

Ⅱ 個別技術開発報告

課題 1 新たな鳥獣被害防止技術の開発

課題 1-1 ニホンジカ過密化地域における森林生態系被害にかかる総合対策技術開発
技術開発主体 神奈川県自然環境保全センター・酪農学園大学
担当責任者 山根正伸（神奈川県）・鈴木 透（酪農大）

1 目的

丹沢山地のシカ保護管理、自然再生事業など各種事業におけるモニタリングデータなどを活用して、簡易なシカ密度指標および植生影響指標を検討し、その空間分布を推定するハザードマップとして図化する。また、自然再生事業、シカ保護管理事業、森林整備事業などがシカ密度や森林生態系に及ぼす相互影響を予測し、適切な対策の選択を可能とする意志決定支援ツールを先進事例を参考としながら開発を試みる。

平成 22 年度は、ハザードマップの構築方法を検討するとともに、その基礎となる GIS データベースの基本設計と構築を行った。また、ハザードマップを実際のシカ管理事業に適用する際に必要となる意志決定支援ツールについても先進事例を収集して基本デザインを検討した。

2 研究項目と方法

(1) GIS データベースの構築

神奈川県では、平成 19 年より第 2 次神奈川県ニホンジカ管理計画（神奈川県 2008）を策定し、森林を含めた生物多様性の保全と再生を目標の一つとしてシカの個体数調整などを実施している。また、シカ個体群の管理と同時に森林生態系や生物多様性に与えるシカの影響を最小限にするためには、ハザードマップや意志決定支援ツールなどを活用しながらシカと森林を統合的に管理していくことが重要と考えられ、第 3 次神奈川県ニホンジカ管理計画においてもそのような方向が検討されている。

そこで本研究では、神奈川県丹沢大山地域におけるシカと森林の統合的管理を行うために、既存のデータや情報を GIS データとして整理し、そのデータを取りまとめた GIS データベースを構築することとした。この、GIS データベースはハザードマップ検討や試作、意志決定支援ツール構築にも活用できるように GIS データの収集に努めた。

なお、本年度は、GIS データベースの基本設計を最初に行い、続いて GIS データを収集し GIS データベースの構築を試みた。

(2) ハザードマップの試作

本研究では、シカによる森林生態系被害の危険性を予測し、効果的な対策を実施するためのハザード(危険)マップを、丹沢山地を対象として試作する。

まず、ハザードマップを、「どこでどんな被害が発生するかを予測する地図」あるいは「被害の発生頻度や強度を二次平面にプ

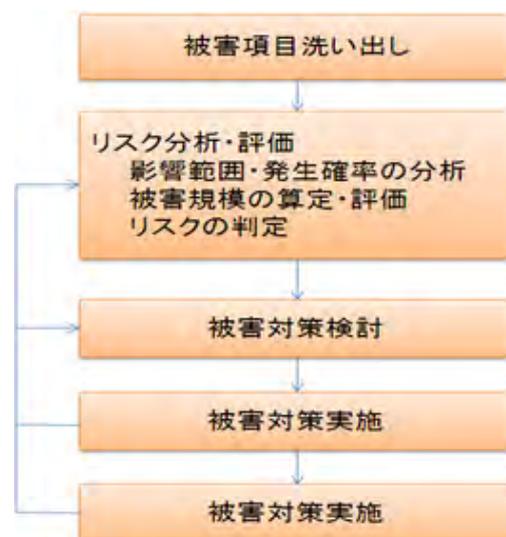


図 1. ハザードマップの構築手順

ロットして、リスクを可視化した地図」と定義し、図1に示すような、構築手順と利用方法を想定した。

構築作業では、まず、対象とする被害項目の内容と尺度について、各種文献資料などを用いて大まかに整理した。続いて、各種森林生態系への被害と関係する各種要因について、文献および丹沢山地の調査結果を用いて分析し、被害発生場所、発生確率、規模などのリスクを予測するためのロジックや空間処理の方法について検討した。

そして、検討結果を用いて、既存のGIS情報などを用いて丹沢山地におけるシカによる森林生態系被害ハザードマップを試作した。

(3) 意志決定支援ツールの検討

丹沢山地では現在、シカと森林を統合的に管理していくことが重要な課題とされている。この課題に対応するには、森林への各種のシカによるマイナス影響を抑制することをめざして、目標に応じたシカ個体数の調整、森林整備の実行、さらには効果的な被害対策技術を組み合わせて実施することが有効と考えられる。

後述するように各種森林生態系へのシカ被害と関係する各種要因は、多様で相互影響的である。このため、実務レベルでは、専門知識や要因相互間の関係の理解に基づいて、有効な意志決定を支援するツール提供が求められる。

そこで、本年度は、生息地管理も含むシカの統合管理システムへの組み込みを前提とした意志決定支援ツールの開発に向け、まず基本デザインの参考となる先行事例を文献資料などから収集した。続いて、実際の丹沢でのシカ保護管理と水源林整備事業の統合に向けた検討状況をふまえて、情報処理手順と出力に関する基本デザインを検討した。

3 結果

(1) GIS データベースの構築

ア. データベースの基本設計

神奈川県に於けるシカと森林に関連する主要な計画・事業は前述した第2次神奈川県ニホンジカ管理計画の他に、自然再生事業、かながわ水源環境保全・再生5か年計画があり、関係する機関・部署も多岐にわたっている。これらの事業により得られた情報については、統合型GISデータベースであるe-Tanzawa(山根ほか2005)を構築している自然再生事業を除き、各機関・部署が個別に管理している。

開発するデータベースの役割として、関連する基盤情報を集約し共有する役割、解析を行うためのデータセットや解析結果を取りまとめる役割、今まで得られている情報や解析結果を事業や

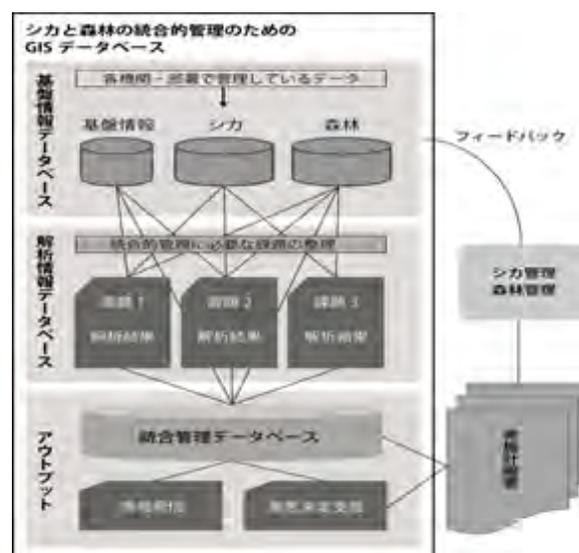


図2. GISデータベースの基本デザイン

計画に反映することや外部への発信などアウトプットとしての役割が主に考えられる。

そこで本事業では、GIS データベースを上記に記載した主な役割ごとに3つのサブシステム（基盤情報データベース・解析情報データベース・アウトプット）に分離することとした（図2）。すなわち、基盤情報データベースでは、行政界、土地利用、植生、DEMなどの基盤情報と、シカ、森林に関する情報を集約し、関係する機関・部署などが共通の情報をして共有できるデータベースとして整理する。解析情報データベースでは、シカと森林の統合的管理に向けた課題について基盤情報データベースから関連するデータを抽出し、それぞれの課題に対するデータベースと解析結果を集約する。アウトプットでは、既存の情報や解析結果から統合的なデータベースを構築し、事業・計画などへ意思決定支援のための情報整理や外部へ発信するための情報を集約する。また、これらのデータベースは相互に関係しており、事業や計画が実施された場合には基盤情報データベースにフォードバックされ、常にデータベースが更新されるようなデザインとした。

