

秋田県男鹿半島寒風山における草原植生の変化

増井太樹¹⁾ 澤田佳宏²⁾ 津田 智¹⁾

Changes in grassland vegetation in Mt. Kanpu, Oga Peninsula of the Akita Prefecture.

Taiki MASUI¹⁾, Yoshihiro SAWADA²⁾, Satoshi TSUDA¹⁾

【Abstract】

We examined the transition in the grassland areas and vegetation changes over time based on land use types and management in the grasslands of Kanpu-zan, Oga Peninsula, Akita Prefecture. Farmers harvested to utilize grassland resources until the 1960's in Kanpu-zan. In the 1970's, grassland utilization gradually declined, and it has become an area for tourism. The grassland area in Kanpu-zan changed along with this transformation in usage. The grassland in our study area was 319 ha in 1975, but it had decreased to 138 ha by 2014. This result shows that extensive grassland management had ceased.

We conducted vegetation surveys in three types of areas to clarify vegetation changes because of the abandonment of grassland management. We had two types of management areas: high frequency, where mowing occurred more than twice a year, and low frequency, where mowing occurred once a year or only once over several years. The last type was areas where grassland management had been abandoned.

Our results showed that the vegetation varied depending on the management frequency. Indicator species that continuously appeared in management areas were grassland plants, and the frequency of occurrence of these plants declined in the abandonment area. In particular, the frequency of occurrence of endangered species, including *Erigeron thunbergii* A. Gray subsp. *Thunbergii*, *Aeginetia sinensis* G. Beck, and *Vincetoxicum pycnostelma* Kitag., was greatly diminished. However, grasslands were conserved in the abandoned management area, and did not transition into forest. Nonetheless, although it remained a grassland, it did not preserve high species diversity because the vegetation was altered, and grassland species were reduced or absent. In summary, when grassland management frequency and area is reduced, it is predicted that the grassland species that characteristically inhabit the Kanpu-zan may become extinct. Therefore, to maintain abundant grassland ecosystems in Kanpu-zan, it is necessary to initiate and continue new management methods that are not dependent on the policy of local governments, and grassland management should continue.

Key word: semi-natural grassland, grassland management, endangered species, indicator species

1) 岐阜大学 流域圏科学研究センター

2) 兵庫県立淡路景観園芸学校／兵庫県立大学大学院緑環境景観マネジメント研究科

1) River Basin Research Center, Gifu University,

2) Awaji Landscape Planning and Horticulture Academy / Graduate School of Landscape Design and Management, University of Hyogo

1. はじめに

秋田県の男鹿半島は、日本における絶滅危惧種（維管束植物）の効率的な保全が期待できる生物多様性保全上重要な場所である（角谷ほか，2014）。男鹿半島の中央部にある寒風山は男鹿国定公園に含まれ、その優れた草原景観は国定公園の指定要件のひとつになっている（環境庁，1973）。この草原にはオキナグサやアズマギクをはじめとした草原生の絶滅危惧植物が多く生育している。

かつて寒風山では草資源を利用するために地域住民が草刈りをしてきたとの記録があるが（吉田，1938），現在では草資源の利用はなく，主に秋田県や男鹿市によって草原景観を維持するために草刈り等の草原管理が行われている。ただし，寒風山の草原管理の目的が変化した年代についてははっきりしない。全国的には，草原は1960年代までは家畜飼料・堆肥・茅草材料を得る場として重要であったが，1960年代以降は急速にその経済的価値が失われ，放棄されて植生遷移が進行したり他の土地利用に転用されたりして，草原面積が減少した（大窪・土田，1998）。秋田県の草原も現在では1960年比18%にまで減少しており（農林水産省，2016），県内で比較的面積の大きい草原がみられるのは，寒風山や一部の牧草地・スキー場等に限定されている（秋田県，2014）。寒風山でも草原が放棄されて藪化した場所が目立ち，草原面積は以前よりも縮小していると思われる。ただし，過去にどのくらいの草原の拡がりがあり，それがどの程度縮小したのかははっきりとした記録がない。また，寒風山で草原が放棄され遷移が進行したときに，どのような種組成の変化が起きるのかは明らかにされていない。これらは寒風山の草原の保全対策を検討する上で必須の項目である。

そこで本研究では，寒風山の草原管理の在り方がいつどのように変化したか，また，草原管理が広く行われていた頃と現在で草原の範囲や面積がどの程度変わったかを明らかにするために，文献調査，聞き取り調査，および過去と現在の航空写真の判読を行った。また，管理放棄後に草原の種組成がどのように変化するかを把握するため，管理が継続している場所と放棄された場所で植生調査を行った。

2. 調査地

秋田県男鹿半島の寒風山（標高355m）を調査地とした（図1）。寒風山の山頂一帯では，現在でも秋田県・男鹿市・観光業者等によって草刈りが実施され，草原が維持されている。また2003年から2015年までの期間に男鹿市によって部分的な火入れが4回行われたが，2016年以降は，火入れを中止する方針が同市より出されている（男鹿市，2016）。

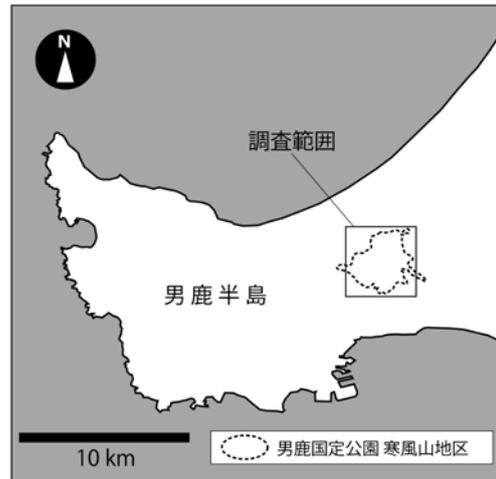


図1 調査地位置

3. 調査および解析方法

3.1 草原管理の変化

過去から現在までの草原の管理状況を把握するため，文献調査および聞き取り調査を実施した。文献調査は，秋田県の地方紙「秋田魁新報」の過去記事（1960年以降）を対象とし，秋田県立図書館の見出し検索によって寒風山の草原管理に関する記事を抽出した。また，寒風山の草原に関する記載がある地方誌や植生誌等の資料も調べた。聞き取り調査は2004年3月に秋田県職員1名（男性，調査当時30～40代），男鹿市職員1名（男性，調査当時60代），寒風山の売店・寒風山食堂に勤める地域住民2名（女性，調査当時50～60代）を対象としてインタビューを行い，過去および現在の寒風山の草原管理について尋ねた。

