

巻 頭 言

魚たちのふるまいと生活を見続けて

大阪市立大学理学研究科

幸 田 正 典

50年前の大阪には自然がもっとあふれていた。私が幼少期をすごした大阪の片田舎、サントリーの山崎工場がある島本町は、裏山をはじめ、川、広がる田んぼ、数多くの小川やため池に、淀川のワンドも多数あり、虫取りや魚取りには絶好のところだった。本巻で特集されるタンボボもたくさん咲いていた。メダカもたくさんいた。いつでもどこでも簡単に採れる小さなメダカは、お目当ての魚でなかった。しかし、今やそのメダカも大阪では保全の対象である。本誌には、淡水魚の生態や保全に関与する優れた研究が数多く掲載されている。それらを読むと、淡水魚の保全にとって外来魚問題、乱獲問題なども重要であるが、なんと言っても肝心なのは水質も含めた本来の生息場所の確保であることがわかる。三面コンクリート張りで一直性に流れる水路にはメダカの居場所はない。

巻頭言だが、保全から少し離れて魚の話をした。なにせ、最近あの小さなメダカが、顔の模様でお互いを認識し識別していることがわかってきたのだ。話とは、現在その見方が大きく変わりつつある魚の賢さ（認知）についてである。

これまで魚の行動は刺激への反射の連鎖であるとする古典的動物行動学で説明され、トゲウオの腹の赤い色が攻撃の鍵刺激だとする話は、今でも高校の教科書に載っている。しかし、サンゴ礁魚類やタンガニイカ湖のカラスズメ科魚類を観察していると、かれらのふるまいが動物行動学だけで

理解できるとは到底思えない。感覚的に言うと、魚類のふるまいはもっともっと人間臭いのである。失敗もする。個体差や個性もある。じっくり見ると嬉しさ、恐れ、怒り、戸惑いといった「感情」もある。しかし、魚の行動を対象とする学問で、こういった賢さや感情を扱おうとする研究は海外でもこれまでなかった。

一方で行動生態学による研究は、魚類にも一夫一妻や一夫多妻、古典的一妻多夫、共同的一妻多夫、さらにヘルパーがいる協同繁殖、と鳥類やほ乳類の社会構造のほぼすべてが見られることを明らかにした。このような複雑な社会関係を維持するには、魚でも個体識別能力や駆け引きなどの高い認知能力が必要となる。実は、魚類行動の研究者の多くは、これらの魚が賢いことは経験的にわかっていたし、かれらが視覚で個体識別していることも知っていた。

カラスズメの一種は、個体変異がある顔模様の微妙な違いを見分けて個体認識していることがわかってきた。顔の識別速度と正確さはヒト並みである。ヒトには顔認識だけに反応する中枢神経「顔神経」が知られている。魚で関連現象が詳細に調べられたところ、ヒトとの類似性がいくつも検証され、どうも魚にもヒトと同じような顔神経を持つ可能性さえでてきた。また、多くの魚類で、社会性の高い種類ではやはり顔に模様があり、その模様の違いによって互いを識別していることがわかってきた。社会性や定住性の高い魚類では顔認

識は、むしろ普通に起こっているのだ。さらに論理的な思考ができる魚も見つかった。 $A > B$ かつ $B > C$ なら、 $A > C$ を理解できるのだ。さらに最近もっと凄いことも見つかった。鏡の姿を自分とわかる魚がいるのだ。これは魚が「自己認識」できることを示している。これまで、我々は魚た

ちについて大きな勘違いをしてきたのかもしれない。魚類の認知研究は今始まったばかりであり、彼らの本当の姿がわかってくるのはこれからだ。いままで以上に、魚たちを大切にしていきたいものである。

シンポジウム みんなで調べるタンポポ、マルハナバチ、外来生物—市民調査への参加のススメ

市民参加型調査としてのタンポポ調査

タンポポ調査・西日本実行委員会 木 村 進

Dandelion investigation by citizen participation. Susumu Kimura* (*Dandelion Investigation Committee in West Japan*)

はじめに

外来種タンポポの分布が拡大しつつあった1970年代に、在来種と外来種のタンポポの分布調査が各地で行われるようになった。これらの調査の大部分は、通常の生物種の調査とは異なり、地域の自然破壊に関心を持った市民によるものであった。関西では堀田満氏の提案によって1973年頃から始まり、府県単位としては初めて1974～1975年に大阪府において、自然を返せ！関西市民連合（以下、自然連合と略記）によって行われた（自然連合、1975）。そして、いつしかタンポポを指標とする市民参加による環境調査は「タンポポ調査」と呼ばれ、代表的な市民参加による環境調査として定着し、日本各地に広がっていった。初期の近畿地方における調査結果は、堀田満（1977）によってまとめられている。また、大阪ではその後も、公益社団法人大阪自然環境保全協会（以下、保全協会と略記）によって5年ごとに続けられてきた（保全協会、1986）。

ところが、1990年頃になって、在来種と外来種の間に雑種が形成され、分布を広げていることが明らかになった。雑種はDNA解析をしないと確定できず、総苞外片の状態である程度の推定はできるが、形態的には確実な識別方法がなく、これまで行ってきたタンポポ調査の方法と意義について再検討する必要性がでてきた。そこで私たち

は2003年3月に大阪で3人の雑種タンポポの研究者（芹沢俊介・小川潔・森田竜義）によるシンポジウムを開催した（布谷・木村、2004）。この結果を基に、雑種の存在を前提にした新しい調査方法を検討し、雑種の比率が様々な近畿地方の7府県で2004～2005年にタンポポ調査を行った。この調査は2010年には西日本19府県（カンサイタンポポの分布域にほぼ相当）に広がり、2015年にも継続され（タンポポ調査・西日本実行委員会、2016）、現在も「タンポポ調査・西日本2020」が行われている。大阪でも保全協会によって、第1回から数えて10回目となる調査が実施されている。

本稿では、1970年代に大阪でタンポポ調査が始まって、約50年間継続してきた大阪での調査結果の概要と、2005年から近畿地方に、2010年から西日本に拡大した調査について、どのような方法で調査が実施され、どんな成果があがっているかを紹介し、最後に市民参加型調査の成果と今後の課題にも触れたい。

2005年以降のタンポポ調査の方法

タンポポ調査が市民参加型調査として成功を収めた理由は次の3点にある。

- ・タンポポがだれもが知っている親しみのある植物であること。

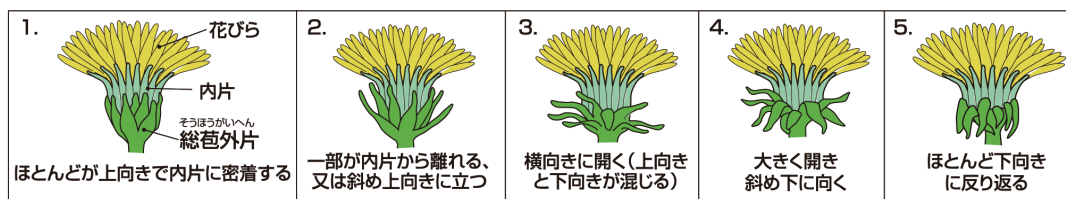


図 1. タンポポの総苞外片の状態 (5 段階).

- ・ 総苞外片の状態を見るだけで、在来種か外来種かが容易に判断できること。
- ・ 調査の結果から算出する「外来種の比率」が環境指標として有効であること。

しかし、雑種タンポポの出現で、これまでの方法でタンポポ調査を行っても、有効性に疑問が残るとの理由で、調査があまり行われなくなった。そこで、これまでのタンポポ調査の問題点を改善するとともに、雑種タンポポにも対応するために、「タンポポ調査・近畿 2005」では、次のような方法を提案して調査を行った。それ以降の調査はほぼ同じ方法を踏襲している。

- ① 調査地点は、原則として世界測地系による緯度・経度で記録。
- ② 頭花を必ず採集して添付（ない場合は無効）→事務局で種名を確認。
- ③ 同じ株に瘦果があれば添付→同定に利用し、一部を雑種判定に使用。
- ④ 総苞外片の状態を、図 1 に示す 5 段階で判定して記録。雑種の存在を意識。
- ⑤ ④の総苞外片の状態が 1～3 のものは、頭花から花粉を採取して顕微鏡観察を行い、雑種や外来種（花粉のサイズがバラバラか、花粉がない）と、カンサイタンポポなどの「二倍体在来種」（花粉のサイズが均一）を区別した。
- ⑥ 瘦果の一部を抽出して、大阪市立大学植物生態研究室（伊東明教授）で DNA 解析により、雑種のタイプを判定。

大阪におけるタンポポ調査 1975 – 2015

2015 年の種類別の発見地点数

大阪における 2015 年調査の結果は表 1 のようになった。有効データ数は 8131 点で、調査参加者の総数は 2108 人、100 点以上も調査した方が 14 人であった。在来種：外来種の発見地点数の比はほぼ 1：2 であった。トウカイタンポポが 3 地点で発見されているのは、人為的な移入によるものと考えられる。また、黄花で花粉がバラバラか、ないものは外来種と判定し、この中には雑種が含まれている。不明（外来種）は、瘦果がないためにセイヨウタンポポか、アカミタンポポかを識別できなかったものである。

表 1. 大阪におけるタンポポの種類別分布地点数 (2015 年)。

種類	地点数	(%)
在来種	2861	35.3
黄花在来種 (二倍体)	2671	33.0
カンサイタンポポ	2668	33.0
トウカイタンポポ	3	0.04
シロバナタンポポ	190	2.34
外来種 (雑種を含む)	5236	64.7
セイヨウタンポポ	2200	27.2
アカミタンポポ	567	7.0
不明 (外来種)	2469	30.5
合 計	8097	100.0

外来種の比率の変化

大阪で5年ごとに行ってきた結果をまとめると、表2と図2のようになる。今回の結果で顕著なことは、1975年の調査開始以来ずっと増加を続けてきた外来種の比率が、2005年をピークに頭打ち状態から減少に転じていることである。今回の減少は統計的にも有意差（有意水準1%）がある。その原因として、大規模な宅地開発が一段落し、それらの住宅地も開発後かなりの年数が経過して、生物相も安定した状態に変化しているこ

表2. 大阪府における外来種タンポポの割合の経年変化.

調査年度	外来種の比率	調査地点数
1975	36.2	2186
1980	50.0	1823
1985	49.2	9284
1990	56.9	7270
1995	60.8	11611
2000	63.0	29637
2005	70.1	6916
2010	68.7	6507
2015	64.7	8131

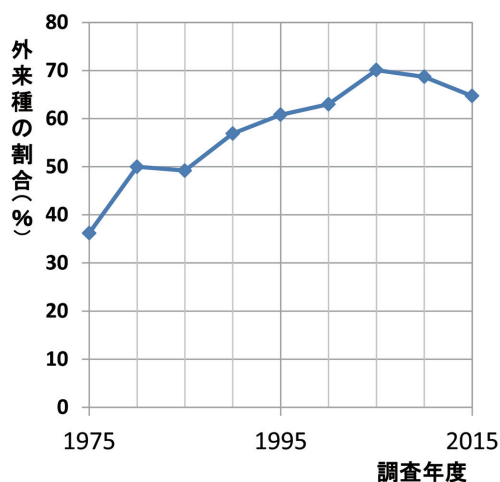


図2. 大阪府の外来種の割合の変化.

とがあげられる。このまま外来種ばかりになるのではないかとの危惧する声も聞かれたが、タンポポの環境指標性の高さが裏付けられたと言えるうれしいニュースである。

タンポポの分布状況のメッシュによる解析

分布地点の緯度・経度データを、国土庁の3次メッシュコードに変換して、分布地図を作成した。図3はこの3次メッシュ4個分をまとめたメッシュ（面積は約4km²）での外来種の比率を20%刻みで表したものである。1980年・2005年・2015年の3回分を示したが、これらをみると、大阪府の周辺部に広がっていた在来種が優勢なメッシュ（外来種が0～40%）が、1980年から2005年にかけて急速に減少していったことがわかる。なかでも在来種が80%以上（逆に言うと外来種が20%未満）のメッシュは、1980年には能勢～北摂、泉州～南河内の広い地域にわたって広がっていたが、2000年以降は激減して、ごく一部のメッシュに限られるようになった。それに対して、2015年の結果は2005年と比べて大きな変化はなく、多くの地域で外来種の増加は頭打ち状態となり、逆に泉北ニュータウン周辺や、茨木市～千里ニュータウン周辺の地域では、在来種が優勢なメッシュが多くなっており、都心部でも外来種の比率が80%以上だったメッシュが減少し、一部の地域では在来種が勢力を盛り返していると考えられる。

また、1980年から5年ごとにメッシュ毎の外来種の比率を計算して、その経年変化をグラフに表わすと図4のようになる。これを見ると、在来種の方が多いメッシュの割合が、1980年の約50%から1995年には半減して25%となり、2005年には12%まで低下したが、2015年には15%とわずかながら、増加している。

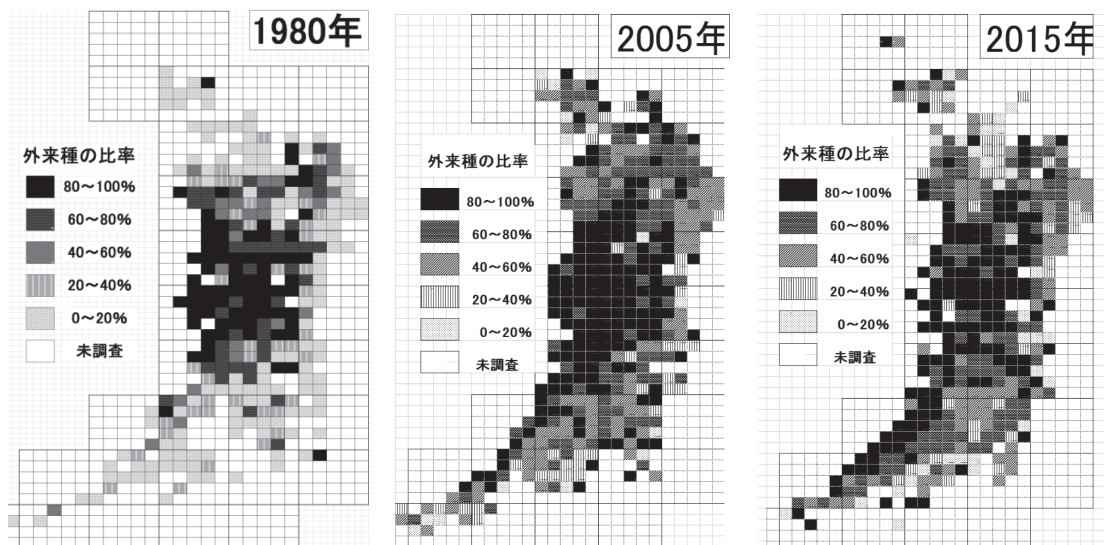


図 3. 大阪府における外来種の比率の変化（1980 ⇒ 2005 ⇒ 2015）.

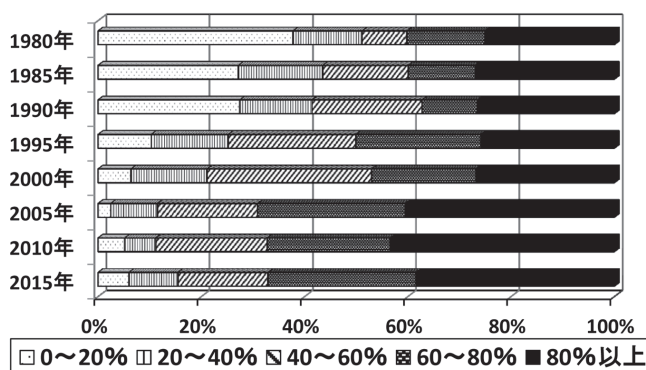


図 4. メッシュ毎の外来種の比率の経年変化（大阪，1980 - 2015）.

雑種タンポポの割合の変化

大阪市立大学の伊東明教授のご協力で雑種タンポポの DNA 解析も行っており，それによると，瘦果が茶褐色の「セイヨウタンポポ」105 個体のうち，雑種タンポポが占める割合が 67.8%（西日本の平均値は 59.0%）であることがわかった。この値は 2005 年の 57%，2010 年の 60% からやや増加した。一方，瘦果が赤褐色の「アカミタンポポ」50 個体には雑種タンポポは 0.0%（西日本全体では 3.9%）であり，セイヨウタンポポに比べ

ると極めて低いことがわかる。

2015 年調査で，在来種のタンポポは 35.3% であり，雑種を含む外来種は 64.7% であったが，このうち，セイヨウタンポポの 67.8% が雑種であるとして，計算すると雑種は大阪府のタンポポ全体の 34.9% となり，純粋な外来種は 29.8% と，少ないことがわかる。東京ではすでに純粋なセイヨウタンポポは極めて少なく，大阪でも今後は減少していく可能性がある。

2015 年の種類別の発見地点数

大阪での調査は 2005 年には近畿 7 府県に、2010 年には西日本 19 府県に広がり、2015 年には 19 府県で再調査が行われ、新しい発見がたくさんあった。今回の調査の主催団体は「タンポポ調査・西日本実行委員会」で、代表は布谷知夫三重県総合博物館特別顧問、副代表は武田義明神戸大学名誉教授で、事務局を保全協会においた。各府県で事務局を引き受けていただいたのは、自然史系博物館・自然保護団体・植物研究会などであった。2015 年調査の有効データ数は 68319 点となり、種類別の発見地点数を表 3 に示した。

タンポポを 4 つのカテゴリーに分けて集約したが、種類としては、在来種 13 種と外来種（在来種との雑種を含む）2 種が発見された。

種類別の分布状況

今回の調査結果から、在来種のタンポポ 13 種の分布地図をまとめたが、ここでは紙面の関係もあり、興味深い結果が得られた 2 種について紹介したい（図 5・6）。

今回の調査はカンサイタンポポの分布域で行ったものだが、実際には、近畿西部と中国四国地方の東部に瀬戸内海を囲むように円状に分布していることが明らかになった（図 5）。それ以外の地域でも点在するものの、分布密度は低く、生育地点をみると人為的な分布拡大をうかがわせる結果となった。研究者は博物館の所蔵標本をもとに分布図を作成するので、分布の少ない地域ほど標本の残される比率が高く、これほどまでに分布密度に差があることは、市民参加の調査であるからこそ明らかになったと言えよう。

次にトウカイタンポポについてみると、本来の分布域である東海地方に隣接する三重・滋賀・和

表 3. タンポポ調査・西日本 2015 における種類別発見地点数.

種 類	発見地点数	比率
在来種 2 倍体	18745	27.44
カンサイタンポポ	17475	25.58
トウカイタンポポ	661	0.97
セイタカタンポポ	417	0.61
オキタンポポ	153	0.22
シナノタンポポ	24	0.04
不明	15	0.02
在来種黄花倍数体	990	1.45
ヤマザトタンポポ	451	0.66
クシバタンポポ	381	0.56
ツクシタンポポ	18	0.03
モウコタンポポ	73	0.11
エゾタンポポ	7	0.01
オオクシバタンポポ	28	0.04
不明	32	0.05
白花型在来種	9362	13.70
シロバナタンポポ	8037	11.76
キビシロタンポポ	1316	1.93
不明	9	0.01
外来種（雑種を含む）	39222	57.41
セイヨウタンポポ	15925	23.31
アカミタンポポ	4353	6.37
不明	18944	27.73
合計	68319	100.00

歌山と、そこから離れた愛媛・山口に多いことがわかる（図 6）。トウカイタンポポはそれ以外の中国地方や大阪でもわずかに見つかったが、これらは植木などとともに持ち込まれた国内移入個体が原因と考えてもいいだろう。また、四国のトウカイタンポポについても、江戸時代の城替えに伴って運ばれたとする仮説もある。

府県別のタンポポの種類組成

図 7 は府県別にタンポポの種類組成を 4 つのカテゴリーにわけてまとめたものである。これを見ると、明らかに西日本の東側には二倍体外来種が多いのに対して、西半分には白花型のタンポポが多いことが分かる。

図 7 から、カンサイタンポポなどの二倍体外来

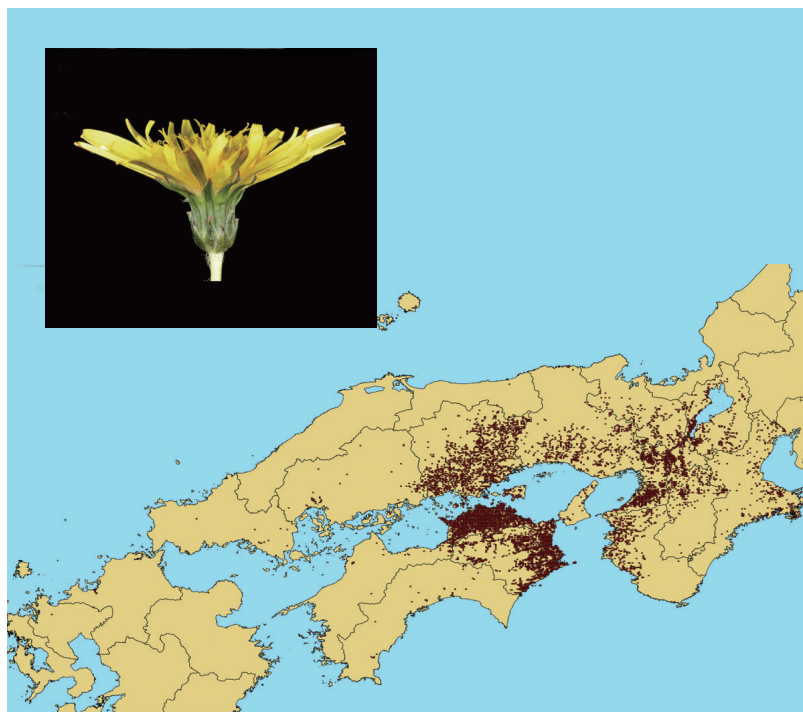


図 5. 西日本におけるカンサイタンポポの分布地図（2015 年）.

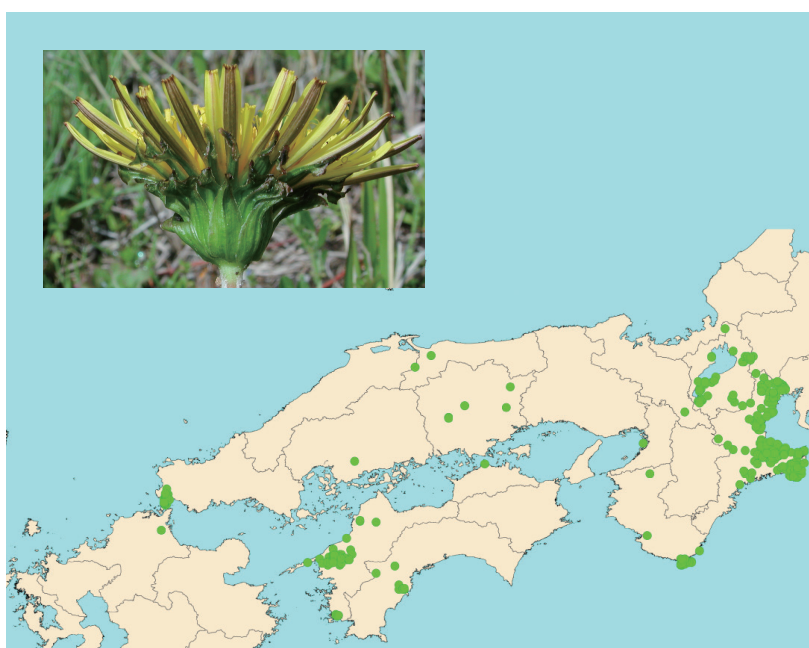


図 6. 西日本におけるトウカイトンポポの分布地図（2015 年）.

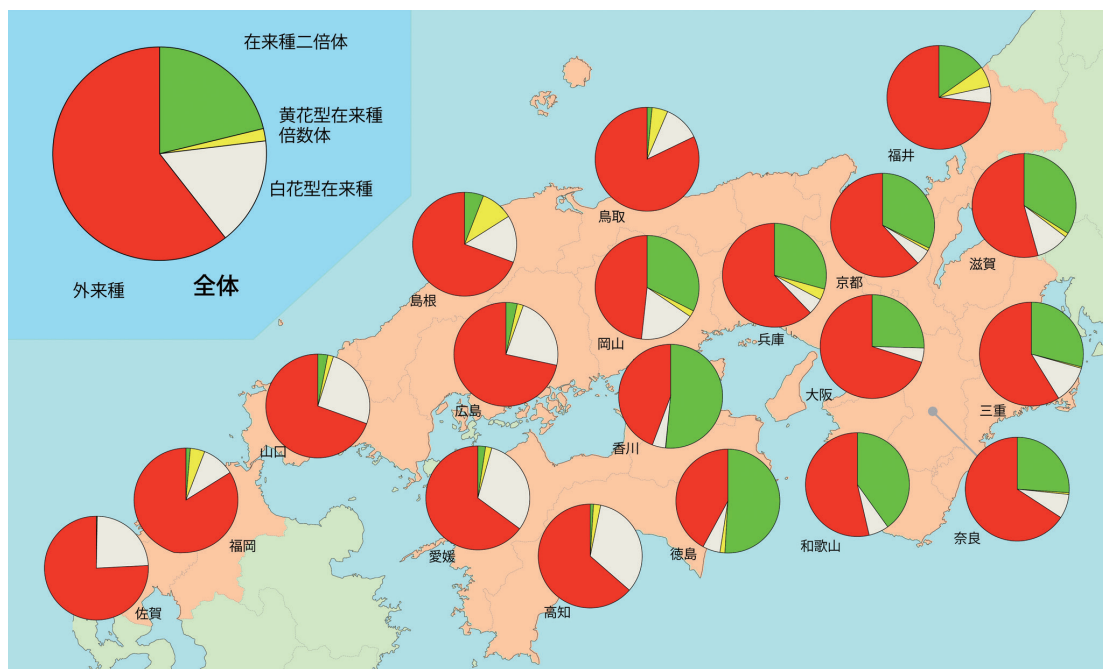


図 7. 西日本におけるタンポポの種類組成 (2015 年).

種が多く分布するのは、京阪神を中心に近畿地方と中国地方の岡山県・四国地方の香川と徳島県の 10 府県で、それ以外の 9 県では白花型や倍数体の在来種の方が多いことが分かる。前者では府県毎に少し差があるものの、外来種の比率が自然環境の指標として有効であるが、後者の府県では、もともと二倍体の在来種が分布していなかったところに、外来種が侵入した結果、外来種が増加する原因は自然の改変であることには変わりはないが、外来種の比率を二倍体外来種の多い地域と同様の指標として扱うことはできないことがはっきりした。

市民参加型調査としてのタンポポ調査

タンポポ調査を最初に始めたときは、身近な自然に興味を持ってほしいが、なかなかきっかけがないなかで、誰もが知っている「タンポポを調べ

てみませんか？」と提起して、とりあえず、地域の自然に目を向ける動議づけとすることが大きな目的であった。その際に、外来種の分布拡大の要因が、研究者によって一定程度明らかにされていたタンポポを調査対象にすることで、調査に参加した市民の関心を高め、環境保護団体が自前のデータを持って、自然破壊の現状や問題点を明らかにすることは、保全の重要性の認識を広める上で役立ったと思う。自分でカンサイタンポポを発見したら、誰しもそれを愛おしく感じ守りたいと思うだろう。いつも身近な自然を見ている住民こそが、地域の自然の変化をすばやく把握できるに違いない。このことが、市民参加型調査の最大のメリットだろう。

しかし、タンポポ調査を長年続けてきて、その目的や意義が変わってきたことを感じている。もう、70 年代のように、調査結果から大規模開発による自然破壊に警鐘を鳴らすという時代は終

わったようだ。この 40 年間で里山保全や生物多様性の重要性が多くの人に認識されるようになってきている。そして、多くの人々が、カンサイタンポポの生育している環境を保全すべきだと考えるようになった。さらに、今後も自然の現状を知るために、自然に関心を持ち始めた市民や子ども達への環境教育の教材としては有効だと思う。また、身近な自然を知りたい・調べたい・記録したいという欲求は抑えがたい。今回のタンポポ調査でも、多数の調査用紙が送られてきている。今後も市民参加型調査の在り方を考えながら継続していきたい。

引用文献

- 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.
- 布谷知夫・木村 進. 2004. タンポポ調査の意味と雑種問題. 関西自然保護機構会誌, 26 : 41 - 42.
- 大阪自然環境保全協会 タンポポ調査委員会. 1986. タンポポを指標にした大阪府下自然度調査の報告. 関西自然保護機構会誌, 13 : 57 - 72.
- 自然を返せ！関西市民連合 タンポポ調査委員会. 1975. 私たちはタンポポから何を学ぶのか…?. かけはし, 33 : 1 - 22.
- タンポポ調査・西日本実行委員会. 2016. タンポポ調査西日本 2015 調査報告書. 174pp. タンポポ調査・西日本実行委員会, 大阪.

シンポジウム みんなで調べるタンポポ, マルハナバチ, 外来生物—市民調査への参加のススメ

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」

東北大学生命科学研究科 大野 ゆかり

Citizen science program "Hanamaru-Maruhana national census" using the internet. Yukari Suzuki-Ohno* (Tohoku University)

Recently, bumblebees have declined worldwide. We aimed to investigate Japanese bumblebee distributions by a citizen science program "Hanamaru-Maruhana national census (Bumblebee national census in English)" using the internet. Using the internet, we asked citizens to take photos of bumblebees and send them by email. When a photo was taken with a smartphone or GPS phone, the GPS data of observation site was recorded in the photo. Even if the GPS data was not recorded in the photo, the observation site was identified from the text of the email. Species of bumblebees in the photo was identified from the image of the photo. We collected over 3,000 bumblebee photos for three years in this citizen science program, but citizen science monitoring often has the problem of sampling bias. Therefore, in order to reduce sampling bias, species distributions were estimated using a species distribution model, Maxent. Using presence data and environmental data, the distributions of six major bumblebee species (*Bombus diversus*, *B. ardens*, *B. hypocrita*, *B. ignitus*, *B. honshuensis*, and *B. beaticola*) could be estimated with Maxent.

