

紮の森において林冠ギャップ下に定着した木本実生の種組成、サイズ構造とその影響要因

Species Composition and Size Structures of Woody Seedlings Emerged and Established under Canopy Gaps, and Their Effect Factors in Tadasu-No-Mori Forest

田端 敬三* 橋本 啓史** 森本 幸裕***

Keizo TABATA Hiroshi HASHIMOTO Yukihiro MORIMOTO

Abstract: We investigated population structures of woody seedlings emerged and established under canopy gaps, and their effect factors in the large-scale mature forest, Tadasu-No-Mori Forest in Kyoto city. There were 36 species, 4335 woody seedlings in 2012. The whole population density was 307.9 individuals/100m². Population density of *Celtis sinensis* was the highest of all species, 81.6 individuals/100m². Appearance frequency of *Quercus glauca* seedlings was the highest, 58.0%. Population densities of *C. sinensis*, *Zelkova serrata* and *Aphananthe aspera* seedlings had been significantly higher when the diffuse site factor was more than 12%. There had not been significantly differences of population densities of seedlings between modes of gap maker death, uprooting and trunk snap or standing dead. The 62 sites were classified into the two groups by TWINSpan. The one group was that dominant species was *C. sinensis* and the mean diffuse site factor was significantly higher. The other was that dominant species was *Q. glauca* and the mean basal area of evergreen broadleaved mature trees was significantly higher. The population density of *A. aspera* seedlings was relatively lower than those of *C. sinensis* and *Z. serrata*. It indicates light condition in the forest floor of this site was insufficient for regeneration of *A. aspera*.

Keywords: urban forest, gap regeneration, woody seedling

キーワード: 都市林, ギャップ更新, 木本実生

1. はじめに

経済的な生産性を最重視する環境整備がなされた結果、自然的要素のほとんどが喪失した現代の都市空間において、わずかに残存した森林は、都市気象のコントロールや生物多様性の保全、大気浄化、騒音低減、災害防止、景観形成、都市住民の余暇活動の場^{3, 12, 15}としての役割など、多岐にわたる重要な機能を果たしている。その中でも長期間にわたって良好な状態で保護されてきた社叢は、市街地内に在りながら自然性の高い植生を維持してきた特に貴重な森林である¹⁷。しかしその多くは小面積で、1 ha 以上のものは少ないとされる⁴。

こうした中、総面積が 12.4ha であり、成立から非常に長期間が経過した成熟林である京都下鴨神社紮の森は、都市域に立地する大規模な森林として非常に稀有な存在である。

紮の森は高野川と賀茂川が合流する氾濫原に立地しており、その結果、ムクノキ、エノキ、ケヤキなどの落葉広葉樹種が優占する植生が成立し¹³、1939 年に実施された幹周 100cm 以上対象の毎木調査では上記の 3 樹種の胸高断面合計の全体比が 85%であった¹⁰。しかし 1934 年発生した台風被害の復旧を目的としたクスノキを中心とする常緑広葉樹種の人為的導入や、河川改修による攪乱体制の変化などによって、近年、植生構造が大きく変化しつつある¹³。本来の優占樹種であるムクノキ、エノキ、ケヤキの個体群保全を図るためには、その更新プロセスの理解が不可欠であり、よって林冠木の枯死により形成されるギャップとそれに伴う林床での環境変化^{14, 23}、以上と実生の発生定着状況との関連性の、長期間における検討が非常に重要となる。これまで紮の森での林床での木本実生の発生定着状況およびその影響要因については、坂本ら¹⁰および田端ら¹⁹による研究例があるが、いずれも短期間の観測によるものであり、また実生の出現と周囲の母樹密度との関係性などは検討されていない。

そこで本研究は、紮の森において林冠木の枯死によって形成されたギャップ下に発生定着が見られた木本実生の各樹種の個体密

度、サイズ構造を調査し、種子の供給ポテンシャル、林床の光条件、ギャップ形成木の枯死形態との関連性を検討した。さらに同一サイト間の 9 年間での木本実生の個体群の種構成の変化を解析し、以上から下鴨神社紮の森の主要樹種の実生の更新過程とその影響要因を明らかにすることを目的とした。

