

巻 頭 言

マツ枯れ防除に見る自然保護，環境保全の在り方

京都大学農学研究科微生物環境制御学分野

二 井 一 禎

学生の頃からマツ枯れ(マツ材線虫病)に関わってきたから、私のこの森林流行病との付き合いは40 数年になる。従って、マツ枯れの研究についてはお話しすることがたくさんあるが、今回はその話題を離れて、この研究を通じて感じ、考えた日本における自然保護、環境保護の在り方について私見を述べてみたい。もちろん、中身はマツ枯れを通してという、少し偏った見方にはなるが。

マツ枯れは長さが1 ミリほどの病原線虫を優れた飛翔力を持つカミキリムシが枯死木から健全木に運ぶために被害が広がる流行病である。流行病を防除する鉄則は鳥インフルエンザや豚コレラの例を持ち出すまでもなく、水際で徹底防除を実施することに尽きる。マツ枯れについて、この鉄則を当てはめると、およそこの考え方が遵守されていないことに気がつく。いずれの土地でこの病気が発生した場合にも、マツ林に数本の被害木が発生した段階では住民はもとより、マスコミも行政もほとんど気がつくことが無いし、たとえ気がついていても無視を決め込んでいることが多い。そして、被害が広がり、誰の目にもマツ林の惨状が明らかになってから、大変だ、大変だと騒ぎ出す。そうなるからでは病気はマツ林の広くに行き渡り、この病気の伝播・拡大の張本人、カミキリムシの林内密度も上がり、少々の防除手段では被害を食い止めることが難しくなる。仕方なく、カミキリムシを標的にした殺虫剤をヘリコプターやラジコンヘリなどで散布する方法が取られてきたが、環

境への影響や、人体への影響を懸念する人たちから反対の声が上がり、この大面積を対象とした防除法は不徹底なものになる。どこに、失敗の原因があったのか。言うまでもなく、初期対応のマズさである。いかに自然を愛し、環境の保護を唱える人でも、人と他の生物を同じ次元で捉えられる人は限られているだろう。しかし、マツもヒトも地球上で細菌から進化した生物の一種にすぎない。にも関わらず、「人の命は地球より重い」などと言う人も、「マツの命も地球より重い」とは考えないのであろう。広いマツ林にポツンと発生した枯れマツなど誰も気に留めないのだ。その結果、被害が広がり、防除に大きな予算を費やしても上手く防除ができなくなる。挙げ句の果ては、「人の健康に悪影響が出るくらいなら薬剤の散布などやめるべきだ」となる。ここまでは良い。しかし、返す刀で、「その結果マツ林が絶滅しても構わないではないか」といわれると、私はそのような考え方には与しないと言うしかない。このような意見の裏には、「所詮マツなど」という考え方が見え隠れする。ヒトと他の生物の間には生命の重さに決定的な違いがあると断定的に主張する人は、自国第一主義を唱える昨近の政治家や、人種差別をする人々とどこか考えに共通点がありはしないだろうか。断っておきたいが、人間とマツとどちらの命が大事なんだと問われれば、私だって人間を選ぶ。しかし、だからと言って、マツなんて枯れてしまっても問題が無いという意見には

絶対賛成できない。山腹に累々と放置されたマツの枯死木を見ると、どうしてマツ林がこのような惨状を呈するまで放置しておいたのだらうと腹立たしい思いに駆られる。

皆さんご存知ですか。つい50年ほど昔には、アカマツ林は我々の近くの里山にどこでも普通に見られたことを。また、海岸には白砂青松と言って、どこにもクロマツ林が広がっていたことを。それが、たった一つの流行病によって多くの地域で消滅してしまった。でも、その事実を逆手にとって、マツ林が無くなっても、何も生態系に、ましてや人間社会に悪影響は出てないではないか。そう言う人もいるかもしれない。でも、そんな人には、生態系には、そして人間の精神的なあり方にも、すでに大きな影響が出ている。あなたがそれに気づいていないだけで、と言っておこう。もう一つ、マツ林にはマツ林を生息場所に行している多くの生物がいることを忘れてはなるまい。マツ林の消滅はこれらの生物の消滅にもつながる。マツタケの例を出すまでもなく、他の様々な生物が人の気づかぬうちに消滅してしまう。保全しなくてはならないのは、そのような微生物も含めた多様性を持った自然環境なのであって、人間に都合の

良い、人間さえ守ればそれで良いと言った環境では無いはずだ。そんな身勝手な環境保護論では、結局自然にしつぺ返しを受けるだけだ。最近、このような自然観、つまり、「所詮マツなど」という考え方を持つ人が行政担当者の間にも増えているように感じる。それは、我々の周囲からアカマツもクロマツも姿を消し、マツ林に対する親しみが薄らいだことにも一因があるだろう。だから、悪循環なのだ。

マツ枯れは流行性の疾病であると同時に、国外からの侵入性の病害でもある。そして、侵入性の病害によく見られる、在来生物への破壊的な影響を発揮しているのが「マツ枯れ」だと言える。だから、我々は、身近にあって親しみもあったマツ林を侵入性の病害から守ってやらなくてはならなかったのだ。他の植物が生育し難い痩せ地に、成林できるという特性を持つマツ属樹種は、長い間日本人に、他の樹種では置き換えの効かない、多くの豊かさと潤いをもたらしてきた。そのことを忘れ、安易に樹種転換を提言する人達も、一度立ち止まって、マツ林が果たしてきた役割について、再考するべき時ではなかろうか。

40 周年記念シンポジウム「関西の自然の長期的な変化：長期モニタリングの結果から見える過去と現在」

シンポジウム趣旨：機関誌の 40 年と関西の長期モニタリング

奈良大学 岩 崎 敬 二

Purpose of the symposium: Forty years of the Bulletin of Kansai Organization for Nature Conservation and long-term monitoring in the Kansai District. Keiji Iwasaki* (Nara University)

はじめに

2018 年、関西自然保護機構は創立 40 周年を迎えた。1978 年の創立以来、40 年後の 2018 年度末までに、機関誌は 40 巻、通算 76 号発行されている。ここに掲載された論文や記事の内容からは、過去 40 年間に関西で発生した自然保護上の問題と、それがどのような視点で扱われてきたかの変

遷を、大まかに読み取ることができる（表 1）。

創立当初の 1978 年から 1995 年まで、機関誌は「関西自然保護機構会報」として 38 号（第 21 巻 2 号まで）刊行された。その後、1996 年の通算 39 号（第 22 巻 1 号）から 2011 年の通算 62 号（第 33 巻 2 号）までは「関西自然保護機構会誌」となり、2012 年に刊行された通算 63 号（第 34 巻 1 号）からは「地域自然史と保全」と名前を変えて、

表 1. 関西自然保護機構の機関誌に掲載された報文が扱った内容。

	第 1 期 1978 ～ 1987 年度 第 1 ～ 15 号	第 2 期 1988 ～ 1997 年度 第 16 ～ 34 号	第 3 期 1998 ～ 2007 年度 第 35 ～ 54 号	第 4 期 2008 ～ 2018 年度 第 55 号～ 40 巻 2 号	合計
保全全般 a	2	12	1	5	20
地域保全 b	15	6	22	10	53
公害・汚染	6	3	2		11
環境指標	13				13
伐採・開発	9	21	2	20	52
二次林・里山	8	7	38	15	68
生物相 c	2	5	8	17	32
希少種分布 c	3	18	20	33	74
希少種生態 d		4	29	12	45
外来種	3	10	28	20	61
条約・法律		29			29
RL・RDB		7	8	13	28
食害・植生変化 f		20	8	4	32
環境教育		7	13	2	22
自然再生		6	12	13	31
自然災害		9			9
その他	5	11	25	36	77
合計	66	175	216	200	657

a 特定地域・種の問題によらず自然保護全般や生物多様性の保全全般を論じたもの

b 特定地域の自然史や保護上の問題を報じたもの

c 希少種・絶滅危惧種の存在や分布などの生物地理学的側面を報じたもの

d 希少種・絶滅危惧種の行動・生理的特性・個体群動態等の生態的側面を報じたもの

e 特定地域の生物相を報じたもの

f ニホンジカ、カワウ、オオミズナギドリなどの食害や高密度の営巣による植生の改変を報じたもの

関西自然保護機構業績 第 638 号

*corresponding author(✉): iwasaki@daibutsu.nara-u.ac.jp

現在も年2回の発行が続けられている。

本誌掲載報文カテゴリーの変遷

2018年度末までの通算76号分には、合計657本の論文や総説、資料、報告、意見などが掲載されてきた（以下「報文」と記す。シンポジウムや自由集会の記録など、特集に掲載された個々の報文はそれぞれ1つとして数えた。なお、巻頭言、書評、会務報告、編集後記は除いた）。その全ての報文の内容を、原則としてタイトルから読み取って、表1のような17のカテゴリーに分け、10年ごとに4つの期間に区切って集計してみると、その内容が大きく変化していることがはっきりとわかる（ただし、タイトルからその内容がわからない報文については、原文を読んで判断した）。

第1期（1978年度～1987年度：第1号～15号）に報文数が最も多かったカテゴリーは、豊かな自然または開発等の問題を抱えた特定地域の生物相や自然保護上の問題を扱った「地域保全」であり、15本を数えた。次に多かったのが大気汚染・水質汚染・自然度等の「環境指標」となる生物とその有用性を扱った報文で、13本あった。このカテゴリーに相当する報文は、第二期以降（1988年以後）には全く掲載されていない。また、このカテゴリーに関連した「公害・汚染」に関連する記事も第1期が最も多く、第2期以降には3本、2本、0本と減少している。

第2期（1988年度～1997年度：第16号～34号）に最も多かったカテゴリーは、「条約・法律」に関係する報文であった。1992年にCITES（Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora：絶滅のおそれのある野生動植物の種の国際取引に関する条約、通称ワシントン条約）の第8回締約国会議が京都で開かれ、その内容と課題を報告するシンポジウムの記録が掲載されたこと、1994年に琵琶湖がラムサール

条約の保護湿地に登録されたことを記念して開催されたシンポジウム等の報文が掲載されたためである。このカテゴリーにあたる報文は、残りの3つの時期には掲載されていない。次に多かったカテゴリーは、「伐採・開発」である。第2期は、いわゆる経済バブルが頂点に達し、その後弾けた時期に当たり、バブル期に計画されたゴルフ場やスキー場の建設・拡張等に関する問題が数多く掲載されていた。3番目に多かったカテゴリーは、ニホンジカやカワウの密度増加による食害や植生へのダメージなど、特定種の密度の増加が環境を大きく改変したことによって発生した問題（「食害・植生改変」としてまとめた）を扱ったものである。また、特定の希少種や絶滅危惧種の存在や分布を報じたもの（表1では「希少種分布」とした）がこの第2期には一気に増えて18本となり、4番目に多いカテゴリーとなっている。なお、この時期には阪神・淡路大震災が発生し、この「自然災害」がもたらした自然環境への被害を扱った報文が9本あった。

第3期（1998年度～2007年度：第35号～54号）に最も多かったカテゴリーは「二次林・里山」の管理や保全に関する問題を扱ったもので、合計38本にのぼった。この数は4つの期間の17のカテゴリーの中で最も多いものである。シンポジウムが頻繁に開催され、その報告記事が数多く掲載されていた。関西の自然保護にとって、里山の管理・保全が重要な課題であると考える方々が、この時期にはとても多かったことが伺える。次に多かったのが、希少種を含んだ個々の種の行動や個体群動態等を扱った報文（表1では「希少種生態」とした）であり、いずれも野外調査や実験の結果を図表で示す論文の体裁を整えたものである。このカテゴリーの記事が増えたことは、自然保護上の問題の変化というより、当機構の会員にとっての機関誌の位置付けが変化したと考えた方が良いの

かもしれない。次に多いカテゴリーが「外来種」を扱った報文であり、この時期から関西でも外来種の存在やその分布の拡大が大きな問題となってきたことがわかる。なお、報文の数としては上位のカテゴリーとなっていないが、環境教育や自然再生に関する記事が第2期の倍近くになっている。

第4期（2008年度～2018年度：第55号～40巻2号、年数は11年間だが機関誌の40巻を区切りとするため2018年度発行の40巻も含めた）に最も多かったカテゴリーは「その他」であり、その半数が追悼記事であった。関西自然保護機構を創立期から支えていただいた四手井綱英先生、吉良竜夫先生、千地万造先生らのご逝去を悼む追悼文が多くの方々から寄稿された。次いで、「希少種分布」を扱った報文が多く、「外来種」と「伐採・開発」問題を扱ったものがそれに続いている。後者では、滋賀県安曇川流域のトチノキ巨木群の伐採問題、京都府亀岡市のアユモドキ生息地での球技場建設問題、中池見湿地集水域での北陸新幹線トンネル建設問題などが扱われていた。特定地域の生物相の調査結果を報告した報文（表1では「生物相」）や「RL・RDB」、「自然再生」に関連した報文が増えていることも、この第4期の特徴として挙げることができる。

以上をまとめると、創立当初の10年間、1970年代後半から1980年代にかけての第1期には、特定地域の自然環境の特徴と保全に関わる課題の紹介、公害・汚染問題や環境指標の扱いが機関誌の内容の多くを占め、第二期にあたる1980年代後半から1990年代にかけては条約と法律、伐採・開発問題、ニホンジカによる食害問題に代表される生物による環境改変作用がクローズアップされたことがわかる。1990年代後半から2000年代の第3期には里山の管理と保全、自然再生、外来種問題が大きな関心事となり、2000年代後半から2010年代には、再び伐採・開発問題と、希少

種・絶滅危惧種の分布の現状の把握や保護、RL・RDBの充実と活用などが関西地域の自然保護上の課題として注目された、という大まかな傾向を読み取ることができる。

シンポジウムの趣旨と内容

では、関西の特定の地域の自然は長期的にどのように変化をしてきたのだろうか、あるいは変化していないのだろうか。関西自然保護機構の創立40周年を記念して、関西を代表する森、里山、川、海の自然の長期的な変化を取り上げるシンポジウム「関西の自然の長期的な変化：長期モニタリングの結果から見える過去と現在」を企画し、2019年3月3日に開催した。その内容は、以下のとおりである（なお、モニタリングという語を生物学

関西自然保護機構創立40周年記念シンポジウム プログラム

- 「会長挨拶」
石井 実（大阪府立大学大学院生命環境科学研究科）
- 「趣旨説明」
岩崎敬二（奈良大学文学部）
- 「大台ヶ原ブナ・ウラジロモミ林の35年間」
中 静 透（総合地球環境学研究所研究部）
- 「春日山原始林の樹木動態：20年間のモニタリングから」
伊 東 明（大阪市立大学大学院理学研究科）
- 「三草山ゼフィルス森の森：24年間のチョウ類群集の変化」
石井 実（大阪府立大学大学院生命環境科学研究科）
- 「藻場生態系の長期モニタリングー淡路由良、竹野サイトの10年ー」
川井浩史（神戸大学大学院理学研究科）
- 「1970年代から現在までの淀川の魚類相の変遷：約10年ごとの全域モニタリング調査から」
上原一彦（大阪府立環境農林水産総合研究所生物多様性センター）
- 総合討論

で使う場合、「変化の有無や様態を継続的に監視・観察すること」といった意味になる)。

それぞれのご講演の内容は、この特集に掲載されているので詳述しないが(後述のように中静透氏のご講演は掲載せず)、大台ヶ原と春日山原始林での原生的な自然環境では、1980年代後半から大きな関心を集めるようになったニホンジカの高い摂食圧が植生に大きな影響を及ぼしていること、三草山の里山では、1990年代後半から当会機関誌で何度も取り上げられるようになった森林管理の放置が植生遷移を進めて蝶類相にも影響が及んでいること、兵庫県竹野の藻場では、近年注目を集めている大型台風の発生・攪乱とその進路の変化が藻場の種組成や被度に影響を与えていること、淀川では、1970年代末からその影響が懸念されていた河口堰(淀川大堰)の操作による水位の季節的な変動の抑制が、現実に魚類相を貧弱にさせて生物量を減少させていること、などが報告された。なお、2019年8月31日と9月1日には、本機構主催の現地見学会とフィールドシンポジウムが大台ヶ原で行われ、中静透氏にはこのフィールドシンポジウムでもご講演をしていただいた。そのご講演の内容は、40周年記念シンポジウムでのご講演の内容とともに本誌の次号での大台ヶ原特集で掲載される予定であるため、今回の特集では掲載しないことを申し添えておく。

関西での長期調査の歴史

今回のシンポジウムの長期モニタリングは、過去10～45年間に行われたものであった。年代では1970年代の中頃以降の自然環境の変化を把握したものである。それ以外にも、関西の自然を対象とした長期的な調査は数多く行われているので、その歴史をまとめておく。

1931年から15年間続いたアジア太平洋戦争の

後の社会と産業構造の変化は凄まじく、1945年以前と以後とで、関西の自然の様相も大きく変化しているように思われる。治水・利水・内水面漁業や湖辺の農地開発等の人の営為が連綿と続いてきた琵琶湖淀川水系では、1870年代以降の琵琶湖の水位変動や内湖の干拓に伴う水域面積の減少などのデータが残されており、生物に関する量的データも、1940年代以後、漁獲統計をはじめとして、幾つもの分類群で蓄積されている(西野(編), 2009; 西野ほか(編), 2017)。ただし、これらのデータは、生物学的モニタリングを意識して採取されたものではもちろんない。

1960年代以降になると、モニタリングをはっきりと意識して企画され、一貫した調査方法で、かつ短い間隔で実施された調査が始められるようになり(Ohgaki et al., 2019)、特に、1970年代後半から1980年代前半にかけては、今日まで続く調査がいくつも開始されている(堀田, 1977: 大阪湾海岸生物研究会, 1981; 中静, 1991)。本機構が1976年に創立されたように、1970年代後半は、1950年代以降に全国各地で始まった環境改変の自然への影響が顕在化し、あるいは、さらなる環境改変計画が次々に打ち出されたことによって、身近な自然環境の変化を把握しようとする意識が高まったためだろう。そのうち、海岸生物相の変化や在来・外来タンポポの分布の変化については、2018年度に本会主催のシンポジウムが開催され(和田, 2018; 和田, 2019)、その結果は本誌に掲載されている(木村, 2019; 中野, 2018; 山西, 2018)。

1971年に発足した環境庁は、翌年の1972年に自然環境保全法が成立したことを受けて、1973年から自然環境保全基礎調査(いわゆる緑の国勢調査)を始めた。おおよそ5年ごとに第7回まで続けられ、全国の大まかな植生図の作成や特定植物群落の構成、干潟・砂浜・サンゴ礁等自然環境

の各要素の距離や面積、主要な種の分布など、関西の自然も含んだ膨大な基礎的な情報が集積された。調査の結果は、回ごとに取りまとめられ（環境省自然環境局静物多様性センター、http://www.biodic.go.jp/ne_research.html#id17 2019.5.29 参照）、例えば陸生の希少種の分布の拡大・縮小など、希少性の評価等につながるデータはレッドデータブックやレッドリストの改訂に活かされている。ただし、あくまでも日本の自然環境を網羅的に把握しデータを蓄積することが目的であり、長期的なモニタリングを意図したものではないため、調査回ごとに調査場所が異なる場合も多く、1973年以降約30年間の自然環境の変化を把握し、その変化の要因を分析できるような調査結果は多くない（環境省自然環境局生物多様性センター、2013）。

1990年代後半以降、地球規模での気候変動や生物多様性の減少が世界的に大きな話題となり、自然環境の長期的な変化に関する社会的な注目度も非常に高くなった。それを受けて、2003年、環境省は、上記の緑の国勢調査に代わって、特定地域の自然環境の質的・量的な変化を長期的に把握するため、全国に1000近い調査場所を設けて「長期生態観測」を行う「モニタリングサイト1000」なる事業を開始し、5年間の準備期間を経て2008年から本格的な調査を実施している。関西では、三重県に25ヶ所、滋賀県に13ヶ所、京都府に15ヶ所、奈良県に8ヶ所、大阪府に24ヶ所、和歌山県に13ヶ所、兵庫県に24ヶ所、合計122ヶ所の調査場所が設けられている。関西自然保護機構の会員も含めて、多くの研究者や市民調査員の方々が、調査内容に応じて、毎月、毎年、あるいは5年に1回、担当の場所で調査に従事されており、まだ10年しか経っていないが、既に膨大なデータが蓄積されつつある（環境省自然環境局生物多様性センター、<http://www.biodic.go.jp/>

[monit1000/findings/reports/index.html](http://www.biodic.go.jp/monitoring/monit1000/findings/reports/index.html) 2019.5.29 参照）。

自然環境に変化をもたらす要因は、関西自然保護機構機関誌の報文の内容の変遷にも見られるように時代によって異なり、森林、草地、河川、湖沼、海岸などの環境ごとに、地理的な地域ごとに、あるいは山間地、中山間地、平地、海岸域などの等高線に沿った地形ごとにも異なっているはずである（日野，1995）。そういった要因が明らかになればそれぞれの地域や生態系ごとの自然環境保全の方策も定まるだろう。

今後も、長期的なモニタリングが継続できるかどうかには、悲観的な声がしばしば聞かれる。子どもたちの生物離れや生徒たちの理科嫌い、小中高校で理科を教える教員の減少などによって調査の担い手が減少または高齢化しており、予算の確保も大きな問題となっている。市民によるボランティアを取り込んだ「市民調査」（和田，2019）やインターネットを介した情報収集（大野，2019）など、研究者だけでなく一般市民も巻き込んだモニタリングの効率的かつ効果的なあり方を模索していく必要があるだろう。

引用文献

- 日野輝明．1995．生態学における長期研究．個体群生態学会会報，52：7－14．
- 堀田 満．1977．近畿地方におけるタンポポ類の分布．自然史研究，1：117－134．
- 環境省自然環境局生物多様性センター．2013．平成24年度自然環境保全基礎調査（第7回）総合とりまとめ業務報告書．126pp．環境省自然環境局生物多様性センター，東京．
- 木村 進．2019．市民参加型調査としてのタンポポ調査．地域自然史と保全，41：3－10．
- 中野智之．2018．田辺湾島島の海洋生物の長期変

- 遷. 地域自然史と保全, 40 : 153 – 160.
- 中 静 透. 1991. 森林動態の大面积長期継続研究について. 日本生態学会誌, 41 : 45 – 53.
- 西野麻知子 (編). 2009. とりもどせ! 琵琶湖・淀川原風景. 298pp. サンライズ出版, 彦根.
- ・秋山道夫・中島拓男 (編). 2017. 琵琶湖岸からのメッセージ保全・再生のための視点. 248pp. サンライズ出版, 彦根.
- Ohgaki, S., T. Kato, N. Koabayashi, H. Tanase, N. H. Kumagai, S. Ishida, T. Nakano, Y. Wada & Y. Yusa. 2019. Effects of temperature and red tides on sea urchin abundance and species richness over 45 years in Southern Japan. *Ecological Indicators*, 96 : 684-693.
- 大野ゆかり. 2019. インターネットを駆使した市民参加型調査「花まるマルハナバチ国勢調査」. 地域自然史と保全, 41 : 11 – 16.
- 大阪湾海岸生物研究会. 1981. 大阪湾南東部の岩礁海岸生物相とその特徴: 1980 年の調査結果. 大阪市立自然史博物館研究報告, 35 : 55 – 72.
- 和田恵次. 2018. フィールドシンポジウムと現地見学会: 企画趣旨と総括. 地域自然史と保全, 40 : 109 – 114.
- 和田 岳. 2019. みんなで調べる意義と課題: 大阪市立自然史博物館における市民調査の歴史と, 普及教育的側面. 地域自然史と保全, 41 : 17 – 21.
- 山西良平. 2018. 長期モニタリングからみた大阪湾の潮間帯生物相の変遷. 地域自然史と保全, 40 : 115 – 127.

40 周年記念シンポジウム「関西の自然の長期的な変化：長期モニタリングの結果から見える過去と現在」

春日山原始林の樹木動態－20 年間のモニタリングから－

大阪市立大学理学研究科
大阪市立大学理学研究科
京都大学農学研究科
大阪市立大学理学研究科

伊 東 明
名 波 哲
神 崎 護
山 倉 拓 夫

Tree dynamics of a warm-temperate evergreen forest at Kasugayama, Japan: results of a 20-year monitoring. Akira Itoh*, Satoshi Nanami (*Graduate School of Science, Osaka City University*), Mamoru Kanzaki (*Graduate School of Agriculture, Kyoto University*) and Takuo Yamakura (*Graduate School of Science, Osaka City University*)

春日山の森林動態調査

大阪市立大学・植物機能生態学研究室（旧植物生態学研究室）では、1980 年代から春日山で森林動態の研究を続けている。1980 年代には、主に林冠ギャップの形成年や樹齢データから過去の森林の状況を推定する方法が使われていたが（例えば、Naka, 1982 ; Naka & Yoda, 1984 ; Shimoda et

al., 1994），1990 年頃から固定調査区を設置して、個体ごとに樹木の生死と成長を継続的に計測するようになった。

1991 年に完成した調査区は、春日山原始林内の尾根で囲まれた小さな集水域全体（面積約 13ha）に設置してあり（図 1），全ての林冠木（胸高周囲長 60cm 以上の樹木）の根元位置，樹種，周囲長が測定されている（神崎，1992 ; Mizuno et

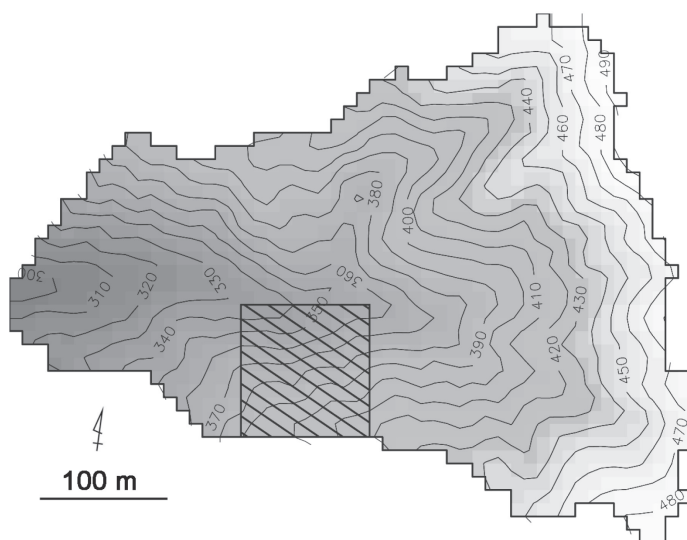


図 1. 春日山原始林に設置された面積 13ha の固定調査区。斜線部分は、環境省の「モニタリングサイト 1000」の調査区（1ha）。10m 間隔の等高線も示してある。

al., 1999)。1996 年からは、調査区内の一部の場所（約 5ha の範囲）で、胸高直径（DBH）1cm 以上の全樹木の調査が行われた（山倉ほか，2001）。2007 年からは、環境省の「モニタリングサイト 1000」に準コアサイトとして参画し（Ishihara et al., 2011），北向き斜面の 1ha（100 × 100m）の範囲にある胸高周囲長 15cm 以上の樹木の毎木調査が 5 年間隔で続けられている（図 1）。

ここでは、「モニタリングサイト 1000」の準コアサイトのうち、1996 年時点のデータも揃っている 0.92ha を対象に、20 年間の樹木動態を解析した結果について報告する。以下では、個体の幹サイズを周囲長ではなく、DBH で示す。なお、計測した最も小さい個体の周囲長は 15cm で、正確には DBH=4.8cm と換算されるが、簡便のために 5cm と表記する。

20 年間の変化

調査期間中に DBH5cm 以上の樹木が 45 種記録された。主な樹種の測定年ごとの幹数を表 1 に示す。Naka (1982) は、DBH20cm 以上の個体を春日山の林冠木と定義しており、これに従えば、サカキ（最大直径 29.5cm）やアセビ（最大直径 29.1cm）の最大個体も林冠に達していることになる。しかし、これらの種の個体はほとんどが DBH20cm 以下だったので、ここでは最大直径 30cm 以上の樹種を「林冠木種」、30cm 未満の樹種を「中低木種」とよぶことにする。

林冠木種には、ブナ科のツクバネガシ、コジイ、ウラジロガシとクスノキ科のイヌガシなど、常緑広葉樹が多く、これに、本数はそれほど多くないが、スギ、ツガなどの常緑針葉樹の大径木が混じっているのが特徴である。また、この調査区の尾根近くには、落葉樹のアカシデ（カバノキ科）も多く見られた。

中低木種には、サカキ、アセビ、シキミ、ヒサカキなどの常緑で耐陰性が高い樹種に加えて、常緑樹だが先駆性の強いクロバイが多いのが特徴といえる。

林冠木種、中低木種ともにやや先駆性の高いアカシデやクロバイが多く見られたことから、この調査区では過去に比較的大きな攪乱があった可能性がある。ただし、春日山の典型的な先駆樹種のカラスザンショウやアカメガシワが全く見られないため、最近では、林冠ギャップが形成されるような攪乱が起きていないと考えてよいだろう。

調査区内の総幹数は、1996 年～2016 年の間に 1206 本から 1104 本に減った（表 1）。しかし、直径階ごとに分けてみると、幹数を減らしたのは、DBH5 ～ 10cm の小さな個体のみで、DBH10cm より大きな幹の数は増えていることがわかる（図 2）。これは、大きな直径階では、死亡した幹の数

表 1. 春日山調査区（0.92ha）における主要樹種の計測年ごとの幹数.

種 名	最大直径 (cm)	側定年			
		1996	2007	2011	2016
スギ	158.7	16	18	14	13
ツクバネガシ*	93.7	83	79	79	73
ツガ	88.8	20	18	18	15
コジイ*	81.5	66	66	66	63
アカガシ	69.3	22	21	21	20
ウラジロガシ*	60.3	59	55	54	53
アカシデ*	59.6	53	44	44	43
ヒノキ	57.8	12	12	12	12
ホソバタブ	53.0	8	14	17	13
カナクギノキ	43.3	10	9	10	8
イヌガシ*	37.5	190	187	165	164
ウリハダカエデ	36.9	27	23	16	12
アラカシ	31.8	20	20	21	22
サカキ*	29.5	250	293	318	343
アセビ*	24.1	55	52	41	30
クロバイ*	22.3	103	61	56	46
シキミ*	19.4	87	88	90	91
シロバイ	16.3	7	7	5	6
ヒサカキ*	14.0	35	15	17	14
ムラサキシキブ	10.6	13	13	11	8
その他 (25 種)		70	60	60	55
合 計		1206	1155	1135	1104

最大直径順に並べてある。*: 個体数の多い主要 10 種.

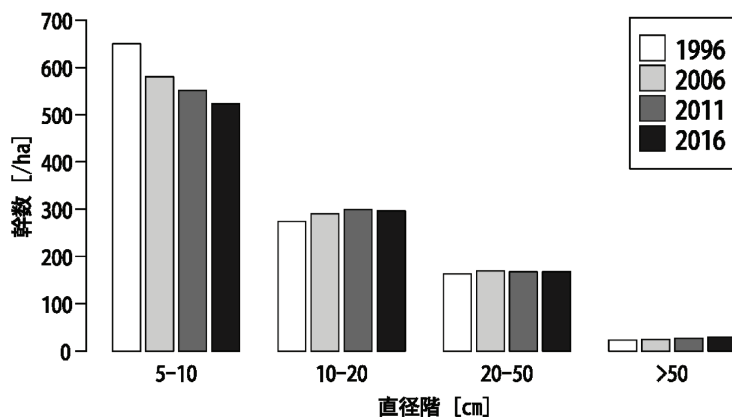


図 2. 春日山原始林の 0.92ha の調査区における直径階ごとの幹数の変化.

