

博士論文

半自然草地における植物相の変容と草原生植物の種特性

佐久間 智子

広島大学大学院国際協力研究科

2019年3月

半自然草地における植物相の変容と草原生植物の種特性

D134608

佐久間 智子

広島大学大学院国際協力研究科博士論文

2019年3月

広島大学大学院国際協力研究科

論文名: 半自然草地における植物相の変容と草原生植物の種特性
学位の名称: 博士(学術)
学生番号: D134608
氏名: 佐久間 智子

2019年1月17日

審査委員会

委員長・特任教授

中越信和 

教授

小本孝行 

准教授

保坂哲朗 

理学研究科教授

山口富美 

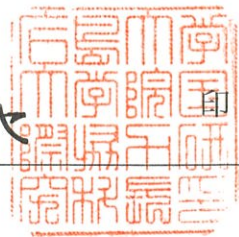
生物圏科学研究科教授

中坪孝之 

2019年2月22日

研究科長

馬場真七



目 次

摘要	1
第 1 章 序論.....	5
1 半自然草地の現状.....	5
2 研究の背景と本研究の目的	6
3 調査地域.....	8
4 論文の構成	9
第 2 章 西中国山地における半自然草地の植物相	12
1 はじめに.....	12
2 調査地.....	13
2-1 深入山.....	13
2-2 雲月山.....	14
2-3 千町原.....	15
3 方法	16
3-1 植物相調査	16
3-2 解析方法	17
4 結果.....	17
4-1 植物相.....	17
4-2 深入山・雲月山・千町原における植物相の比較	20
5 考察.....	22
第 3 章 低山地山頂部の半自然草地における草原生植物の生育状況.....	32
1 はじめに.....	32
2 調査地.....	33
3 方法	34
3-1 植物相調査	34
3-2 解析方法	34
4 結果.....	36
4-1 山頂部における草原生植物の種組成	36
4-2 山頂部における草原生植物の種数と面積の関係	36

4-3	連続草地における山頂部の草地.....	37
5	考察.....	37
5-1	山頂部における草原生植物の種組成.....	37
5-2	山頂部における草原生植物の種数と面積の関係.....	38
5-3	連続草地における山頂部の草地.....	39
第4章	資源利用の停止が半自然草地の植生構造と種組成に与える影響.....	47
1	はじめに.....	47
2	調査地.....	48
3	方法.....	49
3-1	植生資料の収集.....	49
3-2	解析方法.....	50
4	結果.....	51
4-1	種組成により分類された植生タイプと人為的攪乱との関係.....	51
4-2	種組成の特徴.....	52
5	考察.....	53
第5章	総合考察.....	63
1	はじめに.....	63
2	草原生植物の種特性.....	63
3	半自然草地における植物相の変容.....	65
4	半自然草地の保全.....	67
謝辞	70
引用文献	71
付表	植物目録.....	82

摘要

第1章 序論

半自然草地は人間活動によって維持されてきた二次的自然である。燃料革命や農業形態の変化といった社会的な変化に伴い、草の利用や草地管理が停止し、半自然草地の面積は激減した。半自然草地に生息・生育していた草原生の動植物も絶滅の危機に瀕しているものが少なくない。これまでの半自然草地に関する多くの研究は、主に群落レベルでおこなわれてきた。群落レベルの研究では、調査対象とする方形区内に出現しにくい、個体数の少ない種や特異的な環境に出現する種を評価することが難しい。半自然草地の種多様性を評価するためには、このような個体数の少ない種や特異的な環境に出現する種を含めて評価することが重要である。近年、半自然草地の重要性が認識されるようになり、各地で半自然草地の保全活動がおこなわれている。しかしながら、生活様式が変化した現代において、草地の管理方法は草資源を利用していたかつての伝統的な方法とは異なっている場合が多く、植生構造や種組成がかつての半自然草地と同様のレベルで保全されているかは不明である。残存する半自然草地は極めて少なく、草原生植物の生育状況を明らかにすることは急務である。

そこで、本研究では、気候が類似し、過去に広い範囲で草地が利用された地域を対象として、現在の半自然草地の現状を明らかにすることを目的とした。調査は、植物相調査とコドラート調査の両方の手法を用い、植物相調査では、コドラート調査で把握できない多様な種の生育状況を明らかにすることを目的とし、コドラート調査では、人為的攪乱が植生構造と種組成に与える影響を明らかにすることを目的とした。具体的には、まず比較的広い面積で残存する複数の半自然草地における植物相を明らかにした。次に、小面積で残存する複数の半自然草地における植物相を明らかにし、管理履歴および草地面積が草原生植物の生育に与える影響を明らかにした。最後に、草資源の利用がおこなわれていた過去の植生と現在の植生を比較し、草資源の利用停止が植生構造と種組成に与える影響について明らかにした。これらの研究結果から、草原生植物の種特性を整理し、半自然草地の植物相の変容を考察した上で、半自然草地の保全のあり方とその具体的な方策について提言した。

第2章 西中国山地における半自然草地の植物相

気候が類似し、過去に広い面積で半自然草地が分布した西中国山地において、比較的広い面積で半自然草地が残る深入山、雲月山、千町原の植物相を明らかにした。調査の結果、深入山では76科282種、雲月山では84科328種、千町原では92科355種の維管束植物を確認し、それぞれの半自然草地には、県内に生育する維管束植物の約1割が生育することが明らかになった。深入山、雲月山、千町原における総出現種数、草本類の種数、木本類の種数を比較した結果、総出現種数および草本類の種数は、草地面積が最も小さい千町原で最も多く、木本類の種数は草地面積が最も大きい深入山で最も少なかった。出現種を草原生の種、湿地生の種、外来種に区分して種数を比較した結果、草原生の種はすべての調査地において、ほぼ同様の種数であり、総出現種数の約3分の1が草原生の種であった。湿地生の種と外来種の種数は雲月山と深入山に比べて千町原で多かった。絶滅危惧種の種数は、雲月山に比べて深入山と千町原でやや多く、深入山では絶滅危惧種11種のうち、8種が草原生の種であり、雲月山では絶滅危惧種7種のすべてが草原生の種であるのに対し、千町原では絶滅危惧種10種のうち、7種が湿地生の種であった。以上の結果から、継続して火入れがおこなわれている深入山では、在来種の割合が極めて高い植物相が維持されていることが明らかになった。一方、牧草の播種がおこなわれた千町原は外来種の割合が高いものの、湿地生の種が多く、深入山や雲月山とは異なる植物相が維持されていることが明らかになった。気候が類似し、近隣に位置する異なる半自然草地では、共通して生育する草原生の種や湿地生の種が存在するが、それぞれの半自然草地でのみ生育する種が存在することから、多様な種を保全するためには、複数の半自然草地を保全することが必要であると考えられた。

第3章 低山地山頂部の半自然草地における草原生植物の生育状況

放牧地や採草地として利用されてきた半自然草地には、草地特有の動植物が生息・生育しているが、半自然草地の減少に伴い、これらの動植物は絶滅の危機にさらされている。大面積の半自然草地だけでなく、小面積で分布する半自然草地も多様な草原生植物の生育地として機能しており、重要な景観構成要素として位置付ける必要がある。山頂部の草地は草原生植物が生育できる重要な環境と考えられるが、そこに生育することが可能な種の構成や、それらと草地面積や管理履歴との関係に

については明らかにされていない。

そこで、西中国山地の山頂部に残る半自然草地を対象として、草原生植物の種組成、種数と面積の関係、大規模な半自然草地内における山頂部の特性を明らかにし、草原生植物の生育地としての山頂部草地の位置付けについて考察した。調査地は広島県北西部に位置する標高 880m から 1,223m の 8 山とした。8 山のうち、1 山は草地利用の履歴が無く、他の山は過去に半自然草地として利用されていた。山の頂上から標高 10m 差の範囲を山頂部と定義し、植物相調査をおこなった結果、草原生植物の出現種数は現在も草地管理がおこなわれている「管理継続区」で最も多く、過去に草地管理がおこなわれていない「自然区」で極端に少なかった。また、従来の草地管理が停止した「放棄区」でも、「自然区」に比べると多くの草原生植物が生育していた。山頂部における草原生植物の種数と面積の関係を比較した結果、種数と山頂部の面積には相関が認められなかったが、種数と山頂部の草地面積には正の相関が認められた。草原生植物について、周辺の草地と連続している山頂部において、山頂部と草地全域の出現種数を比較した結果、山頂部には、草地全域に生育する草原生植物の 61% から 75% が生育していた。以上の結果から、過去に草地管理がおこなわれた山頂部の草地には、従来の草地管理が停止しても多くの草原生植物が残存していることが明らかになった。山頂部における草原生植物の種数と草地面積には、正の相関があり、草地面積は草原生植物の種数を限定する主要な要因であることが明らかになった。草地全域に生育する草原生植物のうち、多くの種が山頂部にも生育していることが明らかになった。

第 4 章 資源利用の停止が半自然草地の植生構造と種組成に与える影響

半自然草地の面積は過去 50 年間で世界的に著しく減少し、多くの草原生植物の生育地が失われた。残存する半自然草地においても、植生構造と種組成は伝統的な草地管理と草資源の利用がなくなることにより変化している。日本では、観光や生物多様性保全のための草地景観を創出する目的で、近年、いくつかの地域で火入れが再開されている。火入れは草地が低木林や森林へ遷移することを妨げ、草地景観を維持することができるが、草資源の利用がなく維持されている草地において、過去と同様のレベルで種組成が保全されているかは不明である。

そこで、伝統的な草地管理と草資源の利用がおこなわれていた 1954 年から 1960

年の半自然草地、現在の草地管理により維持されている半自然草地、40年以上管理が停止した半自然草地の植生資料を比較し、草資源の利用停止が半自然草地の植生構造および種組成に及ぼす影響を明らかにした。調査の結果、草資源の利用があり、火入れにより維持されている半自然草地、草資源の利用がなく火入れにより維持されている半自然草地、管理が停止した半自然草地では、植生構造および種組成が異なることが明らかになった。火入れは草原生植物を保全するために効率的な管理方法であるが、より多様な種組成を保全するためには、火入れとともに、放牧や採草などの草資源の利用が必要であることが明らかになった。

第5章 総合考察

複数の半自然草地における草原生植物の生育状況から、広範囲に生育する種は従来の管理が停止し、草地面積がある程度小さくなくても残存することが可能であると考えられた。反対に、特異的に生育する種は、立地環境や草地の管理方法に依存して生育していると考えられた。1960年代以降、半自然草地は減少したが、特異な立地環境に依存しない草原生植物の多くは小面積で残存する半自然草地において生き延びていると考えられる。一方、立地環境に依存する種や強度な攪乱に依存する種は半自然草地の減少とともに、消失する可能性が高いと考えられる。半自然草地において多様な種を保全するためには、多様な立地環境を含む複数の半自然草地を維持していくことが必要である。1960年代以前に利用されていた草地は小面積であっても草原生植物が生き残っている可能性があり貴重な存在である。火入れは草地環境を維持する最も効率的な方法であるが、より多様な種組成を維持するためには、火入れとともに放牧や採草といった草資源の利用が必要である。

第1章 序論

1 半自然草地現状

半自然草地は人間活動によって維持されてきた二次的自然である (Hejman *et al.* 2013 ; Dengler *et al.* 2014)。森林が極相として成立する温暖で湿潤な地域では、火入れ、放牧、採草などの草地の管理と草資源の利用により半自然草地が維持されてきた (Itow 1962 ; Numata 1969 ; Takahashi *et al.* 2017)。火入れは草地環境を維持する効率的な方法であり、早春に草地に火を入れることで、草地に生育する木本類の新芽を焼き、成長を阻害することで、草地の遷移が進行することを防いでいた。また、地表を覆っている枯死したリターが焼き払われることにより、牛馬の餌や田畑の肥料として利用する草の生長が促された。採草は、牛馬の飼料や敷き草、田畑の肥料、茅葺き屋根の材料を得るためにおこなわれていた。かつて牛馬は農耕や運搬のために不可欠であり、農閑期は周辺の山野に放牧して、飼育の手間を省いていた。このように草資源は人々の生活や農業に欠くことのできないものであり、草地は継続的に維持管理されてきた (小椋 2012)。

しかしながら、近年、社会の変化に伴って半自然草地の面積は世界的に減少した。ヨーロッパでは、過去数十年の間に農林業の生産拡大と生産性の集約化に伴い、生産性の低い地域では草地管理が停止し、草地が植林や耕作地へ転換されるなどして、草地面積が減少した (Strijker 2005)。日本でも、高度経済成長期以降、燃料革命や農業形態の変化に伴い、人々の生活様式が変化し、草資源が利用されなくなると、火入れ、放牧、採草の必要がなくなり、半自然草地の面積は激減した (氷見山 1995 ; 小路 2003)。

半自然草地には、草地に特有な動植物が生息、生育するとともに (永松・坂田 2008 ; 須賀 2010)、火入れ、放牧、採草などの攪乱により、多くの植物が共生することが可能となり、生物多様性が高い状態が保たれている (Hansson and Fogelfors 2000 ; Eriksson *et al.* 2002 ; Poschod and Wallis-DeVries 2002 ; Habel *et al.* 2013)。半自然草地の減少と機械化などによる草地管理の変化は、生物の生息地や生育地を劣化させ、地域的な生物多様性の損失を引き起こす主要な要因であることが指摘されている (Benton *et al.* 2003 ; Lindborg *et al.* 2008 ; Kawano *et al.* 2009)。草地に特有な動植物は半自然草地の面積の減少とともに、

生息地や生育地を失い、絶滅の危機に瀕しているものが少なくない。残された草地は絶滅危惧種のホットスポットとして機能している可能性が指摘されている(藤井 1999; 兼子ほか 2009; 高橋ほか 2009)。

近年では、世界的な生物多様性の損失と、二次的自然の重要性が認識され(武内ほか 2001; Duraiappah *et al.* 2012)、半自然草地が生物多様性を保全する上で重要な生態系の一つであることが認識されている。日本でも各地で火入れや採草が再開されるなど、草地を保全するための活動がおこなわれている(山内・高橋 2002; 白川 2009)。

2 研究の背景と本研究の目的

半自然草地の生物多様性を保全するためには、遺伝子の多様性、種の多様性、生態系の多様性について、個体、個体群、群集、生態系、景観の各階層から、多角的に研究を進めていく必要がある。

半自然草地に関する多くの研究は、主に群落レベルでおこなわれてきた(大窪 2002)。人為的攪乱が種組成を変化させることは二次林の研究などでも明らかになっているが(佐久間ほか 2003)、半自然草地においても、主な攪乱である火入れ、放牧、採草の3つについて、攪乱の種類、強度、頻度、時期、時間などによって、植生構造が多様に変化することが明らかにされている(Itow 1962, 1963, 1974; Numata 1969; 大窪・前中 1992; 浅見ほか 1995; Briggs *et al.* 2002)。Itow (1962) は西日本の半自然草地において、採草地と比較的放牧期間が短い草地はススキ型草地に、長期間放牧地として利用されてきた草地はシバ型草地に、毎年火入れがおこなわれている放牧地の一部がワラビ型草地になることを示した。また、半自然草地における攪乱強度と植生の関係について、西日本の半自然草地では、攪乱強度が弱い草地ではススキ群落に、攪乱強度が中程度ではトダシバとシバが優占する群落に、攪乱強度が強い草地ではオオバコ群落が成立することを示している(Itow 1963)。半自然草地の種多様性についても、群落レベルの研究がおこなわれており、火入れ、放牧、採草が群落の種数や種多様性に与える影響が明らかにされている(Collins *et al.* 1998; 坂上 2001; 山本 2001; Klimek *et al.* 2007)。日本における長期的な研究結果では、坂上(2001)が約20年間のデータから、放牧区では刈り取り区および放任区よりも群落の種数、種多様性が高くなることを示

している。山本（2001）は、約 10 年間の調査から、刈り取りや火入れによって維持されているススキ型草地に放牧をおこなうと、群落の種多様性が高まるが、放牧を継続させると種多様性が低下することを示している。このように、攪乱が半自然草地の種組成や多様性に与える影響について多くの研究がおこなわれてきたが、群落レベルの研究では、単位面積当たりの種組成や多様性を比較する機会が多く、調査対象とする方形区内に出現しにくい、個体数の少ない種や特異的な環境に出現する種を評価することが難しい。半自然草地の種多様性を評価するためには、それぞれの半自然草地を一つのまとまりとして捉え、個体数の少ない種や特異的な環境に出現する種を含めて評価することが重要である。

半自然草地は、阿蘇のような大面積の草地のほかに、水田畦畔、茶草場、道路沿い林縁部に成立した刈り取り草地など、小面積で分布する草地が知られており、大面積の半自然草地だけでなく、小面積で分布する半自然草地も、多様な草原生植物の生育地として機能していることが明らかになっている（大窪・前中 1995；小柳ほか 2009；松村ほか 2014）。このような小面積で分布する半自然草地も群落レベルでの研究が多く、単位面積当たりの種組成や多様性についての研究はおこなわれているが、草地全域の出現種を対象とした研究は極めて少ない。半自然草地の面積の減少に伴う多様性の変化を明らかにすることは、小面積で残存する半自然草地の位置付けを明確にし、地域の多様性を維持する上で重要である。

これまでの多くの研究から半自然草地の重要性が認識されるようになり、各地で火入れの再開や草刈りによる保全活動がおこなわれている。しかしながら、生活様式が変化し、かつてのように人々の生活に草資源が必要ではなくなった現代において、保全のための草地管理はかつての草地管理と異なっている場合が多い。火入れや刈り取りが半自然草地の種組成や多様性に与える影響については多くの研究がおこなわれている。しかしながら、現在維持されている半自然草地が伝統的な草資源の利用と草地管理がおこなわれていた 1960 年代までの草地と比べて種組成や植生構造が同様であるかについての研究は極めて少ない（小柳ほか 2007；新井ほか 2014）。1960 年代までの半自然草地の植生資料が存在し、現在でも半自然草地が残っている場所は極めて少ないため、このような場所において、過去の植生資料と現在の植生資料を比較する研究は急務である。

人為的攪乱が生育種に与える影響を直接調査する方法として、野外での実験的手

法があるが、広い面積で火入れ、放牧、採草といった複数の攪乱条件をコントロールすることは山間部に残存する半自然草地においてはほとんど不可能である。

本研究では、気候が類似し、過去に広い面積で半自然草地が分布していた地域を対象として、まず、現在の半自然草地の植物相を明らかにし、半自然草地におけるすべての維管束植物の生育状況を明らかにする。次に、面積が異なる複数の半自然草地における植物相を比較することにより、管理履歴および草地面積が草原生植物の生育に与える影響を明らかにする。最後に、草資源の利用がおこなわれていた過去の植生と現在の植生を比較し、草資源の利用停止が植生構造と種組成に与える影響について明らかにする。過去の植生資料が存在し、現在でも半自然草地が残る貴重な地域において、これらの研究をおこなうことで、草原生植物の種特性と半自然草地における植物相の変容を明らかにし、今後半自然草地を保全する上での効果的な方法と留意点について提言する。

3 調査地域

本研究では、広島県の北西部に位置する標高 1,000m から 1,300m の山々から成る西中国山地の半自然草地を対象として調査をおこなった (Fig. 1-1)。西中国山地では、過去に広い範囲で火入れ、放牧、採草がおこなわれていた。この地域では、火入れ、放牧、採草といった伝統的な草地管理と草資源の利用がおこなわれていた 1950 年代から 1960 年代における、半自然草地の植生資料が存在する。現在でも面積は縮小したが複数の半自然草地が残存する。比較的近距离に複数の半自然草地が分布し、気候条件が類似していることから人為的攪乱と植物群の反応を調べるのに適した場所である。

調査地を含む 2 次メッシュにおける 1km メッシュあたりの年平均気温(平年値)は 6.8°C から 13.3°C であり、暖かさの指数 (WI) は 56.6°C・月から 103.2°C・月、寒さの指数 (CI) は -34.6°C・月から -3.5°C・月であり、標高約 700m 以上の山地では、潜在自然植生はブナ *Fagus crenata* が優占する冷温帯落葉広葉樹林である (宮脇 1983; 井田・中越 1994)。年降水量(平年値)は 1955,2mm から 2,347mm、最深積雪深(平年値)は 41cm から 208cm であり、山地部は積雪量が多い (気象庁 2012)。地質は主に流紋岩であり、雲月山周辺に花崗岩が分布する (産業技術総合研究所地質調査総合センター 2015)。西中国山地では、18 世紀から 19 世紀

にかけて、たたら製鉄が盛んであり、大量の木炭を確保するため広大な森林が伐採された。Itow (1962) は西中国山地の半自然草地の分布がたたら製鉄の製錬所の分布と一致しているため、たたら製鉄による伐採地や攪乱地の一部にできた草地が放牧地や草刈り場として利用されたと考えている。半自然草地は 1950 年代まで火入れにより維持され、100 年以上にわたって利用されているものもある (Itow 1962, 1963)。しかしながら、1960 年代以降の高度経済成長に伴い、人々の生活が変化すると、藁葺き屋根や家畜の飼料、田畑の肥料として使っていた草資源は不要となった。草地は植林地へと転換され、管理が停止した草地はイヌツゲ *Ilex crenata* var. *crenata*、アカマツ *Pinus densiflora*、リョウブ *Clethra barbinervis*、コナラ *Quercus serrata*、クリ *Castanea crenata* などが優占する低木林や二次林に遷移した (Zhou *et al.* 2002)。中国地方の草地面積は過去 50 年間で急速に減少し (小椋 2012; 高橋ほか 2011)、かつて広範囲に広がっていた山地部の草地は、現在では山頂部にわずかに残っている状態である。現在、広い面積で半自然草地が残っている場所は、安芸太田町の深入山、北広島町の雲月山および岩倉山の山塊と千町原である。このうち、深入山と岩倉山では、草地の生物多様性の保全と観光を目的として景観を維持するために定期的な火入れがおこなわれている。千町原でも生物多様性の保全を目的として定期的な草刈りがおこなわれている。

4 論文の構成

本論文は以下の 5 章から構成される。

第 1 章の序論に続き、第 2 章では、西中国山地において、比較的広い面積で残存する複数の半自然草地の植物相を報告する。気候が類似した地域における複数の半自然草地の植物相を比較し、生育種の共通性と違いについて考察する。

第 3 章では、西中国山地の山頂部に残る半自然草地における草原生植物の生育状況を報告する。1960 年代まで利用されていた山間部における半自然草地の大部分では草地管理が停止し、現在では山頂部にわずかに草地環境が残っている状況である。このような状況は国内の山間部において共通しており、そこに生育する草原生植物の種構成や、それらと草地面積や管理履歴との関係について明らかにすることは、今後の半自然草地の保全において重要である。そこで、管理履歴が異なる山頂部の半自然草地を対象として、草原生植物の生育状況、種数と面積の関係を明ら

かにした。さらに、第2章での草地全域における植物相調査の結果を用いて、大規模な半自然草地における山頂部草地の位置付けを考察する。

第4章では、草資源の利用停止が半自然草地の植生構造および種組成に及ぼす影響について述べる。近年、いくつかの地域において、半自然草地の保全を目的とした火入れによる草地管理がおこなわれているが、草資源の利用がない現在の半自然草地の種組成が草資源の利用があったかつて半自然草地の種組成と同様のレベルで保全されているかは不明である。そこで、草資源の利用があった過去の半自然草地と草資源の利用がない現在の半自然草地の植生資料を比較することにより、草資源の利用停止が植生構造および種組成に及ぼす影響を明らかにし、適切な半自然草地の維持方法と草地管理のための火入れが半自然草地の多様性の保全に果たす役割について考察する。

最後に第5章でこれらの結果を踏まえて、草原生植物の種特性を整理し、半自然草地における植物相の変容を考察した上で、半自然草地の保全のあり方とその具体的な方策について提言を述べる。

本研究における学名および和名はAPG分類体系に基づいて全出現種を網羅できるYList（米倉・梶田「BG Plants 和名-学名インデックス」<http://ylist.info> 最終確認日2018年10月6日）に従った。

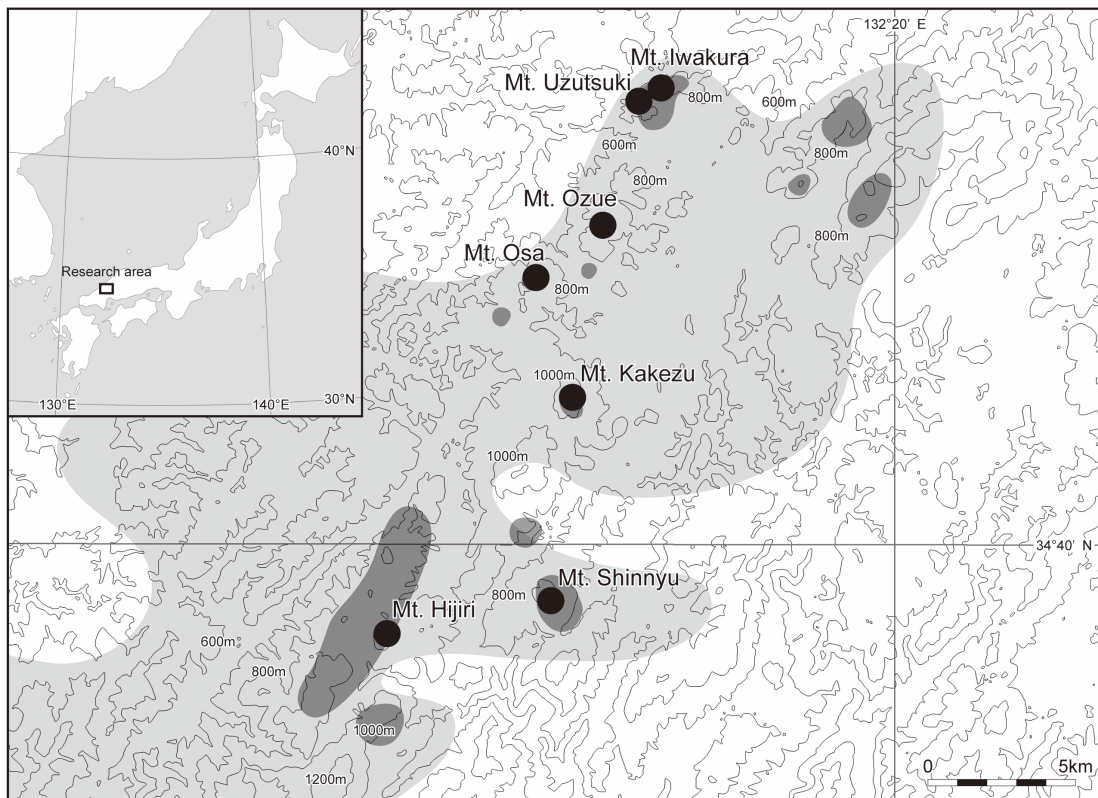


Fig. 1-1 Location of the research area. The shadings (pale gray and dark gray) represent the grassland area from the 1860s to the 1910s and in the present, respectively (reproduced from Takahashi *et al.* 2011)

第2章 西中国山地における半自然草地の植物相

1 はじめに

これまでに、火入れ、放牧、採草といった攪乱が半自然草地の種組成、植生構造、種多様性に与える影響について、多くの研究がおこなわれてきた (Itow 1962 ; Hansson and Fogelfors 2000 ; Maron and Jefferies 2001 ; Eriksson *et al.* 2002 ; 小柳ほか 2007)。それらは対象地を代表する 1m×1m や 2m×2m といったいくつかのコードラートでおこなわれることが多く、管理履歴が異なる半自然草地において、全域の種数や種組成を比較した研究は極めて少ない。一定の面積でおこなうコードラート法の利点は、統計処理をおこない、得られた値を客観的に評価できることであるが、対象とする方形区外に出現する個体数の少ない種や、代表点とならない特異な環境に生育する種の情報が得られないという欠点がある。一方、草地全域の植物種の在不在を把握する植物相調査は個体数が少なく出現頻度が低い種や特異な環境に生育する種の存在を把握することが可能であるが、調査者によるデータの差が出やすいことや統計処理をおこなうことが難しいことが欠点である。植物相調査に欠点はあるものの、半自然草地全域の種のリストは半自然草地の保全と管理の基礎情報として必要であり、半自然草地の生物多様性を多角的に評価するためには、群落レベルでの調査だけでなく、草地全域を対象とする定性的な調査が必要である。植物相調査の結果から、残された半自然草地における絶滅危惧種や特異な立地環境に生育する種の存在が明らかになり、種や個体群レベルでの研究につながる基礎的な情報を得ることができる。

中国地方では、草地における単位面積当たりの絶滅危惧種数は森林や農地よりも多く、草地が保全上重要な生育環境であることが示されている (兼子ほか 2009 ; 高橋ほか 2009)。現在、中国地方において広い面積で半自然草地が維持されている場所は、山口県の秋吉台、島根県の三瓶山、岡山県の蒜山高原、広島県安芸太田町の深入山、広島県北広島町の雲月山と千町原であり、各地で火入れや草刈りなどの保全活動がおこなわれている。しかしながら、それぞれの半自然草地の植物相について、まとまった報告は少なく、地域の生物多様性を保全する上で、半自然草地に生育する植物種の種数は明確ではない。半自然草地の種組成や植生構造は人為的な攪乱により異なることが知られており (Itow 1962, 1963, 1974 ; Numata 1969)、

管理履歴が異なる半自然草地では植物相も異なることが予想される。本研究では、管理履歴が異なる複数の半自然草地として、広島県安芸太田町の深入山、広島県北広島町の雲月山と千町原を対象とした。深入山の植生および生育する維管束植物については、堀川・佐々木 (1959)、堀川ほか (1966)、環境庁 (1979)、竹田 (1987、1995)、戸河内町 (1997) で報告されているが、草地の植物相についてまとまった報告は見られない。北広島町は 2005 年に大朝町、芸北町、千代田町、豊平町が合併して成立した。地域の植生および植物相については、堀川・佐々木 (1959)、堀川ほか (1959b, 1959c) により八幡高原や周辺の植生が報告され、堀川ほか (1959a)、斎藤ほか (1996, 1997) により八幡高原の植物相や旧芸北町の植物相が報告され、松村ほか (2014)、斎藤ほか (2014) により北広島町の植物相が報告されている。また、千町原の北東に位置し、八幡原牧場の跡地の一部である霧ヶ谷湿原については、吉野・白川 (2005)、吉野 (2005)、吉野ほか (2007) により植生、植物相およびその変遷が報告されている。千町原については、鈴木・吉野 (1986) により八幡原牧場の植物群落と植生図、植物相が報告され、白川・中越 (1998) により千町原の湿地植生が報告されているが、草地の植物相についてまとまった報告は見られない。雲月山は佐久間・白川 (2008) により半自然草地の植物相が報告されている。

本研究では、草地の管理履歴が異なる広島県安芸太田町の深入山、広島県北広島町の雲月山と千町原を対象として、それぞれの半自然草地の植物相の特徴と管理履歴が植物相に与える影響を明らかにすることを目的とした。