2. 調査地概要

調査対象地である紮の森は、賀茂御祖神社（下鴨神社）の境内林で、総面積は 12.4ha、参道、社殿などを除いた森林のみの面積は 9.08 ha である¹³。

本調査地では、これまで胸高直径 10cm 以上の全樹木を対象とする全域での毎木調査が 1991 年、2002 年、2010 年の計 3 回実施されている^{18, 21}。1991 年は 56 種 3416 本、2002 年は 59 種 3433 本、2010 年では 59 種 3635 本の樹木が確認された。個体密度はアラカシが最も高く 1991 年は全体の 15.6%、2002 年は 16.2%、2010 年では 17.6%を占めていた。全体での胸高断面面積合計は 1991 年には 37.2m²/ha、2002 年が 40.6m²/ha、2010 年は 43.0m²/ha であった。胸高断面面積合計の相対値は 1991 年にはムクノキが 22.4%で最大であったが、2002 年はクスノキが最大となっていた。また 1991 年、2002 年、2010 年とも落葉広葉樹が全体の 50%以上を占め、またクスノキ、ムクノキ、エノキ、ケヤキ 4 種で約 70%を占めていた¹⁸。

3. 調査方法

(1) 調査地点の選定

紮の森で 2003 年に実施した、1991 年から 2002 年の期間内での林冠木の枯死により形成されたギャップ下への木本実生の発生定着状況¹⁹の調査箇所のうち 39 地点を、2012 年時点における枯死からの経過年数が 10 年以上 21 年未満のサイトとして再び選定した。またさらに 2002 年から 2010 年の間に林冠木が枯死した箇所（枯死からの経過年数 2 年以上 10 年未満）を 35 地点、枯死が

*近畿大学農学部 **名城大学農学部 ***京都学園大学バイオ環境学部

表一 発生定着した木本実生の生活型別の個体密度と出現頻度 (2012 年)

生活型	樹高50cm未満		樹高50-100cm		樹高100cm以上		計	
	個体密度 (本/100m ²)	出現 頻度 (%)	個体密度 (本/100m ²)	出現 頻度 (%)	個体密度 (本/100m ²)	出現 頻度 (%)	個体密度 (本/100m ²)	出現 頻度 (%)
常緑広葉樹	153.1	87.5	3.1	30.7	4.6	39.8	160.8	94.3
落葉広葉樹	128.1	56.8	1.6	11.4	0.6	8.0	130.4	58.0
針葉樹・その他	11.9	58.0	2.6	22.7	2.1	17.0	16.5	69.3
計	293.1	93.2	7.4	46.6	7.4	51.1	307.9	97.7

2010 年から 2012 年の間 (枯死からの経過年数 2 年未満) での箇所 14 地点を加えた計 88 地点を今回の調査対象サイトとして選定した。

(2) 枯死木跡地への実生の発生定着状況

林冠木が枯死した跡地への木本実生の発生と定着の状況についての調査を行った。88 ヶ所の各調査地点に 4m×4m のコドラートを設置した (総面積 1408m²)。各コドラート内に生育が見られた全ての木本実生を調査対象として、樹種、樹高を記録した。調査は 2012 年 9 月から翌年 2 月にかけて実施した。

(3) 光環境評価

88 ヶ所の調査地点において光環境の評価を行った。デジタルカメラ (Nikon Coolpix 950) にフィッシュアイコンバータ (Nikon FC-E8) を装着して各調査地点において、地上から約 50cm と 100 cm の 2 つの高さで全天写真の撮影を行った。実施時期は 2012 年 9 月から 10 月にかけてである。その後、撮影した写真から全天写真解析プログラム²⁹⁾を用いて、天頂方向の明るさを加重³⁾した相対散乱光量 (%) を算出した。

(4) 林冠ギャップ形成木の枯死形態

跡地への木本実生の発生定着へ影響が考えられる要因として、ギャップを形成した林冠木の枯死形態の記録を行った。倒伏して枯死している「根返り」、幹の中間で折れている「幹折れ」あるいは幹が途中で折れてはおらず直立した状態で枯死している「立ち枯れ」、ナラ枯れの感染等によって枯死した樹木を根元から伐採した「撤去」に区分した。幹折れや立ち枯れでは林床の光環境が改善されるのみであるが、根返りによる枯死ではさらに林床に微小地形が形成されるなど土壌攪乱が伴うとされる¹⁴⁾。

