

生態園における動物相の変遷

——植生の変化にともなう棲息場所の消長と大型捕食者の影響——

長谷川雅美¹⁾・山口 剛¹⁾・高山 一明²⁾

¹⁾ 千葉県立中央博物館

〒260 千葉市中央区青葉町 955-2

²⁾ 千葉県立中央博物館友の会

〒260 千葉市中央区青葉町 955-2

要 旨 千葉県立中央博物館の生態園における動物相の変遷を 1988 年から 1993 年までの 6 年間追跡した。継続調査の対象となった動物は、爬虫類 (4 種)、両生類 (3 種)、陸産貝類 (1 種)、地表徘徊性の無脊椎動物 (4 種)、造網性クモ類 (2 種)、徘徊性クモ類 (1 種)、カマキリ類 (3 種)、直翅類 (6 種)、鱗翅類 (6 種) である。これら 30 種の個体数を落とし穴トラップ及びルートセンサス法を用いて調べた。各種の個体数の年変動は分類群の違いを超えて、大きく 4 つのタイプにまとめられた。

舟田池に面した斜面林 (保存林) を除いた生態園全域は 1987 年に整備工事によって裸地化された。この保存林を避難所として生き残った地表徘徊性無脊椎動物の一部 (等脚類のオカダンゴムシ、端脚類のニホンオカトビムシ、昆虫類のオオヒラタシデムシ、陸産貝類のヒダリマキマイマイ) や樹上性の直翅類 (ヤブキリ) は、1988 年から樹木が植えられた植物群落園へ再移入し、個体数を順調に回復させた。樹木の合間の裸地には 1 年性草本の群落が一時的に成立し、そこにはツユムシやウスイロササキリなど多化性の直翅類が一時的 (1989 年) に多量に発生したが、翌年には激減した。同様に裸地あるいは短い丈の草地に生息する直翅類の個体数も 1989 年以後減少し続けている。樹木の植栽にともなって生態園に持ち込まれたと推定された 2 種の鱗翅類 (ミノウスバ、シロシタホタルガ) は、それぞれの食樹の上で個体数を増加させた。爬虫類と両生類のほとんどは、開園後順調に個体数を増やしたが、アズマヒキガエルは 1989 年から 1991 年にかけて個体数を急増させた後、タヌキの定着と相前後して激減した。以上、生態園における動物相の変遷はそれぞれの種にとってのハビタットの消長と捕食者の存在によって大きく影響されていることが示唆された。これらの結果をもとに、小面積の保護区における動物相保全の問題点について議論した。

キーワード: 生態園, 動物相, モニタリング, ハビタット, 捕食.

自然環境の保全あるいは自然復元を行うためには、保全あるいは復元の対象地において生物相が実際に保全されているか、あるいは順調に回復しているのかを評価し、そのつど適切な対処を行う必要がある。長期間のモニタリングはそうした調査に不可欠の項目である。生態園は都市域における自然環境の保全をその設置目的の 1 つとし、森林植生を中心とした自然復元を実践してきた (中村, 1994)。生息環境の基盤となる植生の復元は積極的な植栽 (種の導入) によってつくったが、動物全般については意図的な導入を一切行わず自然な移入に任せてきた。そこで本論文では、生態園が開園する前からの動物相の変化を報告し、得られた資料をもとに適切なモニタリングの方法論及びその実践における問題点、孤立した小面積の保護区における動物相の保全と復元の問題点について議論する。ここで対象とするのは陸上動物のうち、爬虫類、両生類、昆虫類、陸産貝類、及び土壌動物の出現種の全てあるいはその一部の種である。

従来一般に行われている地域の生物相の経時的変化を把握する方法は、対象地域内に生息する種のリストをまず作成し、次にそれぞれの種の相対的な多さを調査して、それらをもとにその地域の生物学的多様性を調べる方法である (木元, 1976)。この方法は地域の生物相の豊かさを表現する適切な手段である。しかし、この方法では種の同定が容易な分類群に限定して調査することは可能であるが、対象とする分類群の種類数が膨大で、正確な種の同定のために大量の個体の捕獲と標本化を必要とする場合には種のリスト作成にさえ多大の労力を伴う。各種の個体数を把握することは非常に困難であり、何度も行うことができない (Elton and Miller, 1954)。そこで代替案として、ある分類群の中から特定の種を選びその個体数を記録する方法が考えられる。長期間のモニタリングを遂行するためには、次善策とはいえ適切な手段である。大切なことは、どの分類群にどちらの方法を適用するかであり、どちらか一方の優位性をあらかじめ決めること

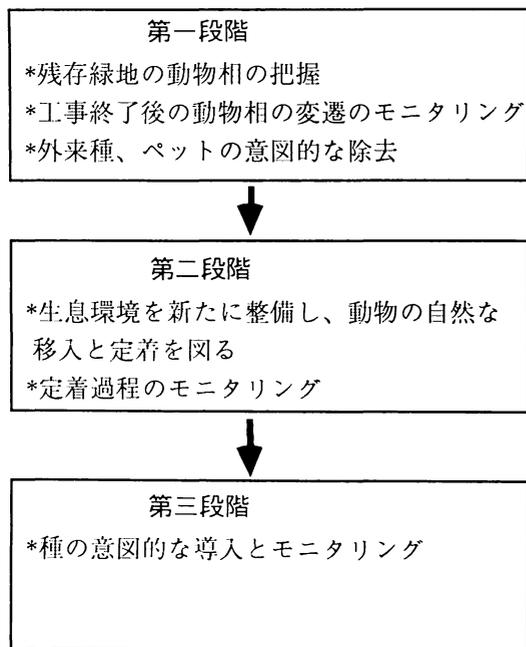


図 1. 1988 年に策定された生態園における陸上動物相の復元計画。

はできない。生態園におけるモニタリング体制では、各分類群の特性を考慮してそれぞれに適切と思われる方法を適用した。

今回報告する結果は生態園の生物相を豊かにするためのプロジェクト(図 1)の一部である。生物の自然な移入過程をモニタリングすることに続いて、生息場所の整備によって種の定着を促進させること、あるいは種の意図的な導入を行うことが今後の検討課題である。そのためには、何が自然に定着し、何がしなかったのかを明らかにすることが必要である。しかし、生態園のみの生物学的多様性に拘泥することは、生態園を周囲から遊離した「箱庭的空間」にしかねない(武内・横張, 1993)。むしろ、地域全体の生態学的安定性を確保する上で生態園の役割を考えていかねばならない。

モニタリング手法、対象種及びセンサス方法

特定の種を選びその個体数を追跡するというモニタリング方法の際に問題となるのは、何を基準にして調査対象種を選択すべきかということである。本研究の場合には主にその種類の指標性と調査効率という 2 つの点を考慮した。指標生物にはさまざまな性格のものがあるが、日本の自然を対象としたものには個体数の多寡によって自然度をはかるもの、あるグループの生物の種類構成で自然度をはかるものとしてさまざまな生物が提唱されている(日本自然保護協会, 1985)。

生態園では造成工事の開始前から土壤動物(加藤, 1987; 石井, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993; 小作ほか, 1994)、クモ類(浅間, 1989, 1990, 1991)、わら巻きに入る小動物(浅間, 1992, 1993)、昆虫類(山崎, 1987, 1988, 1989)、両生爬虫類(成田, 1988, 1989)、哺乳類(五十嵐, 1987, 1988)、鳥類(桑原他, 1994)について調査が行われてきた。そのほか、自然度の指標として近年注目されはじめたチョウ類(橋本, 1993)や地表徘徊性昆虫(橋本・長谷川, 1991, 1992)についても調査が行われた。これらの調査は生態園の造成前、途中、開園後の各時期の自然の豊かさをそれぞれの生物の種類構成を判断材料として知るための貴重な資料を提供し、その成果のいくつかは別報にまとめられた(黒住, 1994; 今関他, 1994; 松本・山口, 1994; 桑原他, 1994)。

本報告の前半では、生態園の自然度(生物相の豊かさ)がどの程度のものであるかを、昆虫類のアリ類、歩行虫(ゴミムシ, オサムシ, シデムシ類)及びチョウ類の調査結果(橋本, 1993; 橋本・長谷川, 1991, 1992)を近郊の比較的自然的豊かな場所の資料を用いて比較・検討する。比較の対象地としては千葉県長柄町の権現森を選んだ。この場所は千葉県のほぼ中央部、生態園の南東約 20 km に位置し、その生物相は南部の丘陵地のもとの北部の台地や谷津田の特徴を併せ持ったものである(原, 1990a, b)。山頂部には照葉樹の自然林があり、その周囲に谷津田、スギの植林やクヌギ、コナラの雑木林を配し、里山の典型的な姿をとどめている。

本報告の後半では生態園開園に前後して開始された特定種類の長期モニタリング(表 1)の結果を報告する。今回報告するのはそのうち爬虫類(4 種)、両生類(3 種)、陸産貝類(1 種)、地表徘徊性無脊椎動物(4 種)、造網性クモ類(2 種)、徘徊性クモ類(1 種)、カマキリ類(3 種)、直翅類(6 種)、鱗翅類(6 種)のモニタリング結果である。これら 30 種は、調査開始時に種を特定していたわけではなかった。まず、大まかに対象とする分類群を決め、モニタリングのための適切な調査方法を選択した(表 1)。そうして絞られた候補の中で、比較的大型で発見しやすく生息数の調査が容易なものが最終的に選ばれた。例えばカマキリ類の個体数は晩秋から早春にかけて植物の茎などに産み付けられていた卵塊の数を種類別に集計したものであるが、石の下など発見しにくい場所に産卵するコカマキリは対象からはずした。

以下、主要なセンサス方法の概要を記述し、種類ごとの詳しい調査方法は結果と併せて記述することにする。センサスの開始は早いもので 1985 年、ほとんどは 1988 年の春からであり現在も進行中である。本報告では可能な限り最近の資料を含めるようにしたので、ほとんどの種類について 1993 年のデータが含ま

