

2024 年度
タカラ・ハーモニストファンド
活動・研究報告書

公益信託 タカラ・ハーモニストファンド

公益信託 タカラ・ハーモニストファンド

設定趣意書

当社は、大正14年に会社設立以来、清酒、焼酎、みりん等酒類の製造、販売に努力を傾注してまいりました。また、永年培った醸造技術に、新しい微生物研究の成果を加えて、当社独自の発酵技術を開発し、来るべきニューバイオ社会に対応すべく、バイオテクノロジー分野の拡充を計る等、「総合酒類メーカー」から「総合発酵企業」への発展を期しております。

本年9月、会社創立60周年を迎えることができましたが、これは、当社に寄せられた消費者の皆様をはじめとする国民各層のご愛顧の賜物であると深く感謝しております。

ところで、当社は従来から、企業の社会的存在としての意義を考え、「カムバックサーモン」、「日本の松を守る」、「日本の竹を守る」など自然環境の保全に関わる活動に対し、ささやかながら助成、協力をしてまいりました。

本年60周年を迎えるに当たり、国民各層のご厚情に対する感謝の気持ちを表す方策について種々検討しておりましたが、豊かな自然環境を保全することが時代の要請であり、当社が、緑と木の恵みによって存在していることを踏まえると、我が国の自然を形づくる「豊かな緑ときれいな水」を守ることの大切さをより多くの人々に呼びかけていくことが、当社にとっても極めて意義のあるという結論を得ました。このような事業を中心として自然環境の保全の推進に貢献することができれば、60周年を迎えた当社の記念事業として最もふさわしいと考え、公益信託 タカラ・ハーモニストファンドの設定の申請をする次第であります。

公益信託 タカラ・ハーモニストファンド
委託者 寶酒造株式会社
(昭和60年9月12日作成)

※現在、委託者は宝ホールディングス株式会社となっております。

目次

- ・ タカラ・ハーモニストファンด์設定趣意書1
- ・ タカラ・ハーモニストファンด์の事業・運営5

2024年度 活動助成報告

- ・ 能登半島地震による河北潟湖岸植生の消失に関する調査及び保全再生活動
特定非営利活動法人 河北潟湖沼研究所7
- ・ 「増田ふるさと公園」及び三木市内の希少種の保全に取り組む
特定非営利活動法人 三木自然愛好研究会22
- ・ 海洋ゴミからウミガメを守る！ウミガメ生息環境保全活動 in 口永良部島
屋久島国立公園パークボランティアの会38
- ・ 荒廃放棄された水田及び周辺里山の復旧・保全活動と、
子ども達とともに無農薬稲作、生き物観察会を通して自然に親しむ活動
かわせみの杜 関山田・棚田の会53
- ・ 生物多様性保存型里山ビオトープの形成に関する事業
特定非営利活動法人 自然環境ネットワーク射水市ビオトープ協会60

2024年度 研究助成報告

- ・ 和歌山県生石高原における草原の歴史と火入れの役割について
ー累積性土壌の植物珪酸体と微粒炭分析に基づいて
井上 淳66
- ・ 絶滅のおそれのある四国のツキノワグマ個体群の
個体数推定とポテンシャルマップの作成
認定特定非営利活動法人 四国自然史科学研究センター85
- ・ 琵琶湖の人為的水位低下がホンモロコ卵の生残に与える影響の解明
米田 一紀100
- ・ 巨木を利用する森林性コウモリの活動に森林タイプが及ぼす影響
小山 里奈115
- ・ 砂浜海岸の動植物に能登半島地震が与えた影響評価
豊田 賢治131
- ・ 北海道のヒグマの冬眠時期と環境要因の関係
浦幌ヒグマ調査会 佐藤 喜和136

2023年度 研究助成報告

- ・ 身近な広葉樹ケヤキにおける虫こぶが生み出す生物多様性の解明
山本 悠奨151
- ・ タカラ・ハーモニストファンด์応募要項167

タカラ・ハーモニストファンドの事業

助成事業

1. 豊かな緑ときれいな水を守るための活動助成
豊かな緑ときれいな水を守り・自然とのふれあいを積極的につくりだすための活動を助成する。具体的には、ハーモニストファンドの設定趣旨に沿って一定の地域で実践的な活動をしている方々に対し、今後の活動をさらに発展させるための資金を助成する。
2. 緑の保護、育成、河川等の環境保全創出のための研究助成
日本の緑を構成する森林、木竹等、陸域の自然環境または、湖沼・河川等、水域の自然環境（水生物の生態把握等も含む）に関する実践的な研究に対して、今後の研究をより一層充実させるために研究資金を助成する。

自主的な事業

1. 緑の広場の設定
豊かな緑は、そこに生息する様々な生物を保護すると共に、それらの生物とふれあう私たちに安らぎとうるおいを与えてくれます。
ハーモニストファンドは、森林植生の造成や人口河川の研究等によって、自然と調和した緑の広場の設置を進めていきます。
2. “フィッシュ・サンクチュアリ” づくり
湖沼の河川等の生物資源を守ることを基本に、次の事業を進めていきます。
○淡水魚（イワナ、ヤマメ、アユ、ウグイ、ハヤなど）の生態系の把握
○淡水魚の生息・繁殖に必要な魚道や産卵場所の確保など、淡水魚の生息環境づくり。

タカラ・ハーモニストファンドの運営

概要

委託者 宝ホールディングス株式会社
受託者 みずほ信託銀行株式会社
信託財産 3億円

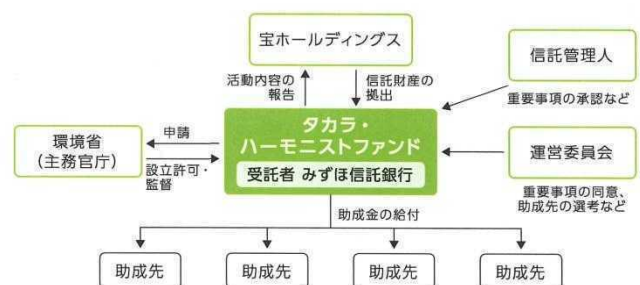
信託管理人と運営委員 (2025年7月1日現在)

信託管理人
花田 真理子 大阪産業大学大学院
人間環境学研究科 教授

運営委員長
八木橋 惇夫 元 環境事務次官

運営委員
沢田 裕一 滋賀県立大学 名誉教授
斎藤 清明 元 総合地球環境学研究所 教授
遊磨 正秀 龍谷大学 名誉教授
中島 慶二 江戸川大学社会学部教授
前迫 ゆり 奈良佐保短期大学 教授・副学長
鈴木 正直 宝ホールディングス（株）取締役

運営のしくみ



能登半島地震による河北潟湖岸植生の消失に関する調査 及び保全再生活動

特定非営利活動法人 河北潟湖沼研究所

石川県

研究成果

河北潟湖沼研究所と日本水環境学会汽水域委員会の協力者により現地調査と解析をおこなった結果については、2024 年 12 月 1 日のシンポジウムの当日資料にまとめた。主な内容は以下の通りである。

河北潟干拓地堤防の損壊に伴う植生の変化

<方法>

測量器（ムラテック KDS 株式会社製 RX-26）を用いて断面図を作成し、ライン上にみられる植物の種名と高さを記録した。水深約 1m より沖には測深機（HONDEX 製 水深計 PS-7）を用いて測深した。地震後の調査として干拓地正面堤防の 12 地点で調査を行った。

<結果>

測量データに基づいて作成した断面図からは、図 1 では、堤防の沈下は 80cm ほどであったが、高水敷部分の沈下が著しく、高水敷の先端にあるふとん籠の沈下が確認された。図 1 は、2010 年の堤防の嵩上工事において高水敷も盛土されている。図 2 も高水敷が盛土された地点で、堤防は 50cm～1m ほどの沈下に留まった。一方で、正面堤防西側では 2010 年頃に堤防は嵩上げされたものの、高水敷は盛土されなかった（図 3）。2010 年の時点で、高水敷が沈下したところは深いところで水深 50cm あり、浮葉植物のヒシがみられた。この地点では地震により堤防がほぼ消失し、応急処置としてフレコンの仮堤防が設置された。植生は乏しく、ヒメガマがわずかに見られ、堤防から沖へ約 30m のところに株立したヨシが残る状態となっている。この地点では、堤防から陸側の防風林帯にかけても断面図を作成した。防風林帯内の約 20m 範囲で水深約 15cm で浸水しており、ノイバラ、エノキが枯死していた。また、湿生草本のサクラタデが約 7m にわたり群落を形成していたほか、セイタカアワダチソウは道路に面した一部に限られ、ヨシが多く確認された。

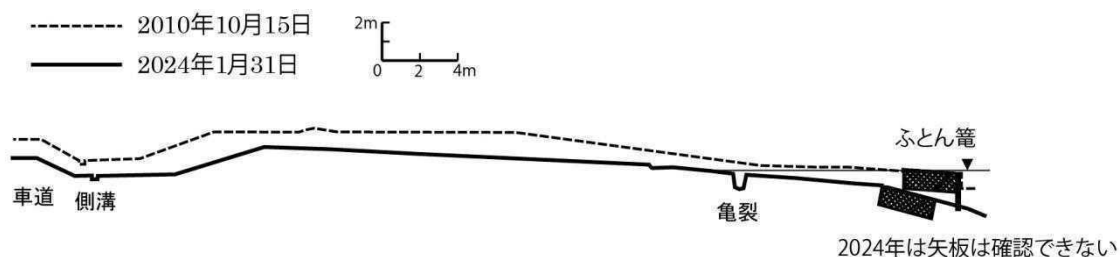
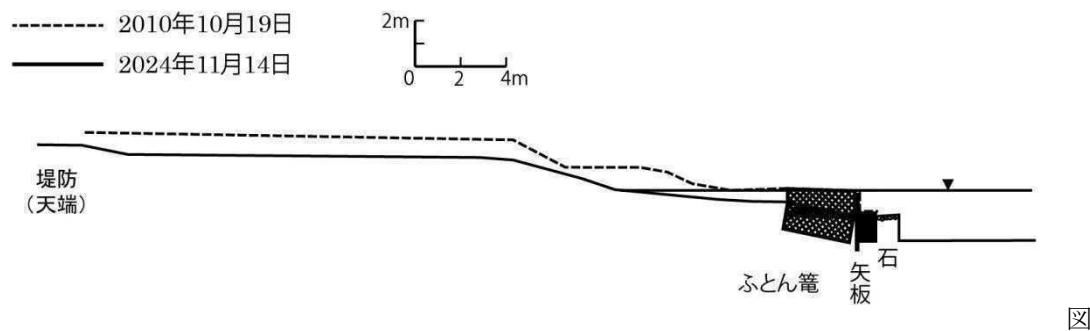


図 1. 断面図（才田大橋近く）



2. 断面図（正面堤防東寄り）

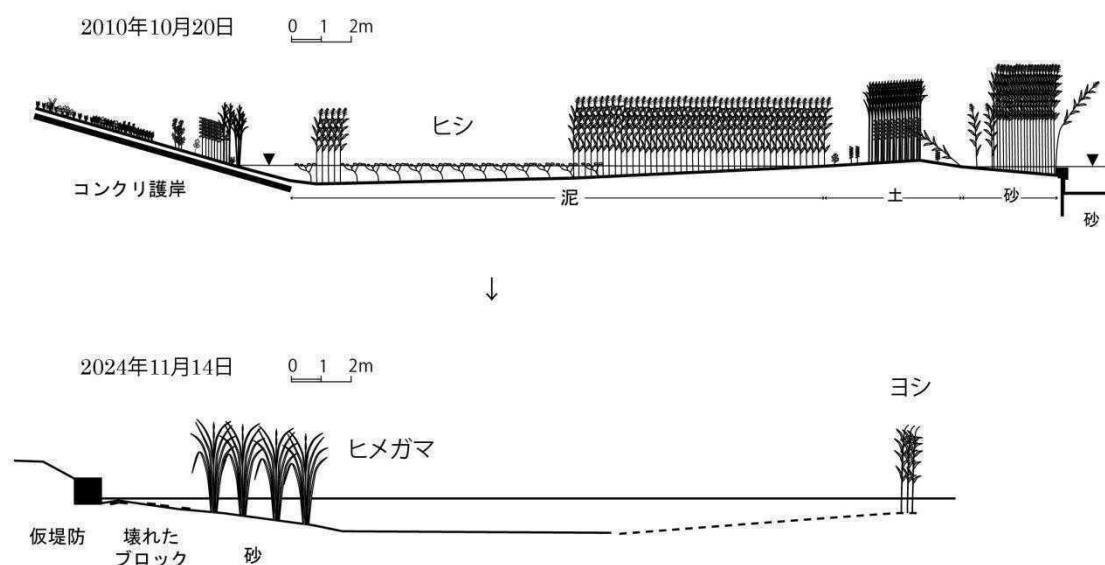


図 3. 植生断面図（正面堤防西寄り）

<考察>

河北潟干拓地堤防の沈下の主要因については、底泥の置き換えを含め砂丘砂を築材として用いたこと、地震前に高水敷が沈下していたことが考えられる。正面堤防の沖側では沈下にともないヨシが減少しており、高水敷に植生があることで堤防消失を防ぐことにつながると考えられることから、湖岸のヨシ原が再生するかたちでの堤防の修復が求められる。正面堤防沿いの防風林帯では、地震による沈下にともない、浸水エリアが増え、植生に変化がみられる。このエリアにおいては湿性林として維持されることが望まれる。

低空航空写真を用いた湖岸堤防の被災状況解析

<方法>

空撮は被災後 1 月 17 日から 2 月 26 日まで 7 回に分けて行われた（図 1）。撮影高度は、50 ～100m と調査日によって異なる。また、空撮画像から SfM により詳細な地形データを得るためのコントロールポイントの測量は、3 月以降に別途 Drogger RWX.DC(BizStation

Corp.)を用い、PPP-RTK(CLAS)にて行った。オルソ画像、地形モデルの作成には、Metashape Professional (Agisoft)を使用した。

<結果と考察>

SfMにより作成された地形モデルはその性質上、植生の高さを含んだ表面標高を示しているため、具体的な堤防の沈下量を評価することは難しいが、計画堤防高（3.00m）として整備されていた堤防が、1m以下となっている箇所も多く見られた。また、堤防と平行に亀裂がみられ、そのような場所からの噴砂も確認された。河北潟研究所の調査では、堤防の損壊が著しかった箇所として本湖に面した直線の堤防（図1のうち1/17に撮影が行われた部分）を挙げており、この部分を地形モデルとして表示すると図2のようになる。また、その断面図を作成すると、図3のようになり、土嚢による仮復旧がなければ堤防上面が水面と同程度となり、河北潟干拓堤防のなかでも沈下が著しかったことがわかる。Google Street Viewや河北潟に関する過去の資料を確認すると、能登半島地震より前から、堤防各所で地盤沈下の傾向がみられ、河北潟干拓地の多くの場所で、もともと沈下傾向にあったことがわかるが、干拓前の旧河北潟湖面の中心部に近い部分で堤防沈下の被害が大きかったようである。河北潟干拓地の大部分が海拔0m以下であることから、堤防の沈下により越水が起これば大きな被害が予想されるため、干拓地の堤防の維持に関する技術開発も併せて慎重な対応が求められる。



図

1 空撮を行った個所と撮影日



2 図 1 赤粋部 3D 表示（鉛直方向は 2.5 倍に拡大）

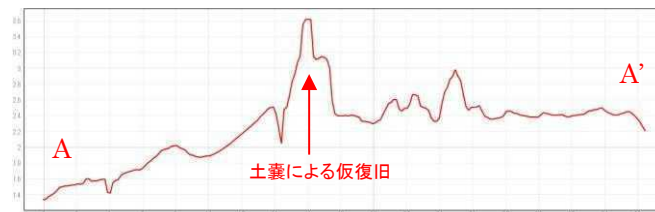


図 3 図 2A-A' における断面図

令和 6 年能登半島地震による河北潟西部湖岸堤防及び大野川右岸堤防への影響

＜調査地域と調査方法＞

河北潟（調整池）は 1970 年 3 月の締め切り堤防完成によって縮小した約 4.3 km² の残存湖である。大野川を流出河川として日本海に注いでおり、金沢港防潮水門によって防潮と水位調節が行われている。調整池周囲及び干拓地・大野川は人工的な堤防によって囲まれている。他に西部の河北潟放水路によっても水位調節がなされている。

調査は西部湖岸の内灘大橋から約 3.2km 下流の清湖大橋までの河北潟西部湖岸堤防、大野川右岸堤防及び管理道路、排水路、隣接する水田とした。

ドローン画像を参考にき裂・破損箇所等の現地確認、漏水等による溜水の塩分濃度（電気伝導度）調査、被害の大きい堤体沈下量の測定。

＜結果と考察＞

堤防付近で見られた被害の主な様相

- 1) 横断き裂（クラック）：蓮湖渚公園側の堤防上及び公園内の道路に集中していた。き裂幅は約 10cm 以下で、幅には 2 つのピークが認められた。
- 2) 縦断き裂：ほとんどが堤防沿いの管理道路に長い距離で発生していた。200m を超えるき裂も認められた。一部堤防上にも発生していた。最大き裂幅は 90cm を超える場所も認められたが、多くは 20-50cm 以下であった。縦断き裂の総延長（除重複、含復旧前推定、横断き裂の発生範囲を含む）は約 1.7km に渡り、約 50% にき裂が生じていた。
- 3) 堤体の破損（除管理道路のき裂、含堤体上のき裂、含顕著な沈下）：約 0.8 km（約 25% 強）に渡った。堤体の相対的沈下量は 2 ヶ所の測定では少なくとも地震直後約 1m、約 1.5m と推定される。

- 4) 堤防一般部漏水による溜水（湛水）：管理道路上に主に漏水と思われる、ある程度の規模の湛水部分（溜水）が地震直後約 0.7 km に渡った(図)。6 ヶ月後でも約 0.5km に溜水が継続した。溜水は堤体脇からのしみだし水とき裂からの流出水による。
- 5) 水路と水田の液状化：水路及び近隣の水田に顕著な液状化による噴砂・噴水が認められた。
- 6) 蓮湖渚公園北部の噴砂：公園内に少なくとも 15 か所の噴砂部分が認められ、最大は約 3.5m x 1.5m であった。
- 7) 道路上のき裂，堤体側面の破損，道路上の溜水，液状化等がほぼ同じ場所で起こることが多かった。
- 8) 今回の地震では，堤体の水体側になんらかの河川敷様構造(護岸を含む)がある場合に堤防損壊・漏出部への影響等が少なかった。
- 9) 今回の地震以前にも堤体の沈下が起こっているため，堤体の潟側や川側側面には過去の損壊がある程度蓄積されており，今回の地震によってさらに増幅された可能性が高い。



図 管理道路上の溜水。しみ出し，き裂からの噴出による

潟水，漏水による湛水の塩分濃度

- 1) 河北潟湖内の水の EC 値から，防潮堤の沈下・破損による大野川から河北潟への海水の流入は認められなかった。
- 2) しみだし水，き裂からの流出水の EC は，高い箇所が多く(35-1800mS/m，以下単位略)，何らかのルートによる海水の混入が推定される。
- 3) 特に水門上流部のき裂流出水からも高 EC (50-250) が記録されたことにより地下水への海水の混入，き裂に沿った流入，地下埋設物からの高 EC 水の滲出のいずれかが推定される。

- 4) 道路き裂の著しい箇所に隣接する水田内では液状化による噴砂があり，高 EC 水(40-500)が検出された．6 ヶ月後においても依然として高 EC であった(160-300)．
- 5) 水門下流部の湛水は大野川の表面水，深層部分の水のパイピングによる漏水の可能性が高い．
- 6) 今回の地震以前にも堤体の沈下が起こっているため，堤体の潟側や川側側面には過去の損壊がある程度蓄積されており，今回の地震によってさらに増幅された可能性が高い．

河北潟における防潮水門による水位操作と電導度の変化

<方法>

2022 年 8 月 14 日から 10 月 15 日にかけて，ロガー(HOBO 製 U24)を放水路中間点 St.2(内灘大橋から西へ約 100 m)の深度 3.0 m に設置し，EC と水温(WT)を 10 分間隔で計測した．また，8 月 9, 14, 22 日，9 月 11 日，10 月 15 日には，St.2 に加え，放水路入口 St.1(内灘橋)と防潮水門から東へ約 50 m 地点 St.3(内灘海浜橋)において，ポータブル EC・pH メータ(TOA-DKK 製 WM-22EP)と溶存酸素計(YSI 製 Pro-Do)で水質の鉛直分布を測定した．一方，放水路防潮水門内外の水位データは，石川県河川総合情報システムの大根布内外におけるデータを毎日ダウンロードして使用した．降水量は気象庁による「かほく」地点のデータを用いた．

<結果>

図 1 に降水量と放水路防潮水門内外の水位変化の一部を示す．図中の大根布(外)のデータが防潮水門外の水位であり，開扉時を除くと潮位と考えてよい．大根布(内)のデータが防潮水門内(河北潟)の水位である．河北潟は前述した 2 ヶ所の防潮水門で，潮位と河北潟水位，降雨と流出状況を考慮して水門が操作されている．開扉されると直線的に河北潟水位が低下する．毎日午後の引潮時に開扉されることが多いが，4 日間以上開扉されないこともある．図 2 には St.2 深度 3.0 m における EC と WT の連続計測結果の一部を示す．EC は低いときは 10~20 mS/m で推移したが，頻繁に高 EC(最大 117 mS/m)を示した．

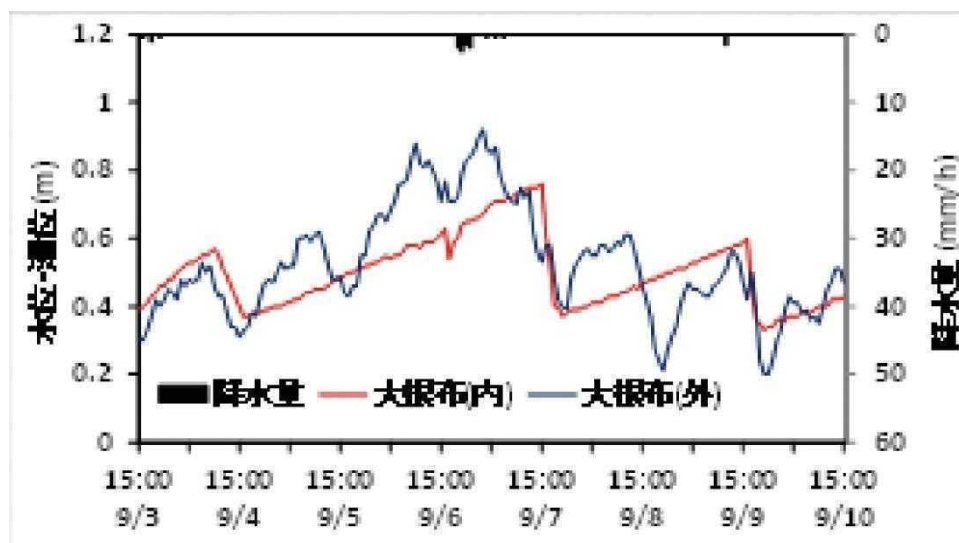


図 1 放水路防潮水門内外の水位(2022.9).

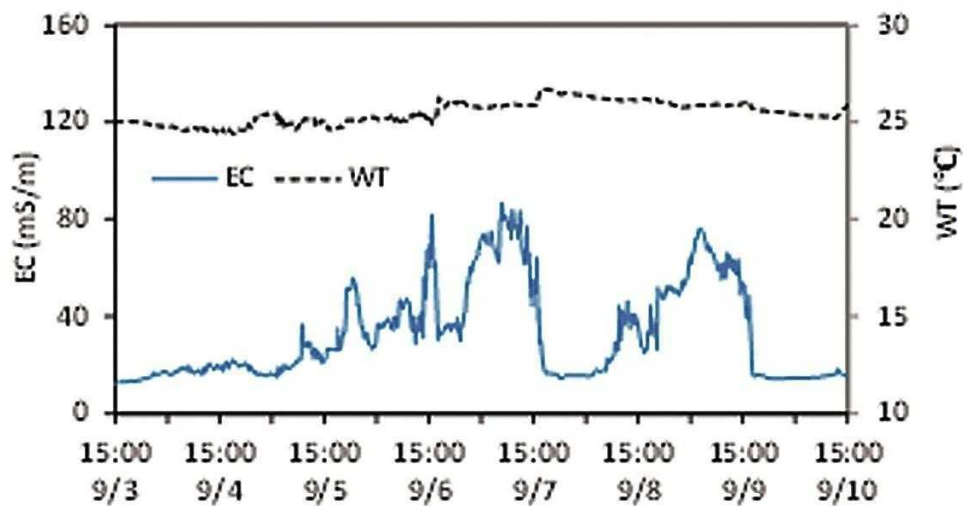


図 2 EC と WT の変化(St.2, 深度 3.0 m, 2022.9).

<考察>

図 1, 2 に示した 9 月 3～10 日において潮位が潟水位よりも高くなると EC が高くなることが分かる. 調査した 63 日間のうち潮位が潟水位より 20 cm 以上高くなった日は 8 日間であったが, いずれの日も EC は 20 mS/m 以上上昇した. 20 cm 未満の水位差であった 29 日間でも, すべて当日か翌日に EC が上昇した.

河北潟シミュレーションモデルの構築

<方法>

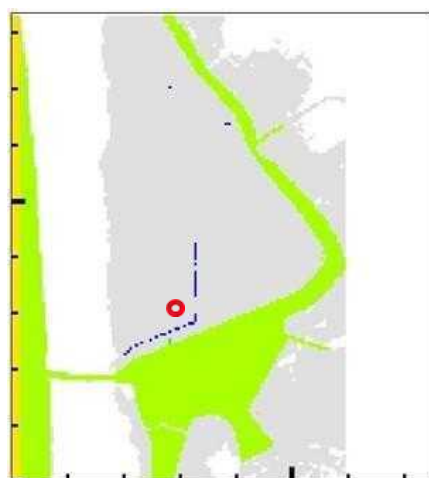
水域の地形については, H29 津波浸水想定 of 地形データから作成した. 気象条件は, 全天日射量については富山, 露点温度・相対湿度・海面気圧・蒸気圧については金沢, 降水量・気温・風速・風向についてははかほくの各気象台のデータから作成した. 森下川と金腐川の流量は水位流量年表より, 他の河川については森下川を基準に流域面積比(金沢市 1996, 石川県 2006)より設定した.

干拓堤防の一部が損壊したと仮定し, 干拓地への湖水侵入に関するシナリオ計算を行った. 本検討においては, 防潮水門は閉め切った状態を仮定しており, 流入する河川水の分だけ干拓地に流れ込む状況となっている. なお, 本計算では, 水平方向のメッシュサイズは 50 m であり, 相対的に粗いメッシュでの計算になっている.

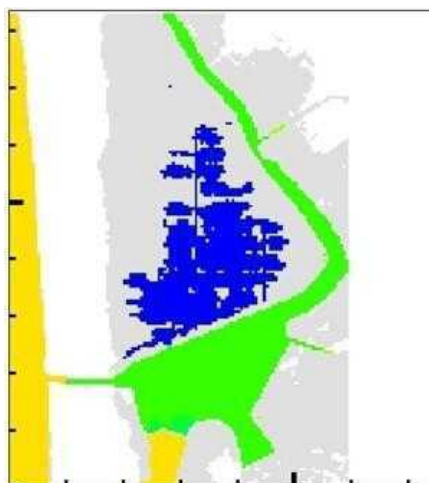
<結果>

干拓地標高より, 河北潟水位の方が高いため, 損壊を仮定した箇所を經由して徐々に湖水が干拓地内へと流れ込む様子が計算されている. 本計算条件では, 概ね 5 日程度で干拓地内全域に浸水が広がる結果となっていた(図 1). また, 別途行った防潮水門の損壊を仮定したシナリオ計算では, 開口部が大きくなるほど, また流入河川流量が小さくなるほど塩水侵入量が多くなることが認められた. 表層 0.5 m 程度のみが開口し, 平水時流量程度(10 m³/s)の場合には, ほとんど塩水侵入は見られなかった. 一方, 表層 2.0 m 程度が開口し, 低水時流量程度(5 m³/s)の場合には, 時期によって塩水侵入がみられた.

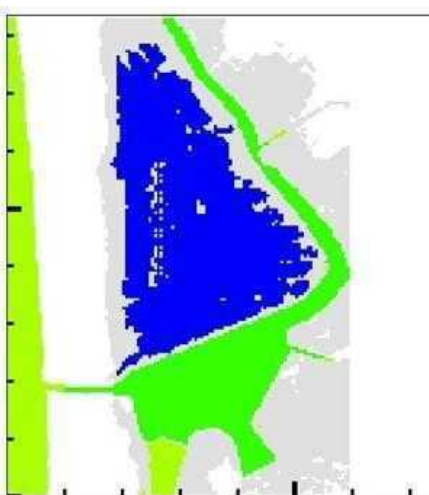
また、塩水侵入が起こりやすい条件として、西風が卓越して吹き寄せが起こり、開口部（貯木場水門）の水位が低下する条件が挙げられた。



(a)湖水侵入前



(b)湖水侵入 2 日後



(c)湖水侵入 5 日後

図 1 干拓堤防の一部が損壊したと仮定した場合の湖水侵入の様子（赤丸が損壊個所を示す）

活動の報告

合同調査会

全体の調査会は 8 月 5 日～6 日に実施した。

参加メンバーは以下のとおりである。

現地研究チーム

高橋久（特定非営利活動法人河北潟湖沼研究所）

永坂正夫（金沢星稷大学）

福原晴夫（特定非営利活動法人河北潟湖沼研究所）

奥川光治（特定非営利活動法人河北潟湖沼研究所）

川原奈苗（特定非営利活動法人河北潟湖沼研究所）

協力研究者（日本水環境学会汽水域委員会）

山室真澄（東京大学）

伊豫岡宏樹（九州産業大学）

井上徹教（国立研究開発法人海上・港湾・航空技術研究所）

以下の日程で実施した。

河北潟合同調査日程

8 月 5 日(月)

13:00	金沢駅西口集合	自動車 1(高橋)、自動車 2(永坂)に分乗し、河北潟へ移動 北陸メンバーの自家用車組は 12:00 河北潟湖沼研究所集合
13:40	内灘道の駅	河北潟全体を眺望できるポイントで河北潟について簡単な説明
14:00	向栗崎～大崎視察	砂丘沿いを北上
16:00	干拓地内	堤防の観察
17:30	視察終了	
18:30	食事とミーティング	吉倉研修館、ppt 等上映

8 月 6 日(火)

9:00	ホテル発	自動車 1(高橋)、自動車 2(永坂)に分乗し、大野川へ移動
9:30	大野川方面視察	主に汽水域を視察
13:00	昼食	
14:00	ミーティング	金沢港クルーズターミナル会議室 2、15:00 まで
15:20	金沢駅着・解散	
15:45	小松空港着	クルーズターミナル 15:00 出発し空港まで自動車で送迎



河北潟干拓地の浸水状況
を調査

2024 年 8 月 5 日



河北潟干拓地の堤防の
損壊状況を調査

2024 年 8 月 5 日



大野川の過去の塩分調
整施設跡を視察

2024 年 8 月 6 日



大野川の水際の植生等を調査

2024 年 8 月 6 日



防潮水門付近の水質を調査

2024 年 8 月 6 日



ミーティング実施状況

2024 年 8 月 6 日

東北視察及び水環境学会

9月9日～10日に宮城～福島の海岸地域を視察した。

主に巨大防潮堤の建設が海浜生態系に与えた影響について知ることを目的として、建築物の状況と海浜植生の状態、保全対策などについて視察をおこなった。

視察には、河北潟湖沼研究所より高橋久、川原奈苗、南葉鍊志郎が参加し、東北学院大学の目代邦康氏、福島大学の黒沢高秀氏、蒲生を守る会の熊谷佳二氏に同行いただいた。

また、9月11日に岩手大学で開催された日本水環境学会シンポジウムにおいて高橋久が河北潟での被災状況と植生への影響について発表をおこなった。



防潮堤と海浜植生
2024年9月9日



視察実施状況
2024年9月10日

シンポジウム

12月1日に金沢市近江町交流プラザにおいて、研究成果シンポジウムを開催した。

会場参加者は32名、オンライン参加者は41名であった。



復興にむけて

2024年1月1日に発生した能登半島地震により河北潟湖岸域でも液状化による家屋の倒壊や湖岸堤防の沈下が広域で起こりました。NPO法人河北潟湖沼研究所では震災直後に調査チームを結成し、同時に日本水環境学会汽水域研究委員会の協力を得て調査プロジェクトを立ち上げました。

これまで、震災後の湖岸堤防の断面測量、植生状態のモニタリング調査、堤防が決壊した場合の水質シミュレーション等を実施しており、これらの調査結果について、主に一般向けと、研究者・自治体関係者向けの2部構成としたシンポジウムを開催いたします。第1部では、震災の河北潟の自然環境への影響と復興の中で自然再生に取り組む重要性について、一般の方にもわかりやすく解説します。第2部は、これまでの調査研究から明らかになったことについての研究発表会です。最後に研究成果をふまえて、今後の復興事業の中で自然環境保全や地域再生の観点から留意すべきことを提言します。皆様のご来場を心よりお待ちしております。

開催日 **2024年12月1日**
(日) 9:50~17:30

会場 **近江町交流プラザ集会室**
金沢市青草町88番地
(同時にオンライン配信を予定)

第1部 震災による河北潟の自然環境への 影響と今後の自然再生について

- 9:50 開会
- 10:00 【特別講演】内灘砂丘で何が起きたか
目代邦康（東北学院大学）
- 10:30 震災被害を拡大した土地利用
高橋久（河北潟湖沼研究所(以下、湖沼研)）
- 11:00 震災の鳥類への影響
中川富男（日本鳥類標識協会）
- 11:30 河北潟で起こったことが他の地域で起
こったらどうなるか
山室真澄（東京大学）
- 12:00 会場からの質疑応答 進行：高橋久
- 12:30 閉会

第2部 調査研究の中間報告会

- 13:50 開会
- 14:00 【基調講演】河北潟における震災被害が
示すこと／山室真澄（東京大学）
- 14:30 内灘砂丘の液状化・側方流動と地下水
の関係／日代邦康（東北学院大学）
- 14:50 河北潟干拓堤防の損壊に伴う植生の変
化／川原奈苗（湖沼研）
- 15:10 低空航空写真を用いた湖岸堤防の被災
状況解析／伊藤岡宏樹（九州産大）
- 15:30 内灘砂丘湧水に関わるクロズナ層の透
水係数について／永坂正夫（金沢星稜
大学）
- 15:50 休憩
- 16:00 河北潟シミュレーションモデルの構築
／井上徹教（港湾空港技術研究所）
- 16:20 河北潟西部湖岸堤防及び大野川右岸堤
防への影響／福原晴夫（湖沼研）
- 16:40 河北潟における防潮水門による水位操
作と電導度の変化／奥川光治（湖沼研）
- 17:00 まとめとディスカッション（復興事業
への提言）／進行：永坂正夫（金沢星
稜大学）
- 17:30 閉会

主催 NPO法人河北潟湖沼研究所 / 共催 日本水環境学会汽水域研究委員会

このシンポジウムは、『タカラ・ハーモニストファン』及び日本水環境学会からの助成を受けて実施するものです。

能登半島
地震による

河北潟および周辺域の 自然環境への影響調査プロジェクト 中間報告会

参加無料

会場：定員 82 名
OL：定員 100 名



シンポジウムでの研究
発表の要旨

2024 年 12 月 1 日



シンポジウムでの復興
事業における自然再生
の提案書を発表してい
るところ

2024 年 12 月 1 日

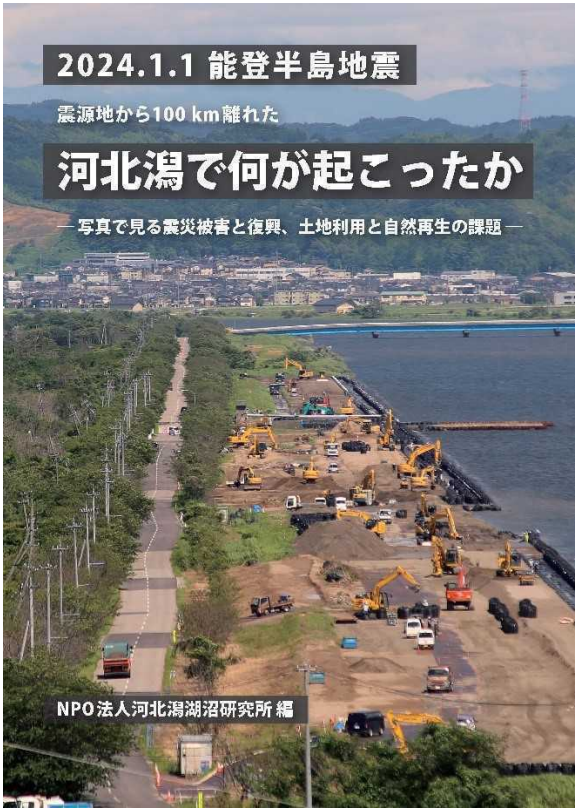


質疑応答の様子

2024 年 12 月 1 日

冊子の作成

写真で河北潟の被災状況を紹介し、復興の中での自然再生について提案する冊子を作成した。
(A4 カラー56 頁、1000 部作成)



「増田ふるさと公園」及び三木市内の 希少種の保全に取り組む

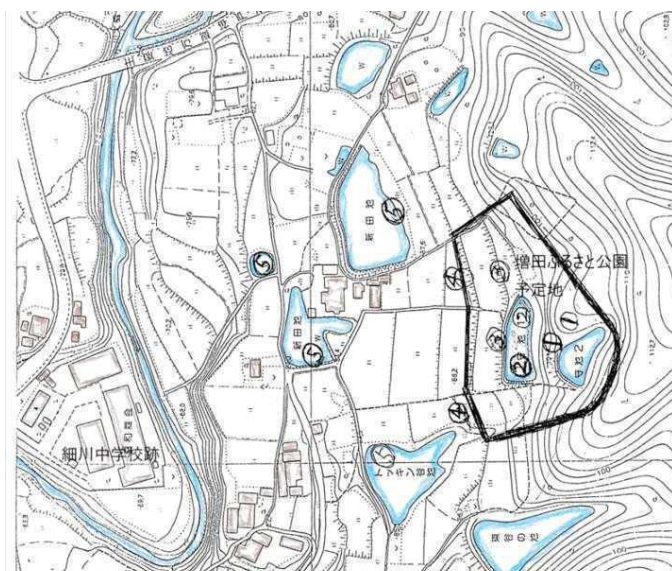
特定非営利活動法人 三木自然愛好研究会

兵庫県

1 「増田ふるさと公園」における保全活動

(1) 「増田ふるさと公園」とは

三木市細川町増田に大規模圃場整備が始まろうとしていた時に遡る。



現在のふるさと公園の概略図

左の図は、圃場整備が始まる以前の増田地区の図面である。黒枠の部分が「増田ふるさと公園」の予定地、川を挟んだ左側に細川中学校（私を含め、複数の会員の母校でもあり、本会の創始者である小倉滋は旧職員でもある）跡がある。

当時は、大規模圃場整備が生物多様性豊かな自然を壊滅させるという報告が先行実施地域から届いていた。理科の教師であり、自然に対する強い関心と知識のあった小倉滋は「ここは自分が知る限り、初めて見るような貴重種がまとまって生息している極めてまれな場所である。何とか守りたい。三木市の宝

ともいえる。」との思いを強く抱いた。そこで、同志を募って 1997（平成 9）年に三木自然愛好研究会を立ち上げた。現在の三役を含む多くの会員がその当時からのメンバーである。小倉らは、地域や行政に対し、この地域の希少性・重要性を伝えながら粘り強く保全を訴え続けた。その甲斐あって、2000（平成 12）年に僅か 0.7ha であるが、三木市が土地を買い上げることが決定し、「増田ふるさと公園」が誕生した。そのような経緯もあり



り三木自然愛好研究会がこの公園の保全と活用に携わっている。

(2) 増田ふるさと公園におけるザリガニ退治

2006 年ごろ、水草の減少が始まり、その原因について議論が起こった。室谷会員（前理事長）が、飼育実験を行い、原因はザリガニだという結論に達した。そして、2009 年より、室谷会員が中心になってザリガニ退治を始めた。2010 年にはもんどりを 50 個購入して本格的に駆除に取り組んだ。守池 1 号（以後 1 号池）の水を抜いてザリガニ退治を試みたが、泥に阻まれて失敗。その後、水草が全滅した守池 2 号（以後 2 号池）でも水を抜いての駆除に取り組んでみたが、やはり深い泥に阻まれて断念した。2 号池は労力面からザリガニ退治を断念し、それ以外の場所でザリガニ退治を継

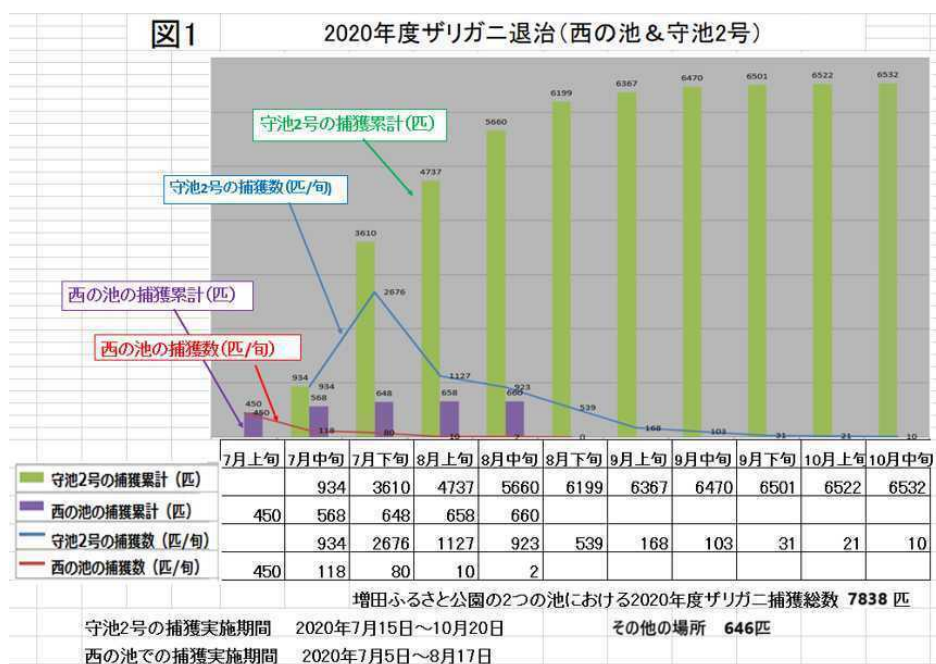
続した。その甲斐あって 1 号池や西の池での水草の回復が認められるようになった。その効果を確認して、室谷会員（小倉から理事長を引き継いでいた）はザリガニ退治から手を引いた。下の表は室谷が中心となって行ったザリガニ退治の記録である。

年度	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
捕獲数	881 匹	333 匹	856 匹	269 匹	137 匹	793 匹	1538 匹	104 匹	804 匹

退治を止めて 2 年目になると、西の池では水面を覆っていた水草のガガブタの面積が半減した。原因はザリガニの仕業だと考えられたので、理事長を室谷から引き継いでいた私が今度は中心になってザリガニ退治を引き継ぐことになった。

私は 2020 年の 7 月 5 日から西の池のザリガニ退治を始めた。ここは面積が小さく、水深も浅いので退治はさほど難しくはないであろう、との判断からである。捕獲開始から 3 回ずつの平均をとると、初めの 3 回平均は 111 匹、その次は 54 匹、さらにその次は 8 匹というように捕獲数は目に見えて減っていった。そこで、7 月 15 日からは 2 号池の捕獲に挑むことにした。西の池は 8 月 17 日で終了した。

ザリガニ侵入以前の 2 号池は、ヒツジグサやガガブタなどの水草が豊富で、自然豊かなため池だったと聞いていた。昔の姿を何とか復活させたいという思いを秘めながらの取り組みである。西の池に目途が立った 7 月 15 日から守池 2 号のザリガニ退治に取り掛かった。すると、1 つのもんどりに 1 回あたり 10 匹近いザリガニが入った。それも大きなサイズばかり。6～7 個投入していた西の池のもんどりを徐々に守池 2 号に投入し、新たに追加もして最大 15 個で捕獲作戦を行った。始めは朝夕 2 回、1 回で 60～70 匹捕獲。なかなか捕獲数が減っていかないので捕獲回数を朝昼夕の 3 回に増やして捕獲を続けた。1 日当たりの捕獲数が 300 匹を超える日もあった。そして 8 月に入ってようやく捕獲数の減少が感じられるようになった。そこで、再び朝夕 2 回の捕獲に戻して継続した。その後も捕獲数の減少は順調に続き、9 月下旬には 1 日 1 回の捕獲に減らした。さらに 10 月中頃には 0～数匹の状況になったので 10 月 20 日をもってザリガニ退治を終了した。この間の 2 号池での捕獲総数は 6,532