4. 解析方法

(1) 林床への種子供給ポテンシャルおよび展葉期の光条件

実生の発生定着に対する種子の供給ポテンシャルの指標として、近隣に存在する同種の成木本数を用いた。鳥被食型散布樹種のミズキでは、鳥に被食されて長距離に散布される率は全体の 17%ほどで、ほとんどが自然落下し、さらに自然落下した果実の 98%が母樹下に分布する¹⁰⁾、また堅果型樹種では約 70%が 10m以内に散布されるとの報告⁹⁾より、今回の成木の探索範囲を各調査地点の中心から半径 10m 圏内とした。また繁殖個体サイズに関しては、シラカシは直径 15cm 程度以上から結実が見られ⁸⁾、また京都市内の都市内再生林での植栽木の調査結果²⁰⁾で得られた結実個体の直径最小値 (エノキ 14cm, アラカシ 5cm, ケヤキ 18cm, シイ 12cm, ツバキ 4cm, クスノキ 20cm, ムクノキ 9cm) から、半径 10m 圏内に位置する各樹種での上記の最小結実サイズ以上の樹木の本数を樹種ごとにカウントし、調査コドラート内に発生定着した同種の実生の個体密度との関係を検討した。

また落葉樹優占林での下層の光環境は季節により大きく変動が見られるとの報告²⁾から、展葉期の光条件の指標として、周囲に位置する常緑樹種の断面積合計を採用した。各調査地点の中心か

表二 発生定着した木本実生の樹種別の個体密度と出現頻度 (2012 年)

樹種	樹高50cm未満		樹高50-100cm		樹高100cm以上		計	
	個体密度 (本/100m ²)	出現 頻度 (%)	個体密度 (本/100m ²)	出現 頻度 (%)	個体密度 (本/100m ²)	出現 頻度 (%)	個体密度 (本/100m ²)	出現 頻度 (%)
エノキ	81.4	39.8	0.2	3.4	0.0	0.0	81.6	39.8
アラカシ	68.2	50.0	1.1	10.2	1.6	14.8	71.0	58.0
ケヤキ	33.3	25.0	0.2	3.4	0.0	0.0	33.5	26.1
シイ	20.6	22.7	0.1	2.3	0.0	0.0	20.7	23.9
ツバキ	17.5	34.1	0.1	2.3	0.6	10.2	18.3	39.8
クスノキ	17.4	21.6	0.0	0.0	0.0	0.0	17.4	21.6
シュロ	11.2	52.3	2.3	20.5	1.7	11.4	15.2	59.1
シラカシ	11.6	4.5	0.1	2.3	0.2	1.1	11.9	4.5
アオキ	5.6	36.4	0.8	12.5	1.6	20.5	8.0	45.5
ムクノキ	5.3	25.0	0.4	2.3	0.3	4.5	6.0	25.0
その他*	21.1	-	1.9	-	1.3	-	24.4	-

(*:トウネズミモチ, アカメガシワ, チャノキ, ネズミモチ, ナンテン, イヌマキ, ナナメノキ, カナメモチ, マンリョウ, シヤリンバイ 他16種)

ら半径 4m 圏内に位置する直径 10cm 以上の常緑性樹木の断面積の合計値を求め、圏域の面積に対する割合 (%) に換算した。以上の 10m 圏内成木本数および 4m 圏内常緑樹種の断面積合計の算出には、2010 年に行った毎木調査で得られた幹直径 10cm 以上の樹木の樹種、直径、位置データを用いた。

(2) 2003 年から 2012 年での 9 年間の木本実生個体群の動態

2003 および 2012 の両年で調査を行った 39 ヶ所のうち、実生の発生定着が見られた 31 ヶ所について、9 年間での実生個体群の種組成の変化を検討した。2003 年および 2012 年それぞれに対する 31 の調査地点の計 62 ヶ所について、出現頻度が 5%以上であった 9 種の個体密度データを基に、TWINSpan[®]によって 62 ヶ所の地点、樹種を相互に位置づけ、グループ分類を行った。さらに DCA[®]によって座標付けを行い、同一調査地点の年次間での発生実生の種組成の類似性を検討した。さらに TWINSpan により分類された各地点グループの特性および DCA の各地点スコアと相対散乱光量 (%) および半径 4m 圏内の常緑樹木の胸高断面積合計 (%) との関連性を検討した。相対散乱光量は、2012 年が地上高 50cm での値、2003 年については同年 9 月の測定値¹⁸⁾、また半径 4m圏内の常緑樹木の胸高断面積合計は 2012 年が 2010 年実施¹⁹⁾、2003 年については 2002 年¹⁷⁾に実施した毎木調査結果より算出した値を用いた。

