

森林防疫

FOREST PESTS

— 森の生物と被害 —



目次

論文

高密度のエゾシカがネズミ類の生息に及ぼす影響
—長期間高密度状態の洞爺湖中島の事例—
[日野貴文・榊葵・宮木雅美・吉田剛司] 3

解説

エゾシカの高密度化がマルハナバチおよび糞虫群集におよぼす影響
[赤羽俊亮・日野貴文・吉田剛司] 9

人工林内のツキノワグマの食物資源としての堅果と液果量に影響する要因
[森 貴久・川村芙友美] 17

落葉採取林と未採取林のオサムシ科甲虫群集
[逢沢峰昭・佐藤里沙] 25

都道府県だより：三重県 30

協会だより 33

森林病虫獣害発生情報：平成28年7月・8月受理分 35



[表紙写真] 平地性ゼフィルス幼虫

日本には25種のゼフィルスと呼ばれるシジミチョウがいる。ブナ科を幼虫の食樹とする種が多く、卵越冬・1化性の生活環を持ち、多くが初夏に羽化する。ゼフィルスは、ギリシャ神話のZephyros（ゼヒュロス）という西風の女神の名にちなんだもの。美しい色彩の翅を持ち愛好家の人気も高いグループだが、ゴールデンウィーク前後に終齢になる幼虫もなかなか愛らしい。

関東の平地で一般に見られるのは6種。ミドリシジミ（写真A）は、ハンノキなどの葉を折り曲げて餃子のような巣（写真B）を作る。ミズイロオナガシジミ（写真C）、アカシジミ（写真D）、ウラナミアカシジミ（写真E）、オオミドリシジミ（写真G）はコナラやクスギの葉を食べる。ウラナミアカシジミは葉を無造作につづった巣を作り（写真F）、オオミドリシジミはかみ傷を付けて垂らした葉の内側に潜んでいることが多い。ウラゴマダラシジミはイボタノキなどの葉裏で見つかる（写真H）。樹上の葉裏で蛹化する種と、地上の落葉などで蛹化する種がある。

雑木林でチョウの幼虫探しをして過ごす方が、交通渋滞や人ごみの行楽地で、かえってストレスをためるよりも、たぶんずっとリフレッシュになる。すべてつくば市内で撮影。

((研)森林総合研究所多摩森林科学園 井上大成)

論文

高密度のエゾシカがネズミ類の生息に及ぼす影響 — 長期間高密度状態の洞爺湖中島の事例 —

日野貴文¹・榊葵²・宮木雅美³・吉田剛司⁴

1. はじめに

近年、日本全国でニホンジカ (*Cervus nippon*, 以下 シカ) の個体数増加と分布拡大により、自然植生への影響が報告されている (Takatsuki 2009)。支笏洞爺国立公園に指定される洞爺湖中島 (以下 中島) では、1957年～1965年にかけて、観光目的でシカの一亜種であるエゾシカ (*C. n. yesoensis*) が3頭導入されて以来、捕食者がいないことや鳥獣保護区のため一般狩猟が禁止されていることにより、爆発的に個体数が増加し、最も多い年には434頭 (83.5頭/km²) のシカが生息していたと推定されている (梶・高橋 2006)。このようにシカが高密度になることで、1982年にはススキ (*Miscanthus sinensis*)、エゾニュウ (*Angelica ursina*)、オオイタドリ (*Fallopia sachalinensis*)、ヨブスマソウ (*Parasenecio hastatus*) などの高茎草本の消失とササ群落の衰退が起き、シカが採食可能な高さ2m以下の下枝が消失する採食ライン (browsing line) が形成された (梶・高橋 2006)。そして、ハンゴンソウ (*Senecio cannabifolius*) やフッキソウ (*Pachysandra terminalis*) などのシカの不嗜好性植物が優占する植生へと変化した (梶・高橋 2006)。その後もシカの高密度状態が続いたため、植物種の大幅な減少が生じた (助野・宮木 2007)。シカが長期間高密度状態であるこのような場所は全国的に少なく、さらに、中島は湖の中央に位置しほぼ完全な閉鎖的環境にあり、高密度のシカが生態系に与える影響を検証する上で理想的である。

高密度のシカの採食圧により下層植生が衰退すると、下層植生を餌や隠れ家として利用する動物は、強く影響を受けると予想される。しかし、高密度のシカによる植生への影響を調べた研究は数多くあるのに比べて、植生変更に伴う間接的な動物群集への

影響を調べた研究は少ない (Takatsuki 2009)。中島では前述の植生構造への影響を調べた研究に加えて、高密度のシカによる動物群集への間接的な影響について、昆虫類 (赤羽ら 2014, 2016a, b) や鳥類 (上原ら 2016) を対象として、中島と対岸の湖畔を比較することで検証されている。例えば、上原ら (2016) は中島では湖畔に比べ藪を好んで利用する鳥類が少ないことを報告している。

ネズミ類は木材生産林においては害獣として扱われる。しかし、生物多様性の保全が森林管理目標となる国立公園や鳥獣保護区の自然林においては、種子散布 (例えば、Wada 1993) や鳥類や哺乳類などの高次捕食者への餌資源 (Sibbald *et al.* 2006) としてネズミ類は重要な役割を持つ。ネズミ類は、捕食回避のためカバーとなる下層植生の量が多い生息地を選択する (Wada 1993; Brown and Kotler 2004; Arthur *et al.* 2005)。さらに、下層植生はカバーだけでなく、植食性もしくは雑食性のネズミ類に採食物を提供する。そのため、下層植生の衰退はネズミ類の生息に負の影響を与えることが予想され、実際に海外の先行研究において、シカ類が高密度になると下層植生の衰退を介してネズミ類の個体数が減少することが報告されている (Flowerdew and Ellwood 2001; Buesching *et al.* 2011)。一方、日本においては、高密度のシカがネズミ類に与える影響については検証例が少ない。田中ら (2006) は奈良県大台ヶ原において、高密度のシカによるササの衰退を介したネズミ類への影響を明らかにするために、植生保護柵の内外でネズミの個体数を比較し、柵内外での個体数に差がある調査区と差がない調査区があったと報告している。中島におけるネズミ類の生息については、ヒメネズミ (*Apodemus argenteus*)、エゾヤチ

The impact of high density sika deer (*Cervus nippon yesoensis*) on habitat use of rodent species -a case study in Nakajima Island in Lake Toya-

¹TAKAFUMI, Hino, 酪農学園大学; ²SAKAKI, Aoi, 酪農学園大学; ³MIYAKI Masami, 酪農学園大学;

⁴YOSHIDA Tsuyoshi, 酪農学園大学

ネズミ (*Myodes rufocanus bedfordiae*) および、ドブネズミ (*Rattus norvegicus*) が生息することが明らかになっている (上田ら 1970; 上田 1972; 中津・前田 1979 (表中に小林・藤倉 未発表資料も引用); 伊東・高橋 2006)。しかし、これらの捕獲調査はエゾヤチネズミの種内変異やネズミに寄生するダニ相を明らかにすることを目的として実施されており、高密度のシカがネズミ類の個体数や種構成に与える影響を検証した研究はない。中島で捕獲記録のあるネズミ類のうち、移入種のドブネズミを除いた2種の生態は、ヒメネズミが主に種子・果実類・節足動物を採食し、半樹上性で落葉・落枝層が厚い生息地を選択するのに対し、エゾヤチネズミは、少量の動物質を食べる草食性で草原的環境を好み、植生の被度、密度が高く、落葉層の厚いところを好む (阿部ら 1994)。これらの2種は、高密度のシカによって下層植生が衰退すると負の影響を受けると予想される。

本研究は、中島に設置されている植生保護柵 (以下 柵) を用いて、柵の内外でネズミ類の個体数、下層植生の被度、森林構造を比較することで、高密度のシカがネズミ類の生息に与える影響を調べることを目的とした。なお、中島では2013年に個体数調整が行われ、200頭超から50頭以下まで個体数が減

少したが (環境省 2014)、本研究を実施した2015年時点では植生への影響は依然残っている (宮木 未発表)。そのため、本研究の調査時のネズミ類の生息状況は、長期に渡る高密度のシカによる影響を反映していると考えられる。

2. 材料と方法

(1) 調査地

北海道南西部の支笏洞爺国立公園内に指定されている洞爺湖の中央に位置する中島 (大島) (北緯42°36′, 東経140°50′) にて調査を行った (図-1)。中島は面積が約4.9km²で対岸からは2.6km以上離れ、湖畔からは隔離されており、鳥獣保護区に指定されている。中島の植生は、大部分を落葉広葉樹林が占め (91.8%), 次いで針葉樹の人工林が6.3%, 草地が1.6%を占めている (Miyaki and Kaji 2004)。シカの高密度状態が長期間続いたことにより、高茎草本・ササ・稚樹が消失するなど下層植生は減少し、シカにとって不嗜好性植物であるハンゴンソウやフッキソウが優占している (梶・高橋 2006)。

(2) 調査プロットの設定とネズミ類の個体数調査

植生保護のために2004年に設置された柵 (30m × 33m) 5カ所と、さらに柵外に隣接して設定された

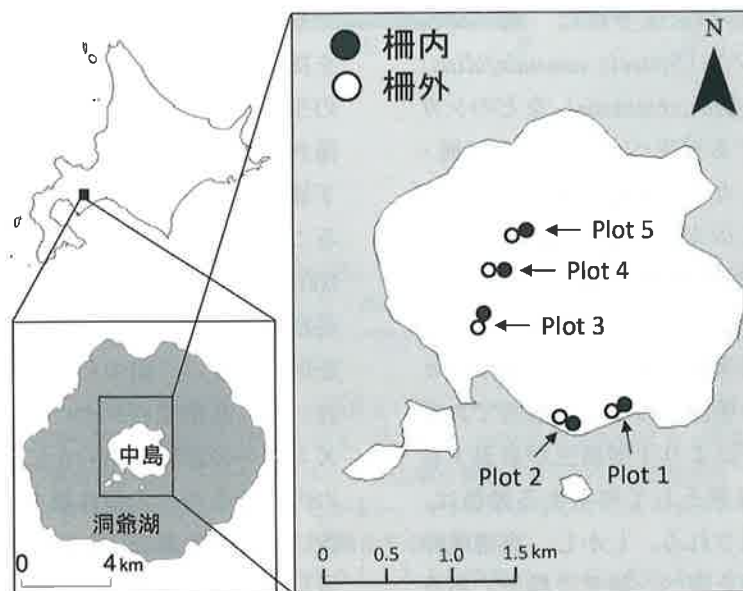


図-1 研究対象地および調査プロットの位置

対照区 (30m×33m) 5カ所, 計10カ所を調査プロットとして設定した (図-1)。

柵内外でのネズミ類の個体数を調べるため, ネズミ類の捕獲調査を, 2015年7月から11月まで, 毎月1回, 3晩4日間の計5回の調査期間を設定し実施した。各調査プロット (30m×33m) を9つに区切り, トラップの配置間隔が10mとなるように計9個のトラップを設置した。調査期間の初日午後1時にトラップを仕掛け, 1日1回午前6時~11時の間にトラップにネズミ類が捕獲されているかを確認した。トラップは, 生体捕獲が可能なシャーマントラップを用いた。ベイトとしてピーナッツを約10粒トラップの中に入れた。捕獲した個体は, 種を同定し, 後足長・尾長・頭胴長を記録して標識のためのマーキングをした後, 捕獲地点で放逐した。マーキングには油性ペンを使用し, 日ごと, 柵内ごとに色を変えることで各調査期間内におけるネズミ類の再捕獲個体を識別し, かつ各調査期間内における柵内外間のネズミ類の移動を調べた。なお, 油性ペンはネズミの体毛上に1カ月以上は残らないと考えられたので, 調査期間をまたいだ柵内外間の移動は検討していない。調査手法に関しては中田 (1998) を, 種同定方法に関しては阿部ら (1994), 中田 (1998) を参考にした。捕獲された個体数をもとに, 再捕獲個体数を除いて100ワナ日あたりの捕獲個体数を算出した。

柵内外で捕獲された個体数を統計学的に比較するために, 応答変数を捕獲個体数 (再捕獲個体数を除く), 説明変数を柵の有無と調査月, ランダム要因をプロットIDとして一般化線形混合モデル (GLMM) (負の二項分布) を用いて解析した。説明変数の有意性は尤度比検定により検討した。

(3) 植生調査

ネズミ類の個体数と植生との関係を検討するために, ネズミ類の捕獲調査と同じプロットで地上高1.5m以下の下層植生と森林構造 (立木密度, 胸高断面積合計) を2014年の7~9月に調べた。下層植生の調査は, 各プロットの柵内外に2m×2mのコドラートを2~4カ所設定し, 全体被度を目視により推定した。柵内外の下層植物の全体被度を統計学

的に比較するために, 応答変数を全体被度, 説明変数を柵の有無, ランダム要因をプロットIDとしてGLMM (正規分布) を用いて解析した。説明変数の有意性は尤度比検定により検討した。森林構造の調査は, プロット内の胸高直径1cm以上の樹木を全てナンバリングし, 胸高直径 (地上1.3mでの直径) を計測した。プロット2については立木密度が高いため2m×33mのベルトを計2本設定して調査した。統計解析はすべてR (version 3.2.4, R Development Core Team 2016) を用いた。

3. 結果

ヒメネズミとエゾヤチネズミの2種のネズミ類が合計106個体捕獲された。内訳は, ヒメネズミが103個体 (総捕獲個体数の97%), エゾヤチネズミが3個体 (総捕獲個体数の3%) であった。ヒメネズミは, プロット5の柵外を除く全ての調査プロットで捕獲され, ヤチネズミはプロット1およびプロット2の柵内でのみ捕獲された。植生保護柵内外におけるヒメネズミの平均捕獲個体数 (再捕獲個体を除く) は, いずれの月も柵内が柵外に比べて有意に多かった ($P < 0.05$) (図-2)。各月の捕獲個体数は変動したが, 統計学的には有意ではなかった ($P = 0.36$)。調査期間を通じた100ワナ日当たりの捕獲個体数は, 柵内9.78, 柵外4.15であった。また, 総捕獲個体数のうち再捕獲個体数は, 12個体 (柵内で10個体, 柵外で2個体) であり, 全てヒメネズミであった。ネズミ類の調査期間内の柵内外間の移動は, ヒメネズミ1個体のみ確認され, プロット4にて柵外で捕獲された個体が翌日柵内にて再度捕獲された。

下層植生の被度は, 柵内が 69.0 ± 8.1 (SE) %, 柵外が 46.9 ± 9.2 (SE) %で, 柵内の被度が有意に高かった ($P < 0.05$) (図-3)。立木密度は柵内が柵外よりも高い傾向があり, 胸高断面積合計は大きな差はなかった (表-1)。

