112\text{kg}/\text{ha}/\text{yr.} \times 21.2\text{ha} = 2,374\text{kg}/\text{yr.}$
 流出量 $1.1\text{kg}/\text{day} \times 365\text{days} = 40.15\text{kg}/\text{yr.}$
 流出率 16.9%
 磷：施肥量 $60\text{kg}/\text{ha}/\text{yr.} \times 21.2\text{ha} = 1,272\text{kg}/\text{yr.}$
 流出量 $0.073\text{kg}/\text{day} \times 365\text{days} = 26.6\text{kg}/\text{yr.}$
 流出率 2.1%

この水田群調査で得られた流出率を一筆試験田の場合とくらべると、窒素は試験田の27.1%に対して16.9%と低く、磷は試験田の0.9%に対して2.1%と逆に高い率となっている。一筆試験田の調査が表面流出をゼロにするなど、特殊な条件のもとで行われていることを考えると、水田群調査から求められた流出率はこの地域の水田からの平均的な流出状況を示しているものと考えてよいであろう。

2. 3. 3. 広域的流出負荷量調査による農地からの窒素、磷の流出量

本節は農地からの窒素、磷の流出量を明らかにするために、河川流出負荷量調査法により行われた調査結果である。この調査は、広域的な観点から行われたものであり、前節までに述べた単位水田および水田群調査に対して相補的な役割を果すものである。

1) 方法

農地は面的な広がりを持ち、その上、畑と水田が入りくんでいたりするので、水の出入りが複雑で、流出量を把握するにはむづかしい条件をそなえた負荷源である。したがって、広域的に農地からの窒素、磷の流出量を実測することは甚だ困難である。そこで、本調査では農地からの流出を、河川の一基準点で実測した窒素、磷の総流出負荷量から、別の方法で求めた農地以外の各負荷源の流出量の和を差引いて見積もる方法を適用した。

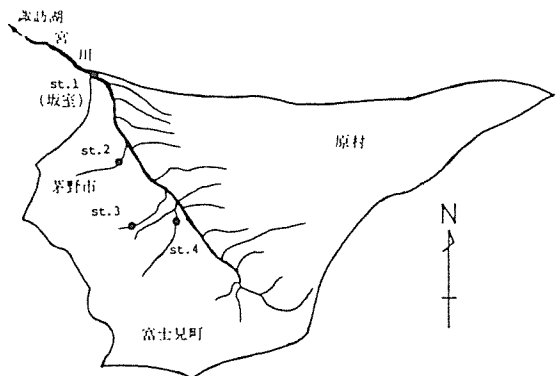


図30. 宮川上流域、窒素、磷流出負荷量調査地点

調査は図30に示すように、宮川上流部の坂室地点（St.1）までの流域を対象に行った。流域の地目別面積は表35の通りである。

表35. 調査地域（6,430ha）の地目別面積

地 目 種 類					
耕 地			森 林		その他
水 田	畑	樹園地	山 林	平地林	宅 地 道路他
1,349	967	14	3,037	543	130 390
2,330			3,580		520

St. 1における窒素、燐の年間平均流出負荷量は、昭和50、51年の2年間にわたっての水質、水量調査から求めた。森林からの流出量は、流域が森林からなる宮川左岸の3支川を調査対象とし、採水地点は図30に示されているSt. 2、3、4である。

降雨からの負荷量については、諏訪湖湖畔の信州大学理学部附属諏訪臨湖実験所構内で採水し、分析した雨水の窒素、燐濃度と原村の年間降水量1,349mmから算出している。

集落排水については、し尿は流域外に搬出され、処理されているので、負荷源は雑排水のみとし、発生負荷量の計算には建設省による原単位を用いた。畜産排水は僅少なので無視してある。また、負荷源となるような工場はこの流域内には立地していない。

2) 結果

St. 1における窒素、燐の平均濃度と総流出負荷量を表36に示す。また、表37には実測によって得られた降雨と森林の負荷原単位を示してある。これらをもとにして対象流域の両負荷源からの負荷量を次式によって求めた。

降雨からの窒素、燐負荷量

= 負荷原単位 × (流域面積－森林面積)

森林からの窒素、燐負荷量

= 負荷原単位 × 森林面積

表36. St. 1 地点における窒素、燐の流出負荷量

流量 (m³/sec)		1.71
濃 度 (mg/L)	全無機態窒素	2.68
	全窒素	3.48
	全燐	0.074
流出負荷量 (kg/day)	全無機態窒素	396
	全窒素	514
	全燐	10.9

表37. 降雨、森林の窒素、燐の負荷原単位

負 荷 源	窒素 (g/ha/day)	燐 (g/ha/day)
降雨	36.5	1.4
森林	9.8	0.32

雑排水の窒素、燐の発生負荷原単位とそれから計算した発生負荷量については表38に示す。なお、各負荷源からの流出負荷量を算出するにあたり、窒素の場合は流達率を1とし、燐は土壌吸着などによる流出の通減を考慮して流達率を0.8としてある。

表38. 雑排水の窒素、燐の発生負荷原単位と発生負荷量

流 域 人 口	(人)	8,800
雑排水の発生 負荷原単位	窒素 (g/人・日)	3.0
	燐 (g/人・日)	0.8
雑排水からの 発生負荷量	窒素 (kg/日)	26.4
	燐 (kg/日)	7.0(5.6)

()内の数字は流達率0.8として算出したもの

以上の結果を基礎にして農地からの窒素、燐の流出量を求めると、以下のようになった。

算出法

農地からの流出負荷量

= 総流出負荷量－(雑排水＋森林＋降雨負荷量)

窒素：514－(26.4＋35.1＋104)＝349 (kg/day)

燐：10.9－(5.6＋0.9＋3.2)＝1.2 (kg/day)

表39. 宮川上流域St.1における窒素、燐の負荷源別の負荷量と寄与率

負荷源の 種 類	全窒素 (kg/day)	寄与率 (%)	全 燐 (kg/day)	寄与率 (%)
雑 排 水	26.4	5.1	5.6	51.4
森 林	35.1	6.8	0.9	8.2
降 雨	104	20.2	3.2	29.4
農 地	349	67.9	1.2	11.0
総負荷量	514	100	10.9	100

*流達率を0.8として計算してある。

表39は St. 1 における窒素、燐の負荷源別負荷量と寄与率をまとめて示したものである。これからも明らかのように、全窒素は農地からのものが全負荷量の68%と圧倒的に大きい。また、燐は雑排水からのものが51%と最も高く、農地からの流出量は10%程度である。

この広域的調査で見積もられた農地からの窒素の流出量を施肥量に対する割合でみると以下ようになる。

<窒素>

施肥量：180kg/ha/yr. × 2,330ha = 419.4ton

流出量：345kg/day × 365days = 127.4ton

流出率：127.4/419.4 × 100 = 30.4%

ここに得られた施肥量に対する窒素の流出率30.4%は、単位水田の27.1%、水田群の16.9%にくらべて最も高い

割合となっているが、広域的調査が窒素の流出率の大きいといわれている畑地を含んでいることがその原因と考えられる。因みに、水田からの窒素の流出率を16.9%ととして、この流域の水田と畑地の面積比率より、畑地からの窒素の施肥量に対する流出率を試算すると34.8%となる。隣についても、同様にして施肥量に対する流出率を計算すると0.24%となり、単位水田の0.87%、水田群の2.1%にくらべて小さく、流達率を0.8としても農地以外の負荷源からの各寄与率がかなり過大に見積もられている可能性を示唆している。

(渡辺義人，沖野外輝夫，古畑和五郎)

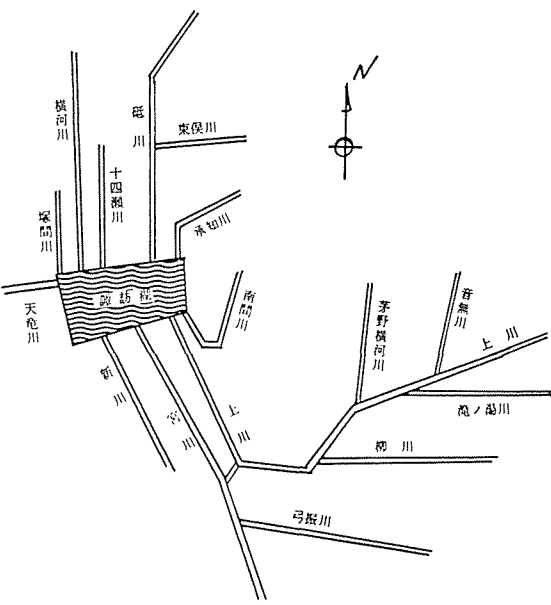


図31. 諏訪湖水系的主要河川の模式図

3. 諏訪湖集水域の水収支特性

諏訪湖水系における河川や湖での水文解析を行うためには、諸河川や湖での実測水文資料が必要となる。しかし、本水系内で長期にわたった連続的な水文資料が得られるのは、諏訪湖と上川中流の中電福沢発電所のものに限られ、その他の資料は短期的なものでしかない。ここでは、これらの資料をもとにして本水系の水文特性を述べ、他の資料とともに、諏訪湖集水域内での水収支の概要を記述することとした。

3. 1. 諏訪湖水系の水文特性

諏訪湖に流入する河川は、一級河川が15河川、砂防普通河川が16河川の、計31河川である。一方、諏訪湖水系から流出する河川は釜口水門からの天竜川一つである。これらの河川のうち、主要な河川について図31に模式的にその概略を示した。

本水系にあるすべての河川は天竜川の上流域に位置するもので、一般的に流域面積が小さく、流路長も短く、河川勾配も非常に大きい。しかし、これらの中で上川だけは例外で、流路長も比較的長く、流域面積も大きい河川である。因みに、上川の流域面積は約330km² であり、本水系の集水域面積の約60%を支配する河川となっている。

昭和50、51年度の日河川流量資料から、本水系で主要な河川についてその比流量を求めると表40のようになる。

これらの河川が、比較的小規模でありながら流況が安定しているのは、位置的に上流域にあり、森林等の保水力に富む流域面積がその大半を占めている結果と考えられる。

この地域の河川を地形的な特徴で分けると、大きく二つのタイプに類別することができる。その一つは、諏訪湖の北部あるいは西部に位置する横河川、砥川等であり、約1/20～1/30程度の急勾配をもち、そのまま諏訪湖へ注いでいるタイプである。もう一つのタイプは、諏訪湖南部にある上川、宮川等で、山岳の急勾配地を流下した後、湖南部の沖積地帯を経て湖に注ぐものである。これらの二つのタイプの代表的な河川として、横河川と上川を選び、それぞれの河川縦断面図をえがくと図32のようになる。一般に、横河川タイプは流出率が大きく、河川勾配も非常に大きく、侵蝕作用による土砂供給も盛んである。一

表40. 上川、宮川、横河川の比流量(昭和50、51年度)

河 川 名	観 測 場 所	流域面積 (km ²)	年 平 均 (m ² /sec/100km ²)		渇 水 流 量 (m ² /sec/100km ²)		最 大 流 量 (m ² /sec/100km ²)	
			昭和50年度	昭和51年度	昭和50年度	昭和51年度	昭和50年度	昭和51年度
上 川 (滝の湯川)	茅 野 市 湯 川	25.4	3.93	5.55	1.6	3.3	149.9	23.03
上 川	茅 野 市 福 沢	165.9	1.84	2.18	1.08	1.3	10.2	8.43
宮 川	茅 野 市 安 国 寺	93.0	2.56 *	2.67	1.83 *	1.8 *	10.2	8.40
横 河 川	岡 谷 市 今 井	22.0	4.40	5.45	1.5	1.3	20.2	29.2

* 欠測分は、推定による。

方、上川のタイプは沖積地帯に入るまでは前者のタイプと同様な状況と考えられるが、沖積地帯に入ると勾配がほとんどなくなり、湖から背水の影響を受けることさえある。そのため、諏訪湖市街地および上川周辺部では洪水時に浸水被害が発生しやすい。また、平時にも周辺低地へ浅層地下水を涵養しているものと推定され、その結果、間接的ではあるが湖水位にも大きく影響しているものと思われる。

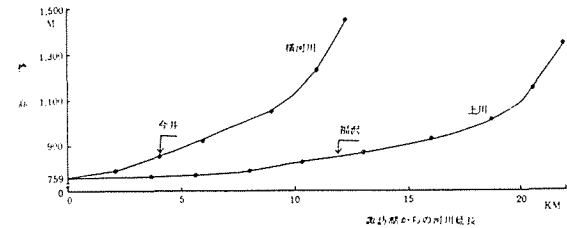


図32. 横河川と上川の河川縦断面図

諏訪湖釜口水門地点での湖水位観測資料は明治16年以降現在まで整理されている。ここでは資料のより整備されている昭和11年以降のデータにもとずいて湖水位の変化を探ってみる。釜口水門地点における基準水位は標高758.045m (E. L.) に設定されている。その基準点をゼロとして月別平均水位の変動を示したのが図33である。この図からも分るように、年を追って水位変化は減少しており、釜口水門による水門操作が湖水位をうまくコントロールしている様子が認められる。現行の水門操作規則が設定されたのは昭和50年である。

