

巻 頭 言

“潮間帯上縁部”の危機

奈良女子大学名誉教授 和田 恵 次

日本の海岸線から自然海岸が失われつつある。防災を目的とした護岸整備や埋め立てがその主な原因である。特に東北大震災の後には、地震による津波対策と称して、海岸に巨大な防潮堤を築く計画が東北地方の沿岸を中心に進んでいる。関西でも南海トラフ巨大地震による津波対策として道路整備や護岸整備が海岸線から河口域まで着々と進められている。沿岸域に造られる道路や護岸は海と陸との連続性を絶つ。それは潮間帯の上縁部に棲む生物のすみかを破壊するとともに、潮間帯と陸上部とを行き来する動物にもその移動を妨げる問題をつくり出す。このような危機に晒されつつある生物を俯瞰してみたい。

潮間帯は、満潮線と干潮線の間の短い領域に様々な生物が棲み着く生物多様性の高い場所であるが、高位から低位になるにつれて生息する生物種が多くなり、最も種多様性が高いのは、最下部付近である。それは干出時間が短いほど空気中にさらされるストレスが低減されるからであるが、一方で空気中により長くさらされるほうが棲みやすいという種もいて、そういう種が潮間帯の上部に限って分布している。岩礁海岸の潮間帯上縁部に見られる代表生物といえばアラレタマキビであろう。本種は波当たりの強い海岸の岩礁上に分布するが、波当たりによってしぶきがかかるくらいの高さに分布する。自然の岩場が護岸や消波ブロックに代わったところでも、彼らはたくましく生きているが、それでも基盤がコンクリートでは棲みづらくなっている。波当たりの強いところが彼らの生息場所の特徴だが、彼らは、基盤上の窪

みによって波で洗い流されるのを免れているとみられる。自然の岩礁海岸では、窪みに彼らが集中して分布しているのをよく見るし、コンクリート面でもわずかな窪みに埋もれて付着しているのをよく見るからだ。表面に窪みがあまりないコンクリート面は、でこぼこの多い自然の岩面に比べてアラレタマキビにとっては好ましくない環境である。岩面にへばり付いているカサガイ類もまた同様である。岩礁の高潮帯に典型的なカサガイ類と言えば、カラマツガイが上げられる。この種も、でこぼこの多い岩面に多く見られるが、表面がほとんど平坦な護岸や消波ブロックのコンクリート面上では見ることは少ない。波当たりが弱い内湾の岩礁海岸にも、高潮帯付近に限って分布する巻貝がいる。マルウズラタマキビやアマガイである。彼らこそ岩礁の隙間を好む種である。隙間の多い自然の岩場には多いが、人工の護岸で彼らを見つけるのは大変である。護岸の壊れかけたところの隙間や石組みの隙間からやっと見つけることができる。このように高潮帯の岩面上に付着して生息する動物は、護岸によって生息できる場所がなくなる訳ではないが、人工の基盤により生息条件の悪化を被っていると言える。

磯浜の潮間帯上縁部にも固有の生物がいる。最近関西一円の海岸から記録され、新種として報告されたマメアカイソガニである。この種の分布するレベルは大潮平均満潮線付近に集中している。ちょうど打ち上げ海藻が積み上がっているようなレベルで、その海藻を餌にしているカニである。ところがこのレベルに護岸が造られることが多い

ため、本種の分布域は、このレベルの礫浜が維持されている海岸域に限定されたものとなっている。

砂浜海岸でも、護岸によりその生息場所がこわれやすいカニがいる。ghost crab と称されるスナガニ属の種である。関西一円の砂浜海岸では、スナガニ、ツノメガニ、ナンヨウスナガニ、ミナミスナガニの4種が知られているが、いずれも潮間帯上部からさらにその上の潮上帯といった護岸工事されやすいレベルに生きている。とりわけナンヨウスナガニとミナミスナガニは満潮でも海水が被ることがないレベルを好むため、護岸や埋め立てによる生息場所破壊の被害は甚大である。護岸のある砂浜海岸で護岸の縁ぎりぎりのところに細々と巣穴を掘っているナンヨウスナガニをみると、彼らの生きづらさの声を聞く思いになる。

内湾や河口域にできる干潟海岸の潮間帯上部から潮上帯にかけての塩生植物が生える領域もまた、護岸や埋め立ての対象地となる。巻貝ではフトヘナタリやヨシダカワザンショウ、オカミミガイ、カニ類ではベンケイガニやアカテガニ、ウモレベンケイガニといったベンケイガニ科の種、それにスナガニ科のシオマネキやハクセンシオマネキといった種がそういうところを主な生息場所としている。オカミミガイやヨシダカワザンショウ、ウモレベンケイガニなどはヨシ原の中でも特にレベルの高いところを好むが、そこは、護岸工事で最もよく壊される場所である。ハクセンシオマネキなどは、ナンヨウスナガニと同じように干潟後背部に造られた護岸の縁ぎりぎりに巣穴を掘って

生息しているのをよく見る。干潟海岸のヨシ原にみられるベンケイガニやアカテガニは陸域との結びつきが大きい種である。いずれも陸域の海岸林に巣穴をもって生活しており、こことヨシ原とを行き来するのである。護岸はこの往き来を絶やして、彼らの生活を脅かすこととなる。産卵のために陸域から海岸に降りようとして海岸道路を移動中に車に轢き殺されるアカテガニを6月頃よく見るものである。

陸上昆虫の中には、空気呼吸をするにもかかわらず、冠水する潮間帯の上部付近に限って生息する種もいるが、その多くが稀少種である。河口域の潮間帯上部礫下に棲むウミホソチビゴミムシや干潟上部のチゴガニの巣穴に寄居するという奇妙な習性をもったキバネキバナガミズギワゴミムシ、冠水するヨシ原の砂泥中に幼虫が穴居するヨドシロヘリハンミョウなどである。彼らの好む生息場所が海岸の整備事業などによって各地で失われてきた結果が、彼らを稀少種にしてきたと言える。

以上のように岩礁海岸、礫浜海岸、砂浜海岸、砂泥海岸のいずれの潮間帯上縁部も、そこに固有の様々な動物が住み着いている。しかしこの領域は岩場、礫浜、砂浜、泥場を問わず、日本のほとんどの海岸で、既に人為的改変を受けているのが現状である。昨今進められつつある防災対策としての護岸整備や利便性を求めた海岸道路の整備は、この状況にさらに拍車をかけることになり、貴重な生物たちを絶滅に追いやる危険性をもっていることを警鐘したい。

原 著

標本情報から見た琵琶湖・淀川水系における かつてのヌマムツの生息状況とその変化

特定非営利活動法人日本国際湿地保全連合
大阪経済法科大学

井 藤 大 樹
川 瀬 成 吾

The former inhabiting status of *Candidia sieboldii* in the Lake Biwa / Yodo River basin, and its change elucidated using specimen collections. Taiki Ito* (*Wetlands International Japan*) and Seigo Kawase (*Osaka University of Economics and Law*)

We examined the specimens of *Candidia sieboldii* in storehouses of some museums to evaluate inhabiting status of the species belonging to Lake Biwa / Yodo River basin from the late 1800s to the late 1900s. In this survey, 58 collections and 313 individuals were found. The oldest specimens were caught from the Seta River in 1895. Nine individuals caught from Ogura-ike in 1903 were observed. Our survey suggests that *C. sieboldii* was previously distributed across lentic waters of Lake Biwa / Yodo River basin. However, the distribution of *C. sieboldii* has recently decreased because of reclamations of the lagoons and Ogura-ike, river improvements, and invasion of alien species.

Keywords: alien species, conservation, cyprinid fishes, Naiko lagoon, Ogura-ike

要旨: 琵琶湖・淀川水系におけるヌマムツの過去から現在の生息状況の変遷を明らかにすることを目的とし、2000 年以前に採集されたものを対象とした博物館標本の調査を実施した。調査の結果、琵琶湖・淀川水系のヌマムツ標本 58 ロット 313 個体が確認された。確認された標本の中には、1895 年に瀬田川で採集されたもののや、1900 年代前半の巨椋池や木幡池で採集されたものが含まれていた。また、ヌマムツはかつて、琵琶湖・淀川水系の止水環境に広く生息していたが、琵琶湖周辺では 1940 年から 1980 年代後半にかけての内湖の干拓・湖岸の改修・外来種の侵入によって、かつて巨椋池が存在していた地域では、1931 年から 1941 年の巨椋池の干拓によって、淀川では、1980 年代半ば以降の河川改修・外来種の侵入によって、その個体数を急激に減少させたことが明らかとなった。標本調査から得られる情報は、生物多様性保全に有用であり、その活用が望まれる。

キーワード: 外来種, 保全, コイ科魚類, 内湖, 巨椋池

はじめに

ヌマムツ *Candidia sieboldii* は、コイ目コイ科クセノキブリス亜科に属する純淡水魚で（細谷, 2013; Kottelat, 2013）、濃尾平野以西の本州と四国北東部、九州北部に分布する日本固有種である

（細谷, 2013）。本種は、国内では中部以西の本州と四国、九州に分布するカワムツ *C. temminckii* と形態的に酷似しており、かつては同種として取り扱われていた（例えば田中, 1934; 内田, 1939; 中村, 1969; 宮地ほか, 1976 など）。水口ほか(1989)によって、カワムツ内に、形態的な 2 型が存在す

ることが報告され、それらはカワムツ A 型と B 型に区分された (片野, 2002)。その後の遺伝・生態・形態的な研究を受け, Hosoya et al. (2003) は, Temminck & Schlegel (1846) により記載された *Leuciscus sieboldii* と *L. temminckii* のタイプ標本を精査し, カワムツ A 型が *L. sieboldii* に, B 型が *L. temminckii* に該当することを明らかにし, 前者を新たにヌマムツと名づけ, 後者にカワムツの和名を当てた。

本種は, その和名の示す通り, 池沼や水田地帯の水路といった止水環境を好んで生息する傾向にある (Hosoya et al., 2003)。人為的な影響を受けやすい河川下流部を主な生息場所とする本種は, 山口県, 愛媛県のレッドリストでは絶滅危惧 IA 類 (山口県野生生物保護対策検討委員会, 2002; 愛媛県レッドデータブック改訂委員会, 2014), 大阪府, 香川県では絶滅危惧 II 類 (香川県希少野生生物保護対策検討会, 2004; 大阪生物多様性保全ネットワーク, 2014), 岐阜県, 京都府, 奈良県, 徳島県, 福岡県, 大分県では準絶滅危惧種に選定されている (岐阜県 URL : http://www.pref.gifu.lg.jp/kurashi/kankyo/shizenhogo/c11265/index_17185.html 2017.10 参照; 大分県 URL : <http://www.pref.oita.jp/10550/reddata2011/reddata2011/reddatabook.html> 2017.10 参照; 徳島県 URL : http://www.pref.tokushima.jp/kankyo/kankoubutu/red_date.html 2017.10 参照; 福岡県環境部自然環境課, 2014; 京都府自然環境保全課, 2015; 奈良県レッドデータブック改訂委員会, 2016)。また, 滋賀県のレッドリストでは, 本種は分布上重要種と位置づけられている (滋賀県生きもの総合調査委員会, 2016)。

琵琶湖・淀川水系は, 日本有数の大水系であり, 国指定の天然記念物であるイタセンパラ *Acheilognathus longipinnis*, アユモドキ *Parabotia curta* をはじめ, 日本に生息する純淡水魚類の約

3 分の 2 にあたるおよそ 13 科 38 属 60 種が生息するなど (西野, 2009), 淡水魚類の多様性が極めて高いことで知られ, 我が国の淡水魚類のホットスポットと言える。しかし, 近年の河川改修, 土地利用の変化, 外来生物の侵入等により, 本水系における淡水魚類を取り巻く環境は急激に悪化している (西野, 2009; 大阪生物多様性保全ネットワーク, 2014; 京都府自然環境保全課, 2015; 滋賀県生きもの総合調査委員会, 2016)。

琵琶湖・淀川水系のうち, 琵琶湖周辺では, 本種の分布に関する情報が比較的多く蓄積されている (中島ほか, 2001; 琵琶湖博物館うおの会, 2005; 藤田ほか, 2008)。中島ほか (2001) では, 本種は, 琵琶湖南湖においてブルーギル *Lepomis macrochirus* が生息する湖岸域や河川下流部には分布せず, ブルーギルと生息域が重複しない湖岸から離れた場所に出現することから, ブルーギルの侵入による影響を強く受けている可能性が示唆されている。また, 滋賀県内にて網羅的な魚類調査を実施した琵琶湖博物館うおの会 (2005) では, 琵琶湖東部の平野下流部, 安曇川デルタ, 堅田内湖周辺を中心に本種が生息していることが示されている。かつての内湖の魚類相推定を目的として標本調査を実施した藤田ほか (2008) では, 入江内湖などでいくつかのヌマムツ標本が確認されている。一方, その他の地域では, 行政が発行する報告書や (例えば, 水生生物センター, 2013 など), 水路の魚類群集を対象とした論文 (田中ほか, 2015) で本種が確認されたことについて言及しているものの, それらは, 近年の情報に留まり, 過去の本種の生息状況は不明である。

中島ほか (2001), 琵琶湖博物館うおの会 (2005) の研究・調査は, 本種の滋賀県内での詳細な分布データを提示しているが, 2000 年前後の調査に基づく情報であり, それ以前の滋賀県内におけるヌマムツの生息情報は不明である。本種の滋賀県

での過去の生息情報については、藤田ほか（2008）にて一部調査されているが、当調査では琵琶湖周辺の内湖に焦点が当てられており、琵琶湖・淀川水系を網羅したヌマムツのかつての生息状況を推定するには情報が少ない。

さらに、本種の分類学的取り扱いの変更も相まって、過去の文献情報からかつての生息状況を推定することも困難である。個体数を減じているとされる本種の現状を正確に評価し、保護対策を講じるためには、かつての本種の生息情報が必要不可欠である。そこで本研究では、琵琶湖・淀川水系で採集されたヌマムツの標本調査を行ない、当地域における本種の過去の分布や生息地に関する情報を収集すると共に、本種の過去から現在の生息状況の変遷を明らかにすることを目的とした。

材料と方法

本研究では、滋賀県立琵琶湖博物館（LBM）、国立科学博物館（NSMT-P）、大阪市立自然史博物館（OMNH）に保存されている標本から採集地が琵琶湖・淀川水系のものを抽出し調査した。調査対象の標本は、詳細な分布情報の少ない2000年以前に収集されたものとした。本調査では、ヌマムツが採集された場所を、1：琵琶湖エリア（琵琶湖とその流入河川および瀬田川）、2：巨椋池エリア（かつて巨椋池が存在していた地域：京都府南部周辺）、3：淀川エリア（淀川とその流入河川）に便宜上区分した。なお、採集場所が琵琶湖流入河川河口付近と記載されていた個体については琵琶湖内で、内湖流入河川河口付近あるいは内湖付近と記載されていた個体については内湖内で捕獲された標本として取り扱った。

ヌマムツとカワムツとの識別は、細谷（2013）および Ito et al.（2017）に従い、側線鱗数 53 以

上、臀鰭分岐軟条数 9、前鰓蓋下顎管が側頭管と接続しないものをヌマムツとした。両種の識別形質として、細谷（2013）では胸鰭と腹鰭前縁の色の差異が挙げられているが、本形質は、標本化するとまもなく消失するため両種の識別には使用しなかった。

また、標本瓶や標本と共に保存されているラベルに記された採集年月日や採集方法等の情報も記録した。

結果

エリアごとの標本情報を Table 1 に示す。標本番号や府県以下の採集場所、採集年月日情報が不明な場合については当該情報を省略した。

調査の結果、琵琶湖・淀川水系のヌマムツ標本 58 ロット 313 個体が確認された。確認された中でもっとも古い標本は、1895 年に瀬田川で採集されたものであった。琵琶湖エリアで確認された標本は 53 ロット 275 個体で、その多くは、主に琵琶湖東岸周辺の広域で採集されていた。巨椋池エリアでは、4 ロット 37 個体の標本が確認でき、1900 年代前半の巨椋池（Fig. 1）や木幡池の標本が含まれていた。淀川エリアでは 1 ロット 1 個体のみ標本が確認された。

採集場所の環境に注目すると、琵琶湖内が 2 ロット 9 個体、内湖が 12 ロット 22 個体、琵琶湖流出河川（瀬田川）が 1 ロット 8 個体、琵琶湖周辺の水路が 3 ロット 5 個体、巨椋池 1 ロット 9 個体、木幡池 1 ロット 5 個体、淀川 1 ロット 1 個体、不明が 37 ロット 254 個体であった。西野水道付近および野田沼付近で採集された個体は、エリで捕獲されており、余呉川河口付近では追いサデにて捕獲されていた。

Table 1. List of specimens of *Candidia sieboldii* from the Lake Biwa / Yodo River basin.

Area	Institution	Registration No.	Locality	Date	Number of individuals
Lake Biwa	LBM	1210003545	—	1996	1
		1210004511	Moriyama	1992. 10. 6	1
		1210004512	same as above	1995. 9. 28	1
		1210004513	same as above	same as above	1
		1210005185	Shin-asahi, Takashima	1997. 9. 11	7
		1210005195	same as above	same as above	4
		1210005229	Adogawa, Takashima	1997. 9. 6	9
		1210005230	same as above	same as above	3
		1210006393	Makino, Takashima	1992. 9. 27	1
		1210007447	Otsu	—	1
		1210007732	Kinomoto, Nagahama	1993. 10. 23	3
		1210007735	same as above	1993. 9. 24	1
		1210007775	same as above	1993. 7. 31	1
		1210007802	Moriyama	1992. 10. 6	6
		1210007824	same as above	1993. 3. 10	1
		1210009070	Otsu	1990. 6. 7	1
		1210010145	Minakuchi, Koga	1996. 8. 21	3
		1210010164	same as above	1996. 10. 18	6
		1210010289	Kohoku, Nagahama	1976. 6. 1	1
		1210011322	Yogo, Nagahama	1986. 7. 15	2
		1210011362	same as above	1976. 7. 25	7
		1210011754	Kinomoto, Nagahama	1995. 10. 20	7
		1210011899	Shigaraki, Koga	1995. 5. 27	85
		1210011929	Tsuchiyama, Koga	—	11
		1210013167	Otsu	1998. 4. 22	1
		1210013233	Omi, Maibara	1998. 4. 26	1
		1210013250	Biwa, Nagahama	same as above	1
		1210013315	Kinomoto, Nagahama	1998. 5. 3	2
		1210013415	Minakuchi, Koga	1998. 5. 10	8
		—	Hino, Gamo	1998. 5. 10	2
		1210014269	Kohoku, Nagahama	1976	13
		1210015488	Kusatsu	—	1
		1210027340	Kohoku, Nagahama	1976	27
		1210027341	Kohoku, Nagahama	same as above	9
	NSMT-P	1932	Seta River, Omi	1895. 4	8
		SK540	Irigation canal, Hirata, Hikone	1951. 4. 15-16	3
		SK2801	Near the mouth of Okawa River, Shiotsu	1962. 10	3
		SK1449	Hikone	1959. 12. 8	2
		44175	Lake Biwa	—	6
		—	Iso (Irie) costal lagoon	1941. 5-6	11
	OMNH	19105	The mouth of Yogo River, Yogo, Nagahama	1965. 9. 15	1
		19136	Near the Nishino water canal, Kohoku, Nagahama	1965. 6. 22	1
		19137	same as above	same as above	1
		19153	Near Noda costal lagoon, Ogami, Kohoku, Nagahama	same as above	1
		19154	same as above	same as above	1
		19155	same as above	same as above	1
		19156	same as above	same as above	1
		19157	same as above	same as above	1
		19158	same as above	same as above	1
		19159	same as above	same as above	1
		19160	same as above	same as above	1
		19161	same as above	same as above	1
		19162	same as above	same as above	1
Ogura-ike	LBM	12100012165	Kyotanabe	1991. 5. 5	5
		12100012233	same as above	1991. 5. 17	18
	NSMT-P	1754	Ogura-ike, Kyoto	1903. 8	9
		78173	Kobata-ike, Uji	1939. 3. 17	5
River Yodo	LBM	12100012902	—	1984. 7. 31	1

LBM, Lake Biwa Museum; NSMT-P, National Science Museum; OMNH, Osaka Museum of Natural History



Fig. 1. The specimens of *Candidia sieboldii* collected from Ogura-ike in 1903 and their attached label.
A: the specimens of *C. sieboldii*; B: the label of the specimens.

考察

今回の調査により、明治時代にあたる 1895 年の標本や、第二次世界大戦中にあたる 1941 年の標本など貴重な標本が確認された。国立科学博物館、大阪市立自然史博物館では比較的古い標本が所蔵されており、滋賀県立琵琶湖博物館の標本は 1900 年代後半に採集されたもので構成されていた。以下より、エリア毎にかつてのヌマムツの生息状況と過去から現在にかけての生息状況の変化

を考察する。

琵琶湖エリア

標本調査で確認したヌマムツの採集場所は主に琵琶湖東岸周辺で、西側は高島市のみであった。これは、1999 年からの調査結果をまとめた琵琶湖博物館うおの会（2005）でも同様で、湖西側での本種の分布は古くから堅田内湖周辺や安曇川デルタなど一部に限られており、近年減少したものではないと考えられた。

本調査から、かつては入江内湖や野田沼といった内湖に本種が普通に生息していたことが伺える。琵琶湖とその周辺の魚類相を調べた黒田（1953）では、いくつかの内湖でカワムツが採集されたと報告しており、本調査の結果からこれらはヌマムツに当たると考えられる。しかし、近年の調査では内湖で本種の生息はほとんど確認されていない（琵琶湖博物館うおの会，2005；西野・浜端，2005）。1942 年から 1971 年にかけて、農地造成のために内湖が次々と干拓され（琵琶湖干拓史編さん委員会，1970）、残存するものもその面積を大きく減じている（西野・浜端，2005）。淡水魚の中でもアユモドキやカワバタモロコ *Hemigrammocypripis neglectus*、イチモンジタナゴ *Acheilognathus cyanostigma* など、内湖に依存して生息していた種は、内湖の消失に合わせ絶滅あるいは個体数が壊滅的に減少している（西野・浜端，2005；藤田ほか，2008）。かつてヌマムツは、琵琶湖周辺の河川下流部や水路に加え、内湖も生息場所として利用していたが、干拓等の急激な環境変化により、アユモドキやカワバタモロコなどと共に大きな被害を受けたと推察される。

現在、琵琶湖沿岸部では、ヌマムツの生息はほとんど確認されていない（琵琶湖博物館うおの会，2005）。また、1950 年から 1965 年にかけて、塩津や余呉湖といった琵琶湖北端で採集さ

れた標本が確認されたが、琵琶湖博物館うおの会(2005)の調査では確認されていない。1965年に西野水道付近および野田沼付近で採集された標本は、エリにて捕獲されており、エリを用いた漁は、琵琶湖沿岸など開けた水域で行われる。また、NSMT-P44175は、採集地が琵琶湖と記載されており、湖内で採捕された可能性が高い。かつて本種は、内湖や河川、水路のみならず、琵琶湖東岸から北部の沿岸域や余呉湖にも広く分布していた可能性がある。沿岸域にて本種の個体数が減少した要因として第一に考えられるのは1980年代後半に進んだ湖岸道路の建設に伴う湖岸の改修である。1940年代末頃には湖岸にヨシ帯が発達しており、湖岸線は地形的に変化に富む浅瀬が広がっていた(西野・浜端, 2005; 西野ほか, 2017)。かつて、ヌマムツはこのような環境を利用し、生息していたものと考えられる。また、近年、琵琶湖沿岸域ではヤオオクチバスやブルーギルなどの外来魚が優占し、在来魚の生存を脅かしている。中島ほか(2001)ではヌマムツとブルーギルの分布域が重ならないことから、本種はブルーギルの影響を強く受けていることが示唆されている。湖岸域の改変に加え、外来魚の増加が琵琶湖沿岸域における本種の個体群を縮小させた可能性が高い。

巨椋池エリア

巨椋池は、桂川・木津川・宇治川が合流している京都府南部にかつて存在した広大な遊水池である。巨椋池は、流入河川の季節的な流量変化の影響により、水域面積が大きく増減し、降雨の多い時期には、広大な一時的止水環境が広がっていた(池本, 1962)。広大な氾濫原環境を支えていた巨椋池には、イタセンパラやアユモドキをはじめ、多様な淡水魚類が生息していたが(中村, 1969; 西野, 2009), 1900年から1903年には淀川の大

規模改修工事に伴い、巨椋池からの排水路が廃川となり、1933年から1941年の干拓工事により池は埋め立てられた。

本調査により、巨椋池干拓工事前である1903年のヌマムツ標本が確認された(Fig. 1)。現在、巨椋池が存在していた地域には、わずかな水田地帯が残るのみで、イタセンパラ、アユモドキは姿を消した。巨椋池に生息していたヌマムツの個体数も、干拓により大きく減少したと考えられるが、本種は現在でも周辺の水路や水田等を利用し、局的ながら個体群を維持している(京都府自然環境保全課, 2015; 田中ほか, 2015)。

本調査で確認された標本は、現在では消失してしまった巨椋池の生物相や環境を推測する上で非常に重要な証拠の1つであると共に、当地域の生物多様性保全を実行する際には、保全目標の設定に不可欠な情報となるだろう。

淀川エリア

本調査により、1984年に淀川で採集された標本が1ロット1個体のみ確認された。1970年代に淀川で調査を実施した紀平・長田(1974)では、淀川のワンドやタマリにて少数のカワムツを確認している。採集された場所は、下流部の止水環境であることから、紀平・長田(1974)が採集したカワムツはヌマムツである可能性が高い。しかし、現在では、ヌマムツは淀川本流ではまったく確認されておらず(田中・平松, 2004), 淀川流入河川の一部で個体群が維持されている状態である(大阪生物多様性保全ネットワーク, 2014)。

淀川を代表する水環境であるワンドは、琵琶湖内湖や巨椋池などの氾濫原環境の代償環境として、それらが干拓された後、アユモドキやイタセンパラ、スジシマドジョウ類 *Cobitis* spp. などの希少淡水魚類の個体群維持に重要な役割を果たしてきた(河合, 2011)。アユモドキなどと同様に、

ヌマムツにとっても、ワンドは個体群を維持するために重要な生息環境であったと推測される。しかし、1980年代半ばより、淀川の河川構造が大きく変化し、それまで淀川の魚類相を支えていたワンドからアユモドキやイタセンパラ、イチモンジタナゴ、ヨドコガタスジシマドジョウ *Cobitis minamorii yodoensis* などの多くの淡水魚類が姿を消したとされる（河合，2011）。1980年代以降、河川改修による水位の安定化、外来種の侵入等により、ワンドの環境が悪化し、ヌマムツの個体数が減少した可能性が高い。

保全への提言

ヌマムツはかつて、琵琶湖・淀川水系の止水環境に広く生息していたが、琵琶湖エリアでは1940年から1980年代後半にかけての内湖の干拓や湖岸の改修、外来種の侵入によって、巨椋池エリアでは、1931年から1941年の巨椋池の干拓によって、淀川エリアでは、1980年代半ば以降の河川改修や外来種の侵入によって、その個体数を近年急激に減少させたことが明らかとなった。特に、大阪府や京都府では本種が激減し、絶滅危惧種に指定されている（大阪生物多様性保全ネットワーク，2014；京都府自然環境保全課，2015）。滋賀県内では、現在でも比較的広範囲に分布しているが、内湖干拓や湖岸の改修が始まる前である1900年代前半と比べれば状況は確実に悪化していると言える。イタセンパラやアユモドキとは異なり、比較的まとまった個体群が残る今だからこそ、湖岸域や内湖、ワンド、水田の用排水路の環境改善や外来魚駆除を継続し、琵琶湖・淀川水系における本種の個体群の維持・回復を図るべきだろう。ヌマムツの保全のためには、琵琶湖エリアでは1940年以前の湖岸や内湖の環境を、淀川エリアでは、1980年以前の環境を目標として設定

することが妥当である。巨椋池エリアについては、水路等に残存する個体群の維持が必要である。これらの地域における生息環境の改善には、目標として設定した時代の航空写真や地形図、写真等が有用な資料となるだろう。

本調査でその一端を示した通り、各地の博物館や大学、あるいは個人的に所蔵されている標本は、生物多様性保全の目標や評価基準を科学的に定めるための貴重な情報を提供する。標本には形態などの生物学的な情報のみならず採集年月日や採集場所、採集者等の情報が付与されており、それらの情報を活用することで、どの種が、どの時代に、どんな環境に生息していたのかを知ることができる。これらの標本情報を活用すれば、対象地域の生物多様性が健全であった時代の生物相や環境を推定でき、現在との比較や保全目標の設定が可能となる。琵琶湖・淀川水系における生物多様性保全に本調査の情報が活用されるのはもちろんのこと、他の地域においても標本情報を組み込んだ生物多様性保全戦略が広がることを期待する。

謝辞

本調査を遂行するにあたり、国立科学博物館の篠原現人博士、中江雅典博士、大阪市立自然史博物館・元学芸員の波戸岡清峰氏、滋賀県立琵琶湖博物館の松田征也氏には各博物館に所蔵されている標本の調査について許可をいただいた。また、本調査は滋賀県生きもの総合調査の一環として滋賀県の助成を受けて実施した。この場を借りて御礼申し上げる。

引用文献

琵琶湖博物館うおの会．2005．みんなで楽しんだうおの会－身近な環境の魚たち－．琵琶湖博物

- 館研究調査報告書, 23 : 1 - 233.
- 琵琶湖干拓史編さん委員会. 1970. 琵琶湖干拓史. 474pp. 琵琶湖干拓史編纂事務局, 滋賀.
- 愛媛県レッドデータブック改訂委員会. 2014. 愛媛県レッドデータブック 2014 - 愛媛県の絶滅のおそれのある野生生物 -. 366 pp. 愛媛県県民環境部環境局自然保護課, 松山.
- 藤田朝彦・西野麻知子・細谷和海. 2008. 魚類標本から見た琵琶湖内湖の原風景. 魚類学雑誌, 55 : 77 - 93.
- 福岡県環境部自然環境課. 2014. 福岡県レッドデータブック 福岡県の希少野生生物. 276pp. 福岡県総務部県民情報広報課, 福岡.
- 細谷和海, 2013. ダニオ亜科. 「日本産魚類検索全種の同定 第三版」(中坊徹次編), pp. 317 - 319. 東海大学出版会, 秦野.
- Hosoya, K., H. Ashiwa, M. Watanabe, K. Mizuguchi & T. Okazaki. 2003. *Zacco sieboldii*, a species distinct from *Zacco temminckii* (Cyprinidae). Ichthyological Research, 50 : 1-8.
- 池本甚四郎. 1962. 巨椋池干拓誌. 737pp. 巨椋池土地改良区, 京都.
- Ito, T., T. Fukuda, T. Morimune & K. Hosoya. 2017. Evolution of the connection patterns of the cephalic lateral line canal system and its use to diagnose opsariichthyin cyprinid fishes (Teleostei, Cyprinidae). Zookeys, 718 : 115-131.
- 香川県希少野生生物保護対策検討会, 2004. 香川県レッドデータブック 香川県の希少野生生物. 416pp. 香川県環境森林部環境・水政策課, 高松.
- 片野 修. 2002. カワムツB型. 「日本の淡水魚」(川那部浩哉・水野信彦・細谷和海編), pp. 239 - 243. 山と溪谷社, 東京.
- 河合典彦. 2011. 淀川の水環境とその変遷 : 大規模な河川構造の改変が水環境に与えた功罪. 「絶体絶命の淡水魚イタセンパラ 希少種と川の再生に向けて」(日本魚類学会自然保護委員会編), pp. 71 - 98. 東海大学出版会, 秦野.
- 紀平 肇・長田芳和. 1974. 魚類および貝類. 「淀川河川敷における生態調査報告書」(淀川河川敷調査委員会編), pp. 202 - 251. 近畿地方建設局淀川工事事務所, 大阪.
- Kottelat, M. 2013. A catalogue and core bibliography of the fishes known to occur in freshwaters, mangroves and estuaries. Raffles Bulletin of Zoology, 27 : 1-663.
- 黒田長禮. 1953. 琵琶湖産魚類とその分布. 魚類学雑誌, 2 : 271 - 284.
- 京都府自然環境保全課. 2015. 京都府レッドデータブック 1 野生生物編. 503pp. 京都府自然環境保全課, 京都.
- 水口憲哉・渡辺昌和・岡崎登志夫・細谷和海. 1989. カワムツ, *Zacco temminckii* の2型について - V, A型(湖沼型)と *Leuciscus sieboldii* との関連. 平成元年度日本魚類学会年会講演要旨.
- 宮地伝三郎・川那部浩哉・水野信彦. 1976. 原色日本淡水魚類図鑑. 462pp. 保育社, 大阪.
- 中島経夫・藤岡康弘・前畑政善・大塚泰介・藤本勝行・長田智生・佐藤智之・山田康幸・濱口浩之・木戸祐子・遠藤真樹. 2001. 滋賀県湖南地域における魚類の分布パターンと地形との関係. 陸水学雑誌, 62 : 261 - 270.
- 中村守純. 1969. 日本のコイ科魚類. 455pp. 資源科学研究所, 東京.
- 奈良県レッドデータブック改訂委員会. 2016. 大切にしたい奈良県の野生動植物 - 奈良県版レッドデータブック 2016 改訂版 -. 791pp. 奈良県くらし創造部景観・環境局 景観・自然環境課, 奈良.
- 西野麻知子. 2009. とりもどせ! 琵琶湖・淀川の原風景 - 水辺の生物多様性に向けて. 292pp.