表 1. 生態園における動物相モニタリングの対象分類群と調査方法の概要

対象分類群	発育段階	センサス				個体数の表示
		調査方法	時間帯	時期	開始年	
ヘビ類	幼体-成体	目撃記録	昼	3-11月	1988	年間総記録数
トカゲ類	幼体-成体	目撃記録	昼	3-11月	1988	年間総記録数
カメ類	幼体-成体	目撃記録	昼	3-11月	1985	最大同時目撃数
ウシガエル	幼体-成体	目撃記録	昼/夜間	3-11月	1985	最大同時目撃数
アズマヒキガエル	成体雄	鳴き声カウント	夜間	5-8月	1985	鳴き声/池
	成体	産卵集団の捕獲	夜間	3月	1990	捕獲個体数/夜
ニホンアカガエル	幼体-成体	ルートセンサス	夜間	5-10月	1988	捕獲個体数/時
	卵	卵塊数カウント	昼	2-3月	1990	総卵塊数
ヒダリマキマイマイ	幼体-成体	ルートセンサス	夜間	5-10月	1988	目撃数/時
地表性昆虫	幼体-成体	ピットフォール	1昼夜	4-10月	1988	採集個体数/トラップ
クモ類	成熟雌	ルートセンサス	昼	9-11月	1988	総確認個体数/園路
カマキリ類	成体	ルートセンサス	昼	9-11月	1988	目撃個体数/時
バッタ類	卵塊	ルートセンサス	昼	12-3月	1989	総確認数
	成体	ルートセンサス	昼	8-10月	1989	目撃個体数/時
キリギリス	成体雄	鳴き声カウント	昼	8月	1988	鳴いている雄の総数
ヤブキリ	成体雄	鳴き声カウント	夜間	7月	1988	鳴いている雄の総数
チョウ類	成体	ルートセンサス	昼	3-4月	1988	目撃個体数/園路
ガ類	幼虫	被害樹木センサス	昼	4-10月	1988	総被害樹木本数

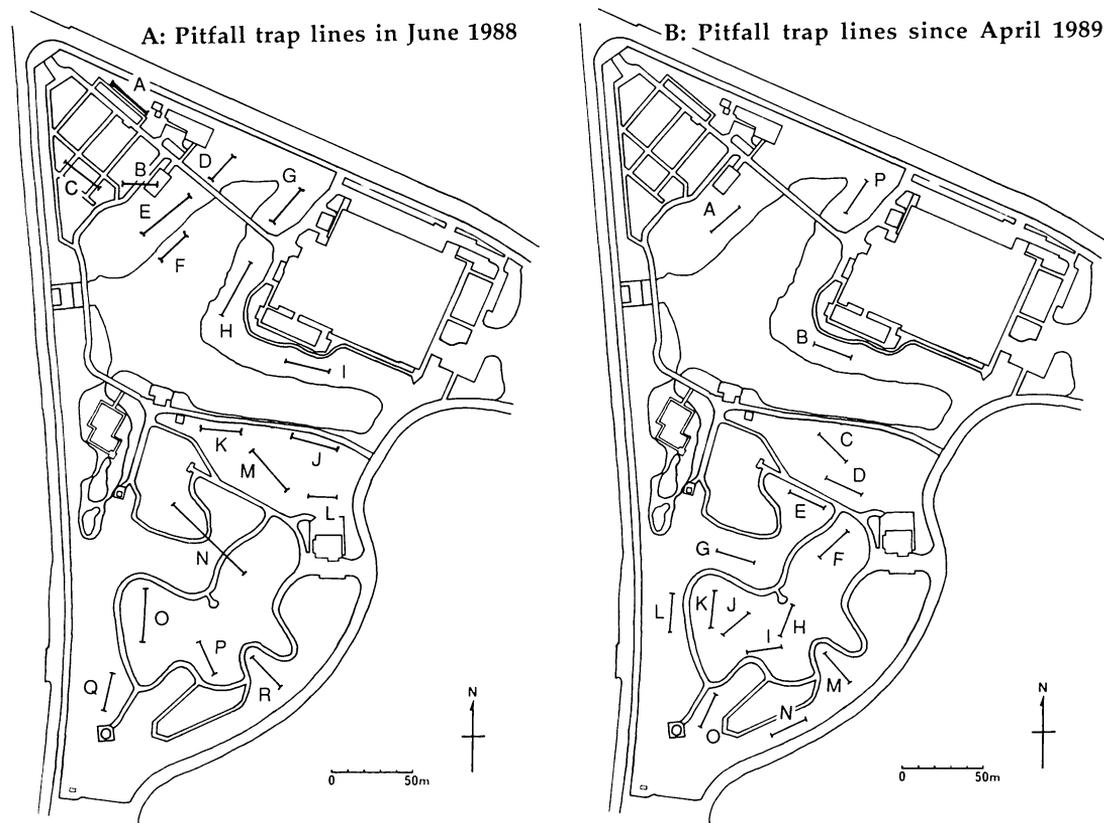


図 2. 生態園におけるピットフォールトラップ設置場所. A: 1988年6月, B: 1989年4月以後.

表 2. 生態園と長柄町権現森におけるアリ相の比較, データは橋本・長谷川(1992)及び橋本(1993)より引用

種 類	生 態 園						権 現 森	
	生態実験園				植物群落園	保 存 林	コナラ林	照葉樹林
	1988	1990	1991	1992	1988	1988	1990	1990
トビロシワリ	72	2	1112	2157	20		20	
クロヤマアリ	43	1	36	42	18	10		
トビロケアリ	6	1	289	227	73	45	4	36
アミメアリ	45	2				92	24	
アメイロアリ	17		27	81		10	273	55
アズマオオズアリ	18		4			49	15	2
オオハリアリ	77		23	43		3	2	17
サクラアリ				8				
シリアゲアリ sp.	40					64		
キイロシリアゲアリ						2	8	13
ウロコアリ						30	1	1
テラニシハリアリ						2		
イトウハリアリ						1		
ウメマツアリ						3		
トフシアリ						1		
ヒメアリ							6	
ヒラタウロコアリ								1
クロオオアリ							1	
ムネアカオオアリ							2	
ミカドオオアリ								2

れている。

1) ルートセンサス: 生態園の園路を一定の速度(1~2 km/hr)で歩き, 出会った動物を記録する。地表, 植物体, 空中をそれぞれ対象動物に合わせて別々にセンサスした。調査時間は, 昼間活動する種類については10時から15時の晴れた日に, 雨天に活動する種類は豪雨でない日の同じ時間帯に, 夜間活動する種類については日没後23時までの間に行った。

2) 落とし穴トラップ: 主に地表を徘徊する小動物を捕獲対象とした。この方法(以下PT法と略す)はいくつかの利点から地表徘徊性節足動物の調査に長年採用されてきており, 頭山ら(1991)によって棲息密度の相対的な比較調査を行う場合に有効な調査法であることが明らかにされている。生態園においてはまず1988年6月に, 大型の容器(径15 cm×深さ9 cm)を18箇所合計100個設置し(図2A), 樹木を植栽する前の状態を調査した。しかし, このタイプの容器には非使用時に動物が落ち込まないようにするための適当な蓋がなかったので, 次の年から小型の容器(径10 cm, 深さ12 cm)に変え, 全域に17箇所, 1カ所に5個とし, 合計85個を設置した(図2B)。トラップの蓋を午後に関け, 翌日の同時刻にトラップの中に落ち込んでいた動物を回収した。トラップの中には塵紙を入れ, 落ち込んだ動物の隠れ場所や足場となるようにした。

3) 繁殖場所での調査: 両生類の大部分の種は産卵のために特定の水域に集合するので, 産卵期に集まってきた個体を数えることによって繁殖集団の個体数の概略を把握することができる(奥野, 1986)。さらに1個の卵塊が明瞭に区別できる種類(例えばニホンアカガエルでは, 卵塊の総数が産卵した雌の総数と一致する)では個体数の正確な追跡が可能である(長田, 1978)。個体数の把握が難しい種類であっても, 雄の鳴き声をたよりに池や湿地に集まるカエル類の種類とおおよその多さを推定することも可能である(丸山, 1991)。生態園ではアズマヒキガエル, ニホンアカガエルとウシガエルを対象とした。

4) 樹木の食害調査: 生態園では生物保全のため農薬類を使用していない。そのため, いくつかの樹木には昆虫による食害が目立った。そこで, 食樹とする種類が判明している鱗翅類について被害樹木の調査を行った。現在の対象はヤブツバキを食べるチャドクガ, マユミとマサキを食べるミノウスバ, サワフタギを食べるシロシタホタルガ, コナラ, クヌギを食べるツマキシヤチホコである。それぞれの種類の終齢幼虫が見られる時期に先に述べた樹木の園内すべての個体を調査した。時期が遅れて幼虫の姿が見えない場合にも各種の特徴から被害の有無を記録した。

5) 全数調査: 密度が低く発見が比較的容易な種類については, 生態園内の全数調査をおこなった。特に

アリ類の中で、特徴的な巣を作り、巣の移動がほとんどないクロナガアリについては、現場にマークを付けその位置を地図上に記録した(山口, 未発表)。

6) 職員等の目撃記録: 調査を目的としていない場合にも、さまざまな動物と偶然出会うことがある。哺乳類やヘビ類など密度が低い種類については、定期的なセンサスで記録されることはまれであり、職員、警備員、生態園オリエンテーションハウスと野鳥観察舎の相談員らによる目撃記録の集積が大きな情報源となった。

結果と考察

1. 種類構成からみた生態園の自然

生態園の生物相の豊かさがどの程度のものであるかを、アリ類、歩行虫(ゴミムシ, オサムシ, シデムシ類)及びチョウ類の種類構成を長柄町権現森と比較・検討した。

アリ類: 生態園と権現森でPT法によって調査されたアリの種類構成を表2に示す。生態園の生態実験園では、造成工事前(1988年)の頻繁な刈り取りによって維持されていた草地だった頃には8種類が採集されたが、裸地化直後(1990年)にはわずか4種類に減り、その1年後にはまた6種に増えた。工事前の草地では飛び抜けて優先する種類はなかったが、裸地化後2年目にはトビイロシワアリが優先種となった。1988年の植物群落園(裸地化後1年目で草本植生が優先していた)で採集されたのは3種と少なかった。保存林(下層植生を刈り取られた後のイヌシデの二次林)ではもっとも多く13種が採集された。このように、1988年と1990年のPT法の結果をみると、攪乱の程度に応じて固有な種類構成を示すことが示唆された。攪乱直後の裸地の環境で優占していたのはトビイロシワアリ、クロヤマアリ、トビイロケアリであり、草地ではオオハリアリ、アメイロアリ、アズマオオアリが加わった。さらに保存林ではウロコアリ、イトウハリアリ、ウメマツアリなどが出現し、トビイロシワアリやその他のオープンな環境に優占していた種類がいなくなった。

