

甘利山の半自然草原における人の利活用が ニホンジカの出現状況に直接的・間接的に与える影響

大津千晶

Direct and indirect impacts of human activities on occurrence of sika deer in a semi-natural
grassland on Mt. Amari

Chiaki OTSU

Summary : On a semi-natural grassland in Mt. Amari, the local people have mown to conserve grassland plant species by reducing the cover of *Sasa* spp. Overgrazing to the species by sika deer markedly increases there. The first aim of this study is to estimate the impacts of mowing on plant species composition and the cover of dominant species by comparing between managed and abandoned sites. The second aim is to clarify the factors, including the recreation activities by human, affecting occurrence of sika deer on the grassland through camera trap method. The cover of dominant species *Sasa nipponica* was lower in the managed site than in the abandoned site and the number of species, mainly forb species, was more in the managed site than in the abandoned site. Frequency of occurrence of sika deer increased with lower frequency of human occurrence and in sites with lower cover of *Sasa nipponica*. These results suggest that sika deer shows escape behavior to activities by human. However mowing can increase occurrence of sika deer to grassland through increase of palatable forb species to deer by inhibiting dominance of *Sasa nipponica*. Temporary protection of the mown communities is needed under overgrazing.

要旨 : 甘利山の半自然草原では、草原生植物の保全を目的として、草原の一部で市民やボランティアによる草刈りが行われている。一方、近年はニホンジカ（以下、シカ）の植生への影響が顕在化しつつあり、草原生植物の保全上の課題となっている。そこで甘利山において、人による刈り取り管理が草原群落の種構成に与える影響を調べるとともに、群落へのシカの出現に影響を与える要因を、人の利活用の影響も含めて明らかにすることを目的とした。人による刈り取り管理が草原植生に与える影響を評価するために、刈り取り管理が実施されてきた群落と実施されていない群落で植生調査を実施した。シカの出現状況を把握するために、草原群落と周辺の森林群落に自動撮影カメラを設置し、シカの撮影枚数を記録した。撮影枚数はカメラごと、月ごと、昼夜ごとに集計し、撮影枚数に影響を与える要因を推定した。その結果、草刈りが継続的に実施されている箇所ではされていない箇所よりも優占種であるミヤコザサの植被率、植生高が低く、広葉草本種を中心に多くの種が出現した。シカの出現頻度は、人の撮影枚数が多い時期や場所では低くなり、草原よりも森林で、ミヤコザサの植被率が高い場所よりも低い場所で高くなった。季節では夏、昼夜では夜に高くなった。以上の結果から、人の活動が活発な場所・時期をシカが回避していると考えられた。一方、継続的な草刈りは優占種の植被率を低くし、シカの嗜好性が高い広葉草本も増加させる。そのため、シカの密度が一定以下に低減されていない状態での草刈りは、シカの草原の利用を増加させ、かえって草原植生の衰退を招く可能性もある。シカの密度が低減されていない場合は、刈り取りした場所では応急的に植生保護柵を設置するなどの対策が必要と考えられる。

1 はじめに

南アルプス山域の甘利山には半自然草原が成立する。半自然草原とは、人による刈取りや火入れ、放牧などの利用により維持されてきた草原を指す。半自然草原における生態系サービスは、戦前は採草地や放牧地として主に供給サービスが卓越してきたと考えられる(湯本 2010)。近年、半自然草原は燃料革命の影響を受けた管理放棄や1940年頃をピークとする拡大造林政策による土地利用の転換などにより、急激に面積を縮小させた。その結果、明治期には国土に占める面積は10%程度であったと推測されるが、現在では1%未満まで縮小した(小椋 2006)。草原面積の減少によって半自然草原を生育、生息地とする多くの動植物種の減少が起きており、特定種の絶滅危惧だけでなく、生態系全体への影響が危惧されている(大窪・土田 1998)。一方で、このように半自然草原のもつ生態系サービスのうち、供給サービスの価値は低下したが、近年はレクリエーションなどの文化的サービスが重要視されるようになってきている(湯本 2010)。半自然草原の生物多様性を保全し、それに伴うハイキングや観光のスポットとしてのレクリエーション機能を維持することは、地域振興の面でも重要になっている。

半自然草原はもともと生業として人が利用することで維持されてきたため、群落の生物多様性を保全し、景観を維持するためには、草刈りや火入れなどの管理の継続が必要と考えられる。一方で、これらの管理の手法によっても草原群落の植物種の構成には違いが生じることもわかっている(Moog et al. 2002; 久保ほか 2011)。そのため、実施した管理方法が草原群落の群落構造や種構成にどのような影響を与えているのか把握することも植物種の保全上重要である。

また、近年は全国各地でニホンジカ *Cervus nippon* の密度増加、分布拡大が起きている。増加したニホンジカは植物群落の生物多様性の後退を招くことが報告されている(大橋ほか 2007; 服部ほか 2010; 石田ほか 2010; 阪口ほか 2012)。半自然草原を含む草原群落においてもニホンジカの影響による種構成の変化(大津ほか 2011;

