

生態園ススキ草地における植生の経年変化

大 窪 久美子

千葉県立中央博物館
〒260 千葉市中央区青葉町 955-2

要 旨 造成後約 4 年半経過した生態園ススキ草地の植生の変化を種組成及び生活型組成、遷移度の変化から考察した。裸地にススキやハギ類を植栽した人工草地から出発したが、造成後 1 年半にはアキノエノコログサやメヒシバ等の一年生草本植物、その 1 年後にはヒメムカシヨモギ等の越年生草本植物の優占が特徴的であった。植栽後約 3 年半（造成後 4 年半）経過した 1992 年晩秋には、ススキの優占度は出現植物の中で最も高かった。ススキの植栽を行わなかった部分ではセイタカアワダチソウとクズが優占群落を形成した。チガヤやヨモギなど多年生草本植物の定着もみられ、遷移度も増加したが、ススキ草地の種組成としては依然貧弱であった。今後は種組成の多様化を促すと同時に、ススキの株の更新を図り、一方ではセイタカアワダチソウやクズの繁茂を防ぐためにも、刈取り等の人為的な管理を行う必要があると判断された。

キーワード: 植物遷移, 草地生態, ススキ草地, 植生管理, 自然復元.

本研究は植生展示及び植生再現のために、生態園において人工的につくられたススキ草地の植生が、造成から約 4 年半経過した時点でどのように変化したのかを把握し、また今後、地域本来のススキ草地に誘導するには、どのような植生管理が必要であるか検討することを目的とする。

調査地と調査方法

生態園のススキ草地は、1987 年 12 月から 1988 年 3 月にかけて造成され、裸地化されたところに 1988 年 12 月からススキやハギ類の植栽がなされてできた人工草地である。植栽された植物とその時期は表 1 にまとめた。1988 年に園路南側に植栽されたススキは出所が不明であったため、1989 年 5 月に園路北側へ移植した。同時に園路南側には生態園付近に自生していたススキを移植した。表 1 に示した以外には現在、新たな植栽はおこなっておらず、除草等の植生管理も基本的には行っていない。

ススキ草地の植生の変化を把握するため、1989 年から 1992 年に年 1 回、植物群落が最も発達する晩秋に植物社会学的方法で植生調査を行い、全出現種について被度と植物高（自然高）を測定した。1989 年と 1990 年はススキ草地全体を 1 枠として調査を行ったが、1991 年からは園路南側に 2 m 方形区を計 34 プロット設定し（1992 年以降は 31 プロット）、各プロットについて同様に調査を行った。なお 1989 年及び 1990 年の調査は平田和弘氏によって行われたものである。

結 果

表 2 にススキ草地での種組成の変化を、図 1 には生活型組成（種数）の変化を示した。1989 年～1990 年と 1991 年～1992 年では、調査枠の設定が異なるので、年度間での単純な比較は行えないが、その傾向を把握することは可能である。1989 年～1990 年と 1991 年～1992 年では、調査枠の設定が異なるので、年度間での単純な比較は行えないが、その傾向を把握することは可能である。なお 1989 年～1990 年では、各種の積算優占度 $SDR_2[(C'+H')/2]$ 、1991 年～1992 年では $SDR_3[(C'H'+F')/3]$ を算出し（C', H', F' はそれぞれ被度 (C)、植物高 (H)、出現頻度 (F) の比数）、こ

表 1. ススキ草地植栽年表

年 月	植 栽 事 項
1988年12月	・ススキ（出所不明）を植栽 ・ハギ類（市原市海保より山採り）を植栽 ・サラサウツギ（八日市苗木）を植栽
1989年 5月	・園路南側の業者植栽のススキを園路北側へ移植 ・青葉の森侵入仮説道脇より自生のススキを園路南側へ移植（合計261株）
1989年 8月	・博物館脇の自生ハギ類を園路南側へ移植（10株）
1989年10月	・青葉の森公園、青葉ヶ池南側より採取したウツギ（4株）、シラヤマギク（1株）、ツリガネニンジン（1株）を園路北側へ移植。その後ツリガネニンジン枯れた。
1990年 3月	・千葉市大木戸町より採取したウツギを園路北側の林縁部に移植（約10株）