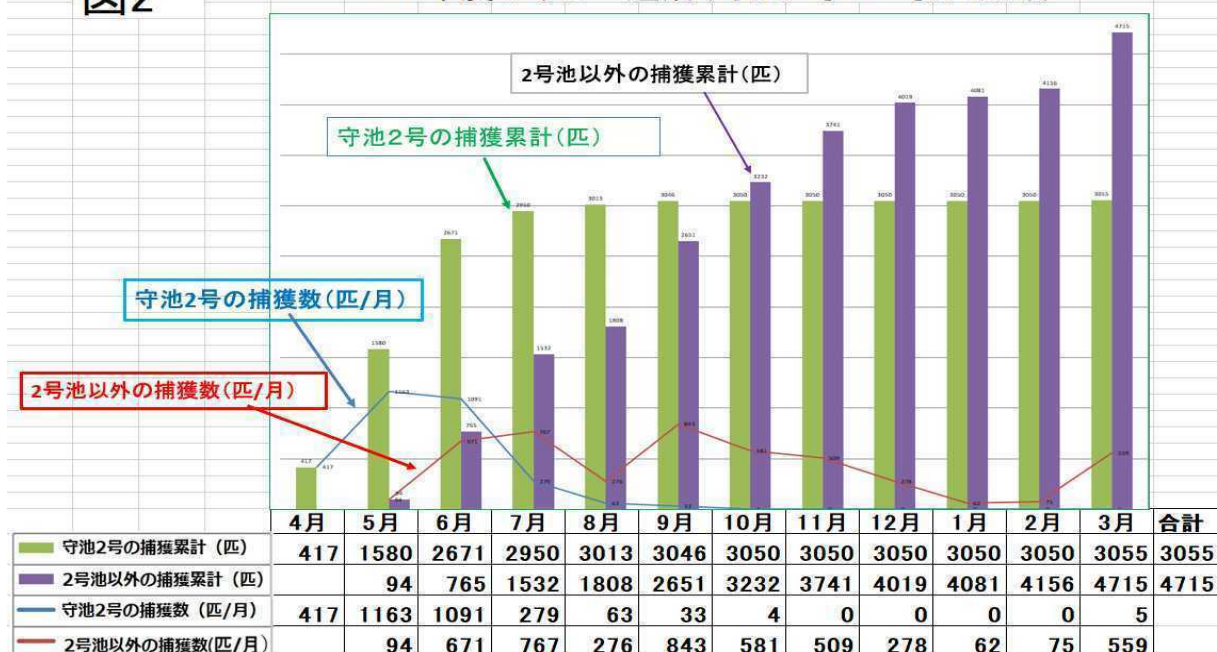
匹。西の池で 660 匹。その他の場所で 646 匹。総計 7,838 匹

左の図は 2020 年度のザリガニ退治の記録である。守池 2 号には魚はいないと思い込んでいたが、7 月 20 日にドンコが 1 匹、7 月 23 日にはフナが 5 匹とモツゴが 3 匹入り、ザリガニの捕獲数が減ってくるのとは逆に魚が増えてきた。わずかながらも魚が生き残っていたこと

はうれしい発見だった。西の池は8月17日で捕獲を終了した。

図2

2021年度ザリガニ退治(守池2号&2号池以外)



2021年度増田ふるさと公園におけるザリガニ退治 捕獲総数：7,770

捕獲期間 4/1～3/31 延べ日数：198日

図3

2022年度ザリガニ退治(守池2号&2号池以外)

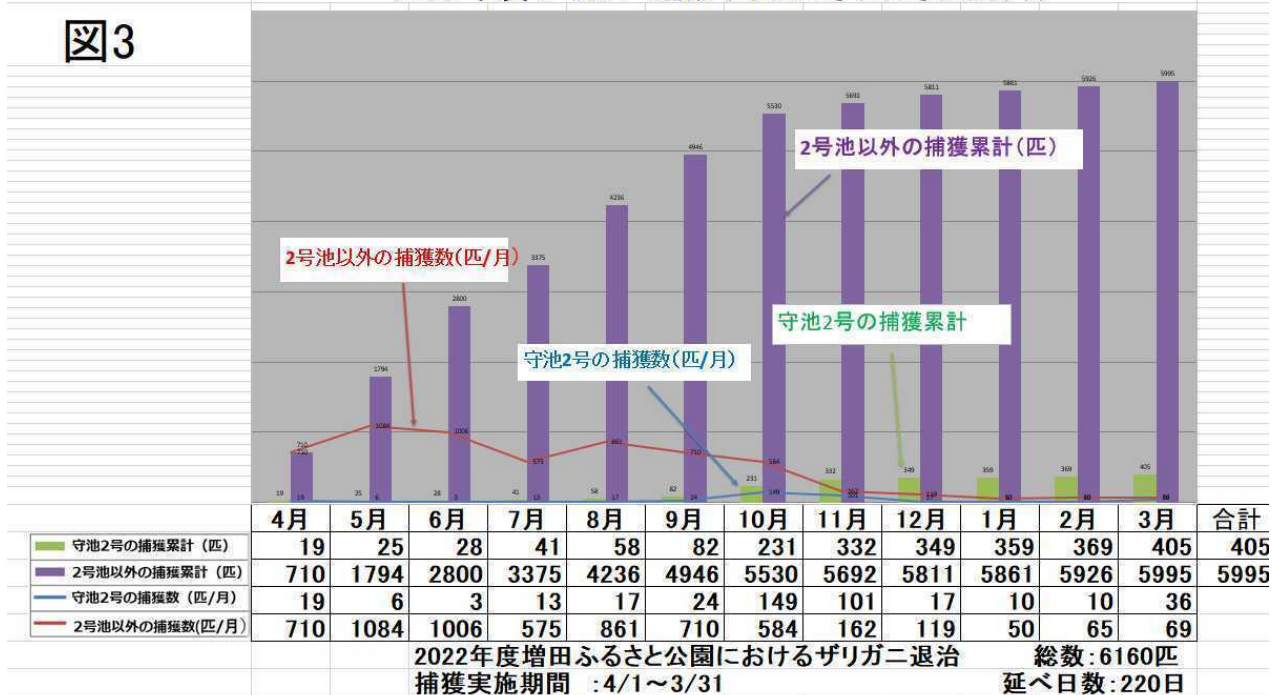


図4

2023年度ザリガニ退治(守池2号 & 2号池以外)

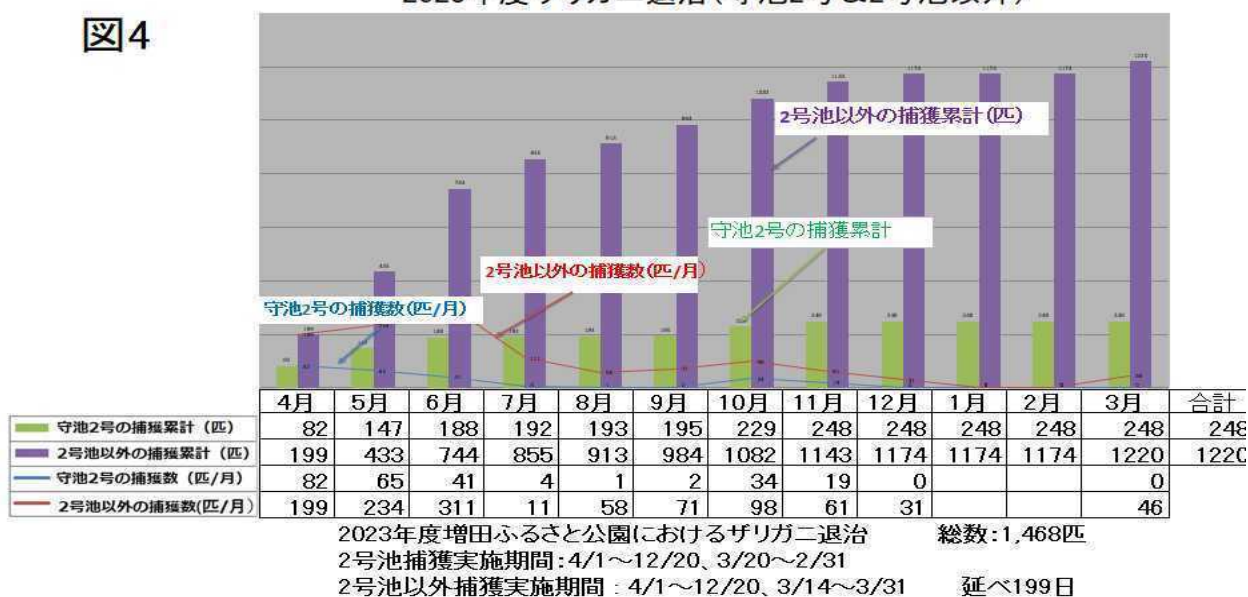
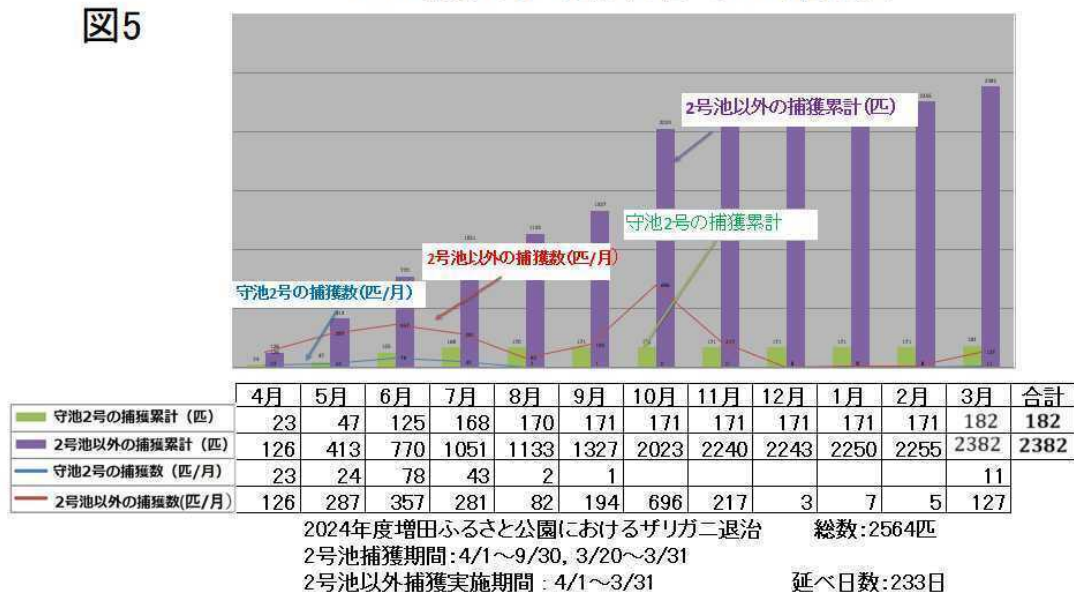


図5

2024年度ザリガニ退治(守池2号 & 2号池以外)



ザリガニ退治(経年結果)

年度	捕獲期間	回数	2号池	その他	合計
2020(令和2)年度	7/5~10/20	174	6532	1306	7838
2021(令和3)年度	4/18~3/31	198	3055	4715	7770
2022(令和4)年度	4/1~3/31	220	405	5995	6400
2023(令和5)年度	4/1~3/31	200	248	1220	1468
2024(令和6)年度	4/1~3/31	233	182	2382	2564

上のザリガニ退治（経年結果）で2号池の捕獲数に注目してもらいたい。2号池での捕獲数が確実に減少している。それにつれてガガブタの移植にも変化が見られた。令和3年に移植を試すとすぐばらになったが、令和4年の移植ではしばらくもった。令和5年の移植では定着したように見えた。そして令和6年になると岸沿いにガガブタが一気に広がった。ガガブタ同様に移植していたヒメコウホネやイヌタヌキモも定着が確認できた。

ところで、ザリガニ退治を丸5年続けてきて、いろいろな気づきがあった。

その1. 私たちは水の中の生き物を採集したり観察したりする自然体験イベントを教海寺とその周辺で続けていた。ヒツジグサやミクリの仲間が生えていてメダカやセトウチサンショウウオも生息する小さなお堀があったのだが、5年ほど前に突如水草が絶滅した。そしてザリガニとウシガエルの堀になってしまった。最初は除草剤を疑ったが、寺に確認してザリガニが原因だと分った。ザリガニが侵入して2～3年で水草が消滅したというニュースは見知っていたが、たった1年で壊滅した衝撃は大きい。

その2. 当初、ザリガニは冬場になると活動を休止すると思っていた。しかし、活動は衰えるが冬場でも活動することが分かった。仔をかかえたメスがもんどりに入ったこともある。大きな個体は活動が少なくなるが、中小の個体は真冬でもけっこうもんどりにかかった。

その3. 溝や小さな溜まりでは中小の個体がよくかかるが、池では中小の個体はほとんどかからない。推測するに、腹に卵や仔を抱えたメスはカメやドンコなどの捕食者の多い池から移動し、捕食者のいない溝や小さな溜まりで子育てをしている。だから池のザリガニを退治するだけでは根絶できない。現在使用しているもんどりは全て写真の円筒形の小さなもので、浅い溝でも使用できる。右の写真は駐車場の溝で使用している様子。プラケースの底はニホンアカガエルの大量のオタマジャクシで真っ黒に見えている。



増田ふるさと公園の希少種たち：下の写真はベニイトトンボ（左）とヒメタイコウチ（右）で、この公園には他にもカワバタモロコ、バラタナゴ、セトウチサンショウウオ、ニホンアカガエル、シルビアシジミなどの希少な動物が生息し、キンラン、ギンラン等多くの希少な植物も生育している。

左：ベニイトトンボ



右：ヒメタイコウチ



西の池のもんどりに入ったバラタナゴ



駐車場溝のもんどりに入ったセトウチサンショウウオと卵囊



駐車場溝際、1号池下の溝際、西の池
カキラン



最盛期には蓮池や1号池で乱舞が見られる
チョウトンボ



アオイトトンボ
2号池土手



イシモチソウ
1号池土手



ミドリシジミ
1号池周辺



2 ため池調査

(1) 初めに：ため池調査に取り組んだ理由

兵庫県内のため池数は 21,700 池 = 日本で一番多い

その中でも三木市のため池数は 2,743 池 = 県内 3 番目に多い

(兵庫県ため池データベース 2024 年 3 月による)

ため池は雨の少ない瀬戸内の三木の自然に大きな影響を与えていると考えられる。

ところで、そんな三木の自然は 50 年ほど前とはすっかり変わってしまった。50 年ほど前までは、山は成熟したアカマツ中心のマツ林、そして農地は地形に合わせ、形も大きさも不ぞろいの水田がジグソーパズルのように広がっており、その間に素掘りの水路が張り巡らされていた。そこには季節の野草の花々が目を楽しませ、メダカや小鮒が泳ぐ姿があった。それが、この 50 年ほどの間に大きく変容した。多くのマツ山はゴルフ場や住宅団地・工場団地などに、また水田は大規模圃場整備によって、かつては当たり前のように見られていた動植物の生息場所が完璧なまでに消滅した。今回、市史の自然編の編纂のために調査で市内を走り回ってみて改めてその実態を認識した。

それでも、個々の農家の事情などで話し合いがまとまらず圃場整備が行われなかった山間や山際のほんの一部には、かつての自然豊かな田園の姿が残っていることも分かった。ただ、これらの地域も現在 70～80 歳代の耕作者が担っており、管理できなくなれば恐らく、原野に戻るか太陽光発電施設になって消滅する可能性が高いと憂いている。

(2) 調査した池とその様子

生物多様性が豊かであろうと推測できた池にほぼ限られている

(水草が見られる小さなため池。その多くは個人池である。)



左：台地の上部の池

吉川町米田



右：山中の谷池(半分は湿地状態)

吉川町新田

上の写真(左)の池は天水に頼っており、東播用水はほぼ使われていない。この周辺には小さなため池が多数点在しており、水草類の種類が多い。外来魚の侵入は確認されず、トンボの種類も多い。右のため池は別の地域にある谷池で、その上流部半分ほどは流入土砂で湿地状態になっている。ミクリの仲間が見られた。

下の写真は、上左の写真の近くの水田に見られた水草である。“おいて”とよばれる水田の周囲につくられた排水用の素掘りの溝に生えていたオモダカ（左）とミズオオバコ（右）である。下の写真はすぐ近く場所である。圃場整備が行われなかったところで、「市内にまだこのような場所が残っていたのか！」と驚いた。2024 年度に酒米の最高級品種「**山田錦**」の主産地が日本農業遺産に認定されたが、その中でもこの地域は最高級の山田錦を生産する特 A 産地の中心でもある



オモダカ



ミズオオバコ

次の田園風景の写真も先ほどの写真のすぐ近くである。写真には写っていないが、棚田の最上部と林の境界部では耕作放棄田が多くなっている。この写真に映っているほぼ全域を 80 歳代の夫婦が 2 人で管理されている。この風景は夫婦の一人が倒れれば維持できなくなってしまうと吐露されていた。この風景を造ってきた先代の苦労を思うと何とかしたいと強く思う。私自身も農地の維持に四苦八苦している。写真の棚田の最上部にはヒシ、ホソバミズヒキモ、ジュンサイ、フトヒルムシロ、イヌタヌキモなどの水草が豊富なため池がある。



次の写真は先ほどの地域とは別の場所であり、この2枚の写真の場所も離れている。



細川町中里



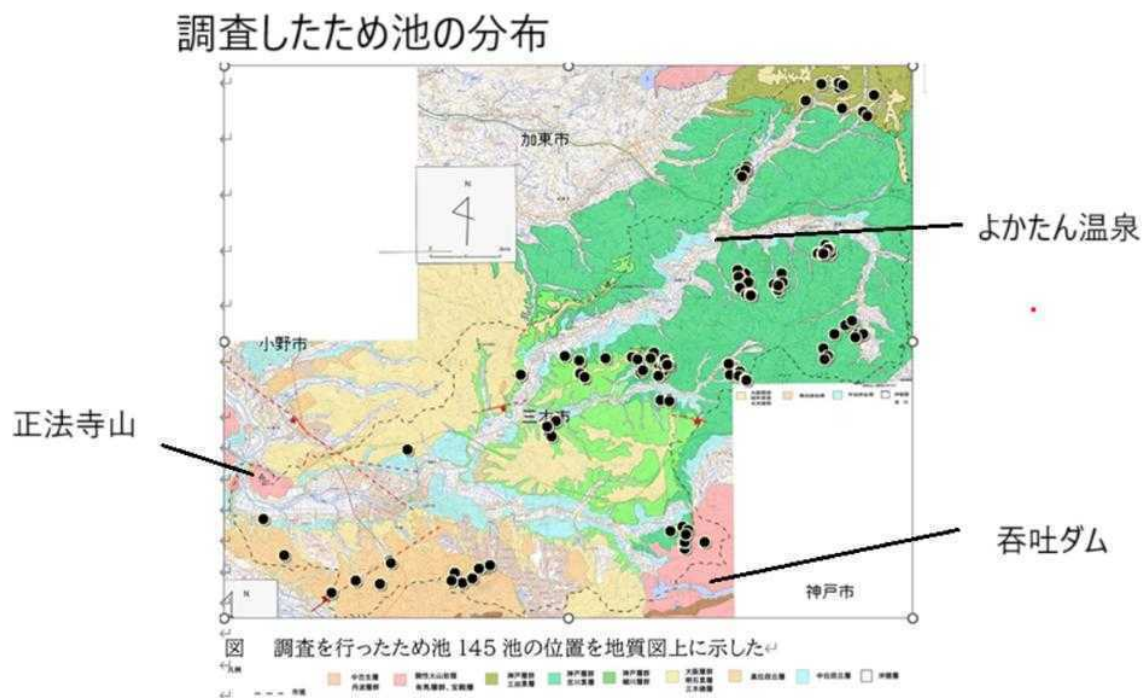
口吉川町久次

上左の写真のため池は、堰堤はブロック張りされていない。岸辺の抽水植物はショウブ、水面に見える水草はヒシとホソバミズヒキモである。この池にはブラックバス等の外来魚は入っておらず、在来魚のモツゴやカワバタモロコ、メダカなどが生息している。

また、右の写真の池は、ため池としては使用されておらず、災害防止の観点から低水位に維持されている。写真に写っている水草はサイコクヒメコウホネである。

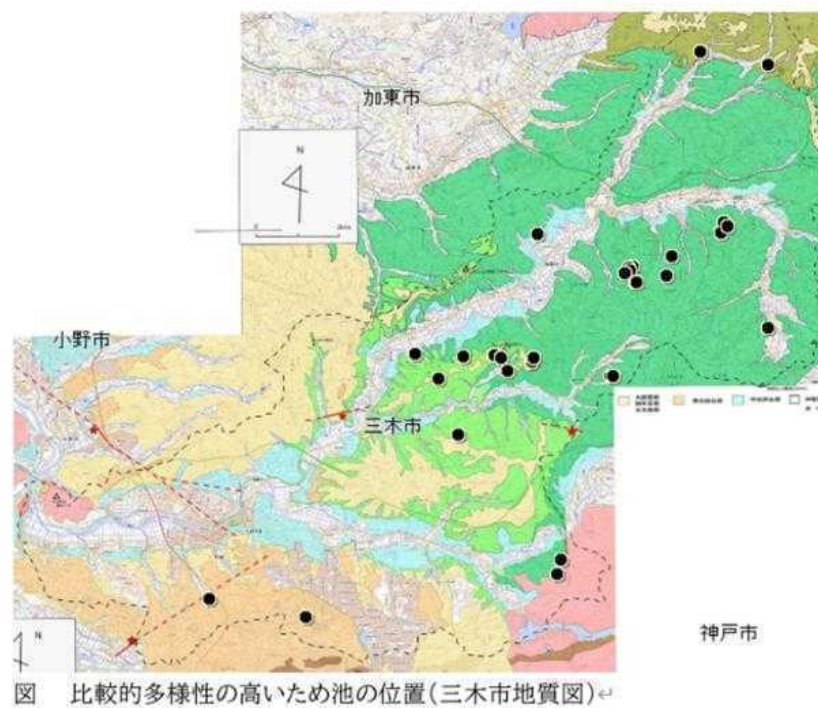
今はまだ探せばまだ市内にこのような水草が豊富に生えた自然豊かなため池が残っていることが確認できた。

(3) 調査した市内のため池及び生物多様性が高かったため池の分布



生物多様性の高いため池

生物多様性の高いため池は吉川、口吉川、細川に多く見られる。



3 希少種保全作業

(1) 増田ふるさと公園の維持管理作業

5月18日：植生調査と草刈り（会員13名、その他1名）

7月15日：植生調査と倒木片付け、溝掃除（会員9名、その他1名）



この調査の目的は、ふるさと公園の草刈り作業をどのように行うのが適当なのかを探ることと、個々の会員の植物同定の能力を向上させることを目指している。

12月22日に全面草刈りを実施（会員17名、一般2名）



1月26日に畦焼き実施（会員9名、増田消防団10名、増田自治会30名）



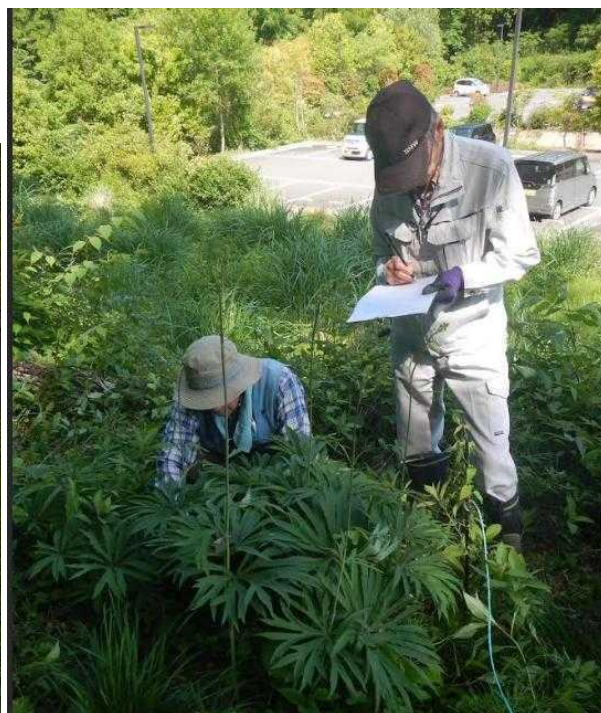
公園内における写真の位置

上段左：西の池、中：芋畑上の山際、右：駐車場下の法面

下段左：1号池の堰堤、中：駐車場と芋畑土手、

(2) ヤブレガサモドキ株数調査と保全の草刈り

5月21日 ネスタリゾート神戸敷地内のヤブレガサモドキ株数調査（会員5名）



1月18日 「ネスタリゾート神戸」内のヤブレガサモドキ移植地の草刈り（会員11名）



左の写真の右側に温泉施設の駐車場がある。次の写真の→右の写真の奥に写っている建物がその温泉施設である。もともと温泉施設や付属の駐車場予定地に生育していたヤブレガサモドキをネスタリゾートの許可を得て、水路の南側の山の斜面に移植し、年1回の草刈り作業をして維持している。



左の写真は草刈作業の前後の様子を駐車場から写したものである。(写真は前年度)



左の写真は、ネスタリゾート神戸の近くにある個人のため池で、ここにもヤブレガサモドキが自生しており、年1回の草刈りをして保全している。(写真は前年度)
(いずれも会報誌の「三愛だより」から転載)

(3) シジミオモダカ（ホソバヘラオモダカ）の自生地・移植地&ヒメカンアオイ移植地の保全の草刈り

2月9日 シジミオモダカ自生地（高男寺地区）と移植地&ヒメカンアオイ移植地（総合防災公園内）の保全のための草刈り（会員10名）



左の写真に見える水路がシジミオモダカの自生地である。中の写真で日陰と日向の境界あたりが左の写真の水路の位置である。年1回の草刈り作業を継続している。

右の写真は防災公園の中の移植地の写真である。水路の左側は水田だった場所で、現在は半湿地状態。ここも年1回の草刈り作業を続けている。水路に並行して道があるように見える。元は散策路として整備されていたが、10年ほど前？の大雨による土砂崩れで水路が埋まり、周囲が湿地状態になって放置されている。そのため、この場所に至るまでの道と、この先にあるヒメカンアオイ移植地に至るまでの道と移植地の草刈りも行っている。下の上段左の写真は移植地に行く道、上段右の写真は平地の部分（一部湿地状態）とそれに続く斜面、さらに上の茂みの中も移植地である。下段の左の写真

はここからさらに奥に続く移植地である。(次の7枚の写真は今年の4月4日に現地を撮影)



ヒメカンアオイは新しい葉を出し始めたところで、順調に育っている様子が確認できた。

作業中の写真が見つかったといって送ってくれたものがあるので、追加する。
次の2枚の写真はいずれもシジミオモダカ自生地で作業中の写真である。

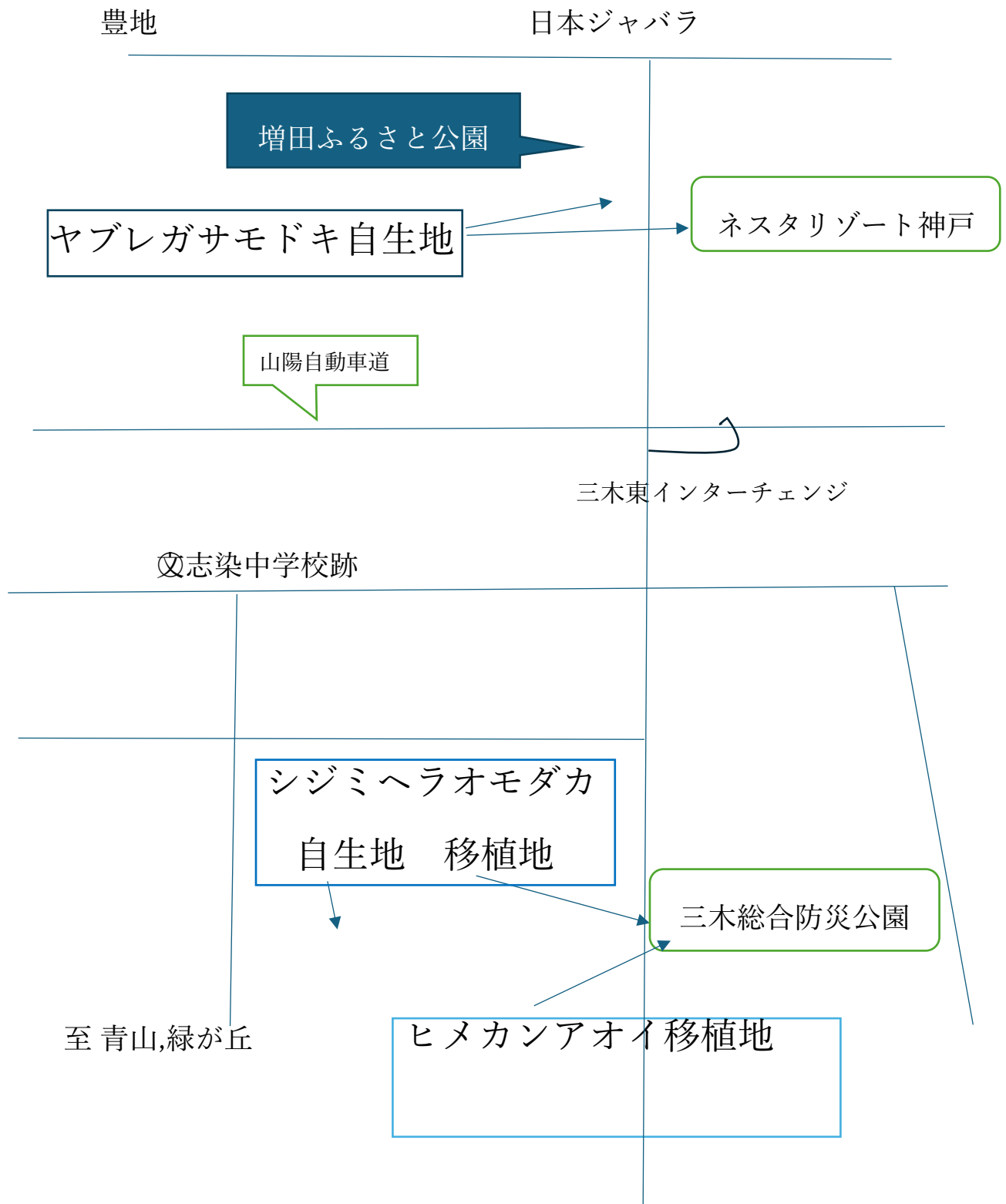


また、次の2枚は先に掲載した7枚の写真のうちの1枚目と同一場所での作業中の様子である。先の4枚の写真の1枚目に写っていたフジの蔓と下左の写真で画面右上に垂れ下がっているフジの蔓は同一である。また、右の写真で草刈り機のエンジンをかけようとしている人物と左の写真の人物は同じである。この先にあるヒメカンアオイ移植地に続く道の草刈りがまだ出来ていないこともこの写真からわかる。



NPO 法人三木自然愛好研究会の

希少種保全のための主な活動場所



海洋ゴミからウミガメを守る！ ウミガメ生息環境保全活動 i n ロ永良部島

屋久島国立公園パークボランティアの会

鹿児島県

■活動の目的

北半球一のアカウミガメ産卵地である屋久島の永田いなか浜では、当団体や 0 法人、地元集落民など定期的に海岸漂着ゴミの清掃活動を行っているが、その対岸約 1 2km 先に位置するロ永良部島(くちのえらぶじま)では人口が 100 人に満たず海岸清掃には手が回らない状況である。

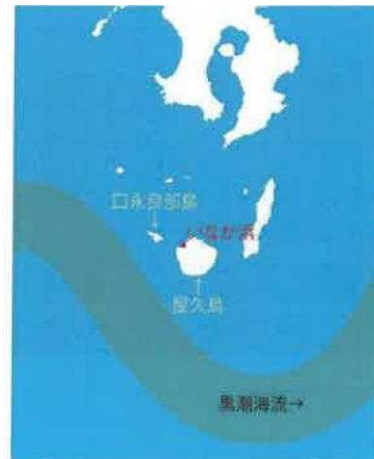
また、両島とも産業廃棄物処理場が無いので処分費のみならず搬出費(ロ永良部島から屋久島へ、屋久島から鹿児島県へ)も必要となるため多額の費用を要し、島民主体による実施は非常に困難である。

そこで、近年問題になっているウミガメの海洋プラスチックによる誤飲や事故を防ぐ事を主目的として、屋久島からロ永良部島へ船で渡り継続的に海岸清掃を行う。

また、ロ永良部島の海はウミガメのみならず、豊かな生態系を有している。近年でも新種のエラブスミヤキが発見されるなど、魚類の研究においても重要な島である。海の生態系は、漁業、ダイビングをはじめとした観光業などの島民の生活も支えている。海岸の清掃活動を継続することでウミガメのみならず、こうした海の生態系を保全し、島民の生活を守ることにもつながっていききたい。



永田いなか浜清掃作業のようす



黒潮海流との位置関係

■実施場所

活動の舞台は鹿児島県佐多岬から南へ約60kmの距離にある屋久島の北西約12kmにある面積35.8平方km、周囲49.7kmの人口約100名の小さな火山島、口永良部島である。幾つもの火山による幾度もの噴火活動によって成り立った独特な自然景観をもち、天然記念物であるエラブオオコウモリや、プランクトンが豊富な黒潮がもたらす多種多様な海洋生物など貴重な生態系をもっているため、口永良部島は全島が国立公園地域に指定されている。

この口永良部島の中で清掃活動の主な実施場所となっているのが「西之浜（にしのはま）」である。本島は火山島であるが故に海岸線は急峻な崖が多く、砂浜は島に2か所しかない。そのうちの一つは2015年の噴火によって利用不可能となったため、「西之浜」は現在島内で唯一の砂浜となっている。「西之浜」はウミガメの上陸が確認されているほか、天然記念物のムラサキオカヤドカリも生息している。また、島民の8割以上が暮らす本村地区からのアクセスもよく湾状になっているため地元では海水浴場としても使われており、子供たちを含めた島民の憩いの場である。

また今回は「西之湯温泉（にしのおんせん）」前の海岸（以降「西之湯温泉前」と表記）についても清掃を行った。「西之湯温泉前」は「西之浜」から400mほどと近い距離にある海岸で、岩礁が多く、岩の隙間にロープやブイなどゴミが堆積しやすい環境になっている。また堆積したゴミは、台風や高潮によって周辺の海域へ押し流され、「西之浜」へ漂着するなど、間接的に「西之浜」のゴミの堆積や、周辺の海洋生物への悪影響を及ぼしている。



口永良部島



活動場所の位置関係

■活動までの流れ

まず清掃活動を行うにあたって「西之浜」および、近辺の海岸について現状把握を行った。当会会員で口永良部島在住の池添氏に御協力いただき、浜の調査を行った。また、現地出張の際に調査したゴミの堆積状況についての説明を受けた。

その結果、これまでの清掃活動の成果もあり、「西之浜」に堆積した海洋ゴミは着実に少なくなっているものの、近年の台風や大潮の影響で、新しいゴミが漂着し続けており、依然として浜を埋め尽くすほどのゴミの堆積があることが確認できた。さらに、「西之浜」から400mほどの距離にある「西之湯温泉前」の海岸に多くのゴミが漂着しており、このゴミが高波によって、「西之浜」まで押し流されるなど、間接的に「西之浜」のゴミの堆積や近辺のウミガメ含む海洋生物へ悪影響を与えていることがわかった。

西之浜近辺の現状を受け、今回の清掃では「西之浜」とその近辺の「西之湯温泉前」の海岸について清掃を行うこととした。「西之浜」についてはパークボランティアの人員のみでは作業が難しいため、本村集落総出で行う環境省マリンワーカー事業（環境省が行う国立・国定公園の海域適正管理強化事業）に協力する形で清掃を行った。「西之湯温泉前」については、地形が急斜面であることや岩礁による足場の悪さから、大人数での作業が難しいため、マリンワーカー事業と役割を分担して、屋久島パークボランティアが主体となって清掃することとした。

海洋ゴミの処理に関しては屋久島には処理施設が無く、鹿児島へ屋久島の運送会社を通じて送る事となるので、処理費用のみならず口永良部島から屋久島への輸送料および屋久島から鹿児島への輸送料も発生し、多額の費用となる。そのため屋久島の運送会社へ処理費用と輸送料の見積書を依頼し、目安とした。

見積内容は以下の通りである。

運送会社	屋久島海陸運輸株式会社
処理業者	株式会社ヤクヤクリサイクル 産業廃棄物中間処理業 鹿児島市 許可番号 8224047923 号 産業廃棄物収集運搬業 鹿児島県 許可番号 4601047923 号
輸送料	10,054円（税込）（ロ→鹿／1tフレコンバッグ1袋）：2023年 10,054円（税込）（ロ→鹿／1tフレコンバッグ1袋）：2024 年
海岸清掃ゴミ処分費用	22,000円（税込／混載／1tフレコンバッグ1袋）：2023 年 22,000円（税込／混載／1tフレコンバッグ1袋）：2024 年

■活動実績

活動実績は以下の通りである。

活動場所：「西之湯温泉前」

活動日：2024年10月18日（金） 10：10～11：45

参加人数：13名（島民1名 屋久島パークボランティア8名 環境省職員4名）

収集量：1tフレコンバッグ10袋

活動概要：島民1名と合同で清掃活動を行った。岩の隙間に漁網やロープが絡まっていたので、ロープカッターで切断しながら回収した。小さめのゴミは屋久島町のゴミ袋を用いて分別しながら拾い、ゴミ袋に入りきらないものとは別にフレコンバッグに入れた。ゴミは軽トラックにフレコンバッグを載せてから詰め、海岸と港をピストン輸送した。軽トラックは当会からは1台、島民から1台の計2台で作業を行った。道路から海岸までは急な斜面となっており、海岸ゴミはリレー形式で引き上げて、軽トラックに積み込んだ。

活動場所：「西之浜」

活動日：2024年10月19日（土） 8：00～10：30

参加人数：54名（島民42名 屋久島パークボランティア8名 環境省職員4名）

収集量：1tフレコンバッグ30袋

活動概要：島民と合同で清掃活動を行った。小さめのゴミは屋久島町のゴミ袋を用いて分別しながら拾い、ゴミ袋に入りきらないものとは別にフレコンバッグに入れた。また砂に紛れた細かいプラスチック片などは今回の助成金で購入したふるいを用いて回収した。ゴミは軽トラックにフレコンバッグを載せてから詰め、浜と港をピストン輸送した。軽トラックは当会からは2台、島民からは4台の計6台で輸送作業にあたった。地元業者が爪付の油圧ショベルを持ち込み、詰込み等の作業にあたった。

今回の清掃で多くのゴミを回収することができたものの、堆積ゴミは依然として多く今後も継続した活動が必要であると感じた。さらに、砂に紛れたプラスチック片が多く取り残されており、継続的な清掃の必要性を強く感じた。

■活動写真

【西之湯温泉前】



多くのゴミが漂着した西之湯温泉前の海岸（西之湯温泉前 作業前1）



多くのゴミが漂着した西之湯温泉前の海岸（西之湯温泉前 作業前2）

■活動写真



岩礁の隙間にゴミが入り込んでいる（西之湯温泉前 作業中）



ゴミ袋に入りきれない大きさのゴミも多い（西之湯温泉前 作業中）

■活動写真



急斜面と足場の悪さから島民も清掃がしにくい海岸となっている（西之湯温泉前 作業中）



リレー形式でゴミを引き上げた（西之湯温泉前 作業中）

■活動写真



リレー形式でゴミを引き上げた（西之湯温泉前 作業中）



搬出したゴミをフレコンバッグに詰めた（西之湯温泉前 作業中）

■活動写真



今回の清掃で浜の景観が大きく回復した（西之湯温泉前 作業後1）



今回の清掃で浜の景観が大きく回復した（西之湯温泉前 作業後2）

■活動写真
【西之浜】



継続した活動の成果で徐々に砂浜が景観を取り戻してきていた（西之浜 作業前1）



岩場には多くのゴミが堆積していた（西之浜 作業前2）

■活動写真



浜を埋め尽くすほどのゴミが取り残されていた（西之浜 作業中）



岩に絡まった漁網などはロープカッターで細かく切断した（西之浜 作業中）

■活動写真



切断したロープは袋にまとめた（西之浜 作業中）



フレコンバッグにまとめたゴミを搬出した（西之浜 作業中）

■活動写真



人力で移動が難しいゴミは重機で搬出した（西之浜 作業中）



砂に紛れた細かいゴミはフルイを用いて回収した（西之浜 作業中）

■活動写真



砂に細かいプラスチック片が多く混じっていた（西之浜 作業中）



浜に暮らしているムラサキオカヤドカリ（西之浜 作業中）

■活動写真



砂浜の大型ゴミはかなりの量を回収することができた（西之浜 作業後2）



岩場には未だに多くのゴミが堆積し浜を埋め尽くしている（西之浜 作業後2）

荒廃放棄された水田及び周辺里山の復旧・保全活動と、 子ども達とともに無農薬稲作、生き物観察会を通して自然に親しむ活動

かわせみの杜 関山田・棚田の会

岐阜県

かわせみの杜 生態系保全・青少年教育 事業

活動項目	青少年教育 事業
実施場所	関市山田青田（かわせみの田んぼ・青田の田んぼ）・ 関善光寺 境内
実施時期	7月7日と8月4日（山田）・12月15日（関善光寺）
具体的な活動実施内容	<p>関市・美濃市内の小学生や近隣市町他の小学生へ稲作活動の場を提供し、冬みず田んぼに生息する生物の多様性と稲作に付帯できる生態系保全の実態を環境学習体験として学んでもらった。</p> <p>★7月7日 田んぼの（ミクロ）生きもの観察会 捕獲した生物の名前や生態をメンバーが講師になって子供たちにレクチャした。顕微鏡による微生物の観察と田んぼでの活躍、食物連鎖の説明を実施し、農薬を使わない田んぼの生物の多様性について理解した頂いた。</p> <p>★8月4日 桐屋川の定点生きもの観察会 桐谷川の生き物観察会（桐屋川の河川底の注意事項とガサガサ漁の仕方を塚原講師に最初にレクチャしてもらい、十分時間を費やし大人も子供も生物の採取を楽しんだ。全員が捕まえた生物を集め、先生に分類・生態など説明してもらい、質問にも答えてもらった。関市内の河川では、全体的に採取される生態が変わってきて、種類が少なくなる傾向にある。昨年に比較しても、各種魚類に関して、外来種の増加により、数も種類も減っていた。</p> <p>★12月18日 活動状況報告会 生きもの観察会の生息生き物の写真を交えて報告する。調査に参加してくれた子供たちの感想を聞く。 同時に、農薬の影響を受けていると思われるが、桐屋川でも市全体的にも採取される生態が変わってきて、種類がどんどん少なくなる傾向にある。農薬の散布や外来種の増加により数も種類も減っていた。 講師の先生も来ていただいたので、周辺の自然の観察に出かけ、木々にいる生き物や鳥の声などを聞き分けた。</p>

<p>活動状況 7月7日</p> <p>天気 雨のち曇り かわせみの田んぼ</p>	   
<p>活動状況 8月4日</p> <p>天気 晴れ時々曇り</p> <p>かわせみの田んぼ・ 桐屋川</p>	



活動状
況
8月4
日

天気
晴れ

桐屋川





活動状
況


12月
15日

天気
雪 晴
れ

関善光
寺



かわせみの杜 生態系保全・青少年教育 事業

活動項目	活動内容・成果報告事業
実施場所	関市文化会館 関市環境フェア2024
実施時期	令和6年10月19日
具体的な活動実施内容	<p>① 取り組みの写真と体験内容を表現し、報告会へ参加した関市の住民の皆さんへより良くご理解頂ける様、目で見えて具体的な活動内容を理解してもらった。</p> <p>② 実際に、足踏み脱穀機や千歯こぎを目で見えて、触っていただき、踏んで回す体験をしていただくことで、機械を使わない稲作の大変さと、環境へのやさしさを理解してもらった。</p> <p>③ かわせみの田んぼの周りの状況を写真で説明し、林に囲まれた小規模な扇状地であり、生き物にとっては、天敵から身を守りやすい地形を説明をし、年中湛水している水中や泥の中や、土の中に埋もれた枯れ葉や木の丸太に生息する生き物への環境が整っていることを説明した。 (カブトムシやクワガタなどが生息成長しやすい環境の説明)</p> <p>④ かわせみの杜の周辺で生息している絶滅危惧種や、今では珍しい生物を写真展示する事で、大切な環境を今も残せていることを理解してもらった。</p>
活動による効果	<p>① 多様な生息環境を環境フェアの場所に再現する事で、かわせみの杜へのお誘いと、真の体験へ案内できる。</p> <p>② 五感で体験してもらうことで、強烈なイメージを体験頂き、次の体験のアプローチに、積極的に参加を促す機会とする。</p> <p>③ 環境フェアでの体験を通じて、関市内にも素晴らしい環境が残されている理解と、いつでも体験ができる機会がすぐそこにある事を理解して頂く。</p> <p>④ 食の大切さや農作業に対する理解、農薬や健康への関心の提議・</p> <p>⑤ 五感での農具体験で、機械化以前の農作業にはない自然にやさしい農作業の推進、従事者の育成。</p> <p>無農薬栽培水田に生息する生き物の展示により、関市内に素晴らしい自然環境があることの発信、自然環境保全の必要性の理解</p>
活動状況	



生物多様性保存型里山ビオトープの形成に関する事業 (中間報告)

特定非営利活動法人自然環境ネットワーク・射水市ビオトープ協会

富山県

1. 事業の概要	<p>原生的自然は少ないが、里山的自然が多く残る射水市において生物多様性・生態系の理念を啓発し、地域在来の動植物・希少動植物・絶滅危惧種の保存を図るとともに過疎化の進行による里山衰退を防ぎ地域の活性化を図る。</p> <p>本来射水丘陵に生息していたホクリクサンショウウオ（環境省レッドデータリストⅠ類B）等の保存を図る。</p>
2. 事業の目的・実施方法など	<p>(1) 事業の目的</p> <p>地球規模で進行する生物多様性・生態系の破壊に対応するために、2010 年に名古屋市で開催された第 10 回生物多様性条約締約国会議(COP10)において日本から提案された SATOYAMA イニシアティブが採択された。射水市入会地内の耕作放棄された農地や山林を活用し、減少しつつある希少動植物や地域在来動植物の保全を図り生物多様性豊かな里山ビオトープを形成する。</p> <p>●山中の耕作休止された棚田（隠田）を活用し両生類等が自然産卵できる里山ビオトープ池を造成する。</p> <p>(2) 実施方法</p> <p>A. 侵入竹や外来植物などに覆われ荒廃した山林において侵入竹を伐採し、地域在来種の広葉樹を植林し、植物相豊かな森林を造成する。</p> <p>B. カエルやサンショウウオ・イモリ等の両生類やトンボ・ホタル等の水中に産卵する昆虫類等の産卵池を確保するために山間地に年中水を湛える池や水路を造成し、地域在来生物の保存を図る。</p> <p>C. 里山の魅力・生物多様性の理念を発信するために自然観察会や自然環境セミナーなどを行い、子どもからシニア世代までの幅広い環境教育を行う。</p>

