

課題名 D-1004 魚介類を活用したトップダウン効果による湖沼生態系保全システムの開発に関する研究

課題代表者名 澤田 宣雄（滋賀県水産試験場 場長）

研究実施期間 平成22～24年度

累計予算額 25,232千円（うち24年度6,404千円）
予算額は、間接経費を含む。

本研究のキーワード 湖沼環境、魚介類、トップダウン効果、水草、付着藻類、生態系サービス、生態系モデル

研究体制

- (1)水草の異常繁茂の状況把握とメカニズムの解明に関する研究（滋賀県立琵琶湖博物館）
- (2)漁網への付着の増加等、生物生産過程に見られる変化の現状把握と原因の解明に関する研究（滋賀県水産試験場、滋賀県立大学）
- (3)生態系サービスの損失額の推定に関する研究（（独）水産総合研究センター中央水産研究所）
- (4)魚介類の生態系保全機能を活用した湖沼生態系の保全技術開発に関する研究（滋賀県水産試験場）

研究協力機関

滋賀県琵琶湖環境科学研究センター

研究概要

1. はじめに（研究背景等）

琵琶湖では1977年の淡水赤潮の発生を契機とした粉せっけんの使用推進運動などの県民運動の展開を背景に、1980年に「富栄養化防止条例」が施行されるなど、これまで様々な水質保全対策が進められてきた。その結果、近年では窒素やリン濃度は横ばいもしくは減少傾向にあり、富栄養化の進行は一定抑制傾向にあると考えられている。

一方、琵琶湖では古くから多種多様な魚介類を対象に、海の沿岸漁業に匹敵する規模で定置網や刺し網などの漁具を用いた漁業が営まれている。この水域に優占する魚介類が漁獲対象となっているため、漁獲物の変遷から琵琶湖の魚介類を中心とした生物の組成を概略把握できる。近年では漁獲量が総じて減少しており、外来種であるオオクチバスやブルーギルが台頭するなか、ニゴロブナやホンモロコなどの春季に沿岸で繁殖する魚種の減少が著しく、2004年にはKHV病で大量のコイの斃死も起こり、生態系を構成する高次栄養段階の生物の種類と量に大きな変化が生じている。魚介類は、水域の生物資源に大きなウエイトを占めるうえ、摂餌や湖底攪拌行動などにより生息環境を良好に維持する機能を持ち、特に閉鎖水域である湖沼ではその作用は大きいと考えられている。このため、琵琶湖の魚介類の減少と種組成の変化によって琵琶湖の環境自体に大きな変化が起こるのではないかと強く危惧されていた。

このような中、1994年以降、水深の浅い南湖を中心に水草が激増し、1985年以前は230～1,300トン（乾燥重量）だった南湖の水草現存量は、今日では約1万トンにまで増加している。1997年頃からは琵琶湖全域でエリ（小型定置網）へ藻類等が異常に付着する現象が顕在化し、2000年には当時その主体をなしたフォルミディウムが産生するジオスミンによる漁獲物へのかび臭が問題となった。富栄養化が一定抑制傾向にあるにもかかわらず、このようなエリへの藻類等の異常な付着は今日でも続いている。また、漁場に数時間設置する刺し網が藻類等の付着で汚損する現象もみられるようになった。近年の琵琶湖では、N、P量など化学的視点のみでは把握できない水域の環境異変の警鐘というべきこのような現象が進行している。また、近年になって琵琶湖周辺地域で下水道の普及が進み、処理水の琵琶湖への局所的な放流が続く、生業の場として琵琶湖を良く知る漁業者の間ではその影響も強く危惧さ

れている。

2. 研究開発目的

今日の琵琶湖にみられる水草の異常な繁茂や漁網の汚損などの現象の現況を把握し、それらが発生するメカニズムを栄養塩流入環境の変化や底質環境の変化、魚介類の生息量減少や種類組成の変化等との因果関係の面から検証する。特に従前の健全な生態系において、魚介類が果たしていた維持・保全機能に着目し、その機能を活用した湖沼生態系保全技術のシステムを開発することを最終目的として、維持・保全機能の検証と共に琵琶湖に生息する魚介類の生息量の現状を把握して、琵琶湖に健全な生態系を回復させるために必要な魚介類の種類と量を算出する。さらに、そのために必要とされる費用と、現在、琵琶湖において生じている水草の異常繁茂や漁網の汚損現象に伴う経済的損失を求めたうえで、費用便益を考慮した湖沼生態系保全システムの提言をおこなう。

3. 研究開発の方法

(1) 水草の異常繁茂の状況把握とメカニズムの解明に関する研究

沈水植物の繁茂現況を把握するために、魚群探知機によるモニタリングと定量調査による種別の現存量分布を求めた。モニタリングでは南北500m間隔で南湖を東西に横断する方向に設定した観測線30本上を時速10±1ノットで航行してデータを取得し、南湖の平均群落高の分布を地図化した。この観測は2011年1月から2012年10月まで毎月行い、沈水植物の成長パターンとして把握した。定量調査は2012年9月3-6日に南湖53地点で実施した。定量枠内の沈水植物をダイバーが採取し、得られた試料は種ごとに乾燥重量を算出した。また、同一地点で底質を採取し、生物可給態窒素とリンの含量を調べて沈水植物の現存量との関係を検討した。

沈水植物の繁茂メカニズム解明のために、1936～2007年の間に行われた9つの定量調査のデータを収集し、同一規格の地図上にプロットして比較した。戦前に行われていた肥料採取目的の採藻の圧力を滋賀県が発行している統計書から推定した。

(2) 漁網への付着の増加等、生物生産過程に見られる変化の現状把握と原因の解明に関する研究

エリ網汚損現象の原因解明にむけ、北湖と南湖で試験網を用いたモニタリング調査を実施した。また、原因生物である付着珪藻の増殖に影響を及ぼす光条件の変化を把握するため北湖の冬から春における透明度の経年変化を調べた。エリ網上に藻類群集が形成される過程を現場に設置した試験網を用いて経時的に追跡するとともに、付着藻類群集の形成に伴う群集の光合成活性の変化を同時に現場に設置した付着板を定期的に回収して調査した。また、付着藻類の増殖に対して栄養塩がどのように寄与しているかを調べるため、現場に一定期間設置した付着板を種に用いた培養試験を実施した。刺網への植物プランクトン等の付着機構を解明するため、試験網を用いたモニタリング調査を実施した。また、実験的手法により糖類が付着に及ぼす影響について調べた。

また、琵琶湖の水質や栄養塩負荷量の推移、負荷量の変化に伴う植物プランクトン群集構造の変化を1984年度から2008年度のデータを基に調査した。

(3) 生態系サービスの損失額の推定に関する研究

近年琵琶湖で発生している多様な生態系異変現象によって生じている生態系サービスの様々な損失額を適切な手法を用いて推定した。

他のサブテーマでは、水草の異常繁茂と漁網への付着物の増加の2つの現象に焦点を当てて研究を行ったが、供給サービス、調整サービス、文化的サービス、基盤サービスという4つの生態系サービスのうち、上述した2つの現象のみを原因とする損失額を推定する場合が困難なものもあり、それらについては、生態系サービスの損失額の時系列的な評価を行った。さらに、2つの現象の生態系サービスへの定性的な影響の分析を行うとともに、定量的な分析については、生態系サービスの損失によるコストの増大部分の評価も行った。さらに、サブテーマ(4)での琵琶湖生態系モデルによるシミュレーションの値を用いて、各シナリオ実現時の生態系サービスの回復額を評価した。

(4) 魚介類の生態系保全機能を活用した湖沼生態系の保全技術開発に関する研究

琵琶湖に生息する魚介類の役割の検証

水草を疑似植栽した実験池や天然水域での網生け簀を用いて在来魚(特にワタカ)の水草繁茂抑制能力を調べた。また、水槽や天然水域での網生け簀を用いて在来魚の漁網汚損原因である付着藻類の抑制や予防効果を調べた。

琵琶湖に生息する魚介類の現存量の推定

基礎データが豊富な漁獲対象種であるビワマス、ニゴロブナ、ホンモロコ、アユ、セタジミについて水産資源解析学的手法から各魚種に適した現存量推定を行った。

魚介類による環境改善効果の評価および生態系管理方策を探るためのモデルの検討

湖沼の生態系におけるトップダウン効果の解析に適した数理モデルを検討し、モデルを用いて生態系を再現するとともに、人為的な現存量の操作がもたらす影響をシミュレーションによって予測した。

4. 結果及び考察

(1) 水草の異常繁茂の状況把握とメカニズムの解明に関する研究

魚群探知機によるモニタリングの結果、南湖の沈水植物の平均群落高は2—3月に最低になり、5月に急速に伸長することがわかった。伸長のピークは水域によって異なり、沿岸部では6—7月、沖では9—10月だった。この地域差は水深だけでは規定されず、水深とともに透明度が関与すると考えられた。2011年までは沈水植物の繁茂が続いたが、2012年は沈水植物が突然減少した。2011年と2012年のモニタリング結果の比較から、5月と7月に生育不良が見られること、透明度の低下が主な原因であることが明らかになった。定量調査は2012年に行われ、沈水植物が減少した状態を捉える結果となった。南湖全体の沈水植物の現存量は2002年・2007年の約1/3にとどまった。減少が著しかったのはセンニンモ、オオカナダモ、マツモでいずれも植物体で越冬する種だった。底質の生物可給態栄養塩含量は1986—89年の報告とほぼ同じで、栄養塩の枯渇が2012年の沈水植物の急減の原因になった可能性はないと考えられた。

過去の沈水植物の繁茂履歴を検証した結果、1936年は沈水植物が豊富に存在したが1960年代～90年代前半は衰退し、その後の回復過程で2000年頃から過剰繁茂の状態になったことが明らかになった。ただし、衰退期と考えられる1970—80年代に単位面積当たりの沈水植物現存量が著しく増大し、現在とほぼ同じレベルになったことが発見された。近年の沈水植物の過剰繁茂の一因は、単位面積当たりの現存量が1936年の2倍もあることだが、その兆候は1970—80年代にすでに現れ、現在でも改善していない。すなわち、過剰繁茂の根本原因は栄養塩の供給過多にあると考えられた。採藻による圧力は、1936年には沈水植物の生産量の約3割に達し、湖内の分布に影響を与えていたと考えられた。しかし1950年代には、少なくとも漁業者による採藻圧力は消滅していた。

(2) 漁網への付着の増加等、生物生産過程に見られる変化の現状把握と原因の解明に関する研究

エリ網上で増殖する付着藻類群集の形成過程は、試験網で調査した結果、琵琶湖への設置直後から *Ulnaria* spp.などを主体とする珪藻類が付着し、約1ヵ月後から *Cymbella* spp.や *Gomphonema* spp.など細胞の一端から多糖類の柄を出して他物に固着して増殖する種類が急激に増加して立体構造の群集を形成することが明らかになった。付着藻類量の増加と共に藻類群集の光合成量も増加したが、生物量の増加に伴い光を遮蔽し合う影響が示され、群集全体として光条件の制約を受けている様子が示された。また、培養試験により、現場の付着藻類群集は栄養塩類濃度が低い水温成層期の表層水の栄養塩条件でも、ある程度増殖できる状態にあるが、冬から春の季節的な大增殖には水温成層の解消に伴って深水層から表水層へ回帰する栄養塩が寄与している可能性が示された。湖内各所に設置した試験エリ網を用いたモニタリング調査の結果から、原因となる付着珪藻は透明度の高い水域でより増殖すること、また、同一水域でも深度が浅く、光条件が良い程増殖し、マット状の大群落を形成することが明らかとなった。そして、北湖における透明度は1990年以降上昇傾向にあることが明らかとなった。

刺網への付着現象は、*Mougeotia* spp.や *Fragilaria* sp.などの紐状・帯状の群体を形成する植物プランクトンが30分程で刺網地に付着することが明らかとなった。また、実験により、糖類が網地に植物プランクトンを付着させる媒体物となっていることが明らかとなった。

一方、調査期間中における琵琶湖への河川・降水・下水処理施設からの全リン負荷量は減少傾向にあった。それに伴い琵琶湖内の全リン濃度、クロロフィルa濃度も減少傾向にあり、それらは琵琶湖南湖で顕著であった。湖水1ml中の緑藻の細胞数も北湖南湖とも減少した。栄養塩負荷量の変化と植物プランクトン種組成の変化の関係は明らかにできなかったものの、世界の湖沼においても栄養塩負荷量の減少(貧栄養化)に伴う種組成の変化は報告されていることから、琵琶湖においても同様の現象が起こっているものと考えられた。

(3) 生態系サービスの損失額の推定に関する研究

供給サービスについては、漁獲金額により市場で評価されているため、実質化することによって評価を行った。琵琶湖の実質漁獲金額は、1974年にピークを迎え、その後若干減少しながらもおおむね横ばいで推移していたが、1992年以降急激に減少し、2009年の実質漁獲金額は12億円と、ピーク時のわずか17%にまで落ち込んだ。

(表 1)。調整サービスについては、セタシジミ等琵琶湖に生息する二枚貝類による水質浄化を評価した。滋賀県における平成 20 年度の下水道処理費用を用いた代替法により評価を行った結果、2002～2003 年は 70 億円と、1953 年の 248 億円の 28%まで落ち込んだ(表 1)。文化的サービスの評価の1つとして、水草の異常繁茂による文化的サービス損失額の住民による評価額を、インターネットリサーチによりCVMを用いて評価した。その結果、滋賀県の住民は水草除去のために1世帯当たり平均で4,483 円支出しても良いと考えており、平成 24 年 11 月現在の滋賀県の世帯数で引き延ばすと、合計 24.6 億円となった(表 1)。文化的サービスのうち、水泳・船遊び入り込み客数から旅行費用法を用いて評価を行った結果、ピーク時の 1997 年には 22 億円を上回っていたが、2009 年には5億円を切り、ピーク時の約 20%となった。基盤サービスについては、水産業の魚介類取り上げによる窒素・リン回収量部分の経済価値について、過去から現在までの推移を、水産統計からの漁獲量と、魚介類に含まれる窒素・リン量から回収量を推定し、滋賀県における平成 20 年度の下水道処理費用を用いた代替法により評価を行った。2011 年はピーク時である 1972 年と比較すると、P の回収金額は 25%、N の回収金額は 26%まで減少していた(表 1)。

表1 生態系サービスの評価結果

	直近年	過去最大	損失額	ピーク時との比較	備考
供給サービス	11.9億円(2009)	68.8億円(1974)	56.9億円	17.3%	実質漁獲金額
調整サービス	69.9億円(2002～2003)	247.8億円(1953)	180.1億円	28.2%	シジミ等二枚貝類によるリン回収額
文化的サービス	—	—	24.6億円	—	水草の異常繁茂による県民の損失評価額
	4.6億円(2009)	22.4億円(1997)	17.8億円	20.4%	水泳・船遊び入り込み客交通費
基盤サービス	7.0億円(2011)	28.2億円(1972)	21.3億円	24.7%	漁獲によるリンの回収額
	5.4億円(2011)	20.6億円(1972)	15.1億円	26.4%	漁獲による窒素の回収額

サブテーマ(4)での琵琶湖生態系モデルによるシミュレーションの値を用いて、各シナリオ実現時の各生態系サービスの回復額を評価した結果、シナリオのうちでは、外来魚を絶滅させ、その他の魚種の漁獲量が安定的に最大となる漁獲率を採用(活用)したシナリオで最も回復した。このうち供給サービスでの回復額は、プラス 10 億円(図 1)で、基盤サービスの回復額はプラス7億円(図 2)であった。

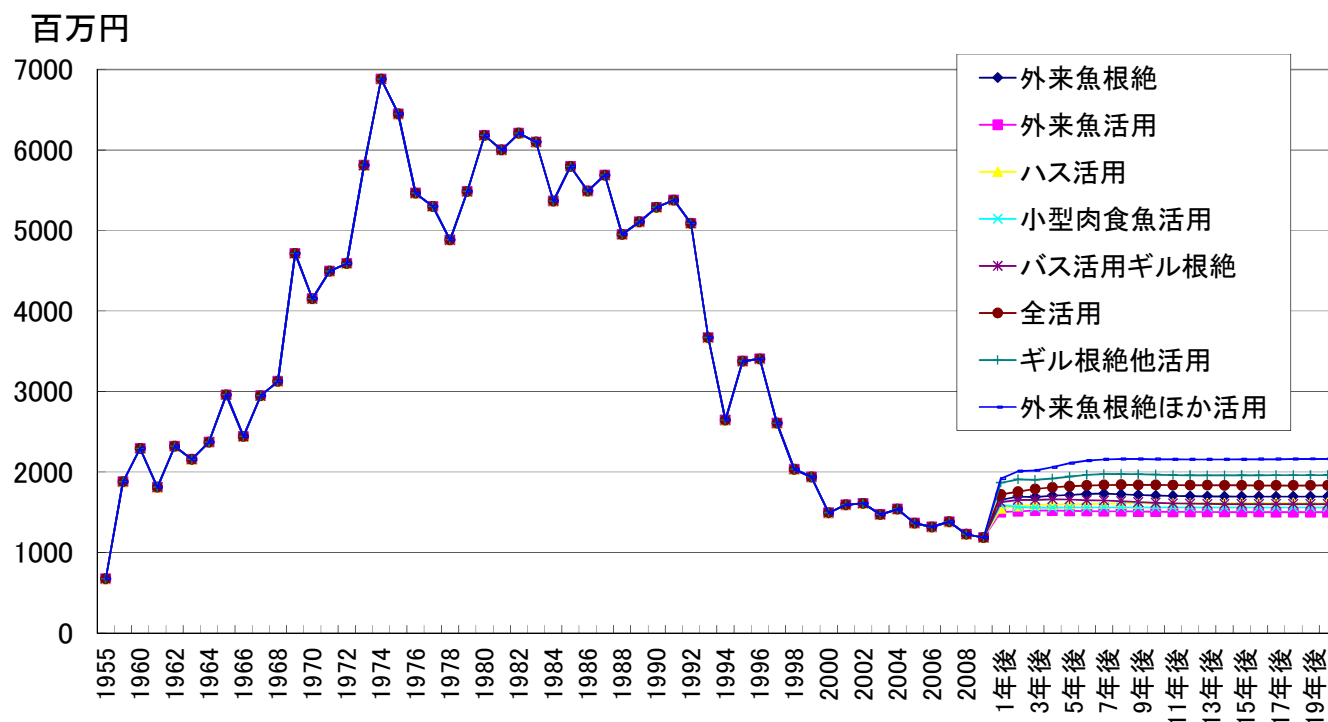


図1. シミュレーションによる供給サービスの変化

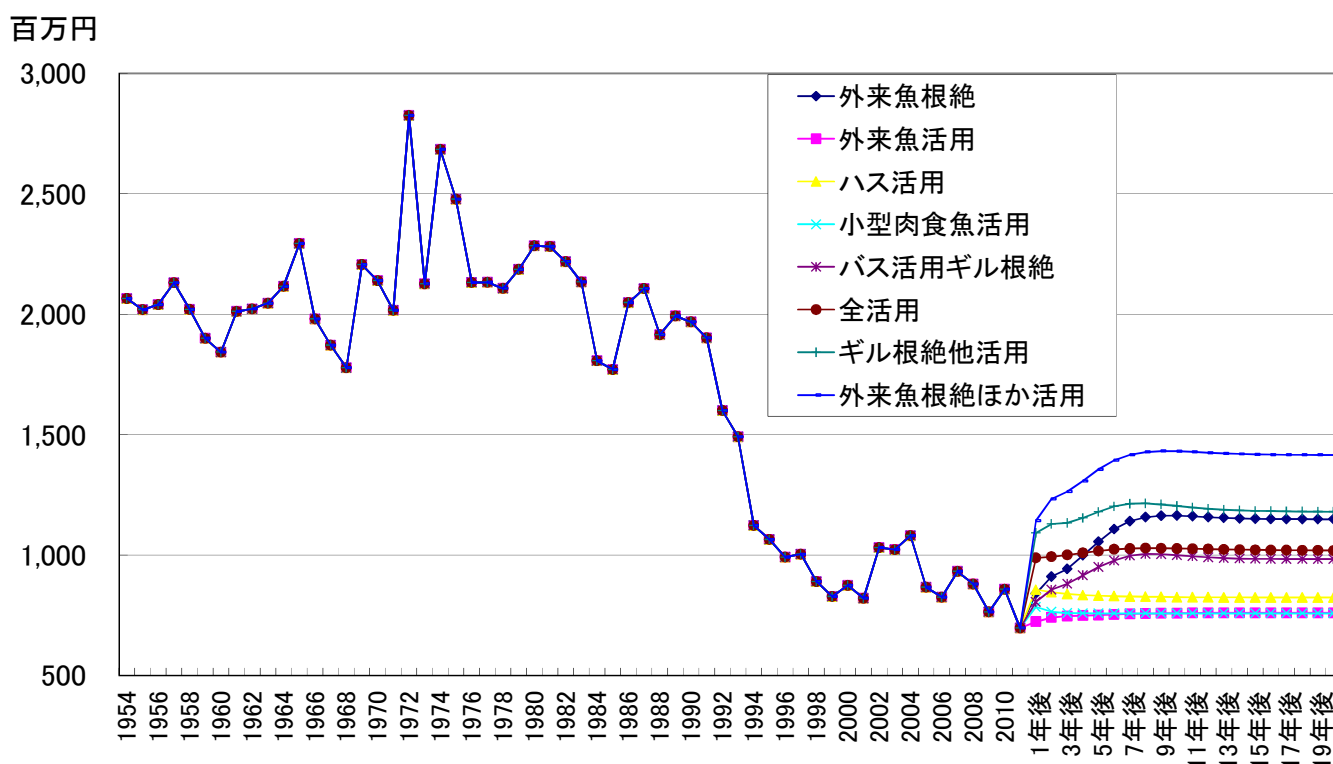


図2. シミュレーションによる基盤サービスの変化(P回収金額)

(4) 魚介類の生態系保全機能を活用した湖沼生態系の保全技術開発に関する研究

琵琶湖に生息する魚介類の役割の検証

水草繁茂抑制はワタカとコイに、漁網付着物抑制はニゴロブナ、ゲンゴロウブナ、ホンモロコ、カネヒラ、ビワヒガイ、アユ、スジエビの多種類の在来魚介類に効果が認められた。

琵琶湖に生息する魚介類の現存量の推定

主要な漁獲対象種の現存量はビワマス471トン、ニゴロブナ540トン、ホンモロコ23トン、アユ1,737トン、セタシジミ1,705トンと推定された。

魚介類による環境改善効果の評価および生態系管理方策を探るためのモデルの検討

生態系モデルの検討の結果、Ecopath with Ecosimを用いて琵琶湖生態系モデルを構築することが適当と考えられた。このモデルを用いシミュレーションを行ったところ、外来魚(オオクチバス、ブルーギル)を撲滅し、ハス等の肉食性魚類の漁獲を最大化することにより、水草および付着藻類の現存量はそれぞれ10.6%および46.6%減少すると予測された。

【考察】

本研究では、水草の異常繁茂と漁網に付着する藻類の増加という、湖沼生態系の変化が漁業や住民の生活に悪影響を及ぼしている現象の発生原因について、無機的な環境による影響、すなわちボトムアップの側からと、高次栄養段階生物である魚介類の量や種類の変化による影響、すなわちトップダウンの側の両面から明らかにすることを試みた。その結果、ボトムアップの側からは、長期的に栄養塩の負荷量が減少傾向にある中で発生している問題であり、水草の過剰な繁茂については過去の富栄養化が進んだ時代に蓄積した栄養塩が関与していること、それとともに、透明度の短期的な変化が繁茂量に影響を与えていることが示された。付着藻類の増加に対しても、近年の透明度の上昇が関わっている可能性が示された。赤潮やアオコの発生防止を目的に進められてきた富栄養化対策においては、透明度の上昇は目指すべき方向ととらえられている面がある。しかし、湖沼のような閉鎖性水域においては、富栄養化物質の流入負荷量が減少傾向になっても、過去に湖底に蓄積された栄養塩等物質の影響が残り、光環境条件が好転した中で、底質中の栄養塩を利用する水草や一部の付着藻類にとっては、むしろ増加しやすい環境が形成される可能性が本研究において示されたと思われる。一方、トップダウンの面からは、実験により琵琶湖の在来魚介類の多くの種類がエリ網に付く付着藻類を摂餌し、増殖を抑制することが示されたほか、水草の繁茂に対しては、在来魚のコイとワタカが抑制効果を有することが示された。この結果から本来の湖沼生態系において水草や付着藻類の量をコントロールしていた魚介類の量が著しく減少したこともまた、近年生じている問題の原因である可能性が示されたといえる。琵琶湖生態系モデルを構築

して行ったシミュレーションの中では、外来魚のオオクチバスとブルーギルの駆除撲滅を中心としたトップダウンコントロールを行うことにより、在来魚介類の現存量が1960年代モデルの72%まで回復し、魚類相の回復によって沈水植物と付着藻類の量がある程度まで抑制される予測結果が得られた。また、そのシミュレーションのシナリオにおいて回復する漁獲量に基づき生態系サービスの回復額が推定され、経済的にもきわめて大きな便益が社会にもたらされることが明らかになった。今後の湖沼生態系保全のあり方を考える上では、栄養塩の削減というボトムアップの側からの対策だけを一方的に進めるのではなく、魚介類という高次栄養段階の生物の側からのトップダウンコントロールを有効に組み合わせて湖沼生態系保全対策を実施していくことが重要である。その魚介類の生産は栄養塩負荷に基づく基礎生産の上に成り立っており、適正な栄養塩負荷レベルの検討や、過去に湖底に蓄積した栄養塩を、魚介類の生産に役立てることについても、さらに研究検討していく必要がある。

5. 本研究により得られた主な成果

(1) 科学的意義

沈水植物の回復と過剰繁茂という、日本国内では稀有な事例についての詳細な検討が行えた。特に過去の定量調査の生データに注目することで、従来は衰退期と考えられていた時期に現在の過剰繁茂に至る兆候が現れたことが明らかになった。また、魚群探知機を用いたモニタリングでは、面積52km²に及ぶ南湖全域の沈水植物分布の地域的な差異が明らかになるとともに、頻度の高い毎月の観測で沈水植物の伸長に地域差があることも明らかになった。

これまでに原因の特定が困難であった定置網上での付着藻類の増加による漁網汚損現象に関して、近年の透明度の上昇が原因である可能性が高いことを明らかにした。

琵琶湖における生態系サービスの損失額が明らかとなった。本研究手法は他の湖沼において生態系サービスの損失額を把握する上での参考となる。また、生態系回復効果を生態系サービスの評価額として把握できることを明らかにした。

琵琶湖の在来魚介類が生態系異変現象（水草繁茂、漁網汚損）を削減できることが明らかとなり、重要性が認識された。

琵琶湖の魚貝類について現存量を複数年に亘って推定した研究例はこれまでになく、本研究の手法を継続的に実施することにより、現存量のモニタリングだけでなく、水産業の持続的展開を目指した資源管理にも役立てることができる。また、他の魚種への応用が期待される。

これまでにない多くの固有種を含む多種多様な生物や漁業などの相互作用を踏まえた琵琶湖生態系モデルを構築し、多様な生物群による物質循環の全体像を再現することができた。このようなモデリング技術が湖沼生態系の理解や保安全管理に有用であることが明らかになった。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

琵琶湖南湖における沈水植物の繁茂状況についての成果は滋賀県ならびに関係機関が水草対策を実施するための会議において基礎情報として利用されている。沈水植物の歴史的変遷の結果は沈水植物の管理指標を策定する際の参考資料となり、1936年の状態をひとつの目標とすることが決定した。また、平均群落高の季節変化観測の結果は沈水植物の除去時期の決定の参考資料となっている。

また、漁網に付着する藻類の増加の原因解明と対策についての検討の成果は、滋賀県ならびに県内の市町において、漁業者から提起されている課題への対応策を検討するため以下の会議等で利用されており、今後も成果の活用が見込まれる。

- ・「魚たちのにぎわいを協働で復活させるプロジェクト会議」(事務局:滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖政策課)の「水質・網付着物ワーキンググループ」において、本研究成果である「刺網への植物プランクトンの付着機構」について情報提供し、琵琶湖生態系の再生にむけた取組方針の検討に貢献した。

- ・琵琶湖海区漁業調整委員会において、本研究成果である「エリ網汚損現象の原因」について情報提供し、漁業者と行政間の科学的根拠に基づいた問題の共通認識に貢献した。

- ・長浜市上下水道課主催の「漁網付着物確認会」において、本研究成果である「エリ網汚損現象の原因」「刺網への植物プランクトンの付着機構」について情報提供し、漁業者の団体から質問が出されていた、農村集落排水処理施設で使用されている塩素系殺菌剤と漁網汚損現象との関係に対して、両者の間には直接の因果関係が認められないことを説明し、漁業の現場で問題になっている現象に対する認識の共有に貢献した。

<行政が活用することが見込まれる成果>

琵琶湖では湖沼水質保全計画に沿って環境基準を達成するべく栄養塩負荷量の削減を進めてきた。その一方で、水草の過剰繁茂や漁網への付着物の増加等、従前見られなかった現象が確認されており、本研究では

その原因究明に努めたところである。栄養塩負荷量の削減が従前見られなかった現象の要因の一つであるならば、それは是正されてしかるべきである。望ましい湖沼の姿を第一義的に環境基準の数値だけに求めるのは適当ではなく、本研究の成果を持って、望ましい湖沼のあり方や、その保全・修復手法について環境審議会等を通じて提言できるものとする。

水草の有効活用についての農業政策を提言した。本政策が取り入れられれば、水草の廃棄物処理量を削減するとともに、化学肥料の使用量を削減できる可能性がある。

外来魚（オオクチバス、ブルーギル）の影響が水産有用種への直接的な食害だけでなく、生態系全体におよぶことが明らかになった。このため、対策を強化し外来魚の撲滅によるトップダウン効果により、在来魚介類の生息量の回復を通じて、食物網を回復する施策を実施する必要がある。これにより水草、付着藻類による障害は一定軽減されることが期待される。

6. 研究成果の主な発表状況

(1) 主な誌上発表

<査読付き論文>

(2) 主な口頭発表(学会等)

- 1) 芳賀裕樹: 第76回日本陸水学会(2011)「琵琶湖南湖における沈水植物の長期変遷の再検証」
- 2) H. HAGA: ASLO 2012 Aquatic Scientific Meeting (2012) "Long-term change of submerged macrophytes in the southern basin of Lake Biwa"
- 3) 大前信輔、森田 尚、太田滋規、大山明彦: 第75回日本陸水学会(2010)「琵琶湖で近年みられる藻類等による漁網への著しい付着現象の地域性、季節性について」
- 4) 大前信輔、森田 尚、太田滋規、大山明彦: 第76回日本陸水学会(2011)「春から夏における刺網への藻類等の付着現象と付着物組成」
- 5) 大前信輔、森田 尚、金辻宏明、藤原公一^敬: 第77回日本陸水学会(2012)「琵琶湖における刺網への藻類等の付着条件」
- 6) 大山明彦、山本民次、藤岡康弘: 平成24年度日本水産学会春季大会(2012)「琵琶湖における河川等からの栄養塩負荷量の変化」
- 7) 大山明彦、山本民次、澤田宜雄: 平成25年度日本水産学会春季大会(2013)「琵琶湖への栄養塩負荷量と湖中クロロフィルa等の現存量の長期変化について」
- 8) 玉置泰司: 第54回地域漁業学会(2012)一般報告「近年の琵琶湖の生態系異変現象と漁業への影響」
- 9) 玉置泰司: 第54回地域漁業学会(2012)シンポジウム琵琶湖の「漁業環境」を考えるー湖国と古都の関わりからー 塚本礼仁報告へのコメンテーター 塚本報告「琵琶湖産淡水魚介類の流通と加工」へのコメント「琵琶湖の流通と加工への期待と、その背景となる漁業現場の問題」

7. 研究者略歴

課題代表者: 澤田 宣雄

北海道大学大学院水産学研究科修士課程修了、滋賀県水産試験場場長

研究参画者

- (1): 澤田 宣雄 (同上)
- (2): 芳賀裕樹
名古屋大学大学院理学研究科博士課程満了中退、理学博士、滋賀県立琵琶湖博物館専門学芸員
- (3): 三田村緒佐武
名古屋大学大学院理学研究科修士課程修了、理学博士、大阪教育大学助手・講師・助教授、滋賀県立大学教授、現在、滋賀大学教授
- (4): 玉置泰司
東京水産大学水産学部卒業、水産学博士、(独)水産総合研究センター中央水産研究所経営経済研究センター需給・経営グループ長
- (5): 井戸本純一
近畿大学大学院農学研究科修士課程修了、滋賀県水産試験場専門員

D-1004 魚介類を活用したトップダウン効果による湖沼生態系保全システム開発に関する研究**(1) 水草の異常繁茂の状況把握とメカニズムの解明に関する研究**

滋賀県立琵琶湖博物館 専門学芸員

芳賀裕樹

平成22～24年度累計予算額：2,006千円

(うち、平成24年度予算額：811千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

1990年代半ば以降に沈水植物が急増し様々な社会問題が生じている琵琶湖南湖において、沈水植物の繁茂の現状把握と繁茂に至ったメカニズムを調べた。

魚群探知機を用いたモニタリングでは南湖の沈水植物の平均群落高が2—3月に最低になること、5月上旬に急速に伸張することが明らかになった。また、南湖の沈水植物の繁茂は2011年まで継続したが、2012年に突然減少したことも把握できた。沈水植物の減少は定量調査でも確認され、2012年の南湖全体の沈水植物の現存量は3264 tで2002年や2007年の1/3だった。沈水植物の減少原因としては5月と7月の透明度の低下の影響が大きかった。滋賀県等による沈水植物の除去は減少原因の一部に過ぎなかった。底質の生物利用可能な窒素・リンの量は1986-89年の報告と変わらなかった。従って長年の繁茂による栄養塩の枯渇は生じていないと推測された。2013年以降に沈水植物が再繁茂するかどうかは不明で、今後も監視が必要である。

沈水植物が過剰繁茂に至った過程を検証するため、1936年から2007年までに行われた9つの定量調査の原データを収集し、統一した規格のマップ上にプロットした。この結果、従来の研究では衰退期と認識される1970-80年代に、沈水植物の単位面積当たりの現存量が著しく増大し、現在とほぼ同レベルになっていることが明らかになった。現在の単位面積当たりの現存量は1936年の2倍で近年の沈水植物の過剰繁茂の一因となっている。沈水植物への栄養塩供給が十分に減っていないことが、過剰繁茂の根本原因だろう。肥料としての採藻の圧力を統計資料から検討したところ、1936年には生産量の少なくとも3割が採取されており、これがないことも沈水植物の繁茂の要因といえるだろう。種に注目すると、ネジレモ・コウガイモ主体の群落からセンニンモ・オオカナダモを主体とする群落に変化したことも過剰繁茂の要因と考えられた。群落組成の変化原因の解明は今後の課題となった。

[キーワード]

琵琶湖、南湖、沈水植物、異常繁茂、メカニズム

1. はじめに

沈水植物は基礎生産者として、またその物理的構造により生物多様性を増進する基盤として重要な役割を果たす。日本の多くの湖沼では富栄養化や湖岸の改変で沈水植物が減少しており、沈水植物の回復は健全な生態系を維持するための重要な課題と考えられている⁽¹⁾。

しかし、琵琶湖の南湖では沈水植物が回復を乗り越えて過剰繁茂の状態になり、航行障害や漁

業妨害、景観の悪化、切れ藻の流出・漂着による悪臭の発生、水道障害などの社会的問題が生じている⁽²⁾。本研究では過剰繁茂のメカニズムを明らかにするため、本研究では現状の精密な把握と、過去の状況の検証を行った。

2. 研究開発目的

水面面積が51.6km²と広大な南湖において沈水植物繁茂の現状を正確に把握する沈水植物の分布を空間的・時間的に詳細に把握することを目的とした。また、異常繁茂の根本的な原因解明のために、南湖の沈水植物の分布の歴史的変遷を精密に再現することを目指した。

3. 研究開発方法

(1) 沈水植物の繁茂状況の把握

迅速なモニタリングのために魚群探知機を用い、種別の詳細な分布を調べるために潜水による定量採取を南湖全域で行った。

魚群探知機を用いるモニタリングでは、鉛直方向に超音波を発射する通常型魚群探知機による調査と、斜めに超音波を発射して平面的な画像を得るサイドスキャンソナーによる調査を行った。

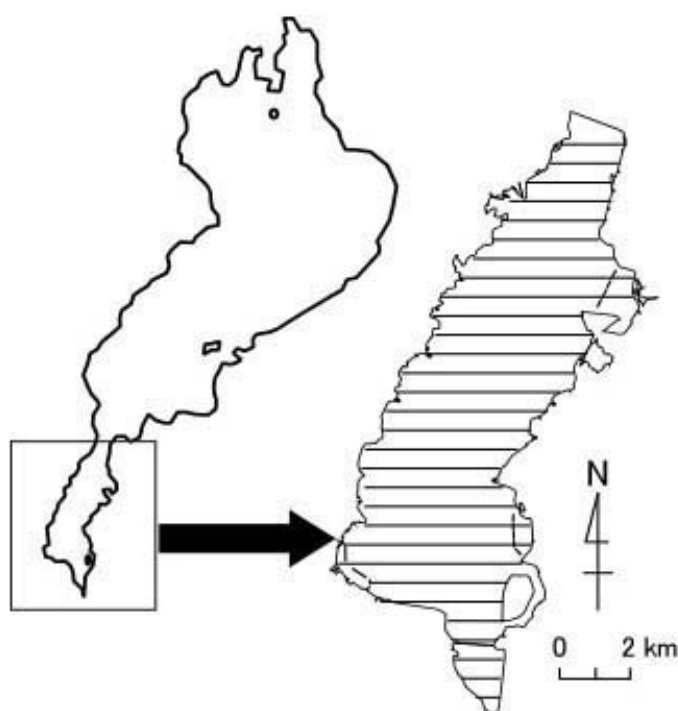
通常型魚群探知機によるモニタリングの方法は基本的にHaga et al. (2007)³⁾に従った。ただし、魚群探知機の出力はPDC=3、感度は1.5に変更した。調査は南北500m間隔で南湖を東西に横断する方向に設定した観測線30本(図(1)-1)について行い、各線上を時速10±1ノットで航行してデータを取得した。2010年度は繁茂期と衰退期を比較するために9月と1～3月に観測を行った。また2011年度と12年度は毎月観測を行い、沈水植物の成長パターンを把握した。

サイドスキャンソナーによる観測ではLowrance社のHDS-10ならびにストラクチャスキャン

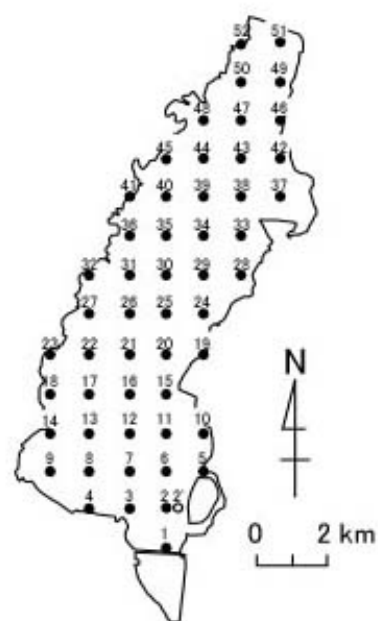
(RSS-1)を用いて、2010年9月2日、11年1月11日、2月2日、3月16日に観測条件の検討を行った。

沈水植物の定量調査は2002年、2007年に筆者らが行った調査と同一の調査地点、方法で行った^{2,4)}。2012年9月3-6日に南湖に1kmごとに設定した52地点と参考地点1地点の合計53地点で行った(図(1)-2)。各地点でダイバーによるコドラート(50cm x 50 cm)内の沈水植物の全量採取を3回ずつ行い、得られた沈水植物を種ごとに分別してそれぞれ乾燥重量を測定した。St. 2については水深が12mある人工的な浚渫くぼ地で潜水作業は危険なため、魚群探知機で沈水植物がないことのみ確認した。穴の周辺は沈水植物が繁茂しているため、参考のために沈水植物の採取を行った

(St. 2')。参考地点の沈水植物のデータは記載のみにとどめ、現存量推定などの各種の統計処理には用いていない。沈水植物の採取と同時に底質試料も採取した。底質試料は1地点について3回、簡易柱状採泥器(直径4cm)で表面から6cmの深さまでを採取した。底質試料は比重を計測した後、遠心分離(3000rpm、10分間)で間隙水と底質を分離した。間隙水はポリビンに移して分析まで冷蔵庫で保管した。底質試料は60℃で恒量になるまで乾燥させた。遠心分離と乾燥工程の重量減から含水量を求めた。間隙水中のアンモニウム、硝酸、亜硝酸、SRP濃度はオートアナライザーで分析した。間隙水の全窒素と全リンについては過硫酸カリウムによる湿式分解後を行い硝酸およびSRPとしてオートアナライザーで分析した。底質の生物可給態栄養塩については、環境省の底質調査方法⁵⁾に従い、窒素は1M KClで、リンはCDBバッファでそれぞれ抽出したのち、オートアナライザーで分析した。



図(1) 1. 魚群探知機観測線



図(1) 2. 定量調査地点

(2) 南湖の沈水植物の歴史的変遷の検証

検証には定量的な調査で、採取地点が明らかであり、各調査地点の原データが掲載されている次の9つの調査報告を用いた。なお、1953年の調査データは刊行物には原データが記載されていないが、本研究において水産試験場に野帳が保存されていることが明らかとなり、それを利用した。1983年の南湖沿岸帯生物調査報告書は、独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所のご厚意で複写資料をいただいた（未刊行資料）。

調査年度	資料名
1936年	山口久直（1938） ⁶⁾
1953年	昭和28年度水位低下特別調査（滋賀県水産試験場） ⁷⁾
1964年	びわ湖生物資源調査団 水草班 ⁸⁾
1969年	琵琶湖沿岸帯調査（滋賀県水産試験場） ⁹⁾
1977年	建設省南湖植生調査報告書 ¹⁰⁾
1983年	南湖沿岸帯生物調査報告書 水資源開発公団琵琶湖開発事業部 ¹¹⁾
1995年	琵琶湖沿岸帯調査（滋賀県水産試験場） ¹²⁾
2002年・2003年	琵琶湖沿岸帯調査（滋賀県水産試験場） ¹³⁾
2007年	芳賀・石川（2011） ⁴⁾

上記資料のうち、滋賀県水産試験場の琵琶湖沿岸帯調査（1969，1995，2002-3）により底質の粒度組成の長期変化を検討した。

1934-36年の採藻量は滋賀県統計全書で調べた。本書では採藻量は漁獲高の一部として記載されている。1953年近辺の採藻量については、1948-53年の滋賀県農林水産統計を調べた。

4. 結果及び考察

(1) 沈水植物の繁茂状況の把握

1) 魚群探知機によるモニタリング

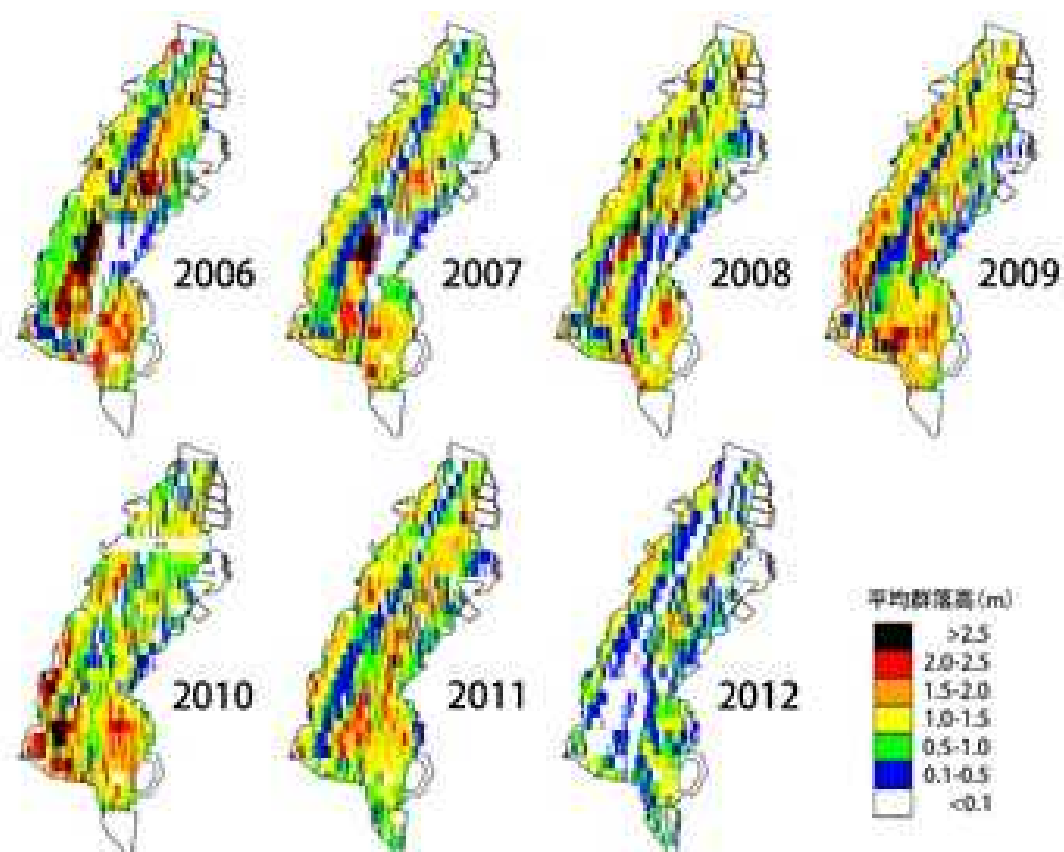
サイドスキャンソナーによる群落の把握は、群落の背が低い冬季には有効だったが、夏期には不可能という結果になった。このため、サイドスキャンソナーによる研究の結果は割愛し、以下に通常型魚群探知機によるモニタリングの結果のみを記す。

沈水植物の繁茂状況の経年変化をみるために、本研究で2010年、2011年、2012年9月に得られた平均群落高の分布に、筆者らが2006-2009年に行った分布を加えて経年変化の図を作成した（図(1)-3）。2006年から2011年までは沈水植物の繁茂が続いたが、2012年は沈水植物が急減したように見える。南湖全体の平均群落高を計算したところ、2006-2011年までは1.0-1.2mの間で比較的安定していたが、2012年は0.6mに急減したことが確認できた（図(1)-4）。この結果から2012年の沈水植物の減少は突発的な減少だったと判断した。2012年の沈水植物の減少原因については後で考察する。

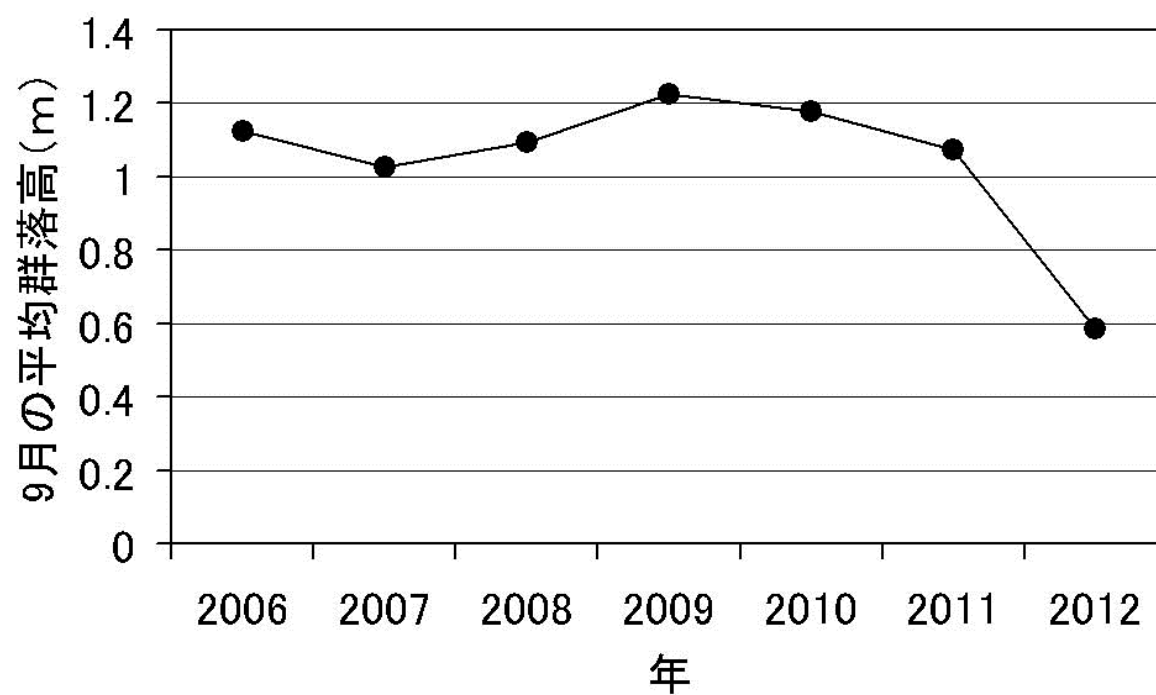
図(1)-3から南湖の長軸方向の中央よりやや西よりに平均群落高が低い水域が帯状に分布し、その両側に発達した群落が分布する基本構造が確認された。西岸、東岸北部及び南部では岸沿いにも発達した群落が見られるが、東岸中央部では岸沿いに発達した群落は見られなかった。2006-2008年には東岸中央部の沖に沈水植物の空白地帯が見られるが。これは商業的砂利採取で発生した濁水の影響と思われる。商業的な砂利採取は2009年に終了し、先の空白地帯にも沈水植物が進出した。一方、砂利採取終了後でも東岸中央部の岸沿いでは沈水植物が発達しない傾向に変化はない。このため、東岸中央部の岸沿いには沈水植物の発達を抑制する別の要因があると推測されるが、その要因については本研究では明らかではない。

前述のように南湖の沈水植物の分布には基本構造が見られたが、一方で平均群落高が2.5mを超える水域は毎年変化し、植生が不安定であることを示唆した。背の高い群落の出現水域に一定の傾向は見られず、環境要因は特定できない。強いてみれば沈水植物が希薄だった場所またはその近傍に出現するように見えることから、底質の栄養塩が関与しているのかもしれない。

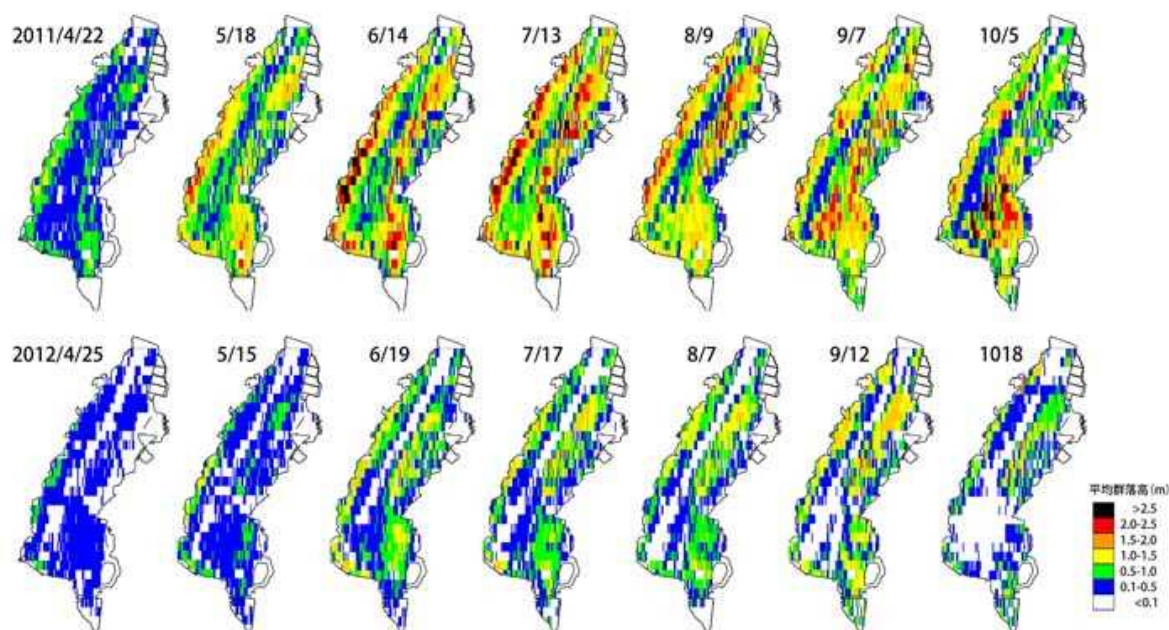
次に、沈水植物の平均群落高の経月変化について記す（図(1)-5）。経月変化は2011年と2012年に調べたが、図(1)-3, 図(1)-4から明らかなように2011年は近年の通常の状態、2012年は異常な状態と見ることができる。まず、2011年の結果を元に、通常の状態について記述する。沈水植物の平均群落高（＝群落容積）は2-3月に最低になった。沿岸部の沈水植物は4月から5月に急速に伸張り、西岸部では6月に、東岸部では7-8月に平均群落高のピークを迎えた。沖合の沈水植物の伸長時期は沿岸より遅く、9-10月にピークになった。このように南湖の沈水植物の伸長時期には水域による差が見られた。データは示さないが、この伸長時期の差は水深の違いでは説明できなかった。おそらく、水深だけでなく透明度の分布が伸長時期に影響していると思われる。



