

地域自然史と保全

Bulletin of Kansai Organization for Nature Conservation

特集 フィールドシンポジウム「徳島県吉野川河口域の自然と開発事業」

Volume 38
Number 1
June 2016



関西自然保護機構
Kansai Organization for Nature Conservation

表 紙 の 言 葉

徳島市吉野川河口のシオマネキ

写真・文 和田 恵次

吉野川は全長194kmに及ぶ日本でも有数の大河川であり、その河口域は、大都市徳島市の中にありながら、自然度の高い広大な汽水域生態系を擁している。その汽水域生態系の指標ともいえるのが、干潟の絶滅危惧動物、シオマネキである。夏場、本種の雄は、片方が巨大化したはさみを上下に振り下ろすwavingにより雌に求愛する。

関西自然保護機構（KONC：Kansai Organization for Nature Conservation）

KONCは自然環境保護にかかわる人たちや関心を持つ人たちを幅広く組織して、自然環境保全に関する各分野での研究を結集し、その研究の進歩と自然環境の保護・保全のために努力することをめざして、1978年に創立されました。

KONCはその活動の成果と、会員個々人の学識と経験の蓄積にもとづいて、近畿地方に於ける広い意味での自然保護の諸問題に対する有力なアドバイザー・ボディ（助言勧告機関）として、社会の要請にこたえることを企画しています。

現在、次のような活動をしています。

1. 基礎研究の実施
2. シンポジウム・セミナー・講演会などの開催
3. 現地見学会の開催
4. 研究助成金の交付
5. 会誌・連絡紙の発行
6. 自然保護に関する基礎資料の収集と配付
7. 自然保護および自然環境保全に関する提言と助言
8. 国内外の諸団体との連絡・協力

会の活動は、個人会員・維持会員の会費により、まかなわれています。

巻 頭 言

大阪市立自然史博物館と友の会—連携と協働

大阪市立自然史博物館 谷 田 一 三

認定NPO法人大阪自然史センター（以下センター）の理事と理事長を歴任して十数年。大阪市立自然史博物館（以下博物館）の館長になってほぼ1年。この2つの組織を見た立場から、博物館とセンターが運営する博物館友の会（以下友の会）との間の連携についての私見を紹介したい。

友の会の歴史とNature Study

博物館の入館者は常設展と特別展を合わせて約35万人、無料で入館できる中学生以下が約8万人と1/4程度を占める。友の会の会員数は約1600名だが、友の会に入るとその家族も会員と同様の扱い（家族会員）になるので、恐らくは3000名を超えるファミリーが形成されている。入館者数と比べると少ないが、このなかにはヘビーユーザーや、論文や図鑑なども執筆するスーパーアマチュアがいる。毎年1月に開催される友の会総会では、行事への多数回参加者が表彰されるが、昨年のは138回の新記録だった。友の会会員の特典としては、博物館の常設展を無料で繰り返し観覧することだが、活動的な会員にとっての魅力は多彩な行事への参加であろう。

博物館は1949年に開館して、1955年には友の会の前身である大阪市立自然科学博物館後援会が作られ、今も刊行が続けられているNature Study（以下NS）が刊行されている。1958年には大阪自然科学研究会に、長居公園の新館完成と併せて1974年には大阪市立自然史博物館友の会へと名前

を変えている。日本の博物館友の会としては長い歴史を持っている。早くに友の会が設立され、NSが刊行されたのには皮肉な背景がある。博物館は、最初は天王寺の市立美術館に間借りして始まり、その後に戦災で焼け残った靉小学校の跡地に移転した。いずれも、現在の施設とは比べ物にならない貧弱な施設と展示で、学芸員の数も限られていた。建物や展示に替えて、重点をおいたのが野外での観察会や国内外の調査だと聞いている。日帰りの観察会は友の会行事の原点であり、刊行されていたNSは自然の情報を伝えるとともに、自然観察や標本作りの入門書だった。標本作り特集のNSは、当時小学生であった私のバイブルだった。

学術調査は、国内外で新聞社などの支援も受けながら実施していた。復帰直後の1953年のトカラ列島科学調査は、鹿児島県と朝日新聞社の支援を受け、筒井嘉隆館長ほか総勢22名に及び、その中には友の会のコアメンバーになった三木茂博士、馬場菊太郎博士、辻本修教諭なども含まれている。1958年には、ニューカレドニアを中心としたメラネシアへの総合調査隊も派遣された。国内外の学術調査の実態と成果は、また稿を改めて詳しく紹介したい。

博物館と友の会の行事

博物館主催と友の会主催の行事がある。それらの代表的な行事を紹介しながら、博物館と友の会

の連携を見ることにする。

博物館主催の行事としては、植物園案内、自然史オープンセミナー、ジオラボ、やさしい自然かんさつ会、テーマ別自然観察会、入門講座、室内実習、ジュニア自然史クラブなどがある。多くは毎月1回以上の頻度で開催されている。それに、博物館が委託して開催する行事としては、本館内や特別展会場で開かれる子どもワークショップ（毎月）がある。実物とハカセ（学芸員）を見つめる子供たちの目の輝きが楽しい。

友の会が主催する行事としては、月例ハイキング（毎月）、鳥類フィールドセミナー、裏庭ビオトープ（毎月）、年に一度の行事としては、総会・講演会、友の会秋祭り、友の会合宿、昆虫合宿などがある。

大阪自然史フェスティバルと大阪バードフェスティバルは、このところは交互に11月の関西文化の日に開催され、多くの自然史、鳥類関連の関西の団体、それに関連業者が集まる大祭である。博物館、センターと関西自然保護機構が共催する。2日間の参加者は2万人近く、参加団体は100程度になることもある。民間業者の協賛金と展示販売、自然関係団体の展示と熱意で成立している。

これ以外にも出前講義や講演依頼もあり、特別展の準備・開催と、当館の学芸員は、恐らくは日本でもっとも多忙な学芸員と、館長に就任してつくづくと思う。それでも、なんとか多くの行事を実施できているのは、友の会、センター、それに会員との連携がうまく機能しているからだ。

友の会・センターの組織と運営

友の会の主要な組織には、評議員会と事業ワーキンググループがある。年に4-5回は開かれる評議員会には評議員だけでなく学芸員も参加して、3-4時間かけてしっかりと議論し、行事や会の

運営を決める。新規行事や事業を決めるのは、若手の会員と学芸員を中心とした事業ワーキンググループで、これも夕方から頻繁に熱のこもった会合を繰り返す。このところ博物館の館長は2名の副会長のうち1名となっている。また、長く監事を務めているK氏は、博物館の事務方OBであるとともに、直翅類のスーパーアマチュアである。

行事における連携

博物館主催行事については基本的には個別の行事ごとに学芸員が企画立案する。その行事ごとに、友の会会員からボランティアで補助スタッフを募集する。他の博物館の展示ボランティアなどと違うところは、補助スタッフが担当学芸員から行事の事前研修を受けることである。例えば、やさしい自然観察会の「海への自然」では、前日の昼間に現地で観察採集をし、夜は宿舎で実体顕微鏡と図鑑を使って分類同定する。その知識を持って翌日の観察会に補助スタッフとして同行する。高度の知識と経験を学ぶ機会として、宿泊費を払っても参加する会員が少なくない。室内実習や近場の観察会の事前研修では、宿泊の必要はないが、事前研修は自然史知を学芸員から濃密に学ぶチャンスである。ジュニア自然史クラブは、次世代の自然史愛好家、さらには研究者の養成のためにはじめた。自然史に関する幅広いテーマを1年間にわたって学ぶ。この補助スタッフは年間を通じての登録者で、参加できる行事について補助する。ジュニアの卒業生の登録が多いようである。

友の会の行事では、月例ハイクがもっともオープンな行事で、非会員も保険料を負担すれば参加でき事前申し込みも不要である。ハイクの企画は評議員会で決められるが、学芸員よりは評議員が主体的に企画運営し、少なくとも1名の学芸員が補助に入る。他の評議員や学芸員も手伝いに入り、

例えば地質と川虫など異分野の自然観察を同日に行うことも多い。人気のコースでは100名を越える参加者があり、観察の粗密が生まれることが課題ではある。

友の会合宿は、企画運営は主担の学芸員と評議員が相談して実施する。コースとテーマの選定、宿と交通手段の手配と、かなりの作業が伴う。安全確保のために、主担以外の評議員も加わり4～5人程度の世話役を作り、世話役は本番だけでなく下見にも参加することが求められる。40人以上の参加者にじっくりと自然観察としてもらうためには、世話役だけでは不足することもあるが、一般参加の学芸員やベテラン会員が助けに入る。昆虫入門としてはじまった昆虫合宿は、評議員が主体となって運営企画する。そこに昆虫担当の学芸員が1名は世話役として参加する。昼間の捕虫網による採集、夜間の灯火採集、ピットホールトラッ

プ採集、それに夜間は標本作りと同定会と、非常に密度の濃い宿泊行事となっている。

国内で催される自然観察会の多くは、講師から参加者への一方通行の知識の伝達が多いように思う。しかし、当博物館や友の会の行事では、そこにベテラン会員、スーパーアマチュアの会員とくに評議員が加わることで、双方向性の自然知の伝達機構が形成されている。昆虫をはじめとする多様な自然を相手にするには、館長を含めた15名の学芸員ではカバーできない。この時に、博物館を取り巻くスーパーアマチュアが活躍する。その実力が発揮される場の一つが、毎年8月末に開催される標本同定会である。

本自然史博物館の価値は、展示、コレクション、博物館内の人材だけに留まっていない。友の会やセンター、それに外来研究員を含む館を取り巻く人材や団体とそれらが持つ自然史知の集積にある。

特集 フィールドシンポジウム「徳島県吉野川河口域の自然と開発事業」

徳島県吉野川河口域の自然と開発事業

奈良女子大学名誉教授 和田 恵 次

Natural Environment and Anthropogenic Activity in the Yoshinogawa River Estuary, Tokushima Prefecture. Keiji Wada (*Professor emeritus of Nara Women's University*)

はじめに

徳島市中にひろがる吉野川の河口域は、都市部にありながら、全長15kmにおよぶ広大な汽水域をもち、今、日本から失われつつある強内湾系の生物種が豊富に生息する貴重な湿地である。環境省の「日本の重要湿地500」にも選定され、「東アジア・オーストラリア地域シギ・チドリ類重要生息地ネットワーク」にも参加してきた。1995年に、本河口域上端に整備されていた河口堰「第十堰」の改築事業が、時の建設省により立案され、下流域に可動堰を築造するという計画がもちあがった。可動堰の築造は、この汽水域の生態系に大きな影響をもたらすものとみられ、日本自然保護協会などからその計画の問題点が提起され、結局可動堰築造計画は頓挫した。河川河口域が受ける人為的改変事業には、このように河口堰の建設がまず挙げられるが、加えて護岸整備等の埋め立て事業や渡河橋の建設がある。吉野川河口域ではその後、道路整備計画に伴う橋の新規建設がもちあがった。さらに港湾整備のため、河口部の外側にある海浜部の埋め立て計画も立案された。結果、現在では河口より約1.8km上流に阿波しらさぎ大橋と呼ばれる橋が河川を横断しており、加えて河口部外側の海浜部は埋め立てられ、一部が人工海浜に改変されている。さらに吉野川の河口部に高速道路の

ための橋の建設が新たに計画されている。このように吉野川河口域は、その河口近くで橋の建設と海浜埋め立てという大きな人為的改変事業を受ける状況にある。

本稿は9月26日(土)・27日(日)の2日間、徳島市において開催された現地見学会とフィールドシンポジウムの報告である。本シンポジウムでは、先に述べた人為的改変事業から貴重な河口域生態系を守ることができるのかを議論することを目的とした。既に供用されている阿波しらさぎ大橋の建設に伴って徳島県が実施してきた環境影響評価を徳島大学の鎌田磨人氏が総括し、河口部外側の海浜埋め立てに伴って徳島県が実施した人工海浜造成事業の成否を阿南高専の大田直友氏がルイスハンミョウとベントスの生息状況を通して評価し、最後にこれまで吉野川河口域の保全のための市民運動を先導してきた井口利枝子氏が、その活動実績を披露した。最後に阿波しらさぎ大橋建設と海浜部埋め立て事業の中から、今後これらの地域の保全に当たってどのような配慮が求められるかが議論された。以下に各氏の講演概要を述べる。また大田氏・井口氏の発表については今号で詳細を掲載した。

阿波しらさぎ大橋の建設に伴う 生態系アセスメントとモニタリング

阿波しらさぎ大橋は、国道11号と国道55号のバイパス的機能を有する都市計画道路の一環として平成7年に計画され、平成15年より工事が着工し、平成24年4月25日に供用が開始された。この事業は、環境影響評価対策事業には該当しないが、徳島県は本地域の重要性を認識し、吉野川河口域の環境が本事業によって受ける影響を評価する環境モニタリング調査を、平成15年から平成25年までの11年間に亘り実施してきた。その内容は、水質、大気質、騒音・振動、日照阻害、道路照明、風害、地形・底質、植物・動物・生態系、景観、人と吉野川の自然とのふれあいといった要素からの調査検討である。その最終報告書にまとめられた環境モニタリングの成果が、本事業の環境アドバイザー会議の議長を務めた鎌田磨氏（徳島大学大学院）より報告された。

本モニタリング調査では上記環境要素について詳細な調査がなされ、その結果が報告書にまとめられたが、特に事業の影響評価の重要な項目となったのは、橋の下部工が干潟部と潮下帯へ与える影響と橋の上部工がシギ・チドリ類の飛翔に与える影響であった。下部工が干潟部へ与える影響については、底生動物から指標種となるものを抽出し、それらの生息場所モデルを構築して、それに基づいて事業が作り出す底質変化による生息場所への影響がどの程度かを評価した。即ち事業が環境に与える影響を定量的に評価したものであり、このような事業影響評価は他に例をみないものと云える。その結果、下部工による干潟底生動物への影響は軽微であることが示された。

潮下帯生物への影響については、橋脚周辺に生息していることが判明した貴重種のウモレマメガニについて、橋脚が与える影響を検討した。本種

は、橋脚予定地だけでなく、広く吉野川河口域の潮下帯に分布していることが確認されたことで、下部工の本種への影響は軽微と評価された。上部工がシギ・チドリ類に与える影響については、シギ・チドリ類の出現個体数・種数が、橋の工事前、工事中、工事後で調べられ、いずれの期間でもほぼ同様の出現が見られたが、これら鳥類の飛翔高度は工事後に上昇するという変化が認められた。しかし飛翔高度上昇によるエネルギーロスを推定したところ、その量は軽微であると評価された。

なお本モニタリング調査により、吉野川河口域に生息する生物の多様性が改めて浮き彫りにされた。底生生物では467種もの種が確認されたが、このような多くの種数は他の河口域からは知られていない。しかも稀少種は、ミドリシャミセンガイやウモレマメガニなど85種にも上る。鳥類は123種で、そのうち稀少種は、ホウロクシギやシロチドリなど39種、魚類は86種で、そのうち稀少種は、エドハゼ、タビラクチなど19種、昆虫類は1345種で、そのうち稀少種は、ルイスハンミョウ、キアシハナダカバチモドキなど21種、そして陸上植物は310種で、そのうち稀少種は、ウラギクなど7種となっている。この数字は吉野川河口域の自然度の高さを示すものとなり、吉野川河口域をラムサール条約湿地に登録できる力になるものであろう。

一方、本環境影響評価では、様々な環境要素について詳細に橋の建設が与える影響が検討されており、全体としては橋の建設が環境に与える影響は大きくないとの評価となっている。ただ本報告書の序言には、様々な環境要素について検討したと記しているが、検討されていない要素があることを指摘しておきたい。それは、「景観」と「人と吉野川のふれあい」の2つの観点である。人工物がまったくない河口部は遠大な景観を与えていた。それは日本の河口域では希有な存在であった

が、それが橋によって失われたことは大きな損失だと私は考えている。反面、阿波しらさぎ大橋によって河口部の干潟環境を身近に接することが可能になったという面もある。景観と人とのふれあいは、ともに定量的な評価が困難なところがあり、影響評価の対象とはなりにくいが、本環境影響評価においては、これらの要素についても、考えられる影響面を取り上げるべきであったと思っている。

河口部への代償的人工海浜の創出は成功したのか？

吉野川河口部から南側に位置する小松島沖洲地区の整備事業により同地内に広がっていたクリークと海浜部が埋め立てられることとなり、その代償措置として吉野川河口部に隣接して人工海浜が造成された。この人工海浜が元々存在していた海浜部のもっている生物相を担うことができるのかを、海浜部を生息場所とする稀少種ルイスハンミョウと干潟部のベントスについて検討された結果が、大田直友氏（阿南工業高等専門学校）により報告された。

人工海浜部は、ルイスハンミョウが生息する海浜植物帯を維持するよう配慮され、造成直後はルイスハンミョウの生息は健全にみえたが、その後海浜植物が生える標高の高い区域のレベル低下が続き、ルイスハンミョウは減少した。しかしその後、標高の高い地域を造成したことでルイスハンミョウは若干ではあるが回復したとされた。

一方、人工海浜の干潟部のベントスについては、隣接する自然海岸の干潟部のベントスと比較したところ、種数も個体数も人工海浜の干潟部は少なく、特に隣接する自然海岸で多産するような種でも生息しないことが示された。

以上の結果は、埋め立ての代償として造られた人工海浜が、自然海岸の完璧な再生とはなりえない

ことを示していると言えよう。

吉野川河口域の貴重性とその保全活動

吉野川河口域の自然を守る運動を続けてきた井口氏より、吉野川河口域の貴重性を多くの市民に知ってもらうための啓蒙活動の実績とさまざまな改変事業に対する行政への働きかけを行ってきたその経緯が披露された。その啓蒙活動には、自然観察会のみならず、コンサート（しおまねきコンサート）、人形劇上演、寄席（しおまねき寄席）、エコツアーと多岐に亘っている。

井口利枝子氏（とくしま自然観察の会）は自身でも、吉野川河口域でシオマネキ類の分布調査を多くの市民を動員して実施してきた。行政への働きかけとしては、度重なる事業に対して、吉野川河口域のもつ自然が壊されないようできるだけ配慮をするような要望を掲げてきた。さらに市民一般に吉野川河口域の自然の認識をアンケート調査され、その結果を披露されたが、その中で注目したいのは、吉野川河口域のもつ最も重要な自然の要素は「河口域の風景と開放感」と答えたものが7～8割に上るという点である。市民が最も重要とみていた河口域の開放感が、阿波しらさぎ大橋によって失われたと言ってよいだろう。

総合討論

総合討論では、時間がほとんどなかったため、参加者を含めた論議はできなかった。そこで阿波しらさぎ大橋の環境モニタリングの成果と人工海浜造成事業の評価結果から、今後このような河口域での人為的改変事業が実施される場合に配慮すべき指針を鎌田氏と大田氏に提言してもらうことにした。

鎌田氏からは、「事業の計画が立ち上がった段

階から、その事業に対する問題提起をしなければ、結局事業は進む」ことになり、事業が実施されることが決まってからだと、実施を前提とした議論しかできないことが問題であると指摘された。また事業に対する市民側からの運動も、個別に進め

るのでなく、広く、うまく連携する工夫が望まれるとされた。

大田氏からは、「人工護岸を取り壊して干潟部を造成する」ような人工の設備を元にもどす努力も今後は重要だろうという意見が述べられた。

特集 フィールドシンポジウム「徳島県吉野川河口域の自然と開発事業」

吉野川河口部における代償的人工海浜創出からの教訓

独立行政法人国立高等専門学校機構・阿南工業高等専門学校・創造技術工学科 大田 直友

Lesson from the project of compensatively created tidal flat at Yoshinogawa River Estuary. Naotomo Ota (*National Institute of Technology, Anan College*)

はじめに

徳島県を東西に流れる延長194kmの一級河川吉野川の河口部は、日本有数、約13kmもの汽水域をもち、県庁所在地でありながら、シオマネキ、シギ・チドリ類をはじめ多様な生物が生息する貴重なエリアである。また、最河口部の川幅は約1.3kmもあり、その壮大な景観と優れた水質は徳島県の自慢の一つとなっている。しかし残念ながら、吉野川に代表される残された自然の豊かさは、徳島県の環境保全の志がとりわけ高く、努力して達成されたものとは言い難い。それは「周回遅れのトップランナー」としての結果論である。

“阿波25万石、藍50万石”と噂されたほど藍染めで栄えた江戸時代までは、徳島は（今よりは）全国主要都市の一つであったようだ。しかし文明開化に乗り遅れ、何らかの理由で社会基盤整備が極めて遅れている。道路事情が極端に悪く、車が一人に一台の徳島市では、人口わずか26万人なのに都会並みの交通渋滞に悩まされ続け、幹線のJRは未だに単線かつ電化の噂さえ聞いたこともない。徳島自動車道も47都道府県中最後になんとか整備されたが全て対面通行、それでも良いので県南方面への延伸は悲願となっており、本報告に関連のある沖洲マリニピア第二期事業の裏付けとなっている。さらに下水道普及率は断トツのワースト

1, 17.6%（2015年3月）と全国平均（77.6%）に追いつく魔法があれば教えて欲しい。完全に置いて行かれた地方格差代表のような徳島県にとって、「社会基盤整備」に憧れるなどというのは南北問題を彷彿とさせる。1980年代以降、時代遅れの感もある大規模な公共事業が吉野川河口部において、いくつも実施されている背景にはこういった事情も大きいようだ。

いずれにせよ、吉野川河口部においては、沖洲マリニピア第1期（1986年～1993年）&第2期事業（2005年～）、阿波しらさぎ大橋の架橋工事（2003年～2012年）、そして、高速道の架橋工事（2015年～）と大規模な開発事業が相次いで行われている。一定の環境配慮は行われているが、人工建造物が視界に入らず、ゆったりと流れる雄大な吉野川河口周辺の景観を見ることは、もう出来なくなりつつある。

本報告では、吉野川河口部右岸（沖洲海岸）変遷の歴史をたどりながら、そこに住む希少な甲虫ルイスハンミョウ *Cicindela lewisi*（以下、ルイスに省略）保護の現状や課題を紹介する。ルイスを巡っては、開発事業によって失われる生息地の代償として2007年、26億円を投じて人工海浜が造成されており、開発と環境保護の倫理を考えるには興味深い素材といえる。また一方で、環境影響評価では「影響は軽微」として注目されていない潮

間帯中・下部における底生生物（カニ・貝類）にあえて注目する。それらの加入・変動状況を人工海浜と沖洲海浜で比較し、人工海浜の代償具合を評価する。そして、これら情報から得られた課題や人工海浜造成がもたらした教訓を考察する。

代償的人工海浜の造成とルイスハンミョウの保護

沖洲海岸の変遷と沖洲マリンピア事業による開発

徳島県を流れる吉野川の最河口部右岸は沖洲海岸と呼ばれ、吉野川の影響を受けた幅約2100mの開放的な前浜干潟であり、かつてはハマグリなどが多くとれ、海水浴場として賑わっていた（図1 a）。しかしながら、1986年から始まった沖洲マリンピア第1期事業によって115.6haの埋め立てが行われることになり、1990年ごろには人工島が沖洲海岸の前面に造成された（図1 b）。とりあえず、沖洲海岸の直接的な埋め立ては免れたが、沖洲海岸の前面は人工島との間に残された約200

mの運河状海面だけとなった。このような地形にはトンボロ（図1 b矢印）が発達しやすく（豊島・定道，1974），残された沖洲海岸は閉塞気味となった（中村ほか，2004）。そのため、沖洲海岸の波浪環境は大きく変わり、内湾的な砂質干潟となった。底生性生物相も変化し、内湾的な種であるホソウミナナ、フトヘナタリ、アサリなどが生息する環境となった。しかし、その内湾的環境はルイスの生息にはすこぶる適合したようで、2000年前後からは沖洲海岸の全体、特にトンボロ地形の南側で多く見られるようになった（中村ほか，2004）。なお、1970年代後半には沖洲海岸の南端に局地的に見られただけであったという（図1 a矢印）。

その後、沖洲マリンピア第2期事業が計画され、辛うじて残されていた沖洲海岸干潟部も埋め立てられることになった。しかしながら、1999年から2002年にかけて行われた環境影響評価によって、「沖洲海岸を生息環境とするルイスに与える環境影響が極めて小さいと判断できない」と判断され、

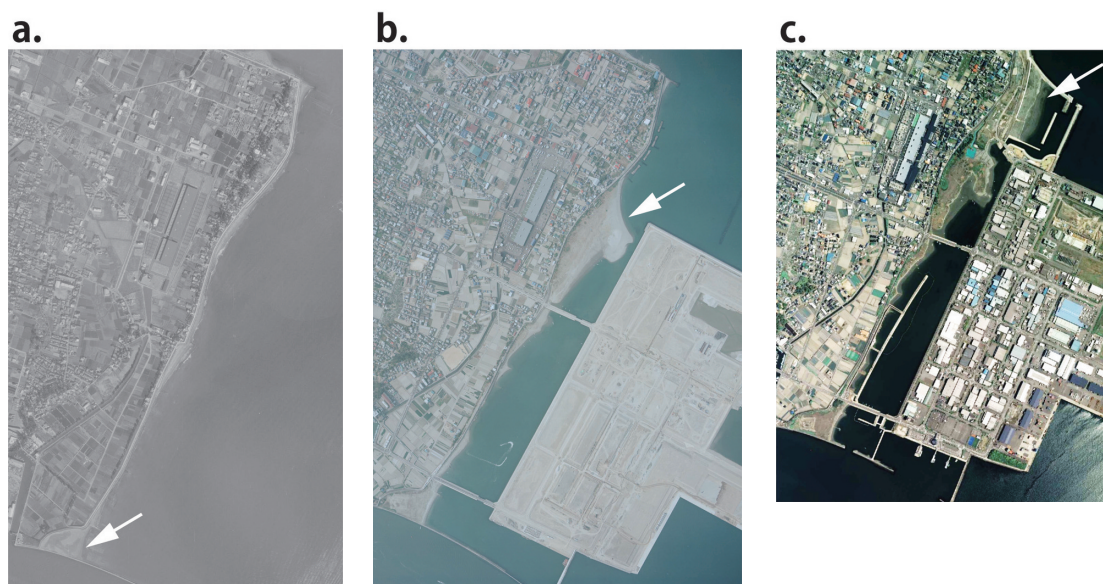


図1. 沖洲海岸の変遷（国土地理院の空中写真より）。a. 1975年，b. 1992年，c. 2009年。矢印の説明は文中にあり。写真の上が北を示す。

環境保全措置として「損なわれる環境が有する価値を代償するため、北端に新たに人工海浜を造成し、ルイスの移動を行う」こととなった。

ルイスハンミョウの生態とその保護の困難さ

ルイスは、日本に分布する海浜性のハンミョウ6種のうち1種で、主に瀬戸内海沿岸と九州北西部に分布する（佐藤，2008）。海浜性のハンミョウは海岸域の開発に伴って全国的に減少傾向にあり、6種全てが環境省のレッドリスト2015に掲載されている。6種の中でもルイスは最も危険度の高い絶滅危惧IB類（EN）となっており、保護の緊急性は高い。

中村ら（2004）によると、ルイスの成虫は海浜部を移動しながら小さな昆虫などを捕食し、幼虫は海浜に巣穴を作りハマトビムシなどの徘徊生物を待ち伏せて捕食する。幼虫の巣穴は、波浪が弱く勾配も緩い平均満潮付近に集中する。また、巣穴の維持と幼虫の生息には、植生等からの適度な淡水の供給も必要であるという。以上のように、ルイスは海浜の小型動物群集の高次捕食者であり、その保護には餌生物をはじめ、良好な海浜生態系が維持されていることが必要となる。さらには、成虫と幼虫で要求する餌・活動場所資源が異なるため、多様な環境条件の保全も必要となる。これに加えて、ルイスには昆虫コレクターによる採集や、海岸を利用する人々による幼虫巣穴の踏みつけなども懸念されている。よって、ルイスの人工海浜への移動・定着作業は、世界でも前例のない困難な環境保全措置だといえる。

人工海浜の物理環境とルイスの移動

人工海浜の物理的設計条件は、沖洲海岸のルイスの生息環境を調査して模倣して決められ（中村ほか，2004），2005年7月に造成工事が着工され、2007年3月に概成した（図1c矢印）。人工海浜の

設計条件と物理環境やルイスの餌条件等の詳細は渡辺ら（2012）に詳しいが、沖洲海岸の表土を移動し、海浜植生も移植された。人工海浜の勾配も沖洲海岸と同条件の緩やかなものとされ、波浪条件は30cm以下を目標に人工海浜前面に離岸堤も築かれた。

さらには、環境保全措置の実効性を高めるため、人工海浜をあらかじめ創出し、ルイスや海浜植物が人工海浜に定着するのを確認した上で沖洲海岸が埋め立てられることになった。そこで、ルイスの自然移動を促すために沖洲海浜と人工海浜をつなぐ回廊が設置され、検証の結果、その有効性も示唆されている（渡辺ほか，2012）。

ルイスハンミョウ保全の経過と現状

環境影響評価による環境保全措置によって人工海浜が造成され、ルイスの移動が行われたが、移動後5年程度の事後調査も行うことになっていた。その調査結果から、2007年3月に概成された人工海浜および吉野川中洲におけるルイスハンミョウの生息状況の経年変化を図2に示す（第12回マリニピア沖洲環境調査検討委員会資料，URL：<http://www.pref.tokushima.jp/docs/2015062200198/> 2016.1

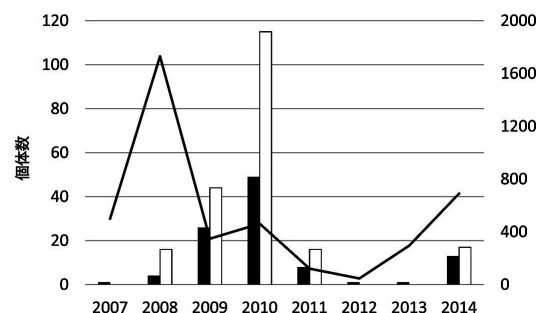


図2. 人工海浜（棒グラフ，左軸）および吉野川中洲干潟（線グラフ，右軸）におけるルイスハンミョウの最大確認数。白棒は幼虫，黒棒は成虫を示す。

参照)。調査期間中、常に成虫の個体数は幼虫の巣穴確認数より少ない傾向が見られ、変動傾向も類似しており、得られた密度情報の信頼性のある程度裏付けるものと考えられる。人工海浜では完成直後の2007年夏から成虫の出現が記録され、その後順調に増加し、2010年において最大（成虫49個体）となった。この50個体前後というのは、人工海浜の造成以前（2003～2005年）に沖洲海岸にて記録された成虫確認数と同程度の密度であり、造成3年目にして自然海岸の状況に迫いつくことになった。なお、人工海浜は、周辺付帯工事の危険防止等のため、2007年の海浜概成時から一般人の立入は禁止されていた。しかし、ルイスも順調に増加し、海浜の利用ルール等が決められ維持管理体制が構築されたことから（渡辺ほか、2012）、2010年3月に一般開放となった。