Nagaike 2012)や希少植物種の減少(大橋ほか 2013)が報告されており、半自然草原の保護の重要性はますます高まっている。草原へのニホンジカの影響を低減するためにニホンジカの密度管理、生息地管理、被害管理を効果的に実践し、草原群落の保護効果を高めるためには、ニホンジカがいつ、群落のどの場所を利用するのかなどの利用の実態を明らかにする必要がある。また、シカ類の行動パターンは人のレクリエーション活動からも影響を受けることが知られている(Jayakody et al. 2008; Stankowich 2008; Sibbald et al. 2011)。人による利活用が想定される植物群落では、これらの人の行動がニホンジカの行動にも影響を与える可能性がある。しかし、人によるレクリエーション活動がニホンジカの行動に与える影響を定量的に評価した事例はみられない。

甘利山の半自然草原群落は、特徴的な景観から、観光客や登山客の訪問も多く、NPO法人甘利山倶楽部によって草刈りなどの保全活動も盛んに行われている。2014年に南アルプスがユネスコエコパークに認定され、エコパークの核心・緩衝・移行地域の3区分のうち、甘利山は緩衝地域に属することとなった。緩衝地域は利活用と保全の両立を図る地域と位置付けられている(Unesco "Ecological Sciences for Sustainable Development" <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/main-characteristics/zoning-schemes/> 最終確認日2016年4月2日)。

甘利山を含む南アルプス山域においてもニホンジカの植生への影響が顕在化しており(鶴飼 2011; Nagaike 2012)、ニホンジカの影響は生物多様性保全と、観光資源としての利活用の両面で重要な課題となっている。そのため、甘利山において草原の植生に対して応急的に保護・保全対策を実施し、ニホンジカの管理対策を行うことが求められている。

本研究では、まず人による草刈り管理が半自然草原の種構成や群落構造に与える影響を評価する。さらに、自動撮影カメラを利用して甘利山におけるニホンジカの植生の利用実態の把握と、そ

れに影響を与える要因を、人の利活用の影響を含めて明らかにすることを目的とした。これに基づき、保全対策の提案を行うこととした。

2 調査方法

2.1 調査地

調査は山梨県韮崎市に位置する甘利山（標高1672m、E138° 22' 35"、N35° 40' 52"）で実施した。甘利山に近接する韮崎（341 m）の年平均降水量は1,196 mmで、甘利山頂上部の年平均気温を気温の遞減率を0.65℃/100mとして推定すると約5.0℃となる。甘利山は南アルプス鳳凰三山（2764～2841m）の前衛にあたり、ミヤコザサ *Sasa nipponica* とレンゲツツジ *Rhododendron japonicum* を優占種とする草原群落が生息する。草原群落の周囲は約15haの範囲に広がっている。草原群落の周囲は落葉広葉樹林またはカラマツ人工林に囲まれている。2014年には南アルプス山域がユネスコエコパークに認定され、鳳凰三山などを含む高山帯のエリアを核心地域として、それを取り囲むエリアである緩衝地域の一部に甘利山も含まれることとなった。

草原群落の直下には駐車場が整備され、遊歩道も整備されている。そのため、6月のレンゲツツジの開花期から夏期を中心に多くの観光客が訪れ、市の主要な観光地となっている。また、草原では、かつては秣場（牛馬の飼料を採取するための草地）として伝統的に草刈りが行われ（韮崎市編集委員会 1978）、1965年頃までは草原の一部がスキー場として利用されていた（久保ほか 未発表）。現在の管理はNPO法人甘利山倶楽部が主に担っており、冬期を除く期間に現地で草原の保全・管理や遊歩道整備、環境教育活動、ニホンジカの捕獲などのために頻りに甘利山を訪れている。また、10月下旬には、韮崎市の主催事業により約300名の市民が参加する、草原の大規模な草刈りが実施される。

2.2 調査方法

1) 草刈りの影響調査

甘利山倶楽部による草刈りが継続的に実施さ

れてきた群落と管理が放棄されている群落において植生調査を行った。管理の状態については、甘利山倶楽部から聞き取りを行い、少なくとも4月頃の草刈りが10年以上行われている箇所（以下、管理区）と、そこから約30m離れた場所にある、10年以上草刈りが行われていない箇所（以下、非管理区）を特定した。調査は2013年の8月に実施した。なお、久保ほか（未発表）によると2006年から2013年にかけて甘利山の草原群落では植物種の開花数の減少が確認されているものの、種構成については大きな変化が起きていなかった。そのため、2013年時点ではニホンジカの影響による種構成の変化はまだ小さかったと推察される。管理区と非管理区に1×1mのコドラートを2m間隔でそれぞれ10個設置し、コドラート内に出現した維管束植物の被度と高さを記録した。被度はブラウンランケ法により記録した。

2) ニホンジカの出現状況調査

ニホンジカの甘利山における植生の利用状況を把握するために、10台の自動撮影カメラを甘利山に設置し、野生動物の撮影枚数を記録した。自動撮影カメラを用いたカメラトラップ法は野生動物の相対的な出現頻度を計測する上で有効な手法である（O'Brien et al. 2003）。カメラは、高感度赤外線動作センサーを搭載した自動撮影カメラ（Ltl-6210MC 940NM LED、Ltl Acorn社）を使用した。カメラには25mの検知距離をもつ赤外線センサーが搭載されており、動物の体温により生じる赤外線を検知した0.8秒後に撮影される。カメラの作動時間は24時間とし、2014年6月1日から2015年5月31日の1年間実施した。自動撮影カメラは傾斜角度が20度以下の緩やかな地形で、かつ群落（草原・森林）およびミヤコザサの植被率の組み合わせがばらつくように設置した（図1）。森林群落については落葉広葉樹林を対象とし、林縁部から森林内部へ10m入った場所にカメラを、撮影方向を森林内部へ向けた状態で設置した。草原については、草原と森林の境界部に、草原方向にカメラを向けた状態で設置した。カメラの高さは両群落ともに地表面から約70cmとした。カメラの設置期間中は、約半年に1度データ

