ISSN 1883-8219

兵庫県
森林動物研究センター

兵庫県における
ニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術

Assessments and technologies for conservation of forest ecosystem under overabundance of sika deer in Hyogo Prefecture

兵庫県森林動物研究センター 研究部　編集

兵庫県森林動物研究センター
兵庫 ワイルドライフモノグラフ 4 号

Wildlife Management Research Center, Hyogo
Wildlife Monograph of Hyogo, No.4

写真１　衰退前（2006 年時）の状況

写真２　衰退後(2010 年時)の状況

口絵　氷ノ山のミズナラ林(標高 1073m地点)における
ニホンジカの食害による下層植生の衰退

はじめに

兵庫県森林動物研究センター（以下、研究センター）は、ワイルドライフマネジメントに係わる研究成果を広く市民の方々に知っていただくことを目的として、平成20年度から「兵庫ワイルドライフモノグラフ」を刊行してまいりました。これまですでに３号を発行しておりますが、今回、第４号として「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」を刊行いたします。

皆さまご存知のように、兵庫県のみならず日本各地において、シカによる森林生態系および農業への被害は、もはや看過できないところまで広がっております。わたしたちワイルドライフマネジメントに従事している者にとって、シカによる被害を軽減させつつ、その保全を推進することは、最重要課題のひとつとなっております。

科学は一般に、広範に適用させることが可能な知識体系を構築することを目的にしてきましたが、シカによる森林生態系や農業への被害は地域差が大きいため、まず兵庫県内における落葉広葉樹林の下層植生の衰退状況や土壌侵食被害などを正確に把握し、シカの過採食がどのような影響を与えているのかを調査してきました。また被害実態を調査すると同時に、シカの個体数管理手法の開発や、森林の整備手法の開発に関する研究も積極的に進めてきました。

今回、「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」と題したモノグラフを刊行することができましたのも、これまでの着実なデータの積み重ねによるところが大きいと考えております。さらに本モノグラフは、こうした研究成果を集大成するだけでなく、兵庫県で得られた研究成果をより広域の地域に適用させる可能性を提示したことが特筆されます。すなわち、兵庫県域スケールで被害をモニタリングするために開発してきた手法を、他の地方自治体においても導入できるマニュアルを作成したことによって、複数の隣接する地方自治体が統一的な調査を実施することが可能となったのです。

最後になりましたが、「兵庫ワイルドライフモノグラフ」は、編集委員会が毎年設定するテーマに沿って執筆された論文等をモノグラフとして編集しております。詳細につきましては、投稿規定をご参照ください。みなさまのご投稿をお待ちしております。

編集委員長　　林　良博

目　次

第一部　被害の把握と評価　・・・1

１章　ニホンジカによる森林生態系被害の広域評価手法マニュアル・・・・・2
藤木大介

２章　兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる下層植生の
衰退状況―2006 年から 2010 年にかけての変化―
藤木大介　・・・・17

３章　ニホンジカの過採食が暖温帯夏緑二次林の種多様性に与える影響
石田弘明・服部保　・・・32

４章　氷ノ山山系におけるニホンジカの動向と森林下層植生の衰退、
希少植物の食害状況
藤木大介　・・・・48

５章　兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる土壌侵食被害の
現状
内田圭・藤木大介・岸本康誉　・・・69

第二部　個体数管理手法の開発　・・91

６章　森林生態系保全を目的とした広域モニタリングによる
ニホンジカの密度管理手法の提案
岸本康誉・藤木大介・坂田宏志　・・・92

BOX　兵庫県における森林生態系保全のためのシカ管理目標値の設定・105

７章　囲いわなによるニホンジカ捕獲の効率化に向けた検討
阿部豪・坂田宏志　・・・106

第三部　森林生態系保全のための緑化技術　・・・115

８章　ニホンジカの激害地における不嗜好性植物を用いた緑化の応用可能性
石田弘明・服部保　・・・116

９章　不嗜好性植物の増殖と利用方法
服部保・南山典子　・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・125

１０章　野生動物育成林整備における植生保護柵の効果検証
ー柵内外における初期の植生変化ー
藤木大介　・・・・・・・・133

第一部

被害の把握と評価

第　1　章

ニホンジカによる森林生態系被害の広域評価手法マニュアル

藤木大介

要　点

・本章では、ニホンジカによる森林生態系被害を県域スケールで定量評価できる手法について解説する。
・本手法では、落葉広葉樹林を対象に、チェックシートを用いた簡易植生調査によって、広域多地点調査を行いデータを収集する。
・シカの影響による森林生態系の衰退程度は、低木層の植被率から算出される下層植生衰退度（Shrub-layer decline rank ； SDR）を用いて、評価する。
・SDR の各ランクの地理的な分布状況については、調査データを地理情報システム上に取り込み、空間補間処理を施すことで推定できる。推定精度の検証手法についても解説した。

key words: SDR　地理情報システム　空間補間　IDW　Leave-one-out 交差検定法

1-1. はじめに

近年、日本各地で増えすぎたニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）による農林業被害や森林生態系被害が深刻になりつつある（三浦 1999; 湯本・松田 2006; 藤木・高柳 2008; 兵庫県森林動物研究センター研究部 2010）。このような状況を受け、多くの都道府県においてシカを対象に特定鳥獣保護管理計画（以下、特定計画）が策定されている（宇野ほか 2007）。特定計画が目指す科学的管理や総合的管理のためには、適切に対象動物の個体群や被害、生息地の状況をモニタリングする必要がある。シカの農林業被害の把握については、農林業従事者を対象とした聞き取り調査などによって被害量をモニタリングすることが可能であり、実際にほとんどの都道府県において何らかの形での被害モニタリングが行われている。一方、森林生態系被害の把握に関しては、被害評価手法が確立されておらず、このため特定計画を策定している都道府県の大半で十分な被害モニタリングが行われていない。

森林は、生物多様性保全機能・水源涵養機能・保健休養機能など多面的な機能を有している（木平 2005）。また、これらの公益的機能は、都市部や農村部の隔てなく流域に居住する全ての人々へ恩恵を与えている。以上のことから、森林のもつ公益的機能が損なわれないように適切に森林を管理することは社会的にも強く求められる取り組みであるといえる。しかし、近年、シカが過密度化した地域では、広い範囲で森林下層植生が衰退・消失

しており、生物多様性機能が低下していることが危惧されている（湯本・松田 2006; 藤木・高柳 2008; 依光 2011）。また、そのような森林域の急傾斜地では、下層植生の衰退に起因する土壌侵食が発生しており、土壌保全機能の低下も懸念される（柳ほか 2008; 内田ほか 2012）。このようにシカが過密度化した地域では、生物多様性や森林のもつ公益的機能が損なわれている可能性が高く、早急な保全対策の実施が求められる。

著者の研究グループでは 2006 年以来、県域スケールでシカによる森林生態系被害をモニタリングできる手法の開発に取り組んできた（Fujiki *et al.* 2010; Kishimoto *et al.* 2010; 藤木ほか 2011; Fujiki *et al.* 2012）。著者らの手法は、落葉広葉樹林の下層植生の衰退程度を森林生態系の衰退の簡易指標として用い、チェックシートを利用した簡易目視調査を導入することで、少ない労力で広域多地点調査を可能にするものである。これまでの研究によって、低木層の被度を用いた指標によって、１）シカの採食による下層植生の衰退程度が評価できること（Kishimoto *et al.* 2010）、２）森林構造全体の衰退程度も評価できること（Fujiki *et al.* 2010）、３）県域スケールで被害の空間推定ができること（Fujiki *et al.* 2012）、４）被害の経年的な変化を定量評価できること（藤木 2012a）を示すことができた。本手法は、都道府県レベルの予算規模、調査分析体制で十分実施可能となりうるように設計されており、他の都道府県においても導入できる汎用性はあるものと考えられる。また、複数の隣接する都道府県が本手法により統一的な調査を実施することで、地方スケールでの被害評価が実施できることも期待できる。そこで本章では、著者らが開発した森林生態系被害モニタリング手法について実際の作業内容や留意点について解説する。

1-2. 調査の立案にあたっての留意点

落葉広葉樹林は常緑樹林に比べて林床が明るいため、低木層に植生が繁茂する。それゆえ、シカの食害による低木層の変化が目視で確認しやすい。本評価手法は、その点に着目し、落葉広葉樹林の低木層の被度の減少を、被害指標として用いる。したがって、調査対象地域は、原則として落葉広葉樹林が卓越する地域となる。

また、調査を実施するにあたっては、その成果物の活用方法について事前によく検討しておく必要がある。様々な活用方法が考えられるが、被害対策を進めるに当たっては、主に以下のような活用方法がある。

１）森林生態系被害対策の必要性の根拠資料

山積する行政課題の中で、シカによる森林生態系被害対策を行政施策として実行するためには、その必要性の根拠を行政内部や納税者に示す必要がある。実際の被害面積を定量的に示すことが、施策の実施に向けた意思決定の材料となる。

２）被害対策地域の選定と対策内容の検討

実際に被害対策を実施するにあたって、優先的に対策を行うべき地域を特定する必要がある。また、被害程度に伴い必要な対策は異なるため、被害程度の地理的変異を把握する

必要がある。

３）森林生態系保全を目的としたシカの捕獲目標のための基礎データ

シカの密度指標モニタリング・データとの関係解析を行うことで、森林生態系保全のために必要なシカの密度水準の検討を行うことができる。兵庫県における実例の詳細については、岸本ほか (2012)を参照して頂きたい。

1-3. 作業の大まかな流れ

本手法の大まかな作業手順は以下のとおりとなる。

１）調査準備
２）チェックシートを用いた簡易植生調査法による広域多地点調査
３）データ分析
①被害の評価
②被害指標の妥当性評価
③県域スケールでの被害の空間推定と精度検証

以下、項目ごとに作業内容や作業を進めるに当たっての留意点について解説する。

1-4. 調査準備

調査スケールの検討

本調査を被害の地理的分布状況の把握を目的として実施する場合は、原則として、数百 km^2（市町レベル）～数万 km^2（都道府県レベル）程度のスケールを調査対象区域として想定する必要がある。数十 km^2 以下の小さなスケールを調査対象とした場合は、調査地域内のシカ個体群の密度勾配が緩やか過ぎて、被害の地理的変異が検出されない可能性がある。また、あまりに広域な地域を対象に実施する場合は、本調査の適用が不適な植生域（例えば、常緑樹林域）が含まれる恐れがある。

調査地点数の検討

調査地点数は 100 地点以上確保できることが望ましい。また、調査地点は調査地域の全域にわたり、できるだけ均等に配置するように計画する。目撃効率などシカの密度指標のデータが 5 倍地域メッシュ（5×5km）単位で取得されている都道府県などでは、5 倍地域メッシュ（5×5km）毎に一地点設定するとよい。なお、この場合、調査地の選定時に、縮尺 1/50,000 の都道府県別メッシュマップ（環境省自然保護局計画課 1997）を利用すると便利である。

調査員の確保

調査員に必要とされるスキルは、毎木調査の経験があり、一般的な植生調査でいう標準地の選定ができることである。また、主要な高木種については、種同定ができるものが望ましい。以上のスキルを持った調査員を確保できない場合は、これらのスキルを習得するための事前研修を行う必要がある。

調査労力の見積もり

調査地点数は、実際には確保できる労力や調査員のスキルに応じて制限される。この点については計画策定時によく吟味しておく必要がある。

調査に必要な用具・機材

1）チェックシート （必須）（付表 1-1、付表 1-2）
2）筆記用具 （必須）
3）ハンディＧＰＳ （必須）
4）道路地図、または都道府県別メッシュマップ （必須）
5）デジタルカメラ
6）巻尺・直径巻尺
7）ポール
8）クリノメータ

1-5. チェックシートを用いた簡易植生調査法による広域多地点調査

調査期間

調査は、春先の開葉が終了し、秋季の落葉が始まるまでの期間に行う。なお、開葉・落葉時期は標高帯によってずれる。特に高標高域では調査期間が限られるので、その点を留意して調査スケジュールを立てる必要がある。

調査地の設定

調査地は、落葉広葉樹林、或いはアカマツが上層に混交する落葉広葉樹林から選定する。調査前に、調査地に、20m四方の調査区を設定する。なお、調査区のサイズはおおよその目安であり、必要に応じてサイズや形状を多少変えても問題ない。また、調査区に設定に当たっては、通常の植生調査と同様、対象とする森林のうち低木層の被度が平均的な被度をもつ区画（標準地）を選ぶ。また、下層の光条件や人為的撹乱の影響の程度をできるだけ揃えるため、以下の基準を満たした調査区の設定を行う。

1）林冠の高さが 10m 以上であること
2）林冠が閉鎖していること
3）伐採痕など人為的な撹乱痕跡がないこと
4）林縁部からの光が入らない程度に林縁から離れていること

なお、アセビ等の不嗜好性樹木が低木層に優占している林分も避ける。

調査方法

調査前に、調査区の中央で、ハンディ GPS 等を用いて調査地点を記録する。また、デジタルカメラを用いて、調査区の林相写真を撮影する。

次に、調査区内をくまなく踏査して、チェックシートの各項目について、主に目視にて判定を行い、その結果を記入する。一調査区における調査の所用時間は 20～30 分程度を目安とする。

尚、調査員が複数名の場合は、人によって目視判定の基準が異なる可能性があるため、調査員全員で予備調査を実施し、目視判定基準の刷り合わせをすることが望ましい。

1-6. データ分析

データ整理

調査データは、Excel 等の表形式ファイルに一覧表形式で入力・保存する。

下層植生衰退度の算出

各調査地点のシカによる下層植生衰退度（Shrub-layer decline rank; SDR）について、低木層の植被率と過去数年以内のシカの食痕の有無に応じて、以下の 6 段階判定を行う。なお、シカの食痕については、市販の動物痕跡図鑑等（農林水産省森林総合研究所鳥獣管理研究室 1992 ; 今泉 1994 ; 門崎 1996）を参考にし、判定する。

無被害 (ND)： シカの食痕が全く確認されなかった林分
衰退度 0 (D0)： シカの食痕がある林分のうち、低木層の植被率が 75.5%以上の林分（写真 1-1）
衰退度 1 (D1)： 低木層の植被率 75.5%未満 38%以上のシカの食痕あり林分（写真 1-2）
衰退度 2 (D2)： 低木層の植被率 38%未満 18%以上のシカの食痕あり林分（写真 1-3）
衰退度 3 (D3)： 低木層の植被率 18%未満 9%以上のシカの食痕あり林分（写真 1-4）
衰退度 4 (D4)： 低木層の植被率 9%未満のシカの食痕あり林分

低木層の植被率の算出にあたっては、低木層における木本類の植被率とササの植被率の合計値を用いる。合計値の算出にあたっては、それぞれの植被率カテゴリーの中央値を用いる。

写真 1-1　衰退度０の調査地点の林相

写真 1-2　衰退度１の調査地点の林相例

写真 1-3　衰退度 2 の調査地点の林相例

写真 1-4　衰退度 3 の調査地点の林相例

被害指標の妥当性評価

シカの密度指標や他の森林構成要素のシカによる衰退程度と、SDR の間の相関分析を行う。SDR がシカによる森林植生の全体的な衰退程度をどの程度反映しているかを定量的に示すことで、被害指標としての妥当性を評価する。

参考までに、兵庫県で 2006 年に実施したデータでの例を下記に示す。2006 年データの結果では、以下の 10 の森林構成要素の衰退のうちの 9 つと SDR は相関関係が認められた（図 1-1~図 1-8）。なお、シカの密度指標との関係性については岸本ほか (2012)を参照されたい。以上のような結果が得られれば、SDR がシカによる森林植生衰退の被害指標として妥当であると評価できる。

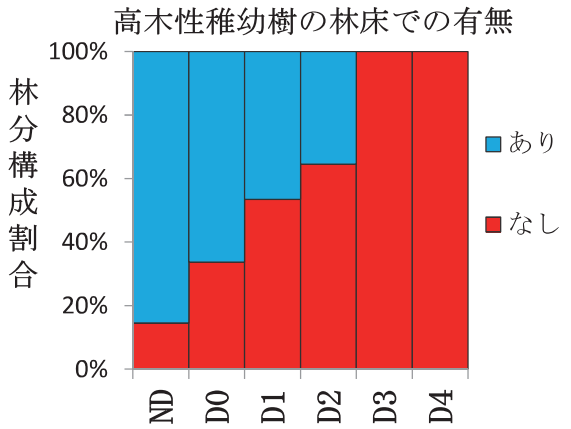


図 1-1 高木性稚幼樹の林床での有無と SDR の関係 (n=253, γ=-0.639, p<0.001)

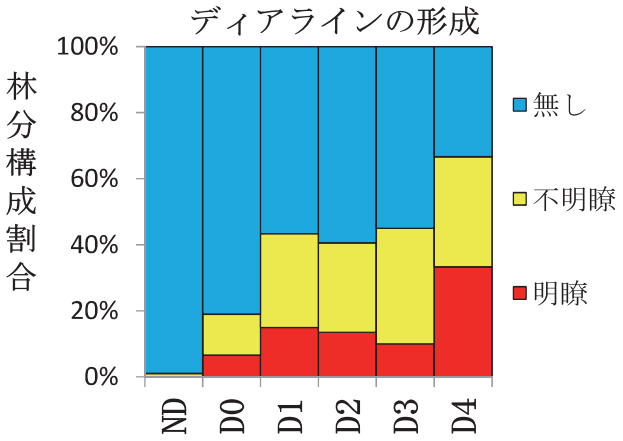


図 1-2 ディアライン形成と SDR の関係 (n=344, γ=0.560, p<0.001)

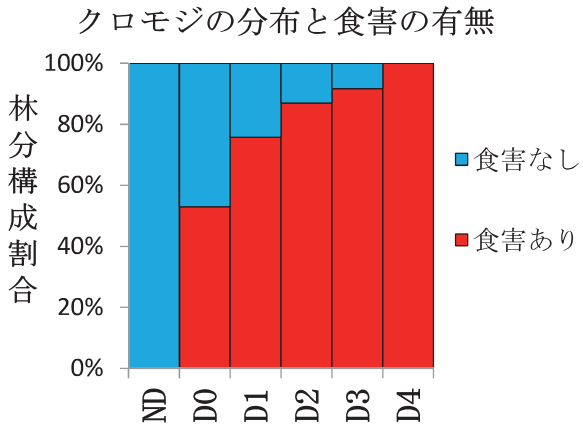


図 1-3 クロモジの食害の有無と SDR の関係 (n=196, γ=0.865, p<0.001)

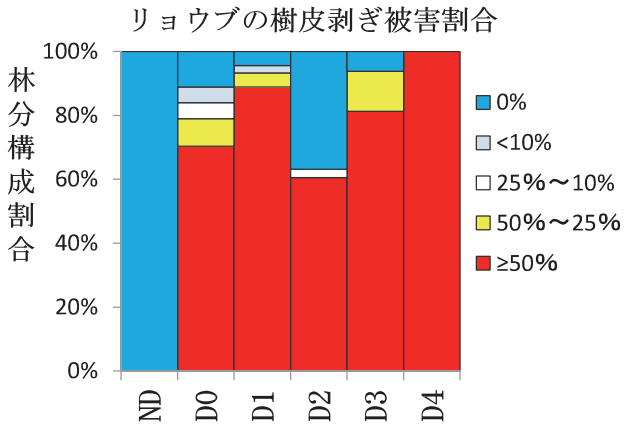


図 1-4 リョウブの樹皮剥ぎ被害割合と SDR の関係 (n=215, γ=0.842, p<0.001)

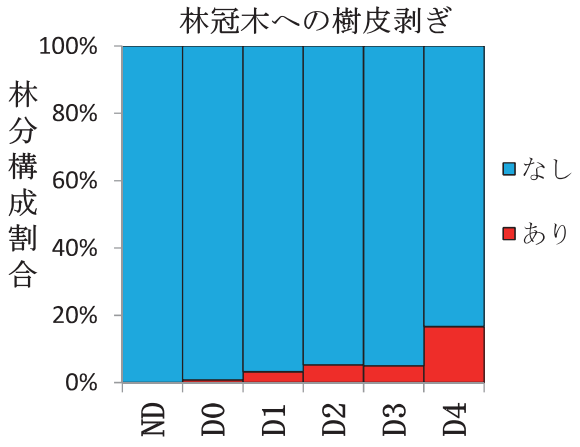


図 1-5　林冠木への樹皮剥ぎと SDR の関係　(*n*=345,　γ=0.711, *p*=0.018)

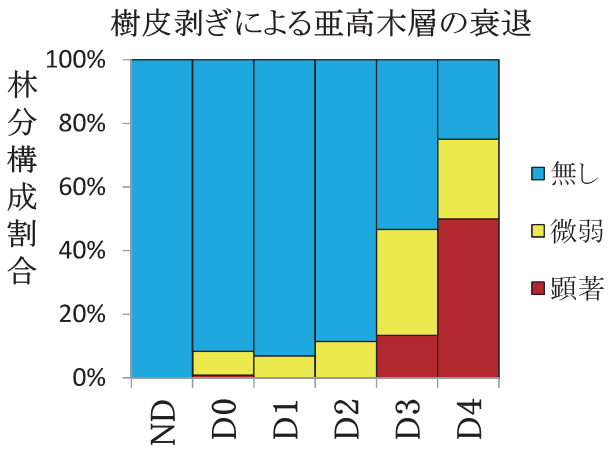
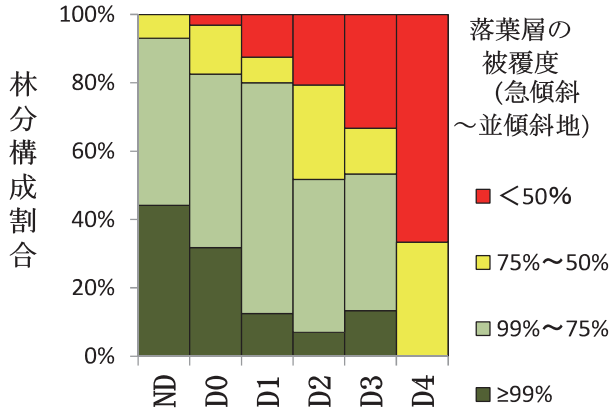


図 1-6　樹皮剥ぎによる亜高木層の衰退と SDR の関係 (*n*=328,　γ=0.668, *p*<0.001)



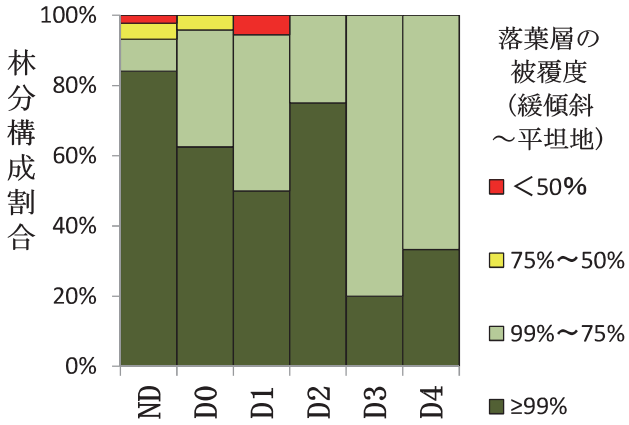
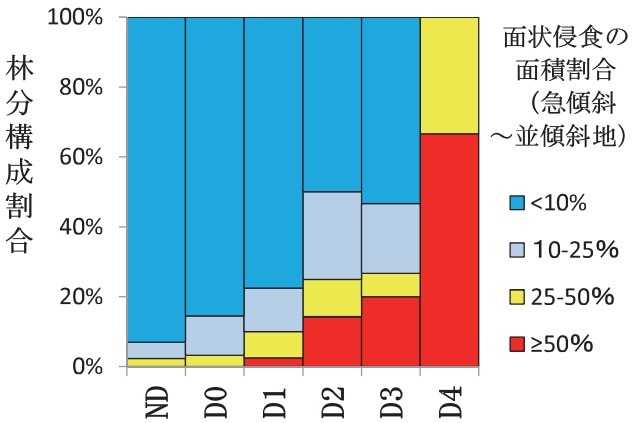


図 1-7　落葉層の被覆度と SDR の関係.（左：急傾斜～並傾斜地、右：緩傾斜～平坦地）

(左：*n*=193,　γ=0.-504, *p*<0.001、右：*n*=126,　γ=0.-391, *p*=0.002)



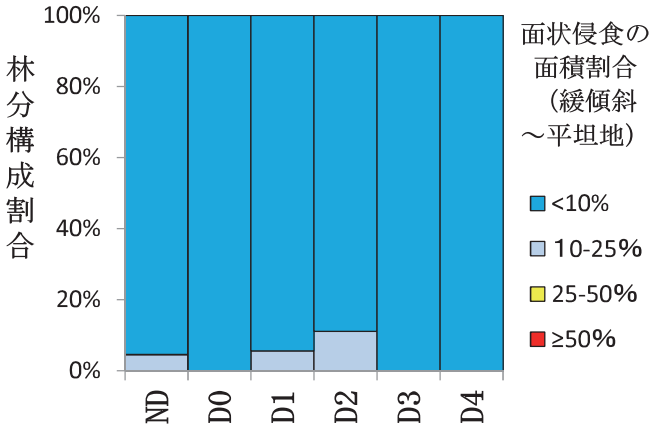


図 1-8　面状侵食の面積割合と SDR の関係.（左：急傾斜～並傾斜地、右：緩傾斜～平坦地)(左,　*n*=191,　γ=0.584, *p*<0.001　、右, *n*=126,　γ=0.370, *p*=0.934)

広域スケールでの被害の空間推定と精度検証

これらの作業にあたっては、地理情報システム（GIS）・ソフトウェアを用いる。広域スケールでの被害の空間推定は、調査地点データを GIS 上に取り込んだ上で、調査地点データから非調査地点の SDR を推定する手法をとる。非調査地点の SDR の値の推定に当たっては、様々な手法が考えられるが、IDW 法 Inverse distance weighting （Fortin and Dale 2005）による空間補間処理が単純で分かりやすい。以下、参考として、兵庫県域スケールでの SDR の空間推定を行った事例（藤木 2012a）で用いた手順を記す。なお、著者の場合、GIS ソフトソフトウェアとしては ESRI 社 ArcGIS 9.3 Spatial Analysis Extension を利用した。

まず補間にあたっては、各調査地点の SDR のランクを 0～5 の整数値に変換する。そのうえで調査地域を 100m 四方の格子メッシュに区切り、それぞれのメッシュから半径 10km 以内の調査地点の SDR データを用いて、距離の 2 乗の逆数に応じて重みづけをした平均値を算出する。

算出された値は小数点以下を四捨五入して整数値に戻すことで元の SDR のランクに変換する。なお、各メッシュの SDR の算出に使用する調査地点については、必ずしも半径 10km 以内でならない理由はない。藤木(2012b)の場合は、範囲を設定せずに近隣 6 地点のデータを用いて IDW 法を実施したが、空間推定の精度は藤木(2012a)と大きく変わらなかった。ArcGIS を使用する場合は、計算に使用する調査地点の数や範囲を自由に設定できるので、利用者は様々な試行を通して最も精度が高い数や範囲を選択すればよい。

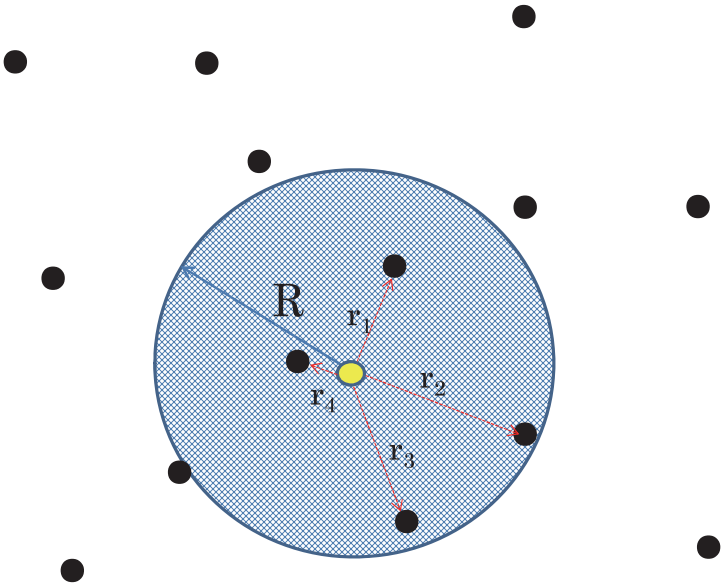


図 1-9　IDW 法による空間補間の概念図

（注：黒点が調査地点、黄色の点が SDR の値を推定したい非調査地点だとすると、任意の半径 R 内の空間(青の円内)にある調査地点が非調査地点の SDR の値の算出に用いられるデータ・セットとなる。非調査地点の SDR の値は、青の円内の調査地点の SDR を非調査地点からの距離 r の 2 乗の逆数に応じて重みづけした平均値で算出される。）

SDR の空間推定結果の精度検証には、Leave-one-out 交差検定法（Wackernagel 1995）を用いるとよい。手順としては、まずデータ・セットから、任意の調査地点を一地点抜き出したうえで残りの調査地点を用いて空間補間を行い、抜き出した地点の SDR を予測し、実測値とのランク差を確認する。次にこの作業を、調査地点のうち最外郭の 4 地点を除いた残り全地点で繰り返すことで予測精度を評価できる。Leave-one-out 交差検定法による精度検証の実例については、藤木(2012a,b)を参照されたい。

被害面積の集計

IDW 法による空間補間処理では、各 SDR の範囲は土地利用の区分なく面的に推定されるので、実際の被害の空間的広がりや面積を推定するためには、植生図を重ね合わして落葉広葉樹林域のみを抽出する必要がある。植生図は、環境省の自然環境情報 GIS の現存植生図（縮尺 1:50,000）だと無料でダウンロードして利用することができる。落葉広葉樹林域のみを抽出した後は、GIS 上で行政区分毎に各 SDR の面積集計を行えば、調査対象地域内の行政区分単位で被害面積を定量化することができる。集計結果の実例については、藤木(2012a)の附表 2-1、付表 2-2 を参照されたい。

1–7. おわりに

日本の多くの地域では，落葉広葉樹林が卓越して分布しており、また、その下層には低木層が発達することを考えると、SDR を用いたモニタリングは、他の多くの地域においても十分適用できると考えられる。SDR は目視で容易に短時間で評価できるため，調査のための特別な労力や能力、機材は必要とされない。本研究で実施した兵庫県域スケールでの広域多地点調査に要した労力は一回につき約 40 人日であった。この程度の労力は、多くの都道府県にとって十分負担可能な予算的・労力的規模であると考えられる。

謝辞

本研究の一部は、平成 22 年度兵庫県立大学特別教育研究助成金と平成 22 年～23 年度林野庁「野生鳥獣による森林生態系への被害対策技術開発事業」の助成を受けて実施しました。ここにお礼申し上げます。

引用文献

Fortin M-J, Dale M (2005) Spatial Analysis. A Guide for Ecologists. Cambridge University Press, Cambridge, 365pp.

藤木大介（2012a）兵庫県本州部の落葉広葉樹林における下層植生の衰退状況―2006 年から 2010 年にかけての変化―.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」，兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.17-31. 兵庫県森林動物研究セン

ター.

藤木大介（2012b）氷ノ山山系におけるニホンジカの動向と森林下層植生の衰退、希少植物の食害状況.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.49-70. 兵庫県森林動物研究センター.

Fujiki D, Kishimoto Y and Sakata H (2010) Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. *Journal of Forest Research* 15: 140-144.

藤木大介・岸本康誉・坂田宏志（2011）兵庫県氷ノ山山系におけるニホンジカ(*Cervus nippon*)の動向と植生の状況. 保全生態学研究 16: 55-68.

Fujiki D, Kishimoto Y and Sakata H (2012): Decline in physical structure of deciduous hardwood forests due to deer grazing: assessment of its impact on a regional scale using shrub-layer decline rank. In: Jenkins JA(ed) Forest decline: Causes and impacts, Nova Science Publication, New York, in press.

藤木大介・高柳敦（2008）京都大学芦生研究林においてニホンジカが森林生態系に及ぼしている影響の研究―その成果と課題について. 森林研究 77: 95-108.

兵庫県森林動物研究センター研究部（2010）兵庫ワイルドライフモノグラフ 2 号 農業集落アンケートからみるニホンジカ・イノシシの被害と対策の現状. 44pp.

今泉忠明（1994）アニマルトラック＆バードトラックハンドブック. 自由国民社, 128pp.

門崎允昭（1996）野生動物痕跡学事典. 北海道出版企画センター, 303pp.

木平勇吉（2005）森林の機能と評価. 日本林業調査会, 272pp.

Kishimoto Y, Fujiki D and Sakata H (2010) Management approach using simple indices of deer density and status of understory vegetation for conserving deciduous hardwood forest on a regional scale. *Journal of Forest Research* 15: 265-273.

岸本康誉・藤木大介・坂田宏志（2012）森林生態系保全を目的とした広域モニタリングによるニホンジカの密度管理手法の提案.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.92-104 兵庫県森林動物研究センター.

三浦真吾（1999）野生動物の生態と農林業被害. 全国林業改良普及協会, 174pp.

農林水産省森林総合研究所鳥獣管理研究室（1992）哺乳類による森林被害ウォッチング. 財団法人林業科学技術振興所, 29pp.

内田圭・岸本康誉・藤木大介（2012）兵庫県本州部の落葉広葉樹林域におけるニホンジカによる土壌侵食被害の現状.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.71-90. 兵庫県森林動物研究センター.

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.

Wackernagel H (1995) Multivariate geostatistics. Springer-Verlag, Berlin

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.

依光良三（2011）シカと日本の森林．築地書店, 226pp.
湯本貴和・松田裕之（2006）世界遺産をシカが喰う　シカと森の生態学．文一総合出版, 212pp.

附表 1-1　調査票（左側半分）

シカによる森林植生衰退状況調査票 ver.2

【調査場所】　　【調査日時】　　【GPS 記録番号】

【調査者氏名】　　注意点！

【林の種類】　アカマツ林　コナラ－アベマキ林　クリーミズナラ林
ブナ林　その他（　　）

【傾　斜】（　　°）　【地　形】　尾根　谷　斜面上部　斜面中部　斜面下部

斜面方位（斜面下側の方位）：　東　東南　南　南西　西　北西　北　北東

□　調査の前に GPS(または地図)上に調査地点を記録してください。

□　調査地点の写真を撮影してください。

林内で 20m四方程度の面積を歩き回り、以下の調査項目について解答、

または該当する項目をチェックしてください。

（注：不明な項目は、不明と書いてください！）

1.　林冠層　＊この調査は目測でも可です

【1-1】林冠木のサイズ（林冠木を太いものから５本選び、種名と胸高直径(cm)を記入せよ.）

①(　　：　　cm)　②(　　：　　cm)　③(　　：　　cm)

④(　　：　　cm)　⑤(　　：　　cm)

【1-2】林冠の高さ　□20m以上　□20m未満 10m以上　□10m未満 5m以上　□５m未満

【1-3】林冠木への樹皮剥ぎ　□有（樹種：　　）　□無

2.　亜高木層

【2-1】樹皮剥ぎによる亜高木層衰退の有無　□顕著　□微弱　□無し　□よくわからない

【2-2】リョウブの樹皮剥ぎ被害個体割合　□50%以上　□50%未満 25%以上　□25%未満 10%以上　□10%未満　□ 0%

□リョウブの分布なし　□よくわからない

3.　低木層　（樹高１～３mの植物の被覆度）　※ササは低木層に含める

【3-1】　低木の植被率　□50%以上　□50%未満 25%以上　□25%未満 10%以上　□10%未満 1%以上　□1% 未満

【3-2】　ササの植被率（種名：　　）　□50%以上　□50%未満 25%以上　□25%未満 10%以上　□10%未満 1%以上　□1% 未満

【3-3】　ササの状態　□健全　□枯死桿多数　□ほぼ全枯れ　□群落消失

【3-4】　低木層の優占種（複数回答可）　□ヒサカキ　□ササ類　□アセビ　□シキミ　□その他(　　)　□特になし　□よくわからない

【3-5】　ディアラインの形成　□明瞭　□不明瞭　□無し　□よくわからない

【3-6】　特定低木種の分布と食害の有無

	林内における分布		枝葉上のシカの採食痕	
①　イヌツゲ	□有	□無	□有	□無
②　クロモジ	□有	□無	□有	□無
③　アオキ(ヒメアオキ含む)	□有	□無	□有	□無

④　その他に顕著な食害を受けていた植物　（　　）

附表 1-2　調査票（右側半分）

＃調査林分の選定に関する注意点！

調査の対象とする林分は、①アカマツ林、②アベマキーコナラ林、③クリーミズナラ林、④ブナ林の４種類である。但し、シカの採食の影響を激しく受けた特徴的な林分がある場合は、上記以外の林についても調査してよい。尚、①～④の林分とは以下の林分のことである。

① アカマツ林　　：　アカマツが優占した林。アカマツ枯損林も含めてよい。
② アベマキーコナラ林：　アベマキ、またはコナラが優占する林
③ クリーミズナラ林　：　クリ、またはミズナラが優占する林
④ ブナ林　　：　ブナが優占する林

◎不明な点に関する問い合わせ先
研究室　　-　-　　(携帯)　　-　-

草本層　（地上高１m以下の植物の被覆度）

【4-1】 草本層（ササ除く）の植被率　□50%以上　□50%未満 25%以上　□25%未満 10%以上　□10%未満 1%以上　□1% 未満

1.　地表層

【5-1】 リター層の被覆度　□99%以上　□99%未満 75%以上　□75%未満 50%以上　□50%未満

【5-2】 面状侵食の面積割合（土柱形成）　□10%未満　□25%未満 10%以上　□50%未満 25%以上　□50%以上

【5-3】 リル侵食　□有　□無

【5-4】 土壌表面硬度　（※山中式土壌硬度計を使用する）

	地点１	地点２	地点３	地点４	地点５
落葉の上から	mm	mm	mm	mm	mm
遊離した落葉は除いた上で	mm	mm	mm	mm	mm

【5-5】 土性　□粗礫質　□礫質　□砂質　□粘土質

※粗礫質・礫質とは，それぞれ粒径 20mm・2mm 以上の石が 50%以上をしめる土

2.　シカの生息痕跡

【6-1】 採食痕跡　□有　□無　※痕跡は過去２～3 年のもの
【6-2】 糞　□有　□無
【6-3】 シカ道　□有　□無

3.　その他

【7-1】 高木性稚幼樹の林床での有無　□有(樹種：　　)　□無

＃樹高≧30cm のもの　　＃複数樹種回答可

備考　［　　］

第　2　章

兵庫県本州部の落葉広葉樹林における ニホンジカによる下層植生の衰退状況 —2006 年から 2010 年にかけての変化—

藤木大介

要　点

・兵庫県域スケールでニホンジカによる落葉広葉樹林の下層植生の衰退状況をモニタリングするため、兵庫県本州部とその周辺域の 345 地点において、チェックシート方式によるシカの影響評価調査を 2006 年と 2010 年の 2 回実施した。

・各調査地点を下層植生衰退度（Shrub-layer decline rank ； SDR）で評価し、地理情報システム上で空間補間処理を施すことにより、各年における各 SDR の地理的分布を推定した。

・解析結果から、2006 年時点において兵庫県の南但馬地域周辺において下層植生がほとんど消失した落葉広葉樹林が広域的に分布していたことが明らかになった。また、2010 年までの 4 年間で下層植生の衰退が進行した樹林域は全体の約 4 割に上ることが明らかとなった。西播磨の上郡町周辺、但馬地域における氷ノ山や妙見山周辺では植生の衰退が特に著しかった。一方、下層植生が回復した地域はほとんど存在しなかった。

・章末に附表として、県内各市区町における落葉広葉樹林の SDR 別分布面積とその変化の推計をまとめた。

key words:　SDR　広域モニタリング　地理情報システム　空間補間処理

2-1. はじめに

兵庫県では近年になって、過密度化したニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）の影響により落葉広葉樹林の下層植生の衰退が進行していることが報告されるようになった（藤木ほか 2006; 尾崎 2006; Fujiki *et al.* 2010; 藤木ほか 2011）。このような広葉樹林の下層植生の衰退は、全国的には 1990 年代以前から報告されていたが、1990 年代以前の段階では一部の限定された地域（梶 1993; Takatsuki & Gorai 1994）で生じている特殊な現象であり、全国的な森林管理上の問題として認識されてこなかった。しかし、その後の全国的なシカの分布拡大と密度増加に伴い、2000 年代以降、日本各地の貴重な森林生態系においてシカの影響による広葉樹林下層植生の衰退が深刻化するとともに、森林管理上のもっとも重要な問題の一つとして位置付けられるようになった。

シカの影響による広葉樹林下層植生の衰退は、単に植被が減少するだけでなく、食物網や生物間相互作用を通して、多様な分類群の生物に負の影響を及ぼすことから、広域で発生する場合は、地域の生物多様性に強い悪影響をもらたすことが危惧される（藤木・高柳 2008)。また、下層植生の衰退の進行に伴い、亜高木層の衰退や土壌侵食の激化なども伴うことから森林の持つ公益的機能を損なっていることが危惧されている（内田ほか 2012)。

日本のように国土が狭く、急峻で山がちな地勢では、森林の持つ公益的機能を保全・維持することが、国土保全上重要になる。以上のことから、生物多様性や森林のもつ公益的機能を維持するためには、シカの影響による広葉樹林下層植生の衰退の地理的分布をきちんと把握しておく必要がある。本章では、一章で解説された手法を用いて、兵庫県域スケールで落葉広葉樹林の下層植生の衰退状況をモニタリングした結果について報告する。

2-2. 調査地域

調査地域は、兵庫県の本州部とその周辺部である。淡路地域については、常緑広葉樹林が卓越する地域であり、本調査手法の適用不適地であるため、調査地域から外した。

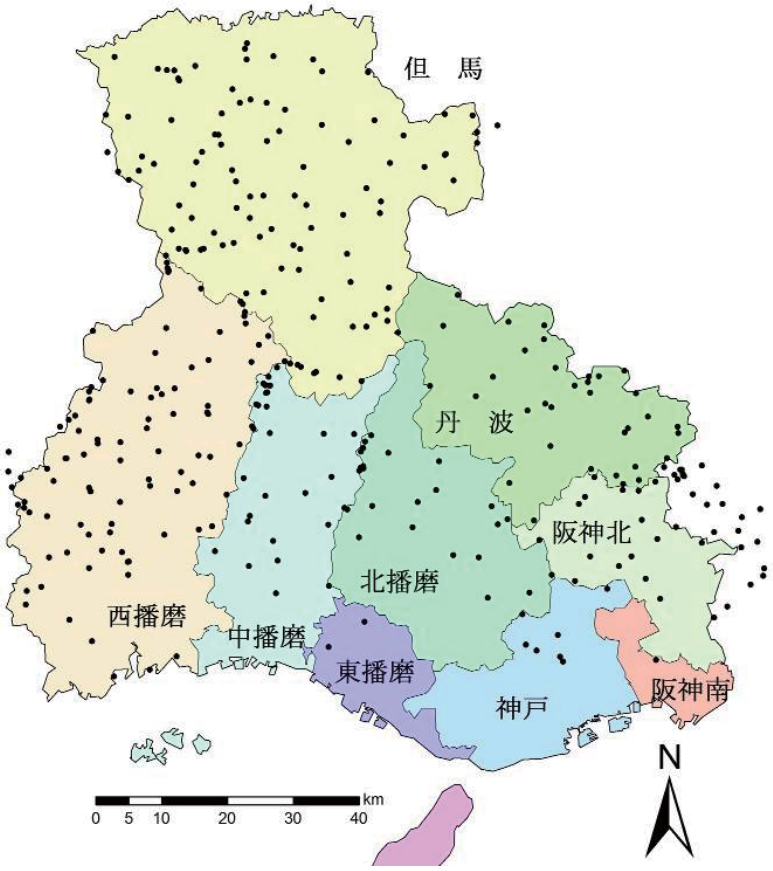


図 2-1　調査地点位置図

黒丸は調査地点を、行政界は地域(県民局)区分を示す

2-3. 調査方法

調査地域内の落葉広葉樹林を対象に、シカによる下層植生衰退度（Shrub-layer decline rank; SDR）を算出するための下層植生調査を広域多地点で行った。林分の選定に当たっては、下層の光条件や人為的撹乱の影響の程度をできるだけ揃えるため、以下の基準で林分の選定を行った。１）林冠の高さが 10m以上であること、２）林冠が閉鎖していること、３）伐採痕など人為的な撹乱痕跡がないこと、４）林縁部からの光が入らない程度、林縁から離れていること。アセビ等の不嗜好性樹木が低木層に優占している林分も避けることにした。以上のような基準の下、345 地点が調査対象林分として選定された（図 2-1）。

調査は、2006 年と 2010 年の 2 回実施した。いずれの年も植物の着葉期間である 5 月下旬から 11 月上旬を調査期間とした。調査林分では、調査前に、20m四方程度の調査区を設定し、ハンディ型 GPS（Garmin 社 GPSmap60CS）を用いて調査区の中央で位置を測位した。調査は予め準備したチェックシートを用いて行った（藤木 2012 付表 1-1、附表 1-2 参照）。調査区内を踏査し、チェックシートに記載してある各調査項目について、主に目視で判定を行い、その結果について記入した。

2-4. 解析方法

低木層の植被率と過去数年以内のシカの食痕の有無によって各調査林分のシカによる SDR を以下の 6 段階に区分した。無被害：シカの食痕が全く確認されなかった林分。衰退度０：シカの採食を受けている林分のうち、低木層の植被率が 75。5%以上の林分、衰退度１：植被率 75.5%未満 38%以上の採食あり林分。衰退度２：植被率 38%未満 18%以上の採食あり林分。衰退度３：植被率 18%未満 9%以上の採食あり林分。衰退度４：植被率 9%未満の採食あり林分。低木層の被度は、低木層における木本類とササの植被率の合計値を用いた。合計値の算出にあたっては、それぞれの植被率カテゴリーの中央値を用いた。

兵庫県本州部の落葉広葉樹林のうち、非調査地点の SDR の値の推定（以下、空間推定）に当たっては、IDW 法（Fortin and Dale 2005）による空間補間処理を行った。補間にあたっては、各調査林分の SDR に 0～５の整数値を割り当てたうえで、調査地域を 100m 四方の格子メッシュに区切り、それぞれのメッシュから半径 10km 以内の調査地点を対象に、距離の２乗の逆数で重みづけをした平均値を算出した。算出された値は小数点以下を四捨五入して整数値に戻すことで SDR に変換した。SDR の空間推定結果の精度検証には、Leave-one-out 交差検定法（Wackernagel 1995）を用いた。手順としては、まずデータ・セットから、任意の調査地点を一地点抜き出したうえで残りの調査地点を用いて空間補間を行い、抜き出した地点の SDR を推定し、実測値とのランク差を確認した。次にこの作業を、調査地点のうち最外郭の 4 地点を除いた残り全地点で繰り返すことで精度を評価した。

以上の解析は、地理情報システム・ソフトウエア（ESRI 社 ArcGIS 9。3 Spatial Analysis Extension）を用いて行なった。解析や図の作成に当たっては、環境省の自然環境情報 GIS の現存植生図（縮尺 1:50,000）を利用した。

2-5. 結果

Leave-one-out 交差検定法による精度検証の結果から、SDR の空間推定結果は大半の地点（2006 年データの 92.7%、2010 年データの 86.4%）で実際の SDR と前後一ランク以内の誤差範囲に収まっていた（図 2-2）。カテゴリカル・データでは、隣り合ったクラスの閾値前後にある 2 点間には、実際にはほとんど差がないことを考えると、一ランクの誤差は十分許容範囲の誤差といえる。また、誤差平均は 0 にほぼ等しかったことから（2006 年 0.01; 2010 年 -0.04）、推定結果は、全体として過大にも過小にも偏っていない。したがって、推定結果は、調査地域内の落葉広葉樹林における下層植生の衰退状況を反映していると評価できる。

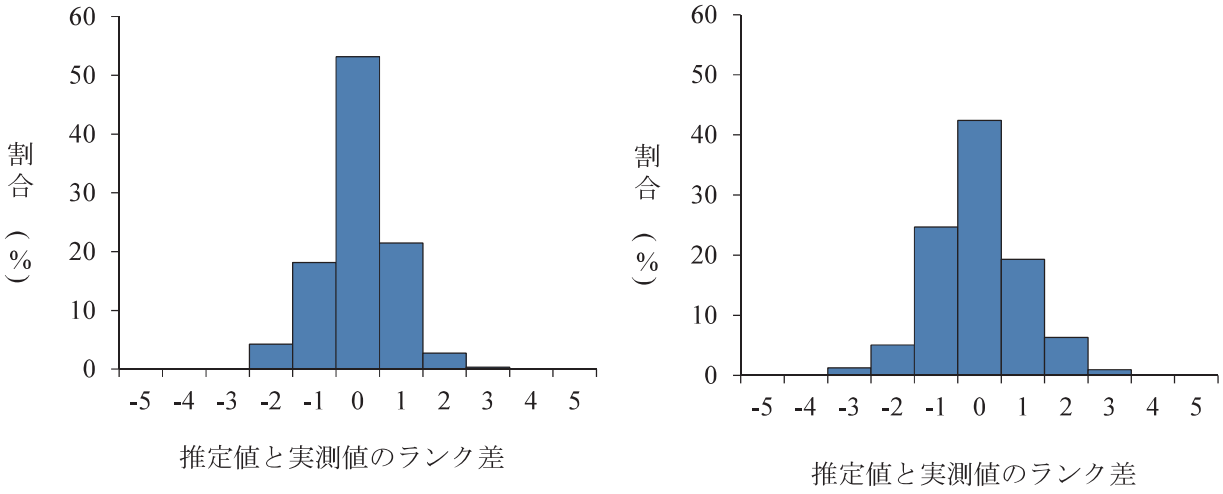


図 2-2　推定値と実測値の誤差の頻度分布　（左：2006 年の結果、右：2010 年の結果）

そこで空間推定結果から、2006 年時点における兵庫県内の落葉広葉樹林のシカによる衰退状況をみると，県本州部では，日本海側と瀬戸内側の沿岸部を中心に無被害の落葉広葉樹林が分布するが，内陸地域へ向かうにつれ，より下層植生が衰退した落葉広葉樹林域へと変化していく地理的傾向があることが判る（図 2-3）。下層植生の衰退の中心地域は，南但馬周辺であり，この地域では衰退度 3 以上の下層植生がほとんど消失した落葉広葉樹林がまとまって存在することが推定された。

2010 年の再調査結果（図 2-4）から、この 4 年間に下層植生の衰退が進行した落葉広葉樹林域は、県本州部全体で 1,433.5 km² （全落葉広葉樹林域の 40.9%）にものぼった（表 2-1）。衰退度 1 以上の落葉広葉樹林面積は、2006 年の 1,031.2km² （全樹林域の 29.4%）から、2010 年には約 1.6 倍（1,641.7 km²、 同 46.8%）へと大幅に増加した（表 2-2）。また、衰退度 2 以上の樹林面積も、2006 年の 332.7km² （同 9.5%）から、2010 年には約 2 倍（711.3 km²、同 20.3%）へと増加した。

