

雑木林における上層木の伐採が林床草本の 種組成と開花に及ぼす影響

深田健二¹・亀山章²

^{1,2} 東京農工大学農学部景観生態学研究室 (〒 183-8509 東京都府中市幸町 3-5-8)

1 fukada@cc.tuat.ac.jp

2 kame-a@cc.tuat.ac.jp

雑木林における上層木の伐採が林床草本の種組成と開花に及ぼす影響を明らかにし、適切な植生管理を行うための基礎的知見を得るために、東京都日野市において上層木を伐採してから経過年数が異なる4つの調査対象地で草本層の植被率、林床草本の出現種と開花種の調査を行った。上層木の伐採後の経過年数は0年、5年、14年、48年である。調査は3年間行い、各調査対象地のデータを時系列的に配置して扱った。調査対象種は(1)1, 2年草、(2)草索性多年草、(3)人里性多年草、(4)森林性多年草に分類した。草本層の植被率は上層木を伐採すると急速に増加した。林床草本の出現種数と開花種数は上層木を伐採すると急速に増加し、林冠が閉鎖すると減少する傾向がみられ、(1)~(4)のタイプによって変化パターンに違いがみられた。上層木の伐採は草本層の植被率や草本種の出現種数と開花種数の増加を促し、生物多様性の保全に有効であると考えられた。

Key Words : coppice forest, clearcutting, forest herbs, vegetative cover, species composition, flowering

1. はじめに

雑木林が農業生産や農家の生活等と結びつけられて体系的に利用され始めたのは、江戸時代以降とされている⁸⁾。雑木林の上層木は薪炭等の燃料材として周期的に伐採され、また、下草と落葉は肥料として利用され、毎年、下刈りと落葉掻きが行われた。これらの管理は300年以上も続けられ、雑木林に特有の植物相が形成されてきた。

1960年代の高度経済成長期のエネルギー革命によって、薪炭は化石燃料に替えられ、また、農業の近代化によって肥料は化学肥料に替えられたことにより、雑木林の経済的な価値は失われ、多くの雑木林で伝統的な管理は放棄された。管理が放棄された雑木林では、アズマネザサや常緑の低木種が繁茂して林床の光環境は暗くなり、林床植物の出現種数が減少することが報告されている^{14,17)}。

近年、雑木林は都市部の身近な自然としてボランティア活動の場¹³⁾、都市環境の改善機能¹²⁾、生物多様性の保全機能²³⁾などの新たな価値が見いだされており、適切な管理が求められている。

かつて行われていた雑木林の管理のなかで、最も主要な行為である上層木の伐採は、林床の環境に与える影響が大きく、林床植物の生育に大きな影響を及ぼしてきたと考えられる。しかし、雑木林の上層木の伐採が林床植物の生育に及ぼす影響についての研究は少ない^{3,4,9,11,21)}。出現種数は生物多様性の目安となり、開花種数は個体群や埋土種子の更新の目安となることから、これらの情報は適切な植生管理を行うために重要であると考えられる。

以上の観点から、本研究では上層木の伐採後の経過年数が異なる雑木林の林内に調査区を設定して、出現する林床植物の生育状況を追跡調査することにより、上層木の伐採が林床草本の種組成と開花に及ぼす影響を明らかにし、適切な植生管理を行うための基礎的知見を得ることを目的とした。

2. 調査地の概要

調査対象地は東京都日野市の東光寺第1、第2緑地と、南平丘陵公園の雑木林とした(図1)。両調査対象地は約4km離れており、標高は東光寺第1、第2緑地が約80m

～100mであり、南平丘陵公園が約90m～140mである。調査対象地は上層木にコナラ (*Quercus serrata* Thunb.)、クヌギ (*Quercus acutissima* Carruth.) などが優占する落葉広葉樹林であり、植物社会学的にはクヌギ・コナラ群集に分類されている²⁾。日野市は雑木林の計画的な伐採や、林床の下刈りとする切り等の管理を行っており、下刈りは上層木の伐採後の数年において2月と8月中旬の年2回行われる。南平丘陵公園は地形、植生、管理手法が東光寺第1、第2緑地と類似し、距離が比較的近いため調査対象地として選択した。隣接する八王子市のアメダスデータによると、1992年～2001年の10年間の気象は、平均年間降水量が1,583mm、年平均気温が14.5℃である。

