

シリーズ・Series 日本の希少魚類の現状と課題

魚類学雑誌 63(2):143-148
2016年11月5日発行

**国内外来種となった絶滅危惧種：
その取り扱いと保全をめぐって**

**Non-indigenous populations of endangered species:
control and conservation**

外来種とは、意図的、非意図的に他地域から人為的に導入された生物種のことであるが、そのうち国内産の種の移動による外来種は特に「国内由来の外来種」（以後、国内外来種と称す）として区別されることが多い。日本の淡水魚においては、およそ20%、6目13科58種・亜種が国内外来種として人為的に分布を広げている（向井ほか、2013）。オオクチバス *Micropterus salmoides* やブルーギル *Lepomis macrochirus* のような外国から導入された「国外外来魚」と比べて、国内外来種については一般市民の認知度は低い。しかしながら、元々生息していない生物の定着は、在来の生物群集や生態系になんらかの影響をもたらす可能性が高いため、国内・国外を問わず、外来生物は地域の生態系や生物多様性に脅威を与える要因として問題視されている（向井ほか、2013；環境省、2015）。

一方で、そのような国内外来種の中には、絶滅危惧種としてレッドデータブックに掲載されている種も存在する。例えば琵琶湖産魚類は、ゲンゴロウブナ *Carassius cuvieri*（絶滅危惧IB類、環境省レッドデータブック2014）、ワタカ *Ischikauia steenackeri*（同IA類）、ホンモロコ *Gnathopogon caeruleus*（同IA類）など多くの種が絶滅危惧種となっているが（環境省、2015）、同時に国内他地域に広く移植され、定着している国内外来種でもある（Watanabe, 2012）。なかにはハス *Opsariichthys uncirostris uncirostris*（同II類）のように導入先で在来希少魚を食害したり（Kurita et al., 2008）、ホンモロコのように在来の同属タモロコに対して遺伝的攪乱をもたらしたりするなど（Kakioka et al., 2013）、生物多様性に悪影響を与えているものもある。

国内外来種としてふるまう絶滅危惧種に対して、生物多様性保全の観点から、我々はどうのように対処すべきだろうか。本稿では、鬼倉ほか（2008）などを下敷きに、この問題に関する基本的な考え方や取り扱い方針について論じ、提案を行いたい。そして、九州における絶滅危惧種の外来個体群の具体的なケースを紹介し、今後の保

全あるいは外来種対策のための方針を検討する。

在来分布域外の絶滅危惧種に対する基本的な考え方

絶滅危惧種の外来個体群は保全の対象となるだろうか。われわれは基本的に保全の対象だと考える。しかし、実践的にどのように対処すべきかは、本来の分布域での危機の状況と、移植場所での在来群集・生態系へのインパクトの大きさとのバランスとして決定することになるだろう（図1）。

ただし、ここで対象とするのはすでに存在する外来個体群についてであり、積極的な保全的導入（保全を目的とした自然生息域外への人為的導入）は、淡水魚の場合、よほど切迫した場合やリスク評価に基づく妥当性の根拠があるときを除き、生物多様性保全における予防原則（「生物多様性条約」、「生物多様性基本法」等参照）にもとづいて、保全策として採用されにくいだろう（IUCN/SSC, 2013）。さらに強調しておかなければならないことは、外来個体群が今日保全に役立つ状況があることが、人為的分布攪乱を正当化するものではないことである。外来種の生態系インパクトや自然史の不可逆的な攪乱を考えたとき、これ以上の分布攪乱を抑制し、自然生息域内での保全施策を最優先とすべきなのは言うまでもない。外来個体群が保全的価値をもつ状況は、まさに自然生息域内での保全施策が不十分、不適切であったことを意味する。

以上のような前提に立ちながらも、現実には絶滅危惧種の本来的分布域内の危機状況によって、外来個体群がその種の存続に重要な役割をもつ場合がある（図1のA）。もっとも極端な場合は原産地で野生絶滅した場合であり（例えばクニマス *Oncorhynchus kawamurae*）、さらには野生絶滅までいなくても絶滅リスクがきわめて高い場合には、外来個体群は種の存続に役立つことがある。外来個体群は、再導入（絶滅場所への再放流）や補強（脆弱となった個体群への個体の追加）のための個体の供給元、遺伝的救済（非近親交配による近交弱勢の軽減）のための遺伝資源、あるいは系統保存個体の供給元となりうる。種はかけがえのない進化の産物であり、保全すべき生物多様性の重要な対象である。また種の保全は、生物多様性の階層における下位（地域個体群、遺伝子）および上位（群集、生態系、景観）の保全を実現するための要ともなる。したがって、外来個体群も込みにして種の保全計画を立てるべき場合が存在する。

