

熊本県緑川水系におけるイチモンジタナゴ *Acheilognathus cyanostigma* の分布パターン

大畑剛史¹・乾 隆帝¹・中島 淳²・大浦晴彦¹・鬼倉徳雄¹

¹ 〒 811-3304 福岡県福津市津屋崎 4-46-24 九州大学水産実験所

² 〒 813-0135 福岡県太宰府市向佐野 39 福岡県保健環境研究所

(2011 年 2 月 26 日受付; 2011 年 10 月 8 日改訂; 2011 年 10 月 12 日受理)

キーワード：タナゴ亜科魚類, 環境選択, 外来種, 希少種, 保全

魚 類 学 雑 誌 Japanese Journal of Ichthyology

© The Ichthyological Society of Japan 2012

Takeshi Ohata, Ryutei Inui, Jun Nakajima, Haruhiko Oura and Norio Onikura*. 2012.
Distribution pattern of *Acheilognathus cyanostigma* (Cyprinidae, Acheilognathinae) in the
Midori River system, northern Kyushu Island, Japan. Japan. J. Ichthyol., 59(1): 1-9.

Abstract *Acheilognathus cyanostigma* is an exotic fish species in Kyushu Island, being an endangered species in central Honshu Island. The distribution pattern of the exotic population in the Midori River system, Kyushu Island, Japan was examined, the species occurring at 28 low-altitude sites out of 96 sites investigated. The relationships between presence/absence of the species and environmental factors (altitude, water depth, current velocity, turbidity, river width and riverbank conditions) were analyzed using a generalized linear mixed model, riverbank conditions, water depth, turbidity and altitude having either positive or negative effects. In particular, a concrete-covered riverbed was found negatively affect distribution.

*Corresponding author: Fishery Research Laboratory, Kyushu University. Tsuyazaki 4-46-24, Fukuoka 811-3304, Japan (e-mail: onikura@agr.kyushu-u.ac.jp)

日本産淡水魚類の生息域は多くの場合狭小で、人里などに近いために人間活動の影響を直接受けやすく、生息環境は容易に劣化、消滅する。さらに、このような脆弱性にくわえ外来生物の影響により、日本産淡水魚類の減少傾向は顕著である(多紀, 2003)。その中でもコイ科タナゴ亜科魚類の絶滅の危険性は全般に高く、ほぼすべての種・亜種がレッドリストに掲載され、そのうち7種・亜種が最高ランクのCR(絶滅危惧IA類)に、このうち3種が国内希少野生動植物種に、さらにそのうち2種が国の天然記念物に指定されている(環境省, 2007)。その一方で、国内外来魚として本来の生息域外に定着している種も存在する(瀬能, 2008; 大畑ほか, 2010)。

イチモンジタナゴ *Acheilognathus cyanostigma* は、全長8 cmほどのコイ科タナゴ亜科タナゴ属魚類である。本来の分布域は琵琶湖淀川水系、和歌山県紀ノ川水系、福井県三方湖、濃尾平野で

ある(長田, 2001; Kitamura, 2006)。本種については、河川開発による生息環境の消失、ブルーギル *Lepomis macrochirus* やオオクチバス *Micropterus salmoides* といった捕食者の侵入と水質汚濁による個体数の減少、また同亜科の国外外来魚であるタイリクバラタナゴ *Rhodeus ocellatus ocellatus* との帰化競合など、生息を脅かすいくつかの可能性が指摘されており(河村, 2003)、環境省のレッドリストにおいて絶滅危惧IA類に指定されている(環境省, 2007)。その一方で全国各地の生息域外に導入されて定着した国内外来魚としての一面も有している(長田, 2001; 河村, 2003; 瀬能, 2008)。

九州北部では緑川水系において、イチモンジタナゴの定着が確認されており、九州在来の淡水生物に与える影響が懸念されている(中島ほか, 2008)。そのため、本種の場合、本来固有の生息地域では保全策を、導入先ではリスク評価や駆除

