■ 研究論文

ササ優占型に遷移した草原における刈り取りによる 草原生植物種多様性の回復効果

Effects of Mowing Resumption on Recovery and Richness of Grassland Plant Species in Abandoned Grasslands Dominated by Dwarf Bamboo

橋本 佳延* 石丸 京子** 黒田有寿茂*** 増永 滋生**** 横田潤一郎*****
Yoshinobu HASHIMOTO Kyoko ISHIMARU Asumo KURODA
Shigeo MASUNAGA Junichiro YOKOTA

Abstract : *Miscanthus sinensis* grasslands can be dominated by dwarf bamboo such as *Pleioblastus chino* var. *viridis* after abandonment, leading to decrease diversity in the communities. We investigated the effect of mowing on recovery of grassland species richness and cover, and overall species composition over three years. Two treatments were tested: mowing above ground vegetation every autumn and mowing above ground vegetation every autumn with selective cutting of *P. chino* var. *viridis* in the first summer. The number of grassland plant species increased slightly under both treatments, although *M. sinensis* did not return as the dominant species in either treatment after the restoration. The addition of selective cutting of *P. chino* var. *viridis* resulted in greater cover of *M. sinensis* and higher richness and cover of grassland species. These results show that selective cutting of *P. chino* var. *viridis* in summer enhance the effect of management for restoring grassland species diversity in long-abandoned semi-natural grassland communities.

Keywords : *semi-natural grassland, species composition, vegetation management, Mt. Rokko, selectively-mowing*

キーワード : 半自然草原, 種組成, 植生管理, 六甲山, 選択的刈り取り

1. はじめに

かつてはカヤ場や採草地, 放牧地として利用されていた半自然草原は 1960 年代以降急速に草地としての生産的価値が失われ, 現在ではその多くが開発や放棄後の遷移の進行などにより縮小^{8), 27)}し, 群落の種組成も変化している³⁸⁾。半自然草原は希少な植物の生育場所であると指摘されている^{4), 6)}が, 生物多様性の保全や草原文化の伝承などを目的に管理が継続し良好な状態で維持されている半自然草原は全国的にもわずかしかない(例えば, 長野県戸隠高原, 大阪府岩湧山, 長野県霧ヶ峰高原, 鳥根県三瓶山, 熊本県阿蘇山, 大分県久住高原, 山口県秋吉台, 福岡県平尾台など)^{25), 40)}。そのため, 草原の生物多様性を保全するためには, 良好な半自然草原の維持管理だけでなく, 管理放棄された半自然草原の管理を再開することも必要と指摘されている⁵⁴⁾。

ススキ優占型の半自然草原では, 管理放棄により植物の種多様性が低下することが指摘されている^{2), 37), 43), 45)}。たとえば, 草原の管理放棄に伴う高木・灌木の被度の増加によって植物の出現種数が減少すること^{2), 37), 43), 45)}, 草原生植物の種数は管理放棄後の経過年数が長いほど減少すること⁴³⁾などが報告されている。ササ類はススキ優占下であっても地下茎より親株からの栄養分の供給を受け旺盛に成長し, ススキを圧倒することが可能である。ササ優占型草原は遷移段階が低いことから草原生植物の種数・個体数は樹林化草原に比べ多い可能性があり, 管理を再開すればススキ優占型草原の種多様性を回復させることが期待できる。また, ササ優占型草原における刈り取り管理は, 樹林化草原からススキ優占型草原に復元する管理と比べ伐採・運搬・除去にかかる労力や費用が低く抑えることができ, 保全の取り組みに着手しやすいと考えられる。管理放棄された草原での管理再開によって草原生植物の種多様性の回復を試みた研究としては, 半自然草原における放牧の再開による種多様性の回復効果を検証した事例^{18), 41), 42)}, 樹林化した草原での樹木皆伐による種多様性の回復効果を検証し

た事例^{9), 21), 37)}などがあるが, ススキ優占型からササ優占型に遷移した草原での管理再開の事例はない。樹林化草原に生存する草原生植物の種数や個体数はともに極めて低い^{14), 21)}ことが報告されているが, ササ類は地下茎の伸長により木本類に比べ群落面積を急速に拡大することが可能であり, 樹林化よりも短期間に優占して草原生植物の種多様性の低下を招く恐れもある。

そこで本研究は, 管理放棄後にススキ優占型からササ優占型の草原に遷移した六甲山地東お多福山において刈り取り実験を行い, 草原生植物の種多様性保全に対する刈り取り再開の効果を検証することを目的とした。具体的には, 年 1 回(秋季)の全植物の地上部の刈り取りを行う管理区と, その処理に加え初年度のみ夏季にササ類の再生抑制をねらってササ類の選択的刈り取りを行った管理区を設定し, ススキ優占植分の復元および草原生植物の種多様性の回復に及ぼす影響について検証を行った。

2. 調査地概要

調査地は六甲山地東部の東お多福山山頂部一帯に, 神戸市と芦屋市の両市にわたって広がるササ優占型草原とした(図-1)。本調査地は標高 610m~690m で, 最寄りの気象観測所(神戸)¹¹⁾の 30 年平年値(1981~2010)によれば年平均気温は 16.7℃, 年間降水量は 1216.2mm で, 瀬戸内気候区に属している。地質は六甲山の花崗岩地帯のなかに孤立的に分布する古生層地質の丹波層群により構成されている⁵⁵⁾。土壌は, 古生層の地質を反映して礫が少なく粘土が多い。また, 過去の植物群落の発達も良好なことに起因して, 六甲山地の中では水分および養分の保持能力が高い⁵⁵⁾。

本草原は, 兵庫県版レッドデータブック 2010²⁰⁾において貴重な植物群落(単一群落)の B ランクに, 神戸市版レッドデータブック¹²⁾では貴重な植物群落の B ランクに指定されており, 本地域での貴重な自然環境として認識されている。また草原全体は, 瀬

*兵庫県立人と自然の博物館自然・環境再生研究部 **環境学園専門学校 ***兵庫県立大学自然・環境科学研究所

****(株)アドプランツコーポレーション *****アジア航測(株)

戸内海国立公園・六甲地区に位置し、特別保護区、第一種特別地域、第二種特別地域に指定されている⁵²⁾ため、開発などによる土地改変は免れているが、木竹の伐採等の行為には許可申請が必要で、継続的な刈り取り管理が不可欠な半自然草原の保全には十分な対応となっていない。

