関西自然保護機構会誌 29（2）：89－99, 2007

原　著

琵琶湖の堅田内湖で見られたブルーギルとオオクチバス増加に伴う主要コイ科魚類の減少

大阪信愛女学院短期大学人間環境学科　中　川　雅　博
近畿大学農学部　鈴　木　誉　士

Decrease in the individual numbers of Cyprinidae fishes with the increase of introduced bluegill and largemouth bass in Katada Naiko, Lake Biwa. Masahiro Nakagawa (*Department of Human and Environmental Science, Osaka Shin-Ai College*) and Takashi Suzuki (*Faculty of Agriculture, Kinki University*)

To understand the process of decrease in biodiversity of Naikos, seasonal and annual changes in fish fauna were surveyed in Katada Naiko, which is located at the western part of Lake Biwa. Specimens were collected by a casting net sampling for 20 min each night from August 2001 to July 2006. In the first and second years, 3 cyprinid species-*Carassius* sp., *Pseudorasbora parva*, and *Rhodeus ocellatus ocellatus*-were the most abundant. During the five study periods, the frequency of the three most abundant cyprinid fishes dramatically decreased from 83.3%, 84.3%, 68.9%, 18.6%, to 15.5% whereas that of two invasive species-*Lepomis macrochirus* and *Micropterus salmoides*-increased from 3.9%, 4.5%, 16.2%, 68.9%, to 78.1%. The species diversity decreased during the period. These suggest that the decrease in dominant species was simultaneous with the increase in bluegill and largemouth bass.

はじめに

琵琶湖の沿岸帯に形成される内湖では，かつて豊かで多様な生物相が形成されてきた。しかしながら，現在では北アメリカ原産のブルーギルやオオクチバスの侵略的外来種２種が優占し，生物多様性喪失と生物学的均一化が進行している（滋賀県水産試験場，2005）。一般に，生物相の単純化には，外来種の侵入・増加が深く関与していると考えられている。実際に，琵琶湖ではオオクチバスが激増した1980年代後半を境にして在来の魚類群集は著しく変化し，南湖では1995年頃からブルーギルの増加が顕著になり，在来種の減少に拍車をかけている（中井・浜端，2002）。

しかしながら，琵琶湖水系においてブルーギルとオオクチバスの個体数増加に伴う生物相の変遷過程を，定量的かつ長期的に記録した例はほとんどない。そこで，本研究では，内湖におけるブルーギル・オオクチバスとコイ科魚類の資源量の関係を明らかにするため，堅田内湖で５年にわたって実施された魚類相の定量調査を実施した。そして，ブルーギルとオオクチバスの個体数増加に対するコイ科魚類個体数の応答について考察し，報告する。

関西自然保護機構業績　第417号

調査地と調査方法

調査場所

調査地である滋賀県大津市の堅田内湖は，残存内湖のひとつであり，琵琶湖大橋の西部南方に位置する。主たる開水面は4つにわかれ，それらすべてをあわせても，表面積は0.1㎢に満たない。この4つの水面のうち表面積が3番目に大きい通称，C池（中川，2005）で調査を行った。主な流入水路は3本あり，いずれもコンクリート護岸が施されている。琵琶湖への流出部は3箇所ある。採集は原則としてC池の東岸で行った。

堅田内湖は，流出箇所の3本の水路すべてが堰により琵琶湖と隔離された閉鎖系であるため（美濃部・桑村，2001），琵琶湖の水位に関係なく，調査地付近での水深は概ね80㎝と一定である。また，琵琶湖からの魚類の移入量は無視できる。採集地となった湖岸部と水路の一部は2002年に親水・レクリエーション機能を持たせた環境共生型公園として整備され，C池の東岸の一部は2005年9月以降に舗装道路として埋め立てられた（図1）。

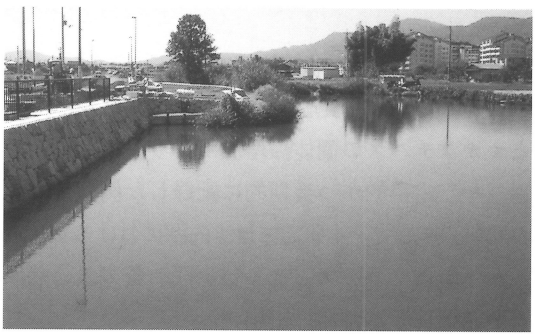


図1． 調査地とした最近の堅田内湖C池．2006年に南方向に向かって撮影．投網を投じていた7箇所のうち3箇所がコンクリート護岸（左手前）された．

調査時期

調査期間は2001年8月～2006年7月である。5年の調査期間は，採集頻度によって第Ⅰ～Ⅲ期に区分した。

第Ⅰ期は2001年8月31日～2002年8月29日とした。この期間中，1ヶ月あたり8～12日，合計112日の採集を実施した。第Ⅱ期は2002年9月～2003年7月まで，毎月2回，上旬と中旬に計22回の採集を行なった。ここで上旬は原則として1～4日までの4日間のいずれか1日とし，中旬は14～18日までの5日間のいずれか1日とした。第Ⅰ期と第Ⅱ期は，魚類相の長期的変動に加えて，本調査の基礎的知見となる魚類の季節的消長の研究に活用するために設定した。

