

2019 年度

修士論文

屈斜路湖中島のエゾシカの影響の把握

The impact of Sika deer(*Cervus nippon yesoensis*)

In the Nakashima Island of Lake Kusshiro, Hokkaido, Japan

21831003 大室 智暉

指導教員 野生動物学 准教授 立木 靖之

酪農学園大学大学院酪農学研究科

目次

1. 緒言
 - 1-1. 研究の背景
 - 1-1-1. ニホンジカによる生態系影響の現状
 - 1-1-2. 屈斜路湖中島とエゾシカ
 - 1-2. 研究の目的
2. 調査方法
 - 2-1. 調査地の概要
3. 中島のエゾシカ個体群を対象とした調査手法
 - 3-1. カメラトラップ調査
 - 3-2. 解析手法
 - 3-2-1. エゾシカ個体群の季節動向の把握
 - 3-2-2. エゾシカ個体群の個体数密度の推定
4. 屈斜路湖中島の下層植生を対象とした調査
 - 4-1. コドラート調査
 - 4-2. 解析手法
5. 屈斜路湖中島のエゾシカ個体群の現状の把握
 - 5-1. エゾシカ個体群の季節動向の把握
 - 5-1-1. 結果
 - 5-2. エゾシカ個体群の個体数密度の把握
 - 5-2-1. REM モデルの結果
 - 5-2-2. REST モデルの結果
 - 5-3. 総合考察
6. 島内におけるニホンジカが下層植生へ与える影響

6-1. 結果

6-2. 考察

7. 総括

7-1. 現在の屈斜路湖中島のエゾシカ個体群

7-2. 現在の屈斜路湖中島のエゾシカによる下層植生への影響

7-3. 総合考察

8. ABSTRACT

9. 謝辞

10. 引用文献

11. 図表

1 緒言

1-1 研究の背景

1-1-1 ニホンジカによる生態系影響の現状

シカ類などの草食動物は、生態系の構造や機能に大きな影響を及ぼすことが知られている(McShea and Rappole 1992, Waller and Alverson 1997). 特に、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(Rooney 2001, Rooney and Waller 2003, White 2012, Alverson et al. 1988, Augustine and DeCalesta 2003, Gill 1992, Horsley et al. 2003, Rossell et al. 2005, Russell et al. 2001, Whitney 1984) それに伴い、鳥類(Fuller 2001, DeCalesta 1994)や小型哺乳類(Shelton et al. 2014, Bush et al. 2012)や両生類(Brooks 1999)に影響を及ぼし、さらに土壌構造の変化(Bresstte et al. 2012, Shelton et al. 2014)まで生態系に様々な影響を及ぼすことが報告されている。

国内におけるニホンジカ(*Capreolus nippon*)の個体数密度が増加したことにより森林景観では、樹皮剥ぎの増加(前迫ほか 2006, 明石 2017)やササ類の退行(高槻 2005, 田村 2007, 寺井・柴田 2002), 希少植物への食害(田村ほか 2005), 樹木実生の生存への影響(柴田・日野 2009)などの植物相への影響のほか、鳥類相の種の多様性の低下(石田ほか 2010, 阪口ほか 2012)や土砂や林床リター移動量が増加し土壌侵食を促進(柳ほか 2008, 古澤ほか 2001), 土砂流出が原因となり河川の魚類や底生生物への影響(境 2013, Nakagawa 2019)などが報告されている。

北海道においても同様に、ニホンジカの亜種であるエゾシカ(*Capreolus nippon yesoensis*)の個体数の増加が全道的に確認されている(北海道 2019). 洞爺湖中島では、絶滅危惧植物を含めた維管束植物の減少や不嗜好性植物の増加(助野・宮木 2007, Miyaki and Kaji 2004). 知床半島では、嗜好性樹種の消失や不嗜好性植物の増加(矢部 1995, 常田ほか 2004)野付風連道立自然公園では、小径木の欠如やガンコウラン(*Empetrum nigrum L., var. japonicum*)の衰

退(宮木ほか 2003, 日野ほか 2016)などが生じており, 生物多様性を保全する上で, 下層植生の消失による土砂崩壊の危惧は, 国土保全上の問題としてとらえられ早急な対策を求められている.

Gross et al (2010)は, 有蹄類の爆発的増加を促進させる 5 つの要因として, (1) 余剰な餌, (2) 植生変化, (3) 効果的な捕食者の欠如, (4) 移動が制限された個体群, (5) 厳しい気象が挙げられている. 島嶼のような閉鎖的な空間では, 開放的な空間と違い, 閉じ込められた個体群である点や潜在的な資源に上限がある点といった条件が生じる. また, 島の歴史によっては人為的な導入個体の場合や自然分布の場合は, 捕食者が不在といった負の要因が追加される点もある. 捕食者は, 個体数を制限する要因となるためきわめて重要である. ポーランドのピアロウィエザ国立公園では, シカ類の死因としてオオカミの捕食がもっとも重要である(Jedrzejewski et al. 1992)といった報告やアメリカのスペリオール湖にあるロイヤル島では, ヘラジカ(*Alces alces*)の個体数はオオカミの個体数に影響をしており, 被食者と捕食者はともに個体数変動することが知られている(Peterson and Page 1988). したがって, 捕食者の影響が生じない環境化では, 個体数を制限する要因が減るため, 環境収容力に到達するのが早くなる.

捕食者のいない島嶼生態系での事例では, 南米のイギリス領サウスジョージア島に導入されたトナカイ(*Rangifer tarandus*)は, 個体数密度を増加により, 固有種のキングペンギン(*Aptenodytes patagonicus*)の巣などの地上営巣型の鳥類の巣の踏み潰しや固有植物の過採食による損失から土壌侵食が問題となっている(Bandon et al. 1989). また, オーストラリアのニュージーランドの島嶼における 7 種類の外来シカ類により採食可能な高さでの木本類や草本類の採食による森林構造の変化により, 不嗜好性植物群落の占有化や在来種の絶滅(David et al. 2003)などが報告されている. 国内でも, ニホンジカによる影響として, 金華山島(高槻 2006, Minami et al. 2009)や屋久島(石田ほか 2012)や洞爺湖中島(助野・宮木 2007, 梶 1986)などの島嶼生態系にて報告されている.

国内における開放環境では、ニホンジカは季節移動をするため、夏季と冬季の生息地を行き来し生息地域にある良質な餌資源を利用している(Igota et al. 2004, Uno・Kaji 2000, 泉山・望月 2008, 石塚ほか 2007). また、牧草地や落葉広葉樹林が多い地域ほど環境収容力が高いこと(Iijima and Ueno 2016). や、林縁が長いほど植物の生産性が高く、エゾシカの繁殖率を高めることに貢献しているといった報告がある(Miyashita et al. 2008). 上記の報告から、開放的な環境には、エゾシカを許容する生息地が多くあり、個体数がもし爆発的な増加をしたとしても通年的な高密度状態は維持しにくいことが考えられる. したがって、閉鎖的な環境は、開放的な環境よりも顕著に生態系へ影響が現れると考えられる.

1-1-2 屈斜路湖中島とエゾシカに関する既存の研究事例

北海道東部の阿寒摩周国立公園は、阿寒湖、摩周湖、屈斜路湖の3つの湖を有しており、過去の火山活動の影響によりできたカルデラ湖であり、冬季には、湖面が結氷し、結氷湖となる(環境省 2019). カルデラ地形や湖沼周辺は、越冬にエゾシカが必要とする環境条件に適しており(北原ほか 1998), 中でも阿寒湖周辺は、エゾシカの代表的な越冬地として有名であり、冬季になるとエゾシカが集中する(近藤ほか 1993, Uno and Kaji 2000). 屈斜路湖周辺も同様にエゾシカの越冬が確認されている. 屈斜路湖の中心部に位置する屈斜路湖中島も同様に、エゾシカが確認されている(近藤ほか 1993). 島内に分布する個体群は、冬季に湖が結氷した際に、湖畔から氷上を渡って中島に自然分布した個体群と思われ、結氷期間のみ島と湖畔間の移動が可能な半閉鎖的個体群であると考えられている(蜂谷 私信). しかし、島内に生息するエゾシカに関する情報は不足している.

一方、エゾシカの採食影響を及ぼす屈斜路湖中島の植生に関する研究は、五十嵐(1986)の1972年から1975年の間に、阿寒国立公園の森林植生の一環で実施した事例のみであり、阿寒湖周辺の森林植生に関する研究に比べて、屈斜路湖中島の森林植生に関する研究は不足している.

近年、地球温暖化の影響で、屈斜路湖に近接する摩周湖が2025年以降、湖面が全面結氷しなくなる可能性が示唆されており(濱田 2011)、近接する屈斜路湖も同様に全面結氷が難しくなる可能性が高いと考えられている。

今後、島内に分布するエゾシカは、将来的に結氷しなくなることにより、半閉鎖的個体群から閉鎖的個体群に変化すると共に、個体数密度の増加に伴う、島内の生態系の改変が懸念される。したがって、屈斜路湖中島におけるエゾシカに関する基盤情報の早急な収集が求められている。

1-2. 研究の目的

本研究では、屈斜路湖中島に生息するエゾシカ個体群の通年的な季節動向と個体数密度を明らかにするとともに、島内におけるエゾシカの下層植生への影響を明らかにし、島内のエゾシカ個体群の現状と下層植生への影響を把握することを目的とした。

2. 調査手法

2-1. 調査地の概要

調査地は、北海道東部の阿寒摩周国立公園内に位置する(図 1a). 国立公園内の北部にある屈斜路湖(図 1b)の中央部に位置する屈斜路湖中島は、ほぼ円形の緩やかな形態をなしており、その大きさは径 2.5km, 比高 175m(最標高の地点は 355m), 総面積 570ha である(図 1c).

屈斜路湖中島は、第一種特別地域で上陸禁止区域に指定されており、一般者の上陸が禁止されている無人島であり、観光含め利用は行われていない(環境省 2002). 過去に、植生調査(五十嵐 1986), 鳥類調査(松田 2017), 哺乳類相調査(近藤ほか 1993)を実施されたが、生態系情報に関するデータは極めて少ない. 本研究では、以下のように五十嵐(1986)を参考に、過去の屈斜路湖中島の森林植生を述べ、近藤ほか(1993)を参考に、過去の屈斜路湖中島のエゾシカの生息状況について述べる.

屈斜路湖中島の森林は、エゾマツ、トドマツ、ハリギリ、ウダイカンバ、ダケカンバ、オヒョウ、ナナカマド、カツラ、エゾイタヤ、ヤチダモ、アオダモなどが混生する針広混交林で、場所によっては、純林状のエゾマツ林やトドマツ林を形成していると報告されている. 林床植物は、エゾマツ林ではクマイザサ、ゴンゲンスゲが多く、トドマツ林ではクマイザサ、フッキソウが多い. 島中央部のエゾマツ林では、低木としてコヨウラクツツジ、つる植物として、ミヤマママタビ、チョウセンゴミシ、イワガラミ. 草本類では、マイヅルソウ、コミヤマカタバミ、フイリミヤマスミレ、ゴゼンタチバナ、シダ類としてホソバノトウゲシバ、タチマンネンスギ、及びコケ類が多い. 湖岸近くのエゾマツ林、トドマツ林では低木としてホザキナナカマド、トガスグリ、つる植物としてイワガラミ、チョウセンゴミシ、草本類としてミヤマタニタデ、シダ類としてオシダ、トクサなどが多い地域と記されている.

過去には、1942~43 年のみ戦時伐採が行われ、1956 年には風倒被害木の整理が行われ

ていた。伐採は、島中央の外輪山内で行われ、1942年にはトドマツ、エゾマツ、ハリギリの3種のみ伐採されていたが、1943年になるとウダイカンバも追加され、計4種が伐採されていたという記録がある。

屈斜路中島でのエゾシカの調査は、1991年9月に哺乳類相の調査の一環で実施されており、「小型の個体の足跡および採食痕を3か所で観察した」という記録のみである(近藤ほか1993)。1991年以降はエゾシカを含めた哺乳類相の調査は実施されていない。

