

森林・草地景観におけるニホンジカによる鳥類への影響
—エゾシカの個体数密度調整地域（洞爺湖中島，知床岬）に
おける鳥類相の変化—

Effects of Sika deer over-abundance on songbird species
composition at forest and grassland landscapes: Changes of
songbird community in management areas, Toya and Shiretoko

上原 裕世

2015 年度 博士論文

森林・草地景観におけるニホンジカによる鳥類への影響
—エゾシカの個体数密度調整地域（洞爺湖中島，知床岬）に
おける鳥類相の変化—

Effect of Sika deer over-abundance on songbird species
composition at forest and grassland landscapes: Changes of
songbird community in management areas, Toya and Shiretoko

21333002 上原 裕世

指導教員 動物資源生産学 教授 吉田 剛司

酪農学園大学大学院酪農学研究科

目 次

緒言	1
第 I 章 洞爺湖中島におけるエゾシカの高密度化が鳥類相へ与える影響の 把握	10
I-1. 序文	10
I-2. エゾシカの高密度化による森林性鳥類への影響	14
I-2-1. 調査地及び調査手法	14
I-2-2. 結果	16
I-2-3. 考察	19
I-3. エゾシカの高密度化による植生改変への反応 一偏向遷移群落と地上営巣型鳥類ヤブサメの事例—	24
I-3-1. 調査対象種	24
I-3-2. 調査地及び調査手法	24
I-3-3. 結果	26
I-3-4. 考察	28
第 II 章 知床岬におけるエゾシカの高密度化が鳥類相へ与える影響把握及び エゾシカ個体数密度調整による鳥類の回復傾向の検証	31
II-1. 序文	31
II-2. エゾシカの高密度化による森林性鳥類への影響	36
II-2-1. 調査地及び調査手法	36

II-2-2. 結果	37
II-2-3. 考察	38
II-3. エゾシカの個体数密度調整による草原性鳥類の変化	
—過去（1970年代）との比較—	40
II-3-1. 調査地及び調査手法	40
II-3-2. 結果	41
II-3-3. 考察	43
総括	48
謝辞	57
Abstract	60
引用文献	64
図表	85
附表	101

緒言

シカ類 (Cervidae) の個体数増加がヨーロッパや北アメリカで顕在化するなか (Kuiters et al. 1996, Waller and Alverson 1997), 森林景観におけるシカ類の採食による林床植生の構造改変が深刻な問題となっている (Alverson et al. 1988, Augustine and DeCalesta 2003, Fuller 2001, Gill 1992, Horsley et al. 2003, Rooney and Waller 2003, Rossell et al. 2005, Russell et al. 2001, White 2012, Whitney 1984). またそれに伴い, ネズミ類 (Bush et al. 2012, Shelton et al. 2014) や, 両生類 (Brooks 1999), 爬虫類 (Greenwald et al. 2008), 昆虫類をはじめとする無脊椎動物 (Baines et al. 1994, Allombert et al. 2005b, Suominen et al. 1999, Wheatall et al. 2013), さらに土壌に至るまで (Heckel et al. 2010, Bressette et al. 2012, Shelton et al. 2014), 生態系に対して様々な影響を及ぼすことが明らかとなってきた (e.g., Côté et al. 2004, Gill 2000, Rooney 2001, Suominen and Danell 2006).

森林性鳥類の多様性 (Bird Species Diversity ; BSD) は, 特に森林の群葉高多様度 (Foliage Height Diversity ; FHD) と正の関係にあることが知られており (e.g., MacArthur and MacArthur 1961, Recher 1969), 森林の高木層から地上のササ・草本層に至るまでの

各階層の植生構造が多様であり，各階層に葉群が分散すればするほど，それぞれの階層を生息環境とする鳥類種が多く生息できる（James and Wamer 1982, MacArthur 1972）．また低木層の密度変化は，鳥類群集の種組成に大きく影響する（Fuller and Henderson 1992）．そのため，シカ類による林床植生の採食による景観構造の破壊は鳥類相にも影響を及ぼすとされ（e.g., DeCalesta 1994），実際にヨーロッパや北アメリカでは，1990年前後からシカ類の増加による鳥類相への影響に関する多くの知見が存在する．ヨーロッパでは高密度化したシカ類が鳥類の生息地の構造や餌資源を改変することで，多様性や個体数に対して影響を及ぼし（Fuller and Gill 2001, Perrins and Overall 2001），キタヤナギムシクイ（*Phylloscopus trochilus*）の個体数がシカ類の採食圧が高い環境では減少した（Mathisen and Skarpe 2011, Vanhinsbergh et al. 2003）．さらにイギリスでは，低木層を営巣や採食に利用する鳥類が減少している（Perrins and Overall 2001）．一方で北アメリカ東部では，オジロジカ（*Odocoileus virginianus*）の密度の高い地域において，地上 0.5 - 7.5 m の高さに営巣する鳥類種の多様性や密度が低下した（DeCalesta 1994）．またオジロジカ排除区での植生回復によって鳥類個体数の増加は確認できたが，鳥類の多様性は変化しなかった（McShea and Rappole 2000）．オグロジカ（*O. h. columbianus*）が

生息するカナダの島嶼では，低木層を生息場所として利用する鳥類種の減少がみられ（Martin and Daufresne 1996），アカフトハチドリ（*Selasphorus rufus*）やオリーブチャツグミ（*Catharus ustulatus*）のような下層植生に依存する鳥類の繁殖ペアの発見率が，オグロジカが生息しない島嶼と比較して，7分の1から3分の1にとどまった（Martin and Daufresne 1996）．このようにヨーロッパや北アメリカにおいて，シカ類の高密度化が植生改変を介して鳥類相へ与える影響については，森林景観での知見は多いが，草地景観における知見は非常に少ない．さらに景観スケールでの大規模かつ長期的なシカ類の個体数密度調整と鳥類相との研究事例は，森林景観におけるイギリス（Bradfield Woods in Suffolk: Fuller and Gill 2001, Holt et al. 2011）及びカナダ（Haida Gwaii: Allombert et al. 2005a, Martin and Daufresne 1996）の事例などに限られ，世界的にも稀である．また，植生構造の改変が鳥類相に影響を及ぼすことは明確になりつつも，シカ類の個体数密度調整を実施してもシカ類の嗜好性植物の回復は遅いか，あるいは回復しない不可逆的な反応も実証された（Tanentzap et al. 2009）．さらにシカ類による植生改変が，鳥類を含む他の生物相の相互作用や生態系の機能に対して，カスケード効果を及ぼす可能性が指摘されているが（e.g., Allombert et al. 2005a, Côté et al. 2004, Mathisen and Skarpe 2011, Teichman et

al. 2013), その影響を定量的に検証した事例は乏しい (Côté et al. 2004).

ニホンジカ (*Cervus nippon*) は 1970 年代後半から全国的に個体数を増加させ (Maruyama and Tokida 1996), 国立公園を代表とする多くの自然公園地域においても採食圧の増加の影響が深刻化している (常田ほか 2004). 稚樹や樹皮, 林床植生の採食による森林景観の破壊は, 奈良県の吉野熊野国立公園大台ヶ原, 栃木県の日光国立公園, 鹿児島県の屋久島国立公園など, ニホンジカが生息するあらゆる地域で報告されてきた (e.g., 井上 2003, Kaji et al. 1988, 関根・佐藤 1992, 常田ほか 2004, 辻岡 1999, 湯本 2006). ニホンジカによる植生への影響としては, 植生構造の単一化 (梶 1993), 希少植物種の減少 (藤井 2007, 長谷川 2000, 井上 2003) や林床の開花植物の減少 (藤井 2010), ササ類の退行 (古林・山根 1997, Nomiya et al. 2003, Yokoyama and Shibata 1998), 高山植物の採食 (井上 2003, 辻岡 1999, 鵜飼 2011), 樹皮剥ぎ (Akashi and Nakashizuka 1999, 佐野 2009), 樹木の更新阻害 (Nomiya et al. 2003, Takatsuki and Gorai 1994) など多数の報告がある. さらにニホンジカによる採食圧が高い状態で維持されると **Browsing line**¹ が形成され (梶 2006, 常田 2006), 景観構造が大きく破壊される. また林床植生への強度の採食圧の結果, ニホンジカの嗜好性植物が

消失した空間に不嗜好性植物が分布を拡大し（高槻 1989）、不嗜好性植物だけが残存する偏向遷移群落の形成も見られる（荒木・横山 2011, 宮木 2011）。

森林植生及び生態系の保全の観点から、2000 年前後になるとニホンジカの個体数管理の必要性が問われ（e.g., 北海道 1998, 梶 2009, 常田 2006, 依光 2011, 湯本 2006）、各地で捕獲による個体数管理が実施されてきた（濱崎ほか 2011）。しかし個体数管理が成功してきた事例は、極めて限られている（梶 2006）。北海道の支笏洞爺国立公園に含まれる洞爺湖中島と、知床国立公園の一部である知床岬は、ニホンジカ亜種のエゾシカ（*C. n. yezoensis*）の個体数管理に伴う生息密度低下の推移が記録され、かつ景観スケールでニホンジカの個体数低密度化に成功した国内における数少ない地域である。さらに洞爺湖中島は湖に囲まれた閉鎖空間であり、知床岬先端部も海部に突出し、先端部への到達道路が無く半閉鎖空間であり、加えて 2011 年度からは先端部に仕切り柵により分断化されてほぼ閉鎖空間となったことから（詳細は第 II 章を参照）、エゾシカの個体群動態や高密度化が植生へ及ぼす影響に関して数多くの研究が実施されるなど、学術的価値の高い地域である（e.g., 洞爺湖中島：梶 2003・2006, Kaji et al. 2005, 宮木 2011, Miyaki and Kaji 2004, 助野・宮木 2007；知床岬：常田ほか 2004, 石川 2007, Kaji et al. 2004,

梶 2006, 田崎ほか 2013). またエゾシカの高密度化により, 洞爺湖中島の林床植生はハンゴンソウ (*Senecio cannabifolius*) やフッキソウ (*Pachysandra terminalis*) により, 知床岬ではハンゴンソウやトウゲブキ (*Ligularia hodgsonii*), ナガハグサ (*Poa pratensis*) などにより偏向遷移群落が形成されており (宮木 2011), エゾシカの個体数密度調整を実施しても, 個体数増加前の生態系や植生が戻らない不可逆的な影響が懸念されていた (宇野 2013, 環境省釧路自然環境事務所ほか 2012, 田崎ほか 2013).

しかしこれまで, 洞爺湖中島において高密度化したエゾシカが生態系に及ぼす影響に関する先行研究は, 糞虫の種構成や多様性に及ぼす影響の報告 (村井ほか 2013, 赤羽ほか 2014) に限られており, 鳥類相へ与える影響の報告は皆無である. また知床岬においては, 鳥類相調査の報告ならびに影響の可能性についての知見がわずかにあるが (e.g., 玉田 2007, 知床財団 2008), エゾシカの個体数密度調整後の鳥類相の変化は把握されていない.

国内においても森林の景観構造に強く依存する鳥類について, ニホンジカの高密度化による低木層や亜高木層の減少といった森林植生構造の改変は, 鳥類群集の種構成に影響を及ぼす可能性が指摘されている (e.g., Hino 2000). しかし地域により, ニホンジカの高密度化がもたらした植生改変に対する鳥類の反応は異なる. 例えば

日光国立公園では、アオジ (*Emberiza spodocephala*) やウグイス (*Cettia diphone*)、ムシクイ類 (*Phylloscopus spp.*) など森林の下層営巣型の鳥類種を減少させる負の影響をもたらしており (奥田ほか 2012)、さらに地上営巣型のコマドリ類 (*Luscinia spp.*) やヤブサメ (*Urosphena squameiceps*) にも影響を与えるとされる (奥田ほか 2013)。また神奈川県丹沢山地においても、ニホンジカの高い採食圧によってスズタケ (*Sasamorpha borealis*) が消失した場所ではウグイスが確認されず、コマドリ (*Luscinia akahige*) も確認されていない (山口 2004)。さらに兵庫県の氷ノ山周辺地域においても、ウグイスや地上営巣型のコルリ (*L. cyane*)、托卵型のカッコウ (*Cuculus canorus*) などが下層植生の衰退度が高いところでは減少する傾向が証明された (Seki et al. 2014)。大台ヶ原国立公園でも、他地域と同様にウグイスなどの藪を好む下層営巣型鳥類の減少は報告されている。一方で地上営巣型の鳥類に対しては顕著な影響はなく、理由としては豊富な倒木がシェルターとして地上営巣型の鳥類に利用されているのではないかと推測されている (Hino 2000)。

このように国内におけるニホンジカの高密度化が鳥類に及ぼす影響に関する知見は、国立公園の大台ヶ原、日光、国定公園の丹沢山地、氷ノ山周辺地域のわずか4地域の事例に限られており、ニホンジカが植生に与える影響に関する知見と比較して明らかに少ない。

さらに国内においては，草地景観におけるニホンジカの高密度化が鳥類相へ与える影響の知見は存在せず，国外と比べてシカ類の個体数管理における鳥類相把握の意義が認識されていない．

そこで本研究では，ニホンジカの高密度化が鳥類相へもたらす影響を先行研究のない北海道にて把握し，さらに国内でも先進的な個体数密度調整が進む洞爺湖中島及び知床岬を対象地として，ニホンジカの個体数密度調整による鳥類相の変化を検証した．

第Ⅰ章では，洞爺湖中島の森林景観において，ニホンジカ（エゾシカ）の高密度化が森林性鳥類の種構成にもたらす影響について把握し，鳥類の営巣型に着目して偏向遷移群落と地上営巣型鳥類の繁殖地選択について考察する．第Ⅱ章では，知床岬の森林景観と草地景観において，高密度化したニホンジカが森林性及び草原性鳥類への種構成ならびに個体数に与える影響と，個体数密度調整の実施による草原性鳥類の回復傾向を検証する．本研究ではニホンジカの高密度化による影響に加え，個体数を低下させた後の鳥類相の変化を把握し，個体数密度調整の実際の効果を植生と関連させて考察する．また日本各地でニホンジカの個体数管理を実施する地域が増えている現状を受けて，個体数管理における鳥類相把握の意義についても議論し，生態系保全のためのシカ管理に向けた重要な視点を指摘する．

注釈

¹Browsing line

シカ採食ライン，または **Deer line** とも呼ばれる．シカ類の生息密度が高い状態で推移した環境において，地上から届く高さまでの枝葉が食べ尽されて形成されるが，ニホンジカの中でも体サイズの大きいエゾシカの場合は約 2 m までの枝葉が全て食べ尽されてしまう（梶 1986, 2006）．洞爺湖中島ではササ群落の消失に加え，1980 年代前半からこの **Browsing line** が形成され，低木層が欠落した（梶 1986）．

第 I 章 洞爺湖中島におけるエゾシカの高密度化が鳥類相へ与える影響の把握

I-1. 序文

洞爺湖中島（以下，中島）は虻田郡洞爺湖町と有珠郡壮瞥町に跨る円形のカルデラ湖である洞爺湖（北緯 42 度 36 分，東経 140 度 50 分，標高 178m，年降水量 1042.5mm）のほぼ中央に位置し，大島と弁天・観音島，饅頭島の 3 つの島からなる（図 1）。総面積は 520ha であり，ミズナラ (*Quercus crispula*)，アサダ (*Ostrya japonica*)，ハリギリ (*Kalopanax septemlobus*) などを主体とした落葉広葉樹を中心とした森林である。島内には観光客を対象とした売店があり，日中は動力船での入島が可能であるが夜間は無人島となる。

中島には 1956 年から 1966 年にかけて成獣オス 1 頭，成獣メス 2 頭（1 頭は妊娠個体）の計 3 頭のエゾシカが島内に持ち込まれ，個体数を急増させた（Kaji 1988）。中島は周囲を湖に囲まれた閉鎖環境であることから，移出入を無視できるためニホンジカの個体群動態と森林植生の変化について詳細な研究がなされてきた（例えば，宮木 1998，Kaji 2004）。1980 年 3 月には 31.5 頭/km²だった個体数密度は 1984 年 3 月には 52.5 頭/km²まで爆発的に増加した（梶・高橋 2006）。それに伴い島内では小径木の樹皮剥ぎや高茎草本の消

失, Browsing line (シカ採食ライン) の形成やササ群落 (クマイザサ *Sasa senanensis* やチシマザサ *S. kurilensis*) の衰退, シカの嗜好性植物に代わり不嗜好性植物の繁茂による林床植生の改変が生じ (梶 1986, 1993), 餌不足により 1984 年の冬に大量死が発生した (Kaji et al. 1988). しかしその後も増減を繰り返し, 2001 年 3 月には再び増加して 434 頭 (83.5 頭/km²) にまで達した. 2011 年 3 月には追い出し法により 236 頭 (45.4 頭/km²) の生存が確認された (Ikeda et al. 2013). なお中島では, 1980 年から追い出し法によりほぼ毎年のエゾシカの個体数が把握されており, エゾシカの個体数密度の経年変化が記録されている.

また島内では草本植生への採食影響が著しく, 確認された草本の種数は 1997 年から 2004 年の間に 460 種から 150 種にまで激減している (助野・宮木 2007). このように中島では, エゾシカの個体数変動と植生改変に関する先行研究は数多く実施されてきたが, 植生の空間構造と非常に密接な関係にある鳥類相の研究は, これまで実施されてこなかった. 詳細なエゾシカの個体群動態と植生変化の先行研究を受けて, 2011 年度から 2013 年度には環境研究総合推進費 (D-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技術の開発」研究代表者: 吉田剛司) により大規模な捕獲による個体数密度調整が実施され, 中島内のエゾシカは 2014

年 3 月には 56 頭 (10.8 頭/km²) まで削減された。

またシカ類の高密度化による鳥類相への影響について、国外及び国内の先行研究は、いずれも群集レベルで影響を捉えている。例えばアメリカのペンシルバニア州では、地上営巣型の種群は、オジロジカの密度が異なる環境においても個体数に違いが無いことが示されており、その要因として地表の植生被度がシカの影響を受けていないことが示唆されている (DeCalesta 1994)。同様にニューイングランド地方でも、地上を採食に利用する鳥類にはオジロジカの影響は無かったとしている (DeGraaf et al. 1991)。これは大台ヶ原でも同傾向であり、地上営巣型の鳥類はシカの高密度化の影響を受けていない (Hino 2000)。

一方でバージニア州では、地上営巣型の鳥類であるカマドムシクイ (*Seiurus aurocapilla*) は、シカ排除区内において緩やかに増加したとされる (McShea and Rappole 2000)。さらに栃木県の奥日光では、シカによる林床植生の劣化が営巣環境を消失させ、地上営巣型の鳥類は個体数を減少させた可能性を示している (奥田ほか 2013)。先行研究において、鳥類の営巣場所の高さは、シカ類の採食圧に対する鳥類の反応を説明する際に重要な要素とされてきた (e.g., Allmbert et al. 2005a, Berger et al. 2001, DeCalesta 1994, Mathisen and Skarpe 2011, McShea and Rappole 2000)。しかし地

上営巣型の鳥類に着目すると，シカ類による影響の発現は地域により異なっており，その要因を種レベルで検証した事例はない．

そこで第 I 章の I -2 では，洞爺湖中島の森林景観において，鳥類の種群構成をラインセンサス調査によって把握し，エゾシカの高密度化による鳥類相への影響を解明する． I -3 では，森林性鳥類の中でも地上営巣型鳥類であるヤブサメを研究対象種とし，エゾシカの高密度化による過度の採食圧で林床植生が衰退した森林景観において，地上営巣型のヤブサメが繁殖シーズンに利用する植生構造の季節的な推移を解明し，植生調査とさえずりの音声録音調査（Automated Sound Recording）によりヤブサメの繁殖適応と林床環境における生息地の選択について追究する．

I-2. エゾシカの高密度化による森林性鳥類への影響

I-2-1. 調査地及び調査手法

i. ラインセンサス調査による鳥類相の把握

夏鳥の飛来期である 2010 年 4 月下旬から 6 月上旬にかけて、鳥類の種構成を把握するためにラインセンサス調査を実施した。景観生態学的な調査研究においても鳥類の多様性や種構成を把握するには、ラインセンサス調査が広く利用されている (e.g., Pons et al. 2003)。センサスのルートは、森林内及び中央に位置する草原を通過する約 2.5km のルートとした (図 2)。

