

論文

外来魚駆除が溜め池の動物群集に及ぼす影響

飯田涼介¹⁾・谷口義則¹⁾・山本友紀²⁾・吉鶴靖則³⁾・大畑孝二³⁾

Effects of exotic fish removal on an animal community in a farm pond

Ryosuke IIDA¹⁾, Yoshinori TANIGUCHI¹⁾, Yuki YAMAMOTO²⁾, Yasunori YOSHITSURU³⁾ and Koji OHATA³⁾

Abstract

Few research attempts have been made to monitor the recovering processes of aquatic ecosystem after removal of exotic fish. This study evaluated the effects of removing largemouth bass (*Micropterus salmoides*) and bluegill (*Lepomis macrochirus*) on an animal community in a farm pond during 2006-2009. In 2006, in addition to the two exotic fish species, several native fishes including goby minnow (*Pseudogobio esocinus*), stone moroko (*Pseudorasbora parva*) and *Carassius langsdorfii* inhabited the pond in Toyota, Aichi Prefecture. In the same year, both of the exotic fishes as well as the Japanese crucian carp (*Carassius cuvieri*) and common carp (*Cyprinus carpio*) were removed by draining the entire pond water. Three years later, in 2009, none of largemouth bass and bluegill individuals were caught or observed, indicating that the eradication was successful. On the other hand, stone moroko, medaka (*Oryzias latipes*), *Rhinogobius* sp., red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*), and American bullfrog (*Rana catesbeiana*) tadpoles were collected. Stone moroko, which showed an extremely low density before the exotic fish removals, showed the highest abundance. Similarly, medaka and *Rhinogobius* sp. which were not collected before the eradication were confirmed in the pond. Average body size of stone moroko did not differ significantly between the pre- and post-eradication periods but the abundance increased considerably. These results suggest that removing the predation and competition pressures by largemouth bass and bluegill could lead to restoring the previous animal community in the pond. However, counter measures against the increasing red swamp crayfish and bullfrog must be urgently considered.

Key words: exotic fish removal, ecosystem restoration, pond draining

摘 要

我が国で外来魚駆除後の動物群集の復元過程をモニタリングした研究事例は限られている。本研究では2006～2009年に溜め池におけるブラックバス、ブルーギルの駆除が動物群集に及ぼす影響評価を試みた。愛知県豊田市の溜め池には両外来種に加えて、カマツカ、モツゴ、ギンブナ等の在来魚類が生息していた。2006年に本水域において池干しにより両外来種とヘラブナ及びコイを取り除いた。その3年後(2009年)に行った調査の結果、ブラックバス、ブルーギルは採捕されず、目視でも確認されなかった。一方で、モツゴ、メダカ、ヨシノボリ類、アメリカザリガニ、ウシガエル(幼生)が採捕された。外来魚駆除前に生息密度が非常に低かったモツゴが最も多く採捕され、駆除前には確認されなかったメダカ、ヨシノボリ類が初めて確認された。モツゴの平均体長には駆除前後で有意差は認められなかったが個体数は大きく増加していた。これらの結果から、本水域では、外来魚による捕食圧及び競争圧が消失した結果、外来魚類侵入前の生物相が復元されつつあるものと考えられた。

¹⁾ 名城大学大学院理工学研究科 〒468-8502 愛知県名古屋市中天白区塩釜口 1-501, Graduate School of Science and Technology, Meijo University, Shiogama-guchi 1-501, Tenpaku-ku, Nagoya, Aichi 464-8502, Japan

²⁾ 名城大学農学部生物資源科学科 〒468-8502 愛知県名古屋市中天白区塩釜口 1-501, Department of Agrobiological Resource, Faculty of Agriculture, Meijo University, Shiogama-guchi 1-501, Tenpaku-ku, Nagoya, Aichi 464-8502, Japan

³⁾ 公益財団法人日本野鳥の会サンクチュアリ室 〒471-0014 愛知県豊田市東山町 4-1206-1 豊田市自然観察の森, Wild Bird Society of Japan and Toyota City Nature Sanctuary, Higashiyama-cho 4-1206-1, Toyota, Aichi 471-0014, Japan

一方で、アメリカザリガニ、ウシガエルが増加しており、これらの駆除が今後の課題となる。

キーワード：外来魚駆除、生態系復元、池干し

(2011年5月19日受付；2011年8月22日受理)

序 論

里地、里山は、人為的に造られた環境でありながら多様な生物が生息する生態系であり（鷲谷，2006），そこにある農業用溜め池もまた、魚類及び周辺に生息する水生・陸生植物、鳥類等の様々な生物によって利用されてきた生物多様性の宝庫である（角野，1998）。しかし、近年、土地開発及び一次産業の衰退と共に多くの溜め池が消失・荒廃し、生物種の地域的絶滅等が問題視されている。加えて、外来種の侵入がこのことに拍車をかけている。

北米原産のサンフィッシュ科魚類ブラックバス（*Micropterus salmoides*）及びブルーギル（*Lepomis macrochirus*）は、2001年までに日本全国の水域に侵入し定着しており（淀・井口，2004；片野ら，2006），2007年に北海道においてブラックバスが完全駆除されたことを除き（工藤・木村，2008），現在までに国内の多くの止水域（特に溜め池）において優占種となっている。両種は、競争や捕食により在来生物群集に深刻な影響を与えることが指摘されており（西野・細谷，2004；今井，2005；山本，2005；中川・鈴木，2008；片野，2009），ブラックバスは、稚魚期にはワムシなどの動物プランクトン類を主に捕食し（田中，1989），成魚になると大型の魚類やザリガニなどの甲殻類、水鳥の雛までをも捕食する（淀，2002）。一方、ブルーギルは、生活史全体を通じてミジンコなどの動物プランクトンを利用する他、水生・陸生の昆虫類、貝類、魚類（特に魚卵）等を捕食する幅広い食性を有する（坂野・淀，2004）。このように、両種共に在来生物に対する捕食の影響のみならず、在来魚類の餌となる生物を捕食することによる競争の影響も著しい（山本，2005）。特に在来コイ科魚類等が地域的に減少もしくは絶滅する例が知られており（濁川，2001；中川・鈴木，2008），深泥池（京都）や伊豆沼（宮城）における希少タナゴ類の減少や地域的絶滅等に、ブラックバス、ブルーギルの関与が指摘されている（竹門ら，2002；藤本ら，2008）。一方で、モツゴ（*Pseudorasbora parva*）は全国各地の小河川や溜め池に多く生息するコイ科の普通種であるが、水質汚染等の産卵環境の変化にも適応能力が比較的高い種であるにもかかわらず（内山，2005），過去に優占種であった本種が両外来魚種の侵入と定着と共に個体数が激減したとする報告もあり（遊磨ら，1994；武居，2006），外来魚による負の影響を受けやすいものと考えられる。