- サンライズ出版, 彦根.
- , 秋山道雄, 中島拓男. 2017. 琵琶湖岸からのメッセージ保全・再生のための視点. 248pp. サンライズ出版, 滋賀.
- ・浜端悦治. 2005. 内湖からのメッセージ 琵琶湖周辺の湿地再生と生物多様性保全. 253pp. サンライズ出版, 彦根.
- 大阪生物多様性保全ネットワーク. 2014. 大阪府レッドリスト2014. 48pp. 大阪府, 大阪.
- 滋賀県生きものの総合調査委員会. 2016. 滋賀県で大切にすべき野生生物ー滋賀県レッドデータブック 2015 年版ー. 368pp. サンライズ出版, 彦根.
- 水生生物センター. 2013. 大阪府内の川と魚: 河川漁業権漁場実態調査報告書 2012 年調査. 275pp. 大阪府環境農林水産総合研究所, 羽曳野.
- 田中和大・川瀬成吾・須藤允之・辻 晃一・細谷和海. 2015. 京都府久我水路における魚類群集. 地域自然誌と保全, 37: 35 - 45.
- 田中正治・平松和也. 2004. 淀川の生息魚類の分布およびその生態. 水生生物センター研究報告, 12: 1 - 64.
- 田中茂穂. 1934. シイボルトのフワウナ・ヤボニカ中の魚類部に就いて. 「日本動物誌第2巻」(植物文献刊行会編), pp. 325 - 345. 植物文献刊行会, 東京.
- Temminck, G.J. & H. Schlegel. 1846. Pisces : Fauna Japonica. 314 pp. Lugduni Batavorum, Leiden.
- 内田恵太郎. 1939. 朝鮮魚類誌. 458pp. 朝鮮総督府水産試験場, 釜山.
- 山口県野生生物保護対策検討委員会. 2002. レッドデータブックやまぐち 山口県の絶滅のおそれのある野生生物. 513 pp. 山口県環境生活部自然保護課, 山口.

原 著

京都府阿蘇海と由良川下流でのコウロエンカワヒバリガイの分布

奈良大学教養部

岩 崎 敬 二

Distribution of the non-indigenous mytilid bivalve *Xenostrobus securis* in Asokai Lagoon and lower reach of Yura River, Kyoto Prefecture, Japan. Keiji Iwasaki* (*Faculty of Liberal Arts, Nara University*)

Distribution of the non-indigenous mytilid bivalve *Xenostrobus securis* was studied in Asokai Lagoon and lower reach of Yura River, Kyoto Prefecture, Japan, in August 2017. In the Asokai, the species occurred at 12 of 15 sites in the middle and inner parts of the lagoon, while it was not found at the 3 sites near the mouth of the lagoon and outer 3 sites in Miyazu Bay. Salinity of the former 12 sites ranged from 14 to 30, and that of the latter 6 sites from 30 to 40. Its density tended to be higher in the inner lagoon. In the Yura River, it occurred at lower 3 sites near the mouth of the river, but it was not found at upper 2 sites, both on the left and right banks, respectively, and at 2 sites out of the river (Yura Beach and Kanzaki Beach). Salinity of the former 6 sites ranged from 7 to 20, and that of the latter 6 sites from 2 to 9 or over 34. Its density was highest at the 2 sites 2 km upstream the river mouth both on the left and right banks. The mussel population in the Asokai consisted of a cohort with mean shell length of 14.9 mm, while that in the Yura River consisted of two cohorts with mean shell lengths of 14.2 mm and 25.4 mm, respectively.

Keywords : Asokai Lagoon, Distribution, Non-indigenous bivalve, *Xenostrobus securis*, Yura River

要旨 : 2017 年 8 月に、イガイ科の外来汽水性二枚貝コウロエンカワヒバリガイの分布を京都府の阿蘇海と由良川で調査した。阿蘇海では、15 ヶ所のうち湾の奥部と中部の 12 ヶ所で確認されたが、湾口の 3 ヶ所と阿蘇海外の宮津湾に面する 3 ヶ所では発見されなかった。発見場所の塩分は 14 ~ 30 で、未発見場所のそれは 30 ~ 40 であった。密度は湾口部よりも湾奥部の方が高い傾向にあった。由良川では、左岸・右岸ともにそれぞれ 5 ヶ所で調査したが、両岸ともに河口に近い 3 ヶ所で確認され、より上流の 2 ヶ所と河口外の由良浜・神崎浜では発見されなかった。発見場所の塩分は 7 ~ 20 で、未発見場所のそれは 2 ~ 9 と 34 以上であった。阿蘇海の個体群は 14.9mm の平均殻長を持つ 1 つのコホートからなり、由良川のそれは、それぞれ 14.2mm と 25.4mm の平均殻長を持つ 2 つのコホートからなっていた。

キーワード : 阿蘇海, 外来汽水性二枚貝, コウロエンカワヒバリガイ, 分布, 由良川

はじめに

コウロエンカワヒバリガイ *Xenostrobus securis* は、オーストラリアおよびニュージーランド原産 (Wilson, 1968, 1969) で、船体付着により日本に移入されたと考えられている外来汽水性二枚貝である (Kimura et al., 1999 ; 大谷, 2004 ; 木村・

大谷, 2007)。日本だけでなく、韓国の南岸 (白藤・佐藤, 2003), 香港 (Morton & Leung, 2015), イタリアのアドリア海 (Lazzari & Rinaldi, 1994 ; Barbieri et al., 2011), スロベニア (De Min & Vio, 1997), フランスの地中海沿岸 (Gofas & Zenetos, 2003), スペインの大西洋沿岸 (Garci et al., 2007 ; Pascual et al., 2010 ; Adarraga & Martinez,

2012) にも侵入したことがわかっている。海外では、在来種を被覆して成長を遅くするまたは死滅させる等の被害が懸念される (Lazzari & Rinardi, 1994 ; Sabelli & Speranza, 1994 ; Mizzan, 1999 ; Gofas & Zenetos, 2003 ; Morton & Leung, 2015) 一方で、地中海では当地の在来種ムラサキイガイ *Mytilus galloprovincialis* と共存し、ムラサキイガイの稚貝の加入と成長を促進しているとの報告もある (Babarro & Abad, 2013 ; Babarro & Comeau, 2014 ; Gestoso et al., 2012, 2014)。

日本では、1972 年の岡山県児島湖での初発見 (木村, 2001) 以降、東京湾、浜名湖、三河湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海、四国等の太平洋側の各地に分布を拡大し (大谷, 2002 ; 岩崎ほか, 2004), 2000 年以降には九州の各地でも記録されるようになった (飯島, 2007)。浜名湖 (Abdel-Razek et al., 1993a, 1993b ; Kimura & Sekiguchi, 2009, 2012), 和歌山県紀の川河口 (Iwasaki & Yamamoto, 2014), 福岡県洞海湾 (小濱ほか, 2001) では 1 年間以上の個体群動態の調査が行われており、生活史や繁殖期、個体群構造等が明らかにされている。漁船、漁具や養殖牡蠣の汚損生物として漁労への負荷を与えており (岩崎, 2005, 2007), 大発生した場合には汽水域に生息する在来固着生物を被覆して死滅させる (川崎ほか, 2016), 汽水域潮間帯に成立する在来種による帯状構造を破壊する (Iwasaki & Yamamoto, 2014), ヤマトシジミの斃死 (山根・三浦, 2007 ; 島根県水産技術センター, 2010) や稚貝の種苗生産を阻害する (福井県内水面総合センター, http://www.pref.fukui.lg.jp/doc/021033/kyoudou/seika25_d/fil/sijimi.pdf#%search=%27 2018.1 参照) などの被害を発生させている。

規模の大きな国際港湾が少なく、干満の差が小さいために広い潮間帯がない日本海側では、太平洋側に比べて外来海洋生物の侵入地点が少な

く、侵入や分布拡大の時期も遅い傾向にある (大谷, 2002 ; 岩崎ほか, 2004 ; Iwasaki, 2006 ; 岩崎, 2013)。本種もその例外ではなく、太平洋・瀬戸内海側では現在までに少なくとも 84 もの河川河口や干潟で報告されているが (岩崎ほか, 2004 ; 飯島, 2007 ; 国土交通省河川環境データベース, <http://mizukoku.nilim.go.jp/ksnkankyo/> 2018.3 参照), 日本海側での初発見は日本での初発見より 10 年遅い 1982 年・福岡県洞海湾であり (山西ほか, 1985), 2013 年の時点では山形県鶴岡市から博多湾までの 22 ヶ所でしか発見されていない (岩崎, 2013)。現在、本州北部の日本海沿岸で分布を広げつつあるが (岩崎・福田, 2011 ; 岩崎, 2015), こういった日本海側での報告のほとんどは本種の発見記録だけであり、密度の報告は洞海湾しかなかった (小濱ほか, 2001), 本州の日本海側では一例もない。

京都府沿岸には、久美浜湾、阿蘇海、由良川河口、舞鶴湾等、本種の定着が可能な汽水域がいくつもある。府下での本種の初発見は 1996 年由良川河口 (国土交通省河川環境データベース (URL は前述 2018.1 参照)) で、2011 年には阿蘇海 (倉持ほか, 2012) でも初めて発見されている。筆者が 2006 年に行った阿蘇海の調査では本種は発見されていなかったため、阿蘇海への侵入は 2007 年以降であったと思われる (岩崎, 2017)。2016 年の京都府海岸全域を対象とした外来海洋無脊椎動物調査では、本種が発見されたのは由良川河口の 1 ヶ所と阿蘇海の 3 ヶ所だけであった (岩崎, 2017)。ただし、両所での詳細な分布調査や密度・殻長組成等個体群構造に関わる調査はこれまで行われてこなかった。そこで、阿蘇海と由良川下流域にそれぞれ 15 ヶ所と 12 ヶ所の調査地点を設けて、2017 年 8 月に本種の詳細な分布調査を行った。本報告では各所での棲息の有無や密度等の結果を報告する。

調査方法

阿蘇海と、この水域に天橋立を隔てて隣接する宮津湾では2017年8月4～5日、由良川下流では2017年8月28～29日に調査を行った。阿蘇海では15ヶ所（A1～A15）、宮津湾では3ヶ

所（M1～M3）（Fig. 1, Table 1）、由良川下流域では左岸と右岸のそれぞれに5ヶ所（L1～L5, R1～R5）、河口外の若狭湾に面する由良浜（W1）と神崎浜（W2）に各1ヶ所の合計12ヶ所（Fig. 2, Table 2）に、調査場所を設定した。

水面直下から水深50cmまでの砂泥上にあった

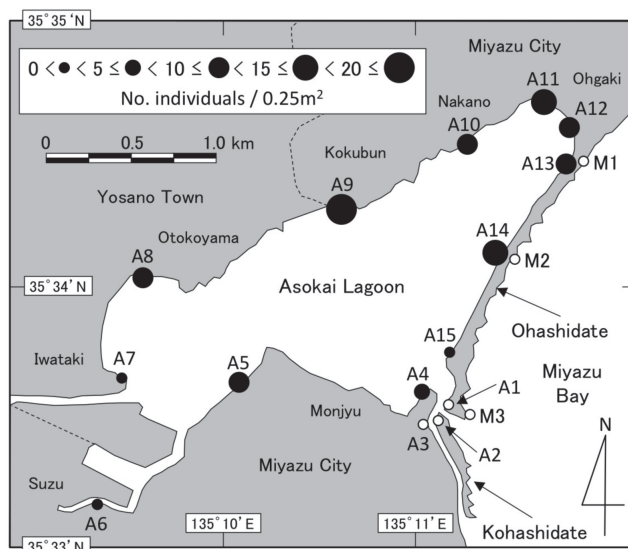


Fig. 1. Study sites and density (0.25m^2) of *Xenostrobus securis* in Asokai Lagoon and Miyazu Bay on 4-5 August 2017. Open circles indicate the sites where *X. securis* was not found. See Table 1 for the details of the study sites.

Table 1. Study sites, salinity, and density (mean, 0.25m^2) of *X. securis* in Asokai Lagoon and Miyazu Bay.

Area	Site no.	Site name	Latitude, Longitude	Salinity	Density
Asokai Lagoon	A1	Daitenkyo	35° 33'33", 135° 11'10"	30	-
	A2	Syohashidate	35° 33'31", 135° 11'08"	30	-
	A3	Shotenkyo	35° 33'30", 135° 11'04"	30	-
	A4	Monjyu	35° 33'35", 135° 11'04"	28	7.0
	A5	Suzu	35° 33'41", 135° 10'07"	26	11.0
	A6	Yoshizu	35° 33'09", 135° 09'20"	14	3.7
	A7	Iwataki	35° 33'40", 135° 09'27"	25	4.7
	A8	Otokoyama	35° 34'08", 135° 09'35"	24	12.0
	A9	Kokubun	35° 34'27", 135° 10'48"	27	20.0
	A10	Nakano	35° 34'47", 135° 11'26"	30	10.7
	A11	Ogaki west	35° 34'52", 135° 11'43"	30	16.3
	A12	Ogaki east	35° 34'46", 135° 11'51"	29	12.0
	A13	Ohashidate north	35° 34'36", 135° 11'51"	26	12.3
	A14	Ohashidate middle	35° 34'10", 135° 11'28"	26	16.0
	A15	Ohashidate south	35° 33'48", 135° 11'13"	24	1.7
Miyazu Bay	M1	Ohashidate north	35° 34'35", 135° 11'53"	39	-
	M2	Ohashidate middle	35° 34'11", 135° 11'32"	40	-
	M3	Ohashidate south	35° 33'31", 135° 11'16"	38	-

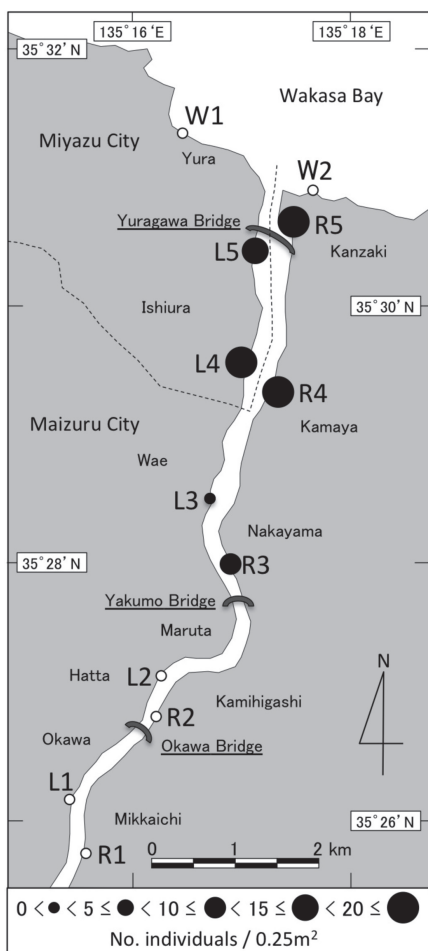


Fig. 2. Study sites and density (0.25m⁻²) of *Xenostrobus securis* in the lower reach of Yura River on 28-29 August 2017. Open circles indicate the sites where *X. securis* was not found. See Table 2 for the details of the study sites.

転石（由良川の L5, R4 地点の 2 ヶ所だけは石積み護岸）を対象として、各所で 50cm × 50cm の方形枠をランダムに 3 つ置き、その中のコウロエンカワヒバリガイをスクレーパーで剥離し採集した。塩分を海水濃度屈折計（S-mille, ATAGO Ltd.）で計測した。なお、両所に最も近い宮津市観測所での、調査日以前 1 週間の 1 日合計降水量は、7 月 30 日 6.0mm, 8 月 22 日 10.5mm, 8 月 26 日 11.0mm であり、両水域の塩分を大きく低下させるような降雨は調査日以前の 1 週間にはなかった（気象庁過去の気象データ検索京都府宮津, http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/daily_a1.php?prec_no=61&block_no=0589&year=2017&month=08&day=&view=p1 2018.1 参照）。

実験室内で足糸や殻に付着した砂泥や藻類等を除去したのち、殻長をノギスで 0.1mm の精度で測定した。その殻長の数値を用いて、FiSAT II (ver. 1.2.2) (Gayanilo et al., 2005) によって、阿蘇海、由良川それぞれの個体群についてコホートの分解を行ない、コホート毎の平均殻長と標準偏差を算出した。

結果

阿蘇海では 15 ヶ所の調査場所のうち 12 ヶ所で発見された (Fig. 1, Table 1)。0.25m² あたりの平

Table 2. Study sites, salinity, and density (mean, 0.25m⁻²) of *X. securis* in the lower reach of Yura River and Wakasa Bay (WB).

Area	Site no.	Site name	Latitude, Longitude	Salinity	Density
Yura River	L1	Okawa	35° 31'15", 135° 17'01"	2	-
	L2	Hatta	35° 26'28", 135° 15'28"	6	-
	L3	Wae	35° 27'13", 135° 16'09"	7	3.3
	L4	Ishiura	35° 28'40", 135° 16'41"	16	20.3
	L5	Yura	35° 29'40", 135° 17'03"	18	16.3
	R1	Mikkaichi	35° 30'57", 135° 17'47"	4	-
	R2	Kamihigashi	35° 26'11", 135° 15'34"	9	-
	R3	Nakayama	35° 27'08", 135° 16'12"	14	13.7
	R4	Kamaya	35° 28'11", 135° 16'55"	20	29.3
	R5	Kanzaki	35° 29'28", 135° 17'13"	15	22.7
WB	W1	Yura Beach	35° 31'27", 135° 16'24"	36	-
	W2	Kanzaki Beach	35° 30'42", 135° 17'26"	34	-

均密度が15を超えた3ヶ所(A9, A11, A14)はいずれも北東部にあり、北東部のそれ以外の3ヶ所(A10, A12, A13)でも10を超えていた。一方、南西部の4ヶ所(A5～A8)の密度はいずれも15以下であり、そのうちの2ヶ所、宮津市須津の宮川河口に位置するA6地点と野田川が流入する与謝野町岩滝のA7地点は5.0よりも低かった。宮津湾への開口部に近い宮津市文殊のA4地点は7.0、大橋立南部のA15地点は1.7だった。発見場所の塩分は14～30の範囲にあった(Table 1, Fig. 3)が、塩分と密度の間の相関関係は認められなかった。発見されなかった3ヶ所は、宮津湾の高塩分海水が流れ込む大橋立最南部(A1:大天橋付近)、小橋立最北部(A2)、小天橋南詰(A3)であり、塩分はいずれも30であった(Table 1)。大橋立の宮津湾側の3ヶ所(M1～M3、塩分38～40)でも発見できなかった。阿蘇海全体で採集された個体の殻長組成は、平均14.9(±5.5SD)mmの1つのコホートから成り立っていた(Fig. 4)。

由良川では、左岸・右岸ともに、河口から5km地点よりも上流に位置する4ヶ所(L1, L2, R1, R2)では発見できなかったが、それより下流から河口にかけての6ヶ所(L3～L5, R3～R5)の全てで発見された(Fig. 2, Table 2)。密度は、左岸・右岸ともに河口より2km上流付近の調査場所(L4, R4)が最も高かった。河口の外の東西両側にあり、若狭湾に面した由良浜(W1)と神崎浜(W2)では発見できなかった。塩分が10～20の範囲の5地点では全て本種が発見され、平均密度も10(0.25m⁻²)を超えていた(Fig. 3)。しかし、10を下回った5ヶ所と30を超えた2ヶ所では、L3地点(密度3.3)を除いて採集されなかった。由良川全体で採集された個体の殻長組成は、14.2(±6.1SD)mmと25.4(±7.2SD)mmを平均値とした2つのコホートで成り立っていた(Fig. 4)。

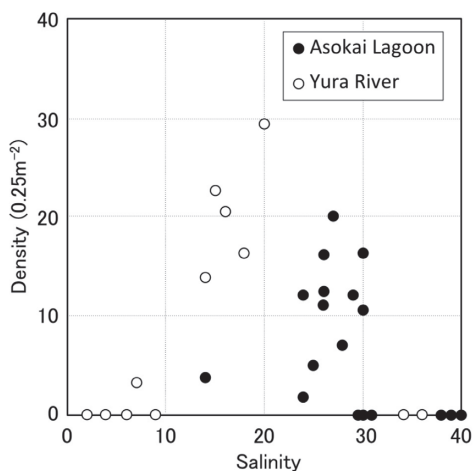


Fig. 3. Salinity and density (0.25m⁻²) of *Xenostorbus securis* at 18 sites in Asokai Lagoon and Miyazu Bay and 12 sites in Yura River and Wakasa Bay.

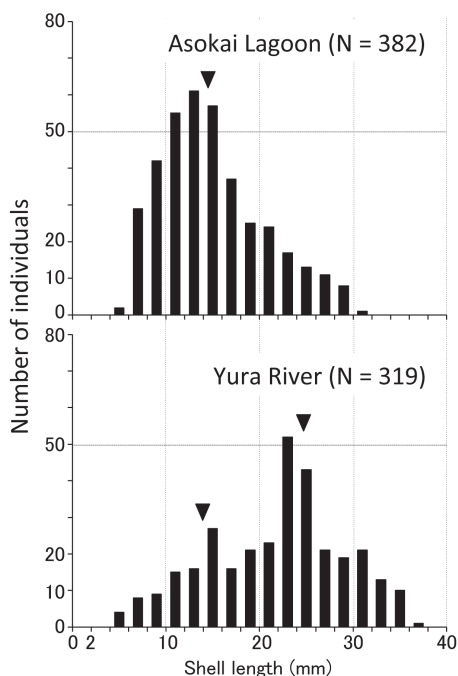


Fig. 4. Shell length histograms of *Xenostorbus securis* in Asokai Lagoon and Yura River. Triangles indicate the mean shell lengths of the cohorts which were detected by the method of Gayanilo et al. (2005).

考察

本種は、阿蘇海と由良川に既に定着して再生産を行っているものと思われる。その理由は、阿蘇海では2011年（倉持ほか，2012）と2016年（岩崎，2017）にも発見されており，今回の調査でも15ヶ所中12ヶ所で発見されていてそのほとんどは阿蘇海の外から本種を定期的に運んで来るような船舶が停泊する港ではないからである。由良川河口でも1996年，2001年，2006年，2011年（国土交通省河川環境データベース（URLは前述2018.1参照）），2016年（岩崎，2017）にも発見されており，2016年8月の調査でも今回とほぼ同様な平均殻長14.1mmと26.9mmの大小2つのコホートが確認され（岩崎，未発表），本種を定期的に運んでくるような船舶が停泊する港がこの水域の内外にはないからである。

本種の殻長20mm以上の個体の塩分耐性を室内で調べた木村ほか（1995）は，塩分0と3の水中ではほぼ全ての個体が10日間ずっと殻を閉じ続け，実験開始後7日目から死亡個体が発生し始めたが，塩分10，20，30ではほぼ全ての個体が10日間ずっと殻を開けて出入水管を伸長させており死亡個体は全く出現しなかったことを報告している。また，野外の分布調査では，塩分30を超える場所には本種が出現しない（洞海湾：小濱ほか，2001）か，ごく低密度となる（浜名湖：Abdel-Razek et al., 1993b）こと，本種が定着していると思われる日本海沿岸の水域の塩分は7～34であること（岩崎，2013）が示されている。本調査でも，阿蘇海と由良川河口での本種の生息の有無や密度には，塩分が影響していることが推察された。塩分10以下または30を超えるほとんどの地点で，本種の生息が確認できなかったからである（Fig. 3）。由良川では，塩分7の1ヶ所で低密度ながら発見されたが，上記のような過去の研究

例から考えれば，これが棲息限界に近い塩分環境であったと思われる。また，阿蘇海で発見されなかった3ヶ所（A1～A3）の塩分は30であったが，いずれも湾口に位置しており上げ潮の時には30を超える高塩分の海水が宮津湾から流入する場所であったことが，本種の不在と関係していたかもしれない。

塩分と本種の密度の関係については，年間を通して密度が最も高い場所の塩分変動は15～25の範囲内である事をAbdel-Razek et al. (1993a) が浜名湖で示している。本研究でも，由良川での密度は塩分15～20の範囲で高かった（Fig. 3）。ただし，阿蘇海での塩分濃度と密度との関係は明確ではなかった。Iwasaki & Yamamoto (2014) は，和歌山県の紀の川河口では，コイやボラによる捕食が本種の死亡要因の一つとして重要であることを示唆しており，捕食者の種類や量の場所差が，阿蘇海の中での密度の差をもたらしている可能性がある。

阿蘇海の個体群は平均殻長14.9mmの1つのコホートで構成されていたが，由良川では14.2mmと25.4mmの平均値を持つ2つのコホートから成り立っていた。これまでに本種の個体群動態の調査が行われた洞海湾（小濱ほか，2001），紀の川河口（Iwasaki & Yamamoto, 2014），浜名湖（Abdel-Razek et al., 1993b ; Kimura & Sekiguchi, 2009）で示された生活史や月ごとの殻長組成の変化，成長速度を考慮すれば，阿蘇海のコホートと由良川の平均殻長14.2mmのコホートは前年（2016年）に加入した年級群であり，由良川の平均殻長25.4mmのコホートは前々年（2015年）に加入した年級群であることが推察される。また，今回の調査が行われた8月は，上記水域のいずれでも，前々年に加入して殻長20mm以上に達した年級群が夏の繁殖期を終えて死亡・脱落する時期にあたっている。よって，由良川では前々年に加入した年級群が生残していたが，阿蘇海ではそれに

相当する年級群が死亡・脱落して消失していたことが推察される。もしこの推察が正しければ、阿蘇海の調査時期である8月上旬よりも3週間以上遅い由良川で2015年加入の年級群が生残していたことになり、由良川個体群の成長速度や生活史のタイミングが阿蘇海の個体群のそれとは若干異なっているという可能性が示唆される。

本種が在来の固着生物を被覆して死滅させるほどに大発生した紀の川河口では、密度は 1m^2 あたり6000～14000個体 (Iwasaki & Yamamoto, 2014) に達していた。今回の調査が行われた8月は、紀の川河口個体群でも前述のように約2年の寿命を終えた25mm以上の成員の死亡・脱落によって密度が減少していく時期であったが、前年生まれの年級群だけで $10000/\text{m}^2$ の密度を保つ場所も各所にあった (Iwasaki & Yamamoto, 2014)。浜名湖と洞海湾でも $10000/\text{m}^2$ を超える密度が記録されている (Abdel-Razek et al., 1993a; 小濱ほか, 2001; Kimura & Sekiguchi, 2009)。

しかし、今回の調査での阿蘇海の密度は $6.8 \sim 80.0/\text{m}^2$ ($1.7 \sim 20.0/0.25\text{m}^2$) (Table 1)、由良川では $13.2 \sim 117.2/\text{m}^2$ ($3.3 \sim 29.3/0.25\text{m}^2$) (Table 2) であり、全ての地点で、転石の底面や側面に1～10個体程度の塊が散在して付着しているだけの低密度であった。基質の全面を多数の二枚貝が占有してしまうイガイ床 (mussel bed) が形成されている場所は、全く発見できなかった。シロスジフジツボ *Fistulobalanus albicostatus* やマガキ *Crassostrea gigas* 等の在来固着生物を被覆するような状態でもなく、在来種や在来生態系に大きな影響を与えるような状況ではなかった。2016年に阿蘇海で3ヶ所、由良川で1ヶ所の分布調査を行った (岩崎, 2017) 時にも本種の密度は今回の調査と同じような状況であった (岩崎, 未発表)。本種の高密度化を阻害するような何らかの物理的・化学的・生物的環境が阿蘇海や由良川に

存在するのかもしれない。または、汽水域に侵入した外来ベントスの密度の年変動は大変に激しい場合が多いため (Hummel & Wijnhoven, 2013)、2016年と2017年はたまたま本種の密度が極めて低い状態にあっていたのかもしれない。あるいは、阿蘇海の場合、侵入後の経過年数が関係しているのかもしれない。汽水域の外来ベントスの密度の変化を侵入直後から長期的に追跡して明らかにした研究によれば、2種の外来種のいずれもが、侵入後10～15年経ってから爆発的な増殖・分布拡大・大きな密度変動を起し、25年後以降は爆発的増加時期の最高密度の10～40%程度の密度状態が長く続いたことが知られている (Hummel & Wijnhoven, 2013)。本種の阿蘇海と由良川での初発見はそれぞれ2011年 (倉持ほか, 2012) と1996年 (国土交通省河川環境データベース, <http://mizukoku.nilim.go.jp/ksnkankyo/> 2018.1参照) であり、2016年と2017年はその初発見後それぞれ5～6年と20～21年にあたる。よって、阿蘇海の個体群の場合、侵入生物の個体群増殖期 (Hummel & Wijnhoven, 2013) に至っていない可能性がある。そうであるとすれば、今後阿蘇海で本種が爆発的に増殖し、過去に報告があるように在来生物やシジミ漁等漁業に影響を与える可能性がある。本種が大発生した場合の被害を軽減させるためにも、以上の3つの仮説のうちのどれが適切であるかを検討するためにも、定期的なモニタリングを続ける必要があるだろう。

謝辞

この研究は京都府外来種実態調査に基づいて行われたものである。京都府環境部自然環境保全課には、調査の許可又は便宜をはかっていただいた。厚く御礼申し上げる。なお、日本学術振興会科学研究費補助金 (No. 26340094) の援助も得た。