本草原の植生はススキ・ネザサ群落として位置づけられている³³⁾が、現在ではススキ優占型の植生はほとんどみられず、ササ優占型の植生が広がっている。山戸・服部⁶³⁾によると、本草原は戦後初期まで主として屋根葺き材、その他には肥料、飼料を得るために年1回の刈り取りの行われていたススキ優占型の採草草原であり、少なくとも1940年頃までは採草されていた。採草管理が途絶えた後は、小規模な山火事が3年に1回程度の頻度で発生し、遷移の退行が繰り返しながら、遅くとも1967年までにササ優占型の草原へと遷移している⁶³⁾。しかし、1969年にネザサの一斉開花・枯死が発生して再び、ススキ優占型の草原へと変化し、その後は少なくとも1988年まではススキ優占型の草原として推移、1998年頃までには草原の大部分がササ優占型の草原へと変化している⁶³⁾。

面積の変遷については、1940年代の採草地としての利用の停止から約70年が経過しており周辺部より森林への遷移が進行しているほか、草原中央部でも大規模な植林が実施され、その面積は1948年の59haから1995年の7haへ、47年間で1948年当時の12%にまで縮小している⁶³⁾。

3. 方法

(1) 調査区の設定および調査・刈り取りの時期・頻度

調査区の設定は2007年10月に実施した。管理時期・頻度の差違による効果を検証するため、年1回秋季に地上部の植物すべての刈り取りとネザサの落葉の掻き取りを行う「管理区A：秋刈り区」と、秋刈り区の処理に加え、管理初年度夏（2008年）にネザサの選択的刈り取りを行う「管理区B：秋刈り＋初年度夏刈り区」の二つの管理条件を設定した。管理区Aの処理は、草原生植物の生育への負の影響が最も少ない時期に、費用、労力を低く抑えられる「植物の無選別刈り取り」を実施する事を想定したもので、その時期は本草原で植物の多くが種子散布や光合成産物の地下部への移行を終える11月下旬とした。管理区Bの処理は、草原生植物が集中して分布している地点においてネザサを強度に

抑制してススキ優占型草原を早期に復元することを想定したもので、管理区Aの処理に加えて実施するネザサの選択的刈り取りの時期は、ネザサが地下貯蔵物質を用いて地上部を成長させ終え¹³⁾、光合成を活発に行う7月下旬に設定した。

各管理条件下には管理区（管理区Aで3区、管理区Bで2区、合計5区）と植生の経年変化を調査するための小方形区（各管理区内にランダムに3区）を設置した。管理区のサイズは100㎡、小方形区は5㎡とした。

調査・刈り取り期間は2007年10月から2011年5月とし、調査は毎年秋季（10月）に本調査を、植物同定のための補足調査を春季および夏季に各1回実施した。

(2) 調査項目

調査は、本調査地で優占度の高いススキ・ネザサの生育状況、種多様性・種組成、主要草原生植物の分布個体数の3項目について実施した。

ネザサ・ススキの生育状況については、小方形区ごとにネザサおよびススキの被度（%）と最大草丈（葉面）を記録した。

種多様性・種組成については、小方形区ごとに出現する全植物種の目録を作成したのち、各出現種の被度（%）を測定した。なお、調査の簡素化のため被度の最小単位を0.01%（5cm²）とし、0.01%未満の出現種についても0.01%と記録した。また、植生誌²⁸⁾、図鑑^{47)・51)}を参考に全出現種の生活形（休眠型）を分類するとともに、草原生植物かどうかについて判定した。本研究で扱うススキ優占型草原は人為的攪乱によって維持される二次草原であり、その植物相は自然草原や路傍、林縁をはじめとする様々な草本植生に生育する種によって構成される。このことを踏まえ、本研究では、ススキクラスの群集の標徴種・識別種だけでなく、二次草原において出現頻度が高い種についても草原生植物として扱った。また、小方形区ごとに出現した草原生植物（ただし、被度の高いネザサ、ススキ、マルバハギは対象外）の被度の合計値（以下、草原生植物被度合計と示す）と草原生植物の出現種数（以後、草原生植物種数と示す）を算出した。

主要な草原生植物の分布個体数の調査は、本調査地の管理放棄

図－1 調査地位置図

図－2 各管理条件下におけるネザサ及びススキの最大高の経時変化（A：管理区A（方形区数9）、B：管理区B（サンプル数6））。調査年間の平均値の比較はすべてSteel-Dwassによる。アルファベットは同じ文字を含む場合にはその値に有意な差がないことを示す。エラーバーは標準偏差を示す。

による面積縮小と全面的なササ優占型草原への遷移による草原生植物の個体群の規模縮小の現状を把握することを目的に実施した。具体的には、2011年5月に調査員2名により、草原内の登山道および現在はネザサに被われてしまっている旧登山道沿いを踏査し、両側各2m幅に分布する対象植物の分布状況を記録した。対象植物は、オケラ、オミナエシ、カワラナデシコ、キキョウ、スズサイコ、ツリガネニンジン、ワレモコウの7種とし、踏査ルート上の位置、確認個体の種名・位置・個体数を記録した。踏査ルート上の位置および確認個体の位置の測地はGPS（GARMIN社製 etrex VENTURE HC）を用い、踏査の総延長はGPSデータを元にGIS（ArcGIS ver.9.0）を用いて室内にて計測した。なお、これらの対象植物は、本草原で1998年に行われた植生調査⁶³⁾においてササ優占植分での出現頻度がきわめて低く、植物相調査においても出現頻度が5%未満と低いために個体数が減少傾向にあると推測されるものである。特にキキョウおよびスズサイコは国版レッドデータブックで絶滅危惧Ⅱ類に指定されており⁷⁾、本草原の種多様性の現状を指標する種として適している。

解析は、ススキ・ネザサの生育状況（最大草丈・被度）および種多様性（草原生植物被度合計および草原生植物種数）、種組成の経年変化の3項目について行った。ススキ・ネザサの最大草丈・被度の経年変化については、各調査年の小方形区における計測値の平均値を算出し、管理前から管理3年目にかけての変動パター

ンを比較した。

種多様性の経年変化については、調査年ごとに草原生植物被度合計と草原生植物種数の平均値を算出し、管理前から管理3年目にかけての変動パターンを比較した。

種組成の経年変化については、調査年ごとに全出現種の平均被度（%）を算出、一覧表を作成し、その経年変化のパターンにより、「増加傾向の種」「減少傾向の種」「1年目に減少したが2年目以降は増加傾向の種」「管理により新規に出現し、以後生育が続く種」および「その他の種」の5つの種群に分類した。