ところが2011年以降、ルイスの確認個体数が減少傾向に転じ、2012年および2013年にはわずか成虫1個体のみの記録となった（図2）。一方で、近隣最大のルイス生息地である吉野川河口砂州におけるルイスの確認数も2008年をピークに減少し、2012年前後には激減した。同期間中に、吉野川河口域で天候・自然災害など、ルイス生息にとって何らかの条件悪化が発生したのかもしれない。いずれにせよ、2012年～2013年のルイス激減はマスコミにも取り上げられ、原因の究明、順応的な対策が行われた。2013年に行われた減少の原因調査では、①幼虫が好む標高の面積が2007年以降、約80%失われた、②コウボウムギ・コウボウシバなど海にもっとも近い部分に生える植物が徐々に低標高域に広がり、幼虫が好む標高を覆っている、③植物が繁茂すると幼虫の巣穴の数は低下する、ことなどが明らかになった（渡辺ほか、2013）。さらに2013年には幼虫の生息に適した標高の維持・創出を目的に植生はぎ取りなどの実験的管理も行われた（渡辺ほか、2015）。その結果、幼虫の生

息可能地の面積を増やす方法としては、定期的な植生除去による生息場の創出が有効だという。しかしながら、植生をはぎ取って1年経過した時点で意図しない砂の堆積が確認されており、好条件を維持するには継続的な管理が欠かせない状況となっている。なお、これらの努力の結果、ルイスの個体数は若干増加し、2014年は13個体の成虫および17個体の幼虫が観察された（図2）。事業主体の徳島県は、2015年のルイスの出現状況次第で本事業に区切りを付けたい旨をマリンピア沖洲環境調査検討委員会では表明しているが（第12回マリンピア沖洲環境調査検討委員会資料、URL：<http://www.pref.tokushima.jp/docs/2015062200198/2016.1>参照）、継続的な管理の必要性が明らかになっているなか、今後誰がどのようにルイスの管理を行っていくのか、など難しい課題も残っている。

底生生物の加入状況による人工海浜の評価

人工海浜潮間帯中下部における底生生物の加入モニタリング

マリンピア事業における環境影響評価（1999～2002年）では、ルイス以外の動物や生態系への影響の程度は小さい、とされた。しかしながら、沖洲海岸はトンボロによる海面の閉塞によって出来た内湾的な環境となっており、砂質干潟にはホソウミニナ、フトヘナタリ、ヘナタリ、アサリなどが優占していた。実は徳島県では、このような内湾的な底生生物が高密度で生息している砂質干潟はほとんどない。徳島県ではアサリの漁獲量がわずか5t（2013年）という事実からしても、内湾的砂質干潟が貴重であったことを意味している。よって、代償措置によって創出される内湾的な人工海浜にどのような底生生物相が形成されるか、非常に興味深いところである。さらには、失われる海浜の「代償」という観点においても、ルイス

を中心とした海浜植生や潮間帯上部の生態系だけではなく、潮間帯中下部も沖洲海岸と同様の底生生物相が形成されるべきであろう。

そこで、事業主体（徳島県）による調査が手薄な人工海浜の潮間帯中・下部の底生生物（カニ・貝類のみ）について、独自に（徳島県の協力を得て）モニタリング調査を行い、創出された人工海浜への底生生物の加入状況を沖洲海岸と比較しながら明らかにした。

両干潟で異なる底生生物相と物理化学的環境条件

カニ・貝類の定量調査の方法は東ら（2014）に詳しいが、2008年6月から2013年6月まで沖洲海岸2ヶ所、人工海浜2ヶ所の各2潮位において、8個の0.1m²コドラート内を深さ15cmまで底質ごと採集し、2mm目ふるいに残ったサンプルをホルマリンで固定した。

その結果、調査を開始した2008年6月から2009年8月までは、両干潟でみられた貝・カニ類の個体数は同程度で推移した（図3）。しかし2009年11月に人工干潟の個体数が214個体まで激減し、その後は2012年にかけて88個体から361個体の低密度で推移した。2013年6月には692個体と若干増加の傾向を示したが、沖洲海岸と比べると極めて

低密度な状態が継続している（2015年も同様）。一方、沖洲海浜では2009年11月以降2012年3月まで、多少の変動は見られるものの安定的に（2000個体前後）貝・カニ類がみられ、2012年6月以降にはかなりの増加傾向も確認された。なお、沖洲海岸は事業の進捗に従って、2013年に埋め立てられ消滅した。

両海岸における貝・カニの個体数変動パターンの違いは、アサリの減少とホソウミナナの有無によるところが大きかった（図4）。沖洲海岸では、当初70%近くを占めていたアサリが、2009年には約40%、2010年には数%まで減少した。代わって優占度を上げたのがホソウミナナであり、2010～2012年には集団の80%以上を占めていた。一方、人工海浜におけるアサリは沖洲海岸より高密度状態が継続し、2008～2009年には90%近くまで優占していた。しかし2010年には50%まで低下し、2011年以降は30%未満の優占度になっている。そして、顕著な違いは、人工海浜ではホソウミナナとヘナタリがほとんどみられないことであった。逆に、沖洲海岸では少数しかみられないトリウミアカイソモドキが2010年以降半数ほどを占め、その他いくつかの種がごく少数生息する貧相な状態で安定している。

沖洲海岸と人工海浜の物理化学的環境を比較すると、多くの条件で異なっていることが判明している。水質については、リンおよび窒素が沖洲海浜で有意に高く、クロロフィルaについては沖洲海岸で2.7倍多いことも明らかになっている（東ほか、2012）。また、波浪の強さを石膏ボールで計測したところ、人工海浜の波浪が有意に強いことも明らかになった（東ほか、2014）。さらに、沈降するシルト・クレイの量を比較すると、沖洲海岸で有意に多かった（東ほか、2015a）。両干潟の北側には清廉な吉野川、南側には都市河川で汚染度の高い新町川が流れており、これらの河川

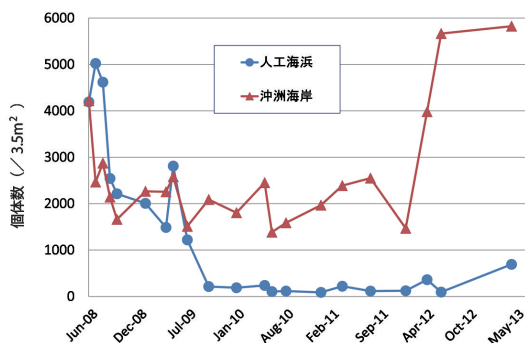


図3. 沖洲海岸と人工海浜における貝・カニ類の個体数変化。

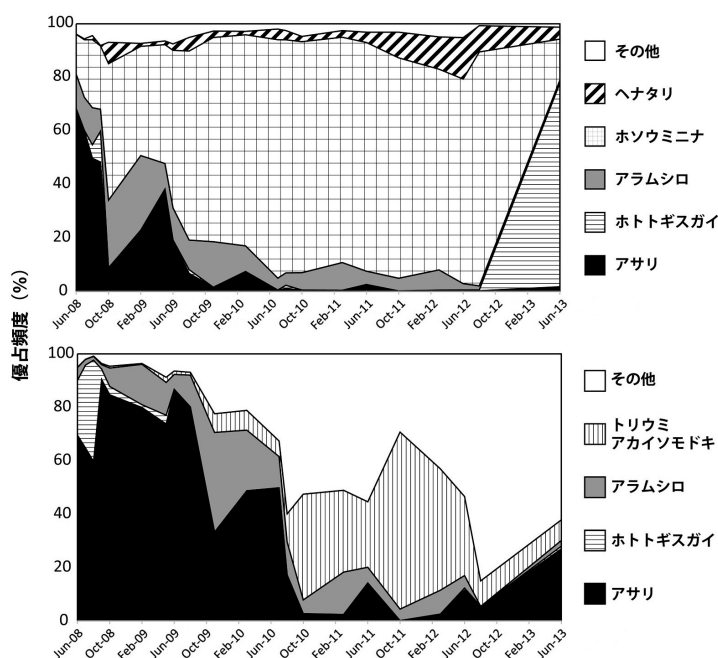


図 4. 上. 沖洲海岸, 下. 人工海浜における貝・カニ相優占種の変化.

の影響が示唆された。新町川の影響を受けやすい沖洲海岸では栄養塩類が多く、静穏でシルト・クレイの堆積も多く、強風で有名な吉野川河口に近い人工海浜では栄養塩やシルト・クレイの蓄積も少なく、波浪が強い、という海浜の立地条件が物理化学的条件の違いに影響している可能性が示唆された。

以上の結果をまとめると、造成後 8 年経過した 2015 年現在でも人工海浜の貝・カニ相は、沖洲海岸とは大きく異なった状態となっていた。また、リン、窒素、クロロフィル a、波浪、シルト・クレイの供給量などの物理化学的環境条件も異なっており、海浜の立地の違いが影響を与えている可能性が示唆されている。

人工海浜でホソウミニナ不在の理由－沈み込み現象の謎

二つの海浜の貝・カニ類相が大きく異なってい

た原因は、ホソウミニナの有無が大きかったが、その理由として「沈み込み現象」の関与が指摘されている（東ほか, 2014; 東ほか, 2015a; 東ほか, 2015b)。「沈み込み現象」とは、干潟底質表面の物質が 24 時間程度で底質中へ沈み込む現象である。この現象は、沖洲海岸ではみられず、人工海浜においてのみ観察され、底質中に埋没したホソウミニナの死亡率は有意に上昇した（東ほか, 2015b)。また、人工海浜の底質表面にはシルト・クレイが少なく、実験的にシルト・クレイを添加したところ、沈み込み現象が緩和された。さらに、人工海浜では時間を経るにつれて底質中のシルト・クレイ量が減少することが明らかになった（東ほか, 2015a)。ホソウミニナを底質中に埋没させると死亡率が上昇することから、沈み込み現象がホソウミニナの生息に悪影響を与えている可能性が高い。沈み込み現象の原因として、干潟の底質中に生息するニホンスナモグリによる生物攪拌の

影響が疑われており、現在詳細を解明中である。

人工海浜造成から得られた教訓

創られた自然における環境保全倫理－誰が、いつまで、どのように保護し続けるのか？

造成された人工海浜にルイスは移動させられ、一定の定着・成功も確認された。しかしながら、時間経過に伴って浜辺の標高は変化し、植生の繁茂などによりルイスの個体数が極端に低下する事態もみられた。普通の親水的人工海浜なら、これらの変化は「誤差のうち」で済まされるかもしれないが、この人工海浜は「ルイスの生息に最適な環境条件の維持」という課題が常につきまとう。今後、全くの放置状態ではルイスの生息は困難になることが予測されており、いわば生まれたときから「人工呼吸器」を手放せない海浜となっている。しかしながら、予算主義に裏打ちされた行政のシステムでは、「事業完了」となれば、その後はほとんど動けなくなるだろう。では、環境保全措置による「代償」を宣言したら、永遠に責任が発生するのか、逆に、一般に行われている5年間の事後調査で問題がなければ完全終了で良いのか？さらに言えば、たとえば、これが人工的に造られた海浜でなければ、ここまで「虫」のために手を入れるだろうか？これらの課題は、「創られた自然」特有の倫理問題と捉えることができ、それぞれの立場によって答えは異なるだろうし、正解はないのだろう。結局、ヒトが自然環境を創出し代償するということは、非常に繊細な配慮と継続的な管理が必要になり、普通の自然海浜の管理では負うことのない新たな責任が発生することを改めて目の当たりにした次第である。

余裕を持った空間確保と多様な環境の創出と保全

ルイスの保護は、幼虫と成虫で要求する環境が

異なるため、複雑で多様な環境条件を必要とされる。さらに、底質が砂という不安定な基質、河川の河口部（氾濫原、日常的な強風）という地理的な条件下で、出水や台風等による攪乱を受けやすい。実際、時間的な経過によって植生による幼虫生息域の被覆や標高の変化なども起きている。ルイスの生息状況調査から導き出した一断面である最適環境条件を維持するのは難しいことも示された。

これらの変動に対応する一つの方法は、幅広く多様な環境条件を整備し、日常的な変動に耐える余裕を構築する事であろう。マリンピア人工海浜の場合、ルイスのおもな生息地はトンボロ南側の幅300mとされ、人工海浜の幅も300mとされた。しかし、今となってはやはり小さすぎる印象は拭えない。潮間帯部の状況からも人工海浜と沖洲海岸の物理化学的環境が異なっていることが示唆されている。メインの生息地が300mだとしても、環境は多少なりとも変動するのが一般的であり、その300mを支える周りの緩衝地帯も必要であろう。空間・予算的制限はあるだろうが、創出環境はできるだけ余裕を持って設計し、多様な環境を確保しておくことが重要である。

貝・カニの分布状況から、人工海浜の潮間帯部分は模倣した沖洲海岸とは異なる状況になっている。おそらくその原因は、立地による物理化学的環境の違いであろう。人工海浜そのものの物理条件は沖洲海岸を模倣して作られたのだが、周辺（この場合、南北の河川）からの影響によって、異なる環境になっている可能性がある。今さらであるが、人が自然環境を作り出すことは、大変困難である。とくに、立地や予算に制限がある中では、完璧に再現するのは不可能であろう。そういった意味でも、上述のような余裕や幅を持った設計が不可欠であり、継続的な順応的管理が必要になってくる。

また、近隣の最大のルイス生息地である中洲における個体数と人工海浜の個体数変動パターンには、2009年以降連動性がみられる（図2）。中洲と人工海浜との往來の可能性やバックアップ領域として互いの重要性を評価し、移植の有効性などを検討していくべきであろう。

26億円の人工海浜を作ってまで、何を守りたかったのか？

河口干潟などの氾濫原は、時間と共に自然に変動する。例えば、吉野川の中洲も、数十年を経て河口部から河川内部への移動が明らかになっている。このような、変動することが前提の環境において、人が手を加え続けていく意味、すなわち、ルイスが生息可能な条件を維持し続けることには、釈然としないという意見があるのも事実である。

また、形成された生息地の時間的な短さも議論になったこともある。もともと開放的な砂質海岸であった沖洲海岸の一部に生息していたルイスは、人工島の造成で内湾的環境に変化した10年ほどの間（1990年代）に分布を急拡大した（図1）。そして、時期が重なった環境影響評価の結果、絶滅危惧種であるルイスを無視することはできず、回避も不可能。ならば代償措置として人工海浜を造成して保護という流れになっている。このように、ごく短期間に希少種の生息地が意図せず人工的に創出されるというのは、潮間帯でもそれほど珍しくない。長期間行われていた埋め立て事業の途中、潮間帯部に仮置きしていた浚渫土に加入した大量のシオマネキ、違法に廃棄された建設残土で創られた干潟状地形に加入するフトヘナタリなどが挙げられる。特に、干潟生物の多くが絶滅危惧種として扱われ、かなり良好な生息地（プランクトン幼生の供給地）が点在する徳島県では事例が多い。こういった状況に遭遇するたび、関係者からは釈然としないという意見があることも否定できない。

一方で、伝統や文化とともに存在してきた「里山」「田園」などは人間の手が加わらないと維持できない二次的自然の代表であるが、近年その重要性の認識向上は著しい。例えば、1995年に策定された初代の生物多様性国家戦略では、全119ページのうちわずか8回しか「里山」が登場しなかった。しかし、生物多様性国家戦略2012-2020においては、252ページ中127回も「里山」が使われている。手付かずの自然がごく限られた日本において、鷺谷・矢原（1996）が主張したように「自然度」から「生物多様性」重視への価値評価の変化が大きく進んでいる裏付けであろう。そう言った意味では、埋められる予定の場所に不意に分布を広げたルイスでも、その種や遺伝子の多様性を守ろうとしたことは、賞賛されるべき環境保全措置であったと言えよう。さらに現在、人工海浜は失われた水辺の代償として、水遊びや貝掘り、環境教育などでかなりの利用者が訪れているのも事実である。徳島産ルイスの遺伝子が維持され、浜辺の親水・教育機能が活用されるなら、26億円の投資も案外安いものだったのかもしれない。

引用文献

- 東 和之・大田直友・河井 崇・山本龍兵・丸岡 篤史・橋本 温・上月康則. 2012. 人工干潟と自然干潟におけるマクロベントス相の比較. 土木学会論文集B3（海洋開発）, 68（2）: 1091-1096.
- ・——・——・上月康則. 2014. 徳島市沖洲人工干潟でのホソウミナ生息阻害要因. 沿岸域学会誌, 27（3）: 41-50.
- ・——・橋本 温・大谷壮介・山中亮一・上月康則. 2015a. 底質中のシルト・クレイが徳島市沖洲人工干潟における「沈み込み現象」に与える影響. 土木学会論文集B3（海洋開発）,

- 71 (2) : 802–807.
- ・——・——・——・——・——. 2015b.
- 人工干潟の底質における「沈み込み現象」の検証と底生生物への影響評価. 土木学会論文集B1 (水工学), 59 (4) : 1111–1116.
- 中村聡志・中川康之・桑江朝比呂. 2004. 沖洲海岸におけるルイスハンミョウ幼虫の生息物理条件調査. 海洋開発論文集, 20 : 323–328.
- 佐藤 綾. 2008. 浜辺のハンミョウ (コウチュウ目: ハンミョウ科) の現状と保全. 保全生態学研究, 13 : 103–110.
- 豊島 修・定道成美. 1974. 皆生海岸におけるトンボロと海底変形. 海岸工学講演会論文集, 21 : 167–172.
- 鷺谷いづみ・矢原徹一. 1996. 保全生態学入門. 270pp. 文一総合出版, 東京.
- 渡辺雅子・大塚弘之・上月康則・大田直友・河井 崇・萬宮竜典・岡田直也・中野 晋. 2012. 希少種ルイスハンミョウを対象とした海浜ミチゲーションと官学民協働による維持管理の重要性. 土木学会論文集B3 (海洋開発), 68 (2) : 1233–1237.
- ・上月康則・岡田直也・野上文子・河井 崇・披田 毅・大塚弘之. 2013. 人工海浜におけるルイスハンミョウの分布に対する植生と標高の影響. 土木学会論文集B2 (海岸工学), 69 (2) : 1246–1250.
- ・山本龍兵・采女尚寛・上月康則・岡田直也・玉井勇佑・野上文子・河井 崇. 2015. 人工海浜におけるルイスハンミョウ生息環境の創出と管理手法に関する調査研究. 土木学会論文集B3 (海洋開発), 71 (2) : 916–920.

特集 フィールドシンポジウム「徳島県吉野川河口域の自然と開発事業」

吉野川河口の貴重性とその保全活動

とくしま自然観察の会 井 口 利枝子

Importance of the Yoshinogawa River Estuary and social activity for its conservation. Rieko Iguchi (*The Tokushima Nature Observation Society*)

はじめに

吉野川は、四国三郎とも呼ばれる大河川である。その河口は日本一の川幅を誇り、河口から第十堰の14.5kmまで、日本最大級の汽水域を有し、河口に広がる干潟は、シオマネキの群生地であり、また渡り鳥の重要な中継地として「東アジア・オーストラリア地域・チドリ類重要生息地ネットワーク」の参加地になっている。吉野川河口の生態系は、河口域から紀伊水道の漁場を支え、多くの生態系サービスを生み出す源である。さらに、環境省による「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されるなど、自然環境の豊かさと生物多様性の高さは、国内外で認められている。

しかし、川・海・陸が出会うという河口の地理的特性から法制度が複雑に絡み合い、また行政上の管轄も複雑に入り組んでいることから、河口汽水域環境の保全上様々な問題が発生している。

とくしま自然観察の会は1994年に設立後、20年以上にわたって、吉野川河口干潟を中心に観察会活動を実施してきた。また、観察会活動を通じて、河口域及び河口近傍の小松海岸を中心とする沿岸域の身近な自然としての価値を伝え、環境保全の重要性とその方法を考えるための普及活動を行ってきた。

吉野川は、市民参加による河川計画の方向性を

示した誇りある川である。このことを踏まえつつ、本稿では、今後吉野川とどうつきあっていけばいいのか、人々の想いをひきだすためのアンケート調査等、市民目線での「人と自然とのかかわり」を視点にした吉野川とのかかわりのあるべき姿について、現在進行中の深刻な開発事業の課題を絡めながら述べてみたい。

身近な自然としての吉野川河口の価値

吉野川は、四国のほぼ中心の瓶ヶ森付近から発し、四国の約5分の1を集水域としながら、約194kmを東流し、紀伊水道に注ぎ込んでいる。河口から第十堰までの14.5kmにわたる汽水域は、生態系や景観などに関しても日本の河口本来の姿を残している。河口汽水域環境は、流域の自然や人間活動、さらに海洋の影響を受けながら、常に形成・維持・改変されてきた。河口は、藩政時代から阿波藩の城下町として栄え、現在人口約26.5万人を擁する徳島市近郊に存在し、汽水域とあいまって、人間活動とのかかわりは、歴史的にも密接である。汽水域流域での藍の栽培に肥料として使用された干鰯の輸送を介して、藍染文化が全国各地に広まったことなども、その一例である。

吉野川河口域(図1)においては、参考文献として示した多様な生物に関する多くの報告に示さ



図1. 吉野川河口域全景（1990年）.

れているように、汽水域から海域にわたる高度な生物多様性が確保されている。河口デルタの湿地や網目状水路、干潟、砂州、砂浜、海中の河口テラス地形など多様な環境要素を基盤として生態系が形成されているからである。汽水域の青海苔やシジミ、干潟の貝類やエビカニ類、魚類など水産資源の豊饒さは、河川と海の出会う場ならではのものである。「鳴門金時」として有名なサツマイモや野菜の栽培なども河口域に堆積した土砂が基盤となっている。県庁から車で10分ほどの距離にあって、大きなヨシ原をともしなう広大な河口干潟では、第一級の健全な干潟生態系が保持されており、バードウォッチングや散策、子どもたちにとっては、豊富な生きものと戯れる天然のあそび場として、人々に大きな安らぎをもたらしている。

吉野川河口の保全活動

これまで、本会は専門家や様々な市民団体と連携しながら、下記の活動を行ってきた。

1. 吉野川河口干潟などで自然観察会（図2）を定期的に行き、普及活動を行っている。
2. 学校の干潟の観察会や環境教育授業の応援、県内外の他団体の干潟や河口域の案内を定期的に行っている。



図2. 吉野川河口干潟での自然観察会.

3. 日本自然保護協会（NACS-J）自然観察指導員講習会の開催。
4. 「自然をともした井戸端会議」や様々な学習会の開催、インタープリター養成セミナーの開催、徳島県との協働事業として干潟の環境教育リーダー養成講座の開催。
5. 吉野川干潟の自然観察ガイドブック「しおまねきブック」・「吉野川河口環境マップ」・「とくしま海辺通信」・「吉野川しおまねき探検隊マップ」・とくしま海辺通信「川と海と人」・とくしま海辺通信ポケットブック「うみのいきもの」の作成。
6. 市民による吉野川干潟などの環境調査と干潟に対する市民の意識調査。
7. 「しおまねきコンサート」の開催。プロの音楽家たちの協力のもと、特にギタリスト佐藤正美さんの干潟での野外コンサートでは、インターネット中継で音楽をともし干潟保護を呼びかけた。また落語家と本会が共演して「しおまねき寄席」を開いた。干潟の大切さを伝えるオリジナル人形劇「吉野川ひがた円卓会議」の制作・上演を学校・博物館などで行った。
8. 「わくわくドキドキ干潟百貨展」「吉野川ラムサール展」の開催。

9. NACS-J等と共同して吉野川における「人と自然とのふれあい」調査を行い、「吉野川河口汽水域のふれあいマップ」にまとめた。
10. シンポジウムの開催。2002年10月・11月「吉野川河口干潟を救え!!～こんなに美しい空と風があることを、世界に誇りたい」(東京・徳島市)、2007年1月「伝えたい!豊かな吉野川河口干潟」、2007年8月「人々のくらしと河口及び沿岸域の自然環境とのかかわりに注目して」では、海外から研究者を招いてシンポジウムを開催し、河口域や沿岸域の保全に向けて統合的な管理方法について学ぶ機会となった。
12. 「干潟塾」の開催。市民と専門家が吉野川河口に関わる地図、航空写真、絵画あるいは文字資料等を持ち寄り、河口の地形や生態系と人々のくらしとのかかわりやその変遷について対話を通して掘り起こしを行なった。
13. 韓国ラムサール条約COP10や名古屋生物多様性条約COP10に参加し、ブース展示やフォーラム発表などで、吉野川干潟や河口域をアピールした。
14. 食と歴史、ひとと自然とのかかわりをテーマにした「吉野川汽水域エコツアー」を実施し、そのプログラムを「吉野川 人と海とのつながりと恵みを感じるエコツアー」として報告書にまとめた。2010年8月NACS-J「もり・かわ・うみ・いきものバンザイ! ツアー」吉野川編のサポート等、河口域のエコツアーを定期的実施している。
15. 本会の活動や市民調査で得られたデータや情報をもとにして、吉野川干潟や河口域、沿岸域の保全に向けて、国土交通省、環境省、徳島県など行政に対して、提案や要望を積極的に行っている。

吉野川河口汽水域における 複数の大型開発事業について

これまでに河口汽水域において、4件の大規模開発事業が、同時進行した。それらの概要および保全上の問題点については次のとおりである。

徳島東環状線・阿波しらさぎ大橋の建設（事業主体 徳島県）

河口1.8km地点に架かる、全長1380mの渡河橋。2003年12月に着工し、2012年4月完成。橋が干潟、渡り鳥および河口生態系に及ぼす悪影響が心配された。徳島県は、干潟部に橋脚を建てない環境配慮型の設計を施した。本事業はアセスメント対象外事業であったが、河川法による河川協議上モニタリングが義務づけられ、工事中と完成後2年間を合わせて11年間のモニタリング調査が実施された。干潟環境への影響評価については徳島県によって各分野の専門家で構成される環境アドバイザー会議がモニタリング調査の結果を解析・評価するために設置された。2015年モニタリング調査終了後、環境アドバイザー会議の助言のもと橋の影響の総合評価書が出された。標本は徳島県立博物館に保管し、すべての環境モニタリング調査報告書は徳島県のホームページで公開されており (<http://www.pref.tokushima.jp/docs/2012103100172/2015.6参照>)、これらのデータは、将来吉野川の保全や維持管理を検討するうえで基礎となると位置づけられている。しかし、橋建設によるシギ・チドリ類の移動阻害の可能性については科学的に否定されておらず、NEXCO西日本による高速道路橋のモニタリング調査において、シギ・チドリ類の継続調査等が実施されることになった。

最河口における「四国横断自動車道吉野川渡河部建設事業」（以後、高速道路橋）の建設（事業主体 西日本高速道路株式会社（NEXCO西日本））

吉野川北岸の徳島JCT（川内町）—吉野川渡河橋—徳島東IC（沖洲海浜に建設）、4.7km事業費約600億円。渡河部は1700m、約300億円、川に架かる橋として、国内最長級。2020年春の完成をめざして、2016年2月に着工した。河川協議では、毎年モニタリング調査の評価が条件付けされている。吉野川河口と沿岸域との「生態系の連続性」「渡り鳥の渡来や生息」への影響が懸念されている。高速道路橋は阿波しらさぎ大橋に近接してわずか1.7m離れた場所に建設されることから、複合的環境影響評価の必要性が問われている。また、2つの道路橋は明らかに2重投資であり、そのため阿波しらさぎ大橋を代替ルートとして活用するように、徳島県内外の自然保護101団体が要望した。また、本会はNACS-J、WWFジャパン、ラムサールネットワーク日本と共に、複合的影響評価の実施、干潟や河口域への配慮環境保全措置の実施やその決定プロセスの公開等を要望している。

マリンピア沖洲第2期事業：河口入口右岸側の沖洲海浜部（事業主体 徳島県）

環境影響評価法に準じた、徳島県環境影響評価条例に基づくアセスメントが実施され、9年間モニタリング調査が行われた。四国横断自動車道は第1期埋立地（マリンピア沖洲人工島）と陸地の間の35haの沖洲海浜を通過するため、水路を残して埋め立てられ、昆虫のルイスハンミョウについては造成した人工海浜へ移す措置が取られた。しかし、ルイスハンミョウだけではなく、沖洲海浜の埋め立てされた干潟には、多種多様な絶滅危惧種が生息していたことが、市民調査等によって確認されており、この海浜部が、河口の希少な生物種の「避難所」であり、「保存庫」としての役

割を担っていたことは明らかである。このようなことから、象徴的な種にのみ焦点をあてた人工海浜などの代替生息地造成による対策の質については、再考すべき時期に来ている。

河口から14.5km上流の第十堰改築計画（事業主体 国土交通省）

約260年前に築かれた固定堰を、約1000億円を投じて可動堰化する計画である。この計画に反対する住民が立ち上がり、2000年1月23日徳島市で住民投票が実施され、反対票が90%を占めたため、これまでの計画は停止したが、完全中止ではない。この可動堰化事業が実施されれば、汽水域の環境、農業、漁業などの生業への影響が懸念された。

吉野川河口域保全の問題点と課題

吉野川河口干潟および河口汽水域に関わる開発から浮き彫りにされる、問題点と課題は次のとおりである。

統合的沿岸域管理の必要性

従来から河口域は、行政的には河川、港湾、海岸と分断的に管理されてきた。さらに、管理を担当する行政当局は、中央、地方に限らず相互に何ら有機的連携をもたないまま開発を含めた施策を講じてきた。現在貴重な吉野川の河口域において実施あるいは計画中の開発事業には、治水、道路建設、都市計画など目的や内容も様々なものがある。しかし、これらの開発事業においては、事業主体である中央省庁や徳島県、民間会社の担当部局間で開発による河口生態系や社会への影響を踏まえ、相互に調整を図り、統合的に沿岸域を管理していこうという姿勢は全く認められない。例えば、港湾と海岸の環境管理において管理者である徳島県には、主導的な立場をとることが望まれる

が、そのような動きは今のところ全く見受けられない。また、港湾と道路がセットになった開発の場合などには、行政上の管轄が異なる上に事業主体間の連携がないため開発計画を見直すことが非常に困難となってくる。吉野川河口域の現状は環境管理主体となるべき担当責任部局が極めて曖昧であるため、開発事業や管理に関わる地方自治体、国交省、民間会社それぞれが統合的沿岸域管理の必要性、有効性及び妥当性への認識を欠いているため、開発が整合性を欠き野放し状態となっている代表的な事例である。