引用文献

- Abdel-Razek, F. A., K. Chiba, H. Kurokura, K. Okamoto & R. Hirano. 1993a. Distribution of *Limnoperna fortunei kikuchii* in Shonai Inlet, Lake Hamana. *Suisanzoshoku*, 41 : 89-95.
- , ——, ——, —— & —— . 1993b. Life history of *Limnoperna fortunei kikuchii* in Shonai Inlet, Lake Hamana. *Suisanzoshoku*, 41 : 97-104.
- Adarraga, I. & J. Martinez. 2012. First record of the invasive brackish water mytilid *Limnoperna securis* (Lamarck, 1819) in the Bay of Biscay. *Aquatic Invasions*, 7 : 171-180.
- Babarro, J. M. & M. J. Abad. 2013. Co-existence of two mytilids in a heterogeneous environment : mortality, growth and strength of shell and byssus attachment. *Marine Ecology Progress Series*, 476 : 115-128.
- Babarro, J. M. F. & L. A. Comeau. 2014. Byssus attachment strength of two mytilids in mono-specific and mixed-specific mussel beds. *Biofouling*, 30 : 975-985.
- Barbieri, M., F. Maltagliati, G. Di Giuseppe, P. Cossu, C. Lardicci & A. Castelli. 2011. New records of the pygmy mussel *Xenostrobus securis* (Bivalvia : Mytilidae) in brackish-water biotopes of the western Mediterranean provide evidence of its invasive potential. *Marine Biodiversity Records* 4, e48, doi:10.1017/S175526721100042X
- De Min, R. & E. Vio. 1997. Molluschi conchiferi del litorale sloveno. *Annals for Istrian and Mediterranean Studies (Koper, Annales 11, Serie historia naturalis)*, 4 : 241-258.
- Garci, M. E., J. E. Trigo, S. Pascual, A. F. Gonzalez, F. Rocha & A. Guerra. 2007. *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819) (Mollusca : Bivalvia) : first report of an introduced species in Galician waters. *Aquaculture International*, 15 : 19-24.
- Gayanilo Jr, F. C., P. Sparre & D. Pauly. 2005. *FAO-ICLARM stock Assessment Tools II, User's Guide*. FAO, Rome, 168pp.
- Gestoso, I., C. Olabarria & F. Arenas. 2012. The invasive mussel *Xenostrobus securis* along the Galician Rias Baixas (NW of Spain) : status of invasion. *Cahiers de Biologie Marine*, 53 : 391-396.
- Gestoso, I., F. Arenas & C. Olabarria. 2014. Biotic resistance and facilitation of a non-indigenous mussel vary with environmental context. *Marine Ecology Progress Series*, 506 : 163-173.
- Gofas, S. & A. Zenetos. 2003. Exotic molluscs in the Mediterranean Basin : current status and perspectives. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 41 : 237-277.
- Hummel, H. & S. Wijnhoven. 2013. Long-term patterns in the establishment, expansion and decline of invading macrozoobenthic species in the brackish and marine waters of Southwest Netherlands. *Marine Ecology*, 35 (Suppl. 1) : 50-55.
- 飯島明子 (編). 2007. 第7回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査 (干潟調査) 業務報告書. 235pp. 環境省自然環境局生物多様性センター, 富士吉田.
- 岩崎敬二. 2005. 外来生物による日本の沿岸海域生態系への影響. *水環境学会誌*, 28 : 598 - 602.
- Iwasaki, K. 2006. Human-mediated introduction of marine organisms in Japan: a review. In "Assessment and Control of Biological Invasion Risks" (eds. Koike, F., Clout, M. N., Kawamichi, M., De Poorter, M. & Iwatsuki, K.), pp. 104-112. IUCN, Gland and SHOUKADOH Book Sellers, Tokyo.
- 岩崎敬二. 2007. 日本に移入された外来海洋生物と在来生態系や産業に対する被害について. 日

- 本水産学会誌, 73 : 1121 – 1124.
- . 2013. 外来二枚貝コウロエンカワヒバリガイの日本海沿岸での分布. 日本ベントス学会誌, 67 : 73 – 81.
- . 2015. 山形県酒田市で発見された外来二枚貝コウロエンカワヒバリガイ. ちりぼたん, 45 : 167 – 171.
- . 2017. 京都府海岸の外来海洋無脊椎固着動物. 地域自然史と保全, 39 : 83 – 98.
- ・福田 宏. 2011. 秋田県男鹿市で発見された外来二枚貝類コウロエンカワヒバリガイ (イガイ科) の死殻. Molluscan Diversity, 3:5 – 8.
- ・木村妙子・木下今日子・山口寿之・西川輝昭・西榮二郎・山西良平・林 育夫・大越健嗣・小菅丈治・鈴木孝男・逸見泰久・風呂田利夫・向井 宏. 2004. 日本における海産生物の人為的移入と分散 : 日本ベントス学会自然環境保全委員会によるアンケート調査の結果から. 日本ベントス学会誌, 59 : 22 – 44.
- Iwasaki, K. & H. Yamamoto. 2014. Recruitment and population structure of the non-indigenous brackish-water mytilid *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819) in the Kino River, Japan. Aquatic Invasions, 9 : 479-487.
- 川崎隆徳・川内一憲・田中幸枝・小鍛治優・木元久・藤井 豊. 2016. 2014 年あわらし市北潟湖で初のコウロエンカワヒバリガイ (*Xenostrobus securis*) の大発生. 福井大学医学部研究雑誌, 16 : 47 – 49.
- 木村妙子. 2001. コウロエンカワヒバリガイはどこから来たのか? その正体と移入経路. 「黒装束の侵入者」(日本付着生物学会編集), pp. 47 – 69. 恒星社厚生閣, 東京.
- ・角田 出・黒倉 寿. 1995. 淡水および汽水域に生息するイガイ科カワヒバリガイ属の塩分耐性と浸透圧調節. 日本海水学会誌, 49 : 148 – 152.
- ・大谷道夫. 2007. 大型輸送船に付着する底生動物の実態とその起源の探索. 海洋と生物, 170 : 221 – 230.
- Kimura, T. & H. Sekiguchi. 2009. Spatial and temporal patterns of abundance of the exotic mytilid *Xenostrobus securis* and the native mytilid *Musculista senhousia* in the Lake Hamana, Japan. Marine Biodiversity Records, 2 : e89.
- & ——. 2012. Comparison of early life history of native and exotic mytilids, *Musculista senhousia* and *Xenostrobus securis*, in the brackish Lake Hamana, Japan. VENUS, 70: 11-24.
- , M. Tabe & Y. Shikano. 1999. *Limnoperna fortunei kikuchii* Habe, 1981 (Bivalvia : Mytilidae) is a synonym of *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819) : introduction into Japan from Australia / New Zealand. VENUS, 58 : 101-117.
- 小濱 剛・門谷 茂・梶原葉子・山田真知子. 2001. ムラサキイガイおよびコウロエンカワヒバリガイの個体群動態と過栄養海域における環境との関係. 日本水産学会誌, 67 : 664 – 671.
- 倉持卓司・厚井晶子・長沼 毅. 2012. 京都府阿蘇海で採集されたコウロエンカワヒバリガイ (軟体動物門 : 二枚貝綱 : イガイ科). 南紀生物, 54 : 55 – 56.
- Lazzari, G. & E. Rinaldi. 1994. Alcune considerazioni sulla presenza di specie extra Mediterranee nelle lagune salmastre di Ravenna. Bollettino Malacologico, 30 : 195-202.
- Mizzan, L. 1999. Le species alloctone del macrozoobenthos della Laguna di Venezia : il punto della situazione. Bollettino del Museo di Storia Naturale di Venezia, 49 : 145-177.
- Morton, B. & K. F. Leung. 2015. Introduction of the alien *Xenostrobus securis* (Bivalvia : Mytilidae) into

- Hong Kong, China : interactions with and impacts upon native species and the earlier introduced *Mytilopsis salei* (Bivalvia : Dreissenidae). Marine Pollution Bulletin, 92 : 134-142.
- 大谷道夫. 2002. 日本における移入付着動物の出現状況, 最近の動向. Sessile Organisms, 19 : 69 - 92.
- . 2004. 日本の海洋移入生物とその移入過程について. 日本ベントス学会誌, 59 : 45 - 57.
- Pascual, S., A. Villalba, E. Abollo, M. Garci, A. F. Gonzalez, M. Nombela, D. Posada & A. Guerra. 2010. The mussel *Xenostrobus securis* : a well established alien invader in the Ria de Vigo (Spain, NE Atlantic). Biological Invasions, 12 : 201-210.
- Sabelli, B. & S. Speranza. 1994. Rinvenimento di *Xenostrobus* sp. (Bivalvia, Mytilidae) nella laguna di Venecia. Bolletino Malacologica, 29 : 311-318.
- 島根県水産技術センター. 2010. 平成 22 年度神西湖ヤマトシジミ資源量調査結果. 川っ湖通信, 5 : 1 - 3.
- 白藤淳一・佐藤慎一. 2003. 韓国慶尚南道泗川市・馬山市周辺における干潟底生生物群集. 「日韓共同干潟調査 2001 年度報告書」(日韓共同干潟調査団編集), pp. 20 - 25. 日韓共同干潟調査団, 福岡.
- Wilson, B. R. 1968. Survival and reproduction of the mussel *Xenostrobus securis* (Lam.) (Mollusca : Bivalvia : Mytilidae) in a Western Australian estuary. Part I. Salinity tolerance. Journal of Natural History, 2 : 307-328.
- . 1969. Survival and reproduction of the mussel *Xenostrobus securis* (Lam.) (Mollusca; Bivalvia; Mytilidae) in a western Australian estuary. Part II : Reproduction, growth and longevity. Journal of Natural History, 3 : 93-120.
- 山根恭道・三浦常廣. 2007. 神西湖におけるコウロエンカワヒバリガイの調査. 島根県水産技術センター年報, 平成 19 年度 : 76 - 81.
- 山西良平・有城喜信・金子寿衛男. 1985. 洞海湾からみつかったイガイダマシ. 南紀生物, 27 : 64.

原 著

照葉樹林に生育する不嗜好植物クリンソウに対するニホンジカの採食

大阪産業大学大学院人間環境学研究科	前 迫 ゆ り
琉球大学理学部	鈴木 亮
大阪産業大学人間環境学部生態学研究室	平 芝 健
大阪産業大学人間環境学部生態学研究室	西 浦 大 智

Grazing pressure of sika deer (*Cervus nippon*) on an unpalatable species, *Primula japonica*, in a warm-temperate evergreen forest, Japan. Yuri Maesako* (*Osaka Sangyo University, Graduate School of Human Environment*), Ryo Suzuki (*Faculty of Science, University of the Ryukyus*), Ken Hirashiba and Daichi Nishiura (*Faculty of Human Environment, Osaka Sangyo University*)

A warm-temperate evergreen forest in Kasugayama Forest Reserve, Nara, Japan, designated as a World Heritage site, suffers from long-term grazing by a high-density sika deer population. We investigated the effects of deer grazing pressure on an unpalatable species, *Primula japonica*, at three plots with different altitude in the forest, using a 2-year enclosure experiment. Our results show that deer grazed on leaves of *P. japonica* in early spring and late autumn, but we observed no grazing on inflorescences. Degree of deer grazing varied among plots and years. Even *P. japonica* of which the entire aboveground parts were consumed was able to regrow in the following year. Although deer did not consume inflorescences, we nevertheless observed that unprotected plants tended to have shorter inflorescences and lower ratio of flowering than protected plants when sika deer were present at high densities. During the 2-year period of the study, no *P. japonica* populations were completely eradicated. Further studies are needed to quantify the effects of leaf grazing on the reproductive output of *P. japonica*.

Keywords : *Primula japonica*, *Cervus nippon*, anti-herbivory strategy, grazing pressure, unpalatable species

要旨：世界遺産春日山原始林の照葉樹林は、長期的にニホンジカの高密度個体群からの採食を受けている。本研究は、不嗜好植物である多年生草本クリンソウに対する生活史および生長に対するシカの採食影響を評価することを目的として、標高などが異なる3カ所の防鹿ケージ設置実験区で2年間、生長のモニタリング調査を行った。その結果、ケージ外ではとくに早春と晩秋に葉に対する採食が確認された。しかし繁殖器官に対する採食は確認されなかった。葉に対する採食の程度は、調査区および調査年によって異なった。地上部が完全に採食された個体においても翌年の生長を確認できた。ケージ内外で花茎長と開花率を比較した結果、1調査区ではケージ内で有意に花茎が高くなり、2調査区でケージ内の開花率が高くなる傾向がみられた。2年間の調査で、個体群が絶滅した調査区はなかったが、繁殖に対するシカの採食の影響を長期的にモニタリング調査し、定量化する必要がある。

キーワード：クリンソウ、ニホンジカ、対被食戦略、採食圧、不嗜好植物

はじめに

生態系に大きな影響を与えている（高槻，1989；湯本・松田，2006）。高密度シカ個体群によって

植物に対するシカの過剰な採食圧は、我が国の

森林植生から湿地植生および高山植生など、あら

ゆる地域植生に壊滅的な影響を与えており（長谷川, 2000 ; 鶴飼, 2011 ; 前迫・高槻, 2015), 植生学会企画委員会 (2011) のアンケート調査によると, 国土地理院 25000 分の 1 の地図を 1017 区画に区分して, シカの植生に対する影響度を評価した結果, 47.7%にあたる 485 区画でシカの影響を受けていると評価された。そのうち, 林床の低木や草本が著しく衰退するレベルの「強」以上と判断された区画は 20.2%にも及んでいた。

シカの採食影響に対して, 一部の植物種は刺毛, 有毒物質, 小型化など様々な被食防衛戦略を備えることにより, 動物からの採食を回避している (Coley & Barone, 1996 ; Kotanen & Bergelson, 2000)。シカなどの大型草食動物にとって植物の二次代謝産物を分解できなければ, 致命的に作用するため, 植物が化学防衛戦略を備えることは極めて有効な戦略と考えられている (Freeland & Janzen, 1974 ; Coley & Barone, 1996)。物理的あるいは化学的防衛によってシカの採食影響を回避している植物は不嗜好植物と呼ばれている。

奈良市に位置する春日山原始林は植物の豊かさから特別天然記念物に指定された照葉樹林が成立しているが, 照葉樹林と社寺からなる景観的・文化的理由によって世界遺産にも指定されている。しかし長期間にわたってシカが高密度で生息し, 植物に対する強度の採食圧がかかっている (Shimoda et al., 1994 ; 山倉, 2013 ; 前迫, 2013) ため, 照葉樹林の一部は, シカの不嗜好植物である外来種の常緑針葉樹ナギ *Nageia nagi* が群落を形成し, 不可逆的な衰退が生じており (Maesako et al., 2007), 森林更新阻害によって文化的景観としての変容も危惧される。

奈良公園周辺では, 可塑的・遺伝的に形態を小型化させたり (Suzuki, 2008 ; 鈴木・前迫, 2012, 2013), 葉や茎に高密度に刺毛を蓄えるなど (Kato et al., 2008), 化学的あるいは物理的防

衛を備えていると思われる植物が生育している。その一方, イズセンリョウ *Maesa japonica* (前迫, 2001) をはじめ, イラクサ *Urtica thunbergiana*, アセビ *Pieris japonica* subsp. *japonica*, クリンソウ *Primula japonica* など, 不嗜好植物に対する採食が観察されており, シカが植物側の防衛を突破した可能性が考えられる。

植物は化学的防衛や物理的防衛を発揮するが (高槻, 1989), シカが突破し続ければ, 春日山原始林の生物多様性が低下する傾向は加速すると考えられる。シカの植物に対する嗜好性は, それぞれの餌資源によっても変化するため (Harper, 1977), シカの採食影響による植物種の生活史および開花・繁殖に対する影響は継続的に調査し, 情報集積する必要がある。しかし地域植生における植物の生活史および生長に関する情報はきわめて少ない (Kato & Okuyama, 2004 ; 藤井, 2010)。そこで春日山原始林の谷部に生育する不嗜好植物 クリンソウを対象に, 個体群の生活史とシカの採食影響について調査を行った。

クリンソウは, 北海道から九州にかけて分布するサクラソウ属の多年生草本で, 谷部や小河川の氾濫原などに生育するが, 近畿地方全府県をはじめ, 全国 18 の都道府県でレッドリスト絶滅危惧 I 類あるいは II 類相当としてリストされている。鈴木 (日本生態学会講演要旨集, <https://doi.org/10.14848/esj.ESJ52.0.243.0> 2018.3 参照) によると, サクラソウ属植物の多くは自家不和合性を伴った異型花柱性を持つが, 奈良県御蓋山のクリンソウ集団では異型花柱性と自家不和合性のどちらも認められないことから, 等花柱花集団と考えられる。クリンソウは花茎の下側から段状に花を輪生するが, 個体レベルでの開花はサイズの大きな個体から順次始まり, 終花日はサイズと無関係で, 多くの個体がほぼ同じ時期に終花を迎える (日本生態学会講演要旨集, URL および参照年月は

前述)。サクラソウ属の仲間は、サポニンなどの化学防衛物質を保有していることが知られている (Okršlar et al., 2007) が、クリンソウの化学物質についてはまだ十分な情報がない。

春日山原始林内谷部において 2008 年の調査で観察された総個体数は 3818 個体である (古田, 2009)。著者らの観察では、谷部や氾濫原でクリンソウ群落が成立しているが、2011 年ごろからいくつかの谷部でクリンソウの採食が確認されている (前迫, 2013)。

本研究では、シカのクリンソウに対する採食圧の季節性と生長および繁殖に対する影響に関する評価を試みた。クリンソウの地域個体群の維持とシカの影響に関する情報集積を行い、高密度シカ個体群の生息下における不嗜好植物に対する対被食防衛に関する基礎資料を得ることを目的とした。

調査地

特別天然記念物春日山原始林は奈良市に位置し、仁明天皇の承和 8 年 (841) に、春日神社山内の狩猟伐木を禁ずることが続日本紀に記されている。その後、秀吉時代に 10000 本のスギを植栽したとされるが、1000 年以上にわたって保護された照葉樹林が成立している (小清水・菅沼, 1971 ; 前迫, 2010, 2013)。奈良地方気象台

の 2012 年の年降水量は 1597.5mm, 1 月の平均気温は 3.3℃, 8 月は 27.5℃であった (気象庁デジタル資料, <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php> 2015.7 参照)。

奈良公園一帯において、天然記念物「奈良のシカ」(ニホンジカ *Cervus nippon* 以後、シカ) もまた古くより保護され、春日山原始林に 20 – 30 頭 km⁻² (鳥居ほか, 2007), 春日山原始林周辺の奈良公園に 900 頭 km⁻² (立澤・藤田, 2001) という高密度で生育している。2007 年から 2008 年に春日山原始林で行ったカメラトラップ法の調査によると、ナギが侵入している群落でシカの出現頻度がもっとも低く (4.9 ± 3.9 / 100 日), シイ・カシ類の群落では 25.8 ± 10.1 頭 / 100 日であった (前迫, 2011)。

本調査では標高が異なるクリンソウ群落 3 カ所を選定した (Table 1)。プロット 1 は谷部ギャップで、ウリハダカエデ *Acer rufinerve* がクリンソウ群落周辺の林冠を形成し、イヌガシ *Neolitsea aciculata aciculata* が亜高木層や低木層に生育している。2015 年 4 月 11 日調査スタート時におけるクリンソウ総個体数は 34 個体、そのうちさまざまなサイズをランダムに選定し、14 個体にラベルをつけた。ほかのプロットにおいても、同様の規準でランダムに選定した。プロット 2 はスギ人工林に囲まれた谷部のギャップに設定した。2015 年 4 月 16 日の調査スタート時のクリンソウ

Table 1. Locality of study sites.

Plots	1	2	3
Vegetation type	<i>Acer rufinerve</i> - <i>Neolitsea aciculata</i> community	<i>Cryptomeria japonica</i> forest	<i>Neolitsea aciculata</i> - <i>Pteris wallichiana</i> community
Locality	valley	valley	valley
Canopy condition	gap	gap	gap
Altitude (m)	255	406	347
Decline degree (°)	5	10	27
Latitude	N34°40'55"	N34°40'44"	N34°40'44"
Longitude	E135°51'18"	E135°52'18"	E135°52'18"
Deer heads/ 100 days	8.3*	8.3	35.4

* Monitored from February to July in 2015. The others were monitored from May to December in 2016.

総個体数は 68 個体、そのうち 22 個体にラベルをつけた。プロット 3 はイヌガシ、スギ *cryptomeria japonica* およびムクロジ *Sapindus mukorossi* などに囲まれ、ナチシダ *Pteris wallichiana* が生育する谷部のギャップに設定した。2015 年 5 月 14 日の調査スタート時のクリンソウ総個体数は 57 個体、

そのうち 20 個体にラベルをつけた。

2015 年に自動撮影装置 (Fig. 1) により調査したシカの撮影頻度はプロット 1 とプロット 2 は、いずれも 8.3 頭 / 100 日 (2015 年調査)、プロット 3 のシカ撮影頻度 (2016 年調査) は 35.4 頭 / 100 日であった (Table 1)。

調査方法

各プロットは 2015 年 4 月から 2016 年 12 月までの期間、およそ 2 週間から 4 週間間隔でプロット内からランダムに選んだ個体にラベルを付け、葉数、採食葉数、個体サイズ、高さを測定した。葉の短径と長径の積を算出して、個体サイズとした。花茎を伸長した個体については、花茎長を記録した。ただし、プロット 1 はケージが外れ、追跡調査が困難だったため、2016 年 7 月で調査を中止した。

それぞれのプロットにおいて、調査個体の約半数にケージをかけてシカの採食を回避するケージ設置個体を設定した。ケージは、30cm × 30cm の金網 (編み目サイズ 5cm × 5cm) を用いて、横面 4 枚と上面 1 枚で立方体に組み、結束バンドで固定したものである。ケージはペグを用いて地面に固定した。

統計解析は R (3.3.3) を用いた。総葉数、食害率 (食害葉数 / 総葉数)、高さ、個体サイズそれぞれのケージ設置個体とケージ非設置個体間の違いを、一般化線形混合モデル (GLMM) で解析した。誤差分布として、総葉数のモデルはポアソン分布を仮定し、食害率、高さ、個体サイズのモデルは正規分布を仮定した。ケージ有無と最初の調査からの経過日数を固定要因とした。また、反復測定データであるため、個体番号をランダム要因に加えた。

花茎長については、2016 年の 5 月の花茎長を



Fig. 1. Sika deer monitored by camera traps in plot 1 (Nov, 2015), plot 2 (July, 2015), and plot 3 (May, 2016).

ケージ設置個体とケージ非設置個体間で比較した。花茎を出さなかった個体は、花茎長 0 として解析に含めた。ケージ設置個体と非ケージ設置個体間の違いは、Mann-Whitney U 検定によって行った。

結果

クリンソウの生長

ケージ非設置個体（以後、ケージ外個体と呼ぶ）で 2015 年 5 月に開花していた個体（プロット 2, 個体 no.611）を対象に、クリンソウの 1 年間の生活史を簡単に記す。2015 年 12 月に地上部が枯れ

た後、2016 年 2 月下旬まで地上部は消失していた。個体差はあるが、2 月下旬から生長を開始し、展葉を開始した。葉が 8－10 枚程度になる 4 月中旬から下旬に花芽を地表に出し、その後、花茎を伸ばし、2016 年 4 月下旬から開花した。花序は下方から上方に咲き上がる無限花序であり、開花後、順次、結実した。先に開花したものは 5 月中旬には結実し、6 月下旬にはほぼ結実が終了、7 月下旬には花茎が枯れた。8 月下旬から葉は衰退し、11 月下旬には黄変から褐変する葉がみられた。2016 年 12 月下旬には地上部が完全に消失した（Fig. 2）。

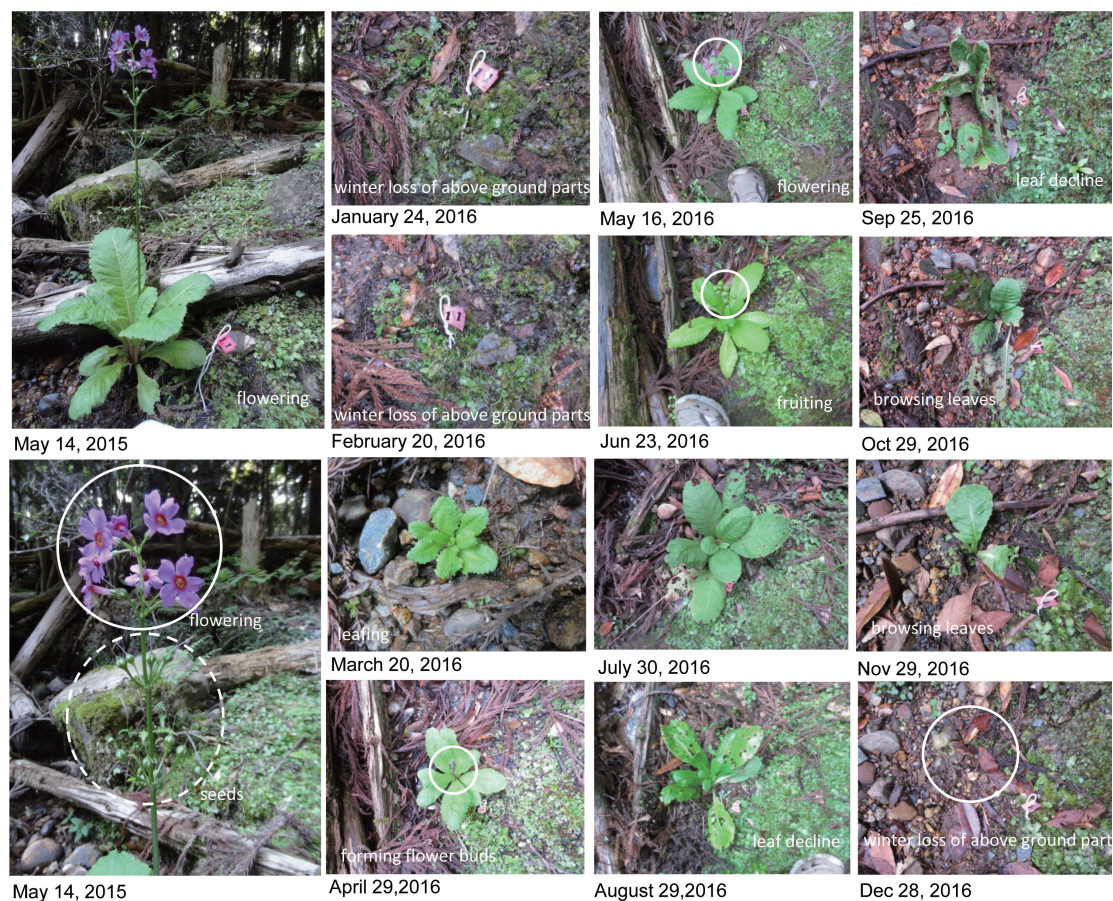


Fig. 2. Flowering of the perennial herb *Primula japonica* (No. 611- individual in plot 2) in May, 2015, and growth from January to December, 2016.

シカ採食の季節性と植物体への影響

2015年4月11日の調査開始前、いずれのプロットにおいても、多数の葉に対するシカの採食が確認された。その後、ケージ設置個体（以後、ケージ内個体と呼ぶ）への新たな採食は、調査終了時点まで一切見られなかった。一方、ケージ外個体に対して、主に春期（3－4月）と晩秋期（11月下旬）に葉に対する採食が頻繁に生じた（Fig. 3, Fig. 4）。ケージ外個体に対してプロット1では2015年4月に葉先をかじられる程度の採食だったが、5月から7月には葉の根元まで採食されていたことから、採食頻度は減少するものの、春以降にも採食された。プロット3では採食された葉の比率はケージ内個体と比較してケージ外個体では有意に低かった（Table 2）。

しかしながら3プロットにおいて2年の追跡調

査期間に葉数、高さ、葉サイズにおいて、ケージ内外での有意差は認められなかった（Table 2）。採食をうけた個体も翌年、地上部を確認することができ、消失した個体はなかった。

繁殖とシカの採食

プロット1からプロット3のケージ内外で、開花個体が存在した。ケージ内の個体では、ケージから外に花序を伸ばした個体もあったが、いずれの開花個体も、花序に対する採食はみられなかった（Fig. 5）。ケージ設置した翌年の2016年5月に開花したケージ内外において花茎長と開花率を比較した（Table 3）。

その結果、プロット3ではケージ内個体の花茎長がケージ外個体に比べて有意に高かったが、プロット1と2では有意差はなかった。また、開花



Fig. 3. Grazing pressure by sika deer on an unpalatable species, *Primula japonica*. By April 15, all the leaves of the plants recorded on March 20 had been grazed (shown in the circle). Plants grazed by sika deer were also found on November 29. See Fig. 4.

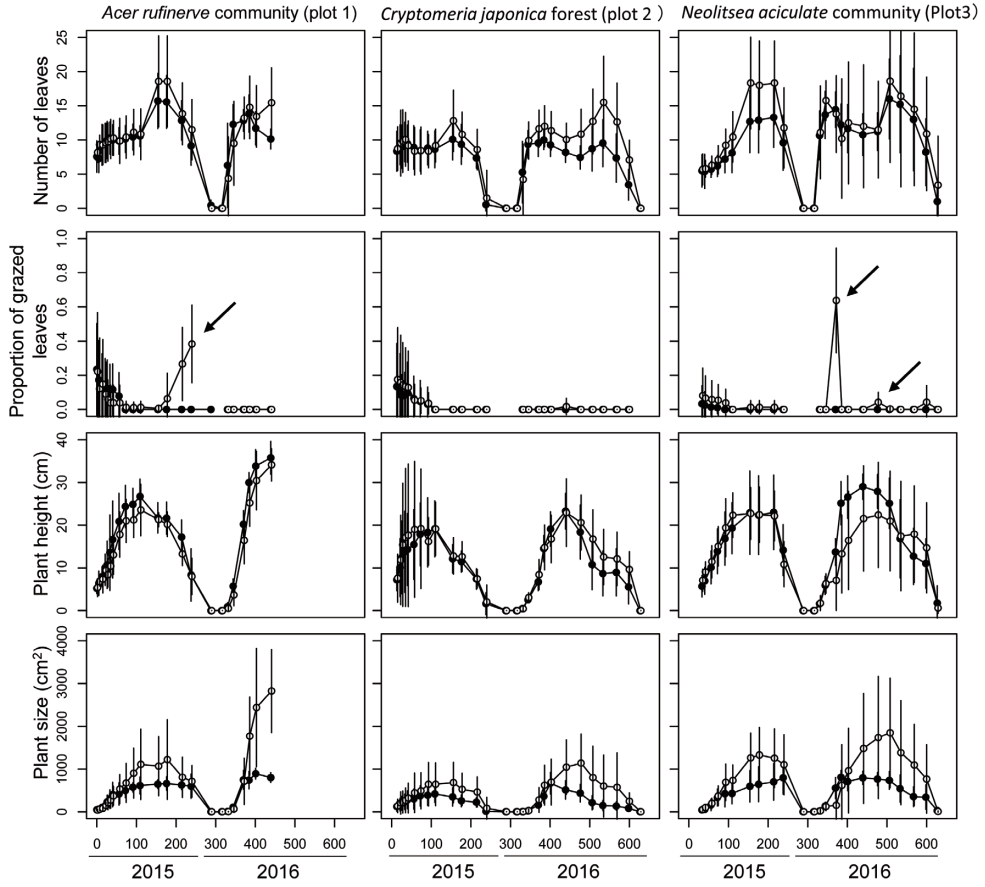


Fig. 4. Number of leaves, proportion of grazed leaves, plant height, and plant size of *Primula japonica* individuals inside (closed circles) or outside (open circles) fences from April, 2015, to December, 2016, (plots 2 and 3) and April, 2015, to July, 2016 (plot 1).