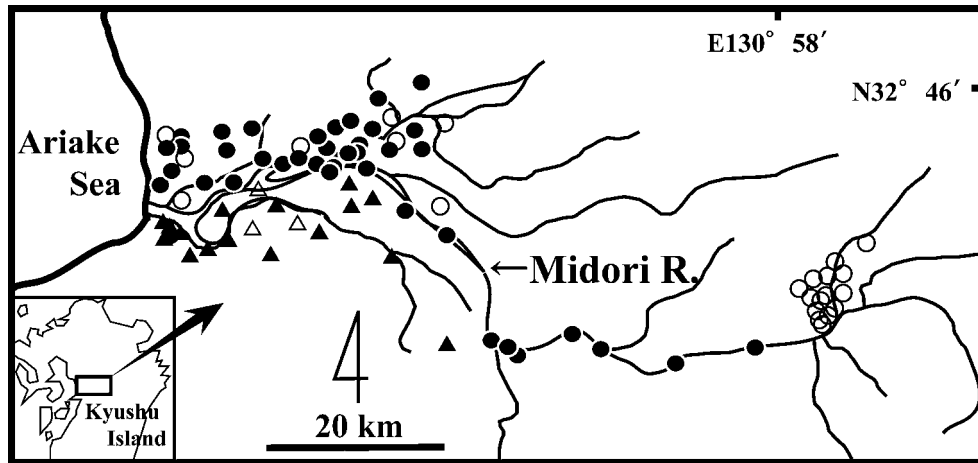


Fig. 1. Map of study area, showing sampling sites (mainly irrigation channels) in northern (circles) and southern (triangles) reaches of the Midori River, Kyushu Island, Japan. Sampling was conducted once in spring (solid) or twice (open) in spring and autumn.

策などを講じる必要がある。これらの策を構築するためには、生息実態を明らかにすることが重要であり（近藤，1998；Kitamura, 2007；諸澤・藤岡，2007；鬼倉ほか，2007；Kitamura et al., 2009），とくにその中でも、生息を規定する環境要因を把握することは必須である（Heggenes et al., 1991；Copp, 1992；Nykanen and Huusko, 2003；Santos et al., 2004；Guelinckx et al., 2008；Inui et al., 2010）。しかしながら、本種の野外における生態的な知見はほとんどないのが現状であり、生息を規定する環境要因についての知見の蓄積は急務である。そこで、本研究は九州において定着が確認されている緑川水系においてイチモンジタナゴの分布調査と環境測定を行い、本種の分布を規定する環境条件を明らかにすることを試みた。

材料と方法

採集調査 イチモンジタナゴが定着していることが確認されている緑川水系で、2008年から2010年の4月から11月に行った。本水系は、水源を熊本県上益城郡山都町の三方山（標高1,578 m）に発し、御船川等の支川を合わせて熊本平野を貫流し、下流域において加勢川、浜戸川、天明新川を合わせ有明海に注ぐ、幹川流路延長76 km、流域面積1,100 km²の一級河川である（国土交通省，2007）。本種はこの水系での最近の分布記録を持つものの（中島ほか，2008；鬼倉ほか，2008），詳細な調査は行われておらず、本研究では水系内を網羅的に調査するために流域の上流か

ら下流域までを対象とした。また、本種は灌漑用水路などを好むとされているため（長田，2001），農業用水路を中心に全96地点を設置した（Fig. 1）。なお、1982年に実施された緑川での内水面漁場環境調査では、九州に生息する在来6種のタナゴ亜科魚類のすべてが採集されているにもかかわらず、本種は採集されていないこと（熊本県水産試験場，1983），また、1990年代の著者の採集では緑川水系に隣接する江津湖およびその近隣の水路で本種を採集したことを付記しておく。

イチモンジタナゴの採集調査には投網（18節1200目，30節2000目）を用い、漁獲努力量を1地点あたり20投とした。また、適宜タモ網（目合2 mm）も使用した。採集された魚類については現地で種同定を行い、採集地点に放流した。同定が困難なものについては10%ホルマリンで固定し、研究室に持ち帰りNakabo（2002）に従い同定を行った。

物理環境測定 上記の魚類採集調査と並行して、標高（m）、水深（cm）、流速（cm/s）、濁度（FTU）、水路の幅（cm）、護岸の形状も計測した。標高については、数値地図ソフト（カシミール3D）を使用して数値地図（国土地理院25000分の1地形図）から抽出し、その他の項目については魚類調査時に現地実測した。まず、各調査地点において最深部の水深を測定し、また流速については、プロペラ式流速計（model 3631, Yokogawa Electric Co., Tokyo, Japan）を用いて、水深が75 cm以浅の地点は水深の60%の位置において測定する1点法にて、水深が75 cm以深の場

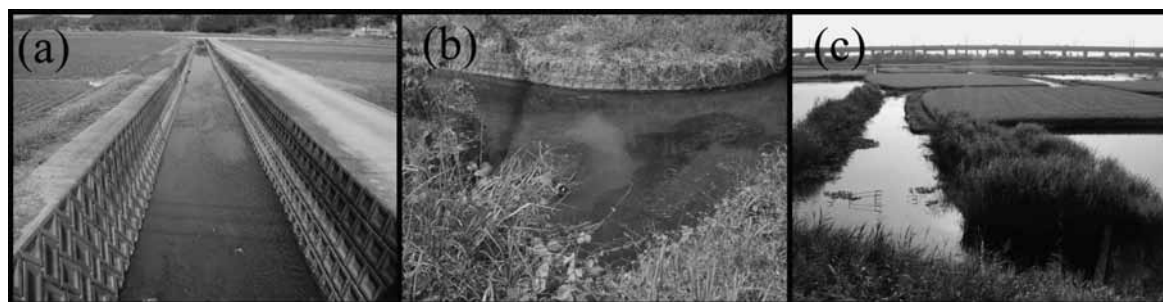


Fig. 2. Photographs of three river conditions considered in this study. (a) Riverbed and revetments with concrete. (b) Riverbed without concrete and revetments with concrete. (c) Riverbed and revetments without concrete.