ホクリクサンショウウオ調査報告

期間 令和7年1月～令和7年3月25日

調査地 射水市野手地区、射水市上野地区

調査は令和7年1月19日から始め、1月に4回、2月6回、3月に15回実施した。卵囊の初見は上野で2月19日、野手では2月28日。いずれも1対だった。野手では卵囊の成長過程を記録中である。(写真上段) 3月25日までに上野で29対、野手で3対確認。

3月20日、上野で見つけた3対が連なった卵囊の1つが白化状態であり、去年の白化卵と同様に見えることから今後の成長過程を注視している。(写真下段)

現在までの卵囊数は、上野は昨年より若干多く、野手は少ない状況になっている。まだ、産卵期間中なので最終確定ではない。



3対の卵囊の真中が白化卵



卵囊の拡大

今年はホクリクサンショウウオの成体を多く見ることが出来た。目視では11回。そのうち、採取できたのは、野手で1体、上野で5体。(別紙・写真)

3月10日に採取した2匹の中の1匹に奇形らしき変異を後日写真で見つける。左後足付け根に足らしき形状が見られた。突然変異か成長過程での事故による再生変異かは判別が難しい。

ただ、珍しい個体であることは確かなこと。採取時に変異を確認できればもっと詳しく変異点を調べられたはずであり、採取時の慎重な取扱いが必要だったと悔やまれる。(別紙・詳細写真)

また、25日に見つけた個体は左前足の指が欠損していた。外敵に襲われる、仲間との争い、事故によるものなどが考えられる。採取した6体の体長は10センチ前後だった。



3月1日

野手・第1池

水温 9度



3月9日 お腹が大きく
ふくらむ

上野・側溝

水温 9度



3月10日

左後足に奇形

上野・側溝

水温 12度



3月10日

上野・側溝

水温 12度



3月12日

上野・池

水温 9度



3月25日

左前足指先欠損

上野・側溝

水温 12度

ビオトープは両生類の産卵場所

ビオトープ周辺には多くの両生類が生息。その中で、**ホクリクサンショウウオ**、**クロサンショウウオ**、**ヒキガエル**、**モリアオガエル**、**ツチガエル**、**ヤマアカガエル**、**トノサマガエル**、**ニホンアマガエル**、**アカハライモリ**の9種を確認（赤字はビオトープで産卵）。この小さな水辺は、周辺に棲む両生類にとっては非常に貴重な産卵場所となっています。特に、ホクリクサンショウウオは、能登半島と富山県の一部にしか分布してない種です。県では、「指定希少野生動植物」とし、保護が必要との認識を示しています。里山の荒廃が進む現代にあって、両生類だけではなく、すべての生き物が困難に直面し、その対策が急がれます。当協会のビオトープ造成もその一環です。

金山地区・里山の象徴的な3種



ホクリクサンショウウオ・メス(10センチ)



池の浅い所の枯れ枝に絡みつく1対の卵囊



クロサンショウウオ・オス(16センチ)



水中の枝に付くゼリー状の卵囊



モリアオガエルの産卵



池の上に張り出した枝に生みつけられた卵塊



ヤマアカガエル



ヤマアカガエルの卵



ヒキガエル



ヒキガエルの卵



ムカシヤンマ



ミズカマキリ



アカハライモリ



オオコオイムシ

ビオトープの水辺にやってきた生きものたち

ホクリクサンショウウオ生息調査



常に水がある湿った林を好む。



緩やかな流れの水路や湿地に
1対の卵囊を産む。



1対の卵囊に80から100個の
卵が入っている。



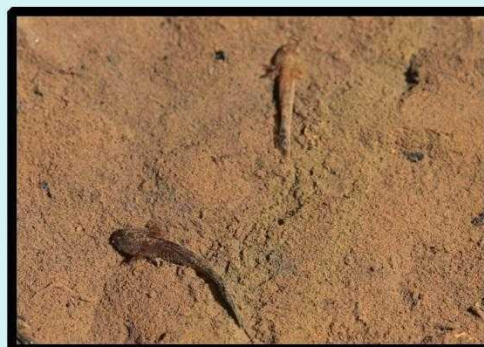
枯れ枝に卵囊をからませている。



枯れたスギの葉も上手に利用する。



50日ほど経過。



保護色で周囲の環境に溶け込む。

和歌山県生石高原における草原の歴史と火入れの役割について －累積性土壌の植物珪酸体と微粒炭分析に基づいて

井上 淳

和歌山県

本報告の詳細な内容については、日本植生史学会発行の『植生史研究』第 33 巻第 2 号（pp.43-50）に、井原佑弥・林尚輝・井上淳「和歌山県生石高原における植生の歴史と火入れの履歴－累積性土壌中の植物珪酸体と微粒炭を用いて－」として公表されている。本報告書の内容を参照される際には、そちらを引用していただきたい。

1. はじめに

日本列島のような温暖湿潤な気候帯では、本来、土地を放置しておくと樹木が急速に生長し、最終的には極相林と呼ばれる成熟した森林が形成される。そのため、日本においては自然状態で長期間にわたって草原環境を維持することは極めて難しく、特別な自然条件や、あるいは人間の手による定期的な攪乱がない限り、草原は樹林に遷移してしまうのが一般的である。すなわち、日本に残されている草原の多くは、自然状態というよりは人の活動によって維持されており、しばしば半自然植生などと呼ばれる。

こうした草原は、単なる自然環境ではなく、人と自然の相互作用の中で長い年月をかけて形成された「文化的景観」としての性格を色濃く持っている。たとえば、ススキ草原は古くからカヤ場として利用され、屋根を葺くための材料や家畜の飼料、さらには農地に投入する堆肥の原料として重要視されてきた。人々はススキの定期的な火入れや刈り取りに

より、草原を維持し、暮らしの基盤としてきた。このような草原管理は、日本各地の農村社会の中で世代を超えて受け継がれ、農耕文化を支える重要な要素として位置づけられてきた。

しかし、19 世紀後半から 20 世紀にかけて日本社会の近代化に伴い、農村における農業活動の様式が大きく変化した。明治期には化学肥料が普及し、農業生産における草資源への依存度が減少した。さこれらの変化に伴って草原は管理放棄されるケースが増え、放置された草原には低木や樹木が侵入して森林化が急速に進行した。

こうした急激な草原消失の背景には、社会変化があることは明白であるが、その一方で、草原が単なる景観資源にとどまらず、生態系サービスの供給源としても極めて重要であることが近年改めて認識されている。ススキ草原のような半自然草原は、希少な草原性生物の生息地であり、多様な動植物の遺伝資源を守るホットスポットである。また、草原景観は人々の文化的アイデンティティとも深く結びついており、地域の歴史や文化を物語る貴重な存在として、文化財的価値を有している。

このような背景から、草原の成り立ちや維持の歴史を正確に解明することは、自然保護の観点からも、文化的景観としての価値評価の観点からも重要である。特に、古文書や文献に乏しい近世以前の時代については、累積性土壌に記録された微細な証拠を調べることで過去の環境を復元する自然科学的手法が有効で、日本各地で研究が行われている。累積性土壌には、長期にわたり堆積した植物珪酸体（植物起源の微細なガラス質粒子）や微炭（山火事や火入れの際に生じる微細な炭）が含まれており、これらを分析することで当時の植生や火災履歴、さらには人為的攪乱の有無を推定できる。

そこで本研究では、紀伊半島北部に位置する和歌山県生石高原を対象に、累積性土壌中の植物珪酸体と微粒炭を詳細に分析し、放射性炭素年代測定と組み合わせることで、過去約 2,000 年にわたる植生変遷および火入れの履歴を復元することを試みた。生石高原は、近畿地方においてススキ草原がまとまった面積で現存する数少ない地域であり、草原管理に関する歴史的情報を得る上で非常に重要なフィールドである。これまでも周辺地域を含めた聞き取り調査や史料調査が行われてきたが、生石高原そのものにおける長期的な植生と火の歴史を自然科学的に解明した事例はない。

2. 生石高原の地理・歴史的背景

生石高原は和歌山県北部、紀伊半島の中央部よりやや北寄りに位置する紀美野町と有田川町にまたがり、標高 820～870m の高所に広がっている。この生石高原は、和歌山県を代表する自然景勝地としても知られており、その草原景観は古くから多くの人々に親しまれてきた。

地質的には、生石高原は三波川変成帯の中に位置しており、基盤岩としては石英片岩や御荷鉾緑色岩類に分類される節理の発達した硬質な玄武岩が広く分布している。これらの基盤岩は硬く風化しにくい一方で、岩盤の割れ目からの浸透性が高く、地表水が地下へとすぐに浸透してしまう。これにより土壌の保水性が低く、表層の土壌は乾燥しやすい特性を持っている。このような土壌条件は、樹木が成長するのに必要な十分な水分を供給できず、森林の発達を物理的に制限する重要な要因となっている。このため、一般的には樹木が優占して森林へと遷移することが多い日本の気候下においても、生石高原では自然条件

だけである程度草原環境を維持しやすい素地があったと考えられる。

生石高原周辺には、歴史的にも人間活動の痕跡が多く残されている。平安時代に建立された生石神社が高原の東側山麓に位置する。また平安末期から鎌倉時代にかけては、周辺地域に神野荘や真国荘などの荘園が成立している。荘園制度のもとで行われた農業経営の中で、草材は堆肥や屋根材の供給地として利用された可能性があるが、この地域に関する詳細な文献資料はなく、よくわかっていない。江戸末期の 1851 年に編纂された『紀伊国名所図会』には、広大なススキ原として描かれた生石ヶ峰の景観が登場しており、当時から草原としての姿が確立していたことがわかる。こうした史料により、19 世紀中葉の段階で既に草原が形成され、農村社会の中で重要な資源地として利用されていたことが強く示唆される。

しかし、近代化が進むと、農業形態は急速に変化し、草資源の重要性は次第に低下していった。生石高原においても採草活動は次第に衰退していった。戦後には、刈り取りによる維持は途絶え、草原は徐々に放置されるようになった。その後、次第に低木や樹木が侵入して、ススキ主体の草原は急速に縮小した。このような危機的状況を受け、和歌山県は景観保全や生物多様性の維持を目的に 2003 年から計画的な山焼きを実施し、往時の草原景観の復元と保全に取り組んでいる。

3. 分析方法

本研究では、和歌山県の生石高原に広がるススキ草原を対象に、累積性土壌の柱状試料採取を実施した。調査地点は、高原中央に位置する場所に設定した地点 1 と、高原のススキ草原の縁辺部に位置する地点 2 の 2 地点を選定した (図 1)。

各地点で地表から約 1m の柱状試料を採取した (図 2)。持ち帰った柱状試料を、植物珪酸体分析、微粒炭分析、放射性炭素年代測定に使用した。

植物珪酸体の抽出は、各土壌試料から 1cm³分を秤量し、過酸化水素水を加えて加熱処理を行い、有機物を分解した。続いて塩酸を添加して鉱物成分に含まれる鉄分を溶解除去した。さらに超音波処理により凝集物を分散し、沈降法を用いて細粒鉱物を除去した。最終的に残留物を乾燥させ、珪酸体試料とした。

光学顕微鏡による観察は 400 倍の倍率を用い、植物珪酸体の分類は、機動細胞起源のものは *Sasa* type (ササ型), *Pleioblastus* type (メダケ属型), *Bambusoideae* type (タケ亜科型), *Andropogoneae* type (ヒメアブラスススキ連型), *Miscanthus* type (ススキ属型), *Panicoideae* type (キビ亜科型), *Zoysia* type (シバ型) の 7 形態、短細胞起源のものは SADDLE (*Bambusoideae*-type, *Chloridoideae*-type) (鞍型 (タケ亜科, ヒゲシバ)), BILLOBATE (ダンベル型), RONDEL (円錐台形型), POLYLOBATE (複合ダンベル型), CROSS (十字型), CRENATE (長台型) の 7 形態、その他の細胞起源のものは ELONGATE (棒型), ACUTE BULBOSUS (ポイント型) の 2 形態、樹木起源の Jigsaw puzzle type (ハメパズル型) の計 17 形態に分類した (図 3)。

微粒炭分析では、各深度層から 0.5cm³を採取し、125 μm 以上の微粒炭を対象に含有量

測定を行った。10%KOH 水溶液を加え、試料中の有機物を分解した。125 μm のふるいを用いてふるい分けし、7.5%HCl 水溶液を加え放置した。その後 125 μm , 250 μm , 1000 μm でふるい分けし、それぞれの残留物をシャーレ上で完全に乾燥させた。微粒炭は 10~50 倍の実体顕微鏡下で土壌試料 0.5 cm^3 に含まれる微粒炭全てを計数し、それに基づき土壌試料 1 cm^3 あたりの個数を算出した。

さらに、層位ごとに複数のサンプルから炭化木片や微粒炭、土壌有機物を用いて放射性炭素年代測定を実施した。測定は、(株) 加速器分析研究所に依頼し、加速器質量分析計 (AMS) を用いた。得られた ^{14}C 年代は IntCal20 較正曲線を用いて暦年代に補正した。さらに、1950 年以降の年代結果のものについては Post-bomb atmospheric NH_2 較正曲線を用いて年代を求めた。これにより、植物珪酸体群集や微粒炭含有量の変化を時系列で捉え、過去 2,000 年にわたる生石高原の植生変遷と火の利用履歴を明らかにした。





図1 生石高原の位置（上図）と生石高原内のススキ原（主に茶色の部分）



図2 採取時の生石高原のススキ原の様子（上写真）と土壌試料採取の様子（下写真）

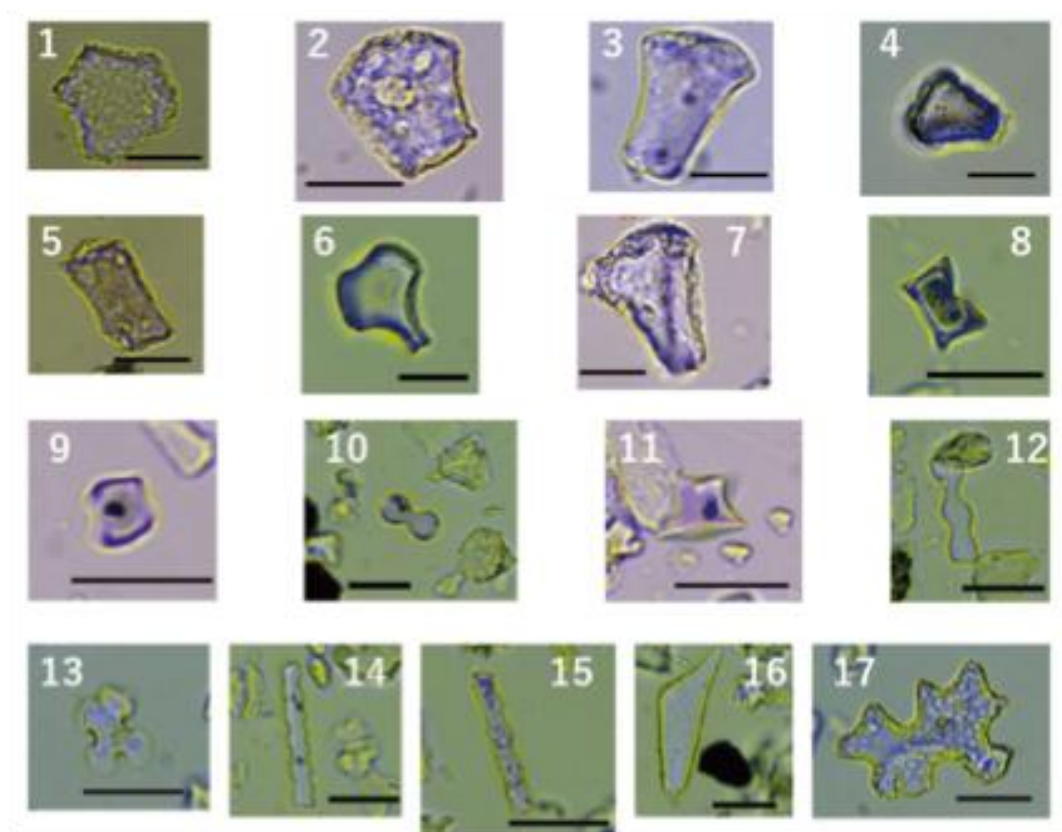


図3 観察された主な植物珪酸体分類群 17 タイプ

4. 結果

4.1 植物珪酸体分析

2 地点の累積性土壤に含まれる植物珪酸体の組成は、各層位ごとに異なっていた（図 4, 5）。最下層部（図 4 の 1-1 帯，図 5 の 2-1 帯），すなわち 2,000～900 年前に相当する土壤層では，ススキ属由来（*Andropogoneae* type, *Miscanthus* type）やメダケ属由来（*Pleioblastus* type）の珪酸体が出現していたものの，同時にハメパズル型（Jigsaw puzzle type）と呼ばれる樹木由来の珪酸体も相当数含まれていた。これは，ススキやメダケなどのイネ科草本が優占していた一方で，樹木が部分的に混生する疎林的環境が形成されていたことを強く示唆している。ススキ属特有のダンベル型（*B_{ILLOBATE}*）短細胞珪酸体はこの時代から一定量確認されており，こうした植物が重要な構成要素だったことがうかがえる。

900～400 年前に相当する中層部（図 4 の 1-2 帯，図 5 の 2-2 帯）では，樹木由来のハメパズル型（Jigsaw puzzle type）が大きく減少し，イネ科草本に特徴的なダンベル型（*B_{ILLOBATE}*）や円錐台形型（*R_{ONDEL}*）などの短細胞珪酸体の出現率が急増した。植物珪酸体総量もこの時期から上昇傾向を示し，特にダンベル型の増加はススキ優占度の向上を強く反映していた。この変化は樹木の減退と草原化の進行を物語っており，樹木の侵入が抑制され，イネ科草本が卓越する草原環境が確立しつつあったことを示していた。

400 年前以降に相当する上層部（図 4 の 1-3 帯，図 5 の 2-3 帯）では，ススキ由来のダンベル型（*B_{ILLOBATE}*）が優占し，植物珪酸体群集は現代のススキ優占草原とほぼ一致する構成を示していた。この層では樹木由来のハメパズル型（Jigsaw puzzle type）はほとんど

確認されず，イネ科草本特有の短細胞珪酸体が全体の 80%以上を占めていた．この結果は，400 年前頃から生石高原がススキ草原として安定的に成立し，現在に至るまでその植生が維持されてきたことを示している．

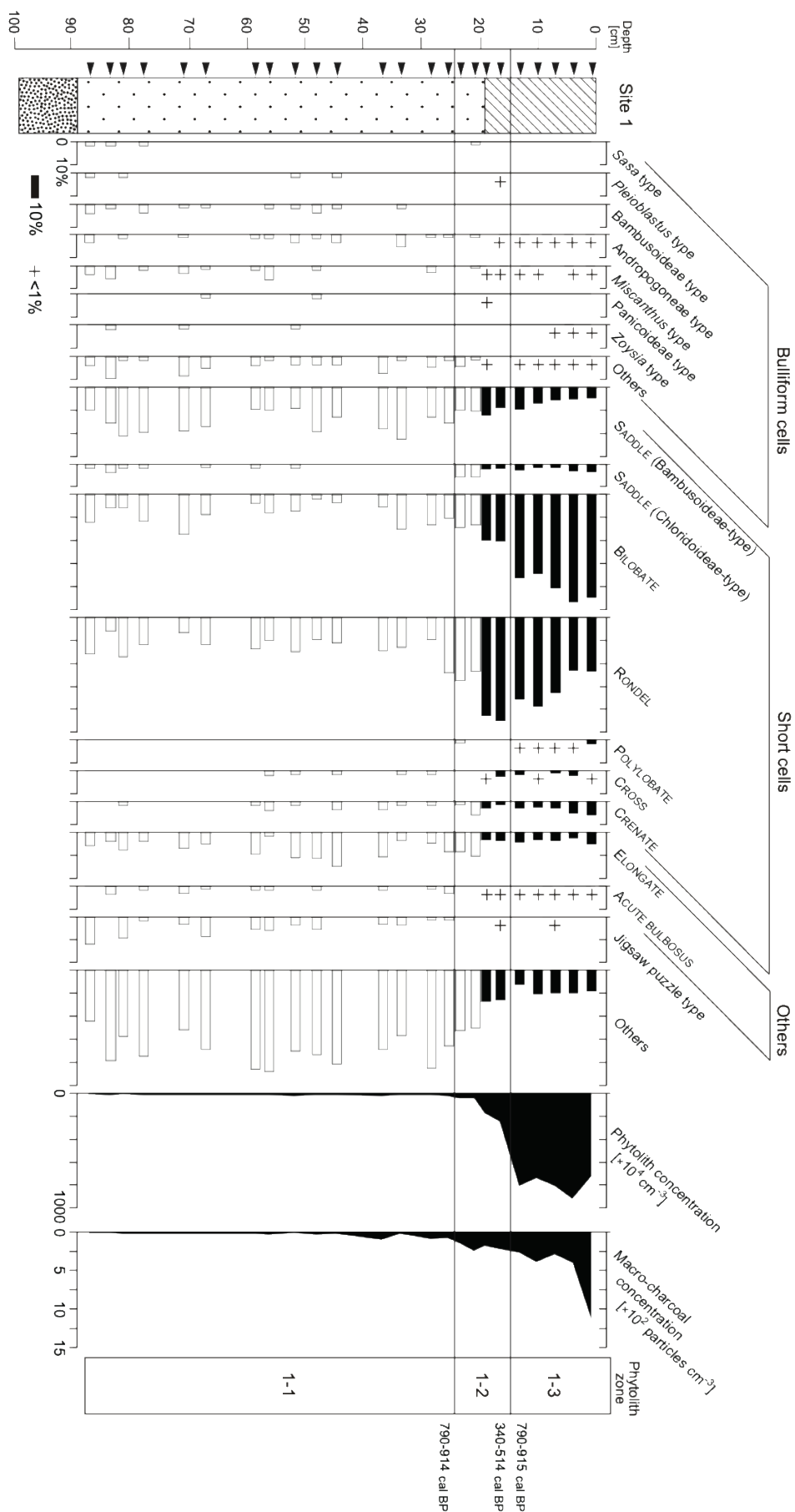


図 4 地点 1 の土壌における各植物珪酸体タイプの出現頻度と植物珪酸体含有量 (右から 2 番目グラフ) と微粒炭量 (右端グラフ) と得られた放射性炭素年代値 (右端の数値) (井原ほか, 2025).

植物珪酸体分類群の和名は, 本文の「分析方法」の章に記述

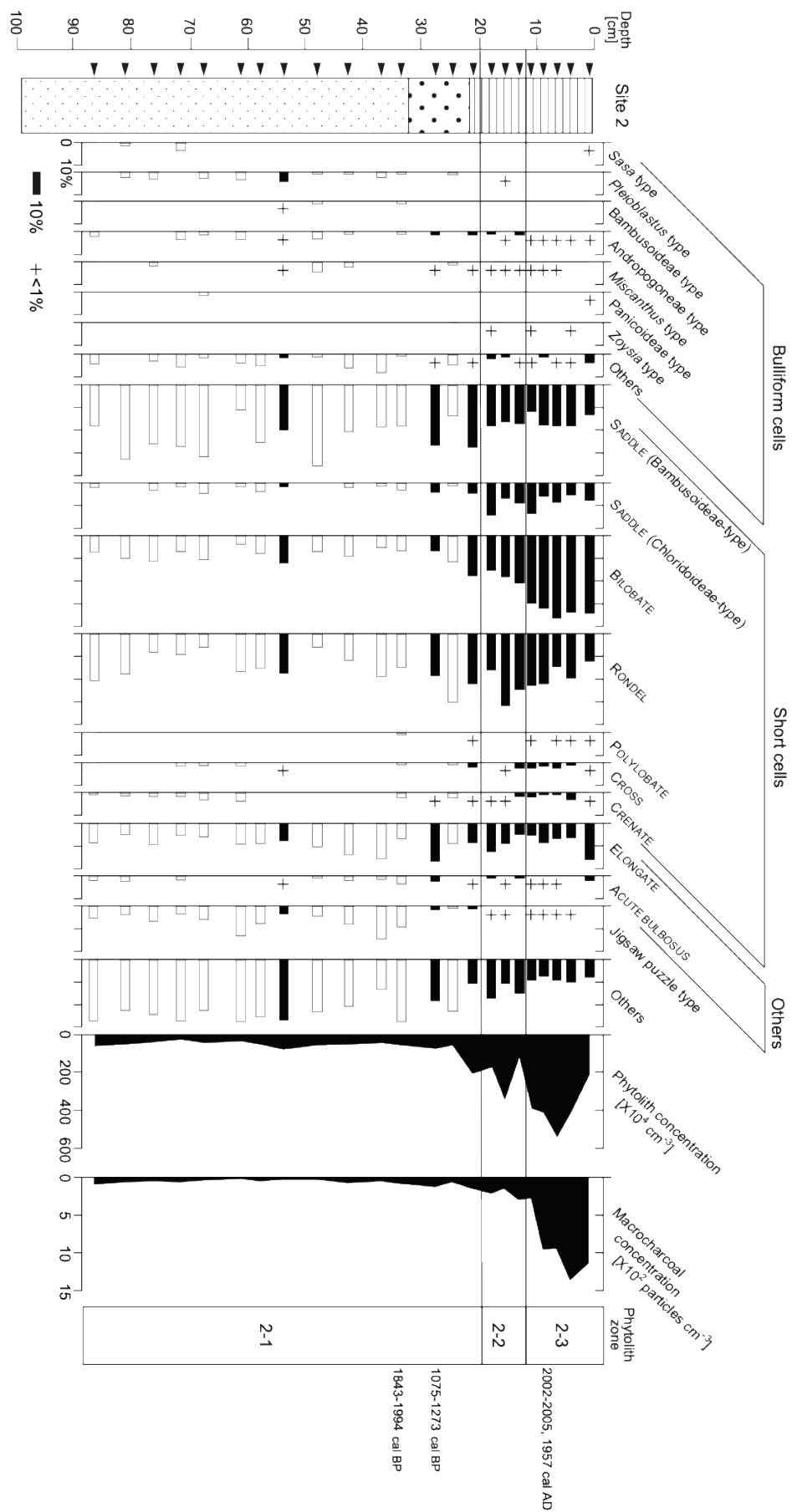


図 5 地点 2 の土壌における各植物珪酸体タイプの出現頻度と植物珪酸体含有量 (右から 2 番目グラフ)

と微粒炭量 (右端グラフ) と得られた放射性炭素年代値 (右端の数値) (井原ほか, 2025).

植物珪酸体分類群の和名は, 本文の「分析方法」の章に記述

4.2 微粒炭含有量分析

深度 20cm 以上の古い層，すなわち 2,000 年前から近現代までの期間に該当する部分では，微粒炭は極めて少なく，土壌 1cm³あたり数十個から数百個程度の範囲で推移していた（図 4，5）．この数値は散発的な火災や火入れがごく稀にあった可能性を示唆するものの，継続的な火入れは行われていなかったことを示唆する．

一方，深度 10cm 未満，特に 0～10cm にあたる表層部では，微粒炭濃度は急激に増加した．最大で 1,000 個/cm³を超える高濃度の微粒炭が確認され，下位の層準とは比較にならないレベルで火が入ったことが示された．放射性炭素年代測定から，この微粒炭の急増し始めの年代は，西暦 2000 年代初頭（AD 2002－2005）に相当することが明らかになり，2003 年からの火入れ開始時期と良い一致を示した．これは近年行われている火入れ管理が土壌中に微粒炭として明瞭に記録されていることを意味しており，過去の火入れがほとんど行われなかったのに対して，近年の約 20 年間のみ継続して火入れが行われていることを示唆する．

5. 考察

今回の調査で得られた植物珪酸体分析や微粒炭分析，さらに放射性炭素年代測定の結果を総合的に検討すると，生石高原におけるススキ草原の成立過程，維持機構，火入れ管理の履歴について，従来は史料的に不明だった詳細な歴史が明らかになった．以下では，2,000～900 年前，900～400 年前，400 年前以降，近年約 20 年間という大きく 4 つに区分して，それぞれの時代の環境や人間活動，火入れ履歴を考察するとともに，現在の火入

れ管理の意義についても多角的に検討する。

5.1 2,000～900 年前の植生環境

最下層に該当する 2,000～900 年前の土壌からは、ススキやメダケといったイネ科草本由来の珪酸体が検出されたが、同時に樹木由来のハメパズル型珪酸体も数多く含まれていた。これはこの時代の生石高原が、ススキやメダケが優占しつつも、樹木が点在して生育する疎林的環境にあったことを示唆している。さらに、微粒炭の含有量は極めて低く、散発的な自然火災を除けば、人為的火入れはほとんど行われていなかったと考えられる。この時期のススキやメダケは、人為的な影響は小さく、自然攪乱や地形・土壌特性によって生じた疎林環境であったと考えられる。

5.2 900～400 年前の草原形成期

900 年前頃からは、珪酸体分析の結果、樹木由来のハメパズル型の出現頻度が急減し、代わってイネ科草本に由来する短細胞珪酸体、特にダンベル型や円錐台形型が急増していた。この変化は、草原環境への移行を示し、疎林が衰退し、草本優占植生へ進行していたことが示唆される。この時期、紀伊半島各地では荘園制度が発展し、生石高原周辺の神野荘や真国荘でも本格的な農業経営が開始されていたことが史料からわかっている。堆肥や屋根材として草資源の需要が高まったことで、生石高原の草原は採草地として利用が活発化した可能性が高い。一方、微粒炭の量はこの時期も低い水準にとどまっており、定期的な火入れによる管理は行われていなかったと考えられる。

5.3 400 年前以降のススキ草原成立

400 年前以降の層では、植物珪酸体群集はススキ属由来のダンベル型が全体の大半を占め、現在のようなススキ主体の草原環境が安定して継続していたことが明らかになった。この時期は江戸時代初期に相当し、刈り取りによる継続的な攪乱がススキ優占環境を維持していたと考えられる。微粒炭量はこの時期も非常に少なく、火入れは草原の管理手段ではなかったことがわかる。

5.4 近年約 20 年間の火入れ

微粒炭含有量が表層部で急激に増加していた。この微粒炭増加の始点に相当する層の放射性炭素年代は西暦 2000 年代初頭を示し、現地で記録されている西暦 2003 年からの火入れと一致する。これは 2000 年代に入ってから生石高原で行われている火入れが、累積性土壌に微粒炭として記録されていることを示している。この結果は、生石高原の長い草原史において火入れは近年まで行われておらず、現在の火入れ管理は歴史的に見ても例外的な取り組みであることを意味している。過去は刈り取りによる管理だけでススキ草原が維持されてきたが、草の利用が途絶えた現代では、樹木侵入を抑えきれなくなったため、火入れが不可欠になったと考えられる。

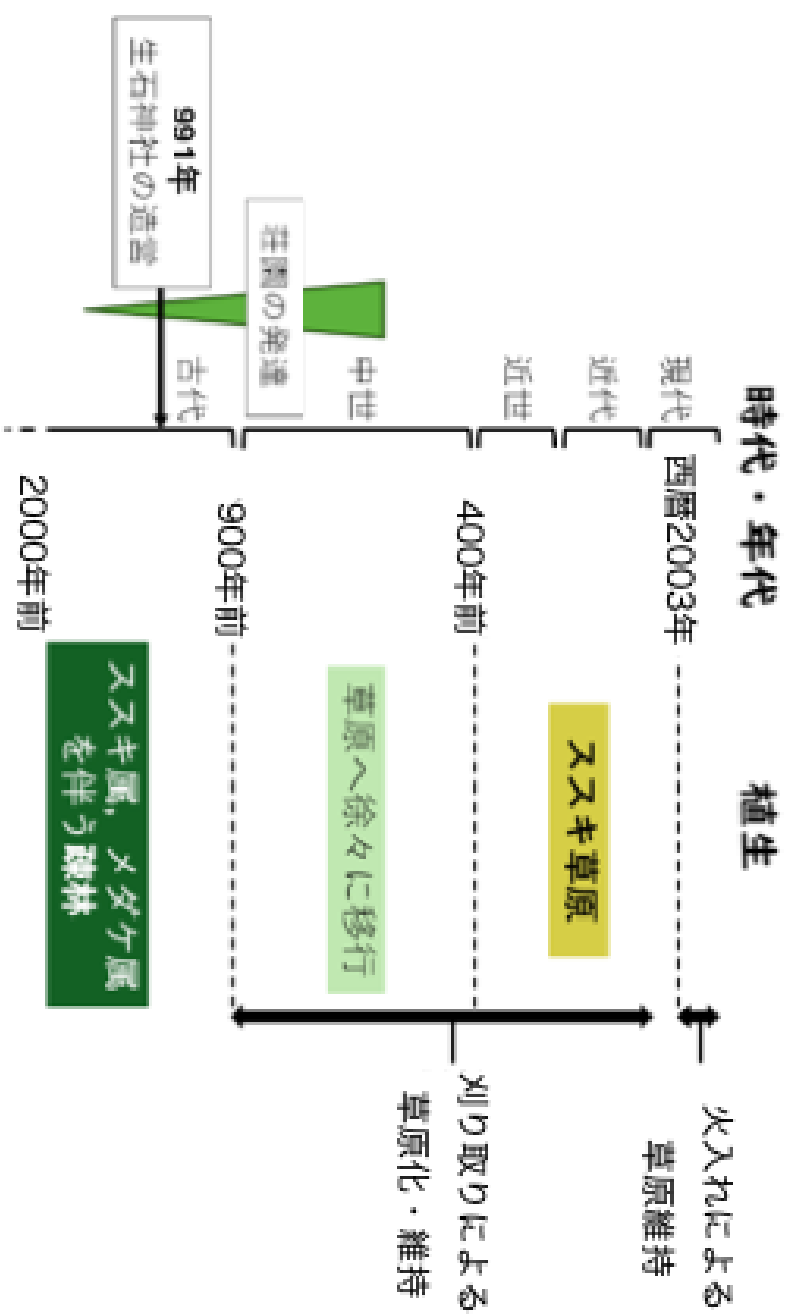


図6 本研究により明らかになった生石高原における植生変化と、草原維持の手段の歴史とその背景の概念図

6. まとめ

本研究では、和歌山県生石高原のススキ草原を対象として累積性土壌の詳細分析を行い、植物珪酸体や微粒炭の分布、さらに放射性炭素年代測定を組み合わせることで、過去約 2,000 年間にわたる草原植生の変遷と火の利用履歴を復元した。その結果、2,000 年前～900 年前頃まではススキやメダケを含むイネ科草本が樹木と混生する疎林的環境が続き、900～400 年前にかけては樹木が減退してイネ科草本が優占する草原環境へと移行していったことが明らかとなった。さらに 400 年前頃からはススキが卓越する現在と同様のススキ優占草原が確立し、長期間にわたり安定して維持されてきたことが確認できた。また、微粒炭の分析結果からは、過去においては火入れが行われておらず、継続的なススキ原への火入れは近年の約 20 年間に限定されるものであることが明らかとなった。火の利用を示す微粒炭の急増は、2003 年以降に再開された現代の火入れ管理と対応しており、長い歴史の中で火入れは必要とされておらず、現代になって初めて導入された管理手段である。この知見は、生石高原のススキ草原が刈り取りを主体に維持されてきた極めて特異な事例であることを示しており、日本全国に分布するススキ草原の中でも例外的な管理形態であったことがわかった。

文献

井原佑弥・林 尚輝・井上 淳：和歌山県生石高原における植生の歴史と火入れの履歴－累積土壌中の植物珪酸体分析と微粒炭分析を用いて－。植生史研究，33 巻，43–50。

絶滅のおそれのある四国のツキノワグマ个体群の 個体数推定とポテンシャルマップの作成

認定特定非営利活動法人 四国自然史科学研究センター

四国

はじめに

近年、本州ではツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の分布拡大や個体数の増加によって、ツキノワグマの人里への出没や人身被害件数が増加し、人との軋轢が大きな社会問題となっている。しかし、四国のツキノワグマは、国内で分布が縮小している唯一の個体群であり（環境省自然環境局生物多様性センター 2019）、2017 年時点の推定個体数も 16–24 頭（鵜野ら 2019）と非常に少なく、絶滅の危険性が高い状況にある（ツキノワグマ四国地域個体群の保全に係る広域協議会 2020）。

1970 年代には四国西部と東部の 2 地域でツキノワグマの分布が確認されていたが、現在は四国東部にある剣山地及びその周辺でのみ分布が確認されている（図 1）。四国の個体群の適切な保全のためには、科学的根拠に基づいた個体数のモニタリングと血縁関係を踏まえた繁殖状況の把握、生息地管理が不可欠である。しかし、保全を行ううえで最も基礎的な情報である生息数及び分布域についても 2017 年以降は把握されていない。そこで、四国の個体群の保全に必要な基礎資料を得ることを目的とし、2018 年以降の生息頭数と繁殖状況の把握、分布域の変化の把握と潜在的な生息可能域（ポテンシャルマップ）を推定した。

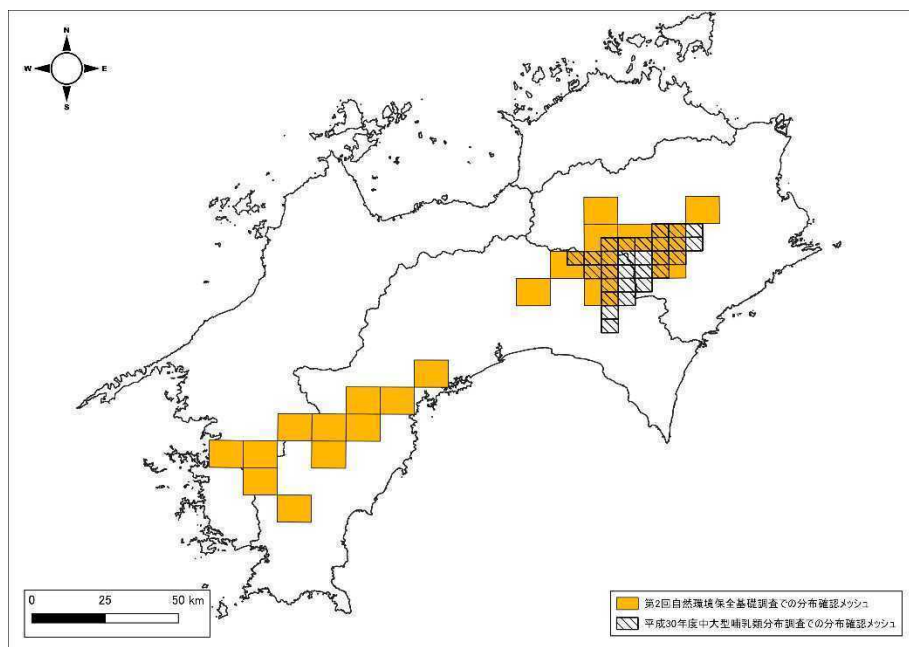


図 1. 四国におけるツキノワグマの分布．環境省生物多様性センター自然環境調査 Web-GIS (URL : <http://gis.biodic.go.jp/webgis/index.html> ; 2025 年 6 月 24 日確認) 上で公開されているデータを使用して作成．

方 法

個体識別、親子判定及び個体数推定

本研究では捕獲個体由来のサンプルと非侵襲的方法により採取されたサンプルを使用した。捕獲個体由来のサンプルは、2018 年以降に新たに捕獲された個体 9 頭（メス 6 頭、オス 3 頭）について、国立環境研究所が血液から抽出した DNA を使用した。2017 年以前のサンプルは鶴野ら（2019）で用いた DNA 抽出液の残りを使用した。非侵襲的方法により採取されたサンプルは、2011 年から 2024 年にかけて回収された体毛サンプル 16 点、2017 年から 2020 年にかけて採取された糞サンプル 17 点を使用した。DNA の抽出には体毛は DNeasy Blood & Tissue Kit（QIAGEN）、糞は QIAamp DNA Stool Mini Kit（QIAGEN）を用いた。

遺伝解析は、親子判定及び非侵襲的サンプルの個体識別のために、次の 4 種類の遺伝マーカーを用いて解析を行った。1) 核ゲノム上のマイクロサテライト DNA マーカー：15 遺伝子座（ABB4, ABB8, D103, G10J, G10P, G1D, MSUT1, MSUT2, UT35, UT38, UT4, UamD2, UarMU23, UarMU51, UarMU59）を使用し、個体識別、親子推定、血縁度推定を行った。解析手法は大西ら（2008）、鶴野ら（2019）に準じた。2) ミトコンドリア DNA：母系遺伝マーカーとして使用し、Ohnishi et al.（2009）の方法に従い D-koop 領域約 706bp の塩基配列を決定した。3) Y 染色体マイクロサテライト DNA マーカー：父系遺伝マーカーとして、新たに開発した 18 遺伝子座（兼子ら 未発表）を使用し、ハプロタイプを決定した。4) 性判別：アメログニン遺伝子領域の増幅により性判別を行った（Yamamoto et al. 2002）。遺伝解析時のタイピングエラーを防ぐために、複数回捕獲されている個体は、それぞれの捕獲時に採取した血液由来の DNA で遺伝子型が一致することを確認した。1 回しか捕獲されていない個体については、同一サンプルで 2 回以上 PCR を行い、遺伝子型が一致することを確認した。

非侵襲的方法により採取されたサンプルについて、CERVUS ver. 3.0.7 を用いて、13 遺伝子座以上を使用して個体識別を行った。1 遺伝子座でもミスマッチがあるペアは同一個体とみなさず除外した。親子推定は CERVUS ver. 3.0.7 を用いて、13 遺伝子座以上を使用し、confidence level は relax (80%以上) を適用して解析した。親子推定の補助情報として、個体の年齢推定を実施した。捕獲個体については、上または下の第一小臼歯を用い、歯根部分の切片をヘマトキシリン染色し、セメント質の年輪を数えることによって年齢を推定した（八谷・大泰司 1994）。小臼歯を用いて年齢推定ができていない個体については、捕獲時の体重及び臼歯の摩耗の程度から、およそ 6 歳未満または 4 歳未満とした。また、年齢推定の結果、年齢差が 2 歳未満の個体は親候補から除外した。

個体数推定は 1997 年以降を 7 年間で区切った I 期から IV 期までの 4 期間で行った。捕獲された個体数 (N_s)、捕獲個体の親子判定で繁殖が分かった未捕獲の個体数 (N_{in})、捕獲個体中に子が見つかった親個体の数 (B_s) の値を求め、Creel and Rosenblatt（2013）の式に当てはめ、個体数 (N) を推定した。

$$N = N_s + 2N_{in} - (N_{in} \times B_s) / (N_s + N_{in})$$

捕獲個体数 (N_s) には実際の捕獲した個体数に加え、期間中に実際に捕獲されなくても年齢推定及び親子推定により期間中に生存が確認された個体も含めた。

分布確認地域と重要保全地域（コアエリア）の可視化

2010–2024 年までの四国内のツキノワグマの生息情報を使用し、GIS（地理情報システム）を用いて、頻繁に利用するエリア（重要保全地域＝コアエリア）と一度でも利用したことのあるエリア（分布確認地域）の 2 種類に分けて可視化した。ツキノワグマの生息情報は、これまでに設置していた自動撮影カメラによって把握したツキノワグマの確認情報及び環境省等が実施しているツキノワグマのモニタリング調査によって得られた情報を使用した。また補足として、2018 年以降の生息情報が不足していた、生息域の南縁の地域で新たに自動撮影カメラを 3 台設置して調査を行い、得られた生息情報も追加した。

2 km メッシュごとに生息情報を集計し、3 年以上生息が確認されているメッシュを重要保全地域（コアエリア）とした。それ未満の 1 年もしくは 2 年しか生息が確認されていないメッシュを分布確認地域とした。2017 年以前と 2018 年以降に分けて、ツキノワグマの重要保全地域及び分布確認地域の変化を比較した。

ポテンシャルマップの作製

ツキノワグマが実際に利用（used）した環境と利用可能（available）な環境を比較し、各要因の影響と生息に適した環境を推定した。利用に関する情報は、ツキノワグマのオス 6 頭、メス 7 頭に GPS 首輪を装着し、2012 年から 2024 年の期間の位置情報を用いた。解析には GPS 測位の状態が 3D かつ DOP が 10 以下の測位点を利用し、捕獲後の 1 週間と冬眠期間中の測位情報は解析から除外した。冬眠開始は、1 週間以上連続して測位情報が途絶えた日または、測位位置が固定された最初の日とし、冬眠終了は冬眠後、1 週間以上連続して測位情報の移動が確認できた最初の日とした。さらに、位置情報の測位間隔が 1 時間となる位置情報のみ抽出して解析に使用し（ $n = 66,260$ ）、除外した位置情報は推定したポテンシャルマップの精度評価に使用した（ $n = 8,197$ ）。

利用可能性に関する情報については、収集した位置情報から最外郭法（Minimum Convex Polygon）により行動圏を定義し、ツキノワグマが利用した資源と比較するため、個々の行動圏から利用点と同数のランダムな地点を抽出したものを利用可能な環境の情報とした。

利用に影響する変数として、第 6・7 回自然環境保全基礎調査現存植生図の凡例を再分類した植生被覆タイプ（表 1）、道路からの最短距離、市街地・耕作地からの最短距離、10 m 解像度のデジタル標高モデル（DEM）から生成した標高、地形湿潤指数（TWI）、植生被覆から作成した植生多様度、半径 500 m 以内の森林面積、半径 500 m 以内の人工林面積、半径 500 m 以内の落葉広葉樹林面積を用いた。各変数については、共線性の確認を行い、半径 500 m 以内の森林面積、人工林面積、落葉広葉樹林面積は相関係数が $r > 0.85$ であったため、半径 500 m 以内の人工林面積と落葉広葉樹林面積の 2 変数を解析から除外した（表 2）。

ツキノワグマが利用した環境に対する環境要因の応答について、個体差を考慮した一般化線形混合モデル（GLMM）によるロジスティック回帰を行い、AIC（Akaike information criterion）を用いてモデル選択を行った。推定された回帰係数を基に次式によりユニット毎（1 ユニット 10m 四方）の相対利用確率（RSF 値）を算出して地図化を行った。

$$\text{RSF} = \frac{\exp(\beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \cdots \beta_k x_k)}{1 + \exp(\beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \cdots \beta_k x_k)}$$

ここで、 β_i ：回帰係数、 χ_i ：変数を示す。

地図化は、ツキノワグマの分布が確認された 5 km メッシュを基準に外接する長方形を対象とした。算出した RSF 値を 10 クラスに再分類（等量分類）し、ポテンシャルマップを推定した。推定したポテンシャルマップの精度を評価するため、モデルに使用しなかった精度評価用のデータを用いた、面積当たりの頻度法（Johnson et al. 2006）によって予測精度を評価した。