よりも、成長して小さな直径階から次の直径階に移った幹の数の方が多かったためである。つまり、本調査区では、この 20 年間で、大きな個体が増える一方で、小さな個体が大幅に減ったことになる。

小さな直径階で幹数を減らしたのは、どんな種だろうか。図 3 に、DBH5 ～ 10cm の幹数が多かった 9 種について、20 年間の DBH5 ～ 10cm の幹数の減少率を示した。幹数が増えたのは、サカキのみで、他の樹種はすべて幹数を減らしていた。幹数の減少率が小さいかったイヌガシ、シキミ、アセビは、いずれもニホンジカの嗜好植物とされている（橋本・藤木，2014）。一方で、主要な林冠木種であるコジイ、ウラジロガシ、ツクバネガシの減少率は、全樹種の平均よりも高かった。また、ニホンジカが好んで食べるとされるヒサカキ（橋本・藤木，2014）と先駆性のクロバイは、極めて高い減少率を示し、20 年間で幹数が半分以下になった。これらの結果は、20 年間でシカの嗜好好樹種の割合が増えたことを示しており、シカの採食が小さな幹の種組成に影響した可能性を示唆する。なお、クロバイの幹数が大きく減ったのは、林冠を占める大きな木の数が増えて林内が暗くなったことで、耐陰性の低いクロバイが死亡

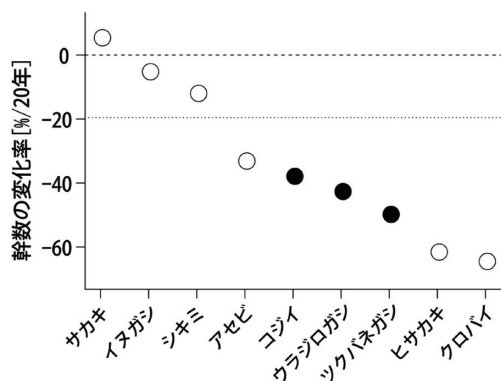


図 3. 春日山原始林の 0.92ha の調査区における主要 9 樹種の 1996 年～2016 年までの胸高直径 5 ～ 10cm の幹数の変化率。破線は変化率 0，点線は全樹種の変化率。

したからかもしれない。

以上述べた 1996 年～2016 年の変化をまとめると、個々の幹の成長によって、DBH10cm 以上の大きな木が増える一方で、シカが好んで食べる種を中心に DBH10cm 未満の小さな幹が減ったことになる。春日山で林冠木とされる DBH20cm 以上の樹木だけを見れば、ブナ科などの林冠木種が順調に成長しており、過去の攪乱から遷移が進んで、クロバイやアカシデ等の先駆性樹種が減っている段階と見なすこともできる。なお、2013 年～2015 年に同じ場所の 7.7ha の範囲で DBH10cm

以上の個体を再調査した奈良女子大学の村田・松井も、春日山では1991年からの25年間にブナ科常緑樹の林冠木が増え、遷移が進んだとしている（「春日山原始林における樹木群集構造の変化及び地形に関連する分布・成長特性」日本生態学会第63回全国大会講演要旨，<http://www.esj.ne.jp/meeting/abst/63/P1-018.html> 2019.11 参照）。ただし、今回の DBH 5 ～ 10cm の幹数が大幅に減っていたことを考えると、こうした林冠木の状況が今後も長期的に継続するかどうか慎重に検討する必要があるだろう。

行列モデルによる将来予測

ここでは、今回得られた20年間の動態データを基に簡単な行列モデルを使ったシミュレーションで、春日山原始林の将来の予測を試みる。本来は、各樹種ごとに個別の行列モデルをつくるのが理想的だが、データ量が十分ではないため、今回は、最大直径30cm以上の林冠木種（12種）と30cm未満の中低木種（33種）の2つの種群に分けて行列モデルをつくった。それぞれの種群を4つの直径階（林冠木種：5 ～ 10cm, 10 ～ 20cm,

20 ～ 50cm, 50 以上, 中低木種：5 ～ 10cm, 10 ～ 20cm, 20 ～ 25cm, 20cm 以上）にわけて、直径階間の推移行列を3回の計測期間（1996 ～ 2007 年, 2007 ～ 2011 年, 2011 ～ 2016 年）それぞれについて作成した。なお、最も小さい直径階への更新率は、最大直径階の個体数に応じて決まるものと仮定した。

現状からの予測

まず、過去20年の状況が今後も続くとは仮定して、林冠木種と中低木種それぞれの今後200年間の森林動態を予測した。行列の値は測定期間によって異なるため、3つの行列が起きる順番をランダムに選ぶシミュレーションを1000回行い、各直径階に含まれる個体数の平均値と95%の予測値が含まれる範囲を計算した。

その結果、林冠木種では、過去20年間に見られた小さい直径の個体の減少がしばらく続くが、その後、大きな個体の数が増えるにつれて更新個体数も増加し、現在の個体数とそれほど変わらない状態が長期間にわたって維持されると予測された（図4a）。また、中低木種でも、小さな直径階の個体数が現在よりもずっと少なくなるが、やは

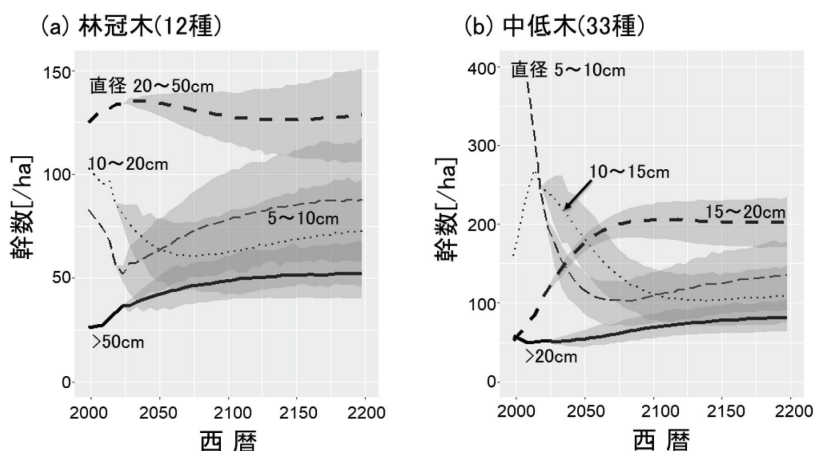


図4. 推移行列モデルで予測した春日山原始林の0.92haの調査区のエドヒメトウライ (a) と中低木種 (b) における4つの直径階の個体数変動。線は1000回のシミュレーションの平均値、灰色は95%の予測値の範囲を表す。

り大きな個体の数は十分維持されると予測された(図 4b)。

つまり、今回の動態データからは、春日山では、成熟個体の数が減るような大きな問題が起きる可能性は少ないことになる。しかし、今回の動態データを調べたのが 2016 年までのナラ枯れの影響がほとんど見られない時期であったこと、DBH5cm より小さな個体については調べていないことから、現在、春日山で問題になっているナラ枯れによるブナ科の大木の枯死とシカの採食による実生や稚樹の更新阻害の影響を十分に反映しているとは言えない。そこで、以下では、これらの問題を仮定した推移行列をつくって、林冠木種への影響を推定してみた。

ナラ枯れを考慮した予測

春日山では、2012 年にナラ枯れが確認されてから、コナラなどの落葉樹だけでなく、常緑のカシ類にもナラ枯れの被害が広がっている。奈良県による 2015 年の調査では、調査した常緑ブナ科樹種の大径木 322 本の 24.8% (80 本) にナラ枯れの被害(カシノナガキクイムシの穿孔等)が確

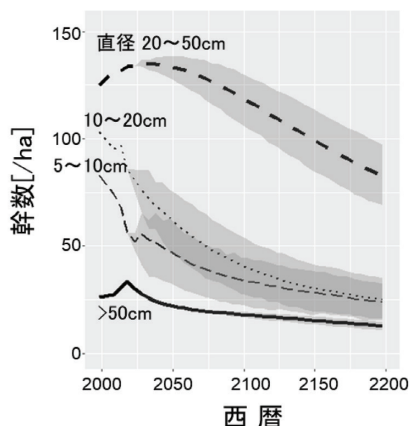


図 5. ナラ枯れを想定した推移行列モデルで予測した春日山原始林の 0.92ha の調査区の林冠木種における 4 つの直径階の個体数変動。線は 1000 回のシミュレーションの平均値、灰色は 95% の予測値の範囲を表す。

認され、そのうちの 2 本は調査時点ですでに枯死していた(「春日山原始林のナラ枯れ対策(奈良県)」, <http://www.pref.nara.jp/secure/145042/05.pdf> 2019.11 参照)。今回の調査区内でのナラ枯れが原因と思われる死亡個体は、2016 年の調査時に死亡していた DBH58cm のウラジロガシ 1 個体のみであったが、他にもツクバネガシの林冠木 2 個体でカシノナガキクイムシの穿孔が見つかった。今後、ナラ枯れによる枯死がどのくらい増えるかはわからないが、ブナ科の大径木で死亡率が上がる可能性は否定できないだろう。そこで、今回得られた林冠木の推移行列の DBH50cm 以上の直径階の生存率を観察された値の 80% に減らして、シミュレーションを実施してみた。

その結果、大径木の死亡率が高い状態が続くと DBH20cm 以上の現在の個体数は維持できず、ゆっくりとはあるが、徐々に大きな個体が減っていくと予測された(図 5)。もちろん、ナラ枯れの被害は将来にわたってずっと続くわけではなく、ある程度時間がたてば、徐々に終息していく可能性が高いだろう。そのため、このシミュレーションは現実的ではないかもしれない。しかし、大径木の生存率が今より 20% 下がるだけでも、林冠木の個体数は、安定的には維持できなくなることが、このシミュレーションから示唆される。

稚樹の更新阻害を考慮した予測

春日山におけるもう 1 つの問題に、シカによる植物の更新阻害がある。春日山では、シカが種子、実生、稚樹を採食することで、多くの樹種で更新阻害が起きていると報告されている(前迫, 2006, 2013)。九州の綾にある常緑広葉樹林では、常緑ブナ科樹木(ウラジロガシ、アカガシ、イチイガシ、スダジイ)の DBH20cm 以上の個体密度が各種 1ha あたり数本～十数本なのに対して、樹高 2m 以下の稚樹の密度は数百本～数千本もあ

り、どの樹種も高密度稚樹バンクを形成している（永松ほか，2002）。おそらく、ブナ科林冠木樹種の更新には、こうした稚樹バンクが不可欠と思われる。春日山で林冠木種の稚樹バンク密度や稚樹動態を調べたデータは見当たらないが、現地での観察やいくつかの実生に関するデータ（例えば、依田ほか，2014）から、春日山では林冠木種の実生や稚樹の密度が極めて低い状況にあることは間違いない。こうした状況が続けば、DBH5cm への更新個体数は、1996 年～2016 年に観察された値よりも、今後は大幅に減少する可能性が高い。

そこで、大径木の生産した種子の多くが DBH5cm に至るまでにシカによって食べられてしまうと仮定して、最大直径階の個体の DBH5cm の個体の更新率に対する貢献度が、観察された値の 1/10 しかないと仮定した行列モデルをつくって、600 年先までの林冠木種の動態を予測してみた。

その結果、DBH50cm 以上の最大サイズでは、約 100 年先までは、1996 年～2016 年に見られたのと同じように個体数の増加が続くが、その後は

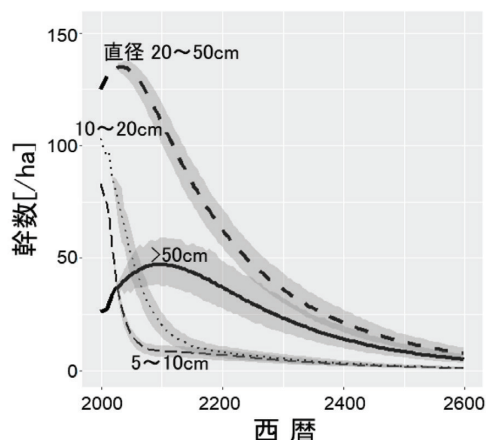


図 6. 更新障害を想定した推移行列モデルで予測した春日山原始林の 0.92ha の調査区のエドヒヤクサカキ木種における 4 つの直径階の個体数変動。線は 1000 回のシミュレーションの平均値、灰色は 95% の予測値の範囲を表す。

減少に転じ、600 年後までには、林冠木種はほぼいなくなってしまうと予測された（図 6）。この結果は、強い更新障害があったとしても、個体数の減少はゆっくりとしか進まず、森林が壊滅的な状態になるまでには長い時間がかかることを示唆する。これは、林冠木樹種は、大径木の死亡率が低く寿命が長いためである。

山倉ほか（2001）は、春日山の 13ha 調査区で調べた先駆樹種カラスザンショウの詳細な動態データから、シカの食害による更新障害が原因で、カラスザンショウが 185 年後までに 13ha 調査区から絶滅すると推定した。また、他の樹種の死亡率もカラスザンショウと同じで、かつ、全く更新が起きないと仮定すると、280 年後までに、ほぼ全ての林冠木が絶滅すると推定した。この推定は、今回のシミュレーションでの絶滅までの推定期間よりも短い、それは、林冠木種の実際の死亡率が先駆樹種であるカラスザンショウよりずっと小さいためだろう。それでも、今回のシミュレーションも、現在の更新障害が続けば春日山の林冠木はいずれ絶滅するという山倉ほか（2001）の予測を支持する。ただし、今回のシミュレーションで、その速度が非常にゆっくりとしたものであることが示唆されたため、手遅れにならないうちに更新障害を緩和することさえできれば、春日山原始林のエドヒヤクサカキ木の個体数を将来も維持することは十分に可能だろう。

まとめ

春日山原始林での 20 年間の樹木動態調査と簡単な行列モデルを組み合わせることで将来の予測を試みた。その結果、すでに指摘されているように、シカの採食による更新障害とナラ枯れによる大径木の枯死が、長期的には春日山原始林に影響する可能性があることを、実際のデータに基づいて予測

できた。また、これもすでに言われていることではあるが、森林動態の進行は非常にゆっくりと進むことが確認でき、これから対策を進めれば春日山原始林を十分持続できることも示唆された。ただし、稚樹の正確な動態データがないこと、樹種別の予測をするにはデータ量が少なく詳細なモデルが作成できないこと等、複雑な森林動態をより正確に予測するためには、まだ課題も多い。こうした点を中心に、今後もデータを蓄積して、より詳細なモデルを使った解析を進めれば、さらに正確な動態予測が可能になるだろう。

謝辞

本調査の一部は、環境省の「モニタリングサイト1000」事業として実施しているものである。奈良県公園事務所には、春日山での調査許可と調査実施に際しての様々なご協力をいただいた。毎木調査では、大阪市立大学・機能植物生態学研究室の多くの学生と卒業生に手伝っていただいた。これら関係機関と関係者に深く感謝申し上げる。

引用文献

橋本佳延・藤木大介. 2014. 日本におけるニホンジカの採食植物・不嗜好性植物リスト. 人と自然, 25 : 133 – 160.

Ishihara, M. I., S. N. Suzuki, M. Nakamura, T. Enoki, A. Fujiwara, T. Hiura, D. Hoshino, K. Homma, K. Hoshizaki, H. Ida, K. Ishida, A. Itoh, T. Kaneko, K. Kubota, K. Kuraji, S. Kuramoto, A. Makita, T. Masaki, K. Namikawa, K. Niiyama, M. Noguchi, H. Nomiya, T. Ohkubo, S. Saito, T. Sakai, M. Sakimoto, H. Sakio, H. Shibano, H. Sugita, M. Suzuki, A. Takashima, N. Tanaka, N. Tashiro, N. Tokuchi, Yakushima Forest Environment Conservation

Center, T. Yoshida & Y. Yoshida. 2011. Forest stand structure, composition, and dynamics in 34 sites over Japan. *Ecological Research*, 26 : 1007-1008.

神崎 護. 1992. 地形測量を組み合わせた毎木調査の紹介：春日山照葉樹林からニューズレター標識, 2 : 1 – 4.

前迫ゆり. 2006. 春日山原始林とニホンジカ. 「世界遺産をシカが喰う シカと森の生態学」(湯本貴和・松田裕之編), pp. 147 – 165. 文一総合出版, 東京.

—— (編). 2013. 世界遺産 春日山原始林－照葉樹林とシカをめぐる生態と文化－. 292pp, ナカニシヤ書店, 京都.

永松 大・小南陽亮・佐藤 保・齊藤 哲. 2002. 綾照葉樹林の個体群構造と更新. 九州森林研究, 55 : 50 – 53.

Mizuno, T., N. Fujii, M. Kanzaki & T. Yamakura. 1999. Fractal nature of spatial patterns in Japanese evergreen oak forest trees. *Vegetation Science*, 16 : 103-113.

Naka, K. 1982. Community dynamics of evergreen broadleaf forests in southwestern Japan. I. Wind damaged trees and canopy gaps in an evergreen oak forest. *The Botanical Magazine Tokyo*, 95 : 385-399.

—— & K. Yoda. 1984. Community dynamics of evergreen broadleaf forests in southwestern Japan. II. Species composition and density of seeds buried in the soil of a climax evergreen oak forest. *The Botanical Magazine Tokyo*, 97 : 61-79.

—— & T. Yoneda. 1984. Community dynamics of evergreen broadleaf forests in southwestern Japan. III. Revegetation in gaps in an evergreen oak forest. *The Botanical Magazine Tokyo*, 97 : 275-286.

Shimoda, K., K. Kimura, M. Kanzaki & K. Yoda. 1994. The regeneration of pioneer tree species under browsing pressure of Sika-Deer in an evergreen oak

- forest. *Ecological Research*, 9 : 85-92.
- 山倉拓夫・川崎稔子・藤井範次・水野貴司・平山大輔・野口英之・名波 哲・伊東 明・下田勝久・神崎 護. 2001. 春日山照葉樹林の未来. 関西自然保護機構会誌, 23 : 157 – 167.
- 依田綾子・前迫ゆり・名波 哲・神崎 護. 2014. 春日山原始林におけるツクバネガシの種子および当年生実生の初期動態. 地域自然史と保全, 36 : 59 – 66.

40 周年記念シンポジウム「関西の自然の長期的な変化：長期モニタリングの結果から見える過去と現在」

「三草山ゼフィルス森」におけるチョウ類群集の 24 年間の変化

大阪府立大学大学院・生命環境科学研究科	石 井 実
大阪府立大学大学院・生命環境科学研究科	浅 井 悠 太
大阪府立大学大学院・生命環境科学研究科	上 田 昇 平
大阪府立大学大学院・生命環境科学研究科	平 井 規 央

Change in the structure of butterfly assemblage for 24 years in Mt. Mikusa Zephyrus Coppice, northern Osaka, central Japan. Minoru Ishii*, Yuta Asai, Shouhei Ueda and Norio Hirai (*Entomological Laboratory, Osaka Prefecture University*)

Coppices and remnants of coppices dominated by deciduous *Quercus* species, such as *Q. aliena*, *Q. acutissima* and *Q. serrata*, still remain in and around Mt. Mikusa (altitude: 564 m) in northern Osaka Prefecture, central Japan. The occurrence of ten species of ‘Zephyrus’, or arboreal thecline lycaenids, in the area prompted the Osaka Prefectural Government to designate a 14.5 ha coppice on a southeast-facing slope on Mt. Mikusa as a Green Zone Protected Area in 1992. In addition, the Osaka Green Trust (OGT) implemented a variety of vegetation management measures on the coppice, which is known as the “Mt. Mikusa Zephyrus Coppice”, or MZC. We conducted transect counts of butterfly assemblages in the MZC over a seven-month period in 2015. Specifically, we analyzed changes in the structure of butterfly assemblages in the MZC over 24 years after the establishment of the protected area in 1992 by comparing our findings with those of previous surveys (Ishii et al., 1995, 2003; Nishinaka and Ishii, 2006, 2007). A total of 1,222 individual butterflies belonging to 42 species from 5 families were observed in 2015. Dominant species included three dwarf-bamboo-feeding satyrines, *Lethe sicelis* (n=435), *L. diana* (n=363) and *Neope goschkevitchii* (n=198), which accounted for ca. 82% of the total number of butterflies. In contrast, the abundance of violet-feeding fritillaries was low, with a total of only six individuals belonging to three species observed. After butterfly densities as low as 13.4 being recorded in 1992, densities have increased gradually to 37.8 individuals/km. No marked change in species richness (41–49 species) was observed over the 24 years since the MZC was established. However, the species diversity (H') of the butterfly assemblage decreased gradually to 2.7 in 2015 after peaking at 4.6 in 1995. A decreasing tendency was observed in the density of herbaceous-plant feeders, such as *Damora sagana* and *Daimio tethys*, and woody-plant feeders, such as *Limenitis camilla*, *Eurema mandarina* and *Papilio bianor*, which are nectar feeders as adults, over the 24-year period. However, the densities of the three dominant dwarf-bamboo-feeders increased over the same period. The results showed that, except for butterfly species that feed on dwarf-bamboo, *Pleiolabastus chino* var. *viridis*, the populations of most butterfly species is decreasing. These findings suggest that the feeding damage caused by increasing populations of wild sika deer, *Cervus nippon*, to the food plants utilized by many lepidopteran species is having a negative impact on butterfly populations in the region.

Keywords: butterfly assemblage, Mt. Mikusa Zephyrus Coppice, transect counts of butterflies, dwarf-bamboo-feeding satyrines, violet-feeding fritillaries, sika deer

要旨：大阪府北部の兵庫県との府県境に位置する三草山（標高 564m）には、ナラガシワやコナラ、クスギなどの落葉カシ類を主体とする里山林が残され、ヒロオビミドリシジミやウラジロミドリシジミなど 10 種のゼフィルス類の生息が確認されている。この山の南東側斜面約 14.5ha の里山林は、1992 年に大阪府の緑地環境保全地域に指定されるとともに、(公財) 大阪みどりのトラスト協会（以下、OGT）により「三草山ゼフィルス森」（以下、MZC）として、チョウ類を指標とする植生の管理が行われている。著者らは、MZC において 2015 年にチョウ類のトランセクト調査を実施し、その結果を 1992, 1995, 1999, 2001, 2004 の記録（それぞれ、石井ほか, 1995, 2003 ; Nishinaka & Ishii, 2006, 2007）と比較することで、開設以来の群集構造の変化を解析した。2015 年の調査では 5 科 42 種のべ 1,222 個体のチョウ類が確認され、優占種はヒカゲチョウ *Lethe sicelis* (435 個体)、クロヒカゲ *L. diana* (363 個体)、サトキマダラヒカゲ *Neope goschkevitchii* (198 個体) で、幼虫がササ食で成虫が樹液食のこれら 3 種のヒカゲチョウ類のみで全体の約 82% を占めた。

これに対して、幼虫がスミレ食で成虫が花蜜食のメスグロヒョウモン *Damora sagana* など3種のヒョウモンチョウ類は6個体と極めて少なかった。1992年から2015年の24年間の変化を見ると、種数(41~49種)では一定の傾向は認められなかったが、密度は1995年に13.4に低下した後に増加し、2015年に37.8と最高値を示した。逆に、平均多様度 H' は1995年に4.6と最高値を示した後は徐々に低下し、2015年は2.7と最低であった。種別に見るとヒカゲチョウ類3種が増加傾向を示したのに対して、草本食・花蜜食のメスグロヒョウモン *Damora sagana* やダイミョウセセリ *Daimio tethys*, 木本食・花蜜食のイチモンジチョウ *Limenitis camilla*, キタキチョウ *Eurema mandarina*, カラスアゲハ *Papilio bianor* など多くの種で減少傾向が認められた。これら結果は、MZCの下層植生において、ネザサ *Pleioblastus chino* var. *viridis* が繁茂する一方で花蜜食のチョウ類の寄主植物や蜜源植物が衰退しつつあることを示すと考えられ、大阪府北部で密度の高まったニホンジカの影響が示唆される。

キーワード：チョウ類群集、三草山ゼフィルス森、トランセクト調査、ササ食のヒカゲチョウ類、スミレ食のヒョウモンチョウ類、ニホンジカ

はじめに

大阪府と兵庫県の府県境に位置する三草山(標高564m)の周辺では昭和30年ごろまで炭焼きが盛んに行われ、ナラガシワ *Quercus aliena* やクヌギ *Q. acutissima*, コナラ *Q. serrata* などの落葉広葉樹を主体とする里山林が残されている(米田, 1984, 1986など)。三草山には、この山を分布の東限とするヒロオビミドリシジミ *Favonius cognatus* など10種のゼフィルス類(ミドリシジミ類 *Theclini*) やオオムラサキ *Sasakia charonda* をはじめとするチョウ類やオオクワガタ *Dorcus hopei binodulosus* など多様な昆虫類が生息している(例

えば仲田, 1982; 田中, 1989; 遠山編, 1989; 小坂, 1994; 大阪府の蝶編集委員会, 2005など)。しかし、炭焼きなどの里山林利用の減少による荒廃に加え、ゼフィルス類の越冬卵採取のためにマニアが冬期にナラガシワを伐倒するなどの問題も発生していたことから、三草山の南東側斜面約14.5haが1992年に大阪府の緑地環境保全条例にもとづく自然環境保全地域に指定されるとともに、大阪みどりのトラスト協会による植生の管理事業が始まった(Fig.1; 石井, 1994, 2014; 天満, 2009)。「三草山ゼフィルス森」(以下、MZC; Mt. Mikusa Zephyrus Coppice)では、ゼフィルス類がシンボル種群であることから、開設当初より

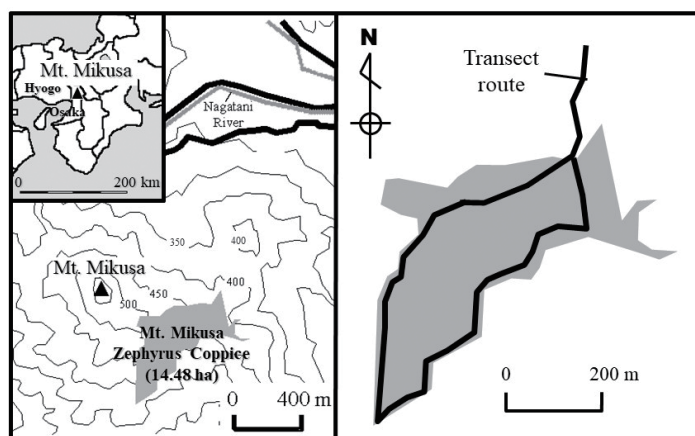


Fig.1 Location of the study site, Mt. Mikusa Zephyrus Coppice, and the transect used for the butterfly counts.

チョウ類を指標生物とした植生管理が行われてきた（例えば藤井，1994；石井，2014 など）。

三草山ゼフィルス森とチョウ類群集調査

開設直後の1992年にチョウ類のトランセクト調査が行われ、MZCから49種のチョウ類が確認された（石井ほか，1995）。成虫については花蜜食と樹液食の種などが認められ、幼虫についてもスミレ類 *Viola* spp. を寄主植物とするヒョウモンチョウ類やネザサ *Pleioblastus chino* var. *viridis* に依存するヒカゲチョウ類などが含まれていたことから、石井ほか（1995）は、MZCのチョウ類群集全体の種多様性を維持するためには、樹高や林床の状態を含め、いろいろな遷移段階の自然をモザイク的に保全する必要性があることを指摘した。そこでMZCでは、下層植生についてはネザサなどを強く刈り込む「下刈区」と下刈りを実施しない「放置区」を25 m幅で交互に設ける管理方法が採用された。この下層植生の「縞状管理」は1995年までに全域に及んだことから、同年に再びチョウ類のトランセクト調査が実施され、ヒカゲチョウ類の密度が大幅に減少し、群集全体の種多様度が向上したことが確認された（石井ほか，2003）。

しかし、1996～1999年にトラスト協会の事情により下刈り未実施の面積が拡大した後、2000年にほぼ全域の縞状管理が回復するという大きな植生変化があったため、その前後の1999年と2001年にチョウ類のトランセクト調査を実施し、群集構造の比較を行った。その結果、縞状管理が不十分な1999年と完全に近い2001年の群集を比較すると、種数の増加と総個体数の減少が認められ、チョウ類群集の種多様度が改善したが、この個体数の減少にはやはりヒカゲチョウ類が関わっていた（Nishinaka & Ishii, 2006）。一方で、全体に占める個体数の割合は小さいもののヒョウモン

チョウ類の顕著な増加が認められ、下層植生の管理はチョウ類群集の構造に影響を及ぼし、強めるとヒョウモンチョウ類のような林床草本に依存する種が増加し、弱めるとササ食のヒカゲチョウ類が増加することが確認された（Nishinaka & Ishii, 2006；西中，2010）。

その後、三草山山麓の棚田などの農耕地や集落とMZCのチョウ類群集の特徴を比較するために2004年にトランセクト調査が行われたが（Nishinaka & Ishii, 2007）、それ以降はMZCのチョウ類群集に関する報告はなかった。しかし、2014年にナラ枯れの侵入が確認され、ナラガシワとクスギなどの被害木の伐倒が行われたためギャップが広がるなど（石井，2016a）、MZCの森林環境が大きく変化した。そこで、2015年にこれまでと同じルートを用いてチョウ類のトランセクト調査を行い、1992年以降の調査結果と比較することにした。そして、この機会に1992年以降のMZCにおけるチョウ類群集の変化を振り返るとともに、今後の保全施策に資することを期して、変化の要因について考察した。

2015年のトランセクト調査の結果

2015年の調査では、Nishinaka & Ishii（2006）に従い、MZCに約2kmのセンサスルートを設定し（Fig.1）、4～10月に月2回、計14回、原則として晴天、微風の日にルート上を歩きながら、左右・前方・上方約5mの範囲に見られたチョウの種と個体数を記録した。得られたデータからルート1km当たりの個体数（以下、密度）やShannon-Wienerの平均多様度（ H' ）などを算出した。

2015年の調査の結果、合計5科42種のべ1,222個体のチョウ類が確認された（Table 1）。密度は37.8個体/km、平均多様度 H' は2.74であった。上位5種は、ヒカゲチョウ *Lethe sicelis* (435個体)、

クロヒカゲ *L. diana* (363 個体), サトキマダラヒカゲ *Neope goshkevitchii* (198 個体), テングチョウ *Libythea celtis* (30 個体), ヒメウラナミジャノメ *Ypthima argus* (27 個体) で, とくにササ食者である上位 3 種のヒカゲチョウ類の個体数が 996 個体と圧倒的に多く, これら 3 種のみで全体の約 82% を占めた (Table 2)。一方, 林床草本の指標と言えるスミレ食のヒョウモンチョウ類はメスグロヒョウモン *Damora sagana*, ミドリヒョウモン

Argynnis paphia, クモガタヒョウモン *Nephargynnis anadyomene* の 3 種のみで, 各 2 個体合計 6 個体 (全体の 0.5%) と極めて少なかった。

特筆すべき記録として, 近年北方への分布拡大が著しい南方系のナガサキアゲハ *Papilio memnon* が MZC において初めて確認されたことがあげられる。なお, 分布拡大が顕著な南方系のチョウ類については, クロコノマチョウ *Melanitis phedima* が 2001 年と 2004 年に確認されている (Table 1)。

Table 1. Annual and mean annual counts per km (in parentheses) of each butterfly species recorded in the MZC in 2015. Past results obtained in 1992, 1995, 1999, 2001 and 2004, and type of geographical distribution (GD: P; Palearctic, O; Oriental, S; Sino-Japanese) and Seral Rank (SR) based on Nishinaka & Ishii (2006) of each species are also shown in this table.

Species	GD	SR	1992 ¹⁾	1995 ²⁾	1999 ³⁾	2001 ³⁾	2004 ⁴⁾	2015	Total count	Mean density	Japanese name
Hesperiidae											セセリチョウ科
<i>Erynnis montanus</i>	S	6	-	17 (0.90)	40 (1.15)	50 (1.43)	26 (0.58)	13 (0.40)	146	(0.77)	ミヤマセセリ
<i>Daimio tethys</i>	S	5	11 (0.50)	5 (0.26)	6 (0.17)	10 (0.29)	4 (0.09)	1 (0.03)	37	(0.19)	ダイミョウセセリ
<i>Thoressa varia</i>	S	5	10 (0.45)	8 (0.42)	15 (0.43)	10 (0.29)	21 (0.47)	7 (0.22)	71	(0.37)	コチャバネセセリ
<i>Isoteinon lamprospilus</i>	S	4	3 (0.14)	-	-	-	2 (0.04)	-	5	(0.03)	ホソバセセリ
<i>Ochlodes ochraceus</i>	S	4	-	-	1 (0.03)	1 (0.03)	-	-	2	(0.01)	ヒメキマダラセセリ
<i>Potanthus flavum</i>	S	4	3 (0.14)	-	5 (0.14)	12 (0.34)	3 (0.07)	-	23	(0.12)	キマダラセセリ
<i>Polytremis pellucida</i>	S	5	30 (1.36)	1 (0.05)	8 (0.23)	10 (0.29)	4 (0.09)	2 (0.06)	55	(0.29)	オオチャバネセセリ
<i>Parnara guttata</i>	O	3	-	2 (0.11)	1 (0.03)	-	-	6 (0.19)	9	(0.05)	イチモンジセセリ
Papilionidae											アゲハチョウ科
<i>Byasa alcinous</i>	S	3	-	-	1 (0.03)	-	1 (0.02)	-	2	(0.01)	ジャコウアゲハ
<i>Graphium sarpedon</i>	O	8	1 (0.05)	-	-	-	-	-	1	(0.01)	アオスジアゲハ
<i>Papilio xuthus</i>	S	5	1 (0.05)	-	-	1 (0.03)	3 (0.07)	1 (0.03)	6	(0.03)	アゲハ
<i>P. helenus</i>	O	6	2 (0.09)	1 (0.05)	3 (0.09)	2 (0.06)	1 (0.02)	3 (0.09)	12	(0.06)	モンキアゲハ
<i>P. protenor</i>	S	5	4 (0.18)	1 (0.05)	15 (0.43)	4 (0.11)	5 (0.11)	20 (0.62)	49	(0.26)	クロアゲハ
<i>P. macilentus</i>	S	5	2 (0.09)	-	-	2 (0.06)	5 (0.11)	-	9	(0.05)	オナガアゲハ
<i>P. memnon</i>	O	5	-	-	-	-	-	1 (0.03)	1	(0.01)	ナガサキアゲハ
<i>P. bianor</i>	S	6	11 (0.50)	6 (0.32)	7 (0.20)	2 (0.06)	1 (0.02)	3 (0.09)	30	(0.16)	カラサアゲハ
<i>P. maackii</i>	S	6	2 (0.09)	-	-	1 (0.03)	1 (0.02)	-	4	(0.02)	ミヤマカラスアゲハ
Pieridae											シロチョウ科
<i>Colias erate</i>	P	1	1 (0.05)	-	-	-	-	-	1	(0.01)	モンキチョウ
<i>Eurema mandarina</i>	S	4	12 (0.54)	25 (1.32)	15 (0.43)	10 (0.29)	15 (0.34)	1 (0.03)	78	(0.41)	キタキチョウ
<i>Anthocharis scolymus</i>	S	3	1 (0.05)	-	7 (0.20)	4 (0.11)	1 (0.02)	1 (0.03)	14	(0.07)	ツマキチョウ
<i>Pieris rapae</i>	P	1	2 (0.09)	-	-	-	-	-	2	(0.01)	モンシロチョウ
<i>P. melete</i>	S	3	1 (0.05)	4 (0.21)	17 (0.49)	14 (0.40)	32 (0.72)	1 (0.03)	69	(0.36)	スジグロシロチョウ
Lycanidae											シジミチョウ科
<i>Narathura japonica</i>	S	7	13 (0.59)	2 (0.11)	2 (0.06)	6 (0.17)	8 (0.18)	1 (0.03)	32	(0.17)	ムラサキシジミ
<i>Artopoetes pryori</i>	S	6	1 (0.05)	1 (0.05)	-	-	-	-	2	(0.01)	ウラゴマダラシジミ
<i>Ussuriana stygiana</i>	S	6	-	-	-	1 (0.03)	-	-	1	(0.01)	ウラキシジミ
<i>Japonica lutea</i>	S	6	7 (0.32)	2 (0.11)	3 (0.09)	24 (0.69)	-	2 (0.06)	38	(0.20)	アカシジミ
<i>J. saepesstriata</i>	S	6	32 (1.45)	1 (0.05)	8 (0.23)	11 (0.32)	2 (0.04)	15 (0.46)	69	(0.36)	ウラナミアカシジミ
<i>Wagimo signatus</i>	S	6	-	-	-	1 (0.03)	-	1 (0.03)	2	(0.01)	ウラミスジシジミ
<i>Antigius attilia</i>	S	6	29 (1.32)	4 (0.21)	18 (0.52)	11 (0.32)	15 (0.34)	8 (0.25)	85	(0.45)	ミズイロオナガシジミ
<i>Favonius orientalis</i>	S	6	2 (0.09)	1 (0.05)	-	-	-	-	3	(0.02)	オオミドリシジミ

Table 1. のつづき.