なお、調査年間の代表値の多重比較検定にはSteel-Dwassの方法を用い、統計解析はフリーソフトR（ver. 2.90）⁴⁴⁾を使用した。

4. 結果

（1）ネザサ・ススキの草丈・被度の経年変化

図-2に各管理条件下におけるネザサおよびススキの最大草丈の経年変化を示した。管理区Aでは、管理前はネザサの草丈がススキの草丈を上回っていたが、管理後は常にススキの草丈がネザサの草丈を上回った（図-2A）。ネザサの草丈は管理前から管理1年目にかけて低下し、管理後の値は管理前に比べて有意に低かった（図-2A）。ススキの草丈は管理前後で有意に変化しなかった（図-2A）。管理区Bでは、管理区Aと同様に管理後は常にススキの草丈がネザサの草丈を上回った（図-2B）。ネ

図-3 各区におけるネザサ、ススキの平均被度の経時変化。（A：管理区A（方形区数9）、B：管理区B（方形区数6））。調査年間の平均値の比較はすべてSteel-Dwassによる。アルファベットは同じ文字を含む場合にはその値に有意な差がないことを示す。エラーバーは標準偏差を示す。

図-4 各区における草原生植物（ネザサ、マルバハギ、ススキを除く）の5m²当たりの出現種数の平均値（折れ線）と草原生植物被度合計の平均値（棒グラフ）の経時変化（A：管理区A（方形区数9）、B：管理区B（方形区数6））。調査年間の平均値の比較はすべてSteel-Dwassによる。アルファベットは同じ文字を含む場合にはその値に有意な差がないことを示す。エラーバーは標準偏差を示す。

ザサの草丈は管理1年目から3年目にかけては増加したものの、管理前よりは有意に低かった（図－2 B）。一方、ススキの草丈は管理前後で有意に変化しなかった（図－2 B）。

図－3に各管理条件下におけるネザサおよびススキの被度の経年変化を示した。管理区Aでは、ネザサの被度は管理1年目から3年目にかけて減少し、管理2年目および管理3年目の値は管理前よりも有意に低かった（図－3 A）。一方、ススキの被度は管理前に比べ管理後のほうが有意に高かったが、管理1年目から3年目にかけては有意に変化しなかった（図－3 A）。管理区Bでは、ネザサの被度は管理前に比べ管理後のほうが有意に低かったが、その後の変動は管理前から管理1年目にかけて急減し、その後は増加に転じた（図－3 B）。ススキの被度は管理前から管理3年目にかけて増加し、管理前に比べて管理後のほうが有意に高かった。また管理1年目に比べ管理2年目、3年目の値は有意に高かったが、管理2年目と3年目には有意差は認められなかった（図－3 B）。

（2）種多様性の経年変化

図－4に各管理条件下における草原生植物種数と草原生植物被度合計の経年変化を示した。管理区Aでは、草原生植物種数、草原生植物被度合計ともに、管理前に比べ管理後のほうが有意に高かったが、管理1年目から3年目にかけては有意に変化しなかった（図－4 A）。

管理区Bでは、草原生植物種数は管理1年目から3年目にかけて増加傾向を示したが、いずれも管理前の値と有意差は認められなかった（図－4 B）。草原生植物被度合計は管理1年目から2年目にかけて増加し、管理2年目と3年目は管理前より有意に高い値であったが、管理2年目と3年目の間に有意差は認められなかった（図－4 B）。

（3）種組成の経年変化

管理区Aにおいて、管理前後に記録された全36種（未同定種を含む）のうち、増加傾向を示したのはススキ、ヒメモエギスゲ、シハイスミレの3種、減少傾向を示したのはネザサの1種であっ

表－1 管理区Aで確認された種の平均被度の経時変化
（生活形の略号は Th: 一、二年草, H: 半地中植物, G: 地中植物, Ch: 地表植物, HH: 水湿植物, N: 低木, M: 亜高木, MM: 高木を示す。）

経過年 方形区数 種名	生活形	平均被度（％）				出現回数	
		管理前	1	2	3		
		9	9	9	9		
増加傾向の種							
ススキ	Miscanthus sinensis	H	1.31 a	5.89 b	7.30 ab	10.11 a	33
ヒメモエギスゲ	Carex pocilliformis	H	+ a	0.05 ab	0.11 ab	0.21 b	32
シハイスミレ	Viola violacea	H	0.02 a	0.55 ab	0.28 b	0.13 b	32
減少傾向の種							
ネザサ	Pleiblastus chino var. viridis	N	100.00 a	92.22 ab	92.89 b	80.22 b	36
管理により新規に出現し以後生育が続く種							
タチツボスミレ	Viola grypoceras	H	・ a	0.03 b	0.05 b	0.03 b	19
ヤマナラシ	Populus sieboldii	MM	・	0.11	0.08	0.08	9
ヒメハギ	Polygala japonica	H	・	+	0.01	0.03	8
シラヤマギク	Aster scaber	H	・	0.02	+	0.02	7
ナルデ	Rhus javanica	M	・	+	0.01	+	7
ヨシノアザミ	Cirsium nipponicum var. yoshinoi	H	・	0.01	0.09	0.02	5
ツリガネニンジン	Adenophora triphylla var. japonica	H	・	・	+	+	2
イタドリ	Polygonum cuspidatum	G	・	・	+	0.03	2
イヌザンショウ	Zanthoxylum schinifolium	N	・	・	+	+	2
その他の種							
マルバハギ	Lespedeza cyrtobotrya	H	8.31	5.33	6.45	8.49	34
ヘクソカズラ	Paederia scandens var. mairei	H	0.02	0.12	0.11	0.05	25
コナラ	Quercus serrata	MM	7.67	3.46	5.28	6.35	25
サルトリイバラ	Smilax china	N	+	0.08	0.23	0.16	15
クリ	Castanea crenata	MM	11.56	2.01	0.37	0.58	12
ナガバタチツボスミレ	Viola ovato-oblonga	H	0.01	0.06	+	+	9
ニガナ	Ixeris dentata	H	+	0.03	+	+	7
ヒメヤブラン	Liriope minor	G	+	+	+	+	7
アカマツ	Pinus densiflora	MM	・	+	・	0.02	6
アセビ	Pieris japonica	M	0.10	0.02	+	・	5
ヤマツツジ	Rhododendron kaempferi	N	0.07	0.03	0.06	0.04	4
モチツツジ	Rhododendron macrosepalum	N	1.22	0.03	0.06	・	3
ミツバアケビ	Akebia trifoliata	M	0.02	+	+	・	3
オカトラノオ	Lysimachia clethroides	H	・	+	+	・	2
キク科の1種	Compositae sp.	E	・	+	・	・	2
オミナエシ	Patrinia scabiosaefolia	Ch	・	+	・	・	2
ネバリタデ	Persicaria viscofera	Th	・	0.01	・	・	2
イネ科の1種	Gramineae sp.	G	+	・	・	・	2
ヨモギ	Artemisia princeps	H	+	+	・	・	2
イロハモミジ	Acer palmatum	M	+	・	・	・	2
不明	unknown	H	・	+	・	・	2
リョウブ	Clethra barbinervis	M	0.67	・	・	・	1
チヂミザサ	Oplismenus undulatifolius var. japonicus	Ch	・	+	・	・	