図(1) 3. 2006-2012年の9月の沈水植物平均群落高分布

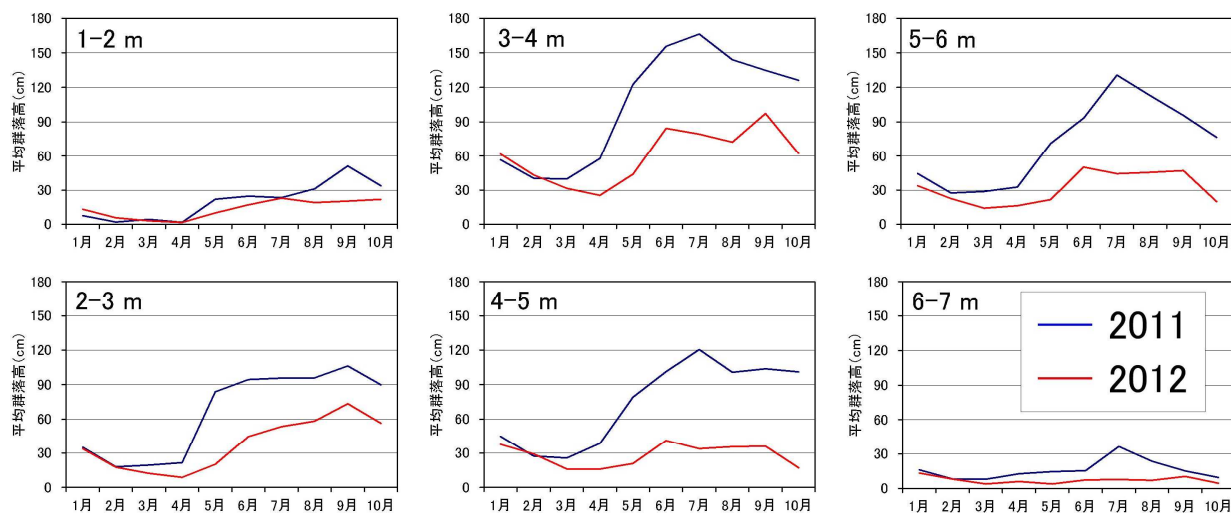


図(1)4. 南湖全体の沈水植物平均群落高の経年変化



図(1) 5. 2011年と2012年の魚群探知機による経月モニタリング結果

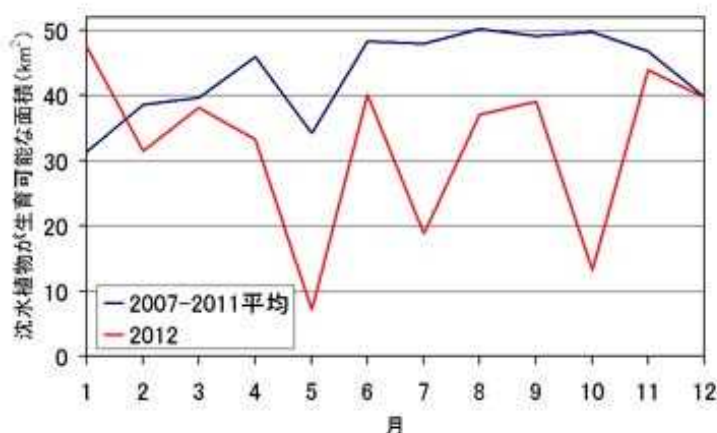
次に、2012年の沈水植物の生育不良について検討する。図(1)-5より、2012年は4月から5月にかけての沈水植物の伸長が著しく悪く、また7月以降にほとんど伸長がないことがわかる。唯一の例外は北東部の赤野井湾口沖であり、このみ9月に前年と同程度まで平均群落高が高くなった。沈水植物の伸長が悪かった原因を検討するために、深度別の平均群落高の経月変化を比較した（図(1)-6）。



図(1) 6. 2011年と2012年の水深別の平均群落高経月変化の比較

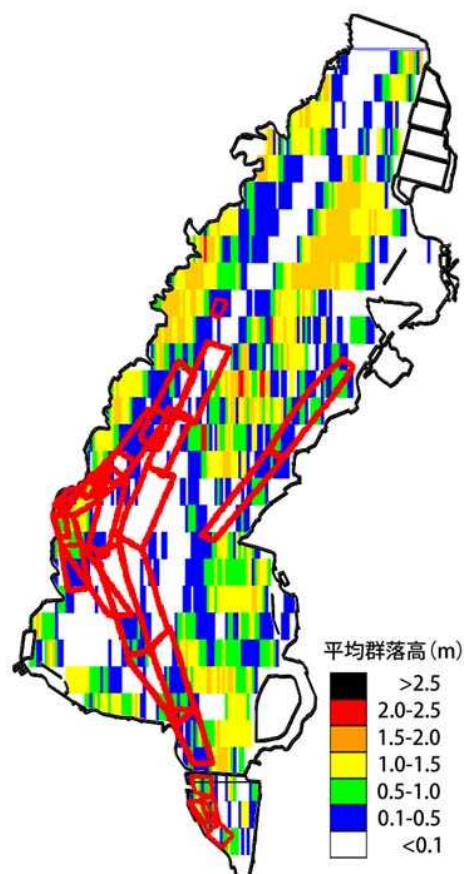
4月から5月にかけての低伸長すべての水深に共通して見られた。一方、7月以降は水深3mを境に異なる傾向が見られた。すなわち、水深3m以浅では前年ほどではないにせよ沈水植物の伸長が見られるのに対し、水深3m以深では7月以降は沈水植物がほとんど伸長しなかった。深いところほど沈水植物の伸長が悪かった結果から、2012年の沈水植物の生育不良は光環境の悪化が原因で

はないかと考えられた。そこで滋賀県と国土交通省が行っている定期観測の透明度のデータと、国土交通省が計測している毎日の水位のデータを用いて湖底の光環境の経月変化を推定した。南湖19地点で観測されている透明度のデータを $\delta = 1\text{km}$ の正規分布フィルタを用いて203箇所の透明度に変換し、透明度 $\times 2 - \text{水位} > \text{水深}$ （琵琶湖基準水位）の場合に沈水植物が生育可能と判定する方法で潜在的な植生範囲の面積を推定し、相対的な湖底の光環境の指標とした（図(1)-7）。1月を除く全期間で、2012年の光環境は2007年から2011年の平均よりも悪く、特に5月、7月、10月は生育可能な面積が著しく減少した。この結果から、まず5月の光環境の悪化で南湖全体の沈水植物の伸長が抑制され、6月にやや持ち直すものの、7月の光環境の悪化で再び伸長が抑制されたことがわかる。7月の生育可能面積の減少は5月よりやや小さく、これが水深3mを境とする伸長状況の差をもたらしたと考えられた。データは示さないが2012年の水位は2007—2011年に較べて特に高いということとはなかった。従って、2012年の光環境の悪化は専ら透明度の低下で引き起こされていたことになる。透明度の低下原因については定期観測を行った滋賀県および国の見解がまだ出ていないので、現時点では不明である。



図(1) 7. 透明度と水位のデータより推定した沈水植物が生育可能な面積の経月変化。

沈水植物が急に減少した原因としては、光環境のほかに、滋賀県などが実施している除去事業の影響も考えられる。この影響を検討するため、除去事業の実施区域と2012年9月の沈水植物の分布を重ねた（図(1)-8）。南湖南西部の沈水植物の空白域は除去区域とおおむね一致するので、この水域の沈水植物の減少の一因は、除去事業と考えられる。一方、南湖南東部のように除去区域外でも沈水植物は減少していることから、2012年の沈水植物の減少の主要因は透明度の低下と考えられた。



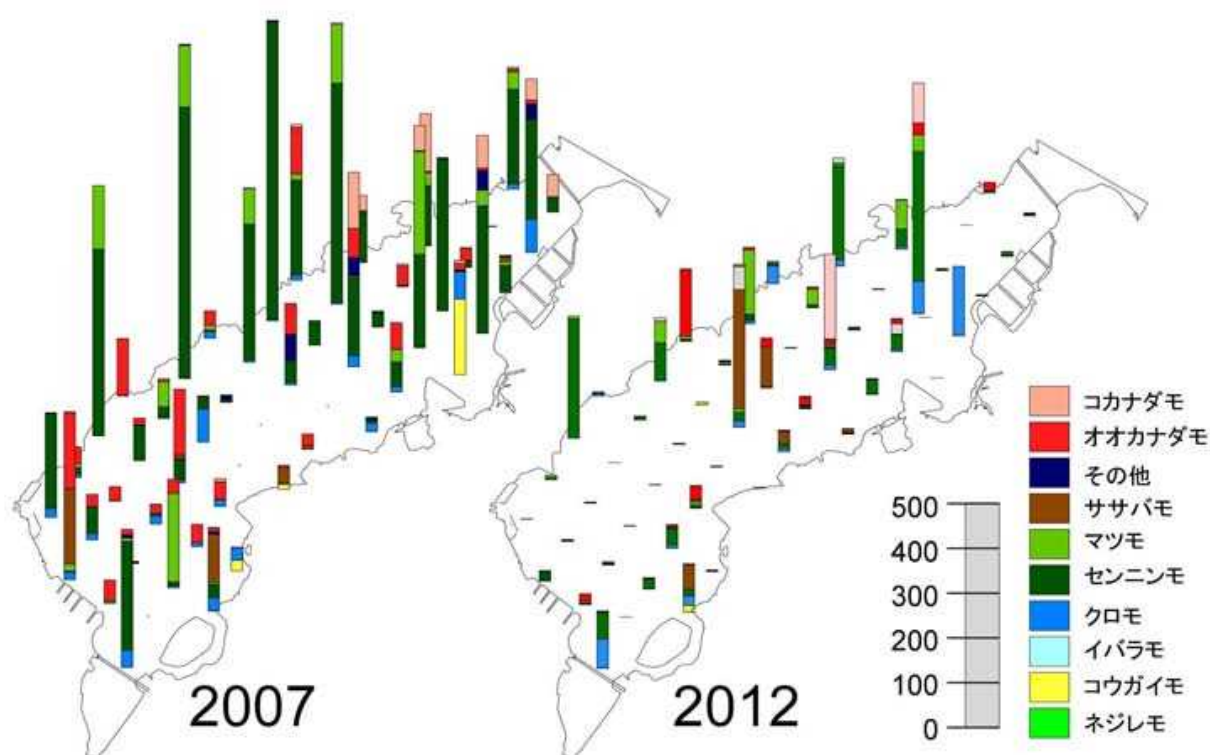
図(1) 8. 2012年9月の沈水植物の分布と除去区域(赤線)の対応

3) 定量調査の結果

2012年9月の定量調査では52地点中49地点に沈水植物が出現した。この出現地点数は2007年と同じであり、沈水植物の分布範囲には変化がなかったことになる。一方、現存量は $3264 \pm 1445 \text{ t}$

であり、2007年の $9623 \pm 2665\text{t}$ に比べて約1/3と、著しく減少した。図(1)~9に2007年と2012年の沈水植物の現存量分布を示した。南湖中央部のSt. 25では2007年よりも現存量が増大したが、これは当該地点の水深が2.2mと比較的浅く透明度低下の影響が小さかったことに加えて優占種がササバモだったことが原因と考えられる。ササバモは水面に葉を展開できるため、全体が水中に没しているほかの沈水植物よりは濁りによる光環境の悪化に強い。このような例外を除けば南湖全域で沈水植物の現存量の低下は顕著であり、特に南湖南西部ではほとんど消失に近い状態だった。

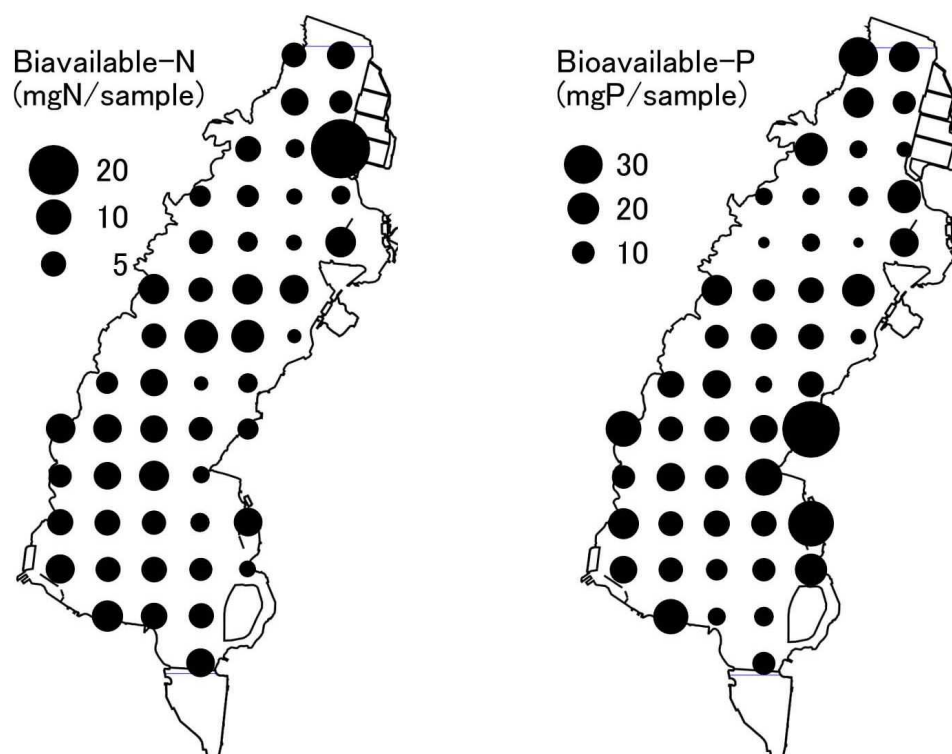
種別の現存量で見ると、センニンモが2007年の $5370 \pm 2217 \text{ t}$ から2012年には $1239 \pm 840 \text{ t}$ に大きく減少した。またオオカナダモとマツモはそれぞれ $1211 \pm 531 \text{ t}$ から $332 \pm 295 \text{ t}$ 、 $1194 \pm 709 \text{ t}$ から $390 \pm 317 \text{ t}$ へと減少した。これら3種は2007年の沈水植物現存量の80%を占めており、量的に主要な種の減少が著しかったことがわかる。一方、統計的に有意ではないもののササバモの現存量は $342 \pm 382 \text{ t}$ から $454 \pm 542 \text{ t}$ に増加し、クロモの現存量は $547 \pm 240 \text{ t}$ から $434 \pm 347 \text{ t}$ への微減にとどまった。著しく現存量が減った3種はいずれも植物体で越冬する。これに対して増加したササバモや微減にとどまったクロモは殖芽で越冬する。植物体で越冬する3種は5月の透明度低下の影響を強く受けたのに対して、殖芽で越冬する2種は7月以降の透明度低下の影響しか受けず、そのために現存量の増減傾向に違いが生じた可能性がある。



図(1) 9. 南湖の沈水植物の現存量分布

2012年の沈水植物の定量調査では底質中の栄養塩の調査も行った。図(1)~10には生物が利用可能な窒素とリンの平面分布を示した。この分布調査は底質の栄養塩量と沈水植物の現存量の関係を調べるために実施したが、前述のように2012年は沈水植物の成長が悪かったために、両者の関係は明らかにはならなかった。ところで、沈水植物の減少原因として、長年の繁茂によって底質中の栄養塩が枯渇したことも考えられる。この可能性を検討するため、滋賀県衛生環境センターが1986~88年に行った底質調査の結果¹⁴⁾と比較した。生物可給態窒素としてのKCl交換性窒素につ

いては、二つの調査で平均値はほぼ等しく、統計的に有意な差もなかった（非等分散を仮定した t-test, $P = 0.085$, $df = 58.5$ ）。交換性リンについては抽出溶媒が異なるので厳密な議論はできないが、本調査の方が有意に高く（ $P = 0.004$, $df = 60.6$ ）、平均値で約1.4倍となった。これらの結果から、湖底の栄養塩の枯渇が沈水植物の減少原因ではないと考えられた。

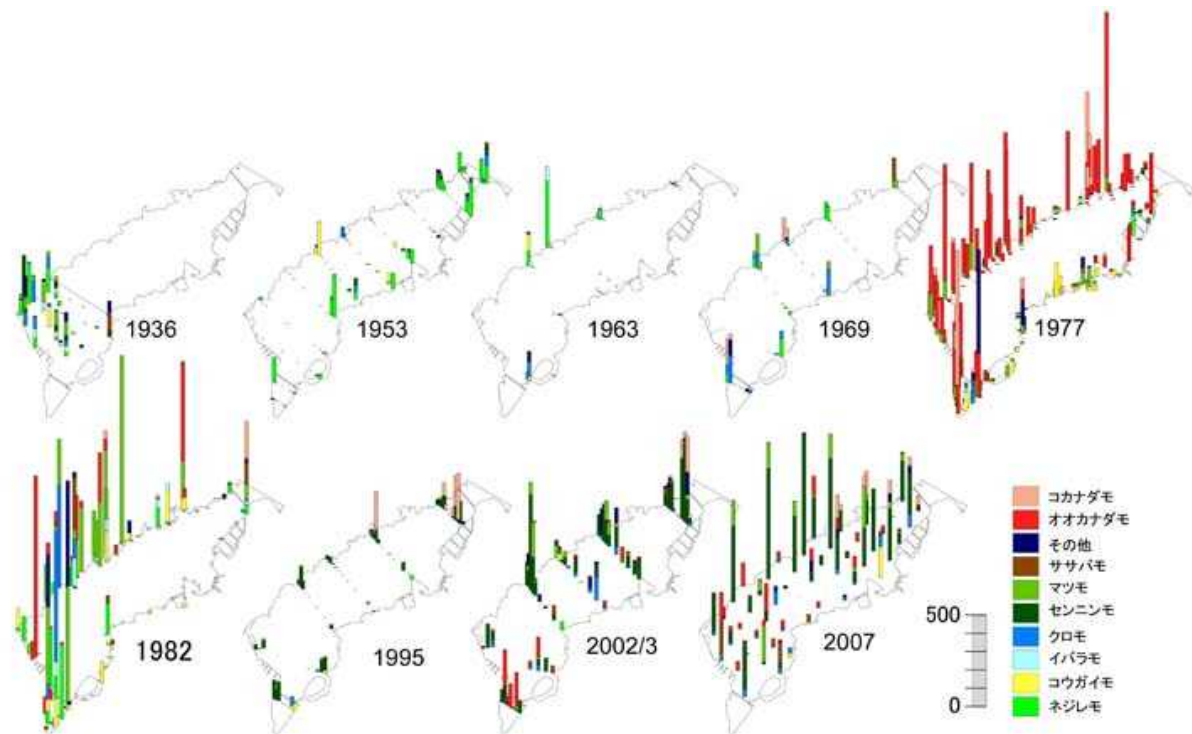


図(1) 10. 底質の生物利用可能な窒素とリン濃度の分布

(2) 南湖の沈水植物の歴史的変遷の検証

本調査においては、1953年（昭和28年）に滋賀県水産試験場が行った水位低下対策特別調査のフィールドノートが発見されるという成果があった。このデータも含め、1936年から2007年までに実施された9つの沈水植物の定量調査結果を同一規格の地図にプロットした（図(1)-11）。従来の研究では南湖の沈水植物の長期変遷について総量での議論が行われており、1936年は比較的豊富な時期、1960年代から1990年代前半までは衰退期、以後は回復期で2000年以降は過剰繁茂（1936年を基準とした場合）という整理が行われていた²⁾。本研究では、個別の調査地点の種別の現存量データをそのまま地図にプロットすることで、従来より精密な変遷を示すことができた。特に注目されるのは1977年及び1983年の単位面積当たりの現存量の高さで、その値は2002年や2007年のそれとほぼ同等かやや大きく、1936年の約2倍となった。1980年前後は著しく富栄養化が進んだ時期にあたり、単位面積当たりの現存量の増加は栄養塩の供給の増加を反映していると考えられる。谷水・三浦（1976）¹⁵⁾は1974年の沈水植物の単位面積当たり現存量が従来より大きいことを報告し、その原因を1970年ごろに侵入した外来種であるオオカナダモの特性に求めた。しかし、高い単位面積当たりの現存量は在来種のマツモが優占する1983年にも見られる（図(1)-11）。したがって、単位面積当たりの現存量の増大は、優占する沈水植物の種に依存せず、沈水植物全般に共通の原因～栄養塩供給の増大～が原因である。前述のように、2002年や07年の単位面積当たりの現存量は1977年や1983年とほぼ同等である。これは沈水植物に対する栄養塩の供給が当時と同じ

である可能性を示している。琵琶湖では様々な富栄養化対策がとられ、南湖への栄養塩の流入負荷も低下したとされるが、少なくとも沈水植物の成長で見る限り、流入負荷の削減は不十分なのかもしれない。あるいは、水中への栄養塩の流入負荷は減ったものの、富栄養化の過程で底質に



図(1) 11. 既存の定量調査における南湖の沈水植物分布の変遷

蓄積した栄養塩が沈水植物の高い現存量を支えているのかもしれない。いずれにしても、近年の沈水植物の過剰繁茂の根本原因は栄養塩供給が大きいことであると推測される。有効な繁茂対策を行うには、この問題を解決しなければならない。

図(1)-11より種組成に注目すると、近年の南湖の沈水植物相はセンニンモ・オオカナダモの優占で特徴付けられた。前者は在来種、後者は外来種という違いはあるが、植物体で越冬し、光が少ない環境に適応して深所での成長が可能なこと、茎を伸ばして濃密な群落を形成することなどの特徴が共通している。一方、1960年代までの南湖の沈水植物相はネジレモ、コウガイモで特徴付けられた。これらの種はロゼット状の葉をもち、茎が極めて短いために背の高い濃密な群落を形成しない。こうした種の交替は過剰繁茂のメカニズムを考える上で重要と思われるが、本研究では種が交替した原因まではわからなかったため、今後の課題として残った。

琵琶湖では昭和30年頃まで肥料として沈水植物が採取されていた¹⁶⁾ため、1936年あるいは1953年の沈水植物の現存量には採藻圧力が影響していた可能性がある。そこで統計資料から採藻量を調べた。戦前の滋賀県統計資料では採藻量は漁獲高の一部として記載されている。1934年から1936年までの採藻量は、乾燥重量換算で1600t前後と安定していた(表(1)-1)。1936年の推定現存量は3900 t(芳賀ら, 2006)、表(1)-1から同年の採藻量(乾重量換算)は1622 tなので、生産量=現存量+採藻量と仮定した場合の採藻圧力は29%となる。採藻圧力としては農業者が自給用に採取する分があるが、滋賀県統計全書では泥藻の自給消費量は滋賀県全体の値として掲載されており、南湖の分のみを抽出することができない。このため、農業者による採取量は本研究では推定

しないが、その分を含めれば採藻圧力はもっと高くなると予想される。戦後の採藻量については十分な資料は得られなかった。漁獲高の記録は滋賀県農林水産統計に掲載されているが、その中には採藻量に該当する記載はない。一方、採藻は届出制であり、1953年の従事者数は志賀町（北湖西岸）の1軒のみとなっている。このことから、1953年当時には漁業者による採藻圧力はほぼゼロだったと推定される。1936年に3900 t だった南湖の沈水植物現存量は1953年には550 t に減少している²⁾。少なくとも、漁業者による採藻圧力は、この現存量の減少に関与していないと思われる。農業者による採藻圧力は不明だが、漁業従事者の減少が需要の低下を反映すると想定すれば、農業者による採藻圧力も低下しているものと考えられ、やはり沈水植物の現存量減少の原因とは考えにくい。このように考えると、1953年あるいはそれ以降の沈水植物の繁茂状況は、採藻圧力とは無関係に形成されていた可能性が高い。

表(1)-1 採藻量。滋賀県統計全書 漁業、漁獲量その2より抜粋

地域		採藻量(kg)		
		昭和9年	昭和10年	昭和11年
大津市		112500	-	86250
志賀郡	下阪本村	12,475,500	11,677,500	11,574,563
	堅田村	246,600	247,950	227,063
栗太郡	笠縫村	1,125,000	1,117,500	1,080,000
	山田村	1,386,563	1,331,250	1,050,000
	瀬田町	101,250	365,625	585,000
野洲郡	小津村	1,012,500	1,050,000	1,012,500
	玉津村	487,500	637,500	600,000
合計		16,947,413	16,427,325	16,215,376
採藻量(乾重量換算, t)		1,695	1,643	1,622

(3) まとめと今後の予測

本研究は南湖における沈水植物の過剰繁茂の解決を目的として、現況の把握と繁茂メカニズムの解明を試みた。歴史的な変遷の検討から、過剰繁茂の根本原因は栄養塩の供給過多であること、またネジレモ・コウガイモ優占の植物相からセンニンモ・オオカナダモ優占の植物相への転換が関与する可能性があることが示された。前者については湖水と底質のいずれが重要かがまだ明らかではないが、少なくとも底質の栄養塩量は1986—89年と同程度であり、潜在的に過剰繁茂が可能な状態にあると考えられる。

調査期間の最終年である2012年には沈水植物の現存量が著しく低下した。県などによる沈水植物の除去事業は減少原因の一部と考えられるが、主要な原因は透明度の低下だった。突発的な透明度の低下で沈水植物の生育が著しく低下したことは、南湖の沈水植物の繁茂状況が意外に脆弱だったことを示唆する。前述のように栄養環境は過剰繁茂が可能な状況と考えられるが、透明度の悪化が再び起これば栄養環境とは関係なく沈水植物が衰退する可能性がある。沈水植物が再度繁茂するかどうかは。今後も継続して監視していく必要があると思われる。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

沈水植物の回復と過剰繁茂という、日本国内では稀有な事例についての詳細な検討を行うことができた。従来は南湖全体での総量の変遷のみが検討されてきたため、1970-80年代は水草が少ない衰退期として理解されていたが、定量調査の原データを利用した本研究により、この時代に現在の過剰繁茂に至る兆候が現れていることが明らかになった。また、魚群探知機を用いたモニタリングでは、面積52 k m²に及ぶ南湖全域の沈水植物分布の地域的な差異が明らかになるとともに、頻度の高い毎月の観測で沈水植物の伸長に地域差があることも明らかになった。

2012年の沈水植物の急減は、今後の南湖の沈水植物の繁茂状況が大きく変わる変曲点の可能性はある。偶然ではあるがこの変曲点において行った頻度の高い観測は、今後の南湖の沈水植物の動向を追跡する上で貴重な資料になると考えられる。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

本研究の成果は滋賀県ならびに関係機関が水草対策を実施するための会議において基礎情報として利用されている。沈水植物の歴史的変遷の結果は沈水植物の管理指標を策定する際の参考資料となり、1936年の状態をひとつの目標とすることが決定した。また、平均群落高の季節変化観測の結果は沈水植物の除去時期の決定の参考資料となっている

<行政が活用することが見込まれる成果>

特に記載すべき事項はない

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

特に記載すべき事項はない

<その他誌上発表(査読なし)>

特に記載すべき事項はない

(2) 口頭発表(学会等)

- 1) 芳賀裕樹：第76回日本陸水学会「琵琶湖南湖における沈水植物の長期変遷の再検証」(2011)
- 2) H. HAGA: ASLO 2012 Aquatic Scientific Meeting "Long-term change of submerged macrophytes in the southern basin of Lake Biwa" (2012)

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない

(4) シンポジウム、セミナー等の開催（主催のもの）

特に記載すべき事項はない

(5) マスコミ等への公表・報道等

1) 京都新聞（2013年4月6日）滋賀県版「南湖の水草激減 12年・平均の3割 低い透明度影響か 琵琶湖調査」

(6) その他

特に記載すべき事項はない

8. 引用文献

- 1) N. Takamura, Y. Kadono, M. Fukushima, M. Nakagawa, and B.O. Kim: Ecological Research, 18, 381-395 (2003) "Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes."
- 2) 芳賀裕樹・大塚泰介・松田征也・芦谷美奈子：陸水学雑誌, 67, 69-70 (2006) 「2002年夏の琵琶湖南湖における沈水植物の現存量と種組成の場所による違い」
- 3) H. Haga, T. Ohtsuka, M. Matsuda, M. Ashiya: Limnology, 8, 95-102 (2007) "Ech sounding observations of coverage, height, PVI, and biomass of submerged macrophytes in the southern basin of Lake Biwa, Japan"
- 4) 芳賀裕樹・石川可奈子：陸水学雑誌, 72, 81-88 (2011) 「2007年夏の琵琶湖南湖における沈水植物の現存量分布および2002年との比較」
- 5) 環境省：(2012) 「底質調査方法」
- 6) 山口久直：生態学研究, 4, 17-26 (1938) 「琵琶湖南部に於ける高等水生植物の生態分布」.
- 7) 滋賀県水産試験場 (1954)：琵琶湖水位低下対策（水産生物）調査報告書. 昭和28年度総合開発調査, 滋賀県.
- 8) 生嶋功：びわ湖生物資源調査団中間報告(一般調査の部), 313-341 (1966) 「水草班中間報告 琵琶湖の水生高等植物」
- 9) 滋賀県水産試験場 (1972)：昭和44年度 琵琶湖沿岸帯調査報告書, 滋賀県.
- 10) 建設省 (1977)：南湖植生調査報告書 (未公刊資料)
- 11) 水資源開発公団琵琶湖開発事業部 (1983)：南湖沿岸帯生物調査報告書 (未公刊資料)
- 12) 滋賀県水産試験場 (1998)：平成7年度 琵琶湖沿岸帯調査報告書, 滋賀県.
- 13) 滋賀県水産試験場 (2005)：平成14・15年度 琵琶湖沿岸帯調査報告書, 滋賀県.
- 14) 滋賀県立衛生環境センター (1990) 琵琶湖底質調査報告書/昭和61年度～63年度, 滋賀県
- 15) 谷水久利雄；三浦泰蔵：生理生態, 17, 283-290 (1976) 「びわ湖における沈水植物群集に関する研究 1. 南湖における侵入種オオカナダモの分布と生産能」
- 16) 平塚 純一・山室 真澄・石飛 裕 (2006)：里湖(さとうみ)モク採り物語/50年前の水面下の世界, 生物研究社, 東京.

(2) 漁網への付着の増加等、生物生産過程に見られる変化の現状把握と原因の解明に関する研究

①漁網への付着物モニタリングと水中懸濁物が漁網に付着する機構および湖水の栄養塩バランスの現状把握に関する研究

滋賀県水産試験場

澤田宜雄

環境病理担当 森田 尚・大山明彦・大前信輔

栽培技術担当 亀甲武志

<研究協力者> 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター 一瀬 諭

平成22～24年度累計予算額：8,326千円（うち、平成24年度予算額：1,950千円）

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

冬から春にかけて発生するエリ網汚損現象は*Cymbella* spp. や*Gomphonema* spp. といった細胞の端から伸ばした柄で基質に付着し、立体状の群落を形成するグループが網地上で増殖することにより引き起こされる。無機的環境に着目したところ、透明度が上昇したことで付着珪藻の増殖に必要な光環境が向上し付着珪藻による汚損現象が顕在化するようになったと考えられた。

刺網汚損現象は数時間で発生する。*Mougeotia* spp. の湖水中密度が増加したこと、特定の植物プランクトンが網地に引っかかりやすい帯状・紐状の群体を形成するという形態的特徴のみならず、湖水中を漂っている糖類が媒体物となり、例えばとりもちのように機能し、植物プランクトンの網地への付着を助長しているためと考えられた。

一方、1984年4月から2009年3月までの間、琵琶湖で全窒素・全リン・クロロフィルa濃度は北湖南湖とも低下傾向にあり、その傾向は特に南湖で顕著であった。各植物プランクトンの1mlあたり細胞数は北湖南湖とも緑藻のそれが減少した。河川・降水・下水処理施設からの全リン負荷量も減少傾向にあった。求めた栄養塩負荷量を基に北湖表層部の植物プランクトン群集構造の変化をシミュレーションモデルにより推定したが、栄養塩負荷量の見積が過小であった事などにより再現性に問題があった。一方、世界の湖沼では栄養塩負荷量の減少に伴い植物プランクトン群集構造の変化が報告されており、琵琶湖においても同様の変化が生じているものと推定された。

[キーワード]

エリ網、刺網、付着珪藻、糖類、貧栄養化

1. はじめに

藻類等や泥粒子付着による定置網の1種であるエリ網への付着現象は1998年に北湖全域に拡大した。近年では漁場に数時間しか設置しない刺網への藻類等による付着現象も顕在化しており、網の目詰まり、引き揚げ作業の重労働化や、洗浄頻度の増加等管理に手間がかかるようになっており漁業者からは原因解明と対策が望まれている。また、近年琵琶湖周辺地域で下水道の普及が進み、処理水の琵琶湖への局所的な放流が続き、生業の場として琵琶湖を良く知る漁業者の間ではその影響も強く危惧されている。

2. 研究開発目的

- (1) エリ網調査は付着現象の季節別、水域別特性の把握と増殖条件の把握を目的とした。
- (2) 刺網調査は付着現象の季節別特性の把握および付着物の定量、定性を目的とした。
- (3) 琵琶湖への窒素、リンなどの栄養塩負荷量を把握し、それらの変化が生物生産に及ぼす影響を明らかにするとともに、下水道処理排水（放流水）が栄養塩負荷量ならびに濃度を与える影響について検討することを目的とした。

3. 研究開発方法

(1) エリ網汚損現象の解明

1) モニタリング調査

エリ網汚損現象の季節別特性と水域別特性を把握するため、2010年4月から2011年4月にかけて北湖9地点（北岸水域：大浦、西岸水域：今津、新旭、北小松および志賀、東岸水域：中主、伊崎、三津屋および南浜）と南湖1地点（志那）の計10地点でモニタリング調査を行った（図(2)①-1）。具体的には試験エリ網（サイズ：10cm×10cm、使用網地：NRラッセル）を深度0.5mに垂下し、約1～2ヶ月設置してから回収した。回収した網の付着物について乾燥重量（以下、付着物量）、クロロフィルa量（以下、付着藻類量）と付着藻類組成（評価方法：細胞数）を調べた。



図(2)①-1 エリ網モニタリング調査地点

冬から春にかけて付着珪藻によるエリ網汚損現象が発生するようになった原因を調べるため、試験網を用いたモニタリング調査を南湖の西岸（若宮地先）と東岸（志那地先）で2011年1月30日から2012年4月16日にかけて実施した。具体的には、深度0.5mへ最初に6セットの試験網（合計12枚）を設置し、約1週間から2週間に1回の頻度で1セットずつ回収した。併せて設置時と回収時に現場で透明度を測定した。水サンプルと網サンプルは試験場に持ち帰り処理した。すなわち、水サンプルは各栄養塩濃度（ $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ ）を分析し、網サンプルは試験網上の付着珪藻細胞をカウントした。

2) 深度別調査

付着珪藻の増殖に及ぼす光の影響を調べるために北湖西岸（北小松地先）で深度別調査を実施した。この地点を選んだのは波当たりが弱く波浪による付着珪藻の剥離を最小限に抑えることができるためである。調査期間は2012年1月12日から2月21日とした。具体的には、深度0.5m、2m、4m、6mおよび8mに試験網を垂下した。併せて、各深度でロガーを用いて水温の連続測定を行った。また、設置時と回収時に透明度計測と採水を行った。水サンプルと網サンプルは試験場に持ち帰り処理した。すなわち、水サンプルは各栄養塩濃度（ $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ ）を分析し、網サンプルは試験网上的付着珪藻細胞をカウントした。

3) 北湖における透明度の変遷

付着珪藻の増殖、群落形成に重要な影響を及ぼす光環境の変化を調べるため、北湖の冬（12月～2月）から春（3月～5月）における透明度の変遷を調べた。具体的には、滋賀県水産試験場が北

湖東側水深約20m地点で1963年から観測してきた透明度のうち、1980年から2012年までのデータを使用した。各年の値は冬から春にかけて毎月1回観測された値の平均値を用いた。

（２）刺網汚損現象の解明

１）操業網調査

漁業現場における付着現象の季節別特性を把握するため操業網調査を行った。調査は夏季（2011年4月12日～8月9日）と秋季（2011年10月5日～12月21日）に実施した。調査水域として夏季はマキノ地先、菅浦地先、湖東水域（沖島南西水域～松原地先）の3水域を、秋季は今津地先と湖東水域（野洲地先～彦根地先）の2水域を設定した（図(2)①-2）。具体的な方法として漁業者により操業ごとの汚損度、網設置時間、網設置深度等を網汚損日誌へ記録し、後日それを回収・解析し付着条件を把握した。また、漁業者から回収した付着物（75検体）については藻類組成を把握した。汚損度は「0～4」の5段階とし、最も汚損の程度が大きい場合を「4」とした。



図(2)①-2 操業刺網モニタリング調査地点

２）試験網調査

植物プランクトンが刺網に付着する時間や量、組成を把握するため、2012年6月15日に三津屋地先の水深6m地点で連続調査を実施した。試験網（30cm×30cmの針金枠に刺網網地（アユ用0.3号22節）を固定することで作成）6セット（1セット：3枚）、合計18枚を深度3mに設置し、0.5時間後、1時間後、2時間後、3時間後および5時間後に1セットずつ回収した。併せて試験開始時（0時間後）、0.5時間後、1時間後、2時間後、3時間後および5時間後に深度3mの湖水を採取した。これらサンプルは試験場に持ち帰り、試験網に付着した藻類と湖水中の植物プランクトンを顕微鏡下で計数した。

３）植物プランクトンが刺網へ付着する機構の解明

まず初めに植物プランクトンを網地へ付着させる媒体物の探索を行った。植物プランクトンが付着したままの状態でも網地を観察した。具体的には、5月22日に三津屋地先（水深6m）の深度5mに試験網を設置し、翌日に回収した。得られた網地の一部を切り取り滋賀県東北部工業技術センターに持ち込み、前処理として凍結乾燥し、網地を走査型電子顕微鏡で観察した。

次に染色技法により媒体物の成分組成の絞り込みを行った。具体的には漁業者から入手した操業網付着物をビーカー内で試験網に付着させ、その網地にPAS染色とアルシアンブルー染色を施した。

最後にこの糖類が植物プランクトンの網地への付着を助長させるか確認試験を実施した。具体的には操業網付着物を遠心分離し、さらに篩い（オープン目合い：20μm）で濾過し、糖類を含む上清を得た。この上清に試験網（10cm×10cm）を投入し、約2時間攪拌して糖類が付着した処理網を作成した。そして、この処理網を湖水が張られたビーカーに投入し、スターラーで一定時間攪拌し、付着した植物プランクトンを計数した。対照として、糖類が付着していない無処理網（10cm×10cm）を作成し、同様に試験を実施した。実験は7月と12月に実施した。

4) 糖類の定量

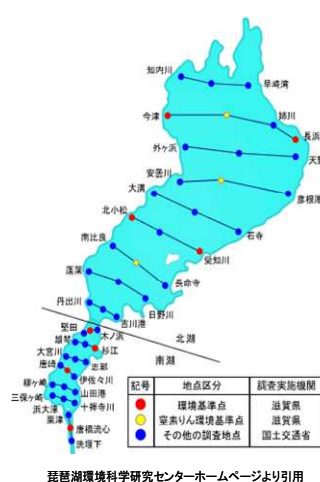
漁業者から入手した操業網付着物について、フェノール硫酸法による比色定量法により糖含量を測定した。標準単糖はグルコースとした。これは2010年に実施した操業網付着物の糖類組成分析によりグルコースが最も多く含有されていたためである。具体的には、操業網付着物を遠心分離し、さらに篩い（オープン目合い：20 μ m）で濾過して得られた上清0.5mlを試験管に加えた。そこに5%（W/N）フェノール試薬0.5mlを加えた。そして、濃硫酸2.5mlを加え、すぐに激しく攪拌し、そのまま室温に20分放置し、分光光度計で490nmの吸収を測定した。

5) *Mougeotia* spp. の変遷

刺網へ付着する主要原因植物プランクトンである *Mougeotia* spp. の密度変化を調べた。具体的には滋賀県琵琶湖環境科学研究センターが丹出川沖、長浜沖および今津沖の深度0.5mで原水採取したデータを用いた。3地点の平均値を各年の密度として1992年から2010年の18年間で比較した。

（3）琵琶湖への栄養塩負荷量の変化とその影響

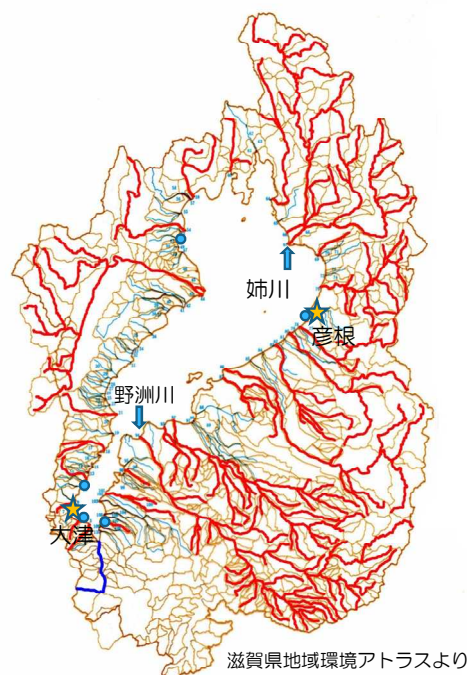
本研究では順を追って、琵琶湖水質の把握および栄養塩負荷量の推定、それらデータを用いて植物プランクトン群集構造の変化を把握するためのシミュレーションモデルの作成を行った。調査期間は1984年4月～2009年3月とした。まず、琵琶湖の水質状況を把握するため、滋賀県（琵琶湖環境科学研究センター）および国土交通省琵琶湖河川事務所が月1回49定点（図(2)①-3参照）で測定している項目のうち、表層のTN、TP濃度およびクロロフィルa濃度を用いた。植物プランクトンの種組成（1mlあたり細胞数）は、滋賀県（琵琶湖



図(2)①-3 琵琶湖での調査地点、下水道処理施設位置図

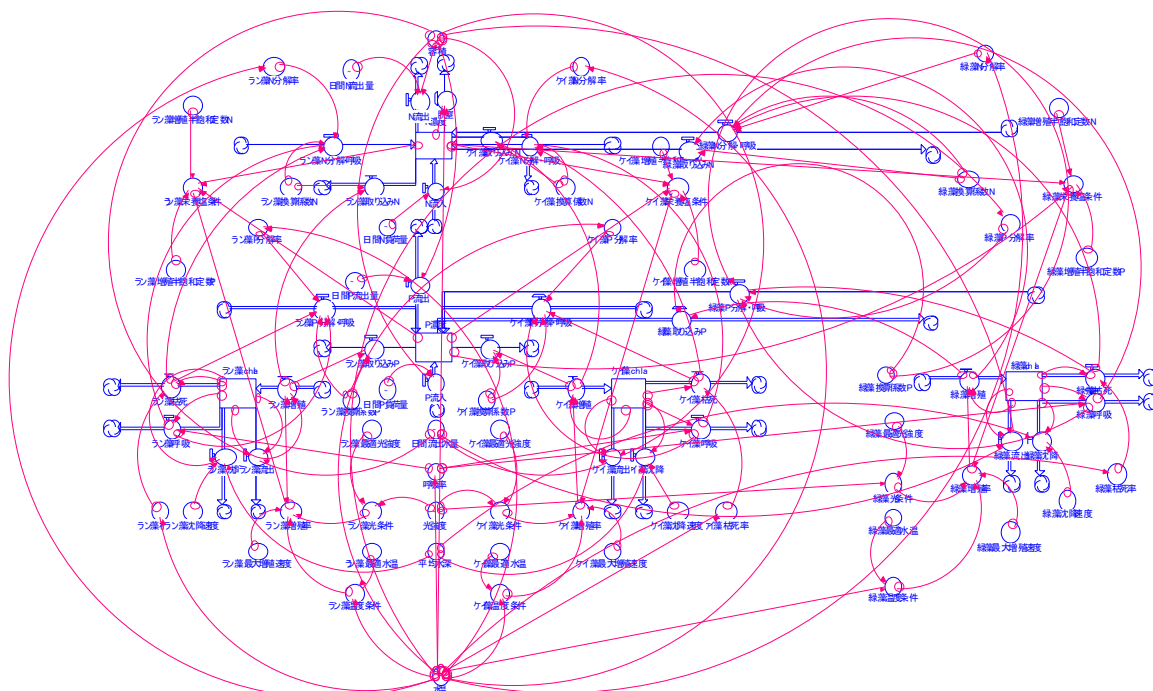
環境科学研究センター）が月2回5定点で実施しているプランクトン調査のうち、北湖は今津沖中央、南湖は唐崎沖中央の各表層のデータを用いた。

琵琶湖への栄養塩の年間平均負荷量は、河川からの負荷量は108河川を対象とし（図(2)①-4参照）、公共用水面水質測定結果から26河川でのTN、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、TP、PO₄-PのL-Q式を5年間ごとに求めて周辺河川に当てはめることとし、別に求めた年間平均流量



図(2)①-4 調査対象一覧
太線は水質データのある河川、丸印は下水処理施設を示す。

シミュレーションモデルでの確認は、琵琶湖北湖の水深20m以浅の表層部において栄養塩負荷量の変化によって植物プランクトン種組成がどのように変化するかを、1984-1988, 1989-1993, 1994-1998, 1999-2003, 2004-2008年度における $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の和である溶存態無機態窒素(DIN)および $\text{PO}_4\text{-P}$ 年間平均負荷量のうち、琵琶湖において制限栄養塩である $\text{PO}_4\text{-P}$ 負荷量が上記期間中でもっとも大きかった1994-1998年度(年間平均負荷量52t)と、最近年である2004-2008年度(同48t)のデータを用いて試みた。シミュレーションモデルはisee systems社のSTELLA9.0日本語版を用いて作成した。シミュレーションモデルのフレームを図(2)①-5に示す。シミュレーションモデルには日単位の負荷量が必要であるが、それらのうち、先に求めた河川からの負荷量、降水による負荷量は時間の最小単位が月単位であったため、内挿により日単位に変換した。また水深20m以深の深層部から表層部への栄養塩負荷量は、北湖における公共用水面水質測定結果から求めた表層部と深層部の濃度差および循環期と成層期で異なる鉛直拡散係数を用い



ることにより求め、内挿による日単位への変換を行うとともに季節変化を与えた。北湖表層部か

ら南湖への栄養塩流出量は、南湖の水収支から求めた流出水量と公共用水面水質測定データのうち北湖南端2定点の栄養塩濃度の平均値から求めた。水温は滋賀県水産試験場（彦根市）が毎日測定している地先の表層水温を、日ごとの全天日射量は彦根地方気象台の観測値を使用した。栄養塩負荷量と流出量、水温、全天日射量は1994-1998年度の各年度4月1日から3月31日まで（2月29日は除外）の日データを用いて、日ごとに5年間の平均値を求めこれを代表値とした。2004-2008年度についても同様に処理を行った。クロロフィルaはラン藻、緑藻、ケイ藻からなるものとし、種ごとに栄養塩の取り込み速度等の増殖に関わるパラメータを既往の文献値により設定し、栄養塩（DIN, PO_4 -P）濃度・水温・光の条件によって増殖が制限されるものとした。データの入力は1825日分、すなわち先に述べた365日分のデータを5回繰り返して与えた。

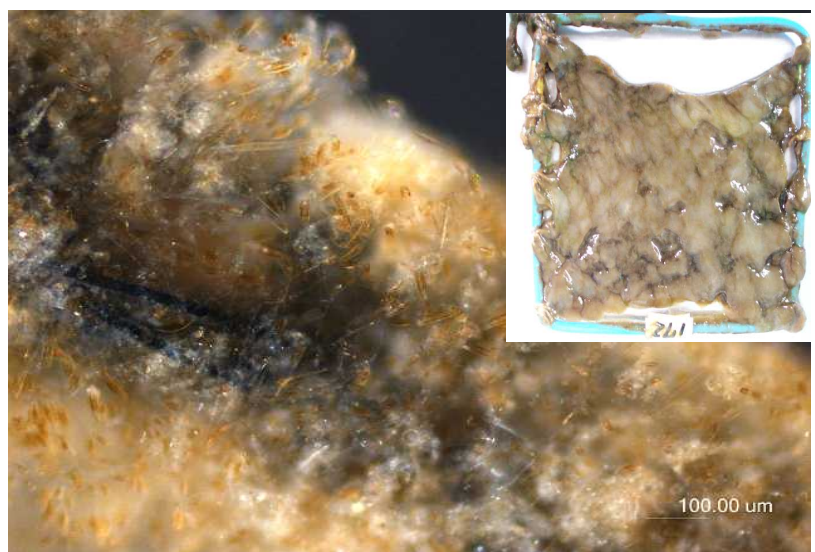
4. 結果及び考察

（1）エリ網汚損現象の解明

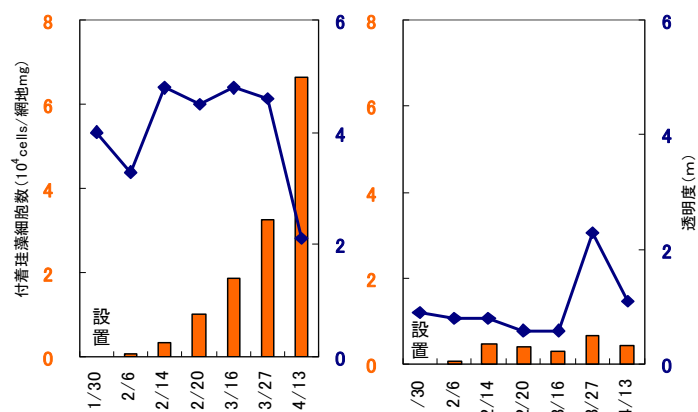
1）モニタリング調査

付着物量と付着藻類量は冬（12月期、1月・2月期）から春（3月期）に高くなる季節変化を示した。付着藻類組成にも季節変化がみられ、8月期には藍藻が優占していたが、秋以降付着珪藻が増加し1月・2月期になると優占した。1月・2月期の第1優占付着珪藻は、大浦、今津および新旭では *Gomphonema* spp.、志賀では *Nitzschia* spp.、中主、伊崎および三津屋では *Ulnaria* spp. であった。*Gomphonema* spp. や *Cymbella* spp. は細胞の一端から透明な柄を伸ばし網や他の藻類に付着して立体的な群落を形成していた（図(2)①-6）。秋以降の付着藻類量を比較すると北岸水域と西岸水域で高く、東岸水域と南湖で低かった。東岸水域では秋から冬にかけて卓越する北西風により発生する波浪で付着藻類が剥離するためと考えられた。

南湖におけるモニタリング調査の結果を示す。付着珪藻の推移（図(2)①-7）をみると西岸では指数関数的に増加し、4月13日には66,548cells/網地mgに達し、マット状の群落を確認された。一方東岸では2月14日以降細胞の増加はみられず、4月13日は4,514cells/網地mgにとどまり、網地が



図(2)①-6 北小松に設置してから2ヶ月後に回収した試験エリ網の外観と網地の顕微鏡写真



図(2)①-7 琵琶湖南湖の西岸(左)と東岸(右)における付着珪藻細胞数と透明度の推移

みえる状態であった。

透明度の推移をみると（図(2)①-7）西岸では2月14日から3月27日にかけて4.5m以上であった。これに対して、東岸では設置以降3月16日まで1m未満が続く結果となった。栄養塩濃度ではDINが西岸で0.20mg/l前後で推移したのに対して東岸では0.12mg/l前後で推移した。PO₄-Pは西岸と東岸でおおよそ同じで0.003mg/lであった。

