キスミレ (*Viola orientalis*) の生育環境特性

松本雅道¹⁾・田金秀一郎¹⁾

1) 九州大学大学院生物資源環境科学府 Grad. Sch. Biores. and Bioenvir. Sci.,
Kyushu Univ.

摘要: 絶滅危惧植物であるキスミレの自生地における緑化に際して、配慮すべき点を検討するために、阿蘇山での生育環境の特性と日本における自生地の土壌型を調査した。キスミレは春植物の生活環をもち、春先に十分な光が得られる環境を要求するため、野焼きによる草地の管理は必要である。キスミレの生育環境は土壌が深く、ススキの生育のよい、多様な種組成の群落が成立する環境である。斜面崩壊の発生して3年経過したすべり面にはキスミレは生育していないが、14年経過したすべり面の一部には生育を始めており、崩壊地でキスミレが群生する草地が回復するにはさらに時間がかかると推定された。日本におけるキスミレの自生地の土壌型は、草原性の環境において生成した黒ボク土の分布域に遺存することが多い。崩壊によって失われた黒ボク土を再生することにより、ススキ草原を再生することが、緑化に際して配慮すべき点と考えられる。

キーワード: キスミレ, 黒ボク土, 阿蘇, 野焼き, 崩壊地, 春植物

MATSUMOTO, Masamichi and TAGANE, Syuichirou: **Habitat features of *Viola orientalis***

Abstract: *Viola orientalis*, an endangered plant species, generally grows in ando soils that is developed in grassland environments; therefore, grassland maintenance is a prerequisite for the survival of this plant species. The life cycle of *V. orientalis* is spring ephemerals. Controlled burning is necessary for the perspective of grassland maintenance, along with the burning of litter, in order to secure the light factor. The *Miscanthus* type grassland is an example of a habitat environment of *V. orientalis* in a maintained grassland. It has deep surface soil, which is covered with a variety of plants species. At the landslide sites, some parts of a 14-years-old sliding surface function as a habitat. For *V. orientalis*, the effective method in greening of sliding surface is to recover the *Miscanthus* type grassland with deep ando soils.

Key words: *Viola orientalis*, ando soils, Aso, burning, landslides, spring ephemeral

1. はじめに

キスミレ *Viola orientalis* (Maxim.) は中国大陸東北部から朝鮮半島に分布し、日本列島では西日本から東海地方まで隔離的に生育する。キスミレの分布図は過去いくつか公表されているが、最も信頼の置ける浜栄助の分布図⁴⁾と日本各地の植物誌^{1) 5) 6) 7) 24) 27) 30) 32) 36) 37) 38) 40) 42)}の記録から、信頼性に問題のある地点を除いた自生地の一覧を表-1に示す。位置の公表を避けるため、自生地は地域の総称または記号で示した。キスミレのような分布型をもつ植物は満鮮要素の植物と呼ばれ²⁰⁾、ウルム氷期の乾燥・寒冷な気候下の草原性の環境のもとで、大陸から朝鮮半島経由で侵入し、後氷期には西日本の山地の草原を中心に限られた環境下に遺存したと考えられている⁹⁾。キスミレは日当たりのよい草原やササ原、林床の明るい落葉広葉樹林とされる^{4) 42)}。筆者らの観察では、東海および九州地方ではススキの卓越する草原に、中国・四国地方ではササ類の卓越する草原に主に生育する。日本列島において草原性の環境の喪失は著しく、キスミレはレッドデータブックでは絶滅危惧Ⅱ類に評価されている¹³⁾。また、熊本県では阿蘇山に大規模な草原が維持されているため準絶滅危惧種と評価されるが、多くの県では遷移の進行による草原的環

境の消失、園芸目的の採集、開発行為等の要因により、絶滅危惧種にリストアップされている^{2) 3) 8) 12) 22) 23) 26) 31) 35) 43)}。