イ. GIS 情報の収集と GIS データベース構築

GIS データのフォーマットは主に使用する GIS ソフトの ArcGIS（ESRI 社製）で利用できる形式（シェープ形式）を基本とした。また、投影法に関しては統一する必要はないが、使用するユーザーが GIS に不慣れな場合も考慮して投影法は平面直角座標系 9 系世界測地系に統一した。

続いて、各データベースを可能な範囲で構築を試みた。基盤情報データベースは、基盤情報は e-Tanzawa で既に整理されて

いる情報を集約し、シカと森林に関しては各事業やモニタリングの結果を集約した（表1）。今回構築する基盤情報データベースは統合的管理を目的としているため、項目は担当する機関・部署ごとにではなく、データベースを使用するユーザーが理解しやすいように内容ごとに整理した。

解析情報データベースに関しては、シカと森林の統合的管理において課題となっている項目の整理と予備解析結果などを登録した。例として、予備的に行ったシカ個体数（密度）の長期的な変動の解析結果や、シカの潜在密度分布、シカによる森林生態系への各種影響評価結果などを登録した。

表 1. 収集したデータ例

項目		内容
基盤情報		行政界・土地利用・植生 DEM・地図・道路・河川 土壌・保全対策など
シカ	シカ個体群	区画法・糞塊法・狩猟統計 ライトセンサス・捕獲個体 情報など
	生息環境	林床植生組成・林床植生被 度・表層土壌状態など
森林		人工林整備状況・林相構造 など

(2) ハザードマップの試作

ア. ニホンジカによる森林生態系被害の内容と尺度

対象とする被害項目の内容と尺度について、各種文献資料などを用いて大まかに整理した。収集した事例をまとめると、丹沢大山地域の高標高のブナ林域では、シカの過密状態がもたらす累積的な採食により、下層植生を衰退させ、一部の地域では裸地化や土壌流出

が発生するほどの深刻な事態を起こしている。また、中標高の人工林・二次林域でも、人工林の荒廃によってシカの食物が減っており、樹皮剥ぎなどの林業への被害や土壌流出が起きていることが明らかになった。さらに、シカの採食により特に下層植生の種構成や現存量が変化するという生

表 2. シカの森林生態系への被害の整理

	内容	尺度	備考
林業被害	苗木食害、樹皮喰い	本数被害率	
植生劣化	希少種消失、被度減少(裸地化)、更新阻害、種組成変化、植生構造変化	現存量 植生被度 多様性 etc	
土壌流出	表層土壌の流出	土壌流出量	林床植生被度との相関大
生物多様性低下	種組成変化、現存量変化	多様性 現存量	植生劣化との相関大

物多様性への影響も報告されている。このように、シカの森林生態系への表 2 で示したように大きく分けると、4 つの内容（林業被害・植生劣化・土壌流出・生物多様性低下）があると考えられた。

イ. 各種森林生態系への被害と関係する各種要因

① シカと森林生態系の関係

シカと森林生態系との関係について整理した。本年度は、特に植生劣化や生物多様性低下について検討した。

シカと植生や生物多様性との関係は、シカが植生を劣化される過程とシカ管理等により影響が軽減もしくは除去された後の植生が回復する過程では異なると考えられる。これは、シカの採食にも選好性があり、シカが好む高茎草本やササ等の常緑植物についてはより強い採食圧を受け、不嗜好性植物では採食圧が少なくなるという結果、受ける影響の割合が異なり、回復過程も異なると考えられるからである。また、シカの過密化が長期間持続された場合はその後植生保護柵で完全にシカの影響を除去しても元の植生は回復しないという事例でもあるように、シカの採食圧により植生の変化点であるティッピングポイントを超えてしまうことが起きているからであると考えられる。ティッピングポイントとは、ある変化が急激に促進される閾値を表しており、生態学ではその前の状態に戻ることができない変化点のことを示している。

具体的に丹沢大山におけるシカ密度・累積圧と下層植生への影響をこれまでの知見からモデル化した例を表 3 と図 3 に示した。シカの下層植生への影響はシカの密度と時系列変化（累積圧）が影響していると考えられ、例えばシカが低密度と高密度では下層植生への影響が異なることに加え、密度の変化によっても影響が異なるとしている。つまりシカが高密度を維持することにより非常に強い影響を下層植生へ与えると示唆される（表 3）。また、下層植生の指標は主に植被率、群落高、不嗜好性植物の植被率で表現できる。それぞれ低い値をランク 1 から高い値をランク 5 と仮定すると、シカの影響により、植被率・群落高のランクは低下し、不嗜好性植物植被率のランクは増加する（表 3・図 3）。その変化は植生の劣化過程と回復過程で特に不嗜好性植物の植被率の変化が異なり、不嗜好性植物は下層植生が劣化する過程で一度増加した場合、回復過程では減少しにくいことが植生保護柵内の下層植生の経年変化からも明らかになっている。

このようにシカと植生との関係は、シカ密度レベルと累積・持続が組み合わされて植生への影響が現れ、その変化は不可逆的であり、劣化過程と回復過程で異なっていると考えられ、ハザードマップにおいてもある一つの指標でなく複数の指標を用いて評価し、かつ劣化過程と回復過程の違い（不可逆性）を考慮しながら作成すべきであると考えられた。

② RDD (相対シカ密度) との関係

相対シカ密度 (Relative Deer Density; RDD) とは、ある環境の環境収容力に対するシカの密度のことである。シカによる環境への影響を密度で表すのではなく、環境の収容できる容量に応じた密度で表すことにより、より実態に沿った影響を評価できるという考え方である。deCalesta and Stout (1997) によると、シカの相対密度は図 4 のように変化すると要約しており、生物多様性に影響する RDD が最も低く、続いて木材生産、最大収穫となっている。このように現在丹沢大山地域で問題になっており、本課題で対象としている森林生態系への影響は RDD を非常に少ない値 (図 4 の RDDs より小さな値) にする必要があることがわかる。また、RDD に対応した動植物相、シカの動態、狩猟への影響も要約しており、RDD を低状態にすることが森林生態系 (動植物相) への影響を少なくすることが示されている (表 4)。