調査対象地において、上層木の伐採後の経過年数(以

後、伐採後経過年数とする)が異なる4つの調査地A～Dを選定した(図1)。伐採年はA調査地が1999年、B調査地が1993～1994年、C調査地が1985年、D調査地が1951年であり、伐採月はA～C調査地が1月下旬から3月上旬である(表1)。A～C調査地の伐採年は日野市役所の資料から把握した。D調査地は資料がなかったことから、2004年に上層木を伐採した際に切株7本の年輪を読み、その中央値から逆算して求めた。切株には前後4年のばらつきがあったことから、数年程度の誤差を含むと考えられる。上層木の伐採方法は全て皆伐である。調査区はA調査地に1m×1mを4個、B～D調査地に2m×2mをそれぞれ4個で、計16個設定した。後述のように、本研究では春から秋まで週に一度の周期で調査を行うために、調査区を荒らさないように調査区の外から調査を行う。A調査地は草本層が繁茂することが予測され、調査区の外から正確に調査を行うために調査区の大きさを1m×1mとした。調査区は地形条件が類似した場所を選んだ。調査区は北西～北東向き斜面の中部から下部に位置し、傾斜は16°～30°であり、微地形的には凹地形で土壤水分は適湿でほぼ共通している。土壌は関東ローム層が堆積しており⁷⁾、黒ボク土である。

調査対象地の森林の群落構造は、表2に示す⁴⁾。

本研究では1999～2001年の3年間調査を行い、各調査地のデータを伐採後経過年数にしたがって時系列的に並べて扱う。伐採後経過年数はA調査地が0～2年、B調査地が5～7年、C調査地が14～16年、D調査地が48～50年である。A調査地を伐採後初期、B調査地を伐採後前期、C調査地を伐採後中期、D調査地を伐採後後期とする。

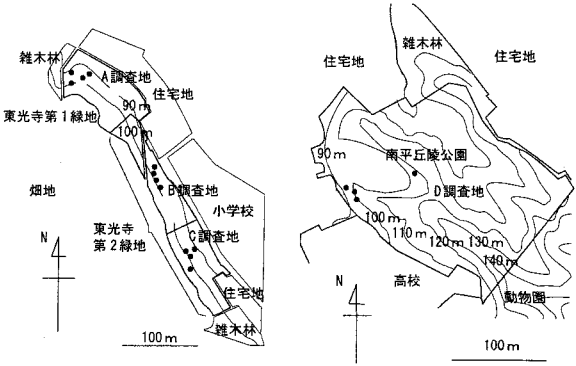


図-1 調査対象地の位置
図中のポイントは調査区を示す。

表-1 調査地の概況

調査地	林分面積	伐採年	伐採後経過年数	下刈り	草本層の高さ
A	11,580m ²	1999年(1月下旬～3月上旬)	0～2年	毎年	0.4m
B	2,986m ²	1993～1994年(1月下旬～3月上旬)	5～7年	1年以上無し	1.0m
C	3,313m ²	1985年(1月下旬～3月上旬)	14～16年	10年以上無し	0.8m
D	38,330m ²	1951年	48～50年	不明	0.9m

本表は深田・亀山³⁾より引用した。

表-2 調査地の群落構造

調査地	高木層			亜高木層		
	高さ(m)	植被率(%)	優占種	高さ(m)	植被率(%)	優占種
A	なし	なし	なし	なし	なし	なし
B	8.5-10	60-70	コナラ, クヌギ, イヌシデ	なし	なし	なし
C	14-18	70	なし	7-7.5	5	なし
D	20	70-80	なし	7.5-8	10月15日	エゴノキ