権現森では、コナラの二次林で12種、シイ、タブの照葉樹林で8種類が確認された。生態園の保存林と比較すると種類数は多くないが、生態園では採集されない種類(ムネアカオオアリ)やまれな種類(クロオオアリ)が採集された。しかしながら、生態園と権現森では確認されたアリの種類数にほとんど差がなく、この数値でどちらが豊かな自然をもった場所であるかを判断することは困難である。

歩行虫: ゴミムシとオサムシ類に関しては、攪乱後の経過年数と出現種類数の間にはアリで得られたような明瞭な結果は得られなかった(橋本・長谷川, 1992; 橋本, 1993)。しかし、攪乱直後の裸地にのみ

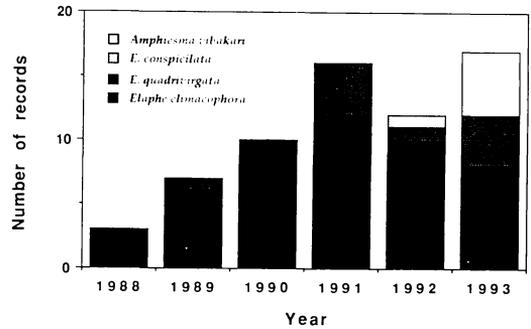


図3. 生態園におけるヘビ類(アオダイショウ *Elaphe climacophora*, シマヘビ *E. quadrivirgata*, ジムグリ *E. conspicilata*, ヒバカリ *Amphisoma vibakari*)の年間目撃記録の推移。

多量に発生する種(例えばスジミズアトキリゴミムシ)と森林の林床で採集される種類はほぼ完全に置き換わっていた。一方、林の種類(スギの植林, コナラ二次林, 照葉樹林)が違っても歩行虫の種類構成にはほとんど差がなかった(橋本・長谷川, 1992)。

シデムシ類はゴミムシ類よりも環境指標性の検討が進んでいる(日本自然保護協会, 1985)。生態園ではオオヒラタシデムシ1種しか生息が確認されておらず、ヨツボシモンシデムシが生息する権現森と比較して自然度が低いことが示唆された。

チョウ類: 橋本(1993)によれば5月から10月の調査で確認されたチョウの総種類数は生態園で19種、権現森では32種であった。生態園で確認された種類はモンキチョウを除き全て権現森でも確認されている。権現森でしか確認されなかったのはアオバセリ, ダイミョウセリ, オナガアゲハ, カラスアゲハ, モンキアゲハ, オオミドリジミ, ミドリヒョウモンなどの好自然種(稲泉, 1975)であった。逆に言えば生態園に出現した種の全ては都市化の進んだ環境でも生息可能な種に限られている。

2. 各種の個体数変動

爬虫類: 開園から1993年までに記録されたのはヘビ亜目4種(アオダイショウ, シマヘビ, ジムグリ, ヒバカリ), トカゲ亜目2種(カナヘビ, ニホントカゲ), カメ目2種(クサガメ, アカミミガメ)の計8種である。

ヘビ類全体の記録数は1988年の3件から以後順調に増加し、1993年には年間17件に達した。その内訳も年々多様化している(図3)。特に1993年になってからヒバカリの記録が急増したのは注目される。

トカゲ類については、ヘビ類に較べて注目されにくいことから、定期的センサスでも職員の日撃記録でも情報が集まっていない。植物群落園で初めて記録されたのはカナヘビ(1990.5.31)であり、1991年には園

内で繁殖した個体も3ヵ所で記録された。ニホントカゲの記録は1991年が最初であり、繁殖の確認は1993年に湿地の脇の園路で発見された孵化直後の個体によるものである。また、本来あってはならない事であるが、1991年に実験に用いていた伊豆諸島神津島産のオカダトカゲの雄が2個体逃亡し、翌年の春に保存林の林縁で発見された。1個体は回収されたが、もう1個体は行方不明でその後の確認はない。

カメ類では、クサガメが舟田池で確認されている。舟田池の改修工事が行われる以前には、1回に3個体(1985年4月)から2個体(1986年6月, 1987年7月)が同時に観察された。その後記録が跡絶えていたが、1990年10月に1個体(舟田池で日光浴)確認され、1991年には延べ9回(1回に最高3個体同時に日光浴していた)記録された。また陸上を歩いているものが2個体捕獲された。しかし、1992年には記録回数が2回(各1個体)に減り、1993年には舟田池で日光浴している個体は全く観察されず、9月に陸上を歩いているものが1個体捕獲されただけであった。1992年4月には湿地でアカミガメの成体が発見され、この個体は回収・除去された。

両生類: 確認された種類はカエル目の7種(アズマヒキガエル, ニホンアマガエル, シュレーゲルアオガエル, トウキョウダルマガエル, ニホンアカガエル, ツチガエル, ウシガエル)である。ニホンアマガエルは1990年以後確実に繁殖している。しかし、1990年に散発的に記録されたツチガエル, トウキョウダルマガエル, シュレーゲルアオガエルは一時的な出現記録にとどまり定着は確認されていない。先に述べたオカダトカゲの例と同様、舟田池で記録されたツチガエルとトウキョウダルマガエルの2種は博物館の小動物展示室から逃げた個体であった可能性が高い。特にツチガエルは千葉市内ではほぼ絶滅したものと判断される種類であり(長谷川・ショート, 1993), 自然に移入してきた可能性は非常に低い。

ニホンアカガエルは1990年の3月に雄の成熟個体が記録され、その年の6月に変態直後の幼体が捕獲された。この時点では産卵場所は確認されていない。湿原では1992年に6個, 1993年に16個の卵塊が記録され着実に増加しつつある。しかし、本種の由来はツチガエルなどと同様に小動物展示室から逃げ出した個体である可能性が高い。

ウシガエルの生息状況については、舟田池の浚渫工事の前後での興味深い違いがみいだされた。以下、年度ごとの状況を簡条書きする。

1985年: 舟田池の岸辺で鳴いている雄が少なくとも3個体確認された。

1986年: 記録なし。

1987年: 7月7日に池の東端のアシ原の中で卵塊が

6個確認された。しかしながら、同年8月3日から5日にかけての池の水抜きの際にウシガエルの幼生は1個体も発見されず、岸の日陰に成体が14個体いた。

1988年: 降雨のあとできた一時的な水たまりで雄が1個体鳴いていた。

1989年: 記録なし。

1990年: 6月に舟田池で雄が鳴き、9月にはたくさんの幼生が池を泳いでいた。11月中旬には変態して上陸した幼体が陸上で捕獲された。

1991年: 池の中に多数の越冬幼生が見られ、6月下旬から変態上陸が始まった。8月上旬には変態直後の幼体が池の岸に見られた。

1992年: 春に越冬幼生が多数観察された。これらは7月下旬に変態上陸を開始し、舟田池の岸には多数の幼体が観察された。幼体はその後移動を始め、8月下旬にはオリエンテーションハウスの周辺でも観察されるようになった。

1993年: 1991年や1992年と比べて舟田池に越冬幼生の姿は目立たなかった。産卵は主に湿原で行われた。7月ごろから孵化した幼生が湿地の浅い水面を多数泳ぐ姿が観察された。

アズマヒキガエルの繁殖もウシガエルと同様に造成工事の影響を大きく受けた。以下、年度ごとの状況を簡条書きする。

1985年: 舟田池の周辺の2ヵ所の水たまりで繁殖したのが確認されたが、その後の造成工事で繁殖場所は消失した。

1986年から1988年: 産卵はまったく観察されず、絶滅かと思われた。

1989年: 浚渫後の舟田池に水がたまり始め、産卵が行われた。この時は調査のタイミングを逸してしまい、集まったカエルの個体数は不明である。上陸したカエルの個体数から判断して多くても雌が10個体前後であったと思われる。幼生は順調に成長し、5月上旬に上陸を開始した。

1990年: 3月上旬に産卵が行われ、繁殖地に集まったカエルは1晩の調査で平均79個体であった。

1991年: 3月下旬に産卵が行われ、1晩に平均101個体が集まった。

1992年: 3月中旬に産卵が行われ、1晩に29個体と前年の4分の1になった。

1993年: さらに減少し、平均して1晩に5個体しか現われなかった(図4)。

夜間に植物群落園の園路上に出現するヒキガエルの個体数も、舟田池に集まる繁殖集団の個体数と同様な変化を示した。1988年にはヒキガエルはまったく発見できなかったが、1989年の秋にはその年に上陸した個体が多数出現した。1990年には園路を1周すると平均10個体が発見されたが、1991年以後ほとんど

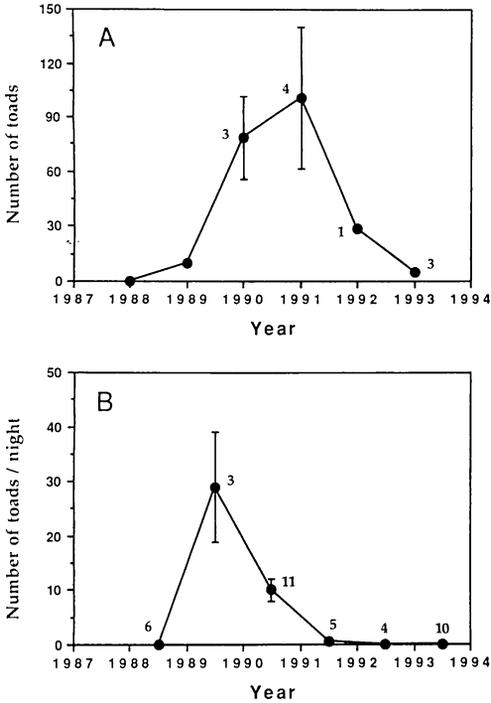


図4. 生態園におけるアズマヒキガエル *Bufo japonicus formosus* の個体数の変化。A: 産卵期における1晩の出現個体数。B: 非繁殖期における1晩の出現個体数。平均値、標準誤差及びセンサスの回数を示す。