湖水位の変化と水門からの放流量から湖への総流入量を算定し、放流量と流入量の関係を見ると、諏訪湖では両者がほぼ同量となっていることが分る。このことは、諏訪湖では長期間にわたる湖水の貯溜効果はほとんど期待できないことを物語っている。これは、諏訪湖は湖の容量に比べて、その流域面積が相対的に大きいことに起因している。因みに、釜口水門の管理規定に即して、この湖の洪水調節容量を推定すると $730 \times 10^4 \text{ m}^3$ 程度となり、これは流域平均降雨量に換算すると約14mm程度ではない。

(松田松二)

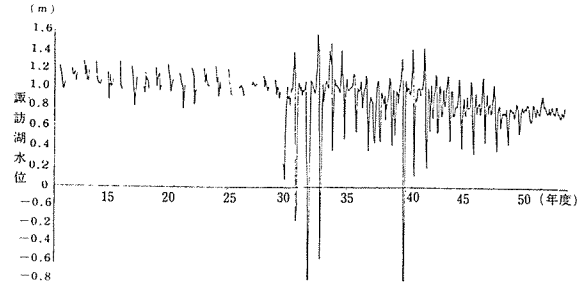


図33. 諏訪湖釜口水門地点における月別平均水位の推移

3. 2. 諏訪湖集水域の水収支

諏訪湖集水域は天竜川の上流、諏訪湖を扇の要とし、北は鉢伏山から霧ヶ峰、八ヶ岳へと連なり、南は赤石山脈の笠笠山、守屋山に囲まれた地域である。この地域に関係する自治体は3市2町1村(岡谷市、諏訪市、茅野市、下諏訪町、富士見町、原村)で、湖に接している地域に人口が集中している。諏訪地域は古くから内陸工業地帯として発展してきた地域で、最近では精密工業を中心とする先端技術工業地域として発展を続けている。

1964年には新産業都市として指定を受け、1976年には製造品出荷額が4,467億円に達している。これは当時の長野県全体の出荷額の33%に当たる額である。そして、本報告の中心となる1980年段階には6,319億円に達している。さらに、工業の発展に加えて、温泉、自然景観を利用した観光開発も活発に行われ、農業では前節に述べたように、八ヶ岳の広大な山麓を利用した付加価値の高い野菜、花卉栽培が行われているのも地域の特徴の一つである。

すなわち、諏訪湖集水域の水収支は以上のような人為的な水利用の実態を含めて考えることが必要である。

諏訪湖集水域の総面積は、すでにこの章で529km²として述べてきた。しかし、境界の扱い方、基本となる資料の違いによって若干の差がみられる。本項の水収支の算定には、各種の基本数値を長野県の報告に依存しているので、長野県の水質審議会資料で用いられている531km²を用いている。表41は水収支算定に用いた諏訪湖集水域

表41. 諏訪湖集水域内の地表種類別面積(長野県, 1983)

	集水域 総面積	森林 原野	水田	畑地	樹園地	湖水	市街地 その他
面積 (km ²)	531.2	400.7	30.37	32.18	0.28	13.30	54.4
占有率 (%)	100	75.4	5.7	6.1	0.05	2.5	10.24

内の地表種類別面積(長野県, 1983)であるが, 只木(1980)による航空写真からの読取りで算出されたものと比較すると, 農耕地は非常に小さな値となっている。その理由は, 農地面積を作付面積として算定していることによるもので, 農道, 畦畔は宅地とともにその他の種目に含まれている。

流域内の人口は1980年統計で, 175,331人であり, これには富士見町の人口の86%と岡谷市の天竜川沿いに位置する部分の人口(岡谷市人口の25.8%)は含まれていない。流域内人口の約70%, 120,000人が諏訪湖に近接した地域に集中している。諏訪湖の水質に排水の面で直接関係するのは流域内人口であるが, 給水面でみると全人口の203,341人が関係してくる。事実, 実績給水人口は194,626人と報告されており, 全人口に近い数値となっている。すなわち, 富士見町の定住者は諏訪湖集水域内に生活用水の水源地を得ているが, 排水についてはその86%が釜無水系に直接排水し, 諏訪湖集水域の系外へ排出していることになる。岡谷市の天竜川沿いの地域についても同様な事情にある。諏訪地域の実績年間給水量は $34,854 \times 10^3 \text{ m}^3$ で, そのうちの37.2%が家庭用, 34.3%が営業用と工場用であり, 有効給水率は77.2%と報告されている。表42に各自治体別の総人口と流域人口を, 表43に実績年間給水量を用途別に示した。

表42. 諏訪湖集水域内の人口および各自治体の総人口(1980年度)。

自治体名	総人口(A)	集水域内人口(B)	B/A(%)
岡谷市	62,210人	46,160	74.2
諏訪市	50,558	50,558	100
茅野市	43,942	43,942	100
下諏訪町	26,575	26,575	100
富士見町	13,931	1,950	14.0
原村	6,125	6,125	100
総計	203,341	175,331	

表43. 諏訪湖集水域内の用途別の実績年間給水量(長野県資料, 1980年度より)

現在給水人口	実績年間給水量			
194,626人	$34,854,000 \text{ m}^3$ 有効率 77.2%	用と	実績(m^3)	
		家庭用	12,954,000	
		営業用	6,151,000	
		工場用	5,474,000	
		官公所	3,669,000	
		学校 その他	333,000	

1945年から1970年の間の諏訪測候所記録によると, こ

の間の年間平均降雨量は1,383mmであり, ここ5年間(1976~1980年)の平均は1,365mmとなっている。しかし, この降雨量は諏訪湖を含む平地部の記録であり, 集水域全域の平均降雨量とはなっていない。より標高の高い山間部での記録をみると, 標高1,250mの蓼の海の記録が最高であり, 過去10年間(1960~1970年)の平均が1,676mmとなっている。今回の研究期間中に測定した蓼科高原のミズナラ林での降雨量も1,505mmと高く, 標高2,170mの麦草峠付近に設置した雨量計では5月2日から11月20日までのおよそ7ヶ月の降雨量は1,430mmに達している。表44に諏訪湖集水域内で10年以上の測定期間を有している雨量観測所の記録を整理して示した。

表44. 諏訪湖集水域の各測定地点における年間平均降雨量($\text{mm} \cdot \text{yr}^{-1}$)

地名	標高	年間平均降雨量	測定期間
蓼の海	1,250	1,676	1960~1970年
富士見	952	1,528	1940~1970
玉川	905	1,386	1940~1970
川岸	765	1,452	1940~1970
諏訪	759	1,383	1945~1970

諏訪湖への流入・流出水量は, 唯一の流出河川である天竜川の釜口水門で測定されている。その記録によると, 1976年から1970年の5年間の平均で, 流入量は $5.51 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ (日平均で $1.51 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$), 流出量は $5.57 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ (日平均 $1.52 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$)となっている。表45は釜口水門での観測記録をもとにして計算した流入・流出水量と湖面からの蒸発量についての5年間の変動である。湖面からの直接蒸発量は $833 \sim 1,035 \text{ mm yr}^{-1}$ であり, この5年間の平均は $914 \text{ mm} \cdot \text{yr}^{-1}$ となる。

表45. 諏訪湖への流入・流出水量(年間総量: $\times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$, 平均流量: $\text{m}^3 \text{ sec}^{-1}$)および湖面からの直接蒸発量($\text{mm} \cdot \text{yr}^{-1}$)(長野県釜口水門日誌より算出)

年度	流入量		流出量		蒸発量
	年間総量	平均	年間総量	平均	
1976	6.30	20.0	6.44	20.5	871
1977	5.07	16.1	5.07	16.1	988
1978	4.39	13.9	4.38	13.9	1,035
1979	5.38	17.1	5.37	17.1	833
1980	6.39	20.3	6.39	20.3	943
平均	5.50		5.53		934

その他に水収支に関連するものとして温泉とガス井戸からの流出量があり, これは諏訪地域の特性の一つであ

る(表46)。このうち、ガス井戸についてはその97%が湖内に直接排出されている。

表46. 諏訪地域の温泉の湧出量とガス井戸からの流出量 (長野県1983年資料より)

温泉 ($\times 10^4 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$)				ガス井戸
上諏訪温泉	下諏訪温泉	蓼科温泉	総計	$\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$
1.10	0.28	0.65	2.03	4,367

産業系からの排水量は河川放流および下水道放流両者を含めて $24,698 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ である。これは水質汚濁防止法および県条例によって規制されている工場、事業場の業種別施設数とその排水量から算出されたもので、旅館業、し尿処理場、下水処理場からの排水は含まれていない。現実には小規模の工場、事業場からの排水もあるので、給水量から算出してみると約 $52,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ にもなる。観光関連の排水にかかわる観光人口は1980年度実績で総延観光人口12,872,200人にもなるが、そのうちの69.2%は日帰り観光客であった。

集水域内の地表種類別の年間蒸発散量は、森林からは 548 mm (日平均 1.5 mm day^{-1})、畑地については $3 \sim 6 \text{ mm day}^{-1}$ 、平均で 3.5 mm day^{-1} を用い、水田の場合は減水深 25 mm day^{-1} の20%に相当する 5 mm day^{-1} を蒸発散量とし、5ヶ月間を水稻の生育期間とし、残りの期間は畑地と同じに扱うことにする。市街地を含むその他の地域については実測値が得られないので、畑地の値を用いることとした。その結果、諏訪湖集水域内の陸域からの平均蒸発散量は 722 mm yr^{-1} となり、湖面からの直接蒸発量 914 mm yr^{-1} の約80%に相当している。

湖面からの蒸発量を加えた集水域全域からの蒸発散量は $3.89 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ となり、この量は年間降雨量の 1365 mm から推定された $7.25 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ の53.7%に相当するものとなる。これは現実の降雨量が 1365 mm よりも多いことを示唆するもので、地域内の水収支が平衡状態にあると仮定して次ぎのような方法で地域内平均降雨量の推定を行ってみた。

地域内の水収支を考えると、収支は諏訪湖への流入水量 $5.51 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ と地域内全蒸発散量 $3.89 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ の総和から温泉とガス井戸起源の流入水量である $0.090 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ を差引いたものが年間の全降雨量に相当し、その量は $9.31 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ となる。これは降雨量にすると $1,753 \text{ mm yr}^{-1}$ となる。この降雨量をもとにして計算すると諏訪湖集水域内の流出率は約59%となる。

人間活動に直接利用される水のうち農業用水を除くと、諏訪地域の場合にはそのほとんどを地下水に依存している。その量は工場等で自己水源から直接汲上げている $19,016 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ と上水道の給水実績を加えて $0.42 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ になる。現実には有効水量が77.2%であるから、

$0.33 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ が実質人間活動によって影響を受けた量となる。

一方、使用量の面から検討すると以下ようになる。生活排水は家庭からの直接排水量 $150 \text{ l man}^{-1} \text{ day}^{-1}$ 、都市活動用水は東海地区の平均値 $82 \text{ l man}^{-1} \text{ day}^{-1}$ を用いると、それぞれに $0.096 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ および $0.052 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ となり、生活排水の総計は両者を合せて $0.148 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ である。これらの量の妥当性を検討するために給水実績から諏訪地域の原単位を求めてみると、家庭用水が $182 \text{ l man}^{-1} \text{ day}^{-1}$ 、都市活動用水は官公署と学校のみで計算した場合 $52 \text{ l man}^{-1} \text{ day}^{-1}$ となり、両者を合すると上記の数値にはほぼ等しいものとなる。

家畜についての単位用水量は乳牛 $225 \text{ l cap}^{-1} \text{ day}^{-1}$ 、豚は $30 \text{ l cap}^{-1} \text{ day}^{-1}$ を用いると、諏訪地域の飼育数からそれぞれに $0.03 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ と $0.0002 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ になるが、現実にはこれらの排水のほとんどが農地還元されており、表流水中には入らない。

観光客については、湖への物質負荷の計算に準じて、日帰り観光客は定住者の半分、宿泊観光客は定住者と同じとすると $0.019 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ となる。

以上を集水域全体でまとめると図34のようになる。ここに示されている下水処理場の能力 $280,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ は昭和70年度に下水処理場が完成した時点での計画処理汚水量であり、現時点(昭和59年)ではその約10%にあたる $26,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ が流入しているに過ぎない。

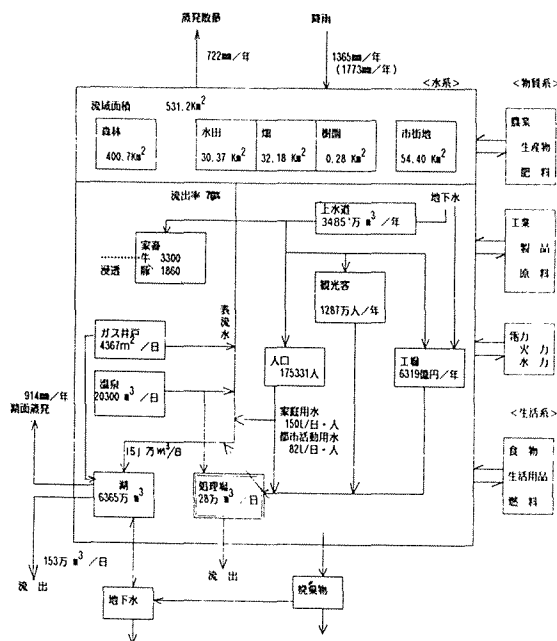


図34. 諏訪湖集水域内の水収支算定の基礎数値

仮に、この下水処理場が無い状態での直接人為的な影響を受けた水の湖への流入量を計算すると $0.26 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ となる。これに温泉、ガス井戸からの流入量を加えると $0.35 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ となり、これが諏訪湖集水域内で人為的影響を受けた水の総量となる。給水量から算出した $0.42 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ に比較するとこの量はやや小さいものとなっている。