表 3. シカの密度・累積圧と植生との関係

ステージ	シカ生態系影響	植被率ランク	群落高ランク	不嗜好性植物植被率ランク
低密度状態	-	5	5	1
密度上昇初期	+ -	4	4	1
密度上昇後期	+	4	3	2
高密度状態	++	3	2	3
高密度維持	+++	1	2	4
密度減少初期	++	2	3	4
密度減少中期	+	3	4	3
低密度状態回復	+ -	5	5	2

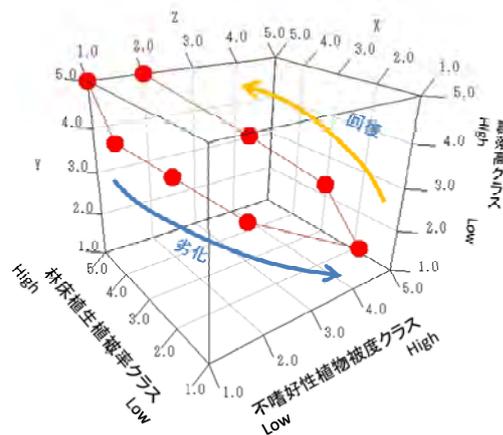


図 3. 植生の劣化過程と回復過程のモデル図

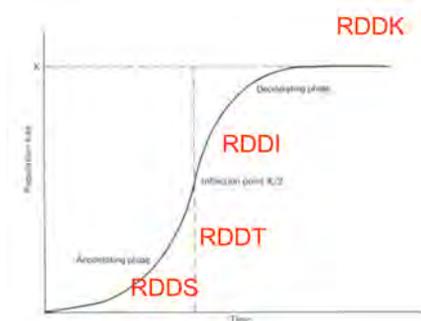


FIGURE 3-2 The S-shaped or sigmoid growth curve generated by the logistic growth equation. Midway through the curve is the inflection point, A/2, the point of maximum rate of increase and productivity (see Chapter 7, Management for Harvest).

RDDS: 生物多様性維持密度

RDDT: 木材生産可能密度

RDDI: 最大収穫密度

図 4. RDD の変化

表 4. RDD による動植物相、シカ動態、狩猟への影響

RDD	動植物相への影響	シカ動態への影響	狩猟への適用
低 <20%RDD	嗜好性植物種が多少採食され、現存量や生産力は生態系により制御されている。	生物学的潜在カレベルの繁殖率や繁殖参入率。シカは極稀にしか目撃しない。	狩猟収穫は低いが持続的。立派な枝角シカ狩猟可能
低～中 20-39%RDD	植物の相対量度が穏やかに変化・草本類や灌木類が敏感に反応。嗜好種の生産力や現存量は明瞭に低下するが全体の現存量は不変。生息地でシカ採食に敏感に変化する野生種が減少。	繁殖率は低下するが繁殖参入率は依然として高い。	収穫量は高い。立派な枝角シカが豊富に生息。
中～高 40-59%RDD	インパクトが明瞭：構造と種組成が変化。総現存量と生産力が減少。局所的に採食に敏感な木本や草本類が消失して、生息地構造が大きく損傷する。	この範囲の上限付近で繁殖率と繁殖参入率は減少に転じる。シカをししばし目撃する	最大シカ収穫量維持レベル立派な枝角シカは減少。
高 40- >80%RDD	大きなインパクト：構造と種組成が変化。生産力、現存量が減少。動植物相の量度が減少。	環境収容力に近づくにつれて繁殖参入率はほぼゼロとなる。多くのシカを目撃する。	個体状態は貧弱で、収穫の量も質も最大でない

ウ. 丹沢定点モニタリング調査データの解析結果

丹沢大山地域におけるシカ密度と植生との関係の評価するために、区画法によるシカ密度調査と植生の定点モニタリング調査データを用いて解析した。

シカ密度と植生被度の関係を図5に示した。なお下層植生は優占種による分類した。全体の傾向としては、シカ密度が高くなると植生被度が少なくなる傾向は見られたが、シカ密度が低い個所でも植生被度が低い、優先種によっては傾向があいまいであることから現在のシカ密度では現状の植生被度を説明するには困難な場合も見られた。このような個所はシカの累積圧か環境の脆弱性など現在のシカ密度では説明できないほかの要因が影響している可能性がある。

次に、アズマネザサ・スズタケ優先群落におけるササの群落高とシカ密度の関係を図6に示した。ササの群落高はシカ密度が高い個所では群落高が低い傾向を示した。しかし、ササの群落高も植生被度と同様にシカ密度が低い個所でも群落高が低い個所もあり、さ

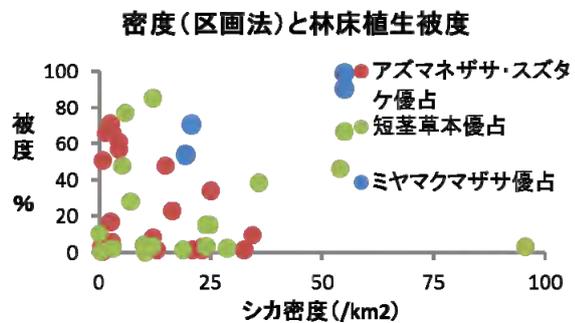


図 5. シカ密度と植生被度の関係

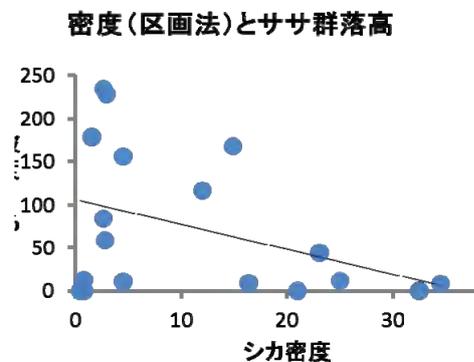


図 6. ササ群落高とシカ密度の関係

らなる検討が必要であると考えられる。

最後に、不嗜好性植物の植被率とシカ密度との関係を図7に示した。下層植生の植被率と同様に優占種ごとに分類した。全体の傾向としては、不嗜好性植物の植被率はシカ密度が高くなるほど増加する傾向が見られたが、優先種によりその傾向は不明瞭な場合もあった。

以上、区画法によるシカ密度調査と植生の定点モニタリング調査データを

用いて解析した結果から、現在のシカの密度は、下層植生・不嗜好性植物の植被率やササの群落高に影響を及ぼしていることが示唆された一方で、累積圧や環境脆弱性等の他の要因も現在の下層植生の状態に影響している可能性も考えられた。

