

#### 4. 政策課題研究4 (5-PS4)

## 生物多様性保全・再生の戦略的推進に向けた研究

石川可奈子・酒井陽一郎・浅野悟史<sup>1)</sup> 井上栄壮・永田貴丸・東 善広

### 要約

本研究では、滋賀県の生物多様性地域戦略である「生物多様性しが戦略」の推進および生物多様性の主流化に向けて、社会経済活動（日々の生活、企業活動等）への組み込みにおける現状課題を明確にすること、そして、滋賀県内で緊急性の高い希少種・固有種・外来種対策に必要となる生物多様性の定量的な評価解析の技術開発を行った。

社会経済活動への組み込み方策の検討では、地域活動は大きな効果を持つが、活動する人自身は効果を感じられず、広まりにくい状態にあったため、「地域の環境ものさし」を提示し、中間目標を設定することで実感を得られやすくしたところ、保全活動の充実化と拡大が確認できた。また、滋賀県企業のCSR活動のデータベースを作成し、報告書を解析したところ、1つの企業が単独で十分な活動をできている事例は少ないため、今後は得意分野を活かした連携が鍵であると示唆された。

希少沈水植物のフサタヌキモに対する抽水・浮葉・浮遊植物による被陰効果について調査したところ、水面上の植生の繁茂、特に、侵略的外来水生植物のオオバナミズキンバイの繁茂は、フサタヌキモの成長を阻害しやすいことがわかり、オオバナミズキンバイの刈取駆除の必要性が確認された。

温暖化に伴う貧酸素化により琵琶湖の深湖底で絶滅が危惧される生物を、有索式水中ロボット(ROV)・計量魚探により調査および広域的な定量化手法の開発を行った。貧酸素水塊が形成されると深湖底に底生生物の死亡個体が見られたが、現在のところ沖帯の固有種（アンデールヨコエビ、イサザ、ウズムシ等）の個体群密度の顕著な減少は見られていない。しかし、今後、貧酸素水塊が拡大すれば、急激な減少も予想されるため、調査範囲の拡大と継続が必要性と考えられる。

滋賀県の生物情報が一元化されていないため、施策を検討する際に十分な評価ができるという問題に対し、「滋賀県生きものデータバンク」を構築し、滋賀の生物分布情報を集約する仕組みを構築した。

滋賀県内における生物多様性を評価するため、第4期中期計画で用いた市民調査データに行政資料および研究論文から魚種の分布情報を追加したところ、71分類群、341地点4800件の分布情報を得た。また、滋賀県に生息する在来魚類の保全優先地域を相補性解析により選定したところ、保全地が130地点あると全在来種を保全できることがわかった。

以上のように、様々な活動が進められつつあるが、いずれの場面においても、生物多様性保全・再生活動成果の見える化を図り科学的評価を行うことが、生物多様性保全・再生を順応的に促進させる上で重要なプロセスであることがわかった。

### 1. はじめに

生物多様性地域戦略は、生物多様性基本法に基づき地方公共団体が策定する、生物の多様性の保全及び持続可能な利用に関する基本的な計画であり、滋賀県では、平成27年に「生物多様性しが戦略」が策定された。そこでは、長期目標として、滋賀らしい「自然とのかかわり」のあり方を発展させることにより、生きものと人とが共存し、自然の恵みから生まれ出される多様な文化が展開する社会が実現されていること、短期目標として、生物多様性の危機に対して、緊急の取組が実施されていること、社会経済活動における生物多様性の保全・再生への配慮の組み込みと、

生態系サービスの持続可能な利用の取組が進んでいること、生物多様性に関する県民の理解が深まり、各主体による生物多様性に配慮した行動が広まっていることを掲げている（滋賀県 2015）。一方、滋賀県の現状としては、侵略的外来水生植物の北湖への分布の拡大や北湖深水層の貧酸素化とともに固有希少種の生息域縮小への危惧といった問題が深刻化しており、対策の強化が必要となっている。行政としても、生物多様性保全に取り組む事業者を応援するため、平成30年度より事業者を対象とした新たな生物多様性保全活動認証制度を開始した。このような

1) 元) 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター 現) 京都大学地球環境学堂

背景の中、生物多様性しが戦略の実行性を高める研究や、新たな課題に即した研究が求められていた。

そこで、本研究は、第4期中期計画で明らかになってきた生物多様性保全に向けた推進方策のあり方を基に、保全活動を広めるため、社会経済活動への組み込み方策の検討、および保全事業を見据えた希少種・固有種・外来種の生態的知見の集積・定量的評価手法の開発に取り組むこととした。

サブテーマ1では、社会経済活動における生物多様性の組み込み推進方策の検討、サブテーマ2では、生物多様性を低下させる要因の解析と希少種・固有種・外来種対策の検討を行った。加えて、第4期中期計画での研究において課題となっていた、生物情報が一元化されていないという問題に対し、滋賀県生きものデータバンクを構築し、生物多様性評価のための支援ツールとして活用することに取り組んできた。ここに3年間の研究活動成果を報告する。

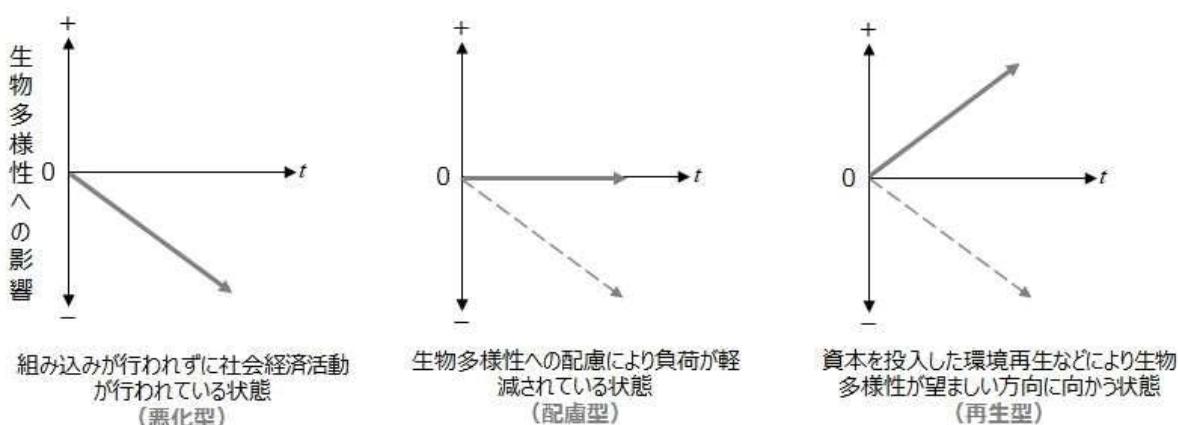
## 2. 社会経済活動における生物多様性保全活動の推進策の検討（サブテーマ1）

ここでは、県内外における実態調査に基づき、生物多様性CSR活動のあり方やその推進方策について、「ステークホルダーとの連携」、「生態学的知見の活用」、「企業間の連携」という視点から検討し、社会経済活動における生物多様性の組み込み促進策を検討した。生物多様性保全の重要な地域は原生自然のみならず、半人工環境や都市部にも点在する。また、生物多様性がもたらす様々な恵み（生態系サービス）を享受することで私たちの生活は成り立っている。こうした理由から生物多様性を保全することは人間生活と密接に関わっており、生物多様性保全が組み込まれていない社会経済活動を続けることは私たちの生活の基盤を揺るがす結果となるといえる。そのため、生物多様性保全を組み込んだ社会経済活動を推進することが重要となる。

### 2.1. 本研究における生物多様性保全活動の組み込み

では、生物多様性保全が組み込まれた社会経済活動とはどのように定義できるだろうか。その評価のためのモデルを図1に示す。生物多様性への配慮が行われず社会経済活動が続けられると図1の悪化型のように生物多様性への負の影響が蓄積していく。そこで生物多様性のロスをできるだけ減らすように働きかけると単位時間で失った生物多様性と回復した分が均衡に近づく。これを配慮型と呼ぶことにする。さらに保全コストをかけ失った分以上に生物多様性を再生したものを再生型と呼ぶことにする。

例え本研究でも取り扱った水田農業の場合、戦前に始まった圃場整備による水田の物理構造の変化により水路のつながりが絶たれてしまい、産卵のために遡上する魚類の障壁になるなど生物多様性へのマイナスの影響が発生した。さらに、戦後の農薬の普及により生物にとって好ましくない水質の水田が発生し、これも生物多様性低下の一因となったと考えられる。ここまでが悪化型の例である。その後農薬の使用量を減らす取り組みが行われるなど生物多様性低下の要因を少しづつ取り除くような活動が広がると生物も水質が原因となって減少したものを中心徐々に回復してきている。これは配慮型の例とみなせる。しかしそれでも物理構造による障壁が依然として残っていた。そこで、県内で取り組まれている「魚のゆりかご水田」では排水路の水位を一時的にあげることで魚が水路から水田に進入しやすくなり、水質改善と相まって多くの魚が水田で産卵する光景が再びみられるようになった。これが再生型の例といえる。悪化型から配慮型に向かうステージでは影響を及ぼす要因が特定されていて、かつ広範囲に及んでいる場合に共通の目標を立てやすいという特徴がある。すなわち、農薬の使用量など数値化された目標に向かい画一的に行行動改善を進めることで一定の効果を上げ



ることが期待できる。いわば生物にとって好ましくない環境を是正し、生物多様性の基礎を立て直すステージである。こうした手法を規制的手法と呼び、1960年代以降汚染要因の除去や排出規制などで執られてきた経緯がある。しかし、配慮型から再生型に向かうステージでは、生物多様性の基礎の上にそれぞれの地域の多様な生態系が再生されていくため、共通の目標を立てにくいという特徴がある。この悪化型・配慮型・再生型の各ステージにおいて外部支援の在り方も異なることに注意が必要である。

佐藤（2008）は生態系シンボルとなっている生物を「環境アイコン」と呼び、欧米では保全のための資金調達に利用されていることを指摘し、日本では地域社会の再生のシンボルになっていることを指摘している。しかし、佐藤が挙げた日本のシンボル生物（コウノトリ、白堡のサンゴ礁、佐久の養鯉）は①希少性が著しく高く②大型あるいは規模が大きく③観光資源などとして地域社会に浸透している、シンボル生物である。そのため、集落レベルの保全活動が配慮型から再生型へ変化をとげるには、コウノトリなどのスター的生物のいない多くの地域でも実践できるような枠組みが必要と考えられる。このように、本研究では保全活動の主体がいかに保全活動に参加するきっかけをつくれるかを第1ステップ（悪化型から配慮型へ）、さらに活動を拡充および深化させることを第2ステップ（配慮型から再生型へ）ととらえ、それぞれのステップにおいて科学的知見の活用や行政サポートの望ましいあり方を明らかにする。

## 2.2. 本研究の対象

そこで、滋賀県の主要な農業である水田稲作における生物多様性保全について、総合地球環境学研究所のプロジェクト「生物多様性が駆動する栄養循環と流域圏社会・生態システムの健全性」（2015-2019）と共同研究を実施し、地域住民が保全活動の成果を自律的に調査し効果を実感することができる指標として「環境ものさし」の概念を提案し、滋賀県甲賀市の水田農業地区で実践研究を行った。甲賀市域では圃場整備前には冬期湛水する風習があり圃場整備後その風習は途絶えていた（図2）。しかし、2015年度から「農地・水・環境保全向上対策」に基づく「豊かな生きものを育む水田づくり」の交付金メニューのひとつに冬期湛水が加えられたことで、およそ40年ぶりに冬期湛水が復活した。そこで、この保全活動の効果を見える化する候補として、2~3月に止水で産卵するニホンアカガエルを選び、産卵期を通じてその卵塊数を調査した。

また、生物多様性保全の組み込みモデルは企業が取り組む生物多様性保全においてもあてはまると考えられる。社会経済活動の担い手かつ責任をもつステークホルダーで

もあり、生物多様性保全の担い手としても今後重要となると考えらえる企業について、「環境ものさし」の概念の応用が可能かを含め、生物多様性保全活動に取り組んでいる企業が抱える課題について聞き取り調査を行った。

さらに、滋賀県の企業・事業者全体における生物多様性保全の取り組み状況について、県内の企業・事業者の多くが加盟している一般社団法人 滋賀経済産業協会の会員440事業体（営業所など支所含む）を対象に、調査を行った。



