

## 景観構造を考慮した

ニホンジカによる水稲被害発生機構の解明とリスクマップの作成

Analysis of factors affecting rice crop damage by sika deer in a landscape  
context and construction of a risk map in the Boso Peninsula, central Japan

簡略表題：シカの水稲被害予測モデルとリスクマップ

高田まゆら<sup>1</sup>・鈴木 牧<sup>2</sup>・落合啓二<sup>3</sup>・浅田正彦<sup>3</sup>・宮下 直<sup>2</sup>

<sup>1</sup>帯広畜産大学畜産生命科学研究部門・<sup>2</sup>東京大学大学院農学生命科学研究科・<sup>3</sup>千葉県立中

央博物館

Mayura Takada<sup>1</sup>, Maki Suzuki<sup>2</sup>, Keiji Ochiai<sup>3</sup>, Masahiko Asada<sup>3</sup> and Tadashi

Miyashita<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Department of Life Science and Agriculture, Obihiro University of Agriculture and Veterinary

Medicine, <sup>2</sup>School of Agriculture and Life Sciences, University of Tokyo, <sup>3</sup>Natural history Museum

and Institute, Chiba

<sup>1</sup> 〒080-8555 北海道帯広市稲田町西2線11番地 帯広畜産大学畜産生命科学研究部門

Department of Life Science and Agriculture, Obihiro University of Agriculture and Veterinary

Medicine

Inada-cho, Obihiro, Hokkaido, Japan 080-8555

E-mail: [mayura@obihiro.ac.jp](mailto:mayura@obihiro.ac.jp)

要旨：シカによる水稻被害が深刻化している千葉県房総半島南部において、約 350 軒の稲作農家を対象とした聞き取りアンケート調査から、シカによる水稻被害のレベルを定量化し、それをシカの局所密度と水田周辺の景観構造により説明する統計モデルを構築した。その結果、被害レベルはシカ密度に加え、対象水田から半径 400m 以内の景観構造により影響を受けていることが明らかになった。具体的には、水田周囲の森林率の増加に伴い被害は大きくなること、またシカの高密度地域では周辺景観の林縁長が長いと被害が軽減される傾向があることがわかった。この空間スケールは、既往研究から示された房総のシカの行動圏や食物の質、妊娠率が決まる空間スケールとほぼ一致していた。次に統計モデルを用いて被害が軽度に維持されるシカ密度をシカ分布域とその周辺を含めた地域で推定し、水稻被害のリスクマップを作成したところ、被害が軽度に維持されるシカ密度は地域の景観構造により大きく異なることがわかった。異質な景観構造をもつ地域では、こうしたリスクマップと現在のシカ生息密度とを比較し、短期的な捕獲目標個体数を局所レベルで定めることで、被害防除努力をより効率的に配分することができるだろう。

キーワード：アンケート調査、大型草食獣、空間スケール、地理情報システム、農業被害

Abstract: The sika deer population (*Cervus nippon*) in the Boso Peninsula of Chiba, central Japan, has expanded dramatically in recent decades, causing serious damage to rice crops. To predict the level of damage, we conducted approximately 350 interviews of paddy field owners and developed a regression model that included local deer density and landscape structure surrounding paddy fields as explanatory variables. Model selection using Akaike's information criterion (AIC) revealed that the level of damage was affected by landscape structure within a 400-m radius of a focal rice field as well as local deer density. This spatial scale was consistent with the home-range size of sika deer as well as the scale determining food quality and the reproductive rate of deer in the Boso Peninsula. The level of damage also increased with an increase in forested area but tended to decrease with increases in the surrounding forest-edge length in areas with higher deer densities. We also constructed a risk map for rice-crop damage to determine local deer densities that could keep damage at low levels using the above regression model. The estimated deer density at which this occurred was highly variable depending on landscape structure. Comparing such risk maps and current local deer density will help to facilitate the establishment of an objective management plan in a heterogeneous landscape.

Key Words: agricultural damage, geographic information system, interview

survey, large herbivore, spatial scale

## はじめに

現在、全国的にニホンジカ(*Cervus nippon*)が増加しており(環境省自然環境局生物多様性センター 2004)、それに伴い各地で農業被害が深刻化している。こうした被害を防除するため、多くの地域でシカの個体数管理や侵入防除柵などの設置が行われている。このような被害防除努力を効率的に活かすためには、シカの生息密度や被害の程度を継続してモニタリングし、管理計画の評価や見直しを行っていく必要がある(三浦 1999)。個体数管理の目標密度は、同地域内で一律もしくはかなり広い範囲を単位に設定されることが多い(宇野ほか 2007)。しかし最近の研究により、シカ密度と農作物被害の程度との関係性は農地周辺の景観構造により変化することが示されている(坂田ほか 2001, 2002 ; Agetsuma 2007)。このことは、管理目標とすべき生息密度が局所的な景観構造により変化する可能性を示唆している。景観構造にもとづき個体数管理の目標密度を局所レベルで設定できれば、限られた被害防除努力をより効率的に配分することが可能となるだろう。そのためには、シカ密度と被害の程度との関係を解明することに加えて、被害の程度に影響を与える景観要素やその効果が及ぶ空間スケールを明らかにする必要がある。こうした結果と対象地域の景観構造データから、許容できる被害限界の生息密度を推定し地図化することで、シカによる農