4. 考察

本研究の結果, ヒメネズミの捕獲個体数は, いずれの月も柵内の捕獲個体数が柵外の捕獲個体数を上

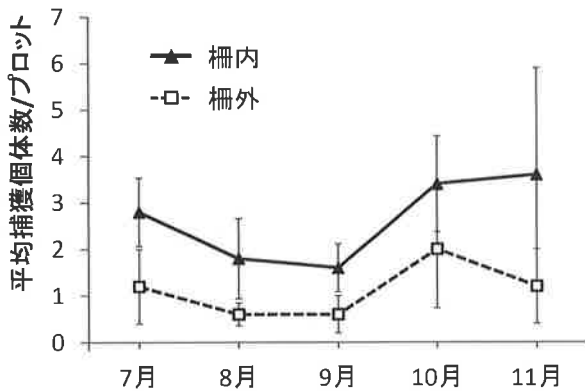


図-2 植生保護柵内外における月毎のヒメネズミの平均捕獲個体数 (再捕獲個体を除く)

柵内外の各調査プロットに対して、1調査プロットあたりシャーメントラップを9トラップ、ひと月に3晩設置して7月から11月まで捕獲した。エラーバーは標準誤差を表す。

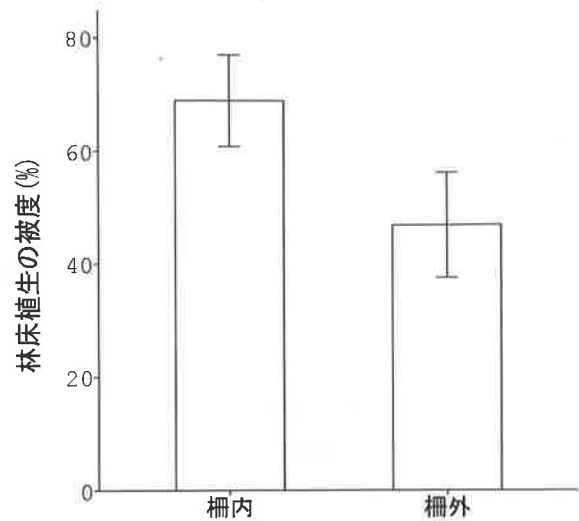


図-3 植生保護柵内外における下層植生の被度 (%)

エラーバーは標準誤差を表す。

回った。シカが高密度に生息する大台ヶ原において、ヒメネズミの個体数をシカ排除柵の内外で比較した田中ら (2006) は、調査区によって傾向が異なり、柵内の方が柵外よりも個体数が多い調査区と柵内外で違いが見られない調査区があることを報告し、その理由として調査区によるシカ密度の違いを指摘している。この先行研究では、シカの個体数密度に勾配が生じやすい開放系であるため、このような結果になったと推測できる。一方で、本研究では島という閉鎖系であるためシカの密度勾配が生じにくく、かつ柵で囲われた面積は島の面積に対して小さいため、ネズミ類の柵内から柵外へ移出が少ない。そのため、より柵内外の違いが顕著であったと推測される。本研究では、ヒメネズミとエゾヤチネズミが捕獲された。シカが導入される前のネズミ類の捕獲情報は定量的なデータは乏しくかつ種数が限られているため、ネズミ相の直接的な比較は困難であるが、中島では過去に捕獲記録のあるヒメネズミ、エゾヤチネズミ、及びドブネズミ (上田ら 1970; 上田 1972; 中津・前田 1979; 伊東・高橋 2006) と比較して今回捕獲されたネズミ類 (ヒメネズミ、エゾヤチネズミ) は、移入種であるドブネズミを除いて同じであった。本研究では高密度のシカによるヒメネズミの個体数への負の効果が検出されたものの、短期間のうちに種を局所絶滅させるほどではないと考

表-1 各プロットにおける植生保護柵内外の立木密度 (本/ha) および胸高断面積合計 (m²/ha) 胸高直径 1 cm以上の幹を調査対象とした。

Plot	立木密度 (本/ha)		胸高断面積合計 (m ² /ha)	
	柵内	柵外	柵内	柵外
1	202.0	70.7	13.3	8.1
2	11590.9	202.0	4.5	23.0
3	2454.5	616.2	32.1	34.4
4	2707.1	454.5	19.1	35.4
5	6292.9	0.0*	68.2	0.0*

*: 調査対象となる樹木が存在しなかった

えられる。

下層植生の被度は柵内で有意に高く、シカの採食圧から解放されていることにより、柵外に比べて柵内では下層植生の被度が高かったと考えられる。森林構造について、サンプルサイズが小さいため統計学的な検討はできないものの、柵内外で胸高断面積合計に大きな違いがない一方で、立木密度は柵内の方が高かった。この結果は、柵内では稚樹が更新しているが、柵外ではシカの採食により稚樹密度が低くなっているためと考えられる。

ネズミ類は、捕食回避のためカバーとなる下層植生の量が多い生息地を好む (Wada 1993; Brown

and Kotler 2004; Arthur *et al.* 2005)。さらに、ヒメネズミは初夏から秋にかけて活発に樹上ハビタットを利用し (関島 1997), 半樹上性で落葉・落枝層が厚い生息地を選択する (阿部ら 1994)。本研究において、ヒメネズミの個体数が柵外より柵内で多かったのは、柵内では柵外に比べて、下層植生の被度が高く、かつ立木密度が高いため、ヒメネズミの生息にとって好適な環境だったためと考えられる。また、中島ではシカによる長期間・強度の採食圧にさらされたため植生が大きく改変され、シカが採食可能な高さの植物は不嗜好種が殆どを占め、落ち葉が一年を通じてのシカの主要な採食物となっている (Takahashi and Kaji 2001; Miyaki and Kaji 2004)。そのため、柵外は柵内よりもリター層が薄くなっている (日野ら 未発表)。下層植生が少ないことに加えてこのリター層が薄いことも、柵外の環境がヒメネズミの生息に不適な理由であると推測される。

エゾヤチネズミについては、総捕獲個体数が3個体と少ないもののいずれの個体も柵内で捕獲されていることから、植生の被度が低い柵外を避けて生息している可能性がある。これらの結果は、シカ類が高密度になって下層植生が減少することによりネズミ類の個体数が減少する (Flowerdew and Ellwood 2001; 田中ら 2006; Buesching *et al.* 2011) という先行研究と一致する。

5. まとめ

本研究の結果から、高密度のシカが植生改変を介して、ネズミ類の生息に負の影響を与えていることが示唆された。そして、シカによる生態系への影響評価の指標として、植生構造だけでなくネズミ類の生息状況を調べることは、有用であることが再確認された。また、本研究の調査地である中島では、2013年から実施されたシカの個体数削減の結果、200頭超から50頭以下まで個体数が減少したが (環境省 2014)、まだ柵内外の植生の違いは顕著であり、高密度のシカによる影響が植生やネズミ類にもまだ残っていると考えられる。イギリスのオックスフォードシャー州の森林において、Bush *et al.* (2012)

はシカ類の個体数削減の前後でシカ排除柵の内外のネズミ類の個体数を調べることにより個体数削減の効果を検証した。その結果、シカが高密度時にはネズミ類の個体数は排除柵内が排除柵外よりも多かったが、シカ個体数削減後は植生の回復が見られ、削減後約10年経つと排除柵内外でのネズミ類の個体数に違いがなくなったと報告している。同様にシカの個体数削減が近年行われた中島においても、今後植生の回復及びネズミ類の生息に正の効果が期待できる。そして、中島において植生の回復程度と合わせてネズミ類の個体数を柵内外で比較することで、このシカ個体数削減がシカによる生態系影響をどの程度緩和できるのかを検証できるだろう。

謝 辞

本研究を遂行するに当たり、多くの方々にご協力頂いた。ここに深い謝意を示したい。UWクリーンレイク洞爺湖の室田欣弘氏には現地調査に際し様々な便宜を図って頂いた。佐藤温貴氏をはじめとした酪農学園大学野生動物保護管理科学研究室及び地球環境保全学研究室の学生諸氏には、野外調査等にご協力頂いた。本研究は日本学術振興会科学研究費 (25292085 過採食のもたらす植生とシカへのフィードバック効果：過採食の生態学的意義) の一部として実施した。

引用文献

- 阿部 永・石井信夫・伊藤徹魯・金子之史・前田喜四雄・三浦慎悟・米田政明 (1994) 日本の哺乳類 [改訂2版]. 東海大学出版会, 神奈川
- 赤羽俊亮・日野貴文・吉田剛司 (2014) エゾシカの高密度化が食糞性コガネムシ群集に与える影響. 応動昆 58: 269 ~ 274
- 赤羽俊亮・日野貴文・吉田剛司 (2016a) エゾシカの高密度化に対するマルハナバチ群集の応答. 森林野生動物研究会誌 41: 1~9
- 赤羽俊亮・日野貴文・吉田剛司 (2016b) エゾシカの高密度化がマルハナバチおよび糞虫群集におよぼす影響. 森林防疫 65: 9 ~ 16

- Arthur AD, Pech RP, Dickman CR (2005) Effects of predation and habitat structure on the population dynamics of house mice in large outdoor enclosures. *Oikos* 108: 562 ~ 572
- Brown JS, Kotler BP (2004) Hazardous duty pay and the foraging cost of predation. *Ecol Lett* 7: 999 ~ 1014
- Buesching CD, Newman C, Jones JT, Macdonald DW (2011) Testing the effects of deer grazing on two woodland rodents, bankvoles and woodmice. *Basic Appl Ecol* 12: 207 ~ 214
- Bush ER, Buesching CD, Slade EM, Macdonald DW (2012) Woodland recovery after suppression of deer: cascade effects for small mammals, wood mice (*Apodemus sylvaticus*) and bank voles (*Myodes glareolus*). *PLoS One* 7: e31404
- Flowerdew J, Ellwood S (2001) Impacts of woodland deer on small mammal ecology. *Forestry* 74: 277 ~ 287
- 伊東拓也・高橋健一 (2006) エゾシカ寄生マダニ類の生態. (エゾシカの保全と管理. 梶 光一・宮木雅美・宇野裕之編, 北海道大学出版会). 165 ~ 181
- 梶 光一・高橋裕史 (2006) 高密度化がエゾシカに及ぼす影響. (エゾシカの保全と管理. 梶 光一・宮木雅美・宇野裕之編, 北海道大学出版会). 43 ~ 48
- 環境省 (2014) 環境研究総合推進費終了成果報告書「4D-1103支笏洞爺国立公園をモデルとした生態系保全のためのニホンジカ捕獲の技術開発」. 環境省, 東京
- 中田圭介 (1998) 野ネズミの予察調査と防除の手引き. 北海道森林保全協会, 札幌
- 中津 篤・前田 満 (1979) 洞爺湖・中島におけるエゾヤチネズミ黒変種の捕獲. *野ねずみ* 154: 30 ~ 31
- Miyaki M, Kaji K (2004) Summer forage biomass and the importance of litterfall for a high-density sika deer population. *Ecol Res* 19: 405 ~ 409
- 関島恒夫 (1997) 足跡法によるヒメネズミとアカネズミの垂直的ハビタット利用の評価. *日本生態学会誌* 47: 151 ~ 158
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>, 2016, 3, 19参照
- Sibbald S, Carter P, Poulton S (2006) Proposal for a national monitoring scheme for small mammals in the United Kingdom and the Republic of Eire. Mammal Society Research Report. London
- 助野実樹郎・宮木雅美 (2007) エゾシカの増加が洞爺湖中島の維管束植物相に与えた影響. *野生生物保護* 11: 43 ~ 66
- Takahashi H, Kaji K (2001) Fallen leaves and unpalatable plants as alternative foods for sika deer under food limitation. *Ecol Res* 16: 257~262
- Takatsuki S (2009) Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biol Conserv* 142: 1922 ~ 1929
- 田中美江・斉藤麻衣子・大井圭志・福田秀志・柴田 叡弼 (2006) 大台ヶ原におけるササの繁殖とネズミ類の生息状況. *日林誌* 88: 348~353
- 上田明一 (1972) エゾヤチネズミの黒変種をめぐる問題点. *森林防疫* 21: 10 ~ 12
- 上田明一・五十嵐文吉・前田 満・桑畑 勤 (1970) 洞爺湖にエゾヤチネズミの黒変種生息. *北方林業* 22: 309 ~ 310
- 上原裕世・梶 光一・吉田剛司 (2016) エゾシカ (*Cervus nippon yesoensis*) の高密度化により林床植生の改変した森林景観におけるヤブサメ (*Urosphena squameiceps*) の繁殖適応. *景観生態学* 20: 129 ~ 140
- Wada, N (1993) Dwarf bamboos affect the regeneration of zoochorous trees by providing habitats to acorn-feeding rodents. *Oecologia* 94: 403 ~ 407
- (2016.3.31受付, 2016.4.22掲載決定)

解説

エゾシカの高密度化がマルハナバチおよび糞虫群集におよぼす影響

赤羽俊亮¹・日野貴文²・吉田剛司³

1. はじめに

シカ類の個体数増加・分布拡大は、様々な昆虫群集へ影響を及ぼしている（例えば、Strauss 1991; Baines *et al.* 1994; Stewart 2001; Barrett and Stiling 2007）。シカ類の昆虫群集への影響は、生息地の改変や餌資源の増減を通じて生じる。我が国においてニホンジカ (*Cervus nippon*) の個体数が増大すると採食できる高さの植物量が減少し（梶 1993）、それらを餌や住処とする昆虫に負の影響を、逆に植物量の減少や植物の体サイズ縮小等の状況に適合する昆虫には正の影響を与えることが知られている（Kanda *et al.* 2005; 国武ら 2008; 上田ら 2008, 2009）。これらの研究は、ニホンジカについて行われたもので、より体の大きな亜種であるエゾシカ (*Cervus nippon yezoensis*, 以下シカ) について行われたものはない。

本稿で取り扱うマルハナバチを含むハナバチ類とシカ類の関係については、シカ類による植生改変の結果、個体数や多様性の低下などがこれまで示唆されている（中村・小野 1999; Allombert *et al.* 2005; Kolb 2008; Brousseau *et al.* 2013; 奥田ら 2014）。しかし、これらの先行研究はハナバチ類の群集全体の傾向を示したのみで、構成種の特性にまで踏み込んで検証した研究例はない。また、糞虫に関しては研究例によって結果が異なり、Stewart (2001) はシカ類の増加に伴う糞量の増加が糞虫群集の多様性を高めると指摘している一方で、Kanda *et al.* (2005) は糞量の増加は糞虫群集の多様性に影響はなく、シカによる植生改変が糞虫群集の多様性を低下させたと結論づけており、統一的な見解は得られていない。

