

生態園における森林群落の約 30 年間の変化

尾崎煙雄*・西内李佳

千葉県立中央博物館
〒260-8682 千葉市中央区青葉町 955-2
*E-mail: ozakik@chiba-muse.or.jp

(2024 年 3 月 13 日投稿; 2024 年 3 月 15 日受理)

要旨 千葉県立中央博物館生態園に植栽ないし移植によって造成された森林群落および造成以前から敷地内に成立していた保存林の計 12 林分について 2023 年に毎木調査を実施し、1994 年および 2004 年に実施された毎木調査の結果と比較して、組成や構造の変化を調べた。植栽により造成された 9 林分については、造成当初にそれぞれ設定された目標とする森林群落がどの程度実現されているかを評価した。複数の林分でマツ枯れやナラ枯れによる影響が確認された。外来種トウネズミモチ等の侵入の状況も明らかとなった。

キーワード: 都市林, モニタリング, マツ枯れ, ナラ枯れ, 外来種.

生態園は千葉市中央区にある千葉県立中央博物館本館に併設された野外観察施設であり、1989 年 2 月に本館の開館と同時に部分開園し、追加の整備を経て 1995 年 7 月に全面開園した。千葉県立中央博物館および生態園を含む県立青葉の森公園は、1980 年までここにあった国立畜産試験場の跡地に整備されたものである。生態園のコンセプトについては沼田 (1994) および本特別号の序論 (西内, 2024) に、その整備過程については中村 (1994) に詳しい。

生態園と同様に都市の中に作られたまたは残された森林群落について、長期にわたってモニタリング調査が行われている例としては、東京都の明治神宮の森 (松井ほか, 1992) および国立科学博物館附属自然教育園 (福嶋・森本, 2001)、大阪府の万博記念公園 (森本, 2005) 等が知られている。生態園においてもモニタリング調査が行われてきた (大野, 2006; 原ほか, 2007; 中村ほか, 1994 等) ところであるが、開園 35 周年を迎え、多様な森林群落は造成当時から大きく変化している。我々は前回の全域的な毎木調査から 19 年が経過した 2023 年に新たな毎木調査を実施した。この調査により明らかとなった森林群落の変化と現状を、生態園における展示や教育普及活動および植生管理に活かすことを目的としてここに報告する。

調査地と調査方法

面積約 6.6ha の生態園のうち半分のエリアは千葉県の代表的な植生を再現し、生きた展示物として公開している植物群落園である。その南側は千葉県南部を代表する植生として、海岸植生、照葉樹林、モミ林が再現されている。このうち森林群落としては、海岸植生の一部であ

るクロマツ林、照葉樹林の類型としてのタブノキ林、スダジイ林、アカガシ林、およびアカガシ林と隣接したモミ林がある。さらに照葉樹林の一部には土壌や下層植生を含めて森林を丸ごと移植する森林移植実験により作られたアラカシ・スダジイ林がある。植物群落園の北側は千葉県北部を代表する植生としてイヌシデ・コナラ林、コナラ萌芽再生林、シラカシ林、ハンノキ林、アカマツ林といった森林群落、およびススキ草地やマダケ林が再現されている。このうちアカマツ林については後述するとおりマツ材線虫病 (以下、マツ枯れ) によりアカマツがほぼ消滅し、現在では落葉広葉樹が優占する森林になっているため、以後「旧アカマツ林」と呼ぶ。園内にある舟田池を囲む斜面には畜産試験場時代から成立していた森林群落があり、生態園造成時から手を加えず保存林として残されている。

生態園内では既述のマツ枯れが 1999 年頃から発生し、マツ類の枯死が進行している。さらに 2020 年以降はブナ科樹木萎凋病 (以下、ナラ枯れ) が発生し、コナラをはじめとするブナ科樹木が影響を受けている。生態園内ではナラ枯れの病原体であるナラ菌を媒介するカシノナガキクイムシが多数確認されており (斉藤ほか, 2024)、コナラ、ミズナラ、クヌギ、クリ、シラカシ、スダジイ、ウラジロガシ等の多くのブナ科樹木がカシノナガキクイムシの穿孔を受けている。ただし、カシノナガキクイムシの穿孔後にナラ枯れによって枯死にまで至るのは主にコナラの一部の個体にとどまっている。

上記の森林群落の全てのタイプ、すなわち植栽または移植により作られたタブノキ林、スダジイ林、シラカシ林、アカガシ・モミ林、クロマツ林、旧アカマツ林、イヌシデ・

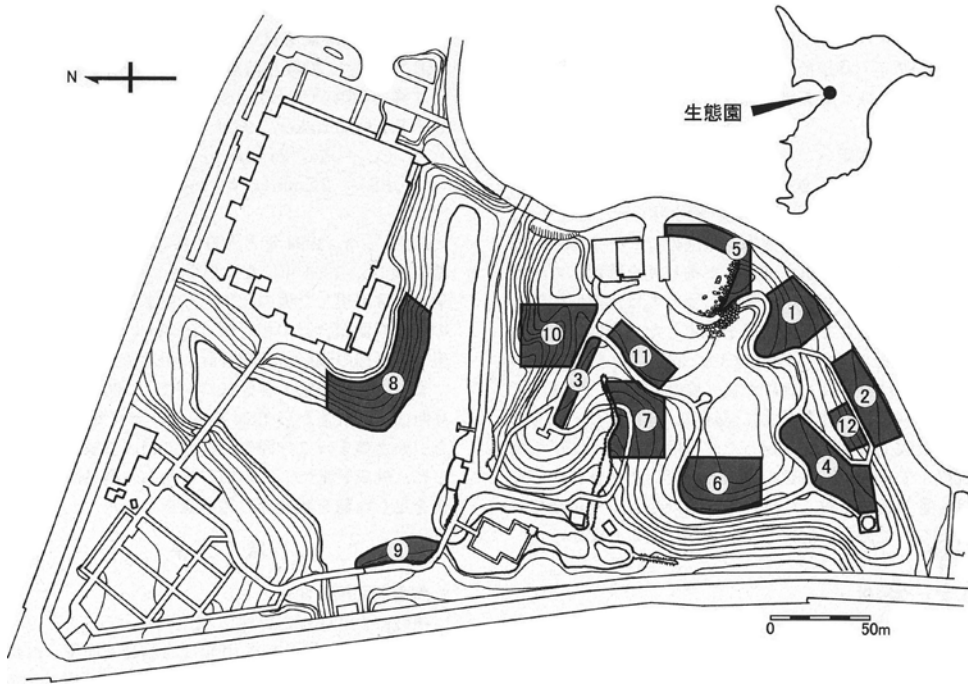


図1. 調査区の配置. グレーに塗られた範囲が調査区. 丸数字で示した番号は表1と対応する.

表1. 各調査区の面積および植栽, 管理, 毎木調査等の履歴.

番号	調査区名	面積 (m ²)	履歴	毎木調査実施年
1	タブノキ林	822.1	1988年に植栽. 以降は放置.	1994, 2004
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を除去. 2023年2月に青葉の森公園からの苦情に対応し, 園路に張り出していたスダジイ3個体を伐倒.	1994, 2004
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を除去. 2022年3月にナラ枯れにより枯死したシラカシ1個体を伐倒.	1994, 2004
4	アカガシ・モミ林	962.4	1988年に植栽. 1989年にカン類等の常緑広葉樹稚樹を天津小湊町 (現鴨川市) 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. その後も必要に応じてクズを除去.	1994, 2004
5	クロマツ林	473.8	1988年に植栽. 以降は放置.	1994, 2004
6	旧アカマツ林	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を除去. 1999年頃からマツ枯れ被害が発生. 2021年1月にナラ枯れで枯死したミズナラ, コナラ各1個体を伐倒し, 燻蒸.	1994, 2004
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. 2021年夏にナラ枯れによりコナラ5個体が枯死し, うち4個体を2022年3月に伐倒し防虫ネット被覆処理, 残り1個体は立ち枯れのまま地上4mまで樹幹をラップ被覆処理.	1994, 2004
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. 2020年夏にナラ枯れによりコナラ1個体が枯死し, 立木燻蒸.	1994, 2004
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を除去.	2004
10	クヌギ林	1274.6	生態園造成前からの二次林. 放置.	2004
11	コナラ林	486.3	1989年にコナラとクヌギのポット苗を植栽. 2002年に調査区の南側半分を, 2005年に北側半分を伐採し, その後に萌芽更新.	2004
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. 移植当初に灌水を行った以外は放置.	1987, 1991, 1998, 2004

コナラ林, ハンノキ林, コナラ林 (萌芽再生林), アラカシ・スダジイ林 (森林移植実験地) の10タイプ, および保存林として残されているイヌシデ林, クヌギ林の2タイプを加えた合計12タイプの森林群落を調査対象とした。

森林群落の毎木調査は1994年と2004年に実施されている (大野, 2006; 原ほか, 2007)。また, スダジイ・アラカシ林 (森林移植実験地) においては移植前の1987年および移植後の1991年 (中村ほか, 1994), 1998年 (中村, 2019) に毎木調査が実施されている。

1994年の調査

1991年1月に, 生態園内の樹高2m以上のすべての樹木 (植栽, 自生を問わない) について, 塩化ビニル製の番号札の取り付けと位置図の作成を行い, 1991年11月から1994年1月にすべての樹木について台帳を作成し (大野, 1994), 1993年12月から1994年3月にかけて毎木調査が実施された。毎木調査に当たっては番号札をつけた幹について胸高直径 (以下, DBH) と樹高を測定した。本論文ではこの1993～1994年に行われた毎木調査の結果を「1994年の調査」として扱う。ここまでの作業の詳細は原ほか (2007) に記述されている。

なお, 森林移植実験が行われた後述の調査区12については, 1994年の調査は実施されておらず, 代わりに移植前の1987年と移植後3年目の1991年に毎木調査が実施され (中村ほか, 1994), さらに移植後16年目の1998年に毎木調査が行われており (中村, 2019), 本報告ではこれらの調査結果との比較を行った。

2004年の調査

2003年11月に生態園内12箇所の森林継続調査区 (図1) を設定した (原ほか, 2007)。調査区の面積や履歴を表1にまとめた。12の調査区のうち1994年の調査が実施されたのは調査区番号1～8の8調査区である。調査区9～12については1994年の調査は行われていない。

この12調査区について, 2003年12月から2004年2月に毎木調査が実施された。この時の調査では調査区内の番号札が付いた個体すべてと, 1994年以降に新規加入した樹高2m以上のすべての幹についてDBHを測定し, 樹高は測定しなかった。本論文ではこの2003～2004年に行われた毎木調査の結果を「2004年の調査」として扱う。なお, 2004年の調査方法の詳細は原ほか (2007) に記述されている。

2023年の調査

2023年1月から2023年8月にかけて12箇所の森林継続調査区すべてにおいて毎木調査を実施した。調査の手順は, (1) 調査区範囲の確認と枠張り, (2) 樹木位置の確認と胸高直径の測定, (3) 不明種等の再同定, であった。

(1) は1994年の調査で作成された樹木位置図を参考に調査枠を再現し, 枠の角に当たる位置には5cm間隔で紅白に塗り分けられた長さ50cmの鉄製のピンを立てた。

(2) においては, 樹高1.3mを超える全ての幹について直径巻き尺を用いて高さ1.3mでDBHを測定した。このとき, 高さ1.3mの位置に分枝等があった正確な直径の測定が困難な場合にはその下の通直部分で直径を測定した。萌芽および高さ1.3m以下で分枝した枝についても全てDBHを測定した。2004年までの調査では樹高2m以上の幹を対象としていたため, 2023年の調査では小径幹の密度がより高く記録されていることになる。樹高は測定しなかった。1991年に取り付けられた塩化ビニル製の番号札が残存している幹についてはその番号を記録し, この番号札が脱落した個体については樹木位置図と照合してその番号を記録した。2004年以降に新規加入した個体については, 樹木位置図に新たに位置を記録した。番号札が脱落した個体および新規加入個体にはオレンジ色のナンバーテープ (株式会社丸正鈴木商店製) をミニタッカー (マックス株式会社製TG-M) またはホッチキスを用いて打ち付け, その番号を記録した。

(3) においては, (2) の作業を冬季に行った調査区において, 調査時に種の同定が困難であった落葉樹等について夏季に改めて種の同定を行い記録した。

(1) と (3) は著者2名が全て行った。また (2) の調査区1, 2, 4, 5, 12については, 2023年2月6日から2月9日までの4日間, 千葉大学理学部生物学科の学部生12名が大学の実習として著者2名の指導の下に参加した。2023年の調査には延べ53日間, 148人日の労力を要した。このうち調査区範囲の確認と枠張りに9人日, 樹木位置の確認と胸高直径の測定に125人日, 不明種等の再同定に14人日がかかった。

調査区の名称はそれぞれの優占型に基づいて決められた2004年の調査時点のものを踏襲したが, 2004年にアカマツ林とされていた調査区6については, アカマツが消滅したため「旧アカマツ林」とした (表1)。

データ解析

調査したすべての幹について, DBHに基づき胸高断面積 (以下, BA) を下式により求めた。

$$BA = \pi (DBH/2)^2$$

さらに, 調査区全体および種ごとにBAを合計し調査区の面積で除した値を胸高断面積合計 (以下, BA合計) とし, 単位は m^2/ha とした。調査区全体のBA合計に対する種ごとのBA合計の百分率を求め, 相対優占度 (以下, RBA) とした。

$100m^2 (= a)$ 単位の調査面積当りの個体数を個体密度, 幹数を幹数密度とし, 単位はそれぞれ個体/a, 本/aとした。

DBHを5cm刻みの階級に区分し, それぞれの階級に属する個体または幹の度数分布を胸高直径階分布として図示した。また, DBH 5cm未満の階級の個体数または幹数を調査区面積で除した値を小径個体密度, 小径幹数密度とし, 単位はそれぞれ個体/a, 本/aとした。

結果と考察

各調査区のBA合計、個体密度、小径個体密度、DBH最大値および最大DBHの種を表2にまとめた。以下、調査区ごとに詳細に記述する。

1. タブノキ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体のBA合計は3回の調査で20.9, 40.1,

71.9m²/haと著しく増加した(表2)。種ごとのRBA(表3)でみると、1994年以降一貫してタブノキとスダジイの2種で合計80%以上を維持し、この2種の優占林であることは変わらない。しかし、タブノキのRBAが低下傾向であるのに対し、スダジイが一貫して増加している。

【個体密度の変化】

調査区全体の個体密度は3回の調査で26.0, 34.1, 60.7個体/aと大幅に増加した(表4)。2023年の個体密度は常緑広葉樹林5調査区の中で最大である。種ごと

表2. 各調査年における各調査区の基本数値。

番号	調査区名	調査年	胸高断面積	個体密度 (n/a)	小径個体密 度 (n/a) *1	DBH	最大DBHの種
			合計 (m ² /ha)			最大値 (cm)	
1	タブノキ林	1994	20.9	26.0	9.2	19.3	タブノキ
		2004	40.1	34.1	15.1	30.5	タブノキ
		2023	71.9	60.7	41.6	41.2	スダジイ
2	スダジイ林	1994	15.1 ^{*2}	22.4	9.5	16.8	スダジイ
		2004	46.6	30.2	13.6	26.8	スダジイ
		2023	89.6	42.8	29.3	50.8	スダジイ
3	シラカシ林	1994	8.6	21.4	1.7	12.5	ケヤキ
		2004	32.6	35.6	17.4	23.2	ケヤキ
		2023	79.4	31.9	13.9	38.0	ケヤキ
4	アカガシ・モミ林	1994	3.3	13.9	7.7	11.3	モミ
		2004	28.3	29.4	15.2	32.0	イイギリ
		2023	59.4	29.0	14.9	53.3	ムクノキ
5	クロマツ林	1994	13.5	20.9	3.6	20.8	クロマツ
		2004	41.7	45.6	24.7	28.9	クロマツ
		2023	69.4	59.1	33.1	46.5	クロマツ
6	旧アカマツ林	1994	6.1	11.9	3.1	14.0	クヌギ
		2004	19.9	20.8	12.2	38.0	ヤマザクラ
		2023	40.2	36.9	24.8	51.8	ヤマザクラ
7	イヌシデ・コナラ林	1994	8.9	8.9	1.3	26.0	コナラ
		2004	23.9	21.5	12.9	34.3	コナラ
		2023	37.8	43.0	33.9	49.1	コナラ
8	イヌシデ林	1994	30.3	11.5	1.3	45.0	エノキ
		2004	43.3	29.7	18.4	52.2	コナラ
		2023	38.8	64.7	53.5	63.8	コナラ
9	ハンノキ林	2004	29.3	26.2	9.8	27.3	ハンノキ
		2023	67.0	73.5	46.2	50.7	ムクノキ
10	クヌギ林	2004	34.4	44.2	39.3	60.2	ムクノキ
		2023	43.7	34.8	25.7	65.8	クヌギ
11	コナラ林	2004	14.9	57.6	40.9	20.3	クヌギ
		2023	38.7	89.9	73.6	55.8	コナラ
12	スダジイ・アラカシ林	1987	43.1	130.6 ^{*3}	84.2 ^{*3}	<28.0 ^{*4}	スダジイ
		1991	35.7	253.1 ^{*3}	221.3 ^{*3}	<28.0 ^{*4}	スダジイ, アラカン
		2004	53.1	147.1 ^{*3} (74.2)	101.2 ^{*3}	33.3	スダジイ
		2023	58.9	109.6 ^{*3} (44.3)	93.9 ^{*3}	34.5	カラスザンショウ

*1: DBH5cm未満の個体数(または幹数)。

*2: 直径データの欠測があるため過小となっている。

*3: 個体数ではなく萌芽を含む幹数密度。かつこ内は個体密度。

*4: 中村ほか(1994)の表7から読み取り。

表3. タブノキ林のRBA組成表. 単位は(%). 種名の右に「p」とあるものは造成時に植栽された種(以下, 表4~27に共通).