平均被度の+は0.01%未満であることを示す。出現回数は管理前後で出現した小方形区数の合計値。

調査年間の平均被度の比較はSteel-Dwassの方法による(p<0.05)。値の右横のアルファベットは同じ文字を含む場合にはその値に有意な差がないことを示す。

た (Steel-Dwass, $p<0.05$) (表-1)。また、管理後に新出した種は、タチツボスミレ、ヤマナラシ、ヒメハギ、シラヤマギク、ヌルデ、ヨシノアザミ、ツリガネニンジン、イタドリ、イヌザンショウの9種であった。このように増加傾向の種、新出種の割合は管理区Aにおける全確認種の33.3% (12種)で、その大半は草原生植物であった。

管理区Bにおいて、管理前後に記録された全38種 (未同定種を含む)のうち、増加傾向を示したのはススキの1種、被度が1年目には減少したが2年目以降は増加傾向にあったのはネザサ、マルバハギの2種であった (Steel-Dwass, $p<0.05$) (表-2)。また、管理後に新出した種は、タチツボスミレ、オカトラノオ、

ヌルデ、リンドウ、メドハギ、ネコハギ、アカマツ、チゴザサ、ヒカゲスゲの9種であった。このように増加傾向の種、新出種の割合は管理区Bにおける全確認種の26.3% (10種)で大半は草原生植物であった。

(4) 主要草原生植物の分布個体数

5 kmの踏査ルート上で確認された主要7種の草原生植物の分布個体数を表-3に示した。全種では45地点178個体が確認され、うち1個体での分布が20地点 (44.4%)、2個体以上10個体未満の分布が20地点 (44.4%)であった。各種についてみると、ツリガネニンジンが22地点95個体と地点数、個体数ともに最も多く、次いでオミナエシが7地点29個体、オケラが6地点20個

表-2 管理区Bで確認された種の平均被度の経時変化
(生活形の略号は Th: 一、二年草、H: 半地中植物、G: 地中植物、Ch: 地表植物、HH: 水湿植物、N: 低木、M: 亜高木、MM: 高木を示す。)

経過年数 方形区数	種名	生活形	平均被度				出現回数	
			管理前	1	2	3		
			6	6	6	6		
増加傾向の種								
	<u>ススキ</u>	<i>Miscanthus sinensis</i>	H	0.33 a	7.50 b	31.67 c	34.17 c	24
1年目には減少したが2年目以降増加傾向にある種								
	<u>ネザサ</u>	<i>Pleioblastus chino</i> var. <i>viridis</i>	N	100.00 a	25.50 b	85.50 c	86.67 c	24
	<u>マルバハギ</u>	<i>Lespedeza cyrtobotrya</i>	H	2.90 ab	0.09 a	2.84 ab	3.69 c	23
管理後に新たに出現し以後出現が続く種								
	<u>タチツボスミレ</u>	<i>Viola grypceras</i>	H	・ a	+ ab	0.34 bc	0.24 c	13
	<u>オカトラノオ</u>	<i>Lysimachia clethroides</i>	H	・	0.13	0.30	0.26	11
	ヌルデ	<i>Rhus javanica</i>	M	・	+	0.02	0.04	6
	<u>リンドウ</u>	<i>Gentiana scabra</i> var. <i>buergeri</i>	H	・	0.05	0.07	0.01	4
	<u>メドハギ</u>	<i>Lespedeza cuneata</i>	H	・	+	+	+	3
	<u>ネコハギ</u>	<i>Lespedeza pilosa</i>	H	・	・	0.02	0.02	3
	アカマツ	<i>Pinus densiflora</i>	MM	・	・	・	+	2
	<u>チゴザサ</u>	<i>Isachne globosa</i>	HH	・	・	・	0.06	2
	<u>ヒカゲスゲ</u>	<i>Carex floribunda</i>	H	・	・	・	0.88	2
その他の種								
	<u>シハイスミレ</u>	<i>Viola violacea</i>	H	+	0.10	0.20	0.06	20
	<u>ヒメモエギスゲ</u>	<i>Carex pocilliformis</i>	h	0.07	0.17	0.54	0.31	19
	<u>ヒメハギ</u>	<i>Polygala japonica</i>	H	+	0.02	0.14	0.04	12
	<u>シラヤマギク</u>	<i>Aster scaber</i>	H	0.04	+	0.22	0.30	11
	<u>ツリガネニンジン</u>	<i>Adenophora triphylla</i> var. <i>japonica</i>	H	+	0.36	0.69	0.53	11
	サルトリイバラ	<i>Smilax china</i>	N	0.05	+	0.53	0.30	11
	コナラ	<i>Quercus serrata</i>	MM	1.58	0.23	4.00	2.83	8
	<u>ヒメヤブラン</u>	<i>Liriope minor</i>	G	+	+	+	0.05	6
	ヘクソカズラ	<i>Paederia scandens</i> var. <i>mairei</i>	H	+	0.03	0.02	0.03	6
	<u>アキノキリンソウ</u>	<i>Solidago virga-aurea</i> var. <i>asiatica</i>	H	+	・	0.02	0.01	4
	<u>オトギリソウ</u>	<i>Hypericum erectum</i>	H	+	+	0.02	0.05	4
	<u>オケラ</u>	<i>Atractylodes japonica</i>	H	+	0.02	0.10	0.10	4
	<u>トダシバ</u>	<i>Arundinella hirta</i>	H	+	0.17	0.33	0.33	4
	<u>ニガナ</u>	<i>Ixeris dentata</i>	H	+	0.05	0.08	+	4
	モチツツジ	<i>Rhododendron macrosepalum</i>	N	0.37	0.05	0.17	0.07	4
	<u>ナガバタチツボスミレ</u>	<i>Viola ovato-oblonga</i>	H	0.02	+	0.02	・	3
	オニドコロ	<i>Dioscorea tokoro</i>	G	+	・	・	0.07	2
	ヤマナラシ	<i>Populus sieboldii</i>	MM	0.05	・	+	・	2
	ヤマウルシ	<i>Rhus trichocarpa</i>	M	・	+	・	・	2
	<u>オミナエシ</u>	<i>Patrinia scabiosaeifolia</i>	Ch	+	・	・	・	1
	イネ科の1種	<i>Gramineae</i> sp.	G	+	・	・	・	1
	<u>センブリ</u>	<i>Swertia japonica</i>	Th	・	+	・	・	1
	キク科の1種	<i>Compositae</i> sp.	E	・	0.02	・	・	1
	<u>ヨナズビ</u>	<i>Lysimachia japonica</i>	H	・	・	+	・	1
	<u>ネバリタデ</u>	<i>Persicaria viscofera</i>	Th	・	・	+	・	1
	ヤマノイモ	<i>Dioscorea japonica</i>	G	・	・	・	+	1