本稿で紹介する研究は、北海道南西部にある洞爺湖中島（以下中島）とその湖畔の森林内で実施した。

中島では、1950年代後半から60年代半ばに導入されたシカの個体数が増加し、1983年にはシカが採食できる範囲の草木が消失するディアラインが形成された（梶 1993）。林床はササ群落が消失し、ハンゴンソウ (*Senecio cannabifolius*) やフッキソウ (*Pachysandra terminalis*) などのシカが好まない植物が残り、植生構造が単一化している（梶 1993; 助野・宮木 2007）。また、中島では1980年からほぼ毎年、追い出し法により島内のシカの生息数がカウントされており、シカの高密度状態が30年近く維持されていることが明らかになっている（梶ら 2006）。これに対し、湖畔はシカ密度が低く、植生が維持されている（本稿参照）。そのため、中島と湖畔を比較することはシカの高密度化による昆虫群集への影響を調べるのに非常に適した地域といえる。

そこで、シカが長期間高密度に生息している中島において、シカによって餌資源である開花植物が減少していると予想されるマルハナバチ群集と、逆にシカによって餌資源となる糞が増加していると予想されるコガネムシ上科食糞群（以下、糞虫）群集を調査し、シカ密度が低い湖畔と比較する研究を行った。なお、本稿の詳細については、赤羽ら (2014, 2016) を参照されたい。

2. 研究方法

調査は中島と湖畔の森林内各3ヶ所、合計6ヶ所（図-1）で行った。中島の調査地点は、中島の植生を代表する、裸地に近い環境や林床がハンゴンソウやフッキソウで覆われた環境に設定した。また、湖畔の調査地点は、中島と同様の林齢・森林管理履歴を持つ3地点を選定した。事前調査として2012年に湖畔の3地点で糞粒法を実施し、湖畔のシカの生

Influence of high density of Yezo sika deer (*Cervus nippon yezoensis*) on bumblebee and dung beetle communities

¹AKABA, Shunsuke, 酪農学園大学（現在 自然環境研究センター）; ²TAKAFUMI, Hino, 責任著者, 酪農学園大学;

³YOSHIDA, Tsuyoshi, 酪農学園大学

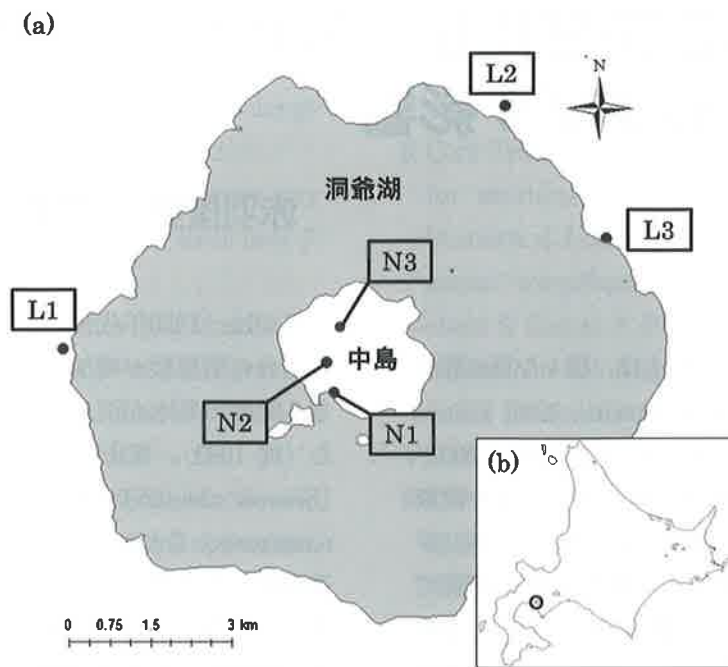


図-1 調査地域の位置と調査対象地

(a) 調査対象地 (N1-N3: エゾシカ高密度地域, L1-L3: エゾシカ低密度地域), (b) 調査地域の位置 (140° 50' N, 42° 36' E).

息密度を推定した。その結果, L1: 0頭/km² (シカ糞を発見できなかった), L2: 3.1×10^{-2} 頭/km², L3: 6.9×10^{-4} 頭/km²と推定され, 中島 (11.5頭/km²: 環境省 2014) よりもシカ密度が低いことがわかった。

マルハナバチ調査は2014年6月から8月の月1~2回実施した。採集には直径36cmの捕虫網を使用し, 各調査地点とも30m×33mの方形区内で9時から11時および16時から18時に約30分間見つけ採りを行い採集した。また中島と湖畔の花資源の違いを比べるために2013年5月下旬から8月上旬までの約10日に1度, 各方形区とその周辺約0.1ha内を約30分間踏査して開花している花種を記録した。

糞虫調査は2012年6月から10月に実施した。糞虫の採集には早川ら (1976) のザルトラップを参考として, 直径22cm, 深さ9cmのザルを地面と平行になるように埋め, 8分目まで腐植土を入れた上にベイトとなる牛糞300gを敷いた。各調査地点ともこのトラップを20m×20mの調査区中央と四辺の中点の合計5箇所を設置した。トラップの設置から回収までは24時間とした。設置は6月17日, 7月8日, お

よび9月20日と10月4日 (天候不順のため, 中島と湖畔で別日に設置) に行った。

マルハナバチ群集の個体数解析には, 採集個体数を目的変数, 調査地域 (中島または湖畔) を説明変数とした, ポアソン回帰の一般化線形モデル (GLM) を使用した。また種数の解析には, 希薄化法を用いて採集個体数ごとの期待種数を求めた。加えて, マルハナバチ群集の種構成解析を行うにあたり, 両群集の独立性を調べるため X^2 検定を行った。糞虫群集についてはMann-WhitneyのU検定を用いて, 調査地域間の種数と個体数を比較した。さらに, マルハナバチおよび糞虫群集内の種構成を比較するため, 算出した非類似度 (Bray-Curtisの指数) を距離測定値として非計量多次元尺度法 (NMDS) を使用し解析した。また, 中島と湖畔で観察された調査地域間の総開花植物種数を比較するために, Mann-WhitneyのU検定を行った。

統計解析にはすべてR version 3.0.3 (R Core Team 2014) を用いた。

3. 結果と考察

(1) マルハナバチ群集へのシカの影響

中島と湖畔合わせて、7種152個体のマルハナバチが採集された(表-1)。中島よりも湖畔で多くのマルハナバチが採集された($z = 7.76, P < 0.001$)。一方で、種数に関しては、希薄化曲線の95%信頼区間が大きく重なっており、差はなかった(図-2)。種構成に関して両群集は互いに異なり($X^2 = 64.9, P < 0.001$)、NMDSの結果、群集間には隔たりが見られた(図-3)。

これらの結果から、シカの高密度化は、マルハナバチ群集の個体数減少と種構成の変化をもたらしていることが示唆された。シカはサイズの小さい植物種よりもサイズの大きい(現存量の大きい)植物種を好んで採食する(藤井 2010)。また、藤井(2010)はニホンジカによる採食圧の顕在化に伴い、開花植物種数及び開花株数が減少したことを報告している。実際に、両地域の開花植物種調査の結果、中島では6月から7月の頭にかけて開花している植物の種数が乏しく、開花フェノロジーの連続性が断たれていた。一方で、湖畔側のフェノロジーは連続的であり、両調査地域の開花植物種数には有意差があった

($U = 0.00, P < 0.05$)。

マルハナバチ群集の個体数と開花植物調査の結果を総合的に考察すると、中島内における高密度のシカによる長期の採食圧は、マルハナバチの餌となる花資源の低下をもたらすことで、マルハナバチの個体数を減少させたと考えられる。これは、シカ類の採食圧に長期間さらされた地域ではハチ類の個体数が減少したとするこれまでの報告と一致した(Allombert *et al.* 2005; Brousseau *et al.* 2013)。

群集の構成種について、両調査地域とも下唇の短いエゾオオマルハナバチ(*Bombus hypocrita sapporoensis*, 以下 オオマル)の全採集個体数に占める比率が最も高いものの、中島ではオオマル以外のマルハナバチ種の個体数が著しく少なかった(表-1)。マルハナバチ群集のうち下唇の長い種は花冠筒長の長い花を好んで訪花し、下唇の短い種は花冠筒長の短い花を好むことが知られている(Inouye 1978, 1980; Ishii 2013)。中島では6月から7月にかけてフェノロジーの断絶が見られ、また強度のシカの採食圧によりフッキソウやハンゴンソウなどのシカ不嗜好性植物が優占しており、これらは花冠筒の短い種であることから相対的に他の種よりも下唇のより長い種、

表-1 採集された各マルハナバチの個体数および下唇長(赤羽ら(2016)を改変)

種名	下唇長	中島			湖畔		
		N1	N2	N3	L1	L2	L3
エゾトラマルハナバチ <i>Bombus diversus tersatus</i>	長い	0	0	2	6	3	2
ミヤママルハナバチ <i>Bombus honshuensis</i>	中間	0	0	1	10	0	0
ニセハイイロマルハナバチ <i>Bombus pseudobaicalensis</i>	中間	0	0	1	0	2	1
ハイイロマルハナバチ <i>Bombus deuteronymus deuteronymus</i>	短い	0	0	0	0	1	1
エゾコマルハナバチ <i>Bombus ardens sakagami</i>	中間	2	0	1	1	10	7
アカマルハナバチ <i>Bombus hypnorum koropokkrus</i>	中間	0	0	0	0	3	4
エゾオオマルハナバチ <i>Bombus hypocrita sapporoensis</i>	短い	3	3	16	3	51	18
合計		5	3	21	20	70	33

種名(学名)と下唇長の分類分けは木野田ら(2013)に拠った。
下唇長、長い: $\geq 12\text{mm}$, 中間: $< 12\text{mm}, \geq 8\text{mm}$, 短い: $< 8\text{mm}$

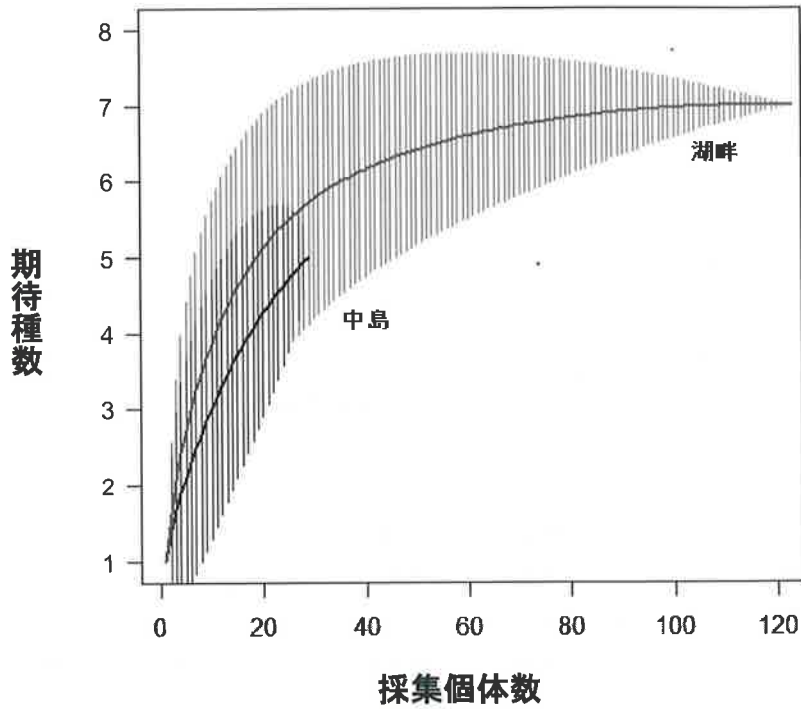


図-2 中島と湖畔におけるマルハナバチ類種数の希薄化曲線
 濃斜線部は中島，薄斜線部は湖畔の95%信頼区間を示す。赤羽ら（2016）を改変。

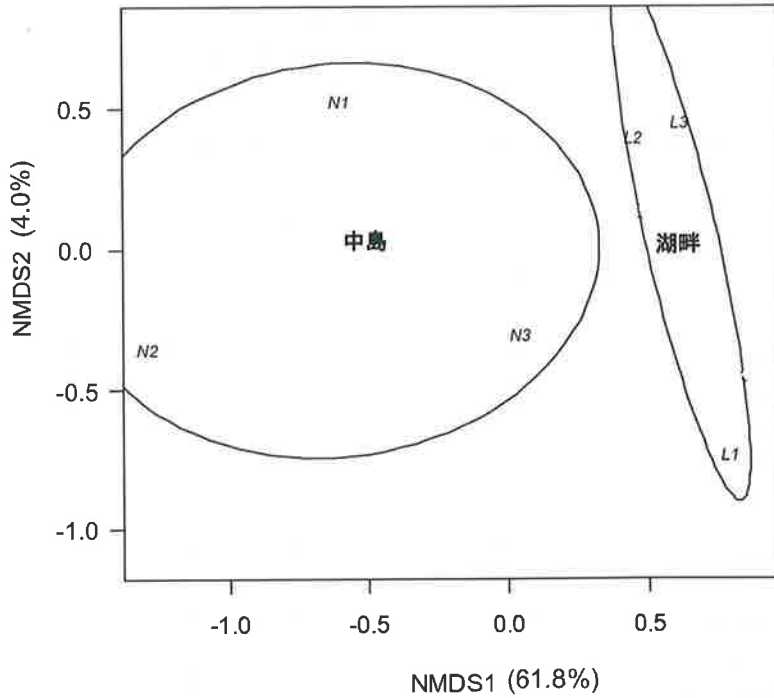


図-3 中島と湖畔のマルハナバチ群集のNMDSによる解析結果（ストレス値 = 9.7%）
 楕円は95%信頼区間を示す。赤羽ら（2016）を改変。

例えばエゾトラマルハナバチ (*Bombus diversus tersatus*) の生息地としては適さない可能性が高い。これらの結果から、植物の多様性が低く開花フェノロジーが断続的な中島はマルハナバチ群集の生息地として不適であると考えられる。

(2) 糞虫群集へのシカの影響

9種2,351個体の糞虫が採集された(表-2)。マルハナバチ類とは対照的に、採集個体数は湖畔よりも中島で非常に多く、7倍近い差があった($U = 2.3 \times 10^5$, $P < 0.001$)。種数には有意な差は見られなかった($U = 111.0$, $P = 0.82$)。一般に、糞虫の個体数と糞の供給者である哺乳類の個体数とは相関があることが知られ(Estrada *et al.* 1998; Estrada and Coates-Estrada 2002; Harvey *et al.* 2006)、これらの先行研究と同様に高密度にシカが生息する中島では、糞虫の個体数増加につながったと推測できる。

両調査地域間の種構成には明確な隔たりが見られ(図-4)、中島の糞虫群集はマエカドコエンマコガネ (*Caccobius jessoensis*, 以下 マエカド)、コマグソコガネ (*Aphodius pusillus*, 以下 コマグソ) お

よびマグソコガネ (*Aphodius rectus*, 以下 マグソ) により特徴づけられ、湖畔の群集はセンチコガネ (*Phelotrupes laevistriatus*, 以下 センチ) とツノコガネ (*Liatongus minutus*) により特徴づけられた。中島の糞虫群集を特徴づけた3種のうちマエカドは草地など開けた場所を好み、残り2種も草地性の糞虫種である(川井ら 2008)。それに対して、湖畔の群集を特徴づけた種であり、湖畔側で最も多く採集されたセンチは森林性の糞虫種である(川井ら 2008)。湖畔側では、草地を好むマエカドやその他の草地性の種は採集個体数全体の10%程度だったのに対し、中島では全採集個体数の64%に上った。