3.2 草原の分布と面積の変化

過去と現在の草原の範囲および面積を把握するため，1975年11月4日に撮影された国土交通省の空中写真（撮影縮尺1/8000）と2014年に撮影された衛星画像（地上分解能1m，ESRI社ArcGIS online ベースマップ）を用いて植生の判読を行った。航空写真が撮られた1975年は，草原の放棄・縮小が始まった時期である（前述の聞き取り調査より）。この時期の航空写真では，遷移の進行による藪化が進み始めている場所と管理が継続している草原の区別が付きにくい場合があったが，樹木の侵入が認められる箇所は管理放棄地とみなして草原範囲から除外した。植林地や広葉樹林に囲まれた小さな草原パッチも草原範囲から除外した。それ以外の連続的な草原を草原の範囲とした。2014年の衛星画像では森林と草原の境界はおおむね容易に判読できたが，一部の不明瞭な箇所は現地踏査で確認して補完した。各年代の草原面積の算出にはArcMap10.3.1（ESRI社）を用いた。

3.3 管理継続地と管理放棄地の種組成の比較

管理放棄後の草原の種組成の変化を推測するため、草原管理の継続している場所と管理が放棄された場所とで植生調査を行い種組成を比較した。管理が継続している場所は、1975年の航空写真で草原と判定された場所のうち、現在でも草原管理が継続している場所を選定し、現在の管理の頻度に応じて「高頻度攪乱型(年2~3回草刈り)」と「低頻度攪乱型(年1回草刈り)」に細分した。これらの場所では、草刈り以外に、2003年以降に、数年に一度の頻度で火入れが行われている。管理が放棄された場所は、1975年の航空写真で草原と判定された場所のうち、現在は管理されておらず、聞き取りなどによって少なくとも10年以上放棄されている場所を選定した。こうした場所ではタニウツギなどの低木が散在するなど藪化した植分もあったが、低木の間隙の草本優占パッチで調査を行った。調査地を図2に示す。調査地点数は高頻度管理型が22地点、低頻度管理型が22地点、管理放棄が24地点となった。調査では、2×2mのコドラートを設置して、群落高、植被率、および出現した植物の種名と被度を記録した。被度1%未満の出現種の被度は0.1%として記録した。

植生調査で得られた被度データをもとに、統計解析ソフト R 3.1.2 (R Core Team, 2014) パッケージ vegan (Oksanen et al., 2015) の関数 diversity を用いて Shannon-Wiener

の H' を求めた。また、高頻度攪乱型、低頻度攪乱型、管理放棄のそれぞれの平均群落高、植被率、出現種数、多様度指数についてチューキーの HSD 検定を行った ($p < 0.05$)。管理の方法による種組成の違いを検証するために関数 metaMDS を用いて非計量多次元尺度法 (Non-metric Multidimensional Scaling 以下、NMDS) による序列化を行った。各コドラートの種ごとの被度データを用い、調査地点総当たりの Bray-Curtis 距離を計算した。また、管理の違いにより特徴的にみられる種を明らかにするために R のパッケージ labdsv (Roberts, 2016) の関数 indval を用いて指標種分析 (Indicator Species Analysis 以下、INSPAN) を行い、各管理状況を特徴づける指標種を抽出した。ここでは IndicatorValue が 25% 以上で $p < 0.01$ となった種を指標種とした。

4. 結果および考察

4.1 草原管理の変化

草原管理状況の変化について、文献および聞き取り調査で得られた情報を時系列にまとめた (表1)。また、秋田魁新報および男鹿市地域防災計画資料をもとに寒風山で発生した主な山火事の年月と焼失面積を整理した (表2)。

かつての寒風山の中腹以上にはススキ草原とシバ草原が広がっており (宮脇ほか, 1973)、それらは家畜飼料を得るための採草地として利用されていた (表1)。採草は8月のお盆すぎから1週間ほどをかけて行われ、また春には火入れが行われていた (表1)。このように、夏の草刈りと春火入れという2つの人為攪乱によって草原植生が維持されていたと考えられる。通常、このような攪乱の下ではススキ草原が成立する。シバ草原が成立するには攪乱の頻度が少なく思われるが、山頂付近では強風や土壌の薄さなど何らかの自然攪乱やストレス、あるいは放牧などの人為攪乱があったのかもしれない。ただし、今回の調査ではそのような情報は得られなかった。いずれにせよ中腹以上の大半が採草地として利用される草原が広がっていた。そのような草原の利用と管理は1960年頃までは続いていたことがうかがえる (表1)。