種		調査年		
		1994	2004	2023
タブノキ	p	74.1	63.0	55.2
スダジイ	p	15.0	17.6	25.8
モチノキ	p	4.0	6.1	5.8
その他		6.9	13.3	13.3

表4. タブノキ林の個体密度組成表. 単位は(個体/a).

種		調査年		
		1994	2004	2023
タブノキ	p	11.3	11.3	10.3
トベラ	p	2.7	3.4	1.7
スダジイ	p	2.3	2.3	7.2
モチノキ	p	2.2	2.2	2.4
ヤブツバキ	p	2.2	2.2	3.2
マサキ	p	1.3	1.2	0.5
ヤブニッケイ	p	0.9	2.1	2.8
イヌビワ	p	0.7	1.9	2.6
シロダモ	p	0.4	0.6	0.1
ヒメユズリハ	p	0.4	0.7	1.1
イヌシデ		0.0	1.3	1.0
ヒサカキ	p	0.0	1.2	3.6
ヤツデ	p	0.0	0.1	9.1
カクレミノ		0.0	0.0	6.6
アオキ		0.0	0.0	1.9
トウネズミモチ		0.0	0.1	1.7
クロガネモチ		0.0	0.0	1.2
ツルグミ		0.0	0.0	0.9
その他		1.7	3.3	2.8
合計		26.0	34.1	60.7

の個体密度(表4)で見ると, タブノキは10から11個体/aと大きな変化はなかったが, スダジイは2004年までと比べて2023年には7.2個体/aと3倍に増加した. 造成時に植栽されたモチノキ, トベラ, マサキ, シロダモといった種は微増もしくは減少傾向がみられた. 一方, ヤブツバキ, ヤブニッケイ, イヌビワ, ヒサカキ, ヒメユズリハは増加傾向を示した. さらに, ヤツデ, カクレミノ, アオキ, トウネズミモチ, クロガネモチ, ツルグミなどは過去19年間に著しく増加した.

【群落構造の変化】

最大DBHは3回の調査で19.3, 30.5, 41.2cmと増加した(表2). 調査区内の最大DBHは2004年にはタブノキ30.5cm, スダジイ25.4cmであったが, 2023年にはタブノキの35.1cmに対してスダジイの41.2cmが上回った.

群落全体の直径階分布(図2)をみると, 3回の調査を通じて5cm未満と10~20cmにピークを持つ二山型であることは一貫している. しかし, 5cm未満の階級は

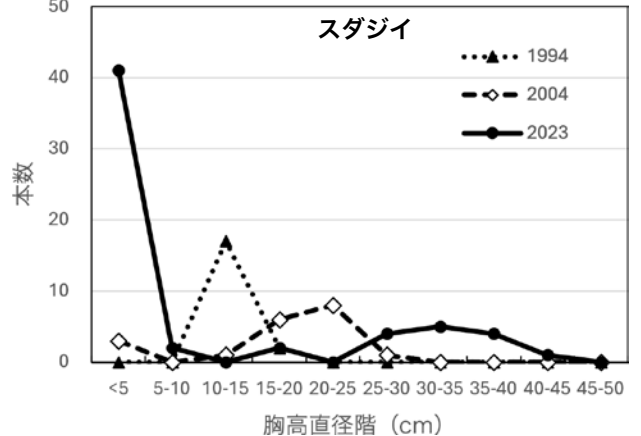
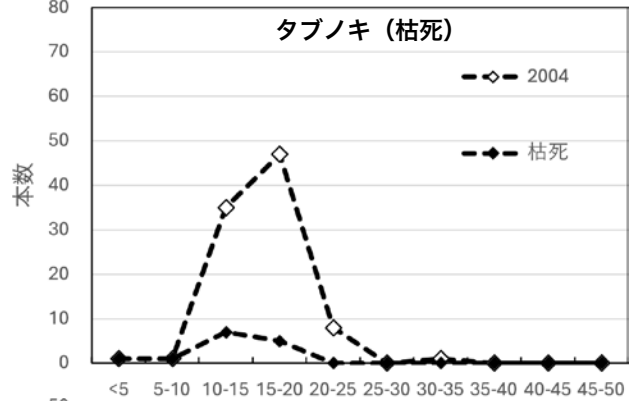
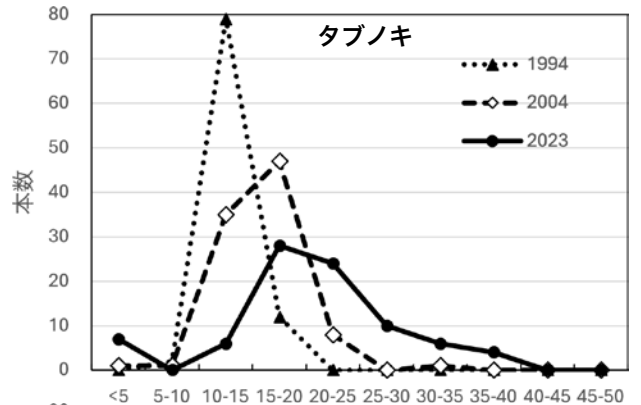
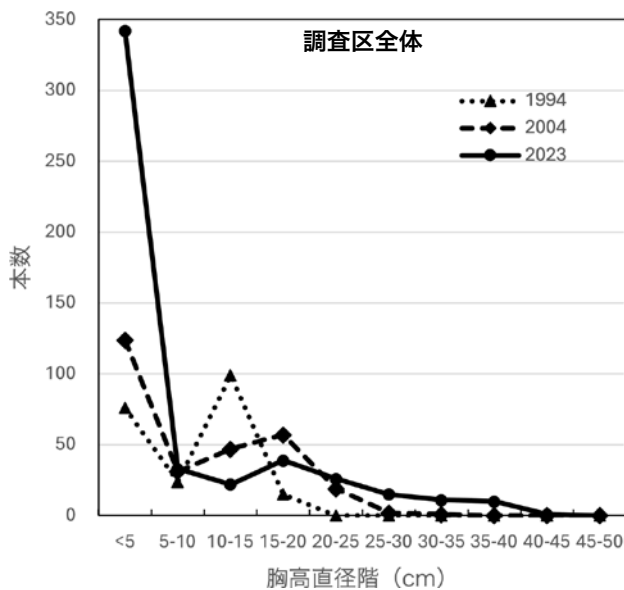


図2. タブノキ林の胸高直径階分布. 調査区全体(左); タブノキ(右上); 2004年現在のタブノキ生存個体および2004年から2023年の間に枯死したタブノキの2004年現在の胸高直径(右中); スダジイ(右下).

著しく増加し、太い方のピークは徐々に大径木側へ移動した。また、グラフの右端は一貫して右へ伸び、大径木の増加を示している。

種ごとにみると、タブノキは一山型の構造を示し、そのピークは1994年には10～15cm、2004年と2023年には15～20cmであった。2023年には5cm未満の階級に若干の加入がみられたがその数は少ない。また、タブノキでは2004年から2023年の間に93個体中14個体が枯死し、枯死率は15%であった。直径階級別にみた枯死率は10cm未満で100%、10～15cmで20%、15～20cmで11%、20cm以上では枯死はなかった。したがって、この19年間に相対的に細いタブノキが多く枯死したことがわかる。

スダジイではこの19年間に枯死した個体はみられなかった(図2)。スダジイの直径階分布は二つの点でタブノキと異なっている。一つはピークの移動の速さである。スダジイの直径階分布のピークは1994年には10～15cm、2004年には20～25cm、2023年には30～35cmと、タブノキと比べて2倍近い速さで大径側へ移動した。このことは最大直径の結果とともに、直径成長においてスダジイがタブノキを大きく上回っていることを示している。もう一つの相違点は2023年における5cm未満の階級の著しい増加である。この階級のタブノキは7本であるのに対してスダジイは約6倍の41本であった。このことは、低木層に多くのスダジイが新入定着しつつあることを示している。

【群落全体の変化】

2023年現在の群落全体のBA合計71.9m³/haは原(2000)が示した千葉県内の成熟したタブノキ林の平均値67.5(32.2～104.2)を上回っている。また、タブノキの個体密度は2023年現在でも10.3個体/aと高い。相対的に細いタブノキが枯死したのは、造成時に植栽されたタブノキが一斉に成長し2004年以降に過密状態となり競争に負けた個体の脱落が始まったことを示している。現在のタブノキ林を観察すると、タブノキの立ち枯れ木が目立つだけでなく、枝枯れや胴吹きを起こして明らかに樹勢の衰えている個体が目立ち、タブノキの枯死と密度低下は今後も続くものと予想される。一方で、直径成長でも新規加入でもタブノキを上回り、枯死もみられないスダジイがこの群落で優占度を増していくことが予想される。

調査区全体の胸高直径階分布の5cm未満の階級が大幅に増加しているのは、ヤブツバキ、ヤブニッケイ、イヌビワ、ヒサカキ、ヒメユズリハ、ヤツデ、カクレミノ、アオキ、トウネズミモチ、クロガネモチ、ツルグミといった低木や小高木の増加、およびスダジイの旺盛な新入定着を反映したものである。このことは、高木の成長に伴って低木層、亜高木層が発達してきたことを示している。

原ほか(2007)が示した千葉市の幕張大須賀山のタブノキ天然林の胸高直径階分布は5cm未満の小径木が少なく、代わって5～10cmの階級が多く、それ以上の階級は徐々に少なくなり、最大胸高直径は60cmを超える。

これと比較するとこの調査区全体の直径階分布は5cm未満の階級が突出して多く、最大胸高直径も41.2cmにとどまっている。原ほか(2007)は生態園のタブノキ林とスダジイ林について「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、樹木の生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」と述べている。しかし、植栽後35年を経て競争による枯死があきらかにみられる点は原ほか(2007)の予想通りであるが、胸高直径階分布や個体密度の点で天然林とはほど遠いことがわかる。

【管理上の課題】

今後、目標植生であるタブノキ天然林に近づけていくためには、スダジイの抑制が必要である。たとえば長柄町権現森のように内陸部に分布するタブノキ天然林にスダジイが混交する例はみられ(手塚, 1975)、必ずしもスダジイをすべて排除してタブノキの純林に近づける必要はない。しかし、この林分をそのまま放置すれば、スダジイ林に推移していくことが予想される。スダジイ大径木の一部を除伐すること、新入定着したスダジイの小径木に関しては目標密度を設定して部分的に除伐することを検討する必要がある。

低木層に侵入しているものの大半は鳥散布型の樹種であり、中にはトウネズミモチのような外来種や、クロガネモチのように庭木等の植栽木から種子が運ばれてきたと思われるものが含まれている。これらに加えて、極端に密度を増しているヤツデやカクレミノについても適正な目標密度を設定して全部もしくは一部を除伐することを検討する必要がある。

安全管理の観点からは、今後も続くと思われるタブノキの立ち枯れ、枝枯れへの対処が必要であり、園路に落下する可能性のある枯死木や枯れ枝の除去は継続的に行う必要があるだろう。

2. スダジイ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体のBA合計は3回の調査で15.1、46.6、89.6m³/haと著しく増加した(表2)。2023年現在の89.6という数値は全調査区中最大であった。種ごとのRBA(表5)で見ると、スダジイは1994年以降一貫して70%前後を推移しており、第2位のタブノキと合計すると80%以上を維持している。

【個体密度の変化】

調査区全体の個体密度は3回の調査で23.5、30.9、42.8個体/aと増加した。種ごとの個体密度(表6)で見ると、スダジイは7～9個体/a台、タブノキは2個体/a前後で推移し、大きな変化はなかった。造成時に植栽されたウラジロガシ、モチノキ、ヤブツバキ、アカガシ、トベラといった種は微増もしくは減少傾向がみられ、ヒイラギは減少した。一方、カクレミノ、ヒサカキ、イヌビワ、サカキ、ヤブニッケイは増加傾向を示した。とくにヤツデ、アオキは過去19年間に著しく増加した。タブ

表5. スダジイ林のRBA組成表, 単位は(%)

種		調査年		
		1994	2004	2023
スダジイ	p	69.1	69.9	73.6
タブノキ	p	13.6	13.7	13.6
ウラジロガシ	p	5.7	8.1	7.7
その他		11.6	8.3	5.1

表6. スダジイ林の個体密度組成表, 単位は(個体/a)

種		調査年		
		1994	2004	2023
スダジイ	p	7.6	9.2	8.1
ヤブツバキ	p	2.6	3.4	3.4
ウラジロガシ	p	2.5	2.3	1.6
ヒイラギ	p	2.1	0.5	0.0
タブノキ	p	1.8	2.1	1.8
モチノキ	p	1.8	2.5	1.9
トベラ	p	1.8	0.9	1.8
カクレミノ	p	1.6	1.2	3.0
アカガシ	p	0.5	0.7	0.9
ヒサカキ	p	0.0	3.9	4.6
ヤツデ		0.0	0.0	3.2
アオキ	p	0.0	0.4	5.8
イヌビワ	p	0.0	0.7	1.2
サカキ	p	0.0	0.2	1.2
ヤブニッケイ	p	0.0	0.4	0.9
その他		1.2	2.6	3.5
合計		23.5	30.9	42.8

ノキ林では旺盛な侵入がみられたトウネズミモチ, クロガネモチ, ツルグミはわずかしきみられなかった。

【群落構造の変化】

最大DBHは3回の調査で16.8, 26.8, 50.8cmと増加した(表2)。調査区内の最大DBHはいずれの調査年でもスダジイであった。

群落全体の直径階分布(図3)をみると, 3回の調査を通じて5cm未満と10~30cmにピークを持つ二山型であることは一貫している。経時的には5cm未満の階級は増加し, 太い方のピークは徐々に大径木側へ移動した。また, グラフの右端は一貫して右へ伸び, 大径木の増加を示している。

種ごとにみると, スダジイは一山型の構造を示し, そのピークは1994年には10~15cm, 2004年には20~25cm, 2023年には25~30cmであった。2023年には5cm未満の階級に若干の加入がみられたがその数は少ない。また, スダジイでは2004年から2023年の間に52個体中10個体が枯死し, 枯死率は19%であった。直径階級別にみた枯死率は10cm未満で100%, 10~15cmで29%, 15~20cmで15%, 20~25cmで18%であり, 25cm以上では枯死はなかった。したがって, この19年間に相対的に細いスダジイがより多く枯死したことがわかる。

タブノキは概ねスダジイと同様の直径階分布を示した(図3)。そのピークは1994年には10~15cm, 2004年には15~20cm, 2023年には25~35cmであり, スダジイとほぼ同様であった。タブノキ林でみられたよ

