

第2章 生態分布

生物群集を構成する各種個体群の分布や密度は、生息場所の無機的环境要因の化学・物理的特性に規定されると同時に、その場所に生息する生物の生物的环境要因にも影響される一方、環境への作用を通してその変化に大きく影響する (Begon *et al.*, 1996)。

本章ではヤマトシジミが無機的环境変動の大きい宍道湖でどのような環境要因に生息を規定されながら優占しているのか、また湖沼環境に対してどのような作用を及ぼしているのかを明らかにすることを目的とする。

1982年、宍道湖内に248地点の調査地点 (Fig. 2-1-1) をとり、水質、底質、マクロベントスの調査を行った。また、1995年までに追加調査を行い、ヤマトシジミの生態分布を再検討した。

本章では、第1節で宍道湖のマクロベントス群集の構造と湖底環境から、ヤマトシジミ漁場の環境特性を捉え、第2節でヤマトシジミの生態分布と底質環境について検討した。第3節ではフィールド調査に基づいてマクロベントスの生息を制限する環境要因を見出す新しい解析方法を提起した。第4節で宍道湖の窒素循環におけるヤマトシジミの環境への作用としての役割を定量化した。

第1節 底質とマクロベントス群集

ベントス群集の生態的分布は、生息水域の底質環境に支配される (Sanders, 1958)。ベントス群集の構造特性を物理・科学的環境条件と関連づけて解明することは、有用底生動物個体群の生息域を総合的に把握するのに有効な手段となり得る (Nakao, 1978, 1979, 1982; 李・中尾, 1985; 高丸・中尾, 1982)。

本節ではヤマトシジミの生態を検討するための基礎的知見として、まず本種が生息する湖底環境の物理・化学的環境特性を明らかにし、さらに生物学的環境としてのマクロベントス群集の構造を調べ、マクロベントス群集と底質との関係を検討し、ヤマトシジミ漁場の環境特性を明らかにすることを目的とした。

宍道湖のマクロベントス群集に関する研究は、まず Miyadi (1932) や上野 (1943) により、底生動物による湖沼類型の研究の一環として開始された。その後、Kikuchi (1964)、伊賀 (1976, 1977, 1978) により淡水化の影響との関連で調査が行われた。いずれの研究も調査地点数が十分でなく、底質分析もほとんど行われず、マクロベントス群集と底質環境との関係にはふれられていない。

そこで本節では1982~1995年までの調査データを解析し、底質とマクロベントスとの関係について検討した。

材料および方法

調査地点 宍道湖の底質環境とマクロベントスとの関係、マクロベントスの空間的構造と時間的変化を明らかにするために、以下に記す期間と地点で調査を実施した。

1982年調査：7～8月に500mメッシュで248地点を設定した（Fig. 2-1-1）。

1983年調査：4, 10月に1982年の調査地点に基づき60
地点を選定した（Fig. 2-1-1）。

1991年調査：8月に1982年調査に基づき、40地点を設定した（Fig. 2-1-2）。

1992～1995年調査：

1992年5月から1995年3月まで、1982, 1991年調査に基づき、16地点を設定し、基本的に3カ月毎にマクロベントスの採集を行った（Fig. 2-1-2）。

底質 Smith-McIntyre型採泥器で得られた表層堆積物については表層2cmまでを試料として採取し、分析に供するまで-30℃で凍結保存した。

1982, 1983年の粒度組成は篩分け法、強熱減量は700℃で24時間加熱して求めた。CODはアルカリ性過マンガン酸カリ法、硫化物は富山・神崎法（1952）で行った。

1992～1995年の粒度組成は粒径1μm以下～4μmを篩分け法、4μmから6μm以上を日立走査型粒度分布測定器PSA-2を用いて計9段階に分けて求めた。全炭素量、全窒素量は柳本CNコーダーMT500型により分析した。全硫化物量は富山・神崎法（1952）によって求めた。間隙水塩分量は湿泥を遠心分離し、上澄みの一定量をFajans法により測定し、間隙水塩素量として次の変換式から算出した。

$$\text{塩分量} = 0.03 + 1.805 \text{ 塩素量}$$

マクロベントス 各地点においてSmith-McIntyre型採泥器（1/20 m²）で2回採泥、またはEkman-Birge型採泥器（1/40 m²）で4回採泥を行い、0.5mmメッシュの篩いで洗い、篩い上に残ったすべての動物を10%中性ホルマリンで固定した。ついで実体顕微鏡下で種の分類・同定と個体数を計数した。個体密度はm²当たりの個体数に換算した。

宍道湖のマクロベントス相は1982年に設定した248地点データを基本とし、その後の調査データを補足して検討した。

マクロベントス群集の構造特性を検討するため、群集型の解析を行った。解析は1992～1995年の各地点の種構成と個体数データをもとに、各地点間の類似度をBray-Curtis（1957）の指数で計算し、Mountford（1962）の平均連結法でクラスター解析を行い検討した。

結果

底質 1982年度調査における底質の泥含有率、COD、強熱減量（IL）、硫化物量の分析結果を、そ

れぞれ Fig. 2-1-3 に示した。

それらの等値線のパターンはほぼ一致しており、湖棚と湖底平原とに二分される。

湖底平原の粒度組成はシルト・粘土含有率 99% 以上であった。調査時の泥の状態は黒色軟泥であり、硫化水素臭を発した。COD, IL, 硫化物は湖棚と比較して量的に多く、それぞれ COD は 10~50mg/乾泥 g, IL で 5~18%, 硫化物は 0.5~3.0mg/乾泥 g であった。

それに対して湖棚は、シルト・粘土含有率が 10% 以下の砂質および砂泥質であった。また、COD は 10mg/乾泥 g, IL は 10%, 硫化物は 0.5mg/乾泥 g 以下と湖底平原より低含有であった。

水深, IL, シルト・粘土含有率, DO 飽和度のそれぞれの相関係数は Table 2-1-1. の通りであった。すべての対応について 0.69 以上の高い相関があり、最も高い相関関係がみられたのはシルト・粘土含有率と水深との関係 (0.846) であった。

1983 年の春, 秋の調査結果をあわせて、COD, IL, 硫化物量の季節変化を Table 2-1-2 に示した。夏期は他の季節に比べて、これらの分析値は高かった。

マクロベントス相 1982~1995 年の調査において確認したすべてのマクロベントス種を Table 2-1-3 に示した。大きく 3 つの分類群から構成され、採集総種数はおよそ 23 種である。このうち環形動物が最も多く 12 種、ついで節足動物、軟体動物となっている。確認されたマクロベントスの多くは汽水域に分布が限定されているものである。しかし多毛類の *Pseudopolydra*, *Capitella*, *Eteone*, *Sigambra* などの海産種も数種出現した。

次に 1982 年の調査におけるマクロベントスの単位面積当たりの平均湿重量を Fig.2-1-4 に、また、1982 年、1992~1995 年のデータから、これらマクロベントスの平均個体数と相対優占度 (%) をそれぞれ Table 2-1-4, Table 2-1-5 に示した。最も優占しているのはいずれの調査でもヤマトシジミで 1992~1995 年の平均密度は 2,083 個体/m², 相対優占度は 51.36% であった。その重量の優占割合をみると 1982 年はヤマトシジミは極めて高い優占度 (99% 以上) であった。

1982 年、1992~1995 年のデータで相対優占度が 1% 以上の種を優占種とすると、これらの優占種で全個体数の 90% 以上を占めている。それらはヤマトシジミ, 多毛類のヤマトスピオ, *Notomastus* sp., ゴカイ, また貧毛類イトミミズ科の *Tubifex* sp., そしてユスリカ亜科とモンユスリカ亜科のユスリカ幼虫である。

マクロベントスの空間分布 1982 年夏期調査で出現したマクロベントス優占種の空間分布を Figs. 2-1-5a, 2-1-5b に示した。

主要出現種の生息場所をみると、ヤマトシジミは沿岸一帯の湖棚に広く分布し、多毛類のゴカイ *Neanthes japonica* も沿岸部の砂泥底に生息し、ヤマトシジミの生息場所で多くみられる。ヤマトスピオは東部を中心に湖底平原に近い泥底で多くみられ、*Notomastus* sp. は西部或いは東部の泥底に多くみられた。また、貧毛類イトミミズ科の *Tubifex* sp. は宍道湖の西部、特に斐伊川からの有機懸濁物が堆積する場所及び湖底平原中央部を除く東部泥底に多く生息していた。

ユスリカ科 Chironomidae はオオユスリカ *Chironomus plumosus* とヤハズユスリカ *Procladius*

sagittalis が分類・同定された。この 2 種は共に沿岸部の砂質域を除くその沖合いの砂泥底および泥底に広く分布している。オオユスリカが斐伊川の沖合いを中心に西部に、ヤハズユスリカは大橋川沖合いを中心とした東部に分布している。ウミナナフシ科 *Paranthura* のキクチスナウミナナフシ *Cyathura kikuchii* は沿岸部の砂質底に分布していた。

ヨコエビ亜目 Amphipoda のアンナンデールヨコエビ *Anisogammarns annandalei* は小河川、河口付近の比較的汚染度の低い砂質底に出現した。

群集型解析 1992～1995 年のデータについてクラスター解析した結果が Figs. 2-1-6a, 2-1-6b, 2-1-6c である。この結果から、全期間を通して A～D の 4 つの群集型にまとめられた。Fig. 2-1-7 に各群集型の種組成を示した。

A 群集型：ヤマトシジミが優占度 80% を占める群集で

他種の優占度は非常に低い。

B 群集型：ヤマトスピオが優占度 77% を占める群集で A

群集型とは類似性が非常に小さい。

C 群集型：ユスリカ *Chironomus* とイトミミズ *Tubifex* が

優占する群集で、ゴカイは認められない。

D 群集型：多毛類 *Notomastus* sp. とユスリカ、ヤマトス

ピオが優占する。

これら各群集型の空間的分布とその時間変化を示したのが、Fig. 2-1-8 である。3 年間を通して、湖棚の地点群では A 群集型を示すことが多く、他の 3 群集型は湖棚から湖底部に広く分布する。B 群集型は秋から春に広く出現する。C 群集型は春、D 群集型は夏から秋に多く見られる。これら 2 群集型は 1992 年に卓越するが、1993 年と 1994 年では少なく、特に D 群集型は 1994 年には全く見られなかった。

考察

底質 今回の結果から、宍道湖の底質環境は湖棚と湖底平原とにそれぞれ 2 分されることが明らかにされた。

湖棚と湖底平原との底質環境の差異を検討するため、その境界となる水深 3m を基準に、2 つの地点グループに分け、それぞれの底質環境要因について、その平均値と標準誤差を Fig. 2-1-9 に示した。この図からも明らかなように、2 つの湖底地形タイプの間には各環境要因の数値に大きな差がある。Mann-Whitney の U 検定を行ったところ、どの要因についても有意差が認められた ($p < 0.0001$)。以上、湖棚部と湖底平原部の物理・化学的特性をまとめたものが Fig. 2-1-10 である。

湖底地形からみると、湖棚は塩分躍層の形成される水深 4～5m よりも浅い約 3m 以浅の湖底からなり、湖棚上の水塊は垂直混合が起こりやすい。また、底層水の停滞も少なく、風浪の影響も受け

やすいため、泥や生物の残滓などの細かい粒子、あるいは、軽いものは流されてしまい、底質の粒度は粗く、砂礫、砂、砂泥などから形成され、泥質堆積物は比較的少ない。また、溶存酸素も豊富なために、活発な有機物分解による酸素消費に対しても湖水は貧酸素化しない。

一方、湖棚部や流入河川から運搬された各種の懸濁物質は泥質堆積物として沈殿、堆積し湖底平原を形成する。このような水深 4m 以深の湖底平原部では大橋川から逆侵入した海水が塩分躍層を形成して滞留するために、表層水塊との垂直混合が起こりにくくなる。有機物に富む泥質堆積物は、微生物やマクロベントスによる活発な摂食活動に利用されるが、躍層形成によって水塊混合が起こりにくくなる場合は、湖底平原部直上水塊の貧酸素化を導く一因になる可能性が考えられる。

ところで、このような湖底平原の表層堆積物中に *Notomastus* sp. の糞粒 (fecal pellet) が多量に含まれていることが明らかにされている (中村ら, 1984)。糞粒の走査式電子顕微鏡写真を Fig. 2-1-11 に示した。 *Notomastus* sp. の摂食によって体内に取り込まれた、表層下堆積物中の有機物のうち、有機窒素化合物の大部分は消化吸収されるが、難分解性の有機化合物を含む底泥はそのまま排泄され糞粒となると思われる。底泥が糞粒化することは陸上の土壌の団粒構造と同じく湖底堆積物中の間隙を大きくし、水の流通交換を良くすると考えられる。

以上のように底泥における物質循環とベントスが底質環境へ及ぼす影響を検討するために、ペレットの役割を定量的に調べることは非常に重要であり、今後の課題である。

マクロベントス相 宍道湖のマクロベントス相は分類学的に検討が必要なものを含めて 23 種であった。結果として、宍道湖に出現した底生動物の種類はあまり多くなかった。その理由として益子 (1981) は第 1 に塩分の変化が大きいため、海または淡水からの生物の拡散・定着に対し、塩分変化の上限が相乗的に制限要因として働くことを挙げている。また、第 2 の理由として、汽水の歴史的要因すなわち汽水域は生物の分化が進むための状態が、長期間安定して保たれにくいことを挙げている。そうした中で、宍道湖のマクロベントス群集について最も特徴的なことは、ヤマトシジミが非常に強く優占していることである。

宍道湖のマクロベントスの種数は、宍道湖とほぼ同様な塩分環境を示す藻琴湖 (季・中尾, 1985)、十三湖 (Nakao, 1979) や神西湖 (中尾・園田, 1995) の種数に近い。また、その構成種、特に優占種群は先に挙げた汽水湖群に加え、他の汽水性湖沼においても共通に認められる種群である (中尾・園田, 1995)。これらの優占種は、ヤマトシジミ、多毛類のヤマトスピオ、*Notomastus* sp.、ゴカイ、また貧毛類の *Tubifex* sp. とユスリカ幼虫であった。

マクロベントスの空間分布 前述したように底質の特徴が、湖底地形の湖棚部と湖底平原部に対応していることを明らかにしたが、マクロベントスの分布にも同じ様な対応が見られると推察される。

1992~1995 年の 3 年間のデータを、水深 3m 以浅の湖棚部地点群とそれ以深の湖底平原部地点群に一括し、それぞれの種組成と相対優占度を示したのが Fig. 2-1-12 である。

懸濁物食者のヤマトシジミ、雑食者のゴカイが湖棚に優占し、表層堆積物食者であるヤマトスピオ、表層下堆積物食者である *Notomastus* sp. やイトミミズ類、そしてユスリカ幼虫が湖底平原にそれ

それぞれ優占的に分布している。

水圏のベントス分布にとって底質粒度条件が強く影響することについて、数多くの事例が報告されている（Sanders, 1958；菊池, 1977；中村, 1984）。特定の種、または種群がある底質粒度型に対応して分布するという点については、匍匐、埋没、固着などのベントスの存在様式と底質粒度の関係、およびベントスが必要とする食物が利用可能な状態でどの程度供給されるかという栄養関係の、両側面から考えねばならない。

ベントス群集が底質粒度型によって決定されることについて、生物側の摂食型(feeding type)とそれぞれに適した食物の供給の観点から考察し、水力学的条件が底質粒度型と食物供給の両方を支配する要因であることを主張したのは Sanders(1958)であった。彼は、食物となる粒状有機物（動物プランクトン、デトライタス、微生物など）が泥底では沈降して底表にあり、砂底では流れのため堆積できずに底層を流されていく、このような食物の存在の仕方の違いが泥底には堆積物食者を主体とする群集を、砂底には懸濁物食者を主体とする群集を発達させると述べている。宍道湖の湖棚と湖底平原の底質型、およびベントス優占種の違いも同様の理由によって説明できると考えられる。

群集型と底質環境 クラスタ解析の結果から、宍道湖のマクロベントス群集構造において、A～Dの4つの群集型が認識できた。ヤマトシジミの優占するA群集型とヤマトスピオの優占するB群集型の分布中心は、それぞれ底質粒度が粗く有機物量の少ない湖棚と、底質粒度が細かく有機物量の多い湖底平原にあり、群集型と底質型が対応する傾向がみられた。ただし、B群集型は、93年2月と95年3月には湖底平原だけでなく、ほぼ湖全域を覆う様に分布していた。ヤマトスピオの個体数変化をみると、この時期に8倍以上の個体数になっている。これは明らかに秋以降に着底した加入個体によるものと考えられる。

ユスリカ-イトミミズが優占するC群集型は92年、94年の春期に多く出現した。またD群集型は92年、93年の夏～秋にかけて湖底部斐伊川よりの地点群に出現した。これらC,D群集型はヤマトスピオ優占のB群集型の減少とともに、湖底平原に出現していた。

以上のように、底質型にマクロベントスの群集型が対応していることが、宍道湖においてもこれまでの研究（Nakao, 1978, 1979, 1982；李・中尾, 1985；高丸・中尾, 1982）と同様に認められた。このことは、環境に対応した群集が形成されるという見方ができるが、*Notomastus* sp. の糞粒が湖底平原に大量に堆積していることなど、マクロベントスが底質環境に与える影響も大きいと考えられる。マクロベントスが底質環境に対してどのような影響を与えているか、また、群集内の種間にどのような相互関係があるのかを明らかにすることは、マクロベントス群集の形成機構、群集と底質環境の相互作用、そして、宍道湖における物質循環の観点においても重要であり、今後の課題である。

第2節 ヤマトシジミの分布と底質環境

宍道湖におけるヤマトシジミの分布と底質環境の関係を明らかにすることは、その資源および漁場の管理方策を考える上で重要な知見を提供する。

これまでに行われたヤマトシジミの分布に関する研究には、汽水湖の塩分濃度に関連して行われた藻琴湖（朝比奈，1941），八郎潟（佐藤，1978，1979；江川，1981）の報告がある。宍道湖では水野ら（1966）がおこなった底質，水質，湖流，底生動物についての予察的研究のみである。しかしながらいずれの研究もその分布と底質環境について検討した事例はない。

そこで本節では，1982年および1983年の調査に基づいて，ヤマトシジミの分布と底質環境との関係について検討した。

材料および方法

調査地点と方法は前節の1982，1983年と同様の方法である。ヤマトシジミは殻長4mm以上の全個体を数えると共に重量を計測した。また，個体数密度は単位面積 m^2 当りに換算したものをを用いた。