第Ⅲ期は，本研究のために，魚類相の長期的変動を把握する目的で設定した。第Ⅲ期は2003年度，2004年度，2005年度（以下，それぞれ03期，04期，05期）に区分し，2ヶ月に1度3日連続の採集を行なった。すなわち，原則として11月，1月，3月，5月，7月に各月3回，各年度15回の計45回の調査日を設けた。第Ⅲ05期の2006年1月，3月，5月の調査では，調査場所に工事の重機が設置されていたため，C池の北岸と西岸を臨時の採集場所とした。第Ⅲ05期の2006年7月の調査では，C池の東岸で完成した護岸部を含む従来の地点を採集場所とした。

一連の調査で，調査日を確保できなかった2004年の7月分など一部の日程は，6月後半のように調査日と近い代替日を設けることで対処した。また，解析の都合上2001年8月31日のデータは同年9月のデータとして取り扱った。

採集方法

採集方法は投網（目合10㎜×10㎜）を用いた定量法とした。いずれの調査日においても漁獲努力量が同一になるように配慮した。すなわち，採集

時間は，日照等の環境諸条件のばらつきが少ない夜間（21：00～24：00）のうち，約20分間とした。この作業時間は投網をC池内の7箇所に各1回（計7回）投じ，得られた個体をソーティングする時間に相当する。

当地におけるフナ属魚類には，ゲンゴロウブナ・ニゴロブナ・ギンブナの3種が生息するものの，本稿では便宜的に，これらを一括してフナ属魚類1種として取り扱った。また，ホンモロコとした個体の中には，いくぶん同属のタモロコに似る中間個体も含まれたものの，その程度および中間個体の出現頻度が少ないため，本稿ではまとめて取り扱った。調査日によってはテナガエビ科甲殻類やアメリカザリガニが混獲されることもあったが，これらは解析データには含めなかった。

解　析

まず，各調査期における魚類の種組成を明らかにするため，採集された魚種とその個体数の割合を求め，調査期ごとに棒グラフで図示した。いずれの調査期にも個体数の割合が5％に満たなかった魚種については，まとめて「その他」とした。

つぎに，各魚種の資源量の変動を明らかにするために，単位努力量あたりの個体数（1調査月に採集された個体数／1調査月あたりの調査日数）を求め，種別ごとに折れ線で図示した。これにより，ひと月あたりの採集個体数の平均値が示され，調査の回数と間隔が相互に異なる第Ⅰ期，第Ⅱ期，第Ⅲ期の各魚種の資源量が比較できる。図示の対象は，ブルーギルとオオクチバスに，コイ科魚類で個体数が多かった上位6種を加えた計8種とした。

最後に，5年間の種多様度の変遷を明らかにするために，種多様度指数を求めた。多様度指数はいくつか考案され，それぞれに長所と短所があるが（たとえば伊藤・佐藤，2002），本稿では，広く採用されているShannon指数を用いた。この指数は，

$$H' = -\Sigma Pi \cdot \log_2 Pi$$

で示され，ここで，Piは個々の種の採集された全個体数に占める割合ni／N（niは個々の種の個体数，Nは採集された全個体数）を指す。このときH'の数値が高いほど，種多様性が高いことを示す。

結　果

図2に主要魚種の各調査期における個体数の割合を示す。

第Ⅰ期とした2001年8月～翌年8月で，個体数の割合がもっとも多かったのはフナ属魚類の46.9％で，モツゴの23.0％，タイリクバラタナゴの13.5％がこれに続き，これら優占種上位3種で全採集個体数の83.3％を占めた。ブルーギルとオオクチバスの個体数の割合は少なく，それぞれ2.8％と1.1％であった。

第Ⅱ期とした2002年9月～翌年7月で，個体数の割合がもっとも多かったのはフナ属魚類の64.3％で，タイリクバラタナゴの10.8％，モツゴの9.3％がこれに続き，これら優占種上位3種で全採集個体数の84.3％を占めた。ブルーギルとオオクチバスの個体数の割合は依然として少なく，それぞれ3.7％と0.7％であった。

第Ⅲの03期とした2003年11月～翌年7月，04期とした2004年11月～翌年6月後半，05期とした2005年11月～翌年7月で，フナ属魚類の個体数の割合は，52.0％→18.0％→13.5％と急減した。同様に，モツゴおよびタイリクバラタナゴの個体数の割合も，それぞれ12.8％→0.0％→1.9％，および4.1％→0.5％→0.0％と激減した。一方，ブルーギルとオオクチバスの個体数の割合は05期には，

それぞれ67.7%と10.3%に達して共に，モツゴとタイリクバラタナゴに替わって優占上位3魚種の一角を構成するに至った。

個体数が少なかった魚種では，コイ科のコイ，カワムツ，カネヒラ，オイカワ，スゴモロコが採集され，種数のうえでも当地はコイ科魚類を主体とする魚類相が形成されていた。カワムツは第Ⅰ・Ⅱ期に，オイカワは第Ⅲ04・05期に採集された。このほかにトウヨシノボリと見られるヨシノボリ属魚類，ナマズ，カムルチーが採集された。