表 2. ススキ草地における種組成の経年変化

種名	1989年		1990年		1991年		1992年	
	出現種数 48	植被率 25.0%	出現種数 40	植被率 40.0%	出現種数 67	植被率 80.9%	出現種数 55	植被率 79.1%
	植物高 c m	相対優占度 (SDR_2') %	植物高 c m	相対優占度 (SDR_2') %	植物高 c m	相対優占度 (SDR_2') %	植物高 c m	相対優占度 (SDR_2') %
アネノエノコログサ	70.0	10.9	30.0	1.0	16.5	3.5	10.0	0.4
ススキ	170.0	9.9	160.0	11.2	195.9	11.3	223.5	8.8
Lespedeza sp. (1)	170.0	7.8	150.0	4.7	80.0	1.7	230.0	3.3
セイタカアワダチソウ	130.0	5.9	200.0	8.0	189.7	10.2	190.6	8.1
クズ	120.0	5.5	130.0	4.1	82.4	4.1	154.0	5.2
ヒメムカシヨモギ	120.0	5.5	120.0	9.9	34.0	1.3	6.2	2.2
オオアレチノギク	95.0	4.4	70.0	3.9	87.5	2.0		
ヨモギ	90.0	4.1	100.0	3.1	67.8	4.8	103.6	4.7
ソルマメ	30.0	3.6	120.0	5.5	108.1	6.2	106.2	4.4
メヒシバ	30.0	3.6	30.0	2.7	10.0	0.4		
イヌビエ	60.0	2.8						
カナムグラ	60.0	2.8						
オナモミ	50.0	2.3			10.0	0.4		
カントウヨメナ	50.0	2.3	50.0	1.6	10.0	0.3	5.0	0.2
ブタクサ	50.0	2.3	60.0	1.9				
アメリカセンダングサ	40.0	1.9	50.0	1.6				
エゴマ	40.0	1.9						
アワツメクサ	40.0	1.9			19.2	2.5	17.1	0.9
アレチギンギン	30.0	1.4	25.0	0.8	29.2	2.7	19.2	3.0
オニウシノケグサ	30.0	1.4	60.0	1.9				
ガガイモ	30.0	1.4	25.0	0.8				
ツユクサ	30.0	1.4			10.0	0.6		
ワルナスビ	30.0	1.4	20.0	0.7	27.5	1.8	27.5	1.2
イヌタデ	20.0	1.0	30.0	1.0	14.4	0.9	10.0	0.2
エゾノギンギン	20.0	1.0						
オオウシノケグサ	20.0	1.0						
オニシバ	20.0	1.0						
ナガバギンギン	20.0	1.0						
ヒメイヌビエ	20.0	1.0						
ヒメジソ	20.0	1.0	50.0	1.6	10.0	0.7	6.7	0.7
オニノゲシ	15.0	0.7						
シロツメクサ	15.0	0.7	10.0	0.3	3.0	0.2	53.7	1.3
アキメヒシバ	10.0	0.5	30.0	1.0				
アズマミササ	10.0	0.5			45.0	1.2	80.0	1.6
チャガヤツリ	10.0	0.5						
ノゲシ	10.0	0.5			4.0	0.3	5.0	0.3
ハマズナ	10.0	0.5	10.0	0.3				
ハルジオン	10.0	0.5	40.0	1.3	7.1	2.1	3.0	0.1
アメリカイヌホオズキ	5.0	0.3						
アレチヤツヨイグサ	5.0	0.3			7.3	2.0	40.5	1.7
オオバコ	5.0	0.3	20.0	0.7	35.0	0.8	10.0	0.2
カタバミ	5.0	0.3			5.2	0.7	11.7	0.7
ネズミムギ	5.0	0.3			8.5	0.4	10.3	3.0
ヒメジョオン	5.0	0.3	50.0	1.6	8.3	0.5	5.8	2.0
ムシトリナデシコ	5.0	0.3						
メハジキ	5.0	0.3			35.0	0.8		
ヤハズソウ	5.0	0.3			10.0	0.3		
ヘクソカブラ	3.0	0.2						
Lespedeza sp. (2)			200.0	6.2	137.5	4.9	200.0	4.4
ウツギ			160.0	5.0				
シロザ			120.0	3.8				
キンエノコロ			90.0	2.8				
オオオナモミ			70.0	2.2				
イヌコウジュ								
メドハギ			50.0	1.6	65.0	1.4	150.0	2.3
イヌガサシ			40.0	1.3			20.0	1.9
オカタラノオ			30.0	1.0				
コニシキソウ			30.0	1.0	3.0	0.2		
セイヨウタンポポ			30.0	1.0	19.3	1.5	23.8	1.4
ヒメハギ			30.0	1.0	13.0	0.4	16.0	0.4
オオアザミ			20.0	0.7				
スズメノヒエ			20.0	0.7	21.2	0.9	32.0	0.9
ホウキグサ			10.0	0.3				
ノイバラ					80.0	2.8	125.0	2.6
セイバンモロコシ					125.0	2.7	105.0	4.6
サラサウツギ					110.0	2.4	260.0	3.4
チガヤ					28.3	1.8	37.5	1.0
コマカグサ					50.0	1.3	10.0	0.2
シナダレスズメガヤ					50.0	1.1		
ヤエムグラ					8.1	1.1	5.3	2.0
カラスノエンドウ					13.8	1.0	10.8	2.4
コブナグサ					25.0	1.0		
スイバ					40.0	0.9	40.0	0.6
カラスウリ					31.5	0.9		
ナキリスゲ					30.0	0.7	30.0	0.9
ネコハギ					3.0	0.7	10.0	0.6
イヌビユ					21.0	0.7		
オトコヨモギ					25.0	0.6	70.0	1.0
ウラボシチチグサ					3.5	0.5	5.6	1.9
ノアザミ					20.0	0.5		
ニワゼキショウ					17.0	0.5		
ウシハコベ					10.5	0.5	17.5	1.2
ヤブヘビイチゴ					10.0	0.4	4.4	1.9
ヒヨドリジョウゴ					15.0	0.4	20.0	0.4
アオスゲ					9.0	0.4	11.7	0.5
ヤマグサ					14.0	0.4	68.5	1.1
Carex sp.					10.0	0.3		
ニガナ					10.0	0.3	10.0	0.2
イヌシデ					9.0	0.3	40.0	0.8
オオイヌノフグリ					5.0	0.2	2.5	0.2
カスマグサ					5.0	0.2		
シシキソウ					5.0	0.2		
ヘビイチゴ					5.0	0.2		
コナシバ					3.0	0.2		
オヤブシラミ							5.0	2.8
イヌムギ							31.7	2.0
イタドリ							60.0	1.0
エノキ							35.0	0.5
ヤブシラミ							4.3	0.5
オニタビラコ							3.8	0.5