図2 冬期湛水（1964年2月撮影、住民提供）

## 2.3. 方法

甲賀市の水稻集落における実践研究では、まず住民への聞き取りから候補生物を絞り込み、生物調査の結果とあわせて集落全体で取り組める「環境ものさし」を検討し、ニホンアカガエルの卵塊数を第一候補として住民をmajiedaに参加調査を実施した。ニホンアカガエルの卵塊分布を規定する要因および地域の環境保全活動の効果を明らかにするため、各水田の卵塊数、水田の環境変数として水田に占める産卵可能な湿地の割合（変数1）、谷津田の下から数えたときの順序（変数2）および水田面積（変数3）を格納したGISデータを作成しGWR（地理的加重回帰）という空間統計解析を行った。また、この結果を水稻農家に報告する場をもち、その後住民の行動、保全活動の広がりがどのように変化するかを参与観察を通じて明らかにした。

生物多様性保全に取り組む企業に対する調査では、トンボをシンボルとしてつながりを形成した企業ネットワーク（調査時4社、現在、「生物多様性 びわ湖ネットワーク」と改め8社が活動中）を対象に聞き取り調査を行い、活動の経緯や課題、滋賀県に求めるサポートについて調査した。

滋賀県の企業全体を俯瞰的に分析するため、一般社団法人 滋賀経済産業協会の会員企業がウェブ上で公開している情報をもとに、事業規模、事業所の所在地、CSR（企業の社会的責任）、環境への取り組みに関するデータベースを作成し、生物多様性保全の取り組み状況などを分析した。

## 2.4. 結果

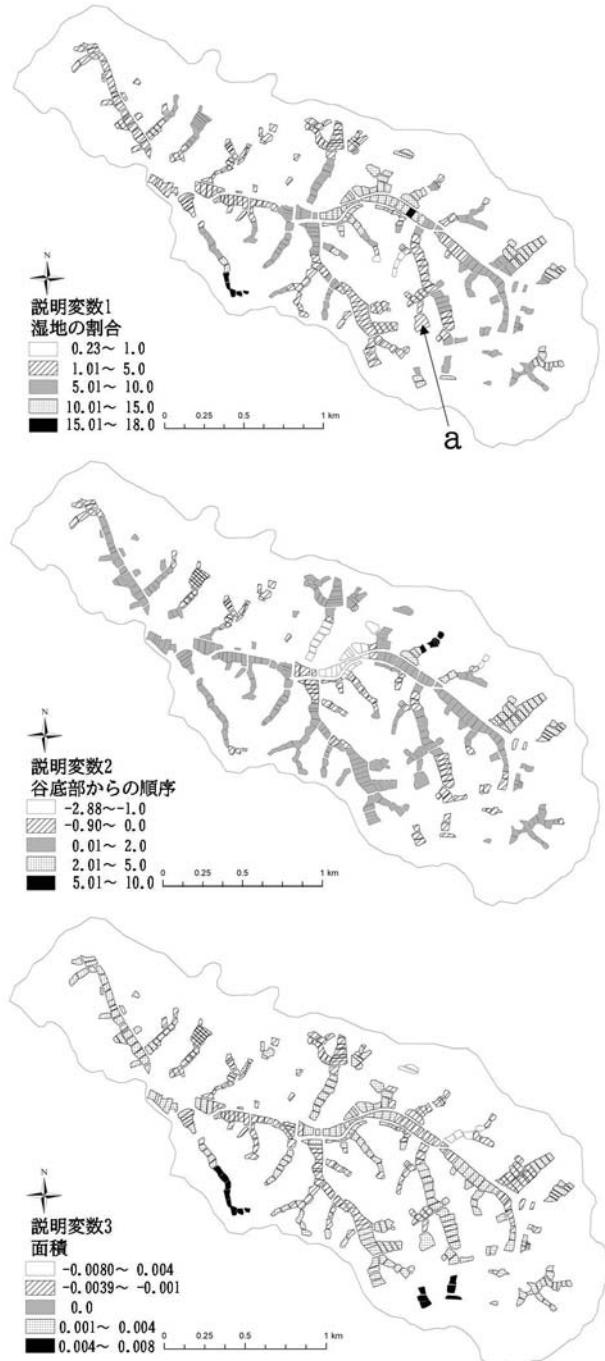


図3 卵塊数を規定する要因分析  
(GWRによる係数の比較)

ニホンアカガエルの卵塊数を規定する要因は、2.2. 方法の3変数でよく説明できることがわかった(N=414、調整R<sup>2</sup>=0.698)。3変数の任意の組み合わせの中で3つ全てをいたれたときが最も低いAIC(赤池情報基準)を達成した。また得られた3変数の回帰式における残渣の空間分布にも過度な疎密がなくこの3変数の十分性が検証された。この回帰式における各水田の係数を図示したものが図3である(淺野2020)。GWRでは各ポリゴンに対し回帰式が

推定されるため変数ごとの係数を図示するのが一般的である。例えば図3中aの水田では卵塊数(Y)は次式で推定される。ただし変数1～3をX<sub>1</sub>～X<sub>3</sub>、Eは誤差項とする。

$$Y = 3.216X_1 + 0.090X_2 + 0.00007X_3 + E \quad (1)$$

ここで何らかの地域活動を行い、ニホンアカガエルの卵塊を増やすことを想定すると、水田aでは卵塊を1つ増やすのに、湿地の割合を水田に対し8%増やすか、谷津田における位置を約10枚上に動かすか、水田面積を約14,286m<sup>2</sup>増やすか、のいずれかが求められることを(1)式は示している。圃場整備全盛期なら谷津田の改変や農地面積の増加も可能かもしれないが、現在となってはそうした大規模な土木事業を伴う保全活動は現実的ではない。むしろ、水田の内縁に水路を作ったり、冬期湛水を実施したりするほうがはるかに簡単であり取り組みやすいことが示唆される。すなわち、当該地域の保全活動(冬期の湿田の維持)の効果を示すのにニホンアカガエルの卵塊数は「環境ものさし」となりうることがわかった。また、当該地区の翌年以降の冬期湛水面積は2年で10倍以上に増加するなど(図4)、甲賀市内他集落と比較しても著しく伸びており、ニホンアカガエルをきっかけとして環境保全活動の広がりが確認されている(淺野ら2018)。



図4 対象地区の冬期湛水面積の変化

企業ネットワークへの聞き取り調査では、まず企業敷地の調査から開始し、工場周辺に多くの自然環境が残存していることに気づいたことからそれらを「守る」という意識が芽生えたという回答が得られた。これは企業が工場敷地を確保する際、建物面積より十分広い範囲を確保すること、そのバッファには人工物が建設されにくいため生物のすみかが残されていたこと、工場が建設された後、周辺部が開発されたり放置されて荒れてしまったり、あるいは最近増加しているシカなどによる食害といった生物多様性を低下させる要因が工場敷地という適度に人の手が加えら



図 5 自社素材を使用した工場内の生物多様性保全をアピールする看板（積水樹脂株式会社）

れる閉鎖空間では起こりにくかったことで、相対的に生物多様性が保たれたと推察された。実際に工場敷地を観察した際にはトウカイモンセンゴケ（滋賀県 RDD2015、分布上重要種）の自生する湿地が保全されていた。こうした自社工場の生物調査でよく見つかるのがトンボ類であり、一般市民へのわかりやすさ、水とのつながりを指標する群であることから次第にトンボを介してつながる企業との間にネットワークが形成されていったという。滋賀県は日本国内でも確認されているトンボの種数が多く、工場敷地内で何種のトンボが確認できるかというゲーム性もあって社員家族などのレクリエーションとしても観察会の人気は高いとのことであった。一方で企業ならではの課題として本業との関わりを見出すことに尽力されており、積水樹脂株式会社では生物多様性保全を呼び掛ける看板に自社製品を使用して耐候性の高さをアピールするなど工夫されていた（図 5）。また、社内における CSR 担当部門への理解を高めるためにも、県全体で企業が生物多様性保全に取り組むことが主流化すること、そのために県行政からもっと企業へ呼び掛けてほしいという声も聞かれた。2018 年度から始まった生物多様性取組認証制度は、社内での理解を得るのに大きな役割を果たしており、このような取組をさらに続けてほしいとのことである。

一般社団法人 滋賀経済産業協会に登録されている滋賀県内の企業 440 社の CSR（企業の社会的責任）データベースを作成し、公開情報に基づき事業規模・業種ごとに分析を行った。分析の基準として企業の生物多様性評価とし提案されている評価基準（宮崎・糸井 2010）を援用し、生物多様性（生態系含む）の普及状況を鑑み、環境というキーワードでも同様の分析を行った（表 1）。その結果、企業が単独で生物多様性保全を打ち出すことの難しさがみてきた。さらに国際的に求められる基準である「影響の公表（企業の活動が及ぼす環境または生物多様性への影響）」については把握されていないか報告が十分でないことが明らかになった。この「影響把握」が行われないと、その企業の保全活動によってどれだけ回復したのか、トータルでどれだけのロスあるいはゲインがあるのかが不明なため国際的には評価を得られないということになる。

## 2.5. 考察

サブテーマ 1 では、生物多様性保全活動を行ながら水稻農業を実施している集落、自社敷地の生物多様性から企業ネットワークを形成し保全活動の範囲を拡大してきた企業、そして滋賀県における社会経済活動における生物多様性取組を俯瞰するために公開情報をもとにした網羅的な分析の 3 つの研究を実施した。水稻集落では地域在来の伝統的な営農法である冬期湛水が補助金交付メニューとなつたことで復活し、当地で形成してきた生態系が再び息を吹きかえしたことで保全活動にはずみがついたと推察される。すなわち、地域ごとに異なると考えられるカギとなる保全活動を見極めていくことが保全活動の活性化と継続につながるといえる。言い換えれば、滋賀県内の水稻集落であってもどのような保全活動やどのような「環境ものさし」を選ぶことが効果的であるかは地域差を伴うということである。現在、補助金交付メニューは 13 のオプションの中から取組可能なものを選ぶ形式になっている。滋賀県のように気候的にも地理的にも多様な地域では生態系も地域によって異なるため、このような柔軟性が重要なと考えられる。冒頭で述べたように、環境保全活動はとか

表 1 企業評価の基準と滋賀県企業の環境・生物多様性 CSR の現状

提案されている評価基準（宮崎・糸井2010）	環境	生物多様性 (生態系含む)
①情報公開（環境・社会への取り組み）	6 3	—
②経営方針	1 1 5	7
③計画	5 4	0
④影響の公表	0	0
⑤活動の公表	5 9	6
⑥調達における配慮・サプライヤーへの働きかけ	1 6	0
⑦NGO/NPO と協働しているか	2 0	4

く画一的になりやすい側面をもっている。しかし、配慮型から再生型に至るステップ 2 ではこの柔軟性のある取組の多様化が求められる。また、本研究では十分に議論できなかつたが、保全活動が長く続く場合、途中でやり方を変えていく順応性も重要となると考えられる。

生物多様性びわ湖ネットワークの活動も、企業が配慮型から再生型へ移行している例である。企業敷地内の生物調査、その結果に基づき専門家の意見をいれながらの保全といった敷地内の活動からネットワークを形成し外部への発信を積極的に実施していることがわかる。ネットワークも大きくなつておらず、より情報発信力が増すことも期待できる。企業という特性を生かした発信力をもつ一方、CSR 担当者は主に社内において生物多様性保全にコストをかけることに理解を得る必要があり、自社製品のアピールと兼ねあわせるなどの工夫を行つてはいる。行政ができるサポートとして、企業が生物多様性保全にコストをかけることが当たり前であるという土壤の形成があるといえる。

このように先進的に取り組む企業がある一方で、県の企業・事業体全体としては生物多様性（生態系含む）への取り組みは十分とはいえない結果となつた。環境（水・空気・エネルギー）に対しては社会の関心も高く、企業も CSR に関するコストをかけるようになつてはいると考えられる。しかし、その環境に関連する項目でも影響についてアピールできている企業は 0 である。これは日本の企業全体の傾向でもあるが、環境への影響（プラス、マイナス含む）を明らかにする風潮が乏しいことが原因であると考えられる。こうした影響評価には専門家への依頼といったコストが発生すると考えられる。とはいえ、国際的に求められてきている基準であるので今後は考慮していく必要があるだろう。

## 生物多様性を低下させる要因の解析と希少種・固有種・外来種対策の検討（サブテーマ 2）

### 3. 抽水・沈水・浮葉植物による被陰効果が希少沈水植物フサタヌキモに与える影響評価

#### 3.1. はじめに

生物多様性の保全を行う上で、絶滅危惧種の分布状況を明らかにし、減少要因を把握することは重要である。しかし、湖沼の沿岸域をはじめとする水生植物が繁茂した地点では、徒歩や船舶などの手段を用いても調査を行うことが難しく、このような地点に生育する希少種については、知見が不足していることが多い。