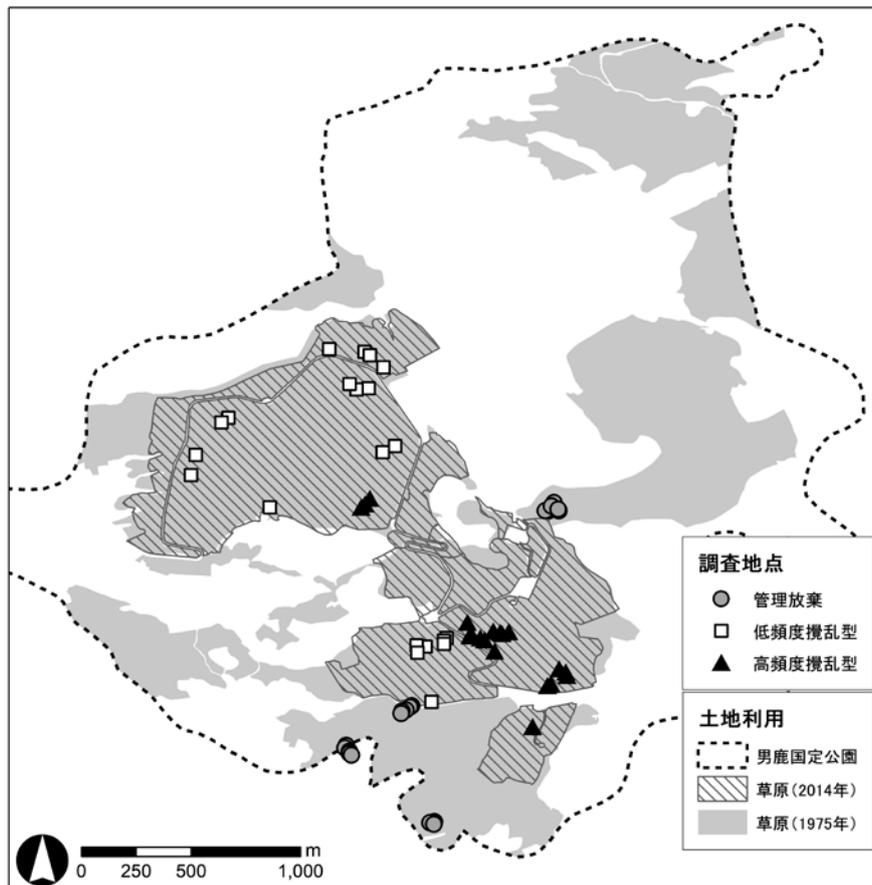


図2 植生調査地点

表1 寒風山の草原の利用と管理に関する聞き取り・文献調査結果

| 年代 | 文献または聞き取り調査で得られた情報 | 出典 |
|--------------|--|---------------------|
| 戦前 | | |
| 1937年 | 8月20日 午前中は乾草山を分けるに寒風山に行く。 8月23日 今日も一日昼飯持参で乾草刈りに行く。乾草山は傾斜地ゆえに草を刈るには山なりに刈って日光に乾かすのです。 8月27日 今日は昼飯持参で乾草山へ乾草を刈るに行く。 8月31日 今日はアネと2人で昼飯持参で乾草山へ乾草をあげるに行く(家へ持ち帰る)。1日4回、すなわち、4駄運搬したわけです。 | 吉田(1938) |
| 1950～60年代 | | |
| 1960年前後 | 市観光商工課によると、昭和30年代まで農耕馬や肉牛用の牧草地を維持するため3月中・下旬に火入れが行われていた。 | 秋田魁新報 2002/11/28 |
| 1960年前後 | 寒風山の芝(ママ)は冬期間の家畜の飼料として貴重なものだった。場所によって芝(ママ)の良し悪しがあり、『集落では毎年くじ引きで各自が刈り取る場所を決め、お盆すぎから1週間がかりでかまで刈り取った。農業機械の導入が始まる昭和30年代の半ばまで続いた。年に数回は失火による山火事が発生。山頂付近の良質な草に延焼しないよう、地元の青年会員たちは毎年春、山腹の草原を焼き払って防火帯づくりもしていた。 | 秋田魁新報 1998/7/18 |
| 1970～80年代 | | |
| 1970年前後 | 昭和40年代は寒風山はきれいな草原で、センブリがたくさんあった。小学校の児童がセンブリを集めて売り、収益を教材の購入に充てたりもした。 | 男鹿市職員に聞き取り |
| 1973年 | 寒風山の中腹以上は広いススキ草原とシバ草地でおおわれており、寒風山独特のなだらかな開放景観を示している。 広い面積を占めるシバ草地の多くはススキ草原同様に火入れや、強度の刈り取り、放牧や人の踏圧などによって広げられ、維持されているものである。これらの人為的影響がきわめて強くなされた時にはシバ草地に、やや弱められたときにはススキ草原になると考えられる。 | 宮脇(1973) |
| 1973年 | この6年間に男鹿半島の植生の変化も見ることができる。当時の寒風山上部一帯はシバ草原であったが、現在ではススキ草原に遷移しつつある。 | 望月(1973) |
| 1975年頃 | 寒風山では昭和50年ごろから山焼きが禁止になった。山頂付近に売店ができたためと聞いている。昔は毎年のように火がはいて草原が維持されていたのが、それ以降、だんだん藪のようになった。 | 地元住民に聞き取り |
| 1975年前後 | 過去の山焼きについてのちゃんとした記録は行政には残っていない。市や県がやっていたわけではなく地元の方が自主的にやっていたもので県庁には記録がない。意図的でない火入れ(失火)もけっこうあったようだ。それでもここ20年くらいは(注:1980年代以降は)火入れをやめているらしい。 | 秋田県職員に聞き取り |
| 1990年～2010年代 | | |
| 1998年 | 寒風山を丸ごと焼けないかという声が地元から上がっている。寒風山は芝草地に覆われた伸びやかな景観で知られるが、近年は雑木の生長が進んで一部はやぶ山と化しつつある。人為的に火をつけて雑木の侵食を食い止め、草地を維持しようというのが「火入れ」の発想。(中略) 回転展望台のある山頂一帯や小展望台周辺は現在もきれいな芝山の姿を保っているが、実はこれも毎年夏に県が業者に発注して草刈りを行っているからこそ、国定公園の指定要件ともなっている開放景観を維持するため、年間約240万円をかけて18ヘクタールを刈り取っている。 | 秋田魁新報 1998/7/18 |
| 2001年 | 平成13年、緊急雇用事業によって大噴火口の刈り取りを実施。今後、緊急雇用の予算が付かなければ刈り取りを継続するのは難しい。 | 秋田県職員に聞き取り |
| 2002年頃 | 山頂付近・地震塚の斜面は年1～2回県が刈り取っている。小展望台下は市と売店ボランティアで年に2回(6月と9月に)刈り取っている。こちらはゴルフ場の芝刈り機を借りて実施。刈った草は運び出さない。 | 地元住民に聞き取り |
| 2002年 | 雑木の生長が進み、一部やぶ山と化している寒風山の景観回復のため、山の一部を人為的に燃やす「火入れ」の計画が、男鹿市を中心に進められている。 | 秋田魁新報 2002/11/28 |
| 2003年4月 | 寒風山の景観回復のため、人為的に一部を燃やす「山焼き」が10日、約30年ぶりに同所回転展望台の北西に位置する大噴火口一帯51haで行われた。 | 秋田魁新報 2003/4/10 |
| 2003年 | 山焼きが数十年ぶりに復活した。おもわずなつかしく出かけてしまった。ひさびさに火を入れてみたら、気分爽快でした。 | 地元住民に聞き取り |
| 2004年 | 寒風山の芝草回復のため人為的に枯れ草を燃やす「山焼き」が28日、地震塚斜面27haで行われた。昨年4月は30数年ぶりに大噴火口一帯で実施、こしは2回目。「大噴火口一帯の調査の結果、ササが衰退して草丈が実施前の半分になっており、草原生植物の増加がみられた。山焼きの効果は出ている」 | 秋田魁新報 2004/3/29 |
| 2003年～2016年 | 寒風山山焼きは平成15年から昨年まで13回計画しましたが、実施は4回にとどまっております。準備に費用、労力をかけても天候不良や積雪などにより中止となることが多かったことから今後は山焼きは廃止し計画的な草刈りにより寒風山の景観維持に努めてまいります。 注:火入れは2003年、2004年、2008年、2014年の4回実施 | 広報おが 2016年4月号 |

表2 寒風山における火事の記録

| 年 | 月 | 焼失面積 |
|-------|-----|-------|
| 1965年 | 5月 | 40ha |
| 1976年 | 4月 | 80ha |
| 1976年 | 5月 | 40ha |
| 1978年 | 4月 | 130ha |
| 1979年 | 11月 | 70ha |
| 1988年 | 4月 | 10ha |
| 1996年 | 6月 | 35ha |
| 2001年 | 4月 | 150ha |
| 2007年 | 4月 | 2ha |

