千葉県生物多様性センター研究報告

Report of the Chiba Biodiversity Center

千葉県と大学の生物多様性連携学術報告 第 1 巻 都市-里山里海の生物多様性保全

第7号 2014年2月

千葉県生物多様性センター

はじめに

平成 20 (2008) 年 3月26日、全国に先駆けて「生物多様性ちば県戦略」を策定した千葉県は、同年12月24日、多様な主体との連携の一つとして、県内にキャンパスを持ち、県戦略の策定をはじめ研究活動等で千葉県の生物多様性と深いかかわりのある6つの大学(江戸川大学、千葉大学大学院園芸学研究科、東京大学大学院新領域創成科学研究科、東京海洋大学、東京情報大学、東邦大学)との間において「生物多様性に関する千葉県と大学との連携に関する協定書」を締結しました。

この連携は生物多様性の面から、千葉県と大学との交流をより深く、また広範に進めていくもので、主に以下の4項目が掲げられました。

- 情報の共有
- モニタリングの実施
- 共同研究
- · 人的交流 · 人材育成

協定締結後は、県と各大学の関係者による年間2回の連絡会議を重ねつつ、県内各地での生物多様性にかかわるモニタリング調査や共同研究を実施してまいりました。学内に千葉県の生物多様性にかかわる情報コーナー「生物多様性サテライト」を設置していただいた大学もございます。また千葉県生物多様性センターでは、大学生のインターンシップや卒業研究など、これまでに16名の学生に生物多様性の学びを支援し、さらに、このような連携の成果としては、公開シンポジウム形式による「千葉県と連携大学との研究成果発表会」を、以下のようなテーマで行ってきました。

第1回 平成21年 7月「生物多様性保全研究の最前線」千葉県立中央博物館

第2回 平成23年11月「千葉県の生物多様性、その現状と課題」江戸川大学

第3回 平成24年11月「生物多様性保全に向けての民学官の協働」東邦大学

第4回 平成25年11月「大学の地域連携と生物多様性:

いきいきとした持続可能な地域づくりをめざして」東京情報大学 このような経緯を振り返ると、千葉県と大学との連携が両者の協力・連携を進展させると ともに、生物多様性にかかわる市民活動、また市町村行政や企業活動とも大きくかかわって きている状況がうかがえます。

千葉県と大学との連携の成果は、すでに千葉県生物多様性センターの年報やニュースレター等で報告してきました。今回は、さらにその成果を学術報告の形で「都市-里山里海の生物多様性保全」を全体テーマとしてまとめることができました。この報告がより千葉県の生物多様性に関する理解を深めるとともにその課題が整理され、より多くの方々の保全への取り組みにつながることを切に希望いたします。

なお、今回の報告書の発行に際しては、執筆を担当していただいた方々、また編集や査読 をお引き受け頂いた方々、関係各位に心より御礼申し上げます。

千葉県環境生活部自然保護課長 川嶋博之

千葉県と大学の生物多様性連携学術報告第1巻 編集委員会

委員長 中村 俊彦 (千葉県立中央博物館)

委 員 沖津 進 (千葉大学)

委 員 河野 博 (東京海洋大学)

委 員 長谷川 雅美 (東邦大学)

委 員 原 慶太郎 (東京情報大学)

委 員 原田 一平 (東京情報大学)

委 員 福田 健二 (東京大学)

委員 吉永 明弘 (江戸川大学) 委員は50音順

事務局 萩野 康則 (千葉県生物多様性センター)

原著論文については、その専門分野の研究者2名の査読結果により掲載の可否を決定した.

地球温暖化と南日本各地における魚類相の比較

須之部友基 1 ・川瀬裕司 2 ・坂井陽一 3 ・清水則雄 4 ・望岡典隆 5 ・田和篤史 5 ・竹垣 毅 6 ・中村洋平 7 ・出羽慎一 8

- 1 東京海洋大学 水圏科学フィールド教育研究センター 館山ステーション
- 2 千葉県立中央博物館 分館海の博物館
- 3 広島大学大学院 生物圏科学研究科
- 4 広島大学 総合博物館
- 5 九州大学大学院 農学研究院
- 6 長崎大学大学院 水產·環境科学総合研究科
- 7 高知大学大学院 総合人間自然科学研究科
- 8 ダイビングサービス海案内

摘 要:地球温暖化による海水温の上昇が魚類相に与える影響を検討するため,2008年 秋期から2010年秋期にかけて,秋期3回,夏期2回の潜水による魚類相調査を千葉県, 広島県,福岡県,長崎県,高知県,鹿児島県で実施した.その結果,109種の魚類が記録された.これらの魚種を成魚・幼魚,温帯系・南方系に分類した.広島県,福岡県, 長崎県では南方系の種はほとんど出現しなかった.千葉には南方系の成魚が13種が出現したが,全て温帯域まで広く分布する種であった.現在のところ地球温暖化の顕著な影響は確認できなかったが、今後も長期的に調査をする必要がある.

キーワード: 魚類相, 海水温上昇, 温帯種, 熱帯種, 南日本, 千葉

はじめに

人間活動に伴う温室効果ガスの排出が増加することによって地球温暖化問題が深刻なものとなってきている(環境省,2007). 温暖化による最大の脅威は生物の絶滅と生物多様性のかく乱で,その対策として全世界的なネットワークを作り生物多様性に関する情報を集積する地球規模生物多様性情報機構(GBIF)が2001年に発足した(菊池,2003).

わが国でも地球温暖化によると思われる 様々な生態系や生物相への影響が報告され つつある。例えば水温上昇の結果、サンゴ に共生する褐虫藻が離脱することによる白 化現象が広く見られるようになり、サンゴ 礁の生態系が破壊されることが懸念されて いる(野島・岡本、2008)。また、植物で は暖温帯を好むブナ科シラカシの寒冷地域 への進出が報告されている(大塚ほか, 2004).河川の上流部に生息する生物,特に水生昆虫では温暖化の影響を受けやすいことが指摘されている(緒方ほか, 2003).海洋生物については宮城県の牡鹿半島における貝類相の調査で房総半島以南に分布する,とされている種が報告されており(木島ほか,2004),瀬戸内海では熱帯性の有毒プランクトンが発生し,問題となっている(長井ほか,2008).

魚類については北海,地中海,オーストラリア東部沿岸で気候変動によると考えられる魚類の分布域や魚類相の変化が報告されている(Perry et al., 2005; Sabatés et al., 2006; Hiddink and Hofstede, 2008; Last et al., 2011). 日本でもNakazono (2002) が福岡県津屋崎でそれまで知られていなかった4種の温帯系魚類の越冬を報告し、Masuda

(2008) は2002年から2006年にかけての調査で若狭湾の魚類が1970-1972年と比べて南方起源の種が増加していることを示した. サケ科シロザケ漁は2007年の秋季になっても北海道の対馬暖流影響海域で表面水温が20℃以上と高いまま保持されたために,2007年の不漁が生じたものと伝えられている(帰山,2008).

本研究では、地球温暖化に伴う環境変動と魚類相への影響を明らかにするため、千葉県、広島県、福岡県、長崎県、高知県、鹿児島県の6地点で魚類相の変動を示すための基礎調査を実施した。特に千葉県については調査地点の最も北に位置し、黒潮の下流部にあたるため、地球温暖化の影響によってこれまで分布しなかった南方系の種が定着しているかを重点的に検討した。

調査方法

本研究では、南方系魚類の分布拡大に注目し、南日本水域を広く調査するべく、千葉県から鹿児島県にかけての6地点を調査定点として選定した、調査時期は、水温が低下する冬に入る前の秋期(10-12月)、冬越しに成功したかどうかを確認できる夏期(6-8月)の年2回とした。各地の調査場所、担当者および調査日は表1のとおりである。以下、調査場所については千葉、広島、福岡、長崎、高知、鹿児島と略して示す。

水温はデータロガー (UA-001-64, HOBO 社製)を用いて1日4回 (6時間おき)記録す るように設定して調査地に設置したが, データロガが失われた場合は付近の臨海施 設で記録している水温データを用いた.

なるべく各地の条件を統一するため、外 洋に面した岩礁海岸で、岸から沖に向かっ てなだらかに岩盤が続き、水深は深くても 5-6mの場所を調査ポイントとした.海岸 から沖に向かって直角にラインを3本ひ き、SCUBA潜水によりラインの左右2mに 出現する魚類を記録した.ラインの長さお よび間隔は調査場所にあわせて任意に設定 したが、ライン長は50m以上、間隔は30m 以上とした.

対象魚種は「昼行性」,「成魚・幼魚共に同定しやすい」,「回遊せず,一定の場所に留まる傾向がある」の条件を満たす次の11科を選定した:フサカサゴ科,ハタ科,ヒメジ科,チョウチョウウオ科,スズメイ科,ベラ科,ブダイ科,トラギスメインがあるべく水中での視認によって種レベルまで同定し,目視での種同定が困難な場合には属レベルまでとした。また,デジタルカメラによる画像撮影,魚体スケッチも同定作業の補助に用いた。また,魚類相や環境の将来的な変化を捉えうる可能性があるため,出現種はできるだけ写真に残し,調査ライン周辺の景観も併せて撮影した

各調査地点の魚類相の生物地理学的な特性を理解するため、坂井ほか(1994)および中坊ほか(2001)に従い、出現魚種を暖温

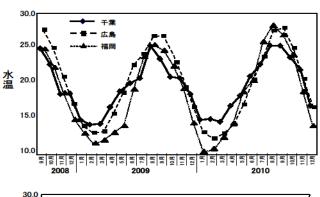
表1 調査を実施した場所,担当者,調査日.

				調査日		
加且场内 	担当有	2008年秋	2009年夏	2009年秋	2010年夏	2010年秋
千葉県館山市坂田	須之部友基・川瀬裕司	11月18日	6月22日	12月1日	6月21日	11月25日
広島県呉市倉橋島	坂井陽一•清水則雄	11月20日	6月29日	10月29日	_	12月15日
福岡県福津市恋の浦	望岡典隆	12月4日	8月3日	11月26日	6月29日	12月19日
長崎県長崎市野母崎	竹垣毅	11月12日	_	12月10日	7月2日	11月11日
高知県須崎市横浪海岸	中村洋平	11月23日	6月20日	10月24日	6月5日	10月26日
鹿児島県南さつま市平崎	出羽慎一	12月9日	_	12月9日	7月11日	12月1日

帯区から冷温帯区に分布する温帯系 (TM), 亜熱帯区から熱帯区(インド-西太平洋熱帯海域)に分布する種を南方系(ST) とし, 記録魚種におけるそれぞれの割合を比較分析した.

出現個体の成長段階を記録するため成魚 (A)または幼魚(J)に判別して記録した.幼魚の定義は瀬能・吉野(2002)に従い,成魚に達する前の個体を幼魚とした.成魚および幼魚ごとに個体数を記録する定量調査とし、2009年および2010年の夏期および秋期の出現数を平均し、50個体より多い場合はCC、11~50個体はC、6~10個体はR、0~5個体をRで示す.2008年秋期は多数目撃した場合は+++,普通に見られた場合は++,わずかに記録された場合は+という定性調査だったので出現頻度の算出には用いなかったが、全調査期間を通じて2008年秋期のみ出現した種はRRとみなした.

調査地点間の魚種共通性を評価するため,共通率Cを次式より算出した(坂井ほ



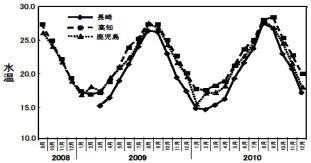


図1 調査6地点における水温の月別平均水温.

カ, 1994).

$$C = \frac{S_C}{S_A + S_B - S_C}$$

ここで S_A はA地点での種数、 S_B はB地点での種数、 S_C は両地点での共通種数とする.

結 果

調査期間中における各地の水温変動を図1に示す。広島および福岡は水温が最も低下する1, 2月に10° \mathbb{C} 近くまで下がるのに対し,千葉と長崎は15° \mathbb{C} をわずかに下回る程度であった。高知,鹿児島では最低水温は16° \mathbb{C} であった。夏期はどの地点でも25° \mathbb{C} を上回った。

各地点で記録された魚種を表2に示す. 調査期間中に109種を記録した.成魚・幼魚,秋期・夏期を問わず全ての地点で出現 したのはフサカサゴ科カサゴ,ベラ科ホシ ササノハベラ,ホンベラで全て温帯系で あった.

温帯系成魚は、千葉、広島、鹿児島で秋 期では多く, 夏期で減ったが, 高知では変 化せず, 福岡, 長崎では対照的に夏期に増 加した. 温帯系幼魚では, 高知を除き, 総 じて秋期の記録種数が夏期より多かった. 南方系成魚については、広島、福岡では出 現しなかった. 出現の認められた千葉, 長 崎、高知、鹿児島では、いずれも秋期から 夏期にかけて出現種数が減少した. 南方系 幼魚については,広島では出現せず,福岡 と長崎では秋期にのみ見られ, 千葉, 高知 および鹿児島では秋期に夏期より多くの種 数が出現した (図2). 温帯系成魚, 南方 系成魚について最も記録種数が多かった地 点は、それぞれ千葉、鹿児島であった.幼 魚についても、ほぼ同様の傾向が見られ、 温帯系は千葉で、南方系は鹿児島でそれぞ れ多く記録されていた.

表 2-1a 調査期間中に記録された魚種. 記号については「調査方法」を参照.

					Ŧ	·葉			広	島	
科名	種名	学名	分布	秋	朝	夏	期	秋	期	夏	期
				Α	J	Α	J	Α	J	Α	J
/サカサゴ科	キリンミノ	Dendrochirus zebra	ST								
	ミノカサゴ	Pterois lunulata	ST				RR				
	ハナミノカサゴ	Pterois volians	ST								
	サツマカサゴ	Scorpaenopsis neglecta	ST								
	オニカサゴ	Scorpaenopsis cirrosa	TM								
	ヒュウガカサゴ	Scorpaenopsis venosa	ST								
	イソカサゴ	Scorpaenodes evides	ST			RR					
	カサゴ	Sebastiscus marmoratus	TM	RR				R	R		
	メバル	Sebastes inermis	TM	RR		RR		С	CC	С	С
19科	キンギョハナダイ	Pseudanthias squamipinnis	ST								
	スジアラ	Plectropomus leopardus	ST								
	ヤミハタ	Cephalopholis boenak	ST								
	マハタ	Epinephelus septemfasciatus	TM		RR	DD.					
	オオモンハタ	Epinephelus areolatus	ST			RR					
/>*#4	アカハタ	Epinephelus fasciatus	ST		DD.						
メジ科	ヨメヒメジ インドヒメジ	Upeneus tragula Parupeneus barberinoides	ST ST	R	RR RR						
	オジサン	Parupeneus barberinoides Parupeneus multifasciatus	ST		RR						
	オオスジヒメジ	Parupeneus barberinus	ST								
	コバンヒメジ	Parupeneus indicus	ST		RR						
	リュウキュウヒメジ	Parupeneus pleurostigma	ST								
	マルクチヒメジ	Parupeneus cyclostomus	ST								
	タカサゴヒメジ	Parupeneus heptacanthus	ST	RR							
	ホウライヒメジ	Parupeneus ciliatus	ST	R	RR						
						DD.	DD.				
	オキナヒメジ	Parupeneus spilurus	ST	R	R	RR	RR				
ョウチョウウオ科	ミナミハタタテダイ	Heniochus chrysostomus	ST								
	ハタタテダイ	Heniochus acuminatus	ST								
	フエヤッコダイ	Forcipiger flavissimus	ST								
	タキゲンロクダイ	Coradion altivelis	ST								
	ヤリカタギ	Chaetodon trifascialis	ST								
	スミツキトノサマダイ	Chaetodon plebeius	ST								
	トゲチョウチョウウオ	Chaetodon auriga	ST		RR						
	ウミヅキチョウチョウウオ	Chaetodon bennetti	ST								
	トノサマダイ	Chaetodon speculum	ST								
	ミカドチョウチョウウオ	Chaetodon baronessa	ST								
	フウライチョウチョウウオ	Chaetodon vagabundus	ST		RR						
	ミスジチョウチョウウオ	Chaetodon lunulatus	ST								
	アケボノチョウチョウウオ	Chaetodon melannotus	ST								
	チョウチョウウオ	Chaetodon auripes	ST		RR						
	クマノミ	Amphiprion clarkii	ST								
ヘンダイ科											
	マツバスズメダイ	Chromis fumea	ST				- DD				
	スズメダイ	Chromis notata notata	TM	С	С	С	RR	С	R	С	
	シコクスズメダイ	Chromis margaritifer	ST								
	ミツボシクロスズメダイ	Dascyllus trimaculatus	ST								
	フタスジリュウキュウスズメダイ	Dascyllus reticulatus	ST								
	ハクセンスズメダイ	Plectroglyphidodon leucozonus	ST								
	ロクセンスズメダイ	Abudefduf sexfasciatus	ST								
	テンジクスズメダイ	Abudefduf bengalensis	ST								
	オヤビッチャ	Abudefduf vaigiensis	ST	С	RR						
	オジロスズメダイ	Pomacentrus chrysurus	ST								
	メガネスズメダイ	Pomacentrus bankanensis	ST								
	ソラスズメダイ	Pomacentrus coelestis	ST	CC	С	С					
	ナガサキスズメダイ	Pomacentrus nagasakiensis	ST								
	セダカスズメダイ	Stegastes altus	ST	RR	RR	RR					
	-2 222 22 2 1			1111		1111					

		岡				崎				知				見島	
秋其	朝	夏:			期	夏期		秋	期	夏		秋	期	夏	期
Α	J	Α	J	Α	J	Α	J	Α	J	Α	J	Α	J	Α	J
												RR	RR	R	
												RR	RR		
												RR	RR		
												RR			
												RR			
												R	RR	R	
		RR		RR		RR		RR				RR			
RR	RR	С	R												
													R	С	R
													RR		
												RR		RR	
													RR		
												RR	RR	RR	
				RR								RR			
					_		_	RR	RR	_		RR	RR	RR	RR
							_							RR	RR
													RR		
													RR		
													RR		RR
	RR				RR			RR				RR	RR		RR
								RR		RR	RR	RR		RR	
													RR		RR
												RR			
												RR			
												RR			
													RR		R
													R		RR
													RR		
												RR	C		R
					DD.				- DD				RR		RR
					RR				RR				RR		^
													R		С
				RR				R	RR	RR	RR	С	RR RR	С	RR
				IVIV		RR		11	INIX	IVIV	1111	С	C	С	RR
						ΠN						U	RR	U	RR
	RR	R	С							R			INT		INI
													RR		
												RR	RR		
													RR		
									RR	RR					
									RR	*		RR	RR		
								RR	RR			RR	RR	RR	
					0.5			RR	R			RR	RR	RR	
													RR		
	RR			CC	СС	CC		С	С	СС		CC	СС	СС	
												CC	СС	CC	
				RR				RR	RR	RR	RR	RR	RR	RR	

表 2-2a 調査期間中に記録された魚種. 記号については「調査方法」を参照.

封夕	話夕	学名	公左	g.i.		葉 =	#A	g.i.	- 広		#9
科名	種名	子石	分布	秋 A	<u>期</u> J	夏 A	<u>期</u> J	秋 A	<u>期</u> J	夏 A	期 J
 ラ科	コブダイ	Semicossyphus reticulatus	TM			^	R	Α	-	^	U
217	ケサガケベラ	Bodianus mesothorax	ST								
	ブチススキベラ	Anampses caeruleopunctatus	ST								
	カマスベラ	Cheilio inermis	ST		RR						
	クギベラ	Gomphosus varius	ST								
	シマタレクチベラ	Hemigymnus fasciatus	ST								
	ホンソメワケベラ	Labroides dimidiatus	ST	С	R	R					
	クロベラ	Labrichthys unilineatus	ST		- 10						
	オハグロベラ	Pteragogus aurigarius	TM	CC	С	CC					
	ホシササノハベラ	Pseudolabrus sieboldi	TM	RR	R	R		С	R	CC	RR
	アカササノハベラ	Pseudolabrus eoethinus	TM	R	- 1						
	ハラスジベラ	Stethojulis strigiventer	ST	- IX							
	アカオビベラ	Stethojulis bandanensis	ST								
	カミナリベラ	Stethojulis interrupta terina	MT	С	С	С					
	セジロノドグロベラ	Macropharyngodon negrosensis	ST			-					
	-										
	ノドグロベラ ヤンセンニシキベラ	Macropharyngodon meleagris	ST ST								
	セナスジベラ	Thalassoma jansenii Thalassoma hardwicke	ST								
	-			CC							
	ニシキベラ	Thalassoma cupido	TM	- 66	R R	С					
	コガシラベラ	Thalassoma amblycephalum	ST		К						
	ヤマブキベラ	Thalassoma lutescens	ST								
	オトメベラ	Thalassoma lunare	ST		R						
	トカラベラ	Halichoeres hortulanus	ST								
	キュウセン	Halichoeres poecilopterus	TM	С	С	С	R	CC	CC	CC	RR
	ホンベラ	Halichoeres tenuispinnis	TM	С	С	CC		С	CC	С	С
	ムナテンベラダマシ	Halichoeres prosopeion	ST								
	ムナテンベラ	Halichoeres melanochir	ST								
	イナズマベラ	Halichoeres nebulosus	ST		RR						
	カンムリベラ	Coris aygula	ST								
	ツユベラ	Coris gaimard	ST								
	スジベラ	Coris dorsomacula	ST		R						
	クロヘリイトヒキベラ	Cirrhilabrus cyanopleura	ST								
	イトヒキベラ	Cirrhilabrus temminckii	ST	R		R					
	ニセモチノウオ	Pseudocheilinus hexataenia	ST								
	タコベラ	Oxycheilinus bimaculatus	ST	R	R						
ダイ科	ブダイ	Calotomus japonicus	TM	R		R					
	ハゲブダイ	Chlorurus sordidus	ST								
	アオブダイ	Scarus ovifrons	ST								
	イチモンジブダイ	Scarus forsteni	ST	· <u></u> -							
	ヒブダイ	Scarus ghobban	ST		-					-	
	キビレブダイ	Scarus hypselopterus	ST								
	ブチブダイ	Scarus niger	ST								
ラギス科	コウライトラギス	Parapercis snyderi	TM			R					
	マダラトラギス	Parapercis tetracantha	ST			<u> </u>					
	トラギス	Parapercis pulchella	TM	R		R					
こがっちロ ハギギ						•••					
ンカフカソハヤ科	ツマジロモンガラ	Sufflamen chrysopterum	ST								
	クマドリ	Balistapus undulatus	ST								
	タスキモンガラ	Rhinecanthus rectangulus	ST								
	クラカケモンガラ	Rhinecanthus verrucosus	ST								
ワハギ科	ノコギリハギ	Paraluteres prionurus	ST								
	アミメハギ	Rudarius ercodes	TM	R				RR			
	ウマヅラハギ	Thamnaconus modestus	ТМ					RR		RR	
	カワハギ	Stephanolepis cirrhifer	TM	С	С	R		RR			
	ヨソギ	Paramonacanthus japonicus	ST	R							

	1-				_	林			_	· An					- Z D)
秋		岡 夏	期		期	:崎	夏期	秋		知 夏	期	秋		見島	夏期
A A	J	A	J	A 12	J	A	J	A A	J	A A	J	A A	J	A	J
												RR	RR		
												RR		RR	RR
									RR						
													RR		
													RR		
				RR		RR						С	RR	RR	
													RR		
RR	RR	RR													
RR	RR	RR			RR	RR	RR			RR	RR	RR		RR	
				RR	RR	RR	RR	RR	RR	R	RR	С	R	RR	
												RR	RR		
													RR		
RR	RR			R	R	RR		R	С	RR	RR	С	R	С	RR
													RR		RR
	_	_			_					_			RR		_
													RR		RR
													RR		
								R	R	RR	R	R	RR	С	R
					0.5								5	RR	
											RR	RR	RR		
								RR		RR	RR	С	С	С	RR
												RR	RR		
RR	RR	RR	RR	С	С	С									
CC	CC	CC	С	CC	CC	CC					RR	RR	RR	R	
													RR		
												RR	RR		RR
										RR			DD.		
												RR	RR RR		
													MN		
													RR		
												С	С	С	RR
												RR	RR	RR	
												RR		RR	
								R	RR	RR	RR	RR	RR		
													RR		
													RR		
													RR		
								RR					RR		
													RR		
													RR		
												R	RR	R	RR
													RR		
													RR		
												R	RR	R	
													RR		
													RR		
													RR		
												RR			
	RR	RR									-				
		RR			-										-
		RR						RR				RR		RR	

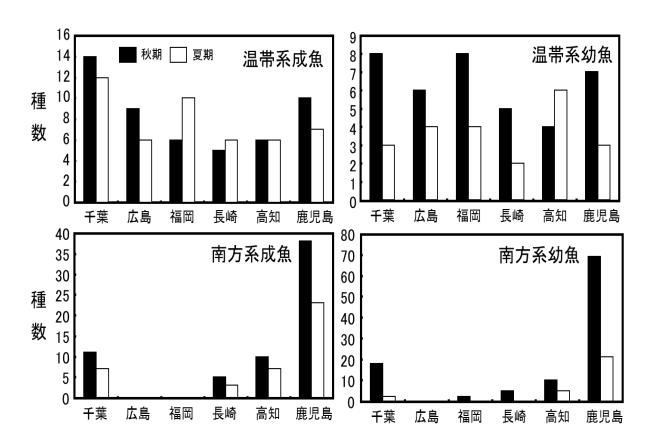


図2 調査6地点における温帯系成魚,温帯系幼魚,南方系成魚,南方系幼魚の秋期と夏期 の出現種数の比較.

表3 秋期における各地点間の魚種の共通率. 右上半分が成魚, 左下半分が幼魚.

	1	J\$ 17 19.	27111	. 1 1 23	74 ->37111	
	千葉	広島	福岡	長崎	高知	鹿児島
千葉		0.21	0.29	0.30	0.37	0.28
広島	0.14		0.36	0.19	0.09	0.08
福岡	0.29	0.45		0.23	0.05	0.06
長崎	0.38	0.23	0.43		0.30	0.18
高知	0.29	0.00	0.09	0.26		0.31
鹿児島	0.16	0.01	0.05	0.09	0.15	

表4 夏期における各地点間の魚種の共通率. 右上半分が成魚,左下半分が幼魚.

	千葉	広島	福岡	長崎	高知	鹿児島
千葉		0.25	0.21	0.27	0.28	0.32
広島	0.29		0.60	0.25	0.12	0.06
福岡	0.29	0.60		0.27	0.21	0.08
長崎	0.17	0.20	0.00		0.29	0.26
高知	0.14	0.15	0.07	0.18		0.26
鹿児島	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	

地域間での魚種共通率において、秋期に 0.3の値を越えていた組み合わせは、成魚では千葉-長崎、千葉-高知、広島-福岡、長崎-高知、高知-鹿児島であった。逆に0.1以下だったのは、広島-高知、広島-鹿児島、福岡-高知、福岡-鹿児島の組み合わせであった。幼魚については、千葉-長崎、広島-福岡、福岡-長崎で共通率が高く、成魚と同様に広島-高知、広島-鹿児島、福岡-高知、福岡-鹿児島および長崎-鹿児島では低かった(表3).

夏期の成魚では千葉-鹿児島,広島-福岡が高く,広島-鹿児島,福岡-鹿児島で低かった.幼魚では広島-福岡が0.6と高いが他点間は特に高くなく,福岡-長崎,福岡-高知で低く,鹿児島はどの地域とも低かった(表4).

考 察

千葉,高知,鹿児島では,魚種構成が似ているという結果となったが,これは黒潮を介して南方系の種が千葉まで分布を広げ,その一部は越冬していることを反映したものと考えられる。また広島と福岡は,秋期・夏期,成魚・幼魚を問わず魚種構成の共通性が高かったが,これは黒潮の影響が弱いことと,冬期に水温が11℃まで下がるために,南方系の種が来遊せず,また着底しても長期間生息できないことが反映されたものと思われる。

ここでは特に千葉の魚種が地球温暖化の 影響を受けているかどうかを検討する. 千 葉で確認された南方系の成魚は13種であっ た(表2). 秋期,夏期を問わず千葉,高 知,鹿児島に共通して出現する南方系の成 魚はフサカサゴ科イソカサゴ,ヒメジ科ヨ メヒメジ,マルクチヒメジ,ホウライヒメ ジ,オキナヒメジ,スズメダイ科オヤビッ チャ,ソラスズメダイ,セダカスズメダ イ,ベラ科ホンゾメワケベラ,イトヒキベ ラ,タコベラであった. この他,高知と鹿 児島では確認されず千葉のみで見られた南 方系の種はハタ科オオモンハタ,ヒメジ科 タカサゴヒメジ,カワハギ科ヨソギであっ た.

これらのうちイソカサゴ,オヤビッチャ,ソラスズメダイ,ヨソギは1930年代に千葉県小湊で幼魚が採集されている(中村,1937).また,その他の魚種についても,南方系ではあるが温帯部にも分布する分布特性をもっている(中坊,2013).したがって,これらの南方系の種は千葉に元から分布しており,地球温暖化の影響によって近年に出現したものではないと思われる.

鹿児島県錦江湾では温帯系のヘビギンポ 科ヒメギンポが減少している.これは本種 の繁殖に適した17℃まで水温が下がらず, 繁殖が困難な環境条件となったためと考え られている(出羽, 2006). また本研究の調 査を行った平崎では, 2011年頃からそれま で越冬できなかった南方系魚種であるハタ 科スジアラが越冬しはじめ,成魚サイズに 達したことが確認されている(出羽, 未発 表データ). したがって, 今後も長期的に モニタリングを継続し, 魚種の遷移を記録 し続けると共に, 繁殖行動にも注目し水温 の変化が魚類の再生産にどのような影響を 与えるのかを検討することが必要である.

謝辞

本研究の一部は千葉県生物多様性センターからの受託研究「黒潮流域における魚類相のモニタリングに関する研究」およびJSPS科学研究費(基盤C)22570032によって実施した.

引用文献

出羽慎一. 2006. 桜島の海へ: 錦江湾生き 物万華鏡. 南日本新聞社, 鹿児島.

Hiddink, J.G. and R. ter Hofstede. 2008. Climate induced increases in species richness of marine fishes. Global Change Biology 14: 453-460.

帰山雅秀. 2008. 気候変動とサケ属魚類バイオマス変動シナリオ. 日本水産学会誌74:876-879.

環境省(編). 2007. 環境・循環型社会白書. ぎょうせい, 東京.

木島明博・荒井永平・前雄介. 2004. 牡鹿 半島沿岸域潮間帯における貝類. 東北 大学複合生態フィールド教育研究セン ター年報 20:15-19.

菊池俊一. 2003. 地球規模生物多様性情報機構 (GBIF)およびその国内対応. 情報管理 46:389-393.

- Last, P.R., W.T. White, D.C. Gledhill, A.J. Hobday, R. Brown, G.J. Edgar and G. Pecl. 2011. Long-term shifts in abundance and distribution of a temperate fish fauna: a response to climate change and fishing practice. Global Ecology and Biogeography 20: 58-72.
- Masuda, R. 2008. Seasonal and interannual variation of subtidal fish assemblages in Wakasa Bay with reference to the warming trend in the Sea of Japan. Environmental Biology of Fishes 82: 387-399.
- 長井敏・小谷祐一・板倉茂. 2008. 熱帯性 の有毒プランクトンの新たな出現と貝類 の毒化問題. 日本水産学会誌 74: 880-883.
- 中坊徹次(編). 2013. 日本産魚類検索:全種の同定(第三版). 東海大学出版会,東京.
- 中坊徹次・町田吉彦・山岡耕作・西田清徳 (編). 2001. 以布利 黒潮の魚. 大阪海 遊館, 大阪.
- 中村秀也. 1937. 小湊付近に現はれる磯魚の幼期(其十五). 養殖会誌 7: 135-144.
- Nakazono, A. 2002. Fate of tropical reef fish juveniles that settle to a temperate habitat. Fisheries Science (Supplement, 1) 68: 127-130.

- 野島哲・岡本峰雄. 2008. 造礁サンゴの北 上と白化. 日本水産学会誌 74: 884-888.
- 緒方健・杉泰昭・山崎正敏. 2003. 福岡県下の河川源流部の大型底性動物相. 福岡県保健環境研究所年報 30:159-166.
- 大塚孝一・尾関雅章・前河正昭. 2004. 千曲川中下流域における常緑広葉樹シラカシ(ブナ科)の自生分布. 長野県自然保護研究所紀要 7: 17-22.
- Perry, A.L., P.J. Low, J.R. Ellis and J.D. Reynolds. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. Science 308: 1912-1915.
- Sabatés, A., P. Martín, J. Lloret and V. Raya. 2006. Sea warming and fish distribution: the case of the small pelagic fish, Sardinella aurita, in the westerm Mediterranean. Global Change Biology 12: 2209-2219.
- 坂井陽一・大西信弘・奥田昇・小谷和彦・宮 内正幸・松本岳久・前田研造・堂崎正 博. 1994. 宇和海内海湾の転石域におけ る浅海魚類相―ラインセンサス法による 湾内および他地域との比較. 魚類学雑誌 41:195-205.
- 瀬能宏・吉野有輔. 2002. 幼魚ガイドブック. TBSブリタニカ, 東京.
- 著 者: 須之部友基 〒294-0308 館山市坂田670 東京海洋大学水圏科学フィールド教育研究センター館山ステーション sunobe@biscuit.ocn.ne.jp, 川瀬裕司 〒299-5242 千葉県勝浦市吉尾123 千葉県立中央博物館分館海の博物館 kawase@chiba-muse.or.jp, 坂井陽一 〒739-8528 東広島市鏡山1-4-4 広島大学大学院生物圏科学研究科 sakai41@hiroshima-u.ac.jp, 清水則雄 〒739-8524 東広島市鏡山1-1-1 広島大学総合博物館 norios@hiroshima-u.ac.jp, 望岡典隆 〒812-8581 福岡市東区箱崎6-10-1 九州大学大学院農学研究院 mochioka@agr.kyushu-u.ac.jp, 田和篤史 〒812-8581 福岡市東区箱崎6-10-1 九州大学大学院農学研究院 a-tawa@agr.kyushu-u.ac.jp, 竹垣毅 〒852-8521 長崎市文教町1-14 長崎大学大学院水産・環境科学総合研究科 takegaki@nagasaki-u.ac.jp, 中村洋平 〒783-8502 高知県南国市物部乙200 高知大学大学院総合人間自然科学研究科黒潮圏総合科学専攻 ynakamura@kochi-u.ac.jp, 出羽慎一 〒890-0067 鹿児島市真砂本町7-7 ダイビングサービス海案内 dewas@po.synapse.ne.jp
- "Global warming and comparison of fish fauna in southern Japan." Report of Chiba Biodiversity Center 7:313. Tomoki Sunobe¹ · Hiroshi Kawase² · Yoichi Sakai³ · Norio Shimizu⁴ · Noritaka Mochioka⁵ ·
 Takeshi Takegaki⁶ · Yohei Nakamuraⁿ · Shin-ichi Dewa⁶. ¹ Tateyama Station, Field Science Center,
 Tokyo University of Marine Science and Technology, 670 Banda, Tateyama 294-0308, Japan. E-mail: sunobe@biscuit.ocn.ne.jp; ² Coastal Branch of Natural History Museum and Institute, Chiba, 123 Yoshio, Katsuura, Chiba 299-5242, Japan. E-mail: kawase@chiba-muse.or.jp; ³ Graduate School of Bio-

sphere Science, Hiroshima University, Kagamiyama 1-4-4, Higashi-Hiroshima, Hiroshima 739-8528, Japan, E-mail: sakai41@hiroshima-u.ac.jp; ⁴ Hiroshima University Museum, Hiroshima University, Kagamiyama 1-1-1, Higashi-Hiroshima, Hiroshima 739-8524, Japan, E-mail: norios@hiroshima-u.ac.jp; ⁵ Faculty of Agriculture, Kyushu University, Hakozaki, Fukuoka 812-8581, Japan. E-mail: mochioka@agr.kyushu-u.ac.jp; ⁶ Graduate School of Fisheries Science & Environmental Studies, Nagasaki University, 1-14 Bunkyo-machi, Nagasaki 852-8521, Japan. E-mail: takegaki@nagasaki-u.ac.jp; ⁷ Graduate School of Kuroshio Science, Kochi University, 200 Monobe, Nankoku, Kochi 783-8502, Japan. E-mail: ynakamura@kochi-u.ac.jp; ⁸ Diving Service Umi-Annai, 7-7 Masagohonmachi Kagoshima 890-0067, Japan. E-mail: dewas@po.synapse.ne.jp

Abstract: We examined impacts by global warming upon Japanese fish fauna along Kuroshio Current. Fish species were checked in three and two times in the autumn and summer seasons between 2008 and 2010, respectively. These studies were conducted by SCUBA in Chiba, Hiroshima, Fukuoka, Nagasaki, Kochi and Kagoshima, Japan. A total of 109 species were recorded, and were classified into tropical or temperate species and into adult or juvenile. Both adults and juveniles of tropical species were rare in any seasons of Hiroshima, Fukuoka and Nagasaki. Although 13 tropical species at adult stage appeared in Chiba, these species distribute in both tropical and temperate area. These results imply that there is no remarkable shift of fish fauna by global warming at this time.

Keywords: Fish fauna, Sea warming, Temperate species, Tropical species, Southern Japan, Chiba

(受理 2013年12月20日)

千葉県柏市こんぶくろ池周辺における希少草本類の 生育環境特性と保全に関する研究

白川一代¹·小此木宏明²·福田健二

東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻

- 1 (現所属)株式会社高速道路総合技術研究所 緑化技術センター
- 2 (現所属)公益財団法人 日本自然保護協会

摘 要:千葉県柏市北部に位置するこんぶくろ池は、関東ローム層中に形成されたごく 浅層の地下水 (宙水)が台地上で湧出した珍しいタイプの湧水池である。その周りには 約12.5haのまとまった平地林が広がっており、千葉県RDB記載の保護植物が26種生育している。近年、周辺の宅地化などの影響により、水質や地下水位の変化に伴う植生変化が危惧されている。そこで、千葉県RDB種で現地に多数生育しているコバギボウシとキンランについて、林内での分布、生育状況、生育環境を明らかにするため、2008年と 2009年にこんぶくろ池周辺の湿地と樹林地に調査区を設置し、植生調査と土壌水分、光環境の測定を行った。その結果、コバギボウシの生育している場所では草本層の多様度指数が高かった。また、コバギボウシは土壌含水率が約60~90%で開空度が約15~40%の広い範囲に生育していたが、開空度が約20~30%の場所では着花個体が見られた。キンランは林床の開空度が約20~30%のスギ・コナラが優占する混交林の下層で、歩道沿いなどの比較的開けた環境に生育していた。

キーワード:都市二次林,希少植物,コバギボウシ,キンラン

はじめに

本研究の調査地である千葉県柏市北部に位置するこんぶくろ池は、崖線や谷頭から湧出する一般的な湧水とは異なり、本地域の表層をなす関東ローム層中に形成されたごく浅い地下水(宙水)が台地上で湧出した珍しいタイプの湧水である(風丘、1997). その周りには、約12.5haのまとまった平地林が広がっており、冷温帯性の湿性植物が生育している. この森林には、1998年版千葉県レッドデータブック(RDB)記載の保護植物が26種生育している(柏市都市緑政部公園緑政課、2005)ほか、江戸時代の小金牧(馬の放牧地)の名残である野馬土手などの文化遺産も存在することから、自然的価値、文化

的価値をともに高く評価されている場所 である. 近年, つくばエクスプレスの開 通や周辺の宅地化などの影響により、こ んぶくろ池への排水の混入や水位の変 化, それに伴う植生の変化が危惧されて いる. こうした状況を受けて、柏市は今 後こんぶくろ池周辺の平地林を含む一帯 の保護区域18.5haを『こんぶくろ池自然博 物公園(以下こんぶくろ池公園)』として 整備し、植物の保全・管理を行なってい く計画(柏市都市緑政部公園緑政課, 2005) を打ち出している. この公園計画に おいては、単に自然を保全するだけでな く,地域市民の自然観察やレクリエー ションの場所としての利用が望まれてい るが、こんぶくろ池公園及びその周辺に

は多くの希少種が生育するため, これらの 希少植物種の保全と公園としての活用を両 立させる必要がある. そのためには、こう した希少種が生育している土壌条件や光環 境などの微環境を明らかにし、そのような 環境を維持するための公園管理手法を明ら かにしなければならない. こんぶくろ池と その周辺の樹林地では,植生調査が過去数 回行われており,こんぶくろ池,弁天池と いう2つの湧水池とそれらから流出する水 路に沿ったハンノキ, コムラサキ, ヌマガ ヤなどからなる湿地植生と, その周辺に平 地林として広がるスギ人工林やコナラなど の落葉広葉樹からなる森林と草原が混在す る里山的な森林植生からなることが明らか にされている(松澤, 2006;柏市都市緑政 部公園緑政課,2005)ものの,草本植物の 個々の種の生育状況にまで着目した詳細な 調査は行なわれていない.

そこで、本研究では、こんぶくろ池周辺の「湿地植生」と「森林植生」(松澤、2006)にそれぞれ調査区を設け、現存植生を把握するとともに、希少草本植物の分布とその生育環境要因の関係を検討するために、湿地植生の希少草本植物のうち、こんぶくろ池周辺に多くの個体が生育しているコバギボウシ(Hook.)Ohwi)と、森林植生の希少種として比較的個体数の多いキンラン(Cephalanthera falcata (Thunb.) Blume)を取り上げ、それぞれの種の個体ごとの生育環境を調査した.

コバギボウシとキンランは共に研究開始 時に参照した千葉県レッドデータブック (千葉県, 1998)において「一般保護生物 (ランクD)」に指定されていた種で、こ んぶくろ池周辺に広く分布しており、こん ぶくろ池周辺で希少植物の調査を続けてい る「こんぶくろ池を考える会」や「こんぶ くろ池調査隊」(両者は他の関連団体とともに「NPO法人こんぶくろ池自然の森」を2009年に結成した)などの植物愛好家の間でも希少種保全のシンボル的な草本植物として親しまれている。コバギボウシは、千葉県RDB改訂版(2009)においては、指定から外されたが、キンランは、近年、里山の管理放棄や乱獲により個体数が減少し環境省RDBの絶滅危惧Ⅱ類としても位置付けられている。

コバギボウシは、北海道~九州に分布し、湿地や草原に生える多年草で花期は7-8月で、種子繁殖とラメットによる栄養繁殖の両方を行う(佐竹ほか、1982). 種子発芽と実生の生育の季節性に関する調査はあるが(Washitani and Masuda、1990; Masuda and Washitani、1990)、生育特性に関する研究はほとんどなされていない.

キンランは, 本州~九州に分布する多年 草(佐竹ほか, 1982)で、明るい雑木林の 林床にかつては普通であったが、近年の里 山林の管理放棄や盗掘によって個体数が減 少している. キンランの保全に関しては, 寺井 (2007, 2008) は生育地の環境調査とキ ンラン個体群の長期モニタリングにより, 下刈りと落葉掻きによって光環境をキンラ ンの生育に適した状態に保てること、キン ランは自身の光合成だけで成長できないよ うな弱光環境下にも生育しており, 共生菌 を介して上層木から栄養分を得ていること を示唆している. 共生菌の役割を考慮した 移植試験 (常松ほか, 2005)や移植先での 共生に関する研究(大和・岩瀬, 2007)も なされている. このように、キンランの生 育は上層木からの菌根菌を介した栄養供給 と、キンラン自身の光環境の両方の影響を 受けることから, 上層木の組成や生育状態 が異なる生育地では、キンランの生育可能 な光条件には違いがあることも考えられ る.こんぶくろ池に生育するキンランの保 全には、同地のキンランがどのような上層 木を持つ林分のどのような光環境下に生育 しているのかを知ることが必要である.

調査地と調査方法

1. 植生調査

調査地はこんぶくろ池公園予定地のうち,まとまった平地林12.5 haの北部敷地内に設けた.当該敷地は,こんぶくろ池および弁天池の周辺とそれらの池から流下する水路沿いに広がるハンノキ林やヌマガヤおよびコムラサキなどからなる湿地植生を含む細長い「湿地エリア」と,それ以外の

「森林エリア」に区分されている(松澤, 2006). それぞれについて, 踏圧の影響を受けにくい場所を選び, 代表的な林相を含むように面積200m2の調査区を計3か所設置した(図1). 森林エリアと湿地エリアは, 遊歩道およびそれに沿った野馬土手によって隔てられている. 湿地エリアには10m×20mのコドラートを水路際に1か所とその水路と反対側に1か所の計2か所設置し(以下, W-1, W-2), それぞれの調査区を2m×2mの小区画に区分した. 森林エリアについては土地所有境界による林相の違いのため10m幅のコドラートを一様な林分内に設置することが困難だったため, 典型

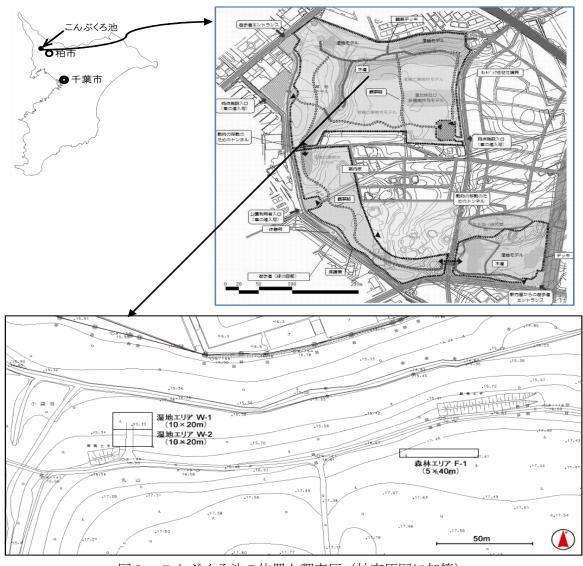


図1 こんぶくろ池の位置と調査区(柏市原図に加筆).

的と思われる林相が連続する5m×40mの範囲に調査区を設置し(以下F-1),5m×5mの小区画に区分した.

