

外来魚コクチバスの生態学的研究及び繁殖抑制技術の開発 (プロジェクト研究成果シリーズ417)

誌名	外来魚コクチバスの生態学的研究及び繁殖抑制技術の開発
ISSN	
著者名	
発行元	農林水産省農林水産技術会議事務局
巻/号	417号
巻号補足	
掲載ページ	p. 1-119
発行年月	2003年12月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター

Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council
Secretariat



外来魚コクチバスの生態学的研究 及び繁殖抑制技術の開発

Ecological Studies of Alien Fish, the Smallmouth Bass,
and the Development of Techniques for Inhibiting its
Reproduction

農林水産技術会議事務局

外来魚コクチバスの生態学的研究 及び繁殖抑制技術の開発

Ecological Studies of Alien Fish, the Smallmouth Bass,
and the Development of Techniques for Inhibiting its
Reproduction

2 0 0 3 年 1 2 月

序 文

研究成果シリーズは、農林水産技術会議が関係研究機関の協力を得て推進したプロジェクト研究等の成果を研究、行政等の関係者に総合的かつ体系的に報告することにより、今後の研究及び行政の効率的推進等に資することを目的として刊行するものである。

この第417集「外来魚コクチバスの生態学的研究及び繁殖抑制技術の開発」は、農林水産技術会議の行政対応特別研究として、平成12年度から平成14年度までの3年間にわたり、独立行政法人水産総合研究センターを中心に実施した研究の成果を取りまとめたものである。

コクチバス、オオクチバスなどの外来魚は、無秩序な密放流によって全国に分布を拡大しており、アユ、ウグイ、ヨシノボリ、スジエビ等の在来動物を捕食することによって、内水面漁業や生態系に著しい悪影響を与えている。特にコクチバスは1990年頃に国内にもちこまれたにもかかわらず、急速な増加の兆しを見せ、冷水域や流水域でも生息可能なために、オオクチバス以上に生態系に悪影響を及ぼすことが懸念される。

本研究では、コクチバスの生態的特性の解明と繁殖抑制技術の開発が急務となっていることに鑑み、①群れ形成条件、繁殖生態、食性、他魚種への影響等を解析し、適切な繁殖抑制技術の開発のための基礎知見を得る、②漁具や誘引物質を用いた効率的な捕獲技術、産卵床破壊や他魚種による卵や仔稚魚への攻撃を利用した増殖防止方法、数理シミュレーションによる個体数抑制方法によりコクチバスの繁殖抑制技術及び個体群管理技術を開発する、の二つを柱として実施したものである。

この研究成果は、今後の農林水産関係の研究開発及び行政を推進する上で貴重な知見を与えるものと考え、ここに本書を刊行し、広く関係者の参考にとすこととした次第である。

最後に、本研究を担当し、推進された方々の労に対し、深く感謝の意を表する。

平成 15年 12月

農林水産技術会議事務局長
石原 一郎

目 次

研究の要約	1
第1章 コクチバスの生態的特性に関する研究	8
1. 生息河川、湖沼における繁殖生態、及び食性の解明	8
2. サケ科魚類等の冷水性魚類への摂食行動及び影響の実験的解析	28
3. アユなどの温水性魚類への摂食行動及び影響の実験的解析	36
第2章 コクチバスの繁殖抑制技術の開発	52
1. 網具に対する行動特性の解明と捕獲技術の開発	52
2. 誘引物質等による効果的集魚技術の開発	61
3. 卵や仔稚魚の生残様式の解明と繁殖抑制技術への応用	69
第3章 コクチバスの個体群管理技術の開発	87
1. 生息河川湖沼における繁殖抑制技術の実地評価	87
2. 数理シミュレーションによる個体群管理技術の検討と生態系への影響評価	103
湖沼におけるコクチバスの繁殖抑制マニュアル	116
コクチバスの繁殖抑制のためのフローチャート	119

研 究 の 要 約

I 研究年次・予算区分

平成12～14年度

農林水産技術会議 行政対応特別研究

II 主任研究者

主 査：水産総合研究センター 中央水産研究所
所長

畑中 寛

(平成12年4月～14年3月)

中村 保昭

(平成14年4月～15年3月)

副主査：水産総合研究センター 中央水産研究所
内水面利用部長

杉山 元彦

(平成12年4月～13年3月)

梅澤 敏

(平成13年4月～15年3月)

取りまとめ責任者：水産総合研究センター 中央
水産研究所 内水面利用部 魚類生態研
究室長 片野 修

III 研究場所

中央水産研究所、養殖研究所、水産工学研究所、
さけ・ます資源管理センター

(委託場所)

東京大学、長野県水産試験場

IV 研究目的

コクチバス、オオコクチバスなどの外来魚は、無秩序な密放流によって全国に分布を拡大しており、アユ、ウグイ、ヨシノボリ、スジエビ等の在来動物を捕食することによって、内水面漁業や生態系に著しい悪影響を与えている。特にコクチバスは1990年頃に国内にもちこまれたにもかかわらず、平成10年には19都県で確認され、現在では37都道府県で採捕が報告されており、急速な増加の兆しを見せている。コクチバスは冷水域や流水域でも生息可能なために、オオコクチバス以上に生態系に予期されない悪影響を及ぼすおそれがあり、その生態的特性の解明と繁殖抑制技術の開発が急務となっている。

本研究では、このように行政的、社会的問題となっているコクチバスについて、(1)群れ形成条件、繁殖生態、食性、他魚種への影響等を河川、湖沼や実験施設で解析し、適切な繁殖抑制技術の開発のための基礎知見を得るとともに、(2)漁具や誘引物質を用いた効率的な捕獲技術、産卵床破壊や他魚種による卵や仔稚魚への攻撃を利用した増殖防止方法、数理シミュレーションによる個体数抑制方法を研究することによって、コクチバスの繁殖抑制技術及び個体群管理技術を開発する。これらの研究にあたっては、最先端の漁具・漁法学、生理学、行動学、生態学、数理解析学等の専門的手法を用いるので、効率的な繁殖抑制技術と生態系管理手法の開発が期待される。

V 研究方法

1. コクチバスの生態的特性に関する研究

コクチバスの繁殖生態、摂食生態等の生態的特性について、長野県の青木湖、木崎湖、野尻湖、農具川などコクチバスが生息している湖沼、河川で調査を行い、繁殖抑制技術開発の基礎知見を得る。シュノーケル等を用いた潜水観察とボートや陸からの調査を併用する。食性解析のサンプルについては、刺し網、地引網、釣り等によって採集する。水深、温度条件、水位等によってコクチバスが集合する場所を特定し、繁殖抑制技術へ応用する。また、実験池、実験水槽等においてコクチバスの他魚種への行動生態及び捕食量、捕食可能被食魚サイズを明らかにする。アユ、サクラマス、カジカ、ウグイ、フナ等の在来魚種とコクチバスを同じ実験池で飼育し、コクチバスが在来魚の行動や生存に与える影響を調べる。また、コクチバスの捕食を軽減するうえでの隠れ場所や植物帯の効果を検証する。

2. コクチバスの繁殖抑制技術の開発

各種の網具を設置した場合のコクチバスの捕獲効率を調査し、効率的な網具や漁法の開発へ応用する。特に有効と考えられる刺し網については、最適目合いサイズや効果的な設置方法、他魚との混獲を避ける方法を開発する。コクチバスに産卵床をつくらせ

て、産卵にいたる行動メカニズムを明らかにするとともに、コクチバスの生殖腺などの誘引物質がコクチバスに与える影響を調べ、コクチバスを蝟集させて捕獲する技術を開発する。また、コクチバスの卵や仔稚魚の生残様式とくに水温や他魚種の捕食による減耗過程を明らかにすることによって、コクチバスの繁殖抑制技術を開発する。特に他魚種によるコクチバス産卵床への侵入とコクチバス卵の捕食は、その抑制法を開発するうえで重要であるので、コクチバス生息湖沼において、実地調査を行うとともに、囲い込み実験を生息地で行い、効果的な抑制方法を検討する。

3. コクチバスの個体群管理技術の開発

コクチバス生息湖沼における繁殖活動の実態を調査するとともに、コクチバスの生息個体数を明らかにする。湖沼・河川に形成される産卵床の破壊方法や産卵床を守る雄親の除去方法を検討し、卵、仔稚魚段階での増殖抑制技術を開発する。このほか他の中課題で得られた繁殖抑制技術をコクチバス生息河川湖沼で応用し、実地評価を行う。数値シミュレーションによる研究では、他の課題の成果を統合し、各種の繁殖抑制方法の効果についての検討及び他魚への影響について解析し、コクチバス個体群の管理技術の開発を検討する。これらの結果に基づき、コクチバスの繁殖抑制の有効性及び今後の管理手法について提言する。

VI 研究結果

1. コクチバスの生態的特性に関する研究

長野県の青木湖等ではコクチバスは最高で7才まで生存し、平均して雄は2才で雌は3才で成熟する。コクチバスの産卵床は、砂礫底の場所で障害物の近くにつくられ、湖沼の特定の場所に集中する。コクチバスの餌料は、水生昆虫、甲殻類、魚類、陸生昆虫など多岐にわたるが、重量比でみると青木湖では9割、野尻湖では6割が魚で占められた。青木湖ではワカサギがもっとも多く捕食され、ついでウグイが多かった。野尻湖では、ヨシノボリとワカサギが多く捕食された。河川（農具川）では水生昆虫類のほか、アユやマス類が捕食された。また、今回は初めてコクチバスの再生産が確認された。

コクチバスは北海道の一部でも分布定着する可能

性が認められた。コクチバスの各水温における摂食量と体重との関係はアロメトリー式に良く適合した。摂食量は水温の上昇にともない指数関数的に増加した。また、摂食量は小型魚ほど水温の影響を大きく受けることが示唆された。障害物のない水槽においてコクチバスはサクラマスとハナカジカを無選択に採餌した。一方、障害物を設置した水槽では、全てのバスがサクラマスをより多く摂食した。隠れ場所の存在がコクチバスの捕食を軽減する効果は底生魚には有効であるが、遊泳魚には効果が少ないと考えられた。

実験研究によって、コクチバスはその体長の47—66%の長さのウグイまで捕食することが明らかになった。コクチバスがいると、被食魚の群れをつくる傾向が強くなり、摂食行動の頻度は減少した。アユはコクチバスに対する反応が鈍く、ほとんどの個体がコクチバスに捕食された。コクチバスにウグイを与えた場合、1日あたりの最大摂食量は63.6g、バスの体重の29.4%であった。流水中に絶食条件下で放流されたコクチバスとオオクチバスの体重減少の割合を比べると、コクチバスでより小さく、オオクチバスに比べて流水適応性が認められた。実験池にコンクリートブロックで囲まれた隠れ場所を設置してもアユ、ウグイなどの被食数は変わらなかったが、植物（クサヨシ）を植栽すると、ウグイ、フナの被食数は減少した。

2. コクチバスの繁殖抑制技術の開発

コクチバスの捕獲には、刺網を主体として、時期や地形に応じて、投網、釣り、地曳網を併用することが有効である。コクチバスの捕獲に用いる刺網の最適目合は、目的とするコクチバスの全長の約1/4であった。またコクチバスは、底近くに仕掛けられた刺網に羅網した。季節による刺網への羅網数の変動を検討すると、水温が13—20℃の時期に効率よくコクチバスを捕獲できることが明らかになった。特に春には産卵のために移動するメスを捕獲できた。コクチバスが羅網した水深は10m以浅が約8割を占め、この水深までに刺網を仕掛けるのが効率的であった。地形を考慮すると、急深な岬の方が使用する刺網の反数が少なくすみ、効率的であった。日出前から日没頃にかけて操業することでコクチバスの漁獲を維持しながら、フナおよびコイの混獲を軽減

できた。発信器を用いた行動追跡によると、6月に水深15m程度の深場に移動するほかは水深10m以浅にいる時間が長かった。

雄では周年にわたり精子または精細胞がみられ、雌は成熟期の細胞が10月にもみられるなど、春から初夏の繁殖期以外に秋から初冬にも十分な繁殖能力を持ちうるということが明らかになった。実験池において雄1尾対雌2尾での産卵行動が観察され、雄の求愛行動、偽産卵行動、放卵・放精行動などの特徴的な行動パターンが観察された。雌は雄の尿に極めて感度が高く、1億倍稀釈でも応答が見られたことから、尿中にフェロモン物質が含まれている可能性が考えられた。また、プロスタグランディン(PG)や各種ステロイドホルモン等、これまでにコイ科の魚種等で明らかになっている性フェロモン物質に対して、雌の嗅覚閾値が全て 10^{-10} M以下となるなど鋭敏な応答を示したことから、これらがフェロモンである可能性が示された。ただし、雌は雄の匂いに対しては顕著な行動反応を示さなかったが、雄の姿に対しては誘引されることが明らかとなった。

長野県青木湖におけるコクチバス卵・仔稚魚はカビの感染や波浪等物理的に産卵床が破壊されて減耗するものの、主な減耗要因はウグイ、コイ等在来魚による被食にあると推定された。青木湖で得たコクチバス卵は15～25℃で浮上仔魚まで順調に发育し、その間の生残率は51～61%、浮上に要する時間は10～33日であった。15～25℃では24日齢までの成長率は高水温ほど高かった。稚魚期には共食いが見られた。青木湖において捕食者の侵入を防ぐために、コクチバスの卵・仔魚がいる産卵床を金網で覆った(網あり区)。対照区は卵・仔魚がいる産卵床を自然条件下で放置した(網なし区)。6～10日後の実験終了時の網あり区および終了時に親がいた網なし区の1産卵床あたりの平均卵数は、それぞれ、開始時の89%および74%であった。一方、網なし区では終了時に親がいなかった場合には産卵床の卵仔魚は全く発見されなかった。これより、コクチバス卵仔魚が被食によって著しく減耗することが検証された。1産卵床あたりの卵仔魚数は、実験開始後2～7日目に対照区で親がいた場合には開始時の98%であったが、親がいない場合あるいは親を除去した場合には、それぞれ、開始時の0%および14%へと大きく減耗した。これより青木湖では産卵床を守る雄親を除去す

ることによって、産卵床内の卵稚仔魚をほぼ全滅させることが可能だと考えられた。ウナギなどの夜行性の捕食者は産卵床に親がいてもコクチバスの卵仔稚を捕食することが明らかになった。

3. コクチバスの個体群管理技術の開発

長野県の仁科三湖におけるコクチバスの産卵床は、水深40cm～170cmの砂礫底に形成され、その大きさは概ね60×60cmを基本とした円形または楕円形であった。産卵床は水温15～16℃になると形成された。雄親のいる産卵床43例中20例では卵が見られ、雄親のいない産卵床では57例中55例で卵が見られなかった。また在来魚のウグイやコイが雄親のいない時に卵を捕食する事例がしばしば観察された。産卵床を守る雄親魚を対象に新型漁具として、小型三枚網(大きさ1.0m×0.8m)を考案し、コクチバスやオオクチバスの産卵床が視認できる5湖沼で捕獲効果を検証した。雄親のいる産卵床に設置した場合、捕獲効率は約55%であった。その中で卵が産み付けられていた産卵床での雄親の捕獲効率は約80%と良好な結果が得られた。湖沼によって捕獲効率に有意差は認められなかった。6月～7月の昼間の時間帯に刺網による捕獲調査を実施した。成熟した雌が岸近くで選択的に捕獲されたことから、刺網は産卵期の雌親魚を捕獲する有効な手段であると考えられた。青木湖における親魚サイズの推定生息尾数は、2001年の約2000尾から2002年は約800尾と半減し、資源の減少傾向がみられた。これは、本行政特研における種々の捕獲と漁協による駆除が原因であると考えられた。

コクチバス成魚の性比に統計的に有意な偏りがみられる場合、それが継続的な密放流によって維持されていることを示す手法を開発した。その結果、1999年までの野尻湖では、コクチバスは有意に雌が多かったが、2000年の性比は1:1に近づき、湖内での再生産に成功して定着し始めた可能性が示唆された。山梨県での実例を基に、刺網の駆除効果を個体群動態モデルを用いて解析したところ、資源管理の指標である%SPRは70%(駆除しない場合に比べて加入後の生残率が下がり、1尾あたり生涯産卵数が70%に減る)に相当した。資源管理学では30%以上なら持続的利用が期待できること、刺網反数(漁獲努力)を増やしても漁獲率の上昇が頭打ちになる

ことから、駆除するには刺網だけでは不十分であることが示された。他課題で推定された摂食量から、バス類個体群の他魚種摂食量を推定した。当歳魚の摂食量は少ないが個体数は多いので、1歳魚未満の摂食量も無視できないことが明らかになった。産卵床にいる雄を駆除する効果について、雌雄別の個体群動態モデルを用いて効果予測を行った。個体数の増減は雌個体数と繁殖成功に関わり、前者は雌捕獲、後者は産卵床を守る雄の除去によって抑制することができる。駆除が成功するためのおよその産卵床雄駆除率、釣獲率を推定した。駆除の効果を個体数指数によって継続調査し、効果が不十分なときに駆除率を上げる順応的管理を行うことができれば、駆除の失敗リスクを十分に下げることができる。以上の結果は、コクチバスの個体群を制御することが可能であることを示す。

4. コクチバス繁殖抑制マニュアルの提言

以上の研究成果に基づき、コクチバス繁殖抑制マニュアルを提言した。この繁殖抑制マニュアルは、漁業協同組合や一般市民グループなどが、効率よくコクチバスの繁殖を抑制してその個体数を減少させるための手引きであり、専門用語を用いずに平易に書かれている。

VII 今後の問題点

コクチバスの生態的特性については、繁殖生態、摂食生態、実験条件下での他魚への影響等が解析され、その繁殖抑制技術の開発への応用がなされた。その成果は遅滞なく学会大会で発表され、学会雑誌で報告されている。今後は、長期にわたるコクチバスの個体群特性の動態についての研究が必要であり、コクチバスを含めた湖沼や河川生態系における他の生物への影響について解析することが重要である。

繁殖抑制技術及び個体群管理技術については、各種網具の開発や改良が行われ、在来魚を用いた生物抑制法が有効であることが判明した。さらに、コクチバスの繁殖抑制マニュアルが全国の水産試験場や漁業協同組合に示されたことで、その活用が期待される。多数のコクチバスが生息する湖沼等で、この繁殖抑制マニュアルがどの程度有効であるのかを追跡調査することが必要である。また、水の透明度

が低くバスの産卵床を容易に見えない場合の捕獲方法について開発することが今後の大きな問題点である。

VIII 研究発表

- 1) 藤田 薫ほか：コクチバスに対する刺網の漁獲特性，平成14年度日本水産学会大会講演要旨（2002）
- 2) 藤田 薫ほか：刺網へのコクチバス羅網数の季節，地形による変化，平成15年度日本水産学会大会講演要旨（2003）
- 3) 本多直人ほか：振動検知器を利用した刺網羅網時刻の測定法，平成14年度日本水産学会大会講演要旨（2002）
- 4) 本多直人・藤田 薫：コクチバスと在来魚の刺網羅網時刻，平成15年度日本水産学会大会講演要旨（2003）
- 5) 井口恵一郎・淀太我・松原尚人：移植されたコクチバスの繁殖特性，水産増殖，49(2)，157-160（2001）
- 6) 井口恵一郎・松原尚人・淀太我：移植されたコクチバスの産卵環境，平成13年度日本水産学会春期大会講演要旨（2001）
- 7) 井口恵一郎・淀太我・松原尚人：移植されたコクチバスの繁殖生態，2002年度日本水産学会大会講演要旨（2002）
- 8) 井口恵一郎・淀太我・松原尚人：新規侵入条件下におけるコクチバス雄の営巣，保護行動，2002年度日本魚類学会年会講演要旨（2002）
- 9) Iguchi, K., T. Yodo and N. Matsubara：Spawning habit of smallmouth bass introduced into Japan, VIII International Congress of Ecology (INTECOL), Proceedings of the VIII International Congress of Ecology(2002)
- 10) 井口恵一郎・淀太我：捕食によるコクチバス卵の減少，平成15年度日本水産学会大会講演要旨（2003）
- 11) 糟谷浩一・武田維倫・土居隆秀・福富則夫・加藤公久・室井克己・北村章二：中禅寺湖におけるコクチバスの生態と駆除方法の検討，平成12年度水産学会春季大会講演要旨（2000）
- 12) 片野 修・青沼佳方：コクチバスによって捕食されるウグイの最大体長，日本水産学会誌，67，

- 866-873 (2001)
- 13) 片野 修・青沼佳方：コクチバスがアユやウグイ等の温水性魚類に与える影響についての実験的研究，平成13年度日本水産学会講演要旨 (2002)
- 14) Katano, O. and Y. Aonuma : An experimental study of the effects of smallmouth bass on the behavior, growth and survival of prey fish, *Fish. Sci.*, 68, 803-814(2002)
- 15) Katano, O., S. Yamamoto and T. Nakamura : Predation of Japanese dace, *Tribolodon hakonensis*, by largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in experimental aquaria. *Ichthyol. Res.*, 49, 392-396(2002)
- 16) 河野成実・細江 昭：長野県におけるコクチバス等の生態(行政対応特別研究)，平成12年度長野県水産試験場事業報告，14-15 (2002)
- 17) 河野成実・伝田郁夫・細江 昭：長野県におけるコクチバス等の生態-II (行政対応特別研究)，平成13年度長野県水産試験場事業報告，13(2003)
- 18) 河野成実・伝田郁夫・細江 昭：コクチバス駆除方法の開発(行政対応特別研究)，平成13年度長野県水産試験場事業報告，14 (2003)
- 19) 松田裕之・安江尚孝：コクチバスの性比について，2001年個体群生態学会大会講演要旨 (2001)
- 20) 松田裕之：遺伝的多様性の維持，日本水産学会編，水産資源学，日本水産資源保護協会，300-304 (2001)
- 21) 松田裕之：絶滅リスクとその評価，地球環境ハンドブック第2版，朝倉書店，625-630 (2002)
- 22) 中村智幸・山本祥一郎・片野 修：コクチバスとオクチバスの成長および餌サイズの比較についての実験的研究，平成14年度日本水産学会講演要旨 (2002)
- 23) 鈴木俊哉：北海道におけるブラックバス2種の越冬，平成13年度日本水産学会北海道支部大会講演要旨 (2001)
- 24) 鈴木俊哉：コクチバスの摂取量，水温および捕食者サイズとの関係，平成14年度日本魚類学会年会講演要旨 (2002)
- 25) 鈴木俊哉：外来魚コクチバスの日本における分布可能域推定，2003年度日本魚類学会年会講演要旨(2003)
- 26) 武田維倫・糟谷浩一・福富則夫・土居隆秀・室井克己・加藤公久・室根昭弘・佐藤達朗・花坂泰治・長尾桂・北村章二：中禅寺湖におけるコクチバス *Micropterus dolomieu* の生態と駆除方法の検討，栃木県水産試験場研究報告，45, 3-12(2001)
- 27) 内田和男・阿部信一郎・清水昭男：青木湖におけるコクチバス卵仔稚魚の被食減耗，平成15年度日本水産学会講演要旨 (2003)
- 28) 山家秀信・棟方有宗・松浦広明・吉原喜好・中村英史・鹿間俊夫・北村章二・会田勝美・伏谷伸宏：コクチバスの生殖周期と異性認識，平成15年度日本水産学会大会講演要旨 (2003)
- 29) 山本祥一郎・片野 修・中村智幸：コクチバスによる捕食の脅威にさらされた被食魚の成長と生存に及ぼす隠れ場の効果，陸水学報，18, 25-30(2003)
- 30) 淀 太我・内田和男・井口恵一郎：コクチバス仔稚魚の外部形態形成，2000年度日本魚類学会年会講演要旨 (2000)
- 31) 淀 太我・井口恵一郎・河野成美：長野県野尻湖におけるコクチバスの食性，平成13年度日本水産学会春期大会講演要旨 (2001)
- 32) 淀 太我・井口恵一郎：長野県野尻湖と青木湖におけるコクチバスの年齢と成長，2001年度日本魚類学会講演要旨 (2001)
- 33) 淀 太我・井口恵一郎：日本のバスフィッシングー釣り産業と生態系保全，第9回世界湖沼会議講演要旨 (2001)
- 34) 淀 太我・井口恵一郎：コクチバス食性の生息湖沼間変異，2002年度日本水産学会大会講演要旨 (2002)
- 35) 淀 太我・井口恵一郎：外来魚コクチバスの河川における繁殖，2002年度日本魚類学会年会講演要旨 (2002)
- 36) 淀 太我・井口恵一郎：河川におけるコクチバスの食性，平成15年度日本水産学会大会講演要旨 (2003)
- 37) 淀 太我・井口恵一郎：長野県青木湖と野尻湖におけるコクチバスの食性，魚類学雑誌，50, 47-54 (2003)
- 38) 淀太我・井口恵一郎：河川におけるコクチバスの繁殖の確認，水産増殖，51(1), 31-34 (2003)

IX 研究担当者

第1章

1. 水産総合研究センター中央水産研究所内水面利用部
井口恵一郎・淀 太我[○]（日本学術振興会科学技術特別研究員）
2. さけ・ます資源管理センター
鈴木俊哉[○]
3. 水産総合研究センター中央水産研究所内水面利用部
片野 修[○]・中村智幸・山本祥一郎（科学技術振興事業団重点研究支援協力員）

第2章

1. 水産総合研究センター水産工学研究所漁業生産工学部
藤田 薫[○]・本多直人
2. 水産総合研究センター養殖研究所日光支所
北村章二[○]
3. 水産総合研究センター中央水産研究所内水面利用部
内田和男[○]・阿部信一郎・清水昭男

第3章

1. 長野県水産試験場環境部
河野成実[○]・細江 昭・傳田郁夫・降幡 充
2. 東京大学海洋研究所資源解析分野
松田裕之[○]・安江尚孝・森山彰久

（○は執筆者）

X 取りまとめ責任者のあとがき

コクチバスを含めたブラックバスは、水産関係者だけでなく釣り人や市民団体を含めて大きな関心を集めており、今後の駆除や利用に関して様々な議論を呼んでいる。いわゆるブラックバス論争が新聞に取り上げられることは多いが、その発端が無秩序な密放流にあることは言うまでもない。生命力が旺盛なブラックバスが増えたことによる漁業被害や生態系の攪乱については、数え切れない報告がある。それだけに、ブラックバスの抑制法についての社会的

期待は著しく大きい。一方で、ブラックバスについての研究は十分でなく、特に日本に侵入したコクチバスについてはその生態的特性から繁殖抑制にわたってほとんど知見がない状態だった。本行政対応特別研究の実施にあたっても、コクチバスの研究は長野県水産試験場を除くと、ほとんど白紙から出発したといってよい。しかし、コクチバスはオオクチバスに比べて冷水域でも生息し、河川でも増殖するので、緊急に対策を講じる必要があった。

このような背景のもと、本研究は平成12年に開始された。水産研究所の内水面関連の研究室を結集して取り組んだが、当初から繁殖抑制の道筋が見えていたわけではなかった。生態的特性、特にコクチバスの繁殖特性を調べる過程で、繁殖期のコクチバスを攻撃することが有効であることが見えてきた。コクチバスがアユ、ウグイ、ヤマメなどの在来魚に与える影響についても徐々に明らかになった。刺網の有効な仕掛け方についての知見も集積した。その中で、卵を守る雄親を除去すると卵や仔稚魚がウグイなどの在来魚に捕食されてほとんど死滅することが解明され、雄親を有効に捕獲する新小型三枚網が開発されることにより、繁殖抑制の柱が確立された。また、様々な抑制法の有効性について数理的検討が加えられ、バス個体群を制御できることが確かめられた。3年の研究期間の後に、本報告書で明らかのように多くの生態的知見と繁殖抑制方法が解明され、一般に向けた繁殖抑制マニュアルが作成されたことは大きな成果と考えている。

このような成果を上げることができたのは、農林水産技術会議及び水産庁沿岸沖合課の御支援と、参画研究機関の御協力の賜と考えている。参画研究機関の間では、情報交換、サンプルの受け渡し、湖沼における共同作業など連携も円滑に行われた。今後はコクチバスの繁殖抑制マニュアルの普及と、集中して調査研究を行った青木湖等におけるその実践を通して、繁殖抑制法を一層有効なものにしていくことが必要であり、残された問題については本研究に参画された研究機関による解決を期待する。

（片野 修）

研究室別年次計画表

研 究 課 題	課題 番号	研究年度			担 当			備 考
		12	13	14	場 所	部	研究室	
(Ⅰ) 外来魚コクチバスの生態学的研究 及び繁殖抑制技術の開発								
(1) コクチバスの生態的特性に関する 研究								
ア) 生息河川湖沼における繁殖生態、 及び食性の解明					中央水研	内水面利用部	漁場環境	
イ) サケ科魚類等の冷水性魚類に及 ぼす影響の実験的解析					さけ・ます 資源管理セ ンター		生物環境	
ウ) アユ等の温水性魚類に及ぼす影 響の実験的解析					中央水研	内水面利用部	魚類生態	◎
(2) コクチバスの繁殖抑制技術の開発								
ア) 漁具等を利用した捕獲技術の開 発					水工研	漁業生産工学 部	漁法	
イ) 誘引物質等による効果的集魚技 術の開発					養殖研	日光支所	繁殖	
ウ) 卵や仔稚魚の生残様式の解明と 繁殖抑制への応用					中央水研	内水面利用部	漁場管理	
(3) コクチバスの個体群管理技術の開 発								
ア) 生息河川湖沼における繁殖抑制 技術の実地評価					長野水試	環境部		(委託元) 中央水研 魚類生態
イ) 数理シミュレーションによる個 体群管理技術の検討と生態系への 影響評価					東京大学	資源解析部門		(委託元) 中央水研 漁場管理

◎推進リーダー 中央水産研究所 内水面利用部 魚類生態研究室長

第1章 コクチバスの生態的特性に関する研究

1. 生息河川、湖沼における繁殖生態、及び食性の解明

(1) コクチバスの繁殖生態

ア 研究目的

コクチバス *Micropterus dolomieu* Lacepède は北米大陸原産のスズキ目サンフィッシュ科に属する淡水魚である。サンフィッシュ科魚類はいずれも雄親魚が営巣した産卵床において卵および仔魚を保護することが知られており、強い繁殖力を持つ。この繁殖生態は、サンフィッシュ科に属するコクチバスやオコチバス *Micropterus salmoides*、ブルーギル *Lepomis macrochirus* が容易に日本の水域に定着した大きな要因と考えられる。同時に、これらの外来種の再生産抑制技術の開発は、効率的な防除に高い効果が期待される。

一方で、様々な水域に容易に定着し繁殖して在来生物群集に悪影響を与える侵略的外来種は、新規な生息環境を許容し適応する柔軟な生態を持つと考えられることから、原産地で得られた知見のみに準拠して対処方策を講じることは難しい。そこで、本邦においてコクチバスの繁殖生態を解明し、効率的な防除技術の開発を行うための情報を集積することを目的とした。

イ 研究方法

(ア) 産卵環境に対する選択性の解明

長野県に所在する野尻湖 (138°12'09"E、36°49'30"N) ならびに青木湖 (137°51'16"E、36°36'30"N) において、景観の異なる4ヶ所の調査水域を設定し(図1-1)、コクチバスの繁殖期に相当する6月(2000年)に調査を実施した。野尻湖沿岸の野尻(調査月日; 6月13日、調査面積; 1956m²) にはボートを係

留する栈橋がいくつかあり、底質には砂礫が混じった。同大崎(6月13日、9015m²) は遠浅で、底質には粘土片が優占した。同立が鼻(6月14日、13390m²) にもボート係留栈橋があり、底質には砂の占める割合が高く、コンクリートによる護岸が施されていた。青木湖沿岸の加蔵(6月21日、1200m²) は離岸15m付近から急激に深くなり、底質は全体的に礫が優占した。なお、野尻湖および青木湖には移植によりオコチバスが先住している。

コクチバス産卵床の発見は潜水目視観察に依り、その位置を地図上にプロットしたが、野尻調査水域については栈橋上からの観察結果も付け加えた。産卵床を取り巻く条件として、水深・離岸距離・底質・遮蔽物(以下、カバーと呼称する)からの距離・産卵床サイズを対象とし、メジャーを用いて直接計測した。底質については、代表的な砂礫の粒径に基づき、以下に示す1から5までのスコアを与えて評価した; スコア1(粒径1mm以下)、スコア2(粒径1~10mm)、スコア3(粒径10~20mm)、スコア4(粒径20~50mm)、スコア5(粒径50mm以上)。カバーについては、周辺の底質から区別されかつ魚体の遮蔽を可能にする物体と定義し、転石や橋脚等の構造物が含まれた。カバーとなる転石のサイズは、上面を円あるいは楕円形に見立て、径の長さから面積を算出して近似させた。また、複数のカバーを有する産卵床については、各面積の合計値を以てカバーサイズとした。産卵床サイズについては、楕円形に見立て、長径と短径から面積を算出して近似させた。

(イ) 親魚の保護様式の解明及び初期減耗程度の把握

長野県大町市に位置する青木湖において、2001年6月に週3回、2~3日間隔で潜水調査を行い、新規の産卵床が確認された6月11日から25日にかけて潜水調査を行った。調査水域は青木湖沿岸部のほぼ全域である。発見した産卵床には各々に一意の番号を付与し、「(1)(ア)産卵環境に対する選択性の解明」と同様に営巣場所の環境条件を測定した。さらに、デジタルスチルカメラ(ソニー株式会社製 DSC-P1及び水中用ハウジング MPK-P1)を用いて産卵床を直上から撮影し、後日研究室で卵あるいは仔魚を計数

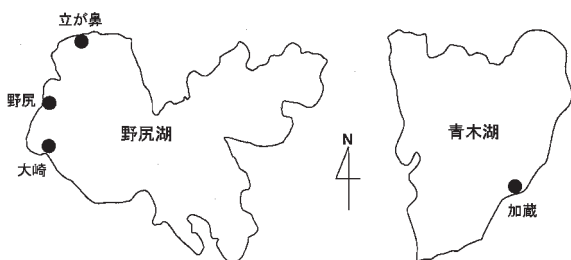


図1-1 野尻湖と青木湖におけるコクチバス営巣環境調査地点

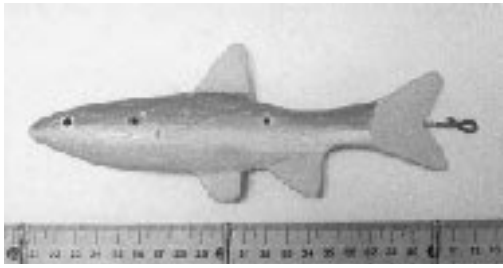


図1-2 ウグイに模した木製モデル

した。その後、青木湖におけるコクチバス卵の潜在的捕食者であるウグイの木製モデル（全長20cm；図1-2）を産卵床上に置き、約2 m離れた地点からデジタルビデオカメラ（ソニー株式会社製 DCR-TRV10及び水中用ハウジング SPK-DVF2）で5分間撮影を行い、後日研究室でコクチバスの行動を解析した。また、撮影終了後に産卵床内の卵・仔魚を採集し、5%ホルマリン水溶液で固定して持ち帰り、成長段階の査定を行った。

保護行動について、以下の16種類の行動を定義した：観察者への接近；エリア3以遠でのパトロール；エリア3におけるパトロール；エリア2におけるパトロール；エリア1におけるパトロール；モデルとの対面；モデルへのディスプレイ（モデルと平行）；モデルへの攻撃；モデル付近での定位（モデルと平行でない）。パトロールエリアについては、個々の観察における産卵床の長軸を基準とし、産卵床の中心から同心円上に長軸を半径とする円をエリア1、長軸の2倍を半径とする円（エリア1を除く）をエリア2、同3倍を半径とする円（エリア1・2を除く）をエリア3とした（図1-3）。エリア3以

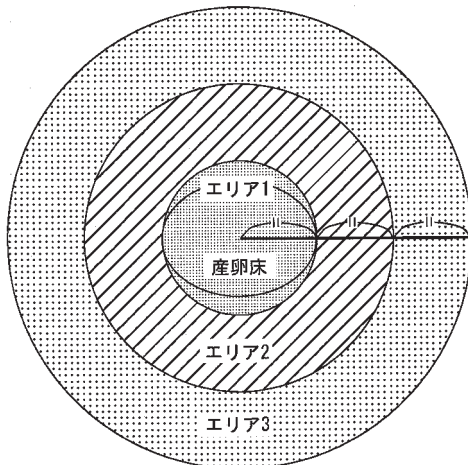


図1-3 コクチバスの保護行動解析に使用したパトロールエリアの概念図

遠でのパトロールは時間のみ、モデルへの攻撃は頻度のみを記録したが、他の行動については頻度と時間（秒）の二通りを記録した。これらの行動記録は、主成分分析によって解析された。

また、天然水域における卵や仔魚の初期減耗の程度を把握するために、2002年5月29日から7月8日にかけて週3回、2～3日の間隔で潜水調査を行った。調査水域は図1-1に示した青木湖加蔵周辺である。発見した産卵床には「(1)(ア)産卵環境に対する選択性の解明」と同様に環境条件を測定した後ナンバリングを行い、調査ごとに産着卵の認められた全ての産卵床についてデジタルカメラ（ソニー株式会社製 DSC-P1及び水中用ハウジング MPK-P1）で撮影し、画像を元に卵数を計測した。また、各調査で新規に発見された産卵床については、デジタルビデオカメラ（ソニー株式会社製 DCR-TRV10及び水中用ハウジング SPK-DVF2）で保護親魚を撮影し、産卵床上に置いたスケールとの比較から全長を割り出した。

卵の減耗率については、Knotek and Orth²⁾に従い、次式を用いて日間死亡率（DMR）を算出した。

$$DMR = 1 - S^{1/T}$$

S、前回の観察時からの生残率；T、観察間隔（日）。

(ウ) 仔稚魚の形態形成ならびに初期生活史

2000年6月12日に長野県大町市に位置する青木湖においてコクチバス卵2885粒を採集し、研究室に持ち帰って30日間飼育を行った。採集時の水温は15.4℃、運搬直後の水温は17.0℃であった。卵は直径24cm、深さ12cmのスチロール製円形水槽2個に100粒ずつ入れ、ウォーターバスによって水温を20℃に維持した。毎日1回、9時～11時にかけてサイフォンを用いて排泄物等の除去を行うと共に、1/2～2/3量の換水を行った。孵化後7日から屋外コンクリート池において鶏糞を施肥して発生させたミジンコ類を給餌した。ミジンコ類は目合0.05mmのプランクトンネットで採集し、目合0.5mmのネットを通過した小型個体を選別して給餌した。給餌は1日1回とし、24時間後にも餌が充分残る無制限給餌とした。

これらの飼育仔稚魚のうち、1～5日ごとに無作為に抽出した各6～16個体、全117個体を観察に供した。標本は氷水で死亡させ、5%中性ホルマリン水溶液で固定した後、適宜アリザリンレッドS及びス

ミノールサイアニンで染色した。観察は実体顕微鏡を用いて行い、発育段階の決定及び体長(BL；屈曲期までは脊索長、後屈曲期以降は標準体長)の計測と、外部形態のスケッチを行った。標本のスケッチは実体顕微鏡に描画装置を装着して行った。仔稚魚の発育段階は原則として Kendall et al.³⁾に準拠したが、本種は摂餌開始後も残存が確認されたため、孵化から開口までを卵黄囊期仔魚期、開口から脊索末端の上屈開始までを前屈曲期仔魚期とした。その後脊索末端の上屈完了までが屈曲期仔魚期、上屈完了から全鰭条数が定数に達するまでが後屈曲期仔魚期、その後被鱗域が成魚と同様になるまでが稚魚期と分類される。

なお、飼育終了時(9.8~11.5mmBL)以降の発育段階の稚魚については、2000年6月29日に長野県信濃町に位置する野尻湖で採集した27個体(12.8~19.0mmBL)を標本として用いた。

(エ) 河川における繁殖生態の解明

長野県大町市を流れる農具川(137°51'28"E、36°31'34"N)において、2002年7月5日および8日に調査を行った。農具川は木崎湖から流れ出し高瀬川に流入する流程約9800mの小河川である。調査区間は木崎湖より約1200m下流の十二山橋から三日町橋までの約1700mの区間とした。この区間は河川改修により直線化され、川幅は6~8m、水深は20~110cmで、兩岸ともにコンクリートで護岸されていたが、所々に木工沈礁が設置されており、緩流部が作られていた(図1-4)。調査時の水温は両日共22.5℃であった。なお、この区間では長野県水産試験場及び我々の事前調査から、1999年以降、毎年コクチバスが確認されている。

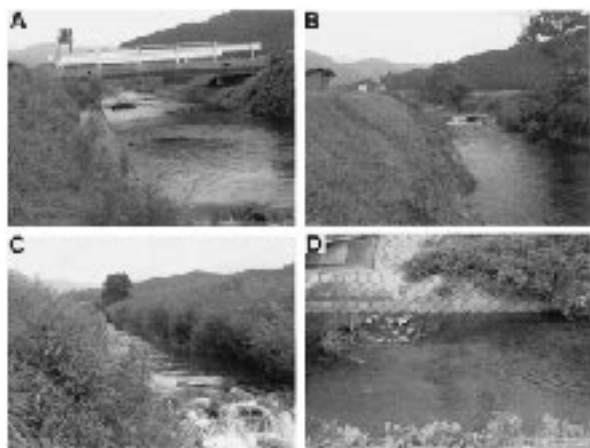


図1-4 農具川における調査区間の景観

調査は潜水目視観察に依り、調査区間を下流へ下りながらコクチバス成魚および卵仔稚魚を探索した。仔稚魚の群れを確認した場合、群れの中心を通り河川を横断する定線を設け、約75cm間隔で流速(cm/秒)をプロペラ式流速計(ケネック株式会社製VR101)を用いて測定するとともに、各観測点付近で流れに抗して遊泳するコクチバス仔稚魚の有無を記録した。その後、仔稚魚を手網で採集し、氷蔵標本について標準体長を計測し、発育段階を決定した。

ウ 結果

(ア) 産卵環境に対する選択性の解明

コクチバスの産卵床は、中心部が浅く掘削されかつ縁辺部が緩やかに隆起しており、その形状から容易に他の底質と区別することができた。野尻・大崎・立が鼻・加蔵の各調査水域内で発見された産卵床の数は、それぞれ36・21・21・21であり、単位面積(1m²)当たりそれぞれ0.018、0.003、0.002、0.018の密度で分布した(図1-5)。最寄りの産卵床間の平

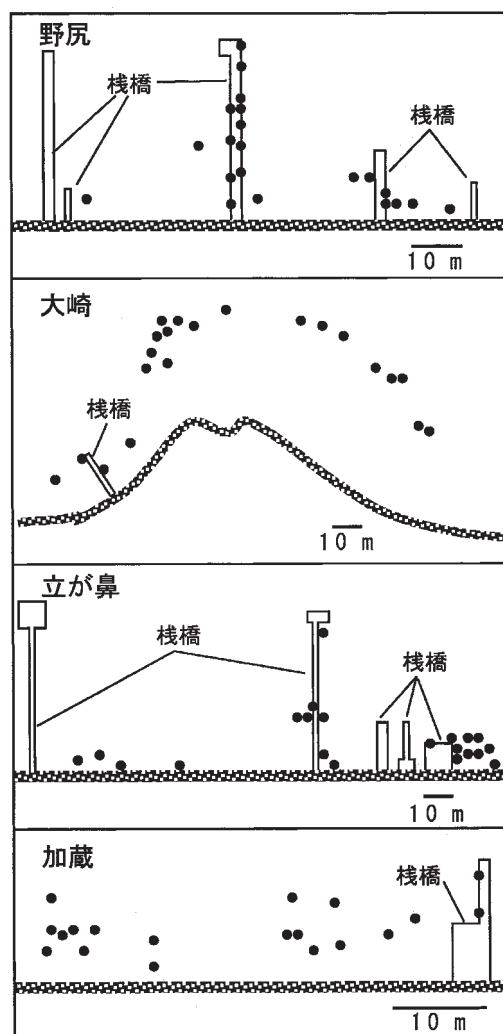


図1-5 各調査水域における産卵床の分布

表 1-1 調査水域間における営巣環境条件 (平均±SD) の ANOVA による比較

	野尻	大崎	立が鼻	加蔵	F	d.f.	P
水深 (cm)	123.0 ± 34.0	121.0 ± 29.0	107.0 ± 33.0	85.0 ± 36.0	6.12	3, 82	0.0008
離岸距離 (m)	14.4 ± 10.6	32.0 ± 10.8	13.4 ± 16.7	6.2 ± 2.6	20.81	3, 98	<0.0001
産卵床周辺の底質 (スコア)	3.2 ± 1.2	3.2 ± 1.6	2.4 ± 1.1	3.3 ± 1.3	2.10	3, 79	0.1061
産卵床内の底質 (スコア)	3.0 ± 1.0	4.2 ± 1.1	3.8 ± 0.6	3.8 ± 1.2	4.71	3, 79	0.0044
カバーからの距離 (cm)	136.0 ± 518.0	148.0 ± 294.0	93.0 ± 235.0	28.0 ± 90.0	0.56	3, 97	0.6399

均距離 (m, ±SD) は、それぞれ $2.4 \pm 1.9 \cdot 6.8 \pm 3.3 \cdot 5.5 \pm 5.5 \cdot 2.4 \pm 1.3$ となり、水域間で程度の違いが認められた (ANOVA、 $F_{3,96}=11.47$ 、 $P<0.001$)。しかし、10m×10mメッシュ上に出現する産卵床数のバリエーションと平均値の比は、いずれも 1 以上 (野尻; 3.88、大崎; 1.28、立が鼻; 2.01、加蔵; 2.19) であり、集中分布型の傾向を示した。また、調査水域内で発見されたオオクチバスは加蔵の 1 個体のみであった。

産卵床を取り巻く条件は、測定項目によって、水域間で異なる傾向を示した (表 1-1)。水深・離岸距離・産卵床内部の底質については、調査水域間で一様ではなかった。一方、産卵床周辺の底質ならびに産卵床からカバーまでの距離は、調査水域間で共通する傾向を示した。ボート係留桟橋がある調査水域 (野尻・立が鼻) では、桟橋の橋脚をカバーとして利用している個体が多数認められた。また、投棄タイヤ等の人工構造物をカバーとして利用している個体も認められた。

産卵床サイズは、調査水域全体を通して、最小 236 cm² から最大 11226 cm² まで変異した (平均; 2574 cm²)。調査水域間で産卵床サイズは同様ではなく ($F_{3,82}=3.41$ 、 $P=0.0211$)、大崎内の産卵床 (平均; 3978 cm²) は加蔵内のそれら (平均; 2188 cm²) よりも大きい傾向を示した (Sheffé test、 $P<0.05$)。転石をカバーとして利用していた産卵床 (平均サイズ; 550 cm²、SD=585、 $n=33$) について、産卵床の長径とカバーサイズの間には相関関係が検出され ($r_{31}=0.516$ 、 $P=0.0008$)、大きな産卵床は大きなカバーを伴う傾向を示した (図 1-6)。

(イ) 親魚の保護行動様式の解明及び初期減耗程度の把握

営巣環境、保護雄および産卵床内の卵・仔魚に関するデータを表 1-2 にまとめた。また、それらの相関係数マトリクスを表 1-3 に示した。実際に繁

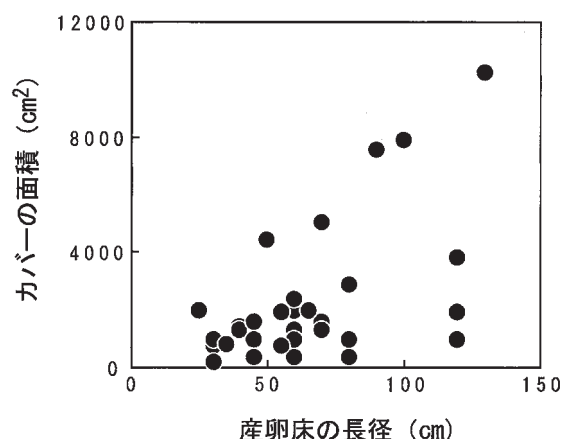


図 1-6 コクチバスの産卵床の大きさ (長径) とカバーの大きさ (面積) との関係

表 1-2 コクチバスの営巣環境、産卵床保護雄、及び産卵床内の卵・仔魚に関する統計情報 ($n=38$)

	平均±SD	データ範囲
2001年6月の日付	15.9 ± 4.5	11 - 25
正午水温 (°C)	16.9 ± 0.8	15.9 - 17.4
保護雄の全長 (cm)	28.9 ± 6.3	20 - 42
産卵床面積 (cm ²)	1521.0 ± 820.9	471 - 3770
カバー面積 (cm ²)	3052.3 ± 3423	150 - 10000
水深 (cm)	63.6 ± 18.5	22 - 128
離岸距離 (cm)	302.9 ± 236.2	0 - 890
卵・仔魚数	877.7 ± 738.5	30 - 3020
卵・仔魚の成長段階	2.6 ± 1.2	1 - 5

殖を果たした雄の全長は変異に富んでおり、その頻度分布には正規性が認められたものの、やや大型個体に偏っていた (歪度=0.299) (図 1-7)。また、大型の雄ほど産卵期中の早い時期に繁殖すると考えられた (表 1-3; 図 1-8)。卵・仔魚の数は保護雄の大きさとは無関係であった (表 1-3; 図 1-9)。その他各変数間では、水深と卵・仔魚数間、水深と産卵床面積間、離岸距離と産卵床面積間、及び離岸距離と水深間に有意な相関が認められた (表 1

表1-3 ケンドールの τ ($n=38$) を用いて表した産卵床内における卵・仔魚、保護雄、および営巣環境に関する変数の相関係数マトリクス

	卵・仔魚数	6月の日付	離岸距離	水深	カバー面積	産卵床面積
保護雄の全長 (cm)	0.173 (0.130)	-0.463 (<0.001)	0.006 (0.960)	0.136 (0.245)	-0.070 (0.552)	-0.072 (0.536)
産卵床面積 (cm ²)	0.012 (0.920)	0.002 (0.990)	0.393 (0.001)	0.277 (0.017)	-0.109 (0.350)	
カバー面積 (cm ²)	0.147 (0.203)	0.063 (0.606)	-0.069 (0.552)	0.090 (0.441)		
水深 (cm)	0.245 (0.033)	0.028 (0.817)	0.305 (0.008)			
離岸距離 (cm)	0.142 (0.213)	0.108 (0.375)				
2001年6月の日付	-0.037 (0.758)					

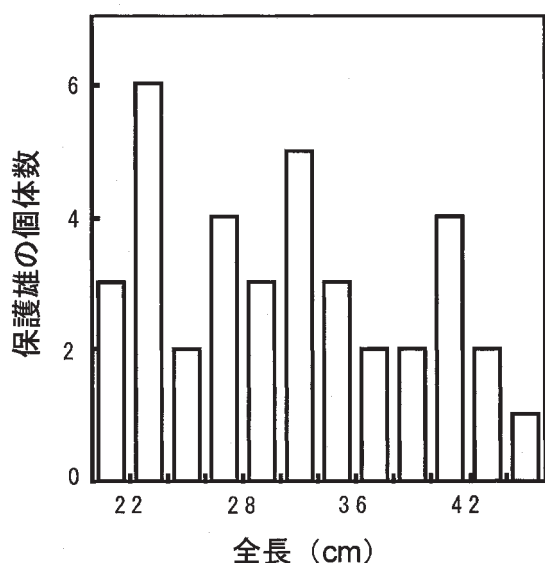


図1-7 産卵床保護雄の全長組成

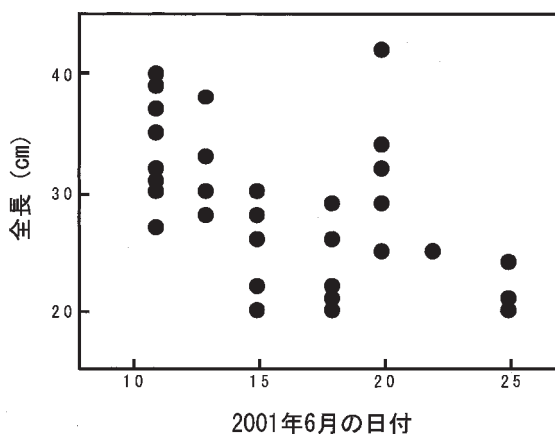


図1-8 繁殖タイミングと雄の全長との関係

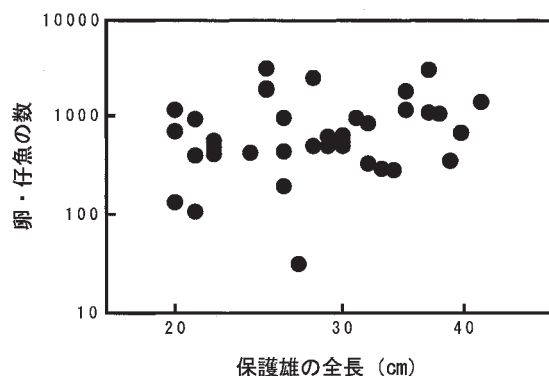


図1-9 青木湖における営巣コクチバス雄の全長と保護している卵あるいは仔魚の数との関係

表1-4 コクチバスの保護行動に関する変数の統計情報

	平均±SD	範囲
観察者への接近 (秒)	1.32 ± 3.08	0 - 12
観察者への接近 (頻度)	0.29 ± 0.69	0 - 3
エリア3以遠巡視 (秒)	177.24 ± 110.57	3 - 300
エリア3巡視 (秒)	35.53 ± 49.45	0 - 273
エリア3巡視 (頻度)	3.66 ± 3.54	0 - 13
エリア2巡視 (秒)	26.32 ± 35.50	0 - 137
エリア2巡視 (頻度)	3.05 ± 3.59	0 - 13
エリア1巡視 (秒)	60.87 ± 84.37	0 - 273
エリア1巡視 (頻度)	3.26 ± 4.34	0 - 15
モデルへの対面 (秒)	7.82 ± 24.02	0 - 123
モデルへの対面 (頻度)	0.79 ± 2.18	0 - 11
ディスプレイ (秒)	1.71 ± 5.73	0 - 25
ディスプレイ (頻度)	0.37 ± 1.20	0 - 6
モデルへの攻撃 (頻度)	0.79 ± 2.65	0 - 14
モデル付近での定位 (秒)	25.71 ± 47.76	0 - 206
モデル付近での定位 (頻度)	3.21 ± 5.41	0 - 23

—3)。

表1-4に示した通り、コクチバスの保護行動は個体によって変異に富んでいた。主成分分析を適用することによりこれらの変数を再編成したところ、最初から4つの主成分(PC1、PC2、PC3、PC4)によって元データの分散の84.8%が説明された(表1

—5)。また、PC1~PC4はそれぞれ以下のような行動を説明できると考えた。PC1は産卵床周辺のパトロールに関して強い正の主成分負荷量を示すことから営巣場所への執着度を、PC2はモデルへのディスプレイに強い正の主成分負荷量を示すことから侵入者に対する中程度の関心及びその調査を、PC3はモ

デルへの対面および攻撃に関して強い正の主成分負荷量を示すことから侵入者に対する強い関心とその排除を、PC4は観察者への接近について強い正の主成分負荷量を示すことから周辺への警戒を、それぞれ表すと考えられた。

主成分得点は個体間で大きく変異し、PC1-PC3とPC1-PC4の組み合わせにおいて有意な相関が認められた（表1-6）。これらの主成分得点と卵・仔魚、保護雄、及び営巣環境に関する変数の間には有

表1-5 産卵床保護コクチバス雄（ $n=38$ ）の行動に関する主成分1-4のバリマックスローテーション後の固有値および主成分負荷量

	PC1	PC2	PC3	PC4
固有値	7.839	2.467	1.872	1.388
寄与率 (%)	49.0	15.4	11.7	8.7
累積寄与率 (%)	49.0	64.4	76.1	84.8
観察者への接近 (秒)	0.1852	0.0041	0.1846	0.9517
観察者への接近 (頻度)	0.1915	0.0296	0.1913	0.9468
エリア3以遠巡視 (秒)	-0.4650	-0.5275	-0.4603	0.2437
エリア3巡視 (秒)	0.7424	-0.1526	0.0979	0.1485
エリア3巡視 (頻度)	0.8753	-0.0498	0.0221	0.2162
エリア2巡視 (秒)	0.8626	0.1346	0.1599	0.1183
エリア2巡視 (頻度)	0.8954	0.1625	0.2229	0.1790
エリア1巡視 (秒)	0.7679	0.3767	0.4330	-0.0088
エリア1巡視 (頻度)	0.8693	0.2487	0.2915	0.1567
モデルへの対面 (秒)	0.1779	0.0327	0.9164	0.1185
モデルへの対面 (頻度)	0.1949	0.0364	0.8652	0.3261
ディスプレイ (秒)	0.1134	0.9499	0.0563	0.0416
ディスプレイ (頻度)	0.1202	0.9471	0.0517	0.0440
モデルへの攻撃 (頻度)	0.1269	0.0976	0.7405	0.0686
モデル付近での定位 (秒)	0.7652	0.4764	0.1179	-0.0546
モデル付近での定位 (頻度)	0.7707	0.4952	0.1066	-0.0030

表1-6 ケンドールの τ ($n=38$) を用いた主成分得点の相関係数マトリクス

	PC1	PC2	PC3
PC4	-0.235 (0.045)	-0.139 (0.235)	-0.008 (0.949)
PC3	-0.247 (0.035)	0.071 (0.549)	
PC2	-0.068 (0.566)		

表1-7 ケンドールの τ ($n=38$) を用いた産卵床内の卵・仔魚、保護雄、及び営巣環境に関する変数と主成分得点の相関係数マトリクス

	PC1	PC2	PC3	PC4
卵・仔魚の数	-0.042 (0.713)	-0.124 (0.282)	-0.042 (0.713)	0.115 (0.317)
卵・仔魚の発育段階	0.000 (0.999)	-0.116 (0.359)	0.093 (0.463)	0.086 (0.495)
保護雄の全長 (cm)	-0.010 (0.929)	-0.088 (0.454)	0.159 (0.174)	-0.112 (0.341)
カバーの面積 (cm ²)	0.247 (0.035)	-0.128 (0.275)	-0.161 (0.170)	-0.078 (0.509)
水温 (°C)	0.203 (0.105)	0.078 (0.535)	-0.104 (0.406)	-0.127 (0.310)
2001年6月の日付	0.151 (0.219)	0.129 (0.295)	-0.158 (0.200)	-0.021 (0.866)

意な相関は認められなかった（表1-7）。

2002年の調査において28個の産卵床が確認され、そのうち2個については、調査期間中に異なる親魚によって再利用された(=30クラッチ)。これらのうち、撮影に失敗した1クラッチと初発見時から卵数が極端に少なかった2クラッチ(7、23個)を除いた27クラッチについて、初発見時から孵化までの減耗率を求めたところ、減耗率は20.0~100% (平均±SD=92.4%±16.7) と高い値を示した。各産卵床内の卵数、カバー面積、保護親魚の全長、日付、産卵床面積、離岸距離、水深と、日間死亡率との関係を調べたところ、卵数との間にのみ正の相関が認められた ($r=0.351$ 、 10^4 モンテカルロ法; $P=0.072$ 、 $n=27$)。

(ウ) 仔稚魚の形態形成ならびに初期生活史

コクチバスの受精卵はやや楕円球型の、付着糸を持たない沈性付着卵で、凝集して卵塊を作ることはなかった。卵膜表面と卵黄に特殊な構造はなく、卵黄は薄黄色~黄色を呈し、油球は単一で黄色を呈した。卵黄、油球、胚体に色素胞は全く認められなかった。卵径は1.80~2.10mm (平均±SD=1.99±0.07、 $n=23$) × 1.95~2.10mm (2.06±0.05、 $n=23$) であった。

仔稚魚の各発育段階における体長範囲を表1-8に示した。また、各発育段階における外部形態を図

表1-8 コクチバス仔稚魚における各成長段階の体長範囲

発育段階	体長 (mm)
卵黄囊期仔魚	4.4 - 7.0
前屈曲期仔魚	6.5 - 8.4
屈曲期仔魚	8.3 - 9.0
後屈曲期仔魚	8.6 - 10.2
稚魚	10.3 -

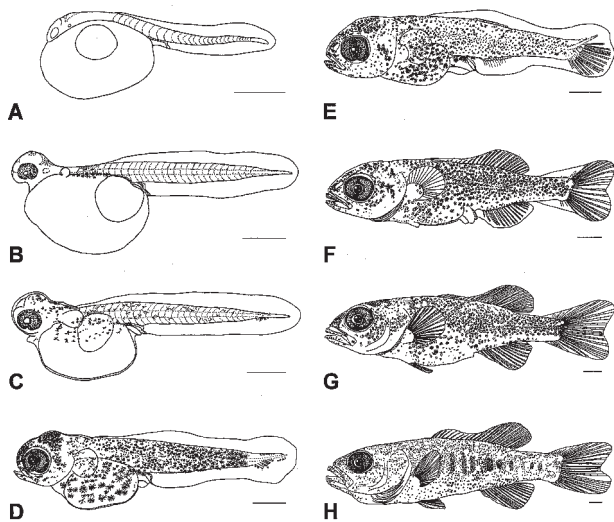


図1—10 コクチバス仔魚の外部形態形成過程。A、孵化仔魚(4.64mmBL、孵化後0日)；B、卵黄囊期仔魚(6.85mmBL、孵化後1日)；C、前屈曲期仔魚(7.20mmBL、孵化後3日、未浮上)；D、前屈曲期仔魚(8.2mmBL、孵化後7日、浮上)；E、屈曲期仔魚(8.98mmBL、孵化後11日)；F、後屈曲期仔魚(9.7mmBL、孵化後20日)；G、稚魚(13.5mmBL、孵化後37日)；H、稚魚(17.5mmBL、野尻湖産)

1—10に示した。孵化仔魚の体長は4.43～4.97mm(平均 $\pm$ SD=4.64 $\pm$ 0.17、 $n=9$)であり、体各部に黒色素胞は全く認められず、目にも色素は沈着していなかった。未開口で各鰭も未形成であり、水底に横臥しほとんど静止していた。筋節は28前後が読みとれた。卵黄囊は大きく、その長径は体長の約48%であった(図1—10A)。体長約6.5mmで目に黒色素が沈着を開始すると共に、頭頂部および腹部体側に黒色素胞が出現し、胸鰭原基が出現した(卵黄囊期仔魚期、図1—10B)。筋節は体前方のものが読みとれるようになり、その後32～33で安定した。体長約7.0mmから尾部体側にも黒色素胞が出現し、開口した。開口直後の卵黄囊の長径は体長の約37%であった(前屈曲期仔魚期、図1—10C)。肛門は身体のはほぼ中央に開孔しており、その位置は發育段階を通してほぼ一定であった。体長約8.0mmから浮上し、摂餌を開始した。体各部で黒色素胞がよく発達し、色素拡散時には尾部末端を除いて完全に黒色を呈した。尾鰭の原基が出現した(図1—10D)。体長8.0～8.2mmにおいて臀鰭および背鰭の原基が出現し、体長約8.3mmから脊索の末端が上屈を開始した(屈曲期仔魚期、図

1—10E)。屈曲期仔魚期中には尾鰭、背鰭、臀鰭において鰭条が形成されるとともに、体高が著しく増加し活発に遊泳するようになった。体長約9.0mmまでに脊索末端の上屈が終了し、腹鰭の原基が出現した(後屈曲期仔魚期、図1—10F)。後屈曲期仔魚期には体各部の黒色素胞はさらに濃密に発達し、各鰭を除いて全身が黒色を呈すると共に、胸鰭および腹鰭に鰭条が形成された。また、後屈曲期仔魚期には遊泳力が増し、採集時に労力を要するようになった。体長約10.2mmにおいて各鰭の鰭条が定数に達した(稚魚期、図1—10G)。体形は概ね成魚と同様となった。体長約15mmから、全身の黒色素が疎になると共に、成魚に見られるような十数本の暗色横縞が出現した(図1—10H)。發育段階を通して頭部や鰓蓋部に棘要素は認められなかった。

(エ) 河川における繁殖生態の解明

調査区間内の9ヶ所から、各1群のコクチバス仔稚魚の群れを確認し、それぞれの群れで6～53個体を採集した(表1—9)。コクチバス仔稚魚の群れの出現箇所は、調査区間内にはほぼランダムに分布していた。コクチバスの産卵床や卵は確認できなかった。採集した仔稚魚の体長と發育段階は8.4mm(屈曲期仔魚)～25.4mm(稚魚)であった。このうちもっとも上流の仔稚魚群では保護親魚が認められたが、他の群れでは周囲に明確な保護行動を示す成魚は認められなかった。各出現箇所における、コクチバス仔稚魚の有無と流速との関係を表1—10に示した。コクチバス仔稚魚は流速の緩やかな河岸近くに主に分布し、特にツルヨシ等の抽水植物群落やクロモ等の沈水植物群落、木工沈礁の下流に生じる緩流部に多く

表1—9 農具川で採集されたコクチバス仔稚魚の体長と發育段階

出現箇所	採捕 個体数	標準体長 (mm)		發育段階
		範囲	平均 (SD)	
1	53	8.4 - 10.8	9.8 (0.6)	屈曲期・後屈曲期
2	16	8.6 - 13.2	10.0 (1.1)	屈曲期・後屈曲期
3	18	9.5 - 13.0	11.4 (1.0)	後屈曲期
4	8	14.5 - 18.9	17.3 (1.6)	稚魚期
5	20	10.9 - 15.1	12.0 (1.1)	後屈曲期・稚魚期
6	6	18.9 - 25.4	22.8 (2.4)	稚魚期
7	11	15.9 - 22.8	19.7 (2.1)	稚魚期
8	21	8.8 - 16.4	11.0 (2.1)	屈曲期～稚魚期
9	19	11.3 - 16.9	13.1 (1.5)	後屈曲期・稚魚期

表 1—10 農具川のコクチバス仔稚魚各出現箇所における、流速 (cm/秒) と仔稚魚定位の有無の関係

流速 (仔稚魚定位の有無*)								
Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5	Site 6	Site 7	Site 8	Site 9
45.7 (—)	5.9 (+)	28.5 (—)	18.1 (—)	17.7 (+)	7.3 (+)	7.6 (+)	50.3 (—)	3.2 (+)
58.3 (—)	14.6 (+)	61.3 (—)	16.0 (—)	13.3 (+)	14.9 (+)	8.2 (+)	51.5 (—)	4.0 (—)
64.0 (—)	5.4 (+)	51.9 (—)	65.5 (—)	30.4 (+)	61.1 (+)	42.9 (+)	49.9 (—)	7.5 (—)
62.3 (—)	14.5 (+)	62.2 (—)	53.7 (+)	42.5 (+)	48.2 (+)	59.6 (+)	53.3 (—)	9.3 (—)
32.5 (—)	60.0 (—)	29.1 (+)	18.1 (+)	57.7 (—)	47.7 (+)	52.9 (—)	44.3 (—)	7.2 (—)
16.3 (+)	47.6 (—)	33.8 (+)	8.1 (+)	73.4 (—)	38.4 (+)	26.6 (+)	29.6 (—)	16.5 (—)
5.6 (+)	31.6 (—)	3.1 (+)	5.2 (+)	21.3 (—)			14.5 (+)	3.6 (—)
4.9 (+)	47.0 (—)	3.2 (+)	5.1 (+)	16.7 (—)			12.1 (+)	3.8 (—)
3.9 (+)								
3.2 (—)								

*+, 定位魚有り；—, 無し

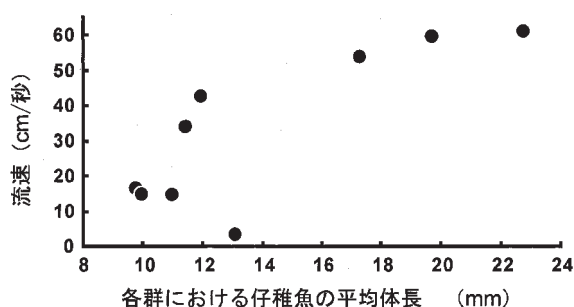


図 1—11 各地点におけるコクチバス仔稚魚群の平均体長と、仔稚魚出現観測点の最大流速との関係

みられた。しかし、流心付近で強い流れに抗して遊泳する個体も観察され、各群れにおいて仔稚魚が出現した観測点の最大流速は3.2~61.1cm/秒であった。また、各地点において仔稚魚群の平均体長と、仔稚魚が出現した中で最大流速を記録した観測点の流速との間には有意な正の相関関係がみられた (図 1—11、 $r_s=0.820$ ； $P=0.007$)。

ブラックバス類の成魚については、コクチバス25個体とオオクチバス4個体を目視した。オオクチバスの産卵床や卵仔稚魚は確認されなかった。

エ 考 察

(ア) 産卵環境に対する選択性の解明

移植されたコクチバスは、底質ならびにカバーの有無に対して選択性を有することが明らかとなった。彼らの選好する条件を満たす水域がパッチ状に存在するために、産卵床は集中分布の傾向を示したと理解される。また、産卵床が形成された水深や離岸距離は調査水域間で変異したが、これについては、水域の地形に応じて、コクチバスが選好する産卵水域の分布パターンが変異するという理由で説明され

る。コクチバスは、その原産地北米において特定の底質を好み、産卵床付近にカバーを必要とすることが知られている^{4,5)}。こうした産卵特性は原産地ではない生息地においても維持されるものと考えられる。