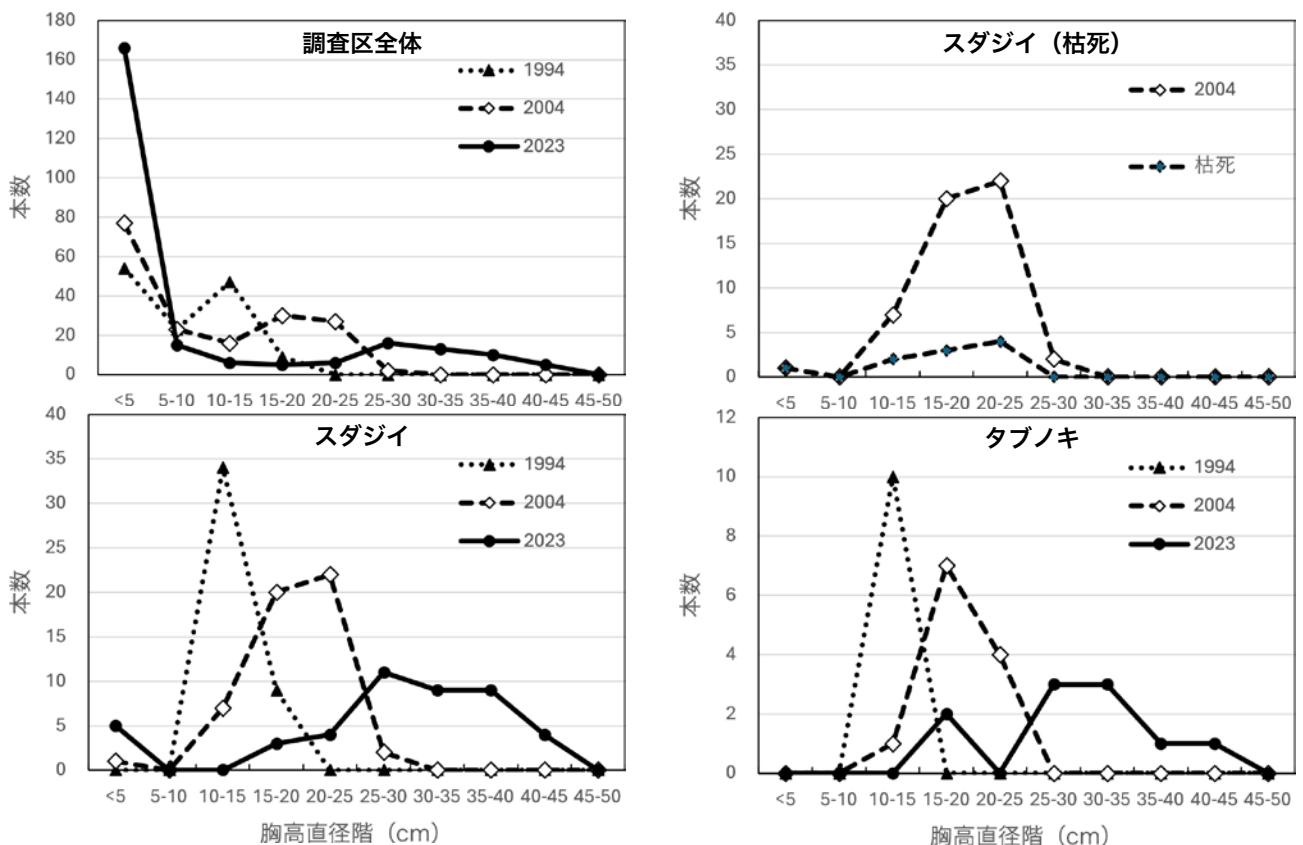


図3. スダジイ林の胸高直径階分布. 調査区全体(左上); スダジイ(左下); 2004年現在のスダジイ生存個体および2004年から2023年の間に枯死したスダジイの2004年現在の胸高直径(右上); タブノキ(右下)。

うなスダジイに対するタブノキの直径成長の遅れはみられなかった。タブノキはこの19年間に12個体中2個体が枯死し枯死率は17%でタブノキ林とほぼ同様であった。

【群落全体の変化】

2023年現在の調査区全体のBA合計89.6m²/haは原(2000)が示した千葉県内の成熟したスダジイ林の平均値72.0(28.4~147.1)を上回っている。一部のスダジイやタブノキが枯死したことは、過密の結果として競争に負けた個体が脱落する過程にあることを示しており、造成時に植栽されたスダジイやタブノキが一斉に成長し過密状態となって脱落が始まったことを示している。

調査地全体の胸高直径階分布の5cm未満の階級が大幅に増加しているのは、アオキ、ヒサカキ、ヤブツバキ、ヤツデ、カクレミノといった常緑の低木や小高木の増加を反映したものである。このことは、低木層、亜高木層が発達してきたことを示している。

原ほか(2007)が示した千葉市の東寺山のスダジイ天然林の胸高直径階分布(平田・小滝, 1996)は前述の幕張大須賀山のタブノキ天然林と同様に5~10cmの階級が多く、それ以上の階級は徐々に少なくなり、最大胸高直径は60cmを超える。これと比較するとこの調査区全体の直径階分布は5cm未満の階級が多く、最大胸高直径も50.8cmにとどまっている。原ほか(2007)は生態園のスダジイ林についてもタブノキ林の項で引用した予想を記述している。しかし、植栽後35年を経てもまだ胸高直径階分布や個体密度の点で天然林とは異なっている。

【管理上の課題】

生態園のスダジイ林は組成や相観の観点からみれば目標植生であるスダジイ天然林に近づきつつあるといえる。基本的には人為的な操作の必要性は低く、このまま林木の成長を見守り成熟林を目指せばよいと考えられる。

低木層に侵入している低木類はタブノキ林とは違って外来種や植木由来と思われる種が少なく、積極的な除伐の必要性は高くはない。今後、下層植生の推移を見守り、必要があれば除伐等の対策を検討することが望まれる。

スダジイやタブノキの立ち枯れや枝枯れは今後も続くと考えられるため、安全管理の観点からは、園路に落下する可能性のある枯死木や枯れ枝の除去を継続的に行う必要がある。

生態園の東側から南東側にかけては青葉の森公園の園路に隣接しており、生態園の照葉樹林、とりわけスダジイ林の樹木が成長するにしたがって公園側に枝を伸ばし園路の上空を覆うようになっている。近年、カラス類が生態園の照葉樹林を集団時(ねぐら)として利用するようになり、公園側に張り出したスダジイ等の枝に止まったカラス類の糞が多量に園路に落ちるようになった。これについて公園利用者から苦情があり、青葉の森公園を管理する公園管理センターと協議の上、2023年2月に公園側に張り出したスダジイ3個体を除伐した。この除伐によってスダジイ林の一部では南東側から林床に日射が入るようになり、光環境だけでなく林床の水分環境へ

表7. シラカシ林のRBA組成表。単位は(%)。

種		調査年		
		1994	2004	2023
シラカシ	p	59.5	61.5	62.1
ケヤキ	p	23.1	19.3	18.3
モチノキ	p	6.6	5.3	4.7
スダジイ	p	5.8	6.4	6.3
ウラシロガシ		2.1	3.8	5.5
その他		2.9	3.6	3.1

表8. シラカシ林の個体密度組成表。単位は(個体/a)。

種		調査年		
		1994	2004	2023
シラカシ	p	12.2	11.9	11.3
ケヤキ	p	2.3	2.0	2.3
モチノキ	p	1.7	1.7	1.7
スダジイ	p	1.4	1.7	1.7
トウネズミモチ		0.3	1.2	2.3
シロダモ	p	0.0	2.6	1.4
イヌシデ		0.0	9.0	1.2
トベラ		0.0	0.0	4.1
その他		2.0	5.5	5.8
合計		20.0	35.6	31.9

の影響も懸念される。今後も、さらに園路沿いのスダジイ等の除伐や枝下ろしを行う必要が生じる可能性があり、森林群落への影響を最小化しつつ対応する必要がある。

3. シラカシ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体のBA合計は3回の調査で8.6, 32.6, 79.4m²/haと著しく増加した(表2)。種ごとのRBA(表7)で見ると、1994年以降一貫してシラカシが60%前後を維持して優占している。第2位のケヤキ、第3位のスダジイのRBAも1994年以降大きく変化せず、組成的にはずっと安定している。

【個体密度の変化】

調査区全体の個体密度は3回の調査で20.0, 35.6, 31.9個体/aであり、2004年には増加した密度が2023年にはやや低下していた(表8)。シラカシ、ケヤキ、スダジイ、モチノキの個体密度は大きく変化しなかった。シロダモ、イヌシデは2004年以降減少した。2023年にはトウネズミモチとトベラの増加が目立っている。

【群落構造の変化】

最大DBHは3回の調査で12.5, 23.2, 38.0cmと増加した(表2)。調査区内の最大DBHは一貫して同一個体のケヤキであった。

調査区全体の胸高直径階分布(図4)を見ると、1994年には5~10cmの階級にピークを持つ一山型であったが、2004年以降は5cm未満と15~20cmにピークを持つ二山型となった。2023年には胸高直径20cmを超える個体が増え、グラフは大径側に移動した。DBH 5cm未満の小径個体は1994年以後に増加し低木層が発達し

つつある。しかし小径個体密度は13.9個体/aで、12調査区中最小であった(表2)。

種ごとにみると、シラカシもケヤキも概ね一山型の胸高直径階分布を示し、そのピークは1994年には5~10cm、2004年には15~20cmであり、2023年には15~35cmに幅広いピークを持つなだらかな分布に変

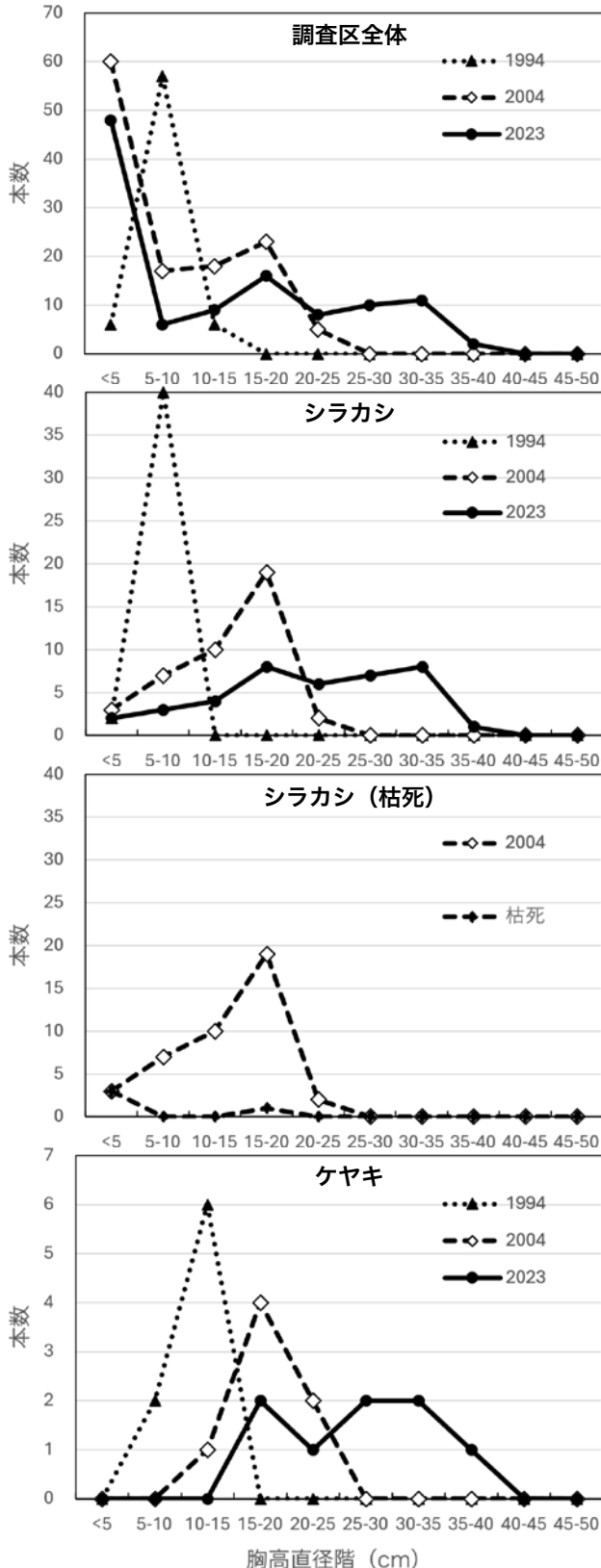


図4. シラカシ林の胸高直径階分布。上から順に、調査区全体；シラカシ；ケヤキ；スダジイ。

化した(図4)。シラカシは1994年に生存していた43個体中2023年までに枯死したものは5個体で生存率は88%であった。シラカシは2004年から2023年の間には72個体中4個体が枯死したが、うち3個体は2004年までに新入定着した胸高直径5cm未満の小径木であり、2004年にDBH17.0cmであった1個体はナラ枯れによって枯死したものである。ケヤキについては、1994年に8個体、2004年以降は7個体で個体数の増減はほとんどなかった。

【群落全体の变化】

2023年現在の調査区全体のBA合計79.4 m^2/ha は千葉県内の成熟したシラカシ林の例である柏市広畑八幡宮の森(岡田, 1986)の59.4 m^2/ha を大きく上回った。この数値は前述のタブノキ林を上回っているが、タブノキ林でみられたような個体間競争の結果とみられる枯死はほとんどみられない。

組成的にみるとこの調査区は1994年以降ほとんど変化せずシラカシ優占が継続している。また1994年以降、調査地全体でDBH 5cm未満の階級が増加したのは、ト

表9. アカガシ・モミ林のRBA組成表。単位は(%)。

種	調査年	調査年		
		1994	2004	2023
モミ	p	27.5	15.9	2.6
ウラジロガシ	p	24.3	21.5	29.4
スダジイ	p	9.0	10.0	8.2
アカガシ	p	7.9	4.2	4.9
アラカシ	p	7.3	8.5	8.7
カヤ	p	5.2	2.5	2.4
ツガ	p	3.0	2.5	1.1
イイギリ	p	2.5	8.7	5.3
エノキ		0.0	5.7	12.3
ムクノキ		0.0	5.4	11.0
その他		13.4	15.2	14.2

表10. アカガシ・モミ林の個体密度組成表。単位は(個体/a)。

種	調査年	調査年		
		1994	2004	2023
ウラジロガシ	p	2.1	2.2	2.2
カクレミノ	p	2.1	1.8	1.2
モミ	p	1.8	3.6	0.4
アラカシ	p	1.4	1.1	1.2
スダジイ	p	1.1	1.2	0.9
ツガ	p	0.8	0.8	0.4
ヤブツバキ	p	0.8	0.8	3.4
アカガシ	p	0.7	1.5	1.9
カヤ	p	0.7	0.7	0.7
シキミ	p	0.4	1.7	2.5
サカキ	p	0.2	1.7	2.1
ヒサカキ	p	0.1	2.5	2.3
アオキ		0.0	0.6	2.9
ヤブニッケイ		0.0	0.4	0.9
その他		1.7	8.7	5.8
合計		13.9	29.4	29.0

ウネズミモチ、トベラといった常緑低木の増加を反映したものである。このことは、高木の成長に伴って低木層、亜高木層が発達してきたことを示している。以上のように、この調査区は目標植生であるシラカシ林の相観を維持しているといえる。

【管理上の課題】

この調査区は目標植生であるシラカシ林の組成や相観をほぼ達成していると考えられるため、今のところ手を加えるべきことは特になく、ただし低木層に侵入しているトウネズミモチについては適正な目標密度を設定して全部もしくは一部を除去することを検討する必要がある。

安全管理の観点からは、今後もしばらく続くと予想されるナラ枯れによる影響に注意する必要がある。シラカシはナラ枯れによる枯死率は低いが、枝枯れはしばしば発生するので、その対処が必要であろう。

4. アカガシ・モミ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体のBA合計は3回の調査で3.3, 28.3, 59.4m³/haと増加した(表2)。種ごとのRBA(表9)でみると、モミは1994年には27.5%と第1位であったものが、2004年には15.9%、2023年には2.6%に激減した。モミと同時に植栽された針葉樹のカヤとツガについてもモミと同様に減少した。アカガシのRBAは高くはなく、1994年の7.9%から2004年以降は4%台で推移した。1994年に24.3%と第2位であったウラジロガシは2023年には29.4%と第1位になった。落葉広葉樹のムクノキとエノキのRBAが一貫して増加し、2023年には2種を合わせて19.7%に達した。

【個体密度の変化】

調査区全体の個体密度は3回の調査で13.9, 29.4, 29.0個体/aと推移した(表10)。2023年現在の個体密度は12調査区中最低であり、2004年以降は頭打ちとなっている。種ごとの個体密度(表10)でみると、突出して密度の高い種がないことが特徴的である。その中で、増加傾向を示しているのはヤブツバキ、シキミ、ヒサカキ、サカキといった常緑広葉樹であり、造成時に植栽されなかったアオキについては2004年以降の増加が目立つ。

【群落構造の変化】

最大DBHは3回の調査で11.3, 32.0, 53.3cmと増加した(表2)。調査区内の最大DBHは1994年はモミ、2004年はイイギリ、2023年はムクノキであった。2023