湿地エリアは、地金堀の最上流部にあた る水路沿いの湿地で、1947年から一貫して 落葉広葉樹林であり,一部にスギが植栽さ れているものの、コブシが上層を占める湿 地林で(稲岡ほか, 2013), ハンノキ, コ ナラ、シラカシなどが混交しており、林床 にはコバギボウシが群生しているが、一部 でアズマネザサが繁茂しつつある. 森林工 リアは、1947年にはアカマツ林であった が、その後、スギやサワラが一部に植栽さ れたほか, 天然更新したコブシ, コナラ, イヌシデ、ムクノキなどからなる二次林と なっている. 森林エリアは、以前は所有者 による下刈り等の管理が行われていたと考 えられ, アズマネザサの繁茂は抑えられて おり、林床や林縁(道路沿い)にキンラン が散見される.

湿地エリアでは2008年11月,森林エリアでは2009年11月に毎木調査を行い,胸高直径1cm以上の全樹木の位置,胸高直径,樹高を記録した.下層植生については,3つの調査区で2009年9月に各1回ずつ調査を行ない,最大自然高130cm以下の全ての種の最大自然高(cm)と被度(%)を記録した.

2. 環境調査

1)開空度

2009年7月中旬に,「W-1」,「W-2」および「F-1」の各小区画において林冠の開空度を測定した.開空度は,デジタルカメラ(D70, ニコン,東京)に魚眼レンズ(EX DC Circular Fisheye HSM 4.5mm F2.8,シグマ,東京)を付け,地上から50cmの高さに固定して,小区画の4点で全天写真を撮影し,画像解析ソフト(LIA

for Win32, www.agr.nagoya-u.ac.jp/~shinkan / LIA32/, 2010年2月確認) によって開空度を 算出した後, 4点の平均値をその小区画の 開空度とした.

2)相対照度

各小区画の中央における草本植物の葉の高さに相当する地上30cmの相対照度を、林内と林外で同時にハンディデジタル照度計(T-1H、ミノルタ、東京)を用いて測定して求めた.湿地エリアでは、2009年の3月10日、4月6日、5月10日、6月29日、8月28日、9月21日、10月16日に小区画ごとに3回測定し、3回のデータの平均値をその小区画の値とした.全て曇天下で測定した

3)土壌含水率

すべての調査区で小区画ごとの土壌含水率を2009年の7月13日と8月28日に測定した. 測定は、ハンディTDR土壌水分センサー(C-HydroSense: Campbell Scientific, Thuringowa Central, Australia)で地表から12cmまでの深さの土壌の体積含水率を各小区画の3か所で測定し、3回のデータの平均値をその小区画の値とした.

3. 生育調査

1) コバギボウシ

設置した調査区内において生育していた 全個体について結実の有無と葉数を記録した。 葉数を数えた後,一番大きな葉から3 枚選出して採取し,その日のうちにスキャナで取り込み,前述の解析ソフト(LIA for Win32)を用いて葉面積を算出した。その後70℃に設定した乾燥機で72時間乾燥させて,乾燥重量を測定した。

2) キンラン

設置した調査区内にはほとんど出現しな かったため、周辺で生育しているキンラン を無作為に42個体マーキングし、葉数、高 さ、結実の有無を記録した.

結 果

1. 木本層の組成と構造

表 1 に、3つの調査区の木本層の種組成と本数、胸高断面積(BA)、相対胸高断面積(RBA)を 示 し た. 優 占 種 判 定 (Kikvidze and Ohsawa, 2002)を行った結果、湿地エリアの優占種はスギ、コブシ、コナラ、ムクノキの4種、森林エリアではスギ、コナラ、エノキ、アカメガシワ、コブシ、イヌシデの6種であった. 湿地区では千葉県RDB記載種のウメモドキ(ランク

C), イヌザクラ (ランクD)を含め24種, 森林エリアではRDB種はみられず全15種が出現した. 図 2 に3つの調査区の樹高階分布を, 図 3 に胸高直径階分布を示した. 高木層の組成はいずれもスギ, コブシ, コナラなどが多くを占めており類似していたが, 亜高木, 低木層では, 湿地区で高木樹種の陽樹の稚樹が少なかったのに対し, 森林エリアではコブシやムクノキが多く出現した.

2. 林床植生

表 2 に 3つの調査区の草本層の種組成と 被度,最大自然高,相対優占度 (RD)を示 した.

表 1 調査区ごとの木本層の種組成と本数,胸高断面積(BA),相対胸高断面積(RBA).

Plot (Basal a	area $\left(\text{cm}^2/200\text{m}^2\right)$				W-1			W-2			F-1	
Total species nur	mber		-		16			19			15	
Total tree density					55			50			45	
tree density (/l					2,750			2,500)		2,250	
Total Basal area												
	(CIII /200III)				6,475			14,13	U		7,083	
BA (m ² /ha)					32.4			70.7			35.4	
Max DBH (cm)					38.0			55.0			36.5	
Max Height (m)	<u> </u>				21			15.0			20	
和名	学名	絶滅危惧種	生活形	本数	BA	RBA	本数	BA	RBA	本数	BA	RBA
		全国 千葉県		(本)	(m²/ha)	(%)	(本)	(m²/ha)	(%)	(本)	(m²/ha)	(%)
常緑針葉樹												
スギ	Cryptomeria japonica		常緑高木	7	3,409.22	52.65	2	884.55	6.26	8	3,766.52	53.18
常緑広葉樹						_						
シラカシ	Quercus myrsinaefolia		常緑高木	2	20.42	0.32	6	1,361.38	9.63	2	5.47	0.08
ネズミモチ	Ligustrum japonicum		常緑小高木	1	1.77	0.03	2	58.01	0.41	3	12.02	0.17
トウネズミモチ	Ligustrum lucidum		常緑小高木							1	4.91	0.07
アオキ	Aucuba japonica		常緑低木	5	13.30	0.21	2	179.86	1.27			
ヒサカキ	Eurya japonica		常緑低木				1	39.86	0.28			
イヌツゲ	Ilex crenata		常緑低木				1	1.77	0.01	1	3.14	0.04
落葉広葉樹												
コブシ	Magnolia praecocissima		落葉高木	10	908.72	14.03	15	5,643.28	39.94	9	1,110.95	15.69
コナラ	Quercus serrata		落葉高木	3	928.74	14.34	3	2,540.76	17.98	2	586.41	
ウワミズザクラ	Prunus grayana		落葉高木	3	871.97	13.47	1	13.85	0.10	1	7.07	0.10
エノキ	Celtis sinensis		落葉高木	1	95.03	1.47	1	12.57	0.09			
イヌザクラ	Prunus buergeriana	ランクD	落葉高木	1	66.48	1.03	1	28.27	0.20			
ホオノキ	Magnolia hypoleuca		落葉高木				1	1,520.53	10.76			
ケヤキ	Zelkova serrata		落葉高木				1	804.25	5.69			
ムクノキ	Aphananthe aspera		落葉高木				5	279.80	1.98	7	190.92	2.70
ミズキ	Cornus controversa		落葉高木				1	103.87	0.74	1	95.03	1.34
イヌシデ	Carpinus tschonoskii		落葉高木							1	794.23	11.21
クリ	Castanea crenata		落葉高木							1	359.68	5.08
ムラサキシキブ	Callicarpa japonica		落葉低木	8	53.45	0.83	2	294.71	2.09	1	2.84	0.04
ヤマコウバシ	Lindera glauca		落葉低木	1	27.59	0.43						
カマツカ	Pourthiaea villosa var. laevis		落葉低木	3	21.60	0.33						
ウグイスカグラ	Lonicera gracilipes var glandulosa		落葉低木	2	3.40	0.05						
イボタノキ	Ligustrum obtusifolium		落葉低木	1	3.14	0.05						
コマユミ	Euonymus alatus f. striatus		落葉低木	1	2.54	0.04						
ウメモドキ	Ilex serrata	ランクC	落葉低木	6	47.47	0.73	2	285.30	2.02			
ガマズミ	Viburnum dilatatum		落葉低木				2	58.01	0.41			
サワフタギ	Symplocos sawafutagi		落葉低木				1	19.63	0.14	5	136.37	1.93
サンショウ	Zanthoxylum piperitum		落葉低木							1	7.07	0.10

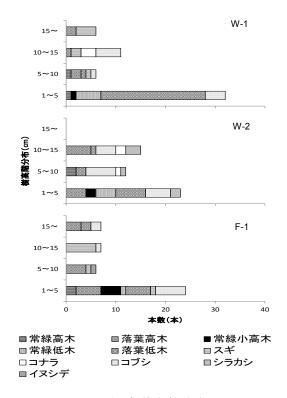


図2 樹高階本数分布.

湿地エリアのW-1, W-2では合計101種の 植物が確認された、そのうち7種が希少種 で、千葉県RDB重要保護植物(ランクB) の種としてクロウメモドキ, コムラサキ, ヌマガヤが、要保護生物 (ランクC)では ウメモドキ,一般保護生物 (ランクD)で はキンラン, コバギボウシ, マルバスミレ が確認された、また、調査時期が開花期で はなく、種ごとの被度の測定が困難であっ たため表2では種名を挙げていないが、イ ネ科spp.には、ヒメコヌカグサ (ランクC) が,カヤツリグサ科spp. には,オニスゲ, ヒメゴウソ (共にランクD)が含まれる. 森林エリアのF-1では49種の植物が確認さ れ、千葉県RDB要保護生物 (ランクC)の ウメモドキ,一般保護生物 (ランクD)の コバギボウシが確認された. また, 調査区 内には出現しなかったが、調査区から10m 以内の範囲にキンラン数個体が生育してい た.

各小区画ごとの草本層の植物種の多様性 を評価するため、湿地エリアの小区画ごと

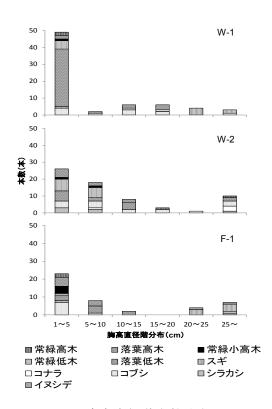


図3 胸高直径階本数分布.

の種数 (表3)とシャノン指数 (H')を算出した. その結果, コバギボウシ, キンランの出現した小区画では, 出現しなかった小区画に比べて多様性が高いことが示された (図4). ただし, ゼンマイを除くシダ植物および上記のイネ科, カヤツリグサ科植物については同定が困難だったためシダ類, イネ科spp., カヤツリグサ科spp.として一括した. したがって, これら分類群内の多様性はこの解析には含まれていない.

3. コバギボウシ、キンランの生育環境

3つの調査エリアでのコバギボウシ出現区と非出現区の開空度、土壌含水率をみると(図5)、コバギボウシの非結実個体は、土壌含水率10~90%、開空度15~40%と広い範囲に分布していた。一方、結実個体は湿地エリアでは土壌含水率60~90%、開空度20~30%に集中していたが、森林エリアでは土壌含水率は10%前後で、開空度はほぼ同じ20~30%に分布していた。なお、湿地エリアの土壌含水率の範囲は17~

表 2-1 調査区ごとの草本層の種組成と被度,最大自然高,相対優占度 (RD).

Plot (Basal a	rea (cm ^{2/} 200m ²))					W-1			W-2			F-1	
al species nur	mber					54			33			40	
al Volume (m	n ² /ha)					274			125			18	
					444	最大		444			4rH+	最大	
和名	学名	絶滅危惧種	生活形		被度	自然高	RD	被度	最大自 然高	RD	被度	自然高	R
		全国千葉	県		(%)	(cm)	(%)	(%)	(cm)	(%)	(%)	(cm)	(%
/ロダモ	Neolitsea sericea		常緑高木	MM	0.08	55	0.06	0.40	60	0.77	0.16	59) 2
ブシ	Magnolia praecocissima		落葉高木	MM	0.09	75	0.10	0.23	110	0.81	0.18	22	. (
トクノキ	Aphananthe aspera		落葉高木	MM	0.28	78	0.32	0.40	21	0.27	0.21	17	′ (
コナラ	Quercus serrata		落葉高木	MM	0.12	21	0.04	0.31	29	0.29	0.06	19) (
アオキ	Aucuba japonica		常緑低木	N	6.18	130	11.71	5.29	130	21.97	0.54	84	10
マンリョウ	Ardisia crenata		常緑低木	N	0.03	12	0.01	0.02	16	0.01	0.04	12	. (
ネズミモチ	Ligustrum japonicum		常緑小髙木	M	0.78	130	1.48	0.59	130	2.45	0.28	120) 1
アブコウジ	Ardisia japonica		常緑小低木	N	0.39	15	0.09	0.10	12	0.04	0.07	13	
ムラサキシキブ	Callicarpa japonica		落葉低木	M	2.01	130	3.81	0.34	130	1.41	0.02	34	
7メモドキ /ボ 2 /*	Ilex serrata	フンクじ	落葉低木	M	0.97	130	1.84	0.18	110	0.63	0.10	110	
イボタノキ ナワフタギ	Ligustrum obtusifolium		落葉低木 落葉低木	N M	1.11	120	1.94	0.16	43	0.22	0.23	46	
ナリンタキ ガマズミ	Symplocos sawafutagi Viburnum dilatatum		落葉低木 落葉低木	M M	0.22	99	0.32	0.12	32	0.12	0.08	42	
テヅタ	Viburnum dilatatum Hedera rhombea		溶果収水 常緑つる性木本	M MM	0.10 3.23	26 13	0.04	0.04 5.22	7 16	0.01 2.67	0.03 1.82	13 23	
マンタ フジ	Hedera rhombea Wisteria floribunda		常様つる性不本 落葉つる性木本	MM	1.57	80	1.83	0.16	21	0.11	0.36	83	
'ン 1タ	Parthenocissus tricuspidata		落葉つる性木本	M	0.91	31	0.41	0.16	18	0.11	0.36	80	
ケビ	Akebia quinata		落葉つる性木本	M	0.60	18	0.41	1.57	22	1.10	0.10	31	
ノルウメモドキ	Celastrus orbiculatus		落葉つる性木本	M	0.08	27	0.10	0.04	20	0.03	0.16	79	
ツバアケビ	Akebia trifoliata		落葉つる性木本	M	1.04	45	0.68	0.72	25	0.57	0.10	15	
アズマネザサ	Pleioblastus chino		常緑竹笹類	M	7.94	130	15.05	9.32	130		1.12	49	
/ダspp.	Pteridophyta spp.		-	-	10.66	99	15.39	4.42	56	7.91	0.26	41	
デジザサ	Oplismenus undulatifolius		多年草	Н	4.25	31	1.92	1.57	22	1.10	1.28	39	
バギボウシ	Hosta albomarginata	ランクD		НН	4.56	54	3.59	0.99	33	1.04	0.18	15	
マノイモ	Dioscorea japonica		多年草	G	0.52	67	0.51	0.19	25	0.15	0.54	37	, ,
ナニドコロ	Dioscorea tokoro		多年草	G	0.02	8	0.00	0.73	45	1.05	0.34	22	2
マムシグサ	Arisaema japonicum		多年草	G	0.47	106	0.73	0.40	35	0.45	0.10	31	. (
トウチャクソウ	Disporum sessile		多年草	G	0.21	48	0.15	0.31	50	0.50	0.08	26	6 (
ヘクソカズラ	Paederia scandens		多年草	Ch	0.28	80	0.33	0.06	14	0.03	0.10	32	2 (
アブガラシ	Cayratia japonica		多年草	G	0.16	18	0.04	0.18	14	0.08	0.20	14	(
/オデ	Smilax riparia var. ussuriensis		多年草	G	0.24	35	0.12	0.16	16	0.08	0.04	27	′ (
チツボスミレ	Viola grypoceras		多年草	Н	0.66	18	0.17	0.11	15	0.05	0.01	17	′ (
ガンクビソウ	Carpesium divaricatum		多年草	Н	0.06	37	0.03	0.08	18	0.05	0.02	13	(
カラスウリ	Trichosanthes cucumeroides		多年草	G	0.01	4	0.00	0.01	9	0.00	0.01	6	6 (
ベギ	Cryptomeria japonica		常緑高木	MM	0.04	70	0.04				0.03	82	2 (
フワミズザクラ	Prunus grayana		落葉高木	MM	0.10	130	0.19				0.14	45	1
ヤキ	Zelkova serrata		落葉高木	MM	0.01	13	0.00				0.07	12	. (
<i>1ゲ</i>	Buxus microphlla var. Japonica		常緑低木	M	0.01	7	0.00				0.06	8	3 (
ヽエドクソウ	Phryma leptostachya var. Asiatica		多年草	G	0.16	42	0.10				0.08	24	(
ゲspp.	Carex spp.		-	-	0.12	29	0.05				0.04	23	(
マメリカセンダングサ	Bidens frondosa		1年草	Th	0.10	61	0.09				0.02	17	′ (
/ ラカシ	Quercus myrsinaefolia		常緑髙木	MM	0.01	32	0.00						
E/キ	Celtis sinensis		落葉高木	MM	0.11	41	0.07						
プカメガシワ	Mallotus japonicus		落葉高木	MM	0.04	46	0.03						
ゴマギ	Viburnum sieboldii		落葉高木	MM	0.01	35	0.01						
(タヤカエデ	Acer mono var. marmoratum f. heterophyllum		落葉高木	MM	0.01	8	0.00						
イラギ	Osmanthus heterophyllus		常緑小高木	M	0.01	12	0.00						
ニゴノキ	Styrax japonica		常緑小低木	M	0.02	45	0.01						
マユミ	Euonymus alatus f. striatus		落葉低木	N	0.45	130	0.85						
イバラ	Rosa multiflora		落葉低木	N	0.06	45	0.04						
フツギ	Deutzia crenata		落葉低木	N	0.04	60	0.03						
7.2.3	Euonymus sieboldianus		落葉小高木	M	0.17	130	0.32						
マルデ	Rhus javanica var. roxburghii		落葉小高木	M	0.10	130	0.19						
マイカズラ	Lonicera japonica		半常緑つる性木本		0.13	27	0.05						
						4/							

表 2-2 (表 2-1 より続く)

	rea (cm ² /200m ²))					W-1			W-2			F-1	
tal species nur	nber					36			34			9	
al Volume (m						274			125			18	
- (,					最大						最大	
					被	自然		被	最大自		被	自然	
和名	学名	絶滅危惧種	生活形		度	高	RD	度	然高	RD	度	高	R
		全国 千葉県	<u> </u>		(%)	(cm)	(%)	(%)	(cm)	(%)	(%)	(cm)	(%
-1			4										
アカソ	Boehmeria tricuspis	5) . m	多年草	Ch	1.78	110	2.85						
ヌマガヤ	Moliniopsis japonica	ランクB	多年草	HH	0.86	130	1.63						
≤ナタイノコズチ ≤カゲイノコズチ	Achyranthes fauriei		多年草 多年草	H H	0.76	106	1.17						
マルバスミレ	Achyranthes japonica Viola keiskei	ランクD	多年草	Н	0.38	85 10	0.47						
オニユリ	Lilium lancifolium	7290	多年草	G	0.44	66	0.04						
カサスゲ	Carex dispalata		多年草	НН	0.04	67	0.04						
マスビトハギ	Desmodium oxyphyllum		多年草	Ch	0.03	12	0.01						
アマチャヅル	Gynostemma pentaphyllum		多年草	Н	0.03	8	0.00						
ツバツチグリ	Potentilla freyniana		多年草	Ch	0.02	3	0.00						
ナオバノトンボソウ	Platanthera minor		多年草	G	0.02	31	0.00						
オッション	Poaceae spp.		-	-	0.01	50	0.00						
ツソバ	Polygonum thunbergii		1年草	НН	0.12	57	0.42						
ファン・ファギ	Quercus acutissima		7 落葉高木	MM	0.01	31	0.42	0.02	37	0.02			
・ サカキ	Eurya japonica		常緑小高木	M	0.01	80	0.48	0.02	130				
・ッ ルコ (ヌツゲ	Ilex crenata		常緑小高木	M	0.41	130	0.53	0.60	130				
アマグワ	Morus bombycis		落葉高木	MM	0.28	63	0.06	0.00	28				
コムラサキ	Callicarpa dichotoma	ランクB	落葉低木	M	0.60	130	1.14	0.17	130				
フロウメモドキ	Rhamnus japonica var. decipiens	ランクB	落葉低木	M	0.32	130	0.61	0.22	115				
マヤナギ	Berchemia racemosa	,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,	落葉低木	M	0.04	17	0.01	0.09	35				
'ヌザンショウ	Zanthoxylum schinifolium		落葉低木	M	0.01	6	0.00	0.01	5				
リマツカ	Pourthiaea villosa var. laevis		落葉小高木	M	0.62	130	1.18	0.28	130				
アカソ	Boehmeria spicata		落葉小低木	Ch	1.27	85	1.57	0.16	37				
アオスゲ	Carex breviculmis		多年草	G	9.09	34	4.51	0.78	19				
・クダミ	Houttuynia cordata		多年草	G	0.72	32	0.34	0.60	25				
アキノタムラソウ	Salvia japonica		多年草	Н	0.20	35	0.10	0.02	32				
テツネノカミソリ	Lycoris sanguinea		多年草	G	0.02	31	0.01	0.05	40				
テンミズヒキ	Agrimonia pilosa		多年草	G	0.04	27	0.02	0.02	28				
ナオバコ	Plantago asiatica		多年草	Н	0.07	12	0.01	0.04	5				
・ ナスビ	Lysimachia japonica		多年草	Н	0.07	10	0.01	0.02	8				
トンラン	Cephalanthera falcata	Ⅱ類 ランクD	多年草	G	0.01	9	0.00	0.02	12				
:メチドメ			多年草	Ch	0.04	1	0.00	0.03	1				
ヘンコグサ	Hydrocotyle yabei Hedyotis lindleyana var. hirsuta		1年草	Th	0.23	74	0.25	0.05	7				
・ <i>ハ・</i> 'ヌタデ	Polygonum longiseta		1年草	Th	0.22	60	0.19	0.04	35				
ラマック フヤツリグサ科の1種			-	-	0.10	100	0.15	0.10	20				
ヹンマイ	Osmunda japonica			G	11.30	100		1.92	57				
ナンショウ	Zanthoxylum piperitum		落葉低木	M				0.01	6		0.19	21	
アマウコギ	Eleutherococcus spinosus		落葉低木	M				0.02	12		0.08	36	
プラカシ	Quercus glauca		常緑高木	MM				0.30	130				
ナクギノキ	Lindera erythrocarpa		落葉高木	MM				0.24	130				
アツデ	Fatsia japonica		常緑低木	M				0.08	83				
マイチゴ	Rubus crataegifolius		落葉低木	N				0.08	26				
アザミ	Cirsium japonicum		多年草	Н				0.08	44				
ダケ	Angelica decursiva		多年草	G				0.06	35				
ベコハギ	Lespedeza pilosa		多年草	Ch				0.08	15				
シャノヒゲ	Ophiopogon japonicus		多年草	G				0.06	16				
/ュンラン	Cymbidium goeringii		多年草	G				0.04	15				
マテバシイ	Lithocarpus edulis		常緑高木	MM							0.14	71	
/ユロ	Trachycarpus fortunei		常緑髙木	MM							0.01	18	3 (
゚゚オダモ	Fraxinus lanuginosa f. serrata		落葉高木	MM							0.01	30	
ヤマウグイスカグラ	Lonicera gracilipes var. glandulosa		落葉低木	M							0.36	47	
・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	Trachelospermum asiaticum		常緑つる性木本								0.04	5	
トリシズカ	Chloranthus japonicus		多年草	G							0.04	18	
1ツバムグラ	Galium trachyspermum		多年草	Н							0.03		. 0

表3 湿地エリアの小区画ごとの 草本層の出現種数.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Α	17	15	12	16	18	17	18	19	16	12
В	16	11	9	11	11	11	15	14	10	11
С	11	13	11	9	14	11	13	15	15	12
D	13	13	15	13	16	13	10	16	16	10
E	16	15	18	15	17	13	14	14	18	14
F	15	14	15	17	19	21	16	17	20	7
G	20	21	16	13	14	16	17	20	7	11
Н	24	11	12	7	13	12	14	14	19	16
I	13	4	13	6	10	13	16	15	10	8
J	8	2	11	9	12	12	13	16	11	9
	: 🗆	バギ	ボウ	シが	出現	した	小区	画		
	: +	ンラン	ノがし	出現	した!	\区	画			

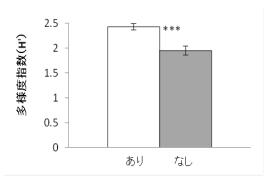


図4 コバギボウシ, キンランの 存否と多様度指数 (±SE, n=39~50,***P<0.001).

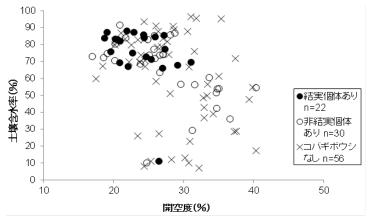


図5 W-1, W-2, F-1の小区画ごとの開空度・土壌含水率とコバギボウシの 結実・非結実個体の有無(n=108 (W-1, n=50: W-2, n=50: F-1,n=8)).

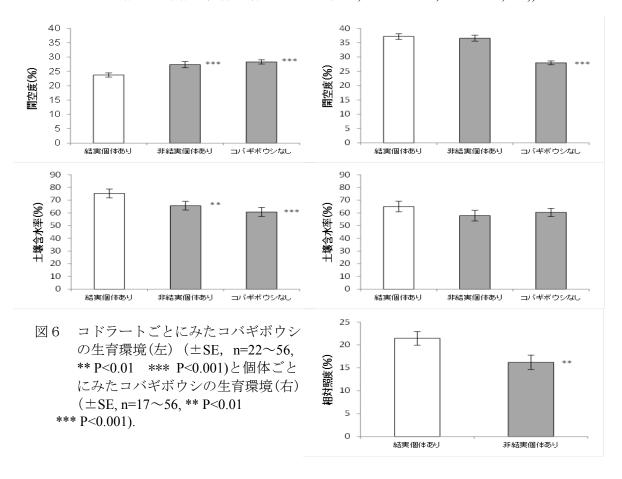






図7 コバギボウシ結実個体の開花期(左)とその周辺のラメット個体(右).

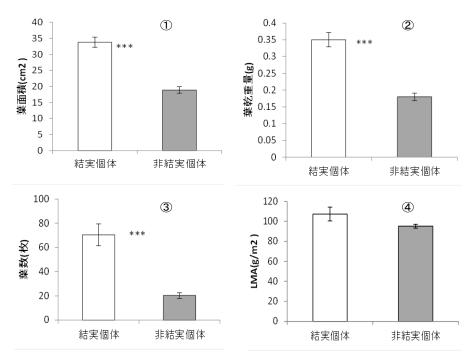


図 8 コバギボウシ結実個体と非結実個体の形態比較 (±SE, ***P<0.001). ①葉面積, ②葉乾重量, ③葉数, ④比葉重量 (LMA).

97%, 森林エリアの土壌含水率の範囲が8~14%であった.

このように、湿地エリアにおいてコバギボウシは広く分布しているものの、開花・結実には個体ごとの微小な環境の差異が影響していた。草本植物の葉の高さに相当する地上30cmの相対照度の値を比較すると、非結実個体に比べて、結実個体で有意に照度が高く(図6)、開花・結実には20%以上の相対照度が必要であると示された。これらの結実個体は、大きな株を形成

し、その周囲にはラメット個体が多数出現していた(図7). 結実、非結実個体の葉面積、葉乾燥重量等の形態を比較したところ、葉面積、葉乾燥重量、葉数において有意に差がみられた(図8).

キンランは、草丈は10~51cmと多様であったのに対して、葉数は5、6枚の個体がほとんどだった。キンランの出現場所は、開空度15~35%、土壌含水率10~40%に集中する傾向が見られ(図9)、結実個体は開空度の高い場所に多かった。キンランが生

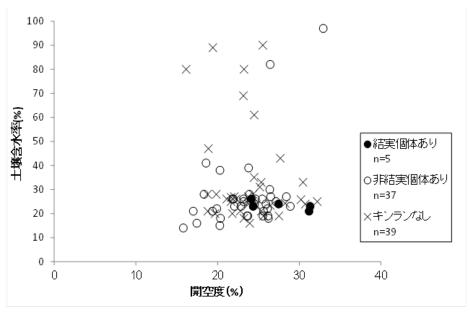


図9 キンランの開空度・土壌含水率と結実・非結実個体の有無.

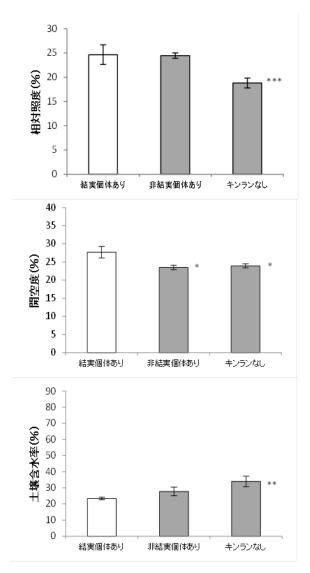


図10 キンラン生育環境(±SE, n=5~39, * P<0.5 ** P<0.01 *** P<0.001).

育している環境(図10)は、コバギボウシの場合よりもさらに明るい場所であることが示され、これは、道沿いの草刈の行われた林縁や低木層の少ない明るい広葉樹林冠下などであったことに対応していた。

考 察

こんぶくろ池周辺では、湿地植生と森林 植生が混在し、多様な種が生育している が、林床植生調査の結果からは、湿地林で 隣接するスギ・コナラ林よりも保護すべき 貴重な植物が多く生育していることが明ら かにされた.

一方、コバギボウシは、水辺以外にも比較的明るい状態に管理された林床においても生育していた。コバギボウシの生育する場所は他の草本種の多様性も高いことから、コバギボウシの保全を目指した管理は他の希少草本類の保全にも繋がると考えられた。コバギボウシの生育状況と生育環境の調査では、新たなコバギボウシの個体が出現するには、花期である8月に開空度20%以上が必要であることが示唆された。コバギボウシの結実には土壌含水率よりも光環境が重要であり、小区画ごとの植生調

査の結果(未発表)から、湿地エリアにお ける結実個体の土壌含水率の範囲が狭いの は、低木層、草本層の被度が低くコバギボ ウシにとって好適な光環境となっている小 区画がこうした土壌含水率の範囲に集中し ていたためであると考えられる. コバギボ ウシは土壌含水率が10%前後の乾いた森林 内にも生育しており、 コバギボウシの小さ な個体 (非結実個体)が出現するかしない かの制限要因は、土壌水分よりも光環境で あるといえる. また, コバギボウシはこん ぶくろ池周辺に広く分布しているが,株 (クローン)の大きさやラメット (個体)数 に差が見られ、大きな株の方が開花・結実 率が良かった. このことから, コバギボウ シは光環境が良いと、地下茎でラメットを 増やすことと種子散布の両方を行うものと 考えられる.

キンランについては、武蔵野台地上の下 刈りと落ち葉掻きの管理が行われている場 所で, 前年度まで確認のなかった場所に, 草丈30cm以上の開花個体が突然観察され たことも報告されており (寺井, 2008), 何年間か継続して個体モニタリングして調 査することも必要であると考えられる. ま た、キンランと同じキンラン属のギンラン の生育と菌根菌との関係に関する研究報告 (能勢ほか, 2009)において、ギンラン個 体群を自生地で保全するためには、菌根共 生の維持が重要であることも明らかにされ ており、キンランはコナラ属と共生菌を介 して連絡していると考えられている(大 和・岩瀬, 2007) ため、その実態を調査す ることも有効であると考えられる.

なお、生育期間を通じた光環境の測定を 行っていないため、夏季の開空度の数値の みで判断することは問題があるが、コバギ ボウシ、キンランの開花結実個体が多くみ られた本調査地の夏季の開空度20~30%と いう環境は、下刈りが行われた落葉樹林の明るい林床であり、従来、コバギボウシやキンランの生育地と考えられている環境と合致している。常緑樹が上層を占めたり下層木が繁茂した環境では夏季の林床の開空度は20%未満となり、逆に地上1mの開空度が30%を超える明るい環境では、アズマネザサやセイタカアワダチソウなどの草本が繁茂しており、コバギボウシやキンランは庇陰されて生育が不良となるものと考えられた。

以上の検討結果をまとめると, 夏季の開 空度が20~30%になる程度に、間伐や下層 木の除去,アズマネザサの刈り払いなどの 里山管理を行うことは、 コバギボウシやキ ンラン, それらと同じような環境に生育し ている草本類の保全に有効であると考えら れる. ただし、こんぶくろ池では、上層に 樹木がほとんどない明るい湿地環境に生育 しているヌマガヤ, コムラサキ, ワタラセ ツリフネソウや,より暗い林床を好むクモ キリソウなど多様な希少種が生育してお り、コバギボウシやキンランの生育する林 分においても、両種とは異なる光環境を好 む希少種が生育している可能性が考えられ る. したがって、画一的な管理を行うので はなく, すべての希少種の分布をモニタリ ングしつつ、順応的な管理を行うことが必 要である.

謝辞

こんぶくろ池周辺の希少種を調査するにあたり、NPO法人こんぶくろ池自然の森の関係者の皆様に植物の同定や分布状況の情報提供など大変お世話になりました。こんぶくろ池公園の整備計画等に関して柏市公園緑政課の職員の方に資料や情報を提供して頂きました。千葉大学園芸学部の小林達明教授に、過去に調査された植生に関する

研究の資料や情報を提供して頂きました. 厚くお礼を申し上げます.また,本稿をまとめるにあたり,神保克明氏,松村愛美氏,共同研究員の小田あゆみ博士をはじめ東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻自然環境コースの在学生・卒業生の皆様に有益なご助言を頂きました.ここに心から感謝の意を表します.

引用文献

- 千葉県環境部自然環境課(編). 1999. 千葉県の保護上重要な野生生物-千葉県レッドデータブック- 植物編. 財団法人自然環境研究センター, 435pp.
- 柏市都市緑政部公園緑政課 こんぶくろ池 公園計画室. 2005. (仮称)こんぶくろ 池公園整備基本計画策定調査報告書 -市民で育てる100年の森 -こんぶくろ池 自然博物公園. 226pp.
- 風丘修. 1997. 第4章 第5節 湧水. (財)千葉県史料研究財団 (編), 千葉県の自然史 本編2 千葉県の大地. pp583-596. 千葉県.
- Kikvidze, Z. and Ohsawa, M. 2002. Measuring the number of co-dominants in ecological communities. Ecological Research 17: 519-525.
- Masuda, M. and Washitani, I. 1990. A comparative study of the germination characteristics of seeds from a moist tall grassland community. Functional Ecology 4: 543-557.
- 松澤さつき. 2006. こんぶくろ池自然公園 本計画策定のための植生区分と2年間の

- 植生変化. 51pp. 千葉大学園芸学部 緑地・環境学科 卒業論文.
- 能勢裕子・亀山慶晃・根本正之. 2009. ギンランの生活史およびその生育と菌根 菌との関係. 保全生態学研究 14: 185-191.
- 沼田真・吉沢長人. 1975. 新版・日本原色 雑草図鑑. 全国農村教育協会, 東京.
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊 次・冨成忠夫(編). 1982. 日本の野生 植物 草本 I 単子葉類. 305pp. 平凡社, 東京.
- 寺井学. 2007. 40年以上伐採されなかった コナラ二次林の林床植生の種多様性保全 に関する事例的研究. ランドスケープ研 究 70: 435-438.
- 寺井学. 2008. 10 年間の個体モニタリングによるキンランの生活史に関する基礎的研究. ランドスケープ研究 71: 585-588.
- 常松晃・桜井力・岩崎健次. 2005. キンランの移植方法とその結果に関する一考察. 水の技術13:61-67.
- 大和正秀・岩瀬剛二. 2007. キンラン無菌 培養苗の自生地への植栽と植栽苗の菌根 共生. 名古屋国際蘭会議2007講演要旨記録. pp.7-12.
- Washitani, I. and Masuda, M. 1990. A comparative ecology of the seasonal schedules for 'reproduction by seeds' in a moist tall grassland community. Functional Ecology 4: 169-182.
- 著 者:白川一代(現住所)〒521-3121 滋賀県湖南市西寺1-1-1株式会社高速道路総合技術研究所 緑化技術センター E-mail: k.shirakawa.aa@ri-nexco.co.jp, 小此木宏明(現所属)公益財団 法人 日本自然保護協会,福田健二 〒277-8653 千葉県柏市柏の葉5-1-5 東京大学柏キャン パス 東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻.
- "Habitat characteristics and conservation of rare herbaceous species in a suburban forest around Konbukuro pond in Kashiwa city, Chiba prefecture" Report of Chiba Biodiversity Center 7:14-27. Kazuyo Shirakawa¹ Hiroaki Okonogi Kenji Fukuda. Department of Natural Environmental Studies Graduate School of Frontier Sciences The University of Tokyo, Kashiwanoha 5-1-5, Kashiwa-shi, Chiba 277-8653, Japan; ¹ (Present address) Nippon Expressway Research Institute Company Limited,

Green technical center, Nishitera 1-1-1, Konan, Shiga 521-3121, Japan. E-mail : k.shirakawa.aa@ri-nexco.co.jp

Abstract: Suburban secondary forests, which have been suffered from a lack of proper management because of social changes, are now regarded as a valuable source of natural environment. Konbukuro pond located in the north of Kashiwa city, Chiba prefecture, Japan, is evaluated as a biodiversity hot-spot in Kashiwa City. There are 26 endangered species listed in RDB of Chiba prefecture in the forest around the pond. It is essential to grasp the current situation of these rare species and clarify their habitat characteristics in order to conserve them. We selected two relatively abundant species among these endangered species, *Hosta albomarginata* and *Cephalanthera falcata*, and surveyed their distribution, growth characteristic and growing environment. From the vegetation survey, conservation of *H. albomarginata* was confirmed to lead to conserve other plant species as well, since the sub-quadrat with the species had richer species diversity than those without this species. While the habitat of *H. albomarginata* ranged widely with soil water content of 60~90%, and sky openness of 15~40%, however, flowering and fruiting were only observed under the sky openness of 20~30%. The light condition for flowering and fruiting of *Cephalanthera falcata* was also shown to be 20-30% which was realized by natural small gap or thinning of canopy trees.

(受理 2013年12月27日)

都市近郊林のナラ類葉内生菌群集の空間変動パターン

松村愛美·福田健二

東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻

摘 要:都市近郊林では樹木の葉内生菌群集が山地の森林に比べて単純化している原因を明らかにするために、都市近郊林の樹木葉内生菌群集の林内での空間変動を調べた. 千葉県柏市・流山市の都市近郊林2か所において、優占樹種であるコナラ、クヌギの葉内生菌群集の空間変動と、林縁と林内、樹冠上部と下部という環境の違いとの対応関係の有無について検討した。その結果、内生菌全体の感染密度や、宿主範囲の広い優占菌であるPhomopsis spp.の感染密度は、樹冠上部よりも下部、林縁よりも林内で高かった。すなわち、樹冠上部や林縁は、高温や強い日射により内生菌の感染にとって不適な環境であることが示唆された。一方、ナラ類に宿主特異的な優占菌であるDiscula sp.は、これらの環境の違いによる感染密度の差が見られなかった。

キーワード: 林縁, 樹冠, 微気象, Phomopsis, Discula

はじめに

内生菌 (endophytic fungi)は、「生活環 のある時期において、病徴を現すことな く、生きた宿主植物の組織内に生息する生 物」であり、真菌類を指す. 草本性植物の 内生菌として良く知られているイネ科に特 異的なバッカクキン科 (Clavicipitaceae) に 属する菌は、宿主にとって有利に働く、多 くの生物的効果が知られており内生菌接種 芝生苗の販売など農業分野では既に応用さ れている.一方,葉,枝,樹皮,根などの 組織器官ごとに異なる種が優占する木本植 物の内生菌は、単一菌種が全身に感染して いる草本植物の内生菌とは生活環や生態的 役割が大きく異なると考えられ、 草本植物 の場合のように宿主と相利共生関係にある かどうかは明らかではない. いくつかの樹 種において、主要な内生菌が病害や虫害の 発生に抑制的に働くという結果が報告され ているが, 内生菌の分布や生態などが詳し く調べられているのはマツ科、ブナ科など に限られており、ほとんどの樹種では内生 菌の種組成などの基礎データが不足してい るのが現状である.一般に,温帯林の樹木 の葉内生菌相は、1~数種の菌種が優占し ていることが多く、それらの優占菌の科と 宿主樹種の科との間に系統的な対応関係が みられることから、相利共生的な共進化の 結果であるとの仮説が提示されている (Sieber, 2007). 一方, 樹木内生菌には, 多様な宿主から広く検出される菌も知られ ており、それらの多くは潜伏感染している 多犯性の病原菌や落葉分解菌のような片利 共生ないし寄生的な菌であり, 熱帯林では そのような宿主範囲の広い菌が優占してい ることが知られている (Arnold et al., 2000; Suryanarayanan et al., 2003 など). この気 候帯による違いは, 宿主樹種が温帯林では 純林や優占林を作るのに対して、熱帯林で は種多様性の高い森林を作っており、特定 の宿主樹種の個体密度が低いためではない かと考えられた. そこで, 温帯林において 都市化による森林の孤立が生じると, 宿主 選好菌(スペシャリスト)は宿主となりう

る樹種の個体数が少なくなるため衰退 し,孤立林の中でも宿主となる樹木の個 体数が比較的多く存在する広宿主範囲菌 (ジェネラリスト)が優占するようになる のではないかと予測される.

都市近郊における林地の孤立は、宿主 特異的菌の分離頻度を減少させ、葉内生 菌全体の感染頻度の低下と、樹種間の内 生菌群集の多様性(β多様性)の低下を引 き起こしていることが関東地方の千葉県 柏市、流山市、栃木県宇都宮市の計4林分 で知られている(松村・福田、2011; Matsumura and Fukuda, 2013).

そこで、本研究では、こうした都市林の孤立化に伴う宿主選好菌の衰退のメカニズムを明らかにするために、宿主樹種の密度などの生物的要因に加えて、森林の孤立化、小面積化に伴う影響として広く知られている林縁的環境の増加についても検討することとした.

森林の内生菌群集は、宿主樹種の林分 内での個体数密度や周囲の植生, 宿主の 遺伝的性質などの内生菌の感染源の量に 影響する生物的要因のほか, 気温や降水 量などの気候要因,葉の樹冠内の位置や 光環境, 風当り, 湿度などの微環境と いった内生菌の感染・定着に関与する環 境要因の影響を受ける(Carroll, 1995; Saikkonen, 2007). たとえば、樹幹に近い ほど、樹冠下部ほど、内生菌の感染率が 高まる傾向が観察されており (Helander et al., 1993 など), 多湿で鬱閉した樹冠下部 の葉では上部の陽葉に比べて内生菌の胞 子が感染しやすいためと考えられている (Bahnweg et al., 2005 など). 孤立した都 市林では、林縁環境の増加が低木層の樹 種構成や林床植生を変化させることが知 られているが, 林縁環境が内生菌に与え る影響については報告がない.

そこで、本研究では、都市近郊林での 内生菌群集と非生物要因の対応関係を見 出すため、林縁から林内にいたるライン 上での樹木個体間、また同一個体の樹冠 上部・下部間の葉内生菌群集の変動パ ターンを明らかにするとともに、気温お よび日射量を計測し、葉のおかれた微環 境との関係を検討した.

材料と方法

千葉県北西部に位置する都市近郊林として、柏市こんぶくろ池自然博物公園(以下「こんぶくろ」)、流山市市野谷の森(以下「市野谷」)の2調査地を選定した.2009年7月8日にこんぶくろで、同年7月28日に市野谷で、環境調査および葉の採集を行った.一般に展葉後の湿潤時に内生菌感染が高まると考えられるため、この時期に調査を行った.実際に行った内生菌群集のフェノロジー調査(松村・福田 2013)では、今回の採取月以前の6月後半にはその後一年間に分離されたほとんどの菌種が分離され始めた.

林縁から林内に向かって、2m×40~50m のコドラートを1調査地あたり3ヶ所ずつ 設置した. コドラートで優占したコナラ とクヌギについて、位置を記録した.環 境要因について, データロガー(おんど とりJr, こんぶくろのみ)で2009年7月5日 から15日までの気温を解析した. また 2009年7月4~8日 (こんぶくろ)および7月 26~27日 (市野谷)に、簡易積算日射量測 定システム (オプトリーフ)による積算日 射量測定を行った. 実際に内生菌の採集 に用いた枝から3葉を選びにオプトリーフ (感光フィルム)を貼り付け、3反復とし た. 林縁からの距離と積算日射量との関 係は、Tukey-Kramer の多重比較法によっ て検定した.

内生菌分離のため,優占種コナラとク ヌギより、樹冠が林縁に位置する個体と 林内のものをこんぶくろでは3個体と17個 体,市野谷では4個体と16個体を選定し た. また樹冠位置による比較のため,こ んぶくろのみで、林縁より3個体、林内よ り4個体について、樹冠上部(地上高6m以 上)と下部(約3m)の葉群を採集した. 各 個体より外見上健全な成葉10枚を供試し た. それらを流水洗浄後, エタノール・ アンチホルミン系で表面殺菌し、1枚の葉 より直径6mmのディスクを主脈を含む葉 片(主脈部)と主脈を含まない葉片(葉縁 部)と2部位切り出した. それらを 1/2PDA+PCA培地,20℃暗黒条件下で培 養した. 分離菌株は胞子とその形成器官 および菌叢の形態的特徴により同定し た.

それぞれの内生菌種の出現頻度(常在度)および密度(優占度)は、

分離頻度(IF, %)

=菌が出現した供試片数 / 供試片数×100 および

感染密度 (ID)= 分離菌株数 / 供試片数により評価した.

林縁からの距離と感染密度の関係また 菌種同士の拮抗関係をピアソンの相関係 数で検定した. 林縁・林内の感染密度の 比較にt検定を用い、樹冠上部・下部では 対応のあるt検定を用いた. なお, 「林 縁」とは林縁から0mの地点とし, 林縁か ら2m以上離れた地点を「林内」とした.

結 果

平均気温は林縁(トランセクトの 0m 地点)で最も高く26.1℃であり、林縁の最 高気温は33.8℃であった。林内の平均気温 および最高気温は林縁から遠ざかるにつ れて林縁から4mまで急激に低下し、10~ 12mよりも遠い場所では林冠やギャップとの位置関係に応じて変動した. つまり林縁効果は、気温に関しては林縁から10m程度の範囲に現れているとみなされた. 一方、最低気温は林内のほうがやや高い傾向にあったが、有意差はなかった. 林縁と林内各地点の温度差の最大値は、平均気温で0.7 \mathbb{C} 、最高気温で $1.5\mathbb{C}$ であった(図1).