Keywords: Citizen science program, Bumblebees, photo, GPS data, species distribution models

要旨: 現在、マルハナバチ類は世界的に減少傾向にある。そこで我々は、インターネットを駆使し、市民の方々が撮影した写真を利用した市民参加型調査「花まるマルハナバチ国勢調査」によって、日本のマルハナバチ類の分布調査を行うことを目的とした。インターネットを通じて、市民にマルハナバチ類の写真をメールで送ってもらえるよう呼びかけた。写真がスマートフォンやGPS携帯で撮影された場合は、写真に記録されたGPSデータから、GPSデータが記録されていない場合も、メールの本文から撮影場所を特定した。写真の映像から種の同定を行った。我々は3年間で3,000枚を超えるマルハナバチ類の写真を収集することができたが、市民参加型調査には、調査バイアスという問題がある。そこで、調査バイアスを減らすために、種分布モデルのMaxentによる生息地推定を行った。分布データと環境データを使用して、日本の主要6種（トラマルハナバチ、コマルハナバチ、オオマルハナバチ、クロマルハナバチ、ミヤママルハナバチ、ヒメマルハナバチ）の生息地が推定できた。

キーワード: 市民参加型調査, マルハナバチ, 写真, GPSデータ, 種分布モデル

はじめに

マルハナバチ類は、ミツバチ科の花粉籠を持っている比較的大型なハナバチ（図1）で、真社会性を持ち、温帯から亜寒帯という比較的寒い地域に生息している。マルハナバチ類は、野生植物や

作物の花粉を運び受粉させる、重要な野生送粉者である。マルハナバチ類によって、ナス科やウリ科、マメ科、シソ科、キク科、ツツジ科などの植物が受粉される。また、飼育個体がハウス栽培のトマトやイチゴなどの受粉に使用されている。そんな重要な野生送粉者であるマルハナバチ類

だが、全世界的に減少傾向にある (e.g., Goulson et al., 2008 ; Williams & Osborne, 2009 ; Cameron et al., 2011 ; IUCN : <http://www.xerces.org/wp-content/uploads/2015/03/2014-bbsg-annual-report.pdf> 2019.5 参照)。減少の原因は、人間活動による花資源の減少の他、感染症、農薬、外来種の侵入、温暖化などがあげられる (e.g., Potts et al., 2010)。日本でも、ハウス栽培のトマトの受粉に使用されていた、外来種であるセイヨウオオマルハナバチが野生化し、北海道の在来種に影響を与えているのではないかと危惧されている (e.g., Inoue et al., 2008)。日本でも早急な分布調査と保全対策が必要である。しかし、通常、生物の全国的な分布を調べるためには、膨大な労力や時間が必要で、個人では難しいと考えられていた。

そこで我々は、インターネットを駆使し、市民の方々が撮影した写真を利用した市民参加型調査「花まるマルハナバチ国勢調査」によって、マルハナバチ類の分布調査を行うことにした (Suzuki-Ohno et al., 2017 ; 種生物学研究 : [http://www.](http://www.speciesbiology.org/2018/10/16/eShuseibutsu/evol2/Ohno_etal_20181016.pdf)



図 1. マルハナバチの一種のクロマルハナバチ (撮影者 大野ゆかり)。

[speciesbiology.org/2018/10/16/eShuseibutsu/evol2/Ohno_etal_20181016.pdf](http://www.speciesbiology.org/2018/10/16/eShuseibutsu/evol2/Ohno_etal_20181016.pdf) 2019.5 参照)。インターネットを通じて、市民にマルハナバチ類の写真を送ってもらえるよう呼びかけた。写真がスマートフォンや GPS 携帯で撮影された場合、写真に GPS データが記録されていて、撮影場所が特定できる場合がある。GPS データが記録されていない場合も、メールの本文から撮影場所を特定した。写真の映像から種の同定を行った。

しかし、市民参加型調査には、調査バイアスという問題がある。調査されていない地域や、調査されている地域内でもデータの密度が高いところと低いところが生じてしまう。そこで、調査バイアスを減らすために、種分布モデルによる生息地推定を行った。分布データと環境データを使用して、その種がどのような環境に生息しているのかを種分布モデルにより推定し、それをもとに生息地を推定するため、調査されていない地域でも、生息地として推定することが可能になる。種分布モデルは、汎用性の高い Maxent を使用した。Maxent で重複／近接した位置データを削除し、さらにバイアスファイルを設定することで、調査地域を指定することができ、調査バイアスを減らすことができる。それらの成果は、Scientific Reports や種生物学会誌で論文として報告している (Suzuki-Ohno et al., 2017 ; 種生物学研究 : URL 及び参照年月は同ページ参照)。

本稿は、主に Scientific Reports で報告した「花まるマルハナバチ国勢調査」の成果について、日本語でまとめたものである。

方法

写真の収集と分布データ

我々は、市民の方々が撮影した写真を収集して、マルハナバチの分布調査を行う市民参加型調

査「花まるマルハナバチ国勢調査」を開始した。写真を集めるために、ホームページ (<http://meme.biology.tohoku.ac.jp/bumblebee/index.html> 2019.5 参照), フェイスブック (<https://www.facebook.com/hanamamaruhana/> 2019.5 参照), ツイッター (<https://twitter.com/Hanamaruchan870> 2019.5 参照) のアカウントを作り、マルハナバチの写真を撮影してメールで送ってもらえるように、市民に呼びかけた。

写真の収集は、富士通の携帯フォトシステム・クラウドサービスを利用した (<http://www.fujitsu.com/jp/about/environment/activities/japan/psystem/index.html> 平成 31 年 3 月に使用停止)。メールで携帯フォトシステムに GPS データが記録された写真を送ると、ウェブ上で管理者が写真を確認でき、写真の画像から種名を同定後、GPS データをもとにグーグルマップ上に写真を公開できるシステムになっている。GPS データがない写真の場合は、別の Gmail アドレスに写真を送ってもらい、メール本文に書かれた撮影場所の住所をグーグルマップで緯度経度に変換し、ソフトウェアで写真に GPS データとして記録してから、携帯フォトシステム・クラウドサービスに転送した。写真の種の同定は、写真の映像から山形大学の横山教授が行った。

マルハナバチ 6 種の種分布モデルによる生息地推定

マルハナバチ類の分布推定するために、我々は種分布モデルの 1 つである Maximum Entropy Model (Maxent) を使用した (Phillips et al., 2006)。Maxent は種の在 (分布) データと環境データをもとに、在データの無い地域の種の分布確率を推定することができる。環境データは、日本数値情報 (<http://nftp.mlit.go.jp/ksj/> 2019.5 参照) の平年値 (気候) メッシュから、降水量、平均気温、日射量を使用した。また、土地利用 3 次メッシュ

から、水田、畑、森林、荒地、住宅地、その他、河川・湖沼、海浜、海水面、ゴルフ場の面積を使用した。さらに、標高・傾斜度 3 次メッシュから平均標高も使用した。環境データはすべて 1km メッシュである。

また、推定の際、バイアスファイルを使用することで、市民参加型調査で存在する調査バイアスを軽減させることができる。市民参加型調査だと、市民が多い市街地や低標高の観測データが多く集まってしまい、実際とは異なる土地利用や標高の影響が検出されてしまう可能性が大きい。しかし、同じ調査で収集されたすべての種の在データからバイアスファイルを作成し、推定の際に使用すると、参加する市民が存在していないために観測自体されていない地域の環境データをバックグラウンドから除去することができる。バイアスファイルの作成方法は、International Biological Information System (IBIS) のマニュアルに従った (<http://ibis.colostate.edu/cwis438/websites/IBIS/Home.php> 2019.5 参照)。

さらに、データのオーバーフィッティングを防ぐため、関数をデフォルトの Auto feature ではなく、一次関数 (Linear features) と二次関数 (Quadratic features) のみを使用している。その他の設定は、ランダムテストのパーセンテージを 25%、バックグラウンドの最大数を 10,000、繰り返しを 100、繰り返しのタイプをサブサンプリングにしている。

結果と考察

収集された写真と分布データ

2013 年から 2015 年の間で 4,000 枚を超える写真を収集し、3,000 枚を超えるマルハナバチ類の写真を収集することができた (表 1)。マルハナバチ類以外の写真は、キムネクマバチ、セイヨウ

ミツバチ、ニホンミツバチが多く、ハキリバチ類やハナアブ類なども含まれた。外来種であるタイワンタケクマバチの写真も送られてきた（表 1）。これらの写真は、撮影者がそれらの昆虫をマルハナバチ類だと勘違いして送ったものもあれば、マルハナバチ類ではないとわかっていて送ったものも含まれている。ハナアブ類の中には、マルハナバチ類に擬態しているものもいるため、同定の際には注意が必要である。

日本のマルハナバチは外来種であるセイヨウオオマルハナバチも含めて 16 種いるが、ノサップ

表 1. 収集したハナバチの写真の種と枚数 (Suzuki-Ohno et al., 2017 改変)。

種名	枚数
マルハナバチ類	
トラマルハナバチ	902
コマルハナバチ	821
オオマルハナバチ	369
クロマルハナバチ	288
ミヤママルハナバチ	207
ヒメマルハナバチ	145
ナガマルハナバチ	131
ホンシュウハイイロマルハナバチ ^a	74
ウスリーマルハナバチ	37
アカマルハナバチ	27
ハイイロマルハナバチ ^a またはニセハイイロマルハナバチ ^b	26
エゾナガマルハナバチ	11
シュレンクマルハナバチ	8
ニッポンヤドリマルハナバチ（労働寄生性）	7
セイヨウオオマルハナバチ（外来種）	101
未同定（写真の写りが悪いまたは連写のため）	31
クマバチ類	
キムネクマバチ	318
タイワンタケクマバチ（外来種）	4
ミツバチ類	
セイヨウミツバチ（外来種）	235
ニホンミツバチ	101
その他ハチ類	281
その他（ハナアブ類など）	68

^a ホンシュウハイイロマルハナバチは亜種であるが、限られた地域に生息しているため、写真枚数を別に表示している。

^b ハイイロマルハナバチとニセハイイロマルハナバチは、写真のみだと種を同定するのがほぼ不可能（違いが腹部のふさの黒い毛のみ）のため、写真枚数を一緒にしている。

マルハナバチを除く 15 種の写真を収集することができた（表 1）。そのうち、外来種であるセイヨウオオマルハナバチの写真は 101 枚だった。現在はセイヨウオオマルハナバチの写真が 240 枚以上収集できている。高い標高に生息する種（ミヤママルハナバチ、ヒメマルハナバチ）や限られた地域に生息する種・亜種（ウスリーマルハナバチ、ナガマルハナガチ、ホンシュウハイイロマルハナバチ、ニッポンヤドリマルハナバチ）など、収集が難しいと思われた種の写真も、その地域に住んでいる市民の方たちのご協力により、多くの写真を収集することができた（表 1）。また、2016 年には、非常に限られた地域にのみ生息するノサップマルハナバチの写真も収集することができ、16 種全種の写真収集に成功した。

これらの写真の位置データと種データから、マルハナバチの分布データを作成した。その中でも、主要 6 種（トラマルハナバチ、コマルハナバチ、オオマルハナバチ、クロマルハナバチ、ミヤママルハナバチ、ヒメマルハナバチ）の分布データは多く、日本の広範囲に渡る分布データを作成することができた。

マルハナバチ 6 種の種分布モデルによる生息地推定

十分に写真が収集できたと思われる主要 6 種の分布データを使用して、生息地を推定した。生息地を推定した結果、トラマルハナバチの生息地が最も広く、ミヤママルハナバチやヒメマルハナバチが狭いことがわかった。これらの推定された分布は、先行研究で報告されている分布とも一致している（木野田ほか, 2013）。また、6 種に適した気温や標高の組み合わせは異なり、トラマルハナバチ、コマルハナバチ、オオマルハナバチ、クロマルハナバチの 4 種は 35 – 70% ほどが森林で占められた場所が適していると推定された。この森林面積は、マルハナバチにとって、里山環境（人

が管理する二次林や草原、畑や水田、居住地などのモザイク）が生息地として適していることを反映していると考えられた。詳細は Suzuki-Ohno et al. (2017) を参照していただきたい。

今後は、まだ写真枚数の少ない希少種や外来種の分布データの作成を目指す。普通種に関しても、市民参加型調査を続けることで、長期間の時系列データが作成できる可能性がある。また、作成した種分布モデルをもとに、過去と未来の生息地の予測を行い、現在と過去・未来の生息地を比較することで、生息地の縮小／拡大を評価し、どの種のどの地域個体群を保全すべきか、温暖化に向けてどの地域をどのような土地利用にすべきか、具体的な保全対策を提案することを目指す。

謝辞

この研究の一部は、日本学術振興会特別研究員 PD と RPD の特別研究員奨励費 JP22・6920, JP16J40194 の助成、また環境省環境研究総合推進費（S-15 社会・生態システムの総合化による自然資本・生態系サービスの予測評価）の助成を受けたものです。分布調査は、富士通の携帯フォトシステム・クラウドシステムの利用プロジェクト「マルハナバチ全国調査」が主体となっています。携帯フォトシステム・クラウドシステムのサポートをしてくださっている富士通の畠山義彦さんに感謝いたします。たくさんのマルハナバチ類の写真を送ってくださった市民の皆様、特に峯村和夫さん、川畑英毅さん、石森佳子さん、境良朗さん、森島英雄さん、ニックネーム みやのさん、松田久司さん、ニックネーム 温泉羊さん、ニックネーム ハキリアリさん、麻生嘉さんに感謝いたします。また、このプロジェクトの宣伝に協力してくださった北海道環境財団の安保芳久さん、北海道庁の阿部拓さん、石野順一さん、神奈川県立

生命の星・地球博物館の大西亘さん、国立科学博物館の神保宇嗣さん、札幌市博物館活動センターの山崎真実さん、美幌博物館の城坂（平林）結実さん、倉敷博物館の狩山俊悟さん、南相馬市博物館の仲川邦広さんに感謝いたします。最後に、このプロジェクトの美しいウェブページを作成してくれた千葉大の高橋佑磨さんに感謝いたします。

引用文献

- Cameron, S. A., J. D. Lozier, J. P. Strange, J. B. Koch, N. Cordes, L. F. Solter & T. L. Griswold. 2011. Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, doi:10.1073/pnas.1014743108.
- Goulson, D., G. C. Lye & B. Darvill. 2008. Decline and conservation of bumble bees. *Annual Review of Entomology*, 53 : 191-208.
- Inoue, M. N., J. Yokoyama & I. Washitani. 2008. Displacement of Japanese native bumblebees by the recently introduced *Bombus terrestris* (L.) (Hymenoptera: Apidae). *Journal of Insect Conservation*, 12 : 135-146.
- 木野田君公・高見澤今朝雄・伊藤誠夫. 2013. 日本産マルハナバチ図鑑. 191pp. 北海道大学出版会, 札幌.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson & R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190 : 231-259.
- Potts, S. G., J. C. Biesmeijer, C. Kremen, P. Neumann, O. Schweiger & W. E. Kunin. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25 : 345-353.
- Suzuki-Ohno, Y., J. Yokoyama, T. Nakashizuka & M. Kawata. 2017. Utilization of photographs taken by citizens for estimating bumblebee distributions.

Scientific Reports, 7 : doi: 10.1038/s41598-017-10581-x.

Williams, P. H. & J. L. Osborne. 2009. Bumblebee vul-

nerability and conservation world-wide. *Apidologie*, 40 : 367-387.

シンポジウム みんなで調べるタンポポ、マルハナバチ、外来生物—市民調査への参加のススメ

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

大阪市立自然史博物館 和田 岳

Educational aspects and issues of citizen science: history of citizen science in Osaka Museum of Natural History. Takeshi Wada* (*Osaka Museum of Natural History*)

はじめに

市民を巻き込んだ野外での生物調査は「市民調査 (Citizen Science)」と呼ばれ、生態学の分野では、近年、広域にビッグデータを集める手法として評価されるようになってきている (Silvertown, 2009; Dickinson et al., 2010)。日本においても、近年になって市民調査という手法への注目度は高まってきた。その一つの契機は、2003年に環境省が開始したモニタリングサイト1000 (重要生態系監視地域モニタリング推進事業: <http://www.biodic.go.jp/moni1000/moni1000/> 2019.5 参照) であろう。さまざまな環境におけるモニタリングを日本各地で長期にわたって継続しようとするモニタリングサイト1000では、市民ボランティアを積極的に巻き込んだ調査がすすめられている。市民調査を企画する側とそれに参加する側、双方に関わる人が一気に増え、市民調査の浸透に大きな影響を与えたことは想像に難くない。

日本における市民調査は、かつては自然史系博物館や環境系の市民団体が中心になって行われることが多かった。たとえば市民調査としてよく知られたタンポポ調査は、1973年に京阪神地域で始まった (堀田, 1977)。それから45年経ち、調

査エリアを近畿地方から西日本の広域に拡げ、現在もタンポポの市民調査は継続されている (木村, 2019)。京阪神地域でタンポポ調査を最初に始めたのは、高槻公害問題研究会といった市民団体であり (堀田, 1977)、西日本に調査エリアが広がった現在も各地の市民団体や自然史系博物館が中心となって調査がすすめられている。

市民調査がうまく展開できるかどうかは、多くの市民をうまく巻き込むことができるかどうかが大きく関わる。そのためには、自然に興味をもつ市民への情報発信や、事前研修・事後報告の機会が不可欠である。市民団体には会員がおり、自然史系博物館には友の会などがあることが多い。市民調査に巻き込むターゲットがすでにおり、会報やニュースレターなどの形で情報発信の方法もすでに存在している。また、観察会・講演会といった行事を通じての研修・報告の機会が設定しやすい。このように市民団体や自然史系博物館は、もともと市民調査に適した基盤を持っていたと言える。

近年は、インターネットの普及によって、多くの人へ情報を発信することが誰にとっても容易になり、また研修・報告もインターネット上で展開できるようになった。すなわちとくに基盤を持っ

ていなくても、市民調査の企画・運営が容易になった。それが近年になって市民調査が注目されるようになったもう一つの契機だろう。とくに目立ってきているのは、大学の研究者が市民調査を展開する事例の増加である。東北大学を中心にすすめられている「花まるマルハナバチ国勢調査」もこうした流れの中に位置づけることができる(大野, 2019)。生態学分野で、広域にビッグデータを集める手法として注目されるようになったのも、この要因が大きいだろう。

インターネットの発達は、画像のやり取りを容易にし、市民調査での調査テーマや調査の進め方にも影響を与えている。「花まるマルハナバチ国勢調査」では、市民にマルハナバチの種の同定は求めず、とにかく“マルハナバチらしき虫”を撮影して画像(及び撮影場所、環境、日付)を送付することだけを求めている(大野, 2019)。これは素人には識別が難しい種群の市民調査の可能性を広げるとともに、市民側には参加のハードルを下げることにつながっている。送付された画像の蓄積システムや、種の自動判定システムなどと共に、市民調査の最先端の形の一つと言えるだろう。

1970年代に市民団体を中心にはじまったタンポポ調査は、古くからの手法に新たな展開を盛り込みながら続いてきた(木村, 2019)。一方で、「花まるマルハナバチ国勢調査」は、大学の研究者を中心に、最新の手法で展開されている(大野, 2019)。同じ市民調査といっても、その経過と手法は対照的である。また、前者は市民調査を通じた環境問題の普及教育を強く意識してきたのに対して、後者は広域のビッグデータの収集こそが目的であり、調査の意図も対比をなす。

以下では、大阪市立自然史博物館における市民調査の歴史を簡単に振り返りつつ、意図しようがするまいが意義の一つとなりうる市民調査の普及教育的な側面に注目し、その課題について考えてみる。

大阪市立自然史博物館における市民調査の歴史

前述したように自然史系博物館は、そもそも市民調査との相性がよく、古くから各地の自然史系博物館で市民調査が行われてきた。とくに長期にわたるモニタリング調査では数多くの成果をあげてきている(金尾, 2008)。

1950年にその歴史が始まったとされる大阪市立自然史博物館(当初は大阪市立自然科学博物館)は、設立時から多くの市民のサポートとともに活動してきた。あえて市民調査と意識することなく、市民からの標本の寄贈を受け、生息情報の提供を受け、市民とともに調査が行われてきた。

そのような中で、意識的に広く市民からの情報を求めての調査が行われたのは、1981年の「カブトエビ調査隊」(友の会カブトエビ調査団との表記もある)による大阪府全域でのカブトエビ類など鰓脚類の分布調査が最初であった(大阪市立自然史博物館, 1981)。大阪府各地の水田で鰓脚類を採集して送ってもらい、それを学芸員らが同定するというスタイルであった。その成果は、大阪市立自然史博物館の特別展「河内平野の生いたち」で報告された。

カブトエビ調査隊の調査に前後して、さまざまな形の市民調査と見なせる企画が始まる。1979年～1981年には「大阪の昆虫を調べる会」が活動したが、これは大阪府の昆虫相を調べる行事シリーズであった。1980年には「大阪湾海岸生物研究会」が活動をはじめ、大阪府南部から和歌山県北部にかけての岩礁地帯で、磯の生物のモニタリング調査を開始している。この調査は2019年現在も継続している。1983年には「大阪のアサギマダラを調べる会」が活動をはじめ、現在も継続しているアサギマダラの標識調査をスタートさせている。1990年から活動を開始した「鞆公園自然探求グループ」など、1980年代前後には大

阪市立自然史博物館の周辺で、市民調査を実施するサークルがさまざまな分野でいくつも立ち上がっており、その後30年以上にわたって活動を継続しているグループもみられる。また、1988年～1989年頃に活動した「淀川の昆虫を調べる会」は大阪市立自然史博物館友の会の企画の一つであった。行事シリーズという形で一番長い間継続した市民調査は、大阪市西区の靉公園におけるセミのぬけがら調査で、1993年～2014年の22年間もの間毎年9月に実施され続けた（初宿、2016）。このように大阪市立自然史博物館では、単発の企画、サークル、行事シリーズなどさまざまな形で市民調査が展開されてきた。

インターネットがあまり普及していなかった1990年代半ばまでの市民調査は、会報やニュースレターの郵送で連絡を取り、情報や標本も郵送やFAXで送ってもらうという形であった。お金がかかり、市民調査を企画する側も、参加する側もそれなりの覚悟とコストが必要であっただろう。

1990年後半になると、インターネットが普及しはじめ、電子メールやホームページを使った情報のやり取りが可能になる。1997年に活動を始めた「大阪鳥類研究グループ」は、毎年、大阪府を中心にさまざまな鳥の生息状況調査を市民参加で実施している。そのやり取りは、会員で構成されるメーリングリストでおこなわれている。メーリングリストを利用することで、さほどコストをかけずに情報募集をかけ、情報提供を受けることができ、市民調査の敷居が大いに下がった。

1998年には、大阪市立自然史博物館メーリングリスト omnh が始まり、さまざまな生き物についての情報を簡単にやり取り出来るようになった。何人もの学芸員がさまざまな情報募集を行い、市民から頻繁に情報提供が受けられるようになった。著者が omnh 等のメーリングリストをおもに

活用して実施した企画としては、1999年の「大阪府下のカラスの集団ねぐら調査」や、2002年の「家屋に住む日本産ヤモリ類の分布調査」等があげられる（和田、2005）。

2000年代後半になるとSNSが広まり始めた。とくに2010年代に入って利用者が増えた Twitter は、不特定多数に情報発信ができるので、情報収集ツールとして、とても有効であった。2012年に実施した「関西の駅のツバメの巣調査」は、メーリングリストや Twitter で情報募集を行い、電子メールで情報を受け取り、ホームページで情報収集の状況を随時発信することで、さらなる情報収集につなげた。インターネットの活用抜きでは実施できない市民調査だっただろう（大澤・和田、2016）。

このような分野ごとと学芸員ごとの市民調査に加

表 1. 大阪市立自然史博物館における市民参加型の調査プロジェクト。

1: 大和川水系調査プロジェクト Project Y	
期間:	2002 年～2006 年
登録者数:	178 名, 4 団体
主な調査分野:	水草, 甲虫, 貝類, 甲殻類, 魚類, 両生類, 爬虫類, 鳥類, 哺乳類, 水質, 酒
担当学芸員:	学芸員 5 人が中心
2: 淀川水系調査プロジェクト Project Y2	
期間:	2007 年～2010 年
登録者数:	217 個人・団体
主な調査分野:	水草, 甲虫, ブラナリア, 貝類, 甲殻類, 魚類, 両生類, 爬虫類, 鳥類, 哺乳類, 水質
担当学芸員:	学芸員 5 人が中心
3: 都市の自然調査プロジェクト Project U	
期間:	2011 年～2014 年
登録者数:	156 名
主な調査分野:	植物, 甲虫, セミ・カメムシ, コウガイビル, ダンゴムシ・ワラジムシ, 両生類, 鳥類, 哺乳類
担当学芸員:	学芸員 4 人が中心
4: 外来生物調査プロジェクト Project A	
期間:	2015 年～2019 年
登録者数:	54 名 (2019 年 5 月現在)
主な調査分野:	植物, 甲虫・カメムシ, バッタ・ハチ, 貝類, 魚類, 鳥類, 哺乳類
担当学芸員:	学芸員 6 人が中心

えて、2002 年以降、大阪市内自然史博物館では分野を横断して、テーマを設定しての大規模な市民参加型の調査プロジェクトを実施するようになった（表 1）。当初は、水系ごとの水辺の生き物の調査であったのが、都市の生き物調査、そして外来生物調査と、そのテーマ設定は移り変わっているが、いずれも分布調査が基本になっている。また 4～5 年の調査の後、最終年には大阪市内自然史博物館の特別展で成果発表を行うというスタイルが維持されている。

外来生物問題をテーマにした市民調査の可能性

大阪市内自然史博物館で現在実施中の外来生物調査プロジェクト Project A について、もう少し詳しく紹介する。

外来生物問題の特性の一つは、外来生物の侵入初期であれば対策が比較的容易であるのに対して、時間が経って一旦広まってしまうと対策がとも難しくなり、費用もかかることである。それだけに、外来生物の侵入・定着を、すばやく見つけ、対策することが必要となる。侵入初期の発見には多くの目が必要で、市民調査に適したテーマと考えることができる。

外来生物問題のもう一つの特性は、大規模開発などによる環境破壊と違い、個人レベルでの放逐によって容易に大きな問題を引き起こしうる事である。それだけに市民一人一人への普及教育が重要となる。

しかし、外来生物問題の正しい理解は充分には浸透していない。生物多様性の保全という視点を持たず、感情的な反応も根強い。そのような状況の中、フィールドに出て、自分の目で外来生物やその生息状況を観察するとう実体験は、外来生物問題の正しい理解の普及において効果があるのではないだろうか。その状況を目の当たりにすれば、

少なくとも正しい知識を受け入れるきっかけになるのではないだろうか。大阪市内自然史博物館で市民調査のテーマとして、外来生物を取り上げたのは、以上の理由による。

このように外来生物調査プロジェクト Project A は、多くの市民による科学的知見を集めることを目的としながらも、市民への外来生物問題の普及教育をも目的としている。もっとも外来生物の調査が、正しい外来生物問題の理解につながるというのはアイデアに過ぎず、検証が必要である。市民調査に普及教育効果があることは、すでに多くの指摘があるが（金尾、2008；伊東、2015）、その効果をきちんと評価した例は、Crall et al. (2012) など少数にとどまる。外来生物調査プロジェクト Project A では、その参加者への普及教育効果の評価を試みることになっている。

市民調査の普及教育効果

市民調査には、科学調査としての側面と、普及教育活動としての側面がある。大学の研究者が実施する市民調査は、広域のビッグデータを集めることが目的で企画され、普及教育への意識は低いことが多いだろう（もちろん、それでも一定の普及教育効果はある）。一方、自然史系博物館で実施される市民調査は、普及教育活動としての側面を強く意識したものになる。

市民調査の普及教育的側面の一つは、調査研究活動自体の理解にある。さらに一歩進めて、研究者の育成も普及教育の視野に入る。しかし、市民調査で市民が関与するのは、野外での調査であり、せいぜい室内での標本やサンプルの整理にとどまることが多い。データの解析やその公表という段階まで市民が参加することはほとんどない。研究者の育成までを視野にいれるなら、市民がデータの解析やその公表にまで関与してもらう必要があ

るが、市民調査に参加したすべての市民に、そこまで関与してもらうのは難しい。この点は、大阪市立自然史博物館で繰り返し議論になっているが、運営側の負担も増えることから、大きな課題として残っている。

もう一つの普及教育的側面は、調査研究活動への参加を通じて、それまでとは違った視点で自然を視る機会を提供することである。単なる講演会や観察会では得られない形で、調査対象や地域、ひいては生物多様性への理解が深まることが期待でき、このプロセスを通じて外来生物問題の理解が深まることを期待して企画したのが、外来生物調査プロジェクト Project A であった。しかし、市民調査が本当に他の手法よりも、たとえば生物多様性理解を促進できているのかが評価されることは少ない。大阪市立自然史博物館でも、さまざまな形で市民調査を展開してきてはいるが、その普及教育効果は評価したことはない。

少なくとも社会教育施設である自然史系博物館における市民調査で、普及教育的側面は重要な目的の一つになる。今後、よりよい市民調査の在り方を考えるには、市民調査による普及教育効果を評価し、科学調査の側面だけでなく普及教育効果という意味でも、いかに効果的な市民調査を企画・実施するかを考えて行く必要があるだろう。

謝辞

本研究の一部は、科学研究費補助金 JP17H02027 の支援を受けている。

引用文献

Crall, A. W., R. Jordan, K. Holfelder, G. J. Newman, J. Graham & D. M. Waller. 2012. The impacts of an

invasive species citizen science training program on participant attitudes, behavior, and science literacy. *Public Understanding of Science*, 22(6) : 745-764.

Dickinson, J. L., B. Zuckerberg & D. N. Bonter. 2010. Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41 : 149-172.

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 (12) : 117 - 134.

伊東 明. 2015. タンポポ調査と Citizen Science. *地域自然史と保全*, 37 (2) : 81 - 82.

金尾滋史. 2008. 博物館と生態学 (7) 博物館における長期モニタリング活動 - たくさんの眼による地域モニタリング -. *日本生態学会誌*, 58 : 143 - 146.

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.

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.

大阪市立自然史博物館. 1981. 河内平野の生いたち. 大阪市立自然史博物館, 大阪.

大澤剛士・和田 岳. 2016. 市民参加による広域を対象として生物調査の可能性 近畿2府4県における駅のツバメ営巣調査結果およびデータ公開. *Bird Research*, 12 : R1 - R8.

初宿成彦. 2016. 靱公園セミのぬけがら調べ 22年間の調査を終えて. *昆虫と自然*, 51 (2) : 24 - 27.

Silvertown, J. 2009. A new dawn for citizen science. *TREE*, 24(9) : 467-471.

和田 岳. 2005. 博物館における市民を巻き込んだ調査研究—大阪市立自然史博物館の事例—. *日本生態学会誌*, 55 : 466 - 473.