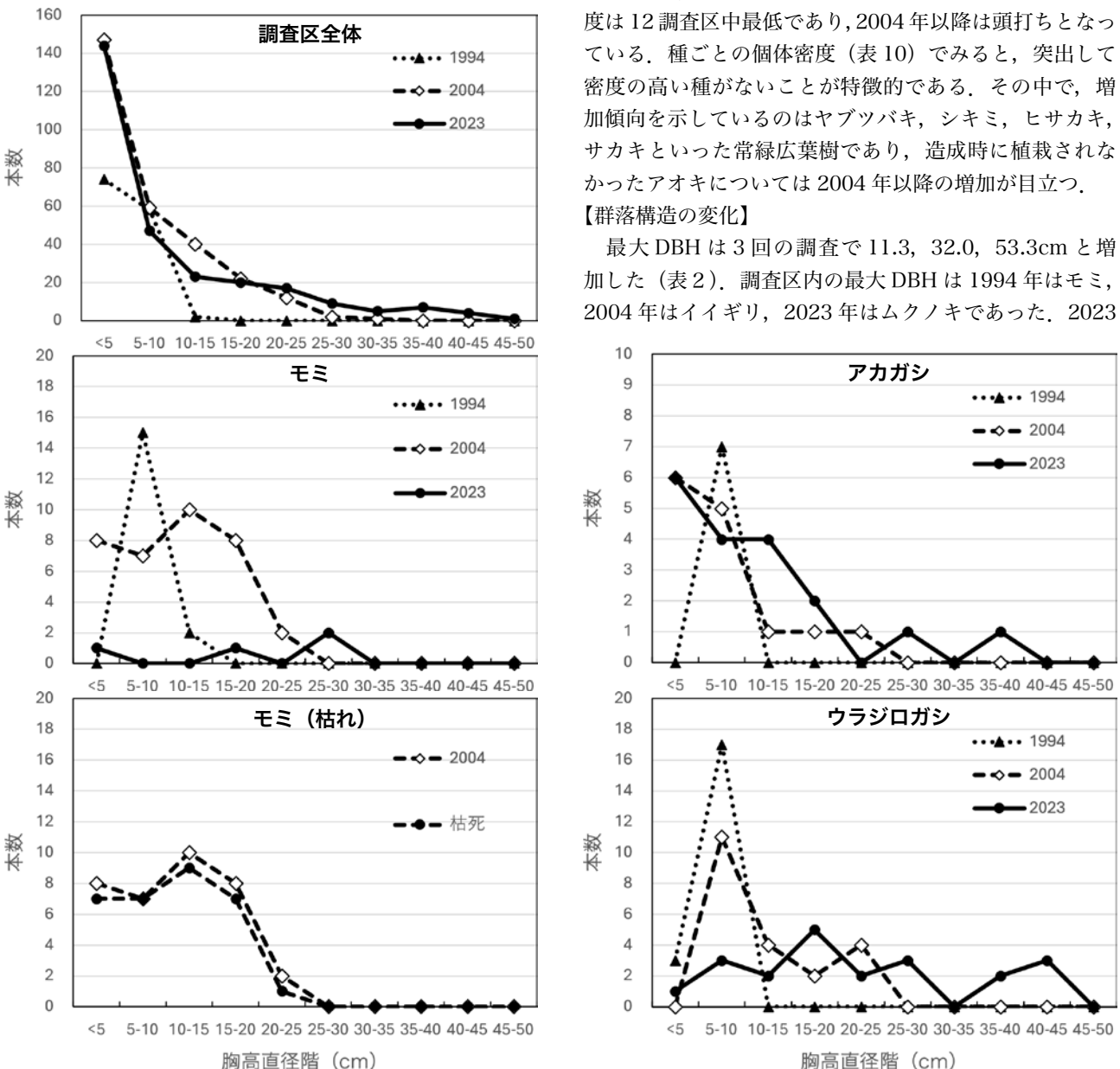


図5. アカガシ・モミ林の胸高直径階分布。調査区全体(左上)；モミ(左中)；2004年現在のモミ生存個体および2004年から2023年の間に枯死したモミの2004年現在の胸高直径(左下)；アカガシ(右上)；ウラジロガシ(右下)。

表 11. クロマツ林のRBA組成表. 単位は (%).

種	p	調査年		
		1994	2004	2023
クロマツ	p	73.2	75.0	37.7
タブノキ	p	10.7	6.0	11.0
スダジイ	p	9.4	6.9	16.2
トベラ	p	0.0	5.2	10.1
イヌシデ		0.0	0.2	5.6
その他		6.7	6.7	19.4

表 12. クロマツ林の個体密度組成表. 単位は (個体/a).

種	p	調査年		
		1994	2004	2023
クロマツ	p	15.8	16.3	5.3
スダジイ		1.5	1.5	7.6
タブノキ	p	1.3	1.3	1.9
アラカシ		1.3	1.7	2.1
トベラ	p	0.0	16.0	15.8
イヌシデ		0.0	1.7	2.7
トウネズミモチ		0.0	0.0	3.8
マサキ	p	0.0	2.1	1.7
ハリエンジュ		0.0	0.2	1.7
ヤブニッケイ		0.0	0.4	1.7
クロガネモチ		0.0	0.0	3.0
その他		1.1	4.4	11.8
合計		20.9	45.6	59.1

年のDBH上位3本はムクノキ2本とエノキであった。

調査区全体の直径階分布(図5)をみると、一貫して5cm未満の階級が突出して高く大径側に行くに従い低くなるL字型であった。種ごとにみると、モミは1994年には5~10cmにピークを持つ一山型であったが、2004年には2004年にはピークが10~15cmになり、それ以下の階級にも同程度の数がみられる分布となった。2023年には合計4本しかなく、離散型の分布を示した。モミについては2004年以降の枯死が目立ち、すべての階級で多くが枯死したことがわかる。

ウラジログシは1994年には5~10cmにピークを持つ一山型であったが、徐々に大径側にシフトし、2023年には離散型の分布となった。アカガシも基本的にはウラジログシと同様の分布を示したが、2004年以降も15cm未満の小径木が相対的に多いL字型に近い分布を示した。

【群落全体の变化】

この林分の目標植生は、房総丘陵の尾根部にみられるアカガシをはじめとするカン類と、モミ、ツガなどの針葉樹が優占する天然林であるが、2023年のBA合計59.4m²/haという値は、Ozaki and Ohsawa (1995)が房総丘陵清澄山系のモミ・ツガ天然林について報告した尾根部の平均78.6m²/haや斜面部の平均73.3m²/haという値に比べるとまだ小さい。

この調査区では2004年以降のモミの減少が目立った。2004年には35本あったモミは2023年には4本しか生存しておらず、枯死率は89%に達し、すべての直径階で大半が枯死した(図5)。ウラジログシは1994年に20

本だった植栽木のうち19個体が2023年まで生存し、新規加入2個体を加えて順調に成長して優占度を増した。アカガシは1994年に7個体だった植栽木のうち6個体

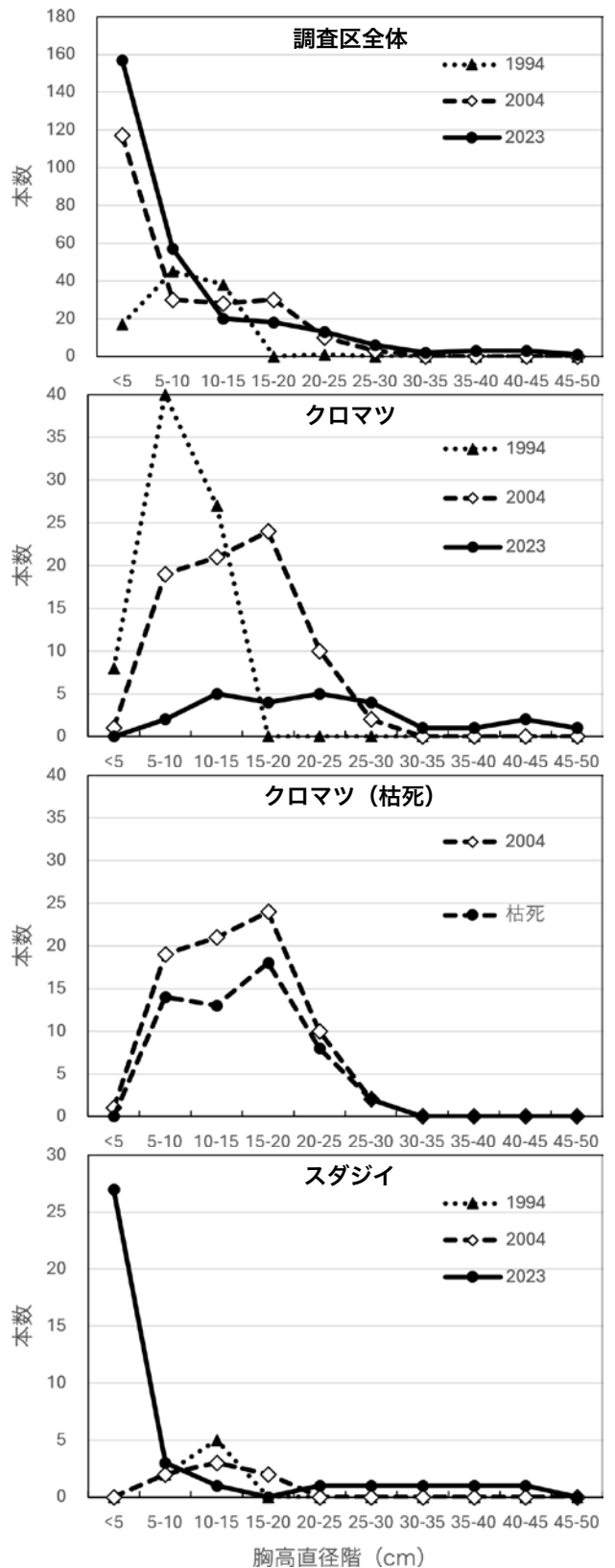


図6. クロマツ林の胸高直径階分布. 上から順に、調査区全体；クロマツ；2004年現在のクロマツ生存個体および2004年から2023年の間に枯死したクロマツの2004年現在の胸高直径；スダジイ。

が2023年まで生存し、新規加入は14個体あった。

上記の通り、この林分ではモミの定着に失敗しており、他の針葉樹も成長が悪く優占度が低い。また、カシ類についてはウラジロガシは順調に成長しているもののアカガシの優占度が低いままである。加えて、目標植生には不必要なエノキとムクノキが2004年以降急速に成長して優占度を増し、下層の樹木を被圧している。この現況は目標植生に近づいているとは言い難い。

調査区全体でみるとDBH 5cm未満の小径木の密度が高く、ヤブツバキ、シキミ、ヒサカキ、サカキ、アオキなどの常緑広葉樹の低木層が発達してきており、この点では目標植生に近づいているといえる。

【管理上の課題】

目標植生のアカガシ・モミ林に近づけるためには、モミをはじめとする針葉樹の補植を検討する必要がある。これら針葉樹を定着させるためには、ある程度明るい環境が必要であり、そのためには林冠で優占度を増しているエノキやムクノキ、あるいは一部の常緑広葉樹の除伐を検討する必要がある。カシ類についてはウラジロガシに比べて優占度の低いアカガシの補植を検討する必要がある。

5. クロマツ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体のBA合計は3回の調査で13.5, 41.7, 69.4m³/haと増加した(表2)。種ごとのRBA(表11)でみると、クロマツは1994年、2004年には70%台で優占していたが、2023年には37.7%と半減した。代わってスダジイ、タブノキ、トベラ、イヌシデなどのRBAが増加し、針広混交林の様相を呈している。

【個体密度の変化】

調査区全体の個体密度は3回の調査で20.9, 45.6, 59.1個体/aと増加した(表12)。種ごとの個体密度でみると、クロマツは15~16個体/a台から2023年にはおよそ3分の1の5.3個体/aに減少した。スダジイ、タブノキ、アラカシといった常緑広葉樹高木種が増加し、落葉広葉樹のイヌシデ、ハリエンジュも増加した。常緑低木のトベラは2004年以降16個体/a程度の高い密度を示している。トウネズミモチ、クロガネモチが急速に密度を増やしている。

【群落構造の変化】

最大DBHは3回の調査で20.8, 28.9, 46.5cmと増加した(表2)。調査区内の最大DBHはいずれもクロマツであった。

群落全体の直径階分布(図6)をみると、1994年には5~15cmにピークを持つ一山型であったが、2004以降はL字型の分布に変化した。

種ごとにみると、クロマツは2004年までは一山型の構造を示し、そのピークは1994年には5~10cm、2004年には15~20cmであったが、2023年には10~30cmにかけてピークのはっきりしない緩やかな山を持つ分布に変化した。クロマツは2004年から2023年の間

に77個体中55個体が枯死し、枯死率は71%であった。直径階級別にみても全ての階級でまんべんなく枯死していることがわかる。

スダジイは1994年と2004年には10~15cmにピークを持つ緩やかな一山型であったが、2023年には5cm未満の階級が突出して多いL字型に変化した。これは林冠層のクロマツの枯死に伴って多くのスダジイの稚樹が新入定着していることを示す。

【群落全体の変化】

クロマツ林では過去19年間にクロマツの大量枯死が発生した。その原因はマツ枯れによるものと推測される。同じ生態園内のアカマツ林では1999年頃からマツ枯れが始まり、2004年までにアカマツが激減し、2023年には調査区内にアカマツの生存個体は皆無となっていた。アカマツ林に比べると、クロマツ林ではマツ枯れの進行が遅いことがわかるが、この違いの原因は不明である。マツ枯れの結果として、クロマツと共に植栽されたスダ

表13. 旧アカマツ林のRBA組成表。単位は(%)。

種		調査年		
		1994	2004	2023
アカマツ	p	66.3	20.5	0.0
クヌギ	p	10.1	16.3	21.2
イヌシデ	p	4.7	7.4	19.1
コナラ	p	3.3	10.6	13.0
ヤマザクラ	p	2.9	22.4	25.4
その他		12.5	22.8	21.3

表14. 旧アカマツ林の個体密度組成表。単位は(個体/a)。

種		調査年		
		1994	2004	2023
アカマツ	p	5.2	1.9	0.0
ハコネウツギ	p	1.0	1.3	0.0
クヌギ	p	0.9	0.8	0.8
イヌシデ	p	0.8	2.9	4.3
エゴノキ	p	0.6	0.8	0.7
コナラ	p	0.5	0.9	0.9
マルバアオダモ	p	0.5	0.7	0.7
ミズナラ	p	0.5	0.5	0.3
ヤマザクラ	p	0.4	0.9	0.7
カマツカ	p	0.4	0.4	0.5
アオキ		0.0	0.0	6.1
ヤツデ		0.0	0.1	6.0
ムクノキ		0.0	0.7	5.2
タブノキ		0.0	0.8	2.6
ヒサカキ	p	0.0	1.7	1.8
シロダモ		0.0	0.0	1.2
トウネズミモチ		0.0	0.0	0.9
ヤブニッケイ		0.0	0.0	0.7
ムラサキシキブ	p	0.0	0.0	0.5
ヤマグワ	p	0.0	0.6	0.4
その他		1.0	5.6	2.5
合計		11.9	20.8	36.9

ジイ、タブノキ、トベラが増加し、イヌシデ、ハリエンジュなどの落葉広葉樹も新入して優占種のはっきりしない混交林に変化しつつある。

【管理上の課題】

調査区内にはまだ25本のクロマツが生存しているが、今後もマツ枯れの影響が続くものと予想される。このまま放置すれば、生態園内のアカマツ林の場合と同様にクロマツ以外の樹木が優占する別の群落に変化する可能性が高い。目標植生としてのクロマツ林を維持するためには、クロマツの補植および他の樹種の除伐等の管理が必要である。

低木層に侵入している外来種のトウネズミモチや植木由来と思われるクロガネモチ等については適正な目標密度を設定して全部もしくは一部を除伐することを検討する必要がある。

安全管理の観点からは、今後も続くと思われるクロマツの立ち枯れ、枝枯れへの対処が不可欠であり、少なくとも園路に落下する可能性のある枯死木や枯れ枝の除去は継続的に行う必要がある。

6. 旧アカマツ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体のBA合計は3回の調査で6.1, 19.9, 40.2m²/haと増加した(表2)。1999年頃に始まったマツ枯れの影響でアカマツが大量枯死したため、2004年現在のBA合計の値は小さく、12調査区中、萌芽再生を図るために伐採されたコナラ林を除いて最も低かったが、2023年には40.2となり、同じ落葉広葉樹優占林であるイヌシデ・コナラ林や保存林のイヌシデ林、クヌギ林に匹敵する値となった。