この 4 年間でもっとも下層植生の衰退が進行した地域は、西播磨地域（落葉広葉樹林域の 78.0%で衰退が進行）であり、東播磨地域（同 60.7%）、但馬地域（同 51.0%）、中播磨地域（同 44.3%）がそれに続いた（表 2-1）。この 4 地域でこの 4 年間に下層植生が衰退した落葉広葉樹林面積は、県本州部全体で下層植生が衰退した落葉広葉樹林面積の 86.7%を占めていた。また、これらの地域の中でも、特に植生の衰退が著しかったのは、西播磨地域における上郡町周辺、但馬地域における氷ノ山や妙見山周辺があげられる（図 2-5）。これらの地域では SDR が 2 ランク以上増加した樹林がまとまって存在していたうえ、SDR が 3 ランク変化した樹林も存在していた。

一方、この 4 年間で下層植生が回復した落葉広葉樹林面積は、全落葉広葉樹林域の 2.6%のみであった（表 2-1）。また、その 87.7%が但馬地域と丹波地域に集中していた。

表 2-1　過去 4 年間(2006-2010)の SDR のランク変化の県民局別推定面積(km²)

	ランク変化					
	−		0		+	
県民局	面積	%	面積	%	面積	%
神戸	12.7	6.5	183.1	93.5	0.0	0.0
阪神南	0.0	0.0	49.8	100.0	0.0	0.0
阪神北	23.6	8.2	256.1	89.4	6.7	2.3
東播磨	25.8	60.7	16.7	39.3	0.0	0.0
北播磨	99.6	25.1	295.2	74.4	2.1	0.5
中播磨	139.1	44.3	172.9	55.0	2.1	0.7
西播磨	533.7	78.0	150.0	21.9	0.7	0.1
丹波	55.0	11.7	356.3	75.8	58.8	12.5
但馬	544.0	51.0	499.7	46.8	23.0	2.2
合計(km²)	1433.5	40.9	1979.7	56.5	93.3	2.7

注）－がランクの悪化を＋がランクの改善を示す。

表 2-2　兵庫県本州部における落葉広葉樹林の SDR 別の推定分布面積

年		無被害	衰退度0	衰退度1	衰退度2	衰退度3	衰退度4	合計
2006	km²	1344.0	1131.9	698.5	280.0	50.8	1.8	3507.1
	%	38.3	32.3	19.9	8.0	1.4	0.1	100.0
2010	km²	792.0	1073.2	930.4	591.9	114.3	5.1	3506.9
	%	22.6	30.6	26.5	16.9	3.3	0.1	100.0
増減	km²	-551.9	-58.7	231.9	311.9	63.5	3.2	-0.1
	%	-15.7	-1.7	6.6	8.9	1.8	0.1	0.0

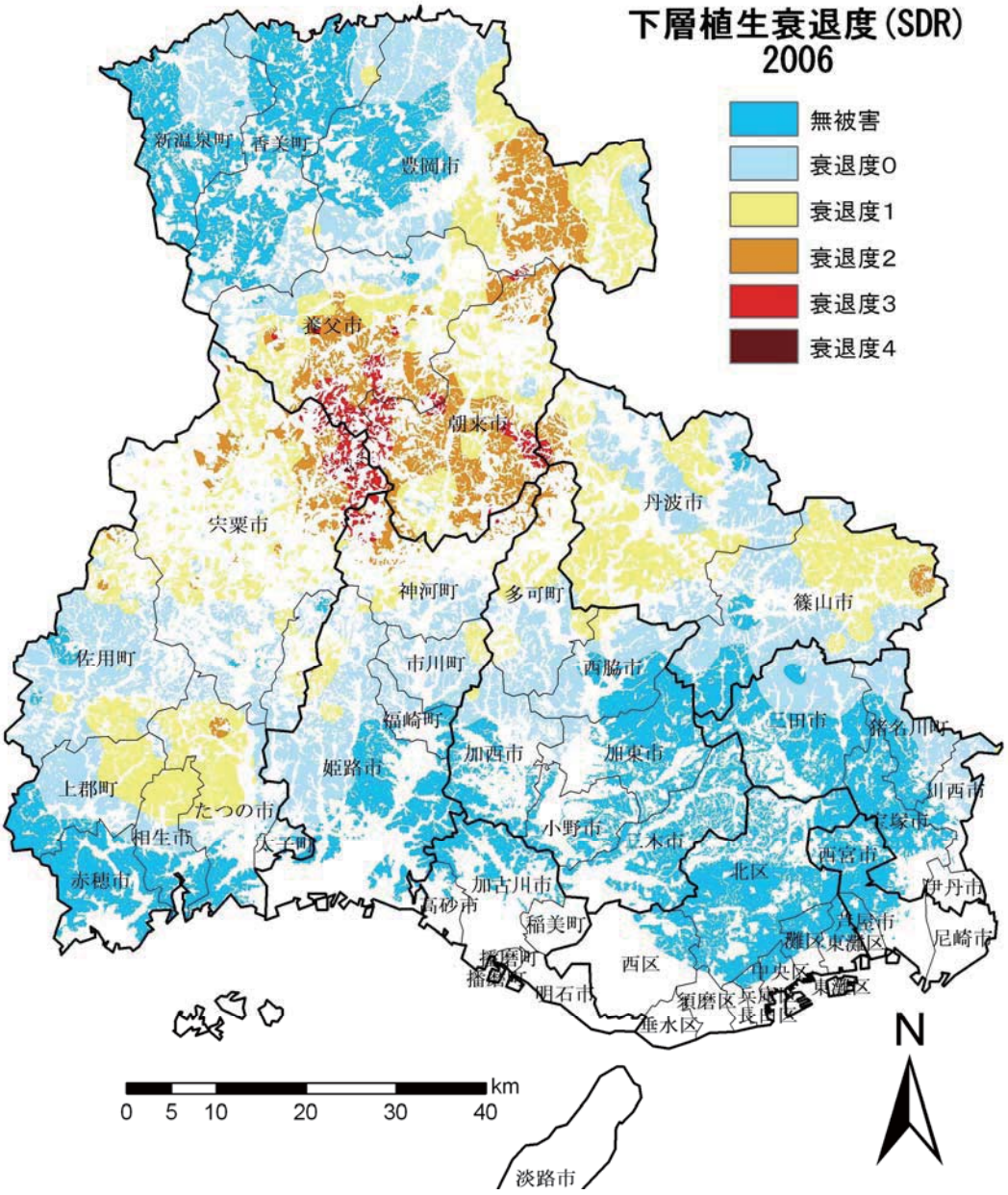


図 2-3　2006 年時点における SDR 別の落葉広葉樹林の推定分布

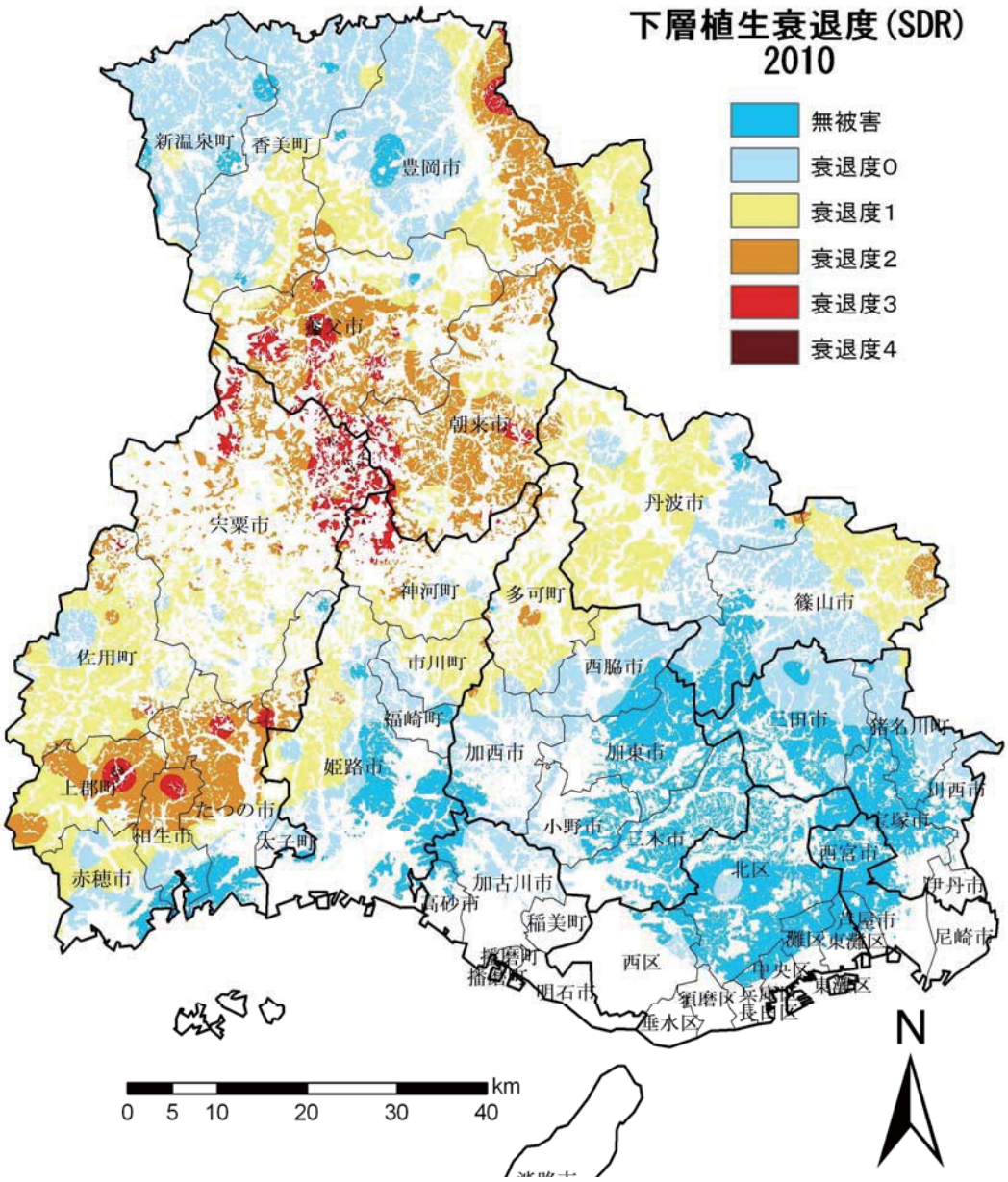


図 2-4　2010 年時点における SDR 別の落葉広葉樹林の推定分布

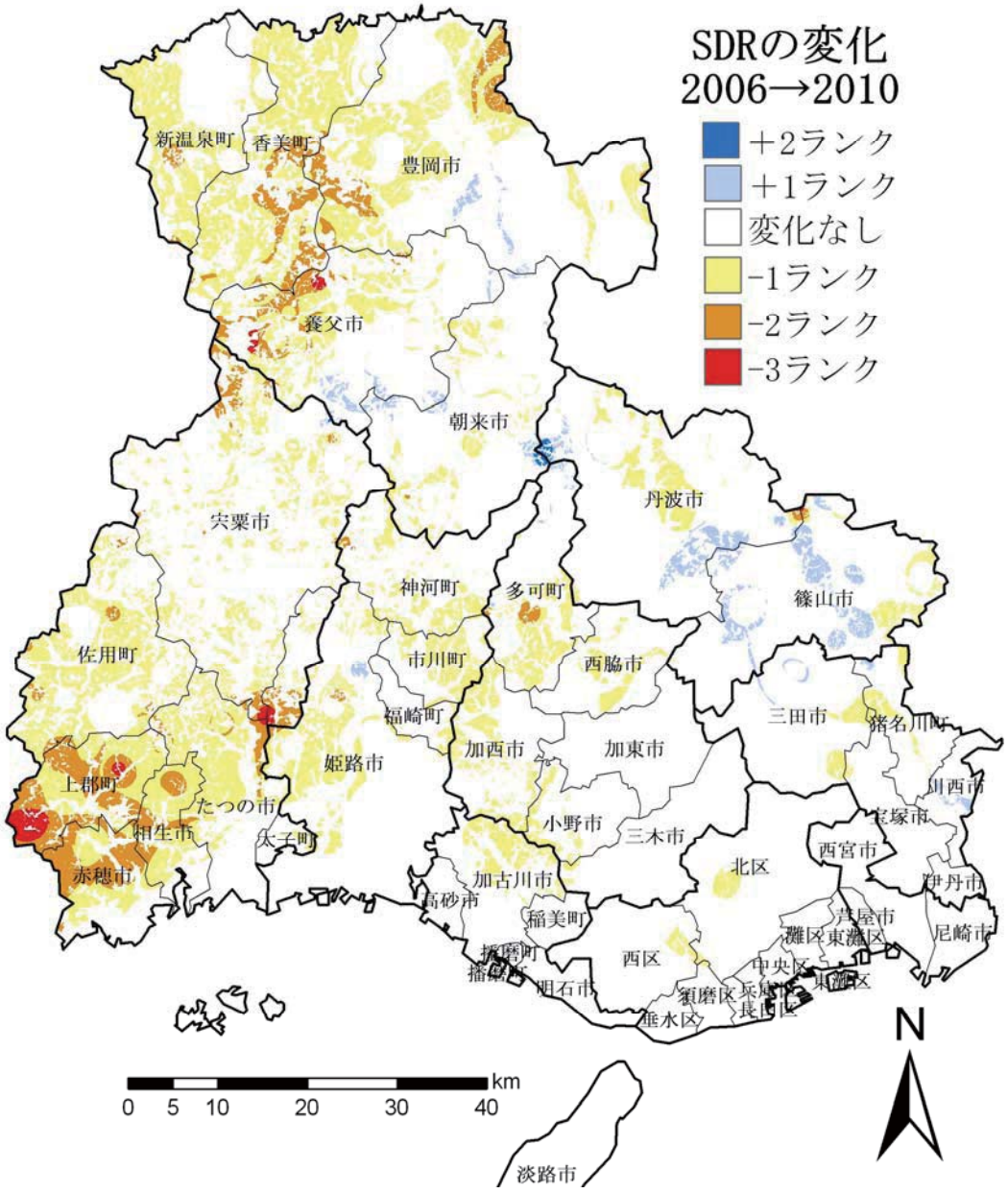


図 2-5　落葉広葉樹林域における過去４年間(2006 年～2010 年)の SDR のランク変化

－がランクの悪化を、＋がランクの改善を示す。

2-6. 考察

森林下層植生は、森林内で現存量として占める割合は小さいが、森林内で生育する植物種のうち、下層植生で生活環を完結させる植物種の占める種数割合は高いため、森林の植物多様性を支えている最も重要な階層といってよい。したがって、地域スケールで森林下層植生がシカの採食により衰退することは、地域スケールでの植物多様性の低下や下層植生で生活環を完結させる植物種の地域絶滅が生じる恐れが考えられ、植物多様性の保全上、重大なリスクが発生しているといえる。実際に、石田・服部(2012)は、北摂地域の落葉広葉樹林域を対象に、シカの採食によって下層植生が衰退している林分と衰退していない林分の間で生育する植物種数を比較した結果、下層植生が衰退している林分では植物種数が少ないことを確認している。同様の結果は、但馬地域においても確認されている（梅田ほか 2012）。さらに、西播磨地域のたつの市鶏籠山の照葉半自然林では、過去 40 年間にシカの採食の影響によって下層植生の被度が激減したのに伴い、生育する植物種数が 40 年間で 1/2～1/4 へと減少したことが報告されている（服部ほか 2010）。

森林下層植生の衰退は、食物網や生物間相互作用を通して、多様な分類群の生物に負の影響を及ぼすものと考えられおり、実際に他地域では、そのような事例が報告されている。例えば、大台ケ原では、シカの採食により下層植生の衰退が進んだ林分では、下層植生が豊かな林分に比べて、ウグイスや小型ツグミ類などの下層植生を住み場所としている鳥の種類が少なくなることが観察されている（Hino 2006）。また、京都府芦生地域では、シカの密度増加によって下層植生が衰退した結果、マルハナバチ類などの昆虫類の数や種類が激減したことが報告されている（Kato and Okuyama 2004）。兵庫県でも下層植生の衰退が深刻な南但馬地域の落葉広葉樹林において、チョウ類の種類や数が減少していることが観察されているうえ（近藤 未発表）、下層植生の衰退が著しい地域ではイノシシの生息密度が低くなっていることも確認されている（藤木ほか 2007）。

この他にも、森林下層植生の衰退に伴い、樹皮剥ぎによる亜高木層の衰退や土壌侵食が激化することが確認されていることは（Fujiki *et al.* 2010; 藤木 2012; 内田ほか 2012）、下層植生の衰退が深刻な地域では、森林のもつ公益的機能に悪影響が出ていることが危惧される。実際に、防鹿柵を設置することにより下層植生を回復させた集水域と下層植生が衰退したままの隣接する対照流域との間の比較実験によって、下層植生の量の違いによって降雨時のピーク流量や地表流の発生量が異なることが示されている（福島ほか 2012）。

以上のことを考え合わすと、本調査によって、兵庫県内の落葉広葉樹林の下層植生がシカの影響により広い範囲で衰退していることが確認されたことは、生物多様性や森林のもつ公益的機能を保全するためのシカ対策が必要であることを示している。特に、2006 年から 2010 年の 4 年間で、調査地域内の落葉広葉樹林の約 4 割で下層植生の衰退が進んだことが示されたことは早急な対策が必要であることを裏付けている。各衰退度のうち、衰退度 2 以上の林分では、低木層の被度が半減以上しているうえ、土壌侵食の発生確率が急激に高まっていることから（藤木 2012）、生物多様性や森林のもつ公益的機能の保全のためには、このような樹林域が広がっている地域において優先的に対策を行う必要があろう。近年、保全生態学の

分野では、シカによる森林生態系の改変が、生態系の不可逆的変化をもたらす危険性が指摘されている（Coomes *et al.,* 2003; Côté *et al.,* 2004）。現在、兵庫県内で生じている落葉広葉樹林の下層植生が生態系の不可逆的変化につながるものなのか現状では判断できないが、森林景観の大きな改変を引き起こしている以上、そのようなリスクは十分ありうるものと考えられる。

謝辞

本研究の一部は、平成 22 年度兵庫県立大学特別教育研究助成金と平成 22 年～23 年度林野庁「野生鳥獣による森林生態系への被害対策技術開発事業」の助成を受けて実施しました。ここにお礼申し上げます。

引用文献

Coomes DA, Allen RB, Forsyth DM and Lee WG (2003) Factors preventing the recovery of New Zealand Forests following control of invasive deer. *Conservation Biology* 17: 450-459.

Côté SD, Rooney TP, Tremblay JP, Dussault C and Waller DM (2004) Ecological impacts of deer overabundance. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 113-147.

Fortin M-J, Dale M (2005) Spatial Analysis. A Guide for Ecologists. Cambridge University Press, Cambridge, 365pp.

藤木大介（2012）ニホンジカによる森林生態系被害の広域評価マニュアル.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.2-16. 兵庫県森林動物研究センター.

Fujiki D, Kishimoto Y and Sakata H (2010) Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. *Journal of Forest Research* 15: 140-144.

藤木大介・岸本康誉・坂田宏志（2011）兵庫県氷ノ山山系におけるニホンジカ(*Cervus nippon*)の動向と植生の状況.保全生態学研究 16: 55-68.

藤木大介・鮫島弘光・坂田宏志（2007）兵庫県における大・中型野生動物の生息状況と人との軋轢の現状. 兵庫県立人と自然の博物館 自然環境モノグラフ 3 号, 三田

藤木大介・鈴木牧・後藤成子・横山真弓・坂田宏志（2006）ニホンジカ(*Cervus nippon*)の採食下にある旧薪炭林の樹木群集の構造について.保全生態学研究 11: 21-34

藤木大介・高柳敦（2008）京都大学芦生研究林においてニホンジカ(*Cervus nippon*)が森林生態系に及ぼしている影響の研究―その成果と課題について. 森林研究 77: 95-108.

福島慶太郎・井上みずき・阪口翔太・藤木大介・山崎理正・境優・齋藤星耕・中島皇・高柳敦（2012）ニホンジカによる過採食が芦生の冷温帯天然林の生物多様性と生態系機能に及ぼす影響の解明. プロ・ナトゥーラ・ファンド第 20 期助成成果報告書, pp.181-199.

日本自然保護協会.
服部保・黒田有寿茂・石田弘明・南山典子（2010）兵庫県たつの市鶏籠山の照葉半自然林におけるニホンジカの採食の影響. 人と自然 21:137-144.
Hino T (2006) The impact of herbivory by deer on forest bird communities in Japan. *Acta Zoologica Sinica* 52(Supplement): 684-686.
石田弘明・服部保（2012）ニホンジカの過採食が暖温帯夏緑二次林の種多様性に与える影響.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.32-48. 兵庫県森林動物研究センター.
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), pp242-249. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
Kato, M. and Okuyama, Y (2004) Change in the biodiversity of a deciduous forest ecosystem caused by an increase in the Sika deer population at Ashiu, Japan. *Contributions from the Biological Laboratory, Kyoto University* 29: 437-448.
尾崎真也（2006）兵庫県大河内町砥峰の天然林におけるニホンジカが及ぼす植生被害の実態. 森林応用研究 15: 41-46.
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
梅田浩尚・藤木大介・岸本康誉・室山泰之（2012）兵庫県但馬地方のコナラ林とスギ人工林におけるニホンジカの生息密度勾配に伴う植物種数の変化パタン. 森林応用研究 21: 印刷中.
内田圭・岸本康誉・藤木大介（2012）兵庫県本州部におけるニホンジカによる落葉広葉樹林の土壌侵食被害の現状.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.71-90. 兵庫県森林動物研究センター.
Wackernagel H (1995) Multivariate geostatistics. Springer-Verlag, Berlin

附表 2-1　2006 年時点における下層植生が衰退した落葉広葉樹林の市区町別推定面積(km²)

県民局	市区町	無被害	衰退度0	衰退度1	衰退度2	衰退度3	衰退度4	合計
神戸	東灘区	9.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.7
	灘区	17.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.7
	中央区	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.7
	兵庫区	4.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4
	長田区	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
	須磨区	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4
	垂水区	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	西区	16.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.2
	北区	141.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	141.2
	小計	196.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	196.4
阪神南	尼崎市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	西宮市	42.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.0
	芦屋市	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.8
	小計	49.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	49.8
阪神北	伊丹市	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
	川西市	6.3	17.3	0.4	0.0	0.0	0.0	23.9
	宝塚市	60.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	60.5
	猪名川町	27.5	39.3	0.0	0.0	0.0	0.0	66.7
	三田市	82.2	53.0	0.0	0.0	0.0	0.0	135.2
	小計	176.5	109.6	0.4	0.0	0.0	0.0	286.4
東播磨	明石市	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	稲美町	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	加古川市	37.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	37.2
	高砂市	5.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2
	小計	42.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.4
北播磨	三木市	69.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	69.9
	小野市	28.2	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	28.8
	加東市	73.0	6.4	0.0	0.0	0.0	0.0	79.5
	加西市	33.1	28.3	1.5	0.0	0.0	0.0	62.9
	西脇市	30.4	46.9	5.0	0.0	0.0	0.0	82.2
	多可町	**0.0**	**44.3**	**24.4**	**4.9**	0.0	0.0	73.6
	小計	234.6	126.5	30.9	4.9	0.0	0.0	396.9
中播磨	**姫路市**	**86.9**	**99.0**	**15.3**	**0.5**	0.0	0.0	201.7
	福崎町	8.0	11.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.9
	市川町	1.1	35.1	6.1	0.0	0.0	0.0	42.3
	神河町	**0.0**	**24.2**	**9.9**	**12.8**	**4.2**	0.0	51.1
	小計	96.0	169.3	31.3	13.3	4.2	0.0	314.1
西播磨	太子町	4.2	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	6.9
	相生市	25.9	14.2	27.6	0.0	0.0	0.0	67.7
	たつの市	**19.8**	**23.9**	**59.1**	**2.7**	0.0	0.0	105.5
	宍粟市	**1.2**	**40.4**	**66.1**	**31.3**	**14.3**	**1.6**	154.8
	赤穂市	73.8	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	75.8
	上郡町	32.6	46.2	31.7	0.0	0.0	0.0	110.5
	佐用町	**7.3**	**117.3**	**36.5**	**1.8**	0.0	0.0	163.0
	小計	164.7	246.8	221.0	35.8	14.3	1.6	684.3
丹波	**篠山市**	**35.7**	**101.2**	**88.6**	**5.3**	0.0	0.0	230.7
	丹波市	**2.9**	**108.7**	**119.1**	**6.4**	**2.2**	0.0	239.3
	小計	38.6	209.8	207.7	11.6	2.2	0.0	470.1
但馬	**朝来市**	**0.0**	**3.7**	**45.9**	**89.2**	**14.7**	0.0	153.4
	養父市	**2.8**	**41.7**	**58.2**	**59.5**	**14.8**	0.2	177.2
	豊岡市	**93.4**	**120.8**	**99.6**	**65.6**	**0.5**	0.0	380.0
	香美町	150.9	52.7	3.5	0.0	0.0	0.0	207.1
	新温泉町	97.8	51.1	0.0	0.0	0.0	0.0	149.0
	小計	344.9	270.0	207.2	214.4	30.0	0.2	1066.7
合計(km²)		1344.0	1131.9	698.5	280.0	50.8	1.8	3507.1
割合(%)		38.3	32.3	19.9	8.0	1.4	0.1	100.0

附表 2-2　2010 年時点における下層植生が衰退した落葉広葉樹林の市区町別推定面積(km²)

県民局	市区町	無被害	衰退度0	衰退度1	衰退度2	衰退度3	衰退度4	合計
神戸	東灘区	9.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.7
	灘区	17.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.7
	中央区	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.7
	兵庫区	4.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4
	長田区	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
	須磨区	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4
	垂水区	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	西区	11.7	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0	16.0
	北区	133.2	8.0	0.0	0.0	0.0	0.0	141.2
	小計	183.4	12.7	0.0	0.0	0.0	0.0	196.1
阪神南	尼崎市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	西宮市	42.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.0
	芦屋市	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.8
	小計	49.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	49.8
阪神北	伊丹市	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
	川西市	9.6	14.0	0.3	0.0	0.0	0.0	23.9
	宝塚市	57.9	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	60.5
	猪名川町	21.3	42.8	2.7	0.0	0.0	0.0	66.7
	三田市	73.3	61.9	0.0	0.0	0.0	0.0	135.2
	小計	162.2	121.2	3.0	0.0	0.0	0.0	286.4
東播磨	明石市	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	稲美町	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	加古川市	11.5	25.8	0.0	0.0	0.0	0.0	37.2
	高砂市	5.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2
	小計	16.7	25.8	0.0	0.0	0.0	0.0	42.4
北播磨	三木市	68.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	70.0
	小野市	17.6	11.3	0.0	0.0	0.0	0.0	28.8
	加東市	73.0	6.4	0.0	0.0	0.0	0.0	79.5
	加西市	**9.8**	**41.8**	**10.4**	**1.0**	0.0	0.0	62.9
	西脇市	15.9	59.2	7.1	0.0	0.0	0.0	82.2
	多可町	**0.2**	**8.6**	**56.9**	**7.9**	0.0	0.0	73.6
	小計	184.4	129.3	74.3	8.9	0.0	0.0	397.0
中播磨	**姫路市**	**75.4**	**49.3**	**65.2**	**10.5**	**1.4**	0.0	201.7
	福崎町	3.2	15.7	0.0	0.0	0.0	0.0	18.9
	市川町	0.1	**9.9**	**31.6**	**0.7**	0.0	0.0	42.3
	神河町	0.0	**5.1**	**24.0**	**11.0**	**10.6**	**0.4**	51.1
	小計	78.7	80.0	120.8	22.2	12.0	0.4	314.1
西播磨	太子町	1.4	5.6	0.0	0.0	0.0	0.0	6.9
	相生市	**11.7**	**11.6**	**11.1**	**27.8**	**5.6**	0.0	67.7
	たつの市	**18.2**	**3.9**	**13.5**	**65.9**	**4.0**	0.0	105.5
	宍粟市	0.0	**7.4**	**53.3**	**54.1**	**37.5**	**2.5**	154.8
	赤穂市	6.9	28.0	40.5	0.4	0.0	0.0	75.8
	上郡町	0.0	**0.6**	**43.2**	**57.9**	**7.4**	**1.4**	110.5
	佐用町	0.0	**23.6**	**121.3**	**17.1**	**0.9**	0.0	163.0
	小計	38.2	80.6	282.9	223.2	55.5	3.9	684.3
丹波	篠山市	**43.8**	**109.1**	**66.6**	**11.1**	**0.2**	0.0	230.7
	丹波市	**4.1**	**86.3**	**143.7**	**5.1**	0.1	0.0	239.3
	小計	47.9	195.4	210.3	16.2	0.3	0.0	470.1
但馬	朝来市	0.0	**2.6**	**25.8**	**112.6**	**12.5**	0.0	153.4
	養父市	**1.0**	**8.8**	**37.1**	**102.4**	**27.2**	**0.8**	177.2
	豊岡市	**14.1**	**133.1**	**127.9**	**98.0**	**6.9**	0.0	380.0
	香美町	**3.6**	**150.1**	**45.0**	**8.4**	0.0	0.0	207.1
	新温泉町	12.0	133.6	3.3	0.0	0.0	0.0	149.0
	小計	30.8	428.1	239.1	321.4	46.6	0.8	1066.7
合計(km²)		792.0	1073.2	930.4	591.9	114.3	5.1	3506.9
割合(%)		22.6	30.6	26.5	16.9	3.3	0.1	100.0

附表 2-3　各市区町における下層植生が衰退した落葉広葉樹林の
2006 年～2010 年にかけての増減(km²)

県民局	市区町	無被害	衰退度0	衰退度1	衰退度2	衰退度3	衰退度4
神戸	東灘区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	灘区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	中央区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	兵庫区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	長田区	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	須磨区	-0.4	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
	垂水区	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	西区	-4.5	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	北区	-8.0	8.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	小計	-13.0	12.7	0.0	0.0	0.0	0.0
阪神南	尼崎市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	西宮市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	芦屋市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	小計	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
阪神北	伊丹市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	川西市	3.3	-3.3	-0.1	0.0	0.0	0.0
	宝塚市	-2.5	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0
	猪名川町	-6.2	3.5	2.7	0.0	0.0	0.0
	三田市	-8.9	8.9	0.0	0.0	0.0	0.0
	小計	-14.3	11.6	2.6	0.0	0.0	0.0
東播磨	明石市	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	稲美町	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	加古川市	-25.8	25.8	0.0	0.0	0.0	0.0
	高砂市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	小計	-25.8	25.8	0.0	0.0	0.0	0.0
北播磨	三木市	-1.9	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	小野市	-10.6	10.6	0.0	0.0	0.0	0.0
	加東市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	加西市	-23.3	13.5	8.8	1.0	0.0	0.0
	西脇市	-14.5	12.3	2.1	0.0	0.0	0.0
	多可町	0.2	-35.7	32.5	3.0	0.0	0.0
	小計	-50.2	2.8	43.4	4.0	0.0	0.0
中播磨	姫路市	-11.6	-49.7	49.9	10.0	1.4	0.0
	福崎町	-4.7	4.7	0.0	0.0	0.0	0.0
	市川町	-1.0	-25.2	25.5	0.7	0.0	0.0
	神河町	0.0	-19.1	14.1	-1.8	6.4	0.3
	小計	-17.3	-89.2	89.5	8.9	7.8	0.3
西播磨	太子町	-2.8	2.8	0.0	0.0	0.0	0.0
	相生市	-14.2	-2.7	-16.6	27.8	5.6	0.0
	たつの市	-1.6	-20.0	-45.6	63.1	4.0	0.0
	宍粟市	-1.2	-33.0	-12.7	22.9	23.1	0.9
	赤穂市	-66.8	25.9	40.5	0.4	0.0	0.0
	上郡町	-32.6	-45.6	11.5	57.9	7.4	1.4
	佐用町	-7.3	-93.7	84.8	15.3	0.9	0.0
	小計	-126.5	-166.2	61.9	187.4	41.1	2.3
丹波	篠山市	8.0	7.9	-22.0	5.8	0.2	0.0
	丹波市	1.2	-22.4	24.5	-1.2	-2.1	0.0
	小計	9.3	-14.4	2.6	4.6	-1.9	0.0
但馬	朝来市	0.0	-1.1	-20.1	23.4	-2.2	0.0
	養父市	-1.8	-32.8	-21.1	42.8	12.4	0.5
	豊岡市	-79.3	12.2	28.3	32.4	6.4	0.0
	香美町	-147.3	97.4	41.5	8.4	0.0	0.0
	新温泉町	-85.8	82.5	3.3	0.0	0.0	0.0
	小計	-314.2	158.2	31.9	107.0	16.6	0.6
合計(km²)		-551.9	-58.7	231.9	311.9	63.5	3.2

附表 2-4　落葉広葉樹林における 2006 年～2010 年にかけての SDR のランク変化(km²)

県民局	市区町	-3	-2	-1	0	1	2
神戸	東灘区	0.0	0.0	0.0	9.7	0.0	0.0
	灘区	0.0	0.0	0.0	17.7	0.0	0.0
	中央区	0.0	0.0	0.0	6.7	0.0	0.0
	兵庫区	0.0	0.0	0.0	4.4	0.0	0.0
	長田区	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
	須磨区	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0
	垂水区	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	西区	0.0	0.0	4.3	11.4	0.0	0.0
	北区	0.0	0.0	8.0	133.2	0.0	0.0
	小計	0.0	0.0	12.7	183.1	0.0	0.0
阪神南	尼崎市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	西宮市	0.0	0.0	0.0	42.0	0.0	0.0
	芦屋市	0.0	0.0	0.0	7.8	0.0	0.0
	小計	0.0	0.0	0.0	49.8	0.0	0.0
阪神北	伊丹市	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
	川西市	0.0	0.0	0.0	20.6	3.4	0.0
	宝塚市	0.0	0.0	2.5	57.9	0.0	0.0
	猪名川町	0.0	0.0	10.0	55.5	1.2	0.0
	三田市	0.0	0.0	11.1	122.0	2.2	0.0
	小計	0.0	0.0	23.6	256.1	6.7	0.0
東播磨	明石市	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	稲美町	no data	no data	no data	no data	no data	no data
	加古川市	0.0	0.0	25.8	11.5	0.0	0.0
	高砂市	0.0	0.0	0.0	5.2	0.0	0.0
	小計	0.0	0.0	25.8	16.7	0.0	0.0
北播磨	三木市	0.0	0.0	2.0	67.9	0.0	0.0
	小野市	0.0	0.0	10.6	18.2	0.0	0.0
	加東市	0.0	0.0	0.0	79.4	0.0	0.0
	加西市	0.0	0.0	34.2	28.8	0.0	0.0
	西脇市	0.0	0.0	16.6	65.6	0.0	0.0
	多可町	0.0	4.2	32.0	35.3	2.1	0.0
	小計	0.0	4.2	95.4	295.2	2.1	0.0
中播磨	姫路市	1.4	8.4	66.7	123.1	2.1	0.0
	福崎町	0.0	0.0	4.7	14.2	0.0	0.0
	市川町	0.0	0.0	27.8	14.5	0.0	0.0
	神河町	0.1	1.1	28.9	21.1	0.1	0.0
	小計	1.4	9.5	128.1	172.9	2.1	0.0
西播磨	太子町	0.0	0.0	2.8	4.1	0.0	0.0
	相生市	0.0	14.3	41.5	12.0	0.0	0.0
	たつの市	0.5	9.0	74.8	21.2	0.0	0.0
	宍粟市	1.4	12.4	79.2	61.2	0.5	0.1
	赤穂市	0.0	39.3	29.6	6.9	0.0	0.0
	上郡町	13.1	51.8	44.8	0.7	0.0	0.0
	佐用町	0.0	6.3	112.8	43.8	0.0	0.0
	小計	14.9	133.1	385.6	150.0	0.5	0.1
丹波	篠山市	0.2	0.8	15.7	178.4	35.7	0.0
	丹波市	0.1	1.0	37.3	177.9	21.2	1.9
	小計	0.3	1.7	53.0	356.3	56.9	1.9
但馬	朝来市	0.0	0.2	28.5	117.3	6.2	1.3
	養父市	3.0	20.6	64.1	81.1	8.4	0.0
	豊岡市	0.0	31.8	134.9	206.3	7.0	0.0
	香美町	0.0	30.6	144.5	32.1	0.0	0.0
	新温泉町	0.0	3.1	82.9	63.0	0.0	0.0
	小計	3.0	86.3	454.8	499.7	21.6	1.3
合計 (km²)		19.6	234.9	1179.0	1979.7	89.9	3.4
割合 (%)		0.6	6.7	33.6	56.5	2.6	0.1

第　3　章

ニホンジカの過採食が暖温帯夏緑二次林の種多様性に与える影響

石田弘明・服部保

要　点

・兵庫県南東部と大阪府北西部の暖温帯において、(1)シカの採食を全くあるいはほとんど受けていない夏緑二次林（以下、無被害林）と(2)シカの採食を強く受けている夏緑二次林（以下、被害林）の植生調査を行い、その結果を両者の間で比較した。
・第 2 低木層（高さ約 2 m）と草本層の植被率はシカの過採食によって大きく低下することが明らかになった。
・シカの強い採食圧は落葉植物の種多様性に大きな負の影響を与えることがわかった。
・低木層と草本層の種組成は森林タイプ間で大きく異なっており、多くの種が無被害林の識別種として区分された。しかし、被害林の識別種は両階層ともにシキミだけであった。このことから、シカの過採食は暖温帯夏緑二次林の種組成を著しく単純化させると考えられた。

key words：　種組成　植被率　草本層　低木層　落葉植物

3-1. はじめに

ブナ科の夏緑広葉樹が優占する夏緑二次林は兵庫県の里山林を代表する森林タイプの一つであり、兵庫県では暖温帯を中心とする広い範囲に分布している。しかし、燃料革命以降、夏緑二次林の大半は放置状態に置かれており、薪炭林・農用林としての管理は行われていない。放置されている暖温帯の夏緑二次林では常緑植物の増加による種組成の変化や種多様性の低下といった問題が発生している（辻・星野 1992; 服部ほか 1995; Iida and Nakashizuka 1995; 山崎ほか 2000; 松村ほか 2007）。その上、近年ではニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）による食害も多くの地域で認められるようになってきた（Fujiki *et al.* 2010）。

シカが森林生態系に与える影響についてはこれまでに多くの研究が行われており、例えば、林分構造・個体群構造の変化（星野ほか 1987; Takatsuki & Gorai 1994; Yokoyama & Shibata 1998; Akashi & Nakashizuka 1999; Yokoyama *et al.* 2001; Nomiya *et al.* 2003; 前迫 2004; 藤木ほか 2006; 大橋ほか 2007; Fujiki *et al.* 2010; 服部ほか 2010b）、種組成・種多様性の変化（蒲谷 1988; Takatsuki 1980, 1982; 大橋ほか 2007; 田村 2007; Suzuki *et al.* 2008; 服部ほか 2010a）、希少種の減少（田村ほか 2005）、外来種の増加

（Maesako *et al.* 2007）などが報告されている。しかし、暖温帯夏緑二次林におけるシカ食害の実態を調査した例は階層構造の変化に注目した(Fujiki *et al.* 2010)以外には全くみられない。このため、暖温帯夏緑二次林の種多様性に与えるシカの影響についてはよくわかっていない。シカの生息域に分布する暖温帯夏緑二次林を適切かつ効果的に保全するためにはこのような影響の把握が不可欠である。

筆者らは、暖温帯夏緑二次林の種多様性に対するシカの影響を明らかにするために、兵庫県南東部と大阪府北西部の暖温帯において、(1)シカの採食を全くあるいはほとんど受けていない夏緑二次林と(2)シカの採食を強く受けている夏緑二次林の植生調査を行った。本研究では、この調査結果をもとに、両森林タイプの階層構造、種多様性、種組成の相違を明らかにし、シカの過採食による種多様性の変化の特徴について検討することを主な目的とした。なお、本報告は既発表論文（石田ほか 2010）に新たな知見を盛り込む形で調査結果をとりまとめたものである。

3-2. 調査地域の概要

調査地は兵庫県と大阪府の県境部を流れる猪名川の上流域に位置している（図 3-1)。海抜の範囲は 140～440 m である。気象庁の気象観測データ（1979 年から 2000 年までの平均値、http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php、2009 年 3 月 15 日確認）によると、調査地の最寄りの気象観測所である「能勢」(海抜 235 m）の年平均気温は 13.2 ℃、最寒月の月平均気温は 2.2 ℃、年降水量は 1408.0 mm である。調査地域は年間を通して降水量の少ない瀬戸内海式気候の影響下にあり、気候的には暖温帯に属している。主な地質は、泥質岩（頁岩、粘板岩、泥岩)、砂岩、チャートを主体とする超丹波帯である（兵庫県 1996)。気候的極相は照葉樹林であるが、現存する森林の大半はコナラ *Quercus serrata* やクヌギ *Quercus acutissima*、アベマキ *Quercus variabilis* の優占する夏緑二次林である。このような二次林の中には現在も薪炭林として利用されている林分がわずかに含まれているが（服部ほか 2005)、大部分の林分は服部(2005)のいう里山放置林であり、樹木の伐採や下刈り、落ち葉かきなどは行われていない。本地域は森林群落に対するシカの採食圧が非常に小さい地域であるとされている（藤木 2012)。しかし、兵庫県と大阪府の県境部には局所的にシカの生息密度（以下、シカ密度）が非常に高い場所があり、このような場所に分布する森林群落ではシカによる強度の食害が認められる。兵庫県では 1999 年にシカの糞塊密度調査が県内 119 メッシュ（メッシュ面積：20 km^2）で実施されている。これらのメッシュの一つが調査地域内で最もシカ密度が高いと考えられる場所を含んでいる。この調査結果（野生動物保護管理事務所 2000）をもとに当該メッシュにおけるシカ密度を計算したところ 11.4 頭/km^2 という値が得られた。この密度は、シカの適正密度と言われている 3～5 頭/km^2（自然環境研究センター 2000）を大きく上回っている。

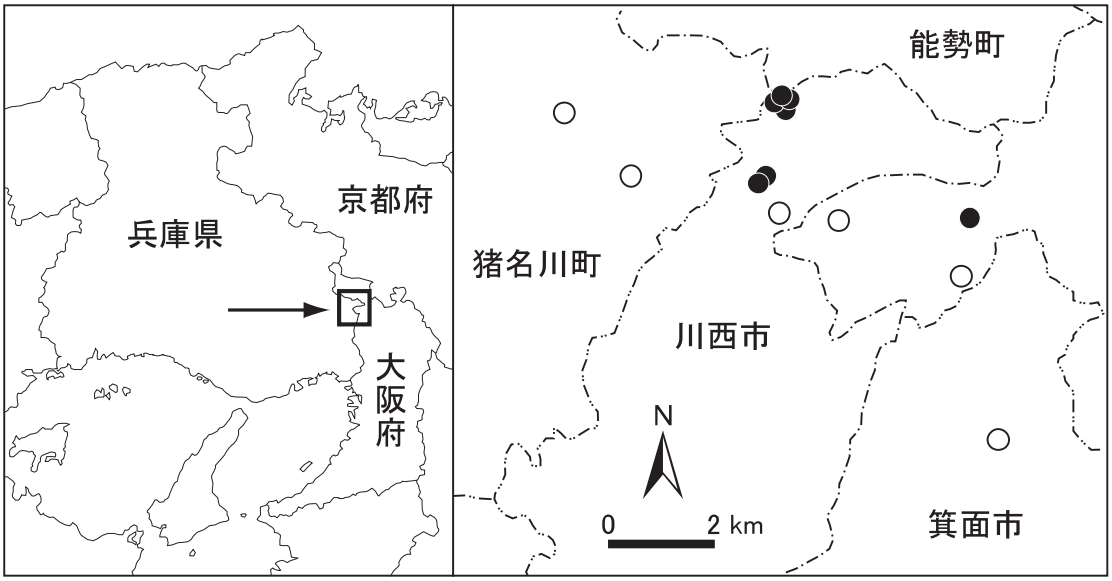


図 3–1　調査地の位置

○：無被害林、●：被害林。

3–3. 方法

植生調査

本研究では、(1)シカの採食を全くあるいはほとんど受けていない夏緑二次林（以下、無被害林）と(2)シカの採食を強く受けている夏緑二次林（以下、被害林）の両者を調査対象とし、次の二つの条件を備えている林分を被害林とした：(1)林内にシカの糞塊や通り道がみられること、(2)林床に生育する多くの植物の枝葉にシカの採食痕がみられること。ただし、尾根部や谷底部、崖地に分布する林分や、何らかの利用・管理（樹木の伐採、下刈り、落ち葉かきなど）が行われている林分、林冠層にギャップが存在する林分、および林縁部に位置する林分は調査対象から除外した。調査林分の優占種はコナラ、クヌギ、アベマキである。調査地の地質は超丹波帯で、海抜の平均値は無被害林が 261.1 m、被害林が 240.8 m、傾斜角度の平均値は無被害林が 29.9°、被害林が 34.4°である。これらの変数の森林タイプ間の差について検定を行ったところ、いずれについても有意性は認められなかった（$P > 0.05$; Mann-Whitney の U 検定）。

無被害林と被害林に 100 m²（10 m×10 m）の調査区を複数設置し、各調査区の植生調査を行った。調査実施年は無被害林が 1994～2004 年、被害林が 2006～2008 年で、調査区数は無被害林が 19 区、被害林が 31 区である。植生調査ではまず林分の階層を区分し、そのあとに各階層の高さと植被率(%)を記録した。階層の区分は目視によって行い、葉群の分布を区分の目安とした。階層は高木層（林冠層）、亜高木層、第 1 低木層、第 2 低木層、草本層の 5 層、または亜高木層を欠く 4 層とした。次に、階層ごとに全維管束植物の出現種のリストを作成し、各出現種の被度(%)を記録した。被度の最小値は 0.01%とした。

データ解析

階層構造、種多様性、種組成に対するシカの影響を明らかにするため、以下の方法で解析を行った。まず、各階層の高さと植被率を森林タイプ間で比較した。第 1 低木層以上の階層（以下、上層）に出現した常緑植物の積算被度（以下、常緑植物積算被度）と第 2 低木層以下の階層（以下、下層）に出現したササ類の積算被度（以下、ササ類積算被度）についても比較を行った。積算被度とは各階層の被度を合計した値である。着生植物は常緑植物積算被度の対象から除外した。各変数の森林タイプ間の差を検定するために Mann-Whitney の U 検定を行った。

種多様性（種の豊かさ species richness）を森林タイプ間で比較するために、全層、上層、下層、第 2 低木層、草本層のそれぞれについて各調査林分の出現種数を算出した。この際の対象は全種、落葉植物、常緑植物とした。第 2 低木層と草本層については生活形別の出現種数も算出した。生活形は宮脇ほか(1994)に基づいて次の 9 類型に区分した : 落葉高木、落葉低木、落葉草本、落葉藤本、常緑高木、常緑低木、常緑草本、常緑藤本、常緑着生。出現種数の森林タイプ間の差を検定するために Mann-Whitney の U 検定を行った。

森林タイプ間の種組成の相違を明らかにするために、第 2 低木層と草本層のそれぞれについて、各出現種の出現頻度(%)と被度を森林タイプ間で比較し、1 つ以上の変数に有意な差が認められた種を各森林タイプの識別種として区分した。この解析では、全調査林分における出現頻度が 10%以上の種を対象とした。出現頻度の差については Fisher の正確確率検定を行い、被度の差については Mann-Whitney の U 検定を行った。なお、本研究では、出現頻度は有意に高いが被度は有意に低いという種や出現頻度は有意に低いが被度は有意に高いという種は全くみられなかった。

無被害林と被害林は地理的に近い場所にあり、また気候条件・立地条件の差も非常に小さいことから、本研究ではこれらの条件の影響に関する検討は行わなかった。

種の学名は、顕花植物については大井・北川(1992)に、シダ植物については岩槻(1992)に従った。また、統計解析には SPSS 13.0J（エス・ピー・エス・エス株式会社）を使用した。

3-4. 結果

階層構造

各階層の高さと植被率を森林タイプ間で比較したところ、第 2 低木層と草本層では、高さ、植被率ともに被害林の方が無被害林よりも有意に低かった（表 3-1）。無被害林の平均植被率に対する被害林の平均植被率の比率を算出したところ、第 2 低木層と草本層の比率はそれぞれ 22.2%、10.9%であった。しかし、その他の階層については有意な差は認められなかった。また、常緑植物積算被度とササ類積算被度についても有意な差は認められなかった。なお、被害林では上木（上層を構成する樹木）に対するシカの樹皮はぎも認められたが、いずれの個体も枯死するまでには至っていなかった。

表 3-1　階層構造の比較

数値は平均値±標準偏差。*P*は有意確率（Mann-Whitney の U 検定）。a：亜高木層がみられた調査林分だけを対象とした。b：上層（第 1 低木層以上）における常緑植物の積算被度。c：下層（第 2 低木層以下）におけるササ類の積算被度。*:$P<0.05$、**:$P<0.01$、***:$P<0.001$、N.S.:$P\geqq0.05$。

	無被害林 n=19	被害林 n=31	*P*
高さ（m）			
高木層	15.6±2.7	15.4±2.2	N.S.
亜高木層[a]	9.8±1.9	10.4±1.1	N.S.
第1低木層	6.4±1.3	6.9±1.0	N.S.
第2低木層	2.2±0.4	2.0±0.0	***
草本層	0.5±0.1	0.3±0.1	***
植被率（%）			
高木層	78.5±6.5	78.7±18.0	N.S.
亜高木層[a]	18.4±10.0	31.6±21.5	N.S.
第1低木層	41.6±12.1	36.6±20.1	N.S.
第2低木層	35.6±17.6	7.9±5.6	***
草本層	14.7±10.0	1.6±2.1	***
常緑植物積算被度（%）[b]	11.6±12.2	13.3±17.3	N.S.
ササ類積算被度（%）[c]	1.6±3.5	0.1±0.3	N.S.