業被害のリスクマップを作成することができるだろう。

千葉県房総半島南部には孤立したシカ個体群が生息しており、近年の分布拡大や密度増加に伴い深刻な農業被害が生じている(千葉県 2004)。特に被害が深刻な農作物は水稻である。千葉県は稲作農家を対象とした郵送アンケート調査を行い、その結果をもとに水稻被害の許容密度を 3 頭/km<sup>2</sup> 以下と設定した(千葉県 2004)。しかし本地域は森林や田畑、人家などのさまざまな景観要素が狭い空間スケールでモザイク状に分布することから、水田周辺の環境は著しくばらつくと考えられる。このことは、農作物への被害のレベルはシカの密度が一定であっても局所的に異なる可能性があることを意味する。そこで本研究では、まずシカによる水稻被害のレベルを水田農家へのアンケート調査により定量的に評価し、それをシカの生息密度と水田周辺の景観構造により説明する統計モデルを構築することで、被害が生じやすい景観の特徴と被害レベルの予測に適した空間スケールを明らかにする。本研究で注目する景観要素は、水田周辺の森林と林縁である。森林はシカの主な棲み場所であるため、森林に囲まれた農地ほど被害が大きくなることが示されている(坂田ほか 2001 ; 2002 ; Stewart et al. 2007)。また林縁は、シカの栄養状態を改善し(Miyashita et al. 2007)、妊娠率を増加させることから(Miyashita et al. 2008)、好適な採餌場所であると考えられてい

る。こうした採餌場所付近の水田では被害のレベルが変化すると予想される。

次に得られた統計モデルと本地域の景観データを用いて、被害が軽度に維持されるシカの生息密度を局所スケールで推定・地図化することで、シカによる水稲被害リスクマップを作成する。最後に被害予測モデルやリスクマップの有効性や今後の課題について検討する。

## 調査地と方法

### 調査地概要

千葉県房総半島は日本の中央部に位置し(35°N, 140°E)、平均気温は夏 23.7°C、冬 6.4°Cであり、年降水量は 2,349.5mm である(東京大学農学生命科学研究科附属演習林 2006)。森林はタブノキ、スダジイ、マテバシイ、カシ類などの常緑広葉樹林と、スギ、ヒノキの人工林などが混在して分布する。森林以外では、水田や牧草地・ゴルフ場などが多く存在する。近年、減反転作や獣害などの理由により多くの稲作農家が耕作地の一部を休耕している(千葉県 2004)。

千葉県のシカは、近世まで県内のほぼ全域で生息していたと考えられるが、平地の開発や強い捕獲圧により分布を狭めた。1970 年代に現在の鴨川市北東部

の約 40km<sup>2</sup> 程に分布域を縮小したが、その後の保護政策や生息地の環境改変などにより再び分布を拡大した。2001 年では約 440km<sup>2</sup> に生息し、高密度地域では 20 頭/km<sup>2</sup> 以上が生息していることが報告されている(千葉県 2004;2007;図 1)。

図 1

こうしたシカの分布拡大や密度増加に伴い、森林植生(Takada et al. 2002;Suzuki et al. 2008)やそこに生息する節足動物相(Miyashita et al. 2004 ; Takada et al. 2008)、土壌の物理環境(柳ほか 2008)が大きく変化している。またシカによる農業被害も深刻化し、水稻を中心に野菜、果樹などについて報告されており、多くの農地に電気柵や金網、魚網などのシカ防除柵が設置されている(千葉県 2004)。

## 調査方法

2006 年 4 月下旬～6 月上旬にシカの分布が確認されている地域内の稲作農家宅 353 件を訪問し、所有する水田の位置やシカによる水稻被害のレベルなどを尋ねた(図 1)。各農家宅へは事前の約束なしに訪問したため、なるべく短時間かつ簡便に回答できる設問のみ用意した。シカ防除柵のない状態での被害レベルを説明するモデルを作るため、柵を設置する直前の被害レベルと柵を設置した年を尋ねた。シカによる被害のレベルとして「無、軽、中、激」の 4 段階のうちから 1 つを選択してもらった。またこの基準と実際の被害量のとの対応を明

らかにするため、農業従事者の記憶が最も確からしい前年(2005年)の被害レベルと作付面積のうちの被害面積の割合を尋ね、Kruskal-Wallis 検定を用いて被害レベルにより被害割合が異なるかを検証した。