ラインセンサス調査は、早朝の 5 時から 7 時までの間に実施し、時速 1.5 - 2 km の速度で歩きながらルートの左右 25 m、合計 50 m 幅内に出現した鳥類を全て同定し、発見時刻、種名、個体数、発見時の状態 (さえずり・地鳴き・目視・飛翔のいずれか)、判別可能であれば雌雄、発見した方向 (ルートの左右) を記録した。鳴き声のみ確認した種についても同定して同様に記載した。また左右 25 m 幅外に出現した種も参考までに記録した。センサスルート周辺にはイタヤカエデ (*Acer mono*)、シナノキ (*Tilia japonica*)、カツラ (*Cercidiphyllum japonicum*)、ミズナラ、ウダイカンバ (*Betula maximowicziana*)、シウリザクラ (*Prunus ssiori*) などが生育してい

る。

ii. 音声録音による鳥類相の把握

洞爺湖中島においてエゾシカが高密度化する以前の鳥類相の記録が存在しないことから，島外の湖畔域を高密度化する以前の環境と仮定して，鳥類相の比較調査を実施した．島外の湖畔域では，エゾシカが高密度化する以前の中島の植生と類似している環境を呈しており，中島との植生の比較調査が可能である計 3 地点（A1 - A3）において実施した（図 1b）．3 地点における林相は，イタヤカエデやシナノキ，ミズナラが優占する落葉広葉樹林であり（赤羽ほか 2014），林床植生には A1：オシダ（*Dryopteris crassirhizoma*）やコンロンソウ（*Cardamine leucantha*），A2：ハイイヌガヤ（*Cephalotaxus harringtonia*）とクマイザサ，A3：クマイザサがそれぞれ優占している（赤羽ほか 2014）．

また中島では，林床植生が衰退した環境，あるいはハンゴンソウやフッキソウなどによる偏向遷移群落で下層が覆われた，中島の典型的な環境を呈する計 6 地点を選択した（B1 - B6，図 2）．それぞれの地点に，2013 年の 4 月 15 日から 7 月 31 日まで，計 108 日間に渡り録音機を設置した．録音機の高さは地上から 1.5m とした．機材のメンテナンスは各月に 1 度行い，その際には各地点にて 15

分間鳥類を目視やさえずりで識別し，直接観察を行った．稼働時間は鳥類のさえずり行動が活発である日の出後 2 時間のうち，5 時から 5 時 30 分までの 30 分間とし，タイマーにより自動的に音声録音を行った．なおエゾシカの個体数密度は，島外の湖畔域では 2012 年時点で 0 頭 - 3.1×10^{-2} 頭/km² であり（赤羽ほか 2014），中島では 53.3 頭/km² であった（吉田ほか 2013）．

鳥類調査に録音機を用いる利点としては，同日同時刻に複数の場所で調査可能であること，同時多発を目的とした場合に調査者が複数になることによる調査能力のばらつきの考慮が不要であること，さらには録音したデータを半永久的に保存して音声の再検証や別の観点からの解析が可能となること（Haselmayer and Quinn 2000, 松岡 2004）などが挙げられる．また本研究対象地のようなアクセスが困難な地域でも，継続的な記録が可能となる．録音された音声は等倍速で再生して確認された音声から鳥類種を同定して記録した．

I -2-2. 結果

i. ラインセンサス調査による鳥類相の把握

生息が確認された種の営巣型と 1 km あたりの個体数を表 1 に示す．本研究では，シカが高密度に生息する島内の森林景観では，藪・低木営巣型であるウグイス，エゾセンニュウ (*Locustella fasciolata*)，

ツツドリ (*C. saturatus*), カッコウは期間を通して確認ができなかった。またアオジは, 飛来期とされる 4 月下旬のみに確認できたが, つがいを形成する時期の 5 月以降には, センサスでは確認できなくなった。樹冠や樹洞を利用するカラ類などはラインセンサス調査では比較的 に高密度に確認された。ヤブサメは中島で最も高密度に確認された種であった。なお営巣型については, DeCalesta (1994) と奥田ほか (2012, 2013) を参考に階層毎に区分し, 附表に示した。

ii. 音声録音調査による鳥類相の把握

1) 確認種の比較

4 月 15 日から 7 月 31 日までの計 108 日間の録音により, 合計 486 時間の音声録音に成功した。風雨や録音時の記録障害などの雑音により聞き取れなかった 150 時間を除く, 336 時間 (約 70%) が再生可能であった。島外の湖畔及び中島で録音した音声から識別された鳥類種は 37 種 (島外の湖畔: 37 種, 中島: 30 種) となり (表 2), 録音機のメンテナンスの際の直接観察により, 目視やさえずり, 地鳴きのいずれかで記録された鳥類 56 種に対し, およそ 68% となった。

直接観察による記録と音声録音からの聞き取りによる記録について, 直接観察のみで確認された種は, オシドリ (*Aix galericulata*)

やカワアイサ (*Mergus merganser*) などの水辺の鳥類であり森林景観に依存しない種, コマドリ (*Erithacus akahige*) やジョウビタキ (*Phoenicurus auroreus*) など渡り途中で通過しただけと思われる種, アオバズク (*Ninox scutulata*) やエゾフクロウ (*Strix uralensis japonica*) など主に夜行性であり早朝には鳴かない種, 出現頻度の極端に少ないクマガラ (*Dryocopus martius*) やオオタカ (*Accipiter gentilis*) が含まれた. ただし中層から高木層でさえずるイカル (*Eophona personata*) やキクイタダキ (*Regulus regulus*), マヒワ (*Carduelis spinus*) なども含まれた. またキツツキ類の中でも, 鳴き声とドラミングが類似しているアカゲラ (*Picoides major*) とオオアカゲラ (*P. leucotos*) については, 識別が困難であった.

一方で, 森林性鳥類でありながら 2010 年のラインセンサス調査では確認できなかったウグイス, ベニマシコ (*Uragus sibiricus*), メジロ (*Zosterops japonica*), アオバト (*Treron sieboldii*), コガラ (*Parus montanus*), ツツドリが音声録音により確認された.

2) 繁殖期にさえずりが消失する種について

録音された音声より, コルリ, アオジ, ウグイスの 3 種は, 北海道における夏鳥の飛来期である 4 月から 5 月下旬にかけては中島でもさえずりが確認されるものの, 造巢や抱卵, 育雛期といった繁殖

シーズンには中島でさえずりが確認できなくなった。ただし、同時期の島外の湖畔ではさえずりが記録されていた（図 3）。

I-2-3. 考察

i. ラインセンサス調査による中島におけるシカの鳥類への影響の把握

北海道の森林景観における鳥類相の記録では、多くの場合にウグイス、アオジ、ヤブサメが優占種となっている（e.g., 藤巻 1980, 上沖ほか 2014, 鈴木ほか 1983, 由井 1976）。しかし中島では、ラインセンサス調査においてウグイス及びアオジが確認できなかった。この 2 種は下層植生に強く依存する下層・地上営巣型鳥類であることから、中島ではエゾシカの高密度化により藪や林床植生に依存する鳥類種が欠落している可能性が示唆された。特にウグイスはササ藪を好むことが知られており（日野 2004）、営巣の際にもササ類やススキ（*Miscanthus sinensis*）などの細かい葉を編んで使用する（小海途 2011）。中島のササ類（クマイザサ、チシマザサ）やススキは、シカの採食によって 1980 年代に既に消失していることから（梶 2003）、シカによる林床植生の衰退が、これら藪・低木営巣型の鳥類の生息と繁殖阻害を及ぼしている可能性が高い。またアオジは飛来期である 4 月に目視で確認できたが、繁殖期の 5 月以降には目視

もさえずりも記録できなかった。アオジは、地上あるいは 1.5m 程度の低い藪に枯草を主体とした巣を造るため（柿澤・小海途 1999）、中島に飛来しても繁殖適地となる藪や低木層が存在しないことから、営巣や繁殖をせずに離島している可能性が考えられる。

一方でヤブサメは、ウグイスと同様にササ藪を好むことが知られているが（日野 2004）、中島内では多数確認されていたことから、何らかの要因によってエゾシカの採食圧の影響を受けていないと予想された。

ii. 音声録音調査より明らかとなった中島の鳥類相

1) 直接観察と音声録音に関する比較

直接観察のみで確認され、音声録音からの聞き取りで確認できなかった種について、特に高木層でさえずる鳥類については、調査地における網羅的な鳥類種の記録を目指す場合には録音機を設置する高さを変更する、あるいは集音方向を上方にするなど、研究目的に合わせて考案する必要があるだろう。ただし本研究では、エゾシカの高密度化による鳥類相への影響を評価することを目的としていたため、設置高は適切であったと考える。

直接観察及び音声録音からの聞き取りによる島外、島内を合計した全確認種 56 種に対して、確認種数が最も高かった手法は島外の

湖畔における直接観察の約 82%であった。次いで中島での直接観察（約 77%）、島外の湖畔での音声録音（約 66%）となり、中島での音声録音が最も低く約 55%となった。ただし調査地ごとで比較すると、直接観察に対する音声録音での確認種の割合は、島外の湖畔で約 80%、中島で約 72%と、いずれも音声録音が下回るものの高い値を示した。音声録音とラインセンサス調査の比較に関する先行研究では、目視のみで観察されやすい種がいる一方で、音声録音で高い確認率となる種が存在することが報告されている（松岡 2004）。本研究でもラインセンサス調査や直接観察では確認できなかったが、音声録音のみで確認された森林性鳥類種が 6 種存在したことから、同定要素となる観察方法（目視か鳴き声か）の偏りや対象種の特性を数回の現地調査による把握で補うことにより、音声録音調査はより効果的な手法となると考える。

2) 中島でさえずりが消失する種について

中島では 5 月下旬以降の抱卵、育雛期などの繁殖シーズンにおいて、ウグイス、アオジ、コルリのさえずりが確認できなくなった（図 3）。この 3 種は同時期の島外の湖畔ではさえずりが確認されており、また中島でも 5 月上旬まではさえずりが録音されていた。コルリは立ち木密度が低く、前方が開けた地上を営巣場所とする（田村・上

田 2001, 中村・中村 1995). 生息環境としては, 森林内を通る林道の脇の広葉樹低木が多く茂る環境を利用する(佐藤・岡井 2007). アオジは雑木林や灌木林など明るい林や, 林縁環境など低木層が豊富な環境を好み, 地上あるいは 1.5m ほどの低木に営巣する(小海途 2011, 由井 1976). ウグイスは灌木林やササ藪の中で行動し, さえずり行動も低木層内で行い, 林床植生が密生している環境で地上 0.2 - 1 m ほどの高さに営巣する(羽田・岡部 1970, 小海途 2011). ウグイスとコルリについては, ニホンジカが高密度化した日光(奥田ほか 2013)と丹沢山地(山口 2004)においても個体数が減少したとされる.したがってウグイスとコルリにアオジを加えた3種が, 中島においてよりエゾシカの高密度化による林床植生の衰退の影響を受けていると結論付けた.

iii. 調査方法の有効性

音声録音調査では, 4月から6月に実施したラインセンサス調査では確認しなかったウグイスのさえずりを記録できた.しかし5月下旬以降にさえずりが確認できなくなったことから, 中島は渡りの通過には利用されるが, 繁殖期には繁殖地として選択していないことが示唆された. またアオジやコルリは, ラインセンサス調査で確認されていたが, 音声録音調査によりウグイスと同様に繁殖期に離

鳥することが判明した。ラインセンサス調査は、鳥類の種構成の把握のためには有効な手法であったが、実施日の天候に大きく左右される。また調査地へのアプローチが容易でない場合や、調査地が複数あり、地点間に距離がある場合などは、継続的あるいは同日多発的な調査が困難となる。鳥類相把握のための調査法としてラインセンサス調査が最も普及していながらも、取得できる結果については多くの問題点があり（大迫 1992）、景観や地域によって、実施時期に応じた方法を模索する必要がある。さらにシカ類による植生改変の影響を把握するには、偶発的ではなく、繁殖シーズンを全て内包した継続性のある鳥類の生息有無のデータが必要である。したがって飛来期から繁殖期間を内包する時期に、ラインセンサス調査と並行して自動音声録音を用いることで網羅的かつ継続的にモニタリングすることが可能となる。特に高山帯や湿地に至るまで様々な景観域にてニホンジカの植生被害は懸念されるため、自動音声録音を用いたモニタリング手法は有効性が高いと考える。

I-3. エゾシカの高密度化による植生改変への反応

— 偏向遷移群落と地上営巣型鳥類ヤブサメの事例 —

I-3-1. 調査対象種

ヤブサメは全長 105 mm の小型な地上営巣型鳥類で，日本には屋久島以北に夏鳥として飛来する（川路 2010）．生息環境は広葉樹林や針広混交林でササ類や灌木の稚樹などの林床植物が多く，落葉が堆積した森林環境を好み（川路 1996, 2010），地上で採餌活動をおこなう（Kvarital'nov 2006）．北海道では 4 月下旬にオスが飛来し，高木の梢でさえずり縄張りを主張する．メスはオスより約 10 日遅れて飛来する（川路 2010）．営巣場所には灌木林や落葉広葉樹林内の地上を選択することが多く，草本または樹木の根元，倒木の下崖の窪み，石垣間などを利用する（清棲 1978）．巣はコケ類やシダ類の綿毛，草の繊維，広葉樹の落葉などを敷き詰めて造り，特に外装には葉脈だけになった落葉を多用する（小林 1967, Kvarital'nov 2006）．

I-3-2. 調査地及び調査手法

ラインセンサス調査（I-2）により，ヤブサメのさえずりが確認された地点ではつがいでの行動が目視により複数確認されたことか

ら、島内で複数の個体が繁殖していると判断した。ヤブサメが確認された地点は、センサスルート周辺で最大 15 地点であった。そこから任意に 10 地点 (No.1 - 10) を抽出して録音機を設置し、ヤブサメのさえずりを記録した (図 4)。稼働時間は、鳥類のさえずり行動が活発である日の出後 2 時間のうちの 30 分間 (5 時 - 5 時 30 分) とし、タイマーにより自動的に音声録音を行った。録音機は防水加工を施し (図 5a)、設置の高さは地上から 1.5 m とした。設置期間は 2011 年 4 月 15 日から 7 月 28 日までとした。ヤブサメのさえずりを確実に集音できる範囲を網羅するために、植生コドラートのサイズは 20 m×20 m とし No.1 から No.10 の 10 地点を設定した。

録音された音声は等倍速で再生して確認された音声から鳥類種を同定して記録した。なお約 10 日間隔で実施した植生調査計 10 回 (10 日間) とほぼ同日の音声データを使用した。なお音声の聞き漏らしを防ぐため、音声を波形で表示するフリーソフト QuickAudio 2.1 も併用してヤブサメのさえずりを確実に記録した。

ヤブサメの繁殖シーズンについては、Kawaji et al. (1996) を参考に飛来・つがい形成期を 4 月中旬から 5 月上旬、巣造り・産卵・抱卵・育雛期を 5 月中旬から 6 月中旬、6 月下旬以降を巣立ち期と定義した。ヤブサメの卵数は 5 - 7 個で、繁殖を通常で 1 年に 1 - 2 回するが (小林 1967)、本研究では、洞爺湖中島での 1 回目の繁殖

シーズンとなる4月中旬から7月下旬に着目して生息地の植生調査とさえずりの調査を実施した。全てのコードラートの四隅と4辺の中心の計8カ所に1m×1mのサブコードラートを計80箇所設置して植生調査を実施した(図5b)。2011年4月15日から7月21日までの期間に計10回、約10日間隔で全80箇所のサブコードラートで実施し、全てのサブコードラートにて植物の出現種、種ごとの高さの平均(cm)、種ごとの被度(%)を記録し、各コードラートの平均の植生被度(%)も算出した。

I-3-3. 結果

自動音声録音により、525時間の音声を録音した。そのうち風雨や録音時の雑音などによる音の乱れにより聞き取りが困難であった163時間を除く362時間(69%)から、計11,021回のヤブサメのさえずりを確認した。

また各コードラートにおけるさえずり回数の季節推移を図6に示す。コードラートNo.1-3では、6月上旬以降に連続的な出現が確認できなかった(図6a)。一方で、コードラートNo.6では7月になって目立ったさえずりを確認できるようになった(図6b)。6地点(コードラートNo.4, 5, 7-10)では、連続あるいは複数回のヤブサメの出現が4月下旬の飛来期からさえずりが確認され、5月中旬のつがい

形成と巣作りの時期にさえずり回数のピークを迎え，育雛期の 7 月まで連続してさえずりを確認できた（図 6c）．さえずり回数のピークは，10 地点のうち 7 地点（コドラート No.1・2・3・5・7・8・9）で 5 月 8 日，2 地点（コドラート No.4・10）で 5 月 18 日となったのに対し，コドラート No.6 のみ 6 月 30 日であった．

各コドラート（No.1 - 10）で出現した植物を種ごとに表 3 に示す．エゾシカの過度な採食圧の影響を顕著に受けており，シカの不嗜好性植物であるフッキソウ，あるいはハンゴンソウが各コドラートの優占種となったほか，不嗜好性の強い植物が林床植生の多くを占めていた．全 10 のコドラートで合計 25 種を確認したが，そのうち 14 種が洞爺湖中島のシカが採食可能とする種であった．しかし，この 14 種のうち 9 種はそれぞれ 1 つのコドラートでのみ生育が確認され，ごく僅かな資源量であることが判明した．表 4 は，ハンゴンソウとフッキソウ，さらに他の 23 種を全て含む植物の高さ・被度の季節変移を示す．常緑であるフッキソウは，高さも被度も季節によって大きな変化がなかったが，ハンゴンソウは 5 月中旬から高さ・被度の急激な上昇がみられた．フッキソウの高さは最大値で 45.5cm であったが，ハンゴンソウは最大値 265cm にまで達した．ヤブサメの繁殖が成功できなかつたコドラート（例：No.1, 2, 3）では，フッキソウとハンゴンソウさえも被度が低く，コドラート全体でも植生

の平均被度は著しく低く裸地が多かった。

I-3-4. 考察

DeCalesta (1994) は、鳥類の営巣型について地上高で区分しており、中間層営巣型 (intermediate canopy nesting) を地上 0.5 - 7.5 m の高さの空間とし、地上営巣型 (ground nesting) をそれ以下の高さ (≤ 0.5 m) と定義している。したがって中島の群落構造は、シカの高密度化に伴い林床植生が単純化したか、高さの異なる不嗜好性植物が優占することでフッキソウにより地上営巣型の環境が形成され、ハンゴンソウによって中間層営巣型の環境が形成されていると考えられた。Hino (2000) は大台ヶ原におけるシカによる枯死倒木の増加は、地上営巣型鳥類に対してシェルターを提供している可能性を指摘しているが、中島の場合は、シカが食べ残した不嗜好性植物がシェルターとなり、地上営巣型のヤブサメに適度な繁殖地を提供していたと考えられる。ヤブサメにとって、飛来とつがい形成期に当たる5月初旬にさえずり回数と植物の高さと被度との相関関係を図7に示す。飛来・つがい形成期は、通常 of 北海道の森林景観は残雪期あるいは雪解け直後であり、冬季に雪によって倒されたササ類は立ち上がっておらず、また他の草本類も生育していない。中島も例外でなく、常緑のフッキソウが生育する場所以外は下層に植

物群落はまだ発達していない状態である。したがって飛来・つがい形成期はさえずり回数と植生高，さえずり回数と植生被度には相関がなく（図 7，Spearman の順位相関係数 $p>0.05$ ），すなわちヤブサメは偏向遷移群落でも飛来してつがい形成を試みてさえずるため，植生高・被度に関係なく全 10 地点で確認されたと考えられる。

しかし育雛期に当たる 6 月初旬には，さえずり回数と植生高，植生被度には，Spearman の順位相関係数（植生高： $p<0.05$ ），植生被度： $p<0.01$ ）で共に相関関係にあり，特に植生被度に対して強い相関関係を示した（図 8）。繁殖シーズンを通してさえずりが確認された 6 のコドラート（No. 4, 5, 7, 8, 9, 10）は，フッキソウの被度が高いかハンゴンソウが優占しており，最低でも 20% の植生被度と 20cm 以上の植生高を有していた。北海道とほぼ同時期にヤブサメが飛来するロシアでは，なわばりを保持したオスはつがいを形成した後も 6 月中旬までさえずり続け，その後に 2 回目の繁殖のために新たななわばりをもった個体が出現してさえずり始める（Kvarital'nov 2006）。よってコドラート No. 6 では，2 回目の繁殖のためのさえずりが録音されたと推測できる。すなわち 6 のコドラート（No. 4, 5, 7, 8, 9, 10）は繁殖適地，4 のコドラート（No. 1, 2, 3, 6）は繁殖不適地と考えられる。地上営巣型のヤブサメは，シカの高密度化により林床植生が衰退した中島の森林景観において

も，不嗜好性植物に強く依存することで繁殖適地を選択していることが明らかとなった．

第Ⅱ章 知床岬におけるエゾシカの高密度化が鳥類相へ与える 影響の把握及びエゾシカ個体数密度調整による鳥類の回復傾向の 検証

Ⅱ-1. 序文

知床岬は北海道東部の知床半島先端部(北緯 44 度 19 分, 東経 145 度 19 分)に位置する(図 9a). 特別保護区に指定され, 国指定知床鳥獣保護区や森林生態系保護地域にも指定されているほか, 2005 年には世界自然遺産に登録されており, 知床半島における貴重な生態系保全の核心地域である.