調査地	低木層		
	高さ(m)	植被率(%)	優占種
A	なし	なし	なし
B	3-4	2	なし
C	2	0.5	なし
D	3	7	ムラサキシキブ

データは深田・亀山⁴⁾より引用した。

3. 調査方法

林床植物の生育状況

草本層の植被率と、調査区内に出現したすべての草本の出現種の記録を1999年から2001年の5、6月に行った。また、3月上旬から10月上旬まで、週1回の間隔で開花種を調査した。出現種の調査日は1999年の5月と6月、2000年の5月、2001年の6月である。調査区内に地上部が存在している種は出現種、調査区内で開花している種は開花種として扱った。出現種と開花種は各調査地でプールして集計した。

出現種は生活型にもとづいて、1、2年草と多年草に分け、多年草は生育地の特性にもとづいて、草原性多年草、人里性多年草、森林性多年草、その他の生育地の多年草に分類した。これを生活型・生育地タイプと呼ぶ。生活型の分類は日本植生便覧¹⁵⁾に従い、生育地の特性の分類は日本野生植物館¹⁶⁾により行った。その他の生育地とは、水辺等のことである。外来種の判定は、日本の帰化植物¹⁹⁾に従った。

前述のように、本研究の調査対象地は、地形、土壌、植生、管理手法が類似した場所を選んだ。しかし、条件は完全に同一とはならないため、本研究では各調査地において年別のデータのみを比較することとする。このため、各調査地の条件のばらつきは問題とならず、A調査地の調査区の大きさが異なることと、約4km離れたD調査地を加えることは妥当であると考えられる。

4. 結果

(1) 草本層の植被率の年別推移

図2に各調査区における草本層の植被率の年別推移を示す。草本層の植被率は、伐採後初期の伐採後0年が約80%、1、2年が約100%であり、前期の伐採後5～7年が約60%であり、中期の伐採後14～16年が約70%であり、後期の伐採後48～50年が約50%である。

優占種は伐採後初期がナルコユリ、ホウチャクソウ、アズマネザサ、クズである。アズマネザサとクズは伐採後初期において急速に繁茂した。伐採後前期以降の優占種はアズマネザサ、ミズヒキ、ドクダミ、カシワバハグマである。

(2) 出現種と開花種

表3に草本の出現種と開花種の調査結果を示す。新出種とは新たに出現した種であり、新出種のうち種子由来の種の種子は少なくとも前年までに風などにより散布されたと考えられる。消失種とは前年に出現していて、当年に出現しなくなった種である。

ソユクサやヌカキビなどの1、2年草は伐採後初期と前期にのみ出現して開花する。ダンドボロギク、セイタカアワダチソウなどの外来種は伐採後初期と前期にのみ出現す

る。アカネ、ヘクソカズラ、ヤブガラシなどのツル植物は、伐採後初期において出現種や消失種となりやすい傾向がみられる。

(3) 出現種数と開花種数の年別推移

図3に生活型・生育地タイプごとの出現種数の年別推移を、図4に開花種数の年別推移を示す。

出現種数と開花種数は似た傾向を示すことから、以下にまとめて述べる。1、2年草の出現種数と開花種数は、伐採後初期で変化が小さく、前期で減少し、中期と後期はない。草原性多年草の出現種数は、初期で増加し、前期から後期でほとんど変化がなく、開花種数は初期で増加し、前期で減少し、中期から後期でほとんど変化しない。人里性多年草の出現種数は、初期から後期までほとんど変化がなく、開花種数は初期で増加傾向があり、前期から後期はほとんどない。森林性多年草の出現種数は初期から後期で変化せず、開花種数は初期と前期でほとんど変化せず、中期で増加傾向にあり、後期でほとんど変化しない。その他の生育地の多年草の出現種数と開花種数は、初期で増加傾向があり、前期から後期では変化がない。