* 秋田魁新報, 男鹿市地域防災計画資料編による

採草利用が停止した影響は1970年前後に顕在化し始めたと思われる。望月（1973）は、1970年前後の数年間のうちにシバ草原からススキ草原への遷移が始まっていることを述べている。一方、聞き取り調査では、昭和40年代（1965～74年）にはまだセンブリが生えるような明るい草

原が広がっていたことがうかがえる（表1）。寒風山の草原は山麓の複数の村落の採草地の複合であったため、利用・管理の停止には場所によって時間差があり、遷移の進行にも場所ごとに状況が異なっていた可能性がある。利用・管理の停止によって遷移が進んで藪が増えることは、言い換えれば山に燃料が蓄積したことでもある。このためか、1976年4月と5月に合計120ha、1978年4月には130haを焼く山火事が発生した（表2）。こうした山火事は遷移を引き戻し、樹林化を遅らせたと考えられる。

1975年頃、山頂付近に売店ができた。聞き取り調査では、売店建設をきっかけとして火入れが禁止され、そこから藪化が進んだとの発言があった。このことから、採草地利用がなくなったあとも火入れは各所で行われていたことがうかがえる。1975年以降は火入れができなくなったため、山頂～地震塚～小展望台までの南斜面の範囲では、草原景観の維持を目的として草刈りが行われているようである（表1）。それ以外の範囲では遷移が進行していると考えられる。た

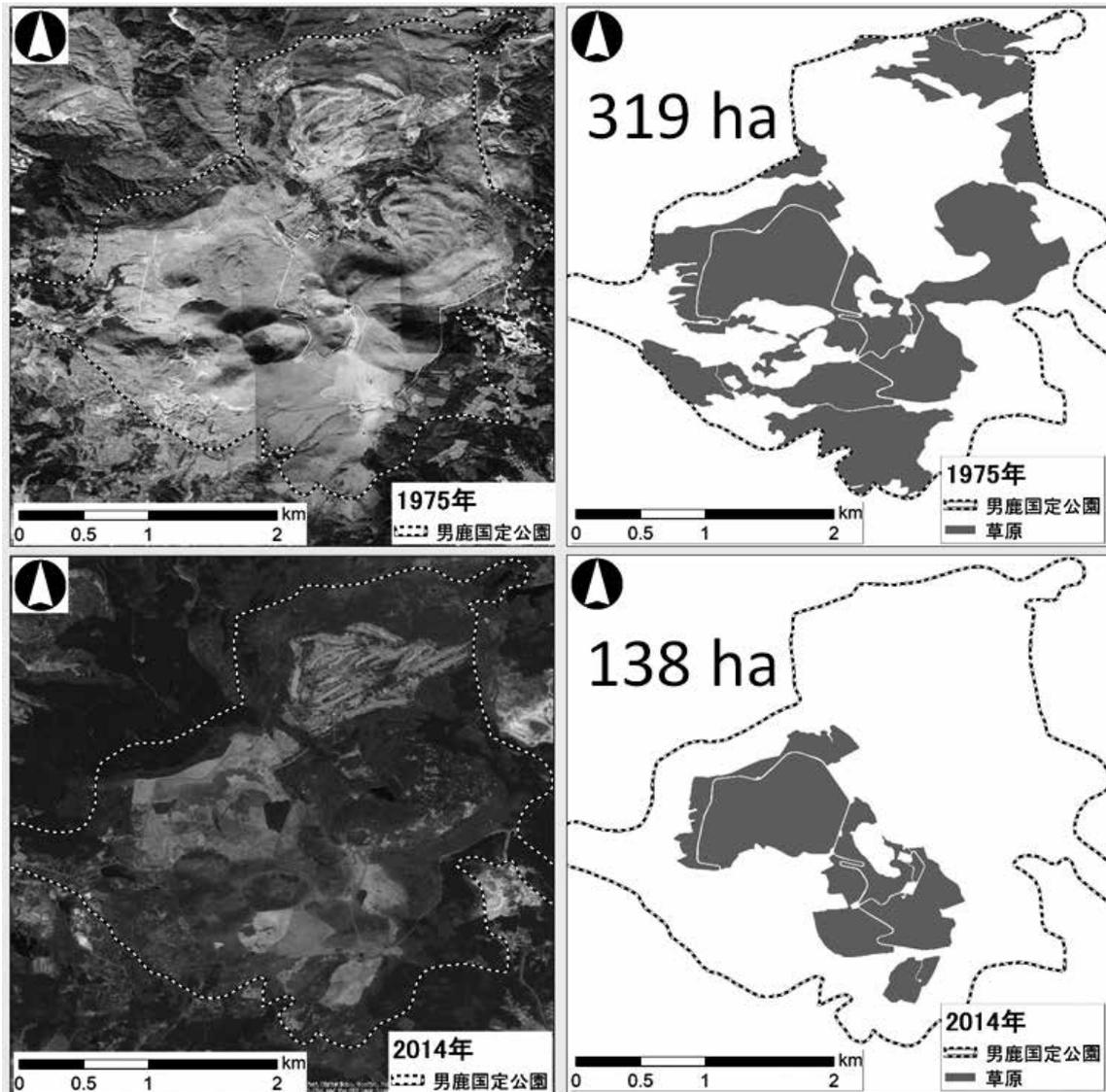


図3 1975年と2014年の草原の範囲と面積

だし, 2001 年には 150ha を焼く山火事があり (表 2), また, 2001 年には大火口において県の緊急雇用事業での草刈りが行われた。

2001 年の山火事は, 山に燃料が蓄積することの危険性を示すものであった。これを受けて, 草原景観の回復と山火事の防止を目的として, 2003 年以降山焼き (火入れ) を実施することとなった (表 1)。ただし, 悪天候のために中止になる年が多く, 実施されたのは 2003 年 (51ha), 2004 年 (27ha), 2008 年, 2014 年の 4 回にとどまった。また, 男鹿市 (2016) は 2016 年以降は火入れを中止する方針を示した。

4.2 草原面積の変化

1975 年の空中写真と 2014 年の衛星画像を判読して図化した草原の範囲と草原面積を図 3 に示す。男鹿国定公園寒風山地域内の草原面積は, 1975 年には 319ha あったが, 2014 年には 138ha と大幅に減少していた。特に寒風山山頂から北東方向や南側の裾野で草原が消失していた。1975 年から 2014 年にかけて新たに成立した草原はほとんどなく, 1975 年の草原が縮小して 2014 年の草原となっていた。

4.3 管理継続地と管理放棄地の種組成の比較

NMDS の序列化の結果を図 4 に示す。第 1 軸に沿って高頻度管理型, 低頻度管理型, 管理放棄のコードラートが区分されたことから, 草原の種組成は管理状況によって明確に異なることが示された。表 3 および附表 1 に管理状況ごとの群落の構造および優占種と指標種を示す。