知床半島におけるエゾシカは, 一時期は絶滅したとされるが, 1970 年代以降に他地域からの流入により再び定着した(Kaji et al. 2004, 常田ほか 2004). その後は個体数を増加させ, 高密度化による影響が顕在化したのは 1980 年代に入ってからとされる(常田ほか 2004). 知床岬で冬期に毎年実施されている越冬個体の航空機カウントでは, 1998 年には 592 頭が確認され, その後は増減を繰り返しつつも高密度状態が維持されてきた(Kaji et al. 2004).

知床岬を含む知床半島地域では, 2007 年に第 1 期知床半島エゾシカ保護管理計画(2007 - 2011 年)が策定され, その一環として台地草原でエゾシカの個体数密度調整が実施されている. 知床半島で

はシカ年度と呼ぶ制度により保護管理計画を進行しており，エゾシカの越冬期が終わる 5 月下旬までを一年度としている（環境省 2013）．エゾシカの生息密度は密度操作が実験的に開始された 2007 シカ年度（2008 年 5 月）には 50 頭 / km² と高密度であったが，事業として継続的に間引きが実施され，2012 シカ年度（2013 年 5 月）には目標値とされていた 1980 年当時の 5 頭 / km² を下回る 3.4 頭 / km² にまで低減した（表 5）．

知床岬の基部の森林景観である針広混交林では，1980 年代以降に樹皮剥ぎが深刻化し，1990 年代には選好性が高いとされるハルニレ（*Ulmus davidiana* Planchon var. *japonica* (Rehder) Nakai）やオヒョウ（*U. laciniata* (Trautv.) Mayr），イチイ（*Taxus cuspidate* Sieb. et Zucc.），ノリウツギ（*Hydrangea paniculata*）などの小径木が激減し，2000 年代以降には樹種や直径に関わらず樹皮剥ぎが増加したほか（石川 2007），枯死により局所的な絶滅状態になりつつある（環境省ほか 2012）．また届く範囲の樹木の枝葉も食べ尽され，Browsing line も形成された（石川 2007）．林床植生はエゾシカの不嗜好性植物であるミミコウモリ（*Cacalia auriculata* var. *kamtschatica*）やシラネウラボ（*Dryopteris expansa*）が優占し，2000 年には 1980 年には生育していなかったハンゴンソウや，外来種であるコハコベ（*Stellaria media*）やオオバコ（*Plantago asiatica*），セイヨウタンポ

ポ (*Taraxacum officinale*) などが確認され、2002年にはアメリカオニアザミ (*Cirsium vulgare*) も確認されるなど、森林景観は激変した (石川 2007)。このように森林景観における樹木や林床植生の変化は数多く記録されてきた。1981年には北海道が主催した知床半島自然生態系総合調査が実施されているが、知床岬の森林景観において、エゾシカが高密度化する以前の鳥類相に関する記録は存在しない。個体数密度調整の開始直後である 2008年には、環境省グリーンワーカー事業により鳥類相調査が実施されている (知床財団 2008)。

一方の知床岬先端部の海岸台地草原では、1980年代初頭までは、エゾキスゲ (*Hemerocallis flava*)、エゾノシシウド (*Coelopezium gmelinii*)、オニシモツケ (*Filipendula camtschatica*)、オオヨモギ (*Artemisia vulgaris*)、シレットコトリカブト (*Aconitum maximum*) などの高茎草本群落と、ガンコウラン (*Empetrum nigrum*) やシャジクソウ (*Trifolium lupinaster*)、チシマセンブリ (*Swertia tetrapetala*)、シコタンヨモギ (*Artemisia laciniata*) などの高山植物を主体とする風衝地群落が広がり、低地性植物から高山植物までもが混在する特徴的な自然植生を有していた (常田ほか 2004, 石川 2007)。しかし森林景観と同様に、1980年代以降のエゾシカの高密度化により、嗜好性の高い高茎草本群落と風衝地群落、それに含まれる希少植物の

激減（石川 2007, 田崎ほか 2014), 不嗜好性植物であるハンゴンソウやトウゲブキなどで構成される偏向遷移群落の拡大（北海道森林管理局 2009), 外来種のアメリカオニアザミの増加（常田ほか 2004）などによって草地景観は大きな打撃を受けた。そこで知床岬の台地草原では, 環境省により 2007 年 12 月から大規模なエゾシカの密度操作実験が開始され, その後は事業としての間引きが継続している。また 2011 年秋には, 岬先端部の植生保護と捕獲に利用するために大規模な仕切り柵が設置され, さらにエゾシカの個体数密度低下に向けた捕獲事業が展開している（環境省釧路自然環境事務所ほか 2012, 知床財団 2012）。

これまでニホンジカの高密度化による生態系影響の報告の多くは, 森林景観における植生被害に関連するものに偏っており, 草地景観における影響に関する研究事例が少ない。そもそも, 国内の草地の多くは, 採草地や牧草地を含む二次草地であり, その面積さえも急激な減少傾向にあり（小串・鎌田 2008), その保全は急務である。

またニホンジカの高密度化による鳥類相への影響の把握は, シカの個体数密度が異なる地域間の比較が主流である（奥田ほか 2013, Seki et al. 2014）。一方で国外では, 景観スケールで個体数密度調整を実施し, シカ類を排除した空間とシカ類が生息する空間における鳥類相の比較検証が進んでおり（例えば, Allombert et al. 2005a,

Holt et al. 2011), 国内でも高密度状態になる以前から以後にわたって鳥類相の変化を把握し, 様々な視点で影響の総合的評価を実施する必要がある(奥田ほか 2013). 知床岬の草地景観においては, 1979 年に鳥類相のラインセンサス調査が実施されており(中川 1981), エゾシカが高密度化する以前の貴重な記録が存在する. したがって知床岬の草地景観では, エゾシカが高密度状態になる以前の低密度期から高密度期, さらに密度調整による低密度化後の 3 時期の鳥類相が把握でき, エゾシカの生息密度と植生変化に対応させた総合的な評価が可能となる非常に学術的価値の高い地域である.

まず第 II 章の II-2 では, 知床岬の森林景観において, 個体数密度調整開始後の 2009 年より実施した鳥類相調査によって, エゾシカの高密度化が森林性鳥類へ与える影響を明らかにすることを目的とする. II-3 では, エゾシカが高密度化する以前の低密度期の記録(中川 1981) と比較し, エゾシカの高密度化による草地景観の劣化が, 草原性鳥類に及ばず影響を明らかにする. さらに個体数密度調整によるエゾシカの低密度化が, 草原性鳥類の個体数と種構成を回復させるか検証する. なお本章ではエゾシカの密度について, 1980 年以前を低密度期, 2008 - 2010 年を高密度期, 2013 年及び 2014 年を低密度化後と記載する.

II-2. エゾシカの高密度化による森林性鳥類への影響

II-2-1. 調査地及び調査手法

知床岬の森林景観は、トドマツ (*Abies sachalinensis* (Fr.Schm.) Masters) とアカエゾマツ (*Picea glehnii* (Fr. Schm.) Masters) を主体とする常緑針葉樹と、イタヤカエデやミズナラ、ハリギリ、ナナカマド (*Sorbus commixta* Hedlund), シナノキなどで構成される落葉広葉樹林の混在する針広混交林である。本調査地では密度操作実験開始直後の 2008 年に、環境省国立公園等民間活用特定自然環境保全活動 (グリーンワーカー) 事業により実施された公益財団法人知床財団による鳥類相調査の記録が存在する (知床財団 2008)。本研究では、2008 年の調査情報と比較するために、同様の踏査ルート 1.8km にてエゾシカ高密度期である 2009 年及び 2010 年の 6 月に各年 2 回のラインセンサス調査を実施した。2012 年には林内に仕切り柵が設置されたため、2013 年及び 2014 年の調査では、過去のルートと限りなく近くなるように踏査ルートを再設定した (図 9b)。

ラインセンサス調査では、1.8 km の調査ルート上を時速 1.5 - 2 km の速度で歩きながらルートの左右 25 m, 合計 50 m 幅内に出現した鳥類を全て同定し、発見時刻、種名、個体数、発見時の状態 (さえずり・地鳴き・目視・飛翔のいずれか)、判別可能であれば雌雄、

発見した方向（ルート of 左右）を記録した．鳴き声のみ確認した種についても同定して同様に記載した．また左右 25 m 幅外に出現した種も参考までに記録した．観察及び同定には主に 8 倍から 10 倍の双眼鏡を用いて，GPS により調査ルートの踏査距離を算出して出現鳥類の生息密度（羽/km）を求めた．センサス調査は，いずれも日の出から 2 時間半以内に開始し，午前 8 時までに終了した．

II-2-2. 結果

ラインセンサス調査の結果，2009 年 21 種，2010 年 23 種，2013 年 31 種，2014 年 27 種の鳥類が観察できた（表 6）．営巣型については，DeCalesta（1994）と奥田ほか（2012，2013）を参考に階層毎に区分した（附表）．

知床岬の森林景観において，エゾシカによる **Browsing line** の形成による影響を受けるとされる藪・低木層や地上を採食場所や営巣場所として利用する森林性鳥類は，ウグイス，ヤブサメ，メボソムシクイ（*Phylloscopus borealis*），エゾムシクイ（*P. tenellipes*），センダイムシクイ（*P. coronatus*），エゾセンニュウ，クロツグミ（*Turdus cardis*），アカハラ（*T. chrysolaus*），コルリ，ビンズイ（*Anthus hodgsoni*），カワラヒワ（*Chloris sinica*），ベニマシコ，アオジの 13 種となった（表 7）．

森林性鳥類のうち、密度操作実験開始直後の知床財団（2008）の記録と、本調査のセンサスのうち気候条件や観察条件が良く、出現種数が多かったセンサス日について、エゾシカ高密度期の2009年には14羽、2010年は7羽であった。低密度化後は2013年には14羽、2014年には38羽となり、2014年に大きく変動した。ただし2014年に出現羽数が多くなった要因は、上空を群れで通過するところを確認したカワラヒワであった。また2008年と比較して、表7より2014年にはアオジの個体数はやや増加した。一方でコルリは減少し、ビンズイとアカハラもやや減少傾向が見られた。またウグイス、ヤブサメは25m範囲内で低密度であるか、確認できない年が多かった。

II-2-3. 考察

北海道の各地の森林性鳥類の調査記録では、ウグイス、アオジ、ヤブサメは多くの森林景観において優占種となっている（例えば、藤巻1980、上沖ほか2014、鈴木ほか1983、由井1976）。知床岬の森林景観においては、ウグイス、ヤブサメが不在あるいは低密度状態であったことから、エゾシカの高密度化による林床植生の衰退の影響を受けていると考えられる。

アオジはやや増加傾向にあったが、確認した場所は仕切り柵が設

置された周辺あるいは倒木によるギャップが形成された場所など、光環境が向上して低木が生育していた場所に限られた。さらにカラヒワは多くの個体数が確認されたが、5羽から11羽の群れでの確認が多く、繁殖個体とは考えにくかった。したがって一概に、エゾシカの個体数密度調整による密度低下によって個体数が増加したとは言いきれず、この2種は今後さらなるモニタリングが必要となる。

一方で、地上で採食するアカハラやビンズイにとって、シカの高密度化による低木から亜高木層の疎林化は生息数に対し正の影響をもたらすとされている（奥田ほか 2012）。大台ヶ原においても、開放的環境を好む大型のツグミ類やビンズイがシカの個体数密度が他地域より高い地点でのみ確認されている（Hino 2006）。知床岬の森林景観においては、エゾシカの個体数密度の低下に伴ってアカハラとビンズイが減少しており、エゾシカ低密度化が負の影響となった可能性も考えられる。

II-3. エゾシカの個体数密度調整による草原性鳥類の変化

— 過去（1970年代）との比較 —

II-3-1. 調査地及び調査手法

知床岬は台地状になっており、台地には面積約 84.0ha の草地景観が広がっている（北海道森林管理局 2009）。草地景観での鳥類調査は、エゾシカが高密度化する以前の 1979 年の中川（1981）の調査に始まり、密度操作実験開始直後の環境省国立公園等民間活用特定自然環境保全活動（グリーンワーカー）事業で実施された公益財団法人知床財団による 2008 年の記録（知床財団 2008）がある。本研究では、これら過去の調査情報と比較するために、同じ踏査ルートにて同様のラインセンサス調査を実施した（図 9）。センサスルートは文吉湾から台地草原へ登った地点を起点とし、そこから海崖沿いに約 1.5 km 進んでアブラコ湾の上部に至り、さらに南東方向へ約 0.8 km 進んで知床岬灯台までの総踏査距離約 2.3 km とした。これは中川（1981）、知床財団（2008）の調査コースと同様である。玉田（2007）の記録とも前半の 1.5 km は重複するが、総距離が異なるため本研究の鳥類相の比較からは除外した。ラインセンサス調査はエゾシカ高密度期にあたる 2009 年及び 2010 年、密度操作実験による低密度化後の 2013 年と 2014 年の各年 6 月に 2 回実施した。

なお中川（1981）と本研究では，年 2 回のラインセンサスを実施したが，知床財団（2008）は年 1 回のセンサスのみであった．ラインセンサス調査では，2.3 km の調査ルート上を時速 1.5 - 2 km の速度で歩きながらルートの左右 25 m，合計 50 m 幅内に出現した鳥類を全て同定し，発見時刻，種名，個体数，発見時の状態（さえずり・地鳴き・目視・飛翔のいずれか），判別可能であれば雌雄，発見した方向（ルートの左右）を記録した．鳴き声のみ確認した種についても同定して同様に記載した．また左右 25 m 幅外に出現した種も参考までに記録した．観察及び同定には主に 8 倍から 10 倍の双眼鏡を用いて，GPS により調査ルートの踏査距離を算出して出現鳥類の生息密度（羽/km）を求めた．センサス調査は，いずれも日の出から 2 時間半以内に開始し，午前 8 時までに終了した．

II-3-2. 結果

知床岬台地草原のラインセンサス調査にて確認された鳥類種を表 8 に示す．営巣型については，DeCalesta（1994）と奥田ほか（2012，2013）を参考に階層毎に区分した（附表）．ここでは中川（1981）と知床財団（2008）の結果と比較するため，両調査結果も併せて記載した．岩礁や海岸斜面を好む海岸性鳥類のウミウ（*Phalacrocorax capillatus*）やカモメ類（*Laridae*），草地景観を利用するのではなく

上空を一時的に通過したため観察されたと考えられるオジロワシ (*Haliaeetus albicilla*) やカラス類 (*Corvidae*), アマツバメ (*Apus pacificus*), イワツバメ (*Delichon dasypus*) なども含まれた。また さえずりが遠くまで響く森林性鳥類であるキジバト (*Streptopelia orientalis*), キビタキ (*Ficedula narcissina*), コルリ, センダイムシクイなども含まれた。よってこれらを除外した実際に知床岬の台地草原で草地景観を採食場所や営巣場所として利用する草原性鳥類は, オオジシギ (*Gallinago hardwickii*), モズ (*Lanius bucephalus*), アカモズ (*La. cristatus*), ヒバリ (*Alauda arvensis*), マキノセンニュウ (*Locustella lanceolata*), シマセンニュウ (*L. ochotensis*), エゾセンニュウ, コヨシキリ (*Acrocephalus bistrigiceps*) ノゴマ (*Lu. calliope*), ノビタキ (*Saxicola torquatus*), ビンズイ, カワラヒワ, ベニマシコ, ホオアカ (*Emberiza fucata*), アオジの 15 種に絞られた。草原性鳥類 15 種の生息密度 (羽/km) を算出し, 営巣場所として好む環境の情報を加え, 中川 (1981) と知床財団 (2008) の記録と比較した (表 9)。エゾシカ高密度期である 2009 年と 2010 年と比較すると, 2013 年以降にシマセンニュウ, ノゴマ, ノビタキは明らかな増加傾向が見られた。1979 年にアカモズ, ベニマシコ, アオジは生息が確認されているが, 密度操作実験と間引きによって植生が回復傾向にある 2013 年及び 2014 年でも確認できなかった。エゾ

シカが高密度化する以前の中川（1981）の記録及び密度操作実験開始直後の知床財団（2008）の記録，さらに本調査における2回のセンサスのうち，気候条件や観察条件が良く，出現種数と羽数が多かったセンサス日の草原性鳥類の出現羽数を図10に示す．エゾシカ高密度期の2009年には19羽、2010年は16羽であった．しかし低密度化に成功した2013年には44羽，2014年には33羽まで回復していた．低密度期である1979年には，出現羽数は最大50羽であったが（中川1981），密度操作開始直後の2008年には10羽まで減少していた（知床財団2008）．よって知床岬台地草原では，エゾシカの生息密度の変遷に伴い，草原性鳥類の生息数は高密度期には減少し，密度操作実験による低密度化後は増加傾向にあることが明らかとなった．

II-3-3. 考察

エゾシカが高密度化して以降に，生息が確認できなかった3種（アカモズ，アオジ，ベニマシコ）のうち，アカモズは北海道のみならず本州各地でも個体数の減少が報告されており（Imanishi 2002，北島・藤巻 2003），全国的な個体数傾向を反映した可能性がある（玉田 2007）．一方で，アオジは完全に開けた草原よりも林内の低木層の茂みや林縁から草地にかけての環境を好み，営巣場所としては灌

木の枝上や草本で陰になった地上を選択する(小海途・和田 2011)。
またベニマシコもアオジと類似した生息地選択の傾向にあり、灌木の散在する草原を好み、営巣場所も灌木の疎生する草原の地上 0.8 - 2.0 m ほどの高さの枝上を利用する(柿澤・小海途 1999)。さらに完全に開放型の草原よりも低木の疎生するモザイク状の環境を好むため(藤巻 1997)、エゾシカの採食影響による灌木の枯死などによって、アオジとベニマシコは個体数が減少した可能性がある。また密度操作実験によりエゾシカの生息密度が低下しても依然としてアオジやベニマシコの繁殖に適した生息環境が回復していないことが示唆された。

一方で、エゾシカ密度操作実験後にノビタキ、シマセンニュウ、ノゴマの 3 種は増加傾向にあった。ノビタキは 2004 年まで増加傾向を示したが、エゾシカ高密度期の 2009 年と 2010 年には確認できなかった。しかし 2013 年及び 2014 年のセンサスでは、再び観察数が増加した。ノビタキは、高さ 1.5m 以上のとまり場となる草や樹木が散在する環境を好み(Johnson 1971)、草原に突き出た草や灌木から地上へ飛び降りて獲物を捕らえる採餌方法をとることから(遠藤・平野 1983)、エゾシカの不嗜好性植物であり台地草原の優占種となったハンゴンソウ群落をとまり場や採餌の際に利用していると推測する。また営巣場所には前年の枯草が積もり覆いとなって

いるような環境を選択することが報告されている (Fujimaki and Shibnev 1991). 2011 年度に実施された「知床生態系維持回復事業 エゾシカ食害状況評価に関する植生調査及び植生指標検討調査業務報告書」(さっぽろ自然調査館 2012) 及び 2012 年度における「知床生態系維持回復事業 エゾシカ食害状況評価に関する植生及び昆虫相調査業務報告書」(さっぽろ自然調査館 2013), さらに田崎ほか (2013) は, 2007 年以降は植生保護柵外においてもイネ科草本を主体とした小型草本の資源量が増加傾向にあることを示しており, エゾシカ生息密度の低下後の小型イネ科草本の現存量回復が, ノビタキの営巣に適した環境を提供しつつあると推測される.

