

三瓶山麓西の原における火入れ中断1年目の草原性植物の生育状況

土江陽太*・針本翔太**・久保満佐子*・井上雅仁***

Growth status of plants during an interruption of prescribed burning at the Nishinohara grassland, Mt. Sanbe, Japan

Yota Tsuchie, Shota Harimoto, Masako Kubo and Masahito Inoue

Abstract: Until 2018, the Nishinohara grassland on Mt. Sanbe, Japan was subjected to yearly prescribed burning; however, burning was interrupted in 2019. To clarify the effects of a 1-year interruption of yearly prescribed burning on the growth of plants in this grassland community, we compared the type, cover, and height of Nishinohara grassland plants between 2018 and 2019. In 2019, we also measured soil moisture content and soil hardness, and counted the flowers. We found that *Arundinella hirta*, *Eupatorium lindleyanum*, *Ixeridium dentatum*, *Gonocarpus micranthus*, *Solidago virgaurea*, *Dianthus superbus*, *Polygala japonica*, and *Themeda barbata* had significantly lower coverage in 2019 than in 2018. Four types of grassland communities were present in both years. In 2018, the dominant species in each community type was clear; however, this became unclear in 2019. Many flowering plants were observed in the *Cymbopogon tortilis* community, where plant height was generally lowest. If the interruption of prescribed burning continues, the dominant species will shift to woody plants, and the plant communities will become mainly shrub forest dominated by *Lespedeza homoloba* and *Populus tremula*. Annual burning is essential for maintaining the habitat of grassland plants at the study site.

Key words: Flowering plants, Growth status, Prescribed burning, Semi-natural grassland, Species composition

1. はじめに

日本の草原の多くは火入れや採草、放牧などの人為的管理によって維持されてきた半自然草原であり、草原性植物の重要な生育地である(大滝 2002)。しかし1960年代以降、開墾や植林、管理放棄などによって半自然草原の面積は減少し、それに伴い草原を生育地とする植物種が減少している(井上・高橋 2009)。

人為的管理の中でも火入れは最も省力的に広範囲を管理できる方法であり(大滝 1997)、火入れが行われなくなると優占種であるススキなどが巨大化し、そ

れらのリターが堆積する(高橋 2004)。さらにウツギなどの低木が侵入して既存の植物が抑圧され、種構成は単純化する(高橋 2004)。火入れの中断は光条件や温度条件などの環境変化を通して草原性植物の個体数を減少させる、または増加傾向を抑制することから(澤田ら 2010)、草原性植物を保全するためには継続した管理が不可欠である(井上・高橋 2010)。

島根県大田市三瓶山麓にある西の原(以下、西の原)は、毎年3月下旬に火入れが行われているススキ草原であり(高橋ら 2014)、オミナエシやセンブリ、マツムシソウなどの普通種に加えタヌキマメやユウスゲ、オキナグサ、コキンバイザサなどの絶滅危惧種

* 島根大学 生物資源科学部, 〒690-8504 島根県松江市西川津町 1060

Shimane University Faculty of Life and Environmental Sciences, Matsue, Shimane, 690-8504, Japan

** 島根大学 自然科学研究科, 〒690-8504 島根県松江市西川津町 1060

Shimane University Faculty of Life and Environmental Sciences, Matsue, Shimane, 690-8504, Japan

*** 島根県立三瓶自然館, 〒694-0003 島根県大田市三瓶町多根 1121-8

The Shimane Nature Museum of Mt. Sanbe (Sahimel), 1121-8 Tane, Sanbe-cho, Ohda, Shimane, 694-0003, Japan

も生育している (<https://ikilog.biodic.go.jp>, <http://www1.pref.shimane.lg.jp>, 2020年1月参照)。このため西の原は草原性植物の保全を考える上で極めて重要な地域であるが(井上 2005), 2019年には部分的に火入れが行われなかった。

そこで本研究では、西の原における火入れの中断が草原性植物の生育に及ぼす影響を明らかにする。継続して火入れが行われていた2018年と火入れ中断当年の2019年の草原性植物の種類と各被度、草原の群落高および植被率を比較し、1年の火入れ中断による草原性植物への影響を考察する。さらに2019年は土壌含水率および土壌硬度、植物の開花数を調べ、草原の微環境の違いが草原性植物の生育状況に与える影響を考察する。

2. 調査地

調査地は島根県のほぼ中央に位置する島根県大田市にある三瓶山麓の西の原である(図-1)。三瓶山麓では1643年に放牧が開始され、明治初期には約3000頭の牛が放牧されていた(井上 2014)。全山を覆い尽くす草原景観が高く評価され、1963年に大山隠岐国立公園に編入されたが(小路ら 1999, 内藤・高橋 2002), その頃から農業構造の変化に伴い放牧が衰退した。さらに、植林が行われるとともに放棄された草原は遷移が進行し、大部分は樹林化した(小路ら 1999, 井上・高橋 2010)。その後、1988年に発生した山火事を契機に、不審火による失火・延焼の防止と草原景観の維持を目的として、1989年より毎年3月下旬に約40 haのススキ草原で火入れが行われるようになった(高橋ら 2003)。ただし、2010年は天