一方、絶滅危惧種にリストされていても、現状で外来

		在来種に対するリスク		
		a. 種の存続に悪影響	b. 地域個体群の存続に悪影響	c. 特に顕著な影響はない
当該種の保全上の利益	A. 種の存続性に貢献 • 基本的に保全対象だが、在来種へ影響を許容範囲まで抑える必要がある	• 保全対象 • ただし野外個体群は駆除・抑制し、管理・飼育環境等に再移動	• 保全対象 • ただし分布拡大を抑制し、場合によっては管理・飼育環境等に再移動	• 保全対象 • 当座、生息域外保全個体群の一つとして位置づける
	B. 存続性に影響しない • 野外個体群は基本的に駆除・抑制対象だが、啓発、研究などに保全活用できる	• 積極的な駆除・抑制対象 • 啓発、研究、遺伝資源などに保全活用	• 積極的な駆除・抑制対象 • 啓発、研究、遺伝資源などに保全活用	• 駆除・抑制対象 • 啓発、研究、遺伝資源などに保全活用

図1. 絶滅危惧種の外来個体群の保全方針案。絶滅危惧種自体の保全上の利益と在来種に対するリスクのバランスのもとで、種の多様性の喪失を総合的に最小化することが望まれる。

個体群を保全計画に入れる保全上の利益が特段大きくない場合もある(図1のB)。その場合、外来個体群を積極的に保全する意義は小さいだろう。しかし、そうした外来個体群であっても、導入元の個体群の保全目的に沿う限り、上と同様、再導入・補強、遺伝的救済、系統保存等への個体の供給元の候補として、あるいは生態解明のための基礎研究において有用となりうるだろう。

もっとも問題となるのは、外来個体群を含む当該種の保全上の利益が、移入先の在来種(魚類に限らない)の地域個体群の存続に対してリスクをもつ場合である。つまり種間に存続リスクのトレードオフがある場合には、判断は容易ではない。

ここで基本的な目標として、「種の喪失を全体として最小化する」ことを目指すこととしたい。もし絶滅危惧種の外来個体群が在来の他種の存続に特段悪影響を与えない場合には、前者の保全上の利益の有無のみを考慮すればよいだろう(図1のA-c)。しかし、もしある種の保全上の利益にともなって、在来種(種そのもの)の絶滅リスクを無視できない程度に上げるならば、絶滅危惧種とはいえ、外来個体群は駆除対象となるだろう。その場合には飼育下あるいは人為的に造成されたビオトープなどの管理生息地に再度移動させることになるだろう(図1のA-a)。

では両ケースの間に位置するような、外来個体群がその種の存続上大きな利益をもたらすが、在来種の地域個体群の存続には無視できないリスクを与え、一方、その在来種の種自体の存続に与える影響は軽微な場合(例えば、多数の地域個体群が低リスクで存在する場合など)はどうだろうか(図1のA-b)。もし完全な二者択一であるならば、上記の基本的な目標(種の喪失の最小化)にもとづいて、外来個体群の「種の保全」が優先されざるをえない。しかし、このような場合においても、地域で何を重視し、どのような保全の動機が存在するのかもまた重要であり、十分な合意形成が必要である。また、完全な二者択一という状況自体が現実的でないことから、

これは実際的に必要とされる判断というよりは、基本的な考え方にすぎない。いずれにしても、各地域での在来種の危機状況、またとりまく社会的状況に応じて、外来個体群への対処をそれぞれの確に判断する必要がある。魚類以外の特に昆虫等小型の生物については注目されにくい状況もあるが、魚類同様に検討対象となることを忘れてはならない。