研究の調査地である千葉県柏市北部に位置するこんぶくろ池は、日射積算量は、こんぶくろでは林縁 (0m)のみで高い値を示し2.05 (標準誤差 ± 0.22)であったが、林縁から2m以上離れた林内ではほぼ一定で、0.75 (± 0.03)と林縁よりも明らかに暗かった。市野谷では、それぞれ6.74 (± 0.79)、1.79 (± 0.06)で、ほぼ同様の傾向であった(図2)。すなわち、林縁部の積算日射量は、林縁から2m 以上入った林内の各地点の日射量よりも3倍程度高く、有意な差がみられた(t 検定、こんぶくろ t=11、市野谷 t=14、P<0.0001)。

コナラおよびクヌギの内生菌群集は、 調査地が異なっても主要な菌群は共通し ていた(表1). すなわち、Phomopsis spp. と Discula sp. の 2つの分類群が圧倒的に 多く分離され、次いでColletotrichum spp. (Colletotrichum acutatum, Colletotrichum gloeosporioides, Colletotrichum sp.3, Colletotrichum sp. 4) が多かった(表1). また それらは既往報告でも同様にコナラの主 要な菌種であった(Matsumura and Fukuda, 2013;松村・福田, 2011, 2013).

林縁木では、樹冠上部の葉と下部の葉で感染密度や分離菌群数の差異は認められなかった。一方で林内の樹木個体では、全体の感染密度およびPhomopsis spp.の感染密度が樹冠上部の葉より下部の葉で高かった(表 2).また林縁木の内生菌

全体の感染密度およびPhomopsis spp. の感染密度は、他の林内個体のものよりも有意に低かった(表 3). 一方、宿主選好菌である優占菌Discula sp.および広宿主範囲のColletotrichum spp.の2分類群については、林縁個体と林内個体の感染密度にも有意差はなかった.

こうした林縁と林内、樹冠上部と下部 の違いの有無をもたらす要因として、サ

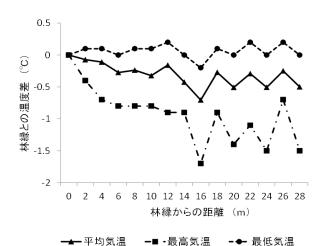


図1 こんぶくろの林縁からの距離と林縁と の温度差(2009年7月5日から15日まで の日平均,日最高,日最低気温の11日 間の平均).

ンプリングを行った枝の気温および日射 量との関係を解析した(図3). 林縁と林 内, 樹冠上部と下部で感染密度に差がな かったDiscula sp. は、平均気温、積算日射 量のいずれとも相関がなかったが、林縁 や樹冠上部で感染密度が低下していた Phomopsis spp.は、平均気温と有意な負の 相関が認められた. 積算日射量について は, 日射量の多い葉では感染率が低かっ たが、有意な相関は得られなかった. 内 生菌の感染は、湿度が低下すると低くな ると言われており (Helander et al., 1993; Bahnweg et al., 2005 など), 林縁での高い 気温は湿度を低下させるため、Phomopsis spp.の感染を抑制していることが推測され た. 一方, ナラ類の宿主選好的な優占菌 であるDisucula sp.は気温や湿度の影響を 受けにくいことが示唆された.

なお、林内個体において、優占菌2種、Phomopsis spp. $ext{biscula}$ sp.の感染密度には弱い負の相関がみられた (r = -0.29, P<0.0044, 図は省略).

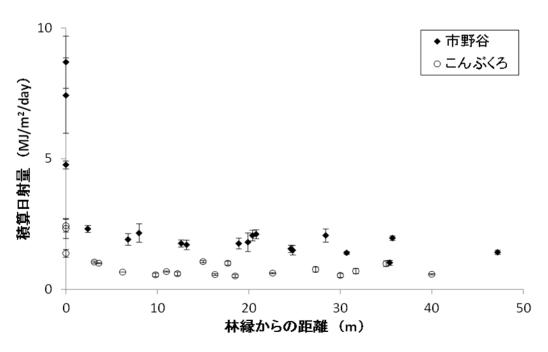


図 2 こんぶくろと市野谷における林縁からの距離と日積算日射量との関係 (2009年7月4~8日 (こんぶくろ)および7月26~27日 (市野谷)の平均値).

表 1 葉内生菌の分離頻度 (IF)の 調査地間比較.

分離菌群	市野谷	こんぶくろ	総計
Phomopsis spp.	47.9	35.0	40.2
Discula sp.	31.8	45.4	39.9
Colletotrichum spp.	8.7	4.8	6.4
Astrocystis sp.	3.7	1.4	2.3
Phyllosticta capitalensis	2.6	2.0	2.2
Pestalotiopsis sp.	2.1	2.0	2.0
Alternaria sp.	3.2	1.1	1.9
Botryosphaeria dothidea	2.1	0.9	1.4
Rosellinia sp. 2	2.1	0.2	1.0
総計	100.0	95.2	97.1

IFが2%を超える菌群のみ表示

表 2 感染密度 (ID)の樹冠位置間の 比較.

		樹	₹		
環境	分離菌群	上部	下部	t値	P値
林緑	全菌種合計	0.90	0.93	-0.2	NS
	Phomopsis spp.	0.20	0.18	0.3	NS
	Discula sp.	0.40	0.57	-1.1	NS
	Colletotrichum spp.	0.02	0.03	-0.5	NS
	Others	0.30	0.15	1.8	NS
林内	全菌種合計	1.18	1.74	-3.8	0.007
	Phomopsis spp.	0.53	0.93	-3.2	0.015
	Discula sp.	0.46	0.56	-0.6	NS
	Colletotrichum spp.	0.05	0.05	0.0	NS
	Others	0.14	0.20	-1.0	NS

表 3 葉内生菌の分分離頻度 (IF)と感染密度 (ID) の林縁・林内間比較.

	IF (IF (%)		ID			
 分離菌群	林縁	林内	林緑	林内	t値	P 値	
Phomopsis spp.	18.0	46.1	0.20	0.68	-3 .9	0.0002	
Discula sp.	41.0	39.6	0.48	0.46	0.3	NS	
Colletotrichum spp.	4.0	7.2	0.05	0.08	-1.0	NS	
Others	27.5	21.6	0.28	0.22	1.2	NS	
全体	64.0	96.9	1.00	1.43	-3.4	0.0009	

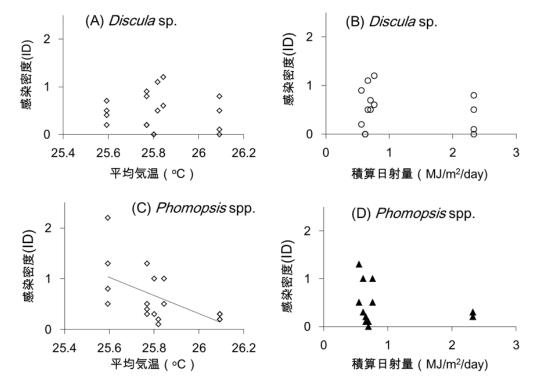


図3 優占菌2種の感染密度 (ID) と平均気温・積算日射量との関係.

(A) こんぶくろ: n= 18(n.s.)

(B) 市野谷: n=38; こんぶくろ: n=36(n.s.)

(C) こんぶくろ: n=18 (r=-0.63, P<0.05)

(D) 市野谷: n = 38; こんぶくろ: n = 36(n.s.)

考 察

先行研究と同様に, ナラ類の葉内生菌 群集においては、宿主選好的なDiscula sp. と広宿主範囲のPhomopsis spp. が優占して いることが示された. 全体の感染密度や Phomopsis spp. の感染密度は、樹冠上部よ り下部で, また林縁より林内で高かっ た. 一般に, 内生菌の感染には湿度が高 いほうが好適である (Helander et al., 1993; Bahnweg et al., 2005 など) ことから, 直射 日光が当たらず,最高気温の低い樹冠下 部や林内のほうが菌にとっては好適な環 境である. 林縁でこれらの内生菌の感染 密度や分離頻度が低下したのは, 気温, 日射量の直接の影響よりも, 林縁では気 温・葉温が高く、風が当たるために湿度 が低いことが影響しているものと推測さ れる.

Osono and Mori (2004)はミズキの樹冠 内の異なる位置より葉を採集し、その葉 圏菌群集,光環境,葉の成分の比較を 行った. 種によって出現傾向が異なり, 被陰下でより高頻度に出現する種と, 反 対に被陰ありの環境ではほとんど出現し ない種が観察されている. 本研究では被 陰なしの環境を好む種は観察されなかっ たが、宿主選好的な優占菌であるDiscula sp. は、林縁環境下でも分離頻度および感 染密度の低下がみられなかった. Disucula sp.の感染密度は、宿主範囲の広い優占菌 Phomopsis spp.の感染密度と弱い負の相関 を示したが、シラカシにおいても、宿主 選好菌Tubakia sp.1は,広宿主範囲菌であ るPhomopsis spp.の感染率と負の相関があ ることが報告されており(松村・福田, 2009), さらに両者の培地上での拮抗関係 が示されている(松村・福田,投稿中). 同様の現象がコナラの葉においても生じ

ているとすれば、林縁で*Phomopsis* spp.の感染密度が低下したことが、宿主選好菌 *Discula* sp.の感染密度を高くする方向に働いている可能性も考えられる.

以上のことから、都市林における森林の孤立化・小面積化に伴う林縁的環境の増大は、広宿主範囲菌であるPhomopsis spp.を含む内生菌感染率全体の低下を引き起こしている可能性はあるものの、ナラ類の宿主選好菌である優占種Disucla sp.の衰退をもたらした要因とは考えられなかった.したがって、今後は、森林の孤立化に伴う宿主樹種の個体数の減少、すなわち宿主選好菌の感染源の減少が、宿主選好菌の衰退と広宿主範囲菌の増加をもたらしているというもう一つの仮説を、検証することが必要である.

引用文献

- Carroll, G. C. 1995. Forest endophytes: pattern and process. Canadian Journal of Botany 73: S1316–S1324.
- Bahnweg G., W. Heller, S. Stich, C. Knappe, G. Betz, C. Heerdt, R. D. Kehr, D. Ernst, C. Langebartels, A. J. Nunn, J. Rothenburger, R. Schubert, P. Wallis, G. Muller-Starck, H. Werner, R. Matyssek, and H. Sandermann. 2005. Beech leaf colonization by the endophyte *Apiognomonia errabunda* dramatically depends on light exposure and climatic conditions. Plant Biology 7: 659–669.
- Helander, M. L., S. Neuvonen, T. Sieber. and O. Petrini. 1993. Simulated acid rain affects birch leaf endophyte populations. Microbial Ecology 26: 227–234.
- Osono T. and Mori A. 2004. Distribution of phyllosphere fungi within the canopy of giant dogwood. Mycoscience 45: 161-168.
- Saikkonen, K. 2007. Forest structure and fungal endophytes. Fungal Biology Reviews 21: 67-74.

- 松村愛美・福田健二. 2009. シラカシと ヒサカキにおける葉内生菌の内部分布 の比較. 関東森林研究 60: 121-124.
- 松村愛美・福田健二. 2011. 関東地方二次 林における樹木葉内生菌の分布特性. 日林学術講122: D38.
- Matsumura, E. and K. Fukuda. 2013. A comparison of fungal endophytic community diversity in tree leaves of rural and urban temperate forests of Kanto District, eastern

- Japan. Fungal Biology 117: 191-201.
- 松村愛美・福田健二. 2013. 落葉性,常 緑性広葉樹における内生菌群集の季節 変化と葉齢効果. 樹木医学研究 17: 47-48.
- 松村愛美・福田健二.シラカシとヒサカキにおける葉内生菌の葉内分布と拮抗関係.樹木医学研究(投稿中).
- 著者: 松村愛美 〒277-8653 千葉県柏市柏の葉5-1-5 東京大学柏キャンパス 東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻 E-mail: emi-matu@nenv.k.u-tokyo.ac.jp, 福田健二 〒277-8653 千葉県柏市柏の葉5-1-5 東京大学柏キャンパス 東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻 E-mail:
 - "Spatial variation patterns of fungal endophyte community in oak leaves of suburban forests" Report of Chiba Biodiversity Center 7:28-34. Emi Matsumura Kenji Fukuda. Department of Natural Environmental Studies Graduate School of Frontier Sciences The University of Tokyo Kashiwanoha 5-1-5, Kashiwa-shi, Chiba 277-8653, Japan. E-mail: emi-matu@nenv.k.u-tokyo.ac.jp
- Abstract: In order to clarify the mechanism of decline in host-specific fungal endophytes in tree leaves in urban forests, spatial variations in tree endophytic assemblages were examined in urban forests in Nagareyama city and Kashiwa city, Chiba prefecture. Endophyte assemblages in oak (*Quercus serrata* and *Q. accutissima*) leaves were compared among different microhabitats such as forest edge or top of the forest canopy and inside. Infection frequency (IF) and infection density (ID) of Phomopsis spp. which are dominant endophytes with broad host range decreased at forest edge and canopy top. High temperature and strong sunshine at forest edge and canopy top seemed to negatively influenced to endophyte infection. On the other hand, IF and ID of another dominant endophyte *Discula* sp. which are host specific to *Quercus* spp. showed no difference among these microhabitats.

Keywords: Forest edge, canopy, microclimate, Discula, Phomopsis

(受理 2014年1月23日)

常緑広葉樹林の菌類子実体の多様性と都市化の影響

落丸武彦¹·福田健二

東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻

1 (現所属) 桜美林中学校・高等学校

摘 要:スダジイを優占種とする関東地方の常緑広葉樹林における菌類子実体(キノコ)の多様性に与える都市化の影響を明らかにするため、東京都心から房総半島に至る都市化の程度の異なる調査地において、菌類子実体の発生の季節性と空間分布を調べた.都市林における外生菌根菌の多様性の低下は、天然林においてテングタケ科菌類が占めていた生態的地位が都市林ではベニタケ科のシロハツモドキ(Russula japonica)によって置換された可能性が示唆された。子実体発生位置の解析から、リター分解菌と腐植分解菌、腐植分解菌と外生菌根菌は、互いに重ならない位置に子実体を形成していること、リター分解菌はリター堆積厚に応じて異なる種が出現すること、腐朽木材分解菌はアオキの存在によって影響を受けることが示唆された。

キーワード: きのこ,フェノロジー,温度,空間分布解析

はじめに

常緑広葉樹林は日本の南西部において平野部や山地下部に卓越する極相植生であり、日本の文化を育んできた重要な要素である(沼田・岩瀬、1975; Ohsawa 1990; 中尾・佐々木、1992). そのため、神社や寺院の社寺林をはじめとして日常生活に根ざした貴重な自然として親しまれ、また現在まで人間の生活圏内にも多くが残されている.

これらの樹林は国あるいは地方公共団体の天然記念物・文化財として保護の対象にもされているものが少なくない。また1993年に制定された環境基本法(平成5年法律第91号)や同年の都市公園法施行令の改正にもみられるように自然保護に関する諸法律も整えられ、人為活動の盛んな都市域においても残存する自然環境を保全する気運が高まっている。また千葉県においても2008年3月に生物多様性ちば県戦略が策定され、その中で原生・里

山都市生態系の保全と再生が目標とされている.

森林生態系において、菌類は有機物の 分解など物質循環に大きな役割を果たし ている. それと同時に植物の根と共に菌 根と呼ばれる共生体を形成する菌類(菌 根菌、mycorrhizal fungi)の存在が知られ ており、栄養塩類の吸収・ストレス耐性 などの面で共生植物に有益に働く特性が 明らかとされるに従って(Smith and Read, 1997; Duddridge et al., 1980)森林生態系に おける菌根菌の存在が重要視されるよう になってきている.

森林の立地や環境が菌類相にもたらす 影響に関して、主に酸性降下物、重金 属、窒素酸化物などの土壌化学性に対す る菌根菌の応答が研究されており (Dighton and Sleffington, 1987; Chappelka et al., 1991; Arnebrant, 1994), 人為活動に伴 う土壌の汚染が菌根菌の群集構造に影響 を与えている可能性が示唆されている (Baxter et al., 1999).

環境の変化に伴う菌類相の変化に関す る調査研究を行い, 生物指標となる種を 選定していくことで, 広範にわたる樹林 において菌類生態系の健全性を効率的に 評価することが可能になることが期待さ れる. 特に外生菌根菌は共生木本植物の 成長に影響を及ぼすことや環境の変化に よって種組成が影響を受けることが示さ れていることに加え、多くの種が大型の 子実体を形成し肉眼による視認性が高く 形態的特徴による種同定が比較的容易で あることから生物指標として利用価値が 高いと考えられる. また, 生物指標を整 備することで自然保全への地域住民の参 加や環境教育への応用も可能であると考 えられる.

Ochimaru and Fukuda (2007) は、東京都 心から千葉県房総地域に至る都市化の傾 度に沿って調査区を設置し、菌類の大型 子実体の種組成と発生本数を4年間にわ たって調査した結果、都市林において は、リター分解菌の種多様性や現存量が 増加し、外生菌根菌の種多様性が低下し ていることを明らかにした.

そこで, 本研究では, このような都市

化による菌類子実体発生の違いの原因を 探るために、これらの調査地における菌 類子実体の発生時期と空間分布について 検討を加えた.

調査地と調査方法

1. 調査地

調査地は, Ochimaru and Fukuda (2007)に おいて設置された東京都心部から房総半 島にかけて残存する6カ所の常緑広葉樹林 である(図1).都市化の程度に応じて, 都市内にある森林(以下,都市域)として 東京都港区の国立科学博物館附属自然教 育園内のシイ林(U1), 千葉県袖ケ浦市の 中心市街地の孤立した都市林である高滝 神社の境内林 (U2), 郊外の農村景観域~ 山間域で都市化や人為の影響をある低度 受けている林分(以下,郊外域)として, 千葉県千葉市千城台 (R1)および千葉県市 原市の高滝神社境内林 (R2),農村~山間 域で都市化の影響が少ない林分(以下, 山間域)として千葉県鴨川市の東京大学千 葉演習林 (M1), 千葉県館山市の諏訪神社 境内林 (M2)を調査地とした.

これらの樹林は林冠を構成する樹種と してスダジイ (Castanopsis sieboldii)を共

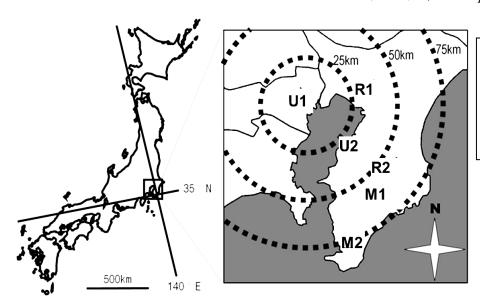


図1 調査地位置図 (Ochimaru and Fukuda, 2007 を改変).

U1:自然教育園

U2:坂戸神社 R1:千葉千城台

R2:高滝神社 M1:千葉演習林

M2:諏訪神社

有しているが、木本相の構造は都市化の影響を受けており、都市域に残存する樹林では気温の上昇や光環境の変化の影響を受けてシュロ(Trachycarpus fortunei)やアオキ(Aucuba japonica)の繁茂がみられるなど樹種構成に違いがみられる。同時に都市林では亜高木層の現存量が減少し低木の現存量が増加するなどサイズ構成にも変化がみられている。

2. 子実体発生調査

これらの調査地において、固定コドラート法により菌類の子実体の発生状況に関する調査を行った.子実体調査はU1、R1、M1の3調査地では2000年夏期から2003年の秋期までの4年間、U2、R2、M2では2006年夏期から秋期までの1年間、月に2度の頻度で行われた.全調査期間を通して、132種の子実体が確認された.

子実体はそれぞれの菌の基質によって5つの生活型に分類した(Ochimaru and Fukuda, 2007). 出現種の内訳は, リター分解菌22種, 木材腐朽菌39種, 腐朽木材分解菌10種, 腐植分解菌23種, 外生菌根菌38種であった. 立地による菌類相の差異はこれらの生活型によって異なり, 都市林においてはリター分解菌の種多様性や現存量が増加していた一方, 外生菌根菌の種多様性が低下していた(Ochimaru and Fukuda, 2007).

そこで、これらの子実体発生に関連する環境要因を明らかにするため、10m×10mの調査コドラートを2m×2mのサブコドラートに分割し、発生位置とリター堆積厚等との関係を解析した。子実体は、同じサブコドラート内に同時に出現した子実体は頻度1としてまとめ、その合計を子実体の現存量の指標とした。

3. 発生環境調査

木本相, リター現存量, リター堆積様 式, 気温, 土壌化学性に関する調査を適 官行った. 子実体の発生温度条件に関す る解析のために、子実体が観察された日 までの前20日間の気温の平均を子実体形 成の温度条件とみなし、調査地間、種 間、あるいは分類グループ間での子実体 形成温度条件の比較を行った. 気温の計 測は、自然教育園・千葉千城台・千葉演 習林においては2005 年5 月から11 月にか けて, 坂戸神社・高滝神社・諏訪神社に おいては2006年7月から11月と2007年5 月から11 月にかけてデータロガー (Watchdog 450 Data Logger, Spectrum Technologies Inc., IL, USA) を用いて気温の計測 を行った. データロガーが各調査地に一 つずつ、樹林内の林冠が閉鎖している場 所に、林床より約1.3m の高さで設置し た. また, データロガーは, 直射日光を 遮り通気を確保する専用のシェードに よって被覆した. データロガーによって 一時間間隔で測定した気温を元に、日最 高気温・日平均気温・日最低気温を算出 した. 自然教育園・千葉千城台・千葉演 習林において2005 年に計測された気温は 各調査地に最寄りの気象台にて観測され た気温と非常に高い正の相関を示したこ とから (いずれも, P<0.0001), これらの 気温から回帰式を作成して、2000年から 2003 年に各気象台にて観測された気温を 代入することにより,同時期の各調査地 における気温を推定した. 自然教育園に 関しては東京管区気象台, 千葉千城台に 関しては銚子地方気象台千葉観測所、千 葉演習林に関しては銚子地方気象台勝浦 測候所の観測気温データを使用した.

菌類の子実体は,原基が形成されてか ら十分に成熟するまでに,種や環境条件 にもよるがおよそ7 日から20 日を要する. そこで,本研究では子実体の観察された日より前20 日間における日最低気温と日最高気温の平均値を子実体形成に関与した温度条件とみなして解析を行った.

4. 子実体の空間分布解析

また子実体の分布様式に関する解析のためにマッピング法によるコロニーの解析、子実体分布の重なりの解析を行った.子実体の分布集中度を解析するためにm*-m 相関法を使用した.平均混み合い度(m*)は、次式により求められ、調査地を小グリッドで分割した際に、1個体に対して、同じ小グリッドに存在する他個体数の平均値として表される(Lloyd, 1967).

 $m*=\Sigma Xi (Xi-1)/\Sigma Xi$

ただし、Xiはi番目のグリッド内に存在 する個体数

平均混み合い度は小グリッド当たりの 平均個体数と線形の相関 $(m^* = Am + B)$ を示すことが示されており(Iwao, 1968), この相関関係での傾きA は "densitycontagiousness coefficient (密度集中係 数)"として個体分布の集中度を示す指 標とされる. 個体がランダムに存在する 場合にはA=1であり、A>1 の場合は集中 分布, A < 1 の場合は一様分布である. ま た切片B は "index of basic contagion (基 本集中指数)" として分布の基本要素を 示す指標とされる. 切片が0 以下を示すと きは独立した個体が分布しており, 切片 が0より大きいとき複数の個体からなるコ ロニーが分布していることを示す. 本研 究では、10m×10m のコドラートを16、 64, 256 の小グリッドに分割し算出した平

均混み合い度と平均個体数により回帰分析を行い、係数A、Bを求めた.

次に、生活型の異なる菌群間(リター分解菌、腐植分解菌、木材腐朽菌、腐朽木材分解菌、の子実体発生位置の重なり度合を解析するため、ω指数を次式により算出した(Iwao, 1977).

 $\gamma \ge \gamma (ind)$ のとき

 $\omega = (\gamma - \gamma(ind)) / (1 - \gamma(ind))$

 $\gamma \leq \gamma (ind)$ のとき

 $\omega = (\gamma - \gamma(ind)) / \gamma(ind)$

ただし、 $\gamma = \Sigma XiYi / \Sigma Xi2 \cdot \Sigma Yi2$

 $\gamma(ind) = (\Sigma XiYi / \Sigma Xi2 \cdot \Sigma Yi 2)/N$ Xi, Yiは, i番目のグリッド内におけるグループXおよびグループYに属する個体数, Nはサブコドラートの数を示す.

グループXとグループYの分布は、 $\omega=1$ のとき完全に重なり、 $\omega=0$ のとき互いに独立に分布し、 $\omega=-1$ のときに互いに排他的に分布することを表す.ここでは、各調査区を1 mメッシュおよび2 mメッシュのサブコドラートに分割した場合について、各生活型の菌群間の ω 指数を求めた.

5. 土壌分析

自然教育園、千葉千城台、千葉演習林に設置したコドラートからA層土壌(0-10cm)を各3 反復採集した. 風乾したA層土壌10g を25g の水と共に1 時間振とうした後、pHメータ(Kasutani ACT D-21, Horiba Ltd., Kyoto, Japan)にて土壌のpHを計測した. さらに25g の水を加え振とうした後、電気 伝 導度(EC)を EC メータ(Kasutani ACT D-24, Horiba Ltd., Kyoto, Japan)にて計測した. 土壌サンプルの全C量、N量、C/N 比を、N-C アナライザ

(FLASH EA1112, Thermo Electron Corp., Madison, Wis., USA) にて計測した.

土壌の重金属含有率を計測するために、土壌の酸溶液を作成した. 有機物を分解するために、土壌0.1g と硝酸とフッ化水素酸をそれぞれ1ml ずつマイクロウェーブ試料分解容器に入れ、家庭用電子レンジを用いて200wで3分加熱した. 有機物が残っている場合にはさらに硝酸を足し、再度加熱した. 有機物が完全に分解された後、200℃のホットプレートで混合酸が蒸発乾固するまで加熱し、1N硝酸10mlによって再度溶液化した. この試料を用いてICP分光分析装置(Ultima2、Horiba Ltd., Kyoto, Japan)にて重金属濃度の測定を行った.

土壌のpH・電気伝導度(EC)・全C 量・ 全N 量・C/N 比の差異は分散分析 (ANOVA) によって解析した. 解析は JMP6 (SAS Institute Inc., NC., USA) によっ て行った.

結 果

1. 外生菌根菌の子実体発生フェノロジーと温度条件

外生菌根菌相は調査地U1,R1,M1で主に テングタケ科(Amanitaceae),ベニタケ科 (Russulaceae), イグチ科 (Boletaceae) に 属する菌から構成されていることを報告 している (Ochimaru and Fukuda, 2007) が, U2, R2, M2についても同様であった (データ省略).

外生菌根菌は都市化した樹林で多様性 が低下することがU1、R1、M1の調査結果か ら報告されており、都市林である自然教 育園では外生菌根菌としてはシロハツモ ドキ (Russula japonica)が圧倒的な優占を 示していた (Ochimaru and Fukuda, 2007). そこで、シロハツモドキの優占度 を全調査地で比較してみたところ, 孤立 した都市林である坂戸神社においては自 然教育園同様にシロハツモドキの著しい 優占が観察された一方, 山地林である千 葉演習林と都市化の影響をあまり受けて いない諏訪神社においては、シロハツモ ドキが全くみられなかった(図2). ま た,郊外域にある高滝神社と千葉千城台 ではシロハツモドキの発生がみられた が, その優占度は都市林よりも低かっ た. すなわち、都市化の進んだ調査地ほ ど,シロハツモドキの発生率が高い傾向 が示された.

そこで,郊外・山間域において高頻度 にみられたテングタケ科のコテングタケ

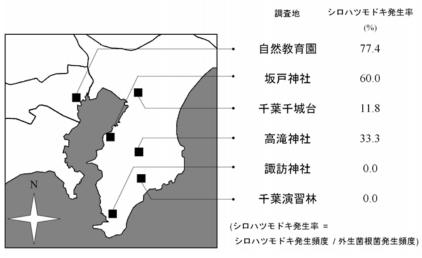




図2 調査地におけるシロハツモドキ (写真)の発生率.

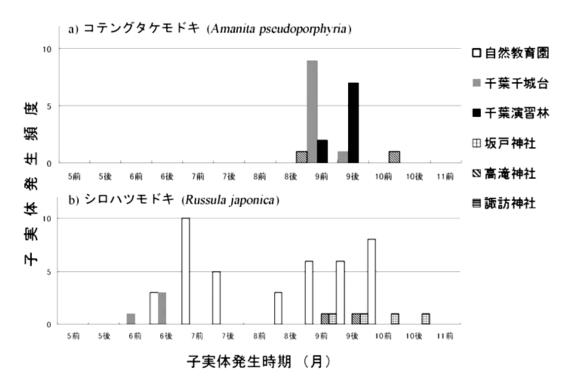


図3 コテングタケモドキ(a) とシロハツモドキ(b) の子実体発生頻度の季節変化.

モドキ(Amanita pseudoporphyria Hongo) と、都市域において高頻度でみられたベニタケ科のシロハツモドキ(Russula japonica)の発生フェノロジー(季節変化)を検討した(図3). ただし、諏訪神社ではいずれの種も発生が見られなかった.

コテングタケモドキは調査地によらず 主に8月から9月に集中して子実体の形成 が観察された.シロハツモドキは自然教 育園においては6月から10月の長期にわ たって子実体の形成が観察され、千葉千 城台においては6月に、坂戸神社では9月 から10月、高滝神社では9月に子実体形 成がみられた.すなわち、シロハツモド キは初夏と秋の2回の発生のピークが見ら れ、そのうち秋のピークはコテングタケ モドキの発生時期と一致していることが 明らかにされた.この2種の発生時の最高 気温と最低気温は、両種とも調査地間で 有意差がなかった(図4).

さらに、子実体発生頻度が比較的高 かったニセクサハツ (Russula pectinatoides Peck), チチタケ(Lactarius volemus (Fr.) Fr.), ケショウハツ (R. violeipes Quel.), シロハツモドキ, コテングタケモドキ, キニガイグチ (Tylopilus ballouii (Peck) Sing.) の6 種の外生菌根菌について, 子実体形成温度条件の種間比較を行った (図 5). 最高気温に関してはいずれの種についても子実体形成温度条件に有意差はみられなかったが, 最低気温に関してはニセクサハツの子実体形成温度は, コテングタケモドキやキニガイグチよりも有意に低かった (図 5 下段, P < 0.05). すなわち, 菌種により子実体形成温度条件が異なる場合があった.

一方,コテングタケモドキとシロハツモドキの2種に関しては,子実体形成温度条件に有意な差はなく,ほぼ同様な温度条件で発生していることが示された.また,シロハツモドキは子実体発生時期の温度条件がもっとも幅広いため,いずれの種とも子実体形成温度に有意差がみられなかった.このことは、シロハツモド

a) コテングタケモドキ b) シロハツモドキ (Amanita pseudoporphyria) (Russula japonica) °C °C n = 1530 30 ₫ 25 25 20 20 n.s. n.s. 15 15 25 25 20 20 Œ. 15 15 n.s. n.s. 10 10 千葉千城台 千葉演習林 高滝神社 自然教育園 千葉千城台 坂戸神社 高滝神社

図4 コテングタケモドキとシロハツモドキの子実体発生温度条件.

上段:最高気温 下段:最低気温.

白抜き:都市域、網掛け:郊外~山間域、黒:山間域、

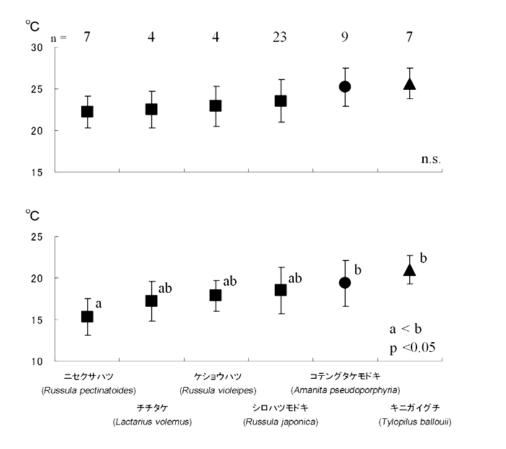


図5 外生菌根菌6種の子実体発生時の気温(平均±標準偏差). 上段:最高気温,下段:最低気温.

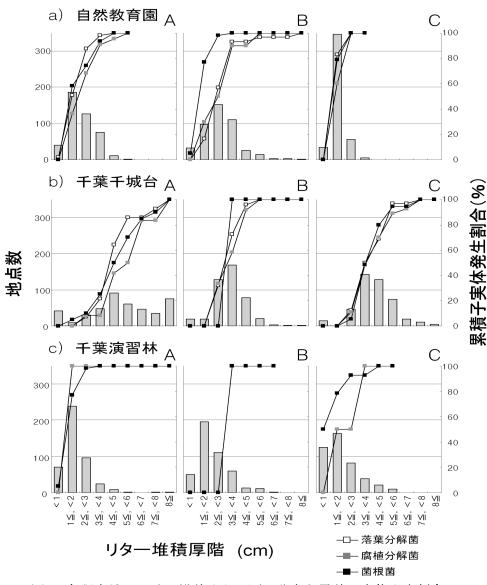


図6 各調査地における堆積リター厚の分布と累積子実体発生割合.

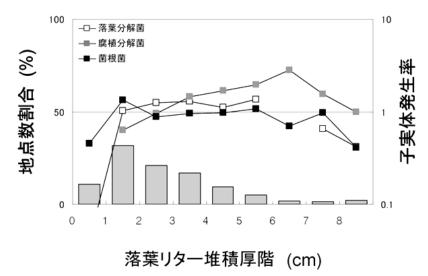


図7 全調査地の落葉リター堆積厚階分布 (棒グラフ)と各堆積厚階 への子実体の環境選好度 (折れ線). (環境選好度 = 子実体発生割合 / サブコドラート数割合)

キの都市林での発生時期が6月から11月の 長期間にわたることと対応しており、都 市林でシロハツモドキが圧倒的な優占を 示す理由の一つとして、子実体形成温度 条件の幅が広いことが考えられる.

2. 子実体の発生位置とリター堆積厚

次に, リター堆積厚と菌類子実体発生 位置の関係について, 地表に子実体を形 成するリター分解菌・腐植分解菌・外生 菌根菌の4つの生活型(栄養基質にもと づく)について検討を行った. 各調査地の リター堆積状況を示すため, 各調査区内 のリター堆積厚階ごとのサブコドラート 数をヒストグラムに, 各調査コドラート における子実体発生総数に対するリター 堆積厚階ごとの発生数の割合を生活型ご との累積曲線として図6に示した. 累積 発生曲線の傾きが急になっているリター 堆積厚階で、それぞれの生活型の発生が 集中していることを示しており、全体の 傾きが緩やかであれば、より広範なリ ター厚の場所に発生していることを示し ている.

全ての調査地を通じて、リター分解 菌、外生菌根菌に比較して、腐植分解菌 における子実体発生率累積曲線が下に位 置した. つまり、腐植分解菌は、他の生 活型よりもリター堆積厚のより厚い場所 に発生している傾向がみられた. これ は、リターの厚い場所ほど腐植層が組 まっているためであろう. 自然教育園、 千葉演習林においては、いずれの生活型 においてもリター堆積厚が2~4cmの階で 累積発生割合が80%を超え、ほぼ飽和に 達した. すなわち、2~4cm以下のサブコ ドラートに子実体が多く発生していた. 一方、千葉千城台においては、累積発生 割合が80%を超えるリター堆積厚が4~ 7cmであり、よりリターの厚いサブコドラーとにも子実体が発生していたことが示された.ただし、もともと調査地のリターの堆積厚が、自然教育園と千葉演習林では2~4cm以下のサブコドラートが多く、千城台ではより厚くリターが堆積しているサブコドラートが多かったことを反映していることも考えられ、このままでは、調査地間の比較は困難である.

そこで, 各リター堆積厚に対する菌類 の選好性を表す指標として, それぞれの リター堆積厚階に属するサブコドラート の割合に対する子実体発生割合の比を求 めた(以下、環境選好度と呼ぶ). リター 堆積厚に関係なくランダムに子実体が発 生している場合には, リター堆積厚階ご との子実体発生割合は、それぞれのサブ コドラート数の割合と等しくなることか ら, すべてのリター堆積厚階において環 境選好度は1となる. 特定のリター堆積 厚に子実体が集中して発生している場合 には, そのリター堆積厚階で環境選好度 が1より大きな値をとり、子実体発生の少 ないリター堆積厚階では1より小さな値を とる.

落葉分解菌の環境選好度は1~6cmのリター堆積厚において1を超え、それ以上では1を下回った(図7)。腐植分解菌では3~8cm以上のリター堆積厚において1を超え、6~7cmのリター堆積厚階においてピークを示した。外生菌根菌では1~2cmのリター堆積厚階においてピークを示し、2~6cmのリター堆積厚においてほぼ1で推移し、それ以上では1を下回った。また、腐植分解菌の子実体が発生した位置におけるリター堆積厚の平均値は、リター分解菌・外生菌根菌よりも有意に厚かった。すなわち、落葉分解菌と菌根菌は1~6cmのかなり広い範囲のリター堆積

環境に発生していたが、特に腐植分解菌ではそれよりもさらにリターが厚い3~8cmの環境を選好していることが示された。

リター分解菌のハラタケ目キシメジ科の4属について、出現箇所の平均リター厚(生標準誤差)を比較した結果、モリノカレバタケ属(Collybia)およびホウライタケ属(Marasmius)ではそれぞれ3.2±0.24 cm、3.0±0.23 cmと厚く、シロホウライタケ属(Marasumiellus)およびクヌギタケ属(Mycena)では、2.1±0.16 cm、2.0±0.15 cmで、前の2属よりも有意に薄かった(p<0.01).

3. 子実体の空間分布解析

子実体発生様式の解析を m*-m 相関法 によって行った結果を,表1 に示した.

リター分解菌に関しては、モリノカレバタケ属(Collybia)のアマタケやホウライタケ属(Marasmius)の種は子実体が特定の微環境を選んで集中分布しているのか、調査地全体に一様に分布しているのかを示す密度集中係数(A)が2.71~12.95と高い値を示した一方、シロホウライタケ属(Marasumiellus)やクヌギタケ属(Mycena)の種は0.24~2.16とランダム分布を示す1に近い値であった.木材腐朽菌はハラタケ目の種もヒダナシタケ目の種もランダムに分布する傾向であった.一方、腐朽木材分解菌はやや集中分布する傾向にあり、腐植分解菌は、いずれも弱い集中分布を示した.

外生菌根菌では、テングタケ科の密度 集中係数 (A)は $0.68 \sim 1.84$ と低い値を示 した. ベニタケ科の種は最低で1.02 を示 したが、シロハツモドキ(自然教育園コ ドラートC)で4.71、ニセクサハツ(千葉 千城台コドラートC)で4.11、チチタケ (千葉演習林コドラートA)で3.90と高い値を示した.イグチ科のキニガイグチ(自然教育園コドラートA)もまた 6.10と高い値を示し、集中分布していた.イボタケ科のボタンイボタケ(Thelephora aurantiotincta Corner.)は最低で0.50を示したが(千葉演習林コドラートA)、千葉演習林コドラートCでは 6.10と高い値を示した.基本集中指数(B)はほとんどの種で1以下の低い値を示したが、コテングタケモドキ(千葉演習林コドラートA)では 1.36、ニセクサハツ(千葉千城台コドラートC)では1.71と高い値を示し、複数個体がコロニーを形成してることを示した.

次に、各生活型の菌群間での子実体発生位置によるω解析の結果を表1に示す. なお、千葉演習林のコドラートBとコドラートCは外生菌根菌以外の生活型の子実体発生数が少なかったため今回の解析からは除外した.

リター分解菌と腐植分解菌のω指数の平 均は1mメッシュで-0.31, 2mメッシュで-0.35、腐植分解菌と外生菌根菌のω指数の 平均は1mメッシュで-0.43, 2mメッシュで -0.23であった. リター分解菌と腐植分解 菌、腐植分解菌と外生菌根菌は互いに重 ならず相反する位置に子実体を形成して いることを示した. リター分解菌と外生 菌根菌のω指数の平均は1mメッシュで-0.16, 2mメッシュで- 0.01であり, 互いの 子実体形成位置はそれぞれ独立している ことが示された. つまり, 腐植層にコロ ニーをつくる腐植分解菌は, リター層か ら腐植層にかけてコロニーを形成するリ ター分解菌とも, 腐植層から鉱質土壌層 にかけてコロニーをつくる外生菌根菌と もニッチが部分的に重なるため, 互いに 避けあうように分布している一方,リ ター分解菌と外生菌根菌はニッチが重な

表1 外生菌根菌のm*-m相関法による解析結果.

	属	種小名	和名	調査地	密度集中係数	基本集中指
腐朽木材分解菌	Pluteus	atricapillus	ウラベニガサ	千葉干城台A	1.65	0,1
	Pluteus	atricapillus	フラベニガ サ	千葉千城台B	1.71	0.0
	Pluteus	atricapillus	ウラベニガサ	千葉演習林A	2.29	-0.0
	Psathyrella	candolliana	イタチタケ	自然教育園A	1.50	0.1
	Psathyrella	candolliana	イタチタケ	自然教育園B	2.74	-0.0
	Psathyrella	candolliana	イタチタケ	干葉干城台A	1.41	-0.
	Psathyrella	candolliana	イタチタケ	千葉千城台B	2.74	-0.0
	Psathyrella	candolliana	イタチタケ	千葉千城台C	2.29	-0.0
	Naemotoloma	gracile	ニガクリタケ	于葉千城台B	4.73	1.2
腐植分解菌			17- 17	* * * * * * * * * * * * * * * * * * *		
	Oudemansiella Oudemansiella	pudens pudens	ビロードツエタケ ビロードツエタケ	自然教育園A 自然教育園B	1.46 1.52	-0.0 0.
	Oudemansiella	pudens	ビロードツエタケ	自然教育園C	1.46	-0.0
	Oudemansiella	pudens	ビロードツエタケ	千葉千城台A	2.71	0.2
	Leucocoprinus	subglobisporus	マルミノヒガサタケ	千葉千城台B	4.06	−0 .
	Leucocoprinus	subglobisporus	マルミノヒガサタケ	千葉千城台C	0.50	0.3
	Geastrum	triplex	エリマキツチグリ	自然教育園A	1.46	-0.0
	Geastrum Geastrum	triplex triplex	エリマキツチグリ エリマキツチグリ	千葉千城台A 千葉千城台B	9.95 1.46	-0.°
	Geastrum	triplex	エリマキツチグリ	十葉十城台C 千葉千城台C	1.46	0.
外生菌根菌		·				
	Amanita Amanita	pseudoporphyria pseudoporphyria	コテングタケモドキ コテングタケモドキ	干葉干城台A 干葉演習林A	1.84 0.71	0 . 1.:
	Amanita Amanita	pseudoporphyria vaginata var. vaginat.		十菜演官林A 千葉演習林A	0.71	1.3 0 .4
	Russula	cyanoxantha	カワリハツ	自然教育園A	1.02	-0.
	Russula	japonica	シロハツモドキ	自然教育園A	1.71	-0. -0.
	Russula	japonica	シロハツモドキ	自然教育園B	1.23	-0.
	Russula	japonica	シロハツモドキ	自然教育園C	4.71	0.
	Russula	pectinatoides	ニセクサハツ	干葉干城台C	4.11	1.
	Lactarius	volemus	チチタケ	千葉演習林A	3.90	0.
	Tylopilus	ballouii	キニガイグチ	自然教育園A	6.10	0.
	Thelephora	aurantiotincta	ボタンイボタケ	千葉演習林A	1.24	0.
	Thelephora	aurantiotincta	ボタンイボタケ	千葉演習林B	0.50	0.
	Thelephora Thelephora	aurantiotincta palmata	ボタンイボタケ モミジタケ	千葉演習林C 千葉演習林B	6.10 4.39	0.: 0.:
	Collybia	dryophila	アマタケ	自然教育園A	6.95	0.
	-					
	Marasmiellus	candidus	シロホウライタケ	自然教育園A	1.11	-0.
	Marasmiellus	candidus	シロホウライタケ	自然教育園B	0.24	0.
	Marasmiellus	candidus	シロホウライタケ	自然教育園C	0.57	-0.
	Marasmiellus	candidus	シロホウライタケ シロホウライタケ	千葉千城台B	2.16 1.46	0. -0.
	Marasmiellus Marasmiellus	candidus	アシグロホウライタケ	千葉千城台C 自然教育園A		-0.
	Marasmiellus Marasmiellus	nigripes nigripes	アシグロホウライタケ	自然教育園C	1.34 0.60	-0.
	warasmenus	riigripes	ナンプロホラブイダグ	日然教育園の	0.00	
	Marasmius	maximus	オオホウライタケ	千葉千城台A	12.95	-0.
	Marasmius	pulcherripes	ハナオチバタケ	千葉千城台B	5.76	-0.
	Marasmius	pulcherripes	ハナオチバタケ	千葉千城台B	2.71	0.
	Mycena	pura	サクラタケ	千葉千城台B	1.02	0.
	Mycena Mycena	rorida	ヌナワタケ	自然教育園B		-0.
	Mycena	rorida	ヌナワタケ	自然教育園C		-0.
	Crinipellus	stipitaria	ニセホウライタケ	千葉千城台C	1.46	-0.
		•				
木材腐朽菌	Cyptotrama	asprata	ダイダイガサ	自然教育園A	1.66	1
	Cyptotrama	asprata	ダイダイガサ	千葉千城台C		O.
	Hohenbuehelia	reniformis	ヒメムキタケ	自然教育園B		-0
	Hohenbuehelia	reniformis	ヒメムキタケ	千葉千城台B		-0.
	Micropmphale	sp.	サカズキホウライタケ			0.
	Strobilurus	ohshimae	スギエダタケ	千葉干城台B		0.
	Microporus	flabelliformis	ウチワタケ	自然教育園A	2.70	-0
	Microporus	flabelliformis	ウチワタケ	自然教育園日		0.
	Microporus	flabelliformis	ウチワタケ	自然教育園C		0.
	Microporus	flabelliformis	ウチワタケ	千葉千城台A		0.
	Microporus	vernicipes	ツヤウチワタケ	自然教育園A	1.69	1
	Microporus	vernicipes	ツヤウチワタケ	自然教育園日	1.43	o.
		vernicipes	ツヤウチワタケ	自然教育園C		ŏ
	Microporus					
	Microporus Microporus		ツヤウチワタケ	千葉千城台日	1.15	2
	Microporus	vernicipes vernicipes vernicipes	ツヤウチワタケ ツヤウチワタケ			2 0
	•	vernicipes		千葉千城台B 千葉千城台C 千葉千城台A	1.16	

表 2 各生活型の菌群間の子実体分布のω指数による解析結果.