図3に単位努力量あたりの主要魚種の個体数の変動を示す。ブルーギルとオオクチバスはそれぞれ，2004年の5月以降と2004年11月以降にまとまって採集されるようになった。一方，フナ属魚類は，月間での個体数の増減が激しいものの2003年の5月以降，個体数が減少した。モツゴとタイリクバラタナゴは，おおむね2004年以降には，季節的な個体数の増加を見ることなく，周年にわたって採集される個体数が少なくなった。ワタカとツチフキに関しては，増減の傾向が明瞭でないものの，ホンモロコに関しては，2005年1月に1個体が採集されたのを最後に，調査期間が終了するまで再び採集されることはなかった。

図4に多様度指数H'の変遷を示す。H'は，調査期間中で減少傾向が認められた。調査時期と回数が同一の第Ⅲ期を比較すると，03期には1.5ビットを上回る調査日が多く認められたが，04期にはその頻度が低下し，05期にはほとんどの調査日で1.5ビットを下回った。これらは，ブルーギルとオオクチバスの個体数の増加することで，種の多様性が低下することを示唆する。ただし，05期でみられた，より顕著な数値の低下は，この時期に行われていた護岸工事の影響も関係していると予想できる。

考　察

著者らは，2001年8月からはじめた定量的かつ長期的な調査により，繁殖期を中心とするコイ科魚類数種の生活史と，魚類相の変遷を明らかにしてきた（たとえば，中川，2005；Nakagawa, 2006a；鈴木ほか，2007；中島・中川，2007）。その得られた知見のうち，主要な事柄はつぎの3点である。

1）堅田内湖において，少なくとも2001年8月～2002年9月までは，コイ科魚類を主体とする魚類相が形成されていて，フナ属魚類，モツゴ，タイリクバラタナゴが優占していた。また，琵琶湖水系固有で，滋賀県のレッドブックで絶滅危惧種に区分され，かつ草食に偏る食性から富栄養化抑制能をもつワタカが多く生息していた。さらに，底生魚のツチフキの繁殖期が早くて短く，2月下旬に始まり4月中旬には終息し，この特性はきわめて特異であった。

2）2004年には，個体数が増加したブルーギルが最優占種となり，その翌年にはオオクチバスも個体数で上位3位になり，ブルーギル，フナ属魚

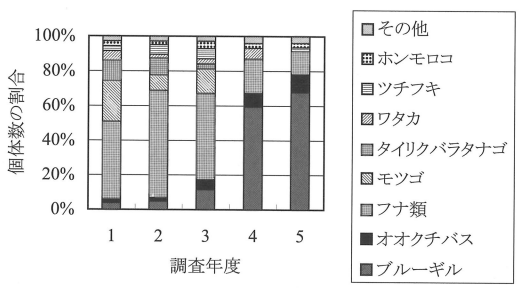


図2． 堅田内湖における調査期別の魚類の種組成．1は第Ⅰ期：2001年8月31日～2002年8月29日（112調査日），2は第Ⅱ期：2002年9月～2003年7月（22調査日），3は第Ⅲ03期：2003年11月～2004年7月（15調査日），4は第Ⅲ04期：2004年11月～2005年6月（15調査日），5は第Ⅲ05期：2005年11月～2006年7月（15調査日）．

類，オオクチバスの3種を主体とする魚類相に置き換わった（図2）。そして，少なくともオオクチバスの捕食圧は当地の小型魚類に及んでいた（Nakagawa，2006b）。

3）コイ科魚類が主体の魚類相からブルーギルを主体とする魚類相に移行した2004年の夏季に，日本の侵略的外来種ワースト100にも挙げられる熱帯アフリカ原産のボタンウキクサが大繁茂した。

これらの結果は，堅田内湖が2つの異なる研究系として優れたモデル地であることを示唆する。すなわち，そのひとつは，調査開始当初における侵略的外来種の個体数がきわめて少ない環境でのデータが，コイ科魚類の生活史や従来の内湖環境の解明に役立ち，今後の内湖整備や内湖復元の事業の貴重な基礎的知見を提供する。もうひとつは，侵略的外来種が定着・増加する過程のフィールドデータとして，他の内湖で起こってきた現象を推測するのに役立つ。本稿では後者に焦点をあてた。

以下では，まず，堅田内湖において見られたブルーギルとオオクチバス急増に伴う主要コイ科魚種の減少について述べ，主要コイ科魚類の個体数変動を種別について整理する。つぎに，種多様度の解析から明らかになった事柄に触れ，最後に本調査結果の内湖復元事業への活用について述べる。