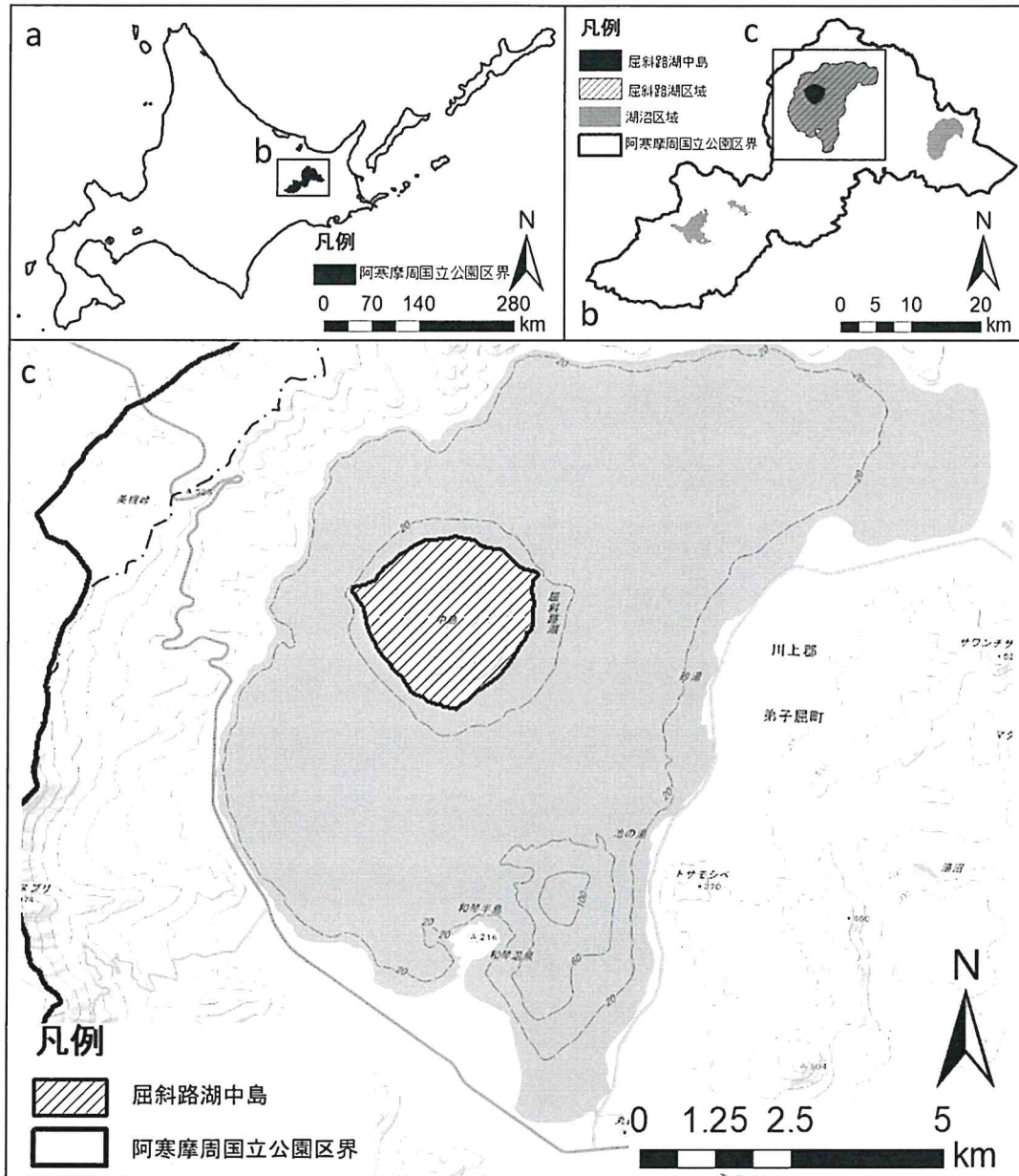


図1. 調査地位置図

3. 中島のエゾシカ個体群を対象とした調査手法

3-1. カメラトラップ調査

カメラトラップ調査には、(1)環境や動物への人為的攪乱を最小化する点、(2)効率的に長期時間のモニタリングを可能にする点、(3)昼と夜の活動性を平等にサンプリングする点、(4)警戒行動などの予想せぬ動物の行動を考慮する点などの利点が挙げられる(Carthew and Slater 1991, Cutler and Swann 1999, Silveira et al. 2003, 池田 2016). 屈斜路中島のエゾシカ個体群を対象とした調査は、天候の影響により島の上陸が困難な地域であり、頻度の高い点検が困難な上、基礎情報の少ないエゾシカ個体群の調査のため、本研究では、カメラトラップ調査は採用した。

カメラトラップ調査に用いた自動撮影カメラは Bushnell Trophycam HD を使用し、島内の 12 か所に設置した(図 2). カメラ設置地点は、地理情報システム(QGIS2.8, ArcGIS10.6.1 を使用)を用いて島内全域にランダムポイントを発生させ、12 地点をランダムサンプリングした。設営時は、現地でシカ道や痕跡が頻繁に観察される地域を考慮して決定した。

自動撮影カメラは、地上約 1m に固定し(2018 年 11 月～2019 年 5 月の間は、積雪期の影響と上陸可能日の調整を考慮し、約 1.5m に一時的に変更した)、シカ道全体をカバーするためにシカ道に平行にした(写真 1 左)。撮影モードは 1 イベントにつき動画を 15 秒撮影し、1 分間の休止時間を設けた。調査は、2018 年 11 月から 2019 年 10 月の約 1 年間行った。SD カードと電池の交換は、3 か月に 1 回実施した。



図2. 屈斜路湖中島におけるカメラトラップの設置地点



写真 1. カメラトラップの様子

(左：カメラトラップの様子，右：シカの滞在時間を測定するための区画を設営している様子)

3-2. 解析手法

3-2-1. エゾシカ個体群の季節動向の把握

撮影された全ての動画は、地点別及び各月ごとの 100 カメラ日当たり Relative Abundance Index(以下、RAI)を算出した。RAI は、O'Brien et al.(2003)により開発された手法であり、撮影された個体がある場所をどれだけ利用しているかを表す指標であり、撮影頻度から絶対数を推定することはできないが、相対的な密度指標となる(小金澤 2004)。

RAI は以下の式 1 式によって得られる。

$$\text{RAI} = (\text{シカ撮影枚数} / \text{カメラ日}) \times 100 \text{ カメラ日} \quad (\text{式 1})$$

撮影された個体の重複カウントを避けるために 1 時間以上経過した記録に限って集計し、最初の撮影イベントから 1 時間以内に再度複数枚、複数頭撮影されたとしても 1 頭の撮影とし、撮影枚数は 1 枚として扱った(池田 2016, 塚田ほか 2006, 松林ら 2009) カメラの設置から回収までの日数をカメラ日として概算した。さらに、積雪期はエゾシカの行動に影響

響を及ぼすことが報告されているため、積雪期(12月～3月)と非積雪期(4月～11月)にまとめ、地形状況(標高・傾斜・斜面方位)がどのように関係しているか把握するため、スピアマンの順位相関係数を用いて相関係数を算出した。

3-2-2. エゾシカ個体群の個体数密度の推定

島嶼でのシカ類の個体数密度の推定には、空中センサスや区画法などの直接観察データを用いた個体数の推定(梶 2018)と、糞粒法やカメラトラップを使用した間接的な推定(梶・富沢 1993)が用いられるが、屈斜路湖中島のエゾシカ個体群の個体数密度の推定には、後者のカメラトラップを用いた個体数密度推定を採用した。

本研究では、自動撮影カメラを用いた個体数密度の推定手法を Random Encounter Model と Random Encounter & Staying Time model の2種類を用いた。

第1に Random Encounter Model(Rowcliffe et al. 2008 ; 以下、REM モデル)とは、個体識別を必要とせず、カメラトラップデータと動物に装着した GPS 首輪のデータから得られる平均移動速度から算出できるモデルである。

REM モデルは以下の式2式によって得られる。

$$D = \{gy/t\} \cdot \{\pi/vr(2+\theta)\} \quad (\text{式 2})$$

D:個体数密度 (頭/km²)

g: 平均群れサイズ (頭/群れ)

y/t: 撮影頻度 (シカ撮影数/カメラ台数・日)

v: 対象動物の平均移動速度 (km/日)

r: センサーカメラの撮影可能距離 (km)

θ: 撮影可能角度 (弧度)

REM モデルの群れサイズは、撮影イベント内に移っていた個体数を頭数として、1 イベントを1群れとして扱い、その月別平均を使用した。平均移動速度は、洞爺湖中島の GPS

首輪個体の情報を使用し(表 1), 月別の平均移動速度を使用し計算した.

表 1. 洞爺湖中島の GPS 首輪の移動速度

	移動距離(km/日)
2018/3	1.18
2018/4	1.01
2018/5	1.60
2018/6	1.50
2018/7	0.64
2018/8	0.81
2018/9	0.73
2018/10	1.20
2018/11	1.11
2018/12	0.72
2019/1	0.64
2019/2	0.73
非積雪期	1.07
積雪期	0.82

積雪期は, 2018 年 3 月と 2018 年 12 月から 2 月

非積雪期は, 2018 年 4 月から 11 月

第 2 に Random Encounter & Staying Time model(Nakajima et al. 2017 ; 以下, REST モデル)とは, REM モデルの発想を引き継いだ手法となり, 自動撮影カメラの前の滞在時間を動物の移動速度の代用物として利用したモデルである(中島 2019).

REST モデルは以下の式 3 式によって得られる.

$$D=E(Y) \cdot E(T) / (sH) \quad (\text{式 3})$$

D：個体数密度

E (Y)：予想されたエゾシカの数（確率変数）

E (T)：予想されたエゾシカの滞在時間（確率変数）

s：確認された個々の撮影枚数

H：調査期間

滞在時間の測定には、カメラ設置時及びカメラ点検時に、カメラ前に 0.67 m²の三角形をカメラに映るように設置し(写真 1 右)、カメラ解析時に個々のエゾシカごとに、三角形内を利用した個体と三角形内を利用せず撮影された個体と空打ちに分類し、三角形内を利用した個体については、三角形内に滞在した時間を毎回測定し記録した。

REST モデルで用いたれた E(Y)と E(T)は共に、確率変数であり、本研究で得られたデータでは、E(Y)は、ポアソン分布に従い、E(T)は、指数分布、ガンマ分布、対数正規分布、ワイブル分布に従っていると仮定し、最尤推定法を用いて算出した。

REM モデル・REST モデルは、それぞれ屈斜路湖中島のエゾシカ個体群に季節的利用に合わせて、地点ごと積雪期と非積雪期に分けて密度推定を行った。さらに、地点別の積雪期と非積雪期の空間的な密度強度の把握を行った。

地点別の点データをもとに面データにする手法には、GIS を用いた IDW(Inverse Distance Weighted；逆距離加重)法やスプライン、クリキングなどの空間補間法を用いるが、値の分布状況や対象となるデータ特性に考慮した空間補間法の選定が重要になる。本研究では、大台ヶ原におけるニホンジカの利用強度の把握の先行事例(環境省 2017)を参考に、屈斜路湖中島におけるエゾシカの密度強度の把握に IDW 法を実施した。

RAI と同様に、積雪期と非積雪期と地形状況がどのように関係しているか把握するため、スピアマンの順位相関係数を用いて相関係数を算出した。

IDW 法を用いた空間補間には、ArcGIS10.6.1 及び QGIS.3.6.0 を使用した。また、すべての統計解析には、R(R Core Team 2017)を使用した。

4. 屈斜路湖中島の下層植生を対象とした調査手法

4-1. コドラート調査

屈斜路湖中島のエゾシカが下層植生に与える影響を評価するために、島内 4 地区でコドラート調査を実施した(図 3, 写真 2)。1 コドラートを 20 m²とし。また、コドラート内にコンパスを用いて 8 方位に 1 m²のサブコドラートをコドラートの頂点に北東から NE, SE, SW, NW と 1 周するように置き、各頂点の midpoint に来たから N, E, S, W とおなじように置き、計 8 か所設置した(図 4)。島内には合計 32 か所のサブコドラートを設置し、2018 年 7 月から 8 月の期間に 1 地区につき 1 回実施した。サブコドラート内の出現種ごとに、維管束植物種名、各種の被度、全体植被度、林床高、シカの採食の有無を記録した。