調査対象水田の周辺に生息するシカの密度や景観構造を以下の方法で推定・定量化した。本調査地では、シカの密度推定のために1996年から糞粒法による調査が冬期(12月～2月)に広域で行われており(浅田・落合 2007)、1997年から各年の森林内のシカの糞粒密度が約1km<sup>2</sup>メッシュ単位で推定されている(Miyashita et al. 2008)。こうした糞粒密度は、区画法で推定されたシカの生息密度と強い相関を持つことから、これらの回帰直線を用いて糞粒密度( $X$ )から生息密度( $D$ )を推定することができる(浅田・落合 2007)。本研究では、1996～2006年の調査結果から得られる回帰式を用いて、各年のシカ生息密度を推定した(式(1))。シカ柵がすでに設置されている水田では柵を設置した年(正確には柵設置前年の12月から柵設年の2月の間)に推定されたシカ密度を解析に用い、設置されていない水田では2006年のシカ密度を用いた。

$$D = 0.0848 X \quad (r^2 = 0.939, n = 24, P < 0.0001) \quad (1)$$

本調査地の景観構造をGIS上でデジタル化するため、第3回自然環境基礎調査(環境省自然環境局生物多様性センター生物多様性情報システム(J-IBIS)、

<http://www.biodic.go.jp>、2010年4月13日確認)と2004年3月に撮影されたASTER画像(ERSDAC 2000)をもとに、2004年時点における房総半島南部の植生分類図を作成した。まず第3回自然環境基礎調査が行われた1993年から2004年までに生じた森林から草地や住宅地などへの改変を、2004年3月に撮影されたASTER画像(ERSDAC 2000)を用いて修正する。1993年時点の分類では森林となっているメッシュで、ASTER画像の緑色バンド値が森林域の一般的な値に比べて高い場所を抽出し、森林から他の土地利用に改変された場所と判断した。次に改変後の土地利用を、2003年11月撮影の航空写真をもとに判別し、土地利用分類図を修正する。こうしたデータをもとに、本調査地の植生を「森林」・「草地」・「その他」の3区分に分類した。なお「草地」カテゴリには、自然開放草地のほかに放棄農耕地、農耕地、ゴルフ場なども含めた。こうしたデータを用いて、調査水田を中心に半径200~1000mまで100m間隔でバッファ(円)を発生させ、各バッファ内に含まれる森林の面積率と林縁長率を算出した。

統計解析には、被害レベル( $R$ )を目的変数とした一般化線形モデルを用いた(式2)。各被害レベルは、以下の方法で0~1の間の4段階の値に変換して解析を行った。まず被害の最低レベル「無」を0、最高レベル「激」を1と設定する。次に「軽」と「中」の値を設定するため、アンケートによって得られた2005年の

被害レベルと被害面積割合の対応関係から、各被害レベルに相当する被害面積割合の中央値を「激」に相当する被害面積割合の中央値で割り、これら 2 つの被害レベルの値とした。統計モデルの目的変数である被害レベルは、「激」を最大値 1 とする比率データであることから、二項分布に従うとした(Crawley 2002)。

独立変数は、柵設置当時のシカ密度(頭/km<sup>2</sup>)( $D$ )、各バッファ内の森林の面積率(%)( $F$ )、林縁長 ( $E$ )である。本研究ではこれらの景観要素の効果がシカ密度により変化する可能性を検討するため、シカ密度と景観要素との交互作用も独立変数に加えた。また被害レベルに影響を与えると考えられる交絡要因として、以下の 2 つの独立変数をモデルに加えた。すなわち、防除柵の設置履歴の違いによる被害レベルの差を考慮するための「柵を設置した年( $YR$ )」と、空間自己相関の効果としての調査水田の緯度( $Y$ )と経度( $X$ )である。空間自己相関の考慮には、本来プロセスベースのモデルや空間回帰などの適用がのぞましいが、本研究では汎用性や利便性を重視して簡易な手法(Borcard et al. 1992)を用いた。

$\text{logit}(R)$

$$=\beta_0 + \beta_1 \times D + \beta_2 \times YR + \beta_3 \times F + \beta_4 \times E + \beta_5 \times Y + \beta_6 \times X + \beta_7 \times D \times F + \beta_8 \times D \times E + \varepsilon \quad (2)$$

$\beta_i$  ( $i = 0, 1, 2, \dots, 10$ )は定数である。連続変数間の交互作用は主効果と強い相関をもつことから、両者を 1 つのモデルに含めることは多重共線性の問題が生じ