1991年、1992年についてはそれぞれ34、31プロットの平均値、相対優占度 SDR_2' 、 SDR_3' は積算優占度(SDR_2 、 SDR_3)の相対値。 SDR_2 は植物高と被度、 SDR_3 はそれに出現頻度を加え、算出した。

れを相対値に換算した相対優占度 SDR_2 , SDR_3 (沼田, 1965) を優占度として用いた。また図 2 には遷移進行の程度をあらわす指数としてもちいられる遷移度 (Numata, 1969) の経年変化を示した。遷移度については

$$\text{遷移度} = \left(\sum_{i=1}^n d_i l_i / n \right) \cdot v$$

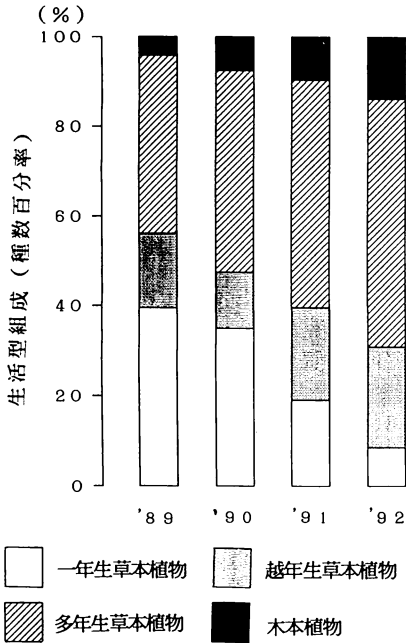


図 1. ススキ草地における生活型組成の経年変化。

d : 積算優占度, l : 生存年限 (一年生草本及び越年生草本: 1, 多年生草本: 10, 木本: 100 とした), n : 出現種数, v : 植被率 (100% を 1 とする) の式で算出した。

