

ミヤコタナゴ *Tanakia tanago* (Tanaka)

酒井忠幸・久保田仁志

栃木県水産試験場 指導環境部

〒324-0404 栃木県大田原市佐良土 2,599

Tel : 0287-98-2888, Fax : 0287-98-2885

e-mail : sakait01@pref.tochigi.lg.jp

緒言

ミヤコタナゴはかつて関東地方の広い範囲に生息していたが、多くの生息地が都市化や農地の再開発により失われ、現在では栃木県と千葉県の一部でしか生息が確認できなくなった（中村 1969；多紀 1994；望月 1997；新井 2003）。栃木県には近年まで平野部を中心に5カ所の生息地があったが（尾田 2005）、近年まで生息地の減少は続き、現在生息が認められる生息地は3ヶ所となった（酒井ら 2008）。現存する3ヶ所の生息地のうち2ヶ所は飼育個体の再導入によって復元されたものであるため、自然生息地は県南東部の1ヶ所（以下、A生息地とする）のみとなっている（尾田 2002；尾田・阿久津 2003）。

A生息地は1994年にミヤコタナゴの生息が確認され、栃木県によって自然環境保全地域への指定に向けた取り組みが行われたが、地元住民との合意には至らず現在に至っている。2006年に実施された詳細な個体数推定や遺伝子分析の結果、近年における個体群の縮小、遺伝的多様性の低下および水路内段差による集団の分断化が明らかとなった（久保田・酒井 2007）。これらの問題に対処するため、非繁殖期に採集した野生個体を親魚として繁殖を行い、継代や長期飼育を行わずに稚魚、親魚ともに生息地に再放流を行う“繁殖補助”（Frankham et al. 2002 を参照）を計画し、2008年に実施した（酒井・久保田 2009；Kubota et al. 2010）。“繁殖補助”翌年の2009年にはミヤコタナゴの個体数の増加と分断化の解消が確認された。“繁殖補助”の目的である、個体群の補強及び繁殖集団内の遺伝的な交流は達成されたと考えられる（酒井・久保田 2010；Kubota et al. 2011）。

ミヤコタナゴの長期的な保全のためには生息環境の維持・改善が欠かせない。しかし、A生息地のミヤコタナゴが近年減少した原因については不明な点も多く、生息地の維持・管理作業はこれまでの営農作業を参考にした除草や泥上げ等が経験的に行われてきたのみである。これまでの調査結果から、A生息地では定着性の改善、すなわち減耗率の低下を目指した生息環境の改善が必要と考えられている（酒井・久保田 2009）。そこで今年度は、特に減耗が大きいと考えられる浮上直後のミヤコタナゴ稚魚期に注目し、浮上直後のミヤコタナゴ稚魚の生息環境を調査した。

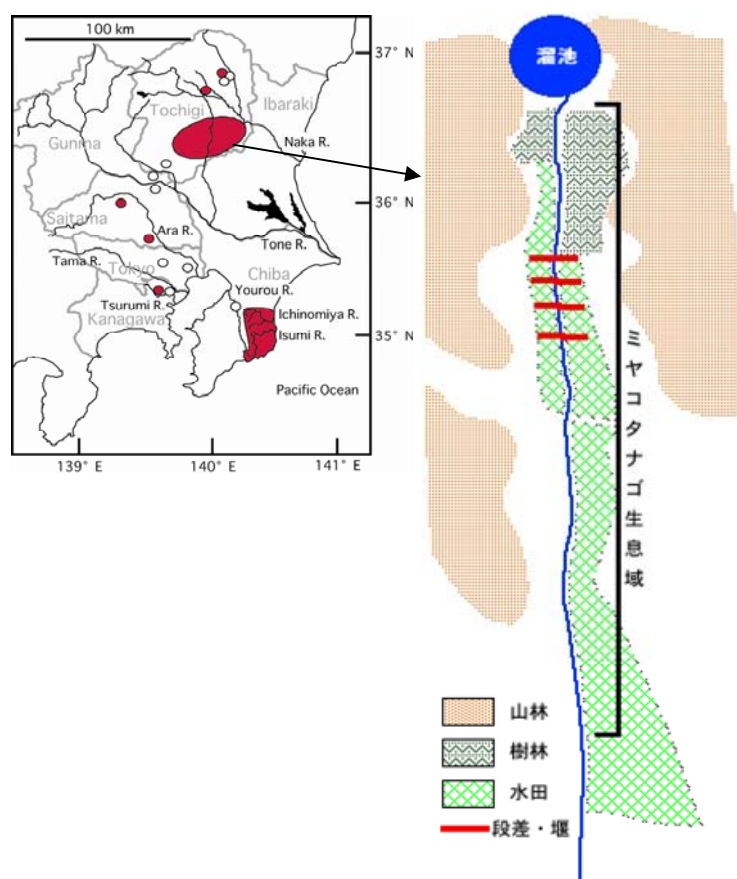


図1 A生息地の概要

調査結果に基づいて A 生息地の現在の環境を評価し、生息環境改善の方法について検討した。また、2006 年から開始したモニタリング調査及び遺伝子解析についても継続して実施した。

ミヤコタナゴの採捕および鱗の切除にあたっては、文化財保護法に基づく現状変更許可を得た。

方法

A 生息地の概要

A 生息地は栃木県南東部に位置する利根川水系の農業用水路で、ため池を水源としている（図 1）。流程は約 1km で、ため池直下の上流部は林間を、中～下流部は谷津田の間を流れている。平均の流れ幅は約 1m で、流程のほとんどが土水路となっている。

ミヤコタナゴ稚魚の生息環境解析

水路上流端から 140~640m の範囲に、各 2m の流程の調査区を 54 区設けた。浮上直後のミヤコタナゴ稚魚（以下、稚魚）は水面付近に定位しており、目視による確認が可能である。各調査区内の稚魚を目視探索し、稚魚の定位点 42 点で水深、流速、定位点付近の水上カバーの有無及び水中カバーの有無を記録した。稚魚が確認されなかった調査区では任意に 47 点を抽出し、既述の項目を記録した。調査は 2010 年 6 月 28 日及び 30 日に実施した。

稚魚の生息環境解析として、一般化線形混合モデル（GLMM）を用いたモデル選択を行った。稚魚の有無を応答変数として、水深、流速、水上カバーの有無、水中カバーの有無、調査区内の二枚貝の数及びミヤコタナゴの産卵数を説明変数とした。水路内には取水用の堰が存在し、ミヤコタナゴの移動が妨げられている。ミヤコタナゴ親魚数の偏りが稚魚の分布に影響与える可能性が考えられたため、堰で区切られた 8 区間を A~H の因子型の変数とし、ランダム効果とした。応答変数が「ある・なし」の離散データであるため、二項分布を仮定し、連結関数はロジット関数とした。モデル選択には、AIC（赤池情報量基準）を基準とし、最も低い AIC を示したモデルをベストモデルとした。これらの統計解析には R. version 2.10.1 を使用した。GLMM のパラメータ推定には `glmmML` パッケージの `glmmML` 関数を、モデル選択には MASS パッケージの `stepAIC` 関数を用いた。

ベストモデルを出現予測モデルとして、A 生息地の実測データを当てはめ、ミヤコタナゴ稚魚の生息確率を求めた。実測データの計測は 2010 年 7 月 28~29 日に実施した。水路最上流端から 640m の範囲に調査区（各 2m）を 76 区設け、1 区あたり 9 点、計 684 点で水深、流速、水上カバーの有無及び水中カバーの有無を記録した（図 2）。各調査区の上流端、中央、下流端にそれぞれトランセクトを設定した。各トランセクトを中央部と両岸部に 3 等分し、それぞれの中央部で計測を行った。

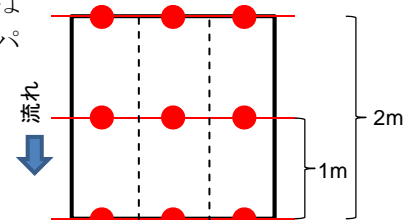


図 2 データの計測点
赤線がトランセクトを、赤丸が計測した点を示す。

モニタリング調査及び遺伝子解析

モニタリング調査は 2010 年 11 月 4~5 日に実施した。水路の最上流部から 20m 間隔に設定した定点 50 地点および構造物（堰および落差工）直下 11 地点の計 61 地点にセルビンを設置し、ミヤコタナゴを採捕した。採捕したミヤコタナゴは、腹鱗の一部を切除することで標識し、全長を計測後、採捕地点に放流した。標識再捕による個体数推定にはピーターセン法（Chapman の修正式）を用いた。

遺伝子解析は生息調査で切除した腹鱗部を試料とした。マイクロサテライト DNA6 遺伝子座（*Rser01*, *02*, *05*, *10* および *RC363*, *RC317A*）（Dawson et al. 2001 ; Shirai et al. 2009）を解析し、Kingroup を用いて個体間の近縁度 relatedness (r_{xy})（Queller and Goodnight 1989）を計算した。

結果

ミヤコタナゴ稚魚の生息環境解析

ミヤコタナゴ稚魚の定位点及び未確認点の間では、水深、流速、二枚貝の数及びミヤコタナゴの産卵数で有意な差異が認められた (Mann・Whitney の U 検定、全て $p < 0.01$)。稚魚の定位点は未確認点に比べて流速が小さく、ミヤコタナゴの産卵数が多かった (表 1)。

GLMM を用いたモデル選択の結果、流速、水中カバーの有無、ミヤコタナゴの産卵数の 3 要因を含むモデルがベストモデルとして選択された (表 2)。流速では負の回帰係数、水中カバーの有無及びミヤコタナゴの産卵数では正の回帰係数を示した。水路上流部 (St.1~10 の範囲) で稚魚の生息確率が 50% 以上と評価された場所はこの範囲の 19.9% で、St.10.2 以降の範囲 (39.7%) の約半分の割合だった (図 3)。

モニタリング調査及び遺伝子解析

標識再捕では 1 日目の標識数が 70 個体、2 日目の採捕数が 72 個体、再捕標識数 27 個体で、水路内の生息数は 184 ± 21 個体 (\pm SD) と推定され、前年の推定値 (221 ± 22) からやや減少した (図 4)。140~400m の範囲で採捕数が多いこと、400m 以降の範囲では 1~20 個体が採捕される地点が散見されるなど、140m 地点の堰 (図 3 中の St.8.5 直上の堰) より下流の範囲では 2009 年と 2010 年の流程分布に大きな変化は見られなかった。水路上流部 (0~80m の範囲) では 2009 年に多数のミヤコタナゴが採捕されたが、2010 年では減少し、0~40m の範囲では採捕されなかった (図 4)。

採捕されたミヤコタナゴ個体間の近縁度は、2010 年では上流側で 0.011 ± 0.412 、下流側で 0.043 ± 0.414 、上・下流間で -0.034 ± 0.401 だった (2009 年では上流側: -0.002 ± 0.408 、下流側: 0.052 ± 0.417 、上・下流間: -0.006 ± 0.411) (図 5)。2009 年及び 2010 年ともに上流側と下流側で有意な差異が認められたが (sheffe 検定、いずれも $p < 0.05$)、同じ区間では兩年の間に有意な差異は認められなかった (sheffe 検定、いずれも $p > 0.05$)。

表 1 調査点の概要

	水深 (cm)**	流速 (cm/s)**	水上カバー	水中カバー	二枚貝の数 (個体)**	産卵数 (粒)**
稚魚有り	18.1 (6-32)	6.48 (0-21.3)	66.6 %	57.1 %	5.3 (0-36)	3.5 (0-19)
稚魚なし	12.2 (3-30)	14.10 (3.4-36.2)	55.3 %	38.3 %	2.1 (0-35)	0.9 (0-14)

水深、流速、二枚貝の数及び産卵数の値は平均値、() 内は範囲を示す。水上カバー及び水中カバーの値はカバーが確認された割合を示す。*は“稚魚有り”、“稚魚なし”の間で有意な差異が認められたことを示す (* : $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$)。

表 2 GLMM によるモデル選択の結果

	Inter.	水深	流速	水上カバー	水中カバー	二枚貝の数	産卵数	AIC
Best model	0.674	-	-0.184	-	1.125	-	0.224	95.0
Full model	-0.925	0.063	-0.162	0.729	0.795	0.073	0.149	97.0