またエゾシカ高密度期に比して, 明らかに生息密度が増加したシマセンニュウは, 1979 年のラインセンサス調査記録には出現していないが, 中川 (1982) によるとエゾシカが高密度化する以前にも多数確認された種である. 草や灌木の茂る地上または草むらで採食し, 草地の草株上にイネ科草本の枯葉やツル, 枯れ茎を主材として造巢するシマセンニュウは (小海途・和田 2011), エゾシカの生息密度低下に伴いノビタキと同様の理由で再び個体数を増加させた可能性がある. ただしシマセンニュウは, 北海道東部の他地域でも増加傾向にあるとされ (川崎ほか 1997, Tamada 2006), 知床岬特有の変化であるかは短期的な記録では断言できない. しかしいずれにせよ,

エゾシカの密度低下によるイネ科草本の資源量増加は、ノビタキやシマセンニュウにとって好適な営巣環境を増大させたと十分に推測できる。イネ科草本や小型草本は元来、シカ類による過度の採食圧によって増加することが知られてきた (e.g., Kirby 2001, Rooney and Waller 2003)。したがって、イネ科草本が増加する以前の環境はエゾシカの生息密度があまりにも高かったが、2013 - 2014 年時点での生息密度はイネ科や小型草本を巣材や営巣環境にする鳥類種にとっては、好適であると言える。

ノゴマは、北海道中部・南東部においては河川敷のような灌木草原がある環境を好むとされている (藤巻 1999)。知床岬台地草原においては灌木の上に加えて、高さ 100 - 150 cm ほどのハンゴンソウにとまってさえずる個体が数多く観察されたことから、シカの採食圧による植生改変で増加した不嗜好性植物であるハンゴンソウをソングスポットとして上手く活用していると考えられる。またノゴマもノビタキと同様に、枯れた草本を編んで地上に営巣することから、現在のイネ科草本の資源量増加により個体数を増加させたと推測される。

McShea and Rappole (2000) は、シカ排除区での植生回復によって鳥類個体数の増加は確認できたが、鳥類の多様性は変化しなかったとしている。知床の草地景観においても、エゾシカ高密度化以

前と比較して草原性鳥類の個体数は同様の傾向が示されたが，種構成は大きく変化した．1979年はカラヒワが優占していたのに対し，2013年にはシマセンニュウ，2014年にはノゴマが優占種となっている．シマセンニュウ及びノゴマについては，先述のとおり営巣適地が増加したことに起因すると考えられ，さらに1979年当時はカラヒワが営巣環境として好む低木が生育していたものと推測できる．

総括

i. 森林景観における鳥類への影響

I-2 及び II-2 より，森林景観におけるエゾシカの高密度化が鳥類相へ及ぼす影響を把握した．

洞爺湖中島と島外の湖畔との比較において，島外では確認された低木営巣型のウグイス，低木から地上営巣型のアオジ，コルリが繁殖期に中島で確認されなくなった．知床岬ではウグイス，ヤブサメが不在となった．したがって洞爺湖中島及び知床岬の鳥類相は，いずれも林床植生に依存する低木営巣型の種の欠落あるいは劣化が見られ，エゾシカが **Browsing line** を形成したことによる林床植生構造の改変の影響を強く受けていると考えられる．

ただし洞爺湖中島ではヤブサメが優占種となっており，この点は知床岬とは大きく異なる結果となった．また知床岬において，エゾシカの個体数密度調整後にアオジの個体数がやや増加するも，確認した環境は大木が倒れ，比較的広いギャップが形成されて実生や稚樹が疎生する空間あるいは仕切り柵により形成された林縁環境で確認されたため，一概に個体数密度調整によるエゾシカ低密度化の効果とは断言できない．

ii. 草原景観における鳥類への影響

草原性鳥類の出現羽数は、1979年のエゾシカ高密度化以前と比較してエゾシカ高密度期は減少し、個体数密度調整後のエゾシカ低密度化後は再び増加した。すなわちエゾシカの高密度化は、鳥類の生息個体数の減少をもたらし、エゾシカの低密度化は鳥類の生息個体数を増加させる。草地植生は森林植生と比べ遷移が早いことから、草地景観において偏向遷移群落は残存しつつもエゾシカの採食圧の低下によりイネ科草本の増加が鳥類の個体数を急激に変化させたと考えられる。

iii. 個体数密度調整と偏向遷移群落

景観スケールでの個体数密度調整によって、本研究ではエゾシカの個体数が低下しても偏向遷移群落の残存によって鳥類相が変化しない可能性が明らかとなった。以下に森林と草地の景観毎にまとめる。

1) 森林景観

洞爺湖中島の森林景観において、地上営巣型のヤブサメは優占種となっており、フッキソウとハンゴンソウにより形成された偏向遷移群落を繁殖適地としていた。しかしミミコウモリやシラネワラビ

が優占する知床岬の森林景観ではヤブサメは確認されず，地上営巢型の同種間において差異がみられた．洞爺湖中島での研究結果より，ヤブサメ繁殖適地の選択には，植生被度が強く関係することが明らかとなったことから，知床岬の林床植生の被度はヤブサメの繁殖にとって不適であると考えられる．特に洞爺湖中島で高い植生被度を呈するフッキソウは常緑の低木であり，他の植物が生長，発芽していないヤブサメの飛来期にも，シェルターとなる空間構造を提供していると考えられる．

McShea and Rappole (2000) の研究結果では，地上営巢型の鳥類はシカ類の増加の影響を受けていた．一方で DeCalesta (1994) は，地上営巢型の鳥類はシカ類の影響を受けないとしていた．McShea and Rappole (2000) は，バージニア州における自身の研究結果の方が，ペンシルバニア州における DeCalesta (1994) の研究に比して地上性鳥類の個体数を多く確認しており，その理由として地上を覆う植生の違いが起因していると考察している．バージニア州ではイネ科草本が優占していたのに対し，ペンシルバニア州ではシダ (Hey-scented fern : *Dennstaedtia punctilobula*) が優占していた．このシダはシカの不嗜好性植物（あるいは忌避植物）であることが知られており，したがって地上営巢型の鳥類がシカ類の高密度化の影響を受けるか否かは，残存する植生，すなわち不嗜好性植物がど

のような空間構造(高さと被度)を呈するかによって異なることが、洞爺湖中島と知床岬のヤブサメの事例より明らかとなった。

地下茎が伸びて増殖するフッキソウは、耐凍性が高く (Zhu and Beck 1991)、優占すると高木性樹種の実生の成長を阻害する可能性が指摘されている (片山 2004)。したがって地表をフッキソウが覆う広大な偏向遷移群落が残存する空間では、エゾシカの個体数密度調整が実施されても、他の植物が生育せず、鳥類相が変化しない可能性も考えられる。

また知床岬の森林景観において、150cm の高さの木本葉は依然として増加していない (さっぽろ自然調査館 2013, 田崎ほか 2013)。鳥類の多様性は空間構造の不均一性が重要であることから (MacArthur and MacArthur 1961, Karr and Roth 1971)、高さ150cm 以下の空間の構造が消失していることは、鳥類相のうち低木営巣型の種に対し、依然として影響を及ぼしていると考えられる。150cm 以下の木本葉は、現在もエゾシカによる高い採食圧に晒されていることを示すが、今後さらにエゾシカの密度が低下すれば、木本葉量は増加する可能性もあり (田崎ほか 2013)、それに伴う鳥類相の回復も期待できるだろう。

2) 草地景観

エゾシカの個体数密度調整により，草原性鳥類の個体数は増加した．しかし優占種は，エゾシカ高密度化以前のカワラヒワからエゾシカ低密度化後はシマセンニュウ，ノゴマへと変化した．したがってエゾシカの低密度化に成功しても，エゾシカ高密度化以前の鳥類相の種構成には復元しない不可逆的反応が確認された．またエゾシカの不嗜好性植物であるハンゴンソウは，台地草原に設置された植生保護柵内外において高い被度，草丈が維持されていることから，密度操作実験及び間引きによりエゾシカの個体数を減少させても，長期的な植生構成種となると指摘されている（田崎ほか 2013）．今後，知床岬の草地景観においてハンゴンソウを主体とする偏向遷移群落が維持された場合，営巣型の特徴からノゴマ，ノビタキ，シマセンニュウなど，一部の鳥類種にとってのみ好適な環境が続く可能性が考えられる．石川（2007）及び中川（1981）によると，かつての台地草原の高茎草本群落は背丈以上の高さであり，台地から海岸へ続く斜面も人の背丈より高い灌木と高茎草本に覆われていたとされる．今後エゾシカの個体数を，灌木が生育するほど長期間に渡って低密度状態で維持できれば，アオジやベニマシコの個体数回復も期待できるかもしれない．

iv. ニホンジカの管理における鳥類相調査の意義

洞爺湖中島と知床岬に加えて、これまで個体数密度調整に成功してきた阿寒国立公園及び神奈川県丹沢山では、ニホンジカの密度調整以前から長期に渡って植生調査が実施されてきた（宮木 2011, 常田ほか 2004, 稲富ほか 2012, 田村 2010）。また密度調整後の生態系回復の評価方法としては、シカの高密度化による影響の評価方法と同様に、植生による指標化が検討されてきた（荒木・横山 2011, 田崎ほか 2013）。しかし、いずれの地域も植生の調査のみが評価方法となり、シカの高密度化による影響を受ける他の生物相については検証されていない。

地上から林冠に至るまであらゆる階層構造を生息環境として利用する森林性鳥類（太田 1970）は、シカの高密度化により破壊された景観の回復を把握するに当たり、最適な材料となる可能性が考えられる。また草原性鳥類は、森林ほど階層構造が明確でないながらも、植生の高さの違いによる平面的な層状構造によって棲み分けることが知られている（中村 1963）。生態系の変化を把握するために、鳥類は最適な指標種とされている（Herrando et al. 2014）。また鳥類の種構成や個体数の把握が、健全な生態系の回復における一つの指標となることも指摘されている（Gregory and Strien 2010）。イギリスでは、鳥類の多様性の経時的変化を把握するために、生息環境

別に鳥類の生息数を指標化している (Gregory et al. 2005). シカ個体数の増加と減少, さらにそれに伴う鳥類相の変化の実態を同時に把握することは, 鳥類群集の保全を考慮したシカの管理を実施していくうえで非常に重要となる. また鳥類群集の保全という観点のみならず, シカの高密度化により生物相全体に対してどのような影響が及び, またシカの個体数調整により生物相の多様性がどのように回復しているか, 指標として利用できる意義も大きい.

日本各地でニホンジカによる生態系への影響が顕在化し, 多くの自然公園地域で個体数管理が実施されている (濱崎ほか 2011). エゾシカの強い採食圧を受け, 不嗜好性植物のみで構成された偏向遷移群落が見られる知床岬では, ハンゴンソウはエゾシカを排除した植生保護柵内と柵外の比較においても植生高と被度ともに大きな違いはなく, シカ密度の低下後も長期に渡って群落を維持する可能性が指摘されている (田崎ほか 2013). 洞爺湖中島でも, エゾシカの不嗜好性が強いハンゴンソウとフッキソウは, エゾシカの増加と高密度状態の長期的な維持に伴い, 1980年代頃から増加が確認されている (梶・高橋 2006). 最近では, 環境研究総合推進費 (4D-1103 / 研究代表者: 吉田剛司) によって 2013年より個体数調整捕獲が実施され, 既に緩やかな植生景観の回復が確認できているが, 不嗜好性植物で形成された偏向遷移群落が今後どのように景観構造を変

化させるか，モニタリングしていく必要がある．

本研究では，エゾシカが高密度化した洞爺湖中島において，強度の採食圧によって林床植生が改変されても，ヤブサメのような地上営巣型の鳥類には背丈の低いエゾシカの不嗜好性植物が繁茂することによって，生息環境に大きな変化がないことが示された．さらにシカ類の影響を把握する際には，鳥類を群集レベルのみで把握するのではなく，種レベルで継続的にモニタリングすることの重要性も本研究結果より証明することができた．シカ類の高密度化による林床植生の改変に対し，下層営巣型の鳥類は影響を受けやすいが，地上営巣型の鳥類は一様な反応とは限らないことから，他地域において個体数管理を実施する際にも不嗜好性植物を含む植生と鳥類相の現状を同時に把握し，その後の個体数管理に伴う植生と鳥類相の変化をモニタリングしていく必要がある．

近年は都道府県においても，ニホンジカの個体数密度調整のための保護管理計画が策定され，それに沿って捕獲が実施されている．しかし，生息個体数密度や捕獲数の目標値を達成することに計画が先走り，生物多様性や生態系全体の保全や回復については言及されていないか，あくまでも森林植生の保全により多様性の維持や回復を促進するといった副次的な記載に留まる傾向が強い．世界自然遺産に登録された知床半島では，知床半島エゾシカ保護管理計画の第

1 期計画期間中である 2008 年に、ユネスコ世界遺産センターと国際自然保護連合による現地調査によって、エゾシカ保護管理に関して管理対策が生態系や生物多様性に与える影響の観察の必要性が勧告された（環境省釧路自然環境事務所ほか 2012）。都道府県が作成する現行の保護管理計画のように、個体数削減と植生回復のみを重視するのではなく、知床半島に限らず他地域でも、ニホンジカの個体数管理の効果の検証ならびに生態系全体の回復を把握するための指標として鳥類相の把握を計画に含めるなど、生態系全体の回復を目指した複合的で広い視野での新たな管理計画を策定すべきである。

謝辞

本論文は，筆者が酪農学園大学大学院酪農学研究科修士課程及び博士課程に在学中に行った研究をまとめたものである。

本研究を進めるにあたり，恵まれた研究環境を与えていただくとともに，研究計画から論文作成の細部に渡って多大なるご指導をいただいた酪農学園大学大学院酪農学研究科 動物資源生産学教授・主査 吉田剛司博士に，厚く御礼申し上げます。副査である同学教授 佐藤喜和博士，酪農学園大学環境共生学類 地球環境保全学准教授 吉田磨博士，さらに東京農工大学大学院 生態系保全学教授 梶光一博士には，論文執筆に際し数多くの的確なご助言をいただきましたことを，心から感謝申し上げます。日野貴文 PD フェローには，データの解析にあたり多くのご指導をいただきましたことに深く感謝いたします。さらに環境省釧路自然環境事務所やウトロ自然保護官事務所，洞爺湖自然保護官事務所，北海道森林管理局 知床森林生態系保全センターの皆様には，調査機材の設置や現地への立ち入りについて便宜を図っていただきました。

また酪農学園大学特任教授 川路則友氏，地方独立行政法人北海道立総合研究機構環境科学研究センター 玉田克巳氏には，研究方法についてご助言をいただいたほか，現地にもご同行いただき調査

方法を直接ご教示いただきましたことに心から感謝申し上げます。

本研究のきっかけとなる調査を開始し、多くの指針をいただいた野付半島ネイチャーセンターの石下亜衣紗氏、現地調査にて様々な便宜を図っていただいた UW クリーンレイク洞爺湖の皆様、(有) 室田自動車工場、洞爺湖町役場、洞爺湖汽船株式会社の皆様に感謝申し上げます。また羅臼町役場の田澤道弘氏、公益財団法人知床財団の皆様には現地で多くのご支援をいただき、特に石名坂豪氏には研究設計から現地調査に至るまで、幅広くご指導いただきましたことを深く御礼申し上げます。また現地調査やプレゼン発表練習等にご協力いただいた酪農学園大学環境共生学類 野生動物保護管理学研究室のゼミ生や卒業生の皆様に心から感謝申し上げます。

なお本研究は、科学研究費補助金（基盤研究 A）「長期的餌資源制限がニホンジカの生活史特性へ及ぼすフィードバック効果の解明」、科学研究費補助金（基盤研究 B）「シカの過採食がもたらす植生とシカへのフィードバック効果ならびに過採食の生態学的意義」、環境研究技術開発推進費（D-0805）「航空レーザー測量データを用いた景観生態学図の作製と生物多様性データベース構築への応用」、環境研究総合推進費（D-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」の一環として実施いたしました。また 2014 年度においては、2014 年度酪農学園大学学内共

同研究「シカ・クマ保全の戦略的な広域連携と戦術的な管理手法の
追究」の一環として実施いたしました。

Abstract

Over-abundance of deer population in forest landscapes are thought to have significant impacts on the abundance and diversity of birds by reducing shrub and ground vegetation layers. There is, however, little evidence of deer impacts on bird at species level because previous studies only provided deer impacts on avian guild level. Moreover, there is no previous study on overabundant deer impacts on grassland songbirds in Japan. The objective of this study is to evaluate the impacts of sika deer (*Cervus nippon*) abundance on forest and grassland songbirds at deer-managed areas (Nakajima Island of Lake Toya and Shiretoko Cape).

First, the population trend of forest birds was compared with automated sound recording survey among 9 study plots in Lake Toya. The number of bird species at forest understory was low, and some major shrub-layer birds such as Japanese bush warbler (*Cettia diphone*) were absent in this study area. The shrub-layer birds including Black-faced bunting (*Emberiza spodocephala*), Japanese bush warbler, and Siberian blue robin (*Luscinia cyane*) were present during early mating season, but these species did

not breed at the high deer density plots. The study also determined songs of Asian stubtail (*Urosphena squameiceps*) in 10 rectangular quadrats (20 x 20 m) between 5:00 - 5:30 a.m. from mid-April to late-July, 2011. Then, forest understory vegetation coverage and height were calculated from 80 sub-quadrats (8 sub-quadrats in 1 x 1 m for each rectangular quadrat). The study successfully recorded 525 hours of active bird songs with automated sound recording, and was able to detect 11,021 callings of Asian stubtail during breeding seasons. The forest understory was dominated by less-palatable plants for deer, Japanese pachysandra (*Pachysandra terminalis*) and Aleutian ragwort (*Senecio cannabifolius*). The stubtails prepared mating at all 10 quadrats, but only 6 quadrats were used for natal and breeding sites. Based on limited numbers of calling observed consecutive breeding seasons, deer overabundance could affect breeding site selection of Asian stubtail. This study proved that even if less-palatable plants cover exceeded 20% of ground, and if height of ground vegetation exceeded 20 cm in height, the stubtail could breed successfully in the deer over-browsed forest landscapes.

The second objective of this study is to evaluate the impacts of deer abundance on forest and grassland songbirds of Shiretoko Cape. Deer density was once reached as 96 deer per km². Intensive deer population management strategy has been implemented in this study area. Recent deer population was relatively low (3.4 - 7.1 deer per km²); nevertheless, forest songbirds (ground and shrub nesting species) were absent. Initial data consist of grassland songbirds were surveyed with line-transect census in 1979 while deer population was relatively low. After 35 years later, this study surveyed the grassland songbirds using same method in 2009, 2010, 2013, and 2014. Then, the study compared responses between time series of severe deer impact where the grassland vegetation was strongly depleted by deer in 2009 - 2010 and those with moderate deer impacts in 2013 - 2014. The grassland songbird population was high in 1979. The total number of songbirds decreased in 2009 and 2010. The deer over-abundance impoverished in songbird population that depended on grass and shrub vegetation layers. Increases in bird abundance and changes in species composition occurred with deer population decreased in 2013 and 2014 in

Shiretoko Cape.

These results strongly support the need for actions by wildlife managers to curtail deer impacts in forest and grassland ecosystems for conserving bird species compositions.

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．日本応用動物昆虫学会誌 58(3): 269-274.
- Akashi, N. and Nakashizuka, T. 1999. Effects of bark-stripping by Sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. *Forest Ecology and Management* 113: 75-82.
- Allombert, S., Gaston, A. J. and Martin, J. L. 2005b. A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations. *Biological Conservation* 126(1): 1-13.
- Allombert, S., Stockton, S. and Martin, J. L. 2005a. A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conservation Biology* 19(6): 1917-1929.
- Alverson, W.S., Waller, D.M. and Solheim, S. 1988. Forest too deer: edge effects in Northern Wisconsin. *Conservation Biology* 2: 348-358.
- 荒木良太・横山典子．2011．ニホンジカが生物多様性に与えるインパクト～不可逆的影響の現状とその取り組み～．哺乳類科学 51(1): 201-204.

- Augustine, D. J. and DeCalesta, D. S. 2003. Defining deer overabundance and threats to forest communities: From individual plants to landscape structure. *Ecoscience* 10(4): 472-286.
- Baines, D., Sage, R. B. and Baines, M. M. 1994. The implications of red deer grazing to ground vegetation and invertebrate communities of Scottish native pinewoods. *Journal of Applied Ecology* 31(3): 776-783.
- Berger, J., Stacey, P.B., Bellis, L., Johnson, M.P. 2001. A mammalian predator-prey imbalance: Grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecological Applications* 11: 947-960.
- Bressette, J.W., Beck, H., Beauchamp, V.B. 2012. Beyond the browse line: complex cascade effects mediated by white-tailed deer. *Oikos* 121(11): 1749-1760.
- Brooks, R.T. 1999. Residual effects of thinning and high white-tailed deer densities on northern redback salamanders in southern New England oak forests. *Journal of Wildlife Management* 63: 1172-1180.
- Bush, E. R., Buesching, C. D., Slade, E. M. and Macdonald, D. W.