私たちは、コクチバスに共通する産卵場所の選好性を利用して、再生産を阻害する方策を提案したい。産卵基質として適度な大きさの礫とカバーをセットで用意することにより、人工産卵床が提供される。カバーには、天然石に限らず古タイヤ等の人工構造物も利用できる。実際に、北米産のオオクチバスやコクチバスでは、増殖が目的ではあるが、人工産卵床の運用が効果的に機能している⁵⁻⁷⁾。重要な営巣条件であるカバーを駆除対象水域から極力排除し、産卵床操作の容易な水域に人工産卵床を密集させることにより、親魚群を誘引することは可能であると予想される。また、「(1)(イ)親魚の保護様式の解明及び初期減耗程度の把握」で示されたように、保護親魚の不在は、コイや特にウグイによる卵・仔魚の速やかな捕食を招く。人工産卵床と、本行政対応特別研究で開発された産卵床用小型三枚網(トラップネット)など効果的な保護親魚の除去方法とを併用することにより、本種の再生産抑制に有用な方策になるものと考えられる。

(イ) 親魚の保護行動様式の解明及び初期減耗程度の把握

原産地におけるコクチバス営巣雄の体サイズ分布はしばしば小型個体に偏ることが知られている⁸⁾。また、本種には成熟しているにも関わらず、体サイズによって決定される雄間競争の結果、産卵床を獲得できず繁殖に参加できない雄が存在することが知

られている^{4,9-11)}。青木湖における今回の調査では、産卵床保護雄の体サイズ頻度分布は正規分布の範囲内ではあるもののやや大型個体側に偏っており、これは営巣適地を巡る強い雄間競争の存在を意味している。実際コクチバスは栈橋の橋脚や投棄タイヤ等の人工構造物をカバーとして利用しているが、これは新規侵入環境である今回の調査水域において営巣適地が不足気味であることを示唆している。大型個体ほど産卵期の早期に繁殖する傾向がみられたが、原産地でも同様の傾向がよく知られており^{10,12)}、本種の一般的な性質であると考えられる。なお、6月20日に大型個体が新たに営巣していたが、本種は1産卵期中に複数回繁殖することが知られており¹³⁾、産卵期中頃の新規営巣大型個体は、その年2回目の営巣の可能性が高い。産卵期間中において雄が早期に営巣し繁殖することは、多くの卵を獲得可能であることを意味しており、雄間の競争に起因する。

コクチバスは原則として一夫一婦での産卵を行うが¹⁴⁾、雌にとって雄の体サイズは潜在的に配偶相手としての資質を示しており¹⁵⁾、雌は大きな雄を選好することが産卵床内の卵・仔魚数から間接的に示されている^{4,8,10)}。しかし、今回の調査において青木湖では保護雄の全長と産卵床内の卵・仔魚数に正の相関は認められなかった。これは、雌の配偶者選択行動が新規侵入水域の環境要因および生物的要因の片方あるいは両方に影響を受けていることを示している。一夫一婦制において、営巣適地が不足気味の環境で雄間競争が進むと産卵床を獲得した雄は雌にとって過少な存在になると考えられる。そのため雌は雄を体サイズに関わらず選択するようになったと考えられる。

保護雄の営巣場所に対する執着は、侵入者を追い払うための労力がかかる一方で、大きな雄にとっては配偶者選択の際に雌を誘引する投資効果が高いためと考えられている¹⁵⁾。しかし、ウグイモデルと出会った際の保護雄について、営巣場所への執着程度と体サイズの間には正の相関は認められなかった。さらに、主成分分析で抽出された4個の保護要素はいずれも体サイズと相関がない。保護要素のいくつかの組み合わせにおける相関は、コクチバスと歴史的に共存経験のない産卵床への侵入者への対応に関して、個体ごとにばらつきがあることを示している。概して、保護行動を取る魚類の反応は、体色や体形

といったシンプルな項目がきっかけとなっており、それが侵入者の効果的な排除に役立っている^{16,17)}。排除すべき侵入者が保護魚にとって未知の生物である場合、その攻撃イメージの定着には時間を要すると考えられる。実際に、青木湖において主にウグイの捕食によると考えられるコクチバス卵の減耗率は平均92.4%と非常に高い。しかも、潜在的な保護能力の指標である保護親魚の体サイズやカバー面積は卵の減耗率と相関がない。つまり、現時点においてコクチバスは後述するように摂餌の面では日本の水域に柔軟に適応し定着に成功しているものの、繁殖様式を侵入先の環境に適応させるまでには至っていない。青木湖においては、2002年度の調査において2001年と同じカバーを用いて異なる雄が営巣している事例がしばしば確認されており、2002年の繁殖期中にも同じ産卵床が他の雄によって再使用されるなど、営巣適地の不足が示唆される。我々はコクチバスの増加を抑制する効果的な方法として、前述の人工産卵床の利用に加え、現存のカバーを排除することを提案する。

(ウ) 仔稚魚の形態形成ならびに初期生活史

コクチバスは雄が産卵床で卵及び仔魚の保護を行うため、天然水域において卵や浮上前の仔魚の識別は保護魚の観察により容易である。保護魚が産卵床を放棄するなどして確認できない場合でも、卵についてはオオクチバスの卵径が $1.4 \times 1.5 \text{ mm}$ 程度^{18,19)}であるのに対し、本種の卵径は $2.0 \times 2.1 \text{ mm}$ 程度と明らかに大きいため、識別は容易である。その他本邦において同時期に同様の環境に産卵する魚類としてウグイやマルタがあげられる。これらは卵径が2～3 mmであり²⁰⁾、コクチバスと重複するが、ウグイ属を含むコイ科魚類の卵は油球を持たないため、単一の油球が明瞭に観察されるコクチバスとの識別は容易である。孵化後、浮上するまでの仔魚については、両バスともに黒色素の発達が貧弱であり類似しているが、オオクチバスの体長に対する卵黄嚢の長径が孵化仔魚で約35%、開口時で約20%¹⁹⁾であるのに対し、コクチバスではそれぞれ約48%と37%であり明らかに大きく、その範囲が重複しないため識別は可能である。開口後の仔稚魚については、オオクチバスは全体的に色素に乏しく、発育が進んでも頭から尾にかけて一本の暗色縦帯を持つ程度¹⁹⁾であるのに対し、コクチバスの開口後の仔稚魚はほぼ全身が黒色

素胞で密に覆われるため、識別は極めて容易である。その他日本に生息する魚類ではカワスズメ科の仔稚魚と類似するが、カワスズメ科魚類が暖水を嗜好することから涼水を好むコクチバスとは生息域が重複しないと予想されること、このうちカワスズメ属魚類は口内保育を行うこと、背鰭条数や肛門開孔位置、黒色素胞の分布様式に違いがあることなどから識別は容易と考えられる。

淀¹⁹⁾のオオコクチバス飼育仔稚魚に関する知見を元に、コクチバスとオオコクチバスの初期形態形成過程について比較すると、卵はコクチバスの方が遥かに大きい(卵径比約1.3倍、容積比約2.4倍)のに対し、孵化仔魚の体長差は1.05倍程度しかない。孵化仔魚は両バス共に網膜色素が未沈着、各鰭が未形成、未開口と非常に未発達であり、同程度の発育度である。一方で卵黄嚢はコクチバスの方が遥かに大きく、卵黄嚢の長径は両種ともほぼ卵径に等しい。このことから、両バスの卵サイズの違いは孵化時に所有している卵黄量の差となっていると言える。卵黄は仔魚が摂餌を開始するまでの栄養源であり、コクチバスはオオコクチバスよりも浮上・摂餌開始までに体制を発達させることができると考えられる。実際に、オオコクチバスでは浮上後、脊索末端の上屈開始まで5日(水温20~21℃)を要したのに対し、コクチバスでは浮上後2日(水温20℃)で上屈を開始している。脊索末端の上屈は仔魚の遊泳力が飛躍的に増大する極めて重要な変化であり、コクチバス仔魚は浮上後短期間で高い遊泳力を獲得すると言える。また、浮上時においてもコクチバスの方がより多くの卵黄を残存させており(体長に対する卵黄嚢長径の比、約1.9倍)、これは摂餌開始後の飢餓への耐性の高さを示している。河川等の流水環境は、湖等の止水環境と比較して動物プランクトン類に乏しく、発育初期の仔魚にとって不安定な餌環境である。このように、大卵に起因する相対的な卵黄量の豊富さは、浮上後の速やかな高遊泳力の獲得と不安定な餌環境への耐性をもたらす。これは、コクチバスがオオコクチバスと比較して流水環境に適した初期生態を持つことを示唆する。すなわち、流水域でオオコクチバスがこれまで定着出来なかったり、資源量が低水準のまま維持されていたような水域においても、コクチバスは定着・繁殖して在来の生物群集に大きな悪影響を与える可能性がある。

(エ) 河川における繁殖生態の解明

今回の調査では、農具川においてコクチバスの産卵床や卵および浮上前の仔魚を確認することはできなかったが、1つの群れに保護親魚が確認されたことから、本種が調査区間内で繁殖に成功していることは明らかである。また、我々の長野県青木湖における潜水調査において、コクチバス仔魚は標準体長10mm前後で親魚の保護を離れることが観察されている。このことから、他の仔稚魚群は既に親の保護を離れており、そのため保護親魚がいなかったと考えられる。なお、2003年の産卵期には、長野県水産試験場の調査によって、本調査と同区間においてコクチバスの産卵床および保護親魚と産み付けられた卵が確認されている。

コクチバス仔稚魚各群の平均体長が、それらが出現した観測点の流速と正の相関を示したことから、本種仔稚魚は成長とともに遊泳力を増し、より流速の速いエリアにも進出可能になることが明らかである。特に体長が15mmを超えるような稚魚は、流速50~60cm/秒の流心部においても自由に遊泳しており、潜在的にはさらに速い流れにも進出可能と考えられる。一方今回の調査において、屈曲期仔魚は流速16cm/秒以上の観測点では確認されていない。一般的に脊索末端が上屈しはじめるまで(前屈曲期)の仔魚の遊泳力は屈曲期以降と比較して著しく弱い。

「(1)(ウ)仔稚魚の形態形成ならびに初期生活史」で示したように、コクチバスでは孵化後数日間は産卵床に横臥したまま成長し、浮上後1~2日間は前屈曲期仔魚として遊泳、摂餌を行う。原産地でも産卵床上の流速は0.7~7.1cm/秒(平均3.2cm/秒)とされており²¹⁾、コクチバスの繁殖には少なくともかなり流れの緩やかな場所が必要と考えられる。

農具川は川幅が狭く、流速が速く、水深が概ね浅いことからブラックバス類のルアー釣りには適しておらず、意図的な放流の動機に乏しい。一方、上流の木崎湖にはコクチバス、オオコクチバスともに多く生息している。このことから、農具川のブラックバス類は主に木崎湖からの自然流出であると考えられる。木崎湖では2001年に、地曳網によってコクチバス38個体とオオコクチバス56個体が採集されている。これに対し農具川ではコクチバス25個体とオオコクチバス4個体が目視観察され、農具川のコクチバス出現比は木崎湖のそれより明らかに高い(G検定、

$G_{adj}=19.96$, $P<0.001$)。また、オオクチバスについては河川内で卵や仔稚魚は認められず、繁殖に成功していないと判断される。木崎湖からの流下がコクチバスに偏って起こるとは考えにくく、流下した仔稚魚あるいは成魚の生残が良いことと、河川内で繁殖可能であることが、農具川においてコクチバスの出現比率を高めた原因と考えられる。

本研究により、コクチバスは流速の大きな国内の河川においてオオクチバスと比較し定着しやすいことが明らかとなった。以前から懸念されているように、これまでオオクチバスの定着しなかった河川中・上流域においても、コクチバスが該当水域へ流下あるいは溯上可能な水域に生息していたり、密放流された場合、定着して生態系が大きく攪乱される可能性が高い。

オ 今後の課題

コクチバスの繁殖生態を解明することにより、営巣・卵仔魚保護雄を捕獲することが、単なる捕獲にとどまらず再生産を抑制できることから非常に有効と考えられた。保護雄を効率的に捕獲する漁具については他課題において開発に成功したが、本課題で提案した人工産卵床については、有効性の実証には至っていない。また、これらの方法では雌を捕獲できないため、雌の駆除に有効な方法についても開発する必要がある。

カ 要 約

長野県野尻湖及び青木湖内の景観の異なる4水域で営巣環境条件を測定した。地点間の比較の結果、コクチバス親魚は底質ならびにカバーの有無について選択性を有することが明らかとなった。青木湖においては営巣適地を巡る雄間の競争があり、小型個体は繁殖の機械を逃すことがあったと考えられた。ウグイのダミーモデルに対する反応は、保護親魚の体サイズでは説明されなかった。ウグイの補食による卵の減耗は甚だしく、孵化までに平均92.4%が消失したが、卵の被食率と保護親魚の体サイズの間に有意な相関関係は認められなかった。コクチバスの受精卵は卵径約2mmの沈性粘着卵で、孵化仔魚は体長約4.6mmであり、孵化後約6日間は水底に横臥したまま発達した。孵化後7日目より浮上・摂餌を開始するとともに、ほぼ全身が黒色を呈するようになった。脊索末端の上屈は体長約8.3~9.0mmで、この時期に遊泳力が大きく増大した。体長約10.2mmで稚魚期に

達した。黒色素胞の分布様式や卵黄嚢の相対的な大きさにより、オオクチバスを含む日本に生息する他種から容易に識別可能であった。コクチバスの初期形態形成過程は、オオクチバスと比べて流水域に適していると考えられた。農具川において、日本で初めて流水域におけるコクチバスの繁殖の成功が確認された。仔稚魚が定位可能な流速は体長と有意な相関があり、屈曲期の仔稚魚は16cm/秒以下の緩流域に留まっていたが、体長15mm以上の稚魚は、流速60cm/秒を超える流心部においても自由に遊泳していた。同区間においてオオクチバスは繁殖しておらず、流水域におけるコクチバスの繁殖能力の高さが実証された。

キ 文 献

- 1) Moyle, P. B. (2002) Sunfishes, Centrarchidae. In Inland fishes of California-revised and expanded. Univ. Calif. Press, Los Angeles : 376-408.
- 2) Knotek, W. L. and D. J. Orth (1998) Survival for specific life intervals of smallmouth bass, *Micropterus dolomieu*, during parental care. *Env. Biol. Fish.*, 51 : 285-296.
- 3) Kendall et al. (1984) Early life history stage of fishes and their characters. In H. G. Moser et al., eds. Ontogeny and systematics of fishes. Am. Soc. Ichthyol. Herpetol. Spec. Pub. 1, Lawrence : 11-22.
- 4) Winemiller, K. O. and D. H. Taylor (1982) Smallmouth bass nesting behavior and nest site selection in a small Ohio stream. *Ohio J. Sci.*, 82 (5) : 266-273.
- 5) Hoff, M. H. (1991) Effects of increased nesting cover on nesting and Reproduction of smallmouth bass in northern Wisconsin lakes. In D. C. Jackson ed. First International Smallmouth Bass Symposium, American Fisheries Society, Maryland : 39-43.
- 6) Chastain, G. A. and J. R. Snow (1966) Nylon mats as spawning sites for largemouth bass, *Micropterus salmoides*, Lac. *Proc. Ann. Conf. Southeast. Assoc. Game and Fish Comm.* 19th : 405-408.
- 7) Robbins, W. H. and H. R. MacCrimmon

- (1974) Culture of the black basses. In The black basses in America and overseas. Biomangement and Research Enterprises, Ontario : 121-136.
- 8) Ridgway, M. S. and T. G. Friesen (1992) Annual variation in parental care in smallmouth bass, *Micropterus dolomieu*. *Env. Biol. Fish.*, 35 : 243-255.
- 9) Raffetto, N. S. and J. R. Baylis (1990) Complete estimates of reproductive success in a closed population of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*). *Ecology*, 71 : 1523-1535.
- 10) Wiegmann, D. D. et al. (1992) Sexual selection and fitness variation in a population of smallmouth bass *Micropterus dolomieu* (Pisces : Centrarchidae). *Evolution*, 46 : 1740-1753.
- 11) Baylis, J. R. et al. (1993) Alternating life history of smallmouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 122 : 500-510.
- 12) Ridgway, M. S. et al. (1991) The relative influence of body size and territorial behaviour on nesting asynchrony in male smallmouth bass, *Micropterus salmoides* (Pisces : Centrarchidae). *J. Anim. Ecol.*, 60 : 665-681.
- 13) Coble, D. W. (1975) Smallmouth bass. In R. H. Stroud and H. Clepper, eds. Black Bass Biology and Management. Sports Fishing Institute, Washington, D. C. : 21-33.
- 14) Ridgway, M. S. et al. (1989) Courtship and spawning behaviour in smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*). *Am. Mid. Nat.*, 122 : 209-213.
- 15) Wiegmann, D. D. and J. R. Baylis (1995) Male body size and parental behaviour in smallmouth bass, *Micropterus dolomieu* (Pisces : Centrarchidae). *Anim. Behav.*, 50 : 1543-1555.
- 16) Maeda, N. and T. Hidaka (1979) Ethological function of the parr marks in a Japanese trout, *Oncorhynchus masou f. ishikawai*. *Zool. Mag.*, 88 : 34-42.
- 17) 井口恵一郎 (1991) なわばりアユの攻撃行動を解発する視覚的要因. 中央水研報, 2 : 15-23.
- 18) 田中秀具 (1989) 飼育したオオクチバスの仔稚魚について. 滋賀水試研報, 40 : 39-44.
- 19) 淀 太我 (1999) 中部日本におけるオオクチバスの生活史. 三重大学博士論文 : 136pp.
- 20) 酒井治巳 (1989) ウグイの仲間. 川那部浩哉・水野信彦編, 日本の淡水魚. 山と溪谷社, 東京 : 259-267.
- 21) Simonson, T. D. and W. A. Swenson (1990) Critical stream velocities for young-of-year smallmouth bass in relation to habitat use. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 119(5) : 902-909.
- (淀 太我、井口恵一郎)

(2) コクチバスの食性

ア 研究目的

コクチバスは近縁のオオクチバスとともに、1925年に神奈川県芦ノ湖に移入されたが、その後、長らく日本国内での生息は確認されていなかった^{1,2)}。しかし、1990年ごろから福島県桧原湖や長野県野尻湖などで相次いで生息が確認され、現在国内での生息水域を急激に拡大しつつある³⁾。外来生物の侵入は在来の生態系を攪乱し、地域固有の生物多様性を損なう一大要因と考えられている⁴⁾。コクチバスは日本生態学会の選定した日本の侵略的外来種ワースト100にも指定されており⁵⁾、侵入先の在来生物群集への悪影響が強く懸念されている。外来種の侵入先環境における食性を把握することは、在来生物群集への影響を評価するうえで必要不可欠であるが、本邦水域における本種の生態的知見はきわめて乏しい。しかも本種は、大小の湖沼や河川など多様な環境に生息するが、原産地の典型的な河川ではマス類よりも下流、オオクチバスよりも上流に多く生息することが知られている⁶⁾。このことから本種は本邦でも寒冷な水域や流水域など、これまでオオクチバスが定着に失敗した環境にも定着したり、先に侵入したオオクチバスと置換したりして新たな生態系攪乱要因となることが危惧される。また、原産地と大きく生物的環境の異なる水域に定着する本種の生物学的特性は非常に柔軟と考えられ、日本においても水域によって大きな変異が予想される。そこで、景観や生物的環境の異なる2湖沼と1河川においてコクチバスの胃内容物を解析し、本邦水域における本種の捕食者としての生物群集への影響を評価することを

表 1—11 青木湖と野尻湖で胃内容物解析に用いたコクチバスの月別標本数及び標準体長

	青木湖				野尻湖			
	標本数	標準体長 (mm)			標本数	標準体長 (mm)		
		範囲	平均	(SD)		範囲	平均	(SD)
4月	10	179.2 — 302.2	256.3	(35.5)				
5月	64	117.3 — 325.1	241.0	(45.4)				
6月	133	92.5 — 335.8	237.1	(46.5)	12	160.8 — 410.0	267.7	(73.4)
7月	56	127.6 — 300.0	200.5	(52.6)				
8月	49	101.1 — 303.9	197.0	(46.7)	28	153.7 — 315.8	219.4	(46.7)
9月	18	167.0 — 281.3	218.8	(37.0)				
10月	41	167.4 — 325.3	233.5	(43.5)	94	202.0 — 310.0	241.8	(18.6)
11月	14	160.2 — 338.7	266.7	(45.9)				
12月					6	231.2 — 275.0	248.2	(15.9)

目的とした。

イ 研究方法

(ア) 湖沼における食性

長野県大町市に位置する青木湖及び信濃町に位置する野尻湖において標本の採集を行った。青木湖は標高822m、最大水深58.0m（平均水深29.0m）、面積1.86km²の貧栄養湖で、透明度は9.8mと高い⁷⁾。湖岸の底質は砂から礫で急傾斜の地形のところが多いが、北部では遠浅で陸上植物が水上を覆うとともにアシ等の抽水植物群落が発達し、有機堆積物のみられる箇所があった。また、発電用水の取水が行われており冬季には水位が数メートル低下する。一方、野尻湖は標高654m、最大水深37.5m（平均水深20.8m）、面積3.90km²の貧栄養湖で、透明度は5.4mと青木湖よりは低い⁷⁾。西部を中心に砂から砂礫底の湖棚が発達するが、東部には急傾斜で岩盤を主とする地形もみられる。遠浅地形の箇所では部分的にアシやガマなどで構成される抽水植物群落がみられ、急傾斜地形では湖畔の樹木が湖面を覆う箇所がみられた。

供試材料は2000年5月から2001年10月までの期間に青木湖で採集された385個体（標準体長92.5～338.7mm）と、2000年6月から12月までの期間に野尻湖で採集された140個体（標準体長153.7～410.0mm）である（表1—11）。両湖ともにコクチバスは1990年ごろに侵入したと考えられており、それ以前よりオオクチバスが定着している。

採集方法は主に刺網で、一部釣り（青木湖：16個体；野尻湖6個体）や投網（青木湖：4個体）によって採集した個体も用いた。採集した材料は冷凍（-30℃）して保管後、解凍して標準体長（mm）、体重（g）

を測定し、胃を摘出して10%中性ホルマリン水溶液で固定、保存した。プラスチックワーム（疑似餌）や釣り針、木片、小石などの餌料でないものは胃内容物重量の算出から除外した。胃内容物は必要に応じてアリザリンレッドS（和光純薬工業株式会社製）で染色を施した後、実体顕微鏡下で可能な限り低位の分類群まで同定し、湿重量と長さを測定した。昆虫については消化による破損の程度が著しく、科以下の分類群への同定が困難なものが多かったため、目レベルにまとめて解析に供した。胃内容物の分類や学名については日本産魚類検索第二版⁸⁾、日本産水生昆虫検索図説⁹⁾、水産無脊椎動物学¹⁰⁾、原色昆虫大図鑑（第一巻～第三巻）¹¹⁻¹³⁾に従った。重量の測定には上皿電子天秤（Mettler Toledo 社製 PB302）を使用した。餌料重量が非常に軽く、測定限界（0.01g）を下回るものについてはすべて0.004gとした。餌料生物の長さは、消化による欠損が激しく計測ができないものを除いて、甲殻類と昆虫については体長を、魚類については標準体長を計測した。魚類で消化が進んだものについては、便宜的に残存する頭部骨格の前端から下尾骨後端までの長さで代用した。

コクチバスの胃内容物として出現した餌料生物の大きさの範囲は極めて広く、餌料出現率（%F）や餌料個体数比（%N）、餌料重量比（%W）を単独で解析に用いた場合、餌料生物の大きさによって偏りが生じる。そこで、餌料重要度指数（IRI）¹⁴⁾を用いて解析を行った。湖沼間あるいは季節間の比較には、餌料重要度百分率（%IRI）¹⁵⁾を用いた。

餌料出現率、餌料個体数比、餌料重量比、餌料重要度指数、餌料重要度百分率は以下の式を用いて求

めた。

$\% F = (\text{ある生物を捕食していた個体数} \div (\text{総個体数} - \text{空胃個体数})) \times 10^2$

$\% N = (\text{ある生物の胃中における個体数} \div \text{被食生物の総個体数}) \times 10^2$

$\% W = (\text{ある生物の胃中での重量} \div \text{胃内容物重量}) \times 10^2$

$IRI = (\% N + \% W) \times \% F$

$\% IRI = (\text{各項目の IRI 値} \div \text{IRI 値の合計}) \times 10^2$

また、コクチバスの体サイズの違いによる食性の変異を検出する目的で、餌料生物を一定のカテゴリに大別し、各個体の胃内容物における各カテゴリの重量を捕食者の体重で除した値を用いて主成分分析による解析を行った。主成分分析を適用することによって多数の情報を再編成して少数の因子に要約することができ、データを直接解析しただけでは不明瞭な相関関係を抽出することができる。

(イ) 河川における食性

長野県大町市を流れる農具川において標本の採集を行った。採集区間は「(1)(イ)河川における繁殖生態の解明」と同じである。この区間では1999年以降2003年まで毎年コクチバスが確認されており、2002年及び2003年には再生産も確認されている。

供試魚は2000年9月5日と2002年5月14日に電気ショッカーを用いて採集したコクチバスそれぞれ21個体（標準体長55.2～280.2mm）及び9個体（66.9～228.1mm）と、2002年7月5日と8日に手網を用いて採集した82個体（8.3～25.4mm）である。便宜上、以後電気ショッカー採集標本を成魚、手網採集標本を仔稚魚と呼称する。標本はいずれも氷蔵して研究室に持ち帰った。成魚については、凍結（－30℃）保管後、解凍して標準体長を測定し、解剖して胃を摘出し、10%中性ホルマリン水溶液で固定、保存した。仔稚魚については、氷蔵標本について標準体長（屈曲期仔魚については脊索長）を測定した後、70%エタノール水溶液で固定、保存した。その後実体顕微鏡下で魚体の解剖を行い、胃内容物の解析を行った。

餌生物は可能な限り低位の分類群まで査定し、体長を測定した。消化が進んだものについても、その長軸に沿った最大長を測定した。餌生物の分類や学名については日本産魚類検索第二版⁸⁾、日本産水生昆虫検索図説⁹⁾、原色川虫図鑑¹⁰⁾、原色日本大型甲殻

類図鑑 I、II^{17,18)}、新日本動物図鑑(下)¹⁹⁾、水生昆虫の観察(改訂版)²⁰⁾に従った。コクチバスの利用していた餌生物個体の大きさの範囲は極めて変異に富んでおり、餌料出現率(%F)や餌料個体数比(%N)、餌料重量比(%W)を単独で解析に用いた場合、餌料生物の大きさによって偏りが生じる。そこで、餌料重要度指数(IRI)¹⁴⁾を用いて解析を行った。体長区分間の比較には餌料重要度百分率(%IRI)¹⁵⁾を用いた。なお、餌料重要度指数ではそのパラメータの一つとして餌生物の容積比(%V)が使用され、通常は重量比で代用される。しかし、本調査で出現した餌生物は大部分が極めて軽量であり、湿重量の測定が不可能であった。そこで、餌生物の長さ（体長あるいは長軸に沿った最大長）を3乗した値(%L³)を容積の代用とした。

ウ 結果

(ア) 湖沼における食性

青木湖と野尻湖においてそれぞれ368個体と128個体から胃内容物が得られ、空胃率はそれぞれ4.6%と9.4%であった。両湖における空胃率には有意差はみとめられなかった（カイ二乗検定、 $\chi^2=3.40$ 、df=1、 $P=0.07$ ）。両湖におけるコクチバスの胃内容物について、各月毎の餌料重要度指数及び全標本を対象とした餌料重要度指数と餌料個体数比、餌料重量比、餌料出現率を表1—12、1—13に示した。胃内容物は遊泳性魚類、底生性魚類、甲殻類、陸生昆虫、水生昆虫に大別された。青木湖ではこのうち底生性魚類と甲殻類は胃内容物中に全く出現せず、ワカサギとウグイを中心とする遊泳性魚類の餌料重要度が高く、その他陸生昆虫と水生昆虫が捕食されていた。陸生昆虫は主に6、7、8月に出現し、カメムシ目（セミ科）とハチ目（ハチ亜目）が比較的重要な餌料となっていた。水生昆虫は4、5月に多く出現し、カワゲラ目やアミメカゲロウ目（センブリ科）、トンボ目（トンボ亜目）が比較的高い餌料重要度指数を示した。捕食されていたワカサギの体長範囲は33～95mm（ $n=97$ ；平均±SD=61.4±10.9）、ウグイの体長範囲は29～135mm（ $n=19$ 、79.1±33.4）であった。

野尻湖では遊泳性魚類、底生性魚類、甲殻類、陸生昆虫、水生昆虫が胃内容物として出現した。このうちテナガエビなどのエビ類で構成される甲殻類が高い餌料重要度指数を示し、最も重要な餌料である

表 1—12 青木湖におけるコクチバスの胃内容物組成

餌生物	IRI									%N	%W	%F
	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	全体			
魚類												
フナ属種不明	-	-	-	-	-	-	-	*	0.30	0.14	0.95	0.28
ウグイ	-	±	++	*	**	*	**	**	404.56	5.98	39.91	8.82
コイ科種不明	-	-	-	-	-	-	+	-	0.05	0.14	0.03	0.28
ワカサギ	*	**	**	+	-	*	-	*	779.05	16.95	32.66	15.70
ヒメマス	-	++	-	-	-	-	-	-	0.35	0.28	0.35	0.55
魚類種不明	-	**	**	*	*	**	**	*	1775.84	31.48	19.28	34.99
陸生昆虫												
コウチュウ目	-	-	-	+	++	-	-	-	0.42	0.43	0.09	0.83
トンボ目	-	-	±	+	++	++	-	-	2.64	1.14	0.46	1.65
バッタ目	-	-	±	-	++	-	-	-	0.61	0.43	0.31	0.83
カメムシ目	-	-	++	++	++	-	-	-	23.51	2.56	3.13	4.13
ハエ目	-	-	-	-	++	-	-	-	0.17	0.28	0.02	0.55
ハチ目	-	-	+	*	++	-	-	-	24.28	10.83	0.19	2.20
チョウ目	-	-	+	+	-	-	-	-	0.48	0.43	0.15	0.83
陸生昆虫種不明	-	+	±	-	++	-	++	-	4.16	1.57	0.11	2.48
水生昆虫												
コウチュウ目	-	-	-	-	+	-	-	-	0.04	0.14	<0.01	0.28
カゲロウ目	**	+	+	+	-	-	-	-	5.82	1.85	0.07	3.03
トンボ目	-	++	+	++	-	-	-	-	12.40	1.85	1.61	3.58
カワゲラ目	-	*	±	-	+	-	-	-	39.69	12.96	0.14	3.03
カメムシ目	-	-	±	+	-	-	-	-	0.27	0.43	0.06	0.55
アミメカゲロウ目	**	*	-	-	-	-	-	-	28.36	8.12	0.46	3.31
トビケラ目	-	+	-	-	++	-	-	-	0.82	0.71	0.03	1.10
ハエ目	-	+	±	-	-	-	-	-	0.47	0.57	<0.01	0.83
水生昆虫種不明	-	+	±	-	-	-	+	-	0.24	0.43	<0.01	0.55
その他	-	-	+	-	-	-	-	-	0.16	0.28	<0.01	0.55

**, $IRI > 1000$; *, $100 < IRI < 1000$; ++, $10 < IRI < 100$; +, $1 < IRI < 10$; ±, $0 < IRI < 1$; -, $IRI = 0$; IRI, 餌料重要度指数; %N, 餌料個体数比; %W, 餌料重量比; %F, 餌料出現率

と考えられた。このほか遊泳性のワカサギや、底生性のトウヨシノボリなどの魚類も高い餌料重要度指数を示した。陸生昆虫ではカメムシ目（セミ科）が8月に出現し、水生昆虫ではハエ目（ユスリカ科）が6、8、10月に出現して他の昆虫類よりやや高い餌料重要度指数を示したが、全体的に昆虫類の餌料重要度は低かった。捕食されていたワカサギの体長範囲は27～85mm ($n=19$, 51.4 ± 14.7)、トウヨシノボリの体長範囲は13.1～30.0mm ($n=57$, 20.8 ± 2.9)、テナガエビの体長範囲は10～43mm ($n=64$, 17.3 ± 5.5) であった。

両湖の餌カテゴリごとの餌料重要度指数に基づき、コクチバスの主餌料は青木湖ではワカサギおよびウグイを中心とした遊泳性の魚類、野尻湖ではテ

ナガエビを中心とした甲殻類であると考えられた（表1—14）。また、野尻湖では遊泳魚および底生魚の重要度も高かった。

このほか、青木湖では条虫綱多節亜綱に属する条虫成体の寄生が85個体（22.1%）のコクチバス腸から確認された。また、プラスチックワームやプラスチックワーム用の釣り針および両者の組み合わせが青木湖では43個体（11.2%）、野尻湖では12個体（9.4%）の胃から確認された。

両湖における胃内容物組成の季節変化を、各餌カテゴリの餌料重要度百分率の経月変化から示した（図1—12）。青木湖では4月を除き遊泳性魚類が高い餌料重要度を示した。陸生昆虫は7、8月に高い値を示し、水生昆虫は4、5月に高い値を示した。

表 1—13 野尻湖におけるコクチバスの胃内容物組成

餌生物	IRI					%N	%W	%F
	6月	8月	10月	12月	Total			
魚類								
フナ属種不明	-	-	+	-	0.63	0.16	0.63	0.79
ワカサギ	**	-	*	-	239.29	4.07	33.62	6.35
オオクチバス属種不明	-	-	++	-	7.12	0.16	8.81	0.79
トウヨシノボリ	-	++	*	-	358.71	13.01	10.78	15.08
魚類種不明	*	-	*	-	345.98	7.32	14.48	15.87
甲殻類								
スジエビ	-	-	±	-	0.14	0.16	0.01	0.79
テナガエビ	*	*	*	-	538.08	21.46	10.82	16.67
エビ類不明	-	-	**	**	2201.28	50.57	17.08	32.54
陸生昆虫								
コウチュウ目	++	++	-	-	0.92	0.33	0.25	1.59
カメムシ目	-	*	-	-	1.85	0.16	2.16	0.79
ハチ目	-	*	-	-	0.27	0.33	0.01	0.79
水生昆虫								
コウチュウ目	++	-	-	-	0.37	0.16	0.30	0.79
カワゲラ目	++	-	-	-	0.16	0.16	0.04	0.79
カメムシ目	++	-	-	-	0.31	0.16	0.23	0.79
トビケラ目	++	-	-	-	0.31	0.16	0.23	0.79
ハエ目	++	++	±	-	1.62	0.65	0.03	2.38
水生昆虫種不明	++	-	±	-	0.53	0.33	0.01	1.59
その他	*	-	±	-	2.70	0.65	0.49	2.38

**, $IRI > 1000$; *, $100 < IRI < 1000$; ++, $10 < IRI < 100$; +, $1 < IRI < 10$; ±, $0 < IRI < 1$; -, $IRI = 0$; IRI , 餌料重要度指数; %N, 餌料個体数比; %W, 餌料重量比; %F, 餌料出現率

表 1—14 青木湖と野尻湖産コクチバスの餌カテゴリ別の餌料重要度

	IRI (%IRI)				
	遊泳魚	底生魚	甲殻類	陸生昆虫	水生昆虫
青木湖	3516.2 (83.1)	- (0)	- (0)	281.7 (6.7)	433.7 (10.2)
野尻湖	439.6 (8.6)	403.9 (7.9)	4241.2 (83.0)	8.9 (0.2)	15.3 (0.3)

一方、野尻湖では遊泳性魚類は 6 月と 10 月に出現し、6 月に高い餌料重要度を示した。底生性魚類は 8 月と 10 月に出現した。甲殻類は各採集月を通して出現したが、特に 10 月と 12 月に高い値を示した。陸生昆虫と水生昆虫はそれぞれ 8 月と 6 月に高い値を示した。

コクチバスの胃内容物を青木湖ではウグイ、ワカサギ、陸生昆虫、水生昆虫に、野尻湖では遊泳性魚類、底生性魚類、甲殻類、陸生昆虫、水生昆虫にカテゴリ分けし、主成分分析を適用してコクチバスの成長にともなう摂餌傾向の変化を示す因子の抽出を

試みた。その結果、青木湖では 3 つの主成分 (PC1~PC3) によって全分散の 81.37% が説明され (表 1—15)、野尻湖では 4 つの主成分 (PC1~PC4) によって全分散の 89.02% が説明された (表 1—16)。このうち、青木湖の第 3 主成分は、その主成分得点が高いほど水生昆虫を捕食する傾向が強く、低いほど他の 3 カテゴリを捕食する傾向が強いことを表すと判断された。同様に野尻湖の第 2 主成分は、主成分得点が高いほど遊泳性魚類を、低いほど底生性魚類を捕食する傾向にあることを表すと判断された。この 2 主成分においてコクチバスの標準体長と主成

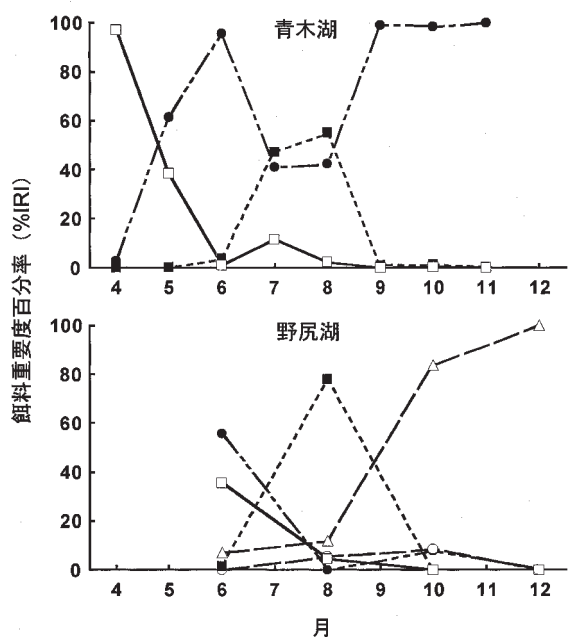


図 1—12 青木湖と野尻湖におけるコクチバス食性の季節変化。●、遊泳魚；○、底生魚；△、甲殻類；■、陸生昆虫；□、水生昆虫

表 1—15 青木湖産コクチバスの各餌生物の胃内容物重量比に関する主成分 1—3 の固有値及び主成分負荷量

	PC1	PC2	PC3
固有値	1.16	1.06	1.03
寄与率 (%)	28.43	26.86	26.08
累積寄与率 (%)	28.43	55.29	81.37
ウグイ	0.69	-0.30	-0.24
ワカサギ	-0.63	-0.35	-0.29
陸生昆虫	-0.05	0.84	-0.11
水生昆虫	-0.0003	-0.09	0.90

表 1—16 野尻湖産コクチバスの各餌生物の胃内容物重量比に関する主成分 1—4 の固有値及び主成分負荷量

	PC1	PC2	PC3	PC4
固有値	1.35	1.15	1.04	0.91
寄与率 (%)	26.96	23.16	20.75	18.15
累積寄与率 (%)	26.96	50.12	70.87	89.12
遊泳魚	0.31	0.84	-0.17	0.17
底生魚	0.58	-0.63	0.07	0.33
甲殻類	-0.81	-0.19	-0.23	-0.19
陸生昆虫	-0.04	0.13	0.93	-0.29
水生昆虫	-0.51	0.08	0.28	0.81

分得点との間にはそれぞれ有意な相関がみとめられた (青木湖、Pearson's $r=-0.24$, $n=151$, $P=0.003$; 野尻湖、Pearson's $r=0.37$, $n=69$, $P=$

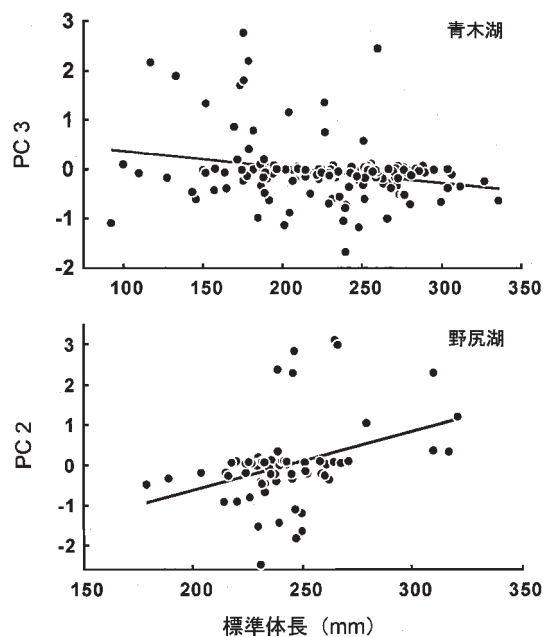


図 1—13 コクチバスの標準体長と主成分得点との関係

0.002; 図 1—13)。すなわち、青木湖では体長が大きくなるにつれて水生昆虫を捕食する傾向が弱くなり、他の餌料を多く捕食するようになった。野尻湖では体長の増加にともなって餌料が底生性魚類から遊泳性魚類へ変化する傾向が認められた。他の主成分については、標準体長との有意な相関は認められなかった ($P>0.05$)。

耳石を用いて両湖の標本の年齢を査定した結果、両湖共に寿命はおよそ 6 才と考えられた。また GSI 値の変化および生殖腺の組織学的観察から、雄は標準体長約 130mm、雌は約 170mm で成熟に達すると考えられた。この最小成熟形から成熟年齢は雄で満 1～2 才、雌で満 2～3 才と考えられ、雄の中には雌よりも 1 年早く成熟する個体がいると考えられた。

(イ) 河川における食性

仔稚魚標本については 82 個体中 78 個体 (空胃率 4.9%) から、成魚標本については 30 個体すべてから胃内容物が得られた。それらの胃内容物と餌料重要度について表 1—17、1—18 に示した。仔稚魚の胃内容物は陸生昆虫および水生昆虫で占められ、特に水生昆虫のユスリカ科幼虫 ($n=231$ 、体長 1.0～5.0mm、平均 $\pm$ SD = 2.4 ± 0.7)、コカゲロウ科幼虫 ($n=106$ 、1.0～10.0mm、 3.2 ± 1.3)、シマトビケラ科幼虫 ($n=55$ 、0.4～11.0mm、 2.6 ± 1.6) が重要な餌料となっていた。成魚は両生類、魚類、甲殻類、陸生昆虫、水生昆虫など様々な餌料生物を利用していた。その中

表 1—17 農具川におけるコクチバス仔稚魚の胃内容物組成

餌生物	%N	%L ³	%F	IRI	%IRI
陸生昆虫					
ユスリカ科	0.36	0.31	2.56	1.7	0.02
トビケラ目種不明	0.18	0.09	1.28	0.4	<0.01
水生昆虫					
コカゲロウ科	19.06	35.37	50.00	2721.5	26.03
ヒラタカゲロウ科	2.70	14.13	11.54	194.2	1.86
マダラカゲロウ科	0.72	1.63	5.13	12.1	0.12
トビロカゲロウ科	0.72	1.02	3.85	6.7	0.06
カゲロウ目種不明	9.71	3.44	39.74	522.7	5.00
ユスリカ科	46.04	27.14	67.95	4972.7	47.56
シマトビケラ科	19.78	16.85	55.13	2019.6	19.32
その他	0.72	0.02	5.13	3.8	0.04

表 1—18 農具川におけるコクチバス成魚の胃内容物組成

餌生物	%N	%L ³	%F	IRI	%IRI
両生類					
カエル種不明	0.31	3.02	6.67	22.2	0.31
魚類					
アユ	0.31	82.64	6.67	553.0	7.66
ヤマメ	0.15	3.86	3.33	13.4	0.19
甲殻類					
テナガエビ科	0.15	0.05	3.33	0.7	0.01
サワガニ	0.31	0.02	6.67	2.2	0.03
陸生昆虫					
トンボ科	0.46	4.79	6.67	35.0	0.48
ハチ目種不明	0.15	0.25	3.33	1.3	0.02
水生昆虫					
コカゲロウ科	40.77	0.73	60.00	2490.2	34.48
ヒラタカゲロウ科	49.38	1.52	76.67	3902.4	54.03
マダラカゲロウ科	2.46	0.18	40.00	105.6	1.46
トビロカゲロウ科	0.15	<0.01	3.33	0.5	0.01
ヒトリガカゲロウ科	2.00	0.32	13.33	31.0	0.43
カゲロウ目種不明	0.31	<0.01	3.33	1.0	0.01
シマトビケラ科	0.92	0.01	6.67	6.2	0.09
カワゲラ科	0.77	0.72	13.33	19.8	0.27
サナエトンボ科	0.15	0.24	3.33	1.3	0.02
エゾトンボ科	1.08	1.65	13.33	36.4	0.50
その他	0.15	<0.01	3.33	0.5	0.01

で、ヒラタカゲロウ科幼虫 ($n=220$ 、 $1.5\sim 11.8\text{mm}$ 、 5.3 ± 2.1) とコカゲロウ科幼虫 ($n=119$ 、 $1.9\sim 18.0\text{mm}$ 、 4.2 ± 2.5) の重要度が高い値を示した。その他魚類ではアユ ($n=2$ 、 $42\sim 135\text{mm}$) やヤマメ ($n=1$ 、 50mm) を捕食していた。

仔稚魚標本と成魚標本をそれぞれ15mmと140mmを境界として大小に分け、コクチバスの体長の違いによる胃内容物組成の変異を図1—14に示した。ユスリカ幼虫は体長15mm以下のコクチバスにとっては最

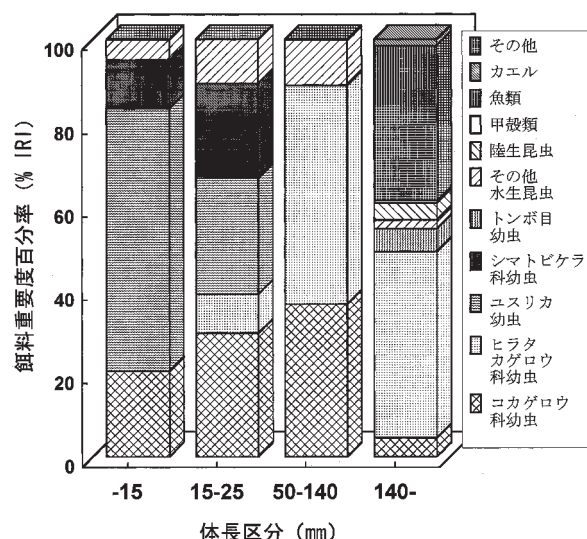


図 1—14 農具川におけるコクチバスの食性の体長による変異

も重要な餌となっていたが($\%IRI=63.0$)、15~25mm区分では値は小さくなり($\%IRI=27.8$)、成魚の体長区分では全く捕食されていなかった。同様にシマトビケラ科幼虫も仔稚魚の体長区分では共に3番目に重要な餌($\%IRI=11.7$ 、 22.7)であったが、50~140mm区分では0.1%にまで急減し、140mm以上のコクチバスには捕食されていなかった。一方で、ヒラタカゲロウ科幼虫は15~25mmの体長区分から捕食され始め、成魚の体長区分では最も重要な餌生物であった($\%IRI=52.5$ 、 44.8)。このようにいずれの体長区分においても水生昆虫が大半を占め、農具川におけるコクチバスの主餌料はこれら水生昆虫類であると考えられた。ただし、体長140mm以上の体長区分では魚類の重要度百分率が37%と大きな値を示した。

エ 考 察

(ア) 湖沼における食性

ヨシノボリ属等の底生性魚類やエビ類などの甲殻類は、日本の多くの水域でコクチバスと近縁のオオクチバスの主餌料となっており²¹⁻²³、コクチバスについても野尻湖では重要な餌料となっているが、青木湖では胃内容物として全く出現しなかった。「(1)コクチバスの繁殖生態」におけるスノーケリング潜水調査の際、野尻湖では沿岸域で多数のトウヨシノボリやテナガエビが目視されたが、青木湖では約200時間・人の潜水でわずか1個体のトウヨシノボリを確認したにすぎず、エビ類は確認できなかった。このことから、青木湖のコクチバスの胃内容物中にこれ

らが出現しないのは、湖内における生息数が極めて少数であるためと考えられる。青木湖の漁業関係者によると、オオクチバス及びコクチバスの侵入以前は湖岸から多くのヨシノボリ類やエビ類を目視できたという。このことから両外来種によってその主餌料となる可能性の高いトウヨシノボリおよびエビ類が食害され、激減した可能性が考えられる。

両湖ともにワカサギはコクチバスの重要な餌料と考えられたが、7月及び8月にはほとんど捕食されていなかった。体長組成から4～6月に捕食されていたワカサギは1才魚、9月から11月に捕食されていたワカサギは当才魚と考えられ、7、8月には世代交代のためコクチバスの捕食対象となる体長範囲のワカサギが湖内に少ないことが考えられる。また、陸生昆虫は6月から8月に高い餌料重要度を示したが、これは水面に落下したセミ類と羽アリがその中心となっているためである。水生昆虫は青木湖では4月と5月、野尻湖ではその時期の標本がないため不明であるが6月に高い餌料重要度を示し、その後減少した。この原因としてはカワゲラ目、カゲロウ目など水生昆虫として捕食されていた昆虫の多くが夏季から秋季には成虫として陸上で生活しているか、水中では卵あるいは孵化後間もない小さな幼虫であるため捕食対象となっていないことが考えられる。このように本種は様々な生物を餌料としており、基本的にはその環境中で利用しやすい生物を主餌料とする非常に柔軟な食性を持つと考えられるが、ワカサギ及び昆虫類に対する捕食の季節的傾向には青木湖と野尻湖で共通の傾向が認められた。

原産地ではコクチバスの食性はその生息環境によって変異に富むことが知られている⁹⁾。本調査でも青木湖ではウグイは重要な餌料となっていたが、野尻湖ではまったく捕食されていなかった。ウグイはコクチバス採集用の刺網で頻繁に混獲されたほか、本調査期間中に野尻湖で行った小型引網（袖網各2 m、袋網1 m）において、約200 mの曳網で標準体長20～30 mmのウグイが約500個体採集されており、野尻湖内に多数生息している。Katano and Aonuma²⁴⁾は水槽実験からウグイはアユよりもコクチバスに捕食されにくいとしており、高橋ほか²⁵⁾は宮城県伊豆沼と内沼にオオクチバスが侵入後、在来魚の多くが激減するなかでウグイのみが顕著に増加していることを示している。これらから、ウグイは他の在来種

と比較してコクチバスやオオクチバスによる影響を受けにくい魚種であると考えられる。

Lewis and Helms²⁶⁾は飼育実験下でコクチバスがブルーギルよりもウシガエル *Rana catesbeiana* の幼生やザリガニ類 *Procambarus blandingi* を選択的に捕食することを明らかにしている。調査時の観察では青木湖および野尻湖においてザリガニ類やウシガエル、ブルーギルは確認できなかったため、本調査において両湖のコクチバスの胃内容物としてこれらの餌料生物が出現しなかったのは、湖内に生息しないか、あるいは極めて希少であるためと考えられる。しかし、国内においてウシガエルやザリガニ類が生息する水域は多く存在する。そのような水域にコクチバスが侵入した場合、天然水域でもウシガエル幼生やザリガニ類がコクチバスの重要な餌料となる可能性がある。

主成分分析の結果から、大型のコクチバスが遊泳性魚類を捕食する傾向は両湖で共通していた。一方、小型のコクチバスの胃内容物は青木湖と野尻湖で大きく異なっており、この原因として前述のように現在の青木湖において底生性魚類の生息数が極めて少ないことがあげられる。しかし、青木湖で捕食されていた水生昆虫と野尻湖で捕食されていた底生性魚類には、小型で遊泳力が弱く底生性であるという共通点がみられ、小型のコクチバスはこのような性質を持つ生物を餌料として選好すると考えられる。以上の結果から、コクチバスは日本の水域に侵入した場合、エビ類や小型の底生性魚類、水生昆虫が小型コクチバスの、遊泳性魚類が大型コクチバスの主餌料となると推測され、食害による悪影響が様々な水生生物に広く及ぶと考えられる。

(イ) 河川における食性

農具川におけるコクチバスの主餌料は水生昆虫であり、これは甲殻類を主餌料とする野尻湖とも、遊泳性魚類を主餌料とする青木湖とも全く異なる傾向である。このような柔軟な食性は、餌環境に関する適応能力の高さを示しており、今後コクチバスは様々な餌環境の水域に定着する恐れがある。一方で、これらの2湖沼では成長に伴って底生性の小型生物から遊泳性あるいは表層性の大型生物に食性が移行する共通した傾向がみられている。農具川においても、2湖沼の標本での小型個体に相当する50～140 mm体長区分ではコカゲロウ科幼虫やヒラタカゲロウ科

幼虫といった小型底生生物を、140mm以上ではアユやヤマメといった遊泳性魚類やカエル等の遊泳性・表層性の大型生物を捕食する傾向があり、これは止水域・流水域を問わないコクチバスに共通の傾向であると考えられる。また、農具川において小型のコクチバス仔稚魚は底生性の中でもユスリカ科やシマトビケラ科幼虫といった定住性の強い生物を重要な餌としており、成長に伴ってコカゲロウ科幼虫のような水底基質の間隙を遊泳する生物を、さらにヒラタカゲロウ科幼虫のような基質上を匍匐する生物を重要な餌とするようになる。これらの水生昆虫類はいずれもすべての体長区分のコクチバスにとって捕食可能な大きさであることから、この胃内容物組成の遷移は、「(1)(x)河川における繁殖生態の解明」で示した、成長に伴う遊泳力の増大及び流速の大きな生息地への進出によって引き起こされた変化であると考えられる。

一方で、140mm以上の大型のコクチバスはアユやヤマメを捕食している。河川において生息域が重複するヤマメやウグイの主食は水生昆虫類であると考えられることから²⁷⁾、これらの魚類はコクチバスが侵入することによって、直接捕食対象となるだけでなく、餌資源を巡る競争によっても悪影響を受ける可能性が高い。

オ 今後の課題

本研究によって、日本の湖沼河川におけるコクチバスの食性が明らかとなった。しかし、侵入先水域における食害を正しく評価するためには、環境中の各餌生物や捕食者であるコクチバスの資源量、コクチバスの年間捕食量等を明らかにして、定量的な解析を行う必要がある。

カ 要 約

コクチバスは湖において多様な生物を餌として利用していたが、長野県青木湖では遊泳性魚類が、野尻湖では甲殻類が主餌料と考えられ、本種は環境中の餌生物の利用しやすさに応じて多様な餌生物を利用する柔軟な食性を持つと考えられた。一方で、両湖共に成長に伴って底生性の小型生物から遊泳性・表層性の大型生物に食性がシフトする傾向が認められた。青木湖では食害によってヨシノボリやエビ類が激減した可能性が高い。河川においてコクチバスは水生昆虫類を主食としており、食性の柔軟さが改めて裏付けられた。しかし、大型のコクチバスはア

ユやヤマメ等の水産有用種も捕食していた。成長に伴う食性の変化は、河川においても湖沼と同様の傾向を示し、これは本種の本質的な特徴であると考えられる。

キ 文 献

- 1) 赤星鉄馬 (1996) 第2章科学的に見た習性。ブラックバス。イーハトーヴ出版、東京：30-43.
- 2) 望月賢二 (1984) コクチバス。益田 一ほか編、日本産魚類大図鑑。東海大学出版会、東京：138.
- 3) 淀 太我 (2002) コクチバスーそれでも放される第二のブラックバス。日本生態学会編、外来種ハンドブック。地人書館、東京：118.
- 4) Williamson, M. (1996) Biological invasions. Chapman & Hall, London : 256pp.
- 5) 村上興正・鷺谷いづみ (2002) 日本の侵略的外来種ワースト100。日本生態学会編、外来種ハンドブック。地人書館、東京：362-363.
- 6) Coble, D. W. (1975) Smallmouth bass. In R. H. Stroud and H. Clepper, eds. Black Bass Biology and Management. Sports Fishing Institute, Washington, D. C. : 21-33.
- 7) 環境庁 (1995) 湖沼概要一覧表。環境庁自然保護局編、日本の湖沼環境IIー第4回自然環境保全基礎調査〔緑の国勢調査〕湖沼調査報告書〔全国版〕。自然環境研究センター、東京：117-149.
- 8) 中坊徹次ほか (2000) 日本産魚類検索：全種の同定 第二版。中坊徹次編、東海大学出版会、東京：1748pp.
- 9) 川合禎次ほか (1985) 日本産水生昆虫検索図説。川合禎次編、東海大学出版会：409pp.
- 10) 椎野季雄 (1969) 水産無脊椎動物学。培風館、東京：345pp.
- 11) 井上寛ほか (1981) 原色昆虫大図鑑第一巻。北隆館、東京：284pp.
- 12) 中根猛彦ほか (1984) 原色昆虫大図鑑第二巻。北隆館、東京：443pp.
- 13) 安松京三ほか (1981) 原色昆虫大図鑑第三巻。北隆館、東京：358pp.
- 14) Pinkas, L. (1971) Food habits study. In Pinkas, M. S. et al., eds. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. Fish Bulletin 152. St. Calif. Res. Ag. Dept. Fish and Game, Sacramento : 5-10.

- 15) Cortes, E. (1997) A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 726-738.
- 16) 丸山博紀・高井幹夫 (2000) 原色川虫図鑑. 全国農村教育協会, 東京: 244pp.
- 17) 三宅貞祥 (1982) 原色日本大型甲殻類図鑑 I. 保育社, 大阪: 261pp.
- 18) 三宅貞祥 (1982) 原色日本大型甲殻類図鑑 II. 保育社, 大阪: 261pp.
- 19) 岡田 要 (1981) 新日本動物図鑑〔下〕. 北隆館, 東京: 520-526.
- 20) 谷 幸三 (2001) 水生昆虫の観察 (改訂版). トンボ出版, 大阪: 202pp.
- 21) 新谷一大・渡邊精一 (1990) 茨城県牛久沼におけるオオクチバスの食性. 水産増殖, 38: 245-252.
- 22) Azuma, M. and Y. Motomura (1998) Feeding habits of largemouth bass in a non-native environment: the case of a small lake with bluegill in Japan. *Env. Biol. Fish.*, 52: 379-389.
- 23) 淀 太我・木村清志 (1998) 三重県青蓮寺湖と滋賀県西の湖におけるオオクチバスの食性. 日本水産学会誌, 64: 26-38.
- 24) Katano, O. and Y. Aonuma (2002) An experimental study of the effects of smallmouth bass on the behavior, growth, and survival of prey fish. *Fish. Sci.*, 68: 803-814.
- 25) 高橋清孝ほか (2001) 伊豆沼・内沼におけるオオクチバスの出現と定置網魚種組成の変化. 宮城水試研報, 1: 111-118.
- 26) Lewis, W. M. and D. R. Helms (1964) Vulnerability of forage organisms to largemouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 93(3): 315-318.
- 27) Katano, O. et al. (2003) Species diversity and abundance of freshwater fishes in irrigation ditches around rice fields. *Env. Biol. Fish.*, 66: 107-121.

(淀 太我、井口恵一郎)

2. サケ科魚類等の冷水性魚類への摂食行動及び影響の実験的解析

ア 研究目的

コクチバス *Micropterus dolomieu* は魚食性が強

く、冷水域や流水域でも繁殖可能なことから¹⁻⁵⁾、原産地北米においてサケ科魚類等の冷水性魚類に与える捕食被害が問題となっている⁶⁻⁸⁾。

近年わが国においてもコクチバスの分布が急速に拡大し⁹⁾、侵入した水域でサケ科魚類や在来魚種を捕食していることから¹⁰⁻¹²⁾、水産資源ならびに生物多様性に及ぼす影響が懸念されている。

しかし、コクチバスの侵入後間もないわが国では、本邦冷水域におけるコクチバスの生息、定着の可能性や日本産サケ科魚類等冷水魚に対する捕食の影響に関して生物学的な検討は十分に行われていない。

本研究課題では(ア)本邦冷水域に放流されたコクチバスおよびオオクチバス (*M. salmoides*) の越冬生残の可能性、(イ)放流されたコクチバスが侵入先の水域で再生産し分布定着可能な地域、(ウ)定着したコクチバスのサケ科魚類に対する摂食量および(エ)コクチバスの冷水性遊泳魚と底生魚に対する餌選択性について主に実験的手法により検討し、コクチバスの冷水性魚類に対する影響評価ならびに効率的な防除技術の開発に資することを目的とする。

イ 研究方法

本研究に用いたコクチバスおよびオオクチバスは、2000年6～8月にかけて長野県木崎湖で採集され、その後北海道の石狩川水系千歳川に隣接するさけ・ます資源管理センター千歳支所の実験室に収容された。飼育および実験には、十分な量の河川水を「かけ流し」で使用したため、水槽内水温と河川水温との間に差は認められなかった。なお、千歳川は湧水系河川であり、一般河川に比べ水温の年変動および日変動が小さい特徴を示す。

(ア) コクチバスおよびオオクチバスの越冬

2000年11月中旬から2001年6月上旬にかけて、標準体長 (以下 SL と記す) 80～118mmのコクチバス20尾と SL69～103mmのオオクチバス24尾を、それぞれ種別に水槽 (610×1430×450mm) に収容し、両種の越冬生残状況を観察した。供試魚は背鰭の棘の先端を切除することにより個体識別した。平日の午前10時に水温と死亡個体の有無を記録した。

給餌は週に1～2回実施した。餌は乾燥オキアミを11月から3月まで与えた。また、生きたサクラマス稚魚 (*Oncorhynchus masou*) を3月中旬から実験終了まで給餌した。各水槽への1回あたりの給餌数は、乾燥オキアミが10個、サクラマス稚魚が3月に

3尾、4月に10尾、5月に20尾であった。給餌は、まず前回の残餌を回収・計数し、摂餌された数だけ補充した。

(イ) コクチバスの分布可能域推定

コクチバスの原産地北米における分布の北限は、7月の平均気温により規定され、16.6～18.3℃の地域を分布境界域（分布が不連続となる地域）として、より温暖な主分布域（ほぼ全ての水域に分布する地域）とより寒冷な非分布域に分かれるといわれている¹⁹⁾。この指標は、寒冷な気候による産卵期の遅れと当歳魚の成長不足が当歳魚の冬期減耗を引き起こすというコクチバスの生残・加入機構を背景としている。

この知見に基づき、コクチバスの日本における分布可能域を推定した。わが国における7月の平均気温は、1980～1999年のアメダス気象観測データ(797地点)を利用し、本州では都府県単位、北海道では支庁単位で算出した。

(ウ) コクチバスのサケ科魚類に対する摂食量

摂食量推定実験を2001年4月16～20日、6月4～8日、7月9～13日および8月20～24日に実施した（表1—19）。実験期間中の平均水温は4月が5.8℃、6月が10.7℃、7月が15.4℃および8月が19.8℃を示した。実験に供したコクチバスは合計49尾、体重は29.9～548.0gを示した（表1—19）。

供試魚は1個体ずつ水槽（610×1430×450mm）に収容され、3日間絶食させた後、5日間十分な量の餌（生きたサクラマス幼稚魚）を与え飽食させた。餌は体長、体重を測定した後給餌した。また、餌の体長は供試魚の体長の半分以下になるように調整した。実験は1日目の8時に開始され、5日目の17時に終了した。実験終了後捕食されなかったサクラマス幼稚魚を全て回収し計量した。1日あたりの飽食

量（以下、日間最大摂食量と記す）は、（総給餌量－残餌量）/5で求めた。

(エ) コクチバスの餌選択性

餌選択実験を2002年9月中旬に実施した。実験には3尾のコクチバス（SL303～345mm）を用いた。餌は遊泳魚としてサクラマス、底生魚としてハナカジカ（*Cottus nozawae*）を用いた。供試魚1尾および餌のサクラマスとハナカジカそれぞれ15尾は実験開始1日前に水槽（610×1430×450mm）に収容された。餌魚は体長、体重を測定し、SL50～70mmの個体を選別した。馴致期間中の捕食を防ぐため、供試魚と餌魚は水槽中に設置した仕切りにより隔離された。実験は翌日午前9時にこの仕切りを外した後、3日後の午後5時まで継続した。実験終了後捕食されなかった餌魚を全て回収し、体長と体重を測定した。

1週間後、水槽中央に餌魚の隠れ場所を設置し、それ以外は前回と同様の実験を実施した。隠れ場所にはコンクリートブロック（190×395×120mm）1個を用いた。このブロックはコクチバスが侵入不可能な大きさの穴（70×65mm）を3つ有していた。実験期間中の平均水温は15.5℃を示した。

ウ 結 果

(ア) コクチバスおよびオオクチバスの越冬

実験期間中の平均水温は、11月が6.8℃、12月が4.0℃、1月が2.8℃、2月が1.9℃、3月が2.9℃、4月が4.9℃、5月が8.5℃、6月が10.8℃を示した（図1—15）。最低水温は2月19日に1.5℃を記録した。期間中に死亡した個体は、オオクチバス1尾（SL72mm、3月12日死亡）のみで、他のオオクチバス23尾およびコクチバス24尾は全て生き残った。

オオクチバスおよびコクチバスの摂餌行動の活性を給餌数に対する摂食数の比で表した（図1—15）。オオクチバスおよびコクチバスの乾燥オキアミに対する摂餌行動は、水温が5℃を下回る頃から不活発になり、オオクチバスではほぼ絶食状態となった。しかし両種は、生きたサクラマス稚魚に対しては水温2～5℃の下でも摂餌行動を示した。

(イ) コクチバスの分布可能域推定

北海道の支庁および本州都府県の1980～1999年における7月平均気温、その標準偏差およびアメダス観測点数を表1—20に示した。コクチバスの主分布域となる7月平均気温が18.3℃を越える地域は、本州全域と北海道西部（上川、留萌、空知、石狩、後

表1—19 コクチバスの日間最大摂食量推定実験における実施時期、期間中の平均水温、供試魚の体重および供試魚数（*n*）。

時 期	水温(℃)	体重(g)	<i>n</i>
4月16-21日	5.8	30-537	15
6月4-8日	10.7	35-548	13
7月9-13日	15.4	35-516	10
8月20-24日	19.8	55-527	11

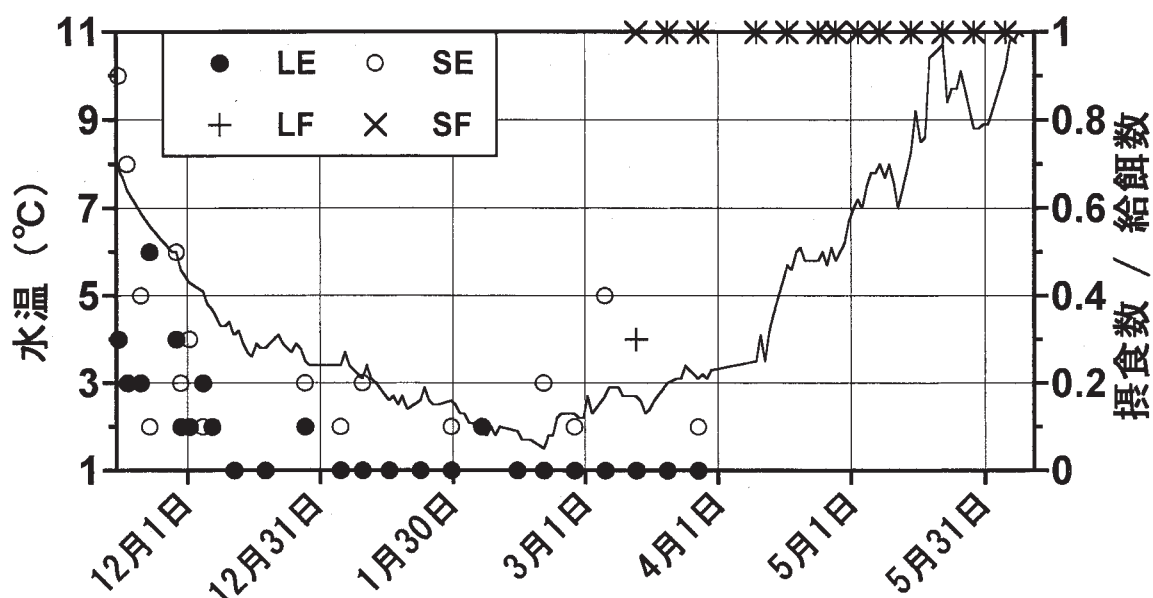


図1—15 2000～2001年冬季におけるオオクチバス (L) とコクチバス (S) の乾燥オキアミ (E) とサクラマス稚魚 (F) に対する摂餌行動および飼育水温 (折れ線)。

表1—20 北海道における支庁および本州都府県における1980～1999年7月の平均気温 (°C)、標準偏差 (SD) および観測点数 (n)。

地 域	平均気温	SD	n	地域	平均気温	SD	n
宗谷	16.7	0.8	11	静岡	24.2	1.2	17
網走	17.4	0.7	17	愛知	25.1	1.1	11
根室	14.9	0.9	6	三重	25.1	0.4	12
釧路	15.6	0.9	11	富山	23.8	0.6	9
十勝	17.2	0.8	16	石川	23.8	0.6	10
日高	17.6	1.4	8	岐阜	23.3	1.9	23
胆振	18.0	0.6	9	福井	24.5	0.6	9
上川	19.0	0.7	19	滋賀	24.3	0.8	8
留萌	18.7	0.6	8	京都	24.9	0.9	8
空知	19.2	0.7	12	大阪	25.3	1.8	7
石狩	18.8	0.8	7	奈良	24.0	1.2	6
後志	18.9	0.8	9	和歌山	24.7	1.6	11
渡島	18.6	0.7	7	兵庫	25.0	0.7	19
檜山	19.4	0.4	6	岡山	24.7	1.4	15
青森	19.8	1.2	19	広島	24.5	1.4	18
秋田	21.7	0.9	23	島根	24.1	0.9	16
岩手	20.4	1.0	30	鳥取	24.3	1.0	9
宮城	20.9	0.8	17	山口	25.0	0.7	15
山形	21.9	0.8	20	香川	25.8	0.5	6
福島	21.3	1.4	26	徳島	24.8	1.3	8
茨城	22.6	1.3	12	愛媛	25.6	0.8	14
栃木	21.6	2.1	14	高知	25.1	1.1	15
群馬	22.3	2.3	13	福岡	26.0	0.4	12
埼玉	24.1	0.4	8	大分	25.3	0.7	14
東京	24.0	1.1	10	佐賀	25.5	0.7	5
千葉	23.8	0.5	14	長崎	25.2	1.5	13
神奈川	24.3	0.3	4	熊本	25.7	1.2	16
山梨	23.0	1.9	10	宮崎	25.7	1.1	16
長野	21.3	1.6	28	鹿児島	26.7	1.0	26
新潟	23.3	0.6	27	沖縄	27.8	1.0	8