1989 年 (造成後 1 年半) には、植栽されたススキとハギ類を除くと、裸地にはアキノエノコログサ、メヒシバ、ブタクサ、イヌビエ等の一年生草本植物の出現がめだった。生活型組成では一年生草本植物と越年生草本植物の合計が 50% 以上を占めた。越年生草本植物ではヒメムカシヨモギやオオアレチノギクが、多年生草本植物ではセイトカアワダチソウやヨモギ、クズ等がすでに出現した。これらはススキの植栽を行っていない園路南側のアカマツ林との境界付近に優占していた。1 年後 (造成後 2 年半) には、ヒメムカシヨモギの優占度が約 10% を占め、反対に前年優占していたアキノエノコログサの優占度は著しく減少した。

その後 1992 年 (造成後 4 年半) までに、メヒシバやブタクサ等の一年生草本植物が減少し、1992 年におけるその生活型組成は 10% 以下であった。植栽されたススキは順調に生長し、1992 年の調査時点では相観でもススキの優占がめだった。生活型組成では多年生草本植物が 50% 以上を占め、 SDR_2 から算出した遷移度 (Numata, 1969) も、1989 年の 33 から 1992 年には 268 に増加した。しかし、この遷移度の増加はウツギやハギ類の植栽による木本植物の増加に一部起因するし、Numata (1969) の示したススキ草地群落の遷移度の中心値である約 500 にもまだ達していないことになる。種組成についても、1992 年には、ススキの植栽株の間には本来のススキ草地の構成種であるヨモギやチガヤが出現するようになったが、二次遷移の初期に出現するアレチマツヨイグサやアレチギ

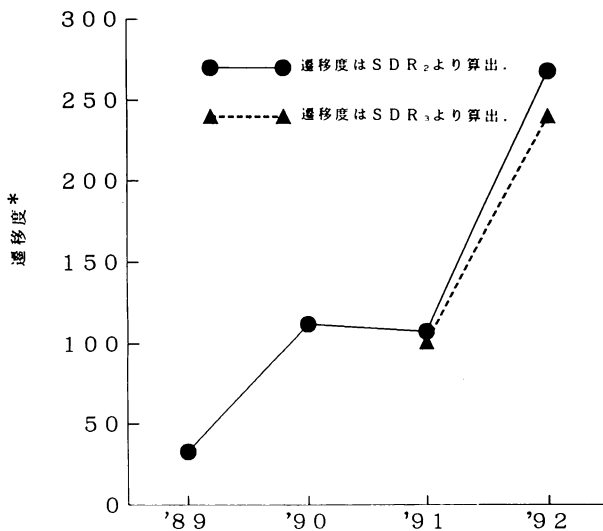


図 2. ススキ草地における遷移度*の経年変化。

* 算出方法は Numata (1969) による。

表3. 加曽利南貝塚と小間子におけるススキ草地を特徴づける草本植物

種 名	加曽利	小間子
アキカラマツ	○	○
オミナエシ	○	○
カワラナデシコ	○	○
クララ	○	
ゴマノハグサ	○	○
コシオガマ	○	○
シラヤマギク	○	○
スズサイコ	○	○
タチフウロ	○	○
ヒキヨモギ	○	
ヒヨドリバナ	○	
フタバハギ	○	
リンドウ	○	○
レンリソウ	○	○
ワレモコウ	○	○

○は各草地に生育することを示す。
(小滝, 1988を一部改変)