			然教育 B	(東 C		- 葉 千城 B	台 C	<u>∓</u>	葉演習林 B C	average†
リター分解菌	木材腐朽菌	-0.27 0.18	-0.01 0.03	0.17 0.01	0.05 0.19	0.07 0.30	0.07 0.33	0.10 -0.19	-1.00	0.02 0.12
	腐朽木材分解菌	-0.01 -0.09	0.05 0.03	0.23 0.22	0.01 0.07	0.31 0.29	-0.65 -0.01	-1.00 0.29		-0.15 0.12
	腐植分解菌	0.02 -0.12	0.00 -0.13	0.07 0.02	-1.00 -0.85	-0.31 -0.39	0.05 0.03	-1.00 -1.00		-0.31 -0.35
	外生菌根菌	0.02 -0.18	0.06 -0.17	0.17 0.12	-0.29 -0.02	0.17 0.08	-0.29 0.04	-1.00 0.05	-1.00 -1.00	-0.16 -0.01
木材腐朽菌	腐朽木材分解菌	0.10 0.36	0.12 0.10	0.13 -0.17	0.01 0.16	0.11 0.13	0.05 0.29	0.01 0.08	-1.00 -1.00	0.07 0.14
	腐植分解菌	0.22 0.28	0.00 0.21	0.09 -0.08	-1.00 -0.09	0.04 0.07	-0.52 -0.46	0.06 -0.19	-1.00 -1.00	-0.16 -0.04
	外生菌根菌	-0.23 -0.18	-0.52 -0.30	0.09 0.17	-0.38 -0.06	-0.62 -0.91	-0.82 -0.77	0.11 -0.01	0.06 0.05 0.05 0.20	-0.34 -0.29
腐朽木材分解菌	腐植分解菌	-0.04 0.32	0.03 0.11	-1.00 0.35	0.08 0.04	0.04 0.18	-0.59 -0.38	-1.00 0.01	-1.00 -1.00	-0.35 0.09
	外生菌根菌	-0.32 -0.22	-1.00 -1.00	-1.00 -0.12	-0.46 -0.32	-0.28 0.02	-0.68 0.03	0.09 0.24	0.05 -0.55	-0.52 -0.19
腐植分解菌	外生菌根菌	0.10 -0.16	0.10 0.08	-1.00 0.01	-0.58 -0.17	-1.00 -1.00	-0.79 -0.60	0.14 0.24	-1.00 -1.00	-0.43 -0.23

上段:1mメッシュ 下段:2mメッシュ †:自然教育園A、B、C 千葉千城台A、B、C 千葉演習林A の平均値

表3 各調査地の土壌分析結果.

調査地	自然	教育園((INS)	千葉	千城台(CSR)	千葉	演習林(UFC)		
コドラート	A	В	С	A	В	С	A	В	С		
pH (H ₂ O)	4.7	5.0	4.8	5.1	5.8	5.1	4.8	4.9	4.8	INS, UFC < CSR	p < 0.01
EC (µS)	299	214	223	274	193	199	149	224	226	n. s.	
C (%)	20.6	6.8	12.0	11.2	10.0	8.3	4.0	9.7	11.2	n. s.	
N (%)	2.0	0.9	1.0	0.9	0.8	0.7	0.4	0.8	0.8	INS > CSR, UFC	$p \le 0.05$
C/N	10.01	7.48	11.84	12.65	12.48	10.88	9.86	11.12	13.48	n. s.	
Pb (mg / kg)	422.7	354.7	435.7	421.7	415.7	413.0	377.0	378.3	398.0	n. s.	
Zn (mg/kg)	170.3	198.0	194.0	159.0	169.0	171.0	150.7	184.0	160.7	INS > UFC	p < 0.05
Cu (mg / kg)	273.7			192.7			127.0			INS > CSR > UFC	$p \le 0.05$

らないので共存できるということを示唆しているのかもしれない.

木材腐朽菌と腐朽木材分解菌のω指数の 平均は1mメッシュで0.07, 2mメッシュで 0.14であり, 互いの子実体形成位置はそれ ぞれ独立していることが示唆された.

木材腐朽菌と外生菌根菌のω指数の平均は 1m メッシュで -0.34, 2mメッシュで -0.29, 腐朽木材分解菌と外生菌根菌のω指数の平均は1mメッシュで -0.52, 2mメッシュで -0.19であった. 木材腐朽菌と外生菌根菌は 菌根菌, 腐朽木材分解菌と外生菌根菌は 互いに重ならず相反する位置に子実体を形成していることが示唆された.

4. 都市林土壌の化学性

都市,郊外,山間地を代表する自然教育園・千葉千城台・千葉演習林の各コドラートにおける土壌の化学性を表3に示した.

各コドラートから採集されたA層土壌のpH は千葉千城台において自然教育園・千葉演習林よりも有意に高かった(P < 0.01)。特に千葉千城台のコドラートBにおいてはpH5.8を示し、全てのコドラートの中で最も高かった。土壌の電気伝導度(EC)、C/N 比は調査地間で有意な差を示さなかったが、全N量は自然教育園において千葉千城台・千葉演習林よりも有意に高く (P < 0.05)、自然教育園のコドラートAにおいては平均で2.0%を示した。

土壌の重金属含有率では、鉛では各調査地間で有意な差は示されなかった. しかし、亜鉛では自然教育園において千葉演習林よりも有意に高い濃度を示し(P < 0.05)、自然教育園のコドラートBにおいては平均で198 mg/kgを示した. さらに、銅では自然教育園のコドラートA、千葉千城台のコドラートA、千葉演習林のコド

ラートAの順に含有率が有意に低くなる傾向が示され (P < 0.05), 自然教育園のコドラートAでは 273 mg/kg を示した.

考 察

これまでに、自然教育園(U1),千葉千 城台 (R1), 千葉演習林 (M1)の3調査地 における3年間の子実体調査の結果から、 都市化とともにテングタケ科などの菌根 菌類が減少し, ベニタケ科の菌根菌であ るシロハツモドキが増加していたことが 明らかにされている(Ochimaru and Fukuda, 2007) が、今回、新たに3か所の調査地を 加えた結果から,都市化に伴うシロハツ モドキの優占度の増大が確認された. こ れら6か所の調査地のうち、5か所に共通 して発生したベニタケ科のシロハツモド キおよびテングタケ科のコテングタケモ ドキの子実体発生時期の解析より, コテ ングタケモドキの子実体は9月前半から後 半の短い期間に集中して形成されたが, この時期に都市林ではシロハツモドキが 子実体を形成していたこと,この時期の 都市域と山間域との気温差はわずかであ り、テングタケ科とシロハツモドキの子 実体形成温度条件には有意差がなかっ た. 他の菌根菌類でも, 子実体発生は初 夏または秋にピークがみられた (落丸 未発表データ)が、都市林におけるシロハ ツモドキの発生時期はこの両方と重なっ ていた. シロハツモドキは解析したすべ ての菌根菌種と子実体発生温度に有意差 がなかった. これらのことから, 山地林 でテングタケ科の種が占めていた生態的 地位が、都市林においてはシロハツモド キによって置換され、シロハツモドキが 春から秋までの長期間にわたって発生し ていることが示された.

ベニタケ科は,京都市のシイ林におけ

る子実体調査結果(Fukiharu and Kato, 1997)においても優占種として報告されており、シロハツモドキがすべての都市化の進んだ調査地において出現したことは、この仮説を支持している。また、外生菌根菌の子実体発生温度条件は、種ごとに有意に異なり、特に日最低気温において種間差が大きかった。このことは、都市環境下における最低気温の上昇が外生菌根菌の子実体形成に影響を与えている可能性を示唆している。

子実体の空間分布のm*-m相関法による 解析結果によると, リター分解菌は属に よって異なる傾向を示し、モリノカレバ タケ属, ホウライタケ属で分布集中度が 高かった. Fukiharu and Kato (1997) におい ては, モリノカレバタケ属は集中分布, ホウライタケ属はランダム分布するとさ れ, Yamashita and Hijii (2006) では、これ ら2属とクヌギタケ属のいずれもが集中分 布するとされている. これらの結果の違 いは調査区のメッシュサイズの違いによ ることが考えられるが、いずれの結果で も, モリノカレバタケ属がホウライタケ 属やクヌギタケ属よりも強い集中分布を 示すとの傾向は一致している. こうした 傾向は, それぞれの属が好むリター堆積 厚の違いに対応していると考えられた. すなわち,モリノカレバタケ属とホウラ イタケ属は、他の2属よりもリターが厚く 堆積した地点に出現しており, そのよう な条件の場所が集中分布することによ る.

木材腐朽菌と腐朽木材分解菌は、おおむねランダムに分布していたが、これは 基質となる倒木や枝の分布がランダムで あったためである。腐朽度が進むにつれ 分布集中度が高くなる傾向がみられた。 腐植分解菌は弱い集中分布ないしランダ ム分布を示しており、大きなコロニーは 形成されていなかった.

外生菌根菌では、シロハツモドキは概 ね緩やかな集中分布を示したが,一部強 い集中分布を示した調査地がみられた. また, コテングタケモドキでは概ね緩や かな集中分布を示した. 小川(1981)は 菌根菌の生態的性質としてコロニーの形 態や菌糸体の構造に基づいて生活型の分 類を行っている. これによると, シロハ ツモドキを含むベニタケ属 (Russula)とコ テンタケモドキを含むテングタケ属 (Amanita)は分散コロニー型に分類されて いる.この型の菌はA₀層からA層,B層と 広い範囲に生息し、小さなコロニーを散 生する. また高度に発達した根状菌糸束 により伸展するため互いに同一場所で共 存することができるとしている. 今回求 めた密度集中係数・基本集中指数より, 外生菌根性の複数種が小面積のコロニー を混生している傾向が示唆された.シロ ハツモドキとコテングタケモドキにおい ても, それぞれのコロニー形態や子実体 分布特性は概ね同様の傾向を示している と考えられる.

Fukiharu and Kato (1997) は常緑広葉樹林において子実体分布様式をm*-m相関法によって解析した. これによると,ベニタケ科の種の密度集中係数が 0.77~7.58 と幅の広い値をとったことを示しており,鉱質土層から発生し集中分布を示すグループ (シロハツモドキなど),腐植質土層から発生し弱い集中分布を示すグループ (カレバハツなど),ランダム分布を示すグループ (カレバハツなど),ランダム分布を示すグループ (カラムラサキハツ) に分類した. しかし本研究ではシロハツモドキで密度集中係数が1.24~4.71,ボタンイボタケ (Thelephora aurantiotincta Corner.)で1.24~6.10と同一種内においても調査地に

よって幅広い値をとっており、種や生息 層以外の要因によっても子実体の分布様 式が影響を受けることが示唆された. ま た、子実体発生数の多い調査地では同一 種でありながら遺伝的に異なる複数のコ ロニーが混生していることが考えられる が, 本研究においてはジェネット(同一 遺伝子型を持つ栄養繁殖由来の菌糸体)の 解析を行わずに種として統合したデータ 解析を行った. 複数のジェネットが連続 して分布する場合には一つの大きなコロ ニーとして認識されることにより密度集 中係数が高く評価される可能性があるた め、分布集中度の正確な評価のためには 遺伝的個体群を把握した上での詳細な調 査が必要である. 今後は、シロハツモド キなど都市林に特徴的な種のジェネット を識別するための遺伝子マーカーの開発 が必要であると考えられる.

ω解析の結果から、リター分解菌と腐植 分解菌, 腐植分解菌と外生菌根菌, 木材 腐朽菌と外生菌根菌,木材腐朽菌と外生 菌根菌, 腐朽木材分解菌と外生菌根菌 は, それぞれ互いに排他的な位置に子実 体を発生させていることが示唆された. 一方, リター分解菌と外生菌根菌, 木材 腐朽菌と腐朽木材分解菌の子実体形成位 置はそれぞれ独立していることが示唆さ れた. リター分解菌の群集構造の差違は 主にその樹林におけるリターの堆積様式 によってもたらされており、都市化、温 暖化などによる温度条件の変化が与える 影響は小さいと考えられる. 腐朽木材分 解菌の群集構造に関して立地による有意 な差は示されなかったが, 都市林に顕著 に繁茂するアオキ (Aucuba japonica)の立 木位置と腐朽木材分解菌の子実体形成位 置に関連が示された(未発表データ). アオキの立木位置と木材腐朽菌の位置に は関連がみられなかったこと,アオキの 現存量が腐朽木材分解菌と木材腐朽菌の 子実体分布の重なりと負の相関を示した ことから,アオキによって供給される木 質リターが他の樹種によって供給される 木質リターとは異なる腐朽過程を経るこ とで,都市林の腐朽木材分解菌相へ直接 的に影響を与えている可能性が示唆され た.

腐植分解菌、リター分解菌、外生菌根菌の3つの生活型の菌は、林床における落葉リターの堆積環境に選好性があり、腐植分解菌はリター分解菌や外生菌根菌よりも厚くリターが堆積する地点で子とが形成される傾向が示された(図7). 千葉千城台のようにリターの堆積が厚い立地ではこれらの菌がリターの厚さに従って棲み分けることが予想されるが、自然教育園や千葉演習林のようにリターの堆積が薄い立地ではこれらの菌が同じニッチに混在することになり、菌類の群集構造や分布様式に影響を及ぼしている可能性が示唆された.

土壌の化学性については, 千葉千城台 において土壌のpH が有意に高くなる傾向 が示された. スギの落葉リターが土壌の pH を上昇させることがいくつかの研究に よって示されているが (市川ほか, 2002;前迫ほか,2002),千葉千城台に おいても植栽由来と考えられるスギの現 存量が多いコドラートB において特に高い pH をしめしていることから、この地域に おいてもスギの落葉リターが土壌のpH に 影響を与えていることが示唆される. し かし, 日本の褐色森林度のpH は4.5~5.5 の範囲に入る場合が最も多く (河田, 1993) 本研究においてもその範囲を大き く逸脱しないこと, 千葉千城台にのみ表 れる特徴的な菌類相の変化が明確でない ことから,このpH の差違が菌類相に与えている影響は小さいと考えられる.

土壌中の全N 量は自然教育園において 千葉千城台や千葉演習林よりも有意に高 い傾向を示した. 特に林縁に近いコド ラートAにおいて高い全N量を示したこと から, 林外から窒素化合物が林内に流入 し, 土壌に蓄積されている可能性が示唆 される.

土壌の重金属は、鉛の含有率では調査 地間に有意な差は示されなかったが、亜 鉛,銅に関しては自然教育園において含 有率が高い傾向が示された. 坂上ほか (1980, 2001) は自然教育園において土壌 の重金属含有率を測定し、鉛・亜鉛・銅 の含有率が一般の土壌よりも高いことを 示し, 自動車交通に伴って発生する煤塵 の影響が大きいことを示唆した. 本研究 においても,郊外・山間域にある千葉千 城台や千葉演習林よりも都市域の自然教 育園の土壌が人為活動の影響を受けて重 金属含有量に差を示している可能性が示 唆される. また, 鉛に関しては調査地間 で有意な差が示されなかったが, これは 自然教育園においてサンプルごとの値の ばらつきが大きかったことと, 人為的影 響が少ないと考えられる千葉演習林にお いても高い値が示されたことが影響して いると考えられる.

以上のように本研究においては,長期間に亘る子実体の発生状況に関する調査により,都市化に伴う環境の差異に応じて菌類子実体の種組成に現れる差異が明らかにされた.

引用文献

Arnebrant, K. 1994. Nitrogen amendments reduce the frowth of extrametrical ectomy-corrhizal mycelium. Mycorrhiza 5: 7-15.

- Baxter, J.W., Pickett, S.T.A., Carreiro, M.M. and Dighton, J. 1999. *Ectomycorrhizal* diversity and community structure in oak forest stands exposed to contrasting anthropogenic impacts. Can. J. Bot. 77: 771-782.
- Chappelka, A.H., Kush, J.S., Runion, G.B., Meier, S. and Kelly, W.D. 1991. Effects of soil-applied lead on seedling growth and ectomycorrhizal colonization of loblolly pine. Environ. Pollut. 72: 307-316.
- Dighton, J. and Skeffington, R.A. 1987. Effects of artificial acid precipitation on the mycorrhizas of scots pine seedlings. New Phytol. 107: 191-202.
- Duddridge, J.A., Malibari, A. and Read, D.J. 1980. Structure and function of mycorrhizal rhizomorphs with special reference to their role in water transport. Nature 287: 834-836.
- Fukiharu, T. and Kato, M. 1997. An analysis on the spatial distribution patterns of basidiocarps of Agaricales in a Castanopsisdominated forest in Kyoto. Mycoscience 38: 37-44.
- 市川貴大・深澤文貴・高橋輝昌・浅野義 人. 2002. 落葉広葉樹天然林のヒノキ およびスギによる人工林化が土壌の養 分特性に及ぼす影響. 森林立地 44: 23-29
- Iwao, S. 1968. A new regression method for analyzing the aggregation pattern in biological populations. Res. Popul. Ecol. 10: 1-20.
- Iwao, S. 1977. Analysis of spatioal association between two species based on the interspecies mean crowding. Res. Popul. Ecol. 18: 243-260.
- 河田弘. 1993. 土壌の化学的性質. 森林 土壌研究会編: 森林土壌の調べ方とそ の性質(改訂版). pp258, 林野弘済会, 東京.
- Lloyd, M. 1967. Mean crowding. J. Anim. Ecol. 36: 1-30.
- 前迫俊一・米丸伸一・酒井正治. 2002.

- 隣接するスギ林と広葉樹林の表層土壌 の理化学的性質の比較. 鹿児島県林試 研報 7:14-22.
- 中野尊正・沼田真・半谷高久・阿部喜也. 1974. 都市生態学. 生態学講座28, 共立 出版, 東京, pp.44-52.
- 中尾佐助・佐々木高明. 1992. 照葉樹林 文化と日本. 241pp. くもん出版, 東京.
- 沼田真・岩瀬徹. 1975. 図説日本の植生. 178pp, 朝倉書店,東京.
- Ochimaru, T. and Fukuda, K. 2007. Changes in fungal communities in evergreen broadleaved forests across a gradient of urban to rural areas in Japan. C. J. Forest Res. 37: 247-258.
- 小川眞. 1981. 菌根菌の生態的性質とその菌根 -菌類生態学序論-. XVII IUFRO

- 論, 170-175.
- Ohsawa, M. 1990. An interpretation of latitudinal patterns of forest limits in South and East Asian mountains. J. Ecol. 78: 326-339.
- 坂上寛一・菅原十一・浜田竜之介・黒部 隆. 1980. 自然教育園における降下ば いじんおよび土壌中の重金属. 自然教 育園報告 10:5-17.
- 坂上寛一・水沢靖弥・菅原十一. 2001. 都市公園土壌にみる重金属集積とその 影響. 自然教育園報告 33:425-435.
- Smith, S.E. and Read, D.J. 1997. Mycorrhizal symbiosis. 2nd ed. Academic Press, London, UK.
- 鈴木由吉・矢野亮. 1973. 都市林におけるアオキの繁殖. 都市生態系の特性に関する基礎的研究, 67-82.
- 著 者: 落丸武彦 〒194-0294 東京都町田市常盤町3758 桜美林中学校・高等学校,福田健二 〒277-8653 千葉県柏市柏の葉5-1-5 東京大学柏キャンパス 東京大学大学院新領域創成科学研 究科自然環境学専攻 E-mail: fukuda@k.u-tokyo.ac.jp
- "Influence of urbanization on mushroom diversity in evergreen broadleaf forests" Report of Chiba Biodiversity Center 7:35-51. Takehiko Ochimaru Kenji Fukuda. Department of Natural Environmental Studies Graduate School of Frontier Sciences The University of Tokyo Kashiwanoha 5-1-5, Kashiwashi, Chiba 277-8653, Japan. E-mail: fukuda@k.u-tokyo.ac.jp
- Abstract: In order to clarify the influence of urbanization on fungal diversity in evergreen broadleaved forests dominated by *Castanopsis sieboldii* in Kanto area, mushroom survey has been done in plots with various levels of urbanization from Tokyo to Boso peninsula in Chiba prefecture. From the analysis of phenology of mushroom occurrence and climate, the decline in diversity of ectomycorrhizal mushrooms in urbanized forests was suggested to be caused by replacement of Amanita spp. by *Russula japonica*. By analyses of spatial distribution of mushrooms, litter decomposers vs. humus decomposers, humus decomposers vs. ectomycorrhizal fungi were found to eliminate overlap with each other. Among litter decomposers, each species showed different preference to litter thickness. Spatial distribution of decayed wood decomposers was related to distribution of *Aucuba japonica*.

Keywords: mushroom, phenology, temperature, spatial analysis

(受理 2014年1月25日)

流山市における都市化による鳥類相の変化

斉藤 裕 1 ・高橋佑太朗 2 ・吉田正人 2

- 1 江戸川大学社会学部
- 2 筑波大学大学院人間総合科学研究科

摘 要:千葉県流山市に残る3カ所の森林(市野谷の森,ふるさとの森,成願寺の森)において,2009~2011年1~3月,冬季の鳥類の種数・個体数を調査した。また市野谷の森については,1993~2000年に流山自然観察の森を実現させる市民の会が実施した鳥類センサスデータと比較することにより,都市化が鳥類相に与える影響を考察した。新市街地地区開発事業によって,森林面積が50 haから25 haに半減した結果,調査1回あたりの鳥類種数は,平均19.8種から15.6種に,調査1回あたりの鳥類個体数は,平均12.8個体/ha から平均8.3個体/ha に有意に減少するとともに,都市化に適応した鳥類相に変化し,シャノンの多様性指数も4.00から3.58~減少したことがわかった。

はじめに

流山市は、千葉県北西部に位置し、面 積 35.28 km, 人口15万人を超える自治体 である. 2005年につくばエクスプレスが 開通, 流山市内に, 南流山, 流山セント ラルパーク,流山おおたかの森の3駅が設 置され、とくに流山おおたかの森駅周辺 は流山新市街地地区として約286haの大型 開発が計画されるなど, 急速に都市化が 進行している. これに対して, 流山自然 観察の森を実現させる会(現:NPOさと やま)などの運動により、新市街地地区開 発事業のために消失する予定であった市 野谷の森 (通称:おおたかの森)が、都市 公園のうち動植物の生息生育地の保護を 目的とした都市林として保全されること になった (新保, 2000).

2009~2011年の冬季 (1~3月), 市野谷の森をはじめ残存する3つの森林に生息する鳥類の種数・個体数を調査し, 森林面積との関係を明らかにすることを第一の目的とした. 次に, 1993年から2000年まで, 流山自然観察の森を実現させる会が

実施した市野谷の森の鳥類調査結果との 比較を行い、都市化の進行に伴う、森林 の面積減少ならびに分断化が、鳥類の種 数・個体数等にどのような変化をもたら すかを考察した.

調査方法

1. 調査地

調査地は、流山市内の流山おおたかの 森駅から江戸川大学周辺に位置する3地 点の森林(市野谷の森、ふるさとの森、 成顕寺の森)とした(図1).

市野谷の森は、流山市の市野谷、大畔、西初石、三輪野山にまたがる雑木林であり、かつては約50haの面積があったが、新市街地地区開発のため、約25haに半減した。コナラ、クヌギ、イヌシデなどの落葉広葉樹に、スギ、ヒノキ、サワラなどの針葉樹が混じる混交林であり、林床はアズマネザサなどによって覆われている。

ふるさとの森は、流山市駒木にある雑木林で、面積は約7haである. コナラ,ク

ヌギ,イヌシデなどの落葉広葉樹に、スギなどの針葉樹が混じっている. 林床は一部が公園化されているため、アズマネザサなどに覆われた地域はおよそ半分ほどである.

成顕寺の森は、流山市駒木にある社寺林であり、面積は約1haである. シラカシを中心とする常緑広葉樹とサクラ、ケヤキなどの落葉広葉樹, スギ, クロベなどの常緑針葉樹が混じっている. 林床は一部が寺院境内地として明るく管理され、一部はアオキ、シュロなどの低木に覆われている.

2. 調査方法

調査方法は、樋口ほか(1982)、由井・鈴木(1987)、平野ほか(1989)によって用いられているラインセンサス法を採用した.市野谷の森の内部と林縁、ふるさとの森の林縁、成顕寺の森の林縁にルートを設定し、ゆっくりした速度でルートを歩きながら、林内においてはルートの両側25m、林縁においては林側25mを観察し、発見した鳥類の種類と個体数を記録した.直接観察できた場合は、種類と個

体数を記録したが、鳴き声のみの場合は、個体数が明らかである場合は個体数を、個体数が把握できない場合は確認のため丸印をつけ、個体数は1羽としてカウントした.

冬期の調査期間は,2009年2~3月までの12回,2010年 1~2月までの7回,2011年1~2月までの14回である.このほか,2009年には,7~9月,2010年10月~12月に調査を行っているが,本報告では冬期(1~3月)調査を中心に報告する.

結果と考察

1. 2009年~2011年の冬期調査結果

1) 鳥類の種数

2009~2011年1~3月の冬季調査において 観察された鳥類の一覧表を表 1-1~1-3 に示す.

市野谷の森では、冬季調査期間に観察された鳥類種数が、2009年の30種から、2010年は20種、2011年は21種に減少した (表1-4). しかし、調査1回あたりの鳥類種数をみると、2009年が12.9種、2010年が11.3種、2011年が12.0種であり、大きく減少したとはいえない、 (表1-5).

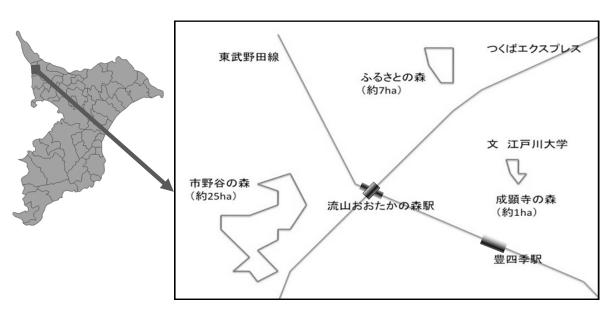


図1 調查地位置図.

された鳥類個体数(市野谷の森).

表 1-1 2009~2011年冬期調査(1~3月)で観察 表 1-2 2009~2011年冬季調査(1~3月)で観察 された鳥類個体数(ふるさとの森).

(51.3)

(13. 3)

種 名	2009年	2010年	2011年	種 名	2009年	2010年
オオタカ	1	1	5	カワウ	1	0
ツミ	1	0	0	ダイサギ	1	0
ノスリ	5	0	0	オオタカ	1	0
キジ	3	1	2	チョウゲンボウ	0	1
キジバト	12	6	5	キジ	4	0
カワセミ	4	1	0	キジバト	104	58
アカゲラ	7	0	6	アカゲラ	1	0
コゲラ	31	17	12	コゲラ	9	9
ヒバリ	1	0	0	ハクセキレイ	1	4
ハクセキレイ	2	0	0	ヒヨドリ	51	68
ヒヨドリ	37	38	73	モズ	3	1
モズ	4	0	2	ジョウビタキ	0	3
ルリビタキ	5	4	0	シロハラ	9	8
ジョウビタキ	5	0	3	ツグミ	59	30
アカハラ	0	1	0	ウグイス	5	8
シロハラ	7	10	10	エナガ	18	1
ツグミ	22	6	12	ヤマガラ	0	2
ウグイス	16	9	14	シジュウカラ	46	27
エナガ	48	17	60	メジロ	13	25
シジュウカラ	46	55	52	カシラダカ	2	7
メジロ	23	25	38	アオジ	27	27
ホオジロ	4	1	0	アトリ	1	0
カシラダカ	4	0	0	カワラヒワ	1	49
アオジ	98	32	53	シメ	79	23
カワラヒワ	5	0	28	スズメ	89	107
ベニマシコ	0	3	0	ムクドリ	17	12
シメ	2	0	1	カケス	1	0
ムクドリ	5	0	0	オナガ	0	0
カケス	7	4	2	ハシボソガラス	2	4
ハシボソガラス	1	5	1	ハシブトガラス	53	52
ハシブトガラス	34	48	40	コジュケイ	9	0
コジュケイ	2	0	5	不明	38	9
不明	33	5	11			
四什粉入三	475	289	435	/田 /七米b へ = 1	645	535
個体数合計	(39. 6)	(41. 3)	(62. 1) 21	個体数合計	(64. 5) 27	(66. 9) 22
種数合計	(12. 9)	(11. 3)	(12. 0)	種数合計	(13. 6)	(14. 3)

()内の数字は、調査1回あたりの個体数、種数の平均値を示す.

表 1-3 2009~2011年冬季調査 (1~3月)で観察 表 1-4 2009~2011年冬季調査において された鳥類個体数 (成顕寺の森).

種名	2009年	2010年	2011年
カワウ	0	0	1
キジバト	17	24	19
フクロウ	0	1	0
コゲラ	4	4	3
ヒヨドリ	12	14	15
ルリビタキ	1	0	0
アカハラ	0	2	0
シロハラ	0	5	5
ツグミ	1	2	0
ウグイス	1	1	2
エナガ	3	8	0
シジュウカラ	14	17	5
メジロ	8	19	8
アオジ	3	11	6
シメ	1	2	3
ムクドリ	14	0	0
オナガ	0	1	13
ハシブトガラス	29	6	6
不明	12	1	2
個体数合計	120 (12. 0)	118 (14. 8)	88 (14. 7)
種数合計	13 (5. 0)	15 (7. 5)	12 (7. 0)

()内の数字は、調査1回あたりの個体数、 種数の平均値を示す.

ふるさとの森では, 冬季調査期間に観 察された鳥類種数は、2009年の27種か ら、2010年は22種、2011年は21種と若干 の減少傾向がみられる (表1-4). 調査1 回あたりの鳥類種数は、2009年は13.6種、 2010年は14.3種, 2011年は13.3種とほぼ安 定している (表1-5).

成顕寺の森では、冬季調査期間に観察 された鳥類種数は、2009年は13種であっ たが、2010年は15種、2011年は12種と なっている (表1-4). 調査1回あたりの 鳥類種数は、2009年の5種から、2010年は

各森林に出現した鳥類種数の変化.

調査地	2009年	2010年	2011年
市野谷の森	30	20	21
ふるさとの森	27	22	21
成顕寺の森	13	15	12

表 1-5 2009~2011年冬季調査における 調査1回あたりの鳥類種数の変化.

調査地	2009年	2010年	2011年
市野谷の森	12. 9	11. 3	12. 0
ふるさとの森	13. 6	14. 3	13. 3
成顕寺の森	5. 0	7. 5	7. 0

表 1-6 2009~2011年冬季調査において 各森林に出現した鳥類個体数の変化.

調査地	2009年	2010年	2011年
市野谷の森	475	289	435
ふるさとの森	645	535	308
成顕寺の森	120	118	88

表 1-7 2009~2011年冬季調査における 調査1回あたりの鳥類個体数の変化.

調査地	2009年	2010年	2011年
市野谷の森	39. 6	41.3	62. 1
ふるさとの森	64. 5	66. 9	51.3
成顕寺の森	12. 0	14. 8	14. 7

7.5種, 2011年は7種となっており, 若干の 増加傾向にある (表1-5).

3年間のみの調査では断定的なことはい えないが, 鳥類種数は市野谷の森で減少 傾向, ふるさとの森では安定傾向, 成顕 寺の森では増加傾向にある.

2) 鳥類の個体数および優占種

2009~2011年の冬期調査において観察 された,各森林の鳥類個体数を表1-6 に、1回の調査あたりの鳥類個体数を表1-7に示す.

表 2-1 2009~2011年冬季調査の単位面積(ha) あたりの鳥類個体数 (市野谷の森).

種名	2009年	2010年	2011年
オオタカ	0.02	0.03	0.13
ツミ	0.02	0.00	0.00
ノスリ	0.08	0.00	0.00
キジ	0.05	0.03	0.05
キジバト	0.18	0.16	0.13
コジュケイ	0.03	0.00	0.13
カワセミ	0.06	0.03	0.00
アカゲラ	0.11	0.00	0.16
コゲラ	0.47	0.44	0.31
ヒバリ	0.02	0.00	0.00
ハクセキレイ	0.03	0.00	0.00
ヒヨドリ	0.56	0.98	1.89
モズ	0.06	0.00	0.05
ルリビタキ	0.08	0.10	0.00
ジョウビタキ	0.08	0.05	0.08
アカハラ	0.00	0.03	0.00
シロハラ	0.11	0.26	0.26
ツグミ	0.33	0.16	0.31
ウグイス	0.24	0.23	0.36
エナガ	0.72	0.44	1.55
シジュウカラ	0.69	1.42	1.35
メジロ	0.36	0.65	0.98
ホオジロ	0.06	0.03	0.00
カシラダカ	0.06	0.00	0.00
アオジ	1.48	0.83	1.37
カワラヒワ	0.08	0.00	0.72
ベニマシコ	0.00	0.08	0.00
シメ	0.03	0.00	0.03
ムクドリ	0.08	0.00	0.00
カケス	0.11	0.10	0.05
ハシボソガラス	0.02	0.13	0.03
ハシブトガラス	0.51	1.24	1.04
不明	0.50	0.13	0.28
合計	7.19	7.55	11.26

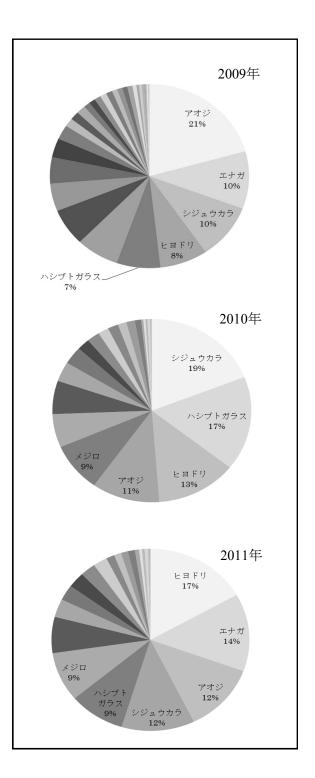


図 2-1 冬季調査における優占種 (2009~2011年, 市野谷の森).

市野谷の森の鳥類個体数は、2009年475 個体, 2010年289個体, 2011年435個体と 推移している (表 1-6). 調査1回あたり の個体数を見ると、2009年39.6個体、2010 年41.3個体、2011年62.1個体と増加傾向に ある (表1-7). 2009~2011年を通じて優 占しているのは、アオジ(n=0.83~1.48)、シ ジュウカラ (n=0.69~1.60), ヒョドリ $(n=0.56\sim2.6)$, $n \rightarrow \vec{J} \rightarrow \vec$ (n=0.51~1.24), エナガ(n=0.44~1.20)など 森林性の鳥類であり、このうちヒヨドリ が増加傾向にある (表 2-1, 図 2-1). 2009年度以降減少した鳥類は、ツミ、ノ スリなどの猛禽類のほか、ヒバリ、ハク セキレイ,ムクドリなどであり、必ずし も森林性の鳥類が減少したとはいえな V١.

ふるさとの森の鳥類個体数は、2009年 645個体, 2010年535個体, 2011年308個体 (表1-6). 調査1回あたりの個体数も, 2009年64.5個体, 2010年66.9個体, 2011年 51.3個体と減少傾向にある(表1-7). ふ るさとの森では、2009年~2011年を通じ て優占しているのは、キジバト (n=1.70~4.27), ヒヨドリ (n=2.14~ 4.30), ハシブトガラス (n=2.18~4.60), ツグミ (n=1.44~2.90)であった(表 2 - 2、図 2 -2). スズメ,シメは、2009~2010年は優 占していたが、2011年に大きく数を減ら している. それとは逆に、2011年にはじ めてオナガが見られるようになった. 市 野谷の森と比較して, 鳥類種数は大きな 違いはないが、鳥類相はやや都市化した 森林に適応した種になりつつある.

成顕寺の森の鳥類個体数は、2009年120個体、2010年118個体、2011年88個体(表1-6)だが、調査1回あたりの個体数は2009年12.0個体、2010年14.8個体、2011年14.7個体であり(表<math>1-7)、むしろ増加傾

向にある. $2009 \sim 2011$ 年を通じて優占しているのは、キジバト $(n=2.72\sim4.76)$ 、ヒヨドリ $(n=1.92\sim9.2)$ 、であり、シジュウカラ、メジロは減少傾向にある. これに代わって、オナガが増加傾向にある(表 2-2、図 2-3).

3) 単位面積あたりの鳥類個体数および 森林全体の推定個体数

調査面積は、一般的に調査距離に左右の調査範囲を乗じて求めるが、市野谷の森では林内と林縁にまたがった調査ルートが設定された。そこで、以下の式によって調査面積(A)を求めた。

調査面積(A)ha=(林内の調査距離×50m+林縁の調査距離×25m)/100市野谷の森の調査面積(A)は5.52ha,ふるさとの森の調査面積は2.44ha,成顕寺の

また、単位面積あたりの鳥類個体数 (n) は、以下の式によって求められる.

森の調査面積は0.63haであった.

単位面積あたりの鳥類個体数(n) = 調査ルート上の発見個体数 /調査面積(A)

これによって算出した単位面積あたりの鳥類個体数(n) 表2-1~2-4に示す.

単位面積あたりの鳥類個体数は,面積の広い市野谷の森(平均8.67個体/ha)よりも,ふるさとの森(平均24.98個体/ha),成顕寺の森(平均21.97個体/ha)のほうが高い結果となった.これは,森林面積が狭い森のほうが,林縁効果や観察のしやすさのため,見かけ上,鳥類個体数が多くなっていると考えられる.

そこで、森林全体の推定個体数(N)を、以下の式によって求めた.

森林全体の推定個体数 (N) = 単位面積あたりの鳥類個体数 (n) ※森林面積 (S)

表 2-2 2009~2011年冬季調査の単位面積(ha) あたりの鳥類個体数(ふるさとの森).

種名	2009年	2010年	2011年
カワウ	0. 04	0.00	0.00
ダイサギ	0. 04	0. 00	0.00
オオタカ	0. 04	0. 00	0. 14
チョウゲンボウ	0. 00	0. 05	0.00
キジ	0. 16	0. 00	0. 07
コジュケイ	0. 37	0. 00	0.00
キジバト	4. 27	2. 97	1. 98
アカゲラ	0. 04	0. 00	0. 07
コゲラ	0. 37	0. 46	0. 55
ハクセキレイ	0. 04	0. 20	0.00
ヒヨドリ	2. 14	3. 48	3. 14
モズ	0. 12	0. 05	0. 20
ジョウビタキ	0. 00	0. 15	0. 07
シロハラ	0. 37	0. 41	0. 14
ツグミ	2. 42	1. 54	2. 87
ウグイス	0. 21	0. 41	0. 68
エナガ	0. 74	0. 05	0. 27
シジュウカラ	1. 89	1. 38	1. 43
ヤマガラ	0.00	0. 10	0. 07
メジロ	0. 53	1. 28	1.09
カシラダカ	0. 08	0. 36	0.00
アオジ	1. 11	1. 38	0. 81
アトリ	0. 04	0.00	0.00
カワラヒワ	0. 04	2. 51	1. 98
シメ	3. 24	1. 18	0. 68
スズメ	3. 66	5. 48	0.00
ムクドリ	0. 70	0. 61	0.00
カケス	0. 04	0.00	0.00
オナガ	0. 00	0.00	1. 02
ハシボソガラス	0. 08	0. 20	0. 20
ハシブトガラス	2. 18	2. 66	2. 66
不明	1. 56	0. 46	0. 89
合計	26. 53	27. 37	21.04

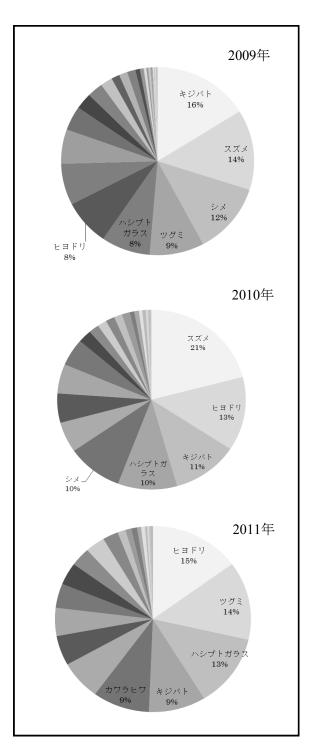


図 1-2 冬季調査における優占種 (2009~2011年, ふるさとの森).

表 2-3	2009~2011年冬季調査の単位面積(ha)
	あたりの鳥類個体数 (成顕寺の森).

種名	2009年	2010年	2011年
カワウ	0.00	0.00	0. 26
キジバト	2. 72	4. 76	5. 03
フクロウ	0.00	0. 20	0.00
コゲラ	0. 64	0. 79	0. 79
ヒヨドリ	1. 92	2. 78	3. 97
ルリビタキ	0. 16	0.00	0.00
アカハラ	0.00	0. 40	0.00
シロハラ	0. 00	0. 99	1. 32
ツグミ	0. 16	0. 40	0.00
ウグイス	0. 16	0. 20	0. 53
エナガ	0. 48	1. 60	0.00
シジュウカラ	2. 24	3. 37	1. 32
メジロ	1. 28	3. 77	2. 12
アオジ	0. 48	2. 18	1. 59
シメ	0. 16	0. 40	0. 79
ムクドリ	2. 24	0.00	0.00
オナガ	0. 00	0. 20	3. 44
ハシブトガラス	4. 64	1. 19	1. 59
不明	1. 92	0. 20	0. 53
合計	19. 20	23. 43	23. 28

森林全体の推定鳥類個体数は,市野谷の森では,2009年178.9個体,2010年188.3個体,2011年337.5個体と増加傾向にある. ふるさとの森では,2009年185.7個体,2010年191.6個体,2011年161.0個体となった. 成顕寺の森は,2009年19.2個体,2010年23.4個体,2011年27.5個体と増加している. 市野谷の森では,種数が減少傾向であるにもかかわらず,個体数は増加傾向にあった(表3).

4) 森林面積と鳥類種数との関係

2009~2011年の冬季調査における森林面積と鳥類種数との関係を図3に示した.

2009年,2011年は,森林面積と鳥類種数の間には正の相関関係が見られたが,2010年は面積25haの市野谷の森よりも,面積7haのふるさとの森のほうが鳥類種数が高

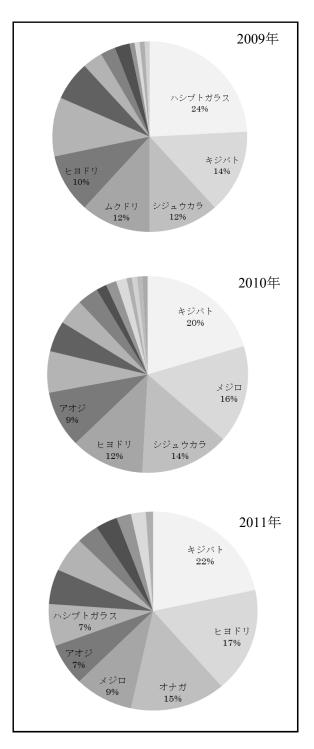


図 2-3 冬季調査における優占種 (2009~2011年度,成顕寺の森).

表 2-4 2009~2011年冬期調査における 単位面積(ha)あたり鳥類個体数.

調査地	2009年	2010年	2011年	平均
市野谷の森	7. 19	7. 55	11. 26	8. 67
ふるさとの森	26. 53	27. 37	21.04	24. 98
成顕寺の森	19. 20	23. 43	23. 28	21. 97

表3 2009~2011年冬季調査における 各森林の推定鳥類個体数の変化.

調査地	2009年	2010年	2011年
市野谷の森	178. 9	188. 3	337. 5
ふるさとの森	185. 7	191. 6	161. 0
成顕寺の森	19. 2	23. 4	27. 5

くなった.

5) 森林面積と鳥類個体数との関係

2009~2011年の冬季調査における森林面積と鳥類個体数との関係を図4に示した.ここで鳥類個体数とは,調査対象とした森林全体の鳥類の推定個体数(N)のことであり,単位面積あたり鳥類個体数(n)に森林面積(S)を乗じたものである.

2011年度の鳥類個体数は、市野谷の森337.5個体、ふるさとの森161.0個体、成顕寺の森27.5個体となり、森林面積と鳥類個体数の間に、強い正の相関関係が見られた. しかし、2009年、2010年は、市野谷の森よりもふるさとの森の方が個体数が多い結果となった.

6) 森林面積とシャノンの多様性指数と の関係

シャノンの多様性指数は、生物多様性を 指標する指数の一つであり、以下の式で 計算される。すべての種が均一であれば 指数が高くなり、特定の種が優占する単 純な生物相になると、指数が低下する。

表 4 2009~2010年冬季調査における 鳥類の多様性指数 (H')の変化.

調査地	2009年	2010年	2011年
市野谷の森	4. 00	3. 58	3. 65
ふるさとの森	3. 75	3. 74	3. 58
成顕寺の森	3. 20	3. 35	3. 25

 $H' = -\Sigma (Pi \times log Pi)$

Pi: 全体を1としたときの各生物種の割合

logPi: 2を底としたときのPiの対数

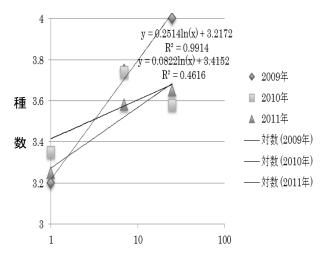


図3 冬季調査における森林面積 (ha)と 鳥類種数との関係.

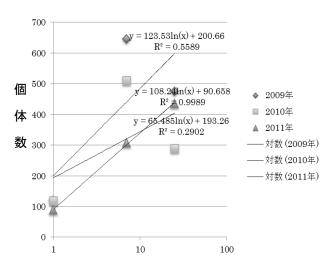


図4 冬季調査における森林面積(ha)と 鳥類個体数の関係.

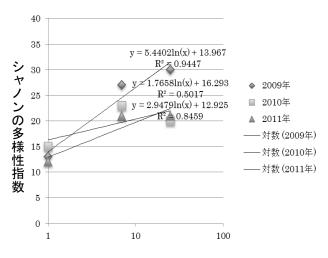


図5 冬季調査における森林面積 (ha)と シャノンの多様性指数との関係.