5. 考察

(1) 草本層の植被率

本調査地における伐採後初期の地上1mの相対光量子密度は、約30～65%であり、伐採後前期以降の林床の相対光量子密度は約5%であることが報告されている⁴⁾。伐採後初期において、草本層の植被率が急速に増加しているのは、4-(3)で述べたように草原性多年草とその他の生育地の多年草の出現種数が増加したためと考えられる。また、深田・亀山⁴⁾は雑木林の上層木を伐採すると林床草本の体サイズや個体数が増加することを報告しており、出現種の被度が増加したことも考えられる。その他にも、ツルや匍匐枝による調査区内への進入による影響も考え

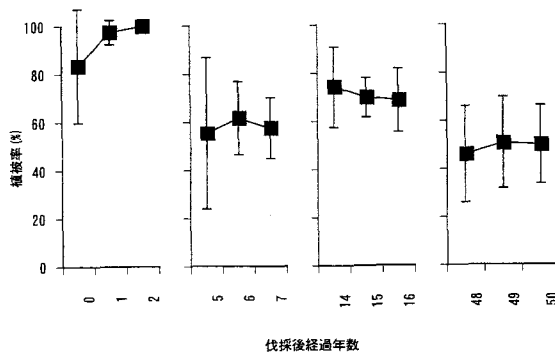


図-2 各調査区における草本層の植被率の年別推移

表-3 生活型・生育地タイプごとの出現種と開花種

生活型	生育地	外来種	調査地 伐採後経過年数 種名	A調査地			B調査地			C調査地			D調査地		
				0年	1年	2年	5年	6年	7年	14年	15年	16年	48年	49年	50年
12年草	人里		アキノナゲシ		◎	●									
12年草	人里	○	ダントホロギク	◎	×										
12年草	人里		ツクサ	◎	●	●	◎	●	×						
12年草	人里		ハコヘ	◎	×										
12年草	人里	○	ハルシオン				◎	×							
12年草	人里	○	ヒメドリコソウ	◎	×										
12年草	人里	○	ヒメシオン				◎	×							
12年草	人里	○	フタクサ		◎	×	◎	×							
12年草	不明	○	アレチノギク				◎	×							
12年草	不明		スカビ			◎									
多年草	草原		シラヤマギク				●	●	●						
多年草	草原		ススキ			◎									
多年草	草原		ツルホ	○	○	●									
多年草	草原		ナルユリ	○	●	●	●	×	○	○	○		○	○	○
多年草	草原		ニガナ				●	×							
多年草	草原		ヒヨドリバナ		◎	●				○	●	○			
多年草	草原		ミツバツチグサ			◎	○	○	○						
多年草	草原		ヤマユリ	○	●	●	●	○	●	○	●	●			
多年草	人里		アカネ	○	○	×									
多年草	人里		キツネノカミソリ	○	○	●									
多年草	人里		キンズビキ	●	○	○									
多年草	人里		シロホウエンゴサク	●	●	●									
多年草	人里	○	セイタカアワダチソウ		◎	◎	○	×							
多年草	人里		トクダミ	○	○	●							○	○	○
多年草	人里		ヘクソカスラ			◎									
多年草	人里		ペイイチゴ				○	○	○						
多年草	人里		ホタルブクロ							○	○	×			
多年草	人里		ミスヒキ	●	○	●				○	○	●	●	●	●
多年草	人里		ヤブガラシ	●	×	●				◎	◎	○	○	○	○
多年草	森林性		イチリンソウ	●	●	●									
多年草	森林性		ウド		◎	○									
多年草	森林性		オオハキホウシ	○	●	●				○	○	○			
多年草	森林性		オオトコロ	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	●	●
多年草	森林性		カシワハハグマ							○	○	○	○	○	○
多年草	森林性		カタクリ	●	●	●									
多年草	森林性		シオデ	○	×		○	○	○						
多年草	森林性		ジャノヒゲ				○	●	●				○	○	○
多年草	森林性		タチツボスミレ	●	●	●	●	●	●	○	○	●	○	●	○
多年草	森林性		タマノカンアオイ										●	○	○
多年草	森林性		チゴユリ							○	●	○	●	●	●
多年草	森林性		ニリンソウ	○	●	●									
多年草	森林性		ハエドクソウ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	○
多年草	森林性		ヒトリシズカ							○	○	○			
多年草	森林性		ヒメカンスケ	●	○	○							○	○	○
多年草	森林性		フタシズカ							○	○	●			
多年草	森林性		ホウチャクソウ	●	●	●							●	○	●
多年草	森林性		マムシグサ										○	○	○
多年草	森林性		ミヤマナルコユリ										○	○	○
多年草	森林性		ヤブラン	●	●	●	●	●	●	●	●	●	○	●	●
多年草	森林性		ヤブレガサ							○	○	●			
多年草	森林性		ヤマホトキス	●	●	●	●	●	○	●	○	●	○	○	●
多年草	水辺		セリ			◎									
多年草	不明		オカタツナミソウ										○	○	○
多年草	不明		タイアサミ				●	●	○						
多年草	不明		ナガバノミレサイシン										○	○	○
多年草	不明		ナリヤス		◎	●									
多年草	不明		ハアソフ			◎									
多年草	不明		ヒメナリヤス		◎	◎	○	○	●						
出現種数小計				26	28	32	21	15	14	15	16	15	19	19	19
出現種数合計					39			21			16			19	
全出現種数									58						
開花種数小計				16	15	25	14	9	7	3	5	8	6	6	7
開花種数合計					30			16			10			9	
全開花種数															44