種多様性

各森林タイプの出現種数の平均値±標準偏差を表 3-2 に示す。全種と落葉植物の出現種数はいずれの階層についても被害林の方が無被害林よりも有意に少なかった。常緑植物の出現種数も同様の傾向を示したが、上層と第 2 低木層では有意な差は認められなかった。無被害林の平均出現種数に対する被害林の平均出現種数の比率（以下、種数比）を算出した結果、最も低い値は第 2 低木層の落葉植物種数(24.7%)であった。上層と下層の種数比を比較すると、いずれの分類群も下層の方が上層よりも低い値を示した。

生活形別の出現種数を森林タイプ間で比較した結果、落葉高木、落葉低木、落葉藤本、常緑低木の出現種数は第 2 低木層、草本層ともに被害林の方が無被害林よりも有意に少なかった（表 3-3）。また、これらの種数比は第 2 低木層の方が草本層よりも低かった。草本層における落葉草本と常緑草本の出現種数は被害林の方が無被害林よりも有意に少なく、その種数比は他の生活形よりも低かった。

表 3-2　階層別出現種数の比較

数値は平均値±標準偏差。*P*は有意確率（Mann-Whitney の U 検定）。a：第 1 低木層以上。b：第 2 低木層以下。c：無被害林の平均出現種数に対する被害林の平均出現種数の比率（%）。*:*P*＜0.05、**:*P*＜0.01、***:*P*＜0.001、N.S.:*P*≧0.05。

	無被害林	被害林	*P*	種数比[c]
全層				
全種	51.4±11.1	25.2±5.3	***	49.0
落葉植物	40.4±9.3	18.8±4.3	***	46.5
常緑植物	10.9±5.4	6.4±2.4	***	58.7
上層[a]				
全種	12.5±2.8	9.8±2.9	**	78.4
落葉植物	10.8±2.5	8.1±2.3	***	75.0
常緑植物	1.6±1.3	1.8±1.4	N.S.	113.0
下層[b]				
全種	47.4±10.9	20.4±5.4	***	43.0
落葉植物	36.6±9.3	14.4±4.2	***	39.3
常緑植物	10.7±5.2	6.0±2.4	***	56.1
第2低木層				
全種	17.9±6.1	5.8±2.0	***	32.4
落葉植物	14.6±4.5	3.6±2.0	***	24.7
常緑植物	3.4±2.3	2.3±1.3	N.S.	67.7
草本層				
全種	36.8±9.8	17.8±5.4	***	48.4
落葉植物	27.9±8.7	12.4±4.0	***	44.4
常緑植物	8.8±3.8	5.4±2.3	***	61.4

表 3-3　第 2 低木層と草本層における生活形別出現種数の比較

数値は平均値±標準偏差。*P* は有意確率（Mann-Whitney の U 検定）。a：無被害林の平均出現種数に対する被害林の平均出現種数の比率（%）。*:*P*＜0.05、**:*P*＜0.01、***:*P*＜0.001、N.S.:*P*≧0.05。

	無被害林	被害林	*P*	種数比[a]
第2低木層				
落葉高木	4.4±2.3	0.6±0.7	***	13.6
落葉低木	7.7±2.4	2.7±1.6	***	35.1
落葉草本	0.2±0.5	0.0±0.0	*	—
落葉藤本	2.3±1.3	0.3±0.6	***	13.0
常緑高木	1.4±1.3	1.1±1.0	N.S.	78.6
常緑低木	1.9±1.1	1.1±0.7	**	57.9
常緑草本	0.0±0.0	0.0±0.0	N.S.	—
常緑藤本	0.0±0.0	0.0±0.0	N.S.	—
常緑着生	0.0±0.0	0.0±0.0	N.S.	—
草本層				
落葉高木	5.3±2.3	2.5±1.8	***	47.2
落葉低木	7.2±2.1	3.4±1.9	***	47.2
落葉草本	10.0±6.8	3.0±2.1	***	30.0
落葉藤本	5.5±2.0	3.5±1.1	***	63.6
常緑高木	1.1±0.8	1.6±1.0	N.S.	145.5
常緑低木	2.9±2.0	1.8±0.9	*	62.1
常緑草本	4.4±1.8	1.4±1.4	***	31.8
常緑藤本	0.2±0.4	0.3±0.5	N.S.	150.0
常緑着生	0.2±0.4	0.3±0.5	N.S.	150.0

種組成

無被害林と被害林の種組成を比較した結果、第 2 低木層では無被害林と被害林の識別種としてそれぞれ 25 種（カキノキ *Diospyros kaki*、ヤマウルシ *Rhus trichocarpa*、ヤマハゼ *Rhus sylvestris*、ネジキ *Lyonia ovalifolia* var. *elliptica* など）と 1 種（シキミ *Illicium religiosum*）が区分され（表 3-4）、草本層ではそれぞれ 37 種（コナラ、カキノキ、エゴノキ *Styrax japonica*、ヤマウルシなど）と 1 種（シキミ）が区分された（表 3-5）。無被害林の識別種のうち両階層に共通する種はカキノキ、ヤマウルシ、ウワミズザクラ *Prunus grayana* など 13 種であった。

表 3-4　第 2 低木層の種組成の比較

＋は平均被度が 0.01%未満であることを示している。*P*は有意確率（出現頻度：Fisher の正確確率検定、被度：Mann-Whitney の U 検定）。a：シカの不嗜好性植物と報告されている種。b：草木層における無被害林または被害林の識別種と共通する種。*：*P*＜0.05、**：*P*＜0.01、***：*P*＜0.001、N.S.：*P*≧0.05。

和名	学名	生活形	出現頻度（%）			平均被度（%）		
			無被害林	被害林	*P*	無被害林	被害林	*P*
無被害林の識別種								
カキノキ[b]	*Diospyros kaki*	落葉高木	52.6	6.5	***	0.55	0.06	***
ヤマウルシ[a・b]	*Rhus trichocarpa*	落葉高木	42.1	0.0	***	0.28	0.00	***
ヤマハゼ	*Rhus sylvestris*	落葉高木	36.8	3.2	**	0.23	+	**
ネジキ[a]	*Lyonia ovalifolia* var. *elliptica*	落葉高木	26.3	9.7	N.S.	0.53	0.04	*
リョウブ	*Clethra barbinervis*	落葉高木	26.3	6.5	N.S.	0.49	0.04	*
カスミザクラ	*Prunus verecunda*	落葉高木	31.6	3.2	**	0.28	0.03	**
マルバアオダモ	*Fraxinus sieboldiana*	落葉高木	31.6	3.2	**	0.19	0.03	**
ウワミズザクラ[b]	*Prunus grayana*	落葉高木	26.3	0.0	**	0.18	0.00	**
クリ	*Castanea crenata*	落葉高木	26.3	0.0	**	0.20	0.00	**
モチツツジ	*Rhododendron macrosepalum*	落葉低木	94.7	61.3	**	7.45	1.79	***
コバノガマズミ[b]	*Viburnum erosum*	落葉低木	89.5	35.5	***	4.58	0.25	***
カマツカ[a・b]	*Pourthiaea villosa* var. *laevis*	落葉低木	57.9	25.8	*	1.03	0.19	**
ヤマウグイスカグラ	*Lonicera gracilipes*	落葉低木	68.4	12.9	***	1.24	0.10	***
クロモジ[b]	*Lindera umbellata*	落葉低木	63.2	0.0	***	1.76	0.00	***
ヤマコウバシ[b]	*Lindera glauca*	落葉低木	42.1	9.7	*	1.43	0.07	**
ヤマツツジ[b]	*Rhododendron kaempferi*	落葉低木	57.9	0.0	***	1.97	0.00	***
スノキ	*Vaccinium smallii* var. *glabrum*	落葉低木	47.4	3.2	***	0.46	+	***
コマユミ[b]	*Euonymus alatus* f. *ciliato-dentatus*	落葉低木	36.8	3.2	**	0.44	0.03	**
ウツギ	*Deutzia crenata*	落葉低木	26.3	0.0	**	1.13	0.00	**
ミツバアケビ[b]	*Akebia trifoliata*	落葉藤本	57.9	9.7	**	0.31	0.02	***
フジ	*Wisteria floribunda*	落葉藤本	52.6	9.7	**	1.42	+	***
サルトリイバラ[a・b]	*Smilax china*	落葉藤本	36.8	3.2	**	0.23	+	**
アラカシ[b]	*Quercus glauca*	常緑高木	68.4	29.0	**	3.26	0.18	***
ヒサカキ[a]	*Eurya japonica*	常緑低木	78.9	45.2	*	2.96	1.26	**
イヌツゲ[b]	*Ilex crenata*	常緑低木	31.6	0.0	**	0.47	0.00	**
被害林の識別種								
シキミ[a・b]	*Illicium religiosum*	常緑高木	0.0	32.3	**	0.00	0.50	**
その他の種								
ダンコウバイ	*Lindera obtusiloba*	落葉高木	21.1	9.7	N.S.	0.32	0.07	N.S.
エゴノキ	*Styrax japonica*	落葉高木	15.8	6.5	N.S.	0.16	0.10	N.S.
ヤブムラサキ	*Callicarpa mollis*	落葉低木	31.6	54.8	N.S.	1.05	1.14	N.S.
ムラサキシキブ	*Callicarpa japonica*	落葉低木	31.6	19.4	N.S.	0.28	0.18	N.S.
ツクバネウツギ	*Abelia spathulata*	落葉低木	26.3	12.9	N.S.	1.11	0.13	N.S.
コバノミツバツツジ	*Rhododendron reticulatum*	落葉低木	0.0	19.4	N.S.	0.00	0.37	N.S.
ヒイラギ	*Osmanthus heterophyllus*	常緑高木	15.8	38.7	N.S.	0.06	0.17	N.S.
ナワシログミ	*Elaeagnus pungens*	常緑低木	36.8	38.7	N.S.	0.46	0.68	N.S.
アセビ[a]	*Pieris japonica*	常緑低木	5.3	16.1	N.S.	0.11	0.31	N.S.
（総出現回数が4回以下の種は省略した）								

表 3-5　草本層の種組成の比較

＋は平均被度が 0.01%未満であることを示している。*P*は有意確率（出現頻度：Fisher の正確確率検定、被度：Mann-Whitney の U 検定）。a：シカの不嗜好性植物と報告されている種。b：第 2 低木層における無被害林または被害林の識別種と共通する種。*:*P*＜0.05、**:*P*＜0.01、***:*P*＜0.001、N.S.:*P*≧0.05

和名	学名	生活形	出現頻度（%）			平均被度（%）		
			無被害林	被害林	*P*	無被害林	被害林	*P*
無被害林の識別種								
コナラ	*Quercus serrata*	落葉高木	68.4	58.1	N.S.	0.06	+	*
カキノキ[b]	*Diospyros kaki*	落葉高木	52.6	16.1	*	0.04	+	**
エゴノキ	*Styrax japonica*	落葉高木	47.4	12.9	*	0.06	+	**
ヤマウルシ[a, b]	*Rhus trichocarpa*	落葉高木	52.6	6.5	***	0.05	+	***
ウワミズザクラ[b]	*Prunus grayana*	落葉高木	36.8	0.0	***	+	0.00	**
イロハモミジ	*Acer palmatum*	落葉高木	26.3	0.0	**	0.06	0.00	**
コウヤボウキ	*Pertya scandens*	落葉低木	94.7	45.2	**	3.48	0.03	***
コバノガマズミ[b]	*Viburnum erosum*	落葉低木	78.9	45.2	*	0.52	+	***
ヤマコウバシ[b]	*Lindera glauca*	落葉低木	68.4	32.3	*	0.08	+	**
クロモジ[b]	*Lindera umbellata*	落葉低木	57.9	22.6	*	0.21	+	**
カマツカ[a, b]	*Pourthiaea villosa* var. *laevis*	落葉低木	47.4	16.1	*	0.06	+	**
ヤマツツジ[b]	*Rhododendron kaempferi*	落葉低木	52.6	0.0	***	1.01	0.00	***
コマユミ[b]	*Euonymus alatus* f. *ciliato-dentatus*	落葉低木	36.8	3.2	**	0.04	+	**
クサイチゴ	*Rubus hirsutus*	落葉低木	26.3	0.0	**	0.01	0.00	**
コチヂミザサ	*Oplismenus undulatifolius* var. *japonicus*	落葉草本	84.2	12.9	***	0.70	+	***
ノガリヤス	*Calamagrostis arundinacea* var. *brachytricha*	落葉草本	89.5	9.7	***	0.26	+	***
オニドコロ	*Dioscorea tokoro*	落葉草本	42.1	16.1	N.S.	0.03	+	*
シハイスミレ	*Viola violacea*	落葉草本	42.1	9.7	*	0.02	+	**
イタドリ	*Polygonum cuspidatum*	落葉草本	36.8	9.7	*	0.07	+	**
イナカギク	*Aster ageratoides* var. *semiamplexicaulis*	落葉草本	31.6	3.2	**	0.02	+	**
オオカモメヅル	*Tylophora aristolochioides*	落葉草本	31.6	0.0	**	0.01	0.00	**
シラヤマギク	*Aster scaber*	落葉草本	31.6	0.0	**	0.03	0.00	**
ヒカゲスゲ	*Carex floribunda*	落葉草本	31.6	0.0	**	0.04	0.00	**
ゼンマイ	*Osmunda japonica*	落葉草本	26.3	0.0	**	0.19	0.00	**
サルトリイバラ[a, b]	*Smilax china*	落葉藤本	89.5	83.9	N.S.	0.41	0.02	***
ミツバアケビ[b]	*Akebia trifoliata*	落葉藤本	68.4	74.2	N.S.	0.08	0.01	*
ヘクソカズラ	*Paederia scandens* var. *mairei*	落葉藤本	84.2	19.4	***	0.17	+	***
ツタ	*Parthenocissus tricuspidata*	落葉藤本	36.8	9.7	*	0.05	+	*
ミヤコイバラ	*Rosa paniculigera*	落葉藤本	31.6	0.0	**	0.04	0.00	**
スイカズラ	*Lonicera japonica*	落葉藤本	26.3	0.0	**	0.02	0.00	**
アラカシ[b]	*Quercus glauca*	常緑高木	63.2	41.9	N.S.	0.22	0.03	*
イヌツゲ[b]	*Ilex crenata*	常緑低木	52.6	9.7	**	0.11	+	***
ヤブコウジ	*Ardisia japonica*	常緑低木	47.4	3.2	***	0.21	+	***
シシガシラ	*Blechnum niponicum*	常緑草本	84.2	19.4	***	1.11	+	***
シュンラン	*Cymbidium goeringii*	常緑草本	68.4	12.9	***	0.09	+	***
ナガバジャノヒゲ	*Ophiopogon ohwii*	常緑草本	63.2	12.9	***	0.16	+	***
クマワラビ	*Dryopteris lacera*	常緑草本	31.6	3.2	**	0.66	+	**
被害林の識別種								
シキミ[a, b]	*Illicium religiosum*	常緑高木	0.0	51.6	***	0.00	0.11	***
その他の種								
ダンコウバイ	*Lindera obtusiloba*	落葉高木	42.1	32.3	N.S.	0.15	+	N.S.
マルバアオダモ	*Fraxinus sieboldiana*	落葉高木	26.3	16.1	N.S.	0.03	+	N.S.
リョウブ	*Clethra barbinervis*	落葉高木	26.3	16.1	N.S.	0.05	+	N.S.
ウリカエデ	*Acer crataegifolium*	落葉高木	21.1	16.1	N.S.	+	+	N.S.
カスミザクラ	*Prunus verecunda*	落葉高木	21.1	12.9	N.S.	0.02	+	N.S.
ヤマハゼ	*Rhus sylvestris*	落葉高木	21.1	6.5	N.S.	+	+	N.S.
アベマキ	*Quercus variabilis*	落葉高木	0.0	16.1	N.S.	0.00	+	N.S.
モチツツジ	*Rhododendron macrosepalum*	落葉低木	47.4	45.2	N.S.	0.13	+	N.S.
ヤブムラサキ	*Callicarpa mollis*	落葉低木	26.3	38.7	N.S.	0.04	0.05	N.S.
ツクバネウツギ	*Abelia spathulata*	落葉低木	5.3	29.0	N.S.	+	+	N.S.

ムラサキシキブ	*Callicarpa japonica*	落葉低木	15.8	16.1	N.S.	0.016	+	N.S.
ヤマウグイスカグラ	*Lonicera gracilipes*	落葉低木	21.1	6.5	N.S.	0.07	+	N.S.
ニシノホンモンジスゲ	*Carex stenostachys*	落葉草本	73.7	83.9	N.S.	1.88	1.10	N.S.
タチツボスミレ	*Viola grypoceras*	落葉草本	21.1	29.0	N.S.	+	+	N.S.
カニクサ[a]	*Lygodium japonicum*	落葉草本	26.3	19.4	N.S.	+	+	N.S.
センニンソウ	*Clematis terniflora*	落葉草本	10.5	12.9	N.S.	+	+	N.S.
ナガバタチツボスミレ	*Viola ovato-oblonga*	落葉草本	21.1	6.5	N.S.	+	+	N.S.
ナキリスゲ[a]	*Carex lenta*	落葉草本	10.5	12.9	N.S.	0.01	+	N.S.
ノササゲ	*Dumasia truncata*	落葉草本	10.5	12.9	N.S.	0.01	+	N.S.
ツユクサ	*Commelina communis*	落葉草本	10.5	12.9	N.S.	+	+	N.S.
ヒメヨツバムグラ	*Galium gracilens*	落葉草本	0.0	16.1	N.S.	0.00	+	N.S.
フジ	*Wisteria floribunda*	落葉藤本	63.2	67.7	N.S.	0.71	0.12	N.S.
アオツヅラフジ[a]	*Cocculus orbiculatus*	落葉藤本	31.6	51.6	N.S.	0.01	+	N.S.
アマヅル	*Vitis saccharifera*	落葉藤本	36.8	25.8	N.S.	0.01	+	N.S.
ノブドウ	*Ampelopsis brevipedunculata*	落葉藤本	26.3	6.5	N.S.	0.04	+	N.S.
ヒイラギ	*Osmanthus heterophyllus*	常緑高木	5.3	29.0	N.S.	+	0.01	N.S.
ヤブツバキ[a]	*Camellia japonica*	常緑高木	10.5	12.9	N.S.	+	0.01	N.S.
カヤ	*Torreya nucifera*	常緑高木	10.5	9.7	N.S.	+	+	N.S.
ナワシログミ	*Elaeagnus pungens*	常緑低木	47.4	58.1	N.S.	0.05	0.04	N.S.
ヒサカキ[a]	*Eurya japonica*	常緑低木	42.1	51.6	N.S.	0.16	0.02	N.S.
ネザサ	*Pleioblastus chino* var. *viridis*	常緑低木	21.1	29.0	N.S.	0.17	0.09	N.S.
ソヨゴ[a]	*Ilex pedunculosa*	常緑低木	10.5	25.8	N.S.	+	+	N.S.
ベニシダ[a]	*Dryopteris erythrosora*	常緑草本	52.6	41.9	N.S.	0.15	0.02	N.S.
トラノオシダ	*Asplenium incisum*	常緑草本	36.8	19.4	N.S.	0.02	+	N.S.
テイカカズラ	*Trachelospermum asiaticum* var. *intermedium*	常緑藤本	10.5	25.8	N.S.	0.05	+	N.S.
ノキシノブ	*Lepisorus thunbergianus*	常緑着生	21.1	25.8	N.S.	+	+	N.S.

（総出現回数が4回以下の種は省略した）

3-5. 考察

階層構造

階層構造を無被害林と被害林の間で比較した結果、伐採後の経過年数を指標する「高木層の高さ」や下層の光環境を指標する「上層の植被率・常緑植物積算被度」は森林タイプ間で有意に異なっていなかった（表 3-1）。また、前述したように調査地の気候条件・立地条件についても森林タイプ間の有意な差は認められなかった。しかし、第 2 低木層と草本層の植被率は被害林の方が無被害林よりも有意に低かった（表 3-1）。森林群落の下層の植被率はシカの強い採食圧によって大きく低下することがよく知られている（Yokoyama & Shibata 1998; 齊藤ほか 2005; 横田 2006; 大橋ほか 2007; Suzuki *et al.* 2008; Fujiki *et al.* 2010）ことから、このような植被率の差の主な原因はシカの過採食であると考えられる。

今回の調査ではシカの樹皮はぎによる上木の枯死は認められなかった。しかし、シカの高密度生息地域ではこのような被害の発生が報告されている（星野ほか 1987; Akashi & Nakashizuka 1999; 藤木ほか 2006; 梶 2006）。本調査地域においても、シカ密度がさらに増加すれば樹皮はぎに起因する上木の枯死率が高くなり、その結果として上層の植被率が低下する可能性がある。

種多様性

全層と下層の全出現種数は森林タイプ間で大きく異なっており、被害林の方が無被害林よりも有意に少なかった（表 3-2）。植被率の解析結果から、このような種多様性の相違は

シカの過採食に起因していると考えられる。また、下層の種数比は落葉植物、常緑植物ともに低く 56.1%以下であった（表 3-2）ことから、調査地域ではシカの強い採食圧は落葉植物と常緑植物のいずれの種多様性にも大きな負の影響を与えると考えられる。森林群落の種多様性がシカの強い採食圧によって低下することは Rooney & Waller (2003)や Suzuki *et al.* (2008)、服部ほか(2010a，2010b)によっても報告されている。しかし、東京都奥多摩地域の冷温帯林と亜高山帯林を調査した大橋ほか(2007)によれば、ササ型林床を持たない森林群落の全層の全出現種数はシカの採食圧の増大に伴って減少したが、林床にスズタケ *Sasamorpha borealis* が優占する森林群落の全層の全出現種数はほとんど変化しなかったという。大橋ほか(2007)は後者の群落で出現種数に変化が認められなかった原因として次の 2 点を挙げている：(1)シカの採食によるスズタケの優占度の低下が新たな種の加入をもたらしたこと、(2)このような新規加入による種数の増加がシカの採食による種数の減少を打ち消してしまったこと。調査地域の無被害林のササ類積算被度は非常に低かった（表 3-1）ことから、今回の調査結果は大橋ほか(2007)の調査結果と整合していると考えられる。なお、ササ型林床を持つ暖温帯夏緑二次林ではシカの採食による種多様性の大きな変化は起こらないと考えられるが、この検証は今後の研究課題としたい。

第 2 低木層と草本層の生活形別出現種数をみると、低木種と草本種の種多様性は落葉植物、常緑植物ともにシカの強い採食圧によって低下する傾向にあることがわかる（表 3-3）。また、落葉植物の場合には他の生活形についても同様の傾向が認められる（表 3-3）。これらのことから、調査地域では落葉植物の種多様性は生活形の違いに関わらずシカの過採食による負の影響を受けると考えられる。

落葉植物の種数比は第 2 低木層の方が草本層よりも低かった（表 3-2）。また、落葉高木、落葉低木、落葉藤本の種数比もこれと同様の傾向を示した（表 3-3）。さらに、第 2 低木層では 22 種の落葉植物が無被害林の識別種として区分されたが（表 3-4）、草本層ではこのうちの 11 種(50.0%)しか無被害林の識別種として区分されなかった（表 3-5）。これらのことは、調査地域では第 2 低木層の落葉植物の種多様性は草本層のそれよりもシカの過採食による負の影響を受けやすいことを示している。被害林の草本層でみられた落葉高木・落葉低木の多くは実生であり、その高さは 10 cm 以下、被度は 0.01%以下であった（表 3-5）。また、被害林の草本層でみられた落葉藤本も大半は実生やシュートが地面を這っている個体であった。実生や地這性藤本は樹高・草丈が低いためにシカの採食を免れやすいと考えられるが、第 2 低木層を構成する植物はシカの採食から物理的に逃れることがほとんどできないため、シカの採食に起因する枯死や樹高・草丈の低下によって第 2 低木層から消失しやすいと考えられる。階層間の種数比の差はこのような状況を大きく反映しているといえよう。

上層の落葉植物種数は被害林の方が無被害林よりも有意に少なかった（表 3-2）。種数比は比較的高いが、このような出現種数の相違もシカの強い採食圧によってもたらされた可能性がある。つまり、下層は上層に対する種の供給源とみなすことができるので、上層の

落葉植物種数の減少はシカの採食による下層の落葉植物種数の減少を反映した結果であると考えられる。被害林の第 2 低木層における平均落葉高木種数と平均落葉藤本種数はそれぞれ 0.6 種と 0.3 種である（表 3-3）ことから、下層に対するシカの採食圧が低下しない場合、被害林の上層の種多様性は今後さらに低下すると推察される。

種組成

森林群落の種組成はシカの採食によって大きく変化することが蒲谷（1988）、Takatsuki (1980, 1982)、大橋ほか(2007)、田村(2007)、服部ほか(2010a，2010b)などによって報告されている。本研究の結果をみると、第 2 低木層と草本層の種組成は森林タイプ間で大きく異なっており、多くの種が無被害林の識別種として区分された（表 3-4、表 3-5）。しかし、被害林の識別種は両階層ともにシキミだけであった（表 3-4、表 3-5）。これらのことから、調査地域ではシカの過採食は暖温帯夏緑二次林の下層の種組成を著しく単純化させると考えられる。

被害林の識別種であるシキミはシカの不嗜好性植物とされている（蒲谷 1988; 高槻 1989）。シカの不嗜好性植物はシカの採食圧の増大に伴って増加すると報告されているが（Takatsuki 1980, 1982; 高槻 1989; Suzuki *et al.* 2008）、このことは本調査地域にも当てはまると考えられる。シキミが被害林で増加したのは、シカの強い採食圧によって下層の植被率が低下し林床の光条件が好転したからであろう。

既往研究ではシキミ以外にも様々な種がシカの不嗜好性植物とされている（蒲谷 1988; 高槻 1989; 前迫 2002）。これらの情報に基づいて出現種が不嗜好性植物であるか否かを調べたところ、無被害林の識別種の中には 5 種の不嗜好性植物（ヤマウルシ、ネジキ、カマツカ *Pourthiaea villosa* var. *laevis*）、サルトリイバラ *Smilax china*、ヒサカキ *Eurya japonica*）が含まれていた（表 3-4，表 3-5）。これらの種は被害林ではシカの強い採食を受けている可能性がある。植物に対するシカの嗜好性は生息場所における餌資源の質と量によって変化し、嗜好性植物の量が非常に少ない場合には、不嗜好性植物であってもシカの食害を被ることがあるという（Takahashi & Kaji 2001; 前迫 2002）。被害林の下層の植被率は非常に低いことから、被害林もこのような状況にあるのかもしれない。シカの高密度生息地域ではシキミがシカの食害を被っていると報告されている（前迫 2002; 齊藤ほか 2005）。シキミは本調査地域ではシカの採食を最も受けにくい種の一つであると考えられるが、シカの採食圧が今後さらに増大した場合にはシキミであってもシカの食害を被る可能性がある。

暖温帯夏緑二次林の保全

本研究の結果、調査地域では暖温帯夏緑二次林の下層の落葉植物種数がシカの過採食によって 60%以上減少することが示唆された（表 3-2）。被害林の草本層に生育する落葉高木・落葉低木の多くは実生であったが、これらの実生がシカの採食下で成長し定着することは

ほとんど不可能であると考えられる。実生の母樹が被害林の内部または周辺部に数多く生育していれば母樹からの種子供給によって下層に生育する実生の種多様性はほぼ一定に保たれる可能性があるが、低木種については母樹もシカの食害を被っている、あるいは今後それを被る可能性が高いので、被害林へ供給される低木種の種子量は年々少なくなり、また、種子の種多様性も低下していくと推察される。従って、シカの採食圧が低下しない場合、被害林の下層の落葉植物種数は時間の経過に伴ってさらに減少すると考えられる。また、前述したように下層の種多様性の低下は上層の種多様性の低下を引き起こす可能性が高いことから、上層の落葉植物種数も将来的には大きく減少すると考えられる。その上、シカの採食圧がさらに強くなると、シカの樹皮はぎによる上層の落葉植物種数の減少や他地域で報告されているようなシカによる実生の食害（Takatsuki & Gorai 1994; 田村 2008）も発生する可能性がある。

今回調査対象とした被害林の一部は国崎クリーンセンター（兵庫県川西市国崎字小路 13 番地）の敷地内に分布している。この敷地内に広がる夏緑二次林のほとんどすべてはシカの食害を被っている。国崎クリーンセンターは 2006 年からほぼ毎年、敷地内の各種森林群落を対象に植生調査（調査区の面積は 100 m^2）を実施し、これらの群落の種多様性の経年変化をモニタリングしている。この調査結果（未発表資料）をみると、夏緑二次林の全層の平均全出現種数は 2006 年が 27.3 種 (n=10)、2008 年が 22.7 種 (n=15)、2009 年が 17.3 種（n=15)、2010 年が 16.4 種（n=13)、2011 年が 16.8 種（n=11）となっており、夏緑二次林の種多様性がわずか 6 年間で約 40%低下したことがわかる。このことは、夏緑二次林の種多様性がシカの過採食によって急激に低下することを示している。また、2008 年以降の平均全出現種数は今回調査対象とした被害林の平均全出現種数（25.2 種）を下回っていることから、上述の仮説、すなわち「シカの採食圧が低下しない場合、被害林の下層の落葉植物種数は時間の経過に伴ってさらに減少する」は妥当である可能性が高いと考えられる。無被害林の平均全出現種数（51.4 種）に対する 2010 年の平均全出現種数（16.4 種）の比率を算出したところ、31.9%という値が得られた。このことから、調査地域では暖温帯夏緑二次林の全出現種数はシカの過採食によって約 70%減少するといえよう。

調査地域はシカ密度が特別に高い地域ではない。兵庫県内の暖温帯には調査地域と同程度あるいはより高いシカ密度を持つ地域が数多く存在する（野生動物保護管理事務所 2000)。よって、前述のような暖温帯夏緑二次林の種多様性の低下は兵庫県内の多くの地域で発生している、あるいは今後発生する可能性が高いと考えられる。暖温帯夏緑二次林の構成種の多くは落葉植物であることから、シカの採食による落葉植物種数の減少は暖温帯夏緑二次林の保全にとって極めて深刻な問題であるといえる。

放置されている暖温帯夏緑二次林では常緑植物が増加傾向にあるので、落葉植物の種多様性を保全するためは常緑植物の伐採・刈り取りを行うことが不可欠である（服部ほか 1995; 山崎ほか 2000; 山瀬ほか 2005; 松村ほか 2007)。しかし、本研究の結果から、シカの高密度生息地域に分布する暖温帯夏緑二次林の種多様性を保全する場合には常緑植物

の伐採・刈り取りだけでは不十分であり、シカの個体数管理や防鹿柵の設置といったシカ対策をあわせて行うことが必要であるといえる。

謝辞

本研究の一部は、日本学術振興会平成 21 年度科学研究費補助金（若手研究 B 課題番号 21780025）の助成により実施しました。

引用文献

Akashi N, Nakashizuka T (1999) Effect of bark-stripping by Sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. *Forest Ecology and Management* 113: 75-82.

藤木大介（2012）兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる下層植生の衰退状況－2006 年から 2010 年にかけての変化－.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.17-31. 兵庫県森林動物研究センター.

Fujiki D, Kishimoto Y, Sakata H (2010) Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. *Journal of Forest Research* 15: 140-144.

藤木大介・鈴木牧・後藤成子・横山真弓・坂田宏志（2006）ニホンジカ(*Cervus nippon*)の採食下にある旧薪炭林の樹木群集の構造について. 保全生態学研究 11: 21-34.

服部保（2005）里山の現状と里山管理の方向. 植物の自然誌プランタ 101: 5-10.

服部保・赤松弘治・武田義明・小舘誓治・上甫木昭春・山崎寛（1995）里山の現状と里山管理. 人と自然 6: 1-31.

服部保・黒田有寿茂・石田弘明・南山典子（2010a）兵庫県たつの市鶏籠山の照葉半自然林におけるニホンジカの採食の影響. 人と自然 21: 137-144.

服部保・南山典子・松村俊和（2005）猪名川上流域の池田炭と里山林の歴史. 植生学会誌 22: 41-51.

服部保・栃本大介・南山典子・橋本佳延・藤木大介・石田弘明（2010b）宮崎県東諸県綾町川中の照葉原生林におけるニホンジカの採食の影響. 植生学会誌 27: 35-42.

星野義延・治田則男・丸山直樹（1987）ニホンジカ・ツキノワグマが大台ヶ原山のトウヒ林に及ぼす影響.「中西哲博士追悼植物生態・分類論文集」, pp.367-377. 神戸群落生態研究会, 神戸.

兵庫県（1996）兵庫の地質. 財団法人兵庫県建設技術センター,神戸市.

Iida S, Nakashizuka T (1995) Forest fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan. *Forest Ecology and Management* 73: 197-210.

石田弘明・黒田有寿茂・橋本佳延・澤田佳宏・江間　薫・服部保（2010）ニホンジカが暖

温帯夏緑二次林の種多様性と種組成に与える影響. 保全生態学研究 15: 219-229.
岩槻邦男(編) (1992) 日本の野生植物　シダ. 平凡社, 東京, 311pp.
蒲谷肇 (1988) 東京大学千葉演習林荒樫沢における常緑広葉樹林の下層の変化とニホンジカの食害による影響. 東大農学部演習林報告 78: 67-82.
梶光一 (2006) エゾシカの個体数変動と管理.「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, pp. 40-64. 文一総合出版, 東京.
前迫ゆり (2002) 春日山原始林と草食獣ニホンジカの共存を探る. 植生学会誌19:　61-67.
前迫ゆり (2004) 春日山原始林の特定植物群落(コジイ林)における 17 年間の群落構造. 奈良佐保短期大学研究紀要 11: 37-43.
Maesako Y, Nanami S, Kanzaki M (2007) Spatial distribution of two invasive alien species, *Podocarpus nagi* and *Sapium sebiferum*, spreading in a warm-temperate evergreen forest of the Kasugayama Forest Reserve, Japan. *Vegetation Science* 24: 103-112.
松村俊和・服部　保・橋本佳延・伴　邦教 (2007) 北摂地域の萌芽林における常緑植物の植被率と種多様性・種組成との関係. 植生学会誌 24: 41-52.
宮脇　昭・奥田重俊・望月睦夫 (1994) 改訂新版　日本植生便覧. 至文堂, 東京, 850pp.
Nomiya H, Suzuki W, Kanazashi T, Shibata M, Tanaka H, Nakashizuka T (2003) The response of forest floor vegetation and tree regeneration on deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. *Plant Ecology* 164: 263-276.
大橋春香･星野義延･大野啓一 (2007) 東京奥多摩地域におけるニホンジカ(*Cervus nippon*)の生息密度増加に伴う植物群落の種組成変化. 植生学会誌 24: 123-151.
大井次三郎・北川政夫 (1992) 新日本植物誌　顕花篇. 至文堂, 東京, 1716pp.
Rooney TP, Waller DM (2003) Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181: 165-176.
齊藤哲・永松大・佐藤保・小南陽亮 (2005) ニホンジカが高密度で生息する地域における人工林内の広葉樹類の混交状態. 九州森林研究 58: 166-168.
自然環境研究センター(編) (2000) 特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル(ニホンジカ編). (財)自然環境研究センター, 東京.
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. *Ecological Research* 23: 151-158.
Takahashi H, Kaji K (2001) Fallen leaves and unpalatable plants as alternative foods for sika deer under food limitation. *Ecological Research* 16: 257-262.
Takatsuki S (1980) Ecological studies on effect of Sika deer (*Cervus nippon*) on vegetation, II. The vegetation of Akune Island, Kagoshima Prefecture, with special

reference to grazing and browsing effect of Sika deer. *Ecological Review* 19: 123-144.

Takatsuki S (1982) Ecological studies on effect of Sika deer (*Cervus nippon*) on vegetation, III. The vegetation of Iyo-kashima Island, southwestern Shikoku, with reference to grazing effect of Sika deer. *Ecological Review* 20:15-29.

高槻成紀 (1989) 植物および群落に及ぼすシカの影響. 日本生態学会誌 39: 67-80.

Takatsuki S, Gorai T (1994) Effect of Sika deer on the regeneration of a *Fagus crenata* forest on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecological Research* 9: 115-120.

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後 10 年間の下層植生の変化. 森林立地 49: 103-110.

田村淳 (2008) ニホンジカによるスズタケ退行地において植生保護柵が高木性樹木の更新に及ぼす効果－植生保護柵設置後 7 年目の結果から－. 日本森林学会誌 90: 158-165.

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.

辻誠治・星野義延 (1992) コナラ二次林の林床管理が種組成と土壌に及ぼす影響. 日本生態学会誌 42:125-136.

山瀬敬太郎・服部保・三上幸三・田中　明 (2005) 兵庫方式による里山林の植生管理がその後の種多様性と種組成に及ぼす効果. ランドスケープ研究 68: 655-658.

山崎寛・青木京子・服部保・武田義明 (2000) 里山の植生管理による種多様性の増加. ランドスケープ研究 63: 481-484.

野生動物保護管理事務所 (2000) 平成 11 年度兵庫県野生鹿生息動態調査業務報告書. (株) 野生動物保護管理事務所, 兵庫.

横田岳人 (2006) 林床からササが消える稚樹が消える.「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, pp.105-123. 文一総合出版, 東京.

Yokoyama S, Maeji I, Ueda T, Ando M, Shibata E (2001) Impact of bark stripping by sika deer, *Cervus nippon*, on subalpine coniferous in central Japan. *Forest Ecology and Management* 140: 93-99.

Yokoyama S, Shibata E (1998) The effect 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.

第　4　章

氷ノ山山系におけるニホンジカの動向と森林下層植生の衰退、希少植物の食害状況

藤木大介

要　点

・氷ノ山とその周辺山系を対象に、ニホンジカによる落葉広葉樹林の下層植生の衰退状況、周辺山系におけるシカの分布動向、地域植物相への食害状況の把握に関する調査を行った。
・その結果、2007 年時点において、氷ノ山では養父市、宍粟市側の山系において下層植生が著しく衰退した落葉広葉樹林が面的に広がっていることが推定された。
・最深積雪が3m以上に達する氷ノ山の高標高域では 2007 年時点でも目立った植生の衰退は認められなかった。しかし、春季から秋季にかけて高標高域へシカが季節移動してくる結果、高標高域でも夏季を中心にシカの強い採食圧にさらされている。
・山系では 14 種のレッドデータブック種（RDB 種）を含む 230 種もの植物種にシカの食痕が認められ、一部の RDB 種では採食による群落の衰退も認められた。
・すぐ山麓でシカが越冬していることから、高標高域の積雪が多くても、継続的にシカの採食圧にさらされる状況となっている。近い将来、高標高域においても植生が大きく衰退するとともに、多くの貴重な植物種や植物群落が消失する可能性がある。

key words：下層植生　積雪　糞塊密度　RDB 種　SDR

4-1. はじめに

県下最高峰の氷ノ山（標高 1,510m）は、冷温帯域が乏しい兵庫県において、冷温帯性の自然林がまとまった面積で残存している数少ない山域のひとつである。その山腹には、典型的な日本海側ブナ天然林植生、トチノキ *Aesculus turbinate* Blume やサワグルミ *Pterocarya rhoifolia* Sieb. Et Zucc.、シオジ *Fraxinus platypoda* Oliv. を主体とした天然性の高い渓畔林植生がまとまった面積で残されている。また、これらの林を中心に中部以北に分布の中心をもつ冷温帯性の植物群が豊富に存在している（兵庫県生物学会但馬支部 1990）。山頂近くの高地性湿原や岩壁には、亜高山性の植物種も多数遺存的に残されており、西日本において特異な植物相をもつ山域として貴重な存在となっている。

氷ノ山は冬季に 3m 以上の積雪を伴う典型的な日本海側多雪環境にあることから、1990 年代以前はニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカと呼ぶ）がほとんど生息していなかった。しかし 2000 年代後半に入って、氷ノ山の主に兵庫県側においてシカが頻繁に目撃されるようになり、一部の落葉広葉樹林では、シカの採食の影響による下層植生の急激な衰退が観察さ

れだしている。このようなシカの目撃増加とそれに伴う植生の衰退は、1990 年代以降になって他の日本海側多雪山地においても顕在化し出している（加藤・小金澤 2007; 藤木・高柳 2008; 藤井 2010）。例えば、氷ノ山から東へ 100km ほど離れた京都大学芦生研究林では、1990 年代後半までシカはほとんど生息していなかったが、2000 年代になってシカが急増し、貴重な天然林の下層植生がほとんど消失して、その地域植物相に大きなダメージがでている（藤木・高柳 2008; 藤井 2010）。また、栃木県奥日光地域や尾瀬においても 1990 年代頃から、高標高域にシカが進出し、貴重な高山植生や湿原植生を食害することで大きな問題となっている（加藤・小金澤 2007）。

一方、太平洋側の寡雪地帯では、1990 年代以前からシカの強い採食圧の影響による森林植生の衰退が生じていたことが各地から報告されている（Takatsuki 1980, 1982; Okuda 1984; 蒲谷 1988; 関根・佐藤 1992; 梶 1993; Takatsuki & Gorai 1994; 前迫 2002; 山根 2003）。これら古くから植生変化が生じた地域のほとんどでは、現在も高いシカ密度が維持されており、植生はシカの強い採食圧にさらされ回復できない状況となっている。このことは、一度、地域の中でシカが過剰に増加し、森林植生が衰退した場合、その後に森林植生が回復する状況は生じにくいことを示している。このため、現在、シカの強い採食圧によって森林植生の衰退が進みつつある日本海側多雪山地においては、早急に地域スケールでのシカの動向や植生の状況把握に関する調査を行う必要がある。また、これらの調査結果に基づいて、地域植生に対する生態リスクを評価し、シカの強い採食圧の影響から地域植生を保全するための順応的管理を進める必要がある。

そこで本報告では、氷ノ山山系とその周辺域において落葉広葉樹林の下層植生の衰退程度に関する多地点調査を行い、得られたデータを地理情報システム上で空間補間処理を行うことで、落葉広葉樹林における下層植生の衰退状況の面的な把握を試みた。また、個々の植物種やレッドデータブック種（以下、RDB 種）に対するシカの食害状況の調査を行うことで、地域植物相へのシカの影響把握に努めた。さらに、山系内の多地点で定点観測した食痕数調査データを用いて、山系におけるシカの動向について考察した。これらを踏まえて、今後の植生変化の見通しや求められる植生保全対策の方向性について議論した。なお、本報告は既発表論文（藤木ほか 2011）の一部に新たな知見を盛り込む形で調査結果をとりまとめたものである。

4–2. 調査地域

調査地域は、氷ノ山とその周辺山系を含む兵庫県但馬地方の西部地域である（図 4-1）。調査地域の南西部、鳥取県との県境に氷ノ山山頂（北緯 35 度 21 分、東経 134 度 31 分、標高 1,510m）が位置する。氷ノ山は、兵庫県の最高峰であるとともに、兵庫以西の本州部においても大山（同 1,729m）に次いで第 2 位の高峰である。調査地域内には、氷ノ山から派生する 3 つの山系が存在する。山頂から、鉢伏山（同 1,221m）、瀞川山（同 1,039m）を通って北西方向に延びる山系（以後、ハチ・瀞川山系とよぶ）、山頂から東方の大屋高原に延びる山系（大屋高原山系）、山頂から南西方向に藤無山（同 1,139m）に向かって延びる山系（藤無

山系）である。ハチ・灘川山系の鉢伏山を除いて、いずれの山系にも標高 1,200m 以上の標高域は存在せず、標高 1,000m程度のピークが緩やかに高度を下げながら延びている。標高1,200m以上の標高域がまとまって存在しているのは、氷ノ山山頂域に限られる。

調査地域は北部に向かうほど典型的な日本海側気候区となり、冬季に多量の降雪を伴う。山頂から北西へ約 10.5 km 離れた気象庁の兎和野高原アメダス観測所（図 4-1、北緯 35 度26分、東経134度35分、標高540m）の2006年～2011年の記録によると、年平均気温12.1℃、年平均降水量 2,214mm、年平均最深積雪量は 138.2cm である（気象庁ホームページ、http://www.jma.go.jp/jma/index.html、2012年2月16日確認）。調査地域内の最深積雪量は、北西部から南東方向に向かうにつれ、あるいは標高が下がるにつれ、減少する地理的勾配が存在する。北西部（香美町）や山地では年最深積雪量が 1m 以上のところが多く、場所によっては 3m以上に達する。しかし、南東部の養父市側の平地では 50cm 未満の地域も存在する。

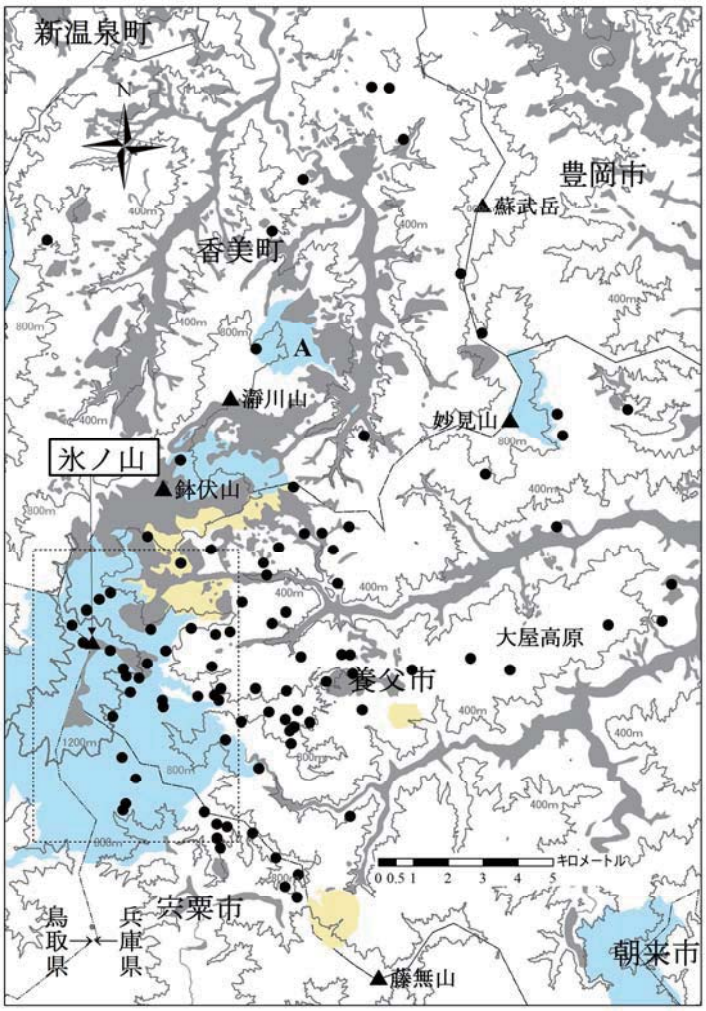


図 4-1　調査地域の概略

黒点は下層植生調査を行った地点を表す。灰色の部分は、農耕地や草地等の非森林地を、灰色の線は400m 刻みの等高線を表す。薄い青色の部分部は鳥獣保護区を、薄い黄色の部分は銃猟禁止区域を表す。A は宇和野高原アメダス観測所の位置を表す。破線で囲まれた四角は、図 4-2 の表示範囲である。

調査地域の森林率は 83.2%であり、そのうち 42.7%がスギ *Cryptomeria japonica*（L. fil.）D. Don・ヒノキ *Chamaecyparis obtuse*（Sie. et Zucc.）の植林地であり、残り大半が落葉広葉樹林あるいはアカマツ *Pinus densiflora* Sieb. et Zucc. 林となっている。このうち氷ノ山では、標高 1,100m～1,300m付近の山腹に天然性の高いブナ *Fagus crenata* Blume—チシマザサ *Sasa kurilensis*（Ruprecht)）Makino et Shibata 群集がまとまって残存している。また、標高 600m～1,300mの渓谷部には、天然性の高い冷温帯性渓畔林植生が存在する（兵庫県生物学会但馬支部 1990)。

調査地域における 1970 年代のシカの生息状況は、大屋高原山系でまれに目撃がある程度にすぎなかった（兵庫県自然保護協会 1973； 川村ほか 1974)。しかし、現在は調査地域のほぼ全域において、シカの生息は確認されている。北西部（香美町側）や調査地域の西側（鳥取県側）では生息密度が低く、南東部（養父市側）では生息密度が高いものと推定されている（藤木ほか 2007)。特に、大屋高原山系と藤無山系の南東側に隣接する山地（旧大屋町）では、1970 年代からシカが生息していたうえ、1980 年代以降、兵庫県内においてシカの高密度化がいち早く進んだ地域と考えられている。

4–3. 調査方法

下層植生調査

低木層が発達する落葉広葉樹林では、シカの採食による下層植生の衰退程度は、低木層の被度を用いた指標（shrub-layer decline index: SDR）によって段階評価できることが示されている（岸本ほか 2012)。SDR は、単に下層植生の量的な衰退と関係があるだけでなく、上層木の剥皮害や土壌侵食の発生量など下層植生以外の林分の構成要素の衰退とも相関が強いことが示されている（藤木 2012a)。つまり、森林構造の全体的な衰退程度の指標としても有用であることが示されている。また、下層の光条件や人為的撹乱の程度が均質な林を対象に、広域多地点で落葉広葉樹林の SDR を調査すれば、落葉広葉樹林の下層植生の衰退程度の地理的変異を把握することも可能であることが示されている（藤木 2012b)。そこで藤木（2012a,b）の手法にしたがって、調査地域内の落葉広葉樹林を対象に、SDR を算出するための下層植生調査を広域多地点で行った。

林分の選定に当たっては、下層の光条件や人為的撹乱の影響の程度をできるだけ揃えるため、以下の基準で林分の選定を行った。１）林冠の高さが 10m 以上であること、２）林冠が閉鎖していること、３）伐採痕など人為的な撹乱痕跡がないこと、４）林縁部からの光が入らない程度に林縁から離れていること。アセビ *Pieris japonica*（Thunb.）D.Don ex G.Don (1834)subsp. *japonica* 等の不嗜好性樹木が低木層に優占している林分も避けることにした。広域的に現地踏査を行い、以上のような基準を満たす 94 地点を調査対象林分として選定した（図 4-1)。

調査は、植物の着葉期間である 2007 年 5 月下旬から 10 月下旬にかけておこなった。調査前に、20m四方の調査区を設定し、ハンディ型 GPS（Garmin 社 GPSmap60CS）を用いて調査区の位置を記録した。調査区における調査項目は以下の 3 点である。１）低木層におけ

る木本類の植被率、２）低木層におけるササの植被率、３）過去数年以内のシカの食痕の有無。尚、植被率の値は、目視による 5 段階判定（50%以上、25%以上 50%未満、10%以上 25%未満、１%以上 10%未満、1%未満）で決定した。

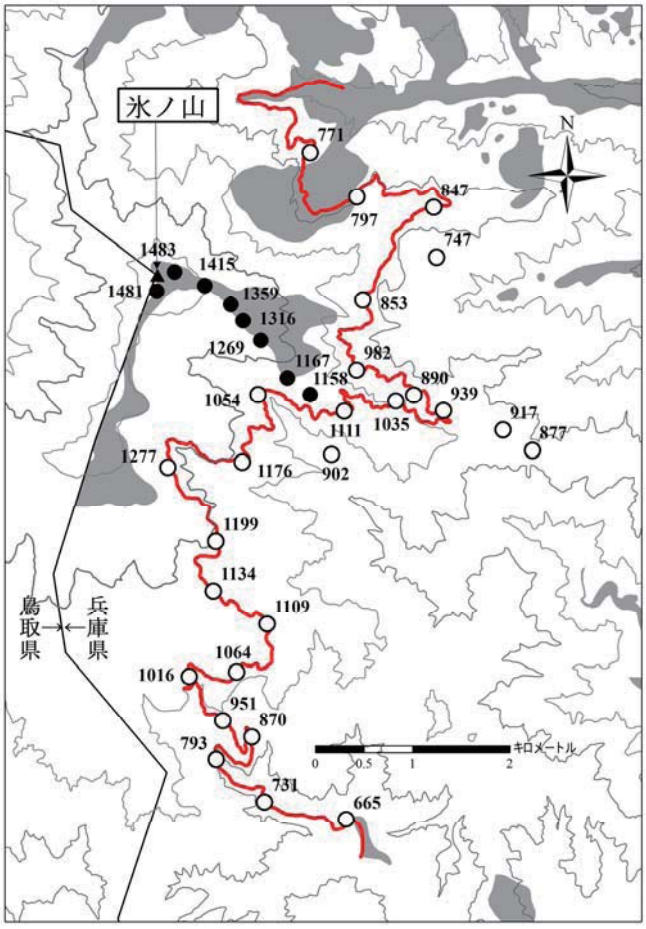


図 4-2　氷ノ山周辺の食痕調査地点の概略図

白丸は氷ノ山林道(赤太線)とその周辺林道沿いにある調査地点を、黒丸は山頂登山道沿いにある調査地点を表す。数値は各調査地点の標高(m)を示す。灰色部分は非森林地を、灰色の線は 200m 刻みの等高線を表す。