表47に諏訪地域内での人間活動の結果として排出されている水量を、その水源別に比較して示した。

諏訪地域内で発生した直接人間の影響を受けた排水の量は、諏訪湖への年間の総流入量 $5.51 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ の6.3～7.6%に相当する量である。この他に、農業に關係する水があるが、その量を正確に把握することは難しい。

図35に諏訪湖集水域における水収支の現状を示した。降雨についての()内の数値は水収支の計算から推定された当地域の平均年間降雨量であり、これをもとにして計算した流出率が()内の数値である。

(沖野外輝夫、渡辺義人)

表47. 諏訪湖集水域内の発生源別排水量

発生源	生活排水		観光客	工場	温泉	ガス井戸	総計
	家庭用水	都市活動用水					
排水量	0.096	0.052	0.019	0.090	0.074	0.016	0.347

4. 諏訪湖集水域における物質収支

4. 1. 諏訪湖集水域に代表的な植生内での物質循環

諏訪湖に流入する河川の水質は流下するうちに農業、工業、家庭生活などの人間活動によって大きく変化させられる。また、人間以外の生物の活動や地質学的原因によっても変化が生じる。上流部の山地帯に降った雨や雪が地表を流れたり、浸透したりして、やがて流れを形成し、その水質は変化を受けつつ湖水に加わる。

人為的影響をほとんど受けていない上流部における水質を自然負荷とするならば、それがどの程度のものであるのかを明らかにすることは、湖水に注ぐ河川の水質の変化を研究する基礎となる。そのために、諏訪湖集水域の上流部で、この地方に代表的な三つの植生の場を選び、そこでの物質の流れの解明を試みた。

1) 調査地の概況

諏訪湖集水域の上流部はほとんど森林と草地によって占められているが、草地の面積は森林に比べて小さい。森林はカラマツ人工林とミズナラ、クリ、コナラなどからなる夏緑広葉樹林が多く、集水域東部の亜高山帯にシラビソ、コメツガなどからなる針葉樹林が広がっている。

調査林としてカラマツ林、ミズナラ林、亜高山帯針葉樹林を選んだ。図36に調査林の所在地を図37に各調査林の胸高直径分布を、表48に各調査林の構成樹種の密度、胸高断面の合計を示す。

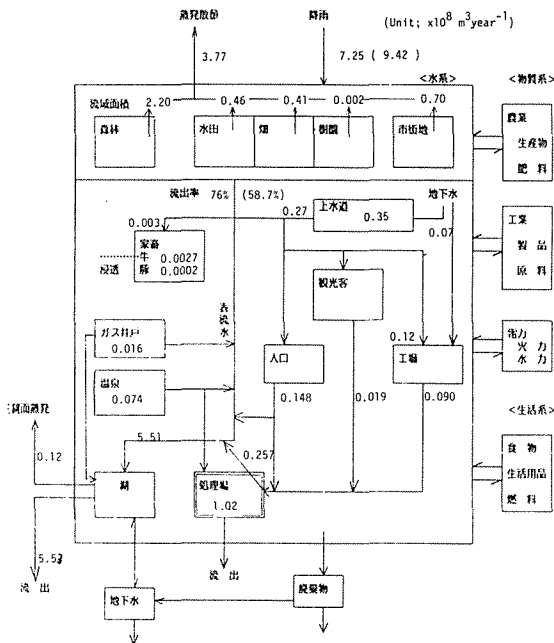


図35. 諏訪湖集水域における水収支の現状 ($\times 10^8 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$)

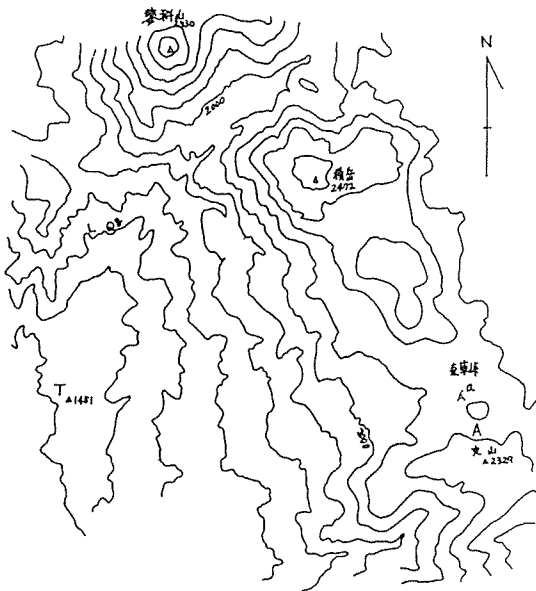


図36. 各調査地の位置。A：シラビソ林, Q：ミズナラ林, L：カラマツ林, Ȧ：シラビソ林内雨水の採取地, T：信州大学高原研究室（雨雪量計設置）

亜高山帯針葉樹林の調査地（以後シラビソ林と略す）は北八ヶ岳の丸山北側の鞍部の緩い南斜面にあり、標高2,170mである。シラビソ、オオシラビソ、コメツガ、トウヒの4種からなり、ダケカンバ、ナナカマドなどの広葉樹は含まれていない。林床にはシラビソ、オオシラビソの稚樹とツルツゲ、オサバグサなどがまばらにあり、ほぼ全面をタチハイゴケにおおわれていた。立木数ではオオシラビソが50%以上を占めていたが、胸高断面積の合計は立木数が14%のコメツガが最大であった。

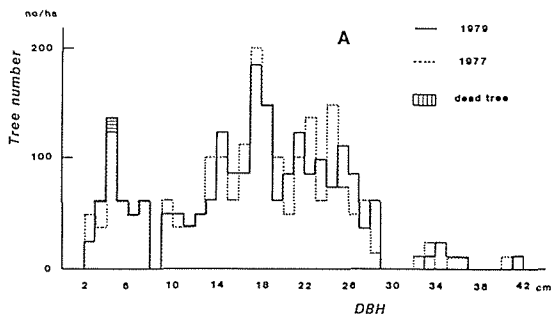


表 48. 各調査林の構成樹種とそれらの密度, 胸高断面積の合計。A：シラビソ林, Q：ミズナラ林, L：カラマツ林。20m x 40mの調査区を2分し, それぞれをA, B 区とした。

		Sep. 1979					
		Number/ha			Total basal area (m ² /ha)		
		A	B	mean	A	B	mean
A	<u>Abies mariesii</u>	1200.0	1050.0	1125.0	22.96	20.18	21.57
	<u>Abies veitchii</u>	575.0	375.0	475.0	18.48	8.20	13.34
	<u>Tsuga diversifolia</u>	175.0	425.0	300.0	8.73	22.48	15.61
	<u>Picea jezoensis</u>	350.0	225.0	287.5	14.13	9.71	11.92
	var. <u>hondoensis</u>						
Total		2300.0	2075.0	2187.5	64.30	60.57	62.44

Q	Number/ha			Total basal area (m ² /ha)		
	A	B	mean	A	B	mean
	<u>Quercus mongolica</u>					
	2250.5	2650.0	2450.0	23.60	25.64	24.62
	var. grosseserrata					

	Number/ha			Total basal area (m ² /ha)			
	A	B	mean	A	B	mean	
L	<u>Larix leptolepis</u>	2325.0	2725.0	2525.0	25.15	24.24	24.69
	<u>Quercus mongolica</u>	600.0	400.0	500.0	1.66	0.56	1.11
	var. <u>grosseserrate</u>						
	<u>Prunus sp.</u>	425.0	450.0	437.5	1.13	0.59	0.86
	<u>Castanea crenata</u>	150.0		75.0	0.90		0.45
	<u>Magnolia kobus</u>		100.0	50.0		0.11	0.06
	<u>Sorbus commixta</u>		50.0	25.0		0.06	0.03
	<u>Acer. sp.</u>	25.0		12.0	0.02		0.01
	<u>Euonymus sieboldianus</u>		25.0	12.5		0.02	0.01
	Total	3525.0	3750.0	3637.5	28.86	25.58	27.22

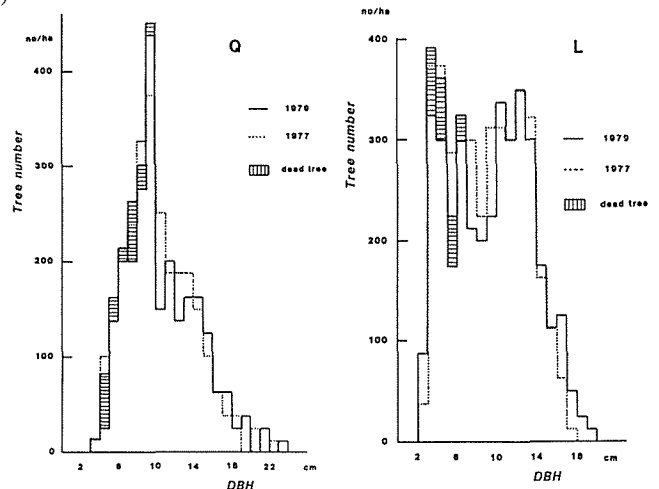


図37. 各調査林の胸高直径の頻度分布。1977年8月と 1979年9月の測定。A：シラビソ林, Q：ミズナラ林, L：カラマツ林

ミズナラ林の調査地（以後ミズナラ林と略す）は蓼科山南西斜面にあり、南北を小さな沢にはさまれた標高約1,600mの尾根上に設けられた。約45年生（1980年現在）の萌芽林であった。まわりにカラマツの大径木が散在するが、調査林内には入っていなかった。林床はミヤコザサ、オニゼンマイなどが多くはえていた。

カラマツ林の調査地（以後カラマツ林と略す）はミズナラ林の西方約100mにあり、標高はミズナラ林よりやや低くなっている。約23年生（1980年現在）の人工林で1ha 当たり2,500本という密植状態にあった。ミズナラ、サクラ、クリなど夏緑樹を約1,000本/ha の割合で混えていた。林床は落葉に厚くおおわれ、植生はほとんどなかった。

各調査林に1977年8月に20m x 40mの区画をとり、この中で種々な調査、測定を1980年9月まで行なった。

2) 研究の方針

調査、測定は図38に示した森林生態系における現存量と物質移動の模式図に具体的な数値をいれることを目的とした。この図では生物、有機物の量または、その中の窒素、燐量をブロックで表わし、物質の流れの方向を矢印で示してある。

通常、生態系の構造としてこのような図を描いた場合、生産者、消費者、分解者を設定する。しかし、この図では分解者を独立して扱っていない。それは分解者の現存量が把握しにくいこと、分解者は多くの流れに関与し、それらを考慮すると図が複雑になることなどの理由からであった。それ故、分解者の現存量ブロックは省いて、機能のみとして扱っている。これはあくまでも研究遂行上の問題である。また、土壌と土壌有機物を独立したブロックにしなかった。その理由は、土壌の中に固体状あるいは液体状の有機物、窒素、燐化合物が存在するのが真の姿であり、分解、溶出などの作用が行なわれる場をどちらと決めることは出来ないと考えたからである。しかし、土壌中の有機態炭素量を測定することによって土壌有機物量を推定出来るので、土壌ブロック中に非閉鎖的なブロックとして土壌有機物ブロックを置くこととした。

この系への物質の流入は降水（Precipitation）によるとした。降水は樹冠を通して林内雨（Throughfall）として土壌（Soil）に供給される。降水が樹冠部で植物体（Plant）と接触することによって吸収や溶出が行なわれ、降水の水質は変化する。土壌への降水の供給には樹木の幹を伝って流下する樹幹流があるが、これは今回測定されていない。そのために、今回の報告では林内への物質供給が幾分か過少評価となっている。

植物は地上部の枯死した部分をリターフォール（Litterfall）として地表に落下させ、堆積有機物（Litter）に加える。年々の生長（Growth）によって、植物の現存量は拡大することになる。これに必要な栄養塩類は