2012. Woodland recovery after suppression of deer: cascade effects for small mammals, wood mice (*Apodemus sylvaticus*) and bank voles (*Myodes glareolus*). PloS one 7(2): e31404.
- Côté, S. D., Rooney, T. P., Tremblay, J., Dussault, C. and Waller, D. M. 2004. Ecological impact of deer overabundance. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35: 113-147.
- DeCalesta, D. S. 1994. Effect of white-tailed deer on songbirds within managed forests in Pennsylvania. Journal of Wildlife Management 58: 711-718.
- DeGraaf, R. M., Healy, W. M. and Brooks, R. T. 1991. Effects of thinning and deer browsing on breeding birds in New England oak woodlands. Forest Ecology Management 41: 179-191.
- 遠藤孝一・平野敏明. 1983. 栃木県におけるノビタキの繁殖分布と繁殖環境. Strix 2: 12-18.
- 藤井伸二. 2007. 滋賀県西部におけるカツラカワアザミ（キク科）へのニホンジカの食害状況. 保全生態学研究 12: 66-71.
- 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.
- Fujimaki, Y. and Shibnev, Y. B. 1991. Nesting Site of Stonechats in a Bog after a Spring Fire. 日本鳥学会誌 40(1): 33-35.

- 藤巻裕蔵．1980．北海道十勝地方の鳥類．山階鳥類研究所研究報告 12(1): 40-52.
- 藤巻裕蔵．1997．北海道中部・南東部におけるベニマシコの生息状況．帯広畜産大学学術研究報告自然科学 20(3): 215-221.
- 藤巻裕蔵．1999．北海道中部・南東部におけるノゴマとコルリの生息状況．帯広畜産大学学術研究報告自然科学 21(3): 61-67.
- Fuller, R.J., 2001. Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms. *Forestry* 74: 289-298
- Fuller, R. J. and Gill R. M. A. 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74(3): 193-199.
- Fuller, R. J. and Henderson, A. C. B. 1992. Distribution of breeding songbirds in Bradfield Woods, Suffolk, in relation to vegetation and coppice management. *Bird Study* 39(2): 73-88.
- 古林賢恒・山根正伸．1997．丹沢山地長尾根での森林皆伐後のニホンジカとスズタケの変動．野生生物保護：Wildlife conservation Japan 2(4): 195-204.
- Gill, R. M. A. 1992. A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. *Forestry*

- 65(4): 363-388.
- Gill, R. M. A. 2000. The impact of deer on woodland biodiversity. Information Note - Forestry Commission 2000 36: 6
- Greenwald, K.R., Petit, L.J. and Waite, T.A. 2008. Indirect effects of a keystone herbivore elevate local animal diversity. Journal of Wildlife Management 72: 1318-1321.
- Gregory, R. D. and Strien, A. V. 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. Ornithological Science 9(1): 3-22.
- Gregory, R. D., Strien, A. V., Vorisek, P., Meyling, A. W. G., Noble, D. G., Foppen, R. P. and Gibbons, D. W. 2005. Developing indicators for European birds. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 360(1454): 269-288.
- 濱崎伸一郎・小泉透・山内貴義. 2011. 生物多様性保全に向けたニホンジカの個体数管理. 哺乳類科学 51(1): 181-185.
- 羽田健三・岡部剛士. 1970. ウグイスの生活史に関する研究. 山階鳥類研究所研究報告 6(1-2): 131-140.
- 長谷川順一. 2000. ニホンジカの食害による日光白根山の植生の変化. 植物地理・分類研究 48: 47-57.
- Haselmayer, J. and Quinn, J. S. 2000. A comparison of point

- counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian southeast Peru. *The Condor* 102(4): 887-893.
- Heckel, C.D., Bourg, N.A., McShea, W.J., Kalisz, S., 2010. Nonconsumptive effects of a generalist ungulate herbivore drive decline of unpalatable forest herbs. *Ecology* 91: 319-326.
- Herrando, S., Anton, M., Sardà-Palomera, F., Bota, G., Gregory, R. D. and Brotons, L. 2014. Indicators of the impact of land use changes using large-scale bird surveys: Land abandonment in a Mediterranean region. *Ecological Indicators* 45: 235-244.
- Hino, T. 2000. Bird community and vegetation structure in a forest with a high density of sika deer. *Japanese Journal of Ornithology* 48(3): 197-204.
- Hino, T. 2006. The impact of herbivory by deer on forest bird communities in Japan. *Acta Zoologica Sinica* 52: 684-686.
- 日野輝明. 2004. 鳥たちの森. 242pp. 東海大学出版会, 神奈川.
- 北海道. 1998. 道東地域エゾシカ保護管理計画. 16pp. 北海道, 北海道.
- 北海道森林管理局. 2009. 平成 20 年度世界遺産保全緊急対策事業 (植生調査) 報告書. 150pp. 北海道森林管理局, 北海道.
- Holt, C. A., Fuller, R. J. and Dolman, P. M. 2011. Breeding and

- post-breeding responses of woodland birds to modification of habitat structure by deer. *Biological conservation* 144(9): 2151-2162.
- Horsley, S.B., Stout, S.L. and DeCalesta, D.S. 2003. White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecological Applications*. 13: 98-118.
- Ikeda, T., Takahashi, H., Yoshida, T., Igota, H. and Kaji, K. 2013. Evaluation of camera trap surveys for estimation of sika deer herd composition. *Mammal Study* 38: 29-33.
- Imanishi, S. 2002. The Drastic Decline of Breeding Population on Brown Shrike *Lanius cristatus superciliosus* at Nobeyama Plateau in Central Japan. *Journal of the Yamashina Institute for Ornithology* 34(1): 228-231.
- 稲富佳洋・宇野裕之・高嶋八千代・鬼丸和幸・宮木雅美・梶光一.
2012. 阿寒国立公園におけるエゾシカ生息密度の低下に伴う林床植生の変化. *保全生態学研究* 17(2): 185-197.
- 井上健. 2003. シカ植食防止要望書について. *日本植物分類学会ニュースレター* 9: 10-11.
- 石川幸男. 2007. 知床半島におけるシカの増加と植物の保全活動. しれとこライブラリー7 知床の植物Ⅱ (斜里町立知床博物館編),

- 54-68. 北海道新聞社, 北海道.
- James, F. C. and Wamer, N. O. 1982. Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology* 63(1): 159-171.
- Johnson, E. D. H. 1971. Observations on a resident population of stonechats in Jersey. *British Birds* 64: 201-213, 267-279.
- 梶光一. 1986. 洞爺湖中島のエゾシカの個体群動態と管理. *哺乳類科学* 53(1): 25-28.
- Kaji, K., Koizumi, T. and Ohtaishi, N. 1988. Effects of resource limitation on the physical and reproductive condition of sika deer on Nakanoshima Island, Hokkaido. *Acta theriologica* 33: 187-208.
- 梶光一. 1993. シカが植生をかえる—洞爺湖中島の例—. *生態学からみた北海道*. (東正剛・阿部永・辻井達一編), 242-249. 北海道大学図書刊行会, 北海道.
- 梶光一. 2003. エゾシカと被害: 共生のあり方を探る. *森林科学: 日本林学会会報* 39: 28-34.
- Kaji, K., Okada, H., Yamanaka, M., Matsuda, H. and Yabe, T. 2004. Irruption of a colonizing sika deer population. *Journal of Wildlife Management* 68: 889-899.

- 梶光一．2006．エゾシカの個体群動態と管理．世界遺産をシカが喰う シカと森の生態学（湯本貴和・松田裕之編），40-64．文一総合出版，東京．
- 梶光一．2009．北の森づくり Q & A：北方林業創立 60 周年誌．北方林業編．112-113．北方林業会，北海道．
- Kaji, K., Takahashi, H., Tanaka, J. and Tanaka, Y. 2005. Variation in the herd composition counts of sika deer. *Population Ecology* 47(1): 53-59.
- Kaji, K., Koizumi, T. and Ohtaishi, N. 1988. Effects of resource limitation on the physical and reproductive condition of Sika deer on Nakashima Island, Hokkaido. *Acta Theriologica* 33: 187-208.
- Kaji, K., Okada, H., Yamanaka, M., Matsuda, H. and Yabe, T. 2004. Irruption of a colonizing sika deer population. *Journal of Wildlife Management* 68: 889-899.
- 梶光一・高橋裕史．2006．第 5 章 1.密度効果はどこに現れる？—洞爺湖中島のシカの体重と繁殖力．エゾシカの保全と管理（梶光一・宮木雅美・宇野裕之編），43-48pp．北海道大学出版会，北海道．
- 柿澤亮三・小海途銀次郎．1999．日本の野鳥 巣と卵図鑑．238pp．世界文化社，東京．

上沖正欣, 川路則友, 河原孝行. 2014. ヤブサメ *Urosphena squameiceps* における繁殖地への帰還率. 日本鳥類標識協会誌 26(2): 62-68.

環境省. 2013. 中央環境審議会自然環境部会 鳥獣保護管理のあり方検討小委員会 (第3回) 議事次第. 「鳥獣保護管理のあり方検討小委員会 現地調査報告 (知床) 資料 5-1」. 7. 環境省, 東京. [online] URL:

https://www.env.go.jp/council/12nature/y124-03/mat05_1.pdf

環境省釧路自然環境事務所・北海道森林管理局・北海道. 2012. 第2期知床半島エゾシカ保護管理計画. 20p. 環境省, 北海道.

Karr, J. R. and Roth, R. R. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several New World areas. *American Naturalist* 105(945): 423-435.

片山和亮. 2004. 空知地方幾春別川流域の落葉広葉樹林におけるフッキソウの生態的特徴. *森林立地* 46(1): 35-40.

Kawaji, N., Kawaji, K., Hirokawa, J. 1996. Breeding ecology of the Short-tailed Bush Warbler *Cettia squameiceps* in western Hokkaido. *Japan Journal of Ornithology* 45: 1-15

川路則友. 1996. ヤブサメの繁殖生活. 森林総合研究所北海道支所研究レポート 39: 1-4.

- 川路則友. 2010. ヤブサメ. *Bird Research News* 7(8): 6-7.
- 川崎慎二・加藤和明・樋口広芳・高田令子. 1997. 北海道東部・春
国岱の繁殖期の鳥類相の変化. *Strix* 15: 25-38.
- 北島幸恵,・藤巻裕蔵. 2003. 北海道十勝平野におけるオオジシギ
Gallinago hardwickii の生息数動向. *山階鳥類学雑誌* 35(1):
12-18.
- Kirby, K. J. 2001. The impacts of deer on the ground flora of
British broadleaved woodland. *Forestry* 74: 219-229.
- 清棲幸保. 1978. 増補改訂版 日本鳥類大図鑑 I . 652pp. 講談社, 東
京.
- 小林桂助. 1967. 標準原色図鑑全集 第5巻. 173pp. 保育社, 大阪.
- 小海途銀次郎. 2011. 決定版 日本の野鳥 巣と卵図鑑. 255pp.
東海大学出版会, 神奈川.
- 小海途銀次郎・和田岳. 2011. 日本鳥の巣図鑑 小海途銀次郎コレ
クション. 391pp. 東海大学出版会, 神奈川.
- 小串重治・鎌田磨人 (2008) 二次草地の再生を支える社会システム
に関する検討. *ランドスケープ研究* 71(5): 885-892.
- Kuiters, A.T., Mohren, G.M.J., Van Wieren, S.E., 1996.
Ungulates in temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and
Management* 88: 1-5.

- Kvarital'nov, P. V. 2006. Short-tailed bush-warbler (*Urosphena squameiceps*) (Aves, Sylviidae) biology at the South Ussuriland. Byulleten' Moskovskogo Obschestva Ispytatelei Prirody, otdel biologicheskii 111(6): 3-9.
- MacArthur, R. H. 1972. Geographical ecology: patterns in the distribution of species. 288p. Princeton University Press, Princeton.
- MacArthur, R.H. and MacArthur, J.W. 1961. On birds species diversity. Ecology 42: 594-598.
- Martin, J. and Daufresne, T. 1996. Introduced species and their impacts on the forest ecosystem of Haida Gwaii. Proceeding of The Cedar Symposium (Wiggins, G. G. ed.), 69-77. BC Ministry of Forests, British Columbia.
- Maruyama, N. and Tokida, K. 1996. The impact of forestry on ungulates in Japan. In: Conservation of faunal diversity in forested landscapes. (DeGraaf RM, Miller RI (eds.)), 235-252. Chapman & Hall, London.
- Mathisen, K. M. and Skarpe, C. 2011. Cascading effects of moose (*Alces alces*) management on birds. Ecological Research 26: 563-574.

- 松岡茂．2004．ラインセンサスと音声録音による鳥類記録種数の比較．日本鳥学会誌 53(2): 87-92.
- McShea, W. J. and Rappole, J. H. 2000. Managing the abundance and diversity of breeding bird populations through manipulation of deer populations. *Conservation Biology* 14(4): 1161-1170.
- 宮木雅美．1998．洞爺湖中島におけるエゾシカの環境収容力と植生の保全を目標とした管理密度．ワイルドライフ・フォーラム 4(1): 15-16.
- 宮木雅美．2011．高密度エゾシカ個体群が植生に与える影響と植生回復の目標：洞爺湖中島の植生モニタリングからわかったこと（<特集> 深刻化するシカ問題-各地の報告から-）．森林科学：日本林学会会報 61: 11-16.
- Miyaki, M. and Kaji, K. 2004. Summer forage biomass and the importance of litterfall for a high - density sika deer population. *Ecological Research* 19(4): 405-409.
- 村井隆晃・吉田剛司．2013．エゾシカ *Cervus nippon yesoensis* 高密度と中密度地域における糞虫の多様性と季節消長の比較．酪農学園大学紀要 37(2): 161-166.
- 中川元．1981．知床半島の鳥類調査報告．知床半島自然生態系総合

- 調査報告書（動物篇）（北海道生活環境部自然保護課編），43-79.
北海道，北海道.
- 中川元．1982．知床半島先端部の鳥類．知床博物館研究報告 4：
49-54.
- 中村登流．1963．蕃殖期における山地草原性鳥類の群集構造につい
て．山階鳥類研究所研究報告 3(5): 334-357_1.
- 中村登流・中村雅彦．1995．原色日本野鳥生態図鑑＜陸鳥 編＞．
233pp. 保育社，大阪.
- Nomiya, H., Suzuki, W., Kanazashi, T., Shibata, M., Tanaka, H.
and Nakashizuka, T. 2003. The response of forest floor
vegetation and tree regeneration to deer exclusion and
disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan.
Plant Ecology 164(2): 263-276.
- 奥田圭，關義和，小金澤正昭．2012．栃木県奥日光地域におけるニ
ホンジカの高密度化による植生改変が鳥類群集に与える影響．日
本森林学会誌 94(5): 236-242.
- 奥田圭，關義和，小金澤正昭．2013．栃木県奥日光地域における繁
殖期の鳥類群集の変遷：特にニホンジカの高密度化と関連づけて．
保全生態学研究 18(2): 121-129.
- 大迫義人．1992．北海道東部地方斜里の防潮保安林における早春期

- の鳥類相とラインセンサス法の問題点. *Strix* 11: 299-305.
- 太田嘉四夫. 1970. 北海道の森林性鳥類研究の諸課題. 北海道大学農学部 演習林研究報告 27(1): 63-68.
- Perrins, C. M. and Overall, R. 2001. Effect of increasing numbers of deer on bird populations in Wytham Woods, central England. *Forestry* 74(3): 299-309.
- Pons, P., Lambert, B., Rigolot, E. and Prodon, R. 2003. The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodiversity and Conservation* 12(9): 1843-1860.
- Recher, H. F. 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. *The American Naturalist* 103: 75-80.
- Rooney, T. P. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74(3): 201-208.
- Rooney, T. P. and Waller, D. M. 2003. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181: 165-176.
- Rossell, C. R., Gorsira, B. and Patch, S. 2005. Effects of white-tailed deer on vegetation structure and woody seedling

- composition in three forest types on the Piedmont Plateau. *Forest Ecology and Management* 210: 415-424.
- Russell, F. L., Zippin, D. V. and Fowler, N. L. 2001. Effect of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plants, plant populations and communities: A review. *The American Midland Naturalist* 146(1): 1-26.
- 佐野明. 2009. ニホンジカによるスギ, ヒノキ若・壮齢木の剥皮害の発生時期と被害痕の特徴. *哺乳類科学* 49(2): 237-243.
- さっぽろ自然調査館. 2012. 平成 23 年度知床生態系維持回復事業 エゾシカ食害状況評価に関する植生調査及び植生指標検討調査業務報告書. 123pp. 環境省釧路自然環境事務所, 北海道.
- さっぽろ自然調査館. 2013. 平成 24 年度知床生態系維持回復事業 エゾシカ食害状況評価に関する植生及び昆虫相調査業務報告書. 291pp. 環境省釧路自然環境事務所, 北海道.
- 佐藤重穂・岡井義明. 2007. 四国西南部の篠山におけるコルリの幼鳥の観察例. *四国自然史科学研究* (4): 38-40.
- Seki, S. I., Fujiki, D. and Sato, S. 2014. Assessing changes in bird communities along gradients of undergrowth deterioration in deer-browsed hardwood forests of western Japan. *Forest Ecology and Management* 320: 6-12.

- 関根達郎・佐藤治雄．1992．大台ヶ原山におけるニホンジカによる樹木の剥皮．日本生態学会誌 42(3): 241-248.
- Shelton, A. L., Henning, J. A., Schultz, P. and Clay, K. 2014. Effects of abundant white-tailed deer on vegetation, animals, mycorrhizal fungi, and soils. *Forest Ecology and Management* 320: 39-49.
- 知床財団．2008．平成 20 年度国立公園民間活用特定自然環境保全活動（グリーンワーカー）事業「知床岬における鳥類相モニタリング等委託業務」報告書．32pp．環境省釧路自然環境事務所，北海道．
- 知床財団．2012．平成 24（2012）年度（春期）知床国立公園エゾシカ捕獲手法検討業務報告書．58pp．環境省釧路自然環境事務所，北海道．
- 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．*Wildlife Conservation Japan* 11(1): 43-66.
- Suominen, O., Danell, K. and Bergström, R., 1999. Moose, trees, and ground-living invertebrates: indirect interactions in Swedish pine forests. *Oikos* 84: 215-226.
- Suominen, O. and Danell, K. 2006. Effects of large herbivores on

- other fauna. Conservation Biology Series-Cambridge- 11: 383.
- 鈴木悌司・斎藤新一郎・斎藤満. 1983. 岩見沢地方の天然生落葉広葉樹林における繁殖期の鳥類群集. 林試研報 21: 95-103.
- 高槻成紀. 1989. 植物及び群落に及ぼすシカの影響. 日本生態学誌 39: 67-80.
- Takatsuki, S. and Gorai T. 1994. Effects of sika deer on the regeneration of a *Fagus crenata* forest on Kinkazan Island, northern Japan. Ecological Research 9:115-120.
- Tamada, K. 2006. Population change of grassland birds over ten years in Nakashibetsu, eastern Hokkaido. Ornithological Science 5(1): 127-131.
- 玉田克巳. 2007. 知床半島先端部の海岸台地における草原性鳥類. Strix 25: 119-124.
- 田村實・上田恵介. 2001. コルリの繁殖生態. Strix 19: 11-20.
- 田村淳. 2010. ニホンジカの採食により退行した丹沢山地冷温帯自然林における植生保護柵の設置年の差異が多年生草本の回復に及ぼす影響. 保全生態学研究 15(2): 255-264.
- Tanentzap, A. J., Burrows, L. E., Lee, W. G., Nugent, G., Maxwell, J. M. and Coomes, D. A. 2009. Landscape-level vegetation recovery from herbivory: progress after four decades of

invasive red deer control. *Journal of Applied Ecology* 46:
1064-1072.

田崎冬記・宮木雅美・戸田秀之・三宅悠介．2013．知床岬台地草原
におけるエゾシカ密度操作実験の植生応答および植生指標の検討
(特集「シカの採食圧による植生被害防除と回復」)．*日本緑化工
学会誌* 39(4): 503-511.

Teichman, K. J., Nielsen, S. E. and Roland, J. 2013. Trophic
cascades: linking ungulates to shrub - dependent birds and
butterflies. *Journal of animal ecology* 82(6): 1288-1299.

常田邦彦．2006．自然公園におけるシカ問題 人とシカのかかわり
の歴史を踏まえて．*世界遺産をシカが喰う シカと森の生態学*(湯
本貴和・松田裕之編)，20-37．文一総合出版，東京．

常田邦彦・鳥居敏男・宮木雅美・岡田秀明・小平真佐夫・石川幸男・
佐藤謙・梶光一．2004．知床を対象とした生態系管理としてのシ
カ管理の試み．*保全生態学研究* 9: 193-202.

辻岡幹夫．1999．シカの食害から日光の森を守れるか—野生動物と
の共生を考える．159pp．随想舎，埼玉．

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
(特集「深刻化するシカ問題-各地の報告から-」)．*森林科学 日本
林学会会報* 61: 21-24.