外来個体群を元の生息地における当該種の保全に役立てようとするとき、DNA標識を用いた集団遺伝分析は、起源個体群を特定したり、遺伝的多様性の維持程度を診断したり、また個体群間の交雑の度を明らかにしたりするうえで有意義である。また上では主に種レベルの保全に注目してきたが、実際には、絶滅あるいは絶滅に瀕した地域個体群の再確立や補強が目的となるのがふつうである。その場合にも、遺伝学的データは有用である。一方、種の生息域内での人為移動による遺伝的攪乱も大きな問題となっている(小西, 2010; 竹花・北川, 2010; 向井ほか, 2013)。そのような状況を明らかにし、二次的拡散防止を図るうえでも、遺伝学的分析は重要なツールとなる。

それでは、実際に上記のような考えのもとで、どのような保全施策が可能となるだろうか。また、上記の取り扱いに問題点はないだろうか。次節では、すでに九州に定着してしまった数種の希少な国内外来魚について、具体的に検討していきたい。

九州におけるケース

九州では、ゲンゴロウブナ、ハス、ワタカなどの国内外来魚の定着が知られ(中島ほか, 2008)、また九州東部を自然分布域とするギギ *Pseudobagrus nudiceps* が、最近、西部の筑後川でも見られるようになってきている(向井ほか, 2013)。国内外来魚の侵入がその自然分布域外で及ぼす影響については、ハスによるタナゴ類の食害および緑種との交雑が知られ(向井ほか, 2013)、また、外来種の生態リスク評価において、九州の国内外来魚の

うちの9種（遺伝的攪乱を引き起こす3種を含む）が高い侵略性をもつ外来魚と判定されている（表1；Onikura et al., 2011）。国内外来魚の侵入は、九州固有の生態系、生物多様性への脅威であり、外来種の本来の生息域での希少性も考慮に入れながら、その個体群管理が必要とされる状況である。

ワタカ コイ科ワタカ（図2A）は琵琶湖水系の固有種であり、湖の沿岸部や内湖を主生息域とする。江戸期までは福井県三方湖にも生息していたという。その危機的状況は深刻で、琵琶湖において絶滅に近い状態にあるとされ、絶滅危惧IA類に指定されている（環境省, 2014）。主な危機要因は繁殖場であるヨシ帯の減少や国内外来魚の捕食圧であり、対策として本種の種苗生産が行われ、内湖等に放流がなされている。また、主に他の魚種の生息地保全を主目的としたヨシ原再生事業により、生息・産卵環境は徐々に改善されつつあるとされる。外来魚については、有害外来魚ゼロ作戦事業として駆除促進、繁殖抑制対策などが実施されているものの（滋賀県, 2015）、依然ヨシ帯周囲にはオオクチバスやブルーギルが多数すみ着き、その状況は深刻である（環境省, 2014）。

一方、ワタカは国内外来魚として、関東地方、北陸地方、奈良、岡山、島根、山口、福岡、熊本各県での定着が知られており（松沢・瀬能, 2008；中島ほか, 2008）、

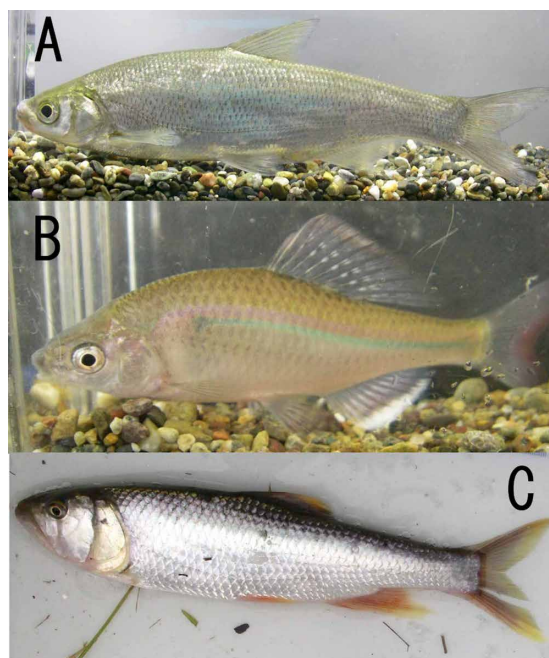


図2. 九州に定着した国内外来魚ワタカ（A, 遠賀川産）、イチモンジタナゴ（B, 緑川産）とハス（C, 遠賀川産）。

表1. 1994-2014に著者のうち鬼倉が生息を確認した九州における国内外来魚。九州淡水魚類分布データベース（九州大学水産実験所所有、未公開）の約2,500地点の魚類相から抽出した。ギギとオヤニラミについては、九州内の自然分布域外での出現地点数を示した。スコアについては、Onikura et al. (2011)のFISK scoreを記述した（侵略的・非侵略的外来魚の閾値は19.8）