フサタヌキモ (*Utricularia dimorphantha*) は、平地にある浅い湖沼やため池、水路などに生育する浮遊性沈水植

物で、環境省のレッドリスト（2015）では絶滅危惧 IB (EN)、滋賀県のレッドリスト（2015）では絶滅危惧種と評価されている。現在、国内では 5 県 10 カ所のみ、滋賀県内では 3 カ所での生育が確認されている（上野 2015）。しかしながら、これらの自生地の中には、夏期になるとヒシ (*Trapa japonica*) や外来性アゾラ (*Azolla spp.*) などが繁茂し、時には水面を覆いつくすことが観察されていた。水面上に繁茂する植物は、群落内の光量や水中の溶存酸素濃度の低下を引き起こすことがある（例えば Caraco et al. 2006）。このため、これらの植物の繁茂がフサタヌキモの生残や成長を阻害する可能性は指摘されていたものの、繁茂時期や期間、フサタヌキモへの影響に関する知見は存在しなかつた。

そこで本研究では、無人飛行機（UAV: Unmanned aerial vehicle、通称ドローン）を用い、高頻度・高解像度の空撮画像によって水面を観測し、水面植生および希少種のモニタリングを実施した。また、現地調査により、水面植生がフサタヌキモの生息環境（光量）および成長（葉長）に与える影響について検討した。

#### 3.2. 方法

##### 3.2.1. ドローンを用いた水面植生のモニタリング

本報告では、希少種保全の観点から、調査地の詳細について公開しないが、調査地は滋賀県内の小規模水域である。

抽水・浮葉・浮遊植物などの水面上に繁茂する植物のモニタリングは、2018 年 5 月、8 月、9 月、12 月、2019 年 1 月の計 5 回行った。撮影はドローン Phantom4Pro (DJI 社製) を用い、自動飛行・撮影を行つた。撮影を行つた高度は地上高 30m、飛行速度は 3m/s、シャッター頻度は 2 秒毎である。各季節の撮影では、地上対空標識 (Ground Control Point: GCP、30cm × 30cm) となる地上の不動点が入るように撮影を行つた。撮影した写真データは、MetaShape1.3 (Agisoft 社製) を用いてオルソ補正を行い、一枚の画像に合成した。合成した各季節の画像は、QGIS 3.10.10 (AGIS.org 2020) を用いて GCP を基準に重ね合わせ、各画像の歪みと面積の補正を行つた。

##### 3.2.2. 植生群落の被陰効果が希少沈水植物フサタヌキモに与える影響評価

希少沈水植物フサタヌキモに対する水面に繁茂する植生の影響を明らかにするため、2018 年 10 月 12 日にフサタヌキモの採集、およびフサタヌキモの生息環境要因である照度の測定を行つた。事前のモニタリングにおいて、本水域内の水面植生には、ウスグオオバナミズキンバイ (*Ludwigia grandiflora* subsp. *hexapetala*: 以下オオバ

ナミズキンバイ)、外来性アゾラ類 (*Azolla* spp.)、ヒシ (*Trapa japonica*)、コウホネ (*Nuphar japonicum*) が繁茂していることが確認されていたため、これらの植生の地点、および水面が開けた地点（以降開水面）の合計 20 地点において調査を行った。この中で、オオバナミズキンバイは、繁茂当初や群落の縁では水面上に水平に広がる丸く柔らかい葉を形成するが、群落密度が高くなると鉛直方向へ立ち上がり細く堅い葉を形成する（稗田 2018）。このような形態の違いは水中に透過する照度に影響すると考えられたため、本研究においては、それぞれオオバナ浮葉型およびオオバナ抽水型とし、6 植生区として比較した。各地点におけるフサタヌキモは、各地点にて 10 本を目安に採取し、20cm 以上まで伸張した枝をサンプルとした。なお、本水域に侵入したオオバナミズキンバイについては、2019 年 1 月に、外来水生植物対策協議会が駆除を行い、以降再生は確認されていない。

フサタヌキモの成長の指標として、採取したフサタヌキモの葉長を測定した。葉長の測定には、メジャーと一緒に撮影した画像を ImageJ ver. 1.52h (Schneider et al. 2012) を用いて測定した。測定する葉は、葉が混雑して判読が難しい先端 5cm の範囲は避けて選択し、各サンプル 10 本の葉長の平均値を各サンプルの葉長とした（図 6）。

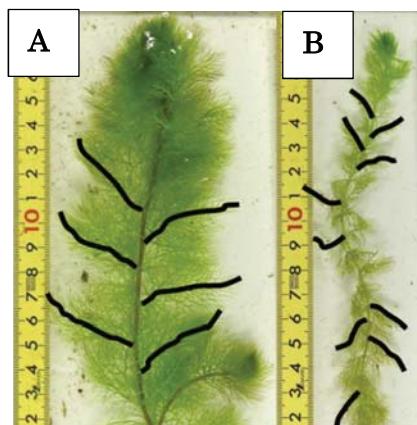


図 6 フサタヌキモとその葉長の測定方法の例。A：開水面で採取されたフサタヌキモ、B：オオバナ群落内で採取されたフサタヌキモ。

フサタヌキモが生育する環境条件として、各地点での鉛直的な照度の減衰率を測定した。照度の測定には釣り竿に吊した照度ロガー MDS-Mk V (アレック電子社製) を用い、水面上、水面下 10cm、水面下 30cm、湖底直上の 4 水深を行った。また、水面上に植物が伸張しているオオバナミズキンバイ区とコウホネ区では植生の頂点でも照度の測定を行った。各地点での被陰効果を比較するため、植生の頂点もしくは水面上の照度を 100 とした照度の減衰率を算出した。各植生区における照度の減衰率、フサタヌキモの

葉長の差は、地点をランダム効果に加えた Tukey 法による多重比較を行った。解析には、R ver. 3.6.0 (R core team 2019) を用いた。

### 3.3. 結果と考察

#### 3.3.1. ドローンによる水面植生のモニタリングと各群落の季節消長

ドローンによって撮影した画像をオルソ補正した結果、全ての季節において 7mm 以下/ピクセルの解像度、画像誤差 2 ピクセル以下の画像を得ることができた（図 7）。また、作成したオルソ画像からは、ヒシ、オオバナミズキンバイ、コウホネなどの水面上の植生の識別だけでなく、沈水植物であるフサタヌキモの生育も確認できた。



図 7 ドローンによって撮影された水面植生の空撮写真。開水面には、フサタヌキモが繁茂している。

オルソ画像を用いた植生判別の結果、ヒシやコウホネの繁茂は概ね 2018 年 7 月～10 月に限られていたのに対し、オオバナミズキンバイの繁茂は、少なくとも 2018 年 5 月～駆除事業により植物帯が除去された 2019 年 1 月まで続いたことが明らかになった。また、調査期間を通じて、これらの植物が調査水域の湖面全てを覆うことはなかった。アゾラ類は調査期間中を通じてほとんど増加せず、10 月および 11 月の一時期に、狭い範囲で確認されただけだった。

これまでの水生植物が繁茂する沿岸域での植生モニタリングは、胴長やウェットスーツを装着して歩くもしくは泳ぐなどするか、船舶を用いて植生帯に侵入する必要があった。しかしながら、これらの手法は植生帯での自由な移動が難しいため技術的・労力的困難を伴う、調査者が移動することによる生育環境の搅乱が避けられないという問題があった。しかしながら、ドローンを用いた空撮を行うことで、約 4.3 万  $m^2$  の調査地を僅か 30 分程度の時間で、特別な技術・労力なく、調査が完了できた。撮影後の画像

処理や判別などの手間はかかるものの、ドローンを用いた侵入が難しい地点での植生調査は、特に広い範囲を対象とした場合に詳細なデータを短時間で得ることができる利点がある。一方、対象種が小さい場合や、ヨシやヤナギといった他の植物の陰で生育する種などの場合は、ドローンによる空撮では観測できないことが多いと考えられる。水生植物帶において、迅速で高精度な植生調査を実現するには、調査の目的と調査エリアのサイズに合わせ、適切な手法を組み合わせることが重要になるだろう。

### 3.3.2. 水面を繁茂する植物がフサタヌキモの生育環境と成長に与える影響の評価

開水面区で採集されたフサタヌキモは葉が伸張して大きく成長しており、最も高い値を示した地点では平均で40.30mmとなった。一方、最も小さな値を示した地点はオオバナミズキンバイ区で、平均で18.16mmしかなかった。Tukey法による多重比較の結果、開水面での葉長はその他の植生区よりも長かった( $p<0.05$ )。ただし、開水面とオオバナ(浮葉型)区との間においては、有意な差は認められなかつた。また、各植生区間では有意な差は認められなかつたが、オオバナ抽水型区において特に短い傾向がみられた(図8)。

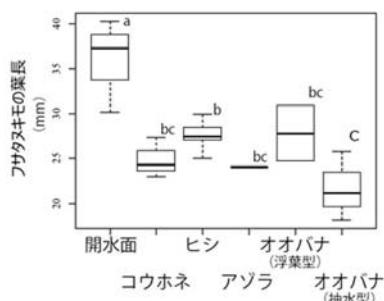


図8 各植生区におけるフサタヌキモの葉長  
異なるアルファベットは、統計的に有意に値が異なることを示す

フサタヌキモの生育環境とした光透過率は、水面では、抽水植物であるコウホネおよびオオバナ浮葉型・抽水型区において開水面より低く、特にオオバナ浮葉型・抽水型区で低い値となった。水面下10cmでは、ヒシ区およびオオバナ区において開水面より低くなつた(図9)。水面下30cmでは、全ての植生区の光透過率が開水面の値よりも低くなつたが、植生区間での差は認められなかつた。

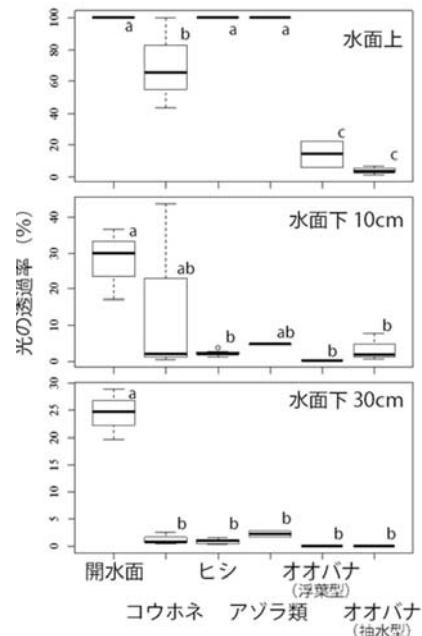


図9 調査地で測定した、各植生群落内における光の透過量の違い。上から、水面面上、水面下10cm、水面下30cmの値を示す。異なるアルファベットは、統計的に有意に値が異なる。

ヒシなどの植物が水面を覆うと、光環境や溶存酸素濃度など生態系の構成要素が変化することが報告されている。本研究でもヒシの繁茂によって光の透過量が低下することが示されたが、オオバナミズキンバイ群落内では水面および水面下10cmでも光の透過量の低下が認められた。また、オオバナ抽水型区ではフサタヌキモの葉長がヒシ区よりも短くなることが明らかとなつた。フサタヌキモは根が無いため、基本的に水面近くを浮遊して生育することが知られている。さらに、本研究では定量的な調査を行っていないが、目視による比較では、オオバナミズキンバイ群落、特にオオバナ抽水型区ではフサタヌキモの数も少ない状況だった。これらのことから、オオバナミズキンバイによるごく水面に近い地点での光の阻害は、フサタヌキモの成長を阻害し、個体数の減少を導く可能性を示唆する。モニタリングの結果より、ヒシやコウホネ、アゾラは夏期の一時期のみに繁茂するのに対し、オオバナミズキンバイは駆除されない限り、一年中植物体が繁茂していると考えられる。このため、オオバナミズキンバイが水面上に繁茂することは、水域生態系に対し、より強い環境改変を、長期間に渡って与えると考えられる。本調査地では、2019年1月の駆除以降、オオバナミズキンバイの大規模な再繁茂は認められていないが、希少沈水植物を保全する上では、より強い努力を割いて、オオバナミズキンバイが再増殖を防ぐための巡回・監視を行う必要があると考えられた。