表中の数値のうち Inter.は切片を、その他は推定された回帰係数を示す。

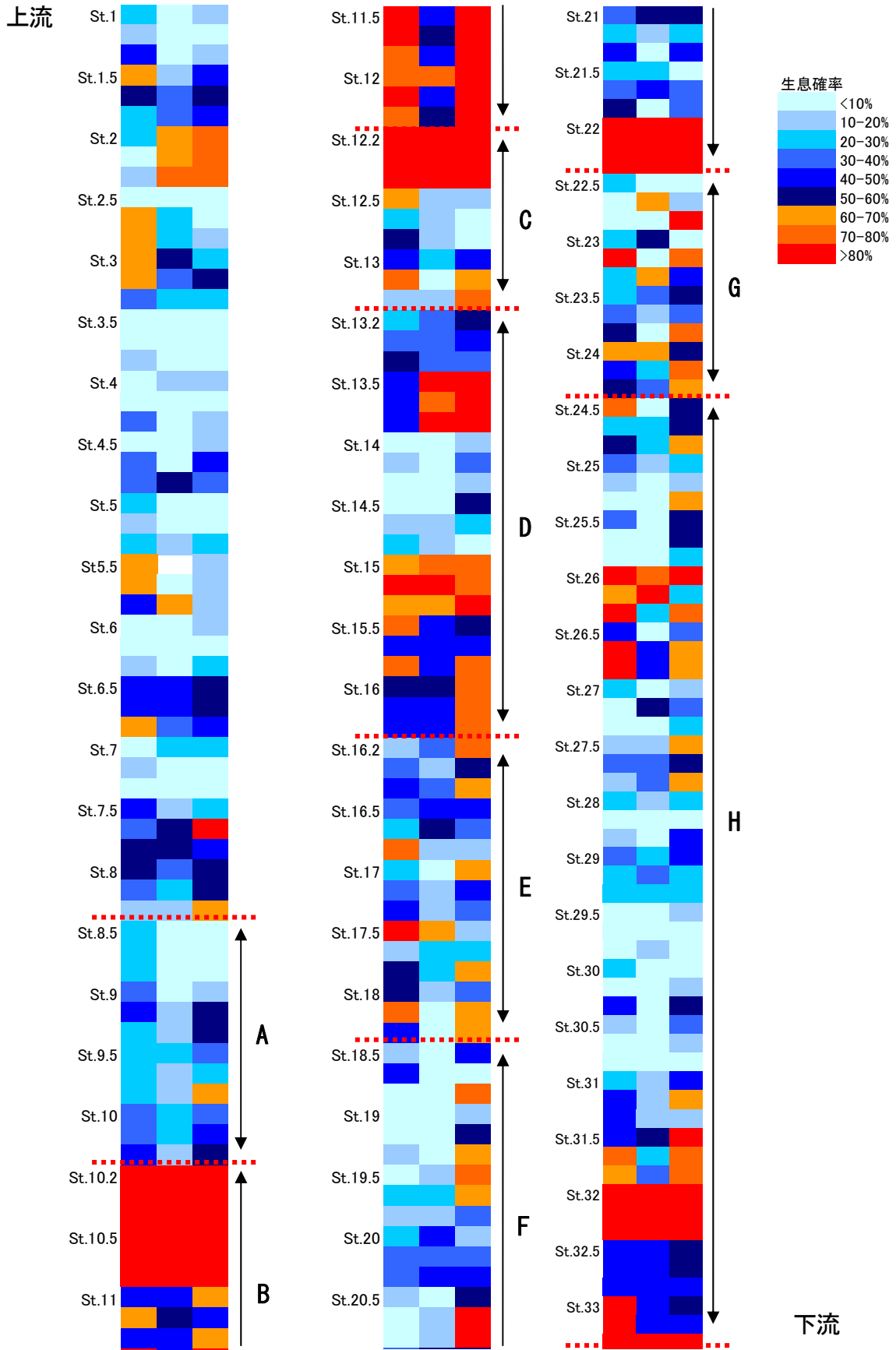


図3 A 生息地におけるミヤコタナゴ稚魚の生息環境評価の結果
 点線は堰の位置を、アルファベットはランダム効果とした区間を表す。

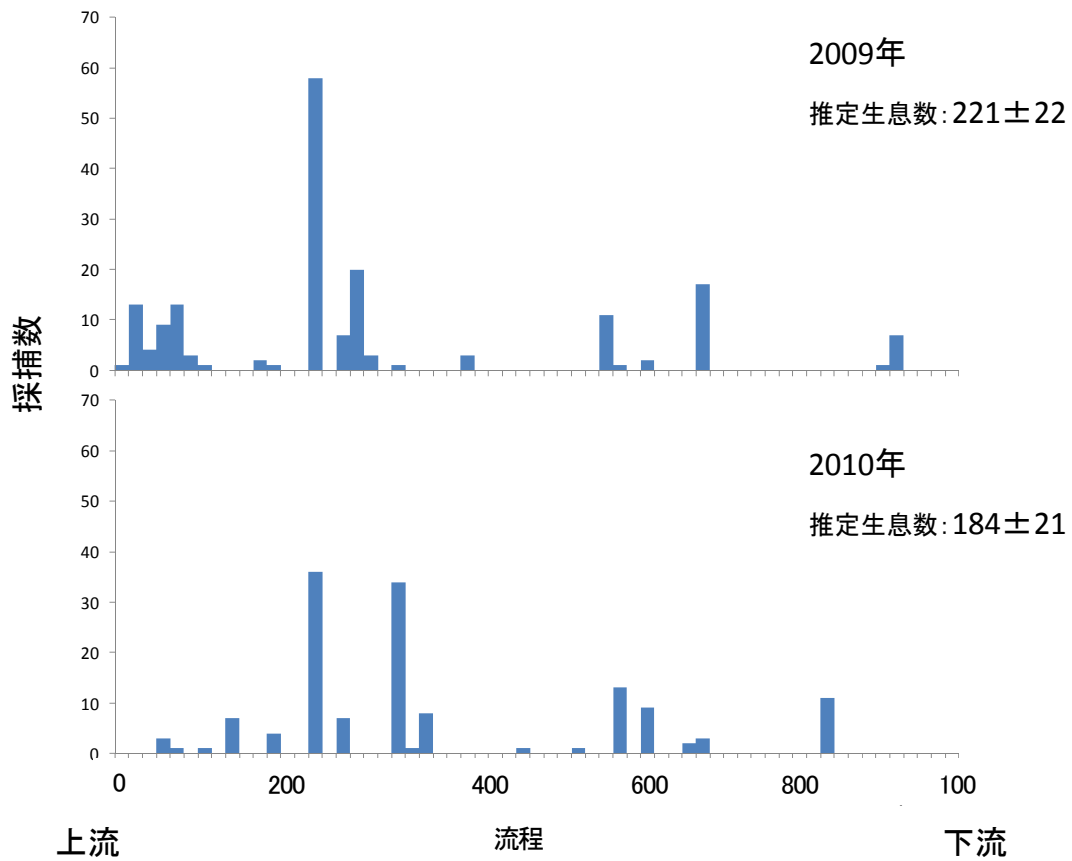


図4 ミヤコタナゴの生息数及び流程分布

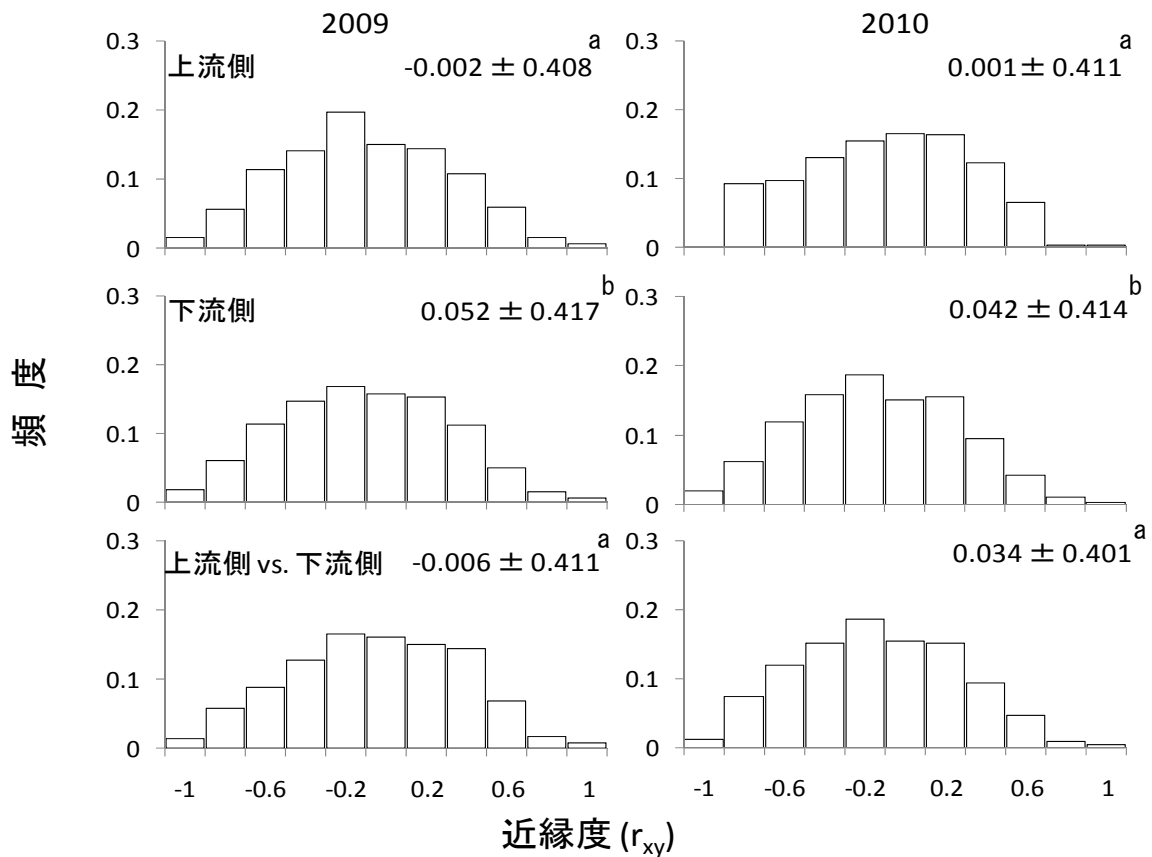


図5 採捕されたミヤコタナゴ個体間の relatedness (r_{xy}) の頻度分布

異なるアルファベットは、有意な差があったことを示す。

考 察

GLMM およびモデル選択による解析の結果、流速、水中カバーの有無、ミヤコタナゴの産卵数の 3 要因を含むモデルがベストモデルとして選択され、それぞれの回帰係数から浮上直後のミヤコタナゴ稚魚は流速が遅く、水中カバーがあり、産卵数の多い環境に生息していると考えられた。この結果を基に現在の生息地を評価したところ、水路上流部で浮上直後のミヤコタナゴ稚魚の生息確率は低いことが示された。現在の水路上流部の環境は流速の小さい淵や水中カバーとなる障害物・植物がほとんど見られない。淵の造成や水中カバーとなる障害物の設置、親魚数の増強（産卵数の増大）を行うことでミヤコタナゴ稚魚の生息環境を増加させることが可能と考えられる。

生息地での調査中には、生息確率が低いと評価された地点においてもミヤコタナゴ稚魚が確認されていることから、出現予測モデルとして改善の余地があると考えられる。今回、モデルを作る際に上流部における稚魚の定位点をデータとして使用しなかった。今後、上流部のデータを蓄積し、モデルを改善していくことで、さらに予測力の高いモデルの構築が見込まれ、他のミヤコタナゴ生息地への応用が可能になると考えられる。

2009 年のモニタリング調査では水路上流部においても多数のミヤコタナゴが採捕され、そのほとんどが当歳魚と考えられていた（酒井・久保田 2010）。しかし、2010 年の同区間におけるミヤコタナゴの採捕数は少なく、特に最上流部付近では採捕されなかった。このことは水路上流部の環境が、ミヤコタナゴが生息するには不安定な要素を持つことを示していると考えられる。今後、ミヤコタナゴの成魚についても生息環境を明らかにし、水路上流部の生息環境の改善を進めることが必要と考えられる。

繁殖補助を実施する以前の 2006 年では、水路内段差上流部のミヤコタナゴの近縁度の平均値は 0.322 ± 0.313 と半同胞レベルを示す高い値だったが（理論的・経験的に $r_{xy} \leq 0$ で血縁関係の無い個体間、 $r_{xy} \geq 0.2$ で半同胞個体間、 $r_{xy} \geq 0.5$ で同胞個体間を示すとされている）、繁殖補助実施後の 2009 年では健全な状態を示す -0.002 ± 0.408 に回復した（酒井・久保田 2010）。しかし、水路内の段差は現在でも存在し、ミヤコタナゴの上流への移動を妨げている。そこで、集団内の遺伝的交流と上流部への親魚の供給を目的として、2009 年からモニタリング調査の際に段差下流部で採捕されたミヤコタナゴの持ち上げ放流を実施している（2009 年 10 個体、2010 年 19 個体）。2009 年と 2010 年の上流側と下流側の間には段差の影響を示す近縁度の有意な差が認められたが、いずれも平均値がほぼゼロを示したことから、現時点で近親交配が起こる懸念はない。持ち上げ放流の効果については、今後も継続して遺伝的なモニタリングを行い、評価していく必要があると考えられる。

引用文献

- 新井良一 (2003). ミヤコタナゴ. 「改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物 -レッドデータブック- 汽水・淡水魚類」(環境省編). 自然環境研究センター, 東京. 40-41
- Dawson DA, Burland TM, Douglas A, Le Comber SC, Bradshaw M. (2003). Isolation of microsatellite loci in the freshwater fish, the bitterling *Rhodeus sericeus* (Teleostei: Cyprinidae). *Mol Ecol Notes* 3:199-202
- Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A. (2007) 西田睦 (訳), 保全遺伝学入門. 文一総合出版, 東京. 567-568
- 久保田仁志・酒井忠幸 (2007). 平成 18 年度野生水産生物保全対策委託事業結果報告書—ミヤコタナゴ—. 栃木県水産試験場
- Kubota H, Watanabe K, Sakai T, Takahashi T. (2010). Supportive breeding of the Tokyo bitterling in Tochigi Prefecture, Japan. Pritpal S. Soorae (Ed.). *Global Re-introduction Perspectives: 2010. Additional case-studies from around the globe.* IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group & Environment Agency, Abu Dhabi, UAE, 41-44
- 望月賢二 (1997). ミヤコタナゴ. 「日本の希少淡水魚の現状と系統保存」(長田芳和・細谷和海編) 緑書房, 東京. 64-75
- 中村守純 (1969). ミヤコタナゴ. 「日本のコイ科魚類」 緑書房, 東京. 83-89
- 尾田紀夫 (2005). ミヤコタナゴ—オシラクブナと呼ばれる美しい魚—. 「希少淡水魚の現在と未来—積