5. 結果

(1) 林床に発生定着した木本実生の 2012 年での種組成およびサイズ構造

林冠木の枯死跡地 88 地点で、2012 年に発生定着が見られた全木本実生は 36 種 4335 本 (307.9 本/100m²) であった (表一)。このうち常緑広葉樹は 18 種 2264 本 (160.8 本/100m²)、落葉広葉樹 15 種 1836 本 (130.4 本/100m²)、針葉樹・その他が 3 種 233 本 (16.5 本/100m²) であった。常緑広葉樹は 94.3%と高い出現頻度を示した。また樹高サイズごとで見ると、樹高 50cm 未満では常緑広葉樹が 153.1 本/100m²、落葉広葉樹が 128.1 本/100m²であった。また樹高 50-100cm では、常緑広葉樹が 3.1 本/100m²、落葉広葉樹が 1.6 本/100m²となっていた。樹高 100cm 以上では常緑広葉樹が 4.6 本/100m²、落葉広葉樹が 0.6 本/100m²であった。

樹種別での個体密度は、全体ではエノキが最も高く 81.6 本/100m²、次いでアラカシが 71.0 本/100m²、ケヤキ 33.5 本/100m²、シイ 20.6 本/100m²の順であった (表二)。出現頻度はアラカシが最も高く全体の 58.0%の地点で見られた。樹高クラスごとに見

表三 調査地点の光環境、林冠ギャップ形成木の枯死形態、周囲の閉鎖林分の構造

地点 数	相対散乱光量 (%)						ギャップ形成林冠木の枯死形態別の地点数				半径 4m圏内の直径 10cm 以上 常緑樹木の胸高断面積合計 (%)		
	地上 50cm			地上 100cm			根返り	幹折れ・ 立ち枯れ	撤去	不明	平均±S.D.	最小	最大
	平均±S.D.	最小	最大	平均±S.D.	最小	最大							
88	12.3±1.8	8.5	16.7	12.3±1.8	7.9	16.5	33	39	10	6	0.25±0.26	0.00	1.39

表一4 10m 圏内の同種成木本数別,
光環境別での発生定着実生の個体密度

樹種	10m圏内 同種 成木 本数	相対散乱光量12%未満		相対散乱光量12%以上		p
		地点数	個体密度 (本/100m ²) 平均±S.D.	地点数	個体密度 (本/100m ²) 平均±S.D.	
エノキ	0	14	17.4± 32.3	21	215.2±235.3	**
	1-2	16	11.7± 38.7	12	124.5±317.6	
	3以上	11	5.1± 12.1	14	58.5±149.5	
	計	41	11.9± 31.0	47	145.3±243.2	
アラカシ	0	6	0.0± 0.0	16	0.0± 0.0	***
	1-2	13	34.1± 60.7	14	71.0± 97.0	
	3以上	22	156.0±255.2	17	66.9±164.1	
	計	41	94.5±199.8	47	45.3±114.5	
ケヤキ	0	23	0.0± 0.0	28	47.8±113.9	**
	1-2	12	4.2± 12.6	14	62.9±131.2	
	3以上	6	0.0± 0.0	5	133.8±299.1	
	計	41	1.2± 6.9	47	61.4±144.7	
シイ	0	35	3.8± 8.9	36	0.3± 1.5	*
	1-2	4	7.8± 11.8	7	50.9± 89.4	
	3以上	2	15.6± 4.4	4	312.5±310.1	
	計	41	4.7± 9.2	47	34.4±122.4	
ツバキ	0	24	10.7± 31.4	32	0.8± 3.5	***
	1-2	7	20.5± 43.6	8	4.7± 4.4	
	3以上	10	44.4± 42.9	7	90.2± 74.7	
	計	41	20.6± 38.3	47	14.8± 41.9	
シラカシ	0	34	0.0± 0.0	38	0.0± 0.0	***
	1-2	5	7.5± 16.8	3	39.6± 68.6	
	3以上	2	3.1± 4.4	6	224.0±366.0	
	計	41	1.1± 5.9	47	31.1±142.9	
クスノキ	0	21	5.4± 19.0	12	5.7± 18.0	***
	1-2	13	0.0± 0.0	22	50.6±179.7	
	3以上	7	1.8± 3.0	13	18.3± 60.5	
	計	41	3.0± 13.7	47	30.2±127.1	
ムクノキ	0	15	5.4± 11.3	25	7.5± 12.9	***
	1-2	24	0.3± 1.3	17	10.7± 20.3	
	3以上	2	0.0± 0.0	5	3.8± 5.6	
	計	41	2.1± 7.2	47	8.2± 15.4	