2005年の外来生物法施行後、ブラックバス及びブルーギルを溜め池等から駆除する試みが全国的に広がった（森・渡辺，2007）。しかし、埼玉県の溜め池では、優占種であった

ブラックバスを取り除いた結果、在来魚、エビ類、トンボ類の幼生の個体数が増加したものの（Maezono & Miyashita，2004），一方でアメリカザリガニ（*Procambarus clarkii*）が増加し、水草を減少させ、これらを隠れ家とする在来イトトンボ類の個体数が激減したという。このように、外来種の駆除は時に予期しない波及効果をもたらすものと言える。しかしながら、ブラックバス、ブルーギルの駆除が溜め池の生物群集の復元等にもたらす効果を検証しようとした研究事例は未だ比較的少ない。そこで、本研究では、愛知県豊田市に位置する小規模な溜め池を対象として、2006年に池干しによる外来魚駆除を行い、その3年後、同水域における生物相及び個体数調査を実施し、外来魚駆除が溜め池内の生物群集に及ぼす影響を評価することを目的とした。

方 法

調査は愛知県豊田市内の豊田市自然観察の森（財団法人日本野鳥の会管理）にある市木上池（いちぎうわいけ）で行った。本水域は、周辺長約500 m、満水時の湛水面積11000 m²、容量19300 tで、平均水深1.2 m（最大2.0 m）と比較的小規模で浅く、透水度の低い（平均透水度1.3 m）溜め池である（森藤，2008）。ただし、現在は農業利用されておらず、定期的な池干しも行われていない（豊田市自然観察の森，私信）。溜め池南端には細流（平均水面幅34 cm、平均水深5 cm、流量0.0004 m³ s⁻¹）が1本流入しており、その上流には「トンボの湿地」と呼ばれる約3000 m²のビオトープがあり、メダカ（*Oryzias latipes*）、モツゴ、ヨシノボリ類（*Rhinogobius* sp.）等が1980年代より生息している。

市木上池では、1980年代よりブラックバス及びブルーギルの生息が確認されてきたが（豊田市自然観察の森，私信），森林内の水域生態系保全を求める豊田市による両外来種の駆除要請にもとづき、2006年8月に池干しを実施することとなった。池干しに先立ち、同年6月23日～8月21日の期間に延べ7日間、地曳き網（35 m長、2 m高、目合；10 mm）を計40回曳き、生物相及び個体数調査を行った。これに加えて、補完的にタモ網によるスーピング（各所で合計20回、時間不明）、セル瓶トラップ（10個、時間不明、個体数計数等は行わなかった）及び釣り（2人、1時間）による駆除作業を行った。その後、8月26日に池干しを行い、採捕された魚類、アメリカザリガニ及びウシガエル（*Rana catesbeiana*）の幼生の体長を測定板で1 mm単位まで測定し、体重を電子天秤にて0.1 g単位まで計量した。さらに、池干

し後の8月28日及び同月31日に死亡個体を水面及び泥中から回収した。本研究では、ブラックバス、ブルーギル両外来種に加えて、コイ (*Cyprinus carpio*)、ゲンゴロウブナ (以下ヘラブナとする) (*Carassius cuvieri*) を駆除した。これらは、過去に移殖された魚類と考えられ、豊田市の方針により同時に本溜め池から駆除することとした。なお、在来魚類は上流側の「トンボの湿地」に放逐した。本湿地には水深10～50 cm程度の水が通年溜まっており、細流を通じて溜め池に流下分散することが期待できた。その後、2007年6月19日に地曳き網 (35 m 長, 2 m 高, 目合: 10 mm) による採捕を1度行い、魚類調査を行った。

2009年8月9日～11月18日の期間に計11日間、目視観察と同時にセル瓶を用いた魚類相調査を実施した。セル瓶にはさなぎ粉などを主成分とする魚釣り用の寄せ餌 (寄せ太郎 (マルキュー株式会社)) を平均27 g 投入し、池内の北端と西端の浅場 (水深35～95 cm, 平均67 cm) に調査区を設け、1日に6～9個 (平均8個) のセル瓶を平均6 m 間隔で設置した。すべてのセル瓶は、浸漬後平均65分で回収し、採捕された生物種の同定、体長及び体重計測を行った。魚類及びウシガエルの幼生については全長を、アメリカザリガニについては頭部先端から尾の先までの全長を測定板を用いて1

mm単位まで測定し、体重は0.1 g単位まで計測した。加えて、2009年7月23日～9月29日の期間に計28日間、市木上池の南端付近で魚類のアラ等を餌として用いたかに籠でアメリカザリガニを採捕した。これらの個体についても上記と同様に計測したが、設置場所の物理環境及び各回の設置時間は記録しなかった (ただし、体長頻度分布図には加えた)。

2009年の調査で採捕された生物個体数を採捕努力量あたりの個体数 (CPUE=Catch Per Unit Effort) として算出したが、2006年の調査では調査時間等が不明であったために、算出できなかった。また、2009年にかに籠を用いて行った調査結果についても同様の理由によりCPUEは算出しなかった。2006年の調査で採捕したヘラブナ及びコイについては体サイズを測定しなかったために体長頻度分布図を作成しなかった。平均体長については t 検定により、また外来魚類駆除の前 (2006年) と後 (2007及び2009年) の魚類の分類群組成の相違については1標本カイ二乗検定により比較した。