食痕調査

氷ノ山林道とその周辺道路、大段ヶ平から山頂に延びる登山道上の 34 箇所において、シカの食痕調査を行った（図 4-2)。各調査地点では、道の両側林縁に 1m×10m のベルトトランセクトを設置した。設置した各ベルトトランセクトは 1m×1m の 10 個の方形区に分割し、方形区毎に、おおよそ約 1 カ月以内のシカの食痕の有無と食痕が確認された植物種名を記録した。なお、ベルトトランセクトを設置した林縁に接した主な植生は、ブナ林、ミズナラ *Quercus crispula* Blume 林、トチノキ・サワグルミ林、スギ人工林、チシマザサ群落である。また、設置にあたっては、林縁植生だけでなく、林内植生を含むように方形区を設置した。調査は、2007 年の 5 月上旬から 11 月下旬の期間において 9 回、2008 年の 5 月上旬から 12

月の期間において7回、おおよそ一カ月間隔で合計16回実施した。なお、おおよそ約一カ月以内の食痕の判定は、調査前の2007年4月上旬に、複数の植物種において、植物体を切断し、その一月後の5月上旬に切断面の腐朽の進み具合を観察した結果から、切断面の腐朽が切断面表面のみに留まり、切断面周辺や内部に広がっていない状態のものを一つの目安とした。ただし、腐朽速度は季節的に進行速度が異なる恐れがあるため、各調査時においても、調査地点周辺で複数の植物種の植物体を切断しておき、次回の調査時にその切断面の腐朽程度を確認することで、その期間のおおよその腐朽の進行程度を把握し、季節的な腐朽速度の違いによる食痕の判定誤差が出ないように努めた。なお、調査地域にはニホンカモシカ *Capricornis crispus* は分布していないため（環境省自然環境局生物多様性センター 2010)、ニホンカモシカの食痕との誤認はないものと考える。

RDB種への食害状況調査

環境省RDB（環境省自然保護局野生生物課 2000)、近畿地方版RDB（レッドデータブック近畿研究会 2001)、兵庫県版 RDB(http://www.kankyo.pref.hyogo.jp/JPN/apr/hyogoshizen/reddata2010/index.htm、 2012年2月16日確認)でリストアップされているRDB種への、シカの食害の有無を把握するため、2007年から2008年の期間に下層植生調査時や他の調査時の合間にRDB種を発見することに努めた。RDB種を発見した場合は、その都度、植物体上へのシカの食痕の有無を記録したえうえ、その状況をデジタルカメラによって撮影した。

4-4. 解析方法

低木層の植被率と過去数年以内のシカの食痕の有無によって各調査林分のシカによる下層植生の衰退程度（SDR）を以下の6段階に区分した。無被害（ND）：シカの食痕が全く確認されなかった林分、衰退度0 （D0）：シカの採食を受けている林分のうち、低木層の植被率が75.5%以上の林分、衰退度1 （D1）：植被率75.5%未満38%以上の採食あり林分、衰退度2 （D2）：植被率38%未満18%以上の採食あり林分、衰退度3 （D3）：植被率18%未満9%以上の採食あり林分、衰退度4 （D4）：植被率9%未満の採食あり林分。低木層の植被率は、低木層における木本類とササの植被率の合計値を用いた。合計値の算出にあたっては、それぞれの植被率カテゴリーの中央値を用いた。

調査地点の分布域内の落葉広葉樹林のうち、非調査地点のSDRの値の推定(以下、空間推定)に当たっては、IDW法 Inverse distance weighting （Fortin and Dale 2005）による空間補間処理を行った。補間にあたっては、各調査林分のSDRに0〜5の整数値を割り当てたうえで、調査地域を100m四方の格子メッシュに区切り、それぞれのメッシュから近隣6箇所の調査地点を対象に、距離の2乗の逆数で重みづけをした平均値を算出した。算出された値は小数点以下を四捨五入して整数値に戻すことでSDRに変換した。

SDRの空間推定結果の精度検証には、Leave-one-out交差検定法（Wackernagel 1995）を用いた。手順としては、まずデータ・セットから、任意の調査地点を一地点抜き出したうえ

で残りの調査地点を用いて空間補間を行い、抜き出した地点の SDR を予測し、実測値とのランク差を確認した。次にこの作業を、調査地点のうち再外郭の 4 地点を除いた残り全地点で繰り返すことで予測精度を評価した。

以上の解析は、地理情報システム・ソフトウエア（ESRI 社 ArcGIS 9.3 Spatial Analysis Extension）を用いて行なった。解析や図の作成に当たっては、環境省の自然環境情報 GIS の現存植生図（縮尺 1:50,000）を利用した。

食痕調査における調査地点の標高クラスとシカの食痕発見率との相関分析には、グッドマン・クラスカルのγを用いた。シカの採食が確認された維管束植物については、高木種、低木種、ツル植物、大型草本種（草丈 30cm 以上）、小型草本種（草丈 30cm 未満）の５つに類型化した。類型化にあたっては、図鑑（佐竹ほか 1981, 1982a,b, 1989a,b）を参考にした。

4-5. 結　果

下層植生の衰退程度の空間推定

調査地域における落葉広葉樹林の SDR の空間推定結果を図 4-4 に示す。空間推定結果の精度を、Leave-one-out 交差検定法で評価したところ、43.3%の地点で予測値と実測値が一致した（図 4-3）。残りの地点では、予測値と実測値に誤差があったが、93.3%の地点で予測値と実測値の誤差は一ランク差以内におさまっていた。誤差の平均値は 0.02 であり、二乗平均平方根誤差は、0.98 であった。

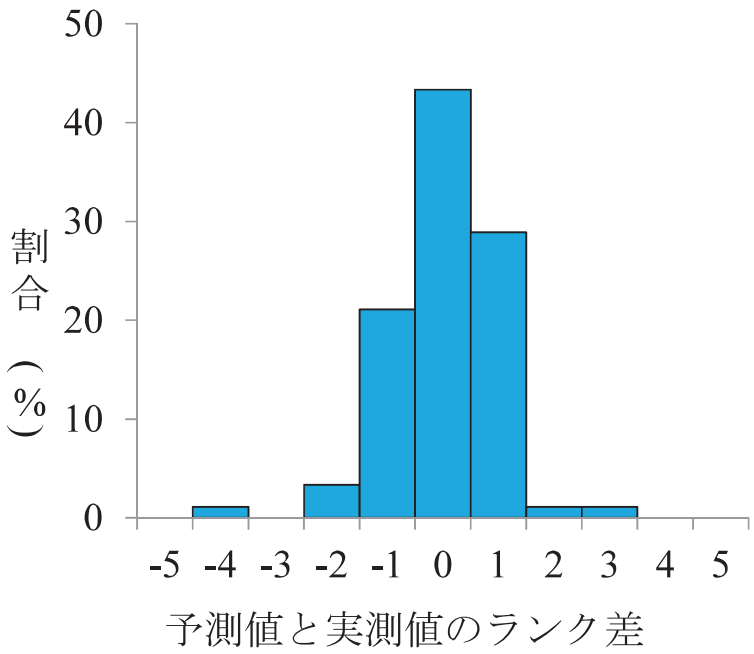


図 4-3　各調査地点の SDR の予測値と実測値のランク差のクラス別頻度分布

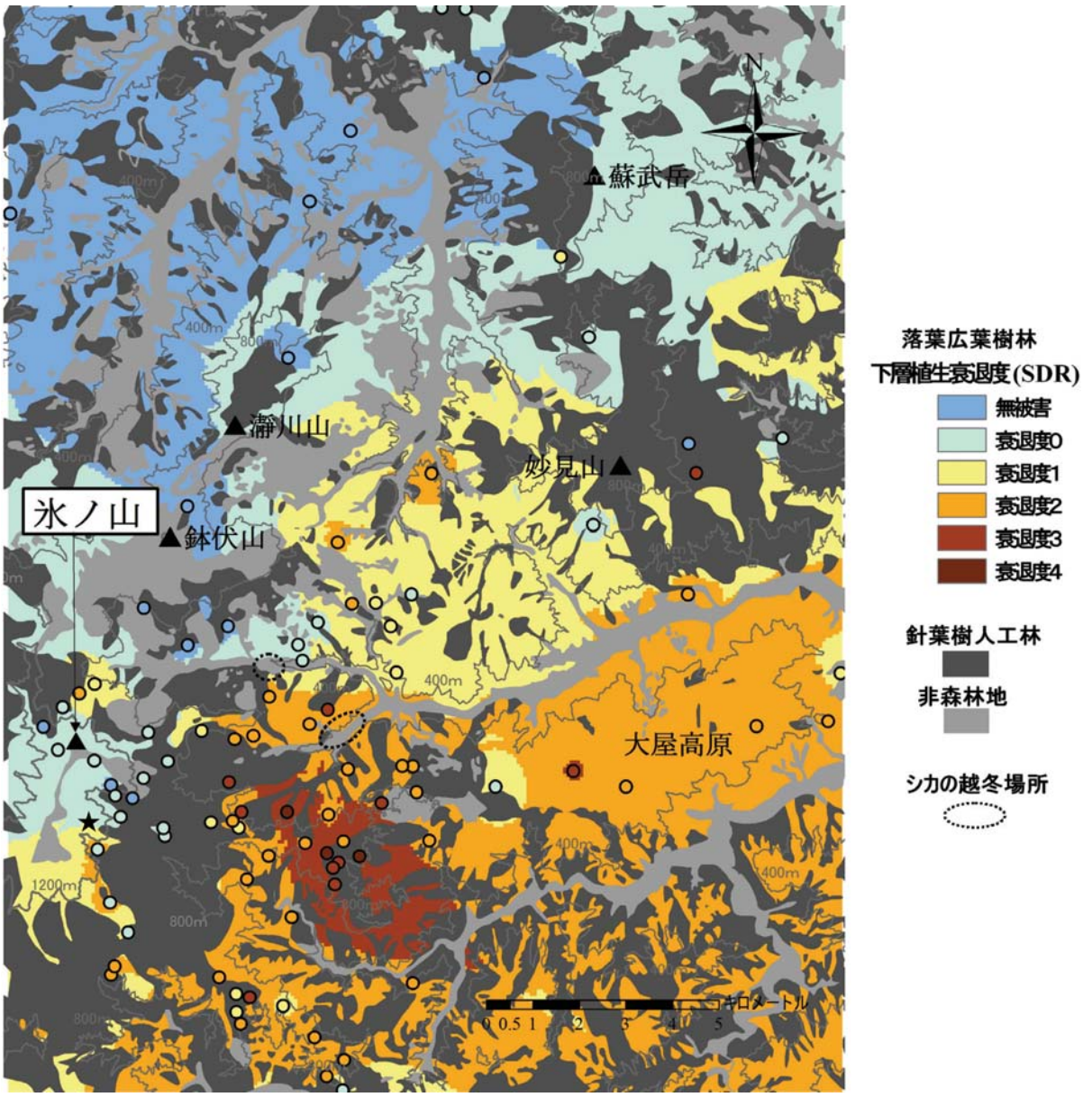


図 4-4　調査地域における落葉広葉樹林の下層植生衰退程度(SDR)の空間推定マップ。図中の円印は各調査地点の位置を表し、円内の色は SDR の実測値を表す。針葉樹人工林域は、実際は落葉広葉樹林がモザイク状に混交している。調査地点の一部が針葉樹人工林上に位置するのはそのためである。破線で囲まれたエリアは GPS テレメトリーによる行動追跡調査で確認されたシカの越冬場所である(斎田ほか 投稿準備中)。

食痕発見率の季節変化

2007 年と 2008 年ともに、5 月中は標高 1,400m 以上の調査地点でシカの食痕は発見されなかった（図 4-5)。また、2007 年は 5 月上旬時点では、全てのサイトにおいて食痕は発見されなかった。標高 1,400m 以上のサイトにおいて、食痕が発見されたのは、2007 年は 7 月以降、2008 年は 6 月以降であった。両年とも、7 月までは、標高の低いサイトほど食痕発見率が高く、月が進むにつれ、全体的に食痕発見率が高まる傾向があった。8 月、9 月は食痕発見

率に標高による違いは明瞭ではなかったが、10 月以降になると、再び標高の低いトランセクトほど食痕発見率が高くなった。両年とも 11 月下旬以降は、標高 1,000m以上のサイトは積雪のため調査できず、標高 700～900m のトランセクトで少数の食痕が発見されるだけとなった。

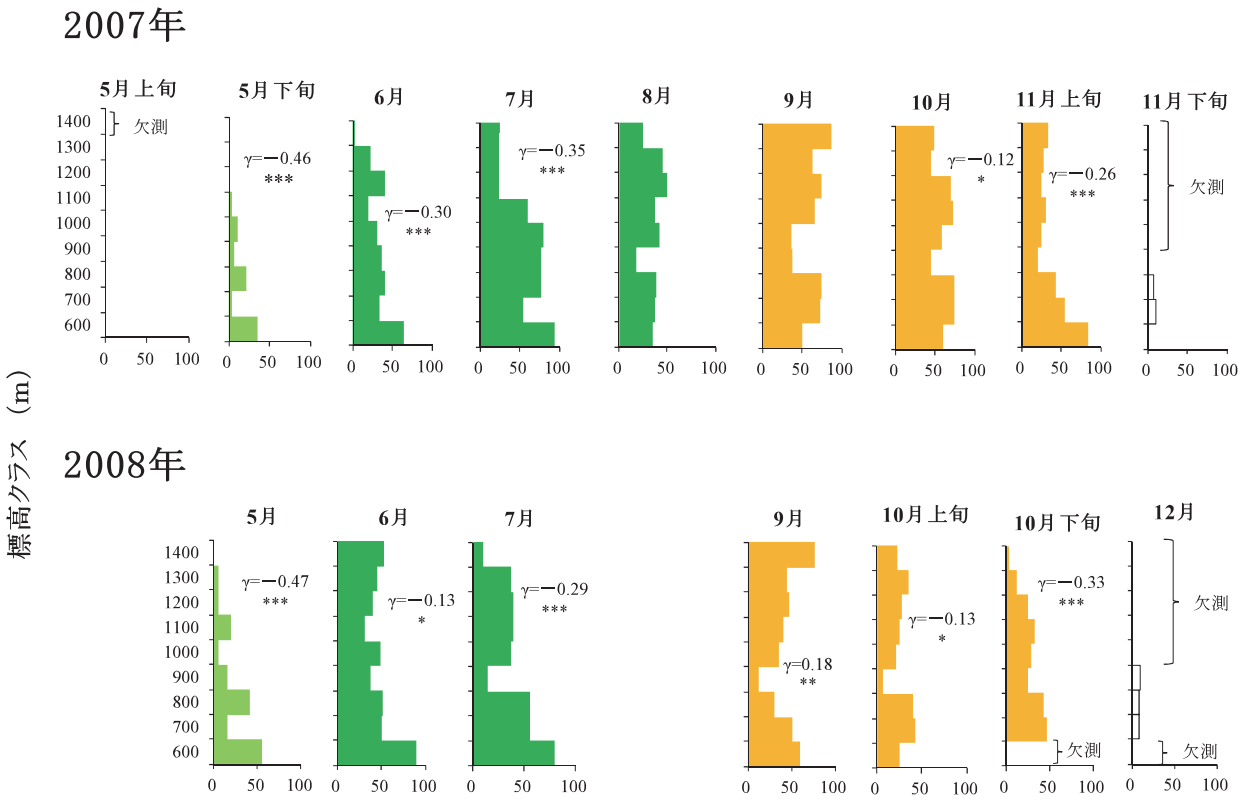


図 4-5　トランセクトにおける食痕発見率（%）の標高クラス別分布とその季節変化。
（*: P <0.05、 **: P <0.01、 ***: P <0.001、 NS: P >0.05、 Goodman and Kruskal's gamma）

採食が確認された植物種

食痕調査や踏査によってシカの採食が確認された維管束植物をリストアップしたところ、71 科 163 属 230 種もの植物種がシカの採食を受けていることが明らかとなった（表 4-1）。さらに、この種群を生活型毎に類型化してみたところ、草丈が 30cm 以上となる大型草本種が 133 種と全体の 57.8%を占めていた。次いで多いのが、低木種の 35 種（15.2%）であり、低木種以外の木本種は 27 種（11.7%）に留まった。シカの採食が確認された維管束植物のうち、RDB 種は 14 種存在していた（表 4-2）。そのうち 12 種は大型草本種であった。

表 4-1　シカの採食が確認された維管束植物の生活型別種数

科	74	
属	166	
種	230	%
木本	27	11.7
低木	35	15.2
ツル植物	17	7.4
中・大型草本（草丈30cm以上）	133	57.8
小型草本（草丈30cm未満）	18	7.8

※種数には変種も含めた

表 4-2　シカによる採食が確認された希少植物リスト

種　名		兵庫	RDB 近畿	環境省
エンコウソウ	*Caltha palustris* var. *enkoso*	B	A	
オオイタヤメイゲツ	*Acer shirasawanum*	C		
オオバショリマ	*Thelypteris quelpaertensis*	B		
オオモミジガサ	*Miricacalia makineana*	C		
オニシモツケ	*Filipendula kamtschatica*	C		
キヨスミオオクジャク	*Dryopteris namegatae*	調	準	
クロズル	*Tripterygium regelii*	B		
シラネワラビ	*Dryopteris expansa*	C		
タマガワホトトギス	*Tricyrtis latifolia*	C		
チョウジギク	*Arnica mallatopus*	C	準	
ニシノヤマタイミンガサ	*Parasenecio yatabei var. occidenta*	A		
ヒロハノオオタマツリスゲ	*Carex filipes* var. *arakiana*	C		
ミヤマシシガシラ	*Blechnum castaneum*	B		
ミヤマタニタデ	*Circaea alpina*	C		

※リストのカテゴリー区分は以下のとおり。Ａ：Ａランク，Ｂ：Ｂランク，Ｃ：Ｃランク，調：要調査，　準：準絶滅危惧

4-6. 考　察

落葉広葉樹林下層植生の衰退状況

Leave-one-out 交差検定法による精度検証の結果から、SDR の空間推定結果（図 4-3）は大半の地点で実際の衰退程度と前後一ランク以内の誤差範囲に収まっているといえる。また、誤差平均は 0 にほぼ等しかったことから、推定結果は、全体として過大にも過小にも偏っていない。したがって、推定結果は、調査地域内の落葉広葉樹林における下層植生の衰退状況の全体的な傾向を反映しており、その地理的パタンを把握できる精度はあるものと判断できる。

そこで空間推定結果に基づいて、調査地域内の落葉広葉樹林の衰退状況を概観すると、調

査地域では2007年時点において、山系間でSDRに大きな差が生じていたといえる(図4-3)。調査地域全体では、氷ノ山山頂からハチ・灘川山系を結ぶラインの北側（旧美方町）の落葉広葉樹林では、シカの採食痕跡が全く見られない林分（無被害）が面的に広がっている一方、その南側に分布する落葉広葉樹林は、シカの影響を受けた林分が広がっており、養父市内では、より著しく下層植生が半減以上したレベル（衰退度2以上）の樹林域が卓越して分布する状況になっているといえる。

氷ノ山に着目すると、氷ノ山山頂域は、シカの採食痕跡は認められるものの、下層植生の衰退は認められないレベル（衰退度 0）にあるものと推定されるが、山頂から延びる大屋高原山系や藤無山系は、SDRで衰退度2以上の林分が大半を占めており、衰退度3以上の林分も一部には存在するなど、著しく下層植生の衰退した林分が広がる山域になっているといえる。

このようなSDRの山系間の差は、この地域における過去一定期間のシカの生息状況を反映していそうである。岸本ほか(2012)は、兵庫県域スケールにおいて、落葉広葉樹林の下層植生の衰退程度（SDR）と過去4年程度の周辺シカ密度の平均値との間に比較的強い関連性が成立していることを示している。本調査において、それぞれの山系の調査ルート周辺のSDRは、北山系、南山系、東山系の順で高い傾向があったたが、過去4年間（2004年～2007年）の平均糞塊密度も、北山系（4.1～5.5/km ）、南山系（15.9～22.7/km）、東山系（68.2～189.0/km）の順で高かったことが報告されている（藤木ほか 2011)。以上のことから、調査地域における下層植生の衰退程度の山系間の差は、この地域の近年におけるシカの生息密度分布の動向と密接に関連していると考えられる。

地域植物相に対するシカの影響

氷ノ山山頂域での、下層植生の衰退は2007年時点ではまだ進んでいない（図 4-3)。しかし、大屋高原山系や藤無山系に面した山腹では標高800～1,200mまで衰退林分が広がってきている。近隣の大屋高原山系と藤無山系のように著しい植生の衰退が生じていないのは、標高の高い山頂周辺において積雪量が多いうえに積雪期間が長く、シカの生息が不適なためと考えられる。その一方で、食痕調査から、初夏から秋の無雪期には氷ノ山の山頂域を含む広い標高域でシカの食痕が高い頻度でみられるうえ、シカの食痕が認められる植物種は、14種のRDB種を含む230種にものぼることが明らかとなった（表 4-1、表 4-2)。

シカの採食が認められた植物種のうち、その半数以上は大型草本種であった。他の地域におけるこれまでの調査において、地域植物相に対するシカの影響としては、大型草本種の減少が著しいことが指摘されている（長谷川 2000； 大橋ほか 2007； 藤井 2010)。一般に、シカは主に、地上高10cmから150cm程度の範囲の空間に生育する植物を主な採食の対象とするため、これらの空間を主たる生育空間としている大型草本種は、シカの採食の影響を比較的受けやすいものと考えられる。また、大型草本種は、植食動物の摂食によって失った植物体を再生する能力が小型草本種に比べて低い傾向があることも（McNaugton 1992)、これらの種群が他に比べてシカによる採食の影響を受けやすい理由であろう。今回の調査で、シカの食痕が認められた植物種のうち、大型草本種が半数以上も占めたことは、地域植物相の

保全を図るうえで、これらの種群に対するシカの影響について注意を払う必要性があることを示している。

氷ノ山の植物相は、中部以北に分布の中心域をもつ冷温帯性の大型草本種が多数分布することに特徴づけられる。これらの種群の多くは西日本では生息地域が孤立・局所化しており、個々の地域個体群の生育基盤は脆弱なものであるため、兵庫県など地域の RDB でリストアップされているものが多い。本調査において、シカの採食痕跡が確認された RDB 種 14 種中 12 種がこのような大型草本種であった。また、これらのうちのオニシモツケ *Filipendula kamtschatica* (Pall.) Maxim. に関しては、標高約 1,300m地点(図 4-3 の★印)の沢筋において 2007 年時点で繁茂していた群落が、一年後にシカの採食により著しく衰退していることも調査期間中に確認された（写真 4-1)。以上のことから、林分レベルでの下層植生の衰退が認められない 2007 年時点の状況でも、シカは大型草本種、特に生育基盤の脆弱な RDB 種などの種群に強い負荷を与えることで、氷ノ山の植物相に大きなダメージを与えていることが危惧される。

シカの動向からみた今後の植生変化

標高別の食痕発見率の季節変化が、実際のシカの個体数や分布の動向を反映していると考えるならば、氷ノ山に生息するシカは、雪解け後の 5 月頃高標高域に出現し、夏季に向かって生息頭数を増加させるものと推測される（図 4-5)。また、晩秋季には低標高域に移動するものと考えられる。シカのこのような季節的分布動向は、ライトセンサス調査（藤木ほか 未発表）や GPS テレメトリーによる行動追跡調査（斎田ほか 投稿準備中）からも共通して推測されている。

これらの高標高域に進出するシカが、どこからやってくるかは今回の調査からは明らかではない。しかし、GPS テレメトリーによる行動追跡調査によると、秋季に山頂東側の標高 800m～1,000m付近で捕獲放獣された個体の多くが、山頂から東に約 4～6km 離れた標高の低い谷部で越冬していることが確認されている（図 4-3)。また、ライトセンサス調査から、この谷部におけるシカの目撃数は冬季に多く、春から秋にかけて少なくなることも確認されている（斎田 未発表)。氷ノ山周辺の積雪量は、山頂から東あるいは南方向に向かうにつれ、あるいは低標高域に向かうにつれ、減少することから、多くのシカが山頂から東あるいは南方向に離れた積雪の少ない低標高域の谷部で越冬し、雪解け後、高標高域へ進出しているものと推測される。山頂域から越冬域となっていると思われる東あるいは南方向の低標高域は、水平距離にして数 km 程度しかなく、この短い水平距離間で下層植生の現存量の大きな地理的勾配が生じている（図 4-3)。このような短距離間における大きな餌資源勾配が、このエリアに生息するシカが無雪期に良好な餌資源を求めて氷ノ山高標高域へ進出する強い選好圧として働いている可能性がある。

兵庫県が行っている狩猟者による出猟時のシカの目撃報告に基づいたシカの密度分布把握によると、近年、このエリアではシカの生息密度は増加傾向にあり、県内でも最もシカ密度が高い地域となっている（藤木ほか 2007)。したがって、強い捕獲圧や積雪量の増加など、シカにとっての生息環境が急激に悪化する事態が生じない限り、このエリアから大屋高原山

系・藤無山系にかけてシカが高密度化している状況は今後も解消されないものと予想される。このことは今後も継続的に高標高域へのシカの季節的な進出が続くことを示唆しており、近い将来、シカの累積的な採食の影響により植生の全面的な衰退が氷ノ山山頂部まで及ぶリスクがあることを示している。

写真 4-1　シカの採食によるオニシモツケ群落の変化

(a) 2007 年 8 月撮影。(b) 2008 年 8 月撮影。 撮影地点については、図 4-3 に★印で示した。

植生保全対策にむけて

2010 年に兵庫県域スケールで実施した植生調査から、氷ノ山周辺は過去 4 年間で森林下層植生の衰退が県内で最も進んだ地域のひとつであることが示された（藤木 2012b）。したがって、現在は 2007 年時に比べ、高標高域における植生の衰退や RDB 種へのシカの食害の影響はさらに進んでいるものと推察される。また、このまま放置すれば植生の衰退はさらに深刻化するものと予想される。氷ノ山山系は冬季の積雪量が多いため、植生保護柵の設置による植生保全対策を進めるためには、柵の強度や規格に関する技術改良が必要なうえ、柵の設置や維持管理にかかる労力的・予算的な負担の大きさについても解決する必要がある。このような状況の中で、早急に植生保全対策を進めるためには同山系においてシカの個体数調整の実施を検討するべきだろう。衰退した下層植生の分布や最深積雪量の地理的勾配から、高標高域へ進出しているシカの多くは山頂の東から南にかけての低標高域で越冬している可能性がある。今後、氷ノ山に進出しているシカの主要な越冬場所を特定するとともに、越冬場所においてシカを効率的に捕獲できる手法についても検討する必要がある。

謝　辞

本調査の一部は、兵庫県立大学特別研究助成金、林野庁の野生鳥獣による森林生態系への被害対策技術開発事業および環境省の環境研究総合推進費の支援を受けました。

引用文献

Fortin M-J, Dale M（2005）Spatial Analysis. A Guide for Ecologists. Cambridge University Press, Cambridge, 365pp.

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

藤木大介（2012a）ニホンジカによる森林生態系被害の広域評価手法マニュアル.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.2-16. 兵庫県森林動物研究センター.

藤木大介（2012b）兵庫県本州部の落葉広葉樹林における下層植生の衰退状況―2006 年から 2010 年にかけての変化―.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.17-31. 兵庫県森林動物研究センター.

藤木大介・岸本康誉・坂田宏志（2011）兵庫県氷ノ山山系におけるニホンジカ（*Cervus nippon*）の動向と植生の状況. 保全生態学研究 16: 55-67.

藤木大介・鮫島弘光・坂田宏志（2007）兵庫県における大・中型野生動物の生息状況と人との軋轢の現状. 兵庫県立人と自然の博物館 自然環境モノグラフ 3 号, 三田

藤木大介・高柳敦（2008）京都大学芦生研究林においてニホンジカが森林生態系に及ぼしている影響の研究―その成果と課題について. 森林研究 77: 95-108

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
兵庫県（2009）第３期シカ保護管理計画．兵庫県，神戸
兵庫県生物学会但馬支部（1990）但馬の自然．神戸新聞総合出版センター，神戸，293pp.
兵庫県自然保護協会（1973）兵庫県の自然の現状―自然保護対策の基本資料報告．兵庫県生活部自然課，神戸
蒲谷肇（1988）東京大学千葉演習林荒樫沢における常緑広葉樹林の下層植生の変化とシカの食害による影響.東大農学部演報 78: 67-82
加藤恵理子・小金澤正昭（2007）尾瀬にもシカ出現！―自然生態系が危ない．「オオカミを放つ　森・動物・人のよい関係を求めて」，丸山直樹・須田知樹・小金澤正昭編著，pp.52-73. 白水社，東京．
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，pp.242-249．北海道大学図書刊行会，札幌．
環境省自然保護局野生生物課（2000）改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物―レッドデータブック―8 植物Ⅰ(維管束植物)．(財)自然環境研究センター，東京．
環境省自然環境局生物多様性センター（2010）自然環境保全基礎調査 動物分布調査 日本の動物分布図集.環境省自然環境局生物多様性センター，富士吉田．
川村俊蔵・和泉剛・雫石邦義（1974）東中国山地の哺乳類に関する調査報告.「東中国山地自然環境報告」，東中国山地自然環境調査団編．氷ノ山・後山・那岐山国定公園三県協議会．
岸本康誉・藤木大介・坂田宏志（2012）森林生態系保全を目的としたシカの個体数管理手法の提案．「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」，兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号，pp.92-104．兵庫県森林動物研究センター．
前迫ゆり（2002）春日山原始林と草食保護獣ニホンジカの共存を探る．植生学会誌 19: 61-67.
McNaughton SJ (1992) Laboratory-simulated grazing: interactive effects of defoliation and canopy closure on Serengeti grasses. *Ecology* 73: 170-182.
大橋春香・星野義延・大野啓一（2007）東京都奥多摩地域におけるニホンジカ(*Cervus nippon*)の生息密度増加に伴う植物群落の種組成変化．植生学会誌 24: 123-151.
Okuda T (1984) Food habits of sika deer (*Cervus nippon*) and their ecological influence on the vegetation of Miyajima Island. *Hikobia* 9: 93-102.
レッドデータブック近畿研究会（2001）改訂・近畿地方の保護上重要な植物―レッドデータブク研究会 2001－．財団法人　平岡環境科学研究所，川崎．
佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・冨成忠夫（編）(1981) 日本の野生植物 草本Ⅲ合弁花類．平凡社，東京．
佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・冨成忠夫（編）(1982a) 日本の野生植物 草本Ⅰ 単子葉類．平凡社，東京．
佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・冨成忠夫（編）(1982b) 日本の野生植物 草本Ⅱ 単子葉類．平凡社，東京．
佐竹義輔・原寛・亘理俊次・冨成忠夫（編）(1989a) 日本の野生植物 木本Ⅰ．平凡社，東京．

佐竹義輔・原寛・亘理俊次・冨成忠夫 (編) (1989b) 日本の野生植物 木本Ⅱ. 平凡社, 東京.
関根達郎・佐藤治雄 (1992) 大台ヶ原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: 241-248.
Takatsuki S (1980) Ecological studies on the effect of sika deer (*Cervus nippon*) on vegetation, Ⅱ. The vegetation of Akune Island, Kagoshima Prefecture, with special reference to grazing and browsing effect of Sika deer. *Ecological Review* 19: 123-144.
Takatsuki S (1982) Ecological studies on the effect of sika deer (*Cervus nippon*) on vegetation, Ⅲ. The vegetation of Iyokashima island, southwestern Shikoku, with special reference to grazing effect of sika deer. *Ecological Review* 20: 15-29
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.
Wackernagel H (1995) Multivariate geostatistics. Springer-Verlag, Berlin
山根正伸 (2003) ニホンジカ被害問題に残されている課題, 神奈川県丹沢山地の経験から.森林科学 39: 35-40.

付表 4-1　氷ノ山山系においてニホンジカによる採食が確認された植物種リスト

科名	属名	種名	学名	生活型	確認方法	番号
ヤナギ	ヤナギ	ヤマヤナギ	*Salix sieboldiana*	低木	食痕調査	1
		オノエヤナギ	*Salix sachalinensis*	木本	食痕調査	2
		ヤマネコヤナギ	*Salix bakko*	木本	食痕調査	3
カバノキ	ハシバミ	ツノハシバミ	*Corylus sieboldiana*	低木	食痕調査	4
	クマシデ	イヌシデ	*Carpinus tschonoskii*	木本	食痕調査	5
	カバノキ	ミズメ	*Betula grossa*	木本	食痕調査	6
ブナ	クリ	クリ	*Castanea crenata*	木本	食痕調査	7
	ブナ	ブナ	*Fagus crenata*	木本	食痕調査	8
	コナラ	コナラ	*Quercus serrata*	木本	食痕調査	9
		ミズナラ	*Quercus crispula*	木本	食痕調査	10
イラクサ	ミズ	アオミズ	*Pilea mongolica*	一・二年生草本	食痕調査	11
	カラムシ	アカソ	*Boehmeria sylvestris*	多年生草本	食痕調査	12
		クサコアカソ	*Boehmeria gracilis*	多年生草本	食痕調査	13
	イラクサ	イラクサ	*Urtica thunbergiana*	多年生草本	食痕調査	14
	ウワバミソウ	ウワバミソウ	*Elatostema umbellatum var. majus*	多年生草本	食痕調査	15
		ヤマトキホコリ	*Elatostema laetevirens*	多年生草本	食痕調査	16
	ムカゴイラクサ	ムカゴイラクサ	*Laportea bulbifera*	多年生草本	食痕調査	17
タデ	イヌタデ	ミゾソバ	*Persicaria thunbergii*	一・二年生草本	食痕調査	18
		ミヤマタニソバ	*Persicaria debilis*	一・二年生草本	食痕調査	19
		ハナタデ	*Persicaria posumbu var. laxiflora*	多年生草本	食痕調査	20
	イタドリ	イタドリ	*Reynoutria japonica*	多年生草本	食痕調査	21
	ギシギシ	ギシギシ	*Rumex japonicus*	多年生草本	食痕調査	22
		スイバ	*Rumex acetosa*	多年生草本	食痕調査	23
	ミズヒキ	ミズヒキ	*Antenoron filiforme*	多年生草本	食痕調査	24
ヒユ	イノコヅチ	ヒカゲイノコヅチ	*Achyranthes bidentata var. japonica*	多年生草本	食痕調査	25
モクレン	コブシ	タムシバ	*Magnolia salicifolia*	木本	食痕調査	26
クスノキ	クロモジ	クロモジ	*Lindera umbellata*	低木	食痕調査	27
フサザクラ	フサザクラ	フサザクラ	*Euptelea polyandra*	木本	食痕調査	28
キンポウゲ	キンポウゲ	ヤマキツネノボタン	*Ranuncalus silerifolius H. Lev. var. quelpaertensis*	多年生草本	食痕調査	29
	センニンソウ	ハンショウズル	*Clematis japonica*	ツル植物	食痕調査	30
		ボタンヅル	*Clematis apiifolia*	ツル植物	食痕調査	31
メギ	サンカヨウ	サンカヨウ	*Diphylleia grayi*	多年生草本	探索	32
ドクダミ	ドクダミ	ドクダミ	*Houttuynia cordata*	一・二年生草本	食痕調査	33
マタタビ	マタタビ	サルナシ	*Actinidia arguta*	ツル植物	食痕調査	34
		マタタビ	*Actinidia polygama*	ツル植物	食痕調査	35
オトギリソウ	オトギリソウ	オトギリソウ	*Hypericum erectum*	多年生草本	食痕調査	36
ケシ	タケニグサ	タケニグサ	*Macleaya cordata*	多年生草本	食痕調査	37
アブラナ	タネツケバナ	コンロンソウ	*Cardamine leucantha*	多年生草本	探索	38
ユキノシタ	クサアジサイ	クサアジサイ	*Cardiandra alternifolia*	多年生草本	食痕調査	39
	チダケサシ	アカショウマ	*Astilbe thunbergii var. thunbergii*	多年生草本	食痕調査	40
	ヤグルマソウ	ヤグルマソウ	*Rodgersia podophylla*	多年生草本	探索	41
	ギンバイソウ	ギンバイソウ	*Deinanthe bifida*	多年生草本	探索	42
	イワガラミ	イワガラミ	*Schizophragma hydrangeoides*	ツル植物	食痕調査	43
	ウツギ	ウツギ	*Deutzia crenata*	低木	食痕調査	44
	アジサイ	エゾアジサイ	*Hydrangea serrata var. yesoensis*	低木	食痕調査	45
		ノリウツギ	*Hydrangea paniculata*	低木	食痕調査	46
バラ	キンミズヒキ	キンミズヒキ	*Agrimonia pilosa var. pilosa*	多年生草本	食痕調査	47
	ダイコンソウ	ダイコンソウ	*Geum japonicum*	多年生草本	食痕調査	48
	ヤマブキショウマ	ヤマブキショウマ	*Aruncus dioicus var. tenuifolius*	多年生草本	食痕調査	49
	シモツケソウ	オニシモツケ	*Filipendula kamtschatica*	多年生草本	探索	50
	キイチゴ	エビガライチゴ	*Rubus phoenicolasius*	低木	食痕調査	51
		クマイチゴ	*Rubus crataegifolius*	低木	食痕調査	52
		ナガバモミジイチゴ	*Rubus palmatus*	低木	食痕調査	53
		ナワシロイチゴ	*Rubus parvifolius*	低木	食痕調査	54
		ハスノハイチゴ	*Rubus peltatus*	低木	食痕調査	55

バラ	キイチゴ	マルバフユイチゴ	*Rubus pectinellus*	低木	食痕調査	56
		ミヤマニガイチゴ	*Rubus microphyllus var. subcrataegifolius*	低木	食痕調査	57
	シモツケ	ユキヤナギ	*Spiraea thunbergii*	低木	食痕調査	58
	サクラ	ウワミズザクラ	*Prunus grayana*	木本	食痕調査	59
	ナナカマド	ナナカマド	*Sorbus commixta*	木本	食痕調査	60
マメ	ヌスビトハギ	ヌスビトハギ	*Desmodium podocarpum ssp. oxyphyllum*	多年生草本	食痕調査	61
	クズ	クズ	*Pueraria lobata*	ツル植物	食痕調査	62
カタバミ	カタバミ	ミヤマカタバミ	*Oxalis griffithii var. griffithii*	多年生草本	食痕調査	63
フウロソウ	フウロソウ	ゲンノショウコ	*Geranium thunbergii*	多年生草本	食痕調査	64
ミカン	サンショウ	サンショウ	*Zanthoxylum piperitum*	低木	食痕調査	65
	ミヤマシキミ	ツルシキミ	*Skimmia japonica var. intermedia f. repens*	低木	食痕調査	66
ウルシ	ウルシ	ツタウルシ	*Rhus ambigua*	ツル植物	食痕調査	67
		ヌルデ	*Rhus javanica var. roxburgii*	低木	食痕調査	68
		ヤマウルシ	*Rhus trichocarpa*	低木	食痕調査	69
カエデ	カエデ	ウリハダカエデ	*Acer rufinerve*	木本	食痕調査	70
		オオイタヤメイゲツ	*Acer shirasawanum*	木本	食痕調査	71
		コミネカエデ	*Acer micranthum*	木本	食痕調査	72
トチノキ	トチノキ	トチノキ	*Aesculus turbinata*	木本	食痕調査	73
アワブキ	アワブキ	アワブキ	*Meliosma myriantha*	木本	食痕調査	74
		ミヤマハハソ	*Meliosma tenuis*	木本	食痕調査	75
ツリフネソウ	ツリフネソウ	キツリフネ	*Impatiens noli-tangere*	一・二年生草本	食痕調査	76
		ツリフネソウ	*Impatiens textori*	一・二年生草本	食痕調査	77
モチノキ	モチノキ	イヌツゲ	*Ilex crenata*	低木	食痕調査	78
		ヒメモチ	*Ilex leucoclada*	低木	食痕調査	79
ニシキギ	ツルウメモドキ	ツルウメモドキ	*Celastrus orbiculatus*	ツル植物	食痕調査	80
	クロヅル	クロヅル	*Grus grus lilfordi*	ツル植物	食痕調査	81
	ニシキギ	コマユミ	*Euonymus alatus f. ciliato-dentatus*	低木	食痕調査	82
ブドウ	ブドウ	ヤマブドウ	*Vitis coignetiae*	ツル植物	食痕調査	83
シナノキ	シナノキ	シナノキ	*Tilia japonica*	木本	食痕調査	84
グミ	グミ	グミ sp.	*Elaeagnus sp.*	低木	食痕調査	85
スミレ	スミレ	アカネスミレ	*Viola phalacrocarpa*	多年生草本	食痕調査	86
		オオタチツボスミレ	*Viola kusanoana*	多年生草本	食痕調査	87
		スミレサイシン	*Viola vaginata*	多年生草本	食痕調査	88
		タチツボスミレ	*Viola grypoceras*	多年生草本	食痕調査	89
キブシ	キブシ	キブシ	*Stachyurus praecox*	低木	食痕調査	90
ウリ	カラスウリ	カラスウリ	*Trichosanthes cucumeroides*	ツル植物	食痕調査	91
アカバナ	ミズタマソウ	タニタデ	*Circaea erubescens*	多年生草本	食痕調査	92
ウリノキ	ウリノキ	ウリノキ	*Alangium platanifolium var. trilobum*	低木	食痕調査	93
ミズキ	ミズキ	ミズキ	*Swida controversa*	木本	食痕調査	94
	ヤマボウシ	ヤマボウシ	*Benthamidia japonica*	木本	食痕調査	95
ウコギ	タラノキ	ウド	*Aralia cordata*	多年生草本	食痕調査	96
		タラノキ	*Aralia elata*	木本	食痕調査	97
	トチバニンジン	トチバニンジン	*Panax japonicus*	多年生草本	食痕調査	98
	タカノツメ	コシアブラ	*Acanthopanax sciadophylloides*	木本	食痕調査	99
セリ	シシウド	シシウド	*Angelica pubescens*	多年生草本	食痕調査	100
	シャク	シャク	*Anthriscus aemula*	多年生草本	食痕調査	101
	カノツメソウ	ヒカゲミツバ	*Spuriopimpinella nikoensis*	多年生草本	食痕調査	102
	ミツバ	ミツバ	*Cryptotaenia japonica*	多年生草本	食痕調査	103
リョウブ	リョウブ	リョウブ	*Clethra barbinervis*	木本	食痕調査	104
ツツジ	スノキ	ウスノキ	*Vaccinium hirtum*	低木	食痕調査	105
	ネジキ	ネジキ	*Lyonia ovalifolia var. elliptica*	木本	食痕調査	106
サクラソウ	オカトラノオ	オカトラノオ	*Lysimachia clethroides*	多年生草本	食痕調査	107
エゴノキ	エゴノキ	ハクウンボク	*Styrax obassia*	木本	食痕調査	108
ハイノキ	ハイノキ	タンナサワフタギ	*Symplocos coreana*	低木	食痕調査	109
モクセイ	イボタノキ	イボタノキ	*Ligustrum obtusifolium*	低木	食痕調査	110
	レンギョウ	レンギョウ	*Forsythia suspensa*	低木	食痕調査	111
	アオダモ	マルバアオダモ	*Fraxinus sieboldiana*	木本	食痕調査	112

リンドウ	センブリ	アケボノソウ	*Swertia bimaculata*	多年生草本	食痕調査	113
アカネ	アカネ	アカネ	*Rubia argyi*	多年生草本	食痕調査	114
	ヤエムグラ	クルマムグラ	*Galium trifloriforme var. nipponicum*	多年生草本	食痕調査	115
		ヤマムグラ	*Galium pogonanthum*	多年生草本	食痕調査	116
		ヨツバムグラ	*Galium trachyspermum var. trachysperum*	多年生草本	食痕調査	117
		ヤエムグラ	*Galium spurium var. echinospermon*	一・二年生草本	食痕調査	118
	ツルアリドオシ	ツルアリドオシ	*Mitchella undulata*	ツル植物	食痕調査	119
ムラサキ	ルリソウ	ヤマルリソウ	*Omphalodes japonica*	多年生草本	食痕調査	120
クマツヅラ	クサギ	クサギ	*Clerodendrum trichotomum*	低木	食痕調査	121
	ムラサキシキブ	ムラサキシキブ	*Callicarpa japonica*	低木	食痕調査	122
シソ	ヤマハッカ	クロバナヒキオコシ	*Rabdosia trichocarpa*	一・二年生草本	食痕調査	123
		アキチョウジ	*Rabdosia longituba*	多年生草本	食痕調査	124
		サンインヒキオコシ	*Rabdosia shikokiana var. occidentalis*	多年生草本	食痕調査	125
		ヤマハッカ	*Rabdosia inflexa*	多年生草本	食痕調査	126
	トウバナ	イヌトウバナ	*Clinopodium micranthum*	多年生草本	食痕調査	127
	オドリコソウ	オドリコソウ	*Lamium barbatum*	多年生草本	食痕調査	128
	アキギリ	キバナアキギリ	*Salvia nipponica*	多年生草本	食痕調査	129
	テンニンソウ	テンニンソウ	*Leucosceptrum japonicum*	多年生草本	食痕調査	130
	イヌコウジュ	ヒメジソ	*Mosla dianthera*	多年生草本	食痕調査	131
	カキドオシ	カキドオシ	*Glechoma hederacea var. grandis*	多年生草本	食痕調査	132
	タツナミソウ	タツナミソウsp.	*Scutellaria sp.*	多年生草本	食痕調査	133
ナス	ハダカホオズキ	ハダカホオズキ	*Tubocapsicum anomalum*	多年生草本	食痕調査	134
	ナス	ヒヨドリジョウゴ	*Solanum lyratum*	ツル植物	食痕調査	135
オオバコ	オオバコ	オオバコ	*Plantago asiatica*	多年生草本	食痕調査	136
スイカズラ	ニワトコ	ソクズ	*Sambucus chinensis*	多年生草本	食痕調査	137
	ガマズミ	オオカメノキ	*Viburnum furcatum*	低木	食痕調査	138
		コバノガマズミ	*Viburnum erosum var. punctatum*	低木	食痕調査	139
		ミヤマガマズミ	*Viburnum wrightii*	低木	食痕調査	140
		ヤブデマリ	*Viburnum plicatum var. tomentosum*	低木	食痕調査	141
	タニウツギ	タニウツギ	*Weigela hortensis*	低木	食痕調査	142
オミナエシ	オミナエシ	オトコエシ	*Patrinia villosa*	多年生草本	食痕調査	143
キキョウ	ツリガネニンジン	ソバナ	*Adenophora remotiflora*	多年生草本	食痕調査	144
	ホタルブクロ	ホタルブクロ	*Campanula punctata*	多年生草本	食痕調査	145
キク	オニタビラコ	コオニタビラコ	*Lapsana apogonoides*	一・二年生草本	食痕調査	146
		オニタビラコ	*Youngia japonica*	一・二年生草本	食痕調査	147
	コウゾリナ	コウゾリナ	*Picris hieracioides L. subsp. Japonica*	一・二年生草本	食痕調査	148
	センダングサ	センダングサ	*Bidens biternata*	一・二年生草本	食痕調査	149
		アメリカセンダングサ	*Bidens frondosa*	一・二年生草本	食痕調査	150
	ノゲシ	ノゲシ	*Sonchus oleraceus*	一・二年生草本	食痕調査	151
	ムカシヨモギ	ハルジオン	*Erigeron philadelphicus*	一・二年生草本	食痕調査	152
		ヒメジョオン	*Erigeron annuus*	一・二年生草本	食痕調査	153
	メナモミ	メナモミ	*Sigesbeckia pubescens*	一・二年生草本	食痕調査	154
	アキノキリンソウ	アキノキリンソウ	*Solidago virgaurea var. asiatica*	多年生草本	食痕調査	155
	メタカラコウ	オタカラコウ	*Ligularia fischeri*	多年生草本	食痕調査	156
	アザミ	オハラメアザミ	*Cirsium microspicatum var. kiotoense*	多年生草本	食痕調査	157
		カガノアザミ	*Cirsium kagamontanum*	多年生草本	食痕調査	158
		ヨシノアザミ	*Cirsium nipponicum var. yoshinoi*	多年生草本	食痕調査	159
	ヤマボクチ	キクバヤマボクチ	*Synurus palmatopinnatifidus*	多年生草本	食痕調査	160
	シオン	ゴマナ	*Aster glehnii var. hondoensis*	多年生草本	食痕調査	161
		シラヤマギク	*Aster scaber*	多年生草本	食痕調査	162
		ノコンギク	*Aster ageratoides ssp. ovatus*	多年生草本	食痕調査	163