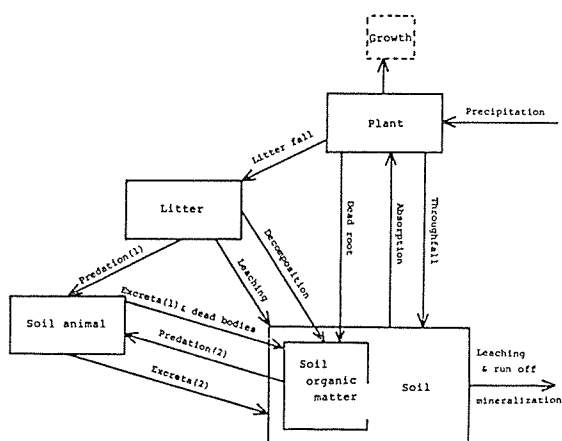


図38. 調査林における物質移動の模式的な流れ図

植物体に接触した降水から、あるいは土壌から吸収（Absorption）されるが、この量は測定していないので、植物体中の現存量に関する収支計算から求めた。地表に堆積する有機物は土壌動物に摂食（Predation (1)）されたり、細粉化されて土壌有機物に加えられたり、無機化されたりする。有機物の無機化（Mineralization）は堆積有機物の段階でも起こっているが、窒素、燐の流れとあわせるために、土壌有機物の段階で生じる過程とした。それ故、堆積有機物の分解（Decomposition）は細粉化されて土壌有機物に加わるものと、無機化されたものの合計である。堆積有機物は雨水で洗われたり、雪に押しつぶされたりすることによって、内容物のうちの可溶性物質が溶出（Leaching）する。これは、土壌溶液として土壌に加わる。堆積有機物の分解速度は測定出来なかった。測定にはリターバッグ法を用いたが、バッグの目の大きさ、内容物、置き場所など問題が多く、信頼できる数値を得ることが出来なかったのがその理由である。そのために、この速度については、堆積有機物量が安定状態にあるものと仮定し、収支計算によって求めることとした。

土壌動物（Soil animals）は堆積有機物だけでなく土壌有機物も摂食する。これら2つの有機物量を別々に推定することはできなかったため、両者をあわせて Predation (1)にその数値を示した。同様に、固形排泄物（Excreta (1)）と液状排泄物（Excreta (2)）の区別も不可能であったので、両者をあわせて Excreta (1)として示してある。

有機物は CO_2 として地表面から失われる量のみを測定した。浸透水中に溶存した状態での流出については測定されていない。

窒素、燐の図38に示した系からの流出は浸透水が唯一のものとしてある。窒素の場合、硝化作用によって気体

として失われる経路も考えられるが、この量は測定されていない。pHの低い森林土壌では、この作用は抑制される(Rice & Pancholy, 1974)ので、ミズナラ林以外無視しうる量であろう。

以下に各ブロックと流れの測定法、数値の推定について各項ごとに記述する。

(1) 降水：降雨を集めるために、直径20cmのポリエチレンロートを高さ2mに固定した。ロートに入った雨水はビニールチューブで転倒ます式量水計に導き、さらにその下の受け皿を経由して、地表に置いた5L量のポリエチレンタンクに貯められた。ロートの上部には0.2mm目のナイロンネットをはり、大型固形物の飛来を防いだ。ポリタンクの中に10mlの濃硫酸をいれ、貯水中に生物が繁殖することを抑止した。このような装置をミズナラ林内、カラマツ林内、その近くのミズナラ伐採地に置いた。シラビソ林では雨水の回収の都合上、調査林から約1km北方の麦草峠のシラビソ林内とその近くの草地に同様な装置を置いて、測定を行なった。降雨量は量水計の記録とポリタンクに溜った水量とから決めている。溜った雨水はほぼ2週間毎に回収した。

以上の装置では降雨量しか測定できない。しかし、山地においては冬期の降雪も大きな物質供給源になるはずである。そこで、降雪量を測定するために、蓼科高原の信州大学高原研究室の庭に中浅測器製、いっすい式雨雪量計を設置した。この測器は熱で雪を溶かし、その水量を降水量として測定するものである。各調査林の冬の降水量は各林と蓼科高原の降雨量との比率が冬期にも当はまるものとして、比例計算で算出している。雨雪量計に入った水は加温された油層を通過するので、分析試料として使うことはできない。降雪中の窒素、燐濃度は1978年12月から1979年3月まで、麦草峠にある麦草ヒュッテの山本昌司氏に降雪のたびに新雪を集め、保存してもらい、それらを分析して、求めたものである。全窒素はケールダール法、全燐は有機態燐を過硫酸カリとともに加熱、分解、 $\text{PO}_4\text{-P}$ とし、モリブデン酸青法で定量した。

1978年12月から1979年11月までの1年間の各林および林外、蓼科高原における降水量、全窒素と全燐量を表49に示す。

年間降水量はカラマツ林と蓼科高原を除き、おおそ1,800mmであった。カラマツ林では樹冠が密なため、樹冠での降雨遮断が大きく、そのために林内雨量が少なくなったものと思われる。樹冠部での植物体による吸収が大きかったためか、カラマツ林内雨水中の窒素、燐量はその近くに位置するミズナラ林内雨に比べて約半分程度であった。一方、同じ林外雨でありながら麦草峠と蓼科山腹とは窒素、燐量に大きな違いがあり、林内雨、林外雨ともに麦草峠の方が著しく少なかった。

(2) 植物体現存量、窒素量、燐量：1977年8月と1979年

表49. 各調査区における降雨量と全窒素、全燐量

Site (Dec. 1978 Nov. 1979)	Precipitation mm/yr.	Total N kg/ha	Total P g/ha
Tateshina Hights			
open site	1,413	—	—
L. forest	1,520	22.4	221
Q. forest	1,805	41.8	388
q. openfield	1,833	43.6	179
Mugikusa Pass			
A. forest	1,837	46.6	38
a. open field	1,840	20.5	66

9月に各林で毎木調査を行った。図37は2回の測定時の胸高直径(DBH)の頻度分布を重ねて示したものである。2年間に胸高直径分布が各林ともに大きな方へ若干移動している傾向が認められる。

1979年10月に只木ほかによってミズナラ林、カラマツ林で伐倒調査が行われ、相対生長関係を使って、これらの林の現存量、生産量が計算された。シラビソ林については伐倒調査を行うことができなかったため、その現存量、生産量は只木(只木ほか、1980)の結果を利用して推定した。根の現存量、枯死量は幹枝量の30%として見積もられている。

図38に示した模式図に使用する現存量として1978年の値を用いることとする。これらの数値は、算定された1977年と1979年の現存量を対数平均して求めたものである。葉量はミズナラ林、カラマツ林については後述するリタートラップによる落葉量を用い、シラビソ林については木村(1963)によって当調査地の近くで推定された20.8 t/haという数値を用いた。生長量は2年間の幹、枝、根量の増加分を現存量で比例配分して用いている。各林とも葉量の増加はないものとした。結果として、シラビソ、ミズナラ、カラマツ各林の現存量は、それぞれ254, 141, 110 t/ha yrと算定された。シラビソ林の死根量は他の林に比べて著しく小さく算定されている。

植物体の窒素量、燐量の算定のために、毎月1回、各調査林で生木の枝を採取し、分析試料として用いた。各林分より得られた試料は、それぞれ枝の径によって3段階に分け、葉は別にして乾燥、粉碎し、分析に供した。窒素の分析はケールダール法、燐はバナジウムモリブデン黄法を用いた。幹については、1979年10月の伐倒調査の際に得られた試料について分析を行っている。根の採取は行わなかったため、枝で得られた含有率を根にも当はめた。各器官の窒素、燐の含有率には季節的な変化が認められたが、現存量で季節的変動を無視して取扱っているため、これらの含有率についても年間の平均値を用いている。

各器官の窒素、磷の平均含有率を表50に示した。

表50. 植物体の器官別窒素、磷の含有率 (%)

Organ	Abies	Quercus	Larix
Stem	0.04	0.06	0.03
N Branch & Root	0.23	0.40	0.25
Leaf	0.93	1.95	1.80
Stem	0.004	0.006	0.003
P Branch & Root	0.030	0.050	0.035
Leaf	0.10	0.20	0.20

カラマツ林内の広葉樹にはミズナラ林の平均含有率を当はめて計算した。生長量については、幹、枝、根に分けて、それぞれの平均含有率を適用し、幾分過大評価にはなるが死根についても生根の含有率を当はめている。

(3) 落葉落枝（リターフォール）量と窒素、磷量：

20m x 20mの調査区にリタートラップを20個設置し、落葉落枝の採取を行った。夏用のトラップとしては、直径80cmの針金の輪に0.2mm目のナイロンネットをロート形に張ったものを使い、開口部を地上1.5mの高さに3本の支柱で固定した。冬用トラップは70cm角、深さ2cmの木枠の下側に0.5mm目の防虫網を張ったもので、夏用トラップをとり外した後の地表に設置した。大枝用のトラップは使用しなかった。積雪期以外の採集は毎月1回または2回行い、トラップ中のリターを回収、乾燥後、葉、枝、種子、動物などの諸成分に分けて秤量した。

リターフォール量は季節により大きな差があり、またその含有成分も異なっていた。ミズナラ林、カラマツ林のような夏緑林では秋に大量の落葉があり、これが秋のリターフォール量を大きくしている原因である。シラビソ林は常緑林ではあるが、他の林と同じように秋に大量の落葉を生じ、リターフォール量も多く、また冬期には大量の枝、樹皮の落下があった（図39）。

1977年12月から1978年11月、1978年12月から1979年11月の各年における全リターフォール量は、シラビソ林で3.61、3.09ton/ha、ミズナラ林で3.60、3.84ton/ha、カラマツ林は4.64、3.92ton/haであった。

落下有機物は諸成分に分け、各成分毎に窒素、磷の含有量を測定した。重量がわずかな成分については窒素、磷の分析は行っていない。

窒素、磷ともに落葉中の含有率には明瞭な季節の変化が認められた。含有率が最も高かったのは動物質の成分で、窒素は7～9%、磷は0.5%前後であった。分析不能の「その他」の成分はほとんどが鱗翅目幼虫のふんのこわれたものようで、窒素、磷の含有率は別に分析したふんと同程度であった。1979年の落下有機物については窒素、磷の分析は行っていないので、1978年の分析値を用いて計算を行った。その結果、窒素はシラビソ林、

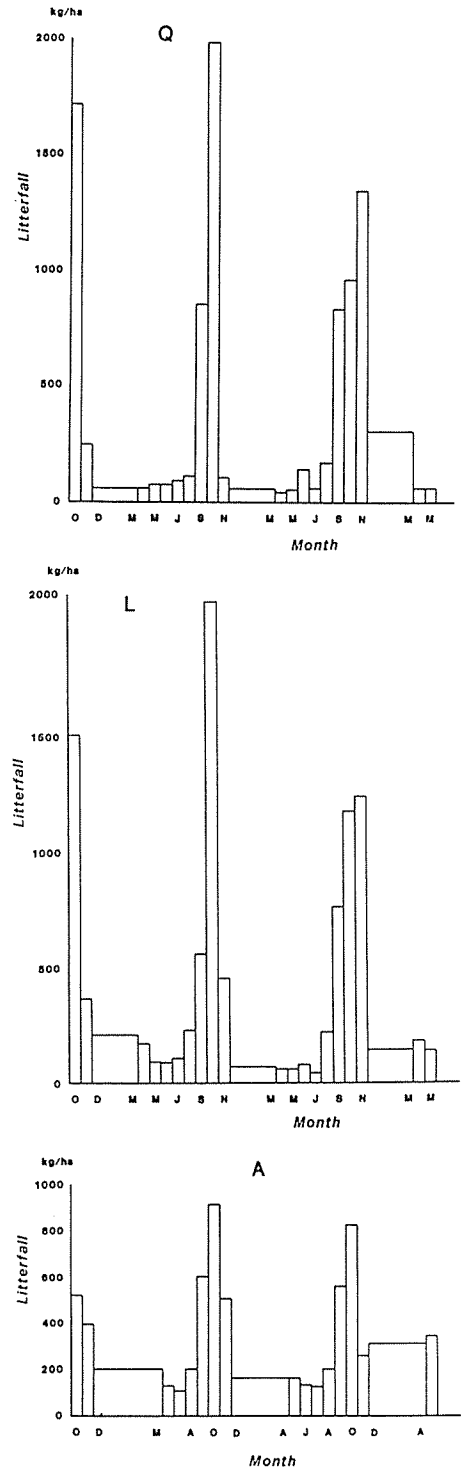


図39. 各調査林の全リターフォール量の季節変化。
A：シラビソ林，Q：ミズナラ林，L：カラマツ林

ミズナラ林, カラマツ林でそれぞれ25.4, 40.3, 42.3kg/ha, 燐は1.50, 1.97, 2.37kg/haであった。窒素, 燐ともにカラマツ林が他の林より大きな落下量となっている。三つの林分ともに窒素, 燐の落下量は秋に極めて大きくなる傾向が認められたが, シラビソ林では他の二つの林分に比べると極大と極小値の差が小さい傾向にあった(図40)。