ブルーギルとオオクチバス急増に伴う主要コイ科魚類の減少

いままで，琵琶湖水系において，ブルーギルとオオクチバスの増加が，在来魚の減少を招いた一因とする見解があった。たとえば，水野（2004）は，琵琶湖の固有種であるホンモロコやニゴロブナの減少には，オオクチバスが関与していることを統計学的手法から指摘している。実際に，オオクチバスの捕食は，琵琶湖水系において，琵琶湖固有種で漁業上重要なイサザを含む魚類やエビ類に及び，その影響はいまなお多岐にわたっている（Nakagawa，2006b）。また，西野（2005）は，内湖の在来魚種数が，現在の内湖面積との間には有意な相関があるとしたうえで，とくにブルーギルの密度ときわめて強い負の相関もあることを指摘している。同様に，ブルーギルが，小型コイ科魚類と排他的な関係にあることは，魚類相の広域調査から明らかにされている（中島ほか，2001）。このように，琵琶湖水系における在来種の減少要因としてブルーギルとオオクチバスの増加を支持する根拠は多い。

本結果では，厳密な定量調査により，ブルーギルとオオクチバスの個体数が増加すると，それまでに優占していたコイ科魚類のフナ属魚類・モツゴ・タイリクバラタナゴが急減することを実証した。これは，琵琶湖水系，とりわけその周辺の内湖のような止水域での，コイ科魚類減少の直接的原因のひとつがこれらの北米産外来魚2種の増加にあったことを示唆する。

このことは，池全体が天然記念物であるがゆえに物理的環境と化学的環境がほぼ一定の深泥池で，ブルーギルとオオクチバスの増加後に，コイ科魚類の種数が減少したことからも支持される（竹門ほか，2002）。ここで，とくに留意すべきなのは，コイ科魚類の減少は，滋賀県瀬田月輪大池のように，ブルーギルが単独で定着・増加した場合と（遊磨，1997），宮城県伊豆沼・内沼のように，オオクチバスが単独で定着・増加した場合（高橋，2002）の双方で生じ得るということである。

堅田内湖に生息するブルーギルの個体数は，C池の護岸工事が開始される以前の2004年頃に急増した（図3）。急増前の2002年6月にもブルーギルがまとまって採集された調査日があるため（深尾ほか，2007），再生産はそれ以前から行われていたといえる。ブルーギルは，産卵期になると湖底にすり鉢状の産卵床を作り，卵稚仔を雄親が守