推定したポテンシャルマップの RSF 値が 0.8 以上となったエリアを好適生息地とし、重要保全地域に隣接する好適生息地を積極的保全地域と分類した。さらに、植林地を落葉広葉樹林に転換した場合に好適生息地に置き換わる場所（転換後好適地）を推定した。以上の解析には、ArcGIS 10.0、QGIS3.34.5、R 4.0.0 及び STATA14 を用いた。

表 1. 再分類した植生区分

植生カテゴリー	植生図大区分
植林	植林地
落葉広葉樹林	亜高山帯広葉樹林 落葉広葉樹林（太平洋型） 溪畔林 河辺林 落葉広葉樹林二次林（V） 落葉広葉樹林 落葉広葉樹二次林（VII）
常緑広葉樹林	常緑広葉樹林 常緑広葉二次林
針葉樹林	亜高山帯針葉樹林 冷温帯針葉樹林 常緑針葉樹二次林（V） 暖温帯針葉樹林 常緑針葉樹二次林（VII）
低木群落	落葉広葉低木群落 伐採跡地群落（V） 自然低木群落 伐採跡地群落（VII）
草原群落	高茎草原及び風衝草原 自然草原 二次草原（V） 二次草原（VII）
市街地・耕作地等	竹林 耕作地 市街地等（自然裸地・造成地・開放水域除く）
その他	市街地等（自然裸地・造成地・開放水域）

表 2. 解析に使用した環境要因

変数	データ範囲	説明
植生被覆 (vg)		
植林	0 or 1	
落葉広葉樹林	0 or 1	
常緑広葉樹林	0 or 1	
針葉樹林	0 or 1	
低木群落	0 or 1	第6・7回自然環境保全基礎調査植生図から作成
草原群落	0 or 1	
市街地・耕作地等	0 or 1	
その他	0 or 1	
標高 (ele)		
900–1,100	0 or 1	
0–700	0 or 1	
700–900	0 or 1	基盤地図情報10mDEMから作成
1,100–1,300	0 or 1	
1,300–1,500	0 or 1	
1,500–2,000	0 or 1	
地形湿潤指数 (twi)	0.99–20.62	Topographic Wetness Index、基盤地図情報10mDEMから作成
植生多様度 (var)	1–7	植生被覆データから作成（半径300m内の植生区分数）
道路からの距離 (road)	0–2,600	数値地図情報から作成
市街地・耕作地からの距離 (town)	0–4,369	植生被覆データから作成
半径500m以内の森林面積 (f_50)	133–7,845	植生被覆データから作成（半径500m内の落葉広葉樹林・常緑広葉樹林・針葉樹林のセル数）

結 果

遺伝解析及び個体識別

解析に用いた全捕獲個体でマイクロサテライト DNA15 遺伝子座中、14 遺伝子座以上の対立遺伝子を決定した。ミトコンドリア DNA は既知の 3 ハプロタイプが確認されたものの、Y 染色体マイクロサテライト DNA では 1 ハプロタイプのみが確認された。

非侵襲的サンプル 33 点のうち、マイクロサテライト DNA マーカー13 遺伝子座以上の解析に成功したのは 4 点だった。そのうちの 3 点は既知個体 M170801 (カンジ) に一致した。TS081_hair は性判別からオスと判定されたものの、遺伝子型が一致する個体が確認されなかったため新規個体だと推定された（表 3）。

親子推定

体毛による新規個体を加えた 23 頭のうち、14 頭で親を推定できた（表 3、図 2）。両親を推定できたのは F200901 (カエデ) のみで、母親のみ推定できた個体は 9 頭、父親のみ推定できた個体は 4 頭だった。F120902 (ミズキ) は 2009 年に 1 頭、2015 年に 2 頭の出産が推定され、F0509 (ショウコ) は 2 頭の出産、M0509 (ゴンタ) は 2 頭の父親となってい

た。また、F0509（ショウコ）は 2023 年の捕獲時点で 23 歳、M0509（ゴンタ）は 26 歳となっていた。

表 3. 全識別個体を用いた親子推定の結果

ID	愛称	雌雄	推定誕生年	推定母	推定父
M0807	テング	オス	1993	-	-
M0509	ゴンタ	オス	1997	-	-
M0507	カンバ	オス	1997	-	-
F120902	ミズキ	メス	1998	-	-
F0509	ショウコ	メス	2000	-	-
F120901	クルミ	メス	2004	F0509(ショウコ)	-
M0608	リュウ	オス	2004	-	M0807(テング)
F0908	コナラ	メス	2007	-	-
F1008	ミヤマ	メス	2009	F120902(ミズキ)	-
M1409	ショウジ	オス	2013	-	-
M1508	ショウヘイ	オス	2013	F0509(ショウコ)	-
M170802	ヘイジ	オス	2014	F0908(コナラ)	-
F1909	カスミ	メス	2015	F120902(ミズキ)	-
M170801	カンジ	オス	2015	F120901(クルミ)	-
M1809	ヒサオ	オス	2015	F120902(ミズキ)	-
F180901	サクラ	メス	2016	-	M0509(ゴンタ)
M220901	テンジ	オス	2018	-	-
F200901	カエデ	メス	2019	F180901(サクラ)	M0509(ゴンタ)
M240801	サゲオ	オス	2018以降	F1008(ミヤマ)	-
F240501	ウメ	メス	2020以降	-	-
F240801	アケビ	メス	2020以降	-	M220901(テンジ)
F240901	ツバキ	メス	2020以降	-	M240801(サゲオ)
TS081_hair	未捕獲オス	オス	不明	F1008(ミヤマ)	-

※誕生年は上または下の第一小臼歯を用いた齢査定から推定した。同推定ができていない個体については、捕獲時の体重及び臼歯の摩耗の程度から 6 歳未満または 4 歳未満と推定した。

個体数推定

捕獲個体数（Ns）、未捕獲親個体数（Nin）、捕獲個体中に子が確認された親個体数（Bs）を用いて Creel and Rosenblatt（2013）の方法で推定した（表 4）。1997 年から 7 年ごとに区切って推定したところ、推定個体数は増加傾向にあった。直近の IV 期（2018–2024 年）では 19.3 頭と推定された。鵜野ら（2019）が個体数推定に用いた 2005–2017 年では 19.4 頭と推定されたが、捕獲個体数（Ns）で生存期間を考慮せずに真に捕獲された個体のみを用いた場合は、Ns = 13、Bs = 4 となり、推定個体数は 16.5 だった。全期間（1997–2024 年）の推定個体数は 29.9 だった。

個体ID	個体愛称	I 期					II 期					III 期					IV 期																	
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	
F120902	ミズキ						B																											
F0509	ショウコ																																	
F120901	クルミ							B				クルミ B	C																					
F0908	コナラ																																	
F1008	ミヤマ																																	
F1909	カスミ																																	
F180901	サクラ																																	
F200901	カエデ																																	
F240501	ウメ																																	
F240801	アケビ																																	
F240901	ツバキ																																	
M0807	デンク	B																																
M0509	ゴタ					B																												
M0507	カンバ					B																												
M0608	リュウ																																	
M1508	ショウハイ																																	
M1409	ショウジ																																	
M170802	ヘイジ																																	
M170801	カンジ																																	
M1809	ヒサオ																																	
M220901	デンジ																																	
M240801	サザオ																																	
Kukuri	ククリ																																	
TS081 hair	未捕獲オス																																	

図 2. 全識別個体の捕獲履歴，親子推定，および生存確認期間．生存期間は網掛けで示し，ピンクはメス，水色はオスを意味する．
 B は誕生，C は捕獲，D は死亡，H は体毛採取を意味する．b は体重および臼歯の摩耗から年齢推定をした個体が生まれた可能性が
 ある年を意味する．生存確認期間中の愛称は推定仔であり，メスでは推定仔が生まれた年，オスではその前年（＝交尾をした年）
 に記入した．そこから派生する矢印は推定仔を指している．推定仔の出生年が不正確（b）の場合，その矢印の末端は出生年を意
 味しない．F120902（ミズキ）は 2013 年以降捕獲されていないが，2016 年に 2 頭出産していることが推定され，その 2 頭とも 6
 以上生存が確認されていることから，少なくとも出産翌年（ ）までは生存していたと考えられる．ukuri ククリ）は錯

表 4. 個体数推定のためのパラメータと推定結果

	I期 1997–2003年	II期 2004–2010年	III期 2011–2017年	IV期 2018–2024年	全期間	2005–2017
Ns	5	9	13	16	24	16
Nin	2	2	2	2	4	2
Bs	0	2	6	6	15	5
推定個体数	9.0	12.6	16.2	19.3	29.9	19.4

Ns：捕獲個体数，Nin：捕獲個体の親子判定で繁殖が分かった未捕獲の個体数，Bs：捕獲個体中に子が見つかった親個体の数。

分布確認地域と重要保全地域（コアエリア）の可視化

クマの生息が確認されたメッシュを 2017 年以前、2018 年以降に分けて図 3 に示した。2018 年以降、分布確認地域と重要保全地域（コアエリア）ともに剣山系の北側及び東側へ拡大した。メッシュ数にすると 2017 年以前は分布確認地域が 38 メッシュ、重要保全地域が 47 メッシュだったのが、2018 年以降はそれぞれ 70 メッシュと 60 メッシュに増加した。2017 年以前は高知県香美市と徳島県那賀町を中心に生息が確認されており、それ以外の市町村での生息情報はほぼ無かった。それに対し、2018 年以降はこれまでの分布確認地域の北側に位置する三好市やつるぎ町、東側の神山町や上勝町でも生息が確認されるようになり、分布確認地域のメッシュ数が大きく増加した。

重要保全地域（コアエリア）については、2017 年以前と 2018 年以降で大きく場所が変わらず、高知県と徳島県の県境周辺が中心となっていた。2018 年以降はそれに加えて、県境から東側へと拡大し、その他にも、つるぎ町や上勝町などコアエリアの中心から少し離れた場所で複数年生息が確認されたメッシュが見られた。

ポテンシャルマップの作製

一般化線形混合モデル（GLMM）によるロジスティック回帰分析の結果、全変数を用いたモデルが最適モデルとなった（表 5）。選択されたモデルによって算出された回帰係数及びオッズ比を表 6 に示す。

植生被覆は、落葉広葉樹林、常緑広葉樹林、針葉樹林、低木林を選択的に利用していた。オッズ比から、植林と比べて落葉広葉樹林は 1.7 倍、常緑広葉樹林は 1.5 倍、針葉樹林は 1.9 倍高い確率で選択されていた。標高は、900 m から 1,300 m の地域を選択する確率が高く、その区間から離れるほどオッズ比が低くなった。TWI は値が低い際に選択する確率が高く、急斜面地や斜面上部、尾根などの地形を選択する確率が高い傾向が見られた。植生多様度は値が 2 の際に最も高く、3 以降は（半径 300 m 内に植生タイプが多くなるほど）選択確率が低くなった。人為的な環境への反応では、道路からの距離が 1,000 m から 1,500 m 程度の地域を利用する確率が最も高く、1,000 m 未満や 1,500 m 以上は選択する確率が低くなった。市街地・耕作地からの距離については、距離が離れるほど選択確率が高まった。半径 500 m 内の森林面積では、値が高いほど選択性が高まる結果となった。算出した RSF 値を 10 のクラスに再分類（等量分類）し、分布域周辺のポテンシャルマップを作成した（図 4）。さらにモデルに使用しなかった独立した測位情報（n = 8,197）を使

用して、ポテンシャルマップの精度を評価したところ、調整済み R^2 が 0.5 以上と高い値を示した（線形回帰分析： $\beta = 0.30$, 調整済み $R^2 = 0.648$, $P < 0.01$ ；適合度検定 $\chi^2 = 40637$, $df = 9$, $P < 0.001$ ）。

RSF 値が 0.8 以上となったエリアを好適生息地とし、分布確認地域に隣接する好適生息地を積極的保全地域と分類した結果、分布確認地域の外側にもポテンシャルが高い地域が大きなパッチとして残されていた。さらに、スギやヒノキの人工林となっている植生被覆を落葉広葉樹林に転換した場合に好適生息地となる場所を推定した結果、現在ある好適生息地の辺縁にそうした地域が多く確認され、分布確認地域に存在する好適生息地と積極的保全地域間の分断を繋ぐ箇所も確認された（図 5）。

表 5. モデル選択の結果（上位 5 モデル）

Model	LL	AIC	Δi
road+road ² +ele+vg+town+town ² +twi+twi ² +var+var ² +f_50	-81510	163066	0
road+road ² +ele+vg+town+town ² +twi+twi ² +var+var ²	-81532	163108	42
road+road ² +ele+vg+town+town ² +twi+twi ² +f_50	-81544	163130	65
road+road ² +ele+vg+town+town ² +twi+twi ²	-81566	163133	68
road+road ² +ele+vg+town+town ² +var+var ²	-81895	163172	106

LL：対数尤度， Δi ：AIC の差分。

表 6. 最適モデルの解析結果

変数	回帰係数	標準誤差	P	オッズ比	95%信頼区間	
					下限	上限
植生被覆						
落葉広葉樹林	0.512	0.017	<0.001	1.668	1.615	1.724
常緑広葉樹林	0.393	0.090	<0.001	1.481	1.242	1.767
針葉樹林	0.651	0.024	<0.001	1.917	1.828	2.011
低木群落	0.180	0.057	0.002	1.197	1.071	1.338
草原群落	-0.323	0.102	0.002	0.724	0.593	0.884
市街地・耕作地他	-2.095	0.584	<0.001	0.123	0.039	0.387
その他	-0.268	0.115	0.019	0.765	0.611	0.958
標高						
0- 700	-0.978	0.037	<0.001	0.376	0.350	0.405
700- 900	-0.365	0.021	<0.001	0.694	0.666	0.723
1,100-1,300	-0.052	0.017	0.002	0.949	0.919	0.981
1,300-1,500	-0.226	0.020	<0.001	0.798	0.767	0.830
1,500-2,000	-1.740	0.034	<0.001	0.176	0.164	0.187
TWI	-0.178	0.014	<0.001	0.837	0.815	0.860
TWI^2	0.006	0.001	<0.001	1.006	1.004	1.009
植生多様度	0.161	0.036	<0.001	1.174	1.094	1.261
植生多様度^2	-0.035	0.006	<0.001	0.966	0.955	0.977
道路からの距離	0.003	4.58.E-05	<0.001	1.003	1.003	1.003
道路からの距離^2	-1.09E-06	2.54.E-08	<0.001	1.000	1.000	1.000
市街地・耕作地からの距離	4.79.E-04	3.58.E-05	<0.001	1.001	1.000	1.001
市街地・耕作地からの距離^2	-6.54.E-08	1.06.E-08	<0.001	1.000	1.000	1.000
半径500m以内の森林面積	2.89.E-05	4.33.E-06	<0.001	1.000	1.000	1.000
切片	-3.410	0.425				
Observation						
	132520					
Log Likelihood						
	-81509.8					
Wald χ^2						
	16416.1					
Prob > χ^2						
	<0.001					
df						
	23					
AIC						
	163065.7					

※植生被覆は「植林」，標高は「900-1,100」のカテゴリーがリファレンスとなる。

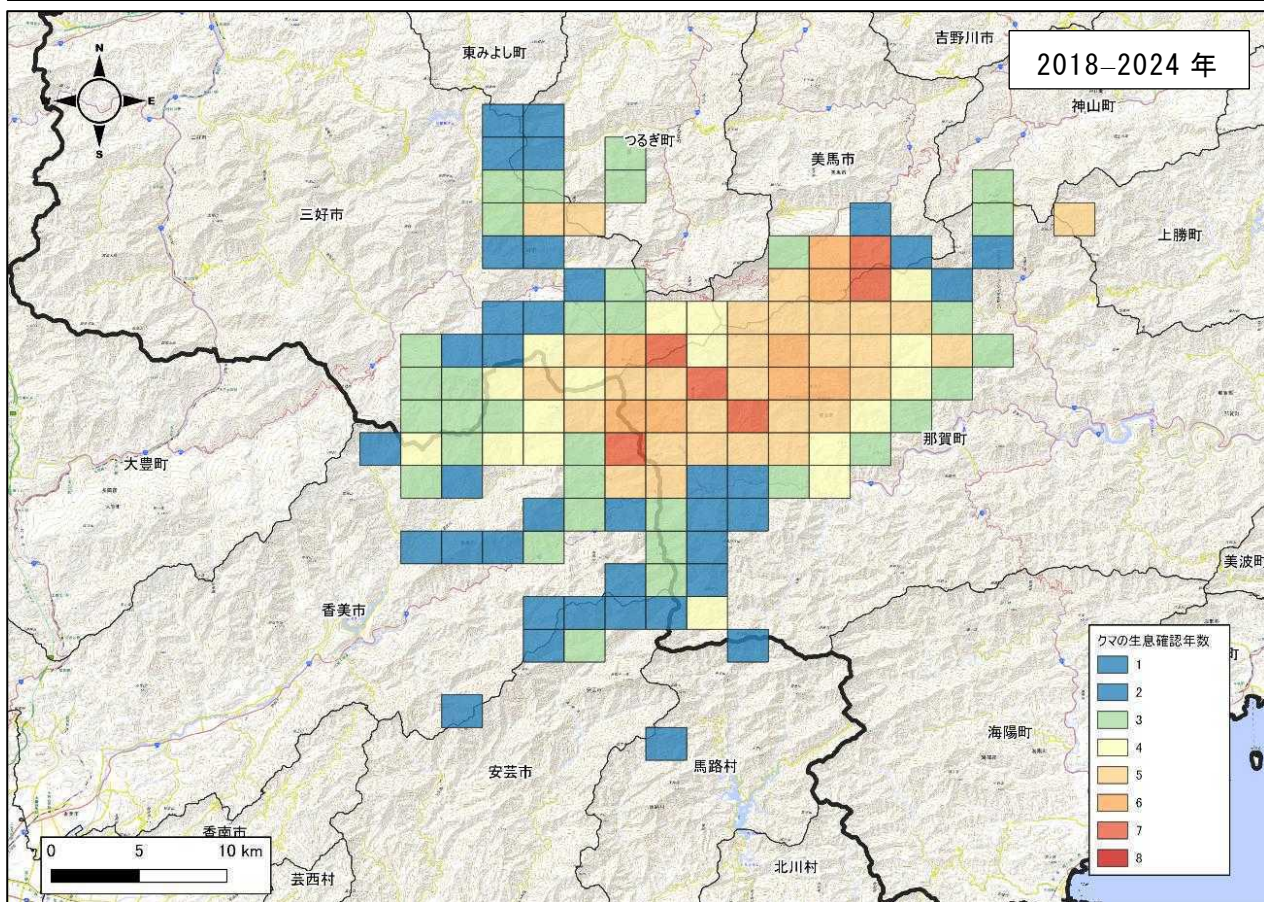
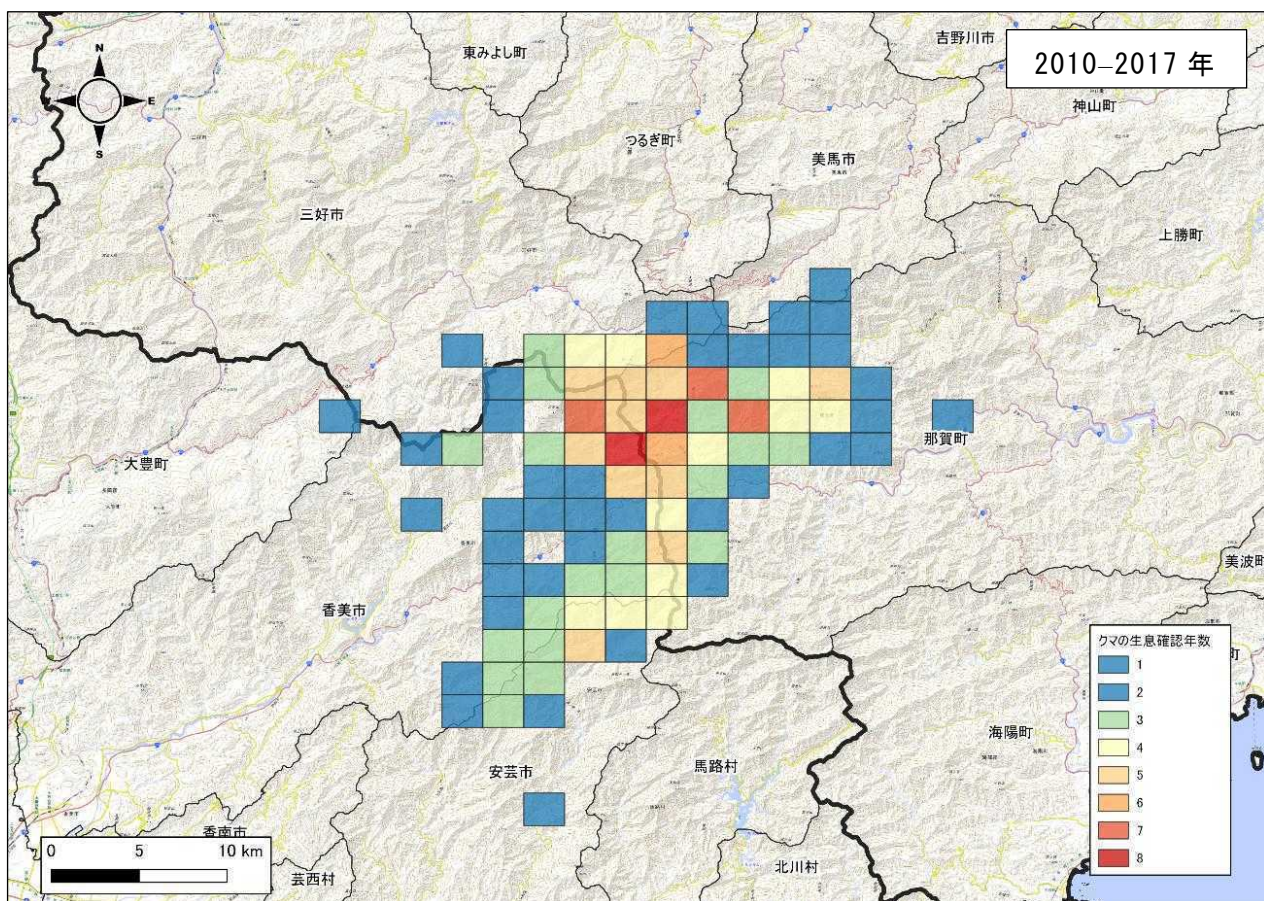


図 3. 分布確認地域と重要保全地域（コアエリア）。生息確認年数が 3 年以上のメッシュを重要保全地域，1・2 年のメッシュを分布確認地域と区分した。

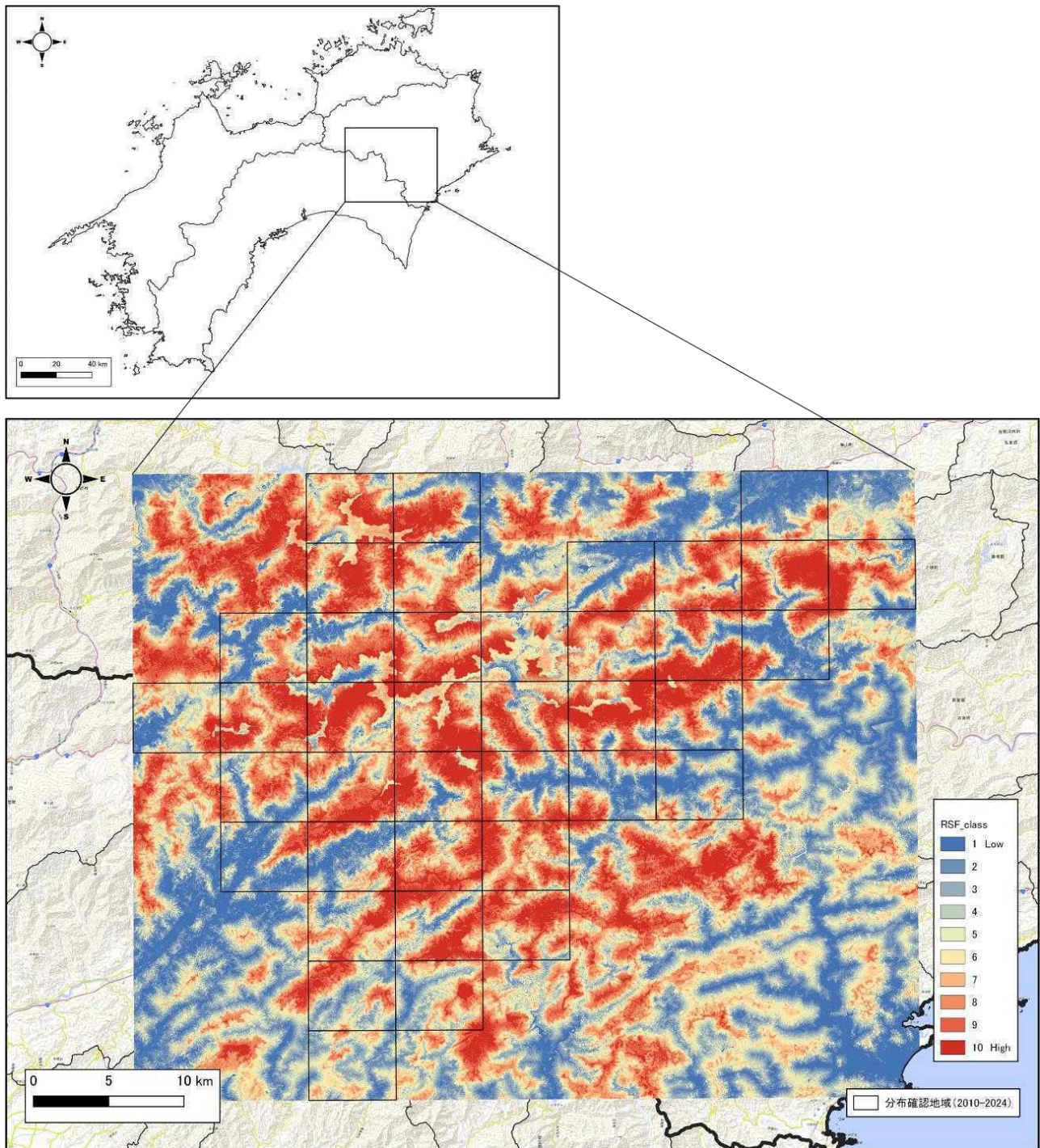


図 4. 分布確認地域周辺のポテンシャルマップ.

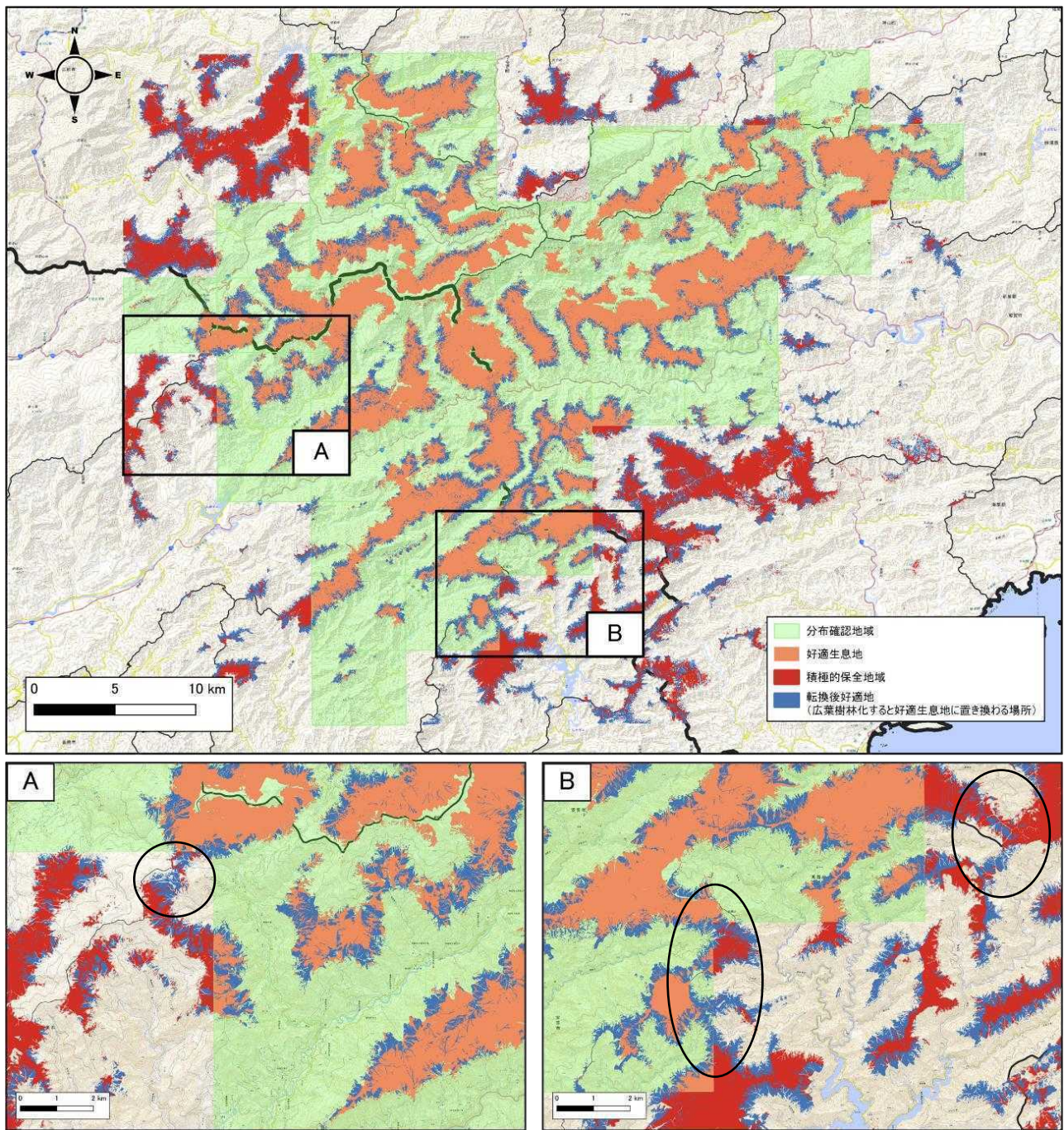


図 5. 積極的保全地域と転換後好適地. 下図 A, B 内の丸印は好適生息地と積極的保全地域のコリドーとなりうる場所を示す.

個体数の推移と遺伝的多様性

推定個体数の推移は、1997 年以降概ね 10 頭前後の極小個体群が維持されてきたことを示しているが、近年の推定個体数は若干の増加傾向も見られた。これは、近年の捕獲努力やモニタリング強化の効果であり、調査網の充実によって従来把握できなかった個体が検出された結果とも考えられる。捕獲個体数が充実している III 期と IV 期では、16.3 頭から 19.3 頭に増加していた。IV 期では少なくとも 4 個体の出生が確認されており、死亡した個体の存在を考慮すると概ね妥当なところと考えられる。この結果から、7 年間の増加率は 1.20、1 年間の増加率は 1.02 と推定された。鵜野ら（2019）では 2005–2017 年の個体数を 16.1 と推定している。今回、同じ期間で推定を行ったところ、19.4 だった。しかし、本解析では未捕獲でも解析期間中に生存が確認されている場合は捕獲個体（Ns）に含んでいたため、鵜野ら（2019）と同様に真に捕獲された個体のみを用いた場合、推定個体数は 16.5 となり、概ね同等の推定精度であることが確認された。個体数推定の計算に用いる未捕獲の親個体数（Nin）は、母親・父親ともに 1 ずつとしている。しかし、親が推定できなかった個体の全てが同一の親に由来しているとは考えづらく、この Nin の値は実際には過小評価であると考えられる。鵜野ら（2019）においても $Nin = 2$ としたときの個体数推定値は 16.1 だが、 $Nin = 7$ とした場合は 23.8 となっている。このことから、本課題で推定された個体数も実際には数頭分過小評価となっている可能性が高い。

本課題では新たに開発された Y 染色体マイクロサテライト DNA マーカー 18 遺伝子座（兼子ら 未発表）を用いて解析を行った。その結果、解析に用いた 13 のオス個体中、ハプロタイプは 1 タイプしか確認されなかった。予備解析では、岩手県で 5 ハプロタイプ（ $N = 5$ ）、石川県で 4 ハプロタイプ（ $N = 4$ ）、広島県で 3 ハプロタイプ（ $N = 5$ ）が確認出来ていることから、本州の個体群に比べ四国個体群の多様性が低いことが確認された。また、母系遺伝するミトコンドリア D-loop 領域では 3 ハプロタイプが確認されており、父系遺伝マーカーである Y 染色体マイクロサテライトマーカーの方が多様性が失われていることも確認された。これは、一夫多妻または乱婚という繁殖形態に起因すると考えられる。一般的に一夫多妻または乱婚の場合、オスの繁殖成功度はメスに比べ個体差が大きいため、有効集団サイズが小さくなり、遺伝的多様性が失われやすい。その結果、父系の多様性が失われたのだと考えられる。

本課題において既知個体の捕獲履歴を整理したところ、メスでは 23 歳、オスでは 26 歳の高齢個体が 2023 年に捕獲されていることが確認できた（図 2）。ツキノワグマの寿命は正確には研究されていないが、飼育個体でも 20 歳を超えることは珍しく、野生下においては極めて稀であると考えられる。

今回、Y 染色体マーカー解析において四国個体群の多様性の劣化が再確認された。また次世代シーケンサーを用いた全ゲノムシーケンス解析においても多様性の損失は示唆されている（遠藤・大西 2025）。一方、遺伝解析技術は進歩しており全ゲノムシーケンス解析に加え、血液から抽出した DNA を用いた年齢推定手法が今年発表された（Shimozuru et al. 2025）。このような精度の高い最新の技術は同個体群の保全に有効なツールになり得ると考えられる。

分布確認地域と最重要保全地域（コアエリア）の変化

ツキノワグマの分布確認地域と重要保全地域のいずれにおいてもメッシュ数は増加した。これはツキノワグマの分布域やコアエリアの中心が移動したわけではなく、これまで分布が確認されていた地域を中心に、その周辺へと拡大したようだった。ただし、過去の調査地点や調査努力量は一定ではないため、実際にツキノワグマの分布域が拡大したのか、あるいは人為的要因による変化であるのかは明らかでない。したがって、分布の動向を把握するためには継続的かつ標準化された方法での調査の実施が必要である。

ポテンシャルマップと積極的保全地域

ツキノワグマの利用に影響を与える変数のうち、標高と道路からの距離について、低標高域（900 m 未満）及び道路からの距離が 1,000 m 未満の地域は、市街地等の人間の生活エリアに近くなるため選択確率が低くなったと考えられる。高標高域（1,500 m 以上）及び道路からの距離が 1,500 m 以上の地域の選択確率が低くなった要因としては、道路から最も遠い地域は四国山地の稜線部の高標高域となり、そうした場所は、植生被覆がウラジロモミ群落やササ草原であることが多く、登山道も整備されており登山者の利用もある。ツキノワグマにとって食物資源量が低く、身を隠すカバーも少ないため、そうした環境の選択確率が低くなったのではないかと考えられた。

ポテンシャルマップについては、一定の精度で生息地の予測ができたと考えられる。低標高域や道路付近はポテンシャルが低く、900–1,500 m の標高帯にある落葉広葉樹林や針葉樹林のポテンシャルが高かった。林野庁が公表している都道府県別森林率・人工林率（URL：<https://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/r4/attach/pdf/1-1.pdf>；2025 年 6 月 24 日確認）から四国地方の人工林率を計算すると人工林率は 60%となり全国で最も高い値である。植生に対する選択性は自然林（落葉広葉樹林、常緑広葉樹林及び針葉樹林）に対して、人工林が低いことが確認されたため、スギ・ヒノキ人工林の管理は四国のツキノワグマの生息地管理を考えるうえで重要な問題となる。積極的保全地域（分布確認地域に隣接する好適生息地）のいくつかの場所は、人工林から落葉広葉樹林に転換後、好適生息地と変わることが予測される地域（転換後好適地）を介して分布確認地域内の好適生息地と連続していた（図 5 -A、図 5 -B）。このような分布確認地域の外側にある好適生息地とのコリドーとなりうる場所（図 5 -A 及び図 5 -B 内の丸印部分）で優先して生息環境の復元・回復を図り、効率的な保全施策を実施することが望まれる。

謝 辞

本研究で使用したサンプル及びツキノワグマの位置情報の一部は、環境省中国四国地方環境事務所から提供を受けた。ここに記して感謝申し上げる。

引用文献

- Creel, S. and Rosenblatt, E. 2013. Using pedigree reconstruction to estimate population size: Genotypes are more than individually unique marks. *Ecology and Evolution* 3: 1294-1304
- 遠藤 優・大西尚樹. 2025. 全ゲノムデータに基づく日本のツキノワグマ個体群の遺伝的多様性の評価. 日本生態学会大会講演要旨 72: E02-18.
- 八谷 昇・大泰司紀之. 1994. 骨格標本作製法. 北海道大学図書刊行会, 北海道, 146pp.
- Johnson, C. J., Nielsen, S. E., Merrill, E. H., Trent, L., and Boyce, M. S. 2006. Resource selection functions based on use-availability data: Theoretical motivation and evaluation methods. *The Journal of Wildlife Management*, 70(2), 347-357.
- 環境省自然環境局生物多様性センター. 2019. 平成 30 年度中大型哺乳類分布調査 調査報告書 クマ類 (ヒグマ・ツキノワグマ)・カモシカ. https://www.biodic.go.jp/youchui/reports/h30_chuogata_houkoku.pdf. (2025 年 6 月 24 日確認)
- 大西尚樹・金澤文吾・長久保義紀. 2008. 四国におけるツキノワグマの個体情報の収集－体毛をもちいた遺伝学的手法による個体識別－. 保全生態学研究 13: 129-135.
- Ohnishi, N., Uno, R., Ishibashi, Y., Tamate, H. B. and Oi, T. 2009. The influence of climatic oscillations during the Quaternary Era of the genetic structure of Asian black bears in Japan. *Heredity* 102: 579-589.
- Shimozuru, M., Nakamura, S., Yamazaki, J., Yanagawa, Y., Tamatani, H., Kuroe, M., Yamazaki, K., Koike, S., Goto, Y., Naganuma, T., Tochigi, K., Inagaki, A., Takekoshi, N., Baek, S., Sato, N., Honda, Y., Tsubota, T. and Ito, H. 2025. Epigenetic clock in bears: A simple cost-effective blood DNA methylation-based age estimation method applicable to multiple bear species. *Ecology and Evolution* 15: e71424.
- ツキノワグマ四国地域個体群の保全に係る広域協議会. 2020. ツキノワグマ四国地域個体群広域保護指針. https://chushikoku.env.go.jp/SBC_shishin.pdf. (2025 年 6 月 24 日確認)
- 鵜野-小野寺レイナ・山田孝樹・大井 徹・玉手英利. 2019. 四国で捕獲されたツキノワグマの血縁関係と繁殖履歴. 保全生態学研究 24: 61-69.
- Yamamoto, K., Tsubota, T., Komatsu, T., Katayama, A., Murase, T., Kita, I. and Kudo, T. 2002. Sex identification of Japanese black bear, *Ursus thibetanus japonicus*, by PCR based on Amelogenin Gene using amelogenin gene. *Journal of Veterinary Medicine Science* 64: 505-508.