そこで、次に累積圧の影響を評価するために、植生の定点モニタリング調査データの植生の劣化度と下層植生・不嗜好性植物の植被率との関係を調べた。なお、植生の劣化度は現在の下層植生の劣化状況を5ランクに分類した指標であり、値が高いほど劣化していることを示している。また、劣化度はこれまでのシカの累積圧を直接的に占めている指標ではないが、ここでは現在の劣化度はシカの累積的な採食圧の結果であると仮定した。

劣化度と下層植生・不嗜好性植物の植被率との関係を図8に示した。劣化度によりばらつきは見られるが、劣化度が高くなると、下層植生の植被率が低くなり、不嗜好性植物の植被率が高くなる傾向が見られた。これは、シカの累積的な採食圧を示していると考えられる植生の劣化により、下層植生が不嗜好性植物に優占種組成が変化することを示唆しており、下層植生・不嗜好性植物の植被率はシカの累積圧を示す良い指標になるとも考えられる。

予備的な解析ではあるが以上の結果を踏まえてシカの森林生態系へ及ぼす被害をまとめると図9のように、被害

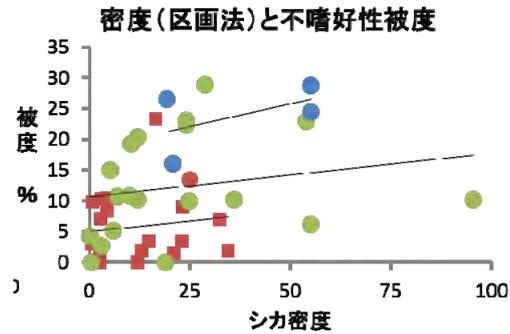


図7. 不嗜好性植物の植被率とシカ密度の関係

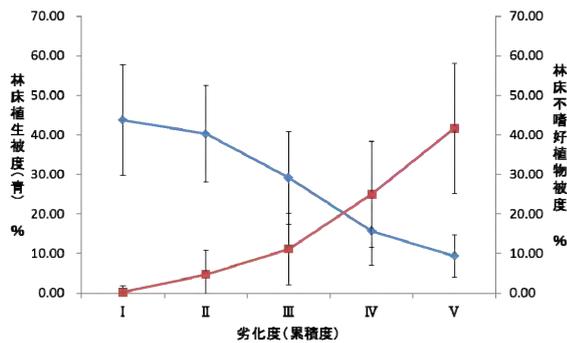


図8. 劣化度と下層植生・不嗜好性植物の植被率の関係

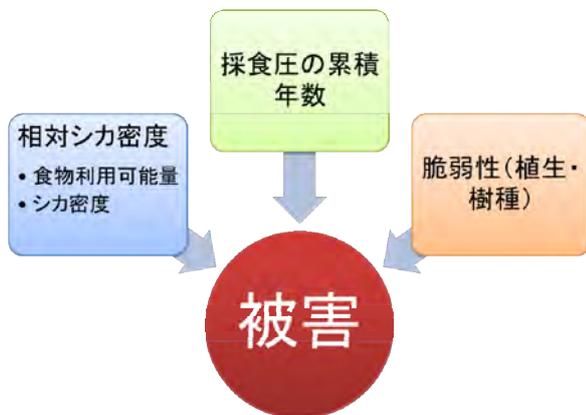


図9. シカによる被害の関係要因模式図

は「相対シカ密度」、「累積圧」、「環境の脆弱性」の要因が関係していると考えられた。

エ. ハザードマップの作成ロジックの検討

上記の結果を踏まえて、ハザードマップは、「相対シカ密度」×「累積圧」×「環境の脆弱性」により作成することができると考えられたため、その計算方法（ロジック）を検討した。検討した結果、図 10 で示したロジックを作成した。

まず現在のシカの森林生態系への影響を示す指標は、シカ密度指数（DDI）と食物環境指数（FCI）から相対シカ密度を算出し、シカ影響度指数（DII）とする。次に、シカ影響度指数（DII）と生息環境脆弱性（VI）からシカの被害強度を示す被害強度指数（DI）を算出する。また、シカの累積圧を評価するためにシカ密度ポテンシャルとシカ密度のトレンドから強度拡大リスク指数（DR）を算出する。最後にシカ影響度指数（DII）と強度拡大リスク指数（DR）を組み合わせたものをハザードマップとする。各指数の算出方法は下記のハザードマップの試作において記述してある。

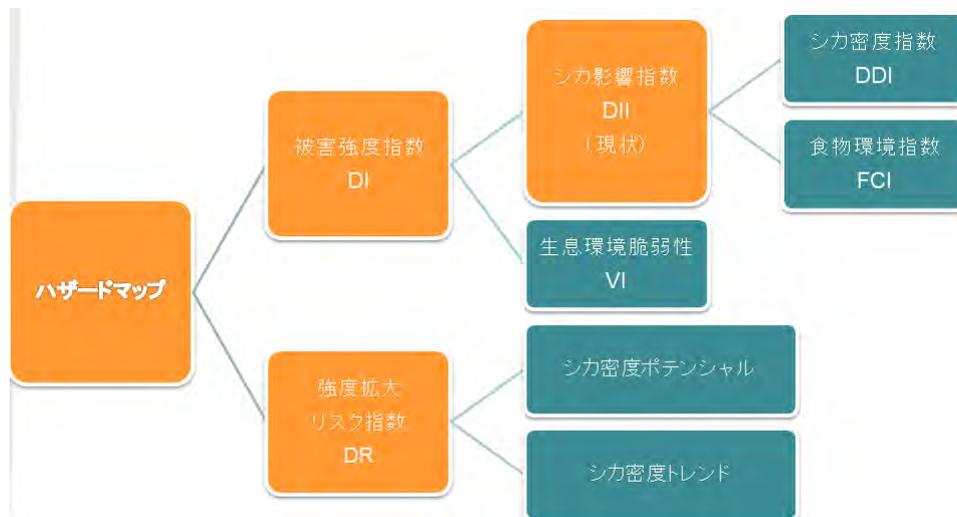


図 10. ハザードマップの作成ロジック

オ. 丹沢山地におけるニホンジカ森林生態系影響ハザードマップの試作

① 試作方針と対象地

本年度は上記で検討したハザードマップの作成ロジックに基づき、植生劣化のシカ被害に関するハザードマップを相対密度・環境脆弱性から試作することを目的とした。また対象地は図 11 で示す丹沢大山地域の東側にあたる東丹沢一体とし、ハザードマップの集計単位は神奈川県で用いられている管理ユニットの一つである細地区とした（図 12）。さらに累積圧に関してはシカ密度のトレンドを検討することとした。