垂直分布調査は夏季の8月と冬季の2月に玉湯地先の保護区において夏季4本，冬季8本のコアサンプルを採取し，コアサンプルを表層より2cm間隔で輪切りにして各層別にヤマトシジミを数えた（Fig. 2-2-1）。

結果

ヤマトシジミの水平分布 1982年の夏，1983年の春，秋の調査によるヤマトシジミの分布を Fig. 2-2-2 に示した。

宍道湖においてヤマトシジミが生息しているのはどの季節においても水深3～4m以浅の沿岸部の砂或いは砂泥質の湖棚であった。

垂直分布 ヤマトシジミの垂直分布の調査結果を Fig. 2-2-3 に示した。夏（8月）には表面から深さ2cmまでに83.9%のヤマトシジミが生息しており，8cmより深い所ではヤマトシジミの生息は確認出来なかった。それに対して冬（2月）には表面より2cmの深さに生息しているヤマトシジミはわずかに12%であり，ほとんどが2cmより深く潜砂していた。また，8～10cmの深さにもヤマトシジミの生息が確認された。

生息分布と底質環境 1982年夏（8月），1983年春（4月），秋（10月）の調査結果より宍道湖における環境要因とヤマトシジミの空間的分布を Fig. 2-2-4a,b に示した。ヤマトシジミの分布密度は D_0 ，シルト・粘土量，水深の等値線とよく類似した分布形態を示しているように見える。

ヤマトシジミの生息場所の底層水，底質の各環境要因の数値範囲を Fig. 2-2-5 に示した。宍道湖においてヤマトシジミが生息する範囲は水深4.0m以浅， D_0 飽和度50%以上，IL14%未満，COD 50mg/l

未満,シルト・粘土含有量 50%未満,であった。また,ヤマトシジミの生息密度が1,000 個/m²以上である好適範囲は水深 3.5m 以浅, DO 飽和度 80%以上, IL5%未満, COD 5mg/l 未満,シルト・粘土含有量 10%未満であった。

環境要因とヤマトシジミの現存量との相関を Fig. 2-2-6 にそれぞれ示した。底質の主要環境要因との相関は逆相関ではあるがシルト・粘土含有量と最も強く,相関係数は-0.63 であり,ついで強熱減量の-0.59,そして水深の-0.56 であった。

考察

ヤマトシジミ生態分布と湖底環境 宍道湖のマクロベントスと底質環境との関係については前節で考察を行った。ここではヤマトシジミと底質環境との関係について考察を進める。

ヤマトシジミは夏は底表より 1~2 cm,冬は 2~4 cm位の深さの砂泥底を生活空間としている。ヤマトシジミは鰓条にある繊毛によって水流を起こし,湖水懸濁物粒子を殻内に入れ,それから唇弁の上で粒子選択が行われ,適当量の細かい粒子のみが消化管内に取り込まれる。摂餌に伴う湖水濾過の際に,有機物と無機物を区別できず,物理的には沈降しない 5 μ 以下の微粒子を強制的に餌として取り込むことになり,結果的にヤマトシジミは湖水の浄化の面でも大きな役割を担うことになる(土屋, 1980)。

ベントスは底生期に入ってから移動能力は一般に小さく,多くのベントスの浮遊幼生は着底直前の時期に底表すれすれの層を流されながら底質と接触する。好適底質に接すると変態定着するという能動的選択能力をもつものが多く,その際選択のきっかけとなるのは一義的には底表堆積物の粒度であるが,誘引性として砂粒表面のバクテリア被膜の状態が重要であることがわかってきた(Gray, 1974)。ヤマトシジミは水中で産卵後 7~10 日前後の浮遊幼生期間に拡散し, D 型幼生を経て,幼貝となって足糸を形成して湖底に着底する。その時前述の様な着底場所の選択性があるのか,あるいはどの程度の強さなのかは明らかでない。

一般にベントス生息分布は種々の化学・物理的環境要因の影響以外にも,他種及び同種の他の個体の影響を強く受けられる。この生物的影響の主なもの補食,餌,住み場所の競争である。補食は群集構造を変化させたり,制御したりするが,餌と住み場所の競争は生産力や生残に大きな影響を与える。しかし,宍道湖の湖底にはヤマトシジミ以外に内在性懸濁物食性のベントスが生息していない。したがって,ヤマトシジミは他種との餌と住み場所の競争が全くない。そして,宍道湖の湖底にはヤマトシジミの捕食者もカモ類の他にほとんどいない。以上のような生物的環境要因のためヤマトシジミが圧倒的に優占種となり高密度に生息できるものと推定される。

底質の属性としてベントスの分布と関連性があるものに有機物含有量(T-N, T-P, IL, COD など)がある。これら有機物の含有率はすべて底質の粒度組成と底質型とに強い相関がある。また,粒度組成は湖底地形,湖流とも強い相関がある。したがって粒度組成がヤマトシジミの生息分布に

最も重要な環境要因である (Jones, 1973)。自然条件下では生物由来の有機物であれば、一般に底層に供給される有機物の多い方がヤマトシジミの成長に有利である。しかし、有機物の堆積した湖底平原では夏期に塩分躍層の下で貧酸素状態になりやすく、ヤマトシジミの生存に大きな影響を与える。現在の宍道湖でのヤマトシジミの生息場所の減少や大量弊死の主たる原因は湖底水の貧酸素化であることが本研究より示唆される。ヤマトシジミの資源を保全するためには宍道湖湖底水の貧酸素水塊対策は極めて重要となる。

第3節 生息を制限する環境要因

ヤマトシジミ個体群の生息分布を制限する致死的环境要因を検出することは、ヤマトシジミの資源管理あるいは漁場の改善・拡大方法を検討する上で重要な知見となる。

ヤマトシジミに限らず生物は、生息場所の様々な環境要因によりその生息を規定されている。各環境要因が生物の生存に及ぼす影響は、致死範囲、制限範囲、非制限範囲からなる S 字形の関数で表すことができ、また、いくつかの環境要因の複合的影響はこうした関数の集まりによって表すことができると考えられる。したがって、生息数密度と環境要因の直線的関係を前提とした重回帰分析のような従来の統計手法では、十分な解析を行うことができない。そこで、従来の統計解析法に変わり、各環境要因について、その大きさに沿って測定値を並び替え、対応する生物の個体数の累積曲線を作成して比べることで、致死的环境要因を抽出する方法を提案する。

本節では、ヤマトシジミに加え、宍道湖で生物量から重要な他のマクロベントス 3 種について、その生息もしくは生息分布域を制限する環境要因を、1982 年夏に宍道湖に設けた 248 の観測地点で得た野外データにもとづいて検討した。

材料および方法

累積曲線法 仮に、ある地点におけるマクロベントスのある種の個体数 n が、全環境要因 $X_1, X_2, \dots, X_i, \dots, X_n$ のもたらす効果の積として表されるものとする、

$$n = n_{\max} f_1(x_1) f_2(x_2) \dots f_4(x_4) \dots f_n(x_n) \quad (1)$$

と表される。

上の式で、 n_{\max} は最も好ましい状態にある場合に予測されるこの種の最大個体数であり、 f_i は各環境要因の制限効果を表す関数である。これは 0 から 1 までの正の値 ($0 < f < 1$) をとる。これは 3 つの範囲、すなわち致死範囲、制限範囲、非制限範囲から特徴づけられる S 字形になると予測される (Fig.2-3-1)。

種ごとに、各環境要因について、環境要因の大きさに沿って測定値を並び替え、それに対応する生物の個体数の累積曲線を作成する。 Fig.2-3-2A,B は、累積曲線の作成法を示したものである。要

因 X が不足している、あるいは希少なために、種個体群を制限していると考えられる場合には、個体数データを要因 X について大きくなる順に並べる。この場合は観測地点を 1 から 6 の順に並べることを意味する。こうして描いた曲線が平坦な底部を含まない場合には、要因 X の不足が種個体群を制限していないと考えられるので、環境要因の並べ方を逆にする。こうして作成した累積曲線は一般的に S 字形である。しかし、対象とする環境の中で単一要因が致死要因として働いている場合には、この致死要因については曲線は J 字形になり、他の要因については S 字形になる。致死要因の曲線は底部の範囲を除けば平坦な部分がないからである。たいていの場合、環境要因が異なれば、最初の上昇点も異なる。早く上昇を開始する要因のほうが、遅れて上昇を開始し勾配も急な要因に比べて、曲線が緩やかである。上昇の遅れは種が欠如しているか、対応する観測地点において、種の生活が強く抑制されていることに起因する。区域内の種の生息場所が主として単一の環境に制限されていると仮定すれば、上昇が最も遅く、勾配の最も急な要因が一番影響の強い制限要因である。なぜなら、この要因の致死影響として、その種が欠如する観測地点の数が最も多く説明できるからである。このような考えをもとに、各環境要因ごとに累積曲線を作成して、1 つの図に表し、最も影響の大きい環境要因を選び出した。当然のことながら、実際の致死要因が観察された要因の中に含まれていない可能性は残る。しかし、観察された環境要因の中で一番影響の強い致死要因を示唆するには、累積曲線法が有効である。

ヤマトシジミに加え、生物量の点から見て重要なマクロベントス 3 種、ヤマトスピオ、*Notomastus* sp.、ゴカイについて、累積曲線法より最も影響の大きい環境要因を選び出した。この解析には、すでに第 1 節で述べた 1982 年夏の調査データを用いた。

結果

ヤマトシジミが最も多かったのは水深 3m よりも浅い観測地点であった (Fig.2-2-5)。ヤマトスピオは、湖の西側で淡水が流入するところよりも、東側の中鹹汽水域に近いところで採取されることが多かった (Fig.2-1-6a)。この種が見られた最深観測地点は、ヤマトシジミの最深観測地点よりも深かった。ヤマトスピオとは逆に、*Notomasutus* sp. は湖の西端部に多く見られた (Fig.2-1-6a)。また、この種もヤマトシジミよりも深い観測地点に見られた。ゴカイがみられたのは浅い観測地点に限られ、分布が最も制限されていた (Fig.2-1-6a)。

Table 2-3-1 は底層水および堆積物の物理化学的な観測値の相関係数をまとめたものである。pH を除けば、こうした要因は互いに高い相関を示した ($|r| > 0.49$)。泥含率と強熱減量のあいだには、最も高い相関が見られた ($r = 0.80$, $N = 248$)。

Table2-3-2 は種の個体数と環境要因の相関性を示したものである。多毛類 (ヤマトスピオ、*Notomastus* sp.、ゴカイ) と環境要因との相関係数はそれぞれ小さかった ($|r| < 0.28$)。ヤマトシジミの場合、泥含率 ($r = -0.76$) と強熱減量 ($r = -0.61$) に対する高い相関を示した。

Fig.2-3-3 は上記 4 種（ヤマトシジミ，ヤマトスピオ，*Notomastus* sp.，ゴカイ）の累積曲線を示したものであり，Table 2-3-3 は累積曲線から求めた最も遅い立ち上がりを示した要因と個体数の数値をまとめたものである。最も遅れて上昇を開始する右端の曲線に対応する要因は，最も疑わしい致死要因として選ばれたものである。曲線がまったく交差しないかぎり，この選択は容易であるが，曲線はしばしば交差した。その場合平均してより右寄りの曲線が最も疑わしい致死要因として推定した。

Fig.2-3-3 に示されたヤマトシジミの結果を拡大して示した Fig.2-3-4 の場合，ヤマトシジミの最も疑わしい制限要因は泥含率であった。泥含率について並べかえた個体数の累積曲線は観測地点総数の 67.2% のところで上昇を開始した。この上昇に対応する泥含率は 91.5% であった（Table.2-3-3）。強熱減量も泥含有率と同じような制限要因になるが，泥含有率とヤマトシジミ個体数との相関係数は最も低いので（Table.2-3-2），宍道湖のヤマトシジミは泥含率が 91.5% を超える場所ではその生存が制限されるという結論を下すことができよう。同様に，ヤマトスピオの生存が制限されるのは，DO 濃度が低い場合であり，*Notomastus* sp. は塩素量が多い場合，ゴカイは泥含率が多い場合であった（Fig.2-3-3，Table.2-3-3）。

考察

累積曲線法を用いて，懸濁物食性二枚貝ヤマトシジミの生息を最も強く規制するのは高い泥含率（Table 2-3-2 の $r = -0.75$ ）で，強熱減量（Table 2-3-2 の $r = -0.61$ ）ではないという結論を下した。個体数と環境要因の相関係数を直接比較しても，ヤマトシジミにとって最も疑わしい致死要因を確定することはできなかった。この 2 つの要因と個体数との相関係数はよく似ているからである。加えて，双方の相関も大きいからである（Table 2-3-1 の $r = 0.80$ ）。

ヤマトシジミについての結論は，懸濁物食者の生息場所と底質に関する従来の研究結果（Sanders，1958；Grey，1974）とよく符合する。懸濁物食者が栄養源として懸濁物（それは表面波による水の攪拌で堆積物表層から供給される）を必要としていることを考えれば，この結論は合理的である。この現象が見られるのは水深の浅い区域に限られ，砂層の出現とも関係がある。堆積物が微細な粒子からなり，高い泥含率を示す静水的な水域は懸濁物食者の生息には好ましくない。

累積曲線分析（Table 2-3-3）から，ヤマトスピオの生息は主として酸素欠乏によって抑制される（Table 2-3-2 の $r = 0.18$ ）が，最も強い負の相関係数を示した泥含率（Table の $r = -0.28$ ）によっては抑制されないことがわかった。泥含率に関する累積曲線分析で得られた結論では，この属が表層堆積物摂食者である（Fauchald & Jumars，1979）こととよく一致する。つまり好气的条件が維持されるかぎり，有機物の豊富な細粒はこの種にとって望ましいと予測されるからである。

Notomastus sp. に関しては生態学的データがほとんどない。この種の属するイトゴカイ科のほとんどが非選択的の堆積物摂食者だということだけである（Fauchald & Jumars，1979）。これは，たとえ泥

含有率との相関係数が最も強い負の係数 (Table 2-3-2 の $r = -0.28$) を示す場合でも、堆積物の泥含率がこの種の生息を直接に制限しないことを示唆する。この種は低塩分環境に限ってみられ、中鹹汽水域になると *Heteromastus* sp. に交替する (Yamamuro, 1986)。したがって、*Notomastus* sp. が高い塩分濃度 (Table 2-3-3) によってその生息が制限されるという結果は妥当である。強熱減量と最も強い相関 ($r = -0.22$) を示したゴカイは、泥含率が 6% 以内の区域に濃密に生息する (10^3 ind. m^{-2}) ことが報告されている (Tsuchiya & Kurihara, 1979)。これはゴカイの致死要因として有力なのは高い泥含率であるという累積曲線分析の結果 (Table 2-3-3) と符合する。この種が広塩性種であるという事実 (Yamamuro, 1987) も塩素量が最も強く影響する要因とはならない今回の結果と一致する。

累積曲線の分析方法で得られた結論には、従来の研究と大きく矛盾するところは見られない。したがって、滑らかな累積曲線を作成するに足る十分なサンプルがある場合、とりわけ、酸素、硫化物、泥含率などの環境要因が相互に強い相関性を示す傾向のある閉鎖性水域では、観察データから制限環境要因を推察するのに、この方法は有効であると思われる。

累積曲線法の問題点 本来、自然生態系の中での環境要因は単一ではなく、複合的に生息する生物に作用するものである。したがって、いくつかの環境要因の中から一番強い環境要因が果たして自然界でいつも一番強く働いているかどうかは疑問であり、このような単一要因の抽出がどれだけの意味を持つかは今後の検討課題といえよう。

今一つの問題は対象生物の生態、特に生活史、分布、摂餌様式を良く把握していなければ、いかなる統計処理、理論的推論を行ったとしてもそれはあくまでも推論に過ぎないということである。納得できる解釈がその種の生態を通して説明される必要があるから十分なフィールドの調査から対象生物の生態をしっかりと把握すると同時に、室内飼育実験によってその生物の環境要因による耐性の知見を得て、これらの結果と累積曲線法で得られた結果とを合わせて考察することが重要であると思われる。

第 4 節 ヤマトシジミが宍道湖の窒素循環に果たす役割

湖沼の窒素循環においてマクロベントスが重要な役割を果たしているという指摘は従来からなされている (Lewin et al., 1979; Cloern, 1982; Gardner et al., 1983)。宍道湖では大量に生息しているヤマトシジミが、湖内の窒素循環に対して大きな役割を担っていると推定される。したがって、ヤマトシジミの窒素循環に対する役割を定量化することは、宍道湖の物質循環の把握や水質・底質浄化など環境への影響に果たす役割を明らかにするために重要である。

本節ではまず宍道湖のヤマトシジミと他のマクロベントス群集の分布と生息数を調査し、さらに実験室においてヤマトシジミによる有機態窒素の濾過速度と無機態窒素の排出速度を測定した。これらの得られたデータより宍道湖全体の中でのヤマトシジミの体内に取り込む窒素量、そして排出

する窒素量を算出した。またヤマトシジミの漁獲による窒素含有物の系外への窒素除去量についても検討した。

材料と方法

調査区域 調査地点は Fig. 2-1-1 に示した通りである。

ヤマトシジミの現存量 Fig. 2-1-1 に示した 248 の調査地点において、1982 年 8 月に Smith-McIntyre 型採泥器を用いて 0.1m² の堆積物サンプルを採取したのち、0.5mm メッシュのふるいで、堆積物サンプルからヤマトシジミを分離した。これより水深別に 1m² あたりの平均密度を算出し、それに水深別の総面積を乗じて、水深別、かつ穴道湖全体の個体数および現存量の試算を行った。

同時に Smith-McIntyre 型採泥器の採集効率を算出するために、採泥器の開口部と同じ大きさ(22.5 × 22.5cm)の鉄枠を用意し、SCUBA 潜水により採泥器で底泥を採った場所に鉄枠をはめ込み、その場に残存したヤマトシジミを採集、計数した。この潜水調査は水深の異なる 3ヶ所で、それぞれ 10 回の繰り返し採集を行った。採集効率の計算は、採集効率(E)=採集数(A)/(採集数(A) + 残存数(R)) × 100(%)として計算した。こうして算出した採集効率の平均値から補正係数を求め、採泥器採集から得たデータを補正した。