「高頻度攪乱型」ではシバが優占し, 群落高が低く, 管理放棄よりも出現種数や多様度指数 H' が有意に高かった。(Tukey HSD, $p < 0.05$)。一般に草刈りの回数が増加するにつれてシバの優占度が高くなることから (林, 1994), 本調査地においても年間複数回の草刈りによってシバ草原が成立していると考えられる。高頻度攪乱型の指標種として, シバ, アリノトウグサをはじめ 13 種が抽出された (表 3)。この中には, 環境省レッドリスト (環境省, 2017) または秋田県版 RDB (秋田県, 2014) 掲載種として, スズサイコ (環境省の準絶滅危惧種, 秋田県の留意種) とアズマギク (秋田県の準絶滅危惧種) が含まれていた。アズマギクは一般にシバ型の草原に特有の植物とされており (新井・大窪, 2014; 岩田, 1971), 本研究においても管理水準が低下すると出現頻度が顕著に低下した。一方, スズサイコは高頻度攪乱型の指標種として区分されたものの, 低頻度攪乱型や管理放棄でも確認されており, スズサイコの生育に必要な草刈りは, 必ずしも高頻度でなくてよいと考えられた。

「低頻度攪乱型」は, 高頻度攪乱型よりも群落高が大きく, 管理放棄よりも出現種数や多様度指数 H' が高かった (Tukey HSD, $p < 0.05$)。低頻度攪乱型の優占種はススキ

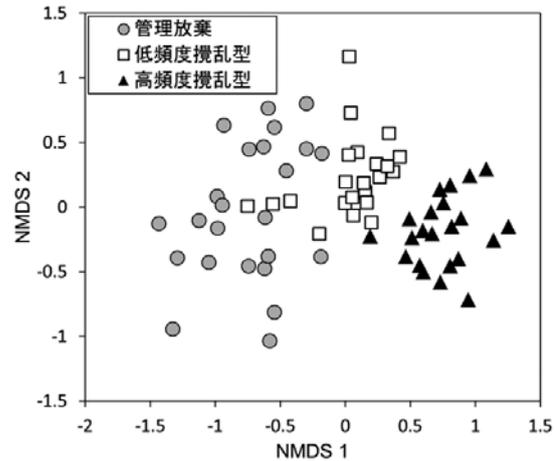


図 4 NMDS による各調査地の序列化

であった (表 3)。攪乱の頻度が低下することで優占種がシバからススキに置き換わっているのは, 半自然草原における一般的な傾向と一致しており, また宮脇ほか (1973) も寒風山において同様のことを指摘している。低頻度攪乱型の指標種としてはトダシバやミツバツチグリなど 8 種が抽出された。この中には, 秋田県版 RDB (秋田県, 2014) で準絶滅危惧種とされるオオナンバンギセルが含まれた。河野ほか (2015) はオオナンバンギセルが火入れの影響の強い立地に生育することが示唆しており, 本調査地でも数年に 1 度の火入れがオオナンバンギセルの生育を促していた可能性がある。草刈りと火入れといった管理手法の違いによっても草原の植生は異なることが指摘されており (山本ほか, 2007), 寒風山で異なる管理手法が用いられてきたことが結果的に植生を多様にしてきた可能性がある。

「管理放棄」では群落高や植被率が高く, 出現種数や多様度指数 H' が低かった (Tukey HSD, $p < 0.05$)。優占種はクマイザサとススキであった (表 3)。Marini et al. (2009) は半自然草原では群落高が高いほど種の豊かさが低下すると述べている。また Mutoh et al. (1985) はススキの被度が増加するほどコードラート当たりの H' が低下したことを報告し, この要因としてススキによる被陰をあげている。本研究でも管理放棄地では草丈が高いクマイザサやススキが優占することで, 群落高や植被率が增大し, 草原生植物の多くが被陰されて欠落し, 多様度指数 H' が低くなったものと考えられる。管理放棄にともなう変化としてはリターの増加もあげられる (山本ほか, 2002)。管理放棄地では火入れや草刈りを行っている場合よりも地表面に到達する光が少なく, 発生する実生が少ないことが知られており (Jutila and Grace, 2002), またリター層が厚いほど発芽が抑制され種多様性が減少するとされている (Jensen and Gutkunst, 2003)。本研究ではリターの量は計測していないが, 管理放棄に伴うリターの増加によって多様度指数 H' が低下した可能性も考えられる。

管理放棄の指標種としてツルウメモドキ, ノブドウ等のつ

る植物や木本種のガマズミが抽出されたが(表3), これらの種は優占種にはなっていなかった。これは、藪化した植分の中の草本優占パッチで調査を行ったためであるが、一方で、放棄後の年数がたっても樹冠が鬱閉せず、低木の間に草原がモザイク状に残存することを示している。長野県霧ヶ峰高原では管理放棄後8年経過しても木本種が増加しないことや(下田, 2001), 熊本県阿蘇地域でも管理放棄後6年ごろから木本種が侵入してくるものの30年経過してもススキが優占種であり続けたことから(山本ほか, 2002), 本調査地でも草原の管理放棄をしてもすぐさま樹林

になることはなく、草原がしばらく残存するものと考えられる。ただし、このような草原が持続していても、高頻度攪乱型と低頻度攪乱型の指標種として抽出された草原生植物は管理放棄では出現頻度が低かった(表3)。特にレッドリスト等に掲載されたアズマギクやオオナンバンギセル, スズサイコは管理放棄によって出現頻度の低下が著しかった(表3)。このことは、管理放棄地でクマイザサやススキの優占する草原植分が維持されたとしても、多様性の高い草原の維持にはならないことを示している。