シギシなどの帰化植物もまだ出現し、遷移の進行が遅れている。一方、ススキの植栽を行わなかった裸地に侵入したセイタカアワダチソウは、造成後から2年半で優占群落を形成した。一部にはセイタカアワダチソウを庇陰するクズ群落がみられ、これはススキや他の植物種の侵入を妨げていた。

考 察

植栽（移植した株を含む）されたススキは順調に分げつし、生長している。ススキ草地全体では多年生草本植物の優占度が増加し、遷移度も増加した。しかし、その種組成は貧弱で、地域本来のススキ草地の構成種は少ない。これは、埋土種子に乏しかったこと、客土した土壤が貧栄養な砂質土で、造成時の転圧で土壤硬度が非常に高くなり、侵入種の定着が困難であることが原因ではないかと推測される。またこれは、生態園の周囲にシードソースとなるべき地域本来のススキ草地が少ないために、ススキ草地の構成種が侵入する機会自体が乏しいことに原因があるとも考えられる。

表3は千葉市桜木町にある加曽利南貝塚と小間子町のススキ草地を特徴づける種として小滝(1988)がまとめたものである。本地域のススキ草地では、本来これらの構成種がみられたものと考えられる。ゴマノハグサやレンリソウなどは千葉市内でもほとんど確認されることのない種である。このような種の最も近いシードソースがもはや加曽利南貝塚だけであるとすれば、生態園からは約4 kmの距離があるので、種子の

供給は期待できないと考えられる。しかし、アキカラマツやヒヨドリバナなどは生態園内に自生個体が生育しており、センブリやワレモコウ、シラヤマギク、リンドウ、ノコンギク等も少数ながら出現する。今後、これらの種の侵入と定着によって地域本来の種組成に近づくことも可能であると考えられる。そのため今後も新たな植栽は行わないこととする。

前述のように、植栽されたススキは今後数年間は分げつにより、優占度を増していくものと考えられる。しかし、小林(1992)が静岡県近郊で行った調査結果によれば、ススキは10数年の短期間で株の面積拡大をほとんど停止し、むしろ縮小する傾向にあるとしている。同じ温暖地の千葉市内にある生態園のススキも、今後このまま放置されれば、株面積が減少し、ススキは衰退するものと予想される。

ススキは分げつによる栄養繁殖で株面積を拡大する植物である。同じ静岡県近郊での調査によれば、前年の秋に発生し越冬したシュート（分げつ茎）の地下茎は、当年には夏から分げつをはじめ、その新しいシュートの地下茎からまた分げつを行うことを晩秋まで2〜3回繰り返す(小林, 1981)。その結果、株は放射状に拡大していく。

ススキの地下茎の寿命は、温暖地では約2年である(小林, 1981)。地下茎は株の中心部から発生順序にしたがって枯死し、枯死中心部（デッドセンター）を形成する(矢野, 1965; 松村, 1976)。デッドセンターでは枯死茎や枯葉が堆積し、これらの負担のためか、株の周辺では分げつされにくくなり、株面積の拡大は停止することになる(小林, 1992)。このようなデッドセンターの拡大と分げつの抑止によって、株の崩壊は促され、温暖地では10数年の短期間で株が消滅するものと考えられる。生態園ススキ草地の土壤は砂質で、硬度が高く、土壤の発達も遅いため、ススキの実生が定着する確率は低いと考えられる。Iwanami(1971)は、成長点を傷つけない時期に火入れを行えば、火入れをしなかった区よりも株の分げつが促進されることを報告している。分げつに対して庇陰の影響を与える枯れた地上部を取り除く結果、分げつが促進されるものと考えられる。刈取りによって地上部を取り除くことも、庇陰を抑制する点では火入れと同じ効果がある。したがって今後、ススキ草地でのススキ個体群を維持するためには、刈取りや火入れ等の管理によって分げつを促すことが必要である。また、ススキの枯れた地上部に庇陰されることによって、ススキや他の植物種の実生の定着が妨げられる。種組成を増やすためにも、人為的な管理を行うことは重要である。

かつてススキ草地は、屋根を葺く材料や田畑に肥料として鋤込む草を採る目的で刈取りや火入れ等の人為的な圧力が加えられた。その結果、灌木などが取り除かれるため、遷移が進行せずに、ススキ草地として常