河口干潟周辺の開発事業に対するアセスメントおよび総合的な環境保全の重要性

環境影響評価法が1997年に成立したが、それを活用したアセスメントの見直しが行われていないのが現状である。阿波しらさぎ大橋は、アセス対象外事業であったが、河川法に基づく河川協議許可の条件として、工事中、供用後のモニタリング調査が実施された。高速道路に関しては、閣議アセスが実施され、1996年終了している。しかし隣接する事業の複合的アセスメント適用と併せた、アセスメントのやり直しが必要であった。また、道路建設事業は、国や県の財政の逼迫や、ガソリン価格の高騰や人口減少を伴う高齢化など社会経済的環境の急速な変化により交通量の予測なども当初の見込みを下回ることが予想されるにもかかわらず開発計画そのものを見直そうとする動きは見られなかった。このことは都市計画においても同様である。また吉野川河口の歴史的、社会的、経済的及び生態学的重要性に鑑みて、河口域における開発は本来計画アセスメントを導入すべきであった。

吉野川には、様々な開発事業に係る環境モニタリング調査等によって、公的および市民による調査データが集積し公開されており、河口域が持つ

科学的データとしては全国でも屈指と言われている（参考文献に示す）。これらを活用することによって複合的環境影響評価の手法を開発、実施し、全国の先進事例とすべく、さらに吉野川河口域の保全に反映できるように知恵を出し合うべきである。また、開発事業のミティゲーションとして、安易な代替地措置を施すのではなく、あくまでも現在残されている自然環境の保全を最優先するための施策、手法を検討すべきである。

河口域保全とラムサール登録

吉野川河口域は、2010年、環境省によるラムサール条約湿地潜在候補地に選定された。吉野川は、生物多様性に関する評価と同程度、それ以上に、人の暮らしと流域および沿岸域の環境が近い川でもあり、ラムサール条約が謳うワイズユース（賢明な利用）のモデルとなる川である。ラムサール登録に関しては、環境省だけではなく、吉野川を管理する国交省の積極的姿勢を促すことが重要である。登録申請に際し、湿地保全計画として、「河川整備計画」を活用することは十分可能である。吉野川水系河川整備計画（2009）のなかでは、汽水域が吉野川を特徴づける自然環境として盛り込まれていることは評価できる。河川整備計画策定に関しては、国交省による「多自然川づくり」の基本方針の中の留意すべき事項にも述べられているように“その川の川らしさ”を自然環境、景観、歴史・文化等の観点から把握し、その川らしさの保全・創出をできる限り担保することが今何よりも求められている。

法制度の活用・市民参加

河川法、海岸法には1990年代後半の改正により、住民の意思表示が可能となったが、吉野川では活用されていない。法改正がなされても、実質的な法の現場での運用が見直されておらず、法改正も

実質的には形骸化している。法改正の主旨を現場において生かし、河川環境の保全を実効あるものにするためには、専門家や行政関係者だけでなく、市民が実質的な協議や検討の場に参画することが何よりも必要である。そのための根幹をなすのは、協議の詳細内容の見直し、および市民参加のための安定的な仕組みを構築することである。このようなことにより、市民の視点から、法制度を十二分に活用した市民参加や環境保全が図られるべきである。そのためには、行政機関と市民が連携・協働して事例の集積や啓発などを通した市民参加を推進・発展させる事が必要とされる。しかし、現状は地域知の活用、市民参加への仕組みづくりは後退している。そもそも、干潟や汽水域の保全の制度に関する呼びかけ主体が常に民間の「熱意」に任されており、そのことがなければ、放置されたままになる、という状況そのものが異常である。吉野川においては、環境行政のあり方が、常に問われているのである。

市民の想いをひきだすためのアンケート調査

吉野川と言えば、第十堰可動堰化計画が全国的に有名であり、可動堰建設、是か非か、県民世論を大きく分ける程の関心事であった。その影で、河口干潟周辺の3つの開発計画が、別々の部署で、粛々と同時に進められていたが、詳しい計画内容や予算などについては、市民にほとんど情報公開されることはなかった。また、これら複数の計画が自然環境への影響を広範囲に及ぼすことが予想されるにも関わらず、複合的な環境影響評価もされないままであった。特に、本会がフィールドにしてきた河口干潟のほぼ中央を通過する阿波しらさぎ大橋建設事業は、環境アセスメントやモニタリング調査についての法的な義務付けもないことから、事業主である徳島県は、着工前に形式的な

説明会を開いただけであった。計画の概要について、市民にはほとんど知らされず、そのため市民の関心も低いままに、事業が進められていくことに対しては、私たちは大きな不安と疑問を感じていた。

そこで、本会は、徳島県や河川管理者である国交省に度々、質問状や要望書を提出しながら、本事業のベースとなった交通調査結果やその内容、この計画に至った経緯等を公開し、納得のいく説明をすることなどを求めた。徳島県の言い分は、常に「これは民意！市民は交通渋滞の緩和、生活の利便性等を強く求めている！」ということであった。1300億円という大規模公共事業であるにも関わらず、市民の多くがこの計画をどれだけ理解しているのか？果たして「民意」は徳島県が言うとおりなのか？私たちの素朴な疑問であった。

2002年、阿波しらさぎ大橋の着工を目前にして、本会は、「あなたのなかの吉野川とは」と題したアンケート調査を行った。その目的は、徳島に住む市民が、吉野川河口の環境や周辺の開発事業に対して、どう思っているのかを知るためである。商店街、駅前、スーパー前など街頭で声をかけて832人の市民の意見を収集することができた。幅広い年代から意見が集まったが、特に10代の若い人たちが真剣に考え、答えてくれたことが非常に印象に残っている。

アンケートの項目は、「吉野川の河口の干潟を知っていますか」「河口の干潟のまわりの開発計画のことを知っていましたか」「吉野川で好きな風景や場所はどこですか？その理由は？」「いま、あなたは吉野川とどんなつきあい方をしていますか」などであった。

アンケート結果から、人々は多岐にわたって、日常的に吉野川とのふれあいの機会をもっていることがわかった。また、「吉野川で好きな風景や場所はどこですか」という問いかけに対して、た

くさんの人が「河口の風景や広がり」と答えている。道路橋の計画に関しては、「橋がほしい」とする回答は、全体の6%、また橋が架かると「便利になってうれしい」「自然より便利さ優先」とする回答数は、全体のわずか4%程度にすぎなかった。一方、「環境や景観への影響が心配」とする回答数は全体の37.5%「計画について知らせしてほしい」とする回答数は全体の25.8%であった。また、河口に隣接するマリンピア沖洲海浜埋め立て計画に対しては、回答者総数832人のうち、約半数の人が「埋立てせずに残しておいてほしい」という考えであり、「仕方がない」「自然より便利さ優先」「埋立て賛成」といった埋立て容認派は、6.9%しかいなかった。特に「河口の干潟への影響が心配」と答えた人が34%であった。マリンピア沖洲の計画と河口干潟の環境をつなげて考えている市民が多いことがわかった。このように、吉野川の河口に想いをもつ人々が多いこと、市民には公共事業の情報がほとんど届いていないことに、今さらながら驚きを覚えた。そこで感じた大きな疑問は「それなのになぜ開発は続くのだろうか」ということである。

公共事業が行われる場合の環境影響評価では、人々の想いや人々の心理的影響はほとんど評価されない。1999年施行された環境影響評価法に盛り込まれた「人と自然との豊かな触れ合い」評価というのは目にはみえないがこうした「想い」への影響を評価することが重要であると強く感じる。このような意義を評価した日本自然保護協会からは、このような調査を幅広く促すため、調査実施のための冊子が出版されている（参考文献として示す）。

本会は、このアンケート結果を事業主や行政、マスコミ、市民に届け、市民の声を事業に反映させるよう働きかけた。マスコミで報道されたことによって、吉野川河口における複数の開発のこと

や河口域保全の重要性について、社会的に認知度をあげる契機になったと考えている。一方、河川協議において、アセス対象外の公共工事であるにもかかわらず、モニタリングが条件付けされたことによって比類のないモニタリング調査が実施された。これらの調査データは、市民の継続調査や国交省による第十堰環境調査等と合わせることで、吉野川河口域を生物多様性の観点からの価値や、ラムサール条約の国際基準について、科学的根拠として証明されることになった。

おわりに

これまでの本会の活動成果は、以下の三点に集約される。

1. 自然観察会や学習会、シンポジウムなどの開催、学校への環境教育応援によって、吉野川河口域や沿岸海洋域の価値を多様な観点から理解し評価するための発信を続け、地域のみならず、県外へとそのファン層を少しずつ広げることができた。
2. 干潟の観察会が、学校の環境学習に取り入れられた。
3. 「干潟塾」、河口域エコツアー、人と自然とのふれあい調査によって、自然史だけではなく、食や産業など、より総合的な自然と人間とのかわりに関する地域知の基礎資料を蓄積することができつつある。

このような活動を続ける中、最近の約20年間で、吉野川河口域は、第十堰改築はじめそれぞれ異なる事業主による複数の開発事業が同時進行で進められてきた。その一方で市民の吉野川の環境保全に対する関心の高まりがみられた時期もあった。しかし、現在では、特に河口干潟周辺のごく狭い地域に、「2本の道路橋建設、河口人工海浜建設」が集中しており、環境への複合的な悪影響が懸念

されつつある。また、市民の自然環境保全への意識も吉野川から遠ざかりつつある。2016年2月には、最河口の高速道路橋が着工となった。本会としては、NEXCO西日本の高速道路橋建設に伴う環境対策に懸念を持ち、複合的環境影響評価の実施、ラムサール条約登録湿地として現在満たしている国際基準を損なわない環境保全措置の実施（参考文献として「吉野川河口域がラムサール条約湿地の国際的な基準を満たす根拠」を示す）、河口干潟の環境に配慮することを、その必要性や重要性を示して強く要望した（<http://bylines.news.yahoo.co.jp/masanoatsuko/20160415-00056629/> 2016.4参照）。

人為的な改変によって、これ以上、吉野川河口域の劣化が進まないようにするためには、吉野川をラムサール登録し、将来に渡って、ワイズユースが実践されていくことを真剣に考える時期となっている。そのためには、吉野川の将来を描いた、市民目線での湿地保全計画や、市民による複合的環境影響評価の方法を考えていくことが課題になる。

吉野川は、市民参加による河川計画の方向性を示した誇りある川である。大変深刻な局面にある吉野川河口の将来像を描くべきいまこそ、法制度を十二分に活用した市民参加の環境保全が、何よりも求められている。

本会は、設立当初から“身近な自然にむきあいながら、自然保護を考えることは、特別な人が考える、特別なことではない”をモットーにしてきた。吉野川への想いをベースにした、自主的な市民力を活かしたプラットフォーム、拠点づくり、立場をこえた人々のネットワーク、新しい視点、人材の参加が望まれる。

最後に、吉野川河口域がラムサール条約湿地の国際的な基準を満たす根拠、ふれあい調査に関する日本自然保護協会の冊子及び吉野川の生物に関

する報告を参考文献としてまとめた。

吉野川河口域がラムサール条約湿地の 国際的な基準を満たす根拠

1. 四国地区の代表的河川であり、汽水域と塩性湿地、海浜植物、河口景観などの特徴がある。（基準1）
2. IUCN危急種のズグロカモメ、ナベヅルが該当する。（基準2）
IUCN絶滅危惧ⅠB類 ホウロクシギ（2015.11.19.IUCN 改訂）
3. RDB種として、は虫類では環境省絶滅危惧ⅠB類1種、底生生物で絶滅危惧Ⅱ類8種、昆虫で絶滅危惧Ⅰ類1種、魚類で絶滅危惧ⅠA類1種、絶滅危惧ⅠB類が3種、植物で絶滅危惧Ⅱ類3種、鳥類で絶滅危惧ⅠA類4種、絶滅危惧ⅠB類7種が確認されている。（基準3）
4. さらに、当河口域の生態系は豊富な生物相により支えられており、それぞれの個体群の規模も大きい。底生生物相は265種が確認されており、魚類は144種が生息している。植物は、河口域ヨシ群落が環境省特定植物群落に登録されている。とくにシオマネキ・ハクセンシオマネキは個体数が多く安定している。（基準3）
5. 当河口域は魚類の重要な食物源を提供しており、魚類144種が生息し、漁業資源として、アユ、アユカケ、サツキマスなどが依存する回遊経路となっている。（基準8）

参考文献

ふれあい調査に関するもの

NACS-Jふれあい調査研究会. 2005. 地域の豊か

さ発見 ふれあい調査のススメ【お試し版】. 30pp. 日本自然保護協会NACS-J, 東京.

吉野川の生物に関する報告

井口利枝子・田島正子・和田恵次. 1997. 吉野川河口域周辺におけるシオマネキとハクセンシオマネキの分布. 徳島県立博物館研究報告, 7 : 69-79.

国土交通省. 1994~1999. 第十堰環境調査報告書(平成6年~11年). 国土交通省, 徳島. (6年間の報告書)

Kuroda, M., K. Wada, M. Kamada, K. Suzukida & H. Fukuda. 2003. Distribution patterns of assimineid species (Gastropoda: Risssooidea) in the salt marshes of the Yoshino River, Tokushima Prefecture, Japan. The Yuriyagai, 9 : 21-31.

——, —— & ——. 2005. Factors influencing coexistence of two brachyuran crabs, *Helice tridens* and *Parasesarma plicatum*, in an estuarine salt marsh, Japan. Journal of Crustacean Biology, 25 : 146-153.

(一財)日本野生生物研究センター. 1988. 第3回自然環境保全基礎調査 特定植物群落調査報告書. 608pp. 環境庁, 東京.

日本野鳥の会徳島県支部. 1988. 徳島県鳥類目録. 339pp. 徳島新聞社, 徳島.

——. 2014. 創立35周年記念野鳥写真集. 115pp. 日本野鳥の会徳島県支部, 徳島.

——. 1978~2016. 日本野鳥の会徳島会報「野鳥徳島」, 1~450. (37年間の支部報)

Sakai, K. 2000. On the occurrence of three species of crabs on Shikoku Island, Japan, and a new species, *Pinnotheres taichungae* nov. spec., from Taiwan (Decapoda, Brachyura). Crustaceana, 73 : 1155-1162.

佐藤陽一・藍澤正宏. 1992. 徳島県吉野川河口から採集されたタビラクチとその分布. 徳島県立博物館研究報告, 2 : 43-50.

——. 1999. カジカ 20数年ぶりに生息を確認. 徳島県立博物館ニュース, 34.

Spoon-billed Sandpiper Recovery Team Database Bird Life International. 2001. Threatened birds of Asia: the Bird Life International Red Data Book. 3038pp. Bird Life International, Cambridge.

とくしま自然観察の会. 2007. 吉野川河口干潟保全のための市民検討委員会の設置. WWF ジャパン・日興グリーンインベスターズ基金報告書. 33pp. とくしま自然観察の会, 徳島.

徳島県. 2003~2013. 徳島東環状線 阿波しらさぎ大橋環境モニタリング調査(平成15年~25年). 徳島県, 徳島. (11年間の調査資料)

徳島淡水魚研究会(編). 1987. 徳島県魚貝図鑑. 271pp. 徳島新聞社, 徳島.

和田太一. 2005. 徳島県吉野川河口で見つけたサザナミツボと河口の自然環境の危機. Nature Study, 51 (12) : 159-160.

——・井口利枝子. 2010. シギ・チドリ類, ズグロカモメおよび底生生物にとっての吉野川河口域の役割および重要性. 30pp. とくしま自然観察の会, 徳島.

——. 2013. 徳島県吉野川の干潟で記録された底生生物相と河口域の生物多様性の保全. 徳島県立博物館研究報告, 23 : 87-111.

山西良平. 1999. 四国吉野川感潮域の底生動物—友の会観察会の記録—(1). Nature Study, 45 (6) : 65-66.

——・石井久夫・有山啓之. 2000. 四国吉野川感潮域の底生動物—友の会観察会の記録—(2). Nature Study, 46 (7) : 75-76.

原 著

大阪府における外来哺乳類，アライグマ，ヌートリア，ハクビシンの 分布拡大状況－農業被害アンケートによるモニタリング－

大阪府立環境農林水産総合研究所 幸 田 良 介

Expansion of distribution ranges of three alien mammals, raccoon, nutria and masked palm civet in Osaka Prefecture: a case study of monitoring by questionnaire on damages to agricultural crops. Ryosuke Koda (*Research Institute of Environment, Agriculture and Fisheries, Osaka Prefecture*)

To estimate the expansion of distribution ranges of three alien mammals, raccoon, nutria and masked palm civet, questionnaire surveys were conducted to farmers all over Osaka Prefecture. Raccoon showed much wider distribution and stronger agricultural damage than nutria and masked palm civet. The distribution of raccoon was still expanding especially in northeastern area, coastal area and urban area, which may result in increase of impacts on agriculture, livelihood, and natural ecosystem. Nutria were mainly distributed in northern area. The agricultural damages by nutria decreased probably due to high culling pressure in Nose and Toyono area, while the population of nutria and agricultural damages by them showed an increasing tendency around Yodo river. Although masked palm civet showed relatively low impacts, their distribution and agricultural damage showed an increasing tendency. The questionnaire survey has advantages for large-scale and continuous monitoring, and it is therefore important to continue such monitoring for conservation of natural ecosystem and livelihood.

Keywords: ecological damage, invasive alien species, Invasive Alien Species Act, monitoring, questionnaire survey

要旨：外来哺乳類対策は、地域特有の自然や暮らしを保全するための重要な取り組みであり、対策には生息状況のモニタリングとそのフィードバックが不可欠である。本研究では大阪府内全域の農家を対象として、代表的な外来哺乳類であるアライグマ、ヌートリア、ハクビシンの侵入時期や出没頻度、農業被害強度に関するアンケートを実施し、それぞれの分布拡大状況を調査した。その結果、大阪府ではアライグマの分布や農業被害が最も顕著であり、ヌートリアやハクビシンの分布や農業被害は今のところ限定的であった。アライグマはこれまで分布の少なかった北東部や沿岸域、市街地へとさらに分布を拡大しており、農作物や生活環境、生態系への被害増加が懸念された。ヌートリアは北部地域を中心に分布しており、能勢町と豊能町では捕獲による農業被害の減少が見られた一方、淀川流域では個体数や被害の増加が示唆された。また、ハクビシンの個体数は少なくその影響はまだ大きくないものの、分布や農業被害が拡大傾向にあることが明らかになった。アンケート調査には精度的な問題があるものの、広域スケールで継続的に情報を得られるという利点があり、引き続き本手法を軸としたモニタリングを継続していくことが求められる。

キーワード：生態系被害，特定外来生物，外来生物法，モニタリング，アンケート調査

はじめに

外来生物の侵入は、生物多様性や生態系機能の低下の主要因の一つであり (Vitousek et al., 1997; Mack et al., 2000; Sala et al., 2000), その対策は世界的に大きな社会問題となっている (Pimentel et al., 2005)。とりわけ外来哺乳類は、侵入先での生態系に与えるインパクトが非常に大きいこと、社会問題が顕在化しやすい (山田ほか, 2011)。外来哺乳類による影響は、農林水産業への被害、人畜共通感染症の媒介、住居侵入などの生活環境被害、在来生物や生態系へのインパクトなど多岐に渡る (山田ほか, 2011)。それゆえ外来哺乳類対策は、地域特有の自然や暮らしを保全するためのきわめて重要な取り組みとなっている (Courchamp et al., 2003)。

日本で定着が報告されている国外由来の外来哺乳類は31種にのぼり、現在日本に生息する哺乳類の4分の1以上を外来哺乳類が占めるに至っている (池田, 2011)。その導入経緯としては、1) ドブネズミ (*Rattus norvegicus*) やクマネズミ (*R. rattus*) のような紛れ込みなどによる非意図的導入、2) フイリマングース (*Herpestes auropunctatus*) のような天敵としての意図的導入 (山田, 2001)、3) アライグマ (*Procyon lotor*) やヌートリア (*Myocastor coypus*) のようなペットや家畜として飼育されていた個体の遺棄・逃亡 (三浦, 1994; 池田, 2008) などのほか、導入経緯が不明であるものの一般的には外来生物と考えられているハクビシン (*Paguma larvata*) のような例もある (鳥居, 2002)。

これらの外来哺乳類の中でも、近年全国的に被害の増加・顕在化が顕著なものとして、アライグマ、ヌートリア、ハクビシンの3種があげられる。農林水産省による全国の農業被害額の調査結果によると、ヌートリアでは2000年以降毎年継続して

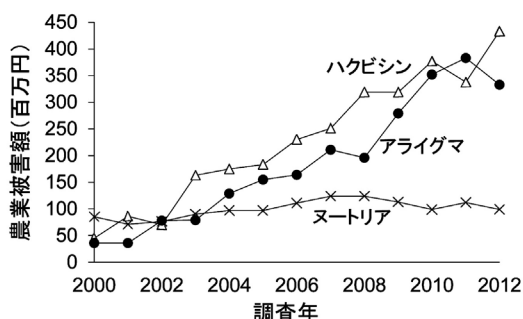


図1. 外来哺乳類3種による全国での農業被害額の推移。図は、農林水産省「鳥獣被害対策コーナー 全国の野生鳥獣による農作物被害状況」 (<http://www.maff.go.jp/j/seisan/tyozyu/higai/index.html> 2014.11参照) に掲載されている各年度の獣種ごとの農業被害金額データから作成した。

1億円程度の被害が発生しているほか、アライグマとハクビシンでは被害額が増加し続けており、2012年度の被害額は合計約8.7億円に上っている (図1)。そのため全国の自治体が「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律」 (外来生物法) に基づく「防除実施計画」を策定し、その対策を進めている。

大阪府でも全国と同様に外来哺乳類による被害が発生しており、とりわけアライグマによる被害は、農業被害額が年間2000万円を上回り (大阪府, 2011)、鳥獣による農業被害額の2割近くを占めるほど大きなものとなっているほか、生活環境被害の深刻化や自然生態系への悪影響も懸念されている。その対策として、第2期大阪府アライグマ防除実施計画が策定されているほか (大阪府, 2011)、外来生物に関する啓発パンフが作成され (大阪府, 2008)、外来哺乳類の生息情報が紹介されている。一方で、これらの資料の情報は2009年頃までのものに留まっており、近年の生息状況やその経年変化については不明な点が多い。科学的・

計画的に外来哺乳類対策を進めるためには、生息状況のモニタリングとそのフィードバックが不可欠である（環境省自然環境局野生生物課外来生物対策室，2011）。そこで，本研究では主要な外来哺乳類であるアライグマ，ヌートリア，ハクビシンの近年の分布状況や被害状況を把握することを目的とした。大阪府内全域の農業集落（農業実行組合）を対象として，外来哺乳類の侵入時期や出没頻度，農業被害強度に関するアンケートを実施した。

本調査の実施に際して，JA大阪中央会をはじめとする大阪府内のJAのみなさんにはアンケートの配布で多大なるご助力をいただいた。また，虎谷卓哉氏，津山桂子氏は大阪府動物愛護畜産課のみなさんにはアンケート調査の実施の面で，大阪府立環境農林水産総合研究所環境研究部のみなさんにはデータの解析及び本稿の執筆の面で大変お世話になった。この場を借りて各位に深謝する。

調査方法

大阪府内の全1620の農業集落（農業実行組合）を対象として「農業被害アンケート調査」を実施した。本調査は主にシカやイノシシによる農業被害とその対策状況を把握することを目的に，当研究所にて2010年以降継続して実施しているものである。対象動物としてシカ，イノシシ，ニホンザル，カラスなどの在来鳥獣のほか，外来哺乳類であるアライグマ，ヌートリア，ハクビシも含んでおり，動物種ごとにそれぞれ個別の質問項目を設けている。本研究ではこのうち外来哺乳類に関する質問項目の集計結果を利用し，解析を行った。なお，対象動物の変更・追加の経緯から，アライグマとヌートリアでは2010年から2013年の4年間，ハクビシでは2011年から2013年の3年間を解析

対象とした。

アンケートの配布は，JA大阪中央会の協力のもと大阪府内全14のJAを通じて行い，同封した返信用封筒で返送いただくかたちで回答結果を回収した。アンケートの回答者は，実行組合長や会長など各農業集落の世話役をされている方とし，各集落の声を代表するかたちで回答をお願いした。これらの方は，各集落の農業に関する行政や関係団体への窓口や，情報の取りまとめ役を担当することが多いため，集落単位の情報聞き取り先として適任であると考えられる（坂田，2010）。

質問項目は図2のように，各項目の該当箇所へのチェックを中心とした簡易なものとした。具体的には各外来哺乳類の分布の有無のほか，分布のある場合にはそのおおよその侵入年を聞くとともに，各農業集落での出没頻度を3段階（あまり見ない，たまに見る，よく見る）で，農業被害強度を4段階（ほとんどない，軽微，大きい，深刻）で，それぞれ調査した。

アンケート回収後，各農業集落の位置情報を，農業集落地図データ（一般財団法人農林統計協会，2010）を用いて，各農業集落の中心点の座標として取得した。その後，各外来哺乳類の侵入状況を把握するために，侵入年の回答結果4年分もしくは3年分を，農業集落ごとに集計した。調査年によって異なる回答結果が得られた場合には，回答結果の平均値を算出し，その農業集落における侵入年として利用した。集計後，侵入年を1）1989年以前，2）1990年～1999年，3）2000年～2004

対象動物	農業被害	出没
☐ いる ☒ 明 ☐ 大 ☐ 昭 ☐ 平 ☐ 年頃から ☐ いない	農業被害は ☐ ほとんどない ☐ 軽微 ☐ 大きい ☐ 深刻	農地・集落の周辺で ☐ あまり見ない ☐ たまに見る ☐ よく見る

図2. アンケートでの各調査項目に関する記載内容。

年，4）2005年～2009年，5）2010年以降の5つに区分し，外来哺乳類ごとに侵入時期の分布図を作成した。

また，各外来哺乳類の出没頻度と農業被害強度の分布状況を把握するために，IDW（逆距離加重）法（Fortin & Dale, 2005）による空間補間図をそれぞれ作成した。大阪府全域を，3次メッシュを基準とした約1 km²のメッシュ2050個に区切り，各メッシュの値をIDW法によって推定した。ここで，出没頻度は0から3の数値に（0：分布なし，1：あまり見ない，2：たまに見る，3：よく見る），農業被害強度は0から4の数値に（0：分布なし，1：ほとんどない，2：軽微，3：大きい，4：深刻）それぞれ変換して解析に用いた。IDW法による空間補間図の作成には，R（2.15.2）とR用パッケージgstat（Pebesma, 2004）及びlattice（Sarkar, 2008）を用いた。空間補間後，出没頻度や農業被害強度の経年変化を明らかにするために，各メッシュの推定値の平均値を一元配置分散分析を用いて調査年間でそれぞれ比較した。解析後の多重比較にはTukeyHSD

法を用いた。なお，値が0.5未満のメッシュについては分布なしとみなし，解析から除外した。これらの統計解析にはR（2.15.2）を用いた。

結果

アンケートの回収状況

2010年から2013年の4年間で，計3609件の回答を得た（表1）。回答率は65.9%～71.1%で推移しており，配布数が増加する中でほぼ一定の割合の回答を得ることができていた。回答は，2011年までは都市域が広がる大阪市や堺市などからは得られていなかったものの，2013年には大阪府内の全ての市町村から回答を得ることができた（図3）。

表1．各調査年のアンケート配布・回答状況.

調査年	2010	2011	2012	2013
配布数	827	1322	1404	1750
回答数	588	871	991	1159
回答率（%）	71.1	65.9	70.6	66.2

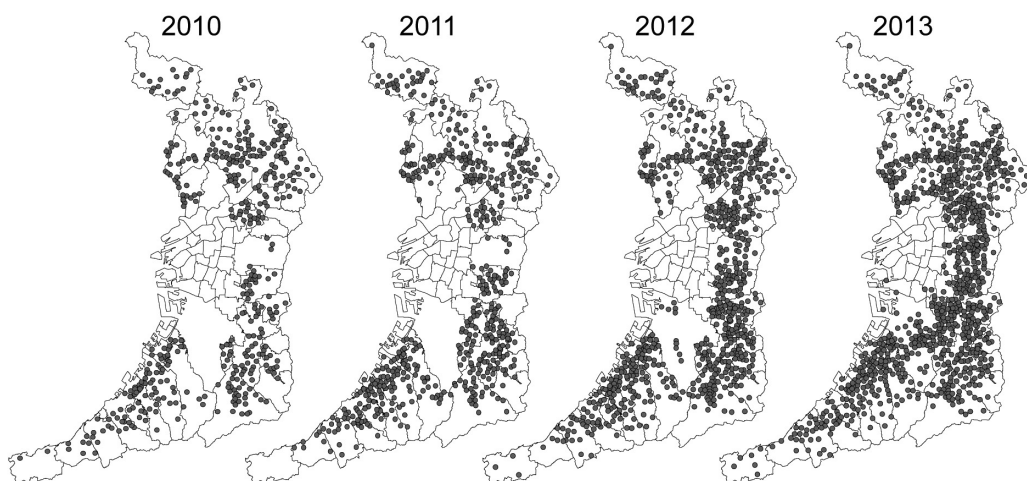


図3．調査年ごとのアンケートの回収のあった農業集落の分布図.