- 極的保全のシナリオ」(片野修・森誠一編) 信山社, 東京. 168-176
- 尾田紀夫 (2002). 希少水生生物保存対策事業. 栃木県水産試験場研究報告 45 : 146-149
- 尾田紀夫・阿久津正浩 (2003). 希少水生生物保存対策推進事業. 栃木県水産試験場研究報告 46 : 18-19
- Queller, D.C. and Goodnight, K.F. (1989). Estimating relatedness using genetic markers. *Evolution*; 43: 258–275
- 酒井忠幸・久保田仁志・吉田豊 (2008). 希少魚を含めた水生生物の生息状況調査. 栃木県水産試験場研究報告 51 : 25-27
- 酒井忠幸・久保田仁志 (2009). ミヤコタナゴ. 生物多様性保全総合対策委託事業 (希少水生生物保全事業) 平成 20 年度報告書. 独立行政法人水産総合研究センター
- 酒井忠幸・久保田仁志 (2010). ミヤコタナゴ. 生物多様性保全総合対策委託事業 (希少水生生物保全事業) 平成 21 年度報告書. 独立行政法人水産総合研究センター
- Shirai Y, Ikeda S, Tajima S. (2009). Isolation and characterization of new microsatellite markers for rose bitterlings, *Rhodeus ocellatus*. *Mol Ecol Res* 9:1031-1033
- 多紀保彦 (1994). ミヤコタナゴ. 「日本の希少な野生水生生物に関する基礎資料 (I)」(水産庁編) 日本水産資源保護協会, 東京. 364-371

ギバチ *Pseudobagrus tokiensis*

勝呂尚之

神奈川県水産技術センター内水面試験場

〒252-0135 相模原市緑区大島 3657

Tel : 042-763-2007

緒言

ギバチ *Pseudobagrus tokiensis* (図1) は、ギギ科、ギギ属に属する、淡水産のナマズである。本州東部、太平洋側では青森県馬淵川水系から神奈川県中村川水系、日本海側では秋田県米代川水系から福井県九頭竜川水系に分布する¹⁻⁶⁾。本種は、河川の上流末端部から中流域に生息するが、最近はいこれらの水域の河川環境が悪化し、生息地が減少したため、環境省の絶滅危惧種に指定された⁷⁾。神奈川県の生息地も近年、激減しており、以前に採集記録のあった中村川⁶⁾、相模川⁸⁾においても、最近の記録が途絶えている。そのため県のレッドデータブックでは、絶滅危惧IA類とされ⁹⁾、本県からの絶滅が心配されている。

神奈川県水産技術センター内水面試験場(以下、試験場と言う)では、ギバチの飼育下における遺伝子の保存と自然水域での生息地復元を目的として、増殖研究を行ってきた。その結果、飼育下における種苗生産技術の開発に成功し¹⁰⁾、多摩川水系と鶴見川水系の系統群の継代飼育を行っている。また、生息地の保全・復元を目的として、場内に設置された人工河川・魚類生態試験池(図2；以下、生態試験池と言う)では、多摩川産ギバチを放流してデータを収集し、2003年の11月には自然繁殖が確認された。2005年より水産庁の委託研究である野生水産生物多様性事業¹¹⁾および昨年度から希少水生生物保全事業¹²⁾を実施し、ギバチの食性、行動、繁殖を調査して、生態の一部を解明することができた。しかし、本種の生息地復元のためには、繁殖生態や遡上生態などさらに研究を継続する必要がある。

昨年度¹²⁾は、ギバチの遡上生態を解明するため、生態試験池における魚道試験を通年で実施したが、顕著な遡上行動は観察されなかった。また、本種の産卵を促進するため自然石を組んだ産卵礁を設置したところ、繁殖には利用されなかったが、隠れ場としての効果は確認された。また、外来生物のアメリカザリガニが本種へ与える影響について屋内水槽で試験を行ったところ、稚魚に対する食害等、顕著な悪影響が確認された。

今年度は、生態試験池における復元研究を継続して実施し、主にギバチの降下生態を解明するため、冬季における移動生態を調査した。また、昨年、産卵基質としては利用が確認できなかった自然石を組んだ産卵礁を通年設置し、魚礁としての利用について検討した。さらに本種の基本的な移動生態を解明するため、屋内水路を用いて水流に対する行動を詳細に調査した。



図1 ギバチの雌成魚(鶴見川産)



図2 内水面試験場の人工河川「生態試験池」

方 法

(1)屋内実験水路による移動生態の解明

ギバチは農業用水路において産卵遡上が確認されている¹³⁾が、移動生態の詳細については不明である。そこで、本実験では、室内実験水路を用いて水流に対する本種の移動生態について年齢別、雌雄別および季節別に調査を行った。

実験水路の概要 試験場の行動実験室にコンクリート・ブロックと防災シートを用いて実験水路（長さ500 cm、幅40 cm、深さ30 cm）を設置した（図3）。水路の上端と下端にそれぞれプール（幅45 cm、長さ50 cm）を設置し、水中ポンプにより水を循環した（流量435 ℓ /分、流速0.5 m/秒）。



図3 移動生態解明試験・屋内実験水路の概況

供試魚 試験場で継代飼育を行っている鶴見川水系のギバチ成魚の雄30尾、雌30尾、1歳魚30尾、計90尾を用いた。試験終了時に体長および体重を測定した。

試験条件の設定 試験は夏季（20℃）と冬季（12℃）の水温設定で実験を行った。成長段階と雌雄による行動の違いを検証するため、成魚の雌雄と1歳魚を用いて同じ条件設定で試験を行った。

観察方法 供試魚を1尾ずつ、試験水路の中央から流向に対して垂直に放流し、行動を目視により観察し、移動経路を記録した。観察時間は3分間とし、供試魚が上流プールまたは下流プールに到達した時点で試験を終了した。

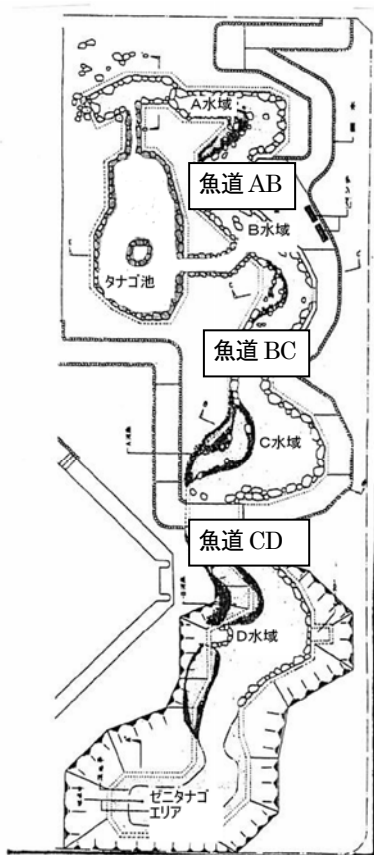


図4 生態試験池の概況図

(2)生態試験池における復元試験

生態試験池の概要 試験場内の生態試験池は面積約400 m²で、枠組みはコンクリートで作られ、底面には礫、小石、砂および泥（荒木田土）を敷いた魚類生態実験用の人工河川である。本流域とタナゴ池から構成され、相模川伏流水と水中ポンプによる循環水とが流れる（流量880 ℓ /分）。1999年にギバチ稚魚を50尾放流し、2003年から毎年継続して自然繁殖が確認されている。試験池は上流からA水域、B水域、C水域およびD水域とした（図4）。

環境調査 生態試験池の水温、DOおよびpHを測定した。水温は、サーモレコーダーを使用し、自動でC水域の水温を1時間おきに測定し、DOとpHは10日に一度、水質チェッカー（堀場製作所）を用いて測定した。また、設置した魚道ABと魚道BCにおいて越流水深の最小値および最大値をメジャーにより測定した。

生息状況調査 ギバチの分布と生息個体数を調べるため、採集調査を行った。調査は2011年4月20日、6月25日、11月12日、12月16日の4日間実施した。採集方法は、生態試験池の循環ポンプを停止し、下流から上流に向けて、1人がエレクトリック・フィッシャー（スミスルート社 12形）を通电し、3～5人が手網（24 cm×17.5 cm、13.5 cm×11 cm）と曳き網（100 cm×200 cm）を用いてギバチを採捕した。同様の採集方法を3回反復した。採集したギバチは、FA-100（田辺三菱製薬）で麻酔し、体長および体重を測定し、採集水域に放流した。

移動生態解明調査 ギバチの移動生態を解明するため、生態試験池に魚道を設置して双方向の利用状況を調査した。魚道はAB、BCおよびCDの3つの堰に設置し（図4）、それぞれカスケードM型¹⁴⁾と千鳥X型¹⁴⁾を併設した。魚道ABは遡上用、BCとCDは降下用として運用し、トリカルネットでトラップ（目合5mm、縦51cm×横32cm×高さ65cm）を作成して、前者は魚道の上流側、後者は魚道の下流側に設置した（図5）。

供試魚は2010年11月12日の生息状況調査で採集した個体を用いた。採集魚は採集水域別にイラストマー・タグを用いて標識を行い、標識魚をB水域へ集中的に放流して、その後の移動を調査した。

魚道トラップの調査は2010年11月13日～2011年2月5日まで、毎日9時と16時の2回行った。採集魚は、体長と体重を測定し、標識確認後、生態試験池の移動先へと再放流した。また、12月16日に実施した生息状況調査において、採集魚の標識を確認し、放流魚の移動状況を解析した。



図5 移動生態解明調査における魚道およびトラップの設置状況，左写真：魚道ABと遡上魚用トラップ，右写真：魚道BCと降下魚用トラップ，矢印は水流方向を示す。

魚礁利用状況調査 ギバチの生息地保全・復元に活用するため、昨年度に継続して自然石を用いた魚礁の有効性を検討した。魚礁は自然石（平均長径18.5±5.9cm）を6個（αタイプ）と9個（βタイプ）に組んで祠状とし、川岸の両側に交互に2m間隔で合計61基設置した（図6）。

今年度は魚礁の設置を5月30日に行い、年間を通して利用状況を調査した。採集調査は6月25日、8月24日、10月5日、11月12日、12月16日の5回行い、エレクトリック・フィッシャーにより通電して、魚礁を構成する石を取り除き、手網でギバチを採集した。

また、各魚礁内の環境を把握するため入口部分の幅と高さおよび奥行きを測定して、魚礁内部の容積を算出した。



図6 設置したギバチ用の魚礁・αタイプ

結果と考察

(1) 屋内実験水路による移動生態の解明

夏季におけるギバチの遡上・降下は、雄成魚の1回目では遡上した個体が21尾（70.0%）、降下した個体が8尾（26.7%）、水路に留まった個体（以下、水路在留）が1尾（3.3%）、2回目は遡上20尾（66.7%）、降下9尾（30.0%）、水路在留1尾（3.3%）、3回目は遡上24尾（80.0%）、降下4尾（13.3%）、水路在留2尾（6.7%）と、各試験とも遡上魚が多かった（図7）。

雌成魚では1回目の遡上は17尾（56.7%）、降下は12尾（40.0%）、水路在留は1尾（3.3%）、2回目は遡上19尾（63.3%）、降下7尾（23.3%）、水路在留4尾（13.3%）、3回目は遡上16尾（43.3%）、

降下6尾(20.0%)、水路在留8尾(26.7%)と各試験ともに遡上魚が多かった。

1歳魚では1回目の遡上は18尾(60.0%)、降下は6尾(20.0%)、水路在留は7尾(23.3%)、2回目は遡上14尾(46.7%)、降下8尾(26.7%)、水路在留8尾(26.7%)、3回目は遡上11尾(36.7%)、降下1尾(3.3%)、水路在留18尾(60.0%)と1回目と2回目は遡上魚が多く、3回目は水路残留魚が多かった。

冬季におけるギバチの遡上・降下は、雄成魚の1回目では遡上した個体が15尾(50.0%)、降下した個体が12尾(40.0%)、水路在留個体が3尾(10.0%)、2回目は遡上19尾(63.3%)、降下11尾(36.7%)、3回目は遡上10尾(30.0%)、降下19尾(63.3%)、水路在留1尾(3.3%)と、1回目と2回目では遡上魚が多く、3回目は降下魚が多かった(図8)。

雌成魚では1回目の遡上は13尾(43.3%)、降下が16尾(53.3%)、水路残留が1尾(3.3%)、2回目は遡上10尾(33.3%)、降下16尾(53.3%)、水路在留4尾(13.3%)、3回目は遡上(46.7%)、降下12尾(40.0%)、水路在留4尾(13.3%)と1回目と2回目は降下魚が多く、3回目は遡上魚が多かった。

1歳魚の1回目では遡上は6尾(20.0%)、降下は21尾(70%)、水路在留は3尾(10.0%)、2回目では遡上10尾(33.3%)、降下21尾(70.0%)、3回目では遡上3尾(10.0%)、降下20尾(66.7%)、水路在留7尾(23.3%)とすべて降下魚が多かった。

各供試魚で実施した3回の試験結果を比較したところ、雌成魚と雄成魚では冬、1歳魚では夏における1、2回目の結果が、3回目の結果と有意差があった(独立の χ^2 検定, $p < 0.01$)。そのため、3回目については、試験を反復したことにより、ギバチの行動に何らかの変化が生じたものと判断し、成魚の雌雄および1歳魚ともに3回目の結果を除いて解析を行った。その結果、夏は成魚の雌雄、1歳魚ともにすべて遡上魚が多く、冬は雄成魚で遡上魚が多く、雌成魚と1歳魚は降下魚が多かった。