2) 深度別調査

結果を図(2)①-8に示す。深度が浅いほど、すなわち、光条件がよいほど付着珪藻は増加する結果となった。そして、この期間は全層循環期にあたり水温、栄養塩濃度（DIN、PO₄-P）は0.5mと8mでほぼ同一であった。

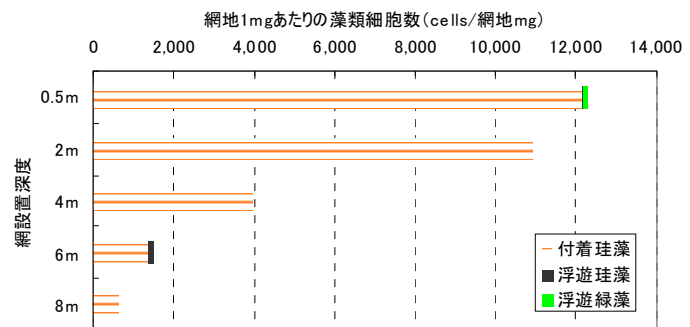
3) 北湖における透明度の変遷

北湖東岸水深約20m地点における冬から春の透明度の経年変化を示す（図(2)①-9）。1992年以降上昇傾向にあり、2010年には最高値となる8.0mを記録した。付着珪藻にとって、光条件は向上している結果となった。

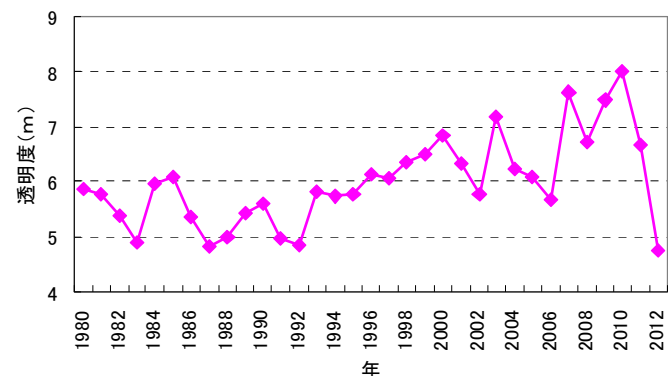
エリ網汚損現象は付着珪藻が冬から春にかけて網地上で増殖することにより引き起こされることが明らかとなった。優占した付着珪藻は*Cymbella* spp. や *Gomphonema* spp.、*Encyonema* spp. といった細胞の端から伸ばした柄で基質に付着し、立体状の群落を形成するグループであった。付着珪藻がエリ網地上で増殖するようになった原因について、無機的環境に着目して考察を行った。付着珪藻によるエリ網の汚損現象は冬から春にかけて発生する。この時期は全層循環により

表層の栄養塩濃度が増加する時期にあたるため、当初は栄養塩濃度の増加が関係しているものと思われた。しかし、滋賀県立大学が付着珪藻の培養実験を実施したところ、付着珪藻は夏場の栄養塩濃度でも増加できることが明らかとなった。栄養塩濃度が極めて少ない琵琶湖北湖の9月の表層湖水（DIN：0.04mg/l、PO₄-P：0.002mg/l）のかけ流し条件で培養したところ、10日後には開始時に比べて約1.8倍増加した。このことは付着珪藻が幅広い窒素、リン濃度で増殖することができるということを意味する。そして、琵琶湖へ流入するリン負荷量は1985年以降減少している。付着珪藻が低いリン濃度で増加できるとはいえ、高濃度の方が増殖に適している。これらのことから、付着珪藻がエリ網で増加するようになった原因を栄養塩条件に求めることは難しいと考えられた。そして、他の環境要因が原因にあるものと考えられた。

南湖におけるモニタリング調査の結果では、透明度の高い西岸で付着珪藻が大増殖する結果と



図(2)①-8 琵琶湖北湖西岸において深度別に設置した試験網で増殖した藻類細胞数の比較



図(2)①-9 北湖東岸水深約20m地点における冬から春における透明度の経年変化

なった。しかし、東岸に比べて西岸で付着珪藻の増殖にとって有利な環境要因は透明度以外にも存在した。例えば、DIN濃度の場合、西岸では東岸に比べて高い濃度で推移している。

北小松における深度別調査では深度が浅いほど、すなわち、光条件が良いほど付着珪藻が増加する結果となった。この期間は全層循環しており、表層と底層で水温と栄養塩濃度に差はなく、光条件だけが大きく異なっている。これらのことを考え合わせると付着珪藻が群落を形成する要因として、光条件、すなわち、透明度が重要であると考えられた。

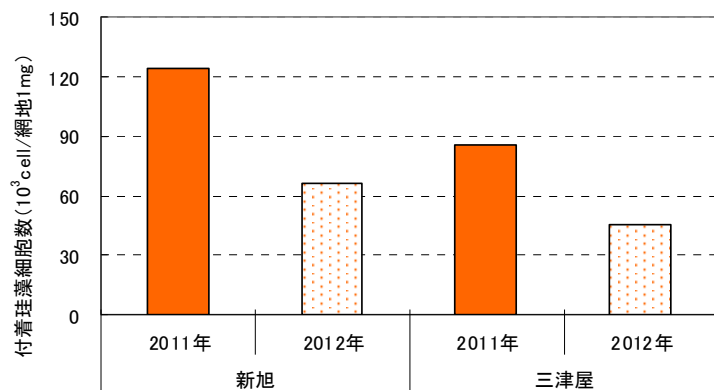
透明度は1992年以降上昇傾向にある。透明度の変遷とエリ網の汚損現象の変遷を比較すると、付着珪藻を中心としたエリ網の汚損現象が発生したのは透明度が増加傾向にある2003年ごろとなっている。また、2012年は2011年に比べて透明度が大きく低下した年だった。そこで、北湖一円で実施したモニタリング調査の結果をこの両年で比較すると、2012年は北湖一円で減少する結果となった。

代表地点として、新旭と三津屋の結果を示す（図(2)①-10）が、約半分の細胞数となった。このことは付着珪藻群落の発達には透明度が重要であるという上述の記述に矛盾しない。また、この結論は先行研究¹⁾の結果と一致する。

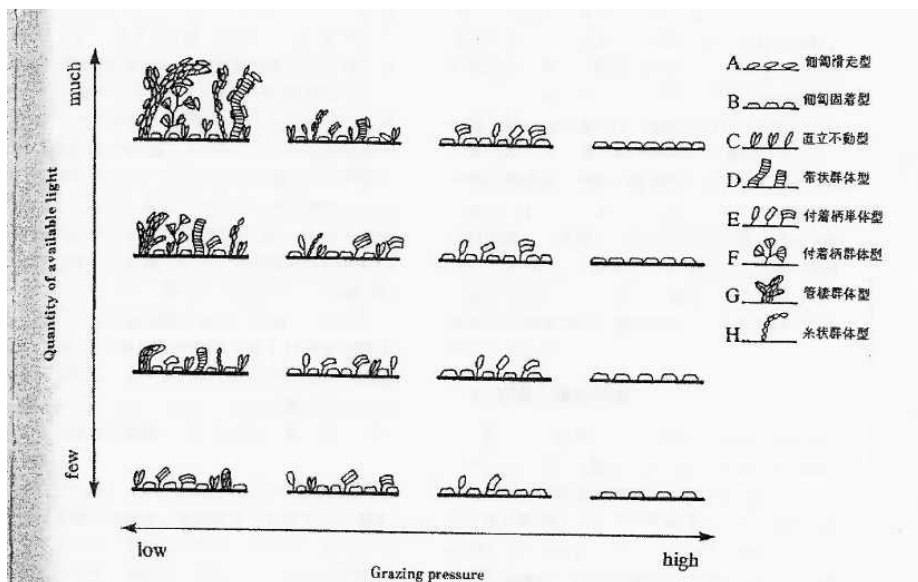
それによると付着珪藻群落の現存量や種組成、構造を支配する主な要因は摂食圧と光条件にあり、摂食圧が一定であった場合は光条件が良いほど群落が発達するとされている（図(2)①-11）。

以上のことから、無機的环境に着目した場合、

付着珪藻がエリ網上で増加するようになった原因は透明度の増加にあるものと考えられた。



図(2)①-10 試験網で増殖した付着珪藻細胞数の2011年と2012年の比較



図(2)①-11 捕食圧と光条件が付着珪藻群落の構造変化に及ぼす影響の概念図¹⁾

(2) 刺網汚損現象の解明

1) モニタリング調査

夏季操業網の汚損状況は3水域で把握できた。マキノ地先での汚損は5月中旬から6月中旬にかけてピーク（汚損度「2」～「4」）を示し、6月中旬から7月上旬にかけて減少（汚損度「1」、「2」）した。管浦地先での汚損も5月中旬から6月中旬にかけてピーク（汚損度「4」）を示し、6月下旬以降は減少（主に汚損度「2」）した。湖東水域での汚損は6月中旬にピーク（汚損度「3」、「4」）を示し、6月下旬以降減少（汚損度「0」～「2」）した。網汚損の発生と終息は北湖の西岸域と東岸域で同じ消長を示したことから発生メカニズムと原因は同一であると推察された。

秋季操業網の汚損状況は2水域で把握できた。今津地先では網の汚損に大きな変化は見られず、汚損度は「1」ないし「2」であり、「3」を記録したのは10月28日、11月9日および11月21日だけであった。湖東水域では10月下旬から11月中旬にかけて上昇し（主に汚損度「2」、「3」）、11月中旬から漁期が終了する12月下旬までピーク（汚損度「3」ないし「4」）を示した。

2) 試験網調査

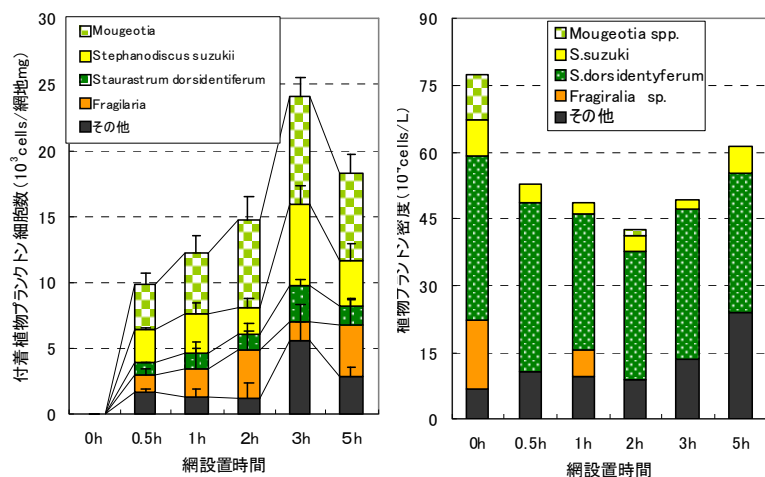
調査結果を図(2)①-12に示す。

試験網に付着した植物プランクトンは0.5時間後にはピークの41.3%が付着した。3時間後に最大値を示し、5時間後には若干減少した。このことから、刺網の汚損現象が短時間で発生することが確認された。植物プランクトン組成を比較すると全時間で *Mougeotia* spp. が第一優占種となった。次いで、*Stephanodiscus suzukii* もしくは *Fragilaria* sp. が第二優占種となった。湖水中の植物プランクトンでは *Staurostrum dorsidentiferum* の

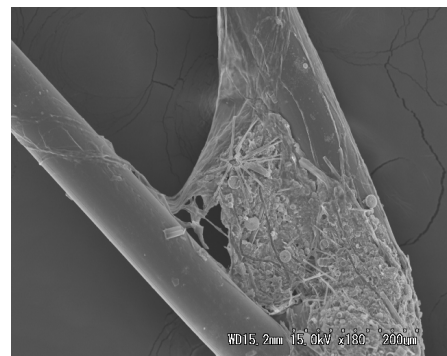
全体に占める割合が平均43.0%（37.6～48.8%）で常に第1優占種となった。一方、*Mougeotia* spp. が見られたのは試験開始時と2時間後のみであり、割合はそれぞれ13.2%、1.8%であった。また、*Fragilaria* sp. が見られたのは試験開始時と1時間後のみであり、割合はそれぞれ19.7%、7.6%であった。*Stephanodiscus suzukii* は全時間で確認されたが、全体に占める割合は平均5.6%（2.9～10.5%）でごくわずかであった。

3) 植物プランクトンが刺網へ付着する機構の解明

走査型電子顕微鏡で観察したところ、網地と網地を架橋するように膜状物質が付着し、それに植物プランクトンや



図(2)①-12 連続調査により得られた試験網に付着した植物プランクトン組成(左グラフ)と試験網回収時における湖水中の植物プランクトン組成(右グラフ)エラーバーは標準偏差を示す。

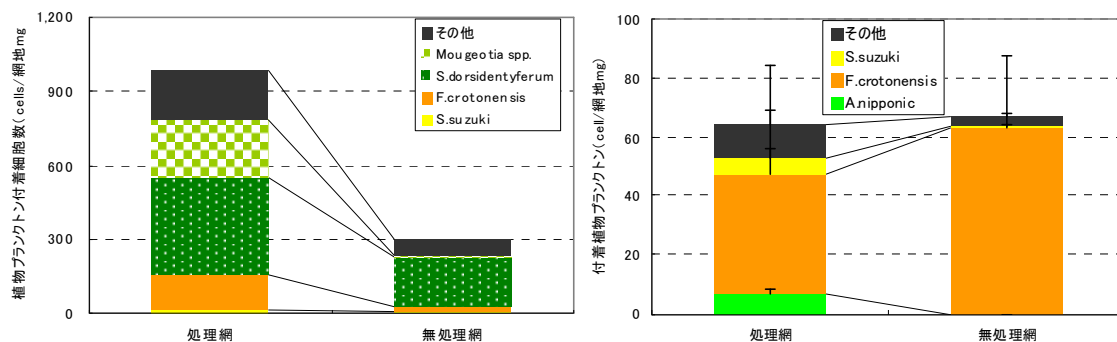


図(2)①-13 走査型電子顕微鏡により観察された試験網地に付着する膜状物質

鉱物等が引っかかっている様子が確認された（図(2)①-13）。

操業網付着物の染色を試みたところ、PAS染色、アルシアンブルー染色ともに染色できた。つまり、付着物にはPAS染色される単純多糖（グリコーゲン等）、中性粘液多糖類、糖たんぱく質とアルシアンブルー染色される酸性粘液多糖類が含まれていることが判明した。しかし、PAS反応陽性物質の方が量的に多く、また網地に直接付着している様子が確認された。

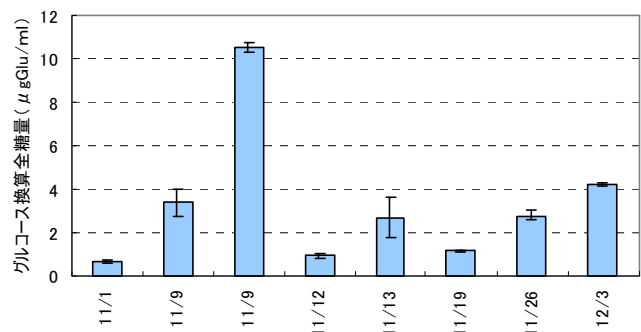
7月と12月に実施した付着試験の結果を図(2)①-14に示す。7月の試験では処理網は無処理網の約3.3倍の植物プランクトンの付着がみられた。特に*Mougeotia* spp.と*Fragilaria* sp.の付着が著しく増加した。12月の試験では付着総細胞数に違いはみられなかったものの、処理網では無処理網に比べ形態的に付着しにくいと思われる円盤型をした*Stephanodiscus suzukii*が多く付着する結果となった。



図(2)①-14 7月(左グラフ)と12月(右グラフ)に実施した付着試験により得られた処理網と無処理網に付着した植物プランクトン組成の比較。エラーバーは標準偏差を示す。

4) 糖類の定量

定量の結果を図(2)①-15に示す。8検体の付着物についてグルコース換算全糖量を求めることができた。定量に用いた付着物は定量的な採取がなされていないため量の多少を考察することはできない。しかし、刺網付着物には糖分が含まれていることが確認できた。

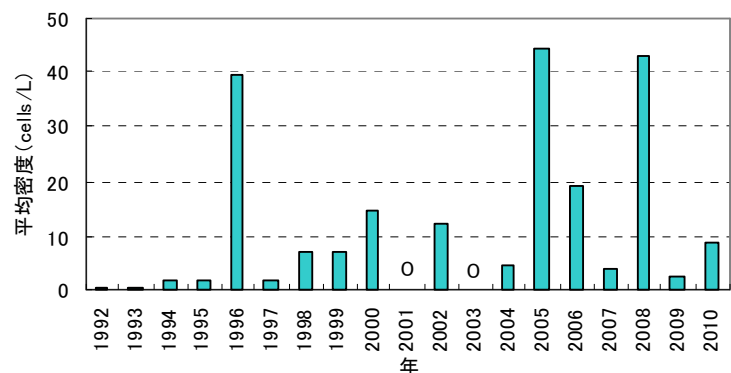


図(2)①-15 操業網付着物に含まれるグルコース換算全糖量。エラーバーは標準偏差を示す。

5) *Mougeotia* spp. の変遷

結果を図(2)①-16に示す。1996年に高い密度を記録したが、全体的な傾向としては1998年以降増加し、2005年～2008年にピークを示した。

琵琶湖で近年問題となっている刺網汚損現象は複数の要因によるものと考えられた。1つは植物プランクトン組成の変化である。もう1つは糖類による植物プランクトンの網地への付着の助長である。



図(2)①-16 北湖における5月～8月の *Mougeotia* spp.の出現密度の経年変化

本研究により、*Mougeotia* spp. は特に高い付着特性を示し、湖水中で優占種にならなくても1ml中に10cellあれば汚損現象を引き起こすことが明らかとなっている。1992年から1997年では平均密度が7.6cells/mlであったが、1998年以降は平均密度が12.9cells/mlに増加した。このことから、刺網への植物プランクトンの付着現象が増加した一因として*Mougeotia* spp. の増加が考えられる。

試験網調査の結果から、植物プランクトンの網地への付着は徐々に進むのではなく、最初の0.5時間で一気に起こることが確認された。また、網地にひっかかるには不適な形状をした円盤型の*Stephanodiscus suzukii*が0.5時間で付着し、かつ第2優占種となることも確認された。これらのことから、*Mougeotia* spp. と*Fragilaria* sp. にみられる紐状・帯状の群体形態以外にも網地に付着する要因、すなわち、植物プランクトンを網地へ付着させる媒体物が存在する可能性が考えられた。

媒体物として糖類に着目した。有明海では主に酸性多糖類から構成されている透明細胞外重合物質粒子（以下、TEP）を原因物質とする粘質状浮遊物が刺網や底曳き網等に付着し漁業障害を引き起こしているためである²⁾。

そこで、漁業者から入手した操業網付着物について2種類の染色技法（PAS染色、アルシアンブルー染色）を用いた結果、糖類の中でも単純多糖（グリコーゲン等）、中性粘液多糖類および糖たんぱく質等が植物プランクトンの付着に強く関与している可能性が考えられた。

このことを検証するため、操業網付着物から得られた糖類を含む上清を用いて付着試験を行ったところ、7月試験では糖類が付着した処理網への植物プランクトンの付着が無処理網へのそれを大きく上回る結果となった。また、試験網調査から特に付着しにくいと考えられた*Staurostrum dorsidentyferum*も処理網へ数多く付着した。そして12月試験では円盤形をした*Stephanodiscus suzukii*が多く付着する結果となった。12月試験で付着総細胞数に差がない結果となったのは*Fragilaria* sp. が両網へ大量に付着したためであるが、これは実験水中で*Fragilaria* sp. が優占していたこと、かつ、スターラーで攪拌するという*Fragilaria* sp. が極めて付着しやすくなる実験設定によるものと思われた。

これらのことから、植物プランクトンが刺網へ短時間で大量に付着するのは湖水中を漂っている糖類が媒体物となり、例えばとりもちのように機能し、植物プランクトンの網地への付着を助長しているためと考えられた。

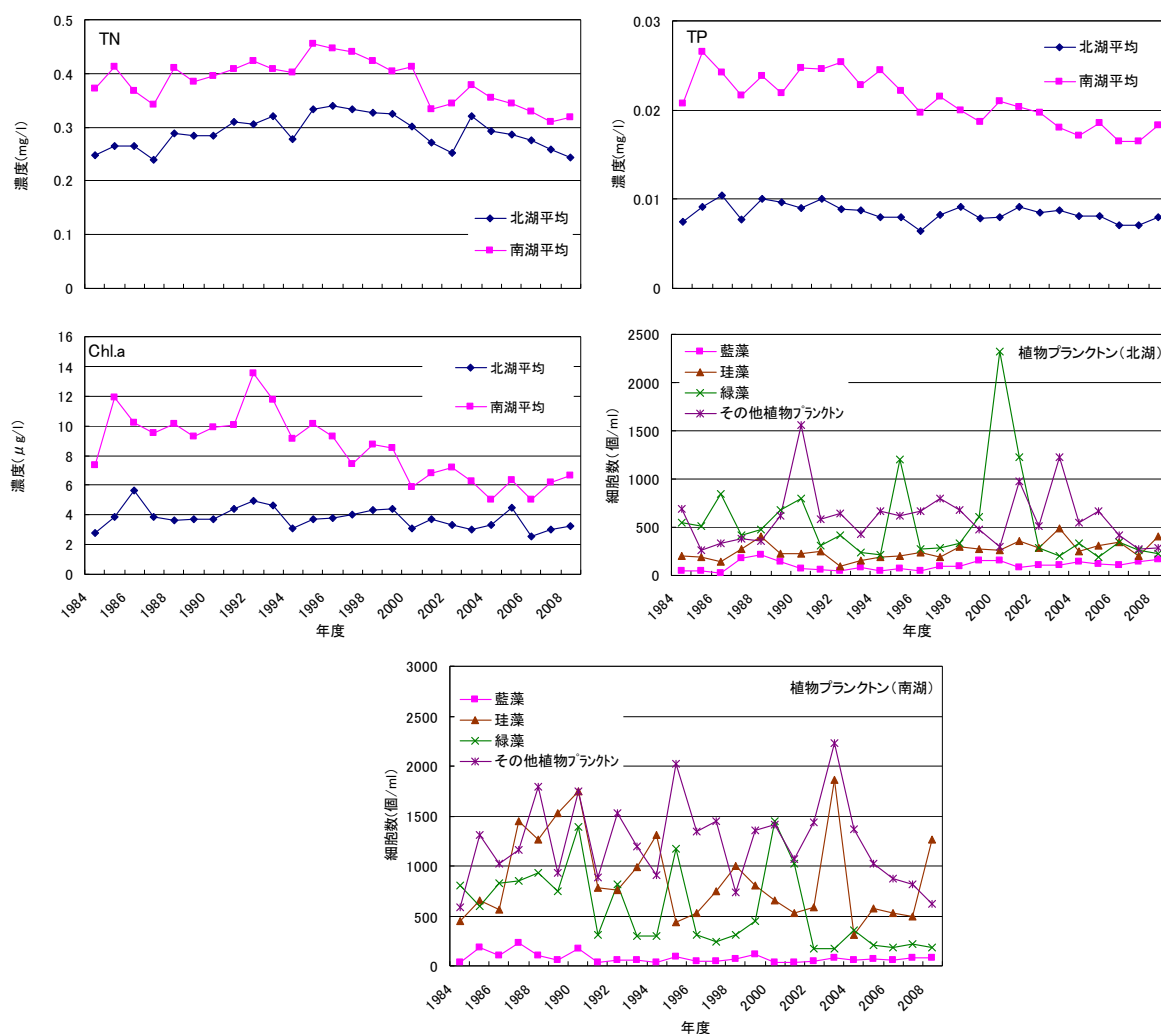
糖類の由来については本研究では明らかにすることができなかった。しかし、先行研究によればTEPおよび前駆物質は光合成代謝物であり、水温・塩分あるいは栄養塩等の環境変化により植物プランクトンの増殖が制限された場合、それらは利用されずに余剰分として細胞外へ放出されることが考えられている^{3~7)}。また、種によって放出される量やステージも異なるとされている⁸⁾。琵琶湖ではリン流入負荷量の削減によりリン制限が進んでおり、植物プランクトンの増殖が制限され、その結果、放出される糖類が増加した可能性が考えられる。この点に関して今後の検討が必要である。

（３）琵琶湖への栄養塩負荷量の変化とその影響

調査期間中の琵琶湖北湖表層および琵琶湖南湖表層におけるTN、TP、クロロフィルaの年間平均濃度、各植物プランクトン種の1mlあたり細胞数の推移を図(2)①-17参照に示す。琵琶湖の表層におけるTNの年間平均濃度は、北湖では0.24mg/l(1987, 2008年度)から0.34mg/l(1996年度)、南湖では0.31mg/l(2007年度)から0.46mg/l(1995年度)の範囲にあり、北湖および南湖とも1996年度以降

減少傾向にあった。TPの年間平均濃度は北湖で0.006mg/l(1996年度)から0.010mg/l(1986, 1988, 1991年度)、南湖では0.016mg/l(2006年度)から0.027mg/l(1985年)の範囲にあり、北湖では1989年度から2005年度まで0.010mg/l前後で推移していたが、それ以降減少し0.007mg/l程度で推移していた。南湖では変動はあるものの年々減少傾向にある。クロロフィルaの年間平均濃度は北湖で2.5 μ g/l(2006年度)から5.6 μ g/l(1986年度)、南湖で5.0 μ g/l(2004, 2006年度)から13.5 μ g/l(1992年度)の範囲にあり、北湖では1999年度以前は4 μ g/l前後で推移していたが、2005年度以降3 μ g/l前後で推移していた。南湖では変動はあるが年々減少傾向にあった。

一方、北湖での各植物プランクトン種の1mlあたり細胞数は、2000年度以降ラン藻では微増、ケイ藻では大きな変化は見られなかったが、緑藻の減少傾向が顕著であった。南湖でもほぼ同様の傾向が見られた。

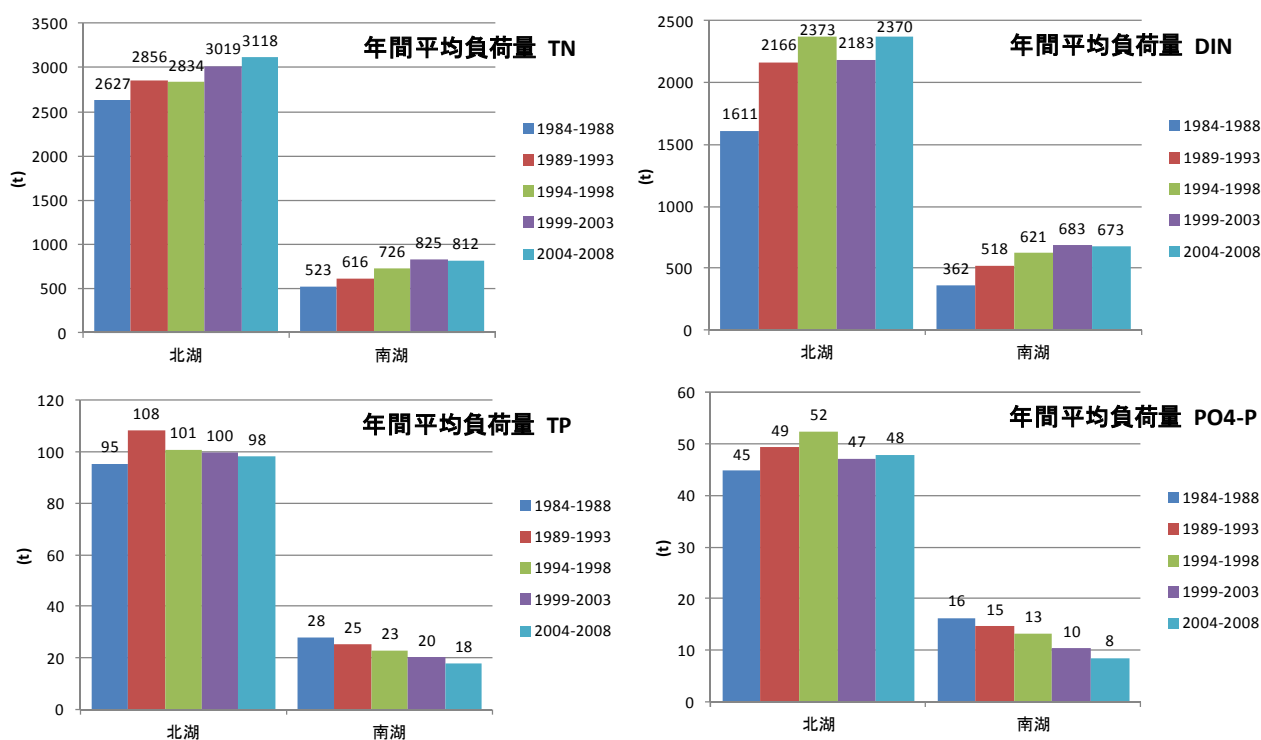


図(2)①-17 1984年度から2008年度までの琵琶湖北湖表層および琵琶湖南湖表層におけるTN、TP、クロロフィルaの年間平均濃度、各植物プランクトン種の1mlあたり細胞数の推移

次に栄養塩負荷量について、琵琶湖北湖および南湖へのTN年間平均負荷量は1984-1988年度に2627tと523t、1989-1993年度に2856tと616t、1994-1998年度に2834tと726t、1999-2003年度に3019tと825t、2004-2008年度には3118tと812t、同様にTP年間平均負荷量は95tと28t、108tと25t、

101tと23t、100tと20t、98tと18tと推定された。そのうち河川からのTN年間平均負荷量は2093tと268t、2182tと226t、2014tと195t、2070tと163t、2153tと138t、TPは85tと19t、100tと17t、95tと15t、94tと11t、87tと9tと推定された。北湖のTN負荷量は、河川からの負荷量に顕著な変化はなかったが降水による負荷量が増加した分、全体として増加した。北湖のTP負荷量は、河川からの負荷量が減少した分、全体として減少した。南湖ではTN、TPともに河川からの負荷量が減少した一方、下水道処理施設からの負荷量が増加したが、TPは河川からの減少分が処理水からの増加分を大きく上回ったため、全体として減少した。またTNは河川からの減少分より処理水からの増加分が上回ったため、全体として増加した。しかし実際には、下水道処理水は湖南中部浄化センターおよび天津市水再生センターからのものはすみやかに系外（瀬田川）へ流出していると推測されるため、南湖は栄養塩負荷量の減少、つまり貧栄養化の状況にある可能性が高いと考えられた（図(2)①-18）。

またDIN負荷量、 PO_4 -P負荷量について見ると、それらの推移は北湖南湖ともにTNおよびTPとほぼ同様の傾向を示していると推定された。



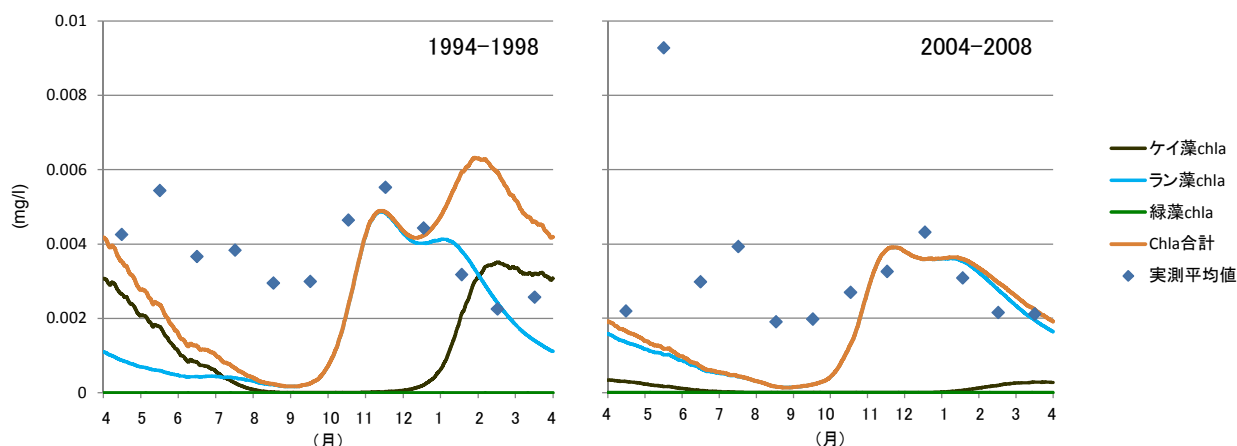
図(2)①-18 1984年度から2008年度における全窒素(TN)、全リン(TP)、溶存態無機態窒素(DIN)、リン酸態リン(PO_4 -P)の年間平均負荷量の推移(5年間平均値)

シミュレーションモデルについて、シミュレーションモデルによるクロロフィルa濃度の推定値および実測値の平均値(1994-1998年度および2004-2008年度における北湖29定点の表層水中のクロロフィルa濃度の月別平均値)を図(2)-19に示す。シミュレーションモデルによって得られたデータは1825日分あるが、そのうち最後の365日分を結果として用いた。

シミュレーションモデルによって推定された1994-1998年度のクロロフィルa合計濃度の年間平均値は0.00298mg/l、2004-2008年度のそれは0.00182mg/lであった。これらの値は、ともに実測値

である公共用水面水質測定結果による同期間中の年間平均値0.00380mg/l、0.00332mg/lを下回った。また、クロロフィルa合計濃度のピークは1994-1998年度の結果では冬期の2月に、2004-2008年度の結果では水深20mで水温低下による鉛直混合がおこる11月から12月の時期に位置しており、実測でみられるような春期ブルームは再現できなかった。クロロフィルa合計濃度の年間平均値は2004-2008年度のほうが低く、これは $\text{PO}_4\text{-P}$ 負荷量がより少ないことを反映しているものと思われる。また種別にみると、いずれの結果においてもラン藻が優占し、緑藻はほとんど出現せず、ケイ藻は2004-2008年度の結果において大幅に減少した。実測値の年間平均値では、北湖(今津沖中央)では両期間中に総容積・総細胞数ともに緑藻・ケイ藻・ラン藻の順に優占する一方で、緑藻のそれらが減少しており、これらについても実測とは異なる結果となった。クロロフィルa合計濃度の年間平均値をはじめ、出力結果が実測と異なった要因の一つとして、シミュレーションモデルに用いた栄養塩負荷量が過小であったことが考えられる。

近年における琵琶湖周辺の農村地域では、圃場整備により水利用における用水・排水の経路が高度に分化しており、比較的大きな河川や琵琶湖から分取・揚水された水は農業用水路を通じて水田等の灌漑に利用されたのち、元の河川に戻ることなく周辺の中小河川や農業排水路を通じて琵琶湖に至る。公共用水面として水質を調査する対象河川は比較的大きな河川が多く、中小河川や農業排水路は調査対象に含まれていないことから、本研究で求めた栄養塩負荷量、中でも発生源を農業系とする負荷量が過小となるものと思われる。

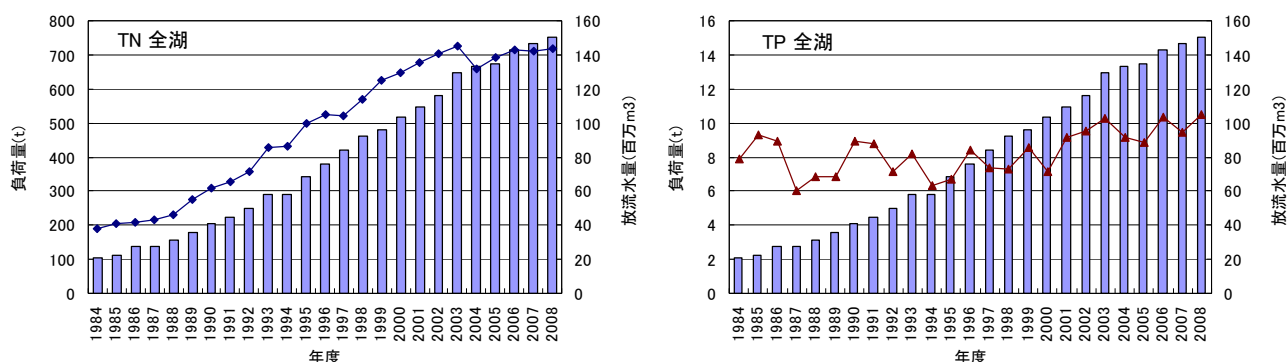


図(2)①-19 1994-1998年度および2004-2008年度のデータを用いたシミュレーションモデルのクロロフィルa濃度の推定値と同期間における実測平均値

なお、下水処理施設からの放流水による影響であるが、1984年度から2008年度までの5カ所の下水処理施設からの年間総放流量と年間TN、TP負荷量の推移について、年間総放流量は1984年度に20.5百万 m^3 であったものが2008年度には150.3百万 m^3 に達している。TN負荷量は1984年度には191.5tで、2008年には719.9tであった。一方TP負荷量は1984年度には7.9tで、2008年度には10.5tであった。この期間に総放流量が7.3倍増加しているにもかかわらず、TN負荷量は3.8倍、TP負荷量は1.3倍しか増加していない(図(2)①-20参照)。これは技術改善による栄養塩除去能力の向上によるものと考えられる。また、家庭由来および事業活動由来の排水が琵琶湖へ流入する際の経路先が、河川から下水道処理施設からの放流水にシフトするとともに、下水道処理施設での高度処理によって栄養塩が極めて効果的に除去されることにより、琵琶湖への栄養塩負荷が抑制

されていると考えられる。なお、湖南中部浄化センターでは2005年度、TN濃度は処理前の水で年間平均31.4mg/lが放流水で5.5mg/lに、TP濃度は同じく3.4mg/lが0.05mg/lに浄化されている⁹⁾。ところで、2005年度の琵琶湖への年間栄養塩負荷量は原単位法により、TNで6168.5t、TPで313.9tと推定されている¹⁰⁾。一方、同年度の5カ所の下水道処理施設からのTN負荷量は691.1t、TP負荷量は8.8tであった。したがって、5カ所の下水道処理施設を経由して琵琶湖に流入するTNは全体の11.2%、TPは2.8%と推定された。

2005年度の南湖環境水中のTN、TP濃度と比較すれば、湖南中部浄化センターからの放流水のそれらはそれぞれ約12倍、約2.6倍高いが、琵琶湖への栄養塩負荷量の大半は下水道処理放流水以外によるものと推定されることから、琵琶湖への下水道処理の影響を検討する際には、栄養塩が極めて効果的に除去されている影響を考慮するべきである。



図(2)①-20 1984年度から2008年度までの沿湖5カ所の下水処理施設からの年間総放流量と年間TN負荷量および年間TP負荷量の推移

栄養塩負荷量の変化が植物プランクトン量に与えた影響であるが、TPおよび $\text{PO}_4\text{-P}$ 年間平均負荷量の減少とともに湖内表層のクロロフィルaの年間平均濃度も減少しており、その傾向は南湖で顕著であった。一方、栄養塩負荷量の減少に伴う植物プランクトンの質的变化については、Jeppesenら(2005)による欧米35カ所の湖沼における栄養塩負荷量の減少、つまり貧栄養化に関するケーススタディによると、貧栄養化に伴う植物プランクトンの減少は植物プランクトン群集構造の変化と同時に起こること、平均水深5m未満の浅い湖ではケイ藻やクリプト藻、黄金藻が優占し、深い湖ではクリプト藻や渦鞭毛藻が優先する一方でラン藻は減少する傾向が報告されている¹¹⁾。また山本(2005)は、瀬戸内海においては河川からの溶存態無機態リン($\text{DIP} \equiv \text{PO}_4\text{-P}$)負荷量の減少に伴い、DIPしか利用できないケイ藻による赤潮が減少する一方で、DIPのみならず溶存態有機態リン(DOP)も利用できる渦鞭毛藻による赤潮が発生するようになった、と述べている¹²⁾。これらのことは、栄養塩負荷量の減少すなわち貧栄養化が植物プランクトンの量のみならず種組成にも影響を与えることを明らかにしている。したがって本研究では明らかにされなかったものの、栄養塩、特にリンの負荷量が減少傾向にある琵琶湖の植物プランクトン種組成にも影響を及ぼしているものと考えられる。一方、とりわけ植物プランクトン種組成はトップダウン効果による変化も十分に予想されることから、今後植物プランクトン種組成の変化メカニズムの解明には、ボトムアップ効果のみならずトップダウン効果も考慮した研究を進める必要がある。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

これまで原因特定が困難であったエリ網汚損現象に関して無機的環境に着目したところ、透明度の上昇が原因であることを明らかにした。刺網汚損現象に関して、糖類に着目することで植物プランクトン等水中懸濁物の網地への付着機構を解明できた。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

「魚たちのにぎわいを協同で復活させるプロジェクト会議」（事務局：滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖政策課）の「水質・網付着物ワーキンググループ」において、本研究成果である「刺網への植物プランクトンの付着機構」について資料提供し、琵琶湖生態系の再生にむけた取組方針の検討に貢献した。

琵琶湖海区漁業調整委員会において、本研究成果である「エリ網汚損現象の原因」について資料提供し、漁業者と行政間の科学的根拠に基づいた問題の共通認識に貢献した。

<行政が活用することが見込まれる成果>

琵琶湖では湖沼水質保全計画に沿って環境基準を達成するべく栄養塩負荷量の削減を進めてきた。その一方で、従前見られなかった現象が確認されており、本研究ではその原因究明に努めたところである。栄養塩負荷量の削減が従前見られなかった現象の要因の一つであるならば、それは是正されてしかるべきである。望ましい湖沼の姿を第一義的に環境基準の数値だけに求めるのは適当ではなく、本研究の成果を持って、望ましい湖沼のあり方や、その創造・保全手法について環境審議会等を通じて提言できるものとする。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文（査読あり）>

特に記載すべき事項はない

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない

<その他誌上発表（査読なし）>

特に記載すべき事項はない

(2) 口頭発表（学会等）

1) 大前信輔、森田 尚、太田滋規、大山明彦：第75回日本陸水学会（2010）

「琵琶湖で近年みられる藻類等による漁網への著しい付着現象の地域性、季節性について」

- 2) 大前信輔、森田 尚、太田滋規、大山明彦：第76回日本陸水学会（2011）
「春から夏における刺網への藻類等の付着現象と付着物組成」
- 3) 大前信輔、森田 尚、金辻宏明、藤原公一^故：第77回日本陸水学会（2012）
「琵琶湖における刺網への藻類等の付着条件」
- 4) 大山明彦、山本民次、藤岡康弘：平成24年度日本水産学会春季大会（2012）
「琵琶湖における河川等からの栄養塩負荷量の変化」
- 5) 大山明彦、山本民次、澤田宜雄：平成25年度日本水産学会春季大会（2013）
「琵琶湖への栄養塩負荷量と湖中クロロフィルa等の現存量の長期変化について」

（３）出願特許

特に記載すべき事項はない

（４）シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

特に記載すべき事項はない

（５）マスコミ等への公表・報道等

- 1) 京都新聞（2012年1月14日、地方版、22面）

（６）その他

特に記載すべき事項はない

8. 引用文献

- 1) 河村知彦：付着珪藻群落の変動機構. 月刊海洋, 27(10), 591-596(1995)
- 2) 深尾剛志ら：春期と秋期の諫早湾における透明細胞外重合物質粒子(transparent exopolymer particles)の消長. 日本水産学会誌, 77(67), 1027-1033(2011)
- 3) Kirsten Wolfstein, Lucas J. Stal: Production of extracellular polymeric substance(EPS) by benthic diatoms: effect of irradiance and temperature. Marine Ecology Progress Series, 236, 13-22(2002)
- 4) Danilo Giroldo, Armando A. H. Vieira: An extracellular sulfated fucose-rich polysaccharide produced by a tropical strain of *Cryptomonas obovata* (Cryptophyceae). Journal of Applied Phycology, 14(3), 185-191(2002)
- 5) Dag O. Hessen, Thomas R. Anderson: Excess carbon in aquatic organisms and ecosystems: Physiological, ecological, and evolutionary implications. Limnology and Oceanography, 53(4), 1685-1696(2008)
- 6) Alfonso Corzo et. al: Production of transparent exopolymer particle(TEP) in cultures of *Chaetoceros calcitrans* under nitrogen limitation. Aquatic Microbial Ecology, 23(1), 63-72(2000)
- 7) Pascal Claquin et. al: Effects of temperature on photosynthetic parameters and TEP production in eight species of marine microalgae. Aquatic Microbial

Ecology, 51(1), 1-11 (2008)

- 8) Tsuyoshi Fukao, Katsunori Kimoto, Yuichi Kotani: Production of transparent exopolymer particles by four diatom species. Fisheries Science, 76(5), 755-760 (2010)
- 9) 滋賀県下水道公社ホームページ：湖南中部浄化センター処理状況経年推移.
(http://www.shiganogesui.jp/data/johoshori/konan_y.html)
- 10) 滋賀県：滋賀の環境 2010(平成 22 年版環境白書). 39 (2010)
- 11) Eric Jeppesen et.al: Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. Freshwater Biology, 50(10), 1747-1771 (2005)
- 12) 山本民次：瀬戸内海が経験した富栄養化と貧栄養化. 海洋と生物, 27(3), 203-213 (2005)

(2) 漁網への付着の増加等、生物生産過程に見られる変化の現状把握と原因の解明に関する研究

②漁網付着藻の付着過程と付着藻増殖に及ぼす栄養塩寄与に関する研究

滋賀県立大学

三田村 緒佐武（現所属 滋賀大学）

<研究協力者>

滋賀県水産試験場 森田 尚・大山明彦・大前信輔

平成22～24年度累計予算額：550千円

（平成24年度予算額：0千円）

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

琵琶湖でエリ網の付着物が急増した原因を解明するため、付着藻類群集の形成過程と培養による栄養塩類の影響を調査した。琵琶湖に設置した網の表面には設置直後から珪藻を主体とする藻類が付着し、1ヶ月後から急激に増加した。藻類群集の光合成量も増加し続けたが、生物量の増加に伴い光を遮蔽し合う影響が示され、付着藻類群集が光条件の制約を受けている様子が示された。また採取時期や場所、栄養塩濃度の異なる濾過湖水を用いた培養試験により、漁網に付着する藻類群集は栄養塩類濃度が低い水温成層期の表層水の栄養塩条件でも、ある程度増殖できる状態にあるが、冬から春の季節的な大増殖には水温成層の解消に伴って深水層から表水層へ回帰する栄養塩が寄与している可能性が示された。

[キーワード]

漁網、付着藻類、付着珪藻、光合成活性、栄養塩類

1. はじめに

琵琶湖では1997年以降エリ網への付着物が急増した。付着物の主体は藻類であり、2003年までは糸状藻類が優占し、2004年以降付着珪藻が優占している。付着物の増加は漁業に支障を来とし、原因解明が求められている。琵琶湖の栄養塩項目のうちT-N、T-Pは近年減少しているが、NO₃-N等上昇傾向を示している項目もあり、付着藻類の増殖に対する栄養塩類寄与を確認する必要がある。

2. 研究開発目的

付着藻類群集が網地に定着して増殖する過程と、付着藻類の増殖に栄養塩類などの環境条件が及ぼす影響を明らかにし、琵琶湖でエリの網に藻類が大量に付着する現象の原因を解明する。

3. 研究開発方法

(1) 漁網に付着藻類群集が定着し増殖する過程の解明

琵琶湖のエリ網に用いられているものと同種の網地（ナイロン製ラッセル網）をビニール被覆番線の枠に張った試験エリ網を2010年11月8日～11日、2010年12月6日～2011年1月13日、2011年1月13日～3月10日に、彦根市沿岸の琵琶湖内（水深10.7m地点の深度0.5～1m）に設置して定期的に回収し、付着した物質、藻類を定量（乾燥重量、強熱減量、クロロフィルa量、細胞数）した。

試験エリ網の設置、回収時に現場の深度0.5mの水質を調査した。

(2) 付着藻類群集形成過程における光合成活性の変動状況

塩ビ製付着板(1.5cm×8cm×0.1cm)を2011年1月13日に(1)の調査で試験エリ網を設置したのと同じ地点に複数設置し、8日後、19日後、32日後、41日後、56日後に回収した。同時に現場の表層水を採水した。回収後、片面の付着物を剥ぎ取って100ml容の溶存酸素瓶に収容し、0.45μmメンブレンフィルター濾過湖水を満たして密栓した。温度14.3℃で照度31,000luxで昼白色蛍光灯を3時間照射し、照射前後の溶存酸素濃度から明暗瓶法で光合成速度と呼吸速度を計算した。光合成測定後の付着板はクロロフィルa量の測定に供した。

(3) 付着藻類の培養試験による増殖条件の把握

塩ビ製付着板(1.5cm×8cm×0.1cm)を培養開始前の2週間程度湖内に設置して表面に藻類を付着させたものを種として培養試験を行った。培養に使用する付着板は片側の面の付着物を剥ぎ取った後、100ml容コニカルビーカーを培養器として一枚ずつ中に立てかけて収容し、10℃の恒温槽内に設置して、照度2700lux(15W昼光色蛍光灯4本を側面から照射)の条件下で、濾過湖水を送液ポンプで流速1ml/分で通水しながら9日間～14日間培養した。培養試験に用いた濾過湖水は2010年～2011年の冬期および2011年の9月および2012年の1～2月に琵琶湖北湖の湖心、彦根市八坂町沿岸や長浜市南浜沿岸、多景島沖等の地点で採取した湖水を濾過後、孔径0.45μmのメンブレンフィルターで濾過して作製し、室温条件で培養に使用するまで保存した。湖水を採水する深度は表層を基本としたが、2011年9月13日多景島沖地点では深度3.5mの表層水とともに、深度30mまでホースを下ろして水温躍層より下の底層水をエンジンポンプで汲み上げて培養試験に供した。培養試験は2011年2月および2012年1月～3月に実施した。培養に用いた湖水を採取した地点と採取日を表(2)②-1に示す。また付着藻類の増殖に対する窒素、りんの影響を把握するため、濾過湖水に硝酸カルシウム、βグリセロリン酸ナトリウムを用いて窒素、りんを添加する培養試験を併せて実施した。

表(2)②-1. 培養用の湖水を採取した日と場所、深度

採取日	採取場所	採取深度
2010年12月10日	彦根市八坂町沿岸の水深10m地点	0.5m(表層水)
2011年1月13日	彦根市八坂町沿岸の水深10m地点	0.5m(表層水)
2011年1月21日	琵琶湖北湖中央	0.5m(表層水)
2011年9月13日	多景島沖南西の水深50m地点	3.5m(表層水)、25m(底層水)
2011年10月17日	彦根市八坂町沿岸の水深10m地点	0.5m(表層水)
2011年12月17日	彦根市八坂町沿岸の水深10m地点	0.5m(表層水)
2012年1月10日	彦根市八坂町沿岸の水深10m地点	0.5m(表層水)
2012年2月10日	彦根市八坂町沿岸の水深10m地点	0.5m(表層水)
2012年2月21日	長浜市南浜沿岸の水深6m地点	0.5m(表層水)
2012年2月22日	彦根市八坂町沿岸の水深10m地点	0.5m(表層水)

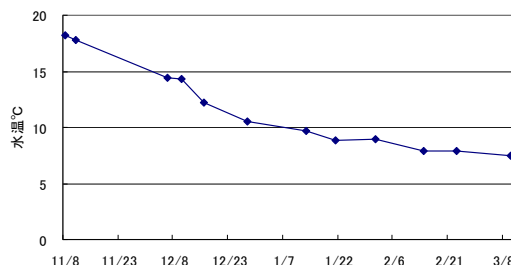
4. 結果及び考察

(1) 漁網に付着藻類群集が定着し増殖する過程の解明

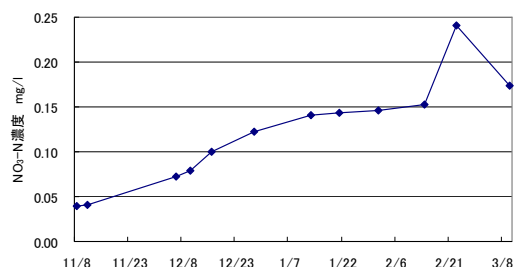
試験網を設置した地点の表層水温は11月18.2～17.8℃、12月14.4～10.5℃、1月9.7～8.9℃、2月8.9～7.9℃、3月7.5℃と経時的に低下した(図(2)②-1)。湖水中の栄養塩濃度のうち、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は11月0.04mg/l、12月0.07～0.12mg/l、1月0.14mg/l、2月0.15～0.24 mg /lと経時的に増加した(図(2)②-2)。これは表層水温の低下に伴い成層が解消して深水層の $\text{NO}_3\text{-N}$ が表層に回帰したためと考えられるが、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ では明確な経時変化は認められなかった。 SiO_2 は11月1.5～1.3mg/l、12月0.8～1.4mg/l、1月2.0mg/l、2月2.1～2.6mg/l、3月2.3mg/lと、12月初旬以降2月下旬まで経時的に増加した(図(2)②-3)。12月以降の経時的な増加は $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の場合と同様、水温成層の解消に伴う深水層からの回帰によると考えられる。