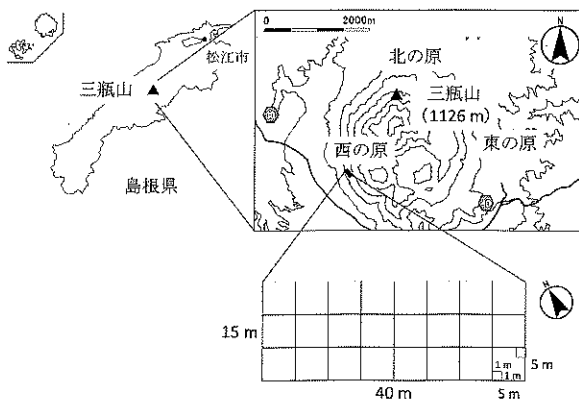


図-1 調査地概要
15×40 mは調査区, 5×5 mは小調査区,
1×1 mは調査枠を表す。

候不順, 2011年は東日本大震災支援のため火入れは中止され(http://www1.ttcn.ne.jp/~kitasanbe/a_sub_nishi_hiire.html, 2020年1月参照), 2019年は延焼による消火に労力を割かれ、部分的に火入れが行われなかった。

西の原(標高約430 m)から約18 km離れた飯南町赤名(標高約444 m)のアメダスデータによると、1981~2010年における年平均降水量は2023.8 mm, 年平均気温は11.5℃である(<http://www.jma.go.jp/jma/index.html>, 2019年10月参照)。暖かさの指数(WI)は90.7℃・月, 寒さの指数(CI)は-12.2℃・月である。

3. 調査方法

(1) 植生調査

西の原における草原性植物の分布および火入れ中断の影響を明らかにするため、西の原の中でも草原性植物が多く確認されている場所で火入れ当年の2018年(以下, 2018年)5月に15×40 mの調査区を設置した。火入れ中断当年の2019年(以下, 2019年)も同様の場所に調査区を設置し、調査区内をさらに5×5 mの小調査区に区分してその中に1×1 mの調査枠を2枠ずつ設置した(図-1)。2018年および2019年の各8月に調査枠において、Braun-Blanquet (1964)の方法による植物社会学的植生調査を行い、調査枠の群落高(cm)と植被率(%), 出現種の種類と各被度を記録した。被度は6階級に分け、+: 1%以下, 1: 1~10%, 2: 10~25%, 3: 25~50%, 4: 50~75%, 5: 75~100%とした。

(2) 土壌含水率および土壌硬度の測定

火入れ中断当年の草原性植物の生育状況に影響を及ぼす要因を明らかにするため、2019年5月10日に各調査枠で土壌含水率(%)および土壌硬度(kg/cm²)を測定した。各調査枠の中心部で5回測定し、平均値を各調査枠の値とした。土壌含水率はTDR 100 Soil Moisture Meter(有限会社オーリー), 土壌硬度は山中式硬度計(藤原製作所)を用いて測定した。

(3) 開花数の調査

草原性植物の生育状況の一つとして、2019年5月上旬と5~10月の各下旬に各調査枠で開花種と各種の開花数を調べた。イネ科植物を除く種子植物を対象とし、開花数は花のまとまりを1個として数えた。開花数の計測が困難であったアリノトウグサ(アリノトウグサ科)とツクシハギ(マメ科)はそれぞれ花茎を1個、開花が確認された枝を1個とした。

(4) 解析方法

火入れの中断による植生の変化を把握するため、出

現種の被度階級に基づき二元指標種分析 (two-way indicator species analysis; Hill 1979) により2018年と2019年の調査枠を分類した。解析において被度階級を用い、被度階級 + は0.1とした。二元指標種分析はPC-ORD Ver. 4.25(McCune & Mefford 1999)を用い、その他の解析はすべてR 3.6.1 (R Core Team 2019)を用いた。

4. 結 果

(1) 2018年と2019年の出現種の比較

2018年と2019年の各8月の植生調査で確認された出現種と各種の平均被度 (以下、被度) および出現回数を表-1に示した。平均被度は各調査枠における各種の被度階級の値を被度百分率の中央値に変換して平均した値、出現回数は全調査枠 (n = 48) のうちの出現した枠数とした。

2018年はススキの被度が最も高く、その他にネザサやトダシバ、ワラビが高かった。2019年はネザサの被度が最も高く、その他にススキやツクシハギ、ワラビなどが高かった。2018年より2019年の被度が有意に低かった種はトダシバ、サワヒヨドリ、ニガナ、アリノトウグサ、アキノキリンソウ、カワラナデシコ、ヒメハギ、メガルカヤの8種であった (p < 0.05)。

西の原の主要な優占種であるススキは、両年ともに全調査枠で確認され、有意差はなかったが被度は2018年から2019年に減少傾向にあった。一方、ネザサの出現回数は44回から48回に増加し、有意差はなかったが被度は増加傾向にあった。木本植物の合計種数はそれぞれ15種と16種で変化は小さかったが、優占種のネザサを除く合計被度は2.302 % から8.233 % に増加した。特にツクシハギとヤマナラシの被度が増加傾向にあった。