標準和名（学名）	地点数 （スコア）	環境省レッドデータブック（2015）
ゲンゴロウブナ (<i>Carassius cuvieri</i>)	368 (25.3)	絶滅危惧IB類
ハス (<i>Opsariichthys uncirostris uncirostris</i>)	155 (24.0)	絶滅危惧II類
スゴモロコ属 (<i>Squalidus</i> sp.)	98 (17.0)	多くはコウライモロコと思われるが、同II類のスゴモロコを含む可能性あり
ワタカ (<i>Ischikauia steenackeri</i>)	79 (20.0)	絶滅危惧IA類
ギギ (<i>Pseudobagrus nudiceps</i>)	62 (22.7)	
タモロコ属 (<i>Gnathopogon</i> sp.)	51 (20.0)	多くはタモロコと思われるが、同IA類のホンモロコを含む可能性あり
ビワヒガイ (<i>Sarcocheilichthys variegatus microoculus</i>)	24 (18.3)	
ワカサギ (<i>Hypomesus nipponensis</i>)	7 (11.0)	
イチモンジタナゴ (<i>Acheilognathus cyanostigma</i>)	6 (20.0)	絶滅危惧IA類
オヤニラミ (<i>Coreoperca kawamebari</i>)	1 (未評価)	絶滅危惧IB類

遺伝子攪乱が問題となっている魚種：コイ (*Cyprinus carpio*, FISK score = 31.0)；オイカワ (*Opsariichthys platypus*, 24.0)；モツゴ (*Pseudorasbora parva*, 21.7)

九州では遠賀川水系、緑川水系などの1級水系に加えて、最近、福岡県の釣川や熊本県の唐人川といった小規模な2級水系でも採集されるようになった。本種は琵琶湖産のアユ *Plecoglossus altivelis* の放流種苗に混入して広がったとされているが（国立環境研究所，2013），少なくとも九州では、漁協もなく湖産アユの放流実績がない小河川でも最近見られ始めた。このことは、直接的な琵琶湖産アユの放流以外の分布拡大経路が存在し、さらに分布拡大が現在進行形であることを意味している。今のところ、国内外来魚としてのワタカが自然分布域外で生態系、生物多様性に悪影響を及ぼしたという報告はない。ただし、本種の示す植食性が水草とそれを取り巻く無脊椎動物群集に与える影響は十分にわかっているとはいえない。

九州でのワタカの生態については、遠賀川水系での自然繁殖に関する報告がある（大畑ほか，2010）。遠賀川に隣接する農業用の調整池において、ヨシやオオカナダモが繁茂する浅場で本種の産卵と思われる行動が確認され、その場所から本種の卵と稚仔魚が採集されている。この場所の環境は水位の変動を伴い、灌漑期と非灌漑期で最大70 cm変動する。大畑ほか（2010）は、産卵期前の水位の上昇が現在の琵琶湖水系には乏しく、そのため一時的な水域として機能する場所が減少しているという報告（金尾ほか，2009）に着目し、産卵期前の水位の上昇の有無が、自然分布域である琵琶湖水系で本種が減少し、域外である遠賀川水系に定着できている理由であろうと考察している。

ワタカ外来個体群の生態系に与える影響については不明な点はまだあるものの、原産地における危機的な状況に鑑みたとき、九州の個体群は遺伝子資源として本種の存続性に大いに貢献すると考えることができる（図1, A-c）。ただし、特に貴重な水生植物群落が存在する地域では注意が必要である。琵琶湖においてワタカは個体数のみならず、遺伝的多様性も失っているようである（23個体からミトコンドリアDNAが1ハプロタイプのみ；Tabata et al., 2016）。したがって、九州を含め、各地に定着したワタカ個体群が本来の遺伝的多様性を保持している可能性があり、潜在的な遺伝子資源として詳細な調査が必要である。また、大畑ほか（2008）が産卵環境について考察したように、生息域外での生態研究からの知見は、自然分布域の生息環境を改善する指針を得るうえで重要である。