森林性の糞虫種は草地などの開けた場所へ生息範囲を広げることはできず(Nummelin and Hanski 1989; Estrada *et al.* 1998)、樹木が減少すると開けた場所を好む種に取って代わられる(Halffter and Arellano 2002)ことが指摘されている。中島で最も多く採集されたマエカドは、森林内だけでなく放牧草地などの開けた場所にも生息している(川井ら 2008)ため、シカの高密度化による森林植生の衰退

表-2 採集された糞虫とその個体数(平均値±SE)および主な生息環境(赤羽ら(2014)を改変)

種名	生息環境	中島	湖畔
コブナシコブスジコガネ <i>Trox nohirai</i>	森林	0.3±0.3	-
センチコガネ <i>Phelotrupes laevistriatus</i>	森林	33.7±11.6	61.3±7.1
ダイコクコガネ <i>Copris ochus</i>	草地	2.0±0.8	-
ツノコガネ <i>Liatongus minutus</i>	草地・森林	-	3.3±1.5
マエカドコエンマコガネ <i>Caccobius jessoensis</i>	草地・森林	431.3±130.1	9.3±2.2
クロマルエンマコガネ <i>Onthophagus ater</i>	草地・森林	212.0±36.3	22.7±4.8
コマグソコガネ <i>Aphodius pusillus</i>	草地	4.0±0.5	-
マグソコガネ <i>Aphodius rectus</i>	草地	3.3±0.3	-
オオフタホシマグソコガネ <i>Aphodius elegans elegans</i>	草地	-	0.3±0.3
合計		686.6±58.0	96.9±10.0

種名(学名)と生息環境は川井ら(2008)に拠った。

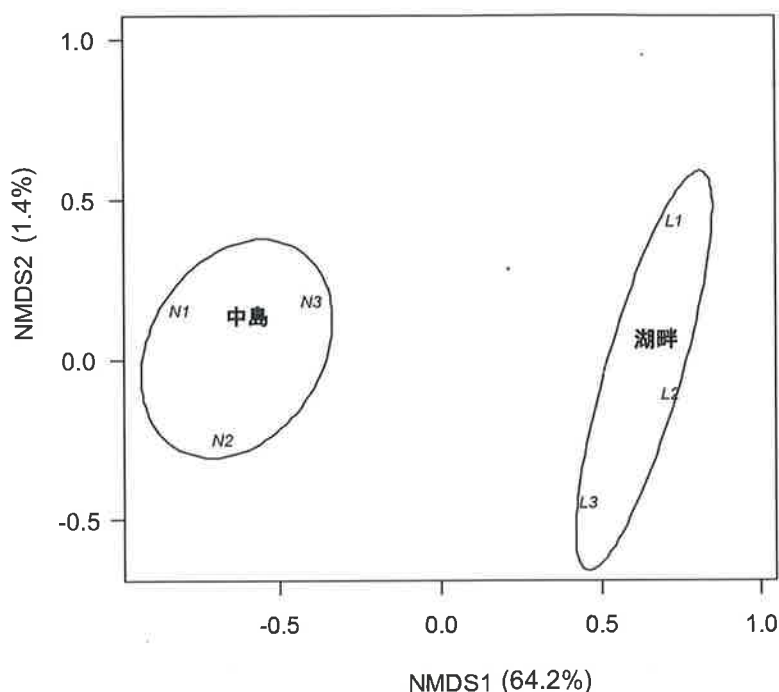


図-4 中島と湖畔の糞虫群集のNMDSによる解析結果 (ストレス値 = 11.5%)

楕円は95%信頼区間を示す。赤羽ら (2014) を改変。

した中島の環境に適応出来たのではないかと考えられる。一方で、湖畔で多く採集されたセンチは、森林内でよく採集される種である (川井ら 2008) ため、中島に比べて林冠鬱閉率・林床被度の高い湖畔の森林の糞虫群集を特徴づけたと考えられる。

4. まとめ

以上2つの研究結果から、長期に渡り高密度化したシカ (エゾシカ) は昆虫群集に対して影響を与えていることが明らかになった。高密度のシカが餌資源や住処を減少、あるいは餌資源を供給することで、マルハナバチ群集及び森林性の糞虫種の個体数に対しては負の、草地性・好光性の糞虫種の個体数には正の影響があることが明らかになった。そして、マルハナバチ群集と糞虫群集の両群集の組成は、シカにより改変された餌や住処に対応して変化したと推察された。これらの結果は、シカが昆虫群集に与える影響を検討する際には、対象となる昆虫種がどのような生態的特性を持っているかを考慮する必要があることを示している。

中島では、一時期は島内に400頭以上生息していたシカを、2014年3月時点で50頭以下にまで減少させ、島内の植生回復に向けて大きな一歩を踏み出した (環境省 2014)。先行研究において、長期間シカ類の採食圧が続いた場合には、埋土種子や地下器官が減少するためシカ類を排除して採食圧を軽減しても、植生の回復は難しいことが指摘されている (田村 2009; 奥田ら 2014)。ところが昆虫群集に関しては、植生回復がどの程度進めば前の状態に戻るのか? そもそも回復するのか? といった点について検証例がない。全国的にシカ類が増えて昆虫群集を含め生態系の改変が報告され、それに対応する形でシカ類の個体数管理が進められている。今後は、シカ類を減らした後に生態系が回復したかどうかについての検討が求められるだろう。本稿で紹介した中島と湖畔において、マルハナバチ群集および糞虫群集のモニタリングを継続することによって、シカ類の個体数削減が生態系の保全へ寄与するかどうかの検証ができると考えられる。

謝辞

UWクリーンレイク洞爺湖の室田欣弘氏には野外調査にて様々な便宜を図っていただいた。湖畔の植生データは酪農学園大学地域環境保全学研究室の宮木雅美教授から提供していただいた。また酪農学園大学野生動物保護管理学研究室の学生諸氏には野外調査などにご協力いただいた。ここに深謝の意を表したい。

本稿で紹介した研究は、環境省環境研究総合推進費（4D-1103 支笏洞爺国立公園をモデルとした生態系保全のためのニホンジカ捕獲の技術開発）および日本学術振興会科学研究費（25292085 過採食のもたらす植生とシカへのフィードバック効果：過採食の生態学的意義）の一環として実施した。

引用文献

- 赤羽俊亮・日野貴文・吉田剛司（2014）エゾシカの高密度化が食糞性コガネムシ群集に与える影響。応動昆 58：269～274
- 赤羽俊亮・日野貴文・吉田剛司（2016）エゾシカの高密度化に対するマルハナバチ群集の応答。森林野生動物研究会誌 41：1～9
- Allombert S, Stockton S, Martin JL (2005) A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conserv Biol* 19: 1917～1929
- Baines D, Sage RB, Baines MM (1994) The implications of red deer grazing to ground vegetation and invertebrate communities of Scottish native pinewoods. *J Appl Ecol* 31: 776～783
- Barrett MA, Stiling P (2007) Relationships among Key deer, insect herbivores, and plant quality. *Ecol Res* 22: 268～273
- Brousseau PM, Hébert C, Cloutier C, Côté SD (2013) Short-term effects of reduced white-tailed deer density on insect communities in a strongly overbrowsed boreal forest ecosystem. *Biodivers Conserv* 22: 77～92
- Estrada A, Coates-Estrada R, Dadda AA, Cammarano P (1998) Dung and carrion beetles in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *J Trop Ecol* 14: 577～593
- Estrada A, Coates-Estrada R (2002) Dung beetles in continuous forest fragments and in an agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodivers Conserv* 11: 1903～1918
- 藤井伸二（2010）芦生研究林枕谷におけるシカ摂食にともなう林床開花植物相の変化。保全生態学研究 15：3～15
- Halffter G, Arellano L (2002) Response of dung beetle diversity to human-introduced change in a tropical landscape. *Biotropica* 34: 144～154
- Harvey CA, Gonzalez J, Somarriba E (2006) Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantation monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodivers Conserv* 15: 555～585
- 早川博文・川崎金治・神長每夫（1976）岩手県西根町における牛糞内のフン虫類。北病虫研会報 27：114
- Inouye DW (1978) Resource partitioning in bumblebees: experimental studies of foraging behavior. *Ecology* 59: 672～678
- Inouye DW (1980) The effect of proboscis and corolla tube lengths on patterns and rates of flower visitation by bumblebees. *Oecologia* 45: 197～201
- Ishii HS (2013) Community-dependent foraging habits of flower visitors: cascading indirect interactions among five bumble bee species. *Ecol Res* 28: 603～613
- 梶 光一（1993）シカが植生を変える－洞爺湖中島の例－。生態学から見た北海道。（東 正剛・阿部 永・辻井達一編），北海道大学図書刊行会，札幌，242～249
- 梶 光一・宮木雅美・宇野裕之（2006）エゾシカの

- 保全と管理. 247pp, 北海道大学出版会, 札幌
- Kanda N, Yokota T, Shibata E, Sato H (2005) Diversity of dung-beetle community in declining Japanese subalpine forest caused by increasing sika deer population. *Ecol Res* 20: 135 ~ 141
- 環境省 (2014) 環境研究総合推進費終了成果報告書「4D-1103 支笏洞爺国立公園をモデルとした生態系保全のためのニホンジカ捕獲の技術開発」. 104pp, 環境省, 東京
- 川井信矢・堀 繁久・河原正和・稲垣政志 (2008) 日本産コガネムシ上科図説第1巻食糞群. 197pp, 昆虫文献六本脚, 東京
- 木野田君公・高見澤今朝雄・伊藤誠夫 (2013) 日本産マルハナバチ図鑑. 191pp, 北海道大学出版会, 札幌
- Kolb A (2008) Habitat fragmentation reduces plant fitness by disturbing pollination and modifying response to herbivory. *Biol Conserv* 141: 2540~2549
- 国武陽子・寺田佐恵子・宮下 直 (2008) シカの採食による植物へのフィードバック型間接効果－花粉媒介と果実寄生を介して－. *日林誌* 90: 342 ~ 347
- 中村和夫・小野梯子 (1999) シカ食害が日光の野生ハナバチ相に及ぼす影響. *宇大農學報* 17: 1 ~ 8
- Nummelin M, Hanski I (1989) Dung beetles of the Kibale Forest, Uganda; comparison between virgin and managed forests. *J Trop Ecol* 5: 349 ~ 352
- 奥田 圭・田村宜格・關 義和・山尾 僚・小金澤正昭 (2014) ニホンジカの高密度下における防鹿柵の設置がマルハナバチ群集の回復に寄与する効果. *保全生態学研究* 19: 109 ~ 118
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>, 2014.3.14参照
- Stewart AJA (2001) The impact of deer on lowland woodland invertebrates: a review of the evidence and priorities for future research. *Forestry* 74: 260 ~ 270
- Strauss SY (1991) Direct, indirect, and cumulative effects of three native herbivores on a shared host plant. *Ecology* 72: 543 ~ 558
- 助野実樹郎・宮木雅美 (2007) エゾシカの増加が洞爺湖中島の維管束植物に与えた影響. *野生生物保護* 11: 43 ~ 66
- 田村 淳 (2009) 植生保護柵の設置年の違いが土壌中の埋土種子と地下器官に及ぼす影響. *神奈川県自然環境保全センター報告* 7: 59 ~ 71
- 上田明良・田淵 研・日野輝明 (2008) シカの採食がササにゴールを形成するタマバエとその寄生蜂2種に与える間接効果. *日林誌* 90: 335 ~ 341
- 上田明良・日野輝明・伊東宏樹 (2009) ニホンジカによるミヤコザサの採食とオサムシ科甲虫の群集構造との関係. *日林誌* 91: 111 ~ 119
(2016.3.31受付, 2016.5.23掲載決定)

解説

人工林内のツキノワグマの食物資源としての堅果と液果量に影響する要因

森 貴久¹・川村芙友美²

1. はじめに

クマは日本の森林に生息する最大の哺乳類で、北海道にはヒグマ *Ursus arctos* が、本州及び四国にはツキノワグマ *U. thibetanus japonicus* が生息している。本州西部及び四国のツキノワグマは、環境省により絶滅の恐れのある地域個体群に指定されている（環境省 2014）。植生からすれば、ツキノワグマはおもに広葉樹林に、ヒグマはおもに針葉樹林に生息していることになる。

本稿で扱うツキノワグマ（以下クマという）の食性は植物質、特に草本類、木本の花や新芽、果実類を中心とした雑食性である（橋本・高槻 1997；Koike 2010）。主要な生息環境である広葉樹林はクマの重要な食物供給源として機能しており（花井 1980）、これまでの調査から、ブナ科樹木の堅果の豊凶が、とくに秋期のクマの食性や行動に影響を与えることが報告されている（溝口ら 1996；羽澄ら 1997；Hashimoto *et al.* 2003；Arimoto *et al.* 2011；Kozakai *et al.* 2011）。ブナ科樹木の堅果が不作の年には人里に出没するクマが増えて問題を起こすこともしばしばある。

本州のクマが利用するのは広葉樹林だから、本州では針葉樹を植栽している人工林はあまり関係ないかということ、必ずしもそうではない。クマは、スギ *Cryptomeria japonica* やヒノキ *Chamaecyparis obtusa* などの針葉樹から構成される人工林も利用する（玉谷ら 2000；2001）。針葉樹の樹皮を剥いでその内側の形成層を採食する「クマハギ」はよく知られているが、針葉樹林内の草本や液果、堅果をつける広葉樹を利用するために針葉樹の人工林に入り込むことがよくある（鳥居 1985）。このように、人工林もクマの重要な食物供給源の1つとして機能していると

考えられるが、人為的な管理を受けるため、クマの食物資源量は、施業方法、林齢、植栽樹種などの要因に影響されることが予想される。人工林は日本の森林面積の約40%を占めており、クマへの食物供給量の高い人工林の条件を明らかにすることは、林業地域におけるクマとの共存に配慮した森林管理方法を提案することに大きく寄与すると期待される。

川村ら（2014）は、ある人工林分における施業方法や林齢などの特徴とクマの食物資源として利用できる林分内の堅果と液果の植物量の関係を調べ、人工林のどのような要因がクマの潜在的な食物資源量に影響しているかを検討した。本稿ではその概要を紹介する。詳細については川村ら（2014）を参照されたい。