図1-16 コクチバスの分布可能域推定図。黒：主分布域、灰色：分布境界域、白：非分布域。

志、渡島、桧山地方)におよんだ(図1-16)。また、北海道の太平洋岸(胆振、日高、十勝地方)とオホーツク海岸(宗谷、網走地方)は7月平均気温が16.7~18.0℃を示し、分布境界域に相当した。北海道東部の釧路と根室地方は7月平均気温が16.6℃を下回り、コクチバスの非分布域とみなされた。

(ウ) コクチバスのサケ科魚類に対する摂食量

コクチバスの日間最大摂食量は体重および水温の増加とともに高まった(図1-17)。また、小型魚の日間最大摂食量は水温が10℃を越えると大型魚に比べ著しく増加し、水温と体重が日間最大摂食量に相互作用を及ぼすことがわかった(ANOVA、 $F_{3,45}=22.55$ 、 $P<0.01$)。各水温における日間最大摂食量(F)と体重(BW)との関係はアロメトリー式($F=aBW^b$)に良く適合した(表1-21、図1-17)。

アロメトリー式における定数aは水温(WT)の上昇に伴い指数関数的に増加し、両者の関係は $a=0.00012e^{0.471WT}$ ($r=0.999$ 、 $P=0.001$) で表すことが出来た(図1-18)。これはコクチバスの日間最大摂食量が水温の上昇に伴い指数関数的に増加すること意味する。

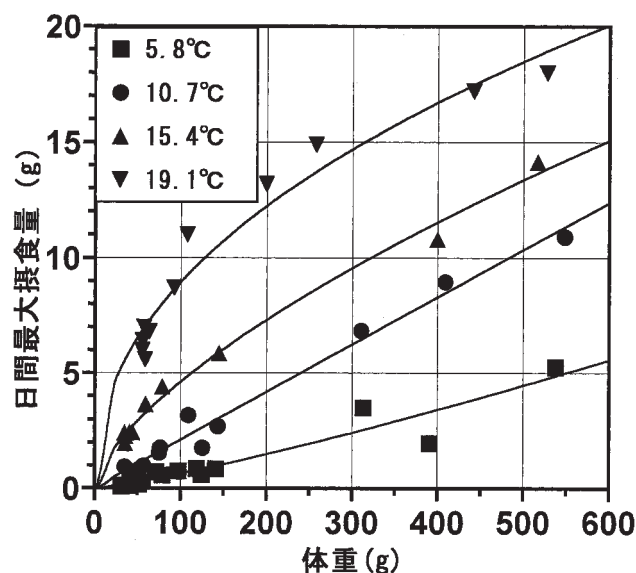


図1-17 異なる水温条件下におけるコクチバスの日間最大摂食量と体重との関係。回帰分析の結果は表1-21を参照。

一方、アロメトリー式における定数bは水温の上昇に伴い直線的に減少し、両者の関係は $b=-0.0591WT+1.62$ ($r=0.996$ 、 $P=0.004$) で近似された(図1-19)。これはコクチバスの日間最大摂食

表 1-21 コクチバスの日間最大摂食量 (F) と体重 (BW) との関係 $F=aBW^b$ における回帰分析の結果

水温 (°C)	定数a	定数b	r	P	n
5.8	0.0018	1.261	0.961	<0.001	14
10.7	0.0184	1.019	0.976	<0.001	13
15.4	0.2079	0.673	0.992	<0.001	10
19.1	0.8861	0.496	0.973	<0.001	11

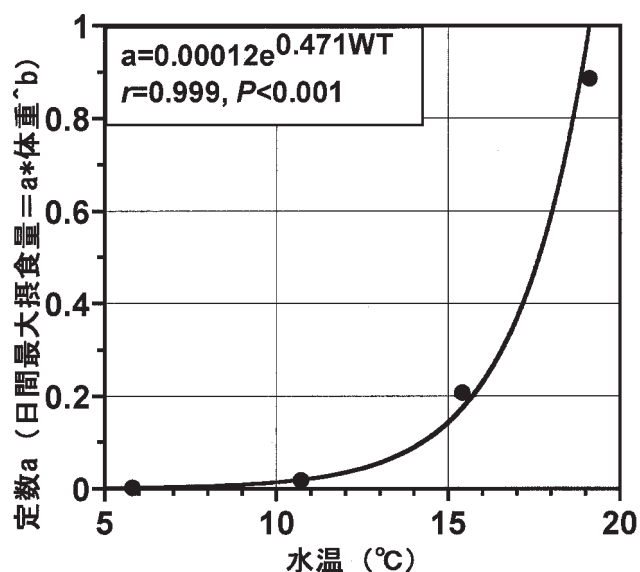


図 1-18 コクチバスの日間最大摂食量 (F) と体重 (BW) との関係 ($F=aBW^b$) における定数 a と水温 (WT) との関係。

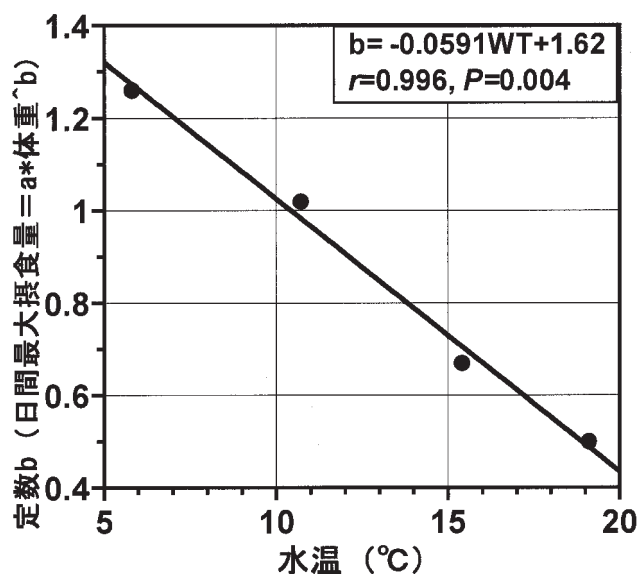


図 1-19 コクチバスの日間最大摂食量 (F) と体重 (BW) との関係 ($F=aBW^b$) における定数 b と水温 (WT) との関係。

量の水温による変化が、相対的に小型魚ほど大きいという実験結果を反映している。

また、このモデルから、体重100 g のコクチバスの摂食量は、水温 5 ~ 20°C の下で 0.6 ~ 10.9 g と推定された。

(エ) コクチバスの餌選択性

隠れ場所のない水槽において、3 尾のコクチバスはサクラマスとハナカジカをそれぞれ 6 尾と 6 尾、7 尾と 4 尾、4 尾と 7 尾捕食した (図 1-20)。魚種選択性は供試魚により異なり、特定の傾向は認められなかった。一方、隠れ場所を設置した水槽では、全ての供試魚がサクラマスをより多く摂食した (図 1-21)。

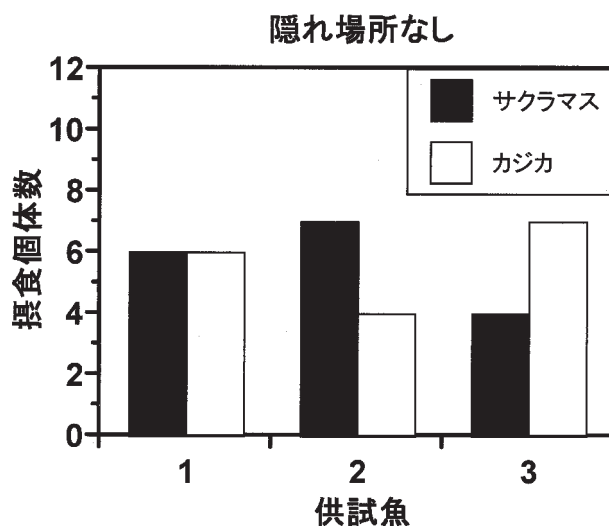


図 1-20 隠れ場所のない水槽においてコクチバスに摂食された餌の個体数。

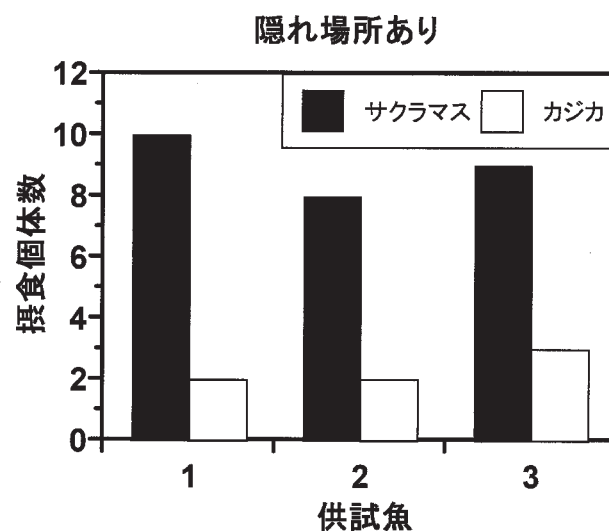


図 1-21 隠れ場所のある水槽においてコクチバスに摂食された餌の個体数。

各供試魚の摂食量は、隠れ場所が無い場合それぞれ47.0 g、48.2 g、49.6 gを示し、隠れ場所がある場合それぞれ36.7 g、45.8 g、53.8 gを示した。摂食量は隠れ場所の有無により変化しなかった（対応2資料検定、 $t=0.676$ 、 $P<0.01$ ）。

エ 考 察

(ア) コクチバスおよびオオクチバスの越冬

北海道千歳川の河川水を用いて実験条件下で越冬させたオオクチバスおよびコクチバス幼魚は、翌春までほぼ全数が生残した。千歳川上流域は、支笏湖を水源とするとともに周辺からの湧水が豊富なため、道内の一般河川に比べ水温の日変化および年変化が小さい特徴を示す。しかし、実験を実施した2000年度の冬は、不凍湖である支笏湖が結氷するほどの低温となり、2月の千歳川の平均水温も1.9℃にまで低下した。この水温は道内一般河川における例年の冬期平均水温に相当した。

一般に魚類の生息限界水温（個体群の半数が死亡する水温）は、それまでに体験した水温履歴により大きく変異すると言われている。また、オオクチバスやコクチバスにおける冬期の減耗は小型個体ほど大きいことが知られている^{13,14}。体重25～44 gのコクチバスを水温15℃で馴致した実験から、生息限界低水温は1.6℃、生残率90%以上となる最低水温は2.5～4.2℃と報告されている¹⁵。本研究で用いたオオクチバスとコクチバスの平均体重は、それぞれ13 gと25 gを示し、前述の報告に比べ小型であった。また、両種は月平均水温1.9℃の下でもほぼ全数が生き残った。これらのことから自然水域におけるコクチバスとオオクチバスの生息限界水温は、既報の値より低い可能性が示唆された。

コクチバスとオオクチバスの冬期間の生態は、これまで十分に明らかとなっていなかった。例えば、両種は水温10℃以下になるとほとんど摂餌せず冬眠状態になると言われている^{16,17}。一方、水温が4℃に低下する冬期間も活動を続けているという観察結果もある¹⁸。本研究においてコクチバスとオオクチバスは、2～5℃の低水温下でも生きたサクラマス稚魚を摂餌し、冬眠状態にはならなかった。また、コクチバスは冬季に結氷した湖における穴釣りで釣獲されるとの情報もある（大浜秀規氏、私信）。

以上のことから、オオクチバスとコクチバスはSL70mmを超えるサイズで放流された場合、本邦冷水

域において通年生残する可能性が高いと考えられた。また、少なくともコクチバスについては冬期間も摂餌行動を続けていると予想された。

(イ) コクチバスの分布可能域推定

コクチバスの主分布域は本州全域と北海道西部におよぶと想定された。また、北海道の太平洋岸とオホーツク海岸は分布境界域となり、道東地域のみが非分布域となることが予想された。

全国内水面漁業協同組合連合会の調査によるとコクチバスは1997年から2002年にかけて、京都府、大阪府、兵庫県、鳥取県、山口県および沖縄県を除く日本全国で生息が確認されている。また、長野県の野尻湖と木崎湖、福島県の秋元湖、栃木県の中禅寺湖ではコクチバスの再生産が確認されている^{11,20,21}。これらの湖沼に最も近いアメダス観測点における7月の平均気温は、それぞれ信濃町20.4℃、大町20.7℃、檜原18.8℃、中禅寺湖畔17.3℃を示し、コクチバスの主分布域や分布境界域に相当した。このことは今回用いた分布域推定指標の妥当性を裏付けるものと考えられた。

(ウ) コクチバスのサケ科魚類に対する摂食量

コクチバスの日間最大摂食量は体重および水温に比例して増加し、その傾向は10℃を越える水温帯でより顕著だった。コクチバスの行動は水温が10℃を越えると活発になることがこれまでも報告されている¹。

コクチバスの日間最大摂食量と体重との関係はアロメトリー式に適合するとともに、水温の上昇とともに指数関数的に増加した。魚類の日間最大摂食量は、水温の上昇とともに増加し、最適水温帯で最高レベルに達し、その後急激に減少することがオオクチバスやサケ科魚類で明らかとなっている²²⁻²⁶。また、日間最大摂食量は体重とアロメトリーな関係にあること^{27,28}および適水温より低い水温帯における水温との関係は指数式によく当てはまることも知られている²⁹。本実験を実施した水温5～20℃は、コクチバスの摂食量が最大となる水温29℃³⁰より低かったため、水温と摂食量との関係について得られた結果は妥当であると考えられた。

コクチバスの日間最大摂食量の水温による変化は、小型魚ほど相対的に大きく、日間最大摂食量(F)と体重(BW)との関係式($F=aBW^b$)における定数bは水温と負の相関関係を示した。コクチバスと近

縁のオオクチバスでは、摂食量が最大となる水温が27.5℃と考えられているが²³⁾、これより低い水温帯(10~18.3℃)における摂餌行動は小型魚でより活発であることが観察されている³¹⁾。今回の結果は、コクチバスの摂餌行動にもオオクチバス同様の傾向がある可能性を示唆している。しかし、ブラウントラウトの日間最大摂食量と体重とのアロメトリー関係における定数bは水温の影響を受けないこと²⁹⁾および摂食量を間接的に推定する手法として普及している「生体エネルギー(bioenergetics)モデル」においても定数bは水温と独立と仮定されていること³²⁾を考慮すると、本実験結果はブラックバス類に限られた特徴なのかもしれない。

(エ) コクチバスの餌選択性

コクチバスは餌の隠れ場所のない条件下では餌をランダムに摂餌したが、隠れ場所を設置した後はサクラマスより多く摂餌した。また、コクチバスの摂食量は隠れ場所の設置により変化しなかった。このように隠れ場所の有無によるコクチバス捕食圧の変化は被食魚の生活様式により異なり、底生魚では隠れ場所の存在により捕食圧が軽減するが、遊泳魚では反対に捕食圧の増加が認められた。

隠れ場所の設置は、より自然状態に近い複雑な生息場所を再現することを目的とした。しかし、サケ科魚類とカジカ科魚類が共に生息する北米の河川・湖沼では、コクチバスがサケ科魚類よりカジカ科魚類を多く摂餌した事例が報告されている³³⁾。また本邦の湖沼においても、コクチバスは遊泳魚よりも底生魚を多く摂餌することが観察されている³⁴⁾。野外では実験条件ほど隠れ場所の遮蔽効果が完全ではないので、遊泳力の弱い底生魚がより多く捕食されるのであろう。これらのことから、護岸等による生息場所の単純化は、コクチバスの遊泳魚に対する捕食圧を低下させる効果以上に、底生魚に対する捕食圧を増加させる可能性が暗示された。さらに、コクチバスの侵入により底生魚が激減した湖沼では遊泳魚が主要な餌となっていること³⁴⁾を考え合わせると、生息場所の単純化は遊泳魚にも二次的な被害をもたらす結果になると考えられる。

オ 今後の課題

コクチバスのサケ科魚類等の冷水性魚類への摂餌行動および影響について、野外の実態も合わせて説明する必要がある。

カ 要 約

(ア) コクチバスおよびオオクチバスの越冬

北海道の河川水で飼育したオオクチバスとコクチバスの幼魚は冬期間も生残し、2~5℃の低水温下でも摂餌行動を続けたことから、本邦冷水域に放流された両種は通年生息が可能であると考えられた。

(イ) コクチバスの分布可能域推定

放流されたコクチバスが侵入先のほとんどの水域で再生産し定着が可能な主分布域は本州全域と北海道西部におよぶと想定された。また、北海道太平洋岸とオホーツク海岸は一部水域でのみ定着が可能な分布境界域となり、道東地域のみが非分布域となることが予想された。

(ウ) コクチバスのサケ科魚類に対する摂食量

水温5~20℃におけるコクチバスの日間最大摂食量(F)は体重(BW)とアロメトリーな関係($F = aBW^b$)にあり、アロメトリー式における定数aおよび定数bと水温(WT)との関係は、 $a = 0.00012e^{0.471WT}$ 、 $b = -0.0591WT + 1.62$ で表すことが出来た。

(エ) コクチバスの餌選択性

コクチバスは餌の隠れ場所のない条件下では餌をランダムに摂餌したが、隠れ場所を設置した後はサクラマスより多く摂餌した。餌の隠れ場所の有無によるコクチバス捕食圧の変化は被食魚の生活様式により異なり、底生魚では隠れ場所の存在により捕食圧が軽減するが、遊泳魚ではその効果が少ないと考えられた。

キ 文 献

- 1) Coble, D. W. (1975) Smallmouth Bass. In R. H. Stroud and H. Clepper, eds. Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute, Washington, D. C. : 21-33.
- 2) Bevelhimer, M. S. (1996) Relative importance of temperature, food, and physical structure to habitat choice by smallmouth bass in laboratory experiments. *Trans. Am. Fish. Soc.* 125 : 274-283.
- 3) Paragamian, V. L. (1984) Population characteristics of smallmouth bass in five Iowa streams and management recommendations. *North Am. J. Fish. Manage.* 4 : 497-506.
- 4) Waters, T. F. et al. (1993) Production

- dynamics of smallmouth bass in a small Minnesota stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 122 : 733-746.
- 5) Luks, J. A. and D. J. Orth (1995) Factors affecting nesting success of smallmouth bass in a regulated Virginia stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124 : 726-735.
 - 6) Warner, K. (1972) Further studies of fish predation of salmon stocked in Marine lakes. *Progres. Fish-culture.* 34 : 217-221.
 - 7) Poe, T. P. et al. (1991) Feeding of predaceous fishes on out-migrating juvenile salmonids in John Day Reservoir, Columbia River. *Trans. Am. Fish. Soc.* 120 : 405-420.
 - 8) Tabor, R. A. et al. (1993) Predation on juvenile salmonids by smallmouth bass and northern squawfish in the Columbia River near Richland, Washington. *North Am. J. Fish. Manage.* 13 : 831-838.
 - 9) 全国内水面漁業協同組合連合会 (2000) 非常事態！コクチバスは約3倍に。広報ないすいめん。20 : 15-17.
 - 10) 小原昌和ほか (1999) 野尻湖のコクチバスの食性。平成9年度長野水試事業報告, 長野水試 : 18.
 - 11) 糟谷浩一 (1999) 内水面外来魚密放流防止体制推進事業コクチバス生態調査。栃木水試研報. 42 : 44-57.
 - 12) 大浜秀規 (2000) 平成10年度内水面外来魚密放流防止体制推進事業概要。山梨水技センター事業報告. 27 : 51.
 - 13) Adams, S. M. et al. (1982) Structuring of a predator population through temperature-mediated effects on prey availability. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39 : 1175-1184.
 - 14) Maclean, J. A. et al. (1981) Temperature and year-class strength of smallmouth bass. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.* 178 : 30-40.
 - 15) Horning, W. B., II, and R. E. Pearson (1973) Growth temperature requirements and lower lethal temperatures for juvenile smallmouth bass. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 38 : 1226-1230.
 - 16) Coutant, C. C. (1975) Responses of bass to natural and artificial temperature regimes. In R. H. Stroud and H. Clepper, eds. *Black Bass Biology and Management*. Sport Fishing Institute, Washington, D. C. : 272-285.
 - 17) Oliver, J. D. et al. (1979) Overwinter mortality of fingerling smallmouth bass in relation to size, relative energy stores, and environmental temperature. *Trans. Am. Fish. Soc.* 108 : 130-136.
 - 18) Todd, B. L. and C. F. Rabeni (1989) Movement and habitat use by stream-dwelling smallmouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.* 118 : 229-242.
 - 19) Shuter, B. J. et al. (1980) Stochastic simulation of temperature effects on first-year survival of smallmouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.* 109 : 1-34.
 - 20) 井口恵一郎ほか (2001) 移殖されたコクチバスの繁殖特性。水産増殖. 49 : 157-160.
 - 21) 成田薫・渋谷武久 (2003) コクチバスの産卵生態調査。平成13年度事業報告書。福島県内水面水産試験場 : 85-87.
 - 22) Niimi, A. J. and F. W. H. Beamish. (1974) Bioenergetics and growth of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) in relation to body weight and temperature. *Can. J. Zool.* 52 : 447-456.
 - 23) Rice, J. A. et al. (1983) Evaluating the constraints of temperature, activity and consumption on growth of largemouth bass. *Env. Biol. Fish.* 9 : 263-275.
 - 24) Brett, J. R. et al. (1969) Growth rate and body composition of fingerling sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, in relation to temperature and body size. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 26 : 2363-2394.
 - 25) Elliott, J. M. (1975) Weight of food and time required to satiate brown trout, *Salmo trutta* L. *Fresh. Biol.* 5 : 51-64.
 - 26) Elliott, J. M. (1975) Number of meals in a day, maximum weight of food consumed in a day and maximum rate of feeding of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Fresh. Biol.* 5 : 287-303.
 - 27) Brett, J. R. (1971) Satiation time, appetite,

- and maximum food intake of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *J. Fish. Res. Bd. Can.* 28 : 409-415.
- 28) Kerr, S. R. (1971) Prediction of fish growth efficiency in nature. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 28 : 809-814.
- 29) Elliott, J. M. (1976) The energetics of feeding, metabolism and growth of brown trout (*Salmo trutta* L) in relation of body weight, water temperature and ration size. *J. Anim. Ecol.* 45 : 923-984.
- 30) Shuter B. J. and J. R. Post (1990) Climate, population viability, and the zoogeography of temperate fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 119 : 314-336.
- 31) Markus, H. C. (1932) The extent to which temperature changes influence food consumption in largemouth bass (*Huro floridana*). *Trans. Am. Fish. Soc.* 62 : 202-210.
- 32) Adams S. M. and J. E. Breck (1990) Bioenergetics. In C. B. Schreck and P. B. Moyle eds. *Methods for fish biology*. American Fisheries Society, Maryland : 389-416.
- 33) Zimmerman, M. P. (1999) Food habits of smallmouth bass, walleyes, and northern pikeminnow in the lower Columbia river basin during outmigration of juvenile anadromous salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128 : 1036-1054.
- 34) 淀太我・井口恵一朗 (2003) 長野県青木湖と野尻湖におけるコクチバスの食性. 魚類学雑誌, 50 : 47-54.

(鈴木俊哉)

3. アユなどの温水性魚類への摂食行動及び影響の実験的解析

ア 研究目的

コクチバスはオオクチバスやブルーギルに比べて冷水性が強く、低水温環境下の湖沼でも成長し増殖する¹⁻³⁾。またコクチバスは北米では河川にも多く分布し⁴⁻⁶⁾、オオクチバスやブルーギルが生息しない河川上—中流域の魚も捕食する。したがってコクチバスの増加は水産業や生態系にとって脅威となってお

り、その捕食行動を解析し、日本在来魚への影響を評価することは緊急の課題となっている。

日本においてコクチバスは、ウグイ、ヨシノボリ、ヒメマス、ワカサギ、オイカワなど生息地の魚類のうち小型のものを好んで捕食することが報告されている⁷⁻¹¹⁾。しかし、その捕食行動の詳細や被食魚の大きさについての実験的研究はなされておらず、ある体サイズ分布をもつコクチバス個体群が在来魚個体群を捕食することによって、どれほど減少させるのかは不明である。また、今後コクチバスは河川でも広まることが危惧されるので、ウグイやアユなど河川で優占し水産業にとっても重要な魚種に対する、コクチバスの摂食生態を明らかにすることが必要となっている。

そこで私たちは、バスによって好んで捕食される魚種の一つであり¹²⁾、様々なサイズの個体をえることが容易なウグイを被食魚として用いて、実験条件下でのコクチバスの捕食行動と限界餌サイズ(体長)を解析した。また、一定量の魚を食べることによってコクチバスがどれだけ体重を増加させるのかについても明らかにした。実験池においては、コクチバスとアユ、ウグイ、キンギョなどの被食魚を放流し、コクチバスが被食魚の行動、生存、成長率に与える影響を調べるとともに、コンクリートブロックでつくられた隠れ場所や植物(クサヨシ)の有無が被食魚の生存率を高めるか否かについて解析した。アユ、ウグイなどの日本在来の温水性魚類を被食魚とした場合に、コクチバスと同属のオオクチバスの競争能力が同じか否かを明らかにすることは、両種の今後の実態を予測するうえで重要である。そこで、実験池に、被食魚とともにコクチバス、オオクチバスを放流し、一定期間の後にその成長率を解析した。また成長率に対する流水と水温の影響を検討した。

イ 研究方法

(ア) コクチバスのウグイに対する捕食行動及び捕食可能な被食魚サイズ

コクチバスは長野県大町市の木崎湖において6～9月に釣られた後、長野県上田市の水産庁中央水産研究所上田庁舎へ運ばれた。上田庁舎ではコクチバスはその体サイズに応じてガラス水槽(長さ120cm×幅40cm×高さ45cm)もしくはFRP水槽(長さ180cm×幅90cm×高さ70cm)で飼育され、餌としてクリルもしくは生魚(モツゴ)を適宜与えられた。ウ

表 1—22 コクチバスによるウグイへの捕食実験の結果

実験終了時の バスの体長	実験期間 (日)	水槽に放されたウグイ			捕食されたウグイ	
		個体数	体長の範囲 (cm)	捕食されなかった最小の ウグイの体長 (cm)	個体数	最大体長 (cm)
9.6	14	14	2.9-9.2	6.7	9	6.2
10.8	9	11	2.7-9.8	6.7	5	6.2
11.8	17	16	3.6-9.7	7.8	11	7.5
12.0	14	14	3.9-10.2	8.0	9	7.5
13.2	9	13	4.1-14.0	8.6	6	8.1
13.2	13	13	3.2-11.5	8.9	9	8.4
14.5	19	12	2.8-11.1	8.2	7	7.7
15.4	7	12	4.4-14.4	9.1	7	8.6
16.2	19	14	4.5-14.0	8.1	7	7.7
17.3	10	18	5.2-12.5	9.8	13	9.4
21.0	13	14	6.4-16.1	10.0	6	9.5
23.2	11	12	6.2-14.8	10.6	6	10.1
23.6	17	12	6.0-15.8	11.2	7	11.0
25.6	12	17	6.6-15.8	14.2	13	13.7
25.7	11	12	7.2-16.0	14.2	8	13.7
31.5	15	12	6.9-18.0	15.4	7	14.9

グイは上田庁舎内の水路で電気ショッカーもしくはたも網によって採捕されたものを用いた。

実験に用いられたコクチバス及びウグイについては、実験開始時に標準体長(0.1cm)と体重(0.01g、湿重量)を計測した。また、コクチバスについては実験終了時にも標準体長と体重を計測した。このほか9～10月に実験に用いられた個体、及び水槽で飼育されたが実験には用いられなかった個体の内から、コクチバスについては10尾、ウグイについては32尾を無作為に選び、体型について計測した。標準体長(0.01cm)と体重(0.01g)のほかに、コクチバスでは口の最大内径(縦長及び横長、口を縦もしくは横にそれぞれ最大に広げた場合の長さ、0.01cm)を、ウグイについては体高(0.01cm)と体幅(0.01cm)をノギスによって計測した。

実験は2000年8月2日から10月21日まで、水槽(長さ120cm×幅40cm×高さ45cm)を用いて行われた。実験水槽は屋外の水槽置場に4個用意され、毎日10時～16時の間に計測された水温は16.0℃～28.8℃まで外部気温に応じて変化した。

まず初めにコクチバス1個体とともに5尾のウグイが実験水槽に放され、その後は被食の有無に応じて、1～5尾のウグイが追加された。用いられたウグイはすべて無傷な個体であり、その識別は体長の違いによって行われた。実験には20個体のコクチバスが用いられたが、実験開始後5日経過しても1尾のウグイも捕食しなかった4個体は、別の個体と入れかえられた。結果のえられた16個体の体長は実験開始時で8.9～31.0cm、終了時で9.6～31.5cmであった(表1—22)。同じ個体を再度実験に用いることは行わなかった。実験中に餌魚を捕食することによってコクチバスが成長したので、以後コクチバスの標準体長としては実験終了時の計測値を用いることとする。

コクチバスの餌魚として水槽に投入されたウグイの標準体長は2.7～18.0cmの範囲であり、どの個体も捕食されたり死亡したりしない限り、水槽の中に5日以上収容された。本研究の第1の目的はコクチバスが捕食することのできるウグイの最大体長を求めることにあった。そこで、投入するウグイの体長は

コクチバスがどの程度の大きさのウグイを捕食したかによって適宜きめることとし、最終的に捕食した個体の最大体長と捕食しなかった個体の最小体長が5 mm以内にせばまった場合に、実験を終了した。1実験の継続期間は7～19日、投入したウグイの数は11～18尾とコクチバスによって異なった（表1—22）。

ウグイを水槽に投入した後5分間、コクチバスの捕食行動を観察した。コクチバスが実際にウグイを食べる行動も何例か確認されたが、多くの場合にはその捕食行動は観察されなかった。そこで水槽に入れられたにもかかわらず消失した個体は、コクチバスによって捕食されたものとした。なお、実験水槽に入れられた合計216尾のウグイのうち、26尾(12.0%)は実験期間中に死亡したが、その体にはコクチバスによって咬みつかれた傷がいくつも付けられていた。これらの個体はコクチバスによる攻撃を受けながら食べられなかったことから、コクチバスによって捕食されなかったグループに含めることにした。実験期間中に捕食されたウグイの最大体長と捕食されなかったウグイの最小体長の間値をもって、コクチバスが食べることのできる最大体長の推定値とすることにした。実験に用いたどのコクチバスも、捕食した最大体長のウグイよりも小さなウグイはすべて捕食した。

ウグイどうしのとも食いや互いを傷つける行動の

有無を確かめるために、生きたウグイだけを水槽に収容する対照実験を行った。9月16日から10月6日まで(20日間)及び9月30日から10月20日まで(20日間)の2回、コクチバスの捕食実験を行った水槽の1つに15尾ずつのウグイを収容した。ウグイの標準体長は2.0～20.4cmの範囲であり、各回とも5 cm未満のものを5尾、5.0～9.9cmの範囲のものを5尾、そして10cm以上のものを5尾用いた。そしてウグイの死魚の有無、攻撃行動その他互いを傷つける行動の有無を毎日調べるとともに、最終的に残ったウグイの体表面を目視で検査した。

コクチバスのウグイへの捕食行動が実験中に観察された場合には、その詳細を記録した。このほか、長さが120cmの水槽に標準体長が5.5～7.2cmのウグイを15尾放したのち、10月15日の13時40分から90分間、目視及び8 mmビデオレコーダーによって、コクチバスのウグイへの捕食行動を観察した。水温は16.0℃であった。

(イ) コクチバスが日本在来の被食魚に与える影響

中央水産研究所上田庁舎内の5×2 m、水深30cmの池(図1—22)を4個使って実験した。1分間に0.12m³の水を放出する水中ポンプを設置することによって、池の中では6～47cm/秒の流れが生じ、コンクリートの上に底生藻類が増殖した。池の水温は18～22℃の井戸水を注入することにより、19～25℃の範囲に保たれた。4池のうち2池には、17.2～31.4

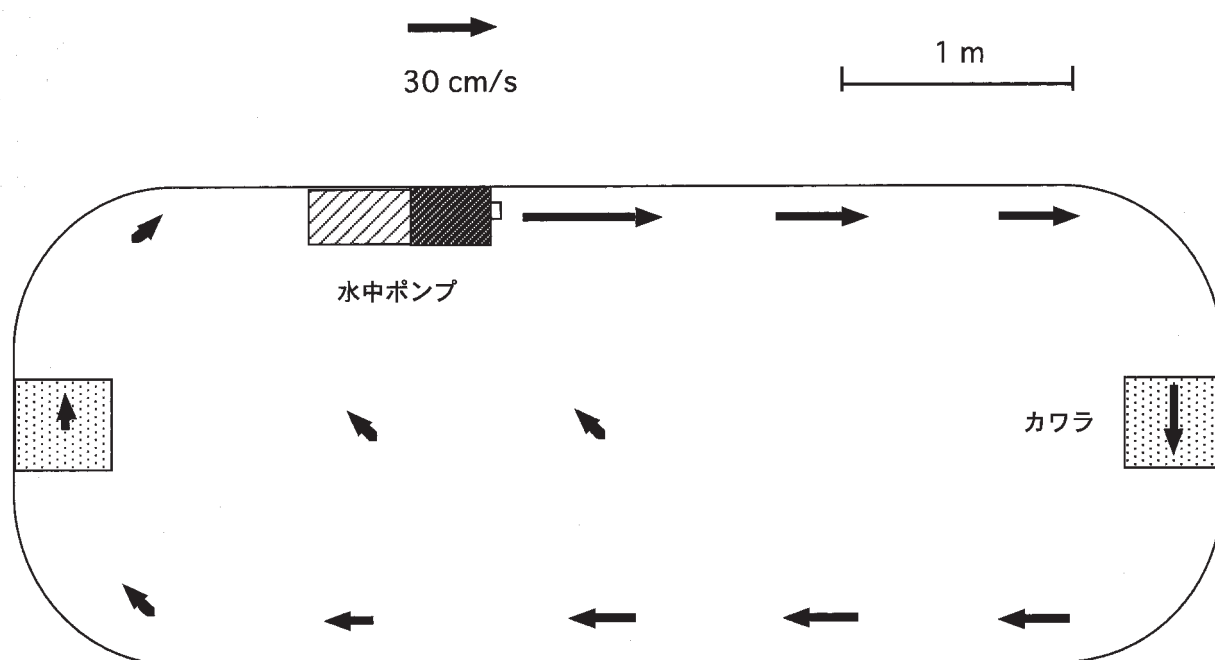


図1—22 コクチバスと被食魚を放流した実験池。矢印は底から5 cmの地点の流速をあらわす。

cmのコクチバス2尾と人工的に増殖されたアユ(標準体長5.7~9.9cm)、ウグイ(5.9~9.9cm)、キンギョ(4.0~6.6cm)各10尾がそれぞれ放された。使用したアユとウグイの間では体長、体重のいずれについても有意差は認められなかった。キンギョはバスにとって容易に捕食される被食魚として用い、アユ、ウグイに比べると小型であった。残りの2池には、コクチバスは放さず、被食魚だけを放流した。その後、12日後に生存していた個体が回収された。この実験を2000年の7月13日から10月2日まで6期(各期12日間)繰り返した。第3及び第5期には、各被食魚の群れ行動、及び摂食行動を観察した。実験開始時と終了時の体重の変化から、各個体の相対成長率を計算した。

被食魚がコクチバスの捕食を回避するうえで隠れ場所の存在が有効ではないかと考え、コクチバスは侵入できないが、被食魚は通過できる網目4cmの金網で覆われた隠れ場所(横50cm×縦40cm×高さ15cm)を池の中央に設置した。その後、アユ、ウグイ、キンギョをコクチバスとともに放流する実験を2002年7月5日から9月11日にかけて5回(1回12日間)繰り返した。1回の実験に使用した魚類の個体数及び体長は、2001年の実験と同様であった。

(ウ) コクチバスの捕食圧を軽減する植物の効果

2002年5~8月に、長野県大町市の木崎湖と青木湖において、釣りあるいは網具によって採捕したコクチバスを上田市の中央水産研究所に搬入し、2週間以上馴致した後、実験に使用した。実験開始時に標準体長と体重を計測した。体長については1mm、体重については0.01gを最小単位として計測した。実験開始時のコクチバスの体長は、16.8~30.8cmであった。

コクチバスの被食魚として、フナとウグイを使用した。フナについては、長野県水産試験場佐久支場で養殖しているものを、ウグイについては長野県の千曲川で採集された卵をふ化させた後、養殖した民間の養魚場産のものをそれぞれ使用した。被食魚の体長と体重は、フナでは5.5~7.9cm、ウグイでは7.4~14.0cmであった。被食魚の体サイズについては、フナではオオクチバスによるコイやソウギョの捕食体長、ウグイではコクチバスによるウグイの最大捕食体長をそれぞれ参考にして決定した。

上田庁舎の8面の屋外コンクリート池(4×2m)

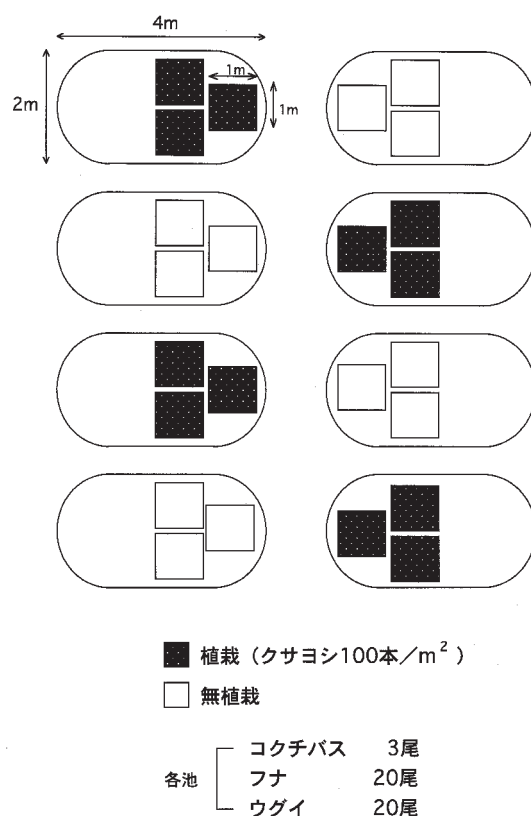


図1-23 実験池の概要(クサヨシ帯の有無によるコクチバスによるフナ、ウグイそれぞれの被食数の比較実験)

を使用した。池には、緩やかにオーバーフローするように井戸水を注水し、水深が30cmになるようにした。8面のうち4面には、1m²の範囲にクサヨシを100本植え、他の4面は無植栽とした(図1-23)。そして、各池にコクチバス3尾と、被食魚としてフナとウグイを各20尾ずつ放流し、1期14日間、計2期、被食数を観察した。コクチバスについては、3尾の体重の平均値が池間でほぼ均一になるようにした。2002年6月10日~7月12日に実験を行った。

上記の実験と同じコンクリート池の4面において、それぞれ100本のクサヨシを1m²に植栽し、他の4面には100本のクサヨシを3m²にそれぞれ植栽した。クサヨシの植栽数を変えずに分布密度を変化させたことになる(図1-24)。そして、各池にコクチバス3尾と、被食魚としてフナとウグイを各20尾ずつ放流し、1期14日間、計2期、被食数を観察した。2002年8月21日~9月20日に実験を行った。

(エ) コクチバスとオオクチバスの成長への流水と水温の影響

上田庁舎の4面の屋外コンクリート池(4×2m)を使用して給餌実験を行った。池には緩やかにオー

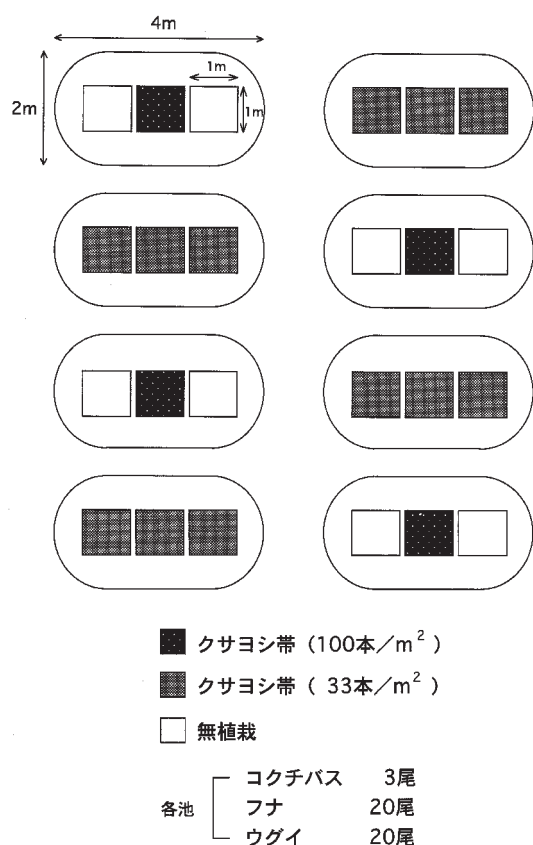


図1-24 実験池の概要 (クサヨシ帯の分布密度の違いによるコクチバスによるフナ、ウグイそれぞれの被食数の比較実験)

バーフローするように井戸水を注水し、水深が30cmになるようにした。4面のうち2面は止水とし、残りの2面には水中ポンプを使用して流水を作った。流水池の流速は10~60cm/sであった。止水池にも水中ポンプを設置し、これらは稼働させなかった。実験の期ごとに池を変え、止水池と流水池をランダムに作った。

各池にコクチバスとオオクチバスを3尾ずつ放流し、餌魚として人工産のアユ、ウグイ、キンギョを20尾ずつ放流した。実験開始時のバス類の体長は、コクチバスでは16.3~24.0cm、オオクチバスでは17.0~24.1cmであった。餌魚の体長は、アユでは7.8~9.9cm、ウグイでは7.2~9.9cm、キンギョでは4.1~6.1cmであった。

2001年7~9月にかけて、1期14日間、計4期の実験を行った (1期: 7月3~17日、2期: 7月20日~8月3日、3期: 8月6~20日、4期: 8月22日~9月5日)。実験終了時にバス類の体重を再び計測した。実験期間中、すべての池について、ほぼ毎日午後2~3時の間に水温を計測した。

無給餌実験では、給餌実験の場合と同じ池を使用して、止水池と流水池を2面ずつ作った。そして、体長と体重を計測したコクチバスとオオクチバスを止水池と流水池1面ずつにそれぞれ10尾ずつ放流し、その後餌魚を放流せずに14日間飼育した。実験開始時のバス類の体長は、コクチバスでは17.0~22.6cm、オオクチバスでは17.0~22.7cmであった。実験期間は2001年9月6日~9月20日であった。実験終了時に体重を再び計測した。

ウ 結果

(ア) コクチバスのウグイに対する捕食行動及び捕食可能な被食魚サイズ

コクチバスの標準体長 SL とその口を最大に伸ばした場合の内径の縦長 (VL) 及び横長 (HL) との間の回帰式は以下のように与えられ、いずれもきわめて高い相関関係が認められた (図1-25)。

縦長: $VL = 0.675 + 0.095SL$ ($r^2 = 0.956$, $n = 10$, $P < 0.0001$) (回帰式1)

横長: $HL = 0.321 + 0.133SL$ ($r^2 = 0.984$, $n = 10$, $P < 0.0001$)

コクチバスの標準体長に対する口径横長の回帰直線の傾き及び高さは、体長に対する縦長の回帰直線の傾き及び高さよりも、それぞれ大きな値を示した (共分散分析、傾き: $F_{1,16} = 16.20$, $P < 0.001$ 、高さ: $F_{1,17} = 18.49$, $P < 0.001$)。

ウグイの標準体長 SL と体高 (BH) 及び体幅 (BD) との間の回帰式は以下のように与えられ、いずれもきわめて高い相関関係が認められた (図1-25)。

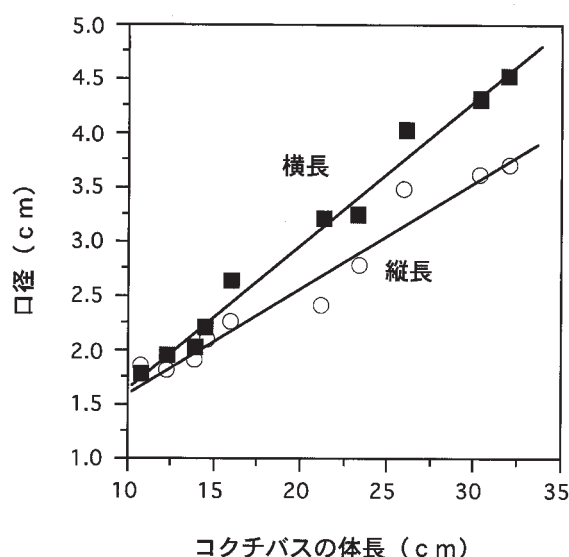


図1-25 コクチバスの標準体長と口径の関係

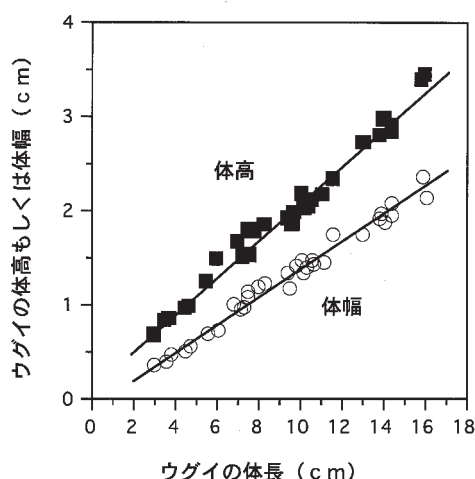


図1—26 ウグイの標準体長と体高もしくは体幅との関係

26)。

体高： $BH = 0.135 + 0.197SL$ ($r^2 = 0.979$, $n = 32$, $P < 0.0001$) (回帰式 2)

体幅： $BD = -0.058 + 0.143SL$ ($r^2 = 0.968$, $n = 32$, $P < 0.0001$)

ウグイの標準体長に対する体高の回帰直線の傾き及び高さは、体長に対する体幅の回帰直線の傾き及び高さよりも、それぞれ大きな値を示した (共分散分析、傾き： $F_{1,60} = 57.35$, $P < 0.001$ 、高さ： $F_{1,61} = 380.43$, $P < 0.0001$)。

コクチバスがウグイを襲う行動は、ウグイを水槽に入れた直後のものを除くと、合計で162回観察された。このうちコクチバスが30cm以上離れた地点にいる2尾以上のウグイの群れに突入して食べようとする行動がもっとも多く、124回(76.5%)観察された。この場合、一直線に群れに突入した後、上部へ逃げるウグイを狙って水面へ向かって突進する行動が124回中18回(14.5%)観察された。次に多く観察されたのは、底部で停止している単独のウグイに上部から近づいて捕食しようとする接近型の行動であり、合計29回(17.9%)観察された。また、水中で停止したコクチバスが10cm以内の距離に近づいてきた単独のウグイを襲って食べようとする、待ち伏せ型の捕食行動も6回(3.7%)観察された。162回の捕食行動のうち、ウグイが実際にコクチバスに食べられたのは3回だけだった。その内訳は底部で停止したウグイを襲った場合が2回と、待ち伏せ型の場合が1回であった。このほかコクチバスがウグイの群れに突進する直前に、大きく口を拡げたり、体を少し傾けて

口端を水槽の底部にこすりつけたりする行動がそれぞれ12回及び10回観察された。

ウグイを水槽に入れた直後の捕食を含めると、コクチバスがウグイを襲って口にくわえる行動は全部で15回観察された。このうちウグイの頭部をくわえたり頭部から呑みこむことがもっとも多く10回(66.7%)、その逆に尾部から呑みこむことが4回(26.7%)観察された。またウグイの腹部を真横からくわえることも1回(6.7%)観察されたが、この場合にコクチバスは一度くわえたウグイを離し、その頭部をくわえ直してから呑みこんだ。また、一度はウグイをくわえながらも逃げられてしまうことも15回中6回(40%) (頭部の場合に5回、尾部の場合に1回)観察された。ウグイの体長が大きな場合には、一度にウグイの体全部を呑みこむことができず、その尾部の一部がコクチバスの口から外に出たままになっていることがあった。

9月16日～10月6日まで、及び9月30日～10月20日までの2回にわたって、水槽に15尾のウグイだけを収容した場合、ウグイが消失したりその体表面が傷つけられることは1例も観察されなかった。

コクチバスによって捕食されたウグイの最大体長は、コクチバスの個体によって異なり、その体長範囲は6.2～14.9cmとなった(表1—22)。またコクチバスによって捕食されなかったウグイの最小体長もコクチバスによって異なり、その体長範囲は6.7～15.4cmとなった。この2つの値を用いて推定した、コクチバスによって食べられるウグイの最大体長(SLD)は、コクチバスの標準体長(SLS)と強く相関していた($r^2 = 0.908$, $n = 16$, $P < 0.0001$, $SLD = 2.633 + 0.393SLS$, 図1—27)。

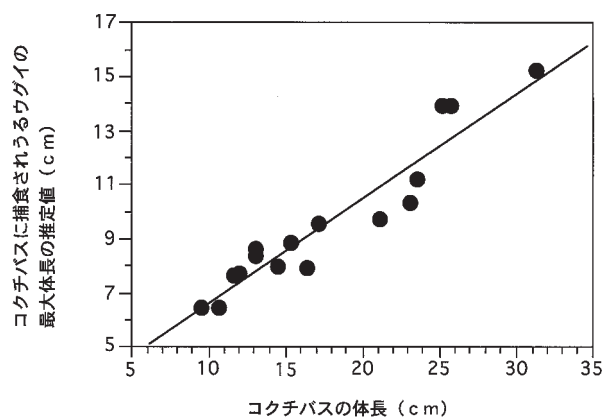


図1—27 コクチバスの体長と捕食可能なウグイの最大体長との関係

コクチバスによって捕食されなかった個体でも、その体表面に顕著な傷のつけられたものが多く認められた。たとえば9月15日に31.5cm(9月17日計測)のコクチバスに咬みつかれた体長17.3cmのウグイは、尾部の先端を残してコクチバスに呑みこまれたが、約1時間後に吐き出された。すでに死亡していたそのウグイの体表面は、半分以上傷つけられていた。このようにコクチバスによって傷つけられたか食べられたウグイの最大体長(IL)は、コクチバスの体長と強く相関した($r^2=0.635$ 、 $n=16$ 、 $P<0.001$ 、 $IL=2.559+0.452SLS$)。

実験に用いられたコクチバスの口径とウグイの体高・体幅を比べると、ウグイの体高がコクチバスの口の縦内径よりも小さな値であるならば、どの角度からでもウグイはコクチバスに呑みこまれることになる。水槽実験を行った16尾のコクチバスについて、その体長(SLS)から口径(縦内径)を回帰式1によって推定し、さらに回帰式2を用いて、その口径と体高が等しいウグイの体長(EL)を求めてみた。この体長は、理論的にコクチバスが口に収容できるウグイの最大値をあらわすと考えられ、次の式で与えられる。

$$EL=2.741+0.482SLS$$

この回帰直線の傾き及び高さは、コクチバスに食べられるウグイの最大体長の推定値の、コクチバスの体長に対する回帰直線の傾き及び高さとは比べて、それぞれ有意に大きな値を示した(共分散分析、傾き： $F_{1,28}=7.22$ 、 $P<0.02$ 、位置： $F_{1,29}=54.34$ 、 $P<0.0001$)が、コクチバスが傷つけたか捕食したウグイの最大体長の、コクチバスの体長に対する回帰直線の傾き及び高さとは有意に異ならなかった(傾き： $F_{1,28}=0.11$ 、 $P>0.7$ 、高さ： $F_{1,29}=1.61$ 、 $P>0.2$)。

実験期間(7~19日、平均13.1日)中にコクチバスは個体によって9.02~263.20gのウグイを捕食し、その結果体重を1.35~71.29g増加させた。1日あたり、最大で63.6g、コクチバスの体重の29.4%の重さのウグイを捕食した。コクチバスの増重量を捕食量で割った数値を餌料効率とすると、その値は個体間で0.100~0.451の範囲で異なった。餌料効率のコクチバスの体長、体重、実験期間のいずれとも有意な相関を示さなかった。コクチバスの増重量及び捕食量を対数変換したのちに、捕食量、実験期間、実

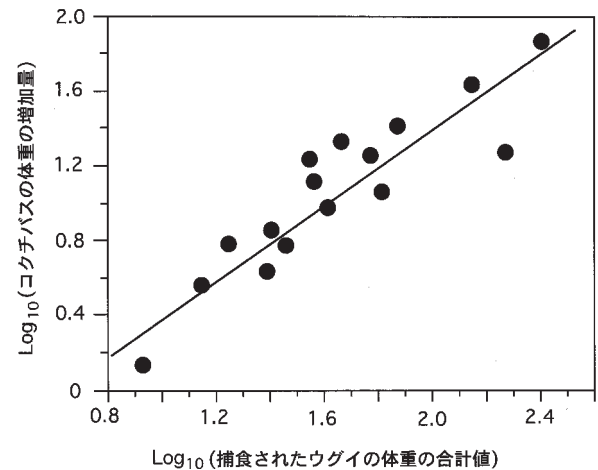


図1—28 コクチバスが捕食したウグイの体重の合計値とコクチバスの体重の増加量との関係

験中の平均水温がコクチバスの増重量にどの程度重要であるかを、重回帰解析によって検討したところ、実験期間と水温はいずれも説明変数としては除外された。しかし、コクチバスの増重量(IW)は捕食量の合計値(TWD)と強く相関し(図1—28)、その回帰式は以下の通りであった。

$$\text{Log}_{10}IW = -0.625 + 1.006\text{Log}_{10}TWD \quad (r^2 = 0.838, n=16, P<0.0001)$$

(イ) コクチバスが日本在来の被食魚に与える影響
被食魚にとって隠れ場所がない場合、コクチバスは各実験期間に2つの放流池合計で2~20尾のキンギョ、11~20尾のアユ、1~20尾のウグイを捕食した(図1—29)。3種の被食魚を比べると、アユの捕食数がもっとも多く、それに比べてウグイ、キンギョは多く捕食されなかった。アユとキンギョでは小

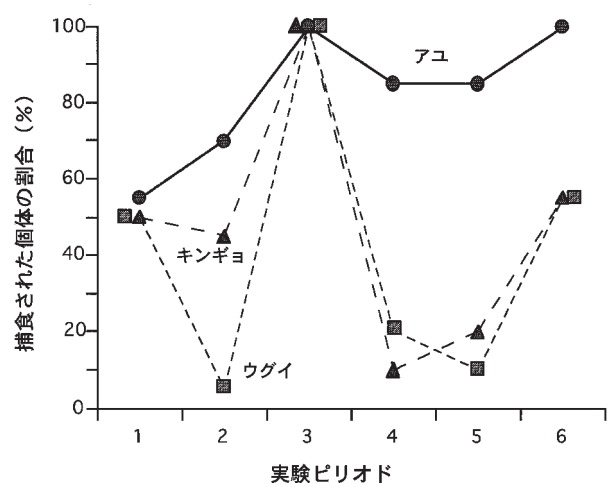


図1—29 実験池においてコクチバスに捕食された個体の割合

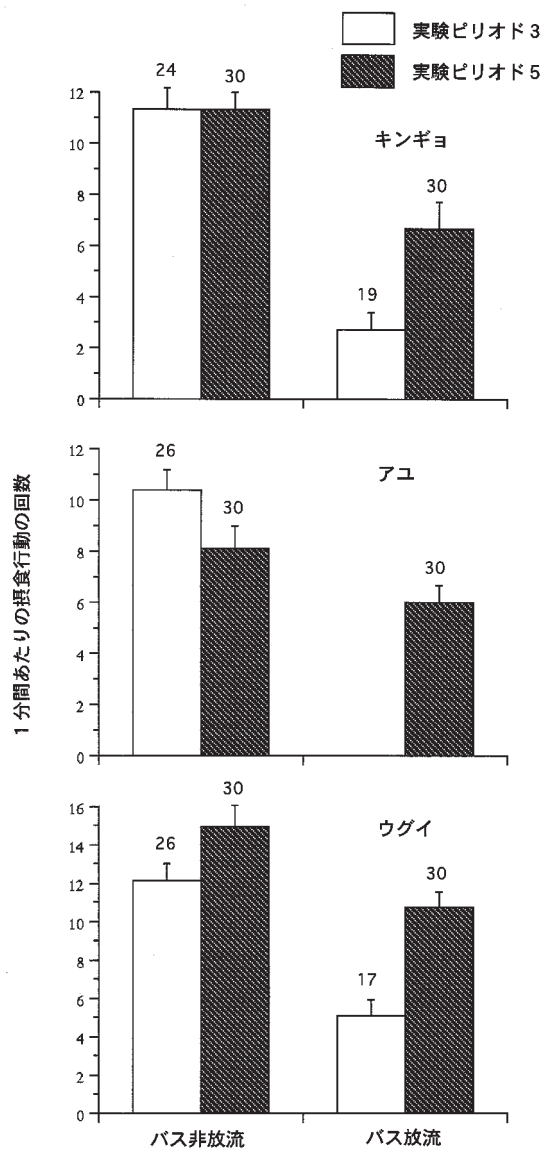


図1—30 3種の被食魚の摂食行動の回数へのコクチバスの影響。誤差線と数字は、標準誤差と観察個体数を示す。

型の個体が多く捕食される傾向が認められた。他個体との距離が10cm以内に留まる場合を群れ行動として、無作為に選んだ個体について観察したところ、キンギョはコクチバスがいてもいなくても、8割の個体が群れていた。一方、アユとウグイではバスの存在下で群れ行動が増加する傾向が認められた。被食魚は主に流下物や底生藻類を摂食した。全摂食行動の回数をバスがいる場合といない場合で比べると、キンギョとウグイではバスの存在下で摂食行動の回数が著しく減少する傾向が認められた(図1—30)。被食魚の成長率をバスがいる場合といない場合で比べると、キンギョではバスの存在下で成長率が低下する傾向が認められたが、アユとウグイでは有

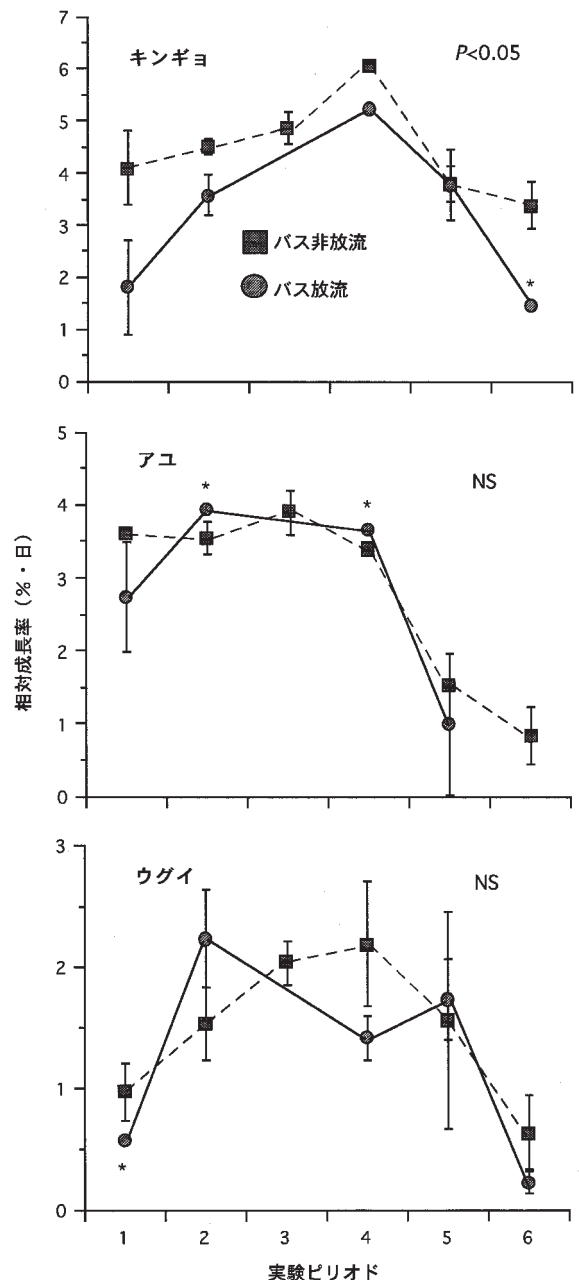


図1—31 3種の被食魚の成長率へのコクチバスの影響。

*実験を行った2池のうち的一方だけの資料を示す。垂直線は標準誤差をあらわす。

意な違いは検出されなかった(図1—31)。

隠れ場所を設置した実験では、アユとキンギョがコクチバスに多く捕食され、ウグイの被食数は比較的少なかった。隠れ場所を設置しなかった実験と設置した実験では、使用したコクチバス及び被食魚の個体数、体長、実験時期、水温はほぼ同じであった。そこで両年の被食数(2池合計)を魚種毎に比較してみると(図1—32)、アユとウグイについては両年で有意差は認められなかった。一方、キンギョについ

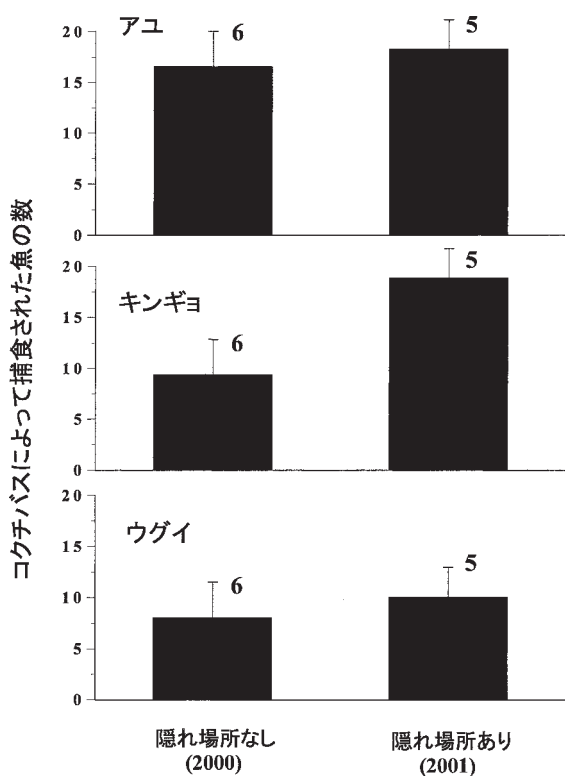


図 1—32 コクチバスによって捕食された在来淡水魚類 3 種の平均個体数と標準偏差。グラフ上の数字は実験ピリオド回数を示す。

ては隠れ場所を設けた場合に、多くの個体が捕食された。

(ウ) コクチバスの捕食圧を軽減する植物の効果

クサヨシ帯の有無を設定した実験において、各実験期の池ごとの被食数は、フナではクサヨシ帯がある場合に 10～17 尾、ない場合に 13～20 尾、ウグイではクサヨシ帯がある場合に 3～14 尾、ない場合に 2

～20 尾であった (図 1—33)。各池のそれぞれの魚種の被食数について、クサヨシ帯の有無と実験期を要因とした分散分析を行った。その結果、フナではクサヨシ帯の有無について有意差が認められ (クサヨシ帯の有無、 $F_{1,12}=12.60$ 、 $P=0.040$ ；実験期、 $F_{1,12}=0.03$ 、 $P>0.05$ ；交互作用、 $F_{1,12}=0.26$ 、 $P>0.05$)、ウグイではクサヨシ帯の有無およびクサヨシ帯の有無と実験期の交互作用についてそれぞれ有意差が認められた (クサヨシ帯の有無、 $F_{1,12}=6.17$ 、 $P=0.029$ ；実験期、 $F_{1,12}=0.27$ 、 $P>0.05$ ；交互作用、 $F_{1,12}=17.50$ 、 $P=0.001$)。これらのことから、両種ともに、クサヨシ帯がある場合にコクチバスによる被食数が有意に減少することが明らかになった。

なお、池ごとの被食数について、魚種、クサヨシ帯の有無、実験期を要因とした分散分析を行った結果、魚種、クサヨシ、クサヨシ帯の有無と実験期の交互作用、魚種とクサヨシ帯の有無および実験期の交互作用についてそれぞれ有意差が認められた (魚種、 $F_{1,24}=20.71$ 、 $P=0.0001$ ；クサヨシ、 $F_{1,24}=17.11$ 、 $P=0.0004$ ；クサヨシと実験期の交互作用、 $F_{1,24}=9.00$ 、 $P=0.0062$ ；魚種とクサヨシおよび実験期の交互作用、 $F_{1,24}=13.10$ 、 $P=0.0014$)。しかし、魚種とクサヨシの交互作用については有意差が認められなかった ($F_{1,24}=0.04$ 、 $P>0.05$)。このことから、クサヨシ帯の設置による被食軽減の効果はフナとウグイとの間で大差ないといえる。

クサヨシの分布密度を変えた実験における各実験

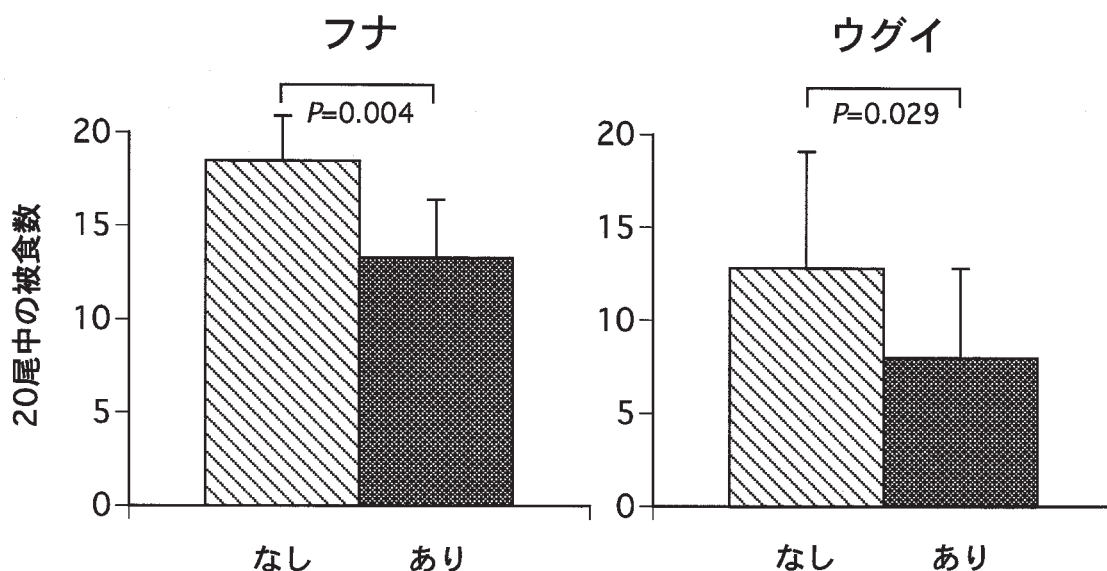


図 1—33 クサヨシ帯の有無によるコクチバスによるフナ、ウグイそれぞれの被食数の比較

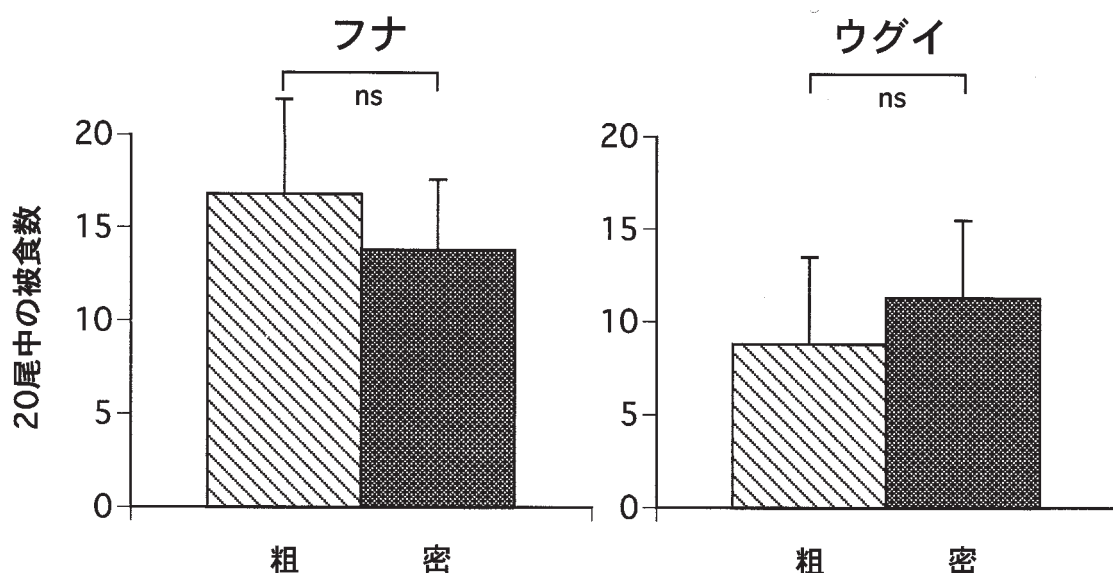


図1-34 クサヨシ帯の粗密によるコクチバスによるフナ、ウグイそれぞれの被食数の比較

期の池ごとの被食数は、フナではクサヨシの分布密度が密 (100本/1 m²)、粗 (100本/3 m²) のいずれの場合でも7~20尾、ウグイでは分布密度が密の場合に6~19尾、粗の場合に1~15尾であった (図1-34)。それぞれの魚種の被食数について、クサヨシ帯の分布密度と実験期を要因とした分散分析を行った。その結果、両種ともに実験期についてのみ有意差が認められた (フナ: 実験期、 $F_{1,12}=5.93$ 、 $P=0.031$; クサヨシ帯の分布密度、 $F_{1,12}=2.37$ 、 $P>0.05$; 交互作用、 $F_{1,12}=0.81$ 、 $P>0.05$; ウグイ: 実験期、 $F_{1,12}=5.03$ 、 $P=0.045$; クサヨシ帯の分布密度、 $F_{1,12}=1.74$ 、 $P>0.05$; 交互作用、 $F_{1,12}=2.10$ 、 $P>0.05$)。このことから、両種ともに、今回設定したクサヨシ帯の密度の範囲内では、被食軽減の効果は変わらないことが明らかになった。