短 報

竹林と木竹混交林におけるモウソウチク伐採後初期段階の樹木の定着状況

(地独) 大阪府立環境農林水産総合研究所

上 森 真 広

(地独) 大阪府立環境農林水産総合研究所

幸 田 良 介

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 関西支所

奥 田 史 郎

Tree seedling establishment after clear-cutting of bamboo in bamboo forests and mixed forests of bamboo and broad-leaved trees. Masahiro Kamimori*, Ryosuke Koda (*Local Independent Administrative Agency Research Institute of Environment, Agriculture and Fisheries, Osaka Prefecture*) and Shiro Okuda (*National Research and Development Agency Forest Research and Management Organization, Forestry and Forest Products Research Institute, Kansai Research Center*)

We aimed to identify the effects of the different degrees of bamboo invasions on the early stages of the revegetation processes after the clear-cutting of bamboo. We have classified forests as bamboo forests, mixed forests of bamboo and broad-leaved trees (mixed forests), and broad-leaved forests, and investigated buried seeds and seedlings (less than 30 cm in height) in each category. We then investigated the growth characteristics of seedlings after the clear-cutting of bamboo in bamboo and mixed forests. The buried seeds and advance seedlings showed no difference between the different forest types. There was not a great difference between the growth characteristics of seedlings in bamboo and mixed forests. Thus, it seems that the differences in the degree of bamboo invasions have little effect on the buried seeds, advance seedlings, and the growth of seedlings after the clear-cutting of bamboo. However, the number of saplings (30 - 200 cm height) of pioneer tree species in mixed forests was higher than that in bamboo forests. These results suggest that the low degree of bamboo invasion may have positive effects on the growth of newly recruited saplings of pioneer tree species after the clear-cutting of bamboo. This may be due to the fact that the number of regenerated bamboos that competes with the saplings is smaller in the mixed forests than in the bamboo forests.

Keywords: bamboo forests, degrees of bamboo invasions, leading to broad-leaf forests, mixed forests of bamboo and broad-leaved trees, pioneer tree species

要旨: タケの侵入程度の違いがタケ伐採後初期の植生回復に与える影響を把握するため、調査地の森林を竹林、木竹混交林、広葉樹林の3タイプに分類し、タケ伐採前に埋土種子および実生(樹高30cm未満)を調査した。次に、竹林と木竹混交林でタケを伐採し、タケ伐採後の実生の消長を比較した。タケ伐採前の埋土種子および実生の個体数や種構成に森林タイプ間で大きな差はみられなかった。タケ伐採後の実生の個体数、平均樹高成長量、死亡率、新規加入率、進界個体数に、竹林と木竹混交林の間で大きな差はみられなかった。以上より、タケの侵入程度の違いが埋土種子や前生実生、タケ伐採後の実生の生育に及ぼす影響はそれほど大きくないと考えられた。ただし、タケ伐採後から調査した先駆性高木の稚樹(樹高30cm~200cm)の個体数は、木竹混交林が竹林よりも顕著に多かった。このことから、タケの侵入程度が低いと、タケ伐採後に加入したと考えられる先駆性高木の稚樹の生育が良好である可能性が示唆された。これは、稚樹と競合する再生タケの個体数が、木竹混交林の方が竹林よりも少ないことに起因しているのかもしれない。

キーワード: 竹林, 侵入程度, 広葉樹林化, 木竹混交林, 先駆性高木

はじめに

西日本各地の里山地域を中心として、社会的・経済的理由により管理放棄された竹林（主にモウソウチク（*Phyllostachys pubescens*）林）が拡大する事例が数多く報告されている（鳥居，1998；伊藤・山田，2005）。例えば，大阪府岸和田市の竹林面積は，1978年から2002年の24年間に253.50haから484.91haへと約1.9倍に増加している（大野ほか，2004）。また，タケが拡大しやすい土地利用形態は「広葉樹林」であり（大野ほか，2004），竹林に侵入された広葉樹林は木竹混交林を経て竹林へと移行する（Isagi & Torii，1997）。このような竹林の拡大は，里山二次林や人工林の木材資源の減少（片野田，2003），里山景観の喪失（服部ほか，1995），里山林へのアクセス・利用の阻害（鳥居，2018）を引き起こしている。また，近年，竹林化による生物多様性の低下（鈴木，2010）も指摘されており，このまま竹林が拡大を続けた場合，森林資源や生態系への影響は計り知れない。

竹林拡大への対策の一つとして，タケの地上部を全て伐採して他の森林タイプ（主に広葉樹林）に転換する樹種転換が挙げられる（石田ほか，1999）。樹種転換は，竹林の面積を減少させて将来的な拡大を未然に抑止するだけでなく，地域の生物多様性保全にもつながる有効な解決方法だと考えられる。一方で，タケの地上部を1回伐採しただけでは地中に残った地下茎からタケが旺盛に再生して徐々に竹林が再生することが指摘されている（鈴木ほか，2008）。そのため，樹種転換には継続的な再生タケの伐採（藤井・重松，2008）や苗木植栽（鈴木ほか，2008）などの労力がかかるため，いかに効率的に樹種転換を進めるかが課題となっている。

これまでタケ地上部の伐採による竹林の樹種転換に関する研究は，タケが繁茂した竹林について

調査したものが多く（石田ほか，1999；藤井・重松，2008；大宮ほか，2015），竹林化しつつある木竹混交林で調査した事例はほとんどない。木竹混交林では残存木の被圧によるタケ再生の抑制効果や，残存木からの供給種子があるため周辺植生の構成樹種からなる森林に回復しやすいことが期待できる。そのため，竹林と木竹混交林のタケ伐採後の植生回復過程の違いを把握することは，樹種転換のための適切な竹林管理手法の提示に寄与すると考えられる。そこで，本研究では竹林，木竹混交林，広葉樹二次林において，まず，タケ伐採後の植生回復に影響すると考えられる埋土種子，前生実生などの更新材料について調査した。その後，竹林および木竹混交林でタケ伐採を行い，タケ伐採後の実生の消長を比較することで，タケの侵入程度の違いが植生回復の初期段階に与える影響を評価した。また，タケ伐採後から稚樹の個体数の変化も調査したので合わせて報告する。

調査地

調査は2011年～2014年にかけて，大阪府泉南地域の泉佐野市上之郷（34°21.5'N，135°19.2'E，標高50m～55m）の府有林で行った。調査地からおよそ3km北東に位置する大阪管区気象台熊取観測所（34°23.1'N，135°21.0'E，標高68m）における2011年～2014年までの年平均気温は15.7℃，年間平均降水量1465.3mmとなっており，瀬戸内海式気候区に属する。調査地周辺にはモウソウチクからなる竹林が広がっているほか，コナラ，クロバイ，ヤマモモなどからなる広葉樹林が分布している。なお，モウソウチクが侵入した時期は不明であるが，空中写真から1980年代後半にはモウソウチク林が観察されたため，少なくとも30年程度前から竹林が分布していたと考えられる。

調査方法

2011年8月2日～9月30日にかけて調査区の設定、タケ伐採前の調査を行った。まず、調査地内の森林を、タケが繁茂した竹林である「竹林型」、タケが広葉樹林に分布拡大中の木竹混交林である「混交型」、タケの侵入がみられない広葉樹二次林である「広葉樹林」の3つに相観で区分した。さらに、竹林型、混交型ではタケを伐採する伐採区と、タケを伐採しない対照区を設け、広葉樹林区と合わせて計5つの調査区を設定した(表1)。各調査区の面積は伐採作業の都合によりそれぞれ

300m²のサイズとし、傾斜角度や方位は同様となるように設定した(図1)。調査区設定後に、タケと広葉樹(胸高直径5cm以上)の本数比率(タケ本数/(タケ本数+広葉樹本数))を算出したところ、竹林型で96～97%、混交型で58～60%、広葉樹林で0%となった。

各調査区の埋土種子の種組成を調査するため、2011年9月に1調査区につき任意の6地点(合計30地点)で表土を20cm×20cmの範囲で深さ5cmまで採取して持ち帰り、土壌を約15cm入れたプランター(横60cm×縦20cm×高さ17cm)で播き出した。プランターはガラス温室内に設

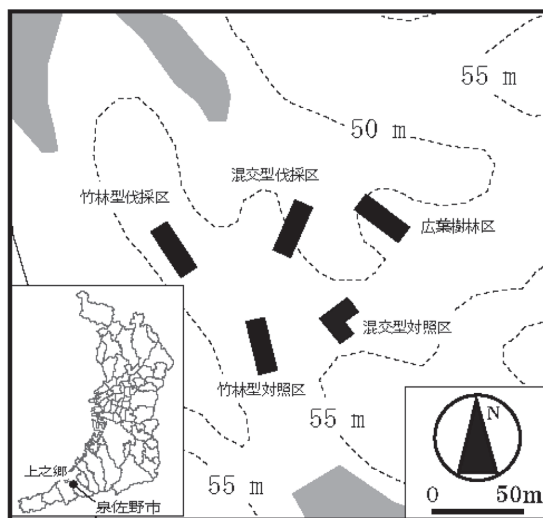


図1. 調査地の概要。灰色部分は池を示す。

表1. 調査区概況。平均値 ± 標準偏差。DBH(平均胸高直径)、BA(胸高断面面積合計)は生存するタケの値。広葉樹は胸高直径5cm以上の個体の本数、BAを示している。開空度は各調査区のコドラート上で測定した。

調査区	タケ全本数 (本/ha)	タケ生本数 (本/ha)	タケ DBH (cm)	タケ BA (m ² /ha)	開空度 (%)	広葉樹本数 (本/ha)	広葉樹 BA (m ² /ha)
竹林型 伐採区	7,567	6,367	9.4 ± 1.8	45.4	6.2 ± 2.6	267	28.2
竹林型 対照区	11,433	9,733	8.5 ± 1.8	57.3	3.2 ± 0.8	300	2.3
混交型 伐採区	3,733	3,033	10.6 ± 1.8	27.6	4.4 ± 1.2	2,200	13.8
混交型 対照区	4,767	3,733	9.0 ± 1.6	24.6	4.5 ± 1.0	2,467	21.2
広葉樹林区	0	0	0	0	4.8 ± 2.7	3,033	48.1

置し、自動灌水装置で1日2回10分間散水した。翌年の7月上旬までに、出現した木本の種名と発芽個体数を記録した。

各調査区における木本実生の消長を明らかにするために、実生調査を行った。2011年9月に各調査区の任意の場所に1m×1mの実生調査用コードラートを6箇所（合計30箇所）ずつ設置した。タケ伐採前に各コードラート内に生育する木本実生にラベルをつけて個体識別し、樹高30cm未満の木本実生の種名と樹高を記録した。実生調査は2012年～2014年のタケ伐採後の10月～11月にも継続的に行い、前年に調査した個体の生死、樹高、新規加入個体の種名と樹高を記録した。また、伐採開始翌年からは実生調査と同時に、各調査区内の樹高30cm以上200cm以下の稚樹の個体数を樹種毎に調査した。

タケ伐採前の調査区内の光環境を把握するため、2011年9月30日に各調査区の実生調査用のコードラート上（合計30地点）で、全天空写真を撮影した。全天空写真は魚眼レンズ（Nikon社製 Nikon Fisheye UR-E4）を装着したデジタルカメラ（Nikon社製 Nikon DIGITAL CAMERA D70）を用いて、各コードラートの中央付近で地上高約1mから撮影した。撮影した画像をコンピュータに読み込み、解析プログラム（CanopOn2, ver.2.03c, <http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/> 2015.5 参照）を用いて開空度を測定したところ、各調査区の値は約3%～6%と近い値を示し、光環境はほぼ同程度であった（表1）。

2011年10月に竹林型伐採区、混交型伐採区のすべてのタケ（枯れたタケ、倒れたタケを含む）をサイズによらず伐採し、調査区外へ搬出した。また、調査区内の前生樹はサイズによらずすべて残し、タケの伐採および搬出時に倒さないように注力した。翌年度以降も、新たに発生したタケを9月～10月に継続的に伐採した。

解析方法

樹種転換を進めるためには高木の侵入が不可欠であり、その生育状況を把握することは重要である。そこで、調査地に出現した実生および稚樹88種を佐竹ら（1993）、石橋ら（2010）に基づいて、「高木（51種）」、「低木（26種）」、「つる性木本（11種）」の樹種グループに分類した。さらに、過去の研究（石田ほか、1999；藤井・重松、2008；大宮ほか、2015）ではタケ伐採後には先駆性木本を中心とした群落の出現が報告されていることから、高木を「先駆性高木（7種）」と「その他高木（44種）」、低木を「先駆性低木（3種）」と「その他低木（23種）」に大別した（付表1）。本研究では、文献情報（白佐ほか、2005；細木ほか、2002；酒井・佐藤、2005；中村ほか、2008；小畑・大貫、2008；糟谷ほか、2012）で「先駆」という説明の有無を基にして、アオモジ、アカマツ、アカメガシワ、キリ、ヌルデ、ヤブニッケイ、ヤマウルシを「先駆性高木」とし、クサギ、タラノキ、ヒメコウゾを「先駆性低木」とした。これらの樹種グループ毎の生育状況の経年変化を明らかにするため、実生では各樹種グループおよび全種合計の個体数（/6m²）、平均樹高成長量（cm/年）、死亡率（/年）、新規加入率（/年）を調査区毎にそれぞれ算出した。なお、「つる性木本」は算出から除外した。また、コードラート内で樹高30cm以上に成長した個体は算出から除外するとともに、進界個体としてその個体数（/6m²）を算出した。死亡率と新規加入率はそれぞれ以下の式を用いて算出した（Sheil et al., 2000）。

$$m_i = 1 - \frac{S_i}{n_i} \quad r_i = \frac{R_i}{n_{i+1}}$$

ここで m_i , S_i , n_i , r_i , R_i は、それぞれ i 年から $i+1$ 年にかけての死亡率、 i 年から $i+1$ 年にかけて

の生存個体数, i 年の総個体数, i 年から $i+1$ 年にかけての新規加入率, i 年から $i+1$ 年にかけての新規加入個体数を示す。平均樹高成長量の調査区間の比較には, 一元配置分散分析を用いた。分散分析後の調査区間の多重比較は TukeyHSD 法を用いた。死亡率と新規加入率の調査区間の比較には原則として χ^2 検定を用い, 個体数が 10 個体未満の項目がある場合には Fisher の正確確率検定を用いた。また, 多重比較には Bonferroni 補正を用いた。有意水準は $P=0.05$ とし, 本研究の全ての統計解析には R (3.1.1) を用いた。なお, 稚樹は樹種グループ毎の個体数 ($/300\text{m}^2$) と進界個体 (樹高 200cm を超えた稚樹) 数 ($/300\text{m}^2$) を算出した。

結果

埋土種子の種組成

各調査区で埋土種子として検出された木本の発芽個体数を表 2 に示す。検出された樹種はアカメ

ガシワ, キリ, ヌルデなどの先駆性高木, タラノキ, ヒメコウゾなどの先駆性低木 (中村ほか, 2008 ; 小畑・大貫, 2008) が全個体数の約 70% を占めていた。調査区によって多少の偏りはあるものの, どの調査区でもキリ, クサイチゴ, タラノキ, ヒメコウゾが多く発生しており, 各調査区の発芽個体数とその種構成に顕著な差はみられなかった。

植生動態

各調査区における樹種グループ毎の実生 (樹高 30cm 未満) の個体数, 平均樹高成長量, 死亡率, 新規加入率, 進界個体 (樹高 30cm 以上となった実生) 数の経年変化を表 3 にそれぞれ示す。タケ伐採前の 2011 年の個体数はすべての調査区で 5 ~ 20 個体 $/6\text{m}^2$ と低い値を示した。竹林型伐採区ではタケ伐採翌年の 2012 年に, 先駆性高木, 先駆性低木, その他高木の個体数が増加した。混交型伐採区では先駆性高木, 先駆性低木, その他高木に加えてその他低木も増加した。このうち, 先

表 2. 各調査区で埋土種子として検出された木本の発芽個体数 ($/0.24\text{m}^2$)。調査区毎に 6 地点 ($0.2\text{m} \times 0.2\text{m} \times 6$ 地点 = 0.24m^2) の値を合算して算出した。

樹種	学名	樹種 グループ	竹林型		混交型		広葉 樹林区
			伐採区	対照区	伐採区	対照区	
アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i>	先駆性高木	4		2	1	1
キリ	<i>Paulownia tomentosa</i>	先駆性高木	7	27	3	5	7
ヌルデ	<i>Rhus javanica</i>	先駆性高木	1		1	2	8
タラノキ	<i>Aralia elata</i>	先駆性低木	10	4	8	14	9
ヒメコウゾ	<i>Broussonetia kazinoki</i>	先駆性低木	22	1	6	14	20
エノキ	<i>Celtis sinensis</i>	その他高木			1		1
クスノキ	<i>Cinnamomum camphora</i>	その他高木			1	2	3
クロバイ	<i>Symplocos prunifolia</i>	その他高木	1		1		
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i>	その他高木	4	2	1	3	
ムクノキ	<i>Aphananthe aspera</i>	その他高木		1			1
モチノキ	<i>Ilex integra</i>	その他高木		1			
クサイチゴ	<i>Rubus hirsutus</i>	その他低木	6	6	7	7	14
ノブドウ	<i>Ampelopsis glandulosa</i> var. <i>heterophylla</i>	つる性木本					2
ミツバアケビ	<i>Akebia trifoliata</i>	つる性木本					1
樹種不明	—	—			1		
合計			55	42	32	48	67

表 3. 各調査区の先駆性高木、先駆性低木、その他高木、その他低木の実生の個体数、平均樹高成長量、死亡率、新規加入率、進界個体数の経年変化。平均値±標準誤差。異なるアルファベットは有意差が認められたこと、ns は有意差がないことを示す（平均樹高成長量は一元配置分散分析、死亡率および新規加入率は Fisher の正確確率検定および χ^2 検定）。個体数の隣の値は各調査区において、全種合計を 100% とした場合の各樹種グループが占める割合を示す。個体数が 5 個未満の場合は、平均樹高成長量、死亡率、新規加入率を算出した。

樹種 グループ	調査区	個体数 (/6 m ²)					平均樹高成長量 (cm/年)				死亡率 (/年)			新規加入率 (/年)			進界個体数 (/6 m ²)											
		2011	2012	2013	2014	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2011-2012	2012-2013	2013-2014								
先駆性 高木	竹林型伐採区	0	0%	94	62%	69	50%	39	35%	-	4.93 ± 0.75	9.55 ± 1.52	a	-	0.29	0.33	b	1.00	0.04	0.06	b	0	1	11				
	竹林型対照区	5	33%	2	14%	3	33%	0	0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	1				
	混交型伐採区	1	20%	110	40%	66	39%	37	29%	-	6.22 ± 1.06	ns	2.19 ± 1.38	b	-	0.36	ns	0.54	a	0.99	ns	0.00	ns	0.22	a	0	4	4
	混交型対照区	0	0%	0	0%	0	0%	1	10%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0
	広葉樹林区	0	0%	0	-	0	0%	0	0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0
先駆性 低木	竹林型伐採区	0	0%	19	13%	10	7%	6	5%	-	1.67 ± 1.35	8.70 ± 7.04	-	0.53	0.40	0.40	0.14	1.00	0.10	0.14	0	0	0	1	1	1	1	1
	竹林型対照区	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0
	混交型伐採区	0	0%	79	29%	27	16%	22	17%	-	4.94 ± 1.45	ns	3.94 ± 2.22	ns	-	0.73	ns	0.30	ns	1.00	ns	0.22	ns	0.17	ns	0	0	1
	混交型対照区	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0
	広葉樹林区	0	0%	0	-	0	0%	0	0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0
その他 高木	竹林型伐採区	8	89%	38	25%	57	41%	61	55%	-	3.72 ± 1.06	3.78 ± 0.79	0.38	0.34	0.16	0.16	0.87	ab	0.57	0.21	0	1	1	1	1	1	1	1
	竹林型対照区	8	53%	10	71%	5	56%	2	67%	-	4.80 ± 1.53	-	0.38	0.40	-	0.50	b	0.00	-	-	-	0	1	2	2	2	2	2
	混交型伐採区	4	80%	39	14%	66	39%	65	50%	-	6.86 ± 1.78	ns	6.79 ± 1.17	ns	-	0.15	ns	0.29	ns	0.97	a	0.53	ns	0.29	ns	0	4	5
	混交型対照区	20	100%	16	84%	10	100%	9	90%	-	2.75 ± 0.75	3.57 ± 1.77	0.65	0.44	0.30	0.56	b	0.10	0.22	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	広葉樹林区	6	50%	0	-	2	100%	2	100%	-	-	-	-	1.00	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0
その他 低木	竹林型伐採区	1	11%	1	1%	3	2%	5	5%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.60	0	0	0	0	0	0	0	0
	竹林型対照区	2	13%	2	14%	1	11%	1	33%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	1	1	1	1	1	1
	混交型伐採区	0	0%	45	16%	10	6%	5	4%	-	5.50 ± 2.07	18.29 ± 9.50	-	0.78	0.30	0.30	1.00	0.00	0.13	ns	0	0	0	3	3	3	3	3
	混交型対照区	0	0%	3	16%	0	0%	0	0%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0
	広葉樹林区	6	50%	0	-	0	0%	0	0%	-	-	-	-	1.00	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0
全種合計	竹林型伐採区	9	152	139	111	-	4.36 ± 0.58	6.64 ± 0.90	0.33	b	0.33	b	0.26	0.96	a	0.28	0.16	0	2	13	13	13	13	13	13	13	13	13
	竹林型対照区	15	14	9	3	2.50 ± 1.62	3.50 ± 1.20	5.80 ± 1.34	0.40	b	0.36	ab	0.30	0.36	c	0.10	0.13	0	1	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	混交型伐採区	5	273	169	129	-	6.15 ± 0.77	ns	5.74 ± 1.09	ns	0.60	ab	0.51	a	0.39	ns	0.99	ac	0.24	ns	0.24	ns	0	8	13	13	13	13
	混交型対照区	20	19	10	10	-	2.75 ± 0.75	3.57 ± 1.77	0.65	ab	0.53	ab	0.30	0.63	b	0.10	0.30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	広葉樹林区	12	0	2	2	-	-	-	-	1.00	a	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0

駆性高木、先駆性低木の個体数は両伐採区ともに2013年以降減少に転じ、混交型伐採区のその他低木についても同様に減少した。一方、竹林型対照区、混交型対照区、広葉樹林区では調査期間内に個体数の増減はほとんどみられなかった。調査期間中に実生から稚樹へと進界した個体数は、竹林型伐採区(15 個体/6m²)および混交型伐採区(21 個体/6m²)で、他の調査区(0～5 個体/6m²)よりも高い値を示した。樹種グループ毎の平均樹高成長量、死亡率、新規加入率をみると、先駆性高木の2013年～2014年の平均樹高成長量、死亡率、新規加入率に有意な差がみられ、竹林型伐採区が混交型伐採区よりも平均樹高成長量($F = 11.16$,

$P < 0.001$), 新規加入率($P = 0.031$)は高く、死亡率は低かった($P = 0.017$)。また、その他高木において竹林型伐採区、混交型伐採区の新規加入率が高い傾向を示したものの、それ以外の樹種グループ、期間において有意な差はみられなかった。

次に、各調査区における樹種グループ毎の稚樹(樹高30cm以上200cm以下)の個体数、進界個体数(樹高200cmを超えた稚樹)の経年変化を表4にそれぞれ示す。2012年の個体数は竹林型対照区(217 個体/300m²)、混交型伐採区(244 個体/300m²)、広葉樹林区(129 個体/300m²)で、竹林型伐採区(41 個体/300m²)および混交型対照区(30 個体/300m²)と比較して高い値を示した。

表 4. 各調査区の先駆性高木、先駆性低木、その他高木、その他低木の稚樹の個体数、進界個体数の経年変化。個体数の隣の値は、各調査区において、全種合計を100%とした場合の各樹種グループが占める割合を示す。

樹種グループ 調査区		個体数 (/300 m ²)						進界個体数 (/300 m ²)	
		2012		2013		2014		2012-2013	2013-2014
先駆性高木	竹林型伐採区	1	2%	30	38%	199	56%	0	0
	竹林型対照区	26	12%	25	11%	22	10%	0	0
	混交型伐採区	185	76%	266	71%	343	58%	1	16
	混交型対照区	1	3%	1	3%	1	4%	0	0
	広葉樹林区	3	2%	5	3%	6	4%	0	1
先駆性低木	竹林型伐採区	0	0%	0	0%	23	6%	0	0
	竹林型対照区	0	0%	0	0%	0	0%	0	0
	混交型伐採区	23	9%	31	8%	23	4%	0	0
	混交型対照区	0	0%	0	0%	0	0%	0	0
	広葉樹林区	0	0%	0	0%	0	0%	0	0
その他高木	竹林型伐採区	40	98%	50	63%	120	34%	0	2
	竹林型対照区	174	80%	176	80%	181	82%	1	6
	混交型伐採区	31	13%	62	16%	137	23%	0	4
	混交型対照区	28	93%	29	94%	25	93%	2	0
	広葉樹林区	118	91%	134	91%	133	91%	2	6
その他低木	竹林型伐採区	0	0%	0	0%	12	3%	0	0
	竹林型対照区	17	8%	18	8%	17	8%	0	0
	混交型伐採区	5	2%	18	5%	93	16%	0	0
	混交型対照区	1	3%	1	3%	1	4%	0	0
	広葉樹林区	8	6%	8	5%	7	5%	0	0
全種合計	竹林型伐採区	41		80		354		0	2
	竹林型対照区	217		219		220		1	6
	混交型伐採区	244		377		596		1	20
	混交型対照区	30		31		27		2	0
	広葉樹林区	129		147		146		2	7

そのうち、竹林型対照区、混交型対照区、広葉樹林区では調査期間内に個体数の増減がほとんどなかった。一方、竹林型伐採区、混交型伐採区の個体数は先駆性高木を中心に増加傾向を示し、混交型伐採区の方が全調査期間で高い値を示した。調査期間中に樹高 200cm を超えた進界個体数は、先駆性高木が 17 個体 /300m² 進界した混交型伐採区 (20 個体 /300m²) が、他の調査区 (0 ~ 7 個体 /300m²) よりも高い値を示した。

考察

埋土種子の調査では、すべての調査区で先駆性高木、先駆性低木が多くみられ、埋土種子数とその種構成にタケの有無や量による差はあまりないことが示唆された。これは、埋土種子の蓄積に竹林の成立過程、放置期間は影響しないという報告 (小谷・江崎, 2012) と一致する。さらに、タケ伐採前の実生の個体数は各調査区ともに低い値を示した。このことから、各調査区間で更新材料となる埋土種子および前生の実生 (樹高 30cm 未満の前生稚樹) に大きな差はなかったと考えられる。

タケ伐採処理の有無による差をみると、タケ伐

採後の 2012 年に竹林型伐採区、混交型伐採区において先駆性高木、先駆性低木、その他高木、その他低木の実生の個体数が増加した。一方、竹林型対照区、混交型対照区、広葉樹林区ではどの樹種グループの実生の個体数にも大きな増減はみられなかった。したがって、竹林型伐採区、混交型伐採区ではタケ伐採処理によって広葉樹の新規加入が促されたとと言えるだろう。

竹林型伐採区、混交型伐採区の実生の個体数の経年変化を比較すると、先駆性高木、先駆性低木はタケ伐採翌年に大きく増加した後に減少、その他高木はタケ伐採翌年から増加した後に横ばいと両伐採区ともによく似た増減パターンを示した。その他低木については、混交型伐採区においてタケ伐採翌年に多く発生したものの、その後は減少したため 2014 年の両伐採区の個体数は同数となり、両伐採区間で大きな差はみられなかった。樹種別にみると、タケの侵入程度に関係なく先駆性高木ではアオモジ、アカメガシワ、その他高木ではクロバイ、ヒサカキなどが多く発生していた (付表 2, 付表 3)。このうち、先駆性高木のアオモジは埋土種子では全く検出されなかったが、調査地周辺に分布拡大していることが報告されており



図 2. タケ伐採翌年の 2012 年 9 月の再生タケの様子。(a) 竹林型伐採区、(b) 混交型伐採区。実生調査用コドラート付近で撮影した。

(向井・高須, 1993), それらの成木から鳥類により種子散布されたものと考えられる。その他高木のクロバイ, ヒサカキは広葉樹林区において実生, 稚樹がみられ(付表4), 同調査区内に成木も生育していることから, 調査地周辺の広葉樹林の構成種が新たに侵入したものと考えられる。両伐採区の実生の平均樹高成長量, 死亡率, 新規加入率についてもほとんど差がなく, 差がみられたのは先駆性高木の2013年~2014年の平均樹高成長量, 死亡率, 新規加入率の3つで, 竹林型伐採区の平均樹高成長量および新規加入率が高く, 死亡率が低かった。これは, 混交型伐採区では稚樹の個体数の増加, 成長により実生の生育条件が悪くなったことに起因するものと考えられる。実生から稚樹へと進界した個体数をみると, 竹林型伐採区で15個体, 混交型伐採区で21個体と大きな違いはみられなかった。以上から, タケ伐採後に発生した実生の段階において, タケの侵入程度の違いが生育に与える影響はあまり大きくないことが示唆された。一方, タケ伐採後のデータしかないが, ほとんどがタケ伐採後に新規加入したと推測される先駆性高木の稚樹(樹高30cm以上200cm以下)の個体数は, 全調査期間を通じて混交型伐採区が竹林型伐採区よりも高い値を示した。このことから, 先駆性高木では実生の次の稚樹の段階で, 木竹混交林の方が竹林よりも生育が良好な可能性を指摘できる。なお, 先駆性高木の進界個体(樹高200cmを超えた稚樹)数は, 竹林型伐採区では0個体であったのに対し, 混交型伐採区では17個体と多かったこともこの推測と矛盾しない。樹種別にみると, 両伐採区ともにアオモジ, アカメガシワなどが多く, 実生として定着した個体が順調に成長していると考えられる(付表5, 付表6)。

木竹混交林の方が竹林よりも稚樹の生育が良好であった理由として, 再生タケの発生数の違いが考えられる。一般に, タケを伐採した翌年に

は, 矮小化したササ状タケが多く発生する(藤井・重松, 2008; 片野田・井手, 2005; 近藤ほか, 2014)。また, 元々のタケの立木密度が高いと伐採後に発生するササ状タケも多いこと(片野田・井手, 2005)が報告されている。本調査地においてもタケ伐採後にササ状タケが発生し, その個体数(樹高2m未満の再生タケ)を2012年7月~9月にかけて調査したところ, 竹林型伐採区で615個体/300m², 混交型伐採区で196個体/300m²となり(奥田・上森, 2018), 竹林の方が木竹混交林よりも多かった(図2)。ササ状タケは葉を高密度で茂らせて地表を覆い新規加入した樹木を被陰するため(鈴木, 2010), ササ状タケが多かった竹林型伐採区では先駆性高木などの樹木の生育が阻害されたのかもしれない。なお, 光環境には広葉樹の残存木の影響も考えられるが, 残存木が多い混交型伐採区の方が竹林型伐採区よりも先駆性高木の生育が良かったことから, 残存木の影響は小さかったと予想される。

以上をまとめると, タケの侵入程度の違いは, 埋土種子や前生実生, タケ伐採後の実生の生育にあまり影響しないものの, タケ伐採後に加入したと考えられる先駆性高木の稚樹の生育は木竹混交林の方が竹林よりも良好で, これはタケ伐採後に再生するササ状タケとの競争の違いに起因している可能性が考えられる。片野田・井手(2005)は植生回復が早いと, 再生タケが被圧されて自然に駆除される可能性を指摘している。このことから, 竹林化する前に管理を始めることで, 先駆性高木を中心とした植生に回復しやすく, 再生タケの刈り払いにかかる労力の低減が期待できる。本研究によって, タケの侵入程度が異なる竹林におけるタケ伐採後初期段階の植生回復過程の一つのパターン示すことができた。ただし, このパターンは一調査地における調査事例にすぎないため, タケの侵入程度の影響を評価するためには今後さ

らなるデータの蓄積が必要であろう。本調査地では稚樹と再生タケとの競争に注目しながら竹林、木竹混交林の樹種転換がどのように進むのかを引き続きモニタリングすることが必要だと考えられる。

謝辞

本調査を実施するにあたり、泉佐野丘陵緑地区から入林許可をいただいた。(地独)大阪府立環境農林水産総合研究所山田倫章氏、辻野護氏、小林徹哉氏(現：神戸市立森林植物園)、辻野智之氏、香田吉一氏には現地調査にご協力いただいた。この場を借りて御礼申し上げます。なお、本研究の一部は、大阪府からの受託研究費の助成を受けて実施しました。

引用文献

- 藤井義久・重松敏則. 2008. 継続的な伐竹によるモウソウチクの再生力衰退とその他の植生の回復. ランドスケープ研究, 71 : 529 - 534.
- 服部 保・赤松弘治・武田義明・小舘誓治・上甫木昭春・山崎 寛. 1995. 里山の現状と里山管理. 人と自然, 6 : 1 - 32.
- 細木大輔・米村惣太郎・亀山 章. 2002. 森林表土を用いて緑化したのり面における初期の本木の生育. 日本緑化工学会誌, 28 (1) : 73 - 78.
- 石田弘明・服部 保・今西朋子・加藤 文・高比良響・豊木麻由・山田真紀子・山崎香陽子. 1999. 三田市フラワータウンにおけるモウソウチク林の皆伐後の植生動態. 人と自然, 10 : 29 - 40.
- Isagi, Y. & A. Torii. 1997. Range expansion and its mechanism in a naturalized bamboo species, *Phyllostachys pubescens*, in Japan. Journal of Sustainable Forestry, 6 : 127-142.
- 石橋 聡・高橋正義・鷹尾 元・佐野真琴. 2010. 野幌国有林における 100 年生ストロープマツ人工林の成長. 森林総合研究所研究報告, 9 (2) : 63 - 68.
- 伊藤孝美・山田倫章. 2005. モウソウチク林の侵入と繁殖特性. 大阪府立食とみどりの総合技術センター研究報告, 41 : 11 - 18.
- 糟谷信彦・竹内さゆり・吉安 裕・中尾史郎. 2012. 京都府冠島におけるオオミズナギドリ影響下の森林の群落構造. 京都府立大学学術報告生命環境学, 64 : 1 - 7.
- 片野田逸郎. 2003. 蒲生町西浦地域における竹林拡大の実態. 九州森林研究, 56 : 82 - 87.
- ・井手幸樹. 2005. 造林地に侵入したモウソウチクの繁殖過程とその継続的な皆伐による駆除効果. 九州森林研究, 58 : 63 - 66.
- 小谷二郎・江崎功二郎. 2012. 放置期間の違いが竹林の下層植生の発達に与える影響. 森林立地, 54 (1) : 19 - 28.
- 近藤 晃・加藤 徹・伊藤 愛. 2014. モウソウチク林の皆伐後における再生竹の持続的な刈取りが広葉樹林化に及ぼす影響. 静岡県農林技術研究所研究報告, 7 : 71 - 76.
- 向井みどり・高須英樹. 1993. 泉南地方に野生化するアオモジ. 植物分類・地理, 44 (4) : 82 - 85.
- 中村 剛・向井殿陽平・谷口伸二. 2008. 森林表土を利用したのり面緑化の施工事例. 日本緑化工学会誌, 34 (1) : 175 - 178.
- 小畑秀弘・大貫真樹子. 2008. 表土シードバンクを吹付けに活用した施工事例 (VII) : 大型草本群落中に成立した本木種について. 日本緑化工学会誌, 33 (4) : 601 - 604.
- 奥田史郎・上森真広. 2018. モウソウチク放置竹林伐採後における再生タケの刈取り処理と再生量の変化. 「日本森林学会大会発表データペー

ス」, 129pp. 日本森林学会, 東京.