- 宇野裕之. 2013. エゾシカの過増加と森林植生 : 野生動物管理の視点 (北方森林学会大会シンポジウム「生物多様性保全をいかに地域で具現化するか?」). 北方森林研究 61: 5-6.
- Vanhinsbergh, D., Fuller, R. J. and Noble, D. 2003. A review of possible causes of recent changes in populations of woodland birds in Britain. BTO Research Report No,245.
- Waller, D.M., Alverson, W.S., 1997. The white-tailed deer: a keystone herbivore. Wildlife Society Bulletin 25(1): 217-226.
- Wheatall, L., Nuttle, T.I.M. and Yerger, E. 2013. Indirect effects of pandemic deer overabundance Inferred from Caterpillar-Host relations. Conservation Biology 27: 1107-1116.
- White, M. A. 2012. Long-term effects of deer browsing: composition, structure and productivity in a northeastern Minnesota old-growth forest. Forest Ecology and Management 269: 222-228.
- Whitney, G.G. 1984. Fifty years of change in the arboreal vegetation of Heart s Content, an old growth hemlock-white pine-northern hardwood stand. Ecology 65: 403-408.
- 山口喜盛. 2004. 丹沢産シカの高密度が鳥類群集に与えている影響.

神奈川自然誌資料 25: 1-4.

Yokoyama, S. and Shibata, E. 1998. The effects of sika-deer browsing on the biomass and morphology of a dwarf bamboo, *Sasa nipponica*, in Mt. Ohdaigahara, central Japan. *Forest Ecology and Management* 103: 49-56.

依光良三. 2011. シカと日本の森林. 226pp. 築地書館, 東京.

由井正敏. 1976. 森林性鳥類の群集構造解析. 山階鳥類研究所研究報告 8(3): 223-248.

吉田剛司. 2013. 平成 25 年度 環境研究総合推進費 終了成果報告集「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. [online] URL:

http://www.env.go.jp/policy/kenkyu/suishin/kadai/syuryo_report/h25/pdf/4D-1103.pdf

湯本貴和. 2006. シカと森の「今」をたしかめる. 世界遺産をシカが喰う シカと森の生態学 (湯本貴和・松田裕之編), 3-14. 文一総合出版, 東京.

Zhu, J. J. and Beck, E. 1991. Water relations of *Pacysandra* leaves during freezing and thawing. *Plant Physiology* 97: 1146-1153.

図表

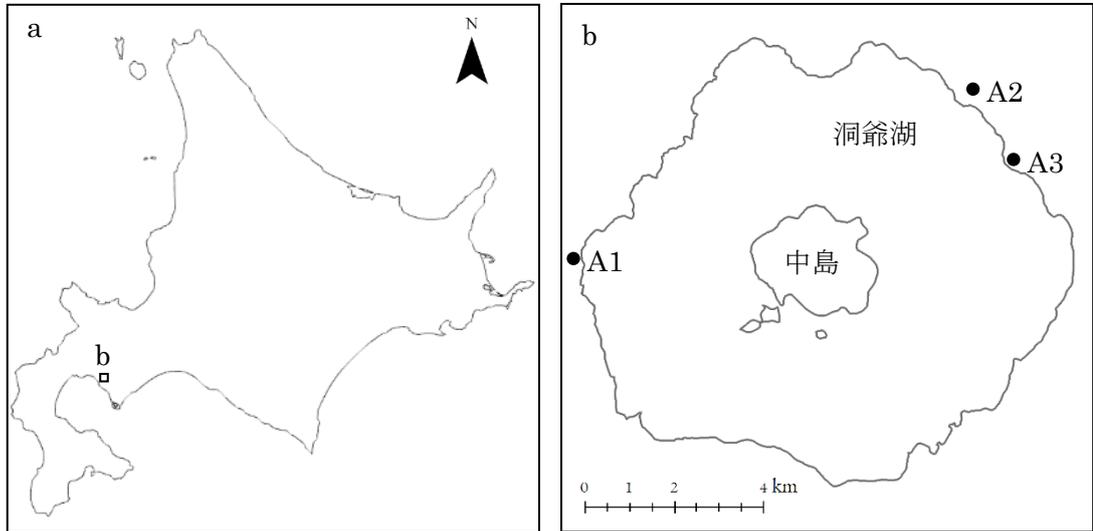


図1. a) 北海道における洞爺湖の位置図及び b) 洞爺湖と中島の位置図

● 録音機設置地点 (A1～A3)

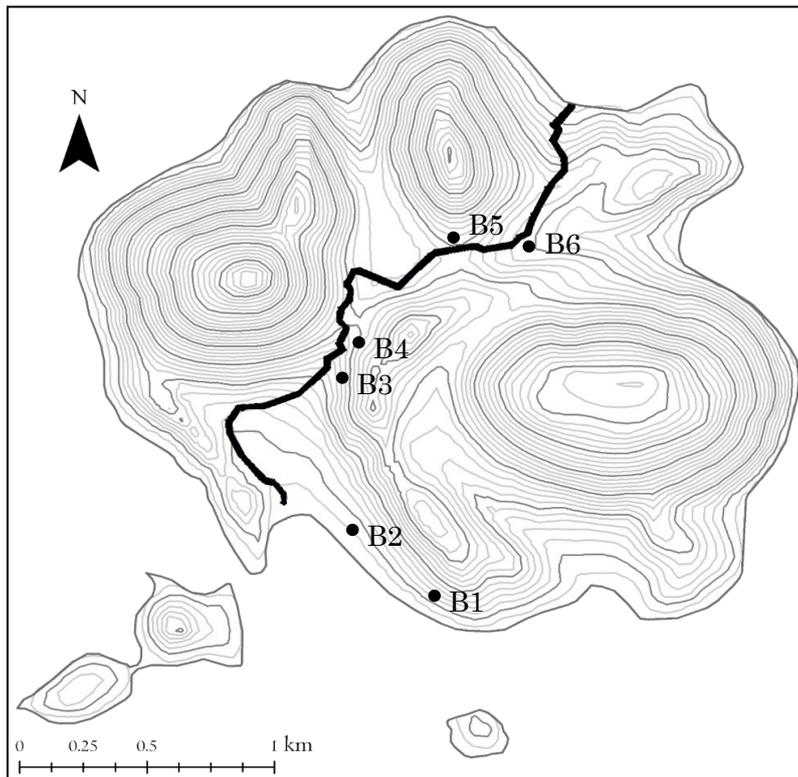


図2. 洞爺湖中島におけるラインセンサス調査のルート (2010年) 及び録音機設置地点

(2013年) — 調査ルート ● 録音機設置地点 (B1～B6)

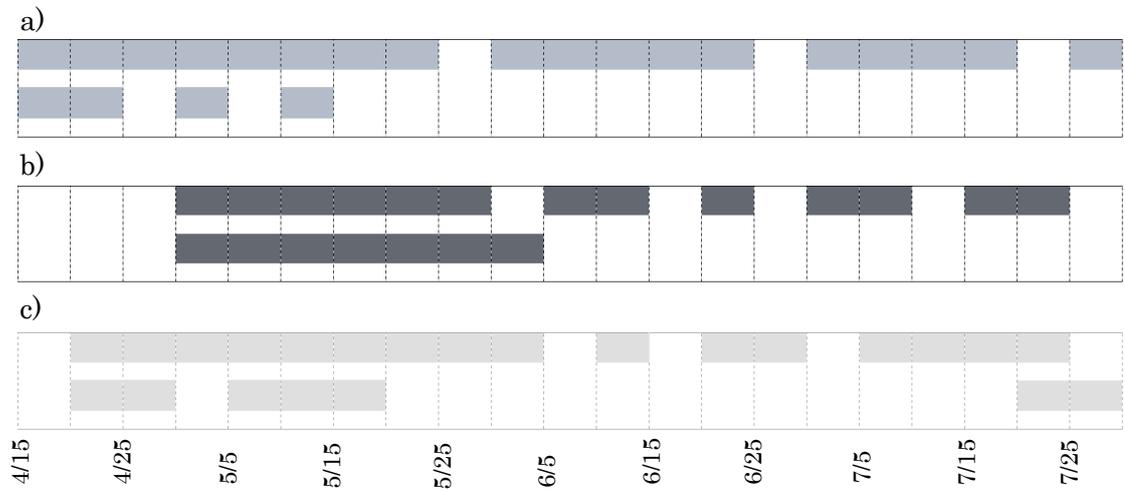


図 3. a) アオジ, b) コルリ, c) ウグイスのさえずりの季節消長
 上段：島外の湖畔（シカ低密度地域），下段：中島（シカ高密度地域）

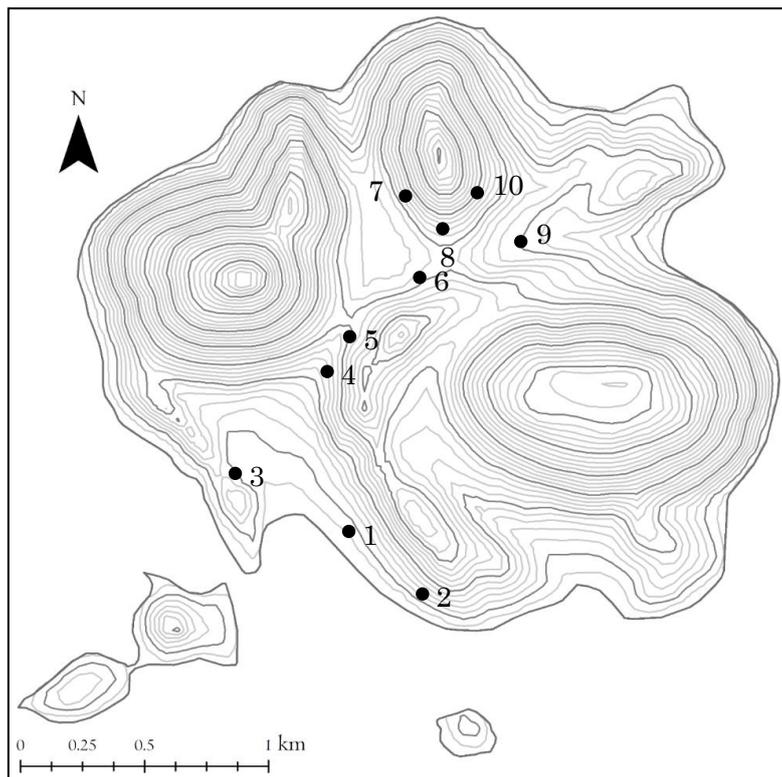


図 4. 洞爺湖中島における音声録音機の設置地点●（2011年）

a)



b)

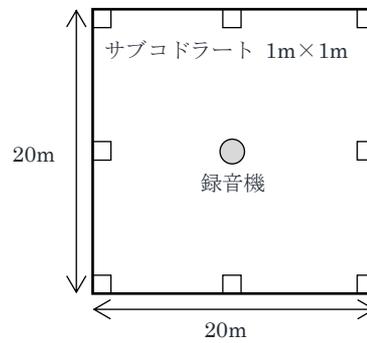


図 5. a) 音声録音調査機材の設置風景と b) 植生コドラードの見取図

自動録音機は、SANYO 社の ICR-PS004M を用いて、プラスチックカバーにより防水処理を施した。録音機を中心に 20m コドラード内に 8 か所のサブコドラード (1m^2) を四隅と四辺の midpoint の計 8 カ所に設置した。

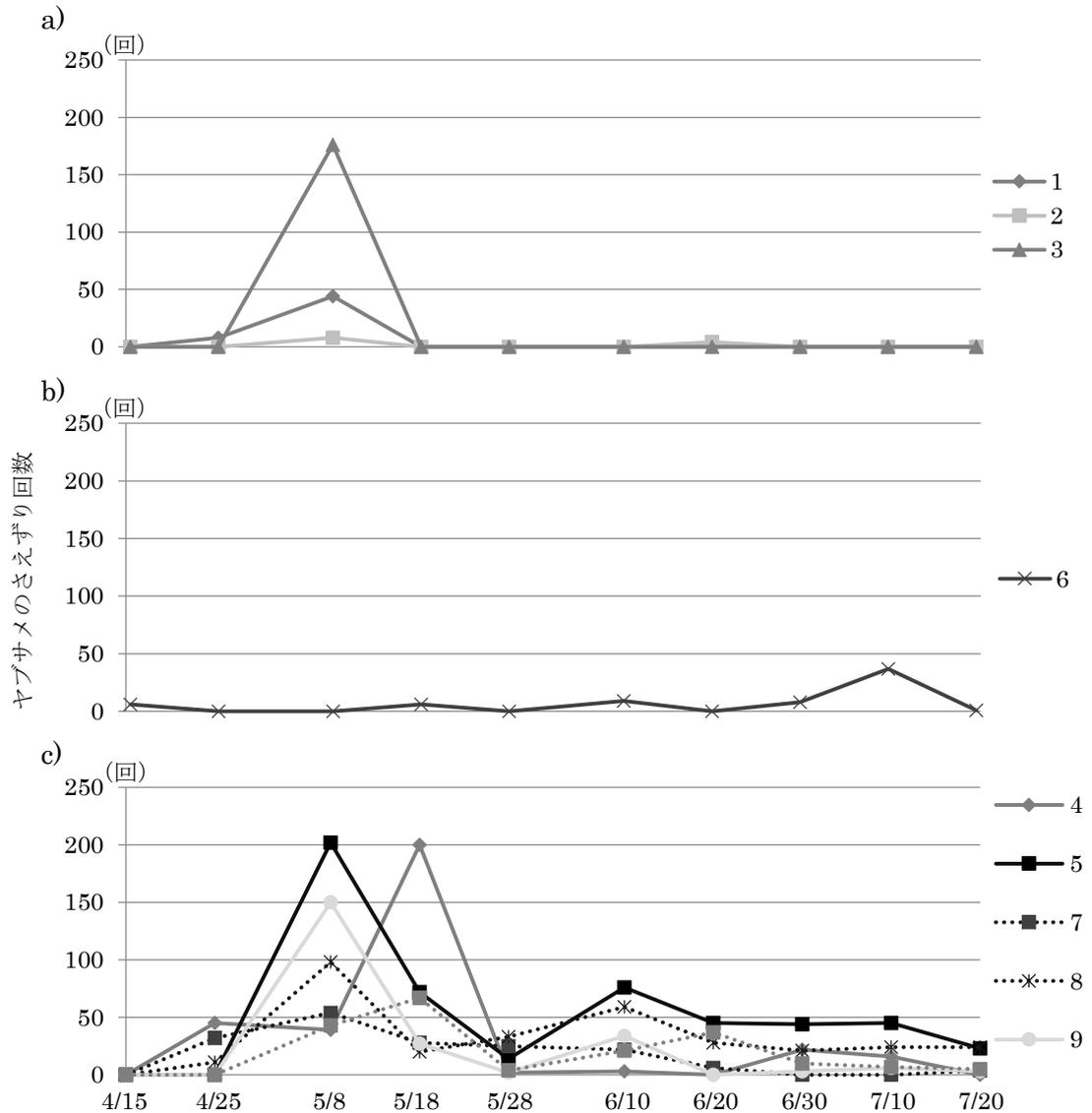


図 6. コドラート (No.1 - 10) におけるヤブサメのさえずり回数の季節推移

a) コドラート No.1, 2, 3 では、飛来期 (5 月初旬) はさえずりが多く録音されたが、つがい形成と造巣期 (6 月中旬以降) はさえずりが減少し、繁殖を実施できていない。

b) コドラート No.6 では、飛来期からつがい形成と巣作りの時期までさえずりがほとんど確認できない。6 月中旬にさえずりのピークを迎えたのは 2 回目の繁殖シーズンであると推測できる。

c) コドラート No. 4, 5, 7, 8, 9, 10 では、飛来後にさえずりを開始し、a と同様に 5 月上旬から中旬に最も多く録音された。さらに、つがい形成と巣作りの時期にもさえずりは続き、6 月下旬から 7 月上旬の雛の巣立ちまで連続的に録音できた。