合は、水深の 20% と 80% 位置を測定し、平均した値とする 2 点法において各 3 回測定し、その平均値を求めた。濁度についてはポータブル濁度計 (Trophy, Bushnell Co., Overland Park, USA) を用いて、採水、実測した。水路の幅の計測には、500 cm 以下の場合にはメジャーを、500 cm 以上の場合には光学式携帯型距離測定器 (HI93703B, Hanna Instruments Ltd., Bedfordshire, UK) を使用した。また、その他、調査地の両岸と河床の形状について、以下の 3 タイプの区分を設け、それぞれの地点の形状がどれに当てはまるか、現地で記録した。

Type A (Fig. 2a): 三面コンクリート護岸 (河岸、河床ともコンクリート護岸化)

Type B (Fig. 2b): 二面コンクリート護岸 (河岸のみコンクリート護岸化)

Type C (Fig. 2c): 土堤護岸 (道路との交差部分をのぞき、河岸、河床ともコンクリートが使用されていない護岸)

統計解析 イチモンジタナゴの分布に影響を及ぼす環境要因を解明するために、一般化線形混合モデル (GLMM; Bolker et al., 2009) を用いた。漁獲努力が必ずしも均質ではないため、応答変数はそれぞれの調査地点における本種の在／不在 (1/0) とし、二項分布に従うと仮定した。説明変数には各調査地点における環境項目 (水深、流速、濁度、水路の幅、標高、護岸の形状) とした。ただし、護岸の形状についてはカテゴリカル変数とし、最初の解析では Type A の在／不在 (1/0) となるように解析した。連続変数である 5 環境項目については、事前に総当りでピアソンの相関係数を算出し、すべての組み合わせで相関係数の絶対値が 0.5 未満であること確認し、多重共線性の可能性がないことを確認した。また、本種の分布が緑川水系の北部に多く見られ、空間

自己相関等の影響を配慮する必要性が想定されたため、調査地域を緑川本流北部と南部の 2 エリアに区分し (Fig. 1)、地域性をランダム切片として解析した。採集時期に関しては約 7 割 (65 地点) が 2009 年の秋季の 1 回の調査、残りの約 3 割 (31 地点) が 2006 年の春季と秋季の 2 回の調査であったため (Fig. 1)、これらについてもランダム効果として解析した。

Null モデルから full モデルまでの考えうる説明変数のセットで、GLMM を行い、モデル選択には赤池情報量規準 (AIC; Akaike, 1974) を用いた。この場合、AIC の最も低いモデルがベストモデルとして選択される。AIC にもとづき考えるモデルの中でモデル i がベストモデルである可能性を表す Akaike's weight (w_i ; Burnham and Anderson, 2002) も算出した。

護岸形状についてはカテゴリカル変数であり、Type B が 1 のとき Type A と C は必ず 0、Type C が 1 のとき Type A と B は必ず 0 となる。したがって、構築されたベストモデルについて、Type A をのぞいた解析を実施し、Type B と C のケースにおいてもそれぞれ標準化係数を算出し、その差から各々のイチモンジタナゴの分布に対する効果の差を判断した。これらの解析は R ver. 2.11.1 (R Development Core Team, 2008) を用いて計算した。

結 果

イチモンジタナゴの分布とその環境 分布調査の結果、イチモンジタナゴは全 96 調査地点のうち、28 地点 (29.2%) に出現した (Fig. 3, Table 1)。その調査範囲の標高 0–470 m の中で、本種の出現は標高 0–5 m (平均: 2 m) の低平地に限られた。その他、出現地点の水深範囲とその平均