結 果

2006年6月に行ったタモ網によるスィーピングでは魚類は採捕されなかった。セル瓶では、ブルーギルのみが採捕さ

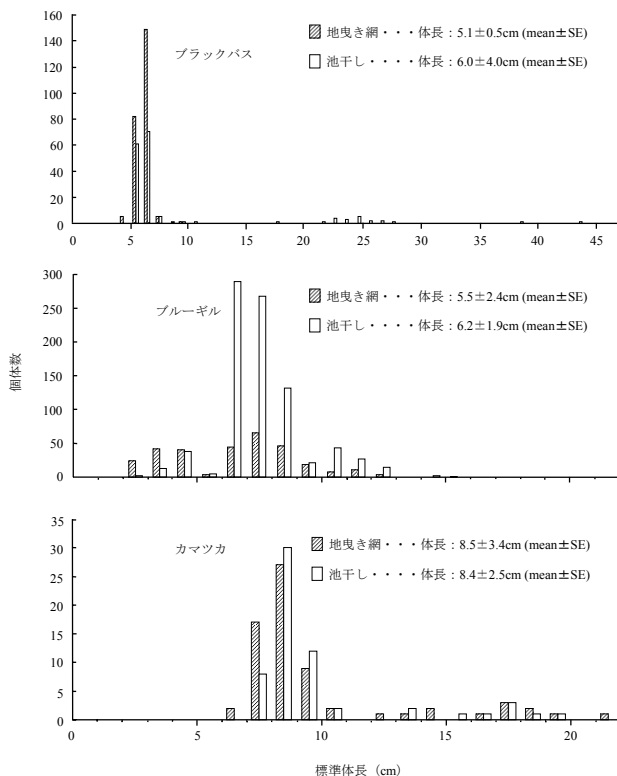


図1: 2006年に地曳き網及び池干しによって採捕されたブラックバス、ブルーギル及びカマツカの体長頻度分布。

Fig. 1: Length-frequency distribution of largemouth bass, bluegill, and goby minnow collected by seining and pond draining in 2006.

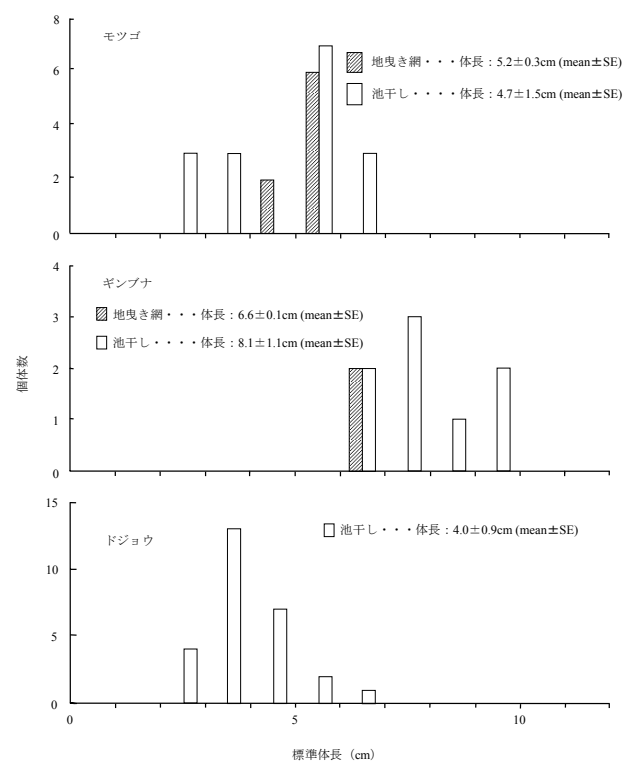


図2: 2006年に地曳き網及び池干しによって採捕されたモツゴ、ギンブナ及びドジョウの体長頻度分布。

Fig. 2: Length-frequency distribution of stone moroko, *Carassius langsdorfii*, and oriental weather loach collected by seining and pond draining in 2006.

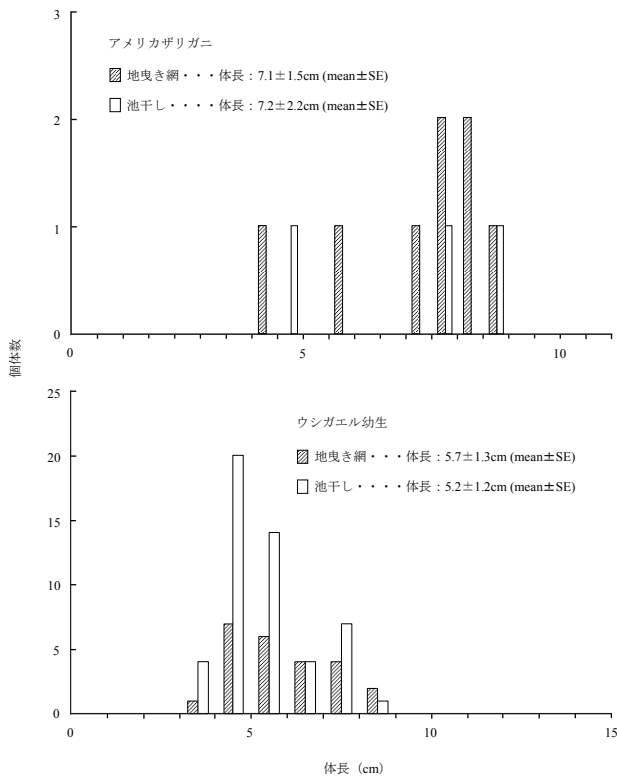


図 3：2006 年に地曳き網及び池干しによって採捕されたアメリカザリガニ及びウシガエルの幼生の体長頻度分布。

Fig. 3: Length-frequency distribution of red swamp crayfish and American bullfrog tadpoles collected by seining and pond draining in 2006.