2 調査地

2-1 深入山

深入山は広島県山県郡安芸太田町に位置する火入れ草地であり、昭和 44 年 (1969 年) に西中国山地国定公園として指定された (Fig. 2-1)。1730 年代には、深入山の南側にある蔵座周辺に鋤場が 5 箇所あったことが知られている (桑原 1982)。松原地区の共有林であった深入山の東南側約 150ha は、1928 年頃に山林統一整理のため戸河内村へ無償提供されたが、戸河内村へ提供する時も薪炭、採草は永久にできるとの条件が付けられたほど、深入山は松原地区の農業に欠くことのできない山であった。春には雪解けとともに松原側全山を焼き払い、害虫駆除をお

こなうと同時に草の繁りを促していた。田植えが終わると、牛馬の放牧場や草刈り山として毎日のように草刈りがなされ、夏には牛馬の冬の飼料として乾草が何百束と刈られていた。しかしながら、1955年頃から農業形態が変わり、放牧および採草を目的とした山焼きは途絶え、観光を目的とした山焼きに変わった。以来、毎年4月に山焼きがおこなわれている（松原郷土誌編纂委員会 1995）。

調査地は、火が入らない谷部の森林を除く約 125ha である。調査地の標高は 790m から 1,152m であり、調査地を含む 1km メッシュあたりの年平均気温（平年値）は 8.2°C から 9.4°C であり、暖かさの指数（WI）は 65.5°C・月から 73.3°C・月、寒さの指数（CI）は -26.9°C・月から -21.0°C・月であり、冷温帯に位置する。年降水量（平年値）は 2,079.8mm から 2139.9mm、最深積雪深（平年値）は 124cm から 135cm である（気象庁 2012）。地質は流紋岩類からなり、山腹には所々に岩塊が見られ、その周辺には深層風化作用によってつくられた赤色土が広がっている（戸河内町 1997）。山頂部より周氷河地形と考えられる構造土・ブロックストロームが 1965 年に発見され、報告された（下村・赤木 1966；赤木 1966）。火入れ草地の植生は、山頂部を中心に標高 950m 以上にススキ-ショウジョウソグ群落 distributes しており、900m から 980m 以下ではススキ-トダシバ群落が見られる。登山道の入口などには小面積であるがシバ群落が成立しており、山頂部にはカゼクサ群落が見られる。また、わずかな湿地にはマアザミ群落が分布している（戸河内町 1997）。

2-2 雲月山

雲月山は広島県山県郡北広島町と島根県浜田市の県境に位置し、西中国山地国定公園として指定されている（Fig. 2-2）。雲月山の山頂へ連なる山稜には岩倉山、高山の小ピークがあり、これらの山稜に囲まれた南側に半自然草地が広がっている。雲月山の中腹には等高線沿いに鉄穴流しの跡が見られ、たたら製鉄の砂鉄を採取していたと考えられる。雲月山は古くから農耕用の牛や軍馬の放牧地として利用され、1960 年頃までは春先に火入れがおこなわれていたが、農業形態の変化とともに、放牧がおこなわれなくなると火入れは途絶えた。1990 年代には観光イベントとしての火入れが再開されたが、天候に左右されるために地元への負担が大きく、1997 年を最後に火入れは途絶えた。火入れがおこなわれなくなった雲月山は谷部や斜面

下部から樹木の侵入・生長による森林化が進行していたが、2005年に半自然草地の保全を目的として、地域住民とボランティアによる火入れが再開され、以後、部分的に毎年山焼きが続けられている。2005年以降、数年間は春から秋にかけて放牧がおこなわれた。

佐久間・白川(2008)による植物相調査の調査地は、かつて山焼きがおこなわれた部分と現在山焼きがおこなわれている部分を含む約44haである。調査地の標高は740mから910mであり、地質は安山岩と花崗岩類である。調査地を含む1kmメッシュあたりの年平均気温(平年値)は9.4°Cから9.7°Cであり、暖かさの指数(WI)は72.5°C・月から75.0°C・月、寒さの指数(CI)は-19.9°C・月から-18.7°C・月であり、冷温帯に位置する。年降水量(平年値)は2,210.9mmから2220.2mm、最深積雪深(平年値)は61cmから73cmである(気象庁2012)。

2-3 千町原

千町原は広島県山県郡北広島町に位置し、臥竜山(1,223.4m)から掛頭山(1,126.1m)へ続く山脈と八幡盆地との間に広がる低地にあった八幡原牧場の跡地の一部である(Fig. 2-3)。鈴木・吉野(1986)によると、八幡原牧場は掛頭山の麓に広がる北東部、小高い丘になった中央部、臥竜山の麓に広がる南西部から成っていた。この地域は、旧陸軍演習地として利用されたことがあり、一部は開拓地となり、その後、牧場造成がおこなわれた。牧場造成に当たり、1964年の夏から秋にかけて、伐採、乾燥、火入れ、整地がおこなわれ、翌年の春に施肥および播種がおこなわれた。播種された牧草は、ネズミムギ(イタリアンライグラス)、オオアワガエリ(チモシー)、ヒロハノウシノケグサ(メドウフェスク)、ホソムギ(ペレニアルグラス)、シロツメクサの4倍体(ラジノクローバー)、カモガヤ(オーチャードグラス)、オニウシノケグサ(ケンタッキー31フェスク)、クサヨシ(リードキャナリーグラス)、ムラサキツメクサ(レッドクローバー)、タチオランダゲンゲ(アルサイククローバー)であった(農林省中国農業試験場1967)。牧場の主として中央部および北東部は放牧地に、南西部は採草地に、中央部の一部は施設地区に当てられた。八幡原牧場閉鎖後は道路建設、公園整備、湿地へのカキツバタ *Iris laevigata* の植栽がおこなわれた。放牧や採草が停止した千町原では、草地から低木林へと遷移が進行していたが、草地の保全を目的として、地域住民とボランティ

アにより 2004 年の秋に草刈りが始まった。その後、2007 年にノイバラ *Rosa multiflora* などの低木類を抑制することを目的として夏の草刈りが始まり、以降、毎年夏と秋に部分的に草刈りがおこなわれている。夏の草刈りでは、2010 年以降、トラクターを導入して特定外来生物であるオオハンゴンソウ *Rudbeckia laciniata* の除去もおこなわれている。2008 年から 2010 年の春には、千町原の南西側で火入れがおこなわれた。

調査地は、かつての牧場の南西部から中央部に当たり、面積は約 33ha である (Fig. 2-3)。調査地の標高は 800m から 830m であり、周辺の山は流紋岩類と花崗岩類からなり、千町原はこれらの風化物から供給された砂れき層からなっている (楠見ほか 1986)。調査地を含む 1km メッシュあたりの年平均気温 (平年値) は 8.8°C から 9.3°C であり、暖かさの指数 (WI) は 68.9°C・月から 72.9°C・月、寒さの指数 (CI) は -23.0°C・月から -20.8°C・月であり、冷温帯に位置する。年降水量 (平年値) は 2,277.9mm から 2302.4mm、最深積雪深 (平年値) は 109cm から 111cm である (気象庁 2012)。堀川ほか (1959c) によると、八幡高原の湿原植生としてはハンノキ *Alnus japonica* を主とする湿地林、イヌツゲを主とする低木叢、ヌマガヤ *Moliniopsis japonica* を主とする湿原草地、水たまりや流水中に見られる水生植物群落などがあり、調査対象地の周辺においても湿原植生が確認されている。

3 方法

3-1 植物相調査

深入山および千町原について、調査地全域を踏査し、すべての維管束植物について出現種の記録をおこなうとともに、一部の種について、標本の採集、写真撮影をおこなった。調査員によるデータの差が生じないように、調査は著者 1 名でおこなった。調査は春から秋にかけて複数回おこない、季節ごとに調査地内のすべての立地環境を網羅する異なるルートを踏査した。調査期間は深入山が 2008 年 5 月から 2009 年 10 月、千町原が 2008 年 4 月から 2013 年 10 月である。植物の採集にあたっては、北広島町長、安芸太田町長、広島県知事より採取許可をいただいた。雲月山の植物相は 2007 年 4 月から 10 月に調査がおこなわれた佐久間・白川 (2008) の結果を用いた。佐久間・白川 (2008) の出現種のうち、イワカガミ *Schizocodon*

soldanelloides var. *soldanelloides* はオオイワカガミ *S. soldanelloides* var. *magnus*、トモエシオガマ *Pedicularis resupinata* subsp. *teucrifolia* var. *caespitosa* はシオガマギク *P. resupinata* subsp. *oppositifolia*、ツクシスズメノカタビラ *Poa crassinervis* はスズメノカタビラ *P. annua* として扱った。

3-2 解析方法

それぞれの半自然草地の植物相の特徴を明らかにするため、既存文献（畦上 1996；いがり 1996；岩槻 1992；長田 1993；佐竹ほか 1981, 1982a, 1982b；佐竹ほか 1989a, 1989b；清水 2003；高橋・勝山 2000a, 2000b, 2001；浜 2002；林ほか 1989；星野ほか 2011；宮脇ほか 1994）をもとに、出現種を草原生の種、湿地生の種、外来種に区分した。次に、管理履歴が半自然草地の植物相に与える影響を明らかにするため、それぞれの半自然草地における植物相の類似度を比較した。比較には Sørensen の係数 $CS = 2c / (a + b)$ （ a は a 地の種数、 b は b 地の種数、 c は a, b 両地の共通種）を用い、深入山・雲月山・千町原の全生育種、草本類、木本類について類似度指数を求めた。

4 結果

4-1 植物相

4-1-1 深入山

深入山では、76 科 282 種の維管束植物を確認した。環境省（2018）とレッドデータブックひろしま改訂検討委員会（2012）により絶滅危惧種に指定されているものは、ムカゴソウ *Herminium lanceum*（環境省：絶滅危惧 IB 類、広島県：準絶滅危惧）、マイサギソウ *Platanthera mandarinorum* var. *macrocentron*（広島県：絶滅危惧 II 類）、ヤマトキソウ *Pogonia minor*（広島県：絶滅危惧 II 類）、コキンバイザサ *Hypoxis aurea*（広島県：絶滅危惧 II 類）、ムラサキセンブリ *Swertia pseudochinensis*（環境省：準絶滅危惧、広島県：絶滅危惧 II 類）、スズサイコ *Vincetoxicum pycnostelma*（環境省：準絶滅危惧、広島県：準絶滅危惧）、ツクシコゴメグサ *Euphrasia multifolia*（環境省：絶滅危惧 IB 類、広島県：絶滅危惧 II 類）、ムラサキミミカキグサ *Utricularia uliginosa*（環境省：準絶滅危惧、広島県：絶滅危惧 II 類）、キキョウ *Platycodon grandiflorus*（環境省：絶滅危惧 II 類）、モ

リアザミ *Cirsium dipsacolepis* (広島県：準絶滅危惧)、ヒメヒゴタイ *Saussurea pulchella* (環境省：絶滅危惧 II 類、広島県：絶滅危惧 II 類) の 11 種であり、このうち 8 種が草原生の種であった。外来種はカモガヤ *Dactylis glomerata*、シロツメクサ *Trifolium repens*、ブタナ *Hypochaeris radicata*、セイヨウタンポポ *Taraxacum officinale* の 4 種であった。

調査をおこなった火入れ草地は、大部分がススキ *Miscanthus sinensis* とミヤマザサ *Sasa septentrionalis* が優占する草地であり、部分的にクヌギ *Quercus acutissima* やブナの高木が点在していた。谷部には小面積ではあるが湿地が点在し、キセルアザミ *Cirsium sieboldii*、コウガイゼキショウ *Juncus prismatocarpus* subsp. *leschenaultii*、イヌノハナヒゲ *Rhynchospora japonica* var. *japonica* といった湿地性の植物が確認された。

これまでに深入山から報告された維管束植物のうち、火入れ草地で確認されたと考えられるものは、環境庁(1979)で報告されている特定植物群落、戸河内町(1997)で報告されている深入山の草原群落、ホームページで公開されている 2003 年のヒコビア観察会で記録された種、2005 年の植生学会エクスカージョンで記録された種である。これらから未同定の種などを除いた 184 種のうち 36 種については今回の調査で確認することができなかった。なお、ダイセンヤナギ *Salix daisenensis* はヤマヤナギ *Salix sieboldiana*、ミヤマママコナ *Melampyrum laxum* var. *nikkoense* はミヤジママコナ *Melampyrum laxum* var. *laxum* f. *edentatum* として扱った。

4-1-2 雲月山

佐久間・白川(2008)の調査では、雲月山で 84 科 328 種の維管束植物が確認されている。環境省(2018)とレッドデータブックひろしま改訂検討委員会(2012)により絶滅危惧種に指定されているものは、オキナグサ *Pulsatilla cernua* (環境省：絶滅危惧 II 類、広島県：絶滅危惧 II 類)、ムラサキセンブリ (環境省：準絶滅危惧、広島県：絶滅危惧 II 類)、フナバラソウ *Vincetoxicum atratum* (環境省：絶滅危惧 II 類、広島県：準絶滅危惧)、スズサイコ (環境省：準絶滅危惧、広島県：準絶滅危惧)、ツクシコゴメグサ (環境省：絶滅危惧 IB 類、広島県：絶滅危惧 II 類)、キキョウ (環境省：絶滅危惧 II 類) の 7 種であり、すべてが草原生の種であ

った。外来種はハルガヤ *Anthoxanthum odoratum*、カモガヤ、シラゲガヤ *Holcus lanatus*、オニウシノケグサ *Schedonorus phoenix*などの17種であった。

雲月山では、ヒゴスミレ *Viola chaerophylloides* var. *sieboldiana*、コタチツボスミレ *V. grypoceras* var. *exilis*、タチツボスミレ *V. grypoceras* var. *grypoceras*、チシオスミレ *V. hirtipes* f. *rhodovenia*、オオタチツボスミレ *V. kusanoana*、スミレ *V. mandshurica*、ニオイタチツボスミレ *V. obtusa*、ナガバタチツボスミレ *V. ovato-oblonga*、アカネスミレ *V. phalacrocarpa*、オカスミレ *V. phalacrocarpa* f. *glaberrima*、アケボノスミレ *V. rossii*、フモトスミレ *V. sieboldii*、ツボスミレ *V. verecunda*、アギスミレ *V. verecunda* var. *semilunaris*、シハイスミレ *V. violacea* var. *violacea*の15種のスミレ類が確認された。

4-1-3 千町原

千町原では、92科355種の維管束植物を確認した。環境省(2018)とレッドデータブックひろしま改訂検討委員会(2012)により絶滅危惧種に指定されているものは、ヒメザゼンソウ *Symplocarpus nipponicus* (広島県：絶滅危惧IB類)、ミズトンボ *Habenaria sagittifera* (環境省：絶滅危惧IB類、広島県：準絶滅危惧)、ミズチドリ *Platanthera hologlottis* (広島県：絶滅危惧IB類)、トンボソウ *Platanthera ussuriensis* (広島県：絶滅危惧IB類)、トキシソウ *Pogonia japonica* (環境省：準絶滅危惧、広島県：絶滅危惧IB類)、ヤマトキシソウ (広島県：絶滅危惧II類)、カキツバタ (環境省：準絶滅危惧、広島県：絶滅危惧IB類)、ヒメコヌカグサ *Agrostis valvata* (環境省：準絶滅危惧)、ツクシコゴメグサ (環境省：絶滅危惧IB類、広島県：絶滅危惧II類)、ムラサキミミカキグサ (環境省：準絶滅危惧、広島県：絶滅危惧II類)の10種であり、このうち、2種が草原生の種であり、7種が湿地生の種であった。外来種はキショウブ *Iris pseudacorus*、コヌカグサ *Agrostis gigantea*、オオスズメノテッポウ *Alopecurus pratensis*、メリケンカルカヤ *Andropogon virginicus*などの37種であった。外来種のうち、特定外来生物として指定されているオオハンゴンソウが北西側に群生していた。また、国内外来種であるシラカンバが確認された。

千町原はやや乾性な立地と湿性な立地がパッチ状に分布していた。南東側の臥竜山登山口付近と北西側の小高い丘に続く緩やかな斜面には主にススキが優占し、南

北に走る道路より西側にはハルガヤ、オオアワガエリ *Phleum pratense*、ナガハグサ *Poa pratensis* subsp. *pratensis* などが優占していた。千町原の中央を流れる小川に沿ってハンノキが分布し、それより東側には、ヨシ *Phragmites australis*、ミソハギ *Lythrum anceps*、キセルアザミ、タムラソウ *Serratula coronata* subsp. *insularis* などが生育し、西側の山際や谷部からの流路沿いにはコケオトギリ *Hypericum laxum*、ハリガネスゲ *Carex capillacea*、ゴウソ *Carex maximowiczii*、ヤチカワズスゲ *Carex omiana* var. *omiana* などが生育していた。所々にカンボク *Viburnum opulus* var. *sargentii*、カラコギカエデ *Acer ginnala* var. *aidzuense*、ズミ *Malus toringo* などの低木が生育し、全域にノイバラが生育していた。

4-2 深入山・雲月山・千町原における植物相の比較

深入山・雲月山・千町原における総出現種数、草本類の種数、木本類の種数を比較した (Table 2-1)。県内には 2,771 種の維管束植物が生育することから (世羅ほか 2010)、深入山・雲月山・千町原のそれぞれの半自然草地には、県内に生育する維管束植物の約 1 割の種が生育していることが明らかになった。総出現種数および草本類の種数は、草地面積が最も小さい千町原で最も多く、木本類の種数は草地面積が最も大きい深入山で最も少なかった。草原生の種はすべての調査地において、ほぼ同様の種数であった。湿地生の種と外来種の種数は雲月山・深入山に比べて千町原で多かった。深入山・雲月山・千町原に共通する草原生の種は、ヤマラッキョウ *Allium thunbergii*、ススキ、ヒメハギ *Polygala japonica*、アリノトウグサ *Haloragis micrantha*、キンミズヒキ *Agrimonia pilosa* var. *japonica*、キジムシロ *Potentilla fragarioides* var. *major*、ミツバツチグリ *Potentilla freyniana*、ワレモコウ *Sanguisorba officinalis*、ニオイタチツボスミレ、カナビキソウ *Thesium chinense*、カワラナデシコ *Dianthus superbus* var. *longicalycinus*、リンドウ *Gentiana scabra* var. *buergeri*、センブリ *Swertia japonica*、アキノキリンソウ *Solidago virgaurea* subsp. *asiatica*、オミナエシ *Patrinia scabiosifolia*、マツムシソウ *Scabiosa japonica* などの 56 種であった。深入山・雲月山・千町原のいずれかの調査地のみで生育する草原生の種は、深入山では、ソクシンラン *Aletris spicata*、ムカゴソウ、ヒキヨモギ *Siphonostegia chinensis*、ヒメヒゴタイなどの 13 種、雲月山では、オキナグサ、ヒゴスミレ、チシオスミレ、アケボノスミレ、

フナバラソウなどの15種、千町原では、オオアワガエリ、ナガハグサ、ビッチュウフウロ *Geranium yoshinoi*、クララ *Sophora flavescens*、ミヤコアザミ *Saussurea maximowiczii*などの19種であった。深入山・雲月山・千町原に共通する湿地生の種は、カキラン *Epipactis thunbergii*、イグサ *Juncus decipiens*、チゴザサ *Isachne globosa*、アカバナ *Epilobium pyrricholophum*、サワオトギリ *Hypericum pseudopetiolum*、ツボスミレ、モウセンゴケ *Drosera rotundifolia*、アケボノソウ *Swertia bimaculata*、キセルアザミ、オタカラコウ *Ligularia fischeri*などの22種であった。深入山・雲月山・千町原のいずれかの調査地のみに生育する湿地生の種は、深入山では、コキンバイザサ、コウガイゼキショウ、イトイヌノハナヒゲ *Rhynchospora faberi*、オオイヌノハナヒゲ *Rhynchospora fauriei*、イトイヌノハナヒゲなどの12種、雲月山では、タニガワスゲ *Carex forficula*、ジュズスゲ *Carex ischnostachya*、ウシクグ *Cyperus orthostachyus*、ハイヌメリグサ *Sacciolepis spicata* var. *spicata*、キツネノボタン *Ranunculus silerifolius* var. *glaber*、タニソバ *Persicaria nepalensis*、ミズタバコ *Trigonotis brevipes*などの15種、千町原では、ヒメザゼンソウ、ミズチドリ、トキソウ、カキツバタ、オニスゲ *Carex dickinsii*、アゼナルコ *Carex dimorpholepis*、ヌマガヤ、ヌマトラノオ *Lysimachia fortunei*、ハンカイソウ *Ligularia japonica*、サワオグルマ *Tephrosia pierotii*などの51種であった。深入山・雲月山・千町原に共通する外来種は、カモガヤ、シロツメクサの2種であり、雲月山のみに生育する外来種はオッタチカタバミ *Oxalis dillenii*、アレチギシギシ *Rumex conglomeratus*、ダンドボロギク *Erechtites hieraciifolius*、ハルジオン *Erigeron philadelphicus*の4種、千町原のみに生育する外来種はメリケンカルカヤ、ネズミムギ *Lolium multiflorum*、トゲミノキツネノボタン *Ranunculus muricatus*、オオマツヨイグサ *Oenothera glazioviana*、ハルザキヤマガラシ *Barbarea vulgaris*、コンフリー *Symphytum x uplandicum*、ヘラオオバコ *Plantago lanceolata*、オオハンゴンソウ、セイタカアワダチソウ *Solidago altissima*などの22種であった。環境省(2018)とレッドデータブックひろしま改訂検討委員会(2012)により指定されている絶滅危惧種の種数は、雲月山に比べて深入山と千町原でやや多かった。深入山では絶滅危惧種11種のうち、8種が草原生の種であり、雲月山では絶滅危惧種7種のすべてが草原生の種であった。一方、千町原では絶滅危惧種10種のうち、7種が湿

地生の種であった。

深入山・雲月山・千町原の類似度指数について、全生育種および草本類では、深入山と雲月山の類似度指数が最も大きかった (Table 2-2、Table 2-3)。一方、木本類の類似度指数は深入山と雲月山、雲月山と千町原で同様の値であり、深入山と千町原で最も小さい値であった (Table 2-4)。

5 考察

比較的近距离に位置し、気候が類似した半自然草地の植物相は管理履歴と立地環境により異なることが明らかになった。火入れによる継続的で単一な管理がおこなわれている半自然草地では、在来種の割合が極めて高い植物相が維持されることが明らかになった。放牧、採草が停止した後、定期的な火入れのみで維持されてきた深入山では、雲月山と千町原に比べて外来種の種数が極端に少なかった。雲月山と千町原の過去の管理履歴をみると、雲月山では 2005 年に火入れが再開された後、数年間ほど放牧がおこなわれ、牛が持ち込まれる前に食べた餌に混ざって外来種が侵入している。千町原では牧場造成時に外来生の牧草が播種されたが、牧場造成時に播種された外来生の牧草のほかにも、多くの外来種が生育していた。吉野ほか (2007) は八幡原牧場の跡地の一部である霧ヶ谷湿原において 23 種の外来種を確認しており、牧場造成後に侵入した外来種や近年確認された外来種を挙げている。2008 年から 2013 年におこなった調査では、メリケンカルカヤ、イタチハギ *Amorpha fruticosa*、オオハンゴンソウなどの鈴木・吉野 (1986) の調査では確認されていない外来種が確認された。深入山で外来種が少なかったのは、雲月山や千町原のように、外部から外来種が侵入する機会がなく、定期的な火入れのみで草地環境が維持されてきたためと考えられる。一方で、深入山は標高差が大きく、広い面積であるにも関わらず、雲月山と千町原に比べて出現種数が少なかった。このことは、長期間の火入れにより均質な環境が広い面積で維持されていることを示している。雲月山では深入山に比べて木本類の種数が多く、高木となる木本類が草地に幼樹として存在していることや、谷などを中心に木本類が生長していることが確認されている。雲月山では草地管理が停止した期間があり、現在の火入れも部分的にしかおこなわれていないため、火が入らない場所では、遷移の進行により木本類の種数が多くなり、深入山よりも出現種数が多くなったと考えられる。千町原は雲月

山と深入山に比べて湿地生の種と外来種の種数が多いため、出現種数が多くなっている。深入山・雲月山・千町原における生育種の類似度指数を比較すると、深入山と雲月山の類似度指数に比べて、深入山と千町原、雲月山と千町原の値は小さく、千町原の植物相は深入山や雲月山の植物相と異なることが示された。千町原は中央に小河川があり、この点が深入山や雲月山と大きく異なるが、その他の場所でも湿地生の種が多く生育していた。深入山や雲月山においても、谷部に湿性な環境が存在し、湿地生の種が生育しているが、千町原においては全体に傾斜が緩やかであり、山際や谷部からの流路沿いで湿性な環境がある程度広い面積で存在しているため湿地生の種が多く生育していると考えられた。

このように、管理履歴と立地環境によりそれぞれの半自然草地の植物相が異なることが示されたが、特徴的な生育種として、雲月山では、深入山と千町原に比べて多種のスミレ類が生育していた。雲月山では、ヒゴスミレ、コタチツボスミレ、タチツボスミレ、チシオスミレ、オオタチツボスミレ、スミレ、ニオイタチツボスミレ、ナガバタチツボスミレ、アカネスミレ、オカスミレ、アケボノスミレ、フモトスミレ、ツボスミレ、アギスミレ、シハイスミレの 15 種が確認された。永松(2008)は鳥取県東部の山地草原で合計 14 種のスミレ類を確認しているが、雲月山で確認されたスミレ類と共通種が多い。永松(2008)はスミレの種類によって生育場所が異なっていたことを示し、草地面積が広く環境条件が多様であることが多種のスミレ類が生育する要因であると考察している。雲月山も山地草原であり、草地部分に多様な地形が含まれることで多種のスミレ類が生育していると考えられる。特定の立地に偏在する種はスミレ類以外の種であっても確認されていることから、多様な立地環境が含まれる広い範囲で火入れをおこなうことが、多様な草原生の種を保全する上で重要であると考えられる。特筆すべき種は深入山で確認されたコキンバイザサである。コキンバイザサは Itow (1974) の調査では広島県北広島町の土橋地区、草安地区、才乙地区、大暮地区で確認されていたが、その後の生育記録がなかった(堀川ほか 1959a; 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; 世羅ほか 2010)。コキンバイザサは暖地の山地に生育する多年草であり、日本では本州(宮城県以南)、四国、九州、沖縄に分布する。中国地方では、岡山県、島根県、山口県で記録されているが、いずれも絶滅危惧種として指定されている。深入山で個体が確認された場所は一箇所のみであり、岩塊の隙間に数

個体が生育していた。コキンバイザサは草丈が低く、遷移の進行により草地環境が維持されなくなると、消失する可能性が考えられる。本種は花期が終わると個体を確認しにくくなるが、Itow (1974) の調査では、数箇所を確認されていたことから、1960年代以降の草地面積の減少に伴い、生育環境が少なくなっている可能性が考えられる。このような草地環境の変化とともに個体数が減少している種の存在は、それぞれの半自然草地において全域を対象とした植物相調査をおこなうことにより明らかになり、個体や個体群レベルの保全や研究につながると考えられる。保護・保全の対象となる絶滅危惧種だけでなく、生育拡大に注意が必要となる種の存在も全域を対象とした植物相調査により明らかになる。千町原で確認された特定外来生物として指定されているオオハンゴンソウは、県内各地に広がっており（吉野ほか 2007）、千町原でも生育範囲が広いことから、今後の消長に注意が必要である。

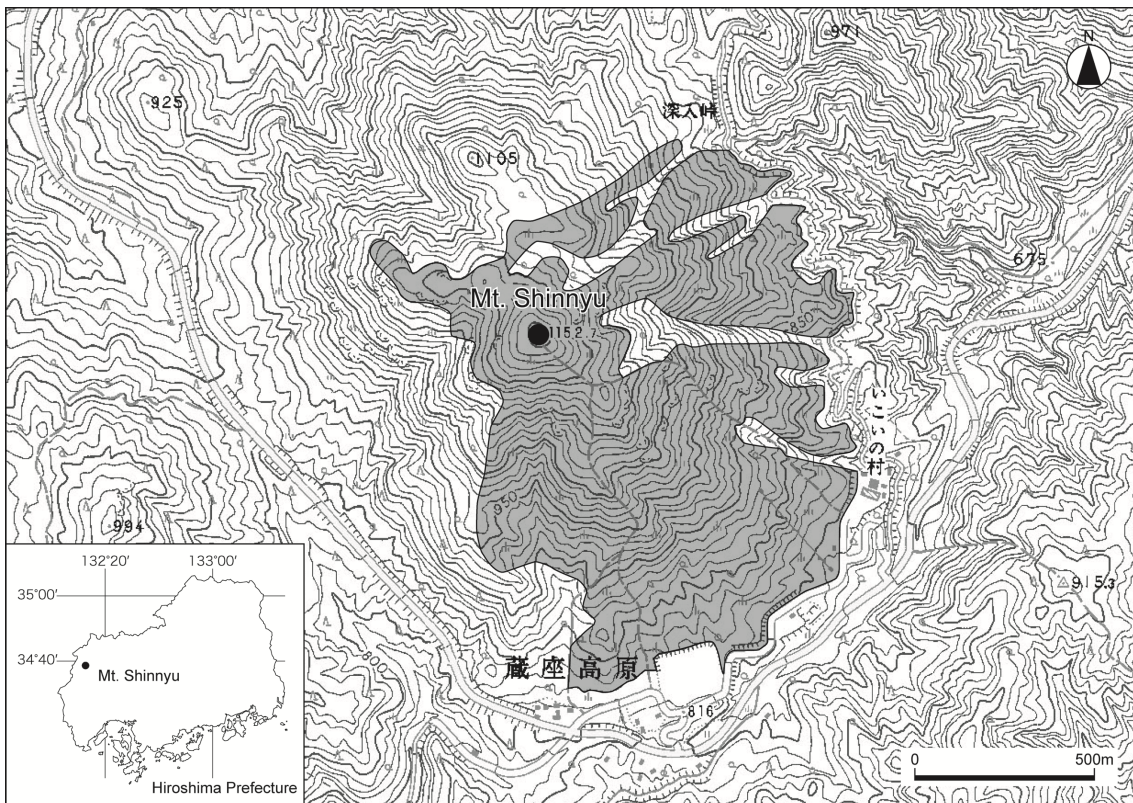


Fig. 2-1 Location of the study site. Shadings represent the grassland area. This map is based on the Digital Topographic Map 25,000 published by Geospatial Information Authority of Japan