	シオン	イナカギク	*Aster ageratoides Turcz. var. semiamplexicaulis*	多年生草本	食痕調査	164
	キオン	サワギク	*Senecio nikoensis*	多年生草本	食痕調査	165
	チョウジギク	チョウジギク	*Arnica mallatopus*	多年生草本	探索	166
	ニガナ	ジシバリ	*Ixeris stolonifera*	多年生草本	食痕調査	167
		ニガナ	*Ixeris dentata*	多年生草本	食痕調査	168
	フジバカマ	ヒヨドリバナ	*Eupatorium chinense var. oppositifolium*	多年生草本	食痕調査	169
キク		ヨツバヒヨドリ	*Eupatorium chinense ssp. sachalinense*	多年生草本	食痕調査	170
	フキ	フキ	*Petasites japonicus*	多年生草本	食痕調査	171
	コウモリソウ	モミジガサ	*Parasenecio delphiniifolia*	多年生草本	食痕調査	172
		ニシノヤマタイミンガサ	*Parasenecio yatabei var. occidentalis*	多年生草本	探索	173
	ヨメナ	ヨメナ	*Kalimeris yomena*	多年生草本	食痕調査	174
	ヨモギ	ヨモギ	*Artemisia indica var. maximowiczii*	多年生草本	食痕調査	175
	オオモミジガサ	オオモミジガサ	*Miricacalia makineana*	多年生草本	探索	176
	タンポポ	タンポポ	*Taraxacum*	多年生草本	食痕調査	177
	ウバユリ	ウバユリ	*Lilium cordatum*	多年生草本	食痕調査	178
	ナルコユリ	ナルコユリ	*Polygonatum falcatum*	多年生草本	食痕調査	179
	ホトトギス	ヤマジノホトトギス	*Tricyrtis affinis*	多年生草本	食痕調査	180
		タマガワホトトギス	*Tricyrtis latifolia*	多年生草本	探索	181
ユリ	チゴユリ	チゴユリ	*Disporum smilacinum*	多年生草本	食痕調査	182
	ユキザサ	ユキザサ	*Smilacina japonica*	多年生草本	食痕調査	183
	シオデ	サルトリイバラ	*Smilax china*	ツル植物	食痕調査	184
		シオデ	*Smilax riparia var. ussuriensis*	ツル植物	食痕調査	185
ヤマノイモ	ヤマノイモ	オニドコロ	*Dioscorea tokoro*	ツル植物	食痕調査	186
		カエデドコロ	*Dioscorea quinqueloba*	ツル植物	食痕調査	187
イグサ	イグサ	イグサ	*Juncus effusus L. var. decipens Buchen*	多年生草本	食痕調査	188
ツユクサ	ツユクサ	ツユクサ	*Commelina communis*	多年生草本	食痕調査	189
	メヒシバ	アキメヒシバ	*Digitaria ciliaris*	一・二年生草本	食痕調査	190
	アシボソ	アシボソ	*Microstegium vimineum*	一・二年生草本	食痕調査	191
	ウシノケグサ	ウシノケグサ sp.	*Festuca* spp.	多年生草本	食痕調査	192
	アワガエリ	オオアワガエリ	*Phleum pratense*	多年生草本	食痕調査	193
	クサヨシ	クサヨシ	*Phalaris arundinacea*	多年生草本	食痕調査	194
	ススキ	ススキ	*Miscanthus sinensis*	多年生草本	食痕調査	195
	チカラシバ	チカラシバ	*Pennisetum alopecuroides*	多年生草本	食痕調査	196
イネ	ササ	チシマザサ	*Sasa kurilensis*	多年生草本	食痕調査	197
		チマキザサ	*Sasa palmata*	多年生草本	食痕調査	198
	ナガハグサ	ナガハグサ	*Poa pratensis*	多年生草本	食痕調査	199
	ノガリヤス	ノガリヤス	*Calamagrostis arundinacea var. brachytricha*	多年生草本	食痕調査	200
	イチゴツナギ	スズメノカタビラ	*Poa annua*	一・二年生草本	食痕調査	201
	チヂミザサ	ケチヂミザサ	*Oplismenus undulatifolius var. undulatifolius*	多年生草本	食痕調査	202
サトイモ	テンナンショウ	マムシグサ	*Arisaema serratum*	多年生草本	食痕調査	203
		アズマナルコ	*Carex shimidzensis*	多年生草本	食痕調査	204
		カワラスゲ	*Carex incisa Boott*	多年生草本	食痕調査	205
		カンスゲ	*Carex morrowii*	多年生草本	食痕調査	206
		ダイセンスゲ	*Carex daisenensis*	多年生草本	食痕調査	207
カヤツリグサ	スゲ	ニシノホンモンジスゲ	*Carex stenostachys*	多年生草本	食痕調査	208
		ヒゴクサ	*Carex japonica*	多年生草本	食痕調査	209
		ミヤマシラスゲ	*Carex confertiflora*	多年生草本	食痕調査	210
		ヒロハノオオタマツリスゲ	*Carex filipes var. arakiana*	多年生草本	食痕調査	211
トクサ	トクサ	スギナ	*Equisetum arvense*	シダ植物	食痕調査	212
ゼンマイ	ゼンマイ	ゼンマイ	*Osmunda japonica*	シダ植物	食痕調査	213
キジノオシダ	キジノオシダ	ヤマソテツ	*Plagiogyria matsumureana*	シダ植物	食痕調査	214
シシガシラ	シシガシラ	シシガシラ	*Blechnum nipponicum*	シダ植物	食痕調査	215
		ミヤマシシガシラ	*Struthiopteris castanea*	シダ植物	探索	216
	イノデ	イノデ	*Polystichum polyblepharum*	シダ植物	食痕調査	217
		サカゲイノデ	*Polystichum retrosopaleaceum*	シダ植物	食痕調査	218
オシダ		ジュウモンジシダ	*Polystichum tripteron*	シダ植物	食痕調査	219
	オシダ	オシダ	*Dryopteris crassirhizoma*	シダ植物	食痕調査	220
		シラネワラビ	*Dryopteris austriaca*	シダ植物	探索	221
		キヨズミオオクジャク	*Dryopteris namegatae*	シダ植物	探索	222

オシダ	オシダ	ミヤマベニシダ	*Dryopteris monticola*	シダ植物	探索	223
	カナワラビ	リョウメンシダ	*Arachniodes standishii*	シダ植物	食痕調査	224
ヒメシダ	ヒメシダ	オオバショリマ	*Oreopteris quelpaertensis*	シダ植物	食痕調査	225
		ヤワラシダ	*Thelypteris laxa*	シダ植物	食痕調査	226
	ミゾシダ	ミゾシダ	*Stegnogramma pozoi ssp. mollissima*	シダ植物	食痕調査	227
イワデンダ	コウヤワラビ	イヌガンソク	*Matteuccia orientalis*	シダ植物	食痕調査	228
	メシダ	ヒロハイヌワラビ	*Athyrium wardii*	シダ植物	食痕調査	229
		ヤマイヌワラビ	*Athyrium vidalii*	シダ植物	食痕調査	230

第 5 章

兵庫県本州部の落葉広葉樹林における ニホンジカによる土壌侵食被害の現状

内田圭・藤木大介・岸本康誉

要　点

・兵庫県本州部の落葉広葉樹林を対象にニホンジカの影響による土壌侵食の発生予測モデルの構築およびモデルを用いた被害林分の地理的分布を推定した。
・落葉広葉樹林における土壌侵食の強度（土壌侵食度）は、森林下層植生の衰退程度と斜面傾斜角度の 2 変数を用いた予測モデルを構築することによって、有効な精度で予測できることが示された。
・地理情報システム（GIS）を用いた空間推定結果から、2010 年時点において兵庫県の南但馬地域（円山川流域）と西播磨地域（揖保川、千種川流域）を中心にシカによる土壌侵食が発生した落葉広葉樹林が集中的に分布していることが明らかになった。これらの地域では、過去 4 年間に土壌侵食面積が顕著に増加したことも明らかになった。
・本手法によって、広域における土壌侵食の被害林分の面的推定や経年変化の把握が可能であることが示された。
・章末に附表として、土壌侵食度別の落葉広葉樹林の分布面積とその変化の推計を県内市区町別および河川流域別にまとめた。

Key words：　土壌侵食度　下層植生衰退度(SDR)　GIS　ラスタ演算

5-1. はじめに

林地における土壌侵食は、表土の透水機能の悪化によって、雨水が土壌中に十分浸透せずに土壌表面を流れることによって発生する(恩田 2008)。このため森林域において土壌侵食が広域的に発生する事態が生じた場合、森林のもつ水源涵養機能や流量調節機能に悪影響が及びかねない(五味ほか 2010)。また、土壌侵食は、土壌が流亡することによる林地生産力の低下や、流亡した土壌が渓流中に流れ込むことによる渓流水質の悪化の原因にもなりえることから、森林のもつ公益的機能を保全するうえでその防止が重要な管理目標のひとつとなっている(藤森 2003)。これまで日本における森林内の土壌侵食の発生は、主に荒廃したヒノキ人工林において問題とされ、ヒノキ人工林以外の森林植生ではほとんど問題にされることがなかった。しかし近年になって、ニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）の高密度地

域では、広葉樹林などの自然植生においても、シカの採食による森林下層植生の衰退が遠因と考えられる土壌侵食が生じていることが報告されるようになっている（常田 2006; 柳ほか 2008）。

荒廃したヒノキ人工林における研究では、光環境の悪化による下層植生の衰退が土壌侵食の発生に強く影響することが明らかにされている（恩田 2008）。降雨時に樹冠に捕捉された雨滴は、樹冠内で雨滴同志が結合してから林内に落下するため、林内では大粒径化した雨滴が落下する。このような雨滴が土壌に直接落下すると、その衝突エネルギーによって土壌表面が硬化し、表面土壌の透水性を悪化させることで、表面流の発生を促すことになる。しかし、下層植生が存在する場合は、雨滴の大半が落下途中に下層植生に一旦捕捉されるため、雨滴の衝突エネルギーが減少し、土壌の硬化が免れることになる。つまり、下層植生は雨滴衝撃から土壌を保護する役割を担っているといえる。以上のことを考えると、シカの過剰採食によって下層植生が衰退した森林でも、荒廃したヒノキ人工林と同様に土壌侵食が発生するものと考えられる。

兵庫県では、2000 年代に 2 回の大規模な水害（豊岡市：平成 16 年台風 23 号兵庫県豊岡市水害および、佐用町：平成 21 年兵庫県西・北部豪雨）が発生した経緯から、森林のもつ公益的機能について県民の感心が高く、2006 年からは県民緑税などを用いて「災害に強い森づくり事業」なども進められてきた（兵庫県 2010）。しかしながら、森林のもつ公益的機能に悪影響を及ぼす可能性があるシカに起因する森林の土壌侵食被害については十分な把握がされていない。シカは広域に分布する大型哺乳類であることから、森林域における土壌侵食被害は広域に及ぶことが予想されるため、その防除や対策を計画・実施する上で、広域スケールでの状況を把握することが欠かせないが、これまで都道府県レベルといった広域スケールにおいて被害分布を定量的に把握した事例はない。また、兵庫県本州部の落葉広葉樹林ではシカによる下層植生の衰退が広域にわたって発生していることが既に確認されていることから（藤木 2012a,b）、それに伴う土壌侵食被害も広域的に発生している可能性が高い。したがって、本研究により兵庫県本州部の被害の現状を把握することは，森林環境の保全対策を検討する上で重要な材料を提供することになる。

本研究では、藤木（2012a）が兵庫県本州部で 2006 年と 2010 年に実施した簡易植生調査データを用いて、シカによる森林下層植生の衰退が引き起こす土壌侵食について、①影響要因に下層植生衰退度（shrub-layer decline rank：SDR）と立地環境要因を含めた予測モデルを構築すること、②構築された予測モデルを用いて 2010 年時点における土壌侵食被害の空間分布と 2006 年から 4 年間の変化を県域スケールで推定することを試みた。また、これらの結果に基づき、兵庫県本州部の落葉広葉樹林においてシカの影響による土壌侵食被害が顕著な地域を特定した。

5-2. 調査地と調査方法

調査地域

本研究は、兵庫県本州部を対象とした（図 5-1）。兵庫県本州部では 1980 年代以降、シカによる農林業被害が深刻化している（坂田ほか 2001，2002）。また、近年は、県中央部を中心に森林下層植生の衰退が深刻化していることが報告されている（藤木 2012a）。

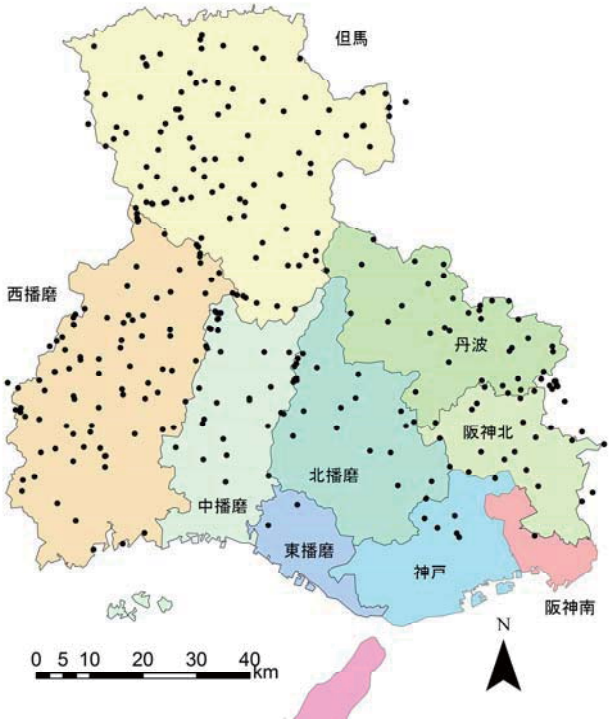


図 5-1　調査地域の概要

黒丸は野外調査地点を、黒線は県民局界を示す。

データの収集

野外調査データは、藤木（2012a）が兵庫県本州部とその周辺部の落葉広葉樹林を対象に、2006 年と 2010 年の 2 回実施した簡易植生調査データのうち、301 地点のデータを用いた（図 5-1）。なお、野外調査における調査林分の選定基準と本研究で使用した調査項目の概要は以下のとおりである。

1）調査林分の選定基準

1. 樹冠の高さが 10m 以上であること
2. 林冠が閉鎖していること
3. 伐採痕など人為的な撹乱痕跡がないこと

4. 林縁部からの光が入らない程度に林縁から離れていること

なお，アセビ等の不嗜好性樹木が低木層に優占している林分も調査対象外とした。

2)各調査項目および方法

(1)下層植生

20×20ｍの範囲を踏査し、低木層の植被率について、木本類とササ類それぞれを対象に目視による５段階評価をした。

木本類　①50% 以上，②25 - 50%，③10 - 25%，④1 - 10%，⑤1%以下

ササ類　①50% 以上，②25 - 50%，③10 - 25%，④1 - 10%，⑤1%以下

(2)土壌侵食度

20×20ｍの範囲を踏査し以下の基準において、土壌が侵食されている地表面積割合を目視にて４段階評価をした。

①SE01：10%以下，②SE02：10 - 25%，③ SE03：25 - 50%，④SE04：50%以上

(3)立地環境

20×20ｍの枠内における、平均斜面傾斜角度をクリノメーター（金属クリノメーター松尾式, 神山製作所）で測定した。

5-3. 解析方法

土壌侵食度の予測モデルの構築

土壌侵食度に影響を与えると推測される２つの環境変数（①下層植生衰退度(shrub-layer decline rank ：SDR)，②斜面傾斜角度（以下、slope））と③調査年度と SDR の交互作用（SDR*year）を用いて，土壌侵食度の発生予測モデルを構築した。

尚、SDR とは、過去数年以内のシカの食痕の有無と低木層における木本類とササ類の植被率の合計値に基づいて区分されるシカによる下層植生の衰退程度の指標値である。植被率の合計値は、それぞれの植被率カテゴリを中央値に変換し積算することで算出される(藤木 2012a)。SDR の判定区分を以下に示す。

ND：シカの食痕が全く確認されなかった林分

D0：シカの食痕がある林分のうち，低木層の植被率が 75.5%以上の林分

D1：低木層の植被率 75.5%未満 38%以上のシカの食痕あり林分

D2：低木層の植被率 38%未満 18%以上のシカの食痕あり林分

D3：低木層の植被率 18%未満 9%以上のシカの食痕あり林分

D4：低木層の植被率 9%未満のシカの食痕あり林分

以上の 3 変数の全ての組み合わせを用いて合計 8 通りの累積ロジットモデルによる予測モデルを構築した。モデル選択には、赤池情報量基準（AIC）を用いた（Akaike 1974）。AIC が最も低いモデルは，モデルのうち最もパラメータを節約した変数の組み合わせであり，土壌侵食度を説明する最適なモデル（以下、ベストモデル）として選択される。モデルの予測精度の評価には、ROC 曲線の曲線下面積（AUC）を用いた（Hanley and McNeil 1982）。その評価基準は、AUC が 0.5～0.7 の範囲であれば低い予測精度、0.7～0.9 であれば有効な予測、0.9 以上であれば高い予測精度であるとされている（Swets 1988）。以上の統計解析には SAS9.1（SAS Institute, cary, NC, USA）を用い，各モデルの変数の有意性検定には Wald χ^2 統計量を用いた。さらに、選択されたベストモデルについて、ANOVA を用いた SDR に対する各要因の効果分析を行った。

GIS による広域スケールにおける被害分布の空間推定

構築された予測モデルのうち、ベストモデルを用いて、兵庫県本州部の落葉広葉樹林域における土壌侵食度の地理的変異を空間推定した。

空間推定を実施するに当たっては，兵庫県本州部における 2006 年と 2010 年の SDR の空間補間データ（藤木ほか 2012a）と兵庫県全域の数値標高モデルデータ（DEM20m）を用いた。これらのデータを地理情報システム（GIS）上に取り込んだ上で、20ｍメッシュ単位のラスタ・データとして整理し、メッシュ単位でベストモデルを用いてラスタ演算を実施することで、各メッシュの土壌侵食度の累積確率を算出した。算出された値のうち、累積確率が 50% にあたるランクをそのメッシュの土壌侵食度のランクとした。以上の演算は、それぞれの年毎に行った。演算後、環境省の自然環境情報 GIS の現存植生図（縮尺 1:50,000）を用いて落葉広葉樹林域のみを抽出し、その樹林域内の土壌侵食度別の面積について市区町単位および河川流域単位で集計した。

以上の解析は、地理情報システム・ソフトウェア（ESRI 社 ArcGIS 9.3 Spatial Analysis Extension）を用いて行った。

5-4. 結果

構築された予測モデルについて

AIC で上位 5 位までのモデルのパラメータおよび統計値を表 5-1 に示す。予測モデルのうち，SDR と slope のみを持つモデルが最も低い AIC（751.04）を示した。交互作用を含む 3 つのモデルや SDR のみのモデルの AIC（819.15）は、ベストモデルより高かった。

SDR と slope の両方を含むベストモデルと 2 番目のモデルは、どちらか片方のみしか含まない 3 番目の以降のモデルに比べて AIC の差が 60 以上と非常に大きかった。ベストモデル

のAUCは0.79であり、ベストモデルと2番目のモデルとの間のAICの差は2.33であった。ベストモデルは、SDR、slopeの両変数ともに、土壌侵食に対して有意な効果がみられた（表5-2、表 5-3）。また、SDR のランクの上昇するにつれ、slope の値が高くなるにつれ、土壌侵食度が高くなることが示された（表5-3）。

表5-1　SDR, slopeおよび調査年とSDRの交互作用が土壌侵食に与える影響

RANK	MODEL			AIC	ΔAIC	AUC
1	**SDR (<0.001)**	**Slope (<0.001)**		751.04	0	0.79
2	**SDR (<0.001)**	**Slope (<0.001)**	year*SDR (=0.19)	753.37	2.33	0.80
3	**Slope (<0.001)**	year*SDR (=0.12)		813.62	62.58	0.73
4	**SDR (<0.001)**			819.15	68.11	0.72
5	**SDR (<0.001)**	year*SDR (=0.12)		820.55	69.51	0.73

表5-2　ベストモデルのSDRに対する効果分析結果

Parameter	*df*	Wald χ2	*P*
SDR	5	69.22	<0.0001
Slope	1	54.04	<0.0001

表5-3　ベストモデルの推定値

	Analysis of maximum likelihood estimate			
Parameter	Estimate	*P*	*df*	Wald χ2
Intercept SE≦SE0	3.94	<0.001	1.00	72.93
Intercept SE≦SE0	5.33	<0.001	1.00	116.91
Intercept SE≦SE0	6.48	<0.001	1.00	147.69
D0	1.18	<0.001	1.00	17.30
D1	1.11	<0.001	1.00	21.56
D2	0.60	<0.008	1.00	7.11
D3	-0.80	<0.001	1.00	14.47
D4	-0.90	<0.001	1.00	11.02
Slope	-0.10	<0.001	1.00	54.03

GIS を用いた広域スケールにおける土壌侵食被害分布の空間推定

ベストモデルを用いて兵庫県本州部の落葉広葉樹林域における土壌侵食度の地理的変異を空間推定した結果、2010 年時点において SE02 以上（土壌侵食面積割合で 10%以上）の落葉広葉樹林の面積割合が高かった上位 6 市町は、朝来市（推定面積 74.7 km^2, 同市内の落葉広葉樹林面積の 48.7%）、養父市（同 76.0 km^2, 同 42.9%）、宍粟市（同 60.5km^2, 同 39.0%）、たつの市（同 28.2km^2, 同 26.7%）、上郡町（同 28.3km^2, 同 25.7%）、神河町（同 12.8km^2, 同 25.0%）であった（表 5-4、図 5-2a）。これら 6 つの市町で本州部全体の SE02 以上の落葉広葉樹林面積の 74.1%を占めていた。これらの市町を河川流域別にみると、円山川、揖保川、千種川、市川の流域にあたる（図 5-2b）。実際に、SE02 以上の落葉広葉樹林の面積割合が高い上位 5 流域に、揖保川（推定面積 88.7 km^2, 同流域の落葉広葉樹林面積の 35.2%）、円山川（同 169.3 km^2, 同 28.8%）、市川（同 32.0 km^2, 同 17.3%）、千種川（同 56.1 km^2, 同 14.0%）は含まれていた（表 5-5）。また、これら 4 流域で本州部全体の SE02 以上の落葉広葉樹林面積の 91.9%を占めていた。

2006 年と 2010 年の推定結果の比較から、兵庫県本州部においてこの 4 年間に土壌侵食度が 1 ランク高まった落葉広葉樹林面積は、185.5 km^2（全落葉広葉樹林面積の 5.3%）であり、2 ランク高まった樹林面積は 3.0km^2（同 0.1%）であることが示された(表 5-6)。この 4 年間で土壌侵食度が高まった落葉広葉樹林の面積割合が多かった上位 6 市町は、西播磨地域の上郡町（推定面積 28.3km^2, 同市内の落葉広葉樹林面積の 25.6%)、たつの市（同 26.4km^2, 同 25.1%)、宍粟市（同 29.6km^2, 同 19.1%)、相生市（同 11.3km^2, 同 16.6%)、但馬地域の養父市（同 33.4km^2, 同 18.9%）と朝来市（同 9.9km^2, 同 6.5%)であった（表 5-6, 図 5-3a)。これらの市町を河川流域別にみると、千種川、揖保川、円山川の流域にあたる（図 5-3b)。実際に、土壌侵食度が高まった落葉広葉樹林の面積割合が多い上位 4 流域に、揖保川（推定面積 55.2km^2, 同流域内の落葉広葉樹林面積の 21.9 %)、千種川（同 54.2 km^2, 同 13.5%)、円山川（同 53.7 km^2, 同 9.1%）は含まれていた（表 5-7)。特に千種川流域は、この 4 年間で SE02 以上の落葉広葉樹林面積は 18.1 倍にも拡大した（附表 5-4, 附表 5-5)。なお、但馬地域の気比川は、4 年間に土壌侵食度が高まった落葉広葉樹林の面積割合が 54.5%に達した結果、SE02 以上の林分面積は 21 倍へと拡大し、過去 4 年間で土壌侵食被害が最も進行した河川流域となった（表 5-7)。

表 5-4　市町ごとの 2010 年の土壌侵食度別の落葉広葉樹林の推定面積(km²)

土壌侵食度 SE02 以上の面積割合(%)が高い順に示す

順位	市町	2010年の土壌侵食度の推定面積(km2)									
		SE 01		SE 02		SE 03		SE 04		合計	
		面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%
1	朝来市	78.7	51.3	69.1	**45.0**	5.6	**3.7**	0.0	0.0	153.5	100.0
2	養父市	101.2	57.1	68.6	**38.7**	7.4	**4.2**	0.0	0.0	177.2	100.0
3	宍粟市	94.4	60.9	55.8	**36.0**	4.7	**3.0**	0.0	0.0	154.9	100.0
4	たつの市	77.3	73.3	27.5	**26.0**	0.7	**0.7**	0.0	0.0	105.5	100.0
5	上郡町	82.1	74.4	27.0	**24.5**	1.3	**1.2**	0.0	0.0	110.5	100.0
6	神河町	38.4	75.0	12.2	**23.9**	0.6	**1.1**	0.0	0.0	51.1	100.0
	兵庫県本州部	3128.2	89.2	355.1	10.1	23.1	0.7	0.1	0.0	3506.6	100.0

表 5-5　河川流域ごとの 2010 年の土壌侵食度別の落葉広葉樹林の推定面積(km²)

土壌侵食度 SE02 以上の面積割合(%)が高い順に示す

順位	主要河川	2010年の土壌侵食度の推定面積(km2)									
		SE 01		SE 02		SE 03		SE 04		合計	
		面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%
1	気比川	5.3	45.5	5.8	**50.3**	0.5	**4.2**	0.0	0.0	11.6	100.0
2	揖保川	163.3	64.8	83.4	**33.1**	5.3	**2.1**	0.0	0.0	252.0	100.0
3	円山川	419.6	71.3	156.5	**26.6**	12.8	**2.2**	0.0	0.0	588.8	100.0
4	市川	152.0	82.6	30.3	**16.4**	1.7	**0.9**	0.0	0.0	184.0	100.0
5	千種川	343.8	86.0	53.9	**13.5**	2.2	**0.5**	0.0	0.0	399.9	100.0
	兵庫県本州部	2985.6	88.8	353.4	10.5	23.0	0.7	0.1	0.0	3362.1	100.0

表 5-6　市町ごとの過去 4 年間(2006-2010 年)における土壌侵食度のランク変化面積(km²)

ランクが＋方向に高まった面積割合(%)の高い順に示す

順位	市町	土壌侵食度のランク変化の推定面積(km2)											
		-2		-1		0		＋1		＋2		合計	
		面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%
1	上郡町	0.0	0.0	0.0	0.0	82.2	74.4	27.6	**25.0**	0.7	**0.6**	110.5	100
2	たつの市	0.0	0.0	0.0	0.0	79.0	74.9	26.3	**25.0**	0.1	**0.1**	105.5	100
3	宍粟市	0.0	0.0	0.1	0.0	125.2	80.8	29.3	**18.9**	0.3	**0.2**	154.9	100
4	養父市	0.0	0.0	0.7	0.4	143.1	80.7	32.4	**18.3**	1.0	**0.6**	177.2	100
5	相生市	0.0	0.0	0.0	0.0	56.4	83.4	11.2	**16.5**	0.1	**0.1**	67.7	100
6	朝来市	0.0	0.0	0.9	0.6	142.6	92.9	9.9	**6.5**	0.0	**0.0**	153.5	100
	兵庫県本州部	0.1	0.0	8.1	0.2	3309.9	94.4	185.5	5.3	3.0	0.1	3506.6	100

表 5-7　河川流域ごとの過去 4 年間(2006-2010 年)における土壌侵食度のランク変化の面積(km²)

流域内の落葉広葉樹林における土壌侵食度 SE02 以上の面積割合(%)が高い順に示す

順位	主要河川	土壌侵食度のランク変化の推定面積(km2)											
		-2		-1		0		＋1		＋2		合計	
		面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%
1	気比川	0.0	0.0	0.0	0.0	5.3	45.5	6.1	**52.9**	0.2	1.5	11.6	100.0
2	揖保川	0.0	0.0	0.1	0.0	196.8	78.1	54.7	**21.7**	0.5	**0.2**	252.0	100.0
3	千種川	0.0	0.0	0.0	0.0	345.7	86.4	53.3	**13.3**	0.9	**0.2**	399.9	100.0
4	円山川	0.0	0.0	2.0	0.3	533.2	90.5	52.6	**8.9**	1.1	**0.2**	588.8	100.0
5	矢田川	0.0	0.0	0.0	0.0	140.3	96.8	4.6	**3.1**	0.1	0.1	145.0	100.0
	兵庫県本州部	0.1	0.0	8.0	0.2	3166.9	94.2	184.1	5.5	2.9	0.1	3362.1	100.0

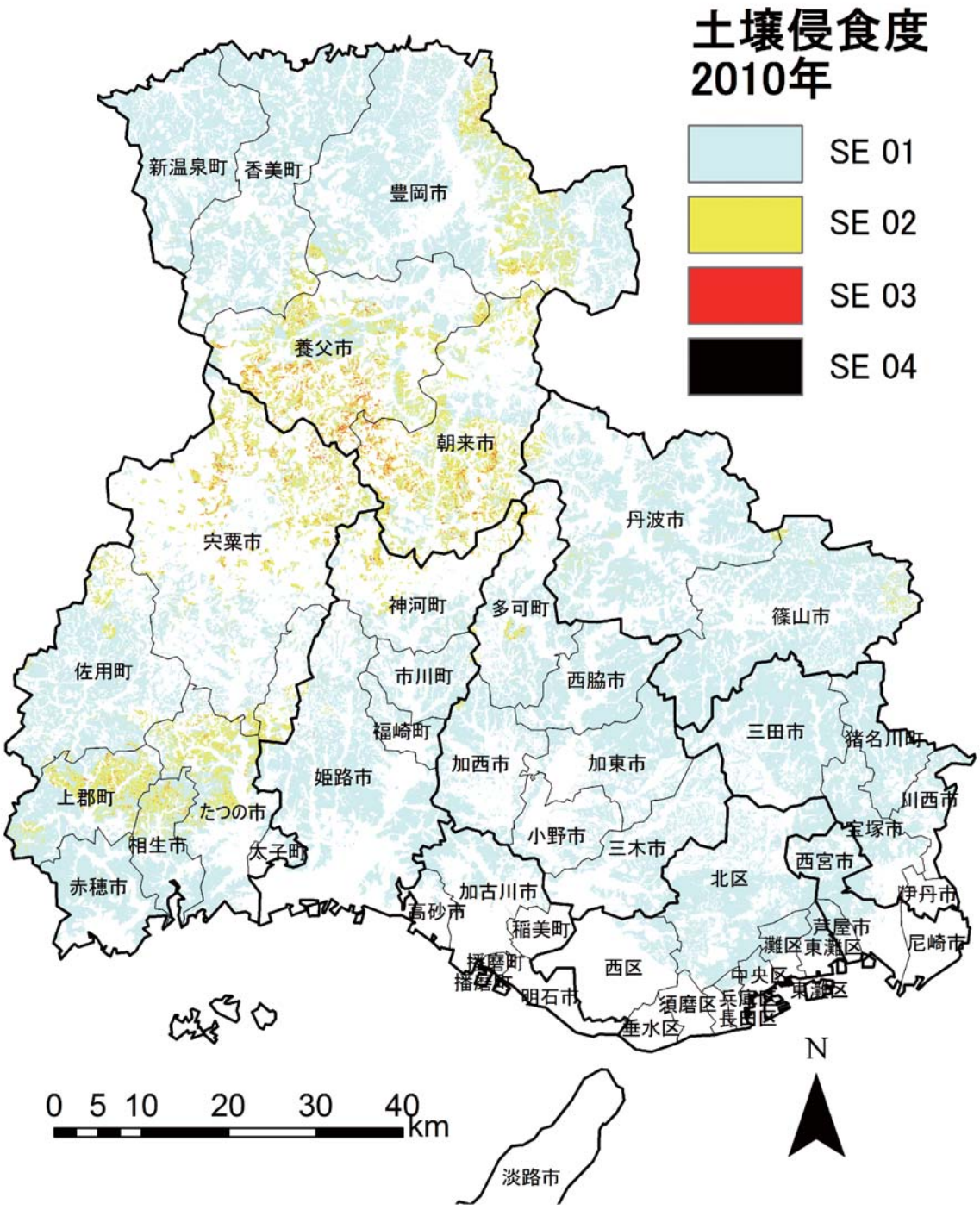


図 5-2a　落葉広葉樹林域における 2010 年の土壌侵食度の推定結果

：太線が県民局界を、細線が市区町界を示す

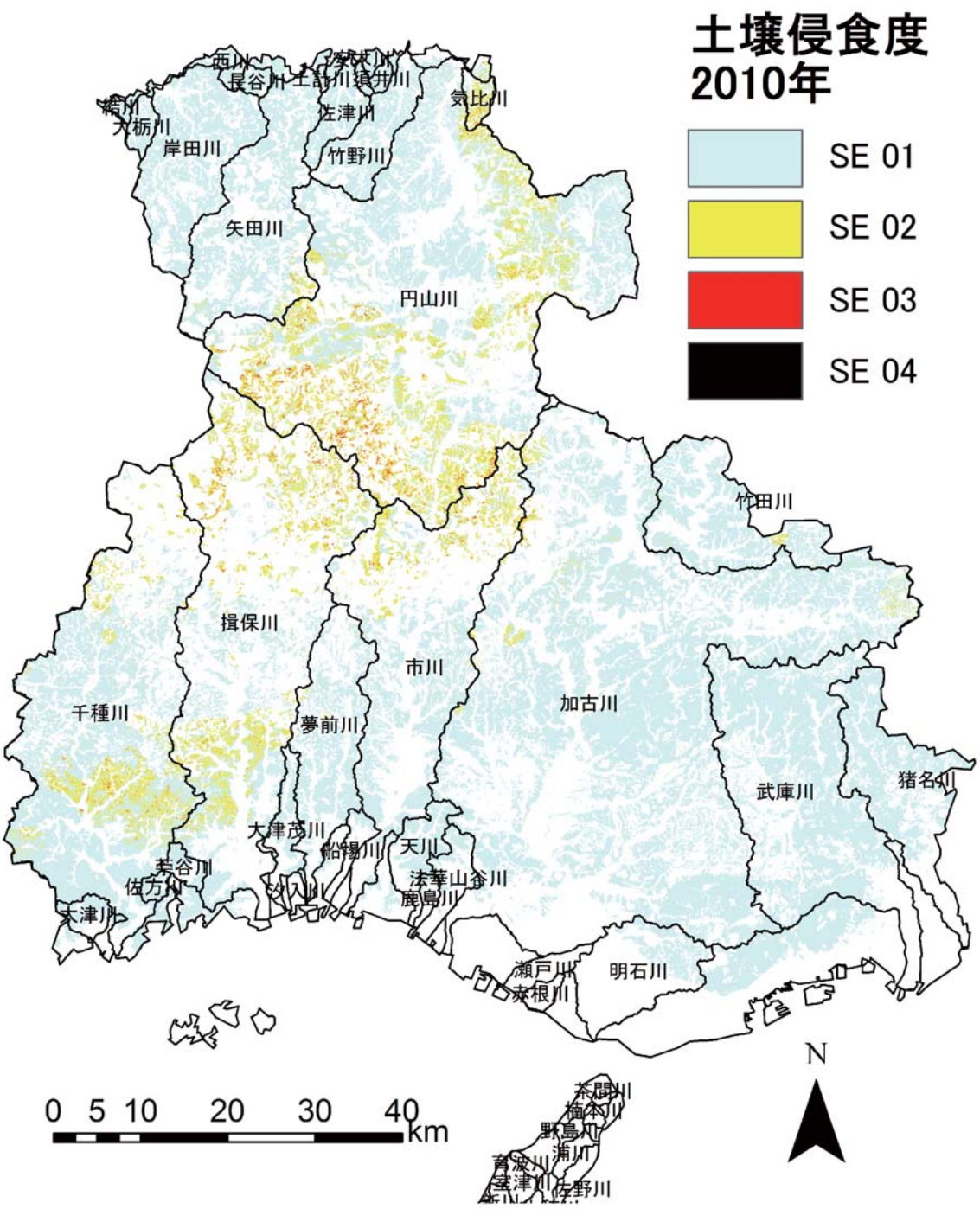


図 5-2b　落葉広葉樹林域における 2010 年の土壌侵食度の推定結果

：黒線が流域界を示す

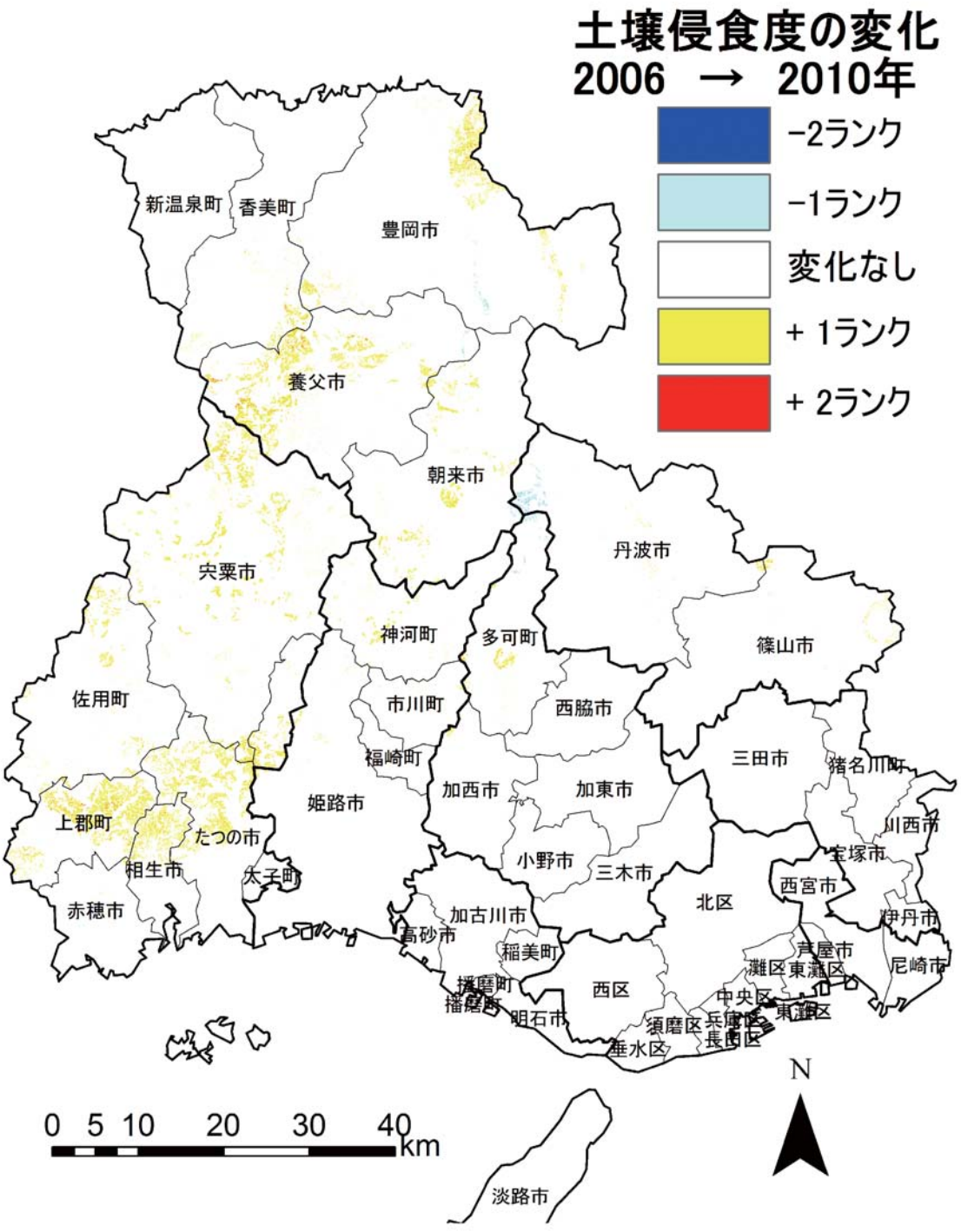


図 5-3a　落葉広葉樹林域における過去４年間(2006 年～2010 年)の
土壌侵食度のランク変化

：太線が県民局界を、細線が市区町界を示す

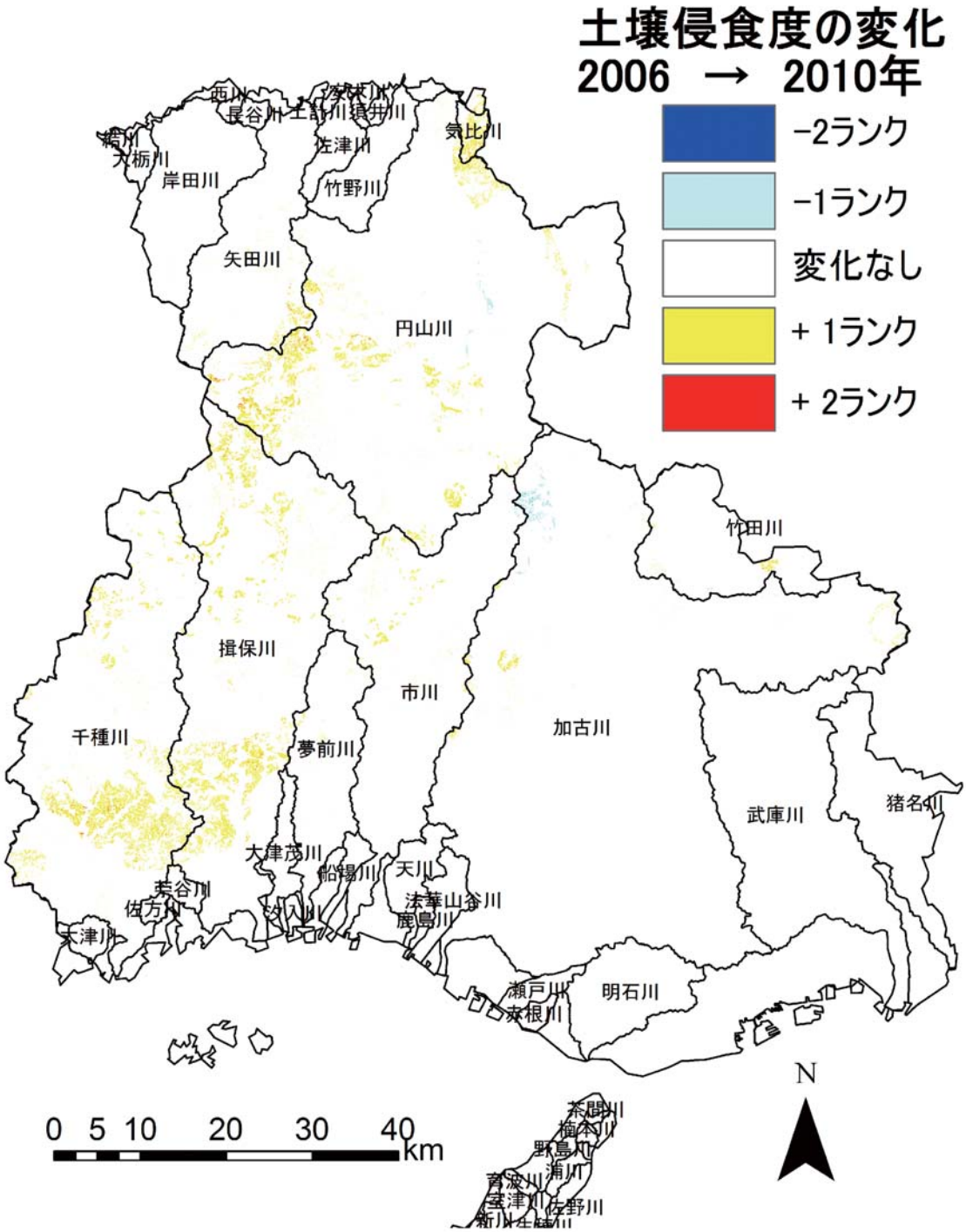


図 5-3b　落葉広葉樹林域における過去４年間(2006 年～2010 年)の
土壌侵食度のランク変化

：黒線が流域界を示す

5–5. 考察

構築されたモデルについて

Waldχ^2 の検定統計量および効果分析の結果から、SDR と slope 両方とも、土壌侵食の発生に影響している要因であることが示された（表 5-2, 表 5-3）。構築したモデル間の比較では、SDR と slope の両方を含むモデルは、どちらか片方のみを含むモデルに比べて AIC の値が著しく低かった（表 5-1）。以上のことは、土壌侵食度の発生を予測する場合、SDR と slope のどちらか一方のみを用いるより、両方を用いることでよりよい予測が可能になることを示している。さらに、ベストモデルと 2 番目のモデルの間の AIC の差は大きかったことから（ΔAIC = 2.33）、SDR と slope の両方を含むモデルの中でも、ベストモデルが土壌侵食度を説明する最適なモデルとして支持されるといえる（Burnham and Anderson 2002）。ベストモデルは、AUC の値が 0.79 であったことからも有効な予測精度をもつモデルであるといえる（Swets 1988）。以上のことから、ベストモデルを用いて落葉広葉樹林域における土壌侵食度の地理的変異を空間推定することは、十分な統計的妥当性があり、土壌侵食度の地理的変異の把握に有効な予測精度があるものと判断できる。

土壌侵食の現状

ベストモデルを用いた空間推定の結果、2010 年時点で、西播磨地域の宍粟市、たつの市、上郡町、中播磨地域の神河町、但馬地域の養父市と朝来市において、1/4 以上の落葉広葉樹林でシカの影響により地表面積割合で 10%以上の土壌侵食(SE02 以上)が発生していることが明らかとなった(表 5-4, 図 5-2a)。SE02 の落葉広葉樹林面積はこれら 6 市町で県本州部全体の約 3/4 を占めた。これらの 6 市町は、河川流域的にみるとほぼ全域が、千種川、揖保川、市川、円山川の 4 流域のいずれかに含まれている（図 5-2b）。その結果、県本州部内の土壌侵食が発生している落葉広葉樹林の 9 割以上がこの 4 流域内に分布していることになった（表 5-5, 図 5-2b）。さらに、この 4 流域のうち、千種川、揖保川、円山川流域にあたる 6 市町（宍粟市、たつの市、相生市、上郡町、養父市、朝来市）では 2006 年からの 4 年間で土壌侵食被害が悪化した落葉広葉樹林面積が著しく増加していることも明らかとなった（図 5-3a,b）。

藤木(2012a)が推定した兵庫県本州部の 2010 年時点における落葉広葉樹林の下層植生の衰退程度の地理的変異と、今回推定した 2010 年時点における SE02 以上の落葉広葉樹林の空間分布を比較すると、SE02 以上の林分は、SDR で D2 以上に下層植生が衰退している地域内に主に分布していることが読み取れる。つまり、兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるシカによる土壌侵食は、SDR で D2 以上の地域内の急傾斜地の林分において主に発生しているものと推察され、SDR で D2 以上の林分の拡大とともにその地域も拡大しているものと推察される。これらの地域では、森林のもつ公益的機能に悪影響が及んでいることが危惧され

る。福島ほか(2012)の研究によると，防鹿柵を設置し森林の下層植生を回復させた集水域とシカの食害で下層植生が衰退している隣接する対照流域との間で比較実験を行った結果、下層植生が衰退している集水域では降雨時における表面流の発生が多いことが示されている。下層植生が衰退している集水域では小規模の降雨でも渓流水中の濁度が激しくなるうえ、河床における細粒堆積物の割合が高まること、降雨直後のピーク流量も高いことが示されている。以上のことから、シカの影響により落葉広葉樹林内で下層植生が衰退し、土壌侵食も頻発している地域では、地域の生物多様性だけでなく、森林のもつ水源涵養機能や流量調整機能、水質浄化機能なども低下していることが危惧される。兵庫県内のシカの食害で下層植生が D2 以上に衰退した森林域においても、同様の理由で土壌侵食が頻発しているものと考えられることから、これらの機能が低下していることが危惧される。

ただし、ヒノキ人工林を対象とした研究から、森林下層植生の衰退による水源涵養機能や流量調整機能の低下は、中規模の降雨までの影響は認められているものの，一定以上の豪雨時の観測事例が不足しているため、豪雨時における影響については十分明らかにされていない(恩田 2008)。また、土壌が流出するプロセスはスケールによって異なるため、単純に数 ha 程度の集水域スケールで観測された福島ほか(2012)の結果が、河川流域スケールにも当てはまるのかは明確には判らない。したがって現段階では、西播磨地域や南但馬地域の落葉広葉樹林において頻発しているシカによる土壌侵食が、森林のもつ公益的機能の低下を通して、４流域の住民の生活や経済活動にどの程度のリスクをもつかについて十分答えることができない。しかし、生態リスクの予防原則(松田 2008)に従えば、答えはなくても重大なリスクが想定されるなら、予防的な取り組みが講じられるべきである。山がちな我が国において森林のもつ水源涵養機能や流量調整機能の低下は、治水や災害に直結する問題であることを考えると、危険性が十分実証できなくてもリスク管理の見地から予防的な取り組みが検討される必要があろう。また、森林土壌は、森林生態系の根幹を支えている要素であるうえ、一度失われた森林土壌を回復させるためには極めて長い年月を要することを考えても、保全対策の必要性は高いといえる。

5-6. おわりに

本研究から，SDR と slope を広域多地点において調査することによって，有効な精度で広域スケールでの土壌侵食度の予測が可能であることが示された。都道府県を横断した統一手法により評価を実施することができれば，複数の都道府県において，広域連携的な被害把握が可能となろう。

近年は，空間統計学の発展と普及から，広域面的におけるデータの作成および推定が可能となってきた。本研究手法は，広域の評価に応用することが可能となる結果であり，既存のハザードマップ等との重ね合わせによる高精度のリスクマップ作成や保全対策対象地のゾー

ニングの実施への一助となると考えられる。

謝辞

本研究の一部は、平成 22 年～23 年度林野庁「野生鳥獣による森林生態系への被害対策技術開発事業」と環境省の環境研究総合推進費（D-1003）の助成を受け実施しました。ここにお礼申し上げます。

引用文献

Akaike H (1974) A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans Autom Contr* 19(6): 716-723.

Burnham KP, Anderson DR (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edn. Springer, New York.

藤木大介（2012a）兵庫県本州部の落葉広葉樹林における下層植生の衰退状況 - 2006 年から 2010 年にかけての変化 - .「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.17-31. 兵庫県森林動物研究センター.

藤木大介（2012b）氷ノ山山系におけるニホンジカの動向と森林下層植生の衰退、希少植物の食害状況.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.49-70. 兵庫県森林動物研究センター.

藤森隆郎（2003）新たな森林管理—持続可能な社会に向けて. 全国林業改良普及協会, 東京, 428pp.

福島慶太郎・井上みずき・阪口翔太・藤木大介・山崎理正・境優・齊藤星耕・中島皇・高柳敦（2012）ニホンジカによる過採食が芦生の冷温帯天然林の生物多様性と生態系機能に及ぼす影響の解明. プロ・ナトゥーラ・ファンド第 20 期助成成果報告書, pp.181-199. 日本自然保護協会.

Hanley JA, McNeil BJ (1982) The meaning and use of the area under a receiver operatingcharacteristic (ROC) curve. *Radiology* 143: 29-36.

兵庫県(2010) 災害に強い森づくり事業検証報告書 2010. 兵庫県, 87pp.

五味高志・宮田秀介・恩田裕一（2010）ヒノキ人工林流域における表面流の発生と流域の降雨流出特性. 水利科学 311: 77-94.

松田裕之（2008）生態リスク学入門 ー予防的順応的管理ー. 共立出版, 213pp.

恩田裕一（2008）人工林荒廃と水・土砂流出の実態. 岩波書店, 245pp

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.
Swets JA (1988) Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240: 1285-1293.
常田邦彦（2006）自然保護公園におけるシカ問題.「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, pp.20-37. 文一総合出版，東京.
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.