(エ) コクチバスとオクチバスの成長への流水と水温の影響

給餌条件下における各実験期の池ごとの日間成長率の平均値は、コクチバスでは0.49~1.12%、オクチバスでは0.41~1.16%であった。成長率の平均値について、種、流水条件、実験期を变量要因とした三元配置分散分析を行った結果、種間、流水条件間、実験期の間、それらの交互作用ともに有意差は認められなかった (いずれも $P>0.05$)。このことから、流水条件はいずれのバス類の成長においても重要ではないことが示された。また、種間で成長に大差のないことが示された。

給餌条件下におけるオクチバスに対するコクチ

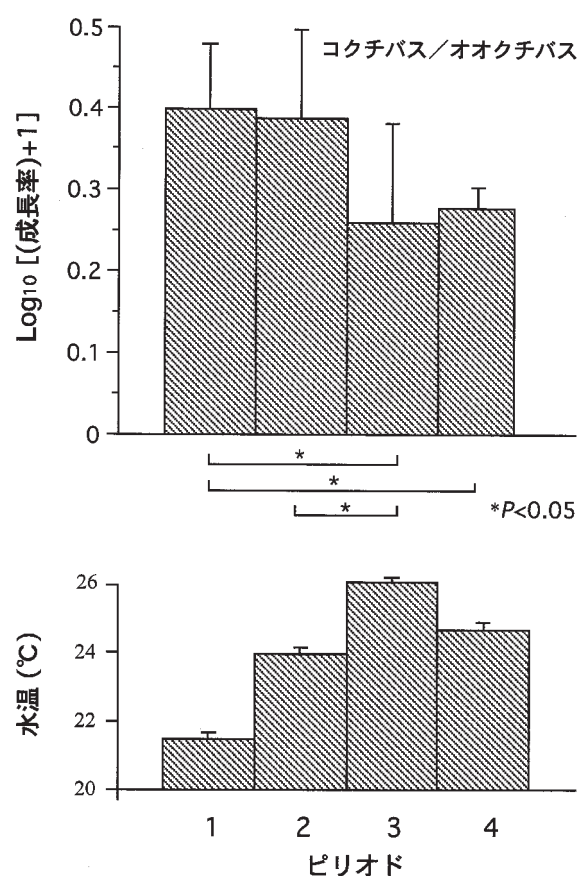


図1-35 オクチバスの成長率に対するコクチバスの成長率の比率及び水温の実験ピリオド間での比較

バスの成長比を実験期ごとに求めて対数変換した (図1-35)。その値について、実験期と流水条件を变量要因とした二元配分散分析を行った結果、実験期の間および実験期と流水条件の交互作用について有意差が認められた (実験期の間、 $F_{3,8}=4.40$ 、 $P=$

0.042；流水条件、 $F_{1,8}=2.43$ 、 $P=0.158$ ；交互作用、 $F_{3,8}=5.05$ 、 $P=0.030$ ）。また、事後検定の結果、1期と4期及び2期と4期との間で有意差が認められ（FisherのPLSD：1期と4期の間、 $P=0.022$ ；2期と4期の間、 $P=0.013$ ）、オオクチバスに対するコクチバスの成長比は実験期の後半（3、4期）に比べて前半（1、2期）において大きいという緩やかな傾向が認められた。

4面の実験池における水温は16～28℃であり、その平均値と標準偏差は1期には $21.5 \pm 0.2^\circ\text{C}$ 、2期には $24.0 \pm 0.2^\circ\text{C}$ 、3期には $26.1 \pm 0.2^\circ\text{C}$ 、4期には $24.7 \pm 0.2^\circ\text{C}$ であった。各池の平均水温について、実験期と流水条件を変量要因とした二元配分散分析を行った結果、実験期の間について有意差が認められた（実験期の間、 $F_{3,8}=118.62$ 、 $P<0.001$ ；流水条件、 $F_{1,8}=3.03$ 、 $P=0.120$ ；交互作用、 $F_{3,8}=1.48$ 、 $P=0.291$ ）。また、事後検定の結果、すべての実験期の間で平均水温に有意差が認められ（FisherのPLSD：2期と4期との間、 $P=0.021$ ；その他の実験期の間、 $P<0.001$ ）、実験期の後半（3、4期）に比べ前半（1、2期）において水温は高かった。

各実験期におけるオオクチバスに対するコクチバスの成長比と実験池の水温との関係を見ると（図1—35）、コクチバスの成長は水温が低い時期にオオクチバスに比べて良いという傾向が認められ、コクチバスのほうがオオクチバスに比べて低水温への適応能力の高いことが示された。

無給餌条件下では、コクチバス、オオクチバスと

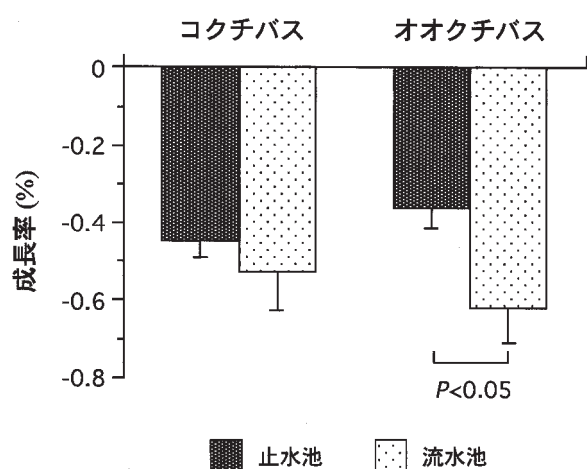


図1—36 無給餌下の止水池と流水池におけるコクチバス、オオクチバスそれぞれの成長率の比較

もにマイナス成長を示した（図1—36）。コクチバスの成長率の平均値と標準偏差は、止水池では $-0.45 \pm 0.04\%$ （ $n=10$ ）、流水池では $-0.53 \pm 0.10\%$ （ $n=7$ ）であり、両池の間で有意差は認められなかった（Mann-WhitneyのU検定、 $U_{cal}=21.0$ 、 $P=0.172$ ）。これに対して、オオクチバスの成長率の平均値と標準偏差は止水池では $-0.36 \pm 0.05\%$ （ $n=10$ ）、流水池では $-0.62 \pm 0.09\%$ （ $n=8$ ）であり、両池の間で有意差が認められ（ $U_{cal}=17.0$ 、 $P=0.041$ ）、流水池において体重の減少が著しかった。これらのことから、コクチバスのほうがオオクチバスに比べて流水への適応能力の高いことが示された。

エ 考 察

(ア) コクチバスのウグイに対する捕食行動及び捕食可能な被食魚サイズ

コクチバスは視覚に頼って食物を捜す肉食魚であり、北米では魚類の他にザリガニなどの甲殻類や昆虫類、両生類等を食することが報告されている¹³⁾。日本ではコクチバスの主生息地が水温の比較的低い湖沼であるために、その主な被食魚種としてはワカサギ、ヒメマス、ヨシノボリ類などが報告されている⁷⁻¹¹⁾。しかし、アメリカでの食性を考慮すると、今後コクチバスが河川や温水湖に分布を広げた場合には、魚類群集の内ではヨシノボリ類のほかにコイ科の小魚やアユが優占するため、本実験で用いたウグイや、アユ、オイカワが主食になることが予想される。

水槽に収容されたコクチバスの中には、まったくウグイを食べようとしない個体もいたが、全体的にはウグイに対して活発な捕食行動を示した。捕食行動はウグイの群れに突進する場合と単独のウグイを狙う場合に分けられ、後者は待ち伏せ型と水底にいるウグイに上部から近づく接近型に分けられた。北アメリカのコクチバスは水面、水中、水底のいずれにおいても捕食行動を示すことが知られており、その詳細についての報告はないものの、多くの捕食性の動物が示すように、待ち伏せ型と接近型を使い分けられていると考えられる¹⁴⁻¹⁷⁾。

コクチバスの胃内容物調査によると、コクチバスの餌生物の最大サイズはコクチバスの体長と相関するという^{4,18)}。野外の餌生物サイズは利用できる魚の大きさや種類組成によって変化すると考えられる。

しかし、胃内容物調査においても、今回私たちが行った水槽実験においても、餌魚の最大サイズがコクチバスの体長とともに大きくなるということが示され、コクチバスが捕食可能な餌生物の大きさには上限があることが確かめられた。

Zimmerman¹⁸⁾がコロンビア川などでコクチバスの胃内容物を調べた結果によると、コクチバスが食べていた魚の最大体長は対象の種類によっていくらか異なり、コイ科魚類で最大となり、次いでカジカ科魚類、サケ科魚類の順であった。コイ科魚類としては複数の種が捕食されていたと考えられるが、その最大体長(cm)は、 $Y=0.41X+3.38$ (X =コクチバスの尾叉長、 Y =被食魚の尾叉長、 $n=10$) で与えられる。この回帰式を今回得られた回帰式 ($Y=0.393X+2.633$ 、ただし体長は標準体長を計測) と比べると、きわめて類似する。我々の実験結果では、標準体長10~35cmのコクチバスはその体長の47~66%の魚まで捕食可能となる。一方、Zimmerman¹⁸⁾が行った胃内容物調査では、尾叉長20~45cmのコクチバスが自身の体長の49~52%の魚を捕食したことになる。水槽実験のコクチバスの方が相対的に大型魚を捕食できるようであるが、二つの方法ではコクチバスの供試魚の体長に差がある。20cm以上の個体に限れば、我々が得た回帰式でも餌魚の最大体長はコクチバスの体長の45~53%と、北アメリカの結果とほぼ一致する。なお、Probst ら⁴⁾はアメリカのミズーリ州での調査から、コクチバスの被食魚の体長が多くの場合10cm以下であること、被食個体の体長の最大値がバスの体長の約40%であることを報告した。しかし、これらの値は大型の個体が少ないことによって生じた過小評価であると考えられる。私たちの実験及び食性調査の結果から、コクチバスが捕食可能なコイ科魚類の体サイズは、高い精度で推定可能である。

今回の我々の解析結果では、コクチバスの口径から推定した捕食可能なウグイの最大サイズは、実際の捕食実験から明らかにされた餌としてのウグイの最大サイズの推定値よりも大きかった。すなわち、コクチバスは口径サイズとは別の要因によって、餌サイズを制限されていたことになる。この推論は、コクチバスが一度頭から尾のつけ根まで呑みこんだ大型のウグイを吐き出した観察例や、多くの大型のウグイを襲って傷つけたにもかかわらず呑みこまな

かった観察例によっても支持される。ウグイは体高が低く体長が大きい。コクチバスがウグイを捕食する際には、コクチバスの口径よりも体長が制限要因となっており、長すぎるウグイは消化器官等に収容できなかったと考えられる。

バス類が捕食可能な餌サイズの限界値についてはいくつかの報告がある。田畑・柴田¹⁹⁾の実験では、オオクチバスはその体長の62~72%の大きさのコイを捕食した。Shireman ら²⁰⁾はフロリダバスにソウギョを与えた場合には、バスの体長の42~68%の大きさのソウギョが限界サイズになることを報告した。また、淀・木村²¹⁾による三重県青蓮寺湖のオオクチバスの胃内容物調査では、最大でその体長の55%の大きさのウグイが食べられていた。コイに比べて体高の低いソウギョやウグイがオオクチバスに捕食される場合の限界サイズは、コクチバスにウグイを与えた場合に我々が明らかにした限界サイズとよく一致する。したがって、ウグイなど体高に比して体長が大きな種を被食魚として想定した場合には、コクチバスの口径サイズがオオクチバスやフロリダバスより相対的に小さいという理由で、被食魚がコクチバスに捕食されにくいという判断を下すことはできない。

コクチバスの成長量は、水温及びその変化、餌魚の体長及び栄養状態、バスの捕食行動とその頻度、バスの体長・体重など様々な要因の影響下にあると考えられる。今回の実験では水温についての調節は行われなかったが、水槽内で計測された水温(16~28℃)はコクチバスの活動にとってほぼ最適の水温であり、この範囲内では成長にも著しい違いのないことが北米での研究によって示されている³⁾。そのために、コクチバスの増重量と餌となったウグイの総重量との間に高い相関関係が認められたと考えられる。この回帰式は今後、河川湖沼におけるコクチバス個体群の変化、ならびに餌魚への影響についての予測モデルを組み立てる場合に有用である。

(i) コクチバスが日本在来の被食魚に与える影響

本実験の結果、ウグイ、キンギョなどの被食魚はコクチバスの存在下で摂食行動の頻度を減少させ、キンギョについては成長率を低下させた。また、コクチバスが活動する池では被食魚が群れを形成する傾向が認められた。魚類は一般に捕食される脅威が増大すると群れやすくなることが知られてお

り²²⁻²⁴⁾、本実験における被食魚の群れ行動もコクチバスに対する警戒行動であると考えられる。以上の結果は、コクチバスがアユ、ウグイ、キンギョを捕食するだけでなく、行動的にも強い影響を与え、摂食行動の減少を通して著しく負の影響を被食魚個体群に与えることを示唆する。3種の被食魚の中では、アユは行動的にコクチバスの影響を受けにくく活発に摂食していたが、最も多くコクチバスに捕食された。コクチバスは小型の魚を捕食する傾向が認められたが、もっとも小型のキンギョよりアユが多く捕食されたことは、コクチバスにとってアユが行動的に捕食しやすい、もしくは、味覚的に好ましいことを示唆する。

被食魚にとって隠れ場所の存在は、捕食者を避けるうえで有効であり、実験においてもコクチバスに捕食される被食魚は減少すると期待された。しかし実際には、アユ、ウグイ、キンギョのいずれにおいても、捕食の脅威を軽減するうえでの隠れ場所の効果は認められず、キンギョにおいては隠れ場所がある場合に、より多くの個体が捕食された。この結果は、日本在来の被食魚がコクチバスによる捕食の脅威に十分に対応できずに、隠れ場所の外へ出て捕食されてしまったことを意味する。日本においてブラックバス類が在来魚の多くを著しく減少させた大きな理由は、在来の被食魚にとってブラックバスに類似した捕食者と遭遇したことがなく、その捕食の脅威を避けることができなかったためと考えられ、本実験で生じた結果と類似する。

(ウ) コクチバスの捕食圧を軽減する植物の効果

本研究では、クサヨシ帯の設置により、フナ、ウグイとともにコクチバスによる被食数が有意に減少した。この結果は、水草帯の存在がコクチバスによる在来魚への捕食圧を軽減するうえで効果的であることを示す。我が国の多くの湖沼では、コンクリートの「張りブロック」による護岸や、沿岸帯の浚渫の影響等で、水草帯が減少している²⁵⁾。このことも、コクチバスによる在来魚の捕食に拍車をかけていると思われる。これらのことから、水草帯の豊富な水辺環境を保全・増大することが、コクチバスによる在来魚の捕食を防ぐうえで重要であると考えられる。一般に生態系の管理・保全にあたっては、外来種や国内移入種は少ないことが望まれる。したがって、水草帯を増大させる際には、その水域にもともと繁

茂していた在来の水草を利用するのが良いであろう。また、水草帯が繁茂するまでの間の経過措置として、人工水草帯を設置するという方法も考えられる。

本研究では、クサヨシの植栽数を変えずに分布密度のみを変えて実験を行ったところ、クサヨシ帯の密度の高い池と低い池との間で、フナ、ウグイともに被食数に有意差は認められず、設定した密度の範囲内では、捕食軽減効果は変わらなかった。このことは、クサヨシの密度がそれほど高くなくても、捕食圧軽減の効果が期待できることを示している。捕食圧軽減をもたらす水草帯の最低密度については、今後明らかにされるべき興味深い課題である。また、実際の湖沼において水草帯の復元を行い、コクチバスによる在来魚の捕食圧が軽減するかどうかを確かめることも重要である。

(エ) コクチバスとオオクチバスの成長への流水と水温の影響

本研究では、コクチバス、オオクチバスともに、給餌条件下では流水池と止水池との間で成長率に有意差は認められなかった。しかし、無給餌条件下では、流水池において、オオクチバスの体重の減少が著しかった。この結果は、餌生物が存在する場合には今回設定した程度の流速はいずれのバスの成長にも影響しないが、餌生物が存在しない場合にはオオクチバスにとって不利になることを示している。このような種間差が、種ごとの捕食様式の違いによるのか、それとも種ごとの生理的特性の違いによるのかは、今後明らかにされるべき興味深い問題である。コクチバスとオオクチバスの餌生物の種類や季節ごとの捕食量、酸素消費量等に関する詳細な比較解析が今後必要である。

給餌条件下において、コクチバスとオオクチバスとの間で成長率に有意差が認められなかった。このことは、コクチバスとオオクチバスでは同じ体サイズであれば摂餌における競争能力に大きな差がないことを示している。また、コクチバスの口径はオオクチバスに比べて小さいが、ウグイについての最大捕食サイズは種間で大きな違いがなく、餌料効率も大差ない²⁶⁾。これらのことは、コクチバスが我が国の河川湖沼に定着した場合に、水域生態系や水産業に対してオオクチバスと同様の脅威になる可能性を示す。近年我が国では、コクチバスは湖へ流入する溪

流においても採捕され、その消化管からイワナやヤマメ、カジカといった溪流魚が確認されている²⁷⁾。また、湖における繁殖²⁸⁾だけでなく、河川においてもコクチバスの繁殖が確認されている²⁹⁾。コクチバスはオオクチバスに比べて河川に定着しやすいと考えられており、今回の我々の実験結果もこのことを支持する。これまでオオクチバスが定着できなかった河川の中・上流域や標高の高い湖でもコクチバスは定着できる可能性が高く、定着した場合にその水域の生態系が攪乱されたり、水産業に負の影響が生じるおそれがある。コクチバスを我が国の渓流域や山上湖に定着させないように、他の水域からの移殖や湖からの流下、遡上に注意する必要がある。

オ 今後の課題

様々な形態をもつ在来魚についてのコクチバスによる捕食可能サイズを明らかにする必要がある。コクチバスの捕食行動については、湖沼や河川など広い生息地における実態を観察することが課題である。また、コクチバスの湖沼・河川での餌生物、季節ごとの捕食量、酸素消費量等についての一層くわしい解析も必要である。被食魚がコクチバスの捕食に長期間さらされた場合には、対捕食者行動を発展させることも考えられ、これは今後の課題である。また、隠れ場所が1つだけの場合、コクチバスにとって被食魚を狙いやすいと考えられるので、隠れ場所を複数設置した場合の効果を検討することが必要である。コクチバスは、湖沼だけでなく河川にも進出して、アユ、ウグイ、イワナなどを捕食しつつあるが、本実験の結果からコクチバスは河川の在来魚にも大きな影響を与えると考えられるので、河川へ流出しないような対策が緊急の課題となっている。コクチバスとオオクチバスへ及ぼす水温の影響については、さらに広い温度範囲での検証が必要である。また、被食動物の種類やサイズによって、両種の餌をめぐる競争における優劣が異なることが予想される。この点についても、様々な被食動物を与えることによる競争実験が必要であり、その結果を現在、コクチバスもしくはオオクチバスが優占している湖沼での実態と比較検討することが今後の課題となっている。

カ 要 約

水槽にウグイとコクチバスを収容した場合のコクチバスの捕食行動およびコクチバスが捕食可能なウ

グイの最大体長を明らかにした。コクチバスは水槽内でウグイの群れに突進したり、単独のウグイが近づくのを待ち伏せしたりして捕食した。コクチバスが捕食可能なウグイの最大体長はコクチバスのそれの47～66%であった。この値はコクチバスの口径サイズから推定した捕食可能な被食魚サイズよりも小さく、ウグイの体長が制限要因になっていると推察された。コクチバスは一日あたり最大63.6 gのウグイを捕食し、これは自体重の29%に相当した。実験池にアユ、ウグイ、キンギョを放流し、コクチバスがいる場合といない場合の行動、成長、生存率を比較・検討した。コクチバスの存在下では、被食魚は群れる傾向が強くなった。ウグイ、キンギョでは摂食頻度が低下し、キンギョでは成長率も減少した。アユではコクチバスが活動していても摂食頻度が低下しなかったが、3種の中ではもっとも多くコクチバスに捕食された。コクチバスは小型の個体を捕食する傾向があったが、アユはキンギョに比べて大型であり、コクチバスに捕食されやすい魚種であると考えられた。コクチバスによる在来魚の捕食圧軽減における水草帯設置(クサヨシ)の効果を実験的に検証した。その結果、クサヨシ帯を設置した池では、フナ、ウグイの被食数が有意に減少することが明らかになった。この結果は、自然水域における水草帯の保全・増大が、コクチバスによる在来魚の捕食圧軽減に効果的であることを示している。コクチバスとオオクチバスの成長における流水と水温の影響を実験的に調べたところ、給餌条件下では、いずれのバスについても流水池と止水池との間で成長率に有意差は認められなかった。しかし、オオクチバスに対するコクチバスの成長比は、水温が高い時期に比べて低い時期に大きかった。無給餌条件下では、オオクチバスの体重の減少率は止水池に比べて流水池において大きかったが、コクチバスでは両池の間に体重の減少率に有意差は認められなかった。この結果は、コクチバスにおいてオオクチバスに比べて、流水と低水温に対する適応能力が優れていることを示す。

キ 文 献

- 1) Clady, M. D. (1975) Early survival and recruitment of smallmouth bass in northern Michigan. *J. Wildl. Manage.* 39 : 194-200.
- 2) George, E. L. and W. F. Hadly. (1979) Food

- and habitat partitioning between rock bass (*Ambloplites rupestris*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) young of the year. *Trans. Am. Fish. Soc.* 108 : 253-261.
- 3) MacLean, J. A. et al. (1981) Temperature and year-class strength of smallmouth bass. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer.* 178 : 30-40.
- 4) Probst, W. E. et al. (1984) Resource use by stream-dwelling rock bass and smallmouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113 : 283-294.
- 5) Paragamian, V. L. (1984) Population characteristics of smallmouth bass in five Iowa streams and management recommendations. *North Am. J. Fish. Manage.* 4 : 497-506.
- 6) Rankin, E. T. (1986) Habitat selection by smallmouth bass in response to physical characteristics in a natural stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115 : 322-334.
- 7) 大浜秀規(1999)平成9年度内水面外来魚密放流防止体制推進事業概要. 山梨水技センター事業報告, 26 : 116.
- 8) 大浜秀規(2000)平成10年度内水面外来魚密放流防止体制推進事業概要. 山梨水技センター事業報告, 27 : 51.
- 9) 糟谷浩一(2000)内水面外来魚密放流防止体制推進事業—コクチバス生態調査—. 栃木水試研報, 42 : 44-57.
- 10) 小原昌和ほか(1999)野尻湖のコクチバスの食性. 平成9年度長野水試事業報告. 長野県水産試験場, 明科 : 18.
- 11) 淀太我・井口恵一郎(2003)長野県青木湖と野尻湖におけるコクチバスの食性. 魚類学雑誌, 50 : 47-54.
- 12) 吉沢和俱(1982)温水魚食魚 (オオクチバス (*Micropterus salmoides*)) の資源生態学的研究—VI. 飼育環境下における被捕食生物の選択性. 群馬水試報, 30 : 46-48.
- 13) Scott, W. B. and E. J. Crossman. (1973) Freshwater fishes of Canada. *Fish. Res. Board Canada Bull.*, 184 : 1-966.
- 14) Rankin, E. T. (1986) Habitat selection by smallmouth bass in response to physical characteristics in a natural stream. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 115 : 322-334.
- 15) Pianka, E. R. (1966) Convexity, desert lizards, and spatial heterogeneity. *Ecology*, 47 : 1055-1059.
- 16) Schoener, T. W. (1971) Theory of feeding strategies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 2 : 369-404.
- 17) Katano, O. (1996) Foraging tactics and home range of dark chub in a Japanese river. *Oecologia*, 106 : 199-205.
- 18) Zimmerman, M. P. (1999) Food habits of smallmouth bass, walleyes, and northern pike-minnow in the lower Columbia River basin during outmigration of juvenile anadromous salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 128 : 1036-1054.
- 19) 田畑和男・柴田 茂(1975)オオクチバスの生態に関する研究—I. 飼育環境下における摂餌生態. 兵庫水試研報, 15 : 51-62.
- 20) Shireman, J. V. et al. (1978) Size limits to predation on grass carp by largemouth bass. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 107 : 213-215.
- 21) 淀太我・木村清志(1998)三重県青蓮寺湖と滋賀県西の湖におけるオオクチバスの食性. 日水誌, 64 : 26-38.
- 22) Smith, R. J. F. (1997) Avoiding and deterring predators. Oxford University press, Oxford : 163-190
- 23) Godin, J-G. J. (1986) Antipredator function of shoaling in teleost fishes. *Naturaliste can.*, 113 : 241-250
- 24) Magurran, A. E. (1990) The adaptive significance of schooling as an anti-predator defence in fish. *Ann. Zool. Fennici.*, 27 : 51-66
- 25) 角野康郎(1998)ため池の植物群落-その成り立ちと保全. 江崎保男・田中哲夫編, 水辺環境の保全. 朝倉書店, 東京 : 1-16.
- 26) Katano, O. et al. (2002) Predation of Japanese dace, *Tribolodon hakonensis*, by largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in experimental aquaria. *Ichthyol. Res.*, 49 : 392-396.
- 27) 成田 薫ほか(2002)コクチバス河川生態調査. 平成13年度福島県内水面水産試験場事業報告書 :

- 81-84.
- 28) 井口恵一郎ほか(2001)移殖されたコクチバスの繁殖特性. 水産増殖, 49:157-160.
- 29) 淀 太我・井口恵一郎(2003)外来種コクチバスの河川内繁殖の確認. 水産増殖, 51:31-34.
(片野 修・中村智幸・山本祥一郎)

第2章 コクチバスの繁殖抑制技術の開発

1. 網具に対する行動特性の解明と捕獲技術の開発

ア 研究目的

コクチバス *Micropterus dolomieu* の分布拡大により、内水面漁業や生態系に与える影響が懸念されている¹⁻³⁾。そのためコクチバスの生息が確認された水域では、刺網⁴⁻⁶⁾、巻網⁷⁾、投網^{4,7)}、地曳網^{4,7)}、釣り⁷⁾、水中銃^{4,7)}、電気ショッカー⁴⁾などの漁具、調査採集器具や産卵床における親魚除去⁵⁾による駆除活動が行われている。コクチバスと同じ外来種であるオオクチバスについては資源抑制マニュアル⁸⁾が作成されているが、コクチバスは日本における生息が確認⁶⁾されてから比較的歴史が浅い外来種であり、効果的な捕獲方法に関して十分な知見が得られていない。

そこで、コクチバスを捕獲する際に用いる漁具の適否を評価した。また、そのうち特に有効と考えられた刺網について効果的な操業条件を検討した。

イ 研究方法

調査は長野県大町市の青木湖（面積1.86km²、最大水深58m）および木崎湖（面積1.4km²、最大水深29.5m）⁵⁾において行った。両湖とも1990年代前半にコクチバスの生息が確認されている⁶⁾。

(ア) コクチバスの捕獲に用いる漁具の候補選定

刺網、狩刺網、投網、釣り、延縄、張網、カゴ、小型地曳網による捕獲試験をおこない、CPUE(捕獲尾数/(作業時間×作業人数))および操業にかかる制約条件からコクチバスの捕獲に用いる漁具の適否を評価した。刺網は目合30、62、92、124mmの湖沼用底刺網を用い、岸沖方向に設置した。操業は日没前に網を入れ、翌朝、日出後に網を揚げる1夜操業とし、一部、日出後に網を入れ、日没前に網を揚げる昼間だけの操業も行った。狩刺網は前述の刺網のうち目合62mmのものをを用いた。日中、コクチバスを岸沿いで目視した後、これを囲むように網をコの字型に配置し、投石およびオールで水面を叩くことにより魚を威嚇して、羅網させた。投網は岸もしくはボートからコクチバスを目視した後に捕獲を行った。釣りの餌にはミミズおよび疑似餌（プラスチックワーム）を用いた。延縄は底延縄で、餌にはミミズを用

いた。1鉢の針数は20本とし、これを1.5m間隔で取り付け、岸沖方向に設置した。張網は、調査を行った青木湖においては動力船の使用が禁止されていることを考慮し、小型の張網に垣網と袖網を追加して用いた。カゴの形状はオオクチバスの捕獲⁸⁾に準じ、餌にはサナギ粉と米糠を混ぜ合わせて使用した。小型地曳網は浮子綱長10m×高さ2mである。地曳網を除く全ての漁具試験は青木湖において行った。小型地曳網については木崎湖で行い、同時期に操業した刺網（目合62mm）と捕獲された生物を比較した。また、調査期間中に木崎湖漁業協同組合が行った大型地曳網による外来魚駆除作業を参考にした。

(イ) コクチバスに対する刺網の網目選択性機能の解明

目合の異なる底刺網（目合30、62、76、92mm、網丈1.35m×網長さ20m）を同時に浸漬し、網目内周長に対するコクチバスの全長の関係から網目選択性曲線マスターカーブを最尤法⁹⁾を用いて求めた。刺網は岸際から沖方向へ岸と垂直に、1回の操業で各目合1反ずつをおよそ50m間隔で設置した。操業ごとに各網の配置を入れ替えて、コクチバスの刺網への遭遇確率に網の設置場所による偏りが生じないように配慮した。刺網の操業は、日没前に投網し翌朝に揚網する操業を基本とし、一部、日出後に投網し日没前に揚網する操業を行った。捕獲された全ての個体について、全長を測定した。

網目選択性曲線マスターカーブのモデルとして、正規関数曲線、対数正規関数曲線、二峰性正規関数曲線を用い、それぞれ網地への接触確率 p を一定とした場合と考慮した場合の2通りを考えた。これらの式をそれぞれ以下に示す。

正規関数モデル：

$$s(R_{ij}) = \exp\left[-\frac{(R_{ij}-R_o)^2}{2\sigma^2}\right]$$

対数正規関数モデル：

$$s(R_{ij}) = \exp\left[-\frac{(\ln R_{ij}-\ln R_o)^2}{2\sigma^2}\right]$$

二峰性正規関数モデル：

$$s(R_{ij}) = \frac{1}{\delta} \left[\exp \left[-\frac{(R_{ij} - R_a)^2}{2\sigma_a^2} \right] + \omega \exp \left[-\frac{(R_{ij} - R_b)^2}{2\sigma_b^2} \right] \right]$$

モデルの適合性は適合度検定により、モデルの選択は AIC (Akaike's Information Criterion) により評価した。さらに遊漁対象であり混獲数の最も多かったフナについても網目選択性曲線マスターカーブを求めた。ただし、フナについては、目合 30mm の刺網における捕獲がなかったため、目合 62、76、92mm の 3 網でのデータを解析に供した。

また、ネットマークから羅網部位を推定し、吻端から主上顎骨後端、主上顎骨後端から主鰓蓋上縁、主鰓蓋上縁から主鰓蓋骨後端、主鰓蓋骨後端以降、の 4 種類に分類した。

(ウ) 地形・季節の違いによる刺網へのコクチバス羅網数の変化

図 2-1 に示す急傾斜の地形の水域（秋葉崎：水深 1～36m）と緩傾斜の地形の水域（海頭：水深 1

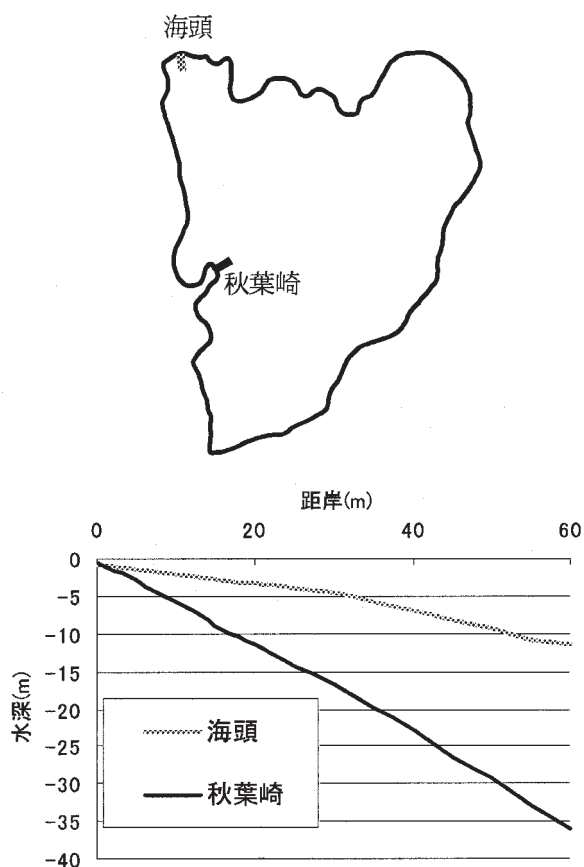


図 2-1 刺網の操業地点および各地点における水深変化
海頭：緩傾斜、秋葉崎：急傾斜

～11m) の 2 定点で、2002 年 5 月～11 月の期間、毎月連続した 6 日間の操業を行った。底刺網（目合 76mm、網丈 1.35m × 網長さ 20m）を 3 反連結し、岸際から沖方向へ岸と垂直に設置した。各地形における刺網の操業時刻がほぼ同じになるように、日没前に投網し、翌朝、日出後に揚網した。操業時には刺網の浮子に降った番号から、各個体が羅網したおおよその位置を求めた。これと事前に行った測深記録により、各個体が羅網した地点における水深を推定した。これらの刺網に羅網したコクチバスおよび混獲魚の調査月、定点、水深による個体数の変動を検討した。また、コクチバスに関しては、調査月による性比も検討した。

(エ) 刺網へのコクチバスおよび混獲魚の羅網時刻の推定

振動検知器を取り付けた刺網（以降、時測網と称する）により、羅網時に生じる網の振動を経時的に記録することで、魚の羅網時間を個体毎に測定した。内水面漁業で通常、使用されている底刺網（ナイロン 0.8 号、目合 62、76、93mm、網丈 1.2m）を、網幅 1.5m に切断したものを 1 反の時測網とした。測定現場では、この時測網を複数連結して使用した。連結した時測網の間隔は 1.2m とした。時測網は 1 反あたりの網地面積を小さくし、魚の羅網により網成りが崩れることで、それ以後は漁獲機能を失う設計とした。これにより個体毎に羅網時刻の測定を可能とした。振動検知器は、3 軸加速度センサ（マイクロストーン社製 MA3-04、21×13×5mm）とモーションデテクター（Vsevolod Afanasyev 製 Fishing chips system、52×33×25mm）のいずれかを用いた。

羅網時刻の測定は、2001 年 8～9 月および 2002 年 5～11 月に青木湖西岸の水深約 2～4m 帯で行った。調査期間中の透明度は平均約 8m であった。調査水域に定常的な水流はなく、ほぼ無流状態であった。調査期間中の水温に顕著な日周変動はなかった。各操業で多少のずれや重複はあるが、基本的に調査期間中は 8:00 頃から 15:00 頃までの時間帯と 15:00 頃から翌 8:00 頃までの時間帯に、同時に 4 反から 8 反の時測網の浸漬を反復することで 4～7 日間の連続した測定期間を設けた（表 2-1）。各時測網は沈子網部分で互いに連結し、岸に対して垂直向きに設置した。捕獲した個体は魚種別に捕獲尾数と測定された羅網時刻を記録した。

表 2-1 羅網時刻の測定期間

年	月	日	設置反数		目合 mm
			最小	最大	
2001	4	7-10	5	5	62, 93
	9	10-15	5	5	62, 93
2002	5	21-27	4	5	76
	6	20-26	4	6	76
	7	23-29	4	8	76
	8	22-28	4	8	76
	9	20-26	4	8	76
	10	17-23	4	8	76
	11	12-18	4	8	76

(オ) 超音波発信器によるコクチバスの行動範囲の推定

水深センサ付きコード化ピンガー (VEMCO 社 V16P) を15尾のコクチバス (28.6~41.6cm、TL) に取り付け、行動範囲および生息水深を記録した。本発信器は、コード化された個体識別信号と圧力センサによる信号を発信する。これを専用の受信器で時刻とともに記録し、ソフト上でIDと水深のデータに変換する。本器は直径16mm×長さ80mmの円筒形で、水中重量は15gである。供試魚は釣りおよび刺網で捕獲した個体のうち、目立った外傷のないものを用いた。発信器の装着の際には、麻酔薬(田辺製薬 FA100) 4mlを水10lで希釈し、その中に供試魚を泳がせて麻酔した。麻酔が効き始めた時点で供試魚を取り上げ、発信器をコクチバスの第一背鰭基部に結束バンドもしくはポリエチレン糸で固定した。発信器を取り付ける際に生じた傷には抗生物質(三共株式会社クロマイセチン)を塗布した。発信器を装着した後、湖水中に設置した生け簀でコクチバスを蓄養し、麻酔および発信器の取り付けによる影響が無いことを確認した後に図2-2中に示すA点

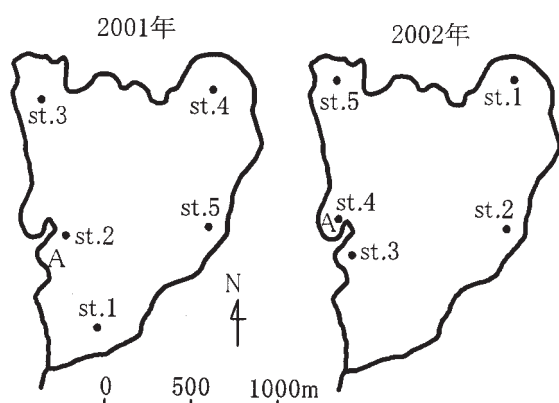


図 2-2 発信器を取り付けたコクチバスの放流地点 (A)および発信器の設置地点(●)

より放流した。データ収集には同社の受信器 VR-2を使用した。2001年および2002年、それぞれ図2-2に示す5カ所の地点に受信器を設置した。2001年6月~10月および2002年5月~11月までの各月に1度、受信器を回収し、データを読み出した後、再度設置した。得られたデータより、コクチバスの行動範囲および生息水深の変動を解析した。

ウ 結果

(ア) コクチバスの捕獲に用いる漁具の候補選定

漁法毎のCPUEを図2-3に示す。刺網(目合62mm)によるCPUEが最も高く、次いで刺網(目合30mm、92mm)、狩刺網(目合62mm)の順であった。釣り、投網、刺網(目合124mm)のCPUEは低く、カゴ、延縄、張網ではコクチバスは捕獲されなかった。小型地曳網では他の漁法で捕獲されなかった、全長5cm程度の小型個体が多数捕獲された。一方、同時期に行った刺網では全長20cmを越える個体が多数捕獲されたが、小型地曳網ではほとんど捕獲されなかった。また、操業中に網内で確認された全長25cm程度のオコチバスが、網を曳き寄せている間に逃避したことを確認した。

刺網、狩刺網、釣り、延縄、カゴは比較的場所を選ばず操業が可能であった。ただし、刺網および狩刺網は、枯れ枝のある場所では、これを網から外すために時間を要した。投網は、水深のある場所では網の沈降に時間がかかり、コクチバスが逃避した。張網は、急峻な地形の多い青木湖においては設置可能な場所が限られた。また、コクチバスが垣網に沿って遊泳した後、返し網の手前で引き返す様子が観察された。小型地曳網は、急峻な地形が多いため陸

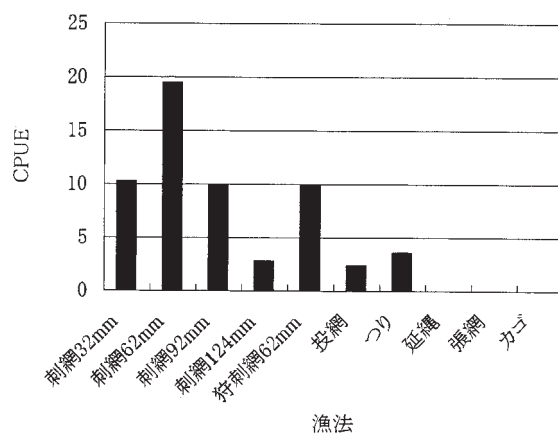


図 2-3 コクチバスに対する各漁法の CPUE (捕獲尾数/時間/作業人員)

上作業スペースが取れず、また、湖底に杭や大岩などの障害物がある青木湖においては操業がほぼ不可能であった。木崎湖で行った小型地曳網の試験では、沈子網に取り付けてあるロープをボート上から引き上げて障害物を回避することで、大型地曳網では操業が困難な水草が大量に存在する水域においても操業が可能であった。木崎湖漁業協同組合が行った大型地曳網の操業は、砂底で陸上に作業スペースが取れる場所に限られた。

刺網、狩刺網、釣り(ミミズ)、延縄、張網、小型地曳網ではフナ、コイ、ウグイ、ナマズなどの混獲があった。そのうち、刺網、狩刺網、張網では魚体の損傷が認められた。

(イ) コクチバスに対する刺網の網目選択性機能の解明

合計13回52反の操業でコクチバス122個体、フナ72個体、その他31個体を捕獲した。コクチバスでは網地への遭遇確率を考慮した二峰性正規関数モデルのみ適合した(適合度検定、 $P>0.05$)。フナでは全てのモデルが適合し(適合度検定、 $P>0.05$)、網地への遭遇確率を一定とした対数正規関数モデルのAICが最も低い値を示した(図2-4)。コクチバスの羅網部位は主鰓蓋上縁から主鰓蓋骨後端および主鰓蓋骨後端以降で最も多かった。一方、主鰓蓋骨後端での羅網が約20%を占めた。フナのほとんどが主鰓蓋上縁から主鰓蓋骨後端および主鰓蓋骨後端以降で羅網しており、主鰓蓋上縁より前方での羅網は1個体だけであった(図2-5)。

(ウ) 地形・季節の違いによる刺網へのコクチバス羅網数の変化

急傾斜の地形の水域におけるコクチバスの総捕獲個体数は、緩傾斜の地形の水域における総捕獲個体数を上回った。しかし、統計的な有意差はみられなかった。月別の捕獲個体数は5、6月に最も多く、次いで9、10月に多かった(図2-6)。5、6月の水温は13~16℃であり、9、10月の水温は19~17℃であった。調査期間を通じて、コクチバスの約8割が水深10mまでで羅網した。一方で、6月には水深13~15mで羅網する個体がみられ、11月は10mより深い水深でのみ羅網する個体がみられた(図2-7)。フナは広い水深帯で羅網した。急傾斜の地形では7~9月を除き、水深10mを越える深場においても羅網が確認され、最大水深は25mを越えた。コク

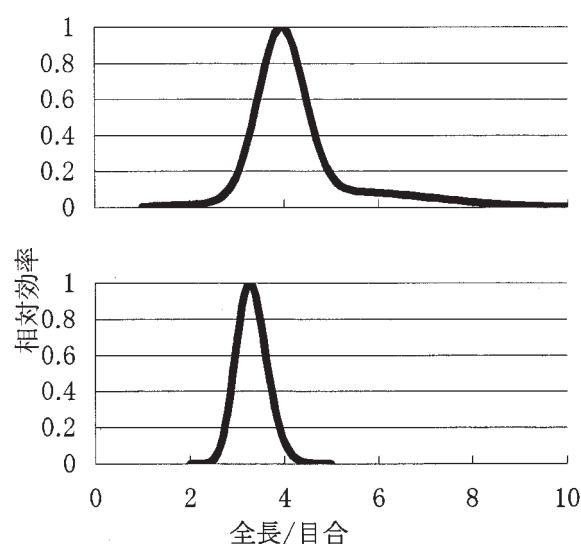


図2-4 コクチバスおよびフナに対する刺網の網目選択性曲線マスターカーブ
上：コクチバス、下：フナ

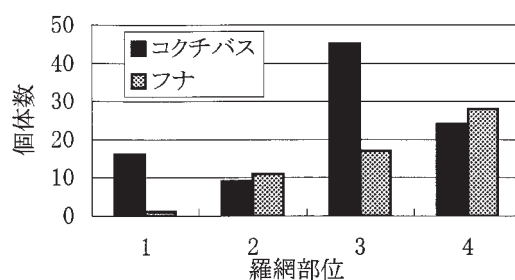


図2-5 コクチバスおよびフナの羅網部位
1：吻端～主上顎骨後端、2：主上顎骨後端～主鰓蓋上縁 3：主鰓蓋上縁～主鰓蓋骨後端、4：主鰓蓋骨後端以降

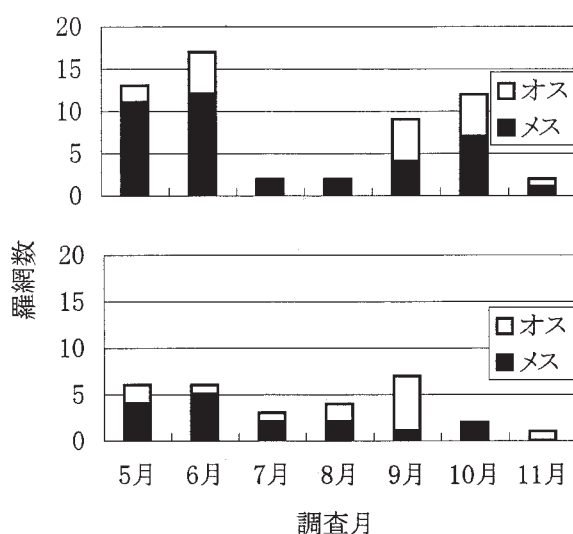


図2-6 地形・調査月毎の刺網へのコクチバス羅網数
上：秋葉崎(急傾斜)、下：海頭(緩傾斜)

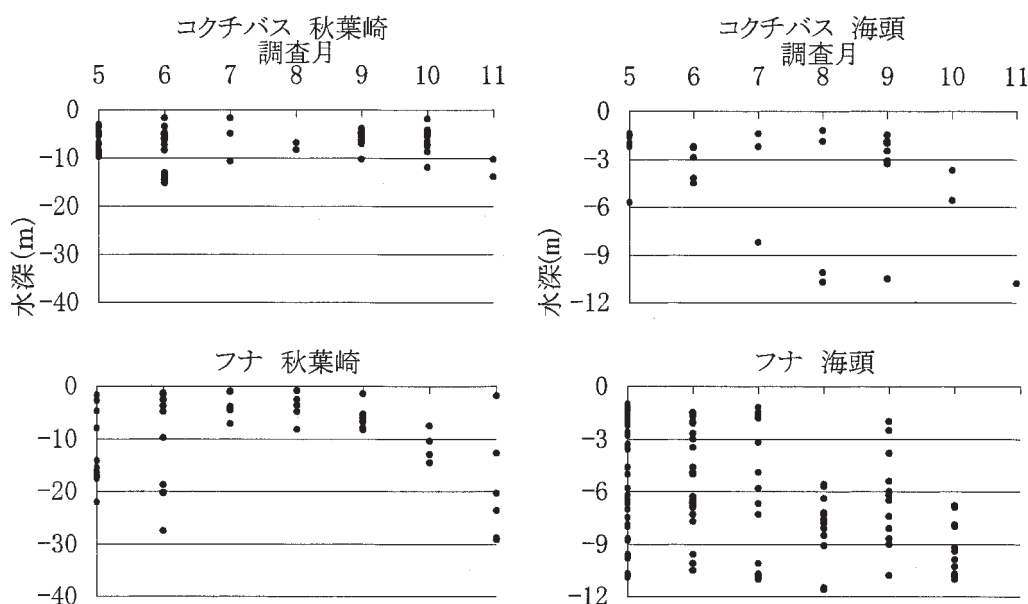


図 2-7 コクチバスおよびフナの月別羅網水深

チバスの産卵期である 5～7 月と、それ以外の時期である 8～11 月に羅網したコクチバスの性比を比較した結果、前者でメスの比率が高かった。(U 検定、 $P < 0.05$)

(エ) 刺網へのコクチバスおよび混獲魚の羅網時刻の推定

総計 5 魚種 82 尾の羅網時刻を測定した。羅網尾数はフナが最も多く、次いでコクチバス、コイの順であった。全調査期間で測定した羅網時刻の 24 時間頻度分布図を図 2-8 に示した。コクチバスは明け方と夕方のまずめ時に羅網数が多くなり、日中にも羅網があったが、深夜の羅網はほとんど無かった。一方、混獲尾数の多かったフナやコイの羅網数は夕方のまずめ時に特に多くなり、明け方まで羅網が続いたが、日中の羅網はほとんどなかった。

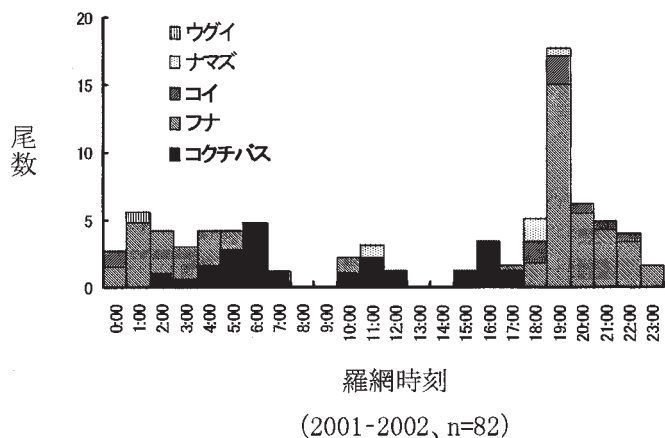


図 2-8 魚種別羅網時刻 24 時間頻度分布図 (2001-2002, n=82)

ここで、コクチバスと在来魚の羅網しやすい時間帯が、それぞれ任意の時刻 T の前後に分離できるとする。調査期間に捕獲されたコクチバスと在来魚の総尾数をそれぞれ Na 、 Nb とし、 T より前の時間帯で捕獲される a の尾数を Ca 、 T より後の時間帯で捕獲される b の尾数を Cb とする。それぞれの時間帯における、コクチバスと在来魚の捕獲率 ra と rb は、次式で表せる。

$$ra = Ca / Na$$

$$rb = Cb / Nb$$

それぞれの時間帯における捕獲率を考慮して、時刻 T におけるコクチバスと在来魚の分離効率 η_{ab} は、

$$\eta_{ab} = ra + rb - 1$$

と定義される¹⁰⁾。よって、 η_{ab} が最大となる時刻 T を投揚網時刻に設定することで、コクチバスの捕獲尾数を維持しつつ、在来魚の混獲尾数を減らせる。ここでは、捕獲尾数の少ないナマズとウグイは資料から省き、フナとコイは主要な在来魚として 1 群にまとめた。さらに、1 日を日出前後と日没前後の時間帯に二分して、各時間帯で個体毎の羅網時刻データを日出時と日没時を基準に整理して、コクチバスとフナ・コイ群間の分離効率 η_{ab} と時刻 T の関係を求めた(図 2-9)。分離効率は、日出前後の時間帯で日出前 41 分～6 分に 0.72、日没前後の時間帯で日没前 82 分～68 分に 1 でそれぞれ最大となった。

(オ) 超音波発信器によるコクチバスの行動範囲の

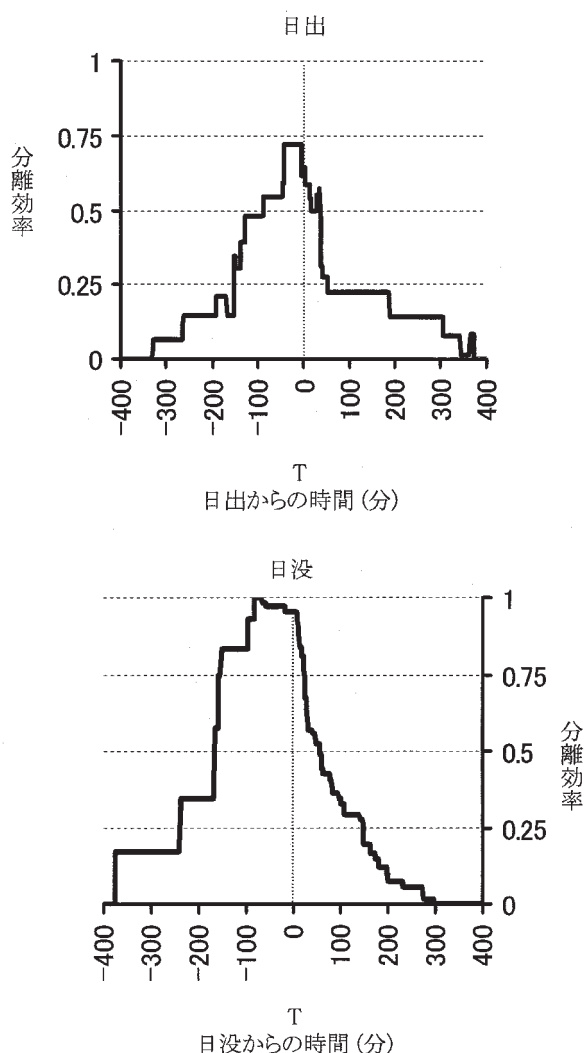


図2-9 時刻によるコクチバスとフナ・コイ間の漁獲分離率
上：日出前後の時間帯、下：日入前後の時間帯

推定

発信器のデータより、水深もしくは行動範囲に大きな変化が見られた時点まではその発信器を取り付けた個体が生残していると判断した。大きな変化が見られなくなってからは、コクチバスの斃死もしくは発信器の脱落の可能性があるので、以降のデータは解析から除外した。生残していると判断された期間は、最短1日間から最長116日間であった。このうちデータ収集期間が30日を越えた6個体について、行動を解析した。コクチバスは主に放流された地点を含む一方の岸で確認され、対岸ではほとんど確認されなかった(図2-10)。水深の記録が出来た5個体のうち3個体が6～8月に水深10m以深で確認されることがあったが、2個体は常に10m以浅で確認された(図2-11)。

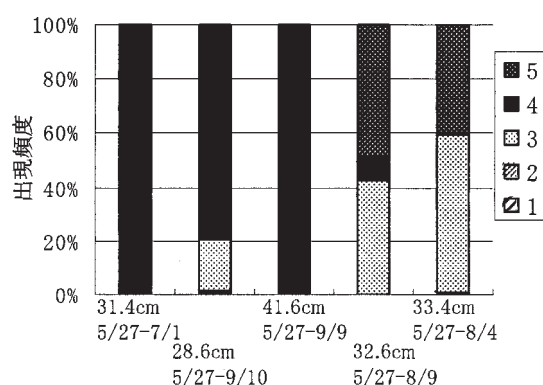


図2-10 ステーション別のコクチバスの出現頻度(2002年)

横軸はコクチバスの全長および追跡期間
凡例の数字は図2-2のステーションナンバー

エ 考 察

(ア) コクチバスの捕獲に用いる漁具の候補選定

CPUEと操業の制限要因から判断したコクチバス捕獲に用いる漁具の評価を表2-2に示す。刺網は適正な目合を用いればCPUEが高く、同時に複数の場所に設置できる利点がある。一方、魚種によっては混獲があることに注意が必要である。狩刺網は通常の刺網に次ぐCPUEを示したことから、コクチバスが視認できる時期、場所では有効であると考えられる。一方、1度操業した後は、近くの魚が逃避しているので、次の操業の際に距離もしくは時間を取る必要がある。一方、投網、釣りでは漁場探索に時間がかかること、釣りでは漁獲がない時間にも拘束されることで作業時間がかかったことが挙げられる。釣りは疑似餌を用いると混獲を軽減できるので、コクチバスを選択的に捕獲する点では適している。一方、捕獲量は個人の技術に依存する部分が多い。投網は、産卵床の卵や仔魚を保護するオス親魚に対して特に有効である。一方、水深がある場所での捕獲は困難である。延縄、カゴ、張網ではコクチバスの捕獲がなかった。オコチバスでの研究⁸⁾においてもカゴはそれほど有効な漁具とはいえず、コクチバスを捕獲する漁具としては適していないと考えられる。調査を行った青木湖は透明度が高く、また、コクチバスやオコチバスは視覚に優れているため¹¹⁻¹³⁾、コクチバスが張網を視認し、回避していた可能性が高い。曳網は、最終的に魚を捕らえるために水に立ち込める場所であること、網を引くための広さが陸上にあることが必要になる。コクチバ

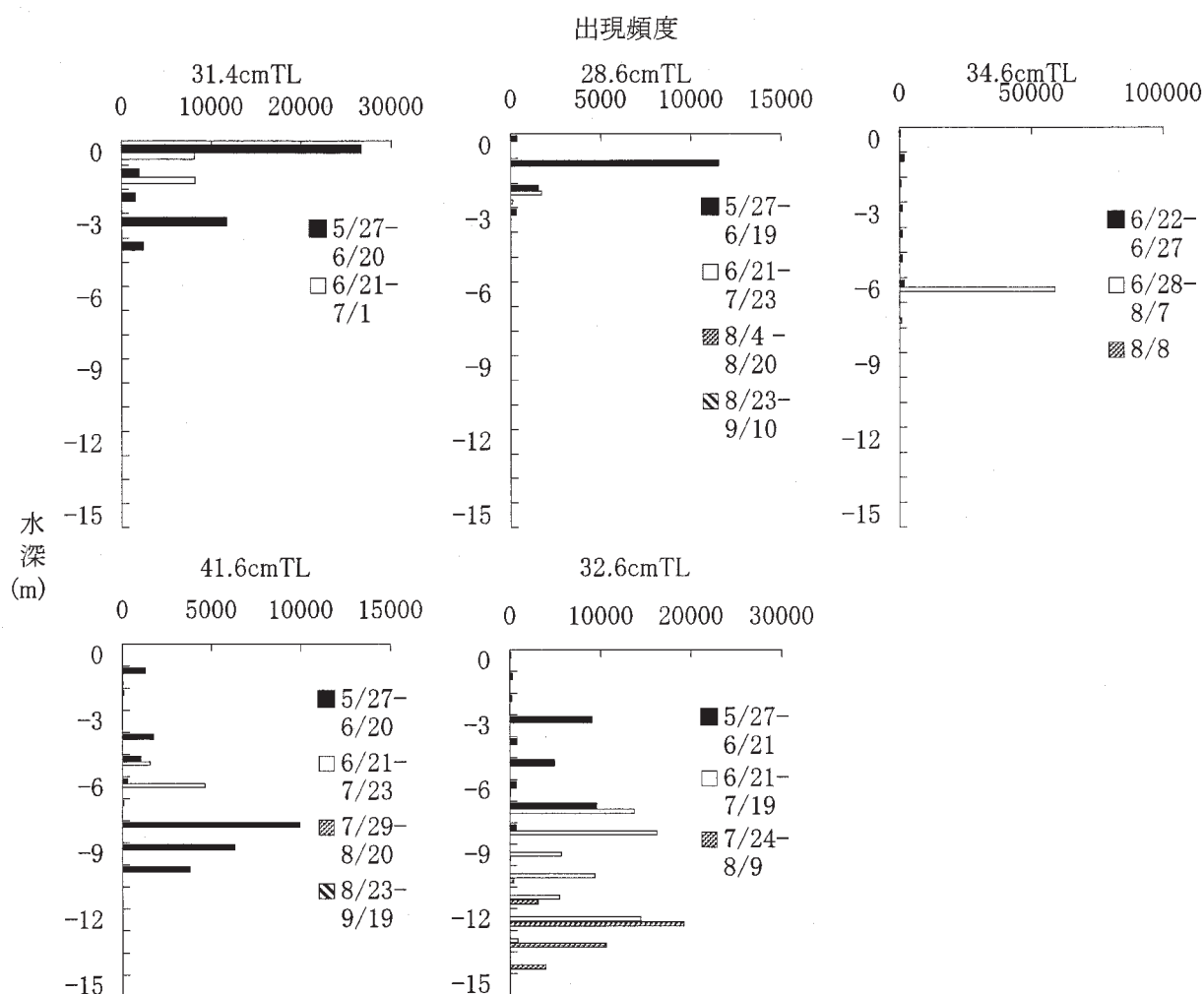


図2-11 水深・時期毎のコクチバス出現頻度

表2-2 コクチバスの捕獲に用いる漁具の適否の評価

○：適、△：条件付きで適、×：困難、－：評価不能

漁法	捕獲尾数	手間	混獲	場所	備考
刺網	○	○	△	○	混獲がある
狩刺網	○	△	△	△	深場では困難
投網	△	○	○	△	産卵期のオス親魚に有効
釣り	△	○	○	○	個人の技術に左右される
延縄	×	△	－	○	捕獲無し
張網	×	△	×	×	コクチバスの捕獲無し
カゴ	×	○	－	○	捕獲無し
小型地曳網	○	△	○	△	大型個体の捕獲は困難
大型地曳網	○	×	○	×	人数が必要、場所の制限が大きい

スにとって障害物が重要であることから⁷⁾、地曳網の操業は制限される場合がある。以上のことから、コクチバスの捕獲には刺網が適しており、時期や場所によって投網、釣り、地曳網を用いることが有効である。

(イ) コクチバスに対する刺網の網目選択性機能の解明

モデルの適合性が認められたのは、網地への接触

確率を考慮した場合の二峰性正規関数モデルだけであった。コクチバスの羅網は主鰓蓋上縁から主鰓蓋骨後端および主鰓蓋骨後端以降での刺さりが主であるものの、主上顎骨後端での羅網も見られた。一般に同一種内では大型個体で絡み漁獲が多いと言われる¹⁴⁾。絡まりによる羅網が影響したとことにより、右側に裾の広がる二峰性正規関数モデルが採択されたと考える。フナではいずれのモデルも適合し、最も

AIC が小さくモデルとして適当であると判断されたのは対数正規関数モデルであったが、その形状はほぼ左右対象であった。これはフナのほとんどが刺さりにより羅網していることに起因すると考えた。コクチバスは主上顎骨や鰓蓋、第1背鰭の棘条など絡まりの原因となる部位が多い。一般に網地の縮結は、刺し主体のものでは30～45%、絡まり主体のものでは65%ぐらいまでが使用されている¹⁵⁾。縮結を多く入れた絡まりを目的とする刺網の使用によりコクチバスの羅網をより多くできる可能性がある。コクチバスでは全長が目合の4倍、フナでは全長が目合の3.2倍で刺網の相対効率が最大になった。コクチバスの場合、これは、全長32cm前後のコクチバスを捕獲する際には目合80mmの刺網を用いることが効果的であることを示している。一方、この目合を用いた場合、全長25cm前後のフナに対しても相対効率が高くなるため、刺網の使用に際してはフナなど在来魚類の混獲に対する注意が必要である。

(ウ) 地形・季節の違いによる刺網へのコクチバス 羅網数の変化

急傾斜の地形でコクチバスの捕獲数が多い傾向にあることは既往の報告⁴⁾と一致した。10mを越える水深に刺網を設置してもフナの混獲が増加するため適当ではない。コクチバスの個体数を抑制するためには、放卵前のメス個体を捕獲することが有効であると考えられることから、産卵期の捕獲活動は効果的と考えられる。産卵期に刺網への羅網個体の性比がメスに偏ることはオオクチバスにおいても報告されている⁸⁾。産卵期におけるコクチバスのオス親魚は産卵床の卵や仔魚を保護するため、一カ所に留まる傾向がある¹⁶⁾。このため雌雄で移動量が異なることにより刺網への接触機会に差が生じ、産卵期における刺網への羅網個体の性比がメスに偏ったと考えられる。コクチバスの産卵床は水深1～3mの浅場に造られる^{7,17)}。これらのことから、刺網でコクチバスを捕獲するには産卵期に水深10mまでを目安に浅場で操業することが効率的である。秋葉崎において水深10mまで刺網を設置するためには網長さが約20m必要である。同様に海頭では網長さが約60m必要である。岸に対して垂直に刺網を設置する場合、急峻な地形に刺網を設置する方が網長さが短くてすみ、効率的である。一方、地形・季節の違いによるフナの混獲の軽減は困難である。

(エ) 刺網へのコクチバスおよび混獲魚の羅網時刻 の推定

1日に1回の刺網浸漬によりコクチバスを捕獲する場合、刺網を日出前に投網して日没前に揚網することで、コクチバスの捕獲尾数をほぼ維持したまま、フナやコイの混獲尾数を減らすことが可能である。魚の活動の日周変化には、生息環境における餌生物の活動性や、照度や水温の変化に同調される生理的な概日リズムが影響すると考えられる^{18,19)}。本調査では、水温に顕著な日周変動は観測されなかった。一般的に刺網への羅網は照度と網糸の視認度の関係が影響するとされるので²⁰⁾、羅網率の日周変化は主に照度によって制限されると考えた。以下では、コクチバスと在来魚が羅網しやすい時間帯の違いについて、主に刺網の視認度と活動性の日周変化に関して検討した。

フナやコイの仲間は相当の暗闇においても活発に行動する。フナやコイは視覚以外の機能でも索餌を行うからである。しかし、低照度下では網糸の視認度が低くなるので、刺網への遭遇率が高くなると考えた。一般に、刺網は魚の視覚の効かない夜間に行うことが多い²⁰⁾。フナやコイを、刺網など受動的漁具の短期間浸漬により捕獲する場合も、夕方から明け方までの漁具浸漬が一般的であるが^{21,22)}、これはフナやコイの生態を利用した漁法と言える。また、フナやコイは日中も活発な索餌行動を行い、遊漁によっても多く釣獲される。青木湖でも日中に遊泳する個体を多数観察した。しかし、通常は照度が増すにつれ網糸の視認度も高くなるので、刺網への羅網率は低くなる²³⁾。青木湖のように透明度の高い水域では、フナやコイが日中に十分刺網を視認できることが、羅網率を減少させる一因と考えた。

一方、コクチバスやオオクチバスを対象とした漁業は一般的でなく、疑餌針による遊漁が人気である。これは視覚により索餌する生態を利用した漁法と言える。よって、視覚の効かない夜間は好漁が望まれず、一般には明け方と夕方を主とした日中に釣獲しやすいとされる²⁴⁾。コクチバスやオオクチバスは視覚が優れ¹¹⁻¹³⁾、索餌行動は視覚に依存している。そのため、視覚の衰える夜間の活動性は小さくなり、刺網への遭遇率も低くなると考えられる。日中は、青木湖のように透明度の高い環境ではコクチバスは十分に刺網を視認できると考える。しかし、魚は索

餌や生殖などにより興奮状態にある場合は、刺網を視認する機能が低下するとされる²⁰⁾。実際に、十分に網糸が視認できる明環境でも、コクチバスは餌生物の追跡時や他魚への威嚇時には刺網に突進して羅網することも確認した。このようなコクチバスの攻撃的な習性が、日中の羅網率を増加させる一因と考えた。

また、本調査でフナとコイに次いで混獲数の多かった魚はナマズである。羅網時刻を測定できた尾数は少なかったが、フナやコイと同様に全国に広く分布する在来魚である。ナマズは夜行性であり、刺網など漁業でも夜間の漁獲が一般的である²²⁾。ゆえに、ナマズの混獲を軽減するためにも、夜間の刺網浸漬は避けるべきである。

(オ) 超音波発信器によるコクチバスの行動範囲の推定

コクチバスは、水深10m以浅にいる時間が多く、6～8月に一部の個体が水深15m程度の深場に移動した。これは刺網による結果や、初夏には浅場を利用し晩夏に一部の個体が深い場所を利用するという既往の報告^{25,26)}とほぼ一致した。コクチバスを捕獲する際には、水深10m程度までで操業するのが一つの目安となる。行動追跡期間におけるコクチバスは大きく移動していなかった。これは、コクチバスの行動がある範囲に限定されるという既往の報告^{7,25)}と一致する。一方、目視および釣獲調査からコクチバスが青木湖の湖岸域に広く分布することが認められた。漁具によりコクチバスを捕獲する際には、湖岸域全体で捕獲活動を行う必要がある。ただし、本研究では調査期間が5～9月の比較的高水温時だけであり、低水温時におけるコクチバスの行動は追跡していない。また、発信器を取り付けるため、今回は全長28.6～41.6cmの中型～大型の個体について実験を行った。小型個体は相対的に浅場を利用するという報告^{7,25)}があるため、コクチバスの体長階級毎に応じた、効果的な操業方法については更なる検討が必要である。

オ 今後の問題点

漁具によってコクチバス個体数を制御するには、多大な努力量を投入しなくてはならない。既にコクチバスが繁殖している水域においては、産卵床を保護する親魚の捕獲⁵⁾などの繁殖抑制技術と併せて、継続した努力によりコクチバスの個体数を低水準に

抑えることで、水産有用種や生態系に与える影響を最小限に食い止めることが必要である。また、これ以上コクチバスの分布を拡大させないことが重要である。そのため、コクチバスの生息が確認された水域では早急に捕獲活動を行うことが必要である。

カ 要 約

刺網、狩刺網、投網、釣り、地曳網、延縄、カゴ、張網による捕獲試験を行い、コクチバスを捕獲するには刺網を主体に、釣り、投網、地曳網を用いるのが効果的であることを明らかにした。そこで、刺網によりコクチバスを効果的に捕獲する条件を検討した。まず、コクチバスに対する刺網の選択性曲線マスターカーブを最尤法により算出し、コクチバスの全長の1/4に相当する長さの目合の刺網を用いることが効果的であることを明らかにした。次いで、地形・季節の違いによるコクチバスおよびフナの羅網数の変化を調べ、水温が13～20℃の時期に急峻な地形の水深10m以浅で刺網を操業することが効率であることを明らかにした。一方、地形・季節の違いではフナの混獲回避はほぼ不可能であった。そこで、振動検知器を取り付けた刺網により個体毎に羅網時刻を測定することで、魚種毎の羅網時刻の違いを利用した混獲回避について検討した。日出前から日没頃までの刺網の操業で、コクチバスの捕獲数を維持しながら、フナやコイの混獲を軽減できることを明らかにした。また、発信器によりコクチバスの行動範囲および生息水深を記録した。6～9月までのコクチバスは大きな移動をせず、水深10m以浅にすることが多かった。これは刺網による結果と一致した。

キ 文 献

- 1) 中井克樹(2002)「ブラックバス問題」の現状と課題。日本魚類学会自然保護委員会編、川と湖沼の侵略者ブラックバス—その生物学と生態系への影響—。恒星社厚生閣：127-147。
- 2) 全国内水面漁業協同組合連合会(2000)外来魚密放流の横行について。ないすいめん20：15-27。
- 3) 中井克樹(1999)「バス釣りブーム」がもたらすわが国の淡水生態系の危機—何が問題で何をすべきか。森誠一編著、淡水生物の保全生態学—復元生態学に向けて—。信山社サイテック：154-168。
- 4) 山梨県水産技術センター(1998)平成9年度内水面外来魚管理等対策事業報告書(コクチバス、オオコクチバスの生態調査及び駆除)：23pp。

- 5) 河野成実ほか(2003)コクチバス駆除方法の開発. 平成13年度長野県水産試験場事業報告: 14.
- 6) 大浜秀規(1999)コクチバスの生態と密放流. 全国湖沼河川養殖研究会第72回大会要録. 愛媛県: 34-37.
- 7) 糟谷浩一(1999)内水面外来魚密放流防止体制推進事業—コクチバス生態調査—. 栃木水試研報 42: 44-57.
- 8) 全国内水面漁業協同組合連合会(1992)ブラックバスとブルーギルのすべて～外来魚対策検討委託事業報告書～. 全国内水面漁業協同組合連合会: 147-210.
- 9) Fujimori Y. and T. Tokai (2001) Estimation of gillnet selectivity curve by maximum likelihood method. *Fish. Sci.* 67: 644-654.
- 10) 東海正ほか(1997)東京湾シャコ小型底曳網における魚種分離効率. 日水誌63: 715-721.
- 11) Kawamura G. and T. Kishimoto (2002) Color vision, accommodation and visual acuity in the largemouth bass. *Fish. Sci.* 68: 1041-1046.
- 12) 田村保・羽生功(1977)感覚. 田村保編, 魚類生理学概論. 恒星社厚生閣: 211-265.
- 13) 宗宮弘明(1988)魚類の眼の構造と機能: 遠近調節系について. 上野輝彌・沖山宗雄編, 現代の魚類学. 朝倉書店: 156-180.
- 14) 松岡達郎(2001)魚類に対する刺網の理論的選択性曲線. 東海正・北原武編, 漁具の選択特性の評価と資源管理. 恒星社厚生閣: 20-29.
- 15) 川島利兵衛ほか(1988)改訂版新水産ハンドブック. 講談社サイエンティフィック. 735pp.
- 16) Scott R. J. et al. (1997) The nest range of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*): parental care after swim-up. *Can. J. Zool.* 75: 2058-2062.
- 17) 井口恵一郎ほか(2001)移植されたコクチバスの繁殖特性. 水産増殖49(2): 157-160.
- 18) 井深信男(1990)行動の時間生物学. 朝倉書店: 181pp.
- 19) 平田八郎(1958)金魚の餌索日週変化と水温との関係. 水産増殖5: 46-49.
- 20) 井上実(1978)魚の行動と漁法. 恒星社厚生閣. 211pp.
- 21) 戸田直弘(2002)わたし琵琶湖の漁師です. 光文社. 204pp.
- 22) 水産庁(1997)内水面漁具・漁法図説. 水産庁. 1-1034
- 23) 藤森康澄ほか(1994)水槽実験におけるニジマス日周活動と照度の刺網漁獲に及ぼす影響. 日水誌 60: 577-583.
- 24) 赤星鉄馬(1996)ブラックバス. イーハトープ出版. 181pp.
- 25) Sura D. et al. (1984) Smallmouthbass an in-fisherman handbook of strategies. Al Lindner's Outdoors, Inc. 244pp.
- 26) Cole M. L. and J. R. Moring (1997) Relation of adult size of movements and distribution of smallmouth bass in a central Maine lake. *Trans. Am. Fish. Soc.* 126: 815-821.