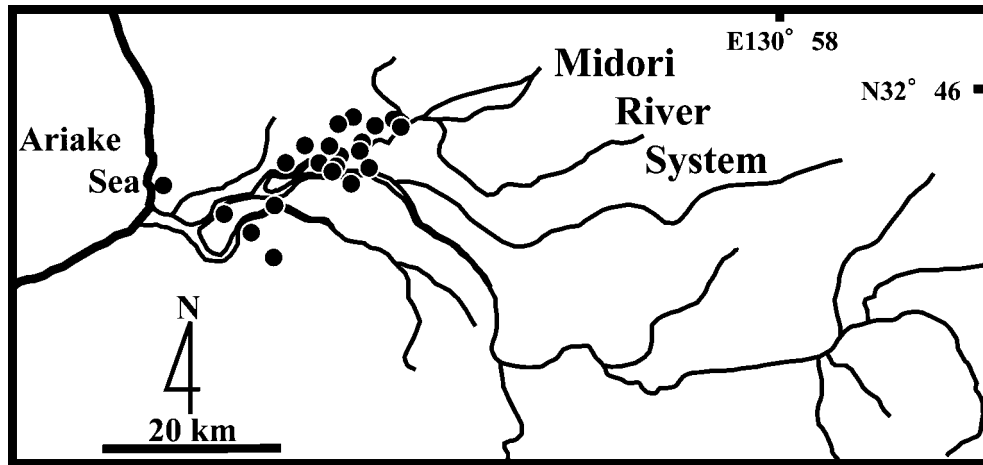


Fig. 3. Distribution of *Acheilognathus cyanostigma* in the Midori river system, Kyushu Island, Japan.

Table 1. Number of sites from which native and exotic bitterling fishes were collected

Species or subspecies	Present	Co-existing with <i>A. cyanostigma</i>
1. Exotic bitterling fishes		
<i>Acheilognathus cyanostigma</i>	28	—
<i>Rhodeus ocellatus</i> subsp.*	31	26
2. Foreign exotic fishes		
<i>Micropterus salmoides</i>	2	0
<i>Lepomis macrochirus</i>	2	1
<i>Oreochromis niloticus</i>	10	7
<i>Gambusia affinis</i>	17	10
<i>Channa argus</i>	3	3
3. Native bitterling fishes		
<i>A. rhombeus</i>	0	0
<i>A. tabira nakamurae</i>	7	6
<i>Tanakia lanceolata</i>	5	5
<i>T. limbata</i>	5	1

*Probably individuals resulting from hybridization between *R. ocellatus kurumeus* and *R. ocellatus ocellatus* (see Miyake et al., 2008)

は 35–200 と 86 cm（調査範囲：5–250 cm），流速の範囲とその平均は 0–38.9, 9.2 cm/s（調査範囲：0–61.9 cm/s），濁度の範囲と平均は 6.54–29.26 と 12.82（調査範囲：1.27–46.31 FTU）、水路幅の範囲と平均は 150–1500 と 557 cm（調査範囲：20–8000 cm）であった。

国外外来魚類として、タイリクバラタナゴとニッポンバラタナゴ *R. ocellatus kurumeus* の交雑個体（三宅ほか，2008），ナイルティラピア *Oreochromis niloticus* の出現地点数が多く，これらとイチモンジタナゴとの共存地点数は多かつ

た。オオクチバスとブルーギルについては出現地点数が少なかった（Table 1）。他の在来タナゴ亜科魚類としてセボシタビラ *Acheilognathus tabira nakamurae*，ヤリタナゴ *Tanakia lanceolata* およびアブラボテ *T. limbata* が採集され，イチモンジタナゴとの共存地点数はセボシタビラとヤリタナゴで多かった（Table 1）。

イチモンジタナゴの分布を左右する環境要因

GLMM の結果は，AIC 値が低い順に 10 のモデル（上位モデル）と null モデルとして示された（Table 2）。AIC の最も低かったモデルに選択され

Table 2. Information-theory statistics and coefficients of the top ten models explaining the probability of occurrence of *Acheilognathus cyanosigma*

Model	AIC	Δ AIC	w_i	estimate (standard error)						Riverbank condition
				Intercept	Altitude	Water depth	Current velocity	Turbidity	Width of creek	
1	58.40	0.00	0.170	1.156 (1.268)	-0.168 (0.103)	0.013 (0.009)	—	-0.085 (0.051)	—	-5.550 (1.326)
2	58.83	0.43	0.138	2.318 (11.087)	-0.177 (0.104)	—	—	-0.100 (0.052)	—	-5.422 (1.230)
3	59.10	0.70	0.120	0.049 (0.780)	-0.151 (0.095)	0.015 (0.008)	—	—	—	-4.921 (1.266)
4	59.98	1.58	0.078	1.628 (1.478)	-0.149 (0.119)	0.014 (0.009)	—	-0.087 (0.050)	-7.60E ⁻⁴ (1.25E ⁻³)	-5.652 (1.387)
5	60.03	1.63	0.076	2.830 (1.305)	-0.161 (0.111)	—	-0.033 (0.036)	-0.118 (0.057)	—	-5.759 (1.308)
6	60.47	1.83	0.068	1.508 (1.566)	-0.165 (0.107)	0.013 (0.009)	-0.016 (0.037)	-0.096 (0.057)	—	-5.702 (1.359)
7	60.64	2.07	0.061	2.674 (1.360)	-0.150 (0.127)	—	—	-0.101 (0.051)	-5.84E ⁻⁴ (1.15E ⁻³)	-5.488 (1.276)
8	60.78	2.24	0.056	0.624 (0.933)	-0.145 (0.101)	0.015 (0.008)	—	—	-7.83E ⁻⁴ (1.06E ⁻³)	-4.897 (1.267)
9	60.97	2.38	0.052	1.140 (0.541)	-0.153 (0.094)	—	—	—	—	-4.640 (1.121)
10	61.83	2.57	0.047	-0.094 (0.882)	-0.154 (0.094)	0.016 (0.008)	0.012 (0.032)	—	—	-4.864 (1.266)
Null	117.14	58.74	2.99E ⁻¹⁴	-1.160 (0.411)	—	—	—	—	—	—
Summary of top 10 models; n					10	6	3	6	3	10