このような状況下では、生育地内での崩壊地の対策工や法面緑化の工法によっては、キスミレの地域個体群の存続に大きな影響を与える可能性があり、またキスミレの地域個体群の維持に貢献する可能性も考えられる。どのような崩壊地にキスミレが侵入するかを知ることは、このような適切な工法や管理を知る上で有益なものと考えられる。キスミレの本州や四国の自生地では個体群が縮小し、このような調査を行うことは難しい。しかし、阿蘇山に生育するキスミレ個体群は日本最大級の個体数であり、1990年と2001年に梅雨前線による集中豪雨により多数の表層崩壊が発生し^{11) 25)}、崩壊地が放置されたものが多数ある。そこで、キスミレ個体群が維持できる条件を明らかにすることを目的に、崩壊地のすべり面においてキスミレの生育する場合、生育しない場合の土壌の深さ、植物群落の植被率や種数などを調査した。これらを明らかにすることにより、生育地内の崩壊地の対策工や法面緑化において配慮すべき点を考察することが可能になると考えられる。

表-1 キスミレの分布および自生地の土壌と各県のレッドリストにおける評価

Table 1 Distribution of *Viola orientalis* with soil and degree of endangerness in local red lists.

自 生 地	各県のレッドリストにおける評価	自生地の土壌
山 梨 県	1	褐色森林土
富士山	(2)	黒ボク土
	3	?
静 岡 県	4	褐色森林土
	5	黒ボク土
	6	黒ボク土
	7	赤黄色土
	8	赤黄色土
愛 知 県	9	褐色森林土
	10	褐色森林土
	(11)	?
広 島 県	12	黒ボク土
愛 媛 県	13	黒ボク土
高 知 県	14	黒ボク土
大 分 県	由布岳・鶴見岳 九重山系	黒ボク土 黒ボク土
熊 本 県	阿蘇山周辺	黒ボク土
宮 崎 県	霧島山系	黒ボク土
鹿児島県	地域絶滅種	黒ボク土

() は自生地の位置が特定できないもの。

2. 方 法

2.1 調査地概要

熊本県阿蘇市箱石峠の標高 800～850 m 付近に発生した崩壊地を調査地とした。ここは阿蘇山外輪山の東部に位置し、古恵川支流の箱石川のカルデラ壁を侵食する源流部に相当するが、通常は枯れ谷で水流は見られない。調査地一帯では牧野組合による野焼きが毎年実施されており、ススキの優占する草地となっている。斜面崩壊はカルデラ壁斜面と谷沿いに発生しており、1990 年に発生した崩壊地 5 地点 (図-1, A-E), 2001 年に発生した崩壊地 4 地点 (図-1, F-I) を調査した。ただし、1990 年の崩壊地の下部に 2001 年に崩壊が発生し溪床に至るケースがあり、この 2001 年の崩壊地 (図-1, J) はすべり面のみを調査した。斜面崩壊の発生年は崩壊前後に撮影された空中写真により判別した。これらはいずれも深さ 1 m 前後の浅層崩壊で、阿蘇山周辺の草地では最も多いタイプの崩壊地である。表土には黒ボク土があり、崩壊地のすべり面には褐色火山灰土 (いわゆるローム層) が現れる。

2.2 調査方法

調査ではキスミレのフェノロジーを記録した。スミレ属植物がすべて地表に現れるキスミレの開花期である 2004 年 4 月 17 日に崩壊地およびその上下斜面に幅 1 m のベルトトラ

図-1 調査を行った崩壊地の位置

Fig. 1 The location of study sites. A~I are shallow landslides occurred in 1990 (closed circle) and 2001 (open circle).