また、それぞれの試験における遡上魚と降下魚の体長を比較したところ、雄、雌および1歳魚ともに有意差はなく(Mann-Whitney U-test)、同じ供試魚集団のギバチにおいては、体長と遡上・降下行動とは関係がなかった。

以上の結果からギバチは水流に対して夏・20℃では成魚・1歳魚ともに遡上行動を示すが、冬・12℃では年齢や雌雄により行動が異なり、雄成魚は遡上、雌成魚と1歳魚は降下する傾向があった。しかし、これらの水流に対する遡上・降下行動はすべて同じ行動を示すわけではなく、個体差が見られた。

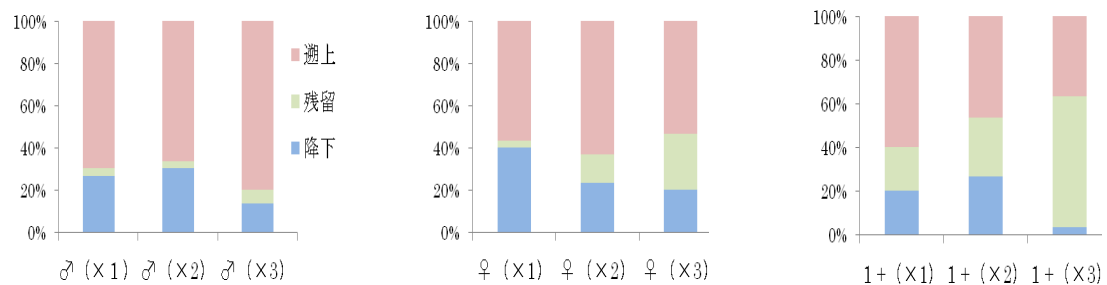


図7 屋内実験水路における移動生態解明試験の結果・夏季、左：雄成魚、中：雌成魚、右：1歳魚

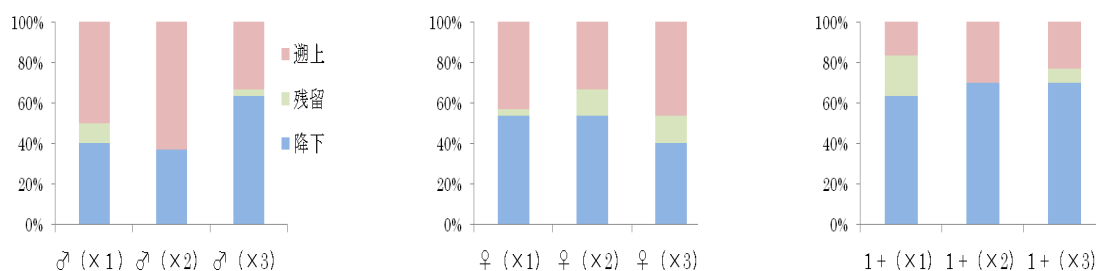


図8 屋内実験水路における移動生態解明試験の結果・冬季、左：雄成魚、中：雌成魚、右：1歳魚

(2) 生態試験池における復元試験

環境調査 生態試験池における 2010 年 4 月～2011 年 1 月の水温は、平均値 $17.8 \pm 3.4^\circ\text{C}$ (平均値±標準偏差)、 $9.0 \sim 25.5^\circ\text{C}$ (最小値～最大値) であった。DO は、A 水域が $8.7 \pm 1.7 \text{ mg/l}$ 、 $6.2 \sim 9.9 \text{ mg/l}$ 、pH は、 8.8 ± 0.8 、 $7.2 \sim 9.1$ であった。

魚道 AB の越流部の水深は、カスケードM型が $2.8 \sim 4.9 \text{ cm}$ 、千鳥X型が $3.7 \sim 4.3 \text{ cm}$ 、魚道 BC のカスケードM型が $3.0 \sim 4.5 \text{ cm}$ 、千鳥X型が $3.1 \sim 4.8 \text{ cm}$ であった。

生息状況調査 各調査日におけるギバチの採集個体のデータを体長組成図として図 9 に示した。2010 年 4 月 20 日は、A 水域で 21 尾 ($82.2 \pm 49.6 \text{ mm}$)、B 水域で 21 尾 ($46.8 \pm 30.7 \text{ mm}$)、C 水域で 14 尾 ($112.7 \pm 36.2 \text{ mm}$)、D 水域で 4 尾 ($64.1 \pm 33.3 \text{ mm}$)、合計 60 尾 ($75.7 \pm 46.3 \text{ mm}$)、6 月 25 日は、A 水域で 41 尾 ($72.3 \pm 37.9 \text{ mm}$)、B 水域で 15 尾 ($68.6 \pm 32.5 \text{ mm}$)、C 水域で 12 尾 ($119.1 \pm 39.0 \text{ mm}$)、D 水域で 5 尾 ($103.6 \pm 56.6 \text{ mm}$)、合計 73 尾 ($81.4 \pm 42.0 \text{ mm}$)、10 月 5 日は A 水域で 26 尾 ($104.8 \pm 36.1 \text{ mm}$)、B 水域で 2 尾 ($60.0 \pm 5.2 \text{ mm}$)、C 水域で 4 尾 ($113.2 \pm 25.2 \text{ mm}$)、D 水域で 2 尾 ($84.3 \pm 24.0 \text{ mm}$)、合計 34 尾 ($102.2 \pm 34.6 \text{ mm}$)、11 月 12 日は A 水域で 58 尾 ($101.4 \pm 41.6 \text{ mm}$)、B 水域で 14 尾 ($95.5 \pm 34.7 \text{ mm}$)、C 水域で 20 尾 ($103.2 \pm 37.9 \text{ mm}$)、D 水域で 11 尾 ($139.3 \pm 37.6 \text{ mm}$)、合計 103 尾 ($103.9 \pm 41.5 \text{ mm}$)、12 月 14 日は A 水域で 21 尾 ($97.6 \pm 49.0 \text{ mm}$)、B 水域で 19 尾 ($94.4 \pm 39.7 \text{ mm}$)、C 水域で 5 尾 ($94.9 \pm 44.7 \text{ mm}$)、D 水域で 3 尾 ($115.9 \pm 53.4 \text{ mm}$)、合計 48 尾 ($97.2 \pm 44.1 \text{ mm}$) がそれぞれ採捕された。

デルーリーの手法により推定生息数を算出すると、4 月が 186 尾、6 月が 228 尾、10 月が 157 尾、11 月が 309 尾、12 月が 162 尾と推定され、生息数は、例年並みであった。しかし、今年の調査では全く繁殖稚魚は採集されなかった。6 月は、採集魚も多く推定生息数も 228 尾と十分な親魚が存在したが、10 月は大幅に減少し、推定生息数も 157 尾に低下している。

この理由として 8 月に行った試験池の掃除の影響が考えられる。最近、B 水域から D 水域にかけて川底に泥が堆積し、石の間が泥で埋まった場所が増えた。そこで、生態試験池のポンプを停止し、各エリアの境界にある堰を外して水位を下げ、水中ポンプを使用して底泥を洗い流した。この掃除をギバチの産卵時期である 8 月¹¹⁾に実施したので、繁殖に悪影響が生じたものと推定される。10 月と 11 月に採集された個体は、肥満度が低く痩せた個体が多かったため、底泥を流すことで餌となる生物も減少した可能性があり、今後は生態試験池の維持管理方法について十分に検討する必要

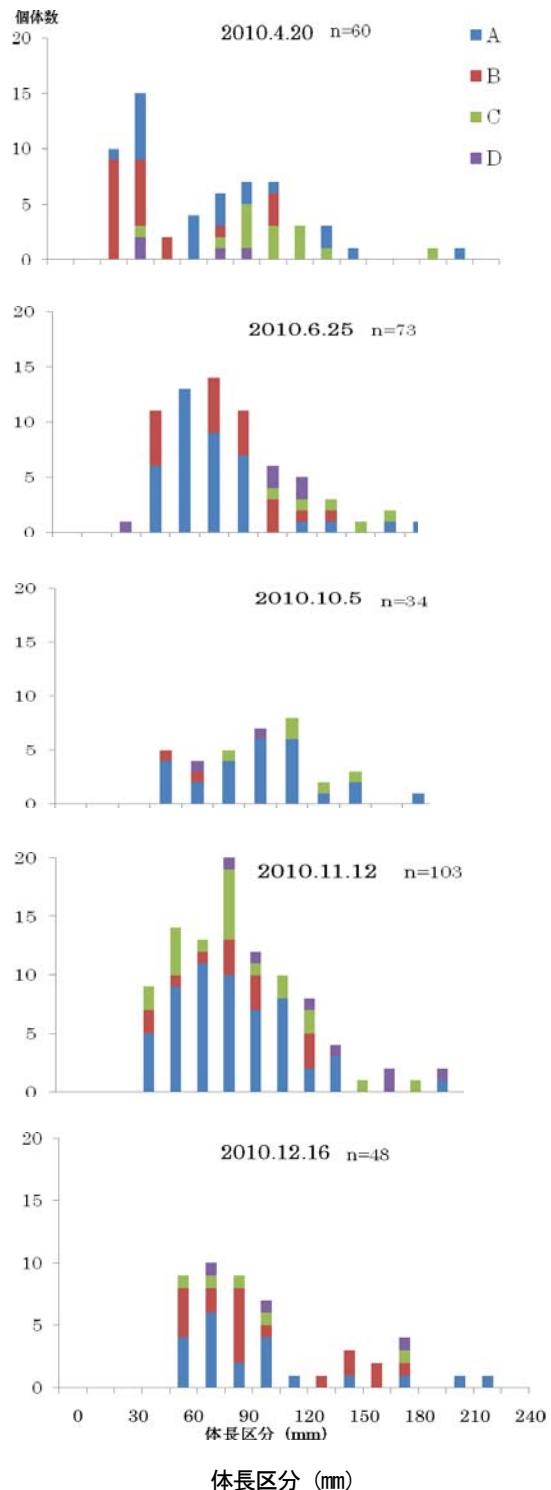


図9 生態試験池における水域別ギバチの体長頻度分布

がある。

移動生態解明調査 魚道の調査結果を図10に示した。B水域からA水域へのギバチ遡上は確認されなかったが、降下魚はBC魚道およびCD魚道の降下トラップから採集された。11月16日から翌年2月5日まで、11尾がB水域からC水域へ、1尾がC水域からD水域へ降下した。このうち、11尾が雄、1尾が雌であり、降下に使った魚道は11月16日と2月3日のみ千鳥X型、他はすべてカスケードM型であった。降下魚は平均体長が 138.0 ± 53.7 mm、72.6~265.4mmの範囲で、ほとんどが大型の雄であった。試験開始時に放流した供試魚のうち、大型個体(体長110mm以上)は38尾であり、このうちの26.3%にあたる10尾が降下し、さらに大型(150mm以上)の雄個体に着目すると、供試魚11尾のうちの36.4%である4尾が降下した。

12月14日の生息状況調査では、A水域から21尾、B水域から19尾、C水域から5尾、D水域から3尾の合計48尾が採集されたが、標識魚は放流したB水域からのみ11尾(再捕率22.9%)が採集された。この結果から魚道の利用以外に放流地点であるB水域から移動したギバチはほとんどないものと推定された。

以上、冬季の生態試験池においてギバチ成魚の降下移動が確認され、特に大型の雄が目立った。また、利用した魚道は、ほとんどがカスケードM型であった。冬季には雄成魚が降下する傾向があることを視わせる結果であるが、本試験では供試魚をB水域に集めて試験を行ったため、一時的にB水域の生息密度が高くなっている。そのため、なわばり争いが増えて、その影響により雄の降下魚が増えた可能性もあるので、今後もデータを継続して収集したい。

また、生態試験池におけるギバチの移動生態は、屋内試験における反射的な水流への行動とは必ずしも一致しなかったため、今後は屋内実験水路において観察時間を延長して行動を解析するとともに、生態試験池では目視観察による行動解析を行う必要がある。

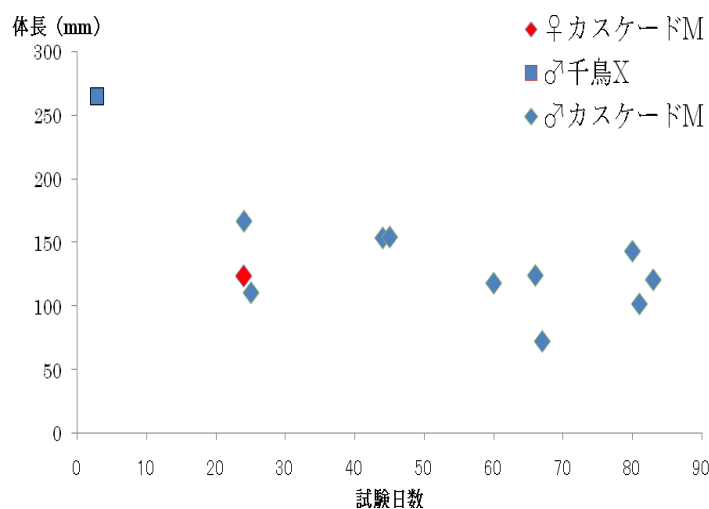


図10 生態試験池における魚道トラップの調査結果

魚礁の利用状況調査 魚礁の環境調査の結果、 α タイプの入口部分の幅は、 11.5 ± 2.5 cm、高さは 8.7 ± 1.7 cm、奥行きは 23.8 ± 4.5 cm、容積は $2,388 \pm 823$ cm^3 、 β タイプでは、幅が 12.0 ± 2.4 cm、高さは 8.7 ± 1.7 cm、奥行きは 31.9 ± 4.6 cm、容積は $3,373 \pm 1,243$ cm^3 、であった。両者を比較すると奥行きと容積において β タイプが α タイプよりも大きかった(Mann-Whitney U-test, $p < 0.01$)。