(***: $p < 0.001$, **: $p < 0.01$, *: $p < 0.05$)

表一6 10m 圏内の同種成木本数別,
周囲の閉鎖林分の構造別での発生定着実生の個体密度

樹種	10m圏内 同種 成木 本数	半径4m圏内の直径10cm以上常緑樹木の 胸高断面積合計			
		0.25%未満		0.25%以上	
		地点数	個体密度 (本/100m ²) 平均±S.D.	地点数	個体密度 (本/100m ²) 平均±S.D.
エノキ	0	19	85.2±148.1	16	196.5±251.3
	1-2	18	80.6±262.7	10	23.1± 52.4
	3以上	16	39.1±135.1	9	27.8± 66.2
	計	53	69.7±189.3	35	103.6±192.6
アラカシ	0	13	0.0± 0.0	9	0.0± 0.0
	1-2	20	47.2± 85.5	7	70.5± 75.1
	3以上	20	116.6±236.8	19	117.8±212.0
	計	53	61.8±159.2	35	78.0±165.2
ケヤキ	0	26	38.9±118.5	25	13.0± 28.4
	1-2	20	35.6±104.6	6	36.5± 89.3
	3以上	7	95.5±252.8	4	0.0± 0.0
	計	53	45.2±136.1	35	15.5± 43.0
シイ	0	50	1.5± 6.6	21	3.3± 6.1
	1-2	3	81.3±140.7	8	18.0± 26.0
	3以上	0	-	6	213.5±284.9
	計	53	6± 33.9	35	42.7±135.5
ツバキ	0	36	4.9± 24.0	20	5.3± 14.7
	1-2	6	24.0± 46.7	9	4.2± 4.4
	3以上	11	73.9± 66.1	6	43.8± 47.9
	計	53	21.3± 47.0	35	11.6± 28.1
シラカシ	0	48	0.0± 0.0	24	0.0± 0.0
	1-2	4	9.4± 18.8	4	29.7± 59.4
	3以上	1	0.0± 0.0	7	192.9±344.1
	計	53	0.7± 5.2	35	42.0±164.8
クスノキ	0	24	3.6± 12.8	9	10.4± 29.0
	1-2	21	2.1± 5.7	14	76.3±223.9
	3以上	8	3.1± 6.7	12	18.8± 63.0
	計	53	2.9± 9.5	35	39.6±146.9
ムクノキ	0	23	6.5± 13.9	17	7.0± 9.9
	1-2	23	7.3± 17.8	18	1.0± 4.4
	3以上	7	2.7± 4.9	0	-
	計	53	6.4± 14.9	35	3.9± 8.0

ると、樹高 50cm 未満においてはエノキが 81.4 本/100m²、アラカシが 68.2 本/100m²、ケヤキが 33.3 本/100m²であった。樹高 50-100cm ではシュロが最も多く見られ、2.3 本/100m²、次いでアラカシが 1.1 本/100m²となっていた。また樹高 100cm 以上においてもシュロの個体密度が最も高く 1.7 本/100m²となっていた。

2012 年に測定した全 88 地点での相対散乱光量の平均値は地上 50cm、地上 100cm いずれも 12.3%であった (表一3)。またギャップを形成した林冠木の枯死の形態は、根返りが 33 地点 (全体比 37.5%)、幹折れおよび立ち枯れが 39 地点 (44.3%)、人為的に撤去されたものが 10 地点 (11.4%) となっていた。幹折れおよび立ち枯れが最も多く見られた (表一3)。