Species	GD	SR	1992 ¹⁾	1995 ²⁾	1999 ³⁾	2001 ³⁾	2004 ⁴⁾	2015	Total count	Mean density	Japanese name
Lycaenidae											シジミチョウ科
<i>F. cognatus</i>	S	6	19 (0.86)	-	1 (0.03)	2 (0.06)	10 (0.22)	2 (0.06)	34	(0.18)	ヒロオビミドリシジミ
<i>F. saphirinus</i>	S	6	8 (0.36)	3 (0.16)	-	1 (0.03)	-	2 (0.06)	14	(0.07)	ウラジロミドリシジミ
<i>Callophrys ferrea</i>	S	6	3 (0.14)	1 (0.05)	-	1 (0.03)	1 (0.02)	-	6	(0.03)	コツバメ
<i>Rapala arata</i>	S	5	3 (0.14)	1 (0.05)	-	-	2 (0.04)	-	6	(0.03)	トラフシジミ
<i>Taraka hamada</i>	S	6	-	-	-	-	-	1 (0.03)	1	(0.01)	ゴイシシジミ
<i>Lycaena phlaeas</i>	P	1	3 (0.14)	5 (0.26)	1 (0.03)	8 (0.23)	6 (0.13)	-	23	(0.12)	ベニシジミ
<i>Pseudoizeeria maha</i>	O	1	1 (0.05)	2 (0.11)	1 (0.03)	3 (0.09)	-	1 (0.03)	8	(0.04)	ヤマトシジミ
<i>Cerastrina argiolus</i>	P	6	7 (0.32)	2 (0.11)	1 (0.03)	-	4 (0.09)	6 (0.19)	20	(0.10)	ルリシジミ
<i>Everes argiades</i>	P	3	-	-	1 (0.03)	-	1 (0.02)	-	2	(0.01)	ツバメシジミ
<i>Curetis acuta</i>	S	4	3 (0.14)	4 (0.21)	11 (0.32)	5 (0.14)	8 (0.18)	6 (0.19)	37	(0.19)	ウラギンシジミ
Nymphalidae											タテハチョウ科
<i>Libythea celtis</i>	P	6	2 (0.09)	6 (0.32)	1 (0.03)	30 (0.86)	3 (0.07)	30 (0.93)	72	(0.38)	テングチョウ
<i>Parantica sita</i>	O	7	4 (0.18)	-	1 (0.03)	2 (0.06)	-	7 (0.22)	14	(0.07)	アサギマダラ
<i>Argyronome ruslana</i>	S	5	1 (0.05)	-	-	1 (0.03)	1 (0.02)	-	3	(0.02)	オオウラギンシジミ ヒョウモン
<i>Damora sagana</i>	S	5	23 (1.04)	6 (0.32)	1 (0.03)	10 (0.29)	12 (0.27)	2 (0.06)	54	(0.28)	メスグロヒョウモン
<i>Nephargynnis anadyomene</i>	S	5	2 (0.09)	1 (0.05)	3 (0.09)	2 (0.06)	2 (0.04)	2 (0.06)	12	(0.06)	クモガタヒョウモン
<i>Argynnis paphia</i>	S	5	11 (0.50)	3 (0.16)	-	15 (0.43)	5 (0.11)	2 (0.06)	36	(0.19)	ミドリヒョウモン
<i>Argyreus hyperbius</i>	O	3	1 (0.05)	-	-	-	1 (0.02)	-	2	(0.01)	ツマグロヒョウモン
<i>Limenitis camilla</i>	S	5	22	7 (0.37)	1 (0.03)	3 (0.09)	8 (0.18)	2 (0.06)	43	(0.23)	イチモンジチョウ
<i>L. glorifica</i>	S	5	-	-	2 (0.06)	-	-	-	2	(0.01)	アサマイチモンジ
<i>Neptis sappho</i>	P	5	39 (1.76)	15 (0.79)	17 (0.49)	14 (0.40)	28 (0.63)	24 (0.74)	137	(0.72)	コムスジ
<i>Polygonia c-aureum</i>	S	2	-	1 (0.05)	-	-	1 (0.02)	-	2	(0.01)	キタテハ
<i>Nymphalis xanthomelas</i>	S	6	-	-	-	-	-	3 (0.09)	3	(0.02)	ヒオドシチョウ
<i>Kaniska canace</i>	O	5	7 (0.32)	4 (0.21)	6 (0.17)	9 (0.26)	3 (0.07)	3 (0.09)	32	(0.17)	ルリタテハ
<i>Cynthia ardui</i>	P	2	-	1 (0.05)	-	-	-	-	1	(0.01)	ヒメアカタテハ
<i>Vanessa indica</i>	O	5	-	4 (0.21)	5 (0.14)	1 (0.03)	2 (0.04)	2 (0.06)	14	(0.07)	アカタテハ
<i>Dichorragia nesimachus</i>	O	7	-	-	-	-	1 (0.02)	-	1	(0.01)	スミナガシ
<i>Hestina persimilis</i>	S	6	-	-	3 (0.09)	-	-	1 (0.03)	4	(0.02)	ゴマダラチョウ
<i>Sasakia charonda</i>	S	6	6 (0.27)	3 (0.16)	-	1 (0.03)	-	2 (0.06)	12	(0.06)	オオムラサキ
<i>Ypthima argus</i>	S	3	9 (0.41)	12 (0.63)	49 (1.41)	17 (0.49)	54 (1.21)	27 (0.84)	168	(0.88)	ヒメウラナミジャノメ
<i>Minois dryas</i>	P	4	5 (0.23)	8 (0.42)	22 (0.63)	65 (1.86)	65 (1.45)	9 (0.28)	174	(0.91)	ジャノメチョウ
<i>Lethe sicelis</i>	S	6	140 (6.38)	14 (0.74)	200 (5.74)	115 (3.30)	100 (2.24)	435 (13.46)	1004	(5.27)	ヒカゲチョウ
<i>L. diana</i>	S	6	47 (2.12)	41 (2.17)	316 (9.06)	202 (5.79)	285 (6.38)	363 (11.23)	1254	(6.58)	クロヒカゲ
<i>Neope goshkevitschii</i>	S	6	52 (2.35)	21 (1.11)	129 (3.70)	68 (1.95)	145 (3.25)	198 (6.13)	613	(3.22)	サトキマダラヒカゲ
<i>Mycalesis gotama</i>	S	3	4 (0.18)	3 (0.16)	8 (0.23)	9 (0.26)	4 (0.09)	5 (0.15)	33	(0.17)	ヒメジャノメ
<i>M. francisca</i>	S	4	4 (0.18)	5 (0.26)	23 (0.66)	3 (0.09)	7 (0.16)	-	42	(0.22)	コジャノメ
<i>Melanitis phedima</i>	O	4	-	-	-	1 (0.03)	1 (0.02)	-	2	(0.01)	クロコノマチョウ
Species richness			49	41	41	46	46	42	66		
Annual count			607	254	975	775	910	1222	4743		
Count per km			27.6	13.4	28.0	22.2	20.4	37.8	24.9		
<i>H'</i>			4.4	4.6	3.4	4.0	3.6	2.7			

1) Ishii et al. (1995)

2) Ishii et al. (2003)

3) Nishinaka & Ishii (2006)

4) Nishinaka & Ishii (2007)

Table 2. Top ten dominant species, and their annual counts and mean annual counts per km (in parentheses) in the butterfly assemblage of the MZC in 1992, 1995, 1999, 2001, 2004 and 2015.

Order	1992 ¹⁾	1995 ²⁾	1999 ³⁾	2001 ³⁾	2004 ⁴⁾	2015
1	<i>L. sicelis</i> 140 (6.38)	<i>L. diana</i> 41 (2.17)	<i>L. diana</i> 316 (9.06)	<i>L. diana</i> 202 (5.79)	<i>L. diana</i> 285 (6.38)	<i>L. diana</i> 363 (11.23)
2	<i>N. goshkevitschii</i> 52 (2.35)	<i>E. mandarina</i> 25 (1.32)	<i>L. sicelis</i> 200 (5.74)	<i>L. sicelis</i> 115 (3.30)	<i>N. goshkevitschii</i> 145 (3.25)	<i>L. sicelis</i> 435 (13.46)
3	<i>L. diana</i> 47 (2.12)	<i>N. goshkevitschii</i> 21 (1.11)	<i>N. goshkevitschii</i> 129 (3.70)	<i>N. goshkevitschii</i> 68 (1.95)	<i>L. sicelis</i> 100 (2.24)	<i>N. goshkevitschii</i> 198 (6.13)
4	<i>N. sappho</i> 39 (1.76)	<i>E. montanus</i> 17 (0.90)	<i>Y. argus</i> 49 (1.41)	<i>M. dryas</i> 65 (1.86)	<i>M. dryas</i> 65 (1.45)	<i>L. celtis</i> 30 (0.93)
5	<i>J. saepestriata</i> 32 (1.45)	<i>N. sappho</i> 15 (0.79)	<i>E. montanus</i> 40 (1.15)	<i>E. montanus</i> 50 (1.43)	<i>Y. argus</i> 54 (1.21)	<i>Y. argus</i> 27 (0.84)
6	<i>P. pellucida</i> 30 (1.36)	<i>L. sicelis</i> 14 (0.74)	<i>M. francisca</i> 23 (0.66)	<i>L. celtis</i> 30 (0.86)	<i>P. melete</i> 32 (0.72)	<i>N. sappho</i> 24 (0.74)
7	<i>A. attilia</i> 29 (1.32)	<i>Y. argus</i> 12 (0.63)	<i>M. dryas</i> 22 (0.63)	<i>J. lutea</i> 24 (0.69)	<i>N. sappho</i> 28 (0.63)	<i>P. protenor</i> 20 (0.62)
8	<i>D. sagana</i> 23 (1.04)	<i>T. varia</i> 8 (0.42) <i>M. dryas</i> 8 (0.42)	<i>A. attilia</i> 18 (0.52)	<i>Y. argus</i> 17 (0.49)	<i>E. montanus</i> 26 (0.58)	<i>J. saepestriata</i> 15 (0.46)
9	<i>L. camilla</i> 22		<i>P. melete</i> 17 (0.49) <i>N. sappho</i> 17 (0.49)	<i>A. paphia</i> 15 (0.43)	<i>T. varia</i> 21 (0.47)	<i>E. montanus</i> 13 (0.40)
10	<i>F. cognatus</i> 19 (0.86)	<i>L. camilla</i> 7 (0.37)		<i>P. melete</i> 14 (0.40)	<i>E. mandarina</i> 15 (0.34) <i>A. attilia</i> 15 (0.34)	<i>M. dryas</i> 9 (0.28)
Total count of 10 species	433	168	831	600	7715	1134
Total count of all species	607	254	975	775	910	1222
% of 10 species	71.3	66.1	85.2	77.4	84.7	92.8

1) Ishii et al. (1995)
2) Ishii et al. (2003)
3) Nishinaka & Ishii (2006)
4) Nishinaka & Ishii (2007)
5) excluding *A. attilia*

24 年間のチョウ類群集の変化

MZC でこれまでに行われてきた 1992 年, 1995 年, 1999 年, 2001 年, 2004 年の調査結果 (それぞれ, 石井ほか, 1995, 2003 ; Nishinaka & Ishii, 2006, 2007) と今回の 2015 年の調査結果を合わせると, この 6 年の調査で合計 66 種 4,743 個体のチョウ類が記録された (Table 1)。記録種数では 1992 年の 49 種が最高で, 最低は 1995 年と 2001 年の 41 種, 密度では 2015 年の 37.8 (個体 / km) が最高で 1995 年の 13.4 が最低であった。

この 6 年の合計から見た最優占種はクロヒカゲ (合計 1,254 個体, 平均密度 6.58 個体 / km), ヒカゲチョウ (1004, 5.27), サトキマダラヒカゲ (613, 3.22) の 3 種で合計 2,875 個体, 平均密度 15.08 個体 / km となり, 全体の 61% を占めた。第 4 ~ 10 位の上位種は, ジャノメチョウ *Minois dryas* (174, 0.91), ヒメウラナミジャノメ (168, 0.88), ミヤマセセリ *Erynnis montanus* (146, 0.77), コミスジ *Neptis sappho* (137, 0.72), ミズイロオナガシジミ *Antigius attilia* (85, 0.45), キタキチョウ *Eurema mandarina* (78, 0.41), ウラナミアカ

シジミ (69, 0.36) であった (Table 2)。一方、ヒョウモンチョウ類は多い順にメスグロヒョウモン (54, 0.28), ミドリヒョウモン (36, 0.19), クモガタヒョウモン (12, 0.06), オオウラギンスジヒョウモン *Argyronome ruslana* (3, 0.02), ツマグロヒョウモン *Argyreus hyperbius* (2, 0.01) の5種で合計 107 個体, 平均密度は 0.56 個体 /km と全体の 2.3% にしか過ぎなかった。

1992 年から 2015 年の 24 年間のチョウ類群集の変化を見ると, 種数 (41 ~ 49 種) については一定の傾向は認められなかったが, 密度は 1992 年の 27.5 (個体 /km) から 1995 年に 13.4 に低下した後, 増加傾向で 2015 年には 37.8 と最高値を示した (Fig. 2ab)。逆に, 平均多様度については, 1992 年は 4.4, 1995 年は 4.6 と高水準であったが,

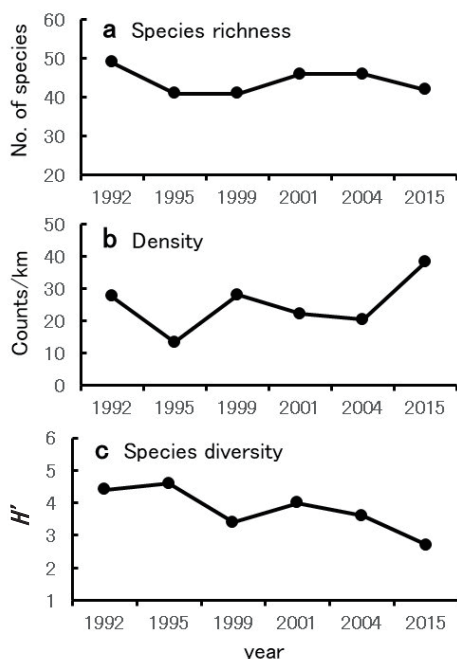


Fig.2 Changes in (a) species richness, (b) mean annual density and (c) species diversity in the butterfly assemblage in the MZC from 1992 through 2015.

徐々に低下し, 2015 年は 2.7 と最低値を示した (Fig. 2c)。

24 年間のチョウ類群集の密度の変化を種別に見ると, 増加傾向を示したのはササ食者のヒカゲチョウ類 3 種のみだったのに対して (Fig. 3), 草本食者のメスグロヒョウモンやミドリヒョウモン, ルリタテハ *Kaniska canace*, ダイミョウセセリ *Daimio tethys*, 木本食者のイチモンジチョウ *Limenitis camilla*, キタキチョウ, カラスアゲハ *Papilio bianor*, ミヤマセセリ, ウラジロミドリシジミ *Favonius saphirinus* など多くの種で減少傾向が認められた (Fig. 4)。そこで, チョウ類群集の変化を幼虫の寄主植物や成虫の蜜源の観点で解析した。幼虫期の寄主植物別の種数では, ササ食者を除く木本食者 (16 ~ 23 種) と草本食者 (15 ~ 22 種) が優勢で, ササ食者は 3 ~ 4 種と少なかったが, その種構成は 24 年間で大きな変化はなかった (Fig. 5a)。しかし, 各タイプの植物を利用するチョウ類の密度については, ササ食者が圧倒的に優勢で, その割合は次第に増大し, 2015 年には約 8 割に達した (Fig. 5b)。成虫の蜜源利用については, 約 9 割が主に植物の花蜜に依存する訪花性の種, 残りが主に樹液や熟れた腐果など

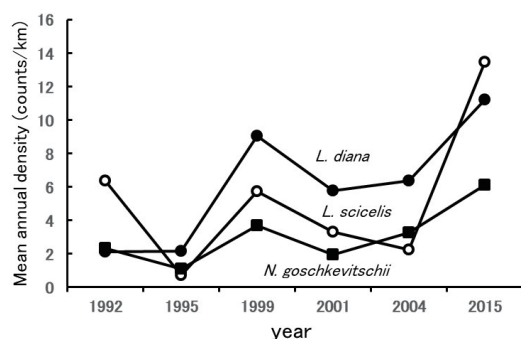


Fig.3 Change in the mean annual density (counts/km) in three dwarf-bamboo feeder nymphalids, *Lethe scicelis* (open circles), *L. diana* (closed circles) and *Neope goschkevitschii* (closed squares), in the MZC from 1992 through 2015.

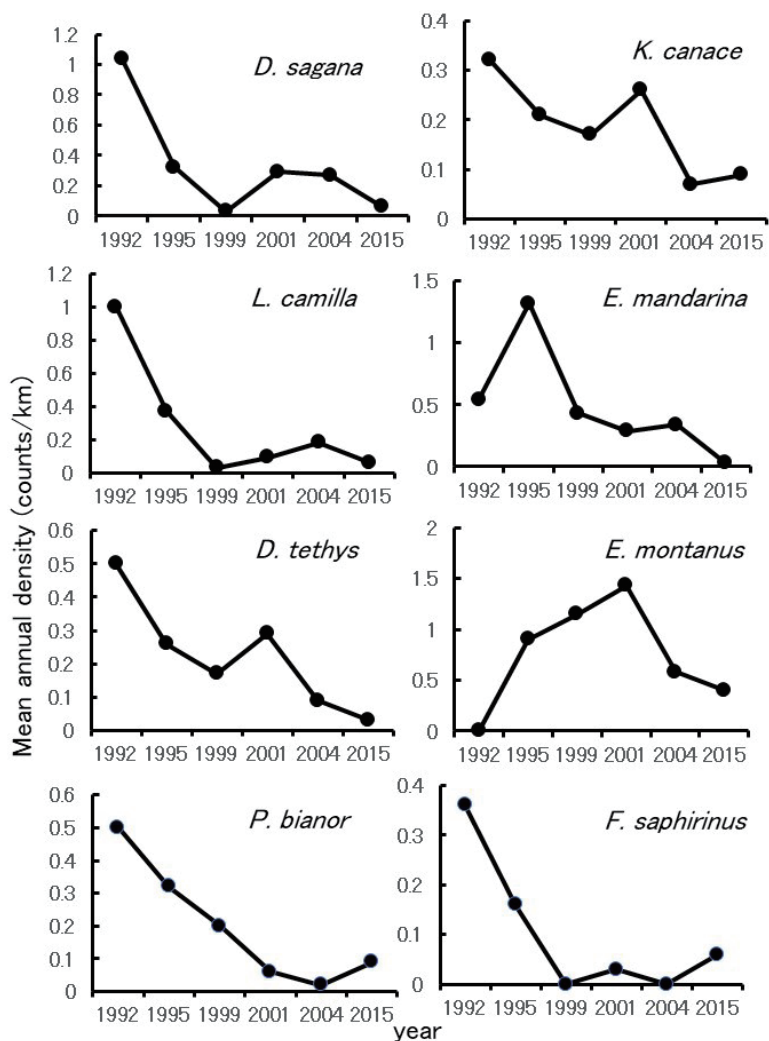


Fig.4 Change in mean annual density (counts/km) of eight species in the MZC from 1992 through 2015.

に依存する非訪花性の種で、その割合には大きな変化はなかった (Fig. 6a)。しかし密度については、1992 年と 1995 年には訪花性種の割合が約 6 割を占めたが、次第に減少し、2015 年には約 2 割になった (Fig. 6b)。

今後の MZC の管理に向けて

MZC の植生管理にあたって指標生物としてい

るチョウ類は、分類学的にも生態学的にもよく研究され、種数が適当で、明瞭な斑紋と昼行性のために識別が容易であるうえ、森林や草原などさまざまな環境に生息して、大部分の種が幼虫時代には特定の植物に依存し、成虫も花蜜や樹液などを必要とするなど、植生の状態を反映するため (Kudrna, 1986)、英国では 1970 年代に全国的なチョウ類モニタリング計画が始まり、トランセク

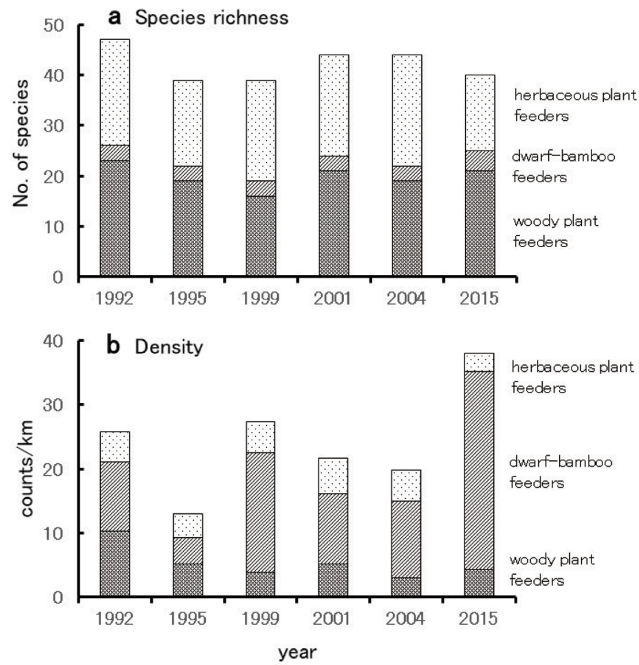


Fig.5 Change in (a) species richness and (b) density of herbaceous plant feeders, dwarf-bamboo feeders, and woody plant feeders in the MZC from 1992 through 2015.

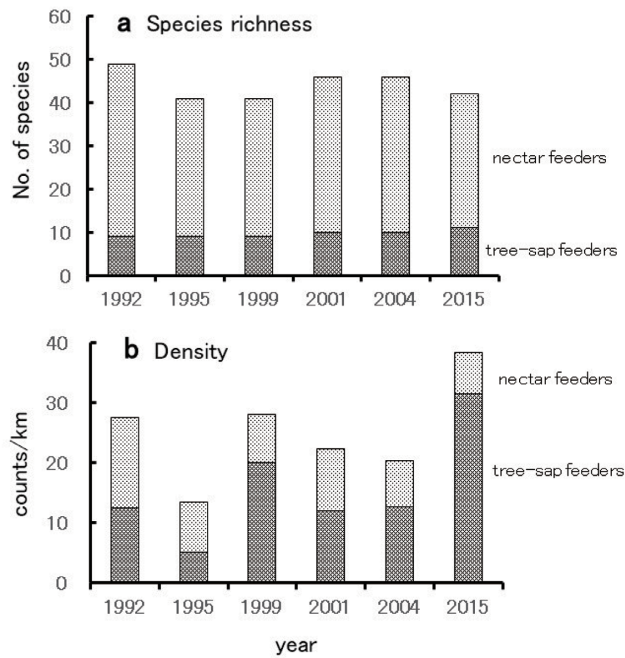


Fig.6 Change in (a) species richness and (b) density of nectar feeders and tree-sap feeders in the MZC from 1992 through 2015.

ト調査の結果が里山林などの植生管理に利用されている（例えば Pollard & Yates, 1993；石井ほか, 1995 など）。日本でも、2003 年度より始まった環境省の「重要生態系監視地域モニタリング推進事業」（通称「モニタリングサイト 1000」）において、里地調査と高山帯調査で指標生物としてチョウ類が使われている（石井, 2016b）。とくに、里地調査のチョウ類調査はトランセクト法で行われ、種構成や種数、密度ばかりでなく、チョウ類各種の寄主植物が出現する遷移段階に注目した SR 指数（Nishinaka & Ishii, 2007；西中, 2010）などにより、植生遷移の影響なども解析されている（高川, 2016）。

そこで、MZC のチョウ類群集の変化を SR 指数により解析したところ草地性の種の衰退と落葉広葉樹林の種の増加が明らかになった。すなわち、MZC のチョウ類群集は SR5（若齢林・林縁）と

SR6（落葉広葉樹林）の種が約 3 分の 2 を占め、残り約 3 分の 1 が SR1～4（低茎草地から高茎草地）の草地性の種で構成されていたが、SR1～4 の種や SR7 以上（常緑広葉樹林）の種が減少した結果、2015 年には SR5 と SR6 の種が約 4 分の 3 を占めるまでになった（Fig. 7a）。各ランクの密度について見るとさらにこの傾向は顕著で、SR6 はもともと 5～7 割を占め、優占していたが、2015 年には 9 割に達した（Fig. 7b）。これらのことは、SR5 にヒヨウモンチョウ類、SR6 にヒカゲチョウ類が含まれることを考えると理解できる。

石井ほか（1995）は、近畿地方のチョウ類群集を平均多様度と密度の関係から解析し、陽樹林の遷移段階にある里山林が両パラメーターともに最も高く、照葉樹林では平均多様度は高いが密度は低く、逆に多くの都市緑地では密度は高いが平均多様度は低いことを示した。この解析方法を用いて 24 年間の MZC のチョウ類群集の平均多様度と密度の関係の変化を見ると、1992 年から 1995 年には下層植生の縞状管理の完成によりヒカゲチョウ類が減少することにより、高い平均多様度を維持しながら密度が低下したが（石井ほか, 2003）、その後は密度の上昇と平均多様度の低下が進行し、2015 年には密度が最高値、平均多様

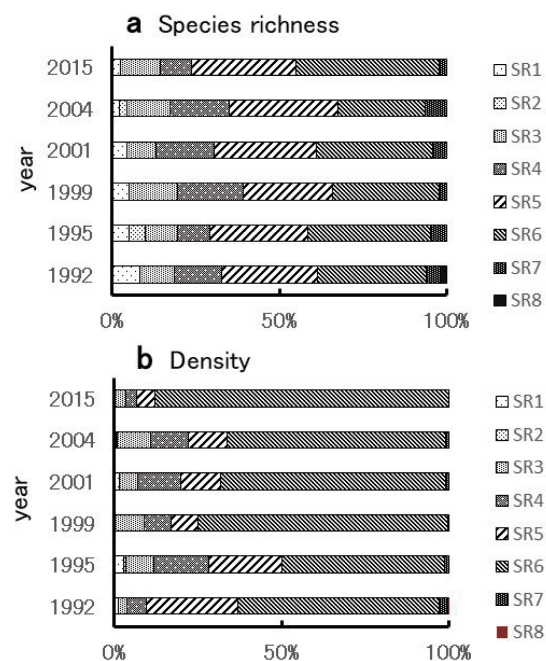


Fig.7 Change in (a) percentage of species richness and (b) density of butterfly species belonging to each SR rank in the MZC from 1992 through 2015.

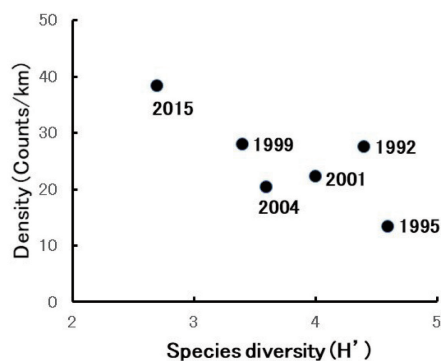


Fig.8 Change in relationship between species diversity (H') and mean annual density (counts/km) in the butterfly assemblage in the MZC from 1992 through 2015.

度が最低値を示したことがわかった (Fig. 8)。この間、1999 年から 2001 年にも密度の低下と平均多様度の上昇が見られるが、前述のように、これも中断した縞状管理の再開によるヒカゲチョウ類の密度の低下とヒョウモンチョウ類の増加などによるものであった (Nishinaka & Ishii, 2006; 西中, 2010)。

このように下層植生、とくにネザサの縞状管理は MZC のチョウ類群集の種多様性を維持するのに貢献してきたと言える。しかし、2004 年から 2015 年の密度の上昇と平均多様度の低下は、ヒカゲチョウ類の増加によるところが大きい。前述のように草原性の SR1 ~ 4 の種や SR7 以上の種、訪花性の種の減少も関与していると考えられる。近年、各地でニホンジカ *Cervus nippon* の増加による下層植生の過剰採食に起因するチョウ相の衰退が報告されるようになった。例えば、長谷川 (2010) は、栃木県では 1990 年代に自然植生へのニホンジカの影響が顕在化し、奥日光では食草や蜜源植物の衰退によりコヒョウモンモドキ *Melitaea britomartis* が絶滅したほか、ヒョウモンチョウ *Brenthis daphne* やイチモンジチョウ、ウスバシロチョウ *Parnassius citrinarius* など多くの草原性のチョウ類が減少したとしている。また、兵

庫県養父市において 2001 年と 2014 年にチョウ類のトランセクト調査を実施した森地・近藤 (2016) によると、この間にニホンジカの過剰採食により植生環境が劣化し、ダイミョウセセリやイチモンジチョウ、ギフチョウ *Luehdorfia japonica* などが姿を消し、キタキチョウやミドリヒョウモンなどの個体数が大幅に減少するなど、種数が 67 種から 29 種に減少するとともに総個体数も 16% 程度になってしまったという。幸田ほか (2014) は近年、大阪府北部においてもニホンジカが増加し、森林植生への被害が拡大していることを報告している。また最近、大阪府北部のギフチョウ個体群のひとつが絶滅状態になった要因として、ニホンジカによる食草の過剰採食があげられている (森地, 2009; 吉村ほか, 2015 など)。

これらのことから、MZC のチョウ類群集の種多様度の低下は、SR1 ~ 4 の種、SR7 以上の種の寄主植物や訪花性の種の蜜源植物がニホンジカの採食圧により衰退していることを仮定すると説明できる。具体的には、ヒョウモンチョウ類の食草であり、ミヤマセセリなどの蜜源にもなっているスマレ類、ルリタテハ、ダイミョウセセリ、イチモンジチョウ、キタキチョウ、カラスアゲハが寄主植物として依存する、それぞれサルトリイバラ *Smilax china*、ヤマノイモ *Dioscorea japonica*、スイカズラ *Lonicera japonica*、ヤマハギ *Lespedeza bicolor*、サンショウ *Zanthoxylum piperitum* などの植物、アゲハ類が蜜源とするツツジ類 *Rhododendron* spp. などは、西中ほか (2007) による 2003 ~ 2004 年の植生調査で確認されているが、ニホンジカの採食対象と考えられることから (橋本・藤木, 2014; 永松, 2015; 高槻, 2015 など)、衰退している可能性がある。また、石井ほか (1995) が開設当初の MZC の林床に見られた植物としてあげているヒメジョオン *Erigeron annuus*、ノアザミ *Cirsium japonicum*、オカトラノオ *Lysimachia*

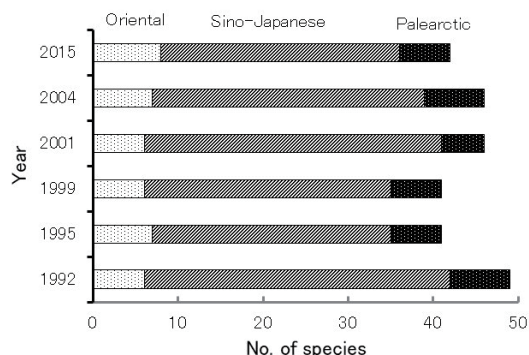


Fig.9 Change in species richness of three types of butterflies classified by the distribution; Oriental, Sino-Japanese and Palearctic in the MZC from 1992 through 2015.

clethroides, ヒヨドリバナ *Eupatorium makinoi*, イボタノキ *Ligustrum obtusifolium* などが見られなくなり, 近年はダンドボロギク *Erechtites hieracifolius* が増加しているのも (石井, 未発表), 橋本・藤木 (2014) や前迫・高槻 (2015) のリストでニホンジカによる採食傾向が推測されることから理解できる。今後は, ネザサの管理とともにニホンジカの採食圧も視野に入れて植生管理の方法を検討する必要がある。

謝辞

本研究の遂行にあたり公益財団法人大阪みどりのトラスト協会に多大なるご支援, ご協力をいただいた。厚く御礼申し上げる。また, 三草山ゼフィルスの森におけるチョウ類群集のモニタリング調査は, 大阪府立大学昆虫学研究室に所属した広渡俊哉博士 (現在: 九州大学大学院農学研究院), 天満和久博士 (現在: NPO 法人大阪自然史センター), 西中康明博士 (現在: 環境科学大阪株式会社), 竹内剛博士をはじめとする歴代の教員・学生・客員研究員のご協力に支えられて行われてきた。あらためて御礼申し上げる。なお, 本研究の一連の調査は JSPS 科学研究費 (基盤研究 C, 15510193, 20510217, 23510297, 24510331, 15K06934, 19H02979) を使用して行われたことを付記する。

引用文献

藤井 恒. 1994. 1993 年度・三草山のゼフィルス等の生息状況調査報告. やどりが, (156): 38 - 39.

橋本佳延・藤木大介. 2014. 日本におけるニホンジカの採食植物・不嗜好性植物リスト. 人と自然, 25: 133 - 160.

長谷川順一. 2010. シカ食害による植生の変貌と昆虫類の衰退. 「日本の昆虫の衰亡と保護」(石井 実監修), pp. 104 - 112. 北隆館, 東京.

石井 実. 1993. チョウ類のトランセクト調査. 日本産蝶類の衰亡と保護第2集 (矢田 脩・上田恭一郎編), pp. 91 - 101. 日本鱗翅学会・日本自然保護協会, 大阪・東京.

——. 1994. 「三草山ゼフィルスの森トラスト」について. やどりが, (156): 36 - 38.

——. 2014. チョウたちと守る里山. 「エコロジー講座 7 里山のこれまでとこれから (日本生態学会編)」, pp. 42 - 55. 文一総合出版, 東京.

——. 2016a. 新年度所感. みどりのトラスト, (85): 1 - 2.

——. 2016b. 環境省モニタリングサイト 1000 のチョウ類調査. 昆虫と自然, 51 (4): 2 - 3.

——・藤原新也・広渡俊哉. 1995. 「三草山ゼフィルスの森」のチョウ類群集の多様性. 環動昆, 7: 134 - 146.

——・石井敬任・広渡俊哉. 2003. ゼフィルスの森つくりと里山の管理. 関西自然保護機構会誌, 24: 75 - 85.

幸田良介・虎谷卓哉・辻野智之. 2014. ニホンジカによる森林下層植生衰退度の広域分布状況. 大阪府立環農水研報, 1: 15 - 19.

Kudrna, O. 1986. Aspects of the Conservation of Butterflies in Europe. 323pp. Aula-Verlag, Wiesbaden.

小坂利明. 1994. 猪名川流域の蝶. 127pp. 詩画工房, 能勢.

前迫ゆり・高槻成紀. 2015. シカ柵の有効性と限界. 「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〜」(前迫ゆり・高槻成紀編), pp. 221 - 233. 文一総合出版, 東京.