(2) 2018年および2019年の植物群落の分類

火入れの中断による植生の変化を把握するため二元指標種分析を行い、2018年および2019年の調査枠の植生を第2水準までの4グループに分類した (図-2)。

2018年は第1水準でトダシバとメドハギを指標種とする「Group A, B」と指標種を欠く「Group C, D」に分類された。第2水準では、Group A はアリノトウグサやメガルカヤ、オミナエシ、センボンヤリを指標種として指標種を欠くGroup B と分類され、Group D はツリガネニンジンに指標種として指標種を欠くGroup C と分類された。以下、指標種から Group A はトダシバ・アリノトウグサ群落、Group B はトダシバ群落、Group C はツリガネニンジン欠落群落、Group D はツリガネニンジン群落とした。ただし、

表-1 2018年および2019年の出現種と被度

	2018年		2019年		p値
	平均被度 (%)	出現回数 (48枠)	平均被度 (%)	出現回数 (48枠)	
シダ植物					
ワラビ	3.967	44	3.463	38	
草本植物					
1年生					
センボンヤリ	0.015	7	0.006	3	
ヒキヨモギ	0.002	1	0.006	3	
センブリ	-	-	0.004	2	
コウゾリナ	-	-	0.002	1	
多年生					
ススキ	34.876	48	26.721	48	
キジムシロ	0.842	44	0.288	42	
ヒカゲスゲ	1.160	43	1.268	38	
ミツハツチグリ	0.138	42	0.179	38	
トダシバ	6.219	38	1.692	34	**
メドハギ	0.177	37	0.117	32	*
スマレ	0.121	34	0.042	20	
サワヒヨドリ	0.059	33	0.025	12	***
ニガナ	0.067	32	0.027	13	***
アキノキリンソウ	0.058	28	0.027	13	**
ニオイタチツボスミレ	0.058	28	0.056	27	
アリノトウグサ	0.240	19	0.038	18	*
オトギリソウ	0.091	19	0.094	21	
カワラナデシコ	0.038	18	0.008	4	**
ヒメハギ	0.038	18	0.015	7	*
ツリガネニンジン	0.181	16	0.027	13	
ネコハギ	0.029	14	0.021	10	
オミナエシ	0.688	13	0.123	11	
シラヤマギク	0.126	12	0.018	6	
ノアズキ	0.271	10	1.617	8	
メガルカヤ	0.319	9	0.004	2	*
チガヤ	0.167	8	0.271	10	
ノアズミ	0.017	8	0.006	3	
サシガクヒソウ	0.013	6	0.002	1	
オカトラノオ	0.110	5	0.013	6	
カワラナデシコ	0.008	4	0.002	1	
アキカラマツ	0.006	3	0.002	1	
ヨモギ	0.006	3	0.008	4	
リンドウ	0.006	3	0.006	3	
カセンソウ	0.004	2	0.006	3	
カナヒキソウ	0.004	2	-	-	
コウリンカ	0.004	2	-	-	
ヒメヤブラン	0.004	2	-	-	
フシグロ	0.004	2	-	-	
ヤマハハク	0.004	2	-	-	
イヌトウバナ	0.002	1	-	-	
オオアブラソウ	0.313	1	-	-	
クララ	0.002	1	0.054	2	
シバスケ	0.002	1	0.008	4	
オガルカヤ	-	-	1.206	8	
ヒヨドリバナ	-	-	0.006	3	
タチツボスミレ	-	-	0.004	2	
ヤマランキョウ	-	-	0.004	2	
ウメバシソウ	-	-	0.002	1	
オオチドリ	-	-	0.002	1	
オキナグサ	-	-	0.002	1	
クルマバナ	-	-	0.002	1	
ゲンノショウコ	-	-	0.002	1	
スズサイコ	-	-	0.002	1	
木本植物					
ネザサ	26.826	44	31.671	48	
ヤマナラシ	0.177	13	1.421	14	
ツクシハギ	1.210	10	4.744	12	
テリハノイバラ	0.121	10	0.269	9	
アオツツラフジ	0.019	9	0.006	3	
サルトリイバラ	0.373	6	0.367	3	
イヌザンショウ	0.060	5	0.885	3	
ナツシロイチゴ	0.010	5	0.006	3	
ナガバモミジイチゴ	0.004	2	0.004	2	
スルデ	0.004	2	-	-	
レンゲツツジ	0.004	2	0.002	1	
アキグミ	0.002	1	0.104	2	
エビツク	0.002	1	-	-	
ガマズミ	0.002	1	0.052	1	
ネムノキ	0.313	1	0.313	1	
コマツナギ	-	-	0.006	3	
イタチハギ	-	-	0.062	1	
ヤマナギ	-	-	0.062	1	
合計種数					
シダ植物	1	-	1	-	
草本植物	41	-	46	-	
木本植物	16	-	16	-	
全出現植物	57	-	63	-	

平均被度は調査枠における各出現種の被度階級の値を被度百分率の中央値に変換して平均した値、出現回数は調査枠 (n = 48) において出現した回数を示す。p値はp < 0.001; ***, p < 0.01; **, p < 0.05; *, p < 0.1; ・を示す。種名の²¹⁾は日本の絶滅危惧種および準絶滅危惧種 (<http://www1.pref.hime.nag.jp>)、²²⁾は鳥獣の絶滅危惧種および準絶滅危惧種を示す (<http://www1.pref.hime.nag.jp>)。各種の生活型は佐竹ら (1981, 1982ab, 1989ab) および沼田ら (1990) に従った。