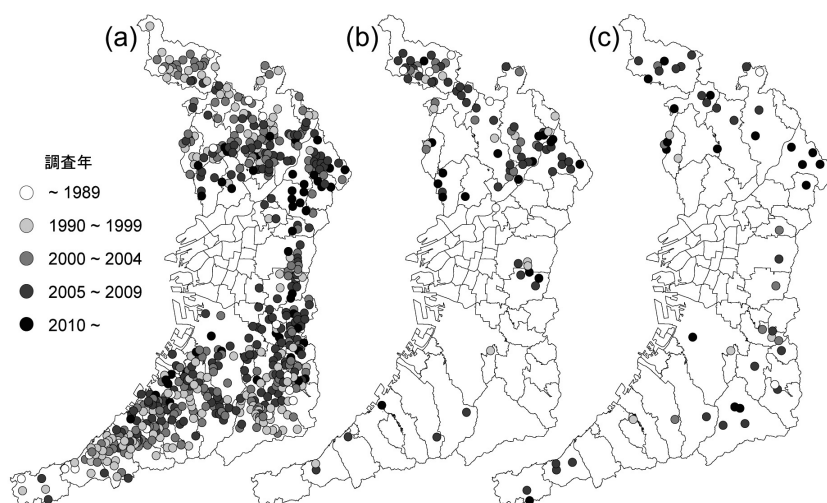


図 4. 各農業集落における、(a) アライグマ、(b) ヌートリア、(c) ハクビシンの侵入時期。

アライグマの分布状況

図 4-a にアライグマの侵入時期の分布図を示す。アライグマの分布については、大阪市域を除く府内ほぼ全域から「分布あり」とする回答が得られた。侵入時期は、北部や南部で比較的早い時期の回答が多く見られたのに対し、東部地域、とりわけ北東部地域では近年の侵入とする回答が多く得られた。また北部では大阪市に近い都市域に、南部では海岸部付近に、2010 年以降に侵入したとする地域が点在していた。

出没頻度や農業被害強度が高い地域は、北部や南部、東部地域を中心に広範囲に広がっていた(図 5)。2010 年から 4 年間の経年変化の解析の結果、出没頻度は 2011 年に減少したのちやや増加傾向($F=23.8$, $P<0.001$)、農業被害強度は 2013 年にかけて増加傾向($F=10.8$, $P<0.001$)にあることが分かった(図 6)。特に北東部の枚方市から大東市にかけての地域では、2013 年にかけて出没や被害の増加が認められた。

ヌートリアの分布状況

図 4-b にヌートリアの侵入時期の分布図を示す。ヌートリアの「分布あり」とする回答は、大阪府北部地域に集中しており、その他東部の東大阪市、八尾市にやや集中している以外には、南部地域に点在しているのみであった。侵入時期は北部の能勢町や淀川付近で早い時期とする回答が得られた一方で、2010 年以降に侵入したとする回答も淀川と淀川に近い支流域から多数寄せられていた。

出没頻度や農業被害強度が高い地域は、能勢町と豊能町、淀川とその支流域によく見られた(図 7)。2010 年から 4 年間の経年変化の解析の結果、出没頻度($F=42.0$, $P<0.001$)、農業被害強度($F=18.1$, $P<0.001$)ともに、2011 年にかけて減少したのち 2013 年にかけて増加してきていることが分かった(図 8)。この傾向は能勢町や豊能町を中心に見られる一方で、淀川周辺では 2010 年以降徐々に被害地域が拡大する傾向が見られた。その他の地域では被害が大きく広がっている地域は認められなかった。

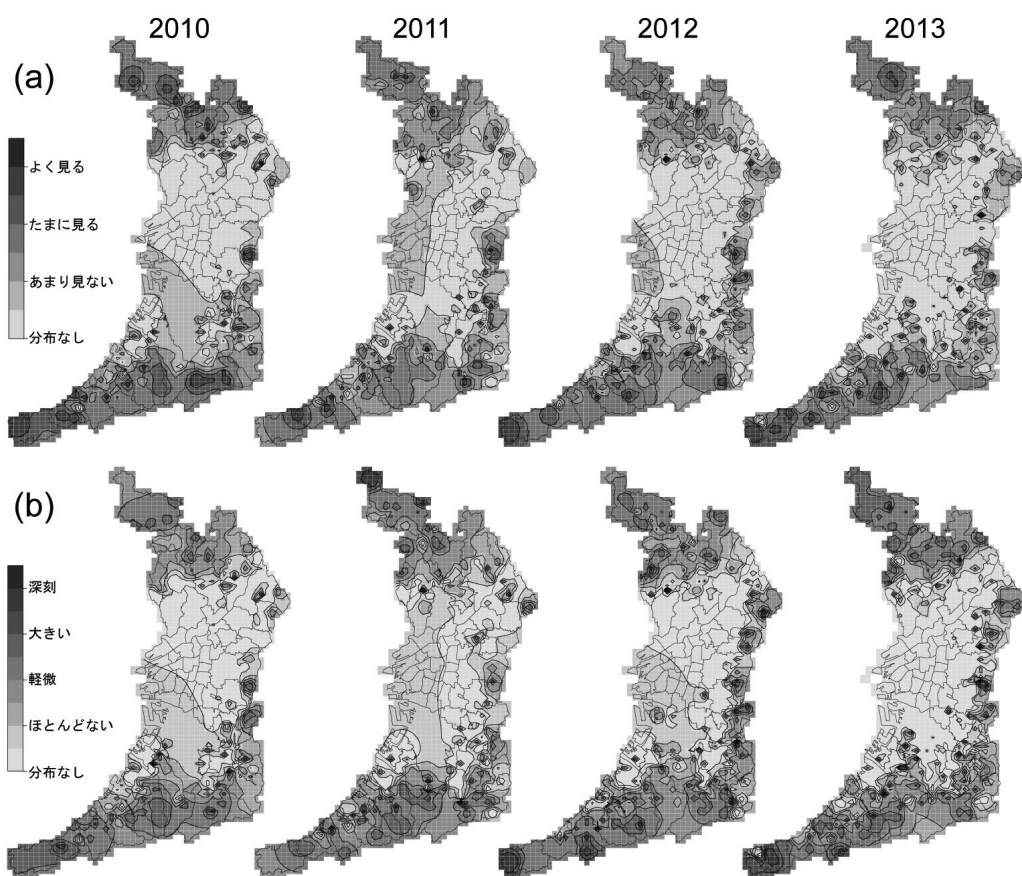


図 5. 調査年ごとのIDW法によるアライグマの (a) 出没頻度と (b) 農業被害強度の空間補間図.

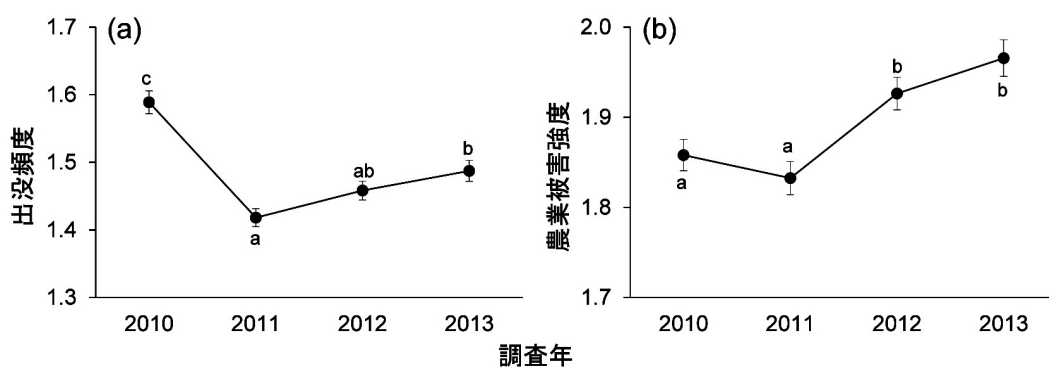


図 6. アライグマの (a) 出没頻度と (b) 農業被害強度の空間補間結果の平均値の経年変化. 空間補間は出没頻度の回答結果を 0 から 3 の数値に, 農業被害強度の回答結果を 0 から 4 の数値にそれぞれ変換して行った. 異なる文字の付いた値はTukeyHSD法で有意に異なることを示す ($P < 0.05$). エラーバーは標準誤差を示す.

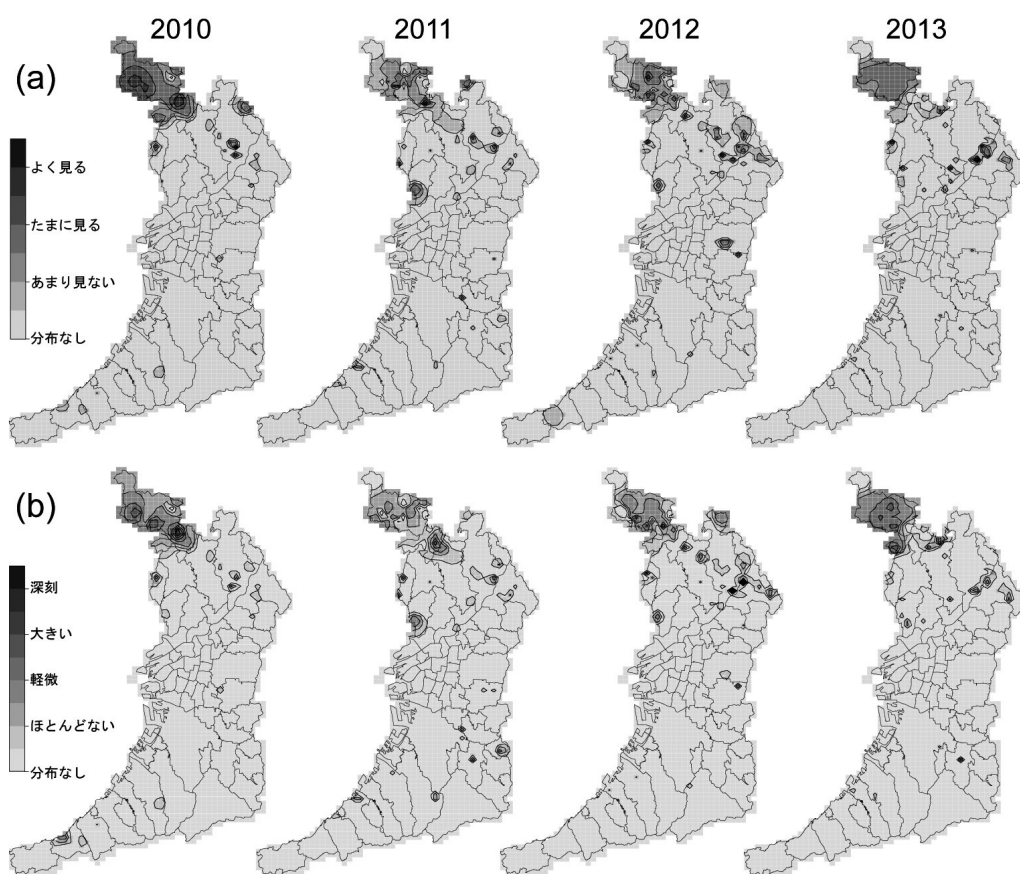


図7. 調査年ごとのIDW法によるヌートリアの (a) 出没頻度と (b) 農業被害強度の空間補間図.

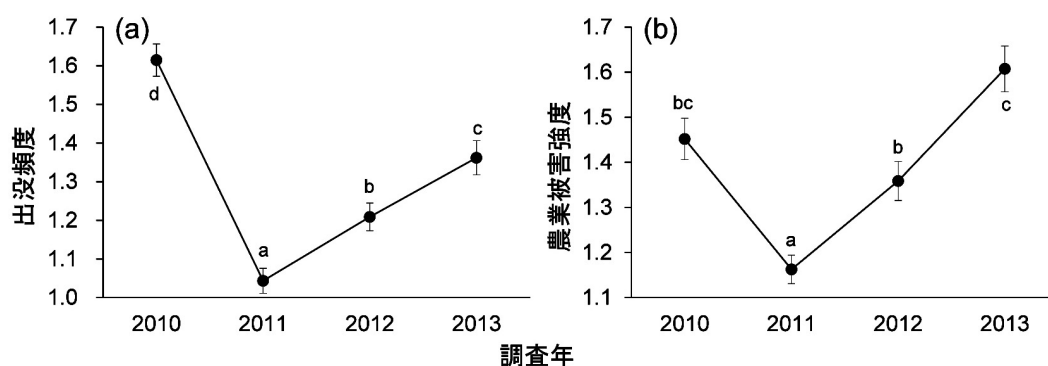


図8. ヌートリアの (a) 出没頻度と (b) 農業被害強度の空間補間結果の平均値の経年変化. 空間補間は出没頻度の回答結果を0から3の数値に, 農業被害強度の回答結果を0から4の数値にそれぞれ変換して行った. 異なる文字の付いた値はTukeyHSD法で有意に異なることを示す ($P < 0.05$). エラーバーは標準誤差を示す.

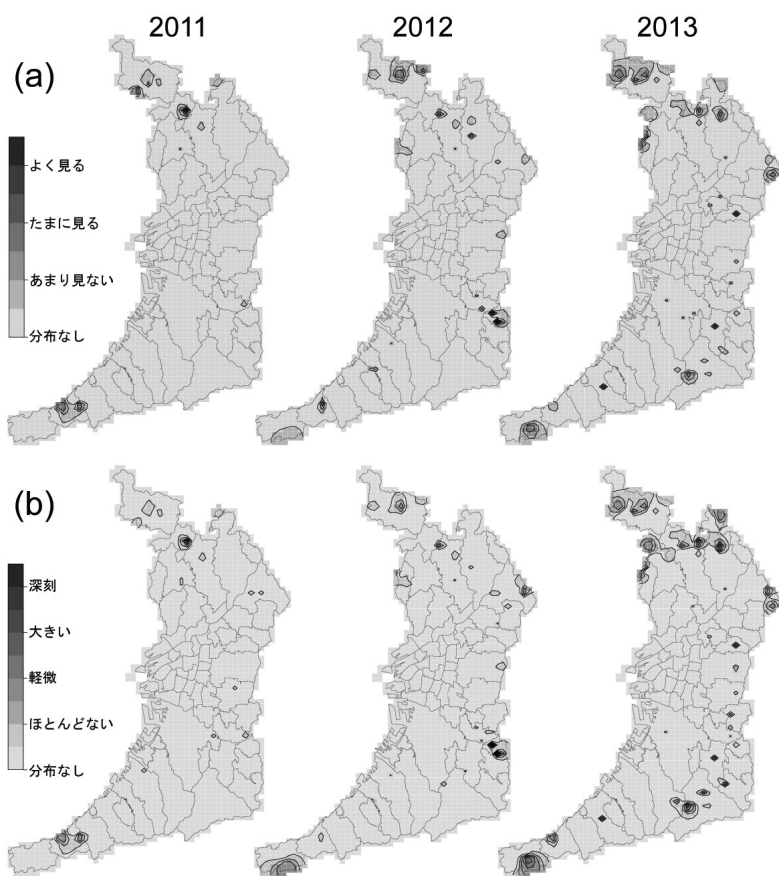


図9. 調査年ごとのIDW法によるハクビシンの (a) 出没頻度と (b) 農業被害強度の空間補間図.

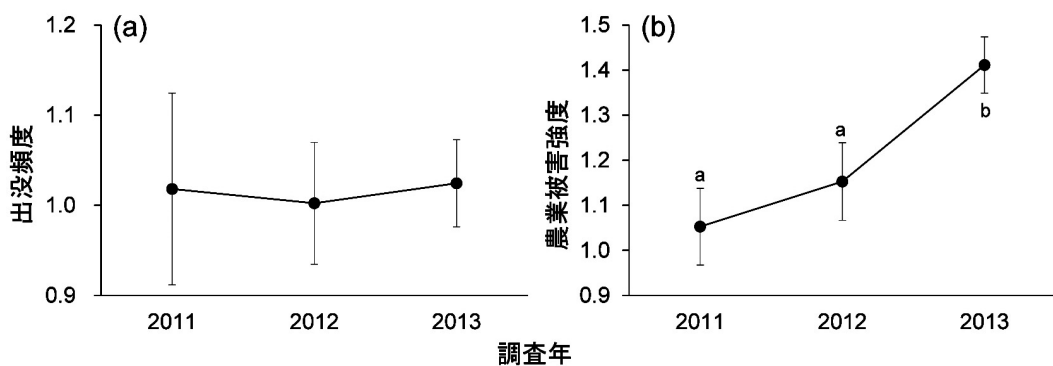


図10. ハクビシンの (a) 出没頻度と (b) 農業被害強度の空間補間結果の平均値の経年変化. 空間補間は出没頻度の回答結果を0から3の数値に, 農業被害強度の回答結果を0から4の数値にそれぞれ変換して行った. 異なる文字の付いた値はTukeyHSD法で有意に異なることを示す ($P<0.05$). エラーバーは標準誤差を示す.

ハクビシンの分布状況

図4-cにハクビシンの侵入時期の分布図を示す。ハクビシンの「分布あり」とする回答は大阪府全域から点在するかたちで得られていた。侵入時期については中南部地域では比較的早い時期とする回答が多かった一方で、北部地域からは近年の侵入とする回答が多く寄せられていた。

出没頻度や農業被害強度が高い地域は、能勢町や岬町などの一部地域では継続的に見られたものの、調査年によって変動することが多かった(図9)。2011年から3年間の経年変化の解析の結果、出没頻度はほぼ一定であるものの($F=0.03$, $P=0.97$)、農業被害強度が増加してきている($F=5.95$, $P=0.003$)ことが分かった(図10)。特に2013年には、北部地域や南部地域で被害地域の拡大が見られた。

考察

4年間のアンケート調査の結果、大阪府全域から多数の回答をいただくことができた。一方で、本研究ではシカやイノシシを主な対象としたアンケート結果の一部を解析に利用しているため、外来哺乳類3種の見分け方や農業被害の特徴を解説した資料は付随させておらず、一つ一つの回答結果の信頼性には注意が必要であると言える。3種のうち、ほぼ全域から「分布あり」とする回答が得られたアライグマに関しては、ほとんどの市町村で捕獲実績があることから(大阪府, 2011)、回答者である各農業集落の実行組合長や会長が目にする頻度が高く、回答結果の信頼性は比較的高いと推測される。事実、近年の侵入とする回答が多く得られた北東部は、2009年までほとんど捕獲実績のなかった地域であり(大阪府, 2008, 2011)、整合性のとれた結果が得られていると言えよう。アライグマの分布域に関する調査結果からは、近

年は北東部のほか、沿岸域や市街地などこれまで分布の少なかった地域へとさらに分布が拡大しつつあることが示唆されている。加えて、農業被害強度が2010年以降増加傾向にあることから、今後の被害の増加が懸念される。本アンケート調査では、情報の得やすい農業被害のみを対象としているものの、防除実施計画(大阪府, 2011)で指摘されているように、生活環境被害や人身被害、そして在来の自然生態系への影響の増加についても注視しておく必要があるだろう。

ヌートリアでは、淀川流域や、能勢町・豊能町など北部地域を分布の中心とする回答結果が得られた。これらの情報は2007年までの報告(大阪府, 2008)と矛盾しないものであり、比較的信頼性の高い情報であると推測される。一方で、南部地域からの情報は上流部からの情報など2007年までの報告(大阪府, 2008)と一致しない点も多く、捕獲等他の情報と合わせてその信頼性を検討する必要があると言えよう。北部地域での情報のうち、能勢町・豊能町では2011年に出没や被害が減少し、その後増加するという変化が見られた。両町では、2010年度に合計で100頭近いヌートリアが捕獲されていることから(大阪府, 未発表)、大規模な捕獲によって出没や被害が低減できたことが示唆される。その後、両町合計での捕獲頭数は年間30頭前後に留まっており(大阪府, 未発表)、このことが2011年以降の出没や農業被害の再増加に影響しているのではないかと考えられる。また、淀川流域は最も初期にヌートリアの生息が確認された地域であるものの(大阪府, 2008)、アンケート調査の結果では近年の侵入とする回答が多く、出没や農業被害についても2010年以降に拡大している傾向が見られた。これは、淀川流域には以前からヌートリアが生息していたものの、近年になって個体数が増加するなどの要因によって農業被害が増加し、その存在が意識され始めたことを示唆

しているのかもしれない。ヌートリアの場合、農業被害は河川や水路の周辺部のみに限られることが多く、被害額と分布のバランスから考えればアライグマに比べて農業被害の問題は比較的軽微であると言える（坂田，2011）。一方で、ヌートリアは水辺の植物やドブガイ等の二枚貝を捕食することが知られており（森，2002；坂田，2011），それに伴う生態系への影響が懸念される。ヌートリアの個体数増加や分布拡大が示唆される淀川は全国有数の淡水魚類相の豊かな河川であるため（大阪府環境農林水産部緑の環境整備室，2000），二枚貝に産卵する魚類相を含めた河川生態系への影響を注意深くモニタリングする必要があるだろう。

ハクビシンでは各地に点在するかたちで「分布あり」とする回答が得られた。このうち高槻市や河内長野市，岬町での回答結果は2007年までの報告（大阪府，2008）と矛盾しないものの，2007年までの情報が非常に限定的であるため信頼性の評価は非常に難しい。出没や農業被害の報告地点が調査年によって異なっていることも，回答者によってハクビシンと判断するかどうかが異なることを示しているのかもしれない。とりわけ，2007年までの報告（大阪府，2008）が全くないにも関わらず，比較的古くからの侵入とする回答の多い東部地域の情報については注意して扱う必要があると言えよう。一方で，北部地域では近年の侵入とする回答が多いほか，2013年にかけて農業被害の増加傾向が見られることから，今後の分布拡大について注視しておく必要があるかもしれない。ハクビシンによる被害としては，果樹を中心とした農業被害や生活環境被害が主として問題視されている（農林水産省生産局，2008）。一方で，千葉県での胃内容分析による食性解析の結果では，ハクビシンとタヌキとの間で食性がよく重複していることが報告されており（Matsuo & Ochiai,

2009），在来種との競争など生態系への影響も指摘されている。大阪府での影響はまだほとんど報告されていないものの，引き続き注意深くモニタリングしていく必要があるだろう。

本研究では大阪府全域を対象とした簡易なアンケート調査によって，代表的な外来哺乳類3種の分布拡大状況を把握することを試みた。アンケートのような手法を用いる場合，回答者の個人的な感覚によって回答が左右されるというデメリットは排除できないものの，府県レベルの広域スケールで継続的に情報を得られるというメリットは非常に大きい（坂田，2010）。今後の外来哺乳類対策のためにも，引き続きアンケート調査によるモニタリングを継続するとともに，各外来哺乳類の捕獲等によって得られる情報を集約し，モニタリング精度を向上させられるような体制作りを進めていくことが必要であろう。

引用文献

- Courchamp, F., J. L. Chapuis & M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, 78 : 347-383.
- Fortin, M-J. & M. Dale. 2005. *Spatial analysis. a guide for ecologists*. 365pp. Cambridge University Press, Cambridge.
- 池田 透. 2008. 外来種問題－アライグマを中心に，「日本の哺乳類学②中大型哺乳類・霊長類」（高槻成紀・山際寿一編），pp. 369－400. 東京大学出版会，東京.
- . 2011. 日本の外来哺乳類－現状と問題点. 「日本の外来哺乳類 管理戦略と生態系保全」（山田文雄・池田透・小倉剛編），pp. 3－26. 東京大学出版会，東京.
- 環境省自然環境局野生動物課外来生物対策室.

2011. アライグマ防除の手引き (計画的な防除の進め方). 44pp. 環境省, 東京.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout & F. A. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10 : 689-710.
- Matsuo, R. & K. Ochiai. 2009. Dietary overlap among two introduced and one native sympatric carnivore species, the raccoon, the masked palm civet, and the raccoon dog, in Chiba Prefecture, Japan. *Mammal Study*, 34 : 187-194.
- 三浦慎悟. 1994. ノートリア. 「日本の希少な水生生物に関する基礎資料」(水産庁編), pp. 539-546. 水産庁, 東京.
- 森 生枝. 2002. ノートリア野生化個体によるドブガイの大量捕獲. 岡山県自然保護センター研究報告, 10 : 63-67.
- 農林水産省生産局. 2008. 野生鳥獣被害防止マニュアルーハクビシンー. 53pp. 農林水産省, 東京.
- (一財) 農林統計協会. 2010. 2010年世界農林業センサス 農業集落地図データ Shapeファイル. (一財) 農林統計協会, 東京. (電子メディアデータ)
- 大阪府. 2008. 大阪府の外来生物<哺乳類・鳥類編> 外来生物って知っていますか?. 12pp. 大阪府, 大阪.
- . 2011. 第2期大阪府アライグマ防除実施計画. 16pp. 大阪府, 大阪.
- 大阪府環境農林水産部緑の環境整備室. 2000. 大阪府における保護上重要な野生生物. 「大阪府レッドデータブック」(大阪府編), pp. 140-172. 大阪府環境農林水産部緑の環境整備室, 大阪.
- Pebesma, E. J. 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Computers and Geosciences*, 30 : 683-691.
- Pimentel, D., R. Zuniga & D. Monison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52 : 273-288.
- 坂田宏志. 2010. 農業被害の状況把握と農業集落アンケート. 「兵庫ワイルドライフモノグラフ 2号 農業集落アンケートからみるニホンジカ・イノシシの被害と対策の現状」(兵庫県森林動物研究センター研究部編), pp. 1-4. 兵庫県森林動物研究センター, 丹波.
- . 2011. ノートリア 生態・人とのかかわり・被害対策. 「日本の外来哺乳類 管理戦略と生態系保全」(山田文雄・池田透・小倉剛編), pp. 203-230. 東京大学出版会, 東京.
- Sala, O. E., F. S. Chapin III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker & D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287 : 1770-1774.
- Sarkar, D. 2008. *Lattice: multivariate data visualization with R*. 268pp. Springer, New York.
- 鳥居春己. 2002. ハクビシンー忘れられた謎の外来種. 「外来種ハンドブック」(村上興正・鷺谷いづみ監修, 日本生体学会編), p. 74. 地人書館, 東京.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco & J. M. Melillo. 1997. Human domination

- of Earth's ecosystems. Science, 277 : 494-499.
- 山田文雄. 2001. 誤算だったマングースの導入. どうぶつと動物園, 614 : 10-13.
- ・池田 透・小倉 剛. 2011. 日本の外来哺乳類 管理戦略と生態系保全. 439pp. 東京大学出版会, 東京.

原 著

ミトコンドリアDNA解析から推定する香川県メダカの集団史

北里大学理学部

北里大学医学部

東京大学大学院新領域創成科学研究科

国立研究開発法人水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所

国立研究開発法人水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所

北里大学医学部

1※ Equally contributing authors 2※ Corresponding author

山下 佳 那^{1※}

勝 村 啓 史^{1※2※}

尾 田 正 二

今 井 正

吉 浦 康 寿

太 田 博 樹

Population history of medaka (*Oryzias latipes*) in Kagawa Prefecture inferred from mitochondrial DNA analysis. Kana Yamashita^{1*} (Kitasato University School of Science), Takafumi Katsumura^{1*2*} (Kitasato University School of Medicine), Shoji Oda (Graduate School of Frontier Sciences, The University of Tokyo), Tadashi Imai, Yasutoshi Yoshiura (National Research Institute of Fisheries and Enhancement of Inland Sea, Japan Fisheries Research and Education Agency) and Hiroki Oota (Kitasato University School of Medicine)

1* Equally contributing authors 2* Corresponding author

Medaka (*Oryzias latipes*) is one of the most familiar fresh water fish in Japan and it is also a widely known fact among the general public that medaka have abundant geographical genetic variation. About a decade ago, a high-precision medaka phylogeographic map was built based on polymorphisms of several allozymes and mitochondrial DNA (mtDNA) sequences. The Southern Japanese (S.JPN) group was one of the major genetic groups that were divided into 11 sub-groups based on their mtDNA phylogeny. Although most medaka populations are separated by geographical barriers such as mountain ranges, in several areas we cannot identify geographical barriers that might have divided them into sub-group. In this study, we focused on Kagawa Prefecture in Shikoku Island, in the western part of the Japanese Archipelago, which is known to have two sub-groups, the Higashi-Setouchi and the Nishi-Setouchi, though without any visible geographical barriers. We investigated mtDNA genetic diversity in seven rivers across Kagawa Prefecture. Population genetic analysis strongly suggests a genetic boundary between rivers located in the central coastal area. A paleomap of Seto Inland Sea, based on simulations, indicated that a divide ridge connected Kagawa Prefecture and Okayama Prefecture during the glacial period. These results suggest a possibility that the two sub-groups in Kagawa Prefecture, Higashi-Setouchi and Nishi-Setouchi, have gradually differentiated genetically in the east and west regions of the divide ridge, facing sea level fluctuations since late Pliocene.