の回収、電池交換、機器の点検を実施した。

撮影された野生動物の写真から、種ごとに撮影枚数を集計した。短時間内での同一の個体のカウントの重複を避けるため、3秒以内に2枚写真が撮影された場合には、撮影枚数は1枚とした。同じ場所で3秒以上同じ個体と考えられる個体が撮影された場合もあったが、本研究ではニホンジカによる植生の利用強度を評価することが目的であることから、3秒以上の間隔で撮影された写真の枚数は別個体としてカウントした。また、遊歩道外にカメラを設置したにも関わらず、観光客や登山者も撮影された。人の活動がニホンジカの行動に影響を及ぼす可能性があると考えられたため、これらの撮影された人間の撮影枚数についてもニホンジカの撮影枚数と同じ方法で集計した。

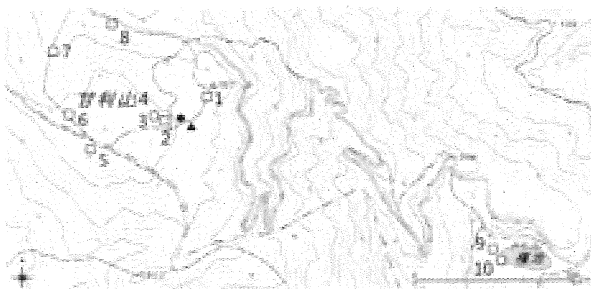


図1 調査地位置図

四角(□)は自動撮影カメラを設置した地点を表し、番号は表3におけるカメラナンバーを表す。図中の丸(●)、三角(▲)はそれぞれ管理区と非管理区の植生調査の実施箇所を表す。地形図は、国土地理院が公開する地理院地図を使用した。

2.3 解析方法

人による草刈り管理が草原群落に与える影響を検討した。管理区と非管理区で出現した植物種の種構成を比較した。試験区間で植物種の種数、ミヤコザサの植被率と高さの平均値の差の統計的有意性を明らかにするために、検定を行った。本解析のデータでは正規性および等分散性が認められたため、Studentのt検定により検定した。植被率はブラウンプランケの被度階級値である+、1、2、3、4、5をそれぞれ百分率被度の平均値である0.5、5.5、12.5、37.5、62.5、87.5%に換算して計算した(Fukuchi et al. 2011)。

ニホンジカの出現パターンにどのような要因が

影響するのか明らかにするために、一般化線形混合モデル(GLMM)により推定を行った。ニホンジカの撮影枚数を撮影されたカメラごと、月ごと、昼夜ごとに集計し、これを出現頻度の指標として応答変数にした(n=240)。昼夜は国立天文台(「国立天文台天文情報センター暦計算室」<http://eco.mtk.nao.ac.jp/koyomi/>最終確認日2015年11月2日)が公表する山梨県甲府市の日ごとの日の出時刻から日没時刻の時間帯を「昼」、日没時刻から日の出時刻の時間帯を「夜」に区分した。

説明変数はシカ類の行動パターンに影響を与えると考えられる「昼夜」、「季節」、カメラを設置した箇所の「群落タイプ(森林・草原)」、「ミヤコザサの植被率」、「人の撮影枚数」に加え、「群落タイプ」または「ミヤコザサの植被率」と「季節」または「昼夜」の交互作用項、「季節」と「昼夜」の交互作用項とした。季節は3~5月を「春」、6~8月を「夏」、9~11月を「秋」、12~2月を「冬」に区分した。群落タイプは「森林」と「草原」に区分した。「ミヤコザサの植被率」はニホンジカの植物群落へのアクセス性やその場所の草本層の餌資源としての魅力に影響する可能性が考えられた。本研究ではカメラで撮影される範囲のミヤコザサの植被率が50%以上の箇所を「高」、50%未満の箇所を「低」に区分した。オフセット項に各月の日数を、ランダム効果に個々のカメラを加え、確率分布をポワソン分布としてログリンク関数により連結した。全ての説明変数の組み合わせについて赤池情報量基準(AIC)を算出し、AICが最小となるモデルに含まれる説明変数をニホンジカの撮影枚数に影響を与える変数と判断した。解析にはR version 2.12.1(R Development Core Team 2010)とglmmMLおよびMuMInパッケージを用いた。

3 結果

3.1 植生管理が種構成に与える影響

出現種数は非管理区よりも管理区の方が有意に多かった(表1; $P < 0.001$)。特にヤマハハコ *Anaphalis margaritacea* やハクサンフウロ *Geranium*

yessoense var. *nipponicum*、ノハラアザミ *Cirsium oligophyllum* などの広葉草本の出現頻度が管理区で高かった (表1)。群落の優占種であるミヤコザサの植生率は管理区では43.5%であったのに対し、非管理区では70%と管理区よりも非管理区の方が