Group Bは第2水準の分割で指標種を欠いたことから、第1水準の指標種であるトダシバを群落名とした。

2019年は第1水準でアリノトウグサやメドハギ、トダシバを指標種とする「Group A, B」と指標種を欠く「Group C, D」に分類された。Group A はオガルカヤ、Group B はネコハギとヤマナラシを各指標種として分類され、Group C はチガヤとヤマナラシ、Group D はノアズキとスマレを各指標種として分類された。以下、指標種から Group A はオガルカヤ群落、Group B はネコハギ群落、Group C はチガヤ群落、Group D はノアズキ群落とした。

表-2 2018年と2019年の各群落における群落高と植被率

2018年	トダシバ・アリノトウグサ群落 (n=16)	トダシバ群落 (n=26)	ツリガネニンジン欠落群落 (n=7)	ツリガネニンジン群落 (n=2)	平均
群落高 (cm)	43.8 ± 16.4 ^a	76.9 ± 11.4 ^b	105.7 ± 26.1 ^c	90.0 ± 0.0 ^{bc}	72.7 ± 25.5
植被率 (%)	83.8 ± 9.8 ^a	94.4 ± 8.5 ^b	100.0 ± 0.0 ^{ab}	100.0 ± 0.0 ^{ab}	92.6 ± 9.9
出現種数	17.2 ± 1.6 ^a	16.2 ± 2.6 ^{ab}	14.0 ± 2.4 ^b	16.0 ± 0.0 ^{ab}	16.1 ± 2.5
2019年	オガルカヤ群落 (n=16)	ネコハギ群落 (n=10)	チガヤ群落 (n=6)	ノアズキ群落 (n=16)	平均
群落高 (cm)	51.3 ± 13.1 ^a	67.0 ± 6.4 ^{ab}	83.3 ± 32.1 ^{bc}	104.1 ± 26.8 ^c	76.1 ± 30.4
植被率 (%)	87.5 ± 6.6 ^a	85.5 ± 10.6 ^a	93.3 ± 6.9 ^{ab}	95.9 ± 6.9 ^b	90.6 ± 8.9
出現種数	15.0 ± 1.8 ^a	18.9 ± 1.9 ^a	12.7 ± 1.9 ^{ab}	11.3 ± 1.8 ^b	13.2 ± 2.4

値は平均値 ± 標準偏差を表す。異なるアルファベットは群落間で有意差があったことを示す (t-検定, $p < 0.05$, 有意水準はholm法で調整した)。

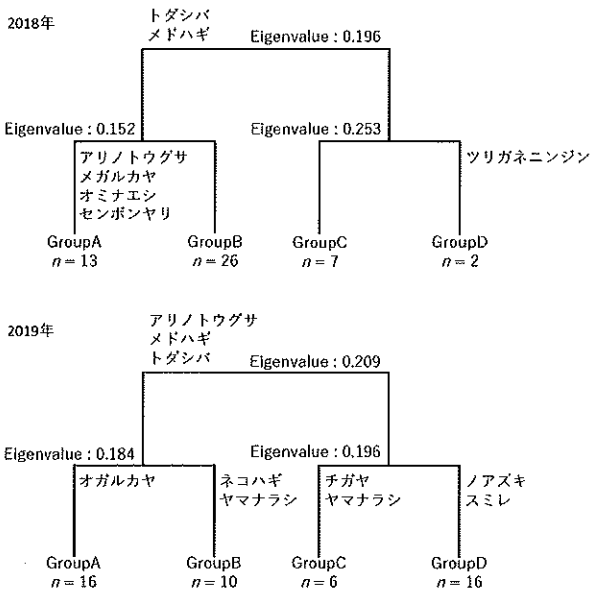


図-2 二元指標種分析による2018年と2019年の群落の分類。種名は各グループの指標種を示す。

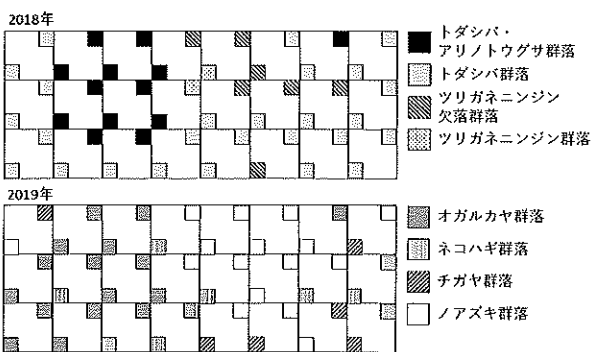


図-3 2018年と2019年の各群落の分布

(3) 2018年および2019年の植物群落の変化

各群落の2018年および2019年の群落高と植被率、出現種数を表-2に示した。2018年の群落高はトダシバ・アリノトウグサ群落 (43.8 cm) が最も低く、他のすべての群落より有意に低かった ($p < 0.05$)。次に低かったトダシバ群落は最も高かったツリガネニン