森地重博. 2009. 大阪府能勢町におけるギフチョウの保護. 日本産チョウ類衰亡と保護第6集(間野隆裕・藤井 恒編), pp. 53 - 59. 日本鱗翅

- 学会, 東京.
- 森地重博・近藤伸一. 2016. 近畿地区におけるチョウ類の生息状況および近年のシカ被害の影響. 日本産チョウ類衰亡と保護第7集 (矢後勝也・平井規央・神保宇嗣編), pp. 55 – 61. 日本鱗翅学会, 東京.
- 永松 大. 2015. 中国山地のシカ被害とシカ柵による二次林の再生. 「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～」(前迫ゆり・高槻成紀編), pp. 147 – 156. 文一総合出版, 東京.
- 仲田元亮. 1982. 増補改訂能勢の昆虫 (蝶の部). 仲田元亮, 川西.
- 西中康明. 2010. 「三草山ゼフィルス」の里山林管理とチョウ類群集の多様性の変化. 「日本の昆虫の衰亡と保護」(石井 実監修), pp. 104 – 112. 北隆館, 東京.
- Nishinaka, Y. & M. Ishii. 2006. Effects of experimental mowing on species diversity and assemblage structure of butterflies in the coppice of Mt. Mikusa, northern Osaka, central Japan. *Transaction of the Lepidopterological Society of Japan*, 57(3) : 202-216.
- & —— . 2007. Mosaic of various seral stages of vegetation in the Satoyama, the traditional rural landscape of Japan as an important habitat for butterflies. *Transaction of the Lepidopterological Society of Japan*, 58(1) : 69-90.
- 西中康明・石井 実・道下雄大. 2007. チョウ類の種多様性の保全のための里山植生の管理方法の検討. 関西自然保護機構会誌, 28 (2) : 93 – 116.
- 大阪府の蝶編集委員会. 2005. 大阪府の蝶. 大阪昆虫同好会, 神戸.
- Pollard, E. & T. J. Yates. 1993. *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. 274pp. Chapman and Hall, London.
- 高川晋一. 2016. モニタリングサイト1000里地調査におけるチョウ類調査～市民による全国長期モニタリング調査の挑戦～. 昆虫と自然, 51 (4) : 4 – 7.
- 高槻成紀. 2015. 植物への影響. 「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～」(前迫ゆり・高槻成紀編), pp. 31 – 41. 文一総合出版, 東京.
- 田中 蕃. 1989. 森のチョウーゼフィルス. 215pp. 築地書館, 東京.
- 天満和久. 2009. 大阪府能勢町における里山のチョウ類の保全活動. 「日本産チョウ類衰亡と保護第6集」(間野隆裕・藤井 恒編), pp. 49 – 52. 日本鱗翅学会, 東京.
- 遠山 豊 (編). 1989. 北摂の蝶. 100pp. 大阪昆虫同好会, 宝塚.
- 米田 健. 1984. 三草山における落葉広葉樹二次林の落葉枝量とその季節変化. 「水野寿彦教授退官記念誌」, pp. 277 – 280. 水野寿彦教授退官記念事業会, 神奈川.
- . 1986. 里山林・薪炭林の現状—環境科学の視点から—. 大阪教育大学理科中央研究室年報, (11) : 3 – 10.
- 吉村忠浩・竹内 剛・森地重博・Anja Sliwa・平井規央・石井 実. 2015. 大阪府北部の鴻応山周辺におけるギフチョウ個体群と食草群落の現状. 蝶と蛾, 66 : 62 – 67.

40 周年記念シンポジウム「関西の自然の長期的な変化：長期モニタリングの結果から見える過去と現在」

藻場生態系の長期モニタリングー淡路由良，竹野サイトの 10 年ー

神戸大学 内海域環境教育研究センター
神戸大学 内海域環境教育研究センター
鹿児島大学 大学院連合農学研究科

川 井 浩 史
羽生田 岳 昭
寺 田 竜 太

Long-term monitoring of macroalgal communities: Ten-year overview of 'Awaji-Yura' and 'Takeno' sites. Hiroshi Kawai*, Takeaki Hanyuda (*Kobe University Research Center for Inland Seas*) and Ryuta Terada (*The United Graduate School of Agricultural Sciences, Kagoshima University*)

はじめに

環境省が全国の代表的な生態系を対象に実施している重要生態系監視地域モニタリング推進事業「モニタリングサイト 1000」は，平成 14 年 3 月に決定された第二次生物多様性国家戦略で示された指針に基づき，平成 15 年度に開始された。この事業では，我が国の代表的な生態系の状態を長期的かつ定量的にモニタリングすることにより，種の減少，種組成の変化等，その異変をいち早く検出し，適切な自然環境保全施策に資することを目的としている。このうち，沿岸域を対象とした事業では，全国を 6 つの海域区分（北部太平洋沿岸，日本海沿岸，瀬戸内海沿岸，中部太平洋沿岸，西部太平洋沿岸など，琉球諸島沿岸）に分け，また生態系の特徴に基づきサンゴ礁，磯，干潟，藻場，アマモ場に区分し，モニタリングサイトを設定している。これらのサイトについて，それぞれが共通した調査プロトコルに基づき，原則的に 1 年に 1 回，同じ時期にモニタリング調査を行っている。ここで紹介する藻場生態系については，琉球諸島沿岸を除く 5 つの海洋区分を代表する地点として全国で 6 カ所（北海道・室蘭，宮城・志津川，静

岡・伊豆下田，兵庫・淡路由良，鹿児島・薩摩長島，兵庫・竹野），がモニタリングサイトとして設定されており，2008 年から調査が継続されてきている。ちなみに琉球諸島沿岸については，他の調査サイトと同じプロトコルによる調査が難しいと考えられるため，現時点では対象としておらず，また北部太平洋沿岸については，北海道と東北で代表的な藻場構成種が顕著に異なることから室蘭と志津川の 2 カ所を設定している。

これら 6 カ所の藻場サイトのうち，日本海沿岸を代表する藻場サイトでホンダワラ類藻場（ガラモ場）の「竹野」サイトと，瀬戸内海沿岸を代表する藻場サイトでカジメ類とホンダワラ類が混生する藻場の「淡路由良」サイトを，神戸大学が担当してきた。淡路由良サイトは瀬戸内海沿岸ではあるが，紀淡海峡に面し，黒潮の影響を強く受ける紀伊半島沿岸に接しているため，中部または西部太平洋沿岸の要素も含み，これら 3 つの海域区分の接点に相当するといっても良い。また湾奥部の生物多様性が顕著に減少した大阪湾の湾口部に位置することから，湾内の生物多様性にも大きな影響を与えている。後述するように淡路由良サイトと竹野サイトはその海域区分は異なるが，最

高・最低水温や、周年の温度変化などの水温環境は非常に良く似ており、環境の変動と植生の変化を解析する上で興味深い比較対象になると考えている。

実際の調査にあたっては、主に漸深帯（潮汐により干潮になっても大気中に露出しない低潮線より下の水深帯）に発達する藻場生態系のモニタリングは、スキューバ潜水が必須であり、また潜水中にコンブ類やホンダワラ類などの大形の藻場構成種のみならず、下草（小形の海藻類）として生えている多様な海藻類の同定を行う必要がある。このため、調査担当者は潜水作業に習熟しているだけではなく、海藻類の分類や生態調査の専門家であることが求められる。このため、本調査でも、主に西日本域に在住するモニタリング1000プロジェクト藻場分科会の委員と藻類研究者およびボランティアの協力を得て実施している。また限られた経費・人的資源のもとで、どのようにして調

査データの質を維持しながら継続的にモニタリングを実施していくかという課題の検証という観点から、潜水調査作業の一部は海藻類の同定に詳しい調査ダイバーに外注している。また、漁港に近く、調査ラインの近傍を頻繁に漁船が通行する淡路由良サイトの潜水調査には、神戸大学の調査実習船または傭船した漁船による監視を行い、安全の確保に努めている。

調査方法

藻場モニタリングでは、基本的に藻場構成種が最も繁茂する時期に調査を実施することとしている。これは淡路由良、竹野サイトでは4月から5月頃に相当し、毎年5月上旬に調査を実施してきた。モニタリング調査は、1) 0.5m × 0.5m の方形枠を用いたライントランセクト調査（毎年実施）、2) 永久方形枠（2m × 2m）内の藻場構成種

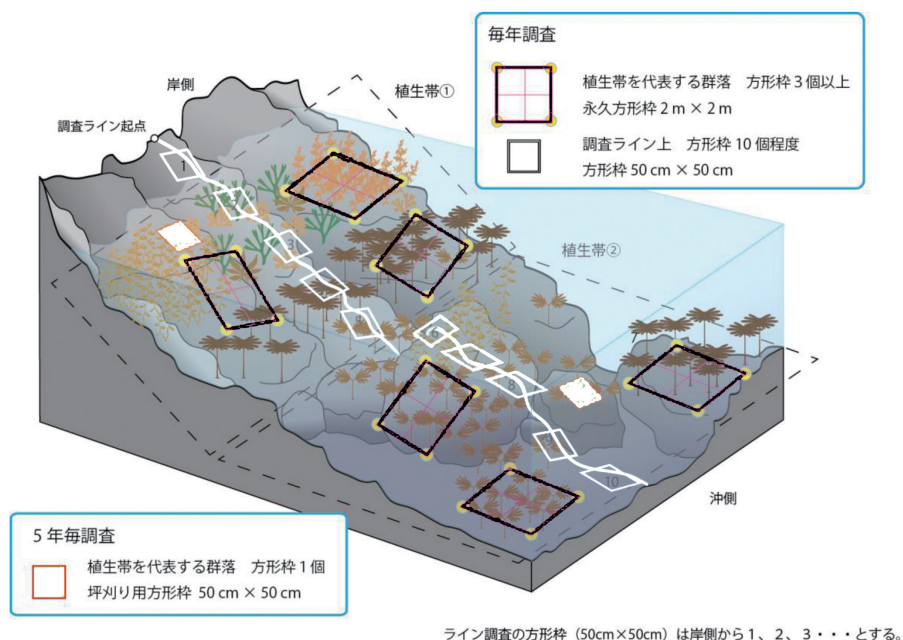


図1. 「モニタリングサイト1000 藻場」調査方法の概要。毎年実施するライントランセクト（100mラインと0.5 × 0.5m 方形枠）、永久方形枠（2 × 2m）と5年ごとに実施する坪刈り方形枠（0.5 × 0.5m）。

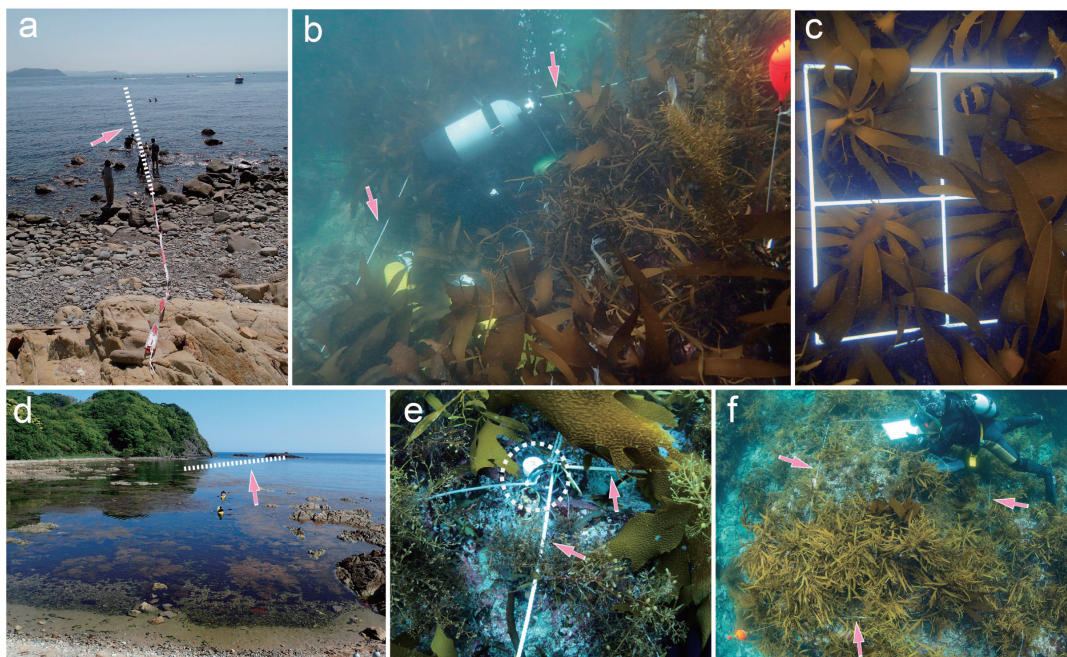


図 2. モニタリングサイト付近の遠景と潜水調査概要. a－c. 淡路由良サイト. a. 調査風景. 矢印で示す破線がライントランセクトのライン（全長約 100m）の位置を示す. b. カジメ・ヤナギモクの群落と永久方形枠（矢印）. カジメ群落とライントランセクト調査の方形枠. d－f. 竹野サイト. d. 大浦湾の景観と調査ライン（矢印で示す破線）. e. コーナーマーカーに固定された温度ロガー（破線円）と永久方形枠（矢印）. f. 調査風景. 矢印は永久方形枠を示す.

と下草の被度調査（毎年実施）、3） $0.5\text{m} \times 0.5\text{m}$ の方形枠を用いた坪刈り（全ての海藻類を剥ぎ取り、種組成と重量を測定；5 年毎実施）調査を組み合わせ実施している（図 1）。ただし、永久方形枠は枠を常時設置すると、その場所の海藻植生に影響を与えるため、方形枠の四角に相当する位置に、ステンレス製のボルトを埋め込み、アイナットとよばれるリング状のナットを設置し、コーナーマーカー（目印）としている（図 2c）。そして毎年の調査時には、アイナットにロープを固定して、方形枠として調査を行い、調査後にはまたロープを回収する。また、このコーナーマーカーを利用して、水温のデータロガー（TidbiT v2；Onset, Bourne, MA, USA）を設置し、永久方形枠設置場所の水温を連続測定している（図 2e）。これらの調査方法の詳細および調査結果

（速報および年次報告）については、環境省自然環境局生物多様性センター（BIODIC）のウェブサイトで公開されている（<http://www.biodic.go.jp/moni1000/index.html> 2019.10 参照）。また、5 年毎に実施している坪刈りで採集された海藻類の標本の一部は生物多様性センターで保存されている。

淡路由良サイト

淡路由良サイトは、瀬戸内海の最東部にあたる淡路島由良生石崎（兵庫県洲本市由良町由良：N34.27；E134.95）に設置され、大阪湾最南部の紀淡海峡に面している（図 2a）。楕円形をした大阪湾は北東部が本州沿岸、南西部が主に淡路島の沿岸になっているが、その海岸線の形状や水質は

両沿岸域で大きく異なっている。湾の西南部では紀淡海峡と明石海峡を通して、潮汐による太平洋と播磨灘との間での海水の交換が良く、大型河川からの淡水の流入は少ない。一方、湾の北東部は停滞性が高く、淀川を代表とする大型河川から大量の淡水が流入する。また、淡路島沿岸は比較的多く自然海岸が残されており、一部には干潟も見られるが、本州側は埋め立てや防波堤の設置、護岸改修により海岸線が大きく改変されており、河川からの栄養塩や懸濁物の流入が大きく、著しく富栄養化している。このような環境のもと、湾西部では生物多様性が比較的良く保たれているに対し、湾東部では顕著に低下しており、両海域をつなぐ海域では、その水質や生物多様性が連続的に変化する明らかな環境の勾配が見られる。特に湾奥部では、夏季には広い範囲において貧酸素水塊が発達し、また貧酸素で硫化水素を含んだ水が水面上昇する青潮がしばしば発生し、その海域のほとんどの好気性の底生生物が死滅することもある。このような場合、湾奥部の生物多様性は、湾西部の比較的良好な生態系から供給される稚仔魚や、そこに生育する海藻類などの分布域の拡大によって維持されていると考えられる。このため、仮に湾奥部の水質や生育基質が改善しても、温暖化や海流の変化などによって湾西部の生物多様性が低下すると、湾奥部の生物多様性を回復することは困難である。したがって淡路由良サイトにおけるモニタリング結果は、本来の目的である調査地点周辺の沿岸生態系の長期的な変化を捉えるだけでなく、大阪湾内部の生物多様性の変化や復元の可能性を解析する上でもきわめて重要な意味を持つと考えている。

サイト周辺の海底は岸から距離 100m の地点で水深約 2.5m と、緩やかに傾斜している。汀線付近（波打ち際）は岩盤の上に大きな石が載った状態の転石海岸だが、岸から 30m（水深 1m）から

100m（水深 2.5m）にかけては岩盤が主体であり、また 100m 以遠は砂となっている（図 2a）。海岸後背部は急傾斜の山林で、人家はないが、周辺には駐車場と合宿・研修施設がある。周辺の海岸ではウニ、アワビ、サザエなどの潜水漁業が行われている。一方、サイトの北側に位置する成ケ島には大阪湾沿岸では最大規模と言われるアマモの群落があり、海浜植物も豊富であることからしばしば自然観察会などが行われている。

サイト周辺の沿岸には藻場構成種として概ね以下のコンブ類、ホンダワラ類が分布している。

コンブ類：カジメ (*Ecklonia cava*)、ワカメ (*Undaria pinnatifida*)

ホンダワラ類：フシスジモク (*Sargassum confusum*)、ホンダワラ (*S. fulvellum*)、ヒジキ (*S. fusiforme*)、イソモク (*S. hemiphyllum*)、アカモク (*S. horneri*)、タマハハキモク (*S. muticum*)、ヤナギモク (*S. coreanum*)、ウミトラノオ (*S. thunbergii*)、ヨレモクモドキ (*S. yamamotoi*)。

このうち、淡路由良サイトではカジメとヤナギモクが主要な藻場構成種となっており、しばしば両者が混生している（図 2b, c）。しかし、岸からの距離と水深によって両種の割合が変化する傾向にあるため、永久方形枠を設置する水深帯を大きく 2 つに分けて合計 6 枠を設置した。永久方形枠は 2008 年に設置し、以後、継続して調査を実施してきた。これまでの調査において確認された種は、永久方形枠内に出現した種に限っても概ね下記のように 60 種近くにおよび、非常に種の多様性が高い場所である。

緑藻：アナアオサ、オオシオグサ、シオグサ属の一種、タマゴバロニア、ハイミル、フトジュズモ、ミナミアオサ、ヤブレグサ。褐藻：アカモク、アツバコモングサ、アミジグサ、イワノカワ、ウミウチワ、カジメ、クロガシラ属の一種、コモングサ、サナダグサ、シワヤハズ、タマハハキモク、

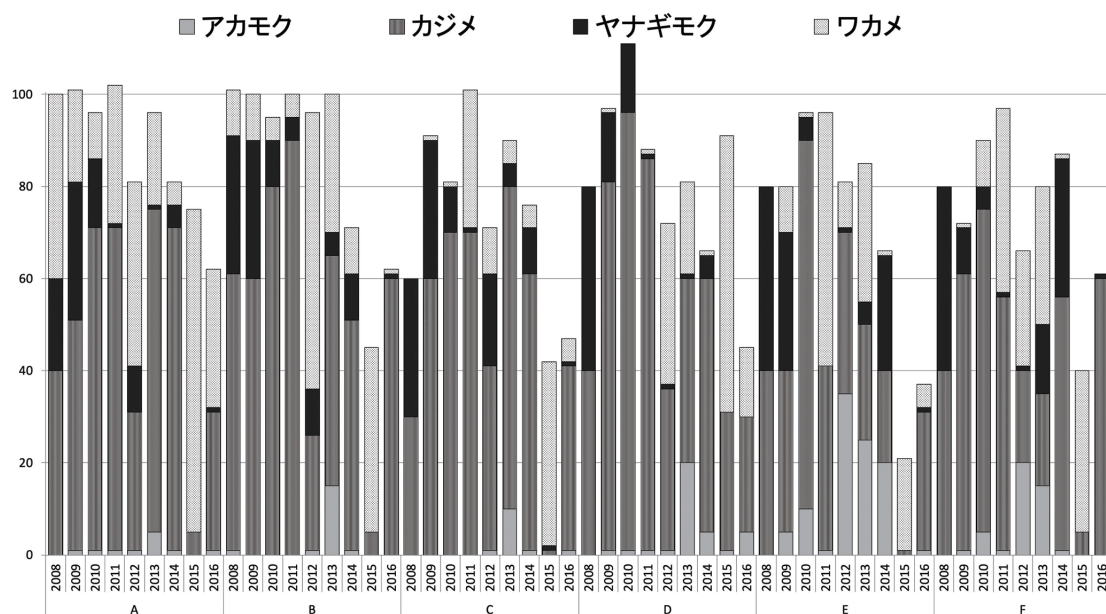


図3. 淡路由良サイト永久方形枠内における藻場構成種（アカモク、カジメ、ヤナギモク、ワカメ）の変遷（A－F 枠，2008－2016 年）。

フクロノリ，フタエオウギ，ヘラヤハズ，ヤナギモク，ヤハズグサ，ワカメ。紅藻：ウスカワカニノテ，ウスバノリ属の一種，オオバツノマタ，オキツノリ，オニクサ，オバクサ，カニノテ属の一種，カバノリ，キントキ属の一種，スギノリ，スジムカデ，ススカケベニ，ツノムカデ，ネザシノトサカモドキ，ヒオウギ属の一種，ヒトツマツ，ヒビロウド，ピリヒバ，ヒロハノトサカモドキ，フサノリ，フシツナギ，フダラク，ベニスナゴ，ホソバノトサカモドキ，マクサ，マサゴシバリ，ミゾオゴノリ，無節サンゴモ類，モサズキ属の一種，ユカリ。

永久方形枠付近の水温に関しては，2011 年以降，日平均でおよそ 9.5－27.5℃の範囲にあり，最高水温，最低水温はいずれも年によって約 2℃の違いが見られた。具体的には最高水温は 2011 年，2012 年，2014 年に比較的高く 26.5－27℃を越えたが，2013 年，2015 年は 25℃程度であった。中でも 2012 年は 27℃をこえる期間が比較的長

かった。最低水温は 2015，2016 年は 11－12℃であったのに対し，2012，2013，2014 年は 10℃以下となった。

2015 年以降，それ以前の調査では永久方形枠内ではほとんど確認されていなかった，ヒビロウド，フサノリ，ヤブレグサなどの種が多く見られるようになった。これらの種は淡路島より南側の，黒潮の影響をより強く受ける海域（中部，西部太平洋沿岸）でよく見られることから，暖海性の種とされている。しかし，これらの暖海性種の出現と水温の変動に顕著な相関は認められなかった。このため，これらの種の出現は後述する，林冠（キャノピー）を形成する藻場構成種が減少したことによって引き起こされた可能性もある。

図3に永久方形枠内の藻場構成種のうち，主要な4種について2008年から2016年の変遷を示す。調査地点付近の藻場植生は2008年から2014年にかけては，2012年にやや減少したものの全体としては比較的安定していた。しかしながら2015

年にカジメ、ヤナギモクなどの主要藻場構成種が顕著に減少し、その状況は3年以上継続している。これに関して、2015年の調査ではA枠周辺ではコーナーマーカーのボルトが20cm程度の礫の下に埋もれた状態になっており、2014年の調査以降に大きな物理的な攪乱があったことを示していた。調査期間において、2008年9月、2009年9月、2011年7月、同年9月、2012年6月、同年9月、2014年8月、同年10月、2015年7月、2016年9月に台風が淡路由良サイトに接近またはその近傍を通過している（気象庁：https://www.data.jma.go.jp/fcd/yoho/typhoon/route_map/index.html 2019.4参照）。中でも2014年10月の台風19号は淡路島を直撃し、大きな被害をもたらした。このため、この台風による激しい波浪が調査地付近の藻場に大きな攪乱をもたらしたと考えている。

竹野サイト

竹野サイトは兵庫県日本海沿岸の竹野（兵庫県豊岡市竹野町切浜大浦：N35.66；E134.74）に設置され、この付近は山陰海岸国立公園および山陰海岸ジオパークに含まれ、また海中公園にも指定されている（図2d）。大浦湾はその全体に豊かなホンダワラ藻場（ガラモ場）が広がるが、湾奥部には環境省が設置したスノーケリングセンターがあり、その施設を調査のための基地として利用させて頂いている。また、大浦湾ではこれまでも1997年に発生したロシア船籍タンカーナホトカ号の沈没・船首漂着に伴う沿岸域の重油汚染が沿岸生態系におよぼす影響を明らかにするためのモニタリング（川井ほか、2001；小松ほか、2005；Kawai et al., 2007）、国際的な沿岸生態系生物多様性の記載・モニタリングの共通プロトコルの策定を目指したDIWPA/IBOY（Marine Coastal Habitats in Western Pacific）、NaGISA（Natural

Geography in Shore Areas）（Shirayama et al., 2002；Kawai & Henry, 2007）の試行調査、モニタリングを実施してきた。これらの調査実績から、周辺海域の海藻植生や藻場生態系に関するさまざまな知見が集積されている。

竹野サイトは、淡路由良サイトより1年遅れて2009年に大浦湾の西側の湾口部にある凝灰角礫岩の岩礁（平井島：海拔5.1m、面積約1,300m²）の南側に設置された。サイト周辺は岩盤と砂地が混じる地形にあり、永久方形枠内にある一部の岩は砂の上に乗っているため、台風などの強い波浪によって移動する可能性が皆無ではない。しかし、2m×2mの枠が設置できる岩盤が得られない地点も多いため、コーナーマーカーは少なくとも3カ所が岩盤上になるような位置を選んで設置した。

竹野サイトの主な藻場構成種はナラサモ、ノコギリモク、ヨレモク、ヤツマタモク、ジョロモク、フシスジモク、ノコギリモク、ヤナギモクなどの多様なホンダワラ類とコンブ科のクロメである（図2f）。これらの群落を、ホンダワラ類を中心とする群落と、クロメを中心とする群落の2群に分けて計6枠を設置した。クロメは島の西側に位置する水深5m程度の岩盤上に優占して生育し、場所によってはヤナギモクやヤツマタモク等と混生する。これまでの調査において、永久方形枠内に出現した種は概ね下記通りである。

緑藻：シオグサ属の一種、ハイミル、ホソジュズモ。褐藻：アカモク、アミジグサ、イソガワラ、キシウモズク、クロメ、サナダグサ、ジョロモク、シワヤハズ、ノコギリモク、フクリンアミジ、フクロノリ、フシスジモク、ホンダワラ、マメタワラ、モズク、ヤツマタモク、ヤナギモク、ヨレモク、ワカメ。紅藻：ウスバノリ属の一種、カバノリ、コザネモ、ススカケベニ、ソゾの一種、ヒビロウド、ヒメテングサ、ヒライボ、ヒラワツナギ

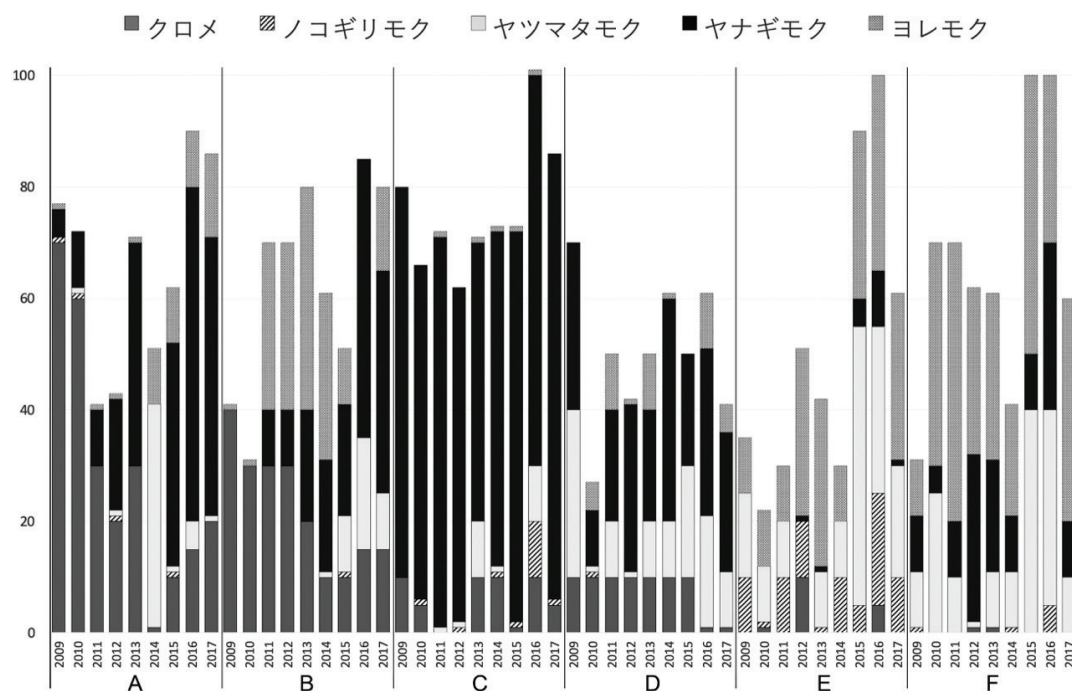


図 4. 竹野サイト永久方形枠内における主要藻場構成種 5 種（クロメ，ノコギリモク，ヤツマタモク，ヤナギモク，ヨレモク）の変遷（A－F 枠，2008－2016 年）。

ソウ，フイリグサ，フサカニノテ，フダラク，ベニスナゴ，ヘリトリカニノテ，ホソバナミノハナ，マクサ，ミゾオゴノリ，ムカデノリ，無節サンゴモ類，ユイキリ，ユカリ。

永久方形枠周辺の水温は 2011 年から 2016 年にかけては日平均の水温は全体としておおよそ 10－29.5℃の範囲にあり，最高水温および最低水温は年によって約 2℃程度の違いが見られた。すなわち最高水温は 2011 年，2012 年には比較的高く 29℃を越えたが，2013－2015 年は 28℃以下であった。また，7 月から 10 月にかけては水温に数日単位での大きな変動が認められ，1 週間の間に 5℃程度の温度変動が見られることもあった。最低水温は最高水温ほど年による差は認められなかったが，2012，2015，2016 年は 11－12℃であったのに対し，2013，2014 年は 10℃またはそれ以下となった。

図 4 に永久方形枠内の藻場構成種のうち，主要な 5 種について 2009 年から 2017 年の変遷を示す。調査開始時の 2009 年には永久方形枠 A，B が設定された調査地点の岩盤はクロメが優占する群落であったが，2 年程度でクロメが衰退し，数種のホンダワラ類とカジメが混生する群落に変化した（A，B 枠）。すなわち，A 枠では 2009，2010 年には 60－70% であったクロメの被度が 2011 年以降は 30% 以下に顕著に減少した。永久方形枠 B では 2009 年の時点で 40% であり，2012 年までは 30% 程度を維持していたが，2013 年以降顕著に減少した。一方，これらの方形枠ではクロメの被度の減少と並行してアカモク，ジョロモク，ノコギリモク，フシスジモクなどのホンダワラ類が侵入してきた。これは 2009 年以降，おそらく寿命により枯死したクロメの更新が起こらず，数種のホンダワラ類が混生する状態になったと考えられ

るが、どのような要因でクロメが優占する状況が成立するのかは現時点では不明である。一方、それ以外の調査地点（C, D, E, F 枠）は一種または数種のホンダワラ類が繁茂する群落であり、概ねその景観は安定していた。なかでも C 枠は調査期間を通じて、ヤナギモクにヨレモク、クロメが少し混じるという種組成で、ヤナギモクだけでも 50% 以上の、また全体としてはほぼ 70% をこえる高い被度を維持していた。しかし、D 枠もクロメ、ヤツマタモク、ヤナギモクなどが混生するが、それらの構成比率や全体としての被度は比較的安定している。一方、方形枠 E, F はヤツマタモク、ヤナギモク、ヨレモクが混生しその比率は比較的安定しているが、2015, 2016 年はヨレモクが良く繁茂し、全体としての被度が非常に高かった。この結果、林冠部全体の永久方形枠の平均被度も 2015 年、2016 年に上昇したが 2017 年にはやや減少した。

2009 年から 2017 年の間に付近を通過した台風は 2011 年 9 月、2014 年 7 月、2014 年 10 月、2015 年 7 月などがあるが、台風による波浪で、大型の岩が動くほどの地形変化は確認されていない。この調査地は冬季に頻繁に大きな波浪を受けており、それを大きく越える物理的攪乱はこの期間にはなかったと判断されることから、この期間の海藻植生の変化は通常の変動または遷移によるものと考えている。

まとめ

2008 年および 2009 年に開始した、藻場のモニタリングもようやく 10 年が過ぎた。モニタリングサイト 1000 プロジェクトは少なくとも 100 年継続することを目指すとされているので、ようやく 10 分の 1 が経過したに過ぎないが、それでもこれまでの常識的な理解を改めさせられるいくつ

かの発見があった。淡路由良サイトでは、漸深帯においては多年生褐藻であるカジメおよびヤナギモクが主体となって藻場を構成しており、全体としては比較的安定して植生が維持されているが、各永久方形枠内の種構成は非常に大きく変動している。また、調査を実施した期間においては、台風による物理的な攪乱が藻場の衰退や出現種の変化の要因として最も大きかったことが、かなり明確に示された。これは、大規模気候変動により台風が大規模化することが予想されていることから、藻場生態系にとっても大きな影響が及ぶことが危惧される。一方、竹野サイトにおいては、わずか 100m 程度しか離れていない調査海域内でも、場所によってクロメの純群落がホンダワラ類の優占する群落に変化した枠、10 年間ほとんど優占種が変化しなかった枠、数種のホンダワラ類が混生し、その優占種が大きく変化した枠がみられるなど、きわめて多様であることが明らかになった。これは永久方形枠間の違いが余り顕著では無かった淡路由良サイトでの結果とは対照的である。今後、さらに調査を継続していくことで、これらの数年単位の変動のパターンをふまえて、本プロジェクトの究極的な目的である、気候変動に伴う水温環境の変化や海水の酸性化などによりもたらされる長期的な変動を理解できるようになることを期待している。なお、これまで 9 ～ 10 年間のモニタリング結果の概要については、生物多様性センターから「2008 - 2016 年度とりまとめ報告書」(<http://www.biodic.go.jp/moni1000/algalbeds.html> 2019.4 参照) として、また日本藻類学会英文誌に総説 (Terada et al., 2019) として公開されている。

謝辞

調査は以下の 10 名をこえるスキューバ潜水に

よるデータ取得を行った調査者と、多くの調査補助者および神戸大学内海域環境教育研究センター、竹野スノーケルセンター、日本国際湿地連合の支援によって実施されてきた。川井浩史、寺田竜太、村瀬昇、吉田吾郎、倉島彰、神谷充伸、島袋寛盛、阿部真比古、遠藤光、田中次郎、フェロマリンテック。記してお礼申し上げる。