## 4. 琵琶湖沖帯で絶滅が危惧されている希少種・固有種のモニタリングと変動要因の解析および保全手法の検討

### 4.1. はじめに

琵琶湖北湖深底部には、琵琶湖固有種や生態的に固有な特徴を有する生物が生息している。ところが、琵琶湖北湖深湖底(北湖盆:第一湖盆および中湖盆:第二湖盆の湖底)では、近年地球温暖化をはじめとする気候変動に伴う貧酸素化が問題となっており、第一湖盆では、全層循環が停止し、溶存酸素濃度が 2mg/L を下回る貧酸素水塊が形成され、その範囲も拡大しつつある。生物相の単純化および現存量の低下が懸念されるだけでなく(西野 2010)、2007 年頃から湖底に底生生物の死亡個体が発見され(熊谷 2008)、近年はその頻度がますます高くなってきた。しかし、琵琶湖の深底部における生物調査は容易ではなく、生態的な知見も乏しいため、深湖底に生息する固有種の現存量および分布の変動はよく分かっていない。そこで、本研究では、第 3 期、第 4 期中期計画において実施してきた底生生物のモニタリングを継続し(焦ら 2015)、個体群変動について情報収集を図った。また、第 4 期中期計画から開始した、計量魚群探知機を用いた深水層の生物の識別と定量化を進展させ、貧酸素水塊の拡大に対応した広域的調査手法の開発を行ったので報告する。

### 4.2. 方法

#### 4.2.1. ROV による定期観測

水中有索ロボット(ROV: キューアイ社製 DELTA-150)による底生生物の現存量モニタリングは、2012 年

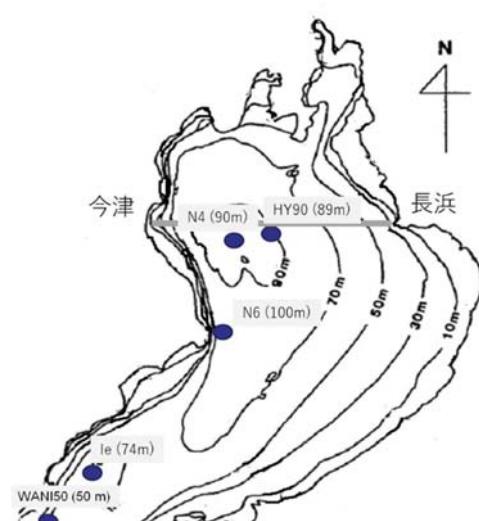


図 9 ROV による底生生物調査地点および計量魚群探知機による今津—長浜観測ライン

3 月から琵琶湖北湖 3 地点(N4 水深 90m, HY90 水深 89m, Ie 水深 73m)において月 1 回の頻度行っていたが、2014 年 4 月からは N6 (水深 100m), WN50(水深 50m)を追加し、5 地点において 2 か月に 1 回の頻度で行っている

(図 9)。ただし、深湖底において生物への影響が生じるとされる貧酸素水塊( $\text{DO} < 2\text{mg/L}$ )が発生する時期は月 1 回の頻度で調査を行う。湖底直上から 30cm の高度において、映像を約 15~30 分録画し、湖底を上から観察できるように設置した下向きカメラ(HDR-CX180 SONY)の映像から底生生物を目視で同定計数し、単位面積当たりに換算している(焦ら 2015)。また、各調査地点において湖底上 1m の DO 濃度を多項目水質計(AAQ: JFE アドバンテック製)を用いて測定した。



写真 1 アンデールヨコエビの遊泳角度測定

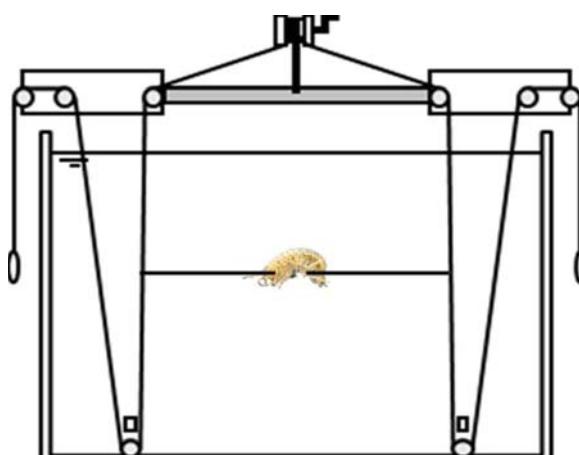


図 10 アンデールヨコエビの淡水実験水層を用いた懸垂法音響散乱特性の把握  
手前側から送受波器を当てて 1 匹ずつ角度を変えながら、音響特性を測定する。

#### 4.2.2. 計量魚群探知機を用いた底生生物の識別と定量化

2017年6月26日～29日、2018年6月25日～28日、2019年6月24日～27日に図9のN4にて昼夜観測を行い調査船びわかぜに搭載した魚群探知機 KFC-6000 (Sonics社製) 38・120kHz を用いて、音響データを収集した。また、広域的モニタリング手法の開発のために、今津・長浜間を結ぶライン上で昼と夜間それぞれ1回ずつ走行しながら音響データを収集した。底生生物のアンデールヨコエビ、底生魚のイサザは、昼間は湖底付近に生息しているが、夜間は水深20・30m付近まで上昇することが分かっているため(Ishikawa and Urabe 2005, Takahashi 1981)、日没から日の出までの夜間に深水層で取得した音響データから Echoview ver.10 を用いて解析を行った。

また、北海道大学との共同研究によりアンデールヨコエビとイサザの遊泳角度をビデオで撮影し(写真1)、水槽実験により体長と遊泳姿勢とTS(ターゲットストレングス)との関係を明らかにした(詳細は橋本(2018),小川(2020)を参照)(図10)。次にこの値と、魚探から得られるそれぞれの周波数のSV値(体積後方散乱強度)を用いて、2周波差分法により、 $\Delta SV_{120-38}$ から、両生物の識別と定量を試みた。



写真2 ORIネットによる夜間中層曳き作業



写真3 ORIネットで捕獲した生物群集 イサザとアンデールヨコエビ(バケツの下に沈んでいる)

魚探に検出される魚影から種を確認するために、ORIネット(離合社製 網は角形幼生網 滋賀水産試験場2020)で魚影水深に合わせた中層曳きを5分程度行って生物群集を捕獲した(写真2,3)。

#### 4.3. 結果・考察

##### 4.3.1. ROV調査による底生生物の観察と個体群密度の変化

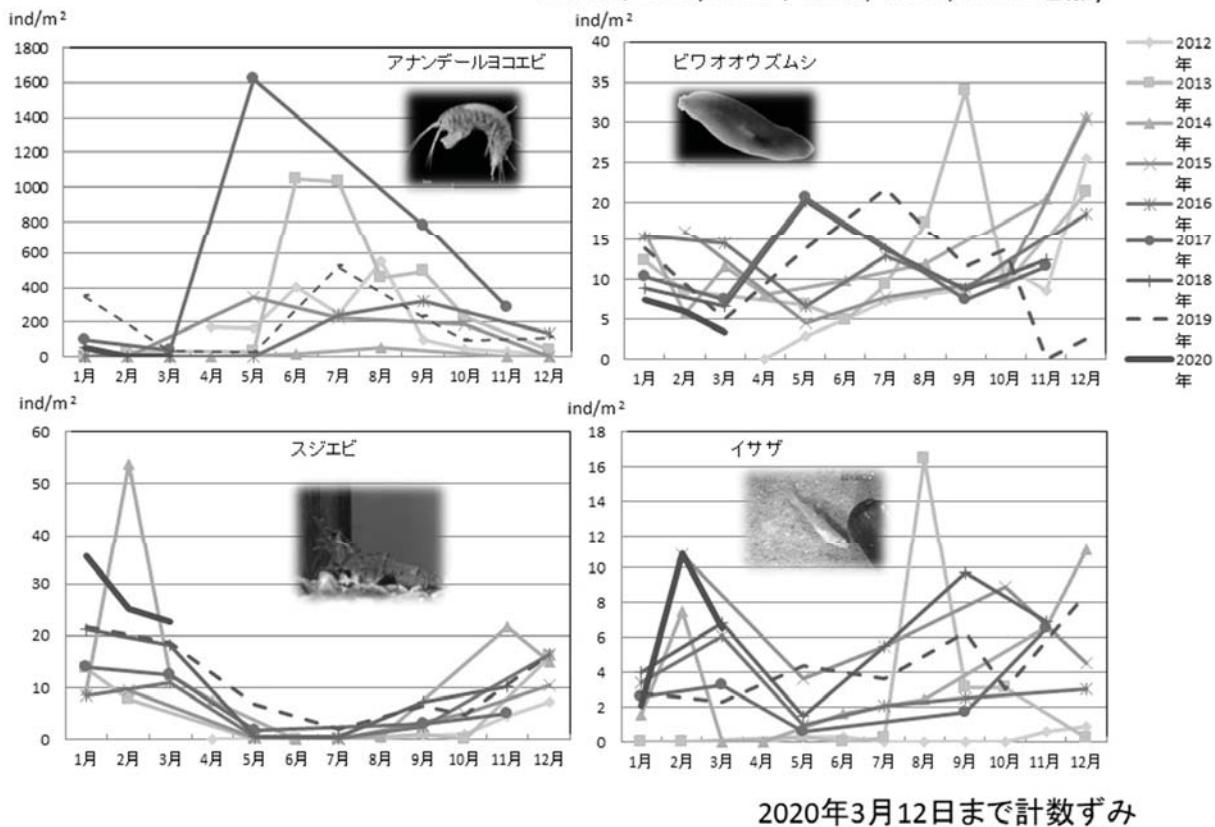
ROV(水中有索ロボット)を用いた湖底の映像によるモニタリングでは、年による変動はあるものの、貧酸素状態がみられた2019年秋から2020年1月までの底生生物平均個体群密度をみても、アンデールヨコエビとビワオオウズムシで減少傾向があるものの、過去の変動範囲内にとどまっていた(図11)。しかし、湖底の溶存酸素濃度DOが概ね $2\text{mg L}^{-1}$ を下回る(貧酸素状態)と、イサザ、アンデールヨコエビ等の死後間もないと思われる個体が見られた(写真4)。平成29(2017)年度は、9月～10月、令和元(2019)年度は8月下旬から翌年2月にかけて、北湖第一湖盆水深90mにおいて貧酸水塊の形成がみられたが、DOが回復すると周辺の生存個体が移動してくるため、同年度内の調査で調査地点5地点の平均個体群密度が著しく減少することはなかった(図11)。



写真4 貧酸素下における深湖底の様子 (水深90m)  
中央部にイサザの死亡個体 周囲にアンデールヨコエビの死亡個体が見られた。2019年8月30日撮影

深湖底の底生生物は、貧酸素に曝されことで大量死亡してきた。そこで、湖底付近の溶存酸素濃度(DO)と翌年の個体群密度の関係性を調べた。2012年にモニタリングを開始してから8年を経たものの、関係性がみられるほどの十分なデータ数とは言い難く、ほとんどの地点、生物で関係性が見られなかつたが、アンデールヨコエビの調

## ROVによる底生生物定期モニタリング（N4, HY90, N6, Ie, Wani50の5地点平均値 ただし、2012,2013年はN4, HY90, Ieの3地点）



2020年3月12日まで計数ずみ

図 11 ROV による底生生物の平均個体群密度の変化

査地点平均個体群密度の年最大値と前年度の年最低溶存酸素濃度（水深 90m）との間に負の相関関係が見られた。すなわち、貧酸素水塊の形成により生物の死亡個体が観察されているが、個体密度については、貧酸素の翌年はむしろ増えているということがわかった（図 12）。なぜ、貧酸素の翌年に個体群密度が高くなりやすいのか理由はまだ不明であるが、アンデールヨコエビは、湖底上のデトリ

タスを捕食するため、貧酸素になることで死亡した生物の死骸は、分解してデトリタスとなり翌年のアンデールヨコエビの餌となる量が増加したのかもしれない想像している。しかしながら、近年、貧酸素水塊の発生頻度、面積ならびに期間の拡大と長期化から、近い将来に急激な減少を示すことは否定できないため、今後も注意深くモニタリングを継続する必要がある。

### 4.3.2. 計量魚群探知機を用いた底生生物の識別と定量化

北海道大学大学院水産科学研究院の向井徹教授のグループとの共同研究により、深水層に生息する生物の定量化手法の開発を行った。アンデールヨコエビとイサザの水槽実験によるターゲットストレングス (TS) 測定結果と現場での実測値から、橋本(2018)、小川(2020)では、以下のようないくつかの関係式を得た。