Table 3. Statistic scores of coefficient for river condition in the analysis, excluding Type A from the best model

River condition	β	SE	z value	P
Type B	2.611	0.959	2.723	<0.01
Type C	3.978	1.004	3.964	<0.01

Type A, B and C apply to category a, b and c, respectively, explained in Fig. 2.

た変数は、護岸の形状、水深、濁度、標高であった。上位 10 モデル中のすべてで標高と護岸の形状が、6 モデルで水深と濁度が選択された。とくに、護岸の形状について、その係数はすべての上位モデルにおいて標準誤差の 3 倍以上の値であった。標高の係数は標準誤差の 1.5 倍程度の値を示した。また、水深と濁度の係数は標準誤差のおおむね 1.5 から 2 倍程度の値を示した。流速と水路幅は上位 10 モデルの中での選択回数が少なく、それらの係数は標準誤差より小さい値を示した。これらを総合したとき、護岸の形状が本種の分布に最も強く影響しており、水深、濁度、標高がそれに続くことを説明している。

また、ベストモデルに Type B と Type C を当てはめた場合のそれぞれの標準化係数を調べたところ、ともに有意な正の係数が得られた (Table 3)。これらがカテゴリカル変数であることを考慮したとき、各護岸形状について別々にモデル式を示すことができ、護岸形状の違いがそれぞれ 8.161 (AB 間), 9.528 (AC 間), 1.367 (BC 間) の切片の差として現れることが明らかとなった。

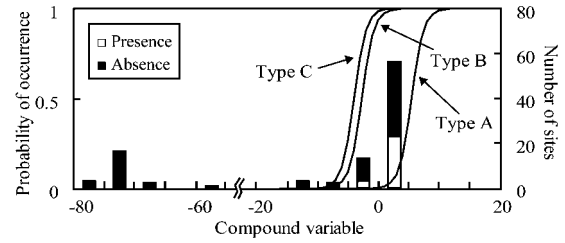
$$\text{Type A: } \log(p/(1-p)) = 1.156 + 0.013\text{WD} - 0.085\text{TU} - 0.168\text{AL} - 5.550$$

$$\text{Type B: } \log(p/(1-p)) = 1.156 + 0.013\text{WD} - 0.085\text{TU} - 0.168\text{AL} + 2.611$$

$$\text{Type C: } \log(p/(1-p)) = 1.156 + 0.013\text{WD} - 0.085\text{TU} - 0.168\text{AL} + 3.978$$

(WD: 水深, TU: 濁度, AL: 標高, p: 出現確率)

これらのモデル式の護岸形状をのぞいた部分で、水深、濁度、標高に乱数を当てはめて複合変数 (-80 から 20 の範囲内) を生成し、それぞれの護岸形状に対する出現モデルを描いたところ (Fig. 4), Type B と C ではその変数が 0 のとき出現確率が 90% を超えるのに対し、Type A の三面コンクリート護岸では出現確率が 10% を下回った。本水系内の実際の調査地点における複合変数

**Fig. 4.** Probability of occurrence of *Acheilognathus cyanostigma* under three river conditions, calculated on the basis of best model and number of survey sites showing actual presence/absence of the species. Type A, B and C apply to category a, b and c, respectively, explained in Fig. 2.

の最小と最大はそれぞれ -78.0 と 3.3 で、複合変数が 5 を超える地点はなく (Fig. 4), 本水系内では水深、濁度、標高の条件が整っても Type A での出現はほぼ期待できず、護岸形状が土堤の水路もしくは二面コンクリート護岸である必要性が示された。