Keywords: Medaka, Mitochondrial DNA, Population differentiation, Kagawa Prefecture

要旨: ニホンメダカ (*Oryzias latipes*) は、日本人にとって最もなじみ深い淡水魚の一つであり、地域変異が豊富であるという事実は一般にも広く知られている。約10年前、アロザイム分析やミトコンドリアDNA上の遺伝子配列解

析に基づいた野生メダカの高精度な系統地理マップが作られた。メダカの主要なグループの一つである南日本グループはmtDNA系統に基づいて11のサブグループに分けられ、その多くは山脈等の地理的障壁によって隔てられているが、サブグループを分ける地理的障壁が不明な地域も見出されている。そこで本研究では、東瀬戸内グループと西瀬戸内グループの2つのサブグループが生息するが、その生息域の境界に明確な地理的障壁が見出されない香川県に焦点を当てた。県内7河川においてmtDNAの遺伝的多様性を調査し集団遺伝学解析を行った結果、沿岸中央部に位置する河川間に遺伝的な境界線があることが示された。またシミュレーションにより得られた瀬戸内海の古地形図から、氷期には香川県と岡山県を結ぶ分水嶺が存在していたことが示唆された。これらの結果は、後期鮮新世以降、分水嶺の東側および西側において海水準の上昇と下降を繰り返し経験しながら、2つのサブグループ（東瀬戸内グループと西瀬戸内グループ）がそれぞれ遺伝的に分化してきた可能性を示している。

キーワード：メダカ、ミトコンドリアDNA、集団分化、香川県

はじめに

淡水魚では山脈域や海洋域が隔離要因となるため、その分布や拡散過程にはそれぞれの生息地の地史イベントとの関連が強くみられる。地理的障壁によりある集団において遺伝子交流が遮られることによって集団内の遺伝的分化が進む結果、水系毎に異なる遺伝的要素を有する分集団が誕生する。これまでに数多くの淡水魚において地理形成のイベントと絡めた分布域の形成史が議論されてきた（渡辺・高橋，2010）。

メダカ（*Oryzias*）属は、ダツ目メダカ科に属する硬骨魚類であり、東アジアおよび東南アジアに広く分布している（岩松，2006）。メダカ属の中には汽水域に生息する種もあるが、中国大陸沿岸や朝鮮半島、および北海道を除く日本各地に生息するメダカ（*Oryzias latipes*）は流れの緩やかな小川や用水路等に生息する淡水魚である。その特徴的な生息環境から日本の多様な地形や四季変化の影響を強く受け、地域群毎に大きな遺伝的な分化がみられる。これまでに鱗条数に着目した形態学研究（江上・吉野，1958）に加えてアロザイム解析および mtDNA 解析などの遺伝学研究（Sakaizumi et al., 1983；Matsuda et al.,

1997）から、各地域の野生メダカは集団間で遺伝的に高度に分化していることが報告されている。特に2003年に発表されたTakehana et al. (2003)の論文では日本各地303地点のメダカを用いた高精度な系統地理マップが作成され、mtDNA・cytochrome *b* 遺伝子の制限酵素断片長多型と配列情報をもとに15個のサブグループに分けられることが報告されている。さらには従来北日本集団と呼称されてきた3個のサブグループを別種（*O. sakaizumii*）とする研究結果も報告される（Asai et al., 2011）など、日本の野生メダカ集団が各地域で大きく遺伝的に分化していることが広く認識されるに至っている。

種内の集団の形成過程と地理形成については、前述の論文（Takehana et al., 2003）で議論され、遺伝的に分化したグループの分布域の境界のほとんどは山脈等の地理的要因で説明できた。しかし、明確な地理的障壁が認められない地域もあり、どのようにして集団分化したのか不明なサブグループが存在している。本研究で対象とする香川県のメダカは島嶼部を含め広く分布していることが知られ（須永ほか，1989；白井ほか，2008；白井・伊藤，2008；井藤・細谷，2013）、県の東側に東瀬戸内グループ、その西側に西瀬戸内グループ

プが存在し、南側には東日本グループとの境界がある（竹花，2010）。徳島県と県境にある讃岐山脈が東日本グループの分布域の北上を制限する地理的障壁であることは明白だが、東瀬戸内グループと西瀬戸内グループの境界を引く地理的障壁は不明である。

そこで私達は、香川県における両グループの遺伝的分化要因を明らかにすることを目的として、これまで集団レベルでの配列情報がデータベース等に蓄積しているmtDNAのD-loop領域を対象に、東瀬戸内および西瀬戸内グループの境界線を跨ぐように選定した香川県沿岸部の河川において、集団レベルでの高密度なサンプリングによる遺伝学的な調査を行った。そして、7つの集団内で得られた配列情報を元に集団間の遺伝的な類縁性の推定と古地形図の復元により、香川県における両サブグループの境界および両者を隔離する地理的要因を明らかにできたので報告する。

試料と方法

香川県メダカ集団の試料

集団レベルでの採集に問題ない個体数の存在が確認されている香川県内の7河川で1カ所ずつサンプリング場所（KSH, KEJ, KHT, KAO, KSY, KKB, KSM）を選定した（Fig. 1）。なお、本論文では採集場所の特定を避けるため、河川名をアルファベットで表した。2014年8月29～31日に上記の7カ所から、50個体前後を目安として計352個体を採集した（Table 1）。採集したメダカは100%EtOH（Wako）により固定し、DNA抽出を行うまで4℃にて保存した。なお、DNA抽出には尾ビレを用い、残りは再び100%EtOH（Wako）にて1個体ずつ-20℃にて保存した。

尾ビレからのDNA抽出

超純水, 0.5M EDTA (Wako), 10mg/ml Pro-

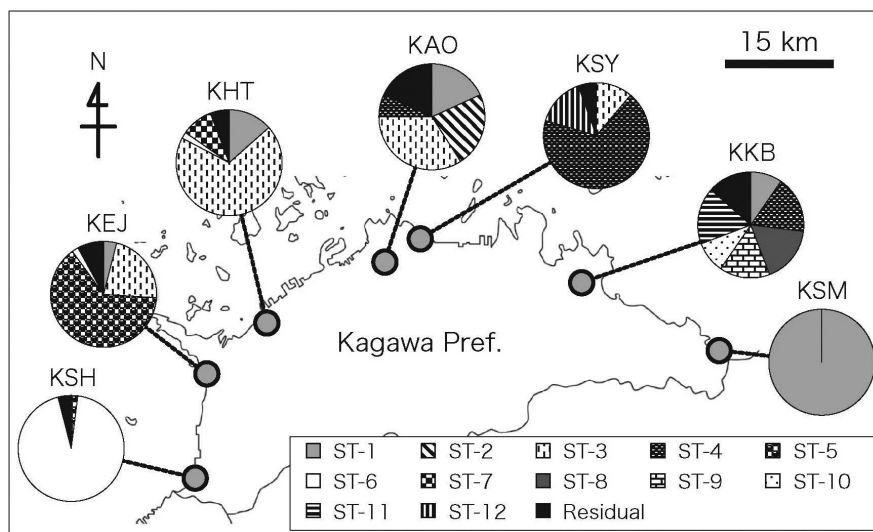


Fig. 1. Sampling sites and genetic structure of medaka in Kagawa Prefecture. Different patterns in the pie chart represent a difference in the sequence types of mtDNA D-loop region. "ST" is the abbreviation for sequence type. Black indicates the combined frequency of residual sequence type (<1% in all populations).

Table 1. Genetic diversity in each population of medaka in Kagawa Prefecture and the surrounding Prefectures.

Population names	lat(N)/long(E)	N	Number of sequence types ^a	Number of segregating sites ^b	Gene diversity (+/-SD)	Nucleotide diversity (+/-SD) $\times 10^3$	References
KSH	34°03'N/133°38'E	50	3 (1)	7 (501)	0.117 (+/-0.061)	1.02 (+/-0.61)	This study
KEJ	34°11'N/133°39'E	50	6 (2)	7 (501)	0.547 (+/-0.069)	2.39 (+/-0.40)	This study
KHT	34°15'N/133°44'E	52	6 (2)	10 (500)	0.501 (+/-0.077)	3.03 (+/-0.68)	This study
KA0	34°19'N/133°54'E	44	9 (5)	12 (500)	0.805 (+/-0.036)	5.84 (+/-0.35)	This study
KSY	34°21'N/133°58'E	54	4 (1)	7 (501)	0.502 (+/-0.072)	2.96 (+/-0.52)	This study
KKB	34°18'N/134°13'E	52	12 (6)	18 (501)	0.882 (+/-0.017)	4.77 (+/-0.70)	This study
KSM	34°12'N/134°25'E	50	1 (0)	0 (501)	0	0	This study
all		352	28 (12)	33	0.872 (+/-0.008)	5.33 (+/-0.18)	This study
OY ^c	34°39'N/134°07'E	95	14	15	0.767 (+/-0.038)	2.93 (+/-0.35)	Katsumura et al.,2012
HSf ^d	34°26'N/132°46'E	48	9	15	0.705 (+/-0.065)	7.28 (+/-0.90)	Katsumura et al.,2012
HSs ^d	34°28'N/132°44'E	48	2	1	0.042 (+/-0.040)	0.08 (+/-0.08)	Katsumura et al.,2012

a: The number in parentheses shows the number of sequence types of less than 1% in all population.

b: The number in parentheses shows the number of sites used for the analysis.

c: OY was sampled in Okayama Prefecture.

d: HSf and HSs were sampled in Hiroshima Prefecture.

teinase K (Wako), 10%SDS (Nacalai Tesque) を, 100 : 40 : 1 : 20 の比で混合し Lysis Buffer を調製した。解剖用ハサミを用いてメダカから切り取った尾ビレを Lysis Buffer に浸漬し, 55°C で 1 時間, その後 37°C で 16 時間転倒混和して細胞・組織を溶解した。その後, フェノール・クロロホルム抽出法によりゲノム DNA を抽出精製し, TE バッファーに溶解した。

mtDNA D-loopのPCR-direct sequencing

メダカゲノム DNA を鋳型とし, TaKaRa ExTaq[®] HotStart Version (TaKaRa) を用いて mtDNA D-loop 領域を増幅した。プライマーとして, Medaka_D-loop_F1 (5'-CCC AAA GCC AGG ATT CTA A-3'), Medaka_D-loop_R1 (5'-AAC CCC CAC GAT TTT TGT C-3') を使用した。TaKaRa PCR Thermal Cycler Dice (TaKaRa) を用いて, 95°C・2 分の熱変性の後, 95°C・30 秒→60°C・30 秒→72°C・45 秒のシーケンスを 40 サイクル行い, 最後に 72°C で 5 分間反応させ, mtDNA D-loop 領域を増幅した。1.5% アガロースゲル (Wako) で電気泳動し, エチジウ

ムブロマイド (Bio-Rad) を用いて染色後, UV 照明により増幅産物のバンドを可視化して PCR による増幅を確認した。得られた PCR 産物を超純水で 20 倍に希釈し, これをシーケンス反応の鋳型とした。それぞれのプライマーに対し, 96°C・3 分の熱変性の後, 96°C・15 秒→50°C・15 秒→60°C・2 分を 40 サイクル行い, シーケンス反応を行った。エタノール沈澱により精製した後, ABI3500xL Genetic Analyzer (Life Technologies) を用いて塩基配列を決定した。SeqMan Pro 10.1.2.20 (DNASTAR) を用いて, 個体ごとのコンセンサス配列を決定した。得られた塩基配列は, MEGA 5 に実装されている ClustalW を用いてアラインメントを行った (Tamura et al., 2011)。塩基配列中にみられたリピート配列の扱いは, Katsumura et al. (2009) に従った。なお, 得られた塩基配列データは, 国際 DNA データベースである DDBJ (DNA Data Bank of Japan) に登録した (アクセッション番号: LC073341-LC073692)。

集団遺伝学解析

塩基配列情報を元に、DnaSP 5.10.1 (Librado & Rozas, 2009) を用いて河川ごとの配列タイプ頻度、遺伝子多様度、塩基多様度、各集団間の遺伝距離 (d_A distance) を計算した。 d_A distanceは、Katsumura et al. (2009) と Katsumura et al. (2012) のデータを含め計算した。各集団間の遺伝的な近縁性を図示するために、R (3.1.1) を用いて古典的多次元尺度法により d_A distance を 2 座標平面に投影した。

遺伝的障壁を検出するために、SAMOVA (Spatial Analysis of MOlecular VAriance) 解析を行った (Dupanloup et al., 2002)。解析に必要なパラメーターは、以下の通りに設定した； $S=10000$, $A=0.915811421$, Number of initial condition=100。そして、 $K=2$ から $K=4$ の 3 パターンでシミュレーションし、グループ間の遺伝的分化の程度を示す F_{CT} が最大となる K を決定した。

香川県メダカ集団の分岐年代を推測するために、7 集団でみられた mtDNA D-loop 配列の共通祖先までの時間 (Time to Most Recent Common Ancestor: T_{MRC}) を棄却サンプリング法により推定した (Tavaré et al., 1997; Katsumura et al., 2014)。 T_{MRC} 推定に用いた有効集団サイズ N_e は集団突然変異率 Watterson's θ および、サイトあたり世代あたりの突然変異率 μ から求めた。1 世代を 1 年、有効集団サイズ一定、突然変異率 $\mu = 2.8 \times 10^{-8}$ を仮定した。

古地形図の復元

海水準が低下した瀬戸内海を復元するために、National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) が提供する地形データ ETOPO1 Ice Surface (http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/global/relief/ETOPO1/data/ice_surface/grid_

[registered/binary/etopo1_ice_g_f4.zip](#) 2015.3 参照) (Amante & Eakins, 2009) を使用した。ArcGIS 10.1 (ESRI) を用いて展開し、海水準を -30m まで低下させた地図を作成した。古河川の分布は桑代 (1959) を参照し、作成した地図にイラストレーター CS 5 (Adobe) を用いて書き加えた。

結果

7 河川の集団で観察された配列タイプの分布と頻度

香川県内でサンプリングされたメダカの mtDNA D-loop 領域の配列タイプを地図上に示す (Fig. 1)。全部で 28 タイプが観察され、そのうち 12 タイプが 1 % 以上の頻度で存在した (Table 1)。また、少なくとも 2 つ以上の河川で共有する配列タイプは 5 タイプ (ST-1, ST-3, ST-4, ST-5, ST-6) あり、調べた個体の約 77% (271 個体/352 個体) がいずれかの配列タイプを保持していた。残りの 23 タイプは河川特異的であった。近接する河川間以外でも配列タイプの共有がみられ、KSM 集団で観察された配列タイプ (ST-1) は、地理的に離れている集団 (KEJ, KHT, KAO, KKB) においても観察された (Fig. 1)。なお、観察された配列タイプは全て南日本グループのタイプであり、北日本グループを示す配列タイプは全く観察されなかった。

それぞれの河川において配列タイプ頻度パターンの違いがみられた。観察された配列タイプ数は、香川県中央部の集団と比べて、東端や西端の集団 (KSM, KSH) で少ない傾向がみられた。配列タイプ数をもっとも多く観察されたのは KKB 集団で、その次に KAO 集団が続いた (Table 1)。その一方で、KSM 集団では調べた 50 個体全てにおいて全く同一の配列タイプしか検出されなかった。このように、隣接する河川間で頻度パターンが似

かよる傾向はみられず、河川の異なる集団毎に遺伝的に分化している様子がみられた。

各集団内の遺伝的多様性

各集団の遺伝的多様性を評価する為に、得られたmtDNA D-loop 配列情報から、遺伝子多様度および塩基多様度を算出した (Table 1)。各集団内の遺伝子多様度の範囲は0–0.882と幅広く、塩基多様度の範囲は0– 5.84×10^{-3} であった。香川県瀬戸内海沿岸の中心部に位置するKAO集団で遺伝的多様性が高く、東側および西側に行く程、遺伝的多様性が低いことが示された。

香川県メダカ集団間のmtDNAの遺伝的類縁性

本研究で扱った7集団と近隣の集団との遺伝的な関連を調べるために、岡山の集団と広島 の2集団を含むmtDNA配列データを用いて、集団間のnet-nucleotide diversityである d_A distance (Nei, 1987) を算出し、古典的多次元尺度法により2次

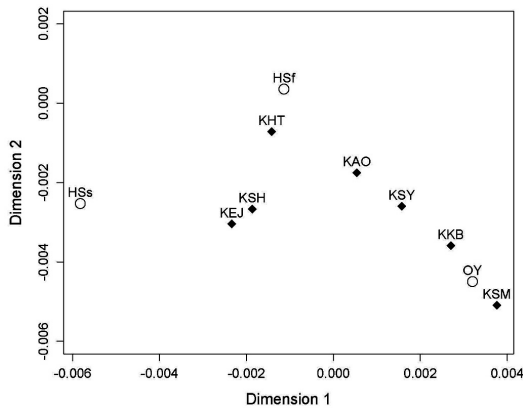


Fig. 2. Genetic relationship among nine populations based on d_A distance calculated from mtDNA D-loop region. Black diamonds and open circles represent the populations examined in this study and reported in Katsumura et al. (2012), respectively.

Table 2. Comparison of three fixation indices among K values by SAMOVA analysis.

Number of Groups(K)	Group composition	F_{SC}	F_{ST}	F_{CT}
K=2	G1: KSH, KEJ, KHT	0.315*	0.594*	0.407*
	G2: KAO, KSY, KKB, KSM			
K=3	G1: KSH, KEJ	0.288*	0.573*	0.400*
	G2: KHT			
	G3: KAO, KSY, KKB, KSM			
K=4	G1: KSH, KEJ	0.243*	0.535*	0.386*
	G2: KHT			
	G3: KAO, KSY			
	G4: KKB, KSM			

F_{SC} : a degree of genetic differentiation within groups
 F_{ST} : a degree of genetic differentiation among all populations
 F_{CT} : a degree of genetic differentiation among groups
*: $p < 0.05$

元展開した (Fig. 2)。その結果、香川県集団は集団間の地理距離を反映するようにプロットされた。そしてSAMOVA解析の結果、 $K = 2$ が支持され、KAO, KSY, KKB, KSMとKHT, KEJ, KSHに遺伝的に分かれることが示された (Table 2)。また、それら香川県7集団で観察されたmtDNA D-loopの T_{MRCA} は684,145年 (95%信用区間: 304,919年–1,288,491年) であると推定された。さらに興味深いことに、岡山集団 (OY) は香川県東部集団 (KAO, KSY, KKB, KSM) の中にプロットされ、広島集団 (HsF, HsS) は地理的に離れている香川県西部集団 (KHT, KEJ, KSH) と近い位置にプロットされた。

古地形図の復元

瀬戸内海の平均海深は約30mであることから、海水準が現在の–30mである9000年前の瀬戸内海 (井内, 2008) を復元すれば、海底の起伏を検出できると考えた。そこで、陸地と海底地形データセットを用いて、海水準を現在の–30mとした地図を作成した。その結果、香川県と岡山県に挟まれる領域において瀬戸内海は陸地となることを確認できた。さらに、作製した地図上に桑代 (1959) の

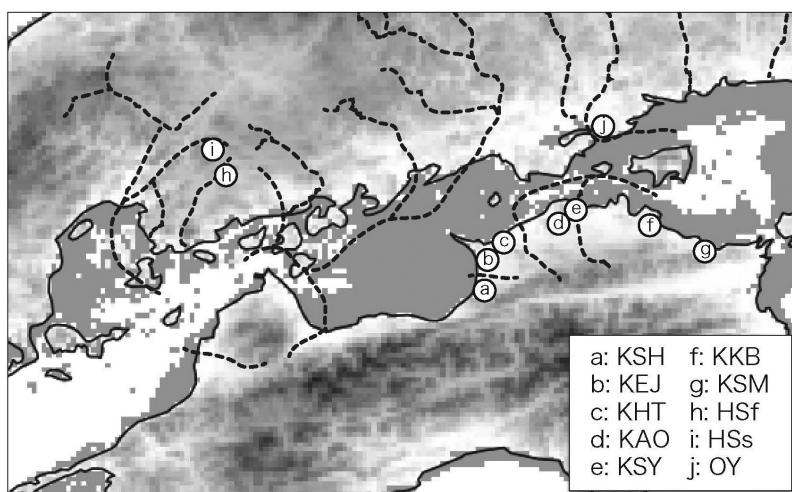


Fig. 3. Simulated map of Seto Inland Sea approximately 9,000 years ago. Individual letters of the alphabet indicate sampling locations. Grey in Seto Inland Sea represents the land, and dashed lines indicate the flow path of paleo-rivers estimated by Kuwashiro (1959).

研究において復元された古河川の流路をプロットすると、KAOの西側を流れる川は瀬戸内海の東側に流れ、KHTやKEJ、KSHの周辺の川は瀬戸内海の西側に流れ出ている可能性が示された (Fig. 3)。

考察

今回私達が香川県内の7河川において採取したメダカ352個体のmtDNA D-loop 領域を集団解析したことにより、香川県メダカの集団史の一端が明らかになった。第一に、調査した個体の8割近くのmtDNAが河川特異的な配列タイプでなく、2つ以上の河川で共有される配列タイプを示した。これは、現生香川県メダカ集団の遺伝的多様性がそれぞれの集団分化過程で蓄積されたのではなく、祖先集団で存在していた多様性（祖先多型）がそれぞれの河川でランダムに配分されたことを示唆する。第二に、集団の遺伝的多様性を測る遺伝子多様度および塩基多様度の2つの指標は、各集団

間で遺伝的多様性に大きなバリエーションがあることを示した。これは、地理的に近接していても川ごとに異なる集団構造を持つことを示唆する。第三に、得られた塩基配列情報から各集団間の遺伝距離を計算すると、香川県集団が東部集団と西部集団に分かれることが示された。これは近接する河川間で配列タイプを共有し、系統的に近い個体でこれらの集団が構成されていることを反映し、かつおそらくは東西を分ける地理的障壁があることを示唆する。さらに、東部集団は岡山集団に遺伝的に近縁であり、西部集団は広島集団に近縁であることが示された。これは、香川県東部の集団は岡山集団と祖先集団を共有し、香川県西部の集団は広島集団と祖先を共有する可能性を強く示唆し、東部集団と西部集団の形成史が異なる可能性を示している。最後に、復元した古地形図から、瀬戸内海が陸地であった時代に香川県と岡山県を結ぶ分水嶺が、KHTとKAOの間に存在していた可能性が示唆される。

現在の瀬戸内海が現れたのは、海水準が現在と

同じ状況になった約6000年前とされている（井内, 2008）。瀬戸内海は平均海深が30mのかなり浅い海であることから、海水準が低下する氷期では、香川県は本州側の岡山県や広島県と陸続きになっていたと考えられている。海底地形の詳細な調査（桑代, 1959）から古河川の流路推定がなされており、KAOの西側に位置する河川が東に流れ出ていたことが示唆されている（Fig. 3）。そして、岡山集団の近傍を流れる吉井川も東に位置する現在の播磨灘あたりに流れ込んでいたとされる。つまり、瀬戸内の形成史を考慮すると、岡山集団と香川県東部集団は地理的に完全に隔離されていたとは考えにくく、むしろ播磨灘周辺において河口域を共有し、岡山集団と香川県東部集団は過去に遺伝的な交流があった可能性が高い。一方、香川県西部集団の近傍を流れる河川は、瀬戸内海西に位置する備後灘を通り、広島集団の生息域近傍を流れる河川と同じ沿岸域に流れ出ていた可能性が示唆される（Fig. 3）。このため、西側においても遺伝的な交流が可能な地理的条件が整っていた可能性が高く、地理距離が離れている香川県西部集団と広島集団の間で遺伝的な近縁性が維持されてきたものと考えられる。従って、今現在海面下に隠されているが、KHTとKAOとの間に香川県と岡山県を結ぶ分水嶺が存在し、それが東瀬戸内グループと西瀬戸内グループとを分けた地理的障壁であったと考えられる。

本研究で明らかになった地理的条件の下で、東瀬戸内および西瀬戸内グループの誕生シナリオを次のように考えて矛盾が無いものと考えられる。まず、メダカの南日本グループのサブグループを形成する遺伝的多様性が誕生したとされる後期鮮新世を経て（竹花, 2010）、およそ70万年前にコアレッセンスする祖先集団由来のmtDNA D-loopの遺伝的多様性が、瀬戸内海周辺において間氷期および氷期に伴う複数回の海水準の上昇低下

を受けるうちにランダムに分配される。次に香川県と岡山県を結ぶ分水嶺によって、現在の播磨灘に相当する東側と備後灘に相当する西側で集団分化が始まる。そして、河川ごとに集団分化が進み、現在のmtDNA D-loopの配列頻度パターンを示す、というシナリオである。Sakaizumi et al. (1988) もアロザイムが示すアレルの地域分化パターンと、氷期における古水系の分布とが一致することを指摘している。遺伝様式の異なる常染色体上の遺伝子とmtDNAにおいて同様のパターンが観察されたことは、前述のシナリオが強く支持されるものと考えられる。また、本結果より、香川県において分水嶺の東側および西側それぞれへメダカの生息域が広がったことが示唆される。先行研究により水田の伝播とメダカの拡散との関連が示唆されているが（Katsumura et al., 2012）、香川県においても水田の伝播によりメダカが生息できる新たな環境が出現し、それが現生香川県メダカ集団の東西への拡散のドライビングフォースになった可能性も考えられる。今後、この可能性に関して、香川県における水田の伝播の歴史と合わせた検証が必要であろう。

本研究によって、香川県における2つのサブグループ（東瀬戸内グループと西瀬戸内グループ）への遺伝的分化要因としては、後期鮮新世以降、分水嶺の東側および西側で海水準の上昇と下降を繰り返して受けたことによる影響が考えられた。さらに、今回私達が実行した集団ベースのサンプリングによって、少数個体のサンプリングでは捉えにくい河川ごとの集団構造がみえてきた。わずか15kmしか離れていないのにもかかわらず、配列タイプの頻度パターンが河川間で異なることや、集団を構成する配列の頻度にバリエーションがあることも分かった。これらのことから河川ごとに独自のメダカの集団構造があることが推察される。香川県のメダカは、近年でも各地で確認されてい

るが（白井ほか，2008；白井・伊藤，2008），減少傾向にあり，香川県のレッドデータブックでは準絶滅危惧種に指定されている（大高・植松，2004）。メダカの地域性や多様性を単に特徴的な配列タイプの有無だけで議論するのではなく，集団ベースで調査し議論することは，今後，メダカをどのような規模で保護していくべきなのかを考える上でも重要な知見になると考えられる。

上記の保全問題に加え，メダカの人為的な放流による遺伝子汚染も問題として挙げられる。他地域ではヒメダカの体色遺伝子を保持するメダカが観察されている調査結果（横田ほか，2014）も報告されていることから，本研究で採集されたメダカ集団も人為的な放流の影響を受けている可能性は否定できない。しかしながら，遺伝距離と地理距離がほぼ一致したことや北日本グループの配列タイプが検出されなかったことを考慮すると，本調査河川において本研究方法で検出できるレベルの最近の人為的な放流があったとは言えないであろう。

最後に，本研究は母系遺伝する組換えのないmtDNA配列のみで議論している。そのため，母系の進化史や偶然の一致を見ているだけである可能性が残ることは否定できない。今後は，父系遺伝するY染色体上の遺伝子と常染色体上の様々な位置にある遺伝子を解析対象に含め，本研究で提示した集団分化のシナリオを検証していく必要があるだろう。

引用文献

- Amante, C. & B. W. Eakins. 2009. ETOPO1 1 arc-minute global relief model: procedures, data sources and analysis. p. 19. NOAA Technical Memorandum NESDIS NGDC-24, USA.
- Asai, T., H. Senou & K. Hosoya. 2011. *Oryzias sakaizumii*, a new ricefish from northern Japan (Teleostei: Adrianichthyidae). Ichthyological Exploration Freshwaters, 22 : 289-299.
- Dupanloup, I., S. Schneider & L. Excoffier. 2002. A simulated annealing approach to define the genetic structure of populations. Molecular Ecology, 11 : 2571-2581.
- 江上信雄・吉野道仁. 1958. メダカの臀鰭軟条数の変異に関する研究. 魚類学雑誌, 7 : 83-88.
- 井藤大樹・細谷和海. 2013. 香川県小豆島における淡水魚相と現状. 地域自然史と保全, 35 : 141-148.
- 井内美郎. 2008. 瀬戸内海の成立と海底地形. 「瀬戸内海の海底環境」(柳哲雄編), pp. 5-15, 恒星社厚生閣, 東京.
- 岩松鷹司. 2006. 新版メダカ学全書. 473pp. 大学教育出版, 岡山.
- Katsumura, T., S. Oda, S. Mano, N. Suguro, K. Watanabe, H. Mitani... & S. Kawamura. 2009. Genetic differentiation among local populations of medaka fish (*Oryzias latipes*) evaluated through grid-and deme-based sampling. Gene, 443 : 170-177.
- , ——, K. Tsukamoto, Y. Sekiya, T. Yamashita, M. Aso... & H. Oota. 2012. A population genetic study on the relationship between medaka fish and the spread of wet-rice cultivation across the Japanese archipelago. Anthropological Science, 120 : 81-89.
- , ——, S. Nakagome, T. Hanihara, H. Kataoka, H. Mitani, S. Kawamura & H. Oota. 2014. Natural allelic variations of xenobiotic-metabolizing enzymes affect sex-

- ual dimorphism in *Oryzias latipes*. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 281 : 20142259. (Electronic Supplementary Materials).
- 桑代 勲. 1959. 瀬戸内海の海底地形. 地理学評論, 32 : 24-35.
- Librado, P. & J. Rozas. 2009. DnaSP v5: A software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. Bioinformatics, 25 : 1451-1452.
- Matsuda, M., H. Yonekawa, S. Hamaguchi & M. Sakaizumi. 1997. Geographic variation and diversity in the mitochondrial DNA of the medaka, *Oryzias latipes*, as determined by restriction endonuclease analysis. Zoological Science, 14 : 517-526.
- Nei, M. 1987. Molecular evolutionary genetics. 512pp. Columbia University Press, Columbia.
- 大高裕幸・植松辰美. 2004. メダカ. 「香川県レッドデータブック 香川県の希少野生生物」(香川県希少野生生物保護対策検討会編), p. 270. 香川県環境森林部環境・水政策課, 高松.
- Sakaizumi, M., K. Moriwaki & N. Egami. 1983. Allozymic variation and regional differentiation in wild populations of the fish *Oryzias latipes*. Copeia, 1983 : 311-318.
- , A. Kikuta & K. Tsuchiya. 1988. Genetic differentiation of medaka *Oryzias latipes* and history of the water system in the seto inland sea area. Zoological Science, 5 : 1224.
- 白井康子・伊藤英夫. 2008. 香川県における淡水魚類の分布(2) —主な魚種の出現状況—. 香川県環境保健研究センター所報, 7 : 73-80.
- ・——・大津和久・白坂涼子. 2008. 香川県における淡水魚類の分布(1) —調査結果の概要—. 香川県環境保健研究センター所報, 7 : 65-72.
- 須永哲雄・植松辰美・川田英則. 1989. 香川県における淡水魚研究の現状について. 香川生物, 15・16 : 95-113.
- Takehana, Y., N. Nagai, M. Matsuda, K. Tsuchiya & M. Sakaizumi. 2003. Geographic variation and diversity of the cytochrome b gene in Japanese wild populations of medaka, *Oryzias latipes*. Zoological Science, 20 : 1279-1291.
- 竹花佑介. 2010. メダカの高精度系統地理マップをつくる. 「淡水魚類地理の自然史」(渡辺勝敏・高橋洋編), pp. 105-122. 北海道大学出版会, 札幌.
- Tamura K., D. Peterson, N. Peterson, G. Stecher, M. Nei & S. Kumar. 2011. MEGA5: molecular evolutionary genetics analysis using maximum likelihood, evolutionary distance, and maximum parsimony methods. Molecular Biology and Evolution, 28 : 2731-2739.
- Tavaré S., J. D. Balding, C. R. Griffiths & P. Donnelly. 1997. Inferring coalescence times from DNA sequence data. Genetics, 145 : 505-518.
- 横田弘文・桑原なつき・中野瑛子・江口さやか. 2014. 武庫川水系に生息する野生メダカの遺伝子型分布及びヒメダカ遺伝子の移入実態. 地域自然史と保全, 36 : 53-58.
- 渡辺勝敏・高橋 洋. 2010. 淡水魚類地理の自然史; 多様性と分化をめぐる, 283pp. 北海道大学出版会, 札幌.

原 著

絶滅危惧種タチスズシロソウ (*Arabidopsis kamchatica* ssp. *kawasakiana*) 個体群の個体数推定

滋賀県立大学大学院環境科学研究科	小 杉 亜 希
滋賀県立大学環境科学部	高 倉 耕 一
滋賀県立大学環境科学部	野 間 直 彦
京都産業大学総合生命科学部	河 邊 昭
滋賀県立大学環境科学部	原 田 英美子

Estimation of population size of an endangered plant, *Arabidopsis kamchatica* ssp. *kawasakiana*. Aki Kosugi (Graduate School of Environmental Science, The University of Shiga Prefecture), Koh-ichi Takakura, Naohiko Noma (School of Environmental Science, The University of Shiga Prefecture), Akira Kawabe (Faculty of Life Sciences, Kyoto Sangyo University) and Emiko Harada (School of Environmental Science, The University of Shiga Prefecture)

Arabidopsis kamchatica ssp. *kawasakiana* (Brassicaceae) is an endemic plant in Japan that grows on sandy coast or lakeside. This plant is an endangered species even though several populations are observed around Lake Biwa, Shiga Prefecture. In spring 2015, we discovered a large population of this species, and carried out population size estimation. We conducted the belt transect method to count the numbers of plants, and the formulation of a state space model describing the spatial distribution and the surveying process for a Bayesian inference about the distribution and the population size of this species in the study area. The total number of the individual was estimated to 11260, and 95% Bayesian credible interval was calculated to 10610–11940 in 9000 m² of study area. The belt transect method followed by Bayesian statistical analysis used in this work would be applicable to estimate the large population.