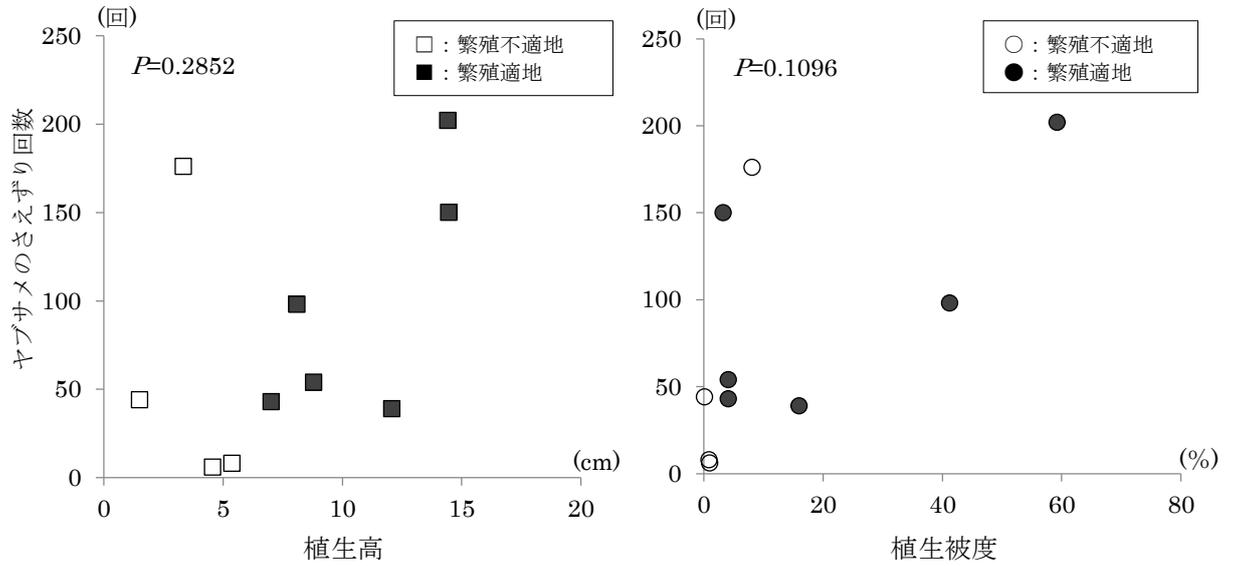


図 7. 洞爺湖中島でのヤブサメの飛来・つがい形成期 (5/8) におけるさえぎり回数と植生高 (cm), 植生被度 (%) との関係

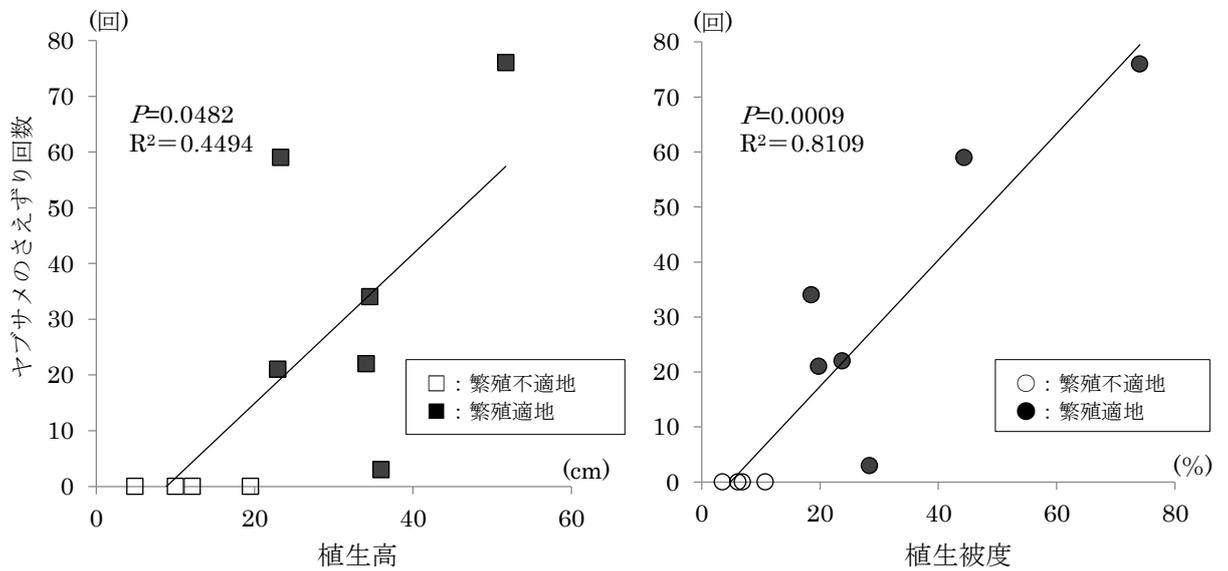


図 8. 洞爺湖中島でのヤブサメの育雛期 (6/10) におけるさえぎり回数と植生高 (cm), 植生被度 (%) との関係

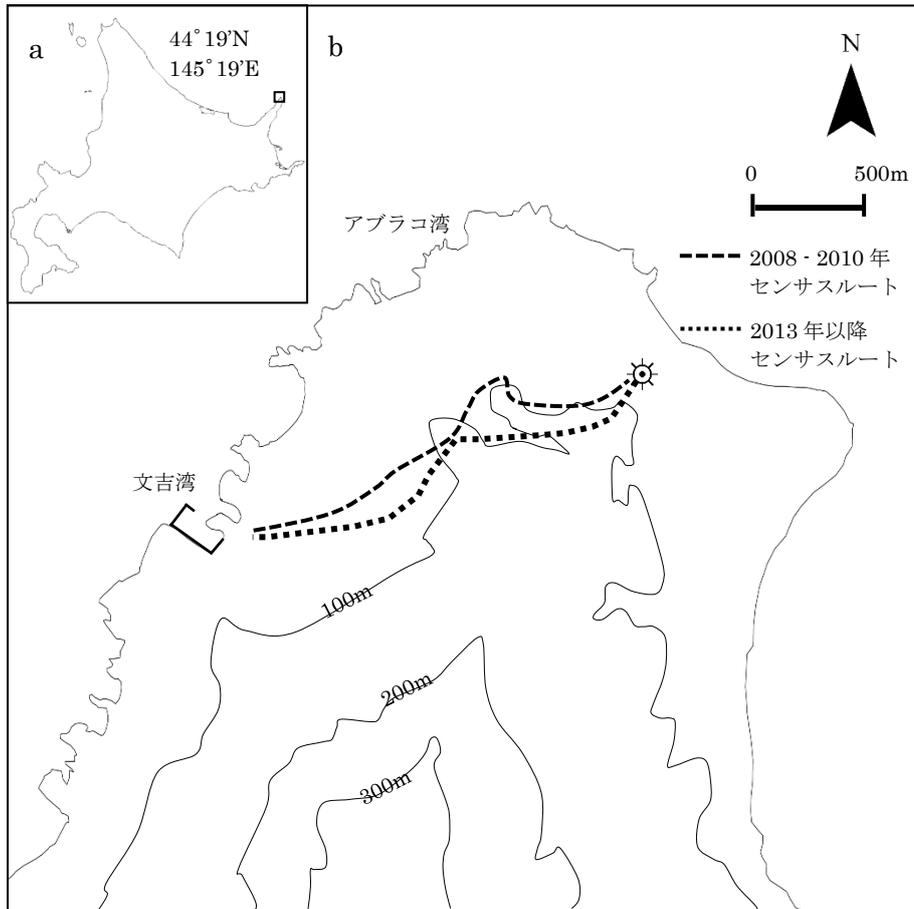


図 9. a) 北海道における知床岬の位置図及び b) 知床岬における森林景観を通過するラインセンサス調査ルート

2012 年に林内に仕切り柵が設置されたため、2013 年以降は 2010 年までのルートと限りなく近くなるように再設定した。

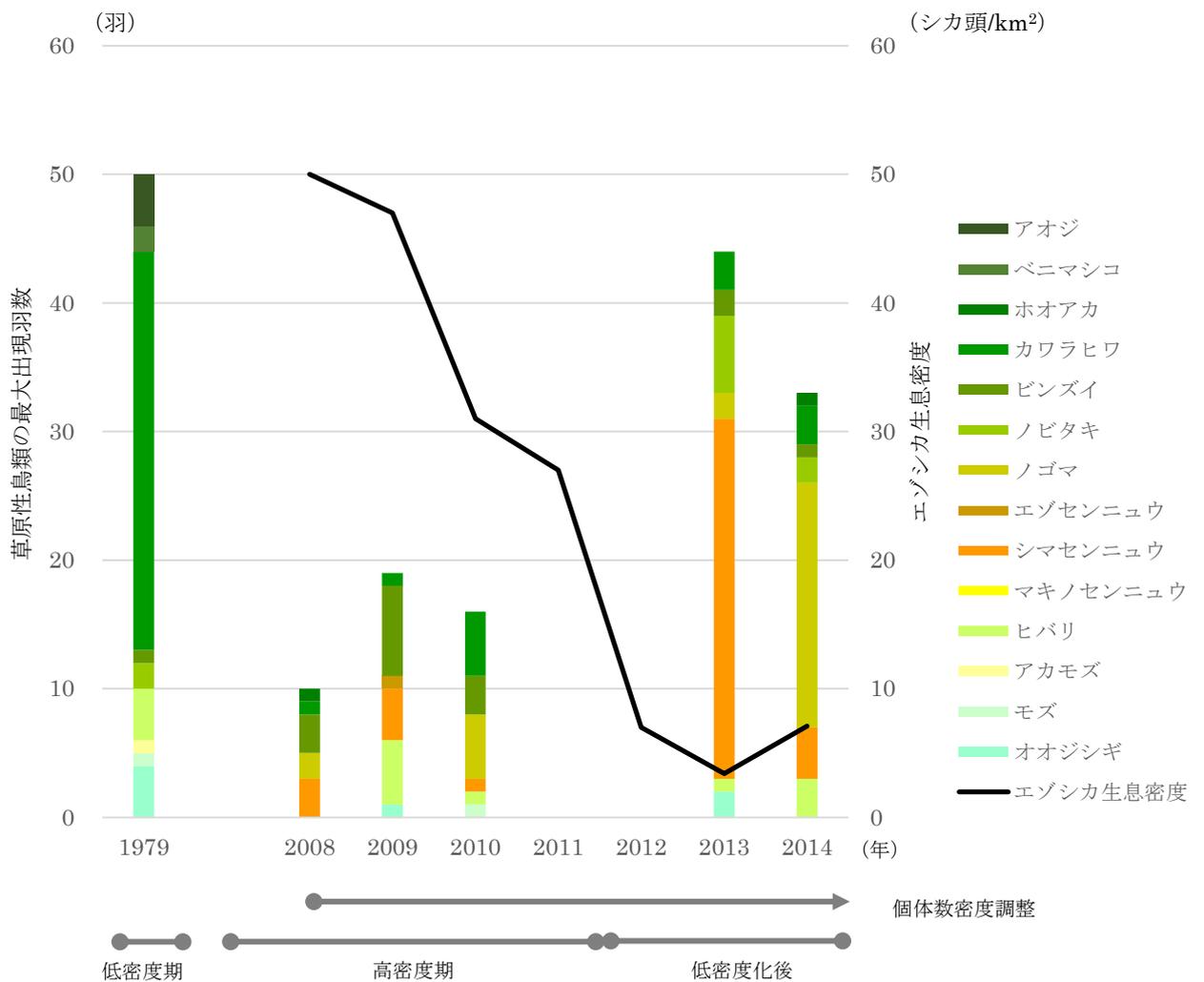


図 10. 知床岬台地草原における草原性鳥類の最大出現羽数（羽）とエゾシカ生息密度（頭/km²）の変化

エゾシカの生息密度は当年の 5 月（前シカ年度末）の数値であり，鳥類の羽数は当年の 6 月の数値を示す．なお 2008 年は 1 回のみのセンサスであったが，参考として出現羽数を記載した．（エゾシカの生息密度はエゾシカ・陸上生態系ワーキンググループ平成 26 年度第 2 回会議資料 1-1「H26 シカ年度知床岬地区におけるエゾシカ捕獲事業 案」より作成．）

表 1. 洞爺湖中島においてラインセンサス調査により確認された鳥類種と 1 km あたりの個体数 (羽/km)

* 25m 範囲外出現種

種名 Species	学名 Scientific name	営巣型 Nesting site	Number of birds / km		
			24-Apr	11-May	16-Jun
ヤブサメ	<i>Urosphena squameiceps</i>	for-g	1.2	6.0	3.2
エゾムシクイ	<i>Phylloscopus borealoides</i>	for-g		1.2	
センダイムシクイ	<i>Phylloscopus coronatus</i>	for-g		1.2	0.8
ミノサザエ	<i>Troglodytes troglodytes</i>	for-g	0.4		
コルリ	<i>Luscinia cyane</i>	for-g		1.2	0.4
オオルリ	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	for-g			1.2
アオジ	<i>Emberiza spodocephala</i>	for-g, gls-g, sh	0.4		
アカハラ	<i>Turdus chrysolaus</i>	sh, int-cap		0.4	0.4
カワラヒフ	<i>Chloris sinica</i>	sh, int-cap, up-cap	2.0		
クロツグミ	<i>Turdus cardis</i>	int-cap		0.4	0.8
キジバト	<i>Streptopelia orientalis</i>	int-cap	0.4		
ククイタダキ	<i>Regulus regulus</i>	int-cap, up-cap		*	*
エナガ	<i>Aegithalos caudatus</i>	int-cap, up-cap	0.8		
ハシボソガラス	<i>Corvus corone</i>	up-cap	0.4	*	*
ハシブトガラス	<i>Corvus macrorhynchos</i>	up-cap	1.2	2.8	1.6
コゲラ	<i>Dendrocopos kizuki</i>	cav		0.4	0.8
オオアカゲラ	<i>Dendrocopos leucotos</i>	cav	0.8		0.4
ヤマゲラ	<i>Picus canus</i>	cav	0.8	0.8	0.4
ハシブトガラ	<i>Poecile palustris</i>	cav	1.2	0.8	*
ヤマガラ	<i>Poecile varius</i>	cav	0.4	2.4	0.8
ヒガラ	<i>Periparus ater</i>	cav	*	0.8	*
シジュウカラ	<i>Parus minor</i>	cav	2.0	2.8	1.2
ゴジュウカラ	<i>Sitta europaea</i>	cav	1.6	1.6	*
キビタキ	<i>Ficedula narcissina</i>	cav		0.8	2.0
ニュウナイスズメ	<i>Passer rutilans</i>	cav		0.4	0.8

表 2. 洞爺湖中島および島外の湖畔において直接観察ならびに音声録音調査により確認された鳥類種リスト(※は鳴き声, ドラミングともに類似しており同定が困難な種を示す.)

種名 Species	学名 Scientific name	営巣型 Nesting site	湖畔 (シカ低密度)		中島 (シカ高密度)	
			直接観察	音声	直接観察	音声
オシドリ	<i>Aix galericulata</i>	wtr, cav	●		●	
カワアイサ	<i>Mergus merganser</i>	wtr, cav			●	
カルガモ	<i>Anas poecilorhyncha</i>	wtr	●		●	
ハクセキレイ	<i>Motacilla alba</i>	wtr, gls-g	●			
オオジシギ	<i>Gallinago hardwickii</i>	gls-g	●	●		
ビンズイ	<i>Anthus hodgsoni</i>	gls-g, for-g			●	
ミソサザイ	<i>Troglodytes troglodytes</i>	for-g	●	●	●	●
コマドリ	<i>Erithacus akahige</i>	for-g			●	
ノゴマ	<i>Erithacus calliope</i>	gls-g			●	
コルリ	<i>Erithacus cyane</i>	for-g	●	●	●	●
ルリビタキ	<i>Erithacus cyanurus</i>	for-g	●			
ノビタキ	<i>Saxicola torquata</i>	gls-g	●			
ヤブサメ	<i>Urosphena squameiceps</i>	for-g	●	●	●	●
エゾムシクイ	<i>Phylloscopus tenellioes</i>	for-g	●	●	●	●
センダイムシクイ	<i>Phylloscopus coronatus</i>	for-g	●	●	●	●
オオルリ	<i>Cyanopitila cyanomelana</i>	for-g	●	●	●	●
アオジ	<i>Emberiza spodocephala</i>	for-g, gls-g, sh	●	●	●	●
ウグイス	<i>Cettia diphone</i>	sh	●	●	●	●
エゾセンニュウ	<i>Locustella fasciolata</i>	sh	●	●		
クロジ	<i>Emberiza variabilis</i>	sh			●	
ベニマシコ	<i>Uragus sibiricus</i>	sh	●	●	●	●
ヒヨドリ	<i>Hypsipetes amaurotis</i>	sh, int-cap	●	●		
クロツグミ	<i>Turdus cardis</i>	sh, int-cap	●	●	●	●
アカハラ	<i>Turdus chrysolaus</i>	sh, int-cap	●	●	●	●
メジロ	<i>Zosterops japonica</i>	sh, int-cap, up-cap	●	●	●	●
イカル	<i>Eophona personata</i>	sh, int-cap, up-cap	●		●	
キジバト	<i>Streptopelia orientalis</i>	int-cap	●	●	●	●
アオバト	<i>Treron sieboldii</i>	int-cap	●	●	●	●
キクイタダキ	<i>Regulus regulus</i>	int-cap, up-cap	●		●	
コサメビタキ	<i>Muscicapa dauurica</i>	int-cap, up-cap	●	●	●	
エナガ	<i>Aegithalos caudatus japonicus</i>	int-cap, up-cap	●	●	●	●
マヒワ	<i>Carduelis spinus</i>	int-cap, up-cap	●		●	
カワラヒワ	<i>Carduelis sinica</i>	int-cap, up-cap	●	●	●	●
カケス	<i>Garrulus glandarius brandtii</i>	int-cap, up-cap	●	●		
オオタカ	<i>Accipiter gentilis</i>	up-cap			●	
ハシボソガラス	<i>Corvus corone</i>	up-cap	●	●	●	●
ハシブトガラス	<i>Corvus macrorhynchos</i>	up-cap	●	●	●	●
アオバズク	<i>Ninox scutulata</i>	cav			●	
エゾフクロウ	<i>Strix uralensis japonica</i>	cav	●		●	
コゲラ	<i>Picoides kizuki</i>	cav	●	●	●	●
オオアカゲラ	<i>Picoides leucotos</i>	cav	●	●※	●	●※
アカゲラ	<i>Picoides major</i>	cav	●	●※	●	●※
ヤマゲラ	<i>Picus canus</i>	cav	●	●	●	●
クマゲラ	<i>Dryocopus martius</i>	cav	●		●	
ジョウビタキ	<i>Phoenicurus aureoreus</i>	cav	●			
キビタキ	<i>Ficedula narsiissina</i>	cav	●	●	●	●
ヒガラ	<i>Parus ater</i>	cav	●	●	●	●
ハシブトガラ	<i>Parus palustris</i>	cav	●	●	●	●
コガラ	<i>Par+E59+C52</i>	cav	●	●	●	●
シジュウカラ	<i>Parus major</i>	cav	●	●	●	●
ヤマガラ	<i>Parus varius</i>	cav	●	●	●	●
ゴジュウカラ	<i>Sitta europaea</i>	cav	●	●	●	●
キバシリ	<i>Certhia familiaris</i>	cav	●		●	
コムクドリ	<i>Sturnus philippensis</i>	cav	●	●		
カクコウ	<i>Cuculus canorus</i>	prs	●	●		
ツツドリ	<i>Cuculus saturatus</i>	prs	●	●	●	●
合計	56		46	37	43	30

表 3. 各植生コドラート (No.1 - No.10) で出現した植物種リスト

(植物の嗜好性については、助野・宮木 2007 を参考に一部改変)

種名 Species	学名 Scientific name	Abb.	Deer Preference	Quadrat No.											
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
オウレンシダ	<i>Dennstaedtia wilfordii</i>	Dw	+			○									
イワガネゼンマイ	<i>Coniogramme intermedia</i>	Ci	-					○							
トドマツ(実生)	<i>Abies sachalinensis</i>	As	-			○									
コウライテンナンショウ	<i>Arisaema serratum</i>	Ase	-	○			○	○	○	○	○	○	○	○	○
コバノイラクサ	<i>Urtica laetevirens</i>	Ul	+					○							
ヒトリシズカ	<i>Chloranthus japonicus</i>	Cj	-	○			○	○		○					
フタリシズカ	<i>Chloranthus serratus</i>	Cs	-	○	○			○	○	○				○	
ヤマシヤクヤク	<i>Paronia japonica</i>	Pj	-										○		
ジャニンジン	<i>Cardamine impatiens</i>	Cim	+						○						
ネコノメソウ	<i>Chrysosplenium grayanum</i>	Cg	+						○						
ツルアジサイ	<i>Hydrangea petiolaris</i>	Hp	+			○			○						
イワガラミ	<i>Schizophragma hydrangeoides</i>	Sh	+		○										
シウリザクラ(萌芽)	<i>Prunus siori</i>	Ps	+		○										○
エゾイタヤ(実生)	<i>Acer mono</i>	Am	+		○		○		○						
フッキソウ	<i>Pachysandra terminalis</i>	Pt	-			○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
ナニワズ	<i>Daphne pseudo-mezereum</i>	Dp	-										○		
オオチドメ	<i>Hydrocotyle dulce</i>	Hd	+			○									
フデリンドウ	<i>Gentiana zollingeri</i>	Gz	+		○										
ツルリンドウ	<i>Tripterospermum japonicum</i>	Tj	+			○									
イケマ	<i>Cynanchum caudatum</i>	Cc	-					○		○				○	
ミヤマトウバナ	<i>Clinopodium sachalinense</i>	Csa	-					○							
タニギキョウ	<i>Peracarpa camosa</i>	Pc	+					○							
ハンゴンソウ	<i>Senecio cannabifolius</i>	Sc	-	○	○	○	○	○		○	○	○	○	○	○
セイヨウタンポポ	<i>Taraxacum officinale</i>	To	+							○	○				
ノミノフスマ	<i>Stellaria alsine</i>	Ch	+			○				○	○			○	○

表 4. 洞爺湖中島におけるエゾシカの嗜好性植物であるフッキソウ (*Pt*) とハンゴンソウ (*Sc*), その他の植物 (*others*), それぞれの被度 (%) 及び高さ (cm) の季節的な推移

No.1	day	4/15	4/26	5/5	5/18	5/28	6/9	6/18	6/30	7/13	7/21
<i>Pt</i>	(%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	(cm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sc</i>	(%)	0	0	0.1	0.6	0.6	0.9	1.9	1.9	2.5	2.5
	(cm)	0	0	6.0	20.8	27.5	49.5	51.0	63.0	87.5	99.0
others	(%)	0	0	0	0.3	0.6	3.3	5.6	6.3	7.0	8.9
	(cm)	0	0	0	7.5	10.7	18.5	20.7	20.2	21.5	22.5
Ave.	(%)	0	0	0.1	1.1	1.6	6.1	8.5	9.6	10.0	10.8
	(cm)	0	0	1.5	8.7	11.3	19.5	20.8	24.3	31.1	35.0

No.2	day	4/15	4/25	5/5	5/18	5/28	6/9	6/18	6/30	7/13	7/21
<i>Pt</i>	(%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	(cm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sc</i>	(%)	0	0	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.6
	(cm)	0	8.5	13.0	21.5	29.0	37.0	58.0	89.0	101.5	132.0
others	(%)	0	0.1	0.5	1.1	2.5	3.3	3.3	3.4	3.3	2.3
	(cm)	0	1.0	8.5	9.0	8.4	11.6	9.8	11.8	15.7	20.4
Ave.	(%)	0	0.3	0.9	1.4	2.5	3.5	3.5	3.6	3.5	2.5
	(cm)	0	2.4	5.4	7.6	9.4	12.1	16.9	25.2	29.3	38.1

No.3	day	4/15	4/25	5/5	5/18	5/28	6/9	6/18	6/30	7/13	7/21
<i>Pt</i>	(%)	7.6	7.6	7.6	8.3	8.3	8.9	9.5	9.5	10.1	10.8
	(cm)	8.0	9.0	10.8	11.5	13.2	14.3	19.5	21.8	22.5	24.3
<i>Sc</i>	(%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	(cm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
others	(%)	0	0.3	0.6	1.9	2.4	2.8	4.4	4.4	4.6	4.9
	(cm)	0	1.3	2.5	3.9	4.4	5.3	6.3	5.8	6.4	6.6
Ave.	(%)	7.6	7.8	8.1	9.8	10.0	10.8	13.6	13.6	14.3	14.8
	(cm)	2.0	2.6	3.3	3.8	4.4	4.9	6.4	6.9	7.2	7.7

No.4	day	4/15	4/25	5/5	5/18	5/28	6/9	6/18	6/30	7/13	7/21
<i>Pt</i>	(%)	13.9	14.5	14.8	16.4	17.0	19.8	22.4	22.6	22.6	23.6
	(cm)	11.9	12.7	14.7	17.1	18.4	19.7	18.2	18.1	19.4	19.8
<i>Sc</i>	(%)	0.8	1.0	1.3	5.4	7.4	11.4	19.1	19.8	22.3	24.3
	(cm)	17.8	18.4	23.4	31.5	41.4	74.2	98.3	111.7	118.8	138.6
others	(%)	0	0.3	0.3	0.4	0.6	0.5	0.4	0.5	0.8	0.8
	(cm)	0	4.5	10.3	12.7	14.2	21.0	27.0	21.3	31.0	34.8
Ave.	(%)	14.0	14.8	16.0	20.5	23.6	28.4	34.6	35.9	39.4	41.6
	(cm)	7.4	8.9	12.1	18.7	24.0	36.0	35.9	37.7	42.3	48.3