れた (ただし、個体数不明)。釣りでは、ブラックバス 8 個体、ブルーギル 36 個体、アメリカザリガニ 5 個体が採捕された。一方で、地曳き網では、ブラックバス 289 個体 (このうち 260 個体について体長計測)、ブルーギル 358 個体 (同 299 個体)、カマツカ (*Pseudogobio esocinus*) 92 個体 (同 83 個体)、モツゴ 8 個体 (同 8 個体)、ギンブナ (*Carassius langsdorfii*) 2 個体 (同 2 個体)、アメリカザリガニ 9 個体 (同 9 個体)、ウシガエルの幼生 24 個体 (同 24 個体) が採捕された。池干しでは、ブラックバス 782 個体 (このうち 530 個体について体長計測)、ブルーギル 2705 個体 (同 1077 個体)、カマツカ 113 個体 (同 107 個体)、モツゴ 16 個体 (同 16 個体)、ギンブナ 8 個体 (同 8 個体)、ドジョウ (*Misgurnus anguillicaudatus*) 27 個体 (同 27 個体)、ヘラブナ 54 個体 (同 47 個体)、コイ 19 個体 (同 19 個体)、アメリカザリガニ 3 個体 (同 3 個体)、ウシガエルの幼生 50 個体 (同 50 個体) が確認された。なお、ブラックバス及びブルーギルと同時に駆除したヘラブナ、コイは両外来種と比べて採捕数は約 2 % 程度と非常に少なかった。

地曳き網では体長 4 ~ 7 cm の小型ブラックバス個体が池干しに比べて多く採捕され、平均体長は池干しよりも地曳

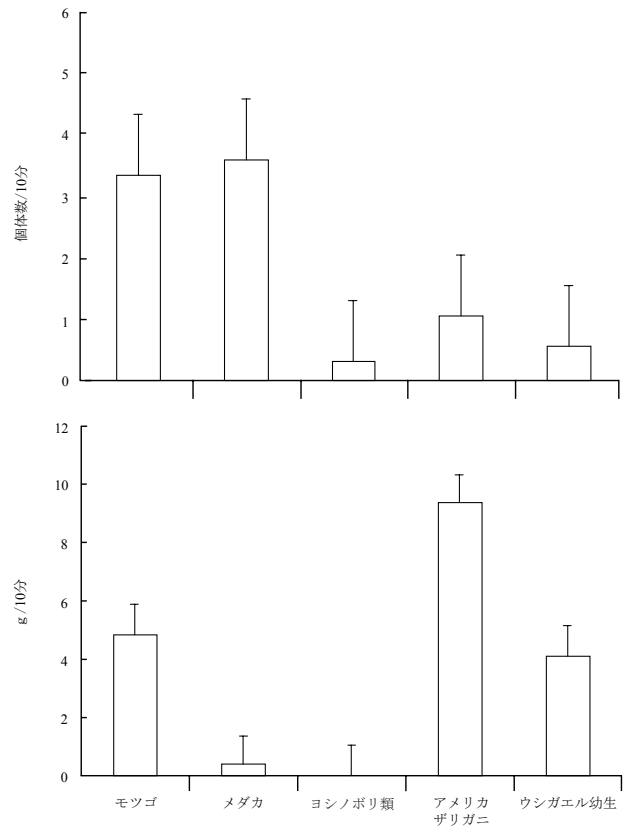


図 4：2009 年に採捕された生物の採捕努力量あたりの個体数 (個体数 / 10 分) 及び湿重量 (g / 10 分)。

Fig. 4: Number of individuals (per 10 min) and wet weight (g / 10 min) of animals collected in 2009.

き網で有意に小さかった ($t=3.434$, $P<0.001$; 図 1)。特に、20 cm 以上の個体は、地曳き網では採捕されなかった。ブルーギルについても、体長 5 cm 未満の個体は池干しよりも地曳き網でより多く採捕されたのに対し、6 cm 以上の個体は池干しで多く確認され、池干しよりも地曳き網で採捕された本種の平均体長が有意に小さかった ($t=-5.011$, $P<0.001$; 図 1)。一方で、カマツカについては 8 cm 未満の個体の多くは地曳き網で採捕されたものの、平均体長では地曳き網と池干しの結果に有意な差は認められなかった ($t=0.350$, $P=0.727$)。地曳き網で採捕されたモツゴは体長 4 ~ 6 cm、池干しでは体長 2 ~ 7 cm であり、平均体長に有意差は認められなかった ($t=0.994$, $P=0.331$; 図 2)。ギンブナは地曳き網で体長 6 ~ 7 cm、池干しで 6 ~ 10 cm の個体が採捕されたが、平均体長の検定に十分な標本数を得ることはできなかった (図 2)。ドジョウ、ヘラブナ、コイは地曳き網では採捕されず、池干しでのみ採捕され、平均体長は各々 4 cm, 30 cm, 47 cm であった。アメリカザリガニは池干しよりも地曳き網によって多く採捕されたが、反対にウシガエルの幼生は池干しによってより多く採捕された (図 3)。アメリカザリガニについては平均体長の検定に十分な標本数が得られなかったが、ウシガエ

外来魚駆除が溜め池の動物群集に及ぼす影響

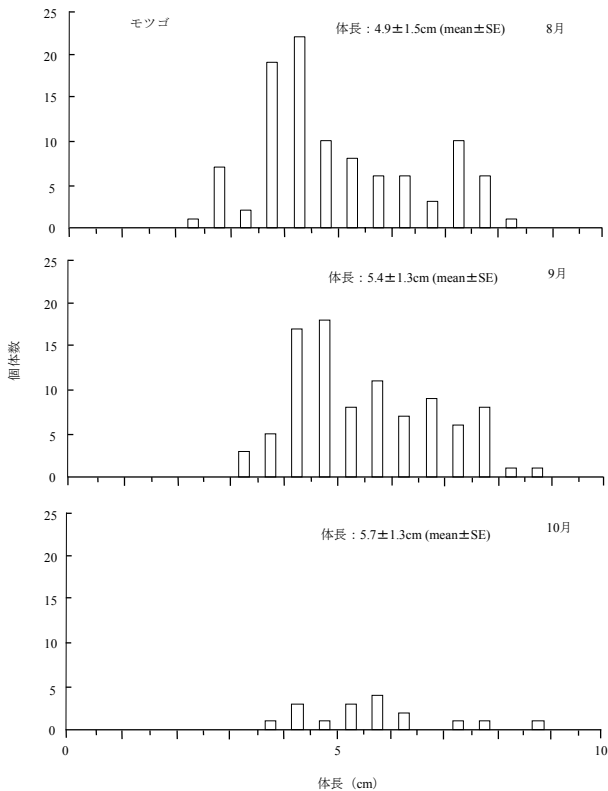


図 5：2009 年に採捕されたモツゴの体長頻度分布。
Fig. 5: Length-frequency distribution of stone moroko collected in 2009.