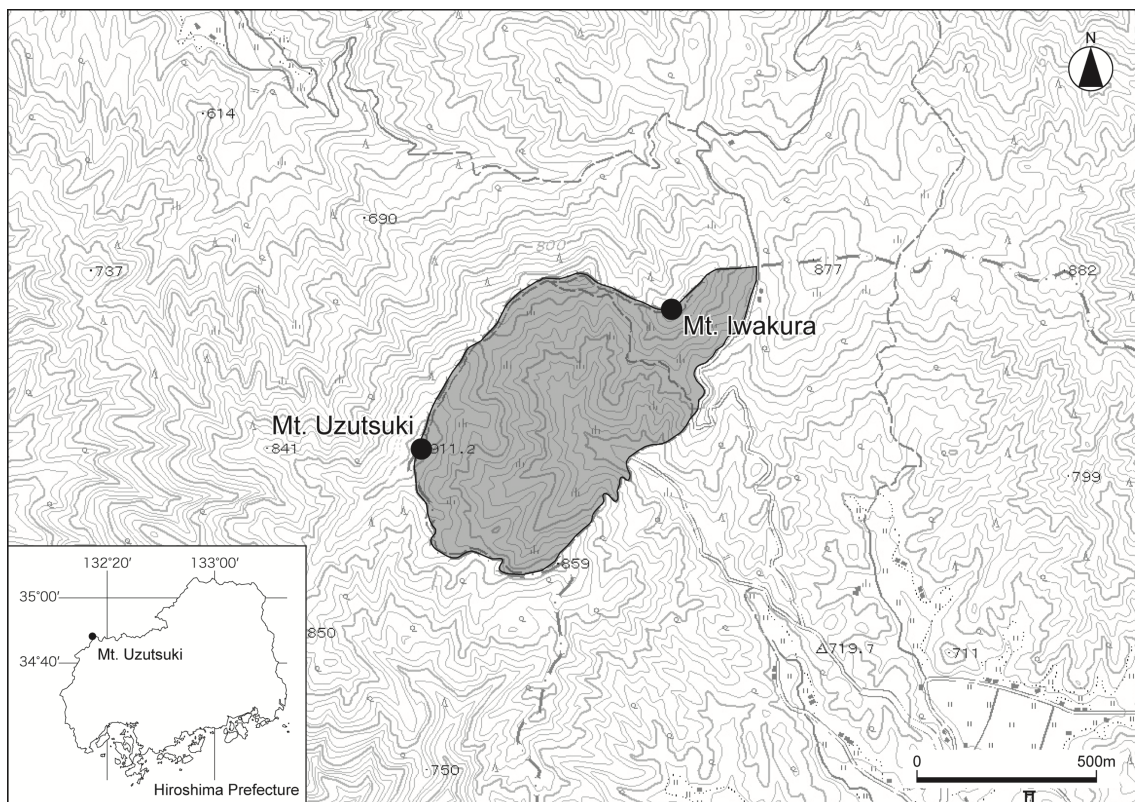


Fig. 2-2 Location of the study site. Shadings represent the grassland area. This map is based on the Digital Topographic Map 25,000 published by Geospatial Information Authority of Japan

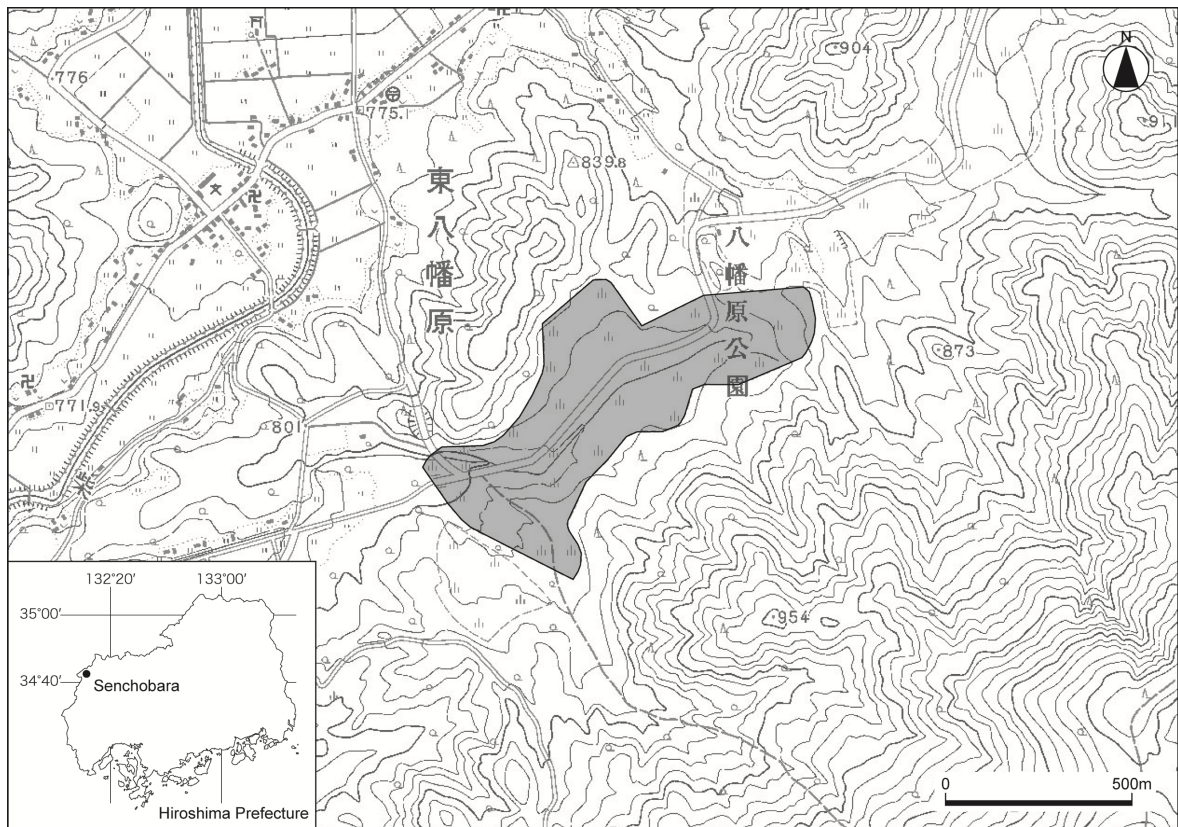


Fig. 2-3 Location of the study site. Shadings represent the grassland area. This map is based on the Digital Topographic Map 25,000 published by Geospatial Information Authority of Japan

Table 2-1 Details of the study sites and number of plants

Details of the study sites and number of plants	Mt. Shinnyu	Mt. Uzutsuki	Senchobara
Details of the study sites			
Elevation (m)	790–1152	740–910	800–830
Grassland area (ha)	125	44	33
Management practices			
Past	B, G, M	B, G, M	G, M
Present	B	B	M
Number of plants			
All species	282	329	355
Herbs	207	227	257
Woody plants	75	102	98
Grassland species	110	114	106
Wetland species	58	54	106
Alien species	4	17	37
Regional species	48	82	123
Regional grassland species	13	15	19
Regional wetland species	12	15	51
Regional alien species	0	4	22
RDB species	11	7	10
Grassland RDB species	8	7	2
Wetland RDB species	3	0	7

B, burning for grassland habitat maintenance; G, grazing for resource utilization; M, mowing for resource utilization

Table 2-2 Sørensen's similarity coefficient values for all species

Study sites	Mt. Shinnyu	Mt. Uzutsuki
Mt. Shinnyu	–	0.612
Senchobara	0.540	0.541

Table 2-3 Sørensen's similarity coefficient values for herbs

Study sites	Mt. Shinnyu	Mt. Uzutsuki
Mt. Shinnyu	–	0.608
Senchobara	0.526	0.512

Table 2-4 Sørensen's similarity coefficient values for woody plants

Study sites	Mt. Shinnyu	Mt. Uzutsuki
Mt. Shinnyu	–	0.621
Senchobara	0.578	0.610

第3章 低山地山頂部の半自然草地における草原生植物の生育状況

1 はじめに

放牧地や採草地として利用され、火入れなどにより維持されてきた半自然草地は人々の生活様式や農業生産様式の変化に伴う管理停止による遷移の進行や植林・耕作地への土地転換により、世界的に減少している (Wallis-DeVries *et al.* 2002 ; Strijker 2005 ; Öckinger *et al.* 2006 ; Valkó *et al.* 2012)。日本では、主に平野部の草地は開発され、山地や丘陵地の草地では、管理停止による遷移の進行や植林による樹林化が進んだ(スプレイグほか 2000;山戸ほか 2001;スプレイグ 2003;小椋 2012)。1850年頃には、国土の1割以上を占めていた半自然草地は、1980年代前半には2%に満たない程に減少した(氷見山ほか 1995;小路 2003)。

半自然草地には、草地特有の動植物が生息・生育していることが知られている(永松・坂田 2008;須賀 2010)。半自然草地の減少に伴い、これらの草原生動植物は生息・生育環境を失い、絶滅の危機にさらされている(高橋・内藤 1997;藤井 1999;山戸ほか 2001;大窪 2002)。このため、半自然草地は、優先的に保全すべき生育地であることが指摘されている(大窪・土田 1998;兼子ほか 2009)。

半自然草地は、阿蘇や秋吉台、御殿場などに代表される比較的大面積の草地のほかに、水田畦畔、茶草場、道路沿い林縁部に成立した刈り取り草地など、小面積で分布する草地が知られており、大面積の半自然草地だけでなく、小面積で分布する半自然草地も、多様な草原生植物の生育地として機能していることが明らかになっている(大窪・前中 1995;小柳ほか 2009;松村ほか 2014)。小面積の半自然草地は、大面積の半自然草地とは種組成が異なり、地域全体における草原生植物相の保全や再生を考える上で、重要な景観構成要素として位置付ける必要がある(小柳ほか 2009;山戸ほか 2013)。

小面積の半自然草地として、畦畔、茶草場、道路沿いの草地のほかに、低山地の山頂部があげられる。西中国山地の山々は、1960年代頃まで、放牧地や採草地として利用され、広範囲に半自然草地が分布していた(Itow 1962, 1963;堀川ほか 1966;Itow 1974;中越 1981;小椋 2012)。現在、継続的な草地管理と草資源の利用により維持されている草地は少ないが、従来の管理が停止した山でも、山頂部には小面積の草地が点在している場所がある(宮脇 1983)。また、低山地におい

ても、島の風衝草地が知られている（水野・山縣 1992；目代・小泉 2007）。これらの草地には草原生の植物が遺存的に生育しており、しばしば絶滅危惧種に選定されている種も含まれることが経験的に知られている。急速に草地が消失しつつある今日では、山頂部の草地は草原生植物が生育できる重要な環境と考えられるが、そこに生育することが可能な種の構成や、それらと草地面積や管理履歴との関係については明らかにされていない。

本研究では、まず山頂部に残る半自然草地における草原生植物の種組成について明らかにする。その上で、山頂部草地の面積による生育状況の違い、および大規模な半自然草地内における山頂部の特性を明らかにし、草原生植物の生育地としての、山頂部草地の位置付けについて考察する。

2 調査地

広島県北西部に位置する 8 山：深入山、岩倉山、雲月山、大佐山、聖山、大潰山、掛頭山、臥龍山を対象に調査をおこなった（Fig. 3-1 および Table 3-1）。これらの山には、いずれの山頂部にも草地が存在する。標高は 880m から 1,223m であり、いずれも冷温帯に位置する。山頂部の地質は、雲月山は安山岩、他の 7 山は流紋岩である。過去の植生および土地利用については、明治 32 年の 5 万分の 1 地形図、過去の空中写真、既存文献（Itow 1963；桑原 1982）から、臥龍山は草地利用の履歴は無く、他の山は半自然草地として利用されていたことが分かっている。過去の草地管理の手法としては、火入れ、放牧、採草がおこなわれており、深入山、岩倉山、雲月山、掛頭山では、火入れ、放牧、採草が、大佐山、大潰山では、放牧が、聖山では、放牧、採草がおこなわれていた。現在は、深入山で火入れが継続しておこなわれており、山全体が草地として維持されている。岩倉山と雲月山は連続した山塊であり、過去に草地維持のための管理が停止したものの、現在は、岩倉山で火入れが再開されている。岩倉山と雲月山には、山頂部と連続して広範囲に草地環境が残っている。掛頭山では、1960 年代から 1970 年代の間に草地管理が停止し、山頂部では樹林化が進んでいるが、山の斜面がスキー場として管理・利用されているため、山頂部と連続して草地環境が残っている。大佐山、大潰山、聖山では、1950 年代から 1970 年代の間に草地管理が停止し、樹林化が進んでおり、聖山はカラマツが植林されている。なお、すべての山で、登山道沿いの草刈りが年 1 回 7

月から8月におこなわれている。

3 方法

3-1 植物相調査

従来の草地管理が停止しても山頂部にのみ草地が残存する調査地において、草地が残存する範囲は山頂から標高約10m差の範囲であった。調査対象地域の気候条件は類似しており、調査地である標高880.0mから1223.2mの山頂部は冷温帯に属し、同様の植物種が生育する環境であると考えられる。このことから、本研究では、山の頂上から標高10m差の範囲を山頂部と定義し、それをすべての調査地に当てはめて植物相調査をおこなった。

本研究では、山頂部の植生を把握することではなく、山頂部に生育するすべての草原生植物を把握することを目的としたため、方形区の設置による植生調査は用いず、全種調査を採用した。2011年5月から2012年11月にかけて、山頂部（山の頂上から標高10m差の範囲）を踏査し、すべての維管束植物について出現種を記録した。生育種を可能な限り網羅するため、調査は各山頂部において年間を通じて複数回、ほぼ同様の時期におこなった。

3-2 解析方法

山頂部に生育する草原生植物の特徴を把握するため、1) 管理履歴が種組成に与える影響、2) 面積が種組成に与える影響、3) 孤立化が種組成に与える影響、の3点に着目して比較・解析をおこなった。

1) 管理履歴が種組成に与える影響

各山頂部を管理の有無、草地の連続性により4つのグループに区分し（Table 3-1）、草原生植物の出現傾向を整理した。

本研究では、過去に草地管理がおこなわれた山頂部の草地を「人為履歴区」、過去に草地管理がおこなわれていない山頂部の草地を「自然区」、現在も草地管理がおこなわれている山頂部の草地を「管理継続区」、従来の草地管理が停止した山頂部の草地を「放棄区」、周辺の草地と連続している山頂部の草地を「連続草地」、孤立した山頂部の草地を「孤立草地」と呼ぶ。

2) 面積が種組成に与える影響

各山頂部における草原生植物の種数と山頂部の面積および山頂部の草地面積の関係について解析をおこなった。本研究では、これまでの研究（服部・石田 2000；石田ほか 2002；山戸ほか 2013）において、種数と面積の関性に適合性が高いことが示されている、Gleason (1922) のモデル $S = C + Z \log A$ (S: 種数、A: 面積、C, Z: 定数) と Arrhenius (1921) のモデル $\log S = C + Z \log A$ (S: 種数、A: 面積、C, Z: 定数) を用いた。山頂部の草地および山頂部に隣接する周辺の草地は空中写真の判読により把握し、面積は Arc GIS を用いて算出した。小面積の草地については、現地で計測した。草地管理がおこなわれた山頂部において、面積が種組成に与える影響を明らかにするため、過去に草地管理がおこなわれていない臥龍山は解析から除いた。

3) 孤立化が種組成に与える影響

周辺の草地と連続している山頂部における、山頂部と草地全域の草原生植物の出現種数と種組成を比較した。第 2 章および佐久間・白川 (2008) の調査により、深入山、岩倉山、雲月山は山頂部と連続する草地全域の植物相が明らかになっている。今回の調査で山頂部において新たに確認された種は、草地全域の出現種にも追加した。

なお、本研究では、草地環境にも生育する植物および草原植生を標徴する植物を草原生植物として扱い、既存文献 (Suganuma 1966; Itow 1974; 宮脇ほか 1994) において、生育地に草原、草地と記載してある種およびススキクラスの標徴種、ススキ群団の標徴種、ホクチアザミ-ススキ群集の標徴種、ヒメスゲ-ススキ群集の標徴種、シバスゲオーダーの標徴種、シバ群団の標徴種、ニオイタチツボスミレーシバ群集の標徴種、ゲンノショウコ-シバ群集の標徴種、トダシバ-シバ群集の標徴種を草原生植物として抽出した。さらに、抽出した種のうち、湿地生の種、森林の林床下にも生育する種、外来種は除外し、乾性草原に依存する種を抽出した。絶滅危惧植物の抽出にあたっては、調査地のうち 4 山 (岩倉山、雲月山、大佐山、大潰山) が島根県との県境に位置することから、環境省、広島県、島根県により選定されている種 (レッドデータブックひろしま改訂検討委員会 2012; 島根県環境生

活部自然環境課 2013；環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2015) を絶滅危惧植物とした。

4 結果

4-1 山頂部における草原生植物の種組成

管理の有無、草地の連続性で山頂部を4つのグループに区分し、草原生植物の出現状況を比較した結果 (Table 3-2)、総出現種数は58種であり、このうち4種が絶滅危惧種であった。出現種数は、管理継続区である深入山、岩倉山で最も多く、自然区である臥龍山で極端に少なかった。放棄区である雲月山、掛頭山、大佐山、大潰山、聖山でも、自然区である臥龍山に比べると多くの草原生植物が生育していた。

種組成については、すべての山頂部において、キンミズヒキ、スズメノヒエ *Paspalum thunbergii*、ニガナ *Ixeridium dentatum* subsp. *dentatum* が出現した。人為履歴区では、アキノキリンソウ、アリノトウグサ、コナスビ *Lysimachia japonica*、ススキ、トダシバ *Arundinella hirta* など31種の草原生植物が出現した。連続草地では、オトコヨモギ *Artemisia japonica*、メドハギ *Lespedeza cuneata*、マツムシソウなど6種の草原生植物が出現した。管理継続区では、ハバヤマボクチ *Synurus excelsus*、センボンヤリ *Leibnitzia anandria*、オオナンバンギセル *Aeginetia sinensis*、スズサイコ、モリアザミなど11種の草原生植物が出現した。このうち、絶滅危惧種はスズサイコとモリアザミの2種であった。

4-2 山頂部における草原生植物の種数と面積の関係

人為履歴区における山頂部の面積は5,908m²から4,4894m²であり、山頂部の草地面積は245m²から7,845m²であった (Table 3-1)。山頂部における草原生植物の種数と山頂部の面積の関係について、Gleason (1922) のモデルおよびArrhenius (1921) のモデルを適用した結果、いずれも相関は認められなかった。

一方、山頂部における草原生植物の種数と山頂部の草地面積について、Gleason (1922) のモデルを適用した結果、両者の関係は以下の回帰式で示され、相関係数は0.87 (p < 0.05) であり、正の相関が認められた (Fig. 3-2) :

$$S = -8.56 + 13.89 \log A$$

Arrhenius (1921) のモデルでは、両者の関係は以下の回帰式で示され、相関係数は 0.82 ($p < 0.05$) であり、正の相関が認められた (Fig. 3-2) :

$$\log S = 0.91 + 0.20 \log A$$

4-3 連続草地における山頂部の草地

草原生植物について、連続草地における山頂部と草地全域の出現種数を比較した結果 (Table 3-3 および Fig. 3-3)、山頂部には、草地全域に生育する草原生植物の 61%から 75%が生育していた。山頂部と草地全域の種組成を比較した結果 (Table 3-4)、メドハギ、マツムシソウ、ワラビ *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*、ウマノアシガタ *Ranunculus japonicus*、オケラ *Atractylodes ovata* など、調査地の違いにより山頂部での出現傾向に違いのある種がみられた。

草地全域での総出現種数は 69 種であり、このうち 14 種は、いずれの山頂部においても出現しなかった。絶滅危惧種に着目すると、キキョウ、ヒメヒゴタイ、ムカゴソウ、ヤマトキソウ、オキナグサ、トモエソウ *Hypericum ascyron* subsp. *ascyron* var. *ascyron* が草地全域において出現するが、山頂部に出現しなかった。

5 考察

5-1 山頂部における草原生植物の種組成

過去に草地管理がおこなわれた人為履歴区には、過去に草地管理がおこなわれていない自然区に比べ、従来の草地管理が停止しても多くの草原生植物が残存していることが明らかになった。確認された草原生植物のうち 31 種は、人為履歴区でのみ出現しており、放棄区であっても草原生植物のレフュジアとして機能していると考えられる。放棄区において、これらの種が生育できた理由として、過去に大規模な草地が存在したことが前提となり、その上で、登山道沿いの草刈りや登山者による利用、風衝などによる遷移の進行の停止により、小面積であるが、草地環境が残っているためと考えられる。一方、自然区は過去に草地管理がおこなわれていないことから、草原生植物が生き残ったのではなく、新たに侵入した可能性が考えられる。自然区で確認された 4 種のうち、キンミズヒキは動物散布、ニガナは風散布であり、少なくともこの 2 種についてはその可能性が考えられる。

連続草地において出現したオトコヨモギ、メドハギなど 6 種の草原生植物は、草

地面積の減少により欠落する可能性が示唆された。山戸ほか (2013) は、小面積化に伴い欠落傾向が認められる種を草地面積と対応させて区分している。本研究において、草地面積の減少により欠落する種の可能性が示唆された6種のうち、オトコヨモギ、メドハギ、ナワシロイチゴ *Rubus parvifolius* は、山戸ほか (2013) では小面積化に伴う欠落傾向の認められない種であった。本研究で孤立草地として扱った大佐山、大潰山、聖山の草地面積は、山戸ほか (2013) で対象としている草地面積よりも小さいことが一つの要因として考えられるが、これらの1haに満たない小面積の半自然草地における、小面積化に伴って消失する草原生植物種の再現性や一般性についてはさらなる検討が必要である。

管理継続区では、ハバヤマボクチ、センボンヤリなど11種の草原生植物が特異的に出現していた。半自然草地の種組成は、草地管理の時期や頻度に影響を受ける (大窪・前中 1992; 河野ほか 2008; 高橋ほか 2008)。草地管理としておこなわれる火入れは、地表に堆積したリターを取り除く効果があり、火入れ地では、火入れをおこなわない場所に比べて出現種数が多いことが報告されている (吉川ほか 2013)。また、Kawano *et al.* (2009) は、火入れ地において草原生の絶滅危惧種の種数が多いことを報告している。管理継続区では、春に火入れがおこなわれており、堆積したリターが取り除かれることにより、草原生植物の発芽が円滑におこなわれ、種子が定着しやすい環境が維持されていると考えられるが、管理継続区に特異的に出現した草原生植物が、草地管理による環境条件と結びついて生育する要因については、発芽定着を含めた生活史の各段階を調査して明らかにする必要がある。

5-2 山頂部における草原生植物の種数と面積の関係

山頂部における草原生植物の種数と草地面積には、正の相関があり、草地面積は草原生植物の種数を限定する主要な要因であることが明らかになった。山頂部における草原生植物の種数と山頂部の面積に相関は認められなかったが、草原生植物の種数と山頂部の草地面積には正の相関が認められた。このことは、人為履歴区において、遷移が進行し、森林化した場所には草原生植物がほとんど生育していないことを示している。小柳ほか (2009) も、かつてアカマツの疎林として利用された樹林地において、現在では草原生植物が生育していないことを確認している。山戸ほか (2013) は、近畿地方中部の管理水準の異なる半自然草地において、草原生植物

の種数と草地面積の間に高い正の相関を認めており、その理由として、調査地において、部分的な草刈りがおこなわれていることや、調査地に放棄を免れた場所が含まれていることなどをあげている。本研究でも同様に、放棄区では、登山道沿いの草刈りや登山者による踏みつけ、風衝などの影響により、遷移の進行を免れた草地が残存していたため、管理水準の異なる山頂部において、草原生植物と草地面積に正の相関が認められたと考えられる。

5-3 連続草地における山頂部の草地

連続草地では、草地全域に対する山頂部における草原生植物の出現種数の割合は、61%から75%であり、草地全域に生育する草原生植物のうち、多くの種が山頂部にも生育していることが明らかになった。草地全域での総出現種69種のうち、いずれの山頂部でも出現しなかった種は14種であったことから、低山地の草地において山頂部は特殊な環境ではなく、ほとんどの草原生植物が生育可能であると言える。

一方で、いずれの山頂部にも生育しなかった草原生植物の中には、特異な立地環境に依存する種や個体数が少ないため山頂部に生育する可能性が低い種が含まれている可能性が考えられる。山戸ほか(2013)は、草地の小面積化による欠落傾向が認められた草原生植物に絶滅・絶滅危惧種が含まれていることを指摘している。本研究の結果でも、いずれの山頂部でも出現しなかった14種のうち、6種が絶滅危惧種であった。山頂部は草原生植物のレフュジアとして位置づけることが可能だが、その一方で、特異な立地環境に生育する種や個体数の少ない種の保全については、山頂部だけでは不十分であり、大面積の草地の保全が必要である。

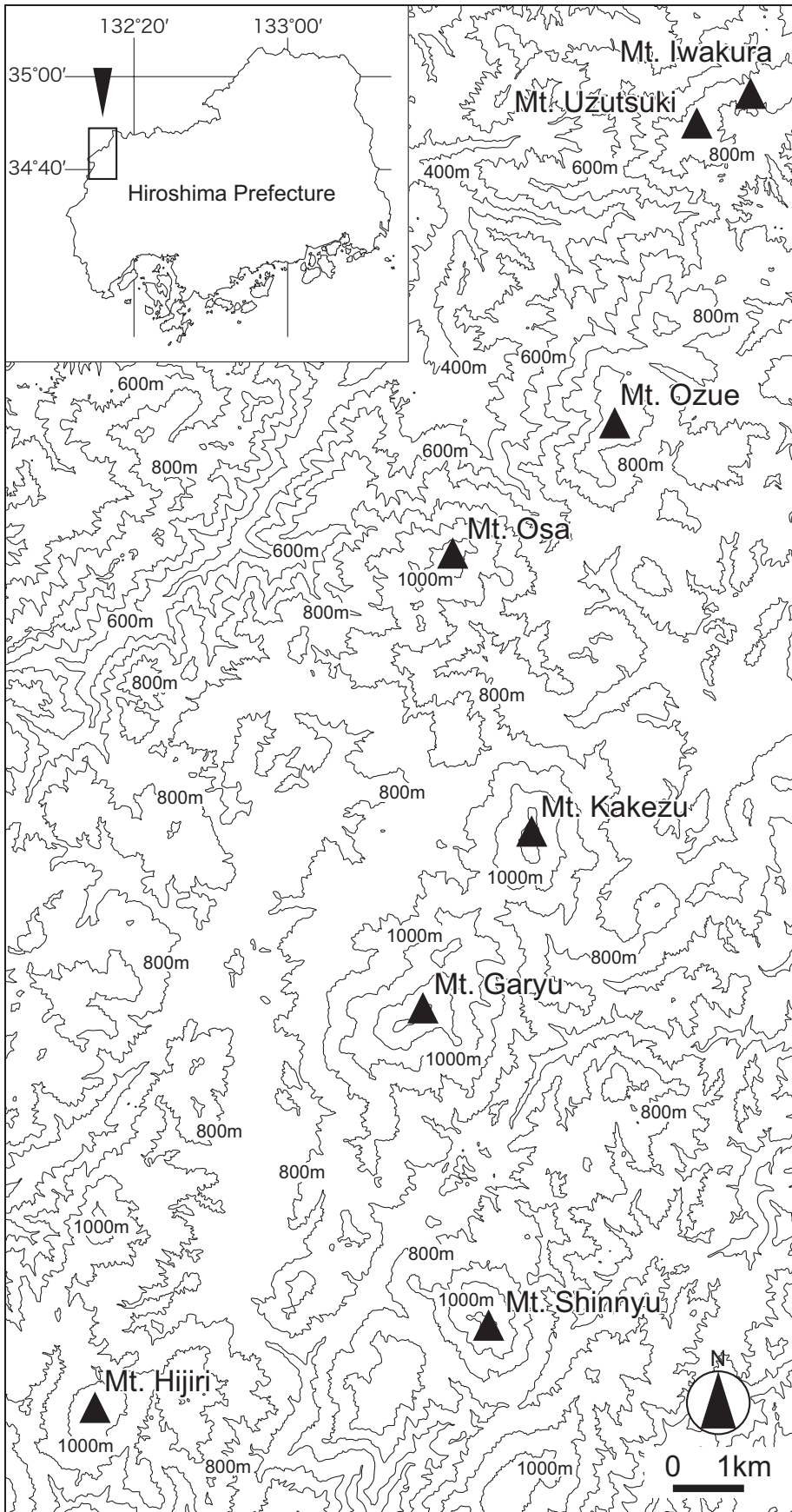


Fig. 3-1 Locations of the eight study sites

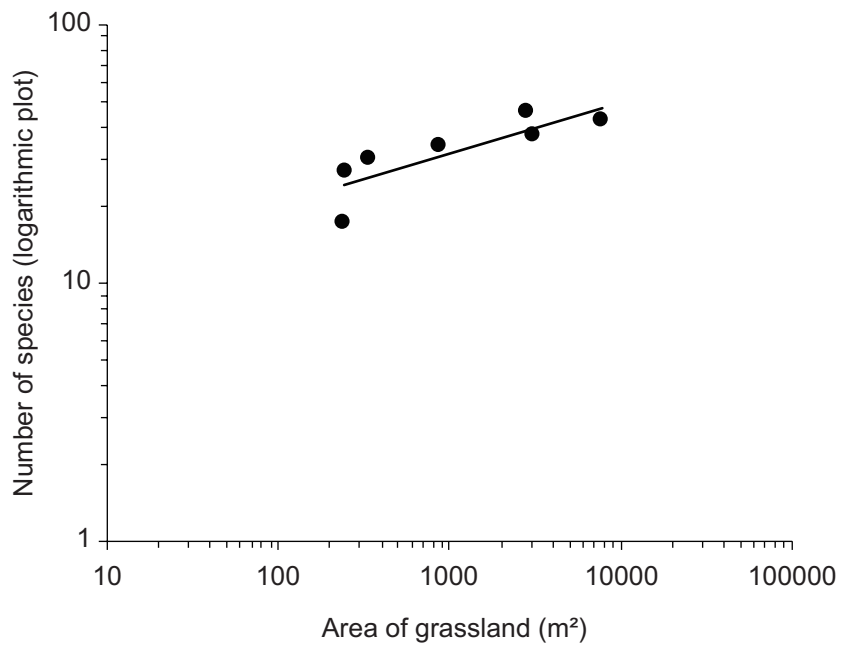
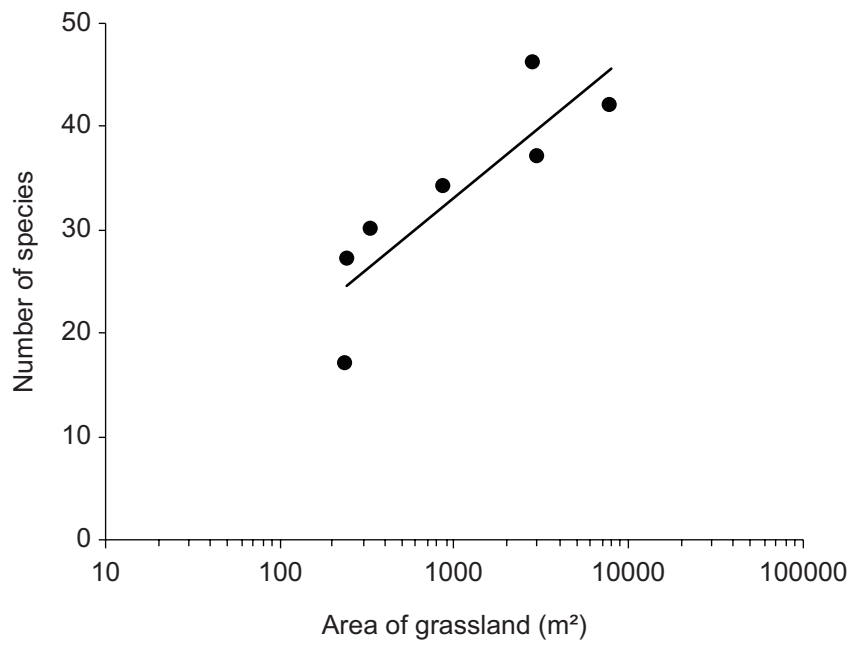