大宮 徹・小林裕之・中島春樹・長谷川幹夫.
2015. 多雪地におけるモウソウチク林皆伐後初
期段階の植生の推移. 富山森研報, 7: 22 –
37.

大野朋子・下村泰彦・前中久行・増田 昇.
2004. 竹林の動態変化とその拡大予測に関す
る研究. ランドスケープ研究, 67 (5): 567 –
572.

酒井 敦・佐藤重穂. 2005. 先駆性樹木 7 種の開
花結実フェノロジーと 5 年間の結実年変動. 森
林応用研究, 14: 95 – 99.

佐竹義輔・原 寛・亘埋俊次・富成忠夫. 1993.
フィールド版日本の野生植物 木本. 219pp. 平
凡社, 東京.

Sheil, D., S. Jennings & P. Savill. 2000. Long-term per-
manent plot observations of vegetation dynamics in
Budongoa Ugandan rain forest. Journal of Tropical

Ecology, 16: 765-800.

白佐達也・比嘉基紀・神野展光・薛 孝夫.
2005. 福岡県におけるアオモジの分布と繁殖生
態. 九州森林研究, 58: 14 – 17.

鈴木重雄. 2010. 竹林は植物の多様性が低いの
か?. 森林科学, 58: 11 – 14.

——・菊池亜希良・中越信和. 2008. モウソウチ
ク稈の除去後に再生した植生の構造と種組成の
変化. 景観生態学, 12: 43 – 51.

鳥居厚志. 1998. 空中写真を用いた竹林の分布
拡大速度の推定: 滋賀県八幡山および京都府男
山における事例. 日本生態学会誌, 48 (1): 37
– 47

——. 2018. 竹の生態特性 駆除が進まない背景.
「広がる竹林をどうしよう? という時に 放置
竹林の把握と効率的な駆除技術」(鳥居厚志・
上村 巧編), pp. 2. (国研) 森林研究・整備
機構 森林総合研究所関西支所, 京都.

付表 1. 樹種グループの一覧.

樹種	分類	樹種	分類	樹種	分類
アオモジ	先駆性・落葉小高木	ケヤキ	その他・落葉高木	カンサイスノキ	その他・落葉低木
アカマツ	先駆性・常緑高木	コナラ	その他・落葉高木	クチナシ	その他・常緑低木
アカメガシワ	先駆性・落葉高木	サカキ	その他・常緑小高木～低木	クサイチゴ	その他・落葉小低木
キリ	先駆性・落葉高木	シロバイ	その他・常緑小高木	クマイチゴ	その他・落葉低木
ヌルデ	先駆性・落葉小高木	スギ	その他・常緑高木	コバンノキ	その他・落葉低木
ヤブニッケイ	先駆性・常緑高木	ストローブマツ	その他・常緑高木	シャシャンボ	その他・常緑低木
ヤマウルシ	先駆性・落葉小高木	センダン	その他・落葉高木	チャノキ	その他・常緑低木～小高木
クサギ	先駆性・落葉低木	ソゴ	その他・常緑高木	ツルグミ	その他・常緑低木
タラノキ	先駆性・落葉低木	ドロノキ	その他・落葉高木	ナワシログミ	その他・常緑低木
ヒメコウゾ	先駆性・落葉低木	ナンキンハゼ	その他・落葉高木	ニガイチゴ	その他・落葉低木
アオハダ	その他・落葉高木	ネジキ	その他・落葉小高木	ノイバラ	その他・落葉低木
アカシデ	その他・落葉高木	ネズミモチ	その他・常緑小高木	ハナヒリノキ	その他・落葉低木
アキニレ	その他・落葉高木	ハゼノキ	その他・落葉高木	マンリョウ	その他・常緑小低木
アラカシ	その他・常緑高木	バリバリノキ	その他・常緑高木	ミツバツツジ	その他・落葉低木
イスノキ	その他・常緑高木	ヒサカキ	その他・常緑小高木～低木	ムラサキシキブ	その他・落葉低木
イヌツゲ	その他・常緑小高木～高木	ヒノキ	その他・常緑高木	ヤブコウジ	その他・常緑小低木
イヌマキ	その他・常緑高木	ヒメユズリハ	その他・常緑高木	ヤブムラサキ	その他・落葉低木
ウルシ	その他・落葉高木	ホソバタブ	その他・常緑高木	ヤマグワ	その他・落葉低木
エゴノキ	その他・落葉小高木	ミズバイ	その他・常緑小高木	アケビ	つる性木本
カキノキ	その他・落葉高木	ムクノキ	その他・落葉高木	キツタ	つる性木本
カクレミノ	その他・常緑小高木～高木	モチノキ	その他・常緑高木	クマヤナギ	つる性木本
カゴノキ	その他・常緑高木	ヤマザクラ	その他・落葉高木	サンカクヅル	つる性木本
カナメモチ	その他・常緑低木～高木	ヤマハゼ	その他・落葉小高木	スイカズラ	つる性木本
カマツカ	その他・落葉低木～小高木	ヤマモモ	その他・常緑高木	ツルウメモドキ	つる性木本
キハダ	その他・落葉高木	アリドオシ	その他・常緑低木	ノブドウ	つる性木本
クスノキ	その他・常緑高木	イヌザンショウ	その他・落葉低木	フジ	つる性木本
クロガネモチ	その他・常緑高木	イヌビワ	その他・落葉低木	フユイチゴ	つる性木本
クロキ	その他・常緑小高木	イボタノキ	その他・落葉低木	ミツバアケビ	つる性木本
クロバイ	その他・常緑高木	ウメモドキ	その他・落葉低木	ヤマフジ	つる性木本

付表 2. 竹林型伐採区，対照区の実生の個体数の
経年変化.

樹種	樹種 グループ	竹林型伐採区 (本/6 m ²)				竹林型対照区 (本/6 m ²)			
		2011	2012	2013	2014	2011	2012	2013	2014
アオモジ	先駆性高木		48	36	23				
アカメガシワ	先駆性高木		41	29	15				
キリ	先駆性高木		1						
ヌルデ	先駆性高木		3	1	1				
ヤブニッケイ	先駆性高木					1	1	2	
ヤマウルシ	先駆性高木		1	3		4	1	1	
クサギ	先駆性低木		1	1					
タラノキ	先駆性低木		15	9	6				
ヒメコウゾ	先駆性低木		3						
カナメモチ	その他高木					1	1	1	
クスノキ	その他高木	1	13	8	6				
クロキ	その他高木			1	2				
クロバイ	その他高木		8	34	33		4	2	1
ケヤキ	その他高木	1	2	3	2				1
コナラ	その他高木	4	4	4	10				
ストロブマツ	その他高木				1				
ソヨゴ	その他高木		1	2	2				
ドロノキ	その他高木		1						
ネズミモチ	その他高木		1			5	5	2	
ヒサカキ	その他高木	2		2	2	2			
ホソバタブ	その他高木		5						
ムクノキ	その他高木		3	3	3				
イヌビワ	その他低木			1	1				
チャノキ	その他低木	1	1	1	1	1	1	1	
ナワシログミ	その他低木								1
ミツバツツジ	その他低木				1				
ムラサキシキブ	その他低木			1					
ヤブムラサキ	その他低木				2	1	1		
サンカクヅル	つる性木本					1			
スイカズラ	つる性木本				1				
ツルウメモドキ	つる性木本								1
ノブドウ	つる性木本	1	15	9	6	1	3	1	
フユイチゴ	つる性木本					1	1		
ミツバアケビ	つる性木本				2	1	1		1
ヤマフジ	つる性木本						1	1	1
合計		10	167	148	120	19	20	11	6
種数計		6	19	18	20	11	11	8	6

付表 3. 混交型伐採区，対照区の実生の個体数の
経年変化.

樹種	樹種 グループ	混交型伐採区 (本/6 m ²)				混交型対照区 (本/6 m ²)			
		2011	2012	2013	2014	2011	2012	2013	2014
アオモジ	先駆性高木		10	6	3				
アカマツ	先駆性高木		2	2	1				
アカメガシワ	先駆性高木	1	85	51	24				1
キリ	先駆性高木		5						
ヌルデ	先駆性高木		8	7	9				
クサギ	先駆性低木		1						
タラノキ	先駆性低木		31	9	5				
ヒメコウゾ	先駆性低木		47	18	17				
アラカシ	その他高木					2	4	4	3
エゴノキ	その他高木					1			
カナメモチ	その他高木						3	1	1
キハダ	その他高木	1							
クスノキ	その他高木		3	2	1		1		
クロバイ	その他高木		13	39	40	1	2		
ケヤキ	その他高木				1				
コナラ	その他高木		1	1	1	10	5	3	3
サカキ	その他高木		1	1	1				
シロダモ	その他高木					1			
スギ	その他高木		2	1	2				
センダン	その他高木		1						
ソヨゴ	その他高木				1				
ナンキンハゼ	その他高木		1	1	1				
ネズミモチ	その他高木	2	2	1		1	1	1	1
ヒサカキ	その他高木	1	9	14	11	4			
ヒノキ	その他高木				1				
ヒメユズリハ	その他高木							1	1
ホソバタブ	その他高木		2						
ミミズバイ	その他高木		1	1					
ムクノキ	その他高木		2	4	4				
ヤマザクラ	その他高木		1	1	1				
イヌザンショウ	その他低木		1						
イヌビワ	その他低木		2	2	1				
ツルグミ	その他低木				1				
ニガイチゴ	その他低木		38	5	1				
ノイバラ	その他低木		1						
ヤブコウジ	その他低木							3	
ヤブムラサキ	その他低木		3	3	2				
アケビ	つる性木本					1			
クマヤナギ	つる性低木		1	1	1				
ツルウメモドキ	つる性木本		2	3	3			4	
ノブドウ	つる性木本		14	12	12				
フジ	つる性木本	5	6	6	6				
ミツバアケビ	つる性木本		1	1	6	1	2		1
合計		10	297	192	157	22	25	10	11
種数計		5	31	25	27	9	9	5	7

付表 4. 広葉樹林区の実生，稚樹の個体数の経年変化.

樹種	樹種 グループ	実生 (本 /6 m ²)				稚樹 (本 /300 m ²)		
		2011	2012	2013	2014	2012	2013	2014
ヤブニッケイ	先駆性高木					3	4	5
アキニレ	その他高木					1	1	1
アラカシ	その他高木	1				2	2	1
イスノキ	その他高木	1						
カゴノキ	その他高木					1	1	
カナメモチ	その他高木					1	1	
クロキ	その他高木					4	4	4
クロバイ	その他高木	1				4	4	5
コナラ	その他高木			1	1			
サカキ	その他高木	1			1	6	6	8
ソヨゴ	その他高木			1		2	1	1
ネズミモチ	その他高木	2				33	41	38
ヒサカキ	その他高木					17	19	17
ヒノキ	その他高木					32	36	35
ミミズバイ	その他高木					14	14	15
ヤマハゼ	その他高木					1	1	
ヤマモモ	その他高木						1	1
イヌビワ	その他低木					4	4	2
イボタノキ	その他低木	4						
カンサイスノキ	その他低木					1		
クチナシ	その他低木					1	1	1
クマイチゴ	その他低木	2						
シャシャンボ	その他低木						1	1
マンリョウ	その他低木					1		
ヤブムラサキ	その他低木					1	1	1
キツタ	つる性木本						1	
ミツバアケビ	つる性木本				1			
合計		12	0	2	3	129	144	136
種数計		7	0	2	3	19	20	16

付表 5. 竹林型伐採区，対照区の稚樹の個体数の経年変化.

樹種	樹種 グループ	竹林型伐採区 (本 /300 m ²)			竹林型対照区 (本 /300 m ²)		
		2012	2013	2014	2012	2013	2014
アオモジ	先駆性高木			26	166		
アカメガシワ	先駆性高木			2	8		
スルデ	先駆性高木				6		
ヤブニッケイ	先駆性高木	1	1	10	4	4	7
ヤマウルシ	先駆性高木		1	9	22	21	15
クサギ	先駆性低木			4			
トラノキ	先駆性低木			19			
アカシデ	その他高木				1		
アラカシ	その他高木	1	1		5	5	6
イヌマキ	その他高木				1	1	1
エゴノキ	その他高木			3			
カクレミノ	その他高木				2	2	2
カナメモチ	その他高木				17	16	18
カマツカ	その他高木				1	1	1
クスノキ	その他高木	1	1	18			
クロバイ	その他高木		1	26	21	20	25
サカキ	その他高木	3	4	4	19	19	18
ソヨゴ	その他高木			1		1	1
ナンキンハゼ	その他高木		3	4			
ネズミモチ	その他高木	27	31	49	67	71	63
バリバリノキ	その他高木				1	1	1
ヒサカキ	その他高木	1	2	3	23	23	24
ミミズバイ	その他高木	5	6	7	15	15	16
モチノキ	その他高木	2	1	1	1	1	1
ヤマザクラ	その他高木			2			
アリドオシ	その他低木					1	1
イヌビワ	その他低木				2	2	2
シャシャンボ	その他低木				5	5	4
チャノキ	その他低木				3	3	5
ナワシログミ	その他低木				2	2	
ムラサキシキブ	その他低木				3	2	2
ヤブムラサキ	その他低木			12	2	2	2
ノブドウ	つる性木本		1	10			1
フジ	つる性木本				1	1	1
ミカン sp.	-				3	3	4
合計		41	81	362	221	222	221
種数計		8	14	20	23	24	24

付表 6. 混交型伐採区，対照区の稚樹の個体数の
経年変化.

樹種	樹種 グループ	混交型伐採区 (本/300 m ²)			混交型対照区 (本/300 m ²)		
		2012	2013	2014	2012	2013	2014
アオモジ	先駆性高木	84	183	229			
アカメガシワ	先駆性高木	94	59	40			
キリ	先駆性高木	1					
ヌルデ	先駆性高木	1	15	39			
ヤブニッケイ	先駆性高木	5	9	8	1	1	1
クサギ	先駆性低木	2	2	4			
タラノキ	先駆性低木	7	8	7			
ヒメコウゾ	先駆性低木	14	19	12			
アオハダ	その他高木			9			
アキニレ	その他高木			3			
アラカシ	その他高木	1	1		2	3	3
イヌマキ	その他高木		2	2			1
カナメモチ	その他高木	6	7	5	4	4	4
クスノキ	その他高木	1	15	55			
クロキ	その他高木	1					
クロバイ	その他高木		1	9	4	3	4
サカキ	その他高木	1	1	1	1		
ストロブマツ	その他高木			1			
ソヨゴ	その他高木						
ナンキンハゼ	その他高木		5	6			
ネジキ	その他高木				7	7	6
ネズミモチ	その他高木	9	13	19	3	3	3
ハゼノキ	その他高木		2	4			
ヒサカキ	その他高木	7	7	10	4	4	3
ヒメユズリハ	その他高木				2	2	2
ホソバタブ	その他高木		1	1			
ミミズバイ	その他高木	5	7	6	1	1	1
ヤマザクラ	その他高木			2			
イスビワ	その他低木	1	1	12			
ウメモドキ	その他低木		1	1			
コバンノキ	その他低木	2	9	16			
シャシャンボ	その他低木				1	1	
ニガイチゴ	その他低木			1			
ハナヒリノキ	その他低木	1	1				
ムラサキシキブ	その他低木			4			
ヤブムラサキ	その他低木	1	6	35			
ヤマグワ	その他低木			24			
ツルウメモドキ	つる性木本		1	1			
ノブドウ	つる性木本	2	3				
フジ	つる性木本	11	14	26			
サクラ sp.	-			1			
合計		257	393	593	0	30	29
種数計		22	27	32	11	10	10

短 報

大阪府で見つかったクマガイソウの生育状況と遺伝的多様性

大阪市立自然史博物館

川西市在住

福島大学大学院共生システム理工学研究科

福島大学理工学群共生システム理工学類

横 川 昌 史

菅 久

山 下 由 美

兼 子 伸 吾

Growth situation and genetic diversity of *Cypripedium japonicum* Thunb. found in Osaka Prefecture. Masashi Yokogawa* (*Osaka Museum of Natural History*), Hisashi Suga (*Resident in Kawanishi-shi, Hyogo Prefecture*), Yumi Yamashita (*Fukushima University School of Symbiotic Systems Science and Technology*) and Shingo Kaneko (*Fukushima University, Faculty of Symbiotic Systems Science and Technology*)

We discovered a cluster of *Cypripedium japonicum* Thunb. that had not been recorded after 1987 in Osaka Prefecture. The habitat is in a sloping *Cryptomeria japonica* plantation, and 130 shoots, 32 flowering and 98 non-flowering, were grown there. The genotypes of flowering plants were determined using microsatellite markers and it revealed that at least three genets existed in this habitat. Because of the small number of genets in spite of the number of flowering shoots, it was considered that this population has been maintained mainly by vegetative propagation with rhizomes. Since 1987, no specimens of *C. japonicum* from Osaka Prefecture have been collected, and there is no information about the growth of this species in recent floristic literature. Therefore, the discovery of this species is considered important for biodiversity conservation and floristics in Osaka Prefecture.

Keywords: Conservation, Local floristics, Microsatellite markers, Orchid, Specimen information

要旨: 大阪府内で 1987 年以来記録がなかったクマガイソウを発見した。生育地は傾斜のあるスギ植林地で、開花 32 シュート、非開花 98 シュートの計 130 シュートが生育していた。マイクロサテライトマーカーを用いて開花シュートの遺伝子型を決定したところ、この生育地には少なくとも 3 つのジェネットが存在することが明らかになった。開花シュート数に対してジェネット数が少ないことから、この生育地では主に地下茎による栄養繁殖で個体群が維持されていると考えられた。1987 年以降、大阪府産のクマガイソウの標本は採集されておらず、植物目録などの文献にも情報が出てこない。そのため、今回の生育地の発見は大阪府の生物多様性保全と植物相研究にとって重要なものになるだろう。

キーワード: 保全、地域植物誌、マイクロサテライトマーカー、ラン、標本情報

はじめに

クマガイソウ *Cypripedium japonicum* Thunb. は、北海道西南部から九州、朝鮮半島、中国東部に分

布するラン科の多年草である（遊川，2015）。日本国内において広く分布するものの、園芸採取や森林伐採、自然遷移などの影響により個体数が減少しており、環境省のレッドデータブック 2014

では絶滅危惧Ⅱ類に指定されている（環境省、2015）。このような状況を受けて、各地でクマガイソウの保全が進められているが、個体群によって生育状況や保全活動の状況は大きく異なっている（山下ほか、2017）。

クマガイソウは大阪府レッドリスト2014では絶滅危惧Ⅰ類に指定されている（大阪生物多様性保全ネットワーク、2014）。大阪府のレッドリストでのクマガイソウのランクは、環境省のランクよりも高く、大阪府では特に地域絶滅のリスクが高いと考えられる。2017年4月、著者の一人、菅が大阪府某所でクマガイソウの生育を確認した（図1）。新たに見つかったクマガイソウの生育地の保全を進める上で、ジェネットを識別することは重要だと考えられる。しかしながら、クマガイソウは地下茎で増えるため（岩瀬・小幡、1980）、外部形態の観察から遺伝的な同一クローンであるジェネットを識別するのは難しい。本報告では、1. 新たに見つかったクマガイソウの生育地の生育状況の評価、2. マイクロサテライトマーカーを用いた開花ジェネット数の評価、3. 大阪府のクマガイソウの過去の生育記録の整理を行い、今後の保全についての方針を検討する。

方法

野外調査

2017年5月20日、新たに見つかったクマガイソウの生育地において、生育シュート数の調査を行った。生育地は傾斜のあるスギ植林の林床で、大まかに分けて二カ所に分布していた。大まかな二カ所の位置は、ハンディGPS（GPSMAP 64SJ, GARMIN 社）を用いて緯度経度を記録し、それぞれの場所内でのシュートの位置関係については折れ尺などを用いて記録した。複数のシュートの葉が連続して分布している場合をパッチと定義し、パッチ内のシュートを数えた。1シュートだけ生えている場合は孤立シュートとして記録した。また、シュートを数える際に、花茎がついているシュートを開花シュート、花茎がついていないシュートを非開花シュートとして記録した。

マイクロサテライトマーカーを用いたジェネット数および遺伝的多様性の推定

2017年6月29日、生育地において、開花茎22本から葉片を採取し、実験室に持ち帰ったのち、分析まで冷凍保存した。DNeasy Plant Mini

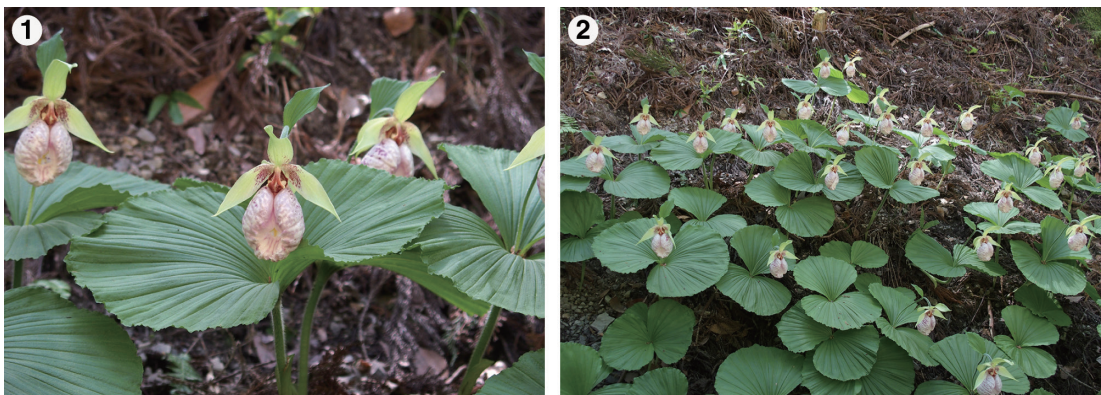


図1. ①大阪府で新たに見つかったクマガイソウ. ②クマガイソウが群生する様子. いずれの写真も図2のパッチAで2018年4月23日に撮影.

Kit (QIAGEN) を用いて、採取した葉から DNA を抽出し、TE バッファーで調整した。Yamashita et al. (2016) と同様の実験方法でクマガイソウのマイクロサテライト 14 遺伝子座 (Cypj 47, Cypj 60, Cypj061, Cypj62, Cypj 91, Cypj 94, Cypj 114, Cypj140, Cypj179, Cypj 180, Cypj 197, Cypj 202, Cypj226, Cypj233 ; Yamashita et al., 2016) の遺伝子型を決定した。

得られた遺伝子型データに基づき、遺伝子座ごとの対立遺伝子数 (A)、ヘテロ接合度の観察値 (H_o)、ヘテロ接合度の期待値 (H_e)、PI (Probability of Identify), PI_{Sibs} (Probability of Identity for Sibs.) を算出した。 PI_{Sibs} は血縁個体間での PI である。PI および PI_{Sibs} については Waits et al. (2001) や Peakall et al. (2005) に詳しい。これらのパラメータについてはすべて GenAlEx 6.5 (Peakall & Smouse, 2012) を用いて計算した。すべての遺伝子座で同一の遺伝子型だったサンプルは同一ジェネットであると判断した。

文献および標本調査

大阪府下におけるクマガイソウの過去の生育記録を明らかにするため、大阪府の植物誌および植物目録 (田代・堀, 1938 ; 堀, 1962 ; 桑島, 1990) のクマガイソウに関する記述をチェックした。また、大阪市立自然史博物館の植物標本庫 (OSA) およびきしわだ自然資料館の植物標本庫のクマガイソウの標本を調査し、標本ラベルから採集地および採集年代の情報を記録した。加えて、2007 年から 2008 年にかけて日本の主要な植物標本庫 8 ヲ所 でクマガイソウの標本調査をした研究 (高橋, 2009) に、1961 年に大阪府で採集された標本記録が 1 例掲載されていたので、採集年代の分析にはこのデータも加えた。

結果

新たに見つかったクマガイソウの生育状況と遺伝的多様性

野外調査の結果、5 つのパッチと 2 つの孤立非開花シュートが見つかり (図 2)、全体で開花 32 シュート、非開花 98 シュートの計 130 シュートのクマガイソウが生育していた。パッチ A には開花シュート 20 本、非開花シュート 48 本、パッチ B には開花シュート 6 本、非開花シュート 30 本、パッチ C には開花シュート 6 本、非開花シュート 12 本、パッチ D, E, F にはそれぞれ非開花シュート 2 本が生育していた。

マイクロサテライトマーカーによる分析の結果

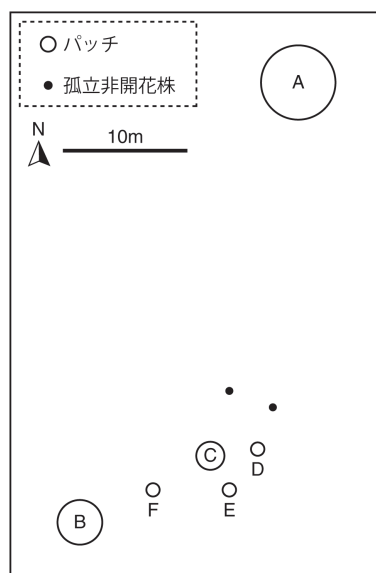


図 2. 調査地内のクマガイソウの分布図。図中の白丸の大きさはパッチ内のシュート数に比例する。2017 年 5 月 20 日の調査時点で、パッチ A には開花シュート 20 本、非開花シュート 48 本、パッチ B には開花シュート 6 本、非開花シュート 30 本、パッチ C には開花シュート 6 本、非開花シュート 12 本、パッチ D, E, F にはそれぞれ非開花シュート 2 本が生育していた。

表 1. 調査したクマガイソウの 14 遺伝子座における遺伝的変異. 分析したシュート数は 22 で, ジェネット数は 3 だった.

遺伝子座	A	H_o	H_E	PI	PI _{Sibs}
<i>Cypj047</i>	1	0	0	1	1
<i>Cypj060</i>	1	0	0	1	1
<i>Cypj061</i>	1	0	0	1	1
<i>Cypj062</i>	1	0	0	1	1
<i>Cypj091</i>	3	0.67	0.61	0.23	0.5
<i>Cypj094</i>	4	0.67	0.72	0.12	0.42
<i>Cypj114</i>	1	0	0	1	1
<i>Cypj140</i>	1	0	0	1	1
<i>Cypj179</i>	1	0	0	1	1
<i>Cypj180</i>	1	0	0	1	1
<i>Cypj197</i>	1	0	0	1	1
<i>Cypj202</i>	1	0	0	1	1
<i>Cypj226</i>	1	0	0	1	1
<i>Cypj233</i>	1	0	0	1	1

Note : A = 対立遺伝子数; H_o = ヘテロ接合度の観察値; H_E = ヘテロ接合度の期待値; PI = Probability of Identity; PI_{Sibs} = Probability of Identity for Sibs.