Keywords: *Arabidopsis kamchatica* ssp. *kawasakiana*, Bayesian statistics, belt transect method, endangered species, population estimation

要旨: タチスズシロソウ (*Arabidopsis kamchatica* ssp. *kawasakiana*) はアブラナ科の砂地性海浜植物である。日本の固有種で、琵琶湖岸はその最大規模の自生地である。近年個体数が激減していることから、その分布と植生に関しては詳細に調査を行う必要がある。著者らは、2015年春に、彦根市内の琵琶湖湖岸で本種の大きな個体群を調査した。ベルトトランセクト法による調査を行い、調査地における分布およびその調査過程を記述した状態空間モデルを用いて、個体の分布をベイズ推定した。その結果、約9000m²の調査区内の全個体数の推定値は11260個体、95%ベイズ信用区間は10610–11940個体と算出された。今回用いた個体数推定法は大規模な個体群の個体数を簡便に算出する方法として利用可能であると考えられた。

キーワード: 個体数推定, 絶滅危惧種, タチスズシロソウ, ベイズ統計, ベルトトランセクト法

はじめに

タチスズシロソウ (*Arabidopsis kamchatica* ssp. *kawasakiana*) はアブラナ科越年生一年生の砂地性海浜植物のひとつである。日本の固有種で分布域も狭く、これまでに富山、静岡、愛知、三重、滋賀、京都、大阪、兵庫、愛媛、高知に分布していたという記録がある (藤井, 1994; 山口ほか, 2010; 藤井, 2012)。琵琶湖岸はタチスズシロソウが内陸の淡水湖に生育している例外的な地域である (滋賀県生きもの総合調査委員会, 2011)。タチスズシロソウは海岸部の開発や整備によって個体数・生育地が激減しており、環境省レッドリストの絶滅危惧IB類 (EN) に指定されている (日本のレッドデータ検索システム, URL: <http://www.jpnrd.com/> 2015.10参照)。

タチスズシロソウは、アブラナ科の多年草ハクサンハタザオ (*A. halleri* ssp. *gemmaifera*) と、ヨーロッパ産の近縁植物セイヨウミヤマハタザオ (*A. lyrata* ssp. *petraea*) が種間交雑し、さらにゲノムが倍数化することによって生じた複二倍体 (異質四倍体) であることが示されている (Shimizu et al., 2005; Shimizu-Inatsugi et al., 2009)。ハクサンハタザオは日本を含む東アジアに分布し、亜鉛やカドミウムを地上部に高濃度で蓄積する能力を持つ重金属集積植物の一種である (Kubota & Takenaka, 2003; 小杉・原田, 2015)。セイヨウミヤマハタザオは重金属集積性を持たず、その分布もヨーロッパに限られている。異質四倍体がどのようにして生じ、共存する両親のゲノムをどのように使い分けているのかを解明する研究の対象としてタチスズシロソウが用いられている (Akama et al., 2014; Wolf et al., 2014)。また、ハクサンハタザオとセイヨウミヤマハタザオはいずれも自家不和合性であるにもかかわらず、その交配で生じたタチスズシロソウは

自家受粉する (Sugisaka & Kudoh, 2008)。植物が進化する過程で生じる自家和合性の遺伝的背景を調べる際のモデル植物になりうると期待されている (Tsuchimatsu et al., 2012)。

このように、タチスズシロソウは近年植物科学的にも重要視されており、琵琶湖岸はその最大規模の自生地として注目を集めている。1990年代の報告では、琵琶湖のタチスズシロソウは一つ一つの個体群の規模が小さく、最大でも数メートル四方とされている (藤井, 1994)。しかし、2006年に滋賀県野洲市の約8000m²の砂浜で30000個体を超える国内最大規模の群生地が発見された (山口ほか, 2010)。野洲の群落で植物の個体数、個体密度と面積当たりの果実生産数などを調査し耕起履歴と相関させることにより、ビーチバレー会場としての砂浜の利用と絶滅危惧種の保全を両立させる提言がなされている。琵琶湖岸の植物の分布と個体数および植生を詳細に調査することにより、現状を把握するとともに個体群存続の可能性を評価し、保全の方法を模索する必要がある。

これまでに筆者らは琵琶湖岸で採集したタチスズシロソウの重金属集積性を調査し、親であるハクサンハタザオが持つ亜鉛耐性および集積性を受け継いでいることを明らかにした (Kosugi et al., 2016)。この調査の過程で、彦根市薩摩町と柳川町にまたがる琵琶湖岸の砂浜に、比較的規模の大きなタチスズシロソウ個体群を確認した。現在までに約500種の重金属集積植物 (hyperaccumulator) が全世界で報告されているが (Krämer, 2010)、このうち、汚染土壤にのみ生育する絶対的 (obligate) 集積植物、汚染土壤と非汚染土壤のどちらにも見られる植物を条件的 (facultative) 集積植物と呼んでいる (Pollard et al., 2014)。土壤中および植物体の金属濃度と、群落の大きさや密度などの植生を合わせて調査することで、重金属集積植物の性質や生態学上での意義

を明らかにする研究が進められている。

本研究では、タチスズシロソウの絶滅危惧種としての資源保全、および重金属集積植物としての特徴づけという2つの目的から、彦根市で見出された個体群の個体数調査を行った。ベルトトランセクトを設置して区画ごとの個体密度を求め、得られた数値をベイズモデルを用いて解析することにより、大規模な群落の個体数を簡便に算出する方法を考案した。

材料と方法

2015年4月18日に、これまでにタチスズシロソウの生育が報告されている彦根市内の数地点（藤井, 1994）で予備調査を行った。この際に確認した薩摩町・柳川町の湖岸緑地（北緯35度13分50秒，東経136度9分24秒，標高85m，電子国土Webシステム（Ver. 4）：<http://portal.cyberjapan.jp/site>

/mapuse/index.htmlを利用して算出）のタチスズシロソウ個体群の個体数を2015年5月14日に調査した。

当該地は滋賀県宮都市公園湖岸緑地の薩摩宇曾川地区内に位置し、湖岸線にして約300mのほぼ長方形の砂浜である（図1A）。区画の一部がゲートボール場として整備されているため、ここを除いた砂浜の区域で調査を行った。地域住民からの聞き取り調査から、この砂浜は柳川漁港の防波堤の設置に伴い、砂が堆積して成長したと考えられた。1974–1978年に撮影された航空写真（図1B）と、2007年以降（図1C）のものを比較した結果や、彦根付近では琵琶湖の沿岸流が北から南に流れていること（西嶋ほか, 1997）からもこのことは裏付けられた。

山口ら（2010）の調査法に倣い、幅2m，長さ15mから36mのベルトトランセクトを20m間隔で湖岸線と直角に計16本設定した（図2A）。ベル

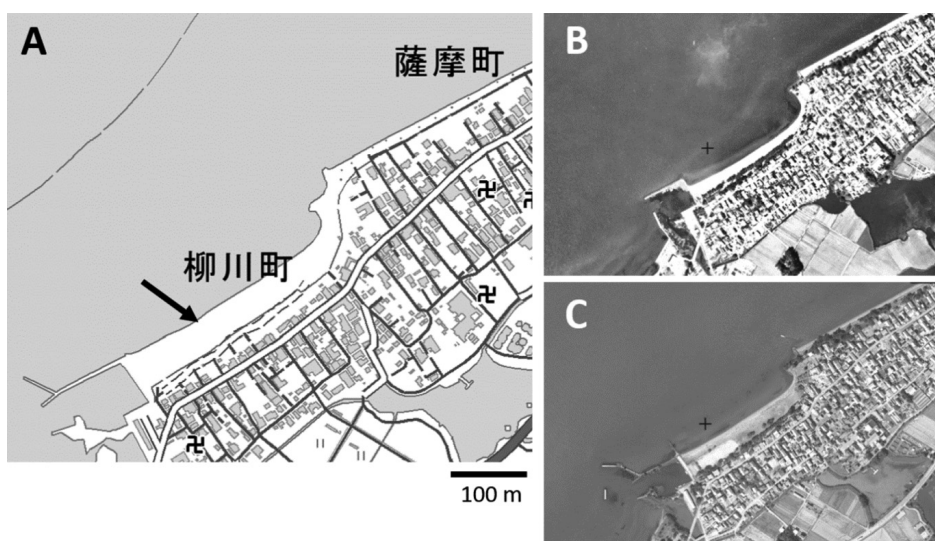


図1. タチスズシロソウ個体数調査地. A：彦根市薩摩町・柳川町にまたがる、矢印で示した砂浜で調査を行った. B：1974–1978年にかけて撮影された当該地の航空写真. C：2007年以降に撮影された当該地の航空写真. 地図データおよび航空写真はいずれも国土地理院の電子国土Webシステムから配信されたものを使用した.

トランセクトの内部に1m×2mの方形区をさらに設定し（図2B），それぞれの区画内のタチスズシロソウの個体数を目視で計測した。小さなロゼット葉として観察される植物は，本年の春に種子が発芽したものと考えられ，また，わずかに共存する他のアブラナ科植物との区別も困難なため，計測からは除外した（表1）。

本調査地におけるタチスズシロソウの分布および個体数についての解析に先立って，各方形区で見出された個体数の空間的自己相関の有無を調べた。距離の近い方形区のペアでは発見個体数が似ている，すなわち空間的な自己相関が存在する場合には，各方形区からのデータを互いに独立とみなすことはできないためである。空間的自己相関の指標としてMoranのI指数を計算した。MoranのI指数は-1から1の範囲を取り，空間的自己相関が高い場合には1に近づく。ここではそれぞ

れの方形区について縦横に隣接する4個の方形区との間で求めた距離行列を用いて，MoranのI指数を求めた。距離行列は各方形区の中心を基準として，実際の物理的な距離（短辺方向に1m，長辺方向に20m）に基づいて計算した。この計算にはR（2.15.1）のpackage spdep内の関数moran.testを用いた。

タチスズシロソウの分布および個体数について推定するため，本種の分布とベルトトランセクト調査の過程を状態空間モデルとして記述した。状態空間モデルは，現象の状態を記述する状態モデルと，その現象を観測する過程を記述する観測モデルからなり，野外におけるサンプリング調査データをモデル化する場合に一般的に用いられるモデル構造の一つである（Clark, 2007）。状態やサンプリング過程を，調査地や調査方法の実態を反映して柔軟に記述できることが利点である。まず，状態モデルとして本調査におけるタチスズシロソウの分布をモデル化した。上記で個体数を調査した方形区を中心とする，長さ（湖岸に平行な方向）20m，幅（湖岸に直交する方向）1mの細長いメッシュで調査地を分割した。後述するように本調査地におけるタチスズシロソウ個体数には有意な空間的自己相関が認められたため，隣接するメッシュ間で個体数の期待値が似ていることを前提とした条件付き自己相関（conditional auto-regressive; CAR）モデル（深澤ほか，2009）で記述した。CARモデルでは，各地点に固有のランダム効果を仮定したうえで，隣り合った地点間のランダム効果の差が正規分布に従うと考える。このようなモデル構造は，隣接する区画で個体の密度が似ているものの，その要因が必ずしも特定されていないような状況をうまく表現することができる。このCARモデル中では，メッシュの辺を接する最大4個のメッシュとの空間的自己相関を考慮し，重み付けは全て等しいと仮定した。さらに，サンプ

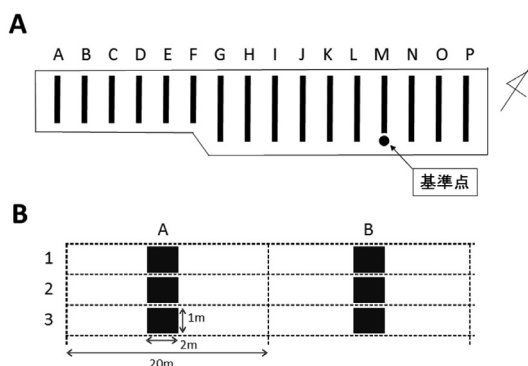


図2. 調査に用いた区画設定法。A：南側から順にA-Pの16本のベルトトランセクト（幅2m）を20m間隔で設定した。基準点は敷地内にあったすべり台とした。B：ベルトトランセクトを長さ1mで分割した方形区（黒塗りの矩形）を中心に，長さ20m幅1mのメッシュ（破線の矩形）を生成し，個体数推定の対象区域とした。方形区（1m×2m）は湖岸線に近いほうからナンバリングした。区画は模式図として示しており，実際のスケールとは異なる。

表 1. 各区画で計測された植物の個体数. A–F列の灰色で示した区画はゲートボール場として整備されているため計測を行わなかった.

区画番号	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	
5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	3	0	0	0	
6	0	2	0	0	0	0	0	0	2	3	2	14	0	0	0	0	
7	0	1	4	0	0	0	2	3	4	11	5	7	3	0	0	0	
8	0	2	4	0	0	0	0	1	5	72	10	16	2	1	0	0	
9	1	4	2	0	0	0	2	1	14	122	31	10	1	1	0	0	
10	0	12	0	0	0	0	1	2	2	139	6	10	4	2	0	0	
11	0	6	1	0	0	0	2	1	4	88	6	8	1	2	0	0	
12	0	3	0	0	0	0	0	0	2	75	10	0	1	0	0	0	
13	0	1	1	0	0	0	0	0	2	10	49	2	4	1	0	0	
14	0	0	5	0	0	0	1	1	9	5	20	9	2	0	0	0	
15	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	21	21	0	5	0	0	
16								0	0	6	5	18	37	1	3	0	0
17								0	1	0	8	28	9	6	0	0	0
18								0	0	0	14	17	12	0	0	0	0
19								0	0	1	3	2	5	0	0	1	0
20								0	0	0	2	3	2	0	0	0	0
21								0	0	0	1	0	2	1	0	0	0

リング過程を観測モデルとして記述した。本研究では、20m×1mのメッシュの中心部に位置する2m×1mの方形区内で観察された個体の数を数えたことから、発見個体数の期待値はメッシュ内個体数の1/10であるとし、さらに実際の観測値はその期待値からポアソン分布に従ってばらつくとした。モデルの概要をAppendix 1に示す。

以上の状態空間モデルと調査データを用い、各メッシュ内の個体数、およびそれらを合計した総個体数の事後分布（推定値の確率密度分布）を、WinBUGS 1.4.3 (Spiegelhalter et al., 2002) を用いたMarkov chain Monte Carlo (MCMC) 法によって推定した。本調査地におけるタチスズ

シロソウの密度について事前の知識はなかったことから、どのような密度でもありうることを推定の前提とするため、無情報事前分布として十分に幅の広い（メッシュあたり個体数の95%範囲を0–10⁸⁵個体とする）対数正規分布を用いた。パラメータ（各メッシュ内の個体数、全体的な密度レベル、空間的自己相関の大きさ）の推定にあたっては、110万回のMCMCステップを互いに独立に3回計算し、初期値の影響を取り除くために最初の10万ステップを取り除いた上で、近いステップ間の自己相関を取り除くために1000ステップに1回のサンプリングを行った。そのサンプリング結果の分布から事後分布を得て、その中央値を推定値、事

後分布の中央 95%を含む範囲、すなわち95%ベイズ信用区間 (95% Bayes credible interval, 95%BCI) を推定誤差とした。MCMC計算の収束状況の判定するための基準として値 $\hat{R}$ (Gelman et al., 2004) を計算した。この値は、収束が良い場合に1.0に近付くため、各パラメータについての $\hat{R}$ 値が1.1未満になった場合に、良好な収束であるとした。

結果

タチスズシロソウの開花は4月上旬から5月上旬である。調査日である5月14日には大部分の個体で結実が見られたが、まだ開花中の個体も存在した。一部の個体は既に結実枯死していたが、形態からタチスズシロソウと判別できれば個体数に計上した。各方形区 (1 m × 2 m) の本種個体数を表1に示す。各方形区の個体数は0–139となっており、平均3.76であった。

空間的自己相関の指標として計算したMoranのI指数の値は0.493であり、期待値−0.003より

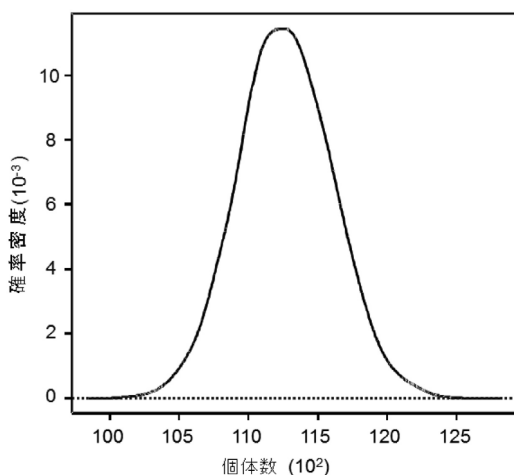


図3. ベイズ推定されたタチスズシロソウ個体数の事後分布。

も有意に大きく (moran.testによるpermutation test, $p < 0.001$), 本調査地における本種の分布には明らかな空間的自己相関があることが示された。ベイズ推定におけるMCMCは良好に収束しており、全ての推定パラメータに関して $\hat{R}$ 値は1.1未満であった。推定された本調査地の全個体数は11260個体で、95%ベイズ信用区間は10610–11940個体であった (図3)。

考察

本調査地における本種の分布には明らかな空間的自己相関があることが示された。このことは、タチスズシロソウの種子は親個体の周辺に落下し発芽することが多いことが原因であるかもしれない。あるいは、本研究では調査を行わなかったものの、土壌の栄養塩類や水分含量などの無生物的環境条件や、競合するその他の植物種や土壌微生物の分布など生物的環境条件における異質性に起因する可能性も考えられる。

タチスズシロソウは、他の植物との競合に弱い攪乱依存種であると報告されている (山口ほか, 2010)。高島市海津・西浜・知内地区のタチスズシロソウ生育地の調査報告からも、背後に隣接する集落の人々によって適度な利用や立ち入りを受けることにより、背丈の高い雑草類の侵入と土壌の富栄養化が抑えられ、生育に適した環境が維持されていることが指摘されている (栗林ほか, 2008)。本研究の結果からも何らかの生物間相互作用の存在が示唆される。筆者らによる琵琶湖岸の他の生育地における調査でも、他種の植物が多く見られるような場所では観測数が少ない傾向があった (小杉ほか, 未発表)。琵琶湖岸線の長期的地形変動を1920年代から調査した結果から、東岸では湖岸線の位置が大きく変動していることが示されている (金子ほか, 2011)。野洲市におけ

る大規模個体群の発生には、砂浜の耕起が関与していた（山口ほか，2010）。図1に示した航空写真からも、彦根市薩摩町・柳川町の砂浜も、地形が年々変化している攪乱環境と推察された。

重金属集積植物の重金属耐性や集積性は、本来植物の生育に適さない、重金属濃度が高い土壌条件下において、重金属に耐性を持たない植物種より有利に生存する戦略の一つだと考えられている（Maestri et al., 2010）。今回の調査から判明したように、タチスズシロソウが攪乱環境、もしくは重金属濃度が高い土壌のいずれかで生育していることから、この説が支持された。筆者らは、琵琶湖岸の数か所でタチスズシロソウ個体群の調査を行い、生育地の土壌および植物に含まれる金属濃度を報告した（Kosugi et al., 2016）。高島市では、局所的に亜鉛濃度が高い土壌に植物が高密度で生育していた。これに反して、本研究の調査地では、土壌の金属濃度は低いが、攪乱環境のため他の植物との競合があまりない広い砂浜で大規模な個体群が成立していた。これらの結果から、タチスズシロソウは高い亜鉛耐性および集積性を示すものの、その生育土壌の重金属濃度は必ずしも高いとは限らず、本種は条件的亜鉛集積植物であると結論された。

今回用いた個体数推定法は大規模な群落の個体数を簡便に算出する方法として、個体数モニタリングの際に利用可能であると考えられた。最も基礎的な推定法である区画法では、個体数については推定値を得られるもののその推定誤差については評価が難しい。その誤差についても評価が可能であることは本研究の利点の一つである。他の利点としては、その拡張性の高さが挙げられる。本研究では個体数とその分布を記述するだけのモデルを用いたが、本推定方法の枠組みは他の環境条件が個体数に及ぼす影響を解析するモデルに容易に拡張することができる。絶滅危惧種あるいは有

害生物などの個体数を規定する要因を解析し、更にその結果にもとづいて分布を予測するなどの応用が考えられる。特に本種の分布や密度に関しては、上述の通り土壌中の重金属濃度との関係が議論されているところであり、その関係を解析・検証する上でも有用である。その場合においても、本推定法では状態空間モデルの枠組みを用いていることから、個体数計数地点と土壌重金属濃度測定地点が必ずしも一致していなくても構わないなどの柔軟性も持っている。

なお、本研究では1 m幅でのベルトトランセクト調査の調査区を事後的に方形区として切り取り、メッシュ中心として解析に用いたため、不自然に長いメッシュを解析の対象とした。より正確な推定のためには、調査地の中でより均質に分布するように方形区を設定するなどの工夫が考えられる。また、本研究ではメッシュ内における個体の分布様式として便宜的にランダム分布を仮定したが、より詳細な解析のためには集中分布などを前提としたモデルとの比較も有用であろう。

本研究で用いた観測データはタチスズシロソウの花期の終期に得たものであり、個体によっては既に結実枯死しているものが見られた。個体の識別が容易である4月の花期の最盛期や冬のロゼット葉の時期などに調査を行うことによって個体の推定や開花個体の割合などが明らかになると思われる。また、他の個体群も同様の方法で調査を行い、琵琶湖水圏におけるタチスズシロソウのメタ個体群の挙動を明らかにすることで、効果的な保全計画の構築にも役立てることができると考えられる。

謝辞

本調査にご協力いただいた、山本武氏（彦根市役所生活環境課）、犬丸仁志氏、沢田美由紀氏、

中川沙耶氏, 目片友貴氏 (滋賀県立大学環境科学部生物資源管理学科), 辻康介氏, 稗田真也氏, 山上繁政氏, 大倉健太氏 (滋賀県立大学環境科学部環境動態学専攻), 吉田貴徳博士, 川邊隆大博士, 辻野裕大氏 (京都産業大学総合生命科学部) に深謝いたします。

引用文献

- Akama, S., R. Shimizu-Inatsugi, K. K. Shimizu & J. Sese. 2014. Genome-wide quantification of homeolog expression ratio revealed nonstochastic gene regulation in synthetic allopolyploid *Arabidopsis*. *Nucleic Acids Research*, 42 : e46.
- Clark, J. S. 2007. Models for ecological data: an introduction. 617pp. Princeton University Press, Princeton.
- 藤井伸二. 1994. 琵琶湖岸の植物—海岸植物と原野の植物. 植物分類・地理, 45 : 45–66.
- . 2012. 水辺の植物. 「琵琶湖ハンドブック改訂版」(内藤正明監修), pp. 172–173. 滋賀県, 大津.
- 深澤圭太・石濱史子・小熊宏之・武田知己・田中信行・竹中明夫. 2009. 条件付自己回帰モデルによる空間自己相関を考慮した生物の分布データ解析. 日本生態学会誌, 59 : 171–186.
- Gelman, A., J. B. Carlin, H. S. Stern & D. B. Rubin. 2004. Bayesian data analysis (2nd ed.). 675pp. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton.
- 金子有子・東 善広・佐々木寧・辰巳 勝・橋本啓史・須川 恒・石川可奈子・芳賀裕樹・井上栄壮・西野麻知子. 2011. 湖岸生態系の保全・修復および管理に関する政策課題研究—湖岸地形と生物からみた琵琶湖岸の現状と変遷および保全の方向性—. 琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 7 : 113–149.
- 栗林 実・藤井伸二・野間直彦. 2008. 第 I 部 海津・西浜・知内地区周辺の特筆すべき植物とその生育地. 「『高島市海津・西浜・知内の水辺景観』保存活用事業報告書」, pp. 5–24. 高島市海津・西浜・知内地区文化的景観保存活用委員会, 高島.
- 小杉亜希・原田英美子. 2015. ハクサンハタザオ (*Arabidopsis halleri* ssp. *gemmifera*) およびその近縁植物の重金属集積性に関する研究. 作物研究, 60 : 1–12.
- Kosugi, A., C. Nishizawa, A. Kawabe & E. Harada. 2016. Zinc accumulation and vegetation ecology in the allotetraploid, *Arabidopsis kamchatica* ssp. *kawasakiana*. *Plant Biotechnology*, 33 : 33–37.
- Krämer, U. 2010. Metal hyperaccumulation in plants. *Annual Review of Plant Biology*, 61 : 517–534.
- Kubota H. & C. Takenaka. 2003. *Arabis gemmifera* is a hyperaccumulator of Cd and Zn. *International Journal of Phytoremediation*, 5 : 197–201.
- Maestri E., M. Marmiroli, G. Visioli & N. Marmiroli. 2010. Metal tolerance and hyperaccumulation: Costs and trade-offs between traits and environment. *Environmental and Experimental Botany*, 68 : 1–13.
- 西嶋照毅・宇多高明・中辻崇浩. 1997. 湖岸植物の繁茂限界波高の算定—琵琶湖東岸を例として—. 海岸工学論文集, 44 : 1111–1115.
- Pollard, A. J., R. D. Reeves & A. J. Baker. 2014. Facultative hyperaccumulation of heavy metals and metalloids. *Plant Science*, 217–218 : 8–17.

滋賀県生きもの総合調査委員会. 2011. 滋賀県で大切にすべき野生生物；滋賀県レッドデータブック2010年版. 116pp. サンライズ出版, 彦根.

Shimizu, K. K., S. Fujii, K. Marhold, K. Watanabe & H. Kudoh. 2005. *Arabidopsis kamchatica* (Fisch. ex DC.) K. Shimizu & Kudoh and *A. kamchatica* subsp. *kawasakiana* (Makino) K. Shimizu & Kudoh, New Combinations. Acta Phytotaxonomica et Geobotanica, 56 : 163-172.

Shimizu-Inatsugi, R., J. Lihová, H. Iwanaga, H. Kudoh, K. Marhold, O. Savolainen, K. Watanabe, V. V. Yakubov & K. K. Shimizu. 2009. The allopolyploid *Arabidopsis kamchatica* originated from multiple individuals of *Arabidopsis lyrata* and *Arabidopsis halleri*. Molecular Ecology, 18 : 4024-4048.

Spiegelhalter, D. J., N. G. Best, B. P. Carlin & A. van der Linde. 2002. Bayesian measures of model complexity and fit. Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology), 64 : 583-639.

Sugisaka, J. & H. Kudoh. 2008. Breeding system of the annual Cruciferae, *Arabidopsis kamchatica* subsp. *kawasakiana*. Journal of Plant Research, 121 : 65-68.

Tsuchimatsu, T., P. Kaiser, C.-L. Yew, J. B. Bachelier & K. K. Shimizu. 2012. Recent loss of self-incompatibility by degradation of the male component in allotetraploid *Arabidopsis kamchatica*. PLoS Genetics, 8 : e1002838.

山口正樹・杉阪次郎・工藤 洋. 2010. 琵琶湖東岸における絶滅危惧植物タチスズシロソウ大群落の出現とその保全. 保全生態学研究, 15 : 111-119.

Wolf, D. E., J. A. Steets, G. J. Houliston & N. Takebayashi. 2014. Genome size variation and evolution in allotetraploid *Arabidopsis kamchatica* and its parents, *Arabidopsis lyrata* and *Arabidopsis halleri*. AoB Plants, 6 : plu025.