Fig. 3-2 Relationship between number of species and area of grasslands on the summits

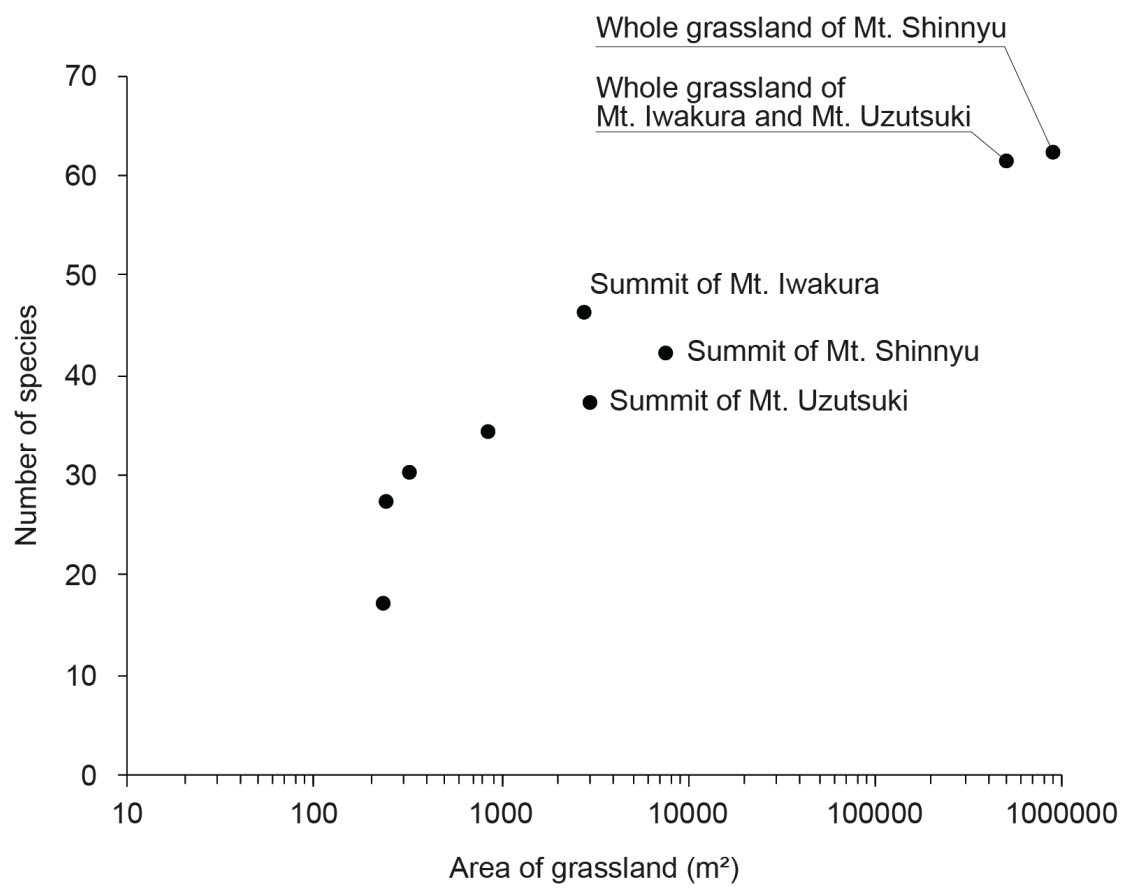


Fig. 3-3 Relationship between number of species and area of grasslands

Table 3-1 Altitude, geological features, management practices, abandoned years, the area of summit, the area of grassland included in the summit and the area of grassland adjacent to the summit

Study site	Mt. Shinnyu	Mt. Iwakura	Mt. Uzutsuki	Mt. Kakezu	Mt. Osa	Mt. Ozue	Mt. Hijiri	Mt. Garyu
Altitude (m)	1152.5	880.0	911.2	1125.9	1068.7	997.3	1113.2	1223.2
Geological features	rhyolite	rhyolite	andesite	rhyolite	rhyolite	rhyolite	rhyolite	rhyolite
Management practices in the past	B, G, M	B, G, M	B, G, M	B, G, M	G	G	G, M	-
Management practices in the present	B, R	B, R	R	R	R	R	P, R	R
Abandoned years	-	-	1998	1964-1976	1964-1976	1964-1976	1952-1967	-
The area of summit (m ²)	7,845	5,908	9,722	44,894	11,431	22,654	10,120	8,067
The area of grassland included in the summit (m ²)	7,845	2,849	3,081	872	338	250	245	113
The area of grassland adjacent to the summit (ha)	93.0	50.8	50.8	46.3	-	-	-	-

Past grassland management	Yes		No
Present grassland management	Yes	No	
Continuity of grasslands	Continuous		Isolated

B, burning for grassland habitat maintenance; G, grazing for resource utilization; M, mowing for resource utilization; P, plantation; R, mowing for mountain trail maintenance

Table 3-2 Grassland species appeared on the summits

Number of grassland species	Past grassland management								Number of occurrences	Species types
	Yes									
	No									
	Continuous				Isolated					
Sh	Iw	Uz	Ka	Os	Oz	Hi	Ga			
42	46	37	34	30	27	17	4			
Grassland species										
<i>Agrimonia pilosa</i> var. <i>japonica</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	8	C
<i>Paspalum thunbergii</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	8	C
<i>Ixeridium dentatum</i> subsp. <i>dentatum</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	8	D
<i>Zoysia japonica</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	7	D
<i>Solidago virgaurea</i> subsp. <i>asiatica</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	7	D
<i>Haloragis micrantha</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	7	C
<i>Lysimachia japonica</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	7	C
<i>Miscanthus sinensis</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	7	D
<i>Arundinella hirta</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	7	D
<i>Cirsium japonicum</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	7	C
<i>Metanartheceum luteoviride</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	7	B
<i>Potentilla freyniana</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	7	C
<i>Hydrocotyle ramiflora</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	6	
<i>Lysimachia clethroides</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	6	D
<i>Carex lanceolata</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	6	D
<i>Polygala japonica</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	6	C
<i>Saussurea gracilis</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	6	
<i>Pteridium aquilinum</i> subsp. <i>japonicum</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	6	D
<i>Prunella vulgaris</i> subsp. <i>asiatica</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	5	B
<i>Spodiopogon sibiricus</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	5	
<i>Patrinia scabiosifolia</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	5	C
<i>Dianthus superbus</i> var. <i>longicalycinus</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	5	D
<i>Potentilla fragarioides</i> var. <i>major</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	5	B
<i>Viola obtusa</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	5	B
<i>Angelica decursiva</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	5	B
<i>Lespedeza cyrtobotrya</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	5	
<i>Allium thunbergii</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	5	
<i>Gentiana scabra</i> var. <i>buengeri</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	5	C
<i>Sanguisorba officinalis</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	5	C
<i>Ranunculus japonicus</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	4	
<i>Carex nervata</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	4	C
<i>Aster scaber</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	4	C
<i>Adenophora triphylla</i> var. <i>japonica</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	4	D
<i>Lespedeza bicolor</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	4	
<i>Adenophora triphylla</i> var. <i>triphyllo</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	3	
<i>Artemisia japonica</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	4	D
<i>Lespedeza cuneata</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	3	D
<i>Geranium thunbergii</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	2	
<i>Viola mandshurica</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	2	C
<i>Rubus parvifolius</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	2	D
<i>Scabiosa japonica</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	2	A
<i>Atractylodes ovata</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	3	
<i>Carex bostrychostigma</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	2	
<i>Synurus excelsus</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	2	B
<i>Leibnitzia anandria</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	B
<i>Pennisetum alopecuroides</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	
<i>Carex oxyandra</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	
<i>Aeginetia sinensis</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	C
<i>Trisetum bifidum</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	
<i>Vincetoxicum pycnostelma</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	D
<i>Euchiton japonicus</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	A
<i>Lespedeza pilosa</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	D
<i>Aster microcephalus</i> var. <i>ovatus</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	A
<i>Cirsium dipsacolepis</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	B
<i>Botrychium ternatum</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	C
<i>Hypericum ascyron</i> subsp. <i>ascyron</i> var. <i>ascyron</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	A
<i>Spiranthes sinensis</i> var. <i>amoena</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	
<i>Platycodon grandiflorus</i>	○	○	○	○	○	○	○	○	1	B

Sh, Mt. Shinnyu; Iw, Mt. Iwakura; Uz, Mt. Uzutsuki; Ka, Mt. Kakezu; Os, Mt. Osa; Oz, Mt. Ozue; Hi, Mt. Hijiri; Ga, Mt. Garyu. Species indicated in bold font are red data book species listed in the Red List of Japan as a whole, the Red Data Book of Hiroshima Prefecture and the Red Data Book of Shimane Prefecture. The ranks of species are as follows: *Vincetoxicum pycnostelma* is Near threatened in Japan, Hiroshima prefecture and Shimane prefecture, *Cirsium dipsacolepis* is Near threatened in Hiroshima prefecture and Vulnerable in Shimane prefecture, *Hypericum ascyron* subsp. *ascyron* var. *ascyron* is Vulnerable in Shimane prefecture and *Platycodon grandiflorus* is Vulnerable in Japan and Critically endangered and Endangered in Shimane prefecture. The species types refer to Yamato *et al.* 2013; A (species appeared in more than 20.5ha grassland), B (species not appeared in less than 3.3ha grassland), C (species not appeared in less than 0.1ha grassland), D (species not disappear due to the reduction of grassland area)

Table 3-3 Number of grassland species on the summit and whole grassland

Study sites		Mt. Shinnyu	Mt. Iwakura	Mt. Uzutsuki
Area (ha)	Summit	0.8	0.6	1.0
	Whole grassland	93.8	52.4	52.4
Number of grassland species	Summit	42	46	37
	Whole grassland	62	61	61
Ratio of the number of grassland species on the summit to the number of grassland species in whole grassland (%)		67.7	75.4	60.7

Table 3-4 Grassland species appeared on the summit and whole grassland

Grassland Species	Mt. Shinnyu		Mt. Iwakura and Mt. Uzutsuki		
	Summit	Whole grassland	Summit of Mt. Iwakura	Summit of Mt. Uzutsuki	Whole grassland
<i>Dianthus superbus</i> var. <i>longicalycinus</i>	○	○	○	○	○
<i>Agrimonia pilosa</i> var. <i>japonica</i>	○	○	○	○	○
<i>Potentilla fragarioides</i> var. <i>major</i>	○	○	○	○	○
<i>Potentilla freyniana</i>	○	○	○	○	○
<i>Lespedeza cyrtobotrya</i>	○	○	○	○	○
<i>Polygala japonica</i>	○	○	○	○	○
<i>Viola obtusa</i>	○	○	○	○	○
<i>Haloragis micrantha</i>	○	○	○	○	○
<i>Angelica decursiva</i>	○	○	○	○	○
<i>Hydrocotyle ramiflora</i>	○	○	○	○	○
<i>Lysimachia clethroides</i>	○	○	○	○	○
<i>Lysimachia japonica</i>	○	○	○	○	○
<i>Gentiana scabra</i> var. <i>buergeri</i>	○	○	○	○	○
<i>Prunella vulgaris</i> subsp. <i>asiatica</i>	○	○	○	○	○
<i>Patrinia scabiosifolia</i>	○	○	○	○	○
<i>Artemisia japonica</i>	○	○	○	○	○
<i>Aster scaber</i>	○	○	○	○	○
<i>Cirsium japonicum</i>	○	○	○	○	○
<i>Ixeridium dentatum</i> subsp. <i>dentatum</i>	○	○	○	○	○
<i>Saussurea gracilis</i>	○	○	○	○	○
<i>Solidago virgaurea</i> subsp. <i>asiatica</i>	○	○	○	○	○
<i>Metanartheicum luteoviride</i>	○	○	○	○	○
<i>Allium thunbergii</i>	○	○	○	○	○
<i>Arundinella hirta</i>	○	○	○	○	○
<i>Miscanthus sinensis</i>	○	○	○	○	○
<i>Paspalum thunbergii</i>	○	○	○	○	○
<i>Spodiopogon sibiricus</i>	○	○	○	○	○
<i>Zoysia japonica</i>	○	○	○	○	○
<i>Carex lanceolata</i>	○	○	○	○	○
<i>Carex nervata</i>	○	○	○	○	○
<i>Lespedeza cuneata</i>	○	○	○	○	○
<i>Scabiosa japonica</i>	○	○		○	○
<i>Pteridium aquilinum</i> subsp. <i>japonicum</i>	○	○	○		○
<i>Ranunculus japonicus</i>	○	○	○		○
<i>Atractylodes ovata</i>	○	○	○		○
<i>Synurus excelsus</i>	○	○	○		○
<i>Geranium thunbergii</i>	○	○	○		○
<i>Leibnitzia anandria</i>	○	○			○
<i>Pennisetum alopecuroides</i>	○	○			○
<i>Adenophora triphylla</i> var. <i>japonica</i>	○	○			○
<i>Carex bostrychostigma</i>	○	○			○
<i>Carex oxyandra</i>	○	○			○
<i>Sanguisorba officinalis</i>		○	○	○	○
<i>Lespedeza bicolor</i>		○	○	○	○
<i>Viola mandshurica</i>		○	○	○	○
<i>Adenophora triphylla</i> var. <i>triphylla</i>		○	○	○	○
<i>Botrychium ternatum</i>		○		○	○
<i>Rubus parvifolius</i>		○	○		○
<i>Vincetoxicum pycnostelma</i>		○	○		○
<i>Aeginetia sinensis</i>		○	○		○
<i>Aster microcephalus</i> var. <i>ovatus</i>		○	○		○
<i>Cirsium dipsacolepis</i>		○	○		○
<i>Lespedeza pilosa</i>		○	○		○
<i>Euchiton japonicus</i>		○	○		○
<i>Trisetum bifidum</i>		○	○		○
<i>Patrinia villosa</i>		○			○
<i>Thesium chinense</i>		○			○
<i>Platycodon grandiflorus</i>		○			○
<i>Pedicularis resupinata</i> subsp. <i>oppositifolia</i>		○			○
<i>Gentiana zollingeri</i>		○			○
<i>Peucedanum terebinthaceum</i>		○			○
<i>Siphonostegia chinensis</i>		○			○
<i>Saussurea pulchella</i>		○			○
<i>Herminium lanceum</i>		○			○
<i>Pogonia minor</i>		○			○
<i>Pulsatilla cernua</i>					○
<i>Hypericum ascyron</i> subsp. <i>ascyron</i> var. <i>ascyron</i>					○
<i>Spiranthes sinensis</i> var. <i>amoena</i>					○
<i>Lotus corniculatus</i> var. <i>japonicus</i>					○

Species indicated in bold font are red data book species listed in the Red List of Japan as a whole, the Red Data Book of Hiroshima Prefecture and the Red Data Book of Shimane Prefecture. The ranks of species are as follows: *Vincetoxicum pycnostelma* is Near threatened in Japan, Hiroshima prefecture and Shimane prefecture, *Cirsium dipsacolepis* is Near threatened in Hiroshima prefecture and Vulnerable in Shimane prefecture, *Platycodon grandiflorus* is Vulnerable in Japan and Critically endangered and Endangered in Shimane prefecture, *Saussurea pulchella* is Vulnerable in Japan and Hiroshima prefecture, *Herminium lanceum* is Endangered in Japan and Near threatened in Hiroshima prefecture, *Pogonia minor* is Vulnerable in Hiroshima prefecture and Shimane prefecture, *Pulsatilla cernua* is Endangered in Japan and Vulnerable in Hiroshima prefecture and Shimane prefecture and *Hypericum ascyron* subsp. *ascyron* var. *ascyron* is Vulnerable in Shimane prefecture

第4章 資源利用の停止が半自然草地の植生構造と種組成に与える影響

1 はじめに

半自然草地は、火入れ、放牧、採草といった人為的攪乱により維持されてきた生態系である (Itow 1962 ; Numata 1969 ; Hejcman *et al.* 2013 ; Dengler *et al.* 2014 ; Takahashi *et al.* 2017)。火入れは草の再生と草地環境の維持を目的としておこなわれ、草は家畜の餌や田畑の肥料、屋根の材料などに利用されてきた。これらの伝統的な草地管理と草資源の利用による人為的攪乱は、極相が森林となる地域において草原植生を維持するために不可欠である (Dengler *et al.* 2014)。火入れ、放牧、採草といった伝統的な草地管理と草資源の利用による人為的攪乱は樹木の生長を抑制し、外来種などの特定の種が一面に拡がることを妨げるため、多くの異なる種が共存することが可能となる。その結果、半自然草地は生物多様性が豊かな傾向があり (Hansson and Fogelfors 2000 ; Eriksson *et al.* 2002 ; Poschlod and Wallis-DeVries 2002 ; Habel *et al.* 2013)、小さな空間規模で多様な動植物が生息・生育する生態系の一つになっている (Wilson *et al.* 2012)。

過去 50 年の間に、草地管理の停止に伴う遷移の進行や植林、耕作地への土地転換のために、半自然草地の面積は世界的に著しく減少した (Wallis-DeVries *et al.* 2002 ; Öckinger *et al.* 2006 ; Valkó *et al.* 2012)。日本においても、かつて陸地面積の 10%以上を占めていた草地が、土地開発や植林、草地管理の停止により 1960 年代以降急速に減少し、現在では 2%未満となっている (氷見山 1995 ; 小路 2003)。このような面積の減少に加えて、伝統的な草地管理と草資源の利用により維持されてきた半自然草地の植生構造や種組成も変化している。日本では、生活様式や農業形態の変化に伴い、伝統的な草地管理や草資源の利用がなくなり、残存している半自然草地においても変化が起こっている (小柳ほか 2007 ; 新井・大窪 2014)。例えば、伝統的な管理手法である春の火入れは、低木や枯死した植物体を広範囲に除去することで、田畑の肥料や家畜の餌として利用する草の生長を促進し、農業生産に貢献している。しかしながら、1960 年代以降の化学肥料の普及と農業の機械化により、次第に草資源は不要となり火入れによる草地管理も停止した。このような変化は半自然草地における動植物の生息・生育地の劣化に伴う生物多様性の損失を引き起こす主要な要因であると考えられている (Benton *et al.* 2003 ;

Lindborg *et al.* 2008 ; Kawano *et al.* 2009)。

草地に特有な動植物の危機的状況と（藤井 1999；兼子ほか 2009）、地域における生物多様性の保全に半自然草地が重要な役割を担っていることが認識されるようになり、近年、日本では、観光のための草地景観の創出や草地の生物多様性の保全を目的として、いくつかの地域において地域住民とボランティアによる火入れがおこなわれている（山内・高橋 2002；白川 2009）。このようにして再生した半自然草地では、火入れにより草地の森林化が妨げられ、草地景観が維持されているが、家畜の餌や田畑の肥料として草資源が利用されないため、放牧や採草がおこなわれていない。放牧や採草は草地の種組成に影響を与え、異なる遷移段階の群落から成るモザイク構造を形成することが知られており（Milchunas and Lauenroth 1993；Maron and Jefferies 2001；White and Jentsch 2001）、近年火入れにより再生された草地の種組成がかつての伝統的な草地管理と草資源の利用によって維持された草地と同じかどうかは明らかではない。

本研究では、草を資源として利用していた 1950 年から 1960 年に取得された半自然草地の植生資料と近年再生された半自然草地の植生資料および 40 年以上管理停止した残存する半自然草地の植生資料を比較し、草資源の利用停止が植生構造と種組成に与える影響を明らかにする。その知見に基づき、適切な半自然草地の維持方法と近年の草地管理のための火入れが半自然草地の多様性の保全に果たす役割について考察する。

2 調査地

調査地は標高 1,000m から 1,300m の山々から成る西中国山地の半自然草地である (Fig. 4-1)。調査地を含む 1km メッシュあたりの年平均気温 (平年値) は 8.2°C から 9.7°C、暖かさの指数 (WI) は 65.5°C・月から 75.8°C・月、寒さの指数 (CI) は -26.9°C・月から -18.7°C・月であり、冷温帯に位置する。年降水量 (平年値) は 2,065mm から 2,259mm、最深積雪深 (平年値) は 61cm から 162cm である (気象庁 2012)。西中国山地では、18 世紀から 19 世紀にかけて、たたら製鉄に用いる木炭とするため広範囲において森林の樹木が伐採された。その後、伐採地や攪乱地の一部にできた草地は放牧地や草刈り場として利用され、1950 年代まで火入れにより維持された (Itow 1962, 1963)。このような人為的攪乱によって作られた

半自然草地はこの地域の広範囲を占めており、100年以上にわたって利用されているものもあった。しかしながら、1960年代以降の急速な経済成長に伴い、屋根の材料や家畜の飼料、田畑の肥料としての草資源の利用が減少すると、ほとんどの草地は植林地へと転換され、管理が停止した草地は低木林や二次林に遷移した (Zhou *et al.* 2002)。中国地方の草地面積は過去 50 年間で急速に減少し (小椋 2012; 高橋ほか 2011)、現在、広島県において比較的広い面積で半自然草地が維持されている場所は、深入山と岩倉山のみであり、生物多様性の保全と観光を目的とした景観を維持するために定期的な火入れがおこなわれている。

本研究では、8箇所の半自然草地 (Fig. 4-1、Table 4-1) : 掛頭山、才乙、牛小屋、深入山、岩倉山、雲月山、大佐山、大潰山を対象とした。大佐山と大潰山を除くすべての調査地は 1950 年代まで火入れにより維持され、放牧や採草により草資源が利用されていた (Itow 1962、1963)。大佐山と大潰山も 1950 年代まで草資源の利用がおこなわれていたが、火入れがおこなわれていたかどうかは不明である。深入山と岩倉山では、現在は草資源の利用は行われておらず、深入山では継続的に火入れがおこなわれ、岩倉山では火入れが再開された。今回、植生調査をおこなった雲月山の一部と大佐山、大潰山では、現在、草地管理や草資源の利用が停止している。

これらの調査地を 3 つのタイプの草原植生 : 火入れにより維持され、放牧や採草により草資源が利用されている草地 (以下「BGM 草地」という。)、草地保全を目的として火入れにより維持されている草地 (以下「B 草地」という。)、40 年以上管理停止している草地 (以下「A 草地」という。) に分類した。なお、40 年以上管理停止している草地の一部は、1990 年代に火入れがおこなわれたが、その後、管理が停止した草地を含んでいる。

3 方法

3-1 植生資料の収集

BGM 草地、B 草地、A 草地に分類される 8 箇所の半自然草地のうち、掛頭山 (Ka-BGM)、才乙 (Sa-BGM)、牛小屋 (Us-BGM) の植生資料は、それぞれ 1954 年の 8 月、1956 年の 6 月と 7 月、1957 年と 1959 年の 8 月に取得された植生資料を用いた (Itow 1962)。岩倉山 (Iw-B)、雲月山 (Uz-A)、大佐山 (Os-A)、大

潰山 (Oz-A) は 2013 年の 8 月に植生調査をおこなった。深入山 (Sh-BGM、Sh-B) は現在でも草地環境が維持されており、1960 年の 7 月に取得された植生資料を用いるとともに、2013 年の 8 月に植生調査をおこなった。BGM 草地である 1950 年から 1960 年の調査地のうち、現在でも草地環境が維持されている場所は深入山のみであり、その他の調査地は二次林に遷移していたため、過去と同じ調査地で植生調査をおこなうことができなかった。

植生資料は各調査地において 1 から 12 地点 (合計 36 地点) であり、1 地点の面積は 10m^2 である。2013 年の調査では、過去の植生資料と同様の方法で植生資料を取得した。1 地点につき $1\text{m}\times 1\text{m}$ の方形区を 10 個設置し、 $1\text{m}\times 1\text{m}$ の方形区内に出現するすべての維管束植物について植被率 (%) を記録したのち、1 地点 (10m^2) あたりの平均植被率 (%) に換算し、Braun-Blanquet (1964) による 5 段階評価に置き換えた。

3-2 解析方法

36 地点の半自然草地を種組成によっていくつかの植生タイプに分類するため、二元指標種分析 (TWINSpan; Hill 1979) を用いた。さらに、指標種分析 (INSPAN; Dufrêne and Legendre 1997) を用いて各植生タイプの種組成の特徴を評価した。解析は PC-ORD (v 6.08; MjM Software Design, Gleneden Beach, OR) を用いておこない、Braun-Blanquet (1964) による 5 段階評価は中央値に換算した: + = 0.1%; 1 = 5%; 2 = 17.5%; 3 = 37.5%; 4 = 62.5%; 5 = 87.5%。草地に特異的に出現する草原生植物の生育状況を比較するため、既存文献 (Suganuma 1966; Itow 1974; 宮脇ほか 1994) を用いて草原生植物を区別した。TWINSpan によって分類された植生タイプの優占種を比較するため、各植生タイプに含まれる各地点の出現種の被度から各植生タイプにおける出現種の平均被度を算出し、値が高い上位 5 種を抽出した。

TWINSpan によって分類された各植生タイプの種組成の特徴を比較するため、各植生タイプの総出現種と国および県で指定された絶滅危惧種 (レッドデータブックひろしま改訂検討委員会 2011; 環境省 2018) の平均出現種数、種特性別の平均出現比率を比較した。種特性はラウンケアの生活形、植物体の高さ、花期について比較した。各植生タイプに含まれる各地点の総出現種数が異なるため、種特性別

の出現比率は期待値(全地点の種特性別総出現種数に全地点の総出現種数に対する各地点の総出現種数の割合を乗じた値)に対する出現種数の比率とした。植物体の高さは既存文献(佐竹ほか 1981, 1982a, 1982b; 岩槻 1992)を参考にして 30cm 未満を低、30cm 以上 60cm 未満を中、60cm 以上を高として区分した。花期は、宮脇ほか(1994)を参考にして 3月から5月を春、6月から8月を夏、9月から11月を秋、年に2回開花するものを春と秋として区分した。

4 結果

4-1 種組成により分類された植生タイプと人為的攪乱との関係

36 地点の半自然草地は、種組成によって 4 つの植生タイプに分類された (Fig. 4-2)。第 1 分割では (eigenvalue = 0.261)、草原生植物であるウメバチソウ *Parnassia palustris* var. *palustris* を識別種とする植生タイプ I、II と植生タイプ III、IV に分類された。植生タイプ I、II には BGM 草地のほぼすべての地点が含まれた。植生タイプ III、IV には B 草地と A 草地のすべての地点と、BGM 草地のいくつかの地点が含まれた。第 2 分割では (eigenvalue = 0.206)、低木のアクシバ *Vaccinium japonicum* とイヌツゲを識別種とする植生タイプ II が植生タイプ I と区分された。第 3 分割では (eigenvalue = 0.320)、草原生植物であるシラヤマギク *Aster scaber*、マルバハギ *Lespedeza cyrtobotrya*、ヤマハギ *Lespedeza bicolor*、ノギラン *Metanartheceum luteoviride*、ススキを識別種とする植生タイプ III が亜高木であるリョウブを識別種とする植生タイプ IV と区分された。植生タイプ III は B 草地のすべての地点と BGM 草地のいくつかの地点が含まれた。植生タイプ IV は A 草地のすべての地点が含まれた。

TWINSPAN によって分類された 4 つの植生タイプの優占種を比較した結果、平均被度が高い上位 5 種とその被度は植生タイプ間で異なった (Fig. 4-3)。BGM 草地のほぼすべての地点が含まれた植生タイプ I と II の優占種は草原生植物のススキとトダシバであったのに対し、B 草地と A 草地のすべての地点と BGM 草地のいくつかの地点が含まれた植生タイプ III と IV の優占種はササ属の一種 *Sasa* sp. であった。さらに、植生タイプ III では、A 草地のすべての地点が含まれた植生タイプ IV とは対照的にススキの平均被度が高かった。上位 5 種の合計平均被度は植生タイプ II で最も高かった。

TWINSPAN によって分類された 4 つの植生タイプの指標種 ($P < 0.05$) とその出現頻度を比較した結果、植生タイプ I と II の指標種に草原生の種が多く含まれたのに対し、植生タイプ III の指標種は 2 種のうち 1 種が草原生の種であり、植生タイプ IV の指標種はすべて草原生の種ではなかった (Table 4-2)。植生タイプ II の指標種のうち、草原生の種であるシラヤマギク、トダシバ、アキノキリンソウ、ミツバツチグリ、リンドウ、ヒカゲスゲ *Carex lanceolata* は植生タイプ III おいても出現頻度が高かった。これらの種のうち、ミツバツチグリ以外の種は植生タイプ IV においても比較的出現頻度が高かった。一方、植生タイプ I と II の指標種のうち、草原生の種であるオミナエシ、サワヒヨドリ *Eupatorium lindleyanum* var. *lindleyanum*、マツムシソウ、スマレ、ヒメハギ、アリノトウグサ、ワレモコウ、ノアザミ *Cirsium japonicum*、センボンヤリ、ニガナは植生タイプ III において出現頻度が低く、これらの種のうち、サワヒヨドリ、マツムシソウ、スマレ、アリノトウグサ、センボンヤリは植生タイプ IV において出現しなかった。植生タイプ II の指標種のうち、草原生の種であるウメバチソウとカナビキソウは植生タイプ III と IV において出現せず、カナビキソウは植生タイプ I でも出現しなかった。植生タイプ I と II の指標種には草原生の種が多く含まれたが、例外的に、植生タイプ III の指標種のうち草原生の種であるオトコヨモギは植生タイプ I と II において出現頻度が低かった。

4-2 種組成の特徴

TWINSPAN によって分類された 4 つの植生タイプは、それぞれで種組成の特徴が異なっていた (Table 4-3)。植生タイプ I と II の平均出現種数は植生タイプ III と IV に比べて有意に高かった ($P < 0.01$)。絶滅危惧種の平均出現種数は植生タイプ II、植生タイプ III、植生タイプ I の順に高く ($P < 0.01$)、植生タイプ IV では絶滅危惧種は出現しなかった。絶滅危惧種はヤマトキソウ、コキンバイザサ、ムラサキセンブリ、スズサイコ、タチコゴメグサ *Euphrasia maximowiczii*、キキョウであり、ほとんどの種が草原生の種であった。各植生タイプにおけるラウンケアの生活形について、期待値に対する平均出現比率を比較した結果、半地中植物の平均出現比率は植生タイプ IV に比べて植生タイプ I、II、III で高く ($P < 0.01$)、地表植物の平均出現比率は植生タイプ III、IV に比べて植生タイプ I、II で高かった ($P <$