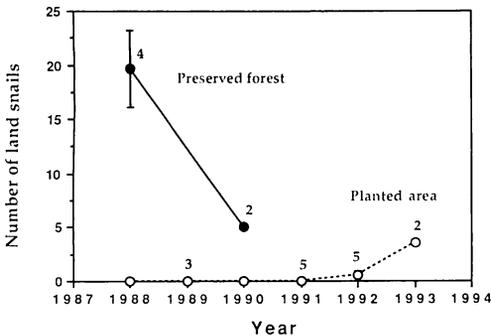


図5. ヒダリマキマイマイ *Euhadra quaesita* の1時間当たりの発見個体数。保存林(●)と植物群落園(○)の比較。図の説明は図4に同じ。

姿を見ることができなくなった。

陸産貝類: 黒住(1994)によって生態園に生息することが確認された陸産貝類は14種である。このうち、ここではヒダリマキマイマイのセンサス結果を示す(図5)。本種は主に夜行性の種であるため、夜間に保存林と植物群落園の園路を歩き個体の発見に努めた。保存林では1988年と1990年に調査を行った。1987

年に保存林の林床植生が刈りとられた後、1988年はまだ林床植生が回復していなかったため、地上を徘徊するヒダリマキマイマイが容易に発見された。しかし、1990年には林床植生が回復し、発見頻度は1988年の25%程度に減少した。

植物群落園においては、1991年までヒダリマキマイマイは全く発見されなかったが、1992年7月の初認以後、わずかづつ増加している(図5)。1993年には小型の幼体が発見され、繁殖していることが示唆された。

地表徘徊性無脊椎動物: ピットフォールトラップによる調査では種類を限定して捕獲できないため、捕獲された種類は可能な限り同定し個体数を記録した。本調査では1988年6月から1992年8月まで1年に1回から5回の頻度で採集をおこない、1回に1昼夜トラップの蓋を開けた。今回は、その中からオカダンゴムシ、ニホンオカトビムシ、オオヒラタシデムシと徘徊性のクモ類の個体数の変動を取り上げる。

保存林の谷部分に設置したトラップと植物群落園内の9ヵ所に設置したトラップで捕獲された上記4分類群のトラップ1個当たりの平均捕獲数を表3に示し、そのうち保存林の谷部分とアカマツ林の調査結果を図示した(図6ABC)。保存林ではオカダンゴムシ、オオヒラタシデムシと徘徊性のクモ類が1988年から1990年にかけて一度減少し、その後回復した。ニホンオカトビムシは1988年から1992年にかけてほぼ一定の個体数を保っていた。

植物群落園では徘徊性のクモがすでに1988年から見られ、その後顕著な変化を示さなかったのに対し、ニホンオカトビムシは1990年から、オカダンゴムシは1991年から、そしてオオヒラタシデムシは1992年から姿を現し、以後順調に増加した。

クモ類: 生態園のクモ類については浅間(1989, 1990, 1991, 1992, 1993)による調査報告があり、筆者らの採集した個体も含めてファウナが整理された(浅間, 1994)。また造網性クモについても1990年からセンサスが行われている(大久保, 未発表)。ここでは、筆者らが行った大型で目につきやすい造網性の2種(ジョロウグモ、ナガコガネグモ)と徘徊性の1種(イオウイロハシリグモ)のセンサス結果を報告する。

造網性の2種は共に年1化で9月から10月に成熟し、視線の届く範囲の高さに網を張り、一日中網の中央部にとまっている。そのため、個体の発見が容易なこともあって、特にジョロウグモは長期モニタリングの対象種とされてきた(徳本, 1990)。植物群落園ではともに1988年の秋から調査を開始した。2種の個体数の増減は対照的である。ジョロウグモは1988年から1992年まで毎年1個体しか発見されず、1993

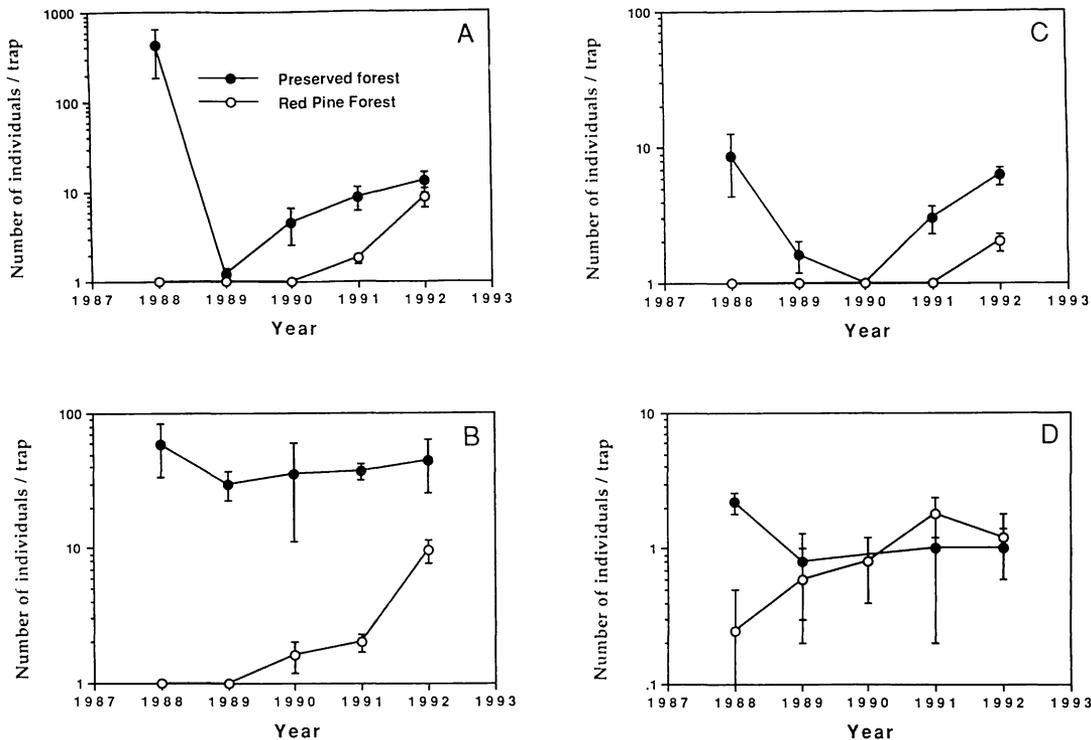


図6. 保存林(●)と植物群落園内のアカマツ林(○)におけるオカダンゴムシ *Armadillidium vulgare* (A), ニホンオカトビムシ *Platorchestia japonica* (B), 徘徊性クモ(C), オオヒラタシテムシ *Eusilpha japonica* (D)の個体数の年変化. ビットフォールトラップ1つ当たりの平均個体数と標準誤差を示す. トラップ数は各地点5個づつ. 表示した個体数は6月あるいは7月の採集データに基づく. 対数表示のため, 各年度のデータ(クモ類を除く)にそれぞれ1を加えた. したがって, アカマツ林の1988年から1990年の実際の採集個体数は0である.

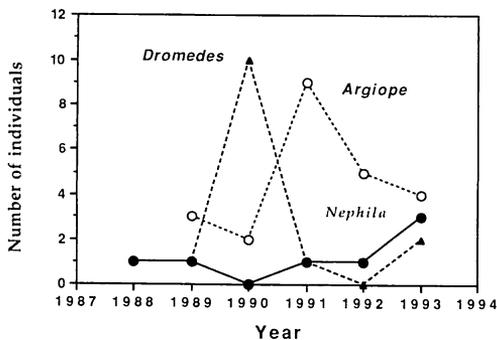


図7. 生態園の植物群落園における造網性クモ2種(ジョウゴモ *Nephila clavata*, ナガコガネグモ *Argiope bruennichii*)と徘徊性のクモ(イオウイロハシリグモ *Dolomedes sulfureus*)の個体数の年変化.

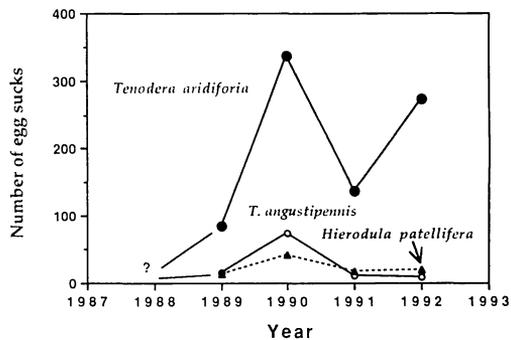


図8. 生態園の植物群落園におけるカマキリ3種(オオカマキリ *Tenoder a aridiforia*, チョウセンカマキリ *T. angustipennis*, ハラビロカマキリ *Hierodula patellifera*)の卵塊数の年変化.

年にわずかに増加傾向を示した. 一方, ナガコガネグモは1988年から1991年まで増加し, その後減少を続けた.

徘徊性のイオウイロハシリグモについては, 雌が巣

を作って孵化間際の卵を保護している時期(9~10月)に園路沿いの巣をセンサスした. 本種は1990年に急増した後1991年には急減し, 1993年に再び増加傾向を示した.

カマキリ類: カマキリ類は4種類の生息が確認された。そのうち卵塊の発見が容易なおオカマキリ, チョウセンカマキリ, ハラビロカマキリの3種について卵塊数の年変化を追跡中である。調査は成虫がほとんど見られなくなる11月下旬から翌年の3月までに行い, 発見した卵塊は1つつマークし, 種類その他の情報を記録した。卵塊は孵化が確認されたのち回収し, 孵化状況と寄生されればその種類と数を記録した。これらの資料は成虫時期の調査結果と併せ別に詳しく報告する予定であり(長谷川・高山, 未発表), ここではそれぞれの年度に発見された卵塊の総数を報告するにとどめる。

1988年の初年度の調査では舟田池周辺の保存林で4種類のカマキリ成虫が記録されたが, 植物群落園では成虫, 卵塊とも全く発見されなかった。しかし, 1989年から1990年にかけて3種類の卵塊数は著しく増加し, 1990年秋には3種類の全てで最も多くの卵塊が記録された。おオカマキリとハラビロカマキリの増減のパターンはほぼ同じで1991年に一度減少し, 1992年には再び増加した。チョウセンカマキリはその後減り続けている(図8)。

直翅類: 採集, 目撃及び鳴き声によって記録された直翅類のうち6種について個体数の相対的な増減の傾向を報告する。地表で生活する3種類のバッタ類について8月から10月にかけて園路でルートセンサスを行った。ツユムシについては1時間の探索努力当りの発見個体数を密度の指標とし, キリギリスとヤブキリについては, それぞれの雄の鳴き声を頼りに地図上に個体の位置をマッピングし, 植物群落園内の個体数を求めた。キリギリスのセンサスは8月上旬の晴れた昼間, ヤブキリは7月中旬の夜間に行った。