イチモンジタナゴ コイ科イチモンジタナゴ（図2B）は、伊勢湾周辺域から三方湖、琵琶湖・淀川水系、由良川、加古川周辺までを自然分布域とし、河川のワンド、ため池や水路などの止水域から緩流域を好む魚種である（環境省，2014）。現在、琵琶湖では一部の内湖等にしか生息せず、きわめて絶滅に近い。またその他の水系においても限られた水域にしか生息しておらず、絶滅危惧IA類に指定されている（環境省，2014）。さらに伊勢湾周辺域ではほとんど琵琶湖水系等の外来個体群と置き換わっているようであり、在来と考えられる個体群はわず

か1地域に残存するにすぎない（Kitazima et al., 2015）。本種の危機要因としては河川改修による生息環境の悪化、国外外来魚の捕食圧、水質汚濁、遺伝的攪乱などが挙げられる。琵琶湖では再導入計画が検討されており（環境省，2014）、有害外来魚対策なども行われている（滋賀県，2015）。

一方、国内外来魚としてのイチモンジタナゴは、富山県、岡山県、四国、熊本県から知られている（松沢・瀬能，2008）。九州では、以前から緑川水系での定着が知られていたが、最近になって福岡市を流れる那珂川でも確認されている（浅山・中島，2015）。本種は琵琶湖産のアユ放流種苗に混入して広がった可能性が指摘されているが（国立環境研究所，2013）、九州内での定着状況とその他の外来魚の定着状況を勘案したとき、養殖魚の逸脱など、内水面養殖との関連性を疑う声もある（鬼倉・向井，2013）。生息域外個体群が及ぼす生態系への影響について、今のところ具体的な報告はないが、九州では在来タナゴ類との産卵母貝をめぐる競争が危惧されている（大畑ほか，2012；浅山・中島，2015）。

定着した場所や時期によって生態系への脅威が異なる場合があるため、外来個体群に対する評価も場所や時期によって異なりうる。九州におけるイチモンジタナゴにおいても、都市化が進む福岡市を流れる那珂川での定着については、在来タナゴ類の生息状況が危機的であることから、在来種と競争が生じる外来生物として早急な駆除の必要性が論じられている（浅山・中島，2015；図1, A-b）。一方、水系内に水田が多く残存し、九州の在来タナゴ類が多数生息している緑川水系（熊本県）では、在来個体群を絶滅に追いやるほどの影響は考えにくく、本種の希少性を考慮すれば、外来個体群を一時的担保として保全対象と考えることができるだろう（鬼倉ほか，2008；図1）。なお、緑川水系のイチモンジタナゴは、絶滅が危惧される琵琶湖・淀川水系からのものである可能性が高いことがわかっている（Kitazima et al., 2015）。しかし、緑川水系における詳細な調査によると、九州在来亜種セボシタビラ *Acheilognathus tabira nakamurae* が96の調査地点のうちわずか7地点にしか出現せず、そのうちの6地点でイチモンジタナゴの外来個体群が採集されている（大畑ほか，2012）。このことは、両種の産卵母貝の利用をめぐる潜在的な競合関係を示唆し、緑川のようにたとえ現状で大きな悪影響がみられない場所においても、生息環境の変化や外来個体群の個体数増加によって、在来種への悪影響が拡大する可能性を示している。大畑ほか（2012）はまた、緑川水系のイチモンジタナゴ個体群について、モデルを用いて選好環境を明らかにしており、自然分布域での本種の生息環境の改善に有用な情報を含むものと思われる。

ハス 日本のコイ科魚類では数少ない魚食性魚類であるハス（図2C）は、琵琶湖・淀川水系と福井県三方湖に分布していたが、後者ではすでに20年以上捕獲されておらず、絶滅が疑われている。また琵琶湖でも漁獲量

が大幅に減少し、絶滅危惧Ⅱ類に指定されている（環境省，2014）。本種の危機要因としては、産卵環境の悪化、外来捕食性魚類による食害と餌をめぐる競争などが挙げられているが、本種を対象とした保全・保護対策は特に行われていない。

