

千葉県立中央博物館生態園における森林群落の10年間の変化 — 林分の成長と種組成の変化 —

原 正利¹⁾・大野 啓一¹⁾・川名 興²⁾・倉俣 武男²⁾
清水井洋一³⁾・中村 俊彦¹⁾・平田 和弘¹⁾

¹⁾ 千葉県立中央博物館

〒260-8682 千葉市中央区青葉町 955-2

E-mail: hara@chiba-muse.or.jp

²⁾ 千葉県立中央博物館友の会

〒260-8682 千葉市中央区青葉町 955-2

³⁾ 〒274-0063 船橋市習志野台 2-54-10

要 旨 千葉県立中央博物館生態園内の森林群落について、1993年～1994年に行われた第1回の毎木調査および、2003年～2004年に行われた第2回の毎木調査の結果を比較して、この間の森林群落の成長や種組成の変化、樹木の生存や枯死、侵入について解析した。10年間の樹木の枯死率、成長量やその内訳は林型によって異なり、Aグループ（タブノキ林、スダジイ林、シラカシ林、クロマツ林）：樹木の枯死率が低く樹木の成長も順調で2004年時点の胸高断面積合計値が30m²/haに達した林型と、Bグループ（アカガシ・モミ林、アカマツ林、イヌシデ・コナラ林）：樹木の枯死率が高く、成長量も小さくて2004年時点の胸高断面積合計値が20m²/ha前後にとどまった林型とに分けられた。Aグループの林型では、林分の総成長量に占める生残木の寄与が高く、逆に新規加入個体の寄与は小さかった。一方、Bグループの林型では、新規加入個体による成長がその30%前後を占めていた。全体的に新規加入個体の最も多かった種は、イヌシデ、ムクノキ、トベラ、ヒサカキ、エノキなどであった。また、10年間に、種数は全ての調査区で大きく増加した。新規に出現した種は全体で60種に達し、頻度の高かったのはクマノミズキ、ヤマグワ、イヌシデ、ムクノキ、ムラサキシキブなどの落葉広葉樹であった。直径階分布は1994年時点では、植栽時のサイズを反映して1山型を示す林分が多かったが、2004年の時点では、樹木の成長に伴って直径階分布は全体として大階級側にずれ、一方、小階級側に多くの樹木が新規に加入した結果、2山型の直径階分布へと変化していた。スダジイ林およびタブノキ林について、千葉市内に残存する自然林と比較すると、胸高断面積合計の点からは、目標とする自然林の値の50%あまりに達していることが明らかとなった。

キーワード：森林再生，都市林，直径成長，枯死率，生存率，侵入。

千葉県立中央博物館生態園は、所在地である千葉市の自然環境を生かしつつ房総の代表的な自然を再現し、博物館本館と連携しつつ自然誌、特に生態学に関する教育普及および研究を行う施設として設置された、わが国初の生態園 (Ecology Park) である。この地は、1917年～1980年にかけて国立の畜産試験場が設置され (畜産試験場創立70周年記念事業協賛会, 1986)、台地の平坦部には牧草地が広がり、舟田池周辺など斜面の部分にはアカマツやコナラ、イヌシデなどの雑木林が広がっていた。1980年に同試験場が現在の茨城県つくば市に移転してからは放置されていたが、その大部分が中央博物館を含む青葉の森公園として整備されることとなり、文化財発掘調査と地盤整備工事の後、1987年2月から植栽工事を行って、1989年2月に中央博物館および生態園の植物群落園がオープンした。生態園の整備経過と初期の生物相の変化については、中村・長谷川 (1994) および沼田ほか (1996) に報告

されている。また、最近、大野 (2006) は生態園の植生管理方法を実践例として紹介し、その中で植生や生物相の変化についても一部、触れている。

生態園では、畜産試験場時代から成立していた二次林については、一部でハリエンジュなど移入植物の伐採・除去や林床の下刈り・落葉かきを実施しているものの、基本的に手を加えず保護している。一方、もともと牧草地が広がっていた部分には、部分的な土壤整備も行った後、樹木を植栽して森林の復元・再生を図っている (中村, 1994)。都市域に植栽によって森林を再生した例として、国内では東京都の明治神宮の森が有名である。明治神宮では、植栽やその後の樹木の成長や枯損の状況が記録に残され、植生遷移によって森が変化してきた様子が明らかにされている (松井ほか, 1992)。近年の事例としては、潜在自然植生の復元を目指した環境保全林の育成事業があげられる (国際生態学センター, 1995)。植栽後のモニタリングもある

程度なされているが、事例数が多いことや、植栽後の年数が比較的、短いこともあって、十分なものとは言えない。また、大阪府の万博記念公園では、万国博覧会の終了後、森林を復元することを目指して大規模な植栽が行われた。植栽後の森の再生経過は必ずしも十分なものとは言えないようであるが、その後も、モニタリングを行いつつ、新たな管理手法も導入して森の再生が図られている（森本，2005；中村・夏原，2005）。

生態園の森は青葉の森公園の北西端に位置する。公園内に野生動物のためのコリドーも設置され（中村，1996），公園内緑地との連続性はある程度、保たれているが、北側と西側は病院や団地，その他の住宅地となっている。公園内の緑地も人工的なものが多く，また，青葉の森公園自体，周辺を住宅地に囲まれており，緑地としては孤立した条件下にある。都市域にある孤立林で，長期的にモニタリング調査が行われている例としては，東京都の目黒区にある国立科学博物館附属自然教育園での例（福岡・木村，2001）や京都府左京区の下鴨神社での例（田端・森本，2005）などがある。このような孤立林では，周辺からの種子散布によって，森林内に園芸樹種を含む様々な種が侵入し（井出ほか，1994），特に都市域ではシュロやトウネズミモチ，アオキなどが増加することが知られている（萩原，1977；石田ほか，1998；橋本ほか，2005）。生態園では，開園前後の植栽以降，樹木の植栽は基本的に行っていないが，開園後15年以上を経て，周辺からの樹木の定着と侵入がどの程度，生じているのかを，明らかにしておく必要がある。

生態園の森林群落については，開園直後の1989年から1992年にかけての群落変化が報告されているが（平田，1994），この時点では，樹木の直径等に関する毎木調査は実施されていなかった。その後，1993年から1994年にかけて第1回の毎木調査を実施し，ちょうど10年目にあたる2003年から2004年にかけて，全域ではないが，第2回の毎木調査を実施した。本研究は，これら2回の毎木調査データに基づき，この10年間における生態園の森林群落の発達や種組成の変化，樹木の生存や死亡，侵入について明らかにしようとするものである。なお，上記の毎木調査結果の一部は，大野（2006）においても報告済みであるが，本研究では，生態園の森林群落全体について林型ごとの解析と比較を行う。

方 法

1. 第1回の測定

1991年1月に，植栽個体・自生個体を問わず生態園内に生育する樹高2m以上のすべての樹木に，1) 4ケタの連番が刻印された塩化ビニル製の番号札をステンレス製針金を用いて取り付け付けた。その後，同年の年末までに，2) 番号札をとりつけたすべての樹木の

位置を測量し，縮尺1/250の地形図に表した樹木位置図を作成した。また，1991年11月～1994年1月に，3) 各個体の樹種や植栽年月日，植栽業者，入手方法，生死の判定，樹勢などを調べて台帳化した（大野，1994）。1993年12月～1994年3月には，4) これらの樹木の毎木調査を実施し，測定値を台帳に記載した。なお，上記のうち，3) は著者の一人（大野）がおこなったが，1) と4) は生態園の管理作業委託先であった（財）千葉県地域整備協会の作業スタッフが，また，2) は測量業務を委託した房総測量株式会社のスタッフがおこなった。