る。こうした共線性を減らすため、交互作用項の算出の際には各変数をセンターリングした(Quinn and Keough 2002)。

1996年以前にシカ防除柵を設置した水田では、シカ密度が推定されていないことから、統計解析からは除いた。また調査水田間の距離が300m以下の場合、それらの平均値を1つの値とした。その理由は、房総のシカの行動圏(20-50ha, Miyashita et al. 2008)に相当する空間内に複数の調査水田を含めないようにするためである。これらの条件に該当する311のデータを対象に、式(2)を用いて以下のようなモデル選択を行った(Burnham and Anderson 2002)。まず200~1000mの9段階の各バッファサイズにおいて、独立変数の全ての組み合わせからなるモデル群に対してそれぞれAIC(Akaike Information Criteria)を算出し(交互作用効果が含まれる組み合わせの場合にはその主効果もモデルに含めた)、AICが最も低いモデルを各バッファサイズのベストモデルとした。次に9段階のバッファサイズの間でベストモデルのAICを比較し、最もAICの低いバッファサイズのモデルを被害レベルをよく説明するモデルとした。

得られた統計モデルを用いて、シカの被害が軽度に維持される密度を約 $1\text{km}^2$ 単位で推定し、地図化した。すなわち、上記モデルを、シカ密度( $D$ )を目的変数とした式に変形し、定められた被害レベルや景観構造から、それに対応するシ

カ密度を予測した。

統計解析には *R for Windows 2. 2. 0* (*R Development Core Team 2005*)を、空間解析には *ArcGIS 8. 1* と *Spatial Analyst extension*(*Esri Co. Ltd*)を用いた。

## 結果

Kruskal-Wallis 検定の結果、2005 年の被害のレベルと被害面積割合の間には強い関係がみられた( $P < 0.001$  ; 図 2)。各被害のレベルの中央値はそれぞれ、「無」が 0%、「軽」が 5%、「中」が 20%、「激」が 40%だった。被害レベル「軽」は被害面積割合が 10%を下回っていたことから、本研究では、このレベルを軽度と見なし、以下の解析から得られたモデルを用いて被害レベル「軽」に相当するシカ密度を推定した。

図 2

まずロジスティック回帰とモデル選択の結果、各バッファサイズにおけるベストモデルの AIC は、全て切片のみを含むモデルの AIC に比べ十分低く(図 3)、これらのモデルは十分な説明力をもっていると考えられた。バッファ半径とベストモデルの AIC との関係は、半径 400m を最小として凹型であり(図 3)、この空間スケールが被害のレベルを最もよく説明することがわかった。表 1 は、半径 400m バッファのモデル群のうち、上位 5 つの解析結果である。これらのモデ

図 3

表 1

ル全てに含まれる変数は、柵を設置したときのシカ密度(以下、シカ密度)、柵を設置した年、森林率、林縁長率、シカ密度×林縁長率であり、係数値は全て標準誤差の2倍以上であった。したがって、これら5変数は被害レベルに強く影響を与える要因と考えられた。これらの係数の符号より、シカの被害レベルは最近柵を設置した水田ほど低く、周囲の森林率が高いほど高くなることが示された。またシカ密度と林縁長率についてはそれらの交互作用効果も含まれていた。これら2要因が被害レベルにどのような影響を与えるかを視覚的に表すため、被害レベルとシカ密度、林縁長率を3次元上でプロットし、回帰曲面を描いた(図4)。その際、他の2要因(柵設置年と森林率)には各変数の平均値を代入した。この図から、シカ密度が高くなるほど林縁長率と被害のレベルとの間の負の関係が明確になることがわかった。

図4

被害レベルが「軽」に相当するシカの生息密度を算出するため、上記の回帰モデルをシカ密度( $D$ )を目的変数とした式に変形し、被害レベル( $R$ )には「軽」に相当する値を、残りの変数には局所的な景観構造の値を、柵を設置した年( $YR$ )には1997年をそれぞれ代入した。 $YR$ に代入する値として1997年を選択した理由は、考察で詳しく述べるとおり、この年をシカ密度の効果が定常状態に近いとみなすことができるからである。その結果、被害レベルを「軽」に維持する

ためのシカ密度は水田周辺の景観構造により局所的に大きくばらつくことがわかった(図 5)。

図 5

## 考察

稲作農家を対象としたアンケート調査から、シカによる被害レベルはシカ密度とともに高くなるが、さらに水田周辺の林縁や森林の量に応じて大きく変化することがわかった。

森林率の増加に伴い被害レベルが高くなった理由としては、局所的な森林面積の増加に応じてシカの個体数自体が増えることや、水田周辺を利用する人間によるかく乱、すなわち農作業従事者や交通量、通行人などが少なくなるためシカの水田利用が増えること、の 2 つが考えられた。森林に近接する農地ほど被害が大きくなることは、シカ (梶ほか 2006 ; Stewart et al. 2007)、サル(Saj et al. 2001 ; 森野・小池 2006 ; Linkie et al. 2007)、その他の害獣 (Naughton-Traves 1998)でも多数示されている。しかし生息密度の影響を除いたうえで森林の効果を評価した研究は、坂田ほか(2001)を除きほとんどない。こうした関係は、周辺の森林率が高い景観ほど個体数管理のみによる被害防除が難しくなることを意味している。