表3 管理状況別の群落の構造と種組成

| | | 高頻度攪乱型 | 低頻度攪乱型 | 管理放棄 |
|-------------|---|--------------|---------------|---------------|
| 調査地点数 | | 22 | 22 | 24 |
| 群落高 (cm) | | 23.5 ± 3.2 a | 97.5 ± 4.6 b | 117.7 ± 7.1 b |
| 植被率 (%) | | 86.7 ± 1.9 a | 92.7 ± 1.0 ab | 95.4 ± 3.3 b |
| 出現種数 | | 26.1 ± 1.6 a | 21.0 ± 1.1 b | 13.7 ± 0.9 c |
| 総出現種数 | | 77 | 83 | 78 |
| 被度平均値 | | 98.7 | 125.7 | 128.6 |
| 多様度指数 H' | | 2.49 ± 0.7 a | 2.34 ± 1.6 a | 1.57 ± 1.6 b |
| 優占種 | | | | |
| ススキ | <i>Miscanthus sinensis</i> | 95.5 ± 8.7 | 100.0 ± 41.0 | 87.5 ± 37.4 |
| クマイザサ | <i>Sasa senanensis</i> | 18.2 ± 0.2 | 27.3 ± 9.6 | 62.5 ± 46.9 |
| ワラビ | <i>Pteridium aquilinum</i> subsp. <i>Japonicum</i> | 72.7 ± 7.9 | 100.0 ± 21.7 | 100.0 ± 23.0 |
| シバ | <i>Zoysia japonica</i> | 100.0 ± 41.4 | 9.1 ± 0.0 | 0.0 ± 0.0 |
| 指標種 | | | | |
| シバ | <i>Zoysia japonica</i> | 100.0 | 9.1 | 0.0 |
| アリノトウグサ | <i>Haloragis micrantha</i> | 95.5 | 59.1 | 0.0 |
| チャシバ | <i>Carex caryophylla</i> var. <i>microtricha</i> | 95.5 | 59.1 | 29.2 |
| ウツボグサ | <i>Prunella vulgaris</i> subsp. <i>Asiatica</i> | 81.8 | 0.0 | 0.0 |
| アズマギク * | <i>Erigeron thunbergii</i> subsp. <i>thunbergii</i> | 81.8 | 4.5 | 0.0 |
| スズサイコ * | <i>Vincetoxicum pycnostelma</i> | 77.3 | 45.5 | 8.3 |
| ヘラオオバコ | <i>Plantago lanceolata</i> | 68.2 | 0.0 | 0.0 |
| オオノアザミ | <i>Cirsium aomorense</i> | 68.2 | 18.2 | 16.7 |
| ヒメイズイ | <i>Polygonatum humile</i> | 63.6 | 31.8 | 8.3 |
| アキノキリンソウ | <i>Solidago virgaurea</i> subsp. <i>Asiatica</i> | 59.1 | 45.5 | 8.3 |
| メマツヨイグサ | <i>Oenothera biennis</i> | 36.4 | 0.0 | 0.0 |
| ハルガヤ | <i>Anthoxanthum odoratum</i> | 31.8 | 0.0 | 0.0 |
| ニオイタチツボスミレ | <i>Viola obtusa</i> | 31.8 | 9.1 | 0.0 |
| トダシバ | <i>Arundinella hirta</i> | 59.1 | 86.4 | 12.5 |
| ミツバツチグリ | <i>Potentilla freyniana</i> | 86.4 | 81.8 | 12.5 |
| ヒカゲスゲ | <i>Carex lanceolata</i> | 45.5 | 77.3 | 8.3 |
| ヤマハギ | <i>Lespedeza bicolor</i> | 54.5 | 72.7 | 29.2 |
| オトコヨモギ | <i>Artemisia japonica</i> | 59.1 | 68.2 | 12.5 |
| オミナエシ | <i>Patrinia scabiosifolia</i> | 40.9 | 59.1 | 8.3 |
| クズ | <i>Pueraria lobata</i> | 4.5 | 50.0 | 8.3 |
| オオナンバンギセル * | <i>Aeginetia sinensis</i> | 0.0 | 27.3 | 0.0 |
| クマイザサ | <i>Sasa senanensis</i> | 18.2 | 27.3 | 62.5 |
| ノコンギク | <i>Aster microcephalus</i> var. <i>ovatus</i> | 13.6 | 22.7 | 58.3 |
| ツルウメ | <i>Celastrus orbiculatus</i> var. <i>orbiculatus</i> | 0.0 | 9.1 | 37.5 |
| ノブドウ | <i>Ampelopsis glandulosa</i> var. <i>heterophylla</i> | 0.0 | 0.0 | 29.2 |
| ガマズミ | <i>Viburnum dilatatum</i> | 0.0 | 4.5 | 29.2 |

優占種は、高頻度攪乱型・低頻度攪乱型・管理放棄のいずれかで合計被度が上位3位以内に含まれた種と定義し、表中には出現頻度(%)と平均被度(%)を示した。指標種は、Indicator Valueが25以上かつ $p < 0.01$ となった種と定義し、表中には出現頻度(%)を示した。環境省のRDB種には*印をつけた。群落高・植被率・出現種数・多様度指数の検定はテューキーのHSDにより行った。

4.4 まとめ

寒風山では、1960年頃までは採草のために草刈りと火入れによる草原管理が行われていたが、それ以降は景観維持のために草刈りによる草原管理が行われるようになった。目的は変化したが、草原管理は継続してきた。しかし草原面積は1975年に319haあったものが、現在では138haと大幅に減少していた。このような草原面積の減少は種多様性を損ねることが指摘されている(山戸ほか, 2013)。また、本研究では管理放棄された場所では、管理が継続している場所に比べて多様性指数 H' が低下したほか、環境省レッドリスト(環境省, 2017)や秋田県RDB(秋田県, 2014)に記載されている植物の出現頻度が減少した(表3)。他の事例においても草原の管理放棄が草原生植物の種の豊かさに負の影響を与えることが指摘されている(Pykälä et al., 2005)。これらのことから、寒風山で草原の放棄が進むと、寒風山を特徴づけていた草原生植物が次第に減少することが予想される。

寒風山では2014年までは草刈りだけでなく火入れが並行して行われてきた。Koyama et al. (2017) は火入れと草刈りを組み合わせることで草原生植物の種多様性が高まるとしており、また山本ほか(2007)やKahmen et al. (2002) は草刈りと火入れでは異なる植生が成立すると述べている。草刈りについても、実施時期の違いによって植物の開花に与える影響が異なるほか(大窪・前中, 1992), 年1-3回の伝統的な草原管理では種多様性が高いが、管理放棄された場所では種多様性が低くなるとされ(Uchida and Ushimaru, 2014), 草原管理の手法や頻度の多様さが、半自然草原の種多様性の維持には重要と考えられる。寒風山においても、種多様性の高い草原を維持していくためには、火入れと草刈りを組み合わせるなどの管理方法が望まれる。2003年以来火入れの実施主体であった男鹿市は、2016年以降の火入れを中止とした(男鹿市, 2016)。これを受け、火入れの意義を見直すとともに、行政だけに依存しない草原管理の継続のための体制を整備していく必要がある。

謝辞

本研究を進めるにあたり、越前谷康氏には寒風山のフロラについて多くのことをご教示いただいた。安立美奈子氏には現地調査の補助をしていただいた。男鹿市観光商工課および秋田県自然保護課には草原管理状況等に関する情報提供および調査に関する許可等でお世話になった。ここに記しお礼申し上げます。本研究の一部は科研費基盤研究(C)課題番号22570016生物多様性および炭素収支の観点にたつ半自然草原の再生におよぼす野焼きの影響により実施された。