ルの幼生については検定の結果、地曳網・池干し間で有意差は認められなかった ($t=1.731$, $P=0.088$)。なお、2007 年に 1 回の地曳き網によって、モツゴ 315 個体、アメリカザリガニ 98 個体が採捕された。

2009 年の調査では、セル瓶により、モツゴ 213 個体、メダカ 120 個体、ヨシノボリ類 5 個体、アメリカザリガニ 53 個体、ウシガエルの幼生 23 個体が採捕された。また、かに籠では合計 266 個体のアメリカザリガニが採捕された。池干しで駆除したブラックバス、ブルーギル等の魚類は採捕されず、目視でも確認できなかった他、カマツカ、ドジョウ、ギンブナも確認できなかった。外来魚類駆除の前 (2006 年) と後 (2007 及び 2009 年) の魚類の分類群組成の相違について検定した結果、有意差が認められた ($\chi^2=98964.5$, $P<0.001$)。かに籠で採捕されたアメリカザリガニを除き、モツゴとメダカの CPUE (個体数/10 分) は、共に 3.0 を上回り、今回採捕された分類群の中で最も高かった (図 4)。これに対してアメリカザリガニ及びウシガエルの幼生は、これらの 3 分の 1 以下であった。ただし、アメリカザリガニの湿重量は採捕された種の中で最も大きかった。

モツゴは体長 2 ~ 8 cm 程度の個体が 8 月に 101 個体、9 月に 94 個体が採捕されたが、10 月には 17 個体しか採捕さ

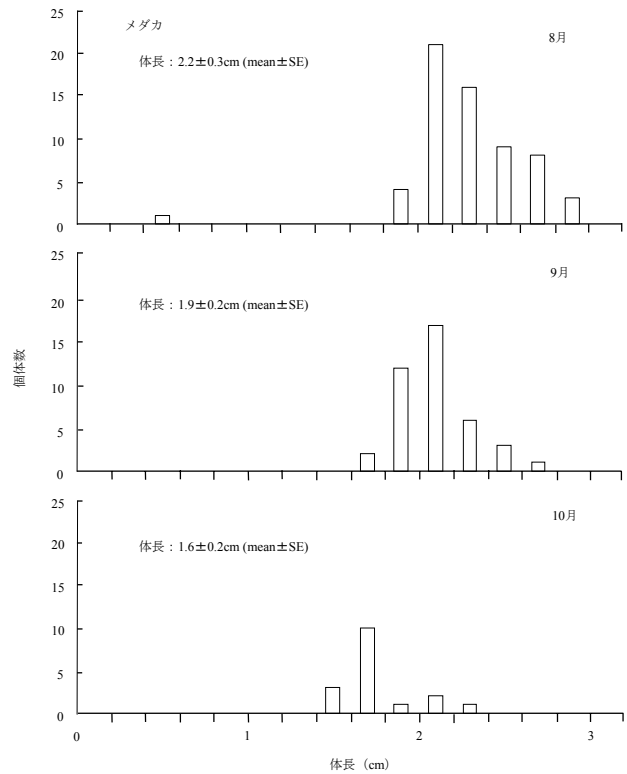


図 6：2009 年に採捕されたメダカの体長頻度分布。
Fig. 6: Length-frequency distribution of medaka collected in 2009.

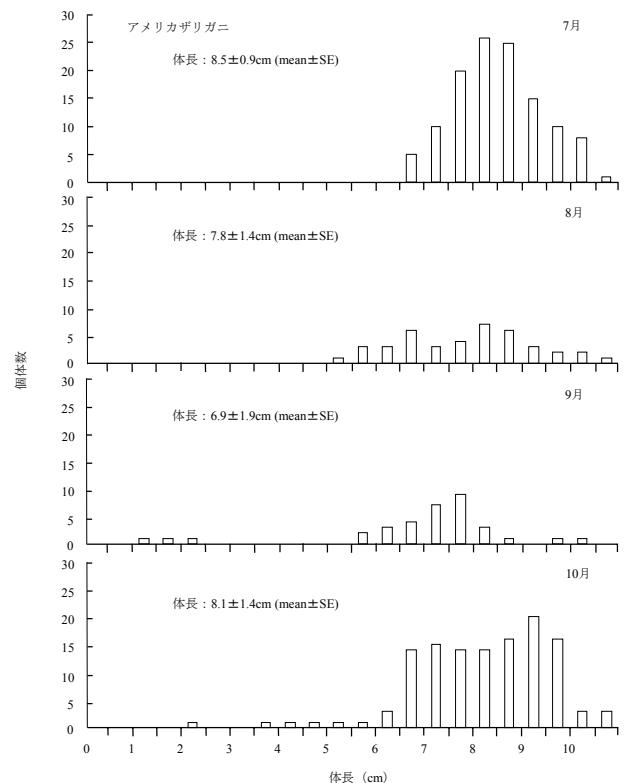


図 7: 2009 年に採捕されたアメリカザリガニの体長頻度分布。
Fig. 7: Length-frequency distribution of red swamp crayfish collected in 2009.