種ごとのRBA(表13)で見ると、アカマツは1994年に66.3%であったものが、2004年には20.5%に激減し、2023年までには消滅した。代わってヤマザクラ、クヌギ、イヌシデ、コナラなどの落葉広葉樹のRBAが増加し、落葉広葉樹林の相観を呈している。

【個体密度の変化】

調査区全体の個体密度は3回の調査で11.9, 20.8, 36.9個体/aと増加した(表14)。種ごとの個体密度で見ると、アカマツは1994年の5.2個体/aから2023年には消滅した。2023年のRBAが大きいクヌギ、コナラ、ヤマザクラの個体密度には大きな変化がみられなかったが、同じ落葉広葉樹のイヌシデの個体密度は目立って増えていた。アオキ、ヤツデ、タブノキ、ヒサカキ、シロダモ、トウネズミモチ、ヤブニッケイといった常緑広葉樹、および落葉広葉樹のムクノキの個体密度も増加傾向を示している。

【群落構造の変化】

最大DBHは3回の調査で14.0, 38.0, 51.8cmと増加した(表2)。調査区内の最大DBHは1994年はクヌギ、2004年と2023年はいずれもヤマザクラであった。

群落全体の直径階分布(図7)を見ると、1994年には5~10cmにピークを持つ一山型であったが、2004以降

はL字型の分布に変化した。

種ごとにみると、アカマツは2004年までは一山型の分布を示し、そのピークは1994年には5~10cm、2004年には15~20cmであったが、2023年には消滅した。クヌギは1994年には10~15cmにピークを持つ

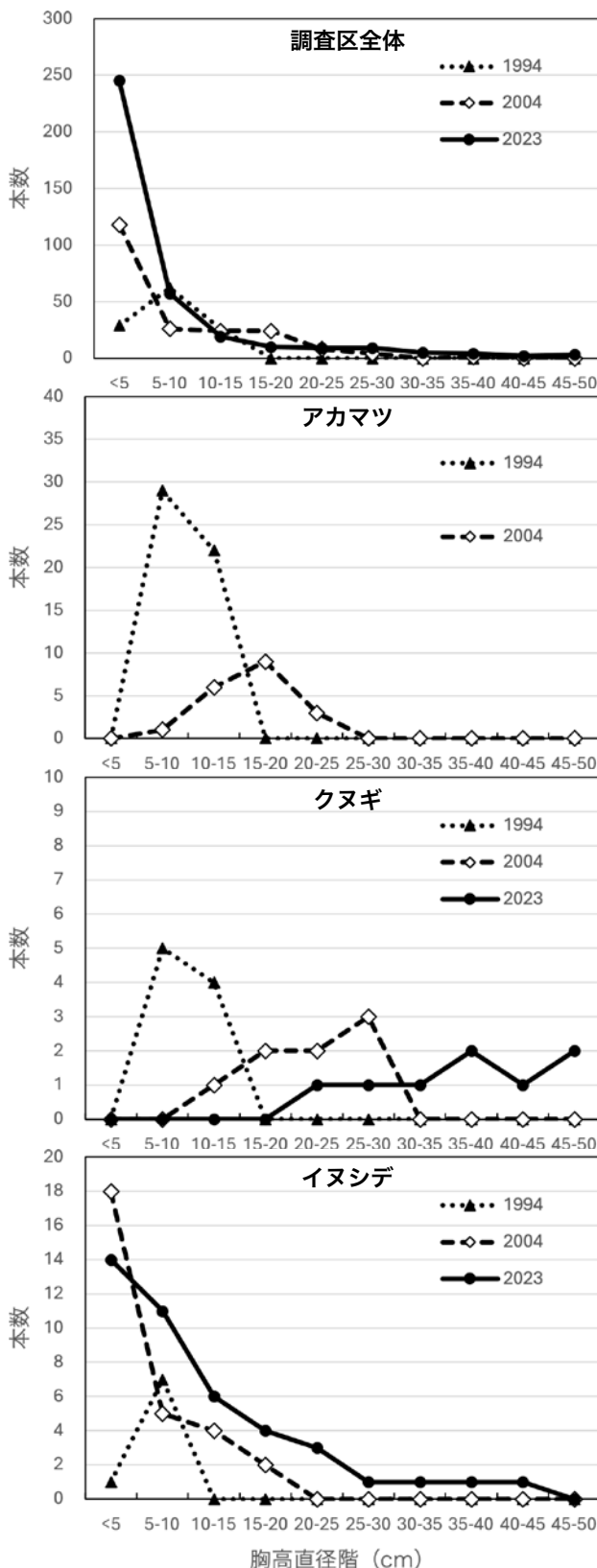


図7. 旧アカマツ林の胸高直径階分布。上から順に、調査区全体；アカマツ；クヌギ；イヌシデ。

一山型であったが、2004年以降はピークがはっきりしなくなり、全体に大径側にシフトした。ヤマザクラ、コナラの直径階分布もクヌギと同様の傾向を示した。イヌシデは1994年にはクヌギ等と同様に10～15cmにピークを持つ一山型の直径階分布を示したが、他の落葉広葉樹と違って2004年以降はL字型に近い分布に変化した。

【群落全体の変化】

旧アカマツ林では1999年頃に始まったマツ枯れによるアカマツの大量枯死が発生し、2004年以降もマツ枯れが続いて2023年までには調査区内のアカマツはすべて枯死した。現在は調査区の外に3個体のアカマツが残存してはいるものの、もはやこの区域をアカマツ林と呼ぶことはできない。

アカマツが消失した後は、アカマツと同時に植栽されたヤマザクラ、クヌギ、イヌシデ、コナラが成長して優占度を増し、落葉広葉樹林に推移した。この変化はかつて千葉県北部に多くみられたアカマツ林のマツ枯れ被害後の遷移と同様であり、この意味では現在の千葉県北部を代表する植生の一つということはある。

落葉広葉樹の中ではイヌシデとムクノキが盛んな新入定着を示しており、今後はイヌシデの個体密度やRBAが高まっていくことが予想される。

マツ枯れに加えて、2020年以降に発生したナラ枯れの影響もあった。調査区内では2022年までにミズナラ、コナラ、クリ各1個体が枯死したため伐倒処理された。ナラ枯れによる枯死に伴って生じた林冠ギャップはイヌシデやムクノキの新入定着の場となっている。

低木層にはアオキ、ヤツデをはじめとする常緑低木が増え、群落全体の階層構造が発達してきた。低木層にはタブノキやヤブニッケイといった高木性の常緑広葉樹も侵入しつつある。

【管理上の課題】

造成当時の目標植生であったアカマツ林はマツ枯れ被害により達成されていない。目標植生を変えずに、新たにアカマツを植栽してアカマツ林の再生を目指すか、新たな目標植生を設定するかは、生態園全体の今後の計画の中で位置づける必要があるだろう。マツ枯れ後に成立した落葉広葉樹林を新たな目標植生とすることも一案ではある。

低木層に侵入しつつあるタブノキのような高木性の常緑樹については、放置すれば次第に優占度を増して常緑広葉樹林への遷移が進行すると予想される。この遷移を静観するか、適正な目標密度を設定して除伐を行うかは上記の目標植生の考え次第である。

低木層に侵入している外来種のトウネズミモチ等については適正な目標密度を設定して全部もしくは一部を除伐することを検討する必要がある。

調査区外の園路沿いに残存する3個体のアカマツに関しては、今後マツ枯れによって枯死する可能性がある。また、ナラ枯れによるコナラ等の枯死も発生する可能性があるため、安全管理の観点からは、園路に落下する可能性のある枯死木や枯れ枝の除去は適宜行う必要がある。

表 15. イヌシデ・コナラ林のRBA組成表. 単位は (%)。

種		調査年		
		1994	2004	2023
コナラ	p	45.7	33.8	18.6
イヌシデ	p	44.4	36.2	41.2
シラカシ	p	4.4	4.8	6.3
エノキ		0.7	4.9	7.2
ムクノキ		0.0	2.4	5.3
その他		4.8	17.9	21.4

表 16. イヌシデ・コナラ林の個体密度組成表. 単位は(個体/a)。

種		調査年		
		1994	2004	2023
イヌシデ	p	4.1	4.8	4.3
コナラ	p	2.8	2.4	0.9
シラカシ	p	0.4	0.5	1.0
エノキ		0.2	0.4	0.5
シロダモ		0.1	0.6	2.1
ムクノキ		0.0	1.2	3.6
タブノキ		0.0	0.6	5.0
ヤブニッケイ		0.0	0.0	1.0
アオキ		0.0	0.0	15.1
ヤツデ		0.0	0.0	2.1
トウネズミモチ		0.0	0.0	1.5
その他		1.3	11.0	5.8
合計		8.9	21.5	43.0

7. イヌシデ・コナラ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体のBA合計は3回の調査で8.9, 23.9, 37.8m³/haと増加した(表2)。種ごとのRBA(表15)で見ると、イヌシデとコナラが1994年以降一貫して上位2種を占めているが、その合計RBAは90.1, 70.0, 59.8%と低下した。イヌシデのRBAは2004年に30%台に落ちたが2023年には40%台に回復した。しかしコナラの減少は顕著で、1994年の45.7%から2023年には18.6%に低下した。シラカシ、エノキ、ムクノキのRBAは増加を続けており、2023年には3種合計で18.8%に達している。

【個体密度の変化】

調査区全体の個体密度は3回の調査で8.9, 21.5, 43.0個体/aと一貫して増加した(表16)。種ごとにみると、イヌシデは1994年に生存していた41個体のうち2004年までに3個体、2023年までに追加で2個体が枯死したが、生存率は88%であった。また、この間に7個体が新規加入して2023年には43個体となった。コナラは1994年に生存していた28個体のうち2004年までに5個体、2023年までに追加で16個体が枯死し、生存率は25%であった。また、この間の新規加入は2個体にとどまり2023年には9個体となった。さらに1994年から生き残っているコナラ7個体のうち6個体はカシノナガキクイムシの穿孔を受け、ナラ枯れによるとみられる枝枯れを起こしたものも含まれている。

シラカシ、エノキ、ムクノキの密度が増加したほか、タブノキ、ヤブニッケイ、アオキ、シロダモ、ヤツデ、トウネズミモチ等の常緑広葉樹の密度も増加し、とくに2004年以前にはなかったアオキが2023年には15.1個体/aと著しく増加したのが目立つ。

【群落構造の変化】

最大DBHは3回の調査で26.0, 34.3, 49.1cmと増加した(表2)。調査区内の最大DBHは一貫してコナラであった。

調査区全体の胸高直径階分布(図8)をみると、1994年には5~10cmの階級にピークを持つ一山型であったが、2004年には5cm未満と15~20cmにピークを持つ二山型となり、2023年には大径側のピークが20~30cmに移動した。5cm未満の小径個体は2004年以降増加し2003年には2004年の2.6倍になった。2023年の小径個体密度は33.9個体/aと比較的高かった。

種ごとにみると、イヌシデは一山型の胸高直径階分布を示し、そのピークは1994年には10~15cm, 2004

年には15~20cmであり、2023年には25~30cmに移動した。コナラははっきりとしたピークを持たない離散型の直径階分布を示し、2004年には1994年に比べて大径木が増えたが、2023年には個体数が大きく減少して直径階分布は低密度の離散型となった。

【群落全体の变化】

2023年現在の調査区全体のBA合計37.8m²/haという値は、植栽後34年を経た森林群落としては大きくない。これにはコナラの枯死が大きく影響している。生態園では2020年以降にナラ枯れが発生し、調査区内では2021年に5個体のコナラがナラ枯れによって枯死した。しかし、ナラ枯れ発生以前からコナラの枯死は進行しており、ナラ枯れ以外の要因も影響しているものと考えられる。一方で、イヌシデの生存率は比較的高く直径成長も順調にみえるので、今後はイヌシデ優占林に推移していくものと考えられる。また、RBAが増加しているシラカシ、エノキ、ムクノキも優占種に加わる可能性がある。

個体密度を増しつつある常緑広葉樹のうち、とくにタ

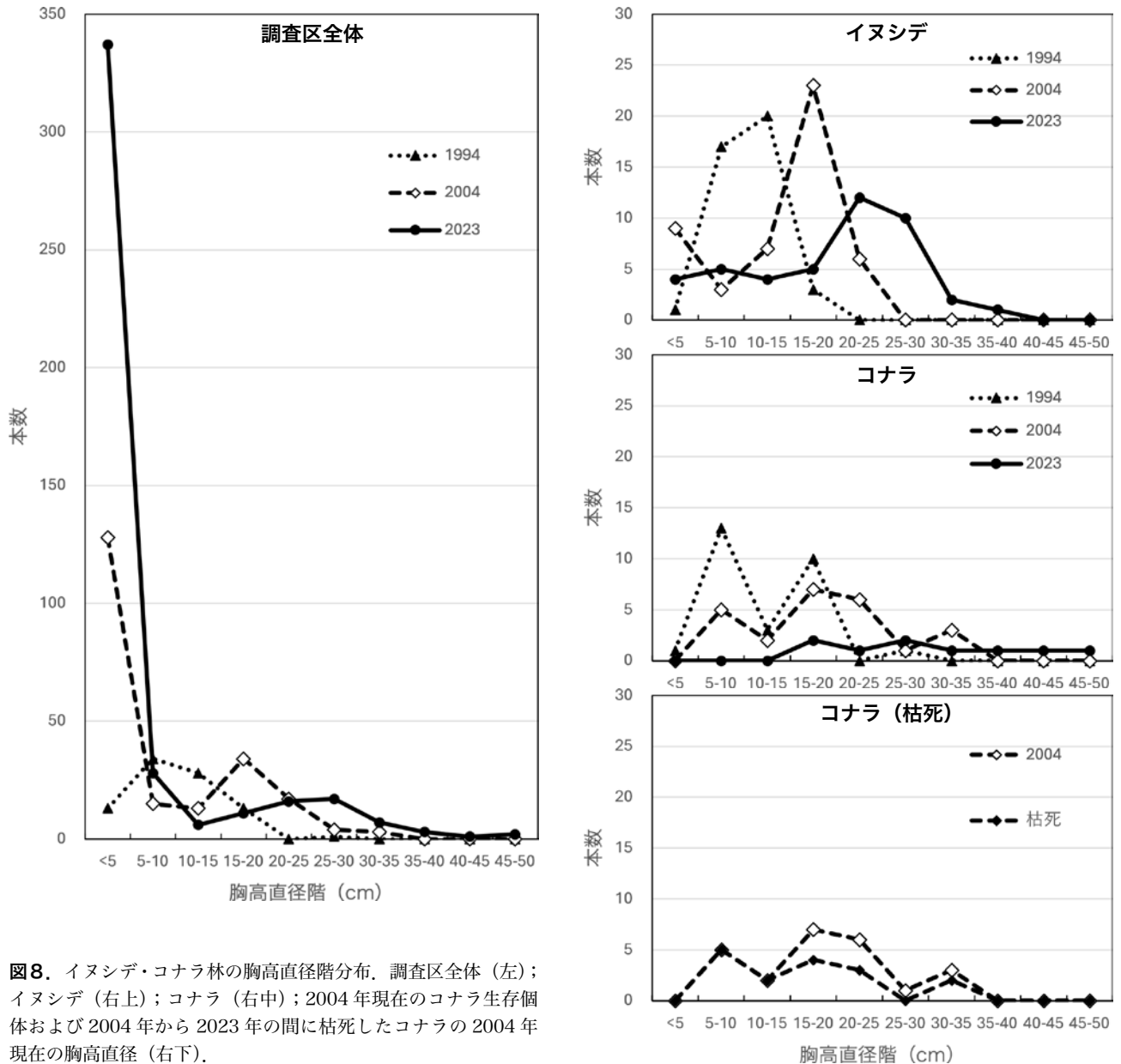


図8. イヌシデ・コナラ林の胸高直径階分布。調査区全体(左)；イヌシデ(右上)；コナラ(右中)；2004年現在のコナラ生存個体および2004年から2023年の間に枯死したコナラの2004年現在の胸高直径(右下)。

表 17. イヌシデ林のRBA組成表. 単位は (%)

種	調査年		
	1994	2004	2023
イヌシデ	60.2	51.9	32.0
コナラ	15.8	17.7	29.0
エノキ	8.4	11.6	6.1
クヌギ	6.7	6.0	10.9
タブノキ	3.8	3.9	7.4
ヒサカキ	2.5	5.0	8.1
その他	2.7	3.9	6.5

表 18. イヌシデ林の個体密度組成表. 単位は (個体/a)