Appendix

Appendix 1. 解析に用いたWinBUGSコード

```
model{
#各メッシュの密度レベルを記述する状態モデル
#空間的自己相関をもつランダム効果re[i]を持つとした。
#平均的な密度レベルをcとした。
for (i in 1:N.mesh){
  log(mu[i]) <- re[i] + c)

#サンプリング過程を記述する観測モデル
#メッシュ内個体数の1/10を期待値とする。
#ポアソン分布に従うと仮定した。
for (i in 1:N.mesh){
  num[i] ~ dpois(smu[i])
  smu[i] <- mu[i] * 0.1}

#ランダム効果re[i]が持つ空間的自己相関の記述
#Adj[], Num[]でメッシュの隣接関係を記述し,
#重み付けベクトルWeight[]の要素はすべて1とした。
#tauで自己相関の大きさを示す。
re[1:N.mesh] ~ car.normal(Adj[], Weight[], Num[], tau)

#事前分布として無情報事前分布を与えた。
tau ~ dgamma(0.01, 0.01)
c ~ dnorm(0, 0.01))
```


短 報

愛媛県来村川に生息する

タケノコカワニナ（トゲカワニナ科）とカワニナ（カワニナ科）

香川大学瀬戸内圏研究センター 深 尾 剛 志

Stenomelania rufescens (Thiaridae) and *Semisulcospira libertina* (Pleuroceridae) of the Kunomura River, Ehime Prefecture. Tsuyoshi Fukao (Seto Inland Sea Regional Research Center, Kagawa University)

要旨：2013年に愛媛県宇和島市を流れる来村川河口域においてタケノコカワニナとカワニナの分布と生息環境を知るための調査を実施した。干潮時、タケノコカワニナは塩分が残存し、浮泥が堆積しやすい潮溜りやゆるやかな流れの滞筋で確認できたのに対し、カワニナはタケノコカワニナの生息地から約400m上流の浮泥が堆積しにくい流れを有し、かつ淡水の時間帯がほとんどを占める場所で見られ、2種は混在していなかった。このことから、来村川におけるタケノコカワニナとカワニナは生息可能な環境が異なり、主に塩分と流速により分けられているものと推測される。

キーワード：タケノコカワニナ、カワニナ、塩分、流速、来村川

はじめに

タケノコカワニナ *Stenomelania rufescens* は、主に西日本の汽水域に生息するトゲカワニナ科の腹足類である（増田・内山，2004；岡崎・和田，2007）。淡水域に生息するカワニナ科に属するカワニナ *Semisulcospira libertina* に比べ大型になり殻が細長く尖っている（福田，2000）。さらにカワニナは卵胎生であるのに対し、タケノコカワニナは卵生であることも大きく異なる特徴である（福田，2000）。近年タケノコカワニナの生息地は、河川改修や環境汚染の影響で減少傾向にあるため、環境省レッドリスト（環境省，URL: http://www.biodic.go.jp/rdb/rl2012/redList2012_kairui_1.csv，2014.11参照）には絶滅危惧II類に指定されている。

愛媛県宇和島市を流れる二級河川来村川の河口域にはタケノコカワニナが生息しており、愛媛県

レッドデータブック2014でも絶滅危惧II類に指定されている（石川，2014）。愛媛県におけるタケノコカワニナの生息地は、11ヶ所で確認されているものの、個体数は多くなく近年の河川改修や水質汚濁等により何ヶ所かは見られなくなっている（石川，2014）。しかし、河川ごとの詳細な分布状態と生息環境に関する報告はほとんどなされていないのが現状である。従って、今後タケノコカワニナを保護する必要性が生じた場合、河川ごとの現在の分布状態と生息環境を把握することは重要である。さらに、タケノコカワニナの生息地からわずか約400m上流にはカワニナも多く確認でき、もし大雨等による激しい水の流れが生じた場合、2種が混在する可能性も考えられる。そこで本研究では、来村川における2種の分布状況と生息環境について調査した。

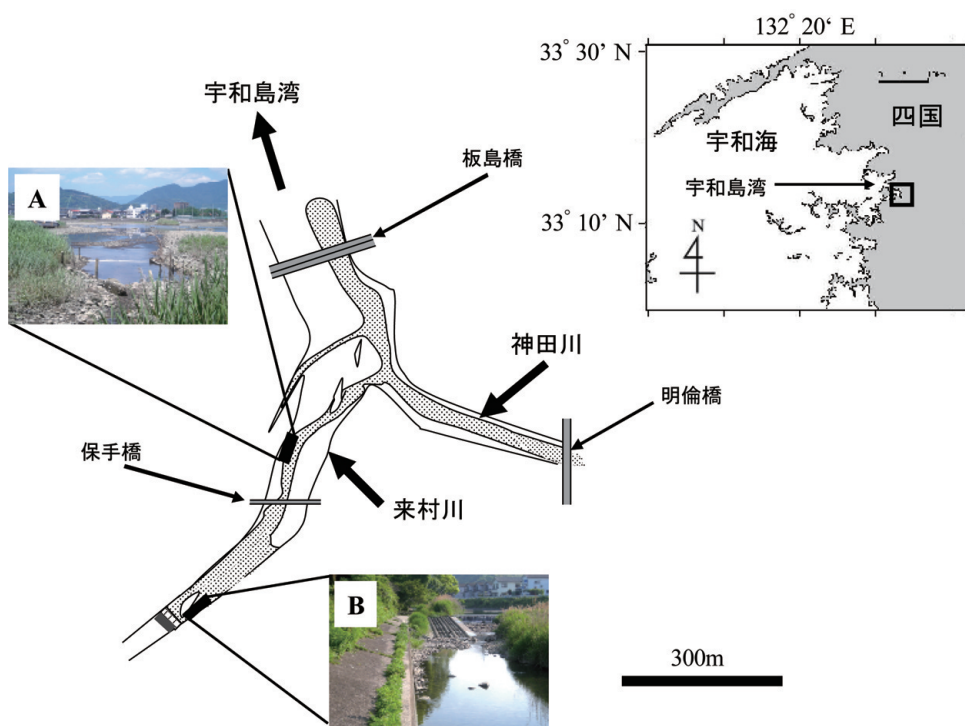


図 1. 来村川における調査区域.

調査方法

調査は、来村川の 2 つの区間内で実施した (図 1)。A 区 (約 $5 \times 30\text{m}$) は、干潮時ヨシ原周辺に形成された底に浮泥が積もっている滞筋および潮溜りである。干潮時の水深は 30cm 以下であり、上流からの淡水の流入がほとんどないため流れがほとんど生じていない。満潮時は海水が流入するため流れが生じ、水深は大潮時水深 $70 \sim 100\text{cm}$ 程度にまでなる。次に、B 区 (約 $3 \times 30\text{m}$) は A 区から約 400m 上流に位置し、近くに堰と魚道がある場所である。底質は砂利と転石で敷き詰められており、潮の満引に関係なく A 区より速い流れが存在する。堰付近の水深は 70cm 以上になる場所もあるものの 2 種が存在しなかったため、調査は潮の満引の影響を受ける干潮時 30cm 以下になる

場所を中心 to 実施した。2013 年 7 月 8 日 (A 区) と 7 月 9 日 (B 区) (いずれも梅雨明け後) の干潮時に、両区間内をそれぞれ 30 分程度かけて満遍なくまわり、目視できた 2 種をランダムに採集した。タケノコカワニナは殻頂が欠落している個体が多いため (増田・内山, 2004) 本来の殻高は測定できないと考え、本研究では欠落の影響が小さい 2 種の殻幅についてノギスを用いて 0.1mm 精度で測定し、一部を $70 \sim 80\%$ エタノールで保存した後残りを全て元の場所に放した。4 ～ 7 月までの大潮時の底層における水温 (干潮: $12:00 \sim 14:00$ 頃) と塩分 (干潮と満潮) は、それぞれデジタル温度計 (タニタ, TT-508-WH) およびデジタル塩分濃度計 (株式会社マザーツール, YK-31SA) を用いて測定した。

結果と考察

本調査において、来村川から2種を得ることができた。A区からタケノコカワニナを339個体、B区からカワニナを146個体得られたものの、2種が両区において混在していることはなかった。著者は梅雨前の4～5月初旬にも2種の生息地の把握のため大まかな予備調査を行っており、その時も2種の混在を確認できなかった。従って、潮の満引や大雨時に発生する濁流等により2種の分布が大きく変化することはないと考えられる。本調査では両区内の2種の個体数を把握することができなかったことから、短時間で正確に個体数を計数する方法の確立が今後の課題と考える。2種以外にも両区からイシマキガイ *Clithon retropictus* を観察することができた。採集した2種の殻幅は、タケノコカワニナが4.08～22.2mmの範囲で8～10mmサイズが最も多く（図2 a）、カワニナは4.59～14.9mmの範囲で12～14mmサイズが最も多くみられ（図2 b）、2種とも幅広いサイズの個体が観察できたことから現在も継続的に新規の個体が加入していると考えられる。

来村川において、タケノコカワニナは転石に泥がかぶったような砂泥底の上を這っていた（図3 a）。これは、タケノコカワニナが生息するA区の潮溜りや滞筋は流れがゆるやかであり、そのため浮泥が堆積しやすいと考えられ、これまでの知見

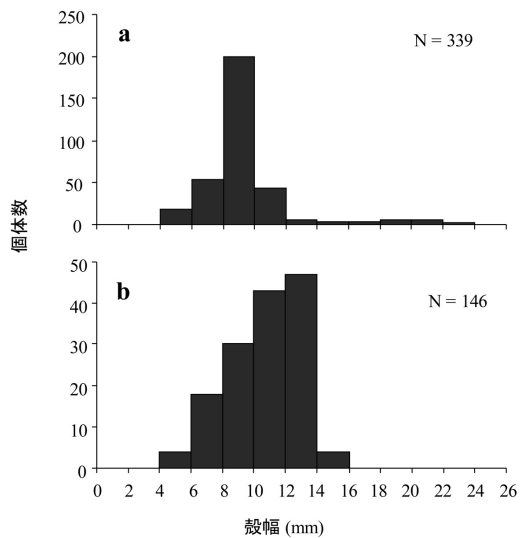


図2. (a) タケノコカワニナと (b) カワニナの殻幅のサイズ分布。

と一致する（福田，2000）。それに対してカワニナの生息するB区はA区より流れがあり泥の堆積が少なく、カワニナは主に転石に付着している個体が多かった（図3 b）。ただし、カワニナは泥底を嫌っているわけではなく、同じく宇和島市を流れる二級河川岩松川周辺の流れのない水田やその脇のゆるやかな流れの水路では、泥底であるにもかかわらずカワニナが多く生息しているのを著者は確認している。従って、カワニナは特定の底質環境を選択しているわけではなく、底質の違いが2種の生息地を分けているわけではないと考え

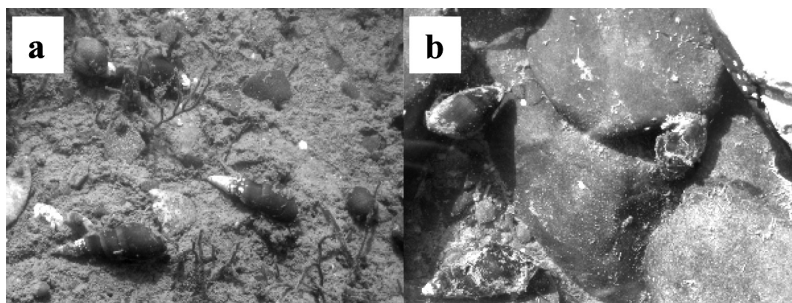


図3. 干潮時来村川の底を這う (a) タケノコカワニナと (b) カワニナ。

られる。

次に塩分の変動について、A区は大潮時に潮の満ち引きに関係なく12.3~32.4 Practical Salinity Unit (PSU) の範囲で常在していた(図4)。干潮時A区のすぐ隣には上流から淡水が流れてくる本流があり、流れが速いため底質は泥の堆積が見られず直径10~20cm程度の大きさを中心とした転石で覆われている。著者は予備調査時本流の底をタモ網で5回程度すくってみたものの、タケノコカワニナとカワニナの両種を確認できなかった。干潮時本流の塩分は全く検出されず、満潮時は測定していないものの、河口から侵入してくる海水によりA区と隣の本流が一つの河川になるため、A区と同等の塩分であると予想される。B区では大潮でも満潮時に1回だけ検出したに過ぎないことから(図4)、B区において海水が浸入し

てくることは極稀であると考えられる。岡崎・和田(2007)は、タケノコカワニナの塩分耐性実験を行っており、0~17PSUでは1ヶ月間の飼育でほとんど死亡しなかったのに対し、34PSUでは全滅している。しかし、今回の調査において、大型のタケノコカワニナは、塩分がない場所でも生きていけるにもかかわらずA区隣の本流とB区では全くみられなかった。岡崎・和田(2007)は和歌山県西広川河口域において本種の分布調査も行っており、殻幅12mm以上の大型個体は分布域の中でも上流側に多くなり、小型個体は下流側に多くなる傾向を示している。これは浮遊幼生(ベリジャー幼生)が沿岸・河口域周辺で漂っており、それらが稚貝として下流側を中心に着底するためと考えられている(福田, 2000; 岡崎・和田, 2007; 福田・木村, 2012)。これらのことを踏まえると、A区隣の本流とB区においてタケノコカワニナが生息していない原因として(1)運よく大潮の満潮時に海水とともに浮遊幼生が到達できたとしても浮遊幼生や稚貝が淡水に弱いため、干潮時に全て死滅してしまう、(2)A区は干潮時流れがゆるやかなため浮遊幼生が着底しやすいのに対し、A区隣の本流とB区は流れが速いため浮遊幼生の着底が困難である、(3)A区的大型サイズがB区まで移動するには距離がありすぎる、等が考えられる。今後、来村川河口域周辺におけるタケノコカワニナの浮遊幼生の分布・消長を調べるとともに、浮遊幼生の生残と着底に及ぼす塩分や流速の影響を明らかにする必要がある。一方、カワニナはA区と隣の本流において生息していなかったことから、高塩分になる場所では生存できないものと考えられる。従って、カワニナの生息には、B区のようなほとんどの時間淡水状態であることが重要であると考えられる。以上のことから、2種の生息場所が異なる要因は、干潮時の塩分と流速であると推測される。

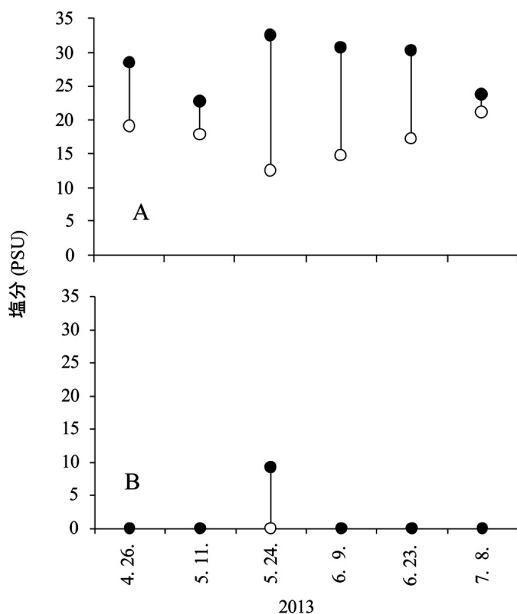


図4. 2013年4月から7月までの来村川底層の干潮時と満潮時の塩分の変動. シンボルは○: 干潮時, ●: 満潮時を示す. 図左下のアルファベットは図1のものに対応している.

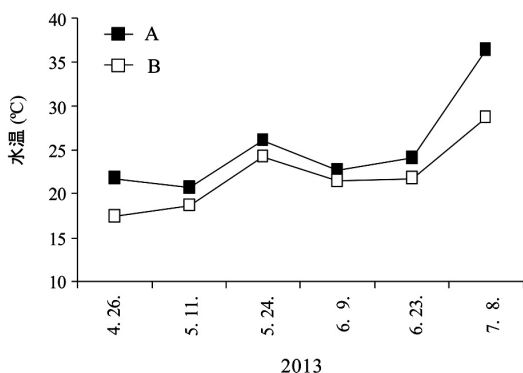


図5. 2013年4月から7月までの干潮時の来村川底層の水温の変化. 図左上のアルファベットは図1のものに対応している.

さらに干潮時の水温に関して、A区では20.6～36.4℃、B区では17.4～28.7℃の範囲で変動しており（図5）、7月に入るとA区はB区より7℃以上高くなった。7月の調査時、大部分のカワニナは影になる場所で殻に閉じ籠ったままほとんど動かなかったことから、過去の知見（吉田ほか、2006）と併せて考えると水温30℃付近が活動限界水温と考えられる。それに対し、タケノコカワニナは35℃以上の高水温であるにもかかわらず干潮時殻から軟体部を出して活発に動いていた。岡崎・和田（2007）による西広川河口域の調査でも夏季（8月）の干潮時の水温が30～40℃であったことから、タケノコカワニナはカワニナより高水温に適応していると考えられる。今後水温が30℃以上になると考えられる7～9月の間の水温の変動と2種の生息状況をより詳細に調査する必要がある。

現在来村川水系において、カワニナはB区と明倫橋付近より上流の広範囲に生息しているのに対し、タケノコカワニナは、保手橋付近のヨシ原近くにできる潮溜りやゆるやかな流れの滞筋を中心

に限定的に分布しているのに過ぎない。従って、河川改修等により干潮時の河川水の流入経路が変更され、塩分が残る潮溜りや流れのゆるやかな滞筋が消滅した場合浮遊幼生が着底できず、その結果本種が絶滅する可能性も否定できない。今後もタケノコカワニナが生息する河川として、現状を維持・管理していくことが重要となる。

引用文献

- 石川 裕. 2014. タケノコカワニナ. 「愛媛県レッドデータブック2014—愛媛県の絶滅のおそれのある野生生物—」（愛媛県レッドデータブック改訂委員会編），p. 263. 愛媛県県民環境部環境局自然保護課，愛媛.
- 福田 宏. 2000. 巻貝類 I. 「有明海の生きものたち」（佐藤正典編），pp. 100—137. 海遊舎，東京.
- ・木村昭一. 2012. タケノコカワニナ. 「干潟の絶滅危惧動物図鑑—海岸ベントスのレッドデータブック」（日本ベントス学会編），p. 33. 東海大学出版会，神奈川.
- 増田 修・内山りゅう. 2004. 日本産淡水貝類図鑑 2；汽水域を含む全国の淡水貝類. 240pp. ピーシーズ，東京.
- 岡崎朋子・和田恵次. 2007. 汽水性巻貝タケノコカワニナの生態分布. 南紀生物，49：1—5.
- 吉田将紀・関根雅彦・浮田正夫・今井 剛・樋口隆哉. 2006. ホタル水路建設のためのゲンジボタル幼虫とカワニナの生態系モデルの作成. 土木学会中国支部研究発表会発表概要集，58：501—502.

短 報

大阪府泉南地域で分布拡大している 国内外来種アオモジの初期成長特性

大阪府立環境農林水産総合研究所 上 森 真 広

森林総合研究所関西支所 奥 田 史 郎

大阪府立環境農林水産総合研究所 幸 田 良 介

Initial growth characteristics of native invasive tree *Litsea citriodora* range-expanding in the Sennan district, Osaka Prefecture, Japan. Masahiro Kamimori (*Research Institute of Environment, Agriculture and Fisheries, Osaka Prefecture*), Shiro Okuda (*Forestry and Forest Products Research Institute, Kansai Research Center*) and Ryosuke Koda (*Research Institute of Environment, Agriculture and Fisheries, Osaka Prefecture*)

要旨：国内外来種として大阪府泉南地域で分布拡大している先駆性樹種アオモジの初期成長特性を明らかにするため、伐採処理により人工的に攪乱地を形成し、アオモジと在来先駆性樹種の実生、稚樹の動態を比較した。伐採処理後に先駆性樹種の実生、稚樹が多数発生し、調査に必要な攪乱環境の形成は行えたと考えられた。調査地に発生した先駆性樹種はアオモジ、アカメガシワの2樹種が大部分を占めていた。アオモジの実生の個体数密度はアカメガシワよりも顕著に少なかったものの、実生、稚樹の成長量、死亡率はアカメガシワよりも優位で、稚樹では新規加入率、個体数密度についても優位であった。以上から、アオモジは、実生の定着の面では在来の代表的先駆性樹種であるアカメガシワに劣っているものの、その後の成長は圧倒的に優位であることが明らかとなった。今後アオモジは調査地の主要な構成種となり、在来先駆性樹種の生育に大きく影響するものと予想される。今後の生態系への影響を把握するためにも、継続的なモニタリングが求められる。

キーワード：アオモジ、先駆性、実生、稚樹、アカメガシワ

はじめに

アオモジ (*Litsea citriodora* (Sieb. Et Zucc.) Hatsushima) は、クスノキ科ハマビワ属の雌雄異株の落葉性小高木で、林縁や伐採跡、造成地などに生える先駆性樹種である (白佐ほか, 2005)。その分布域は、九州以南が中心となっており、九州以北では山口県、岡山県にわずかに分布が見られる程度で、近畿地方には自然分布していない (佐竹ほか, 1993)。一方で、アオモジは古くから、

花序が大きな雄木の切り枝は花卉として、また、レモンのような芳香をもつ果実は精油として利用され、各地で人工的に栽培されてきた (茂木ほか, 2000)。近年、近畿地方の各地において、花卉栽培を目的に持ち込まれたアオモジが野生化し、国内外来種として分布域を拡大していることが報告されている (中村, 2005)。

大阪府においても、アオモジの定着が生駒山系で1990年に初めて確認されたほか (森本, 1990)、泉南地方を中心に分布域が拡大していることが報

告されている（向井・高須，1993）。外来種の侵入は，生物多様性・生態系機能の低下につながりうるため（Elton, 1958；Mack et al., 2000；Sala et al., 2000），その対策は重要な保全対策の一つとなっている（Mack et al., 2000；Courchamp et al., 2003）。それゆえ，国内外来種であるアオモジが，本来の分布域ではない大阪府の森林において，分布域を拡大させている要因を明らかにすることは，今後保全策を講じていく上で非常に重要である。とりわけ，アオモジの有する先駆性樹種としての特性を考えると，ギャップなどの攪乱地における初期成長動態を明らかにし，自然分布する在来先駆性樹種との競合関係を把握しておくことが必要であろう。

そこで，本研究では人工的に攪乱地を形成し，攪乱地に発生したアオモジと在来先駆性樹種の初期成長動態を比較した。また，攪乱地形成後2年間の実生，稚樹の経年変化から，今後のアオモジの消長について考察した。

調査地

調査は2011年～2013年にかけて，大阪府泉南地域の泉佐野市上之郷（34°21.5'N, 135°19.2'E, 標高50m～55m）の府有林で行った。本地域は，1990年頃からアオモジの分布拡大が報告されている地域であり（向井・高須，1993），攪乱のための伐採処理が行えるなど調査適地である。調査地からおよそ3 km北東に位置する大阪管区気象台熊取観測所（34°23.1'N, 135°21.0'E, 標高68m）における2011年～2013年までの年平均気温は15.7℃，年間平均降水量は1,487.6mmとなっており，瀬戸内海式気候区に属する。調査地周辺にはコナラ，クロバイ，ヤマモモなどからなる広葉樹林が分布しているほか，モウソウチクから成る竹林も広がっている。

調査方法

2011年10月に，調査地内の森林に伐採処理区と対照区を，それぞれの面積が300m²となるように設定した（図1）。その後，伐採処理区において，シードソースとなりうる胸高直径5 cm以上のクロバイ，ソヨゴ，コナラ，ヤマザクラなどの広葉樹（伐採処理区：10種66個体，対照区：7種74個体）のみを残し，それ以外の樹高300cm以上の木本を伐採した。なお，伐採処理区内には周辺竹林からのモウソウチクの侵入がみられたため，モウソウチクについては樹高を問わず皆伐し，調査区外に排除する処理を毎年秋に継続して行った。

各調査区における木本実生の消長を明らかにするために，実生調査を行った。なお，本研究では先行研究（De Steven et al., 1991；Tsujino & Yumoto, 2004）にならい，樹高30cm未満のものを実生，樹高30cm以上のものを稚樹とそれぞれ定義した。各調査区を10mごとの3メッシュにそれぞれ区切り，各メッシュ内の任意の場所に1 m × 1 mの実生調査用コドラートを2箇所ずつ設置した（合計12個）。伐採処理前の2011年10月に，各コドラート内に生育する木本実生にラベルをつけて個体識別し，種名と樹高を記録した。実生調査は，伐採処理後の2012年，2013年の秋にも継続的に行い，前年に調査した個体の生死，樹高，新規加入個体の種名と樹高を記録した。

伐採処理後の木本稚樹の消長を明らかにするために稚樹毎木調査を行った。伐採翌年の2012年の秋に，各調査区内に生育する樹高30cm～200cmの木本稚樹にラベルをつけて個体識別し，種名と樹高を調査した。調査は2013年の秋にも継続的に行い，前年に調査した個体の生死，樹高，新規加入個体の種名と樹高を記録した。

伐採処理前の各調査区の光環境の差異を把握するため，2011年9月に各実生調査用コドラート上

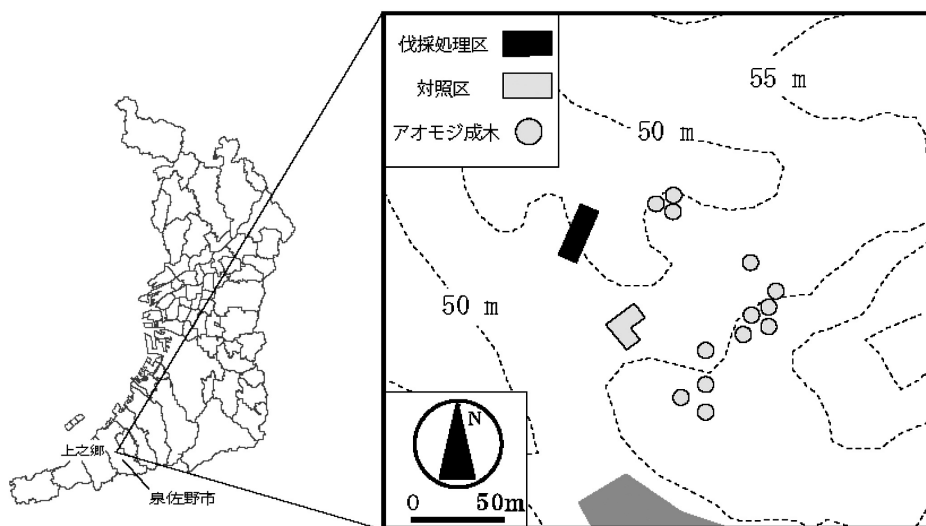


図1. 大阪府内での調査地の位置図と、伐採処理区、対照区、および調査地から半径100m以内に生育するアオモジ成木の位置図。

(合計12個)で、全天空写真を撮影した。全天空写真は魚眼レンズ(Nikon社製 Nikon Fisheye UR-E4)を装着したデジタルカメラ(Nikon社製 Nikon DIGITAL CAMERA D70)を用いて、各コドラートの中央付近で地上高約1mから撮影した。

解析方法

伐採処理後の先駆性樹種の動態を把握するために、樹種を「先駆性樹種」と「その他樹種」の二つの樹種タイプに類型化した。本研究では全50樹種のうち、文献情報(白佐ほか, 2005; 細木ほか, 2002; 酒井・佐藤, 2005; 中村ほか, 2008; 小畑・大貫, 2008; 糟谷ほか, 2012)で「先駆」という説明の有無を基にして、アオモジ、アカマツ、アカメガシワ、イヌザンショウ、キリ、クサギ、タラノキ、ヌルデ、ヒメコウゾ、ヤブニッケイ、ヤマウルシの11種を先駆性樹種とし、それ以外の39種をその他樹種とした。

先駆性樹種のうち、国内外来種であるアオモジと、在来種の中で圧倒的に優占していたアカメガシワの成長動態を比較するため、両種の個体数密度($/m^2$)、成長量(cm/年)、死亡率(/年)、新規加入率(/年)をそれぞれ算出した。アカメガシワは実生、稚樹ともに在来先駆性樹種の個体数の半数以上を占めており、他地域でも先駆性樹種の中で優占しやすいことから(小畑・大貫, 2008; 糟谷ほか, 2012)、アオモジとの比較種として適していると考えられる。なお、アオモジとアカメガシワは対照区には全く生育していなかったため、算出は伐採処理区のみで行った。実生の個体数密度は6コドラートの平均値として算出し、実生の成長量、死亡率、新規加入率は6コドラートのデータを合算して計算に用いた。稚樹については調査区のデータを合算して計算に用いた。また、コドラート内で樹高30cm以上に成長した個体は、実生から除外し、稚樹としてカウントした。死亡率と新規加入率はそれぞれ以下の式を用いて算出した(Sheil et al., 2000)。

$$m_i = 1 - \frac{S_i}{n_i}$$

$$r_i = \frac{R_i}{n_{i+1}}$$

ここで、 m_i , n_i , S_i , r_i , R_i はそれぞれ、 i 年から $i+1$ 年にかけての死亡率、 i 年の総個体数、 i 年から $i+1$ 年にかけての生存個体数、 i 年から $i+1$ 年にかけての新規加入率、 i 年から $i+1$ 年にかけての新規加入個体数を示す。

算出したアオモジとアカメガシワの各パラメータを年ごとにそれぞれ比較した。実生の個体数密度の比較にはWilcoxonの符号順位検定、実生と稚樹の成長量の比較にはWelchの t 検定、実生の死亡率と新規加入率の比較にはFisherの正確確率検定、稚樹の死亡率と新規加入率の比較には χ^2 検定をそれぞれ用いた。有意水準は $P=0.05$ とし、本研究の全ての統計解析にはR (3.1.1) を用いた。

撮影した全天空写真はコンピュータに読み込み、解析プログラム (CanopOn2 ver.2.03c, URL: <http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/> 2015.5 参照) を用いて開空度をそれぞれ測定した。その後、Welchの t 検定を用いて開空度を調査区間で比較した。

結果

実生動態

伐採処理区と対照区における各樹種の実生の個体数と種数の経年変化を表1に示す。伐採処理区における個体数と種数は、伐採処理翌年の2012年に大きく増加したのち、2013年には共に減少に転じていた。一方で、対照区における個体数と種数には、調査期間内で大きな増減はみられなかった。

樹種タイプごとの経年変化をみると、伐採処理区では2012年に、アカメガシワ、タラノキ、ヒメコウゾなどの先駆性樹種が顕著に増加したのち、2013年に減少に転じていた。一方で、その他樹種

は徐々に増加しており、特にクロバイが先駆性樹種であるアカメガシワと並んで大きく増加していた。対照区では先駆性樹種は全くみられなかった。

稚樹動態

伐採処理区と対照区における各樹種の稚樹の個体数と種数の経年変化を表2に示す。伐採処理区における個体数と種数は、2012年から2013年の間に大きく増加した。一方で、対照区における個体数と種数には、調査期間内で大きな増減はみられなかった。

樹種タイプごとの経年変化をみると、伐採処理区では2012年に先駆性樹種であるアオモジ、アカメガシワの個体数が高い値を示し、2013年にはそれら2種に加えてヌルデ、ヒメコウゾ、ヤブニッケイなどが増加した。中でも、アオモジの増加は著しく、伐採処理区において2013年の先駆性樹種の個体数の約60%、全稚樹の個体数の約47%を占めていた。一方、2013年のアカメガシワの個体数は、2012年よりも減少した。その他樹種の個体数は2012年から2013年の間で増加したものの、先駆性樹種ほど顕著ではなかった。対照区における個体数には先駆性樹種、その他樹種ともに調査期間内で大きな増減はみられなかった。

アオモジとアカメガシワの動態

伐採処理区におけるアオモジ、アカメガシワ実生の個体数密度、成長量、死亡率、新規加入率の経年変化を図2に示す。両種の個体数密度はよく似た増減パターンを示しており、伐採処理前の2011年にはほとんど存在せず、伐採処理後の2012年には実生が発生し、2013年に減少するという変動となっていた (図2-a)。ただし、アカメガシワの個体数密度は2012年 ($P=0.004$), 2013年 ($P=0.007$) とともにアオモジよりも有意に高かった。2012年から2013年にかけての成長量 (図2-b),

表 1. 伐採処理区, 対照区の実生の個体数と種数の経年変化.

樹種	分類	伐採処理区 (本/6m ²)			対照区 (本/6m ²)		
		2011	2012	2013	2011	2012	2013
アオモジ	先駆		9	5			
アカマツ	先駆		2	2			
アカメガシワ	先駆	1	85	51			
イヌザンショウ	先駆		1				
キリ	先駆		6	1			
クサギ	先駆		1				
タラノキ	先駆		31	9			
ヌルデ	先駆		8	7			
ヒメコウゾ	先駆		47	16			
アケビ	その他				1		
アラカシ	その他				2	4	4
イヌビワ	その他		2	2			
エゴノキ	その他				1		
カナメモチ	その他					3	1
キハダ	その他	1					
クスノキ	その他		3	2		1	
クマヤナギ	その他		1	1			
クロバイ	その他		14	41	1	2	
コナラ	その他		1	1	10	5	3
サルトリイバラ	その他		1				
シロダモ	その他				1		
スギ	その他		2	1			
センダン	その他		1				
ツヅラフジ	その他		1	1			
ツルウメモドキ	その他		2	3		4	
ナンキンハゼ	その他		1	1			
ニガイチゴ	その他		2	2			
ネズミモチ	その他	2	2	1	1	1	1
ノイバラ	その他		1				
ノブドウ	その他		14	11			
ヒサカキ	その他	1	9	12	4		
ヒメユズリハ	その他						1
フジ	その他	5	6	5			
ホソバタブ	その他		3				
ミツバアケビ	その他		1	1	1	2	
ミミズバイ	その他		1	1			
ムクノキ	その他		2	3			
ヤブコウジ	その他					3	
ヤブムラサキ	その他		2	2			
ヤマザクラ	その他		1	1			
先駆合計		1	190	91	0	0	0
その他合計		9	73	92	22	25	10
計		10	263	183	22	25	10
種数		5	32	26	9	9	5

表 2. 伐採処理区, 対照区の稚樹の個体数と種数の経年変化.