またシカの低密度地域では、林縁長が被害レベルへ与える影響は弱いですが、高密度地域になると林縁長が長い景観で被害が軽減される傾向がみられた。こうした交互作用効果は、生態学的解釈が困難であるため、はずれ値による解析上のアーティファクトの可能性がある。

さらに、最近シカの防除柵を設置した水田ほど被害レベルが低いことがわかった。その理由としては次の2つが考えられる。1つめは、柵を設置してから年月が経つほど柵自身の劣化やシカの馴化により、その防除効果が低下することである。2つ目の理由は、柵が最近設置された水田の多くは現在のシカ分布域の縁に位置し、シカが侵入してからの年数が短いことによる影響が考えられる。

このような地域では、シカが同密度で長年定着している地域に比べて林内の餌植物量が多いため(Suzuki et al. 2008)、生息密度の割にシカが水田を利用することが少ないのであろう。これはシカ密度の効果がまだ定常状態に達していないことを意味する。そのためリスクマップの作成に際しては、統計モデルの「シカ柵設置年」の変数に、より定常状態に近いと考えられる1997年の値を用いた。

局所レベルでの水稻被害のレベルを最もよく説明した空間スケールは、半径400mのバッファであった。これは水田を中心とした約50haの範囲に相当する。

本調査地のメスの行動圏は20-50haであったことから(Miyashita et al. 2008)、被害

の発生は、シカの行動圏の空間スケールをほぼ反映していた。さらにこのスケールは、糞中窒素含有率で評価したシカの食物の質や妊娠率が決まる空間スケール(いずれも 100-200m)とも似通ったスケールであった(Miyashita et al. 2007; 2008)。したがって、シカの被害レベルが決まる空間スケールは、シカの生態的諸特性に応じて決まっていると推察される。被害レベルを周辺景観との関係から解析した例は過去にも存在するが(Augustine and Jordan 1998; 坂田ほか 2001)、その影響が生じる空間スケールがシカの生態的・行動的特性のスケールと一致することを実証した研究は本研究が初めてであろう。

被害レベルを「軽」に維持するためのシカ密度は、景観構造により大きくばらつくことが示された(図 5)。特に森林と水田が入り組んでいる景観では、0 頭/km<sup>2</sup> に維持する必要がある場所さえあった。こうしたリスクマップと現在のシカ生息密度とを比較し、短期的な捕獲目標個体数を局所レベルで定めることで、被害発生メカニズムを考慮したうえで被害対策を講じることが可能になる。房総半島では、有害獣捕獲によりシカ高密度地域において局所的な生息密度の低下が認められていることから(千葉県 2004)、局所密度を目標密度まで低下させることは実現可能であろう。しかし、近年の狩猟者人口減少や予算の削減などにより、シカの個体数管理に十分な投資ができない現状を考えると(千葉県

2004)、上記から算出した目標密度にまでシカを駆除し、その密度を局所的に維持し続けることは難しいと思われる。例えば鳴川市北東部では、2006年現在の生息密度が10~15頭/km<sup>2</sup>と推定されているのに対し(図1)、被害が軽度に維持される生息密度は1-3頭/km<sup>2</sup>と推定された(図5)。この密度までシカを駆除し維持するには、おそらく膨大なコストがかかるだろう。こうした地域では、従来通りシカ防除柵の設置により被害軽減をはかるのが現実的だと思われる。ただし効果の高い電気柵などを設置し、維持していくことが必ずしも低コストだとはいえない(三浦 1999)。今後は個体数管理による生息密度のコントロールと、柵の設置・維持にかかるコストを比較し、効率的かつ現実的な被害防除法を提示する必要がある。

近年のGIS技術の普及と空間統計学の発達により、野生動物管理を含むさまざまな分野で広域の景観データを容易に扱えるようになった。本研究で提示したリスクマップは、景観データに加えて局所的なシカの密度指標と被害レベルのモニタリングデータがあれば作成することができるため、シカによる農業被害問題が顕著化している多数の地域において適用できる。こうしたアプローチにより、これまで以上に体系的かつ効率的なシカ被害対策を講じることが可能になるだろう。

## 謝辞

本研究を行うにあたり、アンケート調査は熊川健氏と石原隆史氏に、統計解析については安藤大介氏と北村亘氏に、GIS 解析は安藤大介氏と谷川明男博士にそれぞれご協力いただいた。本研究は、環境省技術開発等推進費研究「空間明示モデルによる大型哺乳類の動態予測と生態系管理」(No. 60029)の一環として行った。