毎木調査に際しては，番号札を付けてある幹について，胸高直径を直径巻尺で測定し記録した。測定部位の地上高は，地上1.3mを原則としたが，この時点では，植栽時の支柱が多くの樹木の幹にまだ付けられたままであり，測定は，支柱の取り付け部位を避けて行わざるを得なかった。このため，実際には1.0m～2.0mの範囲にわたった。直径の測定と並行して，直径測定部位の地上からの高さや樹高を検測竿で測定し記録した。1個体でありながら胸高以下で分枝して複数の幹を有していた個体については，最も直径の大きな幹について上記の測定を行った。また，直径および樹高の測定を番号札の付いた全樹木について行うことは時間の制約から出来ず，生態園造成前からの森林が残されている丹田池周囲の斜面のうち，西側と南側の斜面の大部分は未測定のまま残された。

2. 調査区の設定

2003年11月に生態園内に12箇所の森林継続調査区を設置した（図1）。調査区1～7及び9，11の9調査区の森林は，樹木の植栽により作られたものであり，調査区8及び10の森林は生態園造成前から成立していた二次林，調査区12は千葉県鴨川市からの森林移植（中村ほか，1994）により作られた森林である（表1）。イヌシデ林（調査区8）の一部では毎冬に定期的な下刈りと落ち葉掻きを実施してきたが，他の林分では，樹木植栽当初の数年間を除き，クズ除去を行う以外は原則的に放置して自然の遷移に委ねてきた。

これらのうち，調査区12（森林移植地）は中村ほか（1994）が設定した調査区と同一である。また，平田（1994）が設定した群落調査区との対応を検討すると，完全に重複するのが調査区2（スダジイ林），部分的に重複するのが調査区1（タブノキ林）および5（クロマツ林），調査区7（イヌシデ・コナラ林）の3調査区で，他の調査区は重複しない。

12調査区のうち，上記の第1回毎木調査（1994年）が実施された範囲に設置したのは調査区1～8の8調査区である。調査区9（ハンノキ林）および調査区11（コナラ林）については，樹木が小さかったため第1回毎木調査は実施されておらず，調査区10（クヌギ

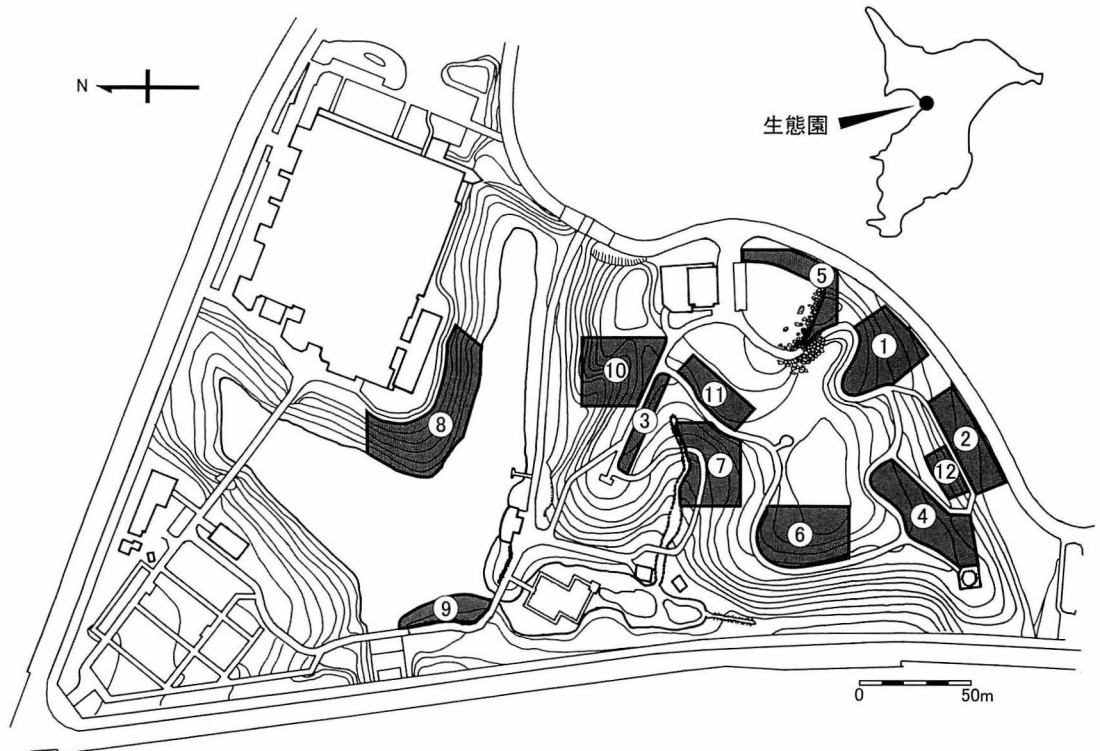


図1. 調査区の配置. 調査区の範囲に影をつけて示す. 1, タブノキ林; 2, スダジイ林; 3, シラカシ林; 4, アカガシ・モミ林; 5, クロマツ林; 6, アカマツ林; 7, イヌシデ・コナラ林; 8, イヌシデ林; 9, ハンノキ林; 10, クスギ林; 11, コナラ林; 12, スダジイ・アラカシ林.

表1. 各調査区の面積および植栽, 管理, 毎木調査の履歴.

番号	優占型	面積(m ²)	植栽と管理等の履歴	毎木調査の履歴
1	タブノキ林	822.1	1988年に植栽. 以降は放置.	1994年に実施.
2	スダジイ林	567.1	1988年に植栽. 植栽当初, 植栽木に絡まったクズの除去を実施. 以降は放置.	1994年に実施.
3	シラカシ林	345.1	1988年に植栽. 植栽当初, 植栽木に絡まったクズの除去を実施した以外は放置.	1994年に実施.
4	アカガシ・モミ林	962.4	1988年に植栽. 1989年にカシ類等の常緑広葉樹稚樹を天津小湊町より移植. 1989・1991年に鴨川市よりモミ稚樹を移植. 1991年に千葉市内よりアカガシ稚樹を移植. 植栽当初は灌水と, 一部で除草を行った. その後も必要に応じてクズを除去.	1994年に実施.
5	クロマツ林	473.8	1988年に植栽. 以降は放置.	1994年に実施.
6	アカマツ林	985.6	1988年に植栽. 1990年に下層木を補植. 以降は必要に応じてクズ除去を行った以外, 放置.	1994年に実施.
7	イヌシデ・コナラ林	994.5	1989年に千葉市・東金市より樹木を移植. 1990年に千葉市内より下層木を移植. その後は放置.	1994年に実施.
8	イヌシデ林	1368.3	生態園造成前からの二次林. 一部の区域で毎年冬の下草刈りと落ち葉掻きを実施.	1994年に実施.
9	ハンノキ林	389.2	1989年に近隣より実生苗を採取し, 1990年に植栽. 以降は必要に応じてクズ除去を行った以外, 放置.	未実施.
10	クスギ林	1274.6	生態園造成前からの二次林. 放置.	未実施.
11	コナラ林	486.3	1989年にコナラとクスギのポット苗を植栽. その後は放置. 2002年に萌芽再生を図るため調査区の約半分で伐採を実施.	未実施.
12	スダジイ・アラカシ林	248.1	1988年に鴨川市内の県有林より樹木, 草本, 表土を含む森林を移植. 移植当初, 灌水を実施した以外は放置.	1987年, 1991年, 1998年に実施.