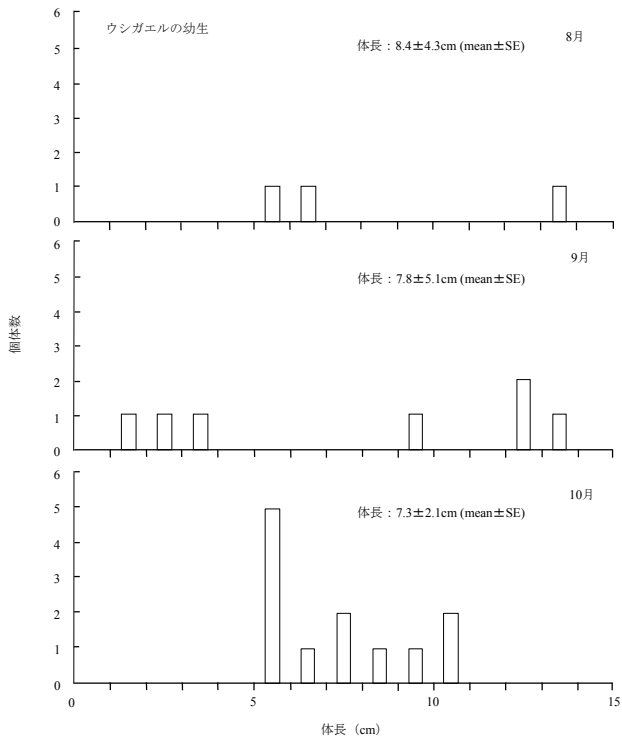


図 8: 2009 年に採捕されたウシガエルの幼生の体長頻度分布。
Fig. 8: Length-frequency distribution of American bullfrog tadpoles collected in 2009.

れなかった (図 5)。また、8 月には体長 2～3 cm の比較的小型の個体が採捕されたが、9～10 月期には 3 cm 未満の個体は確認されなくなった。本種の 8 月の平均体長を 2006 年と 2009 年間で比較した結果、有意な差は認められなかった ($t=-0.600$, $P=0.549$)。メダカについては、8 月に 0.5 cm 未満の稚魚が 1 個体採捕されたことを除けば、8～9 月に体長 1.5 cm 未満の小型個体はほとんど採捕されず、体長頻度分布のピークが 2.0 cm 付近に認められた (図 6)。一方で、10 月に入ってから 1.6 cm 程度付近にピークが確認されるようになった。5 個体のみ採捕されたヨシノボリ類の平均体長は 2.4 (レンジ: 1.9～3.4) cm で、8 月に 1 個体、10 月に 4 個体が確認された。アメリカザリガニは、全期間を通じて体長 1～10 cm の個体が採捕されたが、8 月には体長 6～10 cm の個体が主に採捕され、9 月に入ってから 1～2 cm 程度の個体が認められるようになった (図 7)。ウシガエルの幼生は、8～9 月には体長 12～14 cm の大型個体が確認されていたが、10 月には体長 5～11 cm の個体が多く確認された (図 8)。

考 察

文献によれば、過去に市木上池では目視とセル瓶によってブラックバス、ブルーギル及びコイが確認されていたが (梅村, 2005)、2006 年に行った本研究の結果、新たにモツゴ、

ギンブナ、ドジョウ、ヘラブナの生息が確認された。また、体長頻度分布の解析結果から、ブラックバス、ブルーギル、カマツカでは複数の年級群が存在し、継続的に自然繁殖をしていたことが推察できた。在来魚類の中でもカマツカが多く生息していた理由として、本種が比較的大型化する底生魚であり、小型の遊泳魚類に比べてブラックバスに捕食されにくかったことが考えられる。事実、滋賀県琵琶湖の南湖においてはブラックバス侵入後もカマツカの個体数は大きく変化していないことから、外来魚の影響を比較的受けにくい魚種と考えられている (前畑, 1993; 中井, 2004)。一方で、特に小型の遊泳魚であるモツゴはブラックバスによる捕食やブルーギルとの餌や空間をめぐる競争等によって個体数が減少していた可能性がある。

2006 年に行った計 40 回の地曳き網と 1 回の池干しによる外来魚駆除の結果を比較すると、地曳き網では体長 25 cm 以上の比較的大型で遊泳能力の高いブラックバス個体を採捕することは困難であることが明らかになった。地曳き網では、池干しに比べてブラックバスについては 37 % 程度、ブルーギルに関してはさらに低い 13 % 程度の個体数しか採捕されなかった。また、地曳き網では、ドジョウ、ヘラブナ、コイは採捕されなかった。池干しで採捕されたヘラブナとコイはいずれも体サイズが大きい成魚で、遊泳能力も高いことから、ブラックバス等と同様に地曳き網での採捕が困難であったものと考えられた。ドジョウについては、底泥に潜るなどしたために、地曳き網では採捕できなかったものと推測された。一方で、セル瓶の構造上、カマツカ、ドジョウ等の底生魚は採捕されにくかったものと考えられた。

ブラックバス、ブルーギル等の駆除 1 年後の 2007 年に、本溜め池においてカイツブリが 18 年ぶりに繁殖しており (吉鶴ら, 2008)、行動観察の結果から、育雛時の給餌物がアメリカザリガニなどの甲殻類及び小型の魚類であることが明らかにされた。同時期に行った地曳き網で外来魚は確認されずモツゴが多く採捕されたことから、カイツブリの餌となっていた小型の魚類はモツゴであった可能性が高い。このように外来魚駆除が在来魚類のみならず鳥類個体群の回復にも寄与したものと考えられた。

2009 年 8～9 月に確認された体長 2 cm 前後のメダカ個体の多くは、本種が体長 2～3 cm 程度で性成熟することを考慮すると (佐原, 2005)、繁殖を行っていた可能性が高い。10 月には、8～9 月に確認できなかった体長 1.3～1.5 cm の個体が多く確認されるようになり、反対に体長 2 cm 以上の個体がほとんど確認できなかった。このことから、夏季に孵化したメダカの稚魚が成長し、秋季にセル瓶で採捕されるようになったものと推測された。

モツゴは、一般的に孵化後 1 年で体長 5～7 cm に成長することから (宮地ら, 1986)、2006 年及び 2009 年に採捕された本種個体のほとんどは、孵化後 1 年程度のものと推測さ