11月の試験網の設置調査は期間が短く変化が少なかったが、藍藻の*Aphanothece*、珪藻の*Melosira*、*Stephanodiscus*、*Ulnaria*、*Cymbella*、緑藻の*Spilogyra*等が認められ、設置直後から種々の藻類が付着することが明らかになった。藻類以外に鉱物粒子も付着しており、波浪によって湖底や湖岸から運ばれて来たものと考えられた。12月～1月と1月～3月の試験網設置調査では藍藻は減少し、設置直後から*Ulnaria*、*Diatoma*、*Melosira*などの珪藻が優占した。珪藻が出す粘性物質には鉱物粒子も捕捉されていた。2月下旬から3月には*Cymbella*、*Encyonema*など細胞外に多糖類の柄やチューブを形成する珪藻が増加し、立体的に重なり合った。12月の設置では38日後まで網目は詰まらなかったが、1月の設置では32日後の2月14日で網目が詰まり、56日後の3月10日には寒天状の付着物のマットが5～10mmの厚みで網を覆った。

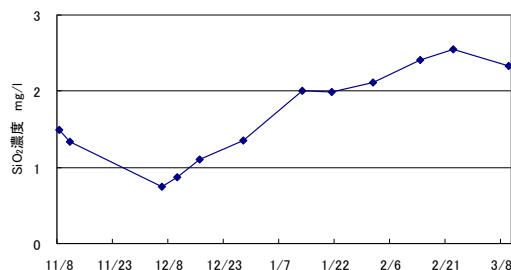
付着藻類量をクロロフィルa、乾燥重量、細胞数で評価した結果、1月に設置した網では、試験終了時の56日後でも増加傾向を示していた(図(2)②-4)。細胞数で最も優占していた*Ulnaria*は32日以後には増加が鈍ったが、後半から*Cymbella*等の他の種類が増加し、全体の細胞数では56日後



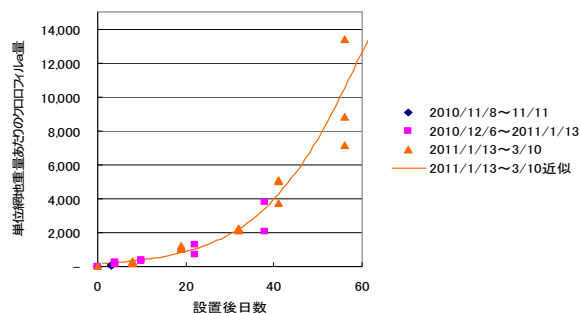
図(2)②-1. 試験網と付着板を設置した水域の表層水温(網の設置・回収時に測定)



図(2)②-2. 試験網と付着板を設置した水域の表層における $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度(網の設置・回収時に測定)



図(2)②-3. 試験網と付着板を設置した水域の表層における SiO_2 濃度(網の設置・回収時に測定)



図(2)②-4. 試験エリ網上におけるクロロフィルa量

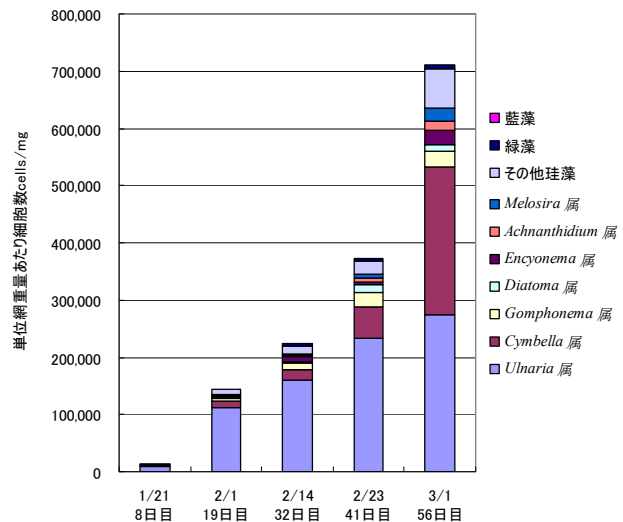
まで増加し続けていた（図(2)②-5）。特に *Cymbella* と *Gomphonema* は、寒天質の柄で目詰まりを強くしていた。

(2) 付着藻類群集形成過程における光合成活性の変動状況

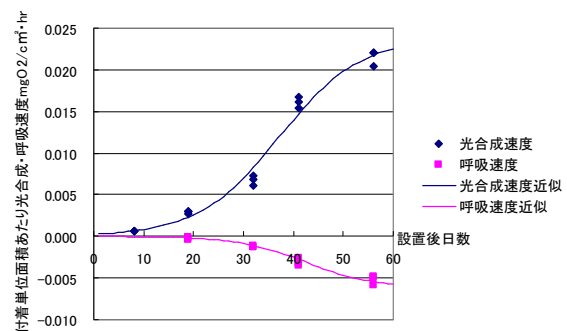
光合成活性を測定した付着板上のクロロフィル a 量は、片面 12cm^2 あたり、設置8日後 $0.4 \pm 0.1 \mu\text{g}$ 、19日後 $5.7 \pm 1.1 \mu\text{g}$ 、32日後 $26.7 \pm 3.1 \mu\text{g}$ 、41日後 $109.7 \pm 21.7 \mu\text{g}$ 、56日後 $543.0 \pm 78.3 \mu\text{g}$ と、試験網への付着と同様に設置32日目以後に急激に増加した。

光合成速度は単位面積あたりでは経時的に増加し、8日後 $0.0006 \pm 0.0000 \text{mgO}_2/\text{cm}^2 \cdot \text{hr}$ 、19日後 $0.0029 \pm 0.0002 \text{mgO}_2/\text{cm}^2 \cdot \text{hr}$ 、32日後 $0.0068 \pm 0.0006 \text{mgO}_2/\text{cm}^2 \cdot \text{hr}$ 、41日後 $0.0161 \pm 0.0007 \text{mgO}_2/\text{cm}^2 \cdot \text{hr}$ 、56日後 $0.0215 \pm 0.0009 \text{mgO}_2/\text{cm}^2 \cdot \text{hr}$ と32日後以降に急激な増加を示したが、56日後には増加の度合いが小さくなった（図(2)②-6）。一方クロロフィル a 量あたりの光合成速度は8日後 $0.0204 \pm 0.0076 \text{mgO}_2/\mu\text{g} \cdot \text{hr}$ 、19日後 $0.0068 \pm 0.0007 \text{mgO}_2/\mu\text{g} \cdot \text{hr}$ 、32日後 $0.0031 \pm 0.0003 \text{mgO}_2/\mu\text{g} \cdot \text{hr}$ 、41日後 $0.0016 \pm 0.0003 \text{mgO}_2/\mu\text{g} \cdot \text{hr}$ 、56日後 $0.0004 \pm 0.0000 \text{mgO}_2/\mu\text{g} \cdot \text{hr}$ とクロロフィル a 量の増加とともに減少した。これは、付着藻類群集全体としての光合成活性は藻類の増殖に伴って増加するが、限られた付着面積上で互いに積み重なり増殖するため光を遮蔽し合い、光合成の効率は生物量の増加と共に低下することを示している。

呼吸速度は8日後では付着量が少ないため検出できず、19日後以降の測定結果を得た。単位面積あたりの呼吸速度は19日後 $0.0002 \pm 0.0002 \text{mgO}_2/\text{cm}^2 \cdot \text{hr}$ 、32日後 $0.0012 \pm 0.0001 \text{mgO}_2/\text{cm}^2 \cdot \text{hr}$ 、41日後 $0.0031 \pm 0.0004 \text{mgO}_2/\text{cm}^2 \cdot \text{hr}$ 、56日後 $0.0052 \pm 0.0005 \text{mgO}_2/\text{cm}^2 \cdot \text{hr}$ と生物量の増加に伴って増加した。また、単位クロロフィル a 量あたりの呼吸速度は19日後 $0.0004 \pm 0.0003 \text{mgO}_2/\mu\text{g} \cdot \text{hr}$ 、32日後 $0.0005 \pm 0.0001 \text{mgO}_2/\mu\text{g} \cdot \text{hr}$ 、41日後 $0.0004 \pm 0.0000 \text{mgO}_2/\mu\text{g} \cdot \text{hr}$ 、56日後 $0.0001 \pm 0.0000 \text{mgO}_2/\mu\text{g} \cdot \text{hr}$ と41日後まではほぼ一定の値を示し、56日後の測定でやや低下した。呼吸速度は光の制限を受けないため、単位生物量あたりではほぼ一定となったと考えられる。



図(2)②-5. 試験エリ網に付着した藻類の組成の変化
(単位網重量あたりの細胞数)



図(2)②-6. 琵琶湖に設置した塩ビ製付着板に付着した藻類群集の単位面積当たり光合成・呼吸速度

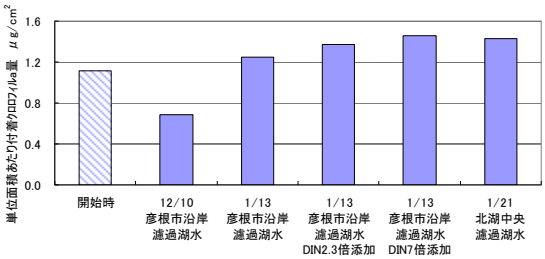
(3) 付着藻類の培養試験による増殖条件の把握

2010年12月10日と2011年1月13日に彦根市沿岸の表層水を採取した湖水と北湖中央部表層水を採取した湖水を用いて作製した濾過湖水を用いた培養試験の結果を以下に示す。

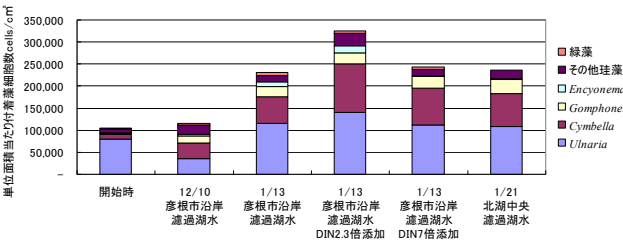
14日間の培養後の付着クロロフィル a 量は、開始時と比較して12月10日の彦根市沿岸表層水区では0.62倍、1月13日の彦根市沿岸表層水区では1.12倍、1月20日の北湖中央表層水区では1.29倍になった。また、1月13日の彦根市沿岸表層濾過湖水にCa(NO₃)₂を添加して、DIN濃度を2.3倍に高めた試験区では開始時の1.23倍に、DINを7倍に高めた試験区では開始時の1.31倍になった(図(2)②-7)。

付着藻類の種類別細胞数を見ると、開始時の *Ulnaria* が8.0×10⁴細胞/cm²、*Cymbella*が1.0×10⁴細胞/cm²に対し、12月10日の彦根市沿岸表層水区では *Ulnaria*が3.6×10⁴細胞/cm²に減少、*Cymbella*は3.4×10⁴細胞/cm²に増加した。細胞のサイズからすると、クロロフィル a 量の減少は *Ulnaria*の減少によると考えられる。1月13日の彦根市沿岸表層水区では *Ulnaria*が1.6×10⁵細胞/cm²に増加し、*Cymbella*は5.9×10⁴細胞/cm²に増加した。また *Gomphonema* が2.4×10⁴細胞/cm²に増加し、総じて12月10日の彦根市沿岸濾過湖水で培養したものよりも増殖量が多い状況を示した(図(2)②-8)。同様の細胞数の増加はDIN濃度を2.3倍と7倍に高めた添加試験区および1月20日の北湖中央濾過湖水で培養した試験区でも認められた。付着板上で増殖した *Cymbella*は長さ5～8mmの多糖類の柄を伸張しており、湖内に設置した試験エリ網で認められた現象の一部が実験的に再現できた。

各試験区に流した濾過湖水中栄養塩濃度の測定結果を表(2)②-2に示す。NO₃-Nの濃度は培養期間中に3回測定した平均値で12月10日の彦根市沿岸表層濾過湖水が0.09mg/lで最も低く、1月13日の彦根市沿岸表層濾過湖水は0.16mg/l、1月21日の北湖中央表層濾過湖水は0.19mg/lで約2倍の濃度差があった。また、SiO₂の濃度も培養開始時の測定で12月10日の彦根市沿岸表層濾過湖水が0.9mg/lで最も低く、1月13日の彦根市沿岸表層濾過湖水は1.8mg/l、1月21日の北湖中央表層濾過湖水は2.5mg/lで2倍以上の濃度差があった。PO₄-Pの濃度はいずれの試験区も0.003mg/lで差は認められなかった。



図(2)②-7. 培養開始時と培養14日後の単位面積当たり付着クロロフィル a 量の比較



図(2)②-8. 培養開始時と培養14日後の単位面積あたり付着藻細胞数の比較

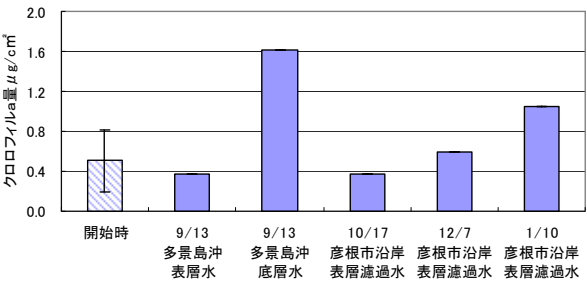
表(2)②-2. 2011年2月培養試験の各試験区の栄養塩濃度(培養期間中3回測定平均値) mg/l

	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	DIN	PO ₄ -P	SiO ₂
12/10彦根市沿岸表層濾過水	0.01	0.002	0.09	0.11	0.003	0.8
1/13彦根市沿岸表層濾過水	0.02	0.001	0.16	0.19	0.003	1.8
1/13彦根市沿岸表層濾過水N2.3倍添加	0.03	0.001	0.40	0.43	0.003	1.7
1/13彦根市沿岸表層濾過水N7倍添加	0.02	0.001	1.23	1.25	0.003	1.8
1/21北湖中央表層濾過湖水	0.01	0.001	0.19	0.21	0.003	2.4

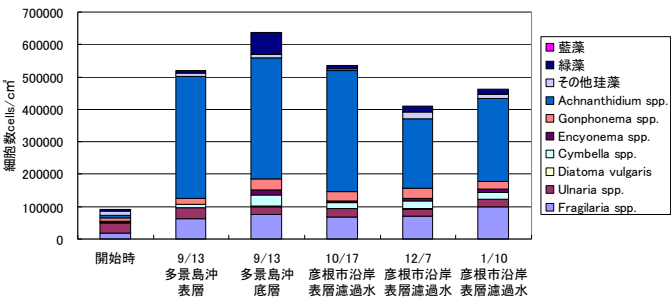
以上より、12月10日の彦根市沿岸表層濾過湖水は1月13日の北湖沿岸濾過湖水や1月20日北湖中央濾過湖水に比べて漁網の汚損原因となる珪藻を増殖させる能力が低いことが示唆された。また同時に1月20日の北湖中央表層の濾過湖水と1月13日の彦根市沿岸表層濾過湖水には珪藻を増殖させる能力が同等程度にあることが示された。栄養塩類の分析結果からは、12月の彦根市沿岸表層濾過湖水は1月の彦根市沿岸表層濾過湖水や北湖中央表層濾過湖水に比べてNO₃-N濃度とSiO₂濃度が低いことが示されており、冬季の表層水温の低下に伴って循環が起こり、湖の深層部から表層部へ回帰する栄養塩が付着珪藻の増加の一因となっていることが考えられた。

このことを確認するため、2011年9月13日に多景島沖の表層と深度30mで採取した底層水および2011年10月17日、2011年12月7日、2012年1月10日にそれぞれ彦根市沿岸で採取した表層水のそれぞれ濾過水を用いて2012年1月13日～1月26日に培養試験を実施した。また、2011年9月13日に採取した多景島沖の表層水、底層水と2011年10月17日、2012年2月22日にそれぞれ彦根市沿岸で採取した表層水および2012年2月21日に長浜市南浜沿岸で採取した表層水の濾過水を用いて2012年2月23日～3月7日に培養試験を実施した。

2012年1月13日～1月26日に実施した培養試験における開始時と培養終了時のクロロフィルa量を図(2)②-9に、付着藻細胞数を図(2)②-10に示した。また培養試験実施時に測定したそれぞれの試験区に流した濾過湖水の栄養塩濃度を表(2)②-3に示した。



図(2)②-9. 2012年1月13日～1月26日の培養試験における培養開始時と培養13日後の単位面積当たり付着クロロフィルa量の比較



図(2)②-10. 2012年1月13日～1月26日の培養試験における培養開始時と培養13日後の単位面積当たり付着藻細胞数の比較

表(2)②-3. 2012年1月13日～1月26日の培養試験で各試験区に流した濾過湖水の栄養塩濃度 (培養期間中3回測定平均値) mg/l

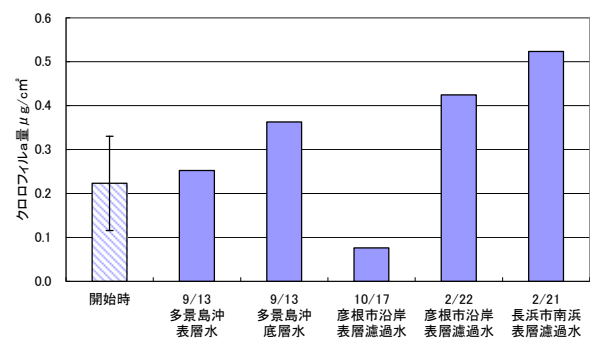
	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	DIN	PO ₄ -P	SiO ₂
9/13多景島沖表層濾過水	0.01	0.022	0.02	0.05	0.002	1.2
9/13多景島沖底層濾過水	0.01	0.001	0.21	0.22	0.002	1.6
10/17彦根市沿岸表層濾過水	0.02	0.001	0.09	0.11	0.002	1.4
12/7彦根市沿岸表層濾過水	0.01	0.002	0.09	0.10	0.002	1.0
1/10彦根市沿岸表層濾過水	0.01	0.001	0.14	0.15	0.001	1.6

培養試験実施時の栄養塩濃度は、窒素をDINでみると9月13日の多景島沖表層濾過水が最も低い0.05mg/lで、同じ地点の底層水が最も高い0.22mg/lを示した。彦根市沿岸表層濾過水は2011年の試験時と比べると変化量は小さかったが、水温躍層の下降にともなって上下層の混合が生じ、10

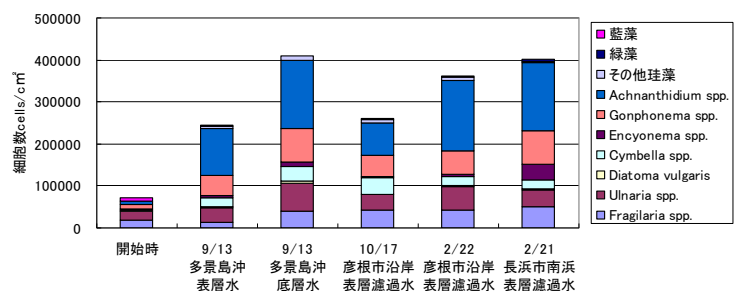
月、12月よりも1月の方が濃度が高まる状況が見られた。PO₄-Pは試験区間の差はほとんど無く、0.001ないし0.002mg/lであった。SiO₂は1.0～1.6mg/lの濃度範囲で、9月13日多景島沖底層濾過水と1月10日彦根市沿岸表層濾過水が最も高い濃度を示した。付着藻類量をクロロフィルa量で評価すると、9月13日多景島沖の表層水と10月17日彦根市沿岸表層濾過水および12月7日彦根市沿岸表層濾過水では開始時と比較して差が認められず、増加は認められなかったが、9月13日多景島沖底層濾過水と1月10日彦根市沿岸表層濾過水では増加が認められた。一方、付着藻類の属別細胞数で比較すると、いずれの試験区でも開始時と比較して増加しており、特に*Achnanthes*属の増加が著しいほか、*Fragilaria*属にも増加が認められた。付着藻類細胞数で評価すると増加しているのに、クロロフィルa量で増加が認められない原因として、主に増加した*Achnanthes*属は細胞が小さいために細胞数が増加してもクロロフィルaの増加には反映されにくい、細胞数は細胞分裂により増加しても、栄養塩の条件が悪く、クロロフィルaの合成が十分に出来ていない等のことが考えられる。

同様に2012年2月23日～3月7日に実施した培養試験における開始時と培養終了時のクロロフィルa量、付着藻細胞数、培養中の試験水の栄養塩濃度をそれぞれ図(2)②-11、12と表(2)②-4に示した。

培養試験中の栄養塩実測値は窒素をDINについてみると、9月13日多景島沖表層水が0.02mg/lで最も低く、次いで10月17日彦根市沿岸表層濾過水が0.11mg/l、2月22日彦根市沿岸表層濾過水が0.18mg/l、9月13日多景島沖底層水と2月21日長浜市沿岸表層濾過水が0.19mg/lの順であった。PO₄-P濃度は0.002～0.004mg/lの範囲で測定され、1月に試験を実施した際よりも9月13日多景島沖表層水を除いて0.001ないし0.002mg/l高い値が実測された。最大値の0.004mg/lは10月17日の彦根市沿岸表層濾過水において実測され、DIN濃度の傾向とは一部逆転した状況の試験になった。SiO₂濃度は1.1～2.4mg/lの濃度範囲であり、9月13日多景島沖表層水が最も低く、2月21日長浜市南浜沿岸表層水が最も高い値を示した。



図(2)②-11. 2012年2月23日～3月7日の培養試験における培養開始時と培養13日後の単位面積あたりクロロフィルa量の比較



図(2)②-12. 2012年2月23日～3月7日の培養試験における培養開始時と培養13日後の単位面積あたり付着藻細胞数の比較

表(2)②-4. 2012年2月23日～3月7日の培養試験で各試験区に流した濾過湖水の栄養塩濃度
(培養期間中3回測定平均値)

	mg/l					
	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	DIN	PO ₄ -P	SiO ₂
9/13多景島沖表層濾過水	0.02	0.001	0.01	0.02	0.002	1.1
9/13多景島沖底層濾過水	0.01	0.001	0.18	0.19	0.003	1.5
10/17彦根市沿岸表層濾過水	0.00	0.005	0.10	0.11	0.004	1.4
2/22彦根市沿岸表層濾過水	0.00	0.001	0.18	0.18	0.003	2.2
2/21長浜市南浜沿岸表層濾過水	0.01	0.002	0.18	0.19	0.003	2.4

付着藻類量はクロロフィルの評価でも付着藻類総細胞数での評価でも、9月13日の多景島沖では表層水よりも底層水が高い値を示し、彦根市沿岸表層濾過水では10月17日より2月22日の方が高い値を示した。また、2月21日の長浜市南浜の表層濾過水も2月22日の彦根市沿岸表層濾過水と同程度の増加量を示した。1月13日～1月26日に実施した培養試験の結果に比べて藻類の増殖量が少ない傾向であったが、開始時に培養の種として使用した付着板の藻類の付着量自体が少なかったことが原因と考えられた。

以上の培養試験の結果から、琵琶湖沿岸の表層水では10月～12月に比べて1月～2月の方が、付着藻類を増加させる能力が高まることと、水温躍層が発達している9月の琵琶湖沖合の表層水と底層水を比較すると、底層水の方が付着藻類を増加させる能力が高く、冬から春にエリ網で付着珪藻が増加する季節的な要因の一つが、冬の循環期に底層から回帰する栄養塩であることが示された。

培養試験で各試験区に流した濾過湖水の栄養塩濃度を比較すると、琵琶湖沿岸の表層水では10月～12月に比べて1月～2月の方がDINの濃度が1.4から1.6倍程度高いことが示され、その主成分はNO₃-Nであった。SiO₂は10月～12月に比べると2月の方が1.7倍程度高い傾向が見られた。9月の多景島沖の表層水と底層水の比較では2回の培養試験でそれぞれ底層水の方が表層水よりもDINが4.4倍と9.5倍高く、SiO₂は1.3倍と1.4倍高い濃度を示した。PO₄-Pには明確な傾向は認められなかった。このことから、NO₃-NあるいはSiO₂が季節的な付着藻類の増加に寄与していることが示されたため、栄養塩添加試験による確認を行った。

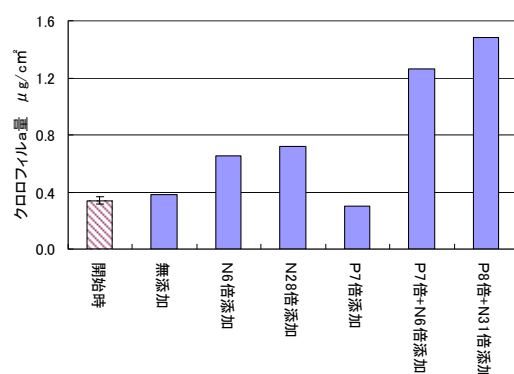
2012年3月8日～3月17日に2011年9月13日多景島沖表層水の濾過湖水をベースに窒素とりんを添加した水を流して培養を行った際の各試験区の栄養塩濃度を表(2)②-5に、クロロフィルaと総細胞数で評価した付着藻類の増殖状況を図(2)②-12、13にそれぞれ示した。

表(2)②-5. 2012年3月8日～3月17日の培養試験で各試験区に流した濾過湖水の栄養塩濃度
(培養期間中3回測定平均値)

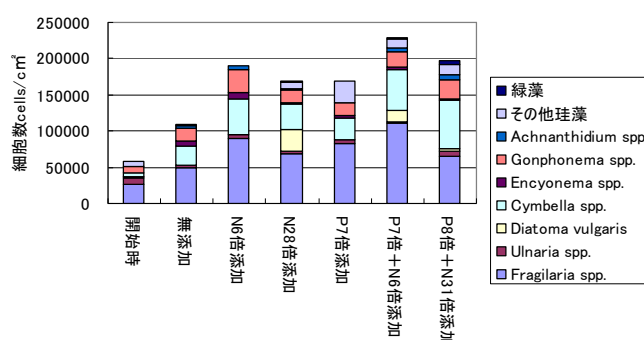
	mg/l					
	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	DIN	PO ₄ -P	SiO ₂
9/13多景島沖表層濾過水	0.01	0.002	0.03	0.04	0.002	0.9
9/13多景島沖表層濾過水+N6倍添加	0.01	0.003	0.21	0.23	0.002	0.9
9/13多景島沖表層濾過水+N28倍添加	0.01	0.002	1.13	1.14	0.002	1.0
9/13多景島沖表層濾過水+P7倍添加	0.01	0.001	0.03	0.04	0.014	1.0
9/13多景島沖表層濾過水+P7倍N6倍添加	0.01	0.002	0.24	0.25	0.015	1.0
9/13多景島沖表層濾過水+P8倍N31倍添加	0.01	0.002	1.23	1.24	0.016	0.9

栄養塩添加のベースに用いた2011年9月13日多景島沖表層水は、水温成層が最も発達している時

期の表層水で、琵琶湖では最も栄養塩類濃度が低い状態の水である。これは2012年1月13日～1月26日と2012年2月23日～3月7日に実施した培養試験で使ったものと同じ時に採取した湖水であり、前2回の培養試験と同様、無添加の表層濾過湖水では、付着藻類の総細胞数で評価すると増加が認められたが、クロロフィル a 量の評価ではほとんど増加が認められなかった。これに、DINを6倍濃度の0.23mg/lになるように添加した試験区は、2011年9月13日多景島沖の底層水や1～2月の彦根市沿岸や長浜市南浜の表層水のDINのレベルを想定して設定したが、それぞれの場所や時期の水を用いて実施した培養試験結果と同様、総細胞数による評価でもクロロフィル a 量による評価でも増加が認められ、無添加の場合よりも増加量は大きかった。DINを通常の状態よりも高い28倍の濃度の1.14mg/lに高めても増加量はそれ以上に増えなかった。また、 PO_4 -Pだけを無添加の場合より7倍高い濃度の0.014mg/lに高めた場合、総細胞数による評価では無添加の場合よりも増加したが、クロロフィル a 量の評価ではまったく増加が認められなかった。DINと PO_4 -Pを同時に添加した区ではそれぞれを単独で添加した場合に比べて、総細胞数、クロロフィル a 量ともに増加することが示された。以上の結果をまとめると、琵琶湖の付着珪藻を主体とする付着藻類群集は、10月～12月頃までの沿岸帯の栄養塩条件では細胞分裂し増殖可能な状態にあるが、クロロフィル a 等一部の物質の合成は制限を受けている可能性がある。季節が1月～2月になり、湖水が循環し底層から栄養塩類が回帰して供給されると、より増殖に適した条件が揃う結果、エリ網等での大増殖が起きているのではないかと考えられる。



図(2)②-13. 2012年3月8日～17日に実施した、2011年9月13日多景島沖表層濾過水への栄養塩添加培養試験における培養開始時と9日後のクロロフィル a 量の比較



図(2)②-14. 2012年3月8日～17日に実施した、2011年9月13日多景島沖表層濾過水への栄養塩添加培養試験における培養開始時と9日後の付着藻類細胞数の比較

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

漁網に付着珪藻が付着して増殖する過程を追跡し、網表面に侵入し増殖する時期や種類が把握できた。また立体構造を形成する付着藻類群集の光合成活性の変化から、藻類群集が光条件の制約を受けている様子が示された。また採取時期や場所、栄養塩濃度の異なる濾過湖水を用いた培養試験により、漁網付着珪藻の増加に水温成層の解消に伴って深水層から表水層へ回帰する栄養塩が寄与している可能性が示された。

（２）環境政策への貢献

＜行政が既に活用した成果＞

本研究の成果は、共同研究機関である滋賀県水産試験場において得られた成果と共に、漁業協同組合等から、「エリ網への付着物の増加が下水道排水の琵琶湖への放流によって発生しているのではないか」との疑問や苦情が、管理者である県や市町に対して寄せられていることに対して、その発生状況と原因を解明し、説明するための知見の一部として活用されている。

＜行政が活用することが見込まれる成果＞

漁網汚損の原因となる付着藻類の増加に寄与する栄養塩類を明らかにすることにより、供給源を絞り込み、湖沼管理において対応すべき対象と対策を特定できることが期待される。

6．国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない

7．研究成果の発表状況

特に記載すべき事項はない

8．引用文献

特に記載すべき事項はない

（３）生態系サービスの損失額の推定に関する研究

（独）水産総合研究センター 中央水産研究所

経営経済研究センター 需給・経営グループ

玉置 泰司・棧敷 孝浩

平成22～24年度累計予算額：3,991千円

（うち、平成24年度予算額：434千円）

予算額は、間接経費を含む。

〔要旨〕

琵琶湖における生態系異変現象等による生態系サービスの損失額を代替法、CVMなどを用いて経済評価した。この結果、琵琶湖における近年の生態系サービス評価額をピーク時と比較すると、供給サービスは17%、調整サービスは28%、基盤サービスは25%、文化的サービスの一部では20%まで減少していると評価された。また、魚介類を活用したトップダウン効果により回復される生態系サービスの回復額を推定した。この結果、回復額が最も大きくなるシナリオ（外来魚を絶滅させ、その他の魚種の漁獲量が安定的に最大となる漁獲率を採用）では、供給サービスでプラス10億円、基盤サービスでプラス7億円と評価された。

〔キーワード〕

生態系サービス、琵琶湖漁業、水草繁茂、漁網付着藻類、生態系異変現象

1. はじめに

琵琶湖の生態系はこれまで様々な人為的な影響を受けてきた。また近年では水草の異常繁茂やエリ網への付着藻類の増大等、新たな環境異変現象も生じている。このため琵琶湖の生態系サービスの損失額を把握する必要がある。生態系サービスの損失額が明らかになることにより、環境改善のための政策導入に当たり、費用便益計算を行う際の基礎資料として、成果を利用することが可能となる。また生態系サービスの損失額の把握手法を用いれば、生態系サービス回復時の回復額も把握することが可能となる。

2. 研究開発目的

琵琶湖における生態系サービスの損失額の把握を目的とした。また、魚介類を活用したトップダウン効果による生態系サービスの回復額も明らかにする。

3. 研究開発方法

近年琵琶湖で発生している多様な生態系異変現象によって生じている生態系サービスの様々な損失額を適切な手法を用いて推定を行う。

他のサブテーマでは、水草の異常繁茂と漁網への付着物の増加の2つの現象に焦点を当てて研究を行っている。供給サービス、調整サービス、文化的サービス、基盤サービスという4つの生

生態サービスのうち、上述した2つの現象のみを原因とする損失額を推定する場合が困難なものもあり、それらについては、生態系サービスの損失額の時系列的な評価を行う。さらに、2つの現象の生態系サービスへの定性的な影響の分析を行うとともに、定量的な分析については、生態系サービスの損失によるコストの増大部分の評価も行う。さらに、サブテーマ（4）での琵琶湖生態系モデルによるシミュレーションの値を用いて、各シナリオ実現時の各生態系サービスの回復額を評価する。

1) 供給サービス

食料資源としての魚介類漁獲の損失額を評価する。漁獲物は市場で評価されているため、実質漁獲金額の損失額により評価する。

2) 調整サービス

セタシジミ等の二枚貝資源減少による水質浄化機能の損失額を評価する。二枚貝は水を濾過し、水中の懸濁物を取り除くため、水中から除去された窒素・リンを、下水道の処理費用を用いた代替法で評価する。なお、水中から除去された窒素・リンは、一部は貝の代謝や成長に用いられるものの、一部は糞や偽糞として再び環境中に排出される。排出されるものを評価することは過大評価となるとの意見もあるが、水中からは除去されているため、調整サービスとしてとらえた。また、後述する基盤サービスの評価において、貝類の漁獲による取り上げを通じた窒素・リンの回収を評価しているため、二重評価になっているのではないかとの意見もあるが、貝類は長寿命であり、すべての資源を漁獲により取り上げているわけでもないため、調整サービスを基盤サービスと別に評価しても差し支えないと考える。

3) 文化的サービス

住民へのアンケート調査を用いた CVM により、水草の異常繁茂による文化的サービスの損失額を評価する。この他、レクリエーションへの影響のうち、観光船の運航への影響及び水浴場への影響について分析する。

4) 基盤サービス

漁獲の減少による栄養塩循環の損失を評価する。漁獲により湖から回収された窒素・リンを、下水道の処理費用を用いた代替法で評価する。

5) 生態系サービスの損失によるコストの増大

本研究課題である生態系サービスの損失額とは異なるが、2つの現象によるコストの増大について、可能な部分について評価を行う。

a. 水草の異常繁茂

水草の異常繁茂によるコスト増大について、漁業関係者からの聞き取り調査を実施し、実態を把握するとともに、可能なものについては評価を行う。

b. 漁網への付着物の増加

漁網への付着物の増加によるコスト増大について、漁業関係者からの聞き取り調査を実施し、実態を把握するとともに、可能なものについては評価を行う。

6) 生態系サービスの回復額の推定（サブ課題（4）との連携）

供給サービス、調整サービス、基盤サービスについては、琵琶湖生態系モデルによるシミュレーションの値を用いて、各シナリオ実現時の各サービスの回復額を評価する。

4. 結果及び考察

聞き取り調査や文献調査の結果から、南湖を中心とした水草の異常繁茂と漁網への藻類等の異常付着により漁獲に影響を与えており、生態系サービスのうち供給サービスと基盤サービスの損失が生じている（表(3)-1）。

表(3)-1 供給サービス及び基盤サービスの損失をもたらす漁獲減少

水草	漁具投入阻害による操業場所の減少
	漁具への絡まりによる操業妨害
	漁具への絡まりによる漁具破壊による操業妨害
	水草回避のための漁期短縮による水揚げ減少
	流れの変化による操業障害
	水草刈り取り作業従事による操業時間の減少
	漁具に絡まった水草掃除による操業時間の減少
	生息環境悪化による二枚貝資源の減少
	水草をすみかとした外来魚の食害による在来魚介類減少
	漁船スクリューへの絡まりによる操業障害
	冷却水阻害等の漁船エンジントラブルによる操業障害
藻類等の付着	漁網目詰まりによる漁獲効率の低下
	漁網の重量増加による操業妨害
	漁網清掃・交換による操業時間の減少
	漁期の短縮による水揚げ減少
	防汚剤塗布のための操業時間減少
	水の抵抗が受けやすくなり、漁具破損による水揚げ減少
	漁獲物の品質低下による水揚げ減少
	漁船船底への付着により船速が落ち水揚げ減少

注：漁協聞き取り調査による

また、水草の異常繁茂による二枚貝資源の減少により、調整サービスの損失が生じている（表(3)-2）。さらに、水草の異常繁茂と漁網への藻類等の異常付着は、文化的サービスにも様々な影響を与えている（表(3)-3）。

表(3)-2 調整サービスの損失をもたらす二枚貝資源減少原因

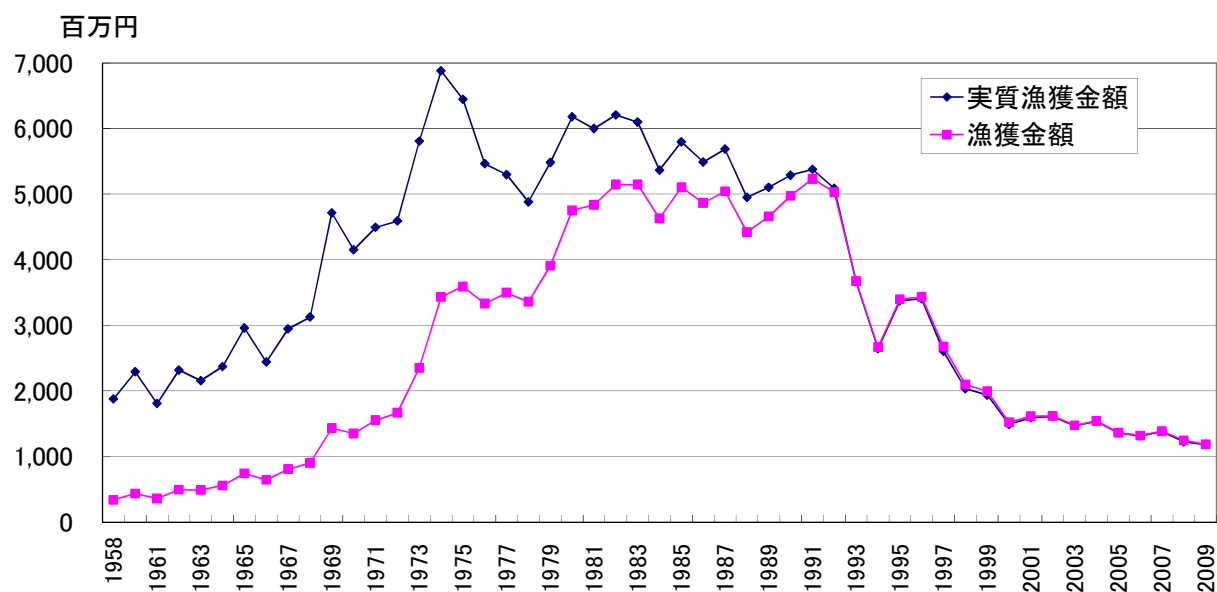
水草	水草の腐敗による酸素不足による影響
	水草による植物プランクトンの減少による影響
	水草による生息場所の喪失による影響

表(3)-3 文化的サービスの損失

水草	水草腐敗の悪臭
	水草の湖岸漂着や水面被覆による景観の悪化
	水草による生物多様性の低下
	水草によるレクリエーションの場の喪失
	水草による観光船・プレジャーボートへのスクリューの絡まりやエンジントラブル
	水草をすみかとした外来魚の食害等、水草による在来魚介類減少→在来魚介類を対象とする遊漁・食文化への影響
藻類等の付着	藻類付着による在来魚介類水揚げ減少→在来魚介類を対象とする食文化への影響

1) 供給サービス

供給サービスについては、漁獲金額により市場で評価されているため、消費者物価指数で実質化することによって評価を行った。



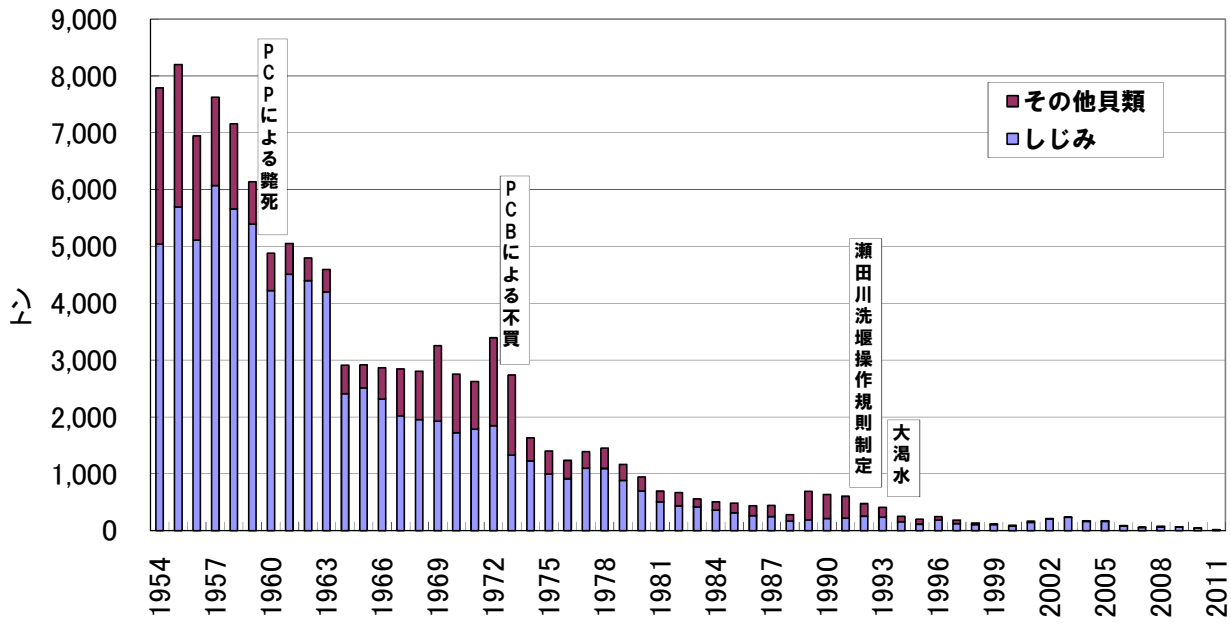
図(3)-1. 琵琶湖実質漁獲金額と漁獲金額の推移

資料: 滋賀県水産統計 注: 消費者物価指数総合で実質化

琵琶湖の実質漁獲金額は、1974年にピークを迎え、その後若干減少しながらもおおむね横ばいで推移していたが、1992年以降急激に減少し、2009年の実質漁獲金額は12億円と、ピーク時(1974年)のわずか17%にまで落ち込んだ(図(3)-1)。なお、琵琶湖漁獲物の平均実質単価の推移を見ると、1958年(5,543円)から1980年(1,300円)までは急激に下落したが、その後1990年(1,063円)まではゆるやかに下落し、1990年代以降は約1,000円/kgで横ばいである。すなわち、近年の実質漁獲金額

の下落は、漁獲量の減少によるものである。供給サービスの増大のためには、漁獲量の増大が必要である。そのためには資源量の回復が必要であり、有用魚種を食害する外来魚やカワウの駆除、繁殖期における水位維持、ヨシ帯の回復等を進める必要がある。また、横ばいの魚価を少しでも上げる努力も必要である。

2) 調整サービス



図(3)-2 琵琶湖貝類漁獲量の推移

資料：滋賀水産統計

表(3)-4 平成20年度滋賀県下水道処理単価

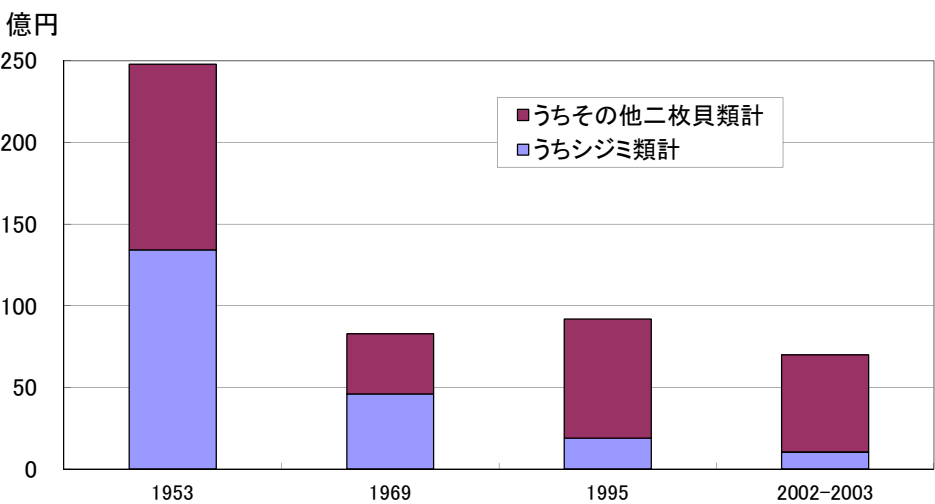
年間処理水量(百万立方メートル)	174.4
下水道管理費合計(億円)	579.3
年間全窒素処理量(トン)	4,046.2
年間全リン処理量(トン)	502.0
年間COD処理量(トン)	13,845.8
全窒素除去単価(百万円/トン)	14.3
全リン除去単価(百万円/トン)	115.4
COD除去単価(百万円/トン)	4.2

資料：平成20年度下水道統計

注：水土舎(2005)の手法により算定した。

調整サービスについては、セタシジミ等琵琶湖に生息する二枚貝類による水質浄化を評価した。琵琶湖のセタシジミは、かつては6千トンを超える漁獲量があったが、環境悪化等により漁獲量

は年々減少し、2011年にはわずかに13トンと、ピーク時のわずか0.2%まで激減している(図(3)-2)。琵琶湖に生息する二枚貝類のリン固定量の推移を、滋賀県による現存量調査結果(滋賀水試(1954)¹⁾(1972)²⁾(1998)³⁾(2005)⁴⁾)と、文献



図(3)-3. 琵琶湖沿岸帯における二枚貝類によるリン除去費用

注：沿岸帯とは水深7m以浅である

(中村・森(1998)⁵⁾、中村(1998)⁶⁾、富士(2000)⁷⁾)によるシジミのリン固定量から推定し、滋賀県における平成20年度の下水道処理費用(表(3)-4)を用いた代替法(水土舎(2005)⁸⁾)により経済評価を行った。特にシジミの資源減少の影響が大きく、2002～2003年は69.9億円と、1953年の247.8億円の28.2%まで落ち込んだ(図(3)-3)。琵琶湖のシジミについては、平成18年3月に策定された、「琵琶湖セタシジミ資源回復計画」⁹⁾により、漁業者・行政・研究機関等が一体となって、資源回復に努めている。すなわち、殻長制限を漁業調整規則による15mmから、2007年より漁業調整委員会指示で18mmに引き上げ、さらに約10億個のシジミ種苗放流に先立って湖底耕耘及び水草除去や砂地造成を行っている。調整サービスの増大による水質浄化のためにも、一層の努力が必要である。

3) 文化的サービス

a. 水草の異常繁茂による文化的サービス損失額の住民による評価額を、インターネットリサーチによりCVMを用いて評価した。

滋賀県民3000人(男女各1500人)に対して、インターネットリサーチ会社を通して実施した。アンケートの調査内容は、琵琶湖の生態系異変減少のうち、特に住民との関わりが大きいと思われる、水草の異常繁茂に焦点を当てて、CVM(仮想評価法)による経済評価を行うための質問を行った。合わせて経済評価に影響を与える説明変数として、回答者の琵琶湖との関わり、琵琶湖への印象、琵琶湖の生態系異変減少への知識、個

表(3)-5. あなたは、琵琶湖を訪れたことがありますか

回答	比率
ほぼ毎日	16.0%
週に2、3回程度	5.2%
週に1回程度	8.9%
月に1、2回程度	20.9%
数ヶ月に1回程度	21.8%
年に1、2回程度	15.0%
ほとんど訪れない	12.1%

表(3)-6. あなたが過去1年以内に琵琶湖を訪れた目的は何ですか(複数回答)

回答	比率
ドライブ	51.5%
散歩	45.7%
観光行事(花火大会、祭りなど)	27.7%
水泳や水遊びなど	11.2%
釣り	7.8%
湖辺スポーツ(ジョギング、サイクリングなど)	7.2%
植物の観察	5.7%
キャンプ	4.8%
遊覧船	4.8%
環境保全活動	3.5%
バードウォッチング	3.1%
湖上スポーツ(ヨット、水上バイク、ボートなど)	2.6%
その他	10.8%
訪れていない	8.6%

人属性（年齢、居住地域、職業、世帯所得等）についても尋ねた。

琵琶湖との関わりについては、琵琶湖への訪問頻度では、「数ヶ月に1回程度」が21.8%と最も多く、「月に1、2回程度」が20.9%で2位であった。なお、ほぼ毎日訪れる人は16%と第3位であったが、一方でほとんど訪れない人も12.1%存在した（表(3)-5）。

琵琶湖を訪れた目的は、ドライブが51.5%と過半数で最も多く、散歩45.7%、観光行事27.7%と続く（表(3)-6）。今後の琵琶湖への訪問希望については、今後ときどき訪れるつもりが63.8%と最も多かった（表(3)-7）。

表(3)-7. あなたは、今後、琵琶湖を訪れたいと思いますか

回答	比率
今後ひんぱんに訪れるつもり	29.0%
今後ときどき訪れるつもり	63.8%
訪れるつもりはない	7.2%

表(3)-8. 琵琶湖の生態系異変減少であなたがご存じのものを教えてください（複数回答）

回答	比率
外来魚（ブラックバス、ブルーギル）の増加	91.7%
在来魚介類（ニゴロブナ、アユ、セタジミなど）の減少	75.9%
ヨシ群落の衰退	64.4%
水草（センニンモ、オオカナダモなど）の異常繁茂	50.7%
カワウの増加	42.4%
漁網への藻類の付着・汚損	33.6%
外来植物（ナガエツルノゲイトウ、ミズヒマワリ等）の異常繁茂	26.3%
この中に知っているものはない	4.3%

表(3)-9. 「水草の異常繁茂」を知っていると答えた方に質問です。水草の異常繁茂により発生している問題でご存じのものをすべてを教えてください。（複数回答）

回答	比率
悪臭の発生	77.7%
景観の悪化	60.6%
漁業操業の障害	58.1%
船舶の航行障害	52.6%
セタジミなど貝類の減少	50.9%
生物多様性減少	40.6%
その他	0.9%
この中に知っているものはない	3.8%

表(3)-10. 水草の異常繁茂を知っている回答者の比率

滋賀県での居住年数	5年未満	34.0%
	5年以上10年未満	41.3%
	10年以上20年未満	49.7%
	20年以上30年未満	50.2%
	30年以上	57.2%
琵琶湖への訪問頻度	ほぼ毎日	69.0%
	週に2、3回程度	66.9%
	週に1回程度	59.0%
	月に1、2回程度	52.7%
	数ヶ月に1回程度	45.0%
	年に1、2回程度	42.4%
	ほとんど訪れない	30.9%

表(3)-11. 琵琶湖からの悪臭を感じる回答者の比率

居住地域	大津地域	46.9%
	高島地域	43.6%
	南部地域	35.6%
	湖東地域	35.3%
	湖北地域	34.7%
	甲賀地域	33.3%
	東近江地域	32.3%
過去1年以内に琵琶湖を訪れた目的	湖上スポーツ（ヨット、水上バイク、ボートなど）	55.8%
	釣り	51.5%
	湖辺スポーツ（ジョギング、サイクリングなど）	50.2%
	水泳や水遊びなど	49.4%
	散歩	45.5%
	植物の観察	45.3%
	観光行事（花火大会、祭りなど）	44.8%
	環境保全活動	44.8%
	キャンプ	43.4%
	その他	40.9%
	遊覧船	39.9%
	ドライブ	38.2%
	バードウォッチング	37.6%
	訪れていない	25.1%