種	調査年		
	1994	2004	2023
イヌシデ	5.5	8.0	9.4
コナラ	2.4	2.6	27.1
ヒサカキ	2.0	2.6	2.6
エノキ	0.5	1.7	3.4
クヌギ	0.4	0.4	0.4
タブノキ	0.3	0.8	2.8
ムラサキシキブ	0.1	2.2	1.8
ムクノキ	0.0	1.5	3.6
イボタノキ	0.0	0.6	3.0
トウネズミモチ	0.0	0.4	2.3
トベラ	0.0	0.1	1.9
シャリンバイ	0.0	0.1	1.1
その他	0.3	8.9	5.3
合計	11.5	29.7	64.7

ブノキは亜高木層に達している個体もみられ、今後は林冠の一角を占めることが予想される。また、低木層ではアオキをはじめとする常緑低木の繁茂が顕著である。

調査区内には2021年夏に枯死したナラ枯れ被害木4個体を2022年3月に伐倒した結果として生じた約100㎡程度の空地がある。この場所では伐倒作業のために低木層も伐採したため、日射が地表まで届く林冠ギャップとなっている。この空地にはイヌシデ、ムクノキ、タブノキといった高木種の稚樹が新入定着しつつある。

【管理上の課題】

この調査区は組成的にみると2004年までは目標植生であるイヌシデ・コナラ林と呼べるものであったが、コナラの衰退の結果としてイヌシデ林に推移しつつある。今後、イヌシデとコナラの2種優占の群落を目指すのであれば、コナラの補植を検討する必要がある。また、放置すれば優占度を増すと予想されるシラカシ、タブノキ、エノキ、ムクノキといった他の高木種をどの程度残していくかについても検討する必要がある。

低木層に繁茂しているアオキ等の常緑低木については、このまま放置してもよいと考えられるが、この調査区内の一部に展示植物として植栽されているツクバトリカブト、ヤブレガサ、テイショウソウ、オカタツナミソウといった比較的明るい林床に生育する草本類等を維持するためには、一部の常緑低木を除去することも検討する必要がある。また、低木層に侵入しているトウネズミモチにつ

いては適正な目標密度を設定して全部もしくは一部を除去することを検討する必要がある。

安全管理の観点からは、今後もしばらく続くと予想されるナラ枯れによる影響をモニタリングし、園路に落下する怖れのあるコナラの立ち枯れ、枝枯れについては伐倒、枝打ち等の対処が必要である。

8. イヌシデ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体のBA合計は3回の調査で30.3、43.3、38.8㎡/haと変化した(表2)。2004年から2023年にかけて10%減少したことになる。この19年間でBA合計が減少したのは12調査区中このイヌシデ林だけであった。

種ごとのRBA(表17)で見ると、イヌシデ、コナラ、クヌギの3種の順位は変わらないが、イヌシデは2023年には1994年の半分程度にまで減少した。コナラとクヌギは増加し、2023年にはコナラのRBAはイヌシデとほぼ同等にまで増えた。ヒサカキとタブノキも増加傾向を示した。

【個体密度の変化】

調査区全体の個体密度は3回の調査で11.5、29.7、64.7個体/aと著しく増加した(表18)。2023年の個体密度は12調査区中3番目であった(表2)。

種ごとにみると、コナラは2004年までは2.4～2.6個体/aであったものが2023年には約10倍の27.1個体/aと著しく増加した。イヌシデも増加傾向を示し、クヌギは変化しなかった。イヌシデは1994年に75個体あり、このうち74個体は2004年にも生存しており生存率は99%であった。しかし2023年には2004年の74個体が31個体に減少し、1994年からの生存率は41%に激減した。1994年に33個体あったコナラは、2004年には28個体となり生存率85%、2023年には21個体となり1994年からの生存率は64%であった。このうちナラ枯れによって枯死したコナラは1個体のみであった。クヌギについては1994年に生存していた7個体すべてが2023年にも生存していた。

落葉広葉樹のムクノキ、エノキ、イボタノキ、常緑広葉樹のタブノキ、ヒサカキ、トウネズミモチ、トベラも増加し、ヒサカキを除いては2004年以降の増加が目立った。

【群落構造の変化】

最大DBHは3回の調査で45.0、52.2、63.8cmと増加した(表2)。調査区内の最大DBHは1994年にはエノキ、2004年、2023年はコナラであった。

調査区全体の胸高直径階分布(図9)をみると、3回の調査でその構造が大きく変化した。1994年には15～20cmにピークを持つ一山型であったが、2004年には5cm未満と20～25cmにピークを持つ二山型に変化し、2023年にはL字型に近づいた。小径個体密度は1994年の1.3個体/aから2004年に18.4個体/a、2023年には53.5個体/aと劇的に増加した。

種ごとにみると、イヌシデは1994年には15～20cmにピークを持つ一山型であったが、2004年には5cm未満と15～25cmにピークを持つ二山型に変化し、2023年には5cm未満と20～25cmに緩やかなピークを持つ二山型に変化した。コナラは1994年には5～10cmにピークを持つ一山型であり、2004年には10～15cmと20～25cmに緩やかなピークを持つ二山型に変化し、2023年には5cm未満が極端に多いL字型に変化した。

【群落全体の变化】

この調査区では2004年まではイヌシデが優占する群落であったが、2004年以降にイヌシデの枯死が進行し、1994年当時の個体の約6割が枯死した。同時にコナラも1994年当時の3分の1が枯死し、その大半はナラ枯れによるものではなかった。両種の大量枯死の原因は今のところ不明である。これらの優占種の大量枯死に伴い林冠が疎開し、明るくなった林床には多数の小径木が新入定着した。とくにコナラの稚樹が目立ち、調査区の一部には樹高2m前後のコナラが密集している場所がみられ

る。イヌシデの稚樹もコナラの4分の1程度の密度で新入定着しており、今後、コナラとイヌシデにクヌギを交えた群落が再生することが予想される。ただし、ムクノキ、エノキ、タブノキといった高木種が増加しつつあり、今後もこれらの樹種が一定の優占度を保つことが予想される。また、低木層に侵入しているトウネズミモチは今後も増加することが予想される。

【管理上の課題】

この調査区は生態園造成前から残存する二次林で、原則として人為的な管理を施さない保存林に位置づけられている。したがって、今後も伐採や補植等の管理は行わないが、モニタリングを継続してその推移を記録することが必要である。

安全管理の観点からは、今後もイヌシデの枯死やナラ枯れによる影響をモニタリングし、通路に落下する怖れのある立ち枯れ、枝枯れが発生した場合には対処が必要である。

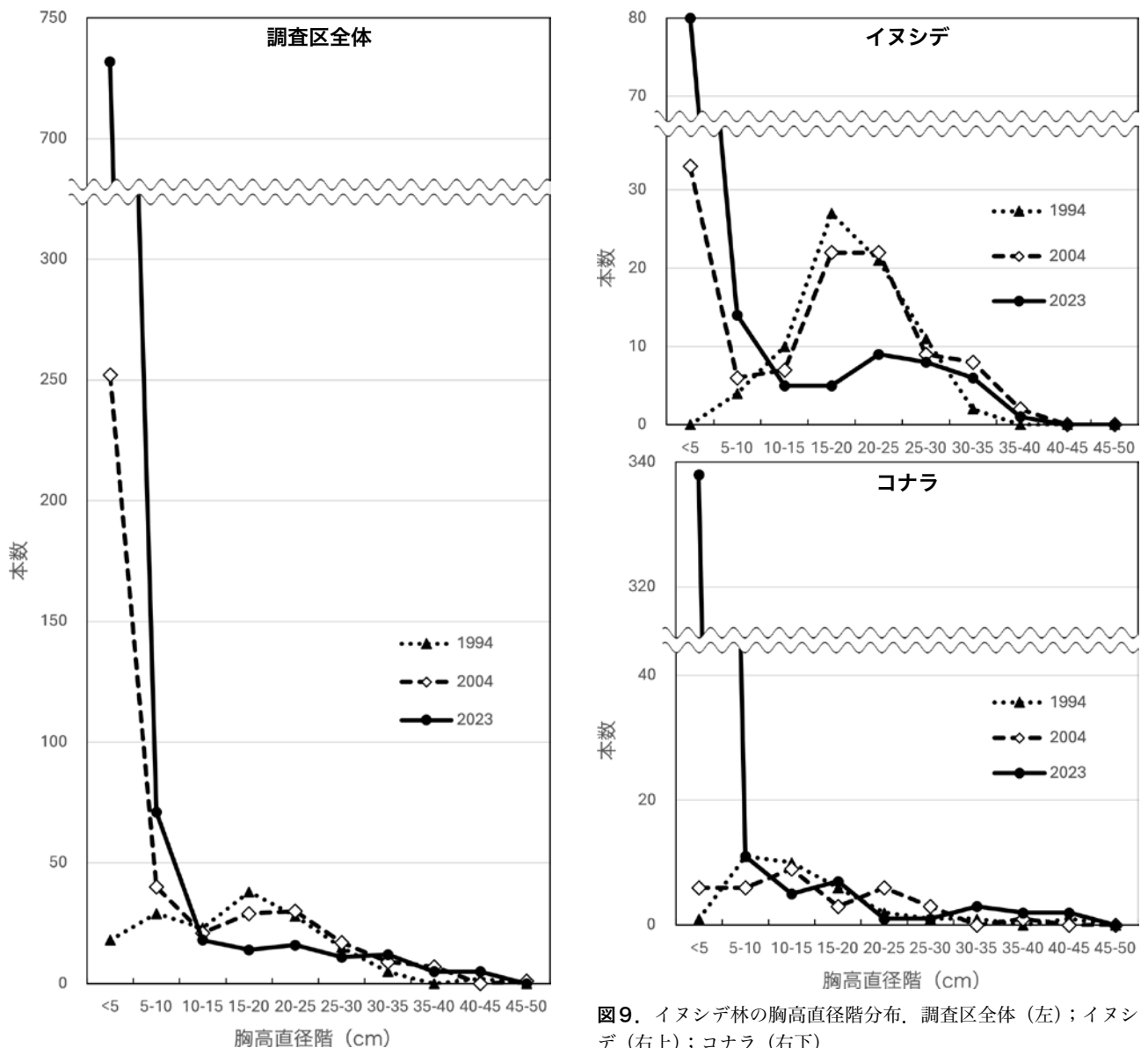


図9. イヌシデ林の胸高直径階分布. 調査区全体 (左); イヌシデ (右上); コナラ (右下).

表 19. ハンノキ林のRBA 組成表. 単位は (%).

種	p	調査年	
		2004	2023
ハンノキ		89.2	47.0
ムクノキ		3.5	23.3
エノキ		3.6	10.9
トウネズミモチ		1.3	8.5
その他		2.4	10.3

表 20. ハンノキ林の個体密度組成表. 単位は (個体/a).

種	p	調査年	
		2004	2023
ハンノキ		13.9	7.7
アカメガシワ		3.6	3.3
エノキ		2.1	5.1
トウネズミモチ		1.8	10.5
イヌシデ		1.5	1.5
ムクノキ		1.3	18.8
タブノキ		0.0	7.2
マサキ		0.0	6.4
アオキ		0.0	4.6
ヤマグワ		0.0	1.8
ノイバラ		0.0	1.8
その他		2.1	4.6
合計		26.2	73.5

9. ハンノキ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体の BA 合計は 2 回の調査で 29.3 m³/ha から 67.0 m³/ha へと増加した (表 2). 種ごとの RBA (表 19) でみると, 2004 年にはハンノキの RBA が 89.2% で優占していたものが, 2023 年には 47.0% とほぼ半減し, ムクノキとエノキが増加して 2 種合わせると 34.2% に達した.

【個体密度の変化】

調査区全体の個体密度は 2 回の調査で 26.2 個体/a から 73.5 個体/a と 3 倍近くに増加した (表 20). 2023 年の個体密度は 12 調査区中 2 番目であった.

種ごとにみると, ハンノキは 2004 年に 13.9 個体/a (調査区内に 54 個体) だったものが 2023 年には 7.7 個体/a (調査区内に 30 個体) に減少し, 生存率は 56% であった. ムクノキは 2004 年から 1.4 倍以上の 18.8 個体/a に, トウネズミモチは 2004 年の 5.8 倍の 10.5 個体/a に顕著に増加した. また, 2004 年には調査区内になかったタブノキ, マサキ, アオキ等の常緑広葉樹の増加も目立った.

【群落構造の変化】

最大 DBH は 2 回の調査で 27.3 から 50.7 cm へと増加した (表 2). 調査区内の最大 DBH は 2004 年にはハンノキ, 2023 年はムクノキであった.

調査区全体の胸高直径階分布 (図 10) をみると, 1994 年, 2004 年とも L 字型であった. 小径個体密度は 2004 年の 9.8 個体/a から 2023 年には 46.2 個体/a と 4.7 倍に増加し, 2004 年以降の増加率でみると 12 調査区中最

大であった.

種ごとにみると, ハンノキは 2 回の調査に共通して一山型を示し, そのピークは 2004 年に 10 ~ 15 cm, 2023 年には 20 ~ 25 cm であり, 2023 年には 10 cm 未満の

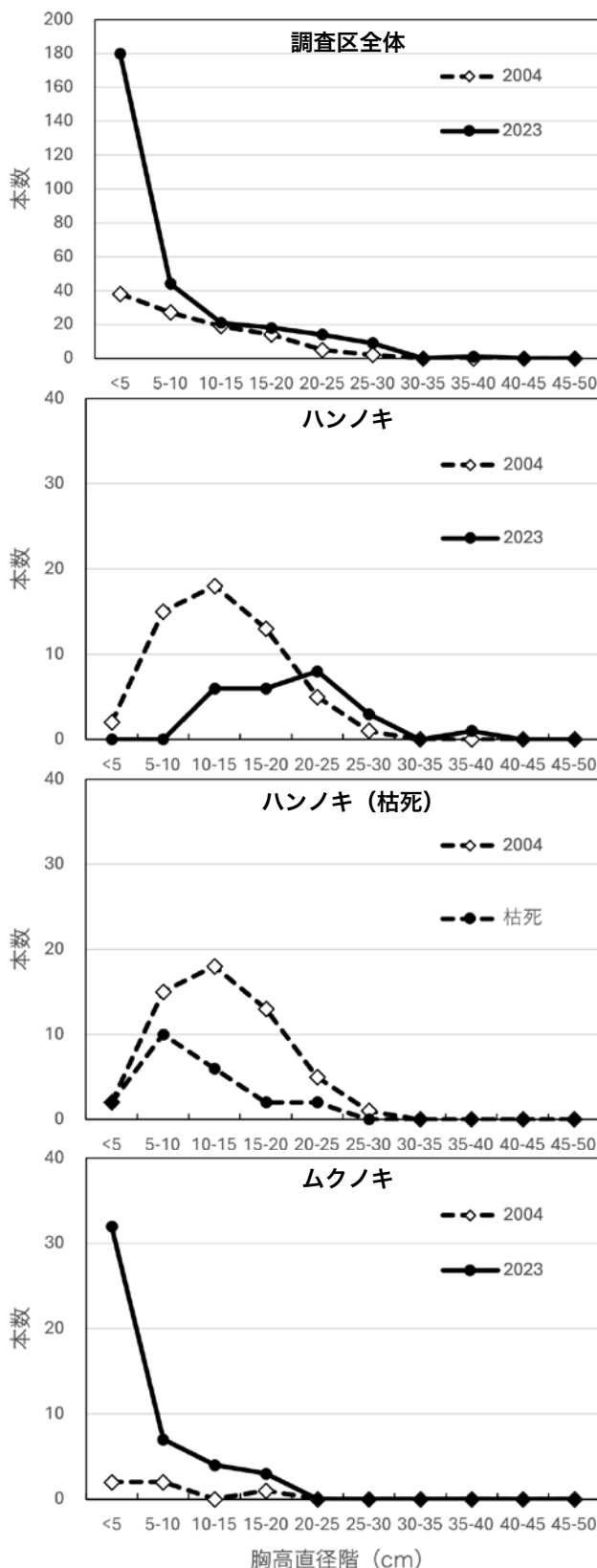


図 10. ハンノキ林の胸高直径階分布. 上から順に, 調査区全体; ハンノキ; 2004 年現在のハンノキ生存個体および 2004 年から 2023 年の間に枯死したハンノキの 2004 年現在の胸高直径; ムクノキ.