林)についても時間の制約上、実施できなかった。調査区 12 については 1994 年の調査は実施されなかったが、1987 年(移植前)および 1991 年(移植後)、1998 年に 3 回の毎木調査が実施されている。

3. 第 2 回の測定

第 2 回の測定は 2003 年 12 月～2004 年 2 月にかけて実施した。3 人(川名・倉俣・清水井)が一組となり、以前に作製されていた樹木位置図のコピーを参照しつつ、各調査区内で樹木に付いた番号札を確認して生死を判定し、生残していた個体については、前回の測定部位と同じ高さで幹の直径を測定した。今回の測定で新たに樹高 2m 以上に達していた個体(新規加入個体)については番号札を着けた後、胸高(地上 1.3m)で直径を測定して種名と共に記録し、位置についても樹木位置図上に位置を記録した。1 個体でありながら胸高以下で分枝して複数の幹を有していた個体については、番号札は 1 枚しか付けなかったが、直径は全ての幹について測定、記録した。樹高は測定しなかった。

4. データ解析

12 調査区全てについて、2004 年時点の胸高断面積合計と密度を求めた。一方、個体の枯死、生残、補充や成長等に関する解析は、1994 年および 2004 年の毎木調査データが得られた 8 調査区(調査区 1～8)についてのみ行った。

10 年間の生残率、枯死率および新規加入率は下記の式により、個体数基準および面積基準で求めた。なお、各調査区の面積は、調査区の範囲を記入した図面をスキャンし、PC 上で画像の面積を測定して求めた。

$$N_2 = N_1 - N_D + N_R \quad \text{..... (1)}$$

$$S_c = (N_1 - N_D) / N_1 \quad \text{..... (2)}$$

$$M_c = N_D / N_1 \quad \text{..... (3)}$$

$$R_c = N_R / N_1 \quad \text{..... (4)}$$

$$M_A = N_D / A \quad \text{..... (5)}$$

$$R_A = N_R / A \quad \text{..... (6)}$$

ただし N_1 , 1994 年時点の総個体数; N_2 , 2004 年時点の総個体数; N_D , 10 年間(1994 年～2004 年)の枯死個体数; N_R , 10 年間の新規加入個体数; S_c , 10 年間の生残率(個体数基準); M_c , 10 年間の枯死率(個体数基準); R_c , 10 年間の新規加入率(個体数基準); M_A , 10 年間の枯死率(面積基準); R_A , 10 年間の新規加入率(面積基準); A , 調査区面積。

また、10 年間の年平均枯死率(個体数基準) M_{AV} は、下記の(7)式により 10 年間の年平均生残率 S_{AV} を求め、これを(8)式に代入して求めた。

$$N_1 - N_D = N_1 \cdot S_{AV}^{10} \quad \text{..... (7)}$$

$$M_{AV} = 1 - S_{AV} \quad \text{..... (8)}$$

さらに 10 年間の平均直径成長量は、2004 年時点の直径から 1994 年時点の直径を引いた値を 10 で除して

求めた。

そのほか、8 調査区(調査区 1～8)については、1994 年時点と 2004 年時点の植生の類似度を、下式により共通係数 CC (Sørensen, 1948) および類似度百分率 PS (Whittaker, 1952) を計算して比較した。

$$CC = 2a / (2a + b + c) \quad \text{..... (9)}$$

$$PS = \frac{2}{i} \min(x_i, y_i) \quad \text{..... (10)}$$

ただし、 a , 1994 年と 2004 年に共通して出現した種の数; b , 1994 年にだけ出現した種の数、 c , 2004 年にだけ出現した種の数; x_i , 1994 年に出現した各種の胸高断面積合計の相対値(RBA); y_i , 2004 年に出現した各種の胸高断面積合計の相対値。

また、各調査区の林分について、2004 年時点の胸高断面積合計値から 1994 年時点の胸高断面積合計値を引いた値を、この間の各林分の純成長量とした。さらに、純成長量に、この間の枯死木の胸高断面積合計値を足した値を各林分の総成長量とした。

結 果

1. 胸高断面積の変化

植栽により作った森林(調査区 1～7 および 9)では、1994 年～2004 年の 10 年間に胸高断面積合計が著しく増加した。特にタブノキ林、スダジイ林、シラカシ林、クロマツ林の 4 調査区では、2004 年に 30.0 m^2/ha 以上の値を示した(表 2)。これらの値は生態園造成前から存続してきた二次林(調査区 8 および 10)の値に匹敵、もしくはそれを越える値であった。一方、アカガシ・モミ林とアカマツ林に関しては、2004 年時点の胸高断面積合計は、上記の 4 区よりも低く、それぞれ 22.5 m^2/ha および 17.7 m^2/ha に留まった。森林を移植したスダジイ・アラカシ林(調査区 12)でも 2004 年の値が 40.4 m^2/ha に達した。また、調査区 11 の胸高断面積合計が他の調査区に比べて低く留まっているのは、萌芽更新を図るための伐採を、第 2 回測定の前年の冬(2002 年 2～3 月)に、調査区の約半分の区域で行ったためである。

胸高断面積合計の純成長量は、アカマツ林を除き、植栽により作った森林(調査区 1 および 3, 4, 5, 7)で、在来の二次林であるイヌシデ林(調査区 8)よりも大きく、14.1～26.7 (m^2/ha) の範囲にあった(表 3)。アカマツ林ではそれよりも小さかったが、これは個体の枯死による減少量が他区の 10 倍以上と多かったため、総成長量はアカマツ林についてもイヌシデ林よりも大きかった。

総成長量に占める生残個体と新規加入個体の寄与を比較すると、タブノキ林やシラカシ林、クロマツ林、イヌシデ林では総成長量の 9 割以上が生残木の直径成長によるもので、新規加入個体の寄与は小さかった(表 3)。これに対し、アカガシ・モミ林、アカマツ林、

生態園の森林群落の変化

表2. 1994 年および 2004 年における各調査区の森林植生の概要. いずれかの調査区で胸高断面積合計の相対値 (RBA) が 5%以上を示した種について, RBA の値 (%) を示す. 10%以上の RBA の値は太字で示す.

調査区番号	1		2		3		4		5		6		7		8		9	10	11	12
優占型	タブノキ林		スダジイ林		シラカシ林		アカガシ・モミ林		クロマツ林		アカマツ林		イヌシデ・コナラ林		イヌシデ林		ハンノキ林	クスギ林	コナラ林	スダジイ・アラカシ林
成立の履歴	植栽		植栽		植栽		植栽		植栽		植栽		植栽		二次林		植栽	二次林	植栽	森林移植
測定年	1994	2004	1994	2004	1994	2004	1994	2004	1994	2004	1994	2004	1994	2004	1994	2004	2004	2004	2004	2004
胸高断面積合計 (m ² /ha)	20.9	37.7	15.3*	40.3	8.5	30.3	3.3	22.5	13.3	40.0	11.8	17.7	8.5	22.6	30.2	39.1	25.7	33.9	14.4	40.4
個体密度 (/100m ²)	25.4	33.6	22.6	30.2	19.7	35.6	13.9	29.4	20.0	45.6	28.8	20.8	8.8	21.1	11.5	29.5	26.2	44.9	57.0	72.5
直径 - 最大値 (cm)	19.3	30.5	16.8	26.8	12.5	23.2	11.3	32.0	20.8	28.9	14.0	38.0	26.0	34.3	45.0	52.2	27.3	60.2	20.3	33.3
- 平均値 (cm)	8.9	9.4	7.9	10.0	7.2	7.7	4.9	7.3	8.4	7.7	6.4	7.3	9.9	8.0	16.3	8.0	8.8	3.9	4.1	5.5
- 中央値 (cm)	11.0	7.8	6.5	7.6	7.0	6.5	4.5	4.8	7.0	3.6	6.7	4.0	9.0	3.2	16.5	2.5	8.1	1.5	2.5	2.6
ハンノキ																	90.6			
コナラ					0.8	0.4					3.0	10.6	45.4	33.4	15.8	17.5			81.7	
クロマツ		1.3							73.4	79.1	0.1				2.3	1.9				
スダジイ	15.0	17.6	73.2	74.5	6.0	7.0	11.9	10.7	9.5	5.6										28.1
タブノキ	74.1	63.0	14.8	16.3					10.9	5.5		0.4		0.1	3.8	4.3		6.8		3.5
アカマツ											70.7	23.6								
シラカシ		0.0			61.3	66.3							3.2	5.1			5.0			
イヌシデ		0.4					1.7	0.6			0.2	5.7	7.1	45.3	60.0	56.4			2.4	2.4
クスギ											5.6	19.6		1.6	6.7	6.6	39.9	14.6		
モミ							36.3	23.9												
アラカシ							9.6	9.6	0.5	1.2										24.4
ケヤキ	1.8	2.1			23.8	17.8		0.1	5.4	3.4		0.0		0.1	0.2	0.2		0.6	0.0	
ヤマザクラ									0.0	0.0	1.8	17.8	1.9	2.9		0.1		4.5		0.1
ムクノキ	0.3	0.3							7.8			0.5		2.9		0.0	3.2	17.0	0.4	0.2
イイギリ	0.8	2.8					3.2	13.1												1.2
アカガシ			0.2	0.4			10.4	5.5												
エノキ						0.0		5.3			0.1	0.7	5.2	8.5	8.3	2.9	0.2	0.0		
アカメガシワ		0.2	1.1	0.6										0.0		0.4	1.3	0.0		8.5
アブラギリ																				7.9
クマノミズキ		0.2		0.1				1.5			0.1						0.8	0.2	0.0	7.3
カヤ							6.9	3.8												
モチノキ	4.0	6.1	3.7	3.0	6.8	5.4	4.4	2.0										0.2		
カクレミノ			0.7	0.6			5.2	3.3												
その他	3.9	6.0	6.3	4.5	1.3	3.2	10.4	12.7	0.3	5.2	18.5	21.7	41.8	3.4	2.7	4.3	1.2	25.7	0.9	16.4
PS (%)	88.4		96.3		91.7		69.6		88.5		50.2		80.0		95.7		-	-	-	-
CC (%)	72.7		60.6		80.0		56.7		50.0		53.8		56.5		48.8		-	-	-	-