引用文献

- 秋田県(2014) 秋田県の絶滅の恐れのある野生生物 秋田県版レッドデータブック2014(維管束植物)。秋田県生活環境部自然保護課。
- 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。
- 林一六(1994) ススキ草原の実験群落学 - 地上部刈り取り回数に応じた種類組成の変化 -。日本生態学会誌 44, 161-170。
- 岩田悦行(1971) 北上山地の二次植生・特に草地植生に関する生態学的研究。岐阜大学農学部研究報告 30, 288-430。
- Jensen, K. and Gutekunst, K. (2003) Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. *Basic and Applied Ecology* 4, 579-587。
- Jutila, H.M. and Grace, J.B. (2002) Effects of disturbance on germination and seedling establishment in a coastal prairie grassland: a test of the competitive release hypothesis. *Journal of Ecology* 90, 291-302。
- 角谷拓・赤坂宗光・竹中明夫(2014) 相補性解析による効率的な保全に寄与する地域の地図化。景観生態学 19, 111-119。
- Kahmen, S., Poschlod, P. and Schreiber, K.F. (2002) Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* 104, 319-328。
- 環境庁(1973) 男鹿国定公園指定書。環境庁。
- 環境省(2017) 環境省レッドリスト2017。環境省。
- 河野円樹・福住早苗・梅森一義(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。
- Koyama, A., Koyanagi, T.F., Akasaka, M., Kusumoto, Y., Hiradate, S., Takada, M. and Okabe, K. (2017) Partitioning the plant diversity of semi-natural grasslands across Japan. *Oryx*, 1-8。
- Marini, L., Fontana, P., Klimek, S., Battisti, A. and Gaston, K.J. (2009) Impact of farm size and topography on plant and insect diversity of managed grasslands in the Alps. *Biological Conservation* 142, 394-403。
- 宮脇昭・奥田重俊・佐々木寧・井上香世子・原田洋・鈴木邦雄・藤原一繪・大野啓一(1973) 男鹿半島の植生。日本自然保護協会調査報告 44, 101-145。
- 望月睦夫(1973) 秋田県男鹿半島の植物補遺。北陸の植物 21, 22-24。
- Mutoh, N., Kimura, M., Oshima, Y. and Iwaki, H.

- (1985) Species diversity and primary productivity in *Miscanthus sinensis* grasslands 1. Diversity in relation to stand structure and dominance. The botanical magazine 98, 159-170.
- 農林水産省 (2016) 2015 年農林業センサス - 森林以外の草生地 .
- 男鹿市 (2016) 男鹿市議会 3 月定例会市政報告 . 広報おが 2016 年 4 月号 , 8.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H. and Wagner, H. (2015) Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.2-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- 大窪久美子・土田勝義 (1998) 半自然草原の自然保護 . 「自然保護ハンドブック」沼田 眞編 . 朝倉書店 , 東京 , 432-476.
- 大窪久美子・前中久行 (1992) 野生草花の保全を目的としたクマイザサ優占群落における刈取り管理に関する研究 . 造園雑誌 56, 109-114.
- Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, K.R. and Kontula, T. (2005) Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. Basic and Applied Ecology 6, 25-33.
- R Core Team (2014) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Roberts, D.W. (2016) labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R package version 1.8-0. <http://CRAN.R-project.org/package=labdsv>
- 下田勝久 (2001) 霧ヶ峰ススキ草原の遷移 . 日本草地学会誌 47, 443-447.
- Uchida, K. and Ushimaru, A. (2014) Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms. Ecological Monographs 84, 637-658.
- 山本嘉人・進藤和政・萩野耕司・平野 清・中西雄二・大滝典雄 (2002) 阿蘇地域の半自然草地における火入れ中止に伴う植生の変化 . 日本草地学会誌 48, 416-420.
- 山本嘉人・斎藤吉満・桐田博充・高橋俊・北原徳久 (2007) 刈取りと火入れによるススキ型草地の植生変化の差異 . 日本草地学会誌 53, 28-30.
- 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.
- 吉田三郎 (1938) 男鹿寒風山農民日録 . アチックミュージアム彙報 , 16.

附表1 寒風山の草原の種組成.