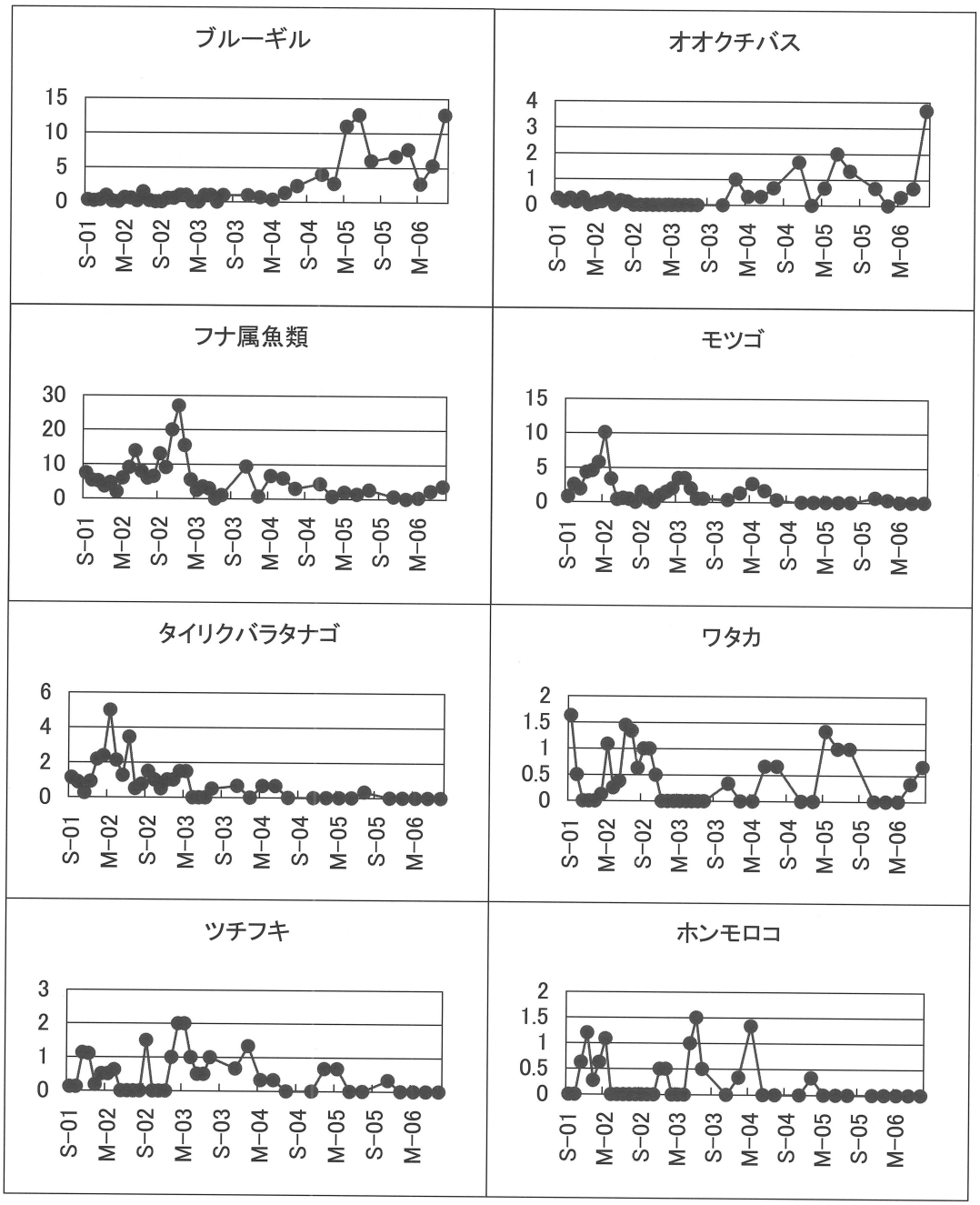


図3. 堅田内湖におけるブルーギルとオオクチバスおよび主要コイ科魚種の単位努力量あたりの採集個体数の推移．縦軸は個体数，横軸は調査日を示す．横軸の数値は調査年を，MとSはそれぞれ3月と9月を示す．

る（寺島，1980）。最近になって，琵琶湖に生息するブルーギルがつくる産卵床数と繁殖成功度を調査した中尾ほか（2006）は，産卵床数が多くなれば，卵稚仔に対する捕食者の攻撃を受ける頻度が減少し，繁殖成功度が高まることを明らかにした。このことは，堅田内湖では2000年代初頭に，ブルーギルの産卵床が多くなり，個体数急増につながったことを示唆する。

主要コイ科魚類各種の個体数の変動

主要コイ科魚類の個体数変動についてさらに詳しく検討する。

フナ属魚類の個体数の割合は調査期間中，顕著に減少した（図２，図３）。この急減は，ブルーギルとオオクチバスの急増が直接的に関与すると結論づけてよいだろう。確かに，琵琶湖水系では1992年から実施されている水位調節がコイ・フナ属魚類の繁殖場を干上がらせ，これらの資源量を減少させているとする推測がある（山本・遊磨，1999）。しかしながら，当地での水位は周年一定で，水位変動によってフナ属魚類の資源量が大幅に変動することは考えられない。

琵琶湖湖南地域において魚類の分布パターンを調査した中島ほか（2001）は，ブルーギルが止水域で在来魚種と排他的関係にあることを報告している。湖北野田沼では，動物プランクトンを餌とするコイ・フナ属魚類の仔稚魚は，６月にはオオクチバスの仔稚魚との間で，７月以降にはブルーギルの仔稚魚との間で餌をめぐる競争にさらされていることが指摘されている（西野・細谷，2004）。このほかにも，ブルーギルとオオクチバスが侵入した止水域で在来魚が顕著に少ないとする報告は多くある（たとえば，琢磨ほか，2004）。これらの事例は，本研究で確認されたフナ属魚類の急減がブルーギルとオオクチバスの個体数が急増に起因するとする仮説を支持する。本研究では，フナ属魚類の体サイズの遷移を追跡していないが，今後，その観点での解析を進めれば，よりいっそうこの仮説の信憑性が高まるものと期待できる。

モツゴとタイリクバラタナゴの個体数も顕著に減少した（図２，図３）。この急減もおそらく，ブルーギルとオオクチバスの急増が直接的に関与する。かつて，小型コイ科魚類の減少を不十分なデータに基づいて，水質汚濁などに求める主張もあった（鈴木，1996）。しかしながら，小型コイ科魚類の個体数をわずか数年で急減させて，かつブルーギルとオオクチバスに限っては，逆に繁殖を助長させるという水質汚濁の定性的・定量的な基準が示されたことはなく，この主張は説得性を欠く。堅田内湖で急減したモツゴはむしろ，水質汚濁に対して耐性が強く，タイリクバラタナゴもまた富栄養化された止水域に生息する。そのうえ，最近の堅田内湖は水質が改善傾向にあるという（井戸本，2004）。これらのことは，モツゴとタイリクバラタナゴの急減が水質汚濁以外によることを示唆する。

モツゴはブルーギルにより直接捕食されることが知られている（片野ほか，2003）。実際，ブルーギルが単独で侵入した閉鎖水域では，優占種であったモツゴの個体群が激減した（遊磨ほか，1997）。オオクチバスも，琵琶湖水系でモツゴやタナゴ類を直接捕食していたことが知られている（前畑ほか，1987）。ブルーギルとオオクチバスが侵入していない，琵琶湖から水を引く園池では，モツゴとバラタナゴ類が多数生息することが知られている（伊藤・森本，2003）。これらの事例はすべて，本研究で確認されたモツゴとタイリクバラタナゴの急減が，ブルーギルとオオクチバスの個体数の急増に起因することを裏付ける。

ワタカとツチフキについては，いまのところ個体数の明瞭な減少は認められていない（図２，図３）。この両種が，琵琶湖水系で減少傾向にあることから推測すると，今後，フナ属魚類などに遅