個体はなかった。直径階級別にみた枯死率は5cm未満で100%，5～10cmで67%，10～15cmで33%，15～20cmで15%，20～25cmで40%，25cm以上では枯死はなかった。したがって、この19年間に相対的に細いハンノキが多く枯死したことがわかる（図10）。ムクノキは2004年には調査区内に5個体しかなかったが、2023年には73個体に増え、L字型の分布を示した。

【群落全体の变化】

この調査区では2004年まではハンノキが優占する純林に近い群落であったが、2023年までの間にハンノキの枯死が進行し、代わってムクノキやエノキが増加した。ムクノキは小径木も多く、今後、さらに増加していくことが予想される。また、低木層はタブノキ、トウネズミモチ、マサキ、アオキ等の常緑広葉樹が密生し、タブノキについては亜高木層に達している個体もみられる。

この調査区の目標植生であるハンノキ天然林は湿地に成立し、ハンノキの純林に近い群落であるが、2004年以降には組成や相観の観点からみて目標植生とはかけ離れた群落に変化しており、この傾向は今後も続くことが予想される。この調査区におけるハンノキの減少要因として第一に考えられるのは乾燥化である。調査区に隣接する湿地は開園当初から地下水位の低下による乾燥化が進み（大窪，1994）、湿地植生はほぼ消失した。この“湿地”に隣接するハンノキ林においても地下水位が低下している可能性が高い。また、このハンノキ林は舟田池の畔に位置することから、2001年から実施されている舟田池の冬季の水位低下操作（林，2024）も乾燥化に影響している可能性がある。この調査区は、このまま放置すればハンノキ以外の非湿地生植物が増加して、ムクノキ等が優占する落葉広葉樹林、さらにはタブノキ等の常緑広葉樹林へと推移していくことが予想される。

【管理上の課題】

この調査区を目標植生のハンノキ天然林に近づけていくためには、ハンノキの補植や他の樹種の除伐を行うだけでは不十分であり、ハンノキ林が成立する湿性土壌環境を再現することが必要である。地下水位の操作は容易ではないが、湿地再生の通り組み（林，2024）の一環として湿地林の適地を作り出すことができればハンノキ林の再生につながるものと考えられる。

低木層に高密度で侵入しているトウネズミモチについては目標密度を設定して全部もしくは一部を除伐することを検討する必要がある。

安全管理の観点からは、今後もハンノキの枯死が続くものと予想されるため、園路に落下する怖れのある立ち枯れ、枝枯れが発生した場合には対処が必要である。

10. クヌギ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体のBA合計は2回の調査で34.4から43.7 m²/haへと増加した（表2）。種ごとのRBA（表21）で見ると、2004年から2023年の間に大きな変化はなかったが、落葉広葉樹のクヌギ、イヌシデ、ムクノキのRBA

表21. クヌギ林のRBA組成表。単位は（%）。

種	調査年	
	2004	2023
クヌギ	39.0	29.4
イヌシデ	22.7	20.3
ムクノキ	16.6	13.0
タブノキ	7.9	11.4
シラカシ	4.5	11.0
ウラシロガシ	0.6	1.3
ケヤキ	0.5	0.5
モチノキ	0.2	0.3
その他	8.0	12.8

表22. クヌギ林の個体密度組成表。単位は（個体/a）。

種	調査年	
	2004	2023
ムラサキシキブ	10.6	3.5
イヌシデ	5.9	2.0
タブノキ	3.4	4.4
ヒサカキ	3.3	4.5
シラカシ	1.3	1.3
シロダモ	1.2	1.8
クヌギ	0.9	0.6
ヤツデ	0.7	5.3
ムクノキ	0.6	1.0
アオキ	0.0	3.8
その他	16.5	6.4
合計	44.2	34.8

は低下し、代わって常緑広葉樹のタブノキ、シラカシ、ウラジロガシが増加した。落葉広葉樹3種の合計RBAは78.3%から62.7%に減少し、常緑広葉樹3種の合計RBAは13.0%から23.7%に増加した。

【個体密度の変化】

調査区全体の個体密度は2回の調査で44.2個体/aから34.8個体/aに減少した（表22）。種ごとにみると、クヌギ、イヌシデは減少しムクノキは増加した。タブノキ、ヒサカキが増加したほか、常緑低木のヤツデとアオキが顕著に増加した。一方で落葉低木のムラサキシキブが大きく減少したことが目立った。

【群落構造の変化】

最大DBHは2回の調査で60.2cmから65.8へと増加した（表2）。調査区内の最大DBHは2004年にはムクノキ、2023年はクヌギであった。

調査区全体の胸高直径階分布（図11）をみると、1994年、2004年ともL字型であった。小径個体密度は2004年の39.3個体/aから2023年には25.7個体/aと減少した。

種ごとにみると、クヌギは2回の調査に共通して少数の大径木からなる離散型を示した。イヌシデも少数の大径木はクヌギと同様の分布を示したが、2004年に多かった5cm未満の最小階級が2023年には減少した。タブノキは一貫してL字型を示しているが、2004年から2023

年の間に最小階級がやや減少したと同時に5～20cmの階級が増加し、新入定着が進んでいる様子がみられた。

【群落全体の変化】

この調査区では2004年から2023年の間に大きな変化はなかったが、クヌギをはじめとする落葉広葉樹が減少しタブノキ等の常緑広葉樹が増加する傾向がみられた。低木層には常緑低木のヤツデやアオキが増加した。なお、調査区内のクヌギの多くは2020年以降にカシノナガキクイムシの穿孔を受けたが、ナラ枯れによる枯死は発生していない。

【管理上の課題】

この調査区は生態園造成前から残存する二次林で、原則として人為的な管理を施さない保存林に位置づけられている。したがって、今後も伐採や補植等の管理は行わ

ないが、モニタリングを継続してその推移を記録することが必要である。

安全管理の観点からは、今後もナラ枯れによる影響をモニタリングし、通路に落下する怖れのある立ち枯れ、枝枯れが発生した場合には対処が必要である。

11. コナラ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体のBA合計は2回の調査で14.9から38.7 m²/haへと増加した(表2)。2004年の調査時は2002年と2005年にそれぞれ調査区の約半分ずつが伐採された間の時期に当たり、2004年のBA合計が小さいのはこのためである。ただし、調査区内には2002年と2005年のいずれの年にも伐採されなかった個体も少数ある。

種ごとのRBA(表23)でみると、コナラ、クヌギ、イヌシデの3種の順位は変わらないが、コナラが減少し、クヌギとイヌシデが増加した。

【個体密度の変化】

調査区全体の個体密度は2回の調査で57.6から89.9 個体/aに増加した(表24)。2023年の個体密度は12調査区中最大であった。2023年には個体密度が1.0 個体/aを超える種が18種あり、伐採後に多様な樹種が定着していることがわかる。

種ごとにみると、コナラは2004年に35.2 個体/aという極めて高い密度であったものが約4分の1に減少し、クヌギも半分程度に減った。2004年に2.5 個体/aであったニワウルシが消滅したことを除けば他の樹種は個体数密度を増していた。高木性の落葉広葉樹ではイヌシデとムクノキの増加が目立つ。落葉低木ではイボタノキ、ガマズミ、ムラサキシキブが顕著に増加した。常緑広葉樹ではタブノキ、ヤブツバキが増加し、トウネズミモチが顕著に増加した。

【群落構造の変化】

最大DBHは2回の調査で20.3から55.8cmと増加した(表2)。調査区内の最大DBHは2004年はクヌギ、2023年はコナラであった。

調査区全体の胸高直径階分布(図12)をみると、一貫してL字型の分布であった。小径個体密度は2004年に40.9 個体/a、2023年に73.6 個体/aといずれの調査年でも12調査区中最も高かった。

種ごとにみると、コナラは2004年にL字型であったものが2023年には5～10cmにピークを持つ一山型に変化した。クヌギも基本的にはグラフの形がコナラと同様の変化を示したが、2004年における小径個体密度はコナラに比べるとかなり小さかった。イヌシデは上記2種と異なり、2004年も2023年もL字型の分布であり、小径個体密度は2023年の方が高かった。

【群落全体の変化】

2023年現在の調査区全体のBA合計38.7 m²/haという値は、生態園内の植栽されたイヌシデ・コナラ林や二次林のイヌシデ林とほぼ同等であり、二次林のクヌギ林にも近かった。このことから伐採後21年および18年を

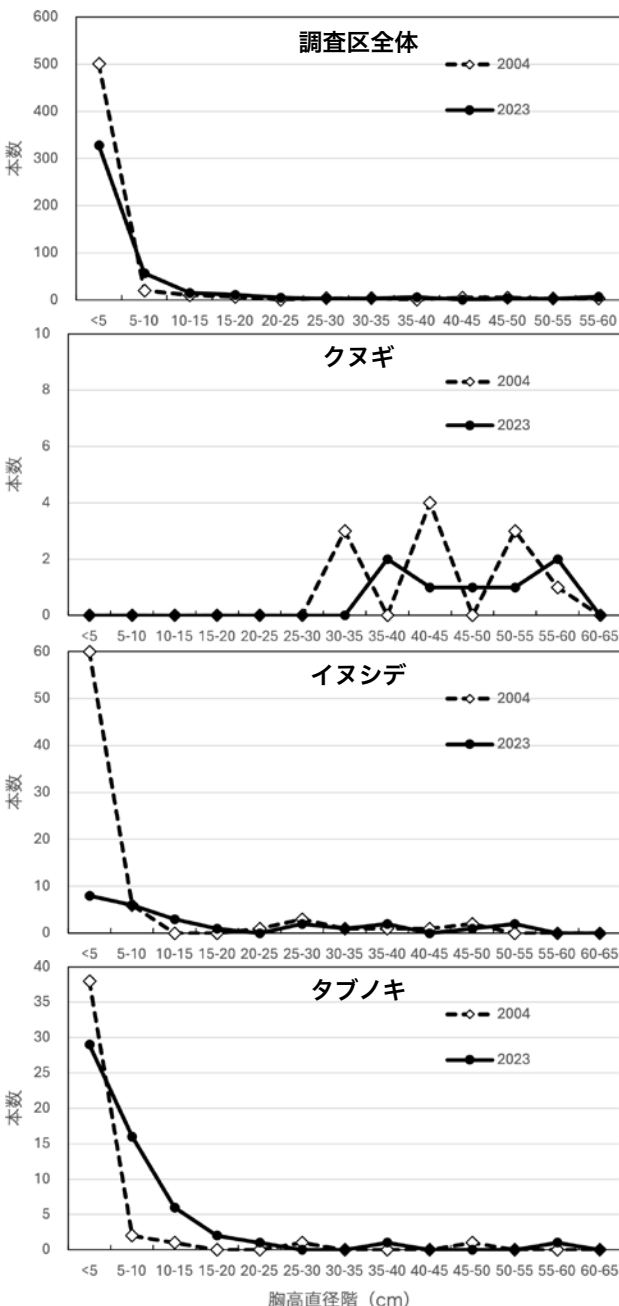


図11. クヌギ林の胸高直径階分布。上から順に、調査区全体；クヌギ；イヌシデ；ムクノキ。

表 23. コナラ林のRBA組成表. 単位は (%).

種		調査年	
		2004	2023
コナラ	p	74.7	49.5
クヌギ	p	16.0	29.9
イヌシデ	p	3.0	14.6
その他		6.3	6.0

表 24. コナラ林の個体密度組成表. 単位は (個体/a).

種	調査年	
	2004	2023
コナラ	35.2	8.4
イヌシデ	7.6	19.7
クヌギ	4.5	2.7
ニワウルシ	2.5	0.0
ムラサキシキブ	0.8	4.5
ムクノキ	0.2	4.7
ケヤキ	0.2	1.6
クマノミズキ	0.0	1.9
ウワミズザクラ	0.0	1.4
イボタノキ	0.0	9.7
ガマズミ	0.0	6.2
カマツカ	0.0	1.2
コブシ	0.0	1.2
クロモジ	0.0	1.2
ヤマグワ	0.0	1.0
タブノキ	0.0	2.3
ヤブツバキ	0.0	1.2
トウネズミモチ	0.0	9.5
ツルグミ	0.0	1.9
その他	6.6	9.5
合計	57.6	89.9

経たこの群落は順調に成長したものと考えられる。なお、この調査区においても2020年以降、多くのコナラやクヌギがカシノナガキイムシによる穿孔を受けたが、イヌシデ・コナラ林や旧アカマツ林でみられたようなナラ枯れによる枯死は発生していない。

この調査区では現在はコナラとクヌギが優占しているが、小径木がほとんどないこの2種に対して、多数の小径個体が新入定着しつつあるイヌシデやムクノキの優占度は今後増大することが予想される。また、伐採後に多数が新入定着したと考えられるイボタノキ、ガマズミ、ムラサキシキブ等の落葉低木は林冠木の成長にともなって今後減少していく可能性がある。一方で、低木層に侵入しているトウネズミモチは今後も増加することが予想される。

【管理上の課題】

この調査区はコナラ、クヌギ、イヌシデ等が優占し、

定期的な伐採と萌芽更新により維持される二次林を目標植生としており、これまでのところは2002年と2005年の伐採後の萌芽更新と稚樹の新入定着により目標植生を実現できていると考えられる。ただし、最後の伐採から18年が経過し、そろそろ次の伐採時期を迎えており、計画的に伐採を行う必要がある。

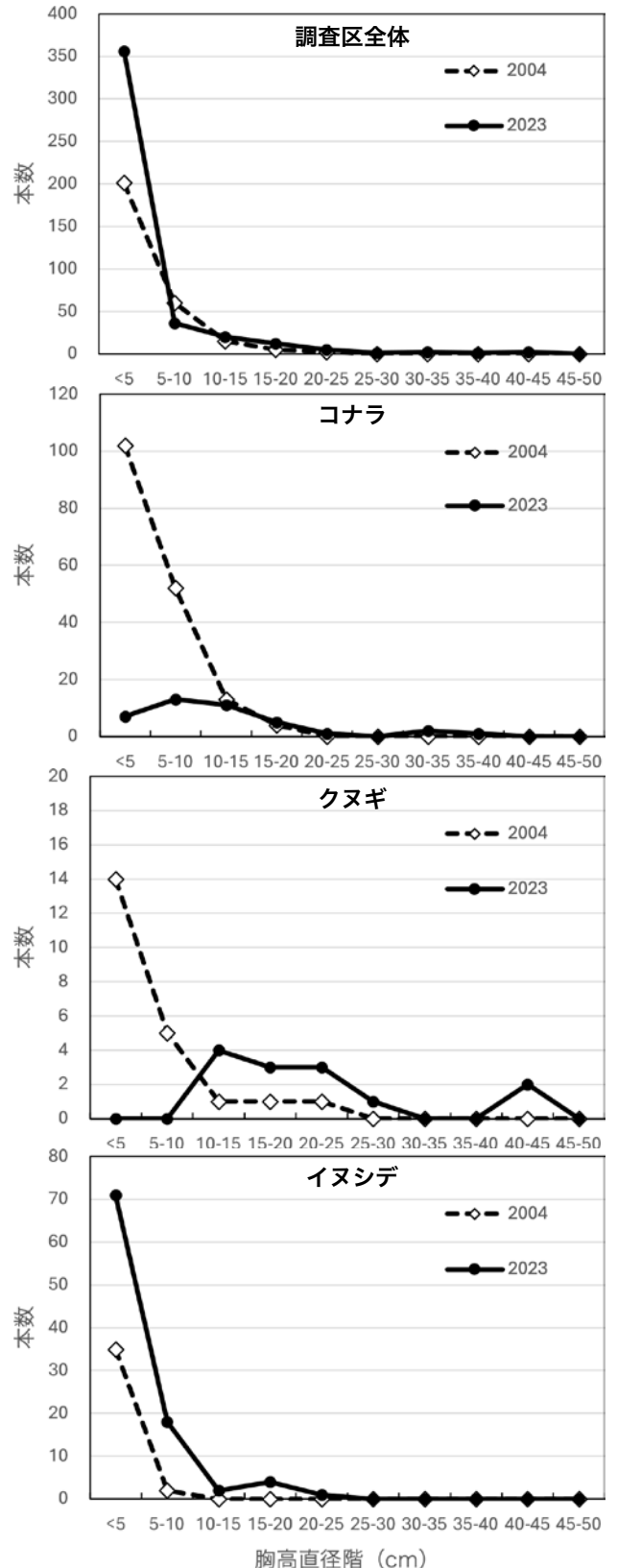


図 12. コナラ林の胸高直径階分布. 上から順に、調査区全体；コナラ；クヌギ；イヌシデ。

低木層に侵入しているトウネズミモチについては適正な目標密度を設定して全部もしくは一部を除伐することを検討する必要がある。群落全体を伐採する場合でも、トウネズミモチの根株を残せばそこからの萌芽再生が予想されるため、伐採時のトウネズミモチの取扱いについても検討する必要がある。