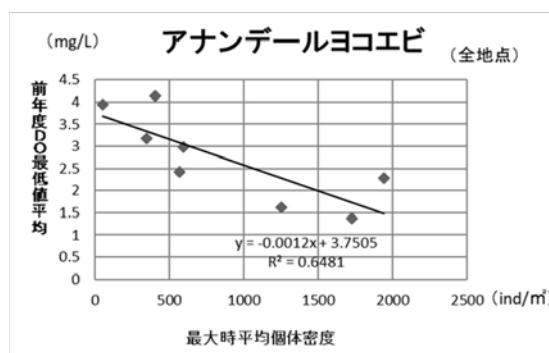


図 12 アンデールヨコエビの平均個体群密度の年最大値と前年度の水深 90m における溶存酸素濃度の年最低値の関係

アンデールヨコエビ (120kHz)

$$TS = 53.4 \log (\text{体長}) - 141.4$$

遊泳姿勢角 10.1°

イサザ(120kHz)  
 $TS = 24.8 \log(\text{体長}) - 68.1$   
 遊泳姿勢角 0°

単位: TS(dB), 体長(cm)

また、魚探により測定した体積後方散乱強度(SV)から2周波差分法を用いてアンデールヨコエビとイサザを識別した。そして、差分値を用いて混在する生物群のエコーグラムからアンデールヨコエビ(約+10db)とイサザ(約-3db)を識別して可視化することに成功した(図13、カラー図表参照)。さらに、イサザの群れと思われる魚群の層で、ORIネットによる中層曳きを行い捕獲された生物は、写真3に示したようにイサザとアンデールヨコエビのみであったため、これらの魚群がイサザであると確認できた。

このようにして、魚探から得られたエコーグラムからアンデールヨコエビのみを抽出し、今津・長浜ラインの個

体群密度を計数した結果を図14(カラー図表参照)に示す。エコーグラム内の黄色で囲まれた水温躍層から湖底までの範囲のデータからアンデールヨコエビの平均個体群密度を算出した結果は、2016年、2017年、2018年がそれぞれ11.8, 362.8, 274.3 ind/m<sup>3</sup>であり、ROVによる定期観測で最も多かった2017年は魚探を用いた個体群密度でも最も多い結果となり、定量化できる可能性が示唆された。

一方課題も残されている。イサザは夜間に水温躍層付近まで浮上するが、同水域にはコアユも生息し、体長も近い。そのため、イサザとコアユを音響手法により識別することは難しいことがわかる。ただし、生態的にはイサザは鉛直昼夜移動を行うのに対し、コアユは昼夜とも水中の主に表層付近で生息するといった違いは明確であり、図13における鉛直移動する魚影がイサザであることはほぼ間違いないと考えられる。今後、生態的特性の違いを利用した工夫が必要であると考えている。また、第六期中期計画では、本手法を用いて調査エリアを拡大し、さらに広域的な生物量の推定を行いたいと考えている。

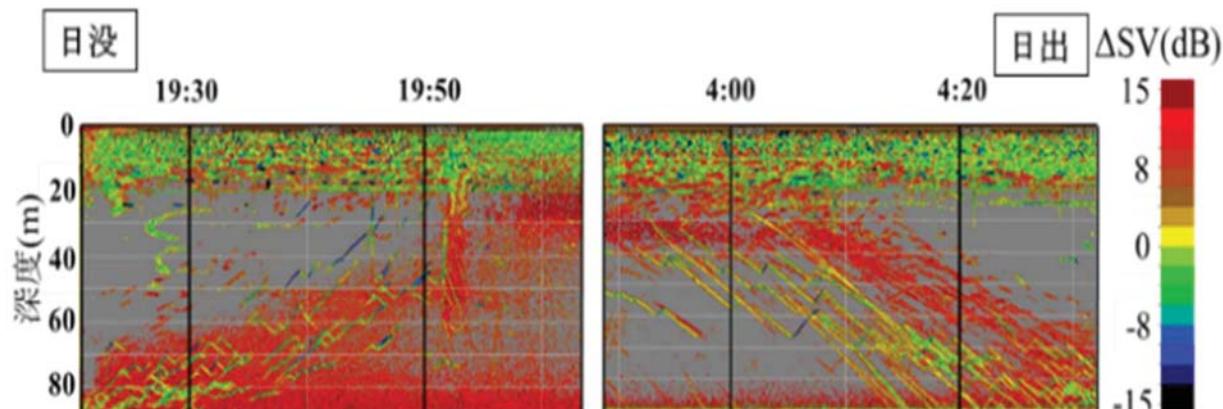


図13 琵琶湖北湖沖帯水深90mにおける2周波計量魚探のエコーグラム

黄色～黄緑色がイサザ、遅れて鉛直移動を行う赤色の群集がアンデールヨコエビを示すと推定できた。(カラー図表参照)

～抽出したヨコエビのエコーグラム(深度20～90m, 40分間程)～

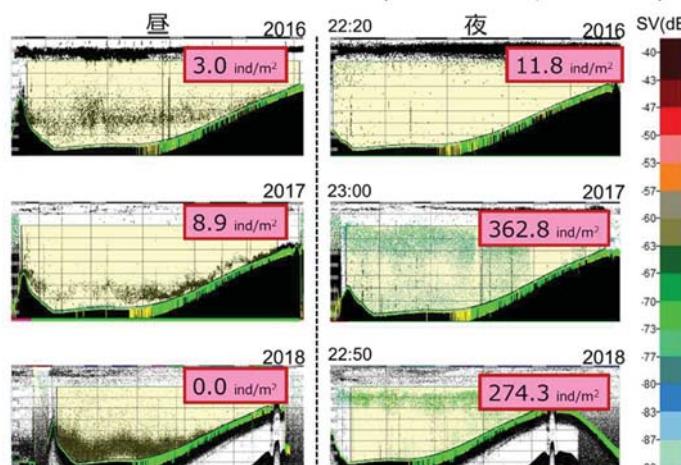


図14 琵琶湖北湖今津-長浜ラインのエコーグラム

2016年6月27日、2017年6月26日、2018年6月25日  
沖帯水深90mにおける2周波計量魚探のエコーグラム  
左が昼間、右が夜間

夜間中層域に見える群集がアンデールヨコエビ(カラー図表参照)

\*2019年は120kHzの送受波器の不具合によりデータなし。

## 5. 侵略的外来水生植物の繁茂が水生生物の生息環境と生態系に与える影響の評価

### 5.1. はじめに

琵琶湖およびその集水域は、60種を超える固有種が生息する、生物多様性の高い水域である。しかし、2009年に侵略的外来水生植物であるウスゲオオバナミズキンバイ (*Ludwigia grandiflora* subsp. *hexapetala*: 以下オオバナミズキンバイ) が侵入し、南湖湖岸を中心とした琵琶湖集水域の多くの地点に分布を拡げている（上河原 2016、Hieda et al. 2020、酒井 2020）。オオバナミズキンバイは旺盛な栄養繁殖を行い、水上と水中に厚くマット状に繁茂するため、他の植物の生育を阻害する、水の流れを阻害し水中の溶存酸素が減少する、船の航行の阻害になるなどの影響が懸念されており（EPPO 2011）、滋賀県では2013年より駆除が行われている（滋賀県 2017）。しかし、オオバナミズキンバイが水域の環境や生態系に与える影響については、定量的な評価が少なく、知見が乏しい。琵琶湖集水域の生物多様性の保全を行う上では、オオバナミズキンバイの繁茂が琵琶湖の水域環境や在来種に与える影響を知る必要がある。

そこで、本研究では、オオバナミズキンバイの繁茂が琵琶湖水系の在来種やその生育環境に与える影響を評価するため、発達したオオバナミズキンバイ群落において、水域生物が生息するための重要な要素である水中の溶存酸素濃度 (Dissolved Oxygen: DO) に与える影響を評価した。同時に、近年急速に発展した生物群集の調査手法である環境DNA（山中ら 2016、Minamoto et al. 2020）を用い、発達したオオバナミズキンバイ群落内における生物群集の推定を試みた。

### 5.2. 方法

#### 5.2.1. 発達したオオバナミズキンバイ群落における溶存酸素濃度の測定

溶存酸素濃度の測定は、2018年4月25日～2018年11月8日にかけて、琵琶湖南湖の山の下湾におけるオオバナミズキンバイ群落で行った（図15）。滋賀県では琵琶湖外来水生植物対策協議会が中心となってオオバナミズキンバイの駆除を進めているが、山の下湾には、オオバナミズキンバイの流出可能性が低く、直近の駆除が困難な地点において、駆除が行われるまでの間にオオバナミズキンバイの繁茂拡大を防止するフェンスが設置されている（図16-a、16-b））。拡大防止フェンスの内部では、オオバナミズキンバイの群落が安定的に存在しているため、拡大防止フェンスの内部およびフェンスの外側の地点をそれぞれオオバナミズキンバイ群落内・外（それぞれ St.1：水深約

1m、St. 2：水深約 1.5m）とし、発達したオオバナミズキンバイ群落が水域生物の生息環境および生物群集に与える影響を評価した。水域生物の生息環境の指標とした溶存酸素濃度の測定には、メモリー式溶存酸素計（U26, Onset社製、付着物ガード付き）を湖底から 50cm 上方にロープで吊す形で設置し（図17）、10分毎の溶存酸素濃度を測定した。ただし、設置ミスにより、2018年5月28日～7月10日までは、群落内・外共に湖底からの設置距離が30cmとなっている。溶存酸素計の設置期間中は、2ヶ月以内に一度の間隔で機器の整備を行うと共に、データの回収を行った。回収したデータは1日あたりの平均値を算出し、調査日当日の溶存酸素濃度として扱った。

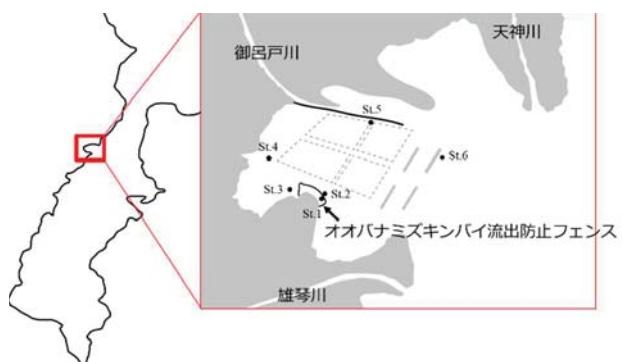


図 15 琵琶湖南湖の山の下湾における調査地点と、オオバナミズキンバイ流出防止フェンスの位置



図 16-a オオバナミズキンバイ流出防止フェンスを外から見た様子。内側がオオバナミズキンバイの発達した群落になっている



図 16-b オオバナミズキンバイ流出防止フェンスの内側の様子

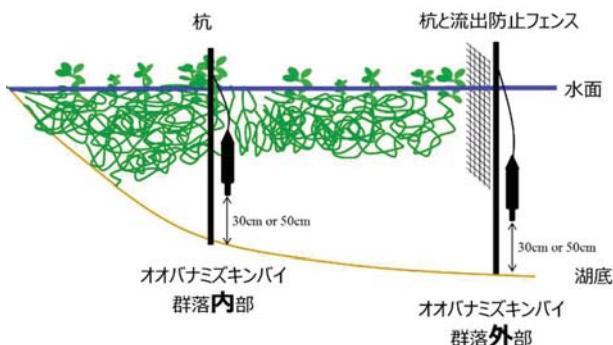


図 17 溶存酸素計を設置したオオバナミズキンバイ群落と流出防止フェンスの模式図

また、補足的な調査として、最も溶存酸素濃度が低下した期間である8月6日に、山の下湾内の4地点(St.3~6、図15)において、多項目水質計(U52G、Horiba社製)を用いて、鉛直的な溶存酸素濃度のプロファイルを測定した。測定結果はオオバナミズキンバイ群落で測定した溶存酸

素濃度の結果と比較した。

### 5.2.2. 環境DNAを用いたオオバナミズキンバイ群落に生息する生物群集の推定

2018年4月25日、5月28日、7月11日にフェンス内のオオバナミズキンバイ群落において、表層(0m)でボトル採水(2L)を行った。採集した湖水は氷を詰めたクーラーボックスで保冷して実験室に持ち帰り、メンブレンフィルタユニット(メルクミリポア社製、孔径0.22μm)で1L分の濾過を行った。Miya et al., (2016)に従ってDNA抽出、CO Iプライマーを用い MiSeq(Illumina)と MiSeqReagentKitv3(600サイクル、Illumina)を用いて、2x300bpの条件でシーケンシングを行い、BLAST解析により生息動物を推定した。