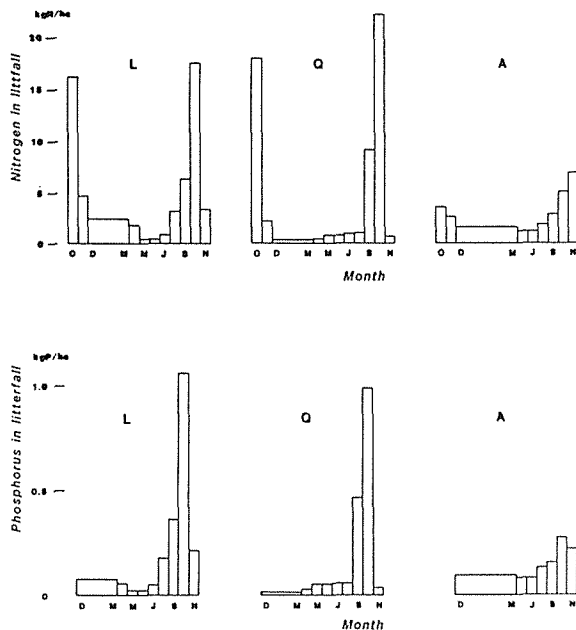


図40. 各調査林におけるリターフォール中の窒素量, 燐量の季節変化。A: シラビソ林, Q: ミズナラ林, L: カラマツ林

(4) 堆積有機物, 窒素量, 燐量

積雪期以外に毎月1回または2回, 各調査林の林床に堆積する有機物を50cm×50cmの区画, 2箇所から採取し, 乾燥後, 秤量を行った。その結果が図41に示されている。

堆積有機物量はシラビソ林が最も多く, 30ton/haに近い量であった。その原因はシラビソが葉の分解の遅い針葉樹であること, 立地が亜高山帯にあり, 他の林より地温が低く, 有機物の分解に関与する生物の活性が低いこと等が挙げられる。しかし, ほぼ同じ標高にあるミズナラ林とカラマツ林では, その堆積量は2倍以上も大きいことから考えると, シラビソ林の有機物堆積の大量蓄積の原因の多くは葉質にあるものと思われる。

最も堆積有機物量が少ない時期の量を年間の堆積有機物量とすると, シラビソ林, ミズナラ林, カラマツ林,

それぞれに26.6, 6.4, 17.7ton/haとなる。これらの値は秋の大量のリターフォールにより, それぞれに28.3, 9.6, 21.0ton/haに増加する。そして, 翌年の4月には28.6, 9.4, 20.0ton/haとなった。冬期は低温のために生物による分解, 摂食がないとすれば, 秋の堆積量と4月の堆積量との差に, この間のリターフォール量を加えた量が冬期になんらかの過程により消失したことになる。この現象は, 堆積物中の可溶性成分が雪解時に大きな雪圧によってしぼり出された結果と思われる。この消失量を計算すると, シラビソ林, ミズナラ林, カラマツ林それぞれで, 0.35, 0.43, 1.29ton/haとなった。リターバッグを用いた測定結果でもバッグ中の葉の重量は雪に埋もれている間におよそ10%が減少していた。

採取したリターの一部をとり, 乾燥後, 細粉して窒素, 燐の分析を行い, 得られた含有率にその時の現存量を乗じて, 窒素, 燐量を求めた。堆積有機物中の窒素, 燐の含有率は落下有機物に比べて高い傾向にあった。これは生物の増殖による必須元素の濃縮によるものであろう。窒素は各林で6月には1%以下であったが, 7月以降は1.5%に近い含有率を示した。燐はおよそ0.1%の含有率で, ミズナラ林はやや低い傾向にあった。

窒素, 燐の現存量は, 有機物の場合と同じように年間の最小量を基準とした。すなわち, シラビソ林, ミズナラ林, カラマツ林それぞれの窒素量は414, 76, 257kg/haであり, 燐量は23.8, 4.7, 16.0kg/haとなる。11月と4月のこれらの量の差に, その間の落下有機物中の量を加えた量が冬期に溶出するものとすれば, 各林からの溶出量は窒素で11.3, 3.3, 10.2kg/ha, 燐は0.78, 0.15, 0.44kg/haと推定される。

(5) 土壌動物の現存量, 窒素量, 燐量

各調査林における土壌動物の平均現存量, 窒素含有率, 燐含有率を表51に示した。

表51. 各林の土壌動物の現存量, 窒素と燐の含有量

	シラビソ	ミズナラ	カラマツ
平均現存量(kg/ha)	8.28	7.21	6.32
窒素量(g/ha)	729	670	565
燐量(g/ha)	9.24	59.4	50.7

土壌動物の摂食有機物量は志賀山の生態系調査によって自己重のおよそ10倍と推定されている(北沢, 1977)。堆積有機物と土壌有機物の摂食量を別々に推定することは困難なので, ここでは土壌動物は堆積有機物を摂食するものと仮定した。また, 摂食量の約40%がふんとして排泄されるものとし, 1年間で現存量に等しい死体量があるものと仮定した。ここでは固形排泄物と液体排泄物

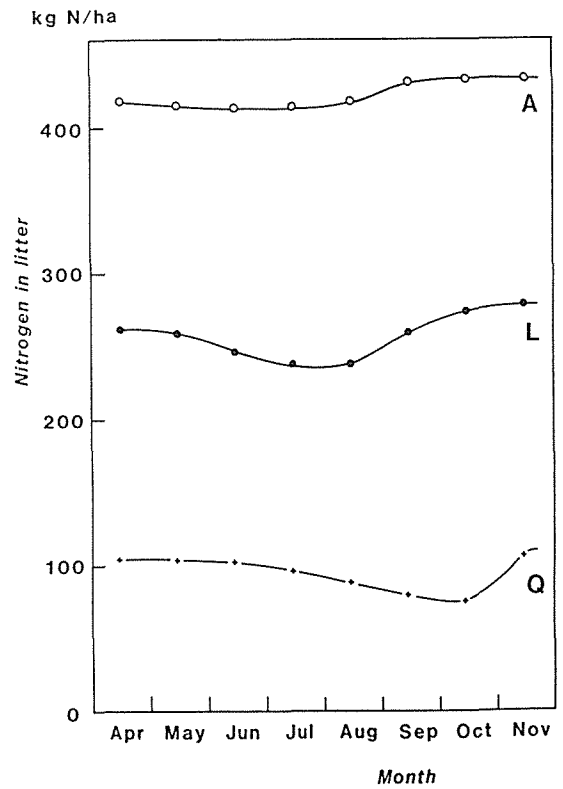
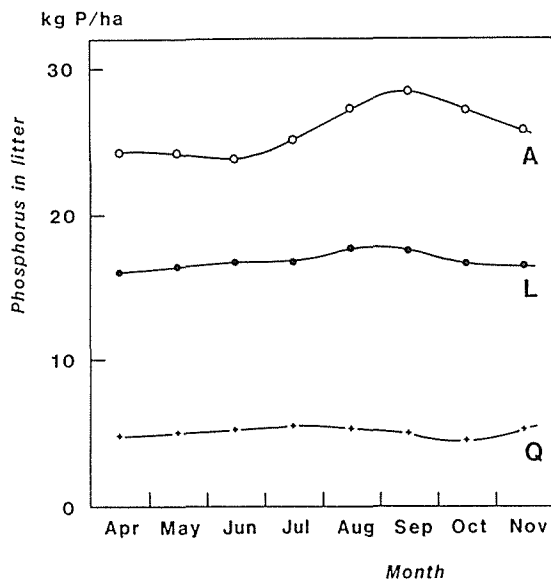
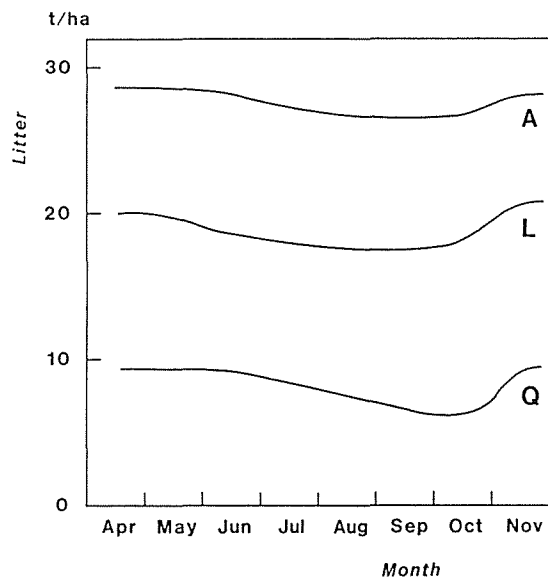


図41. 各調査林の林床に堆積する有機物量、窒素量、燐量の季節変化。A：シラビソ林，Q：ミズナラ林，L：カラマツ林

との区別もつけないこととする。以上の仮定と表51の各数値ならびに落下有機物中のふんの各平均含有率とから、図38に示された土壤動物に関連するブロックの窒素、燐量の計算を行った。

(6) 土壤中の窒素量、燐量：

1978年に各林で毎月、L層の下から5cmまたは10cmごとに40~50cmの深さまで100ccの土壌を2ヶ所で採取した。各林での深さ50cmまでの土壌に含まれる窒素、燐の含有率は月によって変動した。植物の生育開始前における大量の蓄積、生育開始に伴う急速な吸収による減少、温度の上昇により生物の分解活動が活発化したための夏の増加、植物の生育が停止し、塩類吸収が行なわれなくなった結果としての増加、秋の大量のリターフォールと、それに由来する溶出塩類の流入、季節にあまり関係なく起こっている降水による供給などによって複雑な季節的変化が引き起こされているために明確な季節的変動の傾向がデータからは読取れないのが特徴と言える。さらに、試料による数値のバラツキもこれらの傾向を助長しているものと思われる。

以上のことから、土壌有機物と土壌中の窒素、燐量の算出には各月の含有率の平均値を使用することとした。

(7) 土壌有機物の無機化：

地表面に堆積する有機物は土壤動物による摂食、細粉化、溶出の3つの経路をとって移動するものとした。細粉化、溶出によって堆積有機物は土壌有機物または土壌に移行する。その後、主に微生物の働きによって無機化が起こる。有機物の無機化によって CO_2 と H_2O とが生成されるので、放出される CO_2 を測定することによって土壌有機物の無機化速度を知ることができる。

土壌から放出される CO_2 は桐田(1971a, b)によって検討された方法を一部変更した方法で測定した。直径15cm、高さ30cmのブリキ製円筒の下部5cmを地中に差しこみ、筒の中に2枚の直径11cmのプラスチック製皿を2段に置いた。0.8~1.0N NaOH溶液50mlを2枚の皿に注いだ。アルカリ溶液を入れる皿を2枚にしたのは CO_2 の吸収面積を増大させるためであり、NaOH溶液の濃度は予想される CO_2 放出速度に応じて変えることとした。筒の上部にブリキ製の蓋をかぶせ、ビニールテープで合せ目を封じた。約24時間後にNaOH溶液をすべて回収し、塩化バリウム溶液を加えて吸収された CO_2 を沈澱させた後、余剰のNaOH溶液を標準シュウ酸溶液で滴定し、吸収された CO_2 量を算定した。

測定は1978年5月から1979年8月まで毎月1回行った。ただし、シラビソ林では11月から4月まで、他の林では11月から3月までは低温のため測定できなかった。各調査林で8点の測定を同時に行い、その平均値をその林の CO_2 放出速度とした。

図42に示されているように、1979年のカラマツ林を除いて、8月に最大放出速度がみられた。シラビソ林は他の林より標高で600m高く、気温、地中温度ともに低いにもかかわらず、両年ともに他の林より大きな放出速度を

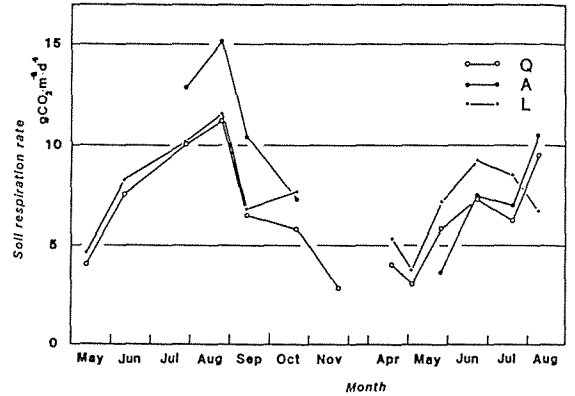


図42. 各調査林における土壌呼吸速度の季節変化。
A：シラビソ林，Q：ミズナラ林，L：カラマツ林

示した。これはシラビソ林の堆積有機物量が他の林より大きなことが原因と思われる。

土壌からの CO_2 放出速度は温度、水分、有機物量など、生物活性を促進するような条件下で大きくなるはずである。なかでも温度との相関が高いことは良く知られている。3ヶ所の月々の CO_2 放出速度を測定期間の地下10cmの最高温度と最低温度から求めた平均温度と相関させると図43のようになる。それぞれの関係は両対数下で直線近似できる。相関係数はシラビソ林、ミズナラ林、カラマツ林それぞれに0.77, 0.88, 0.83であった。

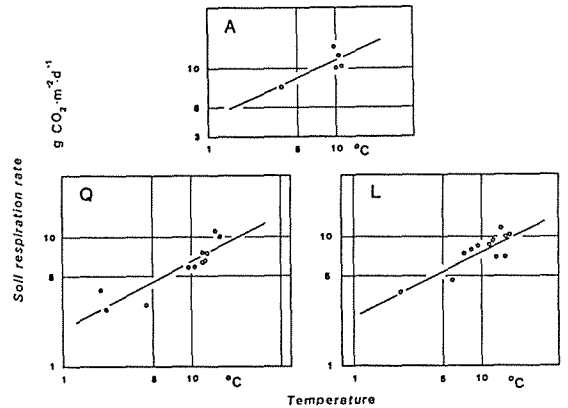


図43. 土壌呼吸速度と温度との関係。A：シラビソ林，
Q：ミズナラ林，L：カラマツ林

以上の関係と随時測定している地下10cmの地中最高、最低温度とを用いて、各林の温度測定時間の平均 CO_2 放出速度を計算したのが図44である。得られた CO_2 放出速度と平均地中温度が 0°C 以上の日数とから年間の CO_2 放出量を算出することができる。