ンセクトを縦方向に設置し、そこに生育するスミレ属植物の生育位置を記録した。また 2004 年 5 月 25 日には開花個体の有無と結実状況を確認した。

崩壊地における生育環境の調査は次の手順で行った。ススキの成長した 2004 年 8 月 14 日にベルトトランセクト上の崩壊地上部の未崩壊の草地、すべり面、崩壊地の下部の草地に 1×1 m のコドラートを設置し、コドラート内に生育する植物の種組成と植被率および最も成長したススキの高さを測定した。土壌の深さはキスミレの根茎よりも深い 30 cm の簡易試孔を穿ち、親指の貫入で簡易測定し、土壌硬度が軟²⁹⁾までの柔らかい部分を土壌の深さとした。照度は野焼き前である 2004 年 3 月 9 日に崩壊地上部の未崩壊の草地で、2004 年 8 月 14 日に各コドラートで測定した。測定には照度計 (ミノルタ製 T-1 H 型) を用い、地表から 10 cm の位置で 3 回計測した値 (単位はルクス) の合計を、最も高い植物から 50 cm 上の位置で 3 回計測した値の合計で除し、その百分率を相対照度とした。

すべてのコドラートの環境特性について相関行列による主成分分析を行い、キスミレの生育に寄与する条件を解析した。各コドラートに生育する植物の種組成は、各コドラート間の類似度を次式の大塚の親和係数¹⁹⁾を用いて求めた。

$$CC = c / \sqrt{ab}$$

ここで、CC は親和係数、 a および b は両コドラートの種数、 c はその共通種数である。得られた親和係数を用いてウォード法によりクラスター分析を行った。主成分分析とクラスター分析には、多変量解析ソフト「Mulcel」⁴⁴⁾を用いた。

3. 結 果

3.1 キスミレの生活環

野焼き前の植物が立ち枯れたまま残る 2004 年 3 月 9 日の地表の相対照度は 62.6% であり、キスミレは地上に現れていなかった。2004 年 3 月 27 日には調査地周辺の野焼きが行われ、立ち枯れた植物は焼失した。2004 年 4 月 17 日にはキスミレは開花・展葉していた。2004 年 5 月 25 日には開花個体はなく、結実を確認し、一部の個体では葉の黄変と

休眠が始まっていた。2004 年 8 月 14 日にはススキが成長し相対照度は 1.2% と地表は暗かった。キスミレの地上部は全く確認できず、キスミレは種子散布を終えて休眠に入ったと考えられる。

3.2 崩壊地へのキスミレの侵入

スミレ属植物の生育位置を図-2 に示す。斜面崩壊後 3 年経過した 2001 年の崩壊地のすべり面には、4 ケ所すべてスミレ属植物の生育が認められなかった(図-2, F-J)。しかし、斜面崩壊後 14 年経過した 1990 年の崩壊地にはスミレ属植物が侵入していた。カルデラ壁の斜面に発生した 3 ケ所の崩壊地(図-2, A-C)では、すべり面の褐色火山灰土の亀裂やススキの株の周辺にスミレ *Viola mandshurica* やアカネスミレ *V. phalacrocarpa* が生育するが、キスミレは侵入していなかった。一方、谷に接した溪岸の崩壊地(図-2, E, D)では、すべり面に再堆積した黒ボク土にキスミレが生育していた。

3.3 生育環境

各コドラートの環境特性を表-2 に示す。崩壊地の上部に位置する未崩壊の草地では 1 地点を除いてキスミレが生育し、各コドラートの種数、植被率、ススキの高さ、相対照度、土壌の深さの平均値はほぼ同じであった。すべり面におけるコドラートの環境条件はばらつきが大きい、平均値では崩壊年とキスミレの生育の有無で差が見られた。生育する種数は 2001 年の崩壊地では平均 5.4 種であるのに対して、1990 年のすべり面でキスミレが生育する場合は平均 12 種、キスミレが生育しない場合でも平均 12 種が生育していた。植被率は 2001 年の崩壊地では平均 21% であるが、1990 年のすべり面はキスミレが生育する場合は 100% に達し、生

図-2 崩壊地における 2004 年 4 月 17 日のスミレ属植物の生育状況

Fig. 2 Distribution of *Viola* sp. surveyed at 17, April, 2004 on the shallow landslides occurred in 1990 (below) and 2001 (upper).

表-2 調査地の環境特性

Table 2 Environmental characteristics of the study sites.