琵琶湖の人為的水位低下がホンモロコ卵の生残に与える影響の解明

米田 一紀

滋賀県

1. はじめに

コイ科魚類は世界中に広く分布する淡水魚最大のグループであり、淡水魚類相の主要な構成要素を担うとともに、主にアジア地域の内水面漁業における重要な漁獲対象として利用されてきた。一方で、多くの種で人為的要因による個体数減少が見られ、早急な保護管理が必要な種も非常に多い。Santos ら¹⁾は個体数減少時期や生態知見等の状況証拠から、産卵場所の減少や卵・仔稚魚の生育環境の悪化が個体数減少の要因であると指摘しており、コイ科魚類の主要な産卵育成場である河川や湖沼の沿岸域の環境改変は淡水魚の初期生残に大きな影響を与えていると考えられている。しかし評価手法の不足から、指摘されている要因が個体数減少にどの程度影響を与えているのか、本当に個体数減少の主要因であるのかといった点は不明である。こうした中で、近年、魚類の初期生活史解明のため、耳石日周輪を用いた解析手法が海水魚を中心に研究されてきた。²⁾ 耳石は脊椎動物の内耳に存在する硬組織であり、扁平石、礫石および星状石から成るが、多くの魚種で扁平石と礫石に日周性のある微細構造（＝耳石日周輪）が形成される。耳石日周輪の輪紋数や間隔を測定することで孵化日や成長速度の履歴を辿ることができるとともに、初期生活史における外的要因の定量的な影響評価が可能である。そのため、個体数動向や生態の知見と組み合わせることで、初期生活史の解明が可能となると期待される。しかし、コイ科魚類の耳石を対象とした研究事例は、耳石輪紋の日周性の確認等の基礎研究に留まっており、日齢解析等の応用研究の事例は皆無である。本研究では、琵琶湖固有のコイ科魚類であるホンモロコ *Gnathopogon caerulescens* を対象とし、耳石日周輪の解析による初期生活史の解明例を提示し、本種の保護管理策に科学的根拠を提供するとともに、コイ科魚類の保全現場における耳石を用いた応用研究の事例を提供し、コイ科魚類の保全に関する研究の促進に寄与することを目的とする。

ホンモロコ（図 1）はコイ科タモロコ属に分類される小型の淡水魚である。本種は、晩秋から冬季にかけては主に琵琶湖北湖の深部に生息するが、産卵期になると湖岸および内湖、接続河川等の浅水域に移動し産卵を行う。産卵期は4月初旬～7月上旬であり、4月上旬～6月上旬が盛期である。稚魚は7月中旬頃まで浅水域にとどまって成長した後、沖へ移動する（図 2）。³⁾

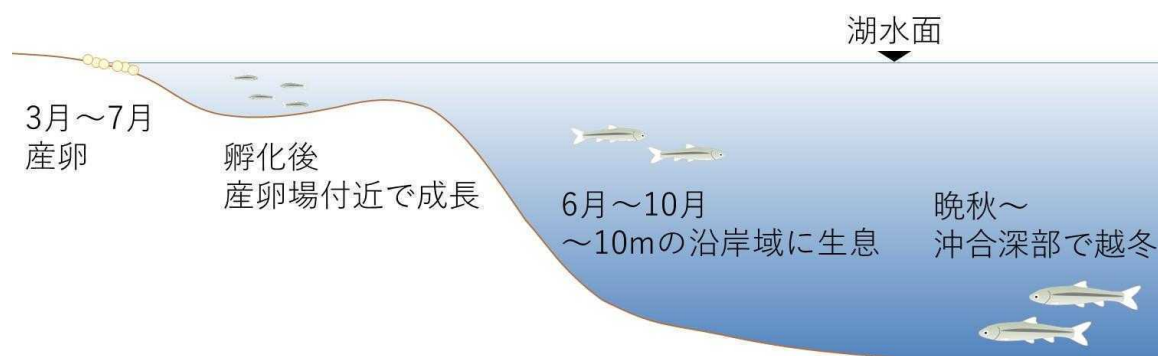
図 1 ホンモロコ (*Gnathopogon caerulescens*)

図 2 ホンモロコの主要な生活史イメージ

本種は琵琶湖の水産業における重要魚種として古くから利用されてきた。1900年代後半の漁獲量は概ね年間150～350トンで推移していたが、1995年を境として急激に下落し、2004年には5トンにまで減少した（図3）。⁴⁾ 漁獲量の急減以降、本種の主要な産卵地で

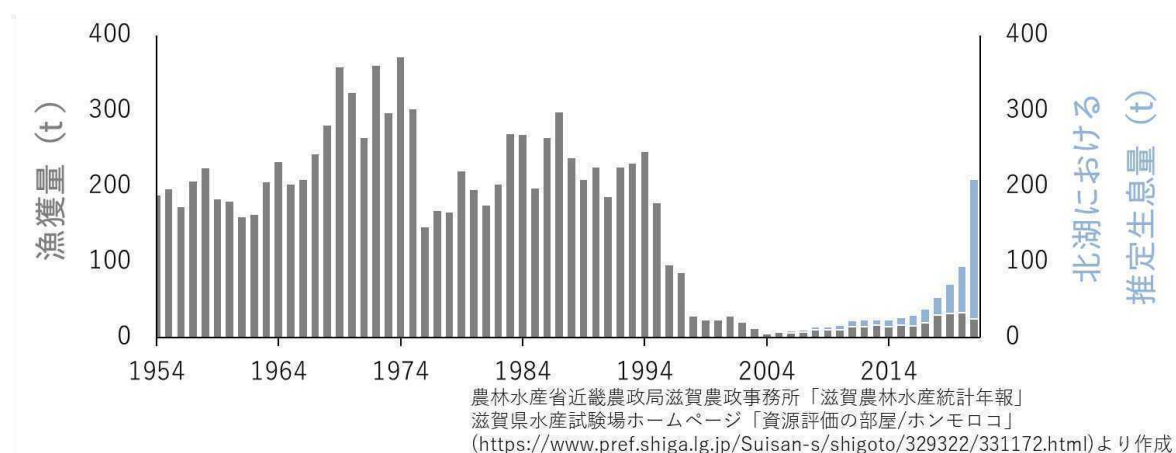


図3 ホンモロコの漁獲量および秋季の北湖における生息量（2006～2021）

あったと考えられている琵琶湖南湖の湖岸域では、産着卵がほとんど認められない状況が続き、初期加入量の減少が資源量低迷の大きな要因の一つと考えられた。これを受けて滋賀県では、ホンモロコ資源の回復のため、全長20mm稚魚の南湖への放流を草津市下笠沖および守山市赤野井地先の赤野井湾を中心に実施してきた（下笠沖：2013年～2018年、赤野井湾：2014年～2021年）。近年、南湖湖岸域において本種の産着卵が再び確認されるようになり、2019年には南湖の広い範囲で産着卵が確認された。⁵⁾ しかしながら、ホンモロコの初期加入について、琵琶湖の水位調整が大きな影響を与えている可能性が指摘されており、^{4,6,7)} 本種の資源回復の妨げとなる可能性がある。琵琶湖では瀬田川洗堰操作規則に基づいて1992年より治水のための水位調整が実施されており、洪水期である6月16日までに基準水位から-20cm以下になるよう水位を低下させる。水位調整は5月中旬頃より開始されるため、5月中旬から6月中旬までの1ヶ月間程度の期間、琵琶湖水位は低下を続けることとなる。水位低下の時期はコイ科魚類の主要な産卵期と重なるため、卵の干出による初期加入量の低下が問題視されてきたが、特にホンモロコについては河川を除いて、水面直上を中心に産卵を行う特性からその影響は特に顕著であると懸念される。本研究では、本種の日齢解析を実施し、産卵動態との比較から水位調整がホンモロコの初期加入に与える影響について検討を行った。

2. 日齢解析

2.1 材料と方法

2.1.1 調査場所および試料の取得

ホンモロコの主要な産卵地である琵琶湖南湖のうち赤野井湾（図4）を調査場所とし、2020年および2024年に稚魚の採捕を実施した。赤野井湾は在来魚回復のモデル地区とされ、前述のとおり稚魚の放流を行うとともに、外来魚駆除等の対策を集中的に実施した

地域であり、南湖で最も早く、2016 年より広範囲での産卵再開が確認されている。加えて、湾形状のため、稚魚の多くが湾内から湾外への一方向に移動することが分かっており（米田未発表）、湾外で孵化した稚魚の存在を考慮する必要がない。そのため、初期加入動態の追跡に適すると考えられることから、当該地域を調査場所として選定した。稚魚の採捕にはビームトロール網を用い、湾内の 4 か所（図 4）で採捕を行った。

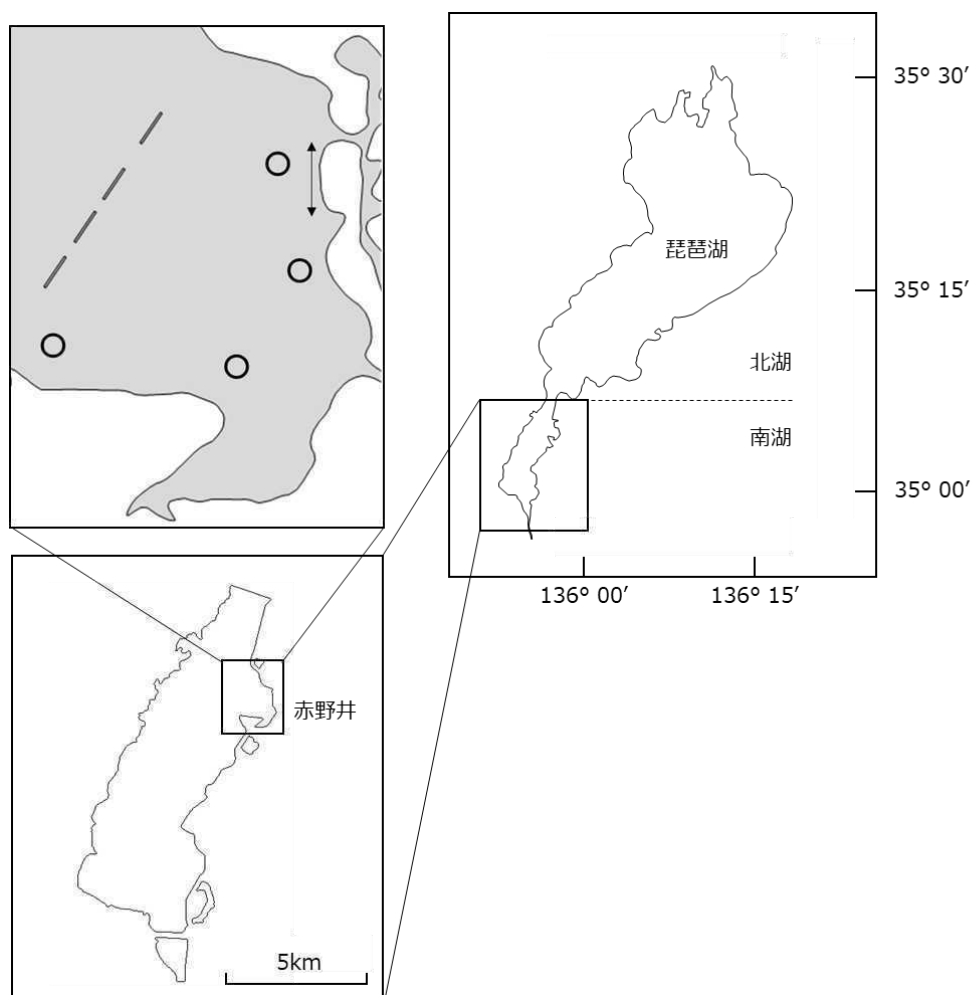


図 4 調査地点の位置図。 \longleftrightarrow : 産着卵数調査区間 ○ : 稚魚採捕地点

2020 年は、6 月 24 日、7 月 8 日、7 月 22 日、8 月 4 日、8 月 19 日、9 月 4 日に、2024 年は 6 月 25 日、7 月 8 日、7 月 22 日、8 月 5 日、8 月 19 日、9 月 2 日に採捕を試みたが、2020 年 9 月 4 日および 2024 年 9 月 4 日には稚魚が採捕されなかったため、2020 年は 8 月 19 日までに採捕された 116 個体（標準体長 13.71 mm ～ 64.69 mm）、2024 年は 8 月 19 日までに採捕された 267 個体（標準体長 11.20 mm ～ 61.44 mm）を試料とした。

2.1.2 耳石薄片作成および耳石日周輪の輪紋数計数

日齢解析には扁平石を用いる場合が多いが、ホンモロコの扁平石は非常に薄く、摘出時に容易に破損するため、日齢解析には適さない（図5）。そのため、日齢解析には礫石を用いることとした。礫石は厚みがあることから、稚魚期においても表面観察では耳石日周輪を確認することができず、耳石を研磨処理し耳石薄片を作成する必要がある。耳石薄

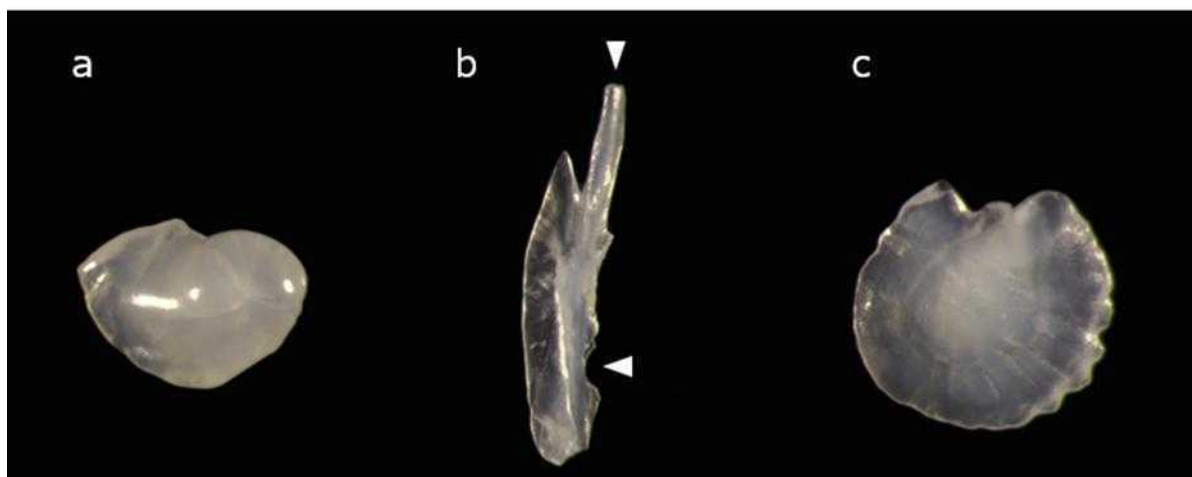


図5 ホンモロコの耳石（左側）．a：礫石，b：扁平石，c：星状石．扁平石には矢印の位置に摘出時に発生した明確な破損が確認される．

片は次の手順で作成した。まず、スライドガラス上に塩化ビニル製テープ（日東電工株式会社）を貼付し、テープ上にシアノアクリレート系接着剤を用いて耳石を接着した。接着剤の硬化後にエポキシ樹脂（NER-814，日新EM株式会社）で包埋後、60度5時間でインキュベートし樹脂を硬化させた。次に樹脂および耳石の研磨を行った。研磨面の観察には実体顕微鏡（SMZ-U，明視野照明，Nikon）を用いた。耳石上端まで電動研磨機（FG-18，京セラインダストリアルツールズ株式会社：9820，株式会社マキタ）を用いて樹脂を研磨した後、耐水性紙やすり（600番、1000番、2000番）で耳石の核が観察されるまで研磨した。研磨フィルム（6000番，三共理化学株式会社）およびアルミナ研磨剤（バイカロックス 0.3cr，Baikowski）を用いて研磨痕を除去した後、超音波洗浄機で10分間洗浄し、室温で乾燥させた。研磨面にエポキシ樹脂を塗布した後に別のスライドガラスを被せ、60度5時間でインキュベートし樹脂を硬化させた。硬化後に塩化ビニル製テープを貼付した側のスライドガラスを剥離し、上記と同じ手順で剥離面を研磨した後、研磨面に封入剤（マルチマウント480，松浪硝子工業）を滴下し、カバーガラスを被せて測定サンプルとした。耳石日周輪の輪紋数計数には耳石日輪魚鱗計測システム（ラトックシステムエンジニアリング株式会社）および正立光学顕微鏡（BX53M，オリンパス株式会社）を用い倍率200倍で検鏡した。耳石の最長径と核を介して対角となる位置に直線を引き、直線と耳石日周輪の交点を計数し、サンプルの輪紋数とした（図6）。この際、孵化輪と直線の交点も計数に含めた。なお、ホンモロコ稚魚の礫石では孵化前に輪紋の形成が始まるため、孵化輪とその他の輪紋の判別が困難な場合がある。その場合には、孵化0日齢仔魚の礫石半径であるとされる、核から $16.75\mu\text{m}$ の位置に最も近い輪紋を孵化輪とみなして計数を行った。

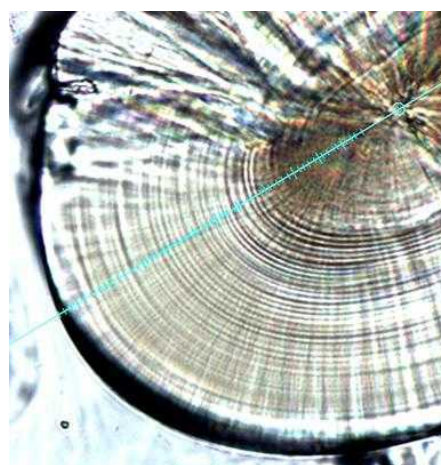


図6 礫石断面．水色直線との交点を計数．

2.1.3 孵化日組成の復元および産卵動態との比較

計数した輪紋数を基に孵化日の推定を行った。輪紋数には孵化輪が含まれているため、孵化日の計算は以下の通りとなる。

$$\text{孵化日} = \text{採捕日} - \text{輪紋数} + 1 \quad (2.1)$$

計算式(2.1)を用いて、各個体の孵化日を推定した後、採捕日ごとに孵化日を集計することで孵化日組成を復元し、水位変化および産卵動態と比較した。水位変化は国土交通省水文水質データベース (<http://www1.river.go.jp/>) より、大津市雄琴沖に設置された水文水質観測所 (35° 05.47' N, 135° 54.46' E) の観測データを取得し用いた。産卵動態は滋賀県水産試験場が実施した、赤野井湾最奥部 (図4) における産着卵数調査の結果を用いた。

2.2 結果

結果を図7, 8に示す。2020年に採捕された稚魚の孵化日組成は明白なピークを示さなかったが、6月3日孵化と推定された1個体を除き、4月7日から5月17日の間で孵化したと推定された。2020年における単位あたりの総産着卵数は4月6日に1,131粒/mを記録した後は一旦低下し、5月24日に1,998粒/mまで上昇した。その後、単位あたりの総産着卵数は減少傾向を示し、7月14日以降は産卵がほぼ確認されなくなった。2020年の琵琶湖水位は5月20日に基準水位+21cmを記録した後は6月11日まで低下し、基準水位-19cmとなった。その後、6月12日から6月27日の期間において、降水による水位上昇と調整による水位低下が1週間程度の短期間で繰り返された。この期間は産卵期の後半における産卵盛期と重複した。

2024年に採捕された稚魚の孵化日組成は6月25日採捕群では4月の中旬、7月8日採捕群では5月上旬に孵化尾数が増える傾向があったが、それ以降の採捕群では明確なピークは見られなかった。採捕された稚魚の孵化日は3月21日から6月5日の間と推定された。2024年の産卵は3月19日から6月11日の期間で確認され、単位あたりの総産着卵数は4月24日に8,360粒/mをピークとする単峰に近い推移を示した。2024年の琵琶湖水位は5月29日に基準水位+22cmを記録した後6月15日まで低下し、基準水位-23cmとなった。この期間における産卵は非常に低調であった。

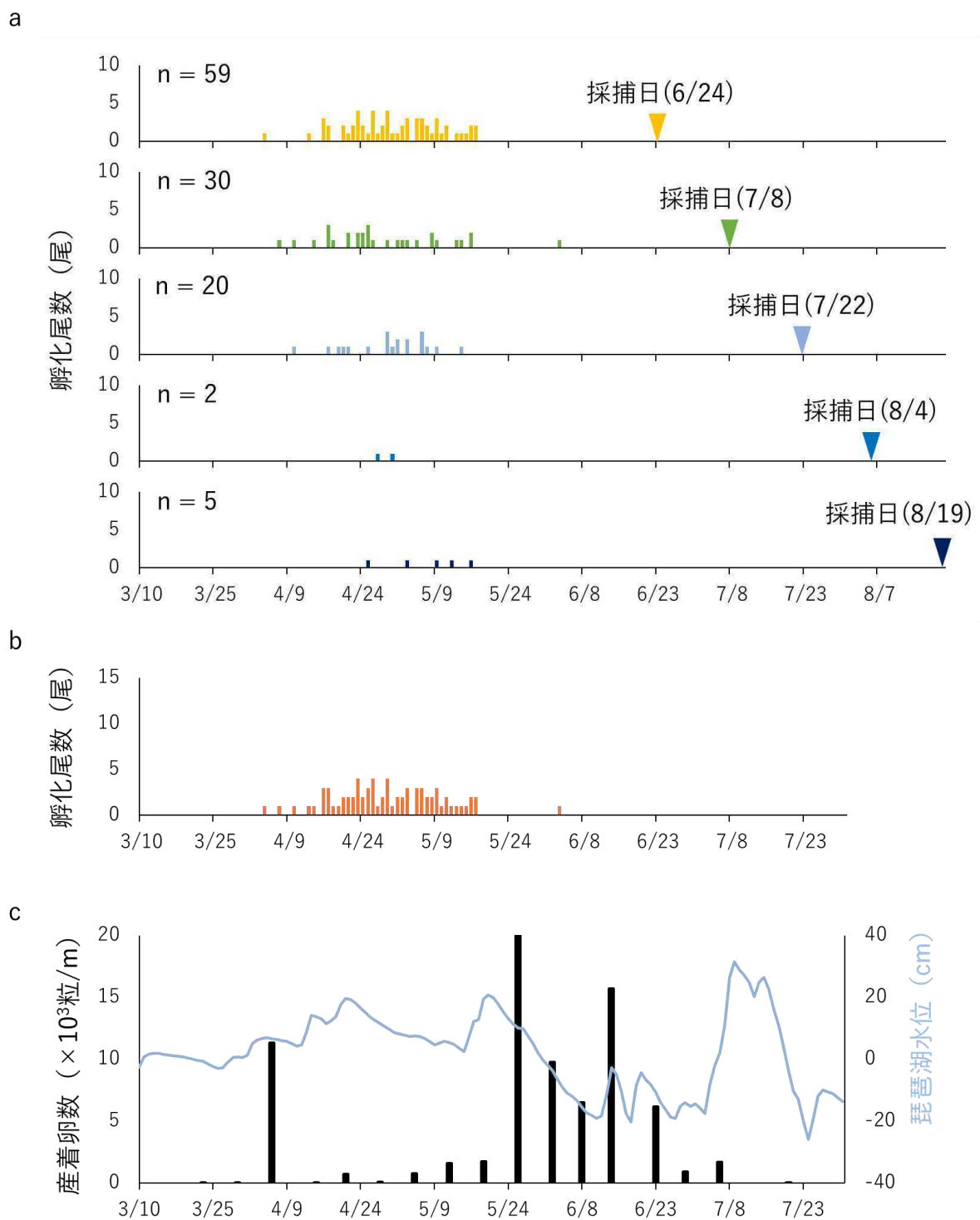


図7 2020年に赤野井湾で採捕されたホンモロコの孵化日組成，赤野井湾最奥部沿岸域における産着卵数の動態および琵琶湖水位の動態．a:各採捕日における孵化日組成，孵化日組成グラフの矢印はサンプルの採捕日を示す．b:2020年における孵化日組成，各日の最大孵化尾数を孵化尾数として図示．c:産卵動態および水位動態，棒グラフは各調査日の単位あたりの総産着卵数を線グラフは基準水位を0とした場合の琵琶湖水位を示す．

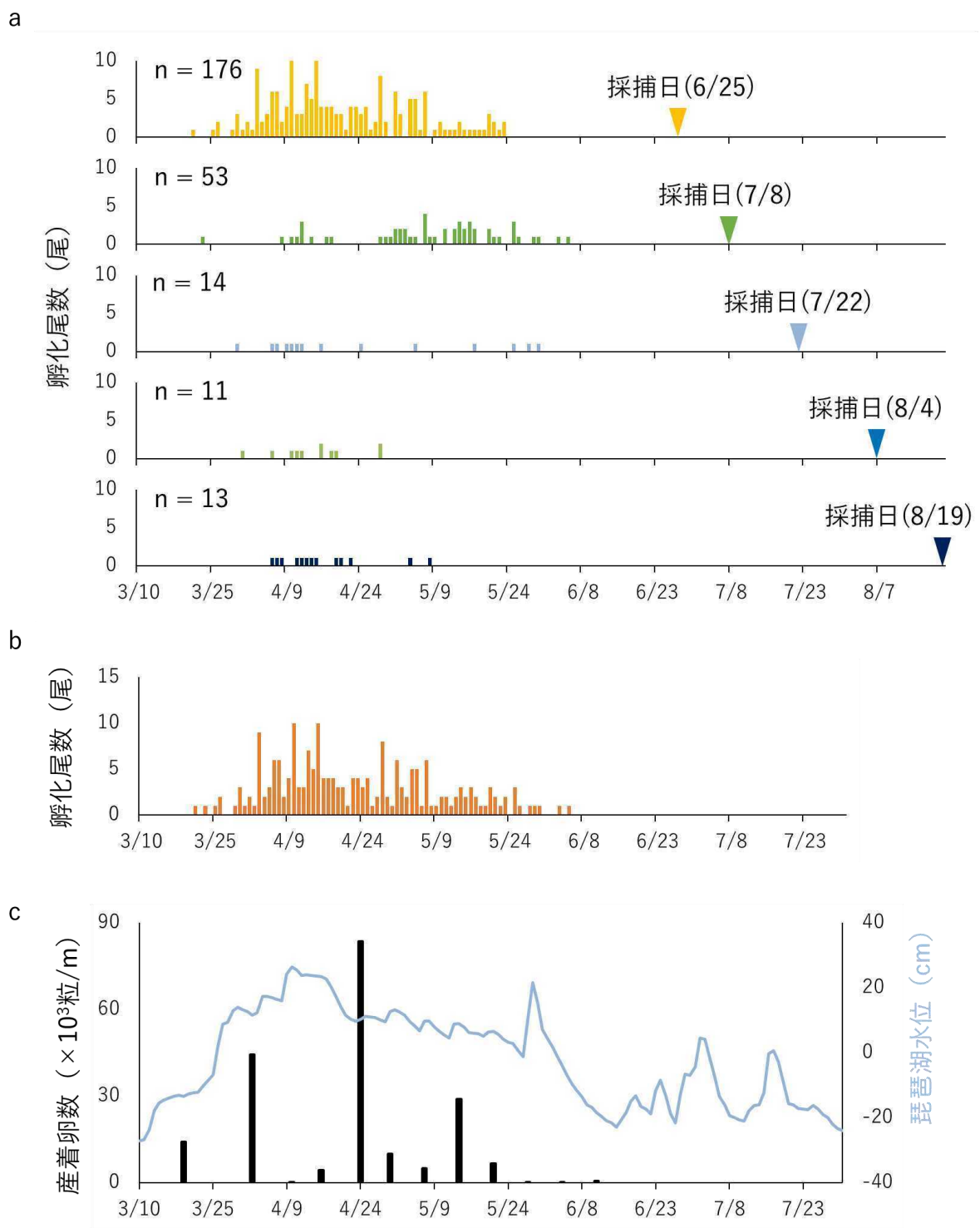


図 8 2024 年に赤野井湾で採捕されたホンモロコの孵化日組成，赤野井湾最奥部沿岸域における産着卵数の動態および琵琶湖水位の動態． a: 各採捕日における孵化日組成，孵化日組成グラフの矢印はサンプルの採捕日を示す． b: 2024 年における孵化日組成，各日の最大孵化尾数を孵化尾数として図示． c: 産卵動態および水位動態，棒グラフは各調査日の単位あたりの総産着卵数を線グラフは基準水位を 0 とした場合の琵琶湖水位を示す．

2.3 考察

赤野井湾における2020年の産卵の中心は5月下旬から6月中旬と考えられたが、推定された孵化日は1個体を除き5月17日までであり、上記の期間に孵化した個体はほとんど確認されなかった。5月下旬以降に孵化した個体がビームトロール網による採捕サイズに達する以前に全て湾外に移動したとは考え難く、5月下旬から6月中旬に産み付けられた卵の多くは卵から稚魚までのいずれかの段階で死亡した可能性が高い。卵から稚魚までの死亡要因として想定されるものとしては、卵の干出による死亡と外来魚等による卵や稚魚の捕食が考えられる。もし、捕食が主要因であるとする、5月18日以降に孵化した個体とそれ以前に孵化した個体で、個体が一切確認されなくなるほど捕食圧が急激に変化したこととなる。時期による外来魚等の捕食圧の変化については更なる研究が必要であるが、上記の仮定はあまり現実的ではない。前述のとおり、この期間は琵琶湖水位が調整され、緩やかに低下し続けた期間と重複する。そのため、2020年に産み付けられた卵の多くが干出により死亡した可能性は十分に考えられる。

一方、2024年は産卵が確認された期間と推定された孵化日組成が概ね一致した。2024年は、琵琶湖水位低下時期の初めに大雨により水位が急激に上昇しており、水位低下の開始が2020年と比較して9日遅くなった。加えて、水温が2020年よりも早く上昇し、親魚の卵巣の退縮が起こったために、産卵時期が2020年よりも早く終了した（図9）。これらの

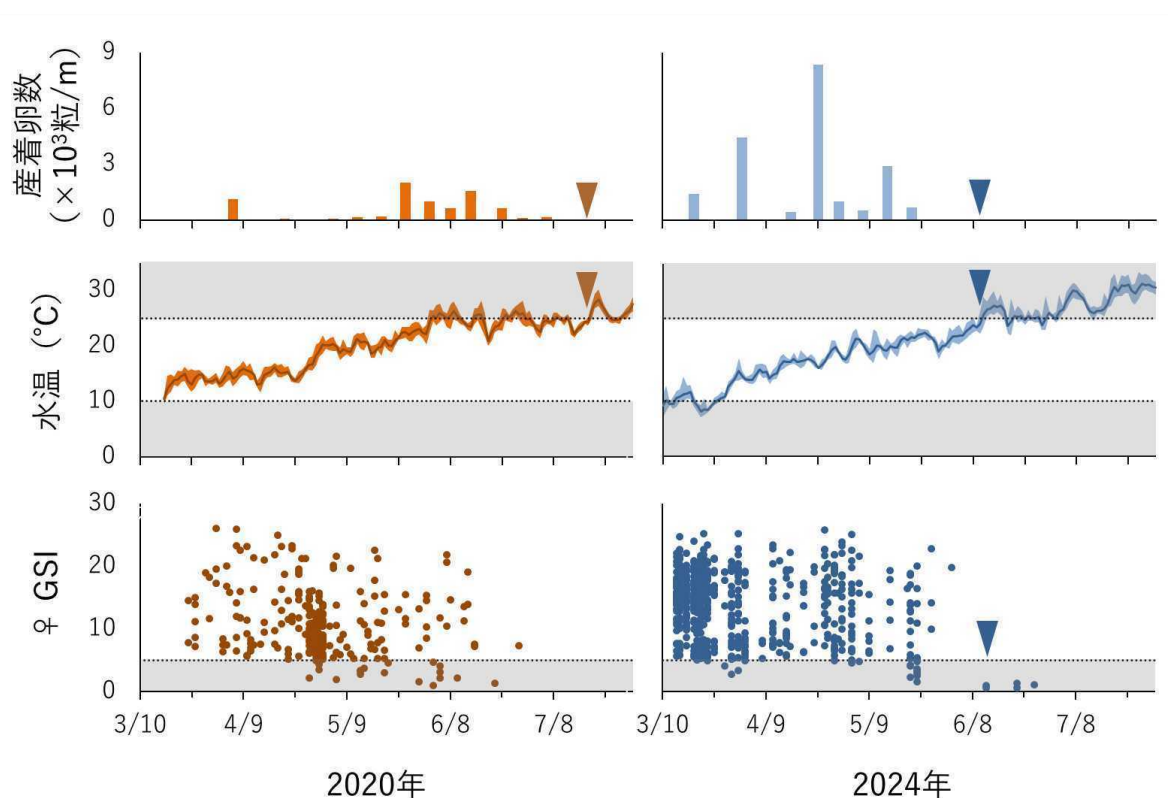


図9 2020年および2024年の産着卵数、水温および雌親のGSI（魚体重に占める生殖腺重量の割合）の推移。

矢印はホンモロコの産卵可能水温の上限とされる25℃を超えた日を示す。2024年の雌親のGSIは矢印以降において、卵巣中の卵が退縮するとされる5を下回った。

要因により、水位低下時期における産卵は非常に低調であった。2024年は通常5月の中旬以降に行われる琵琶湖の水位低下の影響をあまり受けなかったものと考えられる。ただし、8月4日以降の採捕群においては、7月22までの採捕群でみられた、後期産卵由来の稚魚が出現しておらず、捕食等により減耗した可能性がある。

2020年および2024年の結果を基に、数理モデルによる卵の干出が初期減耗に与える影響の定量的評価を試みたが、現実に対応した結果は得られなかった。この理由として、産卵動態の調査間隔が1週間毎と長く開いており、産卵動態を十分に捉え切れていないことに加え、卵の孵化日数の変化や水位の変動量による影響度合いの変化等の基礎知見が、室内実験における結果と現場との間で乖離している可能性が考えられた。そこで、次章のとおり、2025年の産卵期において、より詳細な産卵動態の調査を実施した。

3. 産卵動態

3.1 材料と方法

産卵動態は2020年および2024年に滋賀県水産試験場が調査を行った調査区間（湖岸線長212.5m）と同区間で調査を実施した。2025年3月9日を調査開始日として日に1回の頻度で調査を実施し、同年6月28日まで継続した。ホンモロコは日中に産卵を行うため、調査は日没前後に実施したが、波浪等で計数が困難な場合は翌日の日出前後に調査を行った。また、3月19日、3月26日、3月28日から3月30日の5日間については、荒天その他の理由により調査を実施できなかったため、欠測とした。調査は次の手順で実施した。箱眼鏡等を用いてホンモロコの卵を目視で探査し、産着卵が見られた場合は、産着卵が連続的に確認される範囲（以下、産卵範囲とする）の面積を求めた。産卵範囲の形状は長方形の集合とみなし、メジャーを用いて産卵範囲の幅と奥行きを1cm単位まで測定した。その後、コドラート法により産着卵の密度を求めた。1辺が10cmの正方形の枠を描画した透明アクリル板を産卵範囲内に無作為に設置し、産着卵の重なりを無くすため、産卵基体に密着させた。アクリル板上方より枠内の産着卵を計数し、100cm²範囲内の卵数とした。枠内の産着卵数が多い場合や産卵範囲の短辺が10cmに満たない場合は、枠内を64等分した1辺1.25cmの正方形枠を用い、対角線上に位置する4から16の正方形枠内の卵数の合計から100cm²範囲内の卵数を計算した。計数回数は産卵範囲ごとに3回としたが、産卵範囲が広い場合や計数結果のばらつきが大きい場合は最大7回まで計数を行った。計数結果の平均値を100で除した値を当該産卵範囲の産着卵の密度として用いた。産卵範囲の面積と産着卵の密度を掛け、各産卵範囲における産着卵数を算出した後、調査日に確認された産着卵数を合計して、総産着卵数とした。また、4月2日より死亡して白化した卵や乾燥により変形した卵が確認されるようになったため（図10）、これらの卵を死卵として別に計数した。

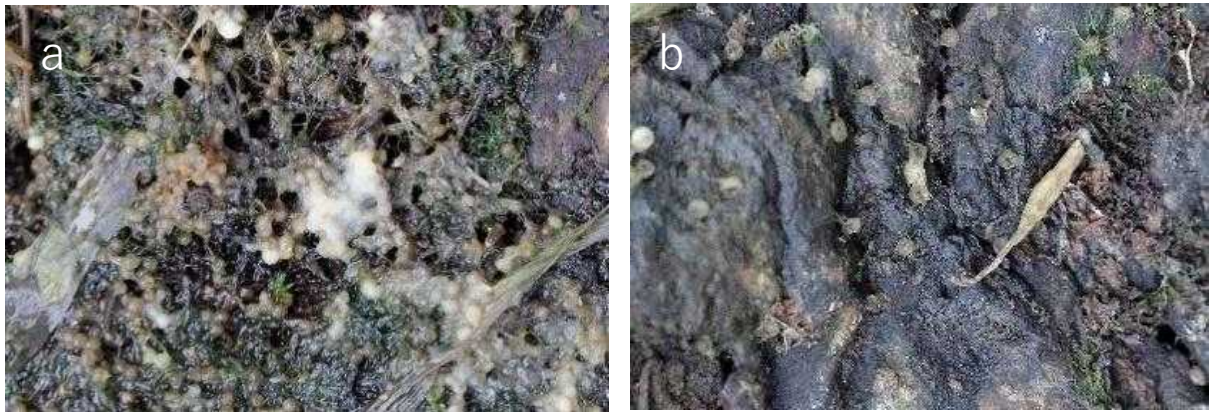


図 10 死卵として計数した卵の例。a:白化した卵が混在, b:乾燥により変形した卵。

3.2 結果

結果を図 11 に示す。調査区間において 産卵は 3 月 14 日に初確認され、6 月 17 日までの約 3 か月間産卵が行われた。4 月中旬ごろより産卵量が上昇し、4 月下旬をピークとする水位低下前の産卵群（以下、前期産卵群とする）、5 月下旬をピークとする産卵群（以下、中期産卵群とする）、6 月上旬をピークとする産卵群（以下、後期産卵群とする）が確認された。

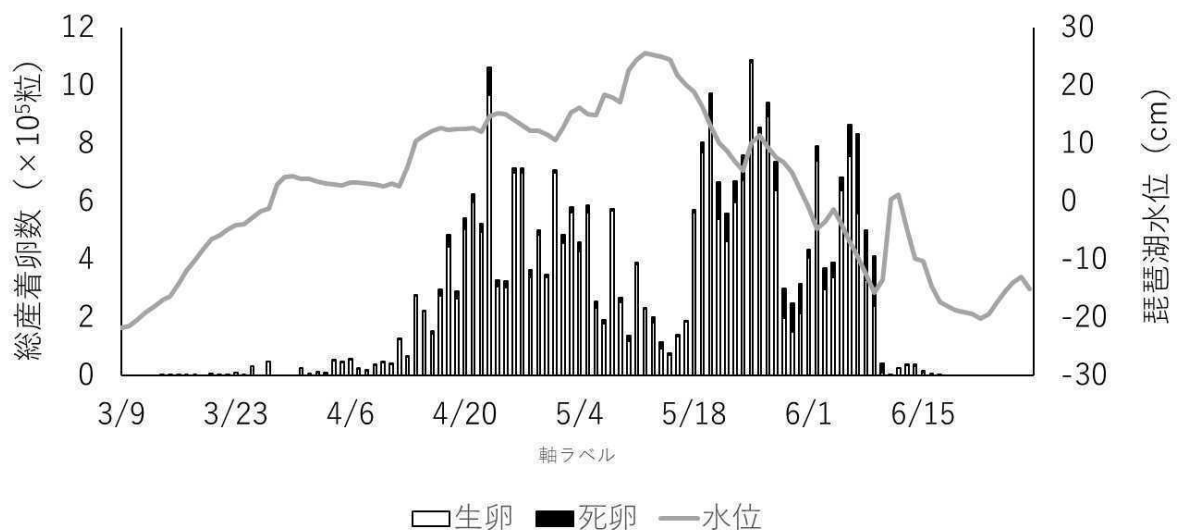


図 11 2025 年における調査区域内の総産着卵数および琵琶湖水位の推移

産卵群毎に期間中の死亡率の平均を比較したところ、データのばらつきが大きいため有意な差は得られなかったが、前期産卵群と中期産卵群・後期産卵群では、中期産卵群・後期産卵群の死亡率が高い傾向にあった（図 12, 13）。

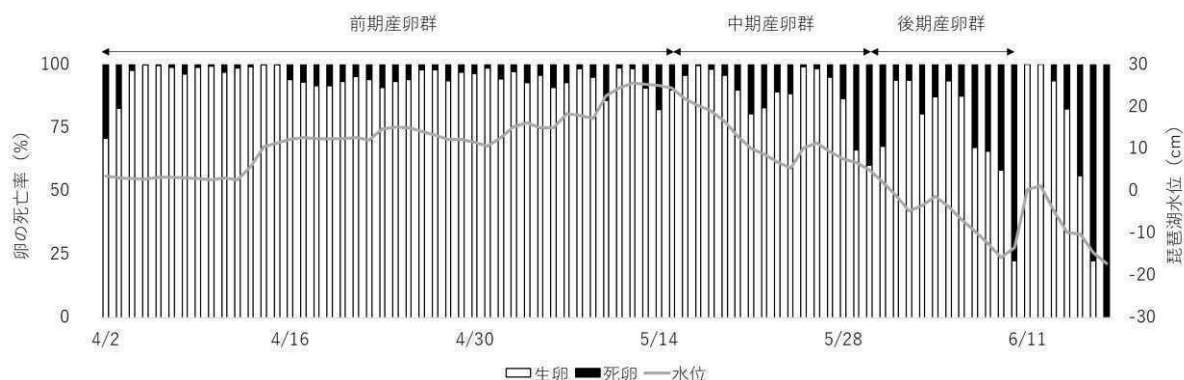


図 12 2025 年における調査区域内の卵死亡率および琵琶湖水位の推移

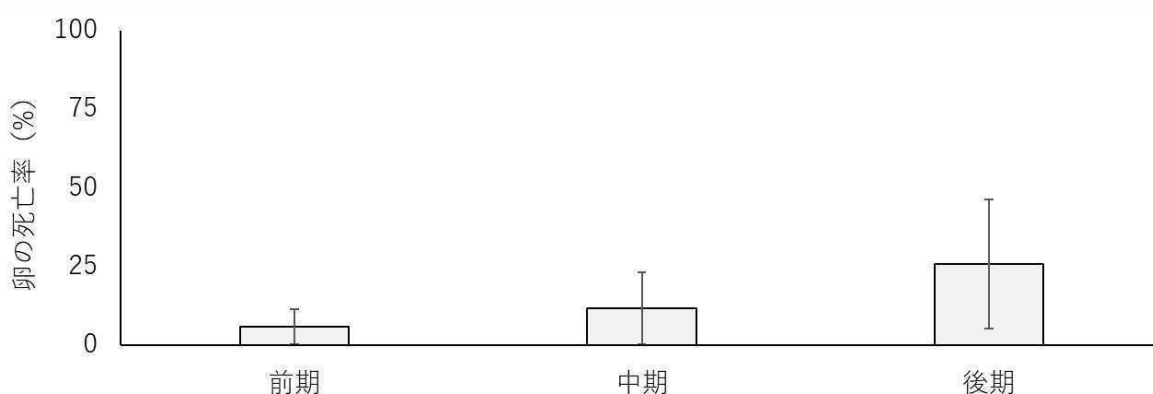


図 13 各産卵群の卵死亡率の比較，バーは標準誤差を示す。

3.3 考察

本研究の研究期間においては、各産卵日における新規産卵数および孵化までの日数を精査することはできなかったが、現地での観察では、4月上旬で1週間、5月下旬以降は2日から3日程度で孵化したものと思われた。室内実験では、4月上旬の水温では孵化までに2週間程度必要であるとされていることから、半分程の日数で孵化したこととなる。ホンモロコは水面直上に産卵を行うことから、特に水温の低い時期においては、日照および地熱の影響により、卵が経験する温度は水温の測定よりも高い可能性がある。現場で測定した孵化日数でモデルを組むことにより、現実には即した結果を得られる可能性がある。前期産卵群と中期産卵群・後期産卵群では、中期産卵群・後期産卵群の死亡率が高い傾向にあった。今回は、新規産卵を考慮しなかったため、死亡率は実際よりも低く算出されている場合が多く、水位低下時の死亡率は本研究での結果より高くなると見積もられる。卵が死亡するまでの日数には、産卵基質により差が見られ、岩石に産み付けられた卵では2日から3日程度で死亡し痕跡的になるのに対し（図 14）、木の幹や太い根に産み付けられた卵では、死亡率は緩やかに上昇した。一方で、ヤナギ類の細根に産み付けられた卵では、干出後数日経過しても、比較的高い生残率のまま維持される傾向にあった。次章にヤナギ類の細根に産み付けられた卵の干出に対する耐性および孵化仔魚の干出耐性について得られた成果を記述する。

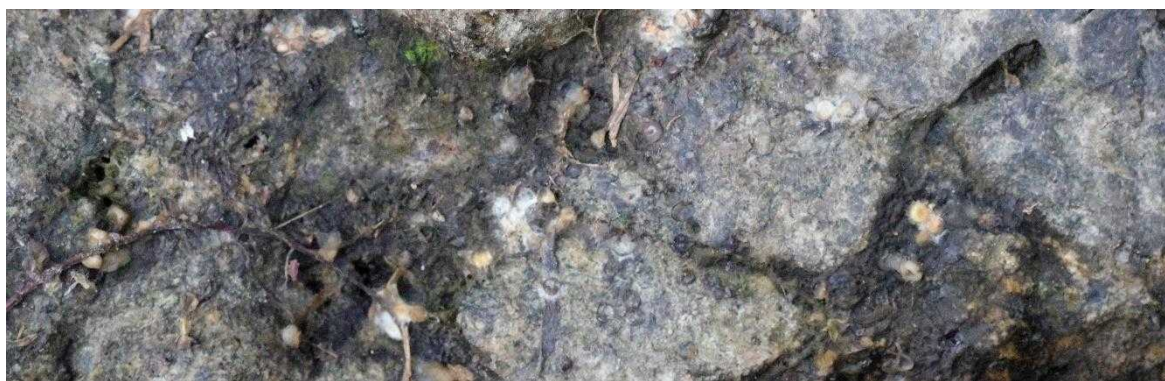


図 14 干出 3 日目の卵，岩石に産み付けられた卵では死亡および変形までの日数が短く，数日で卵の痕跡が残る程度になる例も確認された。

4. ヤナギ類の細根に産み付けられた卵および孵化仔魚の干出耐性

4.1 材料と方法

4.1.1 卵の採取および孵化仔魚の計数

3 章の調査において、白化や変形をせずに卵形を維持している卵が観察された（図 15）。当該卵は水面付近の卵と比較し色が褐色に近く、表面の透明性も低い。しかしながら水中に入れると卵内から孵化仔魚が発生したことから生卵であることが確認され、孵化した仔魚を 2 週間程度飼育したところ正常に成長することが観察された。本章では 6 月 5 日に産卵後に干出し、5 日経過した卵を 6 月 10 日に採取し、これを試験に用いた。



図 15 a: 水面付近の卵（産卵後 1 日経過），b: 干出後 4 日経過した卵，一部は白化しているが、多くは孵化直前の状態で維持されている。

卵はヤナギ 3 本の根元でそれぞれ 50 粒程度採取した。採取した卵は環境水を入れた 100ml ポリ瓶に直ちに収容し、1 時間経過したのちに、孵化した仔魚のうち生存していた仔魚数および死亡していた仔魚数をそれぞれ計数した。

4.1.2 孵化仔魚の干出耐性

4.1.1 で得た孵化仔魚を用いて試験を行った。疑似的に干出を経験させるため、シャー

レに水を飽和状態まで含ませた脱脂綿を置き、ここに 10 個体ごとに分けた孵化仔魚を静置した。静置から 15 分、30 分、45 分、60 分後に仔魚を 100ml ビーカーに移し、生残個体数を測定した。また、対象区として 60 分間 100ml ビーカーに収容した群を設けた。試験は 3 回実施した。

4.2 結果

干出した卵から孵化した仔魚の生残率は 76.2–86.0 %であった（表 1）。孵化仔魚の干出耐性は比較的 low、干出後 15 分時点では 90–100 %の仔魚が生存していたが、干出から 30 分後の生残率は 0–10 %に低下した（図 16）。

表 1 採取した干出卵より孵化した仔魚の生残率

Lot.	採取卵数	生存卵数	生存孵化仔魚	死亡孵化仔魚	生残率 (%)
1	59	57	49	8	86.0
2	68	66	53	13	80.3
3	43	42	32	10	76.2

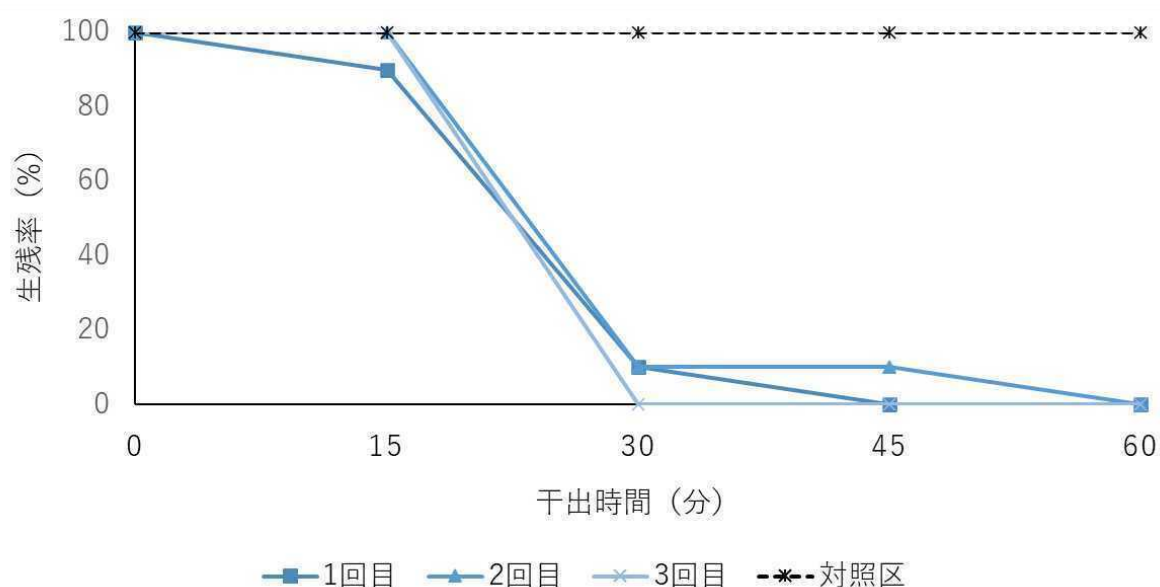


図 16 疑似的に干出を経験させた孵化仔魚の生残率

4.3 考察

干出した卵の孵化率は非常に高い値を示した。本種はヤナギの根等の水面直上の比較的安定した基体に産卵を行う性質を持ち、この性質は卵の捕食圧を低減させると考えられる。3 で実施した産卵調査においても、水中に高い密度で産卵が確認された地点において、翌日に卵の密度が極端に低下している例が複数確認されており、卵が水面よりも上方にある

ことは生存戦略として有効であると思われる。一方で、他の魚種と比較して卵が干出しやすい危険性も持つ。卵の非常に高い干出耐性はこの危険性を低下させる効果を持つと考えられる。今回試験に用いた卵は産卵から 5 日経過した卵であったが、同時期の卵の孵化日数は 2 日程度であり、干出後の日数は明らかに孵化日数を超過していた。水面よりも上方で孵化直前まで発達が進んだ状態で長期間維持し、大雨や波浪、水位上昇等で水に触れた際に孵化するという機構は、水中に卵がある場合よりも高い生残率を得られる可能性もある。

今回の事例においても 6 月 10 日の雨の後に調査地点における卵数の大幅な低下が確認されており、雨の刺激により干出卵の多くが孵化したものと予想される。しかしながら、多くの卵が孵化した時点で、卵が確認されていた地点と水面との間は、直線距離で 40 cm から 200 cm 程離れていた。本研究の結果を当てはめると、少なくとも 30 分以内に孵化仔魚は水面にたどり着く必要があるが、孵化仔魚の移動能力の低さを勘案すると、雨により形成された流れに偶発的に乗った個体を除き、孵化仔魚が水面まで到達できたとは考え難い。水位が低下を続ける時期においては、当該機構は有効に機能していない可能性が高い。

5. おわりに

今回の研究により、継続的な水位の低下により卵が干出すると、産卵された個体の多くが死亡する可能性が示された。産卵期間のうち初期加入に有効な期間が短くなることは、多様性の消失を意味し、突発的な環境の変化に対する脆弱性を高める。特にホンモロコは多くが1年で成熟し産卵後に死亡するため、単年度の異変に対しての柔軟性が低い。現在の環境は、1995年に見られたような急激な個体数減少を招きやすい状態にあると考えられる。ホンモロコの個体数は近年増加傾向にはあるものの、1995年以前と比較すると未だ低水準にある。今後、個体数の回復を考えるうえでも、上記の問題は大きな課題となる可能性がある。