国内外来魚としてのハスは、関東地方、濃尾平野、中国地方、九州から知られており（松沢・瀬能，2008）、九州では農業用水路網などにも侵入し、タナゴ類を食害するなどの報告もある（Kurita et al., 2008）。本種は琵琶湖産のアユ放流種苗に混入して広がった可能性が指摘されているが（国立環境研究所，2013）、九州ではそれに加えて、オイカワの放流に混入した可能性も指摘されている（鬼倉・向井，2013）。九州におけるハスの生態学的な知見は上述の2種に比べて多く、食害や交雑による在来生物への影響（Kurita et al., 2008；鬼倉・向井，2013）、そして環境選好性（井原ほか，2011；Kurita et al., 2014）などの研究報告がある。

ハスの場合、琵琶湖における生息状況は、外来個体群を保全計画に用いるほどの危機状況にはなく、一方で外来個体群の生態系への悪影響が報告されているため、外来個体群は保全対象とはならないだろう（図1，B-b，影響の程度によってはB-c）。したがって、外来個体群の分布拡大を予防すること、必要に応じて駆除を実施することが求められるだろう。実際、九州のハス個体群に関しては、生息分布モデルの構築と広域スケールでの分布予測などの研究が行われ（Sato et al., 2010；鬼倉・河口，2013）、一部の河川において漁業者による駆除が、そして福岡県の内水面研究所では本種の効果的駆除手法に関する検討が行われている（佐野，2012）。

なお、ハスの外来個体群に関するミトコンドリアDNA分析の結果、九州全体としては多様なハプロタイプが得られたものの（7ハプロタイプ；琵琶湖では11ハプロタイプ）、各河川では多様性に乏しく（1-2ハプロタイプ）、各河川への導入にともなう創始者効果、あるいは河川における個体群サイズが小さいことによるボトルネックを反映しているものと推測される（鬼倉・向井，2013）。

今後の課題

絶滅危惧種の保全は原則的に自然分布域内で行うべきである。外来個体群は長い歴史的背景をもつ在来生態系に変化を与え、場合によっては在来種の存続に影響を与える可能性がある（向井ほか，2013）。絶滅危惧種の外来個体群を保全計画に組み入れるのは、あくまでも回復が困難となった自然分布域内の生息状況の改善のためであり、一時的なものと考えべきである。また保全的導入の許容のハードルは一般に高く設定し、今後の生息域外での分布拡散は最大限抑制されなければならない。本稿では、絶滅危惧種の外来個体群への対応について、在来の種や個体群の存続に無視できないリスクを与えるかどうかを判断基準として強調してきた。しかし、データ

取得の難しさやリスクの時間的な変化もあり、許容リスクの基準設定や判定は実に難しい課題である。現状では、それぞれの種の基礎生態情報と現場での個体数動向から総合的に判断せざるを得ないことが多い。このような場合には、生物多様性保全における予防原則を適切に考慮したほうがよい。

一方、外来個体群を保全し、自然個体群の保全計画に役立てる際にも、多くの解決すべき課題がある。まず、いずれの場合においても、遺伝分析を行って、起源となる個体群を特定したり、遺伝的多様性や交雑の現状を明らかにしておくことが必要だろう。外来個体群はしばしば創始者効果により遺伝的多様性が減少していたり、複数の系統が混ざっていたりするので、そのまま再導入や補強には用いにくいものが存在する。

また、外来個体群が一定期間、異なる地域環境の自然選択圧のもとで生きてきたことを考慮に入れ、再導入や補強に先立っては、十分な管理のもと、放流先に類似した環境において複数世代にわたり馴致することが望ましい。このときに病気の持ち込みの有無や遺伝的特性の劣化等についても診断できるだろう。また遺伝的救済に用いる場合には、できれば管理下で、近交弱勢（卵死亡率や奇形率の増大など）が生じた個体群からの個体と外来個体群からの個体の交配を行い、近交弱勢の軽減を実証するステップを踏むことが望ましい。