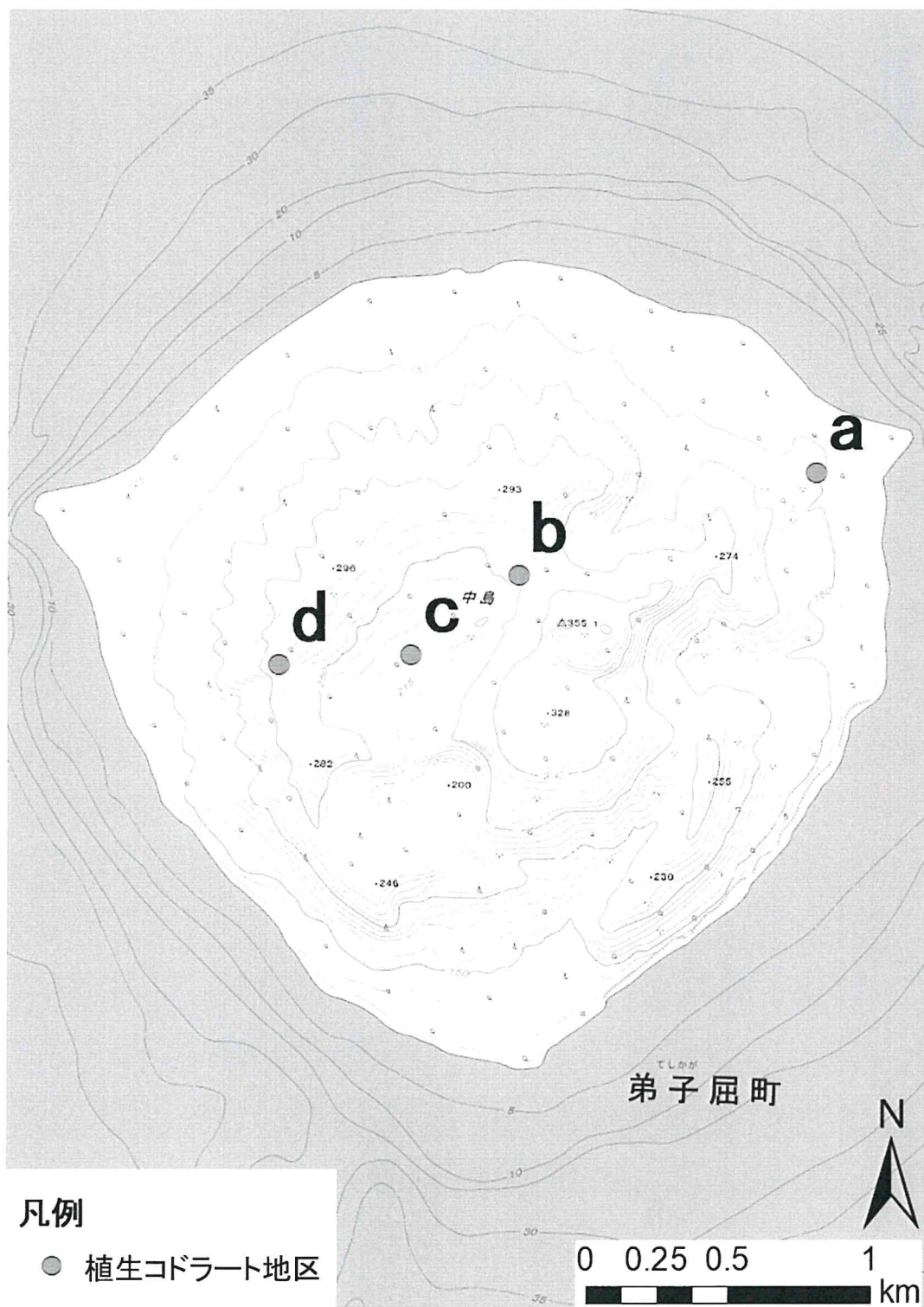


図3. 屈斜路湖中島における植生コードラートの設営箇所

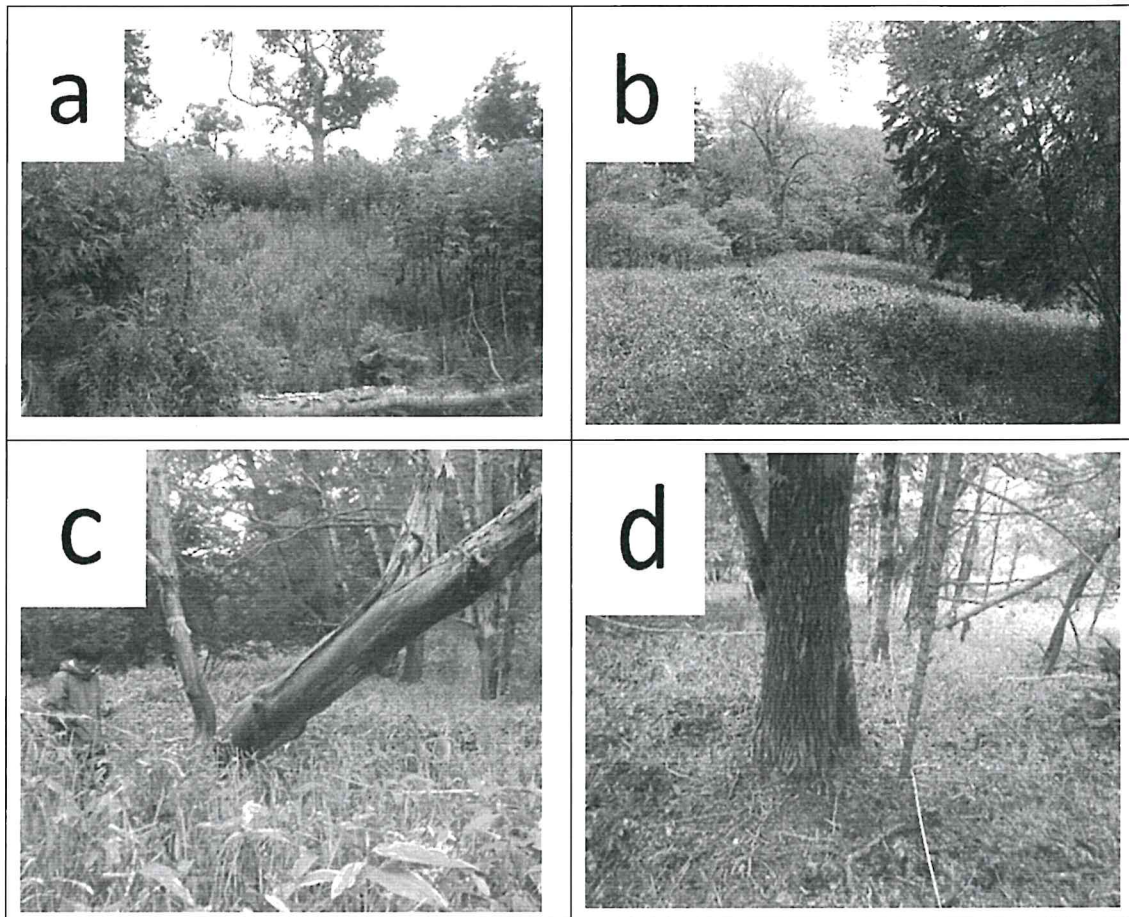


写真 2. 各コドラート地区の下層植生の様子

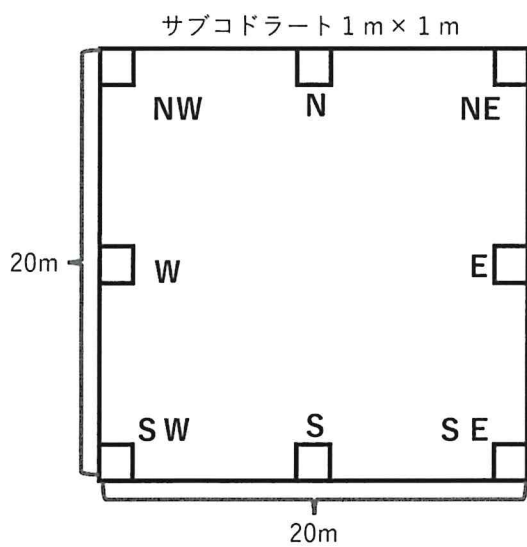


図 4. サブコドラートの配置図

4-2. 解析手法

得られた記録から、地区別の下層植生の影響を包括的に評価するため、4つの分析を行った。

第1に、地区別の下層植生の種組成を比較するために種数、種の多様度を算出した。種の多様度の把握には、Shannon-Wienerの多様度指数(H')とShimpsonの多様度指数(λ)を使用した。

第2に、地区別で不嗜好性植物の占有度を比較するために不嗜好性植物の被度割合を算出した。不嗜好性植物の分類には、助野・宮木(2007)を参考にした。助野・宮木(2007)では、個体数が過密で餌制限下にある洞爺湖中島において、ハンゴンソウは生育期には忌避されるが、枯死した後は地上部のみ採食される場合があるため、嗜好性植物と不嗜好性植物のどちらにも記載されていたが、本研究では不嗜好性植物とし集計した。

第3に、地区別で下層植生への採食影響を比較するために地区別の食痕率と種別の地区ごとの食痕率を算出した。地区別の食痕率は、地区内で食痕が確認された植物の被度を区内で確認された植物の総合被度で割った値を割合に換算した数値を使用した。

地区別の食痕率は以下の式4式によって得られる。

$$\text{地区の食痕率} = \frac{\text{食痕が確認された植物の被度}}{\text{確認された植物の総合被度}} \times 100 \quad (\text{式4})$$

第4に、種別の地区ごとの食痕率は、地区別でコドラート内のサブコドラート別で対称種の食痕が確認された地点の被度を食痕ありの被度として、対称種の地区内総合被度と割った値を割合に換算した数値を使用した。

種別の地区ごとの食痕率は以下の式5式によって得られる。

$$\text{種別の地区ごとの食痕率} = \frac{\text{食痕ありの総合被度}}{\text{確認された植物の総合被度}} \times 100 \quad (\text{式5})$$

5. 屈斜路湖中島のエゾシカ個体群の現状の把握

5-1. エゾシカ個体群の季節動向の把握

5-1-1. 結果

カメラ設置地点の地点ごとの稼働期間、植生、標高、座標などを記した概要を表 2 に示す。

2018 年 11 月から 2019 年 9 月までのカメラ稼働延べ日数は平均 284.1 日であった。撮影された画像データの内、エゾシカが撮影されていたものは平均 249.1 枚となり、撮影延べ頭数は平均 336.9 頭であった。全地点でエゾシカを確認することができ、合計撮影枚数は 2990 枚撮影された。地点別で撮影枚数を見ると、もっとも撮影された地点は、地点 E で 549 枚であり、次に地点 K の 368 枚であった。

撮影された画像データを月別に集計し RAI を算出したものを表 3 と図 5 に示す。6 月の RAI が全体的に高く、最も高い地点 E では 530.0 という比較的高い数値を示した。

月別の設置地点の RAI の結果では、積雪期と非積雪期でエゾシカの利用地点に変化がみられた。12 月から 3 月までの積雪期では、島中央部地点と南部地点での RAI の数値が高くなっており 2 月の地点 K(335.7)が最も高い数値を示した。4 月から 11 月までの非積雪期では、島外周部地点での RAI の数値が高くなっており、6 月の地点 E(530.0)が最も高い数値を示した。相関分析では、積雪期の RAI と標高に正の相関がみられたが、有意なものではなかった($r=0.545$, $p>0.05$)。

表2. カメラ設置地点の概要

	稼働期間	植生	標高(m)	座標GPS
A	2018/11-2019/10	トドマツ-ミズナラ群落	163	N43° 38.252' E144° 19.174'
B	2018/11-2019/10	ササ-ダケカンバ群落	258	N43° 38.040' E144° 18.405'
C	2018/11-2019/10	ササ-ダケカンバ群落	224	N43° 37.884' E144° 18.130'
D	2018/11-2019/10	トドマツ-ミズナラ群落	289	N43° 37.857' E144° 17.783'
E	2018/11-2019/10	トドマツ-ミズナラ群落	154	N43° 38.425' E144° 18.846'
F	2018/11-2019/10	トドマツ-ミズナラ群落	140	N43° 37.158' E144° 18.411'
G	2018/11-2019/6	トドマツ-ミズナラ群落	152	N43° 37.431' E144° 17.764'
H	2018/11-2019/10	トドマツ-ミズナラ群落	149	N43° 38.335' E144° 17.729'
I	2018/11-2019/10	エゾイタヤ-ミズナラ群落	123	N43° 38.021' E144° 17.276'
J	2018/11-2019/10	エゾマツ-トドマツ群集	150	N43° 38.003' E144° 19.284'
K	2018/11-2019/5	トドマツ-ミズナラ群落	287	N43° 38.060' E144° 18.863'
L	2018/11-2019/10	トドマツ-ミズナラ群落	141	N43° 38.590' E144° 18.206'

表 3. 屈斜路湖中島における RAI の月別の集計結果

	2018/11	2018/12	2019/1	2019/2	2019/3	2019/4	2019/5	2019/6	2019/7	2019/8	2019/9
A	0.0	29.0	25.8	21.4	25.8	40.0	58.1	70.0	22.6	41.9	46.7
B	0.0	129.0	54.8	32.1	61.3	73.3	35.5	80.0	77.4	35.5	16.7
C	0.0	193.5	129.0	92.9	58.1	70.0	22.6	83.3	80.6	58.1	93.3
D	25.0	93.5	51.6	46.4	71.0	13.3	45.2	76.7	41.9	48.4	63.3
E	137.5	100.0	77.4	64.3	45.2	93.3	216.1	530.0	280.6	183.9	213.3
F	400.0	329.0	90.3	71.4	29.0	153.3	100.0	150.0	54.8	58.1	46.7
G	87.5	77.4	35.5	3.6	51.6	73.3	3.2	66.7	-	-	-
H	50.0	41.9	25.8	64.3	38.7	30.0	71.0	120.0	67.7	54.8	76.7
I	50.0	12.9	0.0	0.0	0.0	43.3	180.6	316.7	151.6	177.4	146.7
J	50.0	45.2	3.2	0.0	0.0	60.0	138.7	206.7	116.1	177.4	100.0
K	100.0	141.9	177.4	335.7	319.4	130.0	119.4	-	-	-	-
L	12.5	16.1	3.2	3.6	0.0	86.7	19.4	83.3	103.2	83.9	133.3
平均	76.0	100.8	56.2	61.3	58.3	72.2	84.1	148.6	83.1	76.6	78.1
合計	900.0	1193.5	671.0	732.1	700.0	780.0	990.3	1700.0	893.5	835.5	803.3

灰色に塗りつぶされた箇所は、積雪期の期間を示す。

地点 G と地点 K は、カメラの故障によりデータ欠損したため、得られたデータのみで RAI を算出した。

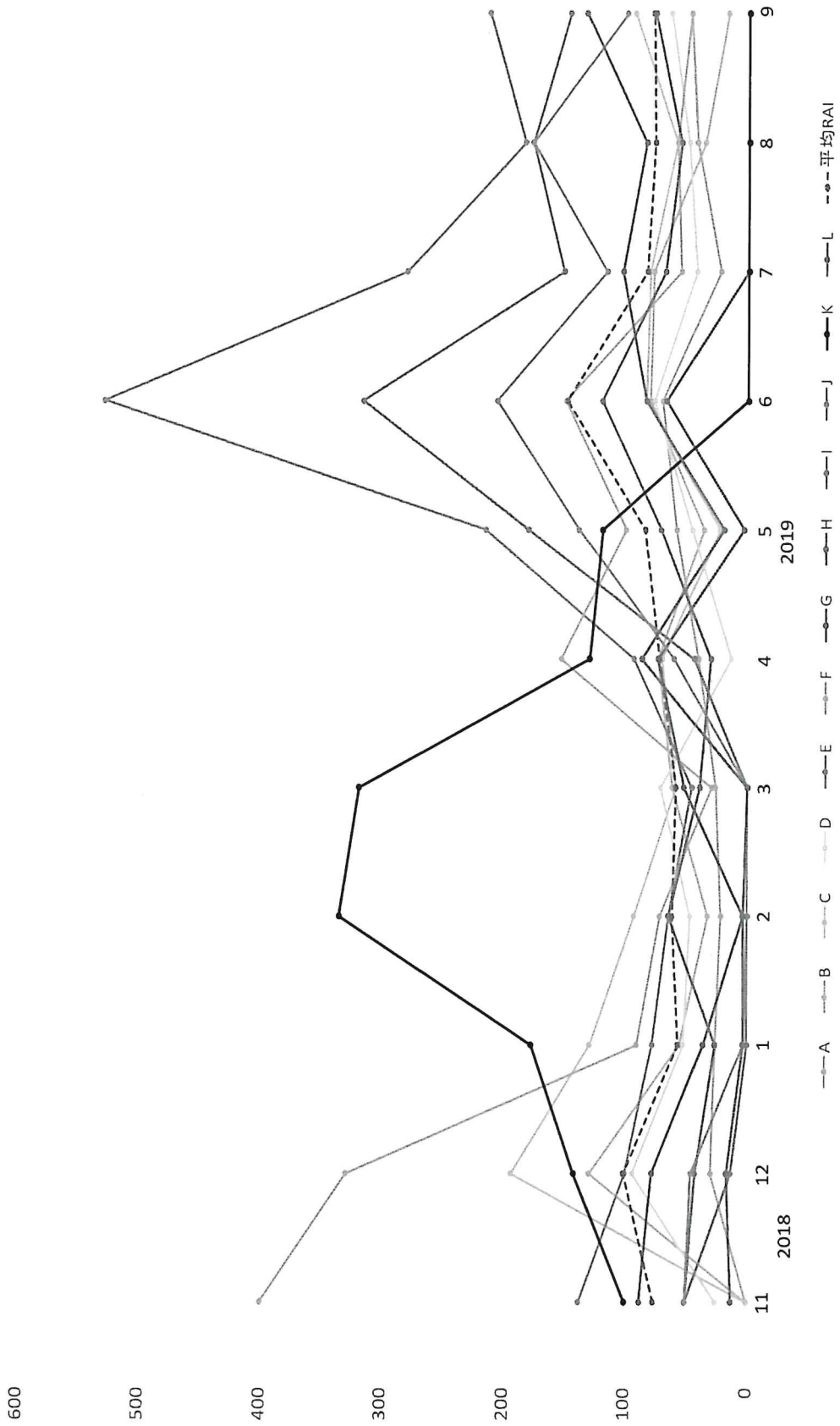


図5. 屈斜路湖中島における月別のRAIの変化

5-2. エゾシカ個体群の個体数密度の把握

5-2-1. REM モデルの結果

REM モデルに用いたエゾシカの撮影頻度や平均群れサイズなどの算出結果や積雪期別の個体数密度及び個体数をまとめた結果を表 4 に示す。

推定生息密度は、積雪期では 1.094 頭/km²、非積雪期では 0.831 頭/km²となり、積雪期は非積雪期よりも密度が高くなる傾向を示した。各期間の推定個体数密度は、Decalesta and Stout(1997)の密度区分で評価すると両期間とも「低密度状態」を示し、両期間の推定個体数密度の平均値は、0.962 頭/km²と、「低密度状態」を示した。