6月の魚礁利用率は、A水域が α 45.0%、 β 50.0%、B水域が β のみで25.0%、C水域とD水域は利用なし、8月は、A水域が α 27.3%、 β 45.5%、B水域は α 16.7%、 β 33.3%、C水域は α 42.9%、 β 16.7%、D水域が α のみで25.0%、10月は、A水域が α 50.0%、 β 91.0%、B水域が α 16.7%、 β 16.7%、C水域が α 14.3%、 β 50.0%、D水域が α 12.5%、 β 14.3%、11月は、A水域が α 33.0%、 β 55.6%、B水域が利用なし、C水域は α 25.0%、 β 20.0%、D水域が β のみ28.6%、12月では、A水域が α 27.3%、 β 10.0%、B水域が α のみ16.7%、C水域が β のみ16.7%、D水域が α のみ12.5%で

あった (図 11)。

各月により魚礁利用率に差があり、6月はA水域とB水域のみ利用し、11月はB水域以外を利用、8月、10月および12月は各水域とも利用が確認された。特に水深が浅くてカバーの少ないA水域において10月と11月の利用が目立った。また、各月とも、 α タイプより β タイプの利用率が高く (χ^2 検定, $p < 0.05$)、石9個を使用した β タイプの成績が良かった。

以上の結果から、自然石を組んだ魚礁は、水深が浅いエリアではギバチの利用が期待でき、魚礁内部の奥行きがあり容積が広い β タイプ (9個) が本種に適していることが判明した。

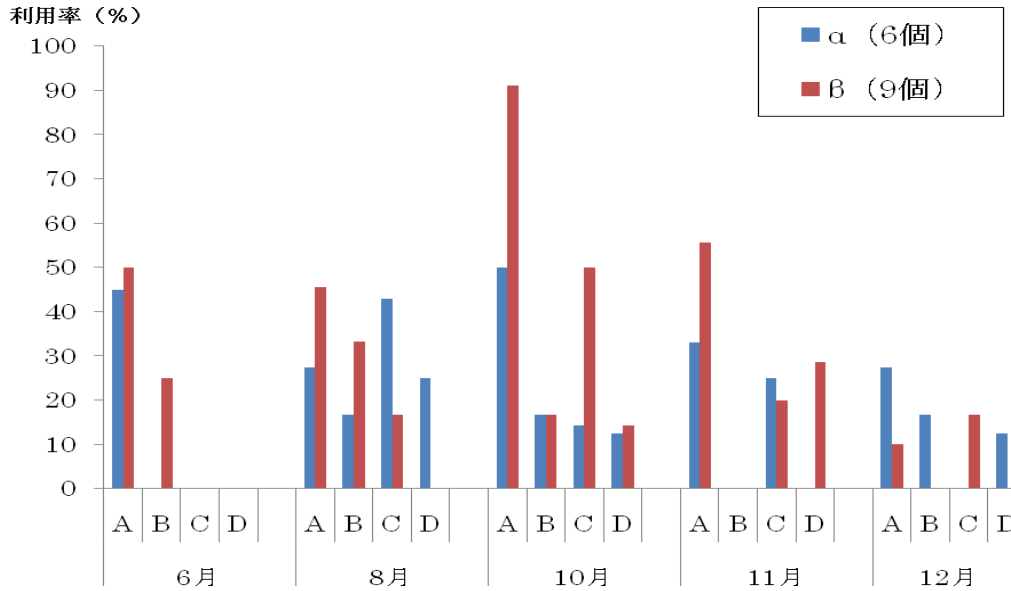


図 10 生態試験池における魚礁の利用状況

引用文献

- 1) 細谷和海 (1993). ナマズ目ギギ科. 日本産魚類検索図鑑. 東海大学出版社. p. 278.
- 2) 川那部浩哉・水野信彦 (1989). 山溪カラー名鑑 日本の淡水魚. 山と溪谷社. p. 406.
- 3) 前田洋志・多紀保彦 (1995). ギバチ. 日本の希少な野生生物に関する基礎資料 (II). 日本水産資源保護協会. p. 314-317.
- 4) 細谷和海 (1988). 日本産稚魚図鑑. 東海大学出版社. p. 165-166.
- 5) 宮地傳三郎・川那部浩哉・水野信彦 (1976). 原色日本淡水魚類図鑑. 保育社. p. 258-263.
- 6) 田代道繭・八田洋章 (1974). 小田原市中村川およびその付近の魚類. 小田原市郷土文化館研究報告 2 : 32-42.
- 7) 環境省 (1999). 日本の絶滅のおそれのある野生生物の種のリスト (汽水・淡水魚類).
- 8) 工藤孝治・松田拓也 (1983). 相模川水系の魚類. 神奈川自然保全研究会報告書 3 : 32-42.
- 9) 勝呂尚之・瀬能宏 (2006). 神奈川県レッドデータ生物調査報告書脊椎動物編・淡水汽水魚類. 高桑正敏・勝山輝男・木場英久編. 神奈川県立生命の星・地球博物館. 275-288.
- 10) 勝呂尚之 (2000). ギバチの種苗生産試験-I. 神奈川県水産総合研究所研究報告 6 : 34-41.
- 11) 神奈川水総研内水試 (2008). ギバチ. 独立行政法人 水産総合研究センター編. 野生水産生物多様性保全対策事業 平成 15 年度～平成 19 年度総括報告書. p. 25-44.
- 12) 神奈川水総研内水試 (2009). ギバチ. 独立行政法人 水産総合研究センター編. 生物多様性保全総合対策委託事業 (希少水生生物保全事業) 平成 20 年度報告書. p. 6-21.
- 13) 中村智幸・尾田紀夫 (2003). 農業用水路へのギバチの産卵遡上. 水産増殖 51. 315-320.

14) 鈴木正貴・水谷正一・後藤章 (2001). 水田水域における淡水魚の双方向移動を保障する小規模魚道の試作と実験. 応用生態工学学会誌 4(2) : 163-177.

イタセンパラ *Acheilognathus longipinnis* (Regan)

上原一彦

大阪府環境農林水産総合研究所 水生生物センター

緒言

イタセンパラはコイ科タナゴ類の淡水魚で、IUCN のレッドリストに記載され、国内では文化庁が種指定の天然記念物に、また水産庁や環境省が絶滅危惧種（水産庁、1998、環境省、2003）に選定している。産卵期は9月下旬から11月初旬で、生きているイシガイ科二枚貝の体内に産卵する。本種は日本固有種で淀川水系と濃尾平野、富山平野に分布しているが、河川改修や外来魚の食害などの影響で個体数が減少し、現在、まとまって生息が確認されているのは富山県氷見市のみである。淀川水系では、2006年からイタセンパラの確認が途絶えている。

イタセンパラの種の保存は、水族館等で行なわれている水槽飼育による繁殖と、大阪府や富山県氷見市などで行なわれている屋外保存池を用いた自然繁殖（宮下、2005、氷見市教育委員会、2008）がある。水槽内で二枚貝を用いて本種を累代するためには、産卵用の二枚貝の入手し、さらに、仔魚が浮上するまで貝の生残などに配慮する必要がある。タナゴ類の増殖目的のために生息地からイシガイ科二枚貝を採集することはこれら二枚貝の保全上問題視されている（前畑、1997）。保存池において種を保存する場合においても、イタセンパラの収容密度や餌などによって成長や生残が大きく変化することが指摘されており（宮下、2005）、本種にとって良好な飼育条件を明らかにすることが必須となっている。

大阪府環境農林水産総合研究所・水生生物センターでは、現在までに、本種の保存に有用な人工授精による繁殖技術（Uehara et al., 2006）や精子の凍結保存技術（上原・太田、2005）などの開発を行ってきた。水生生物センターでは、淀川水系のイタセンパラ個体群の現状を踏まえ、1992年に整備した保存池（以下、旧保存池）と、2008年に整備した新設保存池（以下、新保存池）において飼育個体の増大を行なってきた（上原、2008）。2009年秋に、増殖した個体を用いて、淀川への野生復帰を行ない、翌年稚魚が確認されている。

今年度は、保存池におけるイタセンパラやイシガイの繁殖や成長について調べるとともに、淀川流域の小中学校においてイタセンパラを用いた課外授業を行ない、保全に関するアンケート調査を行なった。

方法

1) イタセンパラ保存池の概要

旧保存池は、1992年に水生生物センター内の養魚池跡地に設置した面積270m²、最大水深1.2mの側面コンクリートたたき池で、池周囲に水深20~30mm程度の水際帯を設けた構造となっている（図1）。池内ではイタセンパラのほか、イシガイとそのグロギジウム幼生の宿主となるトウヨシノボリが自然繁殖している。2005年に、ヨシ類の繁茂が著しいことや、底泥が過度に堆積したため、池の魚を一時的に採集し、池を干し上げ水生植物と底泥を除去し、水際帯に川砂を約10~15cm程度覆砂する改修を行なった。改修の前後とも、毎年春に1000個体以上の浮上仔稚魚が得られている。

本年度新たにイタセンパラを放流した池は、養魚池跡地を2009年に改修した50m×100mの台形の池で、最大水深1.8m、面積780m²の素掘り池である（図2）。池の成形には、淀川から水を取水する浄水場の沈砂地の砂泥を用い、改修後すぐにフナ類、モツゴ、タモロコ、メダカ、トウヨシノボリを放養している。2010年5月に旧保存池よりイタセンパラ200尾、淀川からイシガイ成貝200個体を移植した。

両池のイタセンパラ等に給餌は行なわず、水位管理と過度に繁殖した水生植物（アオミドロやササバモなど）の除去を行う程度で、ほぼ自然の状態を保った。

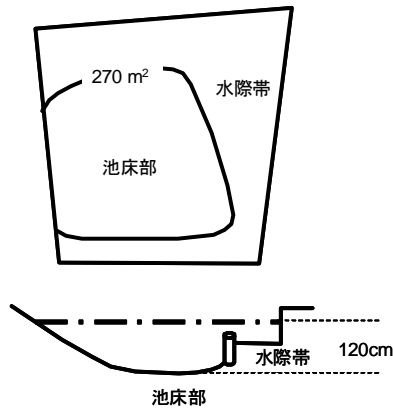


図1. イタセンバラ旧保存池

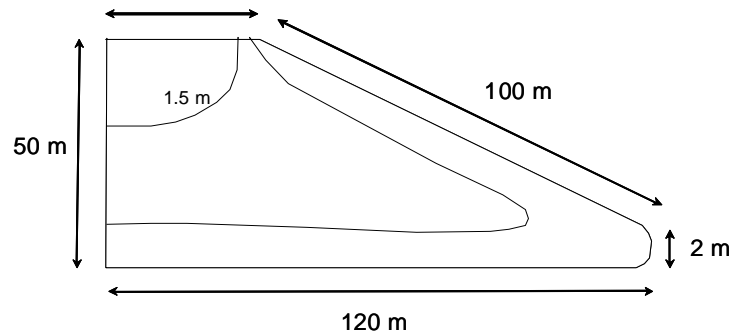


図2. イタセンバラを導入したビオトープ池

2) 保存池におけるイタセンバラの成長と密度

旧保存池において、イタセンバラの仔稚魚が貝から浮出する5月に、池の表層を遊泳する仔稚魚の群れの概数を計測した。また、旧保存池およびビオトープ池において、産卵期の10月、イタセンバラを曳網で採捕し、全長、体長、体重を測定するとともに、個体数推定を行なった。個体数の推定は、捕獲した個体の尾ビレの一部をカットして放流し、約1週間後に再び捕獲し、再捕率からPetersen法により求めた。また、同様な方法で2006～2009年度に行なった旧保存池の個体数推定値をもとに、個体数密度と成長の関係を求めた。

3) 旧保存池の貝の密度と成長

旧保存池において自然繁殖しているイシガイの成貝と稚貝の個体密度を求めめるため、2007～2010年の各12月に、池の周囲の水深20～30cmの水域を無作為に4から3地点選び、1m²内における貝の個体数を調べた。また、採集したイシガイの稚貝は殻長を測定し、成長を調べた。

4) 小中学生に対するイタセンバラに関するアンケート調査

イタセンバラの産卵期である10月に、校区が淀川（かつてイタセンバラが生息していたワンド）に面している大阪市東淀川区の大隅西小学校（6年生50名）と大桐中学校（1年生135名）において、イタセンバラを用いた課外授業を行ない、生徒に対し保全に関するアンケートを行なった。授業では産卵期のイタセンバラを水槽展示し、生徒に対し淀川での生息状況や生態、外来種の現状、野生復帰の取り組みなどを紹介した。その後、図3のようなアンケートを行なった。

大桐中学校ではイタセンバラの保護活動を行っている教諭がおられるものの、授業等で特にイタセンバラについて取り上げたことはない、とのことであったので、アンケート結果に大きな偏りはないものと判断した。また、両校の距離は250m程度であり、地域的な差もないものとみなした。