高かった (付表; P<0.001)。また、ミヤコザサの高さも管理区よりも非管理区の方が有意に高かった (表1; P<0.01)。

表1 管理区、非管理区別の種ごとの出現回数、平均植生率と出現種数およびミヤコザサの植生高の平均値 (± 標準偏差)。

種名	学名	管理区 (n=10)		非管理区 (n=10)	
		出現回数	植生率	出現回数	植生率
ベニハオノツクバネウツギ	<i>Abelia spathulata</i> v. <i>sauganifera</i>	1	0.05	0	0.00
ツリガネニンジン	<i>Adenophora triphylla</i> v. <i>japonica</i>	4	0.20	2	0.10
ヤブマメ	<i>Amphicarpaea edgewoodii</i> v. <i>japonica</i>	1	0.05	0	0.00
ヤマハハコ	<i>Anaphalis margaritacea</i> v. <i>angustata</i>	10	21.80	1	0.05
シシウド	<i>Angelica pubescens</i>	1	0.05	0	0.00
ヤマオダマキ	<i>Aquilegia buergeriana</i>	4	0.20	3	0.90
ヨモギ	<i>Artemisia princeps</i>	10	4.00	8	2.90
トクシバ	<i>Arnica montana</i>	3	0.15	1	0.05
チダケサシ	<i>Asiella microphylla</i>	7	0.35	2	0.10
ヘビノネゴザ	<i>Athyrium yokoscense</i>	8	1.90	3	0.15
ヤマカモジダサ	<i>Brachypodium spoliatum</i>	0	0.00	1	0.05
アオスゲ	<i>Carex lasiocarpa</i>	3	0.65	0	0.00
ヒメスゲ	<i>Carex expanda</i>	8	1.85	8	3.10
タガネソウ	<i>Carex siderosticta</i>	8	0.90	1	0.05
フルウメモドキ	<i>Celastrus orbiculatus</i>	0	0.00	2	0.10
クサボケ	<i>Chaenomeles japonica</i>	3	0.15	2	0.00
ノアザミ	<i>Cirsium japonicum</i>	2	0.10	0	0.00
ノハラアザミ	<i>Cirsium tanakae</i>	9	0.95	1	0.05
カワラナデシコ	<i>Dianthus superbus</i> v. <i>longicalycinus</i>	1	0.05	0	0.00
カリマダガヤ	<i>Dimeris ornithopoda</i> v. <i>tenera</i>	8	1.90	0	0.00
ヤナギラン	<i>Epilobium angustifolium</i>	0	0.00	1	0.05
ヨツバヒヨドリ	<i>Eupatorium chinense</i> v. <i>sachalinense</i>	0	0.00	1	0.20
シモツケソウ	<i>Fallopia multifida</i>	8	1.40	0	0.00
カワラアツバ	<i>Galium verum</i> v. <i>asiaticum</i> f. <i>nikkouense</i>	2	0.10	0	0.00
ハタサシブク	<i>Geranium yessoense</i> v. <i>japonicum</i>	10	3.00	2	0.00
ヤナギタンポポ	<i>Hieracium umbellatum</i> v. <i>japonicum</i>	1	0.05	0	0.00
コバギボウシ	<i>Hosta albo-marginata</i>	3	0.15	0	0.00
オオバギボウシ	<i>Hosta montana</i>	2	0.10	0	0.00
オトギリソウ	<i>Hypericum erectum</i>	1	0.05	1	0.05
ニガナ	<i>Aster dentata</i>	1	0.05	0	0.00
コナスビ	<i>Lysimachia japonica</i>	0	0.00	1	0.05
オオヤマフスマ	<i>Macleodra lateralis</i>	8	0.90	4	1.70
ヤマドリゼンマイ	<i>Osmunda cinnamomea</i> v. <i>lokianensis</i>	0	0.00	1	1.75
オニゼンマイ	<i>Osmunda cinnamomea</i>	0	0.00	1	0.05
オミナエシ	<i>Pastinaca sativa</i>	4	0.20	0	0.00
ミヤマワラビ	<i>Phlegmaria communis</i>	4	0.20	0	0.00
イタドリ	<i>Polygonum cuspidatum</i>	3	0.15	4	0.20
ミツバツチグサ	<i>Potentilla freyniana</i>	10	5.00	7	1.85
ウツボグサ	<i>Prunella vulgaris</i> v. <i>illinoensis</i>	0	0.00	1	0.55
クマノアシタケ	<i>Ranunculus japonicus</i>	2	0.10	0	0.00
レンゲツツジ	<i>Rhododendron japonicum</i>	1	0.55	0	0.00
ミヤマニガイチゴ	<i>Rubus microphyllus</i> v. <i>suberacanthoides</i>	9	1.45	2	0.60
ワレモコウ	<i>Sanguisorba officinalis</i>	10	2.50	3	0.15
ミキコザサ	<i>Sasa nipponica</i>	10	43.50	10	70.00
フユノハナワラビ	<i>Scaptridium ternatum</i>	2	0.10	0	0.00
ホノハノキリンソウ	<i>Sedum album</i>	1	0.05	0	0.00
タムラソウ	<i>Serratula coreanata</i> v. <i>insularis</i>	2	0.10	1	0.05
イブキボクフク	<i>Sesuvium portuacastrum</i> v. <i>japonica</i>	1	0.05	0	0.00
シモツケ	<i>Spiraea japonica</i>	6	1.30	0	0.00
ヒメシダ	<i>Thelypteris palustris</i>	2	1.10	0	0.00
キンバイソウ	<i>Trillium hondoense</i>	2	0.10	0	0.00
ヤマトランノオ	<i>Veronica rotunda</i> v. <i>subintegra</i>	0	0.00	1	0.05
クガイソウ	<i>Veronicastrum sibiricum</i>	4	0.20	0	0.00
サクラスミレ	<i>Viola hirtipes</i>	7	0.35	3	0.15
シロバナスミレ	<i>Viola parviflora</i>	1	0.05	0	0.00
平均出現種数 (/m ²)		20.8 ± 2.7		8.7 ± 2.8	
ミヤコザサの植生高 (cm)		23.5 ± 1.7		32.4 ± 8.3	