* ; 1994 年に直径データの欠測があるため過小な値となっている. CC は種組成の共通係数, PS は種組成の類似度百分率を示す (詳細は本文を参照).

表 3. 胸高断面積合計の値を基準とした各調査区の 10 年間 (1994~2004) の成長とその内訳. スダジイ林については 1994 年の直径の測定データに欠測が多く成長量を計算することが出来なかった.

調査区番号	優占型	純成長量 (m ² /ha)	総成長量 (m ² /ha)	総成長に占める生残個体の寄与 (%)	総成長に占める新規加入個体の寄与 (%)	個体の枯死による減少量 (m ² /ha)
1	タブノキ林	16.8	17.6	93.1	6.9	0.8
2	スダジイ林	-	-	-	-	-
3	シラカシ林	21.8	22.3	96.7	3.3	0.5
4	アカガシ・モミ林	19.3	19.4	65.4	34.6	0.1
5	クロマツ林	26.7	26.9	92.5	7.5	0.2
6	アカマツ林	5.9	14.1	70.6	29.4	8.2
7	イヌシデ・コナラ林	14.1	14.8	74.3	25.7	0.7
8	イヌシデ林	8.9	9.3	90.3	9.7	0.4

表 4. 各調査区における10年間（1994－2004）の個体の生残と死亡および新規加入。

調査区 番号	優占型	生残 個体数	死亡 個体数	新規加入 個体数	個体数基準				面積基準	
					生残率	死亡率	新規 加入率	年死亡率	死亡率 (/100㎡)	新規加入率 (/100㎡)
1	タブノキ林	196	13	80	0.94	0.06	0.38	0.006	1.58	9.7
2	スダジイ林	113	27	59	0.81	0.19	0.42	0.021	4.76	10.4
3	シラカシ林	64	4	59	0.94	0.06	0.87	0.006	1.16	17.1
4	アカガシ・モミ林	122	12	161	0.91	0.09	1.20	0.009	1.25	16.7
5	クロマツ林	94	1	122	0.99	0.01	1.28	0.001	0.21	25.7
6	アカマツ林	78	206	133	0.27	0.73	0.47	0.121	20.90	13.5
7	イヌシデ・コナラ林	75	13	138	0.85	0.15	1.57	0.016	1.31	13.9
8	イヌシデ林	151	6	254	0.96	0.04	1.62	0.004	0.44	18.6

イヌシデ・コナラ林では、新規加入個体による成長も総成長量の3割前後を占めていた。

成長に伴い、各種の胸高断面積の相対値（RBA）も変化した（表2）。変化は、アカマツ林で最も大きく、アカマツの優占度が70.7%から23.6%に著しく低下し、逆にコナラ、クスギ、ヤマザクラが優占度を大きく増していた。RBAに基づいて計算した1994年－2004年間の植生類似度（PS）は50.2%に留まった。これに次いでアカガシ・モミ林で変化が大きく、モミの優占度が10%以上低下し、イイギリが優占度を増していた。同様にPSは69.6%であった。これに対し、タブノキ林、スダジイ林、シラカシ林、クロマツ林、イヌシデ林の5区については、PSは90%前後あるいはそれ以上の高い値を示し、各種の相対量の変化が小さかったことが示された。

2. 密度および個体数の変化

個体密度もほとんどの調査区で大きく増加したが、アカマツ林では減少していた（表2）。

次に、密度変化の内訳について検討した（表4）。タブノキ林、シラカシ林、アカガシ・モミ林、クロマツ林、イヌシデ林では個体の生残率が比較的高く、10年後でも9割以上の個体が生残していた。年平均枯死率（個体数基準）は0.001～0.009の範囲にあった。スダジイ林およびイヌシデ・コナラ林ではこれよりもやや生残率が低く、年平均枯死率（個体数基準）は、それぞれ0.021および0.016であった。アカマツ林では生残率が一層、低く、2004年の生残個体は1994年の3割以下であった。年あたりの枯死率（個体数基準）は0.121であった。

また、個体の新規加入率（個体数基準）はアカマツ林も含めた8調査区で0.38～1.62の範囲にあった。アカマツ林では枯死率よりも低かったが、他の7調査区では枯死率よりも著しく高く個体数増加の原因となっていた。

さらに、面積基準の枯死率は、アカマツ林で著しく高かった。一方、面積基準の新規加入率はクロマツ林

でやや高かったが、他の調査区では比較的、差が小さかった。

調査区全体で新規加入個体の最も多かった種は、イヌシデ、次いでムクノキ、トベラ、ヒサカキ、エノキの順であった（表5）。新規加入個体については、植栽起源であるが、1994年時点では樹高2m未満であった個体か、それとも自然に侵入、成長した個体か、2つの可能性があるが、ムクノキやキツタ、クマノミズキについては、植栽の記録が無かった。また、イヌシデやエノキ、タブノキは、一部の林型で植栽の記録があるが、植栽の記録が無い調査区でも新規加入個体が多数、発生していた（表5）。これらの種に対して、トベラやヒサカキ、シロダモ、モミ、ヤブニッケイ、イヌビワ、サカキ、シキミ、マサキなどは、それぞれの種の植栽記録のある調査区に集中して、新規加入が見られた。

3. 種数の変化

8調査区について10年間の出現種の増減を表6にまとめた。いずれの調査区でも1994年に比べ2004年には出現種数が大きく増加した。また、この変化を反映し、1994年と2004年の種組成の類似度（CC）は多くの調査区で比較的、低く、50%前後であった（表2）。

新規に出現した種は、シラカシ林以外ではいずれも10種以上に達し、特にアカガシ・モミ林や落葉広葉樹林（イヌシデ・コナラ林およびイヌシデ林）では新規出現種数が多かった。一方、種の消失については、アカマツ林では1994年の出現種の1/3以上に相当する9種が10年間で消失したが、他の調査区では消失した種はごく少なかった。このため各調査区で出現種数が大きく増加したことがわかった。

新規に出現した種は全体で60種になり、そのうち38種が落葉広葉樹、22種が常緑広葉樹であった。頻度の高かったのはクマノミズキ、ヤマグワ、イヌシデ、ムクノキ、ムラサキシキブなどの落葉広葉樹であった（表7）。常緑広葉樹としては、オオバイボタとクスノ

生態園の森林群落の変化

表 5. 各調査区において新規加入した種と個体数. 調査区全体で 5 個体以上新規加入が認められた種について示す. 枠囲いは各調査区で植栽記録のあることを示す.