樹種	分類	伐採処理区 (本/300m ²)		対照区 (本/300m ²)	
		2012	2013	2012	2013
アオモジ	先駆	42	177		
アカメガシワ	先駆	80	50		
キリ	先駆	1			
クサギ	先駆	2	2		
タラノキ	先駆	5	8		
ヌルデ	先駆		23		
ヒメコウゾ	先駆	13	22		
ヤブニッケイ	先駆	5	15	1	1
ヤマウルシ	先駆		1		
アラカシ	その他		1	1	1
イヌビワ	その他		1		
カゴノキ	その他		1		
カナメモチ	その他	5	4	4	4
クスノキ	その他		8		
クロキ	その他	1			
クロバイ	その他			4	3
コバンノキ	その他	1	8		
サカキ	その他	1	1	1	
サルトリイバラ	その他	1	4		
シャシャンボ	その他			1	1
ツルウメモドキ	その他		2		
ナンキンハゼ	その他		5		
ネジキ	その他			6	6
ネズミモチ	その他	7	11	3	3
ノブドウ	その他	1	3		
ハナヒリノキ	その他	1	1		
ヒサカキ	その他	7	7	4	4
ヒメユズリハ	その他			2	2
フジ	その他	9	3		
ホソバタブ	その他	2	2		
マキ	その他		2		
ミミズバイ	その他	5	7	1	1
ヤブムラサキ	その他		5		
先駆合計		148	298	1	1
その他合計		41	76	27	25
計		189	374	28	26
種数		19	27	11	10

死亡率 (図 2 - c) は樹種間で有意に異なっており, アオモジの方がアカメガシワより成長量が高く ($P < 0.001$), 死亡率が低かった ($P = 0.024$)。新規加入率 (図 2 - d) はよく似た変動を示しており, 2011年から2012年にかけてはアカメガシワ

の方がやや高いものの ($P = 0.045$) 両種ともに非常に高い値となっており, 2012年から2013年にかけては両樹種ともに減少して 0 となり有意差はみられなかった ($P = 1.00$)。

伐採処理区におけるアオモジ, アカメガシワ稚

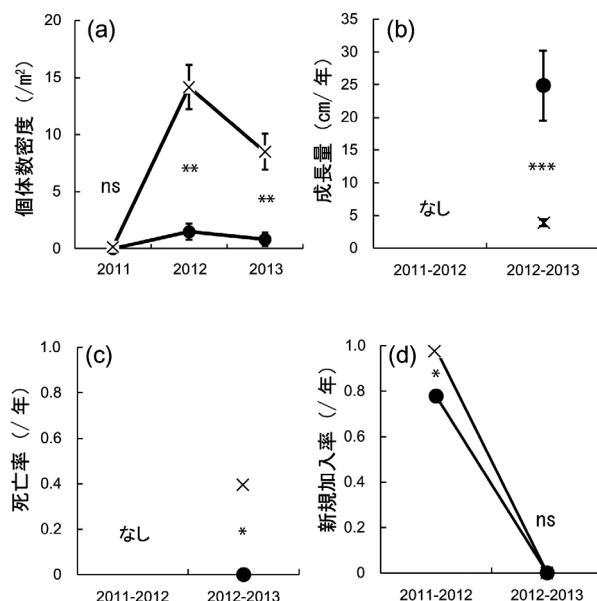


図 2. アオモジとアカメガシワの実生の (a) 個体数密度, (b) 成長量, (c) 死亡率, (d) 新規加入率. —●—はアオモジ, —×—はアカメガシワを示す. エラーバーは標準誤差を示す. *は $P < 0.05$, **は $P < 0.01$, ***は $P < 0.001$ で有意差があることを示す, nsは有意差がないことを示す ((a) はWilcoxonの符合順位検定, (b) はWelchの t 検定, (c, d) はFisherの正確確率検定). 2011年~2012年の成長量と死亡率は, 2011年の個体数が1個体以下であったため算出できなかった.

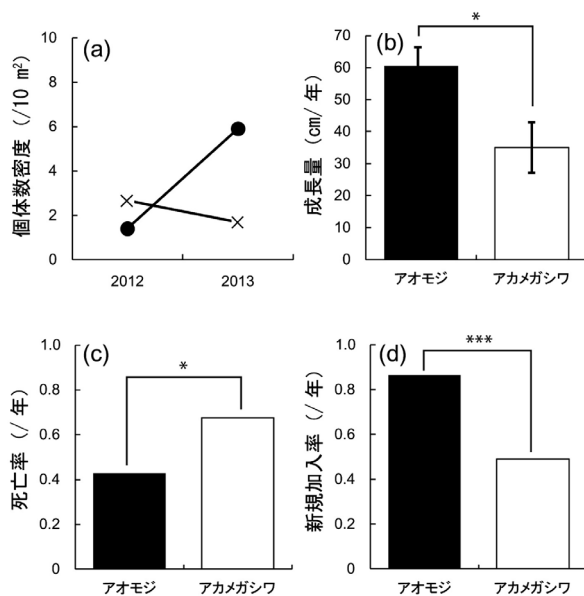


図 3. アオモジとアカメガシワの稚樹の (a) 個体数密度, (b) 成長量, (c) 死亡率, (d) 新規加入率. —●—はアオモジ, —×—はアカメガシワを示す. エラーバーは標準誤差を示す. *は $P < 0.05$, ***は $P < 0.001$ で有意差があることを示す ((b) はWelchの t 検定, (c, d) は χ^2 検定).

樹の個体数密度、成長量、死亡率、新規加入率を図3に示す。稚樹の個体数密度は、2012年にはアカメガシワがアオモジよりもやや高かったものの、2013年にはアオモジが逆転してアカメガシワよりも顕著に高くなった(図3-a)。2012年から2013年にかけての成長量(図3-b)、死亡率(図3-c)、新規加入率(図3-d)は樹種間で有意に異なっており、アオモジの方がアカメガシワよりも成長量($P=0.017$)、新規加入率($P<0.001$)が高く、死亡率が低かった($P=0.015$)。

開空度

伐採処理前の伐採処理区、対照区の開空度は、それぞれ $4.4\pm 0.5\%$ 、 $4.5\pm 0.4\%$ (平均値 $\pm$ 標準誤差)とほぼ同程度の値であり、調査区間で有意な差はみられなかった($P=0.83$)。

考察

本研究では、先駆性樹種の初期成長動態を調査するため、伐採処理により人工的に攪乱環境を形成した。伐採処理前の開空度はほぼ同じであり調査区間で有意な差がみられなかったことから、伐採処理区と対照区の光環境はほぼ同程度であったと考えられる。伐採処理の結果、先駆性樹種の個体数は、実生では増加のちに減少、稚樹では継続的な増加がみられた。その他樹種の実生個体数には減少がみられないことから、稚樹個体の増加、成長によって、伐採処理で形成されたギャップが被陰され、先駆性樹種の実生の定着、生残が困難になったものと考えられる。以上のことから、先駆性樹種の新規加入を促す効果は短期的ではあったものの、伐採処理によって調査に必要な攪乱環境の形成は行えたと言えるだろう。

本研究では、伐採処理前の稚樹植生を調査していないため、伐採処理後の稚樹動態、特に主な対

象としているアオモジとアカメガシワの動態を議論する際には、伐採処理前からの生育個体の有無を考慮しなければならない。伐採翌年の2012年に生育していたアオモジとアカメガシワの稚樹の平均樹高はそれぞれ38.8cm、44.2cmと低く、90cmを上回るような大きな個体は全くみられなかった。これらの平均樹高は2012年～2013年にかけての稚樹の年成長量(図3-b)とほぼ同等かやや低い値となっていることから、大半の稚樹個体が伐採処理後に新規加入したものであると推測される。伐採処理前の開空度がほぼ同等であった対照区でアオモジとアカメガシワの加入がみられなかったことも、この推測を支持する結果と言えよう。また、伐採処理の影響としては萌芽の発生も考えられるものの、伐採処理区の萌芽由来個体はその他樹種の3個体のみに限られており、アオモジとアカメガシワ萌芽は全くみられなかった。以上のことから、伐採処理区におけるアオモジとアカメガシワの稚樹動態は伐採処理に伴うものとして議論できると考えられる。

伐採処理区において、アオモジはアカメガシワよりも優位な初期成長特性を示した。成長量、死亡率は実生、稚樹ともにアオモジがアカメガシワよりも優位であり、稚樹では新規加入率、個体数密度についても優位であった。一方で、実生の新規加入率はアカメガシワの方がやや高く、実生の個体数密度もアカメガシワの方が高くなっていた。アオモジの種子の発芽率は10%程度と報告されているのに対し(中村, 2005)、アカメガシワの種子の発芽率は30%～80%と報告されている(山田, 2004)。これらの報告は、アオモジ実生の個体数密度や新規加入率の低さと矛盾しないものと言える。以上のように、アオモジは実生の定着の面では在来の代表的先駆性樹種であるアカメガシワに劣っているものの、その後の成長や生残は圧倒的に優位であることが明らかになった。稚樹の段階

でアオモジはアカメガシワを大きく上回って優占していることから、今後アオモジは調査地の主要な構成種となり、在来先駆性樹種の生育に大きく影響するものと予想される。本研究では代表的な在来先駆性樹種であるアカメガシワとしか比較できなかったものの、調査個体数を増やして他の在来先駆性樹種との比較を行うことが今後の課題であろう。

アオモジの初期成長能力が高い理由として、他の先駆性樹種よりも開葉が早く、成長期間が長いことが考えられる。本調査地で観察したところ、アオモジは3月中旬には開葉し、4月中旬には完全に展葉した個体が多くみられた。一方、アカメガシワは3月中旬ではほとんど開葉しておらず、4月中旬頃から開葉がみられ、アオモジよりも約1ヶ月程度遅かった。詳細な分析のためには、アオモジの開葉、落葉などのフェノロジーを調査する必要があるが、本来、九州以南に分布するという点からも開葉が早い可能性はあるだろう。また、アオモジの種子散布者は主に鳥類であるものの（白佐ほか、2005）、アリによる種子散布も報告されており（中西、1988）、二重散布となるため種子散布に有利であろうと指摘されている（白佐ほか、2005）。この散布様式が高い初期成長能力と関連するかどうかは今のところ不明であるものの、アオモジの分布拡大速度に影響している可能性が予想されるため、今後調査を進める必要性が考えられる。

アオモジのように、攪乱環境に侵入する外来種の本木としてナンキンハゼ、ニセアカシア、ギンネムなどが挙げられる。これらの外来種は耐陰性が低いため、その優占群落はいずれ耐陰性が高い高木種の優占する群落に置き換わると考えられている（石田ほか、2012；真坂・山田、2008；山村ほか、1999）。アオモジは対照区では全く発生しなかったことから、耐陰性が低く、閉鎖した林床

ではほとんど成長できないと考えられる。そのため、アオモジでも同様の植生変化が起こる可能性が高いと言えよう。実際、調査地ではクロバイなどの在来高木種の実生、稚樹が増加傾向を示している（表1、2）。しかし、それらは今のところアオモジと比べて個体数が非常に少ない。さらに、伐採処理後に発生したアオモジの最大樹高は、2013年秋時点で139cmに達しており、低木層を形成しつつある。そのため、アオモジ群落から耐陰性が高い高木種が優占する群落へと移行するには長い年数を要すると思われる。このような事態は、在来種群落の成立を阻害するため、生態系に様々な正の影響、負の影響を与える可能性がある。これらの影響を把握するためにも、アオモジの今後の消長について、引き続きモニタリングしていくことが必要であろう。

引用文献

- Courchamp, F., J. L. Chapuis & M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, 78: 347-383.
- De Steven, D., J. Kline & P. E. Matthiae. 1991. Long-term changes in a Wisconsin *Fagus-Acer* forest in relation to glaze storm disturbance. *Journal of Vegetation Science*, 2: 201-208.
- Elton, C. S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. 184pp. Chapman & Hall, London.
- 細木大輔・米村惣一郎・亀山 章. 2002. 森林表土を用いて緑化したのり面における初期の本木の生育. *日本緑化工学会誌*, 28(1): 73-78.
- 石田弘明・山名郁実・小館誓治・服部 保. 2012. 淡路島の森林伐採跡地に分布する外来本木ナン

- キンハゼ群落の生態的特性と成因. 植生学会誌, 29: 1-13.
- 糟谷信彦・竹内さゆり・吉安 裕・中尾史郎. 2012. 京都府冠島におけるオオミズナギドリ影響下の森林の群落構造. 京都府立大学学術報告 生命環境学, 64: 1-7.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout & F. A. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10: 689-710.
- 真坂一彦・山田健四. 2008. ニセアカシア人工林における植物種多様性. 森林立地, 50 (2): 125-132.
- 茂木 透・高橋秀男・勝山輝男・石井英美・太田和夫・城川四郎・崎尾 均・中川重年・吉山 寛. 2000. 山溪ハンディ図鑑 3 樹に咲く花離弁花 1. 440pp. 山と溪谷社, 東京.
- 森本範正. 1990. アオモジ生駒山系に野生化. 植物分類・地理, 41 (4): 201-202.
- 向井みどり・高須英樹. 1993. 泉南地方に野生化するアオモジ. 植物分類・地理, 44 (1): 82-85.
- 中村彰宏. 2005. 緑化植物 ど・こ・ま・で・き・わ・め・る アオモジ (*Litsea cubeba* (Lour.) Pers.). 日本緑化工学会誌, 30 (4): 665.
- 中村 剛・向井殿陽平・谷口伸二. 2008. 森林表土を利用したのり面緑化の施工事例. 日本緑化工学会誌, 34 (1): 175-178.
- 中西弘樹. 1988. 日本の暖温帯に分布するアリ散布植物. 日本生態学会誌, 38: 169-176.
- 小畑秀弘・大貫真樹子. 2008. 表土シードバンクを吹付けに活用した施工事例 (VII); 大型草本群落中に成立した木本種について. 日本緑化工学会誌, 33 (4): 601-604.
- 酒井 敦・佐藤重穂. 2005. 先駆性樹木 7 種の開花結実フェノロジーと 5 年間の結実年変動. 森林応用研究, 14: 95-99.
- Sala, O. E., F. S. Chapin III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker & D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- 佐竹義輔・原 寛・亘埋俊次・富成忠夫. 1993. フィールド版日本の野生植物 木本. 41pp. 平凡社, 東京.
- Sheil, D., S. Jennings & P. Savill. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 16: 765-800.
- 白佐達也・比嘉基紀・神野展光・薛 孝夫. 2005. 福岡県におけるアオモジの分布と繁殖生態. 九州森林研究, 58: 14-17.
- Tsujino, R. & T. Yumoto. 2004. Effects of sika deer on tree seedlings in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan. *Ecological Research*, 19: 291-300.
- 山田 守. 2004. 緑化植物 ど・こ・ま・で・き・わ・め・る アカメガシワ (*Mallotus japonicus* Muell. Arg.) とヌルデ (*Rhus javonica* L.). 日本緑化工学会誌, 30 (2): 433.
- 山村靖夫・藤田和美・須藤眞平・木村和喜夫・本間 暁・高橋壮直・石田 厚・中野隆志・船越眞樹・木村 允. 1999. 小笠原におけるギンネム林の更新. 保全生態学研究, 4: 152-166.

「樹木の実生図鑑 芽生えと樹形形成」

"Tree seedlings ~ Key to identify matured architecture" edited by Hiroaki Hatta

八田洋章（編著），文一総合出版，255pp，定価17,280円（16,000円＋税），（2015）

樹木にかなり詳しい人でも、芽生え・実生での樹種の判断には自信がもてないものだろう。実際、私自身、森林を歩いてこれ何の実生と悩み、またそこに立つ樹木を見上げて、これの実生だったのかとわかってうれしくなったりする。もっと知りたければ、種子を採取・播種し発芽させて確かめるしかないであろう。

本書は八田洋章さんを代表とする樹形研究会の磯田恵・竹中昭夫・八田洋章さんの文に持田秀雄・八田洋章さんの観察、磯田恵・枚岡博・八田洋章さんによるデータ整理、それに八田洋章さんの写真でできたとされる。野生の樹木、園芸樹木、果樹などを含め231種もの樹木の種子（果実）と芽生え、幼時の実生、成葉の形態、さらに、根のついた実生の標本写真がカラーで示される。樹木の実生がこんなかたちなのかと興味を惹かれ、ページをめくるのが楽しい。種ごとに付けられている主軸積算伸長量も樹種それぞれに個性があることがわかる。

総論として、I 芽生えの姿（磯田恵・持田秀雄・枚岡博・八田洋章）では、発芽に要する期間、地上子葉型と地下子葉型、子葉数、根際からの分枝などについて、II 実生と樹形形成、芽生えを

観ればおよそその樹形がわかる（八田洋章）では、芽の伸長型と樹形形成について、III 芽生えに進化の歴史が見え隠れする（八田洋章・磯田恵）では、幼苗期に限って認められる諸性質についての解説がある。

それにしても、根気のいる仕事である。発芽させた芽生えと数年間の実生の生長の写真撮影、主軸伸長量の定期的な測定、実生の子葉の数とかたち、低出葉・初生葉の有無、子葉に続く数節の葉序のかたち、根際からの分枝・ダイバックの有無、ラマスシュート（2度伸び）の有無などの観察がていねいに記録されている。全伸長量も3年間分つけられている。

樹形研究会のメンバーの仕事であったにしろ、その執念・根気には敬服する。森林の地表植生調査などでの実生の樹種判定に役立つであろうし、タイトル通り「樹木の実生図鑑」として自然観察にも役立つであろう。

高価にならざるを得なかったのであろうが、このような地味な研究成果を評価し出版された文一総合出版にも拍手を贈りたい。

（渡辺弘之）

「シカの脅威と森の未来 シカ柵による植生保全の有効性と限界」

"Threats of sika deer for the Japanese forest: what we know about deer-proof fences" edited by Yuri Maesako & Seiki Takatsuki

前迫ゆり・高槻成紀（編），文一総合出版，247pp，本体価格3,240円（3,000円＋税），（2015）

シカ（ニホンジカ）による森林・農作物への被害の増大，さらには植生の変化，とくに稀少植物の消失が連日のように報道される。しかし，その一方で，コメントとしてハンターの老齢化・減少での駆除の限界，捕殺してもジビエ料理への理解が進まないといったことが付け加えられる。根の深い，また広い分野にわたる研究課題だけに，多くの研究者がこのシカ問題に取り組み，関連書も数多く出版されている。

本書はこのシカ問題に取り組む植生学研究者たちが植生に対するシカによる被害，その脅威に直面し，植生保全のためにシカ柵を設置した実践の記録である。

第1章 シカは日本の自然を大きく変えた？

1.1シカ学事始め，1.2シカという動物，1.3植生への影響，1.4日本の植生へのシカ影響の広がり，第2章 各地のシカ柵でわかったこと，2.1日本の森林植生とシカ柵，2.2高山植生，湿地，ササ草原とシカ柵，第3章 シカ柵の効果を考える，3.1知床のシカ捕獲と柵と保護区の未来，3.2シカ柵の有効性と限界の3章と，3つのコラムからなり，これを編者の前迫ゆり・高槻成紀さんほか19名で分担執筆している。

植生学会で実施した「シカ影響アンケート調査」の結果をもとに，それぞれの地域での被害の実態調査と緊急対策としてのシカ柵での植生保全調査を北海道，東京，丹沢，奈良，大峰山，大台ヶ原，芦生，中国山地，四国，屋久島，それに南アルプスの高山植物群落，釧路湿原などで実施した結果である。植生学研究者にとってシカよっての貴重な植物，高山植生や湿原植生の消失を眼の前に

すれば，シカ柵で少しでも保護しようとの衝動にかられよう。その気持ちはよくわかる。実際，各地でのシカ柵での植物保護の有効例が示される。そんなに無理をしているのなら，タイリクオオカミの導入，シカの完全な駆除をといた意見にも賛成したくなる。シカ害からの植生の保護にはシカ柵の設置だけでなく，シカそのものの駆除がもっと強く実行されているのではと思ってしまう。また，シカ個体群の生息数，土地利用のちがいが，移動といった行動調査はGPSの発達で大きく進んでいる。哺乳類研究者，行政との共同研究が望まれよう。世界遺産の知床では大規模なシカ柵とシカの駆除を行い，世界遺産としてのシカもいる自然をほぼ維持しているとされるが，延々と続くシカ柵は景観上よくない。

シカ柵が有効との判断で，より大きな面積シカ柵の設置が強調されると，それはシカ柵をつくらせてシカのいない「異常な」状態をつくりだすこと，他のけもの類の移動を阻害するといったことにもなる。「シカがいるのが自然」といわれると，それにも納得させられるのだが，そうするとシカと植物の共存をどう図ればいいのかであろう。

第3章で，このシカ柵の有効性とその限界が総括される。植生学研究者からの緊急避難としてのシカ柵設置の「有効性」と生態系を囲むことはできないという「限界」が述べられている。シカを完全に駆除してしまえば憂いはなくなるが，それは植生学研究者も望んではいない。その中での解決法の模索，シカ問題のむづかしいことがよく理解できる。

（渡辺弘之）

付記：本書は日本学術振興会の平成26年度科学研究費助成事業・研究成果公開促進費により出版された。

平成27年度四手井綱英記念賞 選考理由

受賞対象論文

中濱直之・丑丸敦史・井鷲裕司, 2013. 兵庫県宝塚市西谷地区における準絶滅危惧種スズサイコ *Vincetoxicum pycnostelma* Kitag. の繁殖特性及び訪花昆虫相. 地域自然史と保全, 35 (2): 115–123.

選考理由

スズサイコは環境省のレッドリストとレッドデータブック近畿において準絶滅危惧種とされている多年生草本である。これまで、スズサイコの主な減少要因は、草地の開発や管理放棄による成育環境の変化とされてきた。一方、最近になって、送粉者の減少など生物間相互作用の劣化も種個体群の減少の重要な要因であることが指摘されてきており、結果率の低いスズサイコにおいても送粉者制限が減少要因になっている可能性も考えられる。

しかし、送粉者制限と個体群減少の関係に寄与する実証的な研究例は限られており、スズサイコの繁殖特性に関する詳細も明らかでないのが現状であった。

本論文は、デジタルカメラを用いた訪花昆虫相全体の解明と行動観察、及び交配実験による結果率を規定している要因の推定を行い、送粉者制限によるスズサイコ個体群の減少リスクを科学的データに基づいて評価したものである。その結果、本種の送粉が主に広域分布する昆虫によって行われていること、結果率に与える送粉者制限の影響がそれほど強くないことが明らかとなり、送粉者の減少が本種の主要なリスクとなる可能性は低いことが示された。

本研究で行われた科学的データに基づいたリスク要因の特定とリスク評価には説得力があり、本種の保全には、生育環境の確保を主眼とすべきであるとする本論文の提言は、今後の効率的な保全計画策定にも大きく貢献するものと考えられる。

以上のことから本誌35巻2号に掲載された論文「兵庫県宝塚市西谷地区における準絶滅危惧種スズサイコ *Vincetoxicum pycnostelma* Kitag. の繁殖特性及び訪花昆虫相」を高く評価し、平成27年度四手井綱英記念賞を授与することとした。

関西自然保護機構編集委員会
四手井綱英記念賞選考委員会

■ 関西自然保護機構ホームページ

<http://www.omnh.net/konc>

■ 「地域自然史と保全」投稿規定・執筆要領

http://www.omnh.net/konc/toukou_kitei.pdf

■ 四手井綱英記念賞に関する内規

http://www.omnh.net/konc/shidei_naiki.pdf

■ 「地域自然史と保全」38巻1号のPDFは以下のURLにて公開しています。

ログインのためのIDとパスワードはKONCニュースをご覧ください。

http://www.omnh.net/konc/konc_member

関西自然保護機構

名誉会員

宮本 憲一

会長

石井 実

副会長

山西 良平

運営委員

伊東 明	岩崎 敬二	上原 一彦	大住 克博	大塚 泰介
奥平 敬元	角野 康郎	熊井 久雄	幸田 正典	佐久間大輔
野崎 玲児	平井 規央	前迫 ゆり	村上 興正	和田 恵次
和田 岳				

編集委員 (*委員長, **副委員長)

伊東 明**	井上 淳	丑丸 敦史	浦部美佐子	奥平 敬元
角野 康郎	神崎 護	幸田 正典	幸田 良介	高柳 敦
立澤 史郎	布谷 知夫	原田 泰志	平井 規央	藤井 伸二
藤原 宣夫	前迫 ゆり*	山倉 拓夫	和田 岳	

会計幹事

布谷 知夫 神崎 護

事務局長

山西 良平

事務局員

大久保その子

関西自然保護機構への入会希望、その他のお問い合わせは、事務局までお願いいたします。

お 願 い

1. 本機構では会誌の他に「KONCニュース」を年若干回発行しています。
各地の自然保護に関するニュースを2000字以内でお寄せ下さい。
2. 本機構では、次のものについて原則として発表先を問わず業績番号をつけることにしましたのでご協力下さい。
 - 1) 本機構が事業として行った調査研究成果
 - 2) 本機構が助成金を交付した調査研究成果
 - 3) 会誌その他, KONC出版物に掲載した調査研究論文
 - 4) 上記研究から派生して得られた結果, あるいは会員が業績番号を付した方がよいと判断されたもの本機構の出版物以外に投稿された場合の業績番号を入れる位置は、各出版物の規定に従ってください。ただし、和・欧文とも下記の表現をお使い下さい。
関西自然保護機構業績 第 号
Contribution from Kansai Organization for Nature Conservation,
no. _____
番号はその都度、編集委員会にお問い合わせ下さい。
3. 投稿規程は、会誌の奇数号に掲載します。

目 次

表紙の言葉 徳島市吉野川河口のシオマネキ	和田恵次
巻頭言	
大阪市立自然史博物館と友の会―連携と協働	谷田一三 1
特集 フィールドシンポジウム「徳島県吉野川河口域の自然と開発事業」	
徳島県吉野川河口域の自然と開発事業	和田恵次 5
吉野川河口部における代償的人工海浜創出からの教訓	大田直友 9
吉野川河口の貴重性とその保全活動	井口利枝子 19
原著	
大阪府における外来哺乳類, アライグマ, ヌートリア, ハクビシンの分布拡大状況	
―農業被害アンケートによるモニタリング―	幸田良介 29
ミトコンドリアDNA解析から推定する香川県メダカの集団史	
山下佳那・勝村啓史・尾田正二・今井 正・吉浦康寿・太田博樹	41
絶滅危惧種タチスズシロソウ (<i>Arabidopsis kamchatica</i> ssp. <i>kawasakiana</i>) 個体群の個体数推定	
小杉亜希・高倉耕一・野間直彦・河邊 昭・原田英美子	51
短報	
愛媛県来村川に生息するタケノコカワニナ (トゲカワニナ科) とカワニナ (カワニナ科)	深尾剛志 61
大阪府泉南地域で分布拡大している国内外来種アオモジの初期成長特性	上森真広・奥田史郎・幸田良介 67
書評	
「樹木の実生図鑑 芽生えと樹形形成」	渡辺弘之 77
「シカの脅威と森の未来 シカ柵による植生保全の有効性と限界」	渡辺弘之 78
四手井賞	
平成27年度四手井綱英記念賞選考理由	79

CONTENTS

COVER PICTURE

Wada, K.: The fiddler crab *Uca arcuata* in the Yoshinogawa-River Estuary.

KONC SAYS

Tanida, K.: Osaka Museum of Natural History and its Friends. 1

FEATURE: Field Symposium for Natural Environment and Anthropogenic Activity in the Yoshinogawa River Estuary, Tokushima Prefecture.

Wada, K.: Natural Environment and Anthropogenic Activity in the Yoshinogawa River Estuary, Tokushima Prefecture. 5

Ota, N.: Lesson from the project of compensatively created tidal flat at Yoshinogawa River Estuary. 9

Iguchi, R.: Importance of the Yoshinogawa River Estuary and social activity for its conservation. 19

ORIGINAL ARTICLES

Koda, R.: Expansion of distribution ranges of three alien mammals, raccoon, nutria and masked palm civet in Osaka Prefecture: a case study of monitoring by questionnaire on damages to agricultural crops. 29

Yamashita, K., Katsumura, T., Oda, S., Imai, T., Yoshiura, Y. & Oota, H.: Population history of medaka (*Oryzias latipes*) in Kagawa Prefecture inferred from mitochondrial DNA analysis. 41

Kosugi, A., Takakura, K., Noma, N., Kawabe, A. & Harada, E.: Estimation of population size of an endangered plant, *Arabidopsis kamchatica* ssp. *kawasakiana*. 51

SHORT REPORTS

Fukao, T.: *Stenomelania rufescens* (Thiaridae) and *Semisulcospira libertina* (Pleuroceridae) of the Kunomura River, Ehime Prefecture. 61

Kamimori, M., Okuda, S. & Koda, R.: Initial growth characteristics of native invasive tree *Litsea citriodora* range-expanding in the Sennan district, Osaka Prefecture, Japan. 67

BOOK REVIEWS

Watanabe, H.: Tree seedlings ~ Key to identify matured architecture. 77

Watanabe, H.: Threats of sika deer for the Japanese forest: what we know about deer-proof fences. 78

THE SHIDEI PRIZE

Editorial committee of KONC : The selection reason for the Shidei Tsunahide Prize in 2015. 79

地 域 自 然 史 と 保 全 38巻 1号 (通算71号) 2016年6月30日発行

編集発行人 関西自然保護機構

事 務 局 〒546-0034 大阪市東住吉区長居公園1-23 大阪自然史センター気付

URL <http://www.omnh.net/konc/> e-mail konc@mus-nh.city.osaka.jp

郵便振替口座 00990-2-16679

編集事務局 〒574-8530 大阪府大東市中垣内3-1-1

大阪産業大学大学院人間環境学研究科 (前迫研究室) 気付

TEL 072-875-3001 FAX 072-871-1259

印 刷 所 光栄堂印刷株式会社