キスミレの有無 ¹⁾		1990 年崩壊 ²⁾				2001 年崩壊 ²⁾			
		平均値	有 最大 / 最小	平均値	無 最大 / 最小	平均値	有 最大 / 最小	平均値	無 最大 / 最小
上部草地	種数	15	12/16	17		15	24/12		
	植被率 (%)	100	100/100	100		100	100/100		
	ススキの高さ (cm)	161	172/135	137		162	172/135		
	地表の相対照度 (%)	1.0	2.1/0.3	1.0		1.4	2.1/0.8		
	土層の深さ (cm)	30	30/30	30		30	30/30		
	コドラート数	4		1		4		0	
すべり面	種数	12	15/9	12	18/3			5.4	8/2
	植被率 (%)	100	100/100	68	100/10			21	40/5
	ススキの高さ (cm)	160	175/145	109	175/0			14	70/0
	地表の相対照度 (%)	0.7	0.8/0.7	32	96/0.5			94	100/87
	土層の深さ (cm)	18	25/11	17	30/4			6.4	14/0
	コドラート数	2		6		0		5	
下部草地	種数	15	17/14	15	18/12	16	19/14		
	植被率 (%)	100	100/100	100	100/100	100	100/100		
	ススキの高さ (cm)	176	195/167	194	207/182	165	180/145		
	地表の相対照度 (%)	1.1	1.5/0.8	0.9	1.5/0.4	0.6	0.8/0.2		
	土層の深さ (cm)	23	30/20	30	30/30	30	30/30		
	コドラート数	3		2		4		0	

1) 2005 年 4 月 17 日調査, 2) 2005 年 8 月 14 日調査

育しない場合は 68% であった。また、ススキの高さも 2001 年の崩壊地は平均 14 cm と成長が悪いが、1990 年のすべり面ではキスミレが生育する場合は平均 160 cm まで成長し、生育しない場合でも平均 109 cm であった。それに伴って、地表の相対照度も 2001 年の崩壊地は平均 94% と明るく、1990 年のすべり面では生育する場合は平均 0.7%、生育しない場合でも平均 32% であった。土壌の深さは 2001 年の崩壊地では平均 6.4 cm しかなく硬い褐色火山灰土が浅い位置に現れるが、1990 年のすべり面では生育する場合は平均 18 cm、生育しない場合も平均 17 cm であり、時間の経過と共に表層に軟らかい土壌が形成されつつあった。一方、崩壊地の下部に位置する草地は 2 地点を除きキスミレが生育し、各コドラートのススキの草丈は高いが、生育する種数、植被率、相対照度、土壌の深さは上部の未崩壊の草地とほぼ同じであった。

キスミレ個体群が生育可能な条件は、崩壊地のすべり面と未崩壊のススキ草地の比較によって知ることができる。キスミレが生育する 1990 年の崩壊地のすべり面では、土壌も植生も未崩壊の草地に近い水準まで回復していたが、キスミレが生育しない 1990 年のすべり面はこの水準には達していなかった。2001 年の崩壊地のすべり面はまだ裸地に近い状態にあり、キスミレは侵入していなかった（表-2）。得られた環境特性の主成分分析を行ったが、キスミレが生育する地点は第一主成分の正の領域にプロットされた。第一主成分の寄与率は 80% 以上であり、キスミレの生育する環境特性は第一主成分のみに概ね集約できている（表-3、図-3）。また、その固有ベクトルの絶対値はほぼ同じ値であり、これら 5 つの変量を同程度にまとめていた。したがって、多様な種組成で構成され、植被率も高く、ススキも良く成長し、夏期には地表が暗くなり、土壌の深い場にキスミレは成育すると結論される。

各コドラートに成育する植物の種組成のデータを用いたクラスタ分析の結果、草原で優占するススキが含まれる種組成で種数が 9 種以上から構成されるコドラート（CL1）と、ススキを含まない種組成で 8 種以下のコドラート（CL2）に大きく分類された（図-4）。崩壊地上部の未崩壊の草地および、キスミレが生育するコドラートはすべて CL1 に含まれた。一方、CL2 はすべてキスミレが生育しないコドラートであった。

表-3 各主成分の固有ベクトル値
Table 3 Eigenvector on the first two factors.