平均被度の+は0.01%未満であることを示す。出現回数は管理前後で出現した小方形区数の合計値。

調査年間の平均被度の比較はSteel-Dwassの方法による ($p<0.05$)。値の右横のアルファベットは同じ文字を含む場合にはその値に有意な差がないことを示す。

体であった。カワラナデシコが1地点1個体と最も少なく、次いでキキョウが1地点2個体、ワレモコウが3地点20個体であった。いずれの種についても10個体未満の地点が大半であった。

5. 考察

(1) ススキ優占型草原への回復効果

本研究から、管理区Aでは、ネザサの草丈をススキより低く抑制する効果が認められた(図-2A)。また、ネザサの被度を抑制しススキの被度を増大させる効果が認められた(図-3A)。しかし、ネザサの被度の抑制幅、ススキの被度の増大は小さく(図-3A)、ネザサの優占状態を解消し、ススキ優占型草原へ回復させる効果は小さいことがわかった。ススキの地上部現存量は春季より秋季にかけて増大し、9月頃にピークをむかえ、以降晩秋にかけて減少することが知られている³⁵⁾。また、ネザサは春季(4月)から夏季(7月)にかけては地下部貯蔵物を用いて地上部現存量を増大させ、夏季(7月)から秋季(11月)にかけては光合成産物や地上部植物体の窒素を地下部に移行させる¹³⁾。しかし、ネザサは常緑植物でありススキに比べ秋季から冬季にかけても地上部に光合成産物を多く残していると考えられる。これらのことから、秋刈りはススキの生育を阻害することなく、ネザサの草丈・被度をある程度抑制することに寄与しているといえる。ススキの被度の増大がわずかであったのは、ネザサの優占状態が解消されなかったことによると考えられる。

管理区Bではネザサの草丈をススキよりも低く抑制する効果が認められた(図-2B)。ネザサの被度については一時的に優占状態を解消したが、2年目以降は管理前に比べて被度が低いものの再び優占化した(図-3B)ため、その抑制効果は限定的であることがわかった。また、ススキの被度については、管理区Aと比べると増加幅が大きく、一定の回復効果が認められたが、ススキが優占するにはいたらなかった(図-3B)。一般にササ類の現存量は地下茎の存在により地上部より地下部の方が大きく、地下部の現存量はネザサでは地上部の5倍以上⁵⁹⁾、アズマネザサでは地上部の3倍以上⁵⁷⁾となる。また、ミヤコザサは1年間の物質生産により現存量を前年度の約1.5倍に増大すること⁵⁷⁾が報告されている。これらのことから、秋刈りに加えて夏にネザサを選択的に刈り取ることは、ネザサの地下部貯蔵物の浪費を促すとともに、ネザサの夏季の光合成能を低下させ、光合成産物の貯蔵を抑制する効果があると考えられる。また、ネザサの優占状態の解消に伴い、一時的に光環境が改善されるためススキの被度の回復に対する効果もあると考えられる。しかし、本草原では管理放棄でネザサの優占状態が長期に続いたため、ネザサは地下部に貯蔵物質を大量に蓄積していると推測され、1度の夏刈りだけではこれらの枯渇または大量消費には至らず、夏刈り停止後の再優占化を防ぐことはできなかったと考えられる。

以上をまとめると、長期間放棄されササ優占型に遷移した草原において、刈り取り再開によって早期にススキ優占型草原へと回復させるためには、年1回の秋刈りだけでは不十分であり、夏季のネザサの選択的刈り取りを数年にわたり実施し、ネザサを衰退させることが必要と考えられる。

(2) 草原生植物の被度および種多様性の回復効果

本研究の結果、管理区Aでは草原生植物の被度の回復効果が認められたが、その回復幅は小さいことがわかった(図-4A)。管理区Aにおける草原生植物被度の増加に対しては、ヒメモエギスゲとシハイスミレの被度の増加が大きく寄与していた(表-1)。これらの被度の増加は、刈り取りによるネザサの被度の抑制に伴う光環境の改善により、管理前より生存していた株の生育状況が好転した結果と考えられる。ただし、シハイスミレは個体サイズが小さいことや埋土種子を形成すること^{31), 32), 61), 62)}から、

表-3 管理放棄により減少の著しい草原生植物の出現地点数と個体群の規模

種名	個体群の規模					総 地 点 数	総 個 体 数
	1 個 体	1 0 個 体 未 満	2 個 体 以 上	2 1 5 0 個 体 未 満	5 0 個 体 以 上		
オケラ	2	3	1			6	20
オミナエシ	4	1	2			7	29
カワラナデシコ	1					1	1
キキョウ		1				1	2
スズサイコ	2	3				5	11
ツリガネニンジン	11	10			1	22	95
ワレモコウ		2	1			3	20
合計	20	20	4		1	45	178

生存個体のサイズアップによる被度の増加だけではなく、生存個体からの種子散布や埋土種子由来の個体の新出にもよっていると考えられる。このように、秋刈りが草原生植物の被度の小幅な回復をもたらしたのは、ネザサの被度の抑制に伴う光環境の改善によるものと考えられる。