調査区番号	1	2	3	4	5	6	7	8		
優占型	タブノキ林	スダジイ林	シラカシ林	アカガシ・モミ林	クロマツ林	アカマツ林	イヌシデ・コナラ林	イヌシデ林	計	頻度
イヌシデ	12		37	6	9	13	13	46	136	7
ムクノキ				8		31	50	13	102	4
トベラ	10	1			76			1	88	4
ヒサカキ	10	22		23		17	1	6	79	6
エノキ			1	12		6	4	28	51	5
ムラサキシキブ	3			1		2	8	30	44	5
ヌルデ	2			2	1	1		33	39	5
ヤマグワ		1		1		9	4	12	27	5
キツタ								26	26	1
タブノキ	1	2				8	6	7	24	5
シロダモ	3	2	9	4			5		23	5
モミ				18					18	1
ヤブニッケイ	10	2		4	2				18	4
イヌビワ	10	4		1					15	3
クマノミズキ	1	2		9		2		1	15	5
サカキ		1		14					15	2
アカメガシワ	1	3					1	9	14	4
シキミ				12					12	1
マサキ				1	10			1	12	3
クロマツ	4				7				11	2
コナラ						3	1	6	10	3
ヤマザクラ					2	5		3	10	3
アカガシ		1		8					9	2
オオバイボタ						1	1	7	9	3
ガマズミ				1		3	4	1	9	4
ニワウルシ							9		9	1
ハコネウツギ				1		6	2		9	3
フジ		2				3		4	9	3
アオキ		2		6					8	2
タチバナモドキ				3	4				7	2
トウネズミモチ	1							6	7	2
ネズミモチ	1		6						7	2
ウワミズザクラ							6		6	1
スダジイ	3		1	2					6	3
ヤブツバキ		6							6	1
クスノキ		1		1				3	5	3
ケヤキ	1			2		1	1		5	4
シラカシ	1		2				2		5	3
マルバアオダモ				2		3			5	2
ヤマモモ	1			2	2				5	3

キが、それぞれ植栽記録の無い 3 調査区で出現した。また、これらの頻度の高かった種は、表 5 に示した新規加入個体数上位の種と共通する種が多かった。

4. 直径階分布の変化

調査区ごとの直径階分布の推移を図 2 に示す。在来の二次林であるイヌシデ林を除き、1994 年時点の直

径階分布に示された樹木は、ほぼ全て植栽起源のものである。1994 年の時点で、植栽起源の 7 調査区のうち、タブノキ林およびスダジイ林では、植栽したタブノキおよびスダジイの直径が他の樹種に比べて大きかったため、直径階分布は 2 山型を示したが、他の 5 調査区では、いずれも小階級（10cm 以下）に明瞭なピークを持つ 1 山型の分布であった。また、植栽起源の 7 調

生態園の森林群落の変化

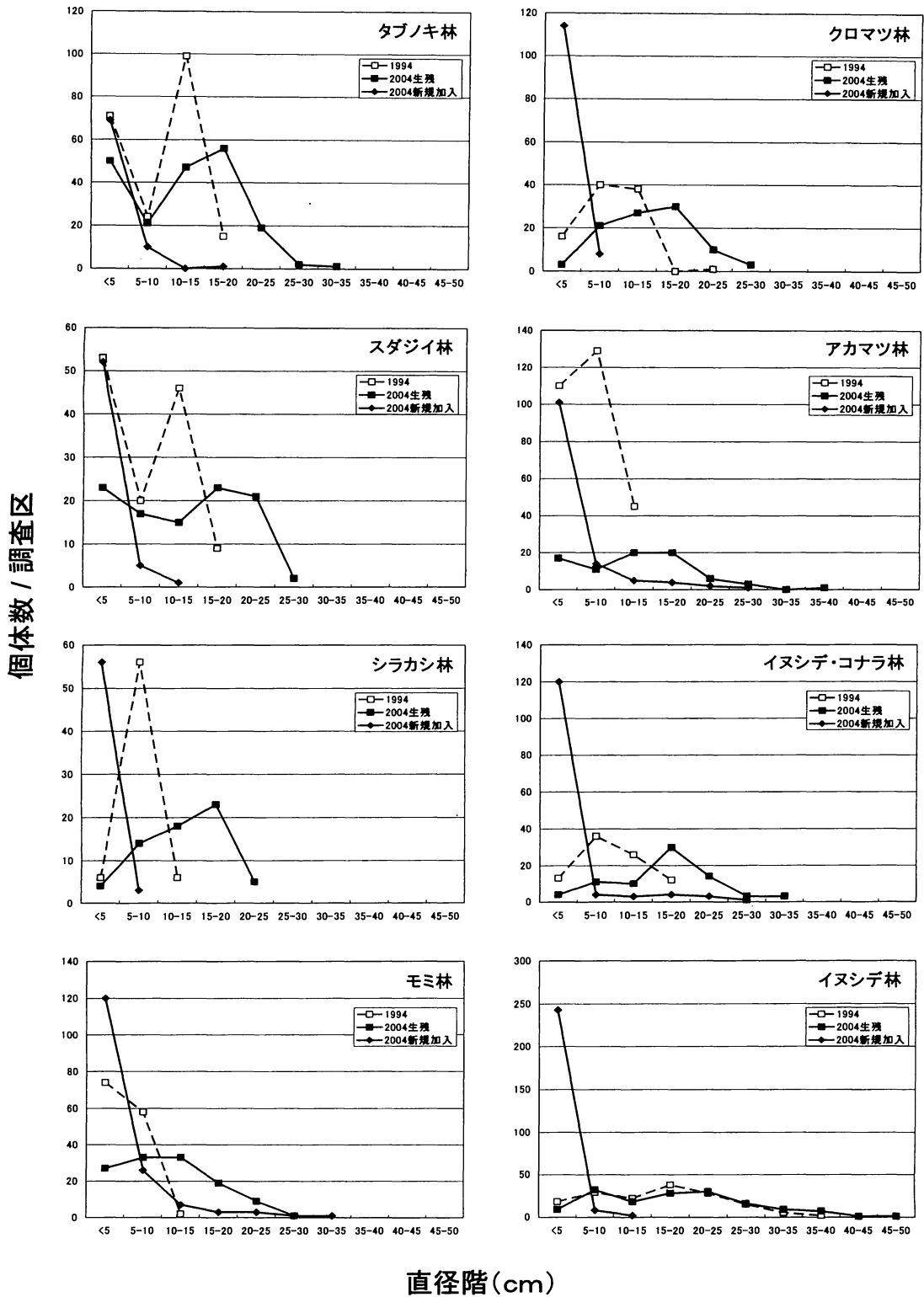


図2. 各調査区における直径階分布の推移。1994年における分布，2004年における生残個体についての分布，2004年における新規加入個体についての分布をそれぞれ別に示す。

査区の中では、直径の平均値および中央値のいずれも、タブノキ林とイヌシデ・コナラ林が最も大きく、アカガシ・モミ林が最も小さかった（表2）。

2004年時点では、樹木の成長に伴い、直径階分布は全体として図の右方、すなわち階級の大きな側にずれ、分布のピークも右方に移動した。ただしアカマツ林ではアカマツが多数、枯死したため、ピークの不明瞭なだらかな分布に変化した。一方、各森林の下層に植栽した低木や亜高木性樹木の成長、および新たな個体の侵入、定着によって、2004年時点では、小階級側に多くの樹木が新規に加入し、直径階分布は2山型へと変化していた。新規に加入した樹木は5cm以下の階級に留まるものが多いが、アカガシ・モミ林やアカマツ林では、20cm以上の直径に達したのも見られた。一方、在来の二次林であるイヌシデ林では、1994年時点の直径階分布はピークの不明瞭なだらかな分布であった。2004年時点では、成長によって分布が全体的に大階級側にずれ、同時に小階級側に多数の新規個体が加入した。