地点別で比較を行うと、最大密度を示した地点は、積雪期と非積雪期ともに地点 E(積雪期；0.210 頭/km²、非積雪期；0.159 頭/km²)がもっとも高い数値を示した。さらに、空間的なエゾシカの密度強度は、全体的に両期ともに島東部側の密度が高い数値を示していた(図 6)。

相関分析では、積雪期と非積雪期ともに斜面方位に有意な負の相関がみられた($r=-0.608$, $p<0.05$)。

表 4. REM モデルに用いた各データと算出結果

	群れサイズ	撮影頻度	対称動物の撮影 可能距離 ^{*1}	撮影可能角度	個体数密度(頭/km ²) ^{*2} 積雪期 非積雪期
A	1.151	0.338	0.018	0.873	0.037 0.028
B	1.120	0.531	0.018	0.873	0.056 0.043
C	1.185	0.781	0.018	0.873	0.088 0.067
D	1.206	0.490	0.018	0.873	0.056 0.042
E	1.387	1.601	0.018	0.873	0.210 0.159
F	1.290	0.962	0.018	0.873	0.117 0.089
G	1.176	0.277	0.018	0.873	0.031 0.023
H	1.253	0.522	0.018	0.873	0.062 0.047
I	1.522	0.915	0.018	0.873	0.132 0.100
J	1.286	0.755	0.018	0.873	0.092 0.070
K	1.582	1.073	0.018	0.873	0.161 0.122
L	1.193	0.472	0.018	0.873	0.053 0.040
合計密度					1.094 0.831
標準偏差					0.054 0.041
個体数					6.236 4.734

*1 平均移動速度は、洞爺湖中島の GPS 首輪の平均移動速度を使用した。

*2 個体数密度は、屈斜路湖中島を等分した面積で、各地点あたりの頭数を計算した。

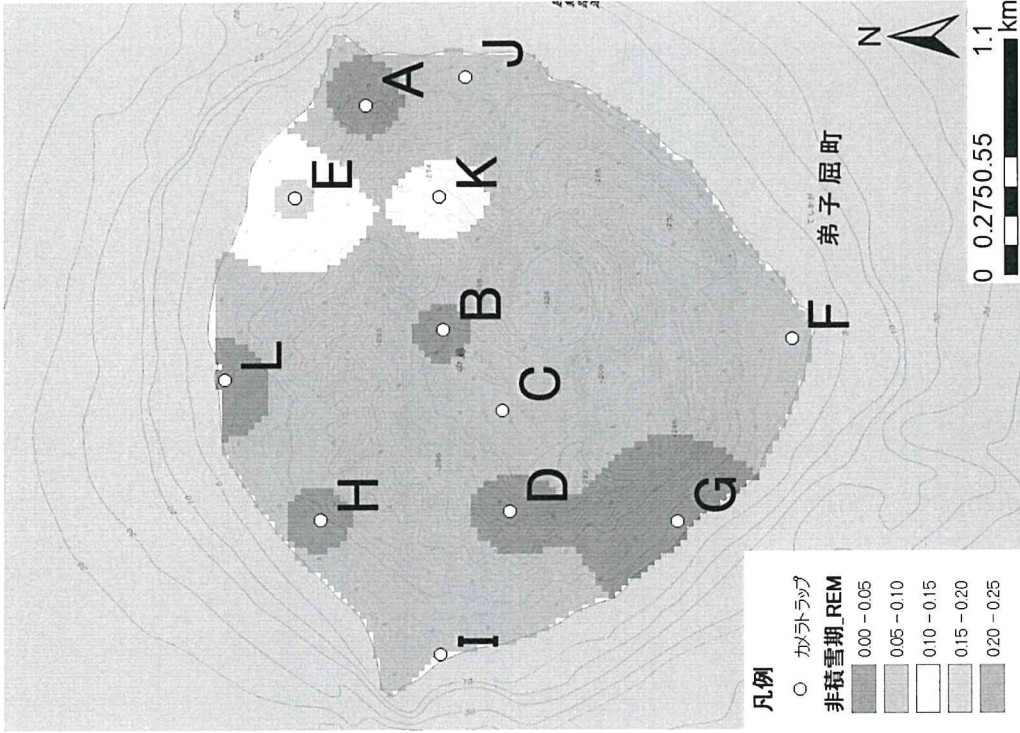
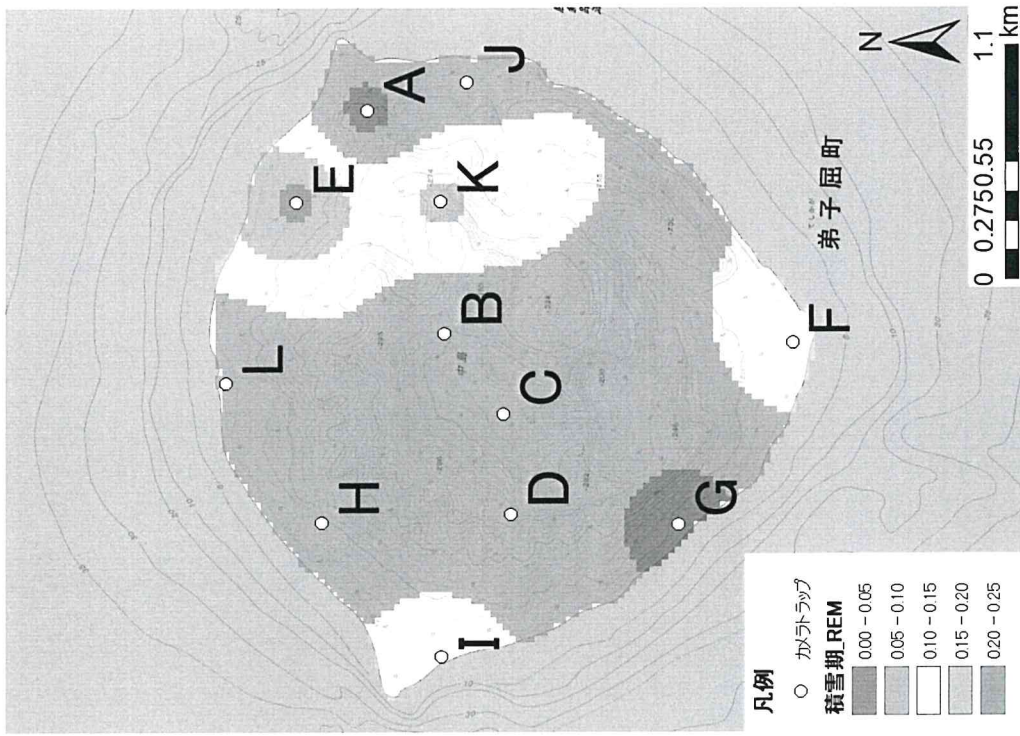


図6. 積雪期・非積雪期別の REM モデルの IDW 補間結果

5-2-2. REST モデルの結果

REST モデルに用いた各確率分布に従う確率変数を表 5 に示す。また、予想された滞在時間が各確率分布に従った REST モデルの算出結果及び REST モデルの積雪期・非積雪期の推定密度を表 6 に示す。

島換算した推定生息密度は、積雪期の場合、指数分布では 4.470 頭/km²、ガンマ分布では 26.082 頭/km²、対数正規分布では 8.490 頭/km²、ワイブル分布では 16.235 頭/km²を示した。非積雪期の場合、指数分布では 1.274 頭/km²、ガンマ分布では 5.391 頭/km²、対数正規分布では 2.503 頭/km²、ワイブル分布では 4.107 頭/km²を示した。各期間の各確率分布で求められた推定個体数密度の平均値を、Decalesta and Stout(1997)の密度区分で評価すると、積雪期は「低・中密度状態」を示し、非積雪期は「低密度状態」を示した。両期間の推定個体数密度の平均は 8.569 頭/km²となり、「低密度状態」を示した。

確率分布ごとに地点別で比較を行うと、全ての確率分布(指数分布、ガンマ分布、対数正規分布、ワイブル分布)において最大密度を示した地点は、積雪期は地点 J (ガンマ分布；10.245 頭/km²、対数正規分布；4.166 頭/km²)と地点 L(指数分布；1.270 頭/km²、ワイブル分布；5.602 頭/km²)、非積雪期は地点 G(指数分布；0.438 頭/km²、ガンマ分布；2.331 頭/km²、対数正規分布；0.930 頭/km²、ワイブル分布；1.542 頭/km²)がもっとも高い数値を示した。各確率分布ともに島西部側の密度が高い数値を示していた。さらに、空間的なエゾシカの密度強度は、積雪期の場合は島の東部と南東部の密度が高く、非積雪期の場合は島の南東部の密度が高い数値を示していた(指数分布に従った結果；図 7、ガンマ分布に従った結果；図 8、対数正規分布に従った結果；図 9、ワイブル分布に従った結果；図 10)。

相関分析の結果では、積雪期の対数正規分布と非積雪期のガンマ分布、対数正規分布、ワイブル分布が傾斜に有意な相関がみられた(積雪期の対数正規分布 $r=0.685$, $p<0.05$ ；非積雪期のガンマ分布 $r=0.783$, $p<0.01$ ；非積雪期の対数正規分布 $r=0.734$, $p<0.01$ ；非積雪期のワイブル分布 $r=0.797$, $p<0.01$)。

表 5. REEST モデルに用いた確率変数の算出結果

	sample size ^{*1}	予想されたシカの滞在時間				sample size ^{*1}	予想されたシカの数	
		指数分布	ガンマ分布	対数正規分布	ワイブル分布		ポアソン分布	
A	47	0.274	1.583	0.946	1.202	137	0.343	
B	72	0.247	1.184	0.922	1.043	220	0.323	
C	112	0.393	0.986	0.348	0.892	358	0.307	
D	96	0.254	1.142	0.873	1.024	217	0.452	
E	131	0.285	1.361	0.845	1.158	814	0.160	
F	141	0.679	1.019	-	0.921	596	0.235	
G	83	0.368	1.948	0.722	1.271	127	0.654	
H	110	0.300	1.171	0.720	1.052	218	0.505	
I	83	0.258	1.077	0.823	0.999	554	0.157	
J	244	0.359	1.514	0.660	1.141	355	0.679	
K	262	0.258	1.201	0.884	0.987	840	0.307	
L	76	0.422	1.223	0.400	1.048	210	0.352	

*1パラメータ推定に用いたサンプルサイズ

表 6. 積雪期・非積雪期の REST モデルの結果

	個体数密度(頭/km ²) *1							
	積雪期				非積雪期			
	指数分布	ガンマ分布	対数正規分布	ワイブル分布	指数分布	ガンマ分布	対数正規分布	ワイブル分布
A	0.409	2.227	1.504	1.811	0.091	0.558	0.299	0.398
B	0.060	0.452	0.380	0.364	0.111	0.342	0.157	0.301
C	0.069	0.172	0.063	0.158	0.061	0.158	0.049	0.137
D	0.124	0.528	0.407	0.483	0.087	0.449	0.331	0.384
E	0.068	0.427	0.235	0.334	0.007	0.029	0.019	0.026
F	0.053	0.100	0.002	0.087	0.064	0.073	-	0.067
G	0.355	1.883	0.647	1.211	0.438	2.331	0.930	1.542
H	0.218	1.175	0.763	0.984	0.123	0.386	0.205	0.359
I	-	-	-	-	0.010	0.040	0.031	0.037
J	1.270	10.245	4.166	5.602	0.092	0.377	0.162	0.287
K	0.009	0.045	0.034	0.036	0.096	0.372	0.225	0.332
L	1.833	8.828	0.289	5.165	0.094	0.275	0.095	0.239
合計密度	4.470	26.082	8.490	16.235	1.274	5.391	2.503	4.107
標準偏差	0.594	3.628	1.205	2.008	0.111	0.616	0.255	0.401
個体数	25.477	148.670	48.395	92.542	7.262	30.727	14.267	23.407