Table 2. Results of the generalized linear mixed-effects model testing the effects of cage treatment and days after first census (Days) on plant traits in three plots during 2015-2016. Models included individual identity as a random effect. Bold figures show each result is significant.

Traits	Variables	Plot 1			Plot 2			Plot 3		
		Estimate	t or z	P	Estimate	t or z	P	Estimate	t or z	P
Number of leaves	Fence (F)	0.14	0.92	0.3563	-0.01	-0.06	0.949	-0.09	-0.48	0.628
	Days (D)	0	3.33	0.0009	0	-0.52	0.6	0	5.78	0
	F : D	0	-2.32	0.0203	0	-5.1	0	0	-0.18	0.8600
Proportion of grazed leaves	Fence (F)	0.02	0.47	0.6437	-0.02	-1.1	0.28	-0.04	-2.25	0.0253
	Days (D)	0	-3.23	0.0014	0	-7.38	0	0	-1	0.3175
	F : D	0	-1.46	0.1463	0	1.26	0.208	0	0.19	0.8468
Height	Fence (F)	1.94	0.97	0.3376	-1.32	-0.72	0.4754	-0.12	-0.05	0.961
	Days (D)	0.02	3.33	0.001	-0.01	-3.1	0.002	0	0.31	0.758
	F : D	0	-0.19	0.847	0	-0.38	0.7059	0	0.64	0.525
Size	Fence (F)	165.94	1.02	0.316	-67.7	-0.75	0.4577	7.22	0.04	0.9664
	Days (D)	3.08	8.98	0	0.31	2.89	0.004	1.33	5.26	0
	F : D	-2.35	-4.86	0	-0.45	-2.91	0.0038	-1.03	-2.99	0.003

Table3. Inflorescence length in May, 2016 and flowering ratio of *P. japonica* individuals that were protected and unprotected before elongating inflorescence. Inflorescence length of non-flowering individual was treated as 0 cm.

plots	Inflorescence length (cm)				<i>p</i>	flowering ratio	
	protected	N	unprotected	N		protected	unprotected
1	63.5 ± 11.7	7	47.2 ± 39.9	9	NS	1.00	0.67
2	6.5 ± 15.4	11	14.9 ± 23.3	14	NS	0.18	0.36
3	46.9 ± 19.4	9	14.7 ± 24.3	10	<0.05	0.89	0.40



Fig. 5. Protected and unprotected flowering plants in plots 1, 2, and 3 (April 29, 2016).

率は、プロット1のケージ内個体が1.0に対して、ケージ外個体は0.67、プロット2ではそれぞれ0.18（ケージ内）、0.36（ケージ外）、プロット3ではそれぞれ0.89（ケージ内）、0.40（ケージ外）であった。

考察

ケージ外の個体において、シカの採食を受けた場合にも2015年4月から2016年12月までの期間に枯死にいたる個体は確認できなかった。2011年から2013年に予備調査を行ったときには、ケージ内外で植物サイズに有意差がみられ、さらに採食個体はその後死亡し、消失することが認められた（前迫・鈴木，2013）。今回の調査期間においてケージ内外の顕著な生長差は認められなかったが、この点については、2015年2月から7月までの期間にカメラトラップ法によるシカの出現頻度は8.3 / 100日に対して、前回調査期間の2012年1月から2013年6月までの期間に30.5 / 100日であった（前迫，未発表）。これらのことから、シカの出現頻度は年変動していると考えられることから、植物に対するシカの採食影響については長期的なモニタリング調査が必要と考えている。

ケージ内の個体が花茎をケージの外に伸長させていた場合もあるが、ケージ外の繁殖個体も含めて、繁殖器官への採食は調査期間中一度も観察されなかった。花茎が伸びていた時期に、ケージ外個体の葉は採食を受けていることから、シカは繁殖器官の採食を避けていた可能性がある。このことは、葉などの光合成器官と比べ、繁殖器官は化学的防衛を強化している可能性を示唆している。植物の化学的防衛物質は、葉の二次代謝産物に由来することが知られている（Laycock, 1978 ; Howe & Westley, 1988）。植物の最適防衛理論によれば、最もコストのかかる器官に化学防衛物質

を集中させると予測されており、葉より花の方が、また古葉より幼葉の方が、化学防衛物質の濃度が高い傾向が示されている (McCall & Fordyce, 2010)。二次代謝産物由来の化学防衛物質は、種子や果実などの繁殖器官で濃度が高いことが古くから知られている (Swain, 1977)。

ケージ内外の個体で花序形成にどのような差が生じるかに関して今回、一定の傾向がみられなかった。鈴木 (日本生態学会講演要旨集, URL および参照年月は前述) は個体の繁殖成功は、個体がつける総花数だけでなく、花あたりの成熟種子数にも影響され、ロゼット面積が 10 倍になると個体あたり総花数は約 60 倍に、花あたり種子数は約 20 倍になり、個体あたり成熟種子数はロゼット面積が 10 倍になると約 1000 倍に増えることを指摘している。このことは葉に対するシカの採食が繁殖に強く影響する可能性を示唆する。花芽形成には葉からの資源配分以外に日照などによる花成ホルモンの産生も関与していることから、葉の採食と繁殖成功との関係についてはサンプル数を増やして継続的に調査する必要がある。

不嗜好植物に対する採食は、照葉樹林全域の多様性劣化を示す一つの兆候であるとともに、シカの生息数に対してシカの餌資源が枯渇している可能性も示唆する。春日山原始林ではシカ個体群の密度が高く、林床の植物の多くが採食されている。2000 年には不嗜好植物イズセンリョウに対する採食と個体群の消失が確認されている (前迫, 2001)。本研究および既往研究から、シカの嗜好性の高い植物が先に採食し尽くされ、現在は不嗜好植物が採食される段階に至っていると考えられる。したがって、シカ密度がある上限を超えて高くなると、不嗜好植物も含めてあらゆる植物が採食の対象になる可能性が危惧される。

最近の理論的研究では、シカの採食圧が森林の許容レベルを超えて高くなった時には、林床植物

が消失し、森林植生の回復が困難になる可能性が指摘されている (Akashi, 2009)。春日山原始林ではイチイガシ林がナギ林に置き換わっているという不可逆的変化が生じている (Maesako et.al., 2007)。本研究の結果と理論的予測を合わせると、クリンソウのような不嗜好植物が採食を受けるようになっている事態は、森林植生の不可逆的衰退を表す前兆として捉えられる。

クリンソウ個体群は、谷部のギャップあるいは河川の氾濫原のようなテラスで生育している。これまでは、シカがほかの草本植物を採食することで光環境を改善し、クリンソウ個体群が維持されてきた側面もある。古田 (2009) は春日山原始林全域のクリンソウ個体群の個体数予測から、本種が減少傾向にあることを示唆している。シカの採食が生物多様性に与える影響を包括的に捉えるためには、本研究で示したように不嗜好植物への影響を把握することが極めて重要であると考えられる。

シカに対する植生管理の一手法として、植生保護柵の設置があげられる。シカの影響を排除することによって植物の生長を促し、種を一時的に保全するためのレフュージアとしての役割を果たすが、その一方、面積が限られた植生保護柵だけで森林生態系の生物多様性や植物と動物の関係性を保全するには限界がある (前迫・高槻, 2015)。さらに部分的な保護柵の設置は、嗜好植物と不嗜好植物の競争を強め、採食環境に適応した局所適応集団を消失しかねない。

本研究は不嗜好植物までも被食圧による影響を受けつつある現状を示唆するものであった。嗜好植物および不嗜好植物をも含めた多様性を維持するためには、採食圧を適度なレベルに管理するとともに、より根本的な森林保全の対策と長期的なモニタリング体制を確立する必要がある。

謝辞

本研究に際して、文化庁および奈良県奈良公園管理事務所に調査許可を、大阪市立大学名波哲博士と古田晴信氏には修士論文からの引用を許可いただいた。二人のレフェリーには貴重なご指摘をいただいた。各位に深謝する。なお本研究の一部は日本学術振興会学術研究助成科学研究費補助金(15K07231)の研究助成を受けたことを付記する。

引用文献

- Akashi, N. 2009. Simulation of the effects of deer browsing on forest dynamics. *Ecological Research*, 24: 247-255.
- Coley, P. D. & J. A. Barone. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Ecology*, 27: 305-335.
- Freeland, W. J. & D. H. Janzen. 1974. Strategies in herbivory by mammals: the role of plant secondary compounds. *The American Naturalist*, 108 : 269-289.
- 藤井伸二. 2010. 芦生研究林枕谷におけるシカ摂食にともなう林床開花植物相の変化. 保全生態学研究, 15 : 3 - 15.
- 古田晴信. 2009. 奈良県春日山のクリンソウの個体数変動予測. 63pp. (大阪市立大学理学研究科平成 21 年度修士論文).
- 長谷川順一. 2000. ニホンジカの食害による日光白根山の植生の変化. 植物地理分類研究, 48 : 47 - 57.
- Harper, J. L. 1977. *Population biology of plants*. 892pp. Academic Press, London.
- Howe, H. F. & L. C. Westley. 1988. *Ecological Relationships of Plants and Animals*. 273pp. Oxford Univ. Press, N.Y.
- Kato, T., K. Ishida & H. Sato. 2008. The evolution of nettle resistance to heavy deer browsing. *Ecological Research*, 23 : 339-345.
- Kato, M. & Y. Okuyama. 2004. Changes in the biodiversity of a deciduous forest ecosystem caused by an increase in the Sika deer population at Ashiu, Japan. *Contributions from the Biological Laboratory, Kyoto University*, 29 : 433-444.
- Kotani, P. M. & J. Bergelson. 2000. Effects of simulated grazing on different genotypes of *Bouteloua gracilis*: how important is morphology? *Oecologia*, 123 : 66-74.
- 小清水卓二・菅沼孝之. 1971. 特別天然記念物春日山原始林の植生. 「奈良市史 自然編」(奈良市史編集審議会編). pp. 109 - 137. 奈良市, 奈良.
- Laycock, W. A. 1978. Coevolutions of poisonous plants and large herbivores on rangelands. *Journal of Range Management*, 31: 335-342.
- 前迫ゆり. 2001. 奈良公園および春日山原始林におけるシカの採食に対する変化, 奈良植物研究, 23 : 21 - 25.
- . 2010. 世界遺産春日山照葉樹林におけるギャップ動態と種組成. 社叢学会誌, 8 : 60 - 70.
- . 2011. カメラトラップ法による春日山照葉樹林の哺乳類と鳥類. 大阪産業大学人間環境論集, 9 : 79 - 96.
- (編著). 2013. 世界遺産春日山原始林—照葉樹林とシカをめぐる生態と文化. 255pp. ナカニシヤ出版, 京都.
- Maesako, Y., S. Nanami & M. Kanzaki. 2007. Spatial distribution of two invasive alien species, *Podocarpus nagi* and *Sapium sebiferum*, spreading in a warm-temperate evergreen forest of the Kasugayama Forest Reserve, Japan. *Vegetation Science*, 24 : 103-112.
- 前迫ゆり・鈴木 亮. 2013. (A12) 不嗜好植物クリンソウとミヤコアオイの採食影響と可塑

- 性. 第 18 回植生学会大会要旨.
- ・高槻成紀 (編著). 2015. シカの脅威と森の未来—シカ柵の有効性と限界. 247pp. 文一総合出版, 東京.
- McCall, A. C. & J. A. Fordyce. 2010. Can optimal defence theory be used to predict the distribution of plant chemical defences? *Journal of Ecology*, 98 : 985-992.
- Okršlar, V., I. Plaper, M. Kovač, A. Erjavec, T. Obermajer, A. Rebec, M. Ravnikar. & J. Žel. 2007. Saponins in tissue culture of *Primula veris* L. *In Vitro Cellular & Developmental Biology – Plant*, 43 : 644-651.
- Shimoda, K, K. Kimura, M. Kanzaki & K. Yoda. 1994. The regeneration of pioneer of Sika deer in an evergreen oak forest. *Ecological Research*, 9 : 85-92.
- 植生学会企画委員会. 2011. ニホンジカによる日本の植生への影響—シカ影響アンケート調査 (2009 ~ 2010) 結果 —. 植生情報, 15 : 9 – 30.
- Suzuki, R. O. 2008. Dwarf morphology of the annual plant *Persicaria longiseta* as a local adaptation to a grazed habitat, Nara Park, Japan. *Plant Species Biology*, 23: 174-182.
- 鈴木 亮・前迫ゆり. 2012. 春日山原始林の林床草本ミヤコアオイの個体群生態. 地域自然史と保全, 31 : 39 – 45.
- ・——. 2013. 春日山原始林に生きる林床植物の適応戦略—大仏の足下で小さくなる植物たち. 「世界遺産春日山原始林—照葉樹林とシカをめぐる生態と文化」(前迫ゆり編). pp. 150 – 161. ナカニシヤ出版, 京都.
- Swain, T. 1977. Secondary Compounds as Protective Agents. *Annual Review of Plant Physiology*, 28 : 479-501.
- 高槻成紀. 1989. 植物および群落到に及ぼすシカの影響. 日本生態学会誌, 39 : 67 – 80.
- 立澤史郎・藤田 和. 2001. シカはどうしてここにいる—市民調査を通してみ見た「奈良のシカ」保全上の課題—. 関西自然保護機構会報, 23 : 127 – 140.
- 鳥居春己・高野彩子・景山真穂子・原沢牧子. 2007. 奈良公園春日山原始林におけるニホンジカ密度推定の試み. 関西自然保護機構会誌, 28 : 193 – 200.
- 鵜飼一博. 2011. 南アルプスにおけるニホンジカの影響とその対策. 森林科学, 61 : 21 – 24.
- 山倉拓夫. 2013. 春日山照葉樹林の行く末を危惧する. 「世界遺産春日山原始林—照葉樹林とシカをめぐる生態と文化」(前迫ゆり編). pp. 173 – 191. ナカニシヤ出版, 京都.
- 湯本貴和・松田裕之. 2006. 世界遺産をシカが喰うシカと森の生態学. 212pp. 文一総合出版, 東京.

短 報

ホンシュウジカと和歌山県沖ノ島（友ヶ島）の移入ジカを 識別するための核遺伝マーカーの開発

総合研究大学院大学生命科学研究科
大阪府立環境農林水産総合研究所

松 本 悠 貴
幸 田 良 介

Establishing nuclear genetic markers to discriminate native Japanese sika deer and introduced sika deer on Okinoshima (Tomogashima) Island. Yuki Matsumoto* (*School of Life Science, SOKENDAI*) and Ryosuke Koda (*Research Institute of Environment, Agriculture and Fisheries, Osaka Prefecture*)

要旨 : 2016 年 7 月に、ホンシュウジカ (*Cervus nippon centralis*) の非生息地である大阪府泉南郡岬町でメスジカが捕獲され、遺伝解析の結果、この個体がホンシュウジカとタイワンジカ (*C. n. taiouanus*) の交雑個体である可能性が示唆されている。捕獲地点に近い和歌山県沖ノ島（友ヶ島）には人為的に導入されたタイワンジカが生息していること、付近の海上をシカが泳いでいるところが目撃されていることから、本州側への侵入が発生しているものと推察される。ホンシュウジカ固有の特徴を維持するためには、遺伝子攪乱状況を早急に把握し、対策を行う必要がある。本研究では、沖ノ島のシカとホンシュウジカの集団の判別に有用な遺伝マーカーを開発することを目的として、データベースに登録されているシカ科とウシの核ゲノム情報を用いた遺伝解析と分子生物学的実験を行った。沖ノ島のシカ ($n = 4$) とホンシュウジカ ($n = 3$) から得られたサンプルを対象に、新たに開発した 5 つの遺伝マーカーを用いて塩基配列を調べた。その結果、5 つのうち 2 つのマーカーで配列の決定に成功した。また、その両方の遺伝マーカーで、沖ノ島のシカとホンシュウジカの間で異なる配列が検出された。この結果は、本研究で開発した 2 つの遺伝マーカーが、上記 2 集団の判別に有効であることを示唆する。今後、解析を行うサンプル数を増やすことで、これらの遺伝マーカーの有効性をさらに詳細に検証する必要がある。

キーワード : 遺伝マーカー、次世代シーケンサー、種判定、タイワンジカ、友ヶ島（沖ノ島）

Keywords : Formosan sika deer, Genetic marker, High-throughput sequencer, Species identification, Tomogashima (Okinoshima) Island

はじめに

2016 年 7 月に、ホンシュウジカ (*Cervus nippon centralis*) の非生息地である大阪府泉南郡岬町でメスジカが捕獲された。遺伝子解析の結果、捕獲個体からホンシュウジカとタイワンジカ (*C. n. taiouanus*) と同一の遺伝子配列が検出された（松本ほか、非公開データ）。捕獲地点に近い和歌山

県沖ノ島（友ヶ島）には、1955 年に人為的に導入されたタイワンジカが生息していることと（福島ほか、1983）、その個体群が本州側へ逸出している可能性が指摘されていることから（立澤、2000）、沖ノ島のシカが島外へ逸出し、ホンシュウジカと交雑した可能性が高い。先行研究により、沖ノ島のシカからはタイワンジカに加え、アカシカ (*C. elaphus*)、タイワンサンバー (*C. unicolor*)

swinhoei) の遺伝的特徴が検出されており、沖ノ島に導入されたシカ个体群は台湾の養鹿施設に由来している可能性が示唆されている (Matsumoto et al., 2015)。そのため、逸出个体を通じて、複数の外来種の遺伝的特徴がホンシュウジカに流入する可能性が高く、その遺伝子攪乱の影響は大きい。

一方で、これまで逸出の可能性については注視されていなかったため、外来シカの遺伝子流入状況の現状把握は全く行われていない。以前から逸出が頻繁に発生していたのであれば、既に友ヶ島周辺部を中心に、ホンシュウジカ个体群の遺伝的多様性が攪乱されている可能性も考えられ、早急に現状を把握する必要がある。

種判別の成功率は、解析に用いる遺伝マーカー数を増やすことで高めることができる (Dupuis et al., 2012)。しかし、これまでの研究から、沖ノ島のシカとホンシュウジカの集団の判別には有用な遺伝マーカーは、ミトコンドリア DNA のシトクローム b 遺伝子と、核 DNA の α ラクトアルブミン遺伝子の二つの遺伝子座に限られていた (Matsumoto et al., 2015)。ミトコンドリア DNA は母系に由来する単一の遺伝様式であることから、種判別の成功率を高めるには、核 DNA を対象とした遺伝マーカーの開発が必要である。

本研究*では、友ヶ島のシカとホンシュウジカの集団の判別をより正確に行うことを目的として、データベース上で登録されている核ゲノム情報を用いた解析により、新たに核遺伝マーカーの開発を行った。

材料と方法

DNA サンプル

本研究では、沖ノ島とホンシュウジカの2集団に由来する組織サンプルを用いた。沖ノ島のシカのサンプルは、2014年から2017年に得られた自



図 1. サンプルング地点。

然死した4個体から各1サンプルを得た。また、ホンシュウジカのサンプルとして、和歌山県南部の日高町と田辺市、および兵庫県南あわじ市で捕獲されたシカに由来するサンプルを1個体ずつの計3サンプルを用いた (図1)。各個体から耳もしくは筋組織を採取したのち、99%エタノール中に保存した。各サンプルを1cm四方程度に断片化させ、そのうちの一つの断片を用いて、プロテナーゼ K / フェノール・クロロホルム法により DNA を抽出した。

遺伝マーカーの開発

新規遺伝マーカーの設計には、NCBI の Sequence Read Archive (SRA) データベースで利用できる次世代シーケンサーのゲノム配列情報を用いた。ゲノム配列情報は、オジロジカ (*Odocoileus virginianus*) (SRR4069803 ~ SRR4069820) とトールエルク (*Cervus canadensis nannodes*) (SRR4340974 ~ SRR4340981) の2種をダウンロードした。また、参照となるゲノム配列としてウシ (*Bos taurus*) (UMD3.1) のデータをウシゲノムデータベース (The Bovine Genome Database) からダウンロードして用いた。

2種のゲノムデータを用いて、bwa 0.7.15 (Li & Durbin, 2009) によりウシゲノムへのマッピングを行った。その後、samtools v1.3.1 (Li, 2011) と vcftools v0.1.15 (Danecek et al., 2011) により2種

のシカの一塩基多型 (SNP) 情報を抽出した。次に、自作の R スクリプトを用いて、2 種のシカの間で SNP が多く存在するゲノム領域を特定した。ここでは、遺伝子配列の決定を効率的に行うため、1,000bp 以内での SNP の数を定量し、当該領域の位置と配列を記録した。記録した領域を対象として、EMBOSS cons (<http://www.bioinformatics.nl/cgi-bin/emboss/cons> 2018.1 参照) により二種のシカにおけるコンセンサスシーケンスを得た。

次に、Primer3 (Untergasser et al., 2012) を用いてポリメラーゼ連鎖反応 (PCR) を行うための遺伝マーカーを設計した。一度のシーケンシングで変異を検出し、さらに塩基配列を効率よく増幅するため、四つの条件 (① PCR 産物は 300 から 600bp の間の長さ、② 遺伝マーカーの各プライマーのサイズを 18-25bp、③ Tm 値を 60℃ から 65℃ の間で、かつ違いが 1℃ 以内に収まる、④ プライマーの GC 含量が 40 から 60 の間に収まる) を設定した。上記のコンセンサスシーケンスを用いて、設定した条件を指定して Primer3 を実行し、それぞれの遺伝マーカーを設計した。

PCR に使用する酵素には、Tks Gflex DNA Polymerase (Takara Bio Inc.) を用いた。PCR 条件は、10μl (鋳型 DNA 1μl, 2pM プライマー各 0.2μl, 2 × Gflex PCR Buffer 5.0μl, Tks Gflex DNA Polymerase 0.2μl, 滅菌水 3.4μl) を 94℃ で 1 分間

インキュベートした後、98℃ 30 秒, 62℃ 10 秒, 68℃ 30 秒を 30 サイクル, 72℃ での伸長反応を 3 分間で行った。

増幅した PCR 産物の遺伝子配列を決定するため、まず、BigDye Terminator v3.1 Cycle Sequencing Kit (Thermo Fisher Scientific Inc.) を用いてサイクルシーケンス反応を行った。その後、EtOH 沈殿により精製を行い、乾燥後に Hi-Di formamide を添加・混和した。調整済みのサンプルは、3730xl DNA Analyzer (50cm Capillary, POP-7 Polymer) によりシーケンス反応を行った。得られた塩基配列の波形データを用いて目視による確認を行い、最終的な塩基配列を決定した。

結果および考察

一連の解析と実験の結果、オジロジカとトールエルクの間で変異率が高い遺伝領域 Highly Polymorphic Region (HPR) を 5 つ同定した (HPR1 ~ HPR5) (表 1)。それらの二種の間で推定される塩基置換数は、5 ~ 16 塩基だった。すべての領域を増幅する遺伝マーカーを設計し、沖ノ島とホンシュウジカのサンプルを用いて実験を行ったが、5 つの遺伝マーカーのうち、PCR 反応で増幅に成功したのは HPR4 (トリミング後, 278bp) と HPR5 (同, 395bp) と 2 つの領域に限られた。

表 1. 開発した遺伝マーカーの詳細.

領域	推定塩基置換数	プライマー名	方向	Tm 値	配列	推定される PCR 産物の長さ
HPR1	6	HPR1L	Forward	60.12	TTTCCTTCCCCATTTTAGGG	431bp
		HPR1R	Reverse	60.38	AGCCTGGAGACAAAGATTGAGA	
HPR2	16	HPR2L	Forward	60.15	CTGTCTGTCTGGAAAATCTTGG	324bp
		HPR2R	Reverse	60.79	CCTGAGGAAACAGGATGCAG	
HPR3	5	HPR3L	Forward	60.58	TGGTGTACAAATCCACAGC	462bp
		HPR3R	Reverse	60.03	TTGGATGAGTCACCCTGGA	
HPR4	9	HPR4L	Forward	61.34	ATGACACCTCTCCCCAGACC	334bp
		HPR4R	Reverse	60.3	GAGAGGTGGTGTCTCACTGGA	
HPR5	5	HPR5L	Forward	60.48	TACCTCCCAGACCTGCAT	416bp
		HPR5R	Reverse	60.06	GTCTCATGGGAGACTGGATGA	

表 2. ホンシュウジカと沖ノ島のシカにおける HPR4 と HPR5 領域の遺伝子配列.

集団	個体 ID	HPR4 (279bp)						HPR5 (395bp)							
		15	42	58	185	229	236	27	40	120	122	137	254	275	364
ホンシュウジカ	和歌山 1	G	A	C	A/G	C	C	C	C	C	A/G	A/G	A/G	A/G	C
	和歌山 2	G	A	C	A/G	C	C	C	C	C	A/G	A/G	A/G	A/G	C
	淡路島 1	G	A	C	A/G	C	C	C	C	C	A/G	A/G	A	A/G	C
沖ノ島のシカ	沖ノ島 1	A/G	A/G	C/T	G	C/T	C/T	C/T	C/A	C/A	G	G	A/G	G	C/T
	沖ノ島 2	A/G	A/G	C/T	G	C/T	C/T	C/T	C/A	C/A	G	G	A/G	G	C/T
	沖ノ島 3	A/G	A/G	C/T	G	C/T	C/T	C/T	C/A	C/A	G	G	A/G	G	C/T
	沖ノ島 4	A/G	A/G	C/T	G	C/T	C/T	C/T	C/A	C/A	G	G	A/G	G	C/T

* 数字はアライメントした後で 5' 末端の共通した塩基を起点とした番号を示す. ここでは多型のあるサイトのみを示す.

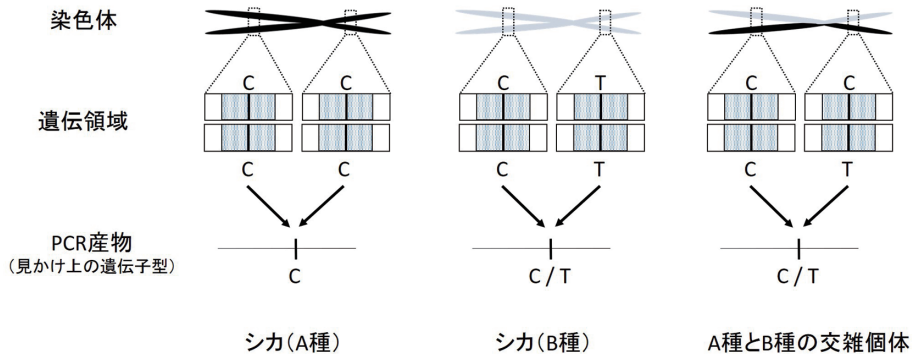


図 2. 重複配列と見かけ上の遺伝子型に関する例. 網掛けはゲノム中に存在する重複配列を示す. 網掛けの内側にある縦線は重複配列のうちの単一の塩基を示す. A 種では重複配列は完全に同じ塩基配列であるが, B 種では, C から T に置換した重複配列を持っている. この場合, A 種の遺伝子型は, 見かけ上は C のホモであるが, B 種では C/T のヘテロになる. また, A 種と B 種の交雑個体でも, 見かけ上の遺伝子型は C/T のヘテロとなり, B 種と区別することができない.

HPR4 と HPR5 で友ヶ島のシカとホンシュウジカの塩基配列を比較した結果, 2 集団の間で違いが検出されたのはそれぞれ 6, 8 塩基であった. HPR5 の 254 番目の塩基を除き, ホンシュウジカと沖ノ島のシカの集団間で異なる遺伝子配列が検出された (表 2). この結果は, HPR4 と HPR5 の遺伝マーカーが沖ノ島のシカとホンシュウジカの集団の判別に有効であることを示唆する. HPR5 の 254 番目の塩基の変異は淡路島の個体のみから検出されたため, 淡路島集団に特異的な変異の可能性がある. しかし, 淡路島集団は一個体のみが解析対象であったため, 254 番目の変異の淡路島集団内での独自性を調べるためには, 解析個体数

を増やす必要がある.

HPR4 と HPR5 の遺伝子配列で違いがあったすべての塩基でヘテロが検出された. HPR5 の 254 番目を除き, 片方の集団でのみヘテロが検出された. このため, これらの遺伝領域では, 異なる対立遺伝子が集団中で維持されている可能性がある. また, その他の可能性として, これらの塩基配列がゲノム上で複数に重複し, 領域間で異なる変異が蓄積した結果, 見かけ上, 単一の配列として PCR で増幅された可能性がある (図 2). この場合, ホンシュウジカと沖ノ島のシカの 2 集団の間の交雑個体では, 見かけ上, どちらかの種と同一の配列となるため, 本研究で開発した方法では,

この2集団間での交雑を検出することはできないと考えられる。HPR4とHPR5が重複配列かどうかを明らかにするためには、ホンシュウジカや近縁種のシカを対象として、次世代シーケンサーのリード情報を用いた詳細な解析や、完全なゲノム配列の決定を行う必要がある。

本研究で用いたサンプルは、沖ノ島のシカが4サンプル、ホンシュウジカのサンプルが3サンプルであった。沖ノ島の現在の推定個体数は50頭程度（松本・幸田，2017；野生動物保護管理事務所，2017），和歌山県本土のシカの推定個体数が中央値で48,227頭（環境省，<https://www.env.go.jp/press/files/jp/26912.pdf> 2017.12 参照），淡路島のシカの推定個体数が中央値で5,130頭である（岸本ほか，2012）。そのため、HPR4とHPR5でより多くの多型がそれぞれの集団に存在する可能性がある。以上のことから、本研究で開発した遺伝マーカーの有効性をさらに検証するためには、当該地域におけるより多くのシカを対象として解析を行う必要がある。これらの遺伝マーカーの有効性が検証されたのち、関西一円のホンシュウジカ個体群に適用し、遺伝子攪乱状況を詳細に調べることが望まれる。

謝辞

本研究を行うにあたり、関西自然保護機構2017年度研究助成の助成を受けた。友ヶ島海の家吉田夫妻と友ヶ島管理事務所の皆さまには友ヶ島のシカのサンプルの収集や野外調査で多大なご協力をいただいた。また、和歌山県のシカのサンプルの収集は、紀州ジビエ生産販売企業組合と（一社）和歌山鳥獣保護管理捕獲協会にご協力いただいた。本稿執筆にあたっては、国立遺伝学研究所の田邊彰博士から有益なコメントをいただいた。これらの方々に深くお礼申し上げる。

引用文献

- Danecek, P., A. Auton, G. Abecasis, C. A. Albers, E. Banks, M. A. DePristo, R. E. Handsaker, G. Lunter, G. T. Marth, S. T. Sherry, G. McVean, R. Durbin & 1000 Genomes Project Analysis Group. 2011. The variant call format and VCFtools. *Bioinformatics*, 27 : 2156-2158.
- Dupuis, J. R., A. D. Roe & F. A. Sperling. 2012. Multi-locus species delimitation in closely related animals and fungi: one marker is not enough. *Molecular Ecology*, 21 : 4422-4436.
- 福島成樹・三浦慎悟・羽澄俊裕・菊池ゆり子・田中 均・丸山直樹. 1983. 友ヶ島におけるタイワンジカの生息状況、とくに生息頭数について。「友ヶ島学術調査」（関西自然保護機構編），pp. 67 - 77. 和歌山市. 和歌山.
- 岸本康誉・関香菜子・坂田宏志. 2012. ニホンジカの個体群動態の推定と将来予測（淡路島2011年）. 兵庫ワイルドライフレポート，1 : 17 - 31.
- Li, H. 2011. A statistical framework for SNP calling, mutation discovery, association mapping and population genetical parameter estimation from sequencing data. *Bioinformatics*, 27 : 2987-2993.
- & R. Durbin. 2009. Fast and accurate short read alignment with Burrows-Wheeler transform. *Bioinformatics*, 25 : 1754-1760.
- Matsumoto, Y., Y. T. Ju, T. Yamashiro & A. Yamashiro. 2015. Evidence of pre-introduction hybridization of Formosan sika deer (*Cervus nippon taiouanus*) on Okinoshima, Wakayama Prefecture, Japan, based on mitochondrial and nuclear DNA sequences. *Conservation Genetics*, 16 : 497-502.
- 松本悠貴・幸田良介. 2017. 和歌山県友ヶ島の外来種タイワンジカをとりまく過去と現在. 生物

- 学史研究, 96 : 64 - 66.
- 立澤史郎. 2000. 大阪近郊の哺乳類 (5) ニホンシカⅢ. *Nature Study*, 46 : 6.
- Untergasser, A., I. Cutcutache, T. Koressaar, J. Ye, B. C. Faircloth, M. Remm & S. G. Rozen. 2012. Primer3-new capabilities and interfaces. *Nucleic acids research*, 40 : e115.
- 野生動物保護管理事務所. 2017. 平成 28 年度瀬戸内海国立公園友ヶ島におけるシカ属生息状況等調査業務報告書. 53pp. 野生動物保護管理事務所. 野田.