### 5.3. 結果と考察

#### 5.3.1. オオバナミズキンバイ群落内部と外部における溶存酸素濃度の変化

発達したオオバナミズキンバイ群落の内部と外部における溶存酸素濃度の日平均値を図18に示した。湖底からの設置距離の違いや欠損値、日変動が存在するものの、本調査によって4月末から11月初旬までのオオバナミズキンバイ群落内・外での溶存酸素濃度を連続測定することができた。

オオバナミズキンバイの群落外では、測定開始時から緩やかに溶存酸素濃度が低下したが、7月中旬までは概ね6mg/L以上の値を示した。その後、8月中は溶存酸素濃度が2mg/L前後まで低下したのち、欠損値を挟み、9月中旬には概ね6mg/L以上の値まで回復した。一方、オオバナミズキンバイ群落内部では、5月中旬までは群落外部と同様

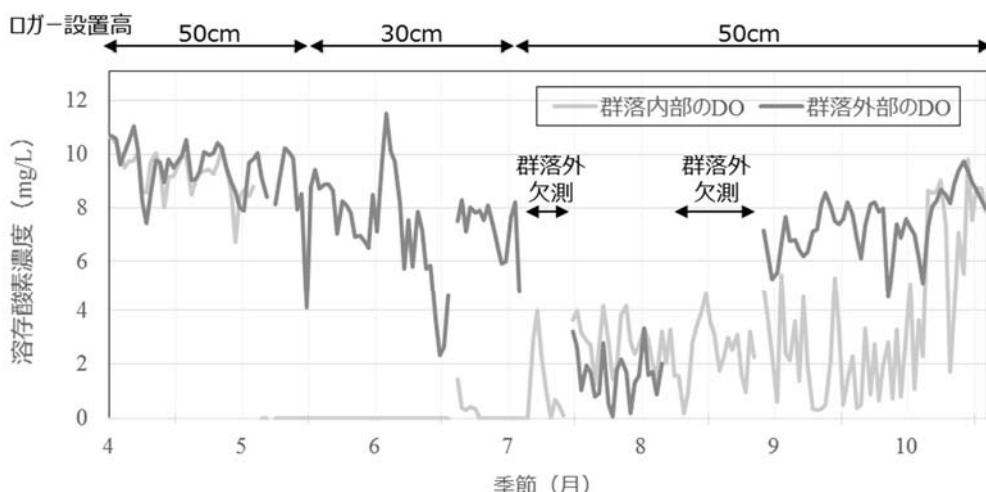


図 18 山の下湾で連続測定したオオバナミズキンバイ群落内と外の日平均溶存酸素濃度。  
ただし、ロガーを設置した湖底からの高さは、2018年7月10日までが30cm、2018年7月11日から11月8日までは50cm。

の値を示したものの、5月中旬以降は溶存酸素濃度がほぼゼロの値となり、10月26日に8mg/Lまで回復するまでは1~4mg/Lの低い値を示した。残念なことに、群落内と群落外での値が大きく異なる5月28日~7月11日までの期間は、群落内の溶存酸素計が群落外のものより20cm深い地点（湖底から30cm上方）に設置してしまったため、純粋な比較はできない。しかし、オオバナミズキンバイ群落内では、湖底から上方30cmの範囲において、5月中旬から10月下旬までの約5ヶ月間にわたって貧酸素状態が継続しており、群落外部と比較して1ヶ月以上長く溶存酸素濃度が低い状態が続いたと考えられる。

最も溶存酸素濃度が低下した8月6日に、山の下湾の広い範囲において、表層の溶存酸素濃度は、6mg/L以上の値を示した（図19）。一方、鉛直プロファイルに着目すると、オオバナミズキンバイ群落内部では、水深に従って顕著な溶存酸素濃度の低下が見られ、水面下50cmで3.46mg/L、湖底直上である1mでは2.06mg/Lとなった。オオバナミズキンバイ群落外部であるSt.2および山の下湾の最奥部であるSt.4の湖底直上でも4mg/L以下の低い溶存酸素濃度が観測されたものの、そのほかの地点においては、水深の増加に伴う顕著な溶存酸素濃度の低下は見られなかった。

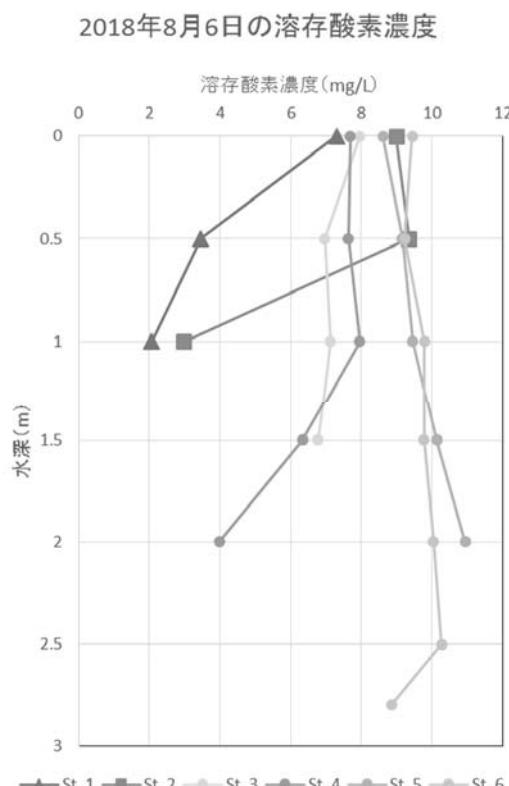


図19 2018年8月6日に測定された、山の下湾6地点における溶存酸素濃度の鉛直プロファイル

一般的に、魚類や底生動物の生存に必要な最低溶存酸素は2.0mg/Lと言われている（たとえば、丸茂・横田 2012など）。今回連続測定を行った溶存酸素濃度の測定水深は湖底から30cmもしくは50cmの地点であるため、オオバナミズキンバイ群落内では、少なくとも5月中旬から10月中旬までの5ヶ月の間、湖底から上方30cmより深い水深では、水生生物の生息に適さない場所であったと考えられる。琵琶湖沿岸域は、多くの水生生物が生育・繁殖の場として利用している。特に、琵琶湖固有種を含むコイ・フナ類、ホンモロコなどは4月～7月の湖岸のヨシ帯や水草帯、ヤナギの根などで産卵をすること（中村 1969）、沿岸のヨシ帯や水草帯で動物プランクトンやユスリカなどの底生動物を餌に生育することが知られている（平井 1971）。このため、侵略的外来水生植物であるオオバナミズキンバイが湖岸域で繁茂することで、琵琶湖固有の魚類の繁殖・生育する場所および時期に貧酸素水塊が広がり、彼らの繁殖・生育適地を減少させる可能性を示唆する。

現在、滋賀県では、外来水生植物対策協議会が中心となって、オオバナミズキンバイの駆除と、残存株からの再生や新たな漂着個体の駆除を行うための巡回・監視が行われており、大規模なオオバナミズキンバイ群落は本調査地以外には見られない。今後もこのような駆除努力を継続することは、琵琶湖沿岸域で生育・繁殖を行う生物の保全に繋がると考えられる。

### 5.3.2. 環境DNAを用いた生物群集の評価

環境DNAによる生物群集の調査では、動物プランクトン、ミミズ類は4、5、7月のいずれも検出され、ユスリカ類は、4、5月に検出されたが7月は検出されなかった。魚類では、フナは4、5、7月のいずれも検出され、ニゴイは4月のみ、ブルーギルは4月、5月のみ検出された（表2）。

一般に、生物の貧酸素耐性は種によって異なる。例えば、山元（1988）は、実験環境下においてギンブナよりもブルーギルの方が高い溶存酸素濃度で鼻上げ・窒息死することを報告している。また、同様に、藤原ら（2011）も、ニゴロブナの貧酸素耐性が高いことを報告している。ユニバーサルプライマーを用いた環境DNAの手法では、フナ類の識別ができないため、本研究で確認された「フナ」がどの種にあたるのか不明だが、検出された生物群集の変化は、オオバナミズキンバイ群落で生活する生物種が貧酸素耐性種になっている可能性が示唆された。

環境DNA手法は、現地の生物相を大まかに、比較的少ない手間で知る上で便利であるが、生息を直接確認していないため、どの範囲の生物群集が反映されているのか、環境中にDNAが放出されたのはいつなのか、検出された生物が

表2 環境DNA手法によるフェンス内の動物相(CO1プライマー、BLAST解析Top1種)

2018年4月25日		2018年5月28日		2018年7月11日	
Target top1		Target top1		Target top1	
Fish					
<i>Carassius auratus</i>	フナ属の一種 ブルーギル	<i>Carassius auratus</i>	フナ属の一種 ブルーギル	<i>Carassius auratus</i>	フナ属の一種
<i>Lepomis macrochirus</i>	ニコイ	<i>Lepomis macrochirus</i>	ニコイ	<i>Cyclopoda</i>	
<i>Hemibarbus barbus</i>				<i>Mesocyclops albidus</i>	メソキクロプロス属の一種 メソキクロプロスアルビズス
<i>Cyclopida</i>		<i>Mesocyclops albidus</i>	メソキクロプロス属の一種 メソキクロプロスアルビズス	<i>Mesocyclops cf.</i>	メソキクロプロス属の一種 ノコギリケンミシンコ属の一種
<i>Mesocyclops cf.</i>	マクロキクロプロス属の一種 マクロキクロプロスアルビズス	<i>Eucyclops cf.</i>	マクロキクロプロス属の一種 アサガオケンミシンコ属の一種	<i>Mesocyclops pelteensis</i>	マクロキクロプロス属の一種 アサガオケンミシンコ属の一種
<i>Macrocylops albidus</i>	マクロキクロプロス属の一種 マクロキクロプロスアルビズス	<i>Eucyclops cf.</i>	マクロキクロプロス属の一種 アサガオケンミシンコ属の一種	<i>Thermocyclops cf.</i>	マクロキクロプロス属の一種 テモリモキクロプロス属の一種
<i>Cyclopidae</i>	マクロキクロプロス属の一種 マクロキクロプロスアルビズス	<i>Acanthocyclops americanus</i>	アカンソキクロプロス属の一種 ケンミシンコ属の一種	<i>Calanida</i>	
<i>Acanthocyclops americanus</i>	アカンソキクロプロス属の一種 ケンミシンコ属の一種	<i>Eudaptionus japonicus</i>	エオディアフトムス・ヤボニクス ノコギリケンミシンコ属の一種	<i>Eudaptionus japonicus</i>	エオディアフトムス・ヤボニクス
<i>Cyclops sp.</i>	ノコギリケンミシンコ属の一種	<i>Ostracoda</i>		<i>Ostracoda</i>	
<i>Eucyclops cf.</i>	ノコギリケンミシンコ属の一種	<i>Cypridopsis vihua</i>	カイミシンコ目の一種 ホトコビダ目の一種	<i>Cypridopsis vihua</i>	カイミシンコ目の一種 ホトコビダ目の一種
<i>Calanoida</i>		<i>Podocopida</i> sp.		<i>Podocopida</i> sp.	
<i>Eudaptionus japonicus</i>	エオディアフトムス・ヤボニクス カイミシンコ目の一種	<i>Chalcera</i>		<i>Cypridopsis vihua</i>	カイミシンコ目の一種
<i>Ostracoda</i>				<i>Cladocera</i>	
<i>Cypridopsis vihua</i>	カイミシンコ目の一種	<i>Chydorus brevibrachis</i>	マルミシンコ属の一種 オカナミシンコ属の一種	<i>Chydorus brevibrachis</i>	
<i>Cladocera</i>		<i>Synoecia serrulata</i>		<i>Bosmina longirostris</i>	
<i>Bosmina cf.</i>	ゾウミシンコ属の一種 マルミシンコ属の一種	<i>Macrocycbium nipponense</i>	テナガエビ	<i>Bosmina longirostris</i>	
<i>Chydorus brevibrachis</i>	マルミシンコ属の一種 トガリオカミシンコ	<i>Insecta</i>		<i>Ceriodaphnia dubia</i>	
<i>Sinoecia serrulata</i>	ゾウミシンコ属の一種	<i>Paracantharsis grammii</i>		<i>Chydorus brevibrachis</i>	
<i>Bosmina cf.</i>	ゾウミシンコ属の一種	<i>Psectrocladius equatorinus</i>		<i>Bosmina cf.</i>	
<i>Insecta</i>		<i>Paracantharsis sp.</i>		<i>Bosmina cf.</i>	
<i>Psectrocladius aquaterrimus</i>	ウスグロヒメユスリカ	<i>Malacostraca</i>		<i>Macrobrachium nipponense</i>	マクロブラッカム属の一種
<i>Rotifera</i>	ヒメニセコバクスリカ ヒメコバクスリカ	<i>Macrocycbium nipponense</i>		<i>Rotifera</i>	
<i>Polyarthra sp.</i>	ハネウデフムシ属の一種	<i>Podocopida</i> sp.		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	ハネウデフムシ属の一種	<i>Podocopida</i> sp.		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Asplanchna sp.</i>	ハネウデフムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra sp.</i>	ハネウデフムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra sp.</i>	ハネウデフムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Synchaeta sp.</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra sp.</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Keraella sp.</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Synchaeta sp.</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Keraella sp.</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Synchaeta sp.</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	ドロワムシ属の一種	<i>Polyarthra dolichoptera</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Trebiocera sp.</i>	ネベミワムシ属の一種	<i>Synchaeta sp.</i>		<i>Polyarthra sp.</i>	
<i>Amelita</i>		<i>Polyarthra sp.</i>		<i>Dero obusa</i>	ミミズ属の一種
<i>Nais christinae</i>	ミズミミズ属の一種	<i>Synchaeta sp.</i>		<i>Amelita</i>	
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	トックリマヤミミズ	<i>Synchaeta sp.</i>		<i>Dero obusa</i>	
<i>Nais elgiva</i>	ナシルギス	<i>Synchaeta sp.</i>		<i>Cochliopodium acutumorphum</i>	有殻アメーバの一種
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	チゴヤドリミミズ	<i>Anamida</i>		<i>Cochliopodium sp.</i>	有殻アメーバの一種
<i>Cnidaria</i>				<i>unidentified</i>	
<i>Hydra circumdata</i>	和名なし(ヒドア属)	<i>Rhipistes parasita</i>		<i>Keratella sp.</i>	カメノコワムシ属の一種
<i>Bacillariophyceae</i>		<i>Chaeogaster diaphanus</i>		<i>Hydra circumdata</i>	カメノコワムシ属の一種
<i>Melosira ambigua</i>	タルケイソウ属の一種	<i>Nais christinae</i>		<i>Hydra oligactis</i>	ミズミミズ属の一種
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	ニセコアミケイソウ属の一種	<i>Chaeogaster diaphanus</i>		<i>unidentified</i>	エラオイミミズ
<i>Cyclotilophos sp.</i>	珪藻綱タコトナサゲイソウ属の一種	<i>Cnidaria</i>			トックリヤドリミミズ
<i>Chrysophyceae</i>	淡・汽水産藻	<i>Hydra oligactis</i>			ヒドア
<i>Dinobryon performe</i>	黄金色植物(モノブリ)オソ属の一種	<i>unidentified</i>			
<i>Haplophyceae</i>		<i>Uncultured zooplankton</i>			
<i>Chrysodromulina parva</i>	ハフト藻の一種	<i>Bacillariophyceae</i>			
<i>Oomycota</i>		<i>Melosira ambigua</i>			
<i>Pythium pectinoliticum</i>	卵菌門フタカビ目の一一種	<i>Thalassiosira pseudonana</i>			
<i>Bacillariophyceae</i>		<i>Senhordicus hantschii</i>			
<i>Chrysodromulina parva</i>	ハフト藻の一種	<i>Chrysodromulina parva</i>			
<i>Uncultured Peridinium</i>		<i>Haptophyceae</i>			
<i>Bacteria</i>		<i>Dinophyceae</i>			
<i>Candidatus Fonsibacter</i>	細菌類	<i>Alexandrium tamarense</i>			