ジン欠落群落より有意に低かった ($p < 0.05$)。2018年の植被率はいずれも80%以上であったが、トダシバ・アリノトウグサ群落はトダシバ群落およびツリガネニンジン欠落群落より有意に低かった ($p < 0.05$)。2018年の出現種数はトダシバ・アリノトウグサ群落がツリガネニンジン欠落群落より有意に多かった ($p < 0.05$)。2019年の群落高はオガルカヤ群落 (51.3 cm) が最も低く、チガヤ群落およびノアズキ群落より有意に低かった ($p < 0.05$)。2019年の植被率はいずれも85%以上であったが、オガルカヤ群落およびネコハギ群落はノアズキ群落より有意に低かった ($p < 0.05$)。2019年の出現種数はオガルカヤ群落およびネコハギ群落はノアズキ群落より有意に多かった ($p < 0.05$)。2018年と2019年の群落高と植被率、出現種数の各平均を比較すると、2018年の出現種数が2019年より有意に多かった ($p < 0.05$)。群落高および植被率の平均に有意差はないものの、2018年はそれぞれ、43.8~105.7 cm, 83.8~100.0%, 2019年はそれぞれ、51.3~104.1 cm, 85.5~95.9%となり、2019年は差が小さくなった。

二元指標種分析で分類した2018年と2019年の各群落の分布を図-3に示した。2018年のトダシバ・アリノトウグサ群落 ($n = 13$) は2019年に11株がオガルカヤ群落、2株がネコハギ群落になった。2018年のトダシバ群落 ($n = 26$) は2019年に5株がオガルカヤ群落、8株がネコハギ群落、5株がチガヤ群落、8株がノアズキ群落になった。2018年のツリガネニンジン欠落群落 ($n = 7$) は2019年に1株がチガヤ群落、6株がノアズキ群落になった。2018年のツリガネニンジン群落 ($n = 2$) は2019年に2株ともにノアズキ群落になった。

各群落における出現種の各被度を指標種、優占種、木本植物の合計、その他の合計に区分して図-4に示した。2018年のトダシバ・アリノトウグサ群落は4群落の中でトダシバの被度が最も高かったが、2019年には主にオガルカヤ群落になり、トダシバの被度は低くススキやネザサ、オガルカヤなどの優占種と木本植物

表-3 2019年の各群落における開花植物と開花数

	オガルカヤ群落 (n = 16)	ネコハギ群落 (n = 10)	チガヤ群落 (n = 6)	ノアズキ群落 (n = 16)	合計
草本植物					
アリノトウグサ	27.3 ± 35.1	10.8 ± 22.2	-	-	544
シラヤマギク	7.5 ± 29.0	0.6 ± 1.8	3.0 ± 6.7	4.6 ± 15.7	217
ヒメハギ	3.1 ± 5.9	7.4 ± 11.7	0.8 ± 1.9	-	128
キジムシロ	2.8 ± 2.3	2.2 ± 1.5	2.8 ± 2.7	1.6 ± 1.9	169
ノアズキ	-	-	-	6.3 ± 12.0	101
ニガナ	3.5 ± 5.6	0.7 ± 1.4	0.3 ± 0.7	0.9 ± 1.9	79
ミツバツチグサ	3.3 ± 10.2	0.1 ± 0.3	-	0.6 ± 1.2	64
オトギリソウ	2.9 ± 4.2	1.2 ± 2.7	-	-	59
センブリ	2.4 ± 6.8	-	-	-	38
アキノキリンソウ	1.4 ± 1.8 ^a	0.4 ± 0.9 ^{ab}	0.2 ± 0.4 ^{ab}	0.1 ± 0.5 ^a	28
ツリガネニンジン	0.4 ± 1.5	0.1 ± 0.3	1.2 ± 2.2	1.2 ± 2.8	20
カワラナデシコ	0.6 ± 1.1	0.1 ± 0.3	0.5 ± 1.1	0.1 ± 0.3	16
スミレ	0.6 ± 1.3	0.2 ± 0.6	0.2 ± 0.4	-	12
オミナエシ	0.1 ± 0.3	0.3 ± 0.5	-	0.1 ± 0.5	7
サワヒヨドリ	0.4 ± 1.5	0.1 ± 0.3	-	-	7
ヒキヨモギ	0.3 ± 0.6	0.1 ± 0.3	-	-	5
コキンバイザサ	-	-	0.2 ± 0.4	0.2 ± 0.7	4
オカトラノオ	0.1 ± 0.2	-	-	0.2 ± 0.7	4
タチツボスミレ	-	0.1 ± 0.3	-	0.1 ± 0.5	2
ヒトドリバナ	-	-	-	0.1 ± 0.5	2
クヌギ	-	0.2 ± 0.6	-	-	2
ニオイタチツボスミレ	-	0.1 ± 0.3	-	0.1 ± 0.2	2
ノアザミ	-	-	-	-	2
ヤマラッキョウ	0.1 ± 0.3	-	-	-	2
リンドウ	0.1 ± 0.2	-	0.2 ± 0.4	-	2
ウメバチソウ	-	-	0.2 ± 0.4	-	1
オキナグサ	0.1 ± 0.2	-	-	-	1
カセンソウ	-	0.1 ± 0.3	-	-	1
木本植物					
ツクシハギ	0.1 ± 0.5	0.3 ± 0.9	3.2 ± 15.2	3.5 ± 6.3	110
サルトリイバラ	5.3 ± 13.0	-	3.3 ± 7.6	0.2 ± 0.7	108
イヌザンショウ	-	3.4 ± 8.1	-	-	34
イグサハギ	-	-	-	1.3 ± 4.8	20
レンガツツジ	-	-	2.0 ± 4.5	-	12
アヲハナイバラ	0.4 ± 0.9	-	0.5 ± 1.1	-	9
コマツナギ	-	-	0.6 ± 1.9	-	8
開花種数平均	5.8 ± 1.8 ^a	3.9 ± 2.1 ^b	3.7 ± 1.8 ^{bc}	2.9 ± 0.7 ^b	35
全開花植物	5.3 ± 1.8 ^a	3.5 ± 2.2 ^b	2.5 ± 1.4 ^{bc}	2.4 ± 0.9 ^b	28
草本植物	0.4 ± 0.7	0.3 ± 0.5	1.2 ± 1.1	0.5 ± 0.6	7
木本植物	-	-	-	-	-
開花数平均	62.5 ± 41.7 ^a	28.5 ± 29.6 ^b	24.3 ± 16.9 ^{bc}	21.4 ± 17.6 ^{bc}	1773
全開花植物	56.7 ± 44.0 ^b	24.8 ± 30.7 ^{bc}	9.5 ± 8.0 ^b	16.4 ± 19.0 ^b	1475
草本植物	5.8 ± 13.1	3.7 ± 8.1	14.8 ± 15.4	4.9 ± 7.5	298
木本植物	-	-	-	-	-