資 料

冬季のヨシ刈りが土壌温度に及ぼす影響

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¹
藤 井 伸 二

Effects of reed-cutting in winter on the soil temperature. Sayo Kosaka (*Graduate school of Frontier Sciences, The University of Tokyo*) and Shinji Fujii* (*University of Human Environments*)

A case study to evaluate the effect of winter reed-cutting on the temperature of the soil surface was conducted, comparing among the conditions such as non-cutting, continuous cutting, and experimental cutting. The results revealed that the temperature of the soil surface was significantly raised by reed-cutting, and then reconfirmed that the daily fluctuation was larger than non-cutting condition especially in spring. The daily fluctuation of continuous cutting was greater 11.7°C in maximum than non-cutting.

Keywords : reed-cutting, soil surface, temperature

要旨: 冬季のヨシの刈取りが土壌表面温度に与える影響についての事例集積を目的に、放置区、刈取り継続区、刈取り処理区の比較調査を行った。その結果、刈取りによって土壌表面の温度が上昇することが明らかになった。また、日較差拡大の効果とその効果が春季に顕著であることを再確認した。刈取り継続区の日較差は放置区に比べて最大で11.7°C大きくなった。

キーワード: ヨシ刈り, 土壌表面, 温度

はじめに

国内の低層湿原に発達するヨシ原では、ヨシ材の収穫を目的にした刈取りと火入れ管理によって半自然状態のヨシ原が各地で維持されてきた。いくつかの半自然ヨシ原では希少植物の生育や多産が知られており（例えば、梅原・栗林, 1991；藤井, 1998；藤井ほか, 2007；栃木県, 2002；小幡ほか, 2012；栗原・小幡, 2013 など）、人為管理との関係が指摘されている（栃木県, 2002；Fujii & Kaneko, 2012）。しかし、冬季の刈取りや火入れがどのような環境条件を通して希少植物の生育を許容しているかのメカニズムは明確でない。

刈取りによって変化する環境条件の一例として、植生が除去された裸地状態では土壌温度の日較差が拡大され（Nishihira et al., 2004；Wang et al., 2015）、植物の生長に影響を与えることが知られている（Mook & Toorn, 1982；Ostendorp, 1999）。しかし、刈取りによる土壌温度の情報は必ずしも十分に集積されているとは言えず、冬季に行われる刈取り施業が土壌温度に与える影響について多くの事例収集を行う必要がある。本研究では、従来から指摘されている日較差の拡大についての追試と土壌表面温度に関する調査事例の集積を行った。

調査地の概要

茨城県霞ヶ浦（西浦）南東岸に位置する妙岐の鼻（35°57' N, 140°27' E）は面積約 52ha（YP+1.1 ～ 1.9m）の半島状地形をなしており，ヨシ *Phragmites australis* の優占する低層湿原が広がっている（路川・前田，1994；中田ほか，2009；図 1）。付近の観測所（茨城県土浦市）による気象データは，平均気温（1981 ～ 2010 年）14.4℃，平均年降水量（同）1187.8mm である（気象庁のアメダスデータ，http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_amd_ym.php?prec_no=40&block_no=0324

&year=&month=&day=&view= 2015.8 参照）。

かつては萱材利用を目的とした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は衰退し，以前に卓越していたヨシカモノハシ *Ischaemum aristatum* L. var. *glaucum* 群落に変わってヨシカサスゲ *Carex dispalata* 群落の面積が増加している（中田ほか，2009）。

独立行政法人水資源機構が作成した 1998 ～ 2014 年度の資料を基に，刈取りや火入れの履歴の異なる 3 地区（A 地区，B 地区，C 地区）を選定した（図 1）。過去 17 年間（1998 ～ 2014 年）の履歴については，A 地区は毎年の刈取りや火

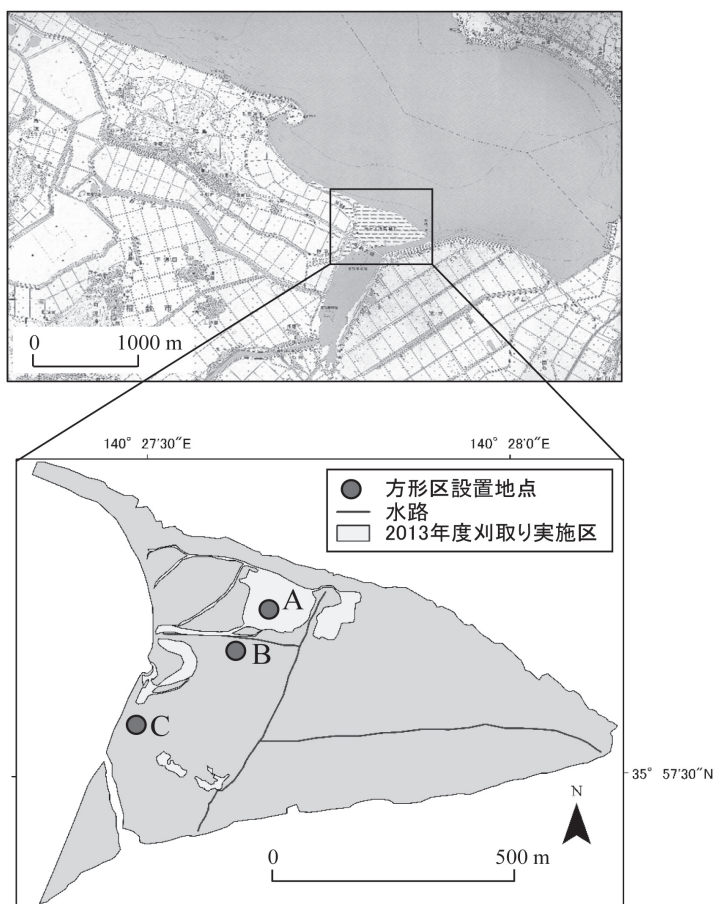


図 1. 調査地の地形と位置．広域図は国土地理院発行 1 / 25,000 地形図（麻生）の一部に加筆．

入れを継続，B 地区は火入れ管理されていたが 2005 年度以降は放置（ただし，2012 年度は失火により植生が焼失），C 地区は火入れ管理されていたが 2005 年度以降は放置（ただし，2008 年度だけ刈取りを実施），となっている。A および B 地区ではヨシ・カモノハシ群落が卓越し，C 地区ではヨシ・カササゲ群落が卓越する（野副ほか，2010）。

刈取り処理

2014 年 3 月 27 ～ 28 日に刈払鎌による手刈りと植物体除去を行い，地表面からの植物体の高さが 5cm 以下になるように処理を行った（図 2）。

土壌表面温度の調査と解析

Onset 社製の土壌温度ロガー（TidbiT v2 Temp Logger）を刈取り継続地区 A，放置地区 B，放置地区 C の地表面に各 1 個を設置した。さらに，B 地区内に 2m × 2m の刈取り処理区 B1，C 地区内に 2m × 2m の刈取り処理区 C1 を設定し，これらについても各 1 個の土壌温度ロガーを設置した。温度データは 2014 年 4 月 12 日から 11 月 29 日にかけて 2 時間毎に取得した。

解析にあたっては，取得データを春季（2014 年 4 月 21 日～6 月 9 日），初夏（2014 年 6 月 11 日～7 月 30 日），晩夏（2014 年 8 月 1 日～9 月 19 日）のそれぞれ 50 日間の 3 季の群に分割した。各季は 600 データ（1 日 12 データ × 50 日）で，これら 3 季についてウィルコクソンの符号付き順位と検定を行った。

刈取り継続区と放置区における結果

刈取り継続区 A と放置区（B および C）のすべ

てにおいて，春から晩夏への季節進行にともなって各季の土壌表面温度が上昇した（図 3a）。季別の土壌表面温度は，すべての季間を通じて刈取り継続区 A が放置区（B および C）よりも高かつ

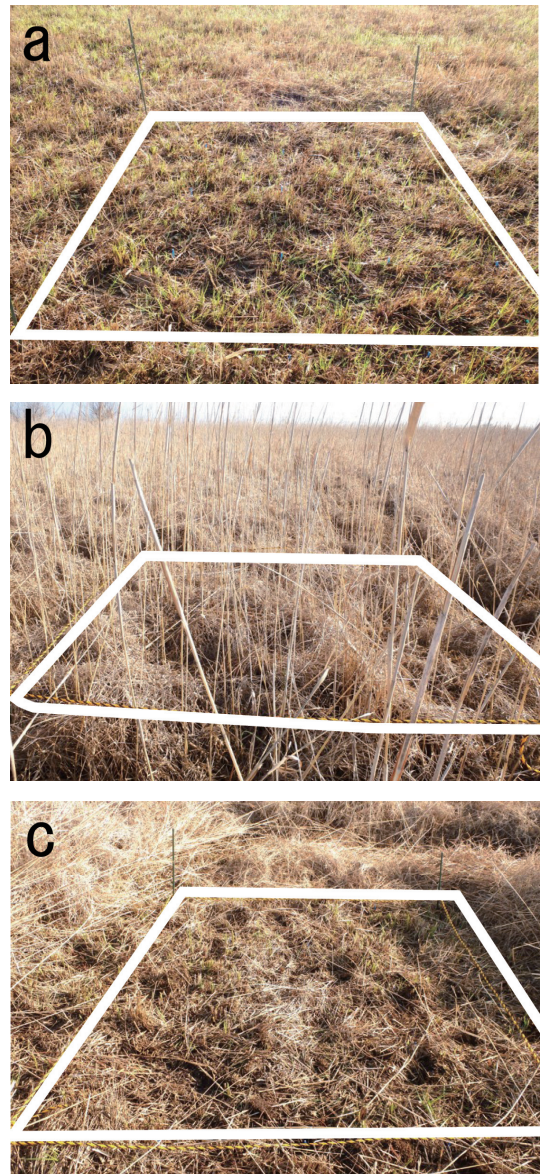


図 2. 2014 年 3 月 29 日における調査区の景観例：継続地区 A (a)，無処理区 B (b)，刈取り処理区 B1 (c)。白線は 1m × 1m の方形区枠を示す。

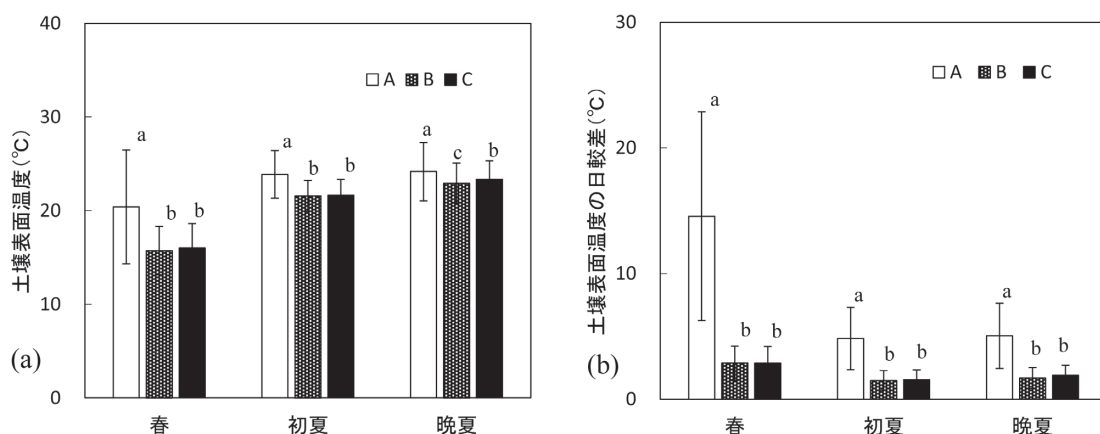


図 3. 土壌表面温度 (a) とその日較差 (b). A:刈取り継続区 (ヨシ・カモノハシ群落), B:放置区 (ヨシ・カモノハシ群落), C:放置区 (ヨシ・カササゲ群落). 春: 4月 21 日～6 月 9 日, 初夏: 6 月 11 日～7 月 30 日, 晩夏: 8 月 1 日から 9 月 19 日 (各季はいずれも 50 日間). バーは標準偏差. グラフ中の a, b, c は $P < 0.01$ を示す.

た (いずれの場合も $p < 0.01$). 春季は B に比べて 4.7°C , C に比べて 4.4°C , 初夏は B に比べて 2.3°C , C に比べて 2.2°C , 晩夏は B に比べて 1.2°C , C に比べて 0.8°C , それぞれ A が高い値の平均値を示し, 季節の進行とともにこれらの平均値の差は小さくなる傾向がみられた. B と C の間では, 春季と初夏には有意差はなく, 晩夏にのみ有意差がみられた ($p < 0.01$).

季別の土壌表面温度の日較差 (図 3b) は, すべての季間を通じて刈取り継続区 A が放置区 (B および C) に比べて大きな値を示した (いずれも $p < 0.01$). 刈取り継続区 A と放置区 (B および C) との平均値の差は, 春季に 11.7°C , 初夏に $3.3 \sim 3.4^{\circ}\text{C}$, 晩夏に $3.1 \sim 3.4^{\circ}\text{C}$ であり, とりわけ春季の違いが顕著であった. 一方, 放置区 B と放置区 C との間については, すべての季間で日較差に有意差がみられなかった (いずれも $p > 0.01$).

刈取り実験の結果

刈取り処理の土壌表面温度は, 刈取り実験区 B1 と放置区 (対照区) B では春季, 初夏, 晩夏の 3 季すべてにおいて, 刈取り実験区 C1 と放置区 (対照区) C の間では春季と初夏の 2 季において, それぞれ有意差が認められた (いずれの場合も $p < 0.01$, 図 4a). 刈取り処理区と放置区 (対照区) との平均値の差は, B1 と B の間で 0.88°C (晩夏) $\sim 3.0^{\circ}\text{C}$ (春季), C1 と C の間で 0.24°C (晩夏) $\sim 2.1^{\circ}\text{C}$ (春季) であった. 刈取り処理の土壌表面温度への影響は春季に顕著であった.

刈取り処理の土壌表面温度の日較差は, 刈取り実験区 B1 と放置区 (対照区) B の間では春季, 初夏, 晩夏の 3 季すべてにおいて, 刈取り実験区 C1 と放置区 (対照区) C の間では春季と晩夏の 2 季において, それぞれ有意差がみられた (いずれも $p < 0.01$, 図 4b). B1 と B の日較差の平均値の差は 1.9°C (初夏) $\sim 8.9^{\circ}\text{C}$ (春季),

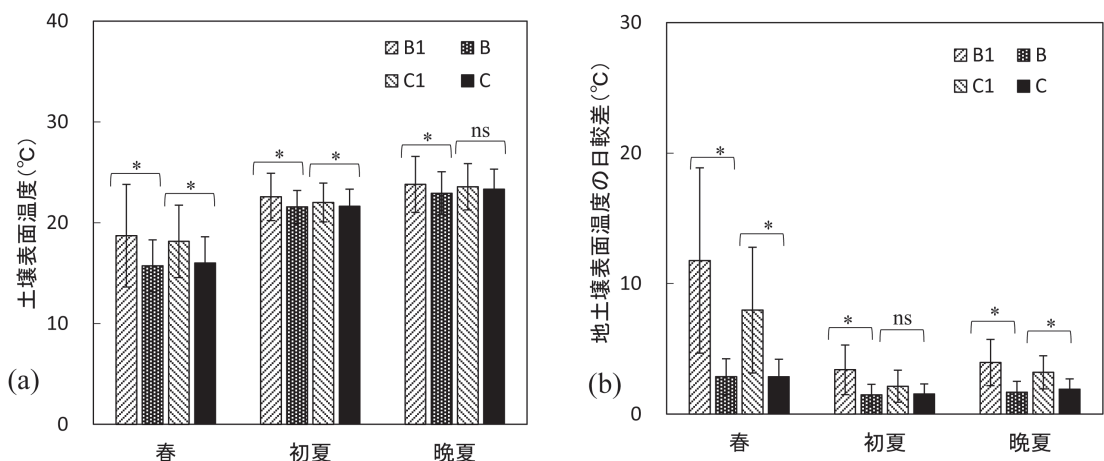


図 4. 土壌表面温度 (a) とその日較差 (b) における刈取り実験の効果. ヨシ・カモノハシ群落における刈取り区 (B1) とその対照区 (B), ヨシ・カササゲ群落における刈取り区 (C1) とその対照区 (C). 春: 4 月 21 日～6 月 9 日, 初夏: 6 月 11 日～7 月 30 日, 晩夏: 8 月 1 日から 9 月 19 日 (各季はいずれも 50 日間). バーは標準偏差. グラフ中の * は $P < 0.01$ を示す.

C1 と C の間の日較差の平均値の差は 0.59°C (初夏) ～ 5.1°C (春季) となり, 春季 > 晩夏季 > 初夏の順に日較差が小さくなる傾向を示した.

考察

今回の調査によって, 冬季の刈取りが土壌表面温度に及ぼす影響の事例データを得ることができた. Nishihiro ら (2004) が調査した地表下 5cm では土壌温度に有意差はなかったが, 地表面では明瞭な温度上昇が今回の調査で認められた. また, 日較差の拡大とその効果は春季に顕著なこと (Nishihiro et al., 2004 ; Wang et al., 2015) を再確認することができた. 日較差には, 刈取り継続区で最大 11.7°C , 刈取り処理区で最大 8.9°C の違いがみられ, 地表下 5cm における 4.1°C の違い (Nishihiro et al., 2004) に比べると, 刈取りの影響は地表面でより大きいことが明らかになった.

日較差の拡大の理由は, 刈取りによって植被が除去された土壌表面に日中の陽光がよく到達す

る一方で, 裸出した土壌表面からの夜間の放射冷却が大きくなることが原因と考えられる. 先行研究では, 刈取りによる冬季の地表面凍結がヨシの初期生長を阻害することが知られている (Mook & Toorn, 1982 ; Ostendorp, 1999). 調査地に近い土浦のアメダスデータ (URL : <http://www.jma.go.jp/jp/amedas/> 2018.3 参照) によれば, 2014 年 3 月は合計 7 日間で氷点下を記録していることから, ヨシへの影響についてデータの解析を進めている. 優占種であるヨシの生長遅延はヨシと他植物との競争を緩和している可能性があり, 人為管理された半自然ヨシ群落に生育する希少な春植物の生育については土壌表面温度の影響を検討する必要があるだろう.

謝辞

本研究を進めるにあたり, 独立行政法人水資源機構には管理履歴の資料提供を頂いた. エコミューゼ美浦の西木氏と東京大学大学院新領域創成科学

研究科の院生の皆様には刈取り作業と現地調査への協力を頂いた。東京大学大学院新領域創成科学研究科の山室真澄教授と東邦大学理学部の西廣淳准教授には有益な助言を頂いた。本研究の一部は小坂紗代の修士研究の一環として行い、斎藤馨教授のご指導を頂いた。以上の方々に深く謝意を表す。本研究の一部は科学研究費補助金基盤B(課題番号 24310168, 26281051) の助成を受けて行った。

引用文献

- 藤井伸二. 1998. 滋賀県で生育が再確認されたヌマゼリノの生態. 植物分類地理, 49 : 201 – 204.
- Fujii, S. & Y. Kaneko. 2012. Wetland Plants Growing on the Shore of Lake Biwa: Littoral, Hygrophyte, and Psychrophyte Floras. In: Lake Biwa: Interactions between Nature and People. (eds. H. Kawanabe, M. Nishino & M. Maehata), pp. 61-69. Springer, Berlin.
- 藤井伸二・西川博章・栗林 実. 2007. 近畿地方新産のツルスゲとその分布および生態. 分類, 7: 43 – 49.
- 栗原 孝・小幡和男. 2013. 桜川の維管束植物. 茨城県自然博物館研究報告, 16 : 73 – 104.
- 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
- Mook J. H. & J. van der Toorn. 1982. The influence of environmental factors and management on stands of *Phragmites australis*, 2. Effects on yield and its relationships with shoot density. Journal of Applied Ecology, 19 : 501-517.
- 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.
- Nishihiro, J., S. Miyawaki, N. Fujiwara & I. Washitani. 2004. Regeneration failure of lakeshore plants under an artificially altered water regime. Ecological Research, 19 : 613-623.
- 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.
- 小幡智子・石井 潤・角谷 拓・鷺谷いづみ. 2012. 渡良瀬遊水地における過去の掘削履歴が絶滅危惧植物の現在の分布に及ぼす影響と影響評価地図. 保全生態学研究, 17 : 221 – 233.
- Ostendorp, W. 1999. Management impacts on stand structure of lakeshore *Phragmites australis*. International Review of Hydrobiology, 84 : 33-47.
- 栃木県. 2002. レッドデータブックとちぎ. 900pp. 栃木県, 宇都宮.
- 梅原 徹・栗林 実. 1991. 滅びつつある原野の植物. Nature Study, 37 (8) : 87 – 91.
- Wang Z., J. Nishihiro & I. Washitani. 2015. Effects of traditional vegetation usage and management on the growth of facilitator keystone species in a moist tall grassland. Landscape Ecological Engineering, 11 : 101-109.

報 告

学術用語としての「里山」の利用増加

新潟大学 朱鷺・自然再生学研究センター

中 津 弘

Increased uses of the word “satoyama” as an academic term. Hiromu Nakatsu *(*Center for Toki and Ecological Restoration, Niigata University*)

要旨:「里山」の語がどのように学術的に利用されてきたかを知るために、学術情報データベースを利用して、1950～2011年の期間について、里山の語をタイトルに含む記事を調べた。里山の語を含む記事は、その件数、収録記事の総数に占める割合とも、1990年代後半に急増を遂げていた。増加の背景には、地域の里山の改変や身近な生物の減少、生態学分野での多くの解説書の発行に加えて、国の計画などに里山が盛り込まれたことがある。この状況の中で里山という語は普及したのであろう。

キーワード:学術用語, 里山

Keywords: academic term, satoyama

はじめに

薪炭林や農用林として利用されてきた二次林、水田、草地、ため池などから構成される伝統的農村景観は、しばしば里山あるいは里地里山と呼ばれる(田端, 1997; 武内ほか, 2001)。里山あるいは里地里山(以下、主に里山とする)は近年、多くの研究のテーマやフィールドとして選ばれており、テレビや新聞、インターネットなどのメディアで扱われる頻度も高くなっている。しかしながら、実際に里山という用語が広く認識され使われるようになったのは比較的最近のことである。

研究者やメディアは、特定の分野や概念、技術について、必ずしも長期間にわたって同じように扱い注目し続けるわけではない。里山の研究や保全が重要であるだけに、里山がどのように文字媒体で扱われてきたかを知ることは有益である。本稿では、里山に関連する学術記事数の推移を可視化する試みについて報告するとともに、用語の選

択・利用の背景についても考察する。

記事検索とデータ利用の方法

国立情報学研究所が提供する学術情報データベース CiNii (URL: <http://ci.nii.ac.jp/> 2013.9.1～8 参照)を利用して、里山に関連する記事情報を収集した。「タイトル」に「里山」を含むという条件で「論文検索」を実行し、ヒットした論文・記事のタイトルと、著者、掲載雑誌名、発行年のデータを1件ずつ Microsoft Excel 2007 ファイルに入力して、作業用データベースを作成した(CiNiiでは「論文検索」としているが、学術情報データベースには一般向け雑誌の記事も含まれることから、以下ではヒットした論文・記事を単に記事とする。特に学術誌に掲載されたものに言及する際にのみ、論文とする)。なお、各記事で設定されたキーワードは検索対象とはしなかった。

本研究は、里山関連記事の大まかな推移を知る

ことを目的とするため、タイトルおよび掲載雑誌から該当分野の判定を行い、次に示す分野のいずれにも当てはまらないことが明確な記事を集計対象データから除外し、残ったものを里山関連記事とした。すなわち、生態学、自然観察、自然体験、環境教育、リクリエーション、農林業、農村計画・都市計画、地域づくり、造園、安全・防災、詩歌などの文芸素材、森林医療を対象とした。タイトル中に「亜里山」や「千里山」のような語を含むために検索時にヒットするものの、里山そのものは扱っていないと考えられる記事についても除いた。加えて、CiNiiを用いて、各年で雑誌に掲載された全ての記事数（収録記事総数）も集計しておいた（URLは前述、2018.1.26参照）。新しい記事や、著しく古い記事は学術情報データベースに登録されていない可能性があるため、1950年から2011年までを記事検索の対象期間とした。

作業用のExcelデータベースを利用して、各年で掲載された里山関連記事数および里山関連記事の掲載雑誌数を集計し、特集誌面を設けた雑誌をリスト化した。また、1950年から2011年の間の各年について、里山関連記事数を収録記事総数で除して、里山関連記事の割合を算出した。これは、収録記事総数の増減が里山関連記事数の変化に及ぼす影響を取り除いて、里山関連記事割合自体が時期を追って変わってきたかを明らかにするためである。

検索の結果

記事数の推移

1950～2011年の期間でヒットした里山関連記事は合計1,650件であった。年あたりの記事数は、1950年代から1990年代半ばまでは0件から12件の範囲で推移したが、1990年代後半に急増し、特に2000年以降は全ての年で70件以上の記事が

見受けられた（図1）。また、記事を掲載した雑誌数は、1996年までの各年では10誌を超えることはなかったが、1997年の13誌以降急増した（図2）。1990年以降の掲載記事数は計1,614件であり、里山関連記事の全体の97.8%を占めた。

収録記事総数に占める里山関連記事割合は、期間中増大しており、特に1990年代後半から高くなっていた（図3）。なお、収録記事総数は、初めの1950年には86,618件で、その後増加して、2001年に最大の714,939件に到達した上で、減少に転じて2011年には580,040件となっていた。

年代ごとの記事数と概要

1950年代の里山関連記事は、三井ほか（1955）の1件が認められるのみであった。これは、酪農飼料となる草本の増産のために野外実験を行い、二次林の伐採方法の再考を提案するものであった。続く1960年代には計5件の記事があった。その中には「林野時報」の記事が3件あり、いずれも林業振興を図る林野庁の里山再開発事業に関連するものであった。1970年代も記事は計8件と少数であったが、「農林統計調査」が、里山の活用についての特集を組んでいる。

1980年代には掲載記事数は計23件となり、「岐阜大学農学部研究報告」で林・江本（1985, 1986, 1987）が里山利用モデルの開発を試み、都市計画や自然環境保全について議論している。1987年の東北大学「川渡農場報告」では、里山利用によるニホンジカ（*Cervus nippon*）生産の基礎的研究の特集を組んで、多くの記事を掲載している。また、中川（1987）は、広葉樹造林のための資料づくりという観点から、クヌギ（*Quercus acutissima*）ーコナラ（*Quercus serrata*）林で植生調査を行い、樹木の成長の評価を試みている。

里山関連記事数は、1990年代には計197件であった。1990年には朝日新聞社の「科学朝日」が、

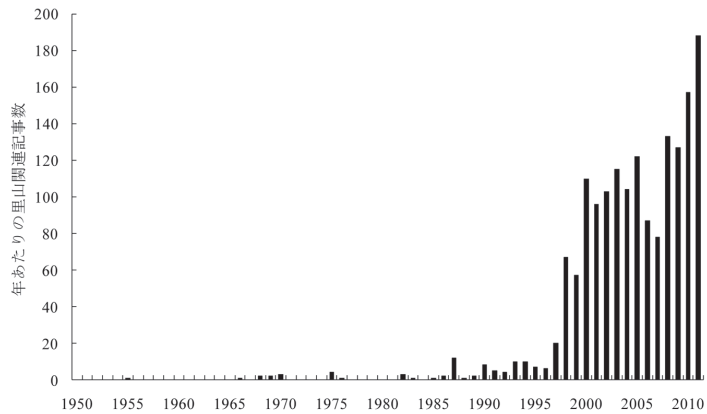


図 1. 年あたりの里山関連記事数の推移. 1950～2011年の期間で掲載された、タイトルに「里山」の語を含む記事の件数を年ごとに示す.

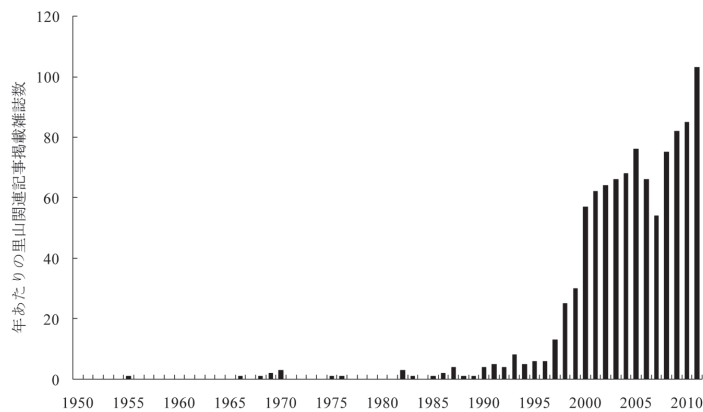


図 2. 年あたりの里山関連記事掲載雑誌数の推移. 1950～2011年の期間で、タイトルに「里山」の語を含む記事を掲載した雑誌の数を年ごとに示す.

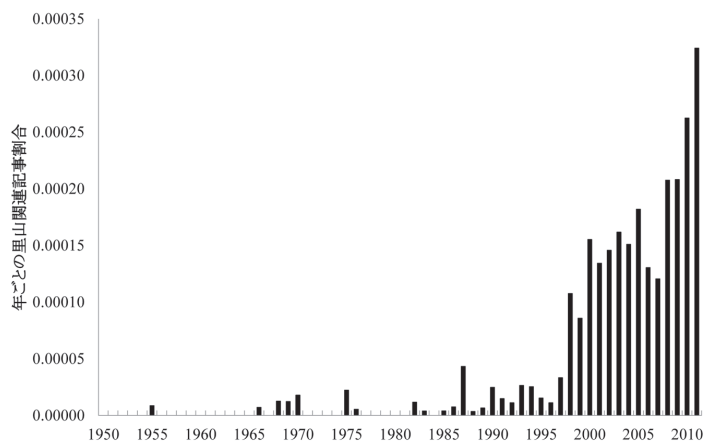


図 3. 年ごとの里山関連記事割合の推移. 1950～2011年の各年について、収録記事総数に占める里山関連記事の割合を示す.