## 6. 滋賀県生きものデータバンクの構築

滋賀県では、生物分布情報の一元化がなされていないため、現状評価が容易でなく、実態を踏まえた保全対策の検討は困難な状況にあった。そこで、本研究プロジェクトの一環として、「生物多様性しが戦略(平成 27 年 3 月策定)」の推進を支援するため、滋賀県内の生物調査活動の実態を把握し、関連情報を包括的に保管できる場および仕組み「滋賀県生きものデータバンク」(以下「データバンク」という。)を構築し、令和 2 年(2020 年)3 月から運用を開始した。

構築に至るまでには、平成 30 年度より当センターの職員、滋賀県琵琶湖環境部自然環境保全課、国立環境研究所琵琶湖分室と滋賀県および琵琶湖の生物調査経験豊かな 19 人の専門家による「滋賀県生きものデータバンク(仮)検討会」を立ち上げ、検討を重ねる過程で課題を整理した。その中で、オープンデータ化の流れとともに情報公開を進めたい一方、貴重種が盗掘されることの懸念や、生物同定レベルの誤差問題、また、データ所有者の協力と公開承諾が得られるか等が進める上での障害になっていることが指摘された。解決すべき課題は残るもの、修正・改善しながら進めていくことに同意が得られたため、まずは図 20 のような構成にして、収集、管理、運用を開始することとした。

データバンクの構成は、1.研究者による調査データ(琵琶湖生物多様性画像データベース)、2.行政等による調査データ(文献、報告書データの収集)、3.県民による調査データ、からなる。琵琶湖生物多様性画像データベースは、平成 24 年度(2012 年度)に作成された約 600 種の琵琶湖の生物の情報を更新し、滋賀県琵琶湖環境科学研究所センターのホームページで公開した(図 21)。専門家による電子図鑑に類する形式であり、今後は、琵琶湖に限らず、滋賀県の生物として掲載種を拡大する。生物調査を行う人の参考となるように、身近な生物の特性や生息地について記載する。

行政による調査データは、本データバンクの目的のために収集したデータでないため、データ形式はそれぞれである。報告書を収集しても電子データ化されていない場合が多く、新たに入力或いは電子化作業が必要な場合が多かった。したがって、現段階では、滋賀県生きものデータバンクの趣旨に見合うもので電子データの状態で存在し、公開許可を得られたものの公開とし、公開許可が得られていないものについては、収集リストを作成して保管することとした。

県民による調査データは環境省生物多様性センターの生きものの情報を収集・提供するインターネット上のシステム「いきものログ」を活用し、サイト内に「滋賀県生き

### 1. 研究者による調査データ

「生物多様性画像データベース」

内容:種の解説 分布調査データ 件名、提供者(公開中)

[https://www.lberi.jp/read/creat?path=/iframe\\_dir/](https://www.lberi.jp/read/creat?path=/iframe_dir/)

公開/非公開:調査データ(非公開)

### 2. 行政による調査データ

内容:調査データ 件名、提供者リスト(ホームページ上で公開)

公開/非公開:調査データ(非公開)

→著作権について課題あるため第6期中期計画で継続検討

### 3. 県民による調査データ

システム:環境省いきものログ内 滋賀県生きものデータバンク みんなの調査として運用開始 令和2年3月~

内容:調査データ 件名、提供者ニックネーム(公開)、写真等

公開/非公開:調査データ(10kmメッシュで公開)

図 20 滋賀県生きものデータバンクの構成

図 21 琵琶湖生物多様性画像データベース リニューアル版

([https://www.lberi.jp/read/creat?path=/iframe\\_dir/](https://www.lberi.jp/read/creat?path=/iframe_dir/))

専門家による滋賀県に生息する生きものの紹介

図 22 環境省いきものログ内 滋賀県生きものデータバンク みんなの調査のページ

[https://ikilog.biodic.go.jp/GroupInfo?group\\_id=95](https://ikilog.biodic.go.jp/GroupInfo?group_id=95)

ものデータバンク みんなの調査」を立ち上げ、県民も利用できるようにした(図 22)。環境省のいきものログは、世界のネットワーク(例えば GBIF 地球規模生物多様性情報機構等)とつながっており、入力された情報は、世界的な生物多様性評価にも活用される。さらに、地方自治体等が生物多様性保全施策に必要な場合は、その自治体が管理する管轄区内のデータをすべて引き出すことが可能になる。

このように、本研究の一環として、生物多様性情報の一

元化のしくみを作った。第6期中期計画においても、バンク機能の拡充、県民活動との関係をつなぐアウトリーチ活動を進め、生物多様性保全施策や研究への活用を継続する予定である。

## 7. 滋賀県内における生物多様性の評価と、保全優先地域の選定手法の検討

### 7.1. はじめに

生物多様性の保全を戦略的に実施する上では、対象地域における生物多様性を見る化し、効率的な保全地域を選択する必要がある。しかしながら、十分な数のデータを適切な空間スケールで入手することは難しいため、滋賀県全域を対象とした生物多様性の現状は十分に把握されておらず、戦略的な生物多様性の保全施策の立案は難しい状況にあった。このような背景から、著者らは、滋賀県で特に固有種が多い分類群である魚類を対象に、市民調査データを用いて多様性マップを作成し、在来魚類の多様性が高い地点を明らかにした（酒井ら 2018）。本稿では、引き続き不足していたデータを収集すると共に、相補性解析を用いて効率的な保全地の選定を試みたので、その結果を報告する。

### 7.2. 方法

滋賀県内における魚類の多様性を評価するため、魚類の採集が記録された行政資料（7件）および研究論文（のべ212文献）から、各魚種の採集情報を抽出・整理した。採集地点の抽出は、緯度経度などの詳細な位置情報が記載された文献はその値を抽出し、調査地の図で記された場合は電子国土webなどを用いて、できる限り正確に緯度経度情報を収集した。内湖など小規模水域での採集で詳細な地点が記載されていない場合は、内湖のおおよそ中央地点の緯度経度情報を採集地点とした。これらのデータは、各3次メッシュ（ $1\text{km}^2$ 四方、以降「メッシュ」という。）で集計・整理した。

滋賀県に生息する魚類の優先保全地を選定するための相補性解析には、Marxan（Bell et al. 2009）を用いた。Marxanは保全対象の空間分布データを元に、最も効率の良い優先保全候補地域を選定することができるツールで、保全のための労力などのコストを組み込んだ解析を行うことができる。本研究では各メッシュを独立、保全コストを均一と仮定した。その上で、各種の保全メッシュ数を、5、10、15、20・・・と増やしていく、全ての出現種を保全する最小の保全メッシュ数を算出した。各設定ではそれぞれ100回の解析を行い、100回全ての解析で保全すべきとされたメッシュを、優先保全候補地とした。

### 7.3. 結果・考察

#### 7.3.1. 魚類の分布情報の収集について

これまでに出版された行政資料および研究論文より、数多くの希少種や絶滅種を含む71分類群の魚類種、341地点約4800件の魚類分布情報を一元整理した（図23）。この中には、市民調査では分布情報を得ることができなかつた73メッシュが含まれており、その大部分は急峻な山間部に位置していた。

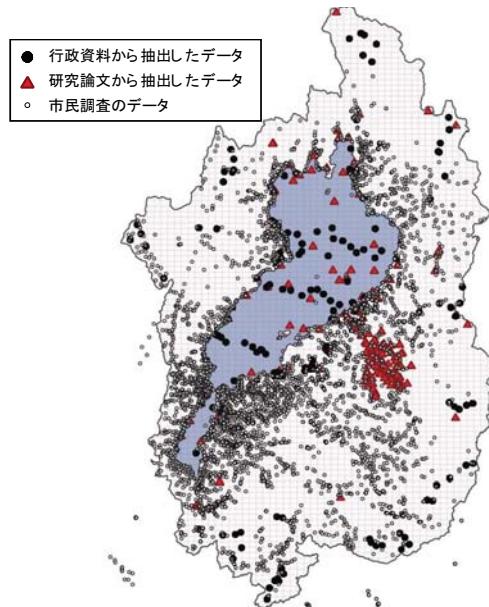


図23 行政資料、研究論文、市民調査の資料より抽出したデータの調査地

生物の分布情報は、生物多様性の評価を行う上で最も基礎的な知見だが、滋賀県サイズのスケールで多様性が評価できるデータ数を得ることは非常に困難である。酒井ら（2020）が魚類多様性の解析に用いた市民調査のデータは、県内全域を広域的に、高い密度で評価できる、非常に貴重なデータである。しかし、安全面も考慮して調査計画が立てられるため、急峻で侵入が難しい地点は調査対象とされないことが多い。一方、行政資料や研究論文では、目的を達するための体系的な調査計画に基づいて調査が行われるため、一般にはアクセスの難しい地点での採集も行われる。今回、行政資料や論文データを市民調査データに追加したことで、不足しがちだった山間部での調査データを補間することができた。しかし、未だデータ不足のため生物多様性を評価できない地点・生物種も存在していることから、今後は本研究で立ち上げた「滋賀県生きものデータバンク」のような仕組みを活用して様々な生物の分布情報を収集・蓄積すると共に、特に出現頻度の低い希少種に対しては、Maxent（Phillips and Dudík 2008）のような生物分布情報を予測するモデルの利用を考えていく必要があるだろう。