附表 5-1　市区町ごとの 2006 年の土壌侵食度別の落葉広葉樹林の推定面積(km²)

県民局	市区町	2006年の土壌侵食度の推定面積									
		SE 01		SE 02		SE 03		SE 04		合計	
		面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%
神戸	東灘区	9.7	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.7	100.0
	灘区	17.6	99.8	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	17.7	100.0
	中央区	6.7	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	6.7	100.0
	兵庫区	4.4	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4	100.0
	長田区	0.1	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	100.0
	須磨区	0.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	100.0
	垂水区	no data		no data		no data		no data		no data	
	西区	16.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.0	100.0
	北区	141.0	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	141.1	100.0
	小計	195.9	99.9	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	196.1	100.0
阪神南	尼崎市	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0
	西宮市	41.9	99.8	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	42.0	100.0
	芦屋市	7.8	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.8	100.0
	小計	49.8	99.8	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	49.8	100.0
阪神北	伊丹市	0.1	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	100.0
	川西市	23.9	99.8	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	23.9	100.0
	宝塚市	60.4	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	60.4	100.0
	猪名川町	66.7	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	66.7	100.0
	三田市	135.2	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	135.2	100.0
	小計	286.2	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	286.4	100.0
東播磨	明石市	no data		no data		no data		no data		no data	
	稲美町	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0
	加古川市	37.2	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	37.3	100.0
	高砂市	5.2	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	100.0
	小計	42.5	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.5	100.0
北播磨	三木市	70.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	70.0	100.0
	小野市	28.8	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	28.8	100.0
	加東市	79.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	79.4	100.0
	加西市	63.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	63.0	100.0
	西脇市	82.1	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	82.2	100.0
	多可町	69.7	94.8	3.6	4.8	0.3	0.4	0.0	0.0	73.5	100.0
	小計	393.0	99.0	3.6	0.9	0.3	0.1	0.0	0.0	396.9	100.0
中播磨	姫路市	200.8	99.6	0.8	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	201.7	100.0
	福崎町	18.9	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.9	100.0
	市川町	42.3	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	42.3	100.0
	神河町	41.4	80.9	**9.4**	**18.4**	0.4	0.7	0.0	0.0	51.1	100.0
	小計	303.4	96.6	10.3	3.3	0.4	0.1	0.0	0.0	314.1	100.0
西播磨	太子町	6.9	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.9	100.0
	相生市	67.4	99.5	0.3	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	67.7	100.0
	たつの市	103.3	97.9	2.2	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	105.5	100.0
	宍粟市	122.1	78.8	**30.2**	**19.5**	**2.6**	**1.7**	0.0	0.0	154.9	100.0
	赤穂市	75.8	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	75.8	100.0
	上郡町	109.8	99.4	0.6	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	110.5	100.0
	佐用町	161.2	99.0	1.6	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	162.9	100.0
	小計	646.4	94.5	35.0	5.1	2.7	0.4	0.0	0.0	684.1	100.0
丹波	篠山市	228.6	99.1	2.0	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	230.7	100.0
	丹波市	230.1	96.2	**8.7**	**3.7**	0.4	0.2	0.0	0.0	239.3	100.0
	小計	458.8	97.6	10.8	2.3	0.5	0.1	0.0	0.0	470.0	100.0
但馬	朝来市	87.4	57.0	**60.8**	**39.6**	**5.3**	**3.4**	0.0	0.0	153.5	100.0
	養父市	131.9	74.5	**40.7**	**23.0**	**4.5**	**2.6**	0.0	0.0	177.2	100.0
	豊岡市	352.1	92.6	**27.3**	**7.2**	0.6	0.2	0.0	0.0	380.0	100.0
	香美町	206.4	99.6	0.8	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	207.1	100.0
	新温泉町	148.6	99.8	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	148.9	100.0
	小計	926.4	86.8	129.9	12.2	10.4	1.0	0.0	0.0	1066.7	100.0
合計		3302.4	94.2	189.9	5.4	14.2	0.4	0.0	0.0	3506.6	100.0

附表 5-2　市区町ごとの 2010 年の土壌侵食度別の落葉広葉樹林の推定面積(km²)

県民局	市区町	2010年の土壌侵食度の推定面積									
		SE 01		SE 02		SE 03		SE 04		合計	
		面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%
神戸	東灘区	9.7	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.7	100.0
	灘区	17.6	99.8	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	17.7	100.0
	中央区	6.7	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	6.7	100.0
	兵庫区	4.4	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4	100.0
	長田区	0.1	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	100.0
	須磨区	0.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	100.0
	垂水区	no data		no data		no data		no data		no data	
	西区	16.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.0	100.0
	北区	141.0	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	141.1	100.0
	小計	195.9	99.9	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	196.1	100.0
阪神南	尼崎市	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0
	西宮市	41.9	99.8	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	42.0	100.0
	芦屋市	7.8	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.8	100.0
	小計	49.8	99.8	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	49.8	100.0
阪神北	伊丹市	0.1	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	100.0
	川西市	23.9	99.8	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	23.9	100.0
	宝塚市	60.4	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	60.4	100.0
	猪名川町	66.7	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	66.7	100.0
	三田市	135.2	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	135.2	100.0
	小計	286.2	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	286.4	100.0
東播磨	明石市	no data		no data		no data		no data		no data	
	稲美町	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0
	加古川市	37.2	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	37.3	100.0
	高砂市	5.2	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	100.0
	小計	42.5	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.5	100.0
北播磨	三木市	70.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	70.0	100.0
	小野市	28.8	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	28.8	100.0
	加東市	79.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	79.4	100.0
	加西市	62.5	99.3	0.4	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	63.0	100.0
	西脇市	82.1	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	82.2	100.0
	多可町	67.9	92.4	**5.3**	**7.2**	0.4	0.5	0.0	0.0	73.5	100.0
	小計	390.7	98.4	5.8	1.5	0.4	0.1	0.0	0.0	396.9	100.0
中播磨	姫路市	194.4	96.4	**7.2**	**3.5**	0.1	0.1	0.0	0.0	201.7	100.0
	福崎町	18.9	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.9	100.0
	市川町	41.9	98.9	0.5	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	42.3	100.0
	神河町	38.4	75.0	**12.2**	**23.9**	0.6	1.1	0.0	0.0	51.1	100.0
	小計	293.5	93.5	19.8	6.3	0.7	0.2	0.0	0.0	314.1	100.0
西播磨	太子町	6.9	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.9	100.0
	相生市	56.4	83.4	**10.9**	**16.0**	0.4	0.6	0.0	0.0	67.7	100.0
	たつの市	77.3	73.3	**27.5**	**26.0**	0.7	0.7	0.0	0.0	105.5	100.0
	宍粟市	94.4	60.9	**55.8**	**36.0**	**4.7**	**3.0**	0.0	0.0	154.9	100.0
	赤穂市	75.4	99.5	0.4	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	75.8	100.0
	上郡町	82.1	74.4	**27.0**	**24.5**	1.3	1.2	0.0	0.0	110.5	100.0
	佐用町	153.3	94.1	**9.3**	**5.7**	0.3	0.2	0.0	0.0	162.9	100.0
	小計	545.9	79.8	130.8	19.1	7.4	1.1	0.0	0.0	684.1	100.0
丹波	篠山市	227.1	98.4	3.5	1.5	0.1	0.0	0.0	0.0	230.7	100.0
	丹波市	232.7	97.2	**6.5**	**2.7**	0.1	0.0	0.0	0.0	239.3	100.0
	小計	459.8	97.8	10.1	2.1	0.2	0.0	0.0	0.0	470.0	100.0
但馬	朝来市	78.7	51.3	**69.1**	**45.0**	**5.6**	**3.7**	0.0	0.0	153.5	100.0
	養父市	101.2	57.1	**68.6**	**38.7**	**7.4**	**4.2**	0.0	0.0	177.2	100.0
	豊岡市	333.7	87.8	**44.9**	**11.8**	1.4	0.4	0.0	0.0	380.0	100.0
	香美町	201.8	97.4	**5.3**	**2.5**	0.1	0.1	0.0	0.0	207.1	100.0
	新温泉町	148.5	99.7	0.4	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	148.9	100.0
	小計	863.9	81.0	188.2	17.6	14.6	1.4	0.1	0.0	1066.7	100.0
合計		3128.2	89.2	355.1	10.1	23.1	0.7	0.1	0.0	3506.6	100.0

附表 5-3　市区町ごとの過去 4 年間(2006-2010 年)における土壌侵食度のランク変化の面積(km²)

県民局	市区町	土壌侵食度のランク変化の推定面積											
		-2		-1		0		＋1		＋2		合計	
		面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%
神戸	東灘区	0.0	0.0	0.0	0.0	9.7	100	0.0	0.0	0.0	0.0	9.7	100
	灘区	0.0	0.0	0.0	0.0	17.7	100	0.0	0.0	0.0	0.0	17.7	100
	中央区	0.0	0.0	0.0	0.0	6.7	100	0.0	0.0	0.0	0.0	6.7	100
	兵庫区	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4	100	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4	100
	長田区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	100
	須磨区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	100
	垂水区	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100
	西区	0.0	0.0	0.0	0.0	16.0	100	0.0	0.0	0.0	0.0	16.0	100
	北区	0.0	0.0	0.0	0.0	141.1	100	0.0	0.0	0.0	0.0	141.1	100
	小計	0.0	0.0	0.0	0.0	196.1	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	196.1	100
阪神南	尼崎市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100
	西宮市	0.0	0.0	0.0	0.0	42.0	100	0.0	0.0	0.0	0.0	42.0	100
	芦屋市	0.0	0.0	0.0	0.0	7.8	100	0.0	0.0	0.0	0.0	7.8	100
	小計	0.0	0.0	0.0	0.0	49.8	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	49.8	100
阪神北	伊丹市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	100
	川西市	0.0	0.0	0.0	0.0	23.9	100	0.0	0.0	0.0	0.0	23.9	100
	宝塚市	0.0	0.0	0.0	0.0	60.4	100	0.0	0.0	0.0	0.0	60.4	100
	猪名川町	0.0	0.0	0.0	0.0	66.7	100	0.0	0.0	0.0	0.0	66.7	100
	三田市	0.0	0.0	0.0	0.0	135.2	100	0.0	0.0	0.0	0.0	135.2	100
	小計	0.0	0.0	0.0	0.0	286.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	286.4	100
東播磨	明石市	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100
	稲美町	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100
	加古川市	0.0	0.0	0.0	0.0	37.3	100	0.0	0.0	0.0	0.0	37.3	100
	高砂市	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	100	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	100
	小計	0.0	0.0	0.0	0.0	42.5	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	42.5	100
北播磨	三木市	0.0	0.0	0.0	0.0	70.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	70.0	100
	小野市	0.0	0.0	0.0	0.0	28.8	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	28.8	100
	加東市	0.0	0.0	0.0	0.0	79.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	79.4	100
	加西市	0.0	0.0	0.0	0.0	62.5	99.3	0.4	0.7	0.0	0.0	63.0	100
	西脇市	0.0	0.0	0.0	0.0	82.2	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	82.2	100
	多可町	0.0	0.0	1.2	1.7	69.3	94.2	2.9	4.0	0.1	0.1	73.5	100
	小計	0.0	0.0	1.2	0.3	392.2	98.8	3.4	0.8	0.1	0.0	396.9	100
中播磨	姫路市	0.0	0.0	0.0	0.0	195.2	96.8	**6.4**	**3.2**	0.1	0.0	201.7	100
	福崎町	0.0	0.0	0.0	0.0	18.9	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.9	100
	市川町	0.0	0.0	0.0	0.0	41.9	99.0	0.4	1.0	0.0	0.0	42.3	100
	神河町	0.0	0.0	0.0	0.0	47.9	93.7	3.2	6.2	0.0	0.0	51.1	100
	小計	0.0	0.0	0.0	0.0	303.9	96.8	10.0	3.2	0.1	0.0	314.1	100
西播磨	太子町	0.0	0.0	0.0	0.0	6.9	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.9	100
	相生市	0.0	0.0	0.0	0.0	56.4	83.4	**11.2**	**16.5**	0.1	0.1	67.7	100
	たつの市	0.0	0.0	0.0	0.0	79.0	74.9	**26.3**	**25.0**	0.1	0.1	105.5	100
	宍粟市	0.0	0.0	0.1	0.0	125.2	80.8	**29.3**	**18.9**	0.3	0.2	154.9	100
	赤穂市	0.0	0.0	0.0	0.0	75.5	99.6	0.3	0.4	0.0	0.0	75.8	100
	上郡町	0.0	0.0	0.0	0.0	82.2	74.4	**27.6**	**25.0**	0.7	0.6	110.5	100
	佐用町	0.0	0.0	0.0	0.0	154.8	95.0	**8.0**	**4.9**	0.1	0.0	162.9	100
	小計	0.0	0.0	0.1	0.0	580.0	84.8	102.8	15.0	1.3	0.2	684.1	100
丹波	篠山市	0.0	0.0	0.2	0.1	228.7	99.1	1.8	0.8	0.0	0.0	230.7	100
	丹波市	0.1	0.0	3.9	1.6	234.2	97.8	1.2	0.5	0.0	0.0	239.3	100
	小計	0.1	0.0	4.1	0.9	462.8	98.5	2.9	0.6	0.0	0.0	470.0	100
但馬	朝来市	0.0	0.0	0.9	0.6	142.6	92.9	**9.9**	**6.5**	0.0	0.0	153.5	100
	養父市	0.0	0.0	0.7	0.4	143.1	80.7	**32.4**	**18.3**	1.0	0.6	177.2	100
	豊岡市	0.0	0.0	1.0	0.3	359.2	94.5	**19.5**	**5.1**	0.4	0.1	380.0	100
	香美町	0.0	0.0	0.0	0.0	202.5	97.8	4.5	2.2	0.1	0.0	207.1	100
	新温泉町	0.0	0.0	0.0	0.0	148.8	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	148.9	100
	小計	0.0	0.0	2.6	0.2	996.1	93.4	66.5	6.2	1.5	0.1	1066.7	100
合計		0.1	0.0	8.1	0.2	3309.9	94.4	185.5	5.3	3.0	0.1	3506.6	100

附表 5-4　河川流域ごとの 2006 年の土壌侵食度別の落葉広葉樹林の推定面積(km²)

落葉広葉樹林面積が大きい河川順に示した。

主要河川	2006年の土壌侵食度の推定面積									
	SE 01		SE 02		SE 03		SE 04		合計	
	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%
加古川	808.0	98.2	**14.0**	**1.7**	0.7	0.1	0.0	0.0	822.7	100.0
円山川	469.0	79.6	**110.5**	**18.8**	**9.3**	**1.6**	0.0	0.0	588.8	100.0
千種川	396.7	99.2	3.1	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	399.9	100.0
武庫川	274.9	99.9	0.3	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	275.2	100.0
揖保川	216.2	85.8	**33.2**	**13.2**	**2.6**	**1.0**	0.0	0.0	252.0	100.0
市川	156.6	85.1	**26.0**	**14.1**	**1.4**	**0.8**	0.0	0.0	184.0	100.0
矢田川	144.5	99.6	0.5	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	145.0	100.0
岸田川	123.7	99.8	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	124.0	100.0
猪名川	108.5	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	108.6	100.0
竹田川	107.9	99.4	0.6	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	108.5	100.0
夢前川	90.3	99.4	0.5	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	90.9	100.0
竹野川	54.0	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	54.1	100.0
天川	30.3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	30.3	100.0
佐津川	30.0	99.6	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	30.1	100.0
明石川	26.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	26.4	100.0
大津茂川	19.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	19.0	100.0
法華山谷川	13.7	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	13.7	100.0
大栃川	12.6	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	12.6	100.0
大津川	12.5	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.5	100.0
気比川	11.3	97.4	0.3	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	11.6	100.0
苧谷川	9.8	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.8	100.0
長谷川	7.7	99.4	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	7.7	100.0
佐方川	7.3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3	100.0
須井川	5.9	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	5.9	100.0
西川	5.2	99.8	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	100.0
船場川	4.5	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	4.5	100.0
結川	3.6	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	100.0
安木川	3.3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	100.0
鹿島川	3.1	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	100.0
上計川	1.5	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	100.0
汐入川	0.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	100.0
合計	3158.4	93.9	189.5	5.6	14.2	0.4	0.0	0.0	3362.1	100.0

附表 5-5　河川流域ごとの 2010 年の土壌侵食度別の落葉広葉樹林の推定面積(km²)

主要河川	2010年の土壌侵食度の推定面積									
	SE 01		SE 02		SE 03		SE 04		合計	
	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%
加古川	808.1	98.2	**14.1**	**1.7**	0.5	0.1	0.0	0.0	822.7	100.0
円山川	419.6	71.3	**156.5**	**26.6**	**12.8**	**2.2**	0.0	0.0	588.8	100.0
千種川	343.8	86.0	**53.9**	**13.5**	**2.2**	**0.5**	0.0	0.0	399.9	100.0
武庫川	274.9	99.9	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	275.2	100.0
揖保川	163.3	64.8	**83.4**	**33.1**	**5.3**	**2.1**	0.0	0.0	252.0	100.0
市川	152.0	82.6	**30.3**	**16.4**	**1.7**	**0.9**	0.0	0.0	184.0	100.0
矢田川	139.8	96.4	**5.1**	3.5	0.1	0.1	0.0	0.0	145.0	100.0
岸田川	123.6	99.7	0.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	124.0	100.0
猪名川	108.6	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	108.6	100.0
竹田川	106.6	98.2	1.9	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	108.5	100.0
夢前川	89.5	98.5	1.4	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	90.9	100.0
竹野川	54.0	99.8	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	54.1	100.0
天川	30.3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	30.3	100.0
佐津川	29.9	99.5	0.2	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	30.1	100.0
明石川	26.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	26.4	100.0
大津茂川	19.0	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	19.0	100.0
法華山谷川	13.7	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	13.7	100.0
大栃川	12.5	99.8	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	12.6	100.0
大津川	12.5	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	12.5	100.0
気比川	5.3	45.5	**5.8**	**50.3**	0.5	4.2	0.0	0.0	11.6	100.0
苧谷川	9.7	99.0	0.1	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.8	100.0
長谷川	7.7	99.2	0.1	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	7.7	100.0
佐方川	7.3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3	100.0
須井川	5.9	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	5.9	100.0
西川	5.2	99.8	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	100.0
船場川	4.5	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	4.5	100.0
結川	3.6	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	100.0
安木川	3.3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	100.0
鹿島川	3.1	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	100.0
上計川	1.5	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	100.0
汐入川	0.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	100.0
合計	2985.6	88.8	353.4	10.5	23.0	0.7	0.1	0.0	3362.1	100.0

附表 5-6　河川流域ごとの過去 4 年間(2006-2010 年)における土壌侵食度のランク変化の面積(km²)

主要河川	土壌侵食度のランク変化の推定面積											
	-2		-1		0		+1		+2		合計	
	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%	面積	%
加古川	0.1	0.0	5.2	0.6	812.5	98.8	4.8	0.6	0.1	0.0	822.7	100.0
円山川	0.0	0.0	2.0	0.3	533.2	90.5	52.6	8.9	1.1	0.2	588.8	100.0
千種川	0.0	0.0	0.0	0.0	345.7	86.4	53.3	13.3	0.9	0.2	399.9	100.0
武庫川	0.0	0.0	0.0	0.0	275.2	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	275.2	100.0
揖保川	0.0	0.0	0.1	0.0	196.8	78.1	54.7	21.7	0.5	0.2	252.0	100.0
市川	0.0	0.0	0.7	0.4	177.9	96.7	5.4	2.9	0.0	0.0	184.0	100.0
矢田川	0.0	0.0	0.0	0.0	140.3	96.8	4.6	3.1	0.1	0.1	145.0	100.0
岸田川	0.0	0.0	0.0	0.0	123.9	99.9	0.1	0.1	0.0	0.0	124.0	100.0
猪名川	0.0	0.0	0.0	0.0	108.6	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	108.6	100.0
竹田川	0.0	0.0	0.1	0.1	106.9	98.5	1.4	1.3	0.0	0.0	108.5	100.0
夢前川	0.0	0.0	0.0	0.0	90.0	99.0	0.9	1.0	0.0	0.0	90.9	100.0
竹野川	0.0	0.0	0.0	0.0	54.1	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	54.1	100.0
天川	0.0	0.0	0.0	0.0	30.3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	30.3	100.0
佐津川	0.0	0.0	0.0	0.0	30.0	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	30.1	100.0
明石川	0.0	0.0	0.0	0.0	26.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	26.4	100.0
大津茂川	0.0	0.0	0.0	0.0	19.0	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	19.0	100.0
法華山谷川	0.0	0.0	0.0	0.0	13.7	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.7	100.0
大栃川	0.0	0.0	0.0	0.0	12.6	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	12.6	100.0
大津川	0.0	0.0	0.0	0.0	12.5	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	12.5	100.0
気比川	0.0	0.0	0.0	0.0	5.3	45.5	6.1	52.9	0.2	1.5	11.6	100.0
苧谷川	0.0	0.0	0.0	0.0	9.7	99.0	0.1	1.0	0.0	0.0	9.8	100.0
長谷川	0.0	0.0	0.0	0.0	7.7	99.8	0.0	0.2	0.0	0.0	7.7	100.0
佐方川	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3	100.0
須井川	0.0	0.0	0.0	0.0	5.9	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.9	100.0
西川	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	99.9	0.0	0.1	0.0	0.0	5.2	100.0
船場川	0.0	0.0	0.0	0.0	4.5	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.5	100.0
結川	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	100.0
安木川	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	100.0
鹿島川	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	100.0
上計川	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	100.0
汐入川	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	100.0
合計	0.1	0.0	8.0	0.2	3166.9	94.2	184.1	5.5	2.9	0.1	3362.1	100.0

第二部

個体数管理手法の開発

第　6　章

森林生態系保全を目的とした広域モニタリングによるニホンジカの密度管理手法の提案

岸本康誉・藤木大介・坂田宏志

要　点

- 森林生態系保全を目的にニホンジカの密度管理を行っていくために、兵庫県域スケールで観測されたシカの目撃効率と森林の下層植生衰退度（shrub-layer decline rank; SDR）を用いて、シカの生息密度と森林下層植生の衰退程度の関係性を解析した。
- 兵庫県内の落葉広葉樹林の閉鎖林分の SDR は、林分から半径 4.5km 以内かつ過去 4 年分の目撃効率と最も関係性が強かった。
- SDR に対する目撃効率と他の立地環境要因の効果を調べた結果、その効果は目撃効率が最も高いうえ、目撃効率のみを用いたモデルでも SDR を比較的よく説明できた。
- 目撃効率と SDR との間の関係性から、目撃効率に応じた SDR の林分構成割合変化が明らかになるとともに、密度調整による下層植生の衰退防止により効果的な目撃効率の値が明らかとなった。
- 以上のことから、目撃効率と SDR を地域スケールで観測し、目撃効率と SDR の関係解析結果に基づいて、シカの密度管理を進めることは簡便で有効な管理手法であると結論づけられる。

key words：　下層植生衰退度（SDR）　目撃効率　管理目標値　累積効果　周辺効果

6-1. はじめに

日本各地で、ニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）の個体数増加に伴う森林の種組成や構造の変化など、森林植生への影響が顕在化している。これらのシカによる森林への影響は、土壌の物理構造へ連鎖的な変化を通じて（Wardle *et al.* 2004）、森林生態系を不可逆的に変化させる可能性もあるため（Husheer *et al.* 2003）、森林生態系保全の観点から、シカの個体数管理を適切に進めていくことが急務となっている（Hester *et al.* 2000）。本稿では、森林生態系保全を目的にシカの個体数管理を進めていくために、シカの生息状況とシカによる森林生態系への影響を簡便かつ効果的にモニタリングを行い、それらの関係解析に基づいて、シカの密度管理を進めていく手法について提案する。

森林生態系保全を目的にシカの個体群管理を行うためには、少なくともシカの地域個体群の分布域を包括するスケールで、森林生態系とシカの密度の両方をモニタリングする必要がある。さらには、モニタリングにおいて観測されたデータに基づいて、シカ密度と森林生態系の変化との関係性を把握し、森林生態系保全の上で許容可能なシカ密度を決定する必要が

ある。

しかし、広域スケールでのモニタリングは、労力的な制限から実施が困難な場合が多い。このような場合、観測すべき、生態学的現象の指標を見つけ出し、調査を簡略化することが有効である。シカによる森林生態系への影響を簡略的に評価する指標としては、低木層の被度から算出される下層植生衰退度（Shrub-layer decline rank: SDR）を用いることが効果的であると報告されている（藤木 2012b）。なぜなら、SDR は、森林生態系機能の指標となる林床における高木性幼樹の有無や面状侵食の面積割合などとの関係性が高いためである（藤木 2012b）。一方、シカの生息密度を広域的にモニタリングする手法としては、狩猟者による 1 日あたりの平均シカ目撃数である目撃効率が、相対的な密度推定の測定誤差が少ないことに加え（Uno *et al.* 2006）、広域でシカの密度の動向を把握できる指標として有効であることが報告されている（Ericsson and Wallin 1999; Solberg and Sæther 1999）。また、目撃効率の元データは、狩猟者の協力さえ得られれば、調査のための特別なモニタリングを行わずに収集できるため、管理主体にとって予算的・労力的な負担はほとんどかからないというメリットがある。以上のことから、広域スケールでシカ密度と森林生態系変化の関係を簡便に把握するためには、SDR とシカの目撃効率を指標としたモニタリングを行うことが有効と考えられる。

そこで本研究では、兵庫県の本州部で観測された目撃効率と SDR のデータセットを用いて、目撃効率と SDR との関係性を解析し、森林生態系保全を目的にシカの密度管理を行っていくうえで、シカの目撃効率と SDR を指標としたモニタリングを行うことの有効性を議論した。議論にあたっては、まず以下の 2 点について検討した。はじめに、ある林分における現存の植生は、その林分周辺のシカ個体群の影響を受けていることに加え、過去の採食圧が蓄積された結果を反映していると考えられる。そこで、林分周辺および過去の目撃効率を用いた解析を行うことにより、SDR に影響を及ぼすシカ密度の適切な空間的時間的スケールを明らかにすることを試みた。次に、SDR は、シカの採食以外にも林床の光環境の影響を受け、大きく変動すると考えられる。そこで、本研究では、調査対象を落葉広葉樹林の閉鎖林分に限定したうえで、森林下層の光環境に影響すると考えられる立地環境要因とシカの目撃効率のそれぞれが SDR に及ぼす影響を定量化することによって、目撃効率から落葉広葉樹林における下層植生の衰退程度をどの程度把握できるかを検討した。以上の検討結果を踏まえたうえで、森林生態系保全を目的としたシカの密度管理における目撃効率の活用方法とその応用可能性について議論した。なお、本稿は Kishimoto *et al.*(2010)に新たな知見を加えてまとめ直したものである。

6-2. 調査地域

調査地域は兵庫県の本州部（約 7,800km²）である（図 6-1）。調査地域の標高は 0m～1,510m、年平均降水量は、1,200mm から 2,000mm 程度であり、気候区分としては暖温帯から冷温帯に属する。土地利用区分の約 70.0%が森林であり、全体の 47.6 が落葉広葉樹林またはアカマツと落葉広葉樹からなる混交林、林地の残りの大半は、スギとヒノキからなる人工林である。

落葉広葉樹林の優占種はコナラおよびコナラ属の樹木であり、調査地の北西部に位置する冷温帯域ではブナやミズナラとなる。通常、シカが生息していない場合、これらの林の林床では低木層が発達し、ヒサカキやクロモジ、ツツジ属に加え、場所によってはチシマザサやチマキザサなどのササ類が優占する。

兵庫県のニホンジカは1970年代以降に農林業への被害が顕著になり、それ以来、狩猟や有害駆除による捕獲頭数が急激に増加している（Sakata *et al.* 2009）。その数は、1960年代および1970年代には約2,000頭であったのに対し、2010年度には36,774頭となっている。近年、シカの生息分布域は阪神地域が含まれる南西部を除くほとんどの地域に及んでいる。また、生息密度については、本州中心部の西播磨北部から但馬南部、但馬東部で最も高く、南北の海岸部にかけて低くなるという空間的な勾配がみられる（藤木ほか 2007）。

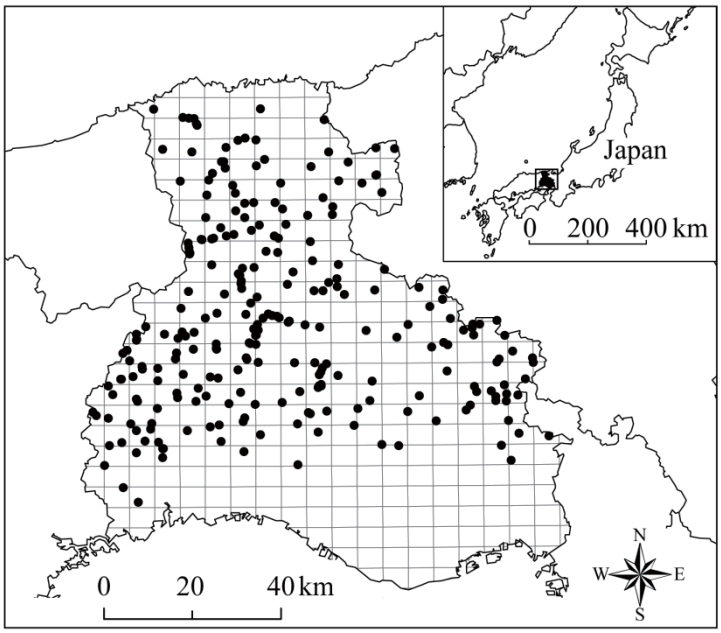


図 6-1　調査地域の概要

黒点（●）は植生調査地点を格子は狩猟メッシュをそれぞれ示す。

6-3. データ収集

シカの目撃効率

兵庫県では、1998年以降、狩猟者へのアンケート調査を実施しており、狩猟者の出猟日、狩猟時におけるシカ目撃数の情報を4kmを実施しの地域メッシュ毎に収集している。収集状況としては、県に狩猟登録を行った狩猟者（毎年4,047から5,562人）のうち、80%以上の狩猟者から報告が得られている。出猟日、出猟メッシュごとの報告件数は毎年18,068から26,642であり、合計175,876にのぼる（表 6-1）。これら

表 6-1　1998年から2005年までの狩猟者から得られた報告件数

年度	報告数
1998	20, 104
1999	18, 311
2000	20, 569
2001	18, 068
2002	25, 579
2003	26, 642
2004	24, 546
2005	22, 057
1998–2005	175, 876

のデータから、出猟者あたりの 1 日のシカ目撃数の平均値（目撃効率）を狩猟メッシュ毎に算出し、その値を各メッシュにおけるシカの密度指標として使用した。

下層植生の衰退度

SDR については、藤木(2012b)が 2006 年に県内の落葉広葉樹林 256 地点で収集した調査データを用いた。この調査では、2006 年の 5 月から 10 月にかけて、林冠が閉鎖した落葉広葉樹林およびアカマツを含む混交林の各地点に 20m 四方のプロットが設定された。それぞれのプロットにおいて、低木層の木本類の植被率とササ類の植被率を調べ、加えて、シカの採食が可能な範囲である 0.3m から 2.0m に含まれる枝について過去数年間の食痕の有無を記録している。

これらのデータから以下の方法で SDR を算出し、各林分を 6 段階に分類した:無被害「ND」;食痕なしの林分、衰退度 0「D0」;食痕ありで低木層の植被率が 75.5%以上の林分、衰退度 1「D1」;食痕ありで低木層の植被率が 38%から 75.5%の林分、衰退度 2「D2」;食痕ありで低木層の植被率が 18%から 38%の林分、衰退度 3「D3」;食痕ありで低木層の植被率が 9%から 18%の林分、衰退度 4「D4」;食痕ありで低木層の植被率が 9%未満の林分。また、低木層の植被率は低木層の樹木とササ類のそれぞれの植被率カテゴリの中央値を合計した値とした。

立地環境

SDR を測定した各プロットの林床の光環境を左右する立地環境要因として、林分タイプと林冠の高さ、斜面方位、傾斜のデータを収集した。林分タイプと林冠の高さは藤木(2012b)の野外調査データを用いた。林分タイプはアカマツ林、コナラ林、クリ-ミズナラ林、ブナ林、その他の 5 つのグループに、林冠の高さは低（5m から 10m）、中（10m から 20m）、高（20m 以上）の 3 段階にそれぞれ分類した。傾斜および斜面方位は、北海道地図（旭川,日本）により販売されている解像度 10m の DEM から算出した。DEM より算出した斜面方位は 8 方位に分類した。なお、これらの地形解析には、ArcGIS9.2（Esri 社,USA）の Spatial Analyst エクステンションを用いた。

6-4. 分析

SDR と複数の時空間スケールにおけるシカの目撃効率のデータセットを作成するため以下の手順でデータの加工を行った。まず、それぞれの植生調査地点から半径 0.5km～10.0km までの範囲でバッファを 0.5km 刻みで発生させた（図 6-2）。次に、各バッファ内の目撃効率を、以下の手順で、メッシュごとの森林面積で重みづけをして、平均値を算出した　1)バッファと森林域、目撃効率データが得られたメッシュが重なるポリゴンを作成　2)それぞれのポリゴンの面積で重み付けをして目撃効率の平均値を求める。

また、シカによる SDR への累積的な影響を評価するために、バッファごとに当年分から過去 8 年分までの目撃効率の平均値を 1 年刻みで算出した。

以下の解析では、これら 20 区分のバッファと 8 区分の累積時間すべての組み合わせで算出した目撃効率を用いて、SDR に及ぼすシカの空間的時間的な影響を解析した。

それぞれの時間的空間的スケールにおいて、シカ密度と立地環境要因すべての変数の組み合わせで、SDR と各変数との関係を以下の累積ロジットモデルにより解析した。

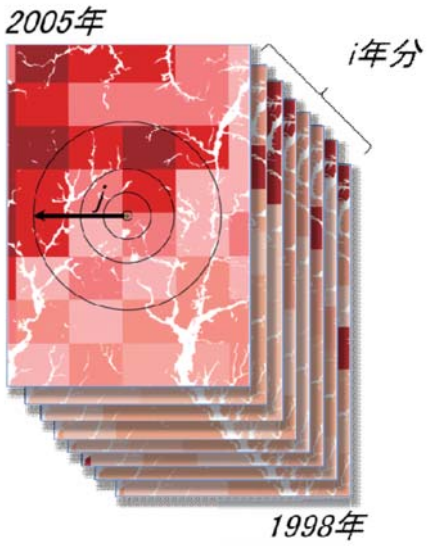


図 6-2　調査林分の周辺と過去の密度指標の算出方法

図の中心部の点は植生調査地点、背面の図は約 4km×5km の地域メッシュ（狩猟メッシュ）と森林域が重なる領域を示し、過去 i 年分のレイヤを目撃効率の値で色分けしている。植生調査地点を中心とした同心円は、異なる半径 j で発生させたバッファをそれぞれ示している。

$$\mathrm{logit}[P(\text{衰退度} \leqq k)] = \alpha_k + \beta_1 \text{目撃効率}_{ij} + \beta_2 \text{林分タイプ} + \beta_3 \text{斜面方位} + \beta_4 \text{樹冠の高さ} + \beta_5 \text{傾斜}$$

（k = ND、D0、D1、D2、D3；目撃効率 ij は林分から $j$km 以内の過去 i 年分の平均値）

モデル選択には、赤池情報量基準（AIC）を用いた。AIC が最も低いモデル（以下、ベストモデル）は、モデルのうち最もパラメータを節約した変数の組み合わせであり、SDR を説明するのに最適なモデルとして選択される。また、選択されたベストモデルについて、ANOVA を用いた SDR に対する効果分析を行った。モデルの予測精度の評価には、ROC 曲線の曲線下面積（AUC）を用いた（Hanley and McNeil 1982）。AUC はモデル全体の予測精度を測る統計量として使用することができ、0.5（ランダム）から 1.0（観測と予測が完全一致）までの値をとる。その評価基準は、AUC が 0.5 から 0.7 であれば、低い予測精度、0.7 から 0.9 であれば有効な予測、0.9 以上であれば高い予測精度であるとされている（Swets 1988）。なお、これらすべての統計解析には、SAS9.1（SAS Institute, Cary, NC, USA）を用い、各モデルの変数の有意性検定には Wald の χ^2 統計量を用いた。

6-5. 結果

適切な時空間スケールの把握

それぞれの時空間スケールで、総当り法によりもっとも AIC が低かったモデルを図 6-3 に示す。結果として、林分からの半径が 4.5km の範囲で、2002 年から 2005 年までの過去 4 年分の平均値を算出した目撃効率をもつモデルが最も低い AIC であった（AIC=718.6）。すべての時間スケールにおいて、おおよそ 4.5km まで林分からの距離が増加するに伴い、AIC は

急激に減少し、その後、10km まで緩やかに増加した。当年分の目撃効率のみを用いたモデルは、いずれの空間スケールにおいても他の累積年数のデータを用いたモデルより AIC が高かった。一方、過去 4 年分の目撃効率データを用いたモデルは、いずれの空間スケールにおいても他の累積年数のモデルに比べて AIC が低かった。半径 4.5km のモデルのうちで、ベストモデルと 5 年分のデータを用いた 2 番目のモデルの間の AIC の差は大きく（$\Delta AIC \geq 3.6$）、この結果は、ベストモデルが強く支持されることを示している（Burnham and Anderson 2002）。

最も AIC の低かった空間スケールである林分から 4.5km の範囲内での目撃効率について、衰退度別にみると、SDR が ND の林分における 4 年分の平均値は 1.14 であり、1 年分の目撃効率(1.68)や 8 年分の目撃効率(1.40)に比べて低かった。

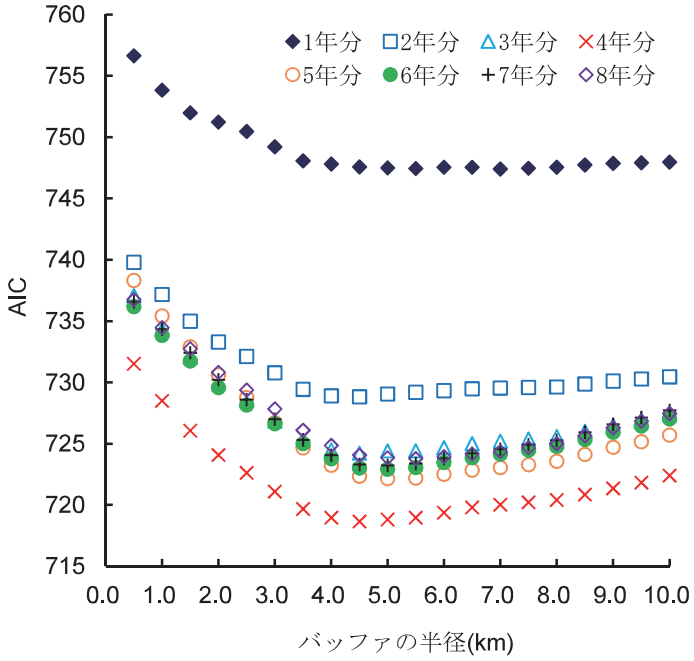


図 6-3　時空間スケールの組み合わせ毎に SDR を説明するモデルから得られた AIC
各ポイントは、それぞれの時空間スケールにおいて、全ての変数を組み合わせたモデルの中で最も小さな AIC が得られた値を示している。

SDR に影響する要因

最も適合度の高い時間的・空間的スケール（林分からの半径が 4.5km、累積年数 4 年分）において、上位5位までのモデルと NULL モデルのパラメータおよび統計値を表6-2に示す。選択された上位 5 位すべてのモデルにおいて、目撃効率と林分タイプが含まれたほか、モデルによっては、樹冠の高さや傾斜、斜面方位の各変数も含まれた。ベストモデルには、目撃効率と林分タイプ、樹冠の高さ、傾斜の 4 変数が含まれた。ベストモデルの AIC は、2 番目および 3 番目のモデルの AIC とは大きな違いはなかったものの、4 番目以降のモデルよりは低い値となった（$\Delta AIC \geq 2.0$）。また、ベストモデルの AUC は 0.773 であり、有効な予測ができていることが示された（Swets 1988）。

表 6-2　SDR を説明する最も適切な時空間スケール（周辺 4.5km 以内の過去 4 年間）における上位 5 位のモデルおよび目撃効率のみのモデル、並び Null モデルの統計量

順位	モデルに含まれる変数	AIC	⊿AIC	AUC
1	目撃効率、林分タイプ、樹冠の高さ、傾斜	718.6	0.0	0.773
2	目撃効率、林分タイプ、斜面方位、樹冠の高さ、傾斜	719.5	0.9	0.782
3	目撃効率、林分タイプ、斜面方位、樹冠の高さ	720.2	1.5	0.776
4	目撃効率、林分タイプ、斜面方位、傾斜	723.1	4.5	0.776
5	目撃効率、林分タイプ、斜面方位	723.1	4.5	0.771
16	目撃効率	748.5	55.7	0.718
Null		804.3	85.6	

ベストモデルの分散分析の結果、すべての変数について、SDR に対する有意な効果が認められた（P<0.05, 表 6-3）。ベストモデルに含まれたすべての変数のうち、目撃効率は SDR に対して最も高い効果がみられた（χ^2=60.63）。さらに、目撃効率のみを用いた単変量の累積ロジットモデルでも、AUC は高かった（AUC=0.718）（表 6-2）。一方、林分タイプは、上位 5 位すべてのモデルに含まれたものの、目撃効率に比べて SDR への効果は低かった（χ^2=30.79）。

表 6-3 SDR を説明するベストモデル（目撃効率、林分タイプ、樹冠の高さ、傾斜の 4 変数を含むモデル）の各パラメータの推定値（±SE）と分散分析結果

パラメータ		最尤推定			分散分析		
		推定値		*P*	自由度	Wald χ^2	*P*
切片	SDR≤ND	1.56	± 0.52	0.003			
	SDR≤D0	3.75	± 0.56	<0.001			
	SDR≤D1	5.09	± 0.60	<0.001			
	SDR≤D2	6.44	± 0.64	<0.001			
	SDR≤D3	8.18	± 0.75	<0.001			
目撃効率		-1.13	± 0.14	<0.001	1	60.63	<0.001
林分タイプ	アカマツ林	-0.35	± 0.30	0.245	4	30.79	<0.001
	コナラ林	-0.10	± 0.24	0.688			
	クリ-ミズナラ林	-1.64	± 0.36	<0.001			
	ブナ林	2.15	± 0.50	<0.001			
樹冠の高さ	高（>20 m）	-0.46	± 0.01	0.085	2	9.06	0.011
	中（10-20m）	-0.65	± 0.27	0.005			
傾斜		-0.03	± 0.23	0.005	1	7.75	0.005

目撃効率と SDR との関係

ベストモデルにおける目撃効率と SDR の関係を図 6-4 に示す。目撃効率と SDR との間には、強い負の相関が認められた（χ^2=60.63, P<0.001）。SDR ごとに関係をみると、あるランク以下の林分の累積発生確率が 50%となる目撃効率の値は 0.0 (SDR≤ND)、2.0(SDR≤D0)、3.2(SDR≤D1)、4.4(SDR≤D2)、5.9(SDR≤D3)となった（林分タイプ「コナラ林」、林冠の高さ

「中」、傾斜「23.6(平均傾斜)」の場合)。

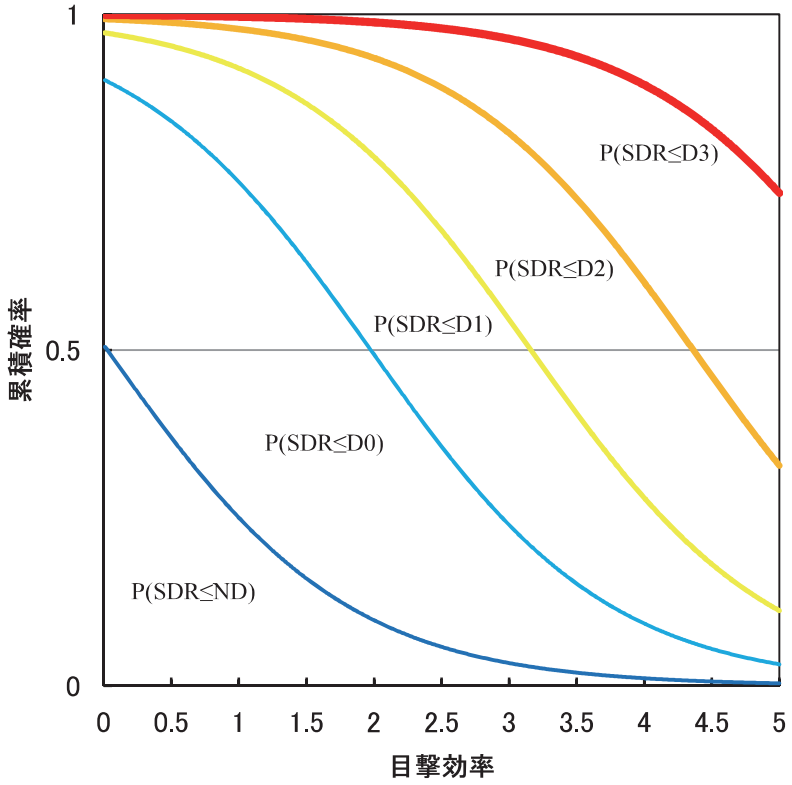


図 6-4　目撃効率と SDR の累積確率との関係

曲線はモデル選択により選ばれたベストモデル（目撃効率、林分タイプ、樹冠の高さ、傾斜の 4 変数を含むモデル）を用いて描画。目撃効率は、林分から半径 4.5km 以内の過去 4 年分の平均値を示す。この図で、立地環境は、林分タイプが「コナラ林」、樹冠の高さが「中」、傾斜が「23.6」とした。また、図中の P(SDR≤j)は、ND からある SDR（j= ND, D0, D1, D2, D3）までの累積確率を示す。

また、0.5 刻みで区切った目撃効率を境とした林分の間で、SDR の構成割合について対比検定を行った結果、いずれの目撃効率の境界においても、衰退程度の構成割合に有意な差が認められた（表 6-4)。特に、2.0 未満の林分と 2.0 以上の林分との間で、その割合には最も顕著な差が認められた（対比検定：χ^2=50.56,P<0.001)。

表 6-4　目撃効率の違いによる SDR の構成比率の対比検定結果

対比(目撃効率)	自由度	Wald χ^2	*P*
≥0.5 vs. <0.5	1	15.41	<0.001
≥1.0 vs. <1.0	1	37.94	<0.001
≥1.5 vs. <1.5	1	47.16	<0.001
≥2.0 vs. <2.0	1	50.56	<0.001
≥2.5 vs. <2.5	1	44.21	<0.001
≥3.0 vs. <3.0	1	33.01	<0.001

6-6. 考察

下層植生へのシカ密度の履歴効果と周辺効果

ある林分における下層植生の現存量は、林分の周辺に生息するシカによる採食圧に加え、過去から現在にわたって蓄積されたシカの採食圧を反映しているものと考えられる。このため、目撃効率と SDR を用いて、シカの生息密度と下層植生変化の関係を高い精度で把握するためには、時空間スケールに応じた目撃効率の影響の違いを明らかにしたうえで、関係性の解析を行う必要がある。

本研究での解析の結果、空間スケールに関しては、林分から半径 4.5km 以内での目撃効率が、SDR と最も関係性が高いことが明らかとなった（図 6-3）。この結果は、ある林分におけるシカの採食の影響は林分からある程度離れた場所を含むシカの生息状況を考慮することでよりよく評価できるということを示している。今回得られた値は、シカの行動特性からも比較的現実的な値といえる。シカの行動様式は、年間の行動圏サイズが 1km² 未満の定住型（Borkowski and Furubayashi 1998; Miyashita *et al.* 2008）や季節に応じて 10km 程度移動する季節移動型などが確認されており（Yabe and Takatsuki 2009）、主に積雪に応じて行動様式が異なると報告されている（Igota *et al.* 2004; Yabe and Takatsuki 2009）。本調査地域においては、冬季に生息が困難になると考えられる積雪 50cm 以上となる地域は（Takatsuki 1992）、積雪が多い年には約 48%を占めることとなる。このことからから、広域スケールでみると本調査地域には定住型と季節移動型の行動特性をもったシカが混在していると考えられる。したがって、本解析結果は、シカの行動特性からも妥当であり、本調査地域においては、半径 4.5km 以内のシカの目撃効率を考慮することで、より高い精度でシカの生息密度と林床植生変化の関係を把握できるものと我々は考える。

一方、時間スケールに関して、過去の目撃効率を考慮せず、当年の目撃効率のみを用いたモデルは、他の累積年数を用いたモデルより適合度が低い結果となった（図 6-3）。この結果は、現存の下層植生の被度がシカによる現在の採食に加え、過去からの累積的な採食の影響を受けているために、現在のシカの生息密度だけではその影響を十分に評価できないということを示唆している。モデルの適合度は、目撃効率の累積年数が多いほど高くなるという傾向は認められず、過去 4 年分の目撃効率の平均値を用いたモデルで最も高い結果となった。過去 4 年分のモデルが過去 5 年分以上のモデルより適合度が高くなった理由としては、SDR の低いカテゴリーにおいて、過去 4 年分の目撃効率が他の累積年に比べて低かったためであった。SDR の最も低い ND と D0 の違いがシカによる食痕の有無であるため、SDR の低いカテゴリーは痕跡が残る比較的短時間のシカ密度に応答して決まる。それゆえ、ある一定期間以上の目撃効率の平均値を用いると、低いランクの SDR の予測精度が低下するものと推測される。以上のことから、本調査地域において、下層植生の衰退が進んだ地域から進んでいない地域も含め、広域的により高い精度でシカの生息密度と下層植生変化の関係性を把握するためには、おおよそ 4 年という比較的短期間の目撃効率の平均値を用いることが適切といえる。

目撃効率と SDR を用いたモニタリングの有効性

通常、地域の中には様々なタイプの森林植生がモザイク状に混在しているうえ、同一植生タイプでも個々の林分が成立している立地は多様である。したがって、地域スケールでシカによる森林植生変化を統一的な指標を用いて評価する場合、評価基準となる指標には、植生タイプや立地の違いによって評価が左右されない頑健性が求められる。

本研究において、林分タイプや林冠の高さなど林床の光環境に影響する立地環境要因とシカの生息密度指標である目撃効率を用いて、各要因の SDR への影響評価を行ったところ、目撃効率は他の要因と比べてより大きな効果が認められた（表 6-3）。さらに、目撃効率のみを用いた単回帰モデルにおいても、AUC が 0.718 であり（表 6-2）、有効な予測精度であったことが示された（Swets 1988）。これらのことから、林分間の SDR の変異は、立地環境要因の変異に関わらず、目撃効率によって強く説明されるといえる。このことは、林冠が閉鎖した落葉広葉樹林が対象であれば、植生タイプや斜面方位が異なる林分を含んでいても、SDR によってシカの影響評価を統一的に行えることを示している。したがって、本調査地域のように落葉広葉樹林が卓越する森林植生地域では、地域スケールでのシカの密度変化とそれに伴う森林植生変化を把握するうえで、目撃効率と SDR を用いたモニタリングは有効な手段であると考えられる。

森林生態系保全を目的とした個体数管理への応用

森林生態系保全を目的にシカの密度管理を行っていくには、シカの密度指標と森林生態系変化の指標との間で、管理に応用可能な関係性を把握できることが望ましい。本研究で特定された最適な目撃効率の時空間スケールを用いて、SDR と目撃効率の関係性を解析した結果、管理に応用可能ないくつかの関係性が把握できた。

まず、累積ロジットモデルを用いた解析結果より、SDR と目撃効率との間には強い負の相関が認められた（図 6-4）。また、このモデルから、目撃効率に応じた SDR の林分構成割合の変化を示すことができた。一般に、シカの影響による森林生態系変化の多くは下層植生の衰退と直接的、間接的に関係して進んでいくものと考えられる（藤木 2012a; Rooney and Waller 2003）。したがって、SDR の構成割合の変化が把握できれば、森林生態系保全の観点から許容できる目撃効率の値を明示することができる。管理にあたっては、SDR の林分構成割合をもとに目標とする目撃効率を設定することで、目撃効率を基準とした森林生態系保全のためのシカの密度調整を行うことが可能であろう。ただし、これらの関係性は、森林下層植生の衰退過程と回復過程では変化する可能性があることから（Côté *et al.* 2004; Scheffer *et al.* 2001）、目撃効率と SDR のモニタリングとそれらの解析による関係性の把握が必要であろう。

目撃効率を 0.5 から 1.0 刻み区切ったいずれの目撃効率を境にしても、密度クラス間で SDR の林分構成割合に差が認められた（表 6-4）。このことは、どのようなシカ密度においても、シカの密度調整を行うことは、森林下層植生衰退の防止に対して効果的であることを示唆している。特に、目撃効率が 2.0 以下の林分とそれ以上の林分との間には、SDR の構成割合に最も顕著な差が認められた。このことは、目撃効率と SDR との間には、ある目撃効率を境に

SDR の累積比率が急激に変化するという非線形の関係があるという説を支持するものである（May 1977; Augustine *et al.* 1998; Weisberg *et al.* 2006）。非線形の関係性を解明するには、連続した密度条件下で植物の反応を調べることが重要であるとされている（Hester et al. 2000; Suzuki *et al.* 2008）。本研究では、”natural experiment”において約 250 通りの密度条件下で植物の反応を調べたことから、閾値をもつ関係性が認められたものと考えられる。このような閾値を特定することは、森林生態系保全を目的にシカの生息密度管理を発展させていくうえで、重要な知見を与えてくれる（Hester *et al.* 2000）。今回の結果では、その値は、目撃効率が 2.0 前後であった。このことは、本調査地域では目撃効率が 2.0 前後の林分において、密度調整による下層植生の衰退防止の効果が特に高いことを示している。限られた予算の中で、対策を進める場合は、このような閾値に着目した密度管理も有効であろう。

6–7. 結論

本研究から、落葉広葉樹林の閉鎖林分における SDR は、林床の光環境に影響を及ぼす立地環境要因に関わらず、目撃効率によって強く説明されることが明らかとなった。また、SDR に影響を及ぼす目撃効率の適切な空間的時間的スケールを特定することにより、より高い精度で、シカの生息密度と下層植生変化の関係を把握できることが示された。さらに、目撃効率と SDR との間の関係性から、目撃効率を基準として、密度調整による下層植生の衰退防止の効果が特に高い林分を抽出できた。

以上のことから、森林生態系保全を目的としたシカの密度管理を進める場合、目撃効率と SDR を地域スケールで観測し、目撃効率と SDR の解析結果に基づいて、目撃効率を基準としたシカの密度管理を進めることは簡便で有効な管理手法であると結論付けられる。SDR は目視により、容易に短時間で評価できるため、調査のための特別な労力や能力は必要とされない。さらに、目撃効率は、狩猟者の協力さえ得られれば、調査のための特別なモニタリングを行わずにデータ収集ができるため、事業主体である都道府県にとって予算的・労力的な負担はほとんどかからない。このようなデータ収集体制は、事業主体の予算・労力規模の時間変化の影響を受けずに済むことから、長期継続モニタリングを安定的に行っていくうえで非常に頑健といえる。このような意味においても、目撃効率と SDR のモニタリングに基づいたシカの管理手法を構築することは効果的といえよう。

謝辞

本研究の一部は、平成 22 年度～23 年度林野庁「野生鳥獣による森林生態系への被害対策技術開発事業」と環境省の環境研究総合推進費（D-1003）により実施されました。ここにお礼申し上げます。

引用文献

Augustine DJ, Frelich LE, Jordan PA (1998) Evidence for two alternate stable states in an ungulate grazing system. *Ecological Applications* 8: 1260-1269.