6. 謝辞

本研究を実施するにあたり、宝ホールディングス株式会社、みずほ信託銀行株式会社の皆様には多大なご支援を賜った。また、滋賀県水産試験場の岡本晴夫氏、太田滋規氏、根本守仁氏、片岡佳孝氏、大植伸之氏、滋賀県水産課の礪田能年氏、松田直往氏には調査にご協力いただくとともに、調査手法についてご助言をいただいた。滋賀県立琵琶湖博物館の藤岡康弘氏、寺井章人氏、国立環境研究所の馬淵浩司氏にはホンモロコの生態および産卵状況に関する貴重な情報を提供いただいた。近畿大学の亀甲武志准教授、東京大学の良永知義特任教授、高須賀明典教授には研究計画および指針についてご指導をいただいた。皆様に厚く御礼申し上げます。

7. 引用文献

- 1) C. Sousa-Santos, F. Gil & V. C. Almada (2014) Ex situ reproduction of Portuguese endangered cyprinids in the context of their conservation. *Ichthyological Research* 61:193-198

- 2) S. E. Campana (2001) Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *Journal of fish biology* 59(2):197-242
- 3) 中村守純 (1969) ホンモロコ. 日本のコイ科魚類. 資源科学研究所, 東京. 117-125
- 4) 藤岡康弘 (2013a) 琵琶湖固有 (亜) 種ホンモロコおよびニゴロブナ・ゲンゴロウブナ激減の現状と回復への課題. *魚類学雑誌* 60(1):57-63
- 5) 馬淵浩司・西田一也・吉田 誠 (2020) マルチプレックス PCR 法を用いた琵琶湖水系産タモロコ属 2 種のミトコンドリア DNA の簡易識別法: 手法開発と南湖の産着卵への適用. *魚類学雑誌* 67(1):51-650
- 6) 亀甲武志・根本守仁・澤田宣雄・藤岡康弘 (2012) 琵琶湖沿岸におけるフナ類およびコイ産着卵の大量干出. *魚類学雑誌* 59(1):84-86
- 7) 藤岡康弘・田口貴史・亀甲武志 (2013b) 多回産卵魚ホンモロコの産卵時期・産卵回数・産卵数. *日本水産学会誌* 79:31-37

巨木を利用する森林性コウモリの活動に森林タイプが及ぼす影響

小山 里奈

京都府

1. はじめに

コウモリ類は、腕と手の指から後肢の足首と尾にまで広がる飛膜と呼ばれる膜でできた発達した翼を持つ、哺乳類の中で唯一の飛翔性の動物である。その飛翔能力は、食物の探索や捕食、環境の利用範囲の拡大など、さまざまな生存上の利点をもたらしてきた。コウモリ類は世界中の多様な生態系に広く分布しており、特に夜行性の昆虫食性コウモリは、夜間の生態系において重要な捕食者として機能している。さらに、昆虫食性コウモリの活動は、農業害虫を含む昆虫の個体数調整に寄与しており、その生態系サービスの価値は近年ますます注目されている。実際、農業分野においては、コウモリ類が害虫を捕食することで農作物への被害を軽減し、殺虫剤の使用量を抑制していると推定されている（Frank 2024 Science）。このような生態系サービスは、農業経営の持続可能性や生物多様性の保全にとって極めて重要であり、コウモリ類の存在が地域社会や人間活動にも大きな恩恵をもたらしているといえる。

また、コウモリ類には昆虫食だけでなく、果実食や花蜜食などの食性を持つ種も存在し、これらの種は花粉媒介や種子散布といった生態系機能にも関与している。特に熱帯・亜熱帯地域では、コウモリによる花粉媒介や種子散布が森林の再生や維持に欠かせない役割を果たしていることが報告されている（Kunz et al. 2011）。日本においても、コウモリ類は多様な生態系サービスを提供していると期待され、その保全は生態系全体の健全性維持に直結する重要な課題である。

日本国内には、現在 30 種を超えるコウモリ類が分布している。これは、国内に生息する哺乳類全体の中で最も多いグループであり、齧歯類の種数を上回る多様性を示しているうえ、そのうち約 35% は日本固有種とされている（Preble et al. 2021）。しかしながら、このように多数の種が分布しているにもかかわらず、多くのコウモリについて食性、分布、繁殖行動、ねぐら利用などの正体に関する基礎的情報が十分に収集されていないのが現状である。特に、森林性コウモリ類については、どのような森林タイプや樹木構造が生息や活動に影響を及ぼしているのか、また種ごとの生息地選択や資源利用の特性についても未解明な点が多い。

保全上の観点からは、日本国内の多くのコウモリ類が絶滅を危惧される状況にある。環境省が発表したレッドリスト 2020 によれば、日本国内で絶滅危惧種（カテゴリー：絶滅危惧 IA 類(CR)、絶滅危惧 IB 類(EN)、絶滅危惧 II 類(VU)）として記載されている哺乳類 34 種のうち、53% にあたる 18 種がコウモリ類である（環境省生物多様性センター 2020）。さらに、情報不足とされる哺乳類 5 種のうち 4 種もコウモリ類であり、これらの種については分布や生態に関する情報が極めて乏しい状況にある。コウモリ類の多くは、森林伐採や土地利用の変化、農薬の使用増加、気候変動などによる生息地の喪失や劣化の影響を強く受けており、特に森林性コウモリ類では大径木や樹洞の減少

が生息環境の悪化につながっていると考えられている。こうした背景から、コウモリ類の生態解明と保全対策の推進は、国内外で喫緊の課題となっている。

コウモリ類の生態研究においては、夜行性かつ高い飛翔能力を持つことから、直接観察だけでは情報を得ることが難しく、偶然に発見・観察された個体の記録に依存することも多くあるという課題があった。しかし、近年ではコウモリ類が発する超音波（エコーロケーション音）を利用した音響調査が普及しつつある。小型コウモリ類は、超音波を発してその反響音から周囲の環境や獲物の位置を把握するエコーロケーション（反響定位）能力を持つ。コウモリが発する超音波の周波数やその変調パターン（時間的に周波数と強さがどのように変化するか）には種によって異なるものがあり、コウモリ類の一部については検出器からの情報のみで種レベルの同定が可能である（Parsons & Jones 2000）。このため、超音波検出器を用いて記録された音響データを解析することで、種同定や活動パターンの把握が可能となる。超音波録音機を用いた音響調査は、夜間の広範囲な調査や、人の立ち入りが難しい環境でのコウモリ類の活動把握に非常に有効であり、近年のコウモリ類研究の発展に大きく貢献している（López-Baucells 2021；Furey et al. 2009）。

日本に生息する森林性コウモリ類の多くは、大径木に形成される樹洞をねぐらとして利用していると考えられている。特に、樹齢が高く、太い幹や枝を持つ巨木は、コウモリ類にとって重要な生息場所となる。しかし、こうした巨木や樹洞は、森林伐採や土地開発などによって減少傾向にあり、コウモリ類にとっての生息環境の悪化が懸念される。また、人工林では天然林に比べて樹種構成や林分構造が単純化されていることが多い上に、林業生産のために管理された人工林においては枝打ちなどの整備により、樹洞が形成されにくくなっていると考えられる。森林タイプ（構成樹種）の違いがコウモリ類の種組成や活動パターンにどのような影響を与えているのかについては、国内外で注目されている研究課題の一つである（Froidevaux et al. 2021）。しかしながら、日本国内の多くの森林では、実際に生息しているコウモリ類の種組成や個体数、ねぐらの利用状況などが十分に把握されていない。こうした基礎的な情報の不足は、コウモリ類の効果的な保全施策の策定や、森林生態系の管理・再生における科学的根拠の提供を妨げている。

本研究は、京都府北部に位置する京都大学フィールド科学教育研究センター芦生研究林を調査地とし、同地域に生息する森林性コウモリ類の生態を明らかにすることを目的として実施した。芦生研究林は、樹齢 200 年以上の巨木が多く残る天然林と、スギやヒノキを主体とした人工林が隣接・混在し、さらに天然のスギが落葉広葉樹林に混交する特徴的な森林環境を有している。このような巨木が存在する天然林と整備された常緑針葉樹が主体となる人工林が混在するような地域において、森林タイプごとのコウモリ類の利用状況や生態的特性を比較する研究例はこれまでになく、本研究により、森林タイプや林分構造の違いがコウモリ類の種組成や活動パターン、ねぐら利用にどのように影響するかを比較・検討することの意義は大きいと考えた。

本研究では、超音波検出器を用いた音響調査を中心に、落葉広葉樹林および常緑針葉樹林におけるコウモリ類の活動状況を記録・解析した。具体的には、森林タイプごとに複数地点に検出器を設置し、夜間の超音波検出データを収集することで、コウモリ類の活動頻度や時間帯ごとの利用パターン、森林タイプによる違いの把握を試みた。また、これまでの調査から、コウモリのエコーロケーション音からの種判別が課題として残されていた。上述の通り、コウモリが発する超音波の周波数やその変調パターンは種によって異なるとされ、北米、南米、ヨーロッパ、南アフリカに関しては、あわせて数十種のコウモリが既にエコーロケーション音から自動判別可能となっている

(Roemer et al. 2011)。しかし、日本国内に生息するコウモリについての研究例はまだ少なく (Fukui et al. 2004; 増田ら 2017)、全ての種判別に十分な情報が存在しないのが現状である。超音波検出器から得られた録音を対象に種同定を行うためには、種を確認できる状態で記録されたエコーロケーション音が必要である。このようなエコーロケーション音が得られれば、種同定における比較基準として有用であるのみならず、機械学習などで必要となる教師データとして用いることが可能である。そのために、本研究では調査地においてコウモリ類の捕獲を行い、種を確認した後、放獣時にエコーロケーション音を録音する調査を行った。

本研究を通じて得られた知見は、日本の森林性コウモリ類の生態解明に資するだけでなく、今後の生物多様性保全や森林管理施策の基礎資料としても重要な意義を持つと考える。特に、絶滅が危惧される種や情報不足の種については、分布や生態に関する新たなデータの蓄積が急務であり、本研究の成果が今後の保全活動や生態系サービスの持続的利用に貢献することが期待される。

2. 方法

調査地

調査は、京都府北部、南丹市美山町芦生に位置する京都大学フィールド科学教育研究センター芦生研究林で行った (図 1)。調査地の気象条件は、年平均気温 12.0°C、平均年間降水量が 2,490mm で、12~1 月から 4 月上旬までは積雪が見られ、冬季の積雪深は 1 ~ 2m に達する。芦生研究林の公開データ (生物相; <https://fserc.kyoto-u.ac.jp/wp/ashiu/data/flora-and-fauna-list/%e5%93%ba%e4%b9%b3%e9%a1%9e/>) によると、2010 年にコウモリ類の捕獲調査が行われ、キクガシラコウモリ、テングコウモリ、コテングコウモリ、クロホオヒゲコウモリ、モリアブラコウモリの 5 種が確認されている (福井 未発表、Hill 私信)。

芦生研究林内には、ブナ・ミズナラを中心とした落葉広葉樹林とスギ人工林が混在しており、林内の落葉広葉樹林 6 地点、常緑針葉樹林 6 地点の合計 12 地点を調査地点として設定した。それぞれにおける林冠開空度を算出したところ、常緑針葉樹林の調査地点では季節的に開空度の変化がほとんど見られなかったのに対して、落葉広葉樹林の調査地点は開葉前の春季と開葉後の夏季で開空度が大きく異なることが確認された (図 1(b))。林冠開空度の算出は、360 度カメラ (THETA V, RICOH 製) で撮影した各地点の正距円筒図法の画像を等距離射影変換し (Honjo et al. 2019; 竹中 2021)、全天空画像解析用 R パッケージ hemispheR を用いて行った (Chianucci and Macek 2023)。

音響調査

本研究では、コウモリ類の活動を把握するため、音響調査を実施した。調査には U2 マイクロフォンを接続した超音波検出器（SM4 BAT、Wildlife Acoustics 社製）を用いた。超音波検出器を上述の調査地点に配置し、マイクroフォンは地上約 2m の高さに設置し

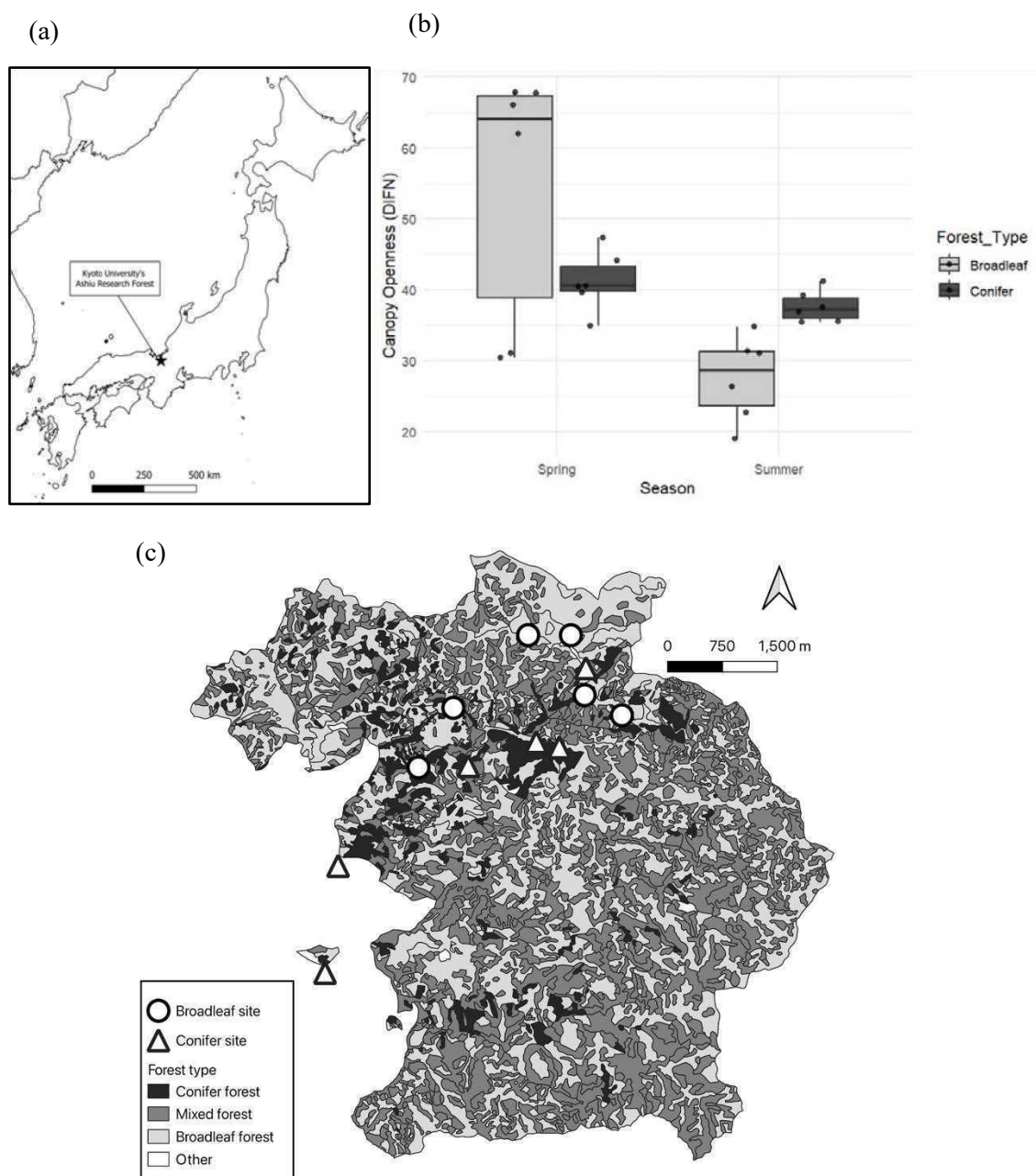


図1 調査地の概要

(a) 芦生研究林の位置 (b) 検出器設置位置における林冠開空度の季節変化

(c) 芦生研究林内における検出器設置位置



図2 超音波検出器設置の状況

マイク（矢印部）の高さが約2m となるように設置した。

た（図2）。超音波検出器は、日没30分前から日の出30分後までの時間帯に12dbを超える音を検出すると録音を開始するトリガーモードに設定して調査を行った。10～250 kHzの周波数帯域をフルスペクトルWAV形式で記録した。コウモリの発する超音波の強度や周波数、周辺環境などの条件により、超音波検出器が検出可能な範囲は変化するが、おおよそ検出器から20-40m程度の範囲をコウモリが通過した場合にそのエコーロケーション音が検出されていたと期待される（cf. Roswag et al. 2025）。

利用可能な検出器が6台であったため、同時に稼働する調査地点は6か所とし、積雪期を除く5月から11月の調査期間中、2週間ごとに検出器の設置場所を変更した。

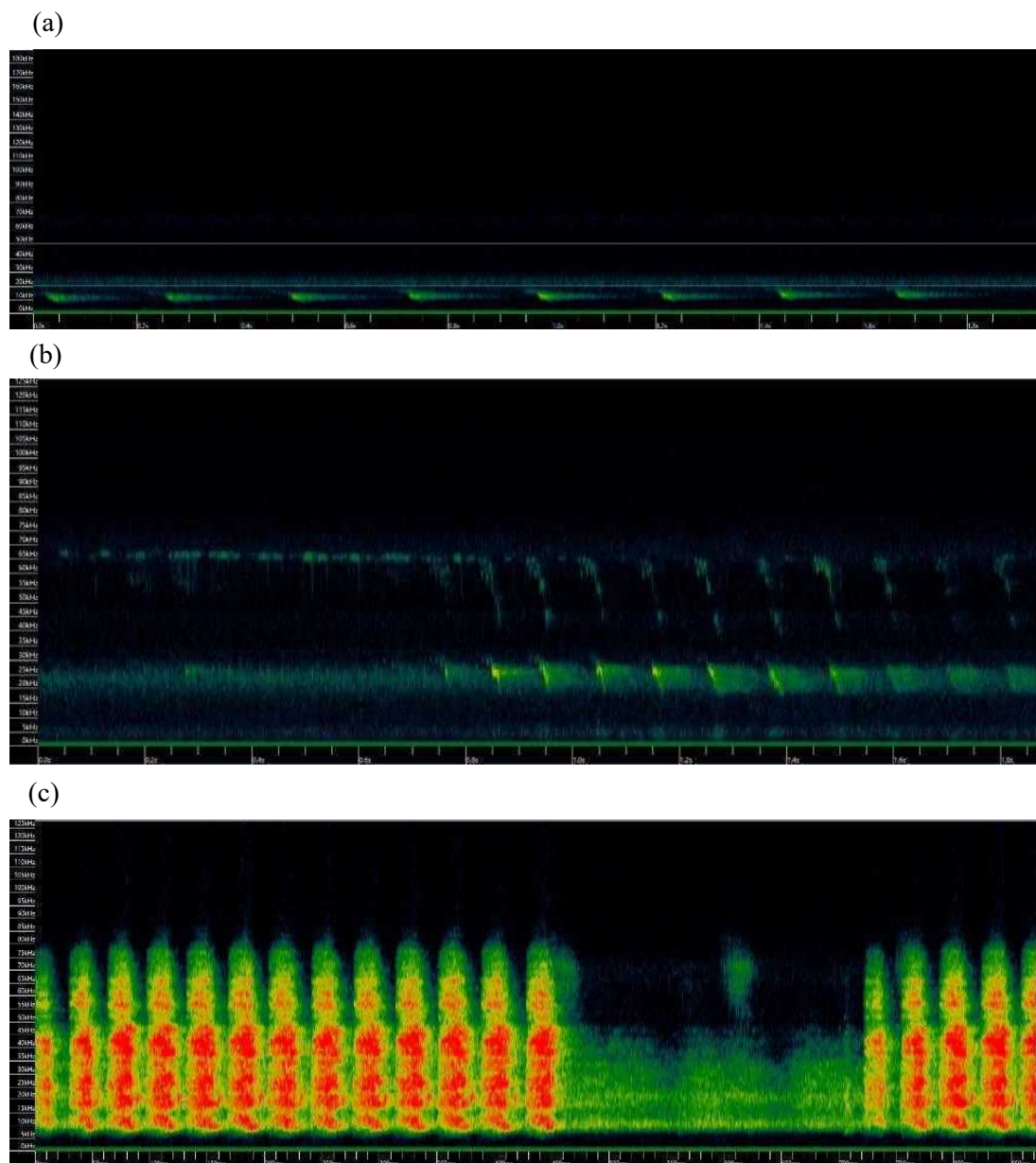


図3 超音波検出器による録音データを Kaleidoscope Pro で可視化したデータの例

(a) *Vespertilio sinensis* ヒナコウモリ (b) *Rhinolophus nippon* キクガシラコウモリ

(c) 昆虫の鳴音

横軸は時間、縦軸は周波数を示し、色が音圧を示す。ヒナコウモリの鳴音は周波数が低く、その変化が小さいのに対し、キクガシラコウモリは周波数が急激に変化する FM から周波数が一定で変化しない CF に変換し、再度 FM が現れるという特徴がある。昆虫の鳴音は広帯域で人間の可聴域を含む。

これにより、複数の森林タイプや環境条件下でのコウモリ類の活動を効率的に記録した。

録音されたコウモリの超音波音声データを対象に、音響解析ソフトウェア Kaleidoscope Pro (Ver.5.6.8、Wildlife Acoustics 社製) を用いてクラスタ解析を行った。クラスタ解析後、すべてのクラスタについて目視で音声波形を確認し、種の同定を行っ



図4 捕獲用トラップの設置状況

(a) ハーフトラップの設置作業 (b) ハーフトラップ 2 台とその間にかすみ網を川に面して設置した様子

ハーフトラップは約 2m 角の枠にハーブのように縦糸を配置し、下部に返しのついた捕獲袋がついた構造を持つ。音響ルアーに誘引されたコウモリが縦糸に接触すると羽ばたきが妨げられて落下する。落下したコウモリは捕獲袋に入り、捕獲袋には返しがついているため脱出できない。捕獲調査中は、捕獲調査では、動物への負荷軽減の観点から、頻回に（かすみ網については 15 分に一度、ハーフトラップについては 30 分に一度）捕獲状況を確認する。

た（図 3）。また、検出数について、森林タイプ間および設置場所間での比較を行った。コウモリは飛行中、連続して超音波パルスを発し続ける。本研究では、0.5 秒以上の間隔を空けることなく連続して発せられる一連のパルスを検出と定義し、その回数を検出数とした。同種の個体を識別して検出をカウントすることは困難であるため、検出数は検出可能な範囲内へのコウモリののべ来訪回数を示しており、コウモリの個体数を反映するものではない。

捕獲調査

種を特定した状態でのエコーロケーション音を収集するために、捕獲調査を行った。捕獲は 2 台のハーフトラップと 1 枚のかすみ網を組み合わせで実施した（図 4）。その際、コウモリを誘引するために音響ルアー AutoBat を用いた。AutoBat は、英国サセックス大学で開発された携帯型のコウモリ

用音響誘引装置で、超音波マイクロプロセッサー、周波数発生器、アンプを備えたマイコン制御装置であり、録音されたコウモリのソーシャルコールなどの鳴音を元に合成した音声信号を発生させる機能を持つ。これまでに様々な環境において、音響ルアーがコウモリの捕獲効率を上昇させることが示されている（Hill & Greenaway 2005；Aylen et al. 2022）。コウモリが捕獲された場合、種、性別、繁殖状況、体サイズ（前腕長と体重）を記録した（図 5）。ただし、妊娠中のメスあるいはその可能性が高い個体であった場合には直ちに放獣し、その他の計測などは行わなかった。放獣時に、携帯型超音波録音機（Echo Meter Touch 2、Wildlife Acoustics 社製）を用いてエコーロケーション音を録音した（図 6）。2024 年 5 月から 11 月までの期間に計 9 回の捕獲調査を行い、各回の捕獲は、日没 30 分前に開始し、日没 3 時間後に終了した。調査中は、かすみ網を 15 分に一度、ハーブトラップの捕獲袋を 30 分に一度確認し、コウモリが捕獲されていた場合にかかる負荷をできるだけ軽減するようにした。捕獲にはかすみ網を用いたため環境省の捕獲許可（環近地野許 第 2403074 号-1-4）を取得し、その他に京都府からの野生鳥獣の捕獲許可（06 京都府 0001-0004 および 6 自然第 41 号）を得て行った。



図5 コウモリの捕獲から測定までの様子

(a)ハープトラップの捕獲袋に入ったコウモリ (b) 全体を観察し、種、性別や繁殖状況などを記録 (c) 前腕長の測定

観察時に妊娠が確認された場合、およびその可能性が高い個体であると見られた場合はその時点で測定などを中断して放獣した。

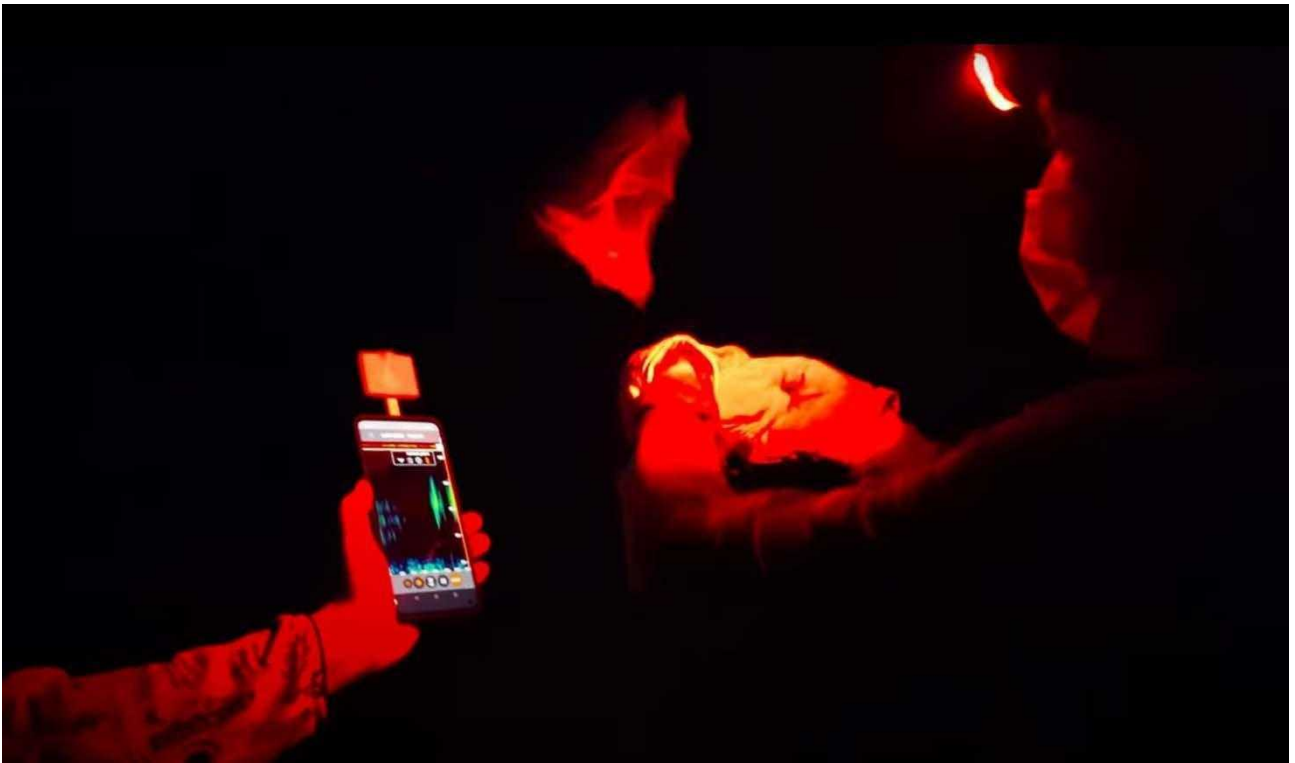


図6 放獣時のエコーロケーション音の収集

観察と計測が完了した個体は、15-30分程度布製の袋に入れて沈静させた後、放獣した。

放獣の際に携帯型超音波検出器 Echo Meter Touch（Wildlife Acoustics 社製）を用いて放獣個体が発する超音波を録音した。

3. 結果と考察

音響調査により10種を種レベルで、1種を属レベルで確認した（表1）。捕獲調査では4種が捕獲されたが、2010年に行われた先行研究で捕獲されたキクガシラコウモリは本研究による調査では捕獲されなかった。しかしながら、少なくとも11種が芦生研究林に生息するか、少なくとも飛来していることが確認され、7種が本調査地において初めて記録された。この結果は、音響調査によるコウモリの検出は、コウモリ相の把握において捕獲調査よりも効率的に機能したことが示す。音響調査では、*Murina* 属の検出が認められたが、種を同定することはできなかった。しかし、捕獲調査により、*Murina* 属2種（*Murina hilgendorfi* テングコウモリ・*Murina ussuriensis* コテングコウモリ）が確認された。

表 1 音響調査および捕獲調査により本研究の調査地で確認された種。

種	音響調査による 確認	捕獲による確認	
		本研究	先行研究 [†]
<i>Rhinolophus nippon</i> [‡] キクガシラコウモリ	○		○
<i>Rhinolophus cornutus</i> コキクガシラコウモリ	○		
<i>Nyctalus aviator</i> ヤマコウモリ	○		
<i>Pipistrellus abramus</i> アブラコウモリ	○		
<i>Pipistrellus endoi</i> モリアブラコウモリ	○	○	○
<i>Vespertilio sinensis</i> ヒナコウモリ	○		
<i>Myotis macrodactylus</i> モモジロコウモリ	○		
<i>Myotis pruinus</i> クロホオヒゲコウモリ	○	○	○
<i>Murina hilgendorfi</i> テングコウモリ	Murina 属を確認	○	○
<i>Murina ussuriensis</i> コテングコウモリ	Murina 属を確認	○	○
<i>Miniopterus fuliginosus</i> ユビナガコウモリ	○		
<i>Tadarida insignis</i> オヒキコウモリ	○		

†：芦生研究林の公開データ（生物相；<https://fserc.kyoto-u.ac.jp/wp/ashiu/data/flora-andfauna-list/%e5%93%ba%e4%b9%b3%e9%a1%9e/>）に掲載されている 2010 年捕獲調査で確認された種

‡：ヨーロッパ・北アフリカから東アジアにかけて分布する *R. ferrumequinum* と同一種と考えられてきたが、形態学的・分子系統学的研究により別種とする見解が発表されている（Ikeda et al. 2020；Ikeda & Motokawa 2021）

1 日あたりの検出数を検出器の設置場所間で比較したが、落葉広葉樹林と常緑針葉樹林には、大きな差は認められなかった（図 7 (a)）。個々の設置場所間で比較しても食性タイプによる傾向は認められなかった（図 7 (b)）。また、同一森林タイプ内で、1 日あたり検出数には検出器設置場所によって変動に大きな差があり、優占する樹種が落葉広葉樹であるか常緑針葉樹であるかだけでなく、標高や溪流までの距離などの他の環境要因も考慮に入れる必要があることが示唆された。また、今後、コウモリの種ごとの比較も行う予定である。

1 日あたり検出数は、落葉広葉樹林、常緑針葉樹林ともに 8–9 月に多く、調査期間の開始直後の 5 月および終了直前の 11 月には少なかった（図 8）。これは、5 月および 11 月には夜間の気温が低く、10℃以下になることも多かったことから、低温によりコウモリの活動自体が不活発になったことと、餌となる昆虫類の活動も低下していたことに

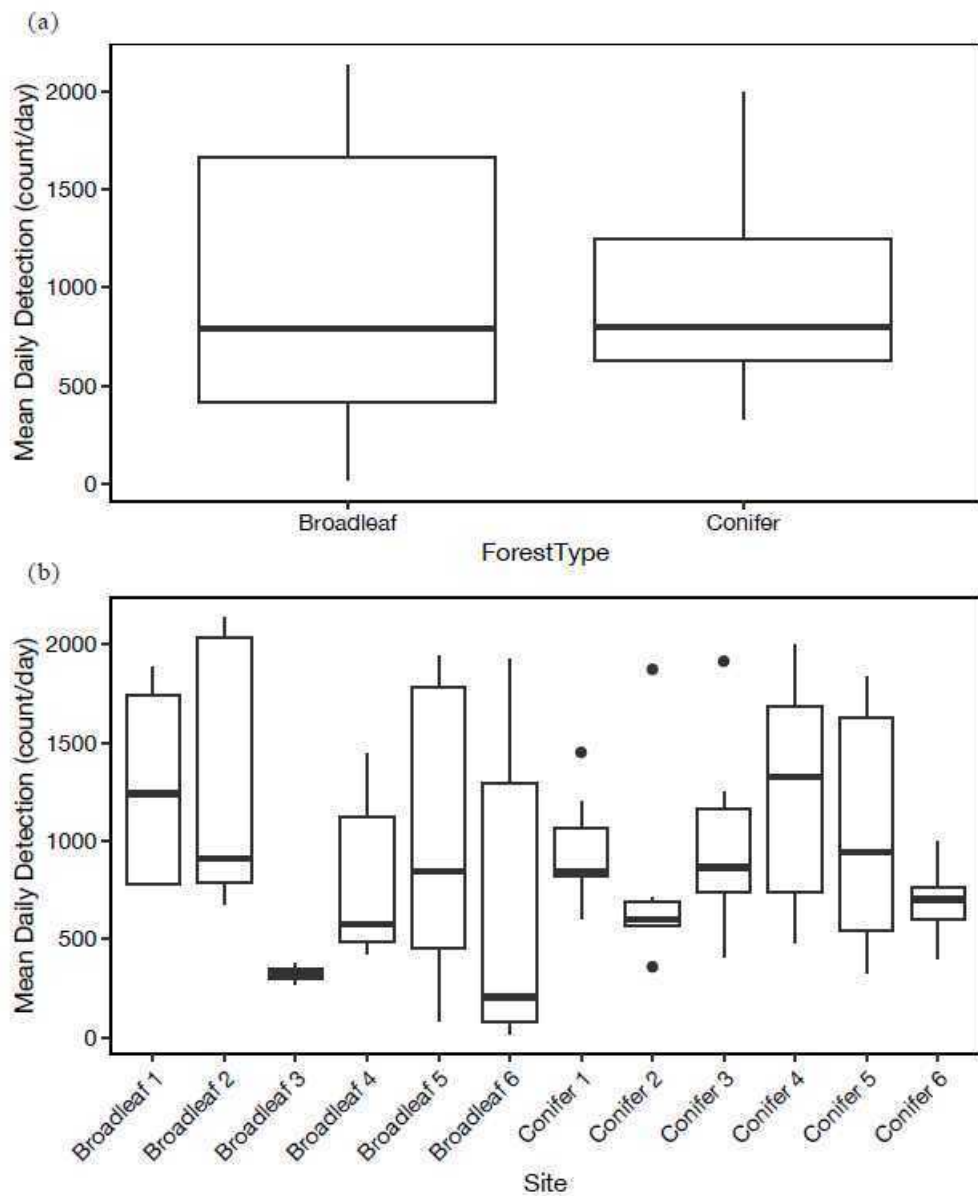


図 7 超音波の日平均検出数の森林タイプ間および検出器設置場所間の比較

(a) 落葉広葉樹林と常緑針葉樹林における超音波の検出数 (b) 落葉広葉樹林 6 カ所と常緑針葉樹林 6 カ所の検出器設置場所ごとの超音波検出数
設置場所の位置については図 1 (c) を参照。

起因すると推測される。一方で、森林タイプにかかわらず、全体としての検出数

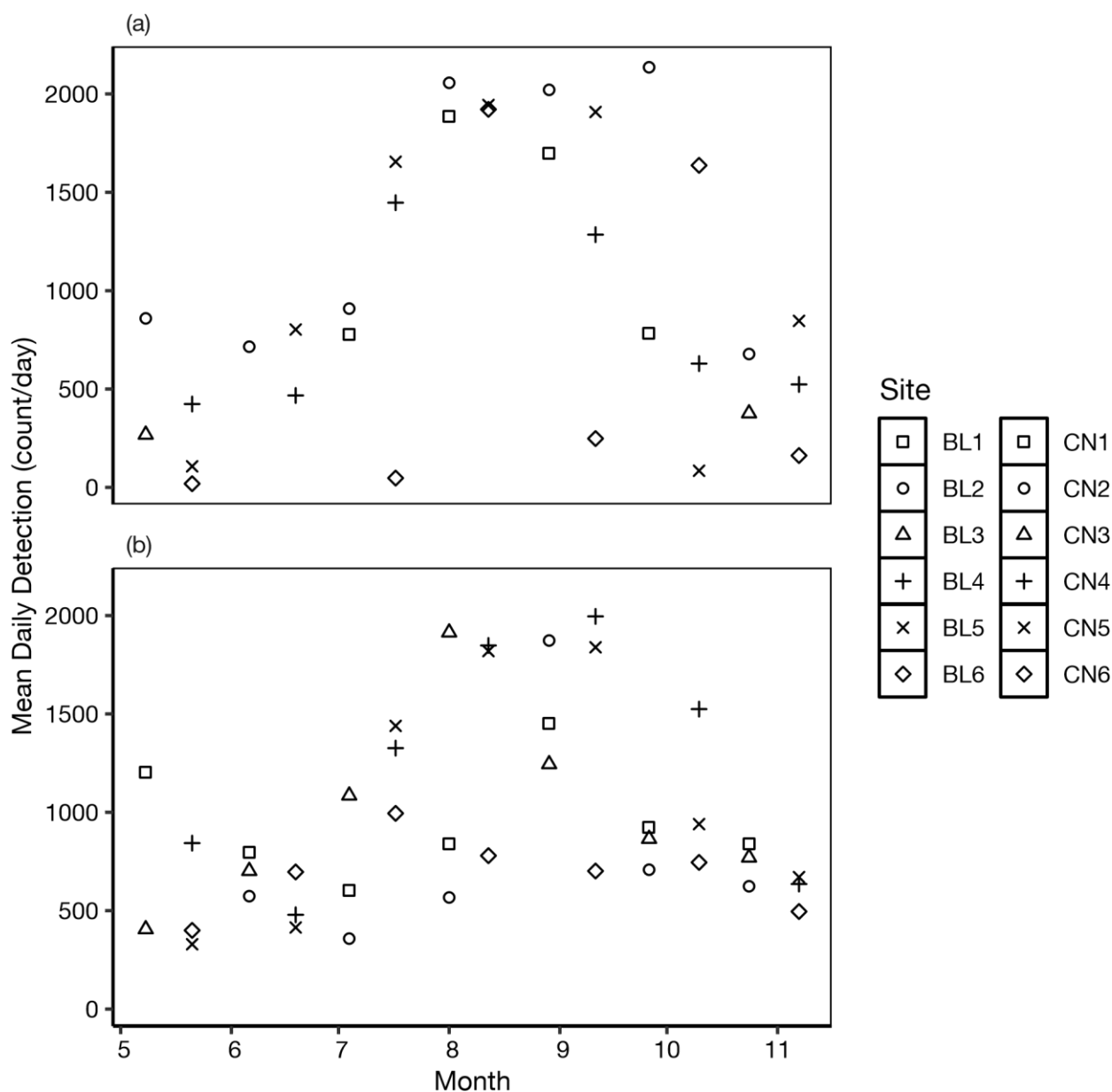


図 8 検出器設置場所ごとの一日あたり検出数の季節変化

(a) 落葉広葉樹林 (BL) (b) 常緑針葉樹林 (CN) における検出数を検出器設置場所ごとに示す。

は 8 月および 9 月に多かったことは、コウモリ類の多くの種が初夏から夏にかけて出産・授乳を行い、夏季に幼獣が巣立つという生活史と関係すると考えられる。活動の季節変化に関しても、今後、種ごとの解析を行う予定である。

本研究の調査地である芦生研究林では、ニホンジカの個体数増加の影響を受け、森林の状況が大きく変化しつつあることが、森林の更新動態や物質循環に影響を及ぼしていることが調査されてきている (Sakata & Yamasaki 2015 ; Fukushima et al. 2017)。しかし、コウモリ類については、他の森林と同様これまでほとんど調査されてきておらず、2010 年に捕獲調査の例があるのみである。本研究により、森林を利用するコウモリ類の種組成についての新しい知見がもたらされた。コウモリ類の出現・行動に影響を及ぼす環境条件については、今後、得られたデータに対して種ごとの解析をす

すめ、今後も継続すると予想される森林動態の変化がコウモリ類に及ぼす影響と保全上必要な施策を検討する。森林動態の変化が、絶滅のおそれがある動物の生態に及ぼす影響を明らかにすることは、対象種の保全上の必要のみならず、森林生態系の総合的な理解と、将来起こり得る様々な環境の変化による影響の予測、森林の維持管理が希少種の保全に果たす役割の評価にも寄与すると考える。

[成果]

本研究の成果はこれまでに、以下の通り、公表された。

Fay TAYLOR, Heungjin RYU, David HILL, Lina KOYAMA, A Tale of Two Bats: Exploring the Vocal Parallels of *Myotis pruinus* and *Pipistrellus endoi* in Ashiu Forest, Japan, 日本生態学会第 72 回全国大会, 2025.03.18. 札幌

大原夕奈, TAYLOR Fay, 小山里奈, 音声で探る芦生研究林のコウモリ：コキクガシラコウモリとキクガシラコウモリについて / A tale of two bats: What ecological traits impact the conservation statuses of *Rhinolophus cornutus* and *R. nippon* in Ashiu Forest, Japan? 日本生態学会第 72 回全国大会, 2025.03.18. 札幌

Fay Taylor, Heungjin Ryu, Lina Koyama, Batmospheric conditions: Impacts of forest type and weather on bat activity in Ashiu's ancient forest / 芦生の原生林における森林タイプと天候がコウモリの活動に及ぼす影響, 日本哺乳類学会 2024 年度大会, 2024.09.07. 兵庫

Fay TAYLOR, Lina KOYAMA, Acoustic Monitoring of Bat Species Diversity in Ashiu Forest, Kyoto, 日本生態学会第 71 回全国大会, 2024.03.16. ハイブリッド（横浜・オンライン）

4. 謝辞

本研究は、2024 年度（第 39 回）タカラハーモニストファンドの支援を受けて実施された。ここに記して深謝する。調査は、京都大学フィールド科学教育研究センター芦生研究林のスタッフ、京都大学情報学研究科生物圏情報学講座のメンバー、その他の調査協力者（Mariana Avalos 氏、Lazarina Giannakopoulou 氏、Catherine Hails 氏、Kasia Majewski 氏、Maria Perez 氏、田中寛子氏）の助力なくしては実施し得なかった。福井大博士には過去の同調査地におけるコウモリの捕獲調査についての情報とアドバイスを頂いた。また、David Hill 博士には調査にかかるアドバイスに加え、AutoBat の使用に関して多大なご協力を頂いた。ご協力頂いた全ての方々に感謝する。

5. 引用文献

- Aylen, O., Bishop, P.J., Bin Haji Abd Wahab, R., Grafe, T.U., 2022. Effectiveness of acoustic lures for increasing tropical forest understory bat captures. *Ecol. Evol.* 12, e8775.
- Chianucci, F., Macek, M., 2023. hemispher: an R package for fisheye canopy image analysis. *Agric. For. Meteorol.* 336, 109470.
- Frank, E.G., 2024. The economic impacts of ecosystem disruptions: Costs from substituting biological pest control. *Science* 385, eadg0344.
- Froidevaux, J.S.P., Barbaro, L., Vinet, O., Larrieu, L., Bas, Y., Molina, J., Calatayud, F., Brin, A., 2021. Bat responses to changes in forest composition and prey abundance depend on landscape matrix and stand structure. *Sci. Rep.* 11, 10586.
- Fukui, D., Agetsuma, N., Hill, D.A., 2004. Acoustic identification of eight species of bat (mammalia: chiroptera) inhabiting forests of southern hokkaido, Japan: potential for conservation monitoring. *Zoolog. Sci.* 21, 947–955.
- Fukushima, K., Ishii, K., Yoshioka, T., 2017. Effects of deer grazing on soil C and N dynamics in *Miscanthus sinensis* grassland and *Quercus serrata* forest in Ashiu research forest, Japan. *Journal of Forest Research* 22, 309–313.
- Furey, N.M., Mackie, I.J., Racey, P.A., 2009. The role of ultrasonic bat detectors in improving inventory and monitoring surveys in Vietnamese karst bat assemblages. *Curr. Zool.* 55, 327–341.
- Hill, D.A., Greenaway, F., 2005. Effectiveness of an acoustic lure for surveying bats in British woodlands. *Mamm. Rev.* 35, 116–122.
- Honjo, T., Tzu-Ping LIN, Seo, Y., 2019. Sky view factor measurement by using a spherical camera. *J. Agric. Meteorol.* 75, 59–66.
- Ikeda, Y., Jiang, T., Oh, H., Csorba, G., Motokawa, M., 2020. Geographic variations of skull morphology in the *Rhinolophus ferrumequinum* species complex (Mammalia: Chiroptera). *Zool. Anz.* 288, 125–138.
- Ikeda, Y., Motokawa, M., 2021. Phylogeography of the Japanese greater horseshoe bat *Rhinolophus nippon* (Mammalia: Chiroptera) in Northeast Asia: New insight into the monophyly of the Japanese populations. *Ecol. Evol.* 11, 18181–18195.

Kunz, T.H., Braun de Torrez, E., Bauer, D., Lobova, T., Fleming, T.H., 2011. Ecosystem services provided by bats: Ecosystem services provided by bats. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1223, 1–38.

López-Baucells, A., Yoh, N., Rocha, R., Bobrowiec, P.E.D., Palmeirim, J.M., Meyer, C.F.J., 2021. Optimizing bat bioacoustic surveys in human-modified Neotropical landscapes. *Ecol. Appl.* 31, e02366.

Parsons, S., Jones, G., 2000. Acoustic identification of twelve species of echolocating bat by discriminant function analysis and artificial neural networks. *J. Exp. Biol.* 203, 2641–2656.

Preble, J.H., Ohte, N., Vincenot, C.E., 2021. In the shadow of the rising sun: a systematic review of Japanese bat research and conservation. *Mamm. Rev.* 51, 109–126.