<p>Q1. あなたは男子ですか、女子ですか？ 1. 男子 2. 女子</p> <p>Q2. 川や池の生き物の話を父さんやお母さんから聞いたことがありますか？ 1. よくある 2. たまにある 3. 全然ない</p> <p>Q3. 川や池で遊ぶことがありますか？ 1. よく遊んでいる 2. たまに遊んでいる 3. 遊んだことがない</p> <p>Q4. ルアー釣りに関心がありますか？ 1. すごくある 2. 少しある 3. 全くない</p> <p>Q5. ブラックバスが海外からきた魚だということを知っていましたか？ 1. 知っていた 2. 知らなかった</p> <p>Q6. 川や池がブラックバスだらけになったら、どう思いますか？ 1. うれしい 2. どちらともいえない 3. 悲しい</p> <p>Q7. どうして、そう思うのですか？ ()</p> <p>Q8. イタセンバラという魚のことを知っていましたか？ 1. 知っていた 2. 知らなかった</p> <p>Q9. イタセンバラがいなくなったら、どう思いますか？ 1. うれしい 2. どちらともいえない 3. 悲しい</p> <p>Q10. どうして、そう思うのですか？ ()</p> <p>Q11. イタセンバラを保護するための募金があれば、お小遣いからのくらい寄付してもいいと思いますか？ ()円</p> <p>Q12. ズバリ、あなた毎月のお小遣いは、いくらですか？ 1. もらっていない 2. 1000円以下 3. 1000円から2000円 4. 2000円から3000円 5. 3000円以上</p>
--

図3. アンケートの設問

結果

1) 保存池におけるイタセンパラの成長と密度

2010年春に旧保存池で貝から浮出したイタセンパラ仔魚は、約2500個体であった。秋に保存池で個体数推定を行って求めた、当歳魚と一部越年魚をあわせた繁殖期の親魚推定尾数は、1323尾であり、生残率は53.0%であった。秋までに平均体長 $51.5\text{cm} \pm 3.2$ 、体重 $3.1\text{g} \pm 0.9$ に成長した。一方、春に旧保存池で浮出した仔稚魚200尾をビオトープ池に放養したイタセンパラは、秋までに平均体長 $77.4\text{cm} \pm 6.0$ 、体重 $10.8\text{g} \pm 2.7$ と大きく成長し、産卵期の推定尾数が144尾、生残率も72.0%と高くなった。

これまで当センターの保存池で自然繁殖したイタセンパラの繁殖期の体長と密度を図4に示した。個体密度の低下に伴い体長は増加し、成長に対する密度の影響が認められた。池内には当歳魚と1歳魚が混生しているものの、イタセンパラは産卵後その多くが斃死することや、これまでの結果より、産卵期の体長頻度分布に明らかな双峰性は認められないことから、当歳魚と1歳魚を区別せずに、採集された魚すべての体長の平均値を用いた。

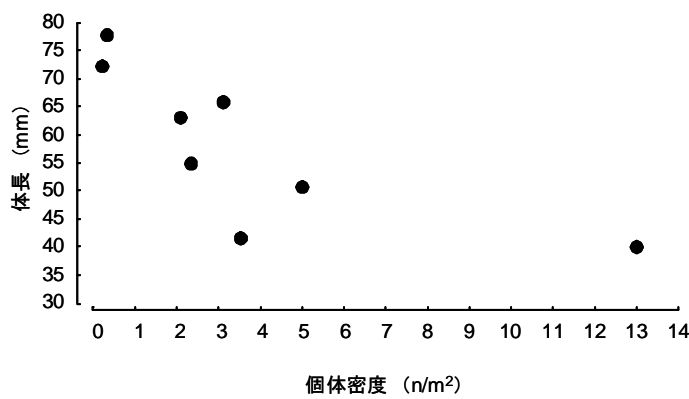


図4. 保存池におけるイタセンパラ親魚の体長と個体密度の関係

次に、旧保存池におけるイタセンパラの個体数の変化と親魚の1尾当たりの体重、池中のイタセンパラの推定総重量を図5に示した。なお、各年5月の推定個体数は浮出仔稚魚のみの尾数であり、越年した親魚の個体数は加算しなかった。5月に貝から浮出した浮出仔魚と、その年の秋の親魚の推定個体数は、2006年が仔魚1500尾で親魚が919尾、2007年は仔魚が1000尾、親魚が600尾、2008年は仔魚1000尾、親魚535尾、2009年が、仔魚4000尾、親魚が3500尾、2010年が、仔魚2500尾、親魚が1323尾と大きく変動した(図5-A)。

親魚の平均体重は2006年が平均体重 $1.8 \pm 0.5\text{g}$ 、2007年は $2.9 \pm 0.5\text{g}$ 、2008年は $6.2 \pm 2.2\text{g}$ 、2009年が $1.7\text{g} \pm 0.5$ 、2010年が $3.1\text{g} \pm 0.9$ と毎年大きく変化した(図5-B)。また産卵期の親魚の平均体重と推定個体数をもとにした推定総重量は、2006~2007年が1700g前後であったが、2008年に3307g、2009年には6073gと増加し、2010年には4115gと再び減少した(図5-C)。

2) 旧保存池の貝の密度と成長

稚貝の個体密度は、2007年12月が82個体/m²であったが、2008年12月には24個体/m²と減少し、2009年には再び59個体/m²と増加、2010年には38個体/m²と再び減少した。

殻長頻度分布の推移を図6に示した。2007年から2008年では、殻長10mm前後の当歳の幼貝が一年間で殻長約16~18mmに成長し、殻長22mm程度の一歳と思われる幼貝は、殻長28~30mm程度に成長した。一方、2009年から2010年では、殻長10mm前後の当歳の幼貝が一年間で殻長約18mmに成長したものの、殻長28~30mmをピークとする一歳と思われる幼貝はほとんど成長しなかった。

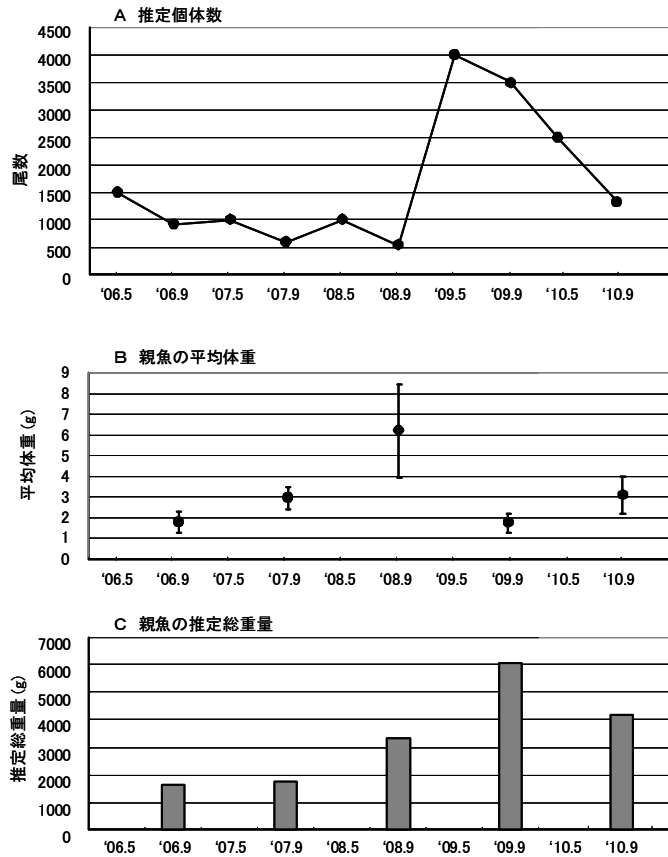


図 5. 旧保存池におけるイタセンパラの推定個体数、平均体重と推定総重量
5月の推定個体数は浮出仔稚魚のみ

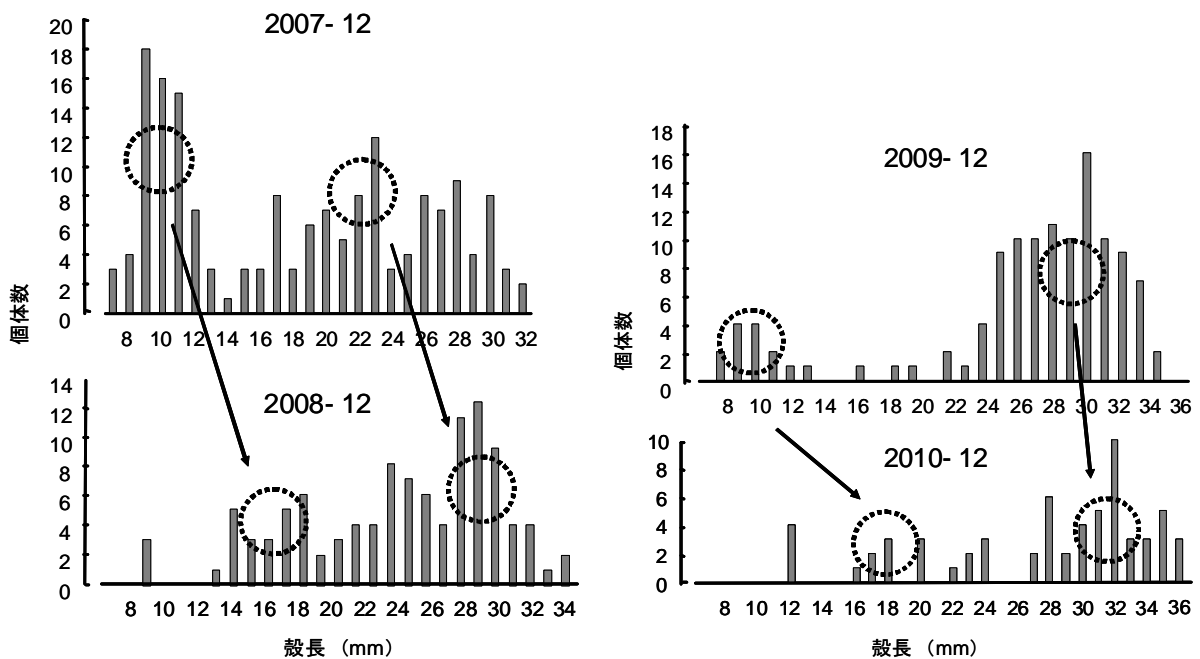


図 6. 旧保存池におけるインガイ稚貝の殻長頻度分布

大阪市立大隅西小学校6年生50名

川や池の生き物の話を親から聞いたことがあるか？

たまにある (30.0)	全然ない (62.0)
よくある (8.0)	

川や池で遊ぶことがあるか？

たまに遊ぶ (40.0)	遊んだことがない (54.0)
よく遊ぶ (6.0)	

ルアー釣りに関心があるか？

すごくある (20.0)	少しある (36.0)	全くない (44.0)
--------------	-------------	-------------

ブラックバスが海外からきた魚だということを知っているか？

知ってる (84.0)	知らなかった (16.0)
-------------	---------------

川や池がブラックバスだらけになったら、どう思うか？

うれしくも悲しくもない (34.0)	悲しい (66.0)
--------------------	------------

イタセンバラという魚を知っていたか？

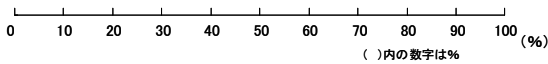
知っていた (37.5)	知らなかった (62.5)
--------------	---------------

イタセンバラがいなくなってしまうたら、どう思うか？

うれしくも悲しくもない (22.0)	悲しい (78.0)
--------------------	------------

イタセンバラがいなくなると「悲しい」と答えた人の理由？

きれい かわいい (26.3)	地域(日本)の魚 (21.1)	かわいそう (15.8)	(13.2)	その他 (23.7)
天然記念物(国の宝物)				



大阪市立大桐中学校1年生135名

川や池の生き物の話を親から聞いたことがあるか？

たまにある (36.1)	全然ない (60.9)
よくある (3.0)	

川や池で遊ぶことがあるか？

たまに遊ぶ (45.5)	遊んだことがない (51.5)
よく遊ぶ (3.0)	

ルアー釣りに関心があるか？

少しある (23.9)	全くない (67.9)
すごくある (8.2)	

ブラックバスが海外からきた魚だということを知っているか？

知ってる (89.6)	知らなかった (10.4)
-------------	---------------

川や池がブラックバスだらけになったら、どう思うか？

うれしくも悲しくもない (30.4)	悲しい (68.1)
うれしい (1.5)	

イタセンバラという魚を知っていたか？

知っていた (59.3)	知らなかった (40.7)
--------------	---------------

イタセンバラがいなくなってしまうたら、どう思うか？

うれしくも悲しくもない (26.7)	悲しい (73.3)
--------------------	------------

イタセンバラがいなくなると「悲しい」と答えた人の理由？

天然記念物(国の宝物) (41.2)	地域(日本)の魚 (21.6)	きれい かわいい (12.3)	かわいそう (6.2)	その他 (18.6)
--------------------	--------------------	--------------------	-------------	------------

イタセンバラを保護するためなら募金するか？

しない (8.5)	する (91.5)
-----------	-----------

いくら募金するか？

<100 (12.7)	100 ~ 199 (39.8)	200 ~ 499 (22.9)	500 ~ 999 (14.4)	1000 ≤ (10.2)
-------------	------------------	------------------	------------------	---------------

平均 331円 (募金しない生徒も含めた平均は300円)、最高 3,500円 単位:円

毎月の小遣いは？

もらっていない (18.7)	<1000 (14.2)	1000 ~ 2000 (43.3)	2000 ~ 3000 (15.7)	3000 ≤ (8.2)
----------------	--------------	--------------------	--------------------	--------------