ヤマトシジミのろ過速度・排出速度 1983 年 7 月 29 日、水深 1m の鳥ヶ崎沖においてヤマトシジミ個体を採集した。同日、湖中央部でバケツで湖水を採集し、40 μm メッシュのプランクトンネットですろ過した。Mohr 法で計測した湖水の塩素量は 0.5%であった。採集後 1 時間以内に、個体を洗浄し 26.5 のろ過湖水入りの金属製トレーに移した。1 時間インキュベートした後、メンブランフィルターで水をろ過してヤマトシジミ個体の糞と偽糞を集め、60 でフィルターを乾燥した後、糞と偽糞の重量を決定した。これらの窒素含量は CHN コーダー(柳本 MT-2 型)で測定した。

ヤマトシジミ個体の一部はさらにろ過率とアンモニアの排出率を測定するため用いた。採集個体を殻高に従って 3 つの大きさのグループに分け、それぞれ大・中・小とした(Table.2-4-1)。それぞれのグループを別のバケツに入れ、順応のため 5 段階の異なる温度(6.5, 15, 25, 30, 35)のろ過湖水中で最低 1 時間放置した後、各温度のろ過湖水を満たしたガラスビーカー(1000ml)へ移した。個体はビーカーの底に静かに置き、エアレーションは行わなかった。水を 2 時間のインキュベーション期間中、30 分ごとに採水し、コールターカウンター(タイプ ZB-1)を用いて 2~40 μm の間の粒子密度を測定した。それぞれの個体のろ過速度 F は次式によって計算した：

$$F = (V/t) [\ln(C(0)/C(t)) - \ln(C_b(0)/C_b(t))]$$

ただし、

V : 実験に用いたろ過湖水の体積

C(t) : 時間 t における、個体を入れた容器の湖水中の懸濁物粒子濃度

C_b(t) : 時間 t における、個体を入れない対照容器の湖水中の懸濁物粒子濃度

各態無機窒素（たとえば、アンモニア態、亜硝酸態、硝酸態など）の排出率は、実験開始直後と終了時の水サンプル中の各態窒素の濃度の測定から求めた。水サンプルは Strickland & Parsons (1972) の方法に従い、オートアナライザー（タイプ TMII）によって測定した。

ヤマトシジミの窒素含有量の分析 ヤマトシジミの貝殻と軟体部の重量を別々に測定し、軟体部重量を求めた。軟体部については 60℃、24 時間で乾燥させて乾燥重量も求めた。

ヤマトシジミの軟体部と貝殻部それぞれの窒素含有量をマイクロケルダール法で定量分析した。

湖水中の懸濁物濃度 湖水サンプルを 1983 年 7 月 30 日、水深 1m と 3.4m の 2 地点で採水した。各地点では湖底より 1, 3, 5, 35cm および表層から、注意深く 200ml 注射器を用いて採水した。こうして採水した湖水は GF/C フィルターでろ過し、60℃で乾燥の後、秤量した。窒素と有機炭素量は、CHN コーダーで測定した。

これと同時に、採水地点の表層堆積物中の窒素、および炭素含有量を測定するために、直径 4.6cm のアクリル性チューブを用いて表層堆積物コアサンプルを採集した。

結果

ヤマトシジミの現存量 採集効率から求めた補正係数を用いて算出した水深別、また宍道湖全域の個体数密度、現存量を Table. 2-4-2 に示した。その結果、湖に生息する総個体数は約 329 億個であり、総現存量は 30,986 トンと推定された。湖全体の 3 割程度の面積の水深 4.0m 以浅で、個体数、現存量ともに、全体の 90% 以上になった。

ヤマトシジミのろ過速度と排出速度 ヤマトシジミのろ過速度には明らかな水温の影響がみられた。ろ過速度が最大になるのは 25℃付近で、体サイズはろ過速度に影響を与えないようであった (Fig. 2-4-1)。

8.04g の乾燥軟体部重量からなる 259 個体の貝によって 1 時間当り排出される糞と偽糞の平均乾燥重量は 268.2mg であった。従って、ヤマトシジミの 1g 乾燥軟体部重量当りの排出率は $33.4 \text{ mg g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ である。また、糞と偽糞の窒素含量は 1%、C/N 比は約 0.7 であった。

ヤマトシジミのアンモニア排出率も明らかに温度の影響を受けて水温 25℃で最大値を示していたが、体サイズは全く影響を及ぼさないようであった (Fig.2-4-2)。亜硝酸塩と硝酸塩は検出されなかった。

ヤマトシジミの窒素含有量の分析 ヤマトシジミの体各部重量と窒素含有量の分析結果を示したのが、Table.2-4-3 である。100g 当たりの全窒素含有量は、軟体部湿重量で 8,940mg、貝殻部湿重量で 215mg、軟体部乾燥重量で 1,600mg、貝殻部乾燥重量で 215mg であった。湿重量、乾燥重量いずれの場合でも、ヤマトシジミ個体の窒素含有量の 80% 以上が軟体部に蓄積されていることがわかった。

た。

湖水中の懸濁物濃度 Fig.2-4-3 に示すように湖水中の懸濁物濃度は、湖底近くで急激に増大していた。水深 1m の地点で、表層水の濃度は約 6 mg l^{-1} であるのに対して、湖底から 1cm の水では約 9 mg l^{-1} の値を示した。水深 3.4m の地点では、懸濁物濃度は表層水で 5 mg l^{-1} だが、湖底から 1cm 地点の水では約 20 mg l^{-1} の値となった。

懸濁粒子の窒素含量・炭素含量ともに水深 1m 地点での値は水深 3.4m 地点での値の約 2 倍となっていた (Table. 2-4-4)。しかしながら表層堆積物での窒素・炭素含量は 3.4m 水深地点の方が水深 1m 地点よりも大きな値を示した (Table. 2-4-4)。

宍道湖の窒素循環におけるヤマトシジミの役割

宍道湖における窒素循環を模式化し、その中でヤマトシジミが果たしている役割を定量化するために、以下の各項目について検討、計算した。

1) ヤマトシジミの現存量 (軟体部乾重量)

本研究ではヤマトシジミの濾過・排泄を軟体部乾重量あたりの速度に換算した。また、懸濁物の濃度や窒素の含有率が水深によって異なっていたことから、以下の計算は水深 2m 以浅と、水深 2m 以深とに区分しておこなった。

ヤマトシジミ全量の 19.5% が軟体部で、さらにその 17.9% が水分以外の物質である (Table.2-4-3)。このことと先に試算した現存量 (Table.2-4-2) から、各水深別の軟体部乾重量を求めた値を Table.2-4-5 に示した。その結果、水深 2m 以浅では 424.8t、水深 2m 以深では 662.8t と計算された。

2) ヤマトシジミによる有機態窒素の 1 日あたりの取り込み量

Fig. 2-4-3 に示した結果をもとに、ヤマトシジミは水深 2m 以浅の湖底では懸濁物の濃度が 9.0 mg/l の直上水を濾過し、水深 2m 以深の湖底では、懸濁物濃度が 20.0 mg/l の直上水を濾過しているとする。また Fig. 2-4-1 より、水温 27~28 における軟体部乾燥重量 1g あたりの濾過速度は、シジミのサイズと無関係に 5 l/g hour とする。

以上を仮定し、ヤマトシジミによる有機態窒素の 1 日あたり取り込み量を計算した結果を示したのが Table.2-4-6 である。この結果、宍道湖全域でのヤマトシジミによる 1 日あたり有機体窒素取り込み総量は 29.7t であり、そのうち 2m 以浅部で 13.8t、2m 以深部で 15.9t であった。

3) ヤマトシジミによる有機態窒素の 1 日あたりの排出量

ヤマトシジミは水温 26.5 で 1 時間に軟体部乾重量 1g あたり 33.4mg の糞を排出した。また、この糞の窒素含有量は 1% であった。ヤマトシジミの軟体部乾重量の現存量は湖全体で 1087.6t であるから (Table.2-4-5) ,

$$33.4 \text{ mg/g hour} \times 0.01 \times 1,087.6 \times 10^6 \text{ g} \times 24 \times 10^9 = 8.7 \text{ t}$$

でヤマトシジミは糞の形で 1 日あたり 8.7t の有機態窒素を排出する。

4) ヤマトシジミによる無機態窒素の 1 日あたりの排出量

Fig. 2-4-2 より、水温 27~28 における軟体部乾重量 1g あたりのアンモニア態窒素排出速度は、

シジミの体サイズと無関係に $200 \times 10^6 \text{g/hour}$ とする。したがって、1日当たりの無機態窒素排出量は、

$$200 \times 10^6 \text{g/hour} \times 1,087.6 \times 10^6 \text{g} \times 24 \times 10^6 = 5.2 \text{t}$$

となり、ヤマトシジミはアンモニアの形で1日あたり5.2tの無機態窒素を排出することになる。

5) 漁獲による湖外への窒素の1日あたりの持ち出し量

宍道湖では年間約15,000tのヤマトシジミが水揚げされる。軟体部の1.47%が窒素含有量、貝殻部の0.2%が窒素含有量である。したがって1年間の漁獲による回収量は

$$\text{軟体部 } 14,858 \text{kg} \times 19.5\% \times 1.47\% / 10^4 = 42.59 \text{t}$$

$$\text{貝殻部 } 14,858 \text{kg} \times 80.5\% \times 0.2\% / 10^4 = 23.92 \text{t}$$

$$1 \text{日当たりの持ち出し量は } 66.51 / 365 = 0.182 \text{ t}$$

ヤマトシジミの漁獲によって1年間に66.51t、1日に0.2tの窒素が湖外に持ち出される。

6) ヤマトシジミの体内に含まれている窒素の量

宍道湖全体でのヤマトシジミ現存量は湿重量で30,985.6tであるから、

$$30,985.6 \times (1.47 \times 19.5 + 0.2 \times 80.5) / 100 = 138.7 \text{t}$$

がヤマトシジミの体内に含まれている窒素の量である。

7) 宍道湖への窒素の流入負荷量

川上(1982)によれば、斐伊川からのT-N負荷量Y(kg/hour)と斐伊川の流量X(10^4t/hour)とのあいだに、 $Y = 6.22X + 22$ の関係があり、さらに斐伊川からの負荷量は、宍道湖全体への負荷量の47%を占める。7・8月の斐伊川の平均流量は 40.14m^3 (流量年表・観測所番号70407における1973~1983年の平均)であることから、7・8月における宍道湖への窒素の流入負荷量は1日あたり5.7tになる。

また、斐伊川から流入する窒素のうち、約50%が有機態窒素である(Ochiai & Sugai, 1981)。宍道湖へ流入する窒素全体についてもこの関係が当てはまるとすれば、宍道湖へ流入する有機態窒素の量は、1日あたり2.85tとなる。

8) 宍道湖での純生産量

森本ら(1977)によれば、宍道湖での夏期における純生産量は約100Ct/dayである。仮に海洋プランクトンの平均的なC/N比である5.7を用いると、1日あたり約17.5tの窒素が生産されていることになる。

9) 湖底からのアンモニア態窒素の溶出

Kawatsu et al.(1984)による宍道湖の湖底泥からの栄養塩の溶出実験では、嫌気条件では水温20では1日あたり 14.2mg/m^2 、30では1日あたり 42.7mg/m^2 のアンモニア態窒素が溶出している。仮に水温27~28における底泥からのアンモニア態窒素の溶出速度を1日あたり 40mg/m^2 とすれば、宍道湖の湖底面積 80.25km^2 を乗じて、1日あたり約3.2tの窒素がアンモニア態の形で湖底から溶出していることになる。

以上の分析結果から算出した数値をまとめて、宍道湖の窒素循環の模式図として示したのが Fig. 2-4-4 である。

考察

宍道湖の窒素循環におけるヤマトシジミの役割

本研究で算出した数値については今後更に精密な補足調査による修正が必要であろう。特に、宍道湖からの流出や動物・植物プランクトン、魚類、水草が窒素循環へ果たす役割の定量化が必要と思われる。しかし、ヤマトシジミの取り込む窒素の量、排泄量、同化量が非常に大きいことが明確にされた。

本研究ではヤマトシジミは1日に24.4tもの窒素を取り込み、水中の窒素の同化産物として138.7tの窒素を体内にストックする。湖水の浄化作用の観点からみると極めて重要な役割といえる。

生物的堆積作用 (Biodeposition) が生態学的に重要な点の1つは系内における物質の形態や存在場所が生物の作用によって変化することである (土屋, 1980)。この変化は周囲の環境や生物に影響を及ぼすことが予想される。ヤマトシジミによる大量の糞・擬糞の排泄量は、1日当たり7.2tと推定され、このような生物的堆積作用が周囲の環境や生物に及ぼす影響は重要である。排泄された糞の最も重要な役割はベントスの餌としての役割であろう。海洋においてベントスの糞の重要性として、他の生物の餌になることが報告されてきた (Newell, 1965; Johannes & Satomi, 1966; Tsuchiya & Kurihara, 1979)。Newell (1965)は *Hydrobia ulvae* の糞の含有窒素量は排泄後数日間で増加し、他の生物の餌になることを報告した。 *Palaemonetes pugio* は自分自身の糞を摂食するが、その糞を再摂食した場合に排泄した糞は数日間経過しないと摂食しない (Johannes & Satomi, 1966)。Tsuchiya & Kurihara (1979)は、汽水産のゴカイ *Neanthes japonica* を用いて実験を行った。排泄直後のゴカイの糞に対する同種の摂食量は、排泄後2週間海水中に放置した糞に対するそれよりも低い。糞を海水中に放置した場合、糞を基質にして多数のバクテリアの増殖が認められた。さらに糞やケイソウ、ヨシ枯葉の断片を加えると、より多くのバクテリアが増殖した。糞はそれ自体有機物含量が多く (TC 3.8%, TN 0.3%, IL 14.5%)、またバクテリア増殖の基質となり得る。ベントスの餌としてのバクテリアの重要性が多くの研究者によって強調されている (Tenore & Gopalan, 1974; Tenore, 1975; Tenore et al., 1977) ことを考え合わせると、糞はベントスの食物源として重要な役割を果たしていることが理解できる。宍道湖ではシジミの糞はゴカイ、ノトマスタスの餌になっていると思われる (中村, 未発表)。

ヤマトシジミは糞とは別に無機態窒素も1日当たり約4.3tも排出している。これは宍道湖ではほとんど植物プランクトンによって再利用されている (山室・小池, 1990)。そしてその植物プランクトンをヤマトシジミが取り入れる。このように一次生産者を直接食物にし、排出した栄養塩類は一次生産者が再利用する関係が成り立っている。

ヤマトシジミの漁獲による窒素の回収 ヤマトシジミを漁獲することは、ヤマトシジミの体内に同化された栄養塩である窒素を湖外に取り出すことになり、富栄養化防止に大いに役立っていると思われる。宍道湖では1980年代初めには流入負荷量に対する漁獲によって回収される窒素の割合は9.5%にもなり、県の下水浄化センターで回収する窒素の数倍の量が回収されている（島根県水産試験場，1983）。一般的には湖の富栄養化防止対策のために湖内より窒素を回収するためには膨大な費用と施設を必要とするが、漁業による栄養塩物質の回収は非常に効率的かつ有効な方法である。漁業が環境保全に大きな役割を果たしていることを認識し、漁業の振興となる環境保全対策を合わせて検討していくことも今後の課題と思われる。

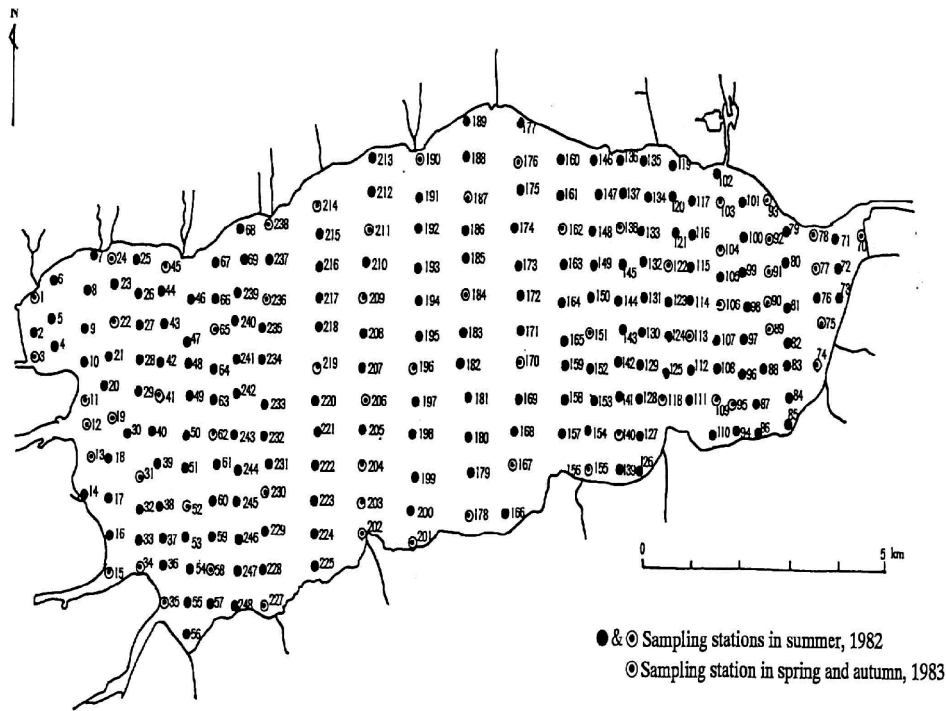


Fig. 2-1-1. Map showing the location of the sampling stations in Lake Shinji in summer, 1982. Double circles indicate the sampling stations in spring and autumn, 1983.

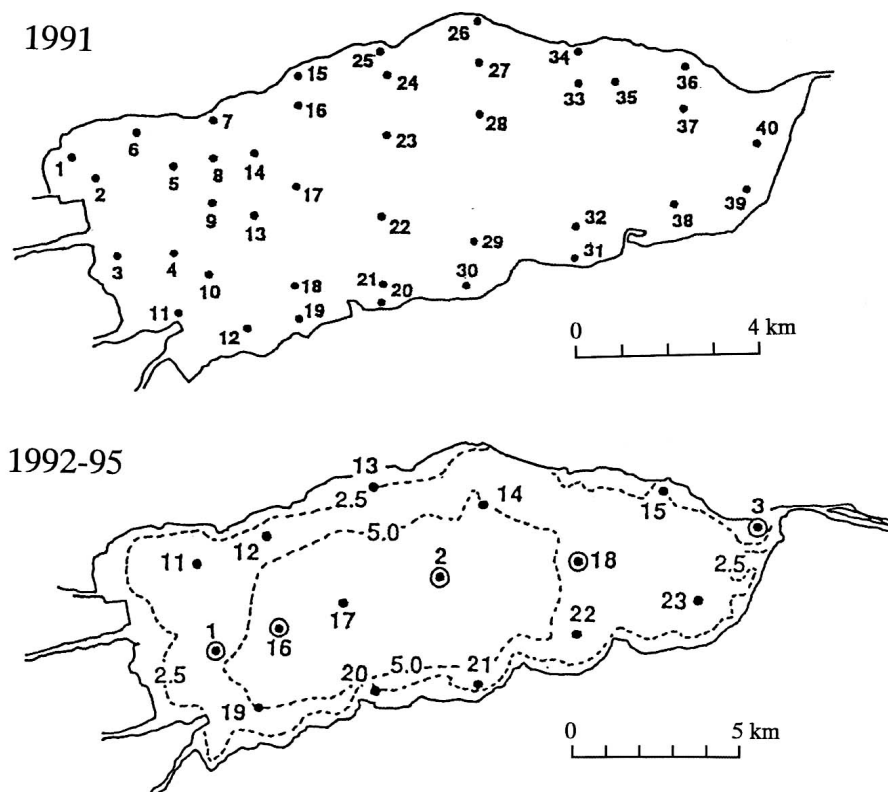


Fig. 2-1-2. Map showing the location of the sampling stations and depth contour in Lake Shinji. Numbers indicate the sampling stations. Double circles indicate the monthly sampled stations. Dashed lines indicate depth contour(m).