れて個体数の減少が生じることも予想できる。堅田内湖においてワタカの繁殖盛期は7月で（鈴木ほか，2007），ツチフキの繁殖盛期は3月であり（中島・中川，2007），減少著しいコイ科3種よりも繁殖盛期が前後にずれる。この繁殖期の特異性が，いまのところ個体数が減少していない原因であるかもしれない。その一方で11月下旬～3月下旬のみに当地の湖岸に出現するホンモロコ（中川・鈴木，2007）は減少しており，琵琶湖水系での最近の傾向と一致する（滋賀県生きもの総合調査委員会，2006）。

生物多様性喪失と生物学的均一化

一般に，外来種が侵入すると，在来種が消失し，在来の生物相は個性を失い，どこでも似たような単純な生態系に変わる（細谷，2006a）。

本稿では，高い数値を示すほど生物多様性が高いとされる多様度指数が，2004年ごろから徐々に低下することを示した（図4）。また，コイ科魚類を主体とする堅田内湖を象徴する魚類相が，ブルーギル・フナ属魚類・オオクチバスを主体とする魚類相に転じた過程を報告した（図2，図3）。最近の仔稚魚相の調査の結果からも（西野ほか，2006），堅田内湖ではブルーギルとオオクチバスの個体数が全採集個体数の過半数を超え，かつて27種の在来種が生息していた（西野ほか，2007）とする形跡はない。このように，現在の堅田内湖における魚類相はほかの内湖の魚類相（滋賀県水産試験場，2005）ときわめて類似する。これらのことは，堅田内湖で，ブルーギルとオオクチバスの急増にともない，生物多様性喪失と生物学的均一化が急速に進行したことを示唆する。

一般に，侵略的外来種が生態系に入り込むと，それらは一定の潜伏時間を経てネズミ算式に増えていく。そのパターンは生物学の一般則である増殖曲線にも似て，侵入防止期，根絶可能期，安定制御期，手遅れ期に分類される（細谷，2006b）。堅田内湖におけるブルーギルとオオクチバスの増加傾向をこれに当てはめれば，2003年以前が根絶可能期であり，2004年頃が制御期であり，2005年以降が手遅れ期にあたる。しかしながら，深泥池（竹門ほか，2002）や伊豆沼・内沼（高橋，2006）での駆除事業が一定の成果を挙げていることから，この2つの水域と同様に止水で水深が浅い当地では，先例に倣った方法を採用することにより，ブルーギルとオオクチバスの高い資源量抑制効果が見込める。その際に目標とする両種の資源量はひとまず，個体数ベースで2003年以前での全個体数に占める両種の個体数の割合となる4～5％未満とするのがよいだろう。

対照湖としての堅田内湖

堅田内湖は琵琶湖の対岸にあった木浜内湖と形状が似ることから，木浜内湖を再生復元する際にモデルとする対照湖としての役割が期待できる。干拓により陸地化された場所を再び冠水させた場合，それが適正な手法で実施されたならば，豊かで多様な魚類相が比較的短期で再形成されることが期待できる。というのは，内湖がもともと現れたり消えたりする両棲的空間であったからで，木浜内湖の場合，1922年にはわずかであった水面が，1935年ごろには多くができあがり，1965年ごろには主要な4つになったとされる（高谷，2003）。

すなわち，在来種にとっての阻害要因を除去した環境のもとで，新規の個体群を形成するのに十分な個体数が創始者として供給されるのならば，30～40年程度で在来魚を中心とした魚類相が取り戻せる可能性が高い。その際に目標とする種組成のいちおうの目安は図2の第Ⅰ～Ⅱ期が参考になる。コイ科魚類が主体であった魚類相がブルーギルとオオクチバスの急増により短期間で優占種が置き換わったことを実証した本稿は，木浜内湖の