引用文献

- 川井浩史・神谷充伸・小松輝久・仲岡雅裕・山本智子・竹野 SC 海洋生物研究会. 2001. ナホトカ号重油流出事故の潮間帯生態系への影響—汚染影響調査から長期モニタリングへ—. 遺伝, 55 : 92 — 97.
- Kawai, H. & E. C. Henry. 2007. “Macroalgae” pp. 33-36. In *Sampling Biodiversity in Coastal Communities*. NaGISA Protocols for Seagrass and Macroalgal Habitats. Eds Rigby, P. R., K. Iken & Y. Shirayama. Kyoto University Press. 145 pp.
- , M. Kamiya, T. Komatsu, M. Nakaoka, T. Yamamoto & Marine Research Group of Takeno. 2007. Ten years’ monitoring of intertidal macroalgal vegetation of Hyogo Prefecture, northwestern coast of Honshu, Japan to assess the impact of the Nakhodka oil spill. *Algae*, 22 : 37-44.
- 小松輝久・仲岡雅裕・川井浩史・山本智子・竹野海洋生物研究会・大和田紘一. 2005. GIS を用いた岩礁域潮間帯生物相に及ぼすナホトカ号重油流出事故の影響評価. 「水産学シリーズ 145 流出油の海洋生態系への影響—ナホトカ号の事例を中心に—」(大和田紘一・小山次朗・広石伸互編), pp.120 — 134. 恒星社厚生閣, 東京.
- Shirayama, Y., A. A. Rowden, D. P. Gordon & H. Kawai. 2002. Latitudinal biodiversity in coastal macrophyte communities. pp. 164-182. In *Biodiversity Research Methods : IBOY in Western Pacific and Asia*. Eds. Nakashizuka, T. & Stork, N. Kyoto University Press. 216 pp.
- Terada, R., M. Abe, T. Abe, M. Aoki, A. Dazai, H. Endo, M. Kamiya, H. Kawai, A. Kurashima, T. Motomura, N. Murase, Y. Sakanishi, H. Shimabukuro, J. Tanaka, G. Yoshida & M. Aoki. 2019. Japan's nationwide long-term monitoring survey of seaweed communities known as the “Monitoring Sites 1000” : Ten-year overview and future perspectives. *Phycological Research*, 0.1111/pre.12395

40 周年記念シンポジウム「関西の自然の長期的な変化：長期モニタリングの結果から見える過去と現在」

淀川の大規模河川改修が淡水魚類相に与えた影響

大阪府立環境農林水産総合研究所・生物多様性センター

上 原 一 彦

Effects of large-scale river improvement on the freshwater fish fauna in the Yodo River.
Kazuhiko Uehara* (*Biodiversity Research Center, Research Institute of Environment,
Agriculture and Fisheries, Osaka Prefecture*)

はじめに

古くから「水を治めるものは天下を治める」と言われるように、為政者にとって洪水を防ぐことは重要な課題であった。ゆえに現在の日本において、手付かずの自然環境が残されている河川はほとんどない。特に戦後の高度経済成長期以降、平野部を流れる大河川は、その構造を大きく改変する改修が行われた。大阪平野を流れる淀川も例外ではない。河川環境の大きな変化に対し、そこを生活の場に行っている淡水魚は、どのような影響を受けてきたのだろうか。

このような魚類相の変遷を明らかにするためには、定期的で且つ長期にわたる広範囲の調査が必須となる。河川に関して、長期的に大規模な定期調査が行われている例として、国土交通省が実施している「河川水辺の国勢調査」が挙げられる。1990 年度より、河川を 5 年毎の定期的、継続的、統一的に調査し、基礎情報を収集している。また、環境省は、日本の自然環境の質的・量的な劣化を早期に把握するため、2003 年（平成 15 年）度より「モニタリングサイト 1000」という調査を実施している。全国に 1000 ヶ所程度の定点を設置し、基礎的な環境情報を収集している。

近年このように、長期にわたり同様な方法で同じ場所を調査する取り組みが進んでいるものの、

その歴史は浅く、戦後の急速な都市化による河川環境の大幅改変に対する淡水魚への影響は捉えられてはいない。

筆者が所属する大阪府立環境農林水産総合研究所生物多様性センター（旧大阪府立淡水魚試験場，旧水生生物センター）では、淀川の大規模河川改修が開始される以前の 1970 年代初頭から、約 10 年ごとにほぼ同一手法で淀川の広範囲において淡水魚類の調査を実施してきた。

これら一連の定期調査については、主に各回の調査結果を分析した報告（大家ほか，1975；矢田・加藤，1987；田中・平松，2004；内藤ほか，2014）や、テーマを絞り、城北ワンド群の魚類相（平松・内藤，2009）や外来種（川瀬ほか，2017）、タナゴ類（川瀬ほか，2018）に着目して、その変化を分析した報告がある。しかし、一連の調査全体を通して、淀川全域の河川環境と魚類相の変遷を論じた報告はない。そこで本稿では、長期にわたる調査の結果を、河川環境の変化と合わせて考察し、大規模河川改修により淡水魚の生息状況が大きく変化していく過程を報告する。

淀川の概要

淀川水系の集水域は、琵琶湖を含め、大阪・兵庫・京都・滋賀・奈良・三重の 2 府 4 県にまたが

り、流域面積も8,240km²に及ぶ。流域には、古代湖として知られる琵琶湖をはじめ、かつて広大な氾濫原環境を有していた巨椋池（現在は干拓され消失）が位置したことから、現在に至るまで高い生物多様性が保たれてきた。特に国の天然記念物で、種の保存法選定種でもあるイタセンパラやアユモドキなどが生息するなど、淡水魚類の生息種数が多いのが特徴である。

河川法上、淀川は、琵琶湖から流れ出る瀬田川、宇治川を含め、大阪湾にそそぐまでの区間を指すが、本稿では一般的に淀川と呼ばれている、桂川・宇治川・木津川の三川合流付近（大阪府と京都府の府境）から、河口より約10km上流付近に位置する淀川大堰（大阪市都島区）までの区間を淀川と定義した（図1）。淀川は、大堰で2つの流路に分離し、一方は毛馬閘門を経て大川（旧淀川）と名を変え大阪の中心部を流下、他方は堰の直下流から新淀川という名称となり、それぞれ大阪湾までそそいでいる。新淀川は明治期に開削された人工放水路で、潮位の影響を強く受ける。

明治から昭和初期、大阪と京都を結ぶ蒸気船の航路確保のため、淀川の本流域には、河岸に対し直角に石を積んだ水制工（粗朶沈床）が多数設置された。その後、舟運は衰退したものの、水制工に土砂が堆積して形成された池のような水域が、河岸に面して連なって並ぶ独特な景観となった（図2）。これらはワンドと呼ばれ、平水時には止水域であるが、降雨などにより河川が増水した際には、本流とつながり氾濫原となった。

ワンドは、本流域に開口して湾や入り江状になったものや、本流域と接続せず孤立した池のようなものまで多様な形状が存在し、淡水魚をはじめ河川を生活の場とする様々な生物に多様な生息環境を提供してきた。また、ワンド内に伏流水が吐出している場合は、本流域の水質悪化に対し、良好な水環境を保った。かつては500以上のワンド

が存在したが、現在では大阪市旭区の城北ワンド群（図2）や守口市の庭窪ワンド群など一部を除き、後述する河川改修により、そのほとんどが消失した。



図1. 調査区間。桂川・宇治川・木津川の三川合流付近から淀川大堰までの区間で調査を実施。



図2. 淀川の本流域とワンド域。池のようなワンドが本流河岸に面して連なって並ぶ大阪市旭区の城北ワンド群。

調査目的

長期にわたる淀川の定期調査がスタートしたきっかけは、1971年にさかのぼる。この年、建設省（現国土交通省）が、淀川の計画流量を、100年に一度から200年に一度の大雨に耐えうる川へと改修する淀川工事実施基本計画の改訂を発表する。淀川本流の川幅を広げ、河床を深く掘って、まっすぐに流す計画である。ほとんどのワンドが消失するなど、淀川環境が大きく改変されることとなった。そこで、大阪府淡水魚試験場では、改修前の現状を把握するため、1971年から2年かけて改修前の淀川全域の魚類相を調査した（大家ほか、1975）。

さらに建設省は水道原水への塩分混入防止などを目的として、淀川下流部を汽水域と分離する淀川大堰を建設し、1983年に稼働させた。同じく大阪府淡水魚試験場では、堰の影響が淡水魚類に影響を及ぼす前の現状を把握するため、翌年の1984年に再び淀川全域の魚類調査を実施した。その後も、これら大規模河川改修の影響を継続的に

に把握するため、1993年、2004年、2012年と約10年毎に計3回の調査を実施している。

改修工事と河川環境

淀川の計画流量変更に基づく改修工事により、1970年代から1980年代前半にかけて、多くのワンドが消失した。さらに堤外地（堤防によって挟まれて水が流れている場所）は、平水時に水が流れる流路（低水路）と、それより一段高い河川敷（高水敷）に分断され、河川敷には公園や球技場、ゴルフ場などのレクリエーション施設が設置された。

淀川の年間平均水位の推移を図3に示した。数値は年間平均水位±年間最大最小水位を示す。水位観測点の本川毛馬観測所は大堰直上流に、枚方観測所は大堰から約15km上流部に位置している（図1）。大阪湾と淀川における水位の基準は、通常、大阪湾最低潮位（OP）によって示されるが、本稿では一般的な河川水位の基準となっている標高値（海拔；東京湾平均海面）で示した。

上流部の枚方観測所の水位は、1970年代初頭

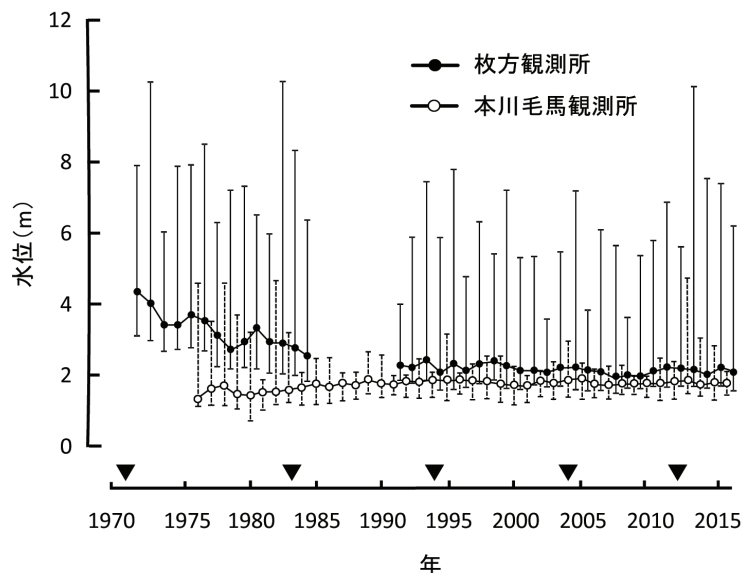


図3. 淀川の年間平均水位（標高値）の推移。数値は年間平均水位±年間最大最小水位。▼は調査年を示す。

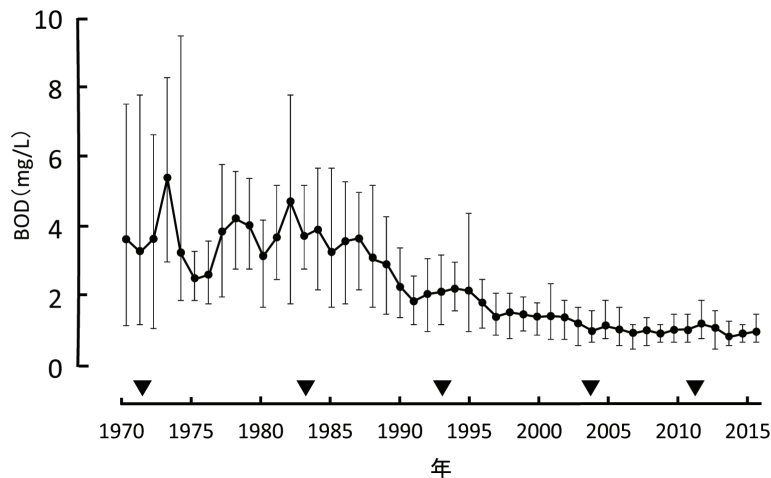


図 4. 淀川本流域（枚方大橋流心部）の BOD（生物化学的酸素要求量）の推移．数値は年間平均値±年間最小値．▼は調査年を示す．

に標高 4m 程度であったが、河床掘削が進むにつれて徐々に低下し、1990 年以降、標高 2m 程度でほぼ一定に推移した。また、最大最小水位の変動幅は、特に顕著な変化はみられない。一方、堰直上の本川毛馬観測所の水位は、1983 年の淀川大堰稼働後、徐々に上昇し、1990 年代以降は、上流の枚方観測所との水位差がほとんど認められない状態となった。これにより平水時には大堰から上流の枚方市付近までの約 15km が湛水化し、ダム湖のような水域となった。堰直上の最大最小水位の変動幅は、1980 年代初頭まで 3m 程度であったが、大堰稼働以降、1m 程度までに低く抑えられた。

これら一連の大規模改修により、河川を持つ攪乱の頻度、強度とも低下し、水位の上昇等により創出される一時的水域（水陸移行帯域）が大幅に減少した。また、下流部では、水位の変動が少なくなるとともに、たとえ上昇してもすぐに平常水位に戻る河川環境となった（綾，2004；村上，2008；河合，2011）。

水質

淀川本流域の BOD（生物化学的酸素要求量）の推移を図 4 に示した。淀川は、高度経済成長期に水質汚濁が深刻であったが、1980 年代以降徐々に改善され、2000 年代以降は BOD が 2mg/L 程度の低い値で推移している。水産用水基準（日本水産資源保護協会，2018）において、河川に生息する淡水魚の自然繁殖条件は 3mg/L 以下とされており、近年、淀川の水質は良好に保たれている。

調査方法

調査は前述の三川合流から淀川大堰までの約 25 km の純淡水域（図 1）で実施した。各調査の地点数、期間、採捕方法を表 1 に示した。1971 から 2012 年まで約 10 年ごと 5 回、主に夏季を中心に、100 から 200 地点を調査した。調査時期がそれぞれ少し異なるものの、同一条件として取りまとめた。

調査は主に地曳網を用いた。初回の 1971－72 年は、長さ 15m の地曳網を用いたが、2 回目以降の調査では、長さ 30m（袖網の深

表 1. 各調査の地点数, 期間, 採捕方法.

	調査地点数		採捕方法
	本流域	ワンド域	
1971-72 年	104 ('72/8-10 月)	115 ('71/8-10, '72/4 月)	投網, 刺網, 15m 地曳網
1984 年	103 (5-6 月)	63 (7-8 月)	30 m 地曳網, 投網, 刺網
1993 年	98 (6-7 月)	46 (6-8 月)	30 m 地曳網
2004 年	95 (7-8 月)	50 (7-9 月)	30 m 地曳網
2012 年	29 (8-9 月)	59 (7-9 月)	30 m 地曳網

さ 1m, 袋網の長さ 4m, 網目 5mm, 採集面積約 140m²) の地曳網を用いた。地曳網 1 回あたりの捕獲尾数を比較する場合には, 2 回目以降の 4 回の調査結果を集計した。

なお, 地曳網による魚類調査では, ミナミメダカなどのような網目から抜けやすい小型の魚や, ニホンウナギやヨリノボリ属などのような石の隙間や砂に潜る魚は採捕されにくいとため, 調査結果は生息する魚類すべてを反映したものではない。

確認種数の推移

本稿では平松・内藤 (2009) に従い, フィールドにおいて種や亜種判別が困難な魚種や, 調査時以降に新たに分類が確定もしくは提唱されている種などを考慮し, フナ属, カワムツ属, ヒガイ属, タモロコ属, ゼゼラ属, カマツカ属, ニゴイ属, スゴモロコ属, スジシマドジョウ種群, ヨシノボリ属に含まれる種類を 1 種類として集計した。

各調査で確認された魚種を表 2 に示した。一連の調査において 36 種の在来種, 2 種の国内外来種, 9 種の国外外来種の淡水魚が確認された。河川改修前の 1971 - 72 年の調査では, イタセンパラやアユモドキを含む 32 種の在来種が確認された。しかし, 40 年後の 2012 年には約 2/3 に減少し, 21 種類となった。この間, アユモドキやイタセ

ンパラをはじめ, ヤリタナゴ, イチモンジタナゴ, カワバタモロコ, ツチフキ等の確認が途絶えた。なお, イタセンパラについては 2005 年を最後に確認が途絶えたが, 2013 年に野生復帰が行われている (小俣ほか, 2011 ; 上原, 2016)。

一方, 国外外来種は 1971 - 72 年の調査でタイリクバラタナゴ, ブルーギル (特定外来生物), カムルチー等が確認され, 1984 年にオオクチバス (特定外来生物), 1993 年にはカダヤシ (特定外来生物) とタウンギ, さらに, 2012 年にはコクチバス (特定外来生物) が新たに確認された。国内外来種は 1993 年にヌマチチブが, 2004 年にはワカサギが確認された。

採捕尾数の推移

各調査における地曳網 1 回あたりの平均採捕尾数を図 5 に示した。調査方法の統一により 1984 年以降 4 回の調査結果について集計し, 在来種と外来種, 本流とワンド域についてそれぞれ比較した。1984 年の調査では, 本流域が 46.3 尾, ワンド域が 210.4 尾と両水域で採捕尾数は大きく異なった。当時は改修工事が始まってから十数年が経過しているものの, 本流域では増水による攪乱が強く, 水質も良好ではないことから, ワンド域

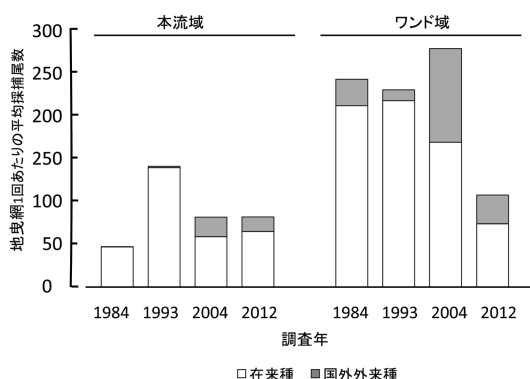


図 5. 各調査における地曳網 1 回あたりの平均採捕尾数の推移.

表2. 各調査で確認された魚種.

		1971-72	1984	1993	2004	2012
在来種	ニホンウナギ	○		○		
	コイ	○	○	○	○	○
	フナ属	○	○	○	○	○
	ヤリタナゴ	○	○			
	カネヒラ	○	○		○	○
	イチモンジタナゴ	○	○			
	イタセンバラ	○	○	○	○	
	シロヒレタビラ	○	○	○	○	○
	ワタカ	○	○	○	○	○
	カワバタモロコ	○	○			
	ハス	○	○	○	○	○
	オイカワ	○	○	○	○	○
	カワムツ属	○	○	○	○	○
	モツゴ	○	○	○	○	○
	ヒガイ属	○	○	○	○	○
	ムギツク				○	
	タモロコ属	○	○	○	○	○
	ゼゼラ属	○	○	○	○	○
	カマツカ属	○	○	○	○	○
	ツチフキ	○	○	○		
	ニゴイ属	○	○	○	○	○
	デメモロコ	○	○	○		
	スゴモロコ属	○	○	○	○	○
	アユモドキ	○				
	ドジョウ	○				○
	スジシマドジョウ種群	○	○	○		
	ギギ	○	○	○	○	
	ナマズ	○	○	○		○
	ビワコオオナマズ	○	○			○
	アユ	○	○	○	○	
	ボラ				○	○
	ミナミメダカ	○		○	○	
	ドンコ	○			○	
	マハゼ					○
	ヨシノボリ属	○	○	○	○	○
	ウキゴリ		○	○		
国内 外来種	ワカサギ				○	○
	ヌマチチブ			○	○	○
国外 外来種	タイリクバラタナゴ	○	○	○	○	○
	ハクレン	○	○			
	タウナギ			○	○	○
	カダヤシ			○	○	
	ブルーギル	○	○	○	○	○
	オオクチバス		○	○	○	○
	コクチバス					○
	ナイルティラピア				○	
	カムルチー	○	○	○	○	○

に比べ生息数が少なかったものと考えられる。その後本流域では、1993年に採捕数が138.4尾に増加したものの、2000年代には再び減少し60尾程度となった。水質の向上や、攪乱の減少による生息環境の安定化により、生息数が一時的に増加し

たものの、2000年代には外来魚のオオクチバスやブルーギルによる食害などにより再び減少したものと思われる。

ワンド域の在来種の捕獲数は1984年から2004年にかけて200尾前後で推移したが、2012年に

は73.2尾に減少し、本流域との差がほとんど認められなくなった。これらの要因としては、増水による攪乱の減少による環境悪化と外来魚による食害と思われる。

国外外来種の割合は、いずれの調査においても、本流域よりワンド域が高かった。オオクチバスやブルーギルは止水域を好むため、ワンド域においてその影響が顕著となったものと思われる。なお、国内外来種は、前述のように1993年から確認されているものの、地曳網1回当たりの採捕尾数はいずれの調査、水域でも0.05%以下と少なかった。

種組成の推移

各調査で採捕された魚種別の採捕尾数割合の推移を図6に示した。採捕された魚種のうち、多数を占めた5種を抽出した。なお、2012年の調査時にはスゴモロコ属のコウライモロコとタイリクバラタナゴの採捕尾数が同数であったため、上位6種を記載した。

1971－72年の調査では、本流域で流水環境を好むオイカワが、ワンド域では止水域を好むフナ属が優占した。調査当時は、大規模河川改修の施工前であるため、淀川には数多くのワンドが存在し、増水による攪乱の規模も大きい状況であった。そのため、両水域の環境が明確に異なっていたものと思われる。

1984年の調査においても、魚類組成は依然として、本流域でオイカワ、ワンド域でフナ属が優占しており、両水域の環境の相違は維持されていたものと思われる。淀川大堰稼働の翌年の調査であるが、魚類相に大きな変化は認められていない。当時は、ワンドの多くが消失した時期であるものの、攪乱の減少により河川環境が安定したためか、イタセンバラやシロヒレタビラなどの、主にワンド域に生息するタナゴ類が増加している。

1993年の調査では、本流域とワンド域とも、

これまでとは魚類相が大きく異なり、コウライモロコがその多くを占めた。増加の要因について田中・平松（2004）は、改修工事により出現した比較的水深が深く、水の流れの緩やかな砂泥底の水域が、コウライモロコの産卵や稚魚の保育場として適したためであると推察している。本流域の湛水化や攪乱の減少により、これまで両水域で保たれてきた生態系のバランスが大きく崩れたことが、魚類相に大きな変化をもたらしたものと推察される。

2004年の調査では、前回優占していたコウライモロコの割合が減少し、外来種のブルーギルやオオクチバスの増加が顕著となった。一連の調査では、ブルーギルが1972年、オオクチバスが1984年から確認されているものの、その後、大きく個体数が増加することはなかった。しかし、水位の安定化や止水環境の拡大により、これらの外来魚に適する生息環境が増大し、個体数の増加につながったものと思われる。

また同時期に、ワンド域では外来水生植物のボタンウキクサ（特定外来生物）や、ナガエツルノゲイトウ（特定外来生物）、アブラ・クリスタータ（特定外来生物）などがワンドの水面を覆いつくすように繁茂した。水中に日光が届きにくくなることから、一次生産を担う植物プランクトンの繁殖が抑制されるとともに、冬季には枯死体が水底に堆積するなど、さらなる環境悪化を引き起こした。

2012年の調査では、在来種の個体数はやや回復したものの、未だにワンド域では外来種の個体数が多い状況が継続している。ワンド域の優占種は、前回調査時と大きな変化はなく、オオクチバスとブルーギルに加え、在来種のニゴイ属、フナ属、モツゴが占めた。オオクチバスやブルーギルの食害から回避可能な在来種のみが同所的に生息しているものと思われる。

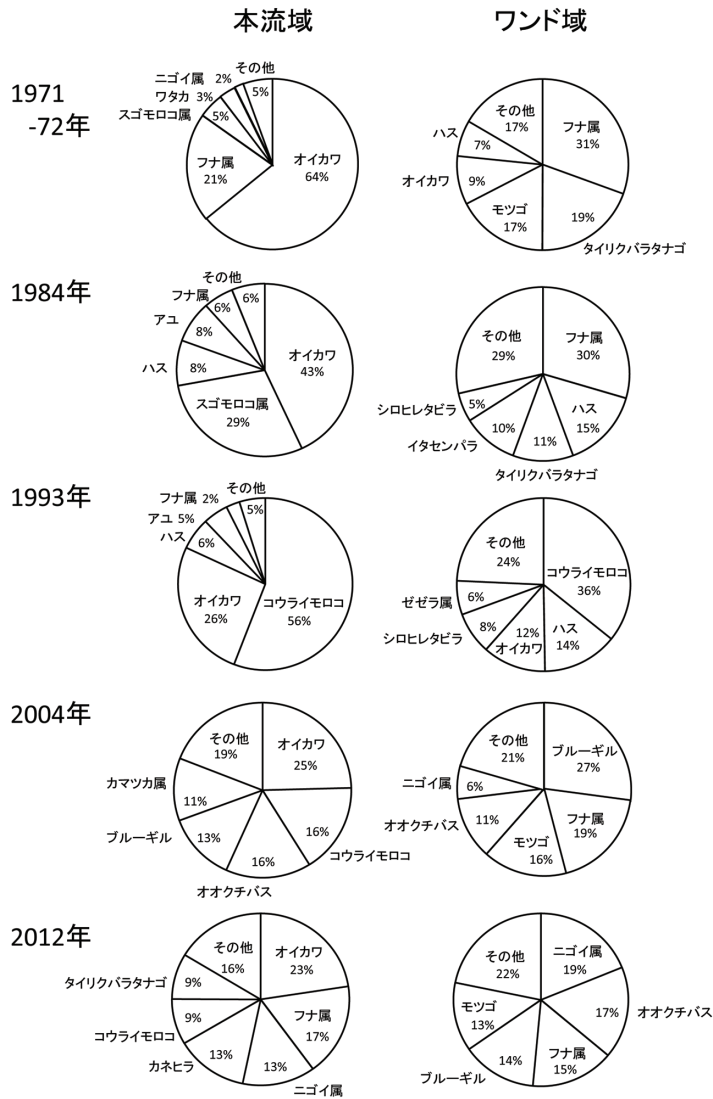


図 6. 各調査で採捕された魚種別の採捕尾数割合の推移.

まとめ

淀川は1970年代初頭から80年代半ばにかけて、大規模な河川改修や淀川大堰の建設等が行われた。それ以前の淀川では、主に本流域にオイカワなどの流水性魚類が、ワンド域にフナ属などの止水性魚類が生息するような、多様な環境に多様な淡水魚が生息する河川であった。しかし、改修に

より、河川形態が大きく変化し、環境の多様性が大幅に且つ急速に失われた。その結果、生態系のバランスが崩れ、堰稼働から約10年後には、本流とワンドの両水域とも、流れの緩やかな深場の砂泥底を好むコウライモロコが優占種となった。さらに、水位の安定化や止水環境の拡大に伴い、外来種のオオクチバスやブルーギルが大量に繁殖した。その後、多くのワンド域では外来種の食害

を回避可能な在来種のみが同所的に生息するような状態に至っている。このように、約 40 年にわたる一連の定期調査により、河川環境の変化に合わせて、淡水魚類の生息状況が大きく変化していく過程が明らかになった。

2012 年の調査から現在まですでに 7 年が経過しており、淀川流域では頻繁にコクチバスやチャネルキャットフィッシュ（特定外来生物）が確認されている（川瀬ほか，2017）。また、イタセンパラをはじめタナゴ類が産卵に利用するイシガイ科二枚貝を捕食する外来哺乳類のヌートリア（特定外来生物）が、2010 年以降に増加し、分布を拡大させている（幸田，2016）。2017 年には淀川各所で外来水生植物のオオバナミズキンバイ（特定外来生物）の繁茂も確認された。これらは今後、淀川の生物多様性に大きな影響を与えることが懸念される。

一方、淀川を管理する国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所は、2009 年に淀川水系河川整備計画を策定し、ワンドを新設する取り組みなどを進めている。2011 年には、産学官民連携による、イタセンパラをはじめとした在来種を保全する取り組みも進んでいる（上原，2016；内藤ほか，2018）。

淀川は大都市大阪の中心部を流れ、人との関わりが極めて強い河川である。引き続き人の手が加えられ続けられるであろう。今後も調査を継続し、そこに棲む魚たちの将来を見守りたい。

謝辞

調査を担当された川村厚生氏、大家正太郎博士、加藤喜久也氏、矢田敏晃博士、田中正治氏、宮下敏夫氏、内藤馨氏、平松和也博士ほか関係者に感謝いたします。なお、淀川の水位及び水質のデータは、淀川河川事務所より提供いただいた。

引用文献

- 綾 史郎. 2004. 近年の淀川の生態環境の変化. 生活衛生, 48 : 334 - 340.
- 平松和也・内藤 馨. 2009. 淀川城北ワンド群の魚類群集の変遷. 関西自然保護機構会報, 31(1) : 57 - 70.
- 河合典彦. 2011. 淀川の水環境とその変遷：大規模な河川構造の改変が水環境に与えた功罪. 「絶体絶命の淡水魚イタセンパラ」（日本魚類学会自然保護委員会編），pp. 71 - 98. 東海大学出版会，秦野.
- 川瀬成吾・石橋 亮・内藤 馨・山本義彦・鶴田哲也・田中和大・木村亮太・小西雅樹・上原一彦. 2017. 淀川流域における外来魚類の生息状況. 保全生態学研究, 22 : 199 - 212.
- 川瀬成吾・小田優花・内藤 馨・上原一彦. 2018. 1970 年代から 2010 年代までの淀川におけるタナゴ亜科魚類の変遷. 日本生物地理学会会報, 73 : 117 - 127.
- 幸田良介. 2016. 大阪府における外来哺乳類，アラビグマ，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－. 地域自然史と保全, 38 (1) : 29 - 40.
- 内藤 馨・石橋 亮・金丸善紀・宮下敏夫. 2014. 淀川淡水域における魚類相の現状. 地域自然史と保全, 36 (1) : 41 - 52.
- ・鶴田哲也・綾 史郎・高田昌彦・岡崎慎一・上原一彦. 2018. 淀川城北ワンド群における外来魚駆除とその効果－「淀川水系イタセンパラ保全市民ネットワーク」を中心とした多様な主体の連携事例－. 保全生態学研究, 23 (2) : 307 - 319.
- 日本水産資源保護協会. 2018. 水産用水基準. 「水産用水基準 2018 年版（第 8 版）」, pp. 4. 日本水産資源保護協会，東京.

- 村上興正. 2008. 何が淀川のイタセンバラを絶滅に導いたのか. 関西自然保護機構会誌, 30 (2): 75 – 90.
- 田中正治・平松和也. 2004. 淀川の生息魚類の分布およびその生態. 大阪府立食とみどりの総合技術センター 水生生物センター研究報告, 12: 1 – 64.
- 大家正太郎・宮下敏夫・川村厚生. 1975. 淀川改修工事による魚類への影響予察調査の概要. 大阪府淡水魚試験場研究報告, 5: 1 – 40.
- 小俣 篤・上原一彦・小川力也. 2011. 淀川水系におけるイタセンバラの保全と野生復帰に向けて: イタセンバラ再導入への試行. 絶体絶命の淡水魚イタセンバラ. (日本魚類学会自然保護委員会編), pp. 138 – 158. 東海大学出版会, 秦野.
- 上原一彦. 2016. イタセンバラ: 生息地再生と野生復帰プロジェクト. 淡水魚保全の挑戦ー水辺のにぎわいを取り戻す理念と実践. (日本魚類学会自然保護委員会編), pp. 67 – 85. 東海大学出版会, 平塚.
- 矢田敏晃・加藤喜久也. 1987. 淀川の魚類相と生息状況. 大阪府淡水魚試験場研究報告, 9: 1 – 125.

資 料

田辺湾島島の植生

大阪産業大学大学院人間環境学研究科

前 迫 ゆ り

京都大学フィールド科学教育研究センター

渡 部 俊太郎

京都大学フィールド科学教育研究センター瀬戸臨海実験所

中 野 智 之

Vegetation of Hatakejima Island in Tanabe Bay, Wakayama Prefecture, Japan. Yuri Maesako* (*Graduate School of Human Environment, Osaka Sangyo University*), Shuntaro Watanabe (*Field Science Education and Research Centre, Kyoto University*) and Tomoyuki Nakano (*Seto Marine Biological Laboratory, Field Science Education and Research Centre, Kyoto University*)

We surveyed the vegetation of Hatakejima Island in Tanabe Bay, Wakayama prefecture. We identified 102 species in 56 families, including coastal plants such as *Tetragonia tetragonoides*, *Atriplex gmelinii*, and *Crinum asiaticum* var. *japonicum*, warm temperate evergreen trees such as *Quercus phillyraeoides*, *Daphniphyllum teijsmannii*, and *Morella rubra*, and deciduous trees, conifers, herbs, and ferns. Ten of the identified species (9.8 %) were alien species, including the invasive alien *Senecio madagascariensis*. Forest vegetation included: *Quercetum phillyraeoides* – *Pittosporo* and four types of *Daphniphyllum teijsmannii* - *Euonymus japonicus* communities (*D. teijsmannii* - *Pertya scandens*, *D. teijsmannii* - *Podocarpus macrophyllus* f. *spontaneous* and *D. teijsmannii* - *Pyrrosia lingua*). Sandy coastal areas were characterized by *Vitex rotundifolia* communities, but they also contained several alien species, such as *Lilium x formolongo*, *Cuscuta campestris* and *Oenothera laciniate*. This research suggests that the forest and the coastal grassland of Hatakejima Island reflect regional natural vegetation. It is necessary to continue the monitoring survey at this site for the invasion of alien species and disturbances such as typhoons.