nは調査したコドラート数を表す。

3.2 撮影された野生動物種と季節的な変化

野生動物が撮影された写真は全部で944枚で、撮影された野生動物は12種（哺乳類：8、鳥類：4）だった（表2）。撮影枚数別ではニホンジカが全体の82.8%を占め最も多かった。

ニホンジカの撮影枚数は草原群落では6月をピークとして夏期に多くなり、冬期には出現頻度は急速に低くなり、2月の撮影枚数は0枚であった（図2）。また、人は草原群落で1101枚、森林群落で7枚撮影され、草原群落で多く撮影された。人は昼間の方が多く撮影されたが、夜間にも7月を中心に撮影された（図3）。

調査期間中のレンゲツツジの開花期間は撮影された写真から6月2日から6月29日頃であった。積雪が最初に確認されたのは12月5日であり、草原群落では3月12日頃には約70センチの積雪に達した。それ以降は融雪と積雪を繰り返し、4月15日頃に雪が消失した。

表2 調査期間中に撮影された野生動物種とその撮影枚数および全撮影枚数に占める種ごとの撮影枚数の割合

和名	学名	撮影枚数		割合(%)
		合計	草原	
ニホンジカ	<i>Cervus nippon</i>	101	305	82.8
ニホンザル	<i>Macaca fascicularis</i>	37	21	9.1
ニホンアサギ	<i>Lepus brachyurus</i>	3	19	2.8
オンドク	<i>Hirundo neoholaeus neoholaeus</i>	9	10	2.0
カラス	<i>Myiarchus phoeniceus</i>	15	0	1.6
カケス	<i>Corvus japonicus</i>	4	6	1.1
ハシボコブ	<i>Corvus corone</i>	5	9	0.9
カワウ	<i>Falco tinnunculus</i>	1	4	0.3
ニホンアサギ	<i>Hirundo neoholaeus</i>	1	0	0.1
ニホンカモシカ	<i>Capreolus capreolus</i>	1	0	0.1
シジュウカラ	<i>Parus minor</i>	0	1	0.1
ヤマドリ	<i>Myiophobus caeruleus</i>	0	1	0.1
計		207	257	

図2 昼夜、群落タイプ、ミヤコザサの植被率別のニホンジカの平均撮影枚数の1年間の変化。

図中の実線は自動撮影カメラの設置場所においてミヤコザサの植被率が50%以上、点線は50%未満であったことを示す。

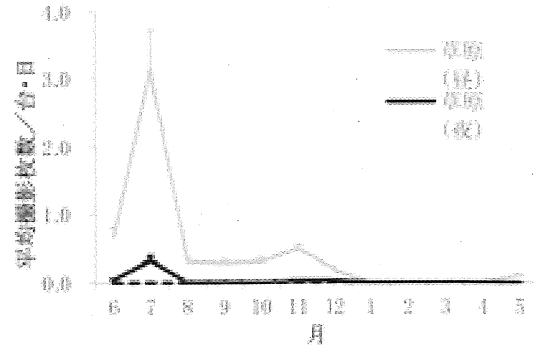
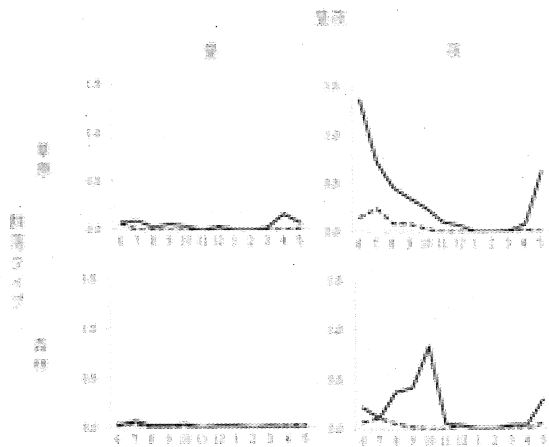