	第 1 主成分	第 2 主成分
土 層 の 深 さ	0.442	0.282
植 被 率	0.465	- 0.305
種 数	0.410	0.780
ススキの高さ	0.453	- 0.303
相 対 照 度	- 0.464	0.356
寄 与 率	86.2%	7.8%

4. 考 察

キスミレは春先に他の植物に先立って開花・展葉し、多様な植物が茂り地表が暗くなる夏期には地上から姿を消し、地下で休眠に入る多年生の草本である。キスミレはスプリングエフェメラル（春植物）⁷⁾の生活環をもつ植物である。一般に草原は採草、放牧、火入れ等を行わず放置すると遷移が進行するが³⁴⁾、阿蘇山においても火入れの中止がリター量の増加と木本種の侵入をもたらしたとする報告がある⁴¹⁾。また、大分県では野焼きを中止によりキスミレが絶滅した事例が報告されている³¹⁾。調査地では 4 月には開花・展葉しており、5 月の終わりには結実が開始していた。キスミレが光合成を行なえるのはこの短い期間のみであり、この期間の地表付近の光環境がキスミレ個体群の維持に重要であると推察される。

キスミレなどのスミレ属植物は自動散布とアリ散布の二重散布の様式を持ち²⁸⁾、周辺に多数生育する個体から、種子が散布される機会も多いと考えられる。それでも、新たに形成された裸地がキスミレが生育可能な状態へ再生するには、少なくとも 4 年以上、恐らく 10 年以上の時間を要し、キスミレが群生する草地の回復には、さらに時間がかかると推察される。すなわち、黒ボク土が堆積し、ススキが優占し多様性に富む種組成の群落が維持されることが、キスミレが生育に必要な条件と考えられる。しかし、この条件を満たす群落でもキスミレが生育しない場合があり、生育を阻害する環境条件を解明することが課題であろう。

図-3 キスミレ生育地の主成分得点分布
Fig. 3 Plot of the first two principle component analysis axes for the habitat traits of *Viola orientalis* listed in table 2.

図-4 群落間の類似度のクラスター分析結果 A~J の記号は図 1, 2 と同じ崩壊地を示し、後につづく a は崩壊地上部の未崩壊の草地, b はすべり面, c は崩壊地下部の草地を示す。

Fig. 4 Cluster analysis of stands using the data of similarity index calculated by botanical composition. A-J are same as that in Fig. 1 and 2. Small alphabet mean stand conditions; a: undisturbed grassland, b: sliding surface, c: grassland on collapsed soil, respectively.

阿蘇山でキスミレが生育する草原には黒ボク土が堆積しているが、他の地域でもキスミレの自生地の土壌は黒ボク土の分布地である場合が多い（表-1）。九州各地の火山周辺や富士山周辺などでは、火山灰を母材とする火山性黒ボク土の分布域にキスミレの自生地がある。一方、東海地方においては火山ガラスの含量が著しく少なく、非火山灰源物質が母材の主体となった非火山性黒ボク土が分布することが知られている¹⁵⁾。表-1 の 5 の自生地の自生地の土壌は火山性黒ボク土と非火山性黒ボク土の境界付近の性質を持つ¹⁶⁾。ここでは現在では激減しているが、過去には大規模なキスミレの群落があり、この産地の搾葉標本を出版物³³⁾に添付できたほどであった。表-1 の 6 の自生地の土壌は模式的な非火山性黒ボク土である¹⁶⁾。黒ボク土は火山性のもも非火山性のもも、後氷期の草原性の環境下で形成されたとされる¹⁴⁾など。静岡県西部から愛知県東部では黒ボク土が分布しているにもかかわらず、黒ボク土以外の土壌にキスミレの生育する小規模な自生地が点在する。これら自生地はチャートなどを基盤とする乾燥した立地にあり、局所的な草原性の環境が継続してきたものと推察される。したがって、草原性の環境が継続したことが、キスミレの遺存を可能にする条件であり、その中心的な立地が黒ボク土の堆積する草原であったと考えられる。