表一5 10m 圏内の同種成木本数別,
林冠ギャップ形成木の枯死形態別での発生定着実生の個体密度

樹種	10m圏内 同種 成木 本数	林冠ギャップ形成木の枯死形態					
		根返り		幹折れ・立ち枯れ		撤去	
		地点数	個体密度 (本/100m ²) 平均±S.D.	地点数	個体密度 (本/100m ²) 平均±S.D.	地点数	個体密度 (本/100m ²) 平均±S.D.
エノキ	0	14	61.6±135.7a	13	140.9±184.8a	5	413.8±265.3b
	1-2	10	29.4± 88.6a	13	21.2± 45.9a	3	368.8±633.3b
	3以上	9	34.0± 64.7	13	42.3±150.7	2	9.4± 13.3
	計	33	44.3±104.7a	39	68.1±146.3a	10	319.4±384.1b
アラカシ	0	7	0.0± 0.0	12	0.0± 0.0	3	0.0± 0.0
	1-2	10	28.8± 45.6	10	55.0± 72.4	4	135.9±154.1
	3以上	16	132.8±195.4	17	72.8±163.2	3	352.1±572.2
	計	33	73.1±148.5	39	45.8±116.0	10	160.0±319.0
ケヤキ	0	20	7.5± 23.9	17	59.6±143.7	9	19.4± 31.6
	1-2	10	71.3±153.5	15	14.6± 33.0	1	0.0± 0.0
	3以上	3	222.9±386.1	7	0.0± 0.0	0	-
	計	33	46.4±142.6	39	31.6± 98.7	10	17.5± 30.4
シイ	0	28	2.9± 9.1	31	1.6± 4.6	6	0.0± 0.0
	1-2	5	18.8± 30.0	4	62.5±120.9	2	21.9± 30.9
	3以上	0	-	4	245.3±341.0	2	150.0±212.1
	計	33	5.3± 14.7	39	32.9±126.5	10	34.4± 94.3
ツバキ	0	22	4.0± 13.7	26	6.7± 28.2	5	0.0± 0.0
	1-2	5	27.5± 51.3	6	4.2± 3.2	2	6.3± 8.8
	3以上	6	61.5± 19.5	7	64.3± 82.7	3	56.3± 86.8
	計	33	18.0± 31.9	39	16.7± 46.0	10	18.1± 48.8
シラカシ	0	29	0.0± 0.0	31	0.0± 0.0	6	0.0± 0.0
	1-2	4	39.1± 56.0	4	0.0± 0.0	0	-
	3以上	0	-	4	1.6± 3.1	4	335.9±416.1
	計	33	4.7± 21.5a	39	0.2± 1.0a	10	134.4±296.3b
クスノキ	0	17	4.0± 15.1	12	8.9± 24.9	1	6.3± 0.0
	1-2	8	1.6± 2.9	20	50.9±189.2	5	16.3± 12.2
	3以上	8	0.0± 0.0	7	3.6± 7.1	4	56.3±108.4
	計	33	2.5± 10.9	39	29.5±136.3	10	31.3± 66.7
ムクノキ	0	15	6.3± 15.5	14	6.3± 10.4	8	10.9± 10.4
	1-2	14	3.6± 9.4	22	6.3± 17.5	2	0.0± 0.0
	3以上	4	0.0± 0.0	3	6.3± 6.3	0	-
	計	33	4.4± 12.1	39	6.3± 14.4	10	8.8± 10.3

(アルファベットは、10m圏内同種成木本数が同階級での、異なる林冠ギャップ形成木の枯死形態間でのTukey法による多重比較結果を示す。異なるアルファベットは有意差を表示 $p < 0.05$)

(2) 主要樹種実生の発生定着環境

発生定着した主要高木性 8 種の樹高が 50cm 未満の実生の個体密度を、調査地点から 10m 圏内の同種の成木の本数階別 (0 本、1-2 本、3 本以上)、相対散乱光量別 (12%未満、12%以上)、ギャップを形成した林冠木の枯死形態別 (根返り、幹折れ・立ち枯れ、撤去)、調査地点から 4m 圏内の常緑樹木の断面面積合計階別 (0.25%未満、0.25%以上) で検討した。相対散乱光量および 4m 圏内の常緑樹木の断面面積合計階については、88 地点全体での平均値 (表一3) をそれぞれ階級区分の閾値とした。その結果、エノキ、ケヤキ、ムクノキでは相対散乱光量 12%以上の場合で発生定着個体が多数見られた (t 検定, エノキ $p < 0.001$, ケヤキ $p < 0.01$, ムクノキ $p < 0.05$) (表一4)。

林冠ギャップを形成した樹木の枯死の形態については、根返りと幹折れ・立ち枯れのタイプ間では、発生定着した実生の個体密度に差異は見られなかった (表一5)。

(3) 2003 年から 2012 年での 9 年間の木本実生個体群の動態

31 調査地点の 2003 年および 2012 年での計 62 の結果を同列にし、TWINSPLAN により地点、樹種をグループ分けした結果を表一7 に示した。地点グループ A では、種グループ 1 に区分されたアラカシ、ツバキの個体密度が有意に高くなっていた (t 検定, アラカシ $p < 0.01$, ツバキ $p < 0.05$)。これに対して、地点グループ B では種グループ 2 に区分されたエノキ、ムクノキの個体密度が有意に高い傾向が見られた (t 検定, エノキ $p < 0.01$, ムクノキ $p < 0.05$) (表一7)。相対散乱光量は地点グループ B において有意に高い値が見られた (t 検定, $p < 0.05$) (表一7)。また半径 4m の圏域内での直径 10cm 以上常緑樹木の胸高断面積合計は地点グループ A が有意に高い値を示した (t 検定, $p < 0.001$) (表一7)。