Keywords: warm temperate evergreen forest, coastal vegetation, *Quercetum phillyraeoides* - *Pittosporo*, invasive alien plant species, Hatakejima Island

要旨：紀伊半島南西部に位置する田辺湾に浮かぶ島島において、今後の長期的変動を捉える基礎資料を得ることを目的として、2019年8月にフロラ調査および植生調査を行った。今回の調査で、森林植生は、立地によって海岸崖地に小面積で成立するウバメガシトベラ群集（タイムンタチバナ亜群集）、斜面から平地に成立するヒメユズリハーマサキ群落、乾燥した尾根部に成立するヒメユズリハーコシダ群落、やや乾燥した南東斜面に成立するヒメユズリハーコウヤボウキ群落および土壌が発達した斜面に成立するヒメユズリハーイヌマキ群落に区分された。海浜植生としてハマゴウ群落が成立し、シンテッポウユリが侵入・繁茂していた。また特定外来生物のナルトサワギクを西側の海岸で確認した。フロラ調査では56科102種が確認された。そのうち外来種は10種（9.8%）であった。島に成立する森林のほとんどが常緑広葉樹二次林であるが、スダジイ・ヤブコウジ・オーダー（ヤブツバキクラス）に属する自然林要素を多数含み、海岸植生の特徴を有し、ハマゴウ、ツルナ、ハマオモトなどの海浜植生とともに、地域の自然を反映する植物相を示した。今後、台風などの攪乱や人の持ち込みなどによる外来種の侵入に注視しながら、森林動態を長期的にモニタリングすることが必要である。

キーワード：常緑広葉樹林、海浜植生、ウバメガシトベラ群集、特定外来生物、島島

はじめに

紀伊半島南西部に位置する田辺湾は黒潮の影響により熱帯系の生物と温帯系の生物の両方がみられる多様な海域である。田辺湾に位置する島は1968年以降、京都大学瀬戸臨海実験所の実験地として管理されており、島周辺の海洋生物について長期的な研究が進められている（中野，2018 ほか）。一方、島の植生に関する調査記録は乏しく、平坦地はかつて桑畑として使用されていたが、1960年代にはマツを主要素とする森林であったことが記載されている（時岡，1969）。その後、2007年に大和ほか（2007）が島の植物を調査し、シダ植物および種子植物85種を記載するとともに、1群落で毎木調査を行い、ヒメユズリハを優占種とする二次林が成立することを報告している。

田辺湾には、紀伊半島南部の典型的な植生をよく残した貴重な森林であることから、南方熊楠が保護した神島がある。神島にはかつてタブノキ林が成立していたが（吉田ほか，1993，1994），2017年に前迫が調査した際には、タブノキ林は衰退し、クスノキが優占する照葉樹林に推移していた（未発表）。人為的干渉が少ない島嶼には、気象条件を反映した地域の自然植生が発達していることが多いが、台風など自然撓乱の影響を直接的に受ける確率が高いため、短期間で植生が変動する可能性がある。

本研究の目的は、田辺湾に位置する島の植生が、桑畑からマツ林（1969年当時）を経て、ヒメユズリハ林への二次遷移が進行（2007年）していることから、マツ林後およそ50年経過した2019年時点での森林植生および海浜植生を記録し、地域の自然を長期的に捉え、自然環境を保全する基礎資料とすることにある。さらに近年の台風の撓乱による影響についても検討したい。

調査地および調査方法

島本島（北緯33度41分42秒，東経135度21分48秒）は面積2.6 ha，隣の小丸島（約550m²）とともに、京都大学に管理されている。干潮時には島から小丸島（図1-1，1-2）まで歩いて渡ることができる。田辺湾島の気象は、気象庁のデータ（国土交通省気象庁ホームページ掲載の南紀白浜2018年の平均気温および降水量データ，<http://www.jma.go.jp/jma/index.html> 2019.8 参照）から、吉良（1949）のあたたかさの指数を算出すると145（℃月），照葉樹林帯に属している。年間降水量は1639.5mm，温暖多雨の気象条件下にある。

島の森林および海浜植生の調査においては、Braun-Blanquet（1964）の植生調査方法に基づいて調査区に出現する種の被度と群度を記録した。全島を踏査し、森林植生で6地点，海浜植生1地点で植生調査を行った（図2）。

2007年に実施された毎木調査（大和ほか，2007）に近い場所の1林分（100m²）で、樹高1.3m以上のすべての個体を対象に毎木調査を行った。幹分かれしている樹木は幹毎に幹周を測定した。植生調査および毎木調査を行った調査区の地理情報はGPS（ガーミン社製）によって測定した。

フロラ調査は、島の森林および海岸を4名で踏査し、植物名を記録した。フロラリストはAPG III体系に従い、種名は、米倉浩司・梶田忠（2003-）「BG Plants 和名-学名インデックス」（YList：<http://ylist.info> 2019.8.11 参照）に従って整理した。植物標本は採集していない。今後、季節毎に植物標本を採集・保存することが課題である。

野外調査は2018年10月30日に事前踏査を、2019年8月9日に植生調査とフロラ調査を行った。



図1-1. 畠島（右）と小丸島（左）。島の東側から撮影。（2018.10.30撮影）。



図1-2. 小丸島。写真(左): 2019.8.9撮影。写真(右): 干潮時, 歩いて渡ることができる。モチノキ, トベラ, ツルグミ, ウバメガシなどが生育。ダンチクは葉がすでに黄変している（2018.10.30撮影）。

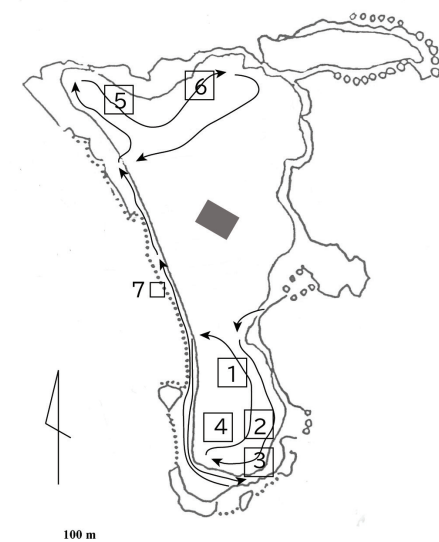


図2. 調査地図。矢印はフロラ調査の踏査ルートを示す, ■は実験施設の位置を示す。数字は表1の調査区番号と一致する。

結果

島のフロラと外来種拡散

畠島は、相観的には常緑広葉樹林（照葉樹林）で被われている。東側の海岸には砂浜がほとんどなく岩場と岩礁からなるが（図3）、西側の海岸には砂浜が形成されている。砂浜や岩場にはハマゴウ、ハマオモト、ハマダイコン、ハマナタマメ、ハマボス、ツルナ、クサスギカズラなど多様な海浜植物が生育する（図4、5）。林縁部の岩場にはユウスゲの群落も成立している（図5）。今回のフロラ調査でシダ植物および種子植物、計56科102種が記録された（付表1）。

特定外来生物に指定されているナルトサワギク（図6）、コマツヨイグサ、シンテッポウユリ、セ



図 3. 島島の東側海岸. 写真 (左): 矢印はハゼノキ (左側矢印) とダンチク (右側矢印). 写真 (右): 林縁部はハゼノキ, ダンチク, トベラ, ヒメユズリハなどが生育 (2019.8.9 撮影).



図 4. 西側の砂浜に成立するハマゴウ群落. 写真 (左): 台風の影響のせいか, 10 月下旬にすべて落葉している (2018.10.30 撮影). 写真 (右): 2018 年の台風以降, ハマゴウ群落後方の低木類の枯死が目立つ (2019.8.9 撮影).



図 5. ユウスゲ群落 (2019.8.9 撮影).

イタカアワダチソウ, アメリカネナシカズラといった外来種が侵入・定着していた。今回調査したシダ植物および種子植物のうち, 外来種の比率は 10 種 (9.8%), 栽培種などからの逸出を含めると 16 種 (15.7%) であった (付表 1)。

特定外来生物ナルトサワギクは同島ではじめて確認された (北緯 33 度 41 分 48.3 秒, 東経 135 度 21 分 47.8 秒)。外来生物法によって飼育, 栽培, 生体の保管及び運搬は禁止されているため, 2 株を掘り起こした後, 同島内の地中に埋めて駆除した。本種はキク科で, 風散布により明るい砂浜で容易に拡散し, 広域に分布すると駆除するのが困



図 6. 畠島西側の海岸に生育していた特定外来生物ナルトサワギク（2 株）。矢印は開花個体（2019.8.9 撮影）。



図 7. 海岸に面した崖地に小面積で成立するウバメガシートベラ群集（タイミンタチバナ亜群集）。林床にはヒトツバが生育（2019.8.9 撮影）。

難である。今回、早期に対応できたが、今後も定期的に注視する必要があるだろう。

森林には、常緑広葉樹としてヒメユズリハ、ウバメガシ、タイミンタチバナ、ヤマモモなどが、落葉広葉樹としてハゼノキ、マルバアオダモなどが、針葉樹としてクロマツ、イヌマキなどが生育していた。台風直後に来島した 2018 年 10 月は海岸に面したクロマツや低木類の枯死が顕著であった。

2018 年 9 月 4 日の台風 21 号、9 月 30 日の台風 24 号通過後、海岸沿いの低木類およびクロマ

ツの枯死、砂浜のハマオモトの根返りなどが認められた。2018 年 10 月にはハマゴウの葉がすべて落ちていたが、2019 年には再生していた（図 4）。自然攪乱後、林縁部やギャップには外来種が侵入しやすくなるため、今後も継続的な観察が必要である。

森林植生

森林植生は立地によって、組成に相違が認められたため、海岸崖地、尾根、斜面など 6 カ所で調査を行った（図 2）。その結果、1 群集および 4 群落が認められた（表 1）。

ウバメガシートベラ群集

同島の平坦地はかつて桑畑であったとされるが、海岸上部の崖地には、トベラ、ヒトツバ、ソテツおよびウバメガシを群集標徴種および区分種とし、海岸風衝地に成立する自然植生としてウバメガシートベラ群集が成立している（表 1、図 7）。ウバメガシが優占する高木層の高さは 9 m、胸高直径 30cm を超えるウバメガシが生育する。総種数は 18 である。本林分は小面積で、後方に続くヒメユズリハーヤブニッケイ群落と類似の組成を含むが、傾斜 30 度の崖地にウバメガシが優占する林分として区分した。

ウバメガシートベラ群集の原記載は伊豆半島（鈴木・蜂屋、1951）であり、相観的に亜高木層、低木層および草本層の 3 相構造でマッキー景観を呈することが多いが、土壌堆積の良い立地で、タイミンタチバナ、ヒサカキ、シャシャンボなどを区分種としてタイミンタチバナ亜群集としている。畠島のウバメガシ林も、本亜群集に属すると考えられる。上級単位はタイミンタチバナースダジイオーダー、ヤブツバキクラスであるが、本島でスダジイは確認されていない。

表1. 田辺湾島島の森林植生. A: ウバメガシトベラ群集, B1: ヒメユズリハーマサキ群落, B2: ヒメユズリハーイヌマキ群落, B3: ヒメユズリハーコウヤボウキ群落, B4: ヒメユズリハーコシダ.

植生区分	A	B-1	B-2	B-3	B-4		
調査区 No.	3	1	4	6	2	5	
調査年	2019	2019	2019	2019	2019	2019	
調査日	0809	0809	0809	0809	0809	0809	
海拔 (m)	11	8	20	18	19	18	
斜面方位 (°)	SE	NW	SW	NW	SE	S	
傾斜角度 (°)	30	3	25	20	3	3	
調査面積 (㎡)	100	100	100	400	100	100	
高木層高さ (m)	9	8	9	15	9	—	
高木層植被率 (%)	70	80	90	90	80	—	
高木層種数	2	6	3	3	4	—	
高木層 DBH(cm)	36.6	22.1	29.5	41.3	21.0	—	
亜高木層高さ (m)	6	6	6	8	6	8	
亜高木層の植被率 (%)	30	20	20	15	10	85	
亜高木層の種数	8	6	3	8	7	6	
亜高木層 DBH(cm)	7.6	10.6	20.8	13.1	7.3	24.4	
低木層の高さ (m)	3	2	2.5	2.5	2.5	2.5	
低木層の植被率 (%)	5	5	5	5	15	15	
低木層の種数	8	8	6	6	6	5	
草本層の高さ (m)	0.6	0.5	0.7	0.6	0.6	0.6	
草本層の植被率 (%)	25	2	3	8	25	60	
草本層の種数	7	9	15	8	11	8	
出現種数	18	16	16	16	20	14	
ウバメガシートベラ群集標徴種および区分種							
ウバメガシ	I	3・3	・	1・2	・	1・2	・
ウバメガシ	II	1・2	・	・	・	・	・
ウバメガシ	III	+	・	・	・	・	・
ウバメガシ	IV	+	・	・	・	+	+
トベラ	II	・	+	+	・	+	・
トベラ	III	+	+	+	1・2	・	1・2
トベラ	IV	・	・	+	+	・	・
ヒトツバ	IV	3・3	・	・	1・2	1・2	・
ソテツ	IV	+	・	・	・	・	・
群落区分種							
ヒメユズリハ	I	・	4・4	4・4	2・3	3・3	・
ヒメユズリハ	II	1・2	・	1・2	1・2	1・2	2・3
ヒメユズリハ	III	・	+	+	・	・	・
ヒメユズリハ	IV	・	・	+	・	・	・
ヤブニッケイ	II	・	1・2	・	1・2	・	・
ヤブニッケイ	III	+	+	+	+	・	・
ヤブニッケイ	IV	・	+	+	+	・	・
ヤマモモ	I	・	2・3	・	3・3	・	・
ヤマモモ	II	+	・	・	・	・	3・3
ヤマモモ	III	・	・	・	・	+	・
マサキ	II	・	+	+	・	・	・
マサキ	IV	・	+	+	・	・	・
イヌマキ	II	・	・	・	+	+	・
カクレミノ	II	・	・	・	+	+	・
カクレミノ	III	・	・	・	+	+	・
コウヤボウキ	IV	・	・	・	・	2・3	・
クロマツ	II	・	・	・	・	+	+
クロマツ	III	・	・	・	・	・	+
クロマツ	IV	・	・	・	・	・	+
コシダ	IV	・	・	・	・	・	3・3
ヤブツバキクラス標徴種							
タイミンタチバナ	II	+	+	・	1・2	・	1・2
タイミンタチバナ	III	+	+	+	1・2	・	1・2
タイミンタチバナ	IV	・	+	+	+	+	+

植生区分	A	B-1	B-2	B-3	B-4		
モチノキ	II	・	1・2	・	+	・	・
モチノキ	III	+	+	・	+	+	+
モチノキ	IV	・	・	+	・	・	・
ナワシログミ	III	+	+	+	+	・	・
ナワシログミ	IV	+	+	+	+	・	+
シャリンバイ	III	・	・	+	+	・	・
シャリンバイ	IV	・	・	+	+	+	+
ネズミモチ	II	+	+	1・2	+	+	1・2
ネズミモチ	III	+	+	+	・	+	+
ネズミモチ	IV	・	・	+	+	・	・
モッコク	III	・	・	+	+	・	・
タブノキ	III	・	・	・	+	+	・
タブノキ	IV	・	・	+	+	・	・
ヒサカキ	III	・	・	・	・	・	+
随伴種							
エノキ	I	・	+	・	・	・	・
エノキ	III	・	+	・	・	・	・
クズ	I	・	+	+	・	・	・
クズ	IV	・	+	・	・	・	・
フジ	I	・	+	+	・	・	・
フジ	II	・	・	・	・	+	・
フジ	III	・	+	・	・	・	・
フジ	IV	・	+	・	・	・	+
ハゼノキ	I	・	・	1・2	1・2	1・2	・
ハゼノキ	II	1・2	・	・	+	・	+
ハゼノキ	III	・	・	・	・	・	+
ハゼノキ	IV	+	・	+	+	・	・
ハマオモト	IV	・	+	・	・	・	・
アオツツラフジ	IV	・	+	・	・	・	・
クスノキ	I	・	+	・	・	・	・
クスノキ	II	・	・	・	+	・	・
イヌビワ	II	・	1・2	・	+	・	・
イヌビワ	III	+	+	・	1・2	・	・
イヌビワ	IV	・	+	+	+	・	・
ネズミサシ	I	+	・	・	・	1・2	・
シャシャンボ	II	・	・	・	・	+	・
ツタ	II	・	・	・	・	+	・
ツタ	III	・	・	・	・	・	・
ツタ	IV	・	・	・	+	+	+
カマツカ	III	・	・	・	・	+	・
カマツカ	IV	・	・	・	・	+	・
オオシマザクラ	II	・	・	・	・	・	+
ススキ	IV	+	・	・	・	+	+
ツユクサ	IV	+	・	・	・	+	・
サンカクヅル	IV	+	・	+	+	・	・
サルトリイバラ	IV	・	・	+	・	・	・
マルバアオダモ	II	+	・	・	・	・	・
ササクサ	IV	・	・	・	+	+	・
ネザサ	III	・	・	・	+	+	・

各調査区の GPS 情報は次の通り.

1. N 34° 41' 43.4", E135° 21' 49.5"
2. N 33° 41' 42.7", E135° 21' 49.7"
3. N 33° 41' 42.1", E135° 21' 49.8"
4. N 33° 41' 42.0", E135° 21' 49.0"
5. N 33° 41' 42.0", E135° 21' 47.1"
6. N 33° 41' 48.9", E135° 21' 50.2"

I：高木層，II：亜高木層，III：低木層，IV：草本層

ヒメユズリハ林

全島の大部分にヒメユズリハが高木層または亜高木層に生育する常緑広葉樹二次林が成立している。立地によって、同群落の発達程度や組成は異なるため、4 群落に区分して報告する（表 1）。

ヒメユズリハ林は、ヒメユズリハ、ヤブニッケイおよびヤマモモを群落区分種とするが、高木層にヤマモモが優占し、土壌がよく発達した立地に成立している。イヌマキおよびカクレミノを区分種としてヒメユズリハーイヌマキ群落（図 8）とした。ハゼノキを高木層と亜高木層に含み、かつてギャップが生じたと思われるが、現在、林冠はほぼ閉鎖している。高木層のヤマモモの胸高直径は約 40cm、高木層と亜高木層にはヒメユズリハとヤブニッケイが生育する。

マサキを含む場合には、ヒメユズリハーマサキ群落とした（図 9）。北西斜面、南西斜面および平坦地で同群落が認められた。本群落の毎木調査の結果についてはあとで述べる。ヒメユズリハーマサキ群落よりも乾燥した南東の尾根に成立する林分を、コウヤボウキを区分種として、ヒメユズ

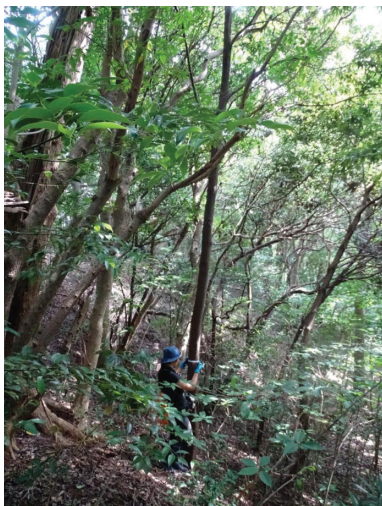


図 8. 島北側の土壌が発達した立地に成立するヒメユズリハーイヌマキ群落 (2019.8.9 撮影)。



図 9. ヒメユズリハーマサキ群落 (2019.8.9 撮影)。



図 10. 島の南側山頂部のヒメユズリハーコシダ群落 (2019.8.9 撮影)。

リハーコウヤボウキ群落とした。さらに乾燥した南向きの尾根にはクロマツとコシダを区分種としてヒメユズリハーコシダ群落とした（図 10）。ヒメユズリハの樹高は 8 m 程度で、亜高木林を形成している。クロマツはかろうじて生育するが、葉の半分程度は茶色に変色しており、枯死寸前である。この尾根より北側崖地に生育しているクロマツの多くは枯死していた。

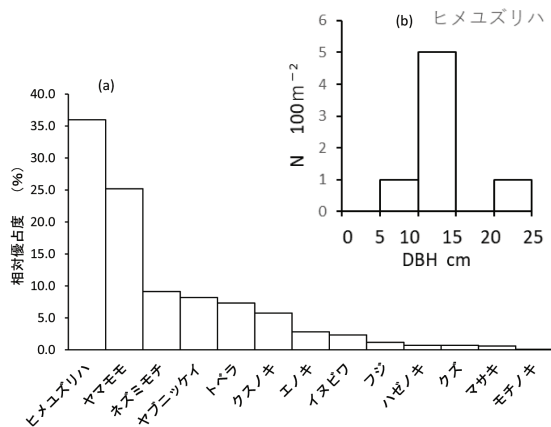


図 11. ヒメユズリハーマサキ群落（調査区 1: 3118.3cm²/100m²）の出現種の相対優占度 (a) とヒメユズリハの個体群構造 (b)。

森林構造

ヒメユズリハーマサキ群落（調査区 1）で毎木調査を行った結果、断面積合計は 3118.3cm²、相対優占度の高い順に、ヒメユズリハ（36.0%）、ヤマモモ（25.2%）、ネズミモチ（9.1%）、ヤブニツケイ（8.2%）、トベラ（7.3%）であった。

島の平坦部で行われた 2007 年の毎木調査の断面積合計は 1101.5cm²、相対優占度の高い順に、ヒメユズリハ（43.4%）、ハゼノキ（17.8%）、ヤブニツケイ（9.2%）、ヤマモモ（9.0%）、タイミンタチバナ（6.0%）であった。2007 年とまったく同様の場所を特定できなかったが、2019 年の調査でハゼノキは 0.7%と、低い値であった。

海浜植生

島の西側に成立している小面積砂浜の草本群落で植生調査を行った結果、ハマゴウ群落が発立していた（表 2、図 4）。海浜植物として、テリハノイバラ、ハマダイコン、ハマオモト、ツルナが群落内に生育する一方、シンテッポウユリ（図 12）、コマツヨイグサ、セイタカアワダチソウといった外来種を含んでいた。

表 2. 田辺湾島島の海岸草本群落（ハマゴウ群落）。

番号	7
調査年	2019
調査日	0809
海拔 (m)	5
斜面方位 (°)	-
調査面積 (m ²)	16
草本層の高さ (m)	1
草本層の植被率 (%)	85
草本層の種数	9
ハマゴウ	4・4
シンテッポウユリ	2・3
コマツヨイグサ	1・2
テリハノイバラ	＋・2
ハマダイコン	＋・2
ハマオモト	＋
ツルナ	＋
セイタカアワダチソウ	＋
イネ科 sp	＋

GPS: N 33° 41' 45.8", E 135° 21' 48.5"



図 12. ハマゴウ群落。外来種シンテッポウユリが混生する。

考察

2007 年に行われたフロラ調査（大和ほか，2007）によると、キキョウ、ハマナツメが記載されているが、キキョウが生育していたとされる岩場はコシダに被われており、見つけることができなかった。ハマナツメは海岸沿いの岩場に記載があったが、確認できなかった。ハマナデシコ、イヨカズラといった海岸植物も確認できなかった。

これらの植物は全国的にも希少な存在であることから、一時的な消失であるのか、今後、再生の可能性があるのかをモニタリング調査によって確認していく必要がある。

毎木調査を行った結果、高木層を形成しているヒメユズリハは10－15cmにピークをもつ正規分布型に近い構造を示し、発達途中の林分であることが示唆された。本群落の林床には台風の高潮・波浪によって打ち寄せられたと思われる大量のゴミが散乱していたことから、波の攪乱頻度が高いことが、ハゼノキの比率が高い一因と考えられる。

シンテッポウユリは台湾に自生するタカサゴユリ (*Lilium formosanum*) と日本の琉球・奄美に自生するテッポウユリ (*Lilium longiflorum*) の交配によって生まれた園芸種である (樋口, 2016)。国立環境研究所侵入生物データベース (<https://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/DB/detail/81040.html> 2019.8 参照) によると、シンテッポウユリの同定にはDNA鑑定が必要としているが、今回は外花被が純白であることからシンテッポウユリと同定した。

ハマゴウ群落でのシンテッポウユリの被度が高く、草高は約1mにもおよび、今後も海岸に繁殖する可能性は高い。高速道路など沿いの拡散に対して警鐘が鳴らされているが (緑化工学会, 2014)、本島のように自然度が高い海岸にも定着し、拡散している。シンテッポウユリは島のなかでは、この群落のみで、ほかの海岸には生育していない。本種の管理については、今後、モニタリング調査を継続するなかで、対応を考えていく必要がある。

今回の植生調査から、島の二次林は、海岸林および海浜植生において地域植生としての特徴を反映しながら、遷移していると考えられた。森林植生の遷移、外来種および希少種の動向など、今後のモニタリング調査の継続が必要とされる。

(補記) 2019年11月に島に渡島した際、夏にナルトサワギクが生育していた場所にあらたな2個体を確認し、駆除した。

謝辞

本調査に際して、中野真里氏には野外調査で協力いただいた。記してお礼申し上げる。

引用文献

- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensociologie. 866 pp. Springer Verlag, Wien.
- 樋口幸男. 2016. 花の文化史 (11) 帰化植物としてのシンテッポウユリ. 恵泉女学園大学園芸文化研究所報告, 12 : 67 - 72.
- 吉良竜夫. 1949. 日本の森林帯－林業解説シリーズ17. 42pp. 日本林業技術協会, 東京・札幌.
- 中野智之. 2018. 田辺湾島の海洋生物の長期変遷. 地域自然史と保全, 40 : 153 - 160.
- 緑化工学会. 2014. 外来種被害防止行動計画 (仮称) および侵略的傀儡種リスト (仮称) に関する学会意見書の解説. 日本緑化工学会誌, 39 : 454 - 459.
- 鈴木時夫・蜂屋欣二. 1951. 伊豆半島の森林植生. 東京大学演習林報告, 39 : 145 - 169.
- 時岡 隆. 1969. 京都大学瀬戸臨海実験所島島実験地の紹介. Nature Study, 15 : 4 - 6.
- 大和茂之・水野康邦・土永浩史・土永知子・吉田元重. 2007. 島の生物. くろしお, 26 : 40 - 46.
- 吉田元重・後藤 伸・山本佳範・津村真由美. 1993. 田辺湾神島における海鳥の糞による森林の変容. 関西自然保護機構会報, 14 : 85-98.
- ・——・——・——. 1994. 田辺湾神島における海鳥の糞による森林の変容 II. 関西自然保護機構会報, 16 : 187-201.

付表 1. 島根県のフロラリスト (2019.8.9 調査). 注) 外来種には**を, 栽培種および植栽種からの逸出には*を付した.

裸子植物			
科名	和名	学名	注
ソテツ科	ソテツ	<i>Cycas revoluta</i> Thunb.	
マツ科	クロマツ	<i>Pinus thunbergii</i> Parl.	
ヒノキ科	ネズ	<i>Juniperus rigida</i> Siebold et Zucc.	
マキ科	イヌマキ	<i>Podocarpus macrophyllus</i> (Thunb.) Sweet f. <i>spontaneus</i> H.Ohba et S.Akiyama	
被子植物			
科名	和名	学名	注
クスノキ科	タブノキ	<i>Machilus thunbergii</i> Siebold et Zucc.	
	ヤブニッケイ	<i>Cinnamomum yabunikkei</i> H.Ohba	
	クスノキ	<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) J.Presl	*
ヤマノイモ科	カエデドコロ	<i>Dioscorea quinquelobata</i> Thunb.	
サルトリイバラ科	サルトリイバラ	<i>Smilax china</i> L.	
ユリ科	シンテッポウユリ	<i>Lilium x formolongo</i> Hort.	*
	オニユリ	<i>Lilium lancifolium</i> Thunb.	*
ススキノキ科	ユウスゲ	<i>Hemerocallis citrina</i> Baroni var. <i>vespertina</i> (H.Hara) M.Hotta	
ヒガンバナ科	ハマオモト	<i>Crinum asiaticum</i> L. var. <i>japonicum</i> Baker	
キジカクシ科	キミガヨラン	<i>Yucca gloriosa</i> L. var. <i>recurvifolia</i> (Salisb.) Engelm	*
	クサスギカズラ	<i>Asparagus cochinchinensis</i> (Lour.) Merr. var. <i>lucidus</i> (Lindl.) Hatus.	
	ジャノヒゲ	<i>Ophiopogon japonicus</i> (Thunb.) Ker Gawl.	
	ヒメヤブラン	<i>Liriope minor</i> (Maxim.) Makino	
ツユクサ科	ツユクサ	<i>Commelina communis</i> L.	
カヤツリグサ科	コウボウムギ	<i>Carex kobomugi</i> Ohwi	
	ヒトモトススキ	<i>Cladium jamaicense</i> Crantz	
	イソヤマテンツキ	<i>Fimbristylis sieboldii</i> Miq. ex Franch. et Sav.	
	コウボウシバ	<i>Carex pumila</i> Thunb.	
イネ科	オニシバ	<i>Zoysia macrostachya</i> Franch. et Sav.	
	ササガヤ	<i>Leptatherum japonicum</i> Franch. et Sav. var. <i>japonicum</i>	
	ススキ	<i>Miscanthus sinensis</i> Andersson	
	エノコログサ	<i>Setaria viridis</i> (L.) P.Beauv.	
	ダンチク	<i>Arundo donax</i> L.	
	カモジグサ	<i>Agropyron tsukushiense</i> auct. non (Honda) Ohwi	
	ネザサ	<i>Pleioblastus argenteostriatus</i> (Regel) Nakai	
	メダケ	<i>Pleioblastus simonii</i> (Carrière) Nakai	
ツツラフジ科	アオツツラフジ	<i>Cocculus trilobus</i> (Thunb.) DC.	
	センニンソウ	<i>Clematis terniflora</i> DC.	
ユズリハ科	ヒメユズリハ	<i>Daphniphyllum teijsmannii</i> Zoll. ex Kurz	
ブドウ科	ツタ	<i>Parthenocissus tricuspidata</i> (Siebold et Zucc.) Planch.	
	サンカクヅル	<i>Vitis flexuosa</i> Thunb.	
	ノブドウ	<i>Ampelopsis glandulosa</i> (Wall.) Momiy. var. <i>heterophylla</i> (Thunb.) Momiy.	
マメ科	クズ	<i>Pueraria lobata</i> (Willd.) Ohwi	
	ハマナタマメ	<i>Canavalia lineata</i> (Thunb.) DC.	
	マルバハギ	<i>Lespedeza cyrtobotrya</i> Miq.	
	フジ	<i>Wisteria floribunda</i> (Willd.) DC.	
バラ科	オオシマザクラ	<i>Cerasus speciosa</i> (Koidz.) H.Ohba	
	カマツカ	<i>Pourthiaea villosa</i> (Thunb.) Decne. var. <i>villosa</i>	
	シャリンバイ	<i>Rhaphiolepis indica</i> (L.) Lindl. var. <i>umbellata</i> (Thunb.) H.Ohashi	
	テリハノイバラ	<i>Rosa luciae</i> Rochebr. et Franch. ex Crép.	
ニレ科	アキニレ	<i>Ulmus parvifolia</i> Jacq.	
アサ科	エノキ	<i>Celtis sinensis</i> Pers.	
クワ科	イヌビワ	<i>Ficus erecta</i> Thunb. var. <i>erecta</i>	
	マグワ	<i>Morus alba</i> L.	
ブナ科	ウバメガシ	<i>Quercus phillyreoides</i> A.Gray	
ヤマモモ科	ヤマモモ	<i>Morella rubra</i> Lour.	
ニシキギ科	ツルウメモドキ	<i>Celastrus orbiculatus</i> Thunb. var. <i>orbiculatus</i>	
	マサキ	<i>Euonymus japonicus</i> Thunb.	

付表 1. つづき.

科名	和名	学名	注
カタバミ科	オッタチカタバミ	<i>Oxalis dillenii</i> Jacq.	**
ホルトノキ科	ホルトノキ	<i>Elaeocarpus zollingeri</i> K.Koch	
トウダイグサ科	アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i> (L.f.) Müll.Arg.	
ミカンソウ科	コミカンソウ	<i>Phyllanthus lepidocarpus</i> Siebold et Zucc.	
アカバナ科	コマツヨイグサ	<i>Oenothera laciniata</i> Hill	**
ウルシ科	ハゼノキ	<i>Toxicodendron succedaneum</i> (L.) Kuntze	
ミカン科	ミカン科 s p	<i>Citrus</i> sp.	*
	カラスザンショウ	<i>Zanthoxylum ailanthoides</i> Siebold et Zucc.	
アブラナ科	ハマダイコン	<i>Raphanus sativus</i> L. var. <i>hortensis</i> Backer f. <i>raphanistroides</i> Makino	
タデ科	アレチギシギシ	<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	**
ヒユ科	ハマアカザ	<i>Atriplex subcordata</i> Kitag.	
	ホソバハマアカザ	<i>Atriplex patens</i> (Litv.) Iljin	
ハマミズナ科	ツルナ	<i>Tetragonia tetragonoides</i> (Pall.) Kuntze	
ヤマゴボウ科	ヨウシュヤマゴボウ	<i>Phytolacca americana</i> L.	**
オシロイバナ科	オシロイバナ	<i>Mirabilis jalapa</i> L.	*
モッコク科	ハマヒサカキ	<i>Eurya emarginata</i> (Thunb.) Makino	
	モッコク	<i> Ternstroemia gymnanthera</i> (Wight et Arn.) Bedd.	
	ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i> Thunb. var. <i>japonica</i>	
サクラソウ科	タイミンチバナ	<i>Myrsine seguinii</i> H.Lév.	
	ハマボッス	<i>Lysimachia mauritiana</i> Lam.	
	マンリョウ	<i>Ardisia crenata</i> Sims	
	ヤブコウジ	<i>Ardisia japonica</i> (Thunb.) Blume	
ツツジ科	シャシャンボ	<i>Vaccinium bracteatum</i> Thunb.	
	モチツツジ	<i>Rhododendron macrosepalum</i> Maxim.	
アカネ科	ヘクソカズラ	<i>Paederia foetida</i> L.	
キョウチクトウ科	テイカカズラ	<i>Trachelospermum asiaticum</i> (Siebold et Zucc.) Nakai	
ヒルガオ科	アメリカネナシカズラ	<i>Cuscuta campestris</i> Yuncker	**
ナス科	ヤマホロシ	<i>Solanum japonense</i> Nakai	
モクセイ科	ネズミモチ	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.	
	マルバアオダモ	<i>Fraxinus sieboldiana</i> Blume	
シソ科	ハマゴウ	<i>Vitex rotundifolia</i> L.f.	
モチノキ科	モチノキ	<i>Ilex integra</i> Thunb.	
キク科	アゼトウナ	<i>Crepidistrum keiskeanum</i> (Maxim.) Nakai	
	セイタカアワダチソウ	<i>Solidago altissima</i> L.	**
	ツワブキ	<i>Farfugium japonicum</i> (L.) Kitam.	
	ヨメナ	<i>Aster yomena</i> (Kitam.) Honda	
	ハルノノゲシ	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	
	アキノノゲシ	<i>Lactuca indica</i> L.	**
	ナルトサワギク	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir.	**
	オオアレチノギク	<i>Erigeron sumatrensis</i> Retz.	**
	コセンダングサ	<i>Bidens pilosa</i> L. var. <i>pilosa</i>	**
	タカサブロウ	<i>Eclipta thermalis</i> Bunge	
	ハマアザミ	<i>Cirsium maritimum</i> Makino	
トベラ科	トベラ	<i>Pittosporum tobira</i> (Thunb.) W.T.Aiton	
ウコギ科	カクレミノ	<i>Dendropanax trifidus</i> (Thunb.) Makino ex H.Hara	
シダ植物			
科名	和名		
ウラボシ科	コシダ	<i>Dicranopteris pedata</i> (Houtt.) Nakaike	
コバノイシカグマ科	ワラビ	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	
オンダ科	オニヤブソテツ	<i>Cyrtomium falcatum</i> (L.f.) C.Presl	
ウラボシ科	ヒトツバ	<i>Pyrrosia lingua</i> (Thunb.) Farw.	