図3 草原、森林群落における人の昼夜別平均撮影枚数の1年間の変化。

図中の垂線は標準誤差を示す。



3.3 ニホンジカの出現に影響を与える要因

一般化線形混合モデルのベストモデルの選択の結果、ニホンジカの出現頻度に影響を与えていたのは、季節、昼夜、人の撮影枚数、群落タイプ、ミヤコザサの植被率、季節と昼夜の交互作用項、季節と群落タイプの交互作用項、季節と草本層の高さの交互作用項、昼夜と草本層の高さの交互作用項だった（表3）。具体的には、ニホンジカの出現は季節では夏、昼夜では夜に多くなる傾向にあり、夜に関しては秋、冬、春、夏の順に出現頻度が低くなる傾向にあった（表3）。人の出現頻度が高い時期・場所では出現頻度が減り、草原よりも森林で、ミヤコザサの植被率が高い場所よりも低い場所に出る傾向にあった（表3）。草原では夏、春、冬、秋の順に出現頻度が高くなった（表3）。ミヤコザサの植被率が低い場所では冬、夏、春、秋の順に出現頻度が低くなり、夜間に出現頻度が高くなった（表3）。

4 考察

4.1 人の活動が直接・間接的に与える影響

シカ類の行動パターンに直接的な捕獲活動以外の人の活動が与える影響については、人の居住域から離れた場所を選択的に利用することがアカシカ *Cervus elaphus* やノロジカ *Capreolus*

capreolus で確認されており (Jiang et al. 2008)、レクリエーション活動が活発な場所、もしくは活発な時期に逃避行動を示すことがミュールジカ *Odocoileus hemionus* (Taylor and Knight 2003)、アカシカ *Cervus elaphus* (Jayakody et al. 2008; Sibbald et al. 2011) やエルク *Cervus canadensis* (Naylor et al. 2009; Ciuti et al. 2012) などで確認されている。ニホンジカの行動パターンに人が与える影響については、テレメトリー調査から昼間は奥山に滞在し、人の活動の少ない夜間に人家に近い畑・果樹園で採食行動を行っていることが報告されている (横山ほか 2002)。また、民家などの人工建造物から遠い場所でニホンジカによる影響が植生に及びやすいことが間接的に示されている (矢原 2006; 大津ほか 2011)。甘利山は人のアクセス性が高く、夜景や日の出の風景も臨めるため、夏期を中心に日中から夜間にかけて訪問者がみられる。ニホンジカも季節の中では夏期に特に出現頻度が高かったものの、カメラ別、昼夜別に集計した場合の出現頻度は、人の出現頻度と負の関係にあることが明らかになった。そのため、人のレクリエーション活動が活発な場所・時間帯をニホンジカが回避しつつ植生を利用している可能性があると考えられた。今後は、入山者数などのより直接的な人の利活用に関するデータを使用した検討が必要と考えられる。

一方、人による草原の保全・管理活動の結果生じた植生の違いが、間接的にニホンジカの行動パターンに影響を与えることも明らかになった。ボランティアや市民による草刈りなどによってミヤコザサの植被率が低く維持されている場所は、植被率が高い場所よりも頻繁に出現する傾向にあり、特に植被率の低い場所は夜間に積極的に出現していた。ニホンジカがミヤコザサの植被率が低い場所を積極的に利用するのは、ニホンジカにとって歩きやすいことや、草原群落においては嗜好性の高い餌資源が多いことが影響している可能性がある。Bonnot et al. (2013) はノロジカが質の高い餌資源がある開放地を夜間に利用し、人による攪乱の多い日中は森林を利用することで餌資源と捕獲リスクのトレード

オフを解消していることを示している。刈り取りされた群落はミヤコザサの植被率や高さが低く維持されており、ニホンジカにとって比較的嗜好性の高い広葉草本種 (Takatsuki 1986) が多く生育している (表1)。そのため、ニホンジカも餌資源の獲得と人との遭遇のトレードオフを解消するために、刈り取りされた群落を夜間に集中的に利用していると考えられる。

4.2 人の活動以外の要因が与える影響

ニホンジカの出現頻度には季節や昼夜、植物群落のタイプも影響を与えていた。

季節については夏期の出現頻度が高かったものの、冬期にもニホンジカの生息が確認された。調査期間中に甘利山でニホンジカの分布阻害要因である積雪深 50cm (Takatsuki 1992) を上回る積雪が確認されたのは3月中旬の2日間のみであった。さらに、冬期の重要な餌資源である (高槻 1983) 常緑のミヤコザサも生育しているため、甘利山を越冬地として利用する個体もみられると考えられる。

ニホンジカが夜間に活動を活発化させることは高橋ほか (2012)、合田ほか (2013)、杉浦ほか (2014) も報告しており、ニホンジカによくみられる行動パターンと考えられる。また、Godvik et al. (2009) はアカシカが夜間に開放地に積極的に進出し、日中は森林内で過ごす傾向があることを報告しており、本研究におけるニホンジカの行動パターンもこれと一致していた。

群落タイプについては森林の方が積極的に出現しているものの、草原においても夏、秋に頻繁に利用する傾向がみられた。Takatsuki (1989) は、ニホンジカは森林を休息の場として使用し、餌資源を獲得するために皆伐地を利用すると説明している。そのため、主なハビタットとしては森林を利用しているが、餌資源となる草本植物の生産量が多くなる夏には、摂食のために草原での出現頻度が高くなる可能性が示唆された。

このように、本研究ではカメラトラップ法によってニホンジカの植生の利用実態の一部を明らかにした。しかし、カメラの設置場所には偏りがみられるため、ニホンジカの空間的な分布