本稿では、絶滅危惧種が自然分布域の個体群単独では存続が危ぶまれる状況に陥ってしまっている場合において、すでに存在する外来個体群もいわば「生息域外保全個体群」の一つに位置付けし直して、総合的に種や地域個体群の存続を図ることを提案した。しかし、九州における実例をみてもわかるように、在来個体群への悪影響を最小化しながら、自然分布域の個体群の保全を実効的に進めていくためには、科学的知見があまりに不足している。また、クニマスを除けば（青柳ほか，2013）、生息域外個体群を保全の対象として積極的に取り扱う試みは行われていない。自然分布域内での絶滅危惧種の研究と生息域外の外来個体群の研究を連携させながら、保全と外来魚対策の両方を視野に入れた研究・実践を進めていく必要がある。

引用文献

- 青柳敏裕・加地奈々・長谷川裕弥. 2013. クニマスの生態解明及び増養殖に関する研究. 山梨県総合理工学研究機構研究報告書, 8: 89-95.
- 浅山典昭・中島 淳. 2015. 福岡県において採集された移入種イチモンジタナゴ. 魚類学雑誌, 62: 77-80.
- 井原高志・乾 隆帝・大畑剛史・鬼倉徳雄. 2011. ダム湖流入河川における国内外来魚ハス *Opsariichthys uncirostris uncirostris* の産卵環境. 生物地理学会会報, 66: 41-48.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland. viiii + 57 pp.
- Kakioka, R., T. Kokita, R. Tabata, S. Mori and K. Watanabe. 2013. The

- origins of limnetic forms and cryptic divergence in *Gnathopogon* fishes (Cyprinidae) in Japan. *Environ. Biol. Fish.*, 96: 631–644.
- 金尾滋史・大塚泰介・前畑政善・鈴木規慈・沢田裕一. 2009. ニゴロブナ *Carassius auratus grandoculis* の初期成長の場としての水田の有効性. *日本水産学会誌*, 75: 191–197.
- 環境省. 2015. レッドデータブック 2014 –日本の絶滅のおそれのある野生生物– 4 汽水・淡水魚類. 株式会社ぎょうせい, 東京, 414 pp.
- 環境省. 2015. 報道記者発表「外来種被害防止行動計画」の公表について(お知らせ). <http://www.env.go.jp/press/100774.html> (参照 2016-6-16).
- Kitazima, J., M. Matsuda, S. Mori, T. Kokita and K. Watanabe. 2015. Population structure and cryptic replacement of local populations in the endangered bitterling *Acheilognathus cyanostigma*. *Ichthyol. Res.*, 62: 122–130.
- 国立環境研究所. 2013. 侵入生物データベース. 魚類目次. https://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/DB/toc5_fishes.html (参照 2016-4-4).
- 小西 蘭. 2010. シナイモツゴ: 希少になった雑魚をまもる. *魚類学雑誌*, 57: 80–83.
- Kurita, Y., J. Nakajima, J. Kaneto and N. Onikura. 2008. Analysis of the gut contents of the internal exotic fish species *Opsariichthys uncirostris uncirostris* in the Futatsugawa River, Kyushu Island, Japan. *J. Fac. Agr., Kyushu Univ.*, 53: 429–433.
- Kurita, Y., N. Onikura and R. Inui. 2014. Factors affecting the establishment success of the invasive fish *Opsariichthys uncirostris uncirostris*, in small irrigation ditches in northern Kyushu, Japan. *Ichthyol. Res.*, 61: 393–398.
- 松沢陽士・瀬能 宏. 2008. 日本の外来魚ガイド. 文一総合出版, 東京, 157 pp.
- 向井貴彦・鬼倉徳雄・淀 大我・瀬能 宏. 2013. 見えない脅威“国内外来魚”. 東海大学出版会, 秦野, 254 pp.
- 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. *日本生物地理学会報*, 63: 177–188.
- 鬼倉徳雄・河口洋一. 2013. 国内外来魚の分布予測モデル. 向井貴彦・鬼倉徳雄・淀 大我・瀬能 宏 (編), pp. 143–150. 見えない脅威“国内外来魚”. 東海大学出版会, 秦野.
- 鬼倉徳雄・向井貴彦. 2013. 有明海沿岸域のクリーク地帯における国内外来魚の分布パターン. 向井貴彦・鬼倉徳雄・淀 大我・瀬能 宏 (編), pp. 25–37. 見えない脅威“国内外来魚”. 東海大学出版会, 秦野.
- 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移入魚類の分布の現状. *水環境学会誌*, 31: 395–401.
- Onikura, N., J. Nakajima, R. Inui, H. Mizutani, M. Kobayakawa, S. Fukuda and T. Mukai. 2011. Evaluating the potential of invasion by non-native freshwater fishes in northern Kyushu Island, Japan, using the Fish Invasiveness Scoring Kit. *Ichthyol. Res.*, 58: 382–387.
- 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. *日本生物地理学会報*, 65: 21–28.
- 大畑剛史・乾 隆帝・中島 淳・大浦晴彦・鬼倉徳雄. 2012. 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. *魚類学雑誌*, 59: 1–9.
- 佐野二郎. 2012. ハスの効果的駆除手法に関する研究. *福岡水技七研報*, 22: 57–61.
- Sato, M., Y. Kawaguchi, H. Yamanaka, T. Okumura, J. Nakajima, Y. Mitani, Y. Shimatani, T. Mukai and N. Onikura. 2010. Predicting the spatial distribution of the invasive piscivorous chub (*Opsariichthys uncirostris uncirostris*) in the irrigation ditches of Kyushu, Japan: a tool for the risk management of biological invasions. *Biol. Invas.*, 12: 3677–3686.
- 滋賀県. 2015. 外来魚駆除対策事業. 有害外来魚ゼロ作戦事業. <http://www.pref.shiga.lg.jp/g/suisan/mamorou-b-s/gairaiyotaisaku/gairaiyotaisaku-text.html> (参照 2016-4-4).
- Tabata R., R. Kakioka, K. Tominaga, T. Komiya and K. Watanabe. 2016. Phylogeny and historical demography of endemic fishes in Lake Biwa: the ancient lake as a promoter of evolution and diversification of freshwater fishes in western Japan. *Ecol. Evol.*, 6: 2601–2623.
- 竹花佑介・北川忠生. 2010. メダカ: 人為的な放流による遺伝子攪乱. *魚類学雑誌*, 57: 76–79.
- Watanabe, K. 2012. Faunal structure of Japanese freshwater fishes and its artificial disturbance. *Environ. Biol. Fish.*, 94: 533–547.