管理区Bでは、管理区A以上に草原生植物の被度を増加させる効果が大きかった(図-4B)。管理区Bにおける草原生植物被度の増加に対する寄与が大きい種をみると、新出種ではタチツボスミレ、オカトラノオ、ヒカゲスゲ、管理前より生存していた種ではヒメモエギスゲ、シラヤマギク、ツリガネニンジン、トダシバであった(表-2)。このように、管理区Bでは、管理区Aに比べて草原生植物被度の増加に対する新出種の寄与が大きいといえる。管理区Aでは初年度秋(2007年10月)の刈り取りによって地表面の光環境が改善するものの、ネザサが翌秋(2008年10月)までに早期優占化してしまったために新出した種や個体が定着できなかったと考えられる。一方、管理区Bでは2008年夏季のネザサの選択的刈り取りによって明るい光環境が秋季まで維持されたために新入した種や個体の定着が促進されたと考えられる。以上のことから、夏のネザサの選択的刈り取りは、光環境の大幅な改善をもたらし、草原生植物被度の大幅な回復に寄与していると考えられる。ただし、夏の選択的刈り取りが停止するとネザサが再優占するため(図-3B)、その効果は一時的となる。

草原生植物種数の回復は、管理区Aでは小幅ではあるが認められたが、管理区Bでは有意な変動ではなかった(図-4)。井上・高橋²¹⁾は草原に侵入した樹木の間伐や下刈りによる光環境の改善によって草原生植物の種数は増加することを示している。本調査でも、管理区A、Bのいずれにおいてもネザサの被度は管理前に比べて管理後の方が低いことが認められた(図-3)。このことから、草原生植物種数の回復はネザサの抑制に伴う光環境の改善によるものと考えられる。草原生植物種数の回復幅が管理区A、Bともに小幅であった原因としては、次の2つの仮説が考えられる。一つめは、草原の長期管理放棄によって草原面積の縮小とネザサの優占化が進行したために、草原全体で草原生植物の種数・個体密度が低下し、周辺の生存株から管理区へ種子の新入が期待できないという仮説である。一般に、植物の種数と生育地の面積との間には正の相関がある^{5), 17), 22)-24), 30)}。また、本草原内でも植物の種数-面積関係が成立していることが確認されている⁶³⁾。本草原の面積は1948年からの47年間で1948年当時の

12%まで縮小している⁶³⁾。以上のことから、本草原の植物相の種多様性は面積縮小の影響によって損なわれている可能性が高い。また、現在、本草原では草原全体でネザサ優占化が進み、草原生植物の生育に適した明るい立地が登山道に限られている。さらに、登山道沿いでの主要な草原生植物の分布地点が少なく、その多くで生育個体数が10個体未満と少ない(表-3)。以上を考慮すると、本草原全体で草原生植物の生存個体数が減少した可能性が高い。ただし、このことについては林道沿いだけでなく草原全体において詳細な植物相調査や個体分布調査を実施し、過去の草原生植物分布情報と比較して検証する必要がある。

2つ目の仮説は、本草原の埋土種子相の種多様性が低下し、埋土種子由来の草原生植物の新入が期待できないというものが考えられる。小柳ほか¹⁴⁾は定期的に刈り取り管理が実施されているススキ優占型草原の土壌の埋土種子相には地上植生の草原生植物相の約半数しか含まれておらず種子密度も低いと報告している。Cousins and Eriksson³⁾はヨーロッパでの事例で草原生植物の大半が長期的なシードバンクを形成しないことを報告している。これらのことから、日本の草原においても草原生植物の大半が長期的なシードバンクを形成しない可能性がある。本研究で刈り取り再開後に新出した種についてみると、管理区Aではタチツボスミレ、ヒメハギ、シラヤマギク、ヨシノアザミ、ツリガネニンジン、イタドリ6種(表-1)、管理区Bではタチツボスミレ、オカトラノオ、リンドウ、メドハギ、ネコハギ、チゴザサ、ヒカゲスゲの7種であった(表-2)。これらのうちタチツボスミレ¹⁴⁾、イタドリ^{29), 46), 61), 62)}、ネコハギ^{16), 19)}、メドハギ³⁶⁾、シラヤマギク^{10), 61)}、チゴザサ^{1), 29)}、ヒメハギ¹⁵⁾、ヒカゲスゲ^{16), 19), 58)}、オカトラノオ^{19), 29), 53), 56), 58), 60)-62)}は森林や草原で埋土種子を形成することが確認されている。また、ネコハギ、ヒメハギについては管理前に地上植生で欠落していても管理後には新出すること²¹⁾が報告されている。これらのことから、上記9種の新出は埋土種子に由来する可能性は高い。ヨシノアザミ、ツリガネニンジン、リンドウについては埋土種子形成の情報が得られなかった。これらは半地中植物であることから、長期のネザサの優占による光環境が悪化した状況下では地下茎や根茎の状態で生育していたと考えられ、これらの新出個体は地下茎・根茎に由来する可能性がある。ヨシノアザミは本草原において比較的個体数が多く、風散布型の種子を形成することから調査区外の個体からの新入である可能性もある。このように、一見すると管理区における種多様性の回復への埋土種子・地下部生存個体による寄与は大きいように思われる。しかし、本研究における管理3年目の5㎡あたりの草原生植物の平均出現種数は、管理区Aで5種程度、管理区Bで7種程度であって(図-4)、1998年当時の草原生植物の種多様性の高い良好なススキ優占型植分での平均出現種数15.1種⁶³⁾に比べ8~10種も少ない。このことを考慮すると、本研究における埋土種子による種多様性の回復に対する寄与は必ずしも大きくはない。本仮説の検証には本調査地の埋土種子相を調査し、地上植生の草原生植物相と比較検証を行うことや日本の草原生植物の長期シードバンク形成能力の有無について解明することが必要である。

(3) ササ優占型草原の管理再開による半自然草原の再生

樹林化草原における草原生植物の単位面積あたりの出現種数については、井上・高橋²¹⁾は5.3種/40㎡であったことを、小柳ほか¹⁴⁾は0.02~0.30種/0.25㎡であったことを報告している。本研究の結果から、ササ優占型草原についても管理前の植分における草原生植物の被度が1%未満(図-3)、単位面積あたりの出現種数が2~4種/5㎡(図-4)と低いことが示された。このことから樹林化草原と本研究のササ優占型草原では草原生植物の地上部での生残はほとんどみられないといえる。Öckinger et al³⁷⁾は草原生植物の多くは5~10年程度の管理放棄であれば生残