れる。兩年度に採捕されたモツゴの平均体長に有意差が見られなかったことから、ブラックバス及びブルーギルが本種の成長に及ぼした影響は最小限のものであったと考えられる。一方、遊磨ら(1997)は、滋賀県の瀬田月輪大池において、それまで優占種であったモツゴの個体数がブラックバス、ブルーギルの侵入後減少し、残ったほぼ全ての個体が体長9 cm以上であった(小型個体がいなかった)ことを報告している。この事例を考慮すると、外来魚駆除前の市木上池では、ブラックバス及びブルーギルによるモツゴに対する捕食圧、競争圧が体サイズを問わずほぼ均等にかかっていたのかもしれない。

2006～2007年の調査結果と2009年の調査結果は魚類等の採捕手法が異なるため単純な比較は困難であるが、本水域において在来魚類の個体群は概ね回復傾向にあると言えるであろう。すなわち、2006年に行ったセル瓶調査ではブルーギルしか採捕されなかったこと、地曳き網及び池干しによるモツゴの総採捕数も非常に少なく($n=24$)、メダカ、ヨシノボリ類は採捕されなかったことから、2009年に実施したセル瓶調査の結果は、市木上池において少なくとも一部の在来魚類が回復傾向にあることを示唆するものと考えられる。モツゴ、ヨシノボリ類は全国に広く分布するいわゆる普通種であり、比較的高密度で確認されることの多い魚類であるが、ブラックバス、ブルーギルによる影響が大きく、希少種であるメダカについても両外来種の影響が報告されている。例えば、滋賀県の堅田内湖ではブラックバス、ブルーギルの個体数が増加するのに反比例して、それまで優占魚類であったモツゴをはじめとする魚種の個体数が減少した(中川・鈴木, 2008)。また、新潟県の複数の池においては、ブラックバスのいない池でのみメダカが確認され(中村, 2009)、長野県の諏訪湖では、モツゴ、ワカサギなどの漁獲量が外来魚2種(ブラックバス、ブルーギル)の侵入後減少し、胃内容物からは在来魚が多く確認されている(武居, 2006)。本研究では、2006年の地曳き網及び池干し前には、本水域の上流側に存在する「トンボの湿地」にのみ生息が確認されていたメダカ、ヨシノボリ類を2009年に溜め池内で初めて確認することができた。以上のことから、両種は2006年以前は湿地から細流を下って溜め池に分散することもあったが、ブラックバス及びブルーギルの捕食等によって溜め池内では安定的に個体群を維持できなかった可能性がうかがえる。一方で、本研究ではブラックバス、ブルーギルと共にヘラブナ及びコイを同時に駆除したために、これらの影響を峻別することはできないが、ヘラブナ及びコイの生息数はブラックバス、ブルーギルを大きく下回っていたことから、影響は軽微であったものと推測される。以上のことから、市木上池でモツゴ、ヨシノボリ類、メダカ等の在来魚類が2006年の池干し以降、ブラックバス、ブルーギルの捕食・競争圧から解放され、個体数が増大したのと考えられた。

一方で、2006年に合計30個体程しか採捕されなかったアメリカザリガニが、2009年時には300個体以上(かに籠で採捕されたものを含む)採捕された。このことは、捕食者であった外来魚(特にブラックバス)が池干しで駆除された結果を反映したのと考えられた。例えば、埼玉県において1999年から2000年にかけて池干しでブラックバスを駆除した溜め池では、その後アメリカザリガニの増加による水生植物の激減、さらに、これを生息場所として利用していたイトトンボ類の個体数の減少が報告されている(Maezono and Miyashita, 2004)。本研究では、水生植物やトンボ類に関するデータがないものの、アメリカザリガニは、特に植物に対して被害を与え、生物多様性の低下や喪失をもたらすことが指摘されていることから(川原奈・高橋, 2001; Rodriguez et al., 2005; 清ら, 2007)、注意が必要である。一方で、ウシガエルの幼生についてもセル瓶で採捕された以外に目視で多くの個体を確認していることから、本種の個体数が在来種と同等もしくはそれ以上に増加しているものと推測できた。ウシガエルの成体は在来カエル類及びこれらの餌生物を捕食するほか(太田, 2002)、カイツブリの雛を捕食する等の影響を及ぼす可能性もある。ただし、ウシガエルとアメリカザリガニの間には捕食・被食の関係が存在することから(太田, 2002)、両個体群の微妙なバランスを考慮した上で駆除策を検討する必要があるだろう。

本研究の結果、池干しによる外来魚の駆除により在来魚類個体群が復元しつつあることが示唆された。確かに、池干しは溜め池において魚類が残存できなくなるまで排水することが可能であれば、外来魚駆除に有効な手段として一定の効果が期待できる。しかし、完全に水を抜くことができない場合、外来魚が残存する可能性があり、その影響を在来魚類は受け続ける。また、水を抜くことは在来生物群集に対しても負の影響を与える恐れがある。現に、本研究では外来魚類駆除以前に生息していたカマツカ及びドジョウは池干しから3年を経ても確認できていない。また、水質の改変等を通じて動植物プランクトン類にも一定の影響を及ぼすであろう。したがって、人工産卵床(外来種影響・対策研究会, 2008)のように外来魚を卵の段階で駆除する手法も有効であると考えられる。ただし、産卵床の設置、回収及び観察には人手がかかり、回収が遅れると稚魚が孵化してしまう等のリスクも十分に検討した上で計画すべきである。加えて、自明ながら、駆除水域において、ヘラブナやコイも含め、外来魚類の再密放流を防ぐためのモニタリング及び周辺水域における駆除活動を継続することが重要である。

謝 辞

本研究を実施するにあたり、名城大学農学部環境動物学研究室、有田豊名誉教授、新妻靖章准教授、同研究室及び同大

学理工学部環境創造学科水環境研究室の学生諸氏，ならびに豊田市自然観察の森スタッフにご協力頂いた。編集委員の山本敏哉博士（豊田市矢作川研究所）および査読者からは，原稿に対し貴重な助言を頂いた。ここに深く感謝の意を表す。