単位:円

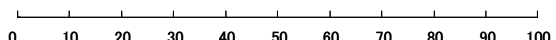


図7. イタセンバラに保全に関するアンケート結果

3) 小中学生に対するイタセンバラの保全に関するアンケート調査

図7にアンケート結果を示した。6割以上の生徒が親から水辺の生き物の話を聞かされたことがなく、5割強の生徒は水辺で遊んだことがないと回答した。課外授業の前からイタセンバラを知っていた生徒は、大隅西小学校で37.5%、大桐中学校で59.3%であった。一方、ブラックバスが外来種であることは、小中学生の9割近くが知っており、7割近くの生徒はブラックバスがたくさん増えて水域を独占することを悲しいと回答した。ルアー釣りに関心があると答えた生徒は小学生が56.0%、中学生が32.1%で、小学生のほうが高い割合となった。

「イタセンバラがいなくなったらどう思うか」との設問については、7~8割の生徒が「悲しい」と答え、その理由は、小学生が「きれい・かわいいから」(26.3%)と最多で、ついで「地域(日本)の魚だ

から」(21.1%)、「かわいそうだから」(15.8%)となった。一方、中学生では、「天然記念物(日本の宝)だから」が最も多く41.2%となり、ついで「地域(日本)の魚だから」(21.6%)、「きれい・かわいいから」(6.2%)と続いた。

寄付の意思を示した生徒は91.5%にのぼった。最も多くの生徒がその金額に100円(135名中47名)をあげ、次いで500円(17名)、200円(13名)、300円(12名)、1,000円(7名)であった。募金額の最高は3,500円で、募金しないと回答した生徒も含めた平均は300円となった。募金を希望した生徒118名の総募金額は39,019円となった。

考察

これまで当センターの保存池で飼育したイタセンパラの個体密度と生育状況を見ると(図4)、池の構造に差異があるものの、平均密度がおよそ3尾/m²程度以下で、比較的良好な成長が認められるものと思われる。イタセンパラは、産卵後その多くが斃死することから、今回、1歳魚の個体数を考慮せずに推定個体数等を行なった。今後は、親魚がどの程度の割合で越年し、翌年の繁殖に参加しているのかを把握する必要があるものと思われる。今回ビオトープ池に導入したイタセンパラは、これまでで最も大きく成長した(親魚密度0.19尾/m²)。低い密度で良好な条件で飼育すると、イタセンパラは5月の仔魚(全長平均約8mm)の浮上から4ヶ月程度の期間で、平均で全長100mm、体長80mm、体重10g程度(最大個体:全長113mm、体長88mm、体重16.4g)に成長することが明らかとなった。

旧保存池の浮上仔魚の個体数は、過去4年間で1000~4000尾と年によって大きく変化し(図5-A)、それに伴い成長も1.7~6.2gと大きく変動した。2008年に最も親魚が大きく成長し、それらが繁殖した次世代となる2009年に最も個体数が多くなった(4000尾)。個体数が多く成長が悪かった2009年の親魚(平均体重1.7g:3500尾)が産卵し、翌年貝から浮出した尾数は、前年の親魚数より減少し2500尾でとなった。親魚尾数が少なくても成長が良好な親魚からは、多くの浮出仔魚が得られるものの、個体数が多いものの成長が悪い親魚からは、多くの次世代を得ることは難しいものと考えられる。

旧保存池において、2007年から2008年にかけてイシガイ幼貝は、一年間で約8mm程度成長したが、2009年から2010年にかけては、30mm程度の稚貝はほとんど成長しなかった。近年、保存池で稚貝の個体数が多く見られる水際帯(浅場)の底質が硬化しており、今後、底質の硬化と稚貝の成長の関係を調べる必要があるものと思われる。

現在、淀川では、当センターの飼育個体を用いたイタセンパラの野生復帰の試みが始まっている。今後、センター保存池の大きさに合わせた適切な密度と親魚の成長を把握し、春に適正尾数を超える仔魚が浮出した場合には、それらを別の池で飼育するなどして大きく成長させ、野生復帰に供することが可能となるものと思われる。

小中学生に対するイタセンパラ保全に関するアンケートでは、同一地域で年齢(学年)があがるとイタセンパラの認知度が向上していた。また、「イタセンパラがいなくなると悲しい」と答えた理由、すなわち保全の条件として、小学生は「きれい・かわいい」や「かわいそう」が上位となり、保全の理由に感情が大きく影響していることが分かった。一方、中学生になると「天然記念物(国の宝物)であること」がその理由の多数を占め、小学生に比べより論理的な回答となった。また、小中学生とも約2割強の生徒が、かなしい理由に「地元の生き物がなくなるから」を挙げている。これらの結果から、生物の保全の意識向上に対して、天然記念物などの肩書きは有効に作用しているものと考えられ、さらに加えて、「地元で生息し、愛らしい(きれいな・かわいい)生き物」であることも有効な条件となるものと考えられた。また、「イタセンパラがいなくなったらどう思うか」という問いに対し「悲しい」と答えた生徒の多くは、ブラックバスが外来種であることを理解し、それらがたくさん増えて水域を独占することを悲しいと感じている傾向が見られた。一方、「うれしくも悲しくもない」と答えた生徒の多くは、その理由を「興味・関心がない」と回答している。今後、これらの生徒に対し、如何に興味や関心を引き出せるかが、啓発活動のポイントとなるものと思われる。

生物の保護に関する調査研究や普及啓発活動は、その経済的価値が数値で表し難く、費用対効果の判定が困難である。今回、アンケート内の仮想条件ではあるものの、イタセンパラ保全に対し中学生1名

あたり 300 円程度の募金が得られるものと推定された。現在、府下の中学校に通う中学生は約 23 万人であることから、今回の仮想募金額を単純に乗じた場合、7,000 万円程度となる。実際に募金する場合、その金額は低くなるものと思われるが、府下の中学生に限定した場合でも、多くの募金が見込めることが明らかとなった。これらのことから、イタセンパラの保全に関する調査研究や普及啓発活動には、多額の潜在的経済的価値が内包されているものと考えられる。

近年、希少種保護の機運を高めるために、アンケート調査による人々の持つ価値観の客観的評価が行なわれている（阿部ら、2010）。イタセンパラにおいてもこのような指標を用いて、希少種の保全と次世代を担う子供たちへの環境教育効果と合わせて分析することが重要であると考えられる。

引用文献

- 阿部信一郎・井口恵一朗・玉置泰司. 2010. 奄美大島に生息する絶滅危惧種リュウキュウアユ (*Plecoglossus altivelis ryukyuensis*) に対して人々が持つ価値観に影響を及ぼす要因. 陸水学雑誌 71 : 185-191.
- IUCN. 2000. 2000 IUCN red list of threatened species. IUCN, Switzerland.
- 環境省. 2003. 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物 レッドデータブック. 自然環境研究センター. 東京.
- 宮下敏夫. 2005. 淀川のシンボルフィッシュ イタセンパラ. 「希少淡水魚の現在と未来」(片野修・森誠一編). 信山社, 東京. pp. 144-154.
- 水産庁. 1998. 日本の希少な野生生物に関するデータブック. 日本水産資源保護協会. 東京.
- 氷見市教育委員会. 2008. イタセンパラ天然記念物再生事業報告書 III.
- 前畑政善. 1997. 水族館における希少淡水魚の保存と今後の課題. 「日本の希少淡水魚の現状と系統保存」(長田芳和, 細谷和海編) 緑書房, 東京. pp. 205-217.
- 上原一彦. 2008. イタセンパラの野生復帰の条件. 関西自然保護機構会誌 30 (2) : 95-101.
- Uehara K. Kawabata K. Ohta H. 2006. Low temperature requirement for embryonic development of Itasenpara bitterling *Acheilognathus longipinnis*. Journal of Experimental Zoology 305A : 823-829.
- 上原一彦・太田博巳. 2005. イタセンパラ精子の凍結保存. 日本水産学会誌. 71(4) : 578-582.

調査組織

大阪府環境農林水産総合研究所 水生生物センター
担当者 上原一彦
〒572-0088 大阪府寝屋川市木屋元町 10-4
TEL 072-833-2770
e-mail uehara@mbox.epcc.pref.osaka.jp

イタセンパラ *Acheilognathus longipinnis* (Regan)

山崎裕治

富山大学 大学院理工学研究部

(〒930-8555 富山県富山市五福 3190, TEL 076-445-6642, e-mail: yatsume@sci.u-toyama.ac.jp)

緒言

イタセンパラ *Acheilognathus longipinnis* は、コイ科タナゴ亜科タナゴ属に属する日本固有の純淡水魚である (川那部・水野 1989)。本種は、国指定天然記念物および国内希少野生動植物種に指定され、加えて環境省レッドリスト (環境省 2003) において絶滅危惧 IA 類に分類されている。本種の分布は、富山県西部、大阪淀川流域、そして濃尾平野の国内 3 地域のみに限られている (川那部・水野 1989; 氷見市教育委員会 2008 など)。これらいずれの地域においても、生息地および個体数減少が著しく、生息状況調査や保全・保存事業が行われている (北村 2008; 小川 2008)。

このような現状にあるイタセンパラを保存・保全するためには、遺伝子、生態、および周辺環境に関する総合的な調査が必要である。平成 20-21 年度の本事業において、マイクロサテライト DNA が本種の遺伝的多様性を把握する上で適した指標であることを示したが (山崎ほか 2010)、遺伝子座数のさらなる増加や異なる遺伝的指標を用いた解析が必要であると判断された。また、自然河川における本種の繁殖特性の把握が急務となっている。そこで本事業では、マイクロサテライト DNA 分析において遺伝子座数をさらに増加させて本分析の精度を高める実験を試みた。また最近、自然淘汰に対して一般に中立な指標であるマイクロサテライト DNA に対して、淘汰を受けていることが想定される免疫関連遺伝子 (主要組織適合抗原複合体 MHC 遺伝子) を用いた遺伝的多様性評価の重要性が指摘されているため (Frankham et al. 2002 など)、MHC 遺伝子を用いた遺伝的多型検出法を検討した。さらに、本種の自然生息河川における繁殖特性の把握を目指し、本種の繁殖期と想定される期間に、自然生息河川における成体個体の出現パターンおよび産卵母貝 (二枚貝) の生息状況と産卵状況を調査した。

材料と方法

遺伝的多様性調査

遺伝子解析に用いた標本は、昨年度までに捕獲された集団 (富山水見 4 集団、大阪淀川 6 集団) を用いた。マイクロサテライト DNA 分析において、Shirai et al. (2009) によりニホンバラタナゴ *Rhodeus ocellatus* 用に開発されたプライマーセットのうち、4 組 (RC306, RC364, RC600, RC772) を新たに分析に供し、昨年度までに解析した 10 プライマーセットの結果と合わせて解析した。各集団における遺伝的多様性 (アレル多様度 A 、ヘテロ接合度の観察値 H_o と期待値 H_e)、血縁度 (r)、そして有効集団サイズ (N_e) を算出した。またすべての遺伝子座を用いた対応分析法により各集団のアレル組成の関係を調べた。

また MHC 遺伝子分析において、MHC クラス II DAB* (クラス IIB) のエクソン 2 遺伝子領域を中心とした塩基配列を決定し、遺伝子型多様度およびヘテロ接合度を算出した。対象集団として、上記のうち一部集団を用いた。

自然生息河川における繁殖生態と産卵母貝調査

調査は、富山県氷見市を流れる B 川のイタセンパラ生息流域の 3 地点 (St. 1-3 : 流程各 50 m) において実施された。まず、2010 年 10 月 15 日ににおいて、各調査地点中央付近 (流程約 20m) において各 2 回の地引き網調査を実施し、魚類を採集した。採集された魚類について、標準体長を測定した。またイタセンパラ雌個体については、産卵管長を測定した。

次に、産卵母貝となる二枚貝の調査を 2010 年 12 月 3 日から 14 日にかけて実施した。二枚貝の採集に当たっては調査区内に 5m 間隔のトランゼクトを 11 本設定し、各トランゼクト上の均等な 3 点において、一片 50cm のコドラートを設置し、その中の二枚貝を採集した。採集された二枚貝については、種同定の後、殻長 (長径) を計測後、開殻器を用いて、鰓内のイタセンパラ卵 (胚) の有無を確認した。また同一コドラートにおいて、流速、水深、泥深、そして各トランゼクトの川幅を計測した。

以上の調査で採集された魚類および二枚貝は調査後にすべて現地に放流した。ただし、外来種オオク

チバス *Micropterus salmoides* が採集された場合には、採集直後に水から取り上げて殺処分した。現地調査においては、氷見市教育委員会と共同で行い、文化庁、環境庁、氷見市から指導・許可を得て実施した。

結果と考察

遺伝的多様性調査

新たに解析に用いた 4 遺伝子座のうち、RC600 と RC772 において複数アリルが検出された。ただし、このうち大多数のアリルが大阪淀川水系集団にのみ出現した。全 14 遺伝子座を用いて算出した各河川集団のアリル多様度、平均ヘテロ接合度、平均血縁度、および有効集団サイズを表 1 に示す。また今回新たに追加した遺伝子座におけるアリル頻度を表 2 に示す。

表 1 イタセンバラ 10 集団における全 14 マイクロサテライト遺伝子座に基づくアリル多様度、平均ヘテロ接合度、平均血縁度、および有効集団サイズ

地域 集団名 (由来・採集年)	N	アリル多様度	平均ヘテロ接合度		平均血縁度	有効集団サイズ (範囲)
			期待値	観察値		
富山県氷見市						
野生 A (A 川・2006)	45	1.64	0.152	0.163	-0.008±0.016	73.3 (23.7-inf.)
保存 I (A 川・2008)	24	1.50	0.137	0.162	-0.030±0.009	8.5 (4.4-19.3)
野生 B (B 川・2006)	56	1.50	0.162	0.196	-0.025±0.008	80.4 (25.7-inf.)
野生 B (B 川・2008)	41	1.50	0.172	0.174	-0.043±0.018	82.3 (22.1-inf.)
大阪淀川水系						
野生 I (淀川・2001)	50	4.64	0.382	0.355	-0.022±0.003	119.8 (69.6-336.8)
保存 I (淀川・2006)	45	3.43	0.333	0.329	-0.024±0.001	36.7 (26.3-55.8)
保存 I (淀川・2008)	60	3.93	0.331	0.293	-0.017±0.002	54.6 (39.2-82.9)
保存 II-1 (淀川・2008)	30	3.50	0.288	0.298	-0.035±0.000	69.9 (36.7-310.9)
保存 II-2 (淀川・2008)	8	3.14	0.337	0.327	-0.143±0.008	16.6 (8.3-106.2)
保存 III (淀川・2008)	60	4.86	0.380	0.337	-0.022±0.004	68.7 (49.2-106.3)