| 管理状況 コドラートNo. 植被率 (%) 群落高 (cm) 出現種数 | 高頻度擾乱型 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| | z1 | z2 | z3 | z4 | z5 | z6 | z7 | z8 | z9 | z10 | z11 | z12 | z13 | z14 | z15 | z16 | z17 | z18 | z19 | z20 | z21 | z22 | tg1 | tg2 | tg3 | tg4 | tg5 | tg6 | tg7 | tg8 |
| | 90 | 90 | 85 | 65 | 95 | 70 | 95 | 80 | 80 | 75 | 95 | 102 | 85 | 90 | 80 | 85 | 85 | 90 | 95 | 90 | 90 | 95 | 85 | 95 | 90 | 90 | 90 | 95 | 80 | 90 |
| 高頻度擾乱型に特徴的な種 | <p><i>Zoysia japonica</i> シバ <i>Haloragis micrantha</i> アリノトウグサ <i>Carex caryophylla</i> var. <i>microtricha</i> チャヤバサグ <i>Prunella vulgaris</i> subsp. <i>asiatica</i> ウツボグサ <i>Eriogon thunbergii</i> subsp. <i>thunbergii</i> アズナギク <i>Vincetoxicum pycnostelma</i> アズナギク <i>Plantago lanceolata</i> ヘラオオバコ <i>Cirsium amoerense</i> オオノアザミ <i>Polygonatum humile</i> ヒメノスイ <i>Solidago virgaurea</i> subsp. <i>asiatica</i> アキノキリンソウ <i>Oenothera biennis</i> メマツヨイグサ <i>Anthoxanthum odoratum</i> ハルガヤ <i>Viola obtusa</i> ニオオノアザミ <i>Synurus pangens</i> オヤバサグサ <i>Trisetum bifidum</i> カニツリグサ <i>Galium verum</i> subsp. <i>asiaticum</i> var. <i>trachycarpum</i> エゾノカワラマツバ <i>Lespedeza cuneata</i> メドハギ</p> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 低頻度擾乱型に特徴的な種 | <p><i>Arundinella hirta</i> トダシバ <i>Potentilla freyniana</i> ミツツツチグサ <i>Carex lanceolata</i> ヒカゲサグ <i>Lespedeza bicolor</i> ヤマハギ <i>Ariemisia japonica</i> オトヨモギ <i>Poastris scabrofolia</i> オミノエシ <i>Poastris lobata</i> クズ <i>Aegisetia sinensis</i> オオナンバギセル <i>Aster scaber</i> シラヤマギク <i>Eupatorium makinoi</i> ヒヨドリバナ <i>Viola mandshurica</i> シミロ</p> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 管理放棄に特徴的な種 | <p><i>Sasa senanensis</i> クマイザサ <i>Aster microcephalus</i> var. <i>ovatus</i> ノコンギク <i>Celastrus orbiculatus</i> ツルメドモク <i>Ampelopsis glandulosa</i> var. <i>heterophylla</i> ノブドウ <i>Fibrium dilatatum</i> ガズミ <i>Wisteria floribunda</i> フジ <i>Cocculus trilobus</i> アオツツラフジ</p> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 高頻度擾乱型および低頻度擾乱型に特徴的な種 | <p><i>Adenophora triphylla</i> var. <i>japonica</i> ツリガネニンジン <i>Isoetes dentatum</i> subsp. <i>dentatum</i> ニガナ <i>Lysimachia clethroides</i> オカトラノオ <i>Viola grypoceras</i> f. <i>pubescens</i> ケツツボスミレ <i>Potentilla fragarioides</i> var. <i>major</i> キジムシロ <i>Themeda triandra</i> var. <i>japonica</i> メガルカヤ</p> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| その他の種 | <p><i>Miscanthus sinensis</i> ススキ <i>Pteridium aquilinum</i> subsp. <i>japonicum</i> ウラボシ <i>Rubus parvifolius</i> ノボロイテゴ <i>Artemisia indica</i> var. <i>maximoviczii</i> ヨモギ <i>Iris ensata</i> var. <i>spontanea</i> ノハナショウブ <i>Calamagrostis epigeios</i> ヤマアワ <i>Spodiopogon sibiricus</i> オオアブラススキ <i>Poa pratensis</i> subsp. <i>pratensis</i> ノボロイテゴ <i>Inula salicina</i> var. <i>asiatica</i> カセンソウ <i>Thalictrum minus</i> var. <i>hypoleucum</i> アキカラマツ <i>Weigela hortensis</i> タニツツクサ <i>Dioscorea tokoro</i> オニシロコ <i>Dianthus superbus</i> var. <i>longicalycinus</i> カウラナデシコ <i>Smilax china</i> サルトリイバラ <i>Patrinia villosa</i> オトコエシ <i>Hypericum erectum</i> オトコソウ <i>Lilium auratum</i> ヤマユリ <i>Serratula coronata</i> subsp. <i>insularis</i> タムラソウ <i>Dioscorea japonica</i> ヤマノイモ <i>Swerthia japonica</i> センブリ <i>Polygala japonica</i> ヒメハギ <i>Epipactis thunbergii</i> カキラン <i>Liriope minor</i> ヒメヤブラン <i>Thesium chinense</i> カナヒキソウ <i>Thelypteris palustris</i> ヒメタマゴ <i>Akebia trifoliata</i> ミツバアケビ <i>Equisetum arvense</i> スギナ <i>Rosa multiflora</i> ノイバラ <i>Calamagrostis brachytricha</i> ノガリヤス <i>Cerasus leveilleana</i> カスミザクラ <i>Toxicodendron orientale</i> ツタウルシ <i>Leibnitzia anandria</i> センボンヤリ <i>Hieracium umbellatum</i> ヤブヤシロホボ <i>Hydrocotyle ramiflora</i> オオドメ <i>Oenothera glazioviana</i> オオマツヨイグサ <i>Lespedeza pilosa</i> ネコハギ <i>Lacina capitata</i> スズメノヤリ <i>Spiranthes sinensis</i> var. <i>amoena</i> ネジバナ <i>Rubus palmatus</i> var. <i>coptophyllus</i> モミジテゴ <i>Astilbe odonophylla</i> トリアシショウマ <i>Aralia elata</i> タラシキ <i>Oplismenus undulatifolius</i> ケチヂミザサ <i>Rhus javanica</i> var. <i>chinensis</i> ヌルデ <i>Lycopus maackianus</i> ヒメシロネ <i>Artemisia lancea</i> ヒメヨモギ <i>Lactuca indica</i> アキノノゲシ <i>Lespedeza cuneata</i> var. <i>serpens</i> ハイメドハギ <i>Elaeagnus umbellata</i> var. <i>umbellata</i> アキグミ <i>Libanotis ugoensis</i> var. <i>japonica</i> イブキボウフウ <i>Rhododendron molle</i> subsp. <i>japonicum</i> レンネツツジ <i>Geranium thunbergii</i> ゲンノシヨウコ <i>Bostrychium ternatum</i> フユノハナワラビ <i>Phegnum atzoon</i> var. <i>floribundus</i> キリンソウ <i>Smilax japonica</i> タチシロデ <i>Vitis ficifolia</i> エビヅル <i>Quercus crispula</i> ミズナラ <i>Fallopia japonica</i> var. <i>japonica</i> イタドリ <i>Vitis coignetiae</i> ヤマブドウ <i>Carex stenostachys</i> var. <i>cuneata</i> ミチノクホンモンジスグ <i>Gentiana scabra</i> var. <i>buergeri</i> リンドウ <i>Aster inuinae</i> ヲウガギク <i>Arenaria lateriflora</i> オオヤマフスマ <i>Calyptea pubescens</i> ヒルガオ <i>Humulus lupulus</i> var. <i>cordifolius</i> カラハナソウ <i>Indigofera pseudotinctoria</i> コマツナギ <i>Paspalum thunbergii</i> スズメノヒエ <i>Actinidia polygama</i> マタタビ <i>Osmunda japonica</i> ゼンマイ <i>Petasites japonicus</i> フキ <i>Aster glehnii</i> var. <i>hondoensis</i> コマナ <i>Geum japonicum</i> ナガコソウ <i>Sambucus racemosa</i> subsp. <i>sieboldiana</i> ニワトコ <i>Rubia argyi</i> アカネ <i>Rumex acetosa</i> スイバ <i>Cornelina communis</i> ツユクサ <i>Parnassia palustris</i> var. <i>palustris</i> ウメバチソウ <i>Lindera umbellata</i> var. <i>membranacea</i> オオバクロモジ <i>Lucula plumosa</i> subsp. <i>dilatata</i> クロボソソウ <i>Pteris hieracifolia</i> subsp. <i>japonica</i> コウリソウ <i>Silene firma</i> フシグロ <i>Galium verum</i> subsp. <i>asiaticum</i> キバナカワラマツバ <i>Lysimachia japonica</i> コナスビ <i>Eupatorium lindleyanum</i> var. <i>lindleyanum</i> サワヨドリ <i>Periopsis</i> spp. シダ類不明種 <i>Apiaceae</i> sp. セリ科の一種 <i>Rhododendron</i> sp. ツツジ属の一種 <i>Magnoliaceae</i> sp. モクレン科の一種 <i>Aster</i> ? ヨメナ? <i>Liliaceae</i> sp. ユリ科の一種</p> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

各コドラートの植物種に付された数値は被度 (%) を表し, 被度 1%未満の場合は一律「0.1」とした. ドット (・) はその種がそのコドラートに出現しなかったことを表す.