果, 14 遺伝子座のうち, *Cypj091* と *Cypj094* で多型が見られたが, その他の 12 遺伝子座は単型であった (表 1). 各遺伝子座の PI の総積は 0.028, PI_{Sibs} の総積は 0.210 であった. パッチ A から 11 シュート, パッチ B から 6 シュート, パッチ C から 5 シュート, 合計 22 の開花シュートを分析したが, 見つかったジェネットは 3 つであった. これら 3 つのジェネットは, それぞれパッチ A, B, C に対応していた. すなわち, 分析した範囲では, それぞれのパッチは互いに異なる単一のジェネットで構成されていた.

大阪府のクマガイソウの過去の生育記録

OSA およびきしわだ自然資料館の植物標本庫において, 15 点の大阪府産のクマガイソウの標本を見出すことができた. これらに文献記録を加えたところ, 現在の大阪府の市町村区分において 7 つの市町村でクマガイソウの生育記録があることが明らかになった.

高橋 (2009) の図 3 を参考にして, クマガイソ

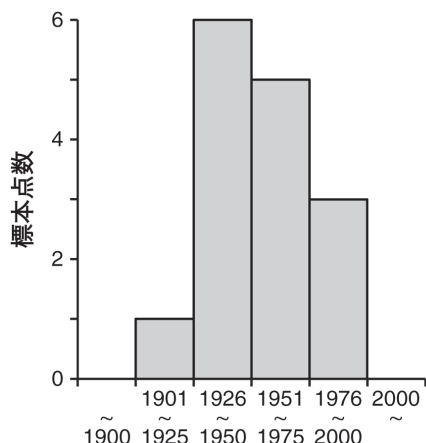


図 3. 大阪府産のクマガイソウの標本ラベルに基づく採集年代ごとの標本点数. 重複標本をのぞいた 14 点の標本ラベルのデータと, 高橋 (2009) の 1 点のデータを用いた.

ウの採集年代ごとの標本点数をグラフ化したところ, 1926 年から 1950 年に標本点数のピークがあった (図 3). 今回見出した大阪府産のクマガイソウの標本の中で, 最も古い標本は 1906 年に採られたもので, 最も新しい標本は 1987 年に採られたものであった.

考察

新たに見つかったクマガイソウ生育地の生育状況と遺伝的多様性

本調査地では, 130 シュートのクマガイソウが見つかり, うち 32 シュートが開花していた. 日本のクマガイソウの生育状況を整理した研究では, 100 個体以上の開花個体が見つかる個体群がある一方で, その多くは数個体から数十個体の開花個体しか残存していないのではないかと考察されている (山下ほか, 2017). 今回新たに見つかったクマガイソウの生育地も, これらの多くの小規模な個体群の一例と言えるだろう. また, クマガ

イソウは主にスギ植林地に生えることが多く（山下ほか, 2017）、今回見つかった生育地もこれらの例と同様、スギ植林地であった。スギ植林地ではスギの成長による林内照度の低下によってクマガイソウが衰退する可能性が示唆されている（岩瀬・小幡, 1978）。そのため、スギ植林地での報告例が多いことを根拠に、本調査地がクマガイソウにとって良好な生育環境かどうかを判断することはできない。

本調査地のクマガイソウの開花率は0.246であった。鳥取県のクマガイソウの自生地での開花率のモニタリングの結果は、シュート数の多いスギ人工林の個体群で0.632（4年間の平均値）、スギ林縁の個体群で0.181（4年間の平均値）、スギ人工林の個体群で0.268（3年間の平均値）であった（永松, 2011）。また、千葉県のクマガイソウの自生地では、竹林で0.295、常緑樹が混生する落葉樹林で0、落葉樹林で0.138、竹林で0という報告（岩瀬・小幡, 1979）やスギ人工林で0.348（岩瀬・小幡, 1978）という報告がある。これらの先行研究と比較すると、本調査地のクマガイソウの開花率は取り立てて低いというわけではなかった。

マイクロサテライトマーカーによる分析によって、本調査地の開花シュートは少なくとも3つのジェネットを含むことが明らかになった。これらのジェネットは生育地のシュート数の多いパッチにそれぞれ対応しており、パッチ内では地下茎によってシュートを増やしている可能性が高いと考えられる。PIは、ある集団において、同じ遺伝子型を持つ個体が任意交配によって生じる確率を意味し、分析したすべての遺伝子座のPIの総積は、分析したすべての遺伝子座で全く同じ遺伝子型を持つ別個体が任意交配により生じる確率を意味する。本研究のPIの総積は0.028、PI_{Sibs}の総積は0.210であり、マイクロサテライトマーカー

による個体識別を行った多くの先行研究（例えば、Brinkman et al., 2010 ; Costa et al., 2012）に比べてPIやPI_{Sibs}の値は大きい。また、クマガイソウは自家花粉を受粉させても高い結実率を示し（Suetsugu & Fukushima, 2013）、地下茎で殖える（岩瀬・小幡, 1980）ことから容易に同一ジェネット同士で交配することが予想される。その場合には親子あるいは兄弟を識別する必要が生じるので、より正確なジェネット識別にはより低いPI_{Sibs}が求められるだろう。そのため、今回の分析では識別できなかったジェネットがある可能性には注意が必要である。千葉県と北海道のクマガイソウのジェネットを識別した研究によると、千葉県の個体群では24サンプルから24のジェネットが、北海道では31のサンプルから19のジェネットが検出されている（Yamashita et al., 2016）。今回の大阪の生育地は、ジェネットの識別漏れがあるかもしれないことを考慮しても、ジェネットの数はいくつ少ないと考えられる。

遺伝的多様性について見てみると、千葉県と北海道のクマガイソウの個体群で多型のあったマイクロサテライトマーカー（Yamashita et al., 2016）のほとんどが本調査地では単型であった。ジェネットが少ないことも含めて、今回見つかったクマガイソウの生育地の遺伝的多様性は低いと考えられる。

大阪府のクマガイソウの過去の生育記録との比較

標本や文献に基づく過去のクマガイソウの記録を参照すると、本研究で新たに見出したクマガイソウの生育地と同じ市町村からの記録はあった（堀, 1962）が、市町村レベルより詳細な場所の情報は得られなかった。そのため、過去の記録と今回見つかったクマガイソウの生育地が同じ場所かどうかの判断はできない。

大阪府のクマガイソウの標本の採集年代（図

3) を見てみると 1926 年から 1950 年に標本点数のピークがあり、最近に近づくにつれて標本点数が減少していた。ピークの年代は異なるものの、全国規模のクマガイソウの標本採集状況からも同様の傾向が確認されている（高橋，2009）。このような傾向について高橋（2009）では、普通種のノビネチドリの標本採集点数は 1976 年以降において増えており、クマガイソウなどの絶滅危惧種と異なるパターンを示したことから、クマガイソウなどの絶滅危惧種の近年の標本数の減少は、1) 野外の個体数が減少した、2) 保護政策が整備され採集行為が減った、のどちらかが要因だろうと考察している。大阪府では最近のクマガイソウの生育地の情報はなく、2000 年以降に出版された大阪府内の地域植物目録（北河内自然愛好会，2004；近畿植物同好会，2005，2013）にもクマガイソウの記述はない。そのため、大阪府のほとんどの場所ではすでにクマガイソウは地域絶滅してしまった可能性が高い。そのため、今回のクマガイソウの発見は、植物相研究上も保全上もとても重要だと考えられる。

大阪府のクマガイソウの保全上の留意点

今回新たに見つかったクマガイソウの個体群のシュート数は決して多くなく、ジェネット数はかなり少ないと推測された。クマガイソウの個体群維持には、開葉期に明るい環境が必要で、低木層が少なく、草本層も適度に押さえられていることが必要とされる（岩瀬・小幡，1980）。クマガイソウの数を維持するには、シュート数のモニタリングをしながら、植林の間伐や低木の伐採などの管理が必要かもしれない。また、クマガイソウの主な減少要因として、園芸採取が挙げられる（環境省，2015）。特に現存する 3 つのジェネットを絶やさないう、生育環境の改善と盗掘の防止策が望まれるだろう。絶滅危惧植物の野生個体につ

いて個体識別可能なレベルで遺伝子型を決めておくことは盗掘などの抑止につながるため（志賀ほか，2013），今回得られた遺伝子型データは今後の保全管理にも役立つと考えられる。

本研究の調査地では、生育地からの消失などのリスクを分散させるため、地元の有志の手によって、近隣のスギ植林地林床へクマガイソウの移植が行われた。この移植の際には遺伝子型データは考慮されておらず、図 1 のパッチ A 以外の個体が移植の対象となった。生育地の遺伝的多様性を網羅的にリスク分散させるのであれば、今後はパッチ A からの移植も検討していく必要があるだろう。

絶滅危惧種などの産地情報の取り扱いに関する提言

クマガイソウのような盗掘による地域絶滅の可能性が高い植物については、生育地の秘匿が優先され、生育状況が公開されずに効果的な保全策を打ち出せない可能性が指摘されている（山下ほか，2017）。保全を進める上で生育状況の情報は必須であるが、広く公開すると盗掘等のリスクにさらされるというジレンマは多くの植物で起こっていると考えられる。本報告では、クマガイソウの盗掘等を未然に防ぐために詳細な産地情報を掲載しなかった。一方、大阪市立自然史博物館に寄贈したクマガイソウの標本のラベルには詳細な生育地の情報とともに、標本採集時の個体群サイズの情報や移植などの保全活動の情報を記すようにした。博物館などの公的な標本庫の標本は将来に渡って長く維持管理されるものであるが、標本庫の標本を閲覧するためには管理者の許可が必要であり、誰でもアクセスできるわけではない。また、サイエンス・ミュージアムネット（S-net : <http://science-net.kahaku.go.jp/> 2018.12 参照）などの標本のデータベースでは絶滅危惧種の産地情報について、詳細が公開されないようになっている（細

矢ほか, 2018)。広く公開される報文では, 生育状況や生態, 保全活動の詳細を報告し, 非公開にすべき情報については証拠標本とともに標本ラベルに記して残すという方法は有用ではないかと考える。論文中で標本番号とともに標本を引用することで, 報文と標本の情報の紐付けも可能であろう。一方で, 標本のラベル情報は完全な非公開ではないため, その取扱いには十分な注意が必要である。対象となる植物の種類や生育地の状況によっては標本ラベルにも詳細を書かずに情報管理を行う必要があるだろう。標本の寄贈者と標本庫の管理者には状況に応じた判断が求められる。

もちろん, 標本採集によって生育地に悪影響があっては本末転倒であるので, 採集には細心の注意が必要である。実際, 本研究では, 地元で保全活動を進める有志の立ち会いの元, クマガイソウの地上部のみを採集し, 生育地へのダメージを最小限に留める配慮を行ったことを付記しておく。

謝辞

生育地の地元自治会関係者の方々には調査の許可をとっていただくとともに, 野外調査に協力いただいた。また, きしわだ自然資料館の岡本素治館長には収蔵標本の写真を提供いただいた。これらの方々に厚くお礼申し上げる。

証拠標本

生育地保全の観点から, 採集年と標本庫の登録番号のみ記す。登録番号が付いていない標本については, 採集者名と採集者の標本番号を記した。

- ・本研究で新しく見出した大阪府産のクマガイソウ *Cypripedium japonicum* Thunb. 2018 (OSA300058)
- ・OSA に所蔵されている大阪府産のクマガイソウ

Cypripedium japonicum Thunb.

1906 (OSA204043) ; 1931 (OSA300072) ; 1935 (OSA300070) ; 1937 (OSA300069) ; 1937 (OSA300071) ; 1940 (OSA300074) ; 1947 (OSA300075) ; 1951 (OSA300073) ; 1956 (OSA186214) ; 1972 (OSA126121) ; 1981 (OSA204645) ; 1982 (OSA75316) ; 1987 (OSA60082) .

- ・きしわだ自然資料館の植物標本庫に所蔵されている大阪府産のクマガイソウ *Cypripedium japonicum* Thunb.

1934 (Nakajima 1999) ; 1957 (Nakajima 4484)

引用文献

- Brinkman T. J., D. K. Person, M. K. Schwartz, K. L. Pilgrim, K. E. Colson & K. J. Hundertmark. 2010. Individual identification of Sitka black-tailed deer (*Odocoileus hemionus sitkensis*) using DNA from fecal pellets. *Conservation Genetics Resources*, 2(1) : 115-118.
- Costa V., J. Pérez-González, P. Santos, P. Fernández-Llario, J. Carranza, A. Zsolnai, I. Anton, J. Buzgó, G. Varga, N. Monteiro & A. Beja-Pereira. 2012. Microsatellite markers for identification and parentage analysis in the European wild boar (*Sus scrofa*). *BMC Research Notes*, 5 : 479.
- 堀 勝. 1962. 大阪府植物誌. 421pp. 大阪府植物誌刊行会, 大阪.
- 細矢 剛・神保宇嗣・中江雅典・海老原淳・水沼登志恵. 2018. 自然史標本データベース「サイエンス・ミュージアムネット」の現状と課題. デジタルアーカイブ学会誌, 2 (2) : 60 - 63.
- 岩瀬 徹・小幡和男. 1978. クマガイソウの生態の基礎調査 (その1). 「千葉県指定天然記念物成東町クマガイソウ調査報告書 I」(沼田 真

- ほか著), pp. 2 - 18. 千葉県教育委員会, 千葉.
- ・——. 1979. クマガイソウの生態の基礎調査 (その2). 「千葉県指定天然記念物成東町クマガイソウ調査報告書Ⅱ」(沼田 真著), pp. 2 - 26. 千葉県教育委員会, 千葉.
- ・——. 1980. クマガイソウの生態の基礎調査 (その3). 「千葉県指定天然記念物成東町クマガイソウ調査報告書Ⅲ」(沼田 真・岩瀬 徹・小幡和男著), pp. 2 - 37. 千葉県教育委員会, 千葉.
- 環境省. 2015. レッドデータブック 2014 - 日本の絶滅のおそれのある野生生物 - 8 植物 I (維管束植物). 646pp. ぎょうせい, 東京.
- 近畿植物同好会. 2005. 高槻市北部植物目録 西川一郎植物標本目録. 150pp. 近畿植物同好会, 大阪.
- . 2013. 清水千尋氏寄贈植物標本目録. 79pp. 近畿植物同好会, 大阪.
- 桑島正二. 1990. 大阪府植物目録. 197pp. 近畿植物同好会, 大阪.
- 北河内自然愛好会. 2004. 北河内植物目録. 101pp. 北河内自然愛好会, 大阪.
- 永松 大. 2011. 絶滅危惧種クマガイソウの鳥取県における自生状況. 山陰自然史研究, 6 : 9 - 15.
- 大阪生物多様性保全ネットワーク (編). 2014. 大阪府レッドリスト 2014. 47pp. 大阪府, 大阪.
- Peakall, R., D. Ebert, R. Cunningham & D. Lindenmayer. 2005. Mark-recapture by genetic tagging reveals restricted movements by bush rats (*Rattus fuscipes*) in a fragmented landscape. *Journal of Zoology*, 268(2) : 207-216.
- Peakall, R. & P. E. Smouse. 2012. GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research - an update. *Bioinformatics*, 28 : 2537-2539.
- 志賀 隆・横川昌史・兼子伸吾・井鷲裕司. 2013. 全個体遺伝子型解析データに基づく絶滅危惧水生植物シモツケコウホネ *Nuphar submersa* とナガレコウホネ *N. × fluminalis* の市場流通株の種同定と産地特定. *保全生態学研究*, 18(1) : 33 - 44.
- 高橋英樹. 2009. 日本産アツモリソウ属 *Cypripedium* (ラン科) の地理分布パターン. *分類*, 9 (2) : 143 - 157.
- 田代善太郎・堀 勝. 1938. 大阪府植物誌. 289pp. 大阪府池田師範学校, 大阪.
- Suetsugu, K. & S. Fukushima. 2014. Pollination biology of the endangered orchid *Cypripedium japonicum* in a fragmented forest of Japan. *Plant Species Biology*, 29(3) : 294-299.
- 山下由美・佐藤晃平・佐藤なつき・兼子伸吾. 2017. 日本における絶滅危惧植物クマガイソウ *Cypripedium japonicum* Thunb. (ラン科) の生育状況と葉緑体 DNA の遺伝的多様性. *分類*, 17 (2) : 159 - 166.
- Yamashita, Y., A. Izuno, Y. Isagi, T. Kurosawa & S. Kaneko. 2016. Isolation and characterization of novel microsatellite loci for the endangered orchid *Cypripedium japonicum* (Orchidaceae). *Applications in Plant Sciences*, 4(2) : 1500097.
- 遊川知久. 2015. アツモリソウ属 *Cypripedium* L.. 「改訂新版 日本の野生植物 1」(大橋広好・門田裕一・邑田 仁・米倉浩司・木原 浩編). pp. 193 - 194, 平凡社, 東京.
- Waits, L. P., G. Luikart & P. Taberlet. 2001. Estimating the probability of identity among genotypes in natural populations: cautions and guidelines. *Molecular Ecology*, 10(1) : 249-256.

資 料

被度と群落高に基づいた非破壊的方法によるヨシ群落の一次生産量の推定

東京大学大学院新領域創成科学研究科
人間環境大学人間環境学部

小 坂 紗 代
藤 井 伸 二

Estimation of primary production of reed communities by nondestructive method based on vegetation coverage and height. Sayo Kosaka** (*Graduate School of Frontier Sciences, The University of Tokyo*) and Shinji Fujii* (*University of Human Environments*)

The reliability of estimation of biomass of vegetation by nondestructive methods was examined. Vegetation survey and measurement of primary production of reed communities were carried out in Lake Kasumigaura. The results showed high value of coefficient of determination between the primary production and the biomass index, calculated by the vegetation data of dominant species in the upper layer, and the index revealed effective in the surveyed communities.

Keywords: biomass index, Lake Kasumigaura, primary production, reed community

要旨: 霞ヶ浦のヨシ群落において、植生調査と一次生産量の実測をおこなった。上層優占種の植生データに基づいて計算されたバイオマス指数と一次生産量の実測値の間には高い値の決定係数が得られ、当該群落におけるバイオマス指数の有効性が示された。

キーワード: バイオマス指数、一次生産量、霞ヶ浦、ヨシ群落

はじめに

水湿地環境に成立する抽水植物群落は、熱帯林や珊瑚礁・藻場と並んで一次生産性が最も高い環境の一つである (Whittaker, 1970; Wade, 1993)。光合成活動が盛んであるために、植物間で強い競争が起こりやすく、遷移の進行もはやい。一方、抽水植物群落における種多様性は競争の程度によって決まり、競争を緩和する攪乱との相互作用が重要との指摘がされている (Keddy, 2000)。競争の程度を指標する変数の一つに現存量 (バイオマス) がしばしば用いられ、同タイプの植物群落においては、現存量が大きければ競争状態が強くなり、現存量が小さければ競争状態が弱いとの解釈

が可能である (Keddy, 2000)。日本の低層湿原において優占するヨシ *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. 群落の現存量については多くの報告例がある (例えば, Hansson & Granéli, 1984; Granéli, 1989; Björndahl, 1985; 吉良, 1991; McKean, 2001; Maron & Jefferies, 2001; Poulin & Lefebvre, 2002; Deák et al., 2015; Zheng et al., 2015 など)。優占種の被度 (あるいは群落タイプ) と種多様性との関係については多くの研究があるものの、優占種の現存量と種多様性の関係を評価した研究は必ずしも多くない。その理由には、1) 刈取り作業の労力が非常に大きくて多数サンプルの定量が困難、2) 刈取りは破壊的な調査法であるためにその後の継続調査が不能である、3) ときには保全の観点か

ら許容できない場合がある、4) 競争の評価には枯死桿を含めた現存量は必ずしも適当ではなく一次生産量を用いることが望ましい、などが挙げられる。ヨシ群落における競争状態の把握や種多様性評価を行うためには、簡便で信頼できる一次生産量の非破壊的な推定方法の確立が望まれる。高槻 (2009) および高槻・佐藤 (2010) は、植物種の被度と群落高をもとに計算されるバイオマス指数 (計算式については、「調査地と調査方法」の項で詳述) の活用を提案している。簡便な指数ではあるが、現存量との相関には対象とする群落や植物種でのバラツキがあり (高槻, 2009; 高槻・佐藤, 2010), 調査対象の群落や植物種についての十分な抽出調査を行ってその信頼性を確保しておく必要がある。

本研究は、霞ヶ浦のヨシ群落の地上部の一次生産量の実測値とバイオマス指数との相関を検討することで、同地におけるヨシ群落の競争状況の評価と種多様性解析に向けた基礎資料を得ることを目的とした。とくに、計測に先立って前年に生長した地上部の枯死桿を刈取っておくことにより、当年の地上部の一次生産量を正確に把握し、より信頼性の高い相関式の取得を目指した。

調査地と調査方法

調査は茨城県霞ヶ浦 (西浦) 南東岸の妙岐の鼻 (浮島湿原, 35°57'N, 140°27'E) で行った。同地

は面積約 52ha の低層湿原で、ヨシの優占した湿生植物群落が卓越している (路川・前田, 1994)。かつては冬季の刈取りと火入れが行われていたが、萱材の需要低下とともに刈取り面積は減少し、植生の変化が起こっている (中田ほか, 2009)。

独立行政法人水資源機構が作成した 1998 ~ 2014 年度の管理資料を基に、刈取りや火入れの履歴の異なる 3 地区 (それぞれ、A 地区、B 地区、C 地区と呼称する) を区別した (表 1)。A 地区では、毎年刈り取りまたは火入れ管理が継続的に行われている。一方、B 地区では 2004 年度を最後に、C 地区では 2008 年度を最後に、刈取りまたは火入れ管理が休止し、現在は放置されている。A 地区と B 地区ではヨシ・カモノハシ *Ischaemum aristatum* L. var. *glaucom* (Honda) T.Koyama 群落が卓越し、C 地区ではヨシ・カササグ *Carex vesicaria* L. 群落が卓越する (野副ほか, 2010)。

一次生産量の計測にあたっては、植物体の地上部を収穫するための 1m × 1m の方形区を次のように設置した: A 地区に 3 方形区、B 地区に 6 方形区、C 地区に 6 方形区。前年以前の枯死した植物体の一部が地上に残存するため、当年の一次生産量を計測するためには前年の枯死桿を除去する必要がある。そこで、B 地区と C 地区において 2014 年 12 月 8 ~ 9 日に刈り取りを行い、前年の植物体をすべて除去した。なお、冬季にヨシ刈りがなされている A 地区ではその処理は不要であった。地上部の刈取りと収穫は 2015 年 10 月 19 日

表 1. 調査地の管理履歴. 凡例は、刈取 (○), 火入れ (■), 放置 (—). 独立行政法人水資源機構の資料を基に作成.

地区	年度																	
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	
A	■	○	○	○	■	○	■	○	○	no data	○	○	○	○	○	○	○	
B	■	—	—	■	■	—	■	—	—		—	—	—	—	—	*	—	—
C	■	—	—	■	—	■	○	—	—		○	—	—	—	—	—	—	—

* 2013 年 1 月 30 日に火災発生。

に行い、群落の上層優占種（ここでの優占種の定義については後述）の植物体を 60℃で数日間の乾燥処理後に秤量した。収穫の際にヨシの落葉がすでに始まっていたため、ヨシについては葉を除いた茎の重量を計測した。

上記の方形区において、刈取に先立つ 2015 年 4 月 12 日から 2015 年 10 月 10 日にかけて植生調査を定期的実施した。調査は Braun-Blanquet 法 (Braun-Blanquet, 1964) に基づき、各層ごとの群落高、出現種、各出現種の被度（面積 %）を記録した。調査期間内で最大となった被度値とそのときの群落高をバイオマス指数の計算に用いた。バイオマス指数は以下の式によって与えられる（高槻, 2009）。

バイオマス指数 = 被度 (%) × 群落高 (cm)

通常のヨシ群落では、上層（主にヨシ）と下層（主にスゲ類）の 2 層群落を形成するのが一般的である。本研究では、調査期間中に一度でも被度が 3 (25 ~ 50%) 以上を記録した上層の種を「上層優占種」と定義し、それらの種についてバイオマス指数を計算し、その合計を「上層優占種バイオマス指数」とした。調査区における上層優占種はヨシとオギ *Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Benth. の 2 種で、いずれの調査区においてもヨシが多く繁茂していた。

バイオマス指数と一次生産量の相関についての検討では、葉を除いたヨシの地上一次生産量と葉を加味したヨシの地上一次生産量の二つの場合について行った。葉量の推定には Ho (1979) のデータを用いた。Ho (1979) にはスコットランドの 3 地点における 5 ~ 11 月の月毎のシュート乾燥重量と葉乾燥重量のデータが示されており、これら 3 地点のデータの中央値を採用した。A 地区については被度が最大となる 8 月の葉／茎の比 (0.374), B と C 地区については被度が最大となる 7 月の葉／茎の比 (0.390) を用いた。

本研究では、7 ~ 8 月の最大被度とそのときの群落高のデータを用いて、生長終了時である 10 月の桿の現存量（一次生産量）との相関を検討した。ヨシやオギは 8 ~ 9 月に栄養生長を終えてその後に出穂・結実を行うので、10 月の被度は減少に転じている。一方、群落高は 9 月以降も伸長を続けて高くなるが、それは出穂による増加分なので、それまでの群落高（＝葉を支持する茎の高さ）とは意味が異なる。このため、最繁茂期にあたる 7 月または 8 月の最大被度および群落高のデータを解析に用いた。

なお、今回の調査区にはオギも混生しており、Ho (1979) のヨシの配分比をそのまま当てはめることには問題が残る。しかし、オギについての適当な先行研究がなかったことといずれの調査地でもオギに比べてヨシの繁茂量が圧倒的に多かったことから、本解析ではヨシの配分比を用いることにした。

結果と考察

調査したヨシ群落における上層優占種（最大被度 3 以上）は、ヨシとオギ *Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Benth. の 2 種であった。上層優占種の被度と群落高に基づいて計算された上層優占種バイオマス指数と地上部の一次生産量（乾燥重量）の計測結果を図 1 に示す。両変数の決定係数は、葉を除いた地上部の一次生産では 0.76 ($n = 15$), 葉を加味して補正した地上部の一次生産では 0.79 ($n = 15$) となり、どちらの場合においても非常に高い正の相関が得られた（図 1）。葉を除いた地上部の一次生産では $y = 2.2x - 95$, 葉を補正した地上部の一次生産では $y = 3.1x - 164$ の直線回帰式がそれぞれ得られ、最大被度に基づくバイオマス指数による地上部の一次生産量の推定が可能となった。

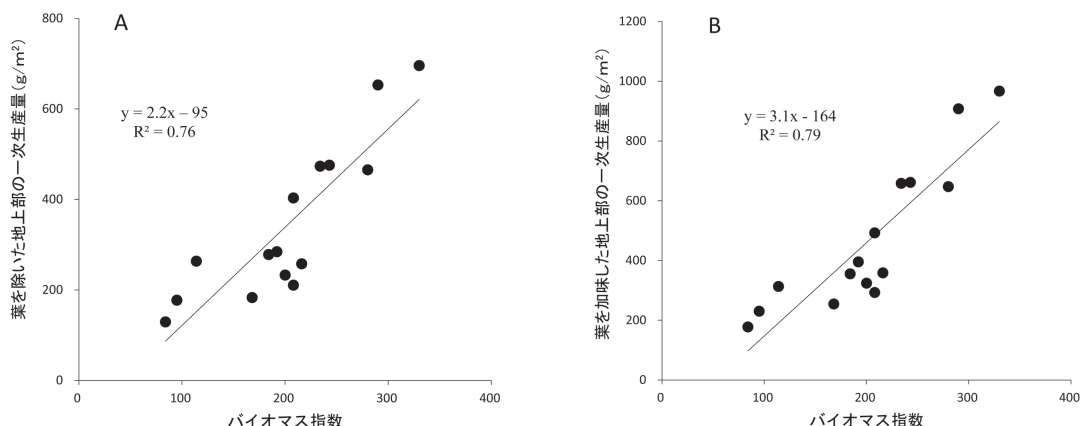


図 1. バイオマス指数（上層優占種の最大被度 % × 上層優占種の群落高 cm）と一次生産量の相関。

ただし、得られた式の適用には限界がある。これらの回帰式は妙岐の鼻のヨシ群落では適用可能だが、他の群落ではおそらく利用できない。環境条件が大きく変動した場合（例えば氾濫や渇水など）にも適用が難しいだろう。また、ヨシ・オギ以外が優占する群落では適用できない（ただし、妙岐の鼻にはヨシ・オギ以外が優占する群落はほとんど存在しない）。

今回の調査で得た回帰式を利用することで、霞ヶ浦妙岐の鼻地区におけるヨシ群落の優占種について、最大被度およびそのときの群落高データに基づいて一次生産量を非破壊的に推定することができた。このことは、一次生産量の推定値を多数の調査区で簡便に取得できるだけでなく、同一地点での継続的なモニタリング調査（刈取り攪乱を排除した継続調査）を可能にするものである。今後は、これらの式を利用して同地における群落間の競争の程度と種多様性についての解析を行う予定である。

引用文献

Björndahl, G. 1985. Influence of winter harvest on

stand structure and biomass production of the common reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. in Lake Tåkern, southern Sweden. *Biomass*, 7 : 303-319.

Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde* 3rd Edition. 631pp. Springer-Verlag, Berlin.

Deák, B., O. Valkó, P. Török, A. Kelemen, K. Tóth, T. Miglécz, & B. Tóthmérész, 2015. Reed cut, habitat diversity and productivity in wetlands. *Ecological Complexity*, 22 : 121-125.

Granéli, W. 1989. Influence of standing litter on shoot production in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Aquatic Botany*, 35 : 99-109.

Hansson, L.-A. & W. Granéli. 1984. Effects of winter harvest on water and sediment chemistry in a stand of reed (*Phragmites australis*). *Hydrobiologia*, 112 : 131-136.

Ho, Y. B. 1979. Shoot development and production studies of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in Scottish Loches. *Hydrobiologia*, 64 : 215-222.