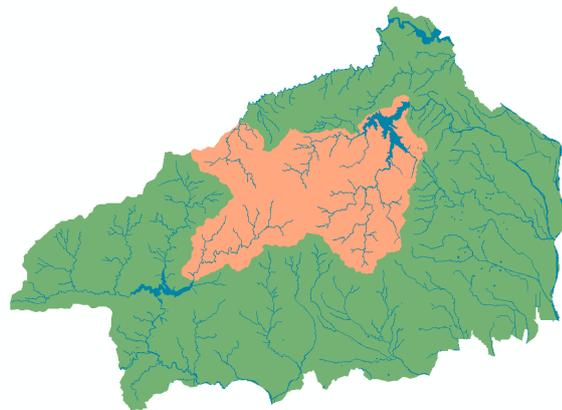


図 11. 対象とした東丹沢（オレンジ部分）

② シカ密度指数 (DDI)

シカ密度指数は、丹沢大山地域で広く調査されている糞塊法のデータと環境要因との関係を分析することでシカの密度を面的に推定し、算出した。

糞塊法により得られた糞塊数と環境要因との分析には、一般化線形モデル (GLM) を用い、環境要因には、地形 (標高・傾斜・日射量)、植生、鳥獣保護区に関する要因を用いた。その結果、丹沢大山地域の糞塊数は日射量と鳥獣保護区が強く影響しており、日射量が高いほど、鳥獣保護区から近いほど糞塊数が多くなる傾向を示した。そこで、GLM により得られた式を用いて丹沢大山全域の糞塊数を推定し、シカ密度の指標とした。

シカ密度指数 (DDI) は GLM により推定された糞塊数を細地区ごとに平均値を集計し、さらに 0~1 の値に変換することで指数化した (図 13)。推定されたシカ密度指数は檜洞丸から丹沢山の南側の細地区において高い値を示した。

③ 食物環境指数 (FCI)

食物環境指数 (FCI) は、丹沢大山地域における広域生息環境調査のデータを用いた。広域生息環境調査は調査ルートを設定し、ルート沿いの両側の生息環境やシカの生息状況、シカ影響の程度を定期的に調査している。本年度は広域生息環境調査結果の内、不嗜好性植物を除く植被率 (健全植被率) と群落高のデータをシカの生息環境を示し指標であると仮定して食物環境を細地区ごとに下記の式で推定し、さらに推定した値をさらに 0~1 の値に変換することで指数化した (図 14)。

$$FC = \frac{\sum\{RV \times RH + LV \times LH\} \times RL}{2ARL}$$

FC : 食物環境の指標 RV : 右側の植被率 RH : 右側の群落高 LV : 左側の植被率 LH : 左側の群落高 LL : 調査 RL : 調査ルート長 ARL : 細地区内の調査ルート長の合計

食物環境指数 (FCI) は主に東側で

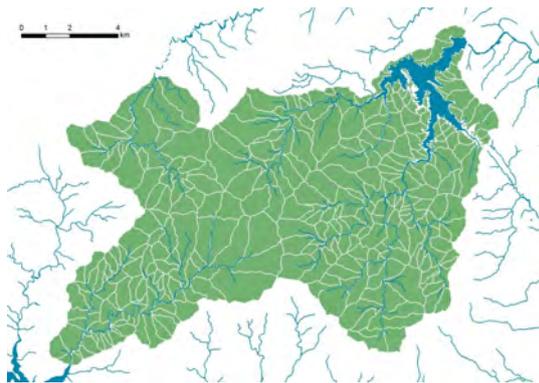


図 12. 細地区 (白線 : 境界)

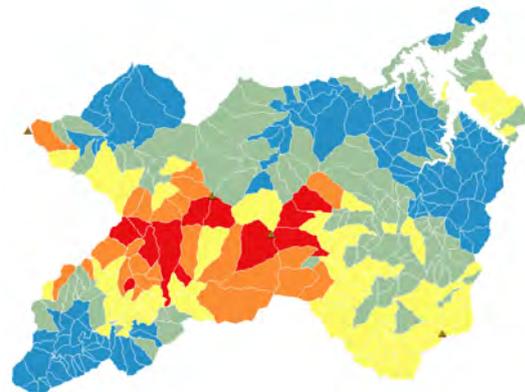


図 13. シカ密度指数 (DDI)

赤 : 高い値 (高密度)、青 : 低い値 (低密度)

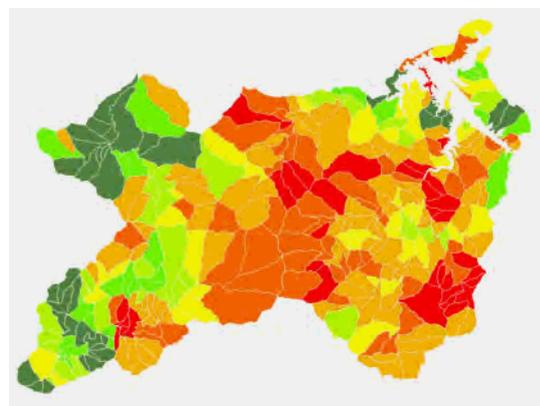


図 14. 食物環境指数 (FCI)

赤 : 低い値 (環境悪)、緑 : 高い値 (環境良)

低い値を示しており、この地域は人工林・二次林地域にあたる。シカによる影響も大きな地域であるが、人工林の手入れ不足なども下層植生の指標をしたシカの食物環境指数が低い要因であると考えられた。

④ シカ影響度指数 (DII)

シカ影響度指数 (DII) は、先に算出したシカ密度指数 (DDI) と食物環境指数 (FCI) から相対シカ密度「食物環境指数 (FCI) / シカ密度指数 (DDI)」を算出した (図 15)。

DII では環境収容力 (FCI と仮定) に対してのシカ密度 (DDI と仮定) を算出して環境がシカを許容できる量を推定しており、高い値はシカの影響が少ないことを示しており、低い値はシカの影響が大きいことを示している。今回算出した DII は低い値を示した丹沢山や堂平周辺は実際シカの影響により森林生態系が劣化している地域であり、今回試作したハザードマップは食物環境を植被率と群落高から求めた比較的単純な指数であるがある程度有効であると思われた。

⑤ 生息環境脆弱性 (VI)

生息環境脆弱性に関しては、予備的な解析から環境によってシカの森林生態系に与える影響が違うことは明らかになっているが、その影響度の違いはさらなる分析が必要なため、本年度は環境省植生図にある自然度を用いて試験的に作成した (図 16)。自然度の高い地域 (ブナ林等) は、脆弱性が高いとし指数 2、自然度の中程度地域 (人工林・二次林等) は、脆弱性が中程度とし指数 1.5 と仮定した。

⑥ 被害強度指数 (DI)

被害強度指数 (DI) は (1-シカ影響度指数 (DII)) × 生息環境脆弱性 (VI)