3種類のバッタ(トノサマバッタ, クルマバッタモドキ, イボバッタ)は1989年から1990年に発見個体数が最大になり, その後3種とも減少を続けた(図9)。ショウリョウバッタ, コバネイナゴ, オンブバッタの3種類は1989年から毎年記録されているが, 個体数の増減については印象に残るような変化はなかった。

キリギリス科の3種の増減は著しい対照をなしている。ツユムシは1989年に非常に多くの個体が見られたが, 以後激減した。キリギリスは絶対的な個体数が少なく, 1988年以後わずかずつ減少した。それに対して, ヤブキリは1988年以後, 着実に増加していた(図10)。

鱗翅類: このグループについては, 早春にチョウのルートセンサスを行い, 春と秋に樹木の食害調査を行った。チョウのルートセンサスは3月下旬から4月中旬の晴れて気温が15度以上の日に行われた。この

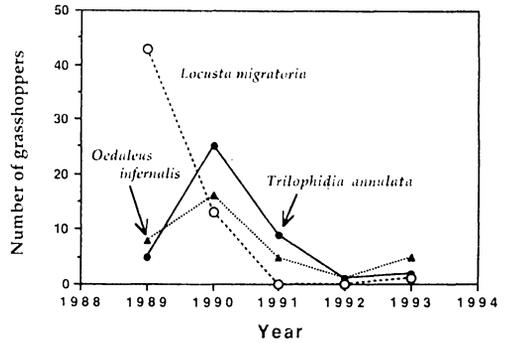


図9. 生態園の植物群落園におけるバッタ3種(トノサマバッタ *Locusta migratoria*, クルマバッタモドキ *Trilophidia annulata*, イボバッタ *Oedaleus infernalis*)の個体数の年変化。各年度で8月中旬から10月にかけて複数回行ったセンサスで記録された個体数の最大値を表示した。

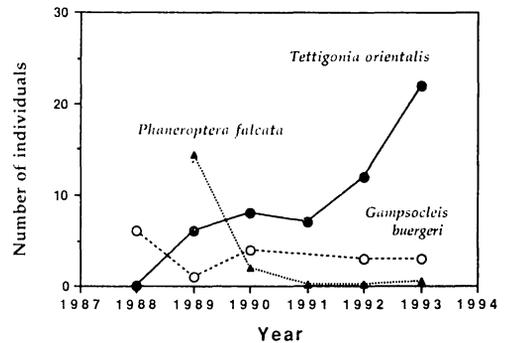


図10. 生態園の植物群落園におけるキリギリス科3種(キリギリス *Gampsocleis buergeri*, ヤブキリ *Tettigonia orientalis*, ツユムシ *Phaneroptera falcata*)の個体数の年変化。キリギリスとヤブキリは鳴いている雄の個体数, ツユムシはセンサス1時間当たりの発見個体数。

時期は発見が期待される種類が少なく種の同定も比較的容易であった。確認された種類は10種であったが, ここでは安定して記録されたシロチョウ科の3種類の結果を報告する。早春の生態園に優占したのはツマキチョウであり, この種は1988年以後1990年まで増加し, 以後安定した個体数を保っていた(園路1周する間に平均3個体の目撃頻度)。一方, キチョウとスジグロシロチョウはツマキチョウと同様に1990年まで増加傾向にありその後安定するかと思われたが, 1992年以後少なくなった(図11)。

樹木を食害する鱗翅類幼虫のうち, ここで報告するのはあざやかな色彩のため発見の容易な3種類に関するものである。マダラガ科に属する2種(シロシタホルガとミノウスバ)はそれぞれ, サワフタギとマサキ(マユミ)を専食する種類であるため, 園内の全てのサワフタギとマサキ(マユミ)をそれぞれの幼虫が終令

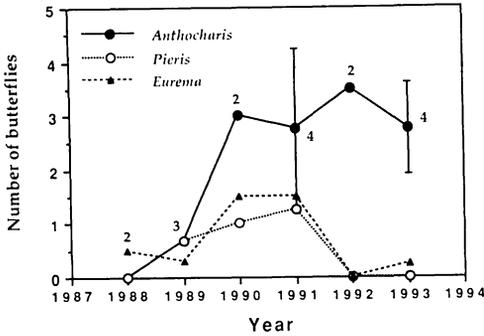


図 11. 生態園の植物群落園におけるシロチョウ科 3 種 (ツマキチョウ *Anthocharis scolymus*, モンシロチョウ *Pieris rapae* とスジグロシロチョウ *Pieris melete*, キチョウ *Eurema hecabe*) の早春における個体数の年変化。図の説明は図 4 に同じ。モンシロチョウとスジグロシロチョウの区別はせず、両者の合計値を示した。

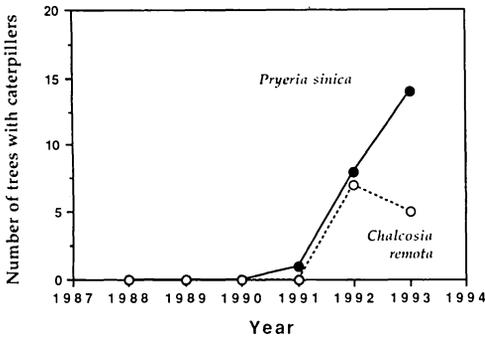


図 12. ミノウスバ *Pryeria sinica* (●) とシロシタホルガ *Chalcosia remota* (○) の食害にあった樹木 (マサキ *Euonymus japonicus* とサワフタギ *Symplocos chinensis*) の本数の年変化。

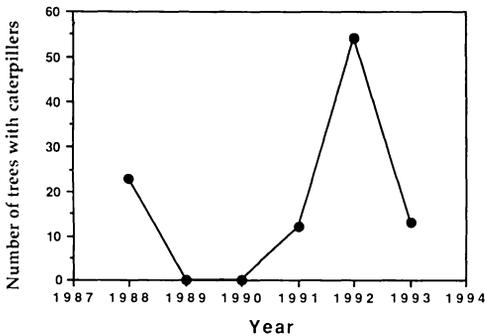


図 13. ツマキシヤチホコ *Phalera assimilis* の被害木 (コナラ *Quercus serrata*, クヌギ *Q. acutissima*, ミズナラ *Q. mongolica*) の本数の年変化。センサスの対象地区は植物群落園のアカマツ林及びせせらぎ周辺に限定した。

に達する時期にセンサスし、食害にあっている木の本数を記録した (図 12)。ミノウスバは 1991 年にマユミ (前年の秋に植えられたもの) の枝上から発見され、翌年からはマサキ (1988 年に植えられた) で発生を続けている。サワフタギは 1990 年に植えられたもので、シロシタホルガの幼虫の発見は 1992 年が最初である。すでに複数の木に発生していたことから推測して、1990 年のサワフタギの植栽とともに侵入したであろう。

秋にクヌギやコナラに発生するツマキシヤチホコの幼虫は、赤い地色に黒いストライプがあざやかで非常に目立つ色彩をしている。そのため本種の発生は一般にもすぐ気づかれた。最初の発生記録は 1988 年であり、アカマツ林の中のコナラ、ミズナラ、クヌギが被害を受けた。その後、1989 年と 1990 年には発生が途絶えていたが、1991 年に再び姿をみせ、1992 年にはもっとも多くの発生をみた。しかし、1993 年には再び下火になった (図 13)。近縁種のモンクローシャチホコは、博物館本館通用口脇のサクラに毎年発生している。街路樹の代表的な加害種であるアメリカシロヒトリの発生は今のところ記録がない。

総合考察

生態園における各種の個体数変動は種類毎に著しく異なっていた。その変動のパターンを整理すると 4 つのタイプに区分され、おのおの変動パターンは 2 つの主要な環境要因に起因すると考えられた。

植物群落園の全体は 1987 年に全て一旦裸地化され、舟田池に面した斜面の林は保存樹林として残された (山口・中村, 1994)。この林を避難所として生き残った地表徘徊性無脊椎動物の一部 (オカダンゴムシ、ニホンオカトビムシ、オオヒラタシテムシ、ヒダリマキマイマイ) や樹上性の直翅類 (ヤブキリ) は、1988 年から樹木が植えられた植物群落園へ再移入し、個体数を順調に回復させた。一旦裸地化された場所には樹木の合間に 1 年性草本の群落が一時的に成立し (大野他, 1994)、その場所にはツユムシなど多化性の直翅類が 1989 年に多量に発生したが、翌年には激減した。同様に裸地あるいは短い丈の草地に生息する直翅類の個体数も 1989 年に減少し続けている。樹木の植栽にともなって生態園に持ち込まれたと推定された 2 種の鱗翅類 (ミノウスバ、シロシタホルガ) は、それぞれの食樹の上で個体数を増加させている。爬虫類と両生類のほとんどは、開園後順調に個体数を増やしたが、アズマヒキガエルは 1989 年から 1991 年にかけて個体数を急増させた後、タヌキの定着と相前後して激減した。

これらの変動パターンをもたらす要因として、人為的な攪乱や植生の変化に伴う生息環境の出現と消長、及び捕食者や寄生者など種間の相互作用の 2 つが主

なものであると考えられた。そこで、まず最初にこの2つの要因が個体数の変動に与える影響について考察し、次にその分析結果を踏まえて都市域における動物相の保全のあり方について議論する。

ハビタットの出現と消失

生態園における動物の生息環境の消長は、土地造成工事経過、地形改変、植被率、植物相の経年変化などの分析(中村, 1994; 山口・中村, 1994; 大野他, 1994)から読み取ることができる。植物群落園の大部分が1987年に一度裸地化され、1988年は1年生草本を主体とする遷移初期の植物群落に被われ、その年の秋から冬にかけて樹木の植栽が行われた。生態実験園の区画は造成工事が進行中であった。したがって、生態園における動物の生息場所は舟田池をとりまく斜面の孤立化した小面積の二次林と、造成直後の裸地あるいは1年生草本を主とする遷移初期の植生から構成されていた。その後の5年間は最小限の植生管理を除いて放置されていたため、遷移の進行によって植被率が増した。樹木の植栽は遷移の進行を人為的に促進するものであった。