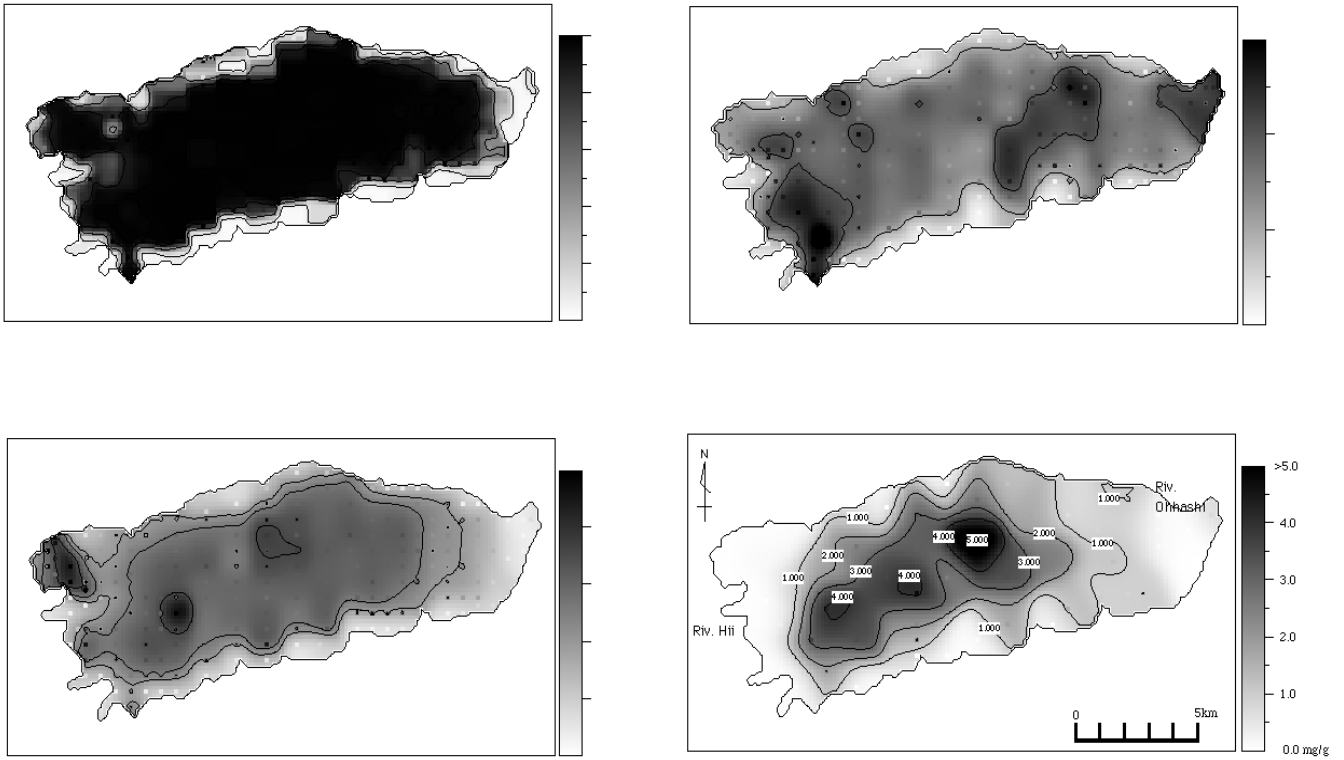


Fig. 2-1-3. Distribution of silt and clay , COD, ignition loss and sulfide of the sediment.

Table 2-1-1. Correlation coefficient of analytical items of the sediment.

Item			
Depth			
Ignition loss	0.735		
Mud content	0.846	0.804	
Oxygen saturation	0.825	0.813	0.693

Table 2-1-2. Seasonal variation of λ COD, IL and sulfide.

	Spring	Summer	Autumn
COD (dry weight / g)	18.27 (1.5 ~ 50.7)	31.96 (0.9 ~ 83.2)	26.33 (0.5 ~ 61.3)
IL (%)	7.60 (1.0 ~ 17.2)	11.68 (1.2 ~ 34.5)	7.60 (0.2 ~ 13.5)
Sulfide (dry weight / g)	1.19 (0.01 ~ 5.5)		0.92 (0.005 ~ 4.3)

Note : () is a range showing minimum and maximum.

Table 2-1-3. Macrobenthos collected in Lake Shinji.

phylum	class	order	family	speices	
Mollusca	Bivalvia		Corbiculidae	<i>Corbicula japonica</i>	
			Mytilidae	<i>Musclista senhousia</i>	
	Gastropoda		Assimineidae	<i>Assiminea lutea japonica</i>	
			Fairbankiidae	<i>Falsicingula elegans</i>	
Annelida	Polychaeta		Stenothyridae	<i>Stenothyra edogawaensis</i>	
			Spionidae	<i>Prionospio (Minuspio) japonica</i>	
			Spionidae	<i>Pseudopolydra</i> sp.	
			Capitellidae	<i>Capitella capitata</i>	
			Capitellidae	<i>Notomastus</i> sp.	
			Nereidae	<i>Neanthes japonica</i>	
			Phyllodocidae	<i>Eteone longa</i>	
			Pilargiidae	<i>Sigambra tentaculata</i>	
			Sabellidae	<i>Chone</i> sp.	
			Oligochaeta	Tubificidae	<i>Tubifex</i> sp.
	Hirudinea				
Arthropoda	Insecta		Chironomidae		
			Chironominae		
			Tanypodinae		
	Crustacea			Mysidae	
			Cumacea		
				Anthuridae	<i>Cyathura kikuchii</i>
				Gammaridae	<i>Ampelisca</i> sp.

Table 2-1-4. Mean population density and relative abundance of macrobenthos in Lake Shinii in 1982.

Species	Population density (ind / m ²)	Relative abundance (%)
Bivalvia		
<i>Corbicula japonica</i>	322	27.27
Polychaeta		
<i>Prionospio japonica</i>	263	22.27
<i>Notomastus</i> sp.	78	6.60
<i>Chone</i> sp.	43	3.64
<i>Neanthes japonica</i>	23	1.95
<i>Pseudopolydora</i> sp.	7	0.59
<i>Capitella capitata</i>	< 1	< 0.01
<i>Lagis bocki</i>	< 1	< 0.01
Oligocheata spp.	249	21.08
Insecta		
<i>Chironomus plumosus</i>	114	9.65
<i>Chironomus</i> sp.	< 1	< 0.01
<i>Procladius sagittalis</i>	37	3.13
<i>Tanypodinae</i> spp.	6	0.51
Crustacea		
<i>Cyathura kikuchii</i>	39	3.30

Table 2-1-5. Mean population density and relative abundance of macrobenthos in Lake Shinji ,1992-1995.

Species	Population density (ind / m ²)	Relative abundance (%)
<i>Corbicula japonica</i>	2083	51.36
<i>Prionospio japonica</i>	1260	31.1
<i>Notomastus</i> sp.	200	4.94
<i>Tubifex</i> sp.	118	2.91
<i>Tanypodinae</i>	97	2.41
<i>Neanthes japonica</i>	96	2.37
<i>Chironomminae</i>	81	2.01
<i>Cyathura kikuchii</i>	35	0.88
<i>Eteone longa</i>	24	0.61
<i>Falsicingula elegans</i>	17	0.44
<i>Chone</i> sp.	10	0.26
<i>Ampelisca</i> sp.	7	0.18
<i>Hirudinea</i> sp.	6	0.17
<i>Pseudopolydora kempfi</i>	5	0.14
<i>Cumacea</i> sp.	4	0.11
<i>Musclus senhousia</i>	2	0.06
<i>Assiminea lutea japonica</i>	2	0.05
<i>Mysidacea</i> sp.	< 1	< 0.02
<i>Sigambra tentaculata</i>	< 1	< 0.01
<i>Capitella capitata</i>	< 1	< 0.01
<i>Stenothyra edogawaensis</i>	< 1	< 0.01

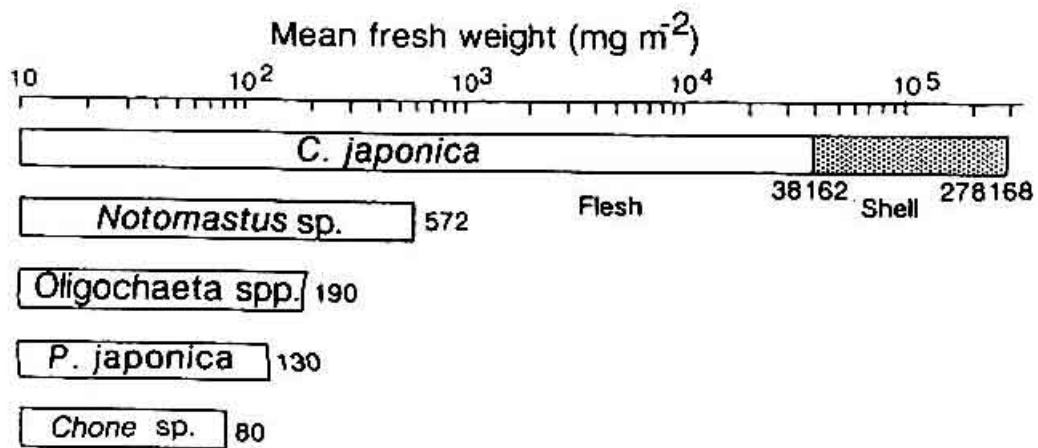


Fig. 2-1-4. Fresh weights of macrobenthos species in Lake Shinji in summer 1982. Shaded portion represents shells of *C. japonica*.

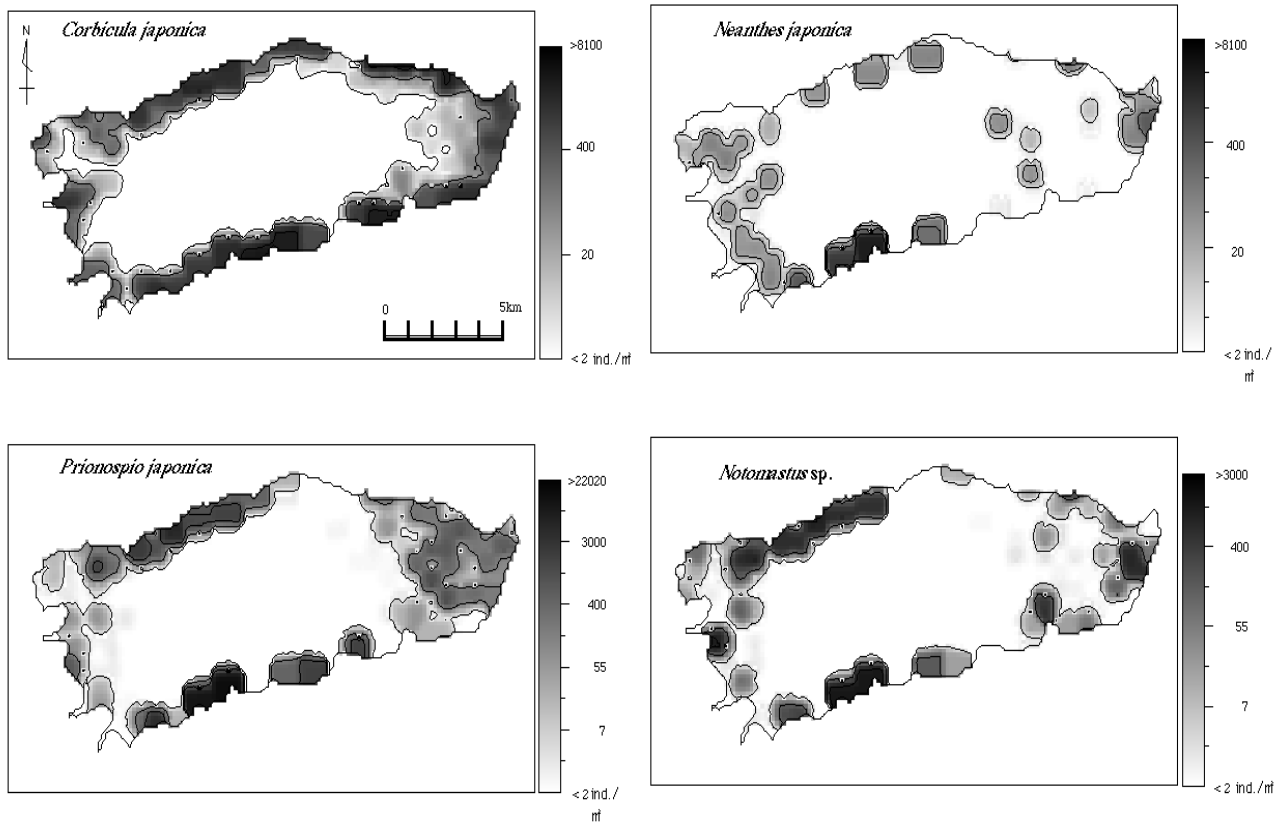


Fig. 2-1-5a. Distribution of *Corbicula japonica*, *Neanthes japonica*, *Prionospio japonica* and *Notomastus sp.*

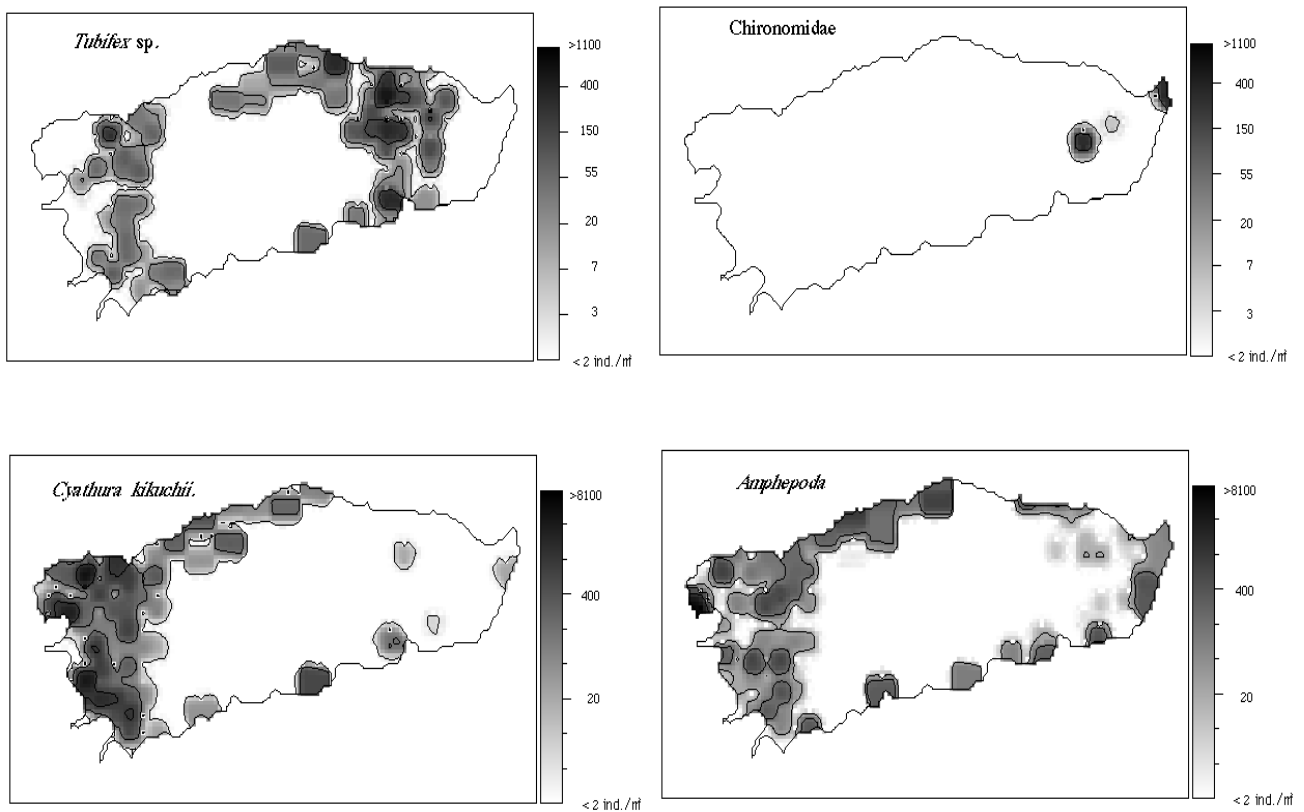


Fig. 2-1-5b. Distribution of *Tubifex sp.*, Chironomidae, *Cyathura kikuchii* and Amphipoda.