できることを指摘しており、本草原の草原生植物の地上部生残が樹林化草原と同程度なのは、管理放棄後の長期間にわたりササ優占型草原として推移したためと考えられる。

本研究の結果、ササ優占型へと遷移した草原における刈り取り再開は、ススキの被度、草原生植物の種数・被度を回復させる効果があることが明らかとなった(図-3、図-4)。樹林化草原における刈り取り再開も、本研究と同様に草原生植物の種数・被度を回復させる効果があることがわかっている^{14), 21)}。両者ともに地上部に生残する草原生植物がほとんど無いことから、個体群回復は周辺個体からではなく、埋土種子由来の新入個体に期待せざるを得ない。早期に草原生植物の種多様性を回復させるためには、遺伝的多様性を十分に考慮した上で草原生植物を移植し、種子供給源として長期にわたり機能する個体群を形成することも必要がある³⁴⁾。

管理にかかる労力については侵入樹木の伐採が伴う樹林化草原に比べ、刈り払いのみですむササ優占型草原の方が少なくすむことから、ササ優占型草原をススキ優占型の半自然草原に再生させるほうが着手しやすいといえる。ただし、本研究の結果からもわかるとおり、長期にわたり管理放棄されたササ優占型草原では、一般的なススキ優占型草原の管理手法である年1回の刈り取り²⁶⁾だけでは、ススキの優占化、草原生植物の種数・被度の回復効果は十分とはいえず、夏季のササ類の選択的刈り取りを加えるなど、ササ類の抑制を考慮し刈り取り方法・時期・頻度を変更する必要があるといえる。

謝辞

本研究を実施するにあたり、現地での刈り取り管理作業を東お多福山草原保全・再生研究会のみなさまに多大なるご協力をいただきました。ここに厚くお礼申し上げます。また現地調査では兵庫県立大学緑環境景観マネジメント研究科講師の澤田佳宏氏、株式会社建設環境研究所の山崎俊哉氏、神戸大学大学院人間発達環境科学研究科修士の目下石碧氏、塩谷智也氏、永田優子氏に、また引用文献の入手では甲南女子大学講師の松村俊和氏にお世話になりました。本論文の校閲者には多数の有益な助言をいただきました。この場を借りてお礼申し上げます。

なお本研究には、瀬戸内オリーブ基金年助成「東お多福山の草原化を目指しての調査活動」(2008年度~2010年度)および平成23年度科学研究費補助金若手研究B(課題番号:23701026)の一部を使用しました。

補注及び引用文献

- 1) 安島美穂・津田 智(2000):静岡県富士市浮島ヶ原のヨシ群落における埋土種子集団と植生の関係:植生学会誌17, 31-38
- 2) Cousins, S. A. O. and Eriksson, O. (2001): Plant species occurrences in a rural hemiboreal landscape: effects of remnant habitats, site history, topography and soil. *ECOGRAPHY* 24, 461-469
- 3) Davies, A. and Waite, S. (1998): The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under development and established scrub: *Plant Ecology* 136, 27-39
- 4) 藤井伸二(1999):絶滅危惧植物の生育環境に関する考察:保全生態学研究4, 57-69
- 5) Gleason, H. A. (1922): On the relation between species and area: *Ecology* 3, 158-162
- 6) 兼子慎吾・太田陽子・白川勝信・井上雅仁・堤 道雄・渡邊園子・佐久間智子・高橋佳孝(2009):中国5県のRDBを用いた絶滅危惧植物における生育環境の重要性評価の試み:保全生態学研究14, 119-123
- 7) 環境省(編)(2000):改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物-レッドデータブック<8>植物I(維管束植物):自然環境研究センター, 660pp
- 8) 環境省自然環境局(編)(2004):日本の植生II 第5回自然環