市野谷の森における冬季調査 (1月~3月)の鳥類相の変化 (1994~2000年,2009~2011年). 来5

		1994			1995			1996		_	997		1998			1999			2000		2009	6	2010			2011		
	٦١	1月	2月	3月	<u>1,9</u>	2月							1, H,	2月	3月	<u>1,9</u>	2月						- E	2月	3月	<u>1,9</u>	2月	3,
	アオサギ)))								0			
	オオタカ	0	0	0	0	0	0				0	0	0 (0			0	0	O			0		0		0	0	0
	びをとい												0								0							
	ノスリ									0	^											0						
	チョウゲンボウ							0																				
	沙 井									0	0											0	0				0	
	コジュケイ・ジュデ						0			0	^				0	0		0				0				0		
	4 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	0	0	0		0	0				0		(0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	
	ングにつ										_		0								C	C		C				
	アオゲラ				С															С)))				
	アカゲラ				0				0	0	0	0	0		0	0	0				0	0				0	0	
	コゲラ	0	0	0	0	0					_		0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	
	ヒバリ																					0						
	キセキレイ																		0									
	ハクセキレイ					0			0	0	0				0	0			0	0		0						
	セグロセキレイ														0													
	E∃F'U ∓-7	0 (0	0	0	0	0 (0	0	0	0	0	0 (0	0	0			0 (0	0	0	0	0	0 (0 (
	ルリビタキ	o c	C)				C		C	C	0 0				c) C	C	C	C))
	ジョウビタキ) () (C)))	C	C)) C) C) ()		C		
	トラッグミ	0)					0	0	,))))	0))))		
	アカハラ	_										0								0			0					
	ショハラ	0	0	0	0				0				0	0	0	0		0				0	0	0		0	0	
	ッグ≡	0	0		0	0	0		0			0	0	0	0	0	0	0				0	0	0		0	0	
	ウグイス	0		0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0				0	0		0	0	0	0
	+0199+ 					0					^					0				0								
	H 7 F 11	0				0 (0			0	0	0	0	0	0	0		0	0	0		0	0	0
	にとりれて	(0						((
	シジュウセル	o ((C	(((o ((C	((C	(((((((C	C
	()) () () () () () (0 0) () () () () () () () () () ())) () (
1	ホオジロ	0	0	0	0	0	0					0	0)) 0	0	0) (0	0	0)))
Column C	カシラダカ	0	0	0	0	0					0	0	0									0						
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	アオジ	0	0	0	0	0	0			0	^	0	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	
Color Colo	クロジ		0																									
Color Colo	711	0																										
Color Colo	カワラヒワ	0	0	0	0	0	0			0	0	0 (0	0	0 (0	0	0			0	0				0	0	0
Column C	, k	(((0 (0	(((((
1	ロシャン	0		0							0	0				0	0	0 0			0			C		0		
Color Colo	メベ					C	C				C	C	C	C	C	C	C) C)				
C C C C C C C C C C	4 5 ተ))			,)	0)))	0))			0							
O O	カケス	0	0	0		0					0	0	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	
22 17 15 16 17 26 27 27 28 18 27 27 28 18 27 28 28 28 28 28 28 28 28 28 28 28 28 28	オナガ												0			0												
22 17 15 16 19 15 20 20 19 25 19 24 21 17 22 23 19 20 20 20 20 20 31 19 10 20 20 20 20 20 20 20 20 20 20 20 20 20	ハシボンガラス		0	0	0	0	0		0		0	0	0						0					0			0	
22 17 15 16 19 15 20 20 19 20 25 19 20 25 20 25 20 23 23 25 17 16 9 17 17 22 23 16 25 25 25 25 25 25 17 16 9 17	ハシブトガラス				0		0					0	0	0	0	0	0	0				0	0	0	0	0	0	0
24 25 25 32 29 27 31 30	各月出現種数	22	17	15	16	19	15			2	5 19	24	21	17	22	23	19	20				25	17	16	6	17	18	6
	各冬季出現種数			24			25		25	2		32			29			27		3.	_	30			21			21

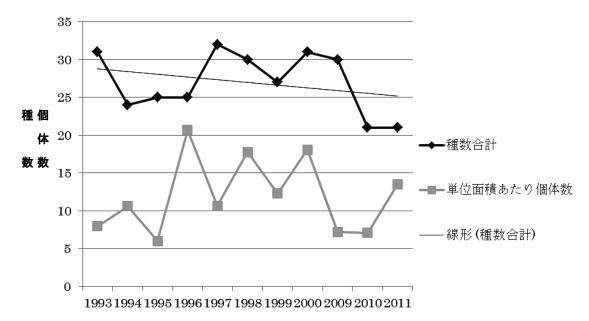


図 6 市野谷の森における鳥類種数と単位面積あたりの個体数 (個体/ha)の経年変化. (冬季調査1~3月の平均). 1993~2000年は流山自然観察の森を実現させる会の調査データに基づく.

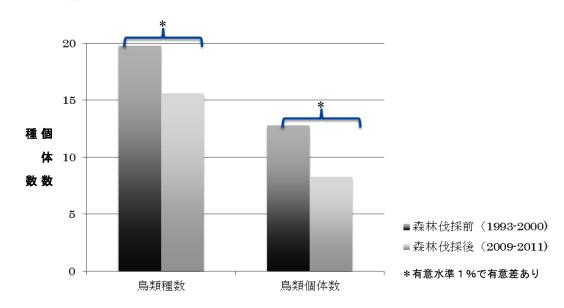


図7 市野谷の森における森林伐採前と後の鳥類種数,単位面積あたり個体数(個体/ha)の変化(冬季調査1~3月の調査1回あたりの種数・個体数の平均). 1993~2000年は流山自然観察の森を実現させる会の調査データに基づく.

シャノンの多様性指数 (H')=

 $-\Sigma$ ($Pi \times log Pi$)

ただしPi全体の個体数を1とした時の各生物種の個体数の比率 logPi の底を2とする対数.

2009~2011年の冬季調査における, シャノンの多様性指数の変化を表4に示 す. 市野谷の森は, 2009年が4.00であったが, 2010年は3.58, 2011年は3.65と減少している. ふるさとの森も, 2009年は3.75, 2010年は3.74であったが, 2011年は3.58と推移している. 2001年は市野谷の森よりもふるさとの森の多様性指数が高い結果となった. 成顕寺の森は, 市野谷の森や

ふるさとの森と比較して多様性指数が低く,2008年3.20,2010年3.35,2011年3.25であった(表4).

2009~2011年の冬季調査における森林 面積とシャノンの多様性指数との関係を 図 5 に示した. 2009年, 2011年は, 森林 面積とシャノンの多様性指数との間に は, 正の相関関係が見られた.

2. 1993~2000年の調査結果との比較

市野谷の森においては、流山自然観察の森を実現させる会が、1993年から2000年まで、毎月、鳥類のラインセンサスを行ってきた(浅川、1997). そこで、流山自然観察の森を実現させる会(現;NPOさとやま)の浅川裕之氏よりデータの提供を受け、2009~2011年の冬季調査結果との比較を行った.

流山自然観察の森を実現させる会が調査したルートのうち、現在の市野谷の森の調査ルートに近いAルートの冬季(1~3月)のデータを抽出し、2009~2011年の調査結果と比較したのが表5である.

冬季 (1~3月)の鳥類種数は,1993年は20種,1994年は24種,95年は25種,96年は25種,97年は32種,98年は29種,99年は27種,2000年は31種であった。市野谷の森周辺の森林が伐採されたのは2004年頃であるが,その後の2009年には30種だったが,2010年には21種,2011年には21種と減少した(表5).

森林伐採前(1993~2000年)の鳥類種数の平均(図6)は27.6種,森林伐採後(2009~2011年)の鳥類種数の平均は24.0種であり、t検定の結果、有意の差はなかった.これは、森林伐採前の調査は月2回の定期調査であるのに対して、2009~2011年の調査は、冬季に集中して調査しているためとも考えられた.

そこで、調査1回あたりの鳥類種数を比較したところ、森林伐採前(1993~2000年)の平均は1回あたり19.8種、森林伐採後(2009~2011年)の平均は1回あたり15.6種であった。t検定の結果、調査1回あたりの鳥類種数の平均値は、有意水準1%で有意差が認められた。

同様に、調査1回あたりの単位面積あたり鳥類個体数を比較したところ、森林伐採前(1993~2000年)の平均は12.8個体/haであったのに対して、森林伐採後(2009~2011年)の平均は8.3個体/haであった. t検定の結果、調査1回あたりの単位面積あたり鳥類個体数は、有意水準1%で有意差が認められた(図7).

まとめと提言

2009~2011年の鳥類調査から,新市街地地区開発事業によって,森林の面積が減少し,分断化された結果として,鳥類種数,鳥類個体数が減少するとともに,鳥類相が都市化に適応した種に変化し,単調になることによって,多様性指数も減少していることがわかった.

また、新市街地地区開発事業前の、流 山自然観察の森を実現させる会の調査結 果との比較から、森林伐採前と後では、 市野谷の森の鳥類種数や単位面積あたり の鳥類個体数が減少していることが明ら かとなった.

流山市は,生物多様性基本法にもとづく生物多様性地域戦略をいち早く制定し,市野谷の森,大堀川,利根運河などを中心に,生物多様性を回復させることを20年後の目標に掲げている(流山市,2010).

本調査で明らかとなった,森林減少や 分断化に伴う鳥類相の変化を緩和し,回 復させるためには,残された森林をでき る限り保全するとともに、市街地における緑地づくりを通じて、鳥類をはじめとする生物の移動を可能とする生態系ネットワークの回復が最重要課題である.

謝辞

本研究にあたって、NPOさとやまの恵良好敏氏、浅川裕之氏には、調査データの提供をはじめ、貴重なアドバイスをいただいた。また江戸川大学の学生諸君には、ラインセンサス調査に協力をいただいた。ここに記して感謝申し上げる。

引用文献

浅川裕之. 1997. 市野谷の森ラインセン サス調査. オオタカのすむ市野谷の 森. 流山自然観察の森を実現させる会

- 樋口広芳・塚本洋三・花輪伸一・武田宗 也. 1982. 森林面積と鳥の種数との関 係. Strix 1: 70-78.
- 平野敏明・石田博之・国友妙子. 1989. 冬期における森林面積と鳥の種数との 関係. Strix 8: 173-178.
- 流山市. 2010. 生物多様性流山戦略-オオタカがすむ森のまちを子どもたちの未来へ.
- 新保國弘. 2000. オオタカの森-都市林 「市野谷の森公園」創成への道. 崙書 房.
- 由井正敏・鈴木祥悟. 1987. 森林性鳥類 の群集構造解析IV:繁殖期群集の林相 別生息密度,種数および多様性. 山階 鳥研報 19:13-27.
- 著 者:斉藤裕 〒270-0132 千葉県流山市駒木474 江戸川大学社会学部,高橋佑太朗 〒305-0821 茨城県つくば市春日1-8-3 筑波大学大学院人間総合科学研究科,吉田正人 〒305-0821 茨城県つくば市春日1-8-3 筑波大学大学院人間総合科学研究科.
- "Effect of Urbanization on Avifauna in Nagareyama City, Chiba Prefecture, Japan." Report of Chiba Biodiversity Center 7:52-64. Yu Satio¹ Yutaro Takahashi² Masahito Yoshida². ¹ Department of Social Science, Edogawa University, Komagi 474, Nagareyama-shi, Chiba 270-0132, Japan; ² Graduate School of Comprehensive Human Sciences, University of Tsukuba, Kasuga 1-8-3, Tukuba-shi, Ibaraki 305-0821, Japan.

冬期の印旛沼流域における猛禽類の 環境選好性と生息環境評価

橋本 大¹·長谷川雅美

東邦大学理学部生物学科

1 (現所属) 八千代市立勝田台中学校

摘 要:猛禽類の生息状況から流域の環境評価をおこなうこと目的として、印旛沼流域の様々な環境を含む117地点を選択し、冬期の猛禽類の生息に影響する環境要因を解析した.猛禽類の分布地点情報と「傾斜」、「700m 圏内の畑面積割合」、「700m 圏内の水田面積割合」、「700m 圏内の市街地面積割合」、「開放水面からの距離」、「河川からの距離」、「森林からの距離」の7つの環境データをもとに、印旛沼流域における猛禽類の分布予測を行い、環境選好性に関与する重要な環境要因を推定した。MaxEnt モデルを使用し、印旛沼流域におけるトビとノスリの生息確率を求めた結果、この2種の生息には、水田や市街地、畑の面積の割合が影響し、トビについてはさらに開放水面からの距離が生息確率に大きく影響していた。また、猛禽類の飛行様式、狩りの方法には、翼の形態が大きく関与し、翼が細長いトビは上昇気流を捉えて飛翔旋回しながら餌を探索し、解放水面を選好性していた。翼が短く幅広いノスリは上空でホバリングしたり、また電柱などの止まり木にとまって地上の獲物を狙っていた。今回の分布予測結果は、野外調査の結果や種の特性をよく反映していた。

はじめに

生態系の評価手法の1つに指標種を用いた方法がある.一定の条件が満たされた広い生息地を必要とする種をアンブレラ種として指定し、これを保護することで、その種の生息地に共に生息・生育する種の全体を保全し、生物多様性の保全につなげるという、保全上の戦略的な考え方の1つである.アンブレラ種は地域の生態ピラミッドの最高位に位置する消費者を指定する場合が多く、日本ではツキノワグマやヒグマ、オオタカ、イヌワシなど大型の肉食哺乳類や猛禽類などがアンブレラ種として扱われている(尾崎、2003).

アンブレラ種を用いた生態系の評価を行い、保全に生かしていくためには、対象種

ごとに生息環境の選好性を明らかにしてお く必要がある. 猛禽類を指標種とする場 合,彼らが選好する環境は、目視での調査 やラジオ・テレメトリ法による個体の追 跡, 行動圏の推定などを通して解析されて きた. 例えば、オオタカの環境選好性につ いては、ラジオ・テレメトリ法によって推 定された行動圏(面積約1,000 ha)の中に 森林が5~90%含まれることが報告されて いる(尾崎, 2003). さらに, 近年は地理情 報システムの活用によって, 猛禽類の環境 選好性を広域スケールで把握する手法が発 展している(伊藤ほか, 2012; 杉山ほか, 2009) . データベース化された国土数値情 報や植生図を説明変数とし、目撃情報の有 無を従属変数としたロジスティック回帰分

析により、クマタカの潜在的生息地や開発に対して脆弱な地域の抽出が行われた例がある(伊藤ほか、2012). しかし、猛禽類の潜在的生息地を広域スケールで解析し、生態系の評価につなげることに成功した研究はまだ少ない(Bustamante and Seoane、2004).

印旛沼は上水道,工業用水および農業用水の貴重な水源として利用されており,千葉県民はもとより,首都圏基幹産業の重要な水がめである(印旛沼環境基金,2010).しかし,1960年代以降,印旛沼の流域では急激な都市化が進み,流域人口の増加に伴って沼に流入する河川や沼の水質汚濁が進行した.現在,印旛沼の水質改善・水循環の健全化に向け,流域の湧水保全や生態系の保全・再生,生物多様性の向上など,総合的な水環境保全の取り組みが進められている.さらに,流域生態系の広域的な把握のため,猛禽類を生態系保全の戦略的指標とした実用的な評価手法の開発が求められている.

そこで、本研究では、印旛沼流域において、流域生態系の広域的な把握を目指して、猛禽類の環境選好性に関する野外調査を行った。そして、得られたデータをもとに地理情報システムを用いた分布予測を行い、猛禽類の生息に影響する環境要因の推定を行った。

調査地と方法

1. 調査地概要

調査は千葉県北西部利根川下流右岸,下総台地の中央に位置する印旛沼流域で行った(図1). 印旛沼の湖面積は北印旛沼の6.26 km²と西印旛沼の5.29 km²をあわせて11.55 km²であり,最大水深2.5 m,平均水深は1.7 mである. 印旛沼流域の面積は541.1 km²であり千葉県の約10分の1の面積

を占める. 流域人口は76.4万人である(印 旛沼環境基金, 2010).

印旛沼流域は下総台地と呼ばれる台地 と、その大地を刻み樹枝状に形成された浅 い谷津から成り立っている。また、地層・





図1 印旛沼流域(上,出典:印旛沼流域水循環健全化会議)と調査地点(下).分布予測で作成したモデルをこの範囲に出力した.点は調査実施地点を示す.その周辺円は調査地点から半径500mのバッファーであり、モデル作成における環境データはこの範囲のもの.

地質的には関東ローム層から構成されており、その特徴を生かし、台地上は畑地や山林、谷津は水田として利用されている。また台地と谷津との境界は照葉樹、落葉広葉樹、スギなどの多様な樹木で覆われた急勾配の斜面となっている(印旛沼環境基金、2010).

印旛沼流域では、1950年代以後の人口増 加や都市化により, 畑や田園, 森林の減 少, 住宅地面積の増加など, 土地利用が大 きく変化した. 平成21年度は, 印旛沼流域 面積のうち,市街地等が44.8%(221.4 km²) と最も大きい割合を占め、畑地 20.7% (102.0 km²) ,山 林 19.8% (98.1 km²) と続き、水田の専有面積が14.6% (72.3 km^2) で最少であった. 一方, これ らの各土地利用形態別の総流域面積に対す る割合の推移を見ると、昭和60年以降、山 林, 水田および畑はいずれも減少を示し, 平成21年度では昭和60年を基準として山林 21.8%, 水田10.3%, 畑19.0%の減少と なっている. これに対し、公園・緑地を含 む市街地等が流域人口の急激な増加にとも なって40.5%の増加となっている(印旛沼 環境基金, 2010)

2. 野外調査方法

野外調査は、非繁殖期に印旛沼流域に生息する昼行性の猛禽類を対象に、2012年1月から3月、2013年1月の9時~15時の間に行った.プロットセンサス法を用い、印旛沼流域の様々な環境を含むように117地点を選択し、各地点に10分間滞在して、半径500m以内に出現する猛禽類を記録した(図1).猛禽類の観察、識別には10倍の双眼鏡と20~60倍のフィールドスコープを使用した.猛禽類を観察した際には、時間、種名、行動と地図上にその地点を記録した.また調査地点から周辺の様子をデジタルカ

メラにて撮影を行った.

3. 解析方法

解析は野外調査で観察された猛禽類の中から飛翔中あるいは樹木の枝などにとまっている場合等、その地点を利用していないと思われるものを除いて、観察地点の位置情報を整理して、予測精度を高めるために、飛翔・その他を除いて猛禽類の分布地点情報が10地点以上あったトビ(25地点)とノスリ(41地点)の地点情報を使用して解析を行った、環境データの整備にはArcGIS(Desktop Ver.10)を使用した。解析にはMaximum Entropy Species Distribution Modeling、Version3.33k(以下MaxEntモデル)と一般化線形モデル(GLM:generalized linear model)を使用した。

4. 分布予測

猛禽類の分布に影響を与えている要因を 明らかにするため、MaxEntモデルを使用 し,猛禽類の地点情報と環境データを用い て予測を行った. 環境データには「傾 斜」,「水田面積割合」,「畑面積割合」, 「市街地面積割合」,「森林からの距離」, 「解放水面からの距離」,「河川からの距 離」を用いて解析を行った. 「傾斜」は国 土地理院の基盤地図情報(縮約レベル 2500) を使用して求めた. 「水田面積割 合」,「畑面積割合」,「市街地面積の割 合」、「森林からの距離」、「解放水面から の距離」,「解放水面からの距離」は自然 環境保全基礎調査の第2-5回植生調査重ね 合わせ植生を使用し求めた. 周囲に占める 面積の割合を求めたものについては、 ノス リは越冬期に140 haの面積を使用する(内 田, 2001) という報告に基づき, この範囲 を漏れ無くカバーできるよう猛禽類の確認 された地点を中心に半径700mのバッ

ファーを引き、その範囲内でそれぞれの環境変数を算出した。セルサイズは100m×100mで行った。分布予測のバックグラウンドは調査を行った調査地点から半径500mとした。

これらのデータを用いて分布予測を行い、その予測モデルを印旛沼流域に当てはめることにより、印旛沼流域における猛禽類の分布確率を推定した。地点情報数によって可能な試行回数が異なるMaxEntモデルを用いて、トビ25回、ノスリ41回の試行を繰り返して、生息確率の平均値を求めた

得られた分布予測モデルはROC解析から評価した。ROC解析とはモデルの精度を評価する解析手法であり、縦軸に在データ中の正しく予測された割合、横軸に不在データ中で間違って在と予測された割合を示すグラフが自動的に作成される。このROC曲線とx軸とx=1の直線が成す面積の値であるArea under the curve(AUC)値が1に近いほどモデルの精度が高いことを示す。

5. 猛禽類の分布に影響を与える環境要因 の推定

MaxEntモデルでの分布予測に使用した環境要因は分布予測モデル作成への貢献度,重要度とともにジャックナイフ法により評価した. 貢献度は各環境データが分布予測モデル作成の際に使用された割合を示し,重要度は各環境要因の重要性の割合を示す. ジャックナイフ法においては,当該の環境要因のみを用いて分布予測を行った際のAUC値,当該の環境要因を除いて分布予測した場合のAUC値,そしてすべての環境要因を適用した場合のAUC値を比較し,各環境要因の総対的な重要性を評価する.

また, 猛禽類の生息確率に影響を与えて

いる要因を明らかにするため、一般化線形 モデルにより解析を行った。説明変数を各 環境要因、応答変数を猛禽類の生息確率と し、回帰モデルを作成した。得られた結果 において、赤池情報基準量(AIC: Akaike's Information Criterion)を用いた総 当り法によりモデル選択を行い、最もAIC の低いモデルをベストモデルに選択した。

結 果

1. 野外調査結果

ポイントセンサス法による分布調査の結 果,調査を行った117地点中49地点で計115 回猛禽類を観察することができた. その内 訳はノスリ32地点46回, トビ20地点29回, チョウゲンボウ10地点10回, チュウヒ5地 点10回、オオタカ7地点8回、ハイタカ7地 点7回、コチョウゲンボウ3地点3回、ミサ ゴ2地点2回観察された(表1). 猛禽類の 行動については大きく飛翔と止まりの2つ に分類した. さらに飛翔についてはワシタ カ類で見られる飛翔行動の区分(黒田, 1994) に従い、狩り、探索、その他の3つ に分類した. 止まりについては猛禽類が止 まっている場所で4つに分類した(表2). 観察した際の行動, 周辺環境については表 にまとめた(表3,表4). 印旛沼流域に おける各猛禽類が観察された地点を図にま とめた(図2-1, 図2-2).

トビは観察された29回のうち,25回が飛行中であった.そして水田や湖面上で観察された場合が多い.ノスリは観察された46回中,25回が飛行中であり,木や電柱に止まっている個体も同程度観察された.ミサゴは印旛沼湖面上を飛翔している個体と,ホバリング,急降下といった狩りを行なっている個体が観察された.チュウヒは印旛沼縁のアシ原で飛翔している個体が観察された.ハイタカ,オオタカは開けた土地か

表1 印旛沼流域の猛禽類の調査記録.

日本日の日本日の日本日の日本日の日本日の日本日の日本日の日本日の日本日の日本日	調査日	地点	調査時間	個体 番号	種名	行動	**:左	毁下 (;	*) より続く			
## 1844 124	2012.2.11	1	9:09~9:19	1	トビ	飛翔(探索)	2012.2.17	21	11:58~12:08	58	コチョウゲンボウ	止まり (電線)
## 1 28 - 14				2	ノスリ	止まり (電柱)				59	ノスリ	止まり (電柱)
## 125-1132 전 1325-1232 전 1				3	ノスリ	止まり(杭)				60	チョウゲンボウ	止まり(電柱)
1		2	9:32~9:42	4	トビ	止まり(電柱)		22	12:23~12:33	61	ノスリ	止まり (電柱)
## 1014~1024				5	ノスリ	止まり(電柱)		23	13:02~13:12	62	ノスリ	止まり(電柱)
### 1014~1024 16 9 NE				6	コチョウゲンボウ	止まり (杭)				63	ノスリ	止まり (杭)
1				7	トビ	飛翔(探索)	2012.2.18	30	11:59~12:09	64	ノスリ	飛翔(探索)
### 12-4-12-24				8	トビ	飛翔(探索)				65	チョウゲンボウ	飛翔(探索)
1				9	トビ	飛翔(探索)		35	13:43~13:53	66	ハイタカ	飛翔(探索)
12		3	9:53~10:03	10	チュウヒ	止まり (杭)	2012.2.20	40	10:10~10:20	67	チョウゲンボウ	飛翔(探索)
## 13				11	ノスリ	飛翔(探索)		41	10:32~10:42	68	ノスリ	止まり (電柱)
4 1014~1024 14 トビ 競機(等) 4 1014~1024 15 ノスリ 残機(等) 7 2 ハイララ 残機(等) 72 八イララ 残機(等) 7 2 ハイララ 残機(等) 7 2 ハイララ 残機(等) 7 3 トビ 発機(等) 7 3 トビ 発機(等) 7 4 ノスリ 残機(等) 7 4 ノスリ 残機(等) 7 4 ノスリ 残機(等) 7 7 2 ハイララ 残機(等) 7 7 2 ハイララ 残機(等) 7 2 ハイララ 残機(等) 7 2 ハイララ 残機(等) 7 2 ハイラー 残機(等) 7 2 ハイラー 残機(等) 7 2 ハイラー 残機(等) 7 2 ハイラー 残機(等) 2 メークビー 残機(等) 2 シークビー 残機(等) 2 122-1-1231 7 2 ハイラー 残機(等) 2 3 133-1403 80 ハイラー 大工ター 残機(等) 2 3 133-1403 80 ハイラー 大工ター 機能(等) 2 122-1231 1 100-11:16 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7 7				12	コチョウゲンボウ	止まり(電線)				69	オオタカ	飛翔(探索)
日				13	ミサゴ	飛翔(探索)				70	オオタカ	飛翔(探索)
10				14	トビ	飛翔(狩り)		42	11:09~11:19	71	ノスリ	飛翔(探索)
17 トピ		4	10:14~10:24	15	ノスリ	飛翔(探索)				72	ハイタカ	飛翔(探索)
1				16	ノスリ	止まり(電柱)		43	12:23~12:33	73	トビ	飛翔(その他)
19				17	トビ	飛翔(探索)				74	ノスリ	飛翔(探索)
Paris		5	10:39~10:49	18	オオタカ	飛翔(狩り)				75	ノスリ	飛翔(その他)
日 1 125~11.35				19	チョウゲンボウ	飛翔(探索)				76	ノスリ	飛翔(探索)
1				20	ノスリ	飛翔(狩り)				77	オオタカ	飛翔(探索)
1		6	11:25~11:35	21	チュウヒ	飛翔(探索)		45	13:21~13:31	78	ノスリ	止まり (電柱)
1 1 1 1 1 1 1 1 1 1				22	トビ	飛翔(狩り)	2012.2.24	49	11:06~11:16	79	オオタカ	飛翔(探索)
Page				23	チュウヒ	飛翔(探索)		52	13:53~14:03	80	ノスリ	飛翔(探索)
				24	チュウヒ	飛翔(探索)				81	ハイタカ	止まり (木)
12-11 1-12				25	ミサゴ	飛翔(狩り)	2012.2.27	54	11:01~11:11	82	ハイタカ	止まり (木)
日本語画学学院		7	12:44~12:54	26	トビ	飛翔(探索)	2012.2.28	61	10:00~10:10	83	トビ	飛翔(探索)
1012.2.17 16 9-20 セ 飛翔探索) 機類探索) 63 10.54~11.04 36 チョウゲンボウ 飛翔探索) 飛翔探索) 64 11.44~11.54 87 チョウゲンボウ 乗翔探索) 機類探索) 64 11.44~11.54 87 チョウゲンボウ 乗翔探索) 地まり(能比) 67 14:12~14.22 38 ハイタカ 地まり(能比) 07 14:12~14.22 38 ハイタカ 乗翔探索) 乗翔探索) 90 ノスリ 乗翔探索) 91 ハイタカ 乗翔探索) 乗翔探索) 91 ハイタカ 乗翔探索) 乗翔探索) 91 ハイタカ 乗翔探索) 乗別探索) 91 ハイタカ 乗翔探索) 乗別探索) 91 ハイタカ 乗翔探索) 乗別探索) 91 ハイタカ 乗翔探索) 乗別探索) 90 ノスリ 乗翔探索) 91 ハイタカ 乗別探索) 乗別探索) 91 ハイタカ 乗別探索) 乗別探索) 91 ハイタカ 乗別探索) 乗別探索) 92 トビ 乗翔探索) 乗別探索) 92 トビ 乗翔探索) 乗別探索) 93 チョウゲンボウ 乗別探索) 乗別探索) 95 ハイタカ 乗別探索) 96 トビ 乗別探索) 96 トビ 乗別探索) 96 トビ 乗別探索) 97 ノスリ 乗別探索) 11.99~11.19 99 ノスリ 乗別探索) 11.99~11.19 99 ノスリ 乗別探索) 11.99~11.19 99 ノスリ 乗別探索) 11.99~11.19 99 ノスリ 乗別探索) 11.99~				27	ノスリ	止まり (杭)		62		84	ノスリ	止まり (木)
1				28	チュウヒ	飛翔(探索)				85	ノスリ	止まり (木)
10 テュウヒ 飛翔探索) 30 テュウヒ 飛翔探索) 現理探索) 131 チュウヒ 飛翔探索) 2 ノスリ 止まり(統) 66 1330~13:40 88 ハイタカ 止まり(電柱) 67 14:12~14:22 88 ノスリ 飛翔(その他) 12 14:2~14:22 88 ノスリ 飛翔(その他) 9 13:47~13:57 36 ノスリ 止まり(電柱) 37 テュウヒ 飛翔(その他) 9 13:47~13:57 36 ノスリ 止まり(電柱) 37 テュウヒ 飛翔(存の他) 99 12:2.12 10 14:18~14:28 38 チョウゲンボウ 止まり(電柱) 99 13:47~13:57 36 ノスリ 止まり(電柱) 99 13:47~13:57 36 ノスリ 止まり(電柱) 99 13:47~13:57 957~10:07 92 トビ 飛翔探索) 94 トビ 飛翔探索) 10 14:18~14:28 38 チョウゲンボウ 止まり(木) 19 10:28~10:30 99 7 フスリ 飛翔探索) 99 7 スリ 飛翔などか				29	チュウヒ	飛翔(探索)		63	10:54~11:04	86	チョウゲンボウ	飛翔(狩り)
8 13:13~13.23 32 ノスリ 止まり(他) 33 チョウゲンボウ 止まり(他) 36 ノスリ 飛翔(その他) 90 ノスリ 飛翔(来常) 90 ノスリ 飛翔(来消) 90 ノスリ 飛翔(来消) 90 ノスリ 飛翔(来消) 10 <td></td> <td></td> <td></td> <td>30</td> <td>チュウヒ</td> <td>飛翔(探索)</td> <td></td> <td></td> <td>ì</td> <td>87</td> <td>チョウゲンボウ</td> <td>飛翔(探索)</td>				30	チュウヒ	飛翔(探索)			ì	87	チョウゲンボウ	飛翔(探索)
8 13:13~13.23 32 ノスリ 止まり(杭) 33 チョウゲンボウ 止まり(電柱) 90 ノスリ 飛翔(探索) 34 トビ 飛翔(探索) 35 チュウヒ 飛翔(探索) 35 チュウヒ 飛翔(宋常) 2012.3.03 70 9.57~10.07 92 トビ 飛翔(探索) 10 14:18~14.28 38 チョウゲンボウ 止まり(電柱) 93 チョウゲンボウ 飛翔(探索) 11 10.29~10.39 40 トビ 止まり(木) 42 ノスリ 飛翔(探索) 42 ノスリ 飛翔(探索) 43 トビ 飛翔(探索) 45 ノスリ 飛翔(探索) 45 ノスリ 飛翔(探索) 46 ノスリ 飛翔(宋帝) 50 トビ 飛翔(安帝) 11 15 11:52~12.02 47 トビ 飛翔(安帝) 10 928~9.38 48 ノスリ 康瀬(安帝) 17 953~10.03 51 ノスリ 飛翔(安帝) 17 953~10.03 51 ノスリ 飛翔(安帝) 17 953~10.03 51 ノスリ 康瀬(守の				31	チュウヒ	飛翔(探索)				88		止まり (電柱)
13 チョウゲンボウ 止まり(電柱) 34 トビ 発揮(探索) 35 チョウヒ 飛翔(安命他) 9 13:47~13:57 36 ノスリ 止まり(電柱) 37 チョウヒ 飛翔(探索) 37 チョウケンボウ 地まり(電柱) 39 ノスリ 止まり(電柱) 39 ノスリ 止まり(常せ) 10 14:18~14.28 45 チョウゲンボウ 地まり(電柱) 42 ノスリ 乗期(探索) 42 ノスリ 乗期(探索) 43 トビ 乗期(探索) 43 トビ 乗期(探索) 45 ノスリ 乗期(探索) 46 ノスリ 乗期(探索) 46 ノスリ 乗期(安命他) 45 ノスリ 乗期(安命他) 47 トビ 乗期(安命他) 49 トビ 乗期(安命他) 50 トビ 乗期(安命他) 17 15.24-12.04 10 チョウゲンボウ 18 1.35~11.03 10 チョウゲンボウ 19 東部(安命) 10 ナンリ 乗期(安命) 1012.11:19		8	13:13~13:23	32	ノスリ	止まり (杭)			ì	89	ノスリ	飛翔(その他)
10 13.47~13:67 36				33	チョウゲンボウ	止まり(電柱)		0,	14.12 14.22	90	ノスリ	飛翔(探索)
13.47~13.57 36 ノスリ 止まり(電柱) 10 14:18~14.28 38 チョウゲンボウ 止まり(電柱) 33 ノスリ 止まり(木) 33 ノスリ 止まり(木) 13 10.29~10.39 41 トビ 止まり(木) 42 ノスリ 飛翔(探索) 43 トビ 飛翔(探索) 43 トビ 飛翔(探索) 45 ノスリ 飛翔(探索) 46 ノスリ 飛翔(ぞ南) 15 11:52~12:02 47 トビ 飛翔(その他) 15 11:52~12:02 47 トビ 飛翔(茶南) 49 トビ 飛翔(茶南) 49 トビ 飛翔(茶南) 1012:17 16 9:28~9:38 48 ノスリ 止まり(木) 49 トビ 飛翔(茶南) 20 上まり(木) 17 9:53~10:03 51 ノスリ 飛翔(茶南) 17 9:53~10:03 51 ノスリ 飛翔(茶南) 17 9:53~10:03 51 アスリ 上まり(木) 17 9:53~10:03 51 アスリ 乗翔(茶南)				34	トビ	飛翔(探索)				91	ハイタカ	飛翔(探索)
9 13.47~13.57 36 ノヌリ 止まり(電柱) 10 14:18~14.28 38 チョウゲンボウ 止まり(電柱) 39 ノスリ 止まり(木) 11 10.29~10.39 40 トビ 止まり(木) 13 10.29~10.39 41 トビ 止まり(電柱) 42 ノスリ 飛翔(探索) 43 トビ 飛翔(探索) 43 トビ 飛翔(探索) 45 ノスリ 飛翔(安命) 46 ノスリ 飛翔(その他) 15 11:52~12:02 47 トビ 飛翔(その他) 15 11:52~12:02 47 トビ 飛翔(ぞ命) 1012.217 16 9:28~9:38 48 ノスリ 止まり(木) 49 トビ 飛翔(ぞ命) 2012.314 11:13~11.23 11:13~11.23 52 ノスリ 止まり(木) 17 9:53~10:03 51 ノスリ 康翔(探索) 2012.314 38 11:19~11.29 10 トビ 飛翔(探索) 20 11:13~11.23 52 ノスリ 止まり(木) 2012.314 38 11:19~11.29 10 トビ <td></td> <td></td> <td></td> <td>35</td> <td>チュウヒ</td> <td>飛翔(その他)</td> <td>2012 3 03</td> <td>70</td> <td>9:57~10:07</td> <td>92</td> <td>トビ</td> <td>-</td>				35	チュウヒ	飛翔(その他)	2012 3 03	70	9:57~10:07	92	トビ	-
10		9	13:47~13:57	36	ノスリ	止まり (電柱)	2012.0.00	,,,	3.57 10.07	93	チョウゲンボウ	飛翔(狩り)
10				37	チュウヒ	飛翔(探索)				94		
12-2.12 12 9.59~10.09 40 トビ 止まり (木)		10	14:18~14:28	38	チョウゲンボウ	止まり (電柱)						
12 9.59~10.09 40 トビ 止まり(木) 13 10.29~10.39 41 トビ 止まり(電柱) 42 ノスリ 飛翔(探索) 43 トビ 飛翔(探索) 45 ノスリ 飛翔(探索) 46 ノスリ 飛翔(探索) 46 ノスリ 飛翔(その他) 15 11.52~12.02 47 トビ 飛翔(その他) 49 トビ 飛翔(探索) 50 トビ 飛翔(探索) 17 9.53~10.03 51 ノスリ 飛翔(探索) 18 11:13~11.23 52 ノスリ 止まり(木) 53 トビ 飛翔(探索) 20 11:13~11.23 52 ノスリ 止まり(木) 55 オオタカ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 70 東翔(探索) 100 サラインスリ 飛翔(探索) 11:13~11.28 100 アスリ ルビ ルビ 乗翔(探索) 2012.3.14 89 11:19~11.29 108 ノスリ ルエリ 飛翔(探索) 2012.3.15 100 (1.31~10.41 100 トビ ルビ 乗翔(探索) 2012.3.16 100 (1.31~10.41 111 ノスリ 乗翔(突ゅ) 2012.3.17 100 (1.31~10.41 111 ノスリ 乗翔(突ゅ) 2012.3.17 100 (1.31~10.41 111 ノスリ 乗翔(突ゅ) 2012.3.18 100 (1.31~10.41 111 ノスリ 乗翔(突ゅ)				39	ノスリ	止まり (木)				96		-
13 10.29~10.39 41 トビ 止まり(電柱) 42 ノスリ 飛翔(探索) 43 トビ 飛翔(探索) 14 10.57~11:07 44 トビ 飛翔(探索) 45 ノスリ 飛翔(探索) 46 ノスリ 飛翔(その他) 15 11:52~12:02 47 トビ 飛翔(その他) 1012.2.17 16 9:28~9.38 48 ノスリ 止まり(木) 49 トビ 飛翔(探索) 50 トビ 飛翔(探索) 70 11:13~11:23 52 ノスリ 止まり(木) 71 10:28~10:38 98 ノスリ 飛翔(探索) 72 11:09~11:19 99 ノスリ 飛翔(探索) 73 11:48~11:58 102 トビ 飛翔(探索) 74 12:34~12:44 103 ノスリ 飛翔(探索) 74 12:34~12:44 103 ノスリ 飛翔(探索) 75 トビ 飛翔(探索) 2012.3.12 78 10:07~10:17 105 ノスリ 止まり(木) 78 11:35~11:45 106 ノスリ 止まり(木) 80 14:46~14:56 107 ノスリ 止まり(杭) 81 11:35~11:45 106 ノスリ ルまり(杭)	2012.2.12	12	9:59~10:09	40	トビ	止まり (木)						,
14 ノスリ 飛翔(探索) 14 10.57~11:07 44 トビ 飛翔(探索) 15 11:52~12:02 47 トビ 飛翔(その他) 15 11:52~12:02 47 トビ 飛翔(その他) 1012.2.17 16 9:28~9:38 48 ノスリ 止まり(木) 49 トビ 飛翔(探索) 50 トビ 飛翔(探索) 17 9:53~10:03 51 ノスリ 飛翔(探索) 20 11:13~11:23 52 ノスリ 止まり(木) 53 トビ 飛翔(探索) 54 トビ 飛翔(探索) 55 オオタカ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 57 トビ 飛翔(探索) 57 <		13	10:29~10:39	41	トビ	止まり (電柱)		71	10:28~10:38			,
14				42	ノスリ	飛翔(探索)				99		
14 10.57~11:07 44 トビ 飛翔(探索) 45 ノスリ 飛翔(探索) 46 ノスリ 飛翔(その他) 15 11:52~12:02 47 トビ 飛翔(その他) 012.2.17 16 9:28~9:38 48 ノスリ 止まり (木) 49 トビ 飛翔(探索) 50 トビ 飛翔(探索) 17 9:53~10:03 51 ノスリ 飛翔(探索) 20 11:13~11:23 52 ノスリ 止まり (木) 53 トビ 飛翔(探索) 54 トビ 飛翔(探索) 55 オオタカ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 73 11:48~11:58 102 トビ 飛翔(探索) 81 11:35~11:45 106 ノスリ 飛翔(探索) 86 14:46~14:56 107 ノスリ 飛翔(探索) 96 11:48~11:58 110 トビ 飛翔(探索) 102 11:48~11:58 110 トビ 飛翔(探索) <td></td> <td></td> <td></td> <td>43</td> <td>トビ</td> <td>飛翔(探索)</td> <td></td> <td>12</td> <td>11.03 11.13</td> <td></td> <td></td> <td></td>				43	トビ	飛翔(探索)		12	11.03 11.13			
45		14	10:57~11:07	44	トビ	飛翔(探索)						
11:52~12:02 47 トビ 飛翔(その他) 74 12:34~12:44 103 ノスリ 飛翔(探索) 飛翔(深索) 1012.2.17 16 9:28~9:38 48 ノスリ 止まり (木) 49 トビ 飛翔(探索) 50 トビ 飛翔(探索) 50 トビ 飛翔(探索) 2012.3.12 178 10:07~10:17 105 ノスリ 止まり (木) 11:35~11:45 106 ノスリ 飛翔(探索) 11:13~11:23 52 ノスリ 止まり (木) 86 14:46~14:56 107 ノスリ 止まり (杭) 11:13~11:29 108 ノスリ 飛翔(探索) 11:13~11:29 108 ノスリ 飛翔(探索) 11:48~11:58 110 トビ 止まり (竜柱) 10:21~11:45 106 ノスリ 飛翔(探索) 11:48~11:58 110 トビ 止まり (竜柱) 11:48~11:58 110 トビ 飛翔(での他) 11:48~11:58 110 トビ 飛翔(での他) 11:48~11:58 110 トビ 飛翔(探索) 112 オオタカ 飛翔(探索) 112 オオタカ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索) 115 八スリ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索) 115 八スリ 飛翔(探索) 115 115 116 117				45	ノスリ	飛翔(探索)		72	11.4011.50		-	
15				46	ノスリ	飛翔(その他)						
16 9:28~9:38 48 ノスリ 止まり(木) 49 トビ 飛翔(探索) 50 トビ 飛翔(探索) 17 9:53~10:03 51 ノスリ 飛翔(探索) 20 11:13~11:23 52 ノスリ 止まり(木) 53 トビ 飛翔(探索) 54 トビ 飛翔(探索) 55 オオタカ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 77 トビ 飛翔(探索) 109 13:43~13:53 113 ノスリ 飛翔(探索) 1109 13:43~13:53 113 ノスリ 飛翔(探索) 111 オオタカ 飛翔(探索) 112 オオタカ 飛翔(探索)		15	11:52~12:02	47	トビ	飛翔(その他)		/4	12:34~12:44			
49 トビ 飛翔(探索) 20 11:13~11:23 11:13~11:23 11:13~11:29 106 ノスリ 飛翔(探索) 20 11:13~11:23 52 ノスリ 止まり(木) 2012.3:14 89 11:19~11:29 108 ノスリ 飛翔(探索) 53 トビ 飛翔(探索) 54 トビ 飛翔(探索) 93 10:16~10:26 109 トビ 止まり(電柱) 96 11:48~11:58 110 トビ 飛翔(その他) 55 オオタカ 飛翔(探索) 2013.1.12 102 10:31~10:41 111 ノスリ 飛翔(探索) 109 13:43~13:53 113 ノスリ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索) 115 オオタカ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索) 115 スオタカ 飛翔(探索) 116 カオタカ 飛翔(探索) 117 カオタカ 飛翔(探索) 118 カオタカ 飛翔(探索) 119 13:43~13:53 113 カスリ 飛翔(探索) 111 カオタカ 飛翔(探索) 112 カオタカ 飛翔(探索) 113 カスリ 飛翔(深索)	2012.2.17	16	9.28~9.38	48	ノスリ	止まり (木)	0010010	70	10.07 10.17			
17 9.53~10.03 51 ノスリ 飛翔(探索) 2012.3.14 89 11:19~11:29 108 ノスリ 飛翔(探索) 2012.3.26 93 10:16~10.26 109 トビ 止まり(電柱) 11:48~11:58 110 トビ 飛翔(ぞ索) 55 オオタカ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 73 74 74 75 75 トビ 飛翔(探索) 75 トビ 飛翔(探索) 75 トビ 飛翔(探索) 75 トビ 飛翔(探索) 75 八スリ 飛翔(探索) 75 八スリ 飛翔(探索) 75 八スリ 飛翔(探索) 75 102 10:31~10:41 111 ノスリ 飛翔(探索) 112 オオタカ 飛翔(探索) 112 オオタカ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索) 115 75 75 75 75 75 75 7			0.20	49	トビ	飛翔(探索)	2012.3.12					
17 9.53~10.03 51 ノスリ 飛翔(探索) 2012.3.14 89 11:19~11:29 108 ノスリ 飛翔(探索) 2012.3.26 93 10:16~10.26 109 トビ 止まり(電柱) 11:48~11:58 110 トビ 飛翔(ぞ索) 55 オオタカ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(探索) 7人リ 飛翔(探索) 2012.3.16 102 10:31~10:41 111 ノスリ 飛翔(探索) 112 オオタカ 飛翔(探索) 112 オオタカ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索) 115 114 オオタカ 飛翔(探索) 115 115 116 117 117 118 118 118 119 119 13:43~13:53 113 ノスリ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索) 115 115 116 117 118 118 118 119 118 118 119 118 118 119 118 119												
20		17	9:53~10:03									
53 トビ 飛翔(探索) 54 トビ 飛翔(探索) 55 オオタカ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(その他) 57 トビ 飛翔(探索) 109 13:43~13:53 110 トビ 飛翔(探索) 111 ノスリ 飛翔(探索) 109 13:43~13:53 113 ノスリ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索)						ì						-
54 トビ 飛翔(探索) 55 オオタカ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(その他) 57 トビ 飛翔(探索) 102 10.31~10.41 111 ノスリ 飛翔(探索) 109 13.43~13.53 113 ノスリ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索)		20	11.10-211.23			1	2012.3.26					
55 オオタカ 飛翔(探索) 56 ノスリ 飛翔(その他) 57 トビ 飛翔(探索) 102 10:31~10:41 111 ノスリ 飛翔(狩り) 109 13:43~13:53 113 ノスリ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索)						`	<u> </u>	96	11:48~11:58			` '
56 ノスリ 飛翔(その他) 57 トビ 飛翔(探索) 109 13:43~13:53 113 ノスリ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索)						,	2013.1.12	102	10:31~10:41			`
57 トビ 飛翔(探索) 109 13.43~13:53 113 ノスリ 飛翔(探索) 114 オオタカ 飛翔(探索)								<u> </u>				
114 オオタカ 飛翔(探索)								109	13:43~13:53			-
*:右段上(**)へ続く 110 14:13~14:23 115 ノスリ 飛翔(探索)			i.			******	<u>'</u>	<u> </u>		114		
	:右段	上 (*) へ続く					110	14:13~14:23	115	ノスリ	飛翔(探索)

表 2 猛禽類で見られる飛翔行動の分類.