2003 年は地点グループ A であった 24 ヶ所のうち、2012 年もグループ A のままであった箇所は 20、地点グループ B に変化した箇所は 4 であった。また 2003 年に地点グループ B に分類された 7 ヶ所のうち、2012 年も地点グループ B に区分されたのは 4 ヶ所、地点グループ A となったのは 3 ヶ所であった (表一8)。

表一 7 TWINSPLANによって分類された各地点グループでの発生定着実生の個体密度、光環境、周囲の閉鎖林分の構造

発生定着が見られた実生の個体密度(本/100m ²)															相対散乱 光量(%)	常緑樹木 胸高断面積 合計(%)
(平均±S.D.)																
地点 数	種グループ1							種グループ2							平均±S.D. (平均±S.D.)	
	アラカシ	シュロ	ツバキ	クスノキ	シイ	エノキ	ケヤキ	ムクノキ	アオキ							
A	47	63.2±105.8	30.7±39.4	8.8± 21.8	1.6± 1.3	9.2 1.3± 3.7	13.2± 75.9	0.0± 0.0	0.1± 0.9	3.1± 6.2	9.9±2.3	0.26±0.22				
B	15	3.8± 6.6	20.0±22.2	0.4± 1.6	1.3± 4.8	12.1± 46.8	62.9±139.6	52.1±154.0	14.6± 20.1	17.9± 21.1	11.9±3.0	0.09±0.10				
p値		**		*			**		*	**	*	***				
(***: $p < 0.001$, **: $p < 0.01$, *: $p < 0.05$)																

(***: $p < 0.001$, **: $p < 0.01$, *: $p < 0.05$)

DCA を用いて各調査地点の座標付けを行い、同一調査地点の年次間での発生実生の種組成の類似性を検討した結果を図一に示した。DCA の第 1 軸と相対散乱光量との間の相関係数は 0.33, 第 2 軸と常緑樹木の胸高断面面積合計との間の相関係数は 0.43 であり、いずれも有意性が見られた ($p < 0.01$)。

6. 考察

本研究で対象とした樹種においては、実生の発生定着個体の密度は、ギャップ形成の際での林冠木の枯死形態のタイプ間では大きな相違は見られず(表一5)、林床の土壌攪乱の程度はあまり影響していなかった。これに対し、エノキ、ケヤキ、ムクノキでは相対散乱光量が 12%以上のサイトではより多数の実生の発生が見られ、これらの樹種では開葉期の光条件が更新に強く影響していることが示唆された。

ケヤキでは相対散乱光量 12%以上の条件では 10m 圏内の同種の成木の密度が高まるにつれて、実生の個体密度も高くなっていったが、エノキでは、10m 圏内に同種の成木が存在しない場合でも、多数の実生の定着が見られた(表一4)。風散布型樹種であるケヤキでは、一定条件以上の光環境下では、周囲の母樹の密度が実生の出現数の規定要因となっていると考えられた。

また重力散布型樹種であるアラカシ、シラカシでは、母樹が 10 m 範囲内に存在しない場合では、実生の出現は見られなかったが、同じ重力散布型のシイでは低密度ながら出現が見られた(表一4, 5, 6)。シイは埋土種子集団を形成することが報告されており⁵⁾、かつて近隣に生育していた成木から散布された埋土種子からの発生である可能性が考えられる。

エノキ、ケヤキとともに糸の森の林冠層での主要構成樹種であるムクノキの実生の発生は全体的に非常に少ない傾向にあった(表一2)。2002 年での直径 10cm 以上の成木個体の密度は、エノキが 41.3 本/ha、ケヤキが 29.4 本/ha であったのに対して、ムクノキは 34.8 本/ha であり¹⁸⁾、エノキ、ケヤキと同様に、ムクノキについても林床に十分な種子の供給はなされているものと思われる。今回、2012 年での調査地点全体での相対散乱光量の平均は約 12 %であったが(表一3)、この値はエノキ、ケヤキ実生の