5. おわりに

本研究では、阿蘇山においてキスミレの生育環境の特性を調査した。春植物（スプリングエフェメラル）の生活環をもつキスミレは、多様な種で構成され、植被率の高い植物群落に生育する。このような場所は土壌が深く、スキが良く成長しており、夏期には地表が暗い。これらの条件がキスミレの個体群を維持するメカニズムは不明であり、その解明は今後の課題の一つである。このようなキスミレが生育する状態に崩壊地が再生するには 4 年以上、恐らく 10 年以上の時間

を要することが明らかとなった。現在のキスミレは草原性の環境に生育するが、後氷期に個体群を維持してきた主要な場も黒ボク土の生成する草原性の環境であったと推察される。

阿蘇山の周辺の草地は飼料、敷料、堆肥の生産のための採草地として維持されてきた¹⁸⁾。近年、阿蘇山の周辺における草原景観のイメージの構造分析による評価¹⁰⁾や草原の価値を支払い意思額（WTP）により評価する試み³⁹⁾が行われており、阿蘇山の周辺に広がる草原が一般の人々に親しみやすい景観であることが明らかにされている。キスミレの保全に配慮した生育地内の崩壊地の対策工や法面緑化として有効な方法は、崩壊によって失われた黒ボク土を再生することにより、このようなスキ草原を再生することと考えられる。

静岡県林業技術センターの加藤徹氏、静岡植物研究会の湯浅保雄氏には自生地に関する情報をいただいた。また、九州大学森林保全学研究室大村寛教授には阿蘇山周辺の斜面崩壊に関するご教示をいただいた。深く御礼申し上げます。

引用文献

- 1) 愛知県 (1995) 愛知県の植物相, 愛知県, pp. 328.
- 2) 愛知県自然史研究連絡会編 (2002) 自然からの Save Our Species! 植物編, 愛知みどりの会, pp. 242.
- 3) 愛媛県貴重野生動物検討委員会編 (2003) 愛媛県レッドデータブック, 愛媛県, pp. 447.
- 4) 浜栄助 (1975) 原色日本のスミレ, 誠文堂新光社, pp. 280.
- 5) 初島住彦 (1978) 鹿児島県植物目録, 鹿児島植物同好会, pp. 234.
- 6) 平田正一 (1984) 宮崎県植物誌, 宮崎日日新聞社, pp. 377.
- 7) 広島大学理学部附属宮島自然植物実験所・比婆科学教育振興会 (1997) 広島県植物誌, 中国新聞社, pp. 832.
- 8) 広島県版レッドデータブック見直し検討会編 (2004) 改定・広島県の絶滅のおそれのある野生生物, 広島県, pp. 515.
- 9) 日浦勇 (1978) 現生生物の分布パターンとウルム氷期, 第四紀 23: 7-25.