このような生息環境の消長を考慮すると、森林を生息場所とする種は1988年以後個体数を回復させ、遷移初期の草地を生息場所とする種は一時的に個体数を増し、以後減少するという経緯をたどったはずである。

森林に生息する種の回復: オカダンゴムシ, ニホンオカトビムシ, オオヒラタシデムシ, ヒダリマキマイの4種類は、厳密には森林性とは言えないが、1987年の造成工事によって生息場所が舟田池南側の保存林に縮小された。保存林から植物群落園への移動分散、定着は1990年から1992年にかけて進み、植物群落園での個体数が増加しつつある。樹上性の直翅類であるヤブキリも保存林に生き残った後、植物群落園へ移住定着し順調に個体数を増やした。

山火事後の地表徘徊性節足動物相の回復過程を調査した頭山ら(1989)は、攪乱跡地と周辺のアカマツ林の間で節足動物相に共通性が高いことを見だし、攪乱跡地へアカマツ林からの生物の侵入があること、アカマツ林に棲息する生物のうち広い環境適応性を持つものが生物相の初期の回復を担うことを示唆した。生態園の保存林も森林の遷移の途中相にあり、アカマツ林と同様に広範な環境条件に対応できる生物が多く存在すると考えられ(頭山ら, 1989)、創出された生息場所(植物群落園)の近隣に効果的に配置されたことで種の供給源としての役割をはたしたと言えよう。

しかしながら、森林との結び付きが強い種類(例えば等脚類のヒメフナムシ, 加藤, 1987)は保存林以外の場所ではまだ確認されていない。おそらく、保存林

を避難場所として生き残った種のうち、純森林性の種が周囲へ分散し個体数を回復させるには植物群落園の遷移段階は早すぎるのであろう。

植物群落は植栽等によって速やかに回復したよう見えるが、そこに生息する動物相の回復には時間がかかる。奥田・原田(1987)は、海岸埋立地に植栽されたタブノキ等からなる常緑広葉樹林(環境保全林)において、植栽後の経過年数と土壤動物を用いた自然度(青木, 1987)の回復の関係を調査している。その結果、自然度は樹木植栽後3~4年後に急速に高まるが、その後はあまり増加せず、一見して森林群落が完成したように見える14年経過した林分においても43点とススキ草地なみの低い値であった。生態園の陸産貝類相を調査した黒住(1994)も、森林性の陸産貝類はハビタットの攪乱に対して非常に敏感に反応して局地的に絶滅する確立が高く、わずかな裸地があっても移動が妨げられることを指摘している。樹木のみ注目した森林の復元においては、多くの貴重な動物が失われる危険性をはらんでいるのである。

攪乱直後の場所に生息する種: 攪乱直後の場所、すなわち裸地あるいは遷移初期の植生では、ある種が一時的に増加し急激に減少するパターンがみられた。直翅類ではツムシの個体数変動がこのパターンの典型である。このように攪乱の直後にコオロギ類やゴキブリ類の個体数が増加することは、山火事後の地表徘徊性昆虫を調査した頭山ら(1989)によっても指摘されている。

橋本・長谷川(1992)と橋本(1993)は、生態実験園において裸地化後3年間の地表徘徊性昆虫類相の変遷を報告した。それによれば、裸地化直後(3ヵ月後)に大量の出現し、以後姿を消してしまうものに、オオハサミムシとスジミズアトキリゴミムシがあり、2年目に多くなったのがエンマコオロギ、ツヅレサセコオロギ、マダラチビコメツキである。1年目から3年目にかけて順調に増加したのがアリ類(オオハリアリ、トビイロシワアリ、アメイロアリ)であった。おそらく、さまざまな分類群において攪乱からの年数に応じて優占する種類が入れ替わるのであろう。裸地化後3年間では、このような高頻度の種の入れ替わりがあったが、種類数はほとんど変化しなかった。

生態園が畜産試験場の一部であったころは、台地上の大半は牧草地であった。試験場の移転後も定期的な草刈りによって草地が維持されていた。このような草地を好む種類の代表であるキリギリスは、1988年以後減少を続けている。生態園内のススキ草地は1988年に植え付けられて以来一度も刈り取られたことがなく(大窪, 1994)、草地性の動物の生息場所としては不適當な場所となっているのかもしれない。Southwood *et al.* (1979)は、二次遷移の進行と昆

虫群集の変化を調査した。その結果、実験を開始した春から16ヵ月目に植物の多様度は頂点達して、その後は減少した。昆虫の多様度も平行して増加したが、植物の多様度が減少に転じた後も高い多様度を維持した。

種間の相互作用

生息場所の植生とはほとんど関係なく個体数が変動する場合、種間の相互作用が個体数の変動要因となっている可能性がある。その最も顕著な例が、タヌキの定着にともなうヒキガエルの減少である。本種は1986～1988年の繁殖失敗の後、1989年の春に繁殖に成功した。この年の年級群が1990年と1991年の主要な繁殖集団を形成した(長谷川・山口、未発表)。奥野(1986)は、ニホンヒキガエルにおいて繁殖の失敗は比較的生じやすく、5年に1度の頻度で繁殖に成功すれば個体群が維持されることを示した。生態園における1986年から1988年の繁殖失敗は個体群回復の許容範囲内であったことになる。しかし、1992年以後の激減は本種の成熟個体の平均生存年数(雄: 5～6年, 雌: 4～5年, 奥野, 1986)から考えてありえないことである。考えられる要因の中でもっとも確からしいのが、タヌキによる捕食である。その証拠は、1) タヌキの定着時期とヒキガエルの減少時期が一致すること、2) タヌキの糞からヒキガエルの骨の断片が発見されたこと(今関他, 1994)、の2つである。都市公園である石川県金沢城址においても、ヒキガエルの著しい減少あるいは局地的絶滅が生じ、その原因は不明とされた(奥野, 1986)。しかし、ヒキガエルの減少が始まった時期と餌付けによるタヌキの増加が始まった時期は金沢城址においてもほぼ一致しており(戸田, 私信)、タヌキの捕食による絶滅説を支持するものであろう。草野他(1993)も神奈川県山北町の池に集合するヒキガエルの重要な死亡要因にタヌキの捕食を挙げている。

一方、タヌキに捕食されるヒキガエルもまた捕食者である。そのため、1989年から1990年にかけて高い密度で生息したヒキガエルがその期間に餌となる生物に大きな影響を与えた可能性が高い。そのような観点から保存林内の地表徘徊性無脊椎動物の個体数の変化をみると、興味深い一致を見出すことができる。PT法によって得た地表徘徊性動物(オカダンゴムシ, オオヒラタシテムシ, 徘徊性クモ類)の個体数はヒキガエルの密度が最も高くなった1989年に最低となり、その後増加するというパターンを示した。この3種が1988年に高い密度を示したのは、それまでヒキガエルの密度が低く抑えられていたことの反映である可能性が高い。そうであるならば、都市に囲まれた閉鎖的な空間では、大型の捕食者の侵入、定着が群集構造に著しい影響を与えるといえよう。

都市域における動物相の保全

都市域の緑地を野生動物が生息場所として利用できるように改良する試みは、現在、全国各地で関心呼び、実行もされている(例えば、杉山・進士, 1992)。しかし、何の為に緑地に野生動物を生息させるのか、その目的によって個々の緑地の設計計画や管理方法は異なるのではないだろうか。

我々は、都市域の緑地が野生動物の生息場所としての機能を積極的に果たす場合として次の3つ状況を想定してみた。

1. 野生動物の観察・ふれあいの場として
2. 野生動物の地域個体群を保全する場として
3. 地域の動物群集を保全する場として

それぞれの目的は、決して背反というわけではないが、どれか一つの目的に重点を置いて緑地を造ろうとするとかなり違ったものができるだろう。まず、第1の目的に重点を置いた場合、できるだけ多くの種、あるいは人気(?)のある種がその緑地に姿を現してくれればいいことになる。前者に重点を置けば、とにかく多くの種がその緑地に立ち寄ってくれば目的は達成させるのだから、様々な種が生活するうえで必要な資源をバラエティー豊富に備えれば良い。例えば、訪花性昆虫群であればとにかくいろいろな花がいろいろな季節に咲くような管理をすれば良い。また、人気のある種に重点を置けば、誘因したい種の生息環境を整備し、その生息の障害になりそうな捕食者や競争者を排除してやれば良い。

第2の目的に重点を置いた場合、その緑地を含む地域に生息しているできるだけ多くの野生動物の地域個体群、あるいは絶滅してしまいそうな個体群の絶滅防止に貢献するような生息環境をその緑地が備えることが期待される。前者に重点を置けば、その緑地周辺の既存の生息地間の動物の自由な移動に少しでも貢献するような整備をすべきであろう。後者に重点を置けば、目標とする種ができるだけ多く繁殖できるように生息環境を整備してやれば良い。例えば、巣箱を多数設置するとか、積極的に給餌を行ったりすれば良い。

そして、第3の目的に重点を置いた場合、その地域に生存してきた植物を含んだ生物群集を構成する種との関係に充分配慮した整備を行う必要がある。そのためには、その地域の動物群集の実態を調査し、その動態等について熟知したうえで、緑地の面積や位置、周囲の環境などを総合的に考慮に入れた整備計画が必要であろう。

既存の動物相の保全: 生態園のような動物の生息場所(ビオトープ)としての機能も備えた緑地を都市域に確保するうえで留意すべき問題がいくつかある。まず、既存の種の生残に充分配慮するということである。残存緑地がそのまま保全域として確保される場合

にはこの問題は重要ではないが、都市公園等の他の機能も兼ね備えた場所の一部になる場合には考慮すべきである。新たな利用目的の為に、従来の地形や植生等が土地造成や施設の建設等の為に改変されることは、直接・間接（微気象の変化等）的に既存の種の減少や絶滅を導く可能性がある。現在、どの程度の人為の攪乱が、どのような種類の生残にどのように影響するかについてはほとんどわかっていない。孤立した緑地における種の絶滅は、その種の分散力が大きい種であれば容易に捕えるかもしれないが、分散力の小さな種の場合は深刻であろう。様々な種（特に無脊椎動物）の分散力がわかっていない現状では、既存の種の生残にまず十分な配慮をすべきであろう。そのためには、ビオトープを確保するにあたっては、既存の環境（地形や植生等）を極力生かし、大きな改変を避けることが必要であろう。さらに、改変を伴う場合も、既存の動物の避難場所となるような地域をできるだけ広く設定し、その地域については十分な保護を行うべきであろう。