- 境保全基礎調査報告書（全国版）：（財）自然環境研究センター，346pp
- 9) 川上美保子・大塚考一（2008）：霧ヶ峰草原における火入れ実施による植生の変化：長野県環境保全研究報告 4，105-109
 - 10) 鎌田磨人・中越信和・高橋史樹（1987）：焼畑の火入れが埋土種子の発芽に及ぼす影響：日本生態学会誌 37(2)，91-100
 - 11) 気象庁：気象統計情報：気象庁ホームページ
<http://www.jma.go.jp/jma/menu/report.html>，2011.3.30 更新，2011.7.1 参照
 - 12) 神戸市環境局環境創造部環境評価共生推進室（2010）：神戸の希少な野生動植物 神戸版レッドデータブック 2010：神戸市，22pp
 - 13) 小山信明・小川恭男（1993）：ネザサ（*Pleiblastus variegatus* MAKINO）の生育特性 1. 光合成と貯蔵窒素の利用：日本草地学会誌 39(1)，28-35
 - 14) 小柳知代・楠本良延・山本勝利・大久保悟・北川淑子・武内和彦（2011）：管理放棄後樹林化したススキ型草地における埋土種子による草原生植物の回復可能性：保全生態学研究 16(1)，85-97
 - 15) 久保満佐子・細木大輔・松江正彦（2010）：国営明石海峡公園における森林表土利用工による法面緑化の施工事例：日本緑化工学会誌 35(3)，473-478
 - 16) 浜田 拓・倉本 宣（1994）：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 58(1)，76-82
 - 17) 服部 保・石田弘明（2003）：宮崎県中部における照葉樹林面積と種多様性，種組成の関係：日本生態学会誌 50，221-234
 - 18) Hellström, K., Huhta, A.-P., Rautio, P., Tuomi, J., Oksanen, J. and Laine, K. (2003): Use of sheep grazing in the restoration of semi-natural meadows in northern Finland. *Applied Vegetation Science* 6(1)，45-52.
 - 19) 細木大輔・米村惣太郎・亀山 章（2004）：関東の森林の土壌シードバンクにおける緑化材料としての利用可能性とその測定方法：日本緑化工学会誌 29(3)，412-422
 - 20) 兵庫県農政環境部環境創造局自然環境課（2010）：兵庫の貴重な自然 兵庫県版レッドデータブック 2010（植物・植物群落）：（財）ひょうご環境創造協会，217pp
 - 21) 井上雅仁・高橋佳孝（2010）：管理放棄により樹林化した草原跡地における管理再開が草原生植物の再生に及ぼす影響：ランドスケープ研究 73(5)，759-762
 - 22) 石田弘明・服部 保・小館誓治（2001）：日本海側における孤立林化した照葉樹林の樹林面積と種多様性，種組成の関係：植物地理・分類研究 49(2)，149-161
 - 23) 石田弘明・服部 保・武田義明・小館誓治（1998）：兵庫県南東部における照葉樹林の樹林面積と種多様性，種組成の関係：日本生態学会誌 48，1-16
 - 24) 石田弘明・戸井可名子・武田義明・服部保（2002）：大阪府千里丘陵一帯に残存する孤立二次林の樹林面積と種多様性，種組成の関係：植生学会誌 19(2)，83-94
 - 25) 石井 実監修・（財）日本自然保護協会編（2005）：生態学からみた里やまの自然と保護：講談社サイエンティフィック，242pp
 - 26) 岩城英夫（1971）：草原の生態：共立出版，172pp
 - 27) 岩波悠生（1995）：我が国草原の現状と課題：国立公園 534，2-5
 - 28) 宮脇 昭・奥田重俊・望月睦夫編（1983）：改訂版日本植生便覧：至文堂，872pp.
 - 29) 水崎貴久彦・角田真一・佐藤裕隆（2000）：雲仙普賢岳周辺森林土壌の埋土種子からの発芽状況の報告：日本緑化工学会誌 25(4)，567-570
 - 30) 村上健太郎・森本 幸裕（2000）：京都市内孤立林における木本植物の種多様性とその保全に関する景観生態学的研究：日本緑化工学会誌 25(4)，345-350
 - 31) 中越信和（1985）：再度山の森林群落における埋土種子集団の研究 II：再度山永久植生保存地調査報告書 第3回，117-140
 - 32) 中越信和（2001）：III 埋土種子集団に関する研究：再度山永久植生保存地調査報告書 第6回，30-39
 - 33) 中西 哲・服部 保・武田義明（2000）：神戸の植生 改訂版：神戸市環境局，37pp
 - 34) 日本緑化工学会（2002）：生物多様性保全のための緑化植物の取り扱い方に関する提言：日本緑化工学会誌 27(3)，481-491
 - 35) 沼田 真（1987）：植物生態学論考：東海大学出版会，918pp
 - 36) 沼田 真・林 一六・小林登志子・大木 薫（1964）：遷移からみた埋土種子集団の解析 I：日本生態学会誌 14(5)，207-215
 - 37) Öckinger, E., Eriksson, A. K. and Smith, G. H. (2006): Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* 133，291-300
 - 38) 大窪久美子（1998）：7. 半自然草原の自然保護：自然保護ハンドブック（沼田真編，朝倉書店，821pp），432-468.
 - 39) 大窪久美子・前中久行（1993）：野生草花の保全を目的としたクマイザサ優占群落における刈取り管理に関する研究：造園雑誌 55(5)，109-114
 - 40) 大澤雅彦監修・（財）日本自然保護協会編（2005）：生態学からみた身近な植物群落の保護：講談社サイエンティフィック，244pp
 - 41) Pykälä, J. (2003): Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 12，2211-2226
 - 42) Pykälä, J. (2005): Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108(2)，109-117
 - 43) Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K. and Kontula, T. (2005): Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and applied Ecology* 6(1)，25-33
 - 44) R Development Core Team (2009): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
 - 45) Rosén, E. and van der Maarel, E. (2000): Restoration of alvar vegetation on Öland, Sweden. *Applied Vegetation Science*, 3，65-72
 - 46) 酒井敦・酒井武・倉本恵生・佐藤重穂（2006）：四国の中標高域における天然林とこれに隣接する針葉樹人工林の埋土種子組成：森林立地学会誌・森林立地 48(2)，85-90
 - 47) 佐竹義輔・原 寛・亘理俊次・富成忠夫（編）（1989）：日本の野生植物 木本 I：平凡社，321pp
 - 48) 佐竹義輔・原 寛・亘理俊次・富成忠夫（編）（1989）：日本の野生植物 木本 II：平凡社，305pp
 - 49) 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・富成忠夫（編）（1981）：日本の野生植物 草本 III 合弁花類：平凡社，259pp
 - 50) 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・富成忠夫（編）（1982）：日本の野生植物 草本 I 単子葉類：平凡社，305pp
 - 51) 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・富成忠夫（編）（1982）：日本の野生植物 草本 II 離弁花類：平凡社，318pp
 - 52) 瀬戸内海国立公園管理事務所（1994）：瀬戸内海国立公園（六甲地域）管理計画書：瀬戸内海国立公園管理事務所，70pp
 - 53) 下園寿秋・長野十郎・内野英一郎（2009）：シカが生息する地域での森林土壌を吹付けた林道切法面の緑化：日本緑化工学会誌 35(1)，138-141
 - 54) 高橋佳孝（2004）：半自然草地の植生持続を図る修復・管理法：日本草地学会誌 50(1)，99-106
 - 55) 田中慎吾（編）（1988）六甲山の地理 - その自然と暮らし -：神戸新聞総合出版センター，297pp
 - 56) 田村和也・服部 保（2007）：鹿児島県栗野岳における照葉樹林の埋土種子相：人と自然 17，137-142
 - 57) 筑城幹典・塩見正衛・小山信明（1988）：アズマネザサ型放牧草地の生産力（2）純一次生産量の季節変化：日本草地学会誌 34(別)，51-52*
 - 58) Watanabe, N., Nishiwaki, A. and Sugawara, K. (2001): Seed Banks in Pastures: Special Reference to a Persistent Soil Seed Bank of Invading Species *Carex albata* Boott: *Grassland Science* 47(4)，337-343
 - 59) 山本嘉人・小山信明・進藤和政・荻野耕司（2000）：ネザサ（*Pleiblastus variegatus* MAKINO）の生育特性 3. 放牧利用可のネザサ型草地における乾物生産量および粗蛋白質含有量の季節的推移：日本草地学会誌 45(4)，360-366
 - 60) 山瀬敬太郎・関岡裕明（2008）：スギ林内の連続斜面における埋土種子の分布：日本緑化工学会誌 33(1)，187-190
 - 61) 山瀬敬太郎・関岡裕明・谷口真吾（2006）：異なる地点における森林表土中の埋土種子相の把握：日本緑化工学会誌 31(1)，159-162
 - 62) 山瀬敬太郎・関岡裕明・河島章二郎・久保繁夫（2004）：現地表土を用いた埋土種子による法面緑化：日本緑化工学会誌 30(1)，316-319
 - 63) 山戸美智子・服部保（2000）：六甲山系・東お多福山草原の現状と管理手法，ランドスケープ研究 65(5)，473-476
- * は直接参照できなかった文献
(2011.7.2 受付，2012.6.6 受理)