2. 方法

(1) 調査地

調査は、奥多摩湖周辺の東京都水道局水源林の奥多摩分区（東京都奥多摩町）と丹波山分区（山梨県丹波山村）で実施した。これらの地域では山崎ら（1996）以来、クマの行動域調査が行なわれており、現在もクマが生息して利用していることがわかっている。この地域ではニホンジカ *Cervus nippon* の分布と生息密度も調査されている。そこで、調査する人工林については、東京都水道局の水源林の現況表と林班図、東京都環境局のシカ保護管理計画を参考に、施業の有無、優占樹種、林齢、シカ密度を考慮して選んだ。施業の有無については、植樹後に一度でも除伐・間伐が行われている場合を「施業あり」、植樹から現在まで一度も除伐、間伐、下刈、根払、枝打、刈払いなどの管理が行われていない場合を「施業なし」とした。植栽樹種については、「スギ優占林」

Factors affecting food resource for Asian black bear in artificial conifer forests

¹MORI, Yoshihisa, 帝京科学大学生命環境学部アニマルサイエンス学科；

²KAWAMURA, Fuyumi, 帝京科学大学生命環境学部アニマルサイエンス学科

表-1 調査した人工林のタイプと林分数

シカ密度	施業	スギ		ヒノキ	
		若齢林	壮齢林	若齢林	壮齢林
高	あり	0	5	5	5
	なし	0	2	0	5
低	あり	0	6	4	5
	なし	0	5	0	5

と「ヒノキ優占林」の2種類を選んだ。林齢については、林齢20-30年生を「若齢林」、林齢35年生以上を「壮齢林」として選んだ。なお、「若齢林」で「施業なし」の林分はなかった。シカ密度については、第2期東京都シカ保護管理計画（東京都環境局 2008）にもとづいて、林分の該当するメッシュ（1.2km×1.2km）のシカの糞塊密度（個/km）を基準にして高密度林分と低密度林分に分けた。結果として、本研究では10タイプ計47林分の人工林を調査した（表-1）。

(2) 潜在的な食物資源量調査

潜在的にクマの食物となる植物の資源量は2010年6月15日から11月24日に調査した。食物資源は、これまでのクマの食性調査でクマが利用することが明らかになっている植物（橋本・高槻 1997；小池・正木 2008）のうち、ブナ科樹木の堅果、木本類の液果に着目し、調査した林分でそれぞれの資源量を評価した。一般的に木本植物の結実量と胸高断面積には正の相関があることから（橋詰ら 1984；Hui *et al.* 2012）、食物資源量の指標としては、堅果及び液果を結実させる樹種（以下、それぞれ、堅果および液果とする）の樹高2 m以上の個体の胸高直径（DBH）から算出した胸高断面積を用いた。

食物資源量は、調査対象とした林分内に20m四方のコドラートを設置して、樹高2 m以上のクマの食物樹種となる堅果と液果の全個体について、DBHをメジャーで測定して胸高断面積合計を算出して求めた。

(3) 統計解析

解析では、人工林内に存在した食物資源量につい

て最も良好かつ儉約的に影響を説明できる人工林の特徴の組み合わせを、一般化線形モデル（GLM）を用いて探索した。GLMにおいては、樹高が2 m以上の堅果と液果の食物資源量（胸高断面積合計）をそれぞれ目的変数とし、それぞれの目的変数に対して施業の有無と林齢、樹種、シカ密度を説明変数とした（川村ら（2014）ではこれらに林冠被覆率を説明変数として加えて解析している）。そして、説明変数の組み合わせを変えて目的変数の増減を予測するモデルを作成し、うまく説明することができる組み合わせで適合度を評価した。そのうえで、適合度が上位のモデルがどの説明変数を含むのかを検討した。適合度の評価には赤池情報量基準（AIC）を用いた。また、条件間の比較にはU検定、Fisherの正確確率検定を用いた。統計解析にはフリーソフトウェアR 2.8.0（R Development Core Team 2010）を使用した。

3. 結果

(1) 堅果資源量に影響する要因

樹高2 m以上の堅果は、クリ *Castanea crenata*、ミズナラ *Quercus crispula* など合計8種類が存在した（表-2）。すべて秋にクマが利用できると考えられる食物資源だった。存在した堅果類の平均胸高直径は16.8cm（12-23cm）で、植林されていた針葉樹の平均胸高直径（22.5cm）と同じくらいもしくは小さかった。モデルからは、堅果資源量は壮齢林に多いことが示された（表-3）。また、施業がない人工林では堅果資源量が多くなる傾向があることを

表-2 調査地に存在したクマの食物となる植物

種類	樹種名	学名	利用時期
堅果	オニグルミ	<i>Juglans mandshurica</i>	秋
	ツノハシバミ	<i>Corylus sieboldiana</i>	秋
	ブナ	<i>Fagus crenata</i>	秋
	イヌブナ	<i>Fagus japonica</i>	秋
	クヌギ	<i>Quercus acutissima</i>	秋
	ミズナラ	<i>Quercus crispula</i>	秋
	コナラ	<i>Quercus serrata</i>	秋
	クリ	<i>Castanea crenata</i>	秋
液果	ヤマグワ	<i>Morus australis</i>	夏
	マツブサ	<i>Schisandra repanda</i>	秋
	クロモジ	<i>Lindera umbellata</i>	秋
	サルナシ	<i>Actinidia arguta</i>	秋
	マタタビ	<i>Actinidia polygama</i>	秋
	ヤマブドウ	<i>Vitis coignetiae</i>	秋
	キブシ	<i>Stachyurus praecox</i>	秋
液果	クマノミズキ	<i>Cornus macrophylla</i>	秋
	ミズキ	<i>Cornus controversa</i>	秋
	タラノキ	<i>Aralia elata</i>	秋
	オトコヨウゾメ	<i>Viburnum phlebotrichum</i>	秋
	アオハダ	<i>Ilex macropoda</i>	秋
	カスミザクラ	<i>Cerasus leveilleana</i>	夏
	マメザクラ	<i>Cerasus incisa</i>	夏
	ミヤマザクラ	<i>Cerasus maximowiczii</i>	夏
	キイチゴ類	<i>Rubus spp.</i>	夏

表-3 食物資源量を説明する一般化線形モデルの結果

上位3種のモデルを示した。表中の数値は係数を表している (*: $p < 0.05$)。説明変数の空欄はその要因がモデルに含まれていないことを意味する。

食物資源量 (目的変数)	人工林の要因 (説明変数)				AIC
	樹種 ¹	施業の有無 ²	林齢 ³	シカ密度 ⁴	
堅果類			0.73*		506.7
	-21.2		0.86*		506.9
		-37.04			507.4
液果類		9.63*		6.15*	370.5
			-0.17	6.49*	371.6
		9.0*			371.8

¹ スギとヒノキ：係数が正→スギのほうが資源量が多い、係数が負→ヒノキのほうが資源量が多い。

² 施業ありとなし：係数が正→施業があるほうが資源量が多い、係数が負→施業がないほうが資源量が多い。

³ 若齢と壮齢：係数が正→壮齢の方が資源量が多い、係数が負→若齢のほうが資源量が多い。

⁴ 高密度と低密度：係数が正→低密度の方が資源量が多い、係数が負→高密度の方が資源量が多い。

表-4 林齢・施業の有無とその林分における堅果類食物資源の有無の関係。若齢林はすべて施業あり。

	若齢林	壮齢林	
	施業あり	施業あり	施業なし
堅果あり	4	6	6
堅果なし	6	14	11

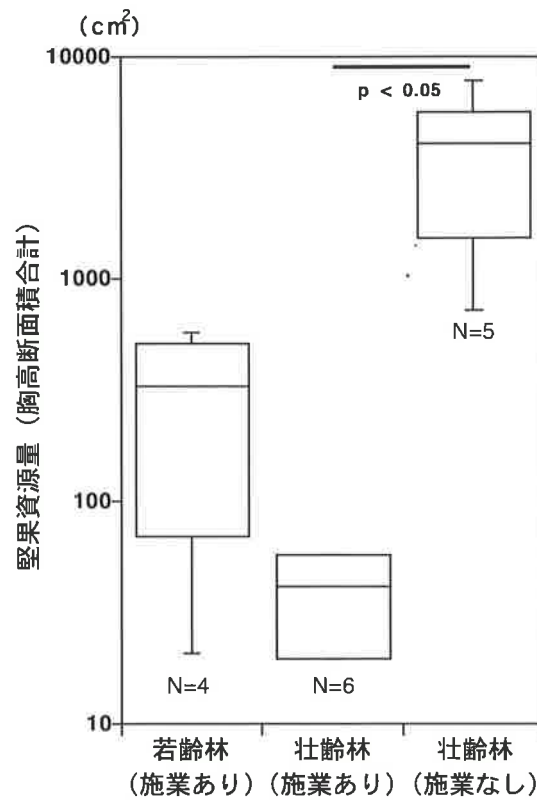


図-1 堅果類が存在した林分での林齢・施業の有無と堅果資源量（胸高断面積合計）

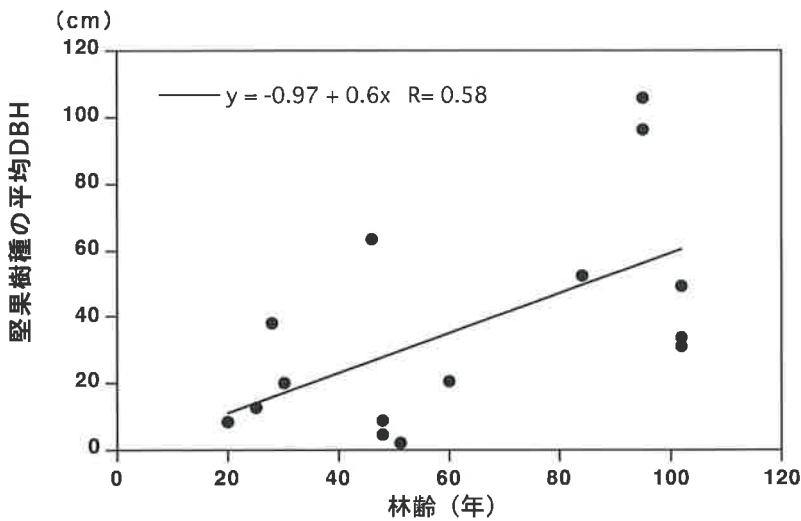


図-2 人工林の林齢とその林分にあった堅果樹種の平均胸高直径（DBH）

表-5 施業の有無とその林分における液果類食物資源の存在.

	施業あり	施業なし
液果あり	13	12
液果なし	4	18

示すモデルも上位になった。堅果類が存在しなかった林分と存在した林分の割合を林齢と施業の有無で比較すると、有意な差はなかった（Fisherの正確確率検定, $p > 0.05$ ）（表-4）が、堅果類が存在した

林分について林齢と施業の有無で堅果資源量を比較すると、施業なしの壮齢林がもっとも資源量が大きく、ついで施業ありの若齢林、施業ありの壮齢林の順となり（図-1）、施業なしの壮齢林と施業あり

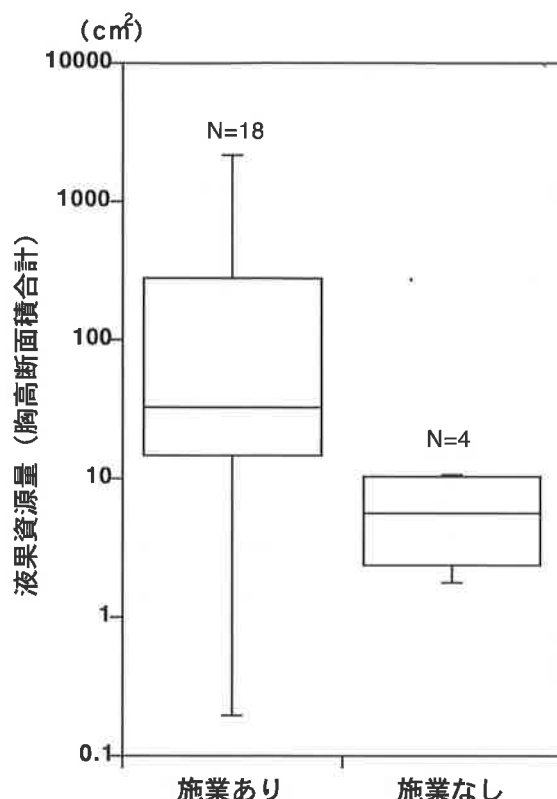


図-3 液果類が存在した林分での施業の有無と液果資源量 (胸高断面積合計)

表-6 シカ密度とその林分における液果類食物資源の存在.

	シカ密度低	シカ密度高
液果あり	13	9
液果なし	12	13

の壮齢林の間には有意な差があった (Steel-Dwass 検定, $p < 0.05$)。また, 林分の林齢とその林分内の堅果の平均DBHの間には有意な正の相関が認められた ($r = 0.53$, $n = 16$, $p < 0.05$) (図-2)。

(2) 液果資源量に影響する要因

樹高 2 m 以上の液果はミヤマザクラ *Cerasus maximowiczii*, ヤマブドウ *Vitis coignetiae*, キイチゴ類 *Rubus* spp. など15種類が存在した (表-2)。これらは夏と秋に利用可能と考えられる食物資源だった。モデルからは, 液果資源量は施業ありでシカ密度が低い人工林で多いことが示された (表-3)。

液果が存在しなかった林分と存在した林分の割合を施業の有無で比較すると, 施業がある林分に液果が存在した割合が有意に多かったが (Fisherの正確確率検定, $p < 0.05$) (表-5), 液果が存在している林分については, 施業の有無で液果の資源量に違いは見られなかった (U検定, $p > 0.05$) (図-3)。同様に, 液果が存在しなかった林分と存在した林分の割合をシカの密度で比較すると, 有意な違いは見られなかったが (Fisherの正確確率検定, $p > 0.05$) (表-6), 液果が存在している林分については, シカが低密度の人工林の方が高密度の人工林よりも資

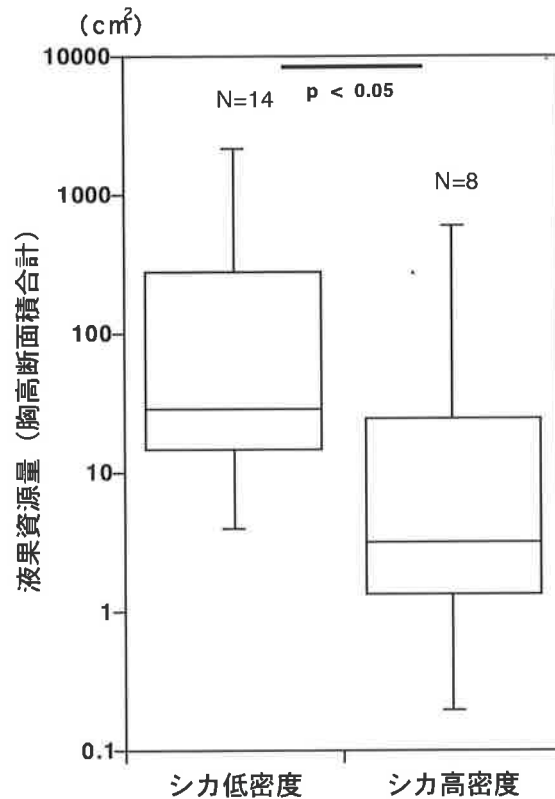


図-4 液果類が存在した林分でのシカ密度と液果資源量（胸高断面積合計）

源量が有意に多かった（U検定, $p < 0.05$ ）（図-4）。

4. 考察

本研究では、人工林内でクマの食物となる堅果と液果の資源量に施業の有無・植栽樹種・林齢・シカ密度という要因が与える影響を調べた。結果として、施業の有無と林齢、シカ密度はそれぞれの食物資源量に何らかの影響を与えたものの、植栽樹種は資源量に有意な影響を与えなかった。したがって、個々の植物種のレベルでみればその資源量が植栽樹種に影響を受けることは考えられるが、堅果や液果というレベルでクマの食物資源を考えるのであれば、人工林の植栽樹種についてはあまり考慮する必要はない。