0.01)。水生植物の平均出現比率は植生タイプ I で最も高く ($P < 0.01$)、小型地上植物と中型地上植物の平均出現比率は植生タイプ IV で最も高かった ($P < 0.01$)。一年生植物、地中植物、大型地上植物の平均出現比率は 4 つの植生タイプ間で有意な差がみられなかった。草本類の草丈を比較した結果、草丈が低い種の平均出現比率が植生タイプ III と IV に比べて植生タイプ I と II で高かった ($P < 0.01$)。草丈が中程度の種の平均出現比率は植生タイプ IV に比べて植生タイプ III で高かった ($P < 0.01$)。草丈が高い種の平均出現比率は植生タイプ III で最も高かった ($P < 0.01$)。草本類の花期を比較した結果、夏季に開花する種の平均出現比率は植生タイプ IV で最も低かった ($P < 0.01$)。秋季に開花する種の平均出現比率は植生タイプ I と II に比べて植生タイプ III で高かった。春季に開花する種の平均出現比率は 4 つの植生タイプ間で有意な差はみられなかった。

このように、植生タイプ I と II は平均出現種数が多く、地表植物と草丈が低い草本類の平均出現比率が植生タイプ III と IV に比べて高かった。絶滅危惧種の平均出現種数は植生タイプ II で最も多かった。

5 考察

かつて草は家畜の餌や田畑の肥料、屋根の材料として生活に不可欠な資源であったが、農業形態や生活様式の変化により人々の生活に不要となった。その結果、火入れによる草地管理と放牧や採草による草資源の利用によって維持されてきた半自然草地は著しく減少した。近年、いくつかの地域において、観光のための草地景観の創出や生物多様性の保全を目的として火入れが再開されているが、火入れのみによる草地管理で維持されている半自然草地の種組成が、草資源を利用していた従来の伝統的な草地管理により維持されてきた半自然草地の種組成と同じであるとは限らない。小柳ら (2007) は、関東地方平野部における過去の草地の植生資料から、かつて茅場や採草地として維持管理されていた半自然草地の種組成を反映する地点グループが存在すること、現在の半自然草地にはそのような種組成の群落は確認できないことを示した。本研究における TWINSpan による各調査地点の分類結果からも、草資源の利用による伝統的な草地管理がおこなわれていた BGM 草地だけから構成される植生タイプが確認された。この結果は、火入れのみで管理されている B 草地や管理が停止した A 草地では確認できなかった種組成が草資源の利用

があった過去の半自然草地において存在していたことを示している。BGM 草地の全 23 地点のうち、20 地点が B 草地と A 草地の地点を含まない植生タイプ I と II に分類されており、B 草地と同じ植生タイプ III に分類された地点は 3 地点のみであった。植生タイプ I、II、III とは逆に植生タイプ IV は A 草地のみで構成されていた。この結果は、かつては人為的攪乱がおこなわれていたものの管理が停止した半自然草地には種組成の著しく異なる群落が成立していることを示している。

BGM 草地のほとんどの地点が含まれた植生タイプ I および II は B 草地のすべての地点が含まれた植生タイプ III の種組成と大きく異なっていた。植生タイプ I および II では、優占種がススキとトダシバであったのに対し、植生タイプ III の優占種はササ属の一種であった。全出現種と絶滅危惧種の平均出現種数、種特性別出現比率も植生タイプ I および II と植生タイプ III で異なっており、全出現種の平均出現種数は植生タイプ III に比べて植生タイプ I および II で多く、絶滅危惧種の平均出現種数は植生タイプ III に比べて植生タイプ II で多かった (Table 4-3)。ラウンケアの生活形と草丈については、地表植物と草丈の低い草本類の出現比率が植生タイプ III に比べて植生タイプ I および II で高かった。これまでの研究で示されているように、これらの違いは火入れ後の放牧や草刈りによる草資源の利用により、植生に到達する太陽光の量が増加したためと考えられる。草丈の低い種は火入れと放牧や草刈りが組み合わさることにより太陽光の量が増えた場所で生育する傾向がある (Pykälä 2004 ; Antonsen and Olsson 2005 ; 高橋ほか 2014)。放牧や草刈りがおこなわれる半自然草地では、特定の種のみが優占することが妨げられ、多様な種が共存することが知られているが (Bobbink and Willems 1993 ; Hansson and Fogelfors 2000 ; Antonsen and Olsson 2005)、本研究の結果は、放牧や草刈りがササ属の一種などの常緑の草本類が優占することを妨げ、その結果、多様な種が共存することを示している。Koyama *et al.* (2017) は、火入れと草刈りがおこなわれている草地では、火入れのみがおこなわれている草地に比べて種多様性が高いことを示し、その要因として春の火入れが土壌中の無機質の量を増加させること、木本類や外来種の侵入を抑制すること、それに加えて、年 1 回の刈り取りが特定の種のみが優占するのを抑制していることを挙げている。さらに、草資源の利用は草原生の絶滅危惧種を保全することに役立っている。Kawano *et al.* (2009) は定期的に火入れと草刈りがおこなわれている草地は多くの草原生の絶滅危惧種に

最適な生育環境を提供するため、絶滅危惧種が高密度で生育することを示している。草原生の絶滅危惧種には一年生植物と草丈の低い種が含まれている場合がある。本研究においても、6種の絶滅危惧種のうち、2種が一年生植物であり、4種が草丈の低い種であった。放牧がおこなわれている草地は一年生植物の生育に適しており (Catorci *et al.* 2013)、その生存は家畜による強い攪乱強度により生じた裸地の存在に関連している (Kohler *et al.* 2006)。さらに、放牧は草丈の低い種の生長に適している (Díaz *et al.* 2007)。火入れの均質な攪乱に比べて、火入れ後の放牧や草刈りは草原生植物にとって多様な生育環境を作り出し、それによって、絶滅危惧種を含む多様な草原生植物を維持することに寄与していると考えられる。

一方で、火入れのみで管理されている B 草地が含まれる植生タイプ III と管理が停止した A 草地の地点だけから構成される植生タイプ IV の種組成が異なることは、草原生植物の保全を目的とした火入れの再開がある程度効果的であることを示している。例えば、BGM 草地のほとんどが含まれた植生タイプ I および II の指標種である草原生植物の中には、植生タイプ III では出現頻度が高いが、植生タイプ IV では出現頻度が低い種、または、植生タイプ III では低頻度で出現するものの、植生タイプ IV では全く出現しない種があった。また、植生タイプ III は植生タイプ IV に比べて半地中植物の平均出現比率が有意に高く、小型地上植物と中型地上植物の平均出現比率が有意に低かった。これらの結果は、植生タイプ III の種組成が植生タイプ I および II の種組成と類似していることを示している。植生タイプ III と植生タイプ IV の種組成の違いと植生タイプ III と植生タイプ I および II の種組成の類似性は、火入れによる地表面に残る植物体の定期的な除去に起因すると考えられる。火入れは木本類の生長を妨げるのに有効であり (Pyke *et al.* 2010)、地表面に残る植物体の除去は春に地表に届く光の量を増加させ、多くの草原生植物の生育を促進する (Hobbs and Huenneke 1992 ; Jensen and Gutekunst 2003)。しかしながら、ササ属の一種のような草丈の高い常緑の草本類は火入れがおこなわれた後に生長し、地表に届く光を妨げるため、草丈の低い種の生長を抑制する傾向がある。

このように、火入れは半自然草地の多様性を維持するために比較的効果的であることが確認されたが、それだけでは不十分といえる。近年、草は人々の生活に不要となったが、草資源が利用されていた過去の半自然草地と同じレベルの種組成を維

持するためには、草資源の利活用を再考し、火入れによる草地管理とともに、放牧や草刈りをおこなう必要がある (Takahashi *et al.* 2017)。一般に、半自然草地の種組成は火入れ、放牧、採草の時期や頻度にも影響を受ける。例えば、イネ科草本や広葉草本は火入れや草刈りの時期や頻度に対して異なった反応を示し (Fynn *et al.* 2004, 2005)、放牧の強度は種組成や多様性に影響を及ぼす (Hickman *et al.* 2004)。放牧や草刈りをおこなう場合には、放牧密度を管理し、適切な草刈り時期を選択することが重要となるが、火入れとともに放牧や草刈りを再開することは、多様な草原生植物の保全に有効であると考えられる。

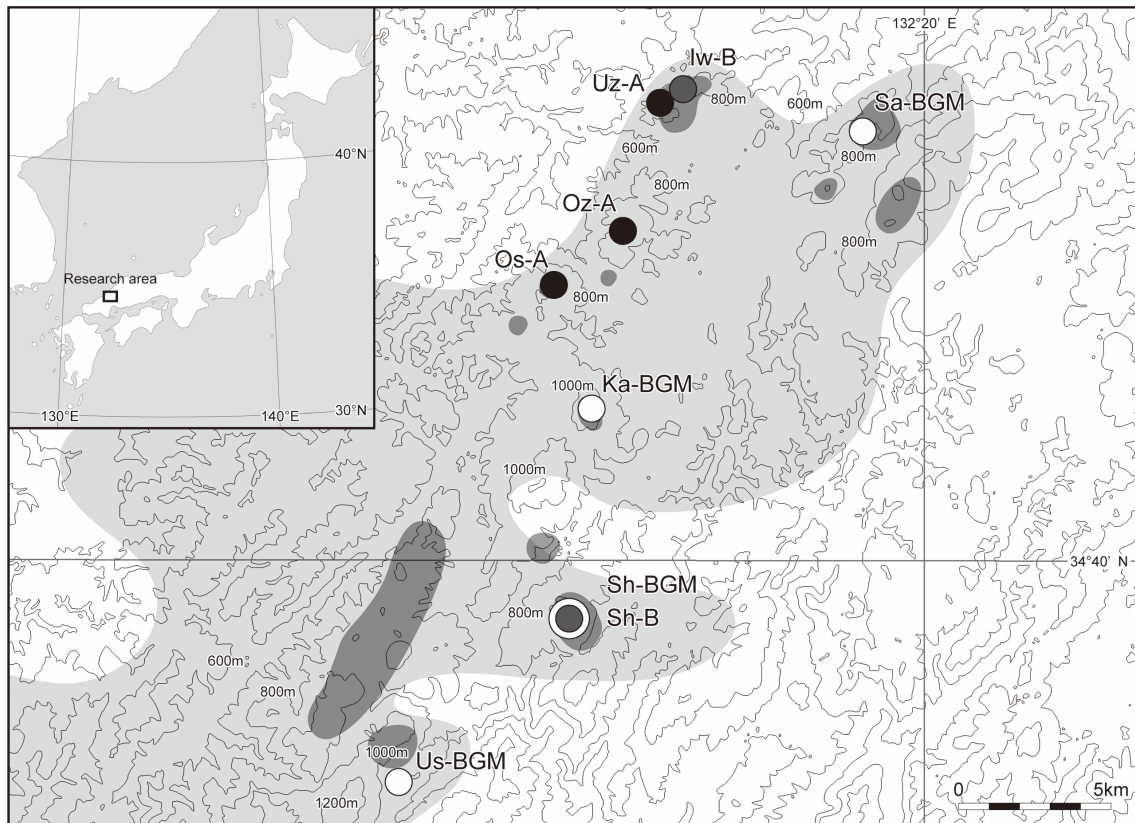


Fig. 4-1 Location of the eight study sites. The circles (white, gray, and black) indicate human activities involving BGM, B, and A, respectively (B, burning for grassland habitat maintenance; G, grazing for resource utilization; M, mowing for resource utilization; A, abandonment of grassland habitat maintenance and resource utilization). The shadings (pale gray and dark gray) represent the grassland area from the 1860s to the 1910s and in the present, respectively (reproduced from Takahashi *et al.* 2011)

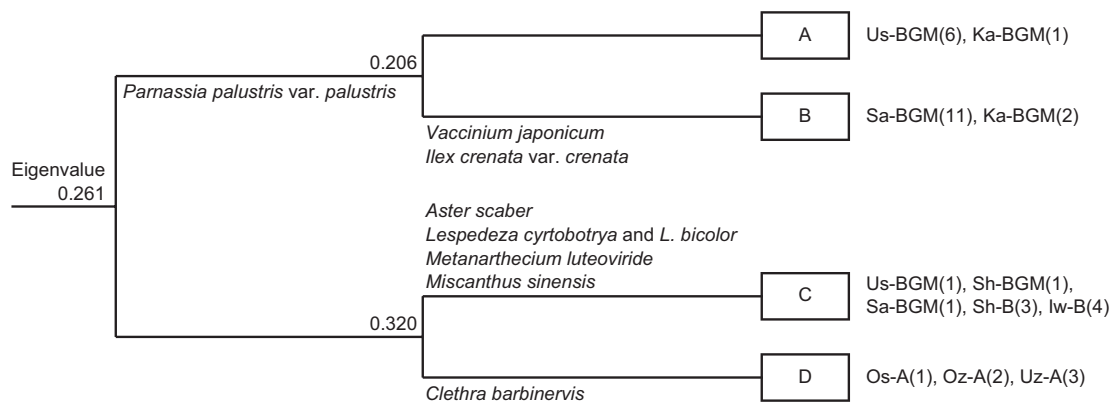


Fig. 4-2 TWINSpan classification of the 36 study plots. Species names shown in the dendrogram are the indicator species of each division level. The number of plots within each vegetation type is shown in parentheses

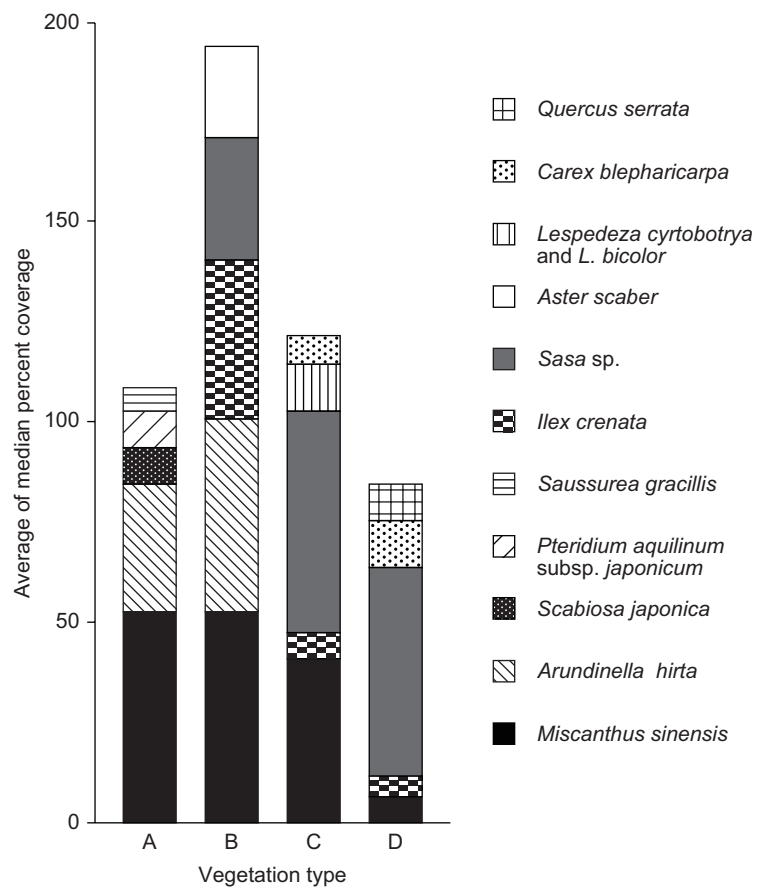


Fig. 4-3 Average of median percent coverage of the top five species in the four vegetation types classified by TWINSpan

Table 4-1 Research year, number of plots, and current management practices at each of the study sites, and the reference origin data for the period of 1954–1960

Study site	Research year	Abbr. of study site	No. of plots	Management practices	Reference origin data [Stand no. listed in table 6 in Itow (1974)]
Mt. Kakezu	1954	Ka-BGM	3	B, G, M	3, 14, 15
Sayoto	1956	Sa-BGM	12	B, G, M	5, 6, 7, 8, 9, 20, 22, 23, 24, 25, 26, 38
Ushigoya	1957, 1959	Us-BGM	7	B, G, M	1, 11, 12, 32, 33, 34, 36
Mt. Shinnyu	1960	Sh-BGM	1	B, G, M	13
	2013	Sh-B	3	B	
Mt. Iwakura	2013	Iw-B	4	B	
Mt. Uzutsuki	2013	Uz-A	3	A	
Mt. Osa	2013	Os-A	1	A	
Mt. Ozue	2013	Oz-A	2	A	

Data from 1954–1960 were obtained from Itow (1974). B, burning for grassland habitat maintenance; G, grazing for resource utilization; M, mowing for resource utilization; A, abandonment of grassland habitat maintenance and resource utilization. All study sites except Mt. Osa and Mt. Ozue have been maintained by burning and were utilized until the 1950s (Itow 1962, 1963). Although Mt. Osa and Mt. Ozue were utilized until the 1950s, it is unclear whether they were maintained by burning

Table 4-2 Indicator species ($P < 0.05$) of the four vegetation types classified by TWINSpan and their frequency of appearance (%) in each vegetation type

Indicator species	Frequency of appearance (%)			
	I (n = 7)	II (n = 13)	III (n = 10)	IV (n = 6)
Vegetation type A				
<i>Patrinia scabiosifolia</i>	100	100	40	17
<i>Hypericum pseudopetiolum</i>	100	100	10	0
<i>Eupatorium lindleyanum</i> var. <i>lindleyanum</i>	86	23	20	0
<i>Scabiosa japonica</i>	86	69	10	0
<i>Viola patrinii</i>	86	69	0	0
<i>Viola mandshurica</i>	86	0	10	0
<i>Tripterygium regelii</i>	57	0	0	0
<i>Polygonatum</i> sp.	71	0	10	0
<i>Cyperaceae</i> sp.	43	8	0	0
Vegetation type B				
<i>Aster scaber</i>	100	100	90	67
<i>Arundinella hirta</i>	100	100	90	50
<i>Solidago virgaurea</i> subsp. <i>asiatica</i>	100	100	70	67
<i>Viola sieboldii</i>	100	100	70	33
<i>Potentilla freyniana</i>	100	100	70	33
<i>Gentiana scabra</i> var. <i>buergeri</i>	100	100	60	50
<i>Polygala japonica</i>	100	100	40	33
<i>Haloragis micrantha</i>	100	100	30	0
<i>Sanguisorba officinalis</i>	14	85	40	33
<i>Cirsium japonicum</i>	71	92	20	17
<i>Leibnitzia anandria</i>	86	85	10	0
<i>Viola grypoceras</i> var. <i>grypoceras</i>	14	85	10	0
<i>Parnassia palustris</i> var. <i>palustris</i>	100	100	0	0
<i>Thesium chinense</i>	0	46	0	0
<i>Hypoxis aurea</i>	0	38	0	0
<i>Carex lanceolata</i>	86	92	80	100
<i>Ixeridium dentatum</i> subsp. <i>dentatum</i>	100	100	30	50
<i>Ilex crenata</i> var. <i>crenata</i>	14	100	30	83
<i>Vaccinium oldhamii</i>	14	100	20	50
<i>Vaccinium japonicum</i>	0	92	20	67
<i>Carex siderosticta</i>	0	54	10	17
<i>Pinus densiflora</i>	43	92	0	0
<i>Rhododendron kaempferi</i> var. <i>kaempferi</i>	0	85	0	50
<i>Carpesium glossophyllum</i>	0	46	0	0
<i>Hosta sieboldii</i> var. <i>intermedia</i>	0	46	0	0
<i>Platanthera minor</i>	0	46	0	0
<i>Pleioblastus argenteostriatus</i> f. <i>glaber</i>	0	38	0	0
<i>Salvia japonica</i>	0	31	0	0
Vegetation type C				
<i>Artemisia japonica</i>	14	8	50	0
<i>Dioscorea gracillima</i>	0	0	40	0
Vegetation type D				
<i>Smilax china</i>	14	62	40	83
<i>Rhododendron lagopus</i> var. <i>lagopus</i>	0	46	10	67
<i>Carex blepharicarpa</i>	0	8	50	83

Species indicated in bold font are typical grassland species, as defined in the literature

Table 4-3 Average number of all species, red data book (RDB) species in the four vegetation types classified by TWINSpan, and the average ratio of the actual number of species to the expected value (all species in each plot divided by the total number of species in all plots multiplied by the total number of species with each trait) for each trait; Raunkier's life-forms, plant height, and flowering season

Trait characteristics	Vegetation type				<i>p</i>
	I (n = 7)	II (n = 13)	III (n = 10)	IV (n = 6)	
Number of species	42.0 (2.1) b	52.8 (1.9) a	28.8 (2.0) c	30.5 (1.2) c	**
Number of RDB species	0.3 (0.2) b	1.6 (0.3) a	0.4 (0.2) b	0.0 (0.0) b	**
Raunkier's life-forms					
Therophyte	0.72 (0.14)	0.58 (0.09)	0.39 (0.15)	0.19 (0.12)	n.s.
Geophyte	0.55 (0.09)	0.65 (0.07)	1.00 (0.17)	0.64 (0.11)	n.s.
Hemicryptophyte	1.48 (0.04) a	1.32 (0.03) a	1.46 (0.07) a	1.02 (0.09) b	**
Chamaephyte	2.01 (0.17) a	1.78 (0.10) a	1.05 (0.27) b	0.48 (0.33) b	**
Helophyte and hydrophyte	2.22 (0.11) a	0.53 (0.30) b	0.73 (0.50) b	0.00 (0.00) b	**
Nanophanerophyte	0.65 (0.09) c	1.15 (0.05) b	0.86 (0.09) bc	2.00 (0.24) a	**
Mesophanerophyte	0.30 (0.12) b	0.57 (0.06) b	0.33 (0.11) b	1.15 (0.25) a	**
Megaphanerophyte	0.34 (0.15)	0.39 (0.04)	0.34 (0.12)	0.55 (0.27)	n.s.
Plant height					
Short	1.60 (0.06) a	1.39 (0.03) a	0.97 (0.05) b	0.89 (0.10) b	**
Medium	0.76 (0.09) ab	0.66 (0.03) ab	0.85 (0.07) a	0.54 (0.05) b	**
Tall	1.23 (0.08) b	1.13 (0.05) b	1.83 (0.14) a	0.92 (0.10) b	**
Flowering season					
Spring	1.22 (0.08)	1.09 (0.03)	1.17 (0.06)	1.00 (0.16)	n.s.
Summer	1.31 (0.05) a	1.15 (0.03) a	1.20 (0.07) a	0.65 (0.05) b	**
Autumn	0.68 (0.13) b	0.64 (0.09) b	1.50 (0.28) a	0.94 (0.25) ab	**
Spring and autumn	3.86 (0.68) a	2.95 (0.38) a	0.61 (0.61) b	0.00 (0.00) b	**

P; **P* < 0.05, ***P* < 0.01, n.s.: not significant (one-way ANOVA). Numbers in parentheses are standard errors. The values labeled with the same letters are not significantly different from each other at *P* < 0.05 (Tukey tests). Plant height and flowering season were recorded for herb species only. According to height, plants were classified into three levels: short (< 30 cm), medium (30 – 60 cm), and tall (> 60 cm). The flowering season was categorized into four periods: spring (from March to May), summer (June to August), autumn (September to November), and spring and autumn (annually: March to May and September to November)

第5章 総合考察

1 はじめに

本研究では、1960年代まで広い範囲で草地利用がおこなわれてきた地域を対象として、現在残っている半自然草地に生育する維管束植物の現状を明らかにした。植物相調査により、生育するすべての種をリストアップし、複数の半自然草地の植物相を比較することにより、草原生植物の分布の特徴が明らかになった。また、現在山頂部に残る複数の半自然草地の生育種を比較することにより、管理履歴と草地面積が草原生植物の生育に与える影響が明らかになった。半自然草地では、火入れ、放牧、採草が植生構造や種組成に影響することが知られているが、本研究では、草資源が利用されていた過去の植生と草資源の利用がなくなった現在の植生を比較することにより、人為的攪乱が植生構造と種組成に与える影響を明らかにした。これらの結果を踏まえて、草原生植物の種特性を整理し、半自然草地における植物相の変容を考察した上で、半自然草地の保全のあり方とその具体的な方策について述べる。

2 草原生植物の種特性

本研究の結果から、半自然草地に生育する草原生植物には、広範囲に生育する種と特異的に生育する種が存在することが明らかになった。半自然草地の優占種であるススキ、トダシバのほかに、ワラビ、ノギラン、ショウジョウバカマ *Helonias orientalis*、サルトリイバラ *Smilax china*、ヤマラッキョウ、ワレモコウ、カワラナデシコなどの種は管理履歴が異なる複数の半自然草地において共通して生育していた。現地での観察結果から、これらの種は個体数が多く、一つの半自然草地内においても広い範囲で生育する傾向にあった。これらの種は、山頂部の小面積の草地においても生育していたことから、特異な立地環境に依存しない種であると考えられる。また、管理履歴が異なる半自然草地において共通して生育することから、火入れなどの特定の攪乱に依存しない種であると考えられる。半自然草地において共通して生育するこれらの種は、本研究においては、過去に火入れ、放牧、採草といった草地管理がおこなわれていない山頂部の草地では確認されず、人々の営みとともに生き残ってきた草原生植物であると考えられる。

複数の半自然草地に生育した種のうち、ササユリ *Lilium japonicum*、ショウジ

ヨウスゲ *Carex blepharicarpa*、オオアブラススキ *Spodiopogon sibiricus*、マルバハギ、オトコヨモギ、シラヤマギク、オケラ、ホクチアザミ *Saussurea gracilis* などは長期的な火入れの履歴がない千町原では生育が確認されなかったが、山頂部に残る小面積の草地では生育していたことから、特異な立地環境に依存しないが、人為的な攪乱強度に依存する可能性があると考えられた。火入れ草地でのみ生育が確認された、スズサイコ、オオナンバンギセル、モリアザミ、センボンヤリ、ハバヤマボクチは火入れ草地の山頂部では生育していたが、その他の山頂部では生育しておらず、火入れによる攪乱に依存している可能性が考えられた。火入れ草地でのみ生育が確認された種のうち、フデリンドウ *Gentiana zollingeri*、ムラサキセンブリ、シオガマギク、オヤマボクチ、オトコエシはいずれの山頂部にも生育せず、火入れと立地環境に依存する可能性が考えられた。これらの種のうち、スズサイコ、モリアザミ、ムラサキセンブリは国または広島県により指定された絶滅危惧種であった。

複数の半自然草地に共通する種とは異なり、特定の半自然草地にのみ生育する種として、深入山ではソクシンラン、ムカゴソウ、ヒキヨモギ、ヤナギタンポポ *Hieracium umbellatum*、カセンソウ *Inula salicina* var. *asiatica*、ヒメヒゴタイなど、雲月山ではオキナグサ、フナバラソウなど、千町原ではクララ、ミヤコアザミなどが生育していた。現地での観察結果から、これらの種は、個体数が少なく、半自然草地内においても局所的に生育していた。ムカゴソウ、ヒメヒゴタイ、オキナグサ、フナバラソウは国および広島県で指定された絶滅危惧種であることから、全国的に個体数が減少している種である。ムカゴソウ、ヤナギタンポポ、カセンソウはやや湿った立地に生育する種である(佐竹ほか 1982a, 1982b; 林ほか 1989; 畔上ほか 1996)。植物相調査の結果だけでは、それぞれの種と立地環境との関連性を明確に証明することはできないが、山地の草地では、窪地の湿り気のある立地や礫質な斜面などの多様な立地環境が存在するため、そのような場所に特異的に生育する種が含まれるのではないかと考えられる。

草原生植物のうち、1年草や2年草、草丈の低い種は攪乱強度に依存することが知られている(高橋ほか 2014)。春の火入れは地表のリターを取り除き、光環境を改善する。放牧や草刈りは継続して地表面の光環境を良好に保つことができる。本研究の結果からも、火入れ、放牧、採草がおこなわれる半自然草地では、火入れ

のみがおこなわれる半自然草地に比べて草丈が低い草本類の出現頻度が高かった。有意な差はなかったものの 1 年草や 2 年草は、火入れ、放牧、採草がおこなわれる半自然草地では火入れのみがおこなわれる半自然草地に比べて出現頻度がやや高い傾向にあった。植物相調査において、分布が限定される種のうち、1 年草や 2 年草であるオオナンバンギセル、フデリンドウ、ムラサキセンブリ、ヒキヨモギ、ヒメヒゴタイなどの 1 年草や 2 年草、草丈の低い種は生育環境の変化に影響されやすいと考えられる。

本研究では、植物相調査による生育種の分布状況からそれぞれの種特性について考察した。光や土壌水分などの環境条件がそれぞれの種の生育に与える影響については今後の課題である。

3 半自然草地における植物相の変容

草原生の生き物は、約 260 万年前から 1 万年前の世界的な気候の寒冷化に伴う草地環境の拡大により日本列島に移住してきたとされている（須賀ほか 2012）。後氷期になり、気候が温暖化すると、適地を広げた生き物がいる一方で、半自然草地のような人間活動による攪乱で遷移の進行が妨げられた場所では、氷期からの生き物が生き残ってきたと考えられる。本研究の調査地域である北広島町の樽床遺跡群では、石器や土器片が見つかっており、古くから人間活動がおこなわれてきたことが伺える。人々の生活には草資源が必要であり、放牧や採草をおこなうための半自然草地が分布していたと考えられる。西中国山地では、たたら製鉄により広大な森林が伐採され、その後、伐採地や攪乱地の一部にできた草地が放牧地や草刈り場として利用されたことにより、さらに半自然草地が拡大したのではないかと考えられる。山頂部の半自然草地における草原生植物の生育状況の結果から、多くの草原生植物は、過去に草地として利用されなかった場所では生育せず、火入れ、放牧、採草といった人の営みの中で、長期にわたり生き延びてきたと考えられる。1960 年代以降、半自然草地が減少し、広い範囲に分布していた半自然草地は分断された。小柳ほか（2009）に示されるように、かつての半自然草地の一部は道路沿いの刈り取り草地のような小面積の草地として残っているものもある。中間山地においては、風衝や登山道整備のための草刈りがおこなわれ、遷移の進行が妨げられる山頂部において小面積で草地が残っている。特異な立地環境に依存しない草原生植物は

このような小面積で分布する半自然草地において生き延びている。一方、立地環境に依存する種は、草地面積の減少により生育適地が失われ、放牧のような強度な攪乱に依存する種は、草地管理方法の変化や遷移の進行に伴い生育環境が変化することで消失する可能性が高いと考えられる。本研究において、特異的に出現したいくつかの種が絶滅危惧種であることはこのような理由からではないだろうか。半自然草地の面積は全国的に著しく減少し（小椋 2012；湯本 2011；須賀ほか 2012）、中国地方において、比較的広い面積で残っている半自然草地であっても、明治時代の草地面積に比べると小面積である（高橋ほか 2011）。分断された半自然草地に生育する個体数が少ない種については、個体同士の遺伝子交流が妨げられている可能性があり、遺伝的な劣化が懸念される。

半自然草地における草地の管理履歴と植物相との関係を見ると、継続して火入れがおこなわれている半自然草地に比べて、放牧が再開された半自然草地や牧草が播種された半自然草地では総出現種数が多い結果となった。他地域から牛を連れてきておこなう放牧や牧草の播種は新たな種が侵入する原因となる。放牧された家畜が頻繁に集まる場所は裸地化しやすく、シロツメクサ、ヒメスイバ *Rumex acetosella* subsp. *pyrenaicus*、スズメノカタビラ、ノミノフスマ *Stellaria uliginosa* var. *undulata* といった種から成るウマタテバ群落が成立することが知られている（飯泉 1968）。本研究では、放牧や牧草の播種がおこなわれた半自然草地は従来からの管理を継続している半自然草地に比べて外来種や草原生植物以外の種が多くなっていた。しかしながら、これらの半自然草地でも他の半自然草地と共通して生育する草原生植物やそれぞれの半自然草地でのみ生育する草原生植物が確認された。本研究の調査地である千町原では、外来種の種数が多かったが、国および広島県で指定された絶滅危惧種であるツクシゴメグサの生育が確認された。