資 料

愛媛県来村川の河口干潟における腹足類の分布

香川大学農学部

深 尾 剛 志

Distribution of gastropods in the river mouth tidal flat of the Kunomura River, Ehime Prefecture. Tsuyoshi Fukao* (*Faculty of Agriculture, Kagawa University*)

要旨: 2013 年に愛媛県宇和島市を流れる来村川の河口干潟において腹足類相調査をおこなった。全 20 種を確認し、干出した場所はホソウミナ、ウミナおよびフトヘナタリ の 3 種がほぼ優占していた。さらに、ウミナ、フトヘナタリ、コゲツノブエ、タケノコカワニナ、ヒメカノコ、ミヤコドリ、クリイロカワザンショウ の 7 種が環境省レッドリスト 2019 あるいは愛媛県レッドデータブック 2014 に含まれていた。

キーワード: 腹足類・分布・来村川・河口干潟

はじめに

愛媛県宇和島市を流れる来村川は、鬼ヶ城山系の権現山 (952m) 山麓に水源を持ち、途中、柿木川、成川川、薬師谷川、石引川、内平川、神田川と合流したのち、宇和島湾に注ぐ流域面積 40.9km²、幹川流路延長 9.1km の二級河川である。来村川の河口域には、泥地、砂泥地、礫地、滞筋・潮溜り、ヨシ原などから成る連続して変化に富んだ干潟が存在する。干潟は一般的に生物多様性に富んだ場所であり (風呂田, 2006)、近年、東京湾 (柚原ほか, 2013, 2016)、有明海・八代海 (吉野ほか, 2009 ; 松尾ほか, 2011 ; Henmi et al, 2017) のように専門家による研究・調査だけでなく、吉野川 (和田, 2013)、和歌川 (坂田ほか, 2016, 2017)、有田川 (村瀬ほか, 2012)、中津干潟 (清野ほか, 2002) のような市民参加型の調査も活発に行われている。そのような中、来村川の河口干潟については、特定の種について報告したものはあるものの (山本・町田, 2007 ; 山本ほか, 2007 ; 深尾,

2016)、底生動物相全体が明らかになったわけではない。著者が事前に来村川の河口干潟に生息する底生動物を調査したところ、腹足類、二枚貝類および十脚類を確認し、その中でも特に腹足類が優占的に分布していることがわかった。ウミナやヘナタリ等の腹足類は他の干潟でも優占的に生息していることがあり、物質循環においても重要な役割を担っていると考えられている (三浦ほか, 2006, 2007 ; 東ほか, 2013)。また、腹足類の中には絶滅が心配される希少性の高い種が多く含まれており (木村・木村, 1999 ; 和田, 2013)、種の保護方法を構築するためにも腹足類の生息状況などの基礎的な情報を蓄積することは重要である。そこで本研究では、来村川の河口干潟に生息する腹足類の分布状況を明らかにすることを目的とした。

調査方法

2013 年 3 ~ 7 月の間に干潮時の来村川河口干

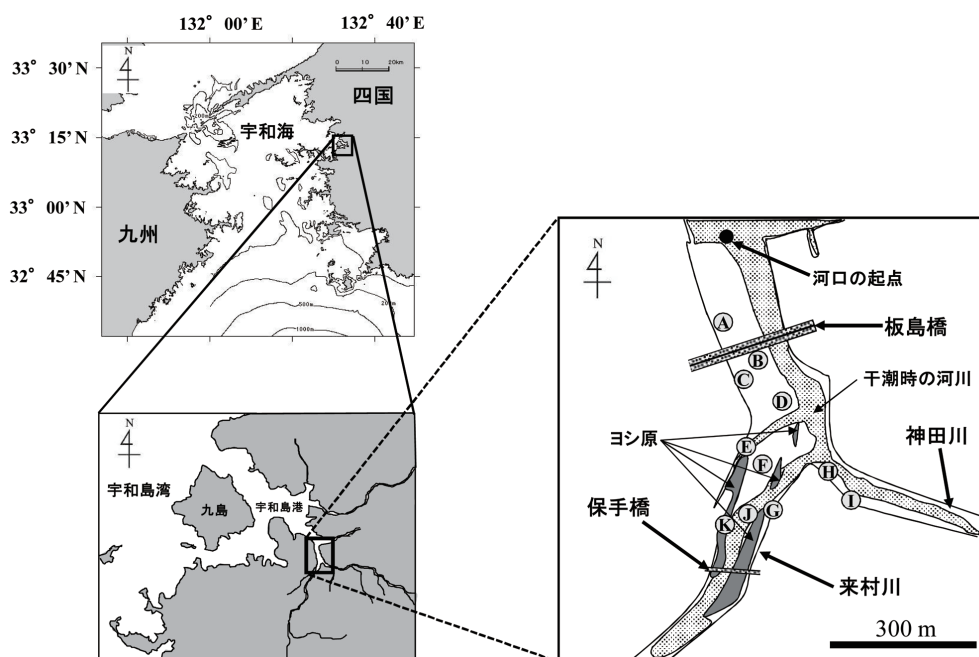


図 1. 来村川の河口干潟における調査定点.

表 1. 来村川河口域の調査定点の特徴.

調査 定点	河口の 起点から の距離 (m)	底質	海水を含む 滞筋や潮溜り の有無	水捌け	特記事項
A	170	泥	有	悪	マガキが付着した礫が多数散在
B	290	泥	無	悪	
C	325	砂泥	有	良	礫と貝殻散在
D	350	砂泥	無	悪	マガキが付着した礫が散在
E	450	砂泥	無	良	礫と貝殻が散在し、近くに ヨシ原もみられる
F	470	砂泥	有	悪	礫が多数散在
G	670	砂泥	無	良	ヨシ原に囲まれており、 礫およびゴミが多数散在
H	545	砂泥	無	悪	マガキが付着した礫や 底生藻類のマットが存在
I	630	砂泥	無	悪	底生藻類のマットを形成
J	675	礫	無	不明	礫が敷き詰められており、 その上を河川水が流れている
K	690	砂泥	有	良	ヨシ原を形成しており、その下に 礫や底生藻類のマットが存在

潟 (33° 12' N, 132° 33' E) において, 1 回の調査につき 2 ～ 3 時間かけて計 17 回腹足類相調査を行った。干潟は河口付近から保手橋手前までの縦断方向約 700m の範囲に位置する。その間に海側から 11 定点 (A ～ K) を設けた (図 1)。各調査定点の特徴と景観をそれぞれ表 1 と図 2 に示す。干潟の上流側には礫地または砂泥地の上に多数の礫が散在している場所が多く, 河川の両岸付近にヨシ原が形成されている。下流側は, 上流側より泥地の部分が多くみられ, その上にマガキが付着した礫が散在している場所が多い。満潮時, 干

潟はヨシ原の一部を残してほぼ水没する。本調査では干潟の干出面, 潮溜りや河川の中, コンクリート壁の表面や隙間あるいは礫に付着している腹足類を採集し, 「干潟の生きもの図鑑」(三浦, 2008), 「干潟の絶滅危惧動物図鑑」(日本ベントス学会編, 2012) および「干潟ベントスフィールド図鑑」(鈴木ほか, 2013) に基づいて同定した。河川, 潮溜りおよび滞筋における海水の影響の有無は, デジタル塩分濃度計 (株式会社マザーツール, YK-31SA) を用いて確認した。

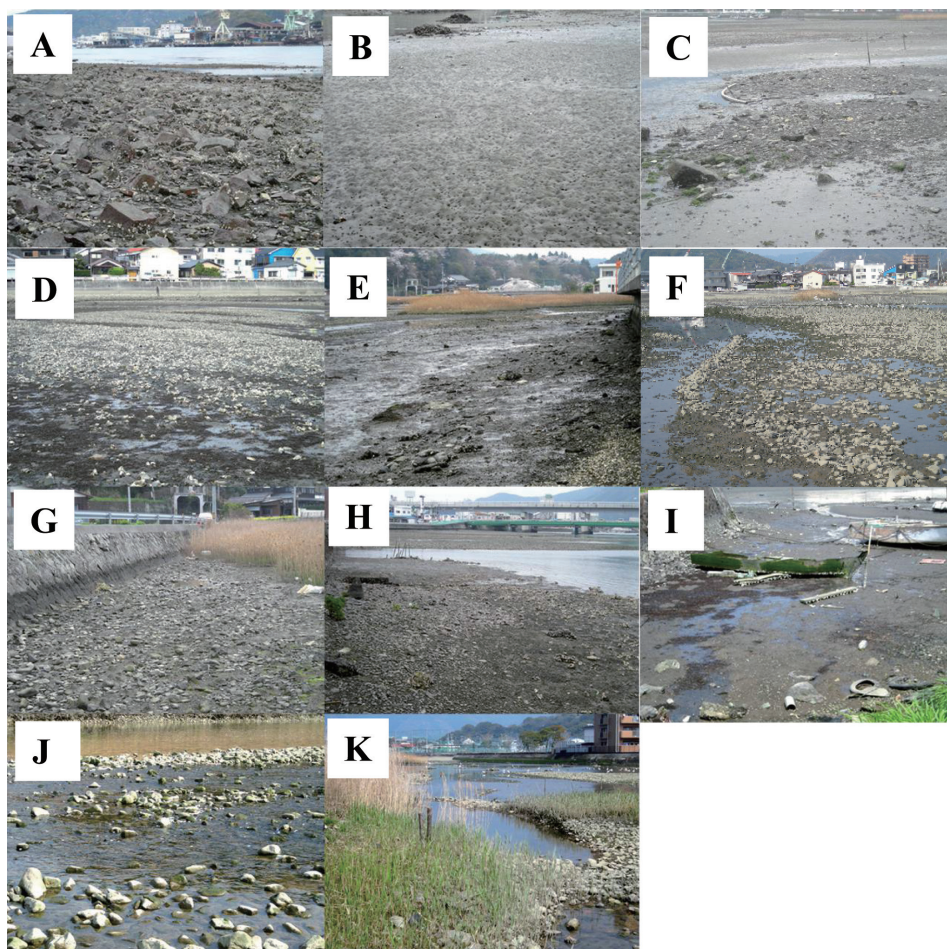


図 2. 調査定点の景観。左上のアルファベットは図 1 のものと対応している。

結果と考察

来村川において確認できた生貝の腹足類は、20 種であった（表 2）。最も多くの種が確認できた定点は、最も海に近い定点 A の 13 種であった（表 2）。

ウミナナ、ホソウミナナおよびフトヘナタリのいずれかが、定点 J を除く全ての定点の干出域において優占的に出現することが多かった。ホソウミナナは、ウミナナより水分と泥分を多く含む底質上において高密度になる傾向を示し、Adachi & Wada（1998）の報告と概ね一致していた。フトヘナタリは、和田・西川（2005）の報告どおりヨシ原とその周辺を中心に多く見られ、地面は底生藻類で覆われていた。このことから、フトヘナタリはウミナナやホソウミナナよりも底生藻類を好んで摂食するため分布が底生藻類群集の近くに集中するものと考えられる。コゲツノブエはホソウ

ミナナと同所的に混在しているのが確認できたものの、生息数はホソウミナナに比べて極めて少なかった。タマキビ、マルウズラタマキビ、スガイおよびイシダタミは、コンクリート護岸の亀裂や隙間、あるいは護岸近くの礫下に隠れるようにして付着しているのが多数確認できた。ミヤコドリは、半分底に埋まっているような礫下に生じる還元的环境下において観察でき、既往の報告と一致する（福田・木村，2012）。ヒメコザラ、カスリアオガイおよびイボニシは礫の表面に付着しているのが普通にみられた。コシダカガンガラは定点 A の礫やマガキの群集周辺に付着しているのが見られ、アラムシロは定点 A の中でも海寄りの泥上を這っているのが普通に観察できた。干潮時に出現する潮溜り、滞筋および河川水中においてイシマキガイ、カノコガイ、ヒメカノコおよびタケノコカワニナの 4 種が確認できた。これらのなかでもイシマキガイが最も多数生息しており、調査

表 2. 来村川河口域に確認できた腹足類（環境省 Red list 2019, URL : <http://www.env.go.jp/press/files/jp/110615.pdf> 2019.6 参照）。

学名	和名	調査定点											愛媛県Red Data Book (2014)	環境省Red List (2019)
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K		
Batillariidae	ウミナナ科													
<i>Batillaria multiformis</i>	ウミナナ	●		●		●	●	●	●	●				
<i>Batillaria atramentaria</i>	ホソウミナナ	●	●	●	●	●			●	●				NT
Potamididae	フトヘナタリ科													
<i>Cerithiidea moerchii</i>	フトヘナタリ					●		●	●	●		●		NT
Cerithiidae	オニノツノガイ科													
<i>Cerithium coralium</i>	コゲツノブエ	●	●						●					VU
Thiaridae	トゲカワニナ科													
<i>Stenomelania rufescens</i>	タケノコカワニナ											●	VU	VU
Littorinidae	タマキビ科													
<i>Littorina brevicula</i>	タマキビ	●			●				●					
<i>Littoraria articulata</i>	マルウズラタマキビ	●												
Neritidae	アマオブネガイ科													
<i>Clithon retropictus</i>	イシマキガイ				●						●	●		
<i>Clithon faba</i>	カノコガイ		●	●	●									
<i>Clithon oualaniensis</i>	ヒメカノコ		●		●								CR+EN	NT
Turbinidae	サザエ科													
<i>Turbo (Lunella) coronatus coreensis</i>	スガイ	●												
Trochidae	ニシキウズガイ科													
<i>Monodonta labio</i>	イシダタミ	●												
<i>Omphalius rusticus</i>	コシダカガンガラ	●												
Lottiidae	コガモガイ科													
<i>Patelloida heroldi</i>	ヒメコザラ	●			●				●					
<i>Nipponacmea radula</i>	カスリアオガイ	●												
Phenacolepadidae	ユキスズメ科													
<i>Phenacolepas pulchella</i>	ミヤコドリ	●							●				VU	NT
Assimineidae	カワザンショウ科											●		
<i>Assiminea japonica</i>	カワザンショウガイ											●		
<i>Angustassiminea castanea</i>	クリイロカワザンショウ											●		NT
Muricidae	アツキガイ科													
<i>Thais clavigera</i>	イボニシ	●												
Nassariidae	ムシロガイ科													
<i>Hima festiva</i>	アラムシロ	●												

CR+EN, 絶滅危惧I類 ; VU, 絶滅危惧II類 ; NT, 準絶滅危惧

定点より上流の潮の影響が無い淡水域でも生貝が確認できたことから広範囲に分布していると考えられた。それに対してカノコガイとヒメカノコは、イシマキガイより下流に分布する傾向があり、個体が確認できた定点 B, C および D の滞筋、潮溜りおよび河川水中には塩分が残っていた。タケノコカワニナは、定点 K の流れがほとんどない泥が蓄積された潮溜りに多くみられ、干潮時も水中に塩分が残っていた。カワザンショウガイとクリイロカワザンショウは、定点 K のヨシ原を中心に分布しており、混在している場所があるものの

個体数の違いから垂直分布に傾向が認められた。すなわち、カワザンショウガイはヨシ原の中でも満潮時完全に水没する下部に密集していたのに対し、クリイロカワザンショウはヨシ原上部の満潮線付近において高密度で見つかる傾向を示しており、三河湾や伊勢湾の汽水域における報告（木村・木村, 1999）と概ね一致する。生貝は確認できなかったものの、死亡してからかなり時間が経過したと思われるイボウミニナとヘナタリの死殻も見つけることができた（図 3）。これら 2 種は、近年急激に生息地が減少している代表的な種である（町田ほか, 2006；佐藤ほか, 2006；三浦, 2008）。来村川においても例外ではなく、既に絶滅したか、あるいは生貝が極めて少ないものと推測される。

愛媛県が希少野生動植物の保護を目的として発行した愛媛県レッドデータブック 2014（以下、愛媛県 RDB2014；愛媛県, 2014）において、ヒメカノコは「絶滅危惧 I 類」、タケノコカワニ

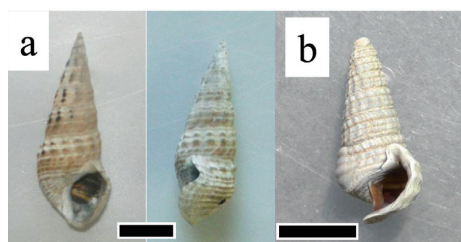


図 3. 来村川の河口干潟で採集した死殻. (a) イボウミニナ *Batillaria zonalis*, (b) ヘナタリ *Pirenella nipponica*. 黒スケールバー：10mm.

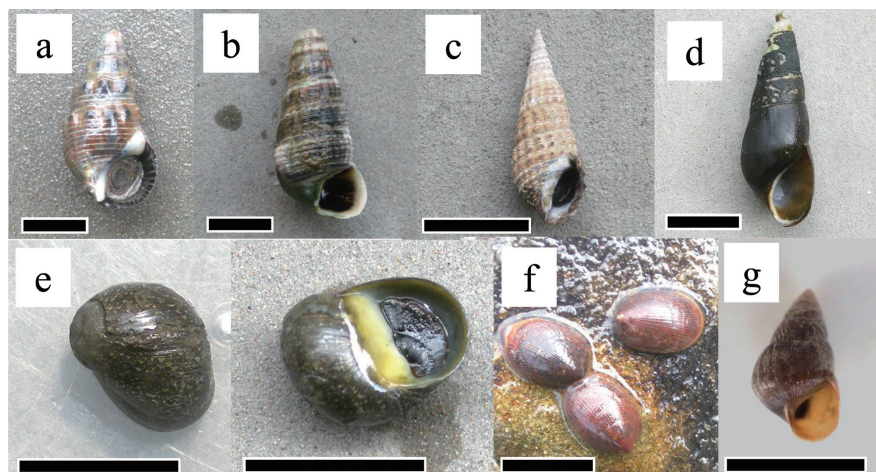


図 4. 来村川の河口干潟で確認できた愛媛県レッドデータブック 2014 および環境省レッドリスト 2019 に掲載されている腹足類. (a) ウミニナ *Batillaria multiformis*, (b) フトヘナタリ *Cerithidea moerchii*, (c) コゲツノブエ *Cerithium coralium*, (d) タケノコカワニナ *Stenomelania rufescens*, (e) ヒメカノコ *Clithon oualaniensis*, (f) ミヤコドリ *Phenacolepas pulchella*, (g) クリイロカワザンショウ *Angustassiminea castanea*. 黒スケールバー：a～f, 10mm；g, 5mm.

ナとミヤコドリは「絶滅危惧Ⅱ類」に指定されている（表2，図4）。また環境省レッドリスト2019（環境省，URL：<http://www.env.go.jp/press/files/jp/110615.pdf>。2019.6 参照）では，コゲツノブエとタケノコカワニナは「絶滅危惧Ⅱ類」，ウミニナ，フトヘナタリ，ヒメカノコ，ミヤコドリおよびクリイロカワザンショウは「準絶滅危惧種」に分類されている（表2，図4）。ウミニナは，河口域の広範囲において高密度で確認できるものの，フトヘナタリとクリイロカワザンショウは河口域の中でもヨシ原や底生藻類周辺に限定されている。ヒメカノコは一時絶滅扱いされたものの2004年頃から来村川より南部に位置する御荘湾の干潟において健全な個体群が確認されてから，現在その分布域を宇和島まで広げている（木村・福田，2012；愛媛県，2014）。今回，来村川の調査でもヒメカノコの生貝が確認できたものの，定点BおよびDにおいて数個体確認できたに過ぎず，そのほとんどの殻が侵蝕・欠損している個体であった。タケノコカワニナは，殻幅約5～20mmまでの幅広いサイズの個体を多数確認できたことから新しい個体が継続的に加入していると考えられる（深尾，2016）。しかし，生息域が保手橋付近から下流へ200mぐらいまでの定点Kのヨシ原とその周辺の狭い範囲に限られている。ミヤコドリは，定点AとHのごく狭い範囲の礫の下からしか見つからなかったことから個体数は少ないものと推測される。さらにコゲツノブエは，愛媛県RDB2014（愛媛県，2014）には記載されていないものの，来村川において数が極めて少ないため今後何らかの対策が必要になるものと考えられる。今後これら絶滅危惧種を中心とした腹足類の詳細な生息情報を得るため長期間にわたり調査頻度を高める必要がある。

来村川のような小さな河川の生態系は河川改修工事による大規模な生息域の破壊のみならず，人

間の活動による汚水の流入や固形ゴミの廃棄，さらには上流からの河川水流入量の変化によって生じる干潮時の河川水の流入経路の変化でも干潟生物の生残に大きな影響を与えるものと予想される。来村川の多様な生物を保全するためにも，現在の変化に富んだ来村川の河口干潟環境を維持・管理する努力が求められる。

引用文献

- Adachi, N. & K. Wada. 1998. Distribution of two intertidal gastropods, *Batillaria multiformis* and *B. cumingi* (Batillariidae) at a co-occurring area. *VENUS*, 57 : 115-120.
- 愛媛県. 2014. 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). 623pp. 愛媛県県民環境部環境局自然保護課，松山.
- 深尾剛志. 2016. 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）. 地域自然史と保全，38 : 61－65.
- 福田 宏・木村昭一. 2012. ミヤコドリ. 「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. 26. 東海大学出版会. 秦野.
- 風呂田利夫. 2006. 干潟底生動物の種多様性とその保全. 地球環境，11 : 183－190.
- Henmi, Y., D. Fuchimoto, Y. Kasahara & M. Shimanga. 2017. Community structures of halophytic plants, gastropods and brachyurans in salt marshes in Ariake and Yatsushiro seas of Japan. *Plankton & Benthos Research*, 12 : 224-237.
- 東 和之・大田直友・河井 崇・山本龍兵・橋本 温・石田達憲・山中亮一・上月康則. 2013. 生態系エンジニアとしてのホソウミニナの役

- 割. 土木学会論文集 B3 (海洋開発), 69 : 1114 - 1119.
- 木村昭一・木村妙子. 1999. 三河湾および伊勢湾河口域におけるアシ原湿地の腹足類相. 日本ベントス学会誌, 54 : 44 - 56.
- ・福田 宏. 2012. ヒメカノコ. 「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. 18, 東海大学出版会. 秦野.
- 町田吉彦・佐藤友康・片山英里・山本藍子. 2006. 高知県浦ノ内湾におけるヘナタリの生息状況と須崎湾で得られた貝殻(腹足綱: フトヘナタリ科). 四国自然史科学研究, 3 : 57 - 61.
- 松尾幸平・増田龍哉・御園生敏治・五十嵐学・森本剣太郎・滝川 清. 2011. 有明海における干潟底生生物の指標化に関する研究. 土木学会論文集 B3 (海洋開発), 67 : I_481 - I_486.
- 三浦知之. 2008. 干潟の生きもの図鑑. 197pp. 南方新社. 鹿児島.
- ・川口博憲・狩野泰則. 2006. 串間市本城川河口干潟に出現する貝類と甲殻類. 宮崎大学農学部研究報告, 52 : 29 - 40.
- ・岩切真美・森岡主臣・狩野泰則. 2007. 延岡市妙見湾(櫛津干潟)に出現する貝類と甲殻類. 宮崎大学農学部研究報告, 53 : 43 - 57.
- 村瀬敦宣・柚原 剛・加藤健司・古賀庸憲. 2012. 和歌山県有田川河口干潟におけるマクロベントス相の市民参加型調査—2010 年および 2011 年の結果報告. 地域自然史と保全, 34 : 45 - 51.
- 日本ベントス学会(編). 2012. 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—. 285pp. 東海大学出版会. 秦野.
- 坂田直彦・古賀庸憲・柚原 剛・鈴木孝男・中川雅博・佐々木美貴. 2016. 和歌川河口妹背山周辺の干潟において 2010 年に実施した「干潟生物の市民調査」の結果. 和歌山大学教育学部紀要, 66 : 25 - 29.
- ・——・——・——・——・——. 2017. 和歌川河口干潟の妹背山観海閣周辺において 2011 年の春と秋に実施した「干潟生物の市民調査」の結果. 和歌山大学教育学部紀要, 67 : 31 - 39.
- 佐藤友康・町田吉彦・山本藍子. 2006. 徳島県南部の干潟で採集された希少貝類. 四国自然史科学研究, 3 : 91 - 94.
- 鈴木孝男・木村昭一・木村妙子・森 敬介・多留聖典. 2013. 干潟ベントスフィールド図鑑. 257pp. 日本国際湿地保全連合. 東京.
- 清野聡子・足立由紀子・山下博由・土屋康文・花輪伸一. 2002. 大分県中津干潟における市民計画型干潟生物調査と海岸環境保全策の提案. 海岸工学論文集, 49 : 1136 - 1140.
- 和田恵次・西川知絵. 2005. 河口域塩性湿地に生息する巻貝フトヘナタリ(腹足綱: フトヘナタリ科)の生息場所利用. 日本ベントス学会誌, 60 : 23 - 29.
- 和田太一. 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.
- 山本藍子・町田吉彦. 2007. 高知県と愛媛県で採集されたケフサヒライソモドキ(カニ下目モクズガニ科). 四国自然史科学研究, 4 : 65 - 67.
- ・水野晃秀・町田吉彦. 2007. 愛媛県南部におけるタイワンヒライソモドキとヒメヒライソモドキの分布(カニ下目モクズガニ科). 四国自然史科学研究, 4 : 18 - 21.
- 吉野健児・山本浩一・速水祐一・濱田孝治・山口創一・大串浩一郎. 2009. 有明海湾奥部干潟域のマクロベントス相. 日本ベントス学会誌, 64 : 15 - 24.
- 柚原 剛・多留聖典・風呂田利夫. 2013. 東京湾

における干潟ベントスの分布と希少種を含む生物多様性保全における人工水路の重要性. 日本ベントス学会誌, 68 : 16 – 27

——・高木 俊・風呂田利夫. 2016. 東京湾における塩性湿地依存性の絶滅危惧ベントスの分布特性. 日本ベントス学会誌, 70 : 50 – 64.

資 料

琵琶湖における侵略的外来水生植物 ウスゲオオバナミズキンバイの葉は繁殖体となる

滋賀県立大学大学院環境科学研究科
滋賀県立大学環境科学部環境生態学科

稗 田 真 也
野 間 直 彦

Leaves as propagules of the invasive aquatic plant *Ludwigia grandiflora* subsp. *hexapetala* in Lake Biwa. Shinya Hieda* (*Graduate School of Environmental Science, The University of Shiga Prefecture*) and Naohiko Noma (*Department of Ecosystem Studies, School of Environmental Science, The University of Shiga Prefecture*)

Ludwigia grandiflora subsp. *hexapetala* (Onagraceae) is an invasive aquatic plant in Lake Biwa that can regenerate from stem fragments. We tested whether it can regenerate also from leaves from both emergent and floating stems on tap water. Both types of leaves generated buds and roots from the petiole base. Since the leaves float well, they can be dispersed by water currents. We recommend collecting not only stem fragments but also leaves during management efforts.

Keywords: invasive aquatic plant, Lake Biwa, vegetative reproduction, *Ludwigia grandiflora* subsp. *hexapetala*

要旨：琵琶湖における侵略的外来水生植物ウスゲオオバナミズキンバイは、茎断片からの再生が可能であることで知られている。本研究では葉に着目し、恒温実験機内で水道水に浮かべた状態で再生実験を行ったところ、抽水茎由来の葉と浮葉茎由来の葉の両方が、再生可能であること（葉柄の基部から開芽・発根できること）が明らかになった。葉は水に浮くため、繁殖体として水流散布されうる。駆除活動では、茎断片のみならず、葉の回収も行うべきである。

キーワード：侵略的外来水生植物、琵琶湖、栄養繁殖、ウスゲオオバナミズキンバイ

Introduction

Ludwigia grandiflora (Michx.) Greuter & Burdet sensu lato is an invasive emergent plant. It has two subspecies, *L. grandiflora* subsp. *grandiflora* and *L. grandiflora* subsp. *hexapetala* (Hook. & Arn.) G. L. Nesom & Kartesz (Nesom & Kartesz, 2000). Both subspecies have invaded Japan: *L. grandiflora* subsp. *grandiflora* has been recorded in Wakayama Prefecture (Naito & Hieda, 2014) and Hyogo Prefecture (Suyama et al., 2008), and *L. grandiflora* subsp. *hexapetala* has been

recorded in Lake Biwa, the largest lake in Japan (in Shiga Prefecture) (Hieda et al., accepted) and Kagoshima Prefecture (Kadono, 2014; Kadono & Okamoto, 2018). After the *L. grandiflora* subsp. *hexapetala* was recorded in Lake Biwa, its vigorous spread was regarded as invasive. Shiga Prefecture initiated controls in 2013. Ministry of the Environment, Government of Japan registered *L. grandiflora* sensu lato as an Invasive Alien Species in 2014 (https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/files/siteisyu_list_e.pdf, Accessed August 3, 2018.).

In California, the range expansion of *L. grandiflora*

sensu lato is derived mainly from vegetative reproduction (Okada et al., 2009). Similarly, we observed regeneration of *L. grandiflora* from stem fragments in Lake Biwa population (Hieda, 2018b). In addition, this species is dry-tolerant; plants removed during mechanical management can serve as propagules and regenerate (Hieda, 2018a). In Lake Biwa, the main management method is manual and mechanical removal. Because the plant is fragile, attention should be paid to fragmentation and dispersal during extermination efforts. For effective extermination, it is important to have information about the vegetative reproduction ability of each part of the plant. In this study, we cultivated the leaves of *L. grandiflora* subsp. *hexapetala* under aquatic conditions.

Materials and methods

On 28-October 2013, we collected emergent and floating stems from *L. grandiflora* subsp. *hexapetala* along the shore of Akanoi Bay in southern Lake Biwa, Japan. We placed the collected wet plants in plastic bags, and stored in a refrigerator (Sanyo model SR-42 SK [G]^A) at about 4 °C in the dark until the start of the experiment. About 1 month later, on November 30, we detached the leaves including both leaf blade and petiole from the emergent stems (17 leaves) and floating stems (15 leaves). We floated the all leaves from emergent and floating stems in separate plastic cups (n=1 each) (KP 860 MB^B; bottom diameter, 10 cm; top diameter, 13 cm; height, 9.5 cm) filled with tap water (water depth, 7 cm) and cultivated them for 18 days in an incubator (NK System TG 180CCFL 5L[D]^C) at 25 °C under 24h fluorescent light condition (average $\pm$ SD): 47.8 ± 2.9 microeinsteins sec⁻¹ m² (measured by QSL-100 BOX^D).

Results and discussion

By 18th day, 6 of the 17 leaves from emergent stems and 3 of the 15 leaves from floating stems had budded and rooted from the base of the petiole (Fig. 1). On the regenerated leaves, the mother leaf part had withered. Although the leaves from the emergent stem originally adapted to aerial conditions in nature, they could produce new roots and leaves and adapt aquatic conditions. *Ludwigia grandiflora* subsp. *hexapetala* is a phenotypically plastic species; it can grow in various environments in Japan (Hieda et al., unpublished data). In this study, since the leaves from both emergent and floating

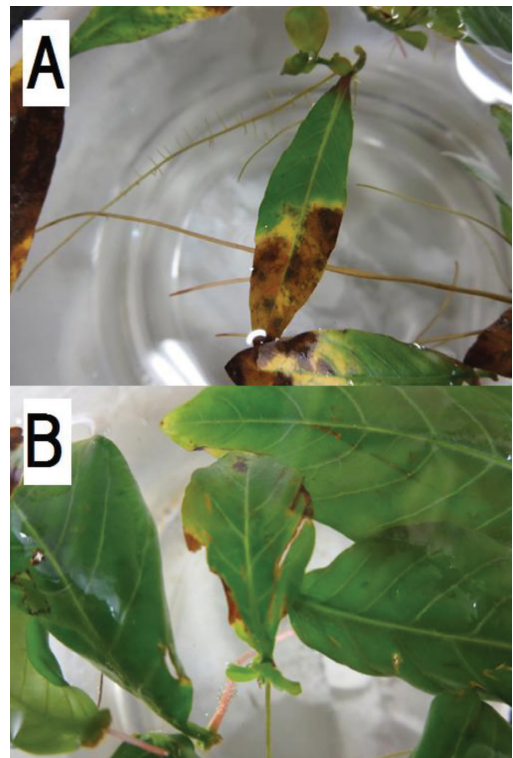


Fig. 1. Regeneration of *Ludwigia grandiflora* subsp. *hexapetala* from the base of the petiole. (A) Leaves from emergent stems; (B) leaves from floating stems. Photographs by S. Hieda (sixteen days from the start of the experiment).

stems could bud and root, the phenotypic plasticity likely contributed to regenerate. In addition, the both types of leaves could float, suggesting that they could be dispersed by water currents.

In this paper, we showed, through laboratory experiments, that the potential of vegetative reproduction from leaves of *L. grandiflora* subsp. *hexapetala*. The leaves from both emergent and floating stems can be propagules (vegetative fragments) in natural conditions; we therefore recommend collecting not only stem fragments but also leaves during management efforts.

Acknowledgements

We thank Mr. M. Kuribayashi and Ms. S. Mori for helping our field sampling.

Sources of materials

^A Sanyo SR-42 SK (G), Sanyo Electric Co., Ltd., 2-1-61 Shiromi, Chuou-ku, Osaka City, Osaka 540-6226, Japan.

^B KP 860 MB, Kohnoike Plastic. Co., Ltd., 3-1-38 Nishi Kohnoikecho, Higashi Osaka City, Osaka 578-0976, Japan.

^C NK System TG 180CCFL 5L (D), Nippon Medical & Chemical Instruments Co., Ltd., 3-9, Tamatsukuri Motomachi, Tennoji-ku, Osaka 543-0014, Japan.

^D QSL-100 BOX, Biospherical Instruments Inc., 5340 Riley Street, San Diego, CA 92110, USA.

References

Hieda, S. 2018a. Life history characteristics of an invasive aquatic plant, *Ludwigia grandiflora* in Lake Biwa. The key factor of overgrowth. Japanese Jour-

nal of Environmental Entomology and Zoology, 29 : 91-93. (in Japanese)

———. 2018b. *Ludwigia grandiflora*. JAPR Journal, 52 : 23. (in Japanese)

———, Y. Kaneko, M. Nakagawa & N. Noma. accepted. *Ludwigia grandiflora* (Michx.) Greuter & Burdet subsp. *hexapetala* (Hook. & Arn.) G. L. Nesom & Kartesz, an invasive aquatic plant in Lake Biwa, the largest lake in Japan. Acta Phytotaxonomica et Geobotanica.

Kadono, Y. 2014. A field guide to aquatic plants of Japan. Bun-ichi Sogo Shuppan, Tokyo. 328 pp. (in Japanese)

——— & H. Okamoto. 2018. The first record of *Ludwigia grandiflora* subsp. *hexapetala* naturalized in Japan. Bulletin of Water Plant Society, Japan, (106) : 27-28. (in Japanese)

Naito, A. & S. Hieda. 2014. Naturalized plants of Wakayama No.8 *Ludwigia grandiflora* subsp. *grandiflora* (Onagraceae). Newsletter of Wakayama Prefectural Museum of Natural History, 32 : 5. (in Japanese)

Nesom, G. L. & J. T. Kartesz. 2000. Observations on the *Ludwigia uruguayensis* complex (Onagraceae) in the United States. Castanea, 65 : 123-125.