1994年には関西自然保護機構の「関西自然保護機構会報」（「地域自然史と保全」の前身）がそれぞれ里山関連の特集誌面を編成している。1998年には日本造園学会の論文集である「ランドスケープ研究」も特集を組み、多くの論文を掲載している。1990年代後半には、「明日への文化財」、「森林文化研究」、「母の友」、「プランタ」、「緑の読本」、「山と溪谷」も特集誌面を設けた。

2000年代の記事数は計1,079件であった。2000年代にも多くの雑誌が里山関連の特集を行った。即ち、「岳人」、「かんきょう」、「観光文化」、「グリーン・エージ」、「ぐりーん・もあ」、「現代林業」、「昆虫と自然」、「砂防と治水」、「システム農学」、「森林科学」、「生活協同組合研究」、「東北開発研究」、「東北学」、「都市問題」、「日本緑化学会誌」、「農業と経済」、「農林統計調査」、「プランタ」、「緑の読本」、「林野時報」などである。また、2000年以降の記事では、里山コモンズ、GIS、リモートセンシングの用語もタイトルに含まれるようになった。2003年以降は竹林に関連する記事が増加した。

2010年、2011年においても年あたりの記事数はさらに増加している（図1）。

雑誌ごとの記事数

1950～2011年の期間中に計15件以上の里山関連記事を掲載した雑誌と記事数を表1に示す。最も多くの記事を掲載してきたのは日本造園学会の論文集「ランドスケープ研究」であり、その前身である「造園雑誌」が1991年、1992年に掲載した2論文を合わせると、掲載記事数は94件となる。他方で、「日本生態学会誌」は2005年に1件、「植生学会誌」は2005年、2008年に各1件、「景観生態学」も2009年と2011年に各1件の掲載論文があったのみである。

表1. 里山関連記事を多く掲載した雑誌と掲載記事数. 計15件以上の里山関連記事を掲載した各雑誌について、雑誌名の五十音順で、掲載記事数と掲載があった時期を示す。

掲載雑誌名	掲載記事数	掲載時期
「学術講演梗概集」	35	1991～2011年
「関西自然保護機構会報・会誌」	15	1994～2011年
「グリーン・エージ」	15	1999～2011年
「グリーン・パワー」	57	2000～2011年
「現代林業」	21	1999～2011年
「昆虫と自然」	21	1998～2011年
「山林」	16	1997～2011年
「週刊農林」	27	2001～2010年
「住宅建築」	29	2000～2006年
「森林科学」	19	1990～2011年
「千葉県生物多様性センター研究報告」	35	2010～2011年
「日本緑化学会誌」	16	1997～2011年
「農林経済」	18	1999～2007年
「プランタ」	19	1999～2005年
「別冊太陽」	18	2002年
「緑の読本」	29	1997～2008年
「モーリー」	16	2001～2008年
「ランドスケープ研究」	92	1997～2011年

考察

里山関連記事が1990年代後半に急増した背景として、特に1980年代後半から、我々の身近な自然環境の特性や価値に気づき、その変容や改変の問題を知る機会が増えてきたことが指摘される。

生態学の研究者や自然保護団体による情報発信の影響は大きかったであろう。「我が国における保護上重要な植物種の現状」（我が国における保護上重要な植物種及び群落に関する研究委員会種分科会、1989）が出版されたのが1989年であり、身近な場所に生育していた様々な植物が減少していることが知られるようになった。1980年代後半以降は里山をテーマにした書籍の出版が相次ぎ、守山（1988, 1997）、石井ほか（1993）、田端（1997）は里山の生態学的な特性や保全の問題を記した。重松（1991）は、市民向けに里山の保全管理のた

めの解説書を著している。また、研究書ではないが、今森（1995）の写真集「里山物語」が出版され、里山の審美的な要素や特性が改めて一般の目に触れやすくなったのも同じような時期である。2000年代に入ると、武内ほか（2001）や広木（2002）、日本自然保護協会（2001）、有岡（2004a, 2004b）による里山の研究・解説書も出版された。

国内各地域で自然環境を改変する構想が一斉に出てきたのも1980年代後半の出来事であった。1987年の「総合保養地域整備法」（リゾート法）制定後に、ゴルフ場やスキー場、リゾートホテル、さらに道路他の付随施設などの乱開発が計画され、国土庁（当時）が承認したリゾート構想対象地域は国土面積の16.6%に及び、自然環境保全などの観点からこれらに反対する市民運動が展開された（リゾート・ゴルフ場問題全国連絡会、1996, 1998）。リゾート計画は、各地域の身近な自然環境を見直すきっかけになったであろう。

他方で、国や地方自治体は1991年以降レッドデータブックを発表し、環境省のレッドリストも初版以降、定期的に改訂されてきた。以前は普通に見られたサンバ（*Butastur indicus*）、トノサマガエル（*Rana nigromaculata*）、メダカ（*Oryzias latipes*）、オオウラギンヒョウモン（*Fabriciana nerippe*）などもこれらのリストに記載され、身近な里山の変容について関心が高まったと言える。

国の計画・方針では、1987年に閣議決定された「第四次全国総合開発計画」（四全総）が、奥山天然林や人工林などとともに里山林について紹介・記述している。里山林を学習や交流などの拠点とし、保全に留意しつつ総合的利用を図っているが、皮肉にも同じ四全総には、リゾートや学園研究都市、高速道路網整備などの開発構想が盛り込まれていた（山村、1989）。また、1992年にリオデジャネイロで開催された国連環境開発会議（地球サミット）で調印された生物多様性条約

を受けて、国は1995年に「生物多様性国家戦略」を策定し、2002年の「新・生物多様性国家戦略」からは里山保全の問題を重視してきた。生物多様性国家戦略での里山（同戦略では「里地里山」と表記）の記述は、里山の用語としての普及を大きく進めたであろう。これらの記述は、特に行政関係者やコンサルタントの間での里山の認知拡大に有効であったかもしれない。

このような状況の中で、我々の身近にある二次的自然が里山と呼べること、その里山は人為的管理によって多様な生物相を擁してきたこと、近年の管理放棄や改変によって里山の生物多様性が失われつつあることが徐々に知られ始めた。研究者やジャーナリストが調査や取材を行って情報発信を試みる機会が増え、雑誌編集者も里山関連の特集を積極的に企画し、認知が連鎖的に拡大してきたと思われる。詩歌の素材が里山に求められ、医療分野でも里山という表現が利用されるという状況は、里山という言葉が人口に膾炙し、現在多くの分野に里山が関わるようになっていくことを示している。

認知が広まった里山を実際に記事タイトルに含めるかどうかには、各著者がどのような観点で記事を書くかが関わってくるであろう。還元論的に生態学的パターン・プロセスを記述・分析する場合と、全体論的あるいは機能論的に人間が主体となった土地の利用と管理を考える場合とでは、対象とする場・空間のとらえ方や呼称がしばしば変わりそうである。前者の観点を用いるならば、群落名や微環境タイプ名が記事タイトルに使われることが多くなり、後者の観点による二次的自然についての研究では、近年は里山の語がタイトルに含まれやすいであろう。こうした観点の違いが雑誌ごとの里山関連記事の件数の多寡と関わっていると考えられる。

謝辞

匿名査読者には、原稿について数多くの有用なコメントを頂いた。御礼申し上げる。

引用文献

- 有岡利幸. 2004a. 里山 I. 262pp. 法政大学出版局, 東京.
- . 2004b. 里山 II. 265pp. 法政大学出版局, 東京.
- 林 進・江本祐子. 1985. 都市近郊里山地帯の最適利用モデルの策定に関する研究 I: 実態のモデル化手法. 岐阜大学農学部研究報告, 50: 85 - 101.
- ・——. 1986. 都市近郊里山地帯の最適利用モデルの策定に関する研究 II: 都市成長と里山空間の変貌: 秋田県横手市, 山梨県甲府市, 大阪府高槻市, 及び河内長野市の実態分析. 岐阜大学農学部研究報告, 51: 91 - 109.
- ・——. 1987. 都市近郊里山地帯の最適利用モデルの策定に関する研究 III: 農地及び森林の利用・保全: 秋田県横手市, 山梨県甲府市, 群馬県赤城村, 滋賀県甲賀町, 大阪府高槻市及び河内長野市の実態分析. 岐阜大学農学部研究報告, 51: 111 - 136.
- 広木詔三 (編). 2002. 里山の生態学 その成り立ちと保全のあり方. 333pp. 名古屋大学出版会, 名古屋.
- 今森光彦. 1995. 里山物語. 159pp. 新潮社, 東京.
- 石井 実・植田邦彦・重松敏則. 1993. 里山の自然をまもる. 171pp. 築地書館, 東京.
- 三井計夫・三井豊穂・平野孝雄・桜井茂作. 1955. 平地林, 里山の択伐作業に伴う下草改良に関する研究 1. 関東東山農業試験場研究報告, (7): 175 - 190.
- 守山 弘. 1988. 自然を守るとはどういうことか. 260pp. 農山漁村文化協会, 東京.
- . 1997. 水田を守るとはどういうことか. 205pp. 農山漁村文化協会, 東京.
- 中川重年. 1987. 丹沢南斜面の里山地帯におけるクヌギ・コナラ林を構成する広葉樹数種の成長. 神奈川県林業試験場研究報告, 14: 27-59.
- 日本自然保護協会 (編)・石井 実 (監修). 2001. 生態学からみた里やまの自然と保護. 242pp. 講談社サイエンティフィク, 東京.
- リゾート・ゴルフ場問題全国連絡会 (編). 1996. 検証・リゾート開発 東日本篇. 291pp. 緑風出版, 東京.
- . 1998. 検証・リゾート開発 西日本篇. 333pp. 緑風出版, 東京.
- 重松敏則. 1991. 市民による里山の保全・管理. 74pp. 信山社サイテック, 東京.
- 田端英雄 (編). 1997. エコロジーガイド 里山の自然. 199pp. 保育社, 大阪.
- 武内和彦・鷲谷いづみ・恒川篤史 (編). 2001. 里山の環境学. 257pp. 東京大学出版会, 東京.
- 我が国における保護上重要な植物種及び群落に関する研究委員会種分科会. 1989. 我が国における保護上重要な植物種の現状. 320pp. 日本自然保護協会・世界自然保護基金日本委員会, 東京.
- 山村恒年. 1989. 自然保護の法と戦略 第2版. 446pp. 有斐閣, 東京.

特集 都市の生物多様性地域戦略の課題と展望

都市域における生物多様性戦略を考える（試論として）

大阪市立自然史博物館 佐久間 大 輔

Thoughts on local biodiversity strategies and action plans for urban cities. Daisuke Sakuma* (*Osaka Museum of Natural History*)

はじめに

1993年に日本が生物多様性条約を締結してから4半世紀、1995年に日本として最初の生物多様性国家戦略が策定されてから、23年が経過している。この間に4回の改定が行われ、地方に生物多様性地域戦略を（地方分権の観点から）努力目標として課した生物多様性基本法も2008年に策定された。なお、生物多様性国家戦略2012－2020（2012年9月閣議決定）においては、地域戦略は「生物多様性を社会に浸透させる」一つの手段とされ、環境省は地方自治体による地域戦略の策定の援助、促進に取り組んでおり、2020年までにすべての都道府県が策定していることを目標としている。この目標は都道府県にとどまらず政令指定都市にも同様に求められており、2016年までに12の政令指定都市が、近年でも関西で神戸市や大阪市が地域戦略を策定した。

しかし、政令指定都市の生物多様性戦略は都道府県版の生物多様性戦略とは大分様子が異なっているようだ。あるいは、都道府県版をなぞらえたものとしてとらえた人が、物足りなく感じたり異質なものと感じてしまった様子が、パブリックコメントやシンポジウムなどのやり取りで垣間見えた。なぜ、違うのか、それはやむを得ないことなのか、良くないことなのだろうか。実際、都市にはどのような戦略がのぞましいのだろうか。

本特集では2018年3月に行われたシンポジウム「都市の生物多様性地域戦略の課題と展望－外来生物・保全・教育－」での議論をもとに、その課題・展望をはじめ、特性や現状について議論する。本特集は、都市の地域戦略における絶滅危惧種選定など生物多様性情報提供の問題点について（和田）、各都市の戦略の概観（平井）、先行する港区戦略での事例（中村）および、大阪市戦略の策定の方向性を理解するために、2017年11月に大阪市環境局主催で開催されたシンポジウム『Do you know 生物多様性?』～大阪市生物多様性戦略の基調講演「なにわの賑わい、生命のにぎわい」（花田）を再録した。

このような特集趣旨のもと、本論文では都市の生物多様性戦略の特殊性の背景分析と効果的な取り組みとするための課題検討を試みる。

都市の生物多様性地域戦略の 特殊性の背景として

ではどのような原因で、都市の生物多様性戦略は、都道府県版の生物多様性地域戦略や国家戦略、あるいは郊外都市の多様性地域戦略と異なってしまうのだろうか。筆者はその原因は、対象地域の空間スケールの違い、都市という環境の特異性、策定期間の社会背景・保全思想の違いの3点があるように考えている。

空間スケール

しばしば都道府県版地域戦略では、行政区域の中の1) 生物多様性保全すべきコアエリアとその地域での保全を記述したあと、2) 農林業・里山での保全、3) 都市での保全などを記述する。いわば国家戦略の構成をなぞる形で記述するのに対し、都市の生物多様性地域戦略は極端に1)、2)の領域が狭いため、記述が限られてしまう。郊外にまで広がる広い領域を持つ神戸市や京都市、札幌市などの都市であればまだしも、大阪市を代表に、船橋市や川崎市、相模原市など都市部の占める割合が大きな自治体にとっては同様の構成ではかなりアンバランスになってしまう。

面積的にも当然かなり小さくなることから、水系や山塊も行政区域内に収まらないため、都市の生物多様性戦略は地域の自然を近隣都市を含めた「地域生態系の一部」として管理、認識する必要がある。景観レベルだけでなく種、あるいは個体群レベルでも同様のことが起きる。もちろん、都道府県などでも鳥獣管理などは隣接府県などと共同で管理する必要が出てくるが、都市など市町村レベルでは地域個体群の一部を見ている状態であり、都市というレベルではどの種が偶発的に見つかった種であり、どの種を地域の保全対象種としてみなすべきかの基準もやや難しいものになる(詳細は和田の項に譲る)。

対象面積が小さくなれば状況把握はしやすいようにも思えるが、実際には都市の生物相把握を丹念に調査している事例はそれほど多くない。昆虫や植物を含めアマチュアの観察活動は多様性の高い郊外に向かいがちでもあり、狭い領域内限定の精度の高い多様性情報を把握するのは比較的困難でもある。

都市という環境の特異性

一般的な場所ではなく、都市域の地域戦略であ

れば、「都市」という特異な地域の文脈を考える必要がある。ここでは試みに都市の特性を1) 立地条件と土地利用の観点、2) 社会的観点、3) 行政組織の観点の3つの観点から整理してみたい。本来であれば詳細に検討し、レビューとしたいところであるが、ここでは試論として列挙するに留める。

1) 立地条件、土地利用の観点

- ・都市という環境には他の環境とは異なる独自の生態系が成立していることをよく認識すべきであろう(大阪市立自然史博物館, 2014; Feath et al., 2012)。そして、そのメカニズムには不明な点も少なくないこともよく自覚すべきだろう。
- ・地理的には都市は一般的に河川下流部、沿岸部に立地することが多い。干潟や汽水域、ヨシ原や低湿地の保全は重要な課題となりえる。
- ・人口が密集し地価が高い。必然的に都市域に保全対象地など経済的には「未利用地」とされるような場所を確保するのはしばしば困難である。
- ・農地も同様の理由で少なくなっているが、都市農業振興基本法の成立などを受けて、都市内に農地を確保することの「グリーンインフラ」としての価値や住民福祉への寄与などを検討する声が高まっている。従来から府下の水田の重要性は指摘されていたところだが(和田, 2014)、都市内の水田は更に多面的に価値付け、保全する必要がある。
- ・緑地は都市公園や社寺、企業緑地などが主になる。都市公園においては利用圧の高さと生物多様性保全上の配慮がしばしば矛盾を生じる。特に住民の安全が問題となる鳥インフルエンザやデング熱などの蚊媒介性の感染症などの発生時に、各都市公園において野生生物生息地としての機能保全のための配慮がなされたとは思え

ない（東京都ペストコントロール協会，2015）。大径木の管理にしても枝落ちなどの事故に対する予防的管理がしばしば優先される。その他，都市公園法では様々な制約があり，郊外の自然公園法と同一とは行かない場合も多い。

- ・企業誘致の集積は埋立地等での生態系機能回復に効果を持ちえる。古くから植樹などが行われてきたが，沿岸など立地から考えればヨシ原など他の環境復元がふさわしい場合も多い。工場緑地などの指導には改良の余地があるだろう。
- ・港湾，トラクターミナルなど物流の結節点となっている場合が多い。必然的に新規外来種の侵入リスクの高い地域となっている。定着前の水際での対応が可能な地域である。

2) 社会的観点

- ・都市は周辺地域からも多くの人が流入し，企業・大学・商業施設などが集中している。このため，都市における啓発・教育活動は都市住民だけでなく広く周辺地域にまで大きな波及効果を持っている。実際，都市部には生物多様性関連の教育機関は多い。自然史系博物館，動物園，植物園，大学などの施設はいずれも生物多様性を広く市民に知らしめるポテンシャルを持っている。このことから，都市が生物多様性の普及啓発に力を入れることは非常に高い効果を持つ。
- ・交通の結節部になることから郊外の自然豊かな地域にもでかけやすい。都市住民は生物多様性を実感するために域内の生息地管理だけでは需要を満たせず郊外の自治体内の自然豊かな地域を活用している。広域の生態系サービスへの依存がより高いと言い換えても良い。
- ・消費地であり，商品の選択肢の幅が広い。都市で生物多様性認証など配慮型の商品が認知され，好んで選択されるようになれば，一気に普及が広がる可能性を持つ。逆に都市の消費者が

大量生産・大量廃棄型のライフスタイルを変えず，より安価な商品を求め続ければこうした商品での変革は難しい。

- ・市民団体など市民組織が発達しているのも都市の特徴である。自然保護団体も多く多くの団体が都市部に拠点を置いている。生物多様性普及啓発を行う上での民間人材が得やすいということでもある。

3) 行政組織の特性

- ・大都市の多くは政令指定都市や中核都市として，一般の基礎自治体に比べれば都道府県に近い許認可や規制の権限を持っている。一方で，直接住民サービスを所管している基礎的自治体でもあることが大きな特徴と言える。
 - ・このために，公園や道路の樹木管理，保健所，ゴミや上下水道，学校教育から福祉に至るまで多岐にわたる部局が存在し，その各々の活動の中に生物多様性に関連する事業がある。しかし，それぞれの事業・住民サービスは「生物多様性のために」行われているわけではなく，個別の目的と厳しいコスト管理のもとで行われており，生物多様性を行政，ひいては個々の事業の目的に織り込むには一朝一夕に行かないことも事実である。行政体の規模が大きい都市においてはこうした横断的調整は困難を伴う。
 - ・しかし持続可能な地域社会の形成や住みやすい都市づくりは全部局に横断する基本的な価値であり，この価値観を包含した「持続的可能な開発目標：SDGs」は都市行政にも浸透しつつある。
 - ・前述のように農地や森林が少ないため，農林部局の職員が極端に少ない。このため，都道府県や郊外の行政に比べ農学系を学んだ出身者が少なく，生物多様性情報に対して理解の深い職員が比較的少ないことと関係している。
- これらは都市の人口比重が高い都道府県などで

も共通する部分もあるかもしれないが、都市の生物多様性戦略は、こうした諸条件を織り込んで設計されるべきであろう。

都市の多様性戦略策定に影響する社会背景・保全思想

一般に地域戦略は都道府県が先行し、政令指定都市の策定は近年になって急速に進んでいる現状である。こうしたことから、都市の生物多様性戦略は比較的近年の概念が取り込まれていることが多いようだ。特に、都市で生物多様性保全に取り組む根拠を様々な形で模索し、都市住民に提案を試みている。

- ・生物文化多様性の保全：生物文化多様性の保全の動向については佐久間・濱崎（2018）に示したが、都市の中での祭礼や伝統行事、食事などの中に、地域の生物相の影響を見出し生態系による「文化的サービス」としての価値を強調する試みが京都市の生物多様性戦略をはじめ、近年の戦略には色濃く読み取れる。
- ・グリーンインフラとしての保全：都市に残る農地や緑地を都市の中での多面的な機能を持つ「グリーンインフラ」と位置づけ、積極的に評価しようという試みが行われている（グリーンインフラ研究会ほか、2017）。この中には都市として無視できない防災上の機能も含まれている。
- ・地球温暖化による影響緩和施策としての生物多様性保全：企業の集積もあり、都市は地球温暖化や気候変動に対する対応については意識が高まっている。2015年に定められた気候変動枠組条約のパリ協定は温暖化による生態系の崩壊を予防するために、地域生態系の保全を要請する。大阪市生物多様性戦略などはこうした位置づけを採用している。
- ・生物多様性保全は、「持続的可能な開発目標（SDGs）」に組み込まれた主要な課題の一つである。このため、安定した社会・経済活動の重

表 1. 自治体にとっての「生物多様性保全」施策.

年代	主な中心施策
～1990	従来からの自然保護区や自然公園、絶滅危惧種向けの施策
～2010	農業景観、河川、都市計画上の配慮、里山の保全、環境教育・消費者教育
2010～	外来種対策、流通・産業の改革、グリーンインフラ、市民参画、生物文化多様性、持続可能な開発目標（SDGs）

要な基盤として、今日の生産活動と切り離すことなく生物多様性保全を考える動きが急速に進んでいる。リオサミット以降、RIO+20、ミレニアムサミットと時代とともにこの動きが強まっている。これらを受けて、今日の戦略では保全地域での対策記述だけでなく、都市内でのまちづくりや行政運営の改善、教育や企業活動での配慮促進、協働の推進といった多様なメニューへの言及がより強く要請されている。SDGs への取り組みは都市行政にとっても無視できない課題となりつつある。

この他、表 1 に概念的に生物多様性保全政策の大きな流れを示した。一般的に近年に採用された政策ほど、行政事業を遂行する上での根拠となる法規や条例、担当部局などの整備が追いついていない。しかし、上述のように都市にとっては特に近年の課題ほど重要性が高くなっている。これは生物多様性保全がサンクチュアリではなく人間の活動域で保全するものという TEEB（The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), <http://www.teebweb.org/> 2018.5 参照）や SATOYAMA initiative（SATOYAMA イニシアティブ, <http://satoyama-initiative.org/ja/> 2018.5 参照）などの動きとも無関係ではないだろう。生物多様性戦略は有識者や市民の意見を入れて策定するために、比較的先進的な内容が盛り込まれることになる。事業体制が追いついていかないことも取り込んでいる状況にあることは認識しておくべきだろう。

都市の生物多様性戦略の持つ可能性と課題

前項のような都市の特性を反映した生物多様性戦略の立案には実際には長い時間が必要であろう。2018年に公開された大阪市多様性戦略(<http://www.city.osaka.lg.jp/kankyo/page/0000431225.html> 2018.5 参照)においてもこれらの特性に対応した記述はごく一部分しか盛り込む事ができなかった。しかし、同戦略は2020年の改定を前提としており、他地域の戦略の今後の改定を見越して、今後重点的に都市の生物多様性戦略において取り組むべきと考えているいくつかの点を指摘しておく。

生物多様性主流化の主戦場は都市である

人口の集積地であり、企業の集積地である都市で「生物多様性の主流化」を実現することができれば、周辺地域への波及効果は非常に大きいことは強く認識すべきであろう。これは当該の都市だけでなく、国や広域の戦略としても役割分担としてよく認識すべきだろう。環境面での都市の先進性を競争する時代はオリンピックや万国博覧会と言うまでもなく、様々な局面で起きている。積極的な生物多様性主流化への投資を都市にこそ必要になっているであろう。学術機関や動物園、博物館といった施設も充実している。

都市の強みは市民ネットワークであり、都市行政と住民との近さである

都市における、環境意識の高い市民活動の存在は都市の重要な財産である。巨大な行政組織の縦割りを最も超えやすい手法は市民協働である。自然保護団体、観察会、アマチュア団体、学術団体もふくめ、日本の各都市には市民科学と保全活動を担う数多くの市民団体が存在する。環境意識の高い消費者団体、子育てグループ、教育関連団

体、まちづくり団体なども多い。都市における生物多様性保全、特にSDGsの追求のためには、こうした幅広い市民団体との連携が欠かせない。地縁的関係の弱い都市においては、人々を集めるコーディネート力が大きな鍵を握る。多様な人々をつなぐ「架橋型社会資本」としては大学や博物館などが大きな力を発揮するだろう。例えば、大阪市においては自然関連の市民団体の多くはすでに「大阪自然史フェスティバル」や「おおさか環境ネットワーク」などでゆるくつながっている。これら都市の資産とも言える「人財」を、生物多様性事業を建設的に築いていく力とできるか。都市における生物多様性戦略を実効的なものにできるかどうかの分かれ目となる重要な課題である。

都市のサイズは市民科学調査やモニタリングに適している

都道府県サイズではその全地域の生物相を継続的にモニタリングするのはかなり困難な作業である。人口密度の低い地域や、広い山林、深い溪谷を網羅的に把握することは、大阪など比較的山の浅い地域でも相当の労力を有するだろう。大阪府では研究者だけでなく、市民科学者の協力を得ることでレッドリスト改定に向けた情報収集の体制を持っているが、決して十分なものではない(道盛, 2012)。しかし、都市においてはかなりの部分を市民参加によるモニタリングでカバーが可能である。港湾や企業用地についてはそれらの管理団体や職員の協力が必要となる。行政が中心となつて必要な人的資源を投資すれば、生物多様性保全だけでなく、外来種に関しての警戒網も兼ねることができるだろう。こうした体制を作ることができれば、実態把握の難しい、地域個体群の一部を保全するという困難な課題に対応することができるかもしれない。

直接住民サービスを行う基礎的自治体としての 特徴を活用できる

小中学校を直接所管し、保健所や、上下水道、公園管理を直接行う基礎的自治体が、行政目的に生物多様性保全を内部に浸透させることができれば、例えば学校教員向けの研修強化をすることはたやすい。区役所などの窓口担当者、事業実施者にも生物多様性配慮を期待することもできるだろう。

これらの可能性を実現するために必要となるのは「コーディネーター人材」（佐久間，2018）の充実である。博物館や環境科学センターの既存の人材で新たな政策課題を追求することは、あまりにも過大な要求であり、既存のネットワークの維持も毀損しかねない。地域の「生物多様性センター」として、市民が集まり、市民の情報を持ち寄る拠点として既存の機関を強化するためには、その業務に見合う生物多様性コーディネーターの配置が必要になる。

環境局など行政部局にも専門人材の配置が必要だろう。どのように専門家の意見を取り入れるのか、どのように実態を理解して他部局と交渉に当たるのか、現在、都市行政には生物多様性情報リテラシーを有するスタッフがあまりにも少ない状況にある。司令塔は外部人材ではなく、内部に持つべきであろう。生物多様性コーディネーターの採用はそのような状況の改善することも期待できる。

環境部局にリーダーシップが持てる人材の強化を行い、庁内の各部局のより良い連携、市民とのより良い協働を専門機関との強調の中で構築し、よりよい都市の生物多様性戦略として改定、実施をしていかれることを望み本稿を閉じる。

謝辞

大阪市立自然史博物館 長谷川匡弘氏、横川昌史氏、大阪市環境局 岡本充史氏には有益なコメントを頂いた。研究の一部は科学研究費補助金 JP 17H02027 の支援を受けている。

引用文献

- Feath SF, C. Bang, S. Saari. 2012. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223 (2011) : 69-81.
- グリーンインフラ研究会・三菱 UFJ リサーチ & コンサルティング・日経コンストラクション（編）. 2017. 決定版！グリーンインフラ. 392pp. 日経 BP 社，東京.
- 道盛正樹. 2012. 大阪生物多様性保全ネットワークの取り組み. *地域自然史と保全*, 34 (2) : 103 – 105.
- 大阪市立自然史博物館. 2014. 第 45 回特別展解説書 都市の自然 2014 ; ネコと見つける都市の自然一家の中から公園さんぽー. 113pp. 大阪市立自然史博物館，大阪.
- 佐久間大輔. 2018. 生物多様性保全を社会の中で実現するために～生物多様性協働のつくり方～. 季刊 政策・経営研究, 1 : 87 – 94.
- ・濱崎加奈子. 2018. 文化多様性から生物多様性への気づきを. 季刊 政策・経営研究, 1 : 58 – 67.
- 東京都ペストコントロール協会. 2015. 特集 東京都のデング熱発生をめぐって. *Pest Control Tokyo* , 68 : 5 – 42.
- 和田 岳. 2014. 大阪府のレッドリスト改訂 新たな取り組みと残された課題，及び大阪府の水田環境の危機について. *地域自然史と保全*, 36 : 21 – 26

特集 都市の生物多様性地域戦略の課題と展望

都市域におけるレッドリスト選定を考える 大阪市の生物多様性地域戦略策定を振り返って

大阪市立自然史博物館 和田 岳

Reviewing the making of the red list of Osaka City. Takeshi Wada* (*Osaka Museum of Natural History*)

はじめに

近年、政令指定都市での生物多様性地域戦略の策定が進められつつある。政令指定都市の中には、その市域の大部分が市街地となっており、実質的に山林や農耕地を含まない場合がある。その結果、生物多様性地域戦略の在り方も、都道府県の場合とは大きく異なってくる（佐久間，2018）。

市域の大部分が市街地化され、山林はなく、農耕地もわずかにしか残っていない大阪市でも、2018年に生物多様性地域戦略が策定された。そのプロセスに関わった経験をもとに、市街地化の進んだ都市域での、レッドリスト等の作成に関わる課題を、大阪市を例に紹介する。また、環境行政、とくに生物多様性地域戦略策定という側面に関して、専門家の知識を、行政にいかにつなげるかを考えてみる。

大阪市のレッドリスト等の作成

生物多様性地域戦略策定プロセス

大阪市の生物多様性地域戦略は、実質的に2017年度の一年間で策定された。新たに生物相や希少種の生息状況調査をするには、あまりに期間が短く、予算や体制も充分ではなかったため、生物相の把握や希少種等の選定に関わる部分につ

いては、大阪市立自然史博物館が提供する情報をもとに進められた。

大阪市レッドリストに相当する「保護上注目すべき生き物」は、「大阪市立自然史博物館が、大阪生物多様性保全ネットワークのレッドデータブック部会の枠組みのもと」選定した（大阪市環境局環境施策部環境施策課，<http://www.city.osaka.lg.jp/kankyo/page/0000431225.html> 2018.6.1 参照）とあるが、実質的には大阪市立自然史博物館だけで選定したに近い。

以下に述べるように、地域の生物相の評価を行うには、さまざまな側面で方針を決め、評価基準をすりあわせる必要がある。そのプロセスに専門家集団の意見集約は欠かせないが、そうした専門家集団の判断を取りまとめる場が設けられなかったことが、今回の大阪市における生物多様性地域戦略策定プロセスでの大きな問題である。この点については、最後にもう一度立ち返る。