## 引用文献

- Agetsuma N (2007) Ecological function losses caused by monotonous land use induce crop raiding by wildlife on the island of Yakushima, southern Japan. *Ecol Res* 22: 390-402
- 浅田正彦・落合啓二 (2007) 千葉県房総半島のニホンジカの個体数推定法と将来予測. *哺乳類科学* 47: 45-53
- Augustine DJ, Jordan PA (1998) Predictors of white-tailed deer grazing intensity in fragmented deciduous forests. *J Wildlife Manage* 62: 1076-1085
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2nd ed. Springer, New York

千葉県 (2004) 千葉県房総半島におけるニホンジカの保護管理に関する調査報告書 (総合版 : 1992~2003 年度) . 千葉県

千葉県・房総のシカ調査会 (2007) 千葉県房総半島におけるニホンジカの保護管理に関する調査報告書 15. 千葉県

梶 光一・宮木雅美・宇野裕之 (編) (2006) エゾジカの保全と管理. 北海道大学出版会, 札幌

環境省自然環境局生物多様性センター (2004) 種の多様性調査 哺乳類分布調査報告書. (財) 自然環境研究センター, 東京

Borcard D, Legendre P, Drapeau P (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045-1055

Crawley MJ (2002) *Statistical computing: an introduction to data analysis using S-Plus*. Wiley, West Sussex

Linkie M, Dinata Y, Nofrianto A, Leader-Williams N (2007) Patterns and perceptions of wildlife crop raiding in an around Kerinci Seblat National Park, Sumatra. *Anim Conserv* 10: 127-135

三浦慎悟 (1999) 野生動物の生態と農林業被害. 全国林業改良普及会, 東京

Miyashita T, Takada M, Shimazaki A (2004) Indirect effects of herbivory by deer reduce abundance

and species richness of web spiders. *Ecoscience* 11: 74-79

Miyashita T, Szuki M, Takada M, Fujita G, Ochiai K, Asada M (2007) Landscape structure affects food quality of sika deer (*Cervus nippon*) evidenced by fecal nitrogen levels. *Popul Ecol* 49: 185-190

Miyashita T, Suzuki M, Ando D, Fujita G, Ochiai K, Asada M (2008) Forest edge creates small-scale variation in reproductive rate of sika deer. *Popul Ecol* 50: 111-120

森野真理・小池文人 (2006) 猿害の空間パターンによるリスク評価. 保全生態学研究 11:43-52

Naughton-Treves L (1998) Predicting patterns of crop damage by wildlife around Kibale National Park, Uganda. *Conserv Biol* 12: 156-168

R Development Core Team (2005) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (ISBN 3-900051-07-0)

Saj TL, Sicotte P, Paterson JD (2001) The conflict between vervet monkeys and farmers at the forest edge in Entebbe, Uganda. *Afr J Ecol* 39: 195-199

坂田宏志・濱崎伸一郎・岸本真弓・三橋弘宗・三橋亜紀・横山真弓・三谷雅純 (2001) 兵庫県におけるニホンジカの生息密度指標と捕獲圧、農業被害の関連. 人と自然 12: 63-72

坂田宏志・濱崎伸一郎・三橋弘宗・横山真弓・三谷雅純 (2002) 兵庫県におけるニホンジカ

の個体数管理に向けた複数のシナリオの検討と将来予測. 人と自然 13: 21-28

Stewart CM, McShea WJ, Piccolo BP (2007) The impact of white-tailed deer on agricultural

landscapes in 3 National Historical Parks in Maryland. J Wildlife Manage 71: 1525-1530

Suzuki M, Miyashita T, Kabaya H, Ochiai K, Asada M, Tange T (2008) Deer density affects

ground-layer vegetation differently in conifer plantations and hardwood forests on the

Boso Peninsula, Japan. Ecol Res 23: 151-158

Takada M, Asada M, Miyashita T (2002) Cross-habitat foraging by sika deer influences plant

community structure in a forest-grassland landscape. Oecologia 133:389-394

Takada M, Baba YG, Yanagi Y, Terada S, Miyashita T (2008) Contrasting responses of web-building

spiders to deer browsing among habitats and feeding guilds. Env Entomol 37: 938-946

東京大学農学生命科学研究科附属演習林 (2006) 東京大学演習林気象報告. 東京大学演

習林 45: 271-295

宇野裕之・横山真弓・坂田宏志 (2007) ニホンジカ個体群の保全管理の現状と課題. 哺乳類

科学:47 25-38

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

Quinn GP, Keough MJ (2002) Experimental design and data analysis for biologists.

Cambridge University Press, Cambridge.