Keddy, P. A. 2000. *Wetland Ecology -principles and conservation*. 614pp. Cambridge University Press,

- Cambridge.
- 吉良竜夫. 1991. ヨシの生態おぼえがき. 琵琶湖研究所報, 9 : 29-37.
- Maron, J. L. & R. L. Jefferies. 2001. Restoring enriched grasslands: Effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. *Ecological Applications*, 11(4) : 1088-1100.
- McKean, S. G. 2001. Productivity and sustainable use of *Phragmites australis* in the Fuyeni reedbed –Hluhliwe-Umfolozzi Park- Management guidelines for harvest. *South African Journal of Botany*, 67 : 274-280.
- 路川宗夫・前田 修. 1994. 妙岐の鼻湿原の植生. 筑波の環境研究, 15 : 67 – 83.
- 中田 達・塩沢 昌・吉田貢士. 2009. 霞ヶ浦妙岐の鼻湿原における水位変化と水循環. 水文・水資源学会誌, 22 : 456 – 465.
- 野副健司・西廣 淳・ホーテス・シュテファン・鷺谷いづみ. 2010. 霞ヶ浦湖岸「妙岐の鼻湿原」における植物の種多様性指標としてのカモノハシ. 保全生態学研究, 15 : 281 – 290.
- Poulin, B. & G. Lefebvre. 2002. Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. *Biodiversity and Conservation*, 11 : 1567-1581.
- 高槻成紀. 2009. 野生動物生息地の植物量的評価のためのバイオマス指数について. 麻布大学雑誌, 19/20 : 1 – 4.
- ・佐藤雅俊. 2010. モンゴル森林ステップ帯の草本類のバイオマス推定. 麻生大学雑誌, 21/22 : 9 – 11.
- Wade, P. M. 1993. General biology and ecology of aquatic weeds. In: *Aquatic Weeds*. (eds. by Pieterse, A. H. & K. J. Murphy), pp. 17-30. Oxford Science Publications, New York.
- Whittaker, R. 1970. *Communities and Ecosystems*. 162pp. The Macmillan Company, London.
- Zheng, Y., X. C. Wang, Y. Ge, M. Dzakupasu, Y. Zhao & J. Xiong. 2015. Effects of annual harvesting on plants growth and nutrients removal in surface-flow constructed wetlands in northwestern China. *Ecological Engineering*, 83 : 268-275.

資 料

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

特定非営利活動法人日本バードレスキュー協会 村 濱 史 郎

特定非営利活動法人日本バードレスキュー協会 大 門 聖

A study of distribution of Japanese Giant Flying Squirrel *Petaurista leucogenys* by nestbox in Kawachinagano City. Shiro Murahama* and Sho Daimon (*Bird Rescue Society of Japan*)

要旨: ムササビ *Petaurista leucogenys* は夜行性のほ乳類で完全な樹上性とされ、日本固有種である。本州、四国、九州の平地から山地の森林に生息するがその詳細な分布については良く判っていない。筆者らが2014年から大阪府南部の河内長野市で希少猛禽類であるフクロウ *Strix uralensis* を保全するためフクロウ用巣箱を設置する活動を実施していたところ、ムササビがこの巣箱を頻繁に利用する行動が確認された。このためムササビ用巣箱を作成し2015年11月から2017年3月にかけて設置し、2017年12月から2018年6月にかけて実施したフクロウの繁殖調査と同時にムササビ用巣箱の利用状況を調査した。その結果、巣箱に入っているムササビの目視による直接確認のほか巣材搬入による利用痕跡の確認も含め、フクロウ用巣箱14箇所、ムササビ用巣箱15箇所、小鳥用巣箱1箇所、自然樹洞1箇所の計31箇所でムササビの利用を確認した。夜行性であるため生息確認が困難であるムササビが河内長野市において比較的多く分布している状況が判明したためここに報告する。

キーワード: ムササビ, 分布, 巣箱, 河内長野市

はじめに

ムササビは夜行性のほ乳類で本州・四国・九州の平地から山地の森林に広く分布する日本固有種である。完全な樹上生活者で植物の種子、葉、芽などを採餌している。頭胴長は272 – 485mm、尾長は280 – 414mm、体重495 – 1,250g (Oshida, 2009) で国内に生息するネズミ目のほ乳類としては最大級である。繁殖は主に樹洞を用いて行うが人家の天井裏や巣箱を用いることもある (安藤・白石, 1983)。

大阪府下での分布は「大阪府野生生物目録」(大阪府, 2000) では南河内や北摂に分布するとの記載があるが、実際の情報は少なく泉南市と河内長野市の記録があるのみである。さらに「大阪府レッドリスト2014」(大阪府, 2014) では準絶滅危惧

種に指定されており、さらなる調査や情報が必要である。

筆者らは2014年から河内長野市の助成を受けて、夜行性の希少猛禽類フクロウの保全のため河内長野市内の森林にフクロウ用の巣箱を設置しその繁殖を補助する活動を実施している。フクロウ用巣箱の設置直後からこの巣箱を頻繁に利用するムササビの姿が確認されたため、2015年3月から2017年3月にかけてムササビ用巣箱も作成し林内に設置してその利用状況を調査した。

調査方法

調査地である河内長野市は大阪府南部に位置し、面積は109.6km²である。市域全体のおよそ70%が森林に覆われているがその70%はスギ・

ヒノキの植林で占められる。

調査に用いた巣箱はフクロウ用ではおおむね縦 50cm、幅 45cm、奥行 45cm。ムササビ用巣箱はおおむね縦 40cm × 幅 30cm × 奥行 30cm である。入り口の大きさはフクロウ用がおおよそ 15cm × 15cm の角形でムササビ用では直径 8cm の円形とした。設置個所数は 2017 年末でフクロウ用巣箱が 30 個所。ムササビ用巣箱は 16 個所であった。巣箱は胸高直径がおおむね 40cm 以上ある高木の地上高 5－6m の位置に設置した。樹種は選定しておらず、コナラ、シイ、カシなどの広葉樹からスギ・ヒノキ・アカマツなどの針葉樹まで様々である。巣箱設置位置の植生は広葉樹と針葉樹が混ざった混交林を選定し、植林地には設置していない。設置位置は巣箱を架設するのにアクセスの容易な林縁部を選定した。巣箱の設置時期は 2014 年 10 月から 2017 年 10 月までの期間で巣箱によって異なるが、調査開始日からムササビ用巣箱で 9 ヶ月、フクロウ用巣箱で 2 ヶ月以前には設置を完了していた。

調査は 2017 年 12 月 20 日より 2018 年 6 月 30 日までの間に実施した。昼間に設置地点を巡回し、先端に小型カメラ (SONY 社製アクションカム AVC100) を固定した延べ竿を巣箱入り口まで伸ばして内部を撮影し、カメラから手元のモニターに画像を WiFi で送信しリアルタイムに巣内を確認する方法で行った。ムササビの在巢の有無にかかわらずハンディ GPS (ガーミン社製 map62s) を用いて位置データを記録した。調査は期間中に複数回実施したが巣箱により調査回数にバラツキがある。このため複数回ムササビの在巢が確認された巣箱であってもここでは確認の有無のみを記録した。

また、ムササビはスギの樹皮を剥皮し帯状に裂いたものを巣材として巣内に敷き詰める習性がある (安藤・白石, 1983)。同じようにスギの樹皮を巣材として巣内に敷く習性のある生物にニホン

リス *Sciurus lis* がある (矢竹, 2010)。ニホンリスは河内長野市にも生息する (大阪府, 2000) が、フクロウ用の大型の巣箱と小鳥用の小型サイズの巣箱を複数設置して利用状況を調査した研究ではニホンリスが利用した巣箱は小鳥用の、最大でも縦 40cm 幅 21cm 奥行 24cm、巣穴径 5.5cm のものでフクロウ用の巣箱は利用されなかったとされ、同時にニホンリスが利用した巣箱には巣材としてスギの樹皮以外に枯れた禾本科植物が用いられていたとされる (阿部, 1989)。このためここでは巣箱内に帯状に裂かれたスギの樹皮があると同時に、禾本科植物が確認されなければムササビが利用したと判断した。図 1 に帯状に裂かれたスギの樹皮が敷かれたムササビ用巣箱を示す。

ムササビのメス成獣は重複しない 1－1.5ha の行動圏を持ち、オス成獣では互いに重複する 2－3ha の行動圏を持つとされる。しかし雌雄ともに行動圏のばらつきは大きく、オスでは 0.78 から 5.16ha とされている (Oshida, 2009)。ここではオスの行動圏を平均的なサイズの 3ha として利用痕跡を含めたムササビが確認された地点を中心に面積がほぼ 3ha となる半径 100m のバッファを発生させ行動圏の重なりから生息する個体数の推定を試みた。



図 1. 帯状に裂かれたスギの樹皮が搬入されたムササビ用巣箱。

結果

設置したフクロウ用巣箱 30 個所のうち期間中に調査を実施しなかった 4 個所を除く 26 個所中 14 個所でムササビの利用を確認した（利用率 53.8%）。このうちムササビの在巣を確認した地点は 11 個所で残り 3 個所は巣材としてスギの樹皮が搬入された利用痕跡の確認である。また 1 個所の巣箱ではムササビ 2 頭が同じ巣箱内にいることを確認した（図 2）。

ムササビ用巣箱では 16 個所中 15 個所でムササビの利用を確認した（利用率 93.8%）。ムササビの在巣を確認したのは 5 個所で、スギ樹皮による利用痕跡の確認は 10 個所であった。唯一利用が確認できなかった巣箱はニホンミツバチが夏季に利用していたため巣内がミツバチの巣で充満した状態になっていた。なおこの巣箱も調査期間終了後にムササビの利用が確認されている。

これらとは別にムクドリ用の巣箱と自然樹洞各 1 個所でスギ樹皮を巣内に持ち込んでいる利用痕跡が確認されている。ムクドリ用の巣箱の入り口は 50mm の円形であったが嚙られ拡大されていた。これらを合計し 31 個所でムササビの利用が確認できた。ムササビの利用が確認できた巣箱で



図 2. ムササビ 2 頭が確認できたフクロウ用巣箱。

もっとも標高の高い地点は 371m でもっとも低い地点は標高 134m であった。同じ調査日に巣箱内いる個体を確認された地点間の最短距離は 55m であった。表 1 に巣箱種別のムササビ利用状況、

表 1. 巣箱種別ムササビ利用状況。黒丸は利用の確認，白丸は利用が確認できなかった巣箱を示す。

No	地区名	巣箱種別ムササビ利用状況				確認日
		フクロウ 巣箱	ムササビ 巣箱	小鳥用 巣箱	自然樹洞	
1	紀見峠	●				4/13/2018
2	滝畑 1	●				4/29/2018
3	滝畑 2		●			4/29/2018
4	島の谷 2	●				4/13/2018
5	流谷 1		●			4/13/2018
6	流谷 2	●				4/13/2018
7	島の谷 1	●				4/13/2018
8	天見 1		●			4/13/2018
9	天見 2	●				4/13/2018
10	惣代 1	●				12/17/2017
11	惣代 2	●				4/21/2018
12	小深 1		●			4/30/2018
13	小深 2	●				4/30/2018
14	加賀田 1	○				4/21/2018
15	日野 1	○				4/13/2018
16	日野 2		●			4/13/2018
17	神ガ丘 2	●				12/26/2017
18	延命寺 1	●				12/17/2017
19	延命寺				●	12/17/2017
20	天野山 4		○			4/30/2018
21	天野山南	○				5/15/2018
22	天野山 2		●			4/30/2018
23	天野山 1	●				5/6/2018
24	加賀田 2		●			4/22/2018
25	天野山 3		●			12/31/2017
26	神ガ丘 1	●				12/26/2017
27	丸山 3			●		4/30/2018
28	丸山 1		●			4/30/2018
29	丸山 2		●			4/30/2018
30	小山田 2	○				5/11/2018
31	寺元	○				4/29/2018
32	日東町	○				4/12/2018
33	鳥帽子 1		●			2/6/2018
34	鳥帽子 2		●			5/6/2018
35	鳥帽子南	○				4/12/2018
36	鳥帽子北	○				4/12/2018
37	長野公園 1	●				4/30/2018
38	長野公園 2		●			12/31/2017
39	河合寺		●			2/23/2018
40	青が原	○				5/11/2018
41	河合寺	○				2018/05/20
42	長野公園 3		●			12/31/2017
43	住吉	○				5/11/2018
44	小山田畑	○				5/11/2018
調査数		26	16	1	1	

表2にムササビが利用した巣箱と確認内容を示す。また図3に巣箱の設置位置と利用状況、図4にムササビが利用した巣箱の位置と確認内容を示す。図には自然樹洞とムクドリ用巣箱の位置も含まれている。

ムササビの確認された地点から面積が約3haとなる半径100mのバッファを発生させた結果、19個所の重複しない行動圏を確認することができた。図5に得られた行動圏を示す。

表2. ムササビの利用巣箱一覧と確認内容。黒丸は在巢の確認，白丸は巣材の確認を示す。

No	地区名	ムササビが利用した巣箱と 確認内容一覧				確認日
		フクロウ 巣箱	ムササビ 巣箱	小鳥用 巣箱	自然樹洞	
1	紀見峠	●				4/13/2018
2	滝畑1	○				4/29/2018
3	滝畑2		○			4/29/2018
4	島の谷2	●				4/13/2018
5	流谷1		●			4/13/2018
6	流谷2	●				4/13/2018
7	島の谷1	○				4/13/2018
8	天見1		○			4/13/2018
9	天見2	●				4/13/2018
10	惣代1	●				12/17/2017
11	惣代2	○				4/21/2018
12	小深1		○			4/30/2018
13	小深2	●				4/30/2018
16	日野2		○			4/13/2018
17	神ガ丘2	●				12/26/2017
18	延命寺1	●				12/17/2017
19	延命寺				○	12/17/2017
22	天野山2		●			4/30/2018
23	天野山1	●				5/6/2018
24	加賀田2		○			4/22/2018
25	天野山3		○			12/31/2017
26	神ガ丘1	●				12/26/2017
27	丸山3			○		4/30/2018
28	丸山1		●			4/30/2018
29	丸山2		○			4/30/2018
33	烏帽子1		○			2/6/2018
34	烏帽子2		●			5/6/2018
37	長野公園1	●				4/30/2018
38	長野公園2		○			12/31/2017
39	河合寺		●			2/23/2018
42	長野公園3		○			12/31/2017
確認地点数		14	15	1	1	

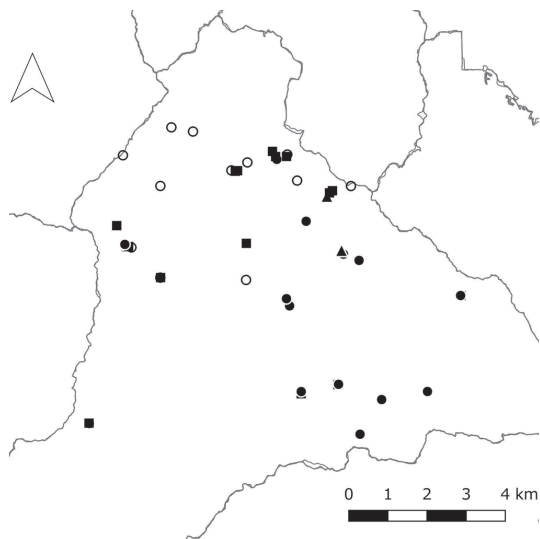


図3. 巣箱種別の設置位置とムササビの利用状況。丸はフクロウ用，四角はムササビ用，三角は自然樹洞・小鳥用の巣箱を示し，黒色は利用の確認，白色は利用が確認できなかった巣箱を示す。

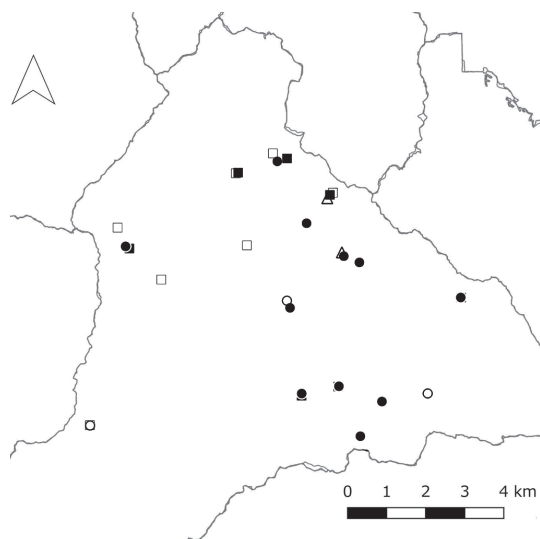


図4. ムササビが利用した種別の巣箱位置と確認内容。丸はフクロウ用，四角はムササビ用，三角は自然樹洞・小鳥用の巣箱を示し，黒色は在巢の確認，白色は巣材の確認を示す。

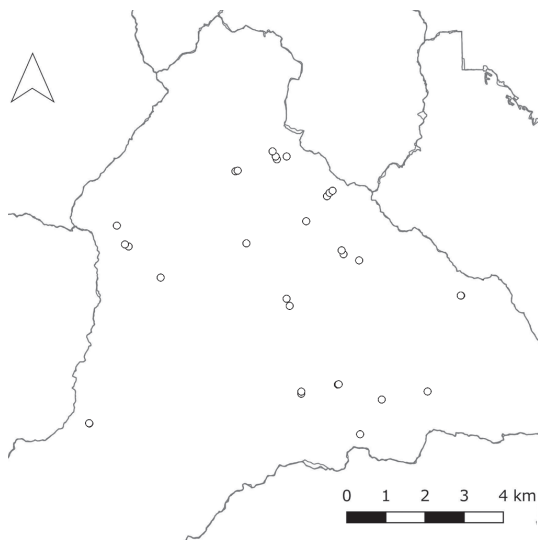


図 5. ムササビの推定行動圏. 円は半径 100m でムササビオスの行動圏とされる 2 – 3ha よりやや大きく設定している。

考察

巣箱の利用率はフクロウ用巣箱で 53.8%, ムササビ用巣箱で 93.8% であった。フクロウ用巣箱の利用率が低い理由についてこの調査から明らかにすることは難しいが、低標高の里山環境や道路などによって分断された林に設置された巣箱が忌避される傾向にあった。また標高が高く森林が連続した環境でもフクロウが繁殖するなど高頻度でその周辺を利用している個所に設置したフクロウ用巣箱は利用されなかった。しかし同じ場所に設置したムササビ用の巣箱は利用されていることから、そのような場所では高次捕食者であるフクロウが容易に出入りできるサイズの巣箱を避けた可能性が考えられた。

ムササビの利用が確認された地点からおおよそ 3ha の面積となる半径 100m のバッファを発生させた図から確認された行動圏は 19 個所であった。メスの行動圏はオスの行動圏内に含まれるとされ

るため、少なくともこの 2 倍の個体が調査地域に生息しているものと考えられた (川道, 2015)。

今回の調査で 2 個体のムササビが同じ巣箱内で確認された。ムササビは単独で巣穴を利用する習性があり、複数個体がいる場合は母子関係であるとされている (安藤ほか, 1983)。このことから確認された個体は周辺の巣箱や自然樹洞などを利用して出産した母獣とその仔であると考えられ、河内長野市でのムササビの繁殖を確認することができた。

ムササビが巣箱を利用する頻度や設置から最初の利用に至るまでの日数には地域間のばらつきがあるとされる (安藤ほか, 1983)。このため今回の調査で利用されなかった巣箱についても今後利用される可能性があり、より高精度の生息個体数を推定するためには今後も継続して調査を行う必要があるだろう。また本調査の巣箱設置位置はアクセスが容易な丘陵地区に偏っており植林地やアクセスの困難な山地などは含まれていない。ムササビの生息密度を算出するためにはこれらの地域にも巣箱を設置して調査を実施する必要があるだろう。

本調査とは別に河内長野市に隣接する千早赤阪村と富田林市においてもムササビの巣箱利用が確認されており (村濱, 未発表), 大阪府東南部の大和葛城山から和泉葛城山にかけて相当数のムササビが生息しているものと考えられた。一方で大阪府大東市から枚方市にかけて、北生駒山地でフクロウ用の巣箱を設置してその利用状況を長期間調査している研究ではムササビの巣箱利用は一切確認されていない (谷川, 私信)。今回の調査で多くのムササビが生息すると考えられた大阪府東南部と北生駒の環境を比較することにより、ムササビの生息にとって何が重要であるのかを明らかにできるものと思われた。

謝辞

本研究の一部は河内長野市の平成 27 年度「市民公益活動支援補助金」の助成を受けて実施した。また活動に際し、株式会社ナイス、河内長野ガス株式会社、河内長野野鳥の会、NPO 法人森林ボランティアトモロス、西條合資会社から支援を頂戴している。ムササビ用巣箱の作成にあたり杉山時雄氏から貴重なアドバイスを頂戴した。土地所有者の皆さまには巣箱の設置を快く許可していただいた。匿名の査読者には非常に有益なコメントを頂戴すると同時に文献の紹介を受けた。ここに記して感謝申し上げます。

引用文献

阿部 學. 1989. 鳥類用巣箱の哺乳類による評価. 哺乳類科学, 29 (1) : 37 - 48.

安藤元一・船越公威・白石 哲. 1983. ムササビの巣穴利用性. 九州大学農学部学芸雑誌, 38(1) : 27 - 43.

——・白石 哲. 1983. ムササビの巣と造巣行動. 九州大学農学部学芸雑誌, 38 (2/3) : 59 - 69.

川道武夫. 2015. 行動圏となわばり性. 「ムササビ空飛ぶ座ぶとん」, pp. 103 - 122. 築地書館, 東京.

大阪府. 2000. 哺乳類. 「大阪府野生生物目録」, pp. 14. 大阪府, 大阪.

——. 2014. 哺乳類. 「大阪府レッドリスト 2014」(大阪生物多様性保全ネットワーク編), pp. 9. 大阪府, 大阪.

Oshida, T. 2009. Flying giant squirrel. In: The Wild Mammals of Japan (eds. S. D. Odachi et al.), pp. 192-193. 松香堂, 京都.

矢竹一穂. 2010. 日本リスの巣と営巣特性. 森林野生動物研究会誌, 35 : 7 - 12.

報 告

淀川水系木津川における 特定外来生物チャネルキャットフィッシュ若魚の採集記録

滋賀県立大学大学院環境科学研究科・木津川グループ河川レンジャー 北 野 大 輔

京都大学大学院農学研究科・木津川グループ河川レンジャー 小 林 慧 人

The record of juvenile channel catfish *Ictalurus punctatus*, an invasive alien species, in the Kizu River, Yodo river system. Daisuke Kitano* (Graduate School of Environmental Science, The University of Shiga Prefecture. Group River Ranger of Kizu River) and Keito Kobayashi (Graduate School of Agriculture, Kyoto University. Group River Ranger of Kizu River)

要旨：京都府南部を流れる淀川水系木津川の下流部において、2018年8月に特定外来生物チャネルキャットフィッシュを5個体採集した。採集個体は標準体長50～64mmと全て小型であり、当歳魚であると考えられた。淀川水系において当歳魚と思われる幼魚が複数個体同時に捕獲されたのは本報が初めてであり、当水系でも繁殖している可能性が危惧された。今後、淀川水系で個体数が増加する危険性があり、動向を注視すると同時に早期対策が望まれる。周辺住民への周知や観察会を通じて、水系全体における監視効果を高める必要がある。

Keywords：Lake Biwa- Yodo river system, alien species, distribution, freshwater fish

キーワード：琵琶湖・淀川水系、外来種、分布、淡水魚

はじめに

人間活動による外来生物の導入とそれらの分布の拡大、およびそれに伴う在来生態系への影響といった問題が、多くの分類群において挙げられている（今井，2005）。魚類については、在来生態系に特に大きな影響を与える外来魚は侵略的外来魚と呼ばれ、これらが分布を拡げ個体数を増大させると、その抑制には多大な労力と費用が必要となることが指摘されている（片野，2012）。したがって、侵略的外来魚の侵入や分布拡大を早期に発見することに加え、それらの種の生態的知見の集積を行うことが、個体数の抑制に重要となるだろう。

チャネルキャットフィッシュ *Ictalurus punctatus* は北米原産の淡水魚であり、1971年以降複数回にわたり養殖を目的に日本に持ち込まれた（瀬能，2008）。本種は日本に導入された後、茨城県の霞ヶ浦、北浦および利根川水系、福島県の阿武隈川水系、岐阜県の下小鳥ダムおよび宮川水系、愛知県矢作川水系に分布を拡大した（片野ほか，2010）。北浦では、雌雄ともに標準体長約33cmで成熟することが明らかになっている（遠藤ほか，2017）。霞ヶ浦においては、漁業における大量の混獲や漁獲物と漁具の損傷、漁業者の怪我、有用水産資源の食害などといった問題が本種によってもたらされている（半澤，2004；半澤・荒山，2007；尾崎・宮部，2007）。したがって、現在、本種は外来生

物法（特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律）において特定外来生物に指定されている（加納・今井，2008）。

琵琶湖淀川水系においても，本種の個体数の増加が懸念されている。上流域の琵琶湖や瀬田川では個体数が急増しており，2001 年以降，成魚がたびたび捕獲されている（片野ほか，2010）。下流域の淀川水系では，淀川本流において 2012 年に成魚 1 個体が遊漁者によって初めて釣獲され（川瀬ほか，2017），2015 年以降，毎年捕獲されている（川瀬ほか，2018）。淀川水系の木津川においては，木津川上流に接続している奈良県布目ダムには本種が導入され，相当数が生息していると考えられている（川瀬ほか，2018）。木津川においては，2010 年に当歳魚 1 個体と成魚 3 個体が，2012 年に当歳魚 1 個体が捕獲されているが（福井，私信），それ以降の確認例はない。

著者らは，2018 年に木津川の下流部で開催された生物観察会において，本種の当歳魚と考えられる小型個体を複数採集した。淀川水系における本種の生息状況に関する知見をより多く集積することは，本種への対策を検討する上で非常に重要である。また，当歳魚と考えられる個体が複数採集されたということは，採集地周辺において本種が繁殖している可能性が危惧されることから，本稿においてその結果を報告する。

採集地および方法

採集地は，木津川の下流部，木津川と宇治川が合流する地点から約 2km 上流（図 1；34°53′21″N，135°42′03″E）の右岸であった。木津川は三重県伊賀市に源流を持ち，その中～下流部が京都府南部の南山城地域を流れ，京都府八幡市において宇治川，桂川と合流し淀川となり大阪湾につながる一級河川である。

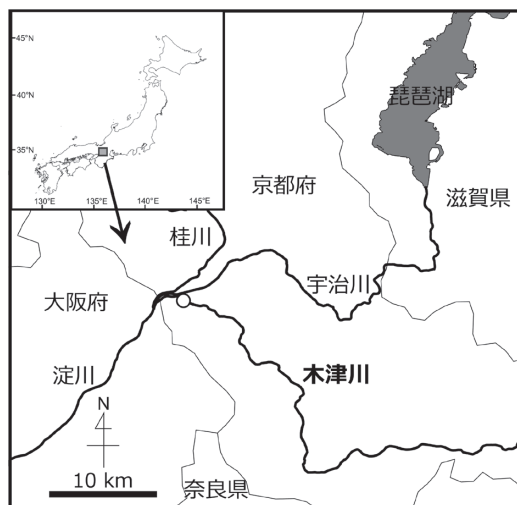


図 1. 採集地の位置（白丸シンボル）。

2018 年 8 月 18 日に，著者らおよび採集地で開催された生物観察会の参加者が採集を行った。タモ網（幅 30cm，目合い 3mm の D フレームネット）を用いて，約 20 名が 1 時間の採集を実施した。採集後，中坊（2013）に従い魚類を同定した。採集したチャネルキャットフィッシュの標準体長を測定し，99% エタノールを用いて固定標本とした。標本は，琵琶湖博物館登録標本（1210057272 ～ 1210057276）に登録し，保管した。

結果と考察

タモ網を用いた採集の結果，チャネルキャットフィッシュ 5 個体を採集した（図 2）。採集地の底質は主に砂であり，一部は泥が堆積していた。また，本種と同時に採集した魚類について，表 1 に示す。採集したチャネルキャットフィッシュの標準体長は 50mm，55mm，57mm，62mm，64mm であった。茨城県北浦に生息する本種のうち標準体長が 5 ～ 10cm の個体は，一部を除きそのほとんどが当歳魚であったことが遠藤ほか（2017）に



図2. 採集したチャンネルキャットフィッシュ（標準体長 62mm）.

表1. 2018年8月18日の生物観察会において、チャンネルキャットフィッシュと同時に採集した魚類.