(鬼倉徳雄 Norio Onikura: 〒811-3304 福岡県福津市津屋崎 4-46-24 九州大学水産実験所 e-mail: onikura@agr.kyushu-u.ac.jp; 渡辺勝敏 Katsutoshi Watanabe: 〒606-8502 京都市左京区北白川追分町 京都大学大学院理学研究科 e-mail: watanak@terra.zool.kyoto-u.ac.jp)

魚類学雑誌 63(2):148–152
2016年11月5日発行

滋賀県ハリヨの危機

Extinction crisis of the freshwater threespine stickleback ('Hariyo') in Shiga Prefecture

ハリヨ *Gasterosteus aculeatus* subsp. は現在, 滋賀県東部と岐阜県南西部の一部に局所的な分布をするトゲウオ科イトヨ属の淡水魚である. 成魚体長 5–6 cm, 背部に 3 本, 腹部に 1 対, 臀鰭直前に 1 本の棘をもつ. 雄が, おもに砂泥底に水草の葉や茎, 根などの繊維性植物片を材料とした繁殖巣を作り, その周辺約数十 cm をなわばりとして侵入者に攻撃を加えて守る習性をもつことでも知られている. 本来, 北方系の冷水魚であるハリヨがこれらの地域に生息している大きな理由は, 周年的に水温 15°C 前後の湧水が豊富にあることであり, 世界のトゲウオ科魚類の南限(北緯 35 度)の一つに相当する(Mori, 1987). 潤沢な湧水の存在が最大の生息要件となり, その伏流域の保全が最重要の保全要件である.

わが国のトゲウオ研究の先達者である池田嘉平(1933)によれば, ハリヨは 1930 年代には, すでに危機的状況にあったという. 三重県では 1960 年前後に天然集団は絶滅している. 現在もなお, 湧水の枯渇やそれに伴う水質の悪化, 埋め立てによる生息地の消失などにより減少の一途を辿っている(森, 1985, 1997). また, 繁殖期の雄は喉のあたりに鮮紅色の美しい婚姻色が現れ, なわばりや求愛行動などユニークな行動(Mori, 1993)からも一部では人気があり, それに希少性も加わって, しばしば現認される業者やマニアによる密漁捕獲も生息数の減