表1. 被害レベルを説明する上位5つのモデル及び帰無モデルにおける情報理論統計量と各変数の回帰係数(SE)。

Model	AIC	$\Delta AIC$	$w_i$	切片	柵を設置したときのシカ密度( $\times 10^5$ )	柵を設置した年	森林率( $\times 10^5$ )	林縁長率	緯度( $\times 10^5$ )	経度( $\times 10^5$ )	シカ密度 $\times$ 森林率( $\times 10^5$ )	シカ密度 $\times$ 林縁長率( $\times 10^5$ )
1	1280.2	0.00	0.321	872.86 (33.11)	61.53 (11.10)	-0.440 (0.016)	24.80 (3.91)	0.134 (0.040)	-	1.121 (0.647)	-	-37.932 (6.103)
2	1281.2	0.97	0.198	885.39 (32.47)	68.71 (10.49)	-0.444 (0.016)	24.64 (3.89)	0.120 (0.038)	-	-	-	-37.982 (6.145)
3	1282.2	1.99	0.119	873.11 (33.18)	61.14 (11.56)	-0.440 (0.016)	24.59 (4.29)	0.133 (0.041)	-	1.120 (0.648)	6.85 (56.48)	-37.919 (6.108)
4	1282.2	2.00	0.118	874.04 (57.66)	61.43 (11.80)	-0.440 (0.017)	24.82 (3.95)	0.134 (0.040)	-0.036 (1.432)	1.128 (0.705)	-	-37.909 (6.172)
5	1282.7	2.50	0.092	853.93 (55.91)	70.08 (10.66)	-0.446 (0.016)	24.28 (3.93)	0.123 (0.039)	0.897 (1.308)	-	-	-38.583 (6.202)
Null	2749.8	1469.65	0	-2.14 (0.05)	-	-	-	-	-	-	-	-

## 図の説明

- 図 1. 房総半島南部における 2006 年現在のシカ密度。○は調査対象水田の位置を表す。
- 図 2. 2005 年の被害面積割合と被害レベルとの関係を表す箱ヒゲ図。\*、○はそれぞれ軽度、極端な外れ値を示す。
- 図 3. バッファの半径と各バッファのベストモデルの AIC との関係。○は切片のみの帰無モデルの AIC を、●はベストモデルの AIC をそれぞれ示す。
- 図 4. 被害レベル、シカ密度及び半径 400m 内林縁長率の関係。
- 図 5. 被害レベルが「軽」に維持される推定シカ密度。水田を含むメッシュでのみ推定シカ密度を算出した。太い黒線は 2006 年現在のシカ分布域を示す。