Borkowski J, Furubayashi K (1998) Home range size and habitat use in radio-collared female sika deer at high altitudes in the Tanzawa Mountains, Japan. *Annuales Zoologici Fennici* 35: 181-186.

Burnham KP, Anderson DR (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edn. Springer, New York

Côté SD, Rooney TP, Tremblay JP, Dussault C, Waller DM (2004) Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 113-147.

Ericsson G, Wallin K (1999) Hunter observations as an index of moose *Alces alces* population parameters. *Wildlife Biology* 5: 177-185.

藤木大介 (2012a) ニホンジカによる森林生態系被害の広域評価手法マニュアル. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」. 兵庫県ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.2-16. 兵庫県森林動物研究センター.

藤木大介 (2012b) 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる下層植生の衰退状況―2006 年から 2010 年にかけての変化. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」. 兵庫県ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.17-31. 兵庫県森林動物研究センター.

藤木大介・鮫島弘光・坂田宏志 (2007) 兵庫県における大・中型野生動物の生息状況と人との軋轢の現状. 兵庫県立人と自然の博物館　自然環境モノグラフ 3 号, 三田, 88pp.

Hanley JA, McNeil BJ (1982) The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143: 29-36.

Hester AJ, Edenius L, Buttenschon RM, Kuiters AT (2000) Interactions between forests and herbivores: the role of controlled grazing experiments. *Forestry* 73: 381-391.

Husheer SW, Coomes DA, Robertson AW (2003) Long-term influences of introduced deer on the composition and structure of New Zealand Nothofagus forests. *Forest Ecology and Management* 181: 99-117.

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

Kishimoto Y, Fujiki D, Sakata H (2010) Management approach using simple indices of deer density and status of understory vegetation for conserving deciduous hardwood forests on a regional scale. *Journal of Forest Reserch* 15: 265-273.

May RM (1977) Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature* 269: 471-477.

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. *Population Ecology* 50: 111-120.

Rooney TP, Waller DM (2003) Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystem. *Forest Ecology and Management* 181: 165-176.

Sakata H, Hamasaki S, Mitsuhashi H (2009) The management of sika deer populations in Hyogo prefecture, Japan. In: Sika Deer: Biology and Management of Native and Introduced Populations, McCllough DR, Takatsuki S, Kaji K eds., pp.437-452. Springer, Tokyo.

Scheffer M, Carpenter SR, Foley JA, Folke C, Walker B (2001) Catastrophic shifts in ecosystem. *Nature* 413: 591-596.

Solberg EJ, Sæther BE (1999) Hunter observations of moose *Alces alces* as a management tool. *Wildlife Biology* 5: 107-117.

Swets JA (1988) Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240: 1285-1293.

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 Boso Peninsula, Japan. *Ecological Research* 23: 151-158.

Takatsuki S (1992) Foot morphology and distribution of Sika deer in relation to snow depth in Japan. *Ecological Research* 7: 19-23.

Uno H, Kaji K, Saitoh T, Matsuda H, Hirakawa H, Yamamura K, Tamada K (2006) Evaluation of relative density indices for sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research* 21: 624-632.

Wardle DA, Bardgett RD, Klironomos JN, Setälä H, van der Putten WH, Wall DH (2004) Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304: 1629-1633.

Weisberg PJ, Bonavia F, Bugmann H (2006) Modeling the interacting effects of browsing and shading on mountain forest tree regenaration (*Picea abies*). *Ecological Modelling* 185: 213-230.

Yabe T, Takatsuki S (2009) Migratory and sedentary behavior patterns of sika deer in Honshu and Kyusyu, Janan. In: Sika Deer: Biology and Management of Native and Introduced Populations, McCllough DR, Takatsuki S, Kaji K eds., pp .273-283. Springer, Tokyo.

Box

兵庫県における森林生態系保全のためのシカ管理目標値の設定

シカによる森林生態系への影響が顕著な地域において、シカを対象とした特定鳥獣保護管理計画（以下、管理計画）を策定する場合、森林生態系保全のためのシカの明確な管理目標値を設定する必要がある。これは、イノシシやニホンザルなどの他の獣種には見られない、本種特有の目標設定である。しかし、2011 年度 3 月末現在でシカについての特定計画を策定している 35 地域のうち、森林生態系被害の指標とシカの密度（指標）の関係解析に基づいて具体的なシカの管理目標値を設定しているのは、わずか 2 地域のみである。

兵庫県では 2010 年に策定された第 3 期シカ保護管理計画（第 2 次変更）以降、森林生態系被害を表す下層植生衰退度（SDR）と（藤木 2012a,b）シカの目撃効率との関係解析に基づき（岸本ほか 2012）、以下のような関係図から、森林生態系保全を目的としたシカの個体数管理目標値を設定している。

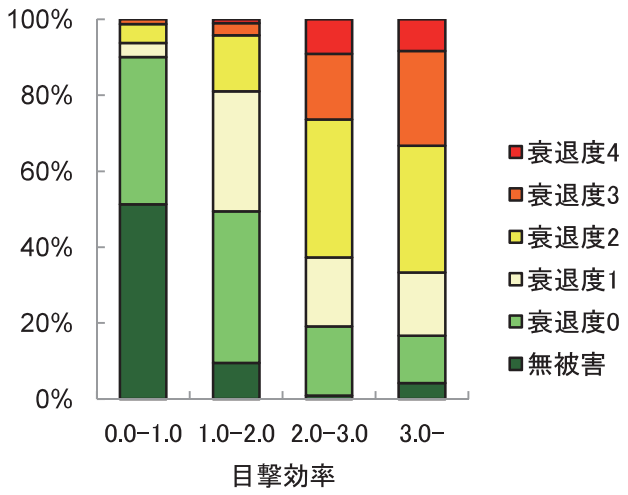


図 6-5　シカの目撃効率と下層植生衰退度との関係

目撃効率は下層植生の衰退程度を最もよく説明していた半径 4.5km 以内の過去 4 年分の平均値

特定計画には、岸本ほか(2012)による関係解析に用いたモデルから得られた予測値ではなく、実測データをもとにした単純な積み上げ棒グラフを記載している。これは、森林下層植生の衰退程度が立地環境の違いに関わらず、目撃効率に強く影響されていという科学的な根拠があることと、社会的な合意を得るための材料として、図のわかりやすさ重視したためである。この関係図に基づき、兵庫県では、森林の下層植生を防止することを目的に、目撃効率を「1.0」以下にすることを目標値として定め、シカの密度調整を進めている。管理目標値を「1.0」としているのは、目撃効率が「1.0」以下の地域では、50%以上の林分で高木性の稚幼樹が消失し、急～並傾斜地では 10%以上の林分で強度の土壌流出が発生する「衰退度 2」以上の林分の割合が 6.3%であるのに対して、目撃効率が「1.0」以上の地域では、その割合が 18.9%以上と大幅に増加するためである。

第　7　章

囲いわなによる

ニホンジカ捕獲の効率化に向けた検討

阿部豪・坂田宏志

要　点

・本章では、森林域に生息するシカの効率的な捕獲手法として、新たに開発した組み立て式囲いわなと AI ゲートを組み合わせた捕獲技術の有効性について検討した。
・餌により獲物を誘引するわなは、捕獲初心者でも比較的容易に運用できるが、群れを一網打尽にできる囲いわなは、大型で運搬や設置に多大な労力や重機が必要であった。また、既存の仕掛けでは、1 頭だけでわなが稼働してしまうケースが多く非効率であった。遠隔監視システムの導入により、捕獲効率は向上したが、捕獲時の待機労力やわなの設置場所の制限など課題があった。
・組み立て式囲いわなは、部品点数が少なく、各資材が小型軽量であることで、設置や解体にかかる労力が削減できる、すべての資材を軽トラックで山の奥まで運べるなどの利点がある。また、地形に応じたレイアウトが可能なため、傾斜地が多く開けた土地が少ない山地森林域での使用にも適している。
・囲いわなの捕獲効率を最大化するプログラムを搭載したカウントゲートシステム（AI ゲート）の導入により、捕獲効率は、通常の囲いわなの約 2 倍に向上した。また、日々のモニタリングと捕獲の実行を自動化したことで作業効率が大幅に向上した。

key words:　組み立て式囲いわな　遠隔監視システム　AI ゲート

7-1. はじめに

兵庫県では、ニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）の食害による森林生態系被害が深刻化しており、森林域に生息するシカの密度低減が大きな課題となっている（藤木 2012a,b; 石田・服部 2012; 内田ほか 2012）。現在、シカの捕獲数の大半は、銃器による捕獲が占めており（図 7-1）、森林域におけるシカの捕獲でも中心的な役割を果たしている。最近では、猟期に森林管理者が林道の除雪を行い、狩猟者を誘致するなど、森林域のシカの個体数調整に取り組む新しい協働の形も生まれている（林野庁北海道森林管理局 2010）。また、林内に複数の餌づけポイントを設置し、餌に誘引されたシカを遠方に設置した射場から狙撃するシャープシューティングのような新しい猟法も提案されている（環境省自然環境局 2011）。

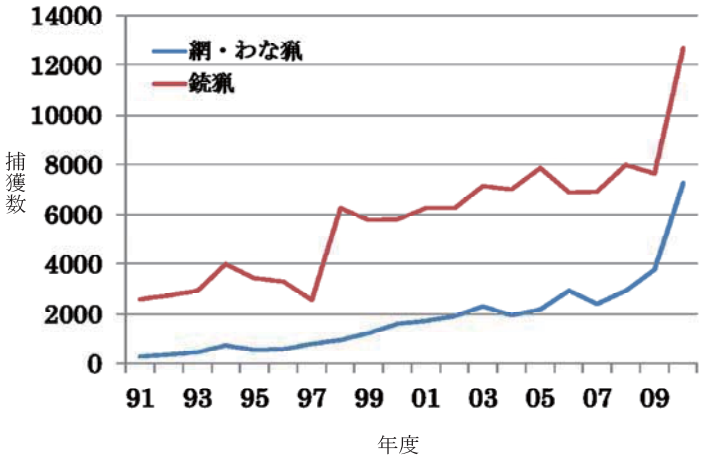


図 7-1　狩猟における猟法別のシカ捕獲数の推移（兵庫県）

銃猟によるシカの捕獲数は、依然として網・わな猟を上回るが、近年、その差は急速に埋まりつつある（兵庫県狩猟統計データより集計）。

しかし一方で、狩猟者の高齢化は着実に進行しており、銃猟者の人口は年々減少傾向にある。兵庫県でも最近 10 年で銃猟の登録者数は、約 6 割まで減少している（図 7-2）。

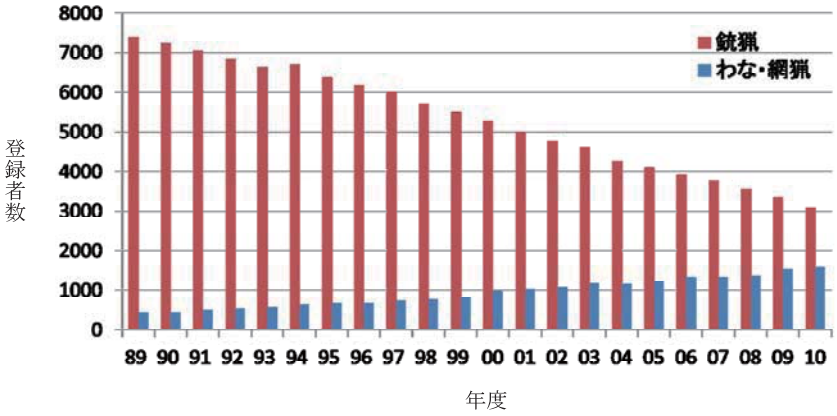


図 7-2　猟法別の狩猟者登録数の推移（兵庫県）

銃猟の登録者数が減少傾向にあるのに対し、わな・網猟の登録者数は増加している（兵庫県狩猟統計データより集計）。

これに対し、わな捕獲に対する需要は逆に増加傾向にある。兵庫県におけるわな猟の登録者数は、最近 10 年で約 1.6 倍に（図 7-2）、シカの捕獲数は約 4.5 倍に増加している（図 7-1）。わなによるシカ捕獲については、これまでにも集落周辺における捕獲を中心にさまざまな技術開発が行われてきた。なかでも囲いわな（図 7-3）やドロップネット（図 7-4）のような大型わなは、餌によって誘引した獲物を群れごと捕まえることができるため、捕獲の効率化への貢献が期待されている。とくに、一年の大半をグループで過ごすシカを捕獲する場合、餌づけによって誘引した複数のシカをまとめて捕獲することは、作業の効率向上を図るうえで重要な要素となる。

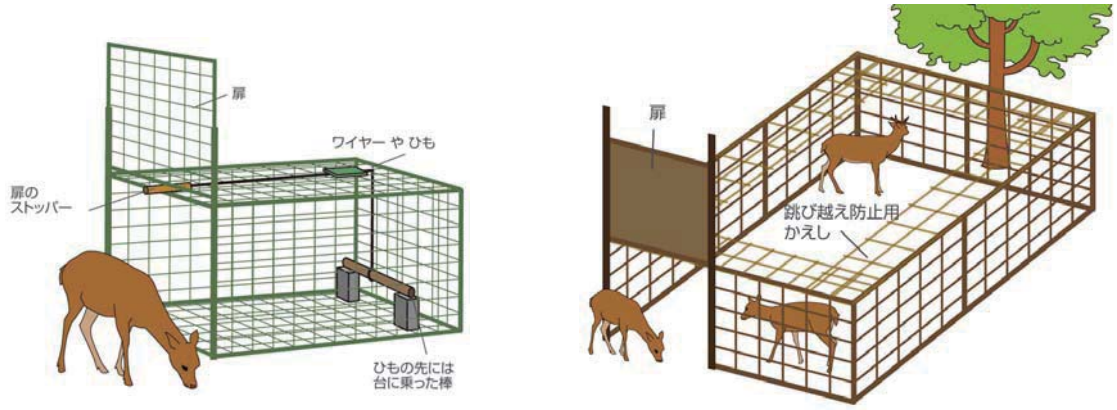


図 7-3　箱わなと囲いわなの仕組み

箱わな（左図）には小型のものが多く、獲物がわな内の仕掛けを動かすと、ストッパーが外れて扉が閉まる。これに対し、囲いわな（右図）は、天井部が開放しているだけで、わなの仕組みは箱わなと同じ。一般に大型のものが多い。

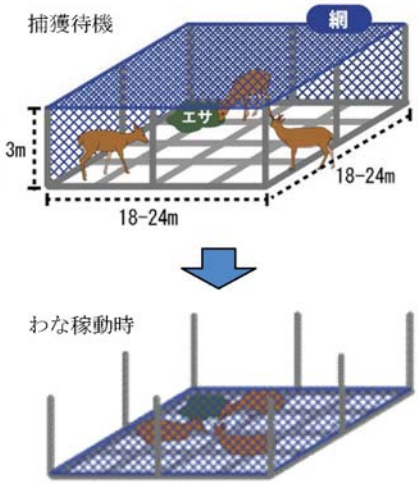


図 7-4　ドロップネットの仕組み

天井部に仕掛けたネットを落として餌で誘引した獲物を捕獲する。わなの操作には、電子制御式の落下装置を用いる。

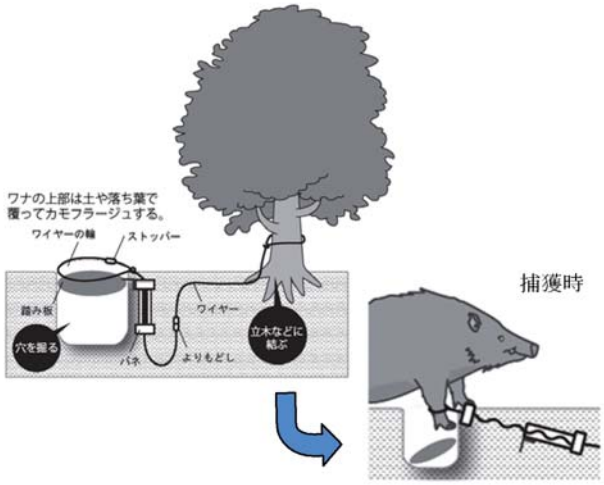


図 7-5　くくりわなの仕組み

獲物が踏み板を踏むと、バネの力でワイヤーの輪がしまり、足がくくられる。

一方で、森林域におけるシカの効率的な捕獲技術については、まだ十分な検討がなされていない。くくりわな（図 7-5）や箱わな（図 7-3）は比較的小型なものが主流であるため、森林域でも少人数でわなの設置や移動ができるという利点がある反面、1 度の捕獲で 1 頭しか捕獲できないという欠点もあった。これに対し、既存の大型わなは、集落周辺での使用を前提に開発されているため、軽量化や取り扱いの利便性よりも強度や耐久性を重視した重厚な構造のものが多く、傾斜地が多く開けた土地が少ない山地森林域で使用するのには適してい

ない。またドロップネットや一部の囲いわなに使用されている遠隔監視システムは、捕獲時に操作者が待機する必要があったり、電波到達距離に制限があるなど、集落から遠い森林域での捕獲には不都合な点が多かった。

そこで本章では、森林域に生息するシカの効率的な捕獲技術として、新たに開発した組み立て式囲いわなと、囲いわなの捕獲効率を最大化するプログラムを搭載したカウントゲートシステムを組み合わせた捕獲手法の有効性について検討した。

7-2. 森林域でも効率的に運用できる囲いわなの開発

組み立て式囲いわなは、鉄製の扉部とワイヤーメッシュ製の側壁部で構成されており、各部材を組み合わせることで、地形や捕獲希望頭数に応じた任意の広さとレイアウトの囲いわなを構築することができる構造になっている（商品名『サークル D』として株式会社竹森鐵工より販売中、写真 7-1）。各資材はすべて軽トラックに重ねて積める大きさ（幅 1.4m 以下、長さ 2.1m 以下）で、かつ 2 人で十分に運搬可能な重さ（30kg 以下）になるように設計した。また、各部材の接続にコイル式の連結具を用いることで、4m 四方のわなであれば、2 人で 1 時間以内に組み立てることが可能になった。これは同じ大型わなであるドロップネット（約 40 人時間）や従来型の囲いわなの設置労力（約 24 人時間）と比べても大幅な省力化であると同時に、移送性の向上にも貢献している（表 7-1）。

写真 7-1　組み立て式囲いわなの設置状況

わなを設置する土地の広さや形状に合わせて自由にレイアウトできる。写真は 2m×3m で設置したわなの様子。

表 7-1　開発した組み立て式囲いわなと他の大型捕獲わなの比較

組み立て式囲いわなでは、部品点数を少なく、各パーツの接続方法も簡便化したことで設置や移動にかかる作業効率が大幅に向上した。また、設置場所の環境に合わせたレイアウトが可能なため、森林内や傾斜地にも設置することができる。

	組み立て式 囲いわな	従来型の 囲いわな	ドロップネット
間口の広さ	1m	1～1.5m	36m（拡張可）
資材費	25万円（販売価格） （4m×4m）	20～25万円 （4m×8m）	100万円 （18m×18m）
設置労力	2人時間（2人）	24人時間（4人）	40人時間（4人）
移動性	すべての資材を軽トラックで搬送可能	搬送には重機や大型のトラックが必要	
設置環境	林内や多少の傾斜地でも設置可能	ひらけた平地での使用が前提	

移送性と設置の利便性向上を追求した組み立て式囲いわなの特徴は、道路幅が狭く、傾斜地の多い山地森林域で運用する場合にも効力を発揮する。すべての資材を造林作業道のような狭い道路でも通れる軽トラックで運べるようにしたことで、これまではわなの設置が困難であった山の奥まで資材を運搬することが可能になった。また、多少の傾斜地であれば、側壁の連結箇所をずらすことで地形に応じた設置を行うことができるため、シカの生息状況に応じた柔軟な運用が可能になった。

7-3. 遠隔監視システムを用いた大型わなによる捕獲

敷地面積の広い囲いわなは、多くの獲物を一度に収容することができるという点で優れているが、実際には 1 回の捕獲で複数頭を同時捕獲できることは稀である。事実、兵庫県では、囲いわな捕獲の約 9 割が 1 回の捕獲で 1 頭の獲物しか捕獲できていないというデータもある（図 7-6）。囲いわなの捕獲効率が上がらない最大の理由は、わなを稼働させる仕組みにある。従来型の囲いわなでは、わなに進入した獲物が、わな内に張った糸や重しなどの仕掛けを動かすことで扉が閉まる仕組みを採用しているが、これだと最初にわな内に進入した個体が仕掛けに触れた時点でわなが稼働する非効率を防止できない。

そこで、こうした非効率を防止するために、ドロップネットや一部の囲いわなでは、離れた場所でわな内の映像や状況を確認しながら、捕獲を実行できる遠隔操作方式の仕掛けを採用している（図 7-7）。捕獲者は手元のスイッチでネットや扉を保持している落下装置に電気信号を送り、わなを稼働させることができるため、わな内に十分な数の獲物が入るまで捕獲を待つことができるようになった。兵庫県では、この方式を採用したことで、ドロップネットや囲いわなの 1 回あたりの捕獲数は、どちらも平均で 3.5 頭を越え、大幅な効率化を達成した。とくに 1 回あたり 1 頭捕獲の割合は、1/5 と大きく縮減しており、大型わなの面積を有効に活用できるようになった（図 7-6）。

遠隔監視システムには、有線のものと無線のものがあるが、無線のものでは免許などが不要な特定小電力無線を用いたものや携帯電話の機能を利用したものなどがある。このうち、有線のものと特定小電力を利用したものについては、配線の都合や電波出力の制限により、わなからの距離の制約があり、最長でも 200m 程度の距離に待機場所を設定する必要がある。一方、携帯電話の機能を利用したものでは、電波圏内であれば距離の制約は受けないが、携帯電話の電波圏外での使用はできないなど、集落から離れた森林域での使用には不向きな点も多い。また、遠隔監視システムでは、捕獲時に操作者が待機することが前提となるため、労力がかかるという課題もあった。

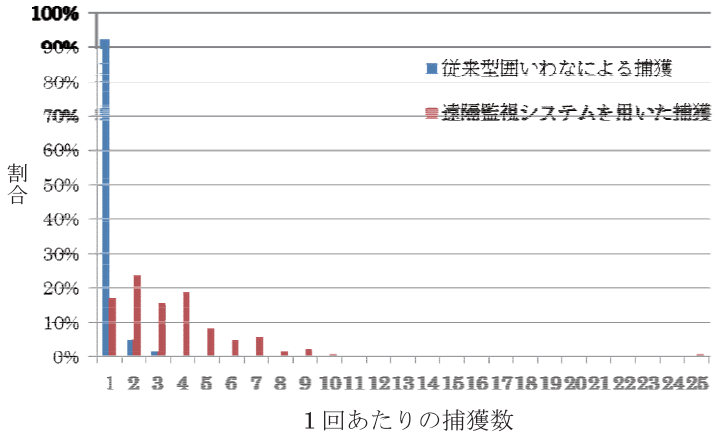


図 7-6　囲いわなによるシカの捕獲効率

従来の捕獲方式では、大型の囲いわなを使った場合でも、全体の約 9 割は 1 回の捕獲で 1 頭の獲物しか捕獲できていなかったが（2007-2009 年度　兵庫県内のデータより集計）、遠隔監視システムの導入により、1 回あたりの捕獲数は約 3 倍に向上した(2010-2011 年度　兵庫県ドロップネット捕獲データより集計)。

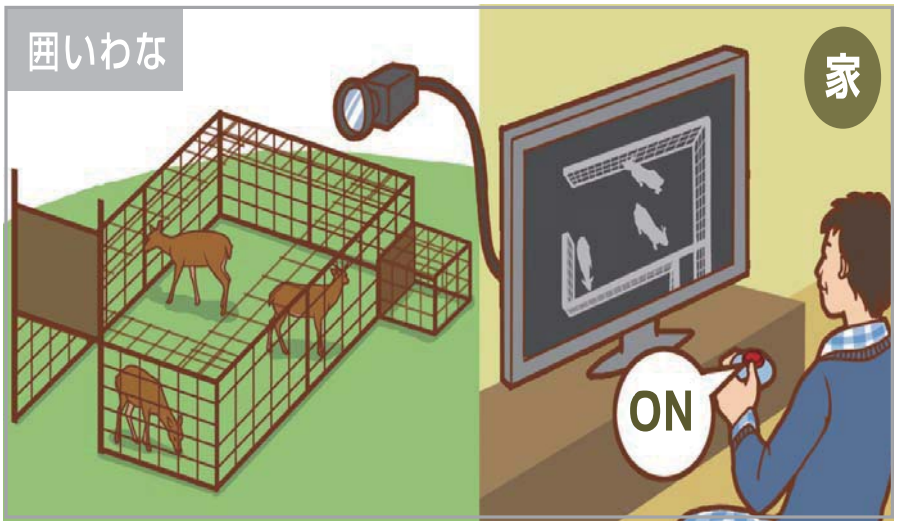


図 7-7　遠隔操作方式による捕獲の仕組み

捕獲者は、わなから離れた地点でわな内の映像を監視できる。捕獲者は手元のスイッチにより、任意のタイミングでわなの扉を閉めることができる。

7-4. カウントゲートシステムの開発

こうした遠隔監視システムの課題解決のために開発されたのがカウントゲートシステムである。カウントゲートシステムとは、特定のゲートを通過してわな内に進入するシカの頭数を毎日継続的にモニタリングし、そこで得られた最多進入頭数にできるだけ近づくように捕獲のタイミングを自動で決定、実行するプログラムを搭載した捕獲支援装置の総称である（商品名『AI ゲートかぞえもん』として株式会社一成より販売中、写真 7-2、表 7-2）。

シカのように習慣性の強い動物の場合、継続的な餌づけによってわなを餌場と認識させると、毎日ほぼ決まった頭数がわな内に進入するようになる。本装置のアルゴリズムは、対象動物のこうした生態的特性に準拠して設計されており、獲物の進入状況に応じた最適な捕獲プランを自動的に計算し、捕獲を実行できる仕組みになっている。日々の餌づけと初期設定以外、すべての操作を自動化したことで、森林域の捕獲で課題となっていたわなと待機場所の距離の制限や、捕獲時の待機監視の労力についても克服することができた。また、本システムは、DC12V カーバッテリーで連続約 9 日間稼働するほか、ソーラーシステムが併用できる環境であれば、バッテリー交換は原則不要となるなど、メンテナンスにかかる労力も少ない。さらに、センサーの設置高を調節することで、シカやイノシシなどの大型獣の進入状況だけを選択的にモニタリングすることもできるため、タヌキやアナグマ、ネズミなど、同じ餌に誘引される中小型の動物を誤ってカウントするリスクも抑えることができる。

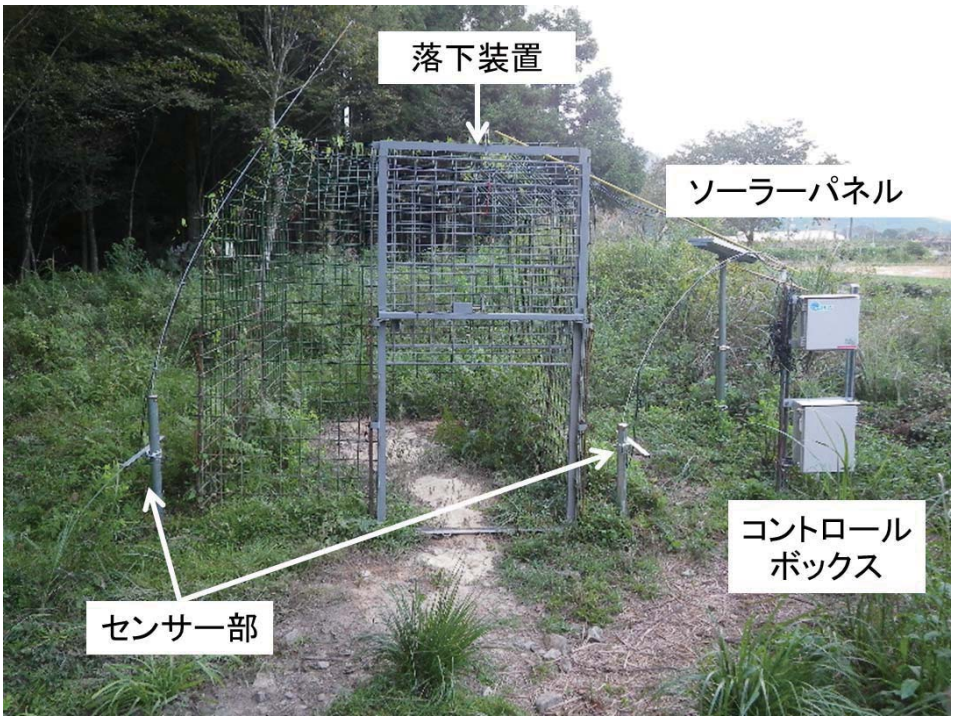


写真 7-2　AI ゲートの設置状況

装置は、ゲート部に設置したセンサー部とコントロールボックス、扉の落下装置で構成される（写真は、ソーラーパネルを付属した状況）。

表 7-2　カウントゲートシステムと遠隔監視システムの比較

いずれのシステムでも、大型わなの捕獲効率を向上させることができるが、カウントゲートシステムは、設置場所を選ばない、待機監視の手間が省けるなど森林域での運用に適した特徴を多く備えている。

<table>
<tr><th></th><th>カウントゲートシステム</th><th colspan="3">遠隔監視システム</th></tr>
<tr><td rowspan="2">使用するシステム</td><td rowspan="2">AIゲート</td><td rowspan="2">有線</td><td colspan="2">無線</td></tr>
<tr><td>特定小電力無線</td><td>携帯電話</td></tr>
<tr><td rowspan="2">利点</td><td rowspan="2">・録画データの解析など、モニタリングの手間が省略できる
・捕獲時の待機監視の手間が省略できる</td><td colspan="3">・リアルタイムでわな内の監視が可能なので、狙った獲物を狙った頭数で捕獲することができる
・観察により、獲物の行動を把握できる</td></tr>
<tr><td colspan="3">大型わなの捕獲効率を向上させることができる</td></tr>
<tr><td rowspan="2">課題</td><td rowspan="2">・特定のゲートを持たないわなには使用できない</td><td>・配線に手間がかかる
・電圧が降下するため、距離の制約を受ける
・100VのAC電源が必要</td><td>・電波の到達距離に制限がある（見通し距離で最長200m程度）</td><td rowspan="2">・電波圏外では使用できない
・通信費がかかる</td></tr>
<tr><td colspan="2">・人家や待機場所のない環境での設置には不向き</td></tr>
</table>

7-5. 開発した捕獲装置の運用状況

2011 年度は、集落周辺の環境において、開発した組み立て式囲いわなに AI ゲートを搭載して捕獲データの蓄積とカウント精度の向上に向けた装置の改良を行った。2010 年 11 月から 2012 年 2 月末までの 15 ヶ月間に、兵庫県や滋賀県、京都府など 10 道府県 27 地区で実施した捕獲試験では、合計 64 回の捕獲で 137 頭のシカと 10 頭のイノシシを捕獲することに成功している。これは、1 回あたりの捕獲数にすると約 2.3 頭と遠隔監視システムの効率を下回るが、従来型の囲いわなの捕獲効率と比べると 2 倍以上の効率向上を達成している。また、本システムは、遠隔監視システムの操作手順をプログラム化したものであるため、今後、運用を続けていく中で遠隔監視システムと同等の捕獲効率にまで向上するものと期待できる。

2012 年度以降は、この組み合わせで実際に森林域でのシカ捕獲についても実践し、捕獲効率の検証や、森林域における運用上の課題整理などを実施する予定である。

7-6. おわりに

今回、著者らは森林域でも運用可能な効率的なシカの捕獲技術について開発を行った。しかし、単に技術を開発しただけで、森林域に広く分布するシカの生息密度を低下させることができるわけではない。どんなに軽量化されたわなであっても、広い森林内を、わなをもってシカを追い回すのは非効率的である。今後、森林域に生息するシカの密度を効率的に減らしていくためには、シカの生態や行動特性に応じた効果的な捕獲プログラムの検討が不可欠である。具体的には、シカの行動追跡や餌による誘引効果の測定、ライトセンサスによるシカの出没状況確認などの調査データを解析し、効率的な捕獲ができる（餌による誘引効果が

高まる）時期（季節）や、地形も含めた場所の条件を抽出する必要がある。さらに、その時期、その場所で集約的な捕獲を実行できる体制や予算の確保についても検討する必要がある。

謝辞

本稿で紹介した組み立て式囲いわなとAIゲートの効果検証にあたり、一部、農林水産省「新たな農林水産政策を推進する実用技術開発事業（課題番号21037）」と林野庁「野生鳥獣による森林生態系への被害対策技術開発事業」の事業予算を用いて捕獲試験を実施した。なお、捕獲試験の実施にあたっては、土地所有者をはじめ、地域の多くの方々のご協力をいただいた。関係のみなさまに、深く感謝申し上げます。

引用文献

藤木大介（2012a）兵庫県本州部の落葉広葉樹林における下層植生の衰退状況―2006年から2010年にかけての変化―.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ4号, pp.17-32. 兵庫県森林動物研究センター.

藤木大介（2012b）氷ノ山山系におけるニホンジカの動向と森林下層植生の衰退、希少植物の食害状況.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ4号, pp.49-70. 兵庫県森林動物研究センター.

石田弘明・服部保（2012）ニホンジカの過採食が暖温帯夏緑二次林の種多様性に与える影響.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ4号, pp.32-48. 兵庫県森林動物研究センター.

環境省自然環境局（2011）鳥獣の個体数管理に関する実例集. 環境省自然環境局. 174pp.

林野庁北海道森林管理局（2010）森林におけるエゾシカの被害と対策. 林野庁北海道森林管理局. 12pp.

内田圭・岸本康誉・藤木大介（2012）兵庫県本州部の落葉広葉樹林域におけるニホンジカによる土壌侵食被害の現状.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ4号, pp.71-90. 兵庫県森林動物研究センター.

第三部

森林生態系保全ための緑化技術

第 8 章

ニホンジカの激害地における

不嗜好性植物を用いた緑化の応用可能性

石田弘明・服部保

要　点

・ニホンジカの高密度生息地域（淡路島南部）の森林伐採跡地に分布するイワヒメワラビ群落、コシダ群落、ウラジロ群落の土壌保全効果について調査を行った。
・裸地ではシカの採食による表層土壌の流亡が認められたが、イワヒメワラビ群落、コシダ群落、ウラジロ群落の分布地ではこのような現象は認められなかった。
・イワヒメワラビ群落、コシダ群落、ウラジロ群落の土壌保全効果は高いことがわかった。このことから、イワヒメワラビ、コシダ、ウラジロはシカ高密度生息地域の伐採跡地の緑化材料として有用であると考えられた。
・イワヒメワラビ、コシダ、ウラジロは土壌緊縛力が高い上に乾燥の厳しい立地でも優占群落を形成することができるので、これらの種は伐採跡地だけでなく人工法面の緑化材料としても利用可能であると考えられた。

key words:　イワヒメワラビ　ウラジロ　コシダ　表層土壌　緑化材料

8-1. はじめに

ニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）が高密度に生息する地域の森林伐採跡地では、伐採後に再生した植生がシカの採食によって退行し、その結果として伐採跡地が裸地化するという問題が発生している。裸地化した場所では土壌の流亡が起こり、植生の再生がさらに困難となり、裸地化がますます進行するという悪循環が生じている可能性がある。このような場所では、大雨の際に斜面崩壊などの土砂災害が発生する危険性が高いため、シカの高密度生息地域における伐採跡地の植生再生と土壌保全は、防災上の極めて重要な課題であるといえる。

土壌流亡を抑制するための植生工では外来牧草の種子が多用されている。しかし、高槻(2001)や三谷ほか(2005)が指摘しているように外来牧草による緑化はシカに多量の餌資源を提供することになり、シカの個体数の増加や分布域の拡大を引き起こし、事態をさらに悪化させる可能性がある。その上、外来牧草の中にはシナダレスズメガヤ *Eragrostis curvula* のように在来植物の生育に深刻な負の影響を与えるものも存在する（Matsumoto *et al.* 2000; 村中・鷲谷 2001; 村中 2005）。一方、在来植物の中には、イワヒメワラビ *Hypolepis punctata* やコシダ *Dicranopteris linearis*、ウラジロ *Gleichenia japonica* のよ

うにシカの不嗜好性が強く、シカの強度採食下にある伐採跡地で大規模な群落を形成するものがある。このような在来の不嗜好性植物は伐採跡地の緑化材料として有用である可能性が高い。そこで本研究では、シカ高密度生息地域の伐採跡地に分布するイワヒメワラビ群落、コシダ群落、ウラジロ群落の土壌保全効果を明らかにし、これらの種を用いた緑化の応用可能性について検討することを目的とした。なお、本報告は既発表データ（石田ほか 2008、印刷中）の一部を再解析してとりまとめたものである。

8-2. 調査地

調査地は淡路島南部の諭鶴羽山系を構成する諭鶴羽山、柏原山、三坂山に位置している（図 8-1）。諭鶴羽山系の主な地質は砂岩・礫岩・泥岩などが互層を形成する和泉層群で、最高海抜は 608m である。気候的には暖温帯に属し、年間を通じて降水量の少ない瀬戸内式気候の影響を受けている。この山系の原植生は照葉樹林であるが（矢野ほか 1977）、現在は大部分がウバメガシ *Quercus phillyraeoides* 二次林、照葉二次林、コナラ *Quercus serrata* 二次林などの二次林に覆われている。これらの二次林は放置状態に置かれており、薪炭林・農用林としての利用・管理は行われていない。諭鶴羽山系は兵庫県内で最もシカの生息密度が高い地域の一つであると言われており（兵庫県立人と自然の博物館自然・環境マネジメント研究部 2007）、その生息密度は 18 頭/km² 前後である（野生動物保護管理事務所 2000）。この密度は、シカの適正密度（自然植生にあまり目立った影響がでない密度）と言われている 3-5 頭/km²（自然環境研究センター 2000）を大きく上回っている。

調査は伐採跡地とこれに隣接する二次林（ウバメガシ群落とヤブニッケイ群落）で行った。調査対象とした伐採跡地はいずれも二次林の伐採によって形成されたものである。諭鶴羽山と柏原山の伐採跡地ではイワヒメワラビ群落を、三坂山の伐採跡地ではコシダ群落とウラジロ群落を調査対象とした（写真 8-1）。これらの伐採跡地の各所には植物がほとんど生育していない裸地も分布している。このような裸地はシカの影響によって形成されたものである。そこで本研究では、イワヒメワラビ群落、コシダ群落、ウラジロ群落の土壌保全効果を明らかにするために、伐採跡地の裸地に成立した群落（以下、裸地群落）についても調査を行った。

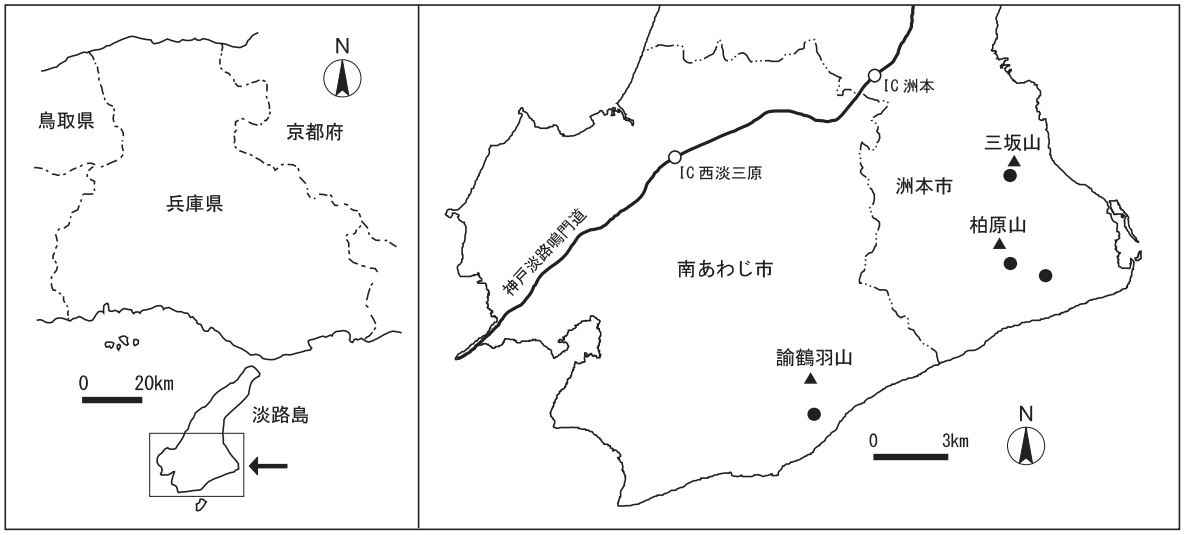


図 8-1　調査地の位置（●）

(a)

(b)

(c)

(d)

写真 8-1　調査対象とした(a)イワヒメワラビ群落、(b)コシダ群落、(c)ウラジロ群落、(d)裸地群落

8-3. 方法

野外調査

1）諭鶴羽山と柏原山での調査

イワヒメワラビ群落、裸地群落、ウバメガシ群落、ヤブニッケイ群落に 25m²（5m×5m）の調査区をそれぞれ 22 区、19 区、24 区、12 区設置し、調査区ごとに土壌調査を行った。調査区設置場所の微地形単位は頂部斜面または上部谷壁斜面とした。調査は 2007 年 9 月から 10 月にかけて実施した。

土壌調査ではまず、調査区内の 5 ヶ所で Ao 層および L 層の厚さの測定と検土杖による土壌貫入深（A 層の表面から検土杖の挿入限界点までの深さ）の測定を行った。次に、調査区内の 10 ヶ所で山中式土壌硬度計による表層土壌の指標硬度の測定を行った。この調査では硬度計を A 層の表面から挿入した。また、土壌の化学性を調べるために表層土壌から土壌試料を採取し、後日室内で pH(H_2O)と電気伝導度を測定した。これらの調査・分析の方法は土壌環境分析法編集委員会(1997)に従った。

2）三坂山での調査

コシダ群落、ウラジロ群落、裸地群落、ウバメガシ群落に 1 m²（1 m×1 m）の調査区をそれぞれ 16 個、16 個、15 個、16 個設置し、調査区ごとに土壌調査を行った。調査区設置場所の微地形単位は上部谷壁斜面とした。調査は 2010 年 10 月に実施した。

土壌調査ではまず、調査区あたりのリター被覆率(%)を記録し、その次に調査区内の 3 ヶ所で Ao 層と L 層の厚さを測定した。また、検土杖を 1 ヶ所に挿入して土壌貫入深を測定すると共に、A 層の厚さも記録した。さらに、調査区内の 5 ヶ所で山中式土壌硬度計による指標硬度の測定を行った。この調査では硬度計を A 層の表面から挿入した。

データ解析

上述したように、野外調査の項目と方法は①諭鶴羽山・柏原山と②三坂山の間で大きく異なっている。このため、データの解析は①と②のそれぞれに分けて行った。Ao 層の厚さや表層土壌の指標硬度などについては一つの調査区に対して複数の実測値が存在する。このようなデータの解析にあたっては、調査区ごとに実測値の平均値を算出し，この平均値を調査区の代表値として取り扱った.