琵琶湖の生態系異変現象についての知識を問う設問では、外来魚の増加が91.7%と最も多く知られていた。水草の異常繁茂については50.7%と、ほぼ半数が知っていた。漁網への藻類の付着・汚損については、33.6%と、ほぼ3人に1人は知っているという結果であった（表(3)-8）。水草の異常繁茂について知っていると答えた回答者に対し、水草の異常繁茂によって生じている問題で知っているものをすべて選択させた結果、最も多かったのは悪臭の発生(77.7%)で、第2位が景観の悪化(60.6%)であった（表(3)-9）。水草の異常繁茂を知っている回答者の特徴をクロス集計により見ると、滋賀県での居住年数が長い人ほど、琵琶湖への訪問頻度が高い人ほど、異常繁茂を知っている人の比率が高かった（表(3)-10）。また、琵琶湖からの悪臭を感じるとの回答者は1,176人と、調査対象者全体では39.2%存在したが、クロス集計により特徴を見ると、居住地域では大津地域で46.9%と最も高く、過去1年以内に琵琶湖を訪れた目的では、湖上スポーツ、釣り、湖辺スポーツ、水泳・水遊びなど、湖に近い場所でのレクリエーションを目的に訪れた人で高かった（表(3)-11）。

2段階2肢選択形式の仮想市場評価法（CVM）により、以下の質問を行った。

「仮に、一世帯当たり1年間で〇〇円の費用を負担しなければ、今後、南湖を中心とした水草の除去ができないとします。あなたのご家庭では、この費用を負担しても良いと思いますか。」ここでYesと回答した場合はより高い金額を提示して再質問を行い、Noと回答した場合はより低い金額を提示して再質問を行った（表(3)-12）。

表(3)-12. 提示額ごとの回収数

パターン	第一提示額	第二提示額(高い)	第二提示額(低い)	回収数
パターン1	¥500	¥1,000	¥300	613
パターン2	¥1,000	¥3,000	¥500	602
パターン3	¥3,000	¥5,000	¥1,000	594
パターン4	¥5,000	¥10,000	¥3,000	603
パターン5	¥10,000	¥30,000	¥5,000	588
Total				3,000

表(3)-13. パラメトリック推定法による計測結果：対数正規分布モデル

変数の定義	推定値	標準誤差
定数項	4.044 ***	0.262
年間所得の対数値	0.204 ***	0.033
性別	0.122 ***	0.044
世帯内で小学生以下の子供の有無	-0.100 **	0.047
提示額の対数値	-0.819 ***	0.017
過去1年以内に琵琶湖でバードウォッチングをしたことがある	0.294 **	0.140
今後の訪問予定	0.130 ***	0.042
琵琶湖の景観は美しいという印象がある	0.214 ***	0.070
琵琶湖は自然とのふれあいが楽しめるという印象がある	0.163 **	0.068
自分が訪れることがないとしても、琵琶湖の自然環境は貴重である	0.467 ***	0.115
琵琶湖で水草の異常繁茂が起きていることを知っている	0.102 **	0.045
サンプル数	2628	
LOG L	-3584.9	
AIC	7191.8	

注) ***は1%水準で有意, **は5%水準で有意であることを示す。

CVMに関する質問の結果、琵琶湖で異常繁茂した水草の除去のための負担金として、平均 4,488 円支出するという結果が得られた。本評価額は、水草の異常繁茂による悪臭の発生、景観の悪化、船舶の航行障害、貝類減少を解消するための評価額と解釈できる。評価額に有意に影響を与える変数としては、年間所得が高い人ほど、琵琶湖の自然環境が貴重であると思う人ほど、琵琶湖は自然とのふれあいが楽しめるという印象がある人ほど、琵琶湖で水草の異常繁茂が発生していることを知っている人の方が、高い評価額を提示した（表(3)-13）。滋賀県の住民は水草除去のために 1 世帯当たり平均で 4,483 円支出しても良いと考えており、平成 24 年 11 月現在の滋賀県の世帯数は 549,296 世帯であった（滋賀県毎月推計人口）ので、平均 WTP を世帯数で引き延ばすと合計 24.6 億円となる。現在滋賀県ではマザーレイク滋賀応援基金により、琵琶湖の自然と滋賀の豊かな歴史的文化資産を次の世代に引き継ぐための事業に資する寄付を募っているが、一般市民からの寄付はまだ少ない。さらなる PR により、寄付制度の周知を行い、寄付者の掘り起こし・拡大が必要と考えられる。

b. 観光船への影響

水草の異常繁茂により、観光船の運航への直接の悪影響と、景観悪化や腐敗水草の悪臭により観光船乗船者数が減少するという影響が考えられる。前者については観光船の運航会社への聞き取り調査を実施した。今のところ水草による運行停止などは生じていないとのことであるが、様々な障害が生じていることが明らかとなった（表(3)-14）。

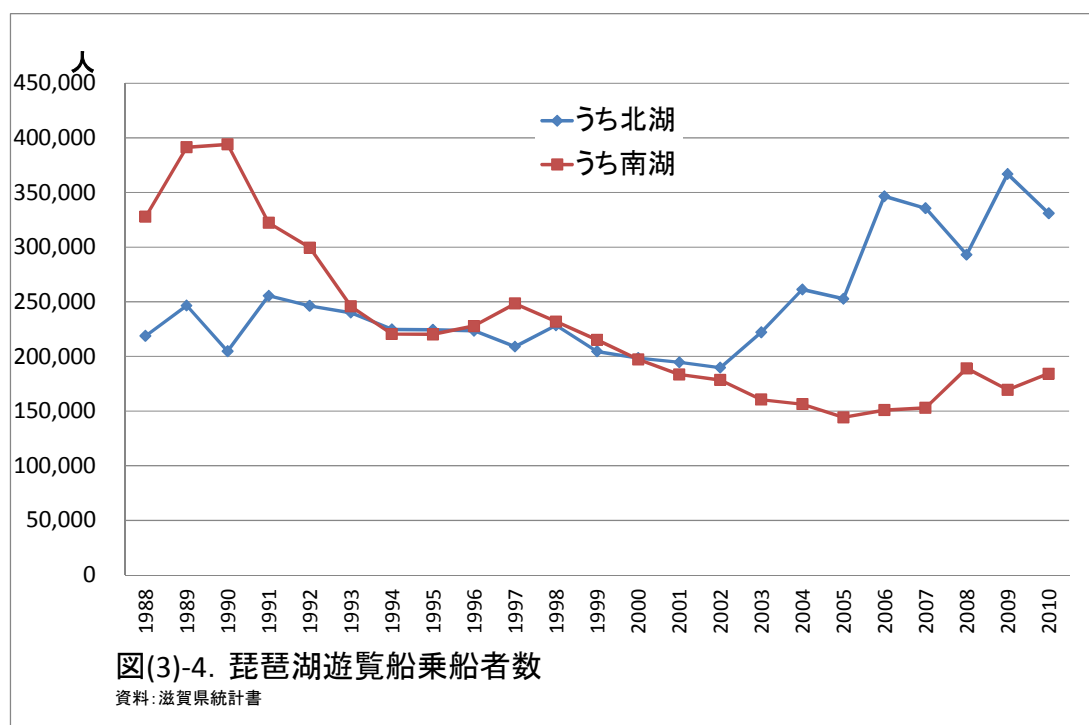
表(3)-14. 観光船運航上の障害

ウオータージェット船	水の吸い込み口から水草が入り、インペラーに水草がかむ。
エンジン冷却水	水冷式の場合冷却水に水草がつまりエンジンのオーバーヒートを起こす。
	2系統あるので、フィルターが詰まったら随時掃除を行う。ただし、作業船は冷却水が1系統しかないため、エンジンを止めて掃除を行う。
スクリューへの水草の絡まり	外輪は大丈夫だが、スラスターにはからみつくこともある。
	藻があることだけで運行中止にすることはない。台風や季節風で流れ藻が港内に吹き寄せられる。港内は社員が作業船で除去する。

資料：聞き取り調査による

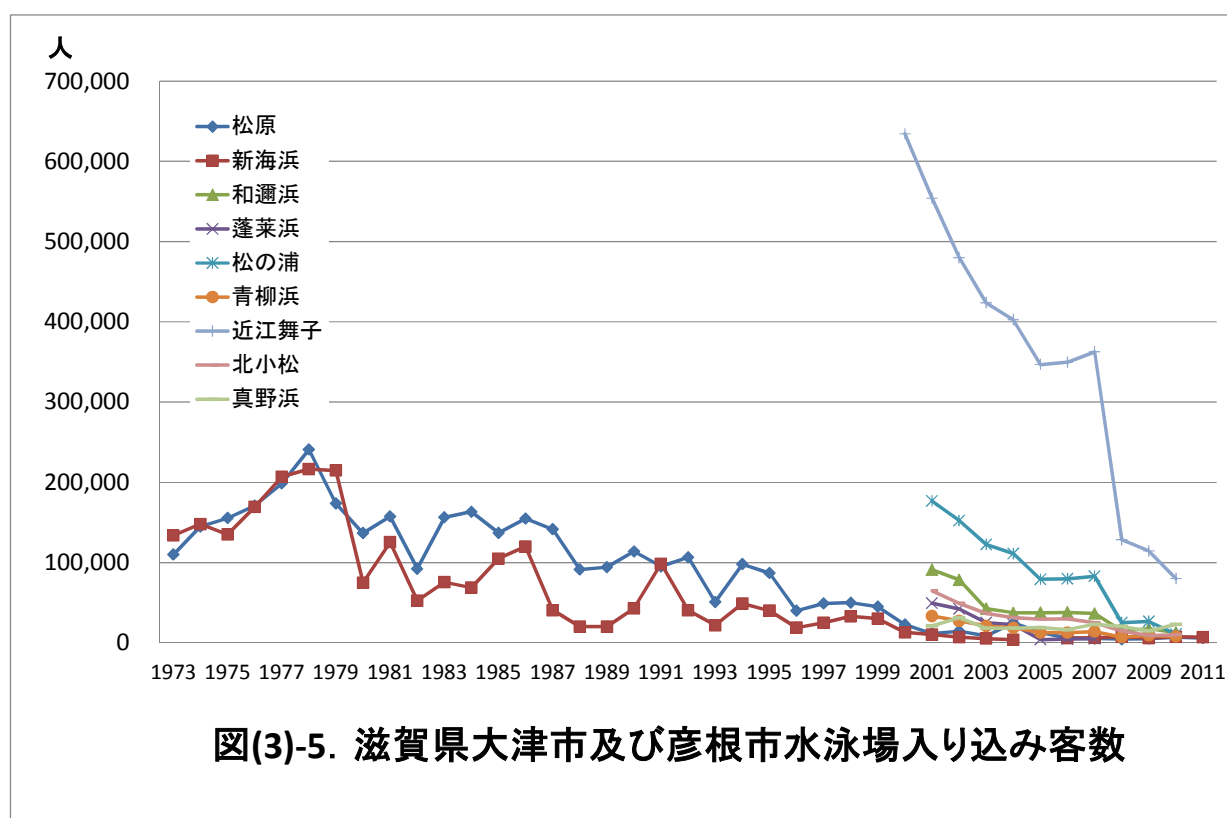
後者については統計による観光客数の変化を見た。なお、観光客数の減少には水草の異常繁茂以外に、赤潮やアオコ発生等の水質環境の影響やレジャーの多様化の影響もあり、水草だけが原因とは判断できない。

琵琶湖遊覧船乗船者数は、1993 年までは南湖の方が北湖よりも乗船客数が多かったが、1994 年に逆転した。その後 2002 年までは北湖と南湖では大きな差はなかった。北湖では 2002 年を底に減少から増加傾向にあるが、南湖部分では 2005 年まで減少し、その後やや増加しているものの、90 年代以前の水準までには回復していない(図(3)-4)。北湖に比較しての南湖の乗船客数の落ち込みは、水草の異常繁茂も要因の 1 つとして考えられる。



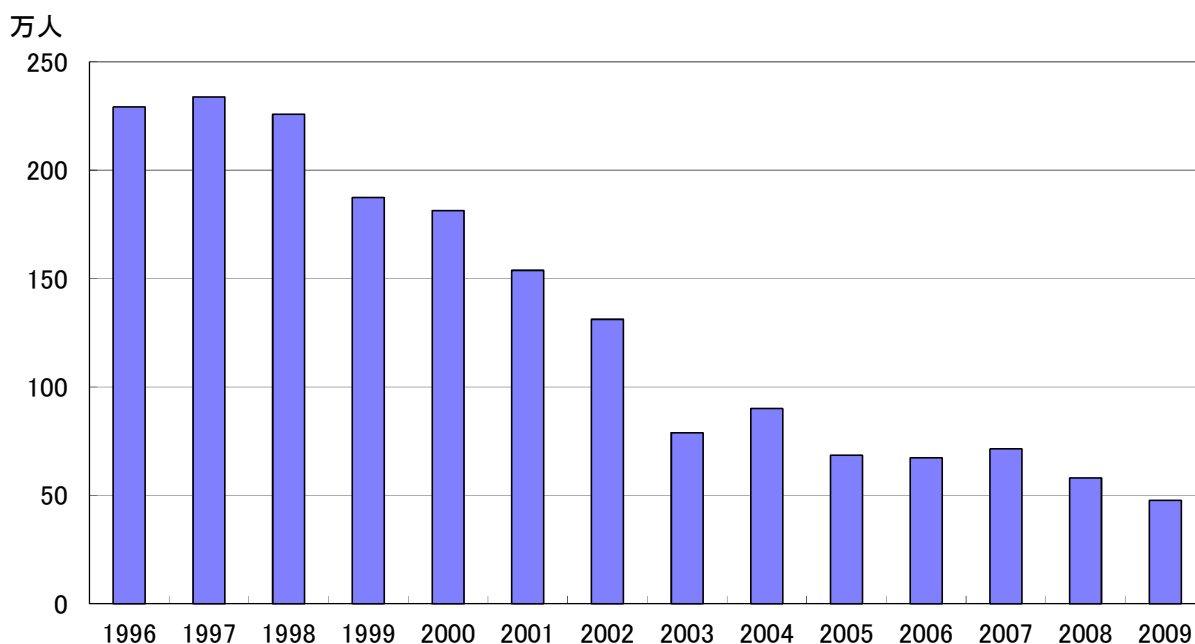
c. 水泳客への影響

水泳客への影響としては、水草の異常繁茂による、水泳場の封鎖等が考えられるが、水草による直接の影響については文献や聞き取り調査からは証拠は得られなかった。また、特に水泳客のための水草除去などは行われていない。ただし、砂浜に打ち上げられた水草は回収が行われている。



観光統計や市町村の統計から水泳客数の推移を見ると、いずれの統計でも減少傾向は見られるが、水質の悪化や琵琶湖水位の低下、国民のレジャーの多様化等の影響もあるため、水草だけが原因とは判断できない(図(3)-5)。

滋賀県観光入込客統計調査によると、1998 年以降水泳、船遊び延観光客数は減少傾向にあり、特に 2003 年に大きく落ち込んだ(図(3)-6)。なお、本調査は 2010 年以降調査方法が変更されたため、比較ができなくなった。



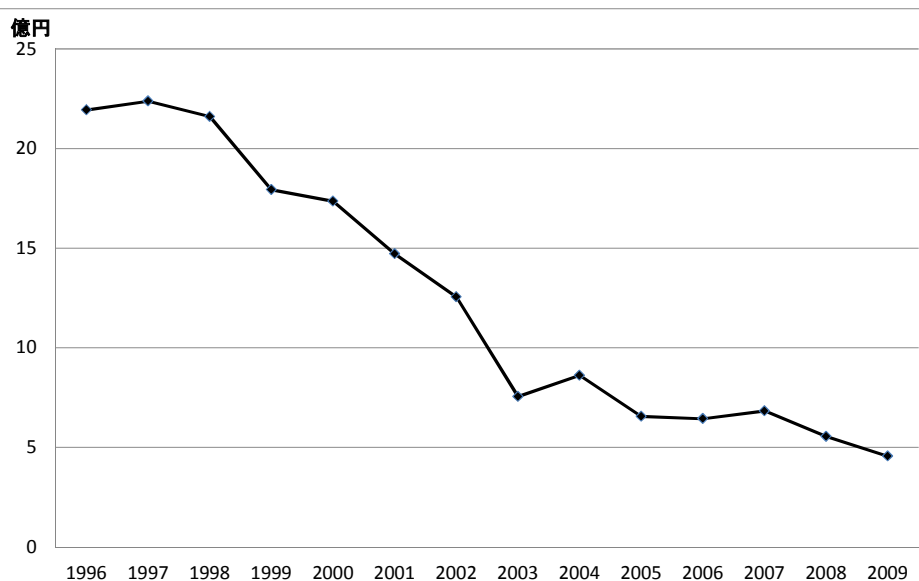
図(3)-6. 滋賀県水泳、船遊び延観光客数

資料: 滋賀県観光入込客統計調査

d. 文化的サービス損失額の評価

前述したように、観光船乗船客や水泳客の減少の原因は水草だけではないが、旅行費用法を用いて経済価値の変化を評価した。大津市観光動向調査業務委託報告書¹⁰⁾

(平成 22 年 3 月)に、大津市への観光客の日帰り交通費として 957 円というアンケート調査結果があったので、その値を用いて観光客数から経済

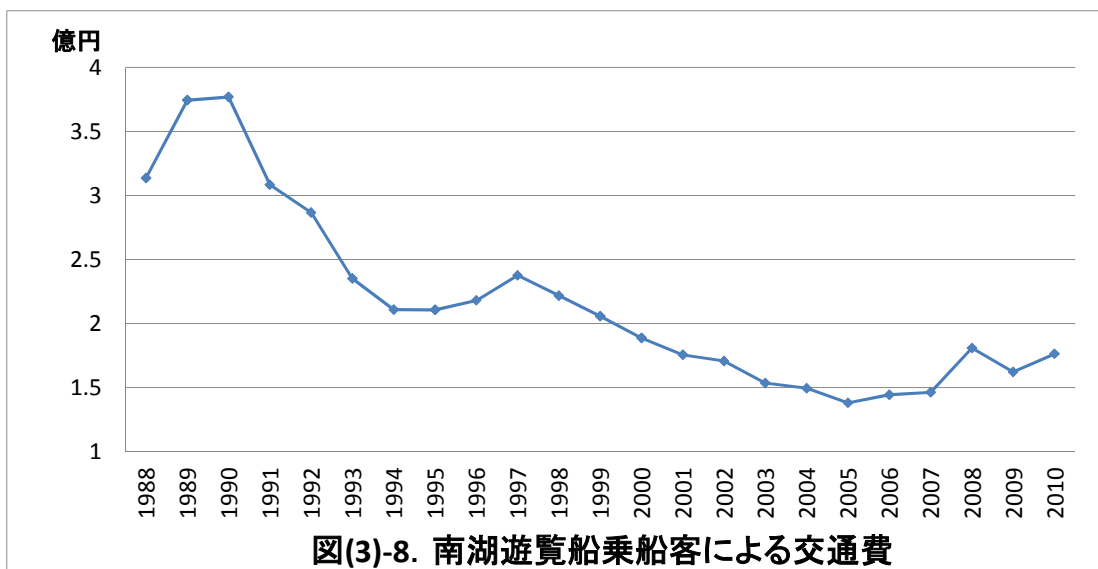


図(3)-7. 滋賀県水泳・船遊び入込客による交通費

評価した。

滋賀県水泳・船遊び入込客による交通費は、ピーク時の 1997 年には 22 億円を上回っていたが、2009 年には 5 億円を切り、ピーク時の約 20% となった。なお、この評価では大津市への旅行費用を元に推計を行っているが、大津市は琵琶湖の中でも多くの観光客が来る関西方面からは最も近く、旅行費用が少ないため、水泳客や船遊び観光客が多く訪れる北湖への旅行費用を、かなり過小評価している(図(3)-7)。

同様に南湖遊覧船乗船客による交通費(乗船料は含んでいない)を評価すると、ピーク時の 1990 年には約 3.8 億円だったが、2005 年には約 1.4 億円まで減少し、その後回復したが、2010 年は約 1.8 億円にとどまり、ピーク時の約 47% にまで半減している(図(3)-8)。



図(3)-8. 南湖遊覧船乗船客による交通費

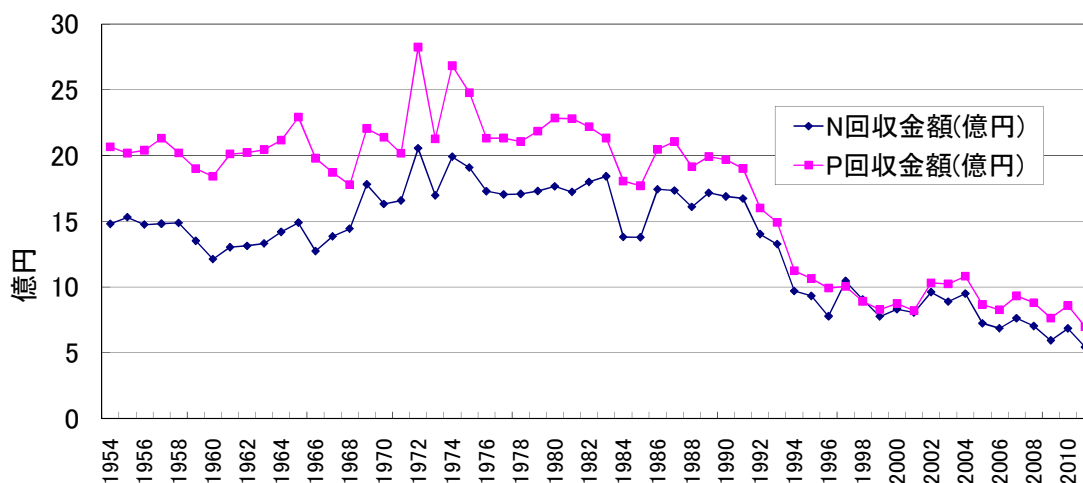
e. 食文化への影響

近江八幡市内と高島市内で水産加工を行っている漁業者から聞き取り調査を行ったが、南湖でとれた魚は泥臭いものが混じることがあり、加工原料としては用いていないとのことであった。南湖では繁茂した水草が腐敗して、湖底にヘドロがたまるという話もあるので、このような現象が起きている可能性がある。水産物の価値増大のためにも水草やヘドロの除去が必要である。

4) 基盤サービス

水産業の魚介類取り上げによる窒素・リン固定量部分の経済価値について、過去から現在までの推移を、水産統計からの漁獲量と、五訂食品成分表及び参考文献(小島他(1986)¹¹⁾、熊丸(1998)¹²⁾、中村・森(1998)⁵⁾、中村(1998)⁶⁾)による魚介類に含まれる窒素・リンの比率から窒素・リン回収量を推定し、滋賀県における平成 20 年度の下水道処理費用を用いた代替法により(水土舎(2005)⁸⁾の手法を用いた)、経済評価を行った。

漁獲量の減少から、2011 年はピーク時である 1972 年と比較すると、P の回収金額は 25%、N の回収金額は 26%まで減少している(図(3)-9)。窒素・リンの取り上げを増やすためには、有用魚種の漁獲量を増やすための資源増大方策が必要である。また、後述するように、外来魚の取り上げは、有用魚貝類の資源量増大とともに、窒素・リンの回収にもつながるため、外来魚除去量の増大も必要である。



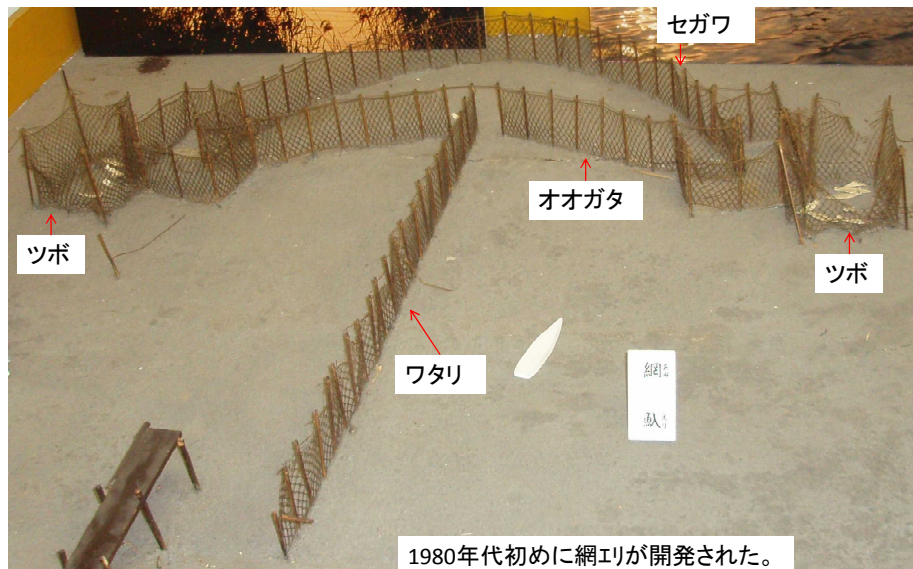
図(3)-9. 琵琶湖の漁獲量によるN・Pの回収金額

注:平成20年度下水道統計のデータにより、滋賀県の処理単価を水土舎(2005)の手法で求めた。

5) 生態系サービスの損失によるコストの増大

a. 水草繁茂

琵琶湖の水草の除去のための予算支出は、平成23年度において約2億37百万円の事業費で、約6千トン水草が回収処分された。個別の漁業者の聞き取り調査によると、多くの漁業種類で様々な影響が出ていた。例えばエリ（図(3)-10）では漁期開始時の網の設置時の支障に始まり、漁期の途中でも様々な操業に支障がある他、漁期終了後に網をとりはずしてから、エリのパイプに引っかかって破損の原因になるなど、年間を通して影響を及ぼしている。刺し網でも水草が繁茂する場所では網を入れられず、網を入れる漁場が制限される他、水草が少ない場所で操業していても、流れ



図(3)-10. 網エリの模型(滋賀県水産試験場)

注:8/21～11/20はアユの禁漁期間なので、この間はグラスファイバー製パイプの支柱はそのまま、網だけを撤去する漁業者がほとんど。

藻が引っかかるなど、支障を来している。貝曳き網・貝かきでは漁具に水草がからみついて引けなくなるため、操業可能な場所が限られてしまう。エビタツベや延縄では設置後の漁具に水草がからみつき、漁具の流失・破損や漁獲物の逃亡などが起きる。その他の漁業種類でも様々な影響

が生じている（表(3)-15）。しかしながら、コスト増加については、今回定量的な評価はできなかった。漁業の維持のためにも、水草の除去は必要である。

表(3)-15. 漁業種類別水草繁茂の影響

漁業種類	影響
エリ	エリのつぼ網を設置するときは水草を全部抜き取る。漁期の途中でも繁茂してくると抜く。つぼ網の交換の時にも水草を抜く。等手間が増えた。
	7月にはいと水草が増えて船で入りにくいので漁を終える。水草によって漁期が短くなった。
	つぼ網が水草に当たり、網が底まで届かない。当地の船は馬力も少なく、マンガン（貝桁漁具）もないので水草を取れない。エリの杭もあるのでマンガンを引けない。
	腐ってばらばらになったものが網に付着するとのりのようにべとべとになり掃除が大変。
	エリのパイプに水草が引っかかり、網をはずしても強い流れや台風でパイプが倒れる。
	網に流れた水草が刺さる。特に水草刈取の後が多い。水草が刺さったら、引き抜くか、半日かけて網自体を入れ替える。持ち帰りジェットポンプをかけて干しておく。
	つぼ網に切れた水草が大量に入る。
外来魚エリ	水草がかぶると外来魚エリの網も上げられない。ロープにもぐるぐる巻き付く。
	水草で流れが止まり外来魚が入らなくなる。
	6～8月は流れてくる水草がひどいので外来魚のエリを休漁する。
刺し網	刺し網を入れても水草の上に乗ってしまい、網がきれいに広がらず魚が獲れない。
	刺し網が水草で底に沈まない。このためバスボートに引っかけられ切られてしまう。
	刺し網に絡んだ水草を引き抜くと網が切れる（特に三枚網）。
	持ち帰った刺し網にかかった水草はずしを、自分だけではできず人に手伝ってもらう。
貝曳き網・貝かき	水草があるとシジミかきの抵抗となり疲れる。2時間が限界。
	水草が腐ると泥地になりシジミがいなくなる。
	水草がマンガンに引っかかり操業できない。
	南湖のドブガイは水草が腐り酸素不足で全滅したのではないか。
エビタツベ	漁具に水草が被さり重くなって上げられなくなる。
	水草が邪魔で漁具を入れられない。漁具を上げるときにロープに水草が絡まり、上げるのに1時間で済んだものが2～3時間かかる。
投網	投網は昔はやっていたが、今は水草で網を打つところがない。
延縄	ウナギの延縄に水草が絡まり上げられない。
	上げる途中で水草でこすれて魚が逃げることも多い。
外来魚	水草の中に外来魚が多く住んでいるのではないか。南郷洗堰を全開にして流れが強いと水草が倒れて外来魚が追い出され、エリにたくさん入る。
漁船	水草がスクリューに絡まり船が止まる。
	エンジンの冷却水にちぎれた水草が入りオーバーヒートを起こす。船外機で特になりやすい。

注：各漁協聞き取り調査による

b. 漁網への藻類等異常付着

個別の漁業者のコスト増加について、可能なものだけの評価した。

表(3)-16 に示すように、エリ網への付着藻の増加により、各漁協において様々な対策が取られている。特に、北湖・南湖で聞き取り調査を実施したすべての漁協で、エリのつぼ網を頻繁に洗うようになったとしている。

網防汚剤は聞き取りをした5漁協で使用されていたが、漁協によってエリの統数、防汚剤を使用する部位（つぼ網だけ、つぼ網だけでなくワタリやセガワ・オオガタも使用）や、使用回数によって使用量が異なるため、使用金額も大きく異なる。最も少ない漁協で約7万円から、最も多

い漁協で 480 万円、5 漁協合計で約 945 万円であった。

表(3)-16. 琵琶湖周辺20漁協におけるエリ網への藻類付着への対策

対策	南湖										北湖										実施 漁協 数合 計
											西岸					東岸					
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	
つぼ網を頻繁に洗うようになった。	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	20
網を洗うため消防ポンプを入手した。	○	○	○		○	○	○	○	○		○	○		○	○	○	○		○	○	16
付着藻類で網が重くなり、船にウインチをつけた。	○				○		○	○	○			○							○	○	8
つぼ網の予備網を購入した。								○				○		○	○	○			○	○	7
船にポンプを取り付けた。				○	○					○		○				○	○				6
防汚剤を使い始めた。	○							○			○		○	○							5
網を湖底に沈めておき、付着藻類を腐らせる。							○	○	○		○										4
ワタリ・セガワ・オオガタを漁期中に洗うようになった。	○	○										○									3
12月の活アユ種苗の時しか操業しなくなった。													○				○	○			3
付着藻類で網が重くなり、大きな船を買った。		○																	○		2
つぼ網を日中水面から上げて干す。							○		○												2
トラクターを改造してポンプを作った。																		○			1
網洗浄機で洗う。												○									1
網を波の荒いところに浮かべて波の力で付着藻類を除去する。																○					1

注：複数のエリ網がある場合、1統でも対策を行っていれば○をつけた。

網洗浄機(図(3)-11)は琵琶湖沿岸では1漁協だけが導入している。価格は1台 2,250 万円で、平成7年に2台が設置された。購入に当たっては、国から50%、県から20%、町から10%補助金が支出され、残りの20%が漁協の自己負担であった。漁業者は年間利用料1統1万円の



図(3)-11. 網洗浄機によるエリ網の洗浄

他、使用時間当利用料として1時間当たり500円、機械運転に必要な軽油の実費を負担している。平成7年から使用しているため、年間14～15万円ほどの修理代がかかるとのことであった。平成23年度に漁業者が負担した合計利用料は、洗浄機稼働のための燃油代も含めて約22万円であった(表(3)-17)。漁業者はエリが休漁となる8月に網を引き上げて洗浄機で洗浄している(図(3)-11)。真夏の暑い中の大変厳しい重労働である。

表(3)-17. L漁協網洗浄機利用金額(平成23年)

志賀 地区 漁業 者	エリ 統数	使用 時間	使用時間 当利用料 (時間単価 500円)	軽油代金	エリ統数 当利用料 (1統1万 円)	合計利用 料(円)
A	1	18.2	9,100	13,832	10,000	32,932
B	2	32	16,000	24,388	20,000	60,388
C	2	34.1	17,050	26,026	20,000	63,076
D	1	15.3	7,650	11,648	10,000	29,298
E	1	19.8	9,900	15,106	10,000	35,006
合計	7	119.4	59,700	91,000	70,000	220,700

資料: 漁協聞き取り調査

網洗浄によるコスト増加について、聞き取り調査に基づく洗浄ポンプの燃料代（エリのみ）と、洗浄に要する時間を元に推測した時間費用を、琵琶湖全体の漁業者に引き延ばした結果、エリと刺し網合計で約5千万円と推定された(表(3)-18)。

表(3)-18. 付着藻類の洗浄による費用の増加（単位:万円）

	時間費用	網洗浄燃料費	合計
エリ	2,993	422	3,416
アユ刺し網	1,604		1,604
モロコ刺し網	156		156
合計	4,753	422	5,176

資料: 聞き取り調査、滋賀の水産、滋賀水試資料、滋賀県毎月勤労統計調査、資源エネルギー庁HP

時間費用は平成23年の事業所規模5人以上の建設業の単価を用いた。

軽油価格は資源エネルギー庁HPの2012年週次価格を平均した。

聞き取り調査によるデータを県全体に引き延ばした。

今回経済評価した以外にも、表(3)-16で見るとおり、網への付着藻類による漁業者の負担増はかなり重いが、水草の除去と異なり、先述した網洗浄機への補助金支出以外は、ほとんどすべてが各漁業者個人の負担増となっており、漁業からの撤退や漁期の短縮にもつながっている。例えば漁期終了後に陸上で網を洗浄して付着藻類を回収できれば、湖内からの窒素・リンの回収にもつながるので、何らかの助成措置を行うことが漁業存続のためにも必要と考えられる。

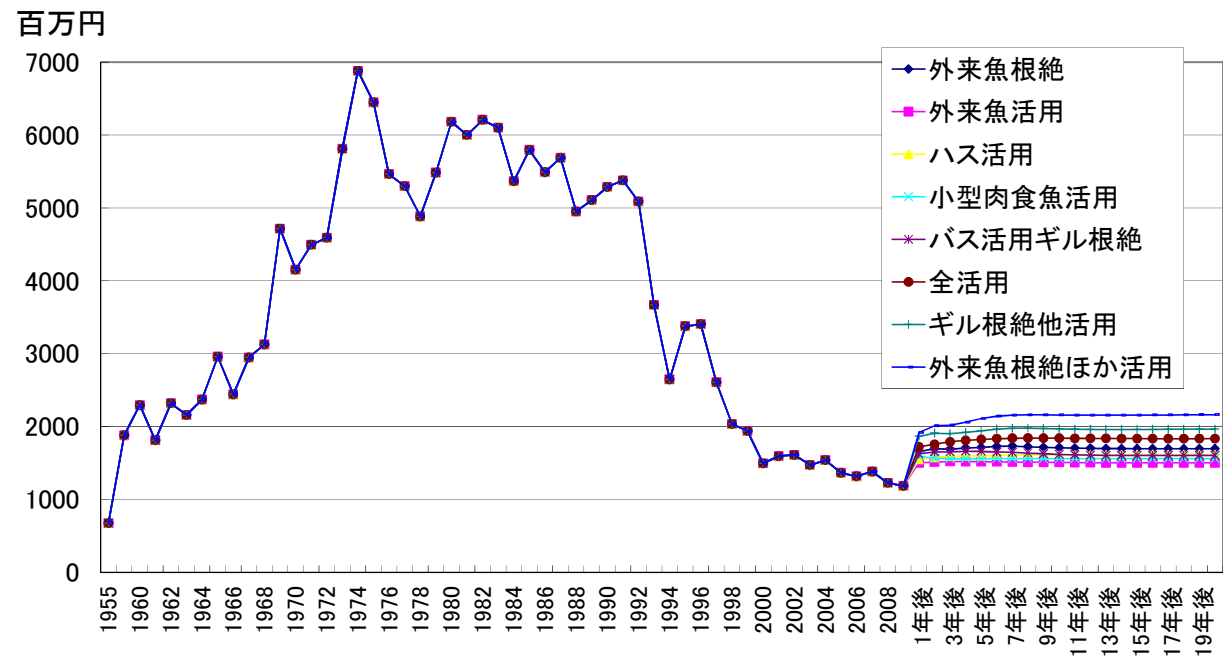
6) 生態系サービスの回復額の推定（サブ課題（4）との連携）

供給サービス、調整サービス、基盤サービスについては、琵琶湖生態系モデルによるシミュレーションの値を用いて、各シナリオ実現時の各生態系サービスの回復額を評価した。なお、シミュレーションの各シナリオ実現時においては、シジミの資源量はほとんど変化がなかったため、調整サービスの変化については推定を行わなかったが、在来魚の復活はイシガイ科の二枚貝の繁殖に貢献する可能性がある（詳細は7）で後述）。

a. シミュレーションによる供給サービスの変化

シミュレーションによる供給サービスの変化の推定方法は、サブ課題（4）のシミュレーションによる魚種別漁獲量に、2007年～2009年の平均漁獲単価を乗じて推定した。ピーク時に比較して

漁業者の減少・高齢化が進んでいるが、漁獲量の増大も可能という前提と、漁獲量が増加しても価格は現状維持という前提の上での推定額である。シナリオのうちでは、外来魚を絶滅させ、その他の魚種の漁獲量が安定的に最大となる漁獲率を採用（活用）したシナリオでプラス約 10 億円と最も回復した(図(3)-12)。



図(3)-12. シミュレーションによる供給サービスの変化

なお、供給サービスとは異なるが、漁業生産額が 10 億円増加した場合の経済波及効果を、滋賀県産業連関表（平成 17 年度）の逆行列係数表から計算すると、商業で 72 百万円、石油製品で 62.8 百万円など、漁業以外の産業で合計 684.3 百万円の経済波及効果がある（表(3)-19）。

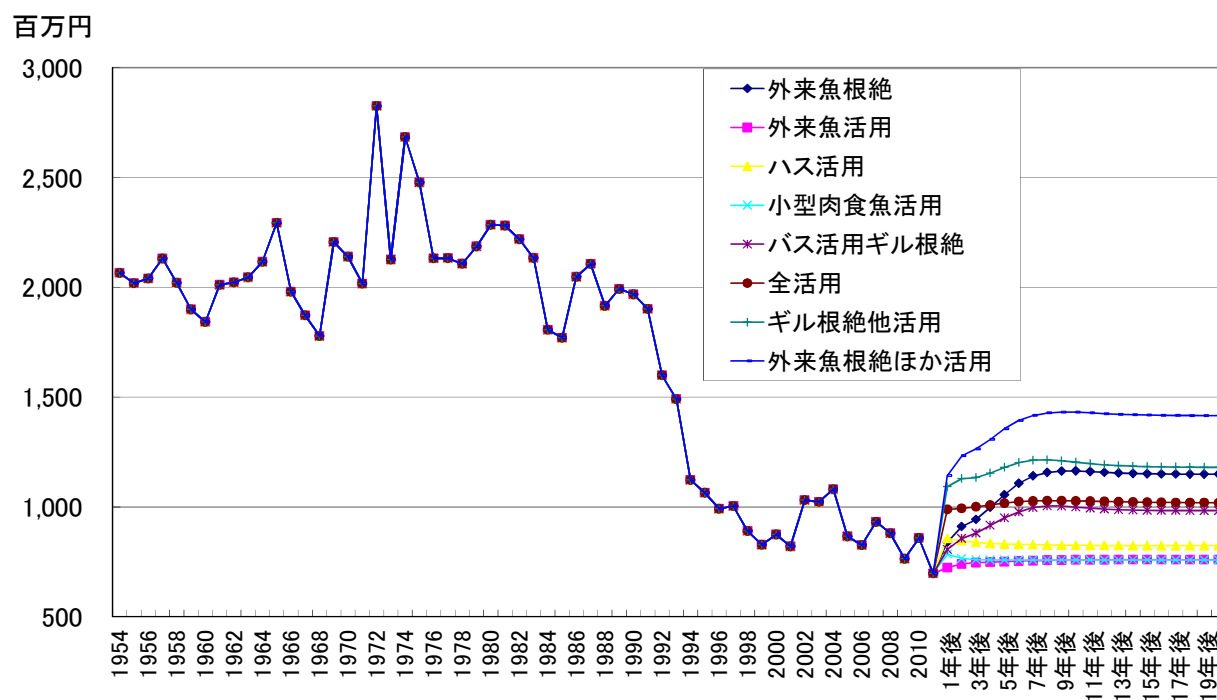
表 (3)-19. 漁業生産額が10億円増加した場合の他産業への経済波及効果(上位10種及び合計)

産業分類	経済波及額（百万円）
商業	72.0
石油製品	62.8
飼料・有機質肥料(除別掲)	52.1
金融・保険	50.1
石炭・原油・天然ガス	41.7
食料品	36.4
電力	33.6
自家輸送	30.6
道路輸送(除自家輸送)	28.0
自動車・機械修理	16.0
その他	260.9
合計（漁業以外）	684.3

資料：滋賀県産業連関表（平成17年度）逆行列係数表より計算

b. シミュレーションによる基盤サービスの変化

シミュレーションによる基盤サービスの変化の推定方法は、シミュレーションによる魚種別漁獲量を用いて、その魚種別漁獲量に含まれるリンの回収量を、平成 20 年度の下水道処理費用から求めたリン除去単価に乘じ、代替法により経済評価を行った。基盤サービスにおいても、供給サービスと同様、シナリオのうちでは、外来魚を絶滅させ、その他の魚種の漁獲量が安定的に最大となる漁獲率を採用（活用）したシナリオでプラス約 7 億円と最も回復した(図(3)-13)。



図(3)-13. シミュレーションによる基盤サービスの変化(P回収金額)

7) 外来魚等の増加による生態系サービスの損失の経済評価

アドバイザーボード会合において、外来魚の増加による生態系サービスの損失額についても評価できないかとの要望があったため、検討を行った。供給サービスの損失としては、食害等による食料資源としての魚介類漁獲の減少がある。調整サービスの損失としては、琵琶湖の窒素リンを固定する、イシガイ科二枚貝のグロキディウム幼生の宿主となる在来魚の減少が、イシガイ類の資源減少に影響している可能性がある。なお、淀川のわんどでの調査で、イシガイ科の幼生数を魚種別に係数した結果、全幼生数の約半数がオオクチバスとブルーギルに寄生していたが、オオクチバスとブルーギルに寄生していたイシガイの幼生は、ほとんど死亡していたとの報告もある(木邑 2009)¹³⁾。文化的サービスの損失としては、モロコ釣り等の在来魚の遊漁への影響や、在来魚を利用した食文化等への影響が考えられる。基盤サービスへの影響としては、在来魚漁獲の減少による栄養塩循環の低下が考えられる。これらの生態系サービスへの損失のうち、供給サービス及び基盤サービスについては、サブ課題(4)のシミュレーションによる 2010 年の外来魚の食害量を元に、評価を試みた。さらに、カワウについても同様の評価を行った。これらの評価に当たっては、食害量の 1 割に当たる量を漁獲するものとして計算した。カワウの場合は営巣地で排泄を行うことが多いため、琵琶湖からリンの回収を行っているものと仮定して、基盤サービスの損失額は 0 円と評価した。ただし、雨水等でやがて湖内に流出する場合は、基盤サービスの

損失が生じたこととなる。

この結果、外来魚では供給サービスで約 1.8 億円の損失が生じている。この額は 2009 年の琵琶湖の実質漁獲金額 11.9 億円の 15%にあたる。基盤サービスでは約 1.7 億円の損失が生じている。カワウでは、供給サービスで 1.3 億円の損失が生じている(表(3)-20)。

表(3)-20. 2010年における食害量と、それに伴う生態系サービス損失額

	食害量(トン)	供給サービス損失額(百万円)	基盤サービス損失額(百万円)
外来魚	3,026	180	166
カワウ	1,839	131	0

注: 食害量は滋賀県水産試験場資料より。食害量の1割を漁獲するとして推計した。

供給サービスは実質漁獲単価で求めた。基盤サービスはリン回収金額から求めた。なお、カワウの場合、すべて陸上で排泄して琵琶湖からのリンの取り上げとなると仮定し、損失額は0円とした。ただし、雨水等でやがて湖内に流入する可能性もある。すべて流入するとした場合は、88百万円の損失となる。

なお、現在行われている外来魚の駆除は、琵琶湖内から窒素・リンの回収を行っていることとなり、2011 年の駆除量を基盤サービスとして経済評価すると、代替法によるリン回収金額として、298.5 百万円と評価できる(表(3)-21)。

前述したように、シミュレーション結果からも外来魚の根絶が生態系サービスの復活に最も貢献するので、外来魚の除去のために、現在以上の努力を注ぐ必要があると考える。

8) 水草活用への政策提言
— 農業での水草たい肥活用の促進のために —

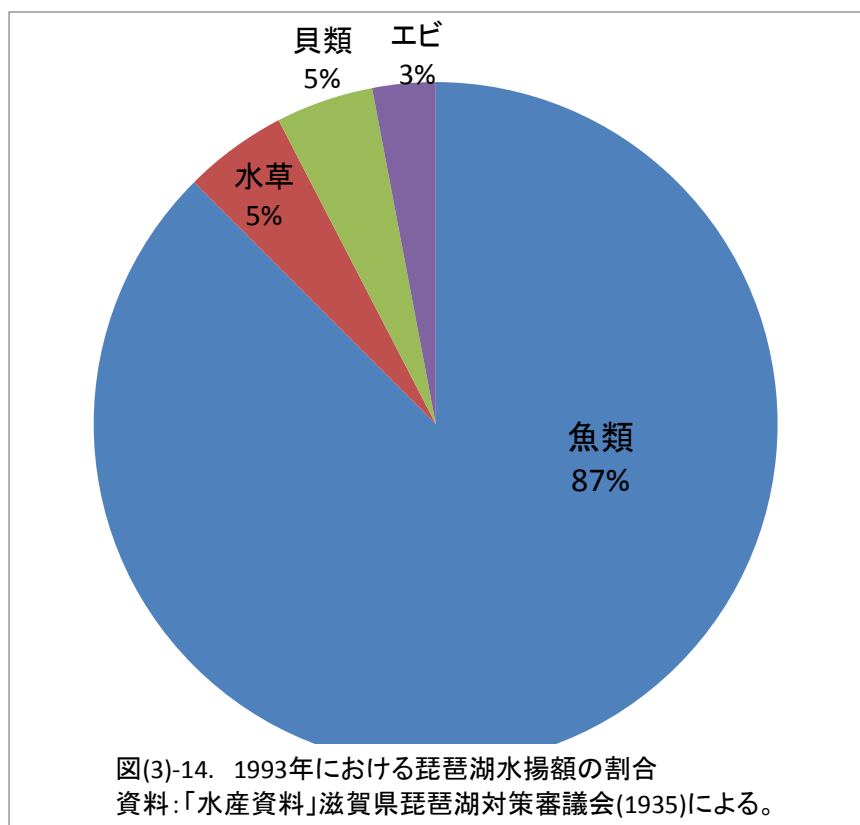
現在邪魔者にされている琵琶湖の水草も、かつては有価物であった。1933(昭和8年)における琵琶湖の水揚げ額の割合を見ると¹⁴⁾、魚類が 87%と大多数を占めるが次は水草であり、貝類やエビを上回っていた(図(3)-14)。

表(3)-21. 琵琶湖の外来魚駆除による基盤サービスの経済評価

2011年外来魚処理量	327.9 トン
上記外来魚に含まれる窒素量	8.70 トン
代替法による窒素回収金額	124.6 百万円
上記外来魚に含まれるリン量	2.59 トン
代替法によるリン回収金額	298.5 百万円

注: 熊丸(1998)によるブルーギル7尾とブラックバス4尾の平均値(窒素2.65%、リン0.79%)を用いた。

外来魚処理量には、回収いけす・回収ボックス、バス稚魚駆除も含む。



水草は田畑の肥料として使われており、古くから採取が規制されていた。明治6年(1873年)滋賀県布令書「湖中藻草取免許之儀」¹⁵⁾において、鑑札料1枚12銭5厘(1度限り)+税金10銭(毎年)の支払が定められた。さらに、明治12年(1879)滋賀県布達書「湖川魚漁採藻規則」¹⁶⁾においては、「第3条 藻採1人分1カ年税金50銭」の他、「第5条 採藻泥は魚苗養成のために関係少からざるをもって毎年6月1日より7月30日までの間はその営業を禁ずるものとす」と、採草の禁止期間が定められていた。なお、1991年に廃止されるまで113年間もの長きにわたり、この6月・7月の採藻禁止の規則は存在した。つまり、かつては規制がないと取り過ぎる勢いで利用されていた。

経験的に田畑の肥料として有効であることから利用されていたものであるため、化学肥料の使用に置き換わった現代においても、肥料としての価値を活用することが重要である。そこで、水草を肥料とする農家の援助を行う必要がある。既存の制度を用いるやり方として例えば以下のものが考えられる。1つは「環境保全型農業直接支援制度(H23～)」¹⁷⁾の仕組みを用いて、交付金を交付することである。本制度では、化学肥料、化学合成農薬を5割以上低減する取組と特認取組を組み合わせた取組を行うと、4千円/10aの交付金が受けられる。例えば、田畑面積当たり一定量以上の水草をすき込むことを、特認取組として承認することは可能ではないかと思われる。なお、本対策は農業振興地域内の農地、生産緑地地区内の農地で行われる取組が支援の対象となっている。

2つ目は、「農業者戸別所得補償制度(H23～)」¹⁸⁾の「緑肥輪作加算」の仕組みを用いて、交付金を交付する仕組みである。緑肥輪作加算とは、当年に他の作物の収穫・販売を行わずに地力の維持・向上のための緑肥作物を栽培し、収穫せずに畑地にすき込む場合(休閒緑肥)、1万円/10aの交付金が受けられる仕組みである。例えば、畑面積当たり一定量以上の水草をすき込んだ場合、緑肥作物の栽培と同等と見なすことで、本交付金を交付することは可能ではないかと思われる。新たな制度の創設としては、水草を肥料としたい農家の田畑に、自己負担なしで水草を搬入することが考えられる。現在滋賀県はマザーレイク滋賀応援寄付金による水草たい肥モニター制度で無料配布しているが、運搬料は自己負担となっている。もし運搬料負担が必要なければ、使用者が増えることも考えられる。有機農業を行うことによる生産物の付加価値アップの効果が期待でき、支出を抑えることで経営にもプラスと考えられる。

5. 本研究開発により得られた成果

(1) 科学的意義

琵琶湖における生態系サービスの損失額について、可能な限り推定を行った。これにより、生態系サービスの損失額が明らかとなった。これまで我が国湖沼の生態系サービスの損失額の概要を評価した事例はなく、本研究は他の湖沼においても生態系サービスの損失額を把握する上で参考となるものである。また、魚介類を活用したトップダウン効果による生態系の回復が、生態系サービスの評価額としてどれくらいの規模となるかも計測したことは、湖沼生態系保全システムを検討する際の一助となる。

(2) 環境政策への貢献

水草の有効活用についての農業政策を提言した。本政策がとりいれられれば、水草の廃棄物処

理量を削減するとともに、化学肥料の使用量を削減できる可能性がある。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

特に記載すべき事項はない

(2) 口頭発表（学会等）

a. 玉置泰司：第54回地域漁業学会（2012）一般報告

「近年の琵琶湖の生態系異変現象と漁業への影響」

b. 玉置泰司：第54回地域漁業学会(2012)シンポジウム琵琶湖の「漁業環境」を考える－湖国と古都の関わりから－ 塚本礼仁報告へのコメンテーター

塚本報告「琵琶湖産淡水魚介類の流通と加工」へのコメント「琵琶湖の流通と加工への期待と、その背景となる漁業現場の問題」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない

(4) シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

特に記載すべき事項はない

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない

(6) その他

特に記載すべき事項はない

8. 引用文献

- 1) 滋賀水試：昭和28年度総合開発調査 琵琶湖水位低下対策（水産生物）調査報告書 1（1954）
- 2) 滋賀水試：昭和44年度琵琶湖沿岸帯調査報告書(1972)
- 3) 滋賀水試：平成7年度琵琶湖沿岸帯調査報告書(1998)
- 4) 滋賀水試：平成14～15年度琵琶湖沿岸帯調査報告書(2005)
- 5) 中村幹雄・森忠洋：ジミ漁による宍道湖の浄化、用水と廃水、40(5)、41-43（1998）
- 6) 中村幹雄：宍道湖におけるヤマトジミと環境との相互関係に関する生理生態学研究、島根水試研報、9、28-33（1998）
- 7) 富士昭：ヤマトジミ個体群の家計簿は？、(株)エコクスHP、<http://www.econixe.co.jp/?p=407>（2000）
- 8) 水土舎：平成16年度水産業・漁村の多面的機能支援化委託事業報告書、pp. 10-12(2005)

- 9) 滋賀県：琵琶湖セタシジミ資源回復計画(2006)
- 10) 大津市：大津市観光動向調査業務委託報告書、p. 87(2010)、大津市HP
<http://www.city.otsu.shiga.jp/www/contents/1268959909864/activesqr/common/other/4c203e65002.pdf>
- 11) 小島朝子他：琵琶湖産のコイ科以外の数種魚類の一般成分組成および脂質の脂肪酸組成、日水誌、52(11)、2009-2017(1986)
- 12) 熊丸敦郎：霞ヶ浦主要生物についての成分分析結果、茨城内水試研報、34、91-94(1998)
- 13) 木邑聡美：外来魚のイシガイ科貝類グロキディウム幼生に対する影響、i-NET、Vol. 21、pp2-3(2009)
- 14) 滋賀県琵琶湖対策審議会：水産資料(1935)
- 15) 滋賀県布令書：湖中藻草取免許之儀(1873)
- 16) 滋賀県：湖川魚漁採藻規則(1879)
- 17) 農林水産省：環境保全型農業直接支援対策実施要項・要領(2012)、農林水産省HP
- 18) 農林水産省：農業者戸別所得補償制度実施要綱(2013)、農林水産省HP

（４）魚介類の生態系保全機能を活用した湖沼生態系の保全技術開発に関する研究

滋賀県水産試験場 生物資源担当 田中秀具・井戸本純一
環境病理担当 太田滋規
栽培技術担当 岡本晴夫・孝橋賢一

平成22～24年度累計予算額：10,359千円（うち、平成24年度予算額：3,209千円）
予算額は、間接経費を含む。

〔要旨〕

琵琶湖に生息する魚介類の役割の検証のため、水槽や実験池、天然水域での網生け簀試験を行ったところ、コイ、ワタカが水草繁茂を、ニゴロブナ、ゲンゴロウブナ、ホンモロコ、カネヒラ、ビワヒガイ、アユ、スジエビといった多種類の在来魚介類がエリ網付着物を抑制した。また、魚介類による環境改善に必要な魚介類の現況把握のため、基礎データが豊富な漁獲対象種の現存量を推定したところ、ビワマス471トン、ニゴロブナ540トン、ホンモロコ23トン、アユ1,737トン、セタシジミ1,705トンと推定された。さらに実際の湖沼において魚介類の環境改善機能を活用する技術を探るため、琵琶湖の生態系モデルを用いたシミュレーションを行ったところ、水草および付着藻類を在来魚によって削減するには外来魚（オオクチバス、ブルーギル）およびハス等の肉食性魚類の現存量を抑制する必要があることが明らかとなった。外来魚を撲滅し、ハス等の漁獲を最大化することにより、魚類全体の現存量は外来魚を含む現状の1.4倍、雑食性魚類は2.1倍となり、水草および付着藻類の現存量はそれぞれ10.6%および46.6%減少すると予測された。

〔キーワード〕

水草繁茂抑制、網付着物抑制、現存量推定、生態系モデル、トップダウン効果

1. はじめに

琵琶湖では多種多様な魚介類を対象に多様な漁業が営まれており、これらの漁獲物の変遷から琵琶湖の魚貝類組成が概略把握できる。近年、在来種の漁獲量は総じて減少している。一方、カワウや外来魚のオオクチバスやブルーギルが台頭し、魚介類組成に大きな偏りが生じている。元来、湖沼に生息する魚介類は、生息域の生態系の構成員としてそれぞれの生息環境を維持する機能を持つと考えられ、琵琶湖の魚介類の減少と種組成の変化により琵琶湖の環境に変化が起こることが危惧されていた。このような中、近年、琵琶湖では沈水植物の異常な繁茂や、漁網への藻類等異常付着による汚損といった生態系異変現象が発生している。

2. 研究開発目的

近年、琵琶湖で発生している沈水植物の異常な繁茂や、漁網への藻類等異常付着による汚損といった生態系異変現象は、琵琶湖の在来魚介類の減少と種組成の変化が原因の一つであると考えられる。このため、魚介類が果たしていた維持・保全機能の検証とともに琵琶湖に生息する魚介類の現存量を把握し、琵琶湖生態系モデルにより、魚介類の機能を活用した湖沼生態系保全のシ

システムを開発し、生態系管理方策を提言する。

3. 研究開発方法

(1) 琵琶湖に生息する魚介類の役割の検証

1) 水草繁茂抑制試験

a. 実験池試験

試験魚はコイ、ワタカ、ニゴロブナ、ゲンゴロウブナ、ホンモロコ、ブルーギルの6種とし、いずれも当场で養成していたものを試験に供した。試験水草は琵琶湖で異常繁茂している主要な水草であるオオカナダモ、コカナダモ、センニンモ、マツモの4種を用いた。実験池は当场の2m×4m×0.5mの屋外コンクリート試験池に琵琶湖水を1kl/dayとなるように注水した。水草は種ごとに10～20本を1株として束ね、株重量を測定し、約10cm角の金網に固定した。それを約3cmに砂利を敷いた底面がスノコになったコンテナに埋めて疑似植栽とした。コンテナには4種の水草を2株ずつ疑似植栽し、各池に2個設置した。試験は、魚種毎の池に各魚種を約500g収容し、5週間の無給餌飼育試験を7/16～8/20と9/8～10/13の2回行った。1週間毎に各池から1個のコンテナを取り出し、各水草株重量を測定した。測定後は再びコンテナに疑似植栽し、池に戻した。水草の増減は1個のコンテナの株から増減率を計算し、別のコンテナの株重量を推定し、2個のコンテナの4株の合計をそれぞれの水草種の株合計重量とした。試験終了時には疑似植栽した水草と株から外れて切れ藻となっている水草の重量を測定し、試験魚の体型を測定した。ワタカについては他の魚種と同様の水草量では試験途中でなくなることが想定されたため、水草が少なくなっていれば新たな水草株と交換する区を設けた。

b. 天然水域での網生け簀試験

試験は彦根市八坂町地先の琵琶湖内に幅・奥行・高さ1.8mの目合い9mmの網生け簀を8面設置して行った。設置場所の湖底は天然の水草が生えないように設置前にレーキで人力により耕耘した。試験水草は琵琶湖で異常繁茂している主要な水草であるオオカナダモ、コカナダモ、センニンモ、マツモの4種を用いた。水草は種ごとに10～20本を1株として束ね、株重量を測定し、各水草種を4株ずつ生け簀の底網に固定した。水草を根付かせるために2週間静置した後、当场で養成していたワタカを試験魚として収容した。ワタカを4つの生け簀に5尾（全重量約500g）ずつ収容し、ワタカ区とした。残りの4つの生け簀は魚を収容せず、対照区とした。試験は3週間の無給餌飼育試験を行い、終了時には生け簀毎の水草種別の重量の測定とワタカを回収し体型測定を行った。

2) エリ網付着物抑制試験

a. 水槽試験

試験魚はワタカ、ニゴロブナ、ゲンゴロウブナ、ホンモロコ、カネヒラ、ウグイ、ビワヒガイ、アユ、スジエビの9種とし、いずれも当场で養成していたものを試験に供した。エリ網付着物基盤は、エリに用いられている網（ナイロン3.5本42節のラッセル網）にあらかじめ琵琶湖内で藻類等を付着させ、25cm角に切断し塩ビ棒の枠に張り付けたものを用いた。試験水槽は屋内に設置した大型コンテナを用い、琵琶湖水を100L注水し、エアレーションを行った。試験は、各魚種を約100g収容した水槽の中央にエリ網付着基盤を設置し、2日間の無給餌飼育試験を2月期（2/15～2/23）と4月期（4/5～4/13）に行った。1回の試験終了後、約半量の水を交換し、翌日に同試験を続けて計3回行った。3回の試験終了後、試験魚の体型を測定した。エリ網付着物の測定は、試

験前後のエリ網付着基盤の上中下を25mmのポンチで3カ所切り抜いたものをサンプルとし、その付着物をブラシで落とし、フィルター（Whatman GF/C）で濾過したものの乾燥重量を測定した。付着物除去後のサンプル網は乾燥後、重量を測定した。3回の試験終了時には付着基盤網の付着物を洗浄、乾燥後、基盤網重量を測定した。

b. 天然水域での網生け簀試験

試験は彦根市八坂町地先に幅・奥行・高さ1.8mの目合い9mmの網生け簀を8面設置して行った。エリ網付着物基盤は約50cm角のエリ網（ナイロン3.5本42節のラッセル網）を塩ビ管の枠に張ったものとした。それをそれぞれの生け簀に、生け簀底面の中央に直立するように吊して設置した。試験魚は当场で養成していたコイ、ニゴロブナ、ゲンゴロウブナ、ホンモロコ、カネヒラ、ビワヒガイを混養して用いた。4つの生け簀にコイ（収容尾数1尾）、ニゴロブナ（同1尾）、ゲンゴロウブナ（同2尾）、ホンモロコ（同10尾）、カネヒラ（同15尾）、ビワヒガイ（同5～7尾）を合計重量約700g収容し、魚区とした。残りの4つの生け簀は魚を収容せず、対照区とした。毎週1回、各生け簀のエリ網付着基盤の上中下を直径25mmのポンチで3箇所を切り抜いたものをサンプルとし、その付着物をブラシで落とし、フィルター（Whatman GF/C）で濾過したものの乾燥重量を測定した。試験終了時には収容していた魚を回収して計数、体型測定を行い、付着基盤網の付着物を洗浄、乾燥後、基盤網重量を測定した。試験は2月12日から3月19日の5週間行った。

(2) 琵琶湖に生息する魚介類の現存量の推定

ビワマス、ニゴロブナ、ホンモロコの現存量推定方法の共通部分については一括して述べ、魚種別に異なる部分については後述する。

【材料】本研究で現存量を推定する魚介類のうちビワマス、ニゴロブナ、ホンモロコはいずれも多年生の浮魚であり、個体群に年齢構造がある。そして、いずれも水産業の重要な対象種であり、漁獲物の標本の年齢・サイズ組成、漁獲量統計、資源指標値など現存量の推定に有用なデータが比較的豊富である。さらに、栽培漁業のための種苗放流事業が実施されていて、その効果判定のために放流時点の現存尾数（当歳魚尾数）が推定されている（ニゴロブナ、ホンモロコは毎年、ビワマスは2005年のみ）。

【方法】以上のことからこれら3種の現存量は、①琵琶湖における各々の個体群構造に水産資源解析で汎用される成長生残モデルを適用し、②モデルのパラメータを基に、これも水産資源解析ではスタンダードな手法であるコホート解析（VPA）¹⁾によって年々の変化を計算するという2段階の過程によって推定した。①の過程は、当歳魚の推定尾数、漁獲魚の年齢・サイズ組成、漁獲量等の複数年分の平均値により構築したモデル個体群を平衡状態（増減のない状態）にあると仮定し、その生残過程のパラメータ（自然死亡率、漁獲死亡率）を求める。②は年毎の漁獲量を、漁獲魚の年齢組成とサイズ組成を用いて、年齢別の尾数を推定し、①のパラメータを基にVPAを行って現存量を求めた。最後に、別に推定していた（標識放流再捕法）当歳魚尾数を用いて先に求めた現存量推定のチューニングを行った。なお、これら3種の現存量推定はVPA実施に必要な資料、データを揃えることができた2006～'10年について実施した。

【理論式】成長生残モデルにおける生残過程には、Akamine²⁾を参考に次の式を用いた。

$$N_{a+1} = S_a \cdot N_a \quad \text{ただし } N_a \text{ は } a \text{ 歳の個体数、} S_a \text{ は } a \text{ 歳の生残率.}$$

$S_a = 1 - E_a - D_a$ ただし E_a は a 歳の漁獲率、 D_a は a 歳の自然死亡率.

$C_a = E_a \cdot N_a$ ただし C_a は a 歳の漁獲尾数.

これらの式をVPA用に表すと次のようになる。

$C_{a,y} = E_{a,y} \cdot N_{a,y}$ ただし $C_{a,y}$ は y 年の a 歳の漁獲尾数.

$N_{a,y} = \frac{N_{a+1,y+1} + C_{a,y}}{1 - D_a}$ ただし $N_{a+1,y+1}$ は $y+1$ 年の $a+1$ 歳の個体数.

なお、一般的に成長生残モデルで生残過程を表すのに用いられる全減少係数 Z 、漁獲係数 F 、および自然死亡係数 M と、本研究で用いたそれらに対応する生残率 S 、漁獲率 E 、および自然死亡率 D との関係は次の様に表せる。

$$S = e^{-Z}$$

$$E = \frac{F}{F + M} (1 - S) \quad \text{ただし、} Z = F + M \text{ である.}$$

$$D = \frac{M}{F + M} (1 - S)$$

【魚種別方法】

1) ビワマス：2006～'09年に実施した研究³⁾で構築したビワマスの資源構造モデルの成長と生残に関するパラメータ、2006年以降の漁獲魚標本の年齢・体長組成および漁獲量[滋賀農林水産統計(農林水産省)、琵琶湖海区漁業調整委員会調査資料)]を基にVPAによって現存尾数を推定し、重量に変換して現存量とした。

2) ニゴロブナ：2006～10年の漁獲量、当场および(財)滋賀県水産振興協会(未発表)が調査した2008～10年の漁獲魚の年齢・体長組成、および標識放流再捕法による推定当歳魚尾数を用いて、平衡状態を仮定した成長・生残モデル(モデル個体群)を構築した。なお漁獲量は滋賀農林水産統計(農林水産省)を藤原ら⁴⁾に基づき補正して用いた。2006～'10年の漁獲魚の年齢・体長組成と漁獲量から推定した年毎の年齢別漁獲尾数にモデルのパラメータを適用してVPAを行い、最後に漁獲対象でない当歳魚尾数(上記)を加えて現存尾数を推定し、重量換算して現存量を求めた。

3) ホンモロコ：標識放流再捕法により推定した当歳魚尾数、漁獲魚の年齢・サイズ組成、および漁獲統計(滋賀農林水産統計-農林水産省)のデータが最も良く整った2006～'08年を平均して、平衡状態を仮定した成長・生残モデル(モデル個体群)を構築した。また漁獲量から漁獲魚標本の年齢査定により年毎の年齢別漁獲尾数を推定した。モデルのパラメータと年別の当歳魚尾数、年齢別漁獲尾数を基にVPAにより現存尾数を推定し、重量に変換して現存量を求めた。

4) アユ

【材料】アユは1年ごとに世代交代する両側回遊魚であるが、琵琶湖には産卵期を除いて一生のほとんどを湖中ですごすいわゆるコアユが多く生息している。琵琶湖のアユは仔魚期から重要な漁業対象種となっているため、流入河川での産卵数、湖中での仔魚生息密度、サイズ組成、魚群探知機による魚群数などの資源指標が毎年調査されている。

【方法】アユは年魚であるため、上記1)と同様のコホート解析を月別に行い、上記の資源指標値を用いてチューニングすることにより¹⁾、月ごとの現存量算出を試みた。

5) セタシジミ

【材料】セタシジミについては、毎年産卵期直前の禁漁期間中に琵琶湖一円の漁場において実際の漁船漁具を用いた漁獲調査を実施している。

【方法】セタシジミは浮遊幼生期を持たず、移動性が乏しいことから、現存量の推定には面積密度法⁵⁾を用いた。生息域の面積を確定するため、毎年の漁獲調査と同じ漁業者に依頼して琵琶湖一円の各漁場の限界線をGPSによって測位し、数値地図表示ソフト（カシミール3D）を使って漁場の面積を算出した。また、漁場以外の生息域面積として、水深20m以浅の沿岸域の面積を25000分の1の数値地図から上記ソフトを使って算出した。

(3) 魚介類による環境改善効果の評価および生態系管理方策を探るためのモデルの検討

魚介類が持つ環境改善機能が実際の湖沼で果たす役割の評価とその機能を活用して生態系を管理するための方策を探る手段として、数理モデルを用いて生態系を再現するとともに、特定の魚介類に対する人為的な現存量の操作がもたらす影響をシミュレーションによって予測した。

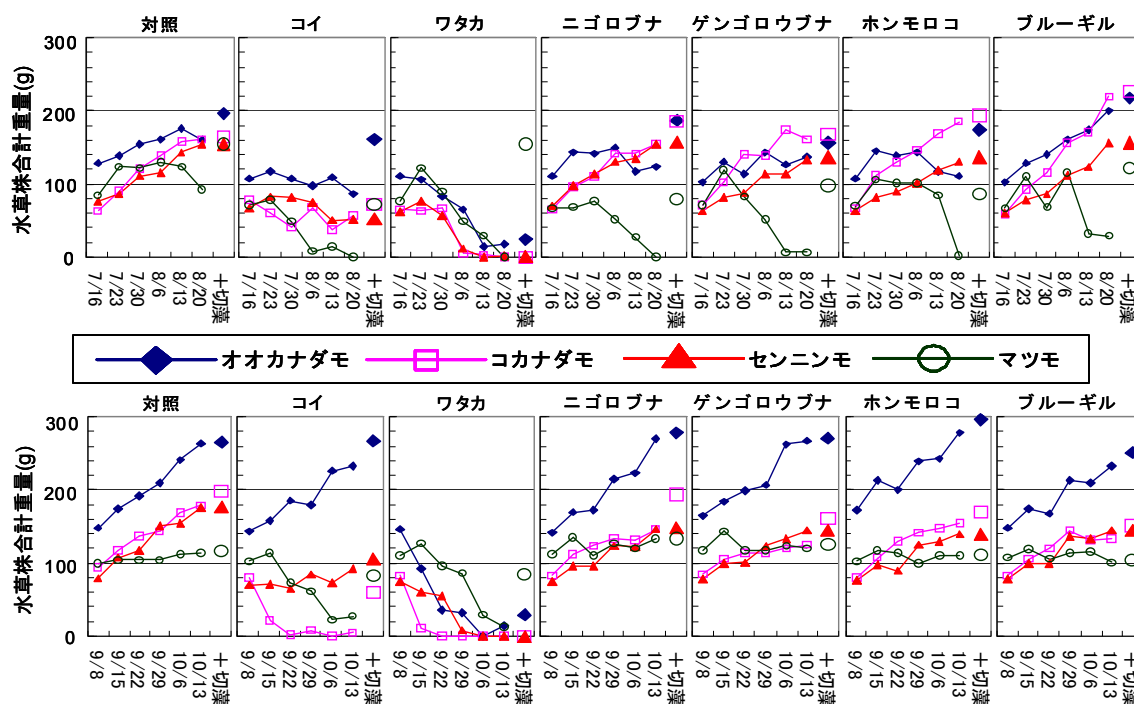
用いるモデルは、近年研究が進んでいるいくつかの生態系モデル構築法の中から、湖沼の生態系における高次生産者である魚介類の相互作用に注目したトップダウン効果の解析に適したものを選択することとした。モデルの構築に最低限必要な生物群の絶対量として、上記(2)で推定した主要魚介類の現存量を用いた。そのほかに必要なデータは、既存の文献から収集した。

4. 結果及び考察

(1) 琵琶湖に生息する魚介類の役割の検証

1) 水草繁茂抑制試験

a. 実験池試験



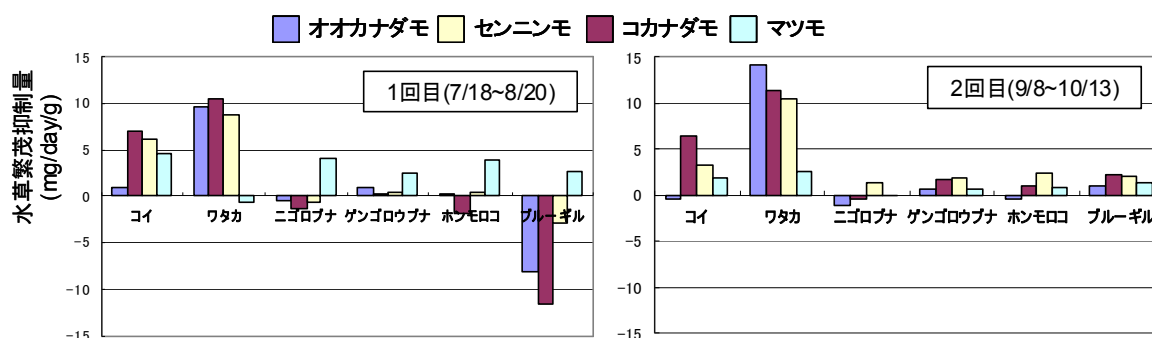
図(4)-1. 水草の増減動向

魚種別により各水草の増減動向を図(4)-1に示した。1回目の試験ではコイ区とワタカ区を除いてほとんどの水草は2倍以上に成長した。2回目の試験ではコイ区とワタカ区およびマツモを除いて水草は概ね2倍に成長した。コイ区では水草の積極的な摂食は見られず、コカナダモやマツモはコンテナから引き抜かれたものの、それらは切れ藻となって水底に残っていた。ワタカ区では積極的な摂食が見られ、はじめにコカナダモの全草を摂食し、次にオオカナダモとセンニンモを摂食した。マツモは他の水草が少なくなると引き抜かれたが、ほとんど摂食はされず、1回目の試験ではむしろ増加した。

対照区の水草減少量を基準として水草繁茂抑制量を下式により求めた。

水草減少量(g) = 試験開始時水草合計重量(g) - 試験終了時水草合計重量 - 切れ藻重量(g)

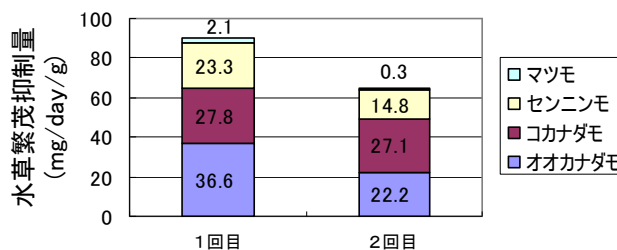
水草繁茂抑制量(g) = 各区の水草減少量(g) - 対照区の水草減少量(g)



図(4)-2. 魚種別・水草種別の1日・魚体重あたり水草繁茂抑制量

2回の試験ともにコイ区とワタカ区に顕著な水草繁茂抑制効果が見られた。コイ区では5週間で285.9g、215.6gの水草の繁茂が抑制された。これらの水草繁茂抑制量と試験終了時の魚体重から各魚種の1日・魚体重あたりの水草繁茂抑制量を図(4)-2に示した。コイの水草繁茂抑制量は18.5mg/day/g、11.3mg/day/gとなった。

ワタカ区についてはコイ区よりも水草繁茂抑制量は多いが、試験中に水草がなくなってしまうので、水草を追加した区の結果からワタカの水草繁茂抑制量を下式により求めた。ワタカに水草を追加した区では5週間で1,458.5g、1,169.8gの水草が抑制された。これらの水草繁茂抑制量と試験終了時の魚体重から求めたワタカの1日・魚体重あたりの水草繁茂抑制量を図(4)-3に示した。ワタカの水草繁茂抑制量は89.8mg/day/g (摂食量70.1mg/day/g)、64.4mg/day/g (摂食量45.8mg/day/g)となった。



図(4)-3. ワタカの1日・魚体重あたりの水草繁茂抑制量

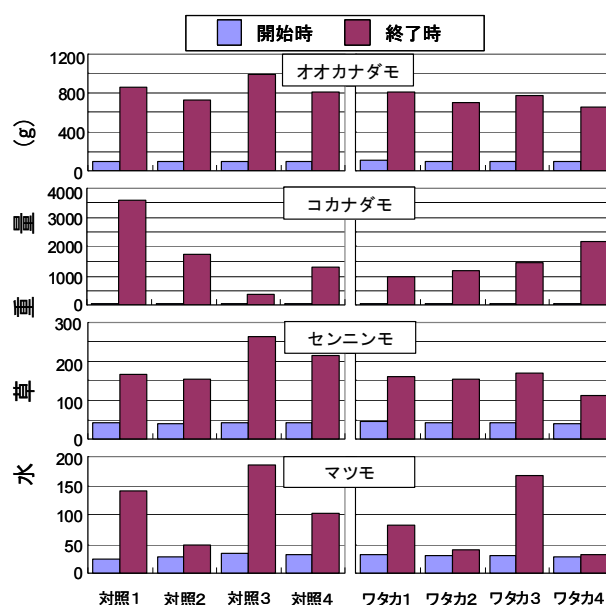
1週毎の水草減少量(g) = 設置時水草株合計重量(g) - 回収時水草株合計重量(g)

水草摂食量(g) = 1週毎の水草減少量の合計(g) - 切れ藻重量(g)

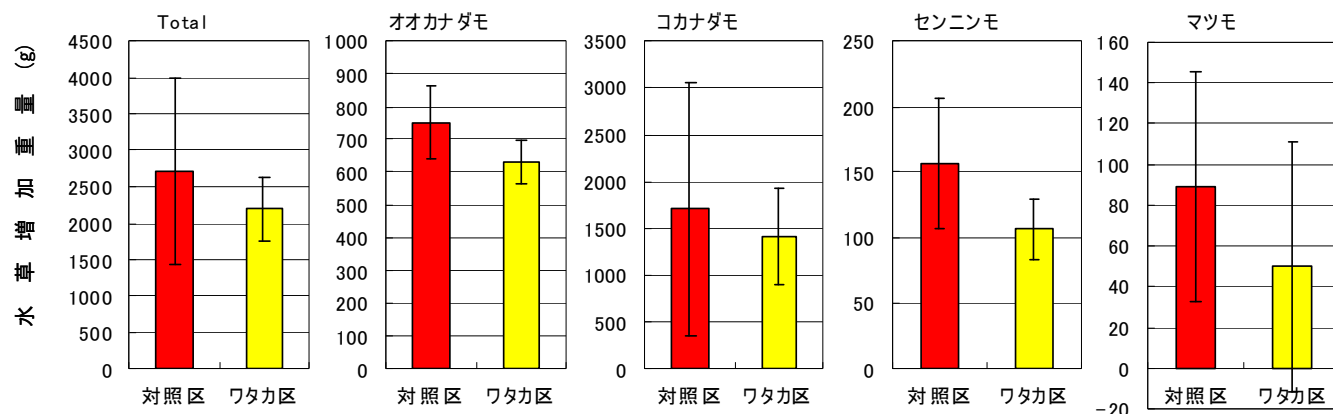
水草繁茂抑制量(g) = 水草摂食量(g) + 対照区の水草減少量(g)

b. 天然水域での網生け簀試験

試験区および水草種別の試験開始時と終了時の水草重量を図(4)-4に示した。対照区、ワタカ区ともにいずれの水草も植栽した時より重量が増加した。生け簀の設置条件の違いによるものか生け簀毎のバラツキが大きく、特に対照区のコカナダモで顕著であった。対照区とワタカ区の水草増加重量（終了時水草重量－開始時水草重量）の平均値を図(4)-5に示した。各区の生け簀毎の分散が大きいため、どの水草種についても統計的には有意な差ではない（Mann-Whitney's U test n.s.）ものの、それぞれの水草種の平均値は対照区よりワタカ区が少なくなっており、ワタカが水草の繁茂を抑制したと考えられた。各水草の平均値の差の合計は504.9gとなり、これをワタカ5尾が3週間（21日間）で抑制（摂食）したとすると、1日1尾あたり4.8gの繁茂抑制効果が認められた。



図(4)-4. 試験区別の水草重量



図(4)-5. 水草別のワタカ区と対照区の平均水草増加重量

エラーバーは標準偏差

実験池試験と天然水域網生け簀試験の対照区の開始時および終了時の水草重量の平均から水草増加率（終了時水草重量／開始時水草重量）や相対成長速度（ $RGR = (\ln \text{開始時水草重量} - \ln \text{終了時水草重量}) / \text{試験日数}$ ）を比較した（表(4)-1）。水草増加率は、実験池試験では最も増加したコカナダモでも5週間で植栽時の2.3倍であったが、天然水域網生け簀試験でのコカナダモは5週間で植栽時の40.5倍にも増加した。ワタカによって水草繁茂抑制をするためには、水草の成長を上回るワタカの摂食が必要となる。今回の天然水域の試験で得られた水草4種の合計の相対成長速度0.075g/g/dayと実験池試験で得られたワタカの摂食量70.1mg/day/gを用いて、水草の生長量とワタカの摂食量が平衡状態となるワタカ重量を求めると、水草の重量に対してワタカの重量が1.105

表(4)-1. 対照区の平均水草重量と増加率・相対成長速度の比較

	水草種	開始時重量 (g)	終了時重量 (g)	増加重量 (g)	増加率	相対成長速度 (g/g/day)
実験池 試験	オオカナダモ	138.3	231.4	93.1	1.67	0.015
	コカナダモ	79.2	181.9	102.7	2.30	0.024
	センニンモ	77.8	166.6	88.8	2.14	0.022
	マツモ	92.4	136.3	43.9	1.47	0.011
	合計	387.7	716.1	328.4	1.85	0.018
天然水域 網生け簀 試験	オオカナダモ	97.5	847.1	749.7	8.69	0.062
	コカナダモ	43.2	1749.2	1706.1	40.51	0.106
	センニンモ	42.4	199.1	156.7	4.70	0.044
	マツモ	31.0	119.9	88.9	3.87	0.039
	合計	214.0	2915.3	2701.4	13.63	0.075

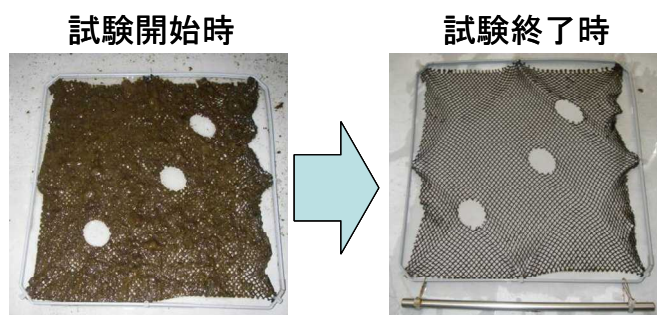
倍となる値が算出された。これ以上のワタカがいないと水草は抑制できないとすると、ワタカによる水草の抑制よりも、むしろまだ水草が少ないときの予防として考えるべきである。また、水草の摂食量としては少ないがコイやタナゴ類等の多様な在来魚による水草繁茂の予防的効果も期待できる。ただし、好条件下での水槽実験ではこれまでのワタカの摂食量の最大値の337mg/day/gが得られており⁶⁾、条件により摂食量は多くなる可能性もあり、ワタカの好条件下での天然水域の水草摂食量の把握が必要である。また、水草の相対成長速度を求めた事例は少なく、水槽による試験はあるものの天然水域での事例は見あたらない。琵琶湖に生育する6種の沈水植物の光・水温特性を水槽試験により明らかにした事例では、相対成長速度の最大値はコカナダモの

0.062g/g/dayであるが⁷⁾、今回の網生け簀試験でのコカナダモでは0.106g/g/dayと非常に高い値となった。また、オオカナダモの生育に及ぼす環境要因の影響を調査した水槽試験での相対成長速度の最大値は0.067g/g/day⁸⁾と今回の網生け簀試験でのオオカナダモの0.062g/g/dayとほぼ等しい値であるが、水中の硝酸イオン濃度が200 μ Mという高濃度での試験の値である。天然水域での水草は湖底からの栄養塩を利用するため、その相対成長速度は高いと考えられるが、今後、水底質や光条件などの様々な条件下での水草の相対成長速度を把握する必要がある。

2) エリ網付着物抑制試験

a. 水槽試験

網付着物は魚種により抑制具合は異なるが、摂餌行動と思われる抑制が認められた(図(4)-6)。2月期の試験ではビワヒガイに顕著に網付着物抑制が観察され、試験開始時には網目が付着物でふさがれている状態であったが、終了時には網目がはっきりとわかるほどに付着物がなくなっていた。4月期の試験ではビワヒガイの他、ニゴロブナ、ゲンゴロウブナ、ホンモロコ、カネヒラ、アユで同様に付着物がなくなっていた。エリ網付着基盤の付着物重量、網付着物減少量、網付着物抑制量は下式により求めた。それぞれの網付着物抑制量と試験終了時の魚体重から1日・魚体重あたりの網付着物抑制量を求め、各月期に行った3回の試験の平均を図(4)-7に示した。網付着物を1日・魚体重あ

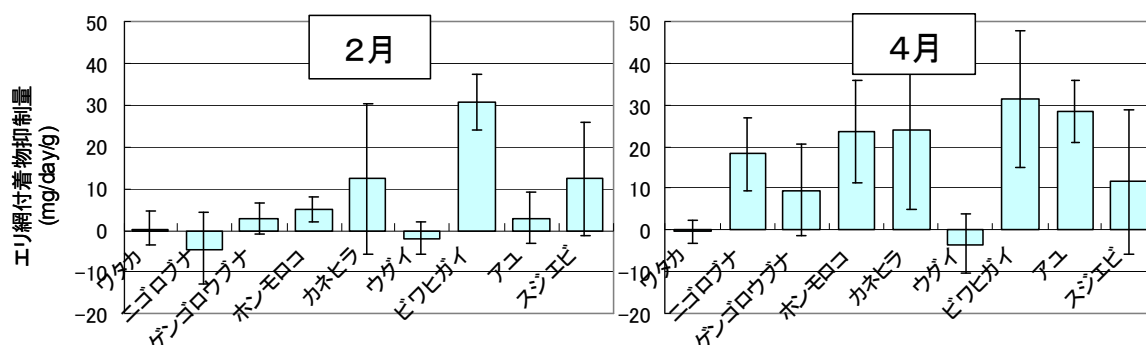


図(4)-6. 試験事例(4月期アユ)

網付着物重量 (mg) = サンプル網付着物の乾燥重量 (mg) / サンプル網重量 (g) * 基盤網重量 (g)

網付着物減少量 (mg) = 試験開始時の網付着物量 (mg) - 試験終了時の網付着物量 (mg)

網付着物抑制量 (mg) = 各区の網付着物減少量 (mg) - 対照区の網付着物減少量 (mg)



図(4)-7. 魚種別の1日・魚体重あたりエリ網付着物抑制量

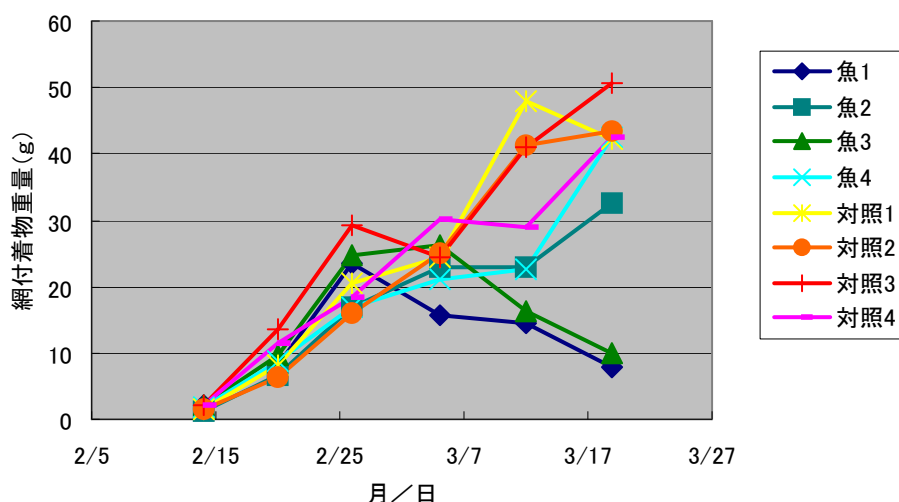
エラーバーは標準偏差

たり10mg以上の抑制能力のある魚種は、2月期ではカネヒラ(12.3mg)、ビワヒガイ(30.9mg)、スジエビ(12.3mg)、4月期ではニゴロブナ(18.2mg)、ホンモロコ(23.8mg)、カネヒラ(24.0mg)、ビワヒガイ(31.5mg)、アユ(28.6mg)、スジエビ(11.6mg)であった。

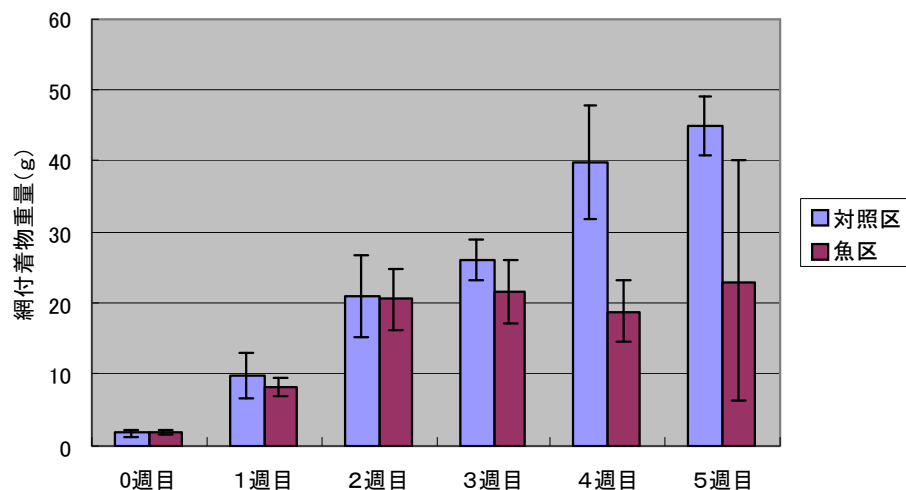
程度の違いはあるものの、今回の試験で用いた9種の魚介類のうち7種で網付着物を抑制することができた。このことから、今回の試験以外の魚種にも抑制できる魚種の存在が予想でき、これらの魚種が回復すれば近年の異常なエリ網付着物は一定解消されることが期待できる。

b. 天然水域での網生け簀試験

網付着物重量を水槽試験と同様の式により求め、各生け簀ごとの網付着物重量の推移を図(4)-8に示した。試験開始から2週目までは全ての区で付着物重量は増加したが、3週目には魚区1と対照区3で付着物重量が減少した。4週目には魚区では減少傾向にあるが、対照区は増加傾向であった。5週目には魚区2、魚区4では増加し、魚区1、魚区3では減少に2分したが、対照区は増加傾向であ



図(4)-8. 各生け簀の網付着物重量の推移

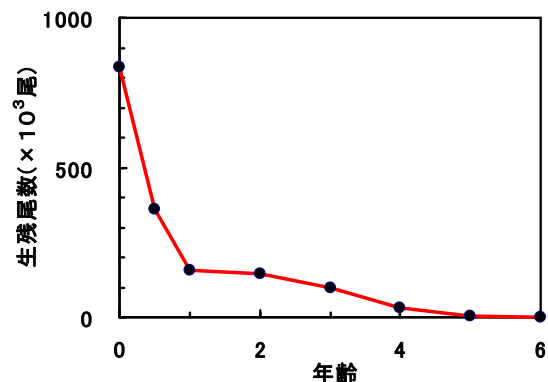


図(4)-9. 試験区別網付着物重量の平均値の推移

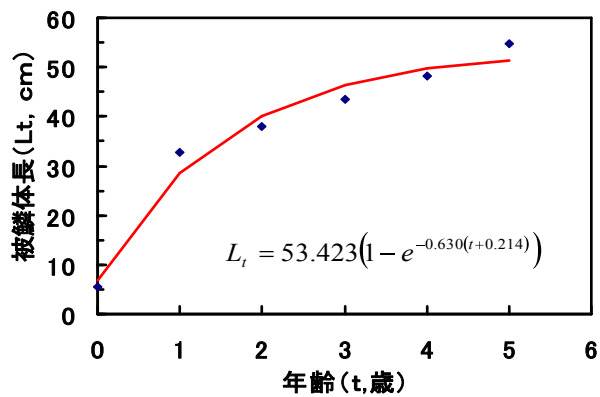
った。試験終了時の魚の回収では、魚区1はホンモロコが1尾、魚区3はニゴロブナ1尾、ホンモロコ1尾が回収できなかつただけであったが、魚区2はニゴロブナ1尾、ビワヒガイ4尾、カネヒラ11尾、ホンモロコ6尾が回収できず総重量は335.2g、また魚区4はニゴロブナ1尾、ビワヒガイ5尾、ゲンゴロウブナ2尾、カネヒラ8尾、ホンモロコ6尾が回収できず総重量は221.7gとなっていた。魚区2と魚区4では回収時にフナ類の腐敗した死亡魚も見られ、死亡あるいは減少した時期や原因は不明であるが、重量、尾数ともに収容時の半分以下となっていた。週毎の試験区別の網付着物重量の平均値の推移を図(4)-9に示した。4週目以降の網付着物重量の平均値は、魚区では対照区に比べ約半減しており、4週目では統計的に有意な差となった(Mann-Whitney's U test $p < 0.05$)。5週目は魚区1、魚区3と魚区2、魚区4で網付着物の増減が2分しているため、分散が大きく統計的には有意な差ではないものの、5週目の回収した魚の重量と網付着物重量の関係は高い相関 ($R^2 = 0.99$)を示し、生け簀内の魚の重量が多いほど網付着物は減少した。今回の試験ではコイ、ニゴロブナ、ゲンゴロウブナ、ホンモロコ、カネヒラ、ビワヒガイの6魚種を混合して収容したため、どの魚種が付着物を減少させたかは分からないが、在来魚の存在がエリ網の藻類等の付着を予防する効果が確認できた。

(2) 琵琶湖に生息する魚介類の現存量の推定

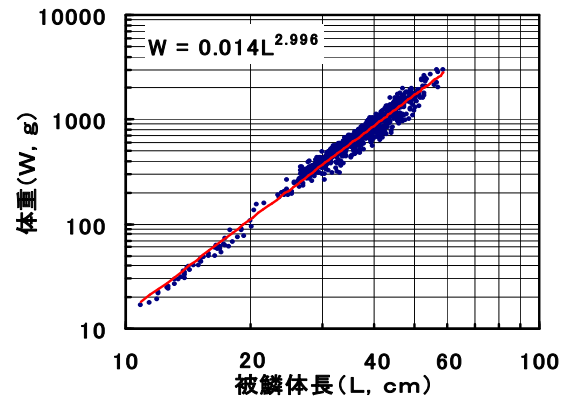
1) ビワマス：2006～09年の漁獲量、漁獲魚と回帰親魚の年齢・体長組成、および標識流放流再捕調査により推定した2005年の当歳魚尾数を用いての琵琶湖におけるビワマスの個体群構造を表すモデルが既に構築されていたので、そのモデルの年齢別成熟死亡を基にした自然死亡率や、漁獲率などのパラメータを用いてVPAを行い現存量を推定した。モデル(年級群)の生残過程を図(4)-10に、成長過程(体長の成長をBertalanffyの



図(4)-10. ビワマスの生残過程(モデル)



図(4)-11. ビワマスの成長過程(モデル)



図(4)-12. ビワマスの体長－体重関係

成長曲線をあてはめた)を 図(4)-11に、体長組成や年齢別個体数(漁獲尾数、現存尾数)と重量(漁獲量、現存量)の換算に用いた体長－体重関係を図(4)-12に示した。2006～'10年の漁獲量は表(4)-2に示した。この漁獲量から漁獲魚の年齢・体長組成と体長－体重関係を用いて年別年齢別漁獲尾数を求め、表(4)-3に示した。漁獲量はこの間、変動はありながらも全体的には増加傾向にあった。また漁獲尾数は漁獲量の増加を反映して、全体的には増加傾向を示したが、年齢組成は毎年の漁獲魚と回帰親魚の年齢・体長組成に大きな変化がなかったことを反映して大きな変化は見られなかった。

VPAにより推定された2006～'10年の現存尾数は表(4)-4に、これを体長－体重関係により重量に換算した現存量は図(4)-13に示した。現存尾数は年齢別にみると、年毎に増減はあるものの全体的には増加傾向にあると推定された。本研究において本節に求められている現存量は、2006～'10年の年順に332, 344, 384, 422, 471トンと推定され、ビワマスの現存量は2006年以降増加傾向にあると思われた(図(4)-13)。また年毎の年齢組成の変化は大きくはないことが示唆された。

以上のことからビワマスは2006年以降安定的な個体群構造を維持しつつ増加傾向にあるとみられる。これは増殖事業としての種苗放流が2004年以降、安定的に実施されていることによるものと思われる。すなわち滋賀県が1980年代以来目標としてきた(滋賀県栽培漁業基本計画) 全長6cmサイズ種苗の70万尾／年の放流は、2004年に初めて達成され、この年以降、毎年この種苗放流量がほぼ維持されており、その効果が現れてきたことが、表

表(4)-2. ビワマスの漁獲量(単位：トン)

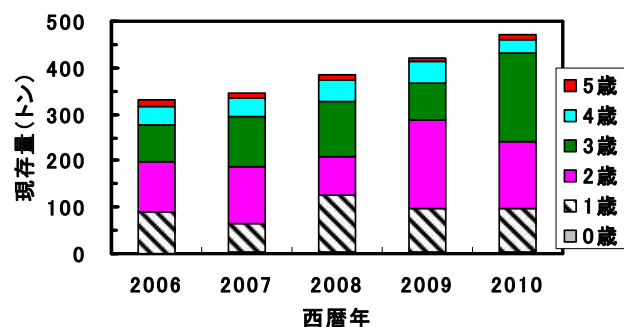
年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年
漁獲量	19	27	33	27	37

表(4)-3. ビワマスの年齢別漁獲尾数(単位：尾)

年齢\年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年
1+	0	970	3439	699	966
2+	9966	10334	13684	13889	19785
3+	7499	10480	11908	10160	15610
4+	1776	2523	3070	3076	3001
5+	592	437	444	419	809

表(4)-4. ビワマスの現存尾数(単位：尾)

年齢\年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年
0+	634771	1429898	1093831	1072748	2640446
1+	159051	118203	266266	203686	199760
2+	136068	151691	111763	250506	193562
3+	76556	90581	101757	68903	171222
4+	22799	24558	27450	30702	18693
5+	7600	4250	3969	4187	5040

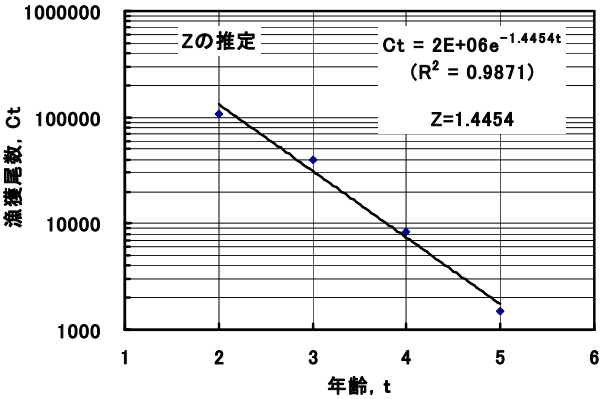


図(4)-13. ビワマスの現存量

(4)-4の0+魚の推定尾数の増加傾向からも推測される。なお、本研究における本種の現存量推定の時期は漁獲開始前の4～5月を想定したものである。

2) ニゴロブナ：成長・生残モデルの年齢に伴う死亡過程(生残過程)のうち、漁獲年齢部分は2～5歳の年齢別漁獲尾数から求めた(図(4)-14)。全減少係数 $Z=1.4454$ 。自然死亡係数 M を田中・田内の式⁹⁾により $M=2.5/\text{寿命}=0.5000$ とすると、漁獲係数 F は $F=Z-M=0.9454$ となる。従って漁獲開始(2歳)以降の生残率 $S_{2\sim5}$ 、自然死亡率 $D_{2\sim5}$ 、漁獲死亡率 $E_{2\sim5}$ は、 $S_{2\sim5}=0.236$ 、 $D_{2\sim5}=0.264$ 、 $E_{2\sim5}=0.500$ と求められた。漁獲開始前の0～2歳の死亡過程は当歳魚(2008～'10年の平均尾数)と、2歳魚(上記の推定尾数)の間は指数関数的に減少すると仮定し、さらに1歳魚の漁獲尾数(一部が漁獲対象)を考慮(E_1 を推定)して求めた。

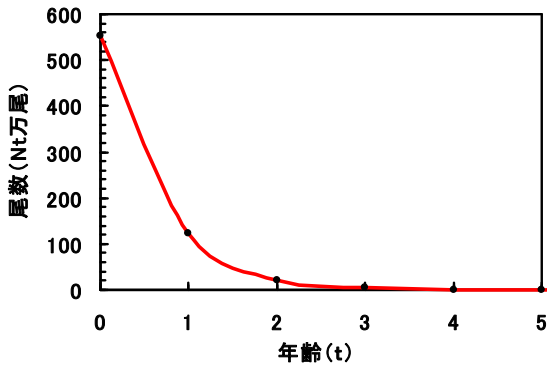
以上により求めたモデル年級群の死亡(生残)過程のパラメータをその推定個体数(N_t : t 歳の個体数)とともに一括して表(4)-5に示した。モデル(モデル年級群)の生残過程を図(4)-15に示した。また成長過程にBertalanffyの成長曲線をあてはめて図(4)-16に、個体数と重量との換算に用いた体長-体重関係を図(4)-17にそれぞれ示した。なおモデル年級群は構築時の年齢組成から寿命を6歳未満としたがその後の調査(2011年)で、年齢7+の個体が見出されたため成長曲線は8歳未満まで延長した。ただし2011年調査でのみ出現した6+以上の高齢魚は極めて稀な例(2011年調査魚1754尾中3尾、0.17%)として本研究の個体数推定からは除外した。



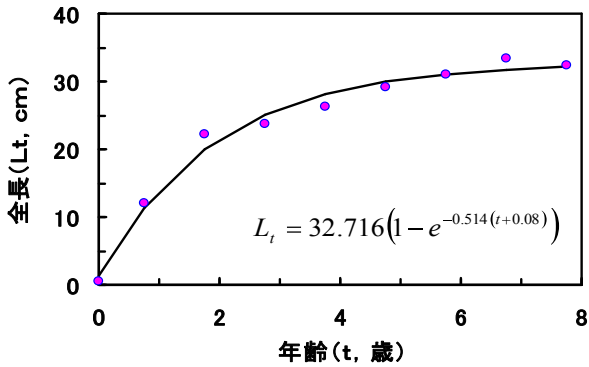
図(4)-14. ニゴロブナのZの推定(モデル)

表(4)-5. モデルのパラメータ(ニゴロブナ)

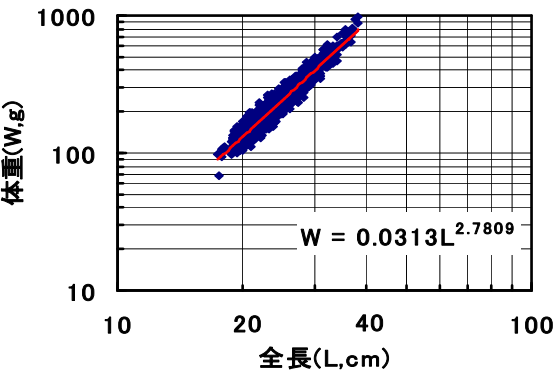
年齢:t	Nt(万尾)	S	D	E
0	553.6	0.22381	0.776	0
1	123.9	0.17929	0.776	0.045
2	22.2	0.23565	0.264	0.500
3	5.2	0.23565	0.264	0.500
4	1.2	0.23565	0.264	0.500
5	0.3	0.23565	0.264	0.500



図(4)-15. ニゴロブナの生残過程(モデル)