おもに秋にクマの食物となる堅果の資源量については林齢が関係し、壮齢林のほうが若齢林よりも資源量が多かった。ある林分に堅果があるかどうかについては、林齢や施業の有無は関係しなかったが、

存在した堅果類のDBHは、植林されていた針葉樹のDBHと同じくらいもしくはそれよりも小さかった。また、林齢と堅果のDBHは正の相関があった。これらのことは、人工林に存在する堅果は、実際の来歴については不明だが、針葉樹が植林される際に残されたかもしくはその後に入っていることを示唆している。また、おなじ壮齢林でも、施業がない林分のほうが施業がある林分よりも資源量が多かったことは、人工林に侵入した堅果、もしくは植林される前から存在していた堅果が、管理されることがないまま成長することで、食物資源量が増加したことを示唆する。

一方、おもに夏と秋にクマの食物となる液果の資源量については、シカ密度が低く施業がある人工林で液果資源量が多くなった。これは、堅果資源量とは異なる結果である。また、施業の有無は液果が存在するかどうかに影響し、シカ密度は液果があるときの資源量に影響した。このことは、液果が林分内

に定着するかどうかは除伐などの森林管理に影響されるが、いちど定着した液果がどの程度維持されるかについてはシカ密度が影響することを示唆している。つまり、施業の有無とシカ密度は異なるメカニズムで液果の資源量に影響する可能性がある。施業は、これを行なうことで、たとえ液果を着果する木本類そのものが除伐されるとしても、光環境が改善された結果として、その後の新たな個体の侵入及び成長が促進されることが考えられる。本研究における人工林と同様に林床が暗いとされるトドマツ *Abies sachalinensis* 林では、間伐が広葉樹の侵入契機と成長契機になっている(野々田ら 2008)。さらに、ヒノキ人工林において、林冠閉鎖が強い段階では広葉樹が発生しても長期間の生存は困難であること(清野 1990)が知られており、本調査地においても、除間伐により液果を着果する木本類の生存に適した光環境がつけられ、液果が林分内に定着できたのかもしれない。シカ密度の影響については、シカの個体数密度が高くなるとクマの食物資源であるカスミザクラ *Cerasus leveilleana* やヤマゲワ *Morus australis* などの液果が減少することが報告されている(大橋ら 2007)、クマとシカの間で液果をめぐる競争が存在することが示唆される。この競争が液果の資源量に影響し、シカ密度が高い林分ではクマが利用できる液果が減少することが考えられる。

今回の結果からは、人工林においては、シカ密度が低く施業があると液果の資源量が増加し、林齢が高いと堅果の資源量が多いことが示唆された。つまり、人工林内の堅果と液果の資源量には、それぞれで異なる要因とメカニズムがはたらいっている。実際の管理においては、現在の施業方法で液果の資源量の維持・増加は可能だろうが、堅果の資源量も同時に増加させるためには、植栽時や下草刈り、間伐などの管理時に、堅果を結実する植物を植栽木の成長に影響が出ない程度に林分の境界などに意図的に残しておくなどの配慮が必要となるかもしれない。また、シカの個体数管理は各地の森林で取り組まれている課題であるが、シカ密度が低減すればツキノワグマの食物資源の液果が増える効果も期待できる。

森林管理や経営上の観点からはなるべく単純で均一な森林のほうが好ましいこともあるだろうが、植栽された樹種以外の食物資源が増えることで、クマによる植栽樹種への「クマハギ」の被害が軽減する(吉田ら 2001; 2002)だけでなく、絶滅のおそれのある地域個体群の保全にも効果が期待できる。

本稿では触れなかったが、人工林内のツキノワグマの食物資源としては、スズタケ *Sasamorpha borealis* やスゲ属 *Carex* spp. などの草本もあり(川村ら 2014)、これらは春に利用できる食物資源である。春に利用できる食物量の多寡は冬眠明けのクマの分布に影響すると考えられるので、これらについても留意する必要が生じるかもしれない。また、北海道に生息するヒグマについては、その生息地がおもに針葉樹林であることから、ツキノワグマ以上に人工林内での食物資源に依存している可能性がある。ヒグマの食性に占める植物質の割合はツキノワグマほど大きくないが、ヒグマの食物資源量と人工林の特徴の関係も解明されるべき今後の課題である。

引用文献

- Arimoto I, Goto Y, Nagai C, Furubayashi K (2011) Autumn food habits and home-range elevations of Japanese black bears in relation to hard mast production in the beech family in Toyama Prefecture. *Mammal Study* 36: 199 ~ 208
- 花井正光 (1980) ツキノワグマの分布について. (第2回自然環境保全基礎調査動物分布調査報告書(哺乳類)全国版(その2), 財団法人日本野生生物研究センター). 69 ~ 86
- Hashimoto Y, Kaji M, Sawada H, Takatsuki S (2003) A five-year study on fall food habits of the Asiatic black bear in relation to nut production. *Ecol Res* 18: 485 ~ 492
- 橋本幸彦・高槻成紀 (1997) ツキノワグマの食性: 総説. *哺乳類科学* 37: 1 ~ 19
- 橋詰隼人・菅原基晴・長江恭博・樋口雅一 (1984) ブナ採種林における生殖器官の生産と散布(I)種子の生産と散布. *鳥大農研報* 36: 35 ~ 42

- 羽澄俊裕・小山 克・長縄今日子・釣賀一二三 (1997) 大型哺乳類とその保護. ツキノワグマ. (丹沢大山自然環境総合調査報告書. 神奈川公園協会・丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編, 神奈川環境部). 453 ~ 469
- Hui D, Wang J, Le X, Shen W, Ren H (2012) Influences of biotic and abiotic factors on the relationship between tree productivity and biomass in China. *For Ecol Manage* 264: 72 ~ 80
- 環境省 (2014) レッドデータブック2014. 1. 哺乳類 - 日本の絶滅のおそれのある野生生物 -. ぎょうせい, 東京
- 川村友美・有本 勲・小池伸介・山崎晃司・森貴久 (2014) 人工林におけるツキノワグマの潜在的な食物資源量に施業方法・林齢・樹種・シカ密度が与える影響. *日林誌* 96: 93 ~ 99
- 小池伸介・正木 隆 (2008) 本州以南の食肉目3種による木本果実利用の文献調査. *日林誌* 90: 26 ~ 35
- Koike S (2010) Long-term trends in food habits of Asiatic black bears in the Misaka Mountains on the Pacific coast of central Japan. *Mamm Biol* 75: 17 ~ 28
- Kozakai C, Yamazaki K, Nemoto Y, Nakajima A, Koike S, Abe S, Masaki T, Kaji K (2011) Effect of mast production on home range use of Japanese black bears. *J Wildl Manage* 75: 867 ~ 875
- 清野嘉之 (1990) ヒノキ人工林における下層植物群落の動態と制御に関する研究. *森林総研研報* 359: 1 ~ 112
- 溝口紀泰・片山敦司・坪田敏男・小宮山章 (1996) ブナの豊凶がツキノワグマの植性に与える影響 - ブナとミズナラの種子落下量の年次変動に関連して. *哺乳類科学* 36: 33 ~ 43
- 野々田秀一・渋谷正人・斎藤秀之・石橋 聡・高橋正義 (2008) トドマツ人工林への広葉樹の侵入および成長過程と間伐の影響. *日林誌* 90: 103 ~ 110
- 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
- R Development Core Team (2010) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>, 2016.4.14参照
- 玉谷宏夫・佐宗文暁・高柳 敦 (2000) 採食行動としてのクマハギ. *日林学術講* 111: 338
- 玉谷宏夫・小林勝志・高柳 敦 (2001) 近畿北部におけるニホンツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) の行動特性と生息環境利用の季節変化. *森林研究* 73: 1 ~ 11
- 東京都環境局 (2008) 第2期東京都シカ保護管理計画 - 人とシカが共存する多摩の豊かな森づくりを目指して -. 環境資料19066号. 東京都環境局自然環境部計画課
- 鳥居春己 (1985) 南アルプス南部におけるツキノワグマの行動追跡. (森林環境の変化と大型野生動物の生息動態に関する基礎的研究. 環境庁自然保護局). 112 ~ 114
- 山崎晃司・森広信子・税所功一・安武愛子・櫻澤利明・中 涼子・澤井謙二・古林賢恒 (1996) 奥多摩集水域におけるツキノワグマの生態に関する研究. とうきゅう環境浄化財団
- 吉田 洋・林 進・堀内みどり・羽澄俊裕 (2001) ニホンツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) による林木剥皮と林床植生の関係. *日林誌* 83: 101 ~ 106
- 吉田 洋・林 進・堀内みどり・坪田敏男・村瀬哲磨・岡野 司・佐藤美穂・山本かおり (2002) ニホンツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) によるクマハギの発生原因の検討. *哺乳類科学* 42: 35 ~ 43
- (2016.3.31受付, 2016.4.15掲載決定)

解説

落葉採取林と未採取林のオサムシ科甲虫群集

逢沢峰昭¹・佐藤里沙²

1. はじめに

栃木県の東部に広がる八溝山地の中山間地域には、コナラやクヌギ等の落葉広葉樹からなる二次林（里山林）が広がっている。これらの森林は、明治時代以降、薪炭や葉タバコの栽培時に用いる腐葉土の生産に利用されてきた。特に芳賀郡茂木町の北部では地形的な要因により、反収の高い葉タバコが重要な現金収入源であったため、用材生産を目的とした針葉樹人工林への転換が進まず、現在もクヌギ・コナラを主とする広葉樹林に覆われている。たばこ生産公社の撤退後、一時は落葉採取施業が衰退したものの、2003年4月より「茂木町有機物リサイクルセンター美土里館」が稼働を開始し、落葉を原料とする良質な堆肥が生産されるようになり、森林所有者や地域住民によって再び落葉採取が行われるようになった。落葉採取はおよそ80haの山林で行われており（矢野 2010）、落葉採取の行われている林分では、少なくとも0.1～0.2ha以上の規模で林分全体にわたって落葉採取が行われている（写真-1）。落葉採

取は、通常、11月から3月の農閑期に1回行われ、事前にカマや草刈り機などで刈払いをした後に、熊手を用いて落葉が集められている。このような里山林における人為攪乱は、生物多様性を保つ上で重要な役割を果たしてきたと考えられており、近年、里山林のもつ生物多様性保全機能の重要性が再評価されている（日本の里山・里海評価 2010）。

著者らは、この地域の落葉採取が、林床環境の変化を通して、生物多様性に影響を及ぼしているのではないかと考え、オサムシ科甲虫に着目した。オサムシ科甲虫は、甲虫目オサムシ亜目に属する昆虫であり、個体数や種数が豊富であるうえ、環境の変化に対して敏感に反応することがこれまでの多くの研究で明らかにされている。また、オサムシ科甲虫の群集構造と森林施業との関係（日本では、例えば Osawa *et al.* 2005；谷脇ら 2005；籠ら 2013）や、落葉採取のオサムシ科甲虫への影響についてもいくつかの報告がある。リター層の存在はオサムシ科甲虫の個体数や多様性を高める効果をもつという報告



写真-1 落葉採取が行われているコナラ林

左：LR3（2012年5月11日 逢沢撮影）、右：LR1（2012年5月8日 逢沢撮影）。

Carabid beetle assemblages in secondary deciduous broad-leaved forests with or without litter removal

¹AIZAWA, Mineaki, 宇都宮大学農学部森林科学科；²SATO, Risa, 一般社団法人日本森林技術協会

(Koivula *et al.* 1999; Magura *et al.* 2000; 松本 2008)がある一方で、リター層の有無はほとんど影響を与えないとの報告 (Magura *et al.* 2005; Shibuya *et al.* 2008) もあり、一致した見解はみられない。そこで、本研究では、落葉採取が林床環境の変化を通して、オサムシ科甲虫の多様性および群集組成に与える影響を評価するための第一歩として、落葉採取が毎年行われている地域の広葉樹二次林において、ピットフォールトラップ法を用いてその群集構造を調べた。なお、本論は、佐藤ほか (2014) のデータを一部再解析し、解説したものである。詳細については佐藤ほか (2014) を参照されたい。

2. 材料と方法

茂木町の森林所有者を対象とした聞き取り調査を基に、落葉採取が行われているコナラあるいはクヌギ優占林 (LR) (写真-1) と、落葉採取が行われていない広葉樹林分 (NLR) (写真-2) に各3プロット、合計6プロットを設置した。いずれの林分も林齢は30年以上である。

オサムシ科甲虫の捕獲にはピットフォールトラップ法を用いた。各プロットにサブプロットを15~20m間隔で3地点選定し、各地点に5個のトラップを設置した (1プロットあたり計15個)。捕獲容器にはプラスチックカップ (口径9cm, 高さ14cm) を

使用し、誘引用餌・保存液等は用いなかった。調査は2012年の5月~11月の各月1回行った。設置期間は3日間とし、毎回、設置と撤収を行った。3日後に落下したオサムシ科甲虫をすべて回収して研究室に持ち帰り、酢酸エチルを用いて殺虫後、上野ほか (1985) を用いて同定を行った。これを基に、オサムシ科甲虫の捕獲個体数、捕獲種数およびSimpson多様度指数を求めた。落葉採取の有無が各環境要因やオサムシ科甲虫の多様性指標に与える影響の評価は、一般化線形モデル (GLM) と赤池情報量基準 (AIC) によるモデル選択によって行った。すなわち、当該項目 (環境要因や多様性指標) において、落葉採取有りと無しの2グループに分けた場合と、分けずに1つのグループにした場合を説明変数 (文字列データ) とし、それぞれの説明変数に対して、当該項目の値を応答変数とした2つのモデル (切片のない説明変数のみのモデルと切片のみのモデル) を構築し、AICの低いモデルを選択した。また、落葉採取の有無によるオサムシ科甲虫群集の種組成の差異は、各プロット間のBray-Curtisの非類似度 (Bray-Curtis距離) を基にしたクラスター解析によって評価した。さらに、2012年8月に環境要因調査として、林床の草本層 (高さ50cm以下) 被度 (%), ササ量 (m²), 光環境の指標として平均開空度 (%), A₀ (リター) 層厚, A層の土壤水分率 (体