半自然草地の植生は火入れ、放牧、採草といった人為的攪乱の影響を受ける。本研究でも火入れ、放牧、採草がおこなわれていた過去の半自然草地では、火入れのみがおこなわれている現在の半自然草地では確認できなかった種組成が確認された。従来の草地管理とは異なる方法で維持されている半自然草地では、植生構造や優占種、すなわち、各種の個体数が異なるが、広い面積における各種の在不在については、管理履歴に関わらず比較的多くの草原生植物が共通して生育している。多くの地域において、従来の草地管理とは異なる方法で維持されている半自然草地が

あると推察するが、植生構造が従来の半自然草地とは異なっているにもかかわらず過去から生育する草原生植物が残存していると考えられる。

4 半自然草地の保全

半自然草地は人為的攪乱により多様な種が共存することが可能であり、単位面積あたりの種数が多い（Hansson and Fogelfors 2000 ; Eriksson *et al.* 2002 ; Poschlod and Wallis-DeVries 2002 ; Wilson *et al.* 2012 ; Habel *et al.* 2013）、小面積を保全するだけで多様な種を保全することができる。本研究で対象とした半自然草地の面積は、深入山が 125ha、雲月山が 44ha、千町原が 33ha であり、それぞれの半自然草地で確認された維管束植物の種数は県内に生育する維管束植物の約 1 割程度に当たる。1 つの半自然草地を保全するだけでも、多数の種を保全することが可能であるが、それぞれの半自然草地には、それぞれの場所にしか生育しない種が存在するため、すべての半自然草地を保全することで、より多様な種を保全することができる。

本研究では、草資源の利用停止が種組成に与える影響として、火入れのみの草地管理に比べて、火入れとともに放牧や採草をおこなった草地において、単位面積あたりの種数や絶滅危惧種の種数が多くなった。植物相調査の結果から、火入れ草地には、多くの草原生植物が生育することが明らかになったが、火入れとともに放牧や採草を行うことで、単位面積あたりの種数がさらに増加すると考えられる。火入れとともに放牧や採草をおこなった草地では、火入れのみの草地管理に比べて、秋に開花する植物の出現頻度が低くなる傾向が見られたが、草地全域のうち、放牧や採草の影響が少ない場所においてはこれらの種が生育可能であり、全体としての多様性が高くなると考えられる。

このように半自然草地の種組成は人為的攪乱強度に影響を受けるが、植物相調査の結果から、特定の種が特定の場所に偏在しているという状況が確認され、攪乱強度に加えて立地環境にも依存する種が存在することが明らかになった。半自然草地は小面積に多くの種が生育するが、このような立地環境に依存する種を含めて保全するためには、多様な立地環境を含む複数の半自然草地を維持していくことが必要である。本研究において複数の半自然草地で共通して生育していた草原生植物の多くはススキクラスの標徴種とされる代表的な草原生植物であり、立地環境に依存し

ない種が多く、草地面積がある程度小さくなくても生育していることが確認された。しかしながら、代表的な草原生植物が生育するだけでは、草原生植物の多様性が維持されているとは限らない。代表的な草原生植物だけでなく、特異的に生育する個体数の少ない種にも注意を払わなければならない。これらの種は代表的な草原生植物に比べて脆弱であり、立地環境や植生構造の変化に影響を受けやすいのではないかと考えられる。個体数が少ないため、草地全域を対象とした植物相調査をおこなわなければ、存在が確認できない場合もあるだろう。残存する半自然草地の植物相を把握することは重要であるが、植物相調査をおこなうことが困難な場合は複数の立地環境を含む草地において、火入れのみではなく、放牧や採草を組み合わせた多様な管理と草資源の利用をおこなうことで、特異的に生育する個体数が少ない草原生植物を保全することができると考えられる。

比較的広い面積の半自然草地では、特異な立地として湿地が存在する場合がある。本研究においても草原生の種だけでなく、多くの湿地生の種が生育していた。草地環境が維持されることで、これらの湿地生の種も生存することが可能となり、より多様な種が維持されていると考えられる。

現在、小面積で分布する半自然草地のうち、過去に草地管理の履歴があった場所では、火入れ、放牧、採草といった従来の管理が停止していても草原生植物が生き残っている可能性がある。本研究では、山頂部に残る半自然草地を対象としたが、田んぼの畦や林縁部、登山道沿いにも草原生植物が生き残っている可能性が考えられる（小柳ほか 2009）。過去の半自然草地の分布と草地利用の履歴を調べることで、現在でも草原生植物が生き残っている可能性がある場所を見つけ出すことができるかもしれない。

半自然草地の多様性を保全するためには、草地環境を維持することが不可欠である。広い面積を管理できる火入れは最も効率的な方法であるが、本研究において示されたように、火入れとともに放牧や採草をおこなうことで、より多様な種組成を維持することができる。現在では昔のように草資源を利用することは少なくなったが、半自然草地の保全活動をおこなっているいくつかの地域では、草資源を利用する取り組みがおこなわれている。本研究の調査地が含まれる芸北地域では、草地で茅（ススキ）を刈り、地域の子どもたちが運営する茅金市場に持って行くと茅が地域通貨と交換される。受け入れられた茅は近隣の茅葺き職人などに販売され、文化

財として町内に残る公共の茅葺き施設の葺き替えなどに利用されている（河野2018）。持続的に半自然草地を保全していくためには、資源を循環させる仕組み作りが大切であり、半自然草地に関わる個人や関係機関が連携しながら進めていく必要がある。

謝辞

研究を進めるにあたり、多くの方々にご指導、ご協力をいただきました。

広島大学大学院国際協力研究科特任教授中越信和博士には、修士論文から長い間にわたりご指導いただきました。広島大学大学院国際協力研究科特任准教授近藤俊明博士には、論文執筆にあたり適切なお助言をいただきました。

広島大学大学院国際協力研究科山本春行教授、保坂哲朗准教授、広島大学大学院理学研究科山口富美夫教授、広島大学大学院生物圏科学研究科中坪孝之教授には、博士論文の審査にあたりご指導を賜りました。

高知大学特任シニアプロフェッサー石川慎吾博士には、学部生時代に植物生態学の魅力とフィールドの楽しさを教えていただき、学部生時代の経験はその後の進路を決めるきっかけになりました。

芸北高原の自然館主任学芸員の白川勝信博士には、現地調査をおこなうにあたり、植物の採取許可に関してご協力をいただくとともに、植物や地域の情報をご提供いただき、論文執筆にあたってご助言をいただきました。

西日本草原研究グループの高橋佳孝博士、太田陽子博士、井上雅仁博士、兼子伸吾博士、堤道生博士、横川昌史氏、平舘俊太郎博士、藤間充博士には、本研究の計画、とりまとめに関わるご指導をいただき、草地に関わる様々な情報や各地の保全活動に参加する機会をご提供いただきました。

長崎大学名誉教授伊藤秀三博士には、過去の植生資料と当時の現地の状況に関わる多くの情報をご提供いただき、論文執筆にあたってご助言をいただきました。

吉野由紀夫氏、斉藤隆登氏には、種の同定にあたりご指導とご助言をいただきました。

職場の上司には、在職のまま研究をおこなうことをご承諾いただき、研究の時間を確保するために、ご協力をいただきました。

本研究はこれらの方々のお力添えなくしては、最後まで遂行することはできませんでした。ここに改めて感謝の意を表してお礼申し上げます。

最後に、在学中の生活を支えてくれた母親、遠くから見守ってくれた亡き父親、応援してくれた祖父母と弟に感謝いたします。

引用文献

- 赤木 祥彦 (1966) 中国山地の化石周水河地形. 東北地理, 18: 15–22
- Antonsen H, Olsson PA (2005) Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *J Appl Ecol* 42: 337–347
- 新井 隆介, 大窪 久美子 (2014) 岩手県に残存する半自然草原群落の現状および過去との比較による保全生態学的研究. 日本緑化工学会誌, 40: 142–147
- Arrhenius O (1921) Species and area. *Journal of Ecology*, 9: 95–99
- 浅見 佳世, 服部 保, 赤松 弘治 (1995) 河川堤防植生の刈り取り管理に関する研究. ランドスケープ研究, 58: 125–128
- 畔上 能力, 菱山 忠三郎, 西田 尚道 (1996) 山溪ハンディ図鑑 2 山に咲く花. 山と溪谷社, 東京
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol Evol* 18: 182–188
- Bobbink R, Willems JH (1993) Restoration management of abandoned chalk grassland in the Netherlands. *Biodivers Conserv* 2: 616–626
- Braun-Blanquet, J (1964) *Pflanzensoziologie*, 3 Auflage. Springer-Verlag, Wien, 1–865
- Briggs JM, Knapp AK, Brock BL (2002) Expansion of woody plants in tallgrass prairie: A fifteen-year study of fire and fire-grazing interactions. *Am Midl Nat* 147: 287–294
- Catorci A, Cesaretti S, Gatti R (2013) Effect of long-term abandonment and spring grazing on floristic and functional composition of dry grasslands in a Central Apennine farmland. *Pol J Ecol* 61: 505–518
- Collins SL, Knapp AK, Briggs JM, Blair JM, Steinauer EM (1998) Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science* 280: 745–747
- Dengler J, Janišová M, Török P, Wellstein C (2014) Biodiversity of Palaearctic

- grasslands: a synthesis. *Agr Ecosyst Environ* 182: 1–14
- Díaz S, Lavorel S, McIntyre S et al. (2007) Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Glob Change Biol* 13: 313–341
- Dufrêne M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67: 345–366
- Duraiappah AK, Nakamura K, Takeuchi K, Watanabe M, Nishi M (ed) (2012) Satoyama-satoumi ecosystems and human well-being: Socio-ecological production landscapes of Japan. United Nations University Press, Tokyo
- Eriksson O, Cousins SAO, Bruun HH (2002) Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *J Veg Sci* 13: 743–748
- 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
- Fynn RWS, Morris CD, Edwards TJ (2004) Effect of burning and mowing on grass and forb diversity in a long-term grassland experiment. *Appl Veg Sci* 7: 1–10
- Fynn RWS, Morris CD, Edwards TJ (2005) Long-term compositional responses of a South African mesic grassland to burning and mowing. *Appl Veg Sci* 8: 5–12
- Gleason HA (1922) On the relation between species and area. *Ecology*, 3:158–162
- Habel JC, Dengler J, Janišová M, Török P, Wellstein C, Wiezik M (2013) European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodivers Conserv* 22: 2131–2138
- 浜 栄助 (2002) 増補 原色日本のスミレ. 誠文堂新光社, 東京
- Hansson M, Fogelfors H (2000) Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *J Veg Sci* 11: 31–38
- 服部 保, 石田 弘明 (2000) 宮崎県中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*, 50: 221–234

- 林 弥栄, 畔上 能力, 菱山 忠三郎, 西田 尚道 (1989) 山溪ハンディ図鑑 1 野に咲く花. 山と溪谷社, 東京
- Hejcman M, Hejcmanová P, Pavlů V, Beneš J (2013) Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. *Grass Forage Sci* 68: 345–363
- Hickman KR, Hartnett DC, Cochran RC, Owensby CE (2004) Grazing management effects on plant species diversity in tallgrass prairie. *J Range Manage* 57: 58–65
- Hill MO (1979) TWINSpan: a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, NY., 1–90
- 氷見山 幸夫 (1995) 国土利用変化の概要. (西川 治 監修, 氷見山 幸夫, 新井 正, 太田 勇, 久保 幸夫, 田村 俊和, 野上 道男, 村山 祐司, 寄藤 昂 編) アトラス—日本列島の環境変化, 1–15. 朝倉書店, 東京
- 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 (編) (1997) 広島県植物誌. 中国新聞社, 広島
- Hobbs R, Huenneke LF (1992) Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conserv Biol* 6: 324–337
- 堀川 芳雄, 佐々木 好之 (1959) 芸北地方 (三段峡及びその周辺) 植生の研究. 三段峡と八幡高原総合学術調査報告, 85–107
- 堀川 芳雄, 鈴木 兵二, 安藤 久次, 佐々木 好之 (1966) 西中国山地の植物—植物相の特質と植物群落—. (島根県, 広島県 編) 西中国山地国定公園候補地学術調査報告, 49–87. 広島県, 広島
- 堀川 芳雄, 鈴木 兵二, 中西 哲, 安藤 久次 (1959a) 三段峡・八幡高原及びその周辺地域所産高等植物目録. 三段峡と八幡高原総合学術調査報告, 195–224
- 堀川 芳雄, 鈴木 兵二, 横川 広美, 松村 敏則 (1959b) 八幡高原の植生概観. 三段峡と八幡高原総合学術調査報告, 109–120
- 堀川 芳雄, 鈴木 兵二, 横川 広美, 松村 敏則 (1959c) 八幡高原の湿原植生. 三段峡と八幡高原総合学術調査報告, 121–152
- 井田 秀行, 中越 信和 (1994) ササ草原における温帯夏緑樹林の更新—ブナ林—ミ

- ズナラ林-ササ草原の帯状分布の形成過程—。日本生態学会誌, 44: 271-281
- 星野 卓二, 正木 智美, 西本 眞理子 (2011) 日本カヤツリグサ科植物図譜. 平凡社, 東京
- いがり まさし (1996) 山溪ハンディ図鑑 6 日本のスミレ. 山と溪谷社, 東京
- 飯泉 茂 (1968) 草地雑草群落の遷移. 雑草研究 7: 17-21
- 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: 83-94
- Itow S (1962) Grassland vegetation in uplands of western Honshu, Japan. Part I. Distribution of grassland. *Jpn J Ecol* 12: 123-129
- Itow S (1963) Grassland vegetation in uplands of western Honshu, Japan. Part II. Succession and grazing indicators. *Jpn J Bot* 18: 133-167
- Itow S (1974) Phytosociological studies on grassland vegetation in western Japan. *Phytocoenologia* 1: 306-338
- 岩槻 邦男 (編) (1992) 日本の野生植物 シダ. 平凡社, 東京
- Jensen K, Gutkunst K (2003) Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. *Basic Appl Ecol* 4: 579-587
- 兼子 伸吾, 太田 陽子, 白川 勝信, 井上 雅仁, 堤 道生, 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
- 環境庁 (編) (1979) 日本の重要な植物群落 (中国版). 大蔵省印刷局, 東京
- 環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 (編) (2015) レッドデータブック 2014—日本の絶滅のおそれのある野生生物—8 植物 I (維管束植物). ぎょうせい, 東京
- 環境省 (2018) 環境省レッドリスト 2018 別添資料 5. <https://www.env.go.jp/press/files/jp/109278.pdf>, 2018 年 7 月 1 日確認
- 河野 円樹, 福住 早苗, 梅森 一義, 石川 慎吾, 三宅 尚 (2008) 四国山地塩塚高原における半自然草地植生の種多様性に及ぼす管理様式の影響. *Hikobia*, 15: 205-215
- Kawano N, Kawano K, Ohsawa M (2009) Floristic diversity and the richness

- of locally endangered plant species of semi-natural grasslands under different management practices, southern Kyushu, Japan. *Plant Ecol Divers* 2: 277–288
- 気象庁 (2012) メッシュ平年値 2010 (修正版) <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/index.html>, 2018年4月19日確認
- Klimek S, Kemmermann ARG, Hofmann M, Isselstein J (2007) Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors. *Biological conservation* 134: 559–570
- Kohler F, Gillet F, Gobat JM, Buttler A (2006) Effect of cattle activities on gap colonization in mountain pastures. *Folia Geobot* 41: 289–304
- 河野 弥生 (2018) 地域の茅葺き屋根材は子どもたち発「茅プロジェクト」で. 季刊地域, 35: 50–52. 農山漁村文化協会, 東京
- Koyama A, Koyanagi TF, Akasaka M, Takada M, Okabe K (2017) Combined burning and mowing for restoration of abandoned semi-natural grasslands. *Appl Veg Sci* 20: 40–49
- 小柳 知代, 楠本 良延, 山本 勝利, 大黒 俊哉, 井手 任, 武内 和彦 (2007) 関東地方平野部におけるススキを主体とした二次草地の過去と現在の種組成の比較. ランドスケープ研究, 70: 439–444
- 小柳 知代, 楠本 良延, 山本 勝利, 武内 和彦 (2009) 年二回の草刈によって成立する道路沿い林縁部刈取草地における草原生植物の生育状況. ランドスケープ研究, 72: 507–510
- 楠見 久, 片山 貞昭, 入瀬 修 (1986) 八幡盆地の地形と地質. 臥竜山麓公園 (仮称) 地域の環境調査報告書, 1–7
- 桑原 良敏 (1982) 西中国山地. 溪水社, 広島
- Lindborg R, Bengtsson J, Berg Å, Cousins SAO, Eriksson O, Gustafsson T, Hasund KP, Lenoir L, Pihlgren A, Sjödin E, Stenseke M (2008) A landscape perspective on conservation of semi-natural grasslands. *Agr Ecosyst Environ* 125: 213–222
- Maron JL, Jefferies RL (2001) Restoring enriched grasslands: effects of mowing

on species richness, productivity, and nitrogen retention. *Ecol Appl* 11: 1088–1100

松原郷土誌編纂委員会 (1995) 松原郷土誌. 松原自治会, 広島

松村 雅文, 佐久間 智子, 斎藤 隆登, 上村 恭子, 山下 容富子 (2014) 北広島町のシダ植物. 北広島町の自然, 105–144

松村 俊和, 内田 圭, 澤田 佳宏 (2014) 水田畦畔に成立する半自然草原植生の生物多様性の現状と保全. 植生学会誌, 31: 193–218

Milchunas DG, Lauenroth WK (1993) Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecol Monogr* 63: 327–366

宮脇 昭 (編著) (1983) 日本植生誌 中国. 至文堂, 東京

宮脇 昭, 奥田 重俊, 藤原 陸夫 (編) (1994) 日本植生便覧. 至文堂, 東京

水野 一晴, 山縣 耕太郎 (1992) 小笠原諸島父島における自然草地・裸地の分布とその成立環境. 地学雑誌, 101: 298–306

目代 邦康, 小泉 武栄 (2007) 佐渡島大佐渡山地稜線における裸地、草地の分布とその成立環境. 季刊地理学, 59: 205–213

永松 大, 坂田 成孝 (2008) 鳥取県東部における山地草原性スミレ類の生育状況. 山陰自然史研究, 4: 49–55

長田 武正 (1993) 増補 日本イネ科植物図譜. 平凡社, 東京

中越 信和 (1981) 比婆山の草本植物群落の研究. 広島大学生物学会誌, 47: 5–14

農林省中国農業試験場 (1967) 大規模草地の利用管理技術の確立に関する研究 研究資料第1号 芸北牧場管理実態の予備調査報告書. 農林省中国農業試験場, 島根

Numata M (1969) Progressive and retrogressive gradient of grassland vegetation measured by degree of succession—Ecological judgement of grassland condition and trend. *Vegetatio* 19: 96–127

Öckinger E, Eriksson AK, Smith HG (2006) Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biol Conserv* 133: 291–300

小椋 純一 (2012) 森と草原の歴史—日本の植生景観はどのように移り変わってきたか

- たのか一. 古今書院, 東京, 1-343
- 大窪 久美子 (2002) 日本の半自然草地における生物多様性研究の現状. 日本草地学会誌, 48: 268-276
- 大窪 久美子, 前中 久行 (1992) クマイザサ優占群落における野生草花の保全を目的とした時期を変えた刈取りの影響. 造園雑誌, 55: 193-198
- 大窪 久美子, 前中 久行 (1995) 基盤整備が畦畔草地群落に及ぼす影響と農業生態系での畦畔草地の位置づけ. ランドスケープ研究, 58: 109-112
- 大窪 久美子, 土田 勝義 (1998) 半自然草原の自然保護. (沼田 眞 編) 自然保護ハンドブック, 432-476. 朝倉書店, 東京
- Poschold P, WallisDeVries MF (2002) The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biol Conserv* 104: 361-376
- Pykälä J (2004) Cattle grazing increases plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. *Plant Ecol* 175: 217-226
- Pyke DA, Brooks ML, D'Antonio C (2010) Fire as a restoration tool: a decision framework for predicting the control or enhancement of plants using fire. *Restor Ecol* 18: 274-284
- レッドデータブックひろしま改訂検討委員会 (2012) 広島県の絶滅のおそれのある野生生物 (第3版)—レッドデータブックひろしま 2011—. 広島県, 広島
- 斎藤 隆登, 佐久間 智子, 吉野 由紀夫, 白川 勝信, 上村 恭子, 山下 容富子, 和田 秀次 (2014) 北広島町の種子植物. 北広島町の自然, 145-311
- 斎藤 隆登, 田丸 豊生, 暮町 昌保 (1996) 広島県芸北町における注目すべき種子植物. 高原の自然史, 1: 39-69
- 斎藤 隆登, 田丸 豊生, 暮町 昌保 (1997) 広島県芸北町の種子植物目録. 高原の自然史, 2: 1-43
- 坂上 清一 (2001) ススキ草地植生の長期的傾向: 20年間の野外観測. 日本草地学会誌, 47: 430-435
- 佐久間 智子, 中越 信和, 向原 真由 (2003) マツ枯れ後の植生管理が種組成に与える影響. ランドスケープ研究, 66: 551-554
- 佐久間 智子, 白川 勝信 (2008) 雲月山火入れ草地の維管束植物. 高原の自然史,

13: 11-33

- 産業技術総合研究所地質調査総合センター (編) (2015) 20万分の1日本シームレス地質図 2015年5月29日版. 産業技術総合研究所地質調査総合センター
- 佐竹 義輔, 原 寛, 亘理 俊次, 冨成 忠夫 (編) (1989a) 日本の野生植物 木本 I. 平凡社, 東京
- 佐竹 義輔, 原 寛, 亘理 俊次, 冨成 忠夫 (編) (1989b) 日本の野生植物 木本 II. 平凡社, 東京
- 佐竹 義輔, 大井 次三郎, 北村 四郎, 亘理 俊次, 冨成 忠夫 (編) (1981) 日本の野生植物 草本 III. 平凡社, 東京
- 佐竹 義輔, 大井 次三郎, 北村 四郎, 亘理 俊次, 冨成 忠夫 (編) (1982a) 日本の野生植物 草本 I. 平凡社, 東京
- 佐竹 義輔, 大井 次三郎, 北村 四郎, 亘理 俊次, 冨成 忠夫 (編) (1982b) 日本の野生植物 草本 II. 平凡社, 東京
- 世羅 徹哉, 坪田晴美, 松井健一, 浜田展也, 吉野 由紀夫 (2010) 広島県植物誌補遺. 広島市植物公園紀要, 28: 1-74
- 島根県環境生活部自然環境課 (監) (2013) 改訂しまねレッドデータブック2013植物編—島根県の絶滅のおそれのある野生植物—. しまね自然と環境財団, 大田 清水 建美 (編) (2003) 日本の帰化植物. 平凡社, 東京
- 下村 彦一, 赤木 祥彦 (1966) 西中国山地の地形. 西中国山地国定公園候補地学術調査報告, 13-26
- 白川 勝信 (2009) 多様な主体による草地管理協働体の構築—芸北を例に—. 景観生態学 14: 15-22
- 白川 勝信, 中越 信和 (1998) 広島県芸北町千町原の湿地植生. 高原の自然史, 3: 39-55
- 小路 敦 (2003) 野草地保全に向けた景観生態学的取り組み. 日本草地学会誌, 48: 557-563
- スプレイグ DS (2003) 関東平野における草地の機能と空間構造—「平野草地」は存在したのか?—. 日本草地学会誌, 48: 531-535
- スプレイグ DS, 後藤 厳寛, 守山 弘 (2000) 迅速測図のGIS解析による明治初期の農村土地利用の分析. ランドスケープ研究, 63: 771-774

- Strijker D (2005) Marginal lands in Europe—causes of decline. *Basic and Applied Ecology*, 6: 99–106
- Suganuma T (1966) Phytosociological studies on the semi-natural grasslands used for grazing in Japan. I. Classification of grazing land. *Jpn J Bot* 9: 255–276
- 須賀 丈 (2010) 半自然草地の変遷史と草原性生物の分布. *日本草地学会誌*, 56: 225–230
- 須賀 丈, 岡本 透, 丑丸 敦史 (2012) 草地と日本人 日本列島草原 1 万年の旅. 築地書館, 東京
- 鈴木 兵二, 吉野 由紀夫 (1986) 臥竜山麓公園建設予定地及び周辺地域の植物の生態. 臥竜山麓公園 (仮称) 地域の環境調査報告書, 8–32
- 高橋 秀男, 勝山 輝男 (2000a) 山溪ハンディ図鑑 3 樹に咲く花. 平凡社, 東京
- 高橋 秀男, 勝山 輝男 (2000b) 山溪ハンディ図鑑 4 樹に咲く花. 平凡社, 東京
- 高橋 秀男, 勝山 輝男 (2001) 山溪ハンディ図鑑 5 樹に咲く花. 平凡社, 東京
- 高橋 佳孝, 井出 保行, 小林 英和, 早坂 貴代史 (2008) シバ型草地確立過程におけるシバーワラビ型草地の植生変化と刈取りの影響. *日本草地学会誌*, 54: 230–235
- 高橋 佳孝, 井上 雅仁, 白川 勝信, 太田 陽子, 増井 太樹, 兼子 伸吾, 堤 道生 (2011) 西日本における半自然草地生態系と人間への福利に関する現状と傾向. *島根県立三瓶自然館研究報告* 9: 1–24
- 高橋 佳孝, 井上 雅仁, 堤 道生 (2014) 三瓶山の火入れ管理下にあるススキ (*Miscanthus sinensis* Anderss.) 草地の植生に及ぼす放牧の影響. *日本草地学会誌*, 60: 102–108
- 高橋 佳孝, 井上 雅仁, 堤 道生, 白川 勝信, 太田 陽子, 渡邊 園子, 兼子 伸吾, 佐久間 智子 (2009) レッドデータブックに掲載された植物種による山陰 2 県の草原環境評価の試み. *日本草地学会誌*, 55: 246–250
- 高橋 佳孝, 内藤 和明 (1997) 半自然草地の植物と保全管理. *種生物学研究*, 21: 13–26
- Takahashi Y, Neef A, Yokogawa H (2017) Conservation and restoration of traditional grasslands in the Mount Aso region of Kyushu, Japan: The role

- of collaborative management and public policy support. In: Shifting cultivation policies: Balancing environmental and social sustainability (Ed Cairns M), CABI, Boston, 174–192
- 竹田 孝雄 (1987) 広島県のシダ植物. 博新館, 広島
- 竹田 孝雄 (1995) 広島県ササ類植物誌. シンセイアート出版部, 広島
- 武内 和彦, 鷺谷 いづみ, 恒川 篤史 (編) (2001) 里山の環境学. 東京大学出版会, 東京
- 戸河内町 (1997) 戸河内町史 自然編. 戸河内町, 広島
- Valkó O, Török P, Matus G, Tóthmérész B (2012) Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* 207: 303–309
- WallisDeVries MF, Poschlod P, Willems JH (2002) Challenges for the conservation of calcareous grasslands in north-western Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biol Conserv* 104: 265–273
- White PS, Jentsch A (2001) The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Prog Bot* 62: 399–499
- Wilson JB, Peet RK, Dengler J, Pärtel M (2012) Plant species richness: the world records. *J Veg Sci* 23: 796–802
- 山戸 美智子, 江間 薫, 武田 義明 (2013) 近畿地方中部の半自然草原における面積と種多様性、種組成の関係. *植生学会誌*, 30: 119–126
- 山戸 美智子, 服部 保, 稲垣 昇 (2001) 面積の縮小や管理方法の違いが大阪平野南部の半自然草原の種多様性に及ぼす影響. *ランドスケープ研究*, 64: 561–564
- 山本 嘉人 (2001) 長期研究で明らかになった草原植生の多様な遷移過程. *日本草地学会誌*, 47: 424–429
- 山内 康二, 高橋 佳孝 (2002) 阿蘇千年の草原の現状と市民参加による保全へのとりくみ. *日本草地学会誌* 48: 290–298
- 米倉 浩司, 梶田 忠 (2003–) 「BG Plants 和名–学名インデックス」 (YList) <http://ylist.info>, 2018年10月6日確認
- 吉川 正人, 泉 団, 星野 義延 (2013) 冬季に火入れ管理される栃木県箒川の河辺

- 草原植生の組成的特徴. 植生学会誌, 30: 1-15
- 吉野 由紀夫 (2005) 広島県臥竜山麓の植生変遷. 高原の自然史, 10, 11: 23-37
- 吉野 由紀夫, 白川 勝信 (2005) 広島県臥竜山麓の放牧跡地に発達した植生. 高原の自然史, 10, 11: 1-21
- 吉野 由紀夫, 白川 勝信, 小宮 啓吾 (2007) 広島県臥竜山麓の維管束植物. 高原の自然史, 12: 11-35
- 吉野 由紀夫, 太刀掛 優, 関 太郎 (2007) 広島県における外来植物の現状とその問題点. 比婆科学, 224: 1-18
- 湯本 貴和 (編) (2011) シリーズ日本列島の三万五千年一人と自然の環境史 第 2 巻 野と原の環境史. 文一総合出版, 東京
- Zhou J, Naito K, Takahashi Y (2002) Secondary vegetation and succession of abandoned grazed grasslands in upland Southwest Honshu, Japan. Veg Sci 19: 11-23

付表 植物目録

本目録は第2章および第3章の調査結果より作成した。【全域調査】は第2章の結果を、【山頂部調査】は第3章の結果を示す。「草原生」は第2章および第3章で用いた既存文献から生育地に草地を示すキーワードが記載された種および草地を構成する群落の標徴種を示す。「湿地生」は第2章で用いた既存文献から生育地に湿地を示すキーワードが記載された種を示す。「外来種」は清水(2003)に記載された帰化植物を示す。

LYCOPHYTA 小葉類

LYCOPODIOPHYTA ヒカゲノカズラ類

Lycopodiaceae ヒカゲノカズラ科

Huperzia serrata トウゲシバ

【全域調査】 深入山, 千町原

【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Lycopodium clavatum ヒカゲノカズラ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

EUPHYLLOPHYTA 大葉類

MONILOPHYTA 大葉シダ植物

Ophioglossaceae ハナヤスリ科

Botrychium ternatum フユノハナワラビ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 雲月山

Ophioglossum vulgatum ヒロハハナヤスリ

【全域調査】 千町原

Equisetaceae トクサ科

Equisetum arvense スギナ 湿地生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

Osmundaceae ゼンマイ科

Osmunda japonica ゼンマイ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大潰山, 聖山