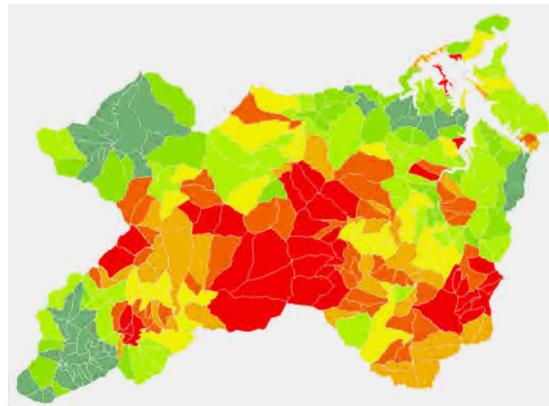


図 15. シカ影響度指数 (DII)

赤：低い値 (影響大)、緑：高い値 (影響小)

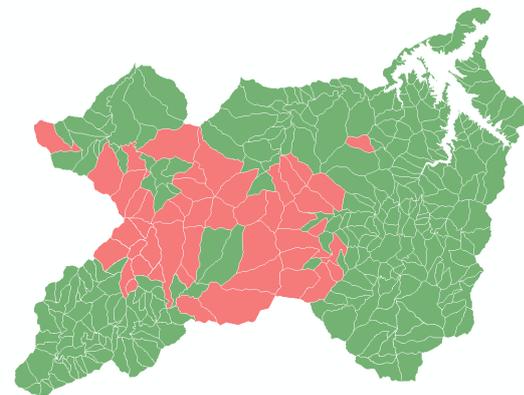


図 16. 生息環境脆弱性 (VI)

赤：脆弱性高 (自然度高) 指数 2

緑：脆弱性中 (自然度中) 指数 1.5

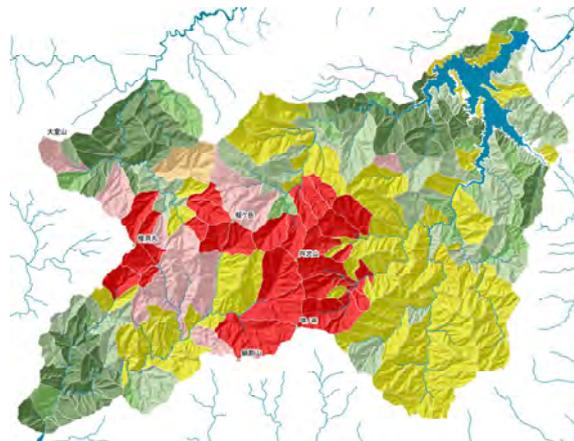


図 17. 被害強度指数 (DI)

赤：高い値 (被害大)、緑：低い値 (被害小)

で評価した（図 17）。値の高い地域が被害の高い細地区で推定される。檜洞丸周辺、丹沢山や堂平周辺等は実際シカの影響による被害が顕著な地域が高い値を示しており、比較的有用なマップであると思われた。

⑦ 強度拡大リスク指数（DR）の検討

シカの累積圧を評価するためにシカ密度ポテンシャルとシカ密度のトレンドから強度拡大リスク指数（DR）を算出することが求められる。本年度のこの中でシカ密度のトレンドを評価するための手法を検討した。

シカ密度の地域ごとのトレンドを評価するためには時系列のシカ密度調査のデータが必要である。区画法は平成 14 年から各地域で調査され、集約的な調査により時系列の情報も収集しているが、毎年各調査地で行うことは困難であり、結果として欠損値の多い情報となっている。そこで、欠損値にも対応できる一般化加法モデル(GAM)を用いた手法(Fewster et al. 2000)で各地域におけるシカ密度のトレンドを把握することを試みた（図 18）。

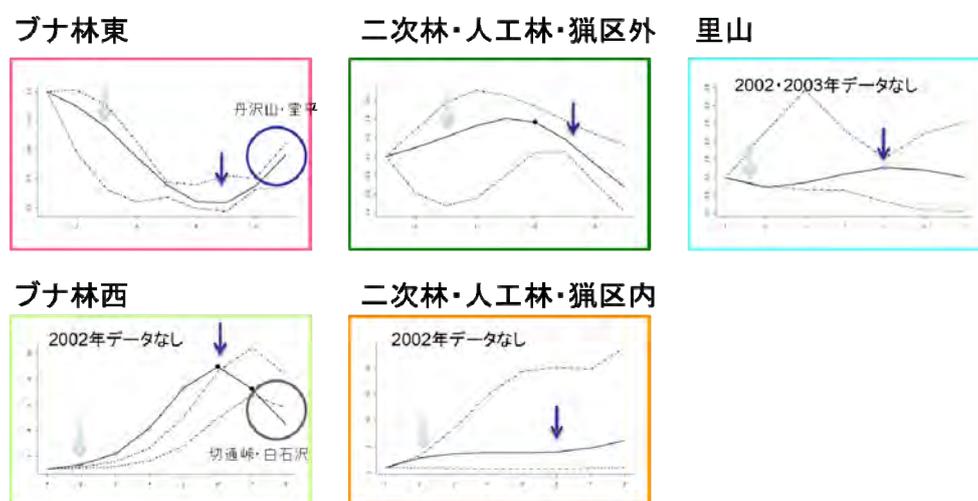


図 18. 各地域におけるシカ密度のトレンド分析（GAM）結果

図中の矢印は強度の行政主体の強度の管理捕獲が行われた年を示している。ブナ林の西、二次林・人工林の猟区外では管理捕獲の影響により密度が抑えられている傾向が明らかになっており、これまでの知見と一致している。今後はこのようなトレンド分析の結果からシカの累積圧を示す指標を作成することが課題となる。

⑧ 今後の課題

本年度は「相対シカ密度」×「累積圧」×「環境の脆弱性」により評価したハザードマップの試作版を作成した。今回作成した試作版は地域を限定しており、かつ食物環境指数（FCI）等も比較的単純な算出方法とした。そのため、今後はシカと森林生態系の寒冷性に関する分析を進め、シカによる森林生態系劣化の要因を「相対シカ密度」、「累積圧」、「環境の脆弱性」において様々な視点から明らかにしたうえで、ハザードマップを作成することが望まれる。

(3) 意思決定支援ツールの検討

本年度は、生息地管理も含むシカの統合管理システムへの組み込みを前提とした意思決定支援ツールの開発に向け、まず基本デザインの参考となる先行事例を文献資料などから収集した。簡潔にまとめると、意思決定支援ツールには専門家の知見をベースとしたいわゆるナレッジベースによる意思決定を行う事例（例：図 19）やシステムダイナミクスモデル（SD モデル）を用いたシミュレーション（例：図 20）のような数理的な解析結果から意思決定を行う事例がある。実際の丹沢でのシカ保護管理と水源林整備事業の統合に向けた検討状況をふまえて、まず各部署の持っている各調査結果、事業、基礎的情報を共有するためにシステムが必要であると考えられたため、図 21 に示すような情報共有システムの開発を検討した。

情報共有システムは、GIS の地図画面とその属性情報に加えてその地域における管理対策候補リストから構成されており、他部署の事業や調査結果が一目でわかる仕組みになっている。