◎:未開花の新出種, ◎:開花した新出種, ○:出現種, ●:開花種, ×:消失種

生活型の分類は日本植生便覧¹⁵⁾に従った。生育地の分類は日本野生植物館¹⁶⁾に従った。本書では、生育地を照葉樹林と雑木林に分けているが、照葉樹林はヤブラン、ジャノヒゲの2種であるので、雑木林と合わせて森林性とした。外来種の判定は日本の帰化植物¹⁹⁾に従った。

られるが、本研究の結果ではこれ以上の考察はできず、今後の研究課題である。

新出種のうち、1, 2 年草のすべてとススキのように栄養繁殖を行わず¹⁸⁾、ツルや匍匐枝をもたない多年草は埋土種子から発芽したものであると考えられる。雑木林の土壌には埋土種子集団が形成されており、多くの種の埋土種子が存在することが報告されている⁵⁾。また、埋土種子は高温にさらされると発芽する性質²²⁾や、土壌温度の日較差が増大すると発芽する性質²⁰⁾や、緑陰感受性をもつこと¹⁰⁾が知られている。さらに、上層木の伐採作業によるリターの攪乱は埋土種子の発芽を促すこと¹¹⁾も報告されている。以上のことから、伐採後初期で埋土種子が発芽したのは、上層木の伐採作業に伴いリターが攪乱されたこと、林床に差し込む光が強くなり土壌温度の上昇や日較差が増大したこと、林床に到達する光の波長が変化したことによると考えられる。

前期以降において、草本層の植被率の変化が小さいのは、林床の光環境が暗いために、埋土種子が発芽せず、出現種の被度も増加しないためと考えられる。

(2) 出現種と開花種

1, 2 年草は伐採後初期と前期にのみ出現することから、上層木を伐採すると1, 2 年草は発芽、成長、開花して、個体群や埋土種子を更新させると考えられる。一方、ダンドボロギクやセイタカアワダチソウなどの外来種も初期と前期にのみ出現していることから、上層木の伐採は外来種に生育地を提供する側面をもつと考えられる。また、伐採後初期におけるアカネ、ヘクソカズラ、ヤブガラシなどのツル植物は新出種や消失種となりやすい傾向がみられ、これはツルを伸長させて調査区内に進入したことやツルを伸長させる方向が年によって異なるためと示唆される。