値は平均値 ± 標準偏差を表す。異なるアルファベットは群落間で有意差があったことを示す (t-検定, $p < 0.05$, 有意水準はholm法で調整した)。種名の^{a)}は日本の絶滅危惧種 (<https://kiklog.biodic.go.jp>)、^{b)}は島根県の絶滅危惧種および準絶滅危惧種を示す (<http://www.1.pref.shimane.lg.jp>)。

の被度が高くなった。2018年のトダシバ群落は2019年にはすべての群落になった。2018年のツリガネニンジン欠落群落は4群落の中でススキの被度が最も高かったが、2019年には主にノアズキ群落になり、ススキの被度は低くネザサやノアズキ、木本植物の被度が高くなった。2018年のツリガネニンジン群落は4群落の中でネザサの被度が最も高かったが、2019年にはノアズキ群落になり、ネザサの被度は低くノアズキと木本植物の被度が高くなった。2019年のチガヤ群落は木本植物の被度が最も高く、2018年は主にトダシバ群落であった。このため、2018年から2019年のトダシバの被度の低下はトダシバ・アリノトウグサ群落で顕著であった。また、2018年にトダシバ・アリノトウグサ群落ではトダシバが最も優占し、トダシバ群落ではトダシバとススキ、ツリガネニンジン欠落群落ではススキ、ツリガネニンジン群落ではネザサが最も優占しているように、各群落の優占種が明瞭であったが、2019年にはこれらの被度の差が小さくなった。

(4) 2019年の各群落の土壌条件

2019年5月の各群落における土壌条件を図-5に示した。土壌含水率および土壌硬度の全群落の各平均は26.4%と1.9 kg/cm²であった。土壌含水率は群落間に有意差はなかったが、オガルカヤ群落で27.7%と最も高く、次いでネコハギ群落、チガヤ群落、ノアズキ群落であり、群落高が高くなるにつれて低くなった。土壌硬度はオガルカヤ群落がノアズキ群落より有意に

高かった ($p < 0.05$)。土壌含水率および土壌硬度に相関関係はなかった。

(5) 2019年の開花種数および開花数

2019年の5~10月に開花種の開花数を調べた結果、群落高が低いオガルカヤ群落で多くの開花植物が確認された(表-3)。合計開花種数および合計開花数はそれぞれ35種、1773個であった。アキノキリンソウの開花数のみ、オガルカヤ群落がノアズキ群落より有意に多かった ($p < 0.05$)。

開花種数は全開花植物および草本植物ともにオガルカヤ群落がネコハギ群落およびノアズキ群落より有意に多かった ($p < 0.05$)。開花数はオガルカヤ群落の全開花植物がネコハギ群落およびノアズキ群落より、草本植物はオガルカヤ群落チガヤ群落およびノアズキ群落より有意に多かった ($p < 0.05$)。ただし、開花数が最も多かったアリノトウグサがオガルカヤ群落で多かった。木本植物の開花種数および開花数に有意差はなかった。オガルカヤ群落で開花数が多かった草原性植物はアリノトウグサやニガナ、センブリなどがあり、数は少ないが島根県の絶滅危惧種であるオキナグサやコキンバイザサも開花が確認された。

5. 考 察

三瓶山麓の西の原で毎年継続して火入れが行われていた2018年と火入れ中断当年の2019年の各8月の植生を比較した結果(表-1)、火入れ中断当年に優占種であったトダシバの被度が低くなったこと、木本植物の被度が高くなったことが特徴的であった。さらに、有意差はなかったが、第一の優占種であるススキは両年ともにすべての調査枠で確認されたが2019年に被度が低くなり、一方で、第二の優占種であるネザサは2019年に被度が高くなる傾向があった。優占種以外の植物種では、サワヒヨドリやニガナ、アキノキリンソウ、カワラナデシコ、ヒメハギ、メガルカヤの被度と出現回数が2019年に減少し、アリノトウグサは出現回数に大きな変化はなかったが被度が低くなった(表-1)。これらの植物種は本調査区では火入れ中断当年に負の影響を受けると考えられた。