動物群集の質：生態園は、千葉県内の代表的植生の展示場としての機能も備えているため各種植物群落からなるモザイク状の空間になっている。このような空間にはどのような動物群集が成立するのだろうか。各タイプの植物群落の規模は、本来そのような群落にあるような特徴的な動物群集が成立するためには小さすぎるようだ。青木(1983)は、森林の土壤動物の場合、道路から30mには本来の土壤動物相が成立しないことを指摘している。また、加藤・一ノ瀬(1993)の総論によれば、森林性の動物群集を成立させるためには少なくとも幅100~200mの生息地を確保する必要があることを指摘する研究が多い。生態園の個々の群落の幅は狭くほとんどが30m以内である。これでは多くの動物にとっては林縁のようなものなのかもしれない。したがって、林縁に成立するような動物群集が生じるのではないだろうか。定着する種の性質を問題にせず、単に種数や種の多様度を問題にすれば、潜在的に自然が豊かな場所であれば、多様な空間のモザイク状の配置が全体の種数や種の多様性を増加させることが、主に鳥類などを対象とした研究でわかっている。しかし、その場合、森林の分断により、森林面積の減少による効果や林縁性の種との競争の結果により、森林性の種は絶滅に向かう(加藤・一ノ瀬, 1993)。

周辺環境の影響：緑地の周辺がどのように利用されているかが緑地内の動物群集に重要な影響を与える場合も多い(加藤・一ノ瀬, 1993)。多くの哺乳類や鳥類等の生活は、単一の孤立した緑地内だけで完結することはなく、その周辺を含めた範囲を利用している。

そのため、これらの種の生活は緑地周辺の土地利用の影響を受けることになる。そのような種が、緑地内の動物の捕食者や競争者であった場合には、その動物群集に与える影響が大きいとされている。加藤・一ノ瀬(1993)は、日本の例として都市内緑地に生息するハシブトガラスの個体数が、市街地の早朝のゴミの量に依存していることを指摘した唐沢(1987)の研究をあげている。都市域には生ゴミなどの人間由来の餌が豊富にあり、これを利用できる動物であれば、緑地内の資源だけでは生活できない種も生存することができる。このような動物が捕食者である場合、一時的にでも緑地内の動物を餌にして食べ始めれば、その影響は大きいに違いない。生態園におけるタヌキの出現はこの例なのかもしれない。1993年の調査では、生態園に出現するタヌキが家庭由来のゴミを食べているという証拠は得られなかった。しかし、青葉の森の周辺の住宅でタヌキに餌を与えているという新聞報道もある(今関他, 1994)。

生態園の動物群集とその将来

生態園の動物相は開園後5年を経過した現在も近隣の地域と比較してそれほど豊かであるとはいえない。しかし、その貧弱さが全ての動物群で同じであるとは言えない。遷移初期の場所に生息する種にとっては、森林の卓越する環境よりも種類数の上で豊かな場合もありえる。したがって、アリや歩行虫でみたように単純な種類数の比較はあまり意味がない。むしろ、動物相を豊かにするためには、このまま自然な定着にまかせるべきなのか、それとも生息環境の整備(杉山・進士, 1992)を行うべきなのか、あるいは積極的に種の導入を行うべきなのか、を検討する必要がある。しかし、性急に対策を講じる前に、このまま自然な定着を待つことでさらにどんな種類が定着しうのか、という問題が解決されねばならない。すなわち、都市に囲まれてしまった島状の緑地にどれくらいの生物が住み着きうのか、という問題である。

守山(1993)が指摘するように、都市周辺の生物は農村環境の中で維持されてきたものであり、そこにはさまざまな遷移段階の植生モザイクが存在し、生物はそのモザイクの消長に応じて移動分散を行い、地域個体群を維持してきた。都市化による生息環境の断片化や縮小化は、植生モザイクの単純化をもたらした結果として地域の生物相を貧困化させる。例えば、東京都心にある孤立した緑地である自然教育園は国の天然記念物として手厚く保護されているにもかかわらずチョウ類相が貧困化し、それは植物群落の遷移が進行して好適なハビタットが消失するという理由の他に、孤立化によって周辺からの移住が途絶えてしまったことによるとされている(守山, 1988)。千葉市においても都市環境が農村環境を浸食しつつあり、生態園への種の

潜在的な供給源は年々小さく、しかも遠くなっている(中村・長谷川, 1993)。生態園のような生息環境を創出する場合には、種の供給源との地理的な位置関係が重要であり、一方でもともとあった生息環境の一部を保全する時にはその面積や隔離の程度が重要となる(Wikcox, 1980)。地域の生物相全体が貧化しつつある現状では、生態園のような場所でさえ生物相保全の拠点としての価値を持つ場合があり得る。そこで、今後は供給源としての農村環境の生物相の現状把握を行い、種の供給源の相対的な位置関係を明らかにする必要がある。そうして明らかにされた拠点を相互に結び付けネットワーク化を図ることが地域の生物相保全をより効果的に実現することに寄与するのである(武内・横張, 1993; 井手, 1993)。

謝 辞

本研究をまとめるにあたっては、中央博物館の同僚諸氏を始め多くの方々から多大な協力を頂いた。その全ての方々の名前を列記することはできないが、矢野幸夫、黒住耐二、橋本里志、大久保光将、桑原和之、須田夕子、谷口有美、山田りつ子、長尾豊子、長澤洋子、阿部代始子の方々には調査への協力、標本の整理、情報の提供で特にお世話になった、ここに記して感謝の意を表す。また、原稿を読んで助言や誤りの訂正をしていただいた齊藤秀生、戸田光彦、長田光代、中村俊彦の諸氏にも感謝の意を表す。

文 献

- 青木淳一. 1983. 自然の診断役士ダニ. NHK ブックス 438. 日本放送出版協会 245 pp.
- 浅間 茂. 1989. 5. 生態園の動物相調査. (2) クモ類相. (II) 生態園(野外観察地)の基礎調査. 昭和63年度千葉県立中央博物館(仮称)設置に係る自然誌資料の所在調査及び収集事業報告書 千葉県教育委員会(編): 53-58.
- 浅間 茂. 1990. 3. 生態園の動物相調査. 1. 中央博物館生態園におけるクモ類調査. 平成元年度標本資料収集. 動物, 植物標本目録. 千葉県自然誌資料調査会 1990. 3.: 40.
- 浅間 茂. 1991. 3. 生態園の動物相調査. 1) 千葉県立中央博物館生態園蜘蛛類調査. 平成2年度標本資料収集. 動物, 植物標本目録. 千葉県自然誌資料調査会 1991. 3.: 80.
- 浅間 茂. 1992. 4. 千葉県立中央博物館生態園とその周辺の動物相調査資料. 12) 生態園でのわら巻き採集によるクモ類の標本. 平成3年度標本資料収集. 動物, 植物標本目録. 千葉県自然誌資料調査会 1992. 3.: 70-71.
- 浅間 茂. 1993. 4. 千葉県立中央博物館生態園とその周辺の動物相調査資料. 12) 生態園でのわら巻き採集によるクモ類の標本. 平成3年度標本資料収集. 動物, 植物標本目録. 千葉県自然誌資料調査会 1993. 3.: 56-61.
- 浅間 茂. 1994. 生態園及び周辺のクモ類. 中村俊彦・長谷川雅美(編), 生態園の自然誌 I: 整備経過と初期の生物相の変化. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告特別号 1: 245-258.
- Elton, C. S. and R. S. Miller. 1954. The ecological survey of animal communities: with a practical system of classifying habitats by structural characters. *Journal of Ecology* 42: 460-496.
- 原 正利. 1990a. 笠森及び権現森-植物. 南房総地域自然環境保全基礎調査報告書. 千葉県環境部自然保護課. 338-344.
- 原 正利. 1990b. 笠森鶴舞自然公園区域の植物相と植生. 千葉県環境部自然保護課(編), 自然公園自然環境調査報告書, 県立印旛手賀自然公園, 県立笠森鶴舞自然公園, 71-82.
- 長谷川雅美・Kevin, Short. 1993. 千葉市における両棲類・爬虫類の生息状況 I—文献に基づく生息状況の把握と調査方法の検討—, 千葉自然環境調査会(編), 千葉市野生動植物の生息状況及び生態系調査報告 I: 119-121.
- 長谷川雅美・中村俊彦. 1993. 千葉市における自然環境の保全と復元に対するアプローチ(その1). 千葉自然環境調査会(編), 千葉市野生動植物の生息状況及び生態系調査報告 I: 270-273.
- 橋本里志. 1993. 昆虫に関する自然環境影響予測に係わる基礎調査(3). 開発地域等における自然環境への影響予測に係る基礎調査 IV (沼田 真編), 千葉県臨海開発地域等動植物影響調査会. 1993. 3.: 54-60.
- 橋本里志, 長谷川雅美. 1991. 昆虫に関する自然環境影響予測に係わる基礎調査. 開発地域等における自然環境への影響予測に係る基礎調査 II (沼田 真編), 千葉県臨海開発地域等動植物影響調査会. 1991. 3.: 70-81.
- 橋本里志, 長谷川雅美. 1993. 昆虫に関する自然環境影響予測に係わる基礎調査(2). 開発地域等における自然環境への影響予測に係る基礎調査 III (沼田 真編), 千葉県臨海開発地域等動植物影響調査会. 1991. 3.: 52-57.
- 井出 任. 1993. VIII ビオトープ保全計画. p. 128-148. (農林水産省農業環境技術研究所編). 農村環境とビオトープ. 養賢堂, 東京.
- 今関真由美・山口 剛・落合啓二. 1994. 生態園及び周辺地域における哺乳類の生息状況. 中村俊彦・長谷川雅美(編), 生態園の自然誌 I: 整備経過と初期の生物相の変化. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告特別号 1: 205-214.
- 稲泉三丸. 1975. 蝶類による自然度の判定—栃木県蝶類定点調査結果から—栃木県の蝶類編纂委員会・昆虫愛好会(編). 148-160.
- 石井規雄. 1988. 7. 土壌動物調査. (II-2) 野外観察地の土壌と生物相. 昭和62年度千葉県立中央博物館(仮称)設置に係る自然誌資料の所在調査及び収集事業報告書 千葉県教育委員会(編): 56-63.
- 石井規雄. 1989. 4. 土壌動物の調査. (II) 生態園(野外観察地)の基礎調査. 昭和63年度千葉県立中央博物館(仮称)設置に係る自然誌資料の所在調査及び収集事業報告書 千葉県教育委員会(編): 56-63.
- 石井規雄. 1990. 2. 生態園における土壌動物調査. 3. 生態園の動物相調査. 平成元年度標本資料収集. 動物, 植物標本目録. 千葉県自然誌資料調査会 1990. 3.: 40.
- 石井規雄. 1991. 1) 千葉県立中央博物館生態園に於ける土壌動物相の変化について. 3. 生態園の動物相調査. 平成2年度標本資料収集. 動物, 植物標本目録. 千葉県自然誌資料調査会 1991. 3.: 81-84.
- 石井規雄. 1992. 13) 生態園の土壌動物調査資料. 4. 千葉県立中央博物館生態園とその周辺の動物相調査資料. 平成3年度標本資料収集. 動物, 植物標本目録. 千葉県自然誌資料調査会 1992. 3.: 72-73.