写真-2 落葉採取が行われていない広葉樹林

左: NLR2 (2012年8月22日 中山撮影), 右: NLR1 (2012年8月22日 佐藤撮影)。

積水分率) を測定した。

3. 結果と考察

オサムシ科甲虫の総捕獲種数は22種、総捕獲数は4,395頭であった。本研究のGLM解析の結果、環境要因のうち、 A_0 層厚、ササ量および草本被度において、落葉採取の有無で2つに分けたモデルが採択された(表-1)。すなわち、落葉採取の有無で、 A_0 層厚、ササ量および草本被度に違いがみられることがわかった。これは、 A_0 層の採取に先だって、刈払いがなされるため、ササ量が減少し、その結果、林床植生の被度がやや高くなったためと考えられる。しかし、このように落葉採取の有無によって明らかな林床環境の差異がみられたにもかかわらず、オサムシ科甲虫の捕獲個体数、捕獲種数、Simpson多様度指数(表-1)に顕著な違いはみられなかった(表-1)。また、種組成においても、落葉採取の有無でクラスターが2分されることはなかった(図-1)。これらのことから、落葉採取に対するオサムシ科甲虫群集の反応は予想に反して穏やかと考えられる。

リター層の存在に対するオサムシ科甲虫の反応は、種の嗜好する生息場所タイプによって異なる(Koivula *et al.* 1999; Magura *et al.* 2005)。生息場所ジェネラリスト(Niemelä *et al.* 1992; 松本 2008)はリター層の厚い環境への適応性が低いため、リター層が厚くなると個体数が減少する一方で、森林性種の個体数は増加するとされる。本研究における優占10種は、ツクバクロオサムシ、クロナガオサムシ、トウホククロナガオサムシ、オオクロツヤヒラタゴミムシ、クロツヤヒラタゴミムシ、コクロツヤヒラタゴミムシ、ヒメツヤヒラタゴミムシ、マルガタツヤヒラタゴミムシ、スジアオゴミムシ、アトボシアオゴミムシであった。過去の文献(石谷 1996; Fujita *et al.* 2008; 松本 2008; 岡田・須田 2012)から、これら優占10種はいずれも森林性種と考えられ、落葉採取の有無によって個体数や多様性に大きな違いが生じなかった理由を森林性種の割合が低いことによって説明することは難しいかもしれない。Niemelä *et al.* (1992) は、森林性種を様々なタイプ

の森林で普通にみられる森林ジェネラリストと森林スペシャリストにさらに区分している。この区分に従うと、ツクバクロオサムシはヒノキヤスギ人工林、里山林などで見られ(鷺見ほか 2015)、アトボシアオゴミムシやオオクロツヤヒラタゴミムシは川辺林、オオバヤシャブシ林、アカマツ林など様々な森林に見られる(石谷 1996; 籠ほか 2013)ことから、森林ジェネラリストと考えられる。クロツヤヒラタゴミムシ、ヒメツヤヒラタゴミムシは森林ジェネラリストとされる(石谷 1996)。また、コクロツヤヒラタゴミムシは、山地性のミズナラ林(岡田・須田 2012)、ヒノキヤスギ人工林、里山林(鷺見ほか 2015)で見られることから、森林ジェネラリストと考えられる。さらに、クロナガオサムシは山地性のミズナラ林(岡田・須田 2012)から里山林(松本 2008; Shibuya *et al.* 2008)まで広く見られることから、森林ジェネラリストといえるかもしれない。このように、本研究における優占10種の多くは森林ジェネラリストと考えられ、本調査地のように、人為攪乱が高頻度で作用してきた場所では、森林スペシャリストがごく少ないため、優占種を比較しても落葉採取の影響を検出しにくかった可能性が考えられる。さらに、Shibuya *et al.* (2008) は、放置された落葉広葉樹二次林での複数年にわたる調査の結果、いずれの年においてもリター除去がオサムシ科甲虫の群集組成に影響を及ぼさないことを示した。そして、その理由として、同一林分内に処理区を設けたため、プロット間の距離が近く、オサムシ科甲虫の移動が可能であったことを挙げている。本研究の調査地域では、落葉採取林分と未採取林分がモザイク状にみられ、本研究の落葉採取有プロットはいずれも未採取林分と隣接していた。したがって、Shibuya *et al.* (2008) と同様に、オサムシ科甲虫の移動によって群集組成や多様性に大きな違いがみられなかった可能性もある。

一方で、著者らが40年生ヒノキ人工林とヒノキ人工林皆伐地(林齢1年)のオサムシ科甲虫の種組成を調べた結果、皆伐地では、森林性種の減少と草党性種(ゴモクムシ亜科など)の顕著な増加によって

表-1 落葉採取有り (LR)・無し (NLR) の各プロットにおけるオサムシ科甲虫の捕獲個体数, 種数, Simpson多様度指数, 環境要因の平均値, および一般化線形モデル解析で得られた赤池情報量基準 (AIC)

	LR1	LR2	LR3	NLR1	NLR2	NLR3	AIC ^{*1}	
							A	B
オサムシ科甲虫の多様性指標								
捕獲個体数	652	902	300	662	962	917	88.2	87.5
捕獲種数	12	12	15	10	14	8	33	30.7
Simpson多様度指数 (1 - λ)	0.60	0.62	0.71	0.59	0.75	0.54	47.4	45.6
環境要因 ^{*2}								
リター層厚 (cm)	0.0±0.1	0.1±0.1	1.3±0.8	5.8±1.6	4.1±0.8	3.5±0.4	22.4	25.1
ササ量 (m ²)	0.01±0.01	0.02±0.01	0.29±0.25	2.03±1.09	1.07±0.47	1.83±1.37	7.6	12.1
草本層被度 (%)	15±13	30±23	65±30	10±9	67±13	13±6	187.0	188.0
平均開空度 (%)	12±2	11±0	11±0	10±2	9±2	9±2	28.6	27.2
土壌水分率 (%)	18±1	23±2	33±4	20±3	20±2	24±5	39.0	38.0

【注釈】^{*1} Simpson多様度指数および%データ (草本層被度, 平均開空度, 土壌水分率) については, ロジスティック回帰を用いて佐藤ら (2014) のデータを再解析した. AおよびB値は, LRプロットとNLRプロットを分けたモデル (切片のない説明変数のみのモデル) および分けないモデル (切片のみのモデル) それぞれのAIC値を示し, AのAIC値が低い場合 (表中の太字イタリック), 落葉採取の有無で環境要因に違いがあるものと判断した. ^{*2} 平均値±標準偏差 (N=3)

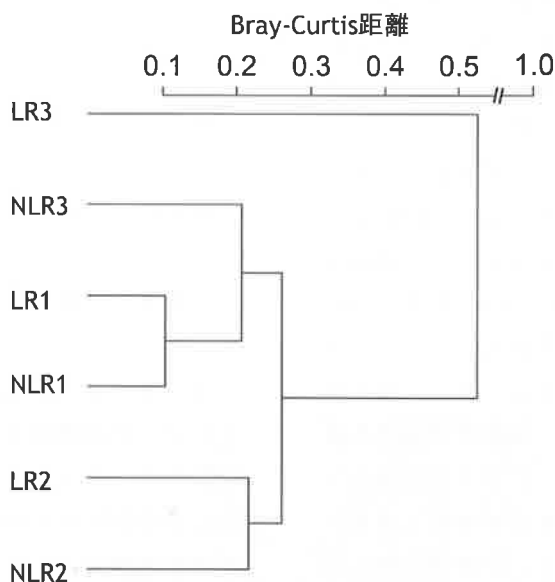


図-1 落葉採取有り・無しの各プロット間の非類似度に基づいたクラスター分析の結果

群集組成が大きく変化し, 多様性が高まっていた (鷲見ほか 2014)。針葉樹人工林と落葉広葉樹二次林という林相の差異はあるものの, オサムシ科甲虫の群集組成や多様性の大きな変化は, 落葉採取による林床攪乱よりも大きな, 林冠疎開を伴う規模の攪乱によって生じる可能性も考えられる。攪乱規模と

オサムシ科甲虫群集の多様性や種組成の関係性の解明は, 今後の課題といえよう。

謝辞

本研究を進めるに当たり, 東京大学の久保田耕平准教授ならびに渋谷園実博士のご協力を賜った。こ

の場を借りて御礼申し上げます。

引用文献

- Fujita A, Maeto K, Kagawa Y, Ito N (2008) Effects of forest fragmentation on species richness and composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae and Brachinidae) in urban landscapes. *Entomol Sci* 11: 39 ~ 48
- 石谷正宇 (1996) 環境指標としてのゴミムシ類 (甲虫目: オサムシ上科, ホソクビゴミムシ科) に関する生態学的研究. 比和科学博物館研究報告 34: 1 ~ 110
- 籠 洋・横川昌史・藤澤貴弘・野間直彦 (2013) 犬上川河辺林におけるタケの伐採が地表性甲虫 (オサムシ科) の種多様性と群集構造に与える影響. *昆虫 (ニューシリーズ)* 16: 87 ~ 96
- Koivula M, Punttila P, Haila Y, Niemelä J (1999) Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography* 22: 424 ~ 435
- Magura T, Tóthmérész B, Bordán Zs (2000) Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. *Biol Conserv* 93: 95 ~ 102
- Magura T, Tóthmérész B, Elek Z (2005) Impacts of leaf-litter addition on carabids in a conifer plantation. *Biodivers Conserv* 14: 475 ~ 491
- 松本和馬 (2008) 里山林の管理とゴミムシ群集. *昆虫と自然* 43: 20 ~ 26
- Niemelä J, Spence JR, Spence DH (1992) Habitat associations and seasonal activity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in central Alberta. *Can Entomol* 124: 521 ~ 540
- 日本の里山・里海評価 (2010) 里山・里海の生態系と人間の福利: 日本の社会生態学的生産ランドスケープ-概要板-. 国際連合大学
- 岡田拓也・須田知樹 (2012) 栃木県奥日光における林床環境の違いがオサムシ科甲虫の群集構造に与える影響. *地球環境研究* 14: 1 ~ 6
- Osawa N, Terai A, Hirata K, Nakanishi A, Makino A, Sakai S, Sibata S (2005) Logging impacts on forest carabid assemblages in Japan. *Can J For Res* 35: 2698 ~ 2708
- 佐藤里沙・逢沢峰昭・久保田耕平・渋谷園実・大久保達弘 (2014) 北関東における落葉採取林と未採取林のオサムシ科甲虫群集. *日林誌* 96: 141 ~ 145
- Shibuya S, Kubota K, Ohsawa M (2008) Effects of small-scale management on biodiversity of an abandoned coppice forest in Japan: a case study on vegetation regeneration and ground beetle community. *Web Ecol* 8: 116 ~ 124
- 谷脇 徹・久野春子・岸 洋一 (2005) 都市近郊林の林床管理区および短期・長期放置区における地表性甲虫相の比較. *日緑工誌* 31: 260 ~ 268
- 上野俊一・黒澤良彦・佐藤正孝 (1985) 原色日本甲虫図鑑 I. 保育社
- 鷺見勇貴・逢沢峰昭・久保田耕平・渋谷園実・大久保達弘 (2015) 宇都宮大学船生演習林のオサムシ科甲虫群集の多様性. *宇大演報* 51: 1 ~ 8
- 矢野健司 (2010) 栃木県茂木町: 地域資源の堆肥化による取り組み. *日本エネルギー学会誌* 89: 118 ~ 121

(2016.3.25受付, 2016.4.19掲載決定)

都道府県だより

三重県におけるマツノマダラカミキリ成虫発生時期の推移について

○三重県におけるマツ枯損被害の推移

三重県では、1948年に伊賀地方で3,000㎡程度の

マツ類の集団枯損が確認されましたが、マツ材線虫病と思われるマツ類の枯損は1959年に南牟婁郡鷺殿村（現南牟婁郡紀宝町）で確認されたものが県下で

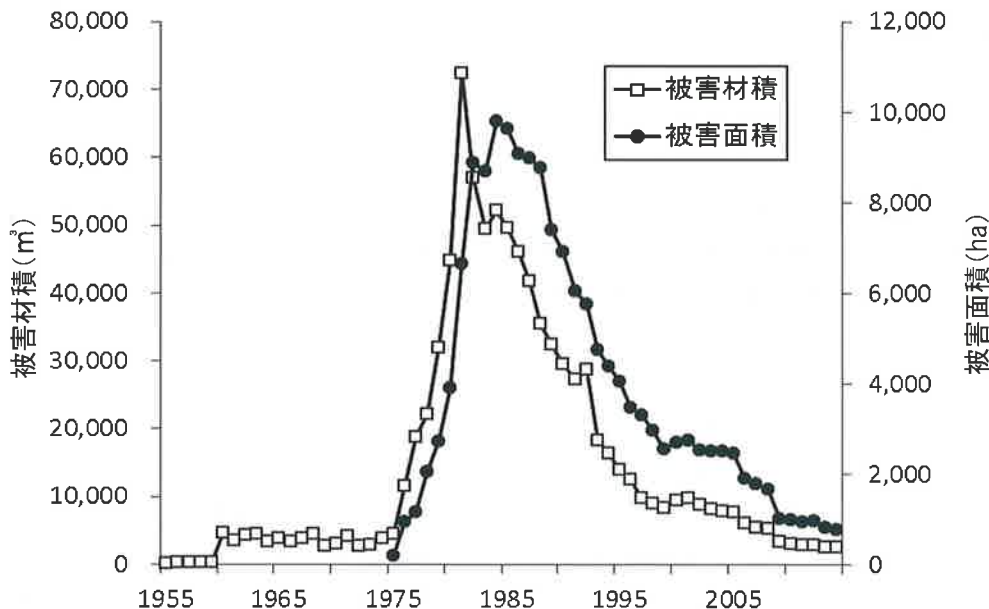


図-1 三重県におけるマツ枯損被害材積及び被害面積の推移

三 林業研究所
LINE@

今年のマツノマダラカミキリの発生時期は？

今年、マツノマダラカミキリはいつごろ発生し、差別散布はいつ頃行えばいいのでしょうか？

林業研究所では毎年、「松くい虫発生予測事業」を実施しています。その内容は以下のとおりです。

1. 県内2か所のマツ林から枯れ木（もちろんマツノマダラカミキリの幼虫が入っているもの）を採取してきて、林業研究所内の研究室に入れます。
2. その一部をおよそ5日おきに割り、幼虫の生育状況調べます。蛹になるのが例年に比べて、早いか遅いかによって、その年の成虫発生時期を予想します。
3. そして成虫の発生状況を毎日観察し、それを各行政機関に報告します。

マツクイムシ発生予報中

地域	蛹初発日	成虫初発日	成虫発生最盛期	備考
伊賀市（冷涼な地域）	5/6	5/26	6月中旬ごろ	マツノマダラカミキリの成虫が脱出しました
志摩市（温暖な地域）	5/16	5/19	6月中旬ごろ	マツノマダラカミキリの成虫が脱出しました