図(4)-16. ニゴロブナの成長過程(モデル)



図(4)-17. ニゴロブナの全長-体重関係(モデル)

2006～'10年の漁獲量は表(4)-6に、年別の年齢別漁獲尾数は表(4)-7に示した。漁獲量はこの間、39～59トンの間で変動していた。一方、年齢別漁獲尾数をみると、漁獲量の多い年は高齢魚(大型魚)が多く、漁獲量が少ない年はその逆の傾向がみられた。

モデルのパラメータを用いて2006～'10年の漁獲尾数を対象にVPAを実施した。VPAにより推定された現存尾数は表(4)-8に、これを重量に換算した現存量は図(4)-18に示した。これらの表と図をみると現存尾数、現存量の多寡は当歳魚の多寡に影響されていると思われる、その傾向は尾数で顕著であった。全年齢を合わせたニゴロブナの現存量は2006～'10年の順に

491、441、344、344、540トンと推定された。すなわちニゴロブナは2006～08年に減少したが、その後増加傾向に転じたとみられる。特に2010年は0+魚の増加が顕著であり、2011年以降の漁獲量は増加すると予想された。この予想について現時点で2011年以降の漁獲統計は公表されていないが、漁業者からの情報(2011年の漁獲魚には小型魚が多い、近年ニゴロブナが増えた等)とはほぼ一致している。

滋賀県水産試験場が推定した2010年の当歳魚尾数は1994年の調査開始以降最多で、それは放流種苗ではなく天然由来の増加によるとされている¹⁰⁾。天然魚の増加要因については近年の水田利用による種苗生産が開始されたことが奏功している可能性があるが、詳細は不明である。また本研究の現存量(尾数)の推定は、この当歳魚尾数によるチューニングを加えたVPAであり、2010年は漁獲量が減少したにも関わらず、現存量(尾数)が増加すると推定されたのは、当歳魚の増加が反映したと思われる。なお本研究における本種の現存量推定の時期は漁獲開始前の12月を想定したもので、当歳魚尾数推定の時期もこれと一致している。本種の繁殖期は春であり、春～晩秋の当歳魚は考慮していない。

3) ホンモロコ：本種は繁殖期が春であり、当歳魚は秋季以降漁獲対象となる。しかも当歳魚が漁獲の主体である。従って、成長・生残モデルの年齢に伴う死亡過程は漁獲魚に出現し

表(4)-6. ニゴロブナの漁獲量(単位：トン)

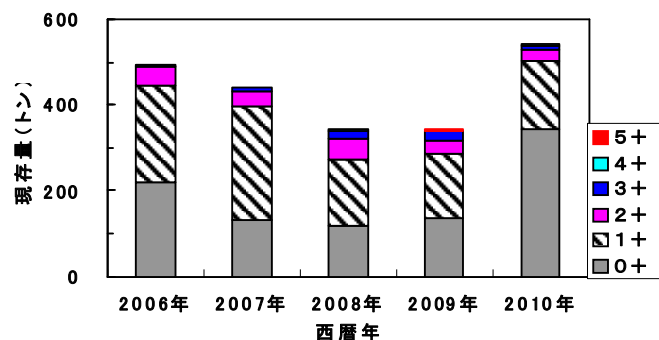
西暦年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年
漁獲量(トン)	47	39	56	59	34

表(4)-7. ニゴロブナの年齢別漁獲尾数(単位：尾)

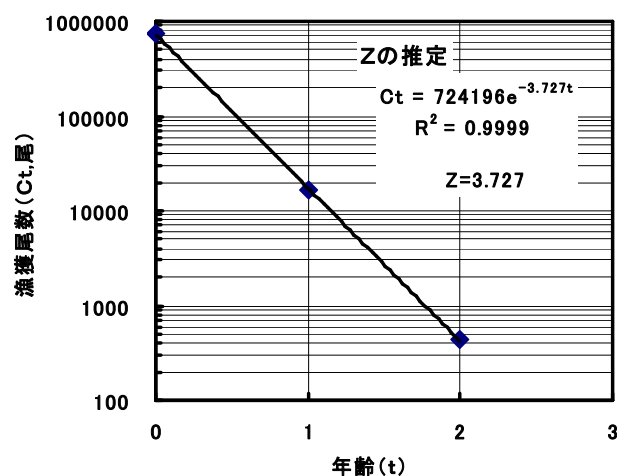
年齢\年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年
1+	106782	112026	49326	50153	32996
2+	119240	77195	97450	77797	62228
3+	5848	10920	21672	45417	20872
4+	254	188	6342	6818	4968
5+	254	0	321	2769	405

表(4)-8. ニゴロブナの現存尾数(単位：尾)

年齢\年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年
0+	6887432	4113370	3717529	4174738	10707000
1+	1209681	1541500	920628	832033	934363
2+	208688	163960	232982	156723	136067
3+	9634	34269	43413	73929	37488
4+	346	1239	14288	10262	8965
5+	346	0	723	4168	731



図(4)-18. ニゴロブナの現存量



図(4)-19. ホンモロコのZの推定(モデル)

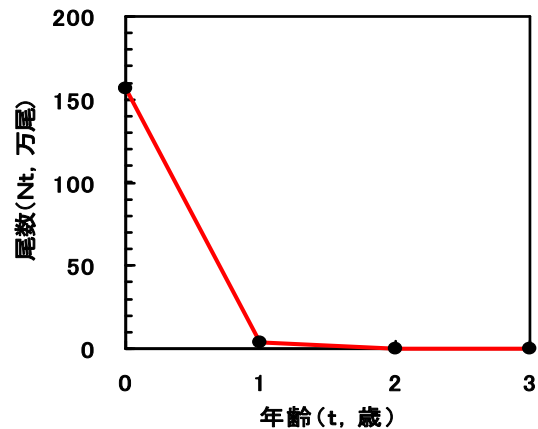
た全年齢(0～2歳)の年齢別漁獲尾数から求めた(図(4)-19)。図に示すように全減少係数が $Z=3.7270$ だから、自然死亡係数 M を田中・田内の式⁹⁾により $M=2.5/\text{寿命}=0.8333$ とすると、漁獲係数 F は、 $F=Z-M=2.8937$ となる。従って自然死亡率 D 、漁獲死亡率 E は、先述の理論式から $D=0.218$ 、 $E=0.758$ となる。従って2006～'08年の平均漁獲尾数 $C=759103$ (尾)

を漁獲率 E で除して求めた個体数 N (全年齢)は、 $N=C/E=1001455$ (尾)となる。一方、標識再捕法により求めた個体数(全年齢、2006～'08年平均) N は $N=1640000$ (尾)である。そこでMS-EXCELのソルバーを用いて個体数が $N(=1004555)$ が1640000に一致するように、 M (初期値 $=0.8333$)を変化させると、自然死亡係数は $M=1.9594$ となり、漁獲係数は $F=1.7677$ となった。これらから自然死亡率は、

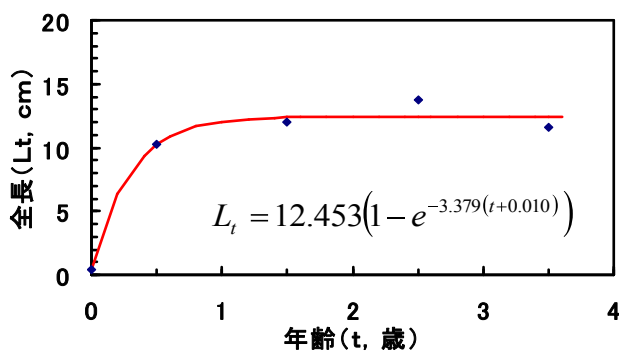
$D=0.513$ 、漁獲率は $E=0.463$ と求められた。求められたモデル年級群の生残(死亡)過程のパラメータをその推定個体数(N_t : t 歳の個体数)とともに一括して表(4)-9に示した。またモデル(モデル年級群)の生残過程を図(4)-20に示し、成長過程はBertalanffyの成長曲線をあてはめて図(4)-21に示し、個体数と重量との換算に用いた体長－体重関係は図(4)-22に示した。

表(4)-9. モデルのパラメータ(ホンモロコ)

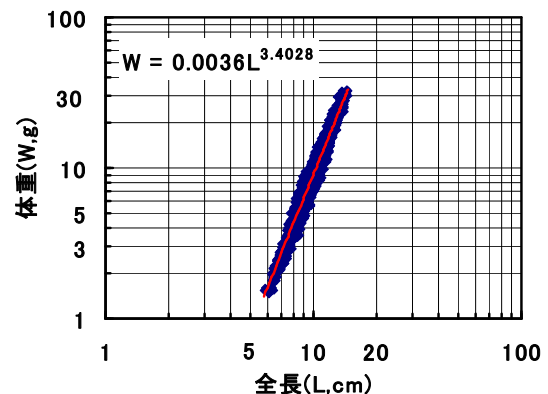
年齢(i)	Ni(尾)	S	E	D
0	1564585	0.024	0.463	0.513
1	37652	0.024	0.463	0.513
2	906	0.024	0.463	0.513
3	22	0.024	0.463	0.513



図(4)-20. ホンモロコの生残過程(モデル)



図(4)-21. ホンモロコの成長過程(モデル)



図(4)-22. ホンモロコの全長－体重関係

構築したモデルの様相から、ホンモロコは3歳魚まで存在するが、現在の琵琶湖では、ほとんどが当歳魚という年魚のような個体群構造を呈する。また成長過程をみると1歳までの成長率が大きく、最初の漁期(生まれた年の秋季)には当歳魚は十分漁獲サイズに達していて、1歳以降の年級と漁獲率を変更する必要はないものと判断できた。

2006～'10年の漁獲量は表(4)-10に、年齢別の漁獲尾数は表(4)-11に示した。漁獲量はこの間、6トンから10トンまで増加傾向で推移した。漁獲尾数は当尾数(全年齢)に占める割合は低いもののホンモロコとしては高齢の1、2歳魚の増加も注目された。

以上で述べたモデルのパラメータを用いて、2006～'10年を対象にVPAを実施した。推定された

現存尾数は表(4)-12に、これを重量に換算した現存量は図(4)-23に示した。本種の現存尾数(量)は2008年に飛躍的に増加し、それ以降安定的に推移している。具体的には2006～10年の推定現存量は、年順に、8、10、22、22、23トンで、2008年以降、0歳魚(添加量)が増加し、それによって現存量全体が増加したことが窺える。ホンモロコはいわゆる年魚ではないが、漁獲魚のほとんどを当歳魚が占める(多くを0歳で漁獲する)という漁獲形態であり、現存量の多寡は0歳魚の多寡で決まってくる。また、漁獲尾数と同様に1、2歳魚の増加が現存尾数を見ても注目される。すなわち大部分が0歳で獲られるはずの本種で、高齢魚が増える傾向を漁獲圧に対する取り残し(=余剰)とみれば、ホンモロコ個体群は、増加圧>漁獲圧の状況にあると考えられ、高齢魚の増加も本種の増加傾向を示していると思われる。この増加の兆候については、滋賀県水産試験場が琵琶湖東岸に位置する内湖の一つである伊庭内湖での本種の繁殖が際だって増加していることを確認しており、これが琵琶湖での増加に繋がっているとの推測¹¹⁾もしている。

なお本研究におけるホンモロコの現存量の推定時期は、漁獲開始前の10月頃を想定したものであり、当歳魚尾数推定の時期(標識放流の時期)も、これと一致させている。言い換えれば、春～秋の当歳魚については本推定では考慮していない。

4) アユ：1974年以降の月別現存尾数の推移を図(4)-24に示した。最近10年の産卵期直前の現存量は8百万尾から78百万尾、51トンから388トンと推定された。

推定尾数に平均体重を乗じて求めた月別現存量は、年によって異なるものの4月から6月に最も大きくなり、年間の最大値は642トンから2109トンと幅が大きかった。

後述する生態系モデルでは、毎年現存量がほぼゼロとなる年魚は想定していないため、上記で得られた値をそのまま用いることができない。そこで、生態系モデルの

表(4)-10. ホンモロコの漁獲量(単位：トン)

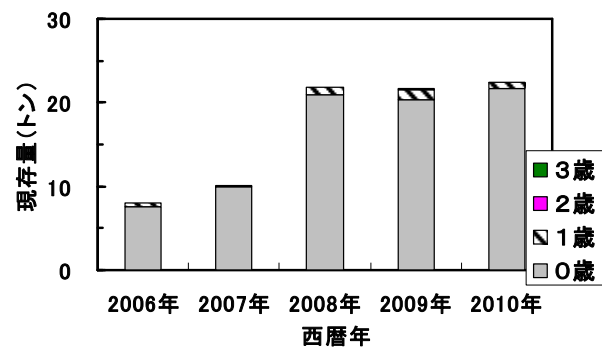
西暦年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年
漁獲量(トン)	6	7	10	10	10

表(4)-11. ホンモロコの年齢別漁獲尾数(単位：尾)

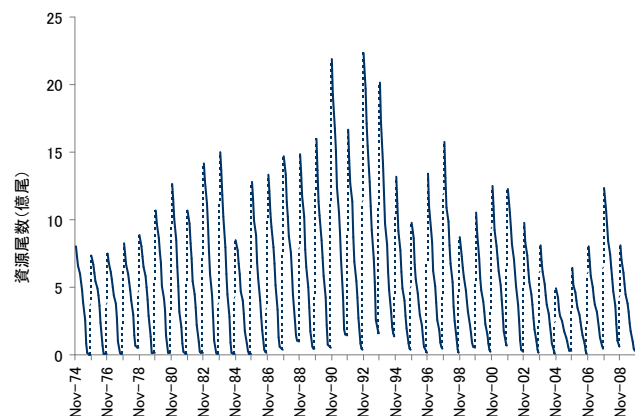
年齢\年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年
0+	531887	663614	1102229	944049	1081334
1+	17060	8148	25282	28525	18599
2+	308	474	489	873	1705
3+					66

表(4)-12. ホンモロコの現存尾数(単位：

年齢\年	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年
0+	705171	959732	2400276	2025646	2418437
1+	23800	12399	56101	66543	42304
2+	429	721	1085	2036	3877
3+	0	0	0	0	149



図(4)-23. ホンモロコの現存量

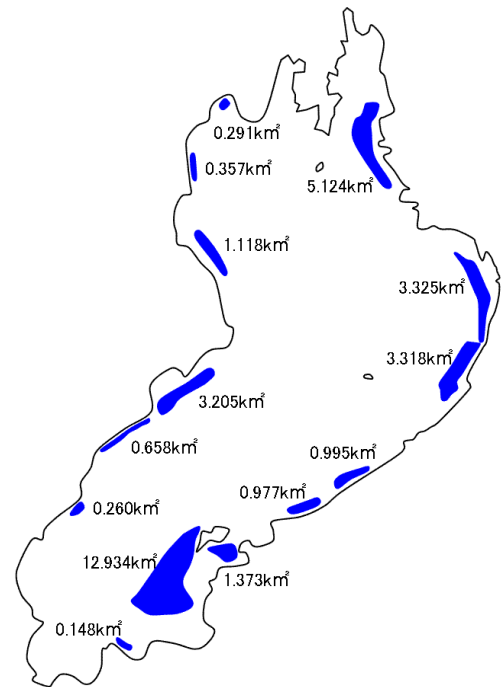


図(4)-24. アユの月別現存量の推移。

構築においては、コアユの体型から一般的に推定される栄養パラメータ（現存量あたりの年間生産量および消費量）および漁獲量等のデータを用いてモデル内で現存量を推定した。その結果、2010年のアユの現存量は1737トンと推定され、上記の推定がおおむね同水準にあると考えられた。

5) セタシジミ: セタシジミ漁場の分布とそれぞれの面積を図(4)-25に示した。漁場は現在北湖に限られ、総面積は約34km²であった。生息密度は単位面積当たりの採捕個体数を採捕効率で除して算出することとし、採捕効率は0.44¹²⁾と0.55¹³⁾の平均値0.495とした。これらの値を用いて2011年1月の漁場での現存量を試算したところ、約7億個体、462トンとなった。

セタシジミは琵琶湖の水深およそ20mまで広く分布しているが、漁場となっているのは水草などの障害物がなく、生息密度が比較的高い水深10m前後の場所に限られている。そこで、水深7m以浅の全沿岸帯を対象として実施された琵琶湖沿岸帯調査報告書¹⁴⁾における面積および現存量から上記漁場の面積および現存量を除し、残りの面積および現存量から算出した値を漁場外の生息密度と仮定した。その結果、漁場内の生息密度は13.6トン/km²、漁場外の生息密度は6.4トン/km²と推定され、水深20mまでの全現存量は1705トンと推定された。



図(4)-25. セタシジミ漁場の分布と面積.

(3) 魚介類による環境改善効果の評価および生態系管理方策を探るためのモデルの検討

1) 生態系モデル構築法の検討

生態系モデルの構築法としては、ゼロから構築する方法と既存モデルを利用して構築する方法が考えられた。ゼロから構築する方法としては、FORTRANなどのプログラミング言語を用いて構築する方法や市販ソフトウェア（STELLAなど）を用いて構築する方法があった。既存モデルを利用して構築する方法としては、ATLANTISやEcopath with Ecosimなどのソフトウェアを利用して構築する方法があった¹⁵⁾。これらの構築法を比較した結果、①高次生産者間の量的関係の解析に優れたマスバランスモデルであること、②湖沼や河川への応用を含む多くの参考研究があること、③漁業の影響を解析する機能を備えていること、④導入が容易なフリーウェアであることなどの理由から、本研究が目的とする湖沼の生態系モデルを構築するにはEcopath with Ecosim（以下、EwE）を用いるのが適当と考えられた。

2) 生態系の範囲

琵琶湖は北湖（主湖盆）と南湖（副湖盆）に分けられ、面積や平均水深などが大きく異なる。また、現在水草の大量繁茂が問題化しているのは主に南湖であり、藻類による漁網汚損が問題になっているのは主に北湖である。このため、北湖と南湖を分けてモデルを構築することが望ましく、EwEにはこれを可能にする Ecospace というモジュールが含まれている¹⁶⁾。しかし、このためには北湖と南湖のあいだの生物群の移出入量を入力する必要があるが、現時点ではこれを推定することが不可能であることから、本研究では生態系モデルの範囲を琵琶湖全体とすることとした。

EwE では、生態系を構成する生物群の現存量を通常 1 km²あたりの湿潤重量（トン）に換算して計算している。このため、偏在性の生物群についてはその生息範囲の全体に対する比率を入力する必要がある。琵琶湖では、沈水植物の植生限界がおおむね水深 7 m であり、それより上が有光層と考えられる。また、水温躍層が形成される水深 20m 付近を境に魚介類の種類や行動が制限されると考えられ、貝類の生息域もそれより浅い沿岸帯にほぼ限られる。そこで、水深 7 m 以浅を植物帯、水深 20m よりも浅い水域を沿岸帯、深い水域を沖合として、それぞれの水域を主な生息域とする生物群についてはその面積の比率を生息範囲の比率とした（表(4)-13）。なお、これによって南湖はすべて植物帯に含まれた。

表(4)-13. 琵琶湖生態系モデルの範囲区分と面積

生息範囲	面積	比率
琵琶湖全体	670.25 km ²	1.000
植物帯(7m以浅)	109.619 km ²	0.164
沿岸帯(20m以浅)	228.028 km ²	0.340
沖合(20m以深)	442.222 km ²	0.660

3) 琵琶湖生態系モデルの構築

原型モデル 上記(2)で得られた主要漁獲対象種の推定現存量とカワウの秋期生息羽数調査、直近の農林水産統計である2010年の魚種別漁獲量および文献からの引用や推定が可能な生物群の各種パラメータをEwE (ver. 6) に入力してマスバランスモデルを試作し、入力値の妥当性を検討するとともに、推定に必要な情報が不足している漁獲対象種を含む各種生物群の現存量および各種パラメータをソフトウェアにより推定した。一次生産者や動物プランクトン、底生動物（貝類を含む）等の現存量については、びわ湖生物資源調査団中間報告（近畿地方建設局1966）や琵琶湖沿岸帯調査報告書（滋賀県水産試験場2005）等を参考に推定した。また、入力値やソフトウェアによって推定された値の妥当性の検討には、世界各地の湖沼や河川における同ソフトウェアを用いた研究の報告も参考とした（表(4)-14）。構成種の相互関係を特徴づける捕食者の餌組成は文献（表(4)-15）を参考に決定し、なかでも在来魚の大部分は琵琶湖重要魚族天然餌料調査報告（滋賀県水産試験場1942）によった。なお、餌組成に漁獲対象種が複数含まれている場合には、各漁獲対象種が占める割合に調査が行われた年の漁獲量に対するモデル年の漁獲量の比を乗じたうえで、漁獲対象種全体が占める割合は変えずに漁獲対象種内の内訳を調整した（表(4)-16）。完成したマスバランスモデル（以下、原型モデル）における各生物群の基本パラメータを表(4)-17、食物網の概要を図(4)-26に示した。

2000年代モデル 気象など環境の年変動の影響を減らす目的で、原型モデルで入力または推定された各生物群の単位現存量あたりの年間生産量（P/B）、同じく年間消費量（Q/B）、P/Bの生態系内での利用率（EE）を用い、漁獲量など年次データがあるものについては2000年から2009年までの平均値を用いてすべての漁獲対象種の現存量をソフトウェアにより推定した。各生物群の餌組成については漁獲量の平均値を用いて原型モデルと同様の方法で調整した（表(4)-18）。完成したマスバランスモデル（以下、2000年代モデル）における各生物群の基本パラメータを表(4)-19、食物網の概要を図(4)-27に示した。

1960年代モデル 琵琶湖生態系の長期的変化を把握するとともに、上記モデルの妥当性の検討とシミュレーション結果の評価基準を得る目的で1960年から1969年までの平均漁獲量等にもとづいたマスバランスモデルを作成した。このモデルでは、カワウと外来魚（オオクチバスおよびブル

表(4)-14. EwEを用いた湖沼および河川（一部閉鎖的海域）の生態系モデルにおける各種生物群（魚類を除く）の基本パラメータの比較

グループ	B	P/B	Q/B	EE	P/Q	時期	水域	緯度	国/地域	出典	備考
Other birds	0.008	0.26	256.42	0.051	0.001	1990s	サウスオークニー・サウスジョージア	57.5	南極	Bredesen (1999)	
Penguins	0.02	0.24	64.236	0.436	0.004	1990s	サウスオークニー・サウスジョージア	57.5	南極	Bredesen (1999)	
King penguins	0.007	0.221	62.027	0.113	0.004	1990s	サウスオークニー・サウスジョージア	57.5	南極	Bredesen (1999)	
Albatrosses	0.001	0.14	65.624	0.791	0.002	1990s	サウスオークニー・サウスジョージア	57.5	南極	Bredesen (1999)	
Harbivorous birds	0.055	0.427	329.08	0.08	0.001		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Raptors	0.0013	0.314	39.744	0.287	0.008		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Nearshore diving birds	0.0846	0.291	205.24	0.076	0.001		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Migratory diving birds	0.0414	0.195	118.97	0.123	0.002		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Resident diving birds	0.0112	0.164	118.38	0.37	0.001		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Gulls	0.0622	0.12	172.53	0.6	0.001		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Birds	0.003	0.3	74.599	0.073	0.004		ゴールデン湾・タスマン湾	40.9	ニュージーランド	Jiang and Gibbs(2005)	
Sea birds	0.0031	4.6	105.43		0.044		イオニア海	38.6	ギリシャ	Piroddi et al. (2010)	
Non-piscivorous birds	0.121	0.511	120	0	0.004		チサビー湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
Mollusc eating birds	0.001	0.2	160	0	0.001	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Waterfowl	0.001	0.2	200	0	0.001	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Piscivorous birds	0.001	0.17	120	0	0.001	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Piscivorous birds	0.3	0.163	120	0	0.001		チサビー湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
カワウ	0.093	1	39.67	0.925	0.025		琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
Birds	1080	0.65	2.1667	0	0.300		マドニの湿地	26.5	インド	Kumar et al. (2012)	
Marine birds	0	0.93	10.38	0.25	-		ラバス湾	24.3	メキシコ	Salcido-Guevara et al. (2012)	
Birds	0.003	0.06	66.098	0	0.001		珠江デルタ	22.3	中国(広東省)	Duan et al. (2009)	
Pelican	0.05	0.73	38.8	0.087	0.019		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Egret	0.05	0.3	30.94	0.212	0.010		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Heron	0.05	0.3	30.94	0.212	0.010		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Jabiru	0.02	0.3	30.94	0.529	0.010		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Cormorants	0.05	0.2	58.4	0.317	0.003		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Darter	0.05	0.2	58.4	0.317	0.003		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Sea/shore birds	0.05	0.15	65	0	0.002		ニコヤ湾	10	コスタリカ	Wolff (2006)	
Sea birds	0.067	0.25	54	0	0.005	2004	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Sea birds	0.067	0.25	54	0	0.005	1984	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Fish-eating birds	0.005	0.3	60	-	0.005		ビクトリア湖	1	ケニア	Matsuishi et al. (2006)	
Fish-eating birds	0.005	0.3	60	0	0.005		ビクトリア湖	1	タンザニア	Matsuishi et al. (2006)	
Fish-eating birds	0.005	0.3	60	-	0.005		ビクトリア湖	1	ウガンダ	Matsuishi et al. (2006)	
Fish eat. Birds	0.005	0.3	60	0	0.005	'85-'86	ビクトリア湖	1	ケニア	Moreau and Villanueva (2002)	
birds	0.3	0.3	60	0	0.005		カエデ河口湾	0.9	ブラジル	Wolff (2006)	
Pelicans	0.9	1.25	38.8	0	0.032	1972	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Pelicans	1.9	0.73	38.8	0	0.019	1974	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Minor birds	0.1	0.3	58	0	0.005	1972	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Minor birds	0.1	0.3	58	0	0.005	1974	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Great flamingos	0.4	0.25	104	0	0.002	1972	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Lesser flamingos	36.7	0.25	90	0	0.003	1972	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Great flamingos	0.1	0.25	106.4	0	0.002	1974	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Lesser flamingos	7.2	0.25	35.1	0	0.007	1974	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Birds	0.022	0.25	58		0.004		ジョージ湖	0	ウガンダ	Moreau et al. (1993)	
Krill	47	2	8.25	0.995	0.242	1990s	サウスオークニー・サウスジョージア	57.5	南極	Bredesen (1999)	
Small crustaceans	38.195	3.41	25	0.9	0.136		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
YOY <i>Cancer</i> crab	0.757	2.5	8.197	0.9	0.305		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Shrimps	8.134	2.25	12	0.9	0.188		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Age 1+ <i>Cancer</i> crab	0.547	1.5	3.084	0.9	0.486		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
<i>Diporeia</i>	26	2	15	0.133			ヒューロン湖	45	北米(五大湖)	Langseth (2012)	
<i>Mysis</i>	4	3	12	0.250			ヒューロン湖	45	北米(五大湖)	Langseth (2012)	
Amphipods	136	6	33	0.95	0.182		洞爺湖	42.6	日本(北海道)	Hossain et al. (2010)	
Shrimp	5.9	1.83	24.4	0.8	0.075		洞爺湖	42.6	日本(北海道)	Hossain et al. (2010)	
Crabs, shrimps	13.216	4.2	13	0.95	0.323		ゴールデン湾・タスマン湾	40.9	ニュージーランド	Jiang and Gibbs(2005)	
Small crustacea	2.01	8	30	0.95	0.267		渤海	39	中国北東部	Tong et al. (2000)	
Macrozooplankton	2.8	3	12	0.964	0.250		渤海	39	中国北東部	Tong et al. (2000)	
Large crustacea	0.37	1.5	11.6	0.823	0.129		渤海	39	中国北東部	Tong et al. (2000)	
Mysids	2	7	28	0.845	0.250	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Amphipods	4.558	7	28	0.95	0.250	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Blue crab YOY	1.58	5	12.057	0.879	0.415		チサビー湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
Crangon f.	0.702	2	12	0.051	0.167	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
other Shrimp	4.441	2	12	0.95	0.167	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Blue crab adult	4	1	4	0.881	0.250		チサビー湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
スズエビ等	0.672	16	64	0.95	0.25		琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
ヨコエビ	0.997	6.5	30.5	0.95	0.213		琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
crustaceans	2.6	13.9	22		0.632	03-04	セミノール湖・タルクイン湖	30.6	米国(フロリダ州)	Rogers (2007)	
Shrimp	0.867	1.83	24.4	0.956	0.075		千島湖	29.6	中国(浙江省)	Liu et al. (2007)	
crustaceans	3.1	11	22		0.500	03-04	イストックボア・ガ湖・オキーチョビー湖	27.1	米国(フロリダ州)	Rogers (2007)	
Shrimp	8.15	1.25	13		0.096		クオシェン湾	25.2	台湾	Lin et al. (2004)	
Crabs	5.5	0.73	7		0.104		クオシェン湾	25.2	台湾	Lin et al. (2004)	
Shrimps	110	2.7	26		0.104		淡水河口湾	25.1	台湾	Lin et al. (2007)	
Crabs	45	1.4	14		0.100		淡水河口湾	25.1	台湾	Lin et al. (2007)	
Brown shrimp	0.46	3.97	25.73	0.85	0.154		ラバス湾	24.3	メキシコ	Salcido-Guevara et al. (2012)	
Crabs/Octopus	4.35	2.12	8.5	0.97	0.249		ラバス湾	24.3	メキシコ	Salcido-Guevara et al. (2012)	
Shrimps	1.8	3.08	16.352	0.855	0.188		珠江デルタ	22.3	中国(広東省)	Duan et al. (2009)	
Other crustaceans	0.12	60	130	0.97	0.462		ベンガル湾	21	バングラデシュ	Mustafa (2003)	
Penaeidae	0.22	17.2	250	0.95	0.069		ベンガル湾	21	バングラデシュ	Mustafa (2003)	
Macrobrachium	4.062	5.38	19.2	0.99	0.280		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Atyids	5.78	5.38	19.2	0.99	0.280		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Redclaw	3.047	0.9	8.2	0.99	0.110		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Freshwater crabs	0.899	0.9	8.2	0.99	0.110		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
shrimps	1.5	6	28	0.931	0.214		ニコヤ湾	10	コスタリカ	Wolff (2006)	
Predatory crabs	0.5	2	11	0.904	0.182		ニコヤ湾	10	コスタリカ	Wolff (2006)	
Macrobrachium	3.2	8	80	0.316	0.100		アマゾン	3.1	ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Shrimps	0.497	4.5	28.94	0.95	0.155	2004	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Shrimps	0.798	4.5	28.94	0.85	0.155	1984	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Lobster, crabs	1.587	2	8	0.95	0.250	2004	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Lobster, crabs	2.428	2	8	0.8	0.250	1984	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Lake prawn	5.562	16	64	0.95	0.250	'85-'86	ビクトリア湖	1	ケニア	Moreau and Villanueva (2002)	
Lake prawn	2.942	10.75	101.63	0.95	0.106		ビクトリア湖	1	タンザニア	Matsuishi et al. (2006)	
Lake prawn	22.985	4.19	101.63	0.95	0.041		ビクトリア湖	1	ケニア	Matsuishi et al. (2006)	
Lake prawn	8.964	4.19	101.63	0.95	0.041		ビクトリア湖	1	ウガンダ	Matsuishi et al. (2006)	
fiddler crabs	14.5	5.5	95	0.654	0.058		カエデ河口湾	0.9	ブラジル	Wolff (2006)	
shrimps	2.2	5.5	25	0.629	0.220		カエデ河口湾	0.9	ブラジル	Wolff (2006)	
predatory crabs	2.5	2	22	0.76	0.091		カエデ河口湾	0.9	ブラジル	Wolff (2006)	

表(4)-14. (つづき)

グループ	B	P/B	Q/B	EE	P/Q	時期	水域	緯度	国/地域	出典	備考
Infaunal bivalves	70.506	2.059	6.863	0.718	0.300		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Predatory gastropods	0.979	1.01	6.733	0.7	0.150		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Mussels	3.785	0.927	3.09	0.9	0.300		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Other grazers	11.431	0.753	8.859	0.8	0.085		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Dreissenid mussels	0.098	1.39	8.6	0.162			ヒューロン湖	45	北米(五大湖)	Langseth(2012)	
Other shellfish	41.121	3.5	20	0.913	0.175		ゴールドデン湾・タスマン湾	40.9	ニュージーランド	Jiang and Gibbs(2005)	
Scallops	10.073	1.86	9.8	0.779	0.190		ゴールドデン湾・タスマン湾	40.9	ニュージーランド	Jiang and Gibbs(2005)	
Green mussels	20.676	1.8	6.629	0.95	0.272		ゴールドデン湾・タスマン湾	40.9	ニュージーランド	Jiang and Gibbs(2005)	
Cockles	53.457	1.8	10	0.95	0.180		ゴールドデン湾・タスマン湾	40.9	ニュージーランド	Jiang and Gibbs(2005)	
Small mollusca	2.76	6.85	27.4	0.95	0.250		渤海	39	中国北東部	Tong et al. (2000)	
Oyster YOY	3.28	6	8.965	0.096	0.669		チェサピーク湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
Corbicula clams	2	2	10	0.449	0.200	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Corbula clams	0.001	2	10	0.009	0.200	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Hard clam	2.626	1.02	5.1	0.95	0.200		チェサピーク湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
Soft clam	6.923	0.45	2.25	0.95	0.200		チェサピーク湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
Oyster 1+	20.4	0.15	2	0.414	0.075		チェサピーク湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
シジミ	2.542	1.088	4.322	0.06	0.247		琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
その他二枚貝	16.34	1.598	7.992	0.003	0.2		琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
巻貝	8.229	1.115	10.57	0.542	0.105		琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
Mollusk	3.233	2.4	19.2	0.948	0.125		千島湖	29.6	中国(浙江省)	Liu et al. (2007)	B: in habitat
Snails	2325.5	2.125	35.417	0.65	0.060		マドリニの湿地	26.5	インド	Kumar et al. (2012)	
Bivalves	8.79	1.35	7	0.193			クオシェン湾	25.2	台湾	Lin et al. (2004)	
Gastropods	9.82	1.1	4.7	0.234			クオシェン湾	25.2	台湾	Lin et al. (2004)	
Molluscs	1.5	3.8	13	0.292			淡水河口湾	25.1	台湾	Lin et al. (2007)	
Bivalves	5.175	1.209	23	0.99	0.053		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Gastropods	6.781	1.2	3.7	0.99	0.324		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Nkhono	5	0.42	5.6	0.95	0.075	77-96	マラウイ湖	12	アフリカ東南部	Nsiku (2002)	
Molluscs	34.5	3	30	0.247	0.100	'95-96	アヤメ湖	5.6	コートジボアール	Traore et al. (2008)	
Molluscs	1.72	1.8	8.3	0.95	0.217	2004	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Molluscs	3.392	1.8	8.3	0.8	0.217	1984	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Insects/Mollusc	24.879	5	25	0.8	0.200	'85-86	ビクトリア湖	1	ケニア	Moreau and Villanueva (2002)	
predatory snail	2.1	0.5	4	0.646	0.125		カエテ河口湾	0.9	ブラジル	Wolff (2006)	
Other zooplankton	71	7	28	0.993	0.250	1990s	サウスオークニー・サウスジョージア	57.5	南極	Bredesen (1999)	
Microzooplankton	5.343	100	285.71	0.8	0.350		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Copepods	24.419	15	75	0.8	0.200		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Euphausiids	11.152	10.683	44.145	0.8	0.242		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Sm. gelatinous zooplankton	6.388	9	30	0.8	0.300		ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Zooplankton	8.605	18.603	69.145	0.309	0.269		アヌシー湖	45.9	フランス	Janjua and Gerdeaux (2009)	
Zooplankton	5.76	21.1					ヒューロン湖	45	北米(五大湖)	Langseth(2012)	
Protozoan	0.17	160	584	0.93	0.274	1960s	黒海	43	ブルガリア	Daskalov (2002)	
Small zooplankton	0.2	65.48	420	0.98	0.156	1960s	黒海	43	ブルガリア	Daskalov (2002)	
Large zooplankton	0.46	34.4	312.86	0.29	0.110	1960s	黒海	43	ブルガリア	Daskalov (2002)	
Zooplankton	162	33.5	140	0.95	0.239		洞爺湖	42.6	日本(北海道)	Hossain et al. (2010)	
Small zoopl.	16.023	20	80	0.95	0.250		ゴールドデン湾・タスマン湾	40.9	ニュージーランド	Jiang and Gibbs(2005)	
Large zoopl.	10.431	15	50	0.937	0.300		ゴールドデン湾・タスマン湾	40.9	ニュージーランド	Jiang and Gibbs(2005)	
Microzooplankton	4.4	36	186	0.961	0.194		渤海	39	中国北東部	Tong et al. (2000)	
Zooplankton	3.7	18	40	0.450			イオニア海	38.6	ギリシャ	Pirotti et al. (2010)	
Microzooplankton	6.239	140	350	0.95	0.400		チェサピーク湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
Mesozooplankton	10.3	25	83.333	0.956	0.300		チェサピーク湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
Cladocerans	3.762	20	100	0.98	0.200	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Calanoids	5.759	20	100	0.98	0.200	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Cyclopoid	3.719	20	100	0.98	0.200	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Harpacticoids	3.258	20	100	0.98	0.200	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
Limnithona	0.001	20	100	0.232	0.200	1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
動物プランクトン	7.21	15.98	79.78	0.95	0.2		琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
zooplankton	15	35	0.8	-		03-04	セミノール湖・タルクイン湖	30.6	米国(フロリダ州)	Rogers (2007)	
Zooplankton	10.301	15.81	316.2	0.627	0.050		千島湖	29.6	中国(浙江省)	Liu et al. (2007)	
zooplankton	15	35	0.8	-		03-04	イストックボーク湖・オキー・チョビー湖	27.1	米国(フロリダ州)	Rogers (2007)	
Zooplanktons	211.1	6.43	128.6	0.898	0.050		マドリニの湿地	26.5	インド	Kumar et al. (2012)	
Herbivorous Zooplankton	37.7	105	280	0.375			クオシェン湾	25.2	台湾	Lin et al. (2004)	
Carnivorous zooplankton	28	49	128	0.383			クオシェン湾	25.2	台湾	Lin et al. (2004)	
Trochophores	0.25	68	200	0.340			淡水河口湾	25.1	台湾	Lin et al. (2007)	
Copepods	0.92	65	277	0.235			淡水河口湾	25.1	台湾	Lin et al. (2007)	
Nauplii	0.25	65	310	0.210			淡水河口湾	25.1	台湾	Lin et al. (2007)	
Zooplankton	0.38	55	250	0.22	0.220	'88-92	イタイブ貯水池	25	パラグアイ・ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Zooplankton	0.52	54	250	0.7	0.216	'83-87	イタイブ貯水池	25	パラグアイ・ブラジル	Angelini et al. (2006)	
zooplankton gelatinoso	3.1	30.7	118.45	0.87	0.259		ラバス湾	24.3	メキシコ	Salcido-Guevara et al. (2012)	
Zooplankton	7.25	21.55	119.7	0.95	0.180		ラバス湾	24.3	メキシコ	Salcido-Guevara et al. (2012)	
Zooplankton	14.7	32	192	0.231	0.167		珠江デルタ	22.3	中国(広東省)	Duan et al. (2009)	
Zooplankton	10	35	150	0.06	0.233		ベンガル湾	21	バングラデシュ	Mustafa (2003)	
Zooplankton	6.29	50	250	0	0.200		コレンテ川	18.6	ブラジル	Angelini et al. (2010)	
Cladocera	4.237	17.3	50	0.99	0.346		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Copepods	2.687	17.3	50	0.99	0.346		オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Zooplankton	5.38	30.5	144.57	0.7	0.211		マラウイ湖	12	アフリカ東南部	Nsiku (1999)	
Zooplankton	5.38	30.5	144.57	0.93	0.211	77-96	マラウイ湖	12	アフリカ東南部	Nsiku (2002)	
Zooplankton	0.336	36.303	133.3	0.272			チーアン貯水池	11.2	ベトナム	Luong et al. (2004)	乾燥重量
zooplankton	4	40	160	0.5	0.250		ニコヤ湾	10	コスタリカ	Wolff (2006)	
Zooplankton	1.6924	40	160	0.95	0.250	'06-'07	パークバン湾	8.4	タイ	Sawusdee et al. (2009)	
Zooplankton	12.85	35	140	0.754	0.250	'95-96	アヤメ湖	5.6	コートジボアール	Traore et al. (2008)	
Zooplankton	24.2	54.7	273.5	0.53	0.200		アマゾン	3.1	ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Zooplankton	1.8	40	200	0.975	0.200	2004	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Zooplankton	2.979	40	200	0.95	0.200	1984	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Zooplankton	10.8	26	180	0.626	0.144		キブ湖	2	コンゴ・ルワンダ	Villanueva (2008)	
Zooplankton	18.636	33.5	140	0.95	0.239		ビクトリア湖	1	ケニア	Matsuishi et al. (2006)	
Zooplankton	4.918	33.5	140	0.95	0.239		ビクトリア湖	1	タンザニア	Matsuishi et al. (2006)	
Zooplankton	8.595	33.5	140	0.95	0.239		ビクトリア湖	1	ウガンダ	Matsuishi et al. (2006)	
Zooplankton	11.321	33.5	140	0.8	0.239	'85-86	ビクトリア湖	1	ケニア	Moreau and Villanueva (2002)	
zooplankton	1.5	100	300	0.737	0.333		カエテ河口湾	0.9	ブラジル	Wolff (2006)	
Rotifers	1.8	193	790	0.75	0.244	1972	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Rotifers	8.3	150	640	0.14	0.234	1974	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Copepods	40	16.5	50	0.12	0.330	1972	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Copepods	0	16.5	52.5	0.41	-		ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Zooplankton	4.47	26	140	0.6	0.186		ジョージ湖	0	ウガンダ	Moreau et al. (1993)	

表(4)-14. (つづき)

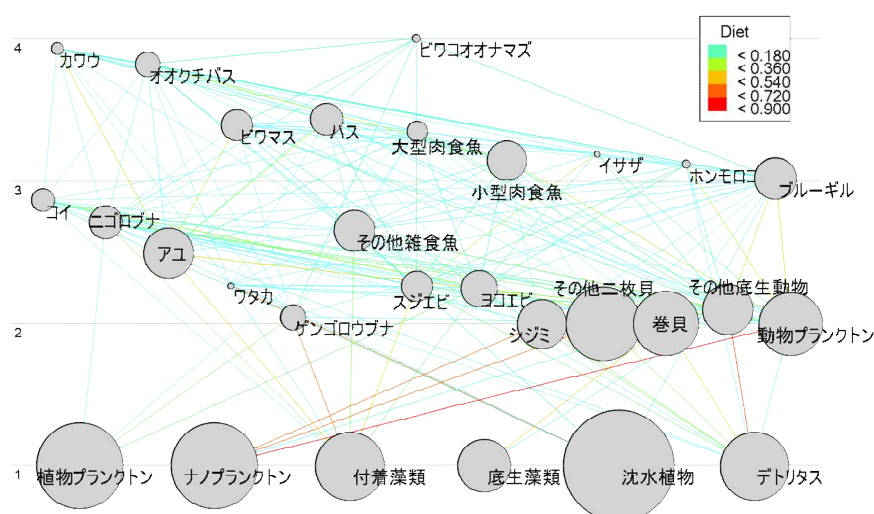
グループ	B	P/B	Q/B	EE	P/Q	時期	水域	緯度	国/地域	出典	備考
Phytoplankton	64.772	200		0.5		1990s	サウスオークニー・サウスジョージア	57.5	南極	Bredesen (1999)	
Phytoplankton	51	226.3		0.32			ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Phytoplankton	11.038	82.862		0.365			アヌシー湖	45.9	フランス	Janjua and Gerdeaux (2009)	
Phytoplankton	7.4	278					ヒューロン湖	45	北米(五大湖)	Langseth (2012)	
Small phytoplankton	0.2	526.3		0.98		1960s	黒海	43	ブルガリア	Daskalov (2002)	
Large phytoplankton	0.68	223		0.67		1960s	黒海	43	ブルガリア	Daskalov (2002)	
Phytoplankton	50.2	365		0.95			洞爺湖	42.6	日本(北海道)	Hossain et al. (2010)	
Phytoplankton	17.5	200		0.576			ゴールデン湾・タスマン湾	40.9	ニュージーランド	Jiang and Gibbs (2005)	
Phytoplankton	15.7	71.2		0.457			渤海	39	中国北東部	Tong et al. (2000)	
Phytoplankton	2.33	285.26					イオニア海	38.6	ギリシャ	Piroddi et al. (2010)	
Phytoplankton	27	160		0.684			チェサピーク湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
Phytoplankton	3.577	160		0.99		1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
植物プランクトン	37.22	31.61		0.008			琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
ナノプランクトン	37.22	31.61		0.532			琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
phytoplankton		35		0.75		03~04	セミノール湖・タルクイン湖	30.6	米国(フロリダ州)	Rogers (2007)	
Phytoplankton	20.44	200.75		0.543			千島湖	29.6	中国(浙江省)	Liu et al. (2007)	
phytoplankton		35		0.75		03~04	イストックボーク湖・オキーチョビー湖	27.1	米国(フロリダ州)	Rogers (2007)	
Macroscopic Phytoplanktons	4425.7	0.167		0.1257			マダバの湿地	26.5	インド	Kumar et al. (2012)	
Phytoplankton	14	476					クオシェン湾	25.2	台湾	Lin et al. (2004)	
Phytoplankton	7.92	250					淡水河口湾	25.1	台湾	Lin et al. (2007)	
Phytoplankton	0.36	250		0.9		83~87	イタイブ貯水池	25	パラグアイ・ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Phytoplankton	0.28	250		0.9		88~92	イタイブ貯水池	25	パラグアイ・ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Phytoplankton	8.58	361.56		0.22			ラバ湾	24.3	メキシコ	Salcido-Guevara et al. (2012)	
Phytoplankton	13	231		0.77			珠江デルタ	22.3	中国(広東省)	Duan et al. (2009)	
Phytoplankton	13	134.27		0.8			ベンガル湾	21	バングラデシュ	Mustafa (2003)	
Phytoplankton	2.621	250		0.96			コレンテ川	18.6	ブラジル	Angelini et al. (2010)	
Phytoplankton	7.6	182.13		0.258			オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Phytoplankton	7.62	258.4		0.27			マラウイ湖	12	アフリカ東南部	Nsiku (1999)	
Phytoplankton	7.62	258.4		0.36		77~96	マラウイ湖	12	アフリカ東南部	Nsiku (2002)	
Phytoplankton	1.207	158.45					チャーナン貯水池	11.2	ベトナム	Luong et al. (2004)	乾燥重量
phytoplankton	6	180		0.658			ニコヤ湾	10	コスタリカ	Wolff (2006)	
Phytoplankton	1.612	200	8.9	0.95	22.472	06~07	パークバナン湾	8.4	タイ	Sawusdee et al. (2009)	
Phytoplankton	11.7	203		0.964		95~96	アヤメ湖	5.6	コートジボアール	Traore et al. (2008)	
Phytoplankton	17.1	205		0.393			アマゾン	3.1	ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Phytoplankton	1.01	541.53		0.683		2004	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Phytoplankton	1.741	541.53		0.65		1984	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Phytoplankton	34.173	80		0.633			キブ湖	2	コンゴ・ルワンダ	Villanueva (2008)	
Phytoplankton+Vegetation	8.088	365		0.95			ビクトリア湖	1	ケニア	Matsuishi et al. (2006)	
Phytoplankton+Vegetation	2.3	365		0.95			ビクトリア湖	1	タンザニア	Matsuishi et al. (2006)	
Phytoplankton+Vegetation	3.889	365		0.95			ビクトリア湖	1	ウガンダ	Matsuishi et al. (2006)	
Phytoplankton	5.327	365		0.95		85~86	ビクトリア湖	1	ケニア	Moreau and Villanueva (2002)	
phytoplankton	6.4	185		0.501			カエデ河口湾	0.9	ブラジル	Wolff (2006)	
Nanoplankton	58.2	16.33		0.95		1972	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Nanoplankton	230.1	9		0.88		1974	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Spirulina	690	4.38		0.96		1974	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Spirulina	3820.3	4.3		0.35		1972	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Phytoplankton	30	66					ジョージ湖	0	ウガンダ	Moreau et al. (1993)	
Benthic microalgae	4.298	100		0.5			ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Benthic macroalgae	3.182	15		0.4			ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Benthic algae	1.717	80		0.9			チェサピーク湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
Other Micro-algae	7.458	80		0.95		1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
付着藻類	10.11	18.91		0.5			琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
底生藻類	3.361	18.79		0.95			琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
Benthic producers	7.17	80		0.5			千島湖	29.6	中国(浙江省)	Liu et al. (2007)	
Small algae	3250.5	87.675		0.563			マダバの湿地	26.5	インド	Kumar et al. (2012)	
Periphyton	32.6	1.4					クオシェン湾	25.2	台湾	Lin et al. (2004)	
Periphyton	11.9	1.45					淡水河口湾	25.1	台湾	Lin et al. (2007)	
Periphyton	14.8	40		0.16		83~87	イタイブ貯水池	25	パラグアイ・ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Periphyton	14.8	40		0.17		88~92	イタイブ貯水池	25	パラグアイ・ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Primary producers/reefs	2.75	6.17		0.9			ラバ湾	24.3	メキシコ	Salcido-Guevara et al. (2012)	
Benthic producers	153	11.885		0.01			珠江デルタ	22.3	中国(広東省)	Duan et al. (2009)	
Benthic algae	16.42	100		0.426			オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Epiphytes	5.118	100		0.99			オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
microphytobenthos	0.5	120		0.934			ニコヤ湾	10	コスタリカ	Wolff (2006)	
Benthic algae	1.17	203		0.936		95~96	アヤメ湖	5.6	コートジボアール	Traore et al. (2008)	
Periphyton	38	8.8		0.183			アマゾン	3.1	ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Benthic producers	134.04	10.8		0.023		2004	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Benthic producers	133.97	10.8		0.059		1984	ウングワナ湾	3	ケニア	Musyoka (2006)	
Benthic producers	32.283	25		0.95			ビクトリア湖	1	ケニア	Matsuishi et al. (2006)	
Benthic producers	7.889	25		0.95			ビクトリア湖	1	タンザニア	Matsuishi et al. (2006)	
Benthic producers	14.421	25		0.95			ビクトリア湖	1	ウガンダ	Matsuishi et al. (2006)	
Bent. Producers	13.99	25		0.95		85~86	ビクトリア湖	1	ケニア	Moreau and Villanueva (2002)	
Benthic algae	11.2	10		0.95		1972	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Benthic algae	179.1	10		0.95		1974	ナクル湖	0.4	ケニア	Moreau et al. (2001)	
Benthic producers	19.81	5		0.95			ジョージ湖	0	ウガンダ	Moreau et al. (1993)	
Overstory kelp	0.08	42.955		0.661			ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Eelgrass	3.558	24.542		0.156			ビュージェット湾	47.6	米国(ワシントン州)	Harvey et al. (2010)	
Macrophytes	12.634	8.351		0.333			アヌシー湖	45.9	フランス	Janjua and Gerdeaux (2009)	
SAV	1	100		0.136		1982	サクラメント・サンホアキン川デルタ	38	米国(カリフォルニア州)	Bauer (2010)	
SAV	419	5.11		0.084			チェサピーク湾	38	米国(デラウェア州)	Christensen et al. (2009)	
沈水植物	19.44	3.85		0.018			琵琶湖	36.3	日本(滋賀県)	本報告	原型モデル
macrophytes	6182.4	2.6				03~04	セミノール湖・タルクイン湖	30.6	米国(フロリダ州)	Rogers (2007)	
macrophytes	9123.2	2.6				03~04	イストックボーク湖・オキーチョビー湖	27.1	米国(フロリダ州)	Rogers (2007)	
Macrophytes	9117.9	5.172		0.5308			マダバの湿地	26.5	インド	Kumar et al. (2012)	
Macrophytes	100	30		0.06		83~87	イタイブ貯水池	25	パラグアイ・ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Macrophytes	100	30		0.03		88~92	イタイブ貯水池	25	パラグアイ・ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Seagrass	1.13	20.14		0.66			ラバ湾	24.3	メキシコ	Salcido-Guevara et al. (2012)	
Macrophytes	38	27		0.04			コレンテ川	18.6	ブラジル	Angelini et al. (2010)	
Macrophytes	49.107	9.014		0.99			オード川	15.5	オーストラリア	Gehrke (2009)	
Macrophytes	23.14	5		0.95		95~96	アヤメ湖	5.6	コートジボアール	Traore et al. (2008)	
Macrophytes	17.1	4		0.903			アマゾン	3.1	ブラジル	Angelini et al. (2006)	
Phytoplankton+Vegetation	8.088	365		0.95			ビクトリア湖	1	ケニア	Matsuishi et al. (2006)	
Phytoplankton+Vegetation	2.3	365		0.95			ビクトリア湖	1	タンザニア	Matsuishi et al. (2006)	
Phytoplankton+Vegetation	3.889	365		0.95			ビクトリア湖	1	ウガンダ	Matsuishi et al. (2006)	

表(4)-15. カワウおよび魚介類の餌組成推定の参考にした文献の一覧

生物種	著者	発行年	出典	巻	号
カワウ	Takahashi et al.	2006	Fisheries Science	72	3
カワウ	山本	2008	カワウってどんな鳥		
オオクチバス	前畑ほか	1987	琵琶湖文化館研究紀要	5	
オオクチバス	前畑	1992	琵琶湖文化館研究紀要	10	
オオクチバス	田中	1989	滋賀水試研究報告	40	
オオクチバス	山中	1989	滋賀水試研究報告	40	
ブルーギル、オオクチバス	杉浦・田口	2012	日本水産学会誌	78	1
ブルーギル、オオクチバス	関ほか	2004	H15滋賀水試事業報告		
ブルーギル、オオクチバス	関	2005	H16滋賀水試事業報告		
ブルーギル	大山ほか	2001	H12滋賀水試事業報告		
ブルーギル	田中	2006	第一回「外来魚情報交換会」発表要旨		
コアユ、ビワマス、コイ、ゲンゴロウブナ、ニゴロブナ、ウグイ、ヒガイ、オイカワ、ハス、ホンモロコ、スゴモロコ、ワタカ、イサザ、ギギ、ナマズ、ウナギ	稲並	1942	琵琶湖重要魚族天然餌料調査報告		
ゲンゴロウブナ、イサザ	三浦ほか	1966	びわ湖生物資源調査団中間報告		
ニゴロブナ、ワタカ、ホンモロコ、デメモロコ、ハス、モツゴ	三浦ほか	1966	びわ湖生物資源調査団中間報告		
オイカワ、ヨシノボリ、ウツセミカジカ、ウキゴリ、ウグイ、ヒガイ、モツゴ、カマツカ、コイ、フナ、アユ、ヤリタナゴ、カネヒラ、イチモンジタナゴ、ハス	水谷	1974	滋賀水試研究報告	27	
オイカワ、ヨシノボリ、ヒガイ	水谷	1975	滋賀水試研究報告	28	
オイカワ、ヨシノボリ、カマツカ、ヒガイ、ハス、アブラハヤ、タイリクバラタナゴ、フナ、カネヒラ、スジシマドジョウ	水谷ほか	1976	滋賀水試研究報告	30	
ワカサギ	井出・片岡	1997	H8滋賀水試事業報告		
タナゴ類	中村	1969	日本のコイ科魚類		
ビワコオオナマズ	前畑	2008	鯰－イメージとその素顔－		
ニゴイ	富永	2011	茨城内水試研報	44	
スジエビ	原田	1966	びわ湖生物資源調査団中間報告		
テナガエビ	位田	1978	茨城内水試研報	15	

表(4)-17. 原型モデルにおける構成種の基本パラメータ. TL:栄養段階, HA:生息範囲(比率), B:現存量, P:年間生産量, Q:年間消費量: EE:Pの利用率. 斜体の数字はソフトウェアによる推定値

グループ	TL	HA	B/HA (t/km ²)	B (t/km ²)	P/B (/年)	Q/B (/年)	EE	P/Q
カワウ	3.938	1.000	0.093	0.093	1.000	39.674	0.925	0.025
ビワコオオナマズ	4.007	1.000	0.052	0.052	0.350	2.600	0.008	0.135
オオクチバス	3.827	0.164	2.527	0.414	1.824	8.333	0.926	0.219
ビワマス	3.401	0.660	1.045	0.690	1.625	3.402	0.070	0.478
バス	3.438	0.340	2.276	0.774	1.125	8.268	0.950	0.136
大型肉食魚	3.359	1.000	0.264	0.264	1.000	8.087	0.950	0.124
小型肉食魚	3.154	0.340	3.859	1.312	2.250	13.778	0.950	0.163
イサザ	3.199	0.660	0.035	0.023	2.250	10.771	0.950	0.209
ホンモロコ	3.118	0.340	0.159	0.054	3.727	12.500	0.950	0.298
ブルーギル	3.017	0.164	9.579	1.571	1.625	15.713	0.689	0.103
コイ	2.867	0.340	0.983	0.334	0.625	9.815	0.950	0.064
ニゴロブナ	2.711	1.000	0.806	0.806	1.445	10.299	0.394	0.140
アユ	2.500	1.000	2.592	2.592	3.500	39.400	0.950	0.089
ワタカ	2.272	0.164	0.202	0.033	1.333	22.002	0.950	0.061
ゲンゴロウブナ	2.048	0.660	0.640	0.423	1.000	14.214	0.950	0.070
その他雑食魚	2.656	0.340	4.035	1.372	1.750	30.109	0.950	0.058
スジエビ等	2.264	1.000	0.672	0.672	16.000	64.000	0.950	0.250
ヨコエビ	2.250	1.000	0.997	0.997	6.500	30.500	0.950	0.213
シジミ	2.000	0.340	7.476	2.542	1.068	4.322	0.060	0.247
その他二枚貝	2.000	0.340	48.066	16.343	1.598	7.992	0.003	0.200
巻貝	2.000	0.340	24.202	8.229	1.115	10.568	0.542	0.105
その他底生動物	2.100	1.000	2.778	2.778	11.809	59.413	0.978	0.199
動物プランクトン	2.000	1.000	7.210	7.210	15.955	79.775	0.950	0.200
植物プランクトン	1.000	1.000	37.219	37.219	31.610		0.008	
ナノプランクトン	1.000	1.000	37.219	37.219	31.610		0.532	
付着藻類	1.000	1.000	10.109	10.109	18.907		0.500	
底生藻類	1.000	0.164	20.494	3.361	18.787		0.950	
沈水植物	1.000	0.164	1,185.300	194.389	3.650		0.018	
デトリタス	1.000	1.000	10.000	10.000			0.102	



図(4)-26. 原型モデルにおける食物網の概要.