植物の根の呼吸に由来する CO_2 量を全体の60%、土壤有機物の平均炭素含有率を45%として、無機化された土壤有機物量を計算すると、無機化されたと推定される量は $3.5\sim 4.3\text{ton/ha}$ となり、シラビソ林でやや大きな値となつてはいるが、3つの林の間には大きな差が認められなかった。各林への有機物の供給量を比較するために、参考として表52に2年間のリターフォール量を示す。両者の数値は似たような値であるが、年による違いはリ

表52. 各調査林の年間土壌呼吸量、リターフォール量、全呼吸量の40%が有機物の分解によると仮定して計算した有機物分解量と植物の根の呼吸量。A：シラビソ林、Q：ミズナラ林、L：カラマツ林

	Litter fall rate (t/ha) *		Soil respiration rate (gC/m^2)		Decomposition rate ** (t/ha)		Root *** (t/ha)
	1978	1979	1978	1979	1978	1979	1979
A. forest	3.6	3.1	487	436	4.3	3.9	56.7
Q. forest	3.6	3.8	395	398	3.5	3.5	33.1
L. forest	4.6	3.9	462	398	4.1	3.5	24.6

*from December to November ** $R \times (100/45) \times 0.4$

***estimated by Tadaki(1980)

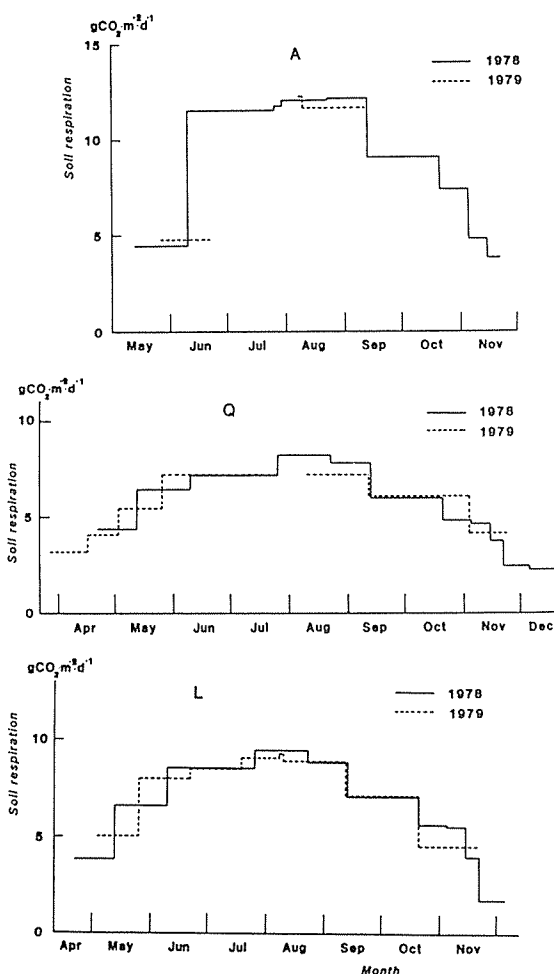


図44. 地下10cmの温度をもとに計算された土壌呼吸量。

A：シラビソ林，Q：ミズナラ林，L：カラマツ林

ターフォール量の方が大きい。ミズナラ林では無機化量とリターフォール量はほぼ一致しているが、カラマツ林ではリターフォール量がやや大きく、シラビソ林では逆にリターフォール量の方がやや小さい。これは根の呼吸の全体に占める割合を各林一律に60%と仮定したことによる原因があるものと思われる。

(8) 土壌、土壌有機物からの窒素、磷の流出量：

森林からの物質の流出は人為的な運びだし作用がない限り、浸透水あるいは地表流によってなされる。

地表面から浸透し、地中を流れる水を採取するために1978年11月に $20\text{cm} \times 10\text{cm}$ の船形をした簡易ライシメーターを各調査林近くの林内に埋設した。シラビソ林では貯った水の回収の都合上、麦草峠にライシメーターを埋設した。埋設の深さはシラビソ林で10, 25, 50cm, ミズナラ林は10, 25, 50, 70cm, カラマツ林は10, 37, 70cmである。各容器からビニールチューブで浸透水を5ℓポリタンクに導いた。貯った水の回収は1979年4月から約2週間毎に行った。

浸透水は浅い場所程多く、その量が林内雨量より多い場合さえ観測された。これは、ライシメーターを埋設した場所が急斜面であったため、対象としていた場所の周辺部からの水まで集めてしまったものと思われる。時期や埋設の深さによっては、窒素、磷の分析に必要な水量が集められなかったことも多く、とくに深い位置については欠損の多い結果となった。

これらの量をもとにして各林からの流出量を算定したが、測定が地中の全層にわたっていないなどの欠陥から、得られた数値は過少評価となつていよう。シラビソ林の流出窒素量は他の林よりかなり多くなっている。これは7月から11月まで全窒素が 10mg/ℓ 以上の高濃度となつていたことによる。ミズナラ林とカラマツ林では磷の流出量が約 200g/ha とシラビソ林の4倍にもなっている。流出量については各林の土壌の性質が大きく影響しているものと思われる。

表53. 簡易ライシメーターで採取された水量の季節変化。

	1979	M/28	A/17	M/2	M/26	J/22	J/13	A/4	A/25	S/11	O/1	O/24	N/20	D/19
Q	10 cm	39.5	244.3	132.0	149.8	444.3	174.8	162.5	10.3	175.5	87.8	7.0	6.3	
	25 cm	114.5	3.3	0.5	0.0	72.5	66.0	9.3	15.8	15.0	14.0	5.8	0.8	
	50 cm	0.8	1.0	0.0	0.0	4.8	10.8	0.5	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	
	75 cm	1.3	1.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.3	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	
	throughfall	138.9	106.2	7.78	114.3	265.8	168.5	149.0	59.6	148.2	114.0	108.2	59.7	
L	10 cm	123.0	103.3	81.3	84.5	357.3	209.0	201.0	74.0	256.3	182.5	194.5	86.3	
	37 cm	25.3	8.3	0.8	0.3	2.0	5.3	0.3	0.0	0.3	0.5	0.0	1.0	
	70 cm	0.0	0.0	0.0	0.3	0.3	0.3	0.3	0.0	0.3	0.3	0.0	0.0	
	throughfall	123.3	87.7	75.0	89.9	262.6	116.8	147.5	57.9	117.5	68.0	89.1	32.5	
A	10 cm		135.3	97.8	422.5	118.8	175.5	61.0	202.0	164.0	177.0			
	25 cm		8.8	28.3	518.5	7.0	23.0	8.5	22.3	138.0	123.3			
	50 cm		4.3	10.4	525.3	9.5	25.0	37.3	40.3	37.8	2.8			
	throughfall		53.2	89.0	304.0	152.2	158.5	86.1	83.7	160.1	182.6			

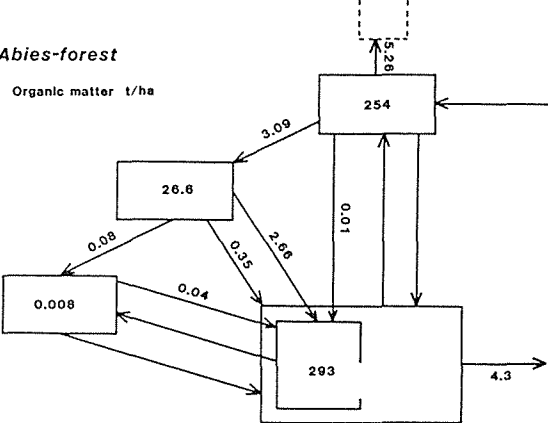
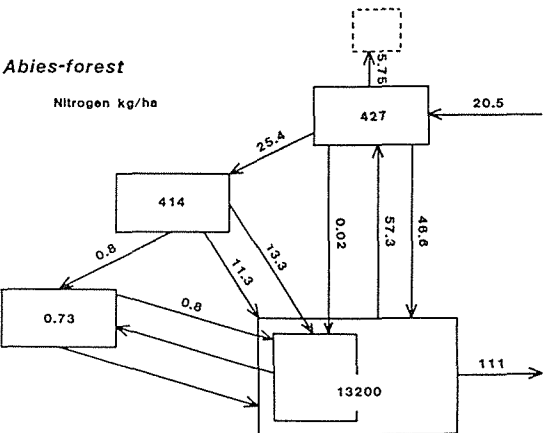
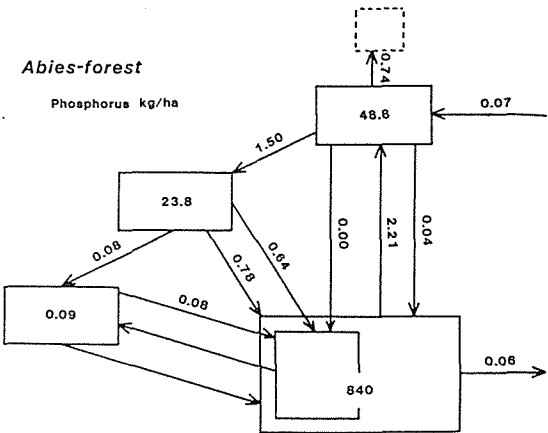
(単位 mm)

表54. 1979年に簡易ライシメーターで採取された水に含まれた窒素量と燐量

	採取	窒素量	燐量
	深度	kg/ha	kg/ha
シラビソ林	10cm	44.3	206.5
	25cm		42.5
ミズナラ林 カラマツ林	10cm	32.0	216.5
	10cm	110.9	34.6
	25cm		15.4
	50cm		10.2

以上得られた各数値を図38の流れ図に各林毎に有機物、窒素、燐についてまとめると図45のようになる。各ブロック内の数値は1年の平均的な、あるいはある時点での現存量であり、矢印の上の数値は1年間の移動量である。これらの数値は多くの仮定と概算によって求められたものである。降水による窒素、燐の供給量、植物の生長量、リターフォール量、有機物の無機化量、動物の現存量などはその年の気候によって様々な変化をすることが予想される。しかし、これらの図には温度、降雨量などの環境要因の変動による影響についてはまったく配慮されていない。そのような関係を把握するためには、個々の流れに作用する生物の生理学的な究明を続けると同時に、長い年月の観測、調査が必要となろう。

(伊野良夫, 大島康行)