May 1992 - Feb. 1993

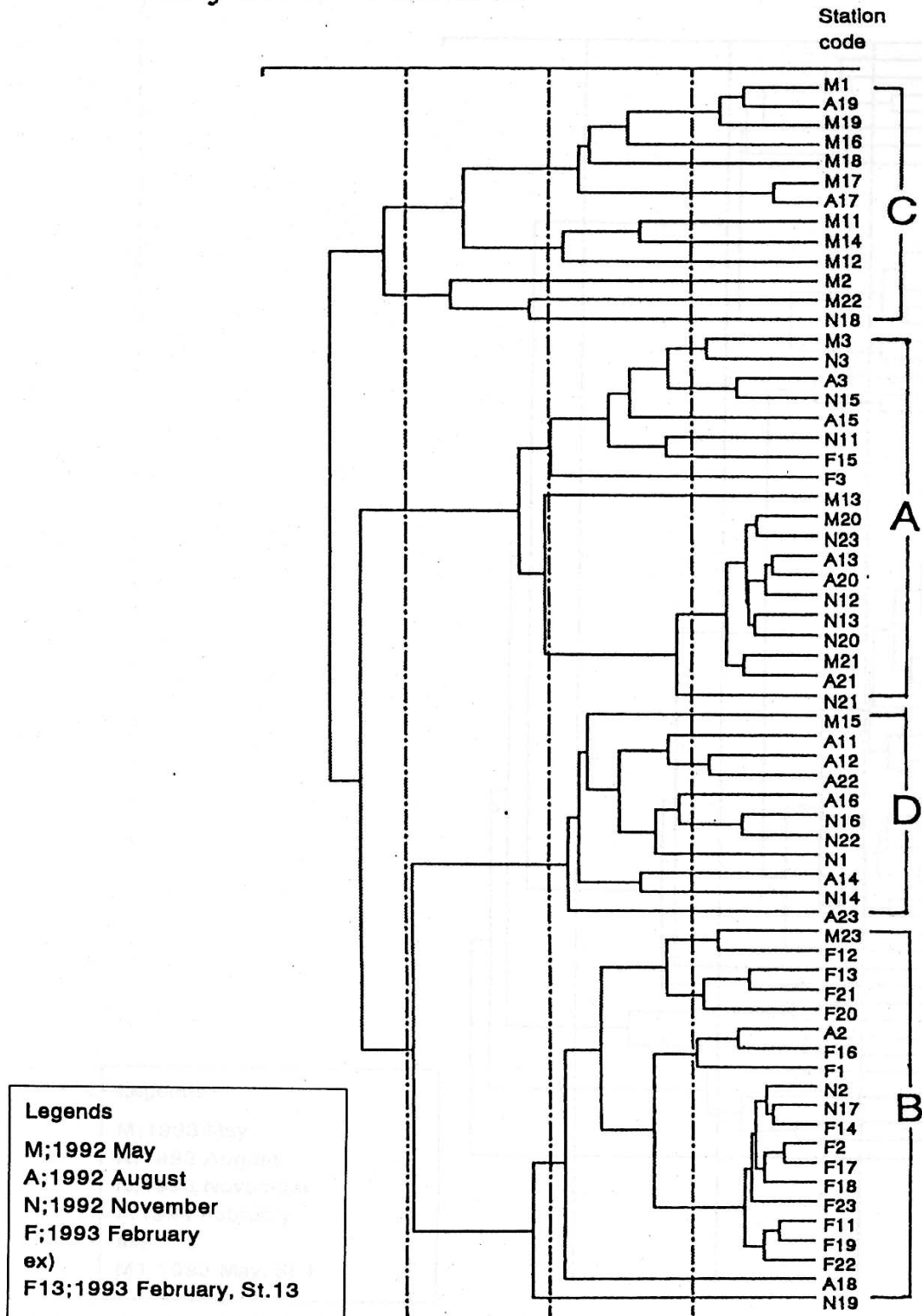


Fig. 2-1-6a. Dendrogram based on cluster analysis of the samples collected in Lake Shinji, May 1992 to February 1993.

May 1993 - Feb. 1994

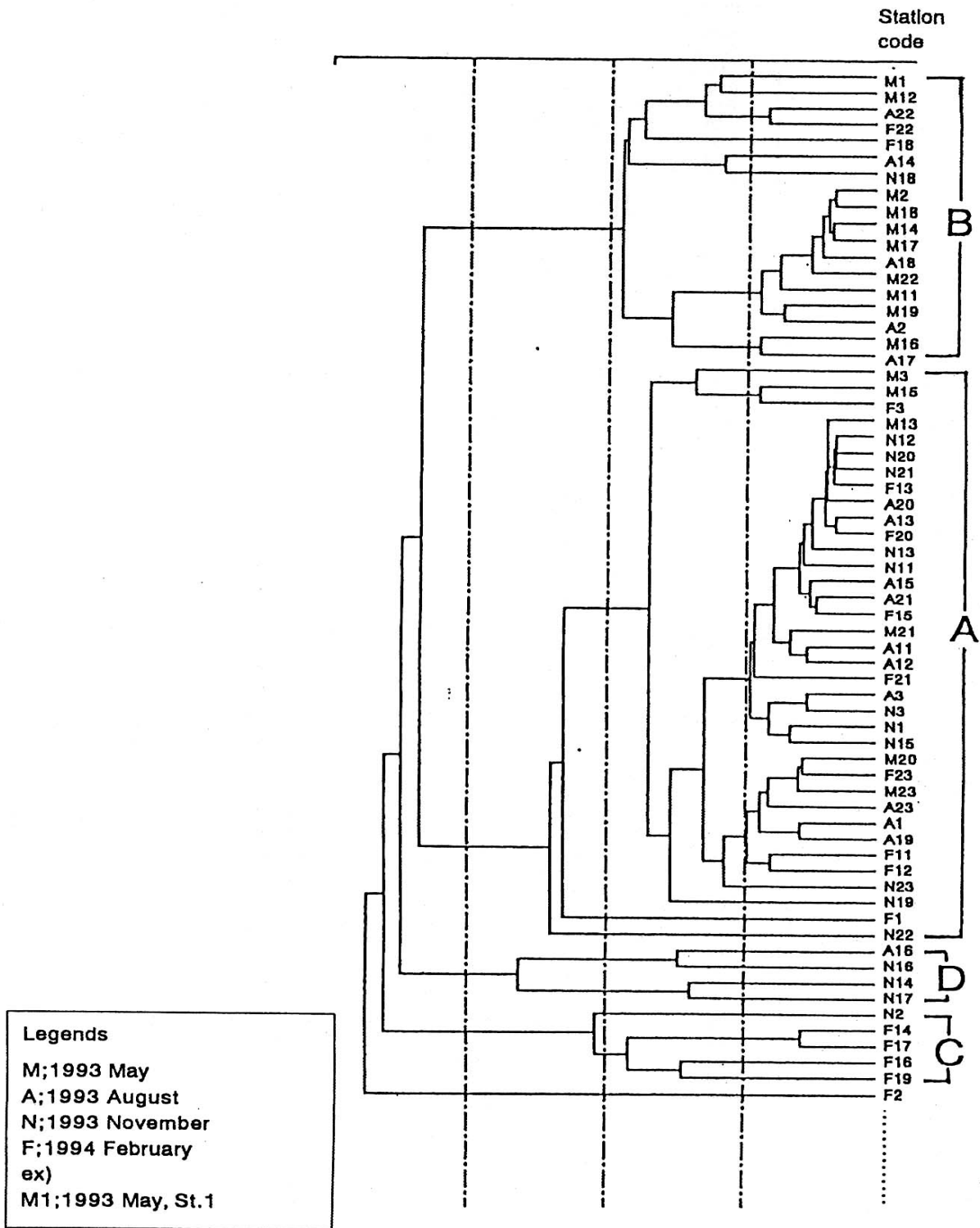


Fig. 2-1-6b. Dendrogram based on cluster analysis of the samples collected in Lake Shinji, May 1993 to February 1994.

May 1994 - Mar. 1995

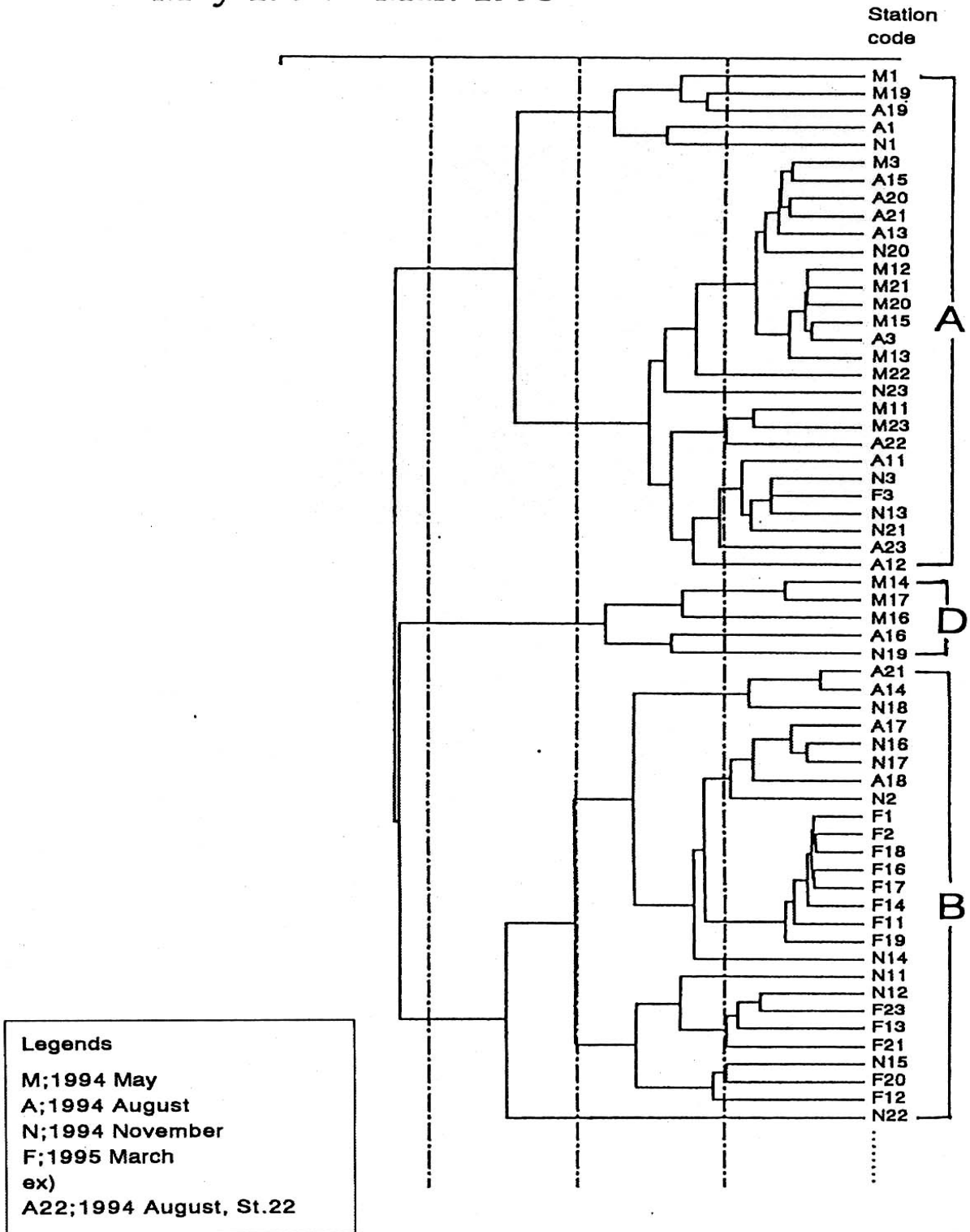


Fig. 2-1-6c. Dendrogram based on cluster analysis of the samples collected in Lake Shinji, May 1994 to March 1995.

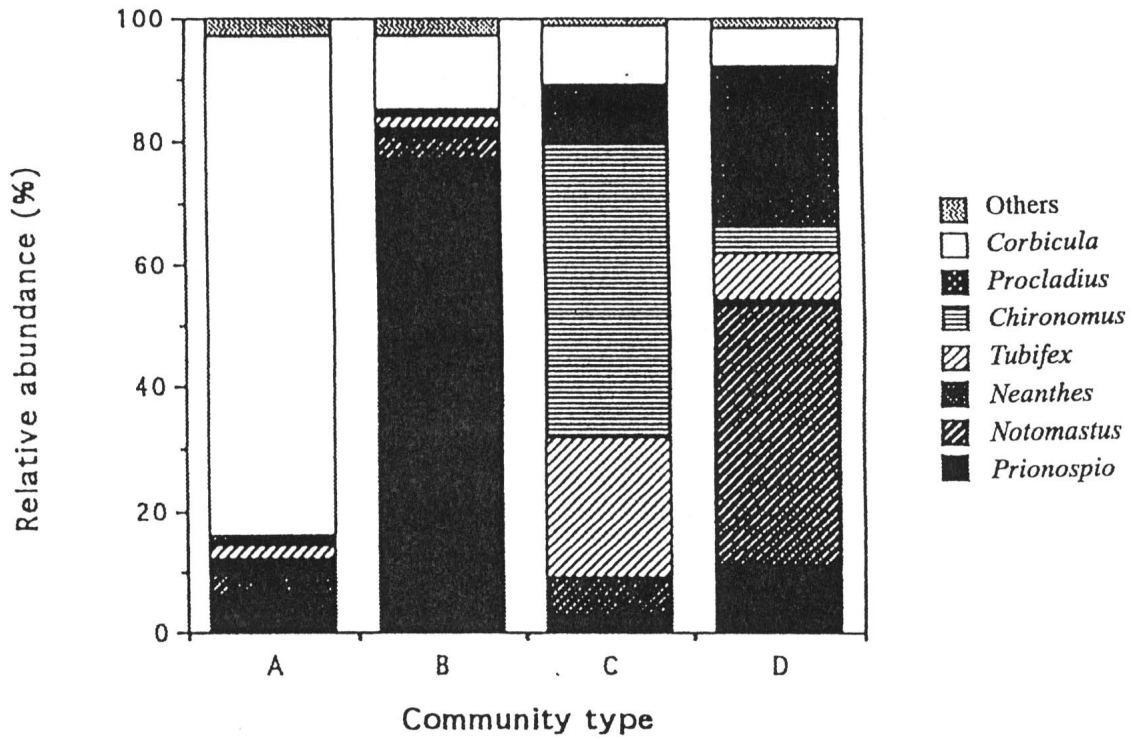


Fig. 2-1-7. Relative abundance (%) of each dominant species for each community type.

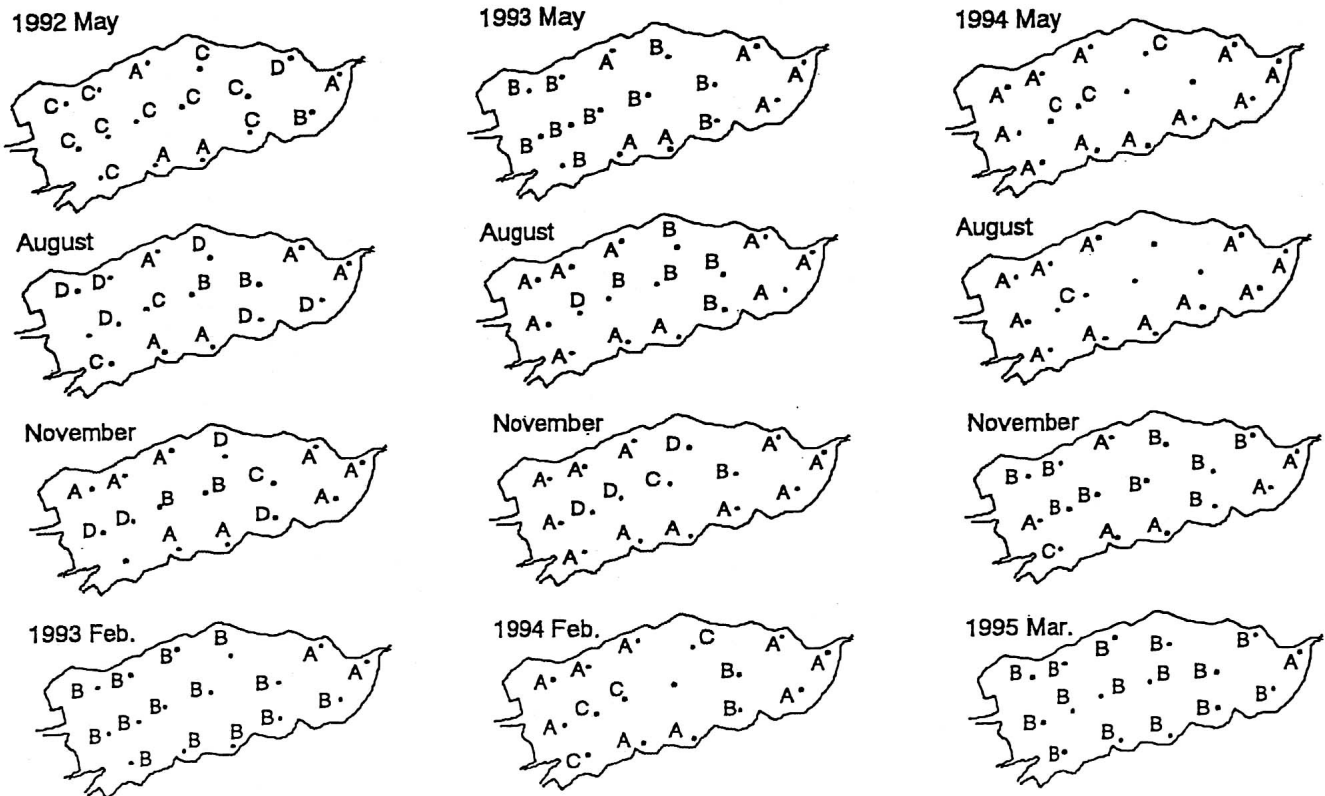


Fig. 2-1-8. Temporal variation of the community type based on cluster analysis. A-D are shown in Fig. 2-1-7.