(藤田 薫・本多直人)

2. 誘引物質等による効果的集魚技術の開発

ア 研究目的

北米原産のコクチバス (*Micropterus dolomieu*) が無秩序な密放流によって全国的に分布を拡大しており、我が国の内水面漁業や生態系に多大な影響を与えつつある。コクチバスは、温水の止水域にのみ生息するオクチバスやブルーギル等よりも適応力が強く、冷水域や河川にも生息可能なことから、放置すれば我が国の内水面生態系に壊滅的打撃を与える恐れがある。本研究課題では、コクチバスの繁殖抑制技術に資する知見を得るため、性行動時において誘引性を有する化学的、あるいは物理的刺激の存在を明らかにし、集魚して捕獲する技術への応用を図ることを目的とする。

イ 研究方法

(ア) 福島県秋元湖におけるコクチバスの生殖周期
福島県裏磐梯湖沼群の一つである秋元湖は、密放流によると思われるコクチバスが1990～1992年頃から生息しており、現在は湖内での自然繁殖も確認されている。コクチバスが生息する以前と現在の魚類相は大きく変化し、特にモツゴ、タモロコ、アカヒレタビラ等の湖内で生活史を完結する小型魚類が減少しているという¹⁾。

本研究では、この秋元湖に生息するコクチバスを対象に、これまでほとんど明らかにされていない我が国の湖沼における本種の生殖腺成熟過程や生殖周

期、性ホルモン動態等を調べた。

2002年の4～12月に月1回ずつ、秋元湖において刺網または釣りによりコクチバスを採捕した後、直ちに採血した。なお、1～3月は湖が全面結氷するため、採集は行わなかった。魚体は養殖研究所日光支所に持ち帰り、体長・体重、生殖腺重量等を測定した。生殖腺の一部はブアン固定後、常法によりパラフィン切片を作成し、ヘマトキシリン－エオシン染色後、顕微鏡観察を行った。また、採集した血液は遠心分離後、RIAにより血漿中の性ステロイドホルモン濃度を測定した。

(イ) 実験水槽での産卵行動

2001年6月14日に長野県青木湖において、釣り及び刺網（三枚網）により捕獲したコクチバス7尾（雌3尾、雄4尾）を山梨県水産技術センターに運搬し、産卵行動観察実験を行った。魚は色別のリボンタグにより個体標識し、6月19日に4.9m×7.4m×水深0.7mのコンクリート製室内水槽に収容して産卵行動を観察した。水槽内の注水付近には、約9cmの厚さに礫（径5～33mm）を敷いたトロ箱（55cm×85cm×18cm）を設置し、産卵場所として提供した。観察はビデオカメラを水面上に設置し、別室でVTR記録及びモニターした。6月29日までの実験期間中は井水を74.6 l/minで注水し、アユ活魚を適宜給餌した。期間中水温は17.9～19.2℃であった。

(ウ) 雄の尿および性フェロモン候補物質に対する雌の嗅覚応答

上記(イ)の実験水槽での観察や過去の野外での観察報告²⁾に示されるように、コクチバスの産卵行動においては、雄が雌を産卵床に誘引し、放卵・放精を行う。したがって、雌は、雄から発せられる何らかの化学的（性フェロモン）あるいは物理的刺激に誘引されて、産卵床に入るものと思われる。もし性フェロモンが存在するとすれば、尿中にある可能性が高い³⁾。そこで、雄の尿に対する雌の嗅覚応答

（EOG：Electro-olfactogram）を電気生理学的に検討した。

2001年5月に福島県檜原湖で釣りにより捕獲された成熟魚を用い、雌は筋弛緩剤により不動化後、常法によりEOGを導出し、飼育用水で100～100,000,000倍に希釈した雄の尿、および比較のためアミノ酸の一種であるセリン 10^{-5} M水溶液に対する応答を記録した。雄の尿は、成熟した雄の腹部を指で圧迫することにより実験直前に採集した。

また、プロスタグランディン（PG）F 2α やその代謝産物（15-Keto-PGF 2α 、13、14、15-Keto-PGF 2α ）やステロイドホルモン（17 α 、20 β -dihydroxy-4-pregnen-3-one：DHP、テストステロン：T、テストステロングルクロニド：T-Glu、アンドロステジオン：AD）等、これまでにコイ目の魚種等で明らかになっている性フェロモン物質⁴⁾⁵⁾に対する雌の嗅覚応答も検討した。

(エ) 雌を誘引する刺激

福島県檜原湖産の魚を供試魚として用いた。雌を誘引する刺激の存在を明らかにするため、雌の行動反応を調べる行動反応試験装置（透明アクリル製150×50×50cm）（図2—12）を作製し、以下の実験を行った。この水槽は3区画からなっているが、2つの仕切板の底部は魚が出入りできる大きさに切り取ってある。雌1尾を中央の区画に入れ、左右どちらかの区画に刺激として①雄魚1尾、②雄魚が飼育されている水槽の水、③雄魚1尾を入れたガラス小水槽をそれぞれ収容し、雌がそれらに誘引されて左右の区画に移動するかどうかを最長1時間観察した。実験は産卵期の6月に行った。

(オ) 異性の匂いに対する行動反応

上記の実験魚は産卵期直前に生息地（福島県檜原湖）より入手したものであるが、雌雄共に排卵・排精しておらず、性行動に関する実験にはふさわしくなかった可能性があった。そこで、産卵期の排卵・

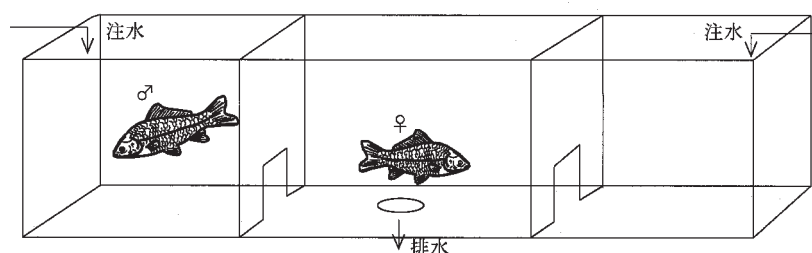


図2—12 行動反応試験装置 (150×50×50cm)

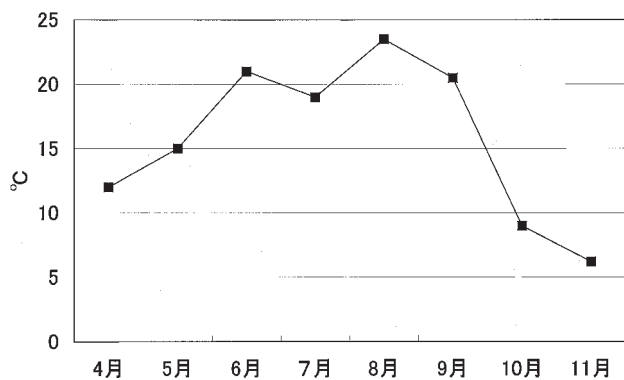


図 2-13 秋元湖の表面水温の推移

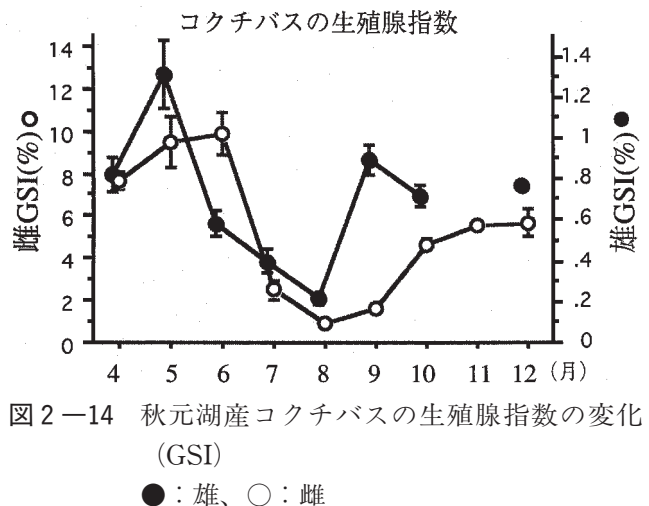


図 2-14 秋元湖産コクチバスの生殖腺指数の変化 (GSI)

●：雄、○：雌

精巢 5 月

精巢 10 月

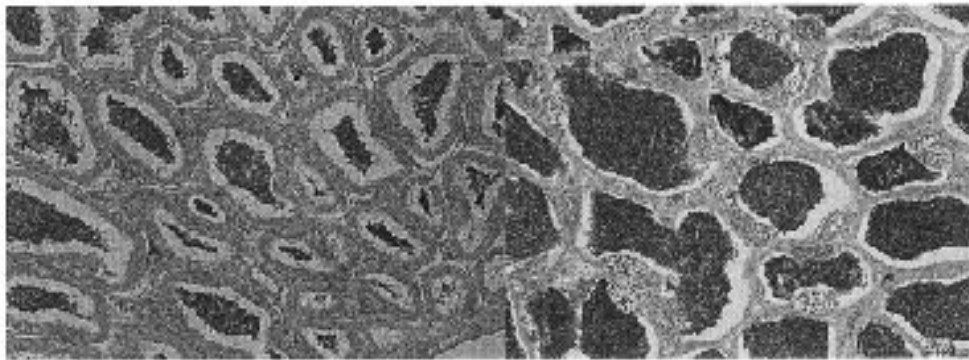


図 2-15 5 月と10月のコクチバス精巢組織写真

排精した雌雄(2002年 6 月)及び非産卵期の雌雄(2002年11月)(ともに福島県秋元湖産)を用いて、上記(ㄅ)の②と同様の実験により、異性の匂いに対する行動反応(匂いの含まれるエリアでの滞在時間及び匂い源への定位時間)をさらに精査した。

ウ 結 果

(ア) 福島県秋元湖におけるコクチバスの生殖周期
秋元湖の 4～11月の表面水温を図 2-13に示した。

GSI は、雄では 5 月と 9 月に 2 つのピークを有した(図 2-14)。生殖腺組織の顕微鏡観察により、産卵期の 5～6 月だけでなく、8 月以外の精巢には、ほぼ周年にわたり精子または精細胞が認められたが、8～10 月には精母細胞が多く出現していた(図 2-15)。雌の GSI は 6 月にピークを迎えたが、秋から冬にかけても高値を示した(図 2-14)。図 2-16 に卵巣内の卵細胞を発達段階別に示した。卵巣には第一次成長期である周辺仁期の細胞が周年にわたってみられたが、GSI の低い 7～9 月は、第二次成長

期である卵黄球期の細胞が極めて少なかった(図 2-17)。

血中ホルモン動態は、雌雄ともに 5 月に T と DHP がピークを示した。また、雄では 11-ケトテストステロン(11-KT)が 5 月にピークを、雌ではエストラジオール 17β (E2)が 4 月に高値を示した(図 2-18)。

(イ) 実験水槽での産卵行動

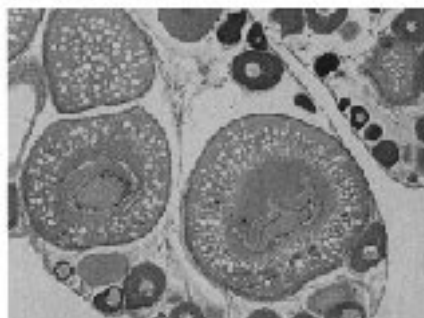
水槽収容後 8 日目に、雄は時折尾鰭を左右に激しく動かし、前進しながら底の砂利をはね飛ばす産卵床造成行動を示した。その後、雌 2 尾が産卵床内に入り、10 日目に雄 1 尾対雌 2 尾での産卵行動が長時間にわたって行われ、放卵・放精行動が頻繁に観察された。産卵床内には卵が確認され、約 5 日後に孵化した。

この間の主な行動パターンとしては、雄の産卵床造成、雄による産卵床への雌の誘引、産卵床内で雄が雌の体側を口でつつく行動、産卵床内で雌雄並んでの回転、雌が雄に対して 90 度近く体を傾け体を小

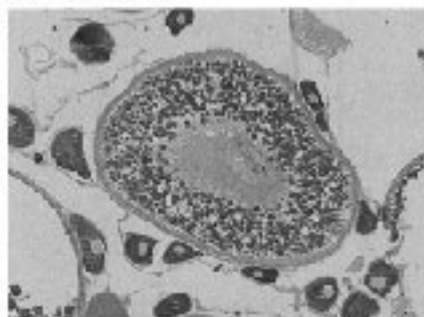
岡辺仁期（前期・後期）・卵黄胞期



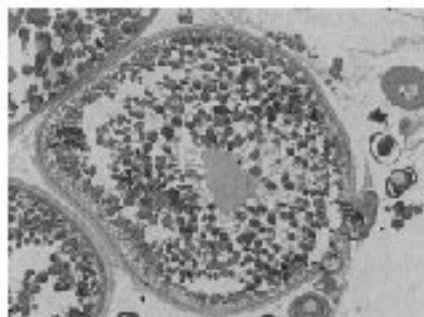
第一次卵黄胞期



第二次卵黄胞期



第三次卵黄胞期



成熟期

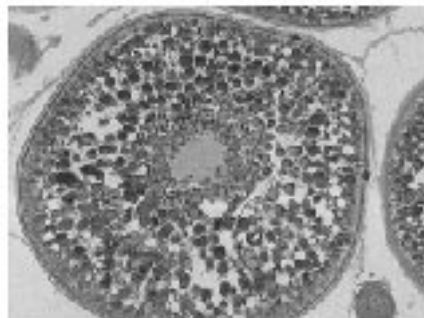


図 2-16 コクチバス卵細胞発達ステージ

刻みに震わせる行動（放卵のための行動であるが、放卵しない場合も多い）等が観察された。

また、①雄が雌と産卵床内でペアリングする際、雄が雌を誘いに出かけていくこと②ペアリング中は、雌は雄と異なり、体側の横縞が明瞭になること③産卵床に 2 尾の雌が入り、一方が雄とペアリングしても雌同士はお互いに排除しないこと④雌の放卵に至るまでにはかなりの時間を要し、その間雄がしきりに雌の体側を口でつつく求愛行動を示して産卵を促し、雌は放卵に至るまで false spawning（放卵はないが放卵時と同様な行動パターン）を頻繁に繰り返すこと等の特徴が明らかになった。

(ウ) 雄の尿および性フェロモン候補物質に対する雌の嗅覚応答

成熟雌は雄の尿に極めて敏感に応答し、閾値も低く、1 億倍に希釈しても応答がみられた。また、1,000,000 倍に希釈した尿に対して、セリン $10^{-5}M$ 水溶液に対する応答を上回る応答があった（図 2-19）。

性フェロモン候補物質に対しては、すべて $10^{-7}M$ の濃度でセリン $10^{-5}M$ 水溶液を上回る応答があり（図 2-20）、閾値が $10^{-10}M$ 付近にみられるなど、鋭敏な応答を示した。

(エ) 雌を誘引する刺激

①では、雌は雄の入った区画の方に全て誘引された（表 2-3）。②では、雌は雄の飼育水の注入される区画には誘引されなかった（表 2-4）。③では、雌は雄の区画に全て誘引された（表 2-5）。これらのことから、雄の発する匂いのみでは雌を誘引する刺激とはならないが、「雄の姿」はそれのみでも視覚刺激として誘引作用を持つことが明らかになった。

(オ) 異性の匂いに対する行動反応

産卵期には、排卵雌は排精雄の匂いを好み、雄の匂いの来る方向に対して定位したり、匂いの含まれるエリアでの滞在時間が長い傾向は見られたが、ともに有意差は認められなかった（図 2-21）。

エ 考 察

(ア) 福島県秋元湖におけるコクチバスの生殖周期

福島県秋元湖におけるコクチバスの産卵期は 5～6 月にかけてである¹⁾。しかしながら、本研究では秋～冬期にかけても GSI が再び上昇し、生殖腺内には産卵期と同様、成熟期の生殖細胞が見られるなどの特徴を示した。秋元湖におけるコクチバスの GSI

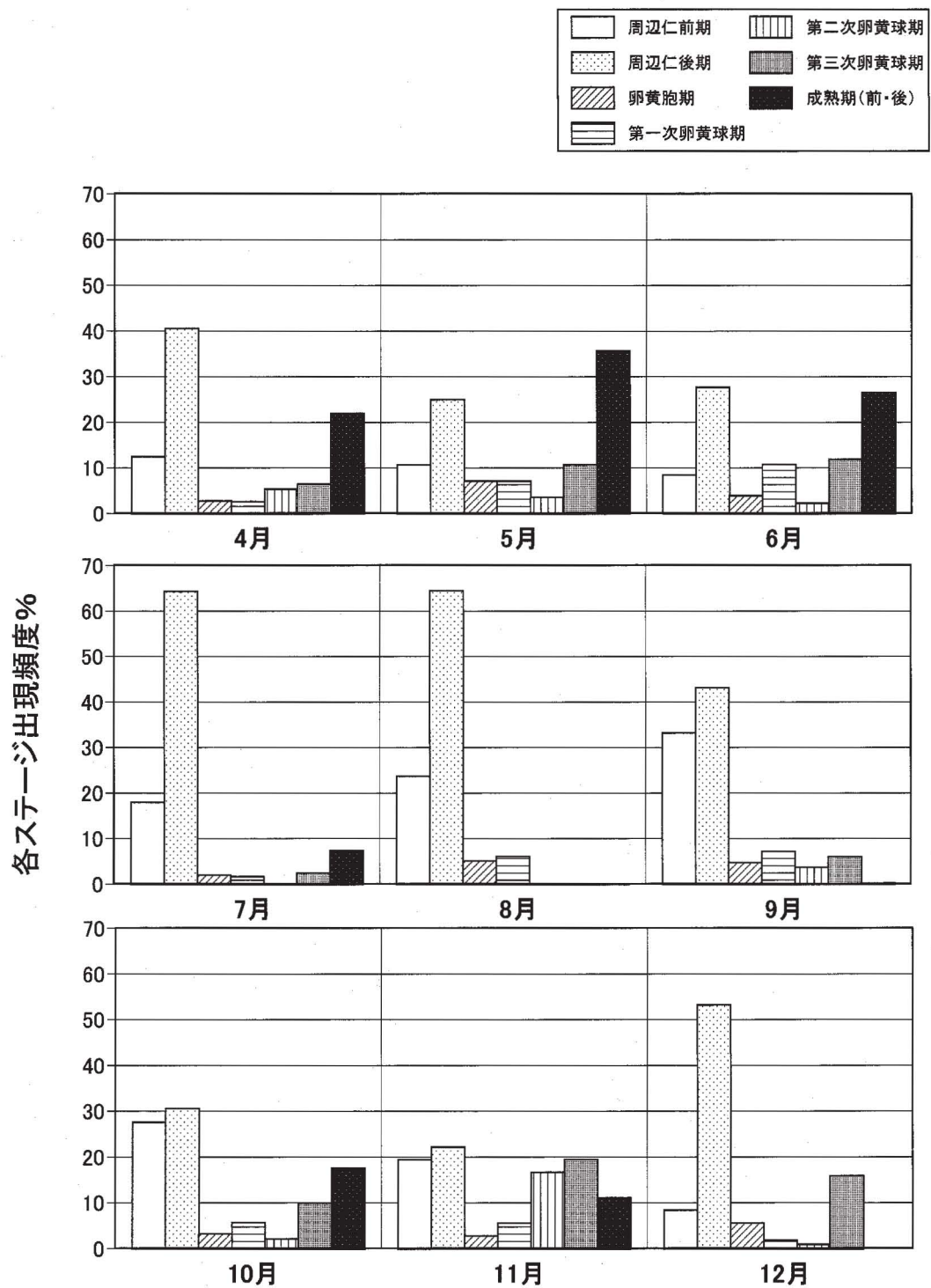


図2-17 コクチバス卵細胞発達段階毎の出現頻度の変化

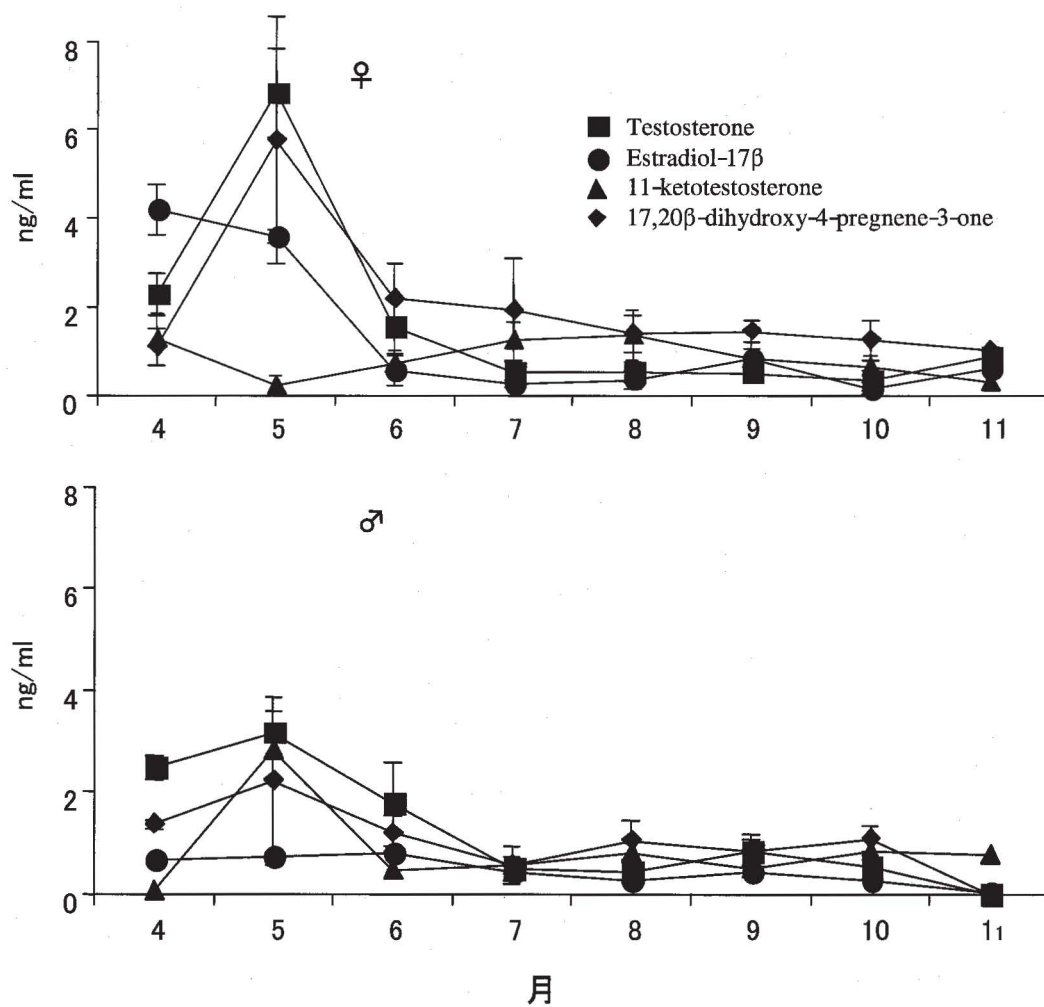


図2-18 コクチバス血中ステロイドホルモン量の変化
上：雌、下：雄

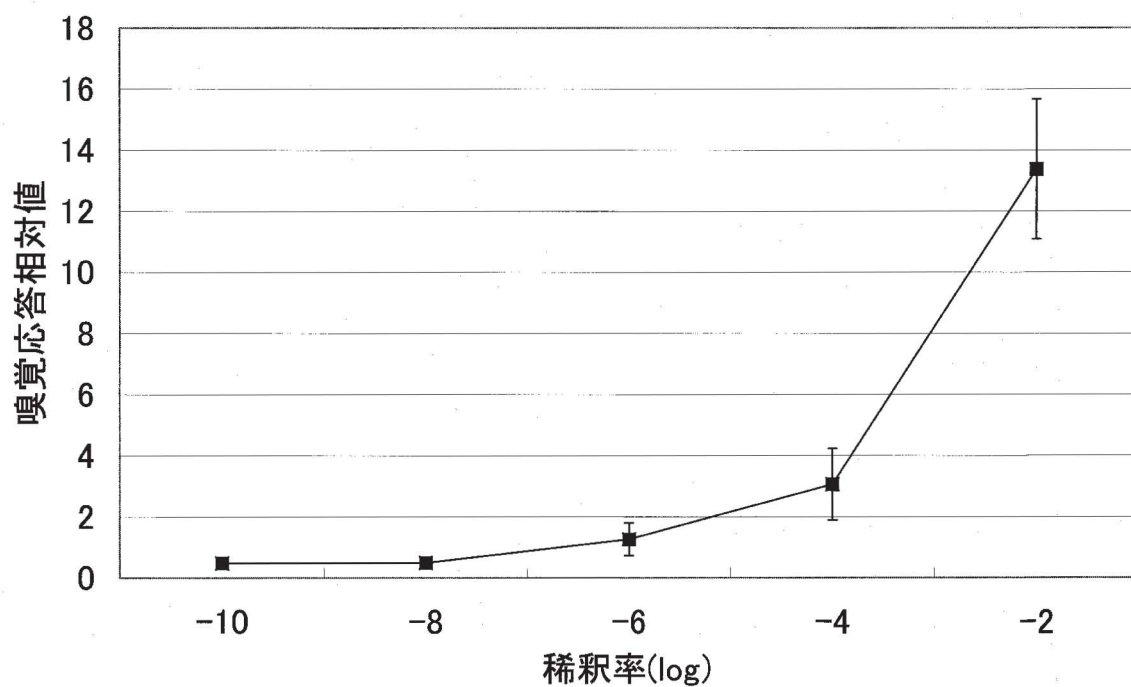


図2-19 雄の尿に対する雌の嗅覚応答
縦軸はセリン 10^{-5} Mの反応を1としたときの相対値、横軸は稀釈率の対数

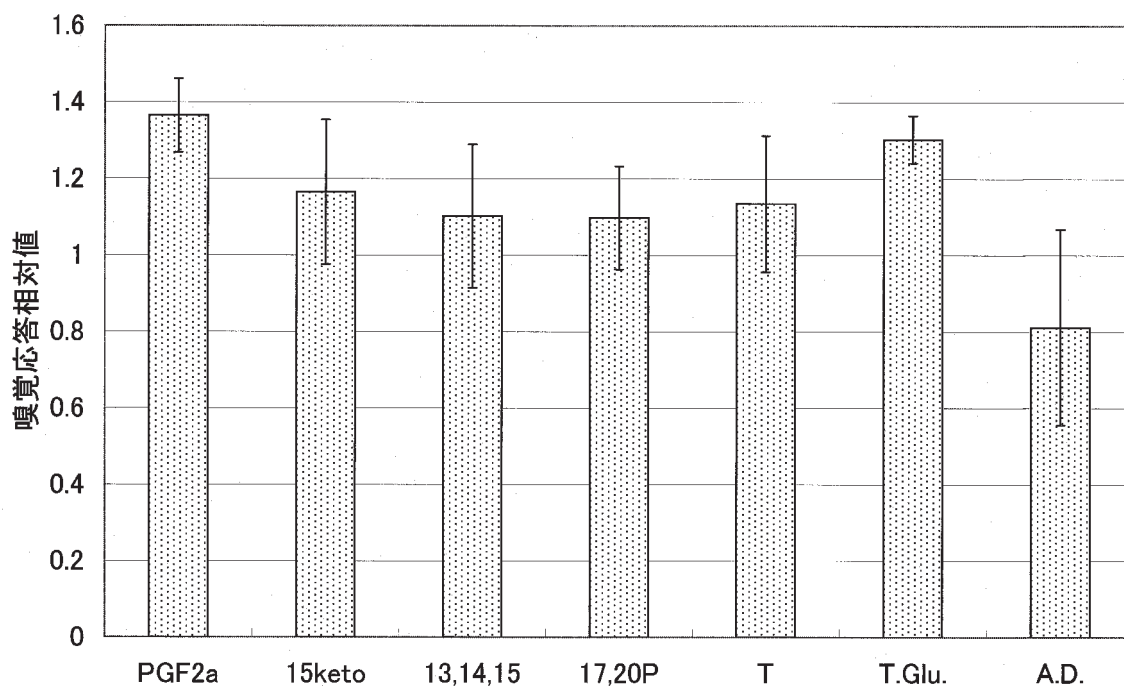


図2-20 性フェロモン候補物質に対する雌の嗅覚応答

PGF2α: プロスタグランジン F2α, 15keto: 15-keto-PGF2α, 13, 14, 15: 13, 14, 15-Keto-PGF2α, 17, 20P: 17α, 20β-dihydroxy-4-pregnen-3-one, T: Testosterone, T.Glu: Testosterone Glucuronide, AD: Androstendione
セリン10⁻⁵Mの反応を1としたときの相対値

表2-3 左右区画の一方に雄を収容したときの雌の移動 (尾数)

	対照	左に雄	右に雄
左	5	7	0
中央	0	0	0
右	5	0	6

表2-4 左右区画の一方に雄の飼育水を注水したときの雌の移動 (尾数)

	左に雄飼育水	右に雄飼育水
左	3	2
中央	3	5
右	4	3

表2-5 左右区画の一方に雄を収容したガラス小水槽を入れたときの雌の移動 (尾数)

	左に雄の姿	右に雄の姿
左	4	0
中央	0	0
右	0	4

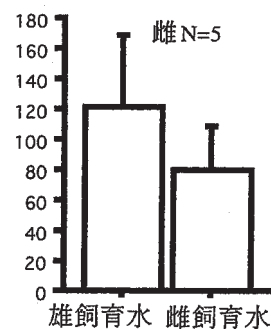
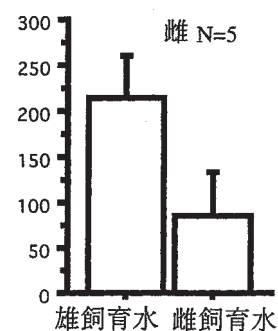


図2-21 雌雄の飼育水に対する雌の行動反応

上: 匂いエリア滞在時間、下: 方向定位時間

の同様な推移は成田ら¹⁾によっても報告されている。これらのことから、本種は春から初夏にかけてが主な繁殖期であり、実際に秋元湖において秋冬期に産卵行動は観察されていないが、この時期にも十分な繁殖能力を有するものと思われる。同様な生殖腺の発達、千葉県印旛沼⁶⁾及び三重県青蓮寺湖⁷⁾における近縁種のオオクチバス (*Micropterus salmoides*) でも報告されている。我が国に持ち込まれたバス類に共通する特徴かも知れない。

一方、産卵行動に関与するといわれるテストステロン⁸⁾やDHP⁹⁾を始めとするステロイドホルモンの血中濃度は産卵初期の5月にピークを示し、それ以外の季節は低値を示している。実際の産卵期が5～6月に限られ、秋冬期に生殖腺が同様に発達していても産卵が行われないのは、この時期に産卵行動に関与するこれらホルモンの分泌が少ないことが一因と考えられた。

(イ) 実験水槽での産卵行動

産卵行動においては、これまでに報告されているいくつかの行動パターンが観察された²⁾。雄が自分の作った産卵床に雌を誘引する際、雌にとって魅力的な何らかの化学的あるいは物理的刺激が雄から発せられていることが示唆された。

また、本研究では、これまでにコクチバスでは例のない、雄1尾に対して雌2尾での産卵行動が観察された。その際、産卵床内で雌同士がお互いに排除するような行動は見られなかった。本実験ではトロ箱内に砂礫を敷き詰め産卵場所として提供したところ、1尾の雄のみが産卵床を造成することができた。同様の実験条件で行われた近縁種のオオクチバスの産卵行動観察実験でも、トロ箱内に造られた産卵床で雄1尾対雌2尾での産卵行動が観察されている¹⁰⁾。天然環境においても付近に産卵に適した場所が少なかったり、産卵床を造る雄が少なく、成熟した雌が相対的に過剰な場合には、同一産卵床内に2尾以上の雌が産卵に参加する可能性が考えられた。

(ウ) 雄の尿および性フェロモン候補物質に対する雌の嗅覚応答

成熟雌の嗅覚応答は、成熟雄の尿を1億倍に希釈したものに対してもみられるなど、非常に鋭敏であったことから、他の魚種³⁾と同様、雄の尿中に性フェロモンが含まれている可能性が示された。また、これまでキンギョ⁴⁾やドジョウ⁵⁾等、コイ目の魚種で性

フェロモンとして同定されているプロスタグランディン F2 α や各種ステロイドホルモンに対しても極めて鋭敏な嗅覚応答を示したことから、コクチバスにおいてもこれらが性フェロモンとして機能している可能性が示された。

(エ) 雌を誘引する刺激

雌は、雄の匂いのみでは誘引されなかったが、雄の姿のみで誘引されたことから、産卵行動時には視覚的刺激がより重要と考えられた。また、(イ)の産卵行動観察によると、雄は雌を追尾し、接触しながら産卵床に誘引するので、雄からの接触刺激も重要と考えられる。しかしながら、雄の尿の匂いに対して雌の嗅覚が非常に敏感なことは、視覚刺激や接触刺激などとともに、尿などの排泄物の匂いが補足的に誘引刺激として用いられている可能性も示している。

(オ) 異性の匂いに対する行動反応

産卵期の排精・排卵した魚を用いて(エ)と同様の実験を行ったところ、対照実験との有意差はみられなかったが、雌は雄の匂いに対して定位したり、匂いの来る方向に移動したりするなど、興味を示す傾向が見られたことから、上記のように匂い刺激は視覚刺激を補足する役割があるものと思われた。

オ 今後の課題

本研究では、産卵期の雌コクチバスを誘引する刺激として、視覚刺激や嗅覚刺激の有効性に関して検討を行うとともに生殖周期や産卵行動等、コクチバスの繁殖に関する基礎的知見を明らかにした。

行動実験には、湖沼で捕獲した野生魚を使用した。が、刺網で捕獲した魚は損傷が激しく、蓄養中に斃死することが多かったことから、釣獲された魚のみを用いた。しかしながら、産卵期の雌は釣獲されにくいため、一定数を確保することが困難となり、嗅覚刺激(性フェロモン)の存在を明らかにするための行動実験を十分に行うことができなかった。さらに実験を重ねて検討する必要がある。

また、この他に誘引作用を検討すべきものとしては、音、光、温度等の物理的刺激が考えられる。これらの有効性に関しても行動実験等により明らかにする必要がある。

カ 要 約

コクチバスの繁殖抑制技術に資する知見を得るため、本種の我が国における生殖周期や産卵行動等、

繁殖に関する基礎的知見を明らかにするとともに、産卵行動時における嗅覚及び視覚刺激の誘引性の検証を行った。福島県秋元湖のコクチバスは、GSIは雌雄ともに春と秋2回のピークが存在し、雄は周年にわたり精巣内に精子または精細胞がみられ、雌は成熟期の卵細胞が10月にもみられるなど、春の実際の産卵期以外に秋にも十分な繁殖能力を持ちうる特徴が明らかにされた。実験水槽中において雄1尾対雌2尾での産卵行動が観察され、雄の産卵床造成行動、雄の求愛行動、偽産卵行動、放卵・放精行動等の特徴的な行動パターンが観察された。産卵床への雌の誘導には雄からの何らかの刺激が存在することが確認された。成熟雄の尿に対する成熟雌の嗅覚応答を電気生理学的に検討したところ、雌は雄の尿に極めて嗅覚感度が高いことから、尿中にフェロモン物質が含まれている可能性が考えられた。また、これまでにコイ科の魚種等で明らかにされている性フェロモン物質各種に対する嗅覚応答も鋭敏であったことから、これらがフェロモンである可能性も示された。雌を誘引する嗅覚及び視覚刺激として、「雄の匂い（雄の飼育水）」及び「雄の姿」の有効性を行動実験により検証したところ、雌は雄の匂いに対しては顕著な行動反応を示さなかったが、雄の姿に対しては誘引されることが明らかになった。

キ 文 献

- 1) 成田 薫ほか(2001)コクチバスの生態に関する基礎研究。平成12年度福島県内水面水産試験場事業報告書：85-91.
- 2) Ridgway M. S. et al. (1989) Courtship and spawning behavior in smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*). *Am. Midl. Nat.* 122 : 209-213.
- 3) Yambe H. et al. (1999) A releaser pheromone that attracts males in the urine of mature masu salmon. *J. Fish Biol.* 55 : 158-171.
- 4) Sorensen P. W. et al. (1989) Differing behavioral and endocrinological effects of two female sex pheromones on male goldfish. *Horm. Behav.* 23 : 317-322.
- 5) Kitamura S. et al. (1994) Activities of F-type prostaglandins as releaser sex pheromones in cobitid loach (*Misgurnus anguillicaudatus*). *Comp. Biochem. Physiol.* 107A : 463-467.
- 6) 邱 嘉仁ほか(1991)オオクチバスの成熟と催熟。水産増殖 39(4) : 343-351.
- 7) 淀 大我・木村清志(2002)三重県青蓮寺湖と滋賀県西の湖におけるオオクチバスの生殖腺成熟。日水誌 68(2) : 151-156.
- 8) Munakata A. et al. (2001) The effects of testosterone on upstream migratory behavior in masu salmon, *Oncorhynchus masou*. *Gen. Comp. Endocrinol.* 122 : 329-340.
- 9) Mayer I., N. R. et al. (1994) Stimulation of spawning behavior in castrated rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) by $17\alpha, 20\beta$ -dihydroxy-4-pregnen-3-one, but not by 11-keto-androstenedione. *Horm. Behav.* 28 : 181-190.
- 10) 西原隆道・三晒 実(1988)タマミジンコと人工配合飼料によるオオクチバスの稚魚の生産（予備試験）と特異な産卵行動について。神奈川県淡水試報22 : 36-41.

(北村章二)

3. 卵や仔稚魚の生残様式の解明と繁殖抑制技術への応用

ア 研究目的

食べる—食べられるの関係は生態系の基本的要素である。コクチバスなど日本に移入した外来魚はワカサギ、アユ、ウグイ、ヨシノボリ、スジエビ等の在来魚を捕食することによって、内水面漁業や生態系に予期されない悪影響を与えるものと危惧されている¹⁾。他方、日本の河川湖沼にもウナギ、ナマズ等の魚食性の魚類や魚卵を好んで食べるムギツクやウグイ等の魚類が古くから生息してきた。

原産地北米のコクチバスは雄親が産卵床を作り、メスに産卵させ、卵や仔稚魚を保護することが知られている²⁻⁴⁾。原産地のコクチバスは0歳魚、特に産卵床に依存する時期の卵や仔魚が著しく減耗すると報告されている³⁻⁴⁾。主な減耗要因はカビの感染、洪水による産卵床の破壊、夏期の低水温の他、アメリカウナギによる捕食であるらしい。しかし、日本に移入したコクチバスの生残様式についてはほとんどわかっていない。

我々は長野県青木湖をモデル水域としてコクチバス卵仔稚の生残様式を観察するとともに、操作実験によって在来魚による被食減耗過程を明らかにし

た。また、実験室では仔稚魚の行動および水温が初期減耗に与える影響を解析するとともにコクチバス卵仔稚魚を捕食する在来魚を検索して捕食量を明らかにした。これらの知見から日本に移入されたコクチバス卵仔稚魚の生態的弱点はコイやウグイ等在来魚による被食にあり、産卵床を守る雄親を除去することによって卵仔稚魚を効率的に駆除できることを示す。

イ 研究方法

(ア) 青木湖におけるコクチバス卵仔稚魚の生残様式

原産地北米のコクチバスは雄親が産卵床(巣)を作り、雌を誘って産卵させる。卵や仔稚魚は雄が守る産卵床の中で発育する。長野県青木湖において2000～2001年の5～7月にコクチバス産卵床の卵仔稚魚と捕食者や親の行動を調査した(図2-22)。調査は2000年には5月22、25日、6月12、20、21、23日、および、7月6、7日の延べ8日間、また、2002年には5月29～6月1、6月8～12日、6月18、20、22、25日、7月2～6日、および、10日の延べ20日間実施した。2000年には50個、また、2001年には119個の産卵床が発見された。各産卵床には識別番号票(長さ10cmのL字型金具に油性インキで産卵床番号を記入)を設置するとともに産卵床の大きさ、雄親の有無、産卵床内の卵仔稚魚の数と行動、および、ウグイやコイ等在来魚の行動を調べた。

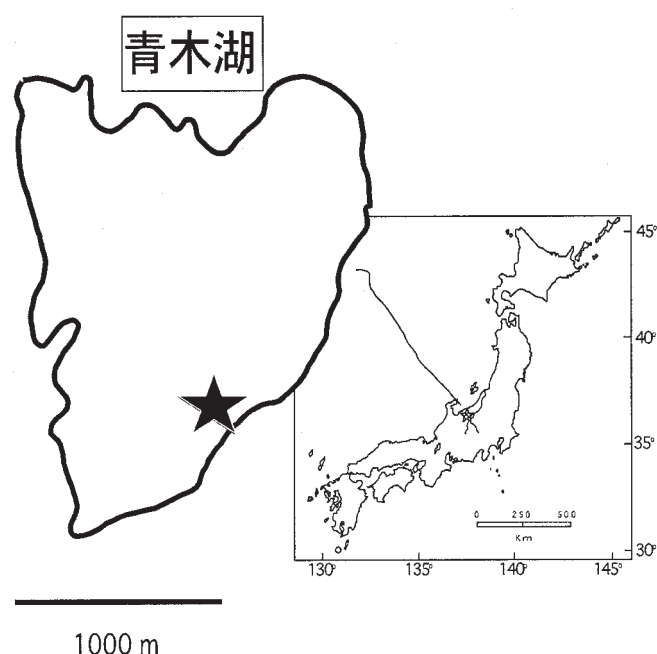


図2-22 調査地点

卵の計数

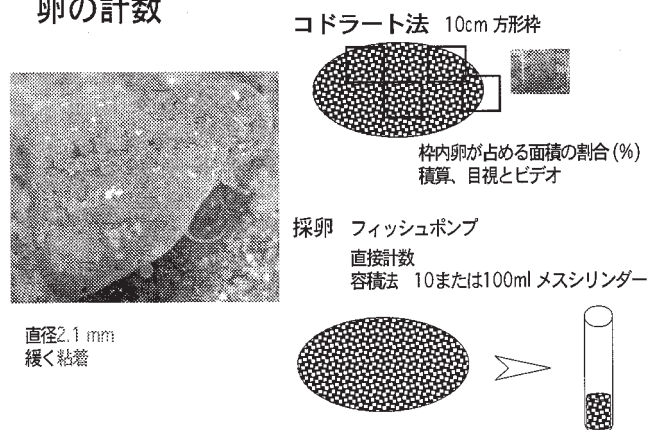


図2-23 コクチバスの卵と計数法

産卵床内の卵仔魚が認められた場合には、まず、調査地点で卵または仔稚魚の大まかな発育段階(卵、孵化仔魚、体色黒化仔魚、浮上仔魚、稚魚)と数(多い、少ない)を筆記したのち、コドラート法または直接採集法によって個体数を測定した(図2-23)。コドラート法では、産卵床に分布する卵を網羅するように、数個の方形枠(10cm)を配置し、枠内に占める卵面積の割合(%)を目視で測定するとともにビデオカメラ(SONY DCR-T20)で撮影して、その再生画像から卵を計数した。卵数(Y)とコドラートで測定した卵面積(X)の関係は、直線回帰式 $Y = -15.2 + 39.7X$ ($r^2 = 0.712$, $n = 26$, $P < 0.0001$) (図2-24)で表された。なお、卵がきわめて少ない場合にはコドラート内の卵を直接目視によって計数した。直接採集法では観賞魚用の小型手動式フィッシュポンプによって卵を採集し、上田庁舎に持ち帰った後、直接計数するか、あるいは、調査の現場で10mlまたは100mlのメスシリンダーを用いて卵容積を測定した。卵数(Y)と卵容積(X)の関係は、直線回帰式 $Y = -23.8 + 72.5X$ ($r^2 = 0.967$, $n = 34$, $P < 0.0001$)で表された(図2-24)。

また、各産卵床から一部の卵仔稚魚を採集して、100%アルコールまたは5%のホルマリン溶液で固定し、淀ら(未発表、本報告書第一章)の方法に準じて発育段階を区分するとともに体長(脊索長または標準体長)を測定した。

(イ) 青木湖におけるコクチバス卵仔稚の被食減耗と雄親除去の効果

2001年6～7月に青木湖において、コクチバス卵仔魚の被食減耗過程を定量するための操作実験を実施した。実験は捕食者を防ぐための覆い網テスト、

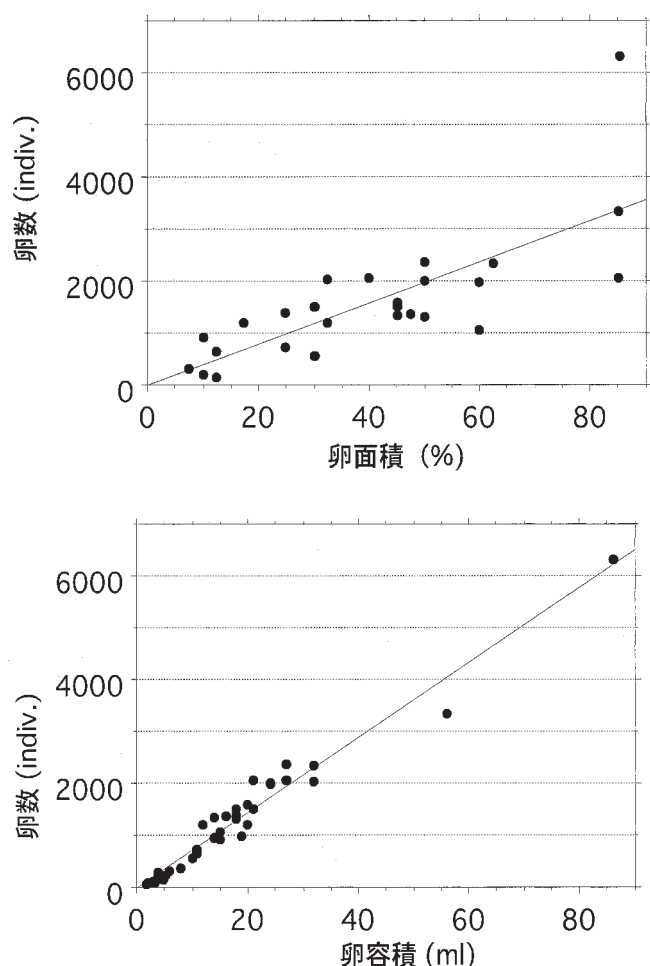


図 2-24 コドラートに占める卵の割合と卵数、および、卵の容積と卵数の関係

雄親除去テスト、および、夜行性のウナギを用いたエンクロージャーテストの3つであった。まず、雄親が卵仔稚魚を守っている産卵床12個を選び、捕食者の侵入を防ぐために各産卵床を正方形の金網(90×90cm、目合い4mm)で覆った実験区(覆い網区)を設けた。金網の端には周囲にあった転石を置くことによって、捕食者が産卵床の中に進入することを完全に防いだ。対照区には産卵床11個を選び自然条件下で放置して調べた(網なし区)。実験は6月8、9、11および12日に開始し、6～10日後に終了した。この際、同一の日に少なくとも1つずつの実験区と対照区を設定するように配慮した。実験開始時および6～10日後の実験終了時に各産卵床における卵仔魚数を計数するとともに、実験終了時の雄親保護の有無を観察した。

次に、雄親が卵仔稚魚を保護している産卵床9個を選び、雄親を除去したときの減耗を調べた(親除去区)。対照区には産卵床13個を選び雄親の除去は行

わなかった。実験は6月20、22、および、25日に開始し、2～7日後に終了した。この際、同一の日に少なくとも1つずつの実験区と対照区を設定するように配慮した。各産卵床における卵仔魚数は、実験開始時と実験終了日に測定した。実験終了時にも雄親保護の有無を観察した。親の除去(採集)は投網、釣り、または、長野県水産試験場が開発した小型3枚刺し網(本報告第3章、幅100cm、高さ80cm、外網目合い30cm、内網目合6cm)を用いて実施した。

ウナギなどの夜行性の捕食者は産卵床に親がいてもコクチバスの卵仔稚魚を捕食することが期待される。コクチバス雄が卵を保護している産卵床6つを選び、雄親とともに産卵床全体を直径120cm、高さ90cmの円筒形の囲い網(金網目合い4mm)で覆った。ニホンウナギ(15～25cm TL)20尾を収容した実験区(ウナギ区)と雄親だけを収容した対照区をそれぞれ3つ設けた。用いたウナギは高知県で採捕されたシラスウナギを上田庁舎に搬入後、ウナギ用配合飼料を与えて飼育された。囲い網の上表面は金網(目合い4mm)で完全に覆い、底面は網が無く産卵床を取り囲むように解放されている。金網側面の下縁辺部には幅30cmのナイロン網(目合い4mm)をつけて、ナイロン網の上を周囲の石と砂礫で覆うことによってウナギが囲い網から逃げるのを防いだ。実験は7月2～4日に開始し、2日後に終了した。実験開始時および2日後の実験終了時の卵数を計測した。

(ウ) 仔稚魚の行動と水温が成長・生残に与える影響

2000年5月25日に長野県木崎湖で得た卵を上田庁舎の実験室に持ち帰り、孵化後の行動を観察した。当日孵化した直後の仔魚10尾ずつをガラス製腰高シャーレ(水容量150ml、直径60mm、深さ60mm)に収容した。これを3区設けて実験室に設置した。観察は5月25日から6月5日(孵化後12日目)まで行った。10尾1組の仔魚の行動を1分間目視で観察し、仔魚の移動頻度を測定した。各シャーレは地下水を満たした止水とし、水温はおよそ20℃に保った。

青木湖では産卵床の中あるいは産卵床周辺に群がるコクチバス仔稚魚は捕食者や人が脅すと底に潜る行動が観察された。発育に伴ってこの沈降速度がどのように変化するかを知る目的で、直径60cm、高さ120cm、水深1mの円筒形のポリカーボネート水槽の水面から、発育段階の異なる卵仔稚魚を10尾ずつ静

かに放流し、卵・仔稚魚が深さ1 mを沈降するのに要する時間を測定した。

水温がコクチバス卵仔稚魚の成長と生き残りに与える影響を明らかにするために、6段階の水温区（10、12.5、15、20、25、および、30℃）においてコクチバス卵仔稚魚を飼育した。2000年6月12日に青木湖において4つの産卵床（産卵床番号2、3、4、および6）からコクチバス卵711～2885個（合計5837個）を採集した。各産卵床から得た卵は、それぞれ別々に20Lの容器に収容し、2時間かけて車で上田庁舎に輸送した。採集時の産卵床内の水温は15.4℃、運搬直後の容器内の水温は17℃であった。各産卵床の卵は水温17～18℃に保って1夜予備飼育した。6月13日に卵のほとんどが孵化したため、各産卵床から得た正常な孵化仔魚360尾を選別し、それぞれ10尾ずつ、別々に容量170mlのガラス製腰高シャーレ（水容量150ml、直径60mm、深さ60mm）36個に収容した。収容直後、シャーレ内の水温は17℃に調整した。これらのシャーレ6個ずつ（各産卵床の卵について6回の繰り返し実験区）を加熱冷却ユニット（アクア社製、HC101A-10）により6段階の水温に設定したウォーターバス（水温15～30℃区：容量500 lの青色FRP製水槽、2600×550mm、深さ340mm、または、水温10℃区と12.5℃区：容量209 lの青色プラスチック製水槽、560×800mm、深さ480mm）に設置した。孵化仔魚を収容した容器内の水が所定の温度に達する時間は2～6時間であった。

また、6月13日に産卵床番号2、3、4、6由来の孵化仔魚100尾ずつ、および、7月6日に、同日産卵床（産卵床番号46、1404個体採集）から得た受精直後と推定される卵を30個ずつ、容量5 lの透明スチロール水槽（水容量4.5 l、直径240mm、深さ120mm）に収容し、6段階の水温を設定した上述のウォーターバスに設置した。なお、産卵床番号4については水温10、12.5、15、25、30℃区では2つの水槽に、また、水温20℃区では7つの水槽に卵を収容して、各水温に設置した水槽の一つは主に生き残りの解析に、他の水槽は成長や発育状態を詳しく解析するためのサンプルとして用いた。

飼育中の光条件は屋内自然光（最大照度500lx）であった。飼育水には地下水（止水）を用い、爆気は行わなかった。死亡個体や糞による水質の悪化を防ぐため、毎日1回、9時から11時にかけてサイホン

を用いて死魚と汚物を除去するとともに1/2から2/3容量の飼育水を予め各実験水温に調整した新鮮な地下水と換水した。給餌は各水温区において50%のコクチバスが水槽の底から浮上して遊泳し始めた時に開始した。餌としては屋外コンクリート池において鶏糞等を施肥して発生させたミジンコを用いた。ミジンコはプランクトンネット（目合い0.05mm）で採集した後、0.5mmの網目を通した小型個体を選別し、1日1回、午後11時に与えた。シャーレまたは水槽に入れたコクチバス仔魚は、この小型ミジンコを少量与えるとほぼ食べ尽くした。給餌量は24時間後にも生きたミジンコが十分に残る量を目安として、各成長段階に応じた飽食量より多めの無制限給餌量に設定した。

各水槽は毎日午前の換水前に観察して孵化、浮上遊泳等の生態を調べるとともに死亡個体を計数して飼育期間中の生残率（生き残り個体数/収容個体数）を求めた。また、5 l水槽から1～10日毎に仔稚魚5～10個体を採集して、淀ら（未発表、本報告第1章）の発育段階に準じて仔稚魚の発育段階を区別するとともに体長（脊索長または標準体長）を測定した。

（エ） 実験室におけるコクチバス捕食者の検索と捕食量

コクチバスの卵仔稚を捕食する魚種を明らかにするために、ウナギ、ウグイ、ニゴイ、コイ、フナ、オイカワ、カマツカ、カワムツ、アユ、モツゴ、アマゴ、タモロコ、ナマズ、コクチバスの14種の捕食候補者にコクチバスの卵・仔稚魚（7～10mm）を与えた。これら捕食候補魚種は上田庁舎の水路で捕獲されたほか、ウナギは高知県、アユは新潟県信濃川河口、カワムツは京都府、ナマズは群馬県、アマゴは長野県でそれぞれ採捕あるいは養殖された個体を上田庁舎に運び、体サイズや収容尾数に応じて大きさの異なるガラス水槽（60cm×30cm×32cm高さまたは120cm×40cm×45cm高さ）あるいは屋外のコンクリート池（400cm×200cm×90cm高さ）で飼育された。餌として配合餌料を与えられ、水槽や池で十分に馴致した個体を用いた。実験は2000年6月～7月に随時実施し、捕食候補者の飼育されている水槽または池に、水面から静かにコクチバス卵または仔稚魚を10個体ずつ与えて5分間の捕食行動を観察した。

2002年6月から7月に在来魚によるコクチバス

表 2—6 消化速度の実験に用いた捕食者（ウナギ、ナマズおよびウグイ）の個体数、体長、体重および捕食したコクチバス卵・仔稚魚の数と大きさ

	個体数	体長 (mm) ^{*1}	体重 (g)	捕食したコクチバス卵・仔稚魚	
				個体数	発育段階と大きさ
ウナギ	20	205±12.6 (177-230) ^{*2}	7.5±1.2 (5.6-10.5)	64±23.3 (21-100)	卵 直径 2.1 mm
ナマズ	28	91±30.8 (65-197)	6.8±6.7 (2.1-26.6)	9± 5.7 (3- 20)	仔稚魚 体長6.2-11.6 mm
ウグイ	7	82±10.9 (63- 92)	9.1±3.7 (3.8-14.0)	19± 1.0 (18- 20)	仔稚魚 体長6.2-11.6 mm

*1: ウナギとナマズは全長、ウグイは標準体長で示す。

*2: 平均値±標準偏差、()内の数値は範囲。

卵・仔魚捕食量および消化速度を調べた。捕食量の実験では平均体重 9 g (1.2～26.8 g) のウグイまたは平均体重 8.7 g (4.5～18 g) のウナギを 1 尾ずつ円形水槽に入れ 2 日間絶食で水槽に馴致した。4～7 日間の実験期間中、各水槽には計数した卵を十分に与え、24 時間後の捕食個体数を測定した。計数後に捕食された数に応じてコクチバス卵を追加した。なお、コクチバス卵 100 粒あたりの重量は 0.75 g であった。

消化速度を求める実験では 24 時間水槽内で絶食させたウグイ、ウナギ、ナマズにコクチバスの卵または仔魚を与え、2～4 時間後に卵仔稚を全て回収して捕食個数を求めた(表 2—6)。捕食後 0～1、3、6、12、24、および 48 時間目に捕食者を取りあげ 10 %ホルマリンで固定した。これら捕食者の消化管を実態顕微鏡で観察した。個体識別可能な卵仔稚魚は個体数を数え、また、内容物(個体を含む)の沈殿量を測った。

ウ 結 果

(ア) 青木湖におけるコクチバス卵仔稚魚の生残様式

原産地北米のコクチバスは雄親が産卵床(巣)を作り、雌を誘って産卵させる。卵や仔稚魚は雄が守る産卵床の中で発育する。長野県青木湖において 2000～2001 年の 5～7 月にコクチバス産卵床の卵仔稚魚と捕食者や親の行動を調査した。産卵床は水温 15～24℃ のとき離岸距離 1～15 m、水深 22～162 cm 付近の石等のカバー(隠れ場所)に接して形成された(表 2—7a、b)。カバーとしては 10～50 cm の転石の他、橋桁、タイヤ、倒木、階段等が利用された。産卵床の平均的な形状は楕円形(長径 60 cm、短径 50 cm)であり、産卵床の中はきれいに掃除され、底質は砂礫底で、周囲より 3～10 cm 深く掘れたものが多い。

表 2—7 (a). 青木湖で発見された産卵床の概要。

2000 年 5 月～7 月

	平均	標準偏差	例数	最小値	最大値
水深 (cm)	69	22	45	25	120
長径 (cm)	60	22	45	6	120
短径 (cm)	49	15	45	20	110
面積 (cm ²)	2460	1598	45	283	9503
親サイズ (cm)	30	8	17	18	45

表 2—7 (b). 青木湖で発見された産卵床の概要。

2001 年 5 月～7 月

	平均	標準偏差	例数	最小値	最大値
ユリアス日 (6/1=1)	14	11	77	-2	35
離岸距離 (m)	5	3	119	1	15
水深 (cm)	82	29	119	22	162
長径 (cm)	58	15	119	30	100
短径 (cm)	49	13	119	30	100
面積 (cm ²)	2347	1174	119	707	7854
雄親全長 (cm)	28	6	64	19	45
卵稚仔数	2678	2442	47	24	12170

2000 年には産卵床 50 個を調べた。そのうち 25 例で雄親がみられ、内 3 例は雌と繁殖中であった。産卵床 26 個に卵と体長 4.9～14 mm の仔稚魚が発見され内 7 個には発育段階が異なる卵仔稚魚が混在した(図 2—25)。2001 年には産卵床 119 個のうち 84 個 (71%) で雄親が確認された。産卵床 72 例 (61%) で卵・仔稚魚が発見され、このうち卵仔魚数を計測した 47 例では平均 2678 個体 (24～12170 個体) の卵仔魚がいた。2001 年にも明らかに発育段階が異なる卵仔稚魚が同時に混在していた(図 2—25)。産卵床や親魚の大きさには 2000 年と 2001 年の間で大きな違いは見られなかった。2001 年の青木湖では 5 月下旬からおよそ 1 ヶ月間の産卵が行われた。産卵早期ほど大型の雄親が産卵床を形成し、産卵床内の卵数も多かった(図

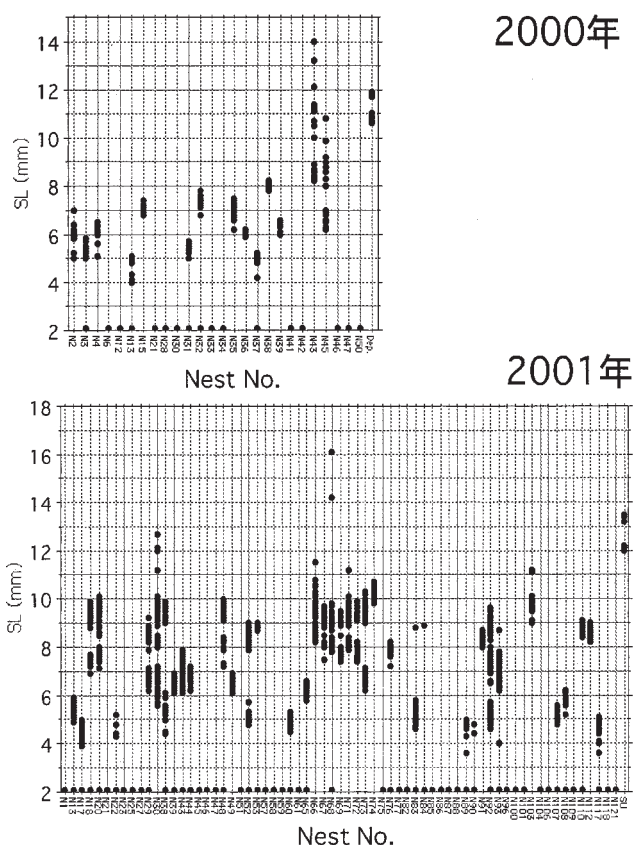


図 2—25 青木湖の産卵床で発見されたコクチバス卵と仔稚魚の体長

2—26)。また、大型の雄ほど多くの卵仔魚を保護する傾向があった。2001年の観察では、雄親の有無と卵仔稚魚の有無は有意に関連した（表 2—8、カイ二乗検定、 $df=1$ 、カイ二乗値=59、 $P<0.0001$ ）。卵仔稚魚がいる産卵床72例のうち70例（97%）に雄親がいて、2例（3%）にはいなかった。他方、雄親がいた84例のうち70例（84%）に卵仔稚魚がいて、14例（16%）にはいなかった。すなわち、雄親がいる場合には卵仔稚魚がいる場合が多く、逆に、卵仔稚魚がいる場合には雄親がいる場合が多いことがわかった。さらに、卵仔稚魚がいるときに親がいた比率（97%、70/72）は雄親がいるときに卵仔稚魚がいた比率（84%、70/84）より有意に高かった（カイ二乗検定、 $df=1$ 、カイ二乗値=6.686、 $P<0.01$ ）。すなわち、卵仔稚魚が産卵床に存在するために親の存在に依存する程度は、親の存在が卵仔稚魚の存在に依存する程度より強いことが明らかになった。雄は雌2尾を同時に誘った（4例）。また、卵仔稚魚を守っている雄も雌を誘うことが観察された。

卵（直径2.1mm）は礫表面に緩く付着していた。孵化仔魚（4.9mm）は水流に曝すと一瞬尾を振るわせて

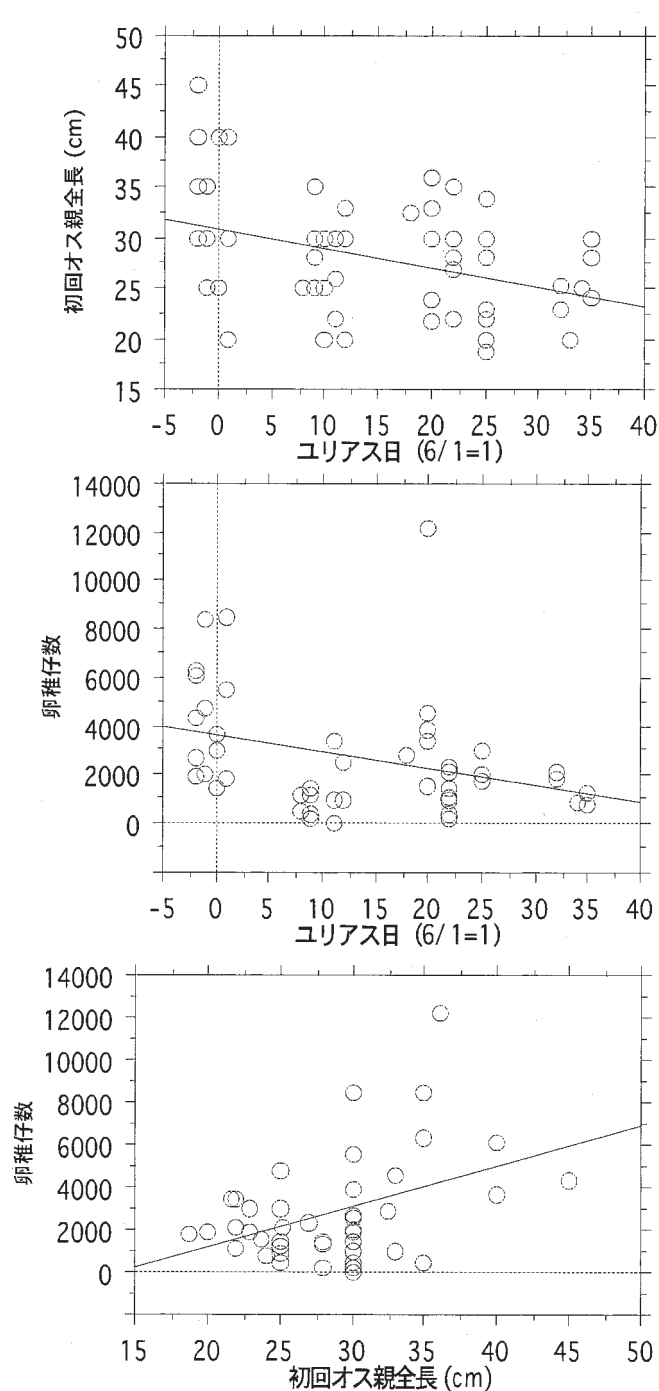


図 2—26 産卵床が発見された日と保護雄の全長、卵仔稚魚の数、および、雄の体長と卵仔稚魚数の関係

定位し、沈んで礫の隙間に潜った。仔魚は卵黄栄養で成長して8mmで巣から浮上し泳ぎ始める。卵や浮上前仔魚は体を接して密集することが多く、観賞魚用のフィッシュポンプで容易に採ることができた。浮上仔魚は餌を食べ始め、直径60~100cm程度の緊密な群がり形成了。この時期は、直径20cmほどのたも網で獲れる。浮上仔魚は稚魚（>10mm）へと変態する過程で群がりが疎になる（産卵床を中心に直