引用文献

- 藤本泰文・川岸基能・進東健太郎（2008）：伊豆沼・内沼集水域の魚類相：在来魚と外来魚の分布，伊豆沼・内沼研究報告，2：13-25.
- 外来種影響・対策研究会（2008）：河川における外来種対策の考え方とその事例（改訂版）－主な侵略的外来種の影響と対策－：80.（財）リバーフロント整備センター，東京.
- 今井長兵衛（2005）：日本における外来種問題，生活衛生，49：199-214.
- 角野康郎（1998）：溜め池の植物群落－その成り立ちと保全．水辺環境の保全－生物群集の視点から，江崎保男・田中哲夫（編）：1-16. 朝倉書店，東京.
- 片野修・坂野博之・Boris Velkov（2006）：ウグイによるブルーギル卵の捕食効果についての実験解析，日本水産学会誌，72：424-429.
- 片野修（2009）：実験池におけるオオクチバスの釣られやすさに見られる個体差，日本水産学会誌，75：425-431.
- 川原奈苗・高橋久（2001）：湖岸再生を目指して造成したビオトープ池の経過，河北潟総合研究，4：1-16.
- 工藤智・木村環（2008）：ブラックバスを北海道が一掃宣言．魚と水，45：1-5.
- 前畑政善（1993）：琵琶湖文化館周辺水域（南湖）における魚類の動向，滋賀県立琵琶湖文化館研究紀要，11：43-49.
- Maezono, Y. and T. Miyashita（2004）：Impact of exotic fish removal on native communities in farm ponds. Ecological Research, 19：263-267.
- 宮地傳三郎・川那部浩哉・水野信彦（1986）：原色日本淡水魚類図鑑：186-188. 保育社，大阪.
- 森直也・渡辺勝栄（2007）：ポンプを利用したブラックバス卵・稚魚の駆除方法，新潟県水面水産試験場調査研究報告，31：7-10.
- 森藤豊大（2008）：外来魚ブラックバス及びブルーギル駆除後の在来魚モツゴの餌選択性，平成19年度名城大学理工学部環境創造学科卒業研究論文.
- 中川雅博・鈴木誉士（2008）：琵琶湖の堅田内湖におけるコイ科魚類から侵略的外来種への優占魚種の置き換わりとそれに伴う損失の数値化，伊豆沼・内沼研究報告，2：1-12.
- 中井克樹（2004）：ブラックバス等の外来魚による生態的影響，用水と排水，46：48-56.
- 中村雅彦（2009）：上越教育大学構内の池に生息するオオクチバス *Micropterus salmoides* の食性，上越教育大学研究紀要，28：219-226.
- 濁川孝志（2001）：ブラックバス問題の現状について考える，立教大学コミュニティ福祉学部紀要，3：99-114.
- 西野麻知子・細谷和海（2004）：琵琶湖周辺内湖における外来魚仔稚魚と在来魚仔稚魚との関係，滋賀県琵琶湖研究所所報，21：17-27.
- 太田英利（2002）：ウシガエル「食用ガエル」のとなでもない正体，外来種ハンドブック，日本生態学会（編）：106. 地人書館，東京.
- Rodriguez, C. F., E. Becares, M. Fernandez-Alaez and C. Fernandez-Alaez（2005）：Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. Biological Invasions, 7：75-85.
- 佐原雄二（2005）：メダカ，日本の淡水魚，川那部浩哉・水野信彦・細谷和海（編）：426-429. 山と溪谷社，東京.
- 坂野博之・淀太我（2004）：ブルーギル *Lepomis macrochirus* の餌選択性－動物プランクトンについて，日本水産学会誌，70：313-317.
- 清憲三・浅枝隆・山室真澄（2007）：車軸藻群落の衰退に対するアメリカザリガニの捕食の可能性について，第72回日本陸水学会講演要旨集，72：173.
- 武居薫（2006）：諏訪湖のオオクチバスの定着初期における生態，長野県水産試験場研究報告，8：22-31.
- 竹門康弘・細谷和海・村上興正（2002）：深泥池－外来魚の捕獲調査と駆除事業，外来種ハンドブック，日本生態学会（編）：269-271. 地人書館，東京.
- 田中秀具（1989）：飼育したオオクチバスの仔稚魚について，滋賀県水産試験場研究報告，40：39-44.
- 梅村諒二（2005）：ため池の魚類相，豊田市自然環境基礎調査報告書，豊田市自然環境基礎調査会（編）：365-367. 豊田市，愛知.
- 内山りゅう（2005）：モツゴ，日本の淡水魚，川那部浩哉・水野信彦・細谷和海（編）：302-303. 山と溪谷社，東京.
- 鷺谷いずみ（2006）：生物多様性と農業，地域と環境が蘇る水田再生，鷺谷いずみ（編）：9-68. 家の光協会，東京.
- 山本聡（2005）：ブルーギルによる卵の捕食がコイ・フナの再生産に及ぼす影響，長野県水産試験場研究報告，7：16-20.
- 淀太我（2002）：日本の湖沼におけるオオクチバスの生活史，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，日本魚類学会自然保護委員会（編）：31-45. 恒星社 恒星閣，東京.
- 淀太我・井口恵一郎（2004）：バス問題の経緯と背景，水産総合研究センター研究報告，12：10-24.
- 吉鶴靖則・谷口義則・大畑孝二・市川智子（2008）：豊田市自然観察の森における外来魚駆除効果と思われるカイツブリの繁殖にともなう考察，野外鳥類学雑誌，26：147-158.

外来魚駆除が溜め池の動物群集に及ぼす影響

遊磨正秀・田中哲夫・竹門康弘・中井克樹・刈側祐一・小原
明人・今泉真知子・佐藤浩・土井田幸郎（1997）：瀬田月
輪大池における魚類群集の変遷－12年間の生物学実習の
結果より－．滋賀医科大学基礎学研究，8：19-36.
（担当編集委員：山本敏哉，豊田市矢作川研究所）