(3) 出現種数と開花種数の推移

伐採後初期において、草原性多年草とその他の生育地の多年草の出現種数が増加したのは、5-(1)で述べたように上層木を伐採したことにより埋土種子が発芽したことのほか、ツルや匍匐枝による進入などによることも考えられる。1, 2 年草の出現種数が年ごとにばらついていたのは、出現種が年によって異なったためである。出現種が年ごとにばらついていたのは、埋土種子集団の中に種子が含まれていない場合と、含まれていても発芽しない場合とが考えられる。これを解明するためには、埋土種子を構成する種や種子数を含む組成を明らかにする必要があり、今後の研究課題である。上層木を伐採すると出現種数が急速に増加する本研究の結果は、既往の報告と同様の結果である^{1, 11)}。また、草原性多年草と人里性多年草およびその他の生育地の多年草の開花種数が増加したのは、伐採後に林床の光環境が明るくなったために、体サイズを増加させて開花したものと考えられる。

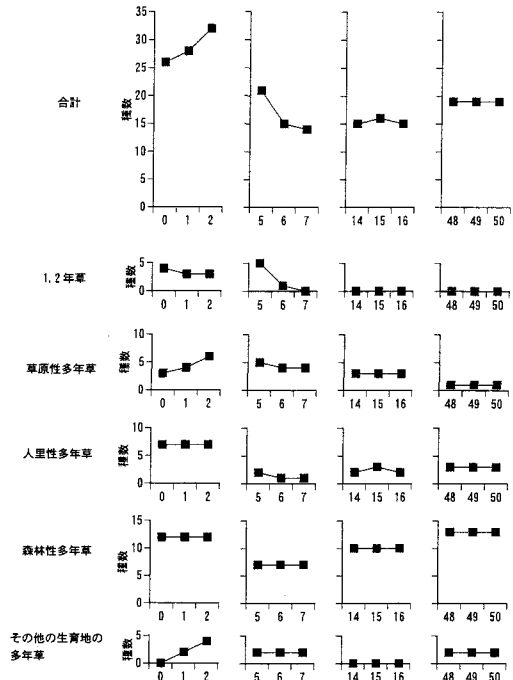


図-3 生活型・生育地タイプごとの出現種数の年別推移

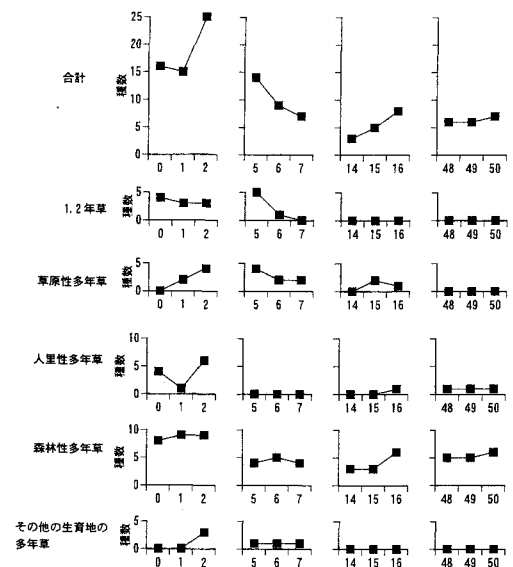


図-4 生活型・生育地タイプごとの開花種数の年別推移

前期において、1, 2 年草の出現種数と開花種数が減少したのは、林床の光環境が暗くなったために新たに発芽する種がほとんどないためであると考えられる。草原性多

年草の開花種数が減少したのは、林床の光環境が暗いために、体サイズが減少して開花しなくなった種があるためであると考えられる。林床の光環境が暗いと開花しなくなる林床草本があることは、これまでも報告されており⁴⁾、本研究の結果もそれと同様である。