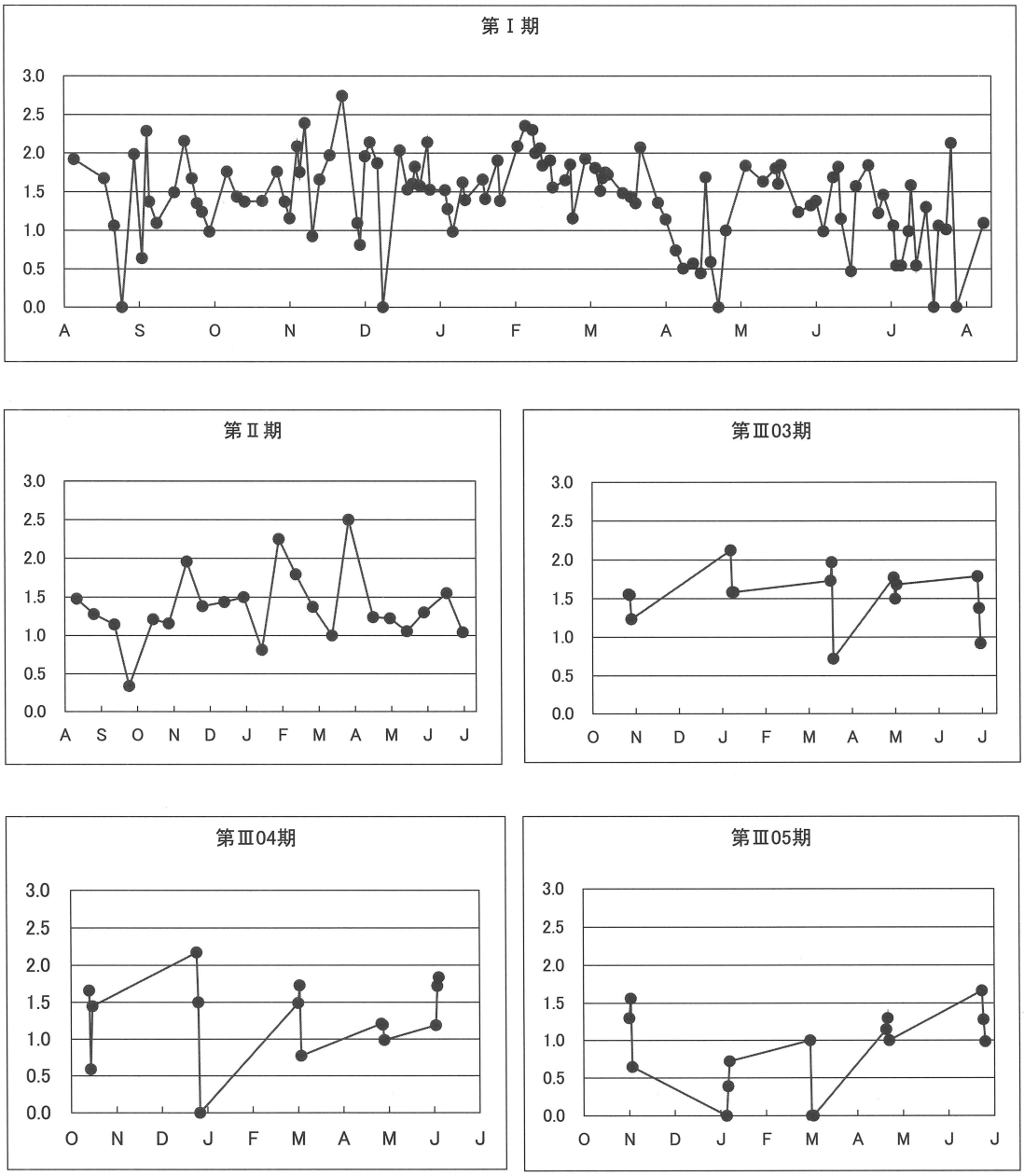


図4．堅田内湖における種多様度（Shannon 指数）の推移．縦軸は種多様度（ビット），横軸は調査日を示す．調査期の設定は図 2 に同じ．

再生復元を試みる際に目指すべき魚類の種組成を示したはじめての論文でもある。

引用文献

深尾剛志・鈴木誉士・中川雅博．2007．琵琶湖の堅田内湖におけるブルーギル *Lepomis macrochirus* 個体群の季節的消長．南紀生物，49：79－80.

細谷和海．2006a．ブラックバスがなぜ悪いのか．「ブラックバスを退治する－シナイモツゴ郷の会からのメッセージ」（細谷和海・高橋清孝編），3－12．恒星社厚生閣，東京.

――．2006b．駆除方法．「ブラックバスを退治する－シナイモツゴ郷の会からのメッセージ」（細谷和海・高橋清孝編），67－76．恒星社厚生閣，東京.

井戸本純一．2004．バス・ギルと在来魚が共存!?ふしぎな内湖の話．琵琶湖博物館だより－うみんど，30：6.

伊藤嘉昭・佐藤一憲．2002．種の多様性比較のための指数の問題点－不適当な指数の使用例も多い－．生物科学，53：204－220.

伊藤早介・森本幸裕．2003．野生魚類の生息環境としての園池．ランドスケープ研究，66：621－626.

環境省自然環境局野生生物課（編）．2003．改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物－レッドデータブック－4，汽水・淡水魚類．230pp.（財）自然環境研究センター，東京.

片野　修・中村智幸・山本祥一郎．2003．実験水槽におけるブルーギルによるモツゴの捕食．日本水産学会誌，69：733－737.

前畑政善．1987．琵琶湖（南湖）におけるオオクチバス *Micropterus salmoides*（Lacepede）の食性．滋賀県立琵琶湖文化館研究紀要，5：1－14.

美濃部　博・桑村邦彦．2001．琵琶湖周辺の内湖における魚類相の変化と生息環境分析－在来魚の繁殖・生息の場としての生態的機能の復元に向けて．応用生態工学，4：27－38.

水野敏明．2004．琵琶湖におけるオオクチバスの影響評価．WWF ジャパンサイエンスレポート，1－13.

中坊徹次（編）．2000．日本産魚類検索－全種の同定，第二版．1748pp．東海大学出版，東京.

中川雅博．2005．2004年の滋賀県堅田内湖に発生したボタンウキクサの繁茂状況．関西自然保護機構会誌，27：53－56.

――・鈴木誉士．2007．琵琶湖の堅田内湖に生息するフナ属魚類を中心とした主要コイ科魚類の季節的消長．関西自然保護機構会誌，29：27－37.