考 察

1. 林分の成長

10年間に胸高断面積合計は各区とも増加し、森林の成長が進んだことが確認された。しかし、10年間の樹木の枯死率、成長量やその内訳は林型によってかなり異なっていた。2004年時点の胸高断面積合計の値から見ると、Aグループ：30m²/haに達した林型と、Bグループ：20m²/ha前後にとどまった林型とに分けることが出来る。

Aグループには3種の常緑広葉樹林（タブノキ林、スタジイ林、シラカシ林）とクロマツ林が入る。2004年時点の胸高断面積合計は、シラカシ林ではやや小さかったが、タブノキ林、スタジイ林、クロマツ林では40m²/ha前後に達していた。これらの林型に共通するのは、林分の総成長量に占める生残木の寄与が高く、逆に新規加入個体の寄与は小さかった点である。タブノキ林とシラカシ林、クロマツ林では総成長の90%以上が生残木の成長によるものであった。純成長量も比較的大きく、シラカシ林とクロマツ林では20m²/ha以上に達した。スタジイ林では1994年時点のスタジイの胸高直径データに欠測が多く、成長量や枯死率を計算することが出来なかった。しかし、新規加入個体は比較的、樹高が小さく、密度もタブノキ林やシラカシ林と同程度であったので、これらの林型と同様、総成長の大部分は生残木の成長によるものであったと考えられる。

また、年平均枯死率はタブノキ林とシラカシ林では0.6%、クロマツ林ではさらに低く0.1%であった。温帯（暖温帯および冷温帯）の成熟した森林で測定された枯死率は、年あたり0.7-2.8%の範囲にあることが報

告されている（中静，1991）。これと比べて、生態園のタブノキ林やシラカシ林、クロマツ林の枯死率は低く、植栽した樹木が順調に活着、成長したことを示していると考えられる。

これらのことからAグループの森林では樹木の枯死率が比較的低く、成長も順調であった結果、2004年時点で比較的、大きな胸高断面積合計の値を示すに至ったといえる。

一方、Bグループにはアカガシ・モミ林、アカマツ林、イヌシデ・コナラ林が入る。これらの林型では、2004年時点の胸高断面積合計はいずれも20m²/ha前後あるいはそれ以下に過ぎなかった。総成長量も比較的、小さく、新規加入個体による成長がその30%前後を占めていた点が、Aグループとの大きな違いである。純成長量も比較的、小さかった。

また、アカマツ林では年平均枯死率が12.1%に達し、他の林型に比べて著しく高かった点が特徴である。枯死原因は、観察によればマツノザイセンチュウによる“松枯れ病”であった。作業日誌等によれば1999年秋からアカマツの枯死が目立つようになり、その後も毎年、枯死する個体が見られた。また、アカマツ林の林床では、植栽木の根鉢について広がったと考えられるミヤコザサが1990年頃から優占度を増したため（平田，1994）、松枯れ後の新たな稚樹の侵入と定着を阻害した可能性がある。このため、林分は高木層が比較的、疎開した状態で推移し、2004年時点の樹木密度も調査区中、最低であった（表2）。

さらに、アカガシ・モミ林とイヌシデ・コナラ林でも、1994年時点での個体密度がAグループと比べてかなり低かった。アカガシ・モミ林では、最初に植栽した樹木の枯死が多発したため（大野，1994）、1989-1991年にかけて多くのカシ類やモミその他の樹種を追加で補植している（表1）。補植した樹木は比較的、サイズの小さな個体が多かったため、1994年時点においても、直径の平均値や中央値が、他の林型に比べて最小で（表2）、林分はかなり疎開した状況であった。イヌシデ・コナラ林についても、樹木密度が低かったことに加え、落葉広葉樹林であるため、常緑樹林と比べて林内は比較的、明るかったと推定される。

これらのことから、アカマツ林では、植栽した樹木の枯死率が高く、疎開した状況が長く継続したため、林分の成長量が小さな値に留まり、成長量における新規加入個体の占める比率が高くなったのではないかと推定される。また、アカガシ・モミ林やイヌシデ・コナラ林では、1994年以降の枯死率はそれほど高くなく、温帯成熟林での測定例（中静，1991）と比べてほぼ同程度であったが、林内が比較的、明るかったため、新規に侵入した個体が定着し、大きく成長したと考えられる。

2. 種組成と優占種の変化

1994年と2004年の種組成の類似度（CC）は、50%前後の値を示す調査区が多かった。また、いずれの調査区においても10年間で出現種数が大きく増加していた。消失した種はアカマツ林では多かったが、他の林型では0-2種と少数であった。したがって、アカマツ林以外の森林群落では、10年間に多くの種が新規に加入した結果、樹木の種組成が大きく変化したといえる。

一方、種の量を加味した類似度（PS）の値は、80%以上の値を示す調査区が多く、CCの値に比べて高かった。特に、Aグループに属す3種の常緑広葉樹林（タブノキ林、スダジイ林、シラカシ林）とクロマツ林では値が高く、新たな種の加入によっても、1994年以前から生育していた種の優占度には大きな変化が無かったといえる。開園以前からの2次林であるイヌシデ林についても、同様にPSの値は高く、種の量的比率に大きな変化は認められなかった。これに対し、Bグループに属す林型では、Aグループに比べるとPSの値が低く、種の量的比率の変化が大きかったことが確かめられた。特にアカマツ林では、PSの値も他の林型に比べて極めて低かった。優占種であるアカマツが多数枯死して、群落内の種間関係に大きな変化が生じたために、このような結果になったと考えられる。

3. 個体の新規加入

2004年の調査で新規に加入していた個体は、1) 植栽起源の個体か、それとも2) 自然に侵入、定着、成長した個体か、2つの可能性がある。1) は低木性の樹種などで、1994年時点では樹高2mに達していなかったため測定がなされなかったが、2004年時点では成長して樹高2m以上となっていたため新規に測定された個体である。したがって1) と2) は、生態学的な意味や育成計画上の評価が全く異なり、本来は区別する必要がある。植栽個体には植栽時のラベルが残されている場合もあったが、完全ではなく、残念ながら、1) と2) を個体レベルで完全に区別することは出来なかった。しかし、調査区ごとに、補植を含む植栽した種のリストは残されているので、これと対照することによって、調査区ごとに1) と2) を推定することが可能である。対照の結果、新規加入個体の多かった種のうち、ムクノキやキツバタ、クマノミズキなどは、植栽の記録が無く、したがって全ての新規加入個体が2) すなわち、自然に侵入、定着、成長した個体であると考えられる。また、イヌシデやエノキ、タブノキについても、植栽の記録が無い調査区でも新規加入個体が多く、発生していたことから、2) に属す個体が多数であると推定される。これらの種に対し、トベラやヒサカキ、シロダモ、モミ、ヤブニッケイ、イヌビワ、

サカキ、シキミ、マサキなどは、ほとんどの個体が植栽記録のある調査区でのみ新規に加入しており、1) すなわち植栽起源の個体が多いと考えられる。

上記の種のうち、2) に属す侵入個体が多いと判断された種は、いずれも生態園やその周辺に自生個体が多く、また、散布力の大きな種子を持つ種である。すなわち、ムクノキやクマノミズキ、エノキ、タブノキはいずれも液果をつけ、これを食べる鳥類によって種子が広範囲に散布される。イヌシデの果実は堅果であるが、苞葉に付着し、風によって周辺に散布される。また、タブノキ以外は落葉広葉樹であった。生態園の森林群落は、植栽工事によってつくられたものが多いので、植栽後しばらくの間は林冠が鬱閉せず、林内は現在よりもかなり明るい状況化にあった。また、土壌表層の落葉層も未発達な場所が多く、植栽工事に伴う土壌攪乱も大きかった。このような状況下で、種子散布力が大きく成長も早い先駆的な性質を持つ落葉性の樹種が、生態園の周辺や生態園内に残されていた二次林から、森林群落内に多数、侵入して定着、成長したものと考えられる。侵入した種のうち、ヌルデなど幹寿命が比較的、短命な種はすでに個体の多くが枯死したが、ムクノキやエノキ、イヌシデ、クマノミズキなどは比較的、長命なため現在も森林内に残存していると考えられる。