餌生物 ↓ \ 捕食者 →	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1 カワウ												
2 ビワコオオナマズ												
3 オオクチバス	0.11	0.143	0.0143			0.00115						
4 ビワマス		0.143				0.00168						
5 ハス	0.179		0.0116	0.0223		0.00315						
6 大型肉食魚	0.0255	0.143	0.0049	0.000815		0.00115				0.00361		
7 小型肉食魚	0.0019		0.234	0.0336	0.0601	0.0276						
8 イサザ	0.00804			0.0378	0.00804	0.00444		0.0248				
9 ホンモロコ	0.00857		0.00128	0.00164	0.00293	0.00167				0.00313		
10 ブルーギル	0.109	0.143	0.109			0.0276						
11 コイ	0.0213		0.00334			0.00122				0.00458		
12 ニゴロブナ	0.00475	0.143	0.0237	0.00415	0.00743	0.00253				0.00795		
13 アユ	0.465	0.143	0.0704	0.292	0.303	0.0936	0.0515					
14 ワタカ	0.00158		0.00367		0.000064	0.000019				0.000048		
15 ゲンゴロウブナ	0.00407	0.143	0.0144	0.00302		0.00184				0.00578		
16 その他雑食魚	0.0622		0.151	0.0126	0.0549	0.0211	0.0207	0.0268	0.0437	0.0296	0.011	0.0058
17 スジエビ等			0.319	0.177	0.321	0.356	0.0869	0.342	0.223	0.00847	0.141	0.0592
18 ヨコエビ				0.153	0.0325	0.119	0.123	0.205	0.16	0.00847	0.0238	0.0596
19 シジミ							0.0514			0.000651	0.0124	0.00392
20 その他二枚貝						0.000164	0.056			0.000651	0.00219	0.000575
21 巻貝			0.0119			0.00645	0.0467			0.0339	0.373	0.0397
22 その他底生動物			0.0271	0.192	0.102	0.251	0.2	0.179	0.12	0.368	0.214	0.235
23 動物プランクトン				0.0697	0.108	0.0786	0.364	0.222	0.427	0.463	0.0159	0.248
24 植物プランクトン												0.00993
25 ナノプランクトン												
26 付着藻類											0.00794	0.278
27 底生藻類												
28 沈水植物										0.0626	0.135	0.0596
29 デトリタス									0.0267		0.0635	

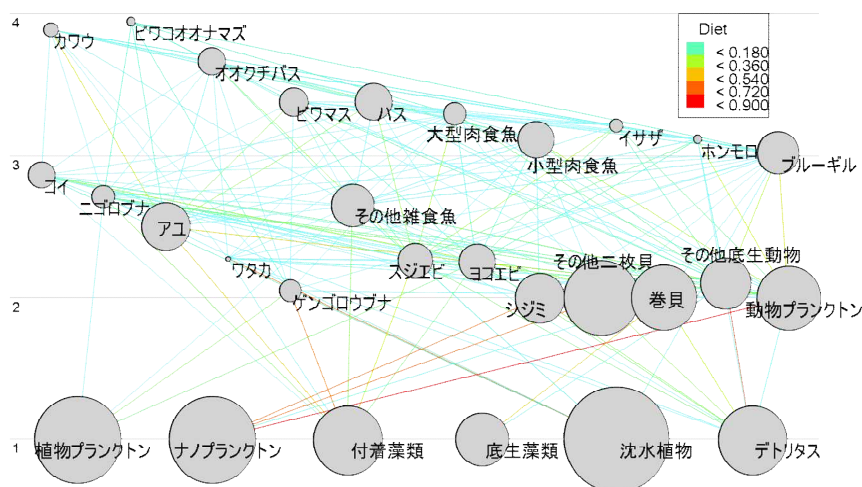
(つづき)

餌生物↓\捕食者→	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
1 カワウ											
2 ビワコオオナマズ											
3 オオクチバス											
4 ビワマス											
5 ハス											
6 大型肉食魚											
7 小型肉食魚				0.00111							
8 イサザ											
9 ホンモロコ				0.000054							
10 ブルーギル				0.00111							
11 コイ											
12 ニゴロブナ											
13 アユ				0.00318							
14 ワタカ											
15 ゲンゴロウブナ											
16 その他雑食魚		0.0153		0.00141							
17 スジエビ等		0.0561		0.0854							
18 ヨコエビ		0.0179		0.0352	0.0145						
19 シジミ				0.000382							
20 その他二枚貝				0.000168							
21 巻貝				0.0413							
22 その他底生動物		0.107		0.362							
23 動物プランクトン	0.5	0.0357	0.0476	0.0476	0.246	0.25				0.1	
24 植物プランクトン			0.286	0.00364		0.25					
25 ナノプランクトン							0.7	0.7	0.1		0.9
26 付着藻類	0.5	0.0714	0.667	0.294	0.428	0.25					
27 底生藻類									0.5	0.1	
28 沈水植物		0.679		0.11	0.058						
29 デトリタス		0.0179		0.0138	0.254	0.25	0.3	0.3	0.4	0.8	0.1

大型肉食魚……	ウナギ、ナマズ、ギギ、ウグイの平均値
小型肉食魚……	ワカサギ、スゴモロコ、デメモロコの平均値
その他雑食魚…	ビワヒガイ、オイカワ、モツゴ、タナゴ類の平均値

表(4)-19. 2000年代モデルにおける構成種の基本パラメータ. TL:栄養段階, HA:生息範囲(比率), B:現存量, P:年間生産量, Q:年間消費量:EE:Pの利用率. 斜体の数字はソフトウェアによる推定値

グループ	TL	HA	B/HA (t/km ²)	B (t/km ²)	P/B (/年)	Q/B (/年)	EE	P/Q
カワウ	3.888	1.000	0.141	0.141	1.000	39.674	0.321	0.025
ビワコオオナマズ	3.943	1.000	0.052	0.052	0.350	2.600	0.008	0.135
オオクチバス	3.661	0.164	2.938	0.482	1.824	8.333	0.926	0.219
ビワマス	3.378	0.660	0.804	0.531	1.625	3.402	0.070	0.478
バス	3.376	0.340	3.180	1.081	1.125	8.268	0.950	0.136
大型肉食魚	3.288	1.000	0.314	0.314	1.000	8.087	0.950	0.124
小型肉食魚	3.113	0.340	2.857	0.971	2.250	13.778	0.950	0.163
イサザ	3.207	0.660	0.190	0.125	2.250	10.771	0.950	0.209
ホンモロコ	3.113	0.340	0.155	0.053	3.727	12.500	0.950	0.298
ブルーギル	3.016	0.164	9.606	1.575	1.625	15.713	0.689	0.103
コイ	2.866	0.340	1.370	0.466	0.625	9.815	0.950	0.064
ニゴロブナ	2.710	1.000	0.340	0.340	1.445	10.299	0.950	0.140
アユ	2.500	1.000	2.519	2.519	3.500	39.400	0.950	0.089
ワタカ	2.272	0.164	0.124	0.020	1.333	22.002	0.950	0.061
ゲンゴロウブナ	2.048	0.660	0.460	0.304	1.000	14.214	0.950	0.070
その他雑食魚	2.651	0.340	5.192	1.765	1.750	30.109	0.950	0.058
スジエビ等	2.264	1.000	0.861	0.861	16.000	64.000	0.950	0.250
ヨコエビ	2.250	1.000	0.987	0.987	6.500	30.500	0.950	0.213
シジミ	2.000	0.340	7.476	2.542	1.068	4.322	0.361	0.247
その他二枚貝	2.000	0.340	48.066	16.343	1.598	7.992	0.031	0.200
巻貝	2.000	0.340	24.202	8.229	1.115	10.568	0.607	0.105
その他底生動物	2.100	1.000	2.778	2.778	12.945	59.413	0.978	0.218
動物プランクトン	2.000	1.000	7.210	7.210	15.931	79.653	0.950	0.200
植物プランクトン	1.000	1.000	37.219	37.219	31.610		0.008	
ナノプランクトン	1.000	1.000	37.219	37.219	31.610		0.531	
付着藻類	1.000	1.000	10.604	10.604	18.907		0.500	
底生藻類	1.000	0.164	20.494	3.361	18.787		0.950	
沈水植物	1.000	0.164	771.348	126.501	3.650		0.033	
デトリタス	1.000	1.000	10.000	10.000			0.113	



図(4)-27. 2000年代モデルにおける食物網の概要.

表(4)-20. 1960年代モデルにおける捕食者の餌組成（捕食者の番号は餌生物と同じ）

餌生物↓\捕食者→	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1 ビワコオオナマズ												
2 ビワマス	0.0468			0.00115								
3 ハス		0.0301		0.00539								
4 大型肉食魚	0.178	0.00168		0.00301								
5 小型肉食魚		0.00996	0.0222	0.0106								
6 イサザ		0.247	0.0652	0.0367		0.134						
7 ホンモロコ		0.0153	0.034	0.0193								
8 コイ				0.00466								
9 ニゴロブナ	0.414	0.0199	0.0443	0.0154								
10 アユ	0.0265	0.0899	0.116	0.037	0.0181							
11 ワタカ			0.00686	0.00216								
12 ゲンゴロウブナ	0.335	0.0117		0.00909								
13 その他雑食魚		0.0347	0.188	0.0742	0.0896	0.0609	0.116	0.0134	0.00843		0.031	
14 スジエビ等		0.125	0.281	0.318	0.157	0.199	0.151	0.0436	0.022		0.0404	
15 ヨコエビ		0.153	0.0325	0.119	0.127	0.205	0.16	0.0238	0.0596		0.0179	
16 シジミ					0.00796			0.0722	0.0273			
17 その他二枚貝				0.00804	0.0103			0.0375	0.0118			
18 巻貝				0.00645	0.045			0.373	0.0397			
19 その他底生動物		0.192	0.102	0.251	0.193	0.179	0.12	0.214	0.235		0.107	
20 動物プランクトン		0.0697	0.108	0.0786	0.351	0.222	0.427	0.0159	0.248	0.5	0.0357	0.0476
21 植物プランクトン									0.00993			0.286
22 ナノプランクトン												
23 付着藻類								0.00794	0.278	0.5	0.0714	0.667
24 底生藻類												
25 沈水植物								0.135	0.0596		0.679	
26 デトリタス							0.0267	0.0635			0.0179	

(つづき)

餌生物↓\捕食者→	13	14	15	16	17	18	19	20
1 ビワコオオナマズ								
2 ビワマス								
3 ハス								
4 大型肉食魚								
5 小型肉食魚	0.00038							
6 イサザ								
7 ホンモロコ	0.000583							
8 コイ								
9 ニゴロブナ								
10 アユ	0.00113							
11 ワタカ								
12 ゲンゴロウブナ								
13 その他雑食魚	0.00485							
14 スジエビ等	0.0724							
15 ヨコエビ	0.0352	0.0145						
16 シジミ	0.00585							
17 その他二枚貝	0.00759							
18 巻貝	0.0413							
19 その他底生動物	0.362							
20 動物プランクトン	0.0476	0.246	0.25				0.1	
21 植物プランクトン	0.00364		0.25					
22 ナノプランクトン				0.7	0.7	0.1		0.9
23 付着藻類	0.294	0.428	0.25					
24 底生藻類						0.5	0.1	
25 沈水植物	0.11	0.058						
26 デトリタス	0.0138	0.254	0.25	0.3	0.3	0.4	0.8	0.1

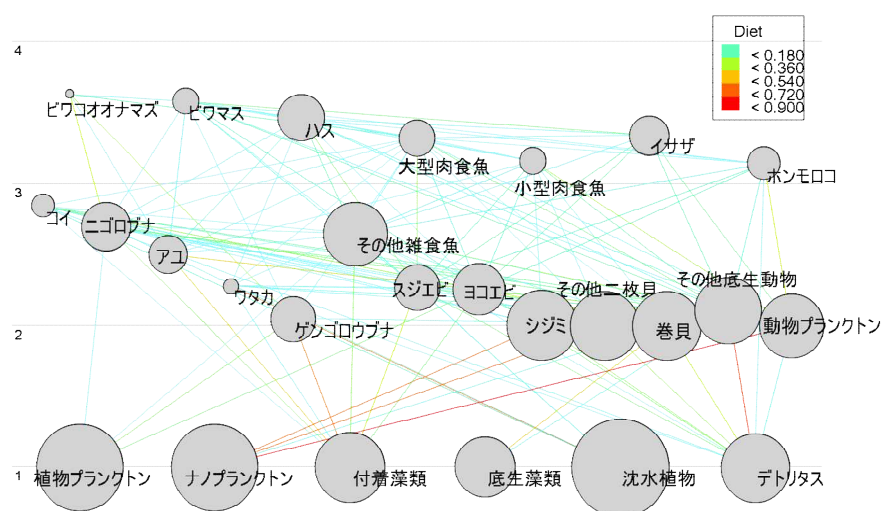
大型肉食魚…… ウナギ、ナマズ、ギギ、ウグイの平均値

小型肉食魚…… ワカサギ、スゴモロコ、デメモロコの平均値

その他雑食魚… ビワヒガイ、オイカワ、モツゴ、タナゴ類の平均値

表(4)-21. 1960年代モデルにおける構成種の基本パラメータ. TL:栄養段階, HA:生息範囲(比率), B:現存量, P:年間生産量, Q:年間消費量:EE:Pの利用率. 斜体の数字はソフトウェアによる推定値

グループ	TL	HA	B/HA (t/km ²)	B (t/km ²)	P/B (/年)	Q/B (/年)	EE	P/Q
ビワコオオナマズ	3.628	1.000	0.052	0.052	0.350	2.600	0.008	0.135
ビワマス	3.579	0.660	0.693	0.457	1.625	3.402	0.072	0.478
ハス	3.457	0.340	6.732	2.289	1.125	8.268	0.094	0.136
大型肉食魚	3.318	1.000	0.991	0.991	1.000	8.087	0.137	0.124
小型肉食魚	3.160	0.340	1.316	0.447	2.250	13.778	0.818	0.163
イサザ	3.340	0.660	1.971	1.301	3.442	10.771	0.950	0.320
ホンモロコ	3.140	0.340	2.266	0.770	3.727	12.500	0.449	0.298
コイ	2.841	0.340	0.977	0.332	0.625	9.815	0.950	0.064
ニゴロブナ	2.702	1.000	2.553	2.553	1.445	10.299	0.403	0.140
アユ	2.500	1.000	1.207	1.207	3.500	39.400	0.864	0.089
ワタカ	2.278	0.164	0.935	0.153	1.333	22.002	0.950	0.061
ゲンゴロウブナ	2.048	0.660	2.808	1.853	1.000	14.214	0.212	0.070
その他雑食魚	2.647	0.340	22.201	7.548	1.750	30.109	0.691	0.058
スジエビ等	2.264	1.000	2.039	2.039	16.000	64.000	0.950	0.250
ヨコエビ	2.250	1.000	3.012	3.012	6.500	30.500	0.950	0.213
シジミ	2.000	0.340	33.389	11.352	1.068	4.322	0.568	0.247
その他二枚貝	2.000	0.340	30.305	10.304	1.598	7.992	0.197	0.200
巻貝	2.000	0.340	30.095	10.232	1.233	10.568	0.950	0.117
その他底生動物	2.100	1.000	8.529	8.529	11.809	59.413	0.978	0.199
動物プランクトン	2.000	1.000	7.210	7.210	23.434	80.840	0.950	0.290
植物プランクトン	1.000	1.000	37.219	37.219	31.610		0.027	
ナノプランクトン	1.000	1.000	37.219	37.219	31.610		0.533	
付着藻類	1.000	1.000	10.826	10.826	18.907		0.950	
底生藻類	1.000	0.164	35.785	5.869	18.787		0.950	
沈水植物	1.000	0.164	481.295	78.932	3.650		0.128	
デトリタス	1.000	1.000	10.000	10.000			0.252	



図(4)-28. 1960年代モデルにおける食物網の概要.

表(4)-22. 各モデルにおける漁獲対象種の現存量と漁獲量の関係

グループ	推定現存量(トン)			年間漁獲量(トン)			漁獲率(%) (年間漁獲量/推定資源量×100)		
	原型モデル	2000年代 モデル	1960年代 モデル	原型モデル	2000年代 モデル	1960年代 モデル	原型モデル	2000年代 モデル	1960年代 モデル
オオクチバス	278	323	-	83	80	-	29.9	24.8	-
ビワマス	462	356	306	31	25	25	6.7	7.0	8.3
ハス	519	725	1,534	35	41	102	6.7	5.6	6.6
大型肉食魚	177	210	664	11	15	57	6.0	7.2	8.5
小型肉食魚	879	651	300	297	267	146	33.8	41.0	48.5
イサザ	15	84	872	4	26	313	25.9	30.4	36.0
ホンモロコ	36	35	516	10	13	224	27.6	36.6	43.4
ブルーギル	1,053	1,056	-	311	381	-	29.5	36.1	-
コイ	224	312	223	11	19	107	4.9	5.9	48.1
ニゴロブナ	540	228	1,711	23	33	292	4.3	14.4	17.1
アユ	1,737	1,688	809	683	767	435	39.3	45.4	53.8
ワタカ	22	14	103	0.3	0.2	32	1.4	1.5	30.7
ゲンゴロウブナ	283	204	1,242	23	24	172	8.2	11.7	13.9
その他雑食魚	919	1,183	5,059	57	123	625	6.2	10.4	12.4
スジエビ等	450	577	1,366	70	211	274	15.5	36.5	20.1
シジミ	1,704	1,704	7,609	41	125	3,047	2.4	7.3	40.0
その他二枚貝	10,954	10,954	6,906	6	9	646	0.1	0.1	9.4
大型肉食魚……ウナギ、ナマズ、ギギ、ウグイ等を想定(漁獲量は「うなぎ」、「うぐい」の合計)									
小型肉食魚……ワカサギ、スゴモロコ、デメモロコ等を想定(漁獲量は「わかさぎ」、「その他もろこ」の合計)									
ニゴロブナ……1960年代の漁獲量は「ふな」の漁獲量の36.1%と仮定									
ゲンゴロウブナ……ニゴロブナ以外の「ふな」の漁獲量の1/3と仮定									
ワタカ……1960年代の漁獲量は滋賀県漁業協同組合連合会の資料による。ほかは本研究独自の仮定									
その他雑食魚……ビワヒガイ、オイカワ、モツゴ、タナゴ類等を想定(漁獲量はニゴロブナ・ゲンゴロウブナ以外の「ふな」、「おいかわ」、「その他はぜ類」の合計)									

ーギル)を構成種から除き、漁獲対象種の現存量は単位努力量あたりの漁獲量に大きな変化がないと仮定して漁船1トンあたり漁獲量の2000年代平均値に対する1960年代平均値の比を2000年代モデルの推定現存量に乗じて算出した(需要の変化が大きいと推察されるコイ、ワタカ、スジエビは除く)。また、沈水植物および底生動物(貝類を含む)の現存量については、びわ湖生物資源調査団中間報告(近畿地方建設局1966)および琵琶湖沿岸帯調査報告書(滋賀県水産試験場1969)を参考にした。P/BとQ/Bは原則として2000年代モデルの値を用い、EEをソフトウェアにより推定した。各生物群の餌組成については上記モデルと同様の方法で調整した(表(4)-20)。完成したマスバランスモデル(以下、1960年代モデル)における各生物群の基本パラメータを表(4)-21、食物網の概要を図(4)-28に示した。

各モデルにおける漁獲対象種の推定現存量と年間漁獲量を表(4)-22に示した。

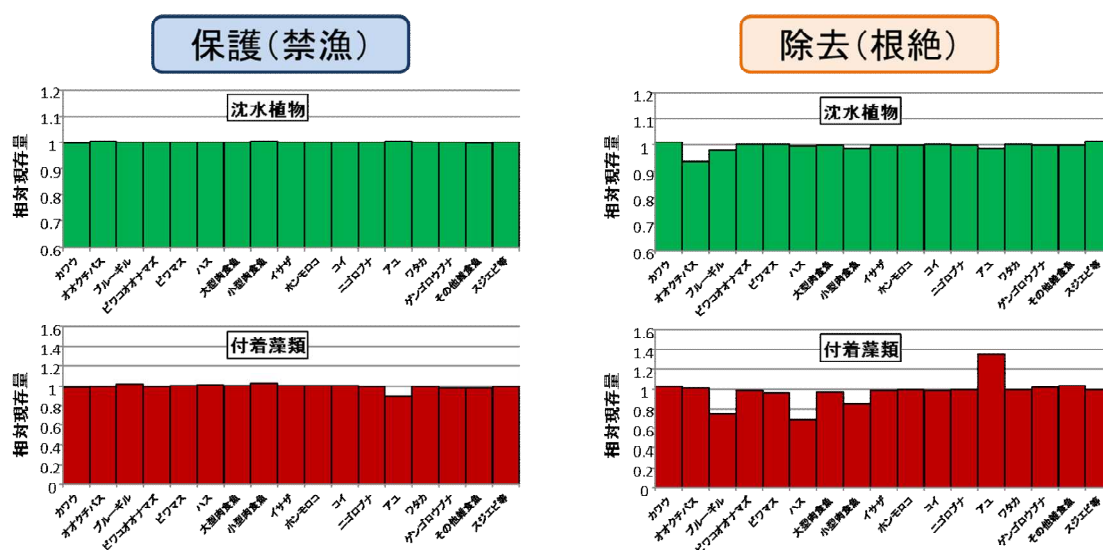
4) キーグループの探索

生態系を管理するうえで、その現存量の人為的増減が目的とする生物群の現存量に大きく影響する、すなわち対策の鍵となる生物群(以下、キーグループ)を探るため、漁獲(駆除)対象種を個別に保護(禁漁)した場合と除去(根絶)した場合の各生物群の増減をシミュレーションにより予測した。なお、ここでいうキーグループは、一定の目標をもって生態系の操作を行ううえで重要な生物群を指すものであり、生態学用語として一般に用いられるキーストーン種とは同義でない。シミュレーションには2000年代モデルを用い、貝類を除く漁獲対象種(群)および駆除対象種について漁獲(駆除)努力量をゼロにした場合と5年でほぼ資源が枯渇するよう高めた場

合の各生物群の現存量をおおむね平衡状態となる20年後まで予測した(図(4)-29)。捕食者の増減に対する被捕食者の応答の差異を調整する無防備度¹⁷⁾ (Vulnerability) は、水草では100、付着藻類では50と高く設定し、その他の生物群についてはデフォルト値 (2.0) とした。

漁獲(駆除)対象種を個別に保護した場合、沈水植物の現存量はいずれの種の場合も0.3%以下の増減にとどまった。付着藻類の現存量は、アユを保護した場合に10.1%減少したほかは3.0%以下の増減にとどまった。一方、漁獲(駆除)対象種を個別に除去した場合、沈水植物の現存量はオオクチバスを除去した場合に6.2%減少したほか、ブルーギルでも1.9%減少するなど、保護した場合にくらべて増減幅が大きかった。付着藻類の現存量は、ブルーギル、ハス、小型肉食魚(ワカサギ、スゴモロコ等)を除去した場合に15.0%~30.6%と大きく減少し、アユを除去した場合に35.3%と大きく増加した。

以上のことから、現在の琵琶湖における沈水植物と付着藻類の異常増殖に対する対策のキーグループはオオクチバス、ブルーギル、ハスおよび小型肉食魚の4種(群)と考えられた。また、保護による効果がほとんど認められなかったことから、これらキーグループの現存量を抑制することなく沈水植物と付着藻類を捕食する魚種を種苗放流等によって増やすことは困難であることが予想された。なお、本モデルによるシミュレーションは物質(栄養)循環の量と配分を予測するものであり、各生物群の繁殖の成否は考慮していないため、実際には繁殖環境の改善や種苗放流などの施策について別途その必要性を検討しなければならない。



図(4)-29. 生態系モデルの構成種を個別に保護または除去した場合の沈水植物および付着藻類の予測現存量の増減(20年後)。

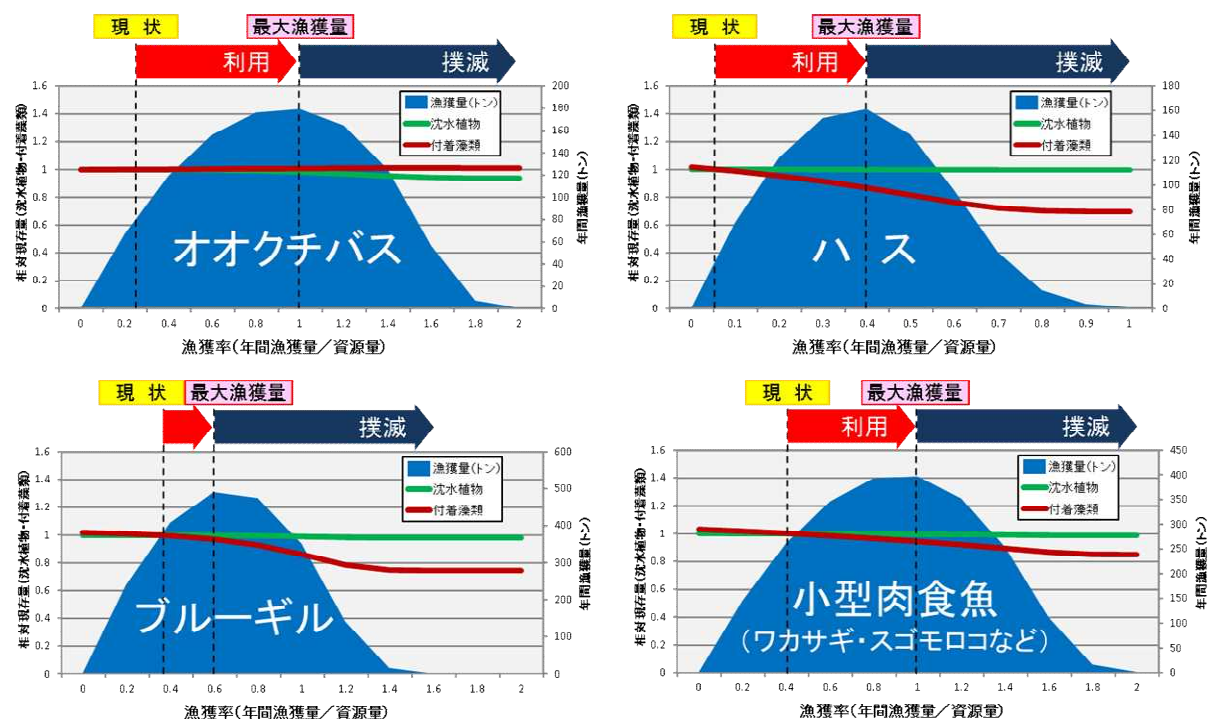
5) 対策方針の選択

キーグループの現存量を抑制するにあたっては、目標とする数値によってとるべき施策が異なることが考えられる。そこで、上記で特定した4種(群)に対する施策の経済性を検討するため、漁獲強度(漁獲率=年間漁獲量/現存量)を段階的に変えた場合の沈水植物と付着藻類の抑制効果およびそれぞれの漁獲量についておおむね平衡状態となる20年後までシミュレーションした。

(図(4)-30)。20年後の漁獲量はおおむね持続可能な漁獲量と考えられることから、それが最大となるまで漁獲強度を上げることについては漁獲物の利用を前提とした施策を講じることが可能であり、経済効果が期待できる。しかし、漁獲強度をさらに上げて現存量を抑制する必要がある場合には、投入する努力量の増加に反して漁獲量が減少し、経済的に不合理となる。したがって、後者の場合には利用を前提とせず、漁獲以外にも繁殖阻害等のあらゆる手段を駆使してより効率的な撲滅をめざす必要がある。

20年後の漁獲量が最大となる漁獲強度（以下、最大漁獲）は、オオクチバスでは現状の約4倍にあたる漁獲率1.0であったが、この場合の沈水植物の現存量は1.8%の減少にとどまった。また、ブルーギルの最大漁獲は現状の約1.7倍にあたる漁獲率0.6であったが、この場合の付着藻類の現存量は2.8%の減少にとどまった。一方、ハスと小型肉食魚では、最大漁獲はそれぞれ現状の約7倍と約2.4倍にあたる漁獲率0.4および1.0であったが、この場合の付着藻類の現存量はそれぞれ13.4%および5.7%減少した。

以上のことから、個別の施策を考えた場合、オオクチバスとブルーギルについては利用を前提とした施策による環境改善効果は期待できず、法的に指定された侵略的外来生物であることに加えて環境改善の技術的側面からも撲滅を目的とした施策をとることが適当である。一方、ハスと小型肉食魚については持続的な最大漁獲量をめざすことで一定の環境改善効果が期待できることから、利用促進を含めた漁業の振興によって現存量を抑制する施策を立案することが適当と考えられる。



図(4)-30. 各キーグループにおける漁獲強度と20年後の沈水植物および付着藻類の現存量の増減ならびに年間漁獲量との関係.

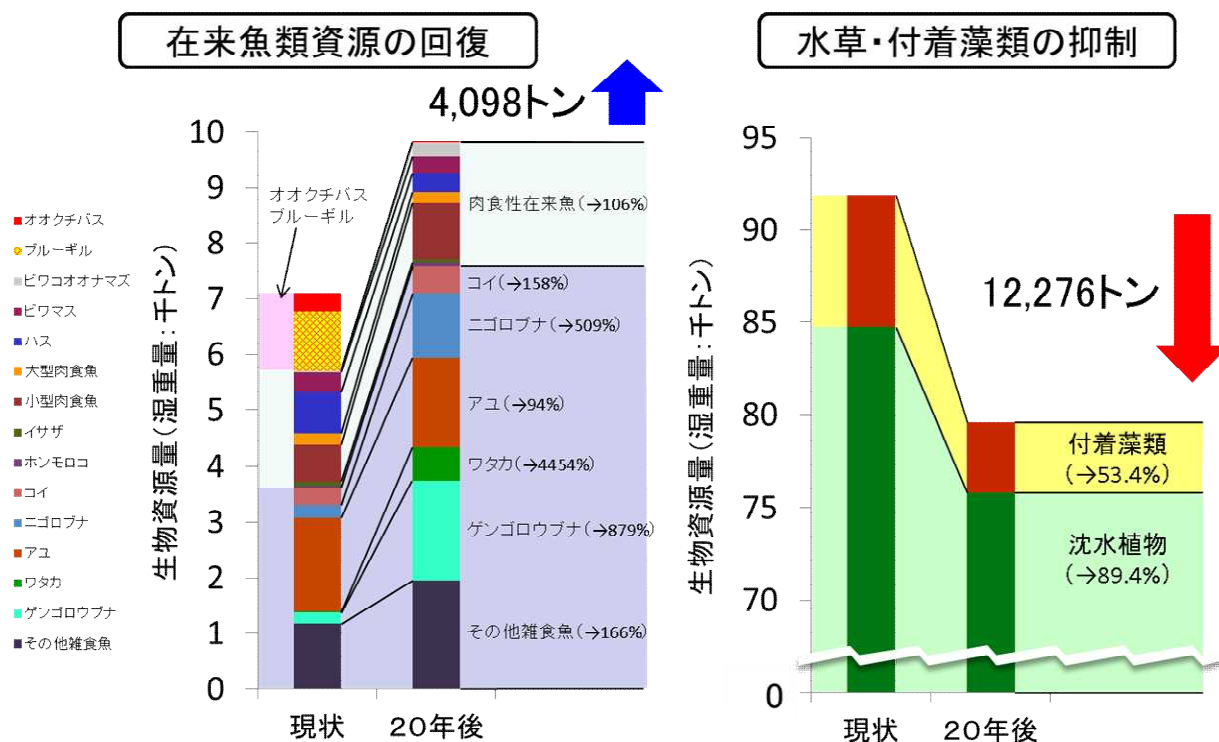
6) シナリオの策定と評価

個々のキーグループに対する施策は、並行して実施することによって相乗効果あるいは相殺効果を生み出す可能性がある。そこで、オオクチバスとブルーギルについては撲滅または最大漁獲、ハスと小型肉食魚については最大漁獲を施策とし、それらを組み合わせたシナリオでシミュレーションを実施して20年後の各生物群の現存量を比較した。その結果、最も環境改善効果が高かったのはオオクチバスとブルーギルを撲滅し、ハスと小型肉食魚を最大漁獲により抑制するシナリオであった。

このシナリオにおける魚類の種類別現存量ならびに沈水植物および付着藻類現存量の変化を図(4)-31に示した。沈水植物の現存量は10.6%減の75,821トンとなり、減少率はオオクチバスだけを撲滅した場合の6.2%より大きかった。また、付着藻類の現存量は46.6%減の3,798トンとなり、上記(2)の個別の除去（根絶）で最も減少率が大きかった30.6%（ハス）より大きかった。

沈水植物および付着藻類に直接的なトップダウン効果をおよぼすことが期待される在来雑食魚の現存量は109%増の7,602トンとなり、なかでもワタカは約45倍、ゲンゴロウブナは約9倍と大幅に増加した。また、ハスは漁獲強度の大幅な増大によって54%減少するものの、小型肉食魚は漁獲強度が増大したにもかかわらず55%増加し、在来肉食魚全体では6%増えて在来魚全体の現存量は72%増の9,823トンとなった。

2000年代モデルにおける魚類全体の現存量は、1960年代モデルの53%と少なく、さらにその約20%をオオクチバスとブルーギルが占めている（表(4)-19）。上記のシナリオでは、オオクチバスとブルーギルが消滅するにもかかわらず魚類の現存量が1960年代モデルの72%にまで回復した。このことは、これら2種の外来魚が現在の琵琶湖生態系において強いキーストーン性を有してい



図(4)-31. 最も効果的なシナリオにおける20年後の在来魚類資源量の回復と沈水植物および付着藻類資源量の減少。

ることを示唆しており、魚類相の回復によって生態系を保全するためには、これらの外来魚を排除することに優先的に取り組む必要があると考えられる。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

琵琶湖に生息する魚介類が水草の大量繁茂や漁網への藻類等異常付着による汚損といった、現在問題となっている生態系異変現象を一定削減できることが明らかとなった。水産有用種である在来魚介類の重要性が漁獲という水産業だけでなく、環境改善としても役立つことがより強く認識された。

本研究の対象とした琵琶湖産の魚貝類について、相対値や指標値ではなく、絶対量としての現存量を複数年に亘って推定した研究例は皆無で、おそらく本研究が最初の例となる。それ故、推定した現存量の精度等の評価は今後の研究に俟たねばならない。しかし本研究の手法は今後継続的に実施することにより、現存量のモニタリングだけでなく、水産業の持続的展開を目指した資源管理にも役立てることができる。また対象種と同様の個体群構造を有する他魚種、たとえば年齢構造を有する多年生魚類にはビワマスやニゴロブナの方法、ホンモロコの解析をワカサギに応用できると思われる。また定着性生物の場合セタシジミを参考とするなどの応用が可能と思われる。

多くの固有種を含む多種多様な生物を育み、漁業も盛んな琵琶湖では、20世紀初頭より調査、研究が行われ、膨大な量の情報が蓄積されてきた。しかし、そのほとんどは個々の生物や現象、産業に関するものであり、それらの相互作用を踏まえて生態系の全体像を論じることがこれまで困難であった。本研究では、過去の資料に新たな知見を加え、生態系モデルとして統合することによって、未だ暫定的な部分も多く高次生産者に重点を置いたものではあるものの、多様な生物群による物質循環の全体像を再現した。これによって、外来魚の侵入が生態系における魚類相の占有率を低下させている可能性が高いことなど、琵琶湖の生態系が抱える根幹的な問題の一端を明らかにすることができた。また、このようなモデリング技術が湖沼生態系の理解や保全管理に有用であることが明らかになった。

(2) 環境政策への貢献

<行政が活用することが見込まれる成果>

外来魚（オオクチバス、ブルーギル）の影響が水産有用種への直接的な食害だけでなく、生態系全体におよぶことが明らかになった。このため、対策を強化し外来魚の撲滅によるトップダウン効果により、在来魚介類の生息量の回復を通じて、食物網を回復する施策を実施する必要がある。これにより水草、付着藻類による障害は一定軽減されることが期待される。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

特に記載すべき事項はない

(2) 口頭発表 (学会等)

特に記載すべき事項はない

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない

(4) シンポジウム、セミナー等の開催 (主催のもの)

特に記載すべき事項はない

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない

(6) その他

特に記載すべき事項はない

8. 引用文献

- 1) 平松一彦：V P A (Virtual Population Analysis). 資源評価体制確立推進事業報告書－資源解析手法教科書－(田中昌一, 青木一郎, 赤峰達郎, 一丸俊雄, 岸田 達, 高場 稔, 田中栄次, 福田雅明, 谷津明彦, 由木雄一, 和田時夫編), 社団法人日本水産資源保護協会, 104-128(2001).
- 2) T. Akamine: Mathematical Approach to Virtual Population Analysis. Fisheries Science, 61(1), 167(1995).
- 3) 田中秀具：琵琶湖におけるビワマスの資源構造に関する研究. 滋賀県水産試験場研究報告, 54, 7-61(2011).
- 4) 藤原公一, 松尾雅也, 白杵崇広, 根本守仁, 竹岡昇一郎, 田中満, 北田修一：琵琶湖におけるニゴロブナの種放流効果. 日本水産学会誌, 78(3), 421-428(2012).
- 5) 志村健, 大下誠二, 寺門弘悦, 田永軍：日本海南西海域における中層トロールと面積密度法を用いたマアジ当歳魚の現存量推定手法の開発. 日本水産学会誌, Vol. 75, 1042-1050(2009).
- 6) 根本守仁：ワタカのサイズおよび水温別の水草摂餌量. 平成20年度滋賀県水産試験場事業報告, 40(2008).
- 7) 今本博臣, 松本潤, 古里栄一, 鷺谷いづみ：琵琶湖に生育する6種の沈水植物の光・水温特性. 応用生態工学, 11(1), 1-12(2008).
- 8) 本永美香, 高柳周, 清水顕史, 長谷川博：オオカナダモの生育に及ぼす環境要因の影響について. 作物研究, 56, 29-33(2011)
- 9) 田中昌一：水産生物のpopulation dynamicsと漁業資源管理. 東海区水産研究所研究報告, 28, 1-200(1960).
- 10) 根本守仁, 松尾雅也, 中新井隆：平成22年度冬季における琵琶湖北湖でのニゴロブナ当歳魚の資源状況. 平成23年度滋賀県水産試験場事業報告, 34(2013).
- 11) 三枝仁, 吉岡剛, 田中満：伊庭内湖に放流したホンモロコの移動. 平成20年度滋賀県水産試験場事業報告, 27(2010).
- 12) 林一正, 森主一, 東怜, 川那部浩哉：貝類班中間報告. びわ湖生物資源調査団中間報告書, 近畿地方建設局, 607-707 (1966).
- 13) 橋本佳樹, 井戸本純一：平成元年度地域特産種増殖技術開発事業報告書. 滋賀県水産試験場研究報告第45号, 滋賀県水産試験場, 75-128(1990)

- 14) 滋賀県水産試験場：平成14～15年度琵琶湖沿岸帯調査報告書. 滋賀県水産試験場, 204 (2005) .
- 15) PLAGANYI Eva E. : Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO fisheries technical paper. 477, 108 (2007).
- 16) Christensen, V., Walters, C. J., Pauly, D. and Forrest, R. : Ecopath with Ecosim version 6 User Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, 235 (2008).
- 17) 松田裕之, 岡村 寛：生物資源の持続的管理. 生態系とシミュレーション (楠田哲也, 岩佐 庸編), 朝倉書店, 46-61 (2002).

Development of a Conservation System for Lake Ecosystems by Top-down Effects of Fishes

Principal Investigator : Norio SAWADA,

Institution: Shiga Prefectural Fisheries Experimental Station
2138-3 Hassaka, Hikone-City, Shiga 522-0057, JAPAN
Tel: +81-0749-28-1611 / Fax: +81-0749-25-2461
E-mail: gf30@pref.shiga.lg.jp

Cooperated by: Fisheries Research Agency, Lake Biwa Museum, The University of Shiga Prefecture

[abstract]

Key Words Submerged macrophytes, Diatom, Ecosystem services, Ecosystem model,

In Lake Biwa, submerged macrophytes have excessively grown and some of them have clogged fishing nets, resulting in damage to fisheries and loss of ecosystem services. In order to solve these environmental issues occurring in Lake Biwa, the present research project consist of four subthemes was carried out.

In the research on the submerged macrophytes in the southern basin of Lake Biwa, historical data on the species composition and density of submerged macrophytes were examined. It was clarified that increase in nutrient concentrations during the period of eutrophication in 1970s -1980s was the primary cause of the excessive growth of the submerged macrophytes.

On the other hand, nutrients are not plausible cause to enhance the growth of attached algae on the set nets, because the phosphorus load has been decreasing in recent years. Rather, the improvement of the light conditions is most likely to be the cause of increasing of the attached diatoms as shown in the increase of transparency in recent years.

From the experiments using the tanks and the net cages placed in the lake, it was shown that some indigenous fish could control the amount of attached diatoms, which means that the decrease of the indigenous fish in recent years was also the cause of the increase of attached diatoms on the set nets.

The short-term adhesion of microalgae to gillnets was caused by the change in species composition of the phytoplankton. Moreover, it has been understood that the polysaccharide in water takes part in this phenomenon as glue to fix microalgae to gillnets.

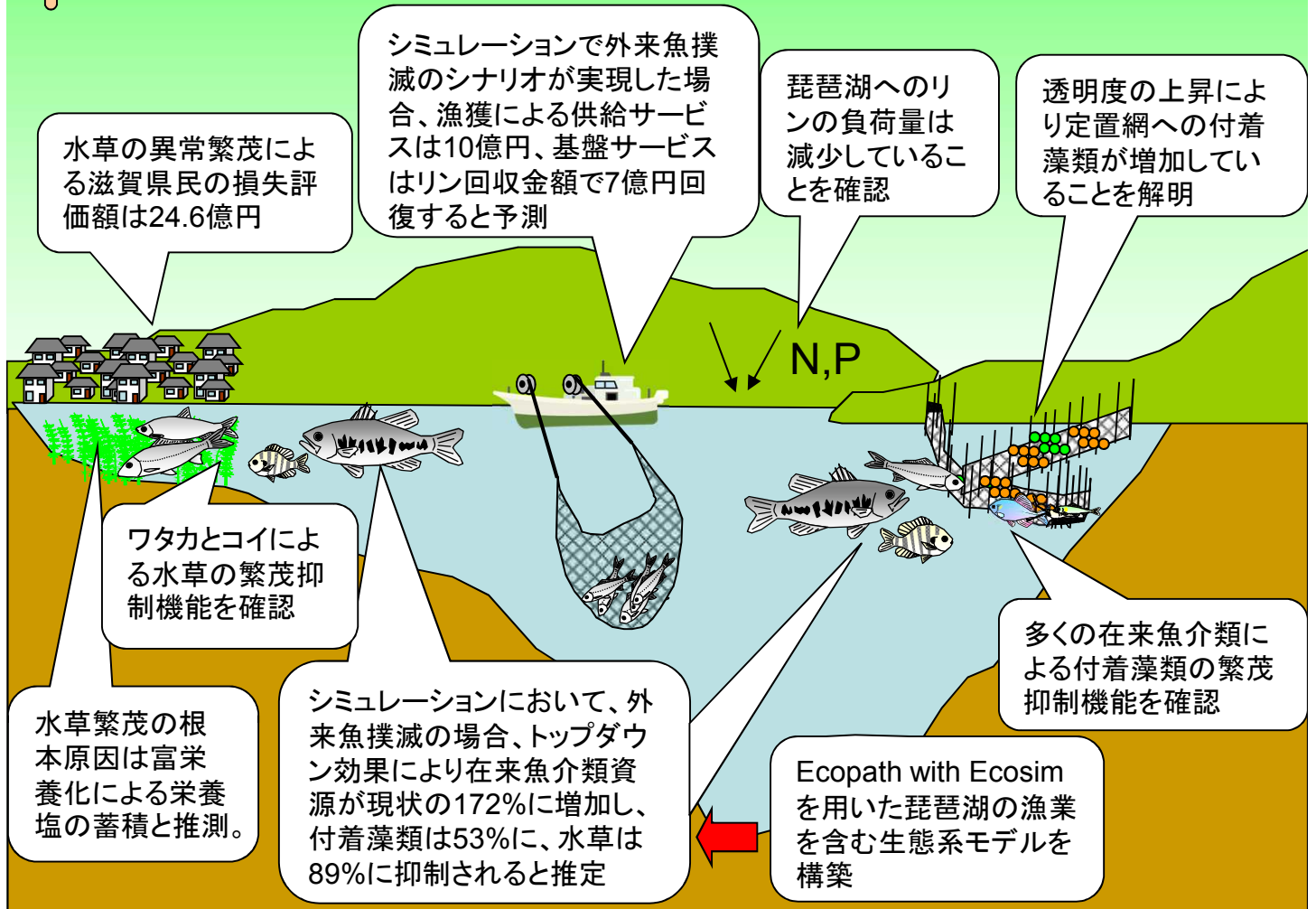
Results of experiments using the net cages and experimental ponds showed that indigenous species, Koi-carp and Wataka, may have the effect to suppress the growth of submerged macrophytes through their feeding behavior.

In the research using a simulation model, it was suggested that a top-down control to reduce of the exogenous fish will be effective to decrease the biomass of submerged macrophytes and attached diatoms.

It was estimated that the amount of increase of provisioning services and supporting services by the increase in fish catch amounts to 1,700 million yen.

D-1004 魚介類を活用したトップダウン効果による 湖沼生態系保全システムの開発に関する研究

研究により得られた成果



提言

外来魚（オオクチバス、ブルーギル）の撲滅によるトップダウン効果により、在来魚介類の生息量の回復を通じて、食物網を回復する施策を実施する必要がある。

これにより水草、付着藻類による障害は一定軽減されることが期待される。

滋賀県水産試験場
滋賀県立琵琶湖博物館
滋賀県立大学
(独)水産総合研究センター中央水産研究所