草原の群落高が高くなるにつれて植物種数は減少し、種多様性は低下する(高橋ら 2014)。本結果では2018年と2019年で群落高と植被率の平均に有意差はなかったが、出現種数は2019年に減少した(表-2)。また、各年の群落高が低い場所で植物種数は多く、群落高が高くなるにつれて植物種数が減少する傾向があった(表-2)。2018年および2019年の植物群落を二元指標種分析により分類した結果(図-3)、2018

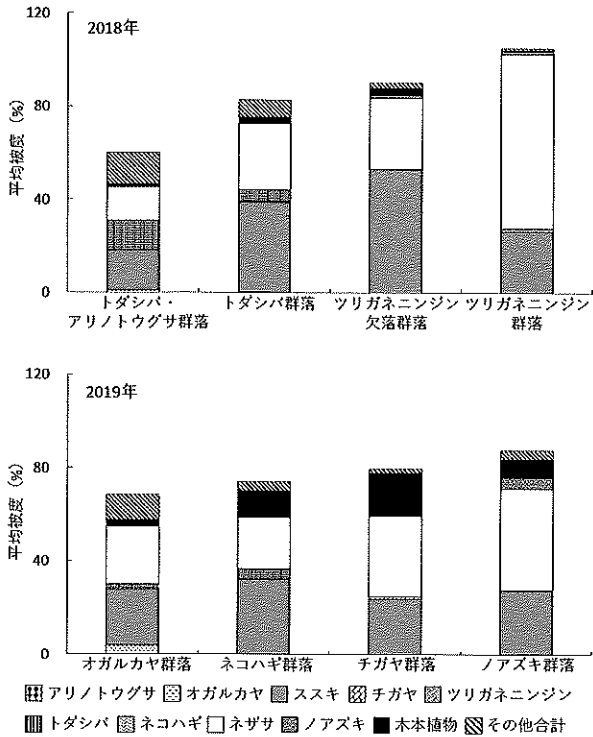


図-4 2018年と2019年の各群落における出現種の被度

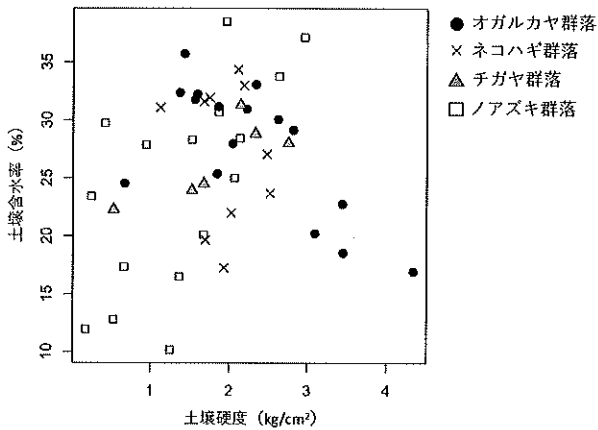


図-5 2019年の各群落の土壌条件

年の各群落の優占種はトダシバ、ススキ、ネザサの被度が明瞭に異なっていたが、2019年には各群落のこれらの被度の差が小さくなり（図-4）、群落高や植被率の群落間の差も小さくなった（表-2）。このため、火入れ中断により当年に各群落の特異性が低下し、これが草原性植物の各種の生育に影響を及ぼす可能性がある。

火入れ中断当年の2019年に開花種と各種の開花数を調べた結果、開花種数および開花数は群落高が最も低いオガルカヤ群落で多く、群落高が高くなるにつれて減少した（表-3）。管理停止直後の草原では、植物

種数の減少より開花種数および開花数の減少が顕著であることが報告されている（久保ら 2011）。2018年のトダシバ・アリノトウグサ群落はトダシバとその他の種の合計の被度が最も高く、2019年にオガルカヤ群落となってもその他の種の合計の被度が高かった（図-4）。また、木本植物の被度が低く（図-4）、特定の種が優占する群落ではなかった。このような環境で草原性植物の種数と開花が確保されると考えられる。また、有意差はなかったが、土壌含水率はオガルカヤ群落で最も高く、群落高が高くなるにつれて土壌含水率が低くなる傾向があったことから（図-5）、土壌水分が植物の生育や生長に影響を及ぼし、その結果として開花植物や開花数に影響を及ぼしている可能性がある。

火入れ草原の植物種数は、火入れ中断1年目には小型の草本植物の消失により減少し、火入れ中断6年目には木本植物が徐々に増加することで火入れ継続時と同程度まで回復し、中断期間が長くなるにつれて木本植物がさらに侵入し増加することが報告されている（岡本ら 1992, 山本ら 2002）。また、火入れ中断後にススキが優占することは変わらないが、火入れ中断の期間が長くなるにつれてススキの被度や現存量は低下し（山本ら 2002）、木本植物が優占する植生に移行することが報告されている（山本 2001）。本調査地の西の原では、主要な優占種であるススキやトダシバは火入れ中断1年目に出現回数に変化はないが被度が低くなり、低木林への変化が開始していると考えられた。西の原で今後も火入れの中断が継続すると、ツクシハギやヤマナラシ、ネザサなどの木本植物がさらに生長することで群落高が高くなり、この現象は開花数の減少に最初に現れると考えられる。