考 察

イチモンジタナゴの分布を規定する要因 今回の調査により、緑川水系のイチモンジタナゴの分布が護岸の形状、水深、濁度、標高に関係し、とくに、護岸の形状の影響が大きいことが明らかになった。そして、その中でも土堤の水路が最もイチモンジタナゴの分布に適していた。こういった淡水魚類の生息と護岸形状との関係性について、今回と同様に土堤の水路が好適生息環境であった事例としてカワバタモロコ *Hemigrammocyprias rasborella* が挙げられる (Onikura et al., 2009)。カワバタモロコでは、土堤水路の水際が一時的水域となり仔稚魚の成育場として機能する可能性が述べられている。しかしながら、本研究の場合、上記の事例とはやや異なると考えている。それぞれの護岸形状に対する出現モデルを図示したところ (Fig. 4), Type B の二面コンクリート護岸であっても高確率で本種が出現することが明らかである。これは、本種の場合、水際よりも河床の改変に対する影響の方が大きい可能性を意味している。そして、河床が最も影響する理由について、タナゴ類と二枚貝類との関係性が挙げられる。タナゴ類は、二枚貝と絶対的な共生関係にあり、河川本流や農業用水路にすむタナゴ類の最大の脅威は、二枚貝の消失であるとされる (北村, 2008)。三面コンクリート護岸化は、河床材料の劇的な変

化や消失を招くため、二枚貝の生息には著しく負の影響を与えることが知られている（根岸ほか，2008）．したがって、護岸形状の変化の中でも、河床のコンクリート化は、本種にとって産卵環境の消滅を意味し、その生存に最も影響すると考えられる．

二面コンクリート護岸に対する本種の出現確率の高さは、農業用水路の整備の中でコンクリートを使った護岸をしながら、本種に配慮する何らかの策を講じることができる可能性を示している．しかしながら、本結果はあくまで水系スケールに着目した解析である．農業用水路に生息する魚類の中で季節的に生息環境を変える事例や成長にともない環境選択を変える事例も報告されており（Saitoh, 1990；Fujimoto et al., 2007；中島・鬼倉，2009；Onikura et al., 2009），今後、季節性や成長段階を考慮した詳細な調査を行う必要がある．

今回の解析によって、本種の分布は水深と正の相関関係があることも明らかとなった．同様の傾向は筑後川水系の農業用水路でのヒナモロコ *Aphyocypris chinensis* の環境選択（中島・鬼倉，2009）や六角川水系の水路でのカワバタモロコの環境選択（Onikura et al., 2009）においても報告されている．そして、今回の調査対象である緑川水系も筑後川や六角川水系と同じ有明海流入河川である．有明海沿岸域の低平地を流れる水路網は灌漑期と非灌漑期の間の水位変動が大きいことが知られ（鬼倉ほか，2007），その変動は1 mにも及び、非灌漑期に干上がる場所も見られる（中島・鬼倉，2009；Onikura et al., 2009）．本調査では流域スケールを対象としたものの、すべての調査地で非灌漑期の秋季調査を実施した．さらに、緑川水系においても非灌漑期の冬季にほとんど水深がなくなる場所が存在しており、当地域のイチモンジタナゴは冬季でも比較的水深が維持されるような場所を好んでいるのかもしれない．

その他の要因について、本種は一般的に止水を好むとされているが（中村，1969；長田，2001），他の止水性タナゴ類と比較して酸素欠乏に著しく弱いとの報告もあり（滋賀県立琵琶湖文化館，1991），濁度の低い場所を好むという結果は、本種が比較的水通しの良い止水を好むとも言える．その一方、今回の結果では流速への関係性が示されず、その出現範囲が0–38.9 cm/sと比較的広かったことなどから、少なくとも本調査地では流水環境にもある程度適応していると考えられる．標高については原産地である琵琶湖水域の低地で

の標高が84.5 m（国土地理院，2010）と比較的高標高であり、本結果とは異なっている．恐らく、標高そのものが重要なのではなく、今回解析対象としなかった水路の勾配など、標高と擬似的に関係するような環境要因が関係しているのであろう．

国外外来魚類、在来タナゴ類との関係 現在、在来生息地におけるイチモンジタナゴの生息状況はかなり厳しく、琵琶湖周辺ではほぼ絶滅し、淀川水系や濃尾平野においても生息域であるワンドの数ならびに採集個体数が減っている（河村，2003）．さらに、福井県三方湖についてはまったくと言っていいほど姿が見られなくなっている（瀬能，2008）．そして、その原因のひとつとして、外来魚類の影響が挙げられる（河村，2003）．本調査において、オオクチバス、ブルーギルの出現地点はいずれも少なかった．有明海沿岸域の水田地帯では、オオクチバスの定着箇所が少なく、その理由として灌漑期、非灌漑期の水位変動が挙げられており（鬼倉ほか，2008），本調査地においても同様の傾向が見られたのかもしれない．そして、緑川水系の比較的広域にイチモンジタナゴが定着できるのは、捕食者の不在も要因の1つとなっているのかもしれない．タイリクバラタナゴについては、本水系においてイチモンジタナゴと共存する地点が多く、河村（2003）で指摘されるイチモンジタナゴからタイリクバラタナゴへの置き換わりは今のところ起きていないと推測される．