- 10) 猪瀬怜子・栗田和弥・畔柳直美・宮川浩・浅生恵(2002) 阿蘇地域における草原景観の分類とそのイメージに関する研究, ランドスケープ研究 65: 621-626.
- 11) 石川芳治(1990) 平成2年7月熊本県一の宮町で発生した泥流・流木災害, 土木技術資料 32(9) 64-67.
- 12) 鹿児島県編(2003) 鹿児島県の絶滅のおそれのある野生動植物 植物編, 鹿児島県環境技術協会, pp. 657.
- 13) 環境省編(2000) 改定・日本の絶滅のおそれのある野生生物, 自然環境研究センター, pp. 660.
- 14) 加藤芳朗(1960) 「黒ボク」土壌中の植物起源粒子について(予報), 日本土壌肥科学雑誌 30: 549-552.
- 15) 加藤芳朗(1970) 東海地方の「黒ボク」土壌の分布・断面形態・母材についての考察, 日本土壌肥科学雑誌 41: 89-94.
- 16) 加藤芳朗(1970) 東海地方東部の「黒ボク」土壌の一般理化学性 火山灰土壌との対比を中心として, 日本土壌肥科学雑誌 41: 173-177.
- 17) 河野昭一(2004) 用語解説, 河野昭一監修, 植物生活史図鑑 I, 北海道大学図書刊行会, p. 89-94.
- 18) 川岡巖・徳田信久(1956) 九州における原野・牧野の利用・管理に関する調査研究, 第1報熊本県阿蘇郡白水村の調査報告, 九州農業試験場彙報 4(1) 15-50.
- 19) 木元新作(1976) 動物群集研究法 I 多様性と種類組成, 生態学研究法講座 14, 共立出版, pp. 192.
- 20) 北村四郎(1957) 植物の分布, 原色日本植物図鑑(上), 保育社, pp. 246-264.
- 21) 国土交通省ホームページ(<http://tochi.mlit.go.jp/tockok/tochimizu/F3/>) 5万分の1土地利用現況調査(土壌図)
- 22) 高知県牧野記念財団編(2000) 高知県レッドデータブック [植物編], 高知県, pp. 422.
- 23) 熊本県希少野生動植物検討委員会(2004) 熊本県の保護上重要な野生生物リスト, 熊本県, pp. 67.
- 24) 熊本記念植物採集会編(1969) 熊本県植物誌, 長崎書店, pp. 436.
- 25) 宮縁育夫・大丸裕武・小松陽一(2004) 2001年6月29日豪雨によって阿蘇火山で発生した斜面崩壊とラハールの特徴, 地形 25(1) 23-43.
- 26) 宮崎県版レッドデータブック作成検討委員会編(2000) 宮崎県の保護上重要な野生生物, 宮崎県環境科学協会, pp. 348.
- 27) 室屋瀧雄・南谷忠志(1992) 宮崎の維管束植物, 宮崎県の生物, 鉾脈社, pp. 55-84.
- 28) 中西弘樹(1988) 日本の暖温帯に分布するアリ散布植物, 日本生態学会誌 38: 169-176.
- 29) 日本ベドロロジー学会編(2000) 土壌調査ハンドブック 改訂版, 博友社, pp. 168.
- 30) 大原準之助(1971) 三河湾国定公園の植物(第一集), 三河湾国定公園蒲郡地区協議会, pp. 136.
- 31) 大分県自然環境学術調査会野生生物専門部会編(2001) レッドデータブックおおいだ, 大分県, pp. 507.
- 32) 大分県植物誌刊行会編(1989) 新版大分県植物誌(1989), 大分県植物誌刊行会, pp. 806.
- 33) 大村敏郎(1943) 静岡市西部植物誌, 自費出版, pp. 97.
- 34) 大迫元雄(1937) 本邦原野に関する研究, 興林会, pp. 211.
- 35) 静岡県自然環境調査委員会編(2004) まもりたい静岡県の野生生物, 羽衣出版, pp. 338.
- 36) 杉本順一(1967) 種子植物, 静岡県植物誌, 静岡県生物研究会, pp. 180-585.
- 37) 杉本順一(1984) 静岡県植物誌, 第一法規出版, pp. 814.
- 38) 植松春雄(1981) 山梨県植物誌, 井上書店, pp. 593.
- 39) Yabe, M. (2005) Environmental payment and conservation value of endangered species in grassland: An approach from stated preference analysis. The Recent Status and Perspectives of Agricultural Environment and Biotechnology 2005. 108-119.
- 40) 山本四郎(1978) 愛媛県産植物の種類, 愛媛植物研究会, pp. 217.
- 41) 山本嘉人・進藤和政・萩野耕司・平野清・中西雄二・大滝典雄(2002) 阿蘇地域の半自然草地における火入れ中止にともなう植生の変化, 日本草地学会誌 48: 416-420.
- 42) 山中二男(1978) 高知県の植生と植物相, 林野弘済会高知支部, pp. 461.
- 43) 山梨県編(2005) 山梨県レッドデータブック, 山梨県, pp. 243.
- 44) 柳井久江(2005) エクセル統計 実用多変量解析編, オーエムエス出版, pp. 174.

(2006.9.16 受理)