Osmundastrum cinnamomeum var. *fokiense* ヤマドリゼンマイ 湿地生

【全域調査】 深入山, 千町原

【山頂部調査】 掛頭山, 大佐山, 聖山

Plagiogyriaceae キジノオシダ科

Plagiogyria matsumurana ヤマソテツ

【山頂部調査】 臥龍山

Dennstaedtiaceae コバノイシカグマ科

Dennstaedtia scabra コバノイシカグマ

【山頂部調査】岩倉山, 臥龍山

Hypolepis punctata イワヒメワラビ

【山頂部調査】掛頭山

Pteridium aquilinum subsp. *japonicum* ワラビ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Pteridaceae イノモトソウ科

Coniogramme intermedia イワガネゼンマイ

【山頂部調査】岩倉山

Coniogramme japonica イワガネソウ

【山頂部調査】大潰山

Aspleniaceae チャセンシダ科

Asplenium incisum トラノオシダ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

Thelypteridaceae ヒメシダ科

Thelypteris decursivepinnata ゲジゲジシダ

【全域調査】千町原

Thelypteris japonica ハリガネワラビ

【全域調査】深入山, 千町原

【山頂部調査】掛頭山, 聖山

Thelypteris laxa ヤワラシダ

【全域調査】深入山

【山頂部調査】聖山, 臥龍山

Thelypteris palustris ヒメシダ 湿地生

【全域調査】千町原

Thelypteris pozoi subsp. *mollissima* ミゾシダ

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】岩倉山

Athyriaceae メシダ科

Athyrium deltoideofrons サトメシダ 湿地生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

Athyrium iseanum ホソバインヌワラビ

【全域調査】千町原

【山頂部調査】岩倉山, 大潰山, 臥龍山

Athyrium otophorum タニインヌワラビ

【山頂部調査】大潰山, 聖山, 臥龍山

Athyrium vidalii ヤマイヌワラビ

【全域調査】雲月山

- 【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
Athyrium yokoscense ヘビノネゴザ
 【全域調査】深入山
Deparia japonica シケシダ 湿地生
 【全域調査】深入山
Diplazium mettenianum ミヤマノコギリシダ
 【全域調査】雲月山
 Blechnaceae シシガシラ科
Blechnum niponicum シシガシラ
 【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
 Onocleaceae コウヤワラビ科
Matteuccia struthiopteris クサソテツ 草原生, 湿地生
 【山頂部調査】大佐山, 臥龍山
Pentarhizidium orientale イヌガンソク
 【全域調査】深入山
 Dryopteridaceae オシダ科
Arachniodes standishii リョウメンシダ
 【全域調査】雲月山, 千町原
 【山頂部調査】岩倉山, 掛頭山, 臥龍山
Dryopsis maximowicziana キヨスミヒメワラビ
 【山頂部調査】岩倉山
Dryopteris chinensis ミサキカグマ
 【山頂部調査】臥龍山
Dryopteris erythrosora ベニシダ
 【山頂部調査】岩倉山, 大潰山
Polystichum polyblepharon イノデ
 【全域調査】雲月山
Polystichum retrosopaleaceum サカゲイノデ
 【全域調査】雲月山
 【山頂部調査】岩倉山, 聖山, 臥龍山
Polystichum tripterum ジュウモンジシダ
 【全域調査】雲月山
 【山頂部調査】岩倉山, 掛頭山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
 Polypodiaceae ウラボシ科
Lepisorus thunbergianus ノキシノブ
 【全域調査】深入山
 【山頂部調査】臥龍山
Polypodium fauriei オシヤグジデング
 【山頂部調査】臥龍山

SPERMATOPHYTA 種子植物

GYMNOSPERMAE 裸子植物

Pinaceae マツ科

Larix kaempferi カラマツ

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 大潰山, 聖山

Pinus densiflora アカマツ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Pinus thunbergii クロマツ

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山

Pinus x densi-thunbergii アイグロマツ

【山頂部調査】大潰山

Cupressaceae ヒノキ科

Chamaecyparis obtusa ヒノキ

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】雲月山, 掛頭山, 聖山

Cryptomeria japonica スギ 湿地生

【山頂部調査】掛頭山, 臥龍山

Taxaceae イチイ科

Cephalotaxus harringtonia var. *nana* ハイイヌガヤ

【全域調査】雲月山, 千町原

【山頂部調査】掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

ANGIOSPERMAE 被子植物

Schisandraceae マツブサ科

Schisandra repanda マツブサ

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Chloranthaceae センリョウ科

Chloranthus serratus フタリシズカ

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】岩倉山, 大潰山

Saururaceae ドクダミ科

Houttuynia cordata ドクダミ

【山頂部調査】掛頭山

Magnoliaceae モクレン科

Magnolia kobus コブシ

【全域調査】千町原

【山頂部調査】雲月山

Magnolia obovata ホオノキ

【全域調査】深入山, 千町原

【山頂部調査】雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Lauraceae クスノキ科

Lindera erythrocarpa カナクギノキ

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】雲月山

Lindera obtusiloba ダンコウバイ

【全域調査】深入山

【山頂部調査】雲月山, 大潰山

Lindera umbellata クロモジ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Araceae サトイモ科

Arisaema japonicum マムシグサ 草原生

【全域調査】千町原

【山頂部調査】雲月山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Symplocarpus nipponicus ヒメザゼンソウ 湿地生 (広島県: 絶滅危惧 II 類)

【全域調査】千町原

Potamogetonaceae ヒルムシロ科

Potamogeton fryeri フトヒルムシロ

【全域調査】千町原

Nartheciaceae キンコウカ科

Aletris spicata ソクシンラン 草原生

【全域調査】深入山

Metanarthecium luteoviride ノギラン 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Dioscoreaceae ヤマノイモ科

Dioscorea gracillima タチドコロ

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 大潰山

Dioscorea japonica ヤマノイモ

【全域調査】雲月山, 千町原

【山頂部調査】雲月山, 大潰山

Dioscorea tokoro オニドコロ

【全域調査】雲月山

Melanthiaceae シュロソウ科

Helonias orientalis ショウジョウバカマ 草原生, 湿地生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
Paris tetraphylla ツクバネソウ

【山頂部調査】 掛頭山, 大佐山, 聖山, 臥龍山
Trillium apetalon エンレイソウ 湿地生

【山頂部調査】 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
Veratrum album subsp. *oxysepalum* バイケイソウ 湿地生

【全域調査】 深入山, 千町原
Veratrum maackii var. *maackioides* ホソバシユロソウ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大潰山

Colchicaceae イヌサフラン科

Disporum smilacinum チゴユリ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Smilacaceae サルトリイバラ科

Smilax china サルトリイバラ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Smilax nipponica タチシオデ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Smilax riparia シオデ

【全域調査】 千町原

Liliaceae ユリ科

Cardiocrinum cordatum ウバユリ

【山頂部調査】 臥龍山

Lilium japonicum ササユリ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 大佐山, 大潰山

Lilium leichtlinii f. *pseudotigrinum* コオニユリ 草原生, 湿地生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 大潰山

Tricyrtis affinis ヤマジノホトトギス 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Orchidaceae ラン科

Cremastra appendiculata var. *variabilis* サイハイラン

【全域調査】 千町原

【山頂部調査】 臥龍山

- Cymbidium goeringii* シュンラン
 【山頂部調査】 雲月山
- Epipactis thunbergii* カキラン 湿地生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 岩倉山, 大潰山
- Goodyera velutina* シュスラン
 【山頂部調査】 臥龍山
- Habenaria sagittifera* ミズトンボ 湿地生 (環境省: 絶滅危惧 II 類, 広島県: 準絶滅危惧)
 【全域調査】 千町原
- Herminium lanceum* ムカゴソウ
 草原生, 湿地生 (環境省: 絶滅危惧 IB 類, 広島県: 準絶滅危惧)
 【全域調査】 深入山
- Oreorchis patens* コケイラン
 【山頂部調査】 臥龍山
- Platanthera hologlottis* ミズチドリ 湿地生 (広島県: 絶滅危惧 II 類)
 【全域調査】 千町原
- Platanthera mandarinorum* var. *macrocentron* マイサギソウ (広島県: 絶滅危惧 II 類)
 【全域調査】 深入山
- Platanthera minor* ノヤマトンボ
 【全域調査】 深入山
 【山頂部調査】 岩倉山
- Platanthera ussuriensis* トンボソウ (広島県: 絶滅危惧 II 類)
 【全域調査】 千町原
- Pogonia japonica* トキソウ 湿地生 (環境省: 準絶滅危惧, 広島県: 絶滅危惧 II 類)
 【全域調査】 千町原
- Pogonia minor* ヤマトキソウ 草原生 (広島県: 絶滅危惧 II 類)
 【全域調査】 深入山, 千町原
- Spiranthes sinensis* var. *amoena* ネジバナ 草原生
 【全域調査】 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山
- Hypoxidaceae キンバイザサ科
Hypoxis aurea コキンバイザサ 湿地生 (広島県: 絶滅危惧 II 類)
 【全域調査】 深入山
- Iridaceae アヤメ科
Iris ensata var. *spontanea* ノハナショウブ 草原生, 湿地生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 大潰山
- Iris laevigata* カキツバタ 湿地生 (環境省: 準絶滅危惧, 広島県: 絶滅危惧 II 類)
 【全域調査】 千町原
- Iris pseudacorus* キショウブ 湿地生, 外来種

【全域調査】千町原

Xanthorrhoeaceae ススキノキ科

Hemerocallis citrina var. *vespertina* ユウスゲ 草原生

【全域調査】深入山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 大潰山

Amaryllidaceae ヒガンバナ科

Allium thunbergii ヤマラッキョウ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 大佐山, 大潰山

Asparagaceae キジカクシ科

Hosta sieboldiana トウギボウシ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 大潰山, 聖山

Hosta sieboldii var. *sieboldii* f. *spathulata* コバギボウシ 湿地生

【全域調査】深入山, 千町原

【山頂部調査】雲月山, 掛頭山, 大潰山

Maianthemum japonicum ユキザサ

【全域調査】深入山

【山頂部調査】掛頭山, 大佐山, 臥龍山

Polygonatum falcatum ナルコユリ

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】大潰山, 聖山, 臥龍山

Polygonatum lasianthum ミヤマナルコユリ

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山

Polygonatum macranthum オオナルコユリ

【全域調査】千町原

【山頂部調査】掛頭山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Polygonatum odoratum var. *pluriflorum* アマドコロ 草原生

【全域調査】深入山, 千町原

【山頂部調査】聖山

Commelinaceae ツユクサ科

Commelina communis ツユクサ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】雲月山, 聖山, 臥龍山

Eriocaulaceae ホシクサ科

Eriocaulon decemflorum イトイヌノヒゲ 湿地生

【全域調査】深入山, 千町原

Eriocaulon miquelianum イヌノヒゲ 湿地生

【全域調査】深入山

Eriocaulon taquetii ニッポンイヌノヒゲ 湿地生

【全域調査】千町原

Juncaceae イグサ科

Juncus decipiens イグサ 湿地生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】掛頭山, 臥龍山

Juncus papillosus アオコウガイゼキショウ 湿地生

【全域調査】深入山, 千町原

Juncus prismatocarpus subsp. *leschenaultii* コウガイゼキショウ 湿地生

【全域調査】深入山

Juncus tenuis クサイ

【全域調査】雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 掛頭山, 大佐山, 聖山, 臥龍山

Juncus wallichianus ハリコウガイゼキショウ 湿地生

【全域調査】深入山

Luzula multiflora ヤマスズメノヒエ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Luzula plumosa subsp. *plumosa* ヌカボシソウ

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】岩倉山

Cyperaceae カヤツリグサ科

Carex biwensis マツバスゲ 湿地生

【全域調査】深入山, 千町原

Carex blepharicarpa ショウジョウスゲ 草原生, 湿地生

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山

Carex bostrychostigma ヤマジスゲ 草原生

【全域調査】深入山

【山頂部調査】深入山, 聖山

Carex candolleana メアオスゲ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Carex capillacea ハリガネスゲ 湿地生

【全域調査】深入山, 千町原

Carex conica ヒメカンスゲ

【山頂部調査】聖山, 臥龍山

Carex dickinsii オニスゲ 湿地生

【全域調査】千町原

Carex dimorpholepis アゼナルコ 湿地生

- 【全域調査】千町原
Carex dispalata カサスゲ 湿地生
- 【全域調査】千町原
Carex flabellata ヤマテキリスゲ 湿地生
- 【全域調査】千町原
Carex foliosissima オクノカンスゲ
- 【全域調査】雲月山
【山頂部調査】大潰山, 臥龍山
Carex forficula タニガワスゲ 湿地生
- 【全域調査】雲月山
Carex heterolepis ヤマアゼスゲ 湿地生
- 【全域調査】千町原
Carex humilis var. *nana* ホソバヒカゲスゲ 草原生
- 【山頂部調査】岩倉山
Carex incisa カワラスゲ 草原生, 湿地生
- 【山頂部調査】掛頭山
Carex ischnostachya ジュズスゲ 湿地生
- 【全域調査】雲月山
Carex kiotensis テキリスゲ 湿地生
- 【全域調査】千町原
Carex lanceolata ヒカゲスゲ 草原生
- 【全域調査】深入山, 雲月山
【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山
Carex leucochlora アオスゲ 草原生
- 【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
【山頂部調査】大佐山, 大潰山, 聖山
Carex leucochlora var. *filiculmis* イトアオスゲ
- 【山頂部調査】大佐山
Carex maximowiczii ゴウソ 湿地生
- 【全域調査】深入山, 千町原
Carex mollicula ヒメシラスゲ 湿地生
- 【全域調査】千町原
【山頂部調査】聖山
Carex multifolia var. *multifolia* ミヤマカンスゲ
- 【全域調査】雲月山
【山頂部調査】大佐山, 聖山
Carex nervata シバスゲ 草原生
- 【全域調査】深入山, 千町原
【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 大佐山
Carex nubigena subsp. *albata* ミノボロスゲ 草原生, 湿地生

- 【山頂部調査】掛頭山
Carex nubigena subsp. *albata* var. *franchetiana* ツクシミノボロスゲ 草原生, 湿地生
 【全域調査】深入山, 千町原
 【山頂部調査】深入山, 掛頭山, 臥龍山
Carex omiana var. *omiana* ヤチカワズスゲ 湿地生
 【全域調査】深入山, 千町原
Carex otaruensis オタルスゲ 湿地生
 【全域調査】深入山, 千町原
Carex oxyandra ヒメスゲ 草原生
 【全域調査】深入山
 【山頂部調査】深入山
Carex parviflora var. *macroGLOSSa* コジュズスゲ 湿地生
 【全域調査】雲月山, 千町原
Carex phacota ヒメゴウソ 湿地生
 【全域調査】千町原
 【山頂部調査】掛頭山
Carex phacota var. *phacota* ホナガヒメゴウソ 草原生, 湿地生
 【山頂部調査】聖山
Carex siderosticta タガネソウ
 【全域調査】深入山, 雲月山
 【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山
Carex stenostachys var. *stenostachys* ニシノホンモンジスゲ
 【全域調査】雲月山
 【山頂部調査】大佐山
Carex transversa ヤワラスゲ 湿地生
 【全域調査】千町原
Cyperus brevifolius var. *leiolepis* ヒメクグ 湿地生
 【全域調査】千町原
 【山頂部調査】掛頭山
Cyperus orthostachyus ウシクグ 湿地生
 【全域調査】雲月山
Eleocharis congesta var. *japonica* ハリイ 湿地生
 【山頂部調査】掛頭山
Eleocharis mamillata var. *cyclocarpa* オオヌマハリイ 湿地生
 【全域調査】千町原
Eleocharis wichurae シカクイ 湿地生
 【全域調査】深入山, 千町原
Eleocharis wichurae f. *petasata* ミツカドシカクイ 湿地生
 【全域調査】千町原
Fimbristylis complanata f. *exaltata* ノテンツキ 草原生, 湿地生

- 【全域調査】 深入山, 千町原
Fimbristylis subbispicata ヤマイ 湿地生
- 【全域調査】 千町原
Rhynchospora faberi イトイヌノハナヒゲ 湿地生
- 【全域調査】 深入山
Rhynchospora fauriei オオイヌノハナヒゲ 湿地生
- 【全域調査】 深入山
Rhynchospora fujiana コイヌノハナヒゲ 湿地生
- 【全域調査】 深入山, 千町原
Rhynchospora japonica var. *japonica* イヌノハナヒゲ 湿地生
- 【全域調査】 深入山
Schoenoplectiella triangulata カンガレイ 湿地生
- 【全域調査】 千町原
Scirpus wichurae f. *concolor* アブラガヤ 湿地生
- 【全域調査】 深入山, 千町原
【山頂部調査】 掛頭山
- Poaceae イネ科
- Agrostis clavata* var. *clavata* ヤマヌカボ 草原生
【全域調査】 深入山
【山頂部調査】 岩倉山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Agrostis clavata* var. *nukabo* ヌカボ 草原生, 湿地生
【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Agrostis gigantea* コヌカグサ 湿地生, 外来種
【全域調査】 千町原
- Agrostis valvata* ヒメコヌカグサ 湿地生 (環境省: 準絶滅危惧)
【全域調査】 千町原
- Alopecurus pratensis* オオスズメノテッポウ 外来種
【全域調査】 千町原
- Andropogon virginicus* メリケンカルカヤ 外来種
【全域調査】 千町原
- Anthoxanthum odoratum* ハルガヤ 草原生, 外来種
【全域調査】 雲月山, 千町原
【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 臥龍山
- Arundinella hirta* トダシバ 草原生
【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
- Brachypodium sylvaticum* ヤマカモジグサ
【全域調査】 千町原
【山頂部調査】 大佐山, 大潰山, 臥龍山

- Brylkinia caudata* ホガエリガヤ
 【山頂部調査】 臥龍山
- Calamagrostis brachytricha* ノガリヤス 草原生
 【山頂部調査】 大潰山
- Dactylis glomerata* カモガヤ 外来種
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山
- Digitaria ciliaris* メヒシバ
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山
- Digitaria violascens* アキメヒシバ 草原生
 【全域調査】 深入山
 【山頂部調査】 深入山, 臥龍山
- Echinochloa crus-galli* var. *crus-galli* イヌビエ 草原生, 湿地生
 【全域調査】 雲月山
 【山頂部調査】 掛頭山
- Eragrostis ferruginea* カゼクサ
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 臥龍山
- Festuca ovina* ウシノケグサ 草原生
 【全域調査】 深入山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 掛頭山, 大佐山
- Festuca parvigluma* トボンガラ 草原生
 【全域調査】 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Holcus lanatus* シラゲガヤ 草原生, 湿地生, 外来種
 【全域調査】 雲月山, 千町原
- Isachne globosa* チゴザサ 湿地生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
- Leptatherum japonicum* var. *japonicum* ササガヤ
 【全域調査】 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山, 聖山, 臥龍山
- Lolium multiflorum* ネズミムギ 外来種
 【全域調査】 千町原
- Lolium perenne* ホソムギ 外来種
 【山頂部調査】 深入山, 掛頭山
- Microstegium vimineum* アシボソ
 【全域調査】 千町原
- Miscanthus sinensis* ススキ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

- 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
Moliniopsis japonica ヌマガヤ 湿地生
 【全域調査】 千町原
- Muhlenbergia japonica* ネズミガヤ 草原生
 【全域調査】 深入山
 【山頂部調査】 深入山
- Oplismenus undulatifolius* var. *undulatifolius* f. *japonicus* コチヂミザサ
 【山頂部調査】 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Oplismenus undulatifolius* var. *undulatifolius* f. *undulatifolius* ケチヂミザサ
 【全域調査】 雲月山
 【山頂部調査】 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Panicum bisulcatum* ヌカキビ 湿地生
 【全域調査】 雲月山
- Panicum dichotomiflorum* オオクサキビ 草原生, 外来種
 【山頂部調査】 掛頭山
- Paspalum thunbergii* スズメノヒエ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Pennisetum alopecuroides* チカラシバ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山
- Phalaris arundinacea* クサヨシ 湿地生
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山
- Phleum pratense* オオアワガエリ 外来種
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山
- Phragmites australis* ヨシ 湿地生
 【全域調査】 千町原
- Poa acroleuca* ミゾイチゴツナギ 湿地生
 【山頂部調査】 臥龍山
- Poa annua* スズメノカタビラ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 掛頭山, 臥龍山
- Poa pratensis* subsp. *pratensis* ナガハグサ 外来種
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山
- Poa sphondylodes* イチゴツナギ 草原生
 【全域調査】 雲月山
- Poa trivialis* オオスズメノカタビラ 外来種

- 【全域調査】千町原
Sacciolepis spicata var. *spicata* ハイヌメリグサ 湿地生
- 【全域調査】雲月山
【山頂部調査】掛頭山
Sasa miakeana ミアケザサ
【全域調査】千町原
【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Sasa minensis* ミネザサ
【全域調査】千町原
- Sasa scytophylla* イヌトクガワザサ
【山頂部調査】掛頭山, 大佐山, 大潰山, 臥龍山
- Sasa septentrionalis* ミヤマザサ
【全域調査】深入山, 千町原
- Sasa veitchii* var. *tyugokensis* チュウゴクザサ
【全域調査】雲月山
【山頂部調査】臥龍山
- Sasaella caudiceps* オニグジョウシノ
【全域調査】千町原
- Schedonorus phoenix* オニウシノケグサ 外来種
【全域調査】雲月山, 千町原
【山頂部調査】掛頭山
- Schedonorus pratensis* ヒロハノウシノケグサ 外来種
【全域調査】雲月山, 千町原
- Setaria pumila* キンエノコロ 草原生
【全域調査】雲月山, 千町原
【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 臥龍山
- Spodiopogon sibiricus* オオアブラススキ 草原生
【全域調査】深入山, 雲月山
【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大潰山
- Trisetum bifidum* カニツリグサ 草原生
【全域調査】雲月山
【山頂部調査】岩倉山
- Vulpia myuros* ナギナタガヤ 草原生, 外来種
【全域調査】千町原
- Zoysia japonica* シバ 草原生
【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 聖山, 臥龍山
- Lardizabalaceae アケビ科
Akebia quinata アケビ
【全域調査】雲月山, 千町原

- 【山頂部調査】岩倉山
Akebia trifoliata ミツバアケビ
 【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
Akebia x pentaphylla ゴヨウアケビ
 【山頂部調査】大潰山
- Berberidaceae メギ科
Berberis thunbergii メギ
 【全域調査】千町原
 【山頂部調査】掛頭山, 大佐山, 大潰山, 臥龍山
Epimedium sempervirens トキワイカリソウ
 【全域調査】雲月山
 【山頂部調査】岩倉山, 雲月山
- Ranunculaceae キンポウゲ科
Aconitum japonicum subsp. *napiforme* タンナトリカブト 草原生
 【全域調査】千町原
Cimicifuga japonica オオバショウマ
 【山頂部調査】岩倉山
Cimicifuga simplex サラシナショウマ 草原生
 【全域調査】千町原
 【山頂部調査】岩倉山, 掛頭山, 大潰山, 聖山
Pulsatilla cernua オキナグサ 草原生 (環境省: 絶滅危惧 II 類, 広島県: 絶滅危惧 II 類)
 【全域調査】雲月山
Ranunculus japonicus ウマノアシガタ 草原生
 【全域調査】深入山, 雲月山
 【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 掛頭山, 大佐山
Ranunculus muricatus トゲミノキツネノボタン 外来種
 【全域調査】千町原
Ranunculus silerifolius var. *glaber* キツネノボタン 湿地生
 【全域調査】雲月山
Thalictrum minus var. *hypoleucum* アキカラマツ 草原生
 【全域調査】千町原
- Daphniphyllaceae ユズリハ科
Daphniphyllum macropodum subsp. *humile* エゾユズリハ
 【全域調査】千町原
 【山頂部調査】大佐山
- Paeoniaceae ボタン科
Paeonia japonica ヤマシャクヤク (広島県: 準絶滅危惧)
 【山頂部調査】臥龍山
- Saxifragaceae ユキノシタ科

Astilbe microphylla チダケサシ 草原生, 湿地生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 大潰山

Astilbe thunbergii var. *thunbergii* アカショウマ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 大潰山, 聖山

Chrysosplenium grayanum ネコノメソウ 湿地生

【全域調査】 千町原

Mitella furusei var. *subramosa* チャルメルソウ

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 聖山

Mitella pauciflora コチャルメルソウ

【全域調査】 深入山

Rodgersia podophylla ヤグルマソウ

【全域調査】 雲月山

Crassulaceae ベンケイソウ科

Sedum makinoi マルバマンネングサ

【全域調査】 雲月山

【山頂部調査】 岩倉山

Haloragaceae アリノトウグサ科

Haloragis micrantha アリノトウグサ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Vitaceae ブドウ科

Ampelopsis glandulosa var. *heterophylla* ノブドウ 草原生

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Ampelopsis glandulosa var. *heterophylla* f. *citrulloides* キレハノブドウ

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 聖山

Parthenocissus tricuspidata ツタ

【全域調査】 雲月山

【山頂部調査】 雲月山, 大潰山

Vitis coignetiae ヤマブドウ

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 聖山, 臥龍山

Vitis flexuosa サンカクヅル

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 掛頭山, 大佐山, 大潰山

Geraniaceae フウロソウ科

Geranium thunbergii ゲンノショウコ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 掛頭山

Geranium yoshinoi ビッチュウフウロ 草原生

【全域調査】 千町原

【山頂部調査】 深入山, 掛頭山, 大佐山

Stachyuraceae キブシ科

Stachyurus praecox キブシ

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 掛頭山, 聖山

Lythraceae ミソハギ科

Lythrum anceps ミソハギ 湿地生

【全域調査】 千町原

Lythrum salicaria エゾミソハギ 湿地生

【全域調査】 千町原

Onagraceae アカバナ科

Circaea erubescens タニタデ 湿地生

【山頂部調査】 臥龍山

Circaea mollis ミズタマソウ

【全域調査】 雲月山

Epilobium pyrricholophum アカバナ 湿地生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

Ludwigia ovalis ミズユキノシタ 湿地生

【全域調査】 雲月山

Oenothera biennis メマツヨイグサ 外来種

【全域調査】 千町原

【山頂部調査】 掛頭山

Oenothera glazioviana オオマツヨイグサ 外来種

【全域調査】 千町原

【山頂部調査】 掛頭山

Fabaceae マメ科

Albizia julibrissin ネムノキ 湿地生

【全域調査】 雲月山

【山頂部調査】 岩倉山

Amorpha fruticosa イタチハギ 外来種

【全域調査】 千町原

【山頂部調査】 掛頭山

Amphicarpaea bracteata subsp. *edgeworthii* var. *japonica* ヤブマメ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 岩倉山, 臥龍山

- Dumasia truncata* ノササゲ
【全域調査】 雲月山, 千町原
【山頂部調査】 岩倉山, 掛頭山, 大潰山
- Hylodesmum podocarpum* subsp. *oxyphyllum* var. *japonicum* ヌスビトハギ 草原生
【全域調査】 雲月山
- Kummerowia striata* ヤハズソウ
【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
【山頂部調査】 深入山, 掛頭山
- Lespedeza bicolor* ヤマハギ 草原生
【全域調査】 深入山, 千町原
【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大潰山
- Lespedeza cuneata* メドハギ 草原生
【全域調査】 深入山, 千町原
【山頂部調査】 深入山, 雲月山, 掛頭山
- Lespedeza cyrtobotrya* マルバハギ 草原生
【全域調査】 深入山, 雲月山
【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山
- Lespedeza pilosa* ネコハギ 草原生
【全域調査】 雲月山
【山頂部調査】 岩倉山
- Lespedeza thunbergii* subsp. *thunbergii* 'Nipponica' ニシキハギ
【全域調査】 千町原
- Lotus corniculatus* var. *japonicus* ミヤコグサ 草原生
【全域調査】 雲月山, 千町原
- Maackia amurensis* イヌエンジュ
【全域調査】 千町原
- Pueraria lobata* クズ
【全域調査】 深入山, 雲月山
- Sophora flavescens* クララ 草原生
【全域調査】 千町原
- Trifolium pratense* ムラサキツメクサ 外来種
【全域調査】 千町原
【山頂部調査】 掛頭山
- Trifolium repens* シロツメクサ 草原生, 外来種
【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
【山頂部調査】 深入山, 掛頭山
- Vicia unijuga* ナンテンハギ
【全域調査】 千町原
- Wisteria brachybotrys* ヤマフジ
【全域調査】 深入山

Wisteria floribunda フジ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

Polygalaceae ヒメハギ科

Polygala japonica ヒメハギ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 聖山

Rosaceae バラ科

Agrimonia nipponica ヒメキンミズヒキ 草原生

【全域調査】 雲月山

Agrimonia pilosa var. *japonica* キンミズヒキ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Aria alnifolia アズキナシ

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Aria japonica ウラジロノキ

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 雲月山, 大佐山, 大潰山

Cerasus jamasakura ヤマザクラ

【全域調査】 雲月山

【山頂部調査】 雲月山, 大佐山, 大潰山, 臥龍山

Cerasus leveilleana カスミザクラ

【全域調査】 深入山, 千町原

【山頂部調査】 雲月山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Malus toringo ズミ 湿地生

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 掛頭山

Malus tschonoskii オオウラジロノキ

【全域調査】 千町原

【山頂部調査】 雲月山, 大佐山, 大潰山

Padus grayana ウワミズザクラ

【全域調査】 千町原

【山頂部調査】 掛頭山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Potentilla anemonifolia オヘビイチゴ

【全域調査】 千町原

Potentilla fragarioides var. *major* キジムシロ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山

Potentilla freyniana ミツバツチグリ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

- 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
Pourthiaea villosa var. *villosa* カマツカ
 【全域調査】 雲月山
- 【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
Rosa multiflora ノイバラ 湿地生
 【全域調査】 雲月山, 千町原
- 【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
Rosa paniculigera ミヤコイバラ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
- 【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
Rubus buergeri フユイチゴ
 【全域調査】 雲月山
- Rubus corchorifolius* ビロードイチゴ
 【全域調査】 雲月山
- Rubus crataegifolius* クマイチゴ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
- 【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
Rubus palmatus var. *palmatus* ナガバモミジイチゴ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
- 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
Rubus parvifolius ナワシロイチゴ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
- 【山頂部調査】 岩倉山, 掛頭山
- Rubus pectinellus* コバノフユイチゴ
 【全域調査】 千町原
- 【山頂部調査】 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 臥龍山
- Rubus peltatus* ハスノハイチゴ
 【山頂部調査】 掛頭山, 聖山, 臥龍山
- Sanguisorba officinalis* ワレモコウ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
- 【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山
- Sanguisorba tenuifolia* var. *parviflora* コバナノワレモコウ 湿地生
 【全域調査】 千町原
- Sorbus commixta* ナナカマド
 【山頂部調査】 大潰山, 聖山
- Elaeagnaceae グミ科
- Elaeagnus pungens* ナワシログミ
 【全域調査】 雲月山
- Elaeagnus umbellata* var. *umbellata* アキグミ
 【全域調査】 雲月山, 千町原