一方、ネズミモチ、トウネズミモチ、タチバナモドキなど常緑性の移入種も侵入しつつあることが確認されたが、量的には、2004年の時点では、上記のエノキ、ムクノキなどと比べて少なかった。また、同じく常緑性の移入種で都市林での繁茂が問題となっているシュロ（萩原、1977）は、生態園の森林内に稚樹が生育していることは観察されるが、今回のような毎木調査の対象個体となるサイズにはまだ達していない。しかし、これらの移入種は常緑性で耐陰性も強く、侵入と定着にも攪乱を必要としないと考えられるので、今後は次第に個体数や個体サイズを増加させていく可能性があり、注意が必要である。

4. 残存自然林との比較

胸高断面積合計の値から見て生態園の森林は目標とする森林にどれほど近づいたのだろうか。生態園は千葉市の沿岸部に位置するため、本来の極相林としては常緑広葉樹林であるスダジイ林やタブノキ林が想定される（原、2000）。手塚（1975）は千葉県内各地に残存する暖温帯性極相林の組成と構造について、本研究と同様の毎木調査データに基づいて解析し報告している。このうち、胸高直径4.5cm以上の樹木について毎木調査がなされたスダジイ林18調査区、タブノキ林8調査区の結果に基づき、極相林としてのスダジイ林およびタブノキ林の胸高断面積合計（m²/ha）の平均値（範囲）を求めると、スダジイ林72.0（28.4-147.1）、

タブノキ林 67.5 (32.2–104.2) となる。胸高断面積合計の値 (m^3/ha) は、発達した森林であっても、森林型や調査枠のサイズ、大規模撓乱からの経過年数等によってかなり変動するが、スタジイやタブノキを含む照葉樹自然林では、大面積調査区での例を見ても、長崎県対馬にある龍良山の自然林で 63.5 (Manabe *et al.*, 2000), 宮崎県綾町の自然林で 48.3 (Tanouchi and Yamamoto, 1995) の値が報告されている。これらの値と比較しても、上記の千葉県のスタジイ林およびタブノキ林についての値は、ほぼ平均的なものといえる。これらの値を目標値とすれば、生態園のスタジイ林およびタブノキ林の 2004 年時点の胸高断面積合計はそれぞれ 40.3 (m^3/ha), 37.7 (m^3/ha) であったので、胸高断面積合計の点からは、生態園のスタジイ林およびタブノキ林は目標とする自然林の値の 50%あまりに達したといえる。

シラカシ林についてはスタジイ林やタブノキ林に比べて胸高断面積合計が報告されている例が少ないが、岡田 (1986) が千葉県柏市広畑八幡宮の森について 59.4 (m^3/ha) の値を報告している。この値を目標値とすれば、シラカシ林についても目標値の 50%あまりに達している。

一方、モミ林については Ozaki and Ohsawa (1995) が県南の清澄山の尾根部で 78.6 (m^3/ha), 斜面で 73.3 (m^3/ha) の値をそれぞれ報告している。これらと比較すると 2004 年時点の生態園のアカガシ・モミ林の値は約 30%に留まり、上記 3 型の常緑広葉樹林に比べてやや未発達であるといえる。

次に群落のサイズ構造の点からはどうだろうか。生態園のタブノキ林およびスタジイ林の直径階分布を、千葉市花見川区幕張大須賀山のタブノキ林 (長嶋・原, 未発表) および千葉市稲毛区東寺山のスタジイ林 (平

田・小滝, 1996) の直径階分布と比較した (図 3)。千葉市内 2 箇所の残存自然林の直径階分布はタブノキ林、スタジイ林ともによく似ている。すなわち、小径階 (直径 5cm–10cm) の密度が 1500 本 ($1/\text{ha}$) 前後で、他の階級よりも突出して高いが、分布に他の明瞭なピークは認められず、サイズの増加に伴う密度の減少は比較的、緩やかである。また、最大直径はどちらも 60 cm 以上に達している。これに対して、生態園のタブノキ林とスタジイ林はどちらも 30cm 以下の各階級の密度がこれらの自然林と比べて著しく高く、5cm–10cm および 20cm 前後の階級にピークを持つ 2 山型の分布を示し、最大直径は 40cm 以下に留まるという点が共通して異なっている。

生態園のタブノキ林およびスタジイ林において、1994 年–2004 年の 10 年間は、枯死率が低く、森林の上層木として植栽したタブノキやスタジイがほとんど枯死しなかったことに加え、下層木として植栽した低木類も順調に成長した結果、林分の密度も上昇して、上記のような直径階分布が形成されたといえる。しかし、長期的には自然林のような直径階分布に推移していくはずであり、今後は、樹木の成長に伴って上層木同士の競争が強まって個体間の成長差が拡大し、枯死する個体が増加し、それに伴い林分の密度も低下していくことが予想される。

結 論

10 年間の生態園の森林群落の発達や、樹木の枯死、成長は林型によって異なり、タブノキ林やスタジイ林、シラカシ林、クロマツ林では、樹木の枯死率が低く樹木の成長も順調で林分の胸高断面積合計も大きく増加したのに対し、アカガシ・モミ林やアカマツ林、イヌシデ・コナラ林では、樹木の枯死率が高く樹木の成長量も小さく林分の胸高断面積合計の増加も小幅なものに留まることが明らかとなった。前者では、初期に植栽した樹木の良い成長によって林分が順調に発達したが、後者のうち特にアカガシ・モミ林やアカマツ林では、初期に植栽した樹木に枯死する個体が多く、林分が疎開した結果、林分の純成長量は小幅なものに留まったといえる。また、この 10 年間にイヌシデやムクノキ、エノキ、クマノミズキなど多くの種が森林内に侵入あるいは成長した結果、多くの林型で直径階分布が 1 山型から 2 山型へと変化していた。今後は、樹木の成長に伴って上層木同士の競争が強まって個体間の成長差が拡大する可能性が高く、それに伴って上層木の枯死個体の増加と、林分の密度の低下が予測される。今後もモニタリングを継続し、森林群落の発達過程を記録し解明していく必要がある。

引用文献

畜産試験場創立 70 周年記念事業協賛会. 1986. 畜産試

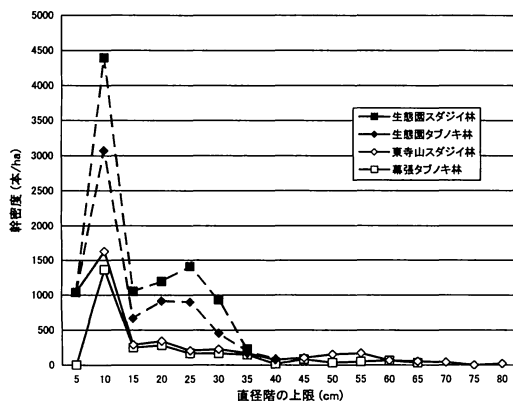


図 3. 千葉市内の残存自然林と生態園のタブノキ林およびスタジイ林との直径階分布の比較。残存自然林については千葉市花見川区幕張大須賀山のタブノキ林 (長嶋・原, 未発表) および千葉市稲毛区東寺山のスタジイ林 (平田・小滝, 1996) の分布を示す。