表 2—8 産卵床における卵仔稚魚のあるなしと雄の存在

	雄親いる	雄親いない
卵ある	70	14
卵なし	2	33

表 2—9 青木湖で見られた捕食候補魚種別個体数

	ウグイ	コイ	ニゴイ	コクチバス	他のバス類
A 調査150m区間	93	23	12	12	1
B 産卵床回り5m	319	11	12		76
C 産卵床内	82	3	6		
D 摂食行動	26	2	3		
E 捕食	2				

A 調査区間での黙視観察3回の集計、B、C、D産卵床50個をそれぞれ5分間観察した結果の集計、
E 稚仔魚を採集しているときに潜水観察した事例

径2～5m)とともに産卵床から徐々に分散し始めた。人が脅すと産卵床の中の仔魚は一斉に移動し始めた。また、産卵床の直上あるいは周辺2～5mの範囲にいる仔稚魚も人やコイが近づいたとき沈むことが観察された。

ウグイ、コイ等は群れを成して産卵床の中で摂餌行動を示した。2000年の調査では調査区間150mで見られた捕食候補魚種を主に湖岸から観察した(表2—9)。調査区間にはウグイ、コイ、ニゴイ、コクチバスおよび他のバス類(オオクチバス)が見られた。産卵床の周辺5mの範囲にウグイが多く発見され、産卵床の中に82個体が進入し、そのうち、26個体が産卵床の中で摂食行動を示した。また、潜水観察により2個体が実際にコクチバスの卵を捕食することを確認した。2001年には主に潜水観察によって、捕食者の存在、産卵床への接近、産卵床への進入、捕食、これに対するオス親の攻撃行動を観察した(表2—10)。各産卵床では5分間の行動を目視し、記録するとともにビデオレコーダーで録画した。のべ78回の観察(合計390分間)においてウグイが産卵床の周辺5mの範囲にいたのは41例(53%、合計306尾)であった。このうち、産卵床から2mの距離まで接近、産卵床に進入、産卵床で摂食したウグイの延べ個体数は、それぞれ、992、781および547尾であった。捕食者が周辺にいない産卵床をあわせた78例における平均値をみると、各産卵床では5分間にウグイ10

表 2—10 青木湖においてコクチバス産卵床に接近、進入、摂食したウグイとこれに対する保護雄の攻撃行動。産卵床78例について、それぞれ、5分間の潜水観察を実施した。値は5分間あたりの回数で示す

	平均	標準偏差	例数	最小値	最大値	変動係数	合計
ウグイの体長(cm)	16.0	3.4	40	10.0	30.0	.2	641.5
ウグイ尾数	3.9	9.0	78	0.0	64.0	2.3	306.0
ウグイ接近(回/5分)	12.7	39.3	78	0.0	281.0	3.1	992.0
ウグイ進入(回/5分)	10.0	37.3	78	0.0	281.0	3.7	781.0
ウグイ摂食(回/5分)	7.0	35.1	78	0.0	281.0	5.0	547.0
雄親攻撃回数	3.1	7.1	78	0.0	45.0	2.3	244.0

尾に進入され、7尾に摂餌されたことになる。これが12時間続くとすると、のべ1440尾のウグイが進入することになる。摂食行動を示したウグイすべてが捕食に成功するわけではないが、ウグイによる摂食圧は非常に強いと推定される。これに対して雄親41例のうち31例(76%)が延べ244回の攻撃行動を示した。78例における攻撃回数の平均値は5分間に3回であった。他方、体長30cmのコイ3～6尾の群れが侵入すると雄親は攻撃を止め(2例)、コイは卵2000個を僅か5分間で食べ尽くした。ウグイ(12～20cm)7～8尾の群れは雄の攻撃に一時的に追われるものの再び群れを成して産卵床を襲うことが多い(12例)。うち2例では5分間に20回以上の頻度でこれを繰り返し、卵(3000個)は翌日には全滅して親もいなかった。雌雄が産卵床で繁殖行動を示すとウグイが誘引され頻繁に産卵床に入ることが観察された。このとき雄はウグイを攻撃したが、雌は全く攻撃しなかった。追い散らされたウグイは巣に戻る雄に追従するが、雌に対しては誘引されることも忌避することもなかった。雄親だけがいた場合と雌雄が繁殖している場合のウグイの存在を調べた。雌雄がいた14例のうち11例(79%)にウグイがいた。雄だけがいた35例のうちウグイがいたのは18例(51%)であった。両者の比率には差は検出されなかったが(Gテスト、G二乗値=3.226、 $P=0.0725$)、繁殖中には雄だけがいる場合よりウグイが誘引される可能性がある。釣り上げられた後にリリースされた雄親は10分後に産卵床に戻った(1例)。この間ウグイ8～10尾が産卵床の卵をほとんど全滅させた。7月には産卵床にいた雄親の90%以上に釣針傷があった。釣りによる親の一時的不在も被食減耗を助長するらしい。

雄親が存在する産卵床はきれいに掃除されていた。雄親が産卵床を放棄すると、産卵床内には泥や

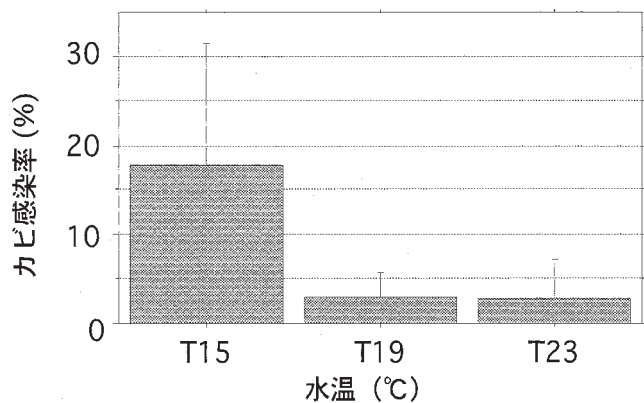


図 2-27 産卵床の水温とカビ感染率の関係

朽ちた落ち葉等がたまった。雄親には卵仔魚がいる産卵床の底に定位して胸鰭を 1 分間に 60 回以上の頻度で動かすものがいた (5 例)。産卵床の卵はカビの感染を受けた。2000 年に 21 個の産卵床から採集した卵仔稚魚を肉眼で検査した結果、13 個 (62%) の産卵床でカビの感染が確認された。各産卵床における卵のカビ感染率は平均 5.7% (0 ~ 38%) にあった。感染率は産卵床の水温 15、19 および 23°C においてそれぞれ 18、3 および 3% であり、水温 15°C の場合の感染率が 19°C 以上の場合より高かった (図 2-27、一元配置分散分析、 $df=2$ 、 $F=8.59$ 、 $P=0.0024$ 、対比較 Games-Howell、15°C と 19°C の間および 15°C と 23°C の間は、いずれも、 $P<0.05$)。2001 年の調査ではカビ感染率は 5% 未満であった。産卵床 3 個は物理的に破壊された。また、係留された和船の下のあるいはプラスチック製のコンテナ中の産卵床 2 個では卵仔魚が腐敗して全滅していた。

これらより青木湖におけるコクチバス卵仔稚の主な減耗要因は被食にあると考えた。

(i) 青木湖におけるコクチバス卵仔稚の被食減耗と雄親除去の効果

青木湖においてコクチバス卵仔魚の被食減耗過程を 3 つの操作実験によって検証した。まず、捕食者の侵入を防ぐために卵・仔魚がいる産卵床 12 個を金網で覆った網あり区を設けた。対照区には卵・仔魚がいる産卵床 11 個を自然条件下で放置して調べた (網なし区)。6 ~ 10 日後の実験終了時の網あり区および終了時に親がいた網なし区の 1 産卵床あたりの平均卵数は、それぞれ、開始時の 89% および 74% であった (図 2-28)。一方、網なし区では終了時に親がいなかった場合には産卵床の卵仔魚は全く発見されなかった (0%)。生き残りの平均値は、覆い網区、

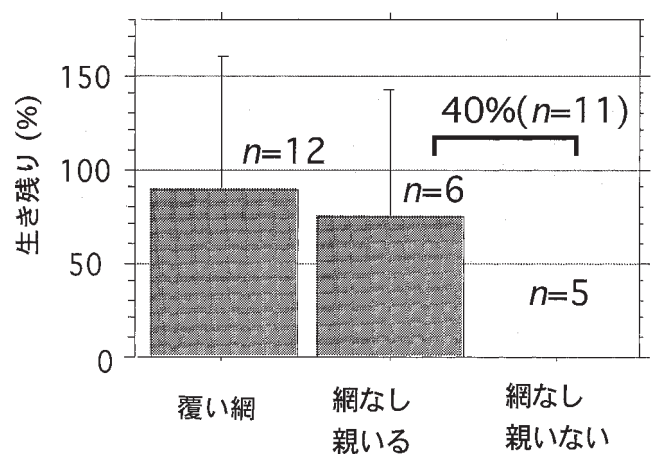


図 2-28 青木湖におけるコクチバス産卵床の卵仔稚魚の生き残りと捕食者を防ぐ覆い網の効果

網なし親いる区、および、網なし親いない区の間で異なり (一元配置分散分析、 $df=2$ 、 $F=3.6$ 、 $P=0.0462$)、覆い網区の生き残りは網なし親いない区のそれを上回った (対比較 Games-Howell、 $P<0.05$)。なお、網なし区の親がいる場合といない場合を合わせた平均の生き残りは 40% であった。これより、コクチバス卵仔魚が被食によって著しく減耗することが検証された。

次に、コクチバス卵仔稚魚がいる産卵床 9 個から雄親を除去したときの減耗を調べた (親除去区)。対照区には産卵床 13 個を選び雄親の除去は行わなかった。1 産卵床あたり卵仔魚数は、実験開始後 2 ~ 7 日目に親を除去した場合および対照区で親がいなかった場合には、それぞれ、開始時の 14% および 0% へと大きく減耗し、対照区で親がいた場合の 98% に比べて有意に低かった (図 2-29、一元配置分散分析、 $df=2$ 、 $F=12.7$ 、 $P=0.003$ 、対比較 Games-Howell、親除去区と親いない区の間、および、親いる区と親いない区の間、いずれも $P<0.05$)。対照区の親がいた場合といなかった場合を合わせた生き残りの平均値は 38% であった。なお、親除去区で卵が残っていた産卵床 (1 つ) の卵仔魚はすべて死亡・腐敗個体であり、実質的には親除去によって産卵床内の卵仔稚魚は全滅した。これより青木湖では産卵床を守る雄親を除去することによって産卵床内の卵仔稚魚を駆除できることが実証された。

コクチバス雄が卵を保育している産卵床 6 つを選び、雄親とともに産卵床全体を直径 120cm の囲い網で覆った。ウナギ (15 ~ 25cm TL) 20 尾を収容した実験区 (ウナギ区) と雄親だけを収容した対照区をそれぞ

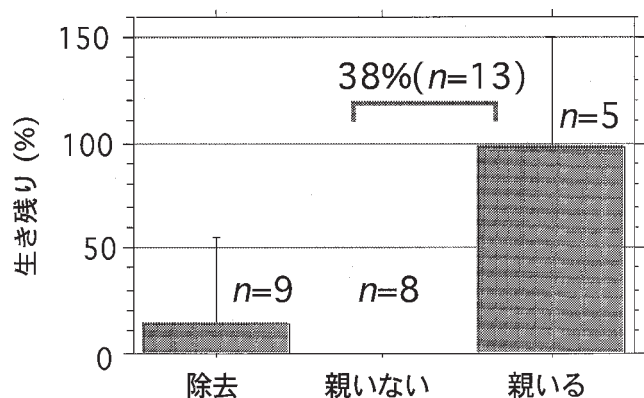


図 2—29 コクチバス卵仔稚魚の被食減耗に与える雄親除去の効果

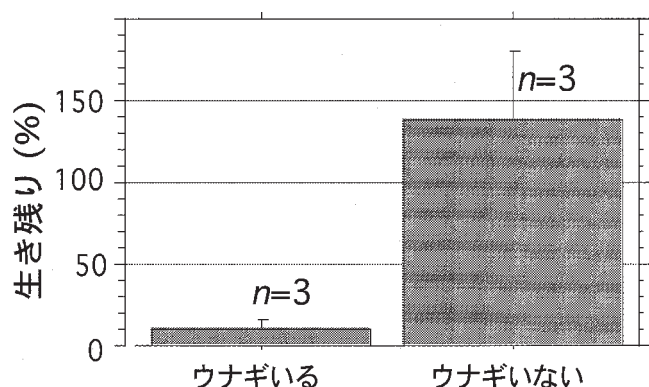


図 2—30 雄親がいる条件でのウナギによるコクチバス卵仔魚の被食減耗

れ3つ設けた。2日後の実験終了時の卵数はウナギ区が対照区より少なく(図2—30、分散分析 $df=1$ 、 $F=25.8$ 、 $P<0.007$)、それぞれ、開始時の $10\pm 7\%$ 、および、 $137\pm 43\%$ であった。これより雄親の保護下にあってもコクチバス卵仔稚魚がウナギに捕食されることが確認された。

(ウ) 仔稚魚の行動と水温が成長・生残に与える影響

コクチバス卵・仔魚30個体を10尾ずつ別々シャーレに入れて水温 20°C において行動を調べた。卵(直径 2.1mm 程度)は産卵床の砂礫に緩やかに付着する黄色の粘着卵である。青木湖の産卵床で発見された卵の多くが砂礫の表面から剝離して砂礫の間隙にあり、観察者が手で緩やかな水流をつくると流された。実験室で観察すると孵化直前に卵形が楕円形に変化した。孵化直後の仔魚(脊索長、NL 4.7mm)は大きな卵黄を持ち、眼や体には色素はない。視覚も機能していない。シャーレに入れた孵化仔魚は、ほとんど底に静止しているが、スポットで水流を与えると、

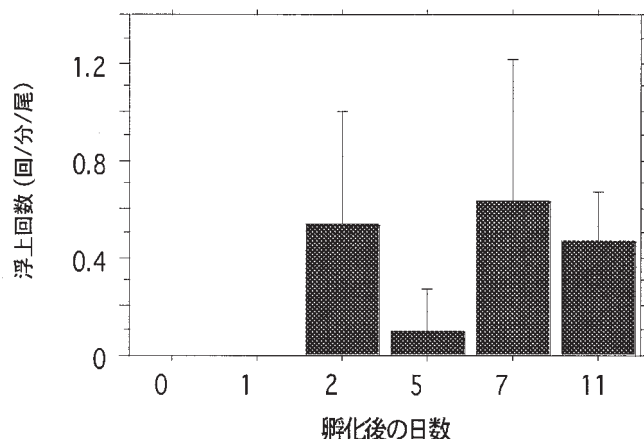
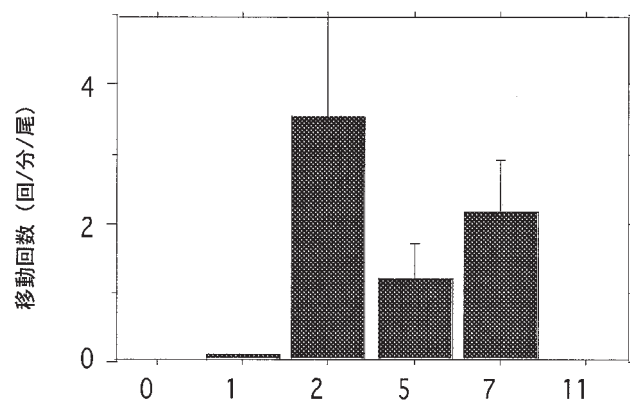


図 2—31 孵化後日数とシャーレの中での仔魚の移動頻度

A：底面を1—3 cm移動、B：底から水面近くまで移動

浮き上がり尾部を振動させて一瞬定位したのち、底に沈んだ。孵化の翌日には1尾あたり1分間に0.1回の頻度でシャーレの底を数cm移動した(図2—31)。2日目には活発に移動し始め(3.5回/分・尾)、水深5 cmのシャーレの水面近くまで移動することがあった(0.5回/分・尾)。5日目に仔魚(NL 7 mm)の眼や体表に黒色素が発現すると移動および浮上の頻度が減った(それぞれ1.3回/分・尾および0.1回/分・尾)。7日目には再び活発に移動し始め(移動2.2回/分・尾、水面まで浮上0.6回/分・尾)、30個体のうちの2個体は水面近くにとどまった。12日目以後(NL 8 mm以上)は底で静止することなく浮上して泳ぎつけた(浮上仔魚)。このシャーレの底での移動や水面近くまでの浮上行動をあわせた頻度は、孵化後の日数の間で有意に異なった(一元配置分散分析、 $df=5$ 、 $F=9.1$ 、 $P=0.0009$)。浮上後の仔魚は小型のミジンコを食べ始める。浮上仔魚は産卵床から離れはじめる発育段階として、あるいは、それ以前の内部栄養から外部栄養に切り替わる発育段階として生態

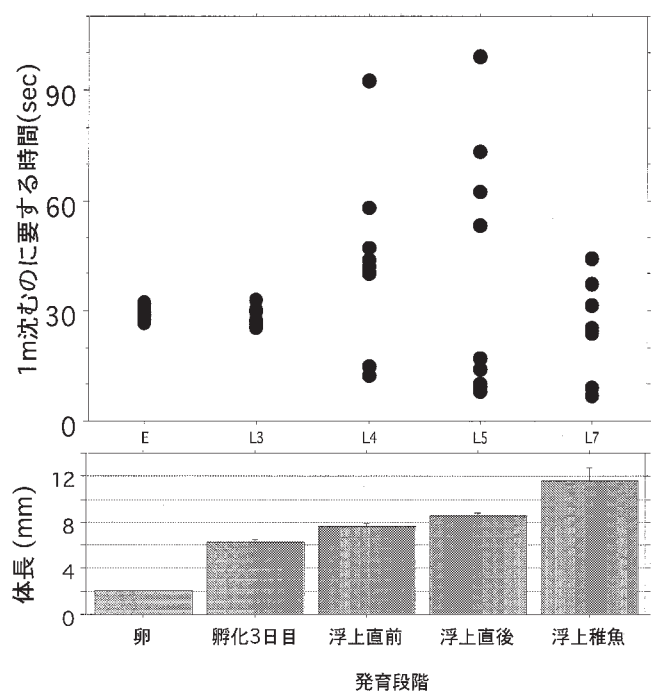


図 2—32 コクチバス卵仔稚魚の潜行速度
水面から放流したコクチバスが深さ 1 m を沈むのに要する時間（上段）
放流したコクチバスの体長。

的に重要である。30日目には稚魚期（10mm）へと変態した。

深さ 1 m を沈降するのに要する時間（秒/m）の平均値は、卵（直径2.1mm）、孵化 3 日目（体長6.2mm）、浮上直前（7.7mm）、浮上直後の仔魚（8.6mm）、および、浮上後の稚魚（11.6mm）の間で差は認められず、それぞれ、30、29、44、36、および、24秒であった（図 2—32、一元配置分散分析、 $df=4$ 、 $F=1.392$ 、 $P=0.253$ ）。他方、発育に伴って沈降時間の個体変異が大きくなった。卵や孵化 3 日目の仔魚の潜行時間の個体差は小さかったが、浮上直前の仔魚より発育が進むと底に向かって直線的に短時間（10秒以下）で沈降する個体が現れる一方、沈降と水平的な移動を繰り返し90秒以上かけて沈降した個体が現れた。

青木湖で得た受精直後の卵（産卵床番号46）を水温10、12.5、15、20、25、および、30℃で30日間飼育した。各水温における累積死亡率を図 2—33に示した。水温30℃では収容後 2 日目に全滅し、水温10～12.5℃では11日目に90%が死亡している。これを卵期、および、孵化から仔魚が浮上するまでの発育段階に分けて減耗過程を解析した。10℃では卵は全く孵化しなかった。孵化に要する時間は12.5～30℃において、それぞれ、7、6、3、2お

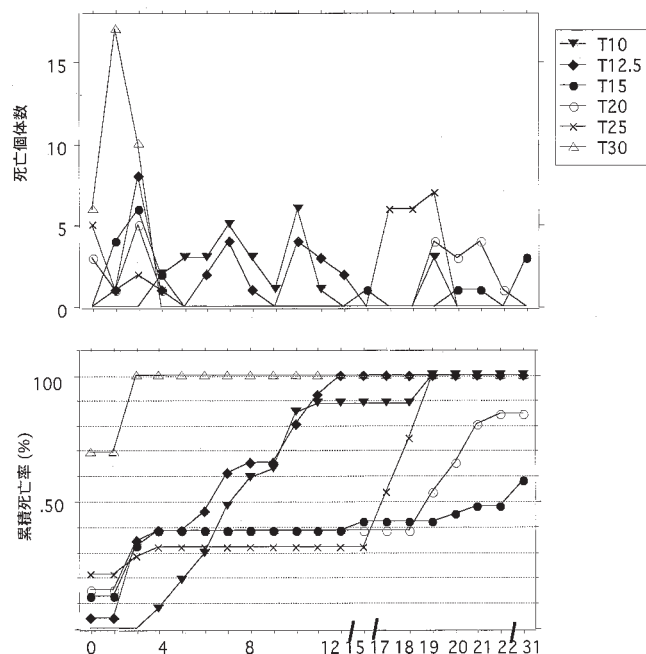


図 2—33 水温とコクチバス卵および仔魚の減耗過程の関係
受精当日の卵から飼育を開始した（産卵床番号46）。

よび 1 日であった（図 2—34）。この卵期の生残率（孵化率）は19、61、62、68、58%であり、水温間で異なった（図 2—35、カイ 2 乗検定、 $df=5$ 、カイ 2 乗値=43.2、 $P<0.0001$ ）。水温30℃では孵化後 1 日目に全滅して浮上には至らなかった。他方、12.5℃では孵化仔魚の発育は進み、浮上できる発育段階に達するものの実際に浮上する前に全滅した。15、20、25℃において孵化から浮上に要する時間はそれぞれ、27、10および 8 日であった。この間の生残率は水温12.5、15、20および25℃において、それぞれ、0%、68、100および100%であり、12.5～30℃の範囲の水温間で異なった（図 2—35、カイ 2 乗検定、 $df=4$ 、カイ 2 乗値=60.6、 $P<0.0001$ ）。卵から浮上までに要する時間は、15、20および25℃において、それぞれ、33、13および10日であった（図 2—34）。卵から浮上までの生き残りは水温15、20および25℃において、それぞれ、41、61および68%であり、水温12.5℃以下および30℃では 0%であった。これより卵から浮上するまでの生き残りは 6 段階の水温間で異なり（（図 2—35、カイ 2 乗検定、 $df=5$ 、カイ 2 乗値=72.9、 $P<0.0001$ ）、コクチバス水温15～25℃の範囲での卵から浮上仔魚まで順調に発育することが明らかになった。

次に 4 つの産卵床から得た孵化直後のコクチバス

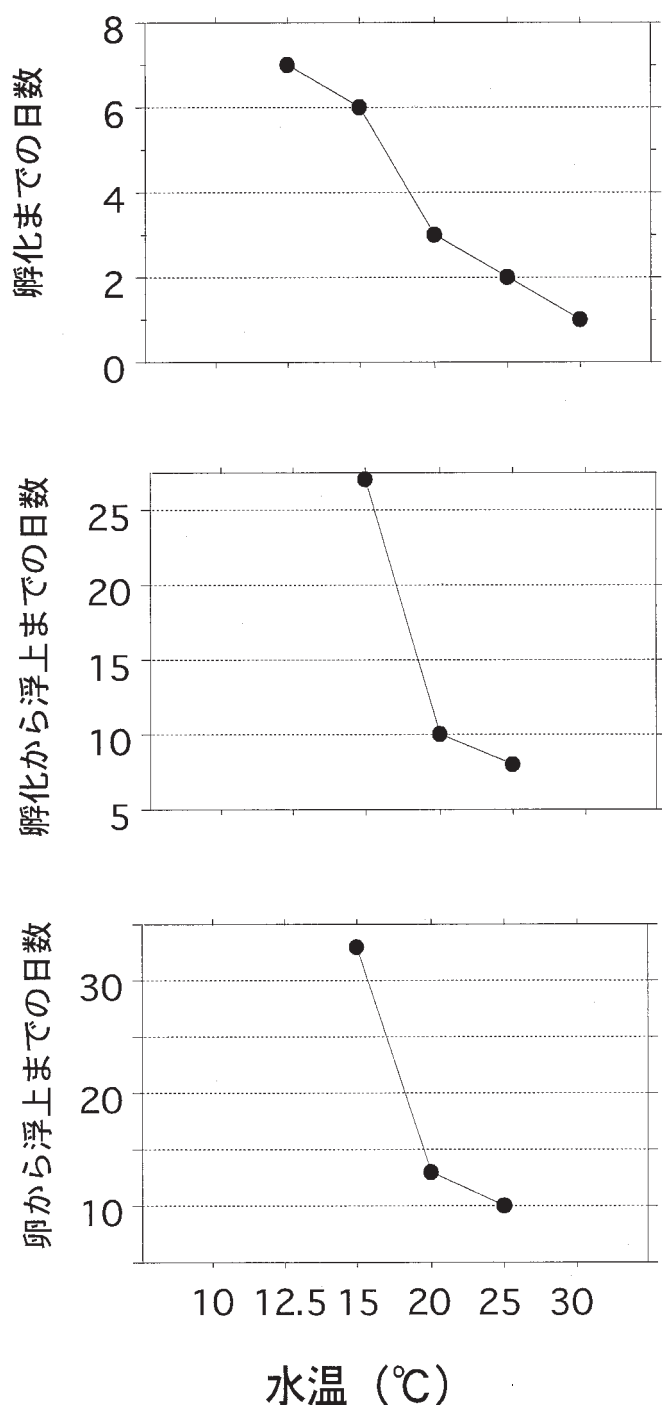


図 2—34 水温がコクチバス卵および仔魚の発育に与える影響
図の上から順に、卵から孵化まで、孵化から浮上仔魚まで、および、卵から浮上するまでに要する時間日数を示す。受精当日の卵から飼育を開始した（産卵床番号46）。

仔魚を10、12.5、15、20、25および30°Cで飼育したときの孵化後の成長と生残を解析した。孵化仔魚が浮上できる発育段階の仔魚（8 mm以上）に達するまでの生き残りは水温間で異なり（図 2—36、一元配置分散分析、 $df=5$ 、 $F=71.5$ 、 $P=0.0001$ 、対比較

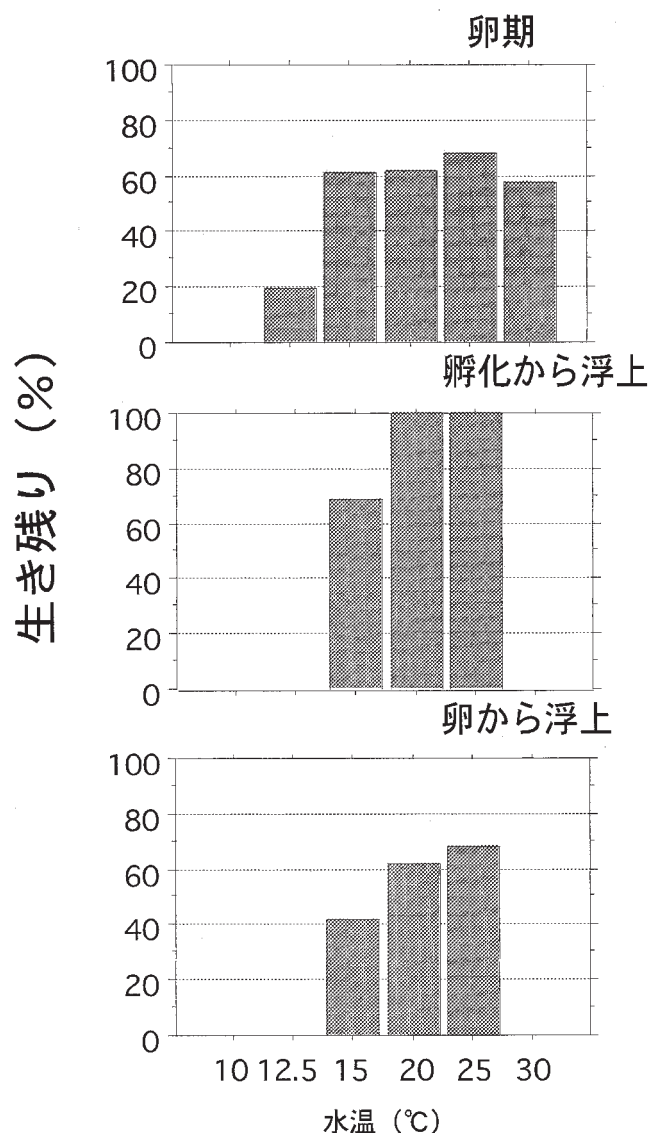


図 2—35 水温がコクチバス卵・仔魚の生き残りに与える影響
受精当日の卵から飼育を開始した（産卵床番号46）。

Games-Howell、10～30°Cの間、15～20～25の各水温間を除く水温間ではいずれも $P<0.05$ ）、水温10および30°Cでは0%であり、12.5から25°Cの範囲で、それぞれ、27、84、91および90%であった。ただし水温12.5°Cでは形態的には浮上できる発育段階に達していると判断されたが、実際に浮上遊泳を開始した個体はみられなかった。この結果は、孵化仔魚から飼育した場合も卵から継続して飼育した場合と同様に、コクチバスが浮上まで正常に発育する水温は15～25°Cの範囲であることを示している。この適水温の範囲15～25°Cでは24日齢までの成長率は高水温ほど高かった（図 2—37、一元配置分散分析、 $df=2$ 、 $F=218$ 、 $P<0.0001$ 、対比較 Games-Howell、いず

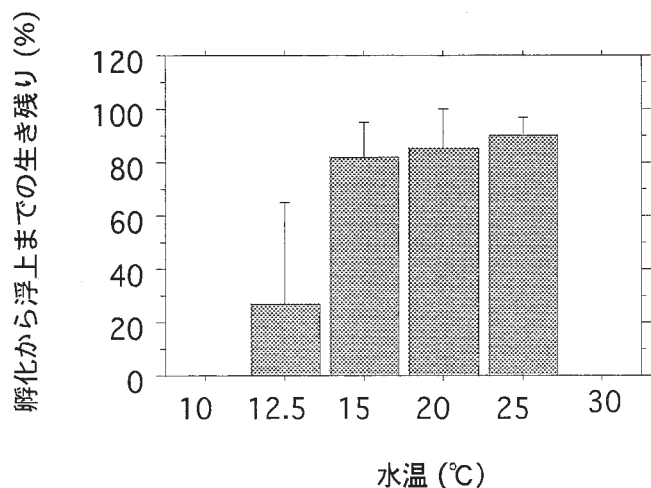


図 2—36 水温が孵化仔魚の生き残りに与える影響
孵化直後の仔魚から飼育した。
 $n=4$ (4つの産卵床 (番号2、3、4、6) から得た個体)。

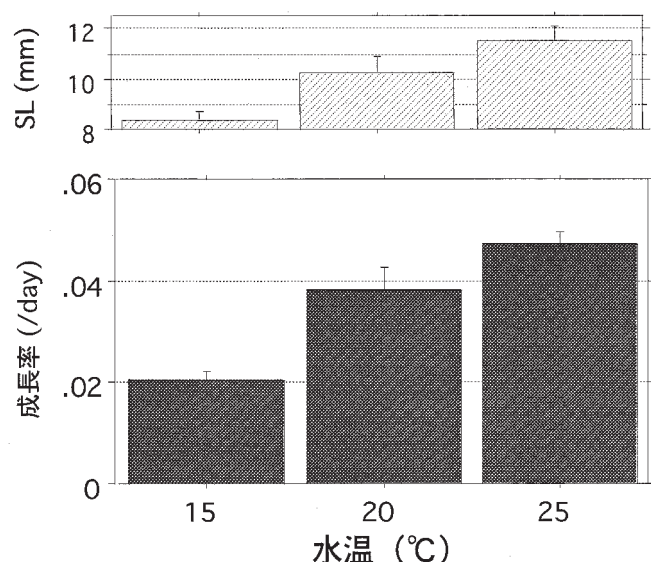


図 2—37 コクチバス仔稚魚の成長と水温
受精当日の卵から飼育を開始した (産卵床番号46)。
成長率、 $G = (\ln L_2 - \ln L_1) / (t_2 - t_1)$ 、ここで孵化日 $t_1=0$ 、測定日 $t_2=24$ 日、孵化仔魚の体長 $L_1=4.74$ mm。

れの水温間においても $P < 0.05$)。図 2—38に、水温とコクチバス仔魚の発育段階との関係を示す。発育段階 4 (体長 8 mm) は浮上開始、発育段階 5 (8.3 mm) は十分に浮上可能、また、発育段階 7 は前鰭条が定数に達する稚魚 (10 mm) の発育段階である。水温 10~25°C の範囲で水温が高いほど発育が進む傾向が認められた。水温 10°C では孵化後 50 日以上経過しても浮上できる発育段階に達しない。水温 12.5°C 以上

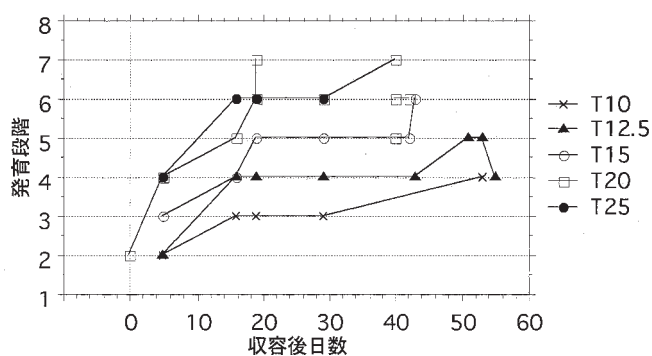


図 2—38 水温とコクチバス仔魚の発育段階の関係
孵化仔魚から飼育を開始した (産卵床番号 4)。
発育段階の定義は本文参照。

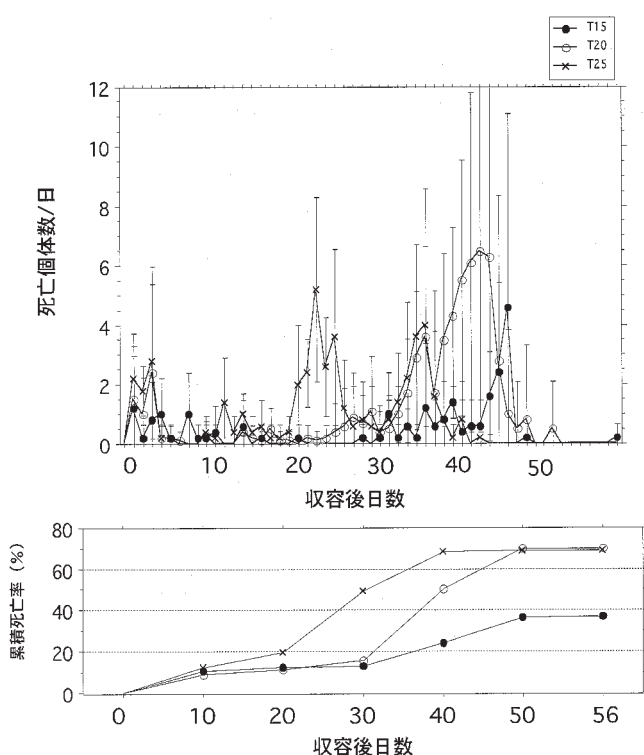


図 2—39 水温、15、20、25°C における死亡率の推移
5 l 水槽に孵化仔魚 100 尾収容、 $n=4$ (4つの産卵床 (番号2、3、4、6) から得た個体)。

では浮上できる発育段階に達するものの、前述のように水温 12.5°C では実際に浮上した個体はいない。卵期には 10°C で全く発育しなかったのに対して孵化後の仔魚は 10°C でも発育が進むことから低水温に対する耐性は、仔魚期が卵期より高い。

水温 15、20 および、25°C における 56 日間の一泊あたりおよび累積死亡率の推移を調べた (図 2—39)。一泊あたりの死亡個体数は収容直後に 1~3 尾程度でその後減少し、20 日目までは低い値を示した。そ

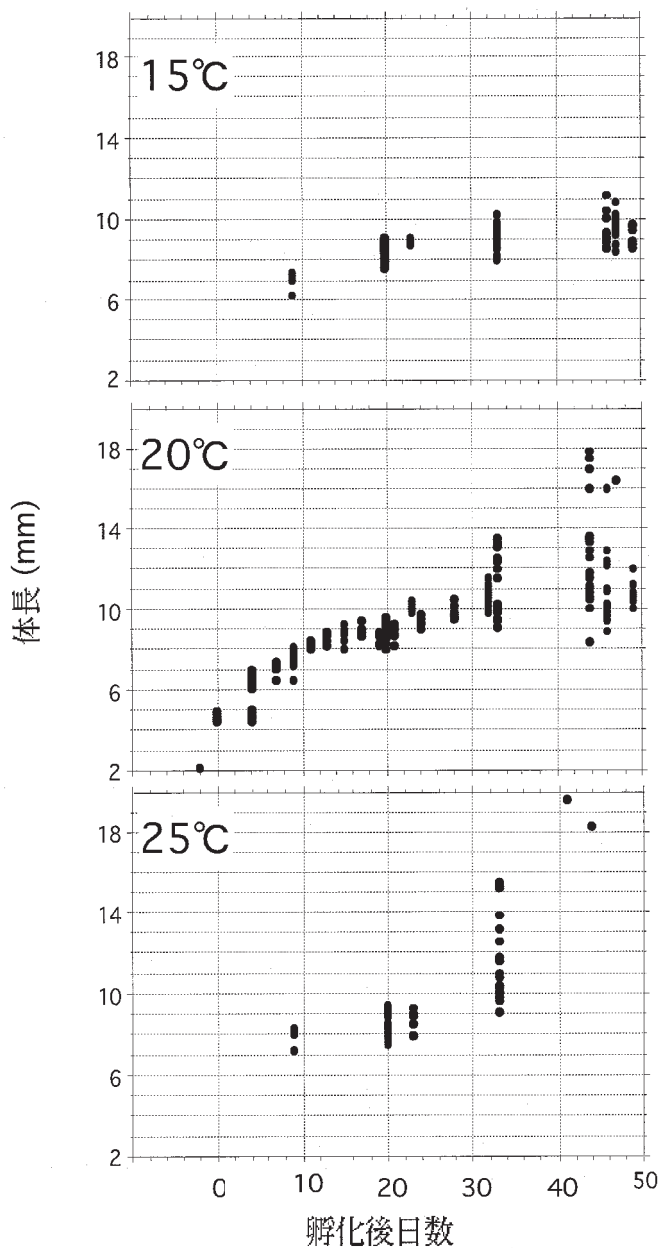


図2—40 水温15-25℃における孵化後日数と体長
5 l 水槽に孵化仔魚100尾収容、 $n=4$ (4つの産卵床 (番号2、3、4、6) 由来の仔魚)。

の後、水温25℃では20～30日目、20℃では30～40日目、15℃では40～50日目に著しい死亡が認められた。この死亡時期は概ね各水温において发育段階が稚魚期に達する時期と一致する。各水温における成長の過程を図2—40に示した。コクチバスが稚魚期 (10 mm) に達する孵化後の日数は水温15、20および25℃において、それぞれ、40～50日、30日、および20～30日目であった。また、体長10mmを超えると体長の個体変異が大きくなった。稚魚期の大量斃死に同調して死亡個体が見られなくても収容個体数が減っていた。これは共食いによるものと推定され、水槽の稚

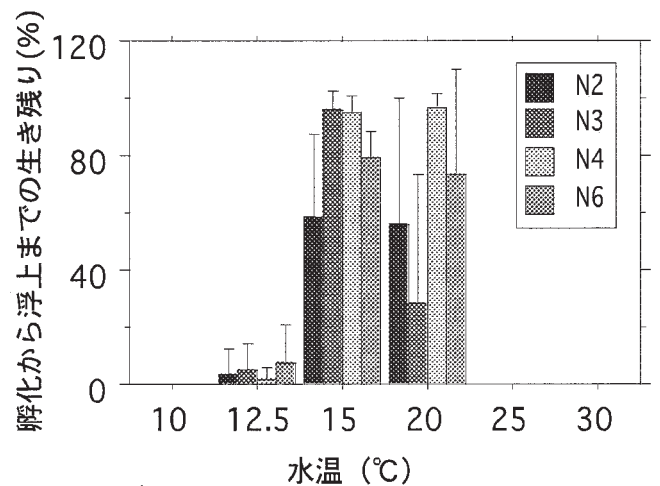


図2—41 小型シャーレで飼育したコクチバスの生き残り と水温孵化仔魚から飼育を開始した。 $n=4$ (4つの産卵床 (番号2、3、4、6) 由来の仔魚)。各産卵床由来の仔魚は6つのシャーレにおいて繰り返し実験を行った。

魚 (12mm) が仔魚 (6 mm) を捕食したまま死亡している事例も観察された。水温20と25℃では孵化後40日程度で体長18～20mmに達した個体も現れた。これらの大型個体は同じ水槽に収容された小型個体を捕食していた可能性が高い。今回の実験で稚魚期に見られた大量斃死は、共食いあるいは稚魚期のコクチバスが餌として与えられたミジンコだけでは栄養が不足して生育できなかったためだと考えられる。

ガラス製腰高シャーレ (水容量150ml) を用いた実験では、孵化仔魚が浮上できる发育段階までの生き残りは水温10、12.5、15、20、25、および、30℃において、それぞれ、0、4.5、82、63、0、および、0%であった (図2—41)。水温12.5～20℃の範囲では先に記述した5 l 水槽における仔魚の生き残りの結果とほぼ一致した。しかし、水温25℃では一夜でシャーレの中仔魚が全滅する場合があった。死亡個体の腐敗に伴い飼育水が乳白色に濁った。水温が高い場合、本実験で用いたシャーレは卵仔稚魚を飼育するには容量が不足していたと考えられる。

(エ) 実験室におけるコクチバス捕食者の検索と捕食量

コクチバスの卵・仔稚魚 (7～10mm) は、ウナギ、ウグイ、ニゴイ、コイ、フナ、オイカワ、カマツカ、カワムツ、アユ、モツゴ、アマゴ、タモロコ、ナマズの13種の日本在来魚、および、コクチバスに捕食された。コクチバスの卵仔稚魚を忌避する魚種は現在

表2-11 60～120cm水槽の中でコクチバスの卵仔稚魚を捕食した魚種
卵仔稚魚をそれぞれ10個体ずつ入れて5分間観察した。各水槽では複数の個体のなかで2～8尾が捕食した。○印は5分間で80%以上食べた魚種

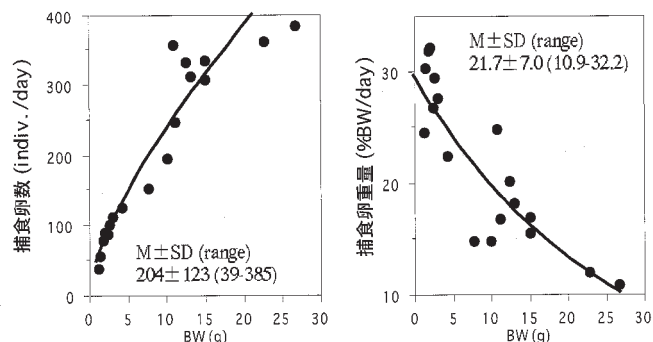
魚種	体長(cm)	コクチバス		
		卵 2mm	浮上前仔魚 7mm	浮上後仔魚 9mm
カマツカ	10-12	○	○	-
ウグイ	3-10	○	○	○
ニゴイ	10	○		
コイ	8	○		
フナ	10	○		
オイカワ	7-10	○	○	○
カワムツ	10-12	○	○	○
モツゴ	3-4	○	○	○
タモロコ	3-4	○	○	○
ナマズ	(3-10g)	○	○	○
ウナギ	9.5-19	○	○	○
アユ	10	○		
アマゴ	15	○		
コクチバス	7-8	○	○	○

のところ見つかっていない(表2-11)。

ウグイまたはウナギを1尾ずつ水槽に入れて計数した卵を十分に与え、24時間後の捕食個体数を測定した。平均体重9g(1.2～26.8g)のウグイは4～7日間の実験期間中、1日あたり204個のコクチバス卵を食べ続けた(図2-42)。体重(BW)が増すと捕食卵数(Y)が増加し、両者は $Y=46.2 \times BW^{0.704}$ 、 $r=0.972$ 、 $P<0.0001$ と表された。コクチバス卵100粒は0.75gであったので、ウグイは1日に体重の22%に相当する卵を食べたと算定される。体重当たりの捕食重量(Y)は体重(BW)の増加とともに指数関数的に減少した($Y=3.387e^{-0.04BW}$ 、 $r=-0.869$ 、 $P<0.0001$)。体重9g(3.7～18.2g)のウナギは1日に67個のコクチバス卵を食べ続けた。ウナギは体重の6.6%の卵を捕食した。ウナギ体重と捕食数の間に相関は認められなかった(Kendall順位相関、 $\tau=0.421$ 、 $P>0.4$)。体重当たりの捕食重量(Y)は体重(BW)が増すと指数的に減少した($Y=14.6e^{-0.107BW}$ 、 $r=-0.651$ 、 $P<0.01$)。

コクチバス卵または仔魚を捕食したウグイ、ウナギ、ナマズの消化管を実態顕微鏡で観察した。捕食後0～1時間の個体の胃には卵仔稚魚が団子状に固まっていた。この固まりをほぐすと卵仔稚魚の完全個

ウグイ



ウナギ

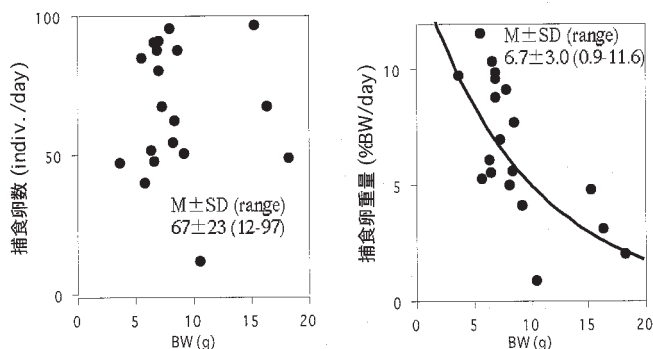


図2-42 ウグイ(平均体重9.1g、18尾)およびウナギ(平均体重8.7g、19尾)に捕食されたコクチバスの卵数と重量

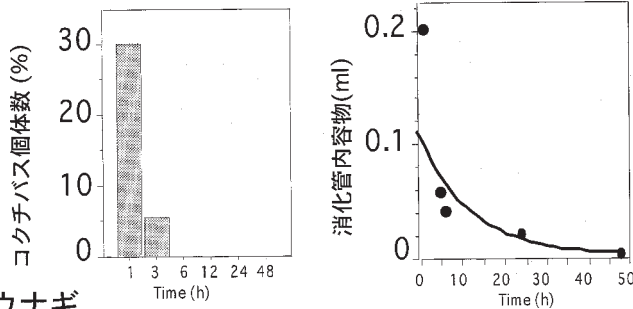
体の他、白い粉状、または、ゲル状の内容物が見られた。個体識別可能な卵仔稚魚は個体数を数え、また、内容物(個体を含む)の沈殿量を測った。ウナギ、ナマズおよびウグイの胃または消化管前部からコクチバス卵・仔稚魚が個体識別可能な形で発見できたのは、捕食後3～6時間までであった(図2-43)。消化管の内容物は指数関数的に減少して、12～24時間でほぼ消滅した。

エ 考 察

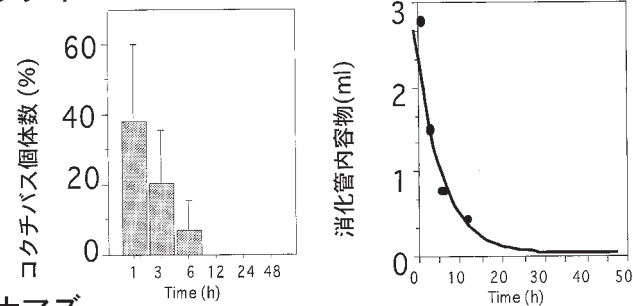
(ア) 青木湖におけるコクチバス卵仔稚魚の減耗要因の検索

原産地北米のコクチバスは雄親が産卵床を作り、メスに産卵させ、卵や仔稚魚を保護することが知られている²⁻⁴⁾。青木湖においても産卵床の中には卵や体長8mm程度までの浮上前の仔魚、10mmまでの浮上仔魚や稚魚への変態期に当たる発育段階の個体が多数発見された。これら卵・仔稚魚は雄親の保護下で生育した。原産地では産卵床に依存する時期の卵や仔魚の主な減耗要因はカビの感染あるいは洪水による産卵床の破壊、夏期の低水温の他、ウナギによる捕食であるらしい²⁻⁴⁾。

ウグイ



ウナギ



ナマズ

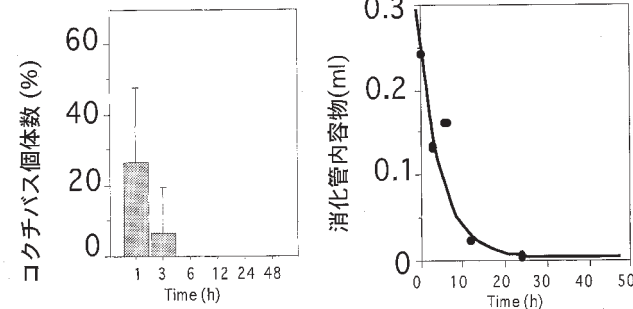


図 2-43 消化管内で発見された個体識別可能なコクチバス卵仔稚魚の数および内容物体積

青木湖では物理的に破壊された産卵床は3つだけであり、これは、おそらく人為的に破壊されたかあるいは風による波浪の影響であると推定された。青木湖においては流入する大きな河川が無いとため、洪水によって破壊された産卵床は無かったと推定される。産卵床2個では卵仔魚が腐敗して全滅していた。この死亡原因は、産卵床が比較的水温の高い時期(19℃)に発見されたこと、和船の直下やプラスチックの容器内にあったため、水通しが悪かったことを考え合わせると、実験室で小型のシャーレで見られたと同様の水質悪化が関連したのかもしれない。

原産地におけるコクチバスの主要な分布域は夏期の水温が18℃以上の地域にあり、寒冷な地域の湖沼では夏期の低水温や餌不足による成長率の低下が冬季の減耗を促進すると報告されている³⁾。青木湖の水温は7月には20℃を超えている。青木湖ではコクチバス雄の営巣、繁殖行動、および、産卵は水温が

15℃を超える5月下旬から始まり水温26℃以上に達する7月中旬にはほぼ終了した。実験室では青木湖由来のコクチバスの卵が孵化から浮上仔魚まで発育が進む水温は15℃から25℃の範囲であった。青木湖ではこの初期の発育が正常に行われる水温の範囲で繁殖が行われている。また、原産地においてもコクチバスの産卵は主に15℃から23℃の水温範囲で行われることが報告されており²⁾、日本に移入後のコクチバス親魚も原産地における適水温の範囲を維持しつつ青木湖での繁殖に成功したものと考えられる。したがって、夏期の低水温は青木湖におけるコクチバス卵仔稚魚減耗の主たる要因では無いと考えられる。

2000年に青木湖の産卵床で得た卵のカビ感染率は0～38%の範囲にあった。感染率は水温15℃で18%であり、水温19℃以上では3%へと低下した。実験室では、何らかの原因で死亡した卵を放置するとカビが発生し、カビの菌糸が隣接する正常な卵を覆い尽くした。このため正常な卵も死亡し、カビの感染が広がった。カビの感染を受けるのは主に卵であり、移動可能な孵化後の仔魚にカビが感染した事例はなかった。青木湖でも実験室と同様の過程をへて産卵床内でカビの感染が進むと推定される。水温15～25℃の範囲では、カビの繁殖は水温が高いほど速やかに進むことが確認されているものの、水温が高いほど卵が孵化するまでの期間が短い。低水温では移動能力のない卵期が、高水温期に比べて長いためにカビの感染の影響を強く受けたものと考えられる。2000年には繁殖期の早期に卵の18%がカビの感染を受けたものの、2001年のカビ感染率は産卵期間を通して5%未満であった。青木湖におけるカビ感染の影響は卵仔稚魚を壊滅させるほど強くは働いていないと結論される。

死亡した卵仔稚魚やカビに感染した卵を雄親が除去した事例は観察できなかった。しかし、雄親の存在する産卵床は周辺の底質や雄親不在の産卵床に比べて泥が少なく、きれいに掃除されている。実験室では孵化後の仔魚が朽ちた落ち葉の碎片に絡まって、移動できずに死亡した事例が観察されており、きれいに清掃された産卵床の中は仔魚の生き残りに有利に働くものと考えられる。さらに、雄親には卵仔魚がいる産卵床に定位して胸鰭を1分間に60回以上の頻度で動かすものがいた。この行動(ファニン

グ)は、おそらく産卵床内の水を新鮮な水と交換することによって卵仔稚魚の生き残りに有利に働くものと推定される。しかし、実験室ではシャーレの止水中でも、飼育水が腐敗しない限り卵仔魚が正常に発育できたことから、ファニングの機能については今後、さらなる検討を要する。

水温15℃から25℃の範囲では、高水温ほど卵が早く孵化するため、カビの感染を受けにくい。さらに孵化後の仔魚は水温が高いほど高い成長率を示した。これらは、産卵晩期が早期より仔稚魚の生き残りに有利な水温条件を備えていることを示唆する。しかし、青木湖では産卵雄間の競争力が高いとされる大型の雄親²⁾が早期に産卵床を形成する傾向があり、また、複数の産卵床に生み付けられた卵の総数は早期に多かった。これらの事実は、青木湖においては高水温である繁殖晩期が卵仔稚魚の生き残りに必ずしも有利に働いていないことを示唆する。実験室では稚魚期のコクチバスが仔魚期のコクチバスを食べた。これは青木湖においても早期に産卵して成長のより進んだ個体が晩期産卵群由来の仔魚を捕食する可能性を示している。さらに、ウグイやコイなどの温水性捕食者の摂食活動は高水温ほど活発である。このため、高水温では共食いや他魚種による捕食圧が高まるものと予測される。また、早生まれの個体は遅生まれの個体より大型になるため²⁾、厳寒期に水温が低下したときの生き残りがよいとの指摘もある³⁾。早期産卵群と晩期産卵群由来の卵仔稚魚の生き残りの差については、今回の研究では十分に解析できなかった。これは今後検討を要する重要な課題である。

青木湖ではウグイ、コイ、ニゴイ等が群れを成して産卵床の中で摂餌行動を示した。雄親はこれら捕食者に突進して追い払う行動を示した。しかし、体長30cmのコイの群れが侵入すると雄親は攻撃を止め、コイは卵2000個を僅か5分間で食べ尽くした。また、ウグイの群れが雄の攻撃によって一時的に追われるものの再び群れを成して産卵床を襲った。このような産卵床の卵が翌日には全滅していた例がある。釣り上げられたために雄親が10分間不在であった産卵床ではウグイが産卵床の卵をほぼ全滅させた。これらの事例は、コイやウグイによる捕食圧が産卵床の卵仔稚魚を全滅させるほど強く働く場合があることを示す。また、コクチバスの雄親は捕食者

を攻撃するものの、雄の攻撃行動が捕食者を完全に排除しうるものではないことを示す。原産地北アメリカではサンフィッシュ、シャッド、パーチ、シャナー、スメルト、スカルピン等の魚類がコクチバスと同所的に分布している⁵⁾。コクチバスの雄親が産卵床の卵仔魚を保護するという事実は、原産地においてもコクチバス卵仔稚を捕食する魚種が存在することを示唆する。原産地における昼行性魚類によるコクチバス卵仔稚魚の被食減耗の程度や原産地の捕食者にたいするコクチバス雄親の防衛能力が青木湖における事例と同程度なのか、あるいは、コクチバスの防衛能力が日本の在来魚であるコイやウグイに対して特異的に低いのかは明らかではない。これを解明することは移植されたコクチバスが日本の湖沼でどの程度繁栄しうるかを予測するうえで重要な課題である。

観察者が産卵床周辺の底質の泥を巻き上げると、ウグイが産卵床周辺に集まることが観察された。ウグイは無作為に摂食場所を選ぶのではないらしい。さらに、ウグイはコクチバスの雄親がいる産卵床を積極的に選択して進入するらしい。特に、雌雄が産卵床で繁殖行動を示すとウグイは産卵床の周辺に多数集まり、実際に産卵床に入った。このとき雄はウグイを攻撃したが、雌は全く攻撃しなかった。追い散らされたウグイは巣に戻る雄に追従して再び産卵床の周辺にあらわれる。しかし、ウグイは雌には誘引も忌避も示さない。これらの事例はウグイが、産卵直前のコクチバスの雄に積極的に誘引されている可能性を示す。コクチバスが青木湖に定着した歴史は短いと考えられることから、ウグイは産卵期のコクチバス雄だけではなく日本の在来魚に共通する産卵期の雄由来の物質あるいは行動に誘引され、コクチバスの産卵床に集まるのかもしれない。これらより青木湖におけるコクチバス卵仔稚の主な減耗要因は被食にあると考えた。

(イ) 青木湖におけるコクチバス卵仔稚の被食減耗と雄親除去の効果

コクチバス産卵床内の卵仔稚魚は、捕食者の侵入を防ぐための金網で覆った場合にはほとんど減耗しなかった。他方、同時に観察した金網で覆わない対照区では、卵仔魚のうち60%が減耗した。これより、コクチバス卵仔魚が被食によって著しく減耗することが検証された。また、この対照区のうち実験終了

時に親がいた場合には卵仔稚魚は70%程度生き残ったが、雄親がいなかった場合には産卵床の卵仔魚は全く発見されなかった。この結果は卵仔稚魚の被食減耗が雄親の有無と関連することを示す。そこで雄親を除去したときの減耗を調べたところ、青木湖では産卵床の雄親除去によって実験開始後2～7日目までに産卵床内の卵仔稚魚を駆除できることが実証された。すなわち、青木湖において卵仔稚魚が生き残るためには捕食者に対する雄親の防衛行動が必要不可欠であった。

一方、卵仔稚魚が食べ尽くされた場合に、雄親は産卵床を放棄していなくなるか否かを卵除去実験によって調べた。その結果、卵を人為的に除去した場合には雄がいなくなる事例と存在した場合があった。したがって、雄親が放棄するか否かは卵の有無とは直接関連するものではないらしい。実際、卵仔稚魚が存在する産卵床のほとんどに雄がいることが確認されたが、逆に、雄親が守る産卵床には必ずしも卵仔稚魚が発見されたわけではない。雄が産卵床を確保するのは、まず、メス親を誘引して産卵させるためであり、次いで、その雄由来の卵仔稚魚を保護することにあると考えられる。さらに、同一の雄親が産卵期間中に複数のメスに産卵させることから、一度は繁殖に失敗した産卵床であっても雄親にとっては守る価値のある産卵床である可能性がある。青木湖では産卵床が複数回利用された。同一の親が発育段階の異なる卵や仔稚魚を保護した場合の他、一度は放棄された産卵床を別の雄親が利用することもあった。これは、産卵床の形成に適する場所が限定されていたことを示唆する。実際、産卵床が存在しない空間に、コンクリート製のブロックを設置したときに新たな産卵床が形成された事実は、青木湖における産卵適地が制限要因として働いていた可能性を示唆する。したがって、既に産卵床に生み付けられた卵を除去したとしても、雄親は直ちにその産卵床を放棄するものではなかったと考えられた。

コクチバスは昼間活動する昼行性の魚種である。ウナギなどの夜行性の捕食者は産卵床に親がいてもコクチバスの卵仔稚を捕食することが期待される。青木湖で発見された産卵床全体を金網で囲った中にウナギを放流する実験によって、コクチバス卵仔稚魚が雄親の保護下にあってもウナギに捕食されるこ

とが確認された。原産地北米では、元々コクチバスが自然分布している水域にはアメリカウナギは生息していないらしい。しかし、増殖目的の移植放流が盛んで、コクチバスの生息域は元々の生息域以外の場所にも広がっている⁵⁾。このような水域の一つ、バージニア州のヨーク川（York River）の支流ノースアンナ川（North Anna River）では、産卵床にいるコクチバス卵仔稚魚の減耗の40%が体長15～25cmのアメリカウナギによる被食にあると推定されている（Knotek and Orth⁴⁾）。彼ら⁴⁾は夜行性の捕食者ウナギに対するコクチバス雄親の保護機能が十分に発達していないため、このように大きな減耗があると推定している。北米においても夜行性の魚種に対する被食減耗が確認されていることから、日本に元々生息しているニホンウナギは、コクチバスの被食減耗を助長する有効な在来魚だと考えられる。

（ウ） 在来魚によるコクチバス卵仔稚魚の効率的な繁殖抑制

青木湖におけるコクチバス卵仔稚魚の生態的弱点はウグイ等在来魚による被食減耗にあった。産卵床を守る雄親除去により被食減耗を助長して卵仔稚魚が効率的に駆除できた。親を駆除しても産卵床に卵仔稚魚が残る場合には、親駆除と同時にその水域の在来魚を増やすことが持続的効果をもたらす。また産卵期にウグイ、コイ、ウナギなどを放流することには即効的効果があると期待される。

オ 今後の課題

外来魚駆除の目的はもともとの在来生物の生態系を守り、内水面漁業と生物多様性を保全することにある。コクチバスは在来生物生態系に侵入してすでに定着しはじめた。卵や仔稚魚期に被食の弱点はあるものの個体数を増やしている。コクチバスを減らすためには、従って、人為的な関与が不可欠である。琵琶湖など外来魚の群集構造が大きく変化した水域では外来魚を取り除いた影響の予測は難しい。外来魚の駆除と同時に在来魚の積極的な資源回復を目指し、実践を通してその効果や生態系の復元過程をモニタリングしていく必要があろう。

カ 要 約

長野県青木湖において2000～2001年の5～7月（水温15～26℃）にコクチバス産卵床の卵仔稚魚と捕食者や親の行動を調査した。青木湖におけるコクチバス卵・仔稚魚はカビの感染や波浪等物理的に産

卵床が破壊されて減耗するものの、主な減耗要因はウグイ、コイ等在来魚による被食にあると推定された。そこで、青木湖においてコクチバス卵仔魚の被食減耗過程を検証した。捕食者の侵入を防ぐために卵・仔魚がいる産卵床を金網で覆った実験区では、実験開始後6～10日目の生残率は開始時の89%であった。一方、卵・仔魚がいる産卵床を自然条件下で放置した対照区の生き残りは40%であった。これより、コクチバス卵仔魚が被食によって著しく減耗することが実証された。また、対照区のうち実験終了時に親がいた場合には生き残りは開始時の74%であったが、親がいなくなった場合には卵仔魚は全滅した。これより青木湖におけるコクチバス卵仔魚の生き残りには雄親の保護が不可欠であることが示された。そこで、親を人為的に除去したときの減耗過程を調べた。1産卵床あたり卵仔魚数は、実験開始後2～7日目に対照区で親がいた場合には開始時の98%であったが、親がいない場合あるいは親を除去した場合には、それぞれ、開始時の0%および14%へと大きく減耗した。これより青木湖では産卵床を守る雄親を除去することによって、産卵床内の卵稚仔魚をほぼ全滅させることが可能だと考えられた。他方、ウナギなどの夜行性の捕食者は産卵床に親がいなくてもコクチバスの卵仔稚を捕食することが期待される。コクチバス雄が卵を保育している産卵床6つを選び、雄親とともに産卵床全体を直径120cmの囲い網で覆った。2日後の実験終了時の卵数は、ウナギ(15～25cm TL) 20尾を収容した区(3区)がウナギのいない対照区(3区)より少なく、それぞれ、開始時の10±7%、および、137±43%であった。雄親の保護下のコクチバス卵仔稚がウナギに捕食されることを確認した。青木湖で得たコクチバス卵は15～25℃で浮上仔魚まで順調に发育し、その間の生残率は51、57、61%、浮上に要する時間は33、13、10日であった。青木湖ではこの水温範囲で繁殖が確

認された。15～25℃では24日齢までの成長率は高水温ほど高かった。稚魚期には共食いが見られた。在来魚13種がコクチバスの卵仔稚魚を補食した。体重9gのウグイおよびウナギは1日にそれぞれ200個体および70個体の卵仔稚魚を食べる能力があった。青木湖におけるコクチバス卵仔稚魚の生態的弱点はウグイ等在来魚による被食減耗にあり、雄親除去により被食減耗を助長して卵仔稚魚が効率的に駆除できた。親を駆除しても産卵床に卵仔稚魚が残る場合には、親駆除と同時にその水域の在来魚を増やすことが持続的効果をもたらす。また産卵期にコクチバスに食べられない大きさのウグイ、コイ、ウナギなどを放流することには即効的効果があると期待される。

キ 文 献

- 1) 片野修・青沼佳方(2001) コクチバスによって捕食されるウグイの最大体長, 日本水産学会誌, 67: 866-873.
- 2) Baylis J. R. and D. D. Wiegmann (1993) Alternating life histories of smallmouth bass. *Tran. Am. Fish. Soc.* 122: 500-510.
- 3) Shuter B. J. et al. (1980) Stochastic simulation of temperature effects on first-year survival of smallmouth bass. *Tran. Am. Fish. Soc.* 109: 1-34.
- 4) W. L. Knotek and D. J. Orth (1998) Survival for specific life intervals of smallmouth bass, *Micropterus dolomieu*, during parental care. *Env. Biol. Fish.* 51: 285-296.
- 5) Lindner et al. (1984) This is your Life, Smallmouth bass. (In B. Ripley and D. Sura, eds. *Smallmouth bass: a handbook of strategies*. Al Lindner's Outdoors, Inc. Minnesota: 9-20.