使用する薬剤の散布時期を守って、正しく散布してください。

マツノマダラカミキリの発生は通常、温暖な地域ほど早く、冷涼な地域ほど遅くなります。特に4～5月の気温差が大きな影響を与えます。お住まいの市町村は伊賀市や志摩市に比べて温暖でしょうか？冷涼でしょうか？下表のデータを参考にしてください。

マツノマダラカミキリの発生時期を正確に予想することは、残念ながら非常に困難です。上の表はあくまで「お

図-2 三重県林業研究所がHPで公開しているマツクイムシ発生予報

の初記録と考えられます (1964年以降実施した尾鷲市、南牟婁郡御浜町における現地調査において、マツノマダラカミキリを被害木で確認しています)。その後、被害は材積3,000～5,000m³程度で落ち着いていましたが、1976年以降急激に増加し、1981年には被害材積72,439m³と最大値を示しました (図-1)。1977年の松くい虫防除特別措置法、1982年の松くい虫被害対策特別措置法の制定により県内各地

で被害対策が講じられ、被害材積及び面積は大きく減少しています。現在は、被害材積2,500m³、被害面積1,000ha以下で推移しています。

○マツノマダラカミキリ発生予察事業について

三重県林業研究所では、1973年よりマツノマダラカミキリ成虫の発消長を調査しています。被害対

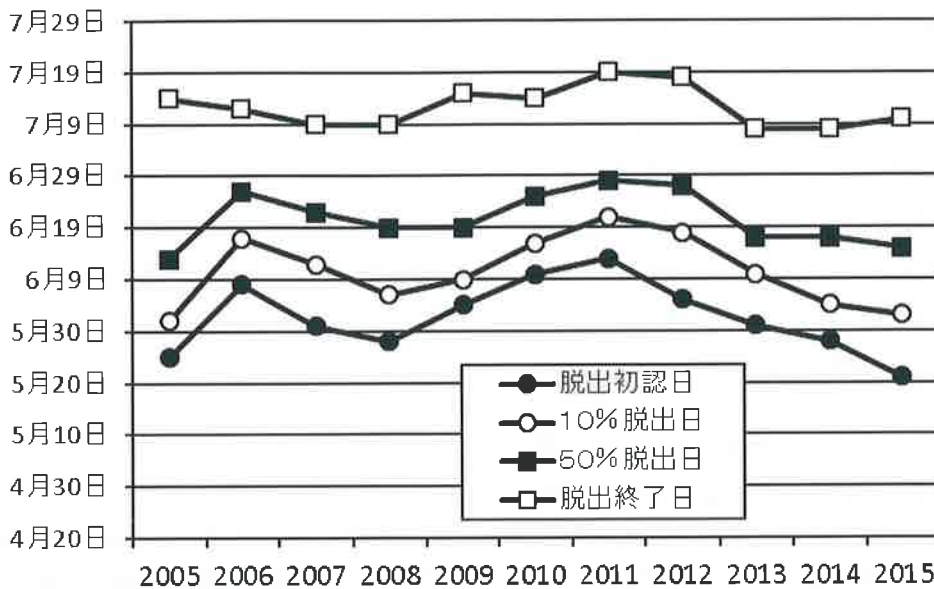


図-3 三重県志摩市で採取した被害材からのマツノマダラカミキリ成虫の脱出初認日、10%脱出日、50%脱出日、脱出終了日の推移 (2005～2015年)

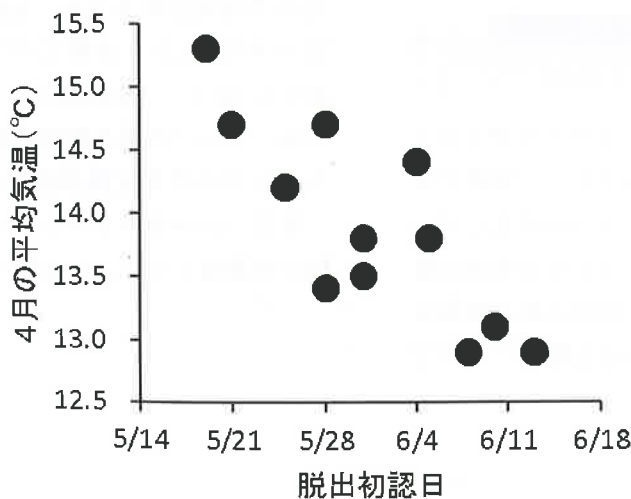


図-4 マツノマダラカミキリ脱出初認日と4月の平均気温の関係 (2005～2016年)

表-1 三重県の各観測地点における4月の平均気温(°C)*

観測地点	観測年		
	1981～2010年	2015年	2016年
桑名市	14.0	14.6 (0.6)	15.3 (1.3)
四日市市	13.2	14.1 (0.9)	14.8 (1.6)
亀山市	13.1	14.1 (1.0)	14.8 (1.7)
伊賀市	12.5	14.0 (1.5)	14.4 (1.9)
津市	14.0	14.8 (0.8)	15.6 (1.6)
松阪市	12.9	13.7 (0.8)	14.4 (1.5)
伊勢市	13.7	14.4 (0.7)	15.3 (1.6)
鳥羽市	13.8	14.4 (0.6)	15.2 (1.4)
南伊勢町	13.9	14.7 (0.8)	15.3 (1.4)
紀北市	14.2	14.9 (0.7)	15.3 (1.1)
尾鷲市	14.6	15.5 (0.9)	15.8 (1.2)
熊野市	15.1	15.8 (0.7)	16.2 (1.1)

*カッコ内は過去30年間の4月の平均気温との差

策の主力である予防散布は、その効果を最大限に発揮させるために成虫の脱出初期及び最盛期に実施することが必要です。そこで、過去の調査結果をもとに今年の成虫の発生は例年よりも早いか遅いかを予想し、市町村担当者、造園業者等に活用していただくために、三重県林業研究所のHPで“マツクイムシ発生予報”を公開しています(図-2)。

○マツノマダラカミキリの脱出時期が早くなっている？

近年、地球温暖化の影響によりマツノマダラカミキリ生息域の拡大が懸念されています。三重県では、県下ほぼ全域にマツノマダラカミキリが生息していると考えられるため、生息域の拡大よりも成虫の脱出時期の早期化が懸念されます。2005年から2015年まで継続して被害材を採取している志摩市について、

マツノマダラカミキリ成虫の脱出初認日、10%脱出日、50%脱出日、脱出終了日についてみると、年変動はあるもののほぼ一定の範囲で推移しています(図-3)。しかしながら、2005年から2016年の脱出初認日と4月の平均気温との関係を見ると、平均気温の高い年ほど脱出初認日が早い傾向を示しています(図-4)。三重県内各地の観測所で得られた4月の平均気温を見ると、1981～2010年までの30年間の平均気温と比較して、2015年は0.6～1.5℃、2016年は1.1～1.9℃高くなっています(表-1)。今後、さらに詳細な検証が必要ですが、長期的にみると4月の平均気温が高くなっている傾向にあり、三重県におけるマツノマダラカミキリ成虫の脱出時期が早期化している可能性があります。

(三重県林業研究所)

協会だより

皆様の投稿をお待ちしております！

本誌「森林防疫」は、森林病虫獣害の防除および森林における生物多様性の保全に関する総合誌です。どなたでも投稿できます。本文記事、表紙写真とその解説の投稿をお待ちしております。投稿規定は2015年3月から変わっていませんが、ここに改めて掲載しますので、投稿時の参考としてください。

森林防疫投稿規定 (2015. 3)

本文記事

1. 原稿の種類

本誌記事の原稿の種類には、論文（速報、短報を含む）、総説、解説、学会報告、記録、新刊紹介、読者の広場、技術情報、病虫獣害発生情報、林野庁だより、および都道府県だより等があります。

2. 審査委員会

各分野8名の専門家よりなる審査委員会を設け、1件の原稿につき原則として2名の審査委員（主1，副1）が審査にあたります。審査委員会の意見により、著者に原稿の変更をお願いする場合があります。

3. 著作権

本誌記事の著作権は、全国森林病虫獣害防除協会に属します。本誌記事の電子ファイルを転載、公開、商用利用、二次情報の作成（データベース化など）などを行う場合には、利用許諾の申請をお願いします。

4. 印刷

本文の印刷は原則として白黒ですが、ご希望の場合は割増料金にてカラー印刷も可能です。別刷をご希望の方は、実費にて100部単位で受け付けます。別刷を御購入の方には、論文のPDFファイルを無償で差し上げますが、PDFファイル単体での分譲はいたしません。

5. 執筆要領

皆様からの投稿を歓迎いたします。執筆に当たっては、幅広い読者に対し、わかりやすく、読みやすく、見やすく記述していただきますようお願いいたします。

1) 原稿はできるだけ汎用性のあるソフトを用いて作成した電子ファイルによる投稿をお願いします。本文と図表、写真は原則として別ファイルとして下さい。

2) 本文はできるだけMicrosoft Wordで作成してください。本文の最初の1枚目は、原稿の種類、表題（和文と英文）、連絡先住所・所属・氏名（ローマ字つづり）、E-mailアドレス（非公開、著者との連絡用）、別刷希望部数および写真・図表等資料の返送の要・不要、カラー印刷希望の有無について書き、実際の内容は2枚目から書き始めて下さい。1ページ46字×39行にすると、本誌の1ページと同じ字数になります。本文ファイルには、図表の貼り付けはせず、説明文のみを本文末尾に付けて下さい。なお、本誌誌面は2段組みですが、原稿は段組みなしに設定して下さい。記事1件の長さは、通常刷り上り10ページ以内としますが、短編の記事も歓迎します。

3) 写真・図表もできるだけ電子ファイルで作成して下さい。それぞれ本文とは別ファイルで、望ましいファイル形式は、表はMicrosoft Excel (.xlsx)、写真はJPEG、図はイラストであればJPEGまたはPDF、グラフであればMicrosoft Excelのグラフ (.xlsx) です。

4) 用語等については、次の点に留意をお願いします。

- ①常用漢字、現代仮名遣いを用いてわかりやすく記述して下さい（ただし専門用語はこの限りではありません）。
- ②生物の標準和名はカタカナで、学名はイタリック体で表記します。
- ③樹齢の表わし方は満年齢です（当年生、1年生、2年生、40年生等）。
- ④単位は記号を用いて下さい（例：m, cm, mm, ha, %等）。
- ⑤年の表記は原則として西暦ですが、行政上の文書や施行に言及するような場合は、元号で構いません。

5) 本文の構成にはとくに既定しませんが、例えば論文であれば1. はじめに、2. 材料と方法、3. 結果、4. 考察、等の見出しを付けることをお勧めします。また、必要に応じてその下に中見出し(1), (2), …, 小見出し①, ②, …を付けて下さい。

6) 図表の見出しは、表-1, 図-1, 写真-1…とします。図表の説明文は、原稿本文の最後（引用文献の後）にページを改めて付けて下さい。

7) 文献は引用個所に「(著者姓 年号)」あるいは複数の場合は「(著者姓 年号; 著者姓 年号; …)」のように記し、本文末に引用文献リストを付けて下さい。本文中の引用文献の著者名は、2人までは全員の、また3人以上は筆頭著者の後を「ら」あるいは「*et al.*」として省略します。引用文献リストでは著者名は全員の名前を書きます。引用文献リストの文献の順番は、著者名のアルファベット順、同一著者については年代順とします。同一著者で同一年の場合は、2004a, 2004b, …のように記して下さい。アルファベットの著者名では、イニシャルのピリオドは省略します。また、誌名の略し方はNLM方式で、分からない場合は<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/nlmcatalog/journals>でお調べ下さい。文献リストは、次の記載例を参考にしてお書き下さい。

論文引用

清原友也・徳重陽山 (1971) マツ生立木に対する線虫*Bursaphelenchus* sp.の接種試験. 日林誌 53: 210 ~ 218

Sepideh MA, Clement KM, Colette B (2009) Multigene phylogeny of filamentous ambrosia fungi associated with ambrosia and bark beetles. *Mycol Res* 113: 822 ~ 835

単行本部分引用

吉田成章 (1993) ヤツバキクイムシ. (森林昆虫 総論・各論. 小林富士雄・竹谷昭彦編, 養賢堂). 171 ~ 178

Shimazu M (2008) Biological control of the Japanese pine sawyer beetle, *Monochamus alternatus*. In: Pine wilt disease. Zhao BG, Futai K, Sutherland JR, Takeuchi Y (eds) Springer, 351 ~ 370

単行本全体引用

岸 洋一 (1988) マツ材線虫病-松くい虫-精説. トーマス・カンパニー, 東京 (ページ数記載不要)

ウェブサイト引用

内閣府 (2004) 森林と生活に関する世論調査. <http://www.cao.go.jp>..., 2004.10.1参照

表紙写真

1. 表紙写真の種類

森の生物と被害に関係し、表紙を飾るにふさわしい写真を募集いたします。カラー写真で、単写真でも組写真でも結構です。内容は、本文記事との関連の有無はどちらでも構いません。写真の原画は出来るだけ高解像度・低圧縮率の方が高画質できれいな表紙にできます。写真はJPEG形式のファイルとして下さい。

2. 表紙写真説明文

表紙写真には300～500字の説明文が必要です。説明文の最後には、投稿者の所属と氏名をカッコ内に入れて記して下さい。

原稿の送付

本文記事、表紙とも原稿はなるべくE-mail添付で、boujo@zenmori.org宛てにお送り下さい。なお、大きなファイルをメール添付した場合、稀にトラブルがありますので、添付ファイル送信時には、原稿を送付したことを、別便のメールにてご連絡下さいますようお願いいたします。

ファイルサイズが大きく、添付が難しい場合は、ファイルをCDあるいはDVDに保存し、郵便などで次の宛先にお送り下さい。

〒101-0047 東京都千代田区内神田1-1-12 (全森連内)

全国森林病虫獣害防除協会 森林防疫編集担当宛

森林病虫獣害発生情報：平成28年7～8月受理分

病 害

なし

虫 害

なし

獣 害

なし

(森林総合研究所 佐橋憲生／尾崎研一／堀野眞一)

森林防疫 第65巻第5号(通巻第716号)
平成28年9月25日 発行(奇数月25日発行)

編集・発行人 佐藤重芳
印刷所 松尾印刷株式会社
東京都港区虎ノ門5-8-12
☎ (03) 3432-1321

定価 1,339円(送料込, 消費税込)
年間購読料 6,696円(送料込, 消費税込)

発行所 全国森林病虫獣害防除協会
National Federation of Forest Pests Management
Association, Japan

〒101-0047 東京都千代田区
内神田 1-1-12(コープビル)

☎ (03) 3294-9719 FAX (03) 3293-4726

振替 00180-9-89156

<http://bojyokyokai.main.jp/>