表 2 イタセンバラ 10 集団における新規マイクロサテライト遺伝子座のアリル組成

遺伝子座 アリル		集団									
		富山県氷見市				大阪淀川水系					
		野生 A	保存 I	野生 B06	野生 B08	野生 I	保存 I06	保存 I08	保存 II-1	保存 II-2	保存 III
RC306	256	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
RC364	255	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
RC600	172	0.000	0.000	0.000	0.000	0.023	0.009	0.167	0.000	0.000	0.000
	174	0.000	0.000	0.000	0.000	0.174	0.170	0.000	0.063	0.010	0.051
	180	0.037	0.048	0.082	0.049	0.221	0.179	0.300	0.125	0.073	0.090
	182	0.000	0.000	0.000	0.000	0.012	0.009	0.150	0.188	0.104	0.167
	188	0.963	0.952	0.918	0.951	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.039
	192	0.000	0.000	0.000	0.000	0.221	0.330	0.000	0.125	0.135	0.051
	194	0.000	0.000	0.000	0.000	0.093	0.089	0.233	0.125	0.146	0.154
	198	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.067	0.250	0.115	0.013
	200	0.000	0.000	0.000	0.000	0.070	0.027	0.017	0.063	0.083	0.103
	202	0.000	0.000	0.000	0.000	0.163	0.089	0.050	0.000	0.010	0.039
	204	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.018	0.000	0.000	0.042	0.128
	others	0.000	0.000	0.000	0.000	0.024	0.081	0.017	0.063	0.283	0.167
RC772	187	0.524	0.688	0.446	0.415	0.386	0.438	0.900	0.563	0.482	0.340
	189	0.476	0.313	0.555	0.585	0.614	0.563	0.100	0.438	0.518	0.660

地域間の遺伝的差異については、本事業において遺伝子座数を増加させた結果においても、これまで同様に富山県氷見市集団と大阪淀川水系集団との間の遺伝的差異が示された (図 1)。

集団内における遺伝的多様性の程度を地域間で比較すると、富山県氷見地域集団において低いことが

が示された (表 1, 図 1)。多くの場合、遺伝的多様性は、集団サイズと正の相関を持つことが知られている。氷見市における本種の生息範囲は、大阪淀川水系におけるそれと比べて、遙かに小さいと考えられる。これらのことから、氷見市の本種集団における低い遺伝的多様性は、その小さい集団サイズを反映していると考えられる。

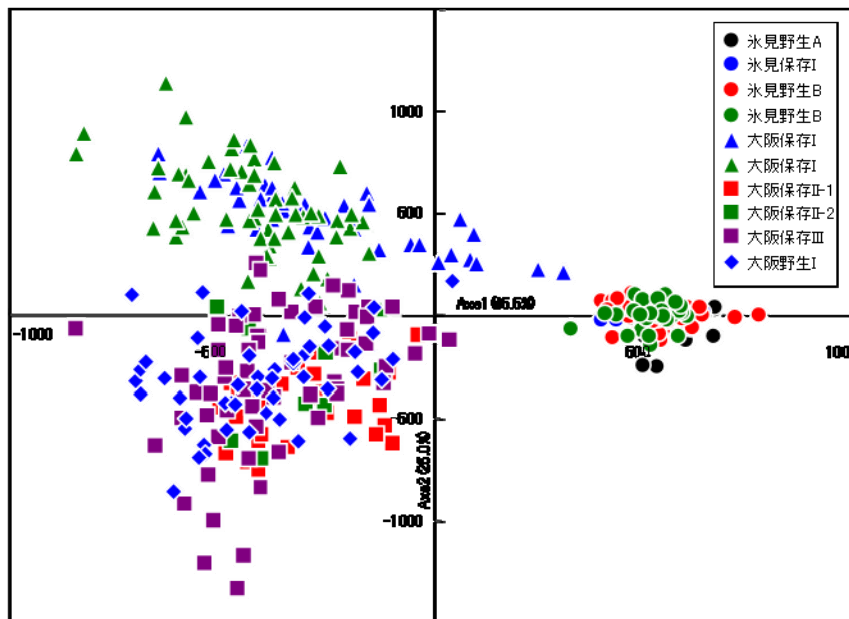


図1 対応分析法によるアレル組成に基づく個体の空間的配置

またいずれの地域においても、推定された有効集団サイズは、野生集団に比べて保存集団において低い値を示す傾向が認められ、特に氷見の保存集団においてこの傾向は顕著であった。ただし、いずれの集団においても血縁度の極端な偏りは認められなかった (表 1)。

以上の結果から、氷見市の集団においては、大阪集団と比べた場合、以前から低い遺伝的多様性を有していたが、それら集団内において一定数の親魚が参加した繁殖が維持されてきていると考えられる。そのため氷見市の野生集団については、今後もその動向に注視する必要があるが、現在の状態を維持することが当面の目標になると判断される。

一方、いずれの地域においても、保存集団の遺伝的多様性および有効集団サイズは低い値を示した。これは継代飼育による近交化や遺伝的浮動が推察される一方、創始集団自体が低い多様性を有していた可能性 (創始者効果) も考えられる。特に氷見市の保存集団における有効集団サイズの低さは顕著であり、この状態で推移すると、遺伝的多様性の更なる低下の恐れが高く、将来の保存そして野生復帰に対して好ましくない状況が想定される。このため、遺伝的多様性評価を継続すると共に、繁殖補助等の取り組みや、新規野生個体の導入などを早急に検討する必要がある。

また、MHC 遺伝子分析において、いずれの集団においても高い割合のヘテロ接合度が示された (表 3)。また遺伝子型多様度は、氷見集団において低い傾向にあったが、多数のアレルの存在が示唆された。これらのことから、本分析は遺伝的多様性評価の指標として適していることが示された。そのため、今後個体数を増加させ、有効性を確定すると共に、本指標を用いた集団間比較を行う必要がある。また、本指標においては、集団が持つ遺伝的多様性を評価するに止まらず、免疫系遺伝子群という性質から、集団の健全度を直接評価する指標としても有効であることが指摘されていることから、今後その有効性を検証する必要がある。

表3 イタセンバラ6集団におけるMHC 遺伝子の多型分析

	集団					
	富山県氷見市		大阪淀川水系			
	保存 I	野生 B06	野生 I	保存 I06	保存 II-1	保存 III
解析個体数	8	10	10	8	8	6
遺伝子型多様度	0.333	0.375	0.900	0.625	0.600	0.833
ヘテロ接合度	0.625	0.500	0.900	0.500	1.000	0.500

自然生息河川における繁殖生態と産卵母貝調査

イタセンパラ成体の出現状況調査の結果、体サイズから繁殖可能と判断される雌雄個体が確認されたが、調査地点毎に性比に偏りが生じた（表4）。調査地点のうち、少なくともSt. 1においては、雄の産卵前行動（二枚貝になわばりを張る行動等）が目視にて観察された。またSt. 3において捕獲された雌個体の体長に対する産卵管長の割合は平均18.9%であり、成熟の目安となる20%（氷見市教育委員会 2008）までは達しておらず、また腹部を圧迫しても排卵は確認されなかった。

表4 富山県氷見市河川におけるイタセンパラ成体および二枚貝の出現状況

	St. 1		St. 2		St. 3	
	雄	雌	雄	雌	雄	雌
イタセンパラ成体						
個体数	5	0	5	0	1	11
標準体長 (mm: 平均±SD)	68.53 ± 3.46	-	58.07 ± 5.67	-	65.63	60.20 ± 4.43
産卵管長 (mm: 平均±SD)	-	-	-	-	-	11.45 ± 2.95
二枚貝						
個体数	173		195		16	
殻長 (mm: 平均±SD)	68.95 ± 5.46		63.06 ± 5.18		58.91 ± 7.60	
卵保有貝数	3		18		0	
卵保有率	1.73		9.23		0	
環境						
流速 (cm/sec, 平均±SD)	9.96 ± 8.33		8.93 ± 6.94		7.07 ± 6.53	
水深 (cm, 平均±SD)	38.39 ± 13.45		21.00 ± 8.54		33.94 ± 13.00	
泥深 (cm, 平均±SD)	12.73 ± 6.00		14.23 ± 8.49		16.48 ± 6.67	
川幅 (m, 平均±SD)	7.13 ± 0.78		5.36 ± 0.99		3.48 ± 1.32	

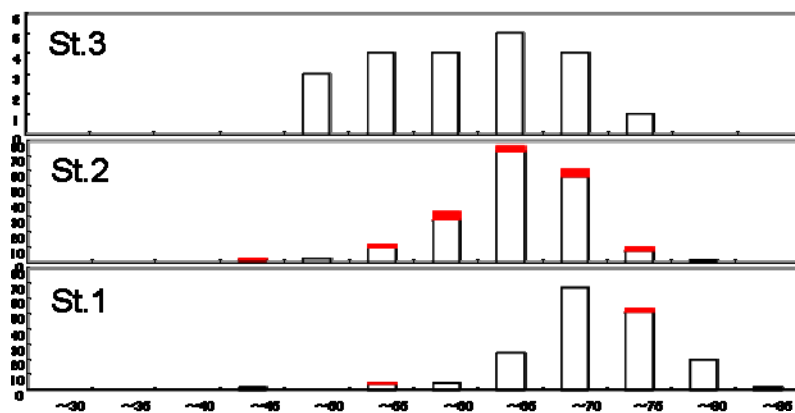


図2 富山県氷見市河川におけるイシガイの殻長頻度分布。赤色はイタセンパラ卵を保有していた個体

一方、St. 1および2においてイシガイ *Unio douglasiae* が多く確認され（平均約20個体/m²）、イタセンパラ卵を保有する貝の頻度はSt. 2で特に高かった（表4）。これに対して、St. 3においては、イシガイが少なく、またイタセンパラ卵保有個体も認められなかった。なお調査地において、イシガイ以外の二枚貝として、ドブガイ *Anodonta woodiana* (1-2個体/地点) およびマシジミ *Corbicula leana* (1-4個体/地点) が出現したが、いずれにおいてもイタセンパラ卵の保有は認められなかった。

以上の結果から、イタセンパラの産卵は、St. 1およびSt. 2において起きていることが示唆される。また従来の報告の通り（小川 2008など）、雄が先に産卵場所においてなわばりを形成し、雌を待つと考えられる。この際、富山県氷見市河川においては、雌は産卵場所の近くに滞在するのではなく、比較的流れが緩く、水位が保たれている水域に滞在していることが示唆された。この結果は、河川の流水域で産卵する氷見集団における特徴であると考えられる。以上のことから、イタセンパラの産卵場所そのものの

環境を保全すると共に、産卵直前の個体が滞在する水域の確保も必要であると考えられる。今後、産卵行動の詳細な観察および産卵に適したマイクロハビタットを把握する必要がある。

成果の活用および啓蒙・啓発活動

本事業で得られた成果は、氷見市におけるイタセンパラ保護活動に活用されていることに加え、同市イタセンパラ保存活用指導委員会において検討されている保護池の増設および管理方法を考案する上での根拠資料として活用されている。また大阪の淀川イタセンパラ検討会において、野生復帰事業の参考資料として活用されている。また富山大学研究推進フォーラムや富山県内の市民大学等において、研究者から市民まで幅広い対象に本事業が紹介され、希少水生生物保護の啓蒙・啓発活動に益している。

謝辞

野外調査、情報収集および遺伝子実験において、文化庁の江戸謙顕博士、氷見市教育委員会の西尾正輝氏、大阪府の水生生物センターの上原一彦博士、ならびに富山大学理学部の大学院生および学生に協力をいただいた。厚くお礼申し上げます。

文献

- Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA (2002) Introduction to Conservation Genetics. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- 氷見市教育委員会 (2008). イタセンパラ天然記念物再生事業報告書 III. 氷見市教育委員会, 富山.
- 環境省 (2003). 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物-レッドデータブック-4. 汽水・淡水魚類. 自然環境研究センター.
- 川那部浩哉・水野信彦 (1989). 日本の淡水魚. 山と溪谷社、東京.
- 北村淳一 (2008). シリーズ日本の希少魚類の現状と課題：タナゴ亜科魚類：現状と保全. 魚類学雑誌 55: 139-144.
- 小川力也 (2008). シリーズ日本の希少魚類の現状と課題：イタセンパラ：河川氾濫原の水理環境の保全と再生に向けて. 魚類学雑誌 55: 144-148.
- Shirai, Y., Ikeda, S., and Tajima, S. (2009) Isolation and characterization of new microsatellite markers for rose bitterlings, *Rhodeus ocellatus*. Molecular Ecology Resources 9: 1031-1033.
- 山崎裕治・中村友美・西尾正輝・上原一彦 (2010). 富山県および大阪府に生息するイタセンパラ集団の遺伝的構造. 魚類学雑誌 57: 143-148.