今後はハザードマップの結果やシナリオ分析や SD モデル等のシミュレーション結果や追加することにより、事業の意思決定をより効果的効率的に行えるよう情報を充実していくことが重要であると思われた。

	シナリオ1	シナリオ2	シナリオ3
Goal	いくつかの新植地を含む成熟人工林地帯を後背地とした農地に点在する特定の2次林の十分な天然更新の確保	成熟人工林内に点在する特定の皆伐地における植林の成功	流域全体の各地における各種被害（新植地の加害、2次林の更新など）の防止
対象地			
目標達成基準	目標に対する実際の天然更新樹木本数	皆伐地での健全な植栽木の成林割合	各地点の目標に応じた被害発生割合と内容
アプローチ	現状評価	現状評価	現状評価
現状評価	更新に必要な苗木密度の設定 ・天然更新状況によるシカの影響評価	・シカの個体群パラメータ（将来予測と流入の評価） ・年間を通じた餌植物の分布や利用可能量の評価	・シカの個体群パラメータ（将来予測と流入の評価） ・年間を通じた餌植物の分布や利用可能量の評価 ・重要な保護対象地の抽出
対策選定	・周辺と協力した地域の個体数調整 ・特定の場所しか個体数調整できない場合は、物理資材による防護の実施。 ・間伐などによる天然更新・生存割合を高める植栽樹種の選択	・強度の個体数調整（新植地が周辺よりシカにとって相対的に魅力的な条件でないことが前提） ・植栽本数の増加、低増好樹種 ・必要に応じた物理的な保護や、忌避剤の使用	・全体での計画的な個体数調整 ・特に重要な新植地では柵やツリーガードによる保護 ・2次林では更新数を増やすような受光伐の実施

図 19. ナレッジベースによる意思決定支援ツールの例

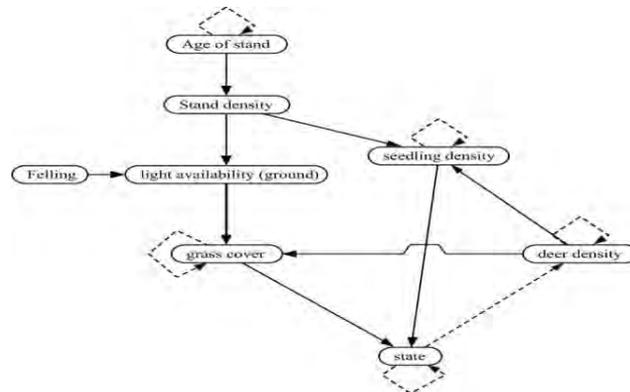


図 20. SD モデルによる意思決定支援ツールの例

対象地関係属性情報リスト	
項目	現状
ハザードランク	AA
シカ密度	15.7/km2
個体群質	良好
種生劣化	ランクII
狩猟規制	猟区
管理抽換実施	未実施
森林整備実施状況	水源林整備地
重要な保護対象地	有

管理対策候補情報リスト	
1.	森林整備地と周辺の各種被害（新植地の加害、2次林の更新など）の防止 計画的な個体数調整（メスを軸に10頭以上）
2.	新植地では保護柵やツリーガードによる単木保護の施工
3.	2次林では更新数を増やすような受光伐の実施

図 21. 情報共有システムの試作版

課題 1-2 森林生態系における生態系許容限界密度指標を用いた野生動物管理技術の開発 (ハザードマップによる予測手法)

技術開発主体 東京農工大学・宇都宮大学・栃木県

担当責任者 石川芳治 (東京農工大学)

I 事業計画と目的

これまで、東京農工大学、宇都宮大学、栃木県は協力して日光国立公園とその周辺地域において調査を行い、生態系許容限界密度指標 (ELAC : Ecological Limits of Acceptable Change) を用いた新しいシカの管理手法を検討してきた。この手法を日光地区において適用し、シカの食害による森林の林床植生の衰退、林床植生の種の構成の変化、リター (落葉・落枝) 堆積量の減少などの調査を行うことにより、対象区域における林床植生 (ササ) の衰退の経年変化図や土壌侵食の危険度の分布を推定したハザードマップを作成し、林床植生の種の分布の変化、土壌侵食量の分布の将来予測を行う。これらの ELAC を用いたシカによる被害 (悪影響) の分布図・ハザードマップは適切なシカ管理計画を検討するための基礎資料を提供するものである。

近年、栃木県日光地区ではシカの食害により林床植生 (ササ) が衰退して、その分布域が急速に縮小している。一方で、シカの嗜好性植物が増加している。林床植生の衰退は斜面における土壌侵食を増大させる可能性がある。このため、実態を把握するために、①日光地区において、シカの食害による林床植生の衰退が土壌侵食に与える影響を明らかにする。また、林床植生の衰退とこれに伴うリター堆積量の減少は、急斜面において土壌侵食量を増加させていると考えられるため、②奥日光地区において現地調査により林床植生被覆率、リター被覆率、林床合計被覆率の分布を調査して、土壌侵食の危険度を示すハザードマップを作成するための基礎データを得る。

II 結果と考察

1. 概要

(1) 日光地区におけるシカの食害による林床植生の衰退が土壌侵食に与える影響

日光地区において、2009～2010年に、林床植生の異なる3地区 (千手が浜、大平、荒沢) で林床合計被覆率 (林床植生被覆率+リター被覆率) および林床合計質量 (林床植生質量+リター質量) と土壌侵食量 (雨量 1mm 当たり) との関係を実地観測した。観測結果から、林床合計被覆率および林床合計質量の減少にともなって、急速に土壌侵食量 (雨量 1mm 当たり) が増加することが明らかとなり、これらの関係式を得た。林床合計被覆率と土壌侵食量 (雨量 1mm 当たり) の関係は丹沢堂平地区における土壌侵食量の調査結果とほぼ同じとなり、林床合計被覆率から土壌侵食量を予測する手法は異なる地域でも利用可能であることが分かった。

(2) 奥日光地区における林床植生被覆率、リター被覆率、林床合計被覆率の分布調査

奥日光地区 (中禅寺湖西岸地域) において、2010年8月～10月上旬に、登山道や歩道、道路沿いに、距離約 100m 毎に左右 1箇所ずつ、計 649 地点で林床の写真撮影を行うとともに、林床植生 (ササ) の被覆率、リターの被覆率および斜面勾配、土質、侵食の発生状況等を調査した。この調査結果を基に林床植生被覆率分布図、リター被覆率分布図、林床合計被覆率分布図を作成した。この調査結果は、斜面勾配を考慮することにより、土壌侵食量 (雨量 1mm 当たり) の推定が可能なハザードマップを作成するための資料となる。今後は、このハザードマップを完成させる。このことにより土壌侵食対策工や防鹿柵の設置、シカの管理などの対策を検討する資料を提示することができる。