中期と後期において、すべての生活型・生育地タイプの出現種数がほとんど変化しないのは、林冠が閉鎖して林床の光環境が暗い期間が長く続いているために、この環境で生育できない種はすでに消失していることと、埋土種子が発芽しないためと考えられる。雑木林において、植生を長期間、継続して調査した文献はほとんど見当たらず、長期間の調査を行うことは今後の研究課題である。森林性多年草以外の種がほとんど開花しないのは、林床の光環境が暗いために、体サイズが小さいままでは開花できないためであると考えられる。

以上のように、生活型・生育地タイプによって上層木の伐採の影響は異なり、影響の程度は1, 2年草と草原性多年草および人里性多年草で大きく、森林性多年草で比較的小さいと考えられる。また、1, 2年草の個体群や埋土種子の更新は、上層木の伐採に依存していると考えられる。多年草の個体群の更新と上層木の伐採との関係については本研究の結果からはこれ以上の考察はできない。多年草の個体群の更新を議論するためには、多年草を個体レベルで調査して⁴⁶⁾、実生の定着、個体の成長、開花などから生活環が完結しているかを判定する必要があると考えられる。

(4) 植生管理への応用

本研究の結果と考察を植生管理に応用すると、上層木の伐採は草本層の植被率、林床草本の出現種数と開花種数を増加させるのに有効であると考えられる。なかでも、影響の大きい1, 2年草が個体群や埋土種子を更新できる環境を創出し、雑木林を含めた里山エリアの生物多様性の保全には有効であると考えられる。一方で、上層木を伐採すると、外来種、アズマネザサ、クズが繁茂することも予測される。上層木を伐採してから林冠が閉鎖するまでの数年間は、多くの在来種にとって種子生産や個体群の更新を行う重要な時期であると考えられることから⁴⁾、上層木の伐採後の植生管理を併せて行うことにより外来種やクズなどの繁茂を抑えることも必要であると考えられる。また、中期において出現種数が少なく、植被率が高いのは、アズマネザサが優占しているためであると考えられる。このため、林冠が閉鎖してからも、林床植物の生育状況を観察しながら適度に下刈りを行うことが必要であると考えられる。

謝辞

本研究においては、日野市役所緑と清流課の加藤勝康氏、園田哲哉氏、栗田和也氏には、調査区の設定や管理など多岐にわたり、多大なご協力をいただいた。ここに記して厚く御礼申し上げる。

参考文献

- 1) Ash, J. E. and Barkham, J. P.: Changes and variability in the field layer of a coppiced woodland in Norfolk, England, *Journal of Ecology*, Vol. 64, pp.697-712, 1976.
- 2) 富士堯, 曾根伸典: 日野市の植生, 日野市, 70pp, 1976.
- 3) 深田健二, 亀山章: 雑木林における林床植物の生活史戦略と植生管理に関する研究, 日本緑化学会誌, Vol. 27, No1, pp.8-13, 2001.
- 4) 深田健二, 亀山章: 雑木林における上層木の伐採が林床草本の生育に及ぼす影響, ランドスケープ研究, Vol. 66, No 5, pp.525-530, 2003.
- 5) 浜田拓, 倉本宣: 実生出現法によるコナラ林の埋土種子集団の研究及びその植生管理への応用, ランドスケープ研究 Vol. 58, No 1, pp.76-82, 1994.
- 6) 畠瀬頼子, 藤原宣夫, 小栗ひとみ, 百瀬浩, 宇津木栄津子, 大江栄三, 井本郁子: 国営みちのく杜の湖畔公園における森林管理と林床植物の開花状況の関係, ランドスケープ研究, Vol. 68, No 5, pp.659-664, 2005.
- 7) 日野市公共下水道基本計画 調査編: 日野市, 136pp, 1979.
- 8) 亀山章: 雑木林概説, 亀山章編 雑木林の植生管理, ソフトサイエンス社, pp.1-4, 1996.
- 9) 紙谷智彦: 薪炭林としての伐採周期の違いがブナ・ミズナラ二次林の再生後の樹種組成に及ぼす影響, 日本林学会誌 Vol. 69, No 1, pp. 29-32, 1987.
- 10) King, T. J.: Inhibition of seed germination under leaf canopies in *Arenaria sepyllifolia* and *Cerastium holosteoides*, *The New Phytologist*, Vol. 75, pp.87-90, 1975.
- 11) Kobayashi, M. and Kamitani, T.: Effects of surface disturbance and light level on seedling emergence in a Japanese secondary deciduous forest, *Journal of Vegetation Science*, Vol. 11, pp.93-100, 2000.
- 12) 久野春子・寺門和也・富田和: 都市内人工コナラ林の生長過程と環境への影響, 人間と環境, Vol.11, pp.31-44, 1985.
- 13) 倉本宣: 市民運動から見た里山保全, 保全生態学から見た里地自然, 武内和彦・鷲谷いづみ・恒川篤史編, 里山の環境学, 東京大学出版会, pp. 19-32, 2001.