分類	行動
	急降下:停空飛翔または低空飛行(一定の高さを飛行)から地上の獲物を襲う.
飛翔(狩り)	段階的:停空飛翔をくり返して段階的に降下し、獲物を探す.
π६२४४ (१५ ५)	水平飛行:停空飛翔をくり返して水平に移動し、獲物を探す.
	(移動範囲はせまく、いつでも獲物を狙うことができる大勢にある場合。)
	・ 監視飛翔:停空飛翔を繰り返し、広範囲に水平飛行で移動する.
飛翔(探索)	巡回飛行:停空飛翔(一定の高さを飛翔)しながら、広範囲に移動する.
	(移動範囲は広く、獲物を狙う仕草が見られない場合.)
飛翔(その他)	旋回:円を描いてぐるぐるまわりながら上昇し、別の場所に移動する.
止まり(木)	木に止まっている.
止まり(電柱)	電柱に止まっている.
止まり(電線)	電線に止まっている.
止まり(杭)	杭に止まっている.

表3 野外調査において観察することができた猛禽類とその行動.

行動	トビ	ノスリ	ミサゴ	チュウヒ	ハイタカ	オオタカ	チョウゲンボウ	コチョウゲンボウ	合計
飛翔·探索	18	19	1	8	4	6	5	0	61
飛翔・狩り	3	1	1	0	0	2	2	0	9
飛翔・その他	4	5	0	1	0	0	0	0	10
止まり・木	1	7	0	0	2	0	0	0	10
止まり・電柱	3	9	0	0	1	0	3	0	16
止まり・電線	0	0	0	0	0	0	0	2	2
止まり・杭	0	5	0	1	0	0	0	1	7
合計	29	46	2	10	7	8	10	3	115

表 4 野外調査において観察することができた猛禽類と周辺環境.

土地	トビ	ノスリ	ミサゴ	チュウヒ	ハイタカ	オオタカ	チョウゲンボウ	コチョウゲンボウ	合計
水田・湖	27	45	2	10	7	8	9	3	111
畑	1	1	0	0	0	0	1	0	3
住宅地	1	0	0	0	0	0	0	0	1
林	0	0	0	0	0	0	0	0	0
合計	29	46	2	10	7	8	10	3	115

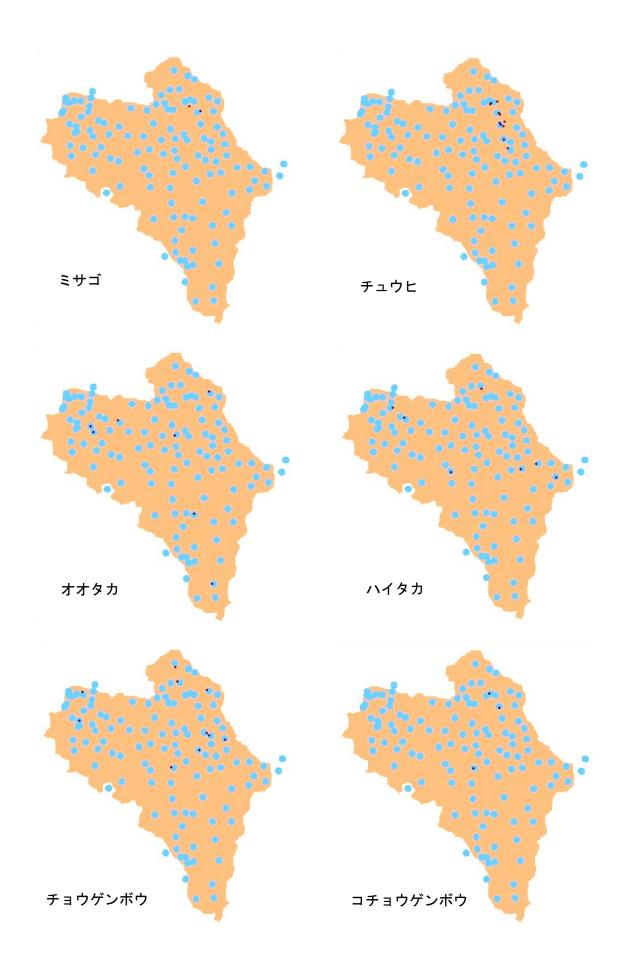


図2-1 野外調査において猛禽類が観察された地点.

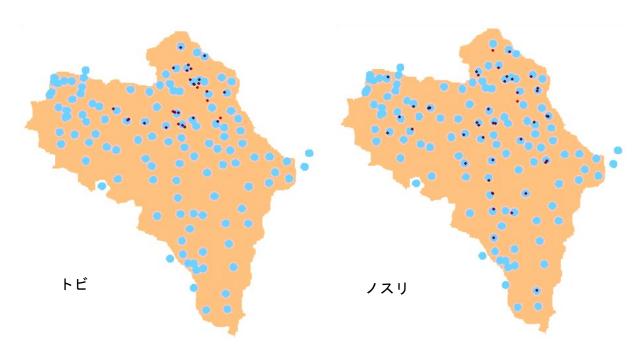


図2-2 野外調査において猛禽類が観察された地点.

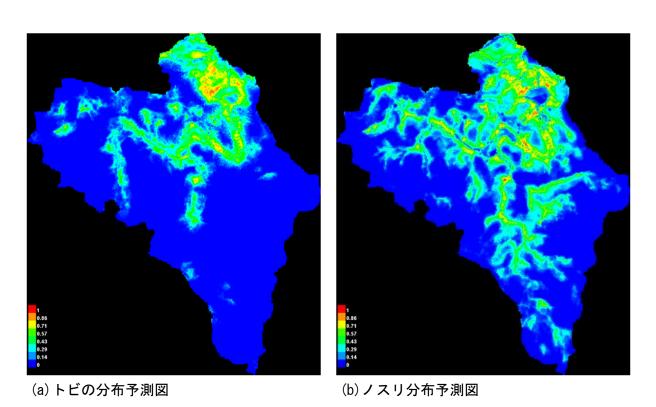


図3 MaxEntによる猛禽類の分布予測図.

- (a) トビの分布予測図::北印旛沼,西印旛沼周辺での生息確率が高い結果となった. 特に北印旛沼北部の水田地帯での確率が高い.また沼の水面上においても生息確率が高くなっている.
- (b) ノスリの分布予測図:北印旛沼,西印旛沼周辺での生息確率が高い結果となった。また河川沿いの入り組んだ谷津田での生息確率も高くなっており、トビに比べて広い範囲で生息確率が高くなっている.

ら起伏の大きい土地で、上空を飛行し探餌 している個体が多く観察された。チョウゲ ンボウは開けた水田での観察が多かった。 観察された個体のうち2個体は電柱から草 むらへ急降下し、昆虫類を捕食していた。 また飛行しているもののうち2個体はホバ リングして狩りを行なっていた。コチョウ ゲンボウは開けた水田において、杭に止 まっているものと電線に止まっているもの が確認された。

2. 分布予測と猛禽類の分布に影響を与える環境要因の推定

MaxEntモデルでの分布予測の結果を示す(図3).トビ、ノスリともに印旛沼流域の中でも、北印旛沼と西印旛沼周辺での生息確率が高くなっていた。特に、トビは印旛沼北部の水田地帯での分布確率が高かった。また沼の水面上においてもある程度の生息確率が得られた。ノスリは沼周辺にかぎらず流域河川沿いの谷津田での生息確率も高い結果となった。ROC解析で分布予測モデルの評価を行ったところ、トビの分布予測モデルのAUC値は 0.903、ノスリの分布予測モデルのAUC値は 0.859 と高い精度が得られた。

表 5 各環境要因のMaxEntモデルでのトビ の分布予測モデル作成への貢献度と 重要度.

環境要因	貢献度	重要度
開放水面からの距離	46. 5	16. 3
水田割合	24. 4	15. 8
畑割合	12. 7	45
森林からの距離	6. 1	13. 9
傾斜	4. 7	3. 7
市街地割合	3. 2	3. 9
河川からの距離	2. 5	1.4

トビとノスリの分布に影響する環境要因 について, MaxEntモデル (表 5, 表 6) 及び一般線形モデル(表7,表8)により 推定した. それの結果, トビでは, 開放水 面からの距離が46.5%とモデル作成に大き く貢献し、続いて水田割合、畑割合の貢献 度が高くなっていた(表5). ジャックナ イフ検定においても開放水面からの距離, 水田割合、畑割合のAUC値が高かった. つまりMaxEntモデルではトビは開放水面 に近く, 周囲に水田が多く, 畑が少ない地 点での生息確率が高いという結果が得られ た. 一般化線形モデルの解析では、トビは 開放水面に近く,畑は少なく,河川に近 く, 市街地が少ない地点での生息確率が高 いという結果であった(表7).

ノスリでは水田割合,市街地割合,河川からの距離の貢献度が高かった.畑割合はモデルの作成には9.6%しか貢献していないが,重要度は38.9と高い環境要因であることが示されている(表6).ジャックナイフ検定では水田割合,畑割合,開放水面からの距離のAUC値が高い結果になっている(表6).MaxEntモデルでは,各環境要因間に高い相関が見られる場合に,ジャックナイフ検定の信頼度が高くなるこ

表 6 各環境要因のMaxEntモデルでのノスリ の分区予測モデル作成への貢献度と 重要度.

環境要因	貢献度	重要度
水田割合	47. 3	18. 3
市街地面積の割合	12. 2	16. 1
河川からの距離	11.9	11.3
畑面積の割合	9.6	38. 9
開放水面からの距離	9. 3	10. 1
傾斜	7.7	2. 7
森林からの距離	2	2. 7

表 7 環境要因の一般化線形モデルでのトビの分布予測モデル作成への貢献度と重要度.

畑割合	開放水面から の距離	河川から の距離	市外 傾斜 割る		水田割合	AIC	delta	weight
-9. 819	-0. 002272	0. 00181	-6. 5	69 0.005223	-4. 906	63. 5	0	0. 079
	-0. 002332	0. 001932		0. 003753		63. 6	0.08	0. 076
-9. 554	-0. 001982		-7. 4	69 0.005276	-5. 411	64. 0	0. 52	0. 061
-5. 114	-0. 002164	0. 002062		0. 002769		64. 1	0. 57	0. 059
-7. 785	-0. 002238	0. 001823		0. 004774	-3. 051	64. 3	0. 78	0. 053
	-0. 002335	0. 001825	-3. 9	86 0.003245		64. 6	1. 11	0. 045
	-0. 002353	0. 001802		0. 004985	-1. 408	65. 1	1. 62	0. 035
-5. 142	-0. 002106	0. 002023	-3. 5	79 0. 002347		65. 2	1. 64	0. 035
	-0. 002246	0. 001898	-0. 2828	0. 003506		65. 3	1. 80	0. 032
-8. 579	-0. 001937			0. 005100	-3. 918	65. 4	1. 85	0. 031
	-0. 002418	0. 001581	-5. 6	78 0.005164	-2. 440	65. 4	1. 90	0. 031
-9. 698	-0. 00223	0. 001787	-0. 0740 -6. 4	74 0. 005136	-4. 876	65. 5	1. 98	0. 029
						139. 3	39. 70	0

表8 環境要因の一般化線形モデルでのノスリの分布予測モデル作成への貢献度と重要度.

畑割合	開放水面から の距離	河川から の距離	傾斜	市外地 割合	森林から の距離	水田割合	AIC	delta	weight
-3. 948				-11. 44		2. 091	111.7	0	0. 085
-4. 948	2. 92E-04			-11.64		2. 263	112.3	0. 63	0. 062
-6. 001				-12. 7			112. 4	0. 68	0. 061
-6. 054		-7. 78E-04		-13. 23			113. 1	1. 36	0. 043
-4. 191		-5. 30E-04		-11. 97		1. 838	113. 1	1. 41	0. 042
-4. 008		-(0. 09056	-11.05		1. 951	113. 4	1. 71	0. 036
-6. 955	2. 44E-04			-13. 02			113. 4	1. 71	0. 036
-5. 344	3. 72E-04	-(0. 16940	-11.01		2. 056	113. 4	1. 71	0. 036
-5. 221				-11.65	1. 01E-03		113.5	1. 81	0. 035
-5. 895		-(0. 13910	-12. 03			113.7	1. 96	0. 032
-3. 952				-11. 47	-4. 89E-05	2. 125	113. 7	2	0. 031
							146. 4	34. 72	0

とを考慮すると、ノスリは周辺に水田が多く畑が少なく、開放水面に近い地点での生息確率が高くなることがわかった。一般化線形モデルの解析結果によれば、畑面積の割合、市街地面積の割合が低く、傾斜がなく、水田面積の割合が高い地点での生息確率が高くなるという結果になった(表8)。

考 察

MaxEntモデルでトビの分布予測を行っ た結果、開放水面からの距離が大きく影響 していることがわかった. トビは大型の翼 をもち, 上昇気流を利用してゆっくりとし た飛翔方法をとることにより, 大規模な移 動をすることが予想されるが、越冬期には 行動範囲が極端に狭くなることが報告され ている(川路・白石, 1980). 食性はネズ ミ類や小鳥類,爬虫類,両生類および昆虫類 とされ(清棲, 1966), 非繁殖期にペリッ トからトビの食性を分析した研究では、ネ ズミ類, 特にドブネズミが最も多く利用さ れ、人為的な餌に依存することが明らかに されている(羽田ほか, 1966). しかし一 方で, 長崎空港周辺の海岸近くで生活する トビについては、食物となり得るネズミな どの小型哺乳類が生息するにもかかわら ず, 魚類が最も捕獲しやすい餌のために, 必然的に魚類に依存する度合が大きくなっ ていた(川路・白石, 1980).

地形と対応した生息場所の選好性は猛禽類では比較的よく知られている.翼のアスペクト比が高いものは滑空飛翔に適しており、高空から餌を探索するため開けた土地を好む.アスペクト比が低い種類は止まり木から地上の餌を狙うため、起伏の大きい土地を好むことが示されている(Janes, 1985).トビの翼形態についてアスペクト比(表9)を見てみると8.83と比較的高い

値である(Tennekes, 1992). トビは上空 を帆翔で旋回、羽ばたいて移動しながら、 地上や水面に横たわる鳥獣や魚の死体を探 す特性がある(盛岡ら, 1995). 印旛沼流 域において、開放水面からの距離がトビの 生息確率に大きく影響するという結果は, この特性と一致する. そのため印旛沼流域 に生息するトビは開放水面上空を帆翔し探 餌を行い, 魚類を主な餌資源として活用し ている可能性が高い. 実際, 野外調査中に も北印旛沼湖面上にてトビが低空を飛行し 魚類を狩る姿も目撃された. さらに、トビ の生息確率に影響を与える半径700 m圏内 の面積の割合をみると、水田割合は正の影 響を与えるが、畑割合、市街地割合は負の 影響を与えていた. 水田や畑は農耕地とま とめられ、どちらも猛禽類の狩場として利 用されるように思われるが、畑はトビの生 息に負の影響を与えることが明らかとなっ た. 森林からの距離もトビの生息確率に影 響を与えたが、これはトビが集団で塒を形 成し、その地点を起点に行動範囲が決まる ためであると考えられる.

ノスリの生息確率には半径700 m圏内の 水田割合が生息確率に大きく影響してお り, 主に水田を餌場にしていることがわ かった. MaxEntモデルの分布予測図から は、開けた水田だけでなく、流域河川など の谷津田でも生息確率が高かった. ノスリ は林縁や開けた土地の中に立つ木や杭、電 柱に止まり、地上を見張り、獲物を見つけ ると地上の獲物めがけて一直線に滑翔し, 足の爪で取り押さえる. まれにホバリング を行うこともある(盛岡ら、1995). ノス リのアスペクト比は、6.75と比較的低く (Tennekes, 1992), アスペクト比から見 た飛行様式, 狩り様式とも一致する (表 9). しかし、ノスリにおいては起伏の大 きい土地だけではなく沼周面の開けた土地

表9 猛禽類の翼のアスペクト比(Tennekes, 1992より抜粋引用).

 種 名	翼面積(m²)	翼幅(m)	アスペクト比	野外調査で観察された種
クーパーハイタカ	0. 090	0. 71	5. 60	
オオタカ	0. 260	1. 25	6. 01	0
カタアカノスリ	0. 170	1. 02	6. 12	
オジロワシ	0. 720	2. 20	6. 72	
ノスリ	0. 270	1. 35	6. 75	0
ハイタカ	0. 080	0. 75	7. 03	0
ハネビロノスリ	0. 100	0.84	7. 06	
アカオノスリ	0. 210	1. 22	7. 09	
アオタカ	0. 170	1. 11	7. 25	
ヨーロッパハチクマ	0. 190	1. 20	7. 58	
ケアシノスリ	0. 240	1. 35	7. 59	
ハイイロチュウヒ	0. 170	1. 15	7. 78	
チュウヒワシ	0. 410	1.80	7. 90	
チョウゲンボウ	0. 070	0. 75	8.04	0
イヌワシ	0. 540	2. 10	8. 17	
コミミズク	0. 140	1. 07	8. 18	
コチョウゲンボウ	0. 044	0. 60	8. 18	0
ヨーロッパチュウヒ	0. 220	1. 35	8. 28	
ハヤブサ	0. 130	1. 05	8. 48	0
ミサゴ	0. 300	1. 60	8. 53	0
アカトビ	0. 290	1. 60	8. 83	0
ヒメハイイロチュウヒ	0. 130	1. 10	9. 31	
チゴハヤブサ	0. 056	0. 75	10.04	

での生息確率も高かった.これは開けた土地,主に水田では道路にそって電柱が散在し,それをノスリが止まり木として利用していたためであると考えられる.このように電柱に止って餌を探餌するため,あるいは空中でホバリングを行うために,起伏の大きい土地だけでなく開けた土地での生息確率も高くなったと考えられる.

越冬期におけるノスリの生態に関する知見は多くはない.しかし南部スェーデンでは冬期のノスリが排他的な縄張りを形成することが知られている(Sylven, 1978).しかし今回の調査の限りではそのような傾向は見られず、複数の個体が同一調査地点から確認されることも多かった.

印旛沼流域において台地は畑地や山林, 谷津は水田として利用されている。解析を 行ったノスリとトビに共通して言えること は,人による土地利用が2種の生息確率に 大きく影響しており,水田面積は正の影響 があるが,市街地,畑面積の割合は負の影響があることが明らかとなった。本研究で は,同様の環境要因を用いて2種の分布予 測を行ったが,それぞれ生息確率に影響を 与える環境要因の比率はトビとノスリでは 異なる結果が得られた。野外調査では7種 類の猛禽類を観察することができたが,こ の結果は印旛沼流域には様々な環境がパッ チ状に存在しているために,翼の形態や狩 りの様式といった種の特性によって,様々 な猛禽類がそれぞれの採餌様式に適した土 地を利用しているためであると考えられ る.

今回、MaxEntモデルを使用し、トビと ノスリの印旛沼流域における分布確率を地 図データとして示すことができた。その予 測精度を示すAUC値も決して低くない値 であり、野外調査の結果や種の特性をよく 反映していたといえるだろう。

これまで猛禽類の生息に必要な環境要因 や生息空間の推定は、 谷津田単位や、 テレ メトリ調査を行って行動圏を求め、その範 囲内で行なっているものが多く(東ほか, 1998, 飛来・柳川, 2012, 植田ほか, 2006), 広域的な生息適地の予測を行った 研究は少ない(東ほか、1999). 猛禽類の 越冬地で研究は多くはないが、猛禽類の行 動範囲は餌場の確保と関係があること(川 路・白石, 1980) が示唆されている. 内田 (2001) は、採食地域が狭ければ食物資源 の枯渇や採食効率の低下を招き,長期の滞 在は生存に不利になることを指摘し, 冬期 のノスリが比較的短期間に滞在場所を移動 していくことを示した. さらに, 越冬期間 中, ノスリはその地域の環境収容力に応じ て行動範囲を変えていることが示唆されて いる(高橋ら, 2008). 猛禽類は広大な範 囲を容易に移動することが可能なため, 広 域なスケールでの分布予測を行い、猛禽類 の生息適地の推定を行うことは, 猛禽類の 生息地保全にとって非常に重要なことであ る (Bustamante and Seoane, 2004) . このよ うな視点から,本研究において印旛沼流域 という約540 km2という範囲で猛禽類の潜 在的生息地を解析したことに大きな意義が ある.

しかしながら、プロットセンサス法を 行った地点の偏りなどの不確実性が存在し ていること、地点情報数が少なく、解析に かけることができなかった種も多かったことなどの不備もある.今後,更なる調査を行い冬期の猛禽類の地点情報数を確保することや,夏期の猛禽類についても同様の調査,解析を行うことで,印旛沼流域における生態系の保全に寄与させたい.

謝辞

本研究を行うにあたり、調査に同行していただいた山中直樹氏をはじめ、東邦大学理学部生物学科・地理生態学研究室の仲間には調査方法の検討から解析まで多くの協力と助言をいただきました。坂入一瑳君には、文献の入手に協力いただきました。この場を借りて感謝申し上げます。

引用文献

東淳樹・武内一彦・恒川篤史. 1998.. 谷 津環境におけるサシバの行動と生息条 件. 第12回環境情報科学論文集:239-244.

東淳樹・時田賢一・武内一彦・恒川篤史. 1999. 千葉県手賀沼流域におけるサシバの生息地の土地環境条件. 農村計画論文集: 253-258.

Bustamante, J. and J. Seoane. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models works better than existing maps. Journal of Biogeography 31:295-306.

羽田健三・小泉光弘・小林建夫. 1966. ト ビの生活史に関する研究Ⅱ:非繁殖期. 日本生態学会誌16(2):71-78.

飛来克亥・柳川久. 2012. 北海道十勝平野 における猛禽類の営巣環境:特にノスリ とオオタカについて. Symposium on Wildlife and Traffic 2012:55-60.

伊藤史彦・長澤良太・日置佳之. 2012.

- GISを用いた鳥取県におけるクマタカ (Spizaetus nipalensis) の潜在的生息地の 推定と生息地保護に関する検討. 景観 生態学17(1):7-17.
- 印旛沼環境基金. 2010. いんば沼白書(平成 21・22年版) 221pp. 印旛沼環境基金, 佐倉市.
- Janes S.W. 1985. Habitat selection in raptorial birds. In: Cody M.L. (eds), Habitat selection in birds. Academic Press, Orland, pp159-188.
- 川路則友・白石哲. 1980. 長崎空港付近の 鳥類-特にトビ *Milvus migrans* の行動パ ターンと食性. 九州大学農学部学芸雑誌 34(3/4):123-132.
- 清棲幸保. 1966. 野鳥の事典 413pp. 東京堂 出版, 東京.
- 黒田治男. 1994. 岡山県・笹岡湾干拓地の 冬期における猛禽類4種の環境選好 Strix, A Journal of Field Ornithology 13: 191-197.
- 盛岡照明・叶内拓哉・川田隆・山形則男. 1995. 日本のワシタカ頬 pp.631 文一総 合出版,東京.
- 尾崎研一. 2003. アンブレラ種であるオオタカを指標とした生物多様性モニタリング手法の開発に関する研究. 46pp. 農

- 林水産省農林水産技術会議事務所.
- 杉山智治・須崎純一・田村正行. 2009. 山形県におけるクマタカの生息適地推 定モデルの構築 景観生態学13(1&2):71-85.
- Sylven C. 1985. Interspecific relations between sympatrically wintering Common Buzzards Buteo buteo and Rough-legged Buzzards Buteo lagopus. Ornis Scandinavica 9(2):197-206.
- 高橋久・河原奈苗・三浦淳男. 2008. 河北 潟干拓地におけるノスリ越冬個体の個 体数および分布パターン Kahokugata Lake Science 11:7-11.
- Tennekes,H. 1992. The Simple Science of Flight. Armith Publishers, Bloemendaal, Netherlands, 1992[『鳥と飛行機どこがちがうか 鳥の科学入門』(高橋健次訳,草思社)].
- 植田睦之・百瀬浩・山田泰広・田中啓太・ 松江正彦. 2006. オオタカの幼鳥の分散 過程と環境利用. Bird Research Vol.2: A1-A10.
- 内田博. 2001. ノスリ若齢個体の越冬期の 行動. Strix, A Journal of Field Ornithology 19: 49-54.

著 者:橋本 大(現所属)八千代市立勝田台中学校,長谷川雅美 東邦大学理学部生物学科 〒274 -8510 千葉県船橋市三山2-2-1.

[&]quot;Habitat preference and species distribution modeling of raptorial birds inhabiting Inbanuma-lake during winter season" Report of Chiba Biodiversity Center 7: 65-78. Dai Hashimoto¹ • Masami Hasegawa. Laboratory of Geographical Ecology, Department of Biology, Toho University, 2-2-1 Miyama, Funabashi-shi, Chiba 274-8510, Japan; ¹ (Present address) Kattadai Junior High School, Kattadai Yachiyo-shi, Chiba 276-0023, Japan.

絶滅危惧種イスミスズカケの概要と保全

上原浩-1·斎木健-2

- 1 千葉大学大学院園芸学研究科
- 2 千葉県立中央博物館

摘 要: クガイソウ属スズカケソウ節は日本と中国に9~12種が分布しており,これま で日本に4種が知られていた(スズカケソウ,トラノオスズカケ,キノクニスズカケ, リュウキュウスズカケ). 2009年に千葉県いすみ市で発見された植物を, 新種イスミス ズカケ (Veronicastrum noguchii K. Uehara, K. Saiki & T. Ando) として記載した (Uehara et al., 2013). クガイソウ属で球形の花序を持つのは本種とスズカケソウのみであることか ら、スズカケソウと比較したところ、明瞭な形態学的相違があったことから新種と判断 した. 検討の結果, スズカケソウとは次の点で区別できる. 茎の毛が曲がること, 葉の 基部が心形、ときに切形であること、葉の縁が円鋸歯状であること、葉の表面に毛が散 在していること、苞葉は狭卵形で先がとがり表面に毛が散在していること、萼片はほと んど無毛だが繊毛があり、先のとがった細い三角形であること. イスミスズカケは1集 団約100個体が千葉県いすみ市のみに生育しており、千葉県初の固有種である. 記載論 文の発表に先立ち、環境省により2012年8月に発表されたレッドデータ・リストでは絶 滅危惧IBに指定された、国内でも高等植物の新種発表は年に数件あるが、美しい花を咲 かせる植物が、東京に隣接する千葉県内の里山で、全く新しく発見されることは珍し く, 論文の発表に先立ち, 新聞全国紙に掲載のための活動をおこない, 読売新聞(全国 版 2013年2月18日 夕刊)に記事が掲載された. それを皮切りに産経新聞, 東京新聞・中 日新聞等で報じられた、そのほか、共同通信により配信され全国の地方紙でも報道され た. 千葉県立中央博物館では2月19日~6月2日まで、「世界で千葉県にだけ:新種植物 イスミスズカケの発見」というタイトルで植物体、さく葉標本、記載論文に使用された 図版などがパネル展示された. イスミスズカケの詳細は記載論文のほか, 2013年3月14 日~17日、千葉大学でおこなわれた日本植物分類学会第12回大会でも発表した。現在、 イスミスズカケの保全は、いすみ市、千葉県立中央博物館と共同で進めている.遺伝的 多様性に配慮した自生地の保全と平行して,生育域外保全を進めていく予定である.

キーワード: イスミスズカケ、絶滅危惧種、クガイソウ属、スズカケソウ節、保全

背景

オオバコ科クガイソウ属 Veronicastrum スズカケソウ節 section Plagiostachys は、東アジア (日本、台湾、中国) に9~12種が分布しており、日本国内ではこれまで4種が知られていた、日本固有の2種(リュウキュウスズカケ Veronicastrum liukiuense (Ohwi) T.Yamaz.、キノクニスズカケ Veronicastrum tagawae (Ohwi)

T.Yamaz.) および、日本と中国に分布する 2 種(トラノオスズカケ Veronicastrum axillare (Siebold & Zucc.) T.Yamaz., スズカケソウ Veronicastrum villosulum (Miq.) T.Yamaz.) である. 1823年~1828年、1859年~1862年の2度にわたり日本に滞在したシーボルト (Philipp Franz Balthasar von Siebold, 1796-1866) は12000点余りのさく葉標本を日本からオランダに持ち帰り、多

くの種を記載しているが、トラノオスズ カケとスズカケソウはこの標本を元に記 載されたものである. トラノオスズカケ はシーボルト本人がツッカリーニ (J. G. Zuccarin)と連名で記載し、スズカケソウ はミクエル (F. A. W. Miguel)によって記 載された (Miquel, 1865). また, スズカ ケソウは, 江戸時代から知られており, 1856年から1862年に出版された飯沼慾齋 の草木図説・草部にも掲載されている (飯沼・牧野, 1907). スズカケソウは同 じスズカケソウ節の他種と異なり, 球状 の花序を持つ点が異なっており, 植物体 全体に密に腺状毛がある点もあわせ、ス ズカケソウ節の他種と相違すると考えら れた(山崎, 1953).

このスズカケソウは、明治以降、日本 国内の自生地が不明であった. いくつか の地域でさく葉標本が採られているもの の、明確な自生地がわからず、それにつ いて牧野富太郎も言及している (Makino, 1906). その一方で 山野草と しては栽培され一般に流通しており、中 国にも分布していることから, 自生地が 発見されたとには自然集団であるのか, 栽培品が逸出、増殖した集団であるかが 問題となっている. その後, 1929年に岐 阜県垂井町の竹林内で採集され、1953年 になってその自生地の状況が報告された (室, 1953). これが, 文献上明確になっ た初の自生地である. しかし, 山崎 (1953)は、この産地についても栽培品が 逸出した可能性について言及している. その後、1989年に徳島県貞光町(現つる ぎ町)で新たな集団が発見されたが(阿 部,1990),この生育地においても,当初 は栽培品の逸出が疑われた. 確認された 自生地は2カ所で、個体数も少ないこと から、スズカケソウは絶滅危惧IA類に指 定されている.

新植物の発見

イスミスズカケは千葉県立中央博物館 が進める千葉県内の地域フロラ調査の過程で発見された.調査に参加した野口昭造氏は2009年5月4日にいすみ市の夷隅川流域で未知の植物を発見した.千葉県立中央博物館で検討の結果スズカケソウと制断し,前述のように岐阜県と徳島県とのみにしか自生が知られていなかったことから,その新産地として報告した(野口ほか,2009).いすみ市で発見されたこの植物は,花色や球形の花序を持つことなどの形態的特徴がスズカケソウとよく似ていることから,スズカケソウと同定されたものである(図1).

しかし,この段階でいすみ市のこの植 物の集団が自然集団なのか, 栽培品が逸 出し、増殖したものかが問題となった. 自然集団であれば、希少植物の新集団と して保全する必要があるが, 栽培品の逸 出であればその必要はない. 千葉県生物 多様性センターは保全の方向性を決める 必要があったため、2009年末に、上原に 遺伝的多様性解析による調査が可能か打 診があった. 栽培品が逸出した場合, 遺 伝的には均一である可能性が高く, 自生 する野生集団の場合には遺伝的多様性が 認められる可能性が高いと考えられるの で、遺伝的多様性の解析によって、栽培 品の逸出か, 自生集団かを判別できると 考えた. そこで, この植物の集団が遺伝 的多様性を持った自生集団であるか否か を検証するため、採集した20個体につい て、RAPD法およびAFLP法によりによる 遺伝的多様性の検出を試みた.

遺伝解析の結果は、ともに集団内の各個体の電気泳動パターンに複数のタイプ



図1 イスミスズカケ.

が認められ、その結果から、この集団に は複数の遺伝的パターンを持つ個体が存 在していることがわかった. 栽培植物が 逸出した場合, 由来・遺伝的に異なる栽 培個体が逸出し,同所的に生育すること は考えにくく,集団内に複数の遺伝的パ ターンが存在することは, その集団が遺 伝的多様性を持つ自然集団である可能性 が高く,この結果からいすみ集団は、自 生集団であると結論した(上原・斎木, 2011). 研究を進める上で, 千葉県生物多 様性センターから配分された大学連携の 研究費のほか、自然保護助成基金の第22 期プロ・ナトゥーラ・ファンドに応募, 採択されたため,この研究費をもとに遺 伝解析や国内各地のスズカケソウ節植物 の自生地調査をおこなうことができた (研究課題:千葉県で新たに発見された

絶滅危惧植物スズカケソウ集団の遺伝的 多様性解析と保全.申請団体名:市民・ 県・大学の三者連帯によるスズカケソウ 保全チーム.代表者:上原浩一).

スズカケソウとの違いに気づく

上記のような遺伝的解析の過程で、いすみ集団の個体と、比較のため入手した栽培品のスズカケソウの葉には形態的な相違があることに気づいた。当初はスズカケソウは茎や葉の表面に毛が多く、いすみ市の個体は毛が少ないという印象で、別種とまでは判断できなかったが、予備的にいすみ集団の個体と、栽培品のスズカケソウ、徳島自生地のスズカケソウ、その他手持ちの数種のスズカケソウ節植物と葉緑体DNAのtrnL-trnF領域、rps16 intron領域、核DNAのITS領域のDNA

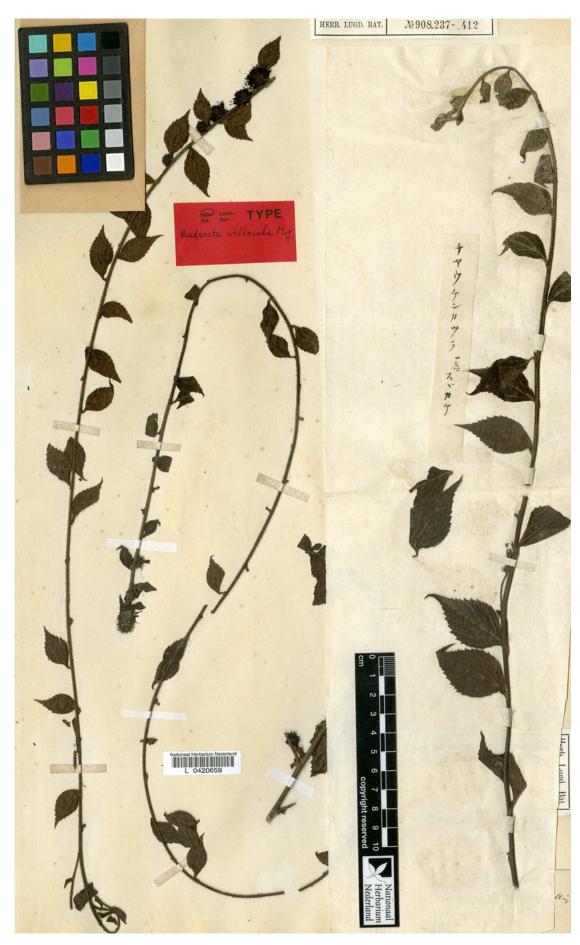


図2 スズカケソウ基準標本.

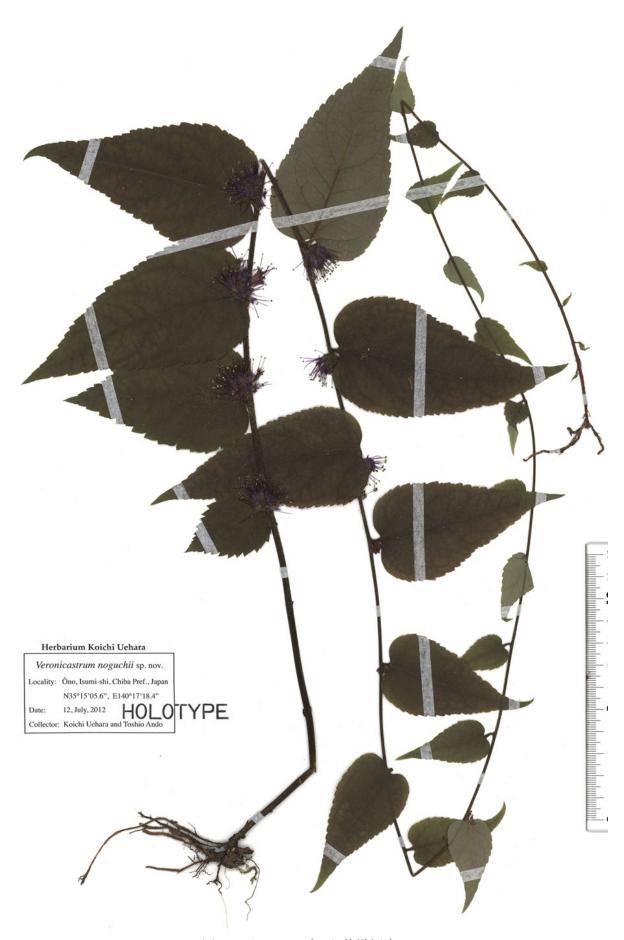
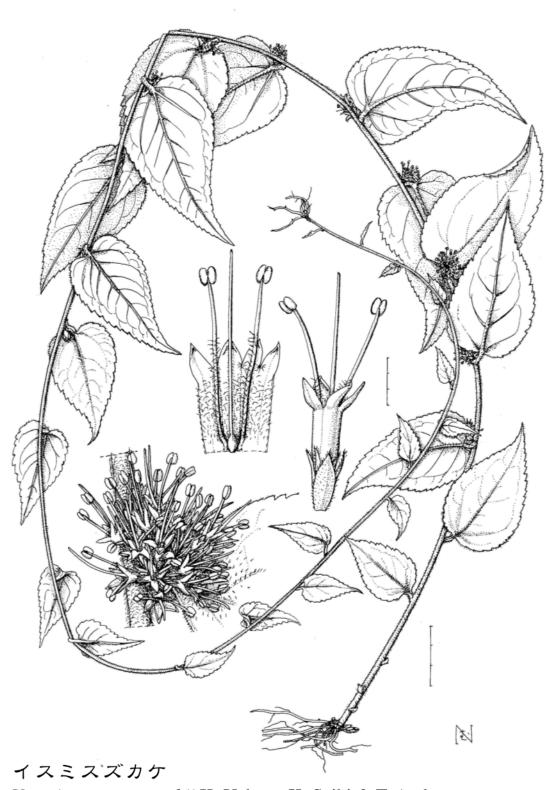


図3 イスミスズカケ基準標本.

Veronicastrum villosulum (Miq.) Yamazaki



図4 スズカケソウ.



Veronicastrum noguchii K. Uehara, K. Saiki & T. Ando, sp. nov.

図5 イスミスズカケ.

塩基配列を解析し、系統樹を構築したところ明らかに別系統であることがわかってきた(中野・斎木・上原, 2012).

新種イスミスズカケの記載

いすみ集団が従来のスズカケソウと別 種であるかどうかを判断し、新種として 記載するには、遺伝情報や環境による変 異の大きい栄養器官である葉の形態だけ ではなく, 生殖器官である花の形態にお ける相違を見いだす必要性がある. スズ カケソウの花は小さく, さく葉標本のみ を使用した形態の比較では不十分と考 え,いすみ集団より数個体を採集,徳島 県つるぎ町のスズカケソウ自生地由来の 個体も提供を受け、ともに栽培すること とした. 6月末には両者ともに開花した ことから, 花の形態を詳細に観察し比較 検討した. 両者は花色が同じ青紫色であ ること, 球形の花序を持つことから, 発 見当初いすみ集団はスズカケソウと同定 されたが、詳細な観察の結果、多くの形 態的相違を持つことがわかってきた. そ こで、オランダ・ライデンにあるオランダ 国立自然史博物館から, スズカケソウの 基準標本の画像(図2)を入手したほか, 徳島県つるぎ町と,岐阜県不破郡垂井町 のスズカケソウ自然集団の個体, 中国 バーチャル標本館(http://www.cvh.org.cn/ cms/)から中国産個体のさく葉標本画像を 得た. いすみ集団の個体とこれらの個体 や画像を詳細に比較検討した結果, いす み市の植物は別種であると判断し新種イ スミスズカケ (Veronicastrum noguchii) と して報告した (Uehara et al., 2013). イス ミスズカケの基準標本を示す(図3). イ スミスズカケは球状の花序を持つが,同 様な形態の花序を持つ既知種はスズカケ ソウ節の中でもスズカケソウのみで,他

の種の花序は円筒形もしくは円錐形であ る (Yamazaki, 1957; Chin and Hong, 1979; Hong et al., 1998). そのためイスミスズカ ケの記載にあたっては、主にスズカケソ ウとの相違点を検討した. 両種の特徴を 図4,図5に示す.イスミスズカケは花 序が球状である点はスズカケソウ節植物 の中でも唯一スズカケソウに似るが、ス ズカケソウとは次の点で区別できる. 1) 茎に曲がった毛のあること、2)葉の基部 が心形,ときに切形であること,3)葉の 縁が円鋸歯状であること, 4)裏面の葉脈 上をのぞき, 葉の表面に毛が散在してい ること, 5) 苞葉は狭卵形で先がとがり, 表面に毛が散在していること、6) 萼片は ほとんど無毛だが繊毛があり、先のと がった細い三角形であること, などであ る. イスミスズカケと徳島自生地由来の スズカケソウの, 植物体, 開花した花 序, 若い花序の写真を図6に示す. 外観 を比較するとおもに葉の形態で識別可能 であるが (図6 A, B), 花色や開花した花 序の形態はきわめて類似しており区別し にくい (図6 C, D). しかし, イスミスズ カケの若い花序は赤紫色で, スズカケソ ウとは明瞭に区別できる(図6 E,F). 微 細な形態の相違は記載論文 (Uehara et al., 2013) に詳しい.

本種の学名は、Veronicastrum noguchii K. Uehara、K. Saiki & T. Ando とした. 種小名は、千葉県の地域フロラ調査を長年にわたり行い、本種を2009年5月4日に発見した野口昭造氏に献名した. 和名は本種の唯一の自生地があり、今後、本種の保全活動で重要な役割を担う千葉県いすみ市に敬意を払いイスミスズカケと名付けた. イスミスズカケの集団は小さく、個体数は100個体程度である. また、イスミスズカケは千葉県初の固有種である. 記

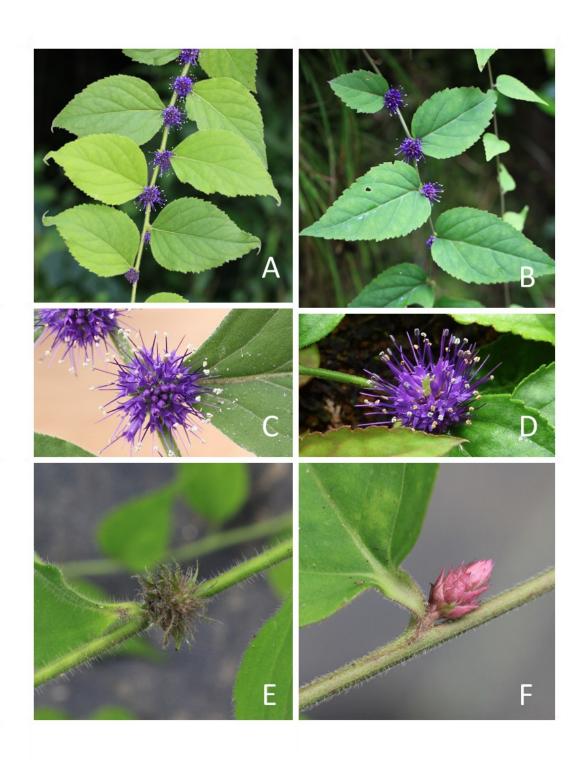


図 6 イスミスズカケとスズカケソウの外部形態. 植物体A,B. 開花した花C,D. 若い花序 E,F. スズカケソウ (徳島自生地由来の個体)A,C,E. イスミスズカケ B,D,F.

載論文の発表に先立ち、環境省により2012年8月に発表されたレッドデータ・リストでは絶滅危惧IBに指定された.イスミスズカケを含め、本研究を進めるに当たり調査したクガイソウ属スズカケソウ節植物の日本国内における自生地とその分布を図7に示す.

新種イスミスズカケの発表

国内でも高等植物の新種記載の報告は 年に数件あるが、その多くは既知の植物 が、詳細な調査によりその一部が新種と なるなどによる. イスミスズカケのよう に全く新しい植物が発見されることは珍 しく、また、スズカケソウをはじめとす る既知のスズカケソウ節植物は,美しい花を咲かせ,多くが絶滅危惧種であり, 話題性もあると判断したため,記載業に先立ち,東京に隣接すールすると書とでアピールなの豊かさをアピールがると考え新聞全国紙のでは、自然のとおいるがあるとは報道機関向けに発表のなるが、各報道機関向能性ものといるが、各報道機関できることで表して報道できることに大きなり、全国紙掲載の可能性が高またり、全国紙掲載を目指した。また、よる全国紙への掲載を目指した。またがは、多くが発展しているという。

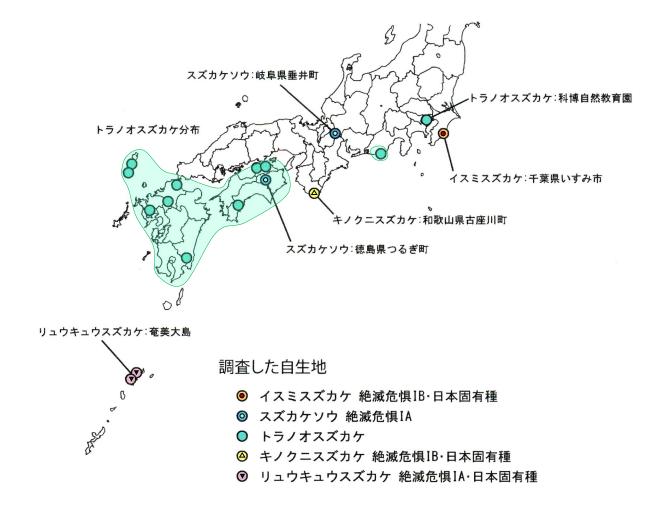


図7 日本におけるクガイソウ属スズカケソウ節の分布.