大阪市内の生物相の把握

人による攪乱が大きな都市域では、しばしば生物相が十分に調べられていない。大阪市もご多分にもれない。大阪立自然史博物館では、1998年と2014年に都市の自然についての特別展を開催した。とくに2014年の特別展の準備段階では、4年間にわたり市民参加の都市の自然の調査プロ

ジェクトも展開した。このような取り組みにも関わらず、大阪市の生物相を完全には把握できていない。大阪市内の状況が一定把握される分類群がある一方で、淡水魚類、昆虫、植物等調査が不十分な分類群も目立った。

淡水魚類に関しては、淀川での調査は繰り返して行われてきたが、その他の河川は、大和川ですら調査が充分とは言いがたい。昆虫や植物に関しては、韮公園（韮公園自然研究会、2012）や大阪城公園（追手門学院大阪城プロジェクト、2008）など一部の公園でまとまった調査が行われてきたほか、大阪市全域での市民調査（例えば、みどり生き物のマップづくり会議「大阪市の生き物」編集委員会、1998 など）も行われてきたが、大阪市内の全体像はよく判っていないというのが現状である。植物の場合、都市域では外来の植物の割合が高く、短い期間での植物相の変化が激しいという問題もある。

人間活動による攪乱が大きく、生物相の変化が激しいと考えられる都市域では、他の環境よりさらに細やかなモニタリングを行わないと、生物相は把握できないと考えるべきだろう。

大阪市におけるレッドリストの選定

生物相の把握が充分でない中で、レッドリストの選定が困難なのは想像に難くない。しかしそれは大阪に限らず、世界のいずれも同じである。むしろ大阪市のレッドリスト選定の困難は他にあった。

レッドリストを選定する上で、しばしば議論になるのは、種がエリア内に定着しているのか、偶発的に記録されただけかの判断である。たとえ世界的な希少種であっても、その地域で偶発的に記録されただけなら、その種は地域の保全対象種には当たらない。逆に、他の地域で普通種であっても、その地域で希少種であるなら、保全対象種と

見なしうる（異論もあり得る）。一方、大阪市を含めた広い範囲を生息域としている種の場合は、大阪市内に定着しているとは言えないが、保全上の配慮が必要な場合がありうる。たとえば淀川水系に生息するさまざまな琵琶湖淀川水系固有の淡水魚類や貝類等の扱いには悩むことになる。

長い間記録のない種を絶滅と判断するかどうか、簡単には結論が出せない。単に調査が行われていないだけなのか、生息可能な環境は残されているのか等を含めた判断が求められる。

こうした問題は、専門家の間ですら意見が分かれるので、地域の状況に詳しい人達の間で意見交換した上で、種毎の実情にあった判断を下す必要がある。すなわち、専門家の意見を集約する場が不可欠なのである。

希少種が生息していたとしても、もともと自然分布していたのか、人によって持ち込まれたのかの判断も重要である。この判断によって、駆除対象にもなる外来生物か、保全の対象となる希少種か、と対応も大きく分かれる。大阪市の「保護上注目すべき生き物」の選定において言えば、トノサマガエルやツチガエルが大阪市内で記録されていたが、大阪府全体の分布や、過去の情報に基づいて、人によって持ち込まれたものと判断された。なお、いくつかの文献に、大阪市内のツチガエルの記録が散見されるが、梅田の「新里山」の記録を除けば、その大部分はヌマガエルの誤同定であると考えられる。

大阪市における外来生物リストの選定

近年は、レッドリストと共に、在来生態系や人間生活に悪影響を与える恐れのある外来生物のリスト（ブラックリスト、あるいはブルーリスト）もしばしば選定されるようになっている（大阪市周辺で言えば、堺市環境局環境保全部環境共生課、<https://www.city.sakai.lg.jp/kurashi/gomi/>

kankyo_hozen/seibutsutayosei/redlist.files/redlist-blacklist-HP.pdf 2018.6.1 参照)。

しかし一般に、外来生物は、在来種以上に調査が行われていない。また、栽培植物の逸出や、飼育動物のかご脱けをどう扱うかも問題となる。繁殖し定着して初めてリストに入れるという立場もあれば、定着していなくても在来生態系への影響があるならリストに入れるべきとの立場もある。いずれにせよ、種毎の状況を考慮した上で、総合的に専門家が判断していく必要がある。

大阪市の生物多様性地域戦略では、外来生物に関して、大阪市内に定着している特定外来生物を

リストアップしただけであった(大阪市環境局環境施策部環境施策課, URL および参照年月日は前述)。しかし、大阪市立自然史博物館では、生態系被害防止外来種を含めた外来生物ブラックリストの試案を作成しているで紹介しておく(表1)。ここでは、人的被害や産業被害は考慮していない一方で、大阪市内に現時点で未定着な外来生物についても、予防的な選定の可能性についての注釈を付けている。将来の生物多様性地域戦略の改訂も見据えて、こうした種の動向を注視する必要があるだろう。

表 1. 大阪市立自然史博物館による大阪市外来生物ブラックリストの試案。大阪市内に定着していると考えられる特定外来生物と生態系被害防止外来種(緊急対策外来種)はすべてリストアップするとともに、生態系被害防止外来種の内、大阪市内に定着していると考えられる重点対策外来種やその他の総合対策外来種の中で、生態系への影響が大きいと考えられる種を選定した。

	和名	学名	特定外来生物	生態系被害防止外来種	懸念される生態系への影響
哺乳類	アライグマ	<i>Procyon lotor</i>	●	緊急対策外来種	捕食
	イエネコ	<i>Felis catus</i>		緊急対策外来種	捕食
	ヌートリア	<i>Myocastor coypus</i>	●	緊急対策外来種	環境改变, 捕食(大型二枚貝)
鳥類	コブハクチョウ	<i>Cygnus olor</i>		その他の総合対策外来種	環境改变
爬虫類	アカミミガメ	<i>Trachemys scripta</i>		緊急対策外来種	捕食, 競争
両生類	ウシガエル	<i>Lithobates catesbeianus</i>	●	重点対策外来種	捕食
	ブルーギル	<i>Lepomis macrochirus</i>	●	緊急対策外来種	捕食, 競争
魚類	オオクチバス	<i>Micropterus salmoides</i>	●	緊急対策外来種	捕食
	タイリクバラタナゴ	<i>Rhodeus ocellatus ocellatus</i>		重点対策外来種	交雑, 競争
	カダヤシ	<i>Gambusia affinis</i>	●	重点対策外来種	捕食, 競争
	アルゼンチンアリ	<i>Linepithema humile</i>	●	緊急対策外来種	捕食, 競争
クモ類	セアカゴケグモ	<i>Latrodectus hasseltii</i>	●	緊急対策外来種	捕食, 競争
甲殻類	アメリカザリガニ	<i>Procambarus clarkii</i>		緊急対策外来種	環境改变
貝類	カワヒバリガイ	<i>Limnoperna fortunei</i>	●	緊急対策外来種	環境改变
	スクミリンゴガイ	<i>Pomacea canaliculata</i>		重点対策外来種	環境改变
	タイワンシジミ	<i>Corbicula fluminea</i>		その他の総合対策外来種	交雑
植物	オオキンケイギク	<i>Coreopsis lanceolata</i>	●	緊急対策外来種	環境改变, 競争
	ミズヒマワリ	<i>Gymnocoronis spilanthoides</i>	●	重点対策外来種	環境改变, 競争
	オオハングソンソウ	<i>Rudbeckia laciniata</i>	●	緊急対策外来種	環境改变, 競争
	ナルトサワギク	<i>Senecio madagascariensis</i>	●	緊急対策外来種	環境改变, 競争
	オオカワデシヤ	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	●	緊急対策外来種	環境改变, 競争
	ナガエツルノゲイトウ	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	●	重点対策外来種	環境改变, 競争
	アレチウリ	<i>Sicyos angulatus</i>	●	緊急対策外来種	環境改变, 競争
	オオフサモ	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	●	緊急対策外来種	環境改变, 競争
	ボタンウキクサ	<i>Pistia stratiotes</i>	●	重点対策外来種	環境改变, 競争
	外来アゾラ	<i>Azolla spp.</i>	●	緊急対策外来種	環境改变, 競争

※注1: 人的被害や産業被害については考慮していない。チョウセンイタチは人的被害はあっても生態系被害は少ないと判断した。

※注2: カミツキガメ, ワニガメ, コクチバス, ガー類, アカカミアリ, ヒアリについては, 大阪市内で記録がありリストアップの基準を満たしているが, 現時点でまだ定着していないという判断から, リストに含めなかった。予防的な選定も行うなら, リストに含める必要がある。

※注3: 特定外来生物である ソウシチョウ, タイワンリス, ハイイロゴケグモは, 大阪市内で過去の記録があるが, 2017年時点では生息していないと判断した。

行政と専門家をつなぐ自然史博物館の役割

生物多様性地域戦略を策定する際、その地域の自然についての現状把握が必須なのはいうまでもない。そのためには、アマチュアを含めて、多くの人々の長年の観察努力と、その情報の蓄積が欠かせない。そうした情報から、保全が必要な種・環境を抽出するには、保全生物学の知識を持った専門家が必要である。つまり、行政が策定する生物多様性地域戦略とはいえ、行政の担当部局だけで策定を進めることはできず、行政と市民や専門家の連携が必要となる。そこでは、日頃から市民と連携して地域の自然の情報センターとして活動し、生物の専門家も擁する自然史博物館が重要な役割を担う。

しかし、自然史博物館の活動は、多くの場合、環境行政を担う部局とは別個に進められている。そのため、環境部局が中心となって進められる生物多様性地域戦略の策定に、せっかくの自然史博物館における蓄積や人材が活かされないケースが生じる。

今回の大阪市の生物多様性地域戦略の策定では、環境審議委員会やその生物多様性部会において専門家からの意見をもらいつつ作業が進められた。しかし、限られた委員会の時間の中だけでは（事前や事後のやり取りを含めても）、細部にわたっての十分な議論は行われない。むしろ原案を作成する段階で専門家の意見を盛り込んでいくことが必要である。残念ながら、今回の大阪市生物多様性地域戦略の原案の作成において、大阪市立自然史博物館は情報提供をして、相談にものつたが、あくまでもアドバイザー的に、どちらかと言えば非公式に関わるに留まった。

すでに述べたように、地域の生物リストの作成やレッドリストの選定には、専門家集団が議論する場が不可欠である。生物多様性地域戦略の策定

には、さらに広範囲の専門家の意見をくみ上げる必要がある。また、専門家からの意見の集約には、それなりの専門的知識が求められる。そういう意味では、今回の生物多様性地域戦略の策定において、大阪市立自然史博物館が専門家集団の集約を含めて動くことができれば、よりスムーズで効果的に原案の取りまとめができたかもしれない。ただ、大阪市立自然史博物館がそういう動きをしたとしても、それを環境部局が中心になって進める大阪市生物多様性地域戦略にどう反映させていくかという課題は残る。

これは生物多様性地域戦略の策定に留まらない。生物多様性保全や外来生物問題は、今後さらにクローズアップされていくだろう。その中で、専門家集団である大阪市立自然史博物館と環境部局をいかに効率よくリンクさせていくかは、大きな課題である。簡単な解決策は見あたらないが、日頃からのつながりが太くなれば、次の機会には、よりスムーズで効果的な連携が進むと期待される。

引用文献

- みどり生き物のマップづくり会議「大阪市の生き物」編集委員会（編）. 1998. メッシュマップ大阪市の生き物. 349pp. 大阪市環境保険局環境計画課, 大阪.
- 追手門学院大阪城プロジェクト. 2008. いのちの城・大阪城公園の生きもの. 241pp. 追手門学院, 大阪.
- 佐久間大輔. 2018. 都市域における生物多様性戦略を考える（試論として）. 地域自然史と保全, 40（1）: 53－58.
- 鞆公園自然研究会. 2012. いのちの森・生物多様性公園をめざして 大阪都心・鞆公園の自然と歴史. 303pp. 大阪自然史センター, 大阪.

特集 都市の生物多様性地域戦略の課題と展望

戦略の策定と残された課題にどう向き合うか

大阪府立大学大学院生命環境科学研究科 平井規央

Aiming at remaining issues after formulating local biodiversity strategies. Norio Hirai*
(Graduate School of Life and Environmental Sciences, Osaka Prefecture University)

はじめに

日本の政令指定都市は現在 20 都市あるが、そのうち 18 都市で生物多様性地域戦略(以下、戦略)が策定済みである。シンポジウムの開催時点では 17 都市であったが、2018 年 3 月 30 日に大阪市で策定された。本稿では、政令指定都市で策定された戦略を概観し、その特徴や共通点について整理するとともに、著者が関わっているいくつかの戦略と取り組みについて紹介する。

戦略の策定状況と各自治体の特徴

政令指定都市の戦略の策定状況を年代順にみると、主に 2010 年以降に各地で策定が進んできた(表 1)。2010 または 2011 年に最初の策定が行われた北九州市、横浜市、神戸市も 2015 または 2016 年にそれぞれ改定版が出されている。各市の戦略の内容、詳細については、ウェブサイトで公開されているのでそちらを参照されたい。戦略の目標年度としては、国家戦略と同じ 2020 年頃に設定している市が多いが、名古屋市(2050 年)や新潟市(2060 年)のように長期目標を設定している市や、福岡市のように「100 年後」を見据えているものもある。戦略の冊子の表紙デザインはシンプルなものから趣向を凝らしたものまであるが、鳥瞰図に生き物のイラストを加えた絵が多

い傾向にある。札幌市は、「人類存亡の危機」の副題とともに動植物のイラストを配したユニークなデザインとなっている。資料を除いたページ数は、15 ～ 166 ページとさまざまだが、60 ページを超える市がほとんどである。内容については、市の環境基本計画を部分的に読み替えたものを使用している市もある。その他の市町村については、近畿地方を例に見ると 2018 年 3 月時点で高島市(滋賀県)、京都市(京都府)、堺市、岸和田市、和泉市(大阪府)、神戸市、明石市、西宮市、宝塚市、加西市、篠山市、豊岡市、伊丹市(兵庫県)などで策定されており、兵庫県で多い傾向が認められる。

政令指定都市の地域戦略では、神戸市、さいたま市、新潟市、浜松市、堺市、相模原市などで、数値を含む具体的な目標が設定されている。「生物多様性の認知度」の目標としては、「言葉を知っている」と「意味を知っている」の 2 通りまたはその両方が調査されるが、前者については、策定時の数値は 35 ～ 75 % で 2014 年の横浜市が最も高かった(表 2)。達成目標としては神戸市が 2020 年に 100 %、堺市が 2022 年に 90 % などとなっている。一方、「意味を知っている」については、14 ～ 43 % と前者の約半分程度で、神戸市が 2020 年に 60 %、大阪市が 2020 年に 50 %、堺市が 2022 年に 50 % などとなっている。

緑地面積に関する目標としては、各市で方針や

表 1. 政令指定都市の生物多様性地域戦略の策定年、目標年度、ページ数など（2018 年 3 月現在）.

策定年	政令市名	目標年度	ページ数※	備考
2010	名古屋市	2050	103	
	北九州市	2016	166	
2011	神戸市	2020	75	
	さいたま市	2020	14	環境基本計画の一部を位置づけ
	横浜市	2025	82	
	静岡市	2020	70	
2012	新潟市	2060	123	
	福岡市	100 年後	42	10年後をめどに見直し
2013	札幌市	2020	76	
	浜松市	2022	143	
	堺市	2022	67	
2014	川崎市	2020	80	
	京都市	2020	78	
2015	横浜市(改定)	2025	63	
	相模原市	2020	112	
2016	熊本市	2020(2050)	141	
	神戸市(改定)	2025	78	2020 年に中間目標
	北九州市(改定)	2024	107	
2017	仙台市	2020	15	
	岡山市	2025	54	2020 年に中間目標
2018	大阪市	2020	74	

※資料編や参考資料を除く

表 2. 政令指定都市等における生物多様性の認知度と数値目標（2018 年 3 月現在）.

	調査結果		数値目標	
	%	年度	%	年度
「生物多様性」言葉を知っている				
さいたま市	35	2009	70	2020
堺市	69	2012	90	2022
横浜市	75	2014		
神戸市	63	2016	100	2020
岡山市	61	2016		
参考				
環境省	56	2014	75	2019
大阪府※	17	2008	70	2020
「生物多様性」意味を知っている				
堺市	25	2012	50	2022
熊本市	14	2014	25	2020
横浜市	43	2014		
神戸市	29	2016	60	2020
岡山市	19	2016		
大阪市	38	2016	50	2020
参考				
環境省	25	2016		

※ 2013 年は 37%

算定方法が異なるが、多くの市で目標が設定されている。例えば、生き物の住める場所を 40% に拡大（名古屋市）、緑地 35,000ha 以上（神戸市）、市域における担保性のある緑の面積を 5,889ha から 7,620ha へ（さいたま市）、緑地保全制度による指定 400ha（横浜市）、緑地保全指定面積 95.5ha から 100ha へ（浜松市）などとなっている。また、相模原市では、屋上・壁面緑化などの面積について 832m² を 2,450m² へ増加させるという目標も設定されている。

温室効果ガスに関する記述も各市で見られ、名古屋市は 2020 年に 1990 年比で 25% 削減、さらに 2050 年には 8 割削減としている。さいたま市では、542.6 万 t-CO₂ を 485.3 万 t-CO₂ に（約 11% 減）、新潟市では 694 万 t-CO₂ を 624 万 t-CO₂ に（約 10% 減）などとなっている。

都市の生物多様性の保全には外来種に対する取

表 3. 政令指定都市の生物多様性地域戦略で記述のある希少種の例（2018 年 3 月現在）.

市名	希少種
名古屋市	ナゴヤダルマガエル (EN), シラタマホシクサ (EN), シデコブシ (NT)
北九州市	カブトガニ (CR+EN), ズグロカモメ (VU), ベッコウトンボ (CR)
静岡市	ライチョウ (EN), アカイシサンショウウオ (EN), ホトケドジョウ (EN)
新潟市	オオヒシクイ (NT), ミズアオイ (NT)
福岡市	ニッポンバラタナゴ (CR), カブトガニ (CR+EN)
札幌市	エゾサンショウウオ (DD), エゾノハナシノブ (VU)
浜松市	クマタカ (EN), アカイシサンショウウオ (EN), カワラハンミョウ (EN)
堺市	オオタカ (NT), チュウヒ (EN), カワバタモロコ (EN)
京都市	ヒメコウホネ (VU), フジバカマ (NT), イチモンジタナゴ (CR)
相模原市	ヤマネ, ホトケドジョウ (EN), キマダラルリツバメ (NT)
仙台市	カジカガエル, カッコウ
岡山市	アユモドキ (CR), スイゲンゼニタナゴ (CR)
大阪市	コアジサシ (VU), イタセンバラ (CR), ヒヌマイトトンボ (VU)

カッコ内は環境省レッドリストのランク（2018 年 3 月現在）

り組みが不可欠であるが、環境省のレッドリストでもかなりの高ランクに掲載される希少種が生息している市も多い。各市で保全の対象として戦略に挙げられている動物には表3のようなものがある。鳥類、魚類、両生類の脊椎動物に関する記述が多く、昆虫、植物は比較的少ない。希少種・モニタリングに関わるものとしては、絶滅種数をこれ以上増やさない、市民モニタリングの確認種数を4,000種、探鳥会の参加者を増やす（新潟市）、アカウミガメのふ化率を維持する（浜松市）、レッドリスト掲載種数を増やさない（堺市）などの目標が見られた。

一方、外来種については、特定外来生物の捕獲数（さいたま市）、特定外来生物の生息種数を減少させる（新潟市）、外来生物が与える影響の問題を知っている人の割合を増加させる（堺市）、浜名湖ツメタガイの駆除（静岡市）などの取り組みが行われている。

策定後の取り組みの実例

2016年に「三菱UFJリサーチ & コンサルティング」が「都市の生物多様性指標研究会」共同して、「生物多様性自治体ランキング」を作成した（http://www.murc.jp/publicity/press_release/press_161130.pdf

2018.3参照）。近畿地方では、自治体の取り組み状況で、神戸市、伊丹市が1位に、岸和田市、西宮市が上位に位置している。生態系のストックとサービスの視点では、能勢町、猪名川町、宇陀市などが1位に、千早赤阪村などが上位にランクした。

取り組み状況1位の伊丹市は、2014年に「生物多様性いたみ戦略」を策定し、伊丹市昆虫館が支援拠点となって、「生物多様性交流フェスティバル」の開催、「伊丹生きものマイスター講座」、市民参加型生き物調査、小学校生物多様性副読本配布など、さまざまな取り組みが行われている。

図1は、市民調査参加型生き物調査として行われ

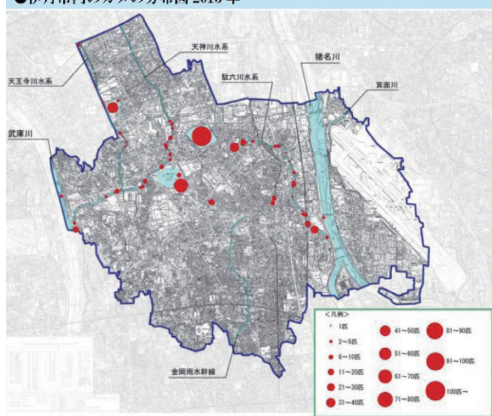
カメをみつけよう

市民参加型生き物調査

伊丹市みどり自然課

伊丹市では、市民参加による生き物調査を進めており、2015年の第1回調査では「カメをみつけよう」を実施しました。市民の方から報告をいただいた件数は112件、観察されたカメの個体数は1,176匹（重複個体を含む）。内訳はニホンシガメ8匹、スッポン12匹、クサガメ90匹、アカミミガメ1,058匹、その他・不明13匹でした。全体の約90%をアカミミガメが占めており、在来種のニホンシガメは危機的状況にあると考えられます。

●伊丹市内のカメの分布図 2015年



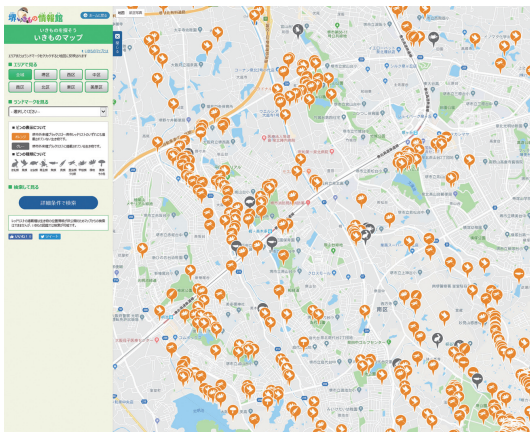


図 2. 「堺いきもの情報館」の「いきものマップ」の閲覧例。地図上のピンを選択すると、生き物の写真とコメントが表示される (<http://www.sakai-ikimono.jp/> 2018.5 参照)。

た、カメ類の生息調査の結果である。1,000 個体以上の情報が寄せられ、そのほとんどが外来種のミシシippアカミガメであったものの、在来種のイシガメもわずかながら生息が確認された。

堺市では、「生物多様性・堺戦略」を 2013 年に策定し、「堺いきもの情報館／堺生物多様性センター」、「堺エコロジー大学」などを通じて、生物多様性の普及啓発や環境教育活動が行われている。「堺いきもの情報館」は、ウェブ上での取り組みで、生物多様性の基本的な知識や関連の情報の発信のほか、生き物クイズで遊びながら学ぶ工夫もされている。サイト内の「いきもの発見報告」は、ウェブサイトを利用した市民参加型のモニタリングシステムで、堺市内で発見した生き物の写真を市民が投稿し、地図上に掲載される仕組みとなっている（図 2）。また、「堺エコロジー大学」の講座として、釣りによる外来魚駆除、夜の生き物観察会など生物多様性に関する各種体験イベントも毎年行われている。伊丹市や堺市の例のように、市民参加型のモニタリングを呼びかけることによって、多数のデータが得られることは、人口

が多い都市の特徴の一つであり、より多くの市でこのような活用が期待される。

取り組みの評価

戦略策定後は、目標に向けた取り組みとその評価が重要となる。例えば仙台市では、戦略の中で、基準年（2009 年）と中間評価の 2014 年を比較し、進捗状況の評価を行っている。緑被率が 0.6%増加で「進捗○」、身近な生き物の市民の認知度 13.8%低下で「進捗×」といったものである。相模原市では、127 の推進施策について詳細な解析を行い、実績報告書を作成している。川崎市でも、「取り組み状況報告書」を作成し、結果を報告している。改定が行われた神戸市、横浜市、北九州市でも年度ごとの取り組みが、公表されている。このように、それぞれの市で取り組みの評価を行うとともに前述の「生物多様性自治体ランキング」のような横断的な評価が度々加われば、全体のレベルの向上につながると考えられる。

おわりに

以上のように、政令指定都市の生物多様性地域戦略は、2 市を除いて策定済みで、早いところでは改訂・改定が始まっている。本体の内容の基本的な流れは生物多様性の重要性、外来種問題、CO₂ 削減、希少種の保全など共通部分が多い。策定後はユニークな取り組みが行われており、普及啓発が進められている。数値目標に沿って緻密な解析を行っているところから、具体的な数字を挙げていないところまでであるが、取り組みの評価や改定の際の根拠となることを考えるとある程度の数値に沿った目標を設定する方が望ましいと考えられる。

特集 都市の生物多様性地域戦略の課題と展望

なにわの賑わい，生命のにぎわい

大阪産業大学大学院 花 田 真理子

Keynote: “Thriving Osaka, Thriving with Life”. Mariko Hanada* (*Graduate school of Human Environment, Osaka Sangyo University*)

昨年 11 月に大阪市自然史博物館で開催された「大阪市生物多様性戦略の策定に向けたシンポジウム」で、筆者はパネルディスカッションに先立ち「なにわの賑わい，生命のにぎわい」と題して基調講演を行った。以下はその概要である。

私たちの住んでいる地球には、寒いところもあれば暑いところもある。暑いところの中でも、砂漠や熱帯雨林や海洋など、いろいろな場所がある。このように多様な環境があるからこそ、地球上には人間だけではなく様々な生物が生息しているのである。森の中を考えてみても、消費者と言われる人間や動物などがいて、酸素を生産する生産者と言われる植物などもいて、土の中で分解する微生物のような分解者もいて、それぞれが食べる・食べられる、助ける・助けられるという関係によってつながっている。

ところで、地球の誕生から今までを 1 年間に縮小した「地球カレンダー」で考えてみると、人類の誕生はいつごろだろうか。地球が生まれた 46 億年前を元旦のスタート、今現在を 12 月 31 日の最後の瞬間とすると、人類が誕生したのは 12 月 31 日の午後だと言われている。人類の定義にもよるが、夕方もしくは日が暮れてから現れたという説もある。大晦日の午後に地球上に誕生した人類だが、知恵を働かせて、産業革命以降、エネルギーを大量に使い、大量生産をしてきた。その結果、自然から有限な資源をどんどん採取し、自然

が受け止めきれないほどの廃棄物や二酸化炭素を出すようになってしまい、地球環境に深刻な影響が起きてきたのである。この産業革命が起きたのは、なんと大晦日の午後 11 時 59 分 58 秒である。

つまり、地球の歴史 1 年間のうちのたった 2 秒間、人類が好き勝手をしたせいで重大な地球環境問題が引き起こされるようになり、その影響で今や生物多様性も危機に瀕している。ここにいらっしゃる皆さんはよくご存知だと思うが、生物多様性が非常に豊かで且つもとの生態系の 7 割以上がすでに改変された地域が、これから守っていかないといけない「生物多様性ホットスポット」として、世界で 36 カ所選定されている。その中の一つが日本。つまり地球温暖化の影響が深刻化していく中で、日本という地域で地球環境とのつながりを考えながら生活していくことは、人と自然生態系が共生していく持続可能な地域社会の実現と同時に、地球環境にも重要な意味があるということになる。

ではここで、大阪というところについて少し考えてみたい。府庁・県庁の所在地で都が置かれた歴史を持つというと、まず平安京や平城京などが思い浮かぶが、実は、大阪にはさらに古く、飛鳥時代に都が置かれた歴史がある。その後も陪京として維持されるなど、古くから大阪は日本の政治の中心であった。

また大阪の地形であるが、古代には海が大阪平

野の奥深くまで入り込み、東は生駒山麓まで河内湾が広がり、上町台地が半島のように突き出ていた。その後、上町台地北側の砂州が伸びて淡水化が進み、弥生時代になると大きな湖となった。この肥沃な土地が、やがて河内木綿の産地となる。ちなみに江戸時代まで、大阪の「さか」は「坂」であったが、後に縁起が悪いということで「阪」になった。本稿では統一して「大阪」と表記している。

さて古くから大阪の難波津は、国家的な港であり、外交の基地、全国あるいは外国からきた貢物を中継する集散地になっていた。水上交通の要であり、初期の遣唐使はここから出発するなど大阪は昔から世界に開かれた窓であった。今でも大阪は水の都と言われているが、道頓堀橋や江戸堀橋などの名が示すように、豪商や各藩が堀川を開拓して町を建設し、水運の拠点となっていたのである。雑魚場や天満の青物市場、堂島の米の市場のほか、難波にもさつまいもなど新しいものを扱う市場や薬物を扱う市場があり、川魚を扱う市場も多かったと言われている。

ところで「なにわ」の名前だが、古事記、日本書紀に「なにわ」という単語が見られ、その後、奈爾波、那爾波などいろいろな漢字が使われてきた。なにわの「な」は野菜の「な」、つまりおかずという意味であり、河内平野で採れた農産物を表していたという説や、大阪湾は魚がよくとれたので、「魚の庭」でなにわと呼ばれていたなどの説もある。大阪市章は滯標だが、非常に流れが速く水位が変わるということで、「難波」「浪速」「浪花」などとも表記された。

さらに江戸時代になると、ここ大阪を拠点として国内に物資が行き交うようになった。廻船航路は東廻りと西廻りがあり、特に西廻りは大阪を出て関門海峡を通ってさらに北海道に行き、北海道から物資を持ち帰る北前船ルートに延長されるな

ど、大阪を中心として舟運が発達していった。

北前船ではオーナー自ら船に乗り、各地で買付をした結果、大阪に全国から物が集まるようになっていった。例えば大阪から木綿、酒、古着が送り出され、北海道からニシンやイワシなどが入ってくる。魚は身を食べるだけでなく、内臓は大阪周辺の綿花の肥料として活用されていたようである。大阪が様々な種類の魚の集積地だった名残の食文化をご紹介します。出汁に使う昆布は、京都は「利尻昆布」を主に使っていたが、大阪では「真昆布」が最高級品と言われていた。すなわち、京都では昆布と鰹節で主に出汁をとっていたのだが、大阪にはいろいろな魚を扱う市場があったので、料理によって鰹節やじゃこなど様々な魚を使うことができるという違いがあった。その際に味と香りがしっかりしていた真昆布のほうが好まれ、合わせ出汁の文化が作られたというわけである。また、真昆布は分厚いので佃煮や塩昆布の加工にも向いており、今でも大阪を代表する食文化となっている。

もう一つ大阪の食文化と言え、全国の生産量の8割を占めていた「大阪家鴨」がある。明治時代にはウナギと双璧のスタミナ食品だったアヒルはヒルと呼ばれ、「ヒルを食べないと夏は越せない」と言われるほどであった。

今も残る大阪の農産物としては、なにわの伝統野菜があるが、最近その仲間に加えられたのが難波ネギである。有名な九条ネギの元は難波ネギであり、九条ネギよりさらに柔らかくてジューシーなので鍋にも合う。鴨なんばのなんばは難波ネギからきているとのことである。