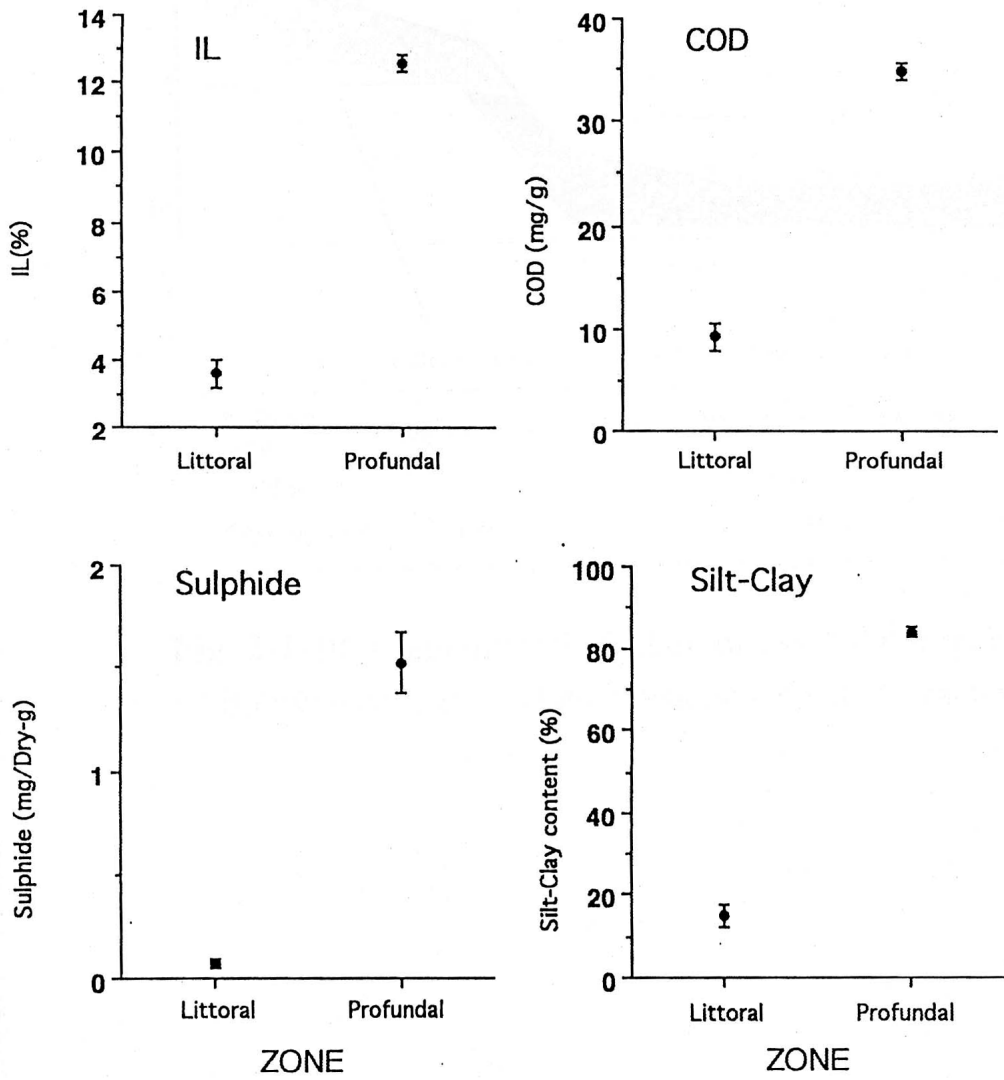


Fig. 2-1-9. Sediment characteristics of two zones: Littoral and Profundal zones.

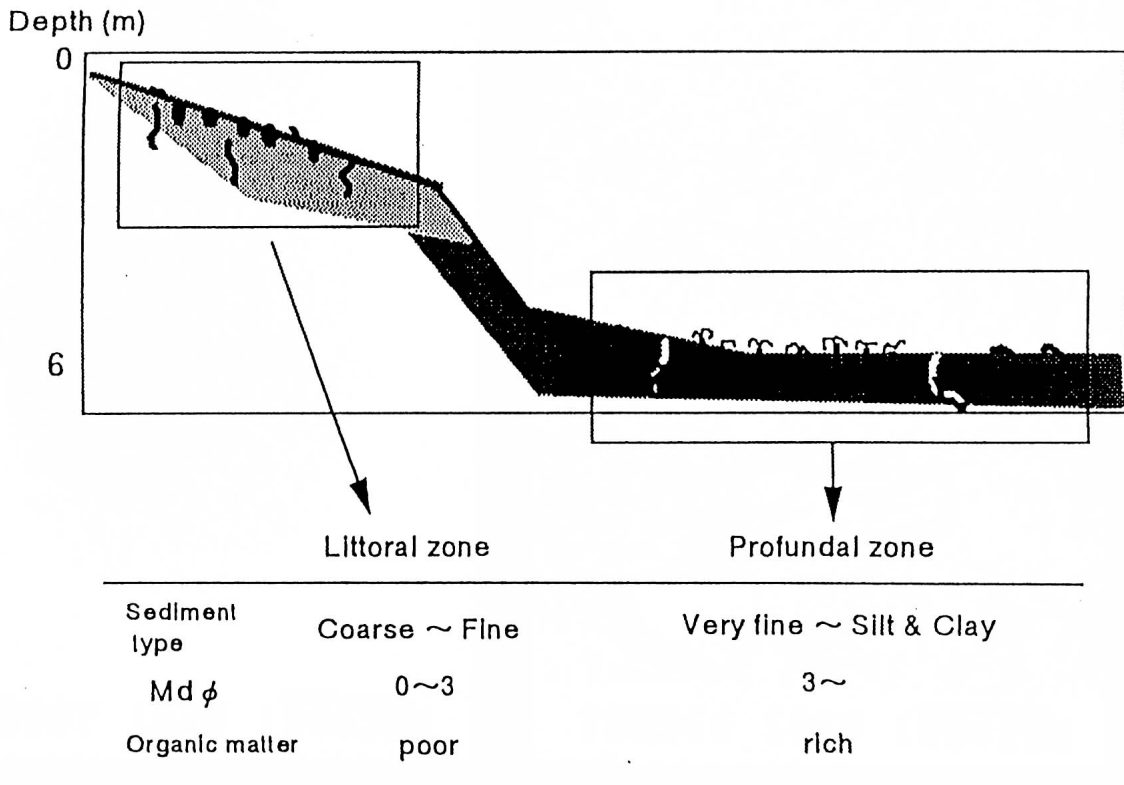


Fig. 2-1-10. Diagrammatic feature of two habitat types of bottom sediment and its physicochemical characters.



($\times 120$)



($\times 1000$)

Fig. 2-1-11. Photographs showing fecal pellet of *Notomastus* sp.

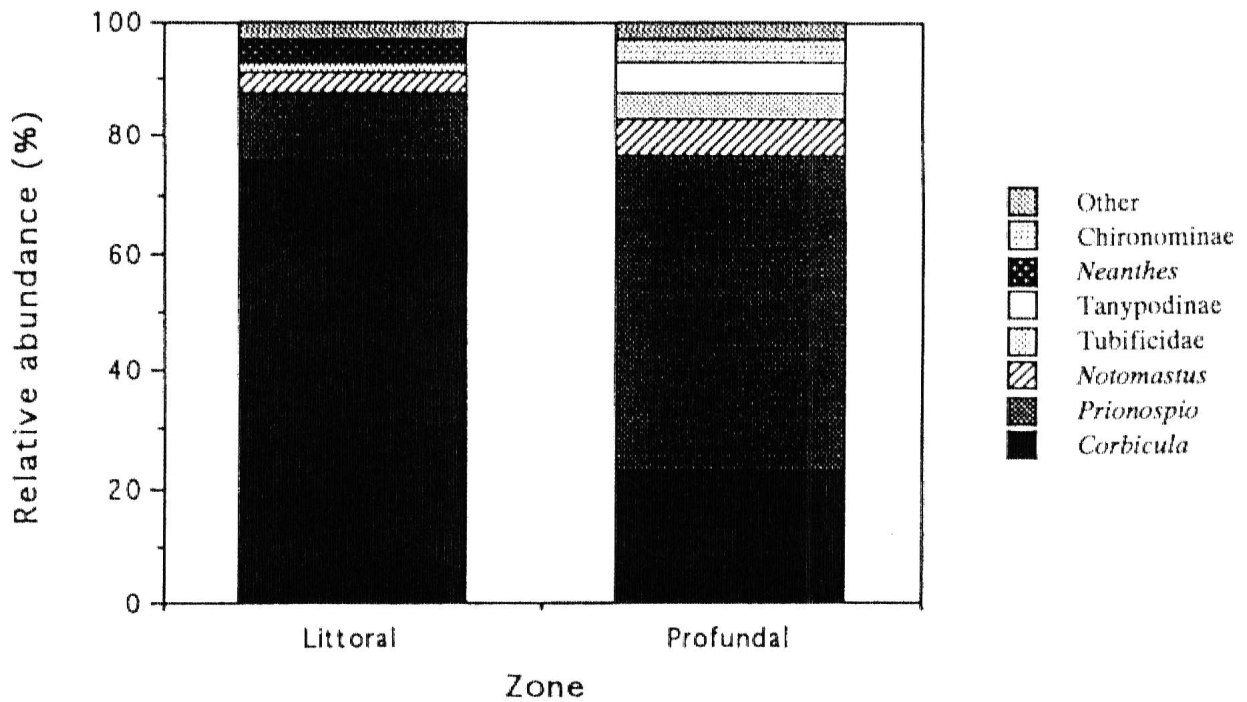


Fig. 2-1-12. Species composition of two habitat types in Lake Shinji.

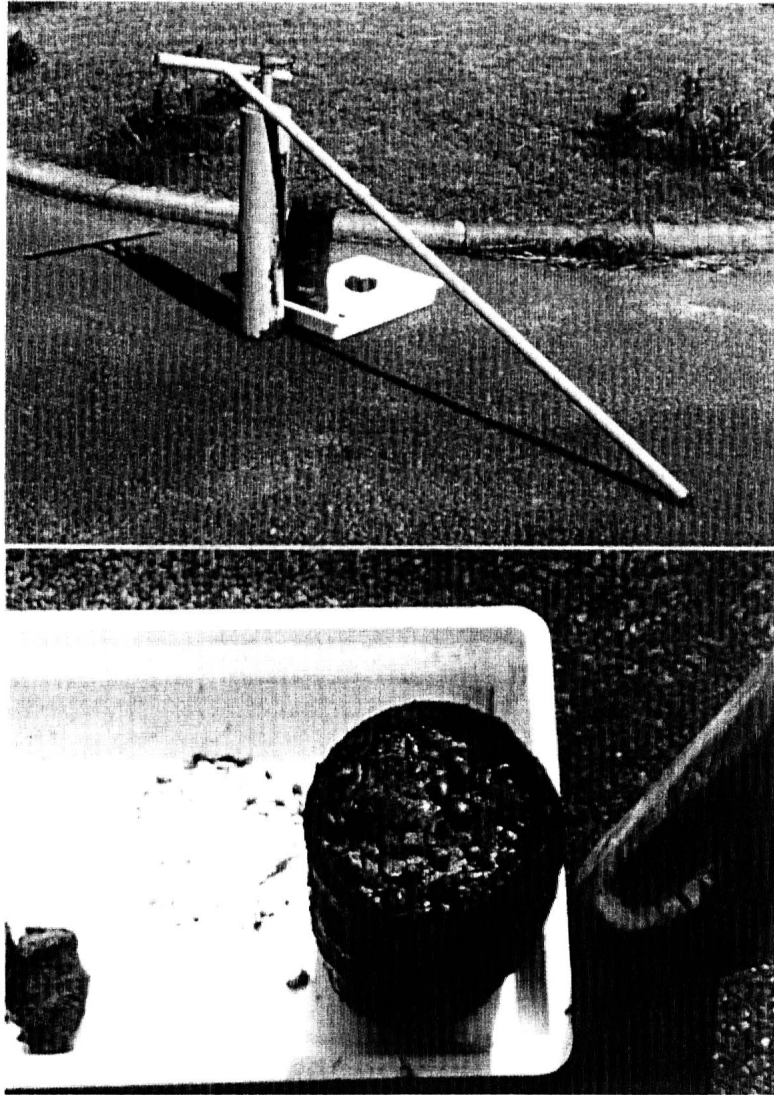


Fig. 2-2-1. Photographs showing the original core sampler (upper) and a core sample of sediment collected (bottom).

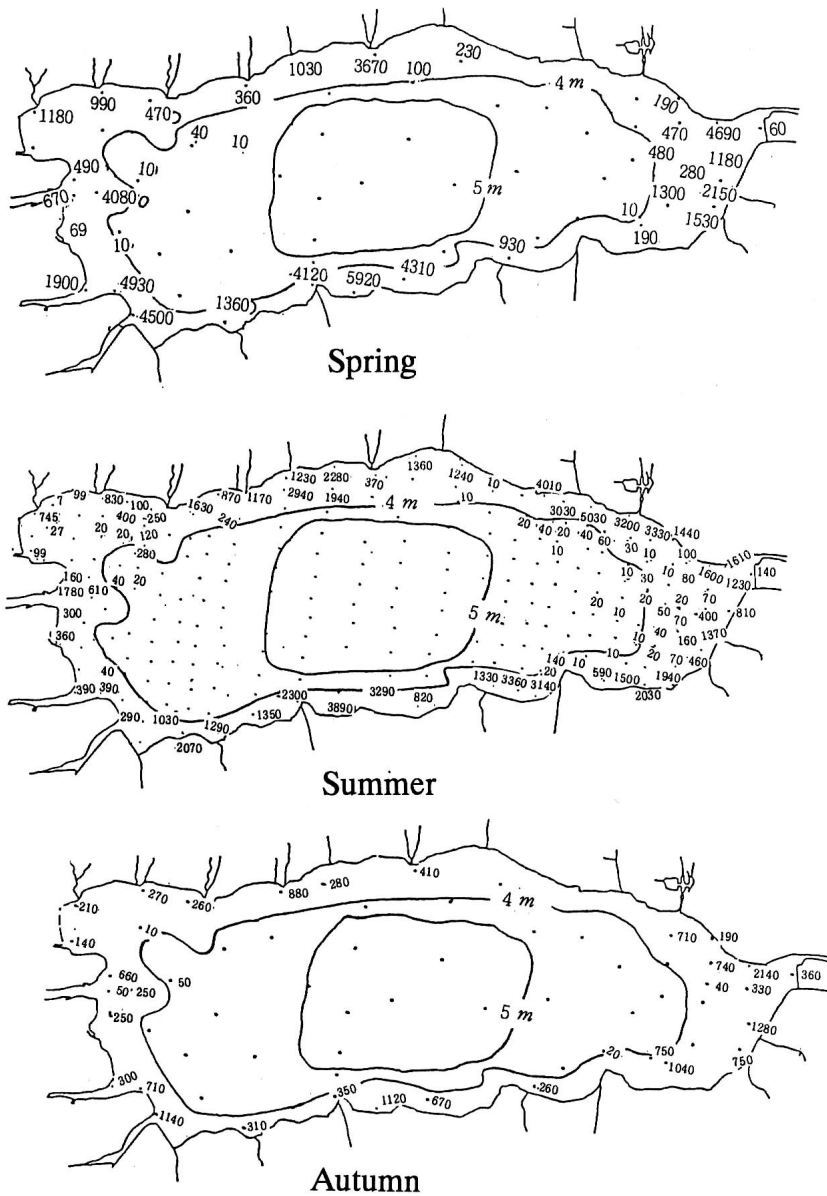


Fig. 2-2-2. Mean numbers of *C. japonica* individuals per m² observed in Lake Shinji in summer 1982, and spring and autumn 1983.

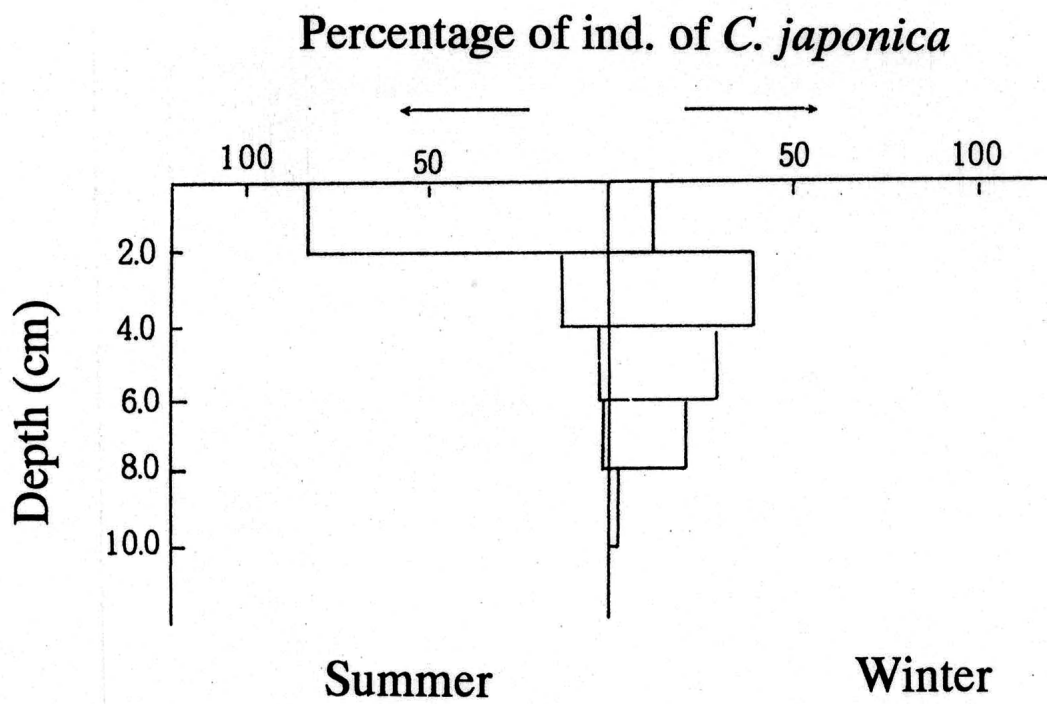


Fig. 2-2-3. Vertical distribution of *C. japonica* in the sediment in Lake Shinji.

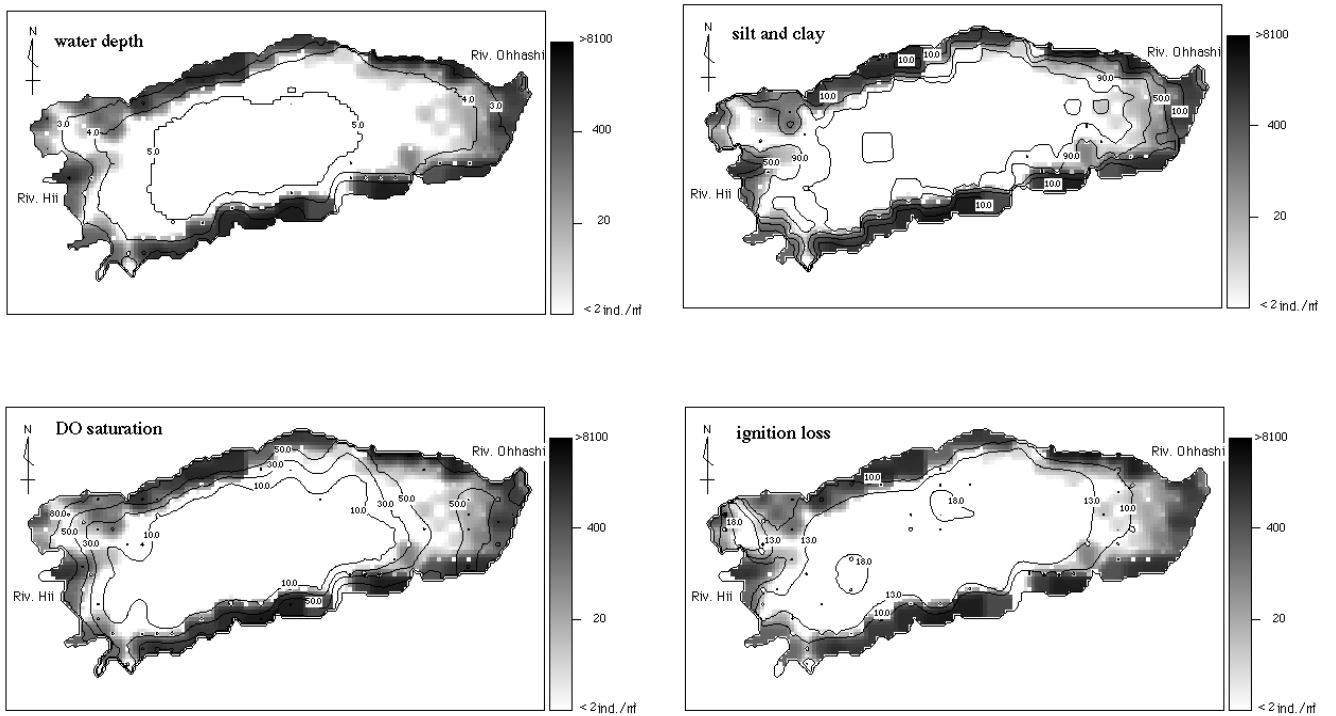


Fig. 2-2-4a. Distribution of *C. japonica* in relation to water depth, DO saturation, silt and clay, and ignition loss.