1紙が特ダネとして報道すると、否応な しに他紙も追従せざるを得なくなるた め, 結果として多くの報道機関で取り上 げられるとの判断もあった. この活動の 結果, 記載論文の発表にあわせて読売新 聞(全国版 2013年2月18日 夕刊) に記事 が掲載され、それを皮切りに産経新聞、 東京新聞・中日新聞等で報じられた. そ のほか, 共同通信により配信され全国の 地方紙でも報道されることとなった. 千 葉県立中央博物館では新聞での発表にタ イミングを合わせ2月19日~6月2日まで、 「世界で千葉県にだけ:新種植物イスミ スズカケの発見」というタイトルで植物 体, さく葉標本, 記載論文に使用された 図版などがパネル展示された. イスミス ズカケの詳細は記載論文のほか、2013年3 月14日~17日、千葉大学でおこなわれた 日本植物分類学会第12回大会でも発表し た.

イスミスズカケ、これからの保全

新種イスミスズカケの公表は,同時に 一つしかない自生地が一般に晒される可 能性があり, 山野草愛好家や業者に荒ら されたり乱獲される可能性を否定できな い. しかし、保護のためにはレッドデー タリスト,レッドデータブックに掲載す る必要があり、そのためには新種として 記載する必要もあるため, 公表時期を決 定した経緯がある. 先手を打つことはで きないが、イスミスズカケの自生集団 を, 今後も永続的に保全していく必要が ある. 保全のための準備ができていない 状態で発表してしまったが、現在、千葉 県いすみ市教育委員会, 千葉県生物多様 性センターと千葉県立中央博物館などが 中心となり保全のための活動が進みつつ ある. イスミスズカケは人による乱獲な

どの可能性のほか, 河川に隣接する斜面 に生育するという立地から, 河川増水な どによる自生地の破壊の可能性もある. 実際,河川脇の斜面にある,徳島県つる ぎ町のスズカケソウ自生地では, 近年の 豪雨などに伴う隣接河川の増水や崖崩れ により、自生地に大きなダメージを受け る事例が報告されている. これまでのス ズカケソウ自生地,保全の調査の結果, スズカケソウは挿し木によるクローン増 殖が容易にできることがわかってきたた め,イスミスズカケの保全には、自生地 の保全と平行し, 生育域外保全をおこな うことが有効と考えた. 計画中の保全活 動にはいすみ市の太田洋市長からも保全 施設整備のための援助をいただいたほ か, 自然保護助成基金のプロ・ナトゥー ラ・ファンドに再度応募採択された(研 究課題:千葉県の絶滅危惧植物イスミス ズカケの保全生物学的研究. 申請団体 名:市民・県・大学の三者連帯によるイ スミスズカケ保全チーム. 代表者:上原 浩一). これら各方面からの支援を最大限 活用し、自生地の詳細調査と、イスミス ズカケ個体の遺伝的多様性に十分配慮し た自生地の集団の保全と生育域外保全を おこなうこととした. これには, また, これまでのイスミスズカケの調査研究活 動には千葉県生物多様性センターの大学 連携の受託研究費も有効活用されてい る.

文献

阿部近一. 1990. 徳島県植物誌. 教育出版センター, 徳島市.

Chin, T.-L. and D.-Y. Hong. 1979. *Veronicas-trum* Heist. ex Fabric. Fl. Reipubl. Popularis Sin. 67(2): 227–250. (in Chinese).

Hong, D.-Y., H.-B. Yang, C.-L. Jin and N. H.

- Holmgren. 1998. *Veronicastrum*. In: Wu, Z. -Y. and P. H. Raven (eds.), Flora of China 18: 57–61.
- 飯沼慾齋・牧野富太郎. 1907. 増補増訂 草木図説・草部1:27-28 pl.20.
- Makino, T. 1906. Observations on Flora of Japan. *Botryopleuron villosulum*. Bot. Mag. 20: 87-88.
- Miquel, F. A. W. 1865 . (Jan. 1866) Ann. Mus. Bot. Lugduno-Batavi 2(5). Amsterdam.
- 室 源一. 1953. スズカケソウの自生地植物研究雑誌 28(10): 318-319.
- 中野浩志・斎木健一・上原浩一. 2012. 絶滅危惧植物スズカケソウ (Veronicastrum villoslum)とその近縁種 の系統解析. 千葉県環境生活部自然保 護課委託・大学との連携による生物多 様性保全研究報告書: 里山における動 植物個体群の生態及び遺伝的研究 No.

- 4:49-52.
- 野口昭造・久保田三栄子・天野誠・御巫 由紀・斎木健一・大場達之. 2009. 千 葉県にスズカケソウを記録する. 千葉 県植物誌資料25: 233-235.
- Uehara, K., K. Saiki and T. Ando. 2013. Veronicastrum noguchii (sect. Plagiostachys, Plantaginaceae), a New Species from Japan Acta Phytotax. Geobot. 63 (2): 63-69.
- 上原浩一・斎木健一. 2011. 千葉県内で発見された絶滅危惧植物スズカケソウ集団の遺伝的解析. 千葉県環境生活部自然保護課委託「大学との連携による生物多様性保全研究」報告書: 里山における動植物個体群の生態及び遺伝的研究3:49-51.
- 山崎 敬. 1953. スズカケソウの自生地付 記. 植物研究雑誌 28 (10): 319-320.

著 者:上原浩一 〒271-8510 千葉県松戸市松戸千葉大学大学院園芸学研究科,斎木健一 〒260-8682 千葉市中央区青葉町955-2 千葉県立中央博物館.

[&]quot;Conservation of the endangered plant species: *Veronicastrum noguchii* (sect. *Plagiostachys*, Plantaginaceae) described as new species from Chiba Prefecture, Japan "Report of Chiba Biodiversity Center 7:79-90. Koichi Uehara¹ and Kenichi Saiki². ¹ Graduate school of Horticulture, Chiba University, Matudo, Chiba 271-8510, Japan; ² Natural History Museum and Institute, Chiba, Aoba-cho, Chuo-ku, Chiba 260-8682, Japan.

千葉県柏市おける植物群落の管理履歴と 希少植物の保全に関する研究

瀧下陽子¹·小此木宏明²·福田健二

東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻

- 1 (現所属) McGill大学 (カナダ)
- 2 (現所属)公益財団法人 日本自然保護協会

はじめに

急激な都市化や管理の放棄などにより 二次的自然が失われ、かつて身近に見られた動植物が絶滅の危機に瀕している. 希少種の保全のためには、生育・生息地における適切な植生管理が必要とされている.都市近郊地域では、農家の高齢化や減少による植生管理の担い手不足を受け、近年、市民ボランティアによる保全 活動が増えている.

本研究では、都市近郊における希少植物の生育地の歴史を自然的・社会的観点から考察することを目的とし、以下の二つの課題を設定して調査を行った。すなわち、どのような管理履歴・植生変化の下でどのような希少植物が生き残っているかを明らかにする。さらに、誰によって、どのような理由で植生管理がされて

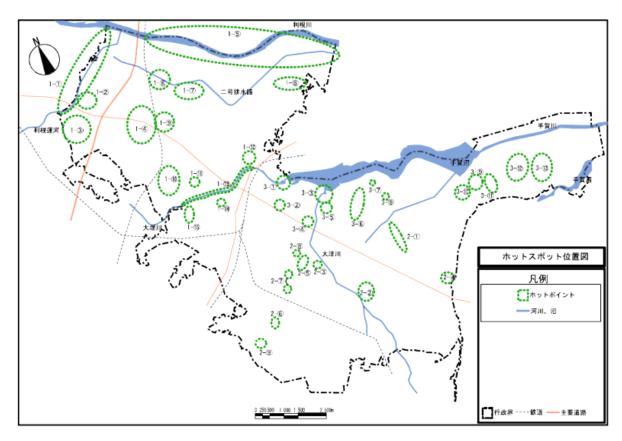


図1 「柏市自然環境調査」にもとづく希少植物種生育地の位置(点線枠が査対象の生物多様性ホットポイント37地点. 出典:柏市2011).

きたのか、過去50年間における植生管理の主体と目的の変化を検証する.

調査方法

都市近郊に位置する千葉県柏市を研究対象地とした. 2007 - 2008年に市民ボランティアによって行われた「柏市自然環境調査」をもとに,37地点(図1)に生育する200種を希少植物生育地・希少植物として調査対象とした.

各調査地における現地調査と空中写真判読にもとづき,37地点を216の群落(林分)単位に細分した.希少植物の存否データ(162種・216群落林分)をもとにクラスター解析を行い調査林分を分類し,指標種分析(INSPAN)によって各クラスター分類されたグループの指標種を抽出した.

さらに同じデータを用い,多変量解析 (DCA) をもちいて調査林分の序列化を行い,グループ間の関係を検討した.

これらの各地点における過去50年間の 植生管理の履歴と植生管理の担い手や管 理目的の変化を知るため、地権者、市民 ボランティア、近隣住民、柏市職員の方 に聞き取り調査を行った.

結果と考察

クラスター解析によって特定された9つの 生育地型における指標種解析 (INSPAN)の 結果から、生育地型を命名した. それぞ れの生育地型で最も多く見られた土地被 覆・管理の履歴を表1に示した. 生育地 型により管理履歴には違いが見られる が、全ての生育地型に共通して見られた

No	生育地型	多く見られた土地被覆と管理の履歴
1	ウラシマソウ型	落葉広葉樹林が維持され、草刈りが継続された土地
2	キンラン型	落葉広葉樹林が維持され、植生管理が放棄された土地
3	コクラン型	落葉広葉樹林が維持され、植生管理が放棄された土地
4	ワレモコウ型	草地が維持され、草刈りが継続された土地
5	ジロボウエンゴサク型	草地が維持され、枝拾いが継続された土地
6	センニンソウ型	草地が維持され、枝拾いが継続された土地
7	コバギボウシ型	湿性森林が維持され、植生管理が放棄された土地
8	イヌショウマ型	湿性森林が維持され、植生管理が放棄された土地
9	タコノアシ型	湿性草地が維持され、草刈りが継続された土地

表 1 クラスター解析によって特定された9つの生育地型の特徴.

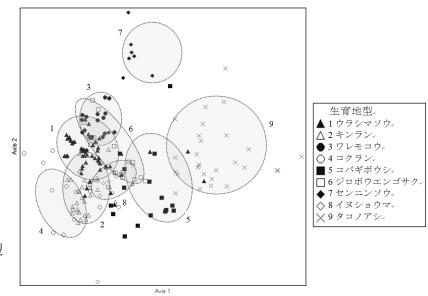


図2 DCAによる生育地型 と各調査地の配置.

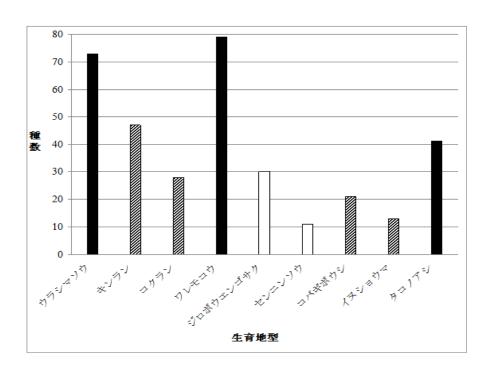


図3 各生育地型ごとの希少種の種数と最も多かった管理履歴.

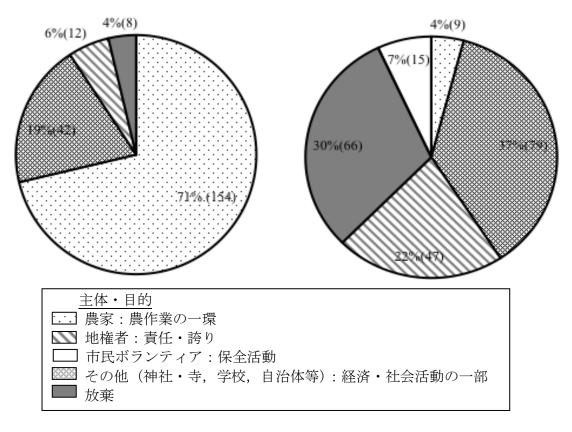


図4 1940年代(左)と2011年(右)における植生管理の主体と目的 (%は群落数をもとに計算,カッコ内は群落数を示す).

傾向として、土地被覆が過去50年間変化 していなかった地点が多かった。このこ とより、土地被覆を維持することが希少 種の保全に重要だと考えられた。

次に、各調査地における植物種の存否にもとづくDCA解析の結果を図2に示した。クラスター解析によって分類された9つの生育地型ごとに色分けし、同じ生育地型の調査地が集中している範囲を示した。DCAの第1軸は乾湿の時傾度を、第2軸は草地から森林という傾度を表しているものと推測された。

次に、生育地型ごとの希少種数合計を図3に示した。ウラシマソウ型とワレモコウ型で特に多くの希少種が存在したことから、これらの生育地を保全することの重要性が確認された。これら2つの生育地型は、どちらも草刈りが継続されたところであった。したがって、草刈りを継続することは、希少植物種の保全においてもっとも重要であると考えられた。

そこで、草刈りなどの植生管理が、誰により、どのような目的でなされてきたのかを明らかにするため、過去50年間の希少植物生育地における管理の主体と動機を聞き取り調査により明らかにした。その結果、以下の4つのタイプの主体・目的が存在することがわかった。

- ①農家が農業活動の一環として行う植生 管理
- ②地権者である農家が農業的利用をやめた後も、土地を維持する責任・農家としての誇り・土地を大事にする思い等から、草刈り等を継続しているという植生管理
- ③市民ボランティアによる,希少植物の 保全を目的とした植生管理
- ④農業活動や保全活動以外の社会・経済 活動の一部として継続されている植生

管理

(例:伝統行事の一環として継続された 神社・寺による植生管理;野外活動利用 のため学校によって継続された植生管 理;河川の土手で安全対策として継続さ れた自治体による植生管理など)図4に, 1940年代および2011年におけるの植生管 理の主体・目的を示した。1940年代には ①の農家による植生管理がもっとも大き な部分を占めていた(71%)が、都市化に 伴い今日では大きく減少している (4%). 一方, ④の神社・寺, 学校, 自 治体等による管理や、②の農業をやめた 地権者による管理が増加し、③の市民ボ ランティアによる管理が新たに見られる ようになった. 他方,管理放棄された土 地も増加している.

これらのうち、④の神社・寺、学校、 自治体等による管理が、最も安定して継続していると考えられた。すなわち、植 生保全を目的としたボランティアや農家 などの地権者だけでなく、神社・寺、学 校などが管理している土地において、植 生保全とは異なる目的で管理されている 土地が、希少植物の生育地として結果的 に保全されてきたことが示された。

したがって、今後の希少植物の生育地の保全に当っては、こうした土地所有者が管理している土地も保全施策の中に位置付けていくことが重要であると考えられる.

謝辞

研究にあたって,野外調査に同行頂き,希少植物種に関する多くのご教示を賜った柏市在住の佐々木光正様に厚く御礼申し上げます.また,貴重なデータをご提供いただいた柏環境ステーション・柏市自然環境調査プロジェクトチーム・

柏自然ウォッチャーズの皆様、柏市役所環境保全課の皆様にお礼申し上げます.

引用文献

かしわ環境ステーション・柏市自然環境調

査プロジェクトチーム. 2009. 柏市自 然環境調査報告書. 128pp.

柏市. 2011. 柏市生きもの多様性プラン. 21pp. http://www.city.kashiwa.lg.jp/soshiki/080500/p006693_d/fil/02.pdf

著者:瀧下陽子 (現所属) McGill大学 (カナダ),小此木宏明 (現所属) 公益財団法人 日本自然 保護協会,福田健二 〒277-8653 千葉県柏市柏の葉5-1-5 東京大学柏キャンパス 東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻 E-mail fukuda@k.u-tokyo.ac.jp

[&]quot;Management history of rare plant habitats and actors in Kashiwa city, Chiba prefecture" Report of Chiba Biodiversity Center 7:91-95. Yoko Takishita • Hiroaki Okonogi • Kenji Fukuda. Department of Natural Environmental Studies Graduate School of Frontier Sciences, The University of Tokyo, Kashiwanoha 5-1-5, Kashiwa-shi, Chiba 277-8653, Japan. E-mail: fukuda@k.u-tokyo.ac.jp

千葉県柏市こんぶくろ池周辺における 森林の履歴と現在の林分構造

稲岡哲郎1・福田健二

東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻

1 (現所属) 日本製紙株式会社

はじめに

かつて人為的な植生管理によって維持されてきた里山林と呼ばれる人里周辺の 二次林では、管理放棄による植生の変化 とそれにともなう生物の多様性低下が深刻化している.しかし、近年このような 二次林において身近な自然環境としての 価値が見直され、地域住民などで構成される市民活動グループなど、新しい管理 主体の急増も見られる.

千葉県柏市北部に位置するこんぶくろ 池周辺には、千葉県RDB記載の保護植物が 多数生育している.近年、つくばエクス プレスの開通と周辺の宅地化などの影響により、植生の変化が危惧されており、柏市は今後こんぶくろ池周辺を『こんがくろ池自然博物公園』として整備し、がある池自然博物公園』として整備し、を理を行なっている。湿地特有の植生の保全・管理を行なって植生の保全計画を立てる上で、個々の植物種に適視を主きであるべきの生育環境であるズミの生育環境調査が行なわれているのみで、草本植物についても、単山二次林が人間活動の結果成立した植生であること考えると、人間活動の

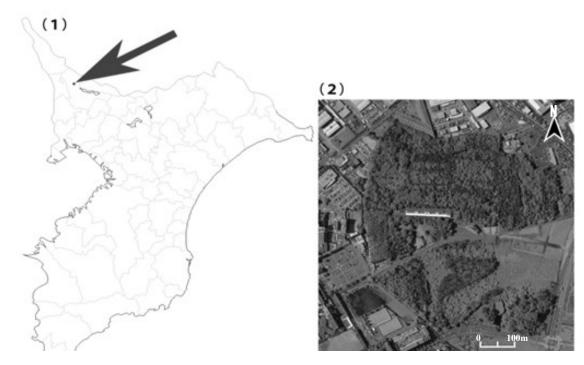


図1 柏市北部に位置するこんぶくろ池の(1)位置と(2)空中写真(Google Earth).

変化に伴って植生がどのように変化してきたのか.また、現在の植生にどのように影響を与えているのかを知ることが二次林の適切な保全対策を考える上で重要であると考えられる.本研究では、1)こんぶくろ池周辺における過去の森林の取り扱いの履歴を復元し、それが現在の森林造にどのように反映しているのかを明らかにすること、2)現在の希少草本類の現在の生育状況と微気象や土壌水分などの環境因子との関係を明らかにし、今後の保全・管理方法を導くこと、の2つを目的とした.

こんぶくろ池自然博物公園の概要

本研究の調査地である千葉県柏市北部に 位置するこんぶくろ池(図1)は、崖や谷 から湧き出す一般的な湧水とは異なり, 関東ローム層中に形成された地下水が台 地上で湧出した珍しいタイプの湧水であ る (風丘, 1997). その周りには, 約 12.5haのまとまった平地林が広がってお り,寒冷地湿性植物が現存し,千葉県 レッドデータブック(1998年版)記載の保 護植物が26種生育している(柏市, 2005). つくばエクスプレス沿線開発に伴 う土地区画整理事業の中で柏市は,こん ぶくろ池周辺の平地林を含む一帯の保護 区域18.5haを『こんぶくろ池自然博物公 園(以下こんぶくろ池公園)』として整備 することとしている (柏市, 2005). ま た,2009年12月には,こんぶくろ池周辺 で活動してきた「こんぶくろ池を考える 会」「里山隊」、「調査隊」などの市民 組織が合流してNPO法人「こんぶくろ池自 然の森」が設立され、柏市からこんぶく ろ池公園の保全管理の委託を受けて活動 している.

こんぶくろ池周辺は,過去に一帯が牧

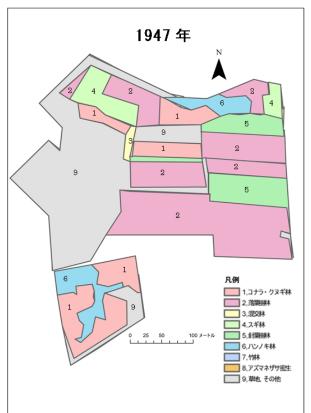
(江戸時代の軍馬の放牧地)として利用さ れ、周辺の森林は近隣村落の薪炭林、農 用林として利用されて来た. 現在は, コ ナラ, クヌギ (Quercus acutissima) などが 優占する二次林やスギ (Cryptomeria japonica), サワラ (Chamaecyparis pisifera), ヒノキ (Chamaecyparis obtusa)など の針葉樹林, ハンノキ (Alnus japonica)を 中心とした湿地林など異なる種類の林分 が隣接して存在している. また, ズミ (Malus sieboldii) やヌマガヤ (Moliniopsis japonica), クロツバラ (Rhamnus davurica var. nipponica) などブナ帯の湿地が主な分 布域である湿生植物が生育する遺存的な 植生を有する(岩瀬, 2001; 大場, 1996).

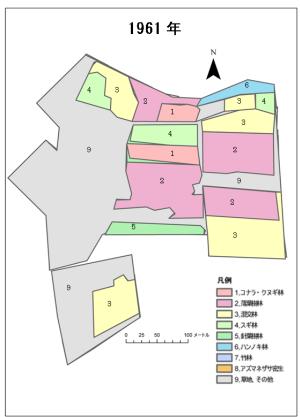
調査方法

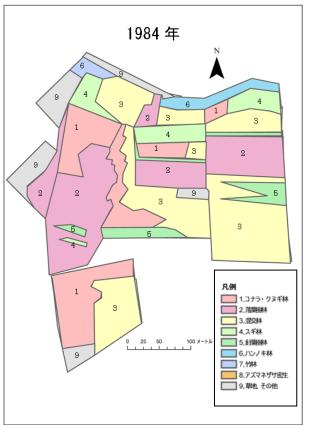
こんぶくろ池公園予定地の過去の履歴を明らかにするため、1947年から2008年までの間に撮影された空中写真を判読し、各年次の林相図を作成した. 林相はアカマツおよびコナラは樹冠の特徴から他の樹種とは区別できたため、アカマツ以外の針葉樹林(スギ、サワラ)、コナラ以外の落葉樹林(ハンノキ、ムクノキ、ミズキ、コブシ等)、草地の5種類に分類した. これをGIS上で重ね合わせ、各林分の履歴を明らかにした. 履歴によって区分された林分単位ごとに、現在の森林構造を明らかにするため、2-3個の方形区を設置し、毎末調査を行った.

結果と考察

各年次の林相区分の結果を図2に,それらの変化パターンすなわち森林の履歴 と,毎木調査によって明らかにされた現







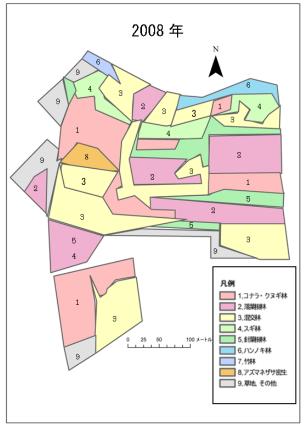


図 2 各年次の林分区分図 (1:コナラークヌギ林, 2:落葉樹林, 3:針広混交林, 4:スギ林, 5:針葉樹林, 6:ハンノキ林, 7:竹林, 8:アズマネザサ群落, 9:草原他).

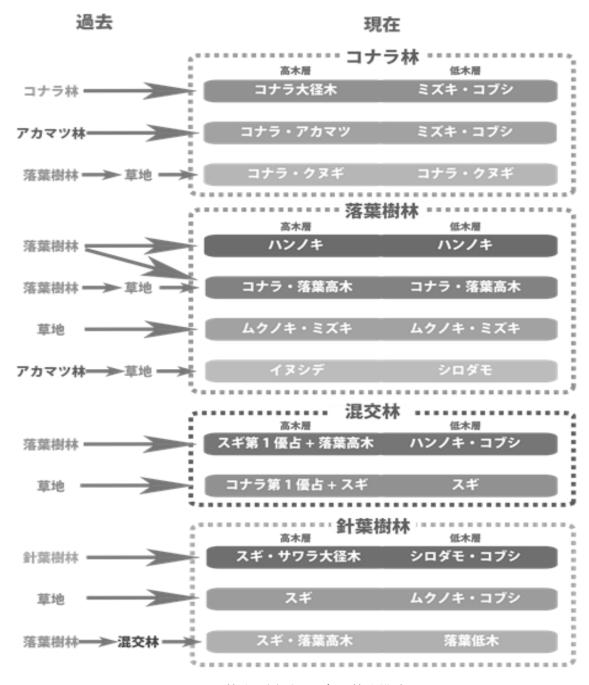


図3 林分の履歴と現在の林分構造

在の森林構造との関係を図3に示した. 現在の林相がコナラ林やコナラ・クヌギ 林となっている林分は,1940年代から継 続してコナラ林であった林分ではコナラ 大径木が上層を占めている.アカマツ林 がマツ枯れに伴ってコナラ林に遷移した 林分では,上層はアカマツとコナラが優 占した.これらでは,下層にはコナラで はなくミズキやコブシが優占していたた め、今後林冠木を伐採するとミズキやコブシが林冠を形成することが予想される。一方、落葉樹林が皆伐されて草原となった後にコナラ・クヌギが植林されたことが推測された林分では、上層、下層ともにコナラ、クヌギが優占しており、コナラ林の更新は良好であると考えられる。

現在、コナラ・クヌギ以外のハンノキ

やミズキ,ムクノキ等からなる落葉広葉樹林となっている林分は,湿地周辺でハンノキが優占する林分については一貫して落葉樹林であったが,それ以外の落葉樹が優占する林分は草地であった時期があり,その後に二次林として成立したことが明らかになった.

スギと広葉樹の混交林となっている林分は,かつての落葉樹林または草地にスギを植林したが,他樹種が混交したことによって成立したことが窺えた.

スギ植林やスギやサワラの大径木からなる林分は、いずれも植林由来であるが、低木層の構成は、過去の履歴および水分条件によって異なることも明らかにされた.

引用文献

千葉県環境部自然環境課(編). 1999. 千葉県の保護上重要な野生生物 - 千葉県レッドデータブック植物編. 435pp. 千葉県.

- 千葉県. 1995. 常磐新線沿線整備に関する 環境保全のあり方について(提言). 千葉 県環境会議1-2.
- 岩瀬徹. 2001. 下総大地の北西部. (財)千葉県史料研究財団(編). 千葉の自然誌本編5:千葉の植物2. pp695-701. 千葉県,
- 柏市都市緑政部公園緑政課こんぶくろ池公園計画室. 2005. (仮称)こんぶくろ池公園整備基本計画策定調査報告書 市民で育てる100年の森・こんぶくろ池自然博物公園. 226pp.
- 風丘 修. 1997. 湧水. (財)千葉県史料研 究財団 (編),千葉県の自然史本編2 :千葉県の大地. pp583-596. 千葉県.
- 大場達之. 1996. 柏ゴルフ倶楽部の植物. 34pp. 千葉県植物誌資料編集同人.
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・冨成忠夫(編). 1982. 日本の野生植物 草本 I 単子葉類. 305pp. 平凡社,東京.

著者:稲岡哲郎(現所属)日本製紙株式会社,福田健二 〒277-8653 千葉県柏市柏の葉5-1-5 東京大学柏キャンパス 東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻 E-mail: fu-kuda@k.u-tokyo.ac.jp

[&]quot;History of forest utilization and present stand structure in Kombukuro natural history park of Kashiwa city, Chiba prefecture" Report of Chiba Biodiversity Center 7:96-100. Tetsuro Inaoka • Kenji Fukuda. Department of Natural Environmental Studies Graduate School of Frontier Sciences The University of Tokyo Kashiwanoha,5-1-5, Kashiwa-shi, Chiba, 277-8653, Japan. E-mail: fukuda@k.u-tokyo.ac.jp

関東地方のさまざまな植生条件における地表徘徊性甲虫群集

神保克明 1 ・ザールキクビツェ 1,2 ・大澤雅彦 1,3 ・福田健二 1 ・久保田耕平 4

- 1 東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻
- 2 (現所属) イリヤ大学生態学研究所 (グルジア共和国)
- 3 (現所属)雲南大学(中国)
- 4 東京大学大学院農学生命科学研究

はじめに

地域の生物多様性を評価するには、その 環境を構成する構成要素全体について検討 する必要があるが、現実的には対象を絞り 評価していく必要が生ずる. 植物、猛禽類 や鱗翅目などはよく取り上げられる. しか し、植物は移動が不可能であるため急激な 変化に対して動物ほど素早く反応できない。また、猛禽類は行動範囲が広いため、 林分単位といった小スケールでの環境変化 の評価はできない、鱗翅目は、天候に左右 されやすく、移動するために、その土地の 環境を代表するものとして定量的なデータ を取得するには困難が伴う.

そこで近年, 地表を主な生息地とする地 表性甲虫類が、生物指標として有効な昆虫 類として研究がされるようになった (Pearsall, 2007). 研究の対象となる種は 主に甲虫目オサムシ科に属する種で、寿命 は約1年と短く, 主にミミズや地面にいる 小動物などを餌にする高次の捕食者である ため、その地の動物相を反映するといえる. また、飛翔能力が退化しており、大きな河 川や山脈などの地理的障壁を越えられず, 各地で隔離された集団が多様な種に分化し ており種類数や個体数が多く広範囲に分布 している. そして,環境の微細な変化に対 応するため、個体数や種構成の変化がその 地の環境変動の指標となると考えられてい る. 従来環境の変化に対して. その地域に 生息する群集がどのように変化するかを計 量的に解析することにより、その対応関係を究明することや、甲虫類を生物指標として生息環境や生物多様性評価を行う研究が、地表性甲虫について多く行われてきた. 土地や標高、微小生息域間での甲虫群集の差異に関する研究や森林管理と攪乱に関する研究や森林管理と攪乱に関する研究などがある。甲虫群集の生態についての基礎となる生態学的な研究はThiele(1977)をはじめヨーロッパを中心に行われており、日本では歴史が浅いが、堀(2006)、石谷(1996)などが山間部での包括的な分布調査など行われており、日本でも生物指標としての有効性が示されている.

植生の長期的な変化に対する地表徘徊性 甲虫群集への影響に関する研究は少ない が、植生の変化に対する長期的な甲虫相の 反応を把握することは、生態系の遷移や生 態系の攪乱からの回復過程を明らかにする ための基礎的知見となる.

そこで本研究では、様々な環境下で生物 多様性評価を行うための基礎として、地表 性甲虫の群集組成について、特に以下の3 点に着目して調査した.

火山噴火後の遷移における多様性:火山 の噴火後の一次遷移過程における遷移初期 相の火山荒原(イタドリパッチ),途中相 および極相の森林において,甲虫群集を明 らかにする.

都市林における多様性:特に森林の成立 履歴の違いが地表徘徊性甲虫の種組成へ与 える影響に着目する. 具体的には, 埋立 地に創出された森林, 伐採後植林した森 林, 孤立化した里山林・自然林という履 歴の異なる森林において, 甲虫群集を比 較する.

河辺環境における多様性:平地における様々な種の攪乱に対する特性を調べるため,河原内の樹林地,河原の地表性甲虫の組成を明らかにする.

なお,火山噴火後の遷移については神 保ら (2011), Jimbo et al. (2013) として 発表した.

調査地と調査方法

1) 富士山火山荒原における調査

火山荒原における一次遷移過程に沿って、甲虫相を調べた.一次遷移の初期過程の草本群落として、富士山南東斜面の荒原御殿場口付近、幅3km,標高1440m-1550m地点にある大きさの異なるイ

タドリの遷移初期のパッチ群落を選定した.次に,遷移途中相の森林として,御殿場口付近の宝永噴火による撹乱からの回復途上にあるミズナラが優占する森林を,極相として1450m帯にあるブナ林をそれぞれ選定した.

2)都市林における調査

都市部の森林から、現在人による管理 がほとんど行われていない保存林・保護 区域にある森林を選択した.都市部には 庭園や公園に森林地が多くあるが、落葉 掻きなどの管理をした場合には土壌動物 や地表徘徊性昆虫・小動物類はほとんど いなくなるため、そのような森林は除外 した.また、広範囲の移動のことも考え、 各調査地がトランセクトのように環境傾 度に沿って並ぶように、吾国山、柏周辺、 東京湾臨海地域というライン上から地点 を選んだ.以上をふまえて10地点(図1)



図1 ②および③の調査地の位置.

を選定し、半自然林、植林地、埋立地への植栽林という3タイプ合計49個の5m×10mの調査プロットを設けた.

3) 河川敷における地表徘徊性甲虫の 多様性

渡良瀬川,鬼怒川,小貝川流域(図1)から20プロットを設置し,春の調査を2011年5月,秋の調査を10月上旬に行った.

これらの調査地において、地表徘徊性 甲虫種はピットフォールトラップ法によ り捕獲した、調査頻度は月1回とし、1 プロットあたり15カップを2日間放置し た後回収を行った。

結 果

1) 富士山火山荒原における一次遷移と 甲虫の種構成の変化

富士山の調査においては、遷移初期の 火山荒原のイタドリパッチ群落では、砂 礫地に見られるスナゴミムシダマシ亜科 が優占し、遷移途中相ではオサムシ亜科 が、極相ではナガゴミムシ亜科がそれぞ れ優占していた(図2).一次遷移の進行 とともに、地表徘徊性甲虫の種組成が変 化することが明らかにされた.

2) 土地履歴の異なる都市林における 多様性

各タイプの地表徘徊性甲虫群集の1プロットあたりの個体数と種数を表1に示した. 樹種構成や規模が似た都市林であっても,孤立化した半自然林では種多様性・個体数ともに高く,皆伐後の植林や埋立・造成という履歴を持つ林では種数・個体数ともに少ないことが示された. 地表徘徊性甲虫は移動分散能力が低いため,孤立林での皆伐や埋立・造成といった履歴を持つ林では,周囲からの種の移入・定着がなされないため,地表徘徊性甲虫の多様性が低いと考えられる.

小石川植物園調査地の種構成を図3に示した. 小石川植物園の調査地は, 他の二次林とは組成が異なり, 個体数は多いが種数が少ない傾向がみられた. このことは, 都市の内部で孤立した小石川植物園のような森林では, 過去に何らかの攪

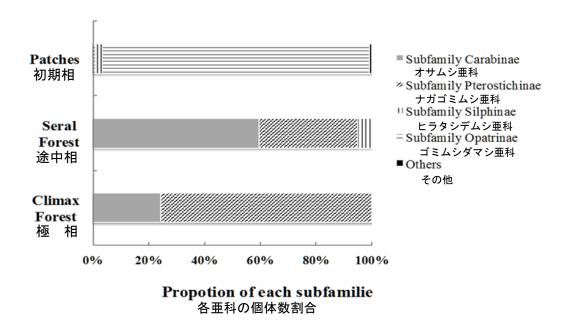


図2 富士山南東斜面の一次遷移に伴う地表徘徊性甲虫相の変化.

表1 履歴の異なる都市林における地表徘徊性甲虫の捕獲個体数と種数.

森林タイプ	半自然林	植 林	埋立植栽林
個体数 (プロット平均値)	33.4	15.0	2.08
種 数 (プロット平均値)	23	18	4

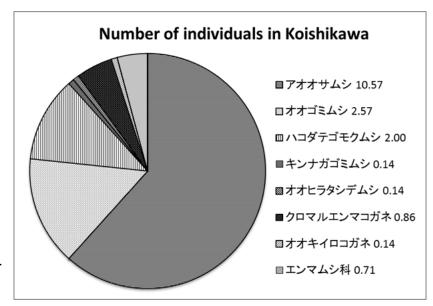


図3 小石川植物園調査 区における地表徘 徊性甲虫の種構成.

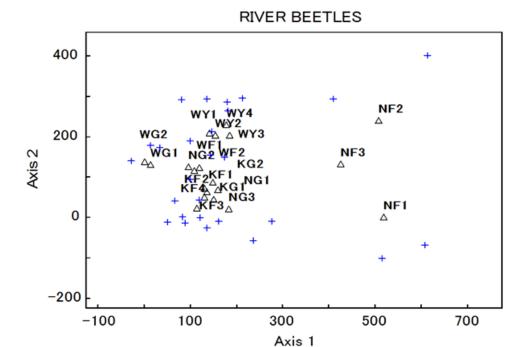


図4 調査区 (△)と甲虫種 (+)のDCA第1軸、第2軸による序列化. 文字は, 地点名 (W:渡良瀬, N:鬼怒川, K:小貝川)と植生タイプ (F:森林, G:草地, Y:ヨシ原) を示す.

乱があって種数が減少し、特定の種の個体数が増加した可能性が推測された.

3)河辺の地表徘徊性甲虫の多様性

調査により31種2292個体を捕獲した. 甲虫群集組成をもとにDCAによりプロット と種を序列化した結果を図4に示した. 鬼怒川の河畔林のみが離れてプロットさ れたが,これらは河川水面よりもやや高 い位置にあり冠水することがほとんどな い安定した樹林である. 一方, 草地やヨ シ原と近い位置にプロットされた渡良瀬 川・小貝川の森林は、水面に近く頻繁に 冠水する. これらの調査区に近い位置に プロットされた種群は、それぞれの環境 を選好すると言える. 詳細は割愛した が,本調査で出現した地表徘徊性甲虫 は, 森林種, 移動能力の高い森林種, 森 林とオープンランドに出る種、オープン ランド種、湿地を好む種、に分類された.

4) 考察

以上の結果より、火山噴火後約300年を経た富士山火山荒原や、増水等による撹乱を頻繁に受ける河辺の植生においては、噴火や増水によって地表徘徊性甲虫が死滅した後に、周囲から地表徘徊性甲虫が移入・定着し、植生遷移の段階や攪乱頻度に対応した群集が成立していることが示唆された。一方、都市化した地域の孤立林では、地表徘徊性甲虫の移動が制限されているため、伐採や土地の埋立・造成などの履歴により消滅した種群

が回復しておらず、地表徘徊性甲虫の多様性が低い状態にとどまっていることが示唆された.

引用文献

- 堀 繁久. 2006. オサムシの眼を通して自然環境を見る. 丸山宗利(編著), 森と水辺の甲虫誌. pp47-65. 東海大学 出版会,神奈川.
- 石谷正宇. 1996. 環境指標としてのゴミムシ類 (甲虫目: オサムシ科、ホソクビゴミムシ科) に関する生態学的研究. 比和科学博物館研究穂国 34:1-110.
- 神保克明・久保田耕平・ザールキクビ ツェ. 2011. 富士山一次遷移過程の異 なる環境における地表性甲虫群集とそ の季節変動. 日本生物地理学会会報 66:7-16.
- Jimbo, K., K. Kubota and Z. Kikvidze. 2013. Ground beetle succession on Mount Fujisan. Biogeography 15: 85-94.
- Koivula, M. and H. Vermeulen. 2005. Highways and forest fragmentation effects on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae).Landscape Ecology 20: 911-926.
- Thiele, H. U. 1997. Carabid Beetles in their environment. A study on habitat selection by adaptation in physiology and behaviour. Springer Verlag, Berlin.
- Pearsal, I. A. 2007. Carabid Beetles as Ecological Indicators. Paper presented at the "Monitoring the Effectiveness of Biological Conservation" conference, 2-4 November 2004, Richmond, B.C. Available at: http://www.forrex.org/events/mebc/papers.html.
- 著 者:神保克明 〒277-8653 千葉県柏市柏の葉5-1-5 東京大学柏キャンパス 東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻 E-mail: jimbo@nenv.k.u-tokyo.ac.jp, ザールキクビツェ (現所属)イリヤ大学生態学研究所, 大澤雅彦 (現所属) 雲南大学, 福田健二 〒277-8653 千葉県柏市柏の葉5-1-5 東京大学柏キャンパス東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻, 久保田耕平 〒113-8657 東京都文京区弥生1-1-1 東京大学大学院農学生命科学研究科森林科学専攻.

"Ground beetle assemblages in suburban forests in Kanto district" Chiba prefecture" Report of Chiba Biodiversity Center 7:101-106. Katsuaki Jimbo • Zaal Kikvidze¹ • Masahiko Ohsawa² • Kenji Fukuda • Kohei Kubota³. Department of Natural Environmental Studies Graduate School of Frontier Sciences, The University of Tokyo Kashiwanoha 5-1-5, Kashiwa-shi, Chiba 277-8653, Japan. E-mail: jimbo@nenv.k.u -tokyo.ac.jp; ¹ (Present address) Institute of Ecology, Ilia State University, 3/5 Cholokashvili Ave. Tbilisi 0162, Georgia; ² (Present address) Institute of Ecology and Geobotany, Yunnan University, North Cuihu Ave. Kunming 650091, China; ³ Department of Forest Science Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo, Yayoi 1-1-1, Bunkyo-ku, Tokyo 113-8657, Japan.

生物多様性保全を目的とした衛星データによる 千葉県の自然環境解析に関する研究

原慶太郎・趙 憶・原田一平・下嶋 聖1・関山絢子2・田中健太3

東京情報大学環境情報学科

- 1 (現所属) 東京農業大学短期大学部環境緑地学科
- 2 (現所属) 東京大学生産技術研究所
- 3 (現所属) 株式会社エム・エス・アイ

はじめに

千葉県は、北西部や湾岸部を中心に急速な都市化が進行し、また、農林業を取り巻く環境の変化にともなって、耕作や森林管理が放棄されたところが急増している。生物多様性を保全するためには、野生動植物の生育・生息地となる緑被地や水辺環境などの土地利用状況を正確に把握し、その変化などに迅速かつ適切に対応する必要がある。このためには、広域的な範囲を短い時間で現況把握が可能なリモートセンシングの技術が有効である。生物多様性の保全には、それぞれの地域の生物が置かれた状況を的確に把握してモニタリングする必要がある。

リモートセンシング技術は、空間・時間・スペクトルの各分解能が高まり、非常に詳細なスケールから地球規模に至る環境観測が可能になっている(Richards, 2012). 生物多様性の問題は、詳細スケールから広域スケールまでのマルチスケールでのアプローチが欠かせないが、現地調査は人海戦術に頼らざるを得なく、点の情報を面に拡げることができるリモートセンシング技術は極めて有効である. リモートセンシング技術が貢献できる生物多様性に関

する事象には、1)生物多様性そのもの(森 林上層を構成する種の多様性など),2)生 物多様性を育む環境(様々なスケールで生 態系や景観を把握して生物種の生息域を推 定する), 3)生物多様性に影響を及ぼす事 象(精確な土地利用・被覆(LU/LC)の現 状と変化の把握), がある (原, 2011). 千 葉県と大学との連携事業の一環として、リ モートセンシングや地理情報システム (GIS)を用いた手法検討を進めてきた が、異なる観測スケール(空間分解能また は観測幅)を持つ衛星データを用いて、千 葉県を中心に詳細スケールから広域スケー ルにわたる森林・草地・畑等の土地被覆分 布状況を把握し衛星データ間の違いを明ら かにすることを目的とする.

方 法

千葉県を対象とした生物多様性の現状把握に向けて、これまで入手した衛星リモートセンシング画像を用いて解析を行ない、詳細スケールから広域スケールにわたる異なる対象範囲の土地被覆分類図を作成する.作成された土地被覆分類図を千葉県下の生物多様性評価の基礎データとして使用し、千葉県の土地被覆分布状況を明らかに

する. 異なる衛星データの観測スケールの 相異によるスケール効果を明らかにするた めに、千葉県の代表的な谷津景観を有する 佐倉市畔田地区を対象に、QuickBird、 ALOS/AVNIR-2、Terra/ASTER、Landsat/ ETM+画像を用いて、詳細スケール(街区 レベル)の土地被覆分類図を作成し衛星ご との違いについて検討し、今後の衛星リ モートセンシングデータ利用の際の課題を 抽出する.

結 果

1. 高分解能衛星画像(街区レベル)

今回の連携事業の重点調査区となってい る佐倉市畔田地区の高分解能衛星データを 入手し、詳細スケール (街区レベル)にお けるデータの特徴と、取得時期による違い を検討した. 用いた衛星データは、 QuickBirdとWorldView-2である. QuickBird データは、パンクロマティック (空間分解 能: 0.6m) とマルチスペクトル (空間分解 能:2.5m), バンド構成はALOS/AVNIR-2 と同様に可視 (Blue, Green, Red) から近赤外 (NIR) までの4バンド構成である. WorldView-2データは、マルチスペクトル (空間分解能: 2m)で、QuickBirdデータと 同様の4バンド(Blue, Green, Red, NIR1)に新 たな波長域(Coastal, Yellow, Red Edge, NIR2)を加えた8バンドのマルチスペクトル を持つ. 各衛星データの画像を図1~4に示 す.

QuickBird画像のフォールスカラー(図1-c)は、RGBにそれぞれNIR (バンド4)、Red (バンド3)、 Blue (バンド2)、WorldView-2 画像のフォールスカラー(図2-c、図3-c、図4-c)は、RGBにそれぞれNIR2 (バンド7)、Red (バンド3)、Blue (バンド2)をそれぞれ割り当て、カラー合成した結果である。植生の分光反射

率は、近赤外の波長帯域で強い反射特性があるため、近赤外域が含まれるNIRのバンドに赤色(R)を割り当てて、カラー合成すると植生域が赤色で強調される.

2. 高分解能衛星データを用いた土地被覆の解析

高分解能衛星データQuickBird (空間分解 能: 2.5m)を用いて, 佐倉市畔田地区を対 象地として土地被覆分類を行なった. 解析 には, 教師付分類である最尤法を用いて元 画像を森林,草地などの6つ土地被覆タイ プに分類した. ピクセルベースの分類手法 は空間分解能に依存するため、対象物を構 成する画素が対象物より小さい時, 同じ画 素内に異なった反射特性が表われ、たくさ んの小さなオブジェクトやノイズが生じや すい問題がある. 一方, ALOS/AVNIR-2な どの空間分解能がより低い衛星データと比 べて、QuickBirdを用いた土地被覆分類図 は、 周縁形状や林間ギャップなどの細か い空間特性をより繊細に反映することがで きる. 解析結果を図5に示す.