(内田和男・阿部信一郎・清水昭男)

第3章 コクチバスの個体群管理技術の開発

1. 生息河川湖沼における繁殖抑制技術の実地評価

ア 研究目的

ブラックバスは1970年代頃から、釣りブームの隆盛に伴う心ない放流等により、その分布域が爆発的に拡大した。2001年7月までには、オオクチバスが全都道府県で生息が確認され¹⁾、さらにコクチバスの分布拡大も顕著で、37都道府県で採捕報告がされるに至っている²⁾。

日本の湖沼で芦ノ湖への導入歴を除けば、最初のコクチバスの生息が確認されたのは長野県野尻湖と木崎湖および福島県桧原湖とされている²⁾。長野県では、野尻湖で1991年に初めてコクチバスが捕獲確認されて以来、現在では仁科三湖(青木湖、中綱湖、木崎湖)への定着だけでなく、千曲川、犀川、天竜川でも捕獲された経緯がある。さらに最近では木崎湖下流の農具川において河川内での繁殖と稚魚の生息が報告³⁾される事態にまで至っている。

コクチバスの生息域拡大は(流水域にも生息するという生態的知見から)、オオクチバス以上に内水面漁業だけでなく、在来魚や水生昆虫等を含めた水辺環境全体へ悪影響を及ぼすことが懸念されている。オオクチバス、ブルーギルに関しては、その生態調査と資源抑制マニュアルをまとめた報告書⁴⁾がある。しかしながらコクチバスについては日本への侵入歴も浅くその生態的特性も未だ不明な点が多く、繁殖抑制技術の確立までには至っていない。

本研究では、コクチバス個体群の管理技術を開発するため、県内湖沼に定着したコクチバスの産卵実態と生態的特性を明らかにし、生息現場における繁殖抑制技術、産卵親魚の捕獲技術についての開発検討とその実地評価を行った。

イ 研究方法

(ア) 湖沼におけるコクチバスの産卵実態

長野県でコクチバスの生息が確認されている仁科三湖と野尻湖(図3-1、表3-1)において産卵実態を調査した。

調査湖沼の概要：仁科三湖は長野県大町市にあり、犀川水系高瀬川の支流農具川の源流部で、上流から青木湖、中綱湖、木崎湖の順に位置する。

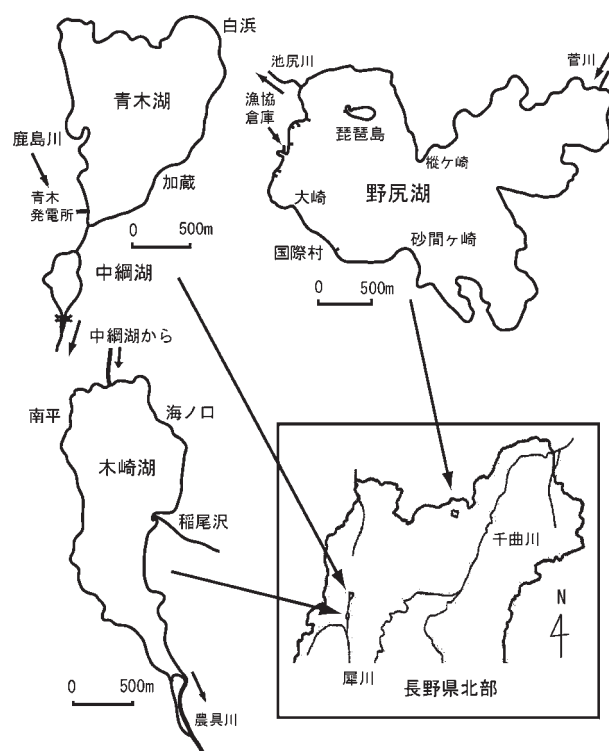


図3-1 コクチバスの産卵実態調査湖沼

表3-1 コクチバス産卵調査湖沼の概要⁵⁾

	青木湖	中綱湖	木崎湖	野尻湖
湖沼型	貧栄養湖	中栄養湖	中栄養湖	貧栄養湖
水面標高m	822	815	764	654
面積km ²	1.86	0.14	1.4	3.9
最大水深m	58.0	12.0	29.5	37.5
平均水深m	29.0	5.7	17.9	20.8
湖岸線延長km	6.5	1.5	7.0	14.3
表層水温℃	0.8~26.7	0~24.8	2.7~26.9	1.9~24.5

青木湖は調査湖沼の中で最も深い湖であり、発電用水として鹿島川の源流から取水した冷水が放水されるため、夏期の表層水温上昇が三湖沼の中で最も遅い。また下流の2つの発電所用水として取水されるため、冬期には最大21mの水位低下がみられたが、1997年~2002年は5~9m程度の低下に留まっている。水位低下のため水生植物相は貧弱である。湖岸の大部分は急傾斜の砂礫底であるが、北東部の白浜地籍周辺は遠浅で泥質底の緩斜面となっており、ヨシ群落が発達している。水深5m以浅の底質分布は面積比で砂質22.7%、泥質砂65.9%、砂質泥5.7%と報告されている⁶⁾(図3-2)。

中綱湖は比較的浅い湖であるが、湖岸は流出河川



図3—2 減水期の青木湖(加蔵地籍周辺2001年4月)

のある南側を除くと急傾斜である。底質は南側が泥質底、北西側に岩盤部がある他は砂泥質が主体で、南西側から橋の南側にかけてヨシ群落とコウホネ等の浮葉植物群落が発達している。水深5m以浅の底質分布面積比は砂質8.3%、泥質砂54.1%、砂質泥37.6%と報告されている⁶⁾。

木崎湖は、発電用と農業用の取水により水位低下はあるものの1997年～2002年は0.1～0.8mの水位低下に留まっている。中綱湖からの中部農具川が流れ込む北部(南平～海ノ口)と稲尾沢が流入する東部および農具川へと流出口のある南部は比較的遠浅の緩斜面であるが、西側は急斜面が多い。湖岸の底質は湖西側と東側の一部が砂礫底である他は、大部分が砂泥質底で、南東側には遠浅の砂浜が発達している。湖岸の所々に小規模なヨシ群落が散在し、南側の水深2～3m以浅にはコカナダモの群落が発達している。水深5m以浅の底質分布面積比は砂質6.5%、泥質砂40.2%、砂質泥53.3%と報告されている⁶⁾。

野尻湖は長野県信濃町に位置し、流入河川は菅川等の4河川だが、流入量はきわめて少なく、大部分が池尻川、関川の発電所揚水路や古海川、鳥居川の農業用水路からの流入水である⁶⁾。流出河川は池尻川のみで新潟県関川に合流するが、発電用水、水道用水として取水されるため3.5mの範囲内で水位変動がみられる。湖岸の水生植物は1978年にソウギョを放流したことにより壊滅状態になり、一部の地域に小規模なヨシ群落がみられる程度である。湖岸は、琵琶島周辺と南西側の大崎沖および東側の菅川沖が緩傾斜で砂泥質底であるが、その他の湖岸のほとんどが急傾斜で砂礫底である。



図3—3 コクチバスの産卵床(木崎湖)

調査湖沼ではいずれも地元漁協によりワカサギ放流がなされており、秋～冬期における県内の主要なワカサギ釣り場として親しまれている。また青木湖はヒメマス、中綱湖はヘラブナ、木崎湖と野尻湖はブラックバス釣り場としても有名である。

これらの湖沼の水質は、生活環境の保全に関する環境基準で水道用水へ利用されるAA(I)またはAA(II)に類型されている。いずれも透明度が高く、産卵実態調査においては、図3—3のように湖岸でのコクチバスの産卵床は容易に視認できた。また風波が無ければ湖上からオオクチバスとコクチバスの魚種識別が可能であった。

産卵実態調査は、2000年5月2日から7月6日にかけて、一湖沼につき約10日毎を原則として実施した。湖岸を船または徒歩で目視しながら一周し、産卵床の数と雄親魚の有無を計数した。また産卵環境として水温、産卵床の水深、大きさ(長径と短径)を測定した。なお中綱湖はコクチバスの親魚が確認できなかったためオオクチバスについて調査した。他の湖で雄親魚がオオクチバスと確認できた場合は計数から除外してあるが、親魚の種類が不明または親魚の居ない産卵床はそのまま計数に加えた。

(イ) 雄親魚の卵保護効果と行動特性

雄親魚の有無と卵の有無：産卵床の目視調査において雄親魚がついている産卵床とついていない産卵床が観察されたので、2000年5月12日～6月21日に青木湖、木崎湖、野尻湖において雄親魚の有無と卵の有無を調査した。卵の有無の確認は、ブラックバスの卵は産卵床の砂利等に付着しているので、船上からタモ網で産卵床の中央部の砂利ごとすくい取る方法で行った。ここで親魚のいない産卵床とは、船で

接近した際に親魚が確認できなかった産卵床である。ただし放棄され荒廃した産卵床ではなく、つい最近まで親魚によって保護されていたと思われる「きれいな状態の産卵床」を対象に行った。

親魚の行動特性：2000年と2001年に青木湖における産卵調査と後述の捕獲調査時に雄親魚の行動を目視調査した。水中における雄親魚の卵保護行動、威嚇行動、試作漁具への警戒行動や羅網状況および障害物等への反応は水中ビデオ（HITACHI 液晶 Hi8 ビデオカメラ VM-H100L）で撮影、観察した。使用したビデオカメラの撮影レンズ部は分離型で、10mの延長コードを介して本体と連結されている。これを4m長のステンレス棒の先端に付けることで、被写体から撮影者が離れた状態あるいは隠れた状態で撮影することが可能であった。

卵保護中の雄がどのような物に興味、警戒心、排斥行動等を起こすのかを検討するため、産卵床の中央に障害物を設置して雄親の反応を観察した。青木湖加蔵地籍の水深約1mに産卵床を造った雄を対象に、6種の障害物（表3-3、図3-12参照）を産卵床に2～4分間順次設置し、その間の雄の反応をビデオ撮影することで、小突き等の回数を集計した。

産卵親魚の湖内での移動：産卵床の利用状態を把握するため、捕獲調査で得たコクチバス親魚に個別標識タグ（ピーターセンタグ：径7mm円形セルロイド製番号付き）を背鰭下部に銅線を貫通させて括り付けた（図3-4）。タグ付け個体は、船上からの目視観察で容易に視認できた。また2001年は青色タグ、2002年は赤色タグを付けることにより、標識年度が目視確認できるようにした。また雄親魚を除去

した産卵床のうち24ヶ所に鉄製の番号札を沈め、その後の産卵床の利用状況を追跡調査した。

(ウ) 繁殖抑制技術（親魚捕獲漁具）の検討と開発
雌親魚の捕獲漁具：青木湖における目視観察では、産卵期に親魚サイズのコクチバスが昼間の時間帯に岸沿いを遊泳することが確かめられている。そこで2001年と2002年に、青木湖加蔵地籍に調査定点を設け、産卵期の昼間の時間帯を中心に刺網による捕獲調査を実施した。親魚の捕獲が目的のため、目合の選定は、野尻湖における小原の調査結果⁷⁾（目合寸法の3.1～4.2倍の体長のコクチバスが羅網する）を参考にした。使用刺網は目合75mmまたは90mmで、一反の長さとは幅は25m×2.2mで、これを湖岸から沖合に向け二反重ねて設置した。

雄親魚の捕獲漁具：産卵床を守る雄親魚を除去することがコクチバスの繁殖抑制に寄与することから、産卵床の保護雄の行動特性を利用した捕獲漁具を考案し、その試作網について捕獲効果を検証した。

試作した漁具は、従来の三枚網（漁業調整規則上の禁止漁具）をコクチバス産卵床の大きさに合わせ小型化したことから小型三枚網と呼称した（図3-5）。外枠の棒はビニールチューブで連結することにより、運搬や捕獲作業時に邪魔にならないように網を絡めながら畳めるように工夫した。網糸の太さと目合は、外網4～5号、目合30cm、内網1.5号、目合6cmである。浮子と沈子は一般の刺網等に使われている漁具材料と同じ物である。

設置方法は、船または徒歩で雄親のいる産卵床に近づき、図3-6に示すように産卵床の中央を沈子ロープが横断するように小型三枚網を置いた。この際雄親魚は人間の接近に驚いて産卵床から離れる

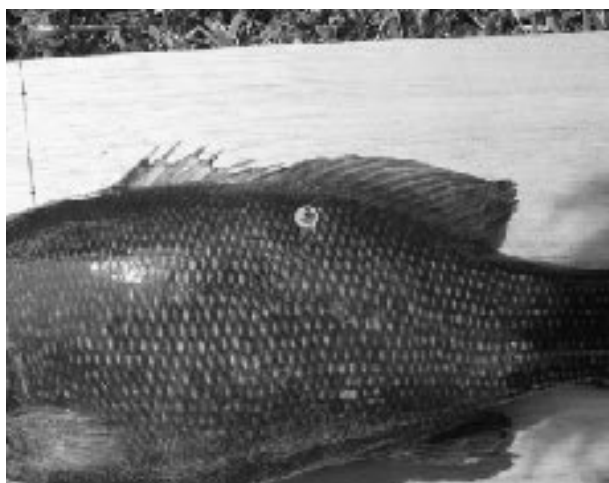


図3-4 コクチバスへの標識タグの取付け例

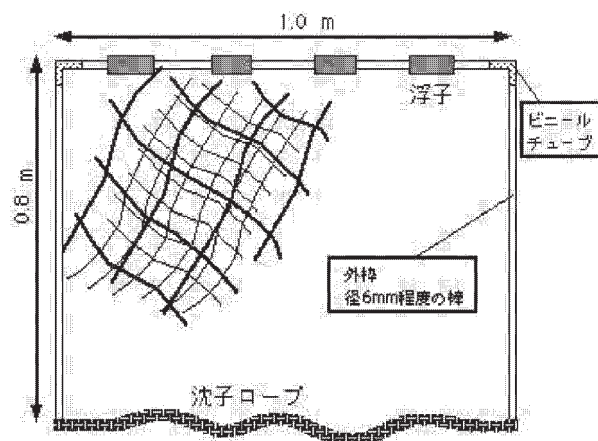


図3-5 小型三枚網の概略図

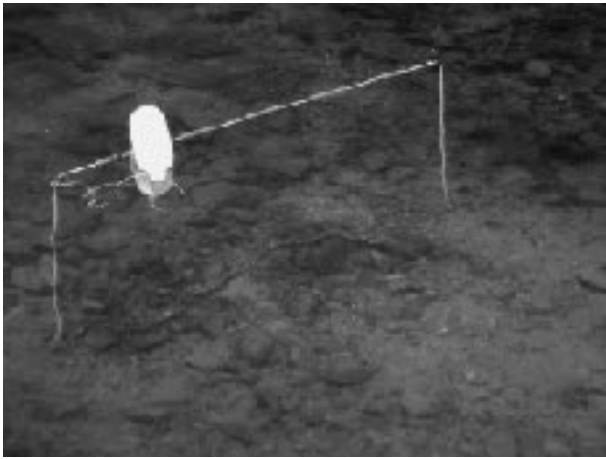


図 3－6 小型三枚網のkokuchibasu産卵床への設置例

が、設置後に人間がいなくなれば再び帰って来るので心配する必要はない。設置直後は網の周りを警戒しながら回っていることが多い。雄の行動と羅網状況は前述のビデオカメラで観察した。

雄親魚に対する小型三枚網の捕獲効果の検証は、2002年5月～6月の産卵期に仁科三湖と長野県北佐久郡立科町の女神湖（標高1520m、最大水深5.0m、面積12.0ha）および南佐久郡小海町の松原湖（標高1123m、最大水深7.7m、面積12.0ha）において実施した。

捕獲効果は、網を設置後、1～2時間後に回収し、その際の捕獲と羅網形跡の有無を確認し、捕獲効率％＝（捕獲例数/設置例数）×100として求めた。

2001年の青木湖での予備試験の結果から、小型三枚網はkokuchibasuとookuchibasuの両雄親に有効であり、行動観察結果から雄親の警戒心を逸らすためのコンパクト・ディスク（CD）が有効と考えられたので、CD付きとCD無しの捕獲効率を比較した。また捕獲効率に関与する要因として雄の卵保護への執着が考えられたので、小型三枚網の回収後に産卵床の卵の有無をタモ網ですくい取って確認した。

(エ) 繁殖抑制湖沼におけるkokuchibasuの資源動向

繁殖抑制技術の調査湖沼である青木湖でのkokuchibasu資源の状況を把握するため、2001年と2002年の産卵期に、産卵床数、親魚の生息尾数推定、刺網捕獲調査における設置時間当たりの捕獲数を調査した。なお青木湖では、2001年度より県の外来魚被害緊急対策事業として青木湖漁協による本格的なブラックバス駆除作業を開始した経緯がある。

産卵床数は2000年と同様に湖岸一周による船上からの目視調査で計数した。

親魚の生息尾数の推定は、前述の親魚の移動調査で標識放流した魚の捕獲魚に占める割合から推定した。すなわち2001年は、青木湖畔の加蔵地籍を中心とした約900mの調査区間で調査捕獲されたkokuchibasu親魚に占める標識魚の割合から区間内における親魚数を算出した。これを湖岸線延長6.5km（ただし産卵床形成が不可能と思われた約650m部分は除く）分に換算して、湖全体での推定親魚尾数とした。また産卵期の終了した7月下旬に湖岸一周の目視調査を実施、発見した親魚（全長20cm以上に見えた個体）数に占める標識魚の数から推定した。

2002年は、調査捕獲数が少なく、標識放流魚数も少なかったので、標識付けが終了した7月以降における湖全体でのkokuchibasu捕獲尾数（漁協の駆除捕獲尾数も含めた数）に占める標識魚の割合から推定した。また前年同様に湖岸一周による目視観察の結果から親魚の生息尾数を推定した。

刺網設置時間当たりの捕獲尾数は、青木湖の加蔵調査定点における6月の昼間の時間帯の捕獲数を設置時間で除し、1時間当たりの捕獲数として算出した。

ウ 結 果

(ア) 湖沼におけるkokuchibasuの産卵実態

産卵と水温：調査湖沼における産卵床の確認数と水温を表3－2に示した。kokuchibasuの産卵床形成が確認された時期は、木崎湖が最も早く5月12日であった。水温上昇時期が遅い青木湖では5月31日になって産卵床が確認され、7月上旬まで産卵が続いた。産卵床形成と水温の関係をみると、中綱湖ではookuchibasuの親魚しか確認できなかったものの、全ての湖で水温が16℃以上になった時に産卵床が確認された。従って、水温15～16℃付近がkokuchibasu産卵床の形成され始める目安となるものと考えられた。

kokuchibasuとookuchibasuで卵保護する雄親魚が観察された産卵床は、延べ1265ヶ所の産卵床観察例の中で346ヶ所で、全体の27.4%であった。このことから、形成された全ての産卵床が繁殖に利用されているわけではないことが明らかになった。

産卵床の水深と大きさ：kokuchibasuの産卵床が形成されていた水深の頻度分布（％）を図3－7に示した。産卵床の水深は、青木湖では水深30～170cm、木崎湖では水深40～200cm、野尻湖では水深60～260

表 3－2 コクチバス・オオクチバスの産卵床確認数*。() はその中で親魚のついていた産卵床数

調査月日	青木湖		中綱湖		木崎湖		野尻湖（漁協倉庫～砂間ヶ崎）	
	水温℃**	産卵床数	水温℃	産卵床数	水温℃	産卵床数	水温℃	産卵床数
5月上旬	11.8	0			11.6	0	12.2	0
中旬			12.2	0	16.8	69(12)	15.1	0
下旬	16.0	73(18)			17.5	600(160)		
6月上旬					19.0	-	17.9	21(2)
中旬	15.8	184(29)	17.5	66(38)			20.9	3(0)
下旬	17.4	151(68)	21.2	75(5)	20.8	0	21.5	-
7月上旬	19.6	23(14)						

*：中綱湖の親魚は全てオオクチバス。その他の湖沼では親魚がオオクチバスと確認できた場合は計数に入っていない。

**：水温は湖岸における水深1mの水温。ただし荒天時には岸辺の水温。

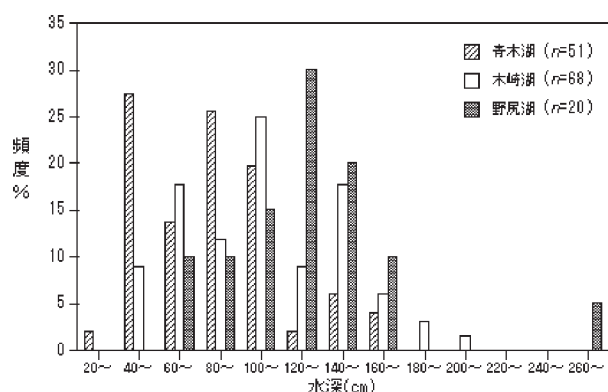


図 3－7 各湖沼で観察されたコクチバス産卵床の水深分布

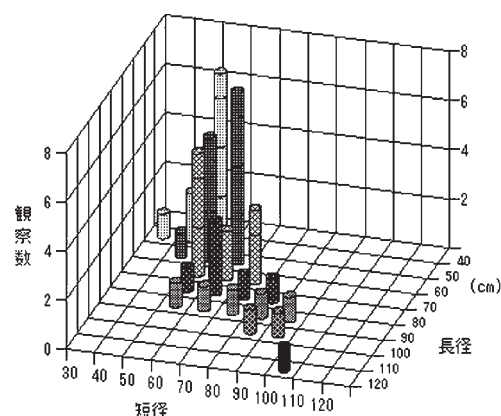


図 3－9 木崎湖で観察された産卵床の大きさ (n = 49)

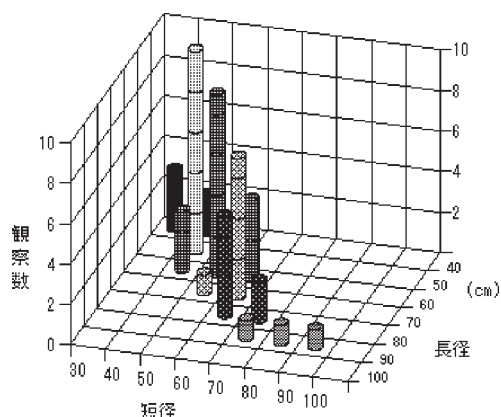


図 3－8 青木湖で観察された産卵床の大きさ (n = 51)

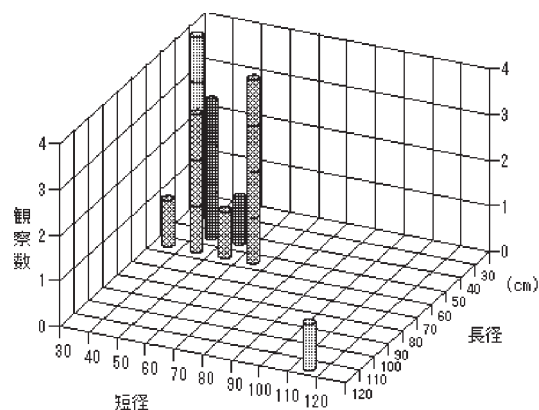


図 3－10 野尻湖で観察された産卵床の大きさ (n = 18)

cmに形成されていたが、ほとんどが水深200cm以浅に造られていた。急傾斜の岸が多い青木湖の産卵床は、岸際の数m以内に造られている事が多く、比較的浅い所で観察された。水深1.2m未満に造られていた産卵床の割合は、青木湖で全体の88.2%、木崎湖では63.2%、野尻湖で35%であった。これらの結果は各湖沼の湖岸の底質や地形的な特徴を反映したもの考

えられる。

コクチバスの産卵床サイズの測定結果は湖沼毎に図 3－8～図 3－10に示した。産卵床サイズを [長径×短径] で表すと、青木湖では最小～最大が[40×30cm]～[90×90cm]、木崎湖で[50×30cm]～[120×100cm]、野尻湖で[30×30cm]～[120×110cm]であった。産卵床の形状は、総じて直径40～60cmを基本

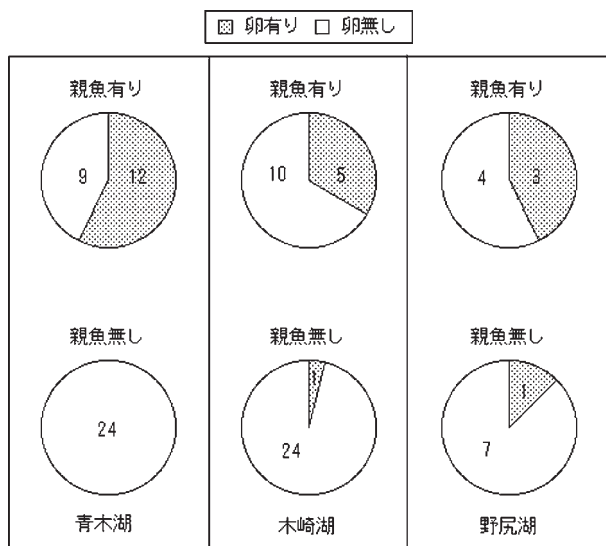


図3-11 雄親魚の有無と卵の有無

とした円形または楕円形のものが多く観察された。

(イ) 雄親魚の卵保護効果と行動特性

雄親魚の有無と卵の有無：雄親魚のいる産卵床とない産卵床での卵の確認調査結果を図3-11に示した。雄親魚がついている産卵床で卵の確認できた産卵床は、青木湖で12/21、木崎湖で5/15、野尻湖で3/7で、全体で43観察例中20 (47%) の産卵床で卵が確認された。一方、青木湖では親魚のいない産卵床で卵は確認されなかった。また木崎湖、野尻湖で卵が確認されたのはそれぞれ1例だけであった。全体的に親魚のいない産卵床では卵の確認例数が少なく、産卵床57例中2例で確認できただけであった。

親魚の行動特性：青木湖では目視観察の結果、以下のような事例が何度か観察された。

a 在来魚によるコクチバス卵の捕食例

- ・船の接近に驚いて雄親が産卵床を離れた際に、コイやウグイが卵を捕食した（コイによる捕食は野尻湖でも観察された）。
- ・複数のウグイが産卵床の周りを取り囲み、親の隙をついて卵を捕食した。
- ・大型のコイがコクチバスの雄親魚の存在を意に介さず、卵を食っていた。

b 親魚の産卵行動に関する観察例

- ・雄は近くを通った雌に素早く近づき、寄り添い産卵床へ誘う行動を示した。
- ・雌が産卵床を気に入らなかった場合は、寄り添うように後を追い、近くの他の産卵床に誘った。
- ・産卵前のペアリング中（本調査では産卵床の上で雌雄が寄り添っている意味で使用する）の雌雄は警

戒心が強く、網等の障害物を設置すると、他の産卵床に移動してペアリングを再開した。

- ・雄は産卵床でのペアリング中と卵保護中は他の雄に対し突進して追い払う攻撃的な行動を示した。

c 雄親魚の卵保護行動に関する観察例

- ・卵保護中の雄は産卵床に近づくものに対して威嚇行動を示し追い払った。
- ・全長50cmを越える大型のコイが産卵床を荒らした時は、傍観して威嚇行動を示さなかった。
- ・産卵床の中央に小さな疑似餌をおいた場合、それを除こうと突いたり、くわえたりして産卵床の外に排出した。
- ・産卵床の保護雄はエビ等の餌で容易に釣れた。また近くにいた小魚や水面の昆虫を捕食した。

保護雄の行動：卵保護中の雄の6種類の障害物（図3-12）に対する行動観察結果を表3-3に示した。No.1～5の障害物は、市販の釣り用重り（40号、重量約140g）に表3の各物品を縛り付け、水中で鉛直展開するように発泡スチロール等の浮きを片側に結んだものである。またペットボトル（500ml）を標識浮きとして結んだ。No.6の手鏡（径約18cm）に関しては直接標識浮きからつり下げた。

障害物の形や色はそれぞれ異なり、規格を統一したものではないが、光を乱反射するステンレス板（No.1）とコンパクトディスク（No.5）に吻端での小突き反応が多くみられた。また小突き回数は少な

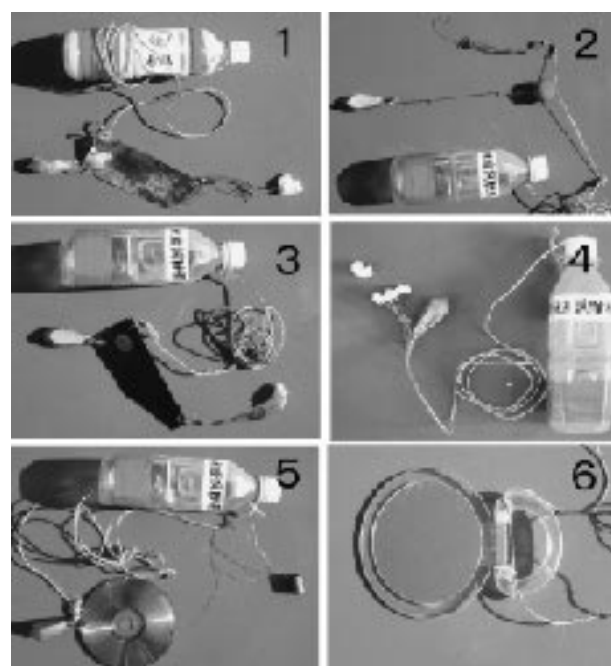


図3-12 産卵床に設置した6種の障害物

表 3-3 コクチバスの産卵床に設置した障害物の種類と吻端での小突き頻度

観察 順序	障害物の種類	観察時間	設置後の経過時間と小突き回数				備 考
			0~1分	1~2分	2~3分	3~4分	
1	ステンレス板 (約5×15cm)	3分28秒	1	7	5	4	後半に当たり強まる
2	赤玉浮き	2分53秒	0	0	0		重りの方に興味持つも接触しない
3	黒プラスチック板 (約5×15cm)	3分	0	0	0		周囲をゆっくり回るだけ
4	吸込み鉤+発砲スチロール	4分16秒	0	0	1	0	道糸を噛る行動あり
5	C D板	3分	2	6	7		後半に当たり強まる
6	手鏡 (径18cm程度)	2分28秒	0	0	2		鏡の正面に来たときのみ強く反応

表 3-4 標識魚の再捕獲状況 (2001年)

初回捕獲から再捕獲 地点までの距離d	再捕獲までの日数			計
	0~9日	10~19日	20~30日	
♀ (n=11)				
0≤d<0.5km	1	1	4	6
0.5km≤d<1.0km		2		2
1.0km≤d	1	2		3
♂ (n=17)				
0≤d<0.5km	4	5	4	13
0.5km≤d<1.0km	2	1		3
1.0km≤d	1			1
♀♂不明 (n=9)				
0≤d<0.5km	2	3	3	8
0.5km≤d<1.0km				
1.0km≤d		1		1

表 3-5 標識放流魚の成長

タグ No.	♀♂	放流 年月日	放流時 体重g	捕獲 年月日	捕獲時 体重g	放流 日数	増体重g
B290	♀	2001/6/14	371	2002/6/28	436.4	379	65.4
B361	♀	2001/7/3	640	2002/6/3	758.7	335	118.7
B374	?	2001/7/27	104	2002/6/7	170.9	315	66.9
R206	♀	2002/6/11	578	2002/7/5	529.6	24	-48.4
R207	♀	2002/6/11	290	2002/7/1	268.5	20	-21.5
R215	♀	2002/6/14	289	2002/7/2	266.9	18	-22.1
R217	♂	2002/6/14	914	2002/10/4	1012	112	98
R229	♀	2002/6/14	697	2002/7/1	655.4	17	-41.6
R230	♀	2002/6/14	476	2002/7/5	416	21	-60
R235	♂	2002/6/19	275	2002/6/25	270	6	-5
R242	♀	2002/7/4	482	2002/7/10	414.3	6	-67.7

かったものの手鏡に対しては、鏡の正面に来たときのみ、鏡に映った自分の姿に対し激しい威嚇行動をとった。

産卵親魚の湖内での移動：2001年に標識付けた尾数は104尾（平均全長29.5cm、範囲16.5～46.5cm、♀35尾、♂29尾、♀♂不明40尾）、2002年には46尾（平均全長30.2cm、範囲16.5～40.6cm、♀14尾、♂23尾、♀♂不明9尾）であった。コクチバスは外見で雌雄を識別することは困難なため、雌雄不明の個体が多い結果となった。放流日から1ヶ月以内に再捕獲された標識魚は2001年で37尾となり、標識放流魚の35.6%が再捕獲されたことになる。同様に2002年には14尾、30.4%が再捕獲された。

湖内における移動は、最初の捕獲場所 A と再捕獲された場所 B の特定が可能であった個体について、再捕獲までの日数と A-B の捕獲地点間の距離について区分けして整理した(表 3-4)。ここでは同一個体で2回再捕獲された結果（♂1例、♀♂不明2例）も加えてある。

雌の再捕獲数/標識放流数が11/35であるのに対し雄では17/29であり、雄の標識個体の方が再捕獲される傾向が強かった。また再捕獲場所も初回に捕獲された場所から0.5km以内の場合が多かった。

2001年には産卵床で捕獲した保護雄を再放流した

場合、100m以上離れた自分の産卵床やその近所に帰巢する2個体が観察された。一方2002年には4個体が最初に捕獲された産卵床とは異なる産卵床で再捕獲された。この中には他の雄が造った産卵床を利用するものもいた。雄親魚を除去した後、その産卵床が他の雄に利用されたかどうか調査した結果、24産卵床のうち5ヶ所の産卵床が再度利用されており、うち2ヶ所が再度の雄除去後さらにまた利用されていた。このことから、雄は自ら産卵床を造るだけでなく、他の雄が造った産卵床も利用する性質をもっていることが明らかになった。

標識魚の成長：2001年の標識魚のうち2002年に捕獲できた個体(タグ No.B 系)と2002年の標識魚で再捕獲時に死亡して、再放流できなかった個体(タグ No.R 系)の成長を表 3-5 に示した。

再捕獲で死亡した個体は主に刺網によるものであった。2001年に104尾標識放流したが番号が確認できたものは3個体のみであった。約1年間で65～119gの増体重がみられた。2002年の産卵期後半の7月に捕獲された雌個体は体重の減少が顕著であった。

(ウ) 繁殖抑制技術(親魚捕獲漁具)の検討と開発
雌親魚の捕獲漁具：青木湖の調査定点で実施した刺網の捕獲例とその結果を図 3-13 と表 3-6 に示した。図 3-13 に示すのは、完熟卵で腹部膨満した



図3-13 刺網に羅網したコクチバス雌

雌である。産卵期の成熟した雌は外見上、腹部が膨満しているので識別可能であった。産卵期（6月～7月上旬）における捕獲魚の雌雄比♀：♂は2001年で36：14、2002年は15：3で、両年とも雌の方が多く捕獲された。ここで雌雄不明の捕獲魚があるのは、産卵後の雌は外観から雄と識別することが困難なこと、親魚の移動調査と生息尾数推定のため、解剖せ

ずに標識放流に供したことによる。

産卵期の昼間に調査定点で捕獲されたものは、全て岸際に近い1反目の刺網で捕獲された。捕獲数は、天候が晴れや曇りで水温が暖かった日の方が多く捕獲され、雨で水温が低下した日は少ない傾向があった。降雨で水温低下があった日は、船上からの目視観察でも湖岸沿いに遊泳する魚はあまり見られなかった。

2001年の青木湖漁協の刺網によるコクチバス駆除個体の測定解剖結果から雌雄別捕獲数を図3-14に示した。漁協による刺網設置は夕方～翌早朝までが一般的で、張り方は様々であるが湖岸近くに設置していることに変わりはない。雌雄とも産卵期間の5月～7月の3ヶ月間に多く捕獲されているが、その期間中雄73尾の捕獲に対し雌はその約2倍の163尾が捕獲された。また産卵期外の4月、8月、9月には雌雄の捕獲数に大差はみられなかった。以上のことから刺網は産卵期の雌を捕獲する漁具として、有効に機能していることが示された。

表3-6 青木湖定点における刺網調査結果

月日 (2001年)	天候	水温℃	設置時刻	設置時間h	♀捕獲数	♂捕獲数	♀♂不明	合計
6月8日	晴れ	19.3	11:00～14:00	3:00	3	2		5
6月12日	晴れ		11:00～14:30	3:30	5	3		8
6月14日	大雨	16.4	11:10～15:15	4:05		1		1
			15:15～20:00	4:45		1		1
			20:00～0:00	4:00	1	1		2
6月15日	雨		0:00～4:00	4:00				0
			4:00～8:00	4:00	2		1	3
			8:00～11:00	3:00	1			1
6月19日	雨		11:30～15:30	4:00	1	1	1	3
6月22日	雨	19.4	13:30～15:00	1:30	3		1	4
6月26日	晴れ	20.9	11:00～14:00	3:00	3	2	1	6
6月28～29日	晴れ	21.9	17:00～10:30	17:30	8	2	4	14
7月3日	晴れ	25.3	11:30～13:30	2:00	6	1		7
7月5～6日	曇り		17:30～8:15	14:45	3		4	7
7月11日	晴れ/曇り		11:00～15:15	4:15				0
7月26～27日	晴れ/曇り	24.8	17:00～7:30	14:30			3	3
7月27日			8:00～11:30	3:30			0	0
8月23～24日	晴れ		17:00～11:00	18:00			0	0
9月27～28日	晴れ	20.3	16:30～8:00	15:30			8	8
9月28日	晴れ		8:00～11:00	3:00			4	4
11月15～16日	晴れ	12.2	16:00～12:00	20:00			1	1
計					36	14	28	78

月日 (2002年)	天候	水温℃	設置時刻	設置時間h	♀捕獲数	♂捕獲数	♀♂不明	合計
6月3日	晴れ	16.1	11:00～16:00	5:00	3	1		4
6月7日	晴れ	19.6	12:20～16:00	3:40	1			1
6月11日	曇り	17.5	11:00～16:00	5:00	5		2	7
6月14日	曇り	20.2	8:10～12:45	4:35	4			4
6月19日	晴れ	19.8	10:20～16:10	5:50				0
6月21日	曇り	17.8	10:20～14:50	4:30	1			1
6月26日	曇り/雨	15.1	10:30～14:30	4:00		1		1
6月28日	晴れ	17.0	10:30～15:00	4:30	1	1	2	4
計					15	3	4	22

雄親魚の捕獲漁具：産卵床を守る雄親魚が小型三枚網へ羅網した様子を図3-15に示した。

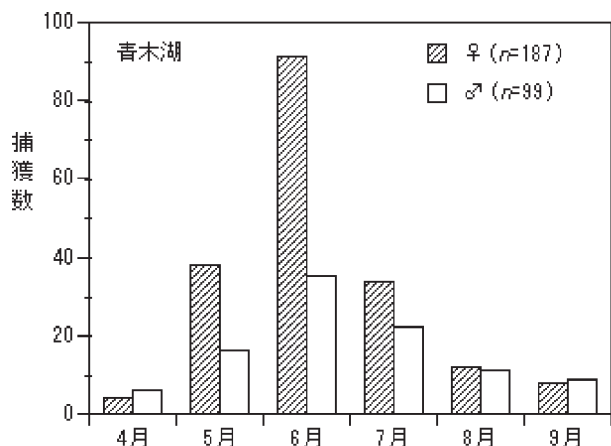


図3-14 刺網によるコクチバスの雌雄別捕獲数

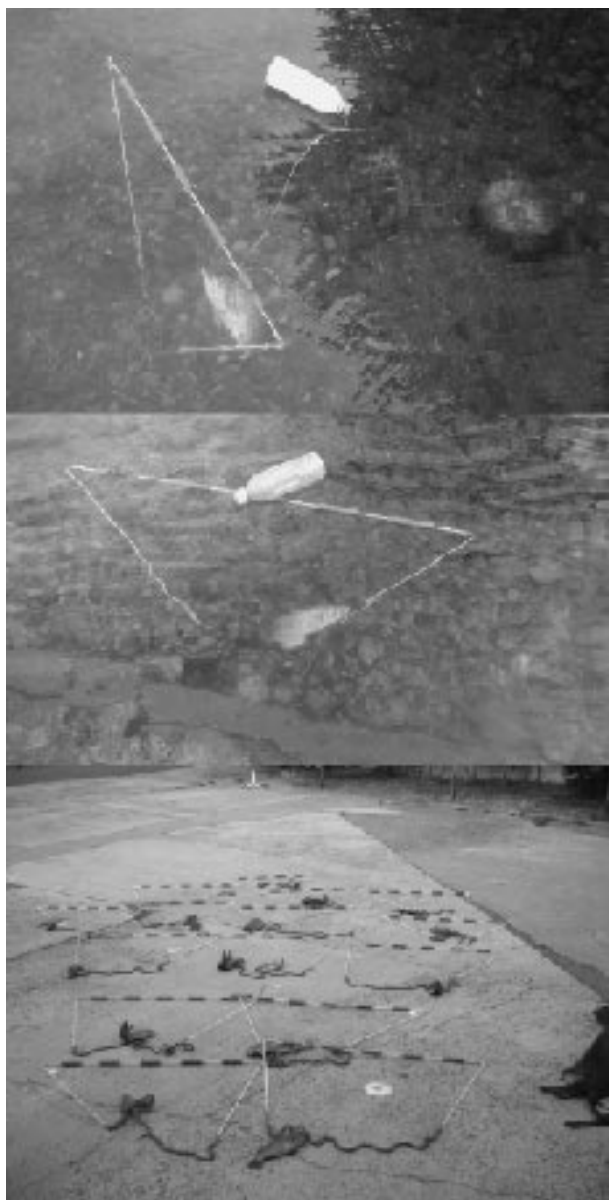


図3-15 小型三枚網に羅網したコクチバスの雄親魚

調査期間中に捕獲した魚はコクチバス、オオクチバスだけでその他の魚の混獲はなかった。雄が網に絡まるまでの様子をビデオカメラで観察した例は以下のものであった。

- ・網の設置後、人間が産卵床から離れると、雄はすぐに産卵床に戻ってきた。
- ・産卵床に置かれた網を警戒し、産卵床の周りを何度も回るだけで、近寄らなかった。
- ・雄の眼の動きを見ていると、設置した小型三枚網の網糸を認識している様子であった。
- ・ビデオカメラの撮影レンズが気になるらしく、網を警戒して周りを泳いでいる際に、何度も眼線をレンズに向けた。
- ・網を警戒して周りを回るといいう行動に変化はないが、その際にレンズに近寄ってきては産卵床の網の外側の方に泳ぎ去った。
- ・前述の行動を何回かするうち、産卵床に置かれた網の内側に戻って行き、羅網した。

その他の羅網観察例として、警戒して網の周りを回っている内に他魚が通りかかった場合、網に吊したCDを突きにいった場合に羅網している。いずれにしても小型網を設置した場合、雄はその存在を十分認識し警戒しているが、何らかの条件で警戒心が薄れ、網に羅網するものと考えられた。

雄の警戒心を逸らす一つの方法として、予備試験で効果的と思われた小型三枚網にCDを吊す方法について検討した。仁科三湖において、コクチバスとオオクチバスの雄親魚がいる産卵床にCDを付けた、もしくは付けない小型三枚網を設置した場合の捕獲結果を表3-7に示した。

CDを付けた場合と付けない場合の仁科三湖での捕獲効率は、それぞれ50～53%、56～64%であった。CD付きは若干捕獲効率が劣る傾向が見られたが、95%信頼区間は重なる部分が多く、湖沼やCDの有無それぞれの捕獲効率に有意差は認められなかった(図3-16)。従って、これ以降の捕獲効率は湖沼毎にまとめて集計した。

調査した5湖沼での捕獲効率は43～60%であったが(表3-8)、95%信頼区間からは湖沼間での捕獲効率に有意差はみられなかった(図3-17)。

捕獲効率の成績の良し悪しの要因として、保護雄の産卵床への執着心が関係していると考え、守るべき卵が有るか無いかについて整理して表3-9に示

表3-7 小型三枚網による捕獲結果 (CDの有無による比較)

	青木湖		中綱湖		木崎湖	
	CD無し	CD有り	CD無し	CD有り	CD無し	CD有り
事例数	32	32	23	17	14	14
産卵床水深	0.5~1.4m	0.4~1.6m	0.2~1.5m	0.5~1.8m	0.5~1.2m	0.5~1.3m
捕獲例数	18	16	14	9	9	7
羅網形跡数	3	2	0	2	0	0
捕獲効率%	56.3	50.0	60.9	52.9	64.3	50.0

表3-8 各湖沼における小型三枚網の捕獲効率

保護雄のいる産卵床に設置した場合						
	青木湖	中綱湖	木崎湖	女神湖	松原湖	計
設置例数	64	40	28	5	7	144
産卵床水深	0.4~1.6m	0.2~1.8m	0.5~1.3m	0.3~0.8m	0.4~0.8m	
捕獲例数	34	23	16	3	3	79
捕獲効率%	53.1	57.5	57.1	60.0	42.9	54.9

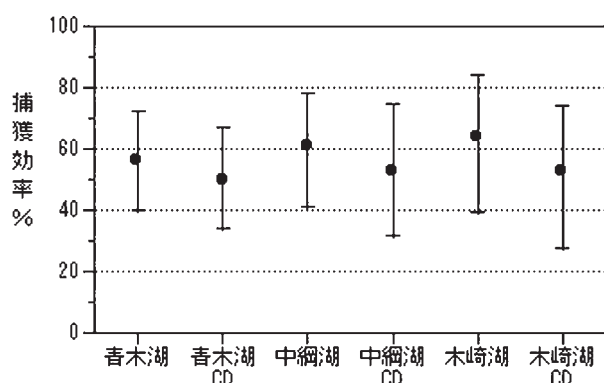


図3-16 CDの有無による捕獲効率と95%信頼区間

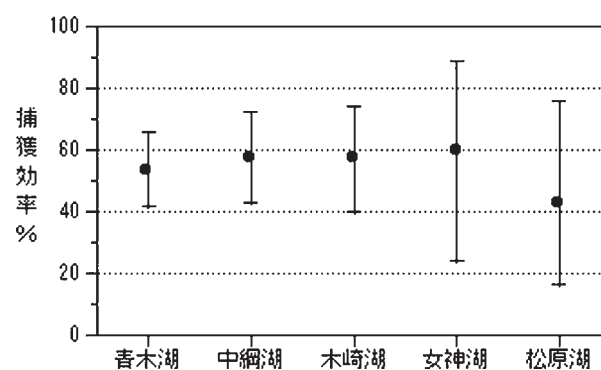


図3-17 小型三枚網の湖沼別捕獲効率と95%信頼区間

表3-9 産卵床の卵の有無と捕獲効率

	青木湖	中綱湖	木崎湖	女神湖	松原湖	計
卵無し産卵床						
捕獲数/例数	9/23	6/16	10/20	1/3*	0/2*	26/64
捕獲効率%	39.1	37.5	50.0	33	0	40.6
卵有り産卵床						
捕獲数/例数	24/31	19/24	6/7	2/2	3/4	54/68
捕獲効率%	77.4	79.2	86	100	75	79.4

*: 白濁卵の産卵床を含める

した。卵無し産卵床での捕獲効率が5湖沼全体で41%であるのに対し、卵のある産卵床では79%を示した。卵保護中の雄に対しては捕獲効率が高いことが明らかになった。以上のことから、小型三枚網はどの湖沼で使用しても雄親魚、特に卵保護中の雄に対し効果的であり、捕獲漁具としては汎用性があることが示された。

小型三枚網で捕獲された雄親魚の全長組成を図3-18に示した。捕獲されたコクチバス：オクチ

バスの比は、青木湖が47：1でコクチバスが圧倒的に多く、中綱湖は4：20でオクチバスの方が多かった。また木崎湖は両魚種とも10：10と半々の比であった。これらの結果は生息状況を反映したものと思われる。

捕獲魚の全長範囲は両魚種あわせて、青木湖が21.0~40.5cm、中綱湖が22.8~34.5cm、木崎湖が21.7~36.3cmであった。どの湖沼においても全長21cm以上の成魚サイズの雄を捕獲することができた。

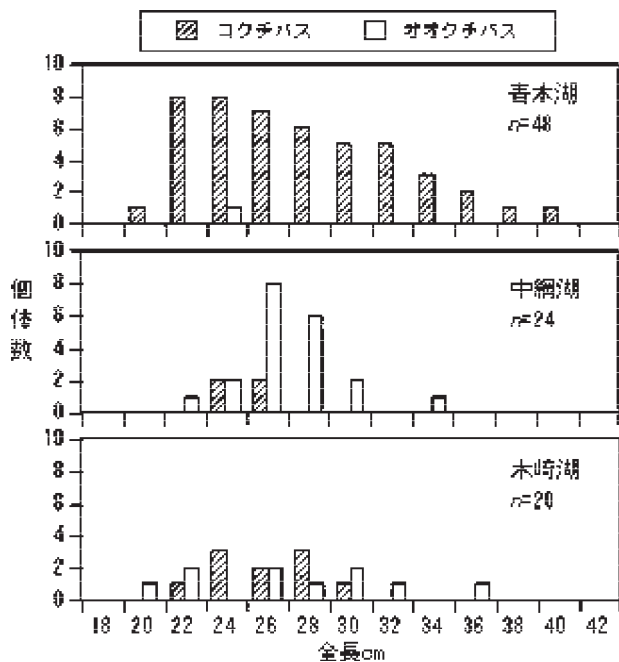


図3-18 小型三枚網で捕獲した雄親魚の全長組成

表3-10 青木湖のコクチバス産卵床の推移

調査月日	水温℃	産卵床数
2000年6月12日	15.8	184
2001年5月31日	15.4	185
2002年6月3日	16.4	108

(エ) 繁殖抑制湖沼におけるコクチバスの資源動向
産卵床数の推移：産卵期間中の調査で最も多く確認された日の産卵床数を表3-10に示した。産卵床は、いずれの年も水温15℃以上で形成されていたが、

産卵床形成の盛期は年によって異なった。2000年と2001年に比べ2002年の産卵床確認数は大きく減少した。

親魚の生息尾数推定：2001年の標識放流魚の再捕状況と生息尾数の推定結果を表3-11に示した。ここでは捕獲された標識魚の放流月日がわかるように示した。生息尾数の推定は以下のようにして求めている。例えば、6月14日の調査では27尾の捕獲数nを得た。標識魚捕獲数mは1尾（内訳は6月5日に標識放流された1尾）で、捕獲尾数nに占める割合％は $(m/n) \times 100$ で3.7%であった。その時点における湖内で生存している標識魚数Mは9尾で、推定生息尾数は $M \times n / m = 9 \times 27 / 1$ で243尾と算出した。

捕獲調査毎の生息尾数推定値の推移とその95%信頼区間を図3-19に示した。標識魚の再捕尾数が少ない6月26日と7月3日は生息尾数の推定値も大きい95%信頼区間の幅も大きい結果となった。7月6日以降は標識魚も4～7尾程度捕獲されており、推定生息尾数も300尾前後に安定している傾向が認められた。7月27日の結果を参考にとすると、調査区間内の親魚の推定生息尾数は328尾、青木湖全体に換算すると $328 \times 6.5 = 2132$ 尾となった。

目視調査による生息尾数の推定は7月11日と26日に行った。湖岸一周で確認した親魚サイズ（全長20cm以上の個体）は、それぞれ69尾、64尾であり、標識魚はいずれの日にも3尾確認された。調査日における湖内標識魚の生存尾数はそれぞれ、83尾、82尾

表3-11 青木湖調査区（約900m）における標識放流魚の再捕獲状況*と生息尾数推定

	捕獲月日	6月5～12日	6月14日	6月19日	6月22日	6月26日	6月29日	7月3日	7月6日	7月12日	7月27日
標識放流	捕獲尾数n	21	27	16	7	11	29	10	23	20	16
月日	湖内生存標識魚数M**	9	36	52	59	62	75	78	83	82	
6月5日	標識数2	1							1	1	
6月8日	7			1		1	3				
6月14日	28		1				5(3)		1(1)	2	
6月19日	17			(1)	(1)	1(1)			1(1)	1	1
6月22日	7								(1)		
6月26日	10						1(1)	1	1		
6月29日	17								1	1	2
7月3日	11									1	
7月6日	7									1	1
7月27日	6										
	計 112		1	2	(1)	1(1)	10(5)	1	5(3)	7	4
調査区での標識魚捕獲数m		1	2	-	1	10	1	5	7	4	
捕獲尾数に占める標識魚の割合%		3.7	12.5		9.1	34.5	10.0	21.7	35.0	25.0	
調査区における推定生息尾数 (=M×n/m)		243	288	-	649	180	750	359	237	328	

*：数値は加蔵地籍を中心とした約900mの調査区域での捕獲尾数、()内数値はその他の場所での捕獲尾数

**：調査月日時点における湖内生存標識魚数 (=標識放流数累計-捕獲等による斃死尾数累計)

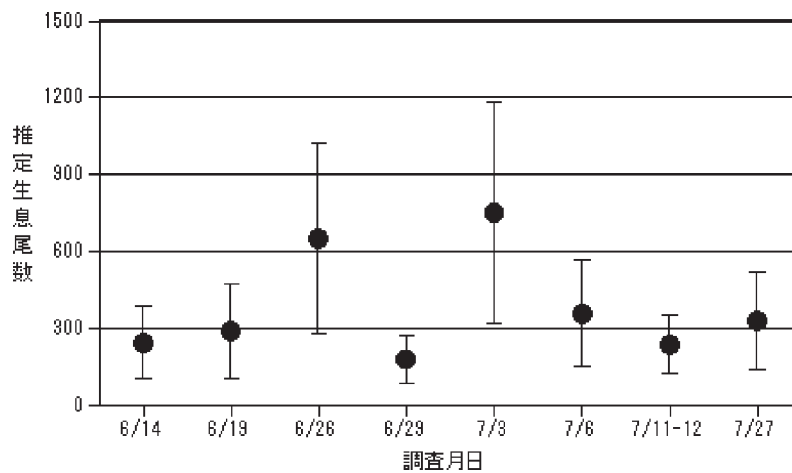


図3-19 調査区における推定生息尾数と95%信頼区間の推移

であったので、生息尾数は $83 \times 69 / 3 = 1909$ 尾、 $82 \times 64 / 3 = 1749$ 尾と推定された。2001年におけるコクチバス親魚の生息尾数の推定値は、2つの方法で得られた推定値とも2000尾前後の値を示した。

2002年の生息尾数は標識の付け終えた7月以降の湖全体での漁獲数166尾に占める標識魚8尾の割合から推定した。湖内生存標識魚は44尾で、生息尾数の推定値は $44 \times 166 / 8 = 913$ 尾となった。また7月23日の湖岸一周の目視調査では、95尾の親魚サイズの個体を確認し、その内5尾が標識魚であったことから、生息尾数は $37 \times 95 / 5 = 703$ 尾と推定された。

以上のことから、青木湖における親魚の生息尾数は2001年が約2000尾、2002年が約800尾前後と推定され、親魚資源の減少が確認された。

1時間当たりの刺網捕獲尾数：2001年と2002年における青木湖の定点刺網調査結果のうち、両年の調査条件がそろっている6月について、その調査結果を表3-12にまとめた。ここでは捕獲尾数を比較するため、刺網設置1時間当たりの捕獲尾数として示した。2002年は2001年に比べ1時間当たりの捕獲尾数が1.3尾から0.6尾へと半減した。

以上のことから、青木湖においては2001年に比べ2002年では、産卵床数、親魚の推定生息尾数、調査

定点における刺網設置時間当たりの捕獲尾数について減少結果が得られた。

エ 考 察

コクチバスの生息湖沼である青木湖、木崎湖、野尻湖では、産卵床は水温が 16°C になった5月中旬から確認され、雄の産卵床形成開始時期は水温 15°C 付近が目安と考えられた。また表層水温の上昇が遅れた青木湖では7月上旬まで産卵床が確認され、水温上昇がおそい湖は産卵期も遅くなる傾向があると考えられた。

原産地北米におけるコクチバスの産卵場所への移動は水温 15.6°C で始まるとされ⁸⁾、通常5月下旬から7月上旬で、産卵床の形成と一部の産卵は水温 $12.8 \sim 20.0^{\circ}\text{C}$ の範囲で行われるが、本格的な産卵は $16.1 \sim 18.3^{\circ}\text{C}$ で行われるとされている⁹⁾。一方、日本における本県以外のコクチバス生息湖沼についてみると、標高の高い中禅寺湖では1997年の6月中旬～7月中旬(水温 $12.8 \sim 18.5^{\circ}\text{C}$)に4例¹⁰⁾、翌1998年の5月下旬から7月中旬(水温 $13.9 \sim 21.9^{\circ}\text{C}$)に9例の産卵床が確認されている¹¹⁾。中禅寺湖の産卵期の傾向は青木湖よりさらに一句遅れた産卵傾向のようである。福島県裏磐梯の秋元湖では、2001年6月上旬に13例(水温 $18.0 \sim 18.5^{\circ}\text{C}$)が潜水調査で確認されており¹²⁾、一部に仔魚が確認されていることから、産卵開始は5月下旬頃からと推察される。

このように湖沼によって、またその年の環境条件によって産卵床の確認時期や水温が若干異なっている。従って、コクチバスの繁殖抑制をする上で、湖沼それぞれの産卵時期を正確に把握することが重要と考えられる。

表3-12 青木湖定点における産卵期の刺網捕獲結果

年度	調査期間	調査回数	合計 設置時間 h	捕獲 尾数	1時間当たりの 捕獲尾数
2001	6月8～26日	7	22.1	28	1.3
2002	6月3～28日	8	37.1	22	0.6

産卵床が形成された水深は、調査湖沼や調査場所の湖岸形状、産卵適地の条件等によって異なっていたが、ほとんどが2 m以浅に造られていた。これは秋元湖（2001年）¹¹⁾、中禅寺湖（1997年）⁹⁾でも同様であった。しかし2001年の中善寺湖では水深1.9~4.0 mとやや沖合いに造られた例もあり、前年度からの産卵妨害作業によるプレッシャーが要因と考えられた例もある¹¹⁾。

産卵床の大きさは、雄親魚の産卵床の造り方に関係している。オオクチバスの例¹³⁾では、産卵床の中心に頭を据え、勢いよく前方の堆積物を掃き出し、次に頭を中心軸にして回転運動をして円形の産卵床を造る。その結果、産卵床の大きさは雄親魚の2倍程度となる。従って、コクチバスも同様の作り方をしていると考えられ、産卵床の大きさは雄親魚の大きさを反映したものと考えられる。

目視調査では、雄親が付いている産卵床の数は全体の約1/3であり、造られた産卵床の全てが実際の産卵に使われているわけではなかった。北米での産卵生態では、雄親魚は実際の産卵に使う産卵床を造る以前に予備的に数ヶ所の産卵床を造るようである⁹⁾。雌に対する産卵行動の観察結果では、雌を産卵床に誘っても、雌がその場所を選好しない場合があり、近くの異なる産卵床に誘ってペアリングする例がみられている。雄の造った産卵床で産卵するか否かの決定権は雌がもつ可能性が高い。

雄親魚が産卵床についている場合、調査した3湖沼の約半数の産卵床で卵が確認できたが、残りの半数では卵が確認されなかった。雄は産卵床を形成しても、水温条件や雌の成熟状態によって、すぐに産卵できないことが報告されている⁹⁾。従って、卵なしの産卵床は、雄が産卵床を形成したものの未だ実際の産卵が行われていない、待機中の産卵床であったものと考えられる。雄親魚がいない産卵床は、前述のように予備的に造られたものか、一端造られたものの、何らかの事情で放棄した産卵床（あるいは親が除去された産卵床）あるいは仔稚魚のふ化・浮上完了した後の産卵床と考えられる。

雄親がみられない産卵床で卵が確認できた所は極めて少なく、57観察例中2例だけであった。この2例に関しては、卵保護中の雄親が釣り等で除去された直後の産卵床の可能性もある。調査時期には、木崎湖、野尻湖ではブラックバス釣りが盛んであり、

湖岸にはバス釣りボートが多く出ていた。青木湖や野尻湖での在来魚によるコクチバス卵の捕食観察例を加味すると、雄親魚のいない産卵床には卵も存在しないと想着し支えないと考えられる。

繁殖抑制の方法として産卵床破壊を考えた場合、雄親のいる産卵床を破壊することが望ましい。ただし雄親が無事である限り、予備的に造られた産卵床も実際の産卵に使われるものと考えられる。一方、雄親魚の除去は、産卵阻止だけでなく、卵の在来魚による被食をもたらし。また、雄親がいないと卵に水カビが付着することも報告されており⁸⁾、雄親の除去による繁殖抑制効果は大きいと考えられる。

卵保護中の雄は産卵床に近づくものに対し非常に攻撃的であった。ビデオカメラの撮影レンズ部を産卵床に接近させた場合、産卵床の外縁のやや手前に達した時点で、雄の威嚇と吻端による体当たりを加えられた。このような卵保護のための威嚇行動は、産卵床に近づいた在来魚や同種の魚にも加えられた。ただし、大型のコイに対しては、直接威嚇するところは確認できなかった。また、コイに産卵床の卵を貪り食われている間、コクチバスは攻撃行動を示さなかった。攻撃対象がある程度の大きさになると、卵保護をあきらめる可能性がある。

実験的に卵保護中の産卵床に障害物を置いた場合、光をキラキラと乱反射するCDやステンレス板に小突きの反応がみられ、手鏡では正面に自分の姿が映った時のみ強い威嚇行動がみられた。一方、黒い板を置いた場合、周囲をゆっくりまわるだけで威嚇的な行動はみられず、傍らに寄ってきてカバーとして利用するような動きもみえた。光の乱反射に対する攻撃性の誘発は、おそらく魚類の体側や体腹の銀白色に反応した一種の卵保護行動の表れではなかったかと思われる。

2001年に標識魚の36個体が放流日から1ヶ月以内に再捕獲されたが、捕獲は刺網と小型三枚網によるものであった。その内28個体が標識放流場所である加蔵地籍を中心とした約900 mの調査区間で捕獲された。調査区間内での捕獲強度はそれ以外の場所より格段に高いので、一概に調査区間に多くの標識魚が残っていたとはいえない。しかしながら、標識を付け始めた6月以降の他地点での水産工学研究所や漁協による捕獲数に占める割合は、正確な捕獲数を把握できてはいないものの約2.4%（8尾/約330尾）

であるのに対し、調査区での全捕獲魚に占める割合は約14%（24尾/約170尾）であった。

標識魚の移動は最初の捕獲場所と再捕獲場所の距離で示したが、再捕までの期間中にどのような移動をしているのかは不明である。北米における標識調査によるとコクチバス、オオクチバスの移動は限定されており^{8,14)}、一部の地域では個体群の中で移動型と定住型がみられる例がある¹⁴⁾。また産卵期における雄親魚の帰巢行動⁹⁾と青木湖での捕獲状況から鑑みて、産卵期の雄に関しては大きな移動をする個体は少ないのではないかと考えられる。

標識個体の成長で、6月下旬～7月上旬に再捕獲した個体に体重減少が見られた。これは産卵による体重減少と考えられるが、標識タグ付けによるダメージについて予め検証していないので、この可能性も否定できない。しかしながら本調査で使用した標識タグは渓流域におけるイワナの移動調査にも使われた実績がある。タグ付けしたコクチバスはイワナよりもかなり大きく、魚体への負担は少ないものと考えられる。ただし刺網の網糸にはタグ部分がからまり易い構造にはなっていたので、羅網結果への影響の有無については今後検討する必要がある。

雄親魚の産卵床の利用に関しては、自ら造った産卵床に固執するわけではなかった。他の雄が存在せず、雌が産卵に応ずる産卵床でさえあれば、利用すると考えられる。この点から考えても、繁殖抑制をするうえで、産卵床破壊よりは雄親魚の除去が効果的である。またコクチバスの雄は毎年同じ場所やその近辺で産卵することが知られており⁹⁾、湖の産卵適地において定期的に雄親魚を除去していけば、同じ場所にきて産卵しようとする雄親魚が順次捕獲可能となり、資源抑制に効果を発揮するものと予想される。

刺網による捕獲調査から、産卵期に雌の捕獲数が多くなること、昼間の時間に岸近くで刺網を設置しても雌を多く捕獲できることが明らかになった。湖岸での目視観察では、雌は岸から数mの水深2m以浅を遊泳していくのがしばしば観察されており、雄の産卵床形成に伴って湖岸に接近し、産卵回遊をしているものと考えられる。

産卵期は、1年の内で雄親魚だけでなく雌親魚を集散的に捕獲できる絶好の時期である。雌親魚を効率的に捕獲するには、雄親魚が産卵床を形成し始め

る頃から産卵終了期までの間に、定期的に産卵床形成場所やその周辺部に刺網を設置することが有効である。

卵保護中の雄の行動観察から一つの行動パターンが明らかになった。すなわち卵保護をする雄親魚は常に産卵床の真上に定位しており、障害物の排除や他魚への威嚇を行う。攻撃行動のため産卵床を離れても、再び産卵床へ帰ってきて定位する。したがって、産卵床に捕獲用の小型三枚網を置くことは、常に雄親魚が罠に近い場所で網に接していることになり、捕獲の機会が多くなる。小型三枚網の調査捕獲による作業時間は、船上作業員2名（網の設置と船の操作に各1名）の場合、産卵床の雄を見つけてから網の設置終了までに約3～5分程度であった。

行動観察実験から、雄の定位位置に光を乱反射するCDを吊した場合に雄の警戒心、攻撃衝動、好奇心等を刺激するものと考えた。

小型三枚網のCDの有無による捕獲効率、CDが若干劣る傾向がみられたものの両者に有意差は認められなかった。CDを付ける目的は雄親の警戒心等を網本体から早く逸らすためであり、設置1～2時間後ではCDが無くてもすでに警戒心がなくなっているか、他魚の出現等の他の条件で気が逸らされて羅網した可能性が考えられた。網の設置から羅網するまでの時間を計測することは調査作業上難しいものがあつたが、数少ない例をみると羅網時間はCD付きの方が早い例があつた。木崎湖では設置1分で、青木湖では設置5分と14分で羅網した。CDなしの羅網時間は中綱湖の25分が最短時間の記録例であつた。また設置例数が少なくて比較し難いが、親魚のいなかった産卵床に設置した場合、CD付きでは12例中3例の捕獲であつたが、CD無しは2例設置して捕獲はなかった。一方、CDの大きさが影響する事例もみられ、CD設置後に産卵床を放棄する個体がみられた。これは産卵期の初期の雄に多くみられる傾向があつた。

北米における産卵生態では、実際の産卵が行われるまでは、他者（同種の雄を含め）の接近には関心を示さないことが報告されている⁸⁾。産卵期の初期は未だ卵の有る産卵床が少なく、実際に雌との産卵が行われる前の雄は、産卵床に守るべき卵はなく、産卵床への執着が薄いと考えられる。そのため小型三枚網の設置やCDの設置に対しては攻撃性が弱

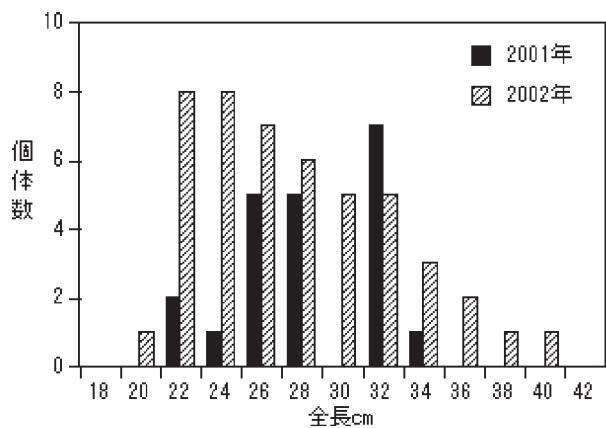


図3—20 青木湖の産卵床の保護雄サイズの年度比較

く、容易に産卵床を放棄させてしまうものと考えられる。

青木湖において2001年に投網、小型三枚網予備試験等で捕獲した雄親魚と比較したものを図3—20に示した。2002年に捕獲した雄親魚のサイズは2001年に比べ、小型個体に偏る傾向がみられた。産卵床の目視調査によると、青木湖では6月上・中旬の産卵期前半の産卵床には雄親魚の大型個体が多く、6月下旬や7月上旬の産卵期後半には小型個体が多い傾向が認められた。しかし2002年の捕獲雄は本来大型個体の多い6月上旬までに調査捕獲されたものである。コクチバスの雄の多くは前年と同じかその近辺に産卵床を造ることが指摘されており⁸⁾、漁獲圧をかけた調査区域では、前年の個体が捕獲除去されたため、新規産卵加入の若い雄が増加した可能性がある。

本調査研究では、青木湖において2001年度から繁殖抑制として本格的にコクチバス親魚の捕獲を開始し、同時に水産工学研究所、中央水産研究所も調査研究のためコクチバスを捕獲している。また地元の青木湖漁協も2001年度より本格的に駆除作業に乗り出している。水産試験場が把握できた1998年からの捕獲数を駆除数として図3—21に示した。捕獲サイズは明らかでないが、大部分が刺網による捕獲であることから、成魚の捕獲数と考えてよい。

湖沼環境には大きな変動がないなかで、2001年度の親魚サイズの推定生息尾数は約2000尾、2002年度の推定尾数は約800尾に減少した。また産卵床数の減少に加え、調査定点における1時間当たりの刺網捕獲数も半減した。

北米におけるコクチバス個体群の年間死亡率は自

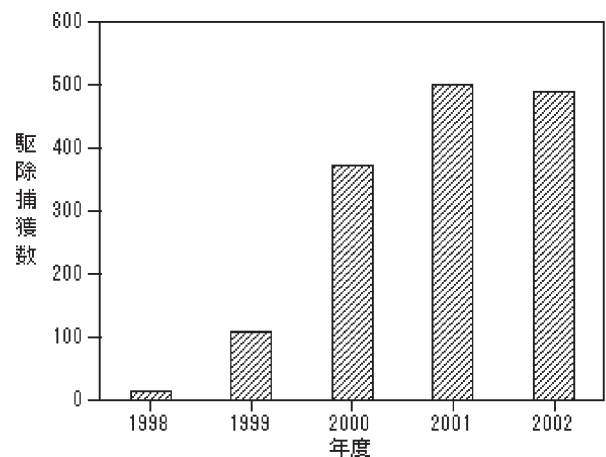


図3—21 青木湖におけるブラックバス駆除数の推移
(漁協、水工研、水試等による捕獲)

然死亡と漁獲死亡を含めて43～66%と見積もられている⁸⁾。青木湖における自然死亡、漁獲死亡に関するデータは皆無である。しかしながら、図3—21に示したように、漁協の駆除と調査研究による捕獲という漁獲圧がかかっただけで推定生息尾数等の顕著な減少がみられたことは、コクチバス資源の抑制と個体群管理の可能性を示すものであり、今後の外来魚対策におけるモデルケースとなるものと思われる。

なお2003年7月現在、産卵床の確認数73、定点における1時間当たりの刺網捕獲数は0.2尾となっている。

オ 今後の課題

全国には、透明度が悪く産卵床を容易に視認できない湖沼がある。小型三枚網は産卵床を守る雄親魚に使用することを前提としているが、諏訪湖では産卵の可能性が高い場所に設置して、刺網的な使用での捕獲実績もある。今後は、様々な湖沼条件での使用法と有効性を調査し、現場に即した実用的な漁具の開発・改良を行う必要がある。

最近では木崎湖から流出する農具川においてコクチバスの産卵が確認された。湖沼からの稚魚流出防止対策とともに河川における繁殖抑制技術の開発も必要である。

繁殖抑制を実施した湖沼については、コクチバス個体群だけでなく生息魚全体の資源動向を継続的に監視する必要がある。また親魚駆除等の繁殖抑制の効果や影響を目に見える形で提示し、外来魚対策として資源抑制が可能であることを示す必要がある。

カ 要 約

コクチバス個体群の管理技術を開発するため、生

息湖沼における産卵実態を明らかにした。得られた知見を参考に繁殖抑制技術の検討を行い、親魚捕獲漁具を考案して実地評価を行った。仁科三湖、野尻湖におけるコクチバスの産卵床は、水温16℃以上になって確認されたが、雄親魚が付いている産卵床は全体の3割であった。産卵床のほとんどが水深2 m以浅に造られ、その大きさと形は直径40～60 cmを基本とした円形または楕円形であった。雄親魚のいない産卵床の96%では卵も確認されなかった。繁殖抑制で産卵床を破壊する場合には、雄親のいる産卵床を破壊することが効果的であると考えられた。目視観察の結果、在来魚によるコクチバスの卵の捕食が確認された。卵保護中の雄親魚は産卵床に近づくものに威嚇行動を示し、産卵床に障害物を置いた場合、光を乱反射するCD等に強い反応がみられた。標識放流によりコクチバス親魚の再捕獲状況、移動、産卵床の利用状況、成長のデータを収集した。また生息尾数の推定を行った。雌親魚の捕獲漁具として刺網の有効性を検討した。産卵期には、昼間の時間帯でも岸近くに刺網を設置することで、雌親魚を多く捕獲できた。雄親魚の捕獲漁具として小型三枚網を考案した。雄親魚のいる産卵床に設置した場合、捕獲効率は55%（144例設置中79例の捕獲）であった。その内、卵のある産卵床に対しては79%の捕獲効率であった。またCDの捕獲効率への効果は2時間の設置ではみられなかったが、CDがあると非常に早く羅網する例があった。小型三枚網の捕獲効率については、コクチバス、オオクチバスの生息湖沼間で有意差は認められず、両種に使えることか確かめられた。また内網目合6 cmで全長21 cm以上のバスが捕獲できた。外来魚駆除および繁殖抑制のための親魚捕獲を実施している青木湖では、産卵親魚の推定生息尾数が2001年の約2000尾から2002年の約800尾に減少した。また産卵床数、定点調査の刺網による捕獲尾数も減少したことから、コクチバス資源の抑制、個体群管理の可能性が示された。

キ 文 献

- 1) 淀 大我 (2002) オオクチバス～自然との関わり方の試金石。日本生態学会(編), 外来種ハンドブック。地人書館: 117.
- 2) 淀 太我 (2002) コクチバス～それでも放される第二のブラックバス。日本生態学会(編), 外来種ハンドブック。地人書館: 118.
- 3) 淀 太我・井口恵一郎 (2003) 外来種コクチバスの河川内繁殖の確認。水産増殖, 51: 31-34.
- 4) 全国内水面漁業協同組合連合会 (1992) ブラックバスとブルーギルのすべて。外来魚対策検討委員会委託事業報告書。221pp.
- 5) 環境庁 (1987) 第3回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書 [北陸・甲信越版]。
- 6) 桜井善雄・渡辺義人 (1974) 信州の陸水, 第1号。環境科学研究会。193pp.
- 7) 小原昌和 (2000) 刺網で採捕したコクチバスの体長と目合の関係。平成10年度長野県水産試験場事業報告: 24.
- 8) Coble, D. W. (1975) Smallmouth bass. In R. H. Stroud and H. Clepper, eds. Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute, Washington D. C.: 21-33.
- 9) Scott, W. B. and E. J. Crossman (1973) Freshwater fishes of Canada. Bull. Fish. Res. Bd. Canada, 184: 1-966.
- 10) 糟谷浩一 (1999) 内水面外来魚密放流防止体制推進事業—コクチバス生態調査— (平成9年度)。栃水試研報, 42: 44-57.
- 11) 糟谷浩一 (2000) 内水面外来魚密放流防止体制推進事業—コクチバス生態調査— (平成9年度)。栃水試研報, 43: 59-70.
- 12) 成田 薫・渋谷武久 (2003) 3. コクチバスの産卵生態調査。平成13年度福島県内水面試験場事業報告: 85-87.
- 13) Heidinger, R. C. (1975) Life history and biology of the largemouth bass. In R. H. Stroud and H. Clepper, eds. Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute, Washington D. C.: 11-20.
- 14) Miller, R. J. (1975) Comparative behavior of centrarchid basses. In R. H. Stroud and H. Clepper, eds. Black Bass Biology and Management. Sport Fishing Institute. Washington D. C.: 85-94.