標準和名	学名
オイカワ	<i>Opsariichthys platypus</i>
モツゴ	<i>Pseudorasbora parva</i>
タモロコ	<i>Gnathopogon elongatus elongatus</i>
コウライモロコ	<i>Squalidus chankaensis tsuchigae</i>
カマツカ	<i>Pseudogobio esocinus</i>
ドジョウ	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>
チュウガタスジシマドジョウ	<i>Cobitis striata striata</i>
ギギ	<i>Tachysurus nudiceps</i>
オオクチバス	<i>Micropterus salmoides</i>
ドンコ	<i>Odontobutis obscura</i>
ヨシノボリ類*	<i>Rhinogobius</i> sp.
ヌマチチブ	<i>Tridentiger brevispinis</i>

*小型個体が多く現地での種同定が困難であったため、ヨシノボリ類と表記した。

よって報告されている。したがって、木津川で採集した小型個体は、全て当歳魚であった可能性が高い。

本種の木津川下流部への侵入経緯として、(1)上流域の生息地（琵琶湖流域もしくは布目ダム）から当歳魚が流下した、(2)淀川水系に流下した成魚が採集地周辺で自然繁殖した、の2点が挙げられる。本種は繁殖や摂餌のために長距離を移動することができ、北アメリカの河川では本種の成魚が数 km から数百 km 移動することが知られている（Pellet et al., 1998 ; Shrader et al., 2003）。したがって、採集地は上流域の生息地から成魚が移

動できる範囲内にあると考えられる。実際に、淀川本流では本種の成魚が採集されているため（川瀬ほか, 2017）、流下した個体が淀川水系において繁殖することは可能だろう。これまで、淀川水系において本種の小型個体を複数捕獲した報告はないため、淀川水系における本種の繁殖の状況は明らかではない。しかし、本調査で複数の若魚が採集されたことから、採集地周辺において自然繁殖している可能性が高い。今後、個体数が増加することが強く懸念される。

淀川水系での分布拡大を防止するためには、片野（2012）が指摘するように、定期的なモニタリングによって監視の目を強化し、早期に対策を講じることが重要となる。今回、チャンネルキャットフィッシュの若魚は観察会の参加者が採集した。このことは、市民を対象とした観察会がモニタリングの役割を果たすことを示唆している。一方で、本種を採集した観察会の参加者は、本種を在来種であるギギ *Tachysurus nudiceps* と判別していた。すなわち、淀川流域では本種に対する認知度がまだ低いと考えられた。そのため、周辺住民に対して本種についての啓発を行い、認知度を上げる必要がある。

淀川水系では市民団体や河川レンジャーによる観察会が各地で定期的に行われている。このような観察会で本種を積極的に紹介することで、啓発につながるだけでなく、広域にわたるモニタリング効果も期待される。今後、市民を対象とした観察会も有効に活用しながら、淀川水系における本種の動向を注視していく必要があるだろう。

謝辞

大阪経済法科大学の川瀬成吾准教授には、本稿を執筆するにあたり貴重なご意見を頂いた。淀川管内河川レンジャーの福井波恵氏には、チャンネル

キャットフィッシュに関する情報をご教示いただいた。魚類の採集には、淀川管内河川レンジャーの山村武正氏、中西佳代氏、京田辺市立大住中学校の中西康太氏、NPO 法人やましろ里山の会の皆様、観察会参加者の皆様にご協力いただいた。ここに記して深く御礼申し上げる。

引用文献

- 遠藤友樹・加納光樹・所 史隆・荒井将人・片山知史. 2017. 茨城県北浦におけるチャネルキャットフィッシュの年齢と成長. 日本水産学会誌, 83 : 18 - 24.
- 半澤浩美. 2004. 霞ヶ浦におけるチャネルキャットフィッシュ (*Ictalurus punctatus*) の食性. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 39 : 52 - 58.
- ・荒山和則. 2007. 霞ヶ浦における外来魚チャネルキャットフィッシュの季節的分布様式. 水産増殖, 55 : 515 - 520.
- 今井長兵衛. 2005. 日本における外来種問題. 生活衛生, 49 : 199 - 214.
- 加納光樹・今井 仁. 2008. 魚類 Pisces. 「日本の外来生物」(自然環境研究センター編), pp. 121 - 176. 平凡社, 東京.
- 片野 修. 2012. 侵略的外来魚の分布をこれ以上拡大させないためになすべきこと. 日本水産学会誌, 78 : 997 - 1000.
- ・佐久間徹・岩崎 順・喜多 明・尾崎真澄・坂本 浩・山崎裕治・阿部夏丸・新見克也・上垣雅史. 2010. 日本におけるチャネルキャットフィッシュの現状. 保全生態学研究, 15 : 147 - 152.
- 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現状. 保全生態学研究, 22 : 199 - 212.
- ・小西雅樹・上原一彦. 2018. 淀川流域に導入された外来魚類とその現状. 農業および園芸, 93 : 808 - 822.
- 中坊徹次. 2013. 日本産魚類検索 全種の同定 第三版. 2428pp. 東海大学出版会, 秦野.
- 尾崎真澄・宮部多寿. 2007. 利根川下流域におけるチャネルキャットフィッシュの漁獲実態. 千葉県水産総合研究センター研究報告, 2 : 33 - 41.
- Pellet, T. D., G. J. V. Dyck & J. V. Adams. 1998. Seasonal migration and homing of Channel catfish in the lower Wisconsin River, Wisconsin. North American Journal of Fisheries Management, 18 : 85-95.
- 瀬能 宏. 2008. 日本の外来魚ガイド. 157pp. 文一総合出版, 東京.
- Shrader, T. M., B. Moody & M. Buckman. 2003. Population dynamics of Channel catfish in Brownlee Reservoir and the Snake River, Oregon. North American Journal of Fisheries Management, 23 : 822 - 834.

報 告

芥川における特定外来生物ミズヒマワリの駆除実績

高槻市立自然博物館（あくあびあ芥川）

高 田 みちよ

たかつき環境市民会議水環境保全グループ

小 倉 直 彦

An extermination record of the invasive alien species *Gymnocoronis spilanthoides* in Akutagawa River. Michiyo Takada* (*Takatsuki Nature Museum (Aquapia Akutagawa)*) and Naohiko Ogura (*Environmental Conservation Group for Water Area in Takatsuki Citizens' Alliance (Organization) for Conserving the Environment*)

要旨：淀川の一次支川である芥川に生育するミズヒマワリの駆除実績を報告する。2006 年から開始し、現在で全 8 km 区間のうち上流から 5 km の駆除が完了した。市民ボランティアによるイベント的な大規模活動に加え、緊急雇用対策費を利用した業者による駆除、毎月の小まめ・丁寧な除草、パトロールによる取り残しの除去、日常的に川沿いを通る多くの市民からの通報により、駆除を完了することができた。

キーワード：ミズヒマワリ、特定外来生物、水草、駆除

はじめに

ミズヒマワリ (*Gymnocoronis spilanthoides* DC.) (図 1) は中央・南アメリカ原産の水草で、「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関す



図 1. ミズヒマワリの花序.

る法律（外来生物法）」において「特定外来生物」に指定されている (<https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/list.html> 2019.1 参照)。戦後、観賞用の水草として熱帯魚とともに、また、水質の浄化を目的として導入されたと考えられる（(財)リバーフロント整備センター, 2008; 藤井ほか, 2008; 大道, 2005)。繁殖力が極めて高く、地上茎を伸ばし大きなコロニーを作り、水際の植生帯や水中の環境に大きな影響を与える。大阪府高槻市を流れる芥川においてもミズヒマワリのコロニーが多数確認されたため、「芥川・ひとと魚にやさしい川づくりネットワーク～愛称：芥川倶楽部」（以下、芥川倶楽部）が 2006 年から駆除作業を行ってきた。生育していた約 8km 区間のうち、約 5km という広範囲での駆除に成功した例として報告する（図 2）。



図 2. ミズヒマワリの生育と駆除範囲。

駆除を始めた経緯

芥川においてミズヒマワリが初めて話題に上ったのは、アサギマダラなどの移動昆虫の情報を交換するメーリングリスト「ASAGI」で、アサギマダラなど多種の昆虫が訪花しているとの書き込みがあり、2001 年 10 月の調査において摂津峡から南平台 1 丁目にかけての芥川とトンボ池、養魚池に生育していることが確認された（金沢ほか、2002；金沢・桝田、2002）。同時期に大阪府立芥

川高校生物部が見慣れない白い花が水辺に多数咲いていることに気づき、真っ白な花序数を数えての分布調査を 5 年間行い、塚脇橋から淀川合流点の間で爆発的に生息域が拡大している事が明らかとなった（大阪府立芥川高校生物部、2008）。筆者（高田）も見慣れない花が咲いていることに気がつき、2003 年に確認調査を行っている（未発表）。

初期の取り組み～市民による駆除

2005 年、芥川の下流域で堰のために遡上ができなくなっているアユがたくさんいることを知った大阪府、高槻市、市民団体が、アユを遡上させ、自然回復を図ろうと、芥川倶楽部（<http://akutagawaclub.web.fc2.com/club.html> 2019.1 参照）を発足させた。このネットワークは大阪府、高槻市と、芥川で何らかの活動を行っている 13 の市民団体からなっている（2005 年当時）。会員団体のひとつである「高槻グリーンライオンズクラブ」から、芥川で何か社会貢献ができないか、との打診が高槻市にあり、特定外来生物に指定されたミズヒマワリが芥川に侵入していることを市民に啓発する看板作成と駆除作業を行ってはどうか、と提案がなされた。この時点では、大阪府下での生育確認地点は芥川のみであったことから（大道、2005）、大阪府下でこれ以上繁殖させるわけにはいかない、芥川が駆除できれば府内から一掃できる、という意識もあり、芥川倶楽部全体の事業として取り組むこととなった。

2006 年 6 月、ミズヒマワリの駆除活動を開始した。2006 年の駆除開始から現在までの実績を表 1 にまとめた。特定外来生物の駆除申請を高槻市から環境省に行い（環近地野許第 1004070015）、駆除した植物体の処分は市清掃部が担当した。具体的には、市の産業廃棄物処理業者の登録を受けた業者が市の焼却場へ持ち込み焼却するとし、処

分費は市が負担することで許可を受けたものである。

最初は芥川倶楽部に所属する市民団体に参加を呼びかけ、作業のしやすい春、秋に人力で抜き取りを行っていた。しかし、野積みにしたところから発根して定着したり、切れた茎や葉が流れ着いた先で再生したり、駆除した翌年には元通りに繁茂していたりと、成果が見られないことから、改めてミズヒマワリの生物的な特徴や、他地域での繁殖そして駆除状況を調べる必要を感じた。

そんな折、滋賀県草津市の琵琶湖岸で行われている駆除作業（藤井ほか、2008）に参加させていただき、切れ葉から再生しない冬季に駆除を行うこと、上流から下流方向へ順に作業をすることが効果的であるとのこと意見をいただき、駆除作業を見直した。大阪府立芥川高校生物部の分布調査結果を参考とし、上流端の生育地となっていた塚脇橋上流の湿地を徹底的に駆除。そこから流れ出る水路、本川へと駆除範囲を広げていった。一度の駆除作業で3～5トンにもなる植物体を人力で堤防上に持ち上げ、運搬車に積み込む作業が一番の重労働だったが、芥川倶楽部の一員である大阪府

茨木土木事務所の職員がトラッククレーン車の免許を取得したことを契機に、2008年からは1トン土嚢袋に入れてクレーンで引き上げられるようになり、飛躍的に作業効率が上がった。しかし、市民ボランティアによる手作業では、ミズヒマワリを減らすことはできても撲滅することはできず、翌年にはまた繁茂している状況を見て「いくらやっても無駄、もうやめてはどうか」という意見が一部の参加者から出されるようになった。それに反発した女性会員らが「ここまでやって今更あきらめるなんてもったいなさすぎる」と、個人的に毎週木曜日に作業を継続した。彼女らは芥川倶楽部の一会員である「たかつき環境市民会議水環境保全グループ」（以下、水グループ）に所属しており、その後、このグループが主体となって駆除作業を継続している。このころには上流部には大きな群落はなく、取り残した個体が散在する程度で、毎週ゴミ袋3つ分ぐらいを駆除し続けた。この作業は非常に効果的で、大勢でイベント的に行う作業ではどうしても残る個体を丁寧にさらうことができる。これにより、2009年には上流端から1km範囲ではほぼ駆除が完了した。

表 1. 市民によるミズヒマワリ駆除実績.

年	駆除 (回)	パトロール (回)	参加 (人)	実績	備考
2006 年 (平成 18 年)	2	0	18	バッカー車 2 台以上	*1
2007 年 (平成 19 年)	3	0	約 80	4 トン以上	*1
2008 年 (平成 20 年)	16	0	約 160	10 トン以上	*1
2009 年 (平成 21 年)	8	0	48	100 kg 以上	*1, *2
2010 年 (平成 22 年)	7	0	168	250 kg 以上	*1, *2
2011 年 (平成 23 年)	5	0	94	615 kg	*1, *2
2012 年 (平成 24 年)	6	4	83	777kg	
2013 年 (平成 25 年)	9	5	119	952 kg	
2014 年 (平成 26 年)	10	8	138	386 kg	
2015 年 (平成 27 年)	13	11	130	922 kg 以上	
2016 年 (平成 28 年)	8	9	100	351.5 kg	
2017 年 (平成 29 年)	8	10	79	87 kg	
2018 年 (平成 30 年)	2	7	29	23.5 kg	
合計	97	54	約 1250	-	

*1 駆除実績不明日がある

*2 業者委託による駆除実績（表 2）は含まない

表 2. 業者委託による駆除実績.

年度	大阪府発注分	高槻市発注分
2009 年度 (H 21)	15.5t (処分場搬入量)	—
2010 年度 (H 22)	143.6 袋	8.56t
2011 年度 (H 23)	65 袋	5.32t

業者による駆除

市民による駆除で上流端から 1km は完了したものの、まだ 7km もの範囲でミズヒマワリは繁茂していた。この状況を変えたのが、国の緊急雇用対策費だった。2009 年（平成 21 年度）から 2011 年（平成 23 年度）に大阪府管理区間で大阪府茨木土木事務所が 3 千万円、2010 年（平成 22 年度）から 2011 年（平成 23 年度）に国土交通省管理区間で高槻市が 2 千万円の予算を取得し、業者による駆除が実施された（表 2）。この事業予算は雇用促進が目的であったため、重機にかけられる費目が少なく、作業員の人件費が主であった。そのため、作業内容は市民ボランティアによる手作業とそれほど変わらなかった。しかし、平日 9 ～ 17 時の連日作業はまさに人海戦術であり、水深の深い場所や護岸があって川へ降りられないような、市民では作業が困難な場所でも除草が行われ、大阪府管理区間では 2009 年でほとんどのミズヒマワリが駆除できた。2010、2011 年は毎日歩き回ってのパトロール程度となり、作業員が「やりがいがない」とぼやくほどになり、撲滅宣言は目前となった。高槻市が担当した国土交通省管理区間では、川へ降りることが難しい場所が多かったこと、コロニーが大きかったことなどから、駆除は完了せず、今後への持ち越しとなった。

ミズヒマワリパトロールの開始

業者が入ったことで市民ボランティアの熱意が低下し業者任せになることが懸念されたが、駆除

の目途がたったことでむしろ意欲が向上し、取り残しがないか徹底的にパトロールを行うことで、完全な駆除を目指した。2012 年以降は川の中のヨシや雑草の中などに取り残しがないかどうか、年 1 回のパトロールと定期的（8 回 / 年、4 ～ 11 月間）な駆除活動を行った。それ以外にも、芥川での他の行事やイベントに参加するついでに有志でパトロールを行い、見つけ次第駆除すること続けた。そもそも芥川のミズヒマワリがどういう経路で侵入したのかはわからず、園芸好きな人が 1 株を植えたことが始まりだと噂されている。つまり、1 株でも放置するとミズヒマワリの繁殖力の強さから数年で元に戻るということで、パトロールは絶対必要である。パトロールと駆除は水グループが主導的に計画し、兩岸堤防上から双眼鏡もしくは目視にて確認し、地図上に記録をとった。見つけたミズヒマワリはできるだけその場で駆除を行った。駆除できなかった場合には記録をし、次回活動時に駆除を行った。ミズヒマワリの種子は休眠性をもたない（大道・角野，2005）ことから埋土種子を形成しないと予想されること、現地では実生はほとんど見つからないことから、現時点で植物体がなければ撲滅とみなしていいだろうと判断し、2017 年に大阪府管轄の 5km 区間は撲滅宣言を行い、パトロールも終了した。ただし、芥川近くに住む水グループ会員には、日常生活において可能な範囲での観察をお願いした。

下流域の城西橋から次郎四郎橋間（女瀬川下流域を含む）は、2012 年以降も「ミズヒマワリ駆除大作戦」として芥川倶楽部、市民、関西大学、摂南大学の学生が参加する年 1 回の駆除イベントを継続して実施した。また、水グループ有志による定期的な駆除はグループ活動と位置づけられ、パトロール（1 回 / 年）と駆除（8 回 / 年）を行った。2017 年からは津之江公園を活かす会が発足し、水グループと共同で定期的な駆除を行った。

津之江公園 (http://www.city.takatsuki.osaka.jp/kaku-ka/toshi/kouen/gyomuannai/koen/daihyo_koen/tsunoe.html 2019.1 参照) は 2008 年に芥川と女瀬川の合流部にあった高水敷のグラウンドを自然再生として改修し、芥川とつながる池、山を造成した公園で、当初は高槻市がモニタリングを業者委託していたが、2016 年からは津之江公園を活かす会がモニタリングなどを行っており、その活動の一つとして池に侵入したミズヒマワリを駆除している。津之江公園付近の芥川は水深が深く、また、その下流では護岸のために川へ降りることが難しく、市民ボランティアでは駆除を徹底することができなかったため、ここから下流の駆除は難航している。

2019 年現在

2019 年現在、ミズヒマワリが生育しているのは、津之江公園の池とその周辺から下流のみである。2016 年 12 月、国土交通省淀川河川事務所から支川の外来種対策も行うとの連絡を受け、協議の結果、今後は芥川倶楽部のパトロール結果を参考に国土交通省が主体的に駆除を行うこととなった。市民で駆除ができる津之江公園の池（2018 年は発見なしであるが経過観察中）と本川は、現在も市民ボランティアによる駆除を行っているが、小さな繁殖地が 2～3 カ所残る程度にまで減少し、撲滅に近い状態になっている。芥川大橋下流の本川では年 1 回のパトロールのみとし、結果を国土交通省に報告している。

啓発活動

駆除だけでなく、広く市民に外来生物のことを知ってもらい、ミズヒマワリ駆除活動の意義を認識してもらうため、講演や観察会を行ってきた。

数多くの外来種のうち、ミズヒマワリをターゲットにしてきたのは、外来種への啓発が大きな目的でもあった。動物では「かわいそう」という感情が邪魔をするが、植物にはそのような感覚をもつ人がほとんどいないため、ミズヒマワリを悪者にして徹底的に駆除することで、外来種への啓発が可能と考えた。芥川倶楽部では外来種や生物多様性にも話題を広げて講座を開催し、啓発看板の設置、外来生物に関するパンフレットの作成・配布も行ってきた。その効果として、市民からの通報で芥川から導水している水路と水田の 2 か所にミズヒマワリの生育が確認され、地権者の了解を得て駆除を行い完了した。

まとめ

年数回のイベント的な大人数での駆除と、毎月の小まめ・丁寧な除草、パトロール、日常的に川沿いを通る多くの市民の通報により、全 8km のうちの 5km での駆除が可能になった。まだ完了はしてはいないが、芥川での駆除実績が、さまざまな外来種を駆除する場合の参考になれば幸いである。

駆除協力団体

芥川・ひとと魚にやさしい川づくりネットワーク：愛称～芥川倶楽部、たかつき環境市民会議水環境保全グループ、関西大学ボランティアセンター、摂南大学エコシビル部、津之江公園を活かす会、広報紙やブログを見て集まってくださった市民の皆さま

謝辞

本事業に積極的に取り組んでいただいた芥川倶

楽部の皆さま，駆除にご参加いただいた市民・ボランティアの皆さま，特に水グループの河合千萬子氏，住田昭代氏，吉田三枝子氏にお礼申し上げます。また駆除に関して貴重なご意見をくださった，滋賀県立琵琶湖博物館・滋賀県自然環境保全課の中井克樹氏，人間環境大学人間環境学部 of 藤井伸二氏，新潟大学教育学部の志賀隆氏に感謝いたします。

引用文献

大阪府立芥川高校生物部．2008．芥川水系におけるミズヒマワリの侵入とその影響．*Nature Study*，54：2－4．
大道暢之．2005．外来水生植物ミズヒマワリの分布の現状．*水草研究会誌*，83：15－18．
——・角野康郎．2005．外来水生植物ミズヒマワリの種子形成とその発芽特性．*保全生態学研究*，

10：113－118．

金沢 至・鈴木友之・藤原直子．2002．新しい誘引植物・ミズヒマワリの逸出繁茂．*アサギマダラ学最新情報．昆虫と自然*，37（6）：25－28．
——・榊田初美．2002．ミズヒマワリの逸出繁茂とアサギマダラの訪花．*Nature Study*，48：10－11．

財団法人リバーフロント整備センター．2008．Ⅲ事例編 水生植物 ミズヒマワリ．「河川における外来種対策の考え方とその事例【改訂版】－主な侵略的外来種の影響と対策－」（外来種影響・対策研究会編），pp.222－232．財団法人リバーフロント整備センター，東京．

藤井伸二・志賀 隆・金子有子・栗林 実・野間直彦．2008．琵琶湖におけるミズヒマワリ（キク科）の侵入とその現状および駆除に関するノート．*水草研究会誌*，89：9－21．

付表. 市民によるミズヒマワリ駆除活動記録（最近 5 年間の詳細）. 次ページへ続く.

年月日	駆除場所	主催	バ ト ロ ー ル	参 加 者 (人)	駆除実績	備考
2014.04.22	水管橋→大蔵司橋	有志	○	4	発見なし	他の行事の後にパトロール
2014.05.08	城西橋→芥川大橋（津江公園池含む）	水グループ	○	10	30kg（7 袋）	
2014.05.14	西之川原橋→あくあびあ水管橋	有志	○	2	発見なし	他の行事の後にパトロール
2014.06.06	塚脇橋付近	水グループ	○	6	発見なし	他の行事の後にパトロール
2014.06.12	城西橋→芥川大橋（津江公園池含む）	水グループ、大阪府茨木土木事務所	○	12	40kg（8 袋）	
2014.06.16	芥川大橋左岸（魚道前）	有志	○	1	5kg	他の行事の後にパトロール、駆除。繁殖が確認できるが水深が深いため、7月の作業対象として検討
2014.06.17	塚脇橋→西之川原橋、トンボ池	水グループ	○	8	1 kg（3 本）	他の行事の後にパトロール、駆除
2014.06.25	門前寺橋→高槻橋	有志	○	2	発見なし	他の行事の後にパトロール
2014.07.17	阪急鉄橋→城西橋	水グループ	○	2	10kg（2 袋）	水グループ会員からの情報によりパトロールし、駆除
2014.07.31	大蔵司橋→門前橋	水グループ	○	2	3kg	水グループ会員からの通報により駆除
2014.09.11	城西橋→淀川合流域	芥川倶楽部	○	17		パトロール
2014.09.28	西之川原橋、トンボ池	有志	○	5	2kg	以前から確認していたトンボ池で 2 株を駆除
2014.10.09	津之江公園池	水グループ	○	9	40kg	全体の 30% ほどが残る
2014.11.13	津之江公園池	水グループ	○	12	80kg	10 月の取り残し分の駆除
2014.12.06	芥川大橋	芥川倶楽部	○	46	175kg(35 袋)	駆除大作戦。関西大学ボランティアサークル、摂南大学エコシビル部が参加
2015.04.29	門前橋→芥川橋	有志	○	1	発見なし	他の行事の後にパトロール
2015.05.14	女瀬川、津之江公園池、芥川	水グループ	○	7	35kg	2015 年第 1 回駆除活動実施
2015.05.20	塚脇橋→西之川原橋	水グループ	○	7	発見なし	他の行事の後にパトロール
2015.05.25	清福寺休耕田	水グループ	○	5	5kg	芥川から導水する休耕田に発見、駆除
2015.06.08	芥川大橋→次郎四郎橋	水グループ	○	1	発見なし	他の行事の後にパトロール
2015.06.16	正恩寺橋→水道管橋	水グループ	○	11	発見なし	他の行事の後にパトロール
2015.06.25	清福寺休耕田	有志	○	1	1kg（5 本）	
2015.06.27	トンボ池	有志	○	1	2kg	
2015.07.12	清福寺休耕田	有志	○	1	1kg（5 本）	
2015.07.15	トンボ池	有志	○	1	1kg	
2015.07.30	清福寺休耕田	有志	○	1	0.5 kg（2 本）	
2015.08.01	門前橋→芥川橋	有志	○	1	発見なし	他の行事の後にパトロール
2015.08.10	清福寺休耕田	有志	○	1	0.5 kg（1 本）	
2015.09.05	西之川原橋→正恩寺橋	有志	○	1	1 kg	芥川定例活動後のパトロール（トンボ池含む）。トンボ池栈橋下流で 2 本発見、駆除
2015.09.07	津之江公園池・女瀬川	有志	○	1	0	パトロール（津之江公園は雑草が繁茂し近づけない。女瀬川は合流点から 100m 上流まで 15 カ所ぐらい大小のコロニーがある）
2015.09.15	清福寺休耕田	有志	○	3	1 kg（8 本）	
2015.09.15	塚脇橋→西之川原橋	水グループ	○	6	発見なし	他の行事の後にパトロール
2015.09.30	清福寺休耕田	有志	○	1	1～2 本	
2015.10.08	高槻橋→鷺打橋、城西橋上流	芥川倶楽部	○	18	0	パトロール（城西橋上流は発見なし、城西橋下流鷺打橋 64 カ所発見）
2015.10.20	西之川原橋→正恩寺橋、トンボ池	水グループ	○	5	発見なし	他の行事の後にパトロール
2015.11.01	上流端の湿地	有志	○	3	4kg	他の行事の後にパトロール、駆除
2015.12.05	津之江公園付近	芥川倶楽部	○	53	870 kg	関西大学ボランティアサークル、摂南大学エコシビル部、市民が参加

年月日	駆除場所	主催	駆除 バト ロー ル	参加 者 (人)	駆除実績	備考
2016.04.19	水道管橋→大蔵司橋	水グループ	○	6	発見なし	他の行事の後にバトロール
2016.04.29	門前橋→高槻橋	有志	○	3	発見なし	他の行事の後にバトロール
2016.05.12	女瀬川、芥川・女瀬川 合流域→芥川大橋	水グループ	○	12	15kg	水没苗の駆除、護岸ブロック発生を黒いシートで覆う対策実施
2016.05.31	芥川、女瀬川、津之江 公園池	有志	○	1	1 kg (3本)	6月駆除計画の下見時に発見
2016.07.05	西之川原橋→正恩寺橋	有志	○	1	発見なし	他の行事の後にバトロール
2016.07.15	門前時橋→芥川橋	有志	○	2	0	他の行事の後にバトロール。発見するも駆除できず
2016.07.19	門前橋下流	有志	○	3	15 kg (2袋)	前回発見分駆除
2016.07.21	城西橋→芥川大橋・女 瀬川	水グループ	○	8	40kg (14袋)	
2016.07.23	塚脇橋上流→西之川原 橋	有志	○	2	発見なし	他の行事の後にバトロール
2016.07.03	正恩寺橋→大蔵司橋	有志	○	1	発見なし	他の行事の後にバトロール
2016.08.21	上流端の湿地	有志	○	1	発見なし	他の行事の後にバトロール
2016.08.22	清福寺 休耕田	有志	○	1	0.5 kg (1本)	
2016.09.15	城西橋→芥川大橋	水グループ	○	9	70 kg	
2016.09.26	高槻橋→城西橋 芥川 大橋→鷺打橋	芥川倶楽部	○	8	0	国交省区間に17カ所に確認、駆除せず
2016.10.13	城西橋→芥川大橋、女 瀬川	水グループ	○	5	20 kg	
2016.11.04	津之江公園池	水グループ、津之 江公園を活かす会、高槻市	○	34	190 kg	
2016.12.20	西之川原橋→正恩寺橋	水グループ	○	3	発見なし	他の行事の後にバトロール
2017.05.22	城西橋→芥川大橋	水グループ	○	5	12 kg	
2017.06.01	芥川大橋	有志	○	1	5 kg	他の行事の後にバトロール、駆除
2017.06.05	芥川大橋	水グループ	○	2	4 kg	他の行事の後にバトロール、駆除
2017.06.19	女瀬川	水グループ	○	8	4 kg	
2017.06.20	芥川塚脇橋→水道管橋 トンボ池を含む	水グループ	○	8	発見なし	他の行事の後にバトロール
2017.06.27	芥川大橋上流	有志	○	1	1 kg (1株)	他の行事の後にバトロール、駆除
2017.07.12	水管橋→大蔵司橋	有志	○	2	発見なし	他の行事の後にバトロール
2017.07.13	門前橋→高槻橋	有志	○	2	発見なし	他の行事の後にバトロール
2017.07.14	津之江公園池	水グループ、津之 江公園を活かす会、高槻市	○	16	10 kg	
2017.08.20	上流端の湿地、清福寺 休耕田	水グループ	○	1	0	他の行事の後にバトロール
2017.09.21	芥川大橋→淀川	芥川倶楽部	○	12	0	バトロール。22カ所で確認。国交省に連絡
2017.11.06	城西橋→芥川大橋、女 瀬川	水グループ	○	8	50 kg	
2017.11.24	津之江公園池	水グループ、津之 江公園を活かす会	○	8	1 kg	
2017.12.08	大蔵司橋→高槻橋	有志	○	1	発見なし	バトロール
2017.12.11	高槻橋→城西橋	水グループ	○	4	発見なし	バトロール
2018.05.28	城西橋→芥川大橋、女 瀬川	有志	○	1	0	バトロール。発見、駆除せず
2018.06.12	津之江公園前芥川	水グループ	○	5	15.5 kg	前回確認した場所を駆除。この場所は良く見つかる場所であったが、この時期で今回の様に大きく繁殖(2m×1.5m)していたケースはない。又、花芽も1本あった。この時期の花芽は非常に珍しい
2018.06.12	津之江公園池	有志	○	2	発見なし	バトロール。昨年のごまめな駆除が成果を上げたと思われる。ヨシの勢力も強くミズヒマワリが繁殖する場が少なくなっており9月以後の点検で発見されない時は撲滅宣言を予定
2018.07.03	門前橋→高槻橋	有志	○	2	発見なし	他の行事の後にバトロール
2018.08.18	塚脇橋→正恩寺橋、ト ンボ池	有志	○	1	発見なし	他の行事の後にバトロール
2018.09.13	芥川大橋→緊急道路	芥川倶楽部	○	9	0	バトロール。15カ所で確認。国土交通省に連絡
2018.10.22	城西橋→芥川大橋	水グループ	○	1	0	城西橋右岸下流約200mのコンクリートブロックの隙間から繁殖を発見、津之江公園前芥川左岸1カ所繁殖を発見。駆除せず
2018.11.12	城西橋→芥川大橋	水グループ	○	8	8 kg	10月22日バトロールで発見(2カ所)のミズヒマワリを駆除。今回課題であったコンクリートブロックの隙間から繁殖のミズヒマワリを除草剤(ラウンドアップ)処理の対策を行った。

*水グループは芥川倶楽部の会員なので、芥川倶楽部が主催の場合には水グループも参加している。

地域自然史と保全研究大会 2018
関西自然保護機構（KONC）2018 年大会
プログラム・講演要旨集

日時：2018 年 3 月 4 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 2018 年度総会

10：30～11：45 口頭発表（2017 年度研究助成事業研究報告会）
（昼休み）

12：45～13：45 ポスター発表 コアタイム

13：45～14：30 2017 年度四手井賞授賞式典・授賞記念講演
（休憩）

14：45～17：00 シンポジウム
「都市の生物多様性地域戦略－外来生物・保全・教育」

2017 年度四手井賞 授賞記念講演（13：45～14：30）

Z01 「大阪府における外来哺乳類，アライグマ，ヌートリア，ハクビシンの分布拡大状況 農業被害アンケートによるモニタリング」

幸田良介（大阪府立環境農林水産総合研究所）

農家へのアンケート調査から外来哺乳類 3 種の分布拡大状況を調査した。大阪府ではアライグマが最も広範に分布し農業被害も顕著であり，さらなる分布拡大がみられることから被害増加が懸念された。ヌートリアの分布は北部地域が中心で，捕獲の効果がみられる地域がある一方で，淀川流域では個体数や被害の増加が示唆された。ハクビシンの分布はまだ限定的であるものの，分布や農業被害が拡大傾向にあることが明らかになった。