*1 個体数密度は、屈斜路湖中島を等分した面積で、各地点あたりの頭数を計算した。

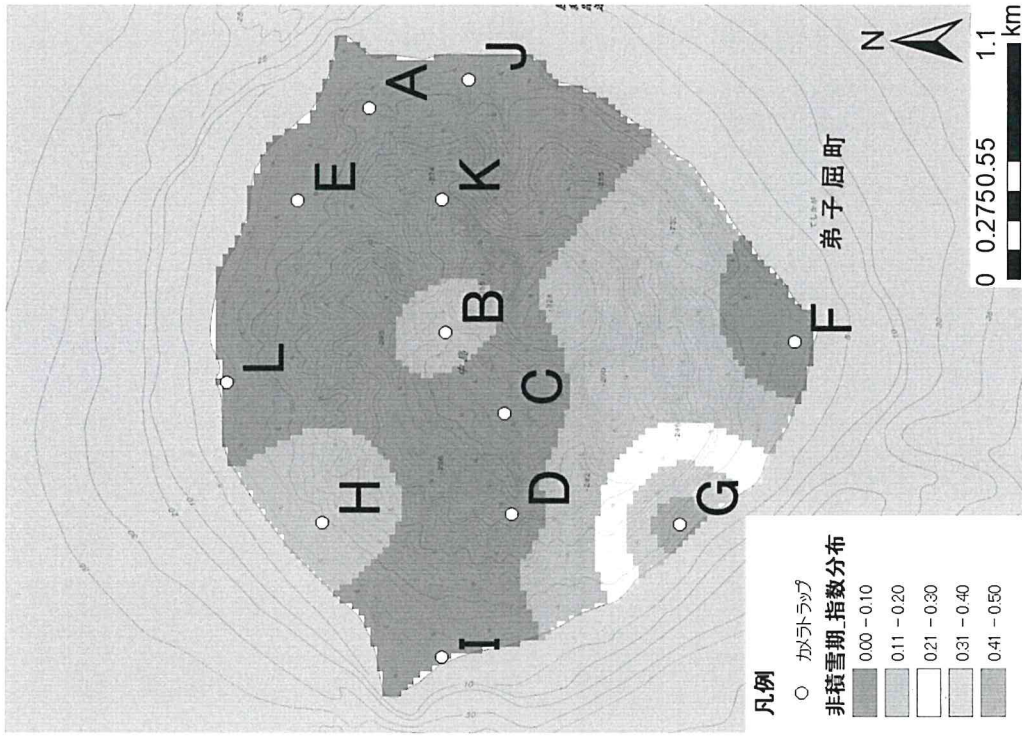
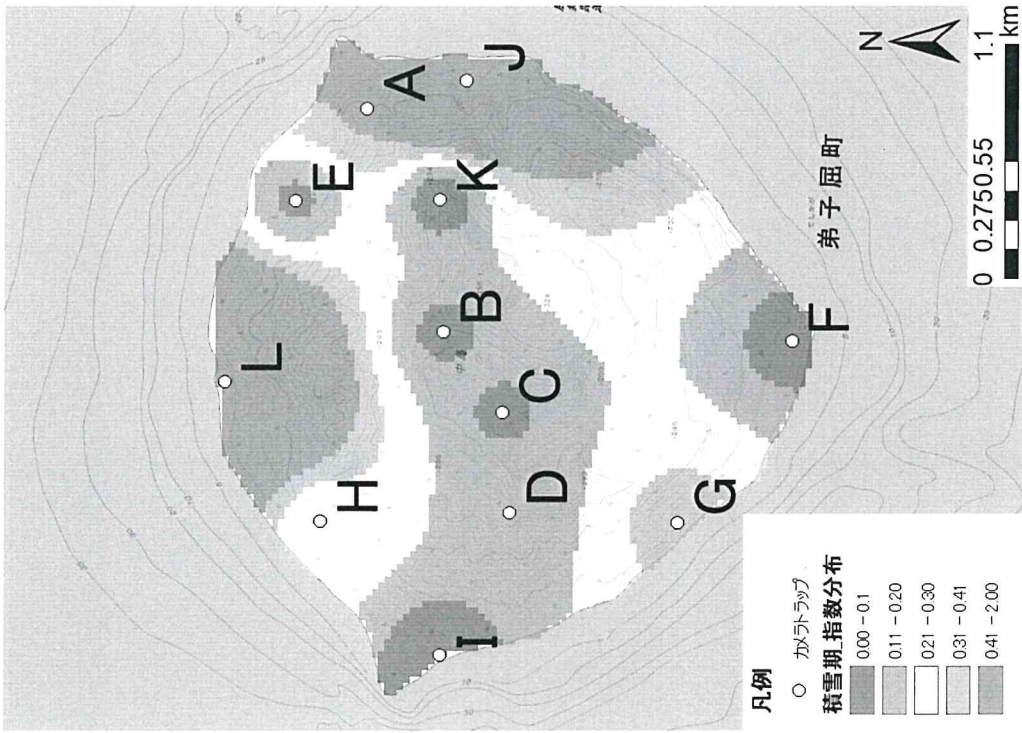


図7. 積雪期・非積雪期別の指数分布に従う REST モデルの IDW 補間結果

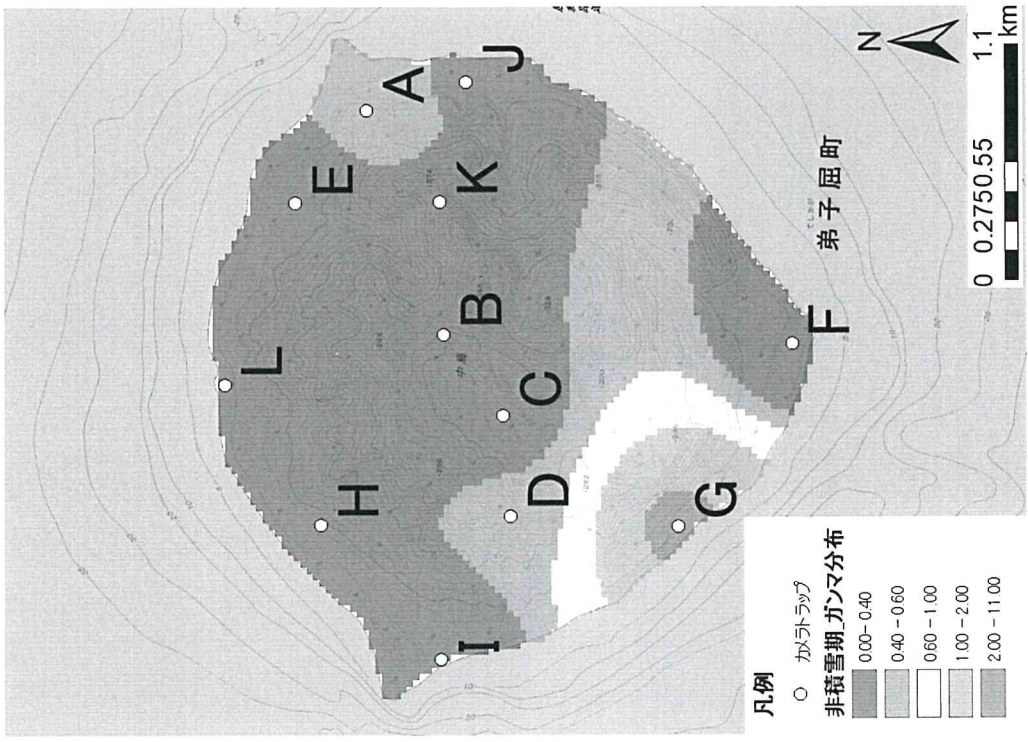
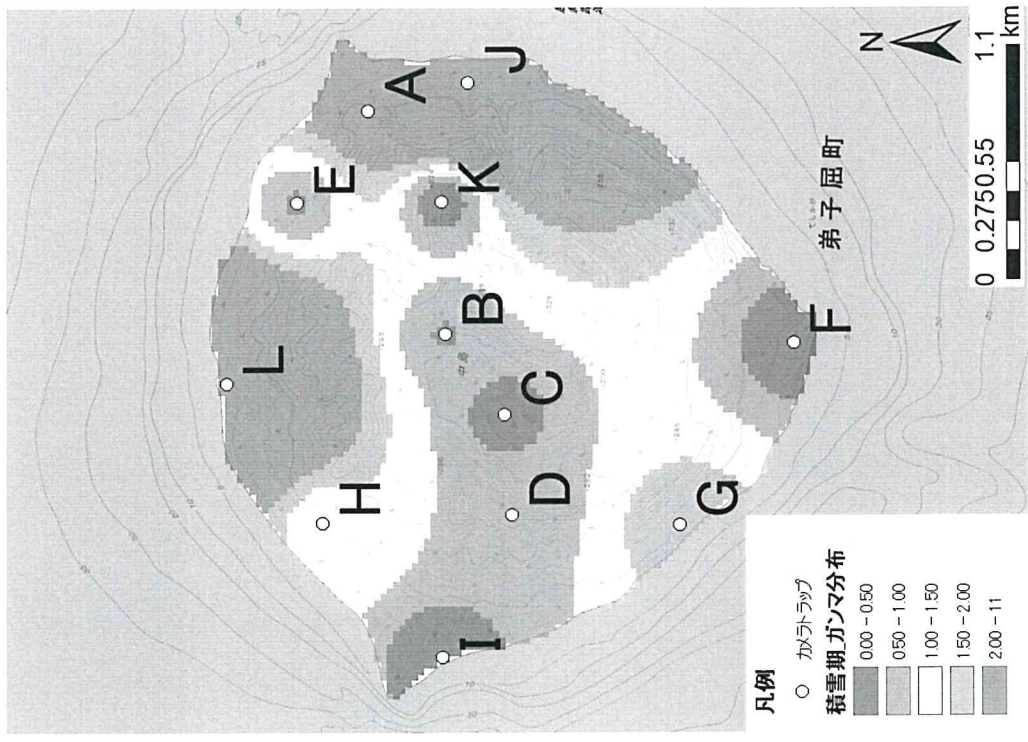


図 8. 積雪期・非積雪期別のガンマ分布に従う REST モデルの IDW 補間結果

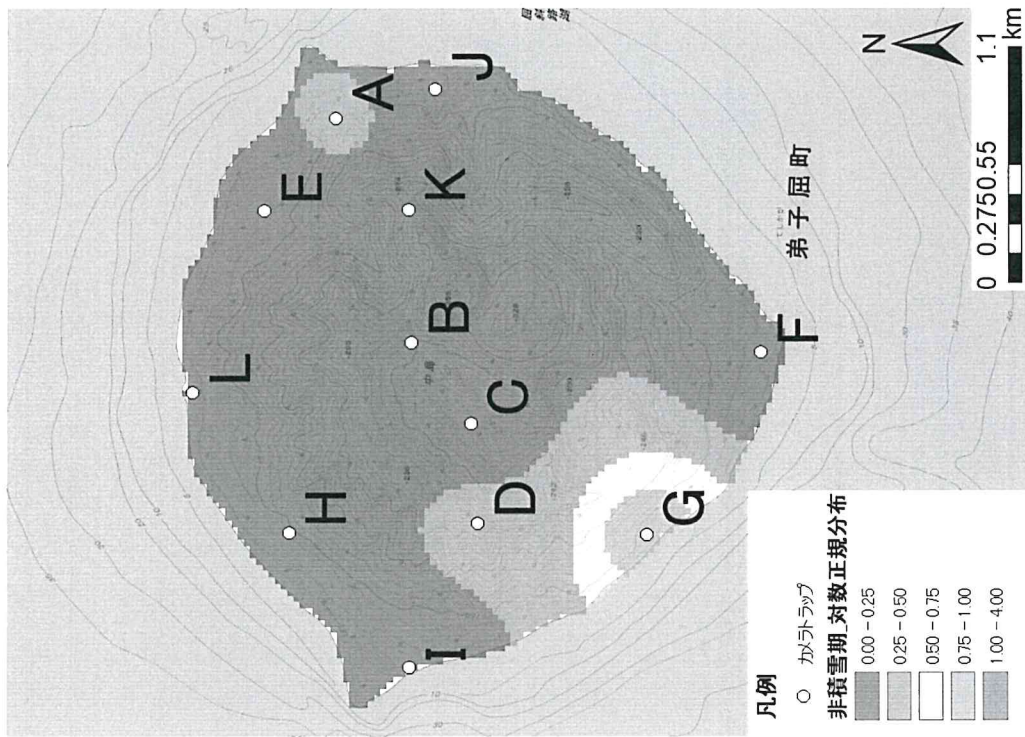
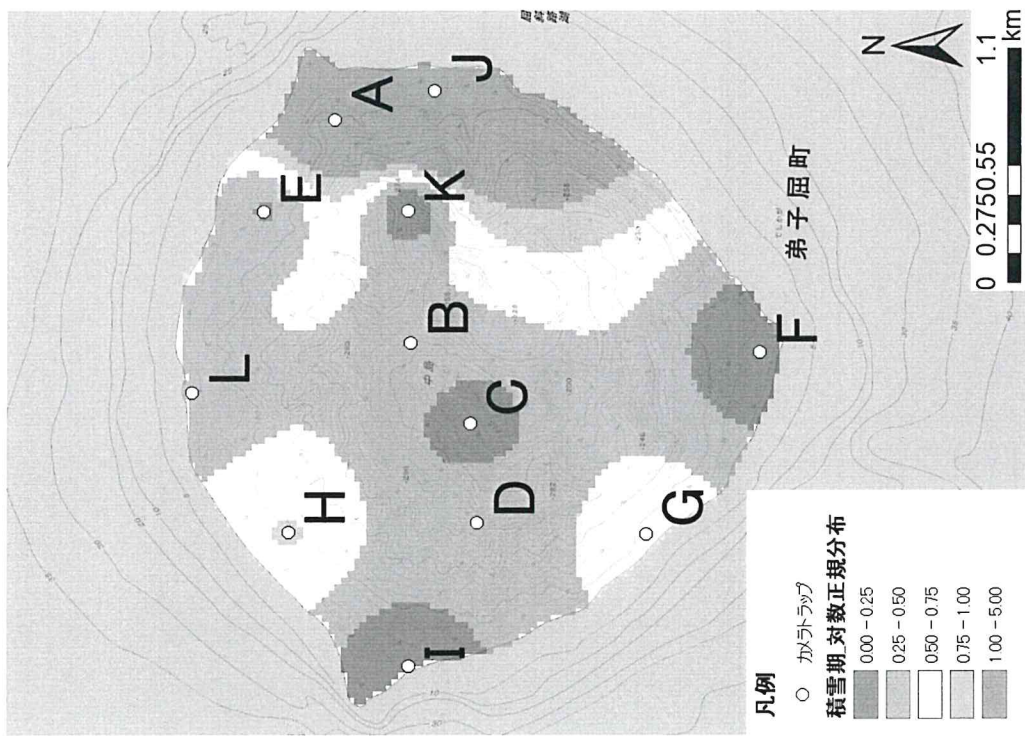