にもともと偏りがみられた可能性もある。今後はニホンジカの行動調査も本調査地で実施することで、ニホンジカの行動パターンの直接的な解明が求められる。

4.3 草原群落の保全策の提案

甘利山はユネスコエコパークの緩衝地域に位置しており、草原群落の利活用を維持しつつ、保全を図ることが基本的な管理方針となると考えられる。ニホンジカへの草原への出現は夏に多くなるため、夏以降に開花する種は摂食によって繁殖を阻害されるリスクが特に高い可能性がある。人による訪問も、7月をピークとして、主な草原生植物の開花数が多くなる頃（久保ほか未発表）に特に多くなっている。そのため、生物多様性保全に加えてレクリエーション機能の維持の面からも、夏以降に開花する草原生植物の保全は欠かせない。

人のレクリエーション活動が野生動物の行動や、繁殖、生残に影響を与えることは、北米を中心に報告されてきた（例えば Taylor and Knight 2003; George and Crooks 2006）。これらの研究は、野生動物の保護の視点から、レクリエーション活動と野生動物の活動の軋轢の解消を目的として実施されてきた。一方、本研究の調査対象地である半自然草原は元々人が植生内に入り、利用することで成立してきたこと、また対象動物が希少動物ではなく増加した動物であり、摂食圧の増加によって希少植物の衰退が危惧されている点が既往研究と異なる。本研究は上記の既往研究とは植生、野生動物、人との関係に違いがみられるため、本調査対象地では人の自然環境への関わりが一概に負の影響を及ぼすとは限らない。むしろ、人の積極的な訪問がニホンジカの逃避行動の促進を介して草原群落の保護に寄与する一面もあるかもしれない。ただし、人が遊歩道を越えて草原内を歩き回っていることも確認されたため、人による踏みつけが希少な植物種に影響を与える懸念の方が大きい。そのため、訪問者に向けた注意喚起や、希少種については柵で囲って保護するなど、人の利用が植物に悪影響を及ぼさないように利用

と保全のバランスをとることも不可欠だろう。

半自然草原における適度な草刈りなどの管理は、特定の種の優占を抑制することで種の多様性を高め（例えば Hansson and Fogelfors 2000; Moog et al. 2002）、草本種の開花数を増加させる（Noordijk et al. 2009; 久保ほか 2011）。甘利山においては他の場所でも草刈りなどの管理によってミヤコザサの現存量の減少（久保ほか 2017）や本調査地に出現した開花植物の開花数が増加したことが報告されている（久保ほか未発表）。甘利山においても草原生植物の保全を目的として、市民やボランティアによる草刈りが行われてきた結果、種の多様性が維持されてきたと考えられる。しかし、草刈りなどによってミヤコザサの植被率が低くなった場所では、植被率が高い場所よりもニホンジカの出現頻度が高くなっていった。甘利山では2006年から2013年にかけて草原の開花植物の開花数の減少が報告されている（久保ほか未発表）。さらに、ニホンジカの植生利用が一定以上を超える他の地域では種数が減少し、特に中型から大型の広葉草本種の減少が起きることが報告されている（大津ほか 2011）。そのため、ニホンジカの密度が一定以下に低減されていない状態での草刈りは、ニホンジカにとって好適なハビタットを造り出すことになり、かえって草原植生の衰退を招く可能性もある。ニホンジカの密度が低減されていない場合は、刈り取りした場所では応急的に植生保護柵を設置するなどの対策が必要と考えられる。

謝 辞

NPO 法人甘利山倶楽部の皆様には調査に際し多大なご協力をいただきました。山梨県森林総合研究所の長池卓男主幹研究員、飯島勇人研究員には論文原稿、調査方法について貴重なご助言をいただきました。ここに深く感謝の意を表します。