口頭発表（2017 年度研究助成事業研究報告会）（10：30～11：45）

O01 「琵琶湖産スジエビにおける集団間の生態的・遺伝的分化の解明」

○鰐 倩倩・源 利文（神戸大・院・人間発達）

O02 「関西のニホンジカ個体群における外来シカ由来の遺伝子流入状況の把握」

○幸田良介（大阪農水研），松本悠貴（総研大・遺伝研）

O03 「京都府内に分布するニホンヒキガエル 2 亜種の分布・生殖隔離の実態調査」

京都爬虫両生類の会，○福山伊吹（京都大学農学部森林科学科），西川完途（京都大学人間・環境学
研究科）

O04 「隠れた絶滅危惧水生植物コガマの減少実態とその要因」

○倉園知広・角野康郎（神戸大学大学院理学研究科生物学専攻）

シンポジウム（14：45～17：00）

「都市の生物多様性地域戦略－外来生物・保全・教育」

近年、神戸市生物多様性プラン（2016年3月）、東京都港区生物多様性地域戦略（2017年12月）の改訂、大阪市生物多様性戦略（2017年11月中間案公表）など、都市部でも生物多様性戦略が作られ、都道府県でも京都府生物多様性地域戦略（2017年12月パブリックコメント）が策定されるなど、関西圏でもほぼ地域戦略がでそろってきています。しかし、こうした行政の動きをどのように受け止め、現実の保全をどう進めていけばいいのでしょうか。戦略がでただけでなく、戦略を次に繋げるための方策を検討してみたいと思います。

S01 「趣旨説明」

佐久間大輔（大阪市立自然史博物館）

S02 「都市にとっての生物多様性戦略の可能性」

中村俊彦（千葉県生物多様性センター）

S03 「大阪市戦略の策定で残された課題」

平井規央（大阪府立大学）

S04 パネルディスカッション

進行：佐久間大輔

パネラー：和田 岳（大阪市立自然史博物館）ほか

口頭発表 講演要旨（10：30～11：45）

O01 「琵琶湖産スジエビにおける集団間の生態的・遺伝的分化の解明」

○鰐 倩倩・源 利文（神戸大・院・人間発達）

琵琶湖産スジエビ（*Palaemon paucidens*）は主に冬期には深場に移動することが知られており、一方で、浅水域において冬季非移動個体の存在が確認された。遺伝的構造を解析した結果、琵琶湖産スジエビは、ランダム交配する大きな集団内の生活史多型であることが示唆された。異なる移動生態型に関連した生態的な違いについては、非移動個体の成長率が高いことが示された。

O02 「関西のニホンジカ個体群における外来シカ由来の遺伝子流入状況の把握」

○幸田良介（大阪環農水研）、松本悠貴（総研大・遺伝研）

大阪府岬町で、在来シカと和歌山県友ヶ島の外来シカの交雑個体が1頭捕獲された。外来シカによる在来シカへの遺伝子攪乱状況を調べるため、近隣地域でのシカの定着状況調査と遺伝子分析を行った。近隣地域ではシカの生息痕跡が全く見られず、現時点で他に外来シカの遺伝子配列が検出された個体がないことから、在来シカ個体群に対する遺伝子攪乱はまだ限定的であると考えられた。今後はより広域での分析を進める必要がある。

O03 「京都府内に分布するニホンヒキガエル 2 亜種の分布・生殖隔離の実態調査」

京都爬虫両生類の会, ○福山伊吹 (京都大学農学部森林科学科)

ニホンヒキガエルとアズマヒキガエルの分布境界である京都府と周辺地域における両亜種の分布状況を調査した。本研究では、当該地域から得た 74 個体の種ニホンヒキガエルについて、形態形質の測定および、mtDNA に基づく系統解析による同定を行った。その結果、多くの調査地で両亜種が同所的に採集され、分子系統解析が形態分類を支持しない個体も得られた。これは両者の同所的な分布に加え、交雑の可能性を示すものである。

O04 「隠れた絶滅危惧水生植物コガマの減少実態とその要因」

○倉園知広・角野康郎 (神戸大学大学院理学研究科生物学専攻)

コガマ *Typha orientalis* Presl は、環境省版レッドリストには記載が無いものの、近畿地方では絶滅危惧種として認識されている。近畿地方 34 地点でコガマの生育状況を調査した結果、25 地点で生育が確認されたが、9 地点では個体群が消失していた。コガマが消失した地点では湿地環境が失われていたが、現存していた場所には湿地環境が残されていたことから、生育適地をどのように残すかが保全の課題となる。

ポスター発表 講演要旨 (コアタイム 12:45 ~ 13:45)

P01 「兵庫県兵主神社寺林 (丹波市) の衰退と土壤酸性化の関係」

○西川翔太・伊藤和男 (大阪府立大学高専 環境物質化学コース)

本研究では兵庫県丹波市の貴重な歴史的森林である兵主神社スギ林について、スギの衰退指数の調査と土壤の化学分析を行った。スギ 24 本 (全体で約 100 本) の調査の結果、衰退が明らかな指数 3 以上の樹木が 79% と、スギ林の衰退が確認された。また、平均土壌 pH は 4.55 であり、土壌は酸性化していた。衰退指数は土壌 pH、水溶性陽イオン (モル比)、交換性陽イオンと相関が見られた。

P02 「大阪府立大学中百舌鳥キャンパスにおける変形菌の生態分布」

○藤田博昭・中山祐一郎 (大阪府立大・現代システム科学), 松村 篤・中村彰宏 (大阪府立大・生命環境科学)

土壤中に豊富に存在する微生物である変形菌の生態系における役割を知るために、大阪府立大学中百舌鳥キャンパス内の 29 の調査区において変形菌の分布様式と環境要因を調査した。子実体の野外採取とリターの湿室培養から 4 科 10 属 25 種の変形菌が確認された。調査区あたりの出現種数は 7 種~0 種 (平均 1.8 種) と大きく異なり、調査区の土壌 pH と全窒素量、および樹木の種組成と関連のあることが示された。

P03 「在来種タンポポの逆襲 繁殖干渉と外部形態のクライン」

○谷垣顕佑・西田隆義 (滋賀県立大学環境科学部)

滋賀県の在来タンポポは、頭花の外部形態の地理的変異に基づき分布移行帯のタンポポと考えられてきたが、湖東地域の個体群を独立種として扱う解釈もある。また、外来タンポポによる繁殖干渉の影響も大津周辺を除いて不明だった。本研究では、1) 頭花の外部形態は濃尾平野から湖南地域までは地理的クラインを示すが、湖南より南にはクラインがないこと、および 2) 全ての地域で外来タンポポから繁殖干渉を受けないことが示された。

P04 「奈良県のナヨクサフジの分布拡大要因とその影響」

山本浩大（奈良教育大学）、長谷川匡弘（大阪市立自然史博物館）、夏目 花・横山 碧・三宅隆裕・森下秀一郎（奈良教育大学附属中学校）

奈良県のナヨクサフジの分布調査、訪花昆虫の特定、ナヨクサフジの有無による植物への影響について調べた。奈良県の多くの河川で分布が確認され、2016～17年にかけて分布が拡大した。訪花昆虫は主に3種であった。袋がけ実験から、自家受粉しないことが分かり、訪花昆虫が存在することが必須であることが分かった。植生調査では、ナヨクサフジの被度や群度が大きいコドラートでは草本植物の種数が減少する傾向が見られた。

P05 「高槻市における3種の外来水草の駆除実績と現状」

高田みちよ（高槻市立自然博物館（あくあびあ芥川））

高槻市内に生育する特定外来生物の水草3種について。ミズヒマワリは芥川で2002年ごろから確認され、上流側では駆除に成功し、現在では国交省に協力してパトロールを実施している。オオバナミズキンバイ、ナガエツルノゲイトウは2006年に農業用水路で発見され、駆除を行っている。オオバナミズキンバイは完全駆除の目途が立ったが、ナガエツルノゲイトウは私有地に生育していることから、行政の手が及ばず、駆除が難攻している。

P06 「岸和田市の久米田池における水生植物相の現状と変遷」

○横川昌史（大阪自然史博）、首藤光太郎（新潟大）、風間美穂（きしわだ自然資料館）、志賀 隆（新潟大）

久米田池で水生植物相を調べたら12種が見つかった。優占種はホザキノフサモで、大阪府新産のリュウノヒゲモや環境省絶滅危惧Ⅱ類のツツイトモも生育していた。過去の標本や文献、写真を調査したところ久米田池の水生植物相は劇的に変化してきたことがわかった。これらの詳細に加えて、2018年の秋に実施する水生植物調査の研修会の宣伝を行う。

P07 「兵庫県神鍋高原の黒ボク土の微化石からみた草地景観の変遷」

○林 尚輝（大阪市立大学大学院理学研究科生物地球系専攻）、河野樹一郎（西日本技術開発株式会社）、井上 淳（大阪市立大学大学院理学研究科生物地球系専攻）

本研究では現在も火入れが行われススキ草地在維持されている兵庫県神鍋地域において、その植生と火入れを知るため、神鍋地域に分布する黒ボク土中の植物珪酸体と微粒炭の分析を行った。その結果、神鍋山では約1万年～8千年前はササ属を中心とする植生であったが、約8千年～2千年前に火による攪乱が増し、メダケ属を主とする草地となった。そして約2千年前に降、火入れが行われススキ草原となったことが明らかとなった。

P08 「古琵琶湖層群蒲生層から産出した珪藻化石の分類学的検討」

○富小由紀（琵琶湖博物館たんさいぼうの会／滋賀県立大学環境科学部）、大塚泰介（琵琶湖博物館たんさいぼうの会）、堂満華子（滋賀県立大学環境科学部）

古琵琶湖層群蒲生層の珪藻化石を分類学的に検討した。約180～190万年前に堆積したと推定される地層の11層準から珪藻化石の試料を採取した。光学顕微鏡および電子顕微鏡による詳細な分類学的検討の結果、48属156種（変種・品種含む）を分類し、うち121種を同定した。本研究では絶滅種として知られている種は認められなかったが、未同定種に絶滅種が含まれる可能性があるほか、同定できた種の中にも日本で報告がない種が含まれていた。

P09 「ダム建設予定地下流の河川における糸状藻類と流速の関係」

○相子伸之・山本義彦・近藤美麻・小田優花・山口翔吾・内藤 馨（(地独)大阪府立環境農林水産総合研究所）

ダム建設は治水に有効な手段であるが、下流の流況の平滑化し河床攪乱が減少するため、糸状藻類の異常繁茂が懸念されている。一方で、フラッシュ放流は一時的な人工洪水をおこすことで、ダム下流に河床攪乱効果をもたらすことが期待される。本研究では治水ダムを建設してる安威川において、フラッシュ放流実施の基礎データを得るため、ダム建設地下流において、糸状藻類の季節的な繁茂状況を調査し、降雨等との関連性を考察した。

P10 「谷まるごと里のいきもの自然保護区プロジェクト」

○中川亜希子・中川 功（一般社団法人 自然再生と自然保護区のための基金）

本プロジェクトは、奈良市大柳生地区にある 26 筆の放棄棚田からなる二次的自然を谷まるごと再生することを目的とするもの。2015 年に自然科学・民俗系の文献・現地調査、再生計画立案、基盤設計、2016 年末より草刈り・畦作り・湛水などの基盤整備を開始、2018 年 3 月時点で棚田 8 筆の整備や実験等を行なっている。今回は、整備より一夏経過後の 2017 年秋に環境要因および生物調査を行なったので、成果を報告する。

P11 「「田んぼの生きもの全種リスト」補完計画 始動編」

○大塚泰介（琵琶湖博物館）、北野大輔（滋賀県大院・環境科学）

私たちは琵琶湖博物館で「改訂版 田んぼの生きもの全種リスト」（桐谷編 2010）の増補更新とデータベースへの移植、および公開システムの構築を進めており、2020 年の公開を目指している。研究組織は水田の生物の様々な専門家（特に生態・分類）からなり、現在 38 名が参加している。データフィールドの統一、分類体系の規格化などの問題をクリアし、種数を 6,000 種近くまで増補した上で、現在、業者にデータベースへの移植を依頼している。

P12 「愛媛県岩松川周辺の水田環境に生息する生物」

深尾剛志（香川大学農学部）

愛媛県宇和島市を流れる岩松川に接する水田環境に生息する貝類、甲殻類、魚類、両生類および爬虫類について調査した。貝類 10 種、甲殻類 5 種、魚類 10 種、両生類 5 種、爬虫類 3 種の計 33 種を確認し、そのうち愛媛県レッドデータブック 2014 に 13 種、環境省レッドリストに 6 種が掲載されている。

P13 「水路の水生生物を増やす方法」

丸山月海・宮崎倫太郎・吉村元貴（太子町立中学校社会科学部）

本研究の目的は小規模三面水路の生物を増やすこと。そのため堰とセキショウを加え、変化をモニタリング調査した。まず、土砂がどの程度堆積するのか調査し、堆積した土砂の割合を調べ、次に水路生物種数調査を行った。堰やセキショウを加えることで水の流れが緩やかになり、土砂、生物ともに増えた。堰とセキショウがある地点に細かい土砂が堆積し、雨が降ると土砂の増減が激しくなり、水生生物を増やすには堰だけで十分である。

P14 「～太井川のホタルを増やす方法～」

京谷幸祐・平田いろり・狐坂音奏・吉村元貴（太子町立中学校社会科学部）

本研究はカワニナの生息適地を増やすことでホタルは増加するのかを調べることを目的に行った。2016年度の研究からカワニナの生息適地である日向の場所を増やすために草刈りを行った。次にケイソウ量を量る実験、カワニナの生息密度調査、ホタルの夜間調査などを行った。その結果、草刈りを行い日向の場所を増やすことでカワニナが増加すればほかの場所にカワニナが拡散していき太井川のホタルも増加すると考えられた。

P15 「石川におけるカワニナの生息条件と生息環境改善の取り組み」

○間嶋晃一・田中柊汰・奥石美優（大阪府立富田林高等学校科学部ホタル班）

これまでの研究から、富田林市内の石川のゲンジボタルはほぼ絶滅したことが明らかとなり、それは餌のカワニナ類の生息環境が失われたためと考えられた。そこで、2017年に石川河川敷の水路に生息するチリメンカワニナについて調査したところ、増水で生息数が1/3に減少したが、すぐに回復することがわかった。また、富田林土木事務所の協力を得て、増水から避難するための「玉石」を設置したが、ほとんど効果は認められなかった。

P16 「カワバタモロコを絶滅の危機から救え！カワバタモロコの卵を多く確保する方法は何か？」

鍵谷和輝・梅川翔平・溜島和花・吉村元貴（太子町立中学校社会科学部）

カワバタモロコの卵の採餌を減らし、より多くの卵を確保できるようにすることを目的として行った。その結果、採餌行動の対象を増やし、水深の中間あたりにツツジの葉を設置することが重要であることがわかり、また、産卵のピークは午前5時30分、採餌行動のピークは午前5時40分であることがわかった。つまり、その2つのピークの間にツツジの葉を親のいない水槽に移動すると、卵の確保が最大化することが分かった。

P17 「ダム湖のアユの由来についての考察 ～特異な環境に陸封されたアユの生態から～」

○長井勇樹・岩井広樹・岡本鼓都里（大阪府立富田林高等学校科学部魚類班）

2017年8月、石川上流域の滝畑ダム湖で、陸封されたアユを発見した。そこで、下流域の大阪湾から遡上する両側回遊型アユと比較しながら、11月まで生態調査を行った。その結果、陸封型アユは小型で、栄養状態は良好、産卵盛期が約1か月早く、付着性ケイ藻類を主食としながらも、ダム湖で動物を捕食したことなどが認められた。琵琶湖系アユに酷似しており、ダム竣工直後に放流された琵琶湖系アユに由来する可能性が高い。

P18 「京都府木津川ワンドにおける仔稚魚相」

○矢放七海（近大農）、高松真也（近大院農）、川瀬成吾（大阪経済法科大学）、細谷和海（近大農）

木津川ではワンドが多く形成されている。ワンドは魚類の繁殖生育場としての機能があると言われているが自然環境下で実証はされていない。そこで本研究では、2017年6月から8月にかけて木津川中流域に位置する環境条件の異なるワンド3地点を対象に仔稚魚相調査を行った。その結果、22種730個体の仔稚魚が採集され、外来種が少なく、仔稚魚相は比較的健全であり、絶滅危惧種を含む在来種のワンドでの再生産が確認できた。

P19 「近年の淀川城北ワンド群における外来種駆除と生息魚類について ―淀川水系イタセンパラ保全市民ネットワークの駆除活動成果より―」

○阿部最大（大阪市立都島工業高校）、上原一彦・内藤 馨（大阪府立水生生物センター）、鶴田哲也（大

阪産業大学), 舟越亮太・三好宏平・三橋雅子・綾 史郎 (大阪工業大学)

城北ワンド群ではイタセンバラが姿を消した 2006 年以降, 淀川河川事務所, 大阪府立水生生物センター, 市民団体による外来魚対策が本格化した。イタセンネットは 2012 年 4 月から 34, 35 号ワンドで駆除活動を始め, 2013 年 10 月にはイタセンバラが公開再導入された。本報文ではイタセンネットによる魚類捕獲結果より 2012 ~ 17 年までの駆除成果と魚類の変化, イタセンバラの導入後の生息状況を述べ, 外来種駆除・除去を続けていく必要性を述べた。

P20 「南河内におけるニホンイシガメの分布と実態調査」

○清水大河・岩根裕樹 (長野北高校科学同好会)

私達長野北高校科学同好会は 1 年半以上前から, 地元南河内, 特にそのなかでも 15 年以上南河内では調査が行われていない富田林市と河内長野市でのニホンイシガメの分布調査と個体数減少の原因の調査を行ってきました。

最初の 1 年間は富田林市を, 次の半年間は河内長野市のため池や川を調査し, ニホンイシガメの分布調査を行ってきました。調査方法は目視が主ですが, 水利組合の方等とも協力し, 自作した捕獲用のワナ等の設置も行いました。

その結果ようやくニホンイシガメを発見でき, なんとか発表できる情報量を調べる事ができたので, 春からの分布調査の前に少しでも皆様に大阪 (のカメ) の現状を知ってもらいたいと思い, 今回このポスター展に参加させていただきたく応募いたしました。

P21 「ヤマアカガエルとニホンアカガエルの行動比較」

○志知祐介 (大阪産業大学), 前迫ゆり (大阪産業大学大学院人間環境学研究科)

ニホンアカガエル (日本固有種, 絶滅危惧Ⅱ類: 大阪) とヤマアカガエル (絶滅危惧Ⅱ類: 大阪) は近年, 減少しており, 生活史に関する情報も少ない (Azuma & Takeuchi, 1998)。本研究では, 8 月 19 日と 10 月 9 日に大阪府むろいけ園地においてカエルの背中に反射板をつけて, GPS で 24 時間追跡調査を行ったので, 両種の行動の違いについて報告する。

24 時間継続的に観察した結果, ニホンアカガエルは 13 時および 22 時頃, ヤマアカガエルは 21 時頃に採餌を確認した。ニホンアカガエルは最大時速 4.7km/h (14 時頃), ヤマアカガエルは最大時速 8.3km/h (21 時頃) であった。

両種とも移動範囲は半径 15 m に限られていた。動物の行動解析においてはマイクロチップの埋め込みが有効であるが, 採餌行動などは直接観察による追跡調査が有効である。今回はサンプル数が各 1 と少ないため, 今後, 年間を通して追跡調査することによって, 採餌および繁殖行動を明らかにし, 両種の生息場所の保全につなげたい。

P22 「大阪府と近辺地域の外来種フロリダマミズヨコエビの採取・確認」

森本静子 (認定 NPO 法人シニア自然大学校研究部水生生物科)

外来種フロリダマミズヨコエビは, 日本では 1989 年に初めて記録された。水生の観葉植物などに付着して日本に持ち込まれたと考えられている。在来のヨコエビは原流域などに生息しているが, フロリダマミズヨコエビは, 河川の中・下流域のやや汚染のすすんだ水域にも生息し, 急速に分布を拡大している。私たちは大阪府と近辺地域の川の生き物調査を行い, 18 箇所 で採取・確認した。今回, 文献記録を加えて合計 19 箇所の生息地を報告する。

P23 「和歌山県におけるクロガジグモの分布」

関根幹夫

クロガジグモ *Badumna insignis* (L. Koch 1872) (クモ目ウシオグモ科) は、オーストラリアからの帰化種で、1963 年に大阪府で最初に確認され、1975 年には和歌山県・すさみ町において全国で 2 番目となる生息確認がされた。2017 年 6 月の調査により、和歌山県の全市町村での生息が確認され、本種は和歌山県の広域に定着していることが明らかとなった。北山村では局所的に生息することから、比較的最近に北山村へ移入したと考えられる。

P24 「大阪府に侵入したアルゼンチンアリが在来アリにおよぼす影響」

渡邊琢斗・平井規央・上田昇平（大阪府大院・生命）

アルゼンチンアリ（以下、本種）は南米原産の侵略的外来アリであり、侵入地では生態系を攪乱し、生物多様性を低下させることが知られている。本研究では、大阪府内で本種の定着が確認された 2 地域と未侵入地 1 地域においてアリ類の種組成を粘着トラップを用いて調査し、本種が在来アリの種多様性に及ぼす影響を評価した。その結果、侵入地では本種の個体数密度が高い地点ほど、アリ類の種多様性が低下することが明らかになった。

P25 「海浜性コウスバカゲロウ属 2 種の遺伝的多様性」

中山 桂・上田昇平・平井規央（大阪府大院・生命）

海浜性のハマベウスバカゲロウ *Myrmeleon solers* は、近年の護岸工事や砂地の改変によって生息地の縮小が懸念されており、3 県でレッドリスト掲載種となっている。本研究では、新潟県から福岡県にかけての日本海側 9 地点で採集した本種と、同じ場所で採集した近縁のクロコウスバカゲロウ *M. bore* の 2 種を用いて mtDNA を用いた分子系統解析を行った。その結果、両種とも集団間の分化の程度は小さく、遺伝的多様性はハマベウスバカゲロウが低い傾向が認められた。

P26 「泉佐野市の緑地におけるヒメボタルの季節消長と生息場所選好性」

喜多亮介・上田昇平・平井規央（大阪府大院・生命）

ヒメボタルの生息と植生の関係を明らかにするため、大阪府泉佐野市の公園で成虫の季節消長と幼虫の分布についての調査を実施した。成虫の発生時期は草原を含む環境が他の植生に比べて早く、幼虫の分布は餌である陸生貝類が多く分布するクスノキの周辺で多い傾向が示唆された。本種の保全にはこうした多様な植生の存在を維持することが重要と考えられる。

P27 「神戸市丹生山系湿地群に生息するイトウホソバトビケラの生活史」

渡辺昌造（ひとはく地域研究員）

水生昆虫のトビケラ目の一種イトウホソバトビケラは北海道から近畿まで分布しているが、採集地は局所的である。生息環境は山地湧水や湿地で、1 か所で採集される個体数は少なく、生活史は詳しくわかっていない。分布の西端にあたる神戸市北区の丹生山系の湿地群に本種が生息することが確認されたため、2 年間の通年採集を行った。本報告では採集調査の結果と考察をまとめる。

P28 「生駒山系におけるオオムラサキとゴマダラチョウの生息環境」

坂本陸王（大阪産業大学），○前迫ゆり（大阪産業大学大学院人間環境学研究科）

オオムラサキ（準絶滅危惧種）とゴマダラチョウ（普通種）は形態が類似しており，幼虫期の食草は両種ともエノキである。しかしオオムラサキはゴマダラチョウに比べて，個体数は著しく減少している。越冬幼虫期における死亡要因は落ち葉の乾燥とされているが（Kobayasi & Inaizumi, 2003），生息環境に関する情報はきわめて少ない。本研究は温度および湿度条件に着目し，データロガーを設置して，2種の生息環境について検討したので報告する。

両種の個体数分布に基づいて，オオムラサキの幼虫が多い立地から少ない立地まで，5本のエノキを選定し，2017年2月から2018年2月までの期間に5カ所で温度および湿度の連続データを計測した。その結果，オオムラサキが多く生息している地点では，幼虫期の平均温度が $1.5 \pm 3.2^{\circ}\text{C}$ （年平均気温 $16.5 \pm 7.2^{\circ}\text{C}$ ），平均湿度が $79.6 \pm 12.2\%$ （年平均湿度 $87.5 \pm 13.8\%$ ）に対し，オオムラサキが生息していない（ゴマダラチョウは生息）地点では，幼虫期の平均温度が $4.4 \pm 3.9^{\circ}\text{C}$ （年平均気温 $20.2 \pm 7.7^{\circ}\text{C}$ ），平均湿度 $69.5 \pm 14.6\%$ （年平均湿度 $68.9 \pm 17.6\%$ ）であり，両種の温度条件と湿度条件にはそれぞれ有意な差が認められた（ $p < 0.01$ ）。

湿度環境については先行研究の乾燥と幼虫期の死亡の関係を支持するものであった。温度環境が高いことが幼虫の制限要因となるか否かについては，詳細に検討する必要があると考えている。

P29 「大阪府立大学中百舌鳥キャンパスのチョウ類多様性」

山内悠司（里環境の会 OPU）

大阪府立大学中百舌鳥キャンパスには農場等の緑地が存在し，都市域の生物の貴重な生息場所である可能性がある。そこでルートセンサス法でチョウ類の調査を行い，キャンパスの環境の評価を試みた。結果，2017年度はルート外の記録も含めて26種を確認し，EI値は農村・人里程度の値を示した。また，多様度指数を区間で比べると比較的值の大きな区間がいくつか示され，それらがチョウ類の多様性の維持等に重要である可能性が考えられた。

P30 「大阪経済法科大学花岡キャンパス周辺における鳥類相」

○横川正哉（大阪経済法科大学 ECO ～る∞ KEIHO），川瀬成吾（大阪経済法科大学）

八尾市高安地域に位置する大阪経済法科大学花岡キャンパス周辺にて，確認された鳥類を随時記録する調査と，月に1回のルートセンサス調査を実施した。その結果，59種の野鳥が記録された。チョウゲンボウやハヤブサといった猛禽類をはじめ，大阪府絶滅危惧Ⅱ類のヒクイナや，準絶滅危惧種のノスリやトラツグミが確認された。その一方，外来種のソウシチョウやコジュケイも生息しており，在来種への影響が懸念される。

P31 「大阪市内の公園で繁殖する鳥類：最近20年の変化」

大阪鳥類研究グループ，○和田 岳（大阪市立自然史博物館）

1997年から2017年まで，大阪市内の2ha以上の公園43ヶ所において，繁殖期に生息している鳥類の調査を，5年ごとに実施している。この20年の間に，ハシブトガラスやシジュウカラが確認される公園が増えたのに対して，モズやセグロセキレイは記録されなくなった。2012年からチョウゲンボウが，2017年の調査では初めてイソヒヨドリが記録され，今後増加するかどうか注目される。

P32 「和歌山県友ヶ島の移入ジカワーキンググループの発足を目指して」

松本悠貴（総合研究大学院大学）、東城義則（国立民族学博物館）、幸田良介（大阪府立環境農林水産総合研究所）

和歌山県の友ヶ島には、1955年にニホンジカの台湾亜種のタイワンジカが移入された。昨年、友ヶ島に近い本州の大阪府南部でシカが捕獲され、遺伝解析により、その個体が友ヶ島のシカと在来ニホンジカの交雑個体であることが分かった。現在、主に紀伊半島西部で遺伝的モニタリングを行っているが、今後、より広く活動を行うためにワーキンググループの発足を目指している。本発表ではこの現状と今後の展望について紹介する。

P33 「地域に眠る学校等博物標本が語るもの ～能勢町博物標本整備事業を通じて～」

○道盛正樹（認定特定非営利活動法人大阪自然史センター）、市川顕彦・河合正人（大阪市立自然史博物館友の会）、佐久間大輔（大阪市立自然史博物館）、天満和久（認定特定非営利活動法人大阪自然史センター）

かつて、学校などの理科室や資料室には、実物を教材として観察させるための標本が保有され、研究や教育の歴史において標本が重要な役割を果たしてきた。近年、映像資料などの充実や学校の統廃合までもが標本の存在を忘れさせかねない現状にある。博物標本は地域のみならず人類共有の財産であり、また地域の自然史を探る上でも重要な手がかりとなる。今回、歴史と伝統のある能勢町でそうした機会を得たので、その事例を紹介する。

P34 「大阪府最北端の地・能勢町歌垣地域のクリ林などの多様な生物相の解明に向けて」

○天満和久（認定特定非営利活動法人大阪自然史センター）、市川顕彦・河合正人（大阪市立自然史博物館友の会）、佐久間大輔（大阪市立自然史博物館）、道盛正樹（認定特定非営利活動法人大阪自然史センター）

歌垣山山麓に広がる歌垣地域は丹波栗系の「銀寄」発祥の地とされ、里山景観にも優れている。クリの受粉は周辺の在来昆虫との関わりが深く、地域景観を構成する重要なユニットでもあるクリ林が地域の生物多様性に果たす役割は大きいと考えられる。そこで、地域資源を活用したエコツーリズムを開催しながら、周辺地域の生物調査の実施やGBIFなどの生物多様性情報も活用し、生物多様性による地域おこしの可能性なども検討する。

平成 30 年度四手井綱英記念賞 選考理由

受賞対象論文

岩崎敬二．2017．京都府海岸の外来固着性動物：2006 年と 2016 年の比較．地域自然史と保全，39（2）：83－98．

選考理由

近年世界各地の沿岸域で，非在来外来生物種が数多く記録されるようになり，陸上だけでなく，海洋についても外来種の情報収集が執られるようになった。その基本情報とは，生息状況の把握であり，それは，面的かつ時間的拡がりをもって示されることが重要である。しかし多くの情報は，特定時期の特定域での記録に留まるものである。

本研究は，日本海側に位置する京都府の海岸線においてそのほぼ全域をカバーする調査地点を設定し，各調査地点の付着性底生動物における外来種の占め方を，10 年を経て 2 回，同一の方法で調べた成果をまとめたものである。広範囲に亘る調査を，時期を違えて調べたことで，京都府の海岸線における外来海洋生物種の近年の変化傾向が明らかにされており，この種の日本の沿岸域での研究としては他に類をみないものとなっている。

さらに広範囲にわたる調査結果とその数値解析から，外来種は，塩分濃度が低く在来種が少ない海域に多いという海産外来生物の特徴も示されている。さらに内湾度の高い海岸で外来種の分布拡大がみられ，反対に内湾度の低い（開放型）海岸では外来種の分布縮小がみられることも，他の海域同様に見出している。

本論文の優れている点は，以上に加え，生物データだけでなく，環境条件のデータとして，自身の計測データ（水温，塩分濃度，内湾度）や，気象庁の気象データ，京都府の栄養塩類濃度データを取り入れて，これらを生物データと関連付けて考察しているところである。

以上の事由により，本研究を高く評価し，四手井綱英記念賞を授与することとした。

関西自然保護機構編集委員会
四手井綱英記念賞選考委員会

謝 辞

2016 年度から 2018 年度に投稿された原稿に対して，編集委員以外に下記のみなさまに査読いただきました。記してお礼申し上げます。

記

岩崎敬二

上原一彦

鳥居春己

山西良平

和田恵次

(五十音順 敬称略)

■ 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 1 号の PDF は以下の URL にて公開しています。

ログインのための ID とパスワードは KONC ニュースをご覧ください。

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