草原における多様な管理は堆積するリターの有無や量、裸地面積、群落高、光環境などの違いを引き起こし、各条件に適した植物種が生育する（澤田ら 2010, 久保ら 2017）。本調査地では、年に1回の火入れで草原内に優占種の異なる群落が形成され、多様な草原性植物の生育地が維持されていたことから、年1回の火入れは本調査地の草原性植物の生育環境を維持するのに不可欠と考えられた。

謝 辞

本研究に取り組むにあたり、島根大学生物資源科学部の川口英之准教授、橋本哲准教授、藤巻玲路助教、島根大学生物資源科学部附属生物資源教育研究センター森林科学部門の山下多聞准教授には多くのご助言をいただきました。また調査にあたり、所属研究室の

皆様にご協力いただきました。これらの方々に心より御礼申し上げます。

引用文献

- Braun-Blanquet, J. (1964) Pflanzsoziologie, 3A Aufl. Springer-Verlag, Wein
- Hill, M.O. (1979) TWINSPAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Ecology and Systematics, Cornell University. Ithaca, NY
- 井上雅仁 (2005) 三瓶山北の原における草原性植物の植物季節。鳥根県立三瓶自然館研究報告 3:51-55
- 井上雅仁・高橋佳孝 (2009) 半自然草原の保全と再生に向けた新しい取り組み。景観生態学 14 (1) :1-4
- 井上雅仁・高橋佳孝 (2010) 管理放棄により樹林化した草原跡地における管理再開が草原性植物の再生に及ぼす影響。ランドスケープ研究 73 (5) :759-762
- 井上雅仁 (2014) 山野の利用が作った鳥根の植生景観～たたら製鉄と三瓶山草原を例に～。ベドロジスト 58 (2) :84-87
- 久保満佐子・小林隆人・北原正彦・林 敦子 (2011) 富士山麓・上ノ原草原における人為的管理が吸蜜植物の開花とチョウ類(成虫)の種組成に与える影響。植生学会誌 28:49-62
- 久保満佐子・小林美珠・石井利夫 (2017) 山梨県甘利山の半自然草原における人為的管理が植物の開花に及ぼす影響。日本緑化工学会誌 42 (4) :533-542
- McCune, B. and Mefford, M.J. (1999) PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Ver. 4.25. M.J.M Software Design, Oregon
- 内藤和明・高橋佳孝 (2002) 三瓶山の半自然草地における生物多様性保全。日本草地学会誌 48 (3) :277-282
- 沼田 眞監修(1990)日本の野草・樹木生態図鑑 シダ類・裸子植物・被子植物(離弁花)編, 全国農村教育協会, 664pp. 東京
- 岡本智伸・栂田聖孝・菊池正武 (1992) 阿蘇地方における野草地の利用形態が植生に及ぼす影響。九州東海大学農学部紀要 11:33-41
- 大窪久美子 (2002) 日本の半自然草原における生物多様性研究の現状。日本草地学会誌 48:268-276
- 大滝典雄 (1997) 草原と人々の営み。一の宮町史編纂委員会, 249pp. 一の宮町
- R Development Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- 佐竹義輔・原 寛・亙理俊次・冨成忠夫編 (1989a) 日本の野生植物 木本Ⅰ, 平凡社, 321pp. 東京
- 佐竹義輔・原 寛・亙理俊次・冨成忠夫編 (1989b) 日本の野生植物 木本Ⅱ, 平凡社, 305pp. 東京
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亙理俊次・冨成忠夫編 (1981) 日本の野生植物 草本Ⅲ 合弁花類, 平凡社, 259pp. 東京
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亙理俊次・冨成忠夫編 (1982a) 日本の野生植物 草本Ⅰ 単子葉類, 平凡社, 305pp. 東京
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亙理俊次・冨成忠夫編 (1982b) 日本の野生植物 草本Ⅱ 離弁花類, 平凡社, 318pp. 東京
- 澤田みつ子・小幡和男・上條隆志・中村 徹 (2010) 茨城県菅生沼における火入れがオギ二次草原のタチスミレに及ぼす影響。ランドスケープ研究 73 (5) :834-838
- 小路 敦・須山哲男・佐々本寛幸 (1999) 仮想市場評価法 (CVM) による野草地景観の経済的評価。日本草地学会誌 45 (1) :88-91
- 高橋佳孝 (2004) 半自然草地の植生持続をはかる修復・管理法。日本草地学会誌 50 (1) :99-106
- 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 (2) :102-108
- 高橋佳孝・米屋宏志・大滝典雄 (2003) 放牧牛を用いた火入れ草地の防火帯作り。日本草地学会誌 49 (4) :406-412
- 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 (4) :424-429
- 山本嘉人・新藤和政・萩野耕司・平野 清・中西雄二・大滝典雄 (2002) 阿蘇地域の半自然草地における火入れ中止にともなう植生の変化。日本草地学会誌 48 (5) :416-420