Nakagawa, M. 2006a. Disruption in the distribution of fish fauna simultaneous with the increase of introduced bluegill and largemouth bass in a lagoon of Lake Biwa, Japan. Proceedings of the 11th World Lake Conference, Nairobi Kenya, Volume 2. 236-241.

――. 2006b. Feeding habits of introduced largemouth bass around Lake Biwa and in ponds without mesopredators in Japan. Proceedings of the 11th World Lake Conference, Nairobi, Volume 2. 242-247.

中井克樹・浜端悦治．2002．琵琶湖－外来種に席巻される古代湖．「外来種ハンドブック」（日本生態学会編，村上興正・鷲谷いづみ監修），265－268．地人書館，東京.

中島　淳・中川雅博．2007．琵琶湖の堅田内湖に生息するツチフキの繁殖期．人と自然，17：13－18.

中島経夫・藤岡康弘・前畑政善・大塚泰介・藤本勝行・長田智生・佐藤智之・山田康幸・濱田浩

之・木戸裕子・遠藤真樹．2001．滋賀県湖南地域における魚類の分布パターンと地形との関係．陸水学雑誌，62：261－270．

中尾博行・藤田建太郎・川端健人・中井克樹・沢田裕一．2006．琵琶湖北湖における外来魚ブルーギル *Lepomis macrochirus* の繁殖生態．魚類学雑誌，53：55－62．

西野麻知子・細谷和海．2004．琵琶湖周辺内湖における外来魚仔稚魚と在来魚仔稚魚の関係．琵琶湖研究所所報，21：17－27．

――．2005．琵琶湖周辺内湖における魚類および無脊椎動物の種多様性－内湖魚類相の特性．「内湖からのメッセージ－琵琶湖周辺の湿地再生と生物多様性保全」（西野麻知子・浜端悦治編），141－155．サンライズ出版，滋賀．

――・濱端悦治・金子有子・福田大輔・細谷和海・井鷺祐司．2005．貴重植物，ヨシおよび在来魚からみた内湖の生物多様性．滋賀県琵琶湖・環境科学研究センター試験研究，1：89－106．

――・細谷和海・藤田朝彦・鈴木誉士・大野朋子・前中久行・浜端悦治・藤井伸二・神谷　要・金子有子・兼子伸吾・井鷺祐司．2006．生物多様性に配慮した流域管理手法の構築．滋賀県琵琶湖・環境科学研究センター試験研究，2：135－151．

滋賀県生きもの総合調査委員会．2006．滋賀県で大切にすべき野生生物－滋賀県レッドデータブック2005年版．560pp．サンライズ出版，滋賀．

滋賀県水産試験場．2005．平成14－15年度琵琶湖および河川の魚類等生息状況調査報告書，滋賀県水産試験場．76－84．

鈴木紀雄．1996．生態系の変化がブラックバスの増殖をもたらした！その問題点と対策－環境学の視点から－．関西自然保護機構会報，18：95－106．

鈴木誉士・中島　淳・中川雅博．2007：琵琶湖の堅田内湖に生息するワタカ個体群の季節的消長．関西自然保護機構会誌，28：117－125．

高橋清孝．2002．オオクチバスによる魚類群集への影響－伊豆沼・内沼を例に－．「川と湖沼の侵略者ブラックバス」（日本魚類学会自然保護委員会編），47－59．恒星社厚生閣，東京．

――．2006．伊豆沼方式バス駆除方法の開発と実際．「ブラックバスを退治する－シナイモツゴ郷の会からのメッセージ」（細谷和海・高橋清孝編），77－86．恒星社厚生閣，東京．

高谷好一．2003．内湖のあった生活－野洲川デルタの場合．「環琵琶湖地域論」（西川幸治・村井康彦編），163－186．思文閣出版，京都．

竹門康弘・細谷和海・村上興正．2002．深泥池．「外来種ハンドブック」（日本生態学会編），269－271．地人書館，東京．

琢磨千恵子・渡辺雄二・有山泰代・小川貞子・酒井宏光・武市博人・岸　基史・森本静子・藤田朝彦．2004．生駒市高山ため池群の魚類相について－サンフィッシュ科魚類の在来魚に与える影響．関西自然保護機構会誌，26：123－130．

寺島　彰．1980．ブルーギル－琵琶湖にも空いていた生態的地位．「日本の淡水生物－侵略と攪乱の生態学」（川合禎次・川那辺浩哉・水野信彦編），63－70．東海大学出版会，東京．

山本敏哉・遊磨正秀．1999．琵琶湖におけるコイ科仔魚の初期生態－水位調節に翻弄された生息環境．「淡水生物の保全生態学－復元生態学に向けて－」（森　誠一編），193－203．信山社サイテック，東京．

遊磨正秀・田中哲夫・竹門康弘・中井克樹・渕側祐一・小原明人・今泉眞知子・佐藤　浩・土井田幸郎．1997．瀬田月輪大池における魚類群集の変遷－12年間の生物学実習の結果より－．滋賀医科大学基礎学研究，8：19－36．