安全管理の観点からは、今後もナラ枯れによる影響をモニタリングし、園路に落下する怖れのあるコナラ、クヌギの立ち枯れ、枝枯れが発生した場合には対処が必要である。

12. スダジイ・アラカシ林

【胸高断面積の変化】

調査区全体のBA合計は移植前の1987年には43.1m²/haであったものが、移植後3年の1991年には35.7m²/haと減少し、2004年には53.1m²/haと移植前を上回り、2023年には58.9m²/haに達した(表2)。生活形別のBA合計をみると、常緑広葉樹は移植前に32.2m²/haであったものが移植後3年の1991年に減少した後、2023年には38.4m²/haと移植前より約2割増加した(表25)。落葉広葉樹は移植前の6.4m²/haから移植後の減少を挟んで2023年には16.6m²/haと移植前の2.5倍以上に増加した。

種ごとのRBA(表26)でみると、移植前から一貫してスダジイとアラカシの2種が合わせて50%を超えている。ただし、2004年以降はスダジイとアラカシの順位が逆転した。ウラジロガシの優占度は移植後の1991年から下がり続けている。移植後に埋土種子から発生したと推定されている(中村ほか, 1994)落葉広葉樹のクマノミズキ、アカメガシワ、カラスザンショウ、アブラギリは増加傾向を示している。一方、移植前からあったカキノキ(中村ほか(1994)にはカキノキと別にヤマガキの記述があるが、大場(2003)に従いカキノキに統一した)は減少した。

【幹数密度の変化】

この調査区については過去の調査結果と対比するために個体数ではなく萌芽幹を含む幹数を密度の指標として用いた(表27)。調査区全体では移植前の1987年には130.6本/aであった幹数密度が移植後3年の1991年に倍増し、その後は一貫して減少し2023年には移植前を下回っている。種ごとにみてもアラカシ、スダジイ、ウラジロガシ、クマノミズキ、アカメガシワ、アブラギリ、ヒサカキのいずれもが1991年または2004年にピークを迎えその後は減少している。アオキとヤツデについては幹数が増加し、ここ19年間はとくにアオキの増加が著しい。

【群落構造の変化】

最大DBHは移植前の1987年にスダジイの28cm未満、1991年にはスダジイとアラカシの28cm未満であったが、2004年にはスダジイの33.3cm、2023年にはカラスザンショウの34.5cmであった。2004年に33.3cmだったスダジイの幹は2023年には34.3cmで第2位であり、

表25. スダジイ・アラカシ林の生活形別BA組成表。単位は(m²/ha)。

種	調査年			
	1987	1991	2004	2023
常緑広葉樹高木	32.2	30.2	36.8	38.4
落葉広葉樹高木	6.4	3.6	12.4	16.6
その他	4.5	1.9	3.9	3.8
合計	43.1	35.7	53.1	58.9

表26. スダジイ・アラカシ林のRBA組成表。単位は(%)。

種		調査年			
		1987	1991	2004	2023
アラカシ	p	33.8	33.8	23.5	24.6
スダジイ	p	20.0	22.4	24.9	27.5
ウラジロガシ	p	16.3	22.5	14.8	8.7
カキノキ	p	6.9	5.1	0.0	0.8
クマノミズキ		0.0	0.0	5.2	8.3
アカメガシワ		0.0	0.9	4.4	7.2
カラスザンショウ		0.0	0.1	2.6	6.4
アブラギリ		0.0	0.2	5.1	4.0
その他		23.0	15.0	19.5	12.3

表27. スダジイ・アラカシ林の幹数密度組成表。単位は(本/a)。

種		調査年			
		1987	1991	2004	2023
アラカシ	p	36.7	64.1	44.3	23.8
ヒサカキ	p	35.5	12.9	14.5	4.4
ウラジロガシ	p	13.3	17.7	13.3	9.7
スダジイ	p	6.9	8.1	10.5	8.5
アオキ	p	3.2	3.2	3.6	17.7
ヤツデ	p	0.0	0.0	0.0	5.2
クマノミズキ		0.0	0.8	4.0	1.2
アカメガシワ		0.0	8.9	2.0	0.8
アブラギリ		0.0	4.0	2.0	0.4
その他		35.1	133.4	52.8	37.9
合計		130.6	253.1	147.1	109.6

表28. スダジイ・アラカシ林の直径階別幹数表。単位は(本)。

階級(cm)	調査年			
	1987	1991	2004	2023
	移植前	移植後3年	移植後16年	移植後35年
小径(<5)	209	549	248	206
中径(5~20)	111	76	112	51
大径(20≤)	4	3	5	15
合計	324	628	365	272

表29. スダジイ・アラカシ林の主な常緑広葉樹の個体数の推移と生存率。

種	調査年				1987~2023年の生存率(%)
	1987	1991	2004	2023	
アラカシ	35	26	21	13	37.1
スダジイ	10	7	8	5	50.0
ウラジロガシ	7	7	7	5	71.4
合計	52	40	36	23	44.2

この幹は19年間でほとんど直径成長をしていなかった。

調査区全体の幹数の直径階分布(図13)をみると、一貫してL字型であった。4回の調査結果を比較するために、直径階級を5cm未満の小径、5~20cmの中径、20cm以上の大径に分け、それぞれの幹数を表28に示した。これをみると、移植後3年目の1991年には小径が移植前の2.6倍に増え中径は0.7倍に減り大径はほぼ変わらなかったものが、移植後16年の2004年には小径が移植前の1.2倍程度、中径、大径は移植前とほぼ同水準であった。移植後35年の2023年には小径が移植前と同程度、中径が移植前の0.5倍に減り、大径は3.8倍に増加した。2023年に増えていた大径15本のうち9本は常緑広葉樹のスダジイ、アラカシ、ウラジロガシ、タブノキであったが、落葉広葉樹のカラスザンショウ、アカメガシワ、クマノミズキ、アブラギリが6本を占めていた。これらの落葉広葉樹は移植前には20cm以上の大径に相当する幹が1本もなかった。

【群落全体の変化】

移植直後には多数の幹が枯死し、生き残った個体の多くも樹勢が衰え萌芽や胴吹きを生じていた(中村ほか、1994)。移植直後にはBA合計が減少し小径木の幹数密度が増えるなどの大きな変化があり、この森林群落に

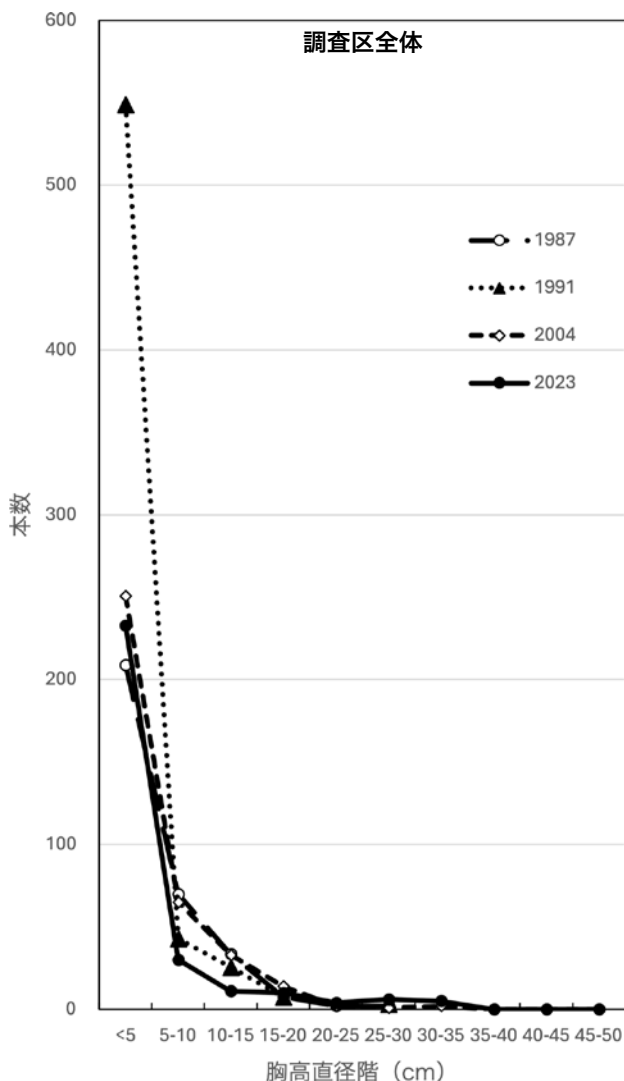


図13. スダジイ・アラカシ林の胸高直径階分布。縦軸は幹数。

としては移植が深刻な攪乱であったことは明白である。移植された常緑広葉樹3種の2023年における生存率はアラカシで37.1%、スダジイで50.0%、ウラジロガシで71.4%であり、3種合計では44.2%であった(表29)。つまり、移植された常緑広葉樹優占種の半数以上の個体が失われたことになる。移植後、生き残った常緑広葉樹と新たに生育した落葉広葉樹高木の成長によりBA合計が増加して鬱閉した森林群落が回復した。2023年には胸高直径20cm以上の幹数が増え林木の成長がみられたが、組成的には攪乱後に生育した落葉広葉樹のRBAが増大し続けて移植前の照葉樹林の相観とは大きく異なっている。以上のように、この群落は依然として35年前の森林移植という大きな攪乱の影響を色濃く残しているといえる。

【管理上の課題】

この群落は森林移植という実験の場である性質上、設定された目標植生に近づけるような管理は行わない。今後もモニタリングを継続して、移植実験の結果を記録し続ける必要がある。

ただし、安全管理上の対策は必要である。2023年にはこの調査地内に生育していた胸高直径27.3cmのアブラギリが枯死し、園路に倒伏する恐れがあったため伐倒処理された。今後も調査地内では立ち枯れや枝枯れが発生する可能性が高く、適宜伐倒や枝打ち等の管理を行う必要がある。

まとめ

目標植生を設定して植栽し造成された9つの森林群落(調査区1~7, 9, 11)のうち、2023年現在で組成や群落構造からみて目標植生をほぼ実現した、あるいはそれに近い状態にあるといえるのはタブノキ林(調査区1)、スダジイ林(調査区2)、シラカシ林(調査区3)、イヌシデ・コナラ林(調査区7)、コナラ林(調査区11)の5箇所であった。このうち、タブノキ林ではタブノキの減少とスダジイの増加によりスダジイ優占林への推移が予想され、また、イヌシデ・コナラ林ではナラ枯れ等によるコナラの減少によりイヌシデ優占林への推移が予想された。これら2群落については目標植生に近づけるための管理の必要性を指摘した。またコナラ林については、新たな萌芽再生のための伐採の必要性を指摘した。

アカガシ・モミ林(調査区4)については、優占種となるべきモミやアカガシの定着、成長が思わしくなく、目標植生に近い状態とはいえ、補植等の管理の必要性を指摘した。

クロマツ林(調査区5)とハンノキ林(調査区9)については、2004年時点では目標植生が実現されていたものの、その後に優占種の大量枯死により、目標植生とは異なる森林群落に変化しつつあった。さらに、旧アカマツ林(調査区6)は2004年時点ですでに目標植生からの逸脱が始まっており、2023年現在は当初の目標植生とはまったく異なる森林群落に変化していた。これらの森林群落については、今後の目標植生のあり方を含めた検討の必要性を指摘した。

森林移植実験地であるスダジイ・アラカシ林（調査区12）については、移植後35年を経てもなお移植時の攪乱の影響が色濃く残っている現状が確認された。保存林であるイヌシデ林（調査区8）では2004年以降のイヌシデやコナラの大量枯死があり、コナラ、イヌシデをはじめとする稚樹による森林の更新過程にあることが明らかとなった。もう1箇所の保存林であるクヌギ林（調査区10）については2004年以降目立った変化は認められなかった。以上3つの森林群落については今後もモニタリングを続ける必要があることを指摘した。

また、萩原（1977）、石田ほか（1998）、橋本ほか（2005）が指摘しているとおり、生態園においても多くの森林群落の下層に鳥散布型の常緑樹が増加していることが確認された。これらのうち、外来種のトウネズミモチや庭木等に由来すると考えられるクロガネモチ等については除伐等の対策を検討する必要があることを指摘した。さらに、外来種ではないがアオキ、ヤツデ、カクレミノ等についても生育密度を低下させる対策を検討する必要があることも指摘した。

生態園内12箇所の森林継続調査区については今後も10～20年程度の間隔で毎木調査を継続する必要がある。調査地と調査方法の項で述べたとおり2023年に実施した毎木調査には延べ53日間、148人日の労力を要した。この他にデータの入力と解析にも多くの日数を要した。2023年の5月上旬まではCOVID-19の影響により、千葉県立中央博物館においても通常の博物館業務が縮小されていたという特殊な事情のため、博物館研究員がこの調査に専念できる時間が通常よりも多かったことが幸いしたともいえる。しかし、1年間で12調査区全ての調査を完遂することは容易ではない。今後の無理のない再調査の継続のためには、例えば1年に1ないし数箇所の調査区の調査を実施し、数年をかけて12調査区全ての調査を終える等の調査計画を検討する必要があるだろう。

謝 辞

元千葉県立中央博物館研究職員の原正利、大野啓一、中村俊彦、由良浩の各氏には、過去の調査データの継承等についてご協力いただいた。千葉大学理学部生物学科の栗橋凜、佐木崎聡太、鈴木ひかり、高本龍真、館坂珠季、塚田雄生、戸高倫太郎、中村一明、成岡大輔、野田真舟、矢野滉己、米沢英駿の各氏には毎木調査においてご協力をいただいた。ここに記して謝意を表する。

引用文献

- 福嶋 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.
- 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. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告 6(1): 29-44.
- 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. 趣旨の散布と定着. 自然教育園報告 (7): 19-31.
- 原 正利・大野啓一・川名 興・倉俣武男・清水井洋一・中村俊彦・平田和弘. 2007. 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—林分の生長と種組成の変化—. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告 9(2): 75-88.
- 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.
- 林 紀男. 2024. 舟田池での水環境保全の取り組み—環境生態工学の視点から—. 千葉県立中央博物館研究報告 特別号 (12): 21-33.
- 平田和弘・小滝一夫. 1996. 千葉市のスダジイ林. 所収 千葉自然環境調査会（沼田真代表）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. 千葉県環境衛生局環境部, 千葉市.
- 石田弘明・服部 保・山戸美智子. 1988. 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.
- 松井光遙・内田方彬・谷本丈夫・北村昌美. 1992. 大都会に作られた森—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. 万博記念公園の森—郷土の森の再生. 所収 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.
- 中村俊彦. 1994. 生態園の整備経過と管理運営. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告 特別号 (1): 7-17.
- 中村俊彦. 2019. 生態園の照葉樹林の森林移植30年. 生態園シンポジウム2019資料, 19pp.
- 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. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告 特別号 (1): 129-139.
- 西内李佳. 2024. 序論—生態園の35年—. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告 特別号 (12): 1-4.
- 沼田 真. 1994. 自然誌博物館と生態園. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告 特別号 (1): 1-5.
- 大場達之. 2003. カキノキ科. 所収 千葉県史料財団（編）千葉県自然誌 別編4 千葉県植物誌 県史シリーズ51, p. 445. 千葉県, 千葉.
- 岡田 淳. 1986. 広幡八幡宮の森. 所収 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.
- 大窪久美子. 1994. 生態園湿原における植生の経年変化. 千葉県立中央博物館研究報告 特別号 (1): 161-168.
- 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—. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告 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—. 所収 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.
- 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—. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告 特別号 (1): 113-128.
- 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.
- 斉藤明子・尾崎煙雄・斉藤 修・伴 光哲・西内李佳・鈴木勝・大島健夫・樽 宗一郎. 2024. 生態園の昆虫—2020～2023年の記録—. 千葉県立中央博物館研究報告 特別号 (12): 51-109, pls. 5-12.
- 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—. 所収 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.

Successional Change of Forest Communities in the Ecology Park during 30 Years

Kemrio Ozaki and Rika Nishiuchi

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

An inventory survey was conducted in 2023 for a total of 10 stands of forest communities created by planting or transplanting and two preserved forest stands in the Ecology Park of Natural History Museum and Institute, Chiba. Comparing with the previous surveys in 1994 and 2004, changes in species composition and structure of the stands were investigated. For the nine forest stands that were created through planting, we evaluated the extent to which the target forest communities set at the time of creation were achieved. The impacts of the pine wilt and the oak wilt diseases were not ignorable in some stands. The situation of invasion by non-native species, such as *Ligustrum lucidum*, has also been reported.

Key words: urban forest, ecological monitoring, pine wilt, oak wilt, non-native species.