Roemer, C., Julien, J.-F., Ahoudji, P.P., Chassot, J.-M., Genta, M., Colombo, R., Botto, G., Negreira, C.A., Djossa, B.A., Ing, R.K., Hassanin, A., Rufray, V., Uriot, Q., Participants, V.C., Bas, Y., 2021. An automatic classifier of bat sonotypes around the world. *Methods Ecol. Evol.* 12, 2432–2444.

Roswag, M., Roswag, A., Roswag, M.S., Fietz, J., Taefi, T.T., 2025. Advancing bat monitoring: Assessing the impact of unmanned aerial systems on bat activity. *PLoS One* 20, e0314679.

Sakata, Y., Yamasaki, M., 2015. Deer overbrowsing on autumn - flowering plants causes bumblebee decline and impairs pollination service. *Ecosphere* 6, 1–13.

芦生研究林 芦生研究林公開データ、生物相リスト、哺乳類 [<https://fserc.kyoto-u.ac.jp/wp/ashiu/data/flora-and-fauna-list/哺乳類/>]. 参照: 2025-07-16.

環境省生物多様性センター（2020）環境省第4次レッドリスト（哺乳類）. [<https://ikilog.biodic.go.jp/Rdb/env>] 環境省. 参照: 2025-07-16.

竹中明夫（2021）竹中明夫のページ、全天写真解析プログラム CanopOn 2（CanopOn 2 関連の補足情報） <http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/appendix.html> 参照: 2025-07-16.

増田圭祐, 松井孝典, 福井大., et al (2017) 機械学習法を用いたエコーロケーションコールによるコウモリの種判別. *哺乳類科学* 57:19–33

砂浜海岸の動植物に能登半島地震が与えた影響評価

広島大学 豊田賢治

石川県

2024 年 1 月 1 日能登半島を襲った大地震は、各地で津波や輪島市沿岸では最大 4 m も地盤が隆起するなど未曾有の自然災害となった。申請者は、2022 年から能登町に生活拠点を形成し、奥能登地方を中心に砂浜海岸の動植物の生態調査を進めてきた。本研究では、2023 年以前のデータを「震災前」の参照データとして、2024 年 4 月から 2026 年 3 月の 2 年間の調査を実施する。そして震災前後と震災経過後 1 年と 2 年の比較を通して海岸隆起や津波による大規模環境攪乱の影響を定性・定量的に評価することを目的として活動を進めている。

2024 年 4 月から 2025 年 6 月までの成果を以下にまとめる。

1. 藻場の生物群集調査

藻場の微小生物の群集組成を明らかにするため、スキューバ潜水にてホンダワラ類 1 株単位に付着した生物の同定と全個体数の定量調査を進めている。金沢大学能登臨海実験施設は能登半島地震で被災しているが、現在もスキューバ潜水調査は可能であり、同施設前の九十九湾で 2023 年度は各季節のホンダワラ類の葉上動物組成調査を実施している (Tsunoda et al., EcoEvoRxiv, 2025; Tsunoda et al., under revision; 図 1)。震災により海底地形が改変されているが、2023 年度と同様に水深 5 m と 10 m 地点のホンダワラ類を採集して調査する。現在も 2025 年 7 月までの採集とサンプル整理は順調に進んでおり、予備解析では震災前後の季節データ比較で複数の分類群の動態が顕著に変動している。



左写真：潜水メンバー（一番左が申請者）、右写真：海藻のサンプリング（左が申請者）図 1. 潜水調査の様子

また、九十九湾だけでなく能登町の沿岸広域にて岸側に繁茂しているホンダワラ類についても同様の調査を進めており、海藻種間とサンプリング地点間の群集組成の差異についても解析を行なった。震災前のデータセットについては最近国際誌に受理された (Tsunoda et al., Zoological Studies, accepted)。

2. 海浜植物と海浜動物調査

震災前に奥能登（穴水町、能登町、輪島市、珠洲市）の全ての砂浜海岸にて石川県内で絶滅危惧種に指定されているハマボウフウ *Glehnia littoralis* の分布調査を実施した（未発表）。この震災前調査結果を参照データとして、震災後に調査可能な海岸にて同様の調査を実施した。その際に、石川県内では記録が乏しいグンバイヒルガオとウチワサボテン属の一種を確認した（角田ら, 2025b; 図 2）。



図 2. 海浜植物

左：グンバイヒルガオ、右：ウチワサボテン属の一種

（角田ら, 2025b）

また、能登半島で最も震災で海岸隆起が確認された輪島市鹿磯海岸では、砂浜も大きく波打ち際に広がった（図 3 左）。そのため、今後は元々の砂浜で群生していた海浜植物相は時間経過とともに陸生化が進み、その一方で新しい砂浜には海洋分散で漂着した種子や陸から運ばれる種子によって新規の海浜植物相が形成されると予想される。そこで、我々はこの鹿磯海岸の砂浜を次の 3 つのフィールドに区分けした：（1）元々の砂浜で、今後陸化が進むと考えられるエリア、（2）海底隆起で新設された砂浜、（3）海底隆起で新設された岩肌（元々は海底の岩礁）。現在までに 2025 年 2 月と 6 月に専門家を交えて各 3 フィールドに繁茂している植物種の全同定を行なっている。今後、夏から秋にかけて開花個体の観察を経て新しい海浜環境に定着する植物相を明らかにする。

さらに現在は、海浜昆虫を中心とした海浜無脊椎動物の調査も進めている。地震による隆起で新設された砂浜にはどのような生物相が形成されて次第に群集構造が安定化するのだろうか？そのことを調べるために 2024 年 4 月以降に専門家を交えて海浜昆虫の採集調査を進めている。主な分類群は甲虫類のハネカクシ類やゴミムシダマシ類、ゴミムシ類であり、そのほか陸生甲殻類であるハマトビムシ類やジムカデ類などの多足類の種数や個体数を調査している。



図 3. 鹿磯海岸（輪島市）

左：海岸隆起によって新しく形成された砂浜（左奥に見える消波ブロックが震災前の水面付近）、右上：隆起した磯（白い部分は石灰藻が乾燥した後）、

右下：海浜植物やベントスの専門家（2025 年 6 月撮影：申請者は一番右）

3. 沿岸性の動物調査

2024 年に発生した能登半島地震や豪雨災害が沿岸域の生物にどのような影響を与えたのか、それらを定性・定量的に評価することは容易ではない。しかし、これらの未曾有の大災害を契機に、これまで十分とはいえなかった各地の生物多様性をしっかり評価するための仕組み作りができないだろうか。そのような考えのもと、申請者らは各分野の新進気鋭の専門家（主に生物学だが、海浜植物、海浜昆虫、陸生巻き貝、沿岸生態系、土壌生物など）を実際に能登半島に招聘し、現在の能登半島の生物相の解明に力を注いでいる。2024 年度はムラサキウニの体表に共生する 2 種類の甲殻類（ムラサキヤドリエビとムラサキゴカクガニ）を石川県から初めて報告したり（角田ら, 2025a）、海岸に近い土壌からニホンオカトビムシを報告したりとこれまで能登半島はおろか石川県でも記録が少ない種の発見とその成果発表に努めた。

研究業績（全て謝辞に御助成金について明記済, 申請者）発表論文リスト

（国際誌・査読アリ）

1. Keito Tsunoda, Yukimasa Higashide, Shouzo Ogiso, Nobuo Suzuki, Kenji Toyota. Seasonal dynamics of epifaunal communities on the Sargassum beds of the coast of Noto Peninsula, Japan. Zoological Studies. accepted.

（国内誌・査読ナシ）

2. 角田啓斗, 有村拓真, 豊田賢治. 石川県からムラサキウニの共生性甲殻類 2 種の初記録. のと海洋ふれあいセンター研究報告 30:7-11, 2025a.
3. 角田啓斗, 東出幸真, 中野真理子, 豊田賢治. 能登半島と佐渡島にて確認されたグンバイヒルガオと能登半島でのウチワサボテン属の一種の記録. のと海洋ふれあいセンター研究報告 30:13-16, 2025b.
4. 桑原涼輔, 角田啓斗, 豊田賢治. 石川県能登町からのニホンオカトビムシ *Morinoia japonica* (Tattersall, 1922)の記録. のと海洋ふれあいセンター研究報告 30:37-41, 2025c.

プレプリント（査読付き国際誌に投稿中）

5. Keito Tsunoda, Yukimasa Higashide, Kenji Toyota. Variations in epifaunal assemblages among different algal species in the coastal waters of the Noto Peninsula, Japan. EcoEvoRxiv, 2025. doi: <https://ecoevorxiv.org/repository/view/8519/>.

学会発表（口頭発表）

6. 角田啓斗, 小玉将史, 鈴木信雄, 豊田賢治. (2025). 能登半島地震がガラモ場の無脊椎動物群集に与えた影響. (2025). 年度中国四国地区生物系三学会合同大会, 愛媛大学城北キャンパス.

（ポスター発表）

7. 角田啓斗, 豊田賢治. (2025). 能登半島沿岸の海藻における葉上動物群集動態. 日本動物学会中国四国支部広島県例会, 広島大学東広島キャンパス.
8. Keito Tsunoda, Masafumi Kodama, Yukimasa Higashide, Shouzo Ogiso, Hajime Matsubara, Nobuo Suzuki, Kenji Toyota. (2025). Dynamics of gammarid assemblages associated with Sargassum species before and after the Noto Peninsula earthquake. KINET International Symposium 2024, Kakuma Campus, Kanazawa University.

9. 角田啓斗, 小玉将史, 東出幸真, 小木曾正造, 松原 創, 鈴木信雄, 豊田賢治. (2024). 能登半島地震発生前後における藻場ヨコエビ群集の比較. 日本甲殻類学会第 62 回大会, 函館アリーナ.

北海道のヒグマの冬眠時期と環境要因の関係

浦幌ヒグマ調査会 佐藤喜和

北海道

1. 緒言

ヒグマ *Ursus arctos* は採食物が減少する冬の間を冬眠して過ごすことが知られている。一般的な哺乳類の冬眠と比較して、クマ類の冬眠にはいくつかの特徴がある。例えば、体温の降下は比較的緩やかで、冬眠時も体温は約31～35℃の範囲にとどまり、途中で覚醒することなく、低代謝状態でほぼ中断なく眠り続ける。さらに、冬眠中には摂食・飲水・排泄・排尿を行わず、メスはその間に出産を行うこともある(坪田, 2000)。

また、地域差は大きくないものの、オスはメスよりも冬眠開始が遅い傾向があり、春の冬眠穴からの出現は、オス→単独のメス→1歳子連れのメス→当歳子(新生子)連れのメスの順であることも報告されている(羽澄, 2000)。このように、ヒグマの冬眠時期や行動には個体差や性別による傾向が存在する。

ヒグマが冬眠を始める時期は、気温や植物の豊凶に影響されるとされており、餌資源が豊富な年には冬眠が遅れ、餌が乏しい年には早まる傾向がある。これは、動物園で給餌を継続しているクマが冬眠しないのと同様の理屈である(奈良山雅俊, 朝日新聞, 「穴もたず」? 真冬のヒグマ対策は 知床財団・山中正実さんに聞いた, 2024年1月19日)。

近年「冬眠しないクマ」に関する報道も見られる。例えば、温暖化の影響により雪が少なく、地面の堅果類を利用できることや、エゾシカ *Cervus nippon yesoensis* の増加により残滓を採食している可能性が指摘されている。2024年1月には北海道小平町達布でヒグマの痕跡や目撃情報が相次ぎ(奈良山雅俊, 朝日新聞, 冬眠しないヒグマ, 集落近くに連続出没 隣町では史上最悪の獣害事件, 2024年1月12日), 2024年2月には興部町でも足跡が確認されている。知床では、ミズナラ *Quercus crispula* の堅果が大豊作の年には12月まで食べ続ける個体や、遅くまで遡上するサケ *Oncorhynchus keta* を1月になっても捕食していた個体が確認されている。これらは主に一部個体に関する情報であり、個体群スケールでの冬眠時期や冬眠行動の実体については、十分な知見が得られていない。ヒグマの冬眠に関する理解を進めるには一定の地域において、多数個体の冬眠入りおよび明けの時期を継続的に把握する必要がある。

そこで本研究では、北海道内の複数地域において設置された自動撮影カメラ(カメラ・トラップ)による観察を通じて、冬眠入りおよび冬眠明けの時期を推定することを目的とした。冬眠穴そのものを観察するのではなく、定点的に設置されたカメラ映像から個体の出現消失・再出現のパターンを分析することで、間接的に冬眠時期を把握する手法の有効性を検討した。

2. 調査地と方法

本調査では2023年～2025年にかけて札幌市(12地点), 富良野市(7地点), 興部町(8地点)に, 2024年～2025年にかけて浦幌町(12地点), 知床地域(10地点)の合計49地点において, 自動撮影カメラによるヒグマのモニタリングを実施した(図1). 自動撮影カメラはCORE DS-4K(Bushnell社製)で動画モードで使用した. 撮影時間は60秒, インターバル1秒, センサーレベルはAutoに設定した.



図1. 北海道における調査地分布図

設置位置は積雪期でも撮影が継続されるよう, 高さを2.5～3mに設定し(図2), 自然木や人工的に設置した背擦りトラップに向けて固定した. 背擦りトラップは, カラマツの間伐木製の木杭を使用し, 直径10～15cm, 高さ2mの木杭をスパイラルボーラーであけた穴に打ち込み設置した. また, Sato et al. (2020)より木材防腐剤であるクレオソート(クレオソート油R, 株式会社吉田製油所製)が, クマの誘引に効果的であることが示されているため木杭の上部に塗布した. また, ヒグマが背擦りを行った際に体毛を採取しやすくするために有刺鉄線を巻き付けた. 札幌市と浦幌町では背擦りトラップに, 富良野市, 興部町, 知床地域では天然の背擦り木にカメラを向けた.



図2. 2.5～3mの高さに設置した自動撮影カメラ

撮影されたヒグマの動画から、個体の体サイズと性齢クラスの判定を行った。比較用に背擦り木と測量ポールを並べた基準画像を設置時に撮影し、肩高、頭長、体長の3項目を10cm単位で計測した(図3)。雄性外部生殖器が確認できた個体はオスとし、乳房付近に毛ずれが確認できた個体はメス成獣とした。阿寒白糠地域で確認されている最大のメス成獣は2012年に北海道釧路市音別町で捕獲された個体であり(体重 175kg, 頭長1.5m[佐藤, 未発表]), 頭胴長から推定される体長が1.9mであることから、体長2m以上の個体はオス成獣とした。また、佐藤ほか(2004)により、調査地域内のヒグマの頭胴長はオス成獣で1.4m以上、メス成獣で1.2m以上と報告されていることから、頭胴長1.1m以下であり成獣と行動を共にしていない個体は亜成獣とした。また、ヒグマはメスが単独で子育てをすることが知られている(Dahle & Swenson, 2003)ため、子を連れている個体はメス成獣とし、このときに確認された子は幼獣とした。さらに、ヒグマは繁殖期にオス成獣とメス成獣がともに行動することが確認されている(門崎・犬飼, 1999)ため、繁殖期に撮影された動画で2個体が同時に撮影されたものがあつた場合、体サイズの測定データに基づき体サイズの大きい個体をオス成獣、小さい個体をメス成獣とした。ただし、オス成獣は頭胴長1.4m以上、メス成獣は頭長 1.2m以上に限った。

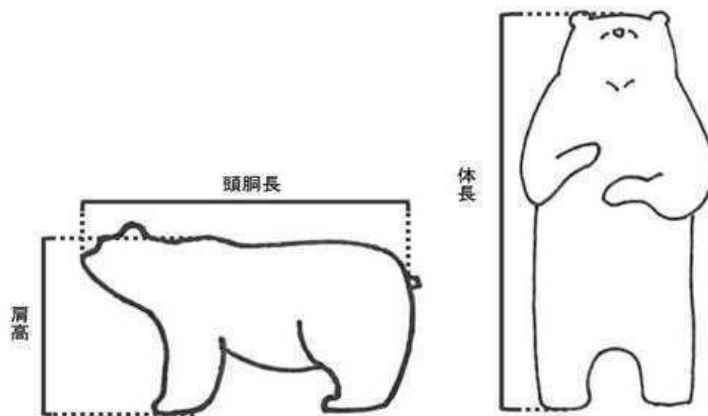


図3. 体サイズ測定部位.

同一個体の連続撮影による重複カウントを回避するため、連続して撮影された動画の感覚が30分以内の撮影を1回の訪問と見なしたイベント数(O'Brien et al., 2003)を100トラップナイト当たりのカメラ稼働日数で割ったものをRAI(Relative Abundance Index)とし、撮影努力量当たりの撮影頻度の指標とした。ただし、体サイズや発見頭数などから明らかに別個体と断定できるものは30分以内でも複数回の訪問とした。

3. 結果

3.1. 興部町

興部町では2023年冬～2024年春、2024年冬～2025年春に冬眠カメラを設置した。2023年～2024年のモニタリングの結果、2023年冬に最後に撮影された日はOKP9で12月8日にメス成獣1頭と幼獣2頭であり、12月中に撮影されたのはこの1件であった(表1)。冬眠明け後最初に撮影された日は、OKP8で3月14日にメス成獣であった(表2)。

表1. ヒグマの冬眠前最終撮影日，興部，2023年冬．

カメラID	撮影日	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
OKP1	11月14日	12:15	11月25日	メス	成獣
OKP2	不明		2月25日	メス	成獣
OKP3	11月18日	18:38	11月26日	メス	成獣
OKP4	7月22日	6:37	8月26日	メス	成獣
OKP7	11月22日	15:40	11月26日	不明	不明
OKP8	11月18日	18:22	11月26日	オス	成獣
OKP9	12月8日	13:33	2月24日	メス	成獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣
OKP11	11月13日	23:21	2月24日	不明	不明

表2. ヒグマの冬眠明け最初撮影日，興部，2024年春．

カメラID	日付	時刻	最初稼働日	稼働期間	性別	性齢級
OKP1	4月17日	18:23	11月25日	11月25日～5月31日	不明	不明
OKP2	5月30日	1:50	11月26日	11月26日～5月31日	オス	成獣
OKP3	不明	不明	11月26日	11月26日～5月31日	オス	成獣
OKP4	5月30日	15:21	2月24日	2月24日～5月31日	オス	亜成獣
OKP7	4月2日	13:42	11月26日	11月26日～5月31日	オス	成獣
OKP8	3月14日	8:55	11月26日	11月26日～5月31日	メス	成獣
OKP9	4月24日	8:42	11月25日	11月25日～5月31日	不明	亜成獣
OKP11	5月18日	12:14	11月25日	11月25日～5月31日	不明	亜成獣

2024年～2025年のモニタリングの結果、2024年冬に最後に撮影された日はOKP7で12月31日に亜成獣1頭であった(表3)。12月中にヒグマが撮影されたのは7件であった。冬眠明け後最初に撮影された日は、OKP7で3月22日に亜成獣であった(表4)。

表3. ヒグマの冬眠前最終撮影日，興部，2024年冬.

カメラID	日付	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
OKP1	11月20日	14:55	1月13日	メス	成獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣
OKP2	12月1日	16:35	1月12日	メス	成獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣
OKP4	12月14日	22:25	1月12日	不明	亜成獣
OKP7	12月31日	5:03	1月13日	不明	亜成獣
OKP9	11月28日	16:57	1月12日	不明	亜成獣
OKP11	8月26日	7:29	1月12日	メス	成獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣

表4. ヒグマの冬眠明け最初撮影日，興部，2025年春.

カメラID	日付	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
OKP1	4月10日	9:21	4月28日	不明	亜成獣
OKP2	4月29日	21:45	5月3日	不明	亜成獣
OKP4	3月30日	8:56	5月3日	不明	亜成獣
OKP7	3月22日	20:15	5月4日	不明	亜成獣
OKP9	撮影なし				
OKP11	5月8日	10:54	5月8日	不明	不明

2023年10月上旬～2024年5月下旬，2024年10月上旬～2025年5月下旬の期間について10日ごとにRAIを求め，グラフを作成した(図4). その結果，2024年度は2023年度より冬眠入りが遅く，また冬眠明けも遅かった.

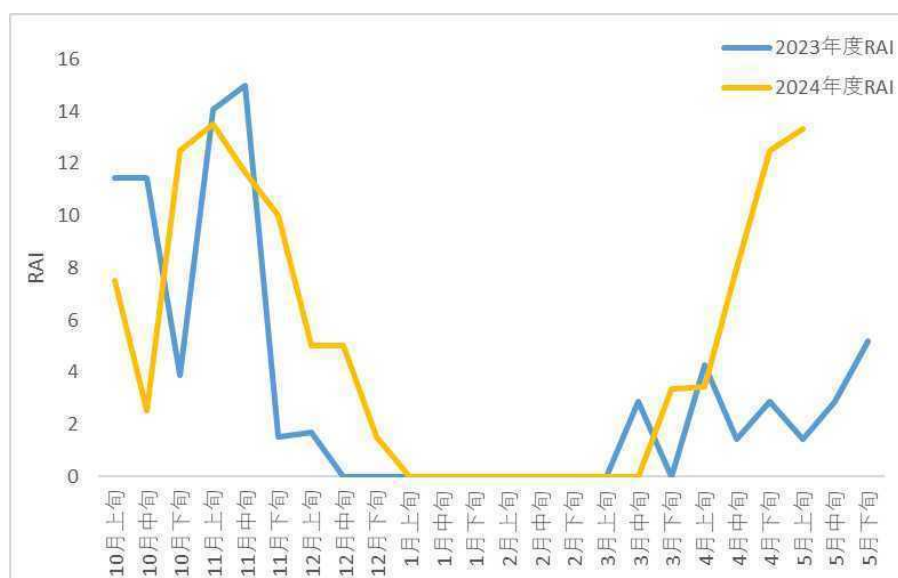


図4. ヒグマRAIの推移(2023年度・2024年度比較)，興部.

3.2. 札幌市

札幌市では2023年冬～2024年春、2024年冬～2025年春に冬眠カメラを設置した。2023年～2024年のモニタリングの結果、2023年冬に最後に撮影された日はSP15で12月6日にメス成獣であり、12月中に撮影されたのはこの1件であった(表5)。冬眠明け後最初に撮影された日は、TM2で3月28日にオス成獣であった(表6)。

表5. ヒグマの冬眠前最終撮影日、札幌、2023年冬。

カメラID	日付	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
SP4	10月19日	12:57	11月22日	メス	成獣
SP5	11月9日	14:19	11月22日	メス 不明	成獣 幼獣
SP11	10月9日	20:33	10月9日	不明	亜成獣
SP13	9月3日	14:50	9月21日	メス 不明	成獣 幼獣
SP14	11月18日	1:16	11月19日	メス 不明	成獣 幼獣
SP15	12月6日	23:59	3月11日	メス	成獣
SP17	10月30日	2:56	11月17日	不明	不明
SP23	11月1日	9:05	11月22日	不明	不明
SP24	11月22日	10:11	3月11日	メス 不明	成獣 幼獣
SP29	11月8日	2:30	11月22日	不明	不明
TM2	9月10日	7:18	9月22日	不明	亜成獣
KN2	8月2日	19:31	8月2日	不明	不明

表6. ヒグマの冬眠明け最初撮影日、札幌、2024年春。

カメラID	日付	時刻	最初稼働日	稼働期間	性別	性齢級
SP4	5月4日	16:54	11月22日	11月22日～5月31日	不明	亜成獣
SP5	7月23日	17:15	11月22日	11月22日～5月31日	メス	亜成獣
SP11	8月31日	16:47	3月11日	3月11日～5月31日	不明	不明
SP13	9月14日	19:14	3月11日	3月11日～5月31日	メス 不明 不明	成獣 幼獣 幼獣
SP14	4月24日	15:16	11月19日	11月19日～5月31日	不明	亜成獣
SP15	撮影なし					
SP17	9月9日	23:28	3月11日	3月11日～5月31日	メス	成獣
SP23	5月29日	13:35	11月22日	11月22日～5月31日	不明	亜成獣
SP24	7月3日	19:18	11月19日	11月19日～5月31日	不明	亜成獣
SP29	5月19日	15:55	11月22日	11月22日～5月31日	メス	成獣
TM2	3月28日	21:10	3月11日	3月11日～5月31日	オス	成獣
KN2	5月21日	18:33	3月11日	3月11日～5月31日	オス	成獣

2024年～2025年のモニタリングの結果、2024年冬に最後に撮影された日はKN2で12月9日にオス成獣であった(表7)。12月中にヒグマが撮影されたのは7件であった。冬眠明け後最初に撮影された日は、SP23で3月25日に性別不明の成獣であった(表8)。

表7. ヒグマの冬眠前最終撮影日, 札幌, 2024年冬.

カメラID	撮影日	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
SP4	11月22日	15:43	1月28日	不明	不明
SP5	12月3日	19:26	1月28日	メス	成獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣
SP11	不明	不明	1月28日	不明	亜成獣
SP13	12月1日	21:07	1月28日	オス	成獣
SP14	10月17日	18:36	1月28日	オス	成獣
SP15	撮影無し		1月28日		
SP17	12月3日	18:00	1月28日	メス	成獣
SP23	11月16日	3:29	1月28日	不明	不明
SP24	10月24日	1:10	1月28日	オス	成獣
SP29	11月14日	6:19	11月22日	不明	不明
TM2	12月1日	19:22	1月28日	メス	成獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣
KN2	12月9日	20:18	1月28日	オス	成獣

表8. ヒグマの冬眠明け最初撮影日, 札幌, 2025年春.

カメラID	日付	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
SP4	4月23日	16:09:12	5月13日	不明	亜成獣
SP5	4月26日	18:12:31	5月31日	メス	成獣
SP11	5月24日	16:52:21	5月31日	不明	成獣
SP13	撮影なし				
SP14	4月15日	16:17:10	5月31日	不明	亜成獣
SP15	撮影なし				
SP17	5月2日	11:49:56	5月31日	オス	成獣
SP23	3月25日	9:49:14	5月31日	不明	成獣
SP24	4月23日	15:00:47	5月31日	メス	成獣
SP29	4月2日	17:37:17	5月31日	不明	成獣
TM2	撮影なし				
KN2	4月17日	18:29:31	5月31日	不明	成獣

2023年10月上旬～2024年5月下旬, 2024年10月上旬～2025年5月下旬の期間について10日ごとにRAIを求め, グラフを作成した(図5). その結果, 冬眠入りも冬眠明けも同時期であったが, 2024年度の方がヒグマの撮影頻度が高かった.

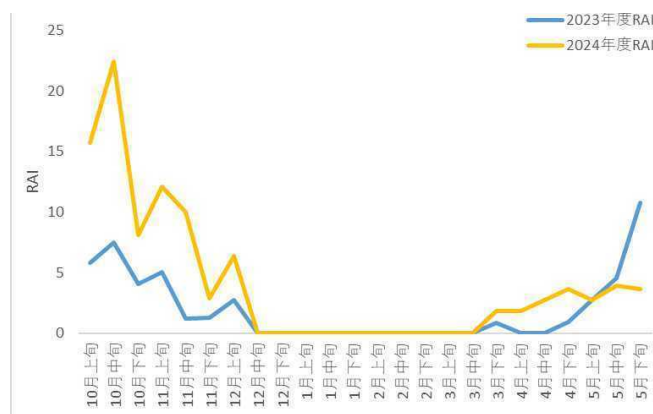


図5. ヒグマRAIの推移(2023年度・2024年度比較), 札幌.

3.3. 富良野市

富良野市では2023年冬～2024年春、2024年冬～2025年春に冬眠カメラを設置した。2023年～2024年の冬眠直前の映像はカメラの不調のため撮影されなかった。冬眠明け後最初に撮影された日は、FR7で3月18日にオス成獣であった(表9)。

表9. ヒグマの冬眠明け最初撮影日，富良野，2024年春.

カメラID	日付	時刻	最初稼働日	稼働期間	性別	性齢級
FR1	3月31日	18:33	3月4日	3月4日～5月31日	メス	成獣
FR2	5月12日	20:54	3月4日	3月4日～5月31日	メス	成獣
FR3	4月15日	23:27	3月4日	3月4日～5月31日	不明	不明
FR4	9月19日	15:39	11月14日	3月4日～4月16日	不明	不明
FR5	4月20日	17:22	3月4日	3月4日～5月31日	メス	成獣
FR6	4月14日	14:09	3月4日	3月4日～5月31日	メス	成獣
FR7	3月18日	7:58	3月4日	3月4日～5月31日	オス	成獣

2024年～2025年のモニタリングの結果，2024年冬に最後に撮影された日はFR6で11月27日にメス成獣1頭と幼獣1頭であり(表10)，12月中にヒグマは撮影されなかった。冬眠明け後最初に撮影された日は，FR6で3月9日に性別不明の成獣であった(表11)。

表10. ヒグマの冬眠前最終撮影日，富良野，2024年冬.

カメラID	日付	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
FR1	11月14日	1:13	11月14日	オス	成獣
FR2	11月14日	16:53	2月21日	メス	成獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣
FR3			2月21日		
FR4	11月12日	9:44	2月21日	不明	不明
FR5	10月14日	20:17	2月21日	メス	成獣
				不明	幼獣
FR6	11月27日	21:05	2月11日	メス	成獣
				不明	幼獣
FR7	11月14日	19:36	2月21日	不明	不明

表11. ヒグマの冬眠明け最初撮影日，富良野，2025年春.

カメラID	日付	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
FR1	撮影なし				
FR2	3月27日	17:12:41	5月23日	不明	成獣
FR3	撮影なし				
FR4	4月8日	15:35:56	5月31日	不明	亜成獣
FR5	4月22日	17:47:12	5月31日	オス	成獣
FR6	3月9日	1:05:31	5月31日	不明	成獣

2023年10月上旬～2024年5月下旬、2024年10月上旬～2025年5月下旬の期間について10日ごとにRAIを求め、グラフを作成した(図6)。その結果、2024年度は2023年度より冬眠入りが遅く、また冬眠明けも早かった。

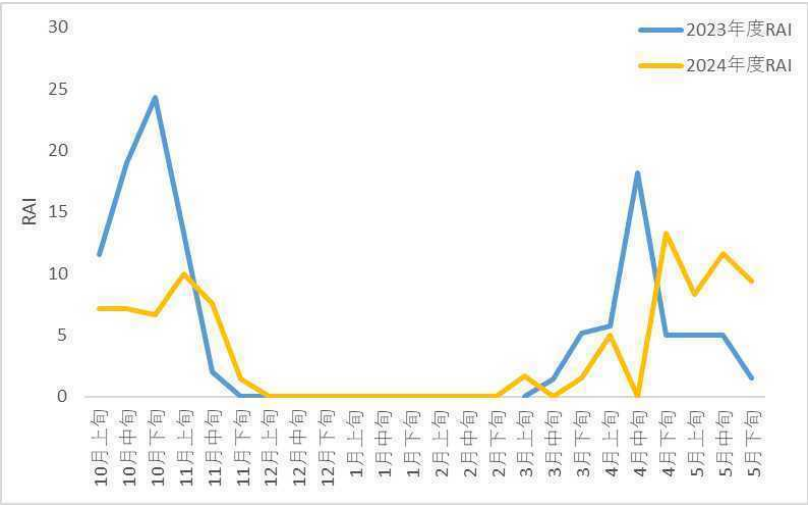


図6. ヒグマRAIの推移(2023年度・2024年度比較), 富良野.

3.4. 知床

知床では2024年冬～2025年春に冬眠カメラを設置した。2024年～2025年のモニタリングの結果、2024年冬に最後に撮影された日はD6で1月2日にオス成獣であり、12月、1月中に撮影されたのは10件であった(表12)。冬眠明け後最初に撮影された日は、D6で2月3日に亜成獣であった(表13)。

表12. ヒグマの冬眠前最終撮影日，知床，2024年冬．

カメラID	撮影日	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
D03	12月16日	10:28:13	4月29日	不明	不明
	12月16日	10:54:53	4月29日	不明	成獣
D04	12月18日	22:53:26	4月29日	不明	成獣
D06	1月2日	3:05:13	4月28日	オス	成獣
E02	撮影なし				
E03	撮影なし				
E10	11月6日	8:49:11	4月28日	不明	成獣
G06	11月9日	21:12:51	3月3日	不明	成獣
G09	11月7日	4:44:03	4月29日	不明	不明
H06	11月30日	2:49:27	4月28日	不明	成獣
H07	11月24日	6:21:26	4月28日	不明	亜成獣

表13. ヒグマの冬眠明け最初撮影日，知床，2025年春．

カメラID	撮影日	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
D03	3月24日	1:59:41	4月29日	オス	成獣
	3月24日	6:32:08	4月29日	オス	亜成獣
				オス	亜成獣
D04	撮影なし				
D06	2月3日	9:53:00	4月28日	オス	亜成獣
E02	4月15日	15:58:36	4月28日	不明	亜成獣
E03	4月13日	15:46:49	4月28日	不明	成獣
E10	撮影なし				
G06	撮影なし				
G09	3月31日	21:25:15	4月29日	オス	成獣
H06	4月7日	15:34:55	4月28日	不明	成獣
H07	撮影なし				

3.5. 浦幌町

浦幌町では2024年冬～2025年春に冬眠カメラを設置した。2024年～2025年のモニタリングの結果, 2024年冬に最後に撮影された日はTE36で12月6日にメス成獣であり, 12月に撮影されたのは3件であった(表14)。冬眠明け後最初に撮影された日はTE26で3月30日に性別不明の成獣であった(表15)。

表14. ヒグマの冬眠前最終撮影日, 浦幌, 2024年冬。

カメラID	撮影日	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
TE16	7月3日	18:03	2月9日	メス	成獣
TE23	不明	不明	2月9日	メス	成獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣
TE26	11月29日	3:38	2月9日	オス	成獣
TE31	11月8日	17:11	2月9日	メス	成獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣
TE36	12月6日	22:15	2月9日	メス	成獣
RT1	11月23日	1:21	2月9日	メス	成獣
RT23	10月22日	18:55	2月9日	不明	不明
NP1	12月4日	20:30	2月9日	オス	亜成獣
NP2	11月11日	17:53	2月9日	不明	亜成獣

表15. ヒグマの冬眠明け最初撮影日, 浦幌, 2025年春。

カメラID	撮影日	時刻	最終稼働日	性別	性齢級
TE16	1月16日	7:34:27	4月26日	メス	成獣
				不明	幼獣
				不明	幼獣
TE18	4月23日	20:52:02	5月31日	不明	不明
TE26	3月30日	10:19:11	5月4日	不明	成獣
TE31	撮影なし				
RT1	撮影なし				
RT14	撮影なし				
RT23	撮影なし				
RT24	4月6日	14:49:05	4月27日	不明	亜成獣
NP1	4月28日	6:22:42	5月3日	不明	亜成獣
NP2	撮影なし				

3.6. 冬期のヒグマ出没、痕跡情報

北海道新聞デジタルでは、2023年11月～2025年1月までのヒグマの報道をまとめた(表16)。冬眠前は11月がほとんどで12月の報道は見られなかった。また、冬眠してない1月に出没するヒグマの報道が多く見受けられた。小平では2年連続1月に目撃情報が出ている。2023年に比べて2024年の方が多く報道されていた。

表16. 北海道新聞デジタルの情報からみた冬季期間の地域別ヒグマの出没、痕跡情報、北海道、2023年～2025年。

出沒・痕跡日時	場所	内容	最終更新日	URL
2025年2月3日	根室	目撃	2月4日	
2025年1月9日	小平	目撃		
2025年1月8日	留萌	目撃	1月26日	https://www.hokkaido-np.co.jp/article/1114705/
2025年1月4日	増毛	足跡		
2024年11月26日	札幌	目撃	11月26日	https://www.hokkaido-np.co.jp/article/1093246/
2024年11月23日	深川	目撃	11月27日	https://www.hokkaido-np.co.jp/article/1093690/
2024年11月19日	深川	足跡		
2024年11月14日	千歳	目撃	11月15日	https://www.hokkaido-np.co.jp/article/1088886/
2024年11月2日	千歳	目撃	11月2日	https://www.hokkaido-np.co.jp/article/1083518/
2024年3月20日	千歳	目撃	3月20日	https://www.hokkaido-np.co.jp/article/989794/
2024年3月17～18日	乙部	目撃	3月18日	https://www.hokkaido-np.co.jp/article/988984/
2024年3月11～15日	乙部	目撃	3月15日	https://www.hokkaido-np.co.jp/article/988166/
2024年1月26日	根室	目撃	1月27日	https://www.hokkaido-np.co.jp/article/968357/
2024年1月10日	小平	目撃	1月11日	https://www.hokkaido-np.co.jp/article/961607/
2023年11月15日	中山峠	目撃	11月17日	https://www.hokkaido-np.co.jp/article/942171/

4. 考察

結果から2023年～2024年では札幌市は12月上旬から3月下旬、興部町は12月上旬から3月中旬、富良野市の冬眠前ではカメラの不調で直前のものは撮影できなかったが、3月中旬までの間冬眠していると考えられる。また、2024年～2025年では札幌市は12月上旬から3月下旬、興部町は12月下旬から3月下旬、富良野市11月下旬から3月上旬、知床は1月上旬から2月上旬、浦幌町は12月上旬から3月下旬までの間冬眠していると考えられる。

2023年は全道的に市街地周辺で多くのクマが出没した。また1990年以降は最も多い1600頭を超える個体が捕獲された(北海道, 2023)。秋(10月～12月)におけるヒグマの市街地や農地への出没の多寡は、その時期の主要な食物の生育状況と関係があると考えられている。2023年はヒグマが秋の主要採食物として利用するミズナラの堅果は全道的に不作の傾向にあったといわれている。だが、2024年ではミズナラの堅果の実なりは良好の傾向がみられた(北海道, 2025)。ヒグマは食べ物が豊富であると冬眠が遅れ、少ないと早い傾向にある。結果からわかる通り興部・富良野の結果から2023年より2024年のほうが冬眠入りは遅れている。このことから2023年はミズナラの凶作の影響で冬眠時期が早まり、2024年は採食物が豊富だったため冬眠が遅くなったと言うことが有力だと考えられる。

また、冬眠が明けて繁殖期になると主にオス成獣は背こすり行動をするといわれている(佐藤, 2021)。札幌は背こすりトラップに、興部・富良野は天然の背こすり木にカメラ・トラップを向けて調査を行っている。背こすりトラップはクレオソートを使って人工的に誘引することを目的としている。冬の期間はクレオソートの塗布を行わない。札幌では撮影日に少しばらつきはあるが、興部、富良野では冬眠明けはほとんどの地点で5月以内に撮影されている。このように背こすりトラップと天然の背こすり木との差が生まれてくることも考えられる。また、札幌はほかの地点と比較して標高が高く、積雪量も多いため、冬眠入りが早く、冬眠明けが遅れると言った考察もできる(北海道立総合研究機構, 2024)。

また、冬期に行う調査は普通個体にGPSを装着して行うことがほとんどだ。今回の研究ではGPSは使用せず、カメラ・トラップだけの結果なので、正確性は低いが個体群全体の動きを掴むことは可能だと考えられる。

5. 引用文献

- Dahle, B. & Swenson, J.E. (2003): Seasonal range size in relation to reproductive strategies in brown bears *Ursus arctos*. *Journal of Animal Ecology*, 72: 660-667.
- 羽澄俊裕(2000):クマ 生態的側面から. (川道武男・近藤宣昭・森田哲夫, 編)冬眠する哺乳類. 東京大学出版会, 東京:187-212pp.
- 北海道(2023):2023年末におけるヒグマの個体数推定結果について, 北海道,
https://www.pref.hokkaido.lg.jp/fs/1/0/9/4/8/3/1/6/_/04_%E8%B3%87%E6%96%992_2023%E5%B9%B4%E6%9C%AB%E5%80%8B%E4%BD%93%E7%BE%A4%E5%8B%95%E6%85%8B%E6%8E%A8%E5%AE%9A.pdf 最終アクセス日2025年1月20日.
- 北海道(2025):令和6年秋の山の実なり調査結果. 環境生活部自然環境局野生動物対策課, 北海道,
<https://www.pref.hokkaido.lg.jp/ks/skn/higuma/kihon.html> 最終アクセス日2025年1月20日.
- 北海道立総合研究機構(2024): 道内の積雪量, <https://www.hro.or.jp/upload/22743/sekisetsu2.pdf> 最終アクセス日2025年1月20日.
- 門崎允昭・犬飼哲夫(1993): 新版ヒグマ. 北海道新聞社, 札幌, 5+365pp.
- O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F. & Wibisono, H.T(2003):Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6:131-139
- 佐藤喜和(2021): アーバン・ベア となりのヒグマと向き合う. 東京大学出版会, 東京, 8+251p
- 佐藤喜和・樋口由香・小林由美・浦田剛・石川明子・佐藤健二(2004): 浦幌町におけるヒグマ捕獲・計測記録, 浦幌町立博物館紀要, (4):17-19.
- Sato, Y., Nakamura, H., Kobayashi, K., Sekiguchi, M., Ishibashi, Y. & Itoh, T. (2020): Evaluation of the effectiveness of scented wooden posts for DNA hair snagging of brown bears. *Mammal Study*, 45:213-218.
- 坪田敏男(2000):クマ 生理的側面から. (川道武男・近藤宣昭・森田哲夫, 編)冬眠する哺乳類. 東京大学出版会, 東京:213-233pp.