No.5	day	4/15	4/25	5/5	5/18	5/28	6/9	6/18	6/30	7/13	7/21
<i>Pt</i>	(%)	57	57	58	60	61	64	64	66	67	68
	(cm)	14	15	18	22	24	28	31	29	30	30
<i>Sc</i>	(%)	1	1	1.6	7.5	12.4	19.5	20.8	22.6	24.5	23.9
	(cm)	8	15	34.8	59.5	43.8	98.5	106.4	122.7	129.8	157.7
others	(%)	0	0.1	0.1	0.4	1.6	2.8	2.5	2.5	3.1	3.1
	(cm)	0	4.0	5.0	7.0	14.7	24.7	28.5	36.0	34.0	30.0
Ave.	(%)	56.9	57.4	59.3	64.1	67.8	74.1	75.6	78.8	81.3	81.9
	(cm)	5.4	8.5	14.4	30.3	32.2	51.7	56.1	61.9	63.9	68.5

No.6	day	4/15	4/25	5/5	5/18	5/28	6/9	6/18	6/30	7/13	7/21
<i>Pt</i>	(%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	(cm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sc</i>	(%)	0	0.6	0.9	2.4	2.8	3.9	3.9	6.6	7.8	9.0
	(cm)	4.3	7.1	14.4	20.9	23.0	24.1	31.2	57.8	77.6	86.6
others	(%)	0	0.3	0.4	0.8	0.8	2.6	3.1	4.5	5.3	4.9
	(cm)	0	3.0	3.8	3.8	3.9	3.9	4.9	6.3	8.2	9.3
Ave.	(%)	0.5	0.9	1.0	2.9	3.3	6.9	7.6	9.6	11.4	13.3
	(cm)	1.1	2.5	4.6	8.2	9.0	10.0	12.0	20.6	30.6	31.1

No.7	day	4/15	4/25	5/5	5/18	5/28	6/9	6/18	6/30	7/13	7/21
<i>Pt</i>	(%)	3.5	3.5	3.5	4.1	4.1	4.4	4.6	4.6	4.6	5.0
	(cm)	11.8	12.0	13.8	13.3	14.8	18.3	18.5	22.0	22.3	22.8
<i>Sc</i>	(%)	0	0.5	0.8	1.8	4.0	8.8	11.0	11.4	11.4	13.5
	(cm)	0	6.0	10.2	26.4	38.2	69.2	80.1	92.8	109.5	118.7
others	(%)	0	0	0.1	0.1	4.1	5.8	8.9	9.1	8.8	9.0
	(cm)	0	0	6.0	10.0	12.3	17.5	21.2	31.7	37.9	44.1
Ave.	(%)	3.5	3.6	4.1	6.3	14.3	23.8	30.0	30.6	28.8	29.4
	(cm)	2.9	4.5	8.8	15.7	22.0	34.1	39.4	47.3	53.6	56.8

No.8	day	4/15	4/25	5/5	5/18	5/28	6/9	6/18	6/30	7/13	7/21
<i>Pt</i>	(%)	38.1	40.0	40.0	40.6	40.6	40.6	43.8	43.8	44.4	46.3
	(cm)	12.1	12.7	14.4	14.3	15.7	18.3	19.2	19.7	20.8	21.0
<i>Sc</i>	(%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	(cm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
others	(%)	1.3	1.3	1.3	4.1	4.1	6.0	6.0	6.0	5.6	3.1
	(cm)	15.0	11.0	18.0	26.0	34.0	36.8	36.8	37.0	26.0	24.0
Ave.	(%)	38.1	40.0	41.3	43.1	43.8	44.4	47.5	47.5	48.1	49.4
	(cm)	6.8	5.9	8.1	15.5	19.0	23.3	25.9	27.0	16.2	11.3

No.9	day	4/15	4/25	5/5	5/18	5/28	6/9	6/18	6/30	7/13	7/21
<i>Pt</i>	(%)	1.5	1.5	1.5	2.0	2.3	2.6	3.1	3.4	3.6	4.0
	(cm)	14.1	15.0	14.1	14.0	15.8	17.1	19.1	21.0	21.4	22.1
<i>Sc</i>	(%)	0.5	1.1	2.3	6.4	8.9	12.9	15.4	17.5	21.5	22.5
	(cm)	17.3	22.3	27.0	49.1	75.8	74.8	88.5	100.1	105.8	116.4
others	(%)	0	0	0.3	0.4	1.4	2.0	3.9	3.9	5.1	5.8
	(cm)	0	0	7.8	14.0	13.0	17.2	30.5	38.5	42.4	47.1
Ave.	(%)	1.6	2.5	3.3	8.9	12.5	18.5	22.1	24.3	29.5	32.5
	(cm)	7.8	9.3	14.5	22.4	31.8	34.6	41.6	47.8	50.7	55.5

No.10	day	4/15	4/25	5/5	5/18	5/28	6/9	6/18	6/30	7/13	7/21
<i>Pt</i>	(%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	(cm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sc</i>	(%)	1.0	2.3	3.6	8.3	12.3	17.3	26.6	31.6	33.5	33.5
	(cm)	9.5	11.1	20.6	36.9	55.1	69.3	88.7	100.3	106.8	120.3
others	(%)	0	0.1	0.5	1.3	1.3	1.9	1.9	1.9	1.9	1.9
	(cm)	0	4.0	4.5	5.5	6.0	7.5	9.5	10.5	12.0	12.5
Ave.	(%)	1.0	2.3	4.1	10.3	14.5	19.8	30.4	34.8	36.4	36.1
	(cm)	2.4	3.8	7.0	13.1	18.2	22.9	29.4	32.9	35.9	42.2

表 5. 知床岬先端部における各年シカ年度末（5 月）におけるエゾシカ生息密度（エゾシカ・陸上生態系ワーキンググループ平成 26 年度第 2 回会議資料 1-1「H26 シカ年度知床岬地区におけるエゾシカ捕獲事業 案」より作成.）

シカ年度	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
生息数	348	327	216	189	49	24	50
生息密度（頭/km ² ）	50	47	31	27	7.0	3.4	7.1

シカ年度は 6 月から翌年の 5 月までで一年度とされる（環境省 2013）。これはシカの生態を考慮して考案されており，エゾシカの越冬期が終了する 5 月下旬を年度末とし，6 月から新たな年度を開始できるよう工夫されている。表中の生息数は，毎年 1 月から 2 月のうちに 1 度実施される越冬期航空カウントにより確認された生息数より，航空カウント後からシカ年度末までの捕獲数を引いて算出している。

表 6. 知床岬の森林景観におけるラインセンサス調査により確認された鳥類種と 1km あたりの生息密度 (羽/km)

*25m 範囲外確認種, ++多数のため個体数密度算出不可

種名 Species	学名 Scientific name	営巣型 Nesting site	2008		2009		2010		2013		2014	
			14-Jul	9-Jun	10-Jun	12-Jun	21-Jun	22-Jun	17-Jun	18-Jun		
カモメ	<i>Larus canus</i>	sea										
オオセグロカモメ	<i>Larus schistisagus</i>	sea	*	*			*			*		
アマツバメ	<i>Apus pacificus</i>	sea	5.0	*			*			0.6		
オオジシギ	<i>Gallinago hardwickii</i>	gls-g					*	*				
ヒバリ	<i>Alauda arvensis</i>	gls-g					*					
ノゴマ	<i>Luscinia calliope</i>	gls-g		0.6			*				0.6	
ヤブサメ	<i>Urosphena squameiceps</i>	for-g										*
メボソムシクイ	<i>Phylloscopus xanthodryas</i>	for-g		1.1			0.6					
エゾムシクイ	<i>Phylloscopus borealoides</i>	for-g							*			
センダイムシクイ	<i>Phylloscopus coronatus</i>	for-g	0.6	*	0.6	1.1	0.6	0.6	1.7			
コルリ	<i>Luscinia cyane</i>	for-g		3.9	*	1.1	1.1	1.1	0.6	1.1	0.6	
オオルリ	<i>Cyanoptila cyanomelana</i>	for-g							*			
ビンズイ	<i>Anthus hodgsoni</i>	for-g, gls-g	1.6	0.6	0.6	1.1						
ホオアカ	<i>Emberiza fucata</i>	gls-g, sh		0.6								
アオジ	<i>Emberiza spodocephala</i>	for-g, gls-g, sh	1.1	0.6				1.1			1.1	2.8
ウグイス	<i>Cettia diphone</i>	sh	0.6	*			*				*	*
シマセンニュウ	<i>Locustella ochotensis</i>	sh					*	0.6				*
エゾセンニュウ	<i>Locustella fasciolata</i>	sh	0.6	*	*	*	*	1.7			1.1	1.1
コヨシキリ	<i>Acrocephalus bistrigiceps</i>	sh					*					
ベニマシロ	<i>Uragus sibiricus</i>	sh									2.8	
クロツグミ	<i>Turdus cardis</i>	sh, int-cap										*
アカハラ	<i>Turdus chrysolaus</i>	sh, int-cap		1.7			*	*			*	0.6
カワラヒワ	<i>Chloris sinica</i>	sh, int-cap, up-cap	0.6		3.3			3.3	4.4	15.0	1.7	
メジロ	<i>Zosterops japonicus</i>	sh, int-cap, up-cap									*	
イカル	<i>Eophona personata</i>	sh, int-cap, up-cap	0.6									
キジバト	<i>Streptopelia orientalis</i>	int-cap							*			
アオバト	<i>Treron sieboldii</i>	int-cap	1.1				*				*	*
ウソ	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	int-cap	*	*								
ホシガラス	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	int-cap, up-cap	0.6									
キクイタダキ	<i>Regulus regulus</i>	int-cap, up-cap						*	0.6	1.1	0.6	
エナガ	<i>Aegithalos caudatus</i>	int-cap, up-cap						2.8	1.1			
コサメビタキ	<i>Muscicapa dauurica</i>	int-cap, up-cap									0.6	*
マヒワ	<i>Carduelis spinus</i>	int-cap, up-cap					0.6					
オジロワシ	<i>Haliaeetus albicilla</i>	up-cap					*					
ハンボソガラス	<i>Corvus corone</i>	up-cap	*					1.7	*	0.6	1.7	
ハンブトガラス	<i>Corvus macrorhynchos</i>	up-cap	*	*	1.1	0.6	0.6	0.6		0.6	1.1	
コゲラ	<i>Dendrocopos kizuki</i>	cav	2.7	0.6					0.6	1.1	*	
アカゲラ	<i>Dendrocopos major</i>	cav	0.6	*			*			*	1.1	
ハンブトガラ	<i>Poecile palustris</i>	cav		0.6				4.4	0.6		*	
コガラ	<i>Poecile montanus</i>	cav					*	2.8	0.6		*	
ヤマガラ	<i>Poecile varius</i>	cav						*				0.6
ヒガラ	<i>Periparus ater</i>	cav	1.1	1.1	0.6	3.3			1.7	1.7	1.7	*
シジュウカラ	<i>Parus minor</i>	cav			0.6			1.1	1.1	0.6	*	
ゴジュウカラ	<i>Sitta europaea</i>	cav	4.4					0.6	1.1			
キバシリ	<i>Certhia familiaris</i>	cav						1.1		0.6	0.6	
コムドリ	<i>Agropsar philippensis</i>	cav							10.0			
キビタキ	<i>Ficedula narcissina</i>	cav	2.2	2.8	2.2	1.1	3.9	2.2	2.2	2.2	2.2	
ニュウナイスズメ	<i>Passer rutilans</i>	cav							1.1			
ツツドリ	<i>Cuculus optatus</i>	par		0.6	*	*		*	*	*	*	0.6

表 7. 知床岬の森林景観においてラインセンサス調査により確認された森林性鳥類の生息密度 (羽/km)

*25m 範囲外確認種

種名 Species	営巣型 Nesting site	2008	2009	2010	2013	2014			
ヤブサメ	for-g					*			
メボソムシクイ	for-g		1.1	0.6					
エゾムシクイ	for-g				*				
センダイムシクイ	for-g	0.6	*	0.6	1.1	0.6	1.7		
コルリ	for-g		3.9	*	1.1	1.1	0.6	1.1	0.6
ビンズイ	for-g, gls-g	1.6	0.6	0.6	1.1				
アオジ	for-g, gls-g, sh	1.1	0.6			1.1		1.1	2.8
ウグイス	sh	0.6	*		*			*	*
ベニマシコ	sh							2.8	
エゾセンニュウ	sh	0.6	*	*	*	1.7		1.1	1.1
クロツグミ	sh, int-cap								*
アカハラ	sh, int-cap		1.7		*	*		*	0.6
カワラヒワ	sh, int-cap, up-cap	0.6		3.3		3.3	4.4	15.0	1.7

表 8. 知床岬の草地景観におけるラインセンサス調査により確認された鳥類種リスト
 *25m 範囲外確認種, ++多数のため個体数密度算出不可

種名 Species	学名 Scientific name	営巣型 Nesting site	出展 中川 (1981)		知床財団	本研究		2010		2013		2014	
			1979	1-Jul	2008	2009	2010	2013	2014				
ハシボソミズナギドリ	<i>Puffinus tenuirostris</i>	sea				*							
ヒメウ	<i>Phalacrocorax pelagicus</i>	sea				*							
ウミウ	<i>Phalacrocorax capillatus</i>	sea			0.4	*	*	*		*			
アマツバメ	<i>Apus pacificus</i>	sea		26.9	9.6	++	++	++	++	2.6	31.3	++	4.3
ウミネコ	<i>Larus crassirostris</i>	sea											
シロカモメ	<i>Larus hyperboreus</i>	sea				*							
オオセグロカモメ	<i>Larus schistisagus</i>	sea	2.8	2.3	0.9	0.4	*	*	1.3	1.3		0.4	
イワツバメ	<i>Delichon dasypus</i>	sea	7.8	10	4.3	*	*		*		0.9		1.3
イソヒヨドリ	<i>Monticola gularis</i>	sea			0.4				*	*			
ハクセキレイ	<i>Motacilla alba</i>	sea, gls*g			0.4		0.4		0.4	*	0.4	0.4	
オオジシギ	<i>Gallinago hardwickii</i>	gls*g	2.2			0.9	0.4	*		1.3	0.9	*	
ヒバリ	<i>Alauda arvensis</i>	gls*g	2.2	11.5			2.2	0.4	0.9	0.4	0.4	*	1.3
ノゴマ	<i>Luscinia calliope</i>	gls*g		2.3	0.9	0.4	*	2.2	1.7		0.9	4.3	8.3
ノビタキ	<i>Saxicola torquatus</i>	gls*g	1.1	0.8						3.9	2.6	1.7	0.9
コルリ	<i>Luscinia cyane</i>	for*g				*		*					
センダイムシクイ	<i>Phylloscopus coronatus</i>	for*g			*	*		*					
マキノセンニュウ	<i>Locustella lanceolata</i>	for*g						*					
ビンズイ	<i>Anthus hodgsoni</i>	for*g, gls*g	0.6		1.3	2.2	3	1.3	0.9	1.3	0.9	*	0.4
アオジ	<i>Emberiza spodocephala</i>	for*g, gls*g, sh	2.2	1.5	*			*					
モズ	<i>Lanius bucephalus</i>	sh	0.6					0.4		*			
アカモズ	<i>Lanius cristatus</i>	sh	0.6										
ウグイス	<i>Cettia diphone</i>	sh			*			*		*	*	*	
シマセンニュウ	<i>Locustella ochotensis</i>	sh			1.3	0.4	1.7	0.4		3	12.2	3.9	1.7
エゾセンニュウ	<i>Locustella fasciolata</i>	sh		0.8	*	*	0.4	*		*	*	*	
コヨシキリ	<i>Acrocephalus bistrigiceps</i>	sh									*		
ベニマシコ	<i>Uragus sibiricus</i>	sh	1.1										
アカハラ	<i>Turdus chrysolais</i>	sh, int*cap			*	*		*		*			
ホオアカ	<i>Emberiza fucata</i>	sh, int*cap			0.4	0.9				0.4	*		0.4
カワラヒワ	<i>Chloris sinica</i>	sh, int*cap, up*cap	17.2	4.6	0.4	*	0.4	2.2	2.2	1.3	1.3	3	1.3
キジバト	<i>Streptopelia orientalis</i>	int*cap						*			0.4		
アオバト	<i>Treron sieboldii</i>	int*cap, up*cap			*							*	
マヒワ	<i>Carduelis spinus</i>	int*cap, up*cap				3							
アオサギ	<i>Ardea cinerea</i>	up*cap			*								
オジロワシ	<i>Haliaeetus albicilla</i>	up*cap								0.4			*
ハシボソガラス	<i>Corvus corone</i>	up*cap			*	*	*	0.9	*	*	*	*	
ハシブトガラス	<i>Corvus macrorhynchos</i>	up*cap	0.6		0.9	*	0.4	0.4	*	*	*	*	
コガラ	<i>Dendrocopos kizuki</i>	cav			*								
アカゲラ	<i>Dendrocopos major</i>	cav											*
ハシブトガラ	<i>Poecile palustris</i>	cav									*		
ヒガラ	<i>Periparus ater</i>	cav	*					*		*			
シジュウカラ	<i>Parus minor</i>	cav	+		*			0.4	*	*	*		
ゴジュウカラ	<i>Sitta europaea</i>	cav	*							*	*		
ムクドリ	<i>Spodiopsar cineraceus</i>	cav	0.6										
キビタキ	<i>Ficedula narcissina</i>	cav			*	0.4	0.4	*		*	*		
ツツドリ	<i>Cuculus optans</i>	par			*		*	*				*	
出現種総数			17	9	23	22	16	24	12	20	22	15	13

表 9. 知床岬の草地景観においてラインセンサス調査により確認された草原性鳥類の生息密度 (羽/km)

*25m 範囲外確認種

種名 Species	営巣型 Nesting site	1979	2008	2009	2010	2013	2014					
オオジシギ	gls-g	2.2		0.9	0.4	*	1.3	0.9	*			
ヒバリ	gls-g	2.2	11.5		2.2	0.4	0.9	0.4	0.4	*	1.3	
ノゴマ	gls-g		2.3	0.9	0.4	*	2.2	1.7		0.9	4.3	8.3
マキノセンニュウ	gls-g					*						
ノビタキ	gls-g	1.1	0.8					3.9	2.6	1.7	0.9	
ビンズイ	for-g, gls-g	0.6		1.3	2.2	3	1.3	0.9	1.3	0.9	*	0.4
アオジ	sh, for-g, gls-g	2.2	1.5	*		*						
モズ	sh	0.6				0.4		*				
アカモズ	sh	0.6										
シマセンニュウ	sh			1.3	0.4	1.7	0.4		3	12.2	3.9	1.7
エゾセンニュウ	sh		0.8	*	*	0.4	*		*	*	*	
コヨシキリ	sh									*		
ベニマシコ	sh	1.1										
ホオアカ	sh, int-cap			0.4	0.9				0.4	*		0.4
カワラヒワ	s, int-cap, up-cap	17.2	4.6	0.4	*	0.4	2.2	2.2	1.3	1.3	3	1.3

附表. 鳥類の営巣型 (奥田ほか 2012, 2013 及び DeCalesta 1994 を参考に一部改変)

略称 Abb.	営巣型 Nesting site	営巣型名称		地上高	鳥類種 例
sea	seashore nesting	海岸性			カモメ類, ウミウ
wtr	waterside ground nesting	淡水性	地上営巣型	0 ≤ 0.5 m	淡水カモ類
gls-g	grassland ground nesting	草原性			ノビタキ, オオジシギ,
for-g	forest ground nesting	森林性			ヤブサメ, コルリ, アオジ
sh	shrub nesting	森林性	下層・低木営巣型	0.5 ≤ 3.0 m	ウグイス, アオジ, カワラヒワ
		草原性	草本・低木営巣型		シマセンニュウ, ノゴマ, ベニマシコ
int-cap	intermediate canopy nesting		中間層営巣型	3.0 ≤ 7.5 m	カワラヒワ, アカハラ
up-cap	upper canopy nesting		高木層営巣型	7.5 m ≤	カラス類
cav	cavity nesting		樹洞営巣型	—	キツツキ類, カラ類
prs	brood parasite		托卵型	—	カッコウ, ツツドリ