1）諭鶴羽山と柏原山で収集したデータの解析

群落ごとに①Ao 層の厚さ、②L 層の厚さ、③土壌貫入深、④表層土壌の指標硬度、⑤表層土壌の pH(H_2O)、⑥表層土壌の電気伝導度の平均値±標準偏差を算出し、これらの値をイワヒメワラビ群落、裸地群落、ウバメガシ群落、ヤブニッケイ群落の間で比較した。また、各変数の群落間の差を検定するために一元配置の分散分析（One-way ANOVA）を行った。この検定による有意性が認められた後の多重比較については Scheffé の方法を適用した。以上の統計解析には SPSS 13.0J（エス・ピー・エス・エス株式会社）を使用した。

2）三坂山で収集したデータの解析

群落ごとに①リター被覆率、②Ao 層の厚さ、③L 層の厚さ、④A 層の厚さ、⑤土壌貫入深、⑥表層土壌の指標硬度の平均値±標準偏差を算出し、これらの値をコシダ群落，ウラジロ群落，裸地群落、ウバメガシ群落の間で比較した。群落間の差の検定方法は上述の方法と同じである。

8-4. 結果

諭鶴羽山と柏原山で行った調査の結果を表 8-1 に示す。裸地群落では Ao 層と L 層が消失する傾向が認められたが、他の群落ではこのような傾向はみられなかった。土壌貫入深の平均値をみると、裸地群落は最も低く、イワヒメワラビ群落よりも 7cm ほど低い値を示した。表層土壌の指標硬度の平均値はイワヒメワラビ群落が最も低く、イワヒメワラビ群落の表層土壌は他群落のそれよりも柔らかい傾向が認められた。pH(H_2O)と電気伝導度についてはいずれの群落もよく似た値を示しており、一定の傾向は認められなかった。

表 8-1　諭鶴羽山と柏原山で行った土壌調査の結果

Ⅰ：イワヒメワラビ群落、Ⅱ：裸地群落、Ⅲ：ウバメガシ群落、Ⅳ：ヤブニッケイ群落。数値は平均値±標準偏差。異なる上付き文字（a-e）は有意差($P<0.05$)があることを示している。

	Ⅰ n=22	Ⅱ n=19	Ⅲ n=24	Ⅳ n=12
Ao層(cm)	5.1 ± 1.5^{a}	0^{b}	4.5 ± 1.3^{ac}	3.5 ± 0.3^{c}
L層(cm)	3.2 ± 1.4^{a}	0^{b}	3.1 ± 0.7^{a}	3.3 ± 0.4^{a}
土壌貫入深(cm)	23.6 ± 6.7^{ab}	16.5 ± 5.2^{a}	27.1 ± 12.8^{b}	20.4 ± 3.0^{ab}
指標硬度(mm)	11.8 ± 2.8^{a}	19.0 ± 2.1^{b}	14.8 ± 2.6^{c}	17.0 ± 2.2^{bc}
pH(H_2O)	5.0 ± 0.4^{ac}	3.9 ± 0.2^{b}	4.5 ± 0.6^{a}	5.4 ± 0.4^{c}
電気伝導度（mS/m)	7.0 ± 4.6^{ab}	8.8 ± 1.3^{a}	7.1 ± 1.4^{ab}	4.8 ± 1.0^{b}

表 8-2　三坂山で行った土壌調査の結果

Ⅰ：コシダ群落、Ⅱ：ウラジロ群落、Ⅲ：裸地群落、Ⅳ：ウバメガシ群落。数値は平均値±標準偏差。異なる上付き文字（a-e）は有意差($P<0.05$)があることを示している。

	Ⅰ n=16	Ⅱ n=16	Ⅲ n=15	Ⅳ n=16
リター被覆率(%)	49.7 ± 15.6^{a}	23.8 ± 5.0^{b}	5.5 ± 5.4^{c}	93.6 ± 6.9^{d}
Ao層(cm)	1.8 ± 0.7^{ac}	5.4 ± 1.8^{b}	0.9 ± 0.2^{c}	3.2 ± 0.5^{a}
L層(cm)	1.5 ± 0.6^{a}	2.5 ± 0.6^{b}	0.9 ± 0.2^{c}	3.0 ± 0.5^{b}
A層(cm)	4.1 ± 0.8^{a}	5.7 ± 0.9^{a}	0 ± 0^{b}	4.8 ± 1.9^{a}
土壌貫入深(cm)	29.6 ± 4.8^{a}	32.2 ± 3.6^{a}	14.1 ± 4.9^{b}	26.4 ± 3.7^{a}
指標硬度(mm)	11.1 ± 2.2^{ac}	8.6 ± 2.5^{a}	20.9 ± 3.1^{b}	13.0 ± 2.9^{c}

次に、三坂山で行った調査結果を表 8-2 に示す。Ao 層と L 層をみると、コシダ群落と裸地群落の平均値はよく似ており、他の群落のそれよりも有意に低かった。しかし、A 層はコシダ群落と裸地群落で大きく異なっていた。すなわち、裸地群落では A 層が消失する傾向が認められたが，コシダ群落ではこのような傾向はみられなかった。また、コシダ群落の平均値はウラジロ群落、ウバメガシ群落のそれとよく似ており、群落間の有意な差はみられなかった。土壌貫入深についても、裸地群落は他の群落よりも有意に低い値を示したが、他の群落の間では有意な差は認められなかった。表層土壌の指標硬度をみると、裸地群落の平均値は他の群落のそれよりも有意に高かったが、コシダ群落とウラジロ群落の平均値はウバメガシ群落のそれよりも有意に低かった。

8–5. 考察

不嗜好性植物群落の土壌保全効果

土壌条件は地質条件や地形条件の影響を強く受けることがよく知られている（小舘・中西 1986; 小舘ほか 1990; Kikuchi & Miura 1993; Sakai & Ohsawa 1994; Nagamatsu & Miura 1997）。しかし、調査地の地質条件と地形条件はよく似ており、これらの条件が群落間の土壌の相違に関係している可能性は低い。また、二次林が伐採される前の伐採跡地の土壌はその隣接地に分布する二次林の土壌とほぼ同じ構造・性質を有していたと考えられるので、伐採跡地の土壌と二次林の土壌の違いは二次林の伐採後に生じた可能性が高い。

諭鶴羽山・柏原山の調査結果をみると、裸地群落では表層土壌が流亡していることがわかる（表 8–1）。このような現象はシカの影響に起因しているといえる。しかし、イワヒメワラビ群落は二次林（ウバメガシ群落、ヤブニッケイ群落）と同様の表層土壌を有しており、シカの影響による表層土壌の流亡は認められなかった。一方、三坂山の調査結果をみると、裸地群落では、諭鶴羽山・柏原山の調査結果と同じようにシカの影響による表層土壌の流亡が認められた（表 8-2）。しかし、コシダ群落とウラジロ群落ではこのような現象は認められなかった。これらの結果は、イワヒメワラビ、コシダ、ウラジロの繁茂が伐採跡地の土壌流亡を抑制していることを示している。

表層土壌の指標硬度の調査結果から、イワヒメワラビ群落、コシダ群落、ウラジロ群落の表層土壌は二次林のそれよりも柔らかい傾向にあることが明らかになった（表 8–1、表 8–2）。このような表層土壌の硬度の違いにはイワヒメワラビ、コシダ、ウラジロの地下茎の作用が大きく関係していると考えられる。つまり、これらの種の地下茎は地表近くを長く匍匐し、ところどころで分岐しながら網目状に分布を拡大していくため（岩槻 1992、写真 8-2）、このような地下茎の動きが表土を耕す効果を生み、その結果としてこれらの群落の表層土壌が柔らかくなったと考えられる。

以上の結果から、イワヒメワラビ群落、コシダ群落、ウラジロ群落の土壌保全効果は高く、これらの群落は伐採跡地の土壌保全に大きく寄与していると結論づけられる。

写真 8-2　イワヒメワラビの地下茎の分布状況

不嗜好性植物を用いた緑化の応用可能性

本研究の結果、イワヒメワラビ群落、コシダ群落、ウラジロ群落の土壌保全効果は高いことが明らかになった。このことから、イワヒメワラビ、コシダ、ウラジロはシカ高密度生息地域の伐採跡地の緑化材料として有用であると評価することができる。伐採跡地の広い範囲にこれらの種の優占群落を形成することができれば、伐採跡地の土壌流亡は大幅に抑制され、土砂災害のリスクも軽減されると考えられる。ただし、緑化だけで斜面の安定が図れない場合（急傾斜地や基盤がゆるい場所など）には、柵工や枠工などの緑化補助工を併用することが必要である。

高槻(2001)は、シカの生息地域では外来牧草を用いた人工法面の緑化がシカに多量の餌資源を提供することになり、このことがシカの個体数の増加や分布域の拡大を引き起こす可能性があると指摘している。このような事態を回避するためには、シカの不嗜好性植物でかつ土壌緊縛力が高く、また乾燥にも強い植物を人工法面の緑化に用いることが必要であろう。イワヒメワラビ、コシダ、ウラジロは土壌緊縛力が高い上に乾燥の厳しい立地でも優占群落を形成することができるので、これらの種は伐採跡地だけでなく人工法面の緑化材料としても利用可能であると考えられる。柏原山の山頂付近でみられる道路の法面は自然性のイワヒメワラビ群落によって覆われているが（写真 8-3)、このことは、イワヒメワラビによる人工法面の緑化が有効であることを雄弁に物語っている。

写真 8–3　柏原山の道路法面に成立したイワヒメワラビ群落

謝辞

本研究には，日本学術振興会科学研究費補助金（若手研究 B 課題番号 21780025）の一部を使用しました。

引用文献

土壌環境分析法編集委員会(編) (1997) 土壌環境法. 博友社, 東京.

兵庫県立人と自然の博物館自然・環境マネジメント研究部(編) (2007) 兵庫県における大・中型野生動物の生息状況と人との軋轢の現状. 兵庫県立人と自然の博物館, 兵庫, 88pp.

石田弘明・服部保・小舘誓治・黒田有寿茂・澤田佳宏・松村俊和・藤木大介 (2008) ニホンジカの強度採食下に発達するイワヒメワラビ群落の生態的特性とその緑化への応用. 保全生態学研究 13:137-150.

石田弘明・山名郁実・小舘誓治・服部保 (2012) 淡路島の森林伐採跡地に分布する外来木本ナンキンハゼ群落の生態的特性と成因. 植生学会誌: 印刷中.

岩槻邦男(編) (1992) 日本の野生植物　シダ. 平凡社, 東京.

Kikuchi T, Miura O (1993) Vegetation patterns in relation to micro-scale landforms in hilly land regions. *Vegetatio* 106: 147-154.

小舘誓治・中西哲 (1986) 太山寺の照葉樹林と地形および土壌との関係. 神戸大学教育学部研究集録 77: 113-130.

小舘誓治・高橋竹彦・東順三 (1990) 鞍居神社(兵庫県赤穂郡)の照葉樹林における地形およ

び植生と土壌との関係(I). 神戸大学農学部研究報告 19:45-55.
Matsumoto J, Muraoka H, Washitani I (2000) Whole plant carbon gain of an endangered herbaceous species *Aster kantoensis* and the influence of shading by an alien grass *Eragrostis curvula* in its gravelly floodplain habitat. *Annals of Botany* 86: 787-797.
三谷奈保・山根正伸・羽山伸一・古林賢垣 (2005) ニホンジカ(*Cervus nippon*)の採食行動からみた緑化工の保全生態学的影響－神奈川県丹沢山地塔ノ岳での一事例. 保全生態学研究 10: 53-61.
村中孝司 (2005) 外来種の侵入が在来種の生育や生物多様性に及ぼす影響について. 植生情報 9: 79-87.
村中孝司・鷲谷いづみ (2001) 鬼怒川砂礫質河原における外来牧草シナダレスズメガヤの侵入と河原固有植物の急激な減少：緊急対策の必要性. 保全生態学研究 6: 111-122.
Nagamatsu D, Miura O (1997) Soil disturbance regime in relation to micro-scale landforms and its effects on vegetation structure in a hilly area in Japan. *Plant Ecology* 133: 191-200.
Sakai A, Ohsawa M (1994) Topographical pattern of the forest vegetation on a river basin in a warm-temperate hilly region, central Japan. *Ecological Research* 9: 269-280.
自然環境研究センター(編) (2000) 特定鳥獣保護管理計画技術マニュアル(ニホンジカ編). (財)自然環境研究センター, 東京.
高槻成紀 (2001) シカと牧草－保全生態学的な意味について. 保全生態学研究 6: 45-54.
矢野悟道・竹中則夫・大川徹・高橋竹彦・高橋洋子 (1977) 淡路島南部の植生. 淡路島南部地域植生調査研究会, 兵庫.
野生動物保護管理事務所 (2000) 平成 11 年度兵庫県野生鹿生息動態調査業務報告書. (株)野生動物保護管理事務所, 兵庫.

第 9 章

不嗜好性植物の増殖と利用方法

服部保・南山典子

要　点

・ 人工法面の植生保護工がニホンジカの食害によって侵食され、法面保護に問題が生じると共に植生保護工自体がシカの増殖を助長している傾向が認められる。
・ 植生保護工に不嗜好性植物を利用することによって人工法面の保護と人工法面の餌場化の停止が可能となる。
・ 不嗜好性植物のイワヒメワラビを用いて胞子を発芽させて前葉体、胞子体を形成する方法、胞子体の増殖方法、胞子体の「張り芝」状のマット形成方法、人工法面における前述のマット張り付け方法について調査を行った。
・ 胞子から前葉体、胞子体の形成、胞子体の増殖、胞子体のマット形成に成功した。2012年3月に人工法面におけるマットの張り付け作業を行う予定である。

key words：ニホンジカ　イワヒメワラビ　法面保護　群生栽培

9-1. はじめに

道路建設の各種造成工事に伴って発生する人工法面においては、法面保護を目的とした植生工が行われる。それらの植生工では一般的にオニウシノケグサ、ネズミムギ、ホソムギ、シロツメクサ、アカツメクサなどの外来牧草の種子が吹き付けられることが多い。シナダレスズメガヤ、イタチハギといった地域の生態系に多大な影響を与えるようなブラックリスト記載種を除けば、現段階では法面保護のために牧草種子の吹き付けは問題は少ない。しかし、ニホンジカ（以下、シカ）の生息地では法面保護工による人工植生が、シカの食害によって法面が侵食され、崩壊するなどの問題が生じたり、シカの餌となりシカの個体数を増加させる一因となっている（南山・服部 2010, 2011; 石田・服部 2011）。

シカへの餌の供給と人工法面の侵食防止のためには、シカの不嗜好性植物を利用した法面保護工の開発が必要である。

本調査では、シカの不嗜好性植物であるイワヒメワラビについて、胞子を発芽させ、前葉体を経て胞子体を育成させる手法、胞子体を増殖させる手法、「張り芝」状のイワヒメワラビマットを形成させる手法、人工法面に応用する手法について検討した（南山・服部 2010,2011）。

9-2. 調査の概要

調査目的

調査はイワヒメワラビの胞子散布による前葉体、胞子体の形成方法、胞子体の増殖方法、胞子体の「張り芝」状のマット形成方法および胞子体マットの人工法面における張り付け方法の 4 点を明らかにすることを目的とした。なお、最後の点については 2012 年 3 月に実施する予定なので今回は残る 3 点を目的とした。

イワヒメワラビの概要

イワヒメワラビは分類学的にはコバノイシカグマ科、イワヒメワラビ属に位置づけられる夏緑または常緑（温暖な立地）の多年生草本・シダ植物であり、本州以南の伐採跡地、林縁、疎林内などの乾燥地から湿潤な立地まで広く分布する。一般的には本植物は群生することは少ないが、淡路島南部のようにシカ個体群の密度の高い地域では、不嗜好度が高いために群生が常態化している所が少なくない。繁殖は胞子による有性生殖と地下茎による栄養繁殖の両者であるが、群生化は地下茎に基づく。地下茎の増殖の速さ等は調査されていないが、比較的速いと推定される。地下茎の土壌保持力は大であり、これらの点から法面の保護工への利用植物としての可能性は高い。

9-3. 調査方法

イワヒメワラビの採取

淡路島南部の柏原山においてイワヒメワラビの胞子葉を採取した。

イワヒメワラビの胞子散布

胞子は、胞子葉に付着しているものをブラシでかき落とし、ごみ等を除いて集めた後、パラフィン紙に包み、実験に使用するまで保管した。

胞子発芽後の前葉体および若い胞子体の培養土としてバーミキュライトを使用し、液肥として 5000 倍希釈のハイポネクス（6.5-6-19）を使用した。培養容器として、縦・横 6.5cm、高さ 10cm、容量 422.5cc の透明、蓋付きのプラスチック容器 14 個（写真 9-1）を使用した。バーミキュライト、液肥および容器は使用前に無菌処理を行った。

容器の培養土への胞子の散布は培養土の全面に隈なく行った。散布した胞子の量は 1 容器あたり 0.01cc 程度とした。

容器での培養は、気温 20 度、1 日 12 時間照明に設置された試験室内において行った。

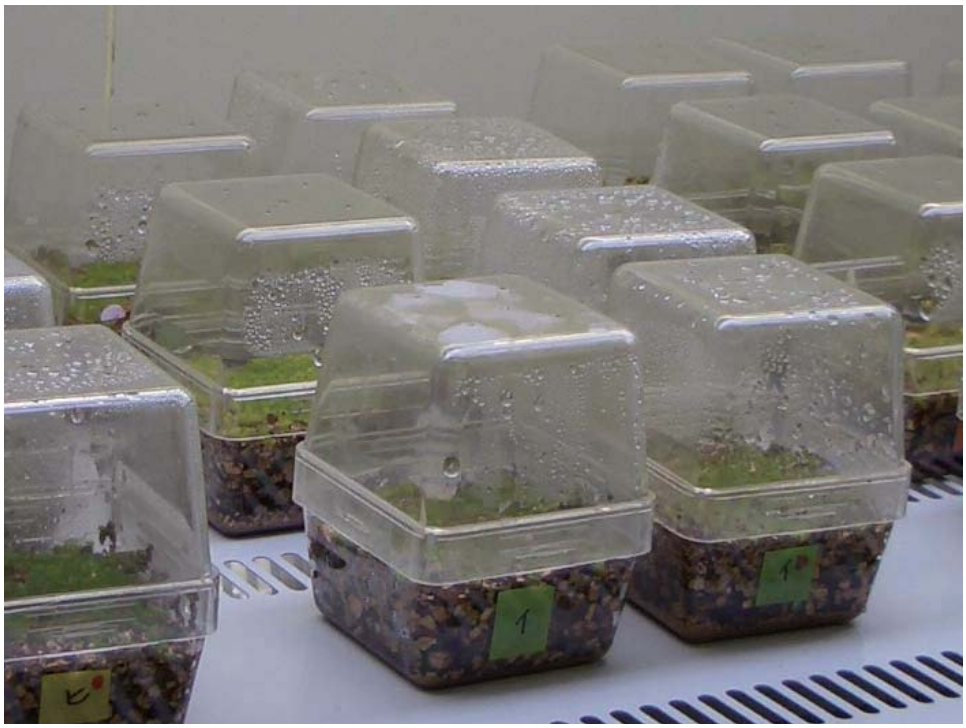


写真 9-1 培養に用いたプラスチック容器

イワヒメワラビの胞子体の栽培方法

容器内において胞子が発芽し、前葉体を経て胞子体が形成され、高さ 2cm 程度に生育した後、容器より胞子体を取り出し、素焼きの植木鉢（4 号、6 号）で栽培した。

栽培用土はⓐ川砂 1：焼赤玉（小粒）1：市販の園芸用土 1、ⓑ川砂 1：焼赤玉（小粒）1：市販の園芸用土 2、ⓒ川砂 1：焼赤玉（小粒）1 の 3 種類とした。

植木鉢への移植後、1 週間に 1 回程度 5000 倍希釈のハイポネクス（6.5-6-19）を施肥した。2008 年 1 月 13 日以降は 2000 倍希釈のハイポネクス（6.5-6-19）を施肥した。

栽培は 1 時間に 1 回水滴が噴霧されるミスト室および冬期に 15℃に加温される温室の 2 ヶ所で行い、灌水は毎日行った。ミスト室の利用は容器内での栽培条件に類似した多湿条件下で、しばらく順化させるためである。

容器から取り出した若い胞子体は多くの個体が群生状態になっている。群生している胞子体を分離させて 1 個体ずつに分離しての栽培（個体別栽培）と群生状態での栽培（群生栽培）の 2 通りの方法で行った。群生栽培は、分離する手間が省かれるのと分離する時の苗の傷みがないことが利点である。個体別栽培では上述のⓐ、ⓑ、ⓒの 3 種の用土条件ごとに植木鉢（4 号）を 6 鉢、計 18 鉢を使用した。各条件の半数をミスト室と温室に配置した。集合状態での栽培では 12 容器内の若い胞子体群をそのまま 1 容器ごとに 12 の植木鉢（6 号）に移植した。用土はⓐが 6 鉢、ⓑが 3 鉢、ⓒが 3 鉢とした。ミスト室にはⓐが 1、ⓑが 2、ⓒが 2 の計 5 鉢、温室にはⓐが 5、ⓑが 1、ⓒが 1 の計 7 鉢を配置した（表 9-1）。なお、ミスト室の植木鉢は半年後に温室に移動させた。

表 9-1　イワヒメワラビの栽培方法.

数字は鉢数．ミスト室の鉢は移植の半年後に温室に移動。

用土条件	ⓐ	ⓑ	ⓒ	計
個体別栽培（温室）	3	3	3	9
個体別栽培（ミスト室）	3	3	3	9
群生栽培（温室）	5	1	1	7
群生栽培（ミスト室）	1	2	2	5
計	12	9	9	30

ⓐは川砂1：焼赤玉（小粒）1：市販の園芸用土1，ⓑは川砂1：焼赤玉（小粒）1：市販の園芸用土2，ⓒは川砂1：焼赤玉（小粒）1.

イワヒメワラビマットの形成

植木鉢で栽培したイワヒメワラビをヤシマットの底部に敷き、ⓐの栽培用土を詰めた育苗箱（34cm×26.5cm×7.5cm（深さ））に移植し、イワヒメワラビマットの作成を試みた。

9-4. 結果

イワヒメワラビの前葉体と胞子体の形成

2007 年 7 月 25 日から 7 月 26 日に容器に胞子を散布した。散布の 16 日後の 2007 年 8 月 9 日には 14 の容器すべてに前葉体の発生を確認した（写真 9-2）。前葉体の生育が良好で密度の高い（約 500 の前葉体）容器 11 個は、施肥の観点から前述のバーミキュライトに 2007 年 9 月 12 日に植え替えた。胞子散布の約 55 日後の 2007 年 9 月 21 日にすべての容器で若い胞子体（写真 9-3）の発生を確認した。

写真 9-2　イワヒメワラビの前葉体（2007 年 9 月 6 日）

写真 9-3　イワヒメワラビの前葉体と若い胞子体（2007 年 9 月 22 日）

イワヒメワラビの胞子体の個体別栽培

若い胞子体が 1cm から 3cm 程度に生育した 2007 年 10 月 18 日に、1 個体ずつ植木鉢への移植を行った（個体別栽培）。

植木鉢への移植約 1 ヶ月後の 2007 年 11 月には、栽培用土ⓐで温室の 3 鉢中 1 鉢、培養土ⓑでミスト室と温室の各々3 鉢中 2 鉢、培養土ⓒでミスト室と温室の各々3 鉢中 1 鉢、合計 6 鉢（生存率約 67%）が枯死した（表 9-2）。

植木鉢への移植の 26 ヶ月後（胞子散布の 29 ヶ月後）の 2009 年 12 月（2008 年 4 月よりすべての植木鉢を温室に移動）にはⓐが 3 鉢、ⓑが 5 鉢、ⓒが 2 鉢、計 10 本が枯死した（生存率約 44%）。

2008 年には胞子嚢を形成しなかったが、胞子散布の約 23 ヶ月後の 2009 年 6 月にはⓐで 1 鉢に胞子嚢が確認された。

表 9-2　イワヒメワラビの栽培結果（生存率・%）

ミスト室の鉢は移植の半年後に温室に移動．ⓐ，ⓑ，ⓒについては表 9-1 参照．

用土条件	栽培期間	ⓐ	ⓑ	ⓒ
個体別栽培（温室）	約1ヶ月	66.7	33.3	100
個体別栽培（ミスト室）	約1ヶ月	100	33.3	66.7
個体別栽培（温室）	約26ヶ月	50	16.7	66.7
群生栽培（温室）	約1ヶ月	100	100	100
群生栽培（ミスト室）	約1ヶ月	100	100	100
群生栽培（温室）	約26ヶ月	100	100	100

イワヒメワラビの胞子体の群生栽培

若い胞子体の群生状態での植木鉢への移植（群生栽培）は 2007 年 11 月から 12 月にかけて行った（写真 9-4）。群生栽培の開始 1 年後のイワヒメワラビの生育は著しく、多数の葉によって植木鉢が被われる状態となり（写真 9-5）、2008 年 12 月 4 日に生育良好な 10 鉢の株分けを行った（用土はⓑ、鉢数は 22 鉢）。

群生栽培開始直後には多少葉が枯れる個体も認められたが、個体別栽培と異なり、植え傷みも少なく生存率 100%と用土や栽培場所による差は認められなかった。

個体別栽培と同様 2008 年には胞子嚢は形成されなかったが、2009 年 6 月には 23 鉢中 11 鉢に、2009 年 7 月には 23 鉢中 16 鉢で胞子嚢を確認した。個体別栽培と同様に胞子散布後 23 ヶ月後で成熟した胞子体に達した。

写真 9-4 植木鉢に移植した胞子体群（群生栽培）（2007 年 11 月 2 日）

写真 9-5 約 1 年後の胞子体群（群生栽培）（2008 年 10 月 10 日）

イワヒメワラビマット

2007 年 10 月より植木鉢で栽培を続けていたイワヒメワラビを 2011 年 5 月に育苗箱に移植し、イワヒメワラビマット 31 個の作成を行った。2011 年 12 月段階では育苗箱全体にイワヒメワラビの葉群が繁茂している状態となったが(写真 9-6)、根茎の発達はまだ不十分で、土壌全体を緊縛する状態には達していなかった。

写真 9-6 イワヒメワラビマットの作成（2011 年 11 月 21 日）

9-5. 考察

胞子散布後 16 日間で配偶体（前葉体）が発生し、約 55 日間で若い胞子体が形成されたことから、イワヒメワラビの胞子からの培養および初期段階での栽培は容易であることが明らかとなり、イワヒメワラビの緑化材料としての可能性を示したと考えられる。特に前葉体から発生した若い胞子体を群生状態のまま植木鉢に移植すれば、生存率が 100%であったことから、群生状態で移植するのが望ましいが、1 容器内の群生状態の個体群を 4 等分程度に分け、それらを 1 鉢ずつ栽培すると効率的と考えられた。

イワヒメワラビの緑化材料としての利用方法として、今回イワヒメワラビマットを作成した。現在、作成後約 6 ヶ月であるが生育は良好であり、2012 年 3 月にマットを法面に張り付ける実験を行う予定である。

引用文献

石田弘明・服部保（2011）シカの不嗜好性植物の緑化材料としての活用.「兵庫の森のチカラを生かす研究」, pp.43-44. 社団法人兵庫県治山林道協会, 神戸.

南山典子・服部保（2010）シカの不嗜好性植物イワヒメワラビの栽培. 植生情報 14: 41-43.

南山典子・服部保（2011）シカの不嗜好性植物イワヒメワラビの増殖技術の開発.「兵庫の森のチカラを生かす研究」, pp.41-42. 社団法人兵庫県治山林道協会, 神戸.

第 10 章

野生動物育成林整備における植生保護柵の効果検証

ー柵内外における初期の植生変化ー

藤木大介

要　点

- 「野生動物育成林整備」で植生保護柵が設置された事業地のうち、柵内外の植生のモニタリングを柵設置後、複数年にわたって実施できた４事業地について、植生保護柵の設置効果を、事業地周辺のニホンジカの生息密度との関係と併せて考察した。
- シカの採食等により下層植生の被度が顕著に低くなっている事業地では、一年間という短い期間にも関わらず、柵内において下層植生の被度や種数が増加することが示された。
- シカ密度が高い事業地の柵外では、2 年間という短い期間の間にも、下層植生の被度、種数ともに減少していることが示された。
- シカの影響により森林植生が衰退している地域において植生保護柵を設置することは、植生を局所的に保全、回復させるうえでの効果が見込める。
- 近年になってシカ密度が急増している地域では、予防的に植生保護柵の設置を進めることが望ましい。また、既にシカ密度が高く下層植生が顕著に衰退している地域においても、これ以上の回復ポテンシャルの低下を防ぐためにも、植生保護柵の設置を急ぐ必要がある。

key words:　種数　被度　目撃効率　植生保全対策

10–1. はじめに

近年、日本各地で過密度化したニホンジカ *Cervus nippon*（以下、シカ）の採食による、森林植生の衰退が顕著になってきており、森林の生物多様性や生態系機能の保全を目的としたシカ対策の必要性が増してきている（湯本・松田 2006； 依光 2011）。兵庫県においても過密度化したシカの影響による落葉広葉樹林の下層植生の衰退が広域にわたって生じているうえ、その面積も急激に増加していることが報告されている（藤木 2012）。シカにより下層植生が衰退した落葉広葉樹林では、植物多様性の低下（石田・服部 2012）や土壌侵食の発生（内田ほか 2012）も報告されている。森林は日本の多くの地域の中で卓越した景観要素であることと、多くの動植物の生息場所であることから、シカの影響による森林植生の衰退は、地域の生物多様性の低下や生態系機能の低下に大きな影響を及ぼしている可能性が高く、早急な対策が必要とされる。

シカから森林植生を保全する上で最も抜本的な対策としては、積極的な捕獲によってシカの生息密度をコントロールする個体数管理が挙げられる（岸本ほか 2012）。このようなシカの個体数管理は主に農業被害の低減を目的に各地でなされているが、現在までに被害が許容可能なレベルまで生息密度の低減に成功した事例は国内ではほとんどない。個体数管理が実効性を上げるためには、必要捕獲頭数の正確な算出（岸本ほか 2012）、効率的な捕獲技術（阿部・坂田 2012）、捕獲体制の整備など今後改善・検討するべき点が数多くあるだろう。このような現状の中、シカの採食により森林植生が衰退している地域では、将来的な個体数管理の達成を見据えて、森林の生物多様性や生態系機能の回復ポテンシャルをできる限り保全する対策が、個体数管理の補完的手段として重要になってくる。

植生をフェンスで囲う植生保護柵は、設置面積が小面積に制限されるものの、シカが過密度化した地域において、植生を局所的に保全する上で有効な手段である。植生保護柵は比較的小面積であっても、低木種や草本種などの比較的小型の植物については一つの柵内で多数の個体を含むことができるため、個体群レベルでの保全が可能となる。森林内の植物種の大半は下層植生にプールされていることと、森林内におけるシカの採食は主に下層植生が対象になることとを考えると、例え小面積であっても植生保護柵を設置することの植物多様性保全上の効果は小さくないと考えられる。また、植生保護柵内に多数の植物種個体群を保全できていれば、将来的にはその植生保護柵内の植物個体群を種子供給源として周辺樹林域の植物多様性を回復させることも可能となろう。以上のことから、植生保護柵の設置は、当座の局所的な植物群落の保全対策のみならず、地域の生物多様性や生態系機能の回復ポテンシャルの長期的な維持対策としても有効であると考えられる。

兵庫県では、2006 年度より「県民緑税」を活用した「災害に強い森づくり」事業が進められている（兵庫県 2010）。災害に強い森づくり事業は、主に防災機能の向上を目的に各種の森林整備メニューが整備されている。その中の一つ、「野生動物育成林整備」では、野生動物による農業被害・森林生態系被害の軽減を目的に、森林と農地の緩衝帯（バッファーゾーン）整備や植生保護柵の設置が実施されてきた。本報告では、「野生動物育成林整備」で植生保護柵が設置された事業地のうち、柵内外の植生のモニタリングを柵設置後、複数年にわたって実施できた 4 事業地について、植生保護柵の設置効果を、事業地周辺のシカ密度との関係と併せて考察した。

10-2. 調査地

野生動物育成林整備は 2006 年度から実施しており、2011 年 3 月末までに 21 箇所 645ha が整備されている。このうち植生保護柵が設置された事業地は 16 箇所 31 基で総設置面積は 3.77ha となっている。植生保護柵が主に設置されている植生は、コナラやアベマキなどの落葉広葉樹が優占する放棄里山林である。柵の標準的なサイズと形状は、高さ 2m、ない面積 1,000m² 程度の円形もしくは楕円形の金属フェンスであるが、事業地の立地条件等によって、柵の直径や形状は異なる場合がある。また、一部の事業地では、金属フェンスの代わりに、化学繊維製のネットが使用されている。

植生保護柵が設置された事業地のうち、柵内外の植生のモニタリングを柵設置後、複数年にわたって実施できたのは、“波賀町原（宍粟市）”、“八鹿町八木（養父市）”、“赤穂市周世”、“加美区奥荒田（多可町）”の 4 事業地である。本報告では、以上の 4 事業地を調査地とした。

各事業地における柵の設置時期は、”波賀町原”と”赤穂市周世”、”八鹿町八木”では、平成 2007 年度の秋から 3 月にかけてであり、加美区奥荒田では 2008 年度の冬から 3 月にかけてである。

10-3. 調査方法

調査に先立ち、各事業地において、10m四方の調査プロットを植生保護柵内と柵に隣接した同一林分内にそれぞれ一基設置した。各事業地の調査プロットが設置された林分の概要については表 10-1 にまとめた。

表 10-1　調査林分の概要

事業地名	標高(m)	植生タイプ	林冠高(m)	シカの目撃効率の過去4年間の平均値
赤穂市周世	73	アベマキ・コナラ林	7	1.9
加美区奥荒田	303	アカマツ林	14	1.4
八鹿町八木	156	アベマキ・コナラ林	18	3.2
波賀町原	726	コナラ林	20	4.1

植生調査は、柵設置後、植物の一成長期間(春~秋の着葉期間)が終了した柵設置翌年度の秋季（整備一年目）と、その翌年の秋季（整備二年目）に実施した（表 2)。但し、“波賀町原”“八鹿町八木”の柵外については、翌々年の秋季（整備三年目）も植生調査を実施した。

植生調査ではまず階層の区分を目視によって行い、葉群の分布を区分の目安とした。階層は高木層、亜高木層、第一低木層、第二低木層、草本層の５層、または亜高木層を欠く４層とした。次に、階層毎に全維管束植物の出現種のリストを作成し、各出現種の被度(%)を記録した。被度の最小値は 0.01%とした。

10-4. 解析方法

調査地を含む県内の放棄里山林におけるシカ密度と下層植生の被度の関係を示すために、梅田ほか(2012)が県内約 30 地点の里山放棄林で実施した植生調査データを利用した。梅田ほか(2012)の植生調査地点と今回の調査地周辺におけるシカの生息密度の指標データとしては、森林動物研究センターが毎年収集している銃猟時のシカの目撃効率データを用いた。兵庫県内の落葉広葉樹林のシカによる下層植生の衰退程度は、過去 4 年間のシカの目撃効率と関係性が強いことが示されている（岸本ほか 2012)。そこで、各調査地における目撃効率は、各調査地が含まれる狩猟メッシュにおける過去 4 年間の目撃効率の平均値で示した。

森林内においてシカは口が届く範囲である地上高 2m未満の範囲を主な採食空間としてい

る。このため本報告では、シカの採食空間に葉群が大きく重なる第 2 低木層と草本層のデータを使用した。各調査プロットについて第 2 低木層と草本層に出現した種の被度の合計値と種数をそれぞれ集計した。

10-5. 結　果

各調査地のシカ密度と下層植生の状況

シカの目撃効率と下層植生の被度の間には、明瞭な負の関係があった(図 10-1)。シカ密度と下層植生の被度の関係から、事業地は大きく３つのタイプに分けられた。第一のタイプは、シカ密度が高く、下層植生の被度が顕著に低いタイプ(八鹿町八木、波賀町原)。第２のタイプは、比較的シカ密度が低く、下層植生の被度も低いタイプ(加美区奥荒田)。第３のタイプは、比較的シカ密度が低く、下層植生の被度が高いタイプである(赤穂市周世)。

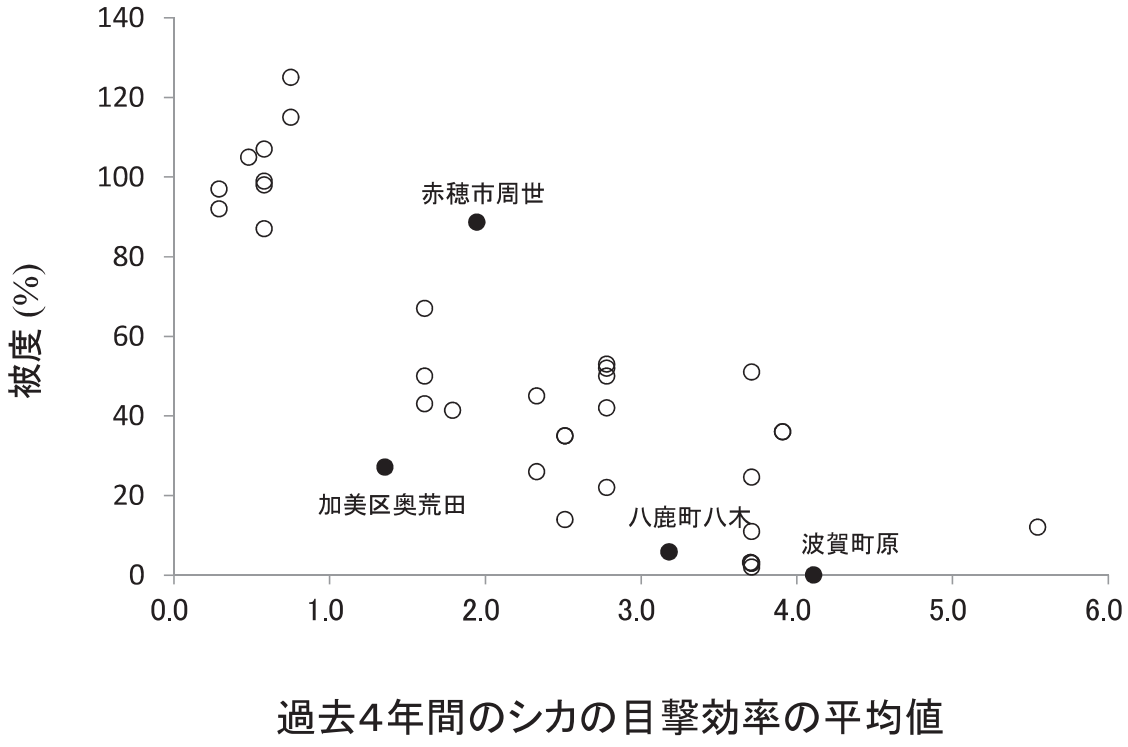


図 10-1　シカの目撃効率と下層植生の被度合計の関係

整備後の植生保護柵内の被度と種数の変化

下層植生の被度が小さいタイプの３事業地（加美区奥荒田・八鹿町八木・波賀町原）では、柵設置後、柵内の被度、種数ともに回復する傾向が認められた（図 10-2）。一方、下層植生の被度が高いタイプの事業地（赤穂市周世）では、種数、被度の変化に明瞭な傾向は認められなかった。

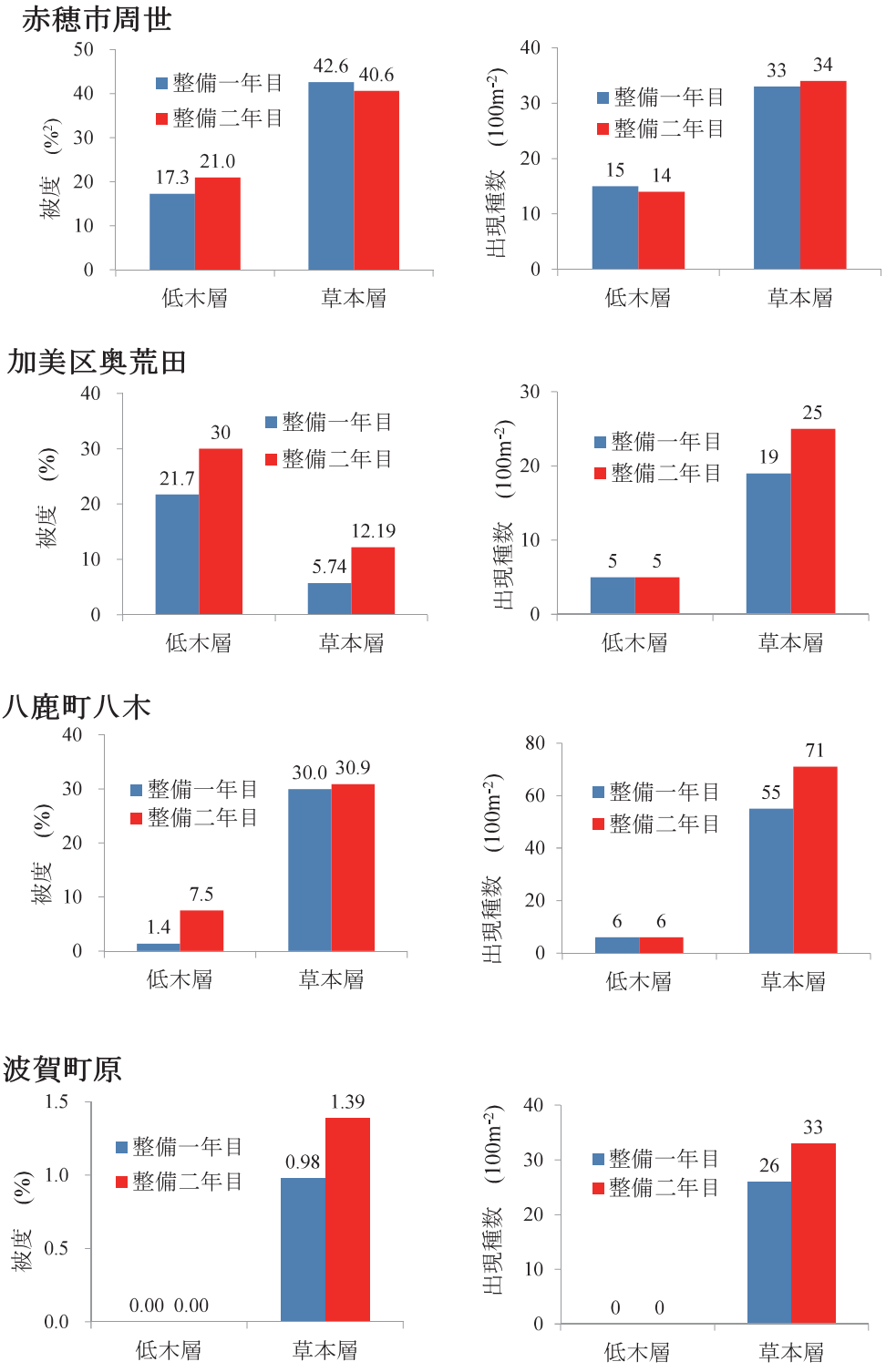


図 10–2　植生保護柵内における柵設置後の被度と種数の変化

整備後の柵外の被度と種数の変化

シカ密度が比較的低い事業地（赤穂市周世・加美区奥荒田）の柵外では、種数、被度ともに減少する傾向は認められなかった（図 10-3）。一方、シカ密度が高い事業地（八鹿町八木・波賀町原）では、種数、被度ともに減少する傾向が明瞭であった。

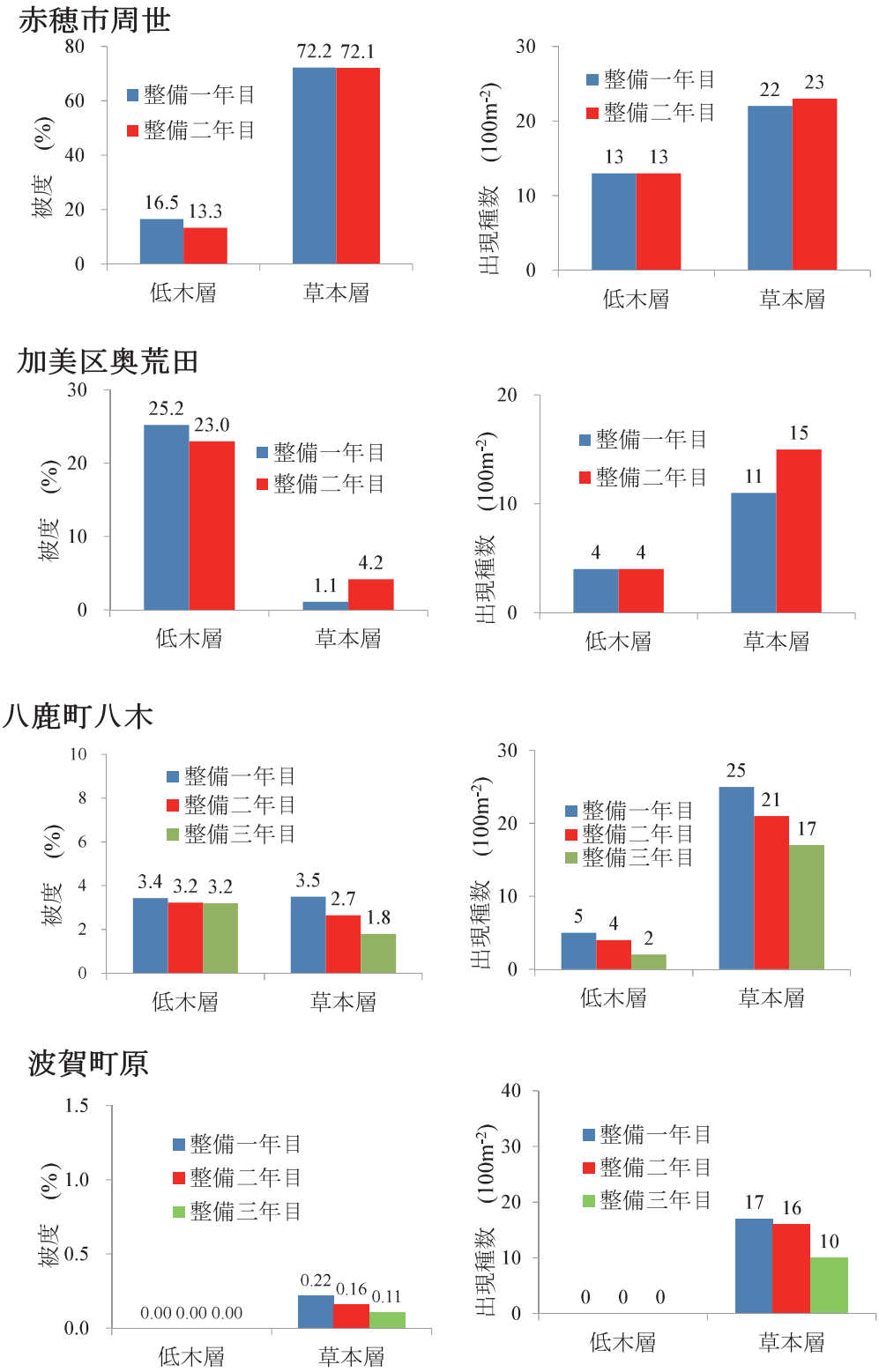


図 10-3　植生保護柵外における被度と種数の変化

10-6. 考　察

森林植生の保全を目的に森林内に植生保護柵を設置する取組みは、大台ケ原や神奈川県丹沢山地などの各地で以前から実施されている（柴田・日野 2009; 田村 2011; 藤木・高柳 2011）。これらの先行地域において植生保護柵の設置後、柵内の植生が被度や種数ともに回復すること（田村 2007）、柵外では消失した希少植物が再出現することなどが報告されている（田村ほか 2005）。本調査において、シカ密度が低く下層植生の被度も高い事業地（赤穂市周世）では、植生保護柵設置の効果は認められなかった。一方で、シカの採食等により下層植生の被度が顕著に低くなっている 3 事業地（加美区奥荒田・八鹿町八木・波賀町原）では、一年間という短い期間にも関わらず、下層植生の被度や種数が増加することが示された。以上のことは、他府県の事例と同様、兵庫県内のシカの影響により森林植生が衰退している地域において植生保護柵を設置することは、植生を局所的に保全、回復させるうえでの効果が見込めることを示している。

シカ密度が高い 2 事業地（八鹿町八木・波賀町原）の柵外では、2 年間という短い期間の間にも、下層植生の被度、種数ともに減少していることが示された。同様の結果は、兵庫県内の他地域からも報告されている（石田・服部 2012）。これらのことから、兵庫県内ではシカ密度が高い森林を中心に、シカの影響による下層植生の被度や種数の低下が年単位という急激なスピードで進んでいる可能性が高い。地域生態系保全技術としての植生保護柵の意義は、単に柵内の植生を保全することだけでなく、将来のシカ密度低減時には植生保護柵をシードソースとして、周辺森林域の植物多様性を回復させることにある。したがって、植生保護柵の設置はできるだけ種数の低下が進行する前段階で行うことが望ましいといえる。以上のことを考えると、現在、シカの影響による下層植生の衰退が顕著でない地域のうち、近年になってシカ密度が急増している地域では、予防的に植生保護柵の設置を進めることが望ましい。また、既にシカ密度が高く下層植生が顕著に衰退している地域においても、これ以上の回復ポテンシャルの低下を防ぐためにも、植生保護柵の設置を急ぐ必要がある。

最後に、神奈川県丹沢山地で実施された調査によると、設置後 5 年間の植生保護柵の破損率は 4 割強にも上るうえ、破損した植生保護柵の大半でシカの侵入が確認されていることが示されている（入野・田村 2002）。神奈川県では、年一回程度の見回りと補修作業を行うことで、柵の植生保全効果の実効性を担保している。以上のことから、植生保護柵の設置によって植生の保全を図るためには、設置後の維持管理のあり方について十分留意する必要があろう。

引用文献

阿部豪・坂田宏志（2012）囲いわなによるニホンジカ捕獲の効率化に向けた検討.「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.2-16. 兵庫県森林動物研究センター.

藤木大介（2012）兵庫県本州部の落葉広葉樹林における下層植生の衰退状況―2006 年から

2010 年にかけての変化―. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.17-31. 兵庫県森林動物研究センター.
藤木大介・高柳敦 (2011) 大規模防鹿柵を用いた森林生態系保全の取り組み～京大芦生研究林の事例. Wildlife Forum 15: 9-10.
兵庫県 (2010) 災害に強い森づくり事業検証報告書 2010. 兵庫県. 87pp.
入野彰夫・田村淳 (2002) 丹沢山地の特別保護地区における植生保護柵の設置実績と破損状況. 神奈川県自然環境保全センター自然情報 1: 29-32.
石田弘明・服部保 (2012) ニホンジカの過採食が暖温帯夏緑二次林の種多様性に与える影響. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.32-48. 兵庫県森林動物研究センター.
岸本康誉・藤木大介・坂田宏志 (2012) 森林生態系保全を目的とした広域モニタリングによるニホンジカの密度管理手法の提案. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.92-104. 兵庫県森林動物研究センター.
柴田叡弋・日野輝明 (2009) 大台ケ原の自然史 森の中のシカをめぐる生物間相互作用. 東海大学出版会. 300pp.
田村淳 (2007) ニホンジカの採食を受けてきた冷温帯自然林における採食圧排除後 10 年間の下層植生の変化. 森林立地 49: 103-110.
田村淳 (2011) 植生保護柵の効果と影響の整理―丹沢の事例―. 森林科学 61: 17-20.
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.
内田圭・藤木大介・岸本康誉 (2012) 兵庫県本州部の落葉広葉樹林におけるニホンジカによる土壌侵食被害の現状. 「兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術」, 兵庫ワイルドライフモノグラフ 4 号, pp.71-90. 兵庫県森林動物研究センター.
梅田浩尚・藤木大介・岸本康誉・室山泰之 (2012) 兵庫県但馬地方のコナラ林とスギ人工林におけるニホンジカの生息密度勾配に伴う植物種数の変化パタン. 森林応用研究 21: 印刷中.
湯本貴和・松田裕之 (2006) 世界遺産をシカが喰う　シカと森の生態学. 文一総合出版. 212pp.
依光良三 (2011) シカと日本の森林. 築地書店, 226pp.

おわりに

ニホンジカによる森林生態系被害は、2000 年代になってその被害面積が急激に拡大しているとともに、森林生態系の不可逆的変化が危惧されるほど、その被害の深刻化が増してきています。今や日本の森林管理上の最も大きな課題の一つといっても過言ではないと思われます。その一方で、被害の全体像の把握や被害対策の取り組みについては極めて不十分な対応しかできていないのみならず、このような深刻な被害が発生していること自体が社会の中で広く認識されていない状況にあると言わざるを得ません。

このような状況の中で、森林動物研究センターでは、被害の全体像の把握や被害対策について模索し、またこの問題が県民に広く周知されるよう努力してきました。今回のモノグラフでは、これまでの研究成果をできる限り体系的に取りまとめることで、この問題に対する当センターの現在の到達点を示すことを目的の一つとしました。

当研究センターは発足以来 5 年が経ちましたが、この期間、シカによる森林生態系被害のモニタリング手法を確立し、さらにはモニタリング体制を整備することができました。これによりシカの密度指標のモニタリング・データとの関係解析が可能となり、その結果、森林生態系保全を目的にシカの管理目標値を設定できるところまで保護管理の体制が進展しました。今後の大きな目標としましては、管理目標値を達成するための捕獲技術の開発や捕獲体制の整備を進めていくことが挙げられます。また、既に植生が衰退している地域を対象に、どのように植生の復元を図っていくか、その道筋をつけることが挙げられます。

最後になりましたが、本モノグラフが兵庫県の県民の皆様、行政関係の皆様、或いは他府県の皆様の何かのお役に立つことができることを、執筆者一同、希望しております。

責任編集者　藤木大介

兵庫県森林動物研究センター
兵庫ワイルドライフモノグラフ　4 号
兵庫県における
ニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術
2012 年 3 月 28 日　印刷
2012 年 3 月 28 日　発行
編集・発行　兵庫県森林動物研究センター
〒669-3842　兵庫県丹波市青垣町沢野 940
印刷　　株式会社プリテック

兵庫県におけるニホンジカによる森林生態系被害の把握と保全技術

兵庫県森林動物研究センター　兵庫ワイルドライフモノグラフ 4号

兵庫県
森林動物研究センター

〒669-3842　丹波市青垣町沢野 940
TEL 0795-80-5500　FAX 0795-80-5506
940 Sawano, Aogaki, Tanba, Hyogo, Japan 669-3842

Wildlife Management Research Center, Hyogo
Wildlife Monograph of Hyogo, No.4

Assessments and technologies for conservation of forest ecosystem under overabundance of sika deer in Hyogo Prefecture

23農Ⓣ1-002A4