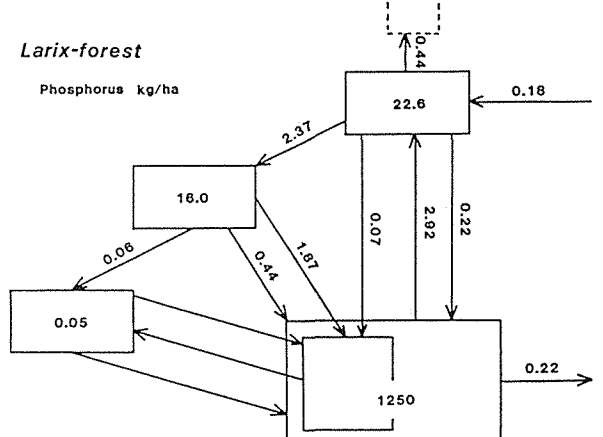
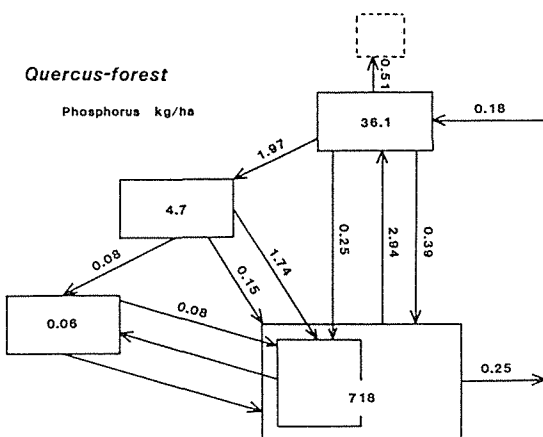
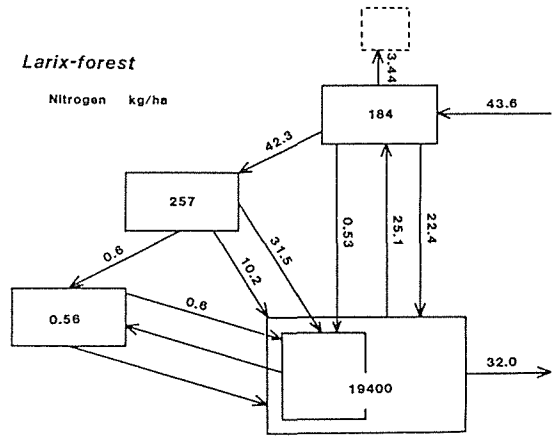
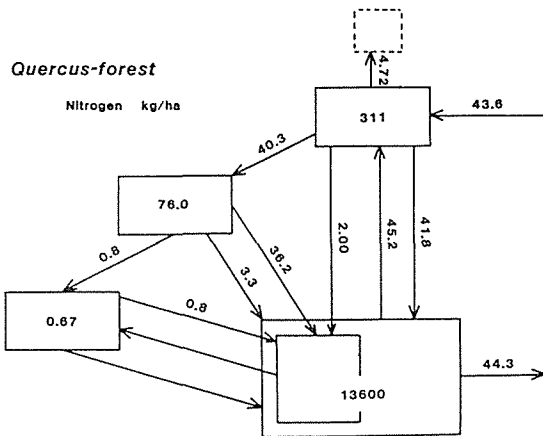
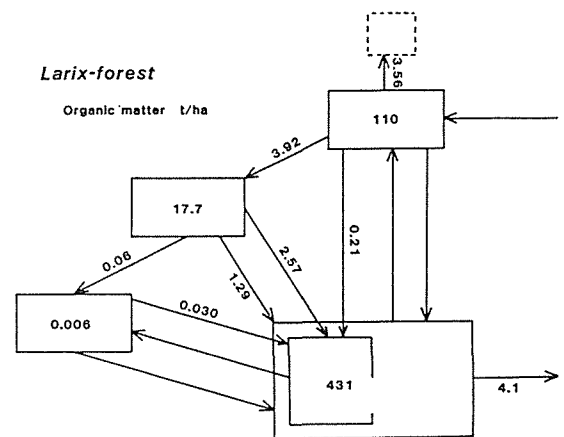
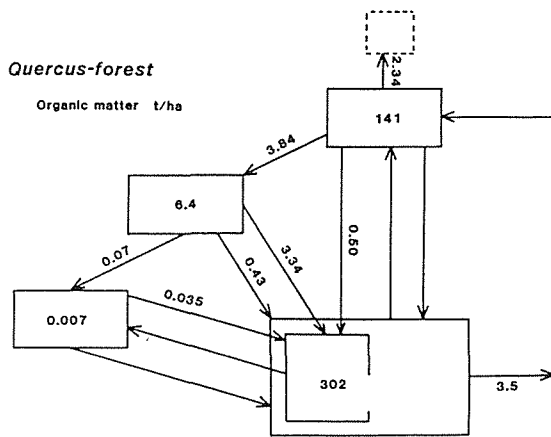


図45. 各調査林内における有機物、窒素、磷の収支。

あとがき

昭和59年（1984）に完成の予定であったこの報告が、ついに3年遅れてようやく本年（1987）完成することができた。おくれの責任は全て小生の負うべきものと慙愧の念にたえないが、信州大学理学部付属諏訪臨湖実験所研究報告第6号として全体をまとめて発刊することでお許しいただければ幸いである。

ところで、発刊の遅れている間に諏訪湖の自然は着々と変化を続け、近年は透明度が2 m60cmに達することが毎年みられるようになってきている。本年に限っては春から夏にかけての降雨量が極めて少ない等の気象条件によってまだ2 mを越える透明度は観測されていないが、昨年と比べると「アオコ」の発生量は少なく、その内容もこれまで優占種であった *Microcystis* spp. よりも *Anabaena spiroides* が優占と湖内の生物環境に微妙な変化が起きていることがうかがえる。その原因は昭和54年に供用開始された下水道と合成洗剤の無りん化にあるものと考えられる。もっとも諏訪湖の富栄養化が進んだ昭和50年代前半と下水道普及率が30%前後に達した後半について、諏訪湖湖内の窒素とりんの状況を比較してみたのが表55である。

全窒素でみると、昭和52年の場合には2.01～2.05mg/Lの測定値に全体の10.5%が分布しているが、昭和58年度では0となり、全体として低い濃度域に測定値が移行していることが分る。得られた平均水質を単純に年間平均して比較すると、昭和58年の全窒素の濃度は昭和52年に対して81.4%、昭和53年に対しては86.2%と若干の減少がみられる。

一方、全りんでは昭和52年の場合には0.25mg/L以上の濃度が年間の21.4%にも及んでいたのに対して、下水道供用開始以後は一つもなく、逆にこれまで観測されなかった0.050mg/L以下の濃度が12.8%も出現し、その濃度域はより低い方へと移行している。全窒素の場合と同様に、

年間の測定値の単純平均で比較すると、昭和58年は52年の55.9%、59年は70.7%まで減少しているのが分る。

以上の水質面での変化に対応して植物プランクトン量の指標となるクロロフィルa量についての変化がどのようになっているかをみたのが表56である。クロロフィルa量は諏訪湖が過栄養状態にあった昭和52年頃には最大に達し、その量は400～700mg/m³にもなっている。当時は局所的には1000～3000mg/m³にもなり、湖水表面にマット状の被膜が生じ、その腐敗時には異臭を生じることがあった。しかし、昭和58年後は見た目以上にクロロフィルa量は減少し、夏期の最大量が減少すると同時に、短期間の変動が多くなっているのが特徴的である。

表56. 下水道供用開始前（昭和52年）、後（昭和58、59年）の諏訪湖湖心でのクロロフィルa量の年間の頻度分布。湖面1 m²当たりの全量として計算されている。（沖野、1985）

クロロフィルa量 (mg/m ²)	頻度 (%)			
	1977	1983	1984	1985
～200	23.3	43.8	48.4	43.3
201～400	23.3	40.6	35.5	36.7
201～600	20.0	12.5	9.7	16.7
601～800	26.7	3.1	6.4	3.3
800～1000	0.0	0.0	0.0	0.0
1001～	6.7	0.0	0.0	0.0
年平均値 (mg/m ²)	684	353	255	278
1977年に対する割合 (%)	100	51.5	37.3	40.6

表55. 諏訪湖における流域下水道供用開始前後の水質の比較。各年ともに10日間隔の測定値の平均水質を用い、その測定値の年間の頻度分布と年間平均値で示されている。（沖野、1985）

全窒素 (mg/L)	頻度 (%)				全りん (mg/L)	頻度 (%)			
	1977	1983	1984	1985		1977	1983	1984	1985
～0.50	0.0	0.0	0.0	0.0	～0.050	0.0	12.8	12.9	3.3
0.51～1.00	10.5	16.0	64.5	30.0	0.051～0.100	32.1	66.7	51.6	53.3
1.01～1.50	47.4	60.0	32.3	50.0	0.101～0.150	25.0	12.8	9.7	26.7
1.51～2.00	31.6	24.0	3.2	16.7	0.151～0.200	7.1	5.1	19.4	10.0
2.01～2.50	10.5	0.0	0.0	3.3	0.201～0.250	14.3	2.6	6.4	6.7
2.51～3.00	0.0	0.0	0.0	0.0	0.251～0.300	14.7	0.0	0.0	0.0
3.01～	0.0	0.0	0.0	0.0	0.301～	7.1	0.0	0.0	0.0
年平均値 (mg/L)	1.57	1.31	0.99	1.24	年平均値 (mg/L)	0.157	0.080	0.111	0.107

表56からは、下水道供用開始後の昭和58、59年にはクロロフィルa量としての現存量が栄養塩の濃度の場合と同様に低い方へ移行している傾向と、同時にその年間の単純平均値は昭和58年には52年の51.5%、59年には37.3%と低下していることが分る。これらのことからみて、諏訪湖が過栄養の状態を脱して、回復の過程にあることは明らかである。しかし、昭和62年（本年）段階では、その年の気象条件の変動を敏感に反映するような湖内の生態系の不安定さが目につき、今後もその推移を連続して観測、研究していく必要性を痛感している。

本研究の開始にあたり設定した、諏訪湖を一つの実験場とし、下水道の開設を湖に対する社会実験として認識し、これによって湖に対する人間活動の影響を解析する試みからすると、まだまだ研究が完結した訳ではない。諏訪臨湖実験所の本年度の改築を区切りとして、来年度からはさらに一步進めた諏訪湖の研究を再開したいと考えている。

本研究班の班員を含め、その後諏訪湖に関係している諸氏のますますの協力をお願いするとともに、研究費等に格別のご配慮をいただいた諸先生方、関係各位に感謝の意思を表する次第である。（沖野外輝夫）

参考文献

本報告の内容の大部分は昭和53年から59年にかけて発行された「諏訪湖集水域生態系研究」1～10号に掲載された研究報告をもとにして各研究班員がまとめたものを、さらに全体として若干の手直しをしたものである。参考文献としてはそれらの各報告が当然あげられるべきところであるが、紙面の都合から上記報告以外のものを以下に記すこととした。必要な場合には上記「諏訪湖集水域生態系研究」の各号および「JIBP-PF 諏訪湖生物群集生産力研究。1号～5号」（昭和44年～49年）を参照されたい。

湖沼編

ASPILA,K.I.et al.(1976)Analyst 101 187-197
DODSON,S.I.(1975)Predation rates of zooplankton in arctic ponds.Limnol.Oceanogr.,20(3)
FORSBERG,C.(1977)Nitrogen as a growth factor in fresh water.Prog.Wat.Tech. 8(4/5)275-290
FRYER,G.(1957)The food of some freshwater cyclopoid copepods and its ecological significance. J.Animal Ecology.26(2)
宝月欣二(1944)手賀沼における生産に関する研究。科学 14 : 18-25
宝月欣二,北沢右三,倉沢秀夫,白石芳一,市村俊英(1952)内水面の生産および物質循環に関する基礎的研究。水産研究会報, 4 : 41-127

HOGETSU,K.(1953)Studies on the biological production of Lake Suwa .The standing crop of rooted aquatic plant.Misc.Rep. Res.Inst.Nat.Res. 30 : 4-9

川島実雄・ほか(1978) 滋賀大学教育学部湖沼実習施設 論文集。No.18 : 1-17

KITAZAWA,Y.and H.KURASAWA(1951)Studies on the biological production of Lake Suwa .Standing crop of herbivorous zoobenthos.Misc.Rep.Res.Inst. Nat.Res.24 : 1-15

小林 純・ほか(1971) 用水と廃水, 13 : 801-814

小林 純・ほか(1975) 陸水学雑誌, 36 : 6-15

小泉清明,桜井善雄,川島信二,(1967)諏訪湖の高等植物の現存量(諏訪湖陸水学資料1)陸水学雑誌, 28(2)57-63

KURASAWA,H.and T.OKINO(1975)List of animal and plant species of Lake Suwa.J. Sci.Shinshu Univ. 10(2)85-104

倉沢秀夫・ほか(JIBP-PF諏訪湖研究グループ)(1976) 諏訪湖生物群集の生産力に関する研究。信大・諏訪臨湖実験所報告1 : 1-53

倉沢秀夫,沖野外輝夫,林秀剛(1977)諏訪湖の大型水生植物の分布と現存量(諏訪臨湖実験所)。臨海・臨湖実験所周辺の生物相および主要実験所生物に関する研究(昭和51年度総研A研究成果) 3 : 20-23

倉沢秀夫(1980)過去80余年間(1895～1978)における諏訪湖の年間漁獲量およびその出荷金額高の経年変化－諏訪湖漁業協同組合、その他の資料による－。信大・諏訪臨湖実験所報告3 : 1-46

倉沢秀夫,山本長,山本雅道(1980)諏訪湖における1932－1940年間と1950－1979年間の月別漁獲量の経年変化の資料－諏訪湖漁業協同組合の資料による－。信大・諏訪臨湖実験所報告3 : 76-116

黒田長礼(1960)諏訪湖産魚類新目録。魚類学雑誌, 8 : 35-46

MOGANA-PLAZA,I.and RUIZ-HERRERA(1967)Mechanisms of regulation of ureas biosynthesis in *Proteus rettgeri*.J.Bacteriol.93 : 1294-1301

MENZEL,D.W.and N.CORWIN(1965)The measurement of total phosphorus in sea water based on the liberation of organically bound fraction by persulfate oxidation.Limnol.Oceanogr.10 : 280-282

MITAMURA,O.and Y.SAIJO(1975)Decomposition of urea associated with photosynthesis of phytoplankton in coastal waters.Mar.Biol.30 : 67-72

MURPHY,N.and J.P.RILEY(1962)A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters.Anal.Chim.Acta27 : 31-36

中野治房(1918)諏訪湖の植物生態について。植物学雑誌

28 : 127-132

中野治房(1918)諏訪湖植物生態。諏訪湖の研究 (下)
965-983.岩波書店

長野県土木部 (1950) 諏訪湖の資料。1-158

長野県衛生公害研究所(1975)調査研究報告, 第126号

沖野外輝夫, 林秀剛(1978)諏訪湖の水生植物としゅんせ
つ・埋立。水温の研究, 22(1)2-6

沖野外輝夫(1985)諏訪湖の水質保全と流域下水道事業。
下水道協会誌22(251)71-81

大森信, 池田勉(1976)生態学研究法講座 5. 動物プランク
トン生態研究法。共立出版

落合照雄(1968)諏訪湖生物生産の研究。帰らぬ生徒達。
81-99.岡谷南高校生物クラブ

REMSEN, C.C., E.J. CARPENTER and B.W.
SHROEDER(1972)Competition for urea among
estuarine microorganisms. Ecology, 53 : 921-926