- 14) 宮脇昭 編著: 日本植生誌 関東 第2版, 至文堂, pp. 225-230, 1989.
- 15) 宮脇昭・奥田重俊・藤原睦夫 編: 日本植生便覧 改定新版, 至文堂, 910pp, 1994.
- 16) 奥田重俊 編: 日本野生植物館, 小学館, 631pp, 1997.
- 17) 奥富清・辻誠治・星野義延: 南関東の二次林植生・コナラ林を中心として, 東京農工大学演習林報告, Vol. 12, pp. 55-66, 1976.
- 18) 奥富清・石山麻子: 構成種の繁殖特性からみたコナラ林の林床植生 1. 林床植物の有性繁殖と栄養繁殖, 第32回日本生態学会大会講演要旨集, pp. 309-310, 1985a.
- 19) 清水建美 編: 日本の帰化植物, 平凡社, 337 pp, 2003.
- 20) Thompson, K. and Grime, J. P.: A comparative study of germination responses to diurnally-fluctuating temperatures, *Journal of Applied Ecology*, Vol. 20, pp. 141-156, 1983.
- 21) 藤間熙子・藤原一繪: 市街地公園内二次林の復元過程の研究, 第12回環境情報科学論文集, pp. 143-148, 1998.
- 22) Washitani, I. and Masuda, M.: A comparative study of the germination characteristics of seeds from a moist tall grassland community, *Functional Ecology*, Vol. 4, pp. 543-557, 1990.
- 23) 鷺谷いづみ: 保全生態学から見た里地自然, 武内和彦・鷺谷いづみ・恒川篤史編, 里山の環境学, 東京大学出版会, pp. 16-18, 2001.

THE INFLUENCE OF CLEARCUTTING ON SPECIES COMPOSITION AND FLOWERING OF FOREST HERBS IN COPPICE FORET, TOKYO, JAPAN

Kenji FUKADA and Akira KAMEYAMA

In this study we investigated the influence of clearcutting on the vegetative cover of the herb layer, its species composition, and the flowering of forest herbs in a coppice forest in Hino City, Tokyo.

We established four study sites (site A, B, C, and D) in different years after clearcutting of the canopy trees. Site A was the initial phase (0 years after clearcutting), site B was the early phase (5 years after clearcutting), site C was the middle phase (14 years after clearcutting), and site D was the late phase (48 years after clearcutting). From 1999–2001, we studied the vegetative cover of the herb layer, its species composition, and the presence or absence of flowering of the herb species. According to life form and habit, forest herbs were categorized in four types: (1) annual and biennial, (2) grassland perennial, (3) human-disturbance perennial, and (4) forest perennial.

The results showed that the vegetative cover of the herb layer, the number of species, and the number of flowering species of forest herbs increased rapidly during the initial phase. The degree of influence of clearcutting differed by life-form type.

The results suggest that clearcutting in a coppice forest can conserve biodiversity.