Okada, M., B. J. Grewell & M. Jasieniuk. 2009. Clonal spread of invasive *Ludwigia hexapetala* and *L. grandiflora* in freshwater wetlands of California. Aquatic Botany, 91 : 123-129.

Suyama, C., K. Sato & K. Ueda. 2008. New report of invasive *Ludwigia grandiflora* subsp. *grandiflora* (new Jap. Name : Obana-mizukinbai, Onagraceae) found in Hyogo Prefecture, Japan and its chromosome count. Bulletin of Water Plant Society, Japan, (89) : 1-8. (in Japanese with English summary)

地域自然史と保全研究大会 2019
関西自然保護機構 (KONC) 2019 年大会
プログラム・講演要旨集

日時：2019 年 3 月 3 日（日） 10：00～17：00
会場：大阪市立自然史博物館 本館 講堂・ナウマンホール
参加費：無料（ただし博物館入館料が必要）
主催：関西自然保護機構・大阪市立自然史博物館

プログラム ポスター掲示（10：00～17：00）

10：00～10：30	関西自然保護機構 2019 年度総会
10：30～11：30	口頭発表（2018 年度研究助成事業研究報告会） （昼休み）
12：15～13：15	ポスター発表 コアタイム
13：15～14：00	2018 年度四手井賞授賞式典・授賞記念講演 （休憩）
14：00～17：00	シンポジウム「関西の自然の長期的な変化： 長期モニタリングの結果から見える過去と現在」

2018 年度四手井賞 授賞記念講演（13：15～14：00）

Z01 「京都府海岸の外来固着性動物：2006 年と 2016 年の比較」

岩崎敬二（奈良大学文学部）

日本に導入された外来海洋生物の研究報告は、太平洋・瀬戸内海沿岸では多いが、日本海沿岸ではかなり少なく、分布等の実態の解明は不十分であった。そこで、京都府の港湾と海岸の 41 ヶ所で外来固着性動物の調査を 2006 年と 2016 年に行った。二枚貝類のムラサキイガイとタテジマフジツボ、アメリカフジツボ、ヨーロッパフジツボの 4 種の分布確認地点は、汽水域の久美浜湾で増加していたが、外洋に面する若狭湾の海岸では減少していた。外来種の種数は外洋に面する海岸よりも汽水域で多かったが、在来無脊椎動物の種数はその逆であり、在来種と高塩分が外来種の存在に負の影響を与えている可能性が示唆された。

口頭発表（2018 年度研究助成事業研究報告会）（10：30～11：30）

O01 「芦生研究林内保存木の着生植物群集の保全生態学的研究」

東 若菜（京都大学農学研究科）

O02 「大阪府能勢町におけるキマダラルリツバメの生息地保全に関する生態学的研究」

大谷郁生（大阪府大・生命）、乾 陽子（大阪教育大学）、○上田昇平（大阪府大・生命）

O03 「絶滅危惧水生植物トリゲモとオオトリゲモの分布範囲の解明」

○緑川昭太郎（新潟大学大学院自然科学研究科）・志賀 隆（新潟大学教育学部）

- O04 「中池見湿地に生息する希少生物ドジョウ Type I 種の保全に向けた分布調査および遺伝学的研究」
○岡田龍也（近大農）、森田圭吾（近大院農）、川崎隆徳（福井県あわら市）、北川忠生（近大農）

シンポジウム（14：00～17：00）

「関西の自然の長期的な変化：長期モニタリングの結果から見える過去と現在」

関西の海、川、森、里山の自然環境や生物相の変化を長期間調査（長期モニタリング）している方々をお招きして、過去から現在にかけてどのように変化しているのか、その要因（人為的な自然の改変や管理の仕方の変化、気候の変動、特定の在来種の増加や外来種の影響など）は何か等を発表していただきます。そして、将来はどうなるかを考えつつ、長期モニタリングの意義と今後の課題なども検討してみたいと思います。

S01 「会長挨拶」

石井 実（大阪府立大学大学院生命環境科学研究科）

S02 「趣旨説明」

岩崎敬二（奈良大学文学部）

S03 「大台ヶ原ブナ－ウラジロモミ林の35年間」

中静 透（総合地球環境学研究所研究部）

S04 「春日山原始林の樹木動態：20年間のモニタリングから」

伊東 明（大阪市立大学大学院理学研究科）

S05 「三草山ゼフィルスの森：24年間のチョウ類群集の変化」

石井 実（大阪府立大学大学院生命環境科学研究科）

S06 「藻場生態系の長期モニタリング－淡路由良、竹野サイトの10年－」

川井浩史（神戸大学大学院理学研究科）

S07 「1970年代から現在までの淀川の魚類相の変遷：約10年ごとの全域モニタリング調査から」

上原一彦（大阪府立環境農林水産総合研究所生物多様性センター）

S08 総合討論

口頭発表 講演要旨（10：30～11：30）

O01 「芦生研究林内保存木の着生植物群集の保全生態学的研究」

東 若菜（京都大学農学研究科）

原生的森林が残る京都大学芦生研究林では複数の巨樹が保存木として保護され、幹や枝には多数の着生植物が生育している。私たちはツリークライミングを用いて、カツラ巨樹と比較対象となる周辺カツラの着生植物群集を調べた。また、着生植物の生育基盤となる林冠土壌や分解者相を調べた。巨樹は長きにわたり生存する貴重な生物として、しばしば保全の対象となるが、加えて、他の生物に対する生態学的な役割も評価すべきである。

O02 「大阪府能勢町におけるキマダラルリツバメの生息地保全に関する生態学的研究」

大谷郁生（大阪府大・生命）、乾 陽子（大阪教育大学）、○上田昇平（大阪府大・生命）

キマダラルリツバメはハリブトシリアゲアリの巣内で幼虫期を過ごすことが知られており、生息場所である里山林の衰退により個体数の減少が懸念され、大阪府では絶滅危惧Ⅰ類に指定されている。2018年4～10

月大阪府能勢町で本種の寄主アリ特異性と成虫の発生状況を調査した結果、本種幼虫はクリの樹皮下にある寄主アリの巣内で発育すること、成虫はクリの花を吸蜜植物とし、樹冠を静止・占有場所とすることが明らかになった。

O03 「絶滅危惧水生植物トリゲモとオオトリゲモの分布範囲の解明」

○緑川昭太郎（新潟大学大学院自然科学研究科）・志賀 隆（新潟大学教育学部）

絶滅危惧種トリゲモとオオトリゲモは形態が極めて類似し識別が難しいが、葉の細胞の長さによって乾燥標本でも容易に区別できる（Midorikawa et al., 投稿中）。この形質を用いて日本国内の標本庫を調査した結果、両種はかつて全国各地に広く分布していたことが明らかになった。また、トリゲモをオオトリゲモと誤同定していた割合は70%を超えており、レッドリストにおける両種のカテゴリーについて再検討する必要があると思われる。

O04 「中池見湿地に生息する希少生物ドジョウ Type I 種の保全に向けた分布調査および遺伝学的研究」

○岡田龍也（近大農）、森田圭吾（近大院農）、川崎隆徳（福井県あわら市）、北川忠生（近大農）

日本産ドジョウの中には遺伝的に大きく分化した隠蔽種（Type I 種）が含まれていることが明らかになっており、福井県敦賀市の中池見湿地では、Type I 種が既知種（Type II 種）と交雑することなく共存している。しかし、多くの地域では2種間の交雑個体や、外来遺伝子を持つドジョウ種群が確認されており、純粋なType I 種は希少となっている。本研究では、Type I 種の自然分布や遺伝的集団構造を明らかにし、保全対象となり得る集団を選定した。

ポスター発表 講演要旨（コアタイム 12:15～13:15）

P01 「兵庫県宝塚市の二社寺林の樹木衰退と土壌化学性」

○伊藤和男・横山丈海（大阪府立大学高専環境物質化学コース）

酸性雨等による森林土壌の酸性化が指摘されているため、兵庫県宝塚市の二社寺林の樹木衰退および土壌化学性の調査を行った。塩尾寺スギ林では、平均土壌 pH が5以下で、スギの衰退も観察された。しかしコナラ林では、平均土壌 pH が5を上回り、コナラの衰退も顕著ではなかった。また、伊和志津神社のクスノキ林では、一部衰退木が見られたが平均土壌 pH は5以上であった。調査地では顕著な土壌酸性化は観測されなかった。

P02 「京都市大原野森林公園のキタヤマブシにおけるムカゴの生産と個体サイズの関係」

○小崎和樹（滋賀県大）、鳥居万恭・増戸秀毅・近藤和夫・藤井 肇（京都市大原野森林公園）、稗田真也・野間直彦（滋賀県大）

京都市大原野森林公園のキタヤマブシ *Aconitum japonicum* subsp. *ibukiense* var. *eizanense* はムカゴをつける。この集団において蕾・花・心皮とムカゴの生産が個体サイズによって異なるのか609個体を対象に茎長、蕾・花・心皮数、ムカゴ数を調査した。結果、茎長 90 cm> の個体において、蕾・花・心皮を付けた個体は2%だったのに対し、ムカゴを付けた個体は40%であった。このように、より小さな個体でもムカゴの生産が可能であることがわかった。

P03 「身近な場所で広がるナヨクサフジ～分布拡大要因と植生への影響～」

長岡良信・尾崎正法（奈良教育大学附属中学校），長谷川匡弘（大阪市立自然史博物館），○山本浩大（奈良教育大学附属中学校）

ナヨクサフジ（*Vicia dasycarpa*）の分布が奈良県で広がっている。分布の現状，送粉昆虫，植生への影響を明らかにするために研究を行った。奈良県の河川のほとんどや河川から離れた一部でナヨクサフジの群落が見られた。シロスジヒゲナガハナバチ（*Eucera spurcatipes*），セイヨウミツバチ（*Apis mellifera*），イマイツツハナバチ（*Osmia jacoti*）の送粉昆虫が見られた。ナヨクサフジの群落があると，在来種に影響がある一方，つる性やイネ科の植物は有利になる傾向があった。

P04 「西日本に侵入したオオバナミズキンバイ（広義）のクローン構造について」

○稗田真也（滋賀県大・環境），渡部俊太郎（京大・フィールド研），原田英美子・野間直彦（滋賀県大・環境）

西日本に侵入した特定外来生物オオバナミズキンバイ *Ludwigia grandiflora* の集団を AFLP 法で解析し，3つのクラスター（亜種オオバナミズキンバイ，亜種ウスゲオオバナミズキンバイ「鹿児島」，同「近畿地方」）を検出した。この結果は，西日本の亜種ウスゲには複数の侵入イベントがあったことを示唆している。近畿地方の亜種ウスゲ集団は，“ミズキンバイ”として栽培されていた集団を含め，全て同一クローンであり，園芸利用が導入起源と考えられた。

P05 「大和川の調査パート8」

○谷口天馬・前田慎平・田村一路・玉本誠人・松村優汰・福元夏月・田中海翔（大阪市立新北島中学校科学技術部）

大和川の河口（河口から0.8km上流）の地点で水質測定を，中学生の科学技術部員が主体となって過去8年間実施して，水質結果の日変化や季節変化を観測した。観測項目はCOD，硝酸イオン，pH，塩分濃度，溶存酸素量，透視度などを測定した。また，河口の水質と大和川上流（石川，初瀬川，千早川），中流（石川）を比較するために調査を行った。今年度からは河原のプラスチックゴミの数量調査も定期的の実施した。

P06 「大阪府の都市河川における底生生物と河川環境の関係」

山口隼平（大阪産大・人間環境・生態研究室），平 祥和（大阪府大高等教育推進機構 / 大阪市立自然史博物館・外来研究員），前迫ゆり（大阪産大・院・人間環境）

都市河川でのコンクリート護岸により生物の生息環境の劣化が進行しているが，施工後の環境変化と底生生物の関係を示す情報は少ない。そこでコンクリート三面張りの二地点，鍋田川（N川：土砂堆積あり）と権現川（G川：土砂堆積なし）の底生生物を比較検討した。その結果，N川では20科23種，多様度指数H'は3.69，G川では13科17種，多様度指数2.53であった。また，N川において水深及び河床タイプ数の多様度もG川より高い傾向にあり，三面張り施工の際，水深の確保と土砂堆積を適度に誘導する工法は多様性を高めることが示唆された。

P07 「神戸市北区湿地群に生息するオナシカワゲラ *Nemoura fulva* の生活史」

渡辺昌造（（公財）大阪みどりのトラスト協会）

水生昆虫のカワゲラ目的一种であるオナシカワゲラ *Nemoura fulva* (Samal, 1921) は，日本に唯一生息するオナシカワゲラ属 *Nemoura* に属し，兵庫県内では15種が知られている。成虫による分類が主で，幼虫による

分類は、稲田（2018）により示されている。本報告では、兵庫県神戸市北区にある小規模湿地群の1か所に生息しているオナシカワゲラ個体群のなかのオナシカワゲラを分類し、その生活史を明らかにする。

P08 「滋賀県南部における水田未記録のワムシの調査報告」

渡辺圭一郎（琵琶湖博物館はしかけ）

2020年に予定されている「田んぼの生き物全種リスト」の改定に向け、水田未記録のワムシの生息調査を行った。2018年5月13日から2019年1月30日までの期間、滋賀県南部の田んぼ6地点で調査を行った。以前のリストでは固着性・匍匐性の種が欠けていたため今回の調査ではそれらの種に重点を置いた。調査の結果11科21属36種の水田新産のワムシが見つかった。今後も調査を続けることによって、より多くの未記録種の発見が期待できる。

P09 「高速道路造成地における新規ビオトープ池の水生動物群集」

原口みく・上田昇平（大阪府立大・生命）、櫻谷慶治・中村繁貴（NEXCO 西日本）、平井規央（大阪府立大・生命）

新名神高速道路大阪府域の茨木千提寺パーキングエリアに隣接する2017年に完成したビオトープ池において、2018年4月から12月に水生動物の調査を行った。その結果、7綱18目69分類群を確認し、そのうち昆虫綱では9目53分類群であった。

これらの中には、コオイムシやヤマアカガエルなど多数のレッドリスト掲載種が含まれ、高い種多様性が実現されていることが明らかとなった。

P10 「滋賀県のヒダサンショウウオの遺伝系統についての研究」

○岡本悠吾・水戸 直・齊藤 修（長浜バイオ大学バイオサイエンス）

山地森林の源流部に生息するヒダサンショウウオは、滋賀県のレッドデータブックでは希少種に指定されており、生息状況についても不明な点が多い。本研究では目撃情報を頼りに滋賀県内の調査を行い、その結果複数の生息地を発見することができた。そこで、それぞれの集団の数個体からサンプルを採取し、ミトコンドリアDNAのシトクロームb領域の配列を決定して、滋賀県のヒダサンショウウオの分布と遺伝系統について検討した。

P11 「滋賀県のオオサンショウウオの生息実態調査の試み」

中川 亮・若山竣登・城本裕基・田中聡磨・○水戸 直（長浜バイオ大・バイオサイエンス）、源 利文（神大院・発達）、西川完途・松井正文（京大院・人間・環境）、齊藤 修（長浜バイオ大・バイオサイエンス）

滋賀県では、過去複数のオオサンショウウオが発見・保護されていたが、その生息実態の詳細はほぼ調べられていなかった。近年、県内の河川で交雑種が発見されたことから県内の河川における生息状況の調査を開始した。環境DNA解析を用いて生息域探索を試みた7河川の内、県西部、県南部、県北部のそれぞれ1河川で陽性となることが分かった。今後、県内の他の河川についても早急に状況把握を進め保護活動に役立てたい。

P12 「香川県における淡水エビ，ヌマエビ属 *Paratya* の分布」

今井 正（瀬戸内海区水産研究所）

香川県の島嶼部を含む 83 河川・168 湖沼に生息する淡水産コエビ類の分布を 2009 ～ 2018 年に調査した。今回はヌマエビ科ヌマエビ属 *Paratya* について報告する。ヌマエビ *P.compressa* は県東部の播磨灘に流入する 10 河川に出現した。ヌカエビ *P.improvisa* は県中央部の東側を流れる 2 水系およびその近隣の 2 つの池で見られた。ヌマエビは香川県からの初報告，ヌカエビは Nishino（1980）以来の記録である。

P13 「香川県東讃域の河口干潟に生息する貝類と十脚目甲殻類」

○深尾剛志・多田邦尚（香川大学農学部）

香川県東讃域を流れる新川，鴨部川，津田川および湊川の河口干潟において，2018 年 4 月から 10 月にかけて貝類と十脚目甲殻類の定性調査を行った。確認できた貝類の種数は，新川 33 種，鴨部川 31 種，津田川 31 種および湊川 20 種であり，十脚目甲殻類は新川 24 種，鴨部川 22 種，津田川 16 種および湊川 23 種であった。貝類 7 種と十脚目甲殻類 2 種が，香川県レッドデータブックあるいは環境省レッドリストに掲載されていた。

P14 「大阪湾泉州沖で漁獲されたテンジクダイにおけるクロイカリムシモドキの寄生状況と分子系統」

馬場 孝（大阪健康安全基盤研究所・微生物課）

クロイカリムシモドキはテンジクダイの体側部や鰭付近に寄生するヒジキムシ科のカイアシ類である。本種は 1958 年の記載以降，記録がほとんどなかったが，2018 年 8 月から 9 月，大阪府内で販売されたテンジクダイから発見された。寄生率は 8% (2/25) ～ 32% (19/60) であった。mtDNA COI 領域の分子系統解析から，本種はキジハタなどに寄生するイカリムシモドキと近縁であることがわかった。

P15 「44 年ぶり！？ 淀川におけるスナヤツメの記録」

山本義彦・○山口翔吾・小田優花（大阪府立環境農林水産総合研究所・生物多様性センター）

スナヤツメ *Lethenteron* spp. は大阪府 RL2014 で絶滅危惧 I 類であり，その生息記録は 1970 年前後に淀川水系・猪名川水系・大和川水系にある。しかし，当センター登録標本に 1974 年淀川産の 1 標本があるのみで，他はいずれも伝聞等に基づく記録である。44 年の時を経た 2018 年 7 月に，淀川からの取水施設で本種アンモシーテス幼生を採集し，DNA 解析により南方種であることを確認した。

P16 「石川流域における魚類層の変遷と堰による魚類層への影響」

狐坂音奏・宮崎倫太郎・松井琳太郎・吉村元貴（太子町立中学校社会科学部）

石川流域で種同定が進んでいないヨシノボリ類，ドジョウ類を対象に魚類相調査をおこなった。ヨシノボリ類が 3 種に分類され，ドジョウ類が 2 種に分類された。また，2013 年の調査時よりもアユは上流域で採集された。

P17 「大阪府における中国大陸系統ドジョウの分布変遷」

○松井彰子（大阪市立自然史博物館），中島 淳（福岡県保健環境研究所）

中国大陸系統のドジョウは，日本に移入分布する外来系統であるが，大阪府内での分布報告はない。本研究では中国大陸系統の府内での分布変遷を調べることを目的とし，1955 年から 2018 年に府内で採集された博物館標本を調査した。その結果，中国大陸系統は 1997 年以降の標本から見つかり，近年の標本では大阪府北部を除いた広範から見つかった。中国大陸系統は，1997 年以前から現在にかけて府内に持ち込まれ，分布

を拡大した可能性が高い。

P18 「オヶ原池に生息するブルーギルの食性調査」

林 朋輝・阪上太洋・村上悦崇・町 朋佳（大阪府立園芸高等学校ビオトープ部）

箕面の山にあるオヶ原池は昔トンボの楽園でした。現在は特定外来生物であるブルーギルやブラックバスの巣窟となり、トンボを含めた在来種の数は一激減しました。私達はブルーギルの防除活動をしながらい蔵を解剖し食性調査を行っています。調査の結果、ブルーギルの個体の大きさによる食性の違いや、意外な食性がわかりました。

P19 「メダカ カンタービレ」

中村一葉（奈良女子大学附属小学校）

私はあるテレビ番組の特集で「モーツァルトのお茶」というお茶を知りました。そのお茶はモーツァルトの曲を聞かせたお茶で、おいしいと好評でした。この時、私はある疑問が浮かびました。「モーツァルトの曲をメダカに聴かせることで成長や習性に変化は出てくるのか」 この疑問を解決するために行ったこの研究の実験は、

実験 1 卵や稚魚に聴かせると成長に違いがあるのか

実験 2 成魚の産卵活動に違いがでるのか

実験 3 音の大きさを変えると成魚の行動に違いはあるのか

実験 4 様々なジャンルの曲を聴き、成長に違いはあるのか

実験 5 音楽による習性はつくれるのか

の5つです。実験の謎を解くためには、私の知らないモーツァルトの音楽の特徴や、音の仕組みについて知る必要があると思いました。この実験に関わりのありそうな音についての情報を、知っている方は是非ともアドバイスをお願いしたいです。

P20 「兵庫県南部水系に生息するメダカの遺伝子型分布」

奥田薫子・文木春菜・桑原なつき・江口さやか・横田弘文（神戸女学院大学人間科学部環境・バイオサイエンス学科）

兵庫県南部の武庫川、明石川及び加古川水系に生息するメダカの遺伝子型を調査した。その結果、武庫川水系の上流域は丹南地域固有の遺伝子型 B39 のみで構成されていたが、他水域では瀬戸内亜群に属する3つの遺伝子型 (B1a, B9 及び B22) が確認された。しかし、その構成比率は水系ごとに大きく異なっており、遺伝子型の分布の特徴を示していた。また、3水系共に一部の個体から東日本Ⅱ亜群の遺伝子型 B27 が検出され、遺伝的攪乱が示唆された。

P21 「ダム湖に定着できた琵琶湖系アユ ～生態と由来について～」

○岡本鼓都里・近藤流有（大阪府立富田林高等学校・科学部・魚類班）

2017年8月に石川（大阪府）の最上流域の滝畑ダム湖でアユを発見し、その後1年間、生態調査、DNA分析、文献調査などを行った結果、琵琶湖系アユが滝畑ダム湖に定着していることが分かった。両側回遊型ではなく、琵琶湖系アユがダム湖に定着したという報告は本研究が初めてであるが、その要因は滝畑ダム湖が他のダム湖に比べて低水温であると考えた。

P22 「どうしてカワバタモロコは絶滅危惧種になったのか」

溜島和花・高井晴矢・吉村元貴（太子町立中学校社会科学部）

カワバタモロコは絶滅危惧種ⅠB類に指定されているが、本種と体長、生息環境が似ているモツゴは指定されていない。モツゴとの比較を通して絶滅の原因に迫った。本種はモツゴに比べて、自分の卵を採餌すること、追い払いの習性やなわばりを持たないことがわかった。ため池の現状調査より、モツゴに適したため池は多く存在し、本種に適したため池は少ないことがわかった。

P23 「カワバタモロコを守れ！」

中村悠義（奈良女子大学附属小学校）

2014年生駒市で発見された魚、名前は「カワバタモロコ」。絶滅危惧種にしていされています。僕は幼稚園年中から、エコパーク21の前の池でカワバタモロコをすくい卵がついていないかしらべています。僕はこの活動をはじめて4年目になりました。しょきメンバーです。小学校2年になってできることがふえました。これからたくさんの人にカワバタモロコを知ってもらいたいです。かつどうがんばります。メンバーぼしゅう中です。

P24 「淀川八雲ワンド周辺浅所でのイシガイの生息状況と妊卵状況 ～7年間のモニタリング調査より～」

○近藤美麻（大阪府立環境農林水産総合研究所・生物多様性センター）、木邑聡美・唐澤恒夫（イシガイ研究会）

淀川八雲ワンド周辺の浅場で、2012年4月から現在までイシガイの生息状況調査を、2016年4月からは妊卵状況調査も行っている。イシガイの妊卵個体は、最も早い年で3月に確認された。また、その年に着底した稚貝は、翌年には25～30mmに成長した。成長率は殻長が小さいほど大きく、殻長50mm前後で鈍化した。調査開始当初と比較すると、近年では採捕個体数が減少傾向にあり、採捕個体の殻長が小さくなる傾向がみられた。

P25 「ホタルとカワニナの減少と回復」

梅川翔平・吉村元貴（太子町立中学校社会科学部）

1980年頃から太井川のホタルが減少していることを知った。そこで、ホタルが多く生息する環境を目指し調査をおこなっている。今年はホタルとカワニナの減少と回復について調べた。2017年10月の台風第21号によってホタルの幼虫とカワニナが流され個体数は減少した。その後、カワニナは遡上できるため個体数が回復した。一方、ホタルの幼虫は遡上ができないため、昨年度に比べてホタルが激減した。

P26 「石川におけるチリメンカワニナの生息状況」

○輿石美優・福永大地（大阪府立富田林高等学校・科学部・ホタル班）

石川（大阪府）の本流では、カワニナ類の生息を確認できないが、2017年石川から分岐するコンクリート張りの水路でチリメンカワニナが生息することを確認した。そこで、生態調査を行った結果、チリメンカワニナは増水時に流下し生息密度が減少すること、また生き残った一部が増殖することで生息密度を回復することが示唆された。特に、増水をきっかけに上流側に移動し、その後に増殖する習性をもつ可能性がある。

P27 「市民参加による大阪府域のオオクビキレガイの分布調査」

○石田 惣・外来生物調査プロジェクト貝類班（大阪市立自然史博物館）

オオクビキレガイ (*Rumina decollata*) は地中海沿岸原産のオカチョウジガイ科の陸産貝類で、西日本を中心に 1980 年代から移入している。葉物野菜の新芽を食べる農業被害があるほか、雑食性のため小型の土壌動物への影響も懸念される。大阪府では 2000 年代に生息が確認され、分布が拡大傾向にある。そこで、市民参加での分布調査を計画した。できるだけ広範囲をカバーしつつ、簡便に調査する方法として、大阪府下の鉄道駅から約 1km 圏内を目安に 1 時間の探索を行うこととし、駅を踏査単位として調査への参加を呼びかけた。2018 年 11 月までにのべ 107 駅の周辺を調査し、うち 17 駅で見つかった。今までに知られていなかった生息地域が判明したほか、泉北地域で広範に分布することもわかった。発表では本種の拡大過程等についても考察する。

P28 「市民参加による大阪府における外来鳥ハッカチョウの分布調査」

和田 岳（大阪市立自然史博物館）

ハッカチョウ (*Acridotheres cristatellus*) は、中国南部から東南アジアに分布するムクドリ科鳥類で、沖縄県以外の日本で見られる個体は、飼い鳥由来の外来生物と考えられる。大阪府では、1983 年に豊中市で一度繁殖したが定着には至らず、2000 年代に入って淀川等で繁殖・定着し現在に至っている。2013 年頃より大阪府内での確認例が増え、2014 年と 2018 年に市民参加を呼びかけて、大阪府全域での繁殖分布を調査した。その結果、大阪府内に広く生息地が点在していることが明らかになった。

P29 「近畿大学奈良キャンパスにおけるナラ枯れ発生後のキツツキ類 3 種の反応」

○松谷実璃（近畿大院・農）、澤島拓夫（近畿大・農）

ナラ枯れは近年の里山で問題となっている現象であるが、ナラ枯れに関する研究は、野生動物への影響に関するものは少なく、鳥類への影響に関してはナラ枯れ終息後に行われた例がわずかにあるのみである。その中でキツツキ類はナラ枯れ被害林分を利用するとされているが、近畿大学奈良キャンパスにおいて、ナラ枯れ発生以前から蓄積された鳥類の長期データにより、種ごとにナラ枯れへの反応が異なることを示唆する変動がみられた。

P30 「大阪府南部とその周辺におけるフクロウの遺伝的多様性と遺伝的構造」

○岸澤勇希（大阪府大院・生命）、村濱史郎（日本バードレスキュー協会）、上田昇平・平井規央（大阪府大院・生命）

2016～2018 年 2～6 月に大阪府南部とその周辺でフクロウ *Strix uralensis* の繁殖調査を行い、雛の羽軸から抽出した DNA を用いて遺伝的多様性と遺伝的構造の解析を行った。その結果、同じ親鳥がひとつの巣箱を利用し続ける場合、異なる親鳥に入れ替わる場合があることが明らかになった。また、本調査地において本種の遺伝的多様性は比較的高く保たれており、遺伝的な交流が広く行われていたことが明らかになった。

P31 「大阪府河内長野市における巣箱を用いたムササビの分布調査」

村濱史郎・大門 聖（特定非営利活動法人日本バードレスキュー協会）

河内長野市内で巣箱を用いたフクロウの保全活動を実施中にフクロウ巣箱を頻繁に利用するムササビの存在が確認された。大阪府下におけるムササビの詳細な分布は判っていない。そこで筆者らはムササビ用巣箱を作成し、市内各所に設置して利用状況を調査したところ、フクロウ巣箱なども合わせて 31 箇所でムササビの利用を確認できた。このことから河内長野市内においては比較的高密度でムササビが分布していることが推察された。

P32 「シカ柵の設置 10 年後の土壤動物群集」

○葛西 弘・澤畠拓夫（近大・農）、鳥居春己（奈良教育大・自然環境教育センター）

シカの生息地拡大と個体数増加による森林の衰退は世界的な課題となっている。シカの増加が与える森林生態系への影響は植生を中心に研究がされてきたが、地下生態系に及ぼす影響に関する研究は少ない。本発表では、高密度のシカ個体群が維持されている奈良県春日山において、10 年前に設置されたシカ柵の内外を比較し、シカが林床環境及び土壤動物群へ与える影響に関する調査結果を報告する。

P33 「大阪府能勢町におけるキマダラルリツバメの寄主アリ特異性」

大谷郁生・平井規央（大阪府大・生命）、森地重博（日本鱗翅学会）、上田昇平（大阪府大・生命）

キマダラルリツバメの幼虫は樹上営巣性のハリブトシリアゲアリの巣内に寄生することが知られている。2018 年 4 ～ 10 月本種の生息地である大阪府能勢町のクリ園に植栽された樹木を調査し、寄主アリの分布・営巣状況、本種幼虫の寄生状況を検証した。その結果、寄主アリはクリ樹皮下に営巣することが多く、クリの幹上で高い頻度で発見されること、本種幼虫はクリの樹皮下の寄主アリの巣内に寄生することが明らかになった。

P34 「和泉山脈におけるアリ類の群集構造と垂直分布」

○沖本拓也（大阪府大院・生命）、大門 聖（河内長野市自然環境保護協議会）、平井規央・上田昇平（大阪府大院・生命）

山地帯の生物多様性の解明には標高に沿った調査が必要だが、国内におけるアリ類の垂直分布に関する知見は少ない。本研究では、和泉山脈の南葛城山と和泉葛城山の標高約 180 ～ 900m でアリ類群集を調査した結果、51 種のアリ類が採集された。アリ類の種数は標高 600m 付近で最多となり、群集構造は標高ごとではなく山ごとに異なった。種数と相関する環境条件は山ごとに異なり、群集構造と環境条件との相関はみられなかった。

P35 「大阪と兵庫の二次林におけるナラ枯れの鞘翅目への影響」

藤原聖真（大阪産大・人間環境・生態研究室）、前迫ゆり（大阪産大・院・人間環境）

大阪および兵庫では 2010 年頃よりカシノナガキクイムシによるナラ枯れが進行している。コナラ林に生息する昆虫相への影響に関する生態情報は少ない。そこで 2018 年 6 月および 10 月に、ナラ枯れ林（DF）と、非ナラ枯れ林（F）を対象に、鞘翅目の幼虫と成虫の種数及び個体数を比較した。幼虫は DF ではノコギリクワガタなど 5 科、6 種、45 個体、F ではキマワリなど 4 科、6 種、22 個体、成虫はルリボミムシダマシなど 5 科、5 種、67 個体（DF）、カナブンなど 6 科、8 種、30 個体（F）が確認された。材あたりの幼虫の個体数は 0.63 ± 2.25 （DF）、 0.45 ± 0.95 （F）であった（NS;U-test）。

以上の結果から、ナラ枯れによる鞘翅目への影響は低いと考えられたが、組成的な相違がみられたことから、今後、さらに詳細な調査を継続する必要がある。

P36 「「堺・鉢ヶ峯のナラ枯れ調査—2018」中間報告」

米道綱夫（堺自然観察会・鉢ヶ峯の自然を守る会）、野口隆司（鉢ヶ峯の自然を守る会）、酒井和子（堺自然観察会・鉢ヶ峯の自然を守る会）

ここ数年前から堺市の南部丘陵・鉢ヶ峯でもコナラの立ち枯れ被害が広がってきた。被害の実態と今後の動向把握に向けて、全域を 20 数か所に区分し、遠望及び沿道調査やドローンによる上空からの調査を実施し

た。9月4日の台風21号による「台風枯れ」とナラ枯れの見分けが困難になり、以後の調査は中止になったが、得られたプロット図などで、およその状況を把握することができた。予想以上にナラ枯れ被害の拡大が明らかになった。

P37 「大阪府市の生物多様性地域戦略として必要な要素は何か〜レッドリストとホットスポットから考える」

佐久間大輔（大阪市立自然史博物館）

大阪府・市の今後の生物多様性地域戦略の展開を考えたときに、現在、府市が課題として認識している保全対象種や対象環境、ホットスポットの保全と、府市がメニューとして持っている政策手段の間にギャップが存在する。例えば大阪府のホットスポットには数多くの農的空間が含まれているが、持続的な農業と関連した生物多様性施策はほとんど無い。府も市も文化多様性と生物多様性の関連を強調するが、政策メニューとしては活用していない。課題の点検と、論点整理を行いたい。

P38 「きのこの観察」

小川哲仙（大津市立田上小学校）

ミカンに生えたカビを見てカビとは何か？と疑問を持ち、遊びに行った公園でキノコを見つけ、菌類に興味を持ちました。キノコをさがす中で、幼菌を見つけ採取しました。ツボがあるのでテングダケの仲間と判断しました。自宅で栽培しましたが、5日後から成長が止まり腐ってしまいました。

キノコ標本作成中に下に置いていた紙に胞子がたまっているのを発見。胞子を観察すると形、色がキノコによって違う事が分かりました。

2012年から現在までカブトムシを飼育観察しています。その中で卵に大小ある事、専用マットより腐葉土の方が大きな幼虫が育つ事、また幼虫は切り株等も食べ成長する事が分かりました。25gの幼虫は1ヶ月で500gの腐葉土を食べ100gの糞をします。糞は肥料になり野菜や花などの成長に役立ちます。その事からカブトムシの幼虫がキノコと同じ働きをする事を知り「自然は全て繋がっている」という事が分かりました。

■ 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」41 巻 2 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