図1 高田ほか

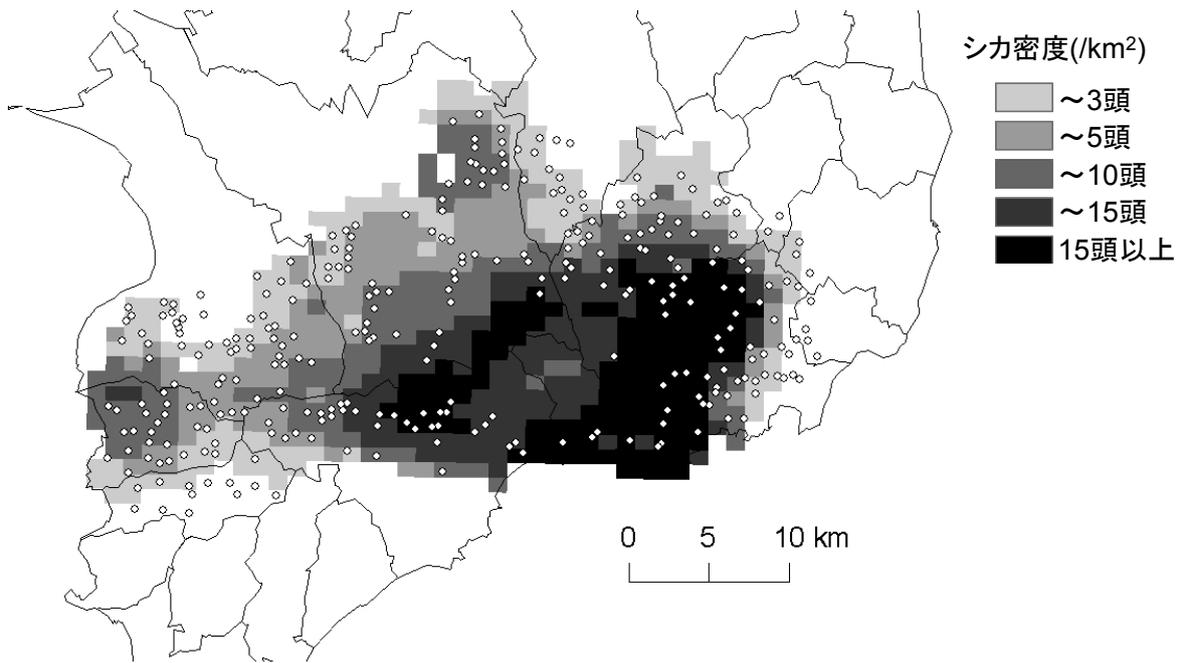


図2 高田ほか

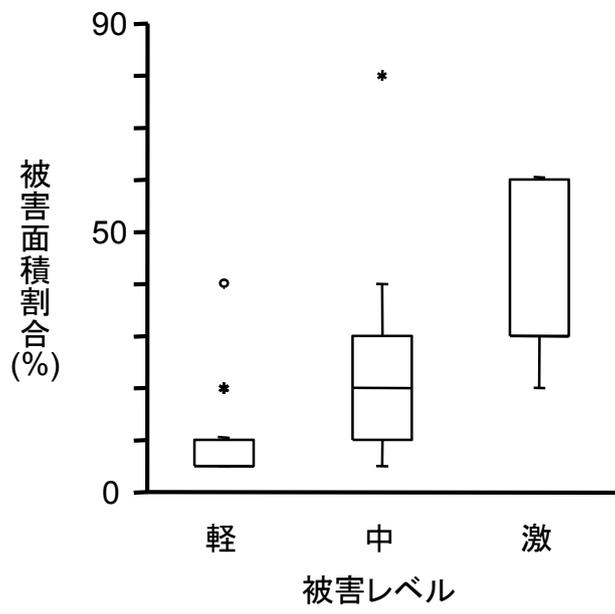


図3 高田ほか

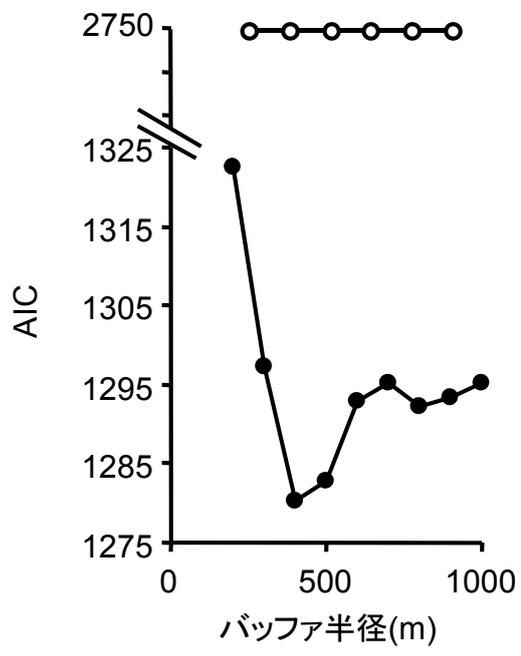


図4 高田ほか

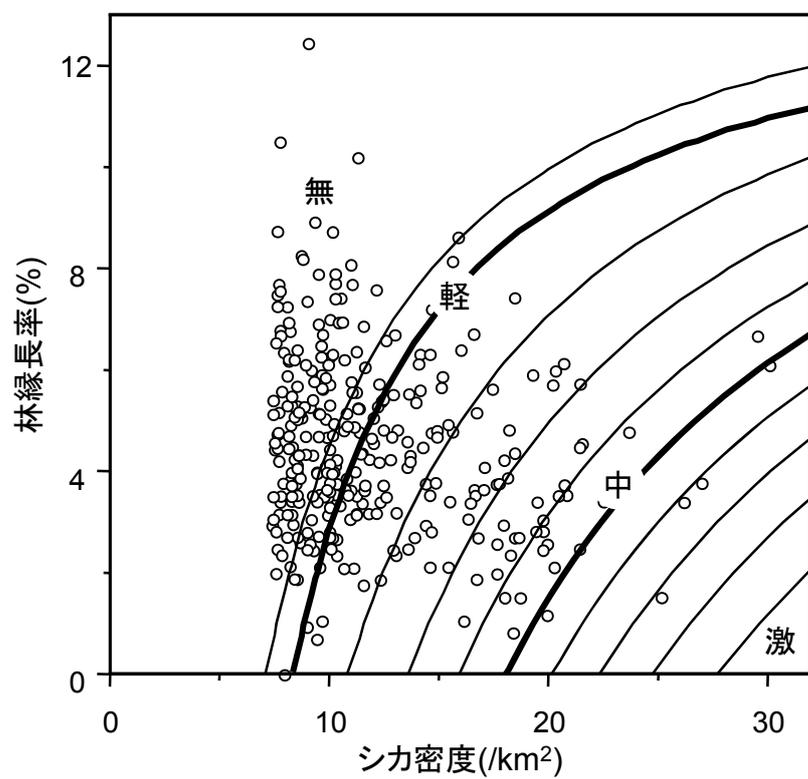


図5 高田ほか