- 【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 聖山
Rhamnaceae クロウメモドキ科
Frangula crenata イソノキ 湿地生
【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
【山頂部調査】雲月山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Moraceae クワ科
Morus australis ヤマグワ
【全域調査】千町原
- Urticaceae イラクサ科
Boehmeria gracilis クサコアカソ
【全域調査】雲月山, 千町原
【山頂部調査】岩倉山, 掛頭山, 臥龍山
Boehmeria japonica var. *longispica* ヤブマオ
【全域調査】雲月山
Laportea bulbifera ムカゴイラクサ
【山頂部調査】臥龍山
Laportea cuspidata ミヤマイラクサ
【山頂部調査】臥龍山
Pilea pumila アオミズ 湿地生
【全域調査】千町原
- Cucurbitaceae ウリ科
Gynostemma pentaphyllum アマチャヅル
【山頂部調査】臥龍山
- Fagaceae ブナ科
Castanea crenata クリ
【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
Fagus crenata ブナ
【全域調査】深入山
【山頂部調査】大佐山, 臥龍山
Quercus acutissima クヌギ 湿地生
【全域調査】深入山, 雲月山
【山頂部調査】大潰山
Quercus crispula ミズナラ
【全域調査】深入山, 千町原
【山頂部調査】深入山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
Quercus dentata カシワ
【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 掛頭山, 大潰山
Quercus serrata コナラ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 雲月山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Quercus variabilis アベマキ

【全域調査】 深入山

Juglandaceae クルミ科

Platycarya strobilacea ノグルミ

【全域調査】 雲月山

Pterocarya rhoifolia サワグルミ

【山頂部調査】 臥龍山

Betulaceae カバノキ科

Alnus hirsuta var. *hirsuta* ケヤマハンノキ

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 雲月山, 大潰山

Alnus hirsuta var. *sibirica* ヤマハンノキ

【全域調査】 千町原

Alnus japonica ハンノキ 湿地生

【全域調査】 千町原

Alnus sieboldiana オオバヤシャブシ

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山

Betula grossa ミズメ

【全域調査】 深入山

【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 聖山

Betula platyphylla var. *japonica* シラカンバ 湿地生

【全域調査】 千町原

Carpinus japonica クマシデ

【全域調査】 深入山

【山頂部調査】 雲月山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Carpinus laxiflora アカシデ 湿地生

【全域調査】 千町原

【山頂部調査】 岩倉山, 大潰山

Carpinus tschonoskii イヌシデ

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Corylus sieboldiana var. *sieboldiana* ツノハシバミ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Ostrya japonica アサダ 湿地生

【全域調査】 雲月山

Celastraceae ニシキギ科

Celastrus orbiculatus var. *orbiculatus* ツルウメモドキ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Euonymus alatus var. *alatus* f. *striatus* コマユミ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Euonymus fortunei ツルマサキ

【山頂部調査】 臥龍山

Euonymus lanceolatus ムラサキマユミ

【全域調査】 雲月山

Euonymus oxyphyllus var. *oxyphyllus* ツリバナ

【山頂部調査】 聖山

Euonymus sieboldianus マユミ

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 臥龍山

Parnassia foliosa var. *foliosa* シラヒゲソウ 湿地生

【全域調査】 深入山, 雲月山

Parnassia palustris var. *palustris* ウメバチソウ 草原生, 湿地生

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 深入山, 雲月山

Oxalidaceae カタバミ科

Oxalis dillenii オッタチカタバミ 外来種

【全域調査】 雲月山

Oxalis griffithii ミヤマカタバミ

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 大佐山, 臥龍山

Oxalis stricta エゾタチカタバミ 草原生

【全域調査】 深入山, 千町原

【山頂部調査】 掛頭山, 臥龍山

Euphorbiaceae トウダイグサ科

Euphorbia sieboldiana ナツトウダイ

【全域調査】 千町原

Hypericaceae オトギリソウ科

Hypericum ascyron subsp. *ascyron* var. *ascyron* トモエソウ 草原生

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 掛頭山

Hypericum erectum オトギリソウ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Hypericum laxum コケオトギリ 草原生, 湿地生

【全域調査】千町原

Hypericum pseudopetiolatum サワオトギリ 湿地生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】大潰山, 臥龍山

Violaceae スミレ科

Viola chaerophylloides var. *sieboldiana* ヒゴスミレ 草原生

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山

Viola eizanensis エイザンスミレ

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山

Viola grypoceras var. *exilis* コタチツボスミレ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】岩倉山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Viola grypoceras var. *grypoceras* タチツボスミレ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】掛頭山, 大佐山, 大潰山, 臥龍山

Viola hirtipes f. *rhodovenia* チシオスミレ 草原生

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】岩倉山

Viola hondoensis アオイスミレ

【全域調査】千町原

Viola kusanoana オオタチツボスミレ

【全域調査】雲月山, 千町原

【山頂部調査】雲月山, 掛頭山, 大潰山, 臥龍山

Viola mandshurica スミレ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山

Viola obtusa ニオイタチツボスミレ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 大佐山, 大潰山

Viola ovato-oblonga ナガバタチツボスミレ

【全域調査】深入山, 雲月山

Viola phalacrocarpa アカネスミレ

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】岩倉山

Viola phalacrocarpa f. *glaberrima* オカスミレ

【全域調査】雲月山

Viola rossii アケボノスミレ 草原生

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】大潰山

Viola sieboldii フモトスミレ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Viola vaginata スミレサイシン

【全域調査】 千町原

【山頂部調査】 掛頭山, 大佐山, 臥龍山

Viola verecunda ツボスミレ 湿地生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 雲月山, 掛頭山, 聖山

Viola verecunda var. *semilunaris* アギスミレ 湿地生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 聖山

Viola violacea var. *violacea* シハイスミレ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山

Salicaceae ヤナギ科

Populus tremula var. *sieboldii* ヤマナラシ

【全域調査】 深入山, 千町原

Salix gracilistyla ネコヤナギ 湿地生

【全域調査】 雲月山, 千町原

Salix sieboldiana ヤマヤナギ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Salix udensis オノエヤナギ 湿地生

【全域調査】 千町原

Salix vulpina subsp. *alopochroa* サイコクキツネヤナギ

【全域調査】 深入山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山

Brassicaceae アブラナ科

Barbarea vulgaris ハルザキヤマガラシ 外来種

【全域調査】 千町原

Cardamine regeliana オオバタネツケバナ 湿地生

【全域調査】 千町原

Cardamine scutata タネツケバナ 湿地生

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 掛頭山

Rorippa indica イヌガラシ 草原生

【全域調査】 千町原

Anacardiaceae ウルシ科

Rhus javanica var. *chinensis* ヌルデ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大瀆山

Toxicodendron orientale ツタウルシ

【全域調査】 深入山, 千町原

【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大瀆山, 聖山, 臥龍山

Toxicodendron trichocarpum ヤマウルシ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大瀆山, 聖山

Sapindaceae ムクロジ科

Acer amoenum オオモミジ

【山頂部調査】 大瀆山

Acer crataegifolium ウリカエデ

【全域調査】 雲月山

【山頂部調査】 雲月山, 大瀆山

Acer ginnala var. *aidzuense* カラコギカエデ 湿地生

【全域調査】 雲月山, 千町原

Acer japonicum ハウチワカエデ

【山頂部調査】 掛頭山, 大佐山

Acer palmatum イロハモミジ

【山頂部調査】 大佐山

Acer pictum イタヤカエデ

【全域調査】 雲月山

【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大瀆山, 聖山, 臥龍山

Acer rufinerve ウリハダカエデ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大瀆山, 聖山, 臥龍山

Acer shirasawanum オオイタヤメイゲツ

【山頂部調査】 臥龍山

Acer sieboldianum コハウチワカエデ

【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大瀆山, 聖山

Aesculus turbinata トチノキ

【山頂部調査】 聖山, 臥龍山

Rutaceae ミカン科

Phellodendron amurense キハダ

【全域調査】 千町原

【山頂部調査】 大佐山

Skimmia japonica var. *intermedia* f. *repens* ツルシキミ

【山頂部調査】 雲月山, 大佐山, 大瀆山, 臥龍山

Zanthoxylum ailanthoides カラスザンショウ

【全域調査】 雲月山, 千町原

Zanthoxylum schinifolium イヌザンショウ

【全域調査】雲月山, 千町原

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大潰山

Santalaceae ビャクダン科

Thesium chinense カナビキソウ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

Viscum album subsp. *coloratum* ヤドリギ

【全域調査】深入山, 千町原

Polygonaceae タデ科

Fallopia japonica var. *japonica* イタドリ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 雲月山, 掛頭山, 聖山, 臥龍山

Persicaria debilis ミヤマタニソバ

【山頂部調査】臥龍山

Persicaria lapathifolia var. *lapathifolia* オオイヌタデ

【全域調査】深入山, 千町原

Persicaria longiseta イヌタデ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 聖山, 臥龍山

Persicaria maculosa subsp. *hirticaulis* var. *pubescens* ハルタデ 湿地生

【全域調査】千町原

【山頂部調査】深入山

Persicaria muricata ヤノネグサ 湿地生

【全域調査】千町原

Persicaria nepalensis タニソバ 湿地生

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】聖山, 臥龍山

Persicaria perfoliata イシミカワ 湿地生

【全域調査】千町原

Persicaria posumbu ハナタデ

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】大潰山

Persicaria sagittata var. *sibirica* ウナギツカミ 湿地生

【全域調査】雲月山, 千町原

Persicaria thunbergii ミゾソバ 湿地生

【全域調査】千町原

【山頂部調査】臥龍山

Persicaria viscofera var. *viscofera* ネバリタデ

【全域調査】深入山

【山頂部調査】深入山

Rumex acetosa スイバ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

Rumex acetosella subsp. *pyrenaicus* ヒメスイバ 草原生, 外来種

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 臥龍山

Rumex conglomeratus アレチギシギシ 外来種

【全域調査】 雲月山

Rumex obtusifolius エゾノギシギシ 草原生, 外来種

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 掛頭山, 臥龍山

Droseraceae モウセンゴケ科

Drosera rotundifolia モウセンゴケ 湿地生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

Caryophyllaceae ナデシコ科

Cerastium fontanum subsp. *vulgare* var. *angustifolium* ミミナグサ

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 雲月山

Cerastium glomeratum オランダミミナグサ 外来種

【全域調査】 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 掛頭山

Dianthus superbus var. *longicalycinus* カワラナデシコ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 大佐山, 大潰山

Sagina japonica ツメクサ

【全域調査】 雲月山

Silene firma フシグロ

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 深入山

Silene miqueliana フシグロセンノウ

【全域調査】 雲月山

【山頂部調査】 深入山

Stellaria aquatica ウシハコベ

【全域調査】 雲月山, 千町原

Stellaria diversiflora サワハコベ 湿地生

【山頂部調査】 雲月山, 大佐山, 聖山, 臥龍山

Stellaria media コハコベ

【全域調査】 雲月山

Stellaria neglecta ミドリハコベ

【全域調査】 雲月山

Stellaria uliginosa var. *undulata* ノミノフスマ

【全域調査】雲月山, 千町原

Cornaceae ミズキ科

Alangium platanifolium var. *trilobatum* ウリノキ

【山頂部調査】聖山

Cornus controversa ミズキ 湿地生

【全域調査】雲月山, 千町原

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Cornus kousa subsp. *kousa* ヤマボウシ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Cornus macrophylla クマノミズキ

【全域調査】雲月山

Hydrangeaceae アジサイ科

Cardiandra alternifolia クサアジサイ

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】岩倉山

Deutzia crenata ウツギ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Hydrangea hirta コアジサイ

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 大潰山

Hydrangea paniculata ノリウツギ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】掛頭山, 聖山, 臥龍山

Hydrangea petiolaris ツルアジサイ

【全域調査】千町原

【山頂部調査】掛頭山, 聖山, 臥龍山

Hydrangea serrata var. *serrata* ヤマアジサイ 湿地生

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】聖山, 臥龍山

Schizophragma hydrangeoides イワガラミ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Balsaminaceae ツリフネソウ科

Impatiens textorii ツリフネソウ 湿地生

【全域調査】雲月山, 千町原

Ternstroemiaceae モッコク科

Eurya japonica var. *japonica* ヒサカキ

【全域調査】深入山, 雲月山

- 【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 大潰山, 聖山
- Ebenaceae カキノキ科
- Diospyros kaki* カキノキ
- 【全域調査】深入山
- 【山頂部調査】雲月山
- Primulaceae サクラソウ科
- Ardisia japonica* ヤブコウジ
- 【山頂部調査】雲月山
- Lysimachia clethroides* オカトラノオ 草原生
- 【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
- 【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山
- Lysimachia fortunei* ヌマトラノオ 湿地生
- 【全域調査】千町原
- Lysimachia japonica* コナスビ 草原生
- 【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
- 【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
- Lysimachia vulgaris* var. *davurica* クサレダマ 湿地生
- 【全域調査】深入山, 千町原
- 【山頂部調査】掛頭山
- Theaceae ツバキ科
- Stewartia pseudocamellia* ナツツバキ
- 【全域調査】雲月山, 千町原
- 【山頂部調査】聖山, 臥龍山
- Symplocaceae ハイノキ科
- Symplocos coreana* タンナサワフタギ
- 【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
- 【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Symplocos kuroki* クロキ
- 【山頂部調査】雲月山
- Symplocos sawafutagi* サワフタギ 草原生
- 【全域調査】雲月山, 千町原
- 【山頂部調査】掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Diapensiaceae イワウメ科
- Schizocodon soldanelloides* var. *magnus* オオイワカガミ
- 【全域調査】深入山, 雲月山
- 【山頂部調査】深入山
- Styracaceae エゴノキ科
- Styrax japonica* エゴノキ
- 【全域調査】深入山, 雲月山
- 【山頂部調査】雲月山, 掛頭山, 大潰山, 臥龍山

Styrax obassia ハクウンボク

【山頂部調査】掛頭山

Actinidiaceae マタタビ科

Actinidia arguta サルナシ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】岩倉山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Actinidia polygama マタタビ

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】岩倉山, 掛頭山, 大潰山

Clethraceae リョウブ科

Clethra barbinervis リョウブ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Ericaceae ツツジ科

Chimaphila japonica ウメガサソウ

【全域調査】深入山

Elliottia paniculata ホツツジ

【全域調査】深入山

Gaultheria adenostrix アカモノ

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】掛頭山, 大佐山, 聖山

Lyonia ovalifolia var. *elliptica* ネジキ

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】雲月山, 掛頭山, 大潰山, 聖山

Monotropa uniflora ギンリョウソウモドキ

【全域調査】深入山

Monotropastrum humile ギンリョウソウ

【山頂部調査】掛頭山, 聖山

Pieris japonica subsp. *japonica* アセビ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山

Pyrola japonica イチヤクソウ

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】雲月山

Rhododendron benhallii ツリガネツツジ 湿地生

【山頂部調査】雲月山, 大佐山

Rhododendron kaempferi var. *kaempferi* ヤマツツジ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山

Rhododendron lagopus var. *lagopus* ダイセンミツバツツジ

- 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大潰山
Rhododendron molle subsp. *japonicum* レンゲツツジ 草原生, 湿地生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
Rhododendron reticulatum コバノミツバツツジ
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 大佐山
Rhododendron ripense キシツツジ (広島県: 要注意種)
 【山頂部調査】 大潰山
Vaccinium ciliatum アラゲナツハゼ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
Vaccinium hirtum var. *pubescens* ウスノキ
 【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大佐山
Vaccinium japonicum アクシバ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
Vaccinium oldhamii ナツハゼ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山
Vaccinium smallii var. *glabrum* スノキ
 【全域調査】 雲月山, 千町原
 Icacinaceae クロタキカズラ科
Hosiea japonica クロタキカズラ
 【山頂部調査】 臥龍山
 Rubiaceae アカネ科
Galium japonicum クルマムグラ
 【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大潰山
Galium kikumugura キクムグラ
 【全域調査】 雲月山
Galium pseudoasprellum オオバノヤエムグラ 草原生
 【全域調査】 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 雲月山
Galium spurium var. *echinospermon* ヤエムグラ 草原生
 【全域調査】 雲月山
Galium trachyspermum ヨツバムグラ 草原生
 【全域調査】 雲月山
 【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山
Galium trifidum subsp. *columbianum* ホソバノヨツバムグラ 湿地生

【全域調査】千町原

Galium trifloriforme オククルマムグラ

【全域調査】雲月山, 千町原

【山頂部調査】大潰山

Mitchella undulata ツルアリドオシ

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】大佐山, 大潰山

Paederia foetida ヘクソカズラ 草原生

【全域調査】雲月山

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 大潰山

Rubia argyi アカネ

【全域調査】雲月山

Gentianaceae リンドウ科

Gentiana scabra var. *buergeri* リンドウ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 大佐山, 大潰山

Gentiana zollingeri フデリンドウ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山

Swertia bimaculata アケボノソウ 湿地生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

Swertia japonica センブリ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 大潰山

Swertia pseudochinensis ムラサキセンブリ

草原生 (環境省: 準絶滅危惧, 広島県: 絶滅危惧 II 類)

【全域調査】深入山, 雲月山

Tripterospermum japonicum ツルリンドウ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Apocynaceae キョウチクトウ科

Vincetoxicum atratum フナバラソウ

草原生 (環境省: 絶滅危惧 II 類, 広島県: 準絶滅危惧)

【全域調査】雲月山

Vincetoxicum pycnostelma スズサイコ

草原生 (環境省: 準絶滅危惧, 広島県: 準絶滅危惧)

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】岩倉山

Boraginaceae ムラサキ科

Symphytum x uplandicum コンフリー 外来種

【全域調査】千町原

- Trigonotis brevipes* ミズタバコ 湿地生
 【全域調査】 雲月山
- Convolvulaceae ヒルガオ科
- Calystegia pubescens* ヒルガオ 草原生
 【全域調査】 千町原
- Solanaceae ナス科
- Solanum megacarpum* オオマルバノホロシ 湿地生
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山
- Oleaceae モクセイ科
- Fraxinus lanuginosa* f. *serrata* アオダモ
 【全域調査】 深入山
 【山頂部調査】 聖山, 臥龍山
- Fraxinus sieboldiana* マルバアオダモ
 【山頂部調査】 大佐山, 聖山
- Ligustrum obtusifolium* イボタノキ 湿地生
 【全域調査】 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山, 臥龍山
- Ligustrum tschonoskii* ミヤマイボタ
 【全域調査】 雲月山
 【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Plantaginaceae オオバコ科
- Plantago asiatica* オオバコ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Plantago lanceolata* ヘラオオバコ 草原生, 外来種
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山
- Veronica arvensis* タチイヌノフグリ 外来種
 【全域調査】 雲月山, 千町原
- Lamiaceae シソ科
- Ajuga decumbens* キランソウ 草原生
 【全域調査】 雲月山, 千町原
- Ajuga yesoensis* ニシキゴロモ
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 掛頭山, 大佐山
- Callicarpa mollis* ヤブムラサキ
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 雲月山
- Clinopodium chinense* subsp. *grandiflorum* クルマバナ 草原生

- 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山
Clinopodium gracile トウバナ
 【全域調査】 千町原
Clinopodium micranthum var. *micranthum* イヌトウバナ
 【全域調査】 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山, 臥龍山
Elsholtzia ciliata ナギナタコウジュ
 【山頂部調査】 臥龍山
Glechoma hederacea subsp. *grandis* カキドオシ 草原生
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山
Isodon inflexus ヤマハッカ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 岩倉山, 大潰山
Isodon longitubus アキチョウジ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 岩倉山, 掛頭山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
Lycopus maackianus ヒメシロネ 湿地生
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山, 大潰山
Lycopus uniflorus エゾシロネ 湿地生
 【全域調査】 深入山, 千町原
 【山頂部調査】 臥龍山
Prunella vulgaris subsp. *asiatica* ウツボグサ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 聖山
Salvia japonica アキノタムラソウ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 大佐山, 大潰山
Salvia nipponica キバナアキギリ 湿地生
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 岩倉山
Scutellaria dependens ヒメナミキ 湿地生
 【全域調査】 千町原
Scutellaria indica タツナミソウ 草原生
 【山頂部調査】 岩倉山
 Mazaceae サギゴケ科
Mazus miquelii サギゴケ 湿地生
 【全域調査】 千町原

- 【山頂部調査】掛頭山
Mazus pumilus トキワハゼ 草原生
 【全域調査】雲月山
- Orobanchaceae ハマウツボ科
Aeginetia sinensis オオナンバンギセル 草原生
 【全域調査】深入山, 雲月山
 【山頂部調査】岩倉山
- Euphrasia multifolia* ツクシゴメグサ
 草原生 (環境省: 絶滅危惧 IB 類, 広島県: 絶滅危惧 II 類)
 【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】深入山
- Melampyrum laxum* var. *laxum* シコクママコナ
 【全域調査】雲月山
- Melampyrum laxum* var. *laxum* f. *edentatum* ミヤジマママコナ
 【全域調査】深入山, 千町原
- Melampyrum roseum* var. *japonicum* ママコナ
 【全域調査】深入山, 千町原
 【山頂部調査】深入山, 雲月山, 大潰山
- Melampyrum roseum* var. *roseum* ツシマママコナ
 【全域調査】雲月山, 千町原
- Pedicularis resupinata* subsp. *oppositifolia* シオガマギク 草原生
 【全域調査】深入山, 雲月山
- Siphonostegia chinensis* ヒキヨモギ 草原生
 【全域調査】深入山
- Lentibulariaceae タヌキモ科
Utricularia uliginosa ムラサキミミカキグサ
 湿地生 (環境省: 準絶滅危惧, 広島県: 絶滅危惧 II 類)
 【全域調査】深入山, 千町原
- Verbenaceae クマツヅラ科
Verbena urticifolia ハナガサモドキ
 【全域調査】千町原
- Aquifoliaceae モチノキ科
Ilex crenata var. *crenata* イヌツゲ 草原生
 【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Ilex geniculata* フウリンウメモドキ
 【山頂部調査】掛頭山, 大佐山, 臥龍山
- Ilex macropoda* アオハダ
 【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 聖山, 臥龍山
- Ilex pedunculosa* ソヨゴ

【全域調査】 深入山, 千町原

【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山

Ilex serrata ウメモドキ 湿地生

【全域調査】 雲月山

Ilex serrata f. *argutidens* イヌウメモドキ 湿地生

【全域調査】 千町原

Campanulaceae キキョウ科

Adenophora triphylla var. *japonica* ツリガネニンジン 草原生

【全域調査】 深入山

【山頂部調査】 深入山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山

Adenophora triphylla var. *triphylla* サイヨウシャジン 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 大佐山

Codonopsis lanceolata ツルニンジン

【全域調査】 深入山

【山頂部調査】 雲月山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Peracarpa carnos タニギキョウ

【山頂部調査】 掛頭山, 聖山, 臥龍山

Platycodon grandiflorus キキョウ 草原生 (環境省: 絶滅危惧 II 類)

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 大潰山

Asteraceae キク科

Achillea millefolium セイヨウノコギリソウ 草原生, 外来種

【全域調査】 雲月山, 千町原

Artemisia indica var. *maximowiczii* ヨモギ

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 聖山, 臥龍山

Artemisia japonica オトコヨモギ 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山

Aster ageratoides var. *ageratoides* シロヨメナ

【全域調査】 深入山

Aster glehnii var. *hondoensis* ゴマナ 草原生, 湿地生

【全域調査】 深入山, 千町原

Aster microcephalus var. *ovatus* ノコンギク 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】 岩倉山

Aster scaber シラヤマギク 草原生

【全域調査】 深入山, 雲月山

【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 大潰山

- Aster semiamplexicaulis* ヤマシロギク
 【山頂部調査】 聖山, 臥龍山
- Aster yomena* ヨメナ 湿地生
 【全域調査】 千町原
- Attractylodes ovata* オケラ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 大潰山
- Bidens frondosa* アメリカセンダングサ 湿地生, 外来種
 【全域調査】 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山, 大潰山, 臥龍山
- Carpesium divaricatum* var. *divaricatum* ガンクビソウ
 【山頂部調査】 臥龍山
- Carpesium glossophyllum* サジガンクビソウ
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 大潰山
- Chrysanthemum makinoi* リュウノウギク
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 岩倉山
- Cirsium arvense* セイヨウトゲアザミ 外来種
 【全域調査】 千町原
- Cirsium dipsacolepis* モリアザミ 草原生 (広島県: 準絶滅危惧)
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 岩倉山
- Cirsium indefensum* トゲナシアザミ
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山, 大潰山, 臥龍山
- Cirsium japonicum* ノアザミ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
- Cirsium nipponicum* var. *yoshinoi* ヨシノアザミ
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 岩倉山
- Cirsium sieboldii* キセルアザミ 湿地生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
- Crepidiastrum denticulatum* ヤクシソウ
 【全域調査】 雲月山
- Erechtites hieraciifolius* ダンドボロギク 外来種
 【全域調査】 雲月山
- Erigeron annuus* ヒメジョオン 外来種
 【全域調査】 雲月山, 千町原

- 【山頂部調査】掛頭山
Erigeron philadelphicus ハルジオン 外来種
 【全域調査】雲月山
- Erigeron strigosus* ヘラバヒメジョオン 外来種
 【全域調査】千町原
- Euchiton japonicus* チチコグサ 草原生
 【全域調査】千町原
 【山頂部調査】岩倉山
- Eupatorium glehnii* ヨツバヒヨドリ 湿地生
 【全域調査】深入山
 【山頂部調査】掛頭山, 大潰山
- Eupatorium lindleyanum* var. *lindleyanum* サワヒヨドリ 草原生, 湿地生
 【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 掛頭山
- Eupatorium makinoi* ヒヨドリバナ
 【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】掛頭山, 大佐山, 大潰山
- Hieracium umbellatum* ヤナギタンポポ 草原生, 湿地生
 【全域調査】深入山
- Hypochaeris radicata* ブタナ 草原生, 外来種
 【全域調査】深入山, 千町原
 【山頂部調査】深入山, 大佐山
- Inula salicina* var. *asiatica* カセンソウ 草原生, 湿地生
 【全域調査】深入山
- Ixeridium dentatum* subsp. *dentatum* ニガナ 草原生, 湿地生
 【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
- Ixeridium dentatum* subsp. *nipponicum* var. *albiflorum* f. *amplifolium* ハナニガナ
 【全域調査】深入山, 千町原
 【山頂部調査】掛頭山
- Ixeris stolonifera* イワニガナ
 【全域調査】千町原
 【山頂部調査】掛頭山
- Lactuca indica* アキノノゲシ 草原生
 【全域調査】雲月山, 千町原
- Leibnitzia anandria* センボンヤリ 草原生
 【全域調査】深入山, 雲月山
 【山頂部調査】深入山
- Leucanthemum vulgare* フランスギク 外来種
 【山頂部調査】掛頭山

- Ligularia fischeri* オタカラコウ 湿地生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
- Ligularia japonica* ハンカイソウ 湿地生
 【全域調査】 千町原
- Petasites japonicus* フキ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 掛頭山
- Picris hieracioides* subsp. *japonica* コウゾリナ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 掛頭山, 大佐山
- Pseudognaphalium affine* ハハコグサ
 【全域調査】 雲月山, 千町原
- Pterocypsela elata* ヤマニガナ 草原生
 【全域調査】 雲月山
- Rudbeckia laciniata* オオハンゴンソウ 草原生, 外来種
 【全域調査】 千町原
- Saussurea gracilis* ホクチアザミ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大瀆山
- Saussurea maximowiczii* ミヤコアザミ 草原生
 【全域調査】 千町原
- Saussurea pulchella* ヒメヒゴタイ
 草原生 (環境省: 絶滅危惧II類, 広島県: 絶滅危惧II類)
 【全域調査】 深入山
- Serratula coronata* subsp. *insularis* タムラソウ 草原生, 湿地生
 【全域調査】 深入山, 千町原
- Solidago altissima* セイタカアワダチソウ 外来種
 【全域調査】 千町原
- Solidago virgaurea* subsp. *asiatica* アキノキリンソウ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大瀆山, 聖山
- Sonchus oleraceus* ノゲシ
 【全域調査】 深入山
 【山頂部調査】 掛頭山, 大佐山
- Syneilesis palmata* ヤブレガサ
 【全域調査】 深入山
- Synurus excelsus* ハバヤマボクチ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 深入山, 岩倉山
- Synurus palmatopinnatifidus* var. *palmatopinnatifidus* キクバヤマボクチ 草原生

- 【全域調査】 深入山
Synurus pungens オヤマボクチ 草原生
 【全域調査】 深入山, 雲月山
Taraxacum officinale セイヨウタンポポ 草原生, 外来種
 【全域調査】 深入山, 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山
Tephroseris pierotii サワオグルマ 湿地生
 【全域調査】 千町原
Youngia japonica オニタビラコ
 【山頂部調査】 掛頭山
 Adoxaceae レンブクソウ科
Sambucus racemosa subsp. *sieboldiana* ニワトコ
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 臥龍山
Viburnum dilatatum ガマズミ
 【全域調査】 千町原
 【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 大佐山, 大潰山
Viburnum erosum コバノガマズミ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 雲月山, 大佐山, 大潰山
Viburnum furcatum オオカメノキ
 【全域調査】 深入山, 雲月山
 【山頂部調査】 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
Viburnum opulus var. *sargentii* カンボク 湿地生
 【全域調査】 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 掛頭山, 大潰山, 臥龍山
Viburnum phlebotrichum オトコヨウゾメ
 【全域調査】 雲月山
 【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山
Viburnum plicatum var. *tomentosum* ヤブデマリ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 岩倉山, 大潰山, 聖山, 臥龍山
Viburnum sieboldii ゴマキ 湿地生
 【全域調査】 雲月山
Viburnum wrightii ミヤマガマズミ
 【全域調査】 深入山, 雲月山, 千町原
 【山頂部調査】 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山
 Caprifoliaceae スイカズラ科
Abelia serrata コツクバネウツギ
 【全域調査】 雲月山

【山頂部調査】雲月山

Lonicera gracilipes var. *gracilipes* ヤマウグイスカグラ

【全域調査】千町原

【山頂部調査】大潰山

Lonicera japonica スイカズラ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

Patrinia scabiosifolia オミナエシ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山

Patrinia villosa オトコエシ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山

Scabiosa japonica マツムシソウ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 雲月山

Araliaceae ウコギ科

Aralia cordata ウド

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 聖山

Aralia elata タラノキ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】雲月山, 大佐山, 大潰山, 聖山, 臥龍山

Chengiopanax sciadophylloides コシアブラ

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 大潰山, 聖山

Eleutherococcus spinosus var. *japonicus* オカウコギ

【全域調査】千町原

Hydrocotyle ramiflora オオチドメ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山, 千町原

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大佐山, 聖山

Kalopanax septemlobus ハリギリ

【全域調査】深入山, 千町原

【山頂部調査】掛頭山, 大佐山, 聖山

Panax japonicus トチバニンジン

【山頂部調査】臥龍山

Apiaceae セリ科

Angelica decursiva ノダケ 草原生

【全域調査】深入山, 雲月山

【山頂部調査】深入山, 岩倉山, 雲月山, 掛頭山, 大潰山

Angelica pubescens シシウド 草原生

【全域調査】深入山, 千町原

【山頂部調査】 聖山, 臥龍山

Cryptotaenia canadensis subsp. *japonica* ミツバ

【全域調査】 千町原

Peucedanum terebinthaceum カワラボウフウ 草原生

【全域調査】 深入山

Sanicula chinensis ウマノミツバ

【全域調査】 深入山