SATOH, Y. and T. HANYA (1976) Decomposition of
urea by the larger particulate fraction and the
bacteria fraction in a pond water. Int. Revue ges.
Hydrobiol. 61 : 799-806

SATOH, Y. (1980) Distribution of urea-decomposing
bacteria in waters of Lake Suwa.
Hydrobiologia 71 : 233-237

SATOH, Y., T. OKINO and K. AOYAMA (1980) Cor-
relation between urea and other chemical and
biological parameters in waters of Lake Suwa. Int.
Rev. ges Hydrobiol., 65 : 445-454

SAVIDGE, G. and H. T. HUTLEY (1977) Rates of
remineralization and assimilation of urea by
fractionated plankton populations in coastal waters.
J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 28 : 1-16

諏訪湖浄化対策研究委員会(1968)諏訪湖浄化に関する研
究—湖沼汚濁への挑戦—

田中阿歌麿(1918)湖沼学上よりみたる諏訪湖の研究 (上,
下) 岩波書店, 上1-936, 下937-1667

TAGA, N. (1972) Occurrence of urea-decomposing
bacteria in the neritic and oceanic waters of the
north-west Pacific Ocean. In: K. SUGAWARA ed.,
II Saikon Pub. Co., Ltd., Tokyo. 341-356

VOLLENWEIDER, R. A. (1968) Scientific fundamentals
of the eutrophication of lakes and flowing waters,
with particular reference of nitrogen and phos-
phorus as factors in eutrophication. OECD Tech-
nical Rep., DAS/CSI/68, 27, 1-159

渡辺義人, 山本満寿夫, 林秀剛, 沖野外輝夫, 田中哲治
郎(1980)諏訪湖における窒素の季節変動。信大, 理, 諏
訪臨湖実験所報告 3 号, 47-52

YAMAGISHI, H. and M. FUKUHARA (1971) Ecological
studies on Chironomids in Lake Suwa I. Population

dynamics of two large Chironomids, *Chironomus
plumosus* L. and *Spaniotoma akamusi*; Tokunaga.
Oecologia 7 : 309-327

YAMAGISHI, H. and H. FUKUHARA (1972) Vertical
migration of *Spaniotoma akamusi* larvae (Diptera:
Chironomidae) through the bottom deposits of Lake
Suwa. Jap. J. Ecol. 22 : 226-227

山本護太郎, 伊藤猛夫(1973)生態学講座15, 水界動物生態
学 I. 共立出版

ZOBELL, C. E. and C. B. FELTHAM (1935) The occur-
rence and activity of urea-splitting bacteria in the
sea. Science 81 : 234-236

河川編

青山莞爾(1964)夏期における諏訪湖及び流入, 流出河川
のプランクトンの比較。水質汚濁研究 3 : 38-49

福島亘, 中村一雄, 上原武則, 吉田利男, 田中邦男

(1978)生物指標による松本市内の河川水質汚濁調査。
松本市, 1-89

勝野貞義(1976)諏訪湖周辺河川の底生動物群集。信州大
学科学研究報告 (教養部分室) 11 : 55-62

勝野貞義(1977)諏訪湖周辺河川の底生動物群集に関する
研究—主として横河川の水生昆虫について—信州大学
科学研究報告 (教養部分室) 12 : 13-18

勝野貞義(1978)諏訪湖周辺河川の底生動物群集に関する
研究。信州大学科学研究報告 (教養部分室) 13 :

勝野貞義(1979)諏訪湖周辺河川の底生動物群集に関する
研究。信州大学科学研究報告 (教養部分室) 14 :

小松典(1974)天竜川における水生昆虫群集の構造, Biotic
Index および季節変動。陸水学雑誌 35 : 173-182

倉沢秀夫, 手塚泰彦, 青山莞爾(1962)諏訪湖流入, 流出河
川のプランクトン (予報) 水質汚濁研究 2 : 133-144

倉沢秀夫(1973)生物学的水質判定による諏訪湖流入, 流
出河川の汚濁の経年変化。陸水富栄養化の基礎的研究
2 : 63-70

倉沢秀夫, 青山莞爾, 磯部吉章, 稲田光, 大城真(1974)諏
訪湖流入, 流出河川の水質と底生動物群集の季節変化。
陸水富栄養化の基礎的研究 3 : 42-54

柴田喜久雄(1975)水力発電導水路害虫ウルマシマトビケ
ラ (*Hydropsyche ulmeri* Tsuda) の生態と防除。1-149

吉田利男(1978)山地溪流の底生動物に与える人為的影響。
清水建美編 (文部省特定研究)

吉田利男(1980)山地溪流の底生動物群集について。山岳
地域における環境浄化対策調査報告書。環境科学研究
会 (長野県) 49-57

集水域編

青木淳一(1969)「亜寒帯および温帯林生態系の生物生産
力, (昭和43年度報告書)」北沢右三編。85-90

- 青木淳一, 石川和男, 芝実, 原田洋(1979)「各種生態系における野生動物の現存量に関する研究報告書」北沢右三編。129-155
- CHAPMAN,P.F.and P.F.PRATT(1961)Methods of analysis for soils,plants and water.Univ.Calif.Press, 1-309
- 石川和男(1972)「亜寒帯および温帯林生態系の生物生産力, (昭和46年度報告)」北沢右三編。112-120
- IWAKI,H.,B.MIDORIKAWA and K.HOGETSU(1964) Bot.Mag.Tokyo,**77**: 447-457
- KEVAN,D.K.McE (1962) Soil animals. Phil. Library.1-237
- 松井安俊(1970)ササ群落内の無脊椎動物群集について (予報)「亜寒帯および温帯林生態系の生物生産力, (昭和44年度報告)」北沢右三編。232-236
- 農水省関東農政局(1978)富栄養化対策調査報告書 (諏訪湖地区) 164pp
- OSHIMA,Y.(1961a) Bot. Mag. Tokyo,**74**: 199-210
- OSHIMA,Y.(1961b) Bot. Mag. Tokyo,**74**: 280-290
- 斎藤晋, 寺田美奈子, 藤田朋子(1979)「各種生態系における野生動物の現存量に関する研究報告書」北沢右三編, 123-126
- 斎藤晋, 寺田美奈子, 藤田朋子, 安部琢哉(1979)「各種生態系における野生動物の現存量に関する研究報告書」北沢右三編, 85-122
- 芝実(1972)「亜寒帯および温帯林生態系の生物生産力, 昭和46年度報告書」北沢右三編, 121-134
- 芝実, 青木淳一, 石川和男(1978)「各種生態系における野生動物の現存量に関する研究報告書」北沢右三編, 101-127
- TADAKI,Y.et al.(1970)Primary productivity of Abies veitchii forest in the subalpine zone of Mt.Fuji.Bull. Gov't.For.Exp.Sta.**229**: 1-22
- 只木良也(1976)森林の現存量—とくにわが国の森林の葉量について。日林誌, **58**: 416-423
- 只木良也(1977)朝日岳周辺におけるシラベしま枯れ林の構造と一次生産。日生態会誌, **27**: 83-90
- 田村浩志(1971)「亜寒帯および温帯林生態系の生物生産力, 昭和45年度報告書」北沢右三編, 127-136
- 田村浩志(1979)「各種生態系における野生動物の現存量に関する研究報告書」北沢右三編, 93-100
- 高村義親・ほか(1979)日本土壤肥科学雑誌, **50**(3): 211-216
- 臼井陽(1971)チシマザサ群落内の無脊椎動物群集について「亜寒帯および温帯林生態系の生物生産力, 昭和45年度報告書」北沢右三編, 220-223
- 臼井陽(1978)霧ヶ峰蝶蝶深山の山地草原の地上無脊椎動物現存量調査「各種生態系における野生動物の現存量に関する研究報告書」北沢右三編, 67-75
- WATANABE,H.and Y.KAMIHIRA(1977)Ecosystem analysis of the subalpine coniferous forest of the Shigayama IBP Area,central Japan.ed.by Y.KIT-AZAWA,81-87 Univ.Tokyo Press

Summary

The purpose of our project is to clarify the mechanism of eutrophication in lake, and to gain a better understanding to the relation between a natural ecosystem and human activities.

Lake Suwa is a shallow eutrophic lake located in a fault basin in the central part of Japan. This lake was categorized as a mesotrophic lake at the beginning of the 20th century, but gradually the trophic level became higher as the human activities in the watershed area became more active. Since 1960's the high growth of Japanese economy has exerted a great influence upon Lake Suwa and brought such a change in the water condition that it is now classified as a hypertrophic lake. As a result of eutrophication, the heavy water-bloom has been caused by Microcystis, a kind of the blue-green algae, in every summer.

In order to cope with this situation, the inhabitants around the lake started to inquire into the possible measures to clean the lake in 1966, and worked out a plan of waste water disposal through a sewage system, and finally in October 1979, part of the sewage plant started to operate. In 1982, the sewerage construction of lake Suwa area covered 733 ha, which was corresponded to about 16% on the plan, and collected the domestic water of about 44,000 inhabitants, was corresponded to 23% of the plan. At present the sewage plant have treated the water of 23,000m³ in a day. Judging from the inflow amount of waste water into the sewage plant and the water quality of the inflowing, the reduction rates of total nitrogen and total phosphorus into the lake were about 26% and 30%, respectively.

The following studies were carried out by the three main research subteams.

The first team dealing with the lake water concentrates the detail study on the present state of lake Suwa. The routine field study have been carried out at 10 days' interval in each year (1977, 1980~1986) and monthly in the second and third fiscal year (1978 and 1979). The contents of the routine field study are follows; the primary production and the community respiration, the standing stock of the biomass (phytoplankton, zooplankton, bacteria and benthos), the nutrients, and the other environmental parameters (Kurasawa, 1987). Furthermore some experimental works (the evaluation of biological available nutrient by the new bioassay technique of the modified BOD method, and the release rate of nitrogen and phosphorus from the bottom sediment, and so on) have been also done on lake Suwa.

The second team dealing with the streams in the catchment area concentrated the studies of the lake and concentrated the studies of the nutrient loads to the lake and of the role of the aquatic insects and the community of sessile microorganisms (bacteria, algae and so on) on the stream bed. And the vegetation of riverside was listed and analyzed the function as nutrient trap.

The third team dealing with the terrestrial ecosystem concentrated the studies on the natural loads of the nutrients from grasslands and forests, and the artificial loads of the nutrients from grasslands and forests, and the artificial loads from the agricultural fields and the urban areas. The catchment area was divided into 10 different drainage areas and the estimation of the leaf standing stock on each area has been carried on. And on the three different forests (*Abies*, *Quercus* and *Larix*), the works of the decomposition rate, the soil respiration, the standing stock and the activity of the soil respiration, the standing stock and the activity of the soil animals and so on, have been carried on.

In addition to above activities, another many works have been carried on in the catchment area such as the estimation of the wash-out nutrient load from the different vegetation, the climatological observation, the simulation analysis of the lake ecosystem and so on.

The results taken by our regular observation at the lake center from 1977 to the present time are as follows ;

(1) the minimum and the maximum value of transparency were 30cm and 154cm in 1977, respectively. In 1981 and 1982 after starting to operate the sewage plant, the transparencies were 51-195cm in 1981

and 35-170cm in 1982. The maximum amount of chlorophyll-a in summer was 1,150mg/m² in 1977, but they were 490 mg/m² in 1981 and 671mg/m² in 1982. According to our previous report, the results of our simulation studies showed that the transparency will be improved from 30-40cm in summer of 1977 upto 70-80cm, when the nutrient loading into the lake are reduced by about 50% of total nitrogen and about 70% of total phosphorus. At the same time it showed that the maximum amount of chlorophyll-a can be reduced by half. However, the reduction rate of both nutrients did not yet attain the rate of goal in 1982. It is necessary to watch the progress of the change of lake.

(2) In summer the dominant species of algae was unchanged, but the blooming of Anabaena spiroides occurred a short period in the beginning of summer season since 1980.

(3) In 1977 and 1978 at the peak of the standing crop of Microcystis is the summer the amount of dissolved inorganic nitrogen has become extremely small. On the contrary, the amount of reactive phosphorus (phosphate phosphorus) tends to remain unchanged. Since 1980, however, the tendency of the diminish of the dissolved inorganic nitrogen in summer did not clear, and the low level of the dissolved inorganic nitrogen and reactive phosphorus tended to remain.

(4) Before starting to operate the sewage plant the annual gross production were 756, 699 and 777gCm⁻² yr.⁻¹ for three years, and the energy transfer efficiencies were 0.61-0.73%. While, after that the annual gross production were decreased by 576gC in 1981 and 629gC in 1982, the efficiencies were 0.48% and 0.55%, respectively. Annual sedimentation rate was calculated by using in situ method and they were 86.9gCm⁻²yr⁻¹, 16.0gNm⁻²yr⁻¹ and about 2gPm⁻²yr⁻¹.

At the present stage, there are many points which are uncertain. It is necessary to continue observation of lake and to discuss with climatic condition such as solar radiation and precipitation.