引用文献

- 合田 禄, 井上 みずき, 高柳 敦 (2008) 芦生研究林における林道走行中のシカ目撃数のモニタリング「ニホンジカの森林へのインパクト—芦生研究林」特集. 森林研究, 77:89-94
- Bonnot N, Morellet N, Verheyden H, Cargnelutti B, Lourtet B, Klein F, Hewison AM (2013) Habitat use under predation risk: Hunting, roads and human dwellings influence the spatial behaviour of roe deer. *European Journal of Wildlife Research*, 59:185-193
- Ciuti S, Northrup JM, Muhly TB, Simi S, Musiani M, Pitt JA, Boyce MS (2012) Effects of humans on behaviour of wildlife exceed those of natural predators in a landscape of fear. *PLOS ONE*, 7:e50611
- Fukuchi S, Obase K, Tamai Y, Yajima T, Miyamoto T (2011) Vegetation and colonization status of mycorrhizal and endophytic fungi in plant species on acidic barren at crater basin of volcano Esan in Hokkaido, Japan. *Eurasian Journal of Forest Research*, 14:1-11
- George SL, Crooks KR (2006) Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. *Biological Conservation*, 133:107-117
- Godvik IMR., Loe LE, Vik JO, Veiberg V, Langvatn R, Mysterud A (2009) Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology*, 90:699-710
- Hansson M, Fogelfors H (2000) Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 11:31-38
- 服部 保, 栃本 大介, 南山 典子, 橋本 佳延, 藤木 大介, 石田 弘明 (2010) 宮崎県東諸県郡綾町川中の照葉原生林におけるニホンジカの採食の影響. *植生学会誌*, 27:35-42
- 石田 弘明, 黒田 有寿茂, 橋本 佳延, 澤田 佳宏, 江間 薫, 服部 保 (2010) ニホンジカが暖温帯夏緑二次林の種多様性と種組成に与える影響. *保全生態学研究*, 15:219-229
- Jayakody S, Sibbald AM, Gordon IJ, Lambin X (2008) Red deer *Cervus elephus* vigilance behaviour differs with habitat and type of human disturbance. *Wildlife Biology*, 14:81-91
- Jiang G, Zhang M, Ma J (2008) Habitat use and separation between red deer *Cervus elaphus xanthopygus* and roe deer *Capreolus pygargus bedfordi* in relation to human disturbance in the Wandashan Mountains, northeastern China. *Wildlife Biology*, 14:92-100
- 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によるミヤコザサ *Sasa nipponica* 現存量の変化. *日本緑化工学会誌*, 43: 382-384
- 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
- Moog D, Poschlod P, Kahmen S, Schreiber KF (2002) Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. *Applied Vegetation Science*, 5:99-106
- Nagaike T (2012) Effects of browsing by sika deer (*Cervus nippon*) on subalpine vegetation at Mt. Kita, central Japan. *Ecological Research*, 27:467-473
- Naylor LM, Wisdom MJ, Anthony RG (2009) Behavioral responses of North American elk to recreational activity. *The Journal of Wildlife Management*, 73:328-338
- 葦崎市編集委員会(編)(1978) 葦崎市誌 中巻. 葦崎市, 葦崎
- Noordijk J, Delille K, Schaffers AP, Sýkora KV

- (2009) Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation*, 142:2097-2103
- O'Brien TG, Kinnaird MF, Wibisono HT (2003) Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, 6:131-139
- 小椋 純一 (2006) 日本の草地面積の変遷. 京都精華大学紀要, 30:159-172
- 大橋 春香, 星野 義延, 中山 智絵, 奥村 忠誠, 大津 千晶 (2013) ニホンジカ高密度化に対する脆弱性とRDB掲載種からみた植物群落の保全危急性評価. 日本緑化工学会誌, 39:512-520
- 大橋 春香, 星野 義延, 大野 啓一 (2007) 東京都奥多摩地域におけるニホンジカ (*Cervus nippon*) の生息密度増加に伴う植物群落の種組成変化. 植生学会誌, 24:123-151
- 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
- 大津 千晶, 星野 義延, 末崎 朗 (2011) 秩父多摩甲斐地域を中心とする山地帯・亜高山帯草原に与えるニホンジカの影響. 植生学会誌, 28:1-17
- R Development Core Team (2010) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- 阪口 翔太, 藤木 大介, 井上 みずき, 山崎 理正, 福島 慶太郎, 高柳 敦 (2012) ニホンジカが多雪地域の樹木個体群の更新過程・種多様性に及ぼす影響. 森林研究, 78:57-69
- Sibbald AM, Hooper RJ, McLeod JE, Gordon IJ (2011) Responses of red deer (*Cervus elaphus*) to regular disturbance by hill walkers. *European Journal of Wildlife Research*, 57:817-825
- Stankowich T (2008) Ungulate flight responses to human disturbance: A review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 141:2159-2173
- 杉浦 晃介, 佐藤 謙, 藤井 純一, 水尾 君尾, 吉田 剛司 (2014) 夕張岳の高山帯における自動撮影カメラを用いたエゾシカ侵入状況の把握. 酪農学園大学紀要 自然科学編, 38:111-117
- 高橋 聖生, 東出 大志, 藤田 昌弘, 米田 政明 (2012) 岩手県北上高地における自動撮影によるニホンジカ (*Cervus nippon*) の日周活動性の推定. 哺乳類科学, 52:193-197
- 高槻 成紀 (1983) 表日光に棲むニホンジカにとってのミヤコザサの重要性. 日本生態学会誌, 33:17-25
- Takatsuki S (1986) Food habits of sika deer on Mt. Goyo, northern Honshu. *Ecological Research*, 1:119-128
- Takatsuki S (1989) Edge effects created by clear-cutting on habitat use by sika deer on Mt. Goyo, northern Honshu, Japan. *Ecological Research*, 4:287-295
- Takatsuki S (1992) Foot morphology and distribution of sika deer in relation to snow depth in Japan. *Ecological Research*, 7:19-2
- Taylor AR, Knight RL (2003) Wildlife responses to recreation and associated visitor perceptions. *Ecological Applications*, 13:951-963
- 鶴飼 一博 (2011) 南アルプスにおけるニホンジカの影響とその対策. 森林科学, 61:21-24
- 矢原 徹一 (2006) シカの増加と野生植物の絶滅リスク. (湯本 貴和・松田 裕之 編) 世界遺産をシカが喰う, シカと森の生態学, 168-188. 文一総合出版, 東京
- 横山 典子, 片桐 成夫, 金森 弘樹 (2002) 島根半島・弥山山地におけるニホンジカ (*Cervus nippon*) の行動圏と樹種構成との関係. 森林応用研究, 11:27-38
- 湯本 貴和 (2010) 文理融合的アプローチによる半自然草原維持プロセスの解明. 日本草地学会誌, 56:220-2