2. 調査内容

(1) 日光地区におけるシカの食害による林床植生の衰退が土壤侵食に与える影響

(1.1) 調査地および調査方法

調査地としてシカ食害による林床植生の衰退度に応じて栃木県日光市内から3地区（荒沢、大平、千手が浜）を選定した（図-1）。それぞれの調査地の概況を表-1に示す。

3地区に図-2に示す土壤侵食量測定用試験区画を各2個ずつ、計6個設置した。樹冠通過雨量を測定するための雨量計を、各試験区画に近接して1個ずつ、計3個設置した。調査期間は、2009年および2010年の5月～11月である。期間中、月に1回、土砂・リター捕捉マットに溜まった流出土壌および流出リターを回収し、実験室に持ち帰り、土砂とリターを分別した後、105℃で24時間乾燥させて絶乾質量を測定した。

各試験区画の林床植生およびリター被覆率と同じ状態とみなせる地点で0.25m²（0.5m×0.5m=0.25m²）のコドラートを設置し、そのコドラート内のリターと林床植生（地上部）をすべて採取して実験室に持ち帰り、105℃で24時間乾燥させて絶乾質量を測定した。

毎月1回、試験区画内の地表面に1m×1mのコドラートを置いて鉛直方向から写真撮影を行った。その撮影した写真を用いてPhotoshopで林床植生被覆率、リター被覆率および林床合計被覆率を算出した（図-3）。



図-1 調査地区位置図（千手ヶ浜、大平、荒沢）

表-1 各調査地区の概況

調査地区	千手ヶ浜	大平	荒沢
林床植生被覆率 (%)	0~5	20~30	85~100
試験区画別斜面傾斜 (°)	(左) 33 (右) 43	(左) 28 (右) 30	(左) 35 (右) 30
標高 (m)	1,400	1,400	960
降水量 (6~11月) (mm)	980	850	1,120
地質	古第三紀 珪長質深成岩類	第四紀 非アルカリの 苦鉄質火山岩類	第四紀 非アルカリの 苦鉄質火山岩類
植生	ハルニレ群落	ミズナラ・ミヤコザサ 群落	クリ・ミズナラ 群落

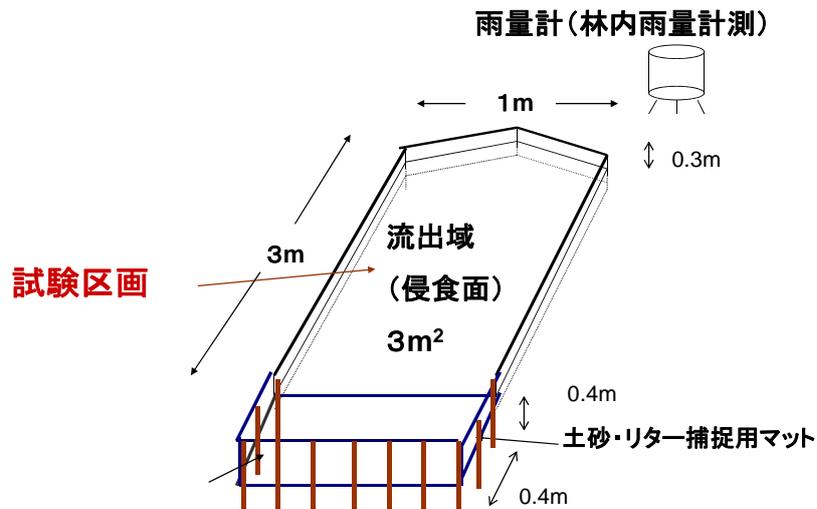


図-2 試験区画の模式図



(a) 1m×1m コドラート写真撮影 (b) 赤色部分は植生、黄色部分はリター
 図-3 林床植生被覆率・リター被覆率測定図 (大平右プロット 2009. 9. 28 撮影)

(1.2) 調査結果

(1.2.1) 樹冠通過雨量と土壌侵食深

2009年、2010年のそれぞれの試験区画の年間土壌侵食深を、千手ヶ浜では土壌質量 235g＝土壌侵食深 1mm として、大平、荒沢では土壌質量 115g＝土壌侵食深 1mm として算出した。年間の土壌侵食深、樹冠通過雨量を表-2 に示す。林床植生の被覆率が小さいほど、土壌侵食深は増加し、被覆率小の千手ヶ浜では年間に数 mm、2010年の右プロットでは 10mm 以上に達し、被覆率中の大平、被覆率大の荒沢に比べ、非常に多いことがわかる。

表-2 土壌侵食深と樹冠通過雨量

試験区画		千手ヶ浜 (被覆率小)		大平 (被覆率 中)		荒沢 (被覆率 大)	
		左	右	左	右	左	右
2009	土壌侵食深 (mm/year)	1.43	5.88	0.35	0.69	0.10	0.07
	樹冠通過雨量 (mm)	1113.2		847.7		982.0	
2010	土壌侵食深 (mm/year)	2.13	12.61	0.60	0.33	0.11	0.07
	樹冠通過雨量 (mm)	1352.8		961.8		1277.6	

(1.2.2) 土壌侵食の特徴

千手ヶ浜と大平地区の試験区画における単位降雨（1mm）あたりの土壌侵食量の変化を図-4、-5に示す。被覆率小の千手ヶ浜では、2009年、2010年共に、春期は土壌侵食量が多く、秋期は土壌侵食量が減少している。しかし、夏期は2009年と、2010年では傾向が異なり、2009年は土壌侵食量が減少しているが、2010年は土壌侵食量が増加している。被覆率中の大平では、土壌侵食量は、春期から夏期になるにつれ増加し、秋期になると減少するという季節変化が明確に認められる。

被覆率大の荒沢では、他の2地区に比べてリター堆積量と林床植生量が多いため、雨量1mmあたりの土壌侵食量は小さく、季節変化については明確な傾向は認められなかった。

日光地区においては図-6に示すように、林床植生被覆率の減少に伴い、土壌侵食量が減少する傾向が認められる。散布図をみると被覆率が0%付近のとき、単位降雨量あたりの土壌侵食量は0.1g～10gの範囲で大きく変動しており、ばらつきが非常に大きい。そのため、林床植生被覆率の小さい箇所では林床植生被覆率と土壌侵食量の相関は小さいといえる。

リター被覆率と土壌侵食量の関係を図-7に示す。調査地区別にみると、大平、千手ヶ浜の2地区においてはリター被覆率の増加に伴い、土壌侵食量が減少する傾向が認められる。しかし、荒沢ではリター被覆率が少ないにも関わらず、土壌侵食量は少ない。荒沢では林床植生被覆率が高く、植生に覆われている部分はリター被覆率に含まれないために、リター被覆率が低くなり、このような結果になったと考えられる。林床植生被覆率が高い箇所ではリター被覆率と土壌侵食量の相関は低くなることがわかる。