また、サワラ（鯖）の旬は春であるが、大阪産のサワラは秋も旬であると言われる。秋に越冬のために大阪湾を通るサワラは、エサをしっかりと食べているので一層美味しい。

さてこうした大阪の農産物にも、温暖化の影響

が出てきている。例えば泉州の水ナスも柏原のブドウも、色づきが悪くなってきていて困っているとお聞きしている。(色が悪く、艶々していないナスのことを、「ボケナス」と呼ぶそうである。)

大阪府環境農林水産総合研究所の方のお話によれば対策は二つ、高温に強い品種の改良と、育成状況を調節することである。もちろんこうした技術開発も大切なことだが、どちらも対処療法であるため、大元の原因を考える必要がある。特に大切なのは自分と自分のまわりの環境との関わりを考えることであろう。環境が自分に影響し、自分が環境に影響することを考えずに、人間がどんどん経済活動を拡大し、まわりの自然システムから資源を取り込み、廃棄物や二酸化炭素を出していくと自然の容量を超えて影響を与えることから、持続可能性の危機が懸念されている(図1)。

人間の経済活動は生態系へも深刻な影響を及ぼし、外来種が増え、在来種が減るなど生物多様性が脅かされている。人間は開発によって動植物の棲み処を奪い、化学物質や病原菌、外来種や有害廃棄物を持ち込んで自然環境を悪化させる。過伐採や過耕作、乱獲など自然を資源として収奪する一方、適度に人間が関わって自然環境を保全する里地里山のようなエリアは少なくなっている。た

め池や田畑、里地里山が減っていることも在来種減少の要因の一つだそうである。先ほど申し上げたように、この問題は対処療法では限界があり、経済や私たちの暮らしのありかたそのものを見直す必要がある。そこに大阪市生物多様性戦略の視座がある。

近年、世界的にもいろいろな動きが出てきている。2010年に名古屋で開かれた生物多様性条約COP10では、「生物多様性を保全するための戦略計画2011-2020」の中核として、各国がめざすべき20項目の愛知目標が採択された。また2012年の国連持続可能な開発会議(リオ+20)では、UNEP金融イニシアティブが企業に、財務報告同様、自然の価値など持続可能性にかかわる情報の開示義務付けを提案し、世界銀行が「50・50プロジェクト」を提唱するなど、金融面から自然資本価値を国家や企業会計に反映させる動きが出てきた。そして2015年には、2030年までに達成すべき17の持続可能な開発目標;SDGs(Sustainable Development Goals)が国連で採択された。このSDGsの考え方は大阪市の生物多様性戦略にも反映される予定である。

私たちの暮らしは生き物に支えられている。大阪府立大学の石井実教授によれば、大阪名物のたこ焼き1個にも、実にたくさんの種類の生物が利用されている。食べ物だけではなく、衣・住・医、さらに防災・文化・芸術・観光など、私たちの社会はいろいろな生物のおかげで成り立っているのだが、経済の発達による国際化や効率化が進むにつれて、自分たちの暮らしが自然に与える影響が見えにくくなってきた。ここであらためて、私たちの暮らしと生物多様性とのつながりをもう一度考え直す必要があるのではないだろうか。

昔から「四里四方に病なし」、つまり自分が住んでいる16キロ四方の範囲で採れた旬の食材を食べていたら病気にならないとか、「初物七十五

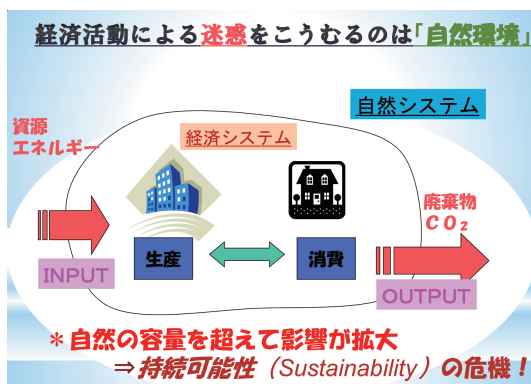


図1. 経済活動と自然環境。

日」，季節のはしりの食べ物を食べると寿命が75日延びると言われてきた。これは，自然や自然とのつながりに対する感受性が豊かだったということではないだろうか。しかし技術進歩で機械化が進むにつれて，人間が本来もっている能力が失われ，大量のエネルギー消費が前提になり，そして自然への畏敬の念を喪失することになってしまった。今こそ生き物いっぱいの大阪の価値をもう一度見直してみるべきときではないだろうか。

大阪市内に今も残っている自然はたくさんあり，その果たす役割は大きい。まず歴史的な経緯から社寺林が多い。また大阪には企業がたくさんあり，事業活動に関連して緑を創り出してくださっている。例えば梅田シティにある積水ハウスの新・里山は，都会の真ん中に様々な命のつながりと人々のつながりを創出。さらに同社は「5本の樹」という取組みで，家を建てる際に庭に地域風土に適した日本の原種や自生種，在来種の樹木を，3本は鳥のために，2本は蝶のために植えることを勧め，地域の生態系保全に貢献している。大阪ガスさんのNEXT21という実験住宅では，屋上緑化スペースに予想外の植物の種を鳥が運んできて樹種が増えているとのこと。鳥の生態系ネットワークに入っている証であろう。またなんばパークスでは，緑化した樹木の説明板などで，一般の来場者が自然を意識できるような仕掛けが啓発の一助となっている。

都会に自然が存在することで，いろいろな主体や生き物をつなぐネットワークが創られていく。大都会大阪で自然環境を保全し，生物多様性に配

慮することを通じて，生命のにぎわいがあふれるまち大阪が実現すればと考えている。

さて，最後に強く申し上げたいのは，大阪の強みが市民や事業者のパワーだということである。大阪では多くの団体の方が活動を続けておられる。市域の生き物調査をずっと続けてデータを蓄積し，メッシュマップにまとめているグループもある。セミの抜け殻調査も靱公園などで続けられている。また，外来種の駆除活動を淀川のワンドで行っていたら，イタセンパラが戻ってきたという嬉しい成果も上がっている。

環境教育という点では，「おおさか環境科」という環境副読本が，大阪の視点にこだわって作成され，市内全小中学校の児童生徒さんに活用されている。

今回の生物多様性戦略の策定を機に，みなさんと一緒にわたしたちの暮らしと大阪の自然，あるいは地球環境とのつながりを考えながら，暮らしのあり方を見直してみたいと思い，今回のシンポジウムを開催して頂いた。

大阪は商業都市。人の暮らしもあり，多くの企業の生業もあり，生き物の暮らしもある。経済活動や日々の暮らしで世界とつながり，消費者，生産者，行政という主体がつながり，新しい市場が創られ，市民の取組みがつながり，その結果，暮らしが生態系の一部としてつながっていくのではないだろうか。

様々なつながりを通じて，人の賑わいと生命のにぎわいが溢れるまち大阪を，ご一緒に実現していきましょう。

特集 都市の生物多様性地域戦略の課題と展望

都市につくる生物多様性地域戦略

放送大学千葉学習センター 中 村 俊 彦

Formulating regional biodiversity strategies in urban areas. Toshihiko Nakamura* (*Chiba Study Center, The Open University of Japan*)

はじめに

20 年以上前、私は「都市につくる自然」という図書を、千葉県立中央博物館の初代館長沼田眞先生の監修により、当時の同僚の長谷川雅美氏とともに編集し発行した(沼田ほか, 1996)。これは、サブタイトルを「生態園の自然復元と管理運営」とし、都市公園の一面に地域の植生や水環境を再現し、自然教育・環境学習の場とともに自然環境の保護・保全と復元の調査研究フィールドとして設置された千葉県立中央博物館のフィールド施設の生態園での自然復元の経緯に基づき、都市域の自然環境の保護・再生とその管理の在り方についてまとめたものである。

当時は、日本のバブル経済がはじけた直後で、まだ各地で開発と自然保護の課題が山積みされ、身近な自然の消失が続く一方で、都市のなかの自然環境、また人と自然のふれあいの重要性の認識が高まった頃でもあった。沼田眞先生は「都市につくる自然」のなかで、さまざまな環境問題において自然と調和した計画が求められている状況をふまえ、それに応える自然誌科学の重要性、またその学術拠点としての自然誌博物館や生態園が果たすべき役割について述べられた。

21 世紀に入り、地球上の人口の急増とその都市への集中、さらに地球温暖化や生物多様性の劣化が加速されるなか、持続可能な社会のためには

生物多様性の保全・復元が必要不可欠であることが理解されるようになってきた。1992 年のリオ・地球サミットでは、生物多様性の保全と持続可能な利用、さらにその公平な分配のための「生物多様性条約」が制定された。日本は 1993 年にこの条約を締結し、1995 年には生物多様性国家戦略が策定された。国家戦略はその後改訂が加えられ、現在は 2012 年の第 5 次「生物多様性国家戦略 2012 – 2020 : 豊かな共生社会に向けたロードマップ」において「生物多様性の主流化」を掲げさまざまな取組がおこなわれている。

2008 年 6 月「生物多様性基本法」が制定により、地域における生物多様性戦略の策定は、地方公共団体の「努力義務」となった。現在 47 都道府県の中の 41、また 20 の政令指定都市の 18 で地域戦略が制定され、さらに市区町村においても 66 で制定され取組が進められている(環境省ホームページ [2018 年 5 月 26 日現在] の生物多様性地域戦略リスト [平成 29 年 4 月版] に大阪市を加えた数)。

私は、生物多様性基本法の制定に先立つ 2008 年 3 月、日本で初の地域戦略「生物多様性ちば県戦略 : 生命 (いのち) のにぎわいとつながりを子どもたちの未来へ」の制定にかかわった(中村, 2007 ; 千葉県, 2008)。その後も滋賀県、市川市、港区、いすみ市、市原市での戦略策定のための委員、また講演やシンポジウムのパネラー等での参

加などを含め約 20 の地方公共団体の生物多様性戦略づくりにかかわった。現在も 2 つの市で、生物多様性の協議会および戦略策定を担当する環境審議委員である。

今回の「都市につくる生物多様性地域戦略」は、これまでの生物多様性の地域戦略にかかわる経験を基に、生物多様性地域戦略づくり、特に都市域での戦略策定の意義と課題、そしてそのあるべき姿についての考えをまとめたものである。

生物多様性が意味するもの

生物多様性の重要性は、「生物の価値」と「多様性の価値」とが合わさり、私たちの日々の生活を支えているところにある。

現在の地球上には、約 40 億年の生命の歴史に育まれた数百万種とも数千万種ともいわれる多種多様な生物が存在する。私たち人間（ヒト）もその生物の一種（*Homo sapiens* L.）であり、さまざまな他種とのかわりのなかで存続がはかられてきた。すなわち他の生物は人間にとっての食糧や医薬の素であり、また厳しい自然から身を守る衣服や住居などのモノをつくる素材でもある。そしてこのようなさまざまな生物とその土地環境とが関係しもたらされるシステムの生態系は、水や空気、土壌など、人の生存に必要な環境条件を一定状態に保つ。さらに身近な生物は私たちの暮らしのパートナーとして人の心に作用し私たちに安らぎを与え、場合によっては環境の変化や危険な状況を知らせてくれることもある。

このように生物が人間にもたらす作用は「生態系サービス」と呼ばれ、これは、モノの「供給サービス」、環境の「調整サービス」、人の精神に作用する「文化サービス」のほか、さらにそれらを機能させるシステムの「基盤サービス」として認識される（Millennium Ecosystem Assessment, 2005）。

もう一つ、私たちの生活にも大きくかわる「多様性」であるが、これはモノ・コトの状態を示す言葉である。ある空間に、より多くのモノやコトが存在するほど多様性が高いとされ、生物については、単位面積当たりの生物種が多いほど、それを支える遺伝子も多様になり、また環境と相まってより多様な生物群集をもたらす。

生物学分野に多様性の概念を最初に取り入れたのは、スペイン人生態学者ラモン マーガレフ（Ramon Margalef, 1919 – 2004）である。Margalef (1968) は、生物多様性の尺度として情報理論のシャノン式（ $H' = -\sum p \log p$, p は各要素の確率）を用いた。すなわち、多様性概念の導入によって、生態系を支える情報源の豊かさについての定量化を試みたのである。

生物・生命が多種多様な状態は、生態系サービスの量的拡大とともに、その選択肢を広げ、人間にとってその量的質的「可能性」を高める。また、多様な生物のつながりによってもたらされる生態系は、「安定性」を増し、外からの有害刺激への「抵抗力」も高まる。さらに、なにかの原因で生態系のバランスが崩れたとき、多様な情報・エネルギーをもつ生物の関与があれば、その「回復力」は高まる。多様性の価値とは「可能性」と「安定性」であり、またこの安定性は「抵抗力」と「回復力」とを備えている（中村, 2004）。

しかしながら高い多様性は、ときにエントロピー、すなわち情報過多で「無秩序」状態や「不効率」な状態ととらえられる。前述の多様性の尺度として用いられる情報理論のシャノン式、実はその元をたどれば、これは熱力学の第二法則、すなわちエントロピーの計算式と同じである。したがって多様性は、情報量および物理現象のエントロピーと深くかわり、高い多様性は、多くの情報を持つとともに高いエントロピー状態、すなわち秩序の低い状態にあるといえる（中村, 2004）。

私たちが普段用いる言葉に「雑」がある。雑草、雑木、雑用、雑多、これらはまさに多様な状態を表す言葉であるが、その価値観はむしろマイナスに扱われてきた。つまり「可能性」「安定性」は、「無秩序」「不効率」と表裏一体であり、多様性の価値判断には、それが内包するプラスとマイナスのバランスシートが求められる（中村、2011）。

短期間に選択と集中を競う経済原理の方向性と、雑の状態を長期的に糧にする多様性の方向性、両者はまさに真逆のベクトル関係といえる。このことは、生物多様性が大切だといわれながらも、人間社会ではなかなかその取り組みに力を注ぐ状況をつくれていない要因になっているとおもわれる。

生物多様性地域戦略の必要性

日本では国全体がそうであるように、地方公共団体の運営も経済発展への道を前提とするところがほとんどである。しかし、経済中心の政治や政策は、地域固有の自然や文化、また自然と共に暮らす人々の知恵を急速に消失させてきた。

かつては人間誰もが追い求めてきた文明化、これは必然的に都市化と重なり人々の自然との距離を遠ざけてきた。そこには自然からの距離が人を幸せにする尺度とされた状況もあったが、今もなお、それを目指す価値観が趨勢であることに変わりはない。

身近な生物多様性を失い、水や食糧などの資源・エネルギーを外部依存する都市社会は、もはや自立できない空間である。人間社会の流通経済は、モノや情報の相互利益の交換が前提であるが、都市周辺域の資源・エネルギーの収奪によって、都市とは別に自然と一体となって暮らす人々の可能性を奪う結果も生じている。

都市化、文明化、そして経済中心の人間社会は、

自然を破壊し、環境を汚染し、さらにこれまでの自然と調和した関係性を放棄することによって、生物多様性を衰退させ生態系サービスの低下をもたらしている。このことに気づき、その現状と課題を見極め、人々が互いに助け合い、また分かち合う持続可能な社会を目指すための「処方箋」が生物多様性戦略といえる。

当然、生物多様性の現状と課題は、各地域の土地条件や歴史によって異なる。まずは、その地域の自然状態、自然とのかかわりの歴史や伝統の文化及びその変遷等をしっかり整理し、その上で地域にふさわしい対策の立案が求められる。これはまず地域の生物多様性の現状把握、またその可能性を探ることにつながる。

「地域創生」、すなわち「地域の誇りを高め」「地域経済を活性化させる」といった取り組みは現在の地方公共団体の重要施策となっているが、その生物多様性の保全・利用とのかかわりは大きい。環境省は平成29年4月に「生物多様性地域戦略のレビュー」を発表している（環境省生物多様性地球戦略企画室、2017）。これは生物多様性地域戦略について、「①戦略策定の促進」と「②地域の生態系サービスの取り込み」観点から、地方公共団体や有識者からのヒアリングと文献調査等によりデータ収集しまとめたものであるが、その結論の一つとして「地域の自然資源の商品化」をあげている。

市民による市民のための地域戦略づくり

持続可能な地域を目指し、そこで生きていく人々の将来を見据えた生物多様性戦略の策定は基本的に行政の業務である。しかし行政、特に地方行政には生物多様性の知識及び専門性を有する人材は皆無に等しい。また、地域の大学や研究機関等の生物・生態系の研究者や自然環境にかかわる

コンサルなどであっても、生物多様性またその戦略を十分理解し地域戦略づくりを主導できる人材はきわめて限られている。

「市民」「行政」「専門家」の役割

ここで言う「市民」とは、地域住民はじめその地域の事業者やその関係団体、さらにボランティア活動のグループやNPOなどを含む。すなわち市民とは、日々の生活のなかで生物多様性と密接にかかわりその恵みを受取る主体である。したがって、地域の生物多様性の課題について、市民は直接その影響を受けるとともに、その課題解決を担うべき主体ともいえる。

地域及びその市民の将来のために地域戦略を担当する「行政」としては、環境行政部門が最も多く、所によっては農林漁業、また都市域では公園・緑地を担当する行政部門が生物多様性政策の窓口となっている場合も見受けられる。地域戦略づくりを担当する部署は、その専門性の有無にかかわらず、これを業務とするからには「生物多様性のプロ」にほかならない。したがってこのプロ集団としての行政は、戦略策定からその実施や評価等の責任主体となる。

地域の自然環境や生物多様性、さらに生物・生態系の研究者など、いわゆる生物多様性にかかわる「専門家」の役割は重要である。専門家である以上、自身の居住地、また研究でかかわる地域の戦略策定や地域の生物多様性の課題の抽出や解決に向けての支援は社会的責務といえる。もちろん他の地域の専門家であっても、俯瞰的にその地域の生物多様性についての支援は重要である。とりわけ行政が主催する策定委員会また評価の為の審議会等に参画する専門家の役割は重大である。しかしながら、そのような場においても専門家の中途半端な対応により、市民や行政の思考と行動を阻害し、かえって混乱する状況も見受けられる。

地域の生物多様性の現状や課題は、その地域で暮らし働く人々が最も良く知り感じていることを基本とすれば、専門家は、生物多様性にかかわるその専門的知見や経験を市民や行政に提供するとともに両者のつなぎ役としても期待される。

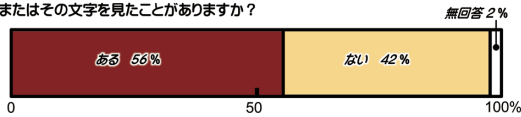
アンケートやワークショップの結果の行方

地域の自然環境や生物多様性と人々のかかわり、またその課題、対策についても、その内容は当然、地域によって異なる。その現状把握に際しては、まずは地域の専門的知識・情報が必要になるが、地域全体をきめ細かく把握する為には市民からの情報が必要不可欠になる。

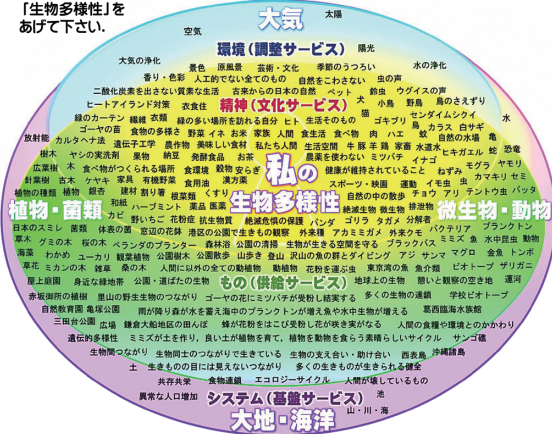
市民が日頃感じている生物多様性にかかわる身近な課題、またその課題解決への対策、さらに将来への夢も含め、市民のおもいの集約が地域戦略づくりの原点となる。その情報収集の手法としては、市民アンケートやワークショップがおこなわれてきた（図1）。しかし、その結果が戦略策定にしっかり反映されてきたかについては必ずしもそうはいかず、市民からの大量の情報はしばしば戦略とは別であり、「必要に応じて参考にする」と言った状況が今でも多く見受けられる。

このような市民からの情報の扱われ方は、しばしば市民側も承知しており、自身の意見の反映に期待しない人も多い。したがって、アンケートの回答やワークショップの参加も低迷し、市民のおもいとはかけ離れた作り手満足の地域戦略となり、したがって市民は期待も関心もない状態のものも見受けられる。地域戦略におけるこのような市民との乖離の主要原因としては「戦略策定の主体者である行政の熱意の希薄さ」と「市民からの意見を政策に反映させるスキルの低さ」の二つが原因であるようにおもえる。

問8. これまでに「生物多様性」という言葉を聞いたり、
またはその文字を見たことがありますか？



問9. あなたにとってかわりのある
「生物多様性」を
あげて下さい。



問10. 「生物多様性」を守ることについてどう思いますか？

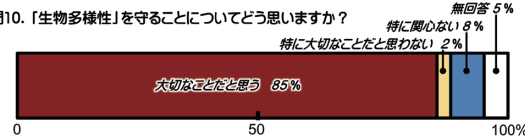


図1. 都市域でのアンケート調査の結果例(中村, 2014a; 港区, 2014に基づく). 市民にとっての生物多様性はまさに多種多様であり, アンケートへの回答結果により, 市民の生物多様性への理解や学びの効果も見て取れる.

市民の意見やおもしろ「課題」「対策」「夢」

地域戦略づくりの重要性とともに, 生物多様性の専門性が十分でない行政だからこそ, 市民の意見やおもしろが重要であることを市民にしっかり伝える必要がある。そして同時に「生物多様性の主流化は, まず行政から」といった行政側の意気込みの表明(市原市, 2017)は, 地域戦略づくりへの市民からの支援及び生物多様性の主流化にとっても重要である。市民に対する行政の率直な意思表示としては, 市民アンケートの目的や依頼文, またワークショップの冒頭の挨拶などに, その旨をしっかりと述べることである。例えば, 「地域の

将来についての重要な施策であり, 市民の皆さんの意見をしっかりと反映させる戦略づくりとする」といった文言である。

多くの市民にとって「生物多様性」の言葉は, 決してなじみ深いものではない。したがって策定に際しての主権者側の「生物多様性とは」の文言はとりわけ重要であり, 簡潔でわかりやすいものにしなければならない。

アンケートやワークショップに参加する市民にとっては, あらためて生物多様性と自身とのかわりを知る機会であり, そのような場合での市民の学びは, その後の戦略づくりや取り組みにおいても重要であり, 地域戦略の担い手としての市民につながることも期待される(中村, 2007, 2015)。

もう一つの大きな課題は, 多くの意見の戦略への取り込みスキルの希薄さである。一般的に政策の策定は行政や議員, またその分野の専門家が担うものであり, 市民の意見を基にしてつくられる政策はほとんどなかった。したがって市民意見を基に政策づくりすることへの研究も希薄であった。しかし, 行政にその専門性が低い状況は, かねて市民のおもしろや意見を軸に施策を構築する良い機会でもある。

私がかかわった地域戦略づくりにおいては「全ての意見を取り入れてつくる」を自身の基本方針とし, 関係者に伝えてきた。これは, 自然保護や生物多様性保全への取り組みの評価や今後の体制の充実につながることへの期待感もあったが, なによりも, 子どもが生きる環境や将来の人間社会の資源・エネルギー面での危機感が大きく, 市民の現場感覚の行政への反映が重要とのおもしろが大きかったことによる。

市民からの意見には, 野生動植物の保護・保全から自身が受ける公害問題, そしてゴミ問題やエネルギー, 農林水産業の活性化, 子どもの遊びの

全ての意見を取り込む戦略

生物多様性地域戦略の構成は、基本的には、地域の自然環境の特徴及びこれと人々のかかわりの歴史や文化をふまえ、生物多様性にかかわる「課題」を整理し、その課題解決の「対策」を実施しつつ地域の目標や市民の「夢」に向かって取り組む道筋を立てることといえる。したがって、地域の生物多様性に対する「領域項目」は、まずは行政や専門家の判断で立てるにしても、その「課題」「対策」「夢」については、市民の意見が直接反映されるべきものといえる。

アンケートやワークショップで出された市民の意見取り込みのプロセスをそのまま戦略に反映させることも可能である。もちろん行政や専門家の判断で追加はあり得るが、市民から寄せられた「課題」や「対策」について、ましてや市民の「夢」については行政側の都合や判断で変更すべきではないし、削除などはない。

地域戦略には、この市民意見の反映とそのプロセスがわかるように、「寄せられた意見」全てが掲載できれば、その戦略は市民にとってより身近なものであり、市民自らが担うべき地域戦略となるはずである（いすみ市、2015；市原市、2017）。

戦略策定後の取組の実施と生物多様性の推進と評価

生物多様性の衰退や異常、これは健康を損ない病気になった私たちにたとえることができる。もし人が病気になったときには病院に行き医者に診察、診断してもらい、治療を受ける。その時に必要なのがカルテである。当然、生物多様性の異常についても、人と同じように医者や病院、またカルテの存在があってしかるべきである。

千葉県は、生物多様性対策の拠点として「生物多様性センター」を、自然誌を中心とする県立中央博物館内に設置した。そこには動植物や環境政

策などを専門とする人員を配置し生物多様性に関する業務をおこなっている。その業務に必要な「生物（種）カルテ」や「地域（生態系）カルテ」の整備については、博物館に蓄積された生物標本をはじめとするさまざまな自然誌資料及び情報に基づき生物多様性の保全や利用の為のカルテとする作業も進めている（中村、2014b）。

地方行政においては、自然保護や生物多様性保全のための予算や人員はきわめて少ない。しかし、地域の将来を見据えた生物多様性の保全・活用の推進のためには、このような生物多様性業務の拠点づくりとともに予算の確保と専門職員の配置が必要不可欠である。したがってその設置と運営については、当然、生物多様性地域戦略に盛り込まれるべき事項であり、その整備は急務である。

地域戦略の策定には、有識者をはじめ多様な関係者から成る策定委員会が設置されるが、戦略の完成をもって解散する場合はほとんどである。策定後の取り組みや評価、さらには戦略の改訂は、一部、環境審議会などにはかられることもあるが、行政内部で処理されることがほとんどで、次第に市民感覚や現場状況との乖離も予想される。

地域戦略の策定後も、有識者及び現場を担う市民、また関係団体や行政の関係部局等から成る生物多様性の協議会といった組織を設置しその着実な取り組みを目指す地方公共団体もある（市原市、2017）。このような組織も生物多様性を推進するためには必要不可欠なインフラの一つといえる。

おわりに（大阪市生物多様性戦略への期待）

現在、最も新しい生物多様性地域戦略「大阪市生物多様性戦略：生きものええもんうまいもん、賑やかなまち大阪」が2018年3月に策定された（大阪市、2018）。その策定の直前に大阪市立自然

史博物館で開催された関西支援保護機構主催のシンポジウム「都市の生物多様性地域戦略の課題と展望」に私も参加の機会を頂き、その戦略の課題と今後の展望についての活発な議論に加わることができ多くの学びを得た。

その後まもなく策定されたこの戦略には、市域の生物多様性の課題にそって多様な取り組み項目が示されていた。しかしその中には、日本の生物多様性の拠点として大きな実績をもつ大阪市立自然史博物館の位置づけがあまり明確でない状況、また地域戦略の取り組み実行の拠点と位置付けられた「なにわ ECO スクエア」の内容についての情報も少ないことが気になった。いずれにしろ世界有数の大都市であり、大きく注目されている大阪市の生物多様性戦略の取組が今後多くの方々と一体となり着実に実行され、そして戦略そのものも改訂・進化することにより、都市域での生物多様性地域戦略のモデルとなることを期待したい。

上記シンポジウムの参加及びこの論考をまとめるにあたり、大阪市立自然史博物館の佐久間大輔さんから多くのご支援、ご鞭撻を頂いた。心から感謝の意を表します。

引用文献

- 千葉県. 2008. 生物多様性ちば県戦略：生命（いのち）のにぎわいとつながりを子どもたちの未来へ. 175 pp. 千葉県, 千葉.
- 市原市. 2017. 生物多様性いちはら戦略. 37+35 pp. 市原市環境部環境管理課, 市原.
- いすみ市. 2015. いすみ生物多様性戦略：生物多様性豊かな地域づくり・里山里海を守り伝える人づくり. 104pp. いすみ市, いすみ.
- 環境省生物多様性地球戦略企画室. 2017. 生物多

- 様性地域戦略のレビュー. 79pp. 環境省, 東京.
- Margalef, R. 1968. Perspective in Ecological Theory. 111pp. The University of Chicago Press, Chicago.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. World Resources Institute. 137pp. Island Press. Washington.
- 港区. 2014. 港区私の生物多様性：生物多様性みなとプラン. 134 + 45 pp. 港区環境リサイクル支援部環境課, 東京.
- 中村俊彦. 2004. 里やま自然誌：谷津田からみた人・自然・文化のエコロジー. 128pp. マルモ出版, 東京.
- . 2007. 地域版生物多様性戦略の策定に向けて：千葉県での取り組み. ランドスケープ研究, 71 (3) : 240 – 243.
- . 2011. 里山里海と私たちにとっての生物多様性. 私たちの自然, 564 : 2 – 4.
- . 2014a. 港区私の生物多様性 港区生物多様性地域戦略. p. 59. 港区環境リサイクル支援部環境課, 東京.
- . 2014b. 都市 - 里山里海の生物多様性保全：その新たな知見と課題. 千葉県生物多様性センター研究報告, 7 : 120 – 128.
- . 2015. 「私の生物多様性」地域戦略づくりのアンケート調査より. 生物多様性ちばニュースレター, 42 : 1 – 3.
- 沼田 眞（監）・中村俊彦・長谷川雅美（編著）. 1996. 都市につくる自然：生態園の自然復元と管理運営. 186pp. 信山社サイテック, 東京.
- 大阪市. 2018. 大阪市生物多様性戦略：生きもののええもんうまいもんー賑やかなまち大阪. 122pp. 大阪市環境局環境施策部環境施策課, 大阪.

平成 29 年度四手井綱英記念賞 選考理由

受賞対象論文

幸田良介. 2016. 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. 地域自然史と保全, 38 (1) : 29 – 40.

選考理由

外来哺乳類の対策は、地域の自然と暮らしを保全するうえにおいて重要であるが、これまで、その実態を把握するための調査が追いついていないのが現状であった。しかし、外来種対策を講じるうえにおいて生息状況のモニタリングとそのフィードバックは欠かせない。

本研究は、2010 年から 2013 年の 4 カ年にわたって大阪府内全域の農家を対象として外来種の侵入時期や出没頻度などに関するアンケートを実施、解析したものであり、外来種対策の遅れを打破する地道な研究として高く評価できる。アンケート調査の回答数は初年度 588 件、4 年目には 1159 件と 2 倍に増加しており、この数字にも著者の努力があらわれているといえるだろう。

本研究はアンケート調査を単なる数値として示すだけでなく、データ解析に逆距離加重法 (IDW 法) を導入し、空間補間図を作成したことによって、データを可視化し、一般の方にも理解しやすい形で外来哺乳類の現状と分布拡大の情報を示すことに成功している。

自然環境の保全および農業被害においては地域特性に応じた対策をとることが不可欠であるが、大阪府全域において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と農業被害の変化を 4 年という時系列データとして解析し、わかりやすく表示したことは、大阪府の具体的な外来種対策に貢献するものである。また、外来種侵入から拡散までの基礎的生態情報としても貴重である。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

■ 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」40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