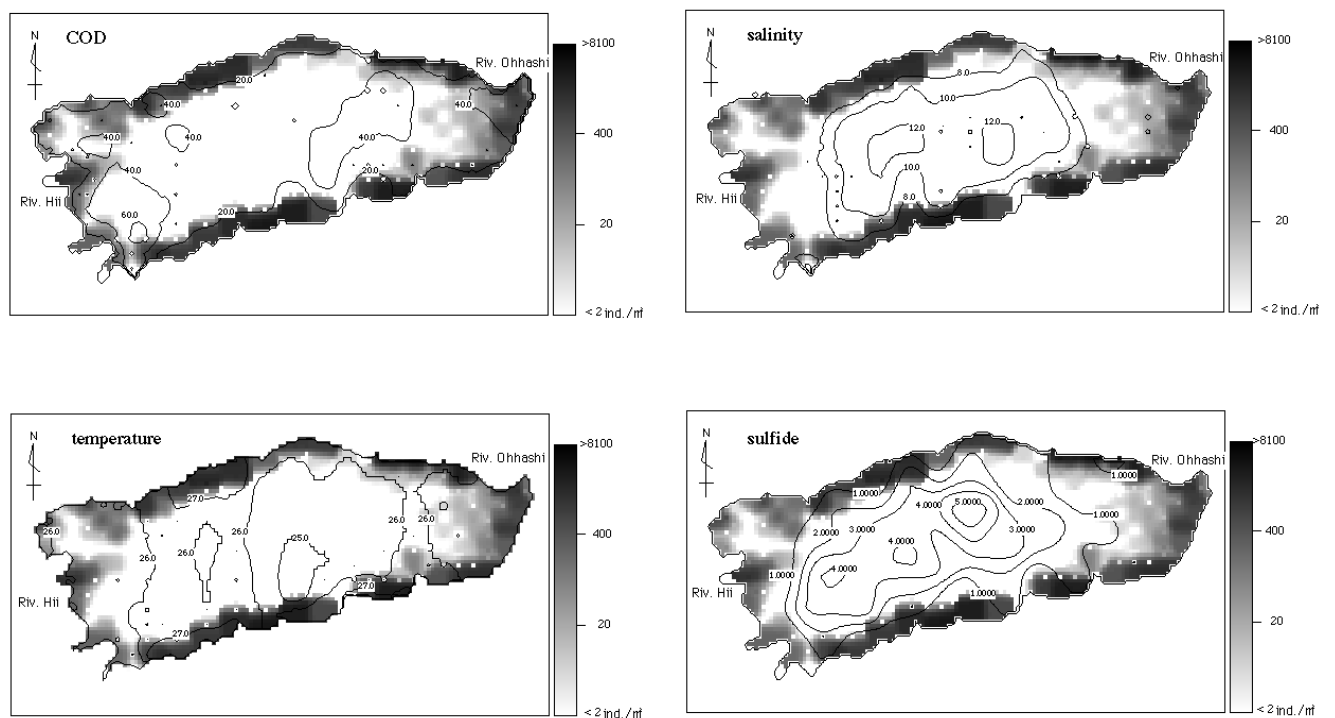


Fig. 2-2-4b. Distribution of *C. japonica* in relation to COD, water temperature, salinity, and sulfide.

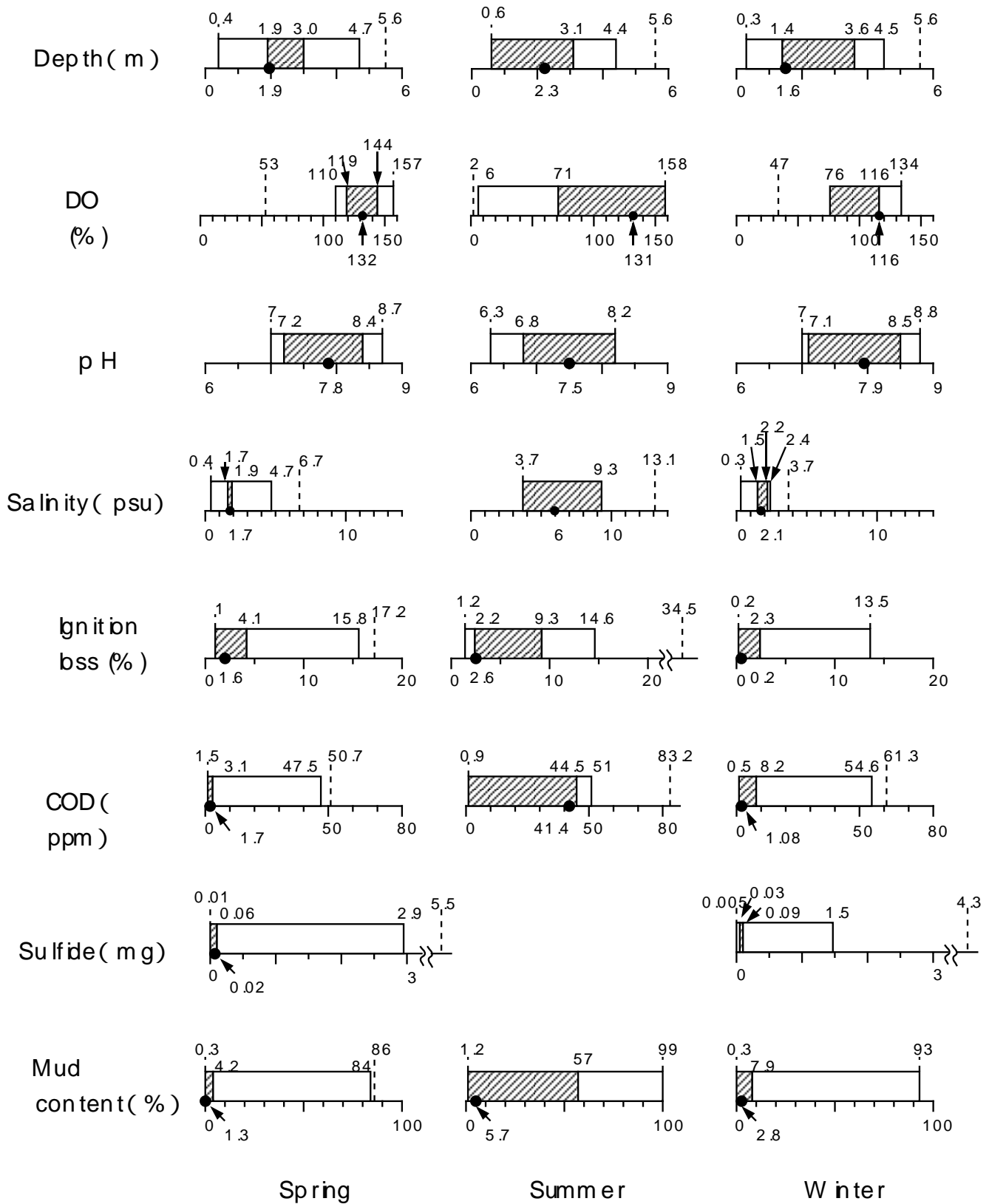


Fig. 2-2-5. Environmental ranges in habitat of *C. japonica* in Lake Shinji.

- environmental ranges in habitat of 1000 ind. *C. japonica*
- environmental ranges in habitat of *C. japonica*
- survey range
- habitat of maximum individual

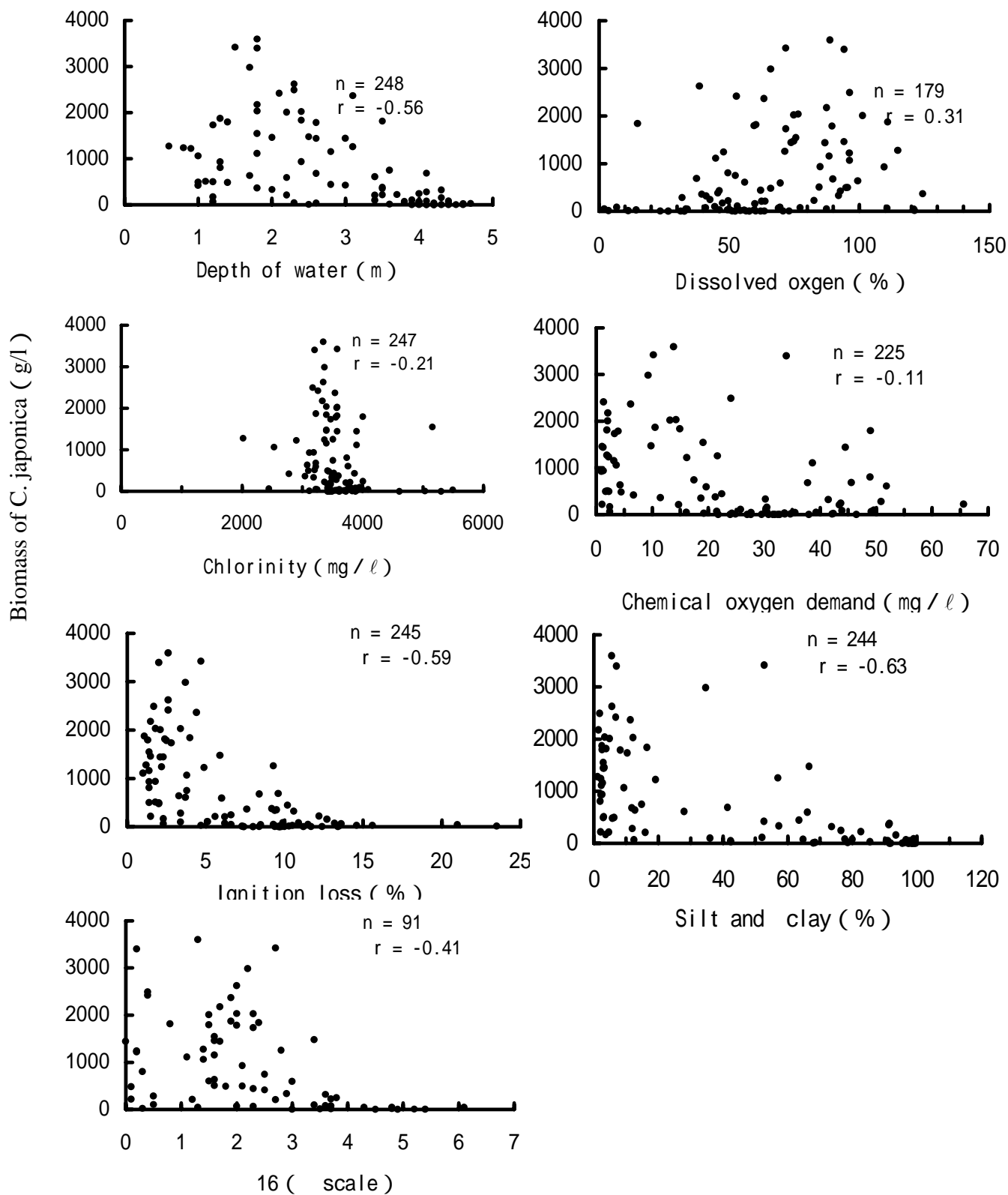


Fig. 2-2-6. Correlations of biomass of *C. japonica* against depth of water, dissolved oxygen, chlorinity, chemical oxygen demand, ignition loss, silt and clay, and 16 value.

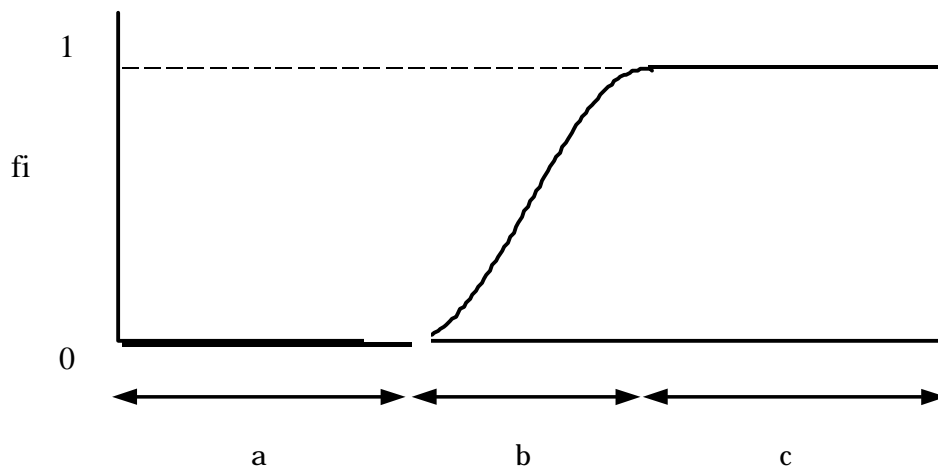


Fig. 2-3-1. Function expressing an effect of an environmental factor.
 (a) lethal range, (b) limiting range, (c) non-limiting range.

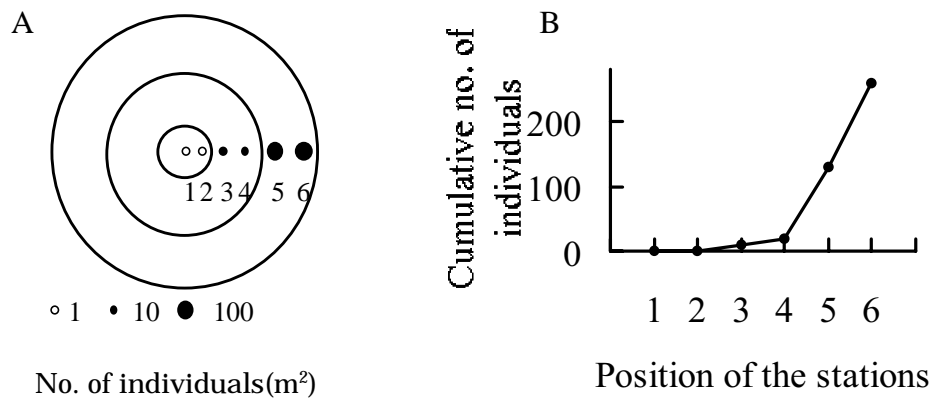


Fig. 2-3-2. Relation between the horizontal distribution of a species, an environmental factor (A) and the cumulative curve graph (B). Isolines express the magnitude of factor $X(0 < X_1 < X_2)$ and circles express the population of a species.

Table 2-3-1. Correlations (r) between environmental factors: Cl(chlorinity), DO(dissolved oxygen saturation), and pH of bottom water, and IL(ignition loss) and MC(mud content) of sediment. N=248

	DO	pH	IL	MC
Cl	- 0.77	0.02	0.49	0.5
DO		0.08	- 0.59	- 0.69
pH			0.07	0.1
IL				0.8

Table 2-3-2. Correlations (r) between populations of macrobenthos and environmental factors: Cl(chlorinity), DO(dissolved oxygen saturation), and pH of bottom water, and IL(ignition loss) and MC(mud content) of

	Cl	DO	pH	IL	MC
<i>Corbicula jaonica</i>	- 0.32	0.46	0.07	- 0.61	- 0.75
<i>Prionospio japonica</i>	- 0.16	0.18	0.07	- 0.24	- 0.28
<i>Notomastus</i> sp.	- 0.23	0.24	- 0.03	- 0.24	- 0.28
<i>Neanthes japonica</i>	- 0.09	0.09	- 0.05	- 0.22	- 0.19

Table 2-3-3. The most suspicious lethal factors and their apparent acting ranges. X and Y denote the cumulative number of the stations and the individuals in percentage, respectively. See Fig. 2-4-3 and text for further details.