3. 異なる衛星データを用いた土地被覆 分類のスケール効果についての検討

高分解能衛星画像と低分解能衛星画像を 用いた同一の範囲における土地被覆分類は どのような違いがあるのか,衛星間のス ケール変化またはスケーリングに伴う誤差 を明らかにすることは適切な衛星データの 選択と衛星リモートセンシングの効率化を 図るために重要である(Quattrochi and Goodchild, 1997; Withers and Meentemeyer, 1999). 千葉県佐倉市畔田地区を対 象地として,異なる空間分解能の衛星デー タを用いて土地被覆分類を行ない衛星の空間分解能の違いによる影響を明らかにした (図6,表1).



a. QuickBird画像 (2009/1/19)



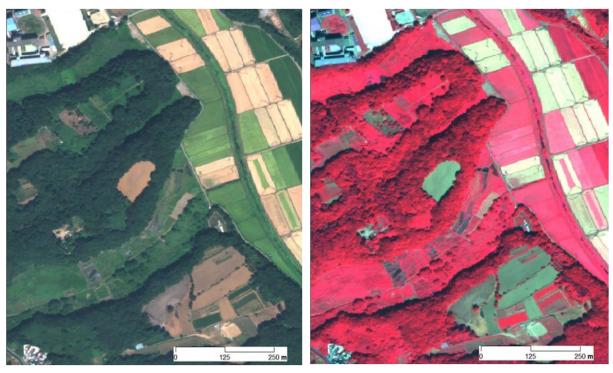
b. 畔田沢一部拡大 (トゥルーカラー)

c. 同 (フォールスカラー)

図1 QuickBirdの衛星画像(2009/1/19)© DigitalGlobe.



a. WorldView-2画像 (2010/9/3)



b. 畔田沢一部拡大(トゥルーカラー)

c. 同(フォールスカラー)

図2 WorldView-2の衛星画像(2010/9/3)© DigitalGlobe.



a. WorldView-2画像(2011/4/14)



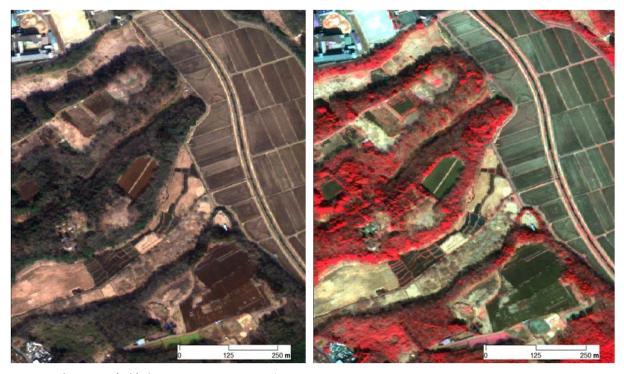
b. 畔田沢一部拡大 (トゥルーカラー)

c. 同 (フォールスカラー)

図3 WorldView-2の衛星画像(2011/4/14)© DigitalGlobe.



a. WorldView-2画像 (2012/2/24)



b. 畔田沢一部拡大 (トゥルーカラー)

c. 同 (フォールスカラー)

図4 WorldView-2の衛星画像(2012/2/24)© DigitalGlobe.

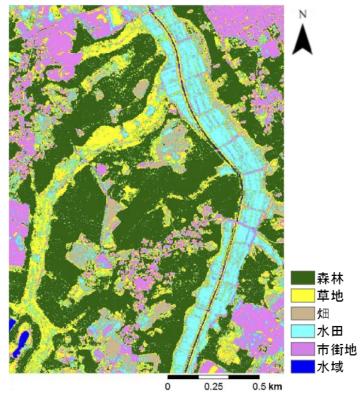


図5 QuickBirdを用いた土地被覆の分類結果.

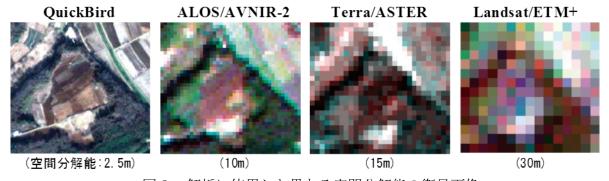


図6 解析に使用した異なる空間分解能の衛星画像.

表1 各衛星データの諸元.

	QuickBird	ALOS/AVNIR-2	Terra/ASTER	Landsat/ETM+
撮影日付	2009/1/19	2007/11/15	2008/1/17	2006/11/3
空間分解能	2.5m	10m	15m	30m
観測幅	16.5km	70km	60km	185km
回帰周期	1-3.5 日	46 日	16 日	16 日
スペクトル構成	B1: 0.45-0.52μm B2: 0.52-0.60μm B3: 0.63-0.69μm B4: 0.76-0.90μm	B1: 0.45-0.50μm B2: 0.52-0.60μm B3: 0.61-0.69μm B4: 0.76-0.89μm	B1: 0.52-0.60μm B2: 0.63-0.69μm B3: 0.78-0.86μm	B1: 0.45-0.52μm B2: 0.52-0.60μm B3: 0.61-0.69μm B4: 0.76-0.90μm B5: 1.55-1.75μm B7: 2.08-2.35μm

土地被覆分類の結果から、いずれの衛星データも森林の面積が最も大きく、草地、畑、水田、市街地は均一的に分布していたことが示され、水域の占める面積が最も少なかった(図7). 水域の占める面積が最も少なかった。衛星の空間分解能の拡大に伴って、草地の面積が減少し、畑と水田がやや増加した。面積の大きい森林と市街地は、いずれの衛星データもほぼ一定のままであった。土地被覆分類図から、細長い谷津はほとんど水田で、台地に森林が残っていた。西側にある谷津の支谷は、放棄された水田でほとんど草地になっていた。衛星データ間で比較した結果、高分解能の

QuickBirdの分類結果は他の衛星データと 比べてパッチの形状や林冠ギャップなどの 複雑な空間特徴をより細かく反映された.

図8は異なる空間分解能の衛星データを 用いて,土地被覆が変化した地域を抽出した結果で,変化していない地域は白抜きで表示してある.異なる衛星データを用いた土地被覆相異の抽出結果から,低分解能の衛星データほど反射スペクトルの分離度が低下して,3つのクラス(草地,畑,水田)の分類結果に,もっとも影響を及ぼすことが明らかになった。また,対象物の周縁である場所も最も変化しやすいことが示された。各衛星データに対して,高分解能の

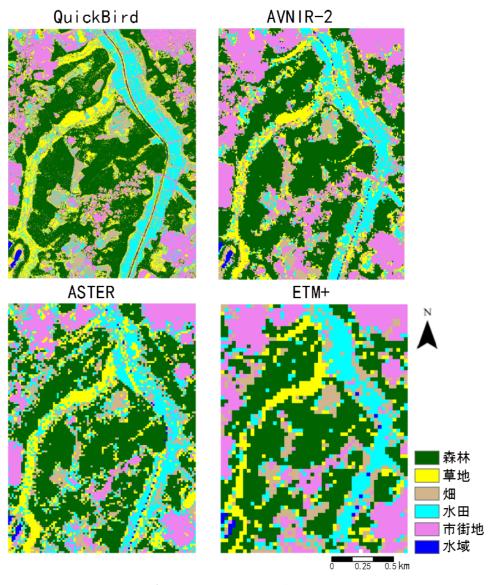


図7 各衛星データを用いた土地被覆分類結果.

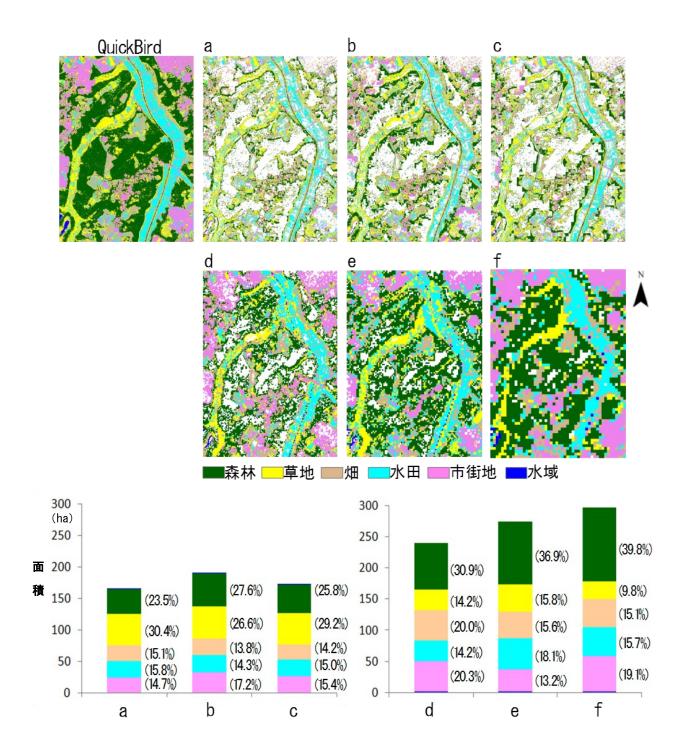


図8 異なる空間分解能の衛星データを用いた土地被覆相異の抽出結果.

記号は、それぞれa: AVNIR-2に対してQuickBirdが変化した場所、b: ASTER に対してQuickBirdが変化した場所、c: ETM+に対してQuickBirdが変化した場所、d: QuickBirdに対してAVNIR-2が変化した場所、e: QuickBirdに対してASTERが変化した場所、f: QuickBirdに対してETM+が変化した場所を表す。下図の積み上げ棒グラフはそれぞれ変化した場所の面積と面積割合を示す。括弧はそれぞれ土地被覆タイプごとの面積割合を表す。

QuickBirdは森林の周縁部および周縁にある 草地の変化が最も大きかった. QuickBirdに対して、各衛星データで最も変化した土地被覆は森林で、低分解能の衛星であるほど変化した森林の面積が大きかった。その他、いずれの衛星データに対してもQuickBirdが変化した面積は全体の半分しか占めなかった。このことから、衛星ごとの空間分解能の差が大きいほど土地被覆の相異がより大きいことが分かった.

4. 多時期衛星画像を用いた千葉県北総 地域の土地被覆分類図作成

2007年から2008年にかけては、千葉県を含む関東南部における良好なALOS/AVNIR-2画像が連続して取得できた年であった.これらを用いて、広域的な土地被覆分類の検討を行なった.千葉県全域の土地被覆分類は、解析手法及び精度検証が不十分なため、まず北総地域を中心とする千葉県北部について解析を行なった.図9に入手したAVNIR-2画像を示す.



2007/08/15 ©JAXA



2007/11/15 ©JAXA



2007/12/31 ©JAXA



2008/02/15 ©JAXA



2008/04/01 ©JAXA

図9 2007-2008年にかけてのALOS/AVNIR-2画像.

上述の5時期の衛星データのうち,2007 年8月15日と2007年11月15日の取得データ を用いて解析を実施した(図10).8月と11 月の衛星画像を比較すると,利根川沿い周 辺の地域に11月よりも8月の画像は植生域 が多いことが目視により確認できる.まず,千葉県北総地区を対象地として,2007 年8月15日の画像を用いて土地被覆分類を 行なった(図11).次に,2007年8月15日と 11月15日の2時期のALOS/AVNIR-2画像を 用いて土地被覆分類を行なった(図12). 単時期の衛星データを用いた土地被覆分類 (図11)は,可視域から近赤外までの4バン ドであるのに対して、2時期の衛星データを用いた土地被覆分類(図12)は、各4バンド(計8バンド)の画像を新たに作成し、森林、草地、畑、水田、市街地、水域の6つの土地被覆タイプに分類した結果である.

このように、農耕地などは時期によって 反射特性が明らかに異なることから、それ らの地物の判別が可能である. 通常、衛星 画像を用いた土地被覆分類は、衛星画像が 特有する可視域から近赤外までの反射スペ クトル特性をもとに統計学的な規則に従っ て対象物を異なる土地被覆タイプに自動的 に区分することである. そのため、各土地

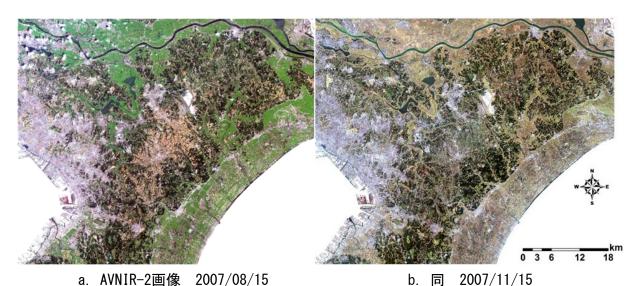


図10 千葉県北総地区のトゥルーカラー衛星データ OJAXA.

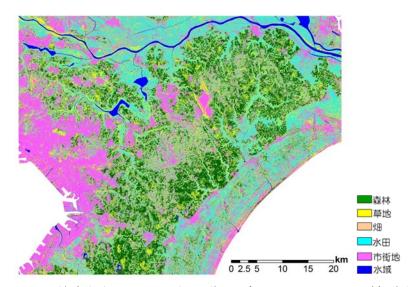


図11 北総地区における単時期(2007/08/15) の衛星データを用いた土地被覆分類.

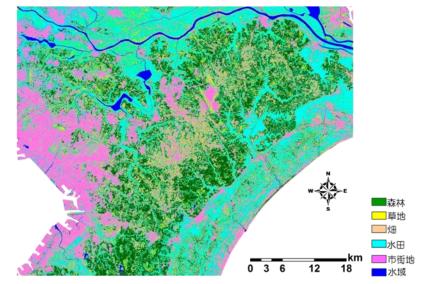


図12 北総地区における2時期の衛星データを用いた土地被覆分類結果.

被覆タイプを代表する反射スペクトル特性 は他の土地被覆タイプとの相異が顕著であ るほど、より精確に土地被覆を分類するこ とができる.

分類結果から、単時期のみの衛星データを用いた土地被覆分類では、草地、水田、畑の各反射率の分離度が低く、分類誤差が大きかったことに対して、2時期の衛星データを用いた土地被覆分類は、草地、水田、畑の土地被覆タイプの分類精度が大きく改善されたことが分かった。対象範囲において、標高が比較的に高い台地は畑、谷津が分布し、平地は主に水田が分布している様子を的確に反映することができた。

まとめ

本研究では、衛星データを用いて詳細スケール(畔田地区)から広域スケール(千葉県全域)の森林・草原等の植生、水田・畑等の土地利用、市街地・道路等の人工物などを抽出する際に、異なる衛星データを用いる場合にどのような違いが起きるかを明らかにした。解析した佐倉市畔田地区の結果からは、高分解能衛星データであるほど、畔田のような詳細スケールにおける周縁の形状や林冠のギャップなどの細かい土

地被覆パターンを反映するにはより有効で あった. 一方, 異なるタイプの地上物が混 在しモザイク状な分布パターンであること によって各土地被覆タイプの分光反射特性 が近似し反射率の分離度(Richards, 1993) 影響を与え、草地、畑、水田の分類 精度が低下した. さらに, 衛星データごと に比較した結果,空間分解能の変化に対し て, 土地被覆パッチの周縁部は最も影響を 受けやすいことが明らかになった. このよ うな場所は異なる生態系が隣接しており生 物多様性の保全には極めて重要な場所であ り、解析には留意を要する. 衛星データを 用いて, 土地利用の分布範囲の境界などの 解析では、異なる空間分解能の衛星データ によってこのような影響を受けやすいた め,対象とする目的に応じて適切な空間分 解能を持つ衛星データの選択が重要であ る.

今後の課題

本報告では、衛星データを用いて千葉県の土地被覆状況を把握する手法を検討した.今後、多時期の高分解能衛星画像を用いた土地被覆分類とともに、土地被覆分類結果から千葉県の生物多様性保全のために

重要となる場所を特定し、景観生態学的な観点から植生地の分断化や孤立化などの評価とその手法の確立に取り組んでいきたいと考える. 我が国における生物多様性の現状を把握するための指標として、生物多様性総合評価が公表された. 森林、農地などの生態系の区分ごとに評価のための指標を設け、各指標の推移を説明するデータをもとに、過去50年の生物多様性の損失の大きさと現在の傾向について評価したものである. すでにNASAを中心として、リモートセンシングを用いた生物多様性指標作成に関する成果が上げられているが、千葉県における同様の指標作成が次の課題である.

引用文献

- 原慶太郎. 2011. 生物多様性. 日本リモートセンシング学会誌 31(2): 270-272.
- Quattrochi, D.A. and M.F. Goodchild. 1997. Scale in Remote Sensing and GIS. 432pp. CRC Press LLC, Florida.
- Richards, J.A. 2012. Remote sensing digital image analysis: an introduction, 5th ed. 420pp. Springer-Verlag, New York Berlin Heidelberg.
- Withers, M.A., and V. Meentemeyer. 1999. Concepts of Scale in Landscape Ecology. Klopatek, J.M., Gardner, R.H. (eds), Landscape ecological analysis: issues and applications. pp.205-252. Springer.
- 著 者:原慶太郎・趙 憶・原田一平・下嶋 聖 1 ・関山絢子 2 ・田中健太 3 . 〒265-8501 千葉県若葉区 御成台4-1 東京情報大学環境情報学科 E-mail: hara@rsch.tuis.ac.jp, 1 (現所属)東京農業大学短期大学部環境緑地学科, 2 (現所属)東京大学生産技術研究所, 3 (現所属)株式会社エム・エス・アイ
- "Analyses of natural environment in Chiba Prefecture using remotely sensed data for conservation of biodiversity "Report of Chiba Biodiversity Center 7:107-119. Keitarou Hara Yi Zhao Ippei Harada Hijiri Shimojima¹ Ayako Sekiyama² Kenta Tanaka³. Department of Environmental Information, Tokyo University of Information Sciences, 4-1 Onaridai, Wakaba-ku, Chiba 265-8501, Japan. E-mail: hara@rsch.tuis.ac.jp; (Present address) Department of Environment and Landscape, Junior College of Tokyo University of Agriculture; (Present address) Institute of Industrial Science, The University of Tokyo; (Present address) MSI Co., Ltd.

都市-里山里海の生物多様性保全:その新たな知見と課題

中村俊彦

千葉県生物多様性センター併任千葉県立中央博物館

はじめに

当研究報告 7号「千葉県と大学との連携成果の学術報告 第 1 巻:都市-里山里海の生物多様性保全」においては、多くの方々の御支援により、房総地域、すなわち千葉県と房総半島及びその周辺域における生物多様性に関する新知見とともに学術上の発見など、多くの調査研究の成果を公開することができた。

房総地域の生物多様性は、その大きな特 徴として、第1に、三方を海に囲まれ、利 根川・江戸川の大河のほか印旛沼・手賀沼 の内水面, さらに小河川による谷津地形 と、そのきわめて多様な水辺環境に育まれ てきた. 第2として, 暖流の黒潮と寒流の 親潮とが銚子沖でぶつかり、海岸海域はも とより陸域においても南北の生物が出会う 生物多様性豊かな場となっている. そして 第3に、その豊かな生物多様性は、縄文時 代の昔から人々に豊かな生活・生業をもた らし、人・自然・文化が一体となって調 和・共存する持続可能な生態系、里山里海 の基盤となった。第4としては、その長い 歴史でもたらされた里山里海であるが,近 年の都市化の進行と拡大、また過疎高齢化 の里山里海も増大し, 生物多様性が減少し その豊かさが損なわれ、人間生活の将来に 対し様々な課題が顕在化している(千葉県 生物多様性センター, 2010, 2011).

このような房総地域での生物多様性の現

状を踏まえ、今回の報告書の結果を中心に して「都市-里山里海の生物多様性保全」 にかかわる新たな知見と課題についてまと めた.

房総地域の生物相の新知見

今回報告された特筆すべき新知見として 「新種イスミスズカケの発見」があげられ る. 上原・斎木 (2014) によると、これは 千葉県立中央博物館で長年続けられた市民 と協働の房総の植物相調査によって見いだ されたスズカケソウについて, 千葉県多様 性センターからその保全面の研究を千葉大 学園芸学部に依頼したところ,遺伝子解析 等により,これが新種「イスミスズカケ」 であることが明らかとなり、 学術的にも大 きな発見につながったものである. まさ に, 博物館の活動, それは地域市民と専門 研究者との協働により築かれた自然誌基盤 が、生物多様性の保全再生を担う生物多様 性センターの事業、さらに大学での高度な 調査解析と連動することによって成し遂げ られた成果といえる.

房総の生物相においては、調査が困難なためにこれまでに十分な研究がなされなかった海生魚類相について、海洋生物の専門家9名のチームによる鹿児島県南さつま市から千葉県館山市に至る6カ所において定点観測の調査研究が開始された。今回の須之部ほか(2014)の報告により、南日本

6地点から109種の魚類が記録され、館山からは13種の南方系の成体が記録された. このような館山の南方系魚の種数は鹿児島に次ぐ多さであり、6地点中最も多い温帯系魚種も含め房総沖の豊かな魚類相が明らかになってきた.今後は、地球温暖化との関わりからも、その調査研究の進展が期待される.

落丸・福田(2014) による関東地方における常緑広葉樹林の菌類相の調査, さらに神保ほか(2014) による様々な植生条件における地表徘徊性甲虫の調査等により,これら特種な分類群での生物相が解明されつつその生態的特性に関する知見も蓄積された.

地域の生物相についての知見の蓄積は, 生物多様性の保全再生の基盤である.しか し,その専門研究者の少なさとともに,そ の標本・資料の蓄積場所確保の問題は深刻 である.全県レベルの資料保存と専門研究 者の充実とともに,県内各地でも,その地 域の生物多様性を担う人材を確保すること が必要になってきている.

里山里海の環境と生物多様性

里山里海の生物多様性の高さは、その生態系を利用・管理する人がもたらした水環境の多様性、さらに異なる遷移段階の群落・群集のモザイク構造等に起因することが明らかにされつつある(千葉県生物多様性センター、2010、2011).

稲岡・福田(2014)は、希少種のズミや ヌマガヤが生育する柏市こんぶくろ池の森 林履歴の調査によって、微地形による水環 境の違いとともに植物の利用・管理によっ て形成された群落のモザイク構造及びその 変化を詳細にとらえた。

また瀧下ほか(2014)は、草刈りや枝拾いなどの管理形態と群落の違いを調査解析

し、種の多様性が人為管理によって高い状態で保たれてきた状況を明らかにし、その管理の担い手がかつての農作業から最近では経済・社会活動の一部になってきている状況を明らかにした.

さらに白川ほか(2014)は、このような環境下に生育する希少植物のコバギボウシとキンランについて、その詳細な分布・生態的特性を明らかにした。それによるとコバギボウシは、林冠の開空度が15~40%の比較的広い範囲に生育するが、その開花は土壌含水率60~90%の比較的高い立地に限られていた。一方のキンランでは、土壌含水量は30%以下の少し乾燥した立地であり、また開空率は20~30%と限られた条件で開花する状況を明らかにした。

橋本・長谷川(2014)は、印旛沼流域の 冬期の猛禽類の生息状況について調査し、 その行動と生息環境との関係性の解析から 8種の猛禽類の環境選好性と生息環境評価 を試みた.トビとノスリに関する詳細な解 析の結果、両種ともに水田や市街地、畑の 面積が影響し、さらにトビについては開放 水面との距離が大きく関与している状況が 明らかになった.さらにこの猛禽類の生息 と土地環境との関係性に基づき、印旛沼流 域でのトビとノスリの生息環境評価図が作 成され、これと野外での生息記録との対応 が示された.

里山里海から都市に至る広域的な土地利用とその自然環境の実態把握と変遷に関する研究は、原ほか(2014)によって進められている。特に、高分解衛星データ(QuickBird)を用いての佐倉市畔田地区での土地被覆の解析では、周縁形状や林間ギャップなどを含む詳細な土地利用の把握・分析が可能になり、生物多様性の保全再生への強力なデータ基盤の構築の方向性が示された。

都市化による生物多様性への影響

里山里海地域の生物多様性にかかわる課題は、大きく都市化が進行する地域と過疎高齢化による地域とに2分される(千葉県生物多様性センター、2010、2011).今回の報告では、都市化にともなう生物多様性の影響についての新たな知見が多く蓄積された.

流山市とその周辺域では都市開発により 緑地の減少が著しい. 斉藤ほか (2014) の 調査研究から, この地域の緑地における鳥 類の個体数及び種多様性の減少傾向が明ら かになった. 特に市野谷の森では2000年代 に大きく伐採されその緑地面積は約半分に なったが, その後はツミやノスリ等の猛禽 類をはじめヒバリやハクセキレイ等が減少 する一方, ヒョドリの増加が確認された. さらにさまざまな緑地における鳥類相の調 査から, 森林面積と鳥類の種多様性, また 個体数との相関関係が導き出された.

落丸・福田 (2014) は、関東地方の様々な都市化地域の緑地の菌類子実体の調査から、自然性の高い森林に生育するテングタケ科菌類が、都市化によってベニタケ科のシロハツモドキに置換される傾向を示した。さらに松村・福田 (2014) の都市近郊林のナラ類の葉内生菌類群集における調査研究から、森林の外周と内側、また樹冠の上部と下部などによる菌類感染の違いが見出された。また神保ほか (2014) による、異なる都市林の地表徘徊性甲虫の調査においては、半自然林1プロットあたり23種であったのに対し、植林では18種、また埋立植栽林では4種と減少し、この減少傾向は個体数でも示された。

これらの結果から、都市化による生物多様性の減少傾向がさらに明確になったが、 その一方で、ヒヨドリやシロハツモドキの ように都市環境に適応し個体を増やす種の 存在も確認された.

生物多様性の保全再生の課題と方向性

今回の報告では、都市周辺の里山里海地域における生物多様性の新知見が集積され、今後の保全再生の取り組みへの課題や方向性が示された。前述のイスミスズカケの発見についても、上原・斎木(2014)が指摘するように、それは今後の保全への取り組みの始まりでもある。

千葉県生物多様性センターでは、県内で 絶滅が危惧される「千葉県の保護上重要な 野生生物」について、2009年に植物・菌類 編(千葉県レッドデータブック改訂委員 会、2009)、また2011年には動物編(千葉 県レッドデータブック改訂委員会、2011) の改定版をまとめ、そのうちの最重要保護 生物のシャープゲンゴロウモドキ、ミヤコ タナゴ、ヒメコマツに関しては保全再生に 向けた取り組みがおこなわれてきた(千葉 県生物多様性センター、2012a). さら に、県立中央博物館では、国指定の天然記 念物「成東・東金食虫植物群落保護増殖調 査」(中村、2003)など天然記念物の保護 に関するさまざまな活動に参加してきた.

以上の状況を踏まえ,千葉県の生物多様 性の保全再生の課題と今後の方向性を以下 のようにまとめた.

1. 自然環境の評価と保全再生の基本要件

人間社会の在りようは自然環境に大きく 影響される.自然破壊や環境汚染,そして 資源・エネルギーの減少は,人の健康から 人間社会に対するインパクトとなる.した がって自然環境の保全再生は地域課題であ るとともに人類共通の課題でもある.その 場合の対応に基本となる自然環境の把握と 評価であるが,これは人の健康の診察・診 断と同じように,専門的知識の基に的確に 判断し対処できる人材, 言わば自然環境の 医師(自然環境医)が必要不可欠である (中村, 2004; 北澤, 2012).

人の健康が損なわれた場合には、病院で 医師から診察・診断してもらう。それによ り健康回復への処方が立てられ、症状に応 じた投薬や状況によっては手術もおこなわ れる。もちろん投薬・手術の後には、リハ ビリ等のケアー、また健康を維持していく ための予防管理が施される。このような人 の健康回復のプロセスの中には、病院と医 師、さらに健康診断のため、健康に関する 情報が集積・整理されているカルテの存在 が必要不可欠である。

このように「病院」「医師」「カルテ」の3要素は、人の健康の維持回復の社会基盤としてあたりまえであるが、自然環境が異常をきたした場合には、これに相当するものはほとんど想定されてこなかった。もちろん自然誌を担う博物館や生物多様性に

かかわる大学、研究機関などでは、専門家が配置され調査研究がなされ、自然の過去から現在にかかわる資料・情報、さらに標本も集積・保管されてきた。そのような資料・情報の蓄積は専門研究者により教育普及され、またさまざまなシンクタンクの基盤として利用されてきた。しかし、これらが自然保護や生物多様性の保全再生の基盤として機能する状況はきわめて限定されていた(図1).

2008年3月の「生物多様性ちば県戦略」の策定により、同年4月から発足した「千葉県生物多様性センター」は、千葉県立中央博物館の自然誌及び環境・生態部門をはじめ千葉県の生物多様性にかかわる市民・NPOや大学、さらに企業や市町村行政とも連携し、自然保護及び生物多様性の保全再生を担う機関として、その情報の収集・管理を軸に、専門的な調査研究、シンクタンク、教育普及、現場指導にかかわる事業等

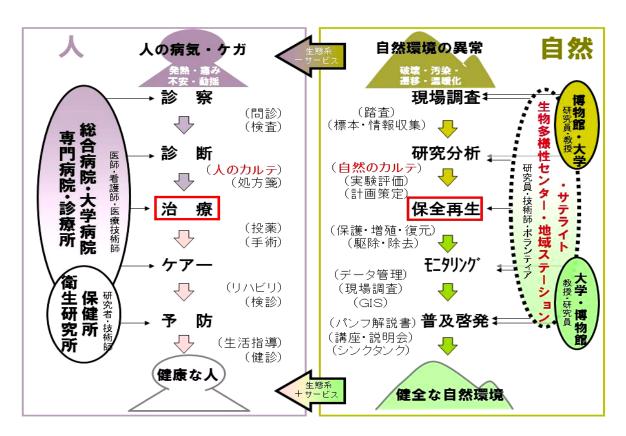


図1 人と自然、その課題解決のための構造と機能、

を展開してきた(千葉県生物多様性センター, 2013a).

生物多様性情報に関しては、県立中央博物館の博物館情報システムに集積された標本に基づくデータ約30万件をはじめ約128万件の情報が当センターの地理情報システムに蓄積され、RDBブックなどの作成・公開をはじめ希少生物や外来生物の分布・生態情報の発信、またそれらのデータを国土3次メッシュで総合化させたデータベースの充実等、生物カルテ(種カルテ)や地域カルテ(生態系カルテ)の構築に向けての作業が進められている(図2).

近年では、特に深刻化するイノシシ等野生鳥獣害の問題に対しても、生物カルテやその被害域の状態診断としての地域カルテがあらゆる現場対策の基盤となっている(千葉県生物多様性センター、2012b、

2013b) .

生物多様性の保全再生の推進には、このよなカルテをしっかり備え、いわば自然保護の病院として機能する生物多様性センターの充実が求められる。これにはすでに計画されている生物多様性の「地域センター」の設置や「サテライト」の拡大、また市町村における自然誌情報の集積とデータベース化、さらにその担い手となる専門家の確保が必要不可欠となっている(図1)。

2. 希少種の保全再生のプロセス

自然環境の異常を健全化するための保全 再生の方法は様々であり、その自然の現状 に応じた柔軟な対応が求められる(中村、 1999ab).以下に、絶滅が危惧される希少 種の保全再生を例に、その健全化への具体

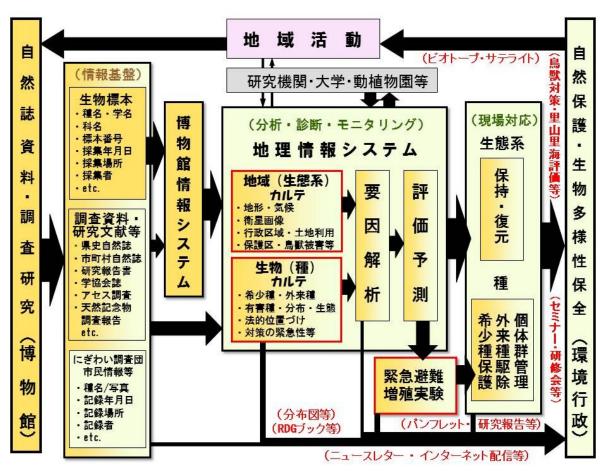


図2 自然誌の資料・調査研究と自然保護・生物多様性保全をつなぐ生物多様性センター の役割.

的展開のプロセスを示した(図3).

保全再生の実施のステージは対象種の生息・生育に関する現場調査を基に、その現状を研究分析して具体的な対策を進めていくことになるが、これには大きく5つのプロセスから成るループ構造が求められる.

まずは現場把握がスタートの前提となる.これには生物・生態系の専門家をはじめ土地の地権者や管理者,また行政担当,さらに現地で具体的作業を担う人たち等から成る委員会や協議会の設置が必要不可欠である.この委員会・協議会のもとで,現状が分析され,保全再生への目標や行動計画が策定され,それに基づく具体的作業が実施される.

保全再生の具体的行動として,まずは絶滅が危惧される種の個体群の保護・増殖である.これについては生息・生育現場での

保護・増殖が基本であるが、状況によって は緊急避難による飼育・栽培も必要にな る. いずれにしろ受粉や受精等での繁殖機 会の拡大を促し、また産卵や種子生産の増 大をはかりつつ個体数の増加とともに遺伝 的多様性の拡大をはかる.

印旛沼の沼から消えてしまった水生植物の復活に関しては、沼底の土を採取してその中の埋土種子を発芽させる試みが大きな成果をもたらしている(林,2013).このような種子による増殖ではなく、植物の場合は、挿し芽や挿し木等のクローン栽培等による無性繁殖も多く試みられてきた.最近では、動物のクローン技術も研究されてきている.しかしたとえ個体数を増加させることが可能になっても、時に偏った遺伝子の増加で、むしろ遺伝的多様性が失われる状況も想定される.したがって個体群の

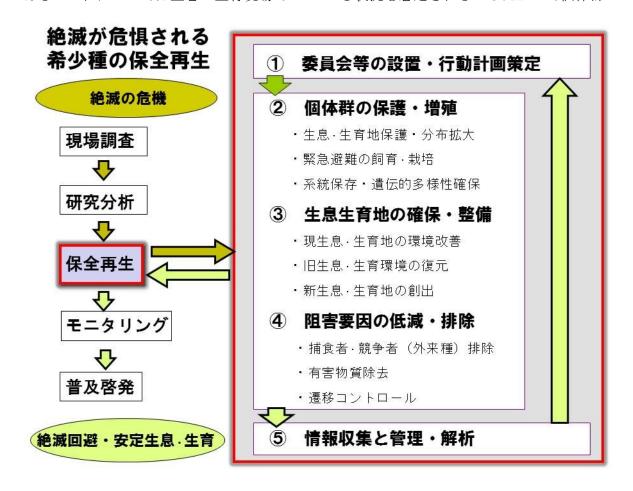


図3 絶滅が危惧される希少種の保全再生のプロセス.

増大には有性生殖が基本といえる.

筆者は、あるラン科植物の保護・増殖にかかわってきた.いろいろな方法で増殖を試みてきたが現状では、きわめて少数の個体に減少し開花も希になり、種子がほとんど採取できない状態になってしまった.今更ながら、早めに他の個体群と交雑させる増殖の試みも必要だったのではないかとの反省もある.

保護・増殖のためには、野外の生息・生育地の確保・整備が求められる。絶滅の危機に瀕する生物は、人為的な土地改変等により生息・生育地が損なわれてきたものが多い。特に都市近郊の里山里海地域では、開発により、その個体群とともに生息・生育地が消失している状況が多く、また生息・生育立地が存在してもそれを取り巻く水や大気、土壌等の環境が変化している状況もある。そのような環境の改善、またかつて個体群が健全だった立地条件の復元、さらには人為的に別の場所で新たな生息・生育環境を創出することも必要になる。

食虫植物群落の保護に関しては貧栄養な 土壌条件と高い地下水位の確保が重要であ るが、天然記念物に指定された食虫植物群 落では、その生育立地の確保のために地下 水の漏水防止とともに生育地の表土の剥ぎ 取りが実施され、さらには隣接地に新たな 生育環境を確保して埋土種子を含む表土の 蒔きだしや種子の播種による群落再生も試 みられている(中村、2003).

希少種の保護・増殖とともに、その生息・生育を阻害する要因を特定し、その要因の低減・排除は必要不可欠である。このような環境を悪化させる要因とは、人為による有害物質の増大、すなわち水質や大気、土壌などの汚染、また微気象や水環境の変化、遷移による土壌の富栄養化などである。これらは主に種の生息・生育に生理

生態的に作用する物理・化学的な要因であるが, さらに対象種を捕食したり寄生したり, また庇陰したりと遷移の進行による生息・生育の直接的阻害等, 生物的要因の関与も想定される.

生物的な阻害要因の排除としては、シャープゲンゴロウモドキの幼虫を捕食するアメリカザリガニの駆除やミヤコタナゴの産卵場所を奪うタイリクバラタナゴの駆除などがおこなわれている(千葉県生物多様性センター、2012). また草原性や湿原性の絶滅危惧植物に対しては、遷移の進行に伴って増える潅木や大型多年生植物の除去、さらには茅や葦の刈り取り採取や野焼きも草原性植物の保護のための対策として実施されている(中村、2003).

以上のような具体的な作業とそれにともなう個体群の変化はしっかりと調査されなければならない. そして適切なデータ管理の下で研究解析された結果が委員会等で検討・評価され、その後の対策に反映されることになる.

このような保全再生対策のループにより,対象種の個体群の増加・安定がはかられた場合でも,その長期的監視のモニタリングや普及啓発等,今後の危機回避のための管理が必要になる.

おわりに(地域の里山里海の 魅力や誇りとしての生物多様性)

里山里海には、人が生きる基盤としての 生物多様性とともにこれを持続的に支える 社会システムも存在していた.これは地域 固有の自然や文化によって育まれてきたも のであり、開発や都市化によりそれを失っ た人々にとっては大きな魅力となってい る.

このような土地に根付く魅力, それは, そこに暮らす人にはあたりまえのものであ

り,往々にして魅力としては認識出来ない 状況も多い.したがって地域の魅力の発掘 には,外部の人の目はきわめて重要にな る.

地域の魅力発掘には、延藤(2001)が指摘する、長年に渡りその土地で暮らす人、いわば「土の人」と、他の地域の情報をもたらし外部からの新鮮な目でその土地を見る人、すなわち「風の人」との共同作業が必要不可欠である。風の人の支援で発掘された魅力については、これがさらに土の人の誇りとなれば、地域の力にもつながる。

里山里海に生息・生育する固有な動植物の存在及びその保全再生の活動は、その土地の魅力であり、またそこに生きる人々の誇りとして地域活力の増大につながることを期待したい.

引用文献

- 千葉県レッドデータブック改訂委員会 (編). 2009. 千葉県の保護上重要な野生生物:千葉県レッドデータブック植物・菌類編2009年改定版. 487pp. 千葉県環境生活部自然保護課.
- 千葉県レッドデータブック改訂委員会 (編). 2011. 千葉県の保護上重要な野生生物:千葉県レッドデータブック動物 編2011年改定版. 538pp. 千葉県環境生活部自然保護課.
- 千葉県生物多様性センター(編). 2010. ちばの里山里海サブグローバル評価中間 報告(千葉県生物多様性センター研究報 告2). 179pp. 千葉県環境生活部自然保 護課.
- 千葉県生物多様性センター(編). 2011. ちばの里山里海サブグローバル評価最終報告(千葉県生物多様性センター研究報告N0.4). 249pp. 千葉県環境生活部自然保護課.

- 千葉県生物多様性センター(編). 2012a. 千葉県生物多様性ハンドブック3:希少な生物を守ろう. 32pp. 千葉県環境生活部自然保護課.
- 千葉県生物多様性センター(編). 2012b. 千葉県イノシシ対策マニュアル. 32pp. 千葉県野生鳥獣対策本部.
- 千葉県生物多様性センター(編). 2013a. 千葉県生物多様性センター年報 5. 34pp. 千葉県環境生活部自然保護課.
- 千葉県生物多様性センター(編). 2013b. 千葉県生物多様性ハンドブック2:外来 生物がやってきた(第2版). 32pp. 千 葉県環境生活部自然保護課.
- 延藤安弘. 2001. 何をめざして生きるんや -人が変わればまちが変わる. 269pp. プレジデント社.
- 原慶太郎・趙 憶・原田一平・下嶋 聖・関 山絢子・田中健太. 2014. 生物多様性保 全を目的とした衛星データによる千葉県 の自然環境解析に関する研究. 千葉県生 物多様性センター研究報告7:107-119.
- 橋本 大・長谷川雅美. 2014. 冬期印旛沼 流域における猛禽類の環境選好性と生息 環境評価. 千葉県生物多様性センター研 究報告7:65-78.
- 林 紀男. 2013. 生物多様性ちばニュース レター33:1-2.
- 稲岡哲郎・福田健二. 2014. 千葉県柏市こんぶくろ池周辺における森林の履歴と現在の林分構造. 千葉県生物多様性センター研究報告7:96-100.
- 神保克明・ザールキクビツェ・大澤雅彦・ 福田健二・久保田耕平. 2014. 関東地方 のさまざまな植生条件における地表徘徊 性甲虫群集. 千葉県生物多様性センター 研究報告7:101-106.
- 北澤哲弥. 2012. 生物多様性行政の現状と

- 課題. 岩槻邦男・堂本暁子(監), 災害と生物多様性. pp.64-67. 生物多様性 JAPAN.
- 松村愛美・福田健二. 2014. 都市近郊林の ナラ類葉内生菌群集の空間変動パター ン. 千葉県生物多様性センター研究報告 7:28-34.
- 中村俊彦. 1999a. 自然環境の保持・復元 の基本的な考え方-その1. 地盤工学会 誌47(3): 55-60.
- 中村俊彦. 1999b. 自然環境の保持・復元 の基本的な考え方-その2. 地盤工学会 誌47(4): 53-58.
- 中村俊彦(編・著). 2003. 国指定天然記 念物「成東・東金食虫植物群落」保護増 殖調査(2000-2003)報告書. 157pp. 成 東町・東金市教育委員会.
- 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.
- 落丸武彦・福田健二. 2014. 常緑広葉樹林 の菌類子実体の多様性と都市化の影響. 千葉県生物多様性センター研究報告7:

35-51.

- 斉藤 裕・高橋佑太朗・吉田正人. 2014. 流山市における都市化による鳥類相の変化. 千葉県生物多様性センター研究報告7:52-64.
- 自川一代・小此木宏明・福田健二. 2014. 千葉県柏市こんぶくろ池周辺における希 少草本類の生育環境特性と保全に関する 研究の比較. 千葉県生物多様性センター 研究報告7:14-27.
- 上原浩一・斎木健一. 2014. 絶滅危惧種イスミスズカケの概要と保全. 千葉県生物 多様性センター研究報告7:79-90.
- 須之部友基・川瀬裕司・坂井陽一・清水則雄・望岡典隆・田和篤史・竹垣 毅・中村洋平・出羽慎一. 2014. 地球温暖化と南日本各地における魚類相の比較. 千葉県生物多様性センター研究報告7:3-13.
- 瀧下陽子・小此木宏明・福田健二. 2014. 千葉県柏市おける植物群落の管理履歴と 希少植物の保全に関する研究. 千葉県生 物多様性センター研究報告7:91-95.

著 者:中村俊彦 〒260-8682 千葉市青葉町955-2千葉県立中央博物館・生物多様性センター E-mail: nakamura@chiba-muse.or.jp

[&]quot;The newly recognized knowledge and issues for the conservation of biodiversity in the urban to Satoyama-Satoumi areas" Report of Chiba Biodiversity Center 7: 120-128. Toshihiko Nakamura. Natural History Museum and Institute, Chiba, Chuou-ku Aoba-cho 955-2, Chiba 260-8682, Japan. E-mail: nakamura@chiba-muse.or.jp

千葉県生物多様性センター研究報告投稿規定

- 1. 「千葉県生物多様性センター研究報告」は、千葉県および関連した地域の生物多様性に関連する 分野の原著論文、総説、調査報告、研究ノート、資料紹介、書評、資料目録などを掲載する。
- 2. 投稿者は千葉県生物多様性センターの職員や連携する研究者などの関係者とする。ただし、それ以外の者でも千葉県環境生活部自然保護課が適当と認めた者は、投稿者となることができる。
- 3. 原稿の採否は千葉県環境生活部自然保護課が決定する。審査に当たっては、千葉県生物多様性センターが当該分野の研究者に査読を依頼する。論文の内容および体裁に問題があると判断された場合、投稿者に修正または再考を求める場合がある。
- 4. 上記以外の事柄については千葉県生物多様性センターが決定する。

千葉県生物多様性センター研究報告 第7号 (千葉県と大学の生物多様性連携学術報告 第1巻: 都市-里山里海の生物多様性保全)

発行日 2014年2月28日

発行者 千葉県環境生活部自然保護課

編集者 千葉県と大学の生物多様性連携学術報告第1巻 編集委員会

〒260-8682 千葉市中央区青葉町955-2

千葉県立中央博物館内生物多様性センター

電話043-265-3601 / ファックス043-265-3615

URL http://www.bdcchiba.jp/

本誌掲載内容の無断転載は固くお断りします。

都市−里山里海の生物多様性保全

目 次

はじめに・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・川嶋博之	1
原著論文	
地球温暖化と南日本各地における魚類相の比較・・・・ ・・・・・ 須之部友基	
・川瀬裕司・坂井陽一・清水則雄・望岡典隆・田和篤史・竹垣 毅・中村洋平・出羽慎一	3
千葉県柏市こんぶくろ池周辺における希少草本類の生育環境特性と保全に関する研究	
・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・白川一代・小此木宏明・福田健二	14
都市近郊林のナラ類葉内生菌群集の空間変動パターン・・・・松村愛美・福田健二	28
常緑広葉樹林の菌類子実体の多様性と都市化の影響・・・・・落丸武彦・福田健二	35
調査報告	
流山市における都市化による鳥類相の変化・・・・・斉藤 裕・高橋佑太朗・吉田正人	52
冬期の印旛沼流域における猛禽類の環境選好性と生息環境評価・・橋本 大・長谷川雅美	65
研究概要	
絶滅危惧種イスミスズカケの概要と保全・・・・・・・・上原浩一・斎木健一	79
千葉県柏市おける植物群落の管理履歴と希少植物の保全に関する研究	
・・・・・・・・・・・・・・・・・・瀧下陽子・小此木宏明・福田健二	91
千葉県柏市こんぶくろ池周辺における森林の履歴と現在の林分構造	
・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・稲岡哲郎・福田健二	96
関東地方のさまざまな植生条件における地表徘徊性甲虫群集	
・・・・・・・・神保克明・ザールキクビツェ・大澤雅彦・福田健二・久保田耕平	101
生物多様性保全を目的とした衛星データによる千葉県の自然環境解析に関する研究	
・・・・・・・・・・・・・・原慶太郎・趙 憶・原田一平・下嶋 聖・関山絢子・田中健太	107
都市-里山里海の生物多様性保全:その新たな知見と課題・・・・・・中村俊彦	