(河野成実、細江 昭、傳田郁夫、降幡 充)

2. 数理シミュレーションによる個体群管理技術の検討と生態系への影響評価

(1) 野尻湖コクチバスの性比の偏り

ア 研究目的

日本では1970年代から外来魚のオオクチバス (*Micropterus salmoides*) が各地で確認されるようになった。近年では、新たに外来魚のコクチバス (*Micropterus dolomieu*) が相次いで発見されている。これらバス類(今後オオクチバスとコクチバスを指す)は、本来日本に生息していなかった種であることから、何者かが密放流したものである。日本においてバス類は、栄養段階の頂点に位置するため、在来生物への影響が懸念されている¹⁾。

長野県野尻湖 (3.89km²、図3-22) では、1980年にオオクチバスが同県水産試験場によって確認され、さらに、1990年にはコクチバスの生息が確認された。同水産試験場の1997年以降の刺網による調査捕獲によると、現在この湖で捕獲されるバス類はほとんどがコクチバスであり、再生産魚と考えられる0歳魚も見られている。この湖では生殖腺体重比から2歳で成熟すると考えられる。

山梨県の本栖湖 (4.83km²、図3-22) も、1980年以前にオオクチバスの生息が確認され、さらに、1996年にはコクチバスが同県水産技術センターによって確認された。同センターでも、長野県と同様に、1997年以降刺網や潜水による調査捕獲を行っている。この湖で捕獲されるバス類の多くはオオクチバスであるが、オオクチバスに混じって同一の刺網でコクチバスも捕獲されている。1996年に目視や捕獲されたコクチバスは2歳以上の個体であり、通常、密放流は成魚中心に行われると考えられる。再生産魚と考えられるコクチバスはまだ確認されていないが、

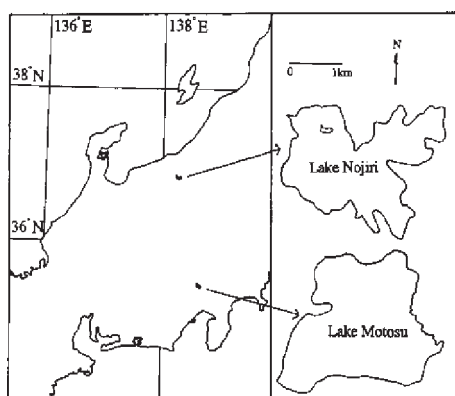


図3-22 野尻湖と本栖湖の位置と地形

1997年には産卵床を保護するコクチバスの雄が確認されており、コクチバスは侵入した直後であっても再生産している可能性がある。

ここでオオクチバスとコクチバスの性比に注目する。オオクチバスは日本の多くの湖沼で性比がほぼ1:1であることが報告されている。オオクチバスの個体数が多い本栖湖でも、オオクチバスの性比はほぼ1:1である(表3-13)。しかし、コクチバスについて見ると、本栖湖(表3-13)では1999年、野尻湖(表3-14)では過去3年いずれの年も性比が1:1から有意に異なっている。本栖湖の性比の偏りは、再生産が確認されていないことから、侵入時の性比が反映されている。1997年に野尻湖での再生産魚と考えられるコクチバスの0歳魚について性比を調べたところ、雌と雄はそれぞれ16匹と14匹であり、出生時において、性比はほぼ1:1であると考えられる。日本では、オオクチバスとコクチバスの産卵域や捕獲場所は酷似している。だとすると、コクチバスの性比の偏りは、刺網設置場所の性比の偏りや、遊魚釣りに起因する雌雄の生存率の違いだけでは説明できない。なぜならば、本栖湖でコクチバスと共に捕獲されるオオクチバスの性比はほぼ1:1である(表3-13)。そして、日本各地では上記の両湖と同様の方法で釣りが行われているが、オオクチバスの性比はほぼ1:1である。また、野尻湖における性比の偏りの傾向は、捕獲時期によらない(表

表3-13 本栖湖におけるコクチバスとオオクチバスの2歳以上の雌雄別捕獲尾数の年変化²⁾。

*は0.5から有意なずれを表す。

年	コクチバス			オオクチバス		
	雄	雌	性比	雄	雌	性比
1997	12	25	32%*	28	25	53%
1998	2	6	—	5	8	38%
1999	24	10	71%*	65	66	50%

表3-14 野尻湖における雌雄別捕獲尾数(長野水試による)

年	雄	雌	性比
1997	49	73	40%
1998	39	101	28%
1999	14	38	27%
2000	54	69	44%

3—14)。表3—13と表3—14は、オオクチバスは性比が1：1であり、コクチバスは性比が1：1から偏っている、という傾向を示している。

野尻湖のコクチバスの性比の偏りの原因を知るために、侵入後のバス類の性比の動態を説明する数学モデルを考えた。性比の偏りが、継続した密放流を示唆する。

イ 研究方法

野尻湖のコクチバスでは、1997年、98年、99年、2000年の捕獲物の性比は表3—14のようになり、1999年まで有意に雌に偏っていた。このような捕獲物組成になることについて、97年以降の密放流がないという帰無仮説での説明を試みる。もともと密放流によって1997年の性比が雌に偏っていると仮定しても、個体群が再生産のみによって維持されていると仮定した場合、このように雌に偏った捕獲物の性比が続く確率が低いならば、1997年以降に再生産のみによって個体群が維持されているという仮説は棄却される。この場合は、雌に偏った密放流が継続的に行われていることが示唆される。

侵入当初のバス類の動態モデルを考える。本研究では最初の再生産の起こった後の個体数の変化のみに注目する。最初の再生産が起こった年を $t=0$ とし、その後は侵入が起こらないと仮定する。 $(t-1)$ 年に産まれた子は、 $(t+1)$ 年に成魚になり、雌雄等しい数の子を生むと仮定する。さらに、侵入個体数は、環境容量に対して少ないことから、密度効果は無視できる程に小さいとする。本研究では、1歳魚、成熟雌、そして成熟雄で構成される1つの個体群を考える。環境は、比較的安定なので親魚の1年あたり生存率、産卵数、そして初期生存率は、毎年一定と仮定する。成魚の1年あたり生存率を s (year⁻¹)、0歳の生存率を l_0 (year⁻¹)、1歳の生存率を l_1 (year⁻¹)、そして雌1匹あたりの産卵数を r (粒) とおくと、成熟雌、そして成熟雄の $t+1$ 年の個体数 $N_f(t+1)$ と $N_m(t+1)$ は、

$$N_f(t+1) = sN_f(t) + lN_1(t)/2, \quad (1a)$$

$$N_m(t+1) = sN_m(t) + lN_1(t)/2, \quad (1b)$$

1歳魚の個体数は

$$N_1(t+1) = l_0 r N_f(t), \quad (1c)$$

と表される。ここで $m = l_0 l_1 r$ であり、 m (尾) は雌1匹が生んだ卵のうち成魚まで生き残った個体数（今後、加入尾数とする）を表す。(1)式より、新しく侵

入したバス類が新しい環境で繁栄して行くことができるかは、成魚の1年あたり生存率 s と加入尾数 m の値で決まる。

まず(1)式を解くことによって侵入種の存続条件を求める。さらに、侵入後十分な時間が経った時のバス類の性比を求める。(1)式のモデルは1歳魚 $N_1(t)$ 、成熟雌 $N_f(t)$ 、そして成熟雄 $N_m(t)$ について解析的に解くことができる。

通常、密放流されるバス類は成魚であると考えられる。従って、 $N_1(0)=0$ と仮定すると、成魚の個体数の動態は、成魚の1年あたり生存率 s 、加入尾数 m 、最初に再生産が確認された年の成魚の個体数 $N_m(0)$ と $N_f(0)$ 、そして時間 t によって決定される。

最初に再生産が確認された年 [$t=0$] の1歳魚、成熟雌、そして成熟雄の個体数は、 $N_1(0)$ 、 $N_f(0)$ および $N_m(0)$ であり、最初の再生産後は侵入が起こらないという仮定し、新しく侵入したバス類の存続条件を求める。定常状態において成魚の満たすべき条件より個体群存続条件は、

$$s + m/2 \geq 1 \quad (2)$$

となる。(2)式の左辺が長期にわたり1より小さければ、この侵入種は絶滅し、新しい生息地を得ることができなかったことになる。

一方、性比の経年変化は、

$$\frac{N_f(t)}{N_m(t) + N_f(t)} \quad (3)$$

で追うことができる。卵が成魚まで生存することができるならば [$m \neq 0$]、十分な時間が経った後、すなわち $t \rightarrow \infty$ の時、この性比の値(3)式は1/2になる。ここで重要なことは、侵入時の性比や侵入後の個体数の増減に関わらず、個体群の性比は必ず1：1になるということである。ただし、性比が1：1になる速さは個体群が増加している場合において、減少している場合より速い。

ここで、野尻湖のコクチバスの性比（表3—14）を説明できるような、成魚の1年あたり生存率 s と加入尾数 m の関係を求める。1997年を最初の再生産が行われた年 [$t=0$] と仮定し、(3)式で表される i 年 ($i=1997, 1998, 1999$) の性比を p_i とする。1998年の性比 p_{1998} と1999年の性比 p_{1999} は、 p_{1997} 、1年あたり生存率 s 、そして加入尾数 m を用いて、それぞれ、

$$p_{1998} = p_{1997} \quad (4a)$$

$$p_{1998} = \frac{\{N_f(0) + N_m(0)\}(m + 2s^2)}{2\{N_m(0)s^2 + N_f(0)(m + s^2)\}} p_{1997} \quad (4b)$$

と表される。表3—14から、 p_i の尤度関数 $L(p_{1997})$ は、

$$L(p_{1997}) = \prod_{t=1997}^{1999} n_t C_{m_t} p_t^{m_t} (1-p_t)^{n_t-m_t} \quad (5)$$

と表される。ただし $(n_{1997}, n_{1998}, n_{1999}) = (122, 140, 52)$ 、 $(m_{1997}, m_{1998}, m_{1999}) = (73, 101, 38)$ である。また、表3—14より極端に性比が偏る確率が、2.5%未満になる条件を求めた。また、(5)式の尤度関数 $L(p_{1997})$ を最大にする p_{1997} を求めた。そして、その p_{1997} を用いて、(16)式を満たす成魚の1年あたり生存率 s と加入尾数 m の関係を求めた。

ウ 結果

図3—23は、野尻湖のコクチバスの性比(表3—14)を説明できるような、成魚の1年あたり生存率 s と加入尾数 m の関係を表している。図3—23より、今日野尻湖において、コクチバスがオオクチバスを追いやって繁栄していることから、コクチバス個体群の生存率は、かなり高いと考えられる。他方、野尻湖のコクチバスの性比(表3—14)は、加入尾数 m が、非常に小さい場合のみ説明できる(図3—23)。この結果は、我々のモデルで考えなかった、性比を偏らす別の原因の存在を示唆している。すなわち、野尻湖において、性比の偏った密放流が継続して行われてきた可能性が非常に高いと考えられる。

産卵期には雌雄の判別は可能であるが、密放流で雌が多く放流された理由は不明であるが、捕獲調査の結果は、雌に偏った放流が続いていることを示唆

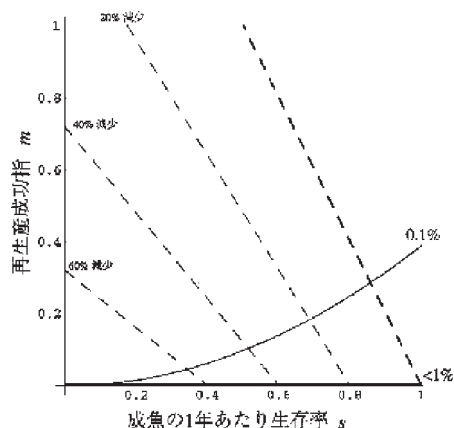


図3—23 未知のパラメータ(成魚生存率と再生産成功率)をさまざまに変えたとき、表1—2の性比が観察される尤度

している。

エ 考察

今日野尻湖において、コクチバスはオオクチバスを追いやって繁栄している。しかし、まだ定着しているとは言えず、密放流によって個体群が維持されていることが示唆される。日本において、バス類の密放流は大きな社会問題である。現在、日本各地でバス類を駆除する試みが行われている。一方で、バス類の密放流は、釣りブームによって現在も加速されている。密放流を防ぐことが、緊急の課題である。

オ 今後の課題

この方法は、密放流時の性比に著しい偏りがなければ、性比によって密放流の有無を感知することはできない。したがって、今後も性比のみによって密放流の有無を知ることができるか、他の湖や他の外来魚で判定できるとは限らない。

カ 要約

コクチバス成魚の性比に統計的に有意な偏りがみられる場合、それが継続的な密放流によって維持されていることを示す(密放流がなく、自然繁殖によって維持されているという帰無仮説が棄却される)手法を開発した。その結果、1999年までの野尻湖では、コクチバスは有意に雌が多かったが、2000年の性比は1:1に近づき、湖内での再生産に成功して定着し始めた可能性が示唆された。

キ 文献

- 1) Nakai K. (1999) Recent trend in fish diversity of Lake Biwa, Central Japan: Drastic decline in many endemic species and explosive increase in some exotic species. *Jap. J. Limnol.* 60: 407-412.

(松田裕之、安江尚孝、森山彰久)

(2) 刺網漁獲物年齢組成による漁獲率推定*

* 本節は、安江尚孝ほかによる保全生態学研究への投稿原稿を一部修正したものである。

ア 目的

本研究では、オオクチバスの産卵期に注目し、漁獲によって個体群水準を下げる方法を開発する。駆除漁獲の効果を表す指標を考案し、漁獲努力量と駆除効果との関係図を作成する。これにより、駆除効果を高める方法を見つける。また、個体群を駆逐するのに必要な総費用をさまざまな駆除漁獲のもとで

計算し比較する。

イ 研究方法

(ア) 個体数推定

本栖湖は面積4.83km²、すり鉢状の貧栄養湖である。本栖湖は溶岩による堰止め湖のため、複雑な湖岸を形成する。漁業権魚種のヒメマス、ニジマスを中心に放流が行われている。この湖では1980年以前にオオクチバスの生息が確認され、現在ではコクチバスの生息も確認されている。

山梨県水産技術センターでは本栖湖（図3—24）において1998年から毎年バス類生態調査を行っている¹⁻⁴⁾。本研究では、1998年から2000年までの目視調査による調査日、調査時間、潜水場所、目視発見尾数、透視度と、1999年の刺網調査による刺網反数、漁獲尾数、体長組成を用いた。山梨県の刺網調査による毎年の反数と漁獲尾数は表3—15のとおりである。用いた刺網は、目合い4節、1m×20mの大きさである。目視調査は湖周に沿って行われている。潜水場所は、湖をAからFの6区画に分けて記録されている（図3—24）。区画Aには入り組んだ溶岩帯、区画Cには山裾がそのまま落ち込んでいく急斜面、区画Dには極端な遠浅など、目立った地形的特徴がある。透視度は、各潜水調査員が探索経路上か

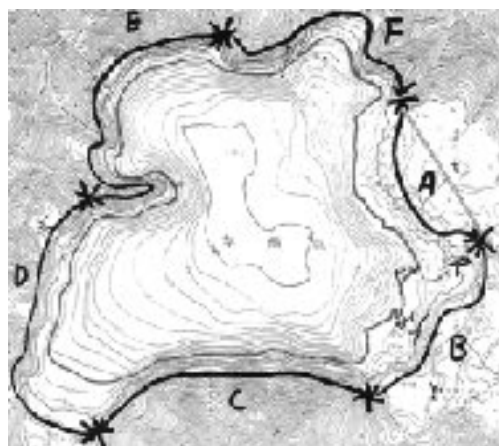


図3—24 本栖湖と山梨県水産技術センターによる調査区の区分

表3—15 刺網反数とオオクチバス漁獲尾数の関係。
各年とも冬季以外で行われている¹⁰⁻¹²⁾。

年	延べ反数	漁獲尾数
1998	172	277
1999	231	184
2000	192	135

ら横片側を見たときに、平均どの程度先まで見えたかの距離を報告した値である。

産卵期は5月半ばから7月半ばであり、産卵盛期は6月と推定され、成熟年齢は2歳以上と考えられている¹⁾。

上記の目視調査データから個体数を推定する。目視調査では、1歳魚と思われる小さな魚の確認は少ない。したがって、2歳魚以上と思われる個体のみを用いた。後の節で刺網駆除の効果と産卵床破壊（または親魚の除去）の効果を比較検討するために、解析には産卵盛期である6月のデータを用いた。

発見率は生息数と透視度により、透視度は調査日、調査地点ごとに異なると考えられる。そこで、透視度が悪いと発見尾数が過小になるかどうかを検討した。透視度と単位探索面積（後述）あたりの発見尾数（SPUE、sightings per unit effort）との相関関係を調べた。

また、同一の日であっても、午前と午後におけるオオクチバスの行動の違いが発見尾数に影響を及ぼしているかどうかを検討した。同一の日に同一場所で午前と午後の両方調査があった日を用いて、午前の発見尾数と午後の発見尾数の差を t 検定で検討した。なお、データ量を増やすために、午前と午後の発見尾数の差については、5月半ばから7月半までのデータを用いた。

魚はAからFの各区画ごとにランダムに分布すると仮定すると、発見尾数を探索面積で割ることによって各区画ごとの生息密度を計算できる。成魚個体数は生息密度に生息面積をかけて求めた。

探索距離はウシカタエリアカーブメータX-PLAN360（牛方商会）で1/12616の地図上をトレースすることによって求めた。経路の両側を探索することから、探索面積はこの探索距離に透視度の2倍をかけて求めた。ただし、透視度内での魚の見落としはなく、透視度より遠い魚の発見はないと仮定した。一般に本種の生息域は水生植物の分布が可能な浅い水域とされている。たとえば霞ヶ浦では水深4m以浅の水生植物帯内部またはその付近に生息し、沖合トロールには入網しない。琵琶湖では水深10m以浅の水域に分布するがまれに20m付近にも生息する⁵⁾。本栖湖では潜水観察や刺網調査によると、主に水深10m以浅に生息しまれに水深20m程度にも生息する（大浜私信、高頭私信）。したがって各区画内の

水深20m以浅の面積を生息面積と仮定した。

発見尾数は日によって偶発的な要素により変動する。したがって、複数回調査がある区画に対しては、以下のようなブートストラップ法を用いて個体数を推定した⁶⁾。ブートストラップデータセット数を b 、区画 j 、 t 年における i 番目のブートストラップデータを $N_{t,j}^i$ とすると、ある区画 j の成魚個体数の点推定値は

$$N_t^j = \sum_{i=1}^b N_{t,i}^j / b \quad (6a)$$

である。これより、湖全体の成魚個体数は

$$N_t = \sum_{j=A}^F \sum_{i=1}^b N_{t,i}^j / b \quad (6b)$$

と推定される。ここでは b を200とした。また N_t の95%信頼区間(95% CI)を、上限(97.5 percentile)と下限(2.5 percentile)から求めた。

(4) 個体群パラメータ推定

個体群パラメータを推定するために、まず、年齢組成を推定した。1999年の刺網調査データから得られた体長組成を用いて、相澤・滝口⁷⁾の方法を用いて体長組成を年齢ごとの正規分布に分割した。体長と年齢の関係は、大浜¹⁰⁾が得た1998年6月本栖湖で刺網により漁獲したオオクチバスの鱗の休止帯数と体長の関係と照合し、各正規分布が何歳に相当するかを推定した。上記刺網調査による捕獲個体の鱗の休止帯数は調べられていない。

こうして得られた年齢別年別捕獲尾数から、年 t の全減少係数 Z_t 、自然死亡係数 M 、年 t の漁獲死亡係数 F_t 、刺網一反あたりの漁具能率 q_t などの個体群パラメータを推定した。後でみるように、3歳以上の成魚は年齢によらず等しい漁具能率で漁獲されると仮定した。成魚個体数と年齢構成が定常状態にあると仮定して、年齢に対して $\log$ (成魚個体数) に直線回帰を行った。その傾きが、1年あたりの全減少係数 Z_t の推定値である。

1年あたりの自然死亡係数 M を推定するために、1999年6月から翌年5月まで(12月から3月は除く)の1年間の刺網データを用いた。この間の刺網による捕獲尾数を C_{1999} (尾)、6月の個体数を N_{1999} (尾) とすると、刺網による漁獲率 E_{1999} は

$$E_{1999} = \frac{C_{1999}}{N_{1999}} \quad (7)$$

である。漁獲係数 F_{1999} は漁獲方程式から

$$F_{1999} = \frac{E_{1999} \cdot Z_{1999}}{[1 - \exp(-Z_{1999})]} \quad (8)$$

となる。したがって、刺網以外の要因による死亡係数は

$$M = Z_{1999} - F_{1999} \quad (9)$$

で推定される。これにはバス釣りによる死亡も含まれているが、バス釣りの多くは catch and release を行うため、バス釣りによる死亡率は低いと考えられ、上記の M を自然死亡係数と呼ぶ。季節により漁具能率が変化しないと仮定し、年 t の延べ刺網反数を X_t とおくと、刺網1反あたりの漁具能率 q は

$$q = \frac{F_{1999}}{X_{1999}} \quad (10)$$

となる。

(5) 除去指数

上記で得られたパラメータを用いて、ある年級群についての駆除効果を評価する方法を考えた。また、刺網による駆除と産卵床破壊の効果との比較検討も行った。

加入乱獲の度合いを表す指標に % SPR (単位加入量あたり生涯産卵数の漁獲あるいは産卵床破壊などの人為的影響がある場合とない場合の比の百分率) がある⁸⁾。年齢産卵数は不明なので、本研究では産卵数が体重に比例すると仮定し、上記 % SPR を求める際に産卵数の代わりに親魚重量を用いた。 x 歳の一尾あたりの平均親魚重量を W_x とする。刺網反数を X 、1歳魚は全く産卵せず、2歳魚以降はすべて産卵し、最高年齢を7歳とおくと、% SPR は以下のように表される。

$$\% SPR = \frac{\sum_{x=2}^7 \exp[(-M - qX)(x-2)] W_x}{\sum_{x=2}^7 \exp[-M(x-2)] W_x} \cdot \frac{100n!}{r!(n-r)!} \quad (11)$$

この値の高い方が次世代が多く加入する。したがって、駆除効果を表す指標として除去指数(%)を $(100 - \% SPR)$ で定義した。除去指数は年級群の期待産卵量のうち、何パーセントの産卵量を駆除したかを表す値である。この指数と刺網反数との関係を調べた。刺網反数の増加の効果は、式(11)の X を大きくことで表した。一方、産卵床の破壊は産卵数を減らすことと考え、式(11)の W_x を小さくすることで表した。除去指数を用いて刺網駆除の効果と産卵床破壊

の効果との比較検討も行った。

(エ) 個体群抑制のための総費用

個体群抑制が何年掛けて、どれくらいの費用でできるかも政策判断には重要である。これらは、再生産率に大きく依存する。個体群をある低水準に抑制するために必要な総費用と、その水準に誘導するまでの必要年数との関係を計算機実験により検討する。本栖湖のオオクチバスは2歳で成熟する。解析には成魚からなる決定論的個体群動態モデル

$$N_{t+1} = (e^{-M}N_t + RN_{t-1})e^{-qX} \quad (12)$$

を用いた。ここで R は再生産率であり、毎年一定と仮定した。 R は1998年から2000年までの成魚個体数のブートストラップ推定値 $N_{t,i}$ から、式(12)を用いて推定した。ブートストラップ推定個体数 $\{N_{t,i}; t=1998, 1999, 2000\}$ を与えるたびに、式(12)より再生産率の推定値 R_t が求められる。これを200回繰り返し、その平均値 R と95%信頼区間の上限(97.5 percentile) R_h と下限(2.5 percentile) R_l を求める。

次に、上記で得られた1999年と2000年の推定個体数(点推定値、それぞれ、 $N_{1999} = \hat{N}_{1999}$ 、 $N_{2000} = \hat{N}_{2000}$)を用いて、刺網駆除増加と産卵床破壊を行ったときの個体数変動を予測する。 R の値は上記の点推定値、95% CI の上限および下限の値を用いた。

刺網1反あたりの費用は人件費を入れて2100円である(大浜、私信)。1999年には、10反の刺網を年間延べ266反入れている。1反新調するのに約5000円かかり、1年20回程度使うと、3、4反が破損されるので、1回投入あたりの減価償却は約100円と見込まれ、運用費用とあわせて総費用は1反1日あたり2200円と仮定した。

ウ 結果

(ア) 個体数推定

各区画ごとの生息密度(尾/ m^2)は湖の場所により異なっていた。溶岩帯からなる湖岸である区画Aの3年間の平均生息密度は0.0041(尾/ m^2)で全区画中で最も高かった。溶岩帯は隠れ場や産卵場となる物陰が多いことから生息密度も高かったと考えられる。極端な遠浅である区画Dの平均密度は0.0004(尾/ m^2)で最も小さかった。湖全体の成魚個体数の点推定値(95% CI)は1998年から2000年までそれぞれ、1985尾(1002~3364尾)、1448尾(754~2415尾)、2134尾(1084~3331尾)と推定された(図3—25)。

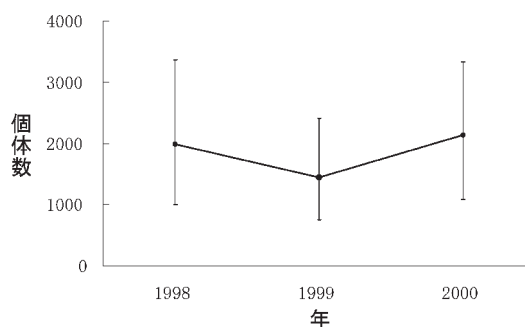


図3—25 各年の6月時点での個体数推定値。誤差棒は95%信頼区間を表す。

(イ) 個体群パラメータ推定

個体群パラメータを推定するために、捕獲物の体長組成を年齢組成に分割した結果を図3—26に示した。体長組成は5つの正規分布の和と考えられた。各正規分布は鱗の休止帯数のデータより3歳から7歳と考えられる。おおむね体長29cm以下である3歳魚の漁獲尾数は少なかったため、刺網の選択性を考慮して3歳魚に対する漁具能率が高齢魚に対する能率より低かったとみなし、3歳は除いて4歳から7歳までの漁獲尾数の対数を縦軸に、年齢を横軸にとって直線回帰を行った。その結果、図3—27に示したように、その傾きである Z_{1999} は0.522 (± 0.096 SD) と推定された。

式(2)から式(4)を用いて推定した1年あたり自然死亡係数 M は、0.358 (± 0.088 SD) であった。成魚の生存率は $\exp(-M)$ より、バス釣りによる死亡を含め、69.9%であった。この M に対する E_{1999} と F_{1999} の関係を式(8)を用いて図3—28に示した。 E_{1999} の増加率は、刺網反数の増加に伴い頭打ちになった。

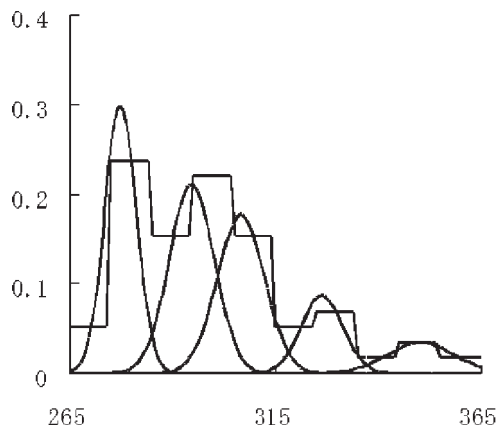


図3—26 捕獲物の体長組成(横軸mm)と度数分布(棒状グラフ)およびその年齢分解(正規分布曲線で左から3~7歳)

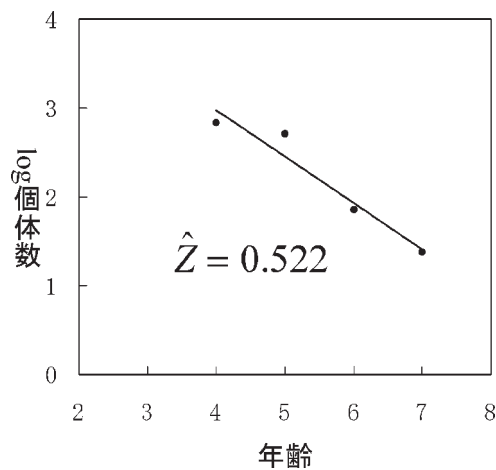


図 3—27 捕獲物の年齢組成から推定した齢別相対個体数と全減少係数の推定

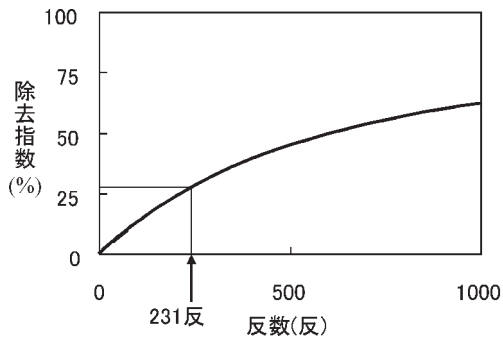


図 3—28 計算機実験による刺し網の駆除努力と除去指数の関係。本栖湖オオクチバスの現状は図の矢印程度と推定される。駆除に成功するには、除去指数70以上が必要と考えられる。

1999年の漁獲率および漁獲係数の推定値は個体数推定値に左右されるが、個体数の点推定値、95% CI の下限および上限(それぞれ1448尾、754尾、および2415尾)に対応する漁獲係数(それぞれ0.164、0.0978および、0.313)を図中に示した。231反の刺網は12.8% (個体数の95% CI に対応して7.6~24.4%) の成魚を漁獲したこととなる。また、刺網1反あたりの漁具能率 q は、式(5)により0.000676/年反 (95% CI は0.000129~0.000405) となった。

(ウ) 除去指数

各年齢の平均体長は、2歳は鱗の休止帯数¹⁾、3歳から7歳は刺網調査の体長組成から推定した。また、体長と体重の関係式⁹⁾

$$W_x = 0.0213L_x^{3.0574} \quad (13)$$

を用いて、体長を体重に変換した。ここで L_x は標準体長(cm)である。これより、式(11)の齢別平均重量 W_x

に生残率 $e^{-Z(x-2)}$ を乗じた値 $e^{-Z(x-2)} W_x$ は、2歳魚が x 歳まで生き延びたときの x 歳での産卵数の期待値を表す。高齢魚の生涯産卵数への貢献は、体重が重いために無視できないが、本栖湖および国内で報告された個体は7歳が最高であり^{1,10)}、先に述べたように最長寿命を7歳と仮定した。

刺網反数と除去指数との関係を図3—28に示した。除去指数の増加率は、刺網反数の増加に伴い頭打ちになった。1999年は231反の刺網が投入されたことから、期待産卵量の29.7%を駆除したことになる。産卵床破壊の効果は除去指数に等しい。すなわち、産卵床の a % を破壊した場合、駆除効果は a % である。駆除と a % の産卵床破壊を組み合わせた場合、駆除による除去指数が b % のとき、全体の除去指数は $100 - (1 - a/100)(1 - b/100) \times 100$ と表される。産卵床一つを破壊するのに要する費用は、本研究で得た資料からは評価できない。

(エ) 個体群抑制のための総費用

式(12)に3年分ブートストラップ法による個体数推定値 $\hat{N}_{t,i}$ と前節で求めた自然死亡係数の点推定値 M を代入した結果、再生産率 R は0.426 (97.5 percentile と2.5 percentile から求めた95% CI は0.035~0.838) と推定された。

平均再生産率0.426が続くと個体群は毎年8.9%の割合で増加する。バス個体群を減少させるためには、除去指数を増加率以上にしなければならない。初期個体数が点推定値(2000年6月現在で2134尾)と仮定し、式(12)を用いて将来の個体数変化を予測した。これにより、個体群を t 年後までに10個体に減らすために必要な駆除漁獲の1年あたり延べ刺網反数を求めた。総費用は1年あたり延べ刺網反数と年数の積に1反1日あたりの費用2100円を掛けた額である。

図3—29に総費用と、その水準に誘導するまでの必要年数との関係を示した。上記の平均的な再生産率の場合、個体数10個体以下までの必要年数と1年あたり延べ刺網反数はほぼ反比例の関係にあり、総費用はあまり変わらなかった。再生産率が高い場合、1年あたりの延べ反数を減らすとその逆数以上に必要年数が長くなり、総費用が高くなることが示唆された。この場合、駆除は早急に行った場合、総費用が少なくなった。再生産率が低い場合、現状でも十分駆除効果が期待でき、1年あたりの延べ反数を減

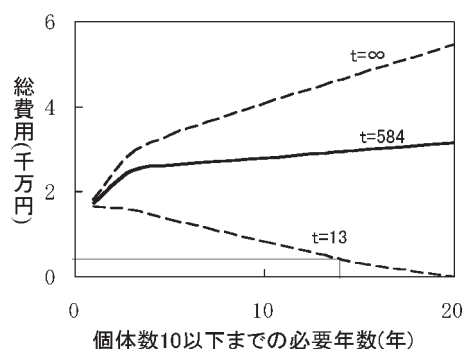


図3—29 駆除圧を変えたときに、個体数10以下になるまでに必要な年数と総費用の関係。再生産率 R を3つのシナリオに基づいて計算した。それぞれに示した年数 t は、現在の駆除圧での必要年数を表す。

らしたほうが総費用は少なくなることが示唆された。

2000年の刺網反数192反が今後も続くと仮定し、式(12)を用いて現状評価を行った。平均的な再生産率の場合、個体数を10以下にするのに必要な年数は584年となり、駆除の効果は少ない。再生産率が高い場合、刺網による漁獲に比べて再生産率が高く、個体数を10以下にすることはできなかった。再生産率が低い場合、駆除を行わない時に比べて総費用は高くなるが、個体数を10以下にするのに必要な年数は13年となり、駆除効果が期待できる。

エ 考 察

(ア) 個体数推定と密度効果について

発見尾数と透視度や潜水時刻との関係は統計的に有意ではなかった。また、1回の潜水による発見尾数はまれに50尾以上の時があるが、通常それほど多くはない。潜水による目視調査は湖の個体数を推定するのに有用であると考えられる。

2000年の生息密度は100㎡あたり0.12～0.36尾であり、1989年から1990年の琵琶湖の南湖の2.2～6.6尾¹¹⁾より低かった。本栖湖は貧栄養湖であり、湖岸には水草帯などは見られない。それに対し、琵琶湖の南湖は富栄養湖であり、オオクチバスが好む港湾などの工作物や水草帯に富む。したがって、本栖湖の生息密度の推定値が琵琶湖より低いことは妥当である。

95%信頼区間を見ると成魚個体数は1998年から2000年まであまり変化していないように見える(図3—25)。変化が少ないのは、生息場が限られ、個体群が環境収容量近くに達していることによるかもし

れない。今回は再生産や自然死亡率に密度効果を考慮しなかったが、個体数を減らした場合に再生産率の上昇や自然死亡率の減少が見られた場合、図3—29に示した予測は楽観的すぎるかもしれない。

(イ) 自然死亡係数の不確実性

田中の方法⁸⁾によれば、生理的寿命を8歳としたときの自然死亡係数 M は0.32/年である。多くのバス釣りはルアーを用い、釣った魚は再放流される(catch and release)。しかし、釣り人の数が増えれば自然死亡もある程度増えると考えられる。上記で推定した自然死亡係数 M は0.37/年であるが、これにはバス釣りによる死亡も含まれているから、田中の方法より高めに推定されたとしても不自然ではない。

自然死亡係数 M は、バス釣り以外の自然死亡係数を M_n 、バス釣りの漁具能率を q_f 、1年あたり釣り延べ人数を X_f (人日)、釣獲後死亡率を u_f ($0 \leq u_f \leq 1$)とすると、

$$M = M_n + q_f X_f u_f \quad (14)$$

と分解できる。もし釣り人が再放流しなければ $u_f = 1$ となり、 M が大きくなる。また、バス釣り大会の開催は X_f を高める効果がある。効果的に個体群を抑制するためには、密放流および再放流をやめさせ、釣り人への啓発が必要である。

(ウ) 除去指数

除去指数には加入乱獲抑制のための概念である% SPR(松宮1996)を応用した。この指数により、成魚捕獲の効果と産卵床破壊の効果除去指数によって数学的に評価することができる。刺網反数と除去指数との関係から(図3—28)、刺網だけで期待産卵量のおおよそ70%まで駆除することが可能である。しかし、現状では30%程度に留まっていると考えられる。これは70% SPRに対応する。通常、30% SPRが資源の乱獲の目安とされ、持続的漁業のためにはそれ以上の値に保つよう推奨される^{8,12)}。これは、先ほど述べたように、本研究で密度効果を見逃したため、除去の効果を過大評価したためかもしれない。オオクチバスの場合は駆除が目的なので、% SPRをこれ以下に下げべきだろう。その意味では、漁獲圧は現状よりもかなり高い値にする必要があることが示唆される。現在は刺網1反を年20日入れている。冬季を除いて毎日刺網を入れれば、現在の10倍の駆除圧をかけることができるかもしれない。しか

し、図3—28に示したように、反数を増やしても除去指数は飽和する傾向にあり、70%以上に増やすことは困難である。したがって、70%以上の駆除には、産卵床破壊など、他の駆除方法との併用が必要であることが示唆された。オオクチバスとコクチバスは、後述のように、産卵床を作るという特徴をもつ。このように、再生産に注目して駆除計画をたてるにあたり、除去指数は有効な指数である。

(エ) 個体群抑制のための総費用

本節では、決定論的モデルを用いて個体群を低水準にまで低下させるのに必要な総費用を考えた。個体数が低水準である基準として、人口学的確率性を無視できる個体数¹³⁾である10を用いた。10個体という水準は十分生態系への影響を無視できるレベルである。また、そこまで減った後の運命は、上記のような決定論的個体群動態モデルで評価すべきではない。最終的な根絶には、刺網以外の手段を考慮すべきであろう。駆除方策は単純に個体数の増減だけではなく、経済的側面も考慮して考えるべきである。図3—29で得られた結果は、再生産率が高い場合、駆除は早急に行った方がよいというものであった。上記の方法で推定した駆除に要する年数は、多くの不確実性を含んでいる。今後も駆除漁獲と個体数推定を継続していくことにより、この予測は修正すべきであろう。さしあたり、個体数減少を目指して、可能な限りの漁獲圧と個体数推定のための目視調査を続けて行くべきである。

また、本研究では、産卵床破壊の費用、および単位努力あたりの効果を十分考慮することができなかった。しかし、先に述べたように、刺網による駆除漁獲だけでは限界があるとすれば、産卵床破壊の費用対効果について本格的な検討が必要であろう。

(オ) バス問題

本栖湖ではオオクチバスとコクチバスの2種のバス類が生息する。オオクチバスは1980年、コクチバスは1996年に密放流による生息が確認された¹⁾。両種は漁業権魚種ではない。また、放流は漁業調整規則で禁止されている。本栖湖では、1997年以降、密放流防止の啓発を主目的としてコクチバスを駆除しているが、オオクチバスはついでに漁獲されているにすぎない。たしかに、コクチバスに比べて個体数の多いオオクチバスの駆除の成果は現れにくい。本研究で、42万円(1年間で延べ200反の刺網)の費用を

かけても、その効果が根絶を達成できるほどには高くないことが示唆された。しかし、在来生態系への強い攪乱要因となる恐れがある外来種の密放流を防止し、その啓発を目的とするならば、コクチバスだけでなく、すでに定着しているオオクチバスも駆除対象とし、オオクチバスの個体群管理技術を確立させるべきであろう。

密放流は新たな加入として表現される。密放流量を I_t とすると、式(12)は

$$N_{t+1} = (e^{-M}N_t + RN_{t-1})e^{-qX} + I_t \quad (15)$$

と書きなおされる。密放流量 I_t は、通常その量どころか、有無さえもわからない。本稿では密放流量を無視したが、密放流は個体群制御において大きな不確実要素となる。この I_t が大きいと、駆除のための総費用は増大し、根絶が達成できない可能性すら高くなる。一般的にバス類が湖沼に侵入して定着した後は、バス類の再生産率は高いと考えられ、数少ない密放流であってもその影響は大きいであろう。

現在多くの内水面では、漁業より遊魚としての需要が高い。本稿では根絶のための総費用を議論した。けれども、根絶を目標としなければ、バス類の存在自身は経済的にみて望ましいという結果を導くかもしれない。しかし、水辺には在来種が存在し、またトンボなどの水生昆虫の産卵場でもある¹⁴⁾。バス類など外来種の侵入はこれらの在来生態系の秩序を乱す。バス釣りの経済効果を考える際には、しばしば在来生態系を失う損失を無視している。本研究における総費用の評価は、効果的な駆除をする上で考えたものであり、バス類を始めとする外来種問題自体は、経済問題として捉えるべきではない。

オ 今後の課題

バス問題に対する具体的な対応案として、バスの全面的駆除あるいはゾーニング(バスの生息を認める湖と棲み分け)が検討されている。ゾーニングとは、一部の湖ではバスを漁業権魚種と認め、それ以外では駆除しようというものである。両案に共通しているのは、まず個体群管理技術が必要であるということである。本研究では、漁獲による効果的な個体群抑制方法について議論した。

カ 要 旨

刺し網の駆除効果を個体群動態モデルを用いて解析した。現在の刺網による駆除効果は、資源管理の指標である% SPR が70% (駆除しない場合に比べ

て加入後の生残率が下がり、1尾あたり生涯産卵数が70%に減る)に相当する。資源管理学では30%以上なら乱獲に該当せずに持続的利用が期待できるとされており、現在の捕獲圧は駆除するためにはあきらかに不十分である。刺し網反数(漁獲努力)を増やしても漁獲率の上昇が頭打ちになることから、刺し網だけで駆除することが困難であることを示した。

キ 文 献

- 1) 大浜秀規(1998)平成9年度内水面外来魚密放流防止体制推進事業概要。山梨県水技センター事業報告。23pp.
- 2) 大浜秀規(1999)平成9年度内水面外来魚密放流防止体制推進事業概要。山梨県水技センター事業報告。12pp.
- 3) 大浜秀規(2000)平成9年度内水面外来魚密放流防止体制推進事業概要。山梨県水技センター事業報告。11pp.
- 4) 大浜秀規(2001)平成11年度内水面外来魚密放流防止体制推進事業概要。山梨県水技センター事業報告。13pp.
- 5) 中村 誠(1992)オオクチバスの魚種間関係。ブラックバスとブルーギルのすべて。全国内水面漁業協同組合連合会外来魚対策検討委託事業報告書。P.62-69.
- 6) Hilborn R. and M Mangel (1997) The Ecological Detective. Princeton University press Princeton : 314pp.
- 7) 相澤 康・滝口直之(1999) MS-Excel を用いたサイズ度数分布から年齢組成を推定する方法の検討。水産海洋研究63(4) : 205-204.
- 8) 松宮義晴(1996)水産資源管理概論。日本水産資源保護協会。77pp.
- 9) 川下高志(1999)木崎湖におけるオオクチバス、コクチバスの生態。信州大学卒業論文 : 1-21.
- 10) 吉沢和俱(1992)オオクチバスの食性。ブラックバスとブルーギルのすべて。全国内水面漁業協同組合連合会外来魚対策検討委託事業報告書。P. 27-39.
- 11) 桑村邦彦(1992)琵琶湖のオオクチバス標識放流結果。ブラックバスとブルーギルのすべて。全国内水面漁業協同組合連合会外来魚対策検討委託事業報告書。P.202-210.

- 12) Mace P. M. and M. P. Sissenwine (1993) How much spawning per recruitment is enough? Can. Spec. Publ. Fish. Aquart. Sci., 120 : 101-118.

- 13) 巖佐庸(1998)数理生物学入門。共立出版。東京。

- 14) 生物多様性研究会編(2001)ブラックバスを考える。資料集 Vol.2. P.22-29.

(松田裕之・安江尚孝・森山彰久)

(3) バス類個体群の他魚種摂食量の推定

ア 目 的

外来魚であるバス類の生態系への影響として、最も顕著なものは他魚種への摂食である。それが、成魚だけによるものか、未成魚による摂食も重要かを検討するため、バス類の他魚種への摂食量を齢別個体数と1日あたりの齢別摂食量から推定する。

イ 方 法

さけ・ます資源管理センターが推定した摂食量から、バス類個体群の他魚種摂食量を推定した(図3-30)。成長式は香川県満濃池のデータ¹⁾の von Bertalanffy 式より、年齢 x の体長(cm)は

$$L_x = 432.41 * [1 - e^{(-0.3582 * (x + 0.554))}] \quad (15a)$$

体重(g)は

$$W_x = 0.0213 L_x^{3.0574} \quad (15b)$$

と表されると仮定した。生残率は0.5歳以上で $M = 0.386/\text{年}$ とし、摂食量は水温15度として

$$F_x = 0.00012 e^{0.471 \times 15} W_x^{-0.0591 \times 15 + 1.62} \quad (16)$$

という関係式から推定した。

0.5歳から x 歳までの生存率 l_x は

$$l_x = \exp[-M(x - 0.5)]$$

と表され、以下ではおもに $M = 0.358/\text{yr}$ と仮定し

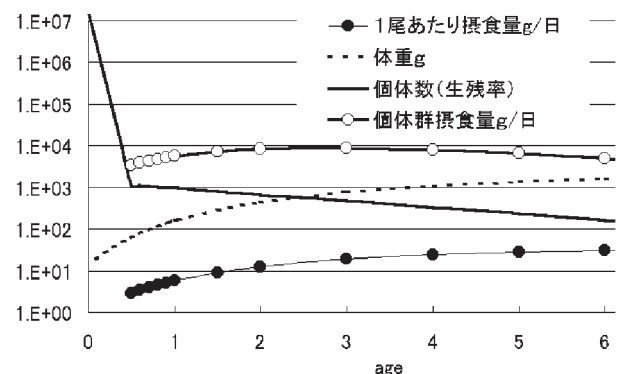


図3-30 1尾あたりと個体群の摂食量の年齢別試算値

た。個体群全体での齢別摂食率は、生存率と1尾あたり摂食率の積 $l_x F_x$ で与えられる。

ウ 結果

結果は図3—30のようになった。1個体あたり摂食量は成長とともに増えていくが、一方で生存率は減っていく。個体群全体での齢別摂食量はそれらの積であり、ここで用いたパラメータが正しければ、3歳頃が最大になることが示唆された。1歳未満の摂食量は、0.5歳から1歳までの生存率に大きく左右される(図3—30では0.5歳未満の摂食は考慮していない)。0.5歳以上で死亡率が成魚並みに下がるとすれば、1歳魚未満の摂食量も無視できないことが示唆された。

$M=0.1$ のとき、個体群摂食量は6歳のときに最大になり、 $M=0.6$ のとき、2歳で最大になった。

エ 考察

本節では、バス個体群全体が与える食害のうち、成魚と未成魚のどちらの影響が大きいかを検討した。絶対的な影響の強さは、バス個体数に依存する。個体数は前節の方法により推定できる。生存率は0.5歳以降一定と仮定したが、0.5歳までの死亡率は、結果に影響しない。

オ 今後の課題

摂食量の推定精度を向上させるとともに、それを用いた生態系モデルの構築を目指す。

カ 要 旨

さけ・ます資源管理センターが推定した摂食量から、バス類個体群の他魚種摂食量を推定した。当歳魚の摂食量は少ないが、個体数は多い。1歳未満の死亡率が高ければ0.5歳は数多く生息することになり、個体群全体の摂食量も多い。0.5歳以上で死亡率が成魚並みに低いとしても、1歳魚未満の摂食量も無視できないことが示唆された。

キ 文 献

- 1) 吉沢和俱(平成4年)ブラックバスとブルーギルのすべて～外来魚対策検討委託事業報告書～第1章第2節(4)成長。全国内水面漁業協同組合連合会。p39-55。

(松田裕之・森山彰久)

(4) 産卵雄の駆除効果について

ア 目 的

第2節で解析したように、刺し網による駆除だけ

では、バス個体群を根絶することは難しい。バスは産卵期に雄が産卵床を守り、そこに雌が産卵することが知られている。産卵床を守る雄を取り除いたとき、卵は在来魚などに容易に食べられてしまう。したがって、産卵期に産卵雄を駆除することは、バスの再生産の妨げとなる。

産卵雄の駆除効果を見積もるには、駆除率とともに、個体数や生活史パラメータの値の推定が必要である。これらの推定値は不確実性が高い。最も悲観的なシナリオのもとでは、確実に除去するのに十分な駆除率は、かなり高く見積もらざるを得ない。はじめから最大限の駆除努力を払うことは費用も労力もかかり、非現実的である。そこで、駆除を実施しつつ、個体数の増減を継続調査し、効果が現れない場合にはじめて駆除努力をあげるほうが現実的である。このように、継続調査によって駆除効果を見積もり、必要に応じて方策を見直すような管理を、順応的管理という²⁾。本節では、個体群動態モデルを用いて、実行可能な駆除効果の評価システムを提案する。

イ 研究方法

産卵床にいる雄を駆除する効果について、個体群動態モデル

$$N_{t+1} = SN_t(1 - D_t) + R(N_{t-1} - kc_{t-1}), \quad (18a)$$

$$n_{t-1} = S(n_t - c_t)(1 - D_t) + R(N_{t-1} - kc_{t-1}) \quad (18b)$$

を用いて効果予測を行った。ここで c_t : 産卵床における雄成魚駆除数、 D_t : 釣りによる成魚漁獲率(=0.05)、 R : 再生産率(雌成魚1尾が毎年残す1歳魚の数=0.8、性比1:1)、 S : 成魚生残率(=0.8、釣りによる死亡を除く)、 k : 雄駆除の効果(=1)である。

産卵床を守る雄が駆除されたとき、雌 k 尾がその年の再生産に失敗すると仮定する(実際には雌は何度も産卵し、1尾の雄は複数の雌が産んだ卵を守っている)。

$$C_t = DN_t, \quad c_t = dn_t \quad (19)$$

と仮定し、(D, d)=(0.1, 0.2)は雌と雄の駆除率を表す。釣りでは雄も漁獲されるが、産卵床を守る雄の駆除とは効果が異なる。個体数の増減は雌個体数と繁殖成功に関わり、前者は雌捕獲、後者は産卵床を守る雄の除去によって抑制することができる。すべてのパラメータに10%から50%の不確実性を考慮して、計算機実験を行った。

表3—16 漁獲率と雄駆除率を変えたときの駆除計画のリスク評価の500回の試行による計算機実験。駆除方策の雄駆除率が可変とは、本文中の $u=0.005$ の順応的管理を行うことを意味する。本意参照。

駆除 漁獲率 D	0.1	0.1	0.2	0.3
方策 雄駆除率 d	0.1	可変	可変	可変
20年未満で雌成魚数が50以下にできないリスク	30%	74%	5%	<0.2%
30年後までに雌成魚数が50以下に減らないリスク	29%	26%	5%	0%
今後も増え続けるリスク	8%	0%	0%	0%
dを0.4以上にあげるリスク	0%	4%	0%	0%
成功時の未成魚率	41%	41%	45%	49%
不調時の未成魚率	35%	34%	38%	44%

また、上記の数理モデルにおいて、雄の駆除圧 d を雌個体数 N_t のトレンドに応じて、

$$d_{t+1} = \min[d_t \exp[u \max(0, 2N_{t-1} + N_{t-2} - N_{t-3} - 2N_{t-4})], 0.5]$$

と調節すると仮定する。つまり、過去4年間の個体数に増加の兆候があれば駆除圧を増やし、いったん増やした駆除圧は下げず、駆除圧の上限は0.5と仮定した。また、 u ($=0.005$ または0) はフィードバックの強さを表し、 $u=0$ のときは途中で駆除圧を見直さないことを意味する。

ウ 結果

その結果、(i)駆除の成否を左右する要因は、強い順に成魚生残率、再生産率、雄駆除率、漁獲率であり、高い漁獲率が望めないならば、産卵床の雄駆除が重要であった。(ii)上記のパラメータで駆除に失敗する(30年後に雌が50個体以下にできない、減らすことができない) リスクはそれぞれ46%と8%であった。(iii)バスが増え続ける場合は減り続ける場合に比べて成魚：未成魚比が低い、成魚の年齢構成については顕著な差は検出されないことが示唆された(表3—16)。したがって、継続調査の際に、年齢構成の詳細なデータをとることがむずかしくても、成魚・未成魚比を取ることが重要であることが示唆された。

また、つねに最大限の駆除圧をかけ続けることが困難な場合、駆除効果を検証しつつ駆除圧などを調節する順応的管理が有効であった。すなわち、図3—31のように、 $u>0$ とした順応的管理では、駆除を始めても個体数が増え続けるとき、雄駆除率 d を上げることによって駆除を成功させることができる。ただし、 $d=0.5$ を現実的な上限とした。上記の $u=0$ に対応する駆除率一定管理と同じ平均値および不

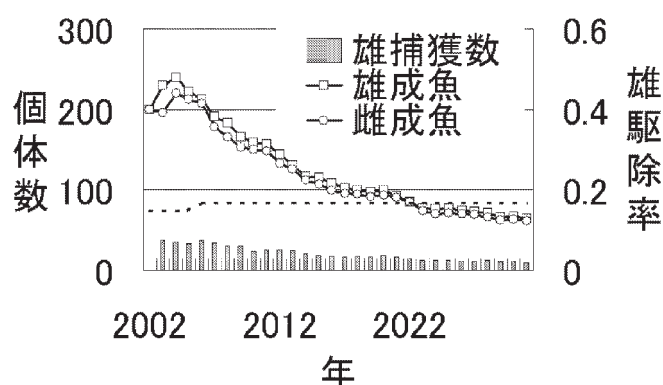


図3—31 順応的管理による産卵雄捕獲数、雌雄成魚個体数、雄駆除率(点線)の計算機実験の一例

確実性を考慮した結果、30年後に雌が50個体以下にできないリスク、減らすことができないリスクはそれぞれ25%、0.2%であった。ただし雄駆除率40%以上を必要とした試行(図3—31)が4%、駆除成功(産卵床数10以下になる)まで20年以上を要する試行が25%以上であった。漁獲率を0.1から0.2にあげると、これらの効果に大きな改善がみられた。また、雄駆除圧を雄個体数に応じて行くと、駆除に成功しないリスクは3割以上に増えた。産卵床の数は必ずしも雄の個体数および全個体数を反映しないと考えられることから、個体数の増減は刺し網のCPUEなどで別に調査することが望ましい。年齢構成については個体数の増減と顕著な相関関係はみられなかった。

また、Catch and Eatを前提としたバス釣りが増えることの効果を、上記の漁獲率 D の上昇により評価することができる。 $D=0.3$ にしたとき、ほぼ10年以内に駆除に成功すると期待された。バス釣りによる漁獲率は不明だが、捕獲個体の釣傷跡の有無、痕

跡数などを調査すれば、今後、推定することができるだろう。

エ 考 察

本章の解析に用いた個体数や生活史パラメータなどは不確実性が高く、前提を変えると結果がかなり変わる。しかし、パラメータの値を変えて再計算することにより、駆除に失敗するリスクを評価することができる。リスクの値は、用いたパラメータの値の範囲に依存し、継続調査によって駆除圧を調整するなど、順応的な対応が望まれる。

なお、上記のリスク評価には、密放流が継続する場合については考慮されていない。まず、密放流をなくし、刺し網による駆除、産卵床の雄の駆除、およびバス釣りの再放流禁止などの対策を複合的に用いることが重要である。

上記の計算では駆除圧の上限を0.5と仮定したが、実際には確認した産卵床にいるほとんどの産卵雄を取ることができるという。dの上限をもう少し高くすれば、失敗するリスクはさらに減らすことができるだろう。

オ 今後の問題点

上記の計算機実験には、未知のパラメータが数多く含まれている。また、モニタリングの精度も不明である。精度はリスクの絶対値に影響するが、相対的な値はより安定している。したがって、重視すべき継続調査項目は、上記の解析によって明らかにできる。駆除方策は現実的に実行可能なものを積極的に実施することが望ましい。これは、事業の実施を通じて情報を収集し、事業主体と連携して進めていき、研究成果をまとめていく必要がある。

最近の研究により、バス類はそれが餌とする在来魚種およびアメリカザリガニなどの個体数に負の影響を与え、さらにそれらが餌としている水草、陸生・水生昆虫に（正の）間接効果を及ぼす食物連鎖カス

ケード現象が指摘されている³⁾。その結果、バス類のみの駆除は在来魚種・生物相の保全に予想外の結果を招く恐れがある。これを確実に防ぐ一定の対策は存在しないが、バスの駆除とともに増加する恐れのある外来種(例：ライギョ、ザリガニ)、有用魚種および保全上重要な生物（水生昆虫、水草など）を事前に選定した上で、それらのおよその動向を継続監視し、バス駆除がもたらす間接効果を解明すべきである。

カ 要 旨

産卵床にいる雄を駆除する効果について、雌雄別の個体群動態モデルを用いて効果予測を行った。個体数の増減は雌個体数と繁殖成功に関わり、前者は雌捕獲、後者は産卵床を守る雄の除去によって抑制することができる。駆除が成功するためのおよその産卵床雄駆除率、釣獲率を推定した。また、駆除の成否を継続監視する項目としては釣果のCPUEなどの個体数指数が必要であることを示した。駆除の効果を個体数指数によって継続調査し、効果が不十分なときに駆除率を上げるなどの措置をとることができる。しかし、産卵床の数あるいは釣獲魚の年齢組成を継続調査するだけでは、順応的管理がうまく機能しないことが示唆された。

キ 文 献

- 1) 全国内水面漁業共同組合連合会「ブラックバスとブルーギルのすべて」平成4年3月47頁
- 2) 松田裕之（2000）環境生態学序説。共立出版，東京
- 3) Maezono Y. and T Miyashida（2003）Community-level impacts induced by introduced largemouth bass and bluegill in farm ponds in Japan. *Biol. Cons.* 109：111-121.
(松田裕之)

湖沼におけるコクチバス繁殖抑制マニュアル

基本方針：湖沼でコクチバスを減少させるためには、繁殖期に接岸した大型個体を捕獲することがもっとも効率が良い。したがって、この時期に駆除努力を集中させることが必要である。

ステップ1：駆除の第1段階 コクチバスの繁殖期、繁殖場所を特定する。

基本情報

コクチバスは4～7月に水温が約15℃に上昇した頃に産卵する。産卵場所は主として岸から20m以内で、水深約1m前後の浅場に集中してつくられる。湖沼の中央部分でも、浅場のかけ上がりで産卵することもある。底質は砂礫底で、大石や倒木の陰に多い。産卵場所では、体長20cm以上のオスが直径40～100cmの円形もしくは楕円形の産卵床をつくる。産卵床はメスが卵を産みつける場所であり、きれいに掃除され、白く浮かび上がって見えるので、水が著しく濁っていないかぎり容易に発見される。

作業 1

春になったら湖沼の浅場の水温を調べ、14℃に達したら湖岸に沿って、もしくはボートを用いて全ての浅場を観察する。観察された産卵床の数と位置を記録する。

ステップ2：駆除の第2段階

基本情報

産卵床は、卵および仔魚があるかぎり20日間前後の間維持される。メスが卵を産みつけた産卵床では、オスが卵や子を守る。オスが守らないと卵はすべてウグイ、コイ、ウナギなどの他の魚に食べられる。また、ウナギは夜間にバスの産卵床に侵入して卵を捕食する。産卵床を守るオスも、産卵床に近づくメスも良く釣れる。また、刺網、とくにコクチバスオス捕獲用に開発された小型三枚網（参考資料）を用いると、効果的に親魚を捕獲できる。オスは産卵床から離れないので、他のどの時期と比べても捕獲しやすい。ウナギを除くとバスの体長の1/2以上の魚はバスに捕食されない。

作業 2

(1) 産卵床を守るオスを捕獲する。

方法1 産卵床防衛オス捕獲用に開発された小型三枚網（参考資料、図1）を産卵床の真上から沈め、1～2時間経過した後に回収する。晴天で、多少波のある時が適している。1回の捕獲率は50～70%程度ときわめて効率が良い。卵があると捕獲率は高い。

方法2 5.4～7.0mの釣り竿を用いて産卵場一帯のコクチバスを釣る。餌はミミズ、ハリスは1.5号、針は先の鋭いニジマス針9～10号が適している。ルアーより餌釣りの方が効率が良い。産卵床を守るオスに対しては、何度も投餌すると針に食いつく。バス駆除のための釣り大会を開催するのも効果がある。ただし、釣ったバスは必ず殺すこととし、生きたまま持ちかえることがないようにする。駆除したバスを食べることを薦める。

方法3 方法1、2で捕獲されない個体については、ボートや陸から投網を行う。

(2) 産卵場周辺を移動するメスを捕獲する。

産卵床周辺に刺網をしかける。目合(2脚2結節)は捕獲するコクチバスの全長に対して1/4が最適である。全長25～35cmが親魚の平均サイズであり、この場合目合いは6～9cmが適している。

(3) 他魚を利用して産卵床中の卵を捕食させる。

産卵期が始まったら、産卵場を中心にバスの卵を捕食する大型の在来魚を集中的に放流する。放流魚はその湖沼に元来生息するものを増殖して用いるのがよい。魚種としては、ウグイ、コイ、ウナギなど体長20cm以上のものを用意する。またこれらの放流魚の漁獲を、7月にバスの産卵が終了するまで休止する。繁殖期の駆除が終わった時期(水温が22℃に達した頃)に、これら捕食魚を集中的に漁獲し、湖沼の生態系への影響を最小にする努力を行う。

注意点

次の駆除法はバスを減らす効果はあるが労力を要するので、補足的に用いるのがよい。

(1) 産卵床の物理的破壊

産卵床を物理的に破壊することは卵の死滅をもたらすが、労力がかかるので効率的でないことがある。

(2) 地曳網の使用

労力・人手を要し、湖底に障害物がない場合に限られるが、産卵場で大きな地曳網を引けば効果はある。大型魚は逃げやすいので注意する。

(3) 稚魚、幼魚の捕獲

稚魚、幼魚は産卵親魚に達するまでに自然死亡する確率が高いので、多大の労力を費やして捕獲する必要はない。ただし、コクチバスが侵入したての段階もしくは完全に駆除する最終段階では必要である。

(4) 水中銃による射殺

技術が要るうえに、危険をとまなう。使用するとすれば駆除の最終段階に限ったほうがよい。大型魚を捕るうえでは効果的である。

(5) ヤスの使用

産卵床を守る雄は、産卵床を離れないので、大型の個体をヤスで突くと捕れることがある。ただし、技術がある場合に限られる。

ステップ3：非繁殖期の対処法

非繁殖期に多大の労力を費やして駆除を行うのは、繁殖期に行う場合に比べて効果的でないが、大型のバスを取り除くことは意味を持つ。

作業 3

大型のコクチバスが集中して移動する経路に刺網をかける。地曳網を引く。地元の小学生や観光客等に釣り竿を貸与して、餌釣りによるバスの駆除を推奨する。コクチバスの摂食量は水温が15℃を超えると急激に増加することから、餌釣りによる駆除はこの期間に実施する。湾より岬に網を設置する方が効率がよい。青木湖の場合、水深10mまでが操業の目安となる。日出前から日没頃に操業することで混獲を軽減できる。コクチバスの移動範囲は比較的狭いので、湖岸域全体での駆除が必要である。底刺網の場合、春と秋に漁獲が多い。

在来魚がコクチバスに捕食されにくい環境条件の整備

基本情報

フナ・ウグイ等の在来魚は、水草があるとコクチバスに捕食されにくくなる。カジカ等の底生魚には、浮き石など空隙が多い底質が捕食回避に有効である。湖岸に水草や陸上植物が繁殖し、浮き石が多く分布するなど、在来魚が隠れる場所を広くつくる必要がある。また、コクチバスの摂食量は水温が15℃を下回ると著しく減少する。

作業 4

湖岸にヨシ等の植物帯や浮き石帯を増加させる。湖岸のコンクリート化などによる単純化を避ける。移植植物は、対象とする湖沼にもともと繁茂していたものを使用する。

他の外来魚との関係

オオクチバスやブルーギルがいる場合、コクチバスだけを捕獲すると、他の外来魚が増加する恐れがある。駆除を行う場合には他の外来魚をも捕獲する必要がある。

作業 5

他の外来魚も捕獲する。オオクチバスはコクチバスと同様の繁殖の仕方をするので、同じ駆除法を採用する。ブルーギルの駆除法については開発中であるが、繁殖期を中心に釣りによって捕獲するのが効果的である。オオクチバスが透明度の低い湖沼や河川にいる場合、産卵床が発見されにくいことがある。この点については今後対処法を考える必要があるが、仔稚魚の出現状況から産卵場を特定し、そこに各種の網具を設置することが有効であると考えられる。

参考資料：産卵床の雄のコクチバス捕獲用の小型三枚網
(比較的安価で入手できます。)

問い合わせ先

長野県水産試験場

〒399-7102

長野県東筑摩郡明科町

大字中川手2871

TEL：0263-62-2281

FAX：0263-81-2020

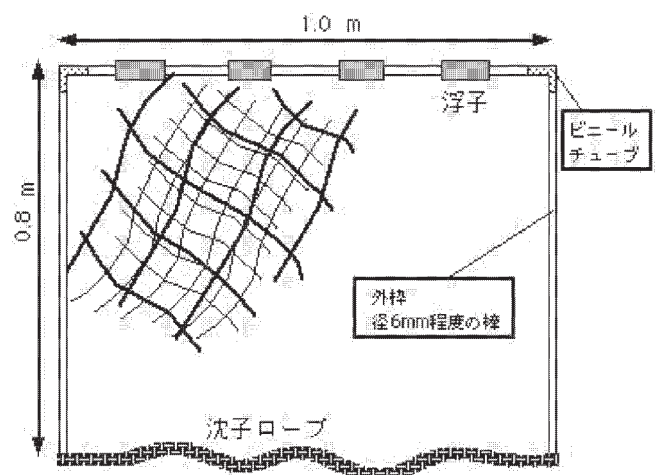


図1 小型三枚網の概略図
(外網目合30cm、内網目合6cm)

コクチバスの繁殖抑制のためのフローチャート