に維持されてきたのである。千葉市内の慣行例では、加曽利南貝塚のススキ草地では毎年、6月と9月に、小間子町でも年2回の刈取りが行われていることが報告されている(小滝, 1988; 小滝・福田, 1986)。今後、生態園のススキ草地でも、地域本来のススキ草地に誘導し、これを維持していくためには、年に1~2回程度の刈取りが必要である。ススキ草地の植生管理の手法には火入れ等もあるが、小面積のススキ草地では安全性の問題からも、刈取りを中心に行うことが現実的である。セイタカアワダチソウやクズの優占する部分では、選択的な除草を行う必要がでてくるかもしれないが、当面はススキを植栽した部分と同じ処理を行い、その後の結果をみて次なる処置を検討することとする。

謝 辞

本研究をまとめるにあたり、生態学研究科の平田和弘氏には調査データを提供していただいた。また平田氏及び環境科学研究科の大野啓一博士、由良 浩博士には本稿の査読をお願いした。記して感謝の意を表す。

引用文献

- Iwanami, Y. 1971. Effects of burning on regeneration of *Miscanthus sinensis*. Rep. Inst. Agr. Res. Tohoku Univ. 22: 67-83.
- 小林克実. 1981. ススキ株の生長と維持に関する研究—温暖地におけるススキ株の形成過程とその生態特性. 日本草地学会誌 27(1): 71-78.
- 小林克実. 1992. 温暖地の非相互作用化におけるススキ株の地際面積の上限. 日本生態学会誌 42: 45-59.
- 小滝一夫・福田 洋. 1986. 小間子の草原. 千葉県自然環境保全地域等適地調査. pp. 111-122. 千葉県環境部自然保護課.
- 小滝一夫. 1988. 加曽利南貝塚の植物とその生態. 千葉市加曽利貝塚博物館開館20周年記念特別講座講演集. pp. 207-230. 加曽利貝塚博物館.
- 松村正幸. 1976. ススキ属植物の個生態・育種. ススキの研究—平吉 功先生退官記念誌, 日本のススキとススキ草地. p. 132. 平吉 功先生退官記念事業会.
- 沼田 眞. 1965. 草地の状態診断に関する研究II—種類組成による診断. 日本草地学会誌 12(1): 29-36.
- Numata, M. 1969. Progressive and Retrogressive Gradient of Grassland Vegetation Measured by Degree of Succession—Ecological Judgement of Grassland Condition and Trend, IV. Vegetatio. 19: 96-127.
- 矢野悟道. 1965. 草原植物の地下器官について. 第1報, ススキ. 日本草地学会誌 11: 48-54.

Vegetation Changes in a Restored *Miscanthus sinensis* Anderss. Grassland at the Ecology Park, Natural History Museum and Institute, Chiba

Kumiko Okubo

Natural History Museum and Institute, Chiba
955-2 Aoba-cho, Chuo-ku, Chiba 260, Japan

Groundwork for the restoration was completed in March of 1988, and stocks of *M. sinensis* and *Lespedeza* spp. and etc., were planted on bare ground from December of that year until March of 1990. Changes in the grassland vegetation were investigated for 3 years, from 1989 to 1992, and were analyzed from three viewpoints; floristic composition, biological spectrum and degree of succession.

In 1989, summer annuals such as *Setaria faberi* and *Digitaria adscendens* dominated, but winter annuals, such as *Erigeron canadensis* dominated during the following year.

The planted stocks of *M. sinensis* have grown well over the past 3.5 years, and were established as the dominant species by 1992. In areas where *M. sinensis* was not planted, however, *Solidago altissima* and *Pueraria lobata* dominated.

Generally speaking, the degree of succession increased annually over the research period, due to establishment of perennial plants such as *Imperata cylindrica*, *Artemisia princeps*, etc. On the other hand, some typical components of this grassland community were still absent. It was thus concluded that in the future, vegetational management, such as mowing, will be required to increase floral diversity and control *Solidago altissima* and *Pueraria lobata*.