図9. 積雪期・非積雪期別の対数正規分布に従う REST モデルの IDW 補間結果

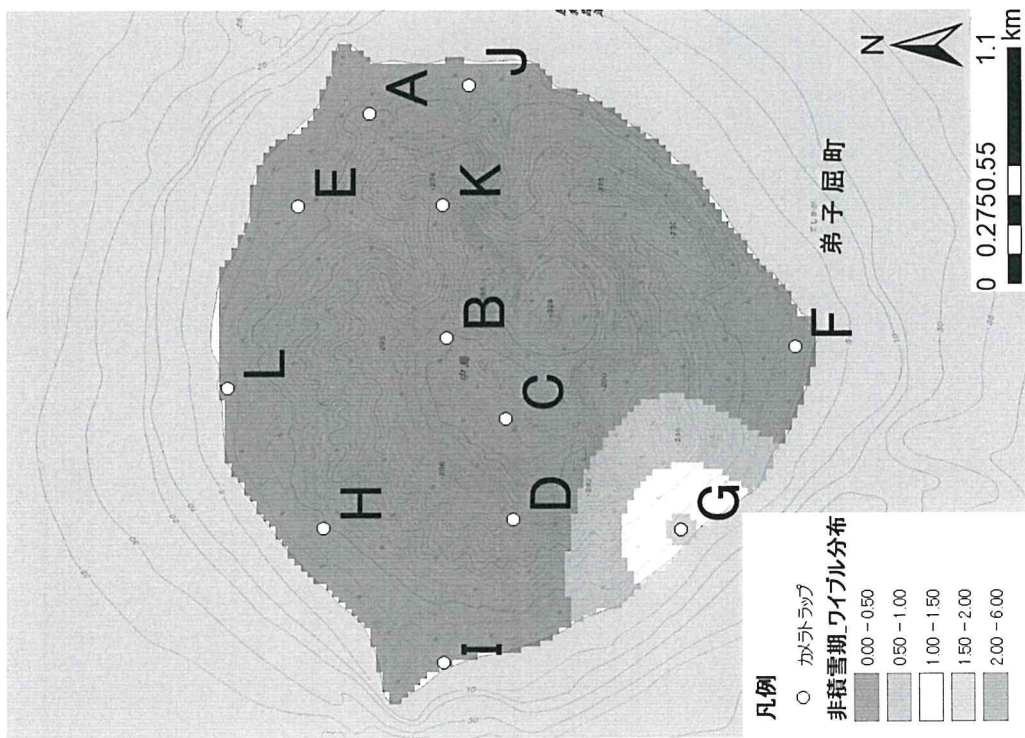
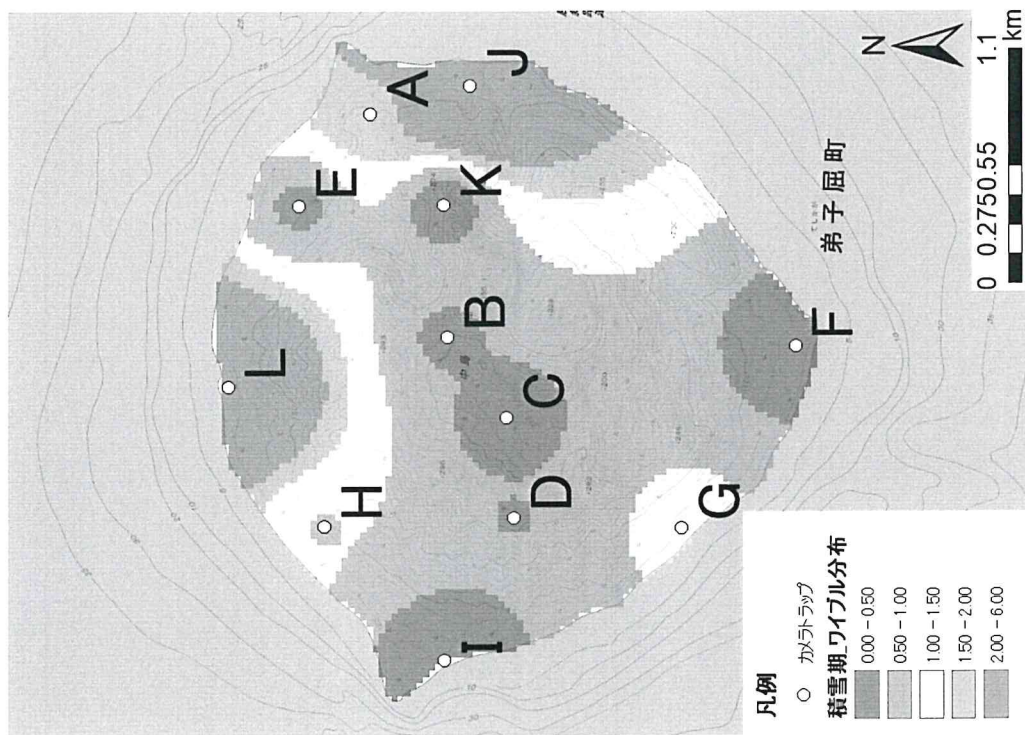


図 10. 積雪期・非積雪期別のワイブル分布に従う REST モデルの IDW 補間結果

5-3. 考察

本研究の結果、屈斜路湖中島におけるエゾシカの季節的な利用地点の変動や推定生息密度が明らかとなった。屈斜路湖中島において積雪期は、利用頻度では、島中央部と南部が高く、密度分布では、島東部が高いことを示した。非積雪期は、利用頻度では、島内全域的に高いが主に島外周部が高く、密度分布では、島南東部が高いことを示した。

積雪期の主な利用地点である島中央部地点は、周囲を外輪山で囲まれており冬季の北東より吹く強風を防ぐことができ、エゾシカの主な冬季の餌資源であるササ類が生育している地点であることから、冬季の利用が高くなったと考えられる。また、島南部地点は、南斜面であることから、日当たりが良く融雪量が比較的高いと考えられ、積雪量が他地点よりも少ない可能性がある。島東部は、主にエゾマツ林の純状林があるため、積雪量が他地点よりも少ないことが考えられ、移動経路や休息場として利用され滞在時間が伸びた可能性がある。また、利用頻度が高かった地点 K は、尾根上に位置している。地点 K は、カメラの故障により 11 月から 5 月のみの記録となったが、冬季のみ増加がする傾向がみられた。尾根上は風が強く積雪量が少ないことが考えられ、利用頻度が増加した可能性がある。

非積雪期の主な利用地点である外周部地点は、屈斜路湖中島において島中央部の地点よりも標高が低い地点であった。湖までの距離が近いことから水資源を得られやすく、場所においては湿地上の地域があることからぬた場としての利用が考えられる。

4 月から利用頻度の増加が見られた地点 E は、南に外輪山があり、北に湖といった地形で移動が制限されている上、地点 E の南東側は湿地上の地域があることから利用頻度が高い地点と考えられた。地点 E の最も高い数値を示した 6 月は主にエゾシカの出産期であることから、地点 E 付近を出産に利用したメスが育児のために、行動圏を狭めて地点 E の周辺を利用したことが考えられ、高頻度でエゾシカが撮影された可能性がある。

REM モデルにおける個体数密度と RAI の結果は異なっていた。これは REM モデルの群れサイズの結果と積雪期別の移動速度の結果によるものと考えられた。田中ほか(2017)では、

センサーカメラを用いた調査では、センサーカメラの検出範囲内に群れのすべての個体が撮影されたとは限らないため、平均群れサイズを過小評価している可能性があると報告されている。今回も同様の結果となった可能性が高く、今後は更に精度の高い平均群れサイズ推定法の検討が必要である。

また、本研究で使用した洞爺湖中島の GPS 首輪個体は、屈斜路湖中島に生息するエゾシカよりも体サイズが小さい個体であり、洞爺湖中島は、地形的に標高差や面積比が屈斜路湖中島と異なることから、屈斜路湖中島に生息するエゾシカとの活動量に違いあることが考えられ、正確な平均移動速度を算出することができず、結果に反映された可能性が考えられた。屈斜路湖中島の個体と同等の条件に見合う平均移動速度を正確に把握するのは困難であるため、屈斜路湖中島のエゾシカを対象に、GPS 首輪を装着し、平均移動速度の算出を行うことが求められる。

2つのモデルを用いた個体数密度の推定結果では、両モデルとも推定結果には、ばらつきが大きく(REM モデル ; 0.962 頭/km², REST モデル ; 8.569 頭/km²), 密度推定の精度的な課題が考えられた。しかし、積雪期の密度が高い地点は傾向が類似していたため、積雪期のエゾシカの個体数密度は島東部側が高い地域であることが示唆された。複数の推定手法を用いて相対的に密度強度を把握することは有効なため、今後は、カメラトラップの増設による精度の高い密度推定を実施すると共に、複数の推定方法を用いて相対的に推定密度を評価する必要がある。

6. 島内におけるエゾシカが下層植生へ与える影響

6-1. 結果

全地区で確認した総種数は、36科56種となった。地点別の種数及び種の多様度は表7に示す。種数と種の多様度の数値が最も高い地区はa区(34種, $H':2.64$, $\lambda:0.90$)であった。地区別の不嗜好性植物の占有率での比較では、a区(60%)が最も高く、次にb区(35%)であった(図11)。地区別の食痕率の比較では、c区(65%)が最も高く、次にd区(48%)であった(図12)。種別の食痕地区の地区ごとの被度を比較すると、クマイザサ(86%)が最も高く、次にエゾイラクサ(74%)であった(表8)。

表 7. 地区ごとの概要と下層植生調査の結果

	a	b	c	d
標高	163m	258m	224m	289m
林相	広葉樹林	針広混交林	針広混交林	針広混交林
下層植生の優占種	ハンゴンソウ アメリカオニアザミ	クマイザサ ハンゴンソウ	クマイザサ	クマイザサ
種数	34種	28種	26種	23種
採食種数	11種	2種	6種	3種
Shannon-Wiener多様度H'	2.647	2.217	1.983	2.098
Shimpson多様度λ	0.909	0.849	0.765	0.823

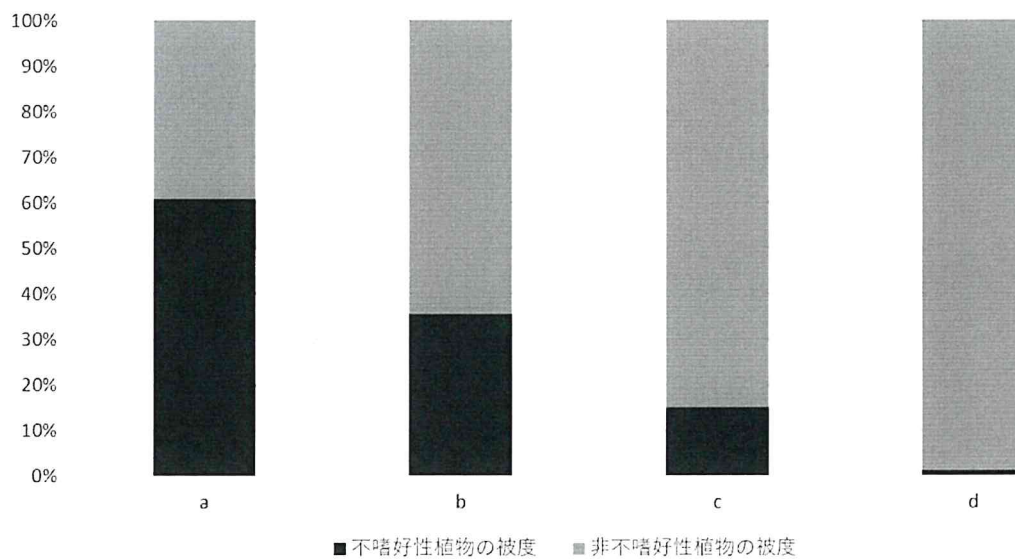


図 11. 地点別の不嗜好性植物の被度割合

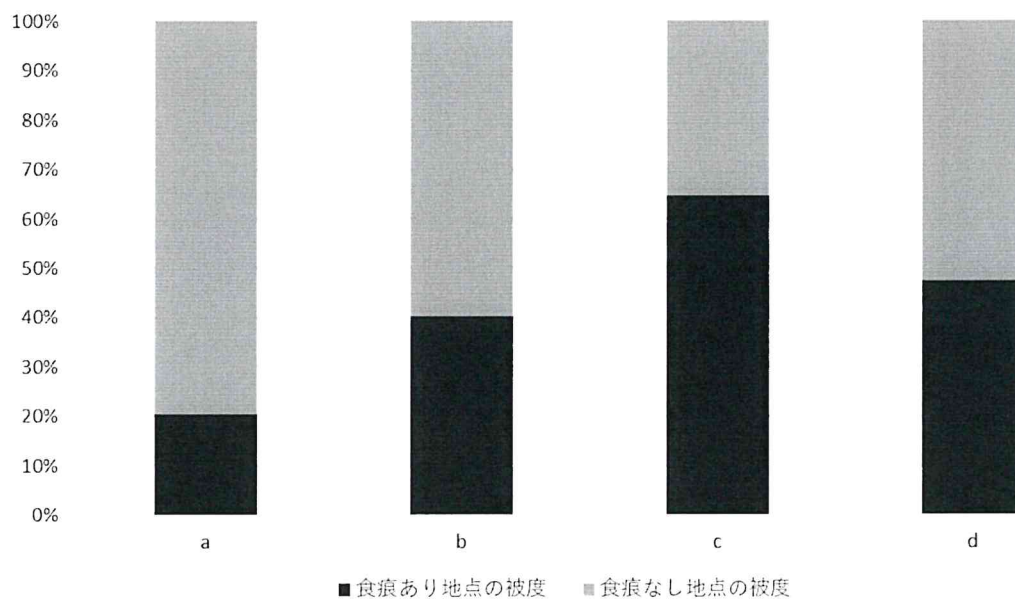


図 12. 地点別の食痕率の割合

表 8. 種別の地区ごとの食痕が確認された被度

和名	学名	地区			
		a	b	c	d
クマイササ	<i>Sasa senanensis</i> (Franch. et Sav.) Rehder		36.3	66.1	22.5
			43.8	78.5	25.0
アキカラマツ	<i>Thalictrum minus</i> L. var. <i>hypoleucum</i> (Siebold et Zucc.) Miq			3.1	
				3.1	
シウリザクラ	<i>Padus ssiori</i> (F.Schmidt) C.K.Schneid.			3.8	
				5.6	
アオミス	<i>Pilea pumila</i> (L.) A.Gray	7.5			
		14.5			
ホソバイラクサ	<i>Urtica angustifolia</i> Fisch. ex Hornem. var. <i>angustifolia</i>		0.4		
			1.5		
エゾイラクサ	<i>Urtica platyphylla</i> Wedd.	11.9	3.1		
		14.4	4.8		
ウダイカンバ	<i>Betula maximowicziana</i> Regel				0.5
					1.0
ヒメムカシヨモギ	<i>Erigeron canadensis</i> L.	1.3			
		7.0			