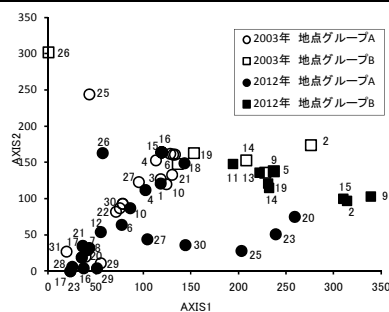
発生定着に対しては十分であるが、ムクノキの更新には不十分な条件であると思われる。

引用文献

- Anderson MC (1971) : Radiation and crop structure : In : Sestak Z, Catsky T, Jarvis PG (Eds.) Plant Photosynthetic Production Manual of Methods: Junk, The Hague, pp.412-466
- Baldocchi DD, Hutchison BA, Matt DR, McMillan RT (1984) : Seasonal variations in the radiation regime within an oak-hickory forest : Agricultural and Forest Meteorology 33, 177-191
- Escobedo FJ, Nowak DJ (2009) : Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest : Landscape and Urban Planning 90, 102-110
- 服部保 (2005) : 照葉樹林 : 福岡司編, 植生管理学 : 朝倉書店, 57-67
- 林一六・沼田眞 (1968) : 遷移からみた埋土種子集団の解析 V : 自然教育園の生物群集に関する調査報告書第 2 集, 1-7
- Hill MO (1979) : TWINSPLAN A FORTRAN program for arranging multivariate data in ordered two-way table by classification of the individuals and attribute : Ithaca Cornell University, 30pp
- Hill MO, Gauch Jr. HG (1980) : Detrended correspondence analysis An improved ordination technique : Vegetatio 42, 47-58
- 池谷則夫・沖津雄・高橋啓二 (1987) : *Quercus* 属の種子生産 (II) シラカシ : 98 回日本林学会論文集, 359-360
- 今博計・明石信廣・南野一博・倉本恵生・飯田滋生 (2013) : 北海道中央部の広葉樹林に隣接するトドマツ人工林での種子散布 : 日本生態学会誌 63, 211-218
- 京都市景勝地樹木対策委員会 (1974) : 京都市の巨樹名木(第 1 篇), 96pp
- Masaki T, Kominami Y, Nakashizuka T (1994) : Spatial and Seasonal Patterns of Seed Dispersal of *Cornus controversa* in a Temperate Forest : Ecology 75(7), 1903-1910
- McBride YJ, Zhou J, Sun Z (2005) : The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction : Urban Forestry and Urban Greening 3(2), 65-78
- 森本幸裕 (1994) : 糸の森の樹木学 : 四手井綱英編 下鴨神社の糸の森 : ナカニシヤ出版, pp.180-215
- 中静透 (2004) : 森のスケッチ : 東海大学出版会, 236pp
- 夏原由博 (1998) : 都市にどのような森をつくるか : 生活衛生 42 (4), 113-133
- 坂本圭児・小林達明・池内善一 (1987) : 京都, 下鴨神社の社寺林における林分構造について : 造園雑誌 48 (5), 275-280
- 坂本圭児・石原晋二・千葉喬三 (1989) : 岡山における社寺林の研究 (I) : 市街地およびその近郊における全体構造 : 日本緑化工学会誌 15 (2), 28-35
- 田端敏三・橋本啓史・森本幸裕・前中久行 (2004) : 糸の森におけるクスノキおよびニレ科 3 樹種の成長と動態 : ランドスケープ研究 67 (5), 499-502
- 田端敏三・橋本啓史・森本幸裕・前中久行 (2007) : 下鴨神社の糸の森における林冠木の枯死とそれに伴う木本実生の侵入定着過程 : 日本緑化工学会誌 33 (1), 53-58
- 田端敏三・森本幸裕 (2012) : 都市内再生林の造成後早期に侵入定着した木本実生の成長特性 : ランドスケープ研究 75 (5), 431-434
- 田端敏三・橋本啓史・森本幸裕 (2013) : 林内におけるツバキ、モチノキ、タラウウ 3 種の成長に対する周辺競争個体と初期サイズの影響 : ランドスケープ研究 76 (5), 461-464
- 竹中明夫 (2009) 全天写真解析プログラム CanopOn2, <http://takenaka-akio.cool.ne.jp/etc/canopon2/>
- 山本進一 (1981) : 極相林の維持機構—ギャップダイナミクスの視点から— : 生物科学 33, 8-16

表一 8 TWINSPLAN による地点グループ分類からみた
林床に発生定着した木本実生の種構成の動態

2003年/2012年	地点グループA	地点グループB	計
地点グループA	20	4	24
地点グループB	3	4	7
計	23	8	31



図一 DCA による各地点の座標付け