### 7.3.2. 相補性解析を用いた保全優先地の選定

相補性解析の結果、各魚種を 20 メッシュで保全すると仮定した時に最も保全地点数が少なくなった。また、選択された 130 メッシュを保全することで、20 地点以上出現したギギとイサザを除き、滋賀県レッドデータブック（2015）に記載された絶滅危惧種以上のカテゴリーに含まれる全ての魚種の生息地点を保全できることがわかった。

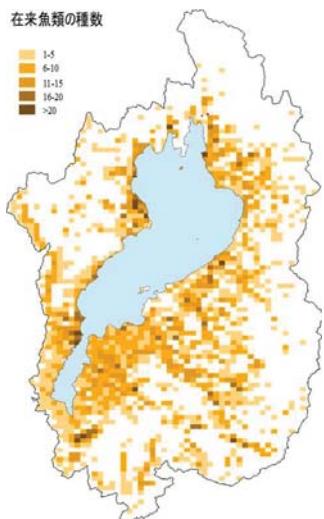


図 24 滋賀県における在来魚類の多様性マップ（得点化アプローチ）

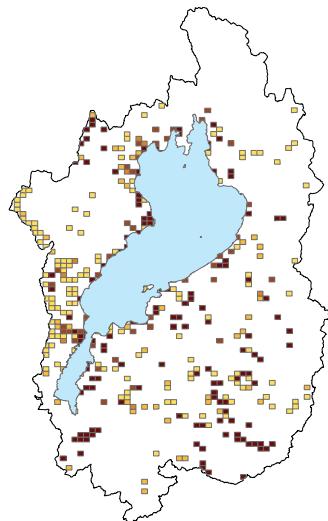


図 25 相補性解析を用いた保全優先地選択。モデルでの選択回数が多いほど重要な保全地を表す（相補性アプローチ）

保全優先地の選定には、環境が良い・多様性の高いところから順に保全地域を選ぶ方法（得点化アプローチ）と、保全地域どうしが相補的に機能するように考えて保全地域を選ぶ方法（相補性アプローチ）が存在する（Ferrier and Wintle 2009）。得点化アプローチでは良い環境・高い多様性の地点から順に守ることができるが、これらの高い得点の地域は類似した環境・種構成になりやすく、特殊な

環境にのみ生息する希少種が保全から抜け落ちることがある。例えば、酒井ら（2018）が報告したような種多様性マップを用いた得点化アプローチでは、多くの種が生息する琵琶湖周辺に多様性の高い地点が集中し、集水域の中上流部にのみ生息する希少種まで保全するには、1346 メッシュの保全が必要となる（図 24）。一方、相補性アプローチでは、最も高い多様性の地点が含まれない可能性があるものの、該当地域全体の生物種を効率的に保全できる（図 25）。このように、双方の手法には利点・欠点があるため、今後、実際の保全施策を立案していく上では、得点化アプローチと相補性アプローチを組み合わせ、バランスの良い保全施策を立案する必要がある。

今回の解析では、各メッシュが独立し、保全コストを均一と仮定して解析を行った。しかし、実際には隣接メッシュは同一集水域であることが多く、独立であることは少ない。移動能力が比較的高い魚類は、1km 程度の距離は容易に移動可能であるため、もしこのような隣接 2 メッシュを保全区画に設定した場合、保全努力が重複してしまうと考えられる。また、保全施策の種類は対象種の状況によって様々であり、各保全候補地の利用・開発の程度も異なるため、保全コストはメッシュ間で均一ではないと考えられる。今後、保全管理の予算や人的資源を効率的に投資できる保全施策を立案する上では、機械的に区切ったメッシュではなく、各生物の移動能力に基づいた生息地単位を考慮し、適切な保全コストを設定した上で、保全優先地の選定を検討する必要があるだろう。

## 8. 結論

本研究により、生物多様性保全活動主体となるステークホルダーの実感が次の活動に好循環をもたらすことがわかつってきた。しかし、現状では生物多様性保全活動の成果を科学的に評価できる手法が十分に確立されていないため、活動成果がみえにくく継続的な活動を担保しにくい状況である。生物分布情報の一元化とそれを活用した保全施策の検討は始めたばかりであるが、評価手法の開発や保全優先地の選択手法にも取り組んできた。第 6 期中期計画では、生物多様性の損失につながる喫緊の課題に対応する中で、生物多様性保全・再生活動成果の見える化を図り、科学的知見を評価に組み込んだ順応的管理が実施できるよう研究支援する必要があると考えられた。

## 9. 謝辞

本研究の立ち上げにあたり、滋賀県琵琶湖環境科学研究センター主任研究員（現：京都産業大学准教授） 宮永健太郎氏に協力いただきました。また、サブテーマ 1 の甲賀地域の水田調査および解析は、総合地球環境学研究所との

共同研究により実施しました。

計量魚群探知機を用いたアナンデールヨコエビとイサザに関する研究は、北海道大学大学院水産科学院 向井徹教授、橋本康平氏、小川孝臣氏との共同研究「計量魚群探知機を用いた琵琶湖沖底生生物の識別と定量化手法の開発」により実施しました。

滋賀県生きものデータバンクの構築にあたり、「滋賀県生きものデータバンク（仮）検討会」の専門家委員には有意義な意見を賜りました。

本研究の調査を推進するにあたり、調査船「びわかぜ」の乗組員には、現場調査で多くの協力をいただきました。

オオバナミズキンバイの調査を実施するにあたり、株式会社パスコ滋賀支店の林和典氏、滋賀県立琵琶湖博物館の中井克樹氏、希少植物の調査にあたり近江ウェットランド研究会の栗林実氏にご協力いただきました。

県内の魚類保全優先地の選定手法の検討にあたり、琵琶湖博物館うおの会およびそのメンバーの採集地点データを使わせていただきました。ここに記して感謝いたします。

## 10. 引用文献

### (サブテーマ1)

淺野悟史 (2020) 中流域（小佐治地区）圃場整備と高齢化—「地域の環境ものさし」によるアクションリサーチ  
脇田健一・谷内茂雄・奥田 昇 編,『流域ガバナンス 地域の「しあわせ」と流域の「健全性』, 京都大学学術出版会, pp.26-47.

Asano, S., K. Wakita, I. Saizen., N Okuda (2016) Can the Spawn of Japanese Brown Frogs (*Rana japonica*, Ranidae) Be a Local Environmental Index to Evaluate Environmentally Friendly Rice Paddies?, Proceedings for the 37<sup>th</sup> Asian Conference on Remote Sensing (ISBN:9781510834613), pp.283 – 291.

淺野悟史・脇田健一・西前 出・石田卓也・奥田 昇・(2018)「地域の環境ものさし」による生物多様性保全活動の推進, 農村計画学会誌, 37(2), pp.150-156.

宮崎正浩・糸井まり, (2010)『生物多様性とCSR—企業・市民・政府の協働を考える』, 信山社, 222p.

### (サブテーマ2)

Caraco, N., J. Cole, S. Findlay, C Wigand (2006). Vascular plants as engineers of oxygen in aquatic systems. BioScience, 56(3), 219-225.

稗田真也 (2018) 特定外来生物オオバナミズキンバイの生活史特性から繁茂の理由を探る. 環動昆, 29(3), 91-93.

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—8 植物 I (維管束植物).

644pp. 株式会社ぎょうせい, 東京.

Schneider, C. A., Rasband, W. S., Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. Nature methods, 9(7), 671-675.

QGIS.org (2020). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.  
<http://qgis.org>

上野雄規 (2016) 日本固有種フサタヌキモ (タヌキモ科) の分布と現在の生育地 (創刊 100 周年記念号). 植物研究雑誌= The journal of Japanese botany, 91, 314-325.

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R, Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL, <https://www.R-project.org/>.

滋賀県生きもの総合調査委員会編 (2016) 滋賀県で大切にすべき野生生物－滋賀県レッドデータブック 2015 年版. 滋賀県自然環境保全課, 大津.

橋本康平 (2018) 計量魚群探知機を用いた琵琶湖におけるアナンデールヨコエビ *Jesogammarus annandalei* の音響探知に関する研究 北海道大学大学院水産科学院 修士論文

Ishikawa, T., J. Urabe (2005) Ontogenetic changes in vertical distributuion of an endemic amphipod *Jesogammarus annandalei*, in Lake Biwa, Japan Arch. Hydrobiol 164:465-478.

焦春萌・早川和秀・石川可奈子・古田世子・桐山徳也・奥居紳也・井上栄壮・永田貴丸・廣瀬佳則・七里将一・岡本高弘・田中稔・山本春樹 (2015) 北湖深水層と湖底環境の総合評価 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 13 : 94-121.

熊谷道夫 (2008) 地球温暖化が琵琶湖に与える影響 環境技術 37:407-413.

西野麻知子 (2010) 地球温暖化による琵琶湖の環境変化と生態系への影響 資源環境対策 46:50-57.

小川孝臣(2020) 琵琶湖固有種であるイサザ (*Gymnogobius isaza*) の音響散乱特性を利用したエコー判別法 北海道大学大学院水産科学院 修士論文

滋賀県 (2015) 自然本来の力を活かす「滋賀のいのちの守り」-生物多様性しが戦略-

滋賀水産試験場 (2020) 資料コアユ資源予測調査データ (平成 28 年度)56 : 129-143

Takahashi, S. (1981) Vertical migration of Isaza *Chaenogobius isaza*, pisces in Lake Biwa Zool. Mag. 90:265-270.

EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization)(2011) *Ludwigia grandiflora* and *L. peploides* Onagraceae –Water primroses. EPPO Data sheets on invasive alien plants, Fiches informatives sur les plantes exotiques envahissantes.

<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2338.2011.02511.x/pdf>

藤原公一・臼杵崇広・根本守仁・北田修一 (2011) 琵琶湖沿岸のヨシ帯におけるニゴロブナ *Carassius auratus grandoculis* の初期生態とその環境への適応. 日本水産学会誌, 77(3), 387-401.

Hieda, S., Kaneko, Y., Nakagawa, M., Noma, N. (2020). *Ludwigia grandiflora* (Michx.) Greuter & Burdet subsp. *hexapetala* (Hook. & Arn.) GL Nesom & Kartesz, an Invasive Aquatic Plant in Lake Biwa, the Largest Lake in Japan. Acta Phytotaxonomica et Geobotanica, 71(1), 65-71.

平井賢一 (1971) びわ湖内湾の水生植物帶における仔稚魚の生態-2-水性植物帶にすむ仔稚魚の食性について. 金沢大学教育学部紀要 自然科学編, (20), 59-71.

上河原献二 (2016, November). 侵略的外来種管理における早期対応論と政策過程. In 環境情報科学論文集 Vol. 30 (第 30 回環境情報科学学術研究論文発表会) (pp. 133-138). 一般社団法人 環境情報科学センター.

酒井陽一郎 (2020) 琵琶湖岸に繁茂する黄色い悪魔 in 琵琶湖の科学、みずのこと・いきもののこと、pp:100-105, 琵琶湖環境科学研究センター ブックレット編集委員会、サンライズ出版

滋賀県 (2017) 滋賀県や琵琶湖外来水生植物対策協議会などによる取り組み、

<https://www.pref.shiga.lg.jp/file/attachment/52786.pdf>、2020 年 10 月確認

丸茂恵右・横田瑞郎 (2012) 貧酸素水塊の形成および貧酸素の生物影響に関する文献調査. 海生研研報, 15, 1-21.

Miya, M. T. Minamoto, H. Yamanaka, S. Oka, K. Sato, S. Yamamoto, T. Sado, H. Doi (2016) Use of a Filter Cartridge for Filtration of Water Samples and Extraction of Environmental DNA  
<https://doi.org/10.3791/54741>

中村守純 (1969). 日本のコイ科魚類. 日本産コイ科魚類の生活史に関する研究.

Minamoto, T., M. Miya, T. Sado, S. Seino, H. Doi, M. Kondoh, K. Nakamura, T. Takahara, S. Yamamoto, H. Yamanaka, H. Araki, W. Iwasaki, A. Kasai, R. Masuda, K. Uchii (2020) An illustrated manual for

environmental DNA research: Water sampling guidelines and experimental protocols.

Environmental DNA.

中山裕樹・源利文・高原輝彦・内井喜美子・土居秀幸(2016) 環境 DNA 分析の野外調査への展開.日本生態学会誌 66(3): 601-611.

山元憲一・平野修・原洋一・三代健造, 淡水産魚類 11 種の低酸素下における鼻上げおよび窒息死, 水産増殖, 1988-1989, 36 卷, 1 号, 49-52,