- 石井規雄. 1993. 13) 生態園の土壤動物, 4. 千葉県立中央博物館生態園とその周辺の動物相調査資料. 平成3年度標本資料収集. 動物, 植物標本目録. 千葉県自然誌資料調査会 1992. 3.: 62-65.
- 唐沢孝一. 1987. マンウオツチングする都会の鳥たち. 草思社, 東京, 261 pp.
- 加藤宏保. 1987. 5. 土壤動物. (II-2) 野外観察地の生物相調査 昭和61年度千葉県立中央博物館(仮称)設置に係る自然誌資料の所在調査及び収集事業報告書 千葉県教育委員会(編): 56-60.
- 加藤和弘・一ノ瀬友博. 1993. 動物群集保全を意図した環境評価のための視点. 環境情報科学 22(4): 62-71.
- 木元新作. 1976. 動物群集研究法 I—多様性と種類組成—. 生態学研究法講座 14. 共立出版.
- 黒住耐二. 1994. 導入植生への陸産貝類の分散について. 中村俊彦・長谷川雅美(編), 生態園の自然誌 I: 整備経過と初期の生物相の変化. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告特別号 1: 235-244.
- 草野 保, 丸山一子, 金子繁則. 1993. 県指定天然記念物「山北町岸のヒキガエル集合地」におけるアズマヒキガエル繁殖個体群の生態. 山北町岸のヒキガエル生態調査団(編), 神奈川県指定天然記念物「山北町岸のヒキガエル集合地」におけるアズマヒキガエルの生態調査報告書: 5-31.
- 桑原和之・原田 茂・木幡冬樹・鈴木 明・青木正志・落合加代子. 1994. 千葉県立中央博物館周辺鳥類目録. 中村俊彦・長谷川雅美(編), 生態園の自然誌 I: 整備経過と初期の生物相の変化. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告特別号 1: 215-234.
- 松本嘉幸・山口 剛. 1994. 生態園のアブラムシ相. 中村俊彦・長谷川雅美(編), 生態園の自然誌 I: 整備経過と初期の生物相の変化. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告特別号 1: 259-265.
- 丸山一子. 1990. 平塚のカエル—都市化で決められるカエルの生息環境. 日本の生物 4(10): 36-43.
- 守山 弘. 1988. 自然を守るとはどういうことか. 農山漁村文化協会, 東京, 260 pp.
- 守山 弘. 1993. IV 農村環境とビオトープ. p. 38-66. (農林水産省農業環境技術研究所編). 農村環境とビオトープ. 養賢堂, 東京.
- 中村俊彦. 1994. 生態園の整備経過と管理運営. 中村俊彦・長谷川雅美(編), 生態園の自然誌 I: 整備経過と初期の生物相の変化. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告特別号 1: 7-17.
- 成田篤彦. 1988. 5. 青葉の森, 舟田池の周辺の両生は虫類相. (II) 野外観察地の土壌と生物相昭和62年度千葉県立中央博物館(仮称)設置に係る自然誌資料の所在調査及び収集事業報告書 千葉県教育委員会(編): 53-55.
- 成田篤彦. 1989. 5. 生態園の動物相調査(1) 両生, 爬虫類相. (II) 生態園(野外観察地)の基礎調査. 昭和63年度千葉県立中央博物館(仮称)設置に係る自然誌資料の所在調査及び収集事業報告書 千葉県教育委員会(編): 52-53.
- 日本自然保護協会. 1985. Field Guide Series III 指標生物—自然をみるものさし—. 思索社. 東京.
- 奥田重俊・原田 洋. 1987. 環境保全林の形成. 「環境科学」研究報告集 B09-R12-9, 森林管理のあり方とその科学的基礎: 46-53.
- 奥野良之助. 1986. ニホンヒキガエル *Bufo japonicus japonicus* の自然誌的研究 XII. 生息場所集団の年齢構成と個体数変動. 日本生態学会誌 36(3): 153-161.
- 大窪久美子. 1994. 生態園ススキ草地における植生の経年変化. 中村俊彦・長谷川雅美(編), 生態園の自然誌 I: 整備経過と初期の生物相の変化. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告特別号 1: 155-159.
- 大野啓一・平田和弘・腰野文男. 1994. 生態園の植物相. 中村俊彦・長谷川雅美(編), 生態園の自然誌 I: 整備経過と初期の生物相の変化. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告特別号 1: 55-75.
- 大野正男. 1988. 7. 野外観察地の基本計画に当たっての私見. (II-2) 野外観察地の生物相調査 昭和61年度千葉県立中央博物館(仮称)設置に係る自然誌資料の所在調査及び収集事業報告書 千葉県教育委員会(編): 66-67.
- 杉山恵一・進士五十八. 1992. 自然環境復元の技術. 朝倉書店, 東京, 170 pp.
- Southwood, T. R. E., Brown, V. K. and Reader, P. M. 1979. The relationships of plant and insect diversities in succession. Biol. J. Linn. Soc. 12: 327-348.
- 鈴木康彦. 1989. 5. 生態園の動物相調査(4) 舟田池のトンボ相成立の予測調査. (II) 生態園(野外観察地)の基礎調査. 昭和63年度千葉県立中央博物館(仮称)設置に係る自然誌資料の所在調査及び収集事業報告書 千葉県教育委員会(編): 60-62.
- 武内和彦・横張 真. 1993. II 農村生態系におけるビオトープの保全, 創出. p. 5-16. (農林水産省農業環境技術研究所編). 農村環境とビオトープ. 養賢堂, 東京.
- 頭山昌郁, 中越信和, 高橋史樹. 1989. 林野火災跡地の植生回復と地表性節足動物群集の動態. 日本生態学会誌 39(2): 107-119.
- 頭山昌郁・中越信和・高橋史樹. 1991. ビットフォールトラップによる地表棲性節足動物の採集効率に関する考察. 日本生態学会誌 41(2): 141-144.
- 徳本 洋. 1990. 金沢市街地内の定点におけるジョロウグモ生息密度の経年変化(1977-1989年)と近年における著しい生息密度の低下について. *Atypus* (95): 18-26.
- 山口 剛・中村俊彦. 1994. 生態園の整備に伴う地形, 土壌, 植被の変化. 中村俊彦・長谷川雅美(編), 生態園の自然誌 I: 整備経過と初期の生物相の変化. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告特別号 1: 19-31.
- 山崎秀雄. 1987. 6. 朝し日の調査. (II-2) 野外観察地の生物相調査 昭和61年度千葉県立中央博物館(仮称)設置に係る自然誌資料の所在調査及び収集事業報告書 千葉県教育委員会(編): 61-66.
- 山崎秀雄. 1988. 6. 昆虫調査. (II-2) 野外観察地の土壌と生物相. 昭和62年度千葉県立中央博物館(仮称)設置に係る自然誌資料の所在調査及び収集事業報告書 千葉県教育委員会(編): 56-63.
- 山崎秀雄. 1989. 5. 生態園の動物相調査(3) 昆虫相. (II) 生態園(野外観察地)の基礎調査. 昭和63年度千葉県立中央博物館(仮称)設置に係る自然誌資料の所在調査及び収集事業報告書 千葉県教育委員会(編): 59-60.
- Wilcox, B. A. 1980. Insular ecology and conservation. in (M. E. Soule and B. A. Wilcox, eds.) Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective. pp. 95-117. Sinauer.

**Recovery of Faunal Populations in
Restored Plant Communities:
Effects of Large Predators
and Loss of Habitat due
to Vegetational
Changes**

Masami Hasegawa¹⁾, Takeshi Yamaguchi¹⁾
and Kazuaki Takayama²⁾

¹⁾ Natural history Museum and Institute, Chiba
955-2 Aoba-cho, Chuo-ku, Chiba 260, Japan

²⁾ Friends of Natural History Museum and Institute,
Chiba, 955-2 Aoba-cho, Chuo-hku, Chiba 260, Japan

Changes in faunal populations at the Ecology Park, Natural History Museum and Institute, Chiba, were tracked over a 6 year period. The research, which lasted from 1988 through 1993 covered 30 species (4 reptiles, 3 amphibians, 1 land snail, 4 ground dwelling invertebrates, 2 orb-web spiders, 1 wandering spider, 3 mantids, 6 orthopterids and 6 lepidopterids). Individuals of these species were captured in pitfall traps or were counted by road-side censuses.

When the Ecology Park was constructed in 1987,

the entire area, except for an indigenous woodlot on the slope alongside Funada-ike Pond, was stripped bare. At this time, some terrestrial species, such as pill-bug and land snail, as well as arboreal katydids, were able to refuge in the preserved woodlot. These species were later able to disperse into the restored vegetation communities, and have recovered steadily. In 1989, dense fields of annual grasses and herbs colonized patches of bare ground, and some species of katydids and grasshoppers temporarily increased. From the following year onward, however, the vegetation stabilized, and these populations have been steadily declining. Two moth species were accidentally introduced with the transplanted vegetation, and have established themselves on their respective host trees. Most indigeneous reptile and amphibian species have successfully recolonized the Park, but the population of Eastern Japanese Toad decreased abruptly immediately after colonization by tanuki (raccon dog). Our results show that vegetational changes and colonization of large predators have a major impact on faunal populations in a small, isolated area such as the Ecology Park. These factors must be taken into consideration for effective faunal conservation in restored areas.