緑川水系においてイチモンジタナゴが定着することにより、懸念される在来生態系への負の影響は、二枚貝類を産卵基質として利用するタナゴ亜科魚類との競合である．とくに、セボシタビラは近年急激に生息数を減らし、環境省（2007）のレッドリストでは、絶滅危惧Ⅱ類（VU）から絶滅危惧ⅠA類（CR）へ2段階ランクが上げられた．今回の調査で本亜種が出現した地点は、全7地点と少なく、そのうち6地点でイチモンジタナゴの出現が確認された．これらのことから、緑川水系における両種の好適生息環境は類似しており、生息場所が重複している可能性が高い．準絶滅危惧種に指定されるヤリタナゴ（環境省，2007）についても、イチモンジタナゴとの出現地点の重複が確認された．緑川水系におけるこれらのタナゴ亜科魚類の産卵母貝利用に関する調査を早急に進める必要があると考える．

九州北部の外来魚類の侵略性を評価した報告で

は、イチモンジタナゴは潜在的な侵略性が高い魚種として評価されている (Onikura et al., 2011)。しかしながら、本種の実産地における生息状況がきわめて危機的である現段階では、イチモンジタナゴの保全という観点から、緑川水系での安易な駆除などの対策は控える必要があるかもしれない。そのような見解は、鬼倉ほか (2008)、大畑ほか (2010) でも述べられており、本来の生息域での生息個体数の回復を待った後に、緑川水系での本種の対策を実践すべきであろう。

謝 辞

本研究の一部は、環境省地球環境研究総合推進費革新型 (RF-075, 0910)、公益信託増進会自然環境保全研究活動助成基金によって行われた。本研究を行うにあたり、鹿野雄一博士 (九州大学大学院)、諸澤崇裕氏 (筑波大学大学院) には有益な御助言をいただいた。また、井原高志氏 (九州大学大学院アクアフィールド科学講座) には調査を補助していただいた。この場を借りて心よりお礼申し上げます。

引 用 文 献

- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans. Automat. Control.*, 19: 716–723.
- Bolker, B. M., M. E. Brooks, C. J. Clark, S. W. Geange, J. R. Poulsen, M. H. H. Stevens and J. S. S. White. (2009) Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.*, 24: 127–135.
- Burnham, K. P. and D. R. Anderson. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference*. Springer, New York, 496 pp.
- Copp, G. H. 1992. Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environ. Biol. Fish.*, 33: 181–193.
- Fujimoto, Y., Y. Ouchi, T. Hakuba, H. Chiba and M. Iwata. 2007. Influence of modern irrigation, drainage system and water management on spawning migration of mud loach, *Misgurnus anguillicaudatus* C.. *Environ. Biol. Fish.*, 81: 185–194.
- Guelinckx, J., J. Maes, B. Geysen and F. Ollevier. 2008. Estuarine recruitment of a marine goby reconstructed with an isotopic clock. *Oecologia*, 157: 41–52.
- Heggenes, J., T. G. Northcote and A. Peter. 1991. Seasonal habitat selection and preferences by cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki*) in a small, coastal stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48: 1364–1370.
- Inui, R., N. Onikura, M. Kawagishi, M. Nakatani, Y. Tomiyama and S. Oikawa. 2010. Selection of spawning habitat by several gobiid fishes in the subtidal zone of a small temperate estuary. *Fish. Sci.*, 76: 83–91.
- 環境省. 2007. レッドリスト, 汽水・淡水魚: http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html (参照 2009-8-10).
- 河村功一. 2003. イチモンジタナゴ. 環境省自然環境局野生生物課 (編), pp. 98–99. 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.
- Kitamura, J. 2006. Reproductive ecology of striped bitterling *Acheilognathus cyanostigma* (Cyprinidae: Acheilognathinae). *Ichthyol. Res.*, 53: 216–222.
- Kitamura, J. 2007. Reproductive ecology and host utilization of four sympatric bitterling (Acheilognathinae, Cyprinidae) in a lowland reach of the Harai River in Mie, Japan. *Environ. Biol. Fish.*, 78: 37–55.
- 北村淳一. 2008. タナゴ亜科魚類: 現状と保全. *魚類学雑誌*, 55: 139–144.
- Kitamura, J., J. N. Negishi, M. Nishio, S. Sagawa, J. Akino and S. Aoki. 2009. Host mussel utilization of the Itasenpara bitterling (*Acheilognathus longipinnis*) in the Moo River in Himi, Japan. *Ichthyol. Res.*, 56: 296–300.
- 国土地理院. 2010. 日本の主な湖沼, 琵琶湖: <http://www.gsi.go.jp/KOKUJYOHO/KOSYO-biwa.html> (参照 2010-10-24).
- 国土交通省. 2007. 日本の川, 緑川: http://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/nihon_kawa/89100/89100-1.html (参照 2010-10-24).
- 近藤高貴. 1998. 用水路の淡水二枚貝群集. 江崎保男・田中哲夫 (編), pp. 80–92. 水辺環境の保全. 朝倉書店, 東京.
- 熊本県水産試験場. 1983. 内水面漁場環境調査. 昭和 57 年度事業報告書, 83–87.
- 三宅琢也・中島 淳・鬼倉徳雄・古丸 明・河村功一. 2008. ミトコンドリア DNA と形態から見た九州地方におけるニッポンバラタナゴの分布の現状. *日本水産学会誌*, 74: 1060–1067.
- 諸澤崇裕・藤岡正博. 2007. 霞ヶ浦における在来 4 種と外来 3 種のタナゴ類 (Acheilognathinae) の生息状況. *魚類学雑誌*, 54: 129–137.
- 長田芳和. 2001. イチモンジタナゴ. 川那部浩哉・水野信彦・細谷和海 (編), pp. 372–373. 改訂版 日本の淡水魚. 山と溪谷社, 東京.
- Nakabo, T. (ed) 2002. *Fishes of Japan with Pictorial Keys to the Species*, English edition. Tokai University Press, Tokyo. 1749 pp.
- 中村守純. 1969. イチモンジタナゴ. 中村守純 (著), pp. 23–29. 日本のコイ科魚類. 資源科学研究所, 東京.
- 中島 淳・鬼倉徳雄. 2009. 野外におけるヒナモロコシの成長と利用環境. *魚類学雑誌*, 56: 135–143.
- 中島 淳・鬼倉徳雄・兼頭 淳・乾 隆帝・栗田喜久・中谷祐也・向井貴彦・河口洋一. 2008. 九州北部における外来魚類の分布状況. *日本生物地理学会誌*, 63: 177–188.