図 7. 雪の上を歩くヒグマの映像

身近な広葉樹ケヤキにおける 虫こぶが生み出す生物多様性の解明（最終報告）

山本 悠奨

滋賀県

1. はじめに

生態系における生物多様性の維持・創出機構において、生物間の相互作用が重要な役割を持つと考えられている。たとえば、公園の草むらを覗いてみると、さまざまな雑草や草花が生い茂っている。これらの草本は互いに光や土壌などの資源を奪い合う競争関係にある。一方そうした植物がいることで、葉を食べにバッタが現れたり、花の蜜を吸いにチョウやハチが飛び回っていたりする。このように生態系内では、様々な生物が互いに関わり合いながら暮らしている。

ある生物は少なからず他の生物に影響を及ぼすが、その影響力は生物種によって異なる。中でも、生態系エンジニアと呼ばれる種は、周囲の環境を改変することによって他の生物の生息環境を創出するため、生態系において重要な役割を持つと考えられている(Jones et al. 1994)。生態系エンジニアの代表例であるビーバーは木を切り倒しダムを造る過程で、森林や河川の環境を大きく変化させ、様々な動植物に影響を与えることが知られる(Naiman et al. 1988)。

私たちの身の回りにも生態系エンジニアはいる。街路樹としてよく利用されるケヤキ *Zelkova serrata* には、葉にこぶ状の突起物ができている様子が見られる(図 1)。これは虫こぶ（ゴール、虫えい）とよばれ、ケヤキフシアブラムシ *Paracolopha morrisoni* (Baker, 1919) という昆虫によって形成されたもので、内部でアブラムシが暮らしている。この虫こぶはアブラムシだけでなく、他の生物にも餌や棲み処として利用されることがある。

中でも、ヤドリノミゾウムシ *Orchestes (Orchestes) hustachei* (Klima, 1935)（ヤドリ）はケヤキの虫こぶのみを利用する虫えい食者である(Yamazaki and Sugiura 2001)。ノミゾウムシ類の仲間は、ほとんどが葉に潜り葉肉を摂食する潜葉者である中、ヤドリは唯一の虫えい食者である。ヤドリの虫えい食の適応的意義や進化的背景を明らかにすることは、虫こぶが生み出す生物多様性を理解するうえで重要であるだろう。

ヤドリの虫えい食の適応的意義の一つとして考えられるものに、同じくケヤキに生息する同属近縁種アカアシノミゾウムシ *Orchestes (Orchestes) sanguinipes* Roelofs, 1874（以下、アカアシ）からの繁殖干渉の回避が挙げられる。繁殖干渉とは、繁殖プロセスにおいて雌の適応度の低下を招く種間相互作用であり、近縁種同士の共存を妨げる要因として注目されている(Gröning et al. 2007)。異種のオスからの求愛や交尾、雑種の形成といった性的な種間相互作用は、メスの時間やエネルギー、配偶子を消費させる恐れがある。繁殖干渉の生じる種間では、2 種の頻度が異なるほど、一方の種に繁殖干渉が強く働くため、容易に種の排除が引き起こされることが理論的に明らかとなっている(Kuno 1992)。しかし、2 種間に繁殖干渉を回避できるようなメカニズムが存在すれば、共存できる可能性がある。ア

カアシはヤドリと異なりケヤキの葉を利用する潜葉者であることが知られる(山家 1990)。そのため、2種の資源利用の違いが繁殖干渉の回避に役立っているかもしれない。具体的なメカニズムとして、2種の資源利用の違いが時間的なすみ分けとして機能している可能性が考えられる。ヤドリの産卵するゴールは新葉が芽吹いた後に形成されるので、2種の資源の発生タイミングは異なると想定される。ヤドリとアカアシがそれぞれの資源の発生に伴ってケヤキ上に現れるならば、2種の繁殖時期は隔離されることで共存できるかもしれない。

ヤドリの進化的背景については、Morimoto (1984)の形態情報に基づく系統樹が存在する。しかし、形態情報に基づく比較だけでは、似たような形質が独立に進化する収斂進化によって、必ずしも正しい系統樹が得られるとは限らない。実際、私たちが mt DNA の一部を用いて系統解析を行ったところ、従来の系統樹とは異なる結果が得られている(山本 未発表データ)。そのため、mt DNA や核 DNA を用いた分子系統解析も行う必要がある。

そこで本研究では、ヤドリの虫えい食の適応的意義と進化的背景を解明するために、ケヤキ上に共存するヤドリ-アカアシ間の繁殖干渉と野外における繁殖干渉回避メカニズムの検証並びに、ノミゾウムシ属の分子系統解析を行った。前者については、室内実験により繁殖干渉の方向性を調べ、野外調査によって2種の発生活長を調べた。後者については、ヤドリを含む *Orchestes* 亜属に絞って系統関係を明らかにする予定である。これらに加え、本年度はノミゾウムシにおける葉と虫こぶという資源利用の違いが、捕食者相に及ぼす影響についても調査した。

2. 材料と方法

2.1. 対象生物

2.1.1. ヤドリノミゾウムシ *Orchestes (Orchestes) hustachei* (Klima, 1935)

ヤドリノミゾウムシはコウチュウ目ゾウムシ科ノミゾウムシ属の年1化性の昆虫である(図2)。日本全国に分布している(ゾウムシデータベース, 2017)。本種を含むノミゾウムシ属の中でも本種のみが、幼虫期にアブラムシの形成するゴールに寄生する。本州では、幼虫は春期にケヤキフシアブラムシがケヤキの新葉に形成するゴールの内壁を摂食する(Yamazaki and Sugiura 2001)。

2.1.2. アカアシノミゾウムシ *Orchestes (Orchestes) sanguinipes* Roelofs, 1874

アカアシノミゾウムシはヤドリノミゾウムシの同属近縁種である(図3)。本州、四国、九州に分布している(ゾウムシネットワーク 2017)。本種の越冬成虫は春期にケヤキの開葉と同時にケヤキの葉の主脈に産卵する(山家 1990)。孵化した幼虫は、ケヤキの葉の内部に潜り、内部組織を摂食する潜葉者として知られる。成虫は網目状にケヤキの葉を食害する。本種の食害により、ケヤキは退色・落葉するため、景観を大きく損なう(神永 et al. 1973; 岸 1978)。

2.1.3. ケヤキフシアブラムシ *Paracolopha morrisoni* (Baker, 1919)

ケヤキフシアブラムシはカメムシ目アブラムシ科 *Paracolopha* 属の昆虫である。日本全国に分布している(Akimoto 1985)。本種はケヤキを一次寄主として、ササ・タケ類を二次寄主として利用する。本種は、春先にケヤキの開葉と同調して孵化し、展開して間もない新葉の裏から吸汁して葉表に閉鎖型のゴールを形成する(Akimoto and Narita 2002)。6月に

なると、ゴールから脱出し、ササ・タケ類に移動する。

2.2. 調査地

本研究の野外調査は、滋賀県大津市木戸の清林パーク（N35° 11' 47", E135° 55' 06"）と県営都市公園木戸湖岸緑地（N35° 11' 51", E135° 55' 24"）にて行った(図 4)。清林パークにはケヤキが 50 本、木戸湖岸緑地にはケヤキが 1 本植栽されている。供試虫の採集は上記の 2 か所に加えて、滋賀県大津市瀬田南大萱町のびわこ文化公園（N34° 58' 20", E135° 56' 34"）と滋賀県彦根市南三ツ谷町の南三ツ谷公園（N35° 13' 33", E136° 09' 14"）でも行った。

2.3. ノミゾウムシ 2 種の種内・種間の配偶行動の観察

2023 年 4～5 月に調査地にて捕虫網を用いてケヤキの樹冠をスウィーピングして、ヤドリとアカアシを採集した。採集個体は、目視による種判別と採集時の吸虫管内や飼育時に見られた種内交尾による雌雄判別を行い、種・雌雄別に飼育した。

配偶行動の観察は 4～6 月の 14～19 時に行った。いずれかの種のオス 1 個体と同種のメスまたは異種のメス 1 個体を小シャーレ（直径 35 mm、高さ 10 mm）に入れて、30 分間以内のマウント・交尾の有無とマウント時間と交尾時間を記録した。ただし後述するが、アカアシオスはヤドリメスと交尾しても、すぐに交尾器を取り出すため、交尾時間の記録はできなかった。飼育・観察時の日長条件は明期 13 時間／暗期 11 時間、温度は 25℃一定にした。

2.4. アカアシオスからヤドリメスへの繁殖干渉の検証

実験は 2023 年 5 月に行われた。ヤドリメス 4 個体と同種オス 4 個体または異種オス 4 個体をケヤキの新葉とともに大シャーレ（直径 56 mm、高さ 16 mm）に入れて、4 日間飼育した（以下、同種オス共存区と異種オス共存区）。これを 4 反復行った。ヤドリオスとヤドリメスを見分けるのは困難であったので、反復ごとに雌雄のいずれかに油性ペンでマーキングした。反復ごとのヤドリメスの採集場所と採集日は異なる。アカアシとヤドリは実験中しばしば死亡することがあった。繁殖干渉は頻度依存性を持つため、オスとメスの比率が実験区によって異なれば、結果の解釈が困難になる。そのため、シャーレ内のアカアシオスまたはヤドリメスの個体数を常にヤドリメスの個体数と等しくなるように、オスを適時追加または除去した。この操作は毎日の餌交換とともに行った。4 日間の飼育後、ヤドリメスを 1 個体ずつ小シャーレ（直径 35 mm、高さ 10 mm）に分け、2～3 日間個別に飼育した。その後、ヤドリメスが入ったシャーレにゴールが 1 つ付いた葉を入れ、2 日後にヤドリメスがゴールに産卵しているか記録した。実験を通して、日長条件は明期 13 時間／暗期 11 時間、温度は 25℃一定にした。

2.5. ノミゾウムシ 2 種の個体数の時間的変化の調査

ヤドリとアカアシの時間的動態を定量的に把握するため、調査地のケヤキが芽吹きはじめた日から、ケヤキの樹冠を定期的に捕虫網（直径 42 cm）でスウィーピング（振り幅約 2 m）を 10 回行い、2 種の捕獲個体数と調査した樹木を記録した。調査は、2023 年 3 月 25 日、4 月 6 日、4 月 21 日にそれぞれ芽吹きはじめたケヤキ樹冠にて 10～14 か所で行われた。調査開始日から 3、4 日ごとに調査し、計 13 回行った。ただし 4 月 15 日の調査のみ雨天であったため、1 日ずらして 4 月 16 日に調査した。

2.6. ノミゾウムシ 2 種の系統解析

2023 年 4 から 2024 年 6 月にかけて、滋賀県内で *Orchestes* 亜属の採集調査を行った。

2024 年 5 月末から 6 月にかけては、北海道にいる *Orchestes* 亜属の採集を行った。得られたサンプルは、90%エタノールの液浸標本で保存した。

2.7. ノミゾウムシ 2 種の捕食者相の調査

ノミゾウムシの寄生蜂相を調べるため、2023 年 5～6 月に、清林パークのケヤキからノミゾウムシが寄生している虫こぶと葉を採集した。採集したサンプルはユニパックに入れてノミゾウムシか寄生蜂が羽化するまで保管し、羽化した寄生蜂については乾燥標本または液浸標本で保存した。また、下記のノミゾウムシの死亡要因調査のため、ノミゾウムシと寄生蜂の羽化痕の最大直径も記録した。

ノミゾウムシの捕食者相を調べるため、2023 年 7 月に清林パークのケヤキからノミゾウムシが寄生していた虫こぶと葉を採集し、死亡要因を調べた。

ヤドリの死亡要因の項目は、1:卵寄生蜂や捕食者による卵の死亡、2:ゴール壁内での幼虫の死亡、3:幼虫・蛹寄生蜂による死亡、4:その他の要因による死亡の 4 つに分類し、ヤドリの羽化が確認された場合、5:羽化の成功とした。それぞれの死亡段階の判断については、1 ではヤドリの産卵痕（図 5 - a）に卵寄生蜂の羽化痕か捕食者による捕食の痕跡（図 5 - b）があるとき、2 ではヤドリの卵の表面に損傷が見られないにもかかわらず、ゴール内壁をヤドリの幼虫が食い破った跡がないとき、3 ではゴールから寄生蜂が羽化したとき、4 ではヤドリの産卵痕があるが、上記の痕跡のどれも見当たらないときとした。ヤドリと寄生蜂の羽化の判断については、羽化痕の最大直径の分布に基づき（図 6）、潜葉の穴が 1.45 mm 以上の場合はヤドリの羽化痕、それ未満の場合は寄生蜂の羽化痕とした。

アカアシの場合は、1:卵から潜葉をつくるまでの死亡、2:潜葉を作ってから蛹室ができるまでの死亡、3:蛹室内での幼虫の死亡、4:幼虫・蛹寄生蜂による死亡、5:生死不明の 5 つに分類し、アカアシの羽化痕が確認された場合、6:羽化の成功とした。それぞれの死亡段階の判断については、1 ではアカアシの産卵痕（図 7）があるが、潜葉が作られていないとき、2 ではアカアシの潜葉があるものの蛹室が作られていないとき、3 では蛹室内に干からびたようなアカアシの幼虫がいるとき、4 では寄生蜂の蛹殻と寄生蜂の羽化痕があるとき、5 では産卵痕はあるものの雨風により潜葉が欠落して死亡したかどうか不明であるときとした。アカアシと寄生蜂の羽化の判断については、羽化痕の最大直径の分布に基づき（図 8）、潜葉の穴が 0.95 mm 以上の場合はアカアシの羽化痕、それ未満の場合は寄生蜂の羽化痕とした。

3. 結果

3.1. ノミゾウムシ 2 種の種内・種間の配偶行動の観察

アカアシオス×アカアシメスでは、求愛をしたペアは 9/15、交尾をしたペアは 5/15 となり、アカアシオス×ヤドリメスでは、求愛をしたペアは 10/15、交尾をしたペアは 5/15 であった。一方、ヤドリオス×ヤドリメスでは、求愛をしたペアは 11/15、交尾をしたペアは 9/15 となり、ヤドリオス×アカアシメスでは、求愛をしたペアは 0/15 であった（図 9）。

アカアシオスの求愛時間は、アカアシメスで 17.3 分（平均）、異種メスで 23.5 分となり、ヤドリオスとヤドリメスの求愛時間は、26.5 分となった（図 10）。さらにアカアシオスとアカアシメスの交尾時間は 21.9 分（平均）、ヤドリオスとヤドリメスの交尾時間は 23.5 分となった（図 11）。アカアシオスとヤドリメスには、種間交尾がしばしば生じるが、十数秒

程度で交尾器を引き抜く。この短時間の種間交尾はマウント中に何回か生じるので、交尾時間を記録するのは困難であった。

3.2. アカアシオスからヤドリメスへの繁殖干渉の検証

ヤドリメスは実験中に同種オス共存区と異種オス共存区のどちらでも4個体ずつ死亡したため、ゴールへ産卵させるまでに、両方の実験区で12個体ずつ得られた。このうち、同種オス共存区では8個体が産卵し、異種オス共存区では2個体が産卵した(図12)。この結果は統計的に有意であった(フィッシャーの正確確率検定、 $p = 0.036$)。

3.3. ノミゾウムシ2種の個体数の時間的変化の調査

いずれの調査開始日の調査でも、アカアシの平均捕獲個体数の推移は、調査開始日または2回目の調査日にピークに達し、その後は減少傾向にあった(図13)。一方、ヤドリの平均捕獲個体数はアカアシのピークが過ぎたのちに増加し、明確なピークが見えないまま増減を繰り返した(図13)。2種の個体数の時間的変化は、芽吹き始めた日に関わらず、統計的に異なるパターンであった(コルモゴロフ=スミルノフ検定、 $p < 0.001$)。

3.4. ノミゾウムシ2種の系統解析

現時点で得られた *Orchestes* 亜属の種類は、アカアシノミゾウムシ、エゾノミゾウムシ、エノキノミゾウムシ、カシワノミゾウムシ、ニレノミゾウムシ、ヤドリノミゾウムシの6種類である。mt DNA による解析については、現時点でプライマーの探索まで完了している。核 DNA による解析は、今後プライマーを探索していく予定である。

3.5. ノミゾウムシ2種の捕食者相

ヤドリについては、寄生蜂との羽化痕の直径頻度分布は重なっていないものの、隣接していた(図6)。アカアシでは、ノミゾウムシと寄生蜂の羽化痕の直径には明確に差があった(図8)。

採集した虫こぶ119個中97個にヤドリの産卵痕があった(産卵率 $\approx 82\%$)。ヤドリの卵から羽化までの生存率は約5.7%であり、最も多かった死亡段階は1:卵寄生蜂や捕食者による卵の死亡で約36%を占めていた(図14)。採集した葉589枚中にアカアシの産卵痕があった葉は138枚あった(産卵率 $\approx 23\%$)。アカアシの卵から羽化までの生存率は約5.1%であり、最も多かった死亡段階は1:卵から潜葉をつくるまでの死亡で約54%を占めていた(図15)。今後、得られた寄生蜂標本の同定を行っていく予定である。

4. 考察

本研究では、アカアシのオスはヤドリのメスに同種メスと同程度の割合で求愛した。さらにアカアシの求愛時間は同種と異種でほとんど変わらなかった。一方、ヤドリのオスは異種であるアカアシのメスに対して、一切反応しなかった。種間配偶は、一般にオスよりメスの方がコストは高い。よって2種間では、ヤドリよりアカアシの方が繁殖干渉に強いと考えられる。

この観察を踏まえ、アカアシのオスによるヤドリのメスへの繁殖干渉の検証を行ったところ、同種と比べて異種の同居していたヤドリのメスの産卵率は大きく低下していた。この結果はヤドリのメスにとってアカアシオスとの種間配偶はその後の産卵行動に悪影響を及ぼしていることが推察される。

以上の結果から、ヤドリ-アカアシ間には潜在的な繁殖干渉が存在し、その繁殖干渉に

よりヤドリが一方的に不利益を被ることが明らかになった。

一方、こうした繁殖干渉が存在するにもかかわらず、野外ではヤドリとアカアシはケヤキ上で共存している。この説明として、本研究では野外調査によって2種の細かな発生長の違いを調べた。調査の結果、野外ではアカアシの発生ピークに遅れてヤドリが発生していることが明らかとなった。この2種の発生長の違いは、それぞれが利用する資源である新葉と虫こぶの発生時期の違いに同調した結果だと考えられる。

室内実験による繁殖干渉の検証と野外における発生長の結果をまとめると、ヤドリーンアカアシ間には繁殖干渉が存在するが、野外では資源利用の違いに基づき発生長をずらすことで繁殖干渉を回避していることが明らかとなった。今後は、この発生長の違いをもたらす至近要因について明らかにしていきたいと考えている。

5. 引用文献

- Bargielowski IE, Lounibos LP, Carrasquilla MC (2013) Evolution of resistance to satyrization through reproductive character displacement in populations of invasive dengue vectors. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110:2888–2892. <https://doi.org/10.1073/pnas.1219599110>
- Gröning J, Lücke N, Finger A, Hochkirch A (2007) Reproductive interference in two ground-hopper species: testing hypotheses of coexistence in the field. *Oikos* 116:1449–1460
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M (1994) Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos* 69:373–386. <https://doi.org/10.2307/3545850>
- Kawano K (2002) Character Displacement in Giant Rhinoceros Beetles. *The American naturalist* 159:255–71. <https://doi.org/10.1086/338512>
- Kuno E (1992) Competitive exclusion through reproductive interference. *Population Ecology* 34:275–284. <https://doi.org/10.1007/BF02514797>
- Milbrath LR, Tauber MJ, Tauber CA (1993) Prey Specificity in *Chrysopa*: An Interspecific Comparison of Larval Feeding and Defensive Behavior. *Ecology* 74:1384–1393. <https://doi.org/10.2307/1940068>
- Morimoto K (1984) The family Curculionidae of Japan. IV. Subfamily Rhynchaeninae. *Esakia* 22:5–76. <https://doi.org/10.5109/2490>
- Naiman RJ, Johnston CA, Kelley JC (1988) Alteration of North American Streams by Beaver. *BioScience* 38:753–762. <https://doi.org/10.2307/1310784>
- Noriyuki S, Osawa N, Nishida T (2012) Asymmetric reproductive interference between specialist and generalist predatory ladybirds: Reproductive interference in predatory

ladybirds. Journal of Animal Ecology 81:1077–1085.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.01984.x>

Ohsaki N, Ohata M, Sato Y, Rausher MD (2020) Host Plant Choice Determined by Reproductive Interference between Closely Related Butterflies. The American Naturalist 196:512–523. <https://doi.org/10.1086/710211>

Okuzaki Y, Takami Y, Sota T (2010) Resource partitioning or reproductive isolation: the ecological role of body size differences among closely related species in sympatry. Journal of Animal Ecology 79:383–392. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01645.x>

Yamazaki K, Sugiura S (2001) Bionomics of the gall-parasitic flea weevil *Rhynchaenus hustachei* (Coleoptera: Curculionidae). Entomological Science 4:239–242

ゾウムシネットワーク (2017) 日本産ゾウムシデータベース .
<http://de05.digitalasia.chubu.ac.jp>. Accessed 1 Jun 2023

山家敏雄 (1990) 盛岡市におけるアカアシノミゾウムシの生活史. 森林防疫 39:8–14



図 1. ケヤキフシアブラムシの虫こぶ



図 2. 虫こぶの上で交尾しているヤドリノミゾウムシ.

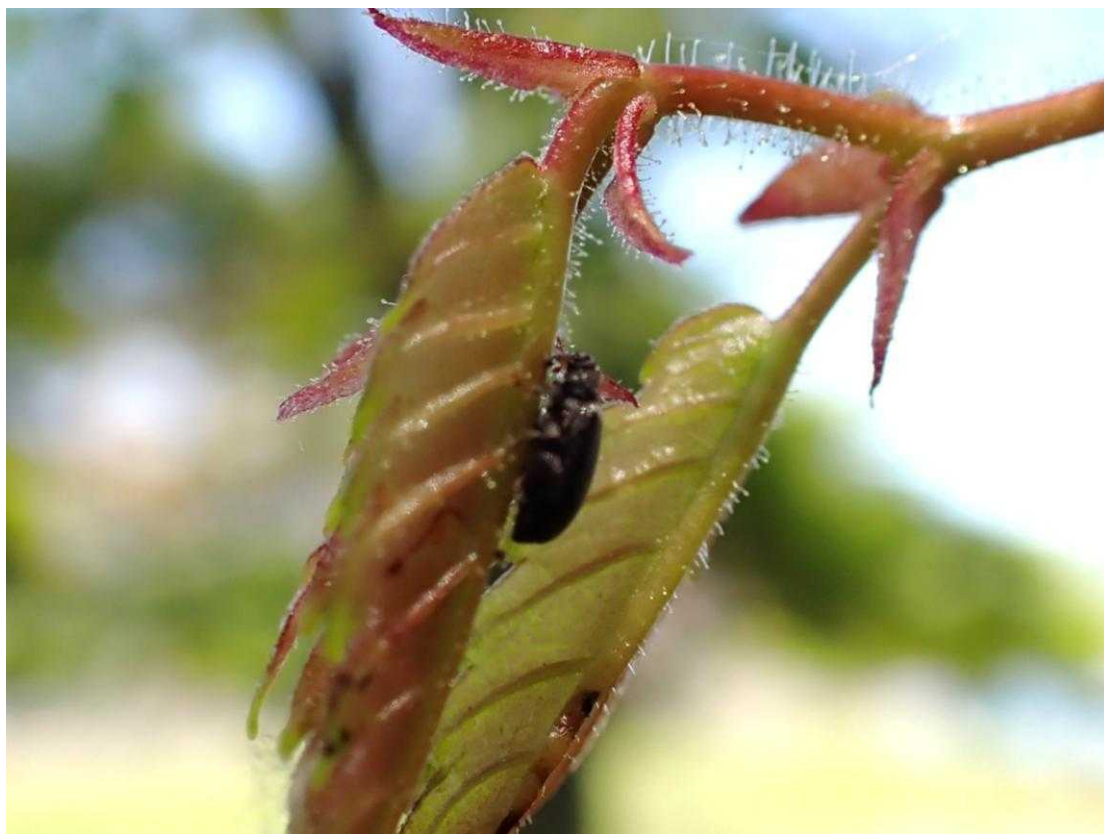


図 3. 主脈に穿孔しているアカアシノミゾウムシ



図 4. 野外調査における調査地．国土地理院地図をもとに作成．

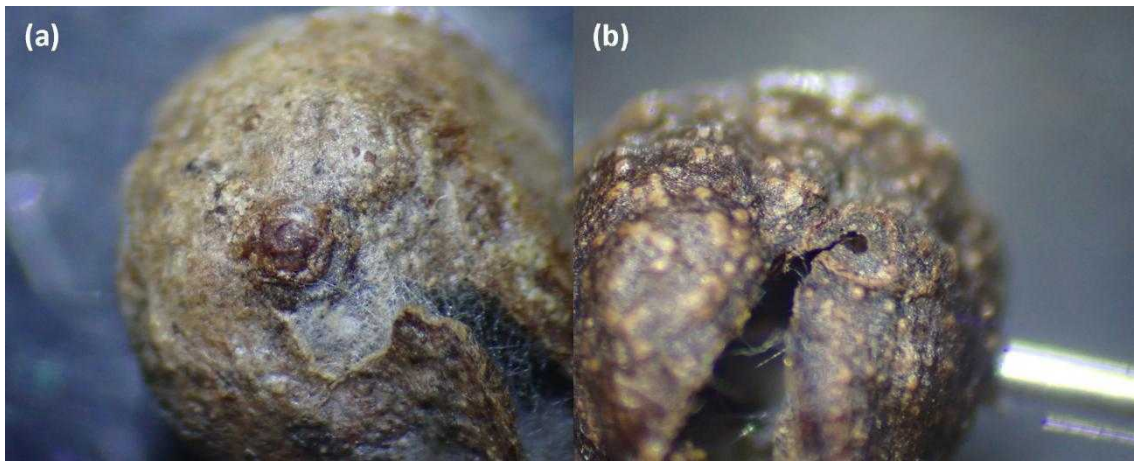


図 5. ヤドリノミゾウムシの産卵痕(a)とヤドリの卵に寄生する卵寄生蜂の羽化痕と思われる脱出痕(b).

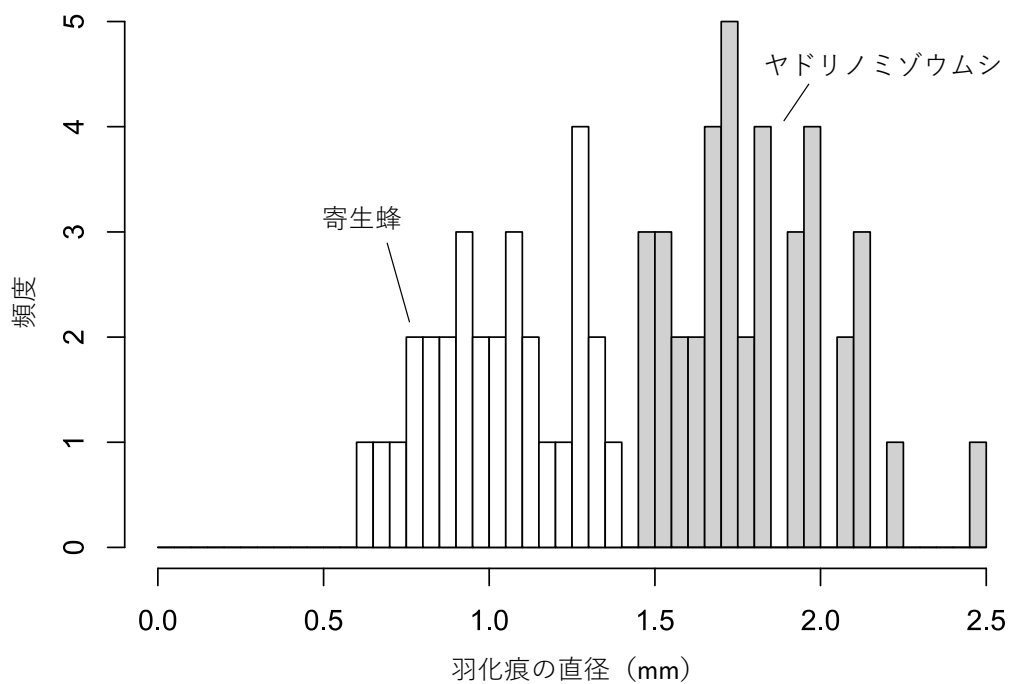


図 6. ヤドリノミゾウムシとその寄生蜂の羽化痕の直径頻度分布



図 7. アカアシノミゾウムシの産卵痕.

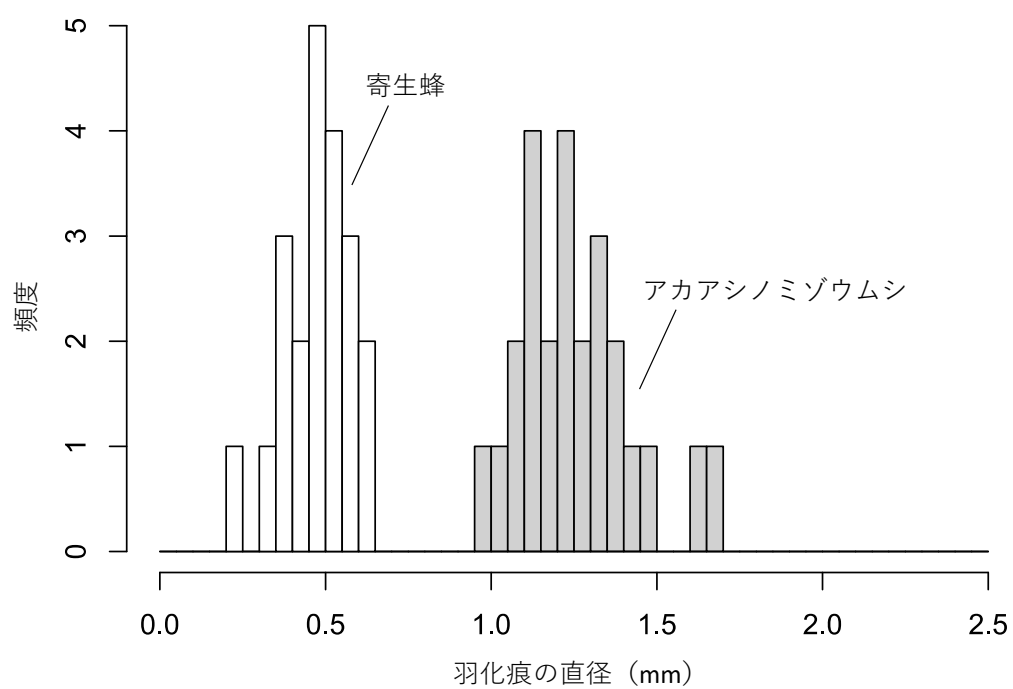


図 8. アカアシノミゾウムシとその寄生蜂の羽化痕の直径頻度分布

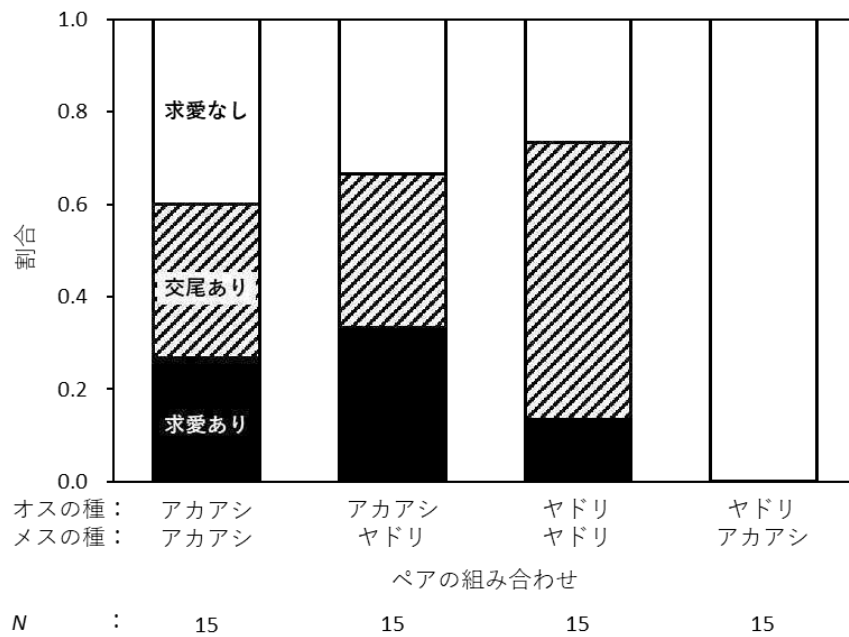


図 9. アカアシノミゾウムシとヤドリノミゾウムシのオスによる同種メスまたは異種メスへの求愛・交尾行動の割合. 黒色部は、求愛したが交尾はしなかったオスの割合、斜線部は、交尾をしたオスの割合、白色部は、求愛をしなかったオスの割合を示す.

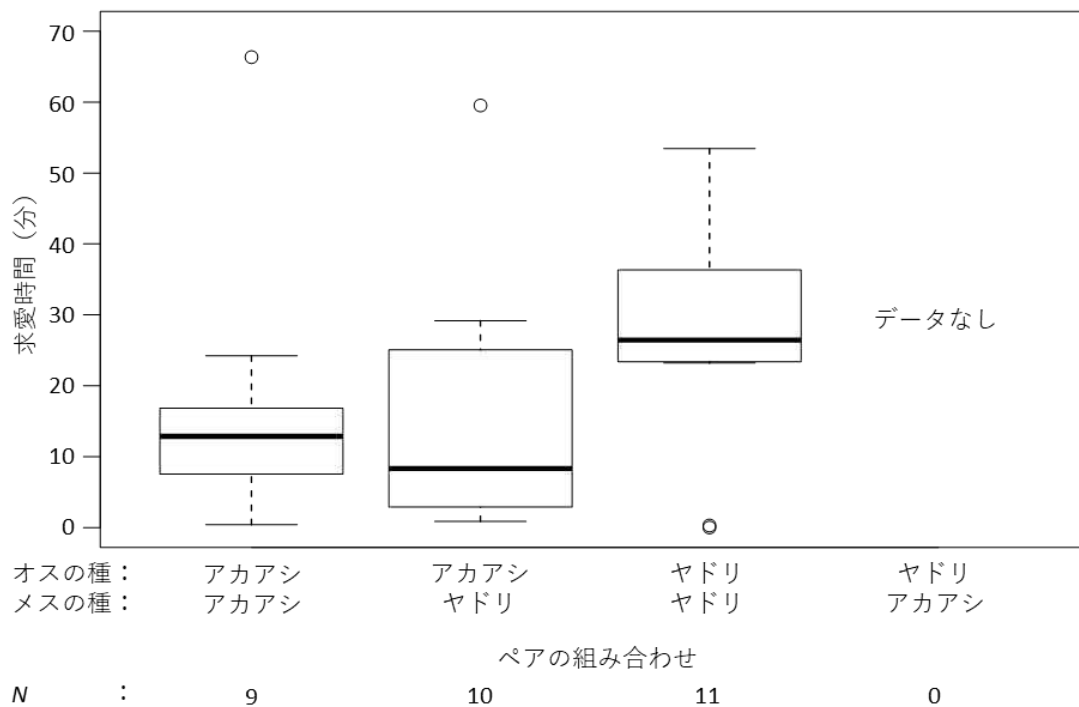


図 10. アカアシノミゾウムシとヤドリノミゾウムシの種内・種間求愛時間の比較. 図中のバーは、上下それぞれ第三四分位数から四分位範囲の 1.5 倍を足した範囲にある最大値、第一四分位数から四分位範囲の 1.5 倍を引いた範囲にある最小値を示す.

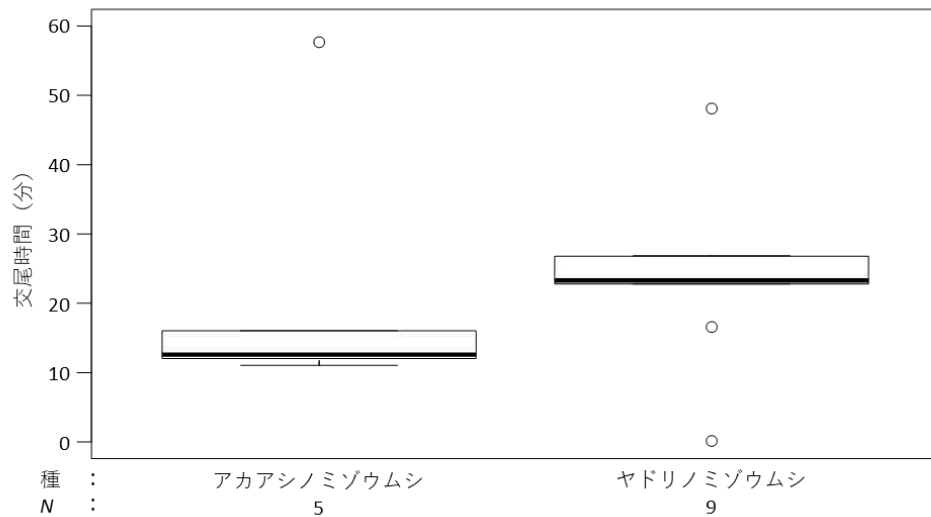


図 11. ノミゾウムシ 2 種の種内交尾時間の比較. 図中のバーは、上下それぞれ第三四分位数から四分位範囲の 1.5 倍を足した範囲にある最大値、第一四分位数から四分位範囲の 1.5 倍を引いた範囲にある最小値を示す.

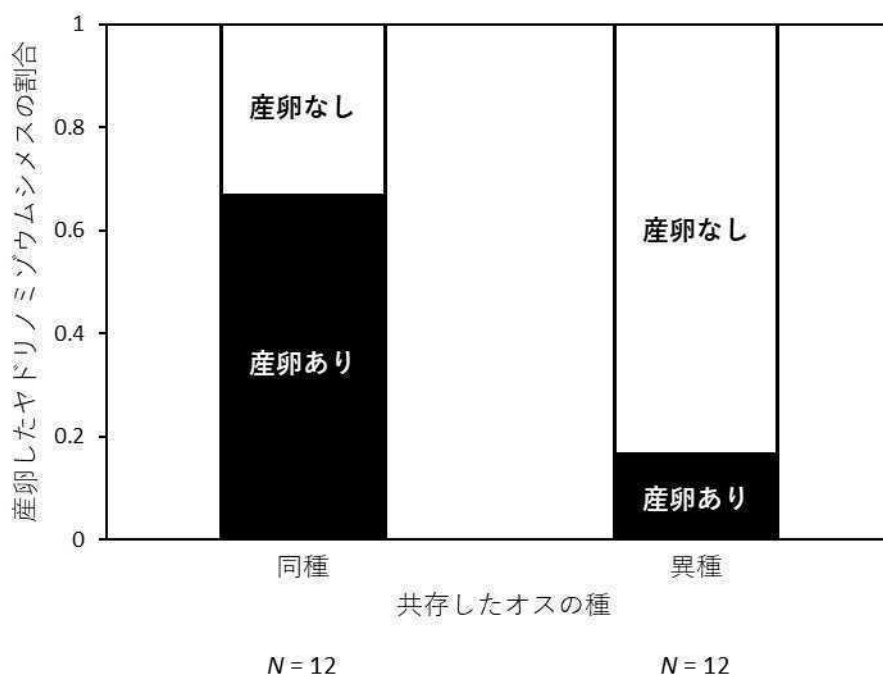


図 12. 同種オス共存区と異種オス共存区の産卵したヤドリノミゾウムシのメスの割合.

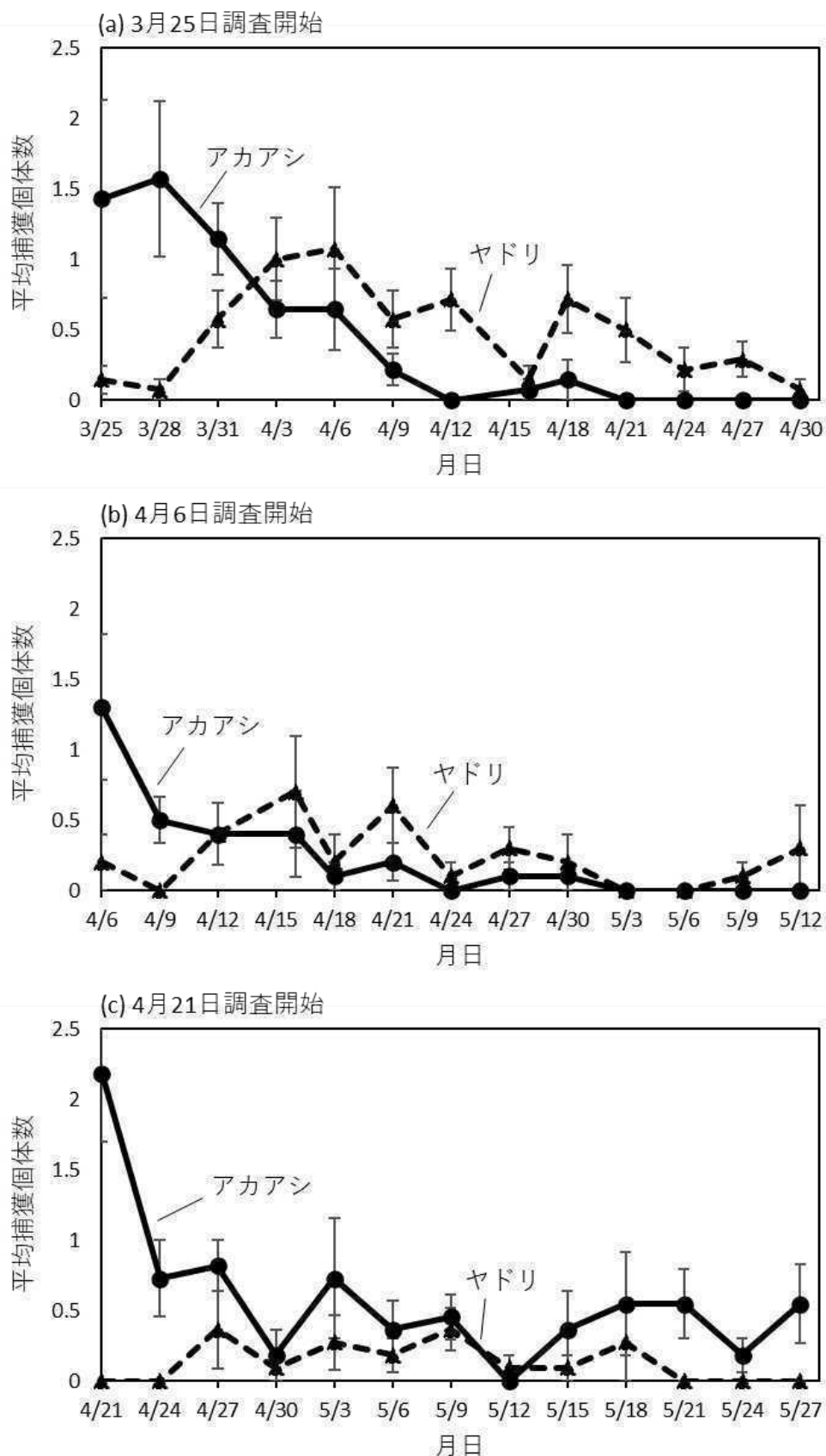


図 13. ノミズウムシ 2 種の捕獲個体数の時間的変化. (a)3 月 25 日に調査開始した箇所 ($N = 14$). (b) 4 月 6 日に調査開始した箇所 ($N = 10$). (c) 4 月 21 日に調査開始した箇所 ($N = 11$). 図中のバーは、標準誤差を示す.

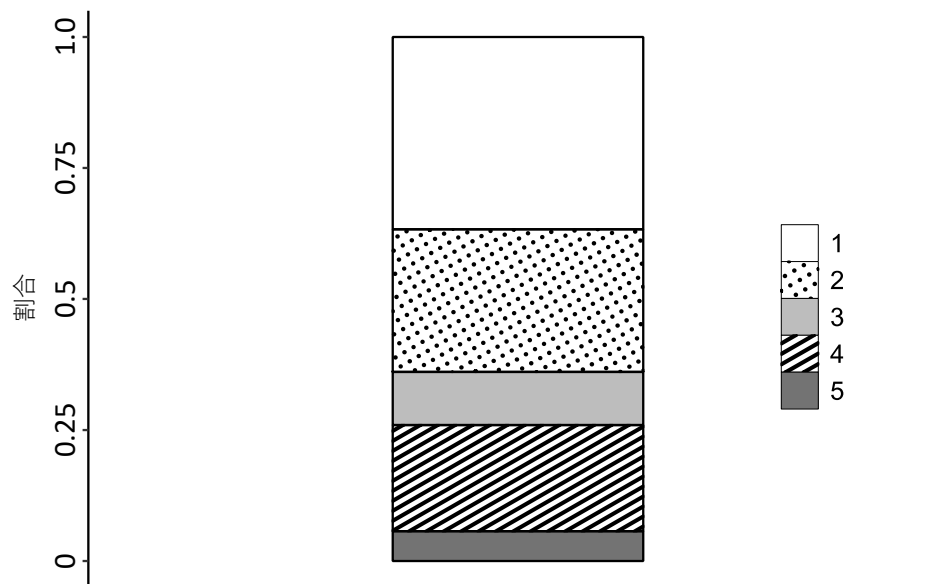


図 14. ヤドリノミゾウムシの死亡段階．ヤドリの死亡段階は、1:卵寄生蜂や捕食者による卵の死亡、2:ゴール壁内での幼虫の死亡、3:幼虫・蛹寄生蜂による死亡、4:その他の要因による死亡の 4 つに分類し、ヤドリの羽化痕が確認された場合、5:羽化の成功とした．

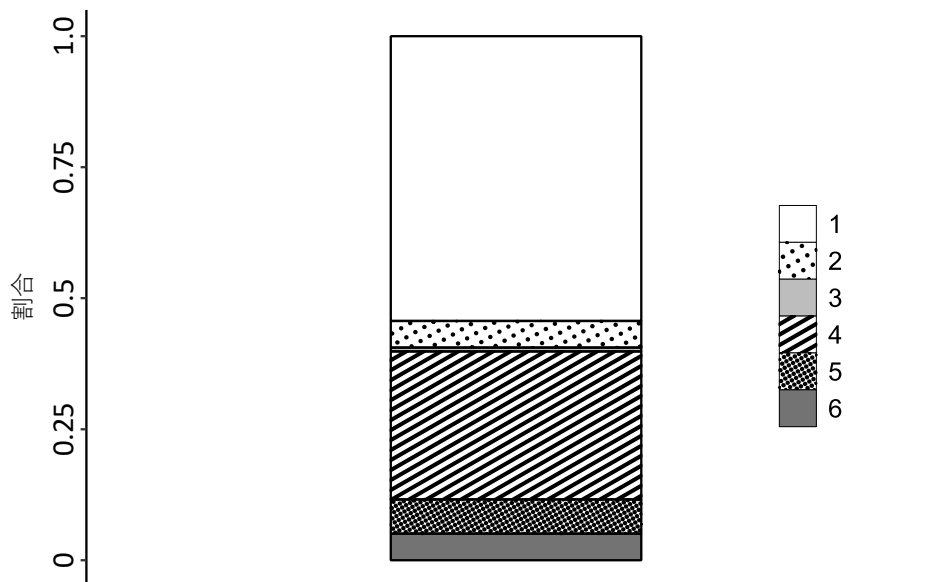


図 15. アカアシノミゾウムシの死亡段階．アカアシの死亡段階は、1:卵から潜葉をつくるまでの死亡、2:潜葉を作ってから蛹室ができるまでの死亡、3:蛹室内での幼虫の死亡、4:幼虫・蛹寄生蜂による死亡、5:生死不明の 5 つに分類し、アカアシの羽化痕が確認された場合、6:羽化の成

応募要項

1. 助成事業

- (1) 活動助成
- (2) 研究助成

2. 目的

日本の緑を構成する森林・草原、木竹等の陸域、または海、湖沼、河川等の水域の自然環境（生物の生態把握等も含む）に関する実践的な活動・研究に対して、助成を行います。

3. 対象

次の条件を満たす活動・研究とします。

- (1) 具体的に着手の段階にある活動・研究
- (2) 営利を目的としない活動・研究
- (3) 活動主体の資格は問わないが、次の条件を満たすもの
〈個人の場合〉

助成金の使途が、助成の趣旨に沿って適確であり、当該事業に係わる施設の利用や助成金の使途等の面で、本人あるいは親族など特別な関係のある者に、特別の利益を与えない者。

〈任意団体の場合〉

代表者または管理者の定めのある団体で、役員その他機関の構成、選任方法、その他事業の運営に重要な事項が、特定の者、あるいは特別の関係者等の意志に従わず、運営されている団体。また、特定の者等に特別の利益を与えていない団体。

4. 助成金の金額と期間

助成金額は、それぞれの活動・研究の所要額ですが、総額等はつぎのとおりです。

- (1) 年間助成金総額は、活動・研究を合わせて500万円程度とします。
- (2) 助成期間は、原則として助成金贈呈日より1年間とするが、助成金を2年間にわたって利用することも認めます。

5. 助成金の使途と報告

- (1) 活動・研究に関した費用であれば、機材費、消耗品費、旅費、謝礼金等を含め、その内容を問いません。ただし、人件費・管理費等は認めません。

- (2) 助成金の受領者には、申請にもとづく助成期間終了後、活動の経過および結果ならびに会計について報告していただきます。また、助成期間終了後3年間は助成対象の活動・研究、もしくは団体、個人の活動・研究の簡単な現状報告をしていただきます。

6. 応募方法

- (1) 応募要項（詳細）、申請書様式を宝ホールディングス（株）タカラ・ハーモニストファンドホームページよりダウンロードいただくか、事務局に請求いただき、申請書に記入、捺印のうえ事務局宛 簡易書留で郵送ください。
パソコンで申請書を作成された場合は郵送分とは別にEメールでも電子ファイルをお送りください。

宝ホールディングス株式会社
タカラ・ハーモニストファンドホームページ
<https://www.takara.co.jp/environment/fund/>
Eメール送付先
kouekishintaku.kyotoshiten@mizuhotb.co.jp

- (2) 応募受付期間は、毎年3月末を締切日とします。

7. 助成先の選考

- (1) 選考時期 毎年4～5月
- (2) 選考方法 運営委員会により厳正に審査・選考します。

8. 助成金の贈呈

毎年 7月

9. その他

- (1) 提出いただいた申請書等は、返却いたしません。
- (2) 選考結果は、申請者全員に書面で通知します。

お問合せ先

公益信託
タカラ・ハーモニストファンド事務局
〒600-8008
京都市下京区四条通烏丸東入長刀鉾町20
みずほ信託銀行株式会社 京都支店
TEL 075-211-5525 FAX 075-212-4915

2024 年度

タカラ・ハーモニストファン活動・研究報告書

発行 2026 年 1 月

発行者 宝ホールディングス株式会社

〒600-8688 京都市下京区四条通烏丸東入

TEL 075-241-5186 FAX 075-241-5127

<http://www.takara.co.jp/>

※本報告書の無断転載を禁ず