	Suspects and acting a range	X-axis (%)	Y-axis (%)
<i>Corbicula jaonica</i>	MC > 91.50%	67.2	0.7
<i>Prionospio japonica</i>	DO < 34.00%	54.4	2.7
<i>Notomastus</i> sp.	Cl > 5.00‰	33.2	1.5
<i>Neanthes japonica</i>	MC > 96.50%	59.8	2.3

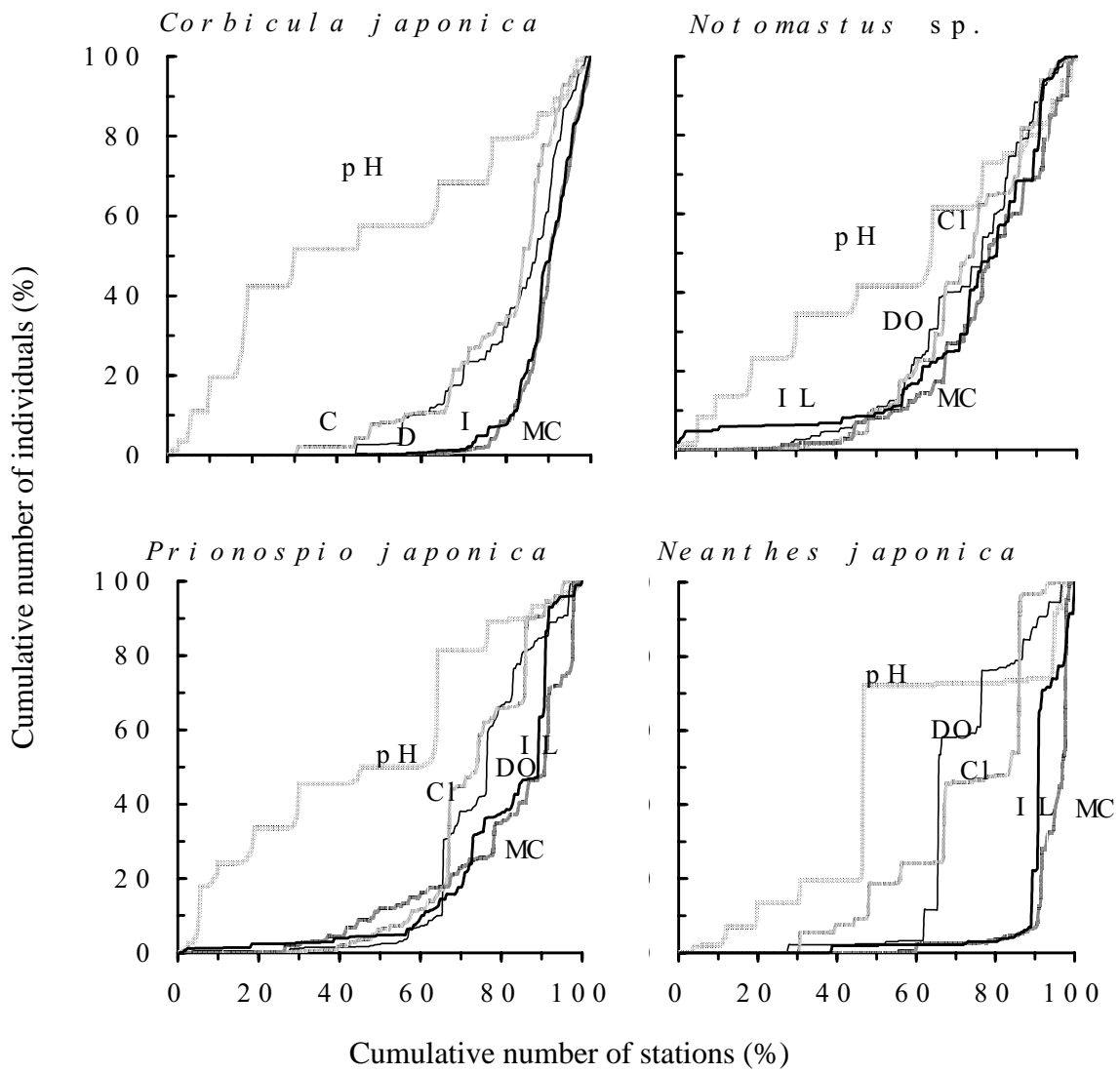
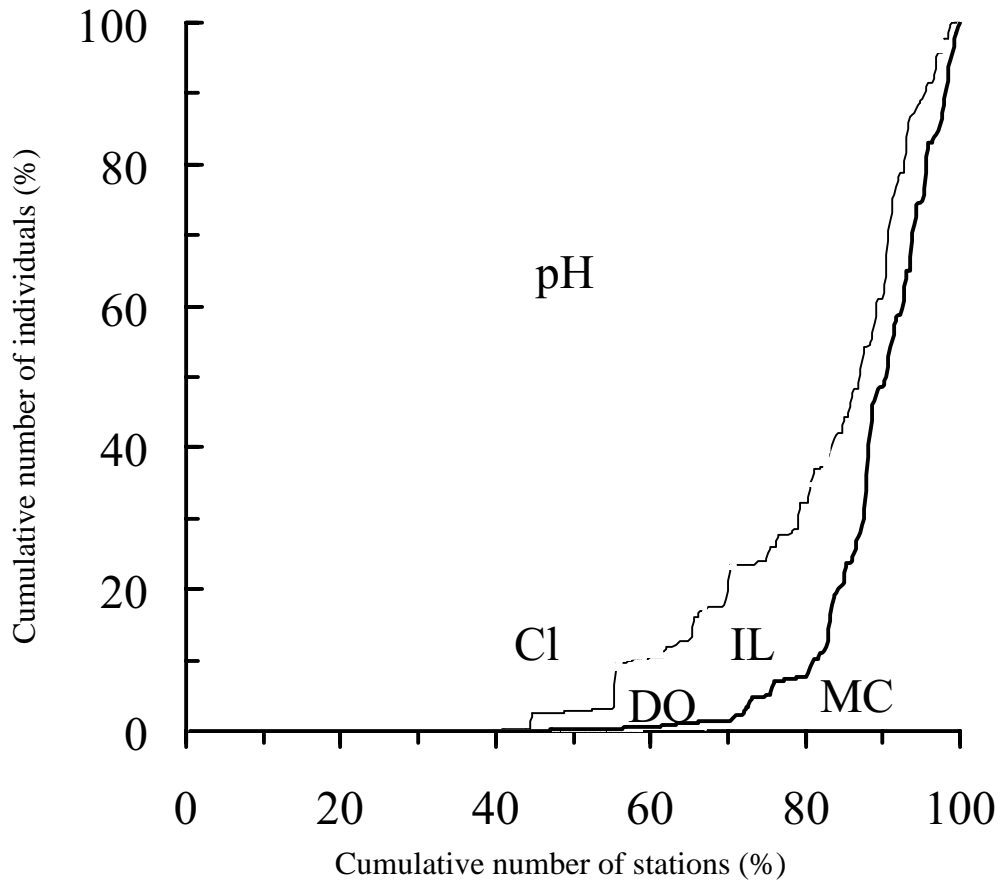


Fig. 2-3-3. Cumulative curves for possible limiting factors for *Corbicula japonica*, *Prionospio japonica*, *Notomastus sp.* and *Neanthes japonica*. pH(.....); Cl(-----); DO(—); IL(— · —); MC(.....)

Corbicula japonica



for *Corbicula japonica*. pH(·····); Cl(▨); DO(—); IL(—);
MC(—)

Table. 2-4-1. Shell heights of *C. japonica* used for experiments.

Clam size	Mean		SD	
	(cm)		(cm)	
Large (n=4)	2.11	0.12	2.06	0.09
Medium (n=7)	1.91	0.07	1.82	0.19
Small (n=10)	1.54	0.14	0.53	0.18

Table 2-4-2. Standing stocks of *C. japonica* at various depths in Lake Shinji in summer 1982.

(a) Number of individuals				
Depth (m)	Area (km ²)	No. of individuals (m ⁻²)	Total no. (× 10 ⁵)	Standing stock (× 10 ⁵)
0.0 ~ 1.0	1.53	1,608.3	24,607	29,576
1.0 ~ 2.0	5.47	1,374.7	75,158	90,334
2.0 ~ 3.0	6.58	1,523.4	100,240	120,481
3.0 ~ 4.0	11.27	530.5	59,787	71,859
4.0 ~ 5.0	32.86	42	13,801	16,588
5.0 ~	22.54	0	0	0
			273,593	328,838
(b) Biomass (fresh weight including the shell)				
Depth (m)	Area (km ²)	Biomass (gm ⁻²)	Total biomass (t)	Standing stock (t)
0.0 ~ 1.0	1.53	1,598.0	2,445	2,938.6
1.0 ~ 2.0	5.47	1,393.7	7,623	9,162.9
2.0 ~ 3.0	6.58	1,082.4	7,122	8,560.3
3.0 ~ 4.0	11.27	546.1	6,154	7,397.2
4.0 ~ 5.0	32.86	74.1	2,435	2,926.6
5.0 ~	22.54	0	0	0
			25,780	30,985.6

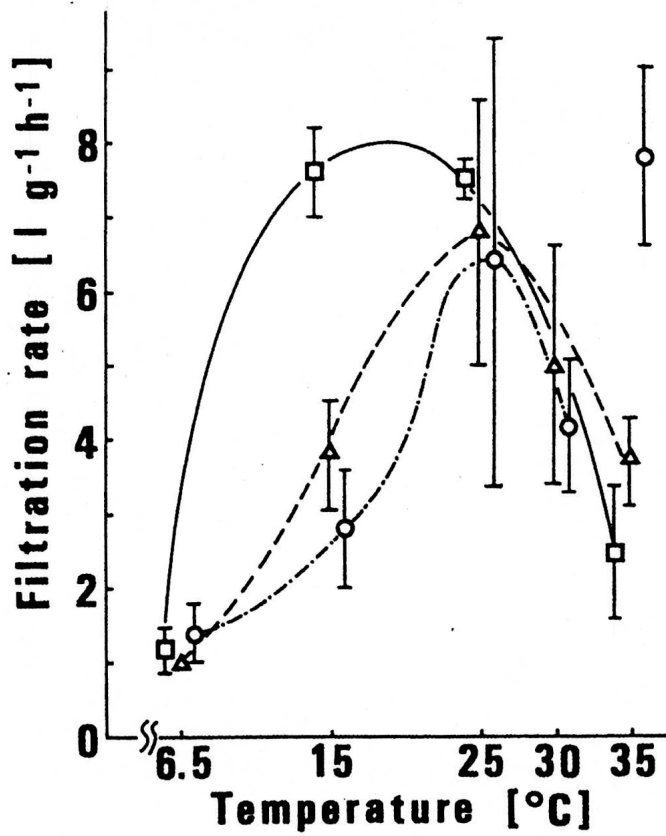


Fig. 2-4-1. Filtration per dry flesh weight(g) at various water temperatures. () small clams; () medium clams; () large clams.

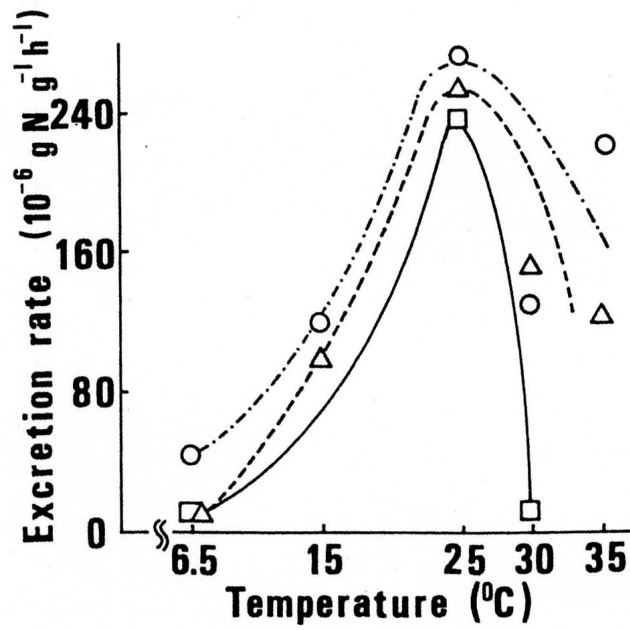


Fig. 2-4-2. Rates of ammonia excretion per dry flesh weight(g) at various water temperatures. ()small clams; ()medium clams; ()large clams.

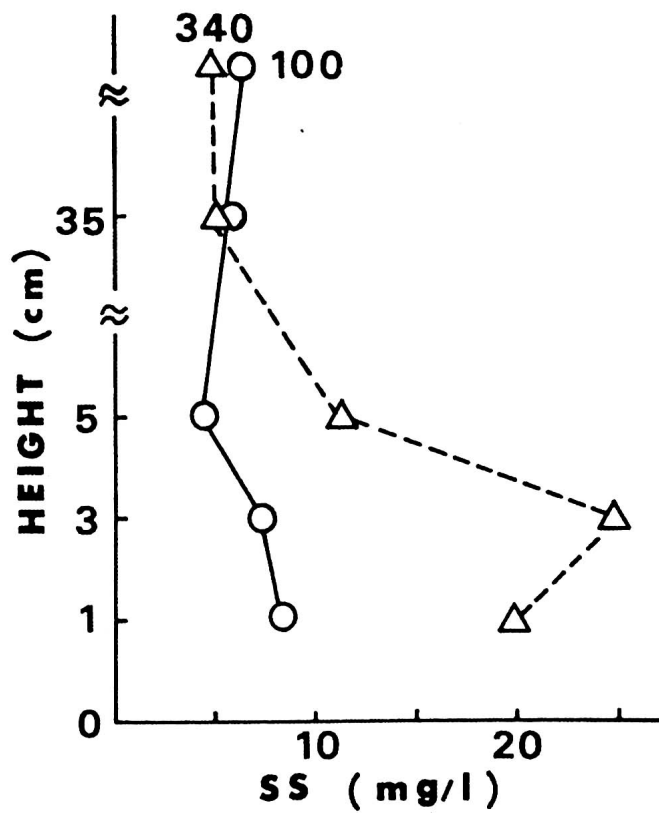


Fig. 2-4-3. Vertical profiles of concentrations of suspended solids(SS) in water at 1m () and 3.4m depth station(), respectively. Height was measured from the bottom.

Table 2-4-3. Analytical value of soft body and shell of *C. japonica*.

	Wet weight percentage(%)	Water content(%)	Dry weight percentage(%)	T-N(mg/100g)	
				Wet weight	Dry weight
Soft body	19.5	82.1	17.9	8,94	1,600
Shell	80.5	0.0	100.0	2	21
				15	5

NOTE : Data from adult *C. japonica* (n=10) collected in July. The means of their shell length and flesh whole weight are 26.2mm and 6.8g, respectively.

Table. 2-4-4. Nitrogen and carbon contents of suspended solids and surface sediments at different depth stations.

	Depth=1m			Depth=3.4m		
	N	C	N/C	N	C	N/C
	(%)	(%)		(%)	(%)	
Suspended solids						
3 cm from the bottom	3.6	18	5.1	1.7	11.0	6.3
1 cm from the bottom	3.1	19	6.2	1.60	11	6.6
Surface sediment						
1 cm from the surface	0	0.3	7.5	0.3	2.40	8.9
2 cm from the surface				0.2	1.3	8.4

Table 2-4-5. Standing stock of *C. japonica* in Lake Shinji.

Depth of water(m)	Wet weight with shell(t)	Soft body weight(%)	Dry weight percentage(%)	Dry soft body weight(t)
2m >	12101.5 ×	0.195 ×	0.18 =	424.8t
2m <	18884.1 ×	0.195 ×	0.18 =	662.8t
			Total	1087.6t

Table 2-4-6. Intake per day of organic nitrogen by filtration of *C. japonica*.

Depth of water(m)	Suspended Solid(mg/ℓ)	Nitrogen content percentage(%)	Filtration rate (ℓ/g · hour)	Standing stock(g)	Time (hour)	mg t ↓	Intake per day(t)
2m >	9 ×	0.03 ×	5 ×	424.8 × 10 ⁶ ×	24 ×	10 ⁹ =	13.8t
2m <	20 ×	0.01 ×	5 ×	662.8 × 10 ⁶ ×	24 ×	10 ⁹ =	15.9t
						Total	29.7t

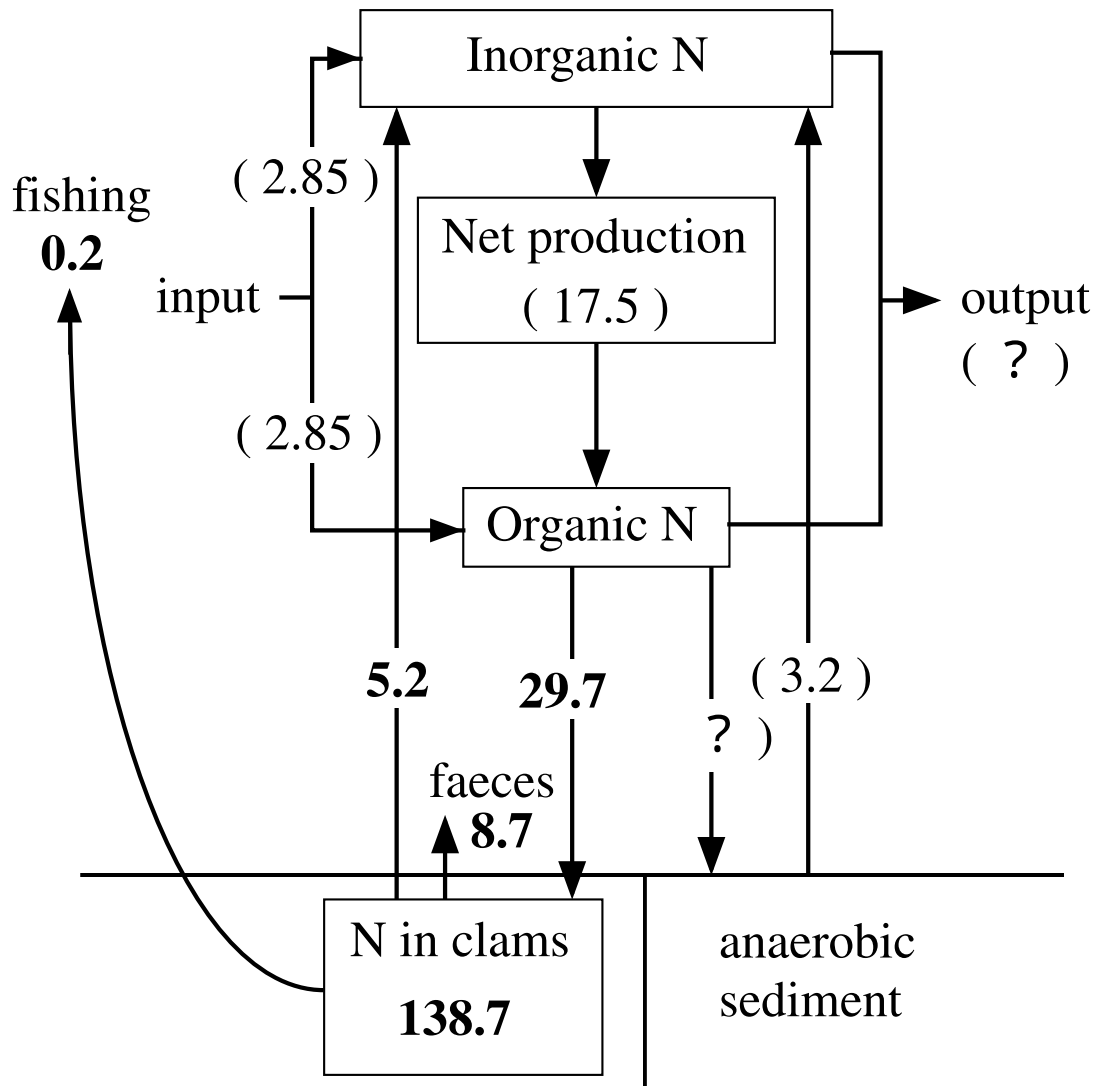


Fig. 2-4-4. Estimated nitrogen(N) flow in Lake Shinji (units : t N / day)