上の数値は食痕が確認された地点の総合被度，下の数値は種別の区内総合被度を示す。

6-2. 考察

全地区で下層植生への採食が確認され、同じ環境要因のもつ島内の植生も同様の現象が起きている可能性が示唆された。

地区別の下層植生への影響を比較すると、a区は、種数及び種の多様度が最も高い地区であるが、近隣で行った先行研究(五十嵐 1986)ではクマイザサが優占していた群落であったため、ササ群落が遷移し、エゾシカによる影響によってクマイザサが衰退し、そのギャップに風散布種の不嗜好性植物のハンゴンソウとアメリカオニアザミなどの現存植生の優占種が定着し、優占群落となったと考えられた。b区は、不嗜好性植物の被度割合がa区に次いで高いことから、不嗜好性植物の優勢化が起きている段階の可能性はある。現地では、b区付近のピーク 293mから三角点 366mの中央部のつなぐ尾根上に、大量の糞やシカ道、ディアラインなどの痕跡が目立つ。樹冠のない開放地では、3mを超えるハンゴンソウやアメリカオニアザミ、フッキソウといった不嗜好性植物の優占群落となっている。不嗜好性植物の群落と隣接するササ群落はエゾシカによる採食で葉がなく、背丈も低い状態となっていた。c区は、食痕率をもっとも高く、全体被度の約 65%に食痕が確認された。この地区の下層植生のクマイザサでは、全体被度の 84%に採食を確認したため、高い採食圧を受けている可能性が高い。現地では、下層植生のほかに、ハルニレやオヒョウなどのニレ科樹木への新旧多数の樹皮剥ぎを確認した。したがって、この地区は、冬季での餌資源であるクマイザサや樹皮の痕跡が多いことから、冬季での利用度が高い地区である可能性が考えられた。d区は、ほかの地区よりも種数及び種の多様度が低く、全体被度の 49%のうち優占種であるクマイザサの被度は 25%と、b区やc区と比べ低い値を示したが、クマイザサの全体被度の 90%で採食を確認したが、不嗜好性植物の割合が 1%と低い数値を示したことから、エゾシカの採食影響による裸地化が起きている可能性と、将来的にエゾシカによる採食で影響をうけ遷移する可能性が考えられた。

本研究では、3つの区内で優占種であるクマイザサへ高い採食が確認された。国内の先行

研究でクマイザサを含めたササ類は、ニホンジカにとって嗜好性が高いという報告 (Takatsuki 1983, 梶・矢島 1983)と共通する。また、根室標津のエゾシカの土地利用を研究した先行研究では、クマイザサは越冬期前期から越冬期にかけて重要な餌資源として評価されている(梶 1981)。本研究では、b 区及び c 区でクマイザサが優占する地域で、高い割合の採食が確認され、クマイザサの現存する区域の部分的な衰退が懸念された。将来的に不可逆的な変化や偏向遷移群落への遷移などに注意し、クマイザサの現存する区域の把握及び現存量や食痕率のモニタリングや、島内における希少種の生育状況などを把握し、植生柵の設置など影響拡大の防止策を検討する必要がある。

7. まとめ

7-1. 現在の屈斜路湖中島のエゾシカ個体群

屈斜路湖中島のエゾシカ個体群は、島内全域に分布しており季節的に利用環境を変化させていることが明らかとなった。特に積雪期において利用環境を変化させており、島南部や中央部、東部などの、冬季に積雪量が少なくなる地形や植生から密度が増加している可能性が高く、密度依存的に、森林植生へ影響が発生している可能性が考えられた。また、非積雪期には、島外周部を多く利用しており、冬季よりも利用が高いことから、非積雪期の下層植生への影響が発生している可能性が高く、それに伴う生態系への影響が発生している可能性が示唆された。

個体数密度の結果では、低密度である可能性が高いが、梶ほか(2006)の洞爺湖中島における植生への影響の事例では低密度の場合、「シカの影響は顕著ではなく、枝葉の採食や灌木に樹皮はぎが見られるが、生産量に影響がない」と記している。しかし、下層植生への影響の結果では、地点別で不嗜好性植物の優占群落が現存しているや、ササ群落の部分的な衰退が生じているなどエゾシカの影響は顕著であり、中・高密度状態になるほどの密度集中がおきている可能性が高く、カメラトラップ数の増設や推定に必要なデータの再検討など、より精度の高い個体数密度の推定を検討する必要がある。

過去のエゾシカ個体群の生息状況として、近藤ほか(1993)は、1991年9月の屈斜路湖中島のエゾシカ分布調査時の記録に「小型の個体の足跡および採食痕を3か所で観察した」と記しており、当時の森林植生状態から、島内の個体数密度は低くエゾシカによる影響は起きていないことが考えられた。したがって、森林被害が顕在化したのは2000年代に入ってからと考えられる。

7-2. 現在の屈斜路湖中島のエゾシカによる下層植生への影響

島内の植生はエゾシカによる採食影響を受けており、全島的に下層植生の変化が起きている可能性が示唆された。また、エゾシカの季節的動向から積雪期に密度の集中が考えられたため、積雪期に餌資源とする樹木の枝・葉や樹皮に対する影響や常緑草本であるササ類への影響など、密度が集中する地域で森林植生の構造変化が起きている可能性が高い。屈斜路湖の南部に位置する阿寒湖では、冬季のエゾシカの越冬地利用による密度増加で、ハルニレやオヒョウなどのニレ科樹木への樹皮剥ぎや針葉樹の林床に生育するササ類の集中的な採食によるササ類の衰退が発生し、森林構造に影響を及ぼした(近藤ほか 1993, 稲富ほか 2012)ことから、同様の森林影響が屈斜路湖中島に顕著化する可能性が高い。

本研究では、島内には採食影響により元々優占していた植生から遷移した段階の地域や、エゾシカの不嗜好性植物が優占しつつある地域があることが示唆された。しかし、密度が低い状態から不嗜好性植物が元々優占する地域もある可能性が高いため、影響段階の評価は慎重に行う必要がある。種別ではクマイザサが高い割合で食痕が確認され、クマイザサのようなエゾシカにとっての嗜好性植物が減少することは、過度に植物群落を採食する状態(overgrazing)が起きていることの証拠となりえる(Mysterud 2006)。過去の屈斜路湖中島のエゾマツ林やトドマツ林の林床植物としてクマイザサが優占していた。しかし、現在のエゾマツ林やトドマツ林の林床は、不嗜好性植物の優占群落や裸地化が目立ち、屈斜路湖中島に分布するエゾシカ個体群は地域的な過度な採食圧を受けている状態に陥っていることが示唆される。

Mysterud(2006)は、土壤侵食の有無や種子散布元の有無、嗜好性植物及び不嗜好性植物による林床の占有状況、元の植生が回復するのにかかる時間などを基準にして、大型草食獣による overgrazing を 3 つのタイプに整理している。屈斜路湖中島は、オヒョウやハルニレ、イチイなどの樹皮剥ぎが選択的に起きているが、成木は枯れることはまだ稀で、種子散

布元は保たれている可能性が高い。また、土壌侵食が顕著な地域はないと思われる。しかし、実生や稚樹への更新は阻害されている可能性が高く、不嗜好性植物が林床を占有している地域は多い。Mysterud(2006)による屈斜路湖中島におけるエゾシカの overgrazing のタイプは、「可逆的ではあるが回復に多少時間がかかる overgrazing の段階であるタイプ」と考えられる。今後さらに密度が増加することにより、より過剰な採食圧による不可逆的な反応が起こる可能性がある。密度増加による影響は、採食影響にとどまらず、下層植生を営巣環境としている鳥類や昆虫類の生息状況の変化や(Fuller 2001, DeCalestal 1994), 踏圧が増加することにより根茎部の衰退や土壌構造の改変など(Richards 1984, Persson et al. 2005, 柳ほか 2008, 古澤ほか 2001), 生態系全体に影響を及ぼすことが報告されていることから、森林生態系としてエゾシカの影響を包括的に評価する必要がある。

今後、エゾシカの影響を包括的に評価するためには、生態系の基盤である植生に関する調査として、全島的に詳細な森林植生の現状を把握する必要がある。

7-3. 総括

現在の屈斜路湖中島におけるエゾシカ個体群は、非積雪期は島全域に広く分布しており、積雪期は密度が集中している。さらに、湖畔の結氷によりエゾシカの移出入が可能なため半閉鎖的な個体群として、低～中密度状態が維持され、個体数が超過密状態にはなっていない可能性がある。しかし、エゾシカの影響は、地域的に不嗜好性植物の優勢化やササ類の衰退などの下層植生への影響や、嗜好性の高い樹種への樹皮剥ぎや、ディアラインの形成が確認されており、低木層や高木・亜高木層への影響に及んでいる。

環境省(2019)が作成した「ニホンジカに係る生態系維持回復事業計画策定ガイドライン」の5段階のニホンジカの影響が顕在化する段階評価では、屈斜路湖中島のエゾシカの影響は、下層植生の影響状況から、中間の「影響顕在化フェーズ」(環境省 2019)にあたると思われる。影響が進行化した場合には、土壌侵食などが発生し、生態系基盤そのものに影響を及ぼすと記されている。ニホンジカが生息する森林生態系の最終的な状態は、「ニホンジカの生息が適切な状態に保たれ、ニホンジカによる植生影響は十分に低く、希少植物種とその他の在来植物種の更新に支障がないため、生態系サービスの低下の懸念がない状態」と記されており、エゾシカが生息する屈斜路湖中島の森林生態系も同様な状態が適していると考えられる。しかし、現状では屈斜路湖中島のエゾシカ個体群への対策は実施されていない。地理的に閉鎖的な空間のため密度が増加することは避けられず、将来的に、エゾシカの影響が深刻化する可能性が高い。屈斜路湖中島に生息するエゾシカ個体群の密度依存的に深刻化する現象は、洞爺湖中島におけるエゾシカの影響が将来的に起こる可能性が高い。影響段階を予測する比較地として、洞爺湖中島におけるエゾシカの影響に関する研究事例は有効であると考えられた。

今後、エゾシカの個体数管理や森林生態系の保全対策を実施するためには、管理計画に基づくモニタリングと影響段階にあわせた対策を実施する必要性が高い。屈斜路湖中島におけるモニタリング調査として、精度の高いエゾシカの個体数密度の把握やGPS首輪を用い

た行動圏の把握などのエゾシカを対象とした調査や、森林生態系を構成する植生をはじめとした生物相に関する調査や土壌硬度・土壌侵食などに着目した土壌分析などの生態系に着目した調査が必要である。また、対策手法として、エゾシカの個体数調整における直接的な防除・効率的な捕獲手法の検討や、エゾシカによる採食影響の拡大防止を目的とした植生保護柵の設置などが必要である。

以上のことから、今後、屈斜路湖中島のエゾシカの影響を科学的に評価するため、生態系情報を収集し、科学的知見に基づいた影響段階を明らかにし、屈斜路湖中島のエゾシカ個体群を対象とした管理計画の作成を行う必要がある。

8. ABSTRACT

Over-abundance of deer population in forest landscapes has significant impacts on the ecosystem structure and function. In addition, at closed environment, impacts on vegetation may be much higher than opened area. This research was focused on the impacts of deer in Nakashima Islands, Kushiro Lake, Hokkaido, Japan. The Nakashima islands at Kushiro Lake (NK) was become “closed environment” in summer because it is surrounded by the lake water. Kondo et al. (1993) reported sika deer (*Cervus nippon yesoensis*) has been distributed by naturally in NK. They are becoming “semi-closed population” in winter when NK is occasionally connected to main land by freezing of lake water. However, because of the global climate change, this situation barely happened in recent years. Thus, NK is likely to become “closed population” in the future. For this reason, the objectives of this study were (1) seasonal change of habitat use of deer, (2) estimate deer density, and (3) their impacts on vascular flora in NK.

To know the pattern of deer habitat use in NK, camera trapping survey had been conducted at 12 points since Nov. 2018 to Sep. 2019. For analysis on seasonal change of habitat use, Relative Abundance Index (RAI) was calculated for each months. I use two statistical models for estimation of deer density such as Random Encounter Model(REM) and Random Encounter & Staying Time model(REST) Before analyzation, all data were divided into snowfall season (Dec,2018 to Mar,2019) and non-snowfall season (Apr,2019 to Sep,2019) respectably. The results were interpolated to all island area by Inverse Distance Weighting (IDW) for determine deer distribution in all NK area. To know the impacts of deer population on vascular flora in NK, quadrat method had been conducted at 4 different elevation plots in NK during July to August 2018. For analysis on impacts of flora, the species diversity index, cover ratio at unpalatable plants of deer, and browsing damage ratio had calculated for each plot.

In the camera trapping survey, total 2,990 pictures of deer were recorded by all points. The RAI value was higher at central and southern area in the snowfall season. The values at the outer area was getting higher during the non-snowfall season remarkably. The estimated population of density by both REM and REST showed higher value in the snowfall season than non-snowfall season. Moreover, the density distribution in the snowfall season, at eastern area showed higher value. However, the southeastern part of the island was predicted higher density when non-snowfall season.

According to these results, it was thought that NK was able to categorized “low-medium density” which was mentioned by Decalesta and Stout. (1997).

Total 56 species were recorded from the quadrat method survey. “Plot C” was the most damaged plot than another plots. The biggest browsing damage ratio species was *Sasa senanensis*. From these results, it was thought that overgrazing has been started in regionally at NK.

To conclude this study, the deer population was distributed throughout the island in whole year and it became high density in the eastern part when it was in snowfall season. The floor vegetation has been changing in few areas, that was found especially on bamboo grass or on unpalatable plants. As a result, it was thought that a structure of the forest floor vegetation will continuously be changed by deer impacts in the future.