- 根岸淳二郎・萱場祐一・塚原幸治・三輪芳明.
2008. 指標・危急生物としてのイシガイ目二枚貝：生息環境の劣化プロセスと再生へのアプローチ. 応用生態工学, 11: 195–212.
- Nykanen, M. and A. Huusko. 2003. Size-related changes in habitat selection by larval grayling (*Thymallus thymallus* L.). Ecol. Freshw. Fish., 12: 127–133.
- 大畑剛史・乾 隆帝・井原高志・中島 淳・鬼倉徳雄. 2010. 遠賀川水系で確認された国内外来魚ワタカ *Ischikauia steenackeri* の産卵場. 日本生物地理学会誌, 65: 21–28.
- 鬼倉徳雄・中島 淳・江口勝久・三宅琢也・河村功一・栗田喜久・西田高志・乾 隆帝・向井貴彦・河口洋一. 2008. 九州北西部, 有明海・八代海沿岸域のクリークにおける外来魚類の分布の現状. 水環境学会誌, 31: 395–401.
- 鬼倉徳雄・中島 淳・江口勝久・三宅琢也・西田高志・乾 隆帝・剣持 剛・杉本芳子・河村功一・及川 信. 2007. 有明海沿岸域のクリークにおける淡水魚類の生息の有無・生息密度とクリークの護岸形状との関係. 水環境学会誌, 30: 277–282.
- Onikura, N., J. Nakajima, R. Inui, H. Mizutani, M. Kobayakawa, S. Fukuda and T. Mukai. 2011. Evaluating the potential of invasion by alien freshwater fishes in northern Kyushu Island, Japan, using the Fish Invasiveness Scoring Kit. Ichthyol. Res., in press (DOI: 10.1007/s10228-011-0235-1).
- Onikura, N., J. Nakajima, H. Kouno, Y. Sugimoto and J. Kaneto. 2009. Habitat use in irrigation channels by the golden venus chub (*Hemigrammocypripis rasborella*) at different growth stages. Zool. Sci., 26: 375–381.
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org> (参照 2010-4-24) .
- Saitoh, K. 1990. Reproductive and habitat isolation between two populations of the striated spined loach. Environ. Biol. Fish., 28: 237–248.
- Santos, J. M., F. N. Godinho and M. T. Ferreira. 2004. Microhabitat use by Iberian nase *Chondrostoma toxostoma* and Iberian chub *Squalius laietanus* in three small streams, north-west Portugal. Ecol. Freshw. Fish., 13: 223–230.
- 瀬能 宏. 2008. イチモンジタナゴ. 瀬能 宏 (監), p. 119. 日本の外来魚ガイド. 文一総合出版, 東京.
- 滋賀県立琵琶湖文化館. 1991. 湖国びわ湖の魚たち 増補改訂版. 第一法規出版, 東京. 189 pp.
- 多紀保彦. 2003. 汽水・淡水魚類概説. 環境省自然環境局野生生物課 (編), pp. 21–22. 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.