- 駿場 70 年史. 539pp. 畜産試験場創立 70 周年記念事業協賛会.
- 萩原信介. 1977. 都市林におけるシュロとトウジュロの異常繁殖. I. 種子の散布と定着. 自然教育園報告 (7): 19-31.
- 原 正利. 2000. 千葉県における照葉樹林の分布と主要構成種の優占度の地域差. 千葉中央博自然誌研究報告 6(1): 29-44.
- 橋本佳延・服部 保・石田弘明・戸井可名子. 2005. 国内における外来樹木トウネズミモチの野外逸出. ランドスケープ研究 68: 713-716.
- 平田和弘. 1994. 生態園植物群落園の植栽後の群落変化. 千葉中央博自然誌研究報告特別号 1: 95-111.
- 平田和弘・小滝一夫. 1996. 千葉市のスタジイ林. In 千葉自然環境調査会 (沼田眞代表) 編, 千葉市野生動植物の生息状況及び生態系調査報告書, pp.239-255. 千葉市環境衛生局環境部.
- 福岡 司・木村研一. 2001. 自然教育園内植物群落の組成と構造. 自然教育園報告 (33): 93-111.
- 井出 任・原田直樹・守山 弘. 1994. 孤立二次林における種子供給が下層植生に与える影響. 造園雑誌 57(5): 199-204.
- 石田弘明・服部 保・山戸美智子. 1998. 都市林の生態学的研究 II. 三田市フラワータウンにおける緑化樹木の孤立二次林への進入. 人と自然(9): 27-32.
- 国際生態学センター (編). 1995. 環境保全林形成のための理論と実践. 168pp. 国際生態学センター, 葉山町.
- Manabe, T., N. Nishimura, M. Miura and S. Yamamoto. 2000. Population structure and spatial patterns for trees in a temperate old-growth evergreen broad-leaved forest in Japan. *Plant Ecology* 151: 181-197.
- 松井光遠・内田方彬・谷本丈夫・北村昌美. 1992. 大都会に造られた森—明治神宮の森に学ぶ—. 143pp. 農山漁村文化協会, 東京.
- 森本幸裕. 2005. 万国博記念公園の森—郷土の森の再生. In 森本幸裕・夏原由博 (編), いのちの森—生物親和都市の理論と実践. pp.303-323. 京都大学学術出版会, 京都.
- 中村彰宏・夏原由博. 2005. 万国博記念公園の森—人工ギャップによる再生. In 森本幸裕・夏原由博 (編), いのちの森—生物親和都市の理論と実践. pp.324-345. 京都大学学術出版会, 京都.
- 中村俊彦. 1994. 生態園の整備経過と管理運営. 千葉中央博自然誌研究報告特別号 1: 7-17.
- 中村俊彦. 1996. 整備経過と管理運営. In 沼田 眞 (監修)・中村俊彦・長谷川雅美 (編), 都市につくる自然—生態園の自然復元と管理運営—, pp.7-19. 信山社, 東京.
- 中村俊彦・原 正利・大野啓一・吉野朝哉. 1994. 照葉樹林の移動試験とそれに伴う林分構造の変化. 千葉中央博自然誌研究報告特別号 1: 129-139.
- 中村俊彦・長谷川雅美 (編). 1994. 千葉中央博自然誌研究報告特別号 1, 生態園の自然誌 I—整備経過と初期の生物相の変化—. 354pp. 千葉県立中央博物館.
- 中静 透. 1991. 森林動態の大面積長期継続研究について. 日本生態学会誌 41: 45-53.
- 沼田 眞 (監修)・中村俊彦・長谷川雅美 (編). 1996. 都市につくる自然—生態園の自然復元と管理運営—. 186pp. 信山社, 東京.
- 岡田 淳. 1986. 広幡八幡宮の森. In 千葉県環境部自然保護課 (編), 千葉県自然環境保全地域等適地調査報告書 I, pp.57-75. 千葉県環境部自然保護課, 千葉市.
- 大野啓一. 1994. 生態園の植栽樹木—自然復元のための植物導入方法を考える—. 千葉中央博自然誌研究報告特別号 1: 113-128.
- 大野啓一. 2006. 自然復元のための整備と管理—千葉県立中央博物館生態園の事例. In 亀山章 (監修)・小林達明・倉本宣 (編), 生物多様性緑化ハンドブック, pp.265-299. 地人書館, 東京.
- Ozaki, K. and M. Ohsawa. 1995. Successional change of forest pattern along topographical gradients in warm-temperate mixed forests in Mt. Kiyosumi, central Japan. *Ecological Research* 10: 223-234.
- Sørensen, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation in Danish commons. *Biol. Skr., K. danske Vidensk. Selsk.* 5: 1-34.*
- 田端敬三・森本幸裕. 2005. 都市に残る野生—糸の森. In 森本幸裕・夏原由博 (編), いのちの森—生物親和都市の理論と実践, pp.111-129. 京都大学出版会, 京都.
- Tanouchi, H. and S. Yamamoto. 1995. Structure and regeneration of canopy species in an old-growth evergreen broad-leaved forest in Aya district, southwestern Japan. *Vegetatio* 117: 51-60.
- 手塚映男. 1975. 千葉県の森林植生(1)—暖温帯性極相林の組成と構造—. In 千葉県生物学会 (編), 新版千葉県植物誌, pp.40-56. 井上書店, 東京.
- Whittaker, R. H. 1952. A study of summer foliage insect communities in the Great Smoky Mountains. *Ecol. Monogr.* 22: 1-44.

*：原著未見

(2007 年 1 月 25 日受理)

Successional Change of Forest Community in the Ecology Park, Seitaien during 10 Years from 1994 to 2004—Stand Growth and Floristic Change—

Masatoshi Hara¹⁾, Keiichi Oono¹⁾, Takashi Kawana²⁾

Takeo Kuramata²⁾, Yoichi Shimizui³⁾

Toshihiko Nakamura¹⁾ and Kazuhiro Hirata¹⁾

¹⁾ Natural History Museum and Institute, Chiba
955-2 Aoba-cho, Chuo-ku, Chiba 260-8682, Japan
E-mail: hara@chiba-muse.or.jp

²⁾ The Friends of Natural History Museum and
Institute, Chiba

955-2 Aoba-cho, Chuo-ku, Chiba 260-8682, Japan

³⁾ 2-54-10 Narashino-dai, Funabashi, 274-0063, Japan

Stand growth, floristic change, tree-survival and -death in forest stands of the Ecology park, Seitaien, were clarified, based on data of two times tree-census that were conducted in 1994 and 2004. In terms of the tree mortality rate and the amount of stand growth during this period, the forest stands were classified into two types; the type A (*Machilus thunbergii* stand, *Castanopsis sieboldii* stand, *Quercus myrsinaefolia* stand and *Pinus thunbergii* stand) and the type B (*Quercus acuta* – *Abies firma* stand, *Pinus densiflora* stand and *Carpinus tschonoskii* – *Quercus serrata* stand). Lower

rate of tree mortality and larger amount of stand growth characterized the type A, of which total basal area reached 30 m²/ha in 2004. Most of the stand growth in the type A were attributed to the growth of survived trees, but not to the recruitment of new trees. On the other hand, higher rate of tree mortality and smaller amount of stand growth characterized the type B, of which total basal area remained ca. 20 m²/ha in 2004. Recruited trees shared a larger portion (ca. 30%) of the increase of total basal area of the stand in the type B. The recruitment was most abundant in species such as *Carpinus tschonoskii*, *Aphananthe aspera*, *Pittosporum tobira*, *Eurya japonica* and *Celtis sinensis* var. *japonica*. Species richness increased in all of forest stand during the 10 years. Sixty species which were not recorded in 1994 newly occurred in 2004. Deciduous broad-leaved tree species such as *Cornus macrophylla*, *Morus australis*, *Carpinus tschonoskii*, *Aphananthe aspera* and *Callicarpa japonica*, occurred most frequently. The frequency distributions of stems in DBH class showed a uni-modal form in most stands, in 1994, however changed into a bi-modal form in 2004, through the shift of survived trees into larger classes and the recruitment of new trees into smaller classes. As compared with remnant natural stands in Chiba city, the evergreen forests in Seitaien, *Machilus thunbergii* stand and *Castanopsis sieboldii* stand, reached ca. 50% of the total basal area of the old growth.