9. 謝辞

本論文は筆者が酪農学園大学大学院酪農学研究科酪農学専攻修士課程に在籍中の研究成果をまとめたものである。同専攻立木靖之准教授には指導教官として本研究の実施の機会を与えていただき、その遂行にあたって終始ご指導頂いた同専攻伊吾田宏正准教授並びに同専攻松山周平准教授には副査としてご助言を頂くとともに本研究の細部にわたりご指導頂いた。NPO 法人 EnVision 環境保全事務所の赤松里香氏をはじめとする職員の皆様には、屈斜路湖地域及び屈斜路湖中島のエゾシカの生態系影響に関する調査で多くのご協力を頂き、本研究を進めるにあたり様々なご助言を頂いた。また、一般社団法人エゾシカ協会の職員の皆様には洞爺湖中島の GPS 首輪のデータ使用するにあたりご支援とご協力を頂いた。万代観光株式会社の藤井宏司郎氏をはじめとする職員の皆様には、本研究期間中の屈斜路湖中島への上陸時にご協力して頂いたため、安全に調査を実施することができた。最後に野生動物保護管理学研究室で指導して頂いた吉田剛司元教授や更科美帆氏、同期、学生並びに生物多様性保全研究室の学生は、現地調査時や発表、論文を作成するにあたり様々なご支援とご協力を頂いた。ここに記して感謝申し上げる。

10. 引用文献

明石 信廣 (2017) 森林におけるエゾシカの影響を把握する. 森林科学 79 : 14-17.

Alverson, W. S., Waller, D., Solheim, S. L. (1988) Forests too deer : Edge Effects in Northern Wisconsin. Conservation Biology 2 (4) : 348-358.

Augustine, D. J. and DeCalesta, D. (2003) Defining deer overabundance and threats to forest communities : From individual plants to landscape structure. Ecoscience. 10(4) : 472-484.

Bressette, J. W., Beck, H., Beauchamp, B. (2012) Beyond the browse line : complex cascade effects mediated by white-tailed deer. Oikos000 : 1-12.

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(4) : 1172-1180.

Bush, E.R., Buesching, C. D., Slade, E. M., Macdonald, D. W. (2012) Woodland recovery after suppression of deer : Cascade effects for small mammals, Wood mice (*Apodemus sylvaticus*) and Bank voles (*Myodes glareolus*). Woodland Recovery after Suppression of Deer 7(2) : 1-9.

Carthew, S. M. and Slater, E. (1991) Monitoring animal activity with automated photography. Journal of wildlife Management 55(4) : 689-692.

Cutler, T. L. and Swann, D. E. (1999) Using remote photography in wildlife ecology : a review. Wildlife Society Bulletin 27(3) : 571-581.

David, A. C., Robert, B. A., David, M. F., William, G. L. (2003) Factors preventing the recovery of New Zealand forests following control of invasive deer. Conservation biology 17(2) : 450-459.

DeCalesta, D. S. (1994) Effect of white-tailed deer on songbirds within managed

forests in Pennsylvania. *J. wildl. manage.* 58(4) : 711-718.

Decalest, D. S. and Stout, S. L. (1997) Relative deer density and sustainability : a conceptual framework for integrating deer management with ecosystem management. *Wildlife Society Bulletin*, 25(2) : 252-258.

Fuller, R. J. (2001) Responses of woodland birds to increasing numbers of deer : a review of evidence and mechanisms. *Forestry* : 289-298.

Gill, R. M. A (1992) A Review of Damage by Mammals in North Temperate forest : 1.Deer. *Forestry*. 65(2) : 145-169.

Gross, J. E., Gordon, I. J., Smith, N. O. (2010) Irruptive dynamics and vegetation interactions. *Dynamics of Large Herbivore Populations in Changing Enviroments : Towards Appropriate Models* 5 : 117-140.

濱田 浩美, 西川 博章, 知北 和久 (2011) 日本国内湖沼の結氷条件と温暖化による変化. 陸水物理研究会 2011 年東京大会要旨集 36-37p.

阪口 翔太, 藤木 大介, 井上 みずき, 山崎 理正, 福島 慶太郎, 高柳 敦 (2012) ニホンジカが多雪地域の樹木個体群の更新課程・種多様性に及ぼす影響. *森林研究* 78 : 57-69.

日野 貴文, 石崎 俊博, 外山 雅大, 佐藤 瑞奈, 吉田 剛司 (2016) エゾシカによるハマナスへの採食影響—野付風連道立自然公園春国岱地区の事例—. *水利科学* 352 : 94-108.

北海道 (2019) 北海道エゾシカ管理計画. 北海道環境生活部, 札幌, 25pp.

Horsley, S. B., Stout, S. L., Decalesta, S. D. (2003) White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecological Applications* 13(1) : 98-118.

古澤 仁美, 荒木 誠, 日野 輝明(2001) シカとササが表層土壌の水分動態に及ぼす影響—大台ヶ原の事例—. *森林応用研究* 10(1):31-36.

五十嵐恒夫 (1986) 阿寒国立公園の森林植生. 北海道大学農学部演習林研究報告.

43(2) : 335-494.

Igota, H., Sakuragi, M., Uno, H., Kaji, K., Kaneko, M., Akamatsu, R., Maekawa, K. (2004) Seasonal migration patterns of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research* 19 : 169-178.

Iijima, H., Ueno, M. (2016) Spatial heterogeneity in the carrying capacity of sika deer in Japan. *Journal of Mammalogy* 97(3) : 734-743.

池田 敬 (2016) ニホンジカシリーズ：ニホンジカの個体群モニタリングにおける自動撮影カメラの可能性. *水利科学* No.351 : 110-124.

石田 弘明, 服部 保, 黒田 有寿茂, 橋本 佳延, 岩切 康二 (2012) 屋久島低地部の照葉二次林に対するヤクシカの影響とその樹林の自然性評価. *植生学会誌* 29 : 49-72.

石田 弘明, 黒田 有寿茂, 橋本 佳延, 澤田 佳宏, 江間 薫, 服部 保 (2010) ニホンジカが暖温帯夏緑二次林の種多様度と種組成に与える影響. *保全生態学研究* 15 : 219-229.

石塚 譲, 川井 裕史, 大谷 新太郎, 石井 亘, 山本 隆彦, 八丈 幸太郎, 片山 敦司, 松下 美郎 (2007) 季節, 時刻および植生が大阪のニホンジカ (*Cervus nippon*) の行動圏に及ぼす影響. *哺乳類科学* 47(1) : 1-9.

泉山 茂之, 望月 敬史 (2008) 南アルプス北部の亜高山帯に生息するニホンジカ (*Cervus nippon*) の季節的環境利用. *信州大学農学部 AFC 報告* 6 : 25-32.

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) 阿寒摩周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 : 185-197.

Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., McNeish, E. (1992) Hunting success of the weasel *Mustela nivalis* and escape tactics of forest rodents in Bialowieza National Park. *Acta Theriologica* 37(3) : 319-328.

梶 光一 (1981) 根室標津におけるエゾシカの土地利用. *哺乳動物学雑誌* 8(6):226-236.

梶 光一・矢島 崇(1983) 洞爺湖中島の植生とシカの食性(Ⅱ) -ササに注目した越冬地の評価-.The Boreal Forest Society 152-154.

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 : 25-28.

梶 光一 (2018) 科学的な野生動物管理を目指して : シカの爆発的増加と個体群管理. 哺乳類科学 58(1) : 125-134.

梶 光一, 富沢昌章 (1993) エゾシカの生息数調査と個体群評価. 哺乳類科学 32(2) : 127-134.

環境省 (2002) 阿寒摩周国立公園川湯地域管理計画書. 北海道地方環境事務所釧路自然環境事務所, 釧路, 45pp.

環境省 (2019) 阿寒摩周国立公園指定書. 北海道地方環境事務所釧路自然環境事務所, 釧路, 156pp.

環境省 近畿地方環境事務所 (2017) 平成28年度大台ヶ原ニホンジカ個体数調整業務報告書.

環境省 (2019) ニホンジカに係る生態系維持回復事業計画策定ガイドライン ver1. 環境省自然環境局国立公園課, 225pp.

北原 理作, 南野 一博, 澤田 直美, 増子 孝義 (2000) 糞分析によるエゾシカの越冬期における食性評価. 第9期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書 : 43-51.

小金澤 正昭 (2004) 赤外線センサーカメラを用いた中大型哺乳類の個体数推定. 哺乳類科学 44(1) : 107-111.

近藤 憲久, 宇野 裕之, 阿部 永 (1993) 阿寒国立公園の自然 1993 下巻 -第1章 阿寒の哺乳類-. 財団法人前田一步園財団, 841-908p.

前迫 ゆり, 和田 恵次, 松村 みちる (2006) 奈良公園におけるニホンジカの樹皮はぎ. 植生学会誌 23 : 69-78.

松林 尚志, 石坂 真吾, 中川 徹, 中村 幸人 (2009) 多摩川源流域の中大型哺乳類相食

害予防のためのセンサーカメラによる事前調査. 東京農大農学集報 54 : 110-115.

松田喬史, 吉田剛司 (2017) 高密度化したエゾシカ (*Cervus Nippon yesoensis*) による屈斜路湖における鳥類の影響. 酪農学園大学環境共生学類卒業論文(未公刊).

McShea, W. J. and Rappole, J. H. (1992) White-Tailed Deer as Keystone Species within Forest Habitats of Virginia. Virginia Journal of Science 43 : 177-179.

Minami, M., Ohnishi, N., Takatsuki, S. (2009) Early mortality of sika deer (*Cervus nippon*) on Kinkazan Island, northern Japan. Mammal Study 34 : 117-122.

Masami, M. and Koichi, K. (2004) Summer forage biomass and the importance of litterfall for a high-density sika deer population. Ecological Research 19 : 405-409.

宮木 雅美, 高嶋 八千代, 助野 実樹郎 (2003) 野付糞連道立自然公園走古丹地区におけるエゾシカによる植生変化. 北海道環境科学研究センター所報 30 : 49-55.

Miyashita, T., Suzuki, M., Takada, M., Fujita, G., Ochiai, K., Asada, M. (2008) Landscape structure affects food quality of sika deer (*Cervus nippon*) evidenced by fecal nitrogen levels. Popul Ecol 49 : 185-190.

Mysterud A (2006) The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. Wildlife Biology 12:129-141.

Nakagawa, H. (2019) Habitat changes and population dynamics of fishes in a stream with forest floor degradation due to deer overconsumption in its catchment area. Conservation Science and Practice 1-11.

中島 啓裕 (2019) 自動撮影カメラが拓く新しい哺乳類研究—個体識別を必要としない密度推定—. 哺乳類科学, 59(1) : 111-116.

Nakashima, Y., Fukasawa, K., Samejima, H. (2017) Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera. Journal of Applied Ecology : 1-10.

O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., Wibisono, H. T. (2003) Crouching tigers hidden prey : Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6 : 131-139.

Persson, I. L., Danell, K., Bergstrom, R. (2005) Different moose densities and accompanied changes in tree morphology and browse production. *Ecological Applications* 15(4) : 1296-1305.

Peterson, R. O. and Page, R. E. (1988) The rise and fall of Isle Royale wolves 1975-1986. *Journal of Mammalogy* 69 : 89-99.

Richards .J.L (1984) Root growth response to defoliation in two *Agropyron* bunchgrasses: field observations with an improved root periscope. *Oecologia* 64 : 21-25.

Rooney, T. P. (2001), Deer impacts on forest ecosystems : A north American perspective. *Forestry* 74 (3) : 201-208.

Rooney, T. P. and Waller, D. W. (2003) Direct and indirect effect of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181 : 165-175.

Rossell, F. L., Zippin, D. V., 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.

Rossell, C. R., Gotsira, B., 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.

Rowcliffe, J. M., Fleld, J., Turvey, S. T., Carbone, C. (2003) Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45 : 1228-1236.

境 優 (2013) シカの過採食による森林と溪流生態系の相互作用の変化. 日緑工誌

39(2) : 248-255.

Seiki, T. (1983) The importance of *Sasa nipponica* as a forage for Sika deer(*Cervus Nippon*) in Omote-Nikko.

Shelton, A. L., Henning, J. A., Schultz, P., Clay, K. (2014) Effects of abundant white-tailed deer on vegetation, animals, mycorrhizal fungi, and soils. *Forest Ecology and Management* 320 : 39-49.

柴田 徹弐, 日野 輝明 (2009) 大台ヶ原の自然: 森の中のシカをめぐる生物間相互作用. 東海大学出版会, 神奈川県, 300pp.

Silveira, L., Jacomo, A. T. A., Diniz-Filho, J. A. F. (2003) Camera trap, line transect census and track surveys : a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114(3) : 351-355.

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.

高槻 成紀 (2005) シカの食性と採食行動. *哺乳類科学* 45(1) : 85-90.

田村 淳 (2007) ニホンジカの採食圧を受けてきた冷温帯自然林における採食圧排除 10 年間の下層植生の変化. *森林立地学会誌* 49(2) : 103-110.

田村 淳, 入野 彰夫, 山根 正伸, 勝山 輝男 (2005) 丹沢山地における植生保護柵による希少植物のシカ採食からの保護効果. *保全生態学研究* 10 : 11-17.

高槻 成規 (2006) シカの生態誌. 東京大学出版会, 東京, 480pp.

田中 竜太, 高島 千尋, 瀧井 暁仔, 泉山 茂之 (2017) 信州大学手良沢山演習林における REM 法を用いたニホンジカ (*Cervus nippon*) の生息密度推定. *Article, Bull. Shinshu Univ. AFC* 15 : 55-60.

寺井 裕美, 柴田 昌三 (2002) ミヤコザサの維持と樹木実生の更新にエゾシカの採食が与える影響. *森林研究* 74 : 77-86.

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.

塚田 英晴, 深澤 充, 小迫 孝実, 須藤 まどか. 井村 毅, 平川 浩文 (2006) 放牧地の哺乳類相調査への自動撮影装置の応用. 哺乳類科学 46(1) : 5-19.

Uno, H. and Kaji, K. (2000) Seasonal movements of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. Mammal study 25 : 49-57.

Waller, D. M and Alverson, W. S. (1997) The White-tailed deer : A keystone herbivore. Wildlife Society Bulltin 25(2):217-226.

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(2) : 403-408.

Williams, N. L., Walton, D. W. H., Prince, P. A. (1989) Introduced reindeer on South Georgia - a management dilemma -. Rangifer 9(2) : 59-65.

柳 洋介, 高田 まゆら, 宮下 直(2008) ニホンジカによる森林土壌の物理環境の改変 : 房総半島における広域調査と野外実験. 保全生態学研究 13:65-74.

矢部 恒晶 (1995) 野生動物の生息地管理に関する基礎的研究—知床半島におけるエゾシカの生息地利用形態と植生変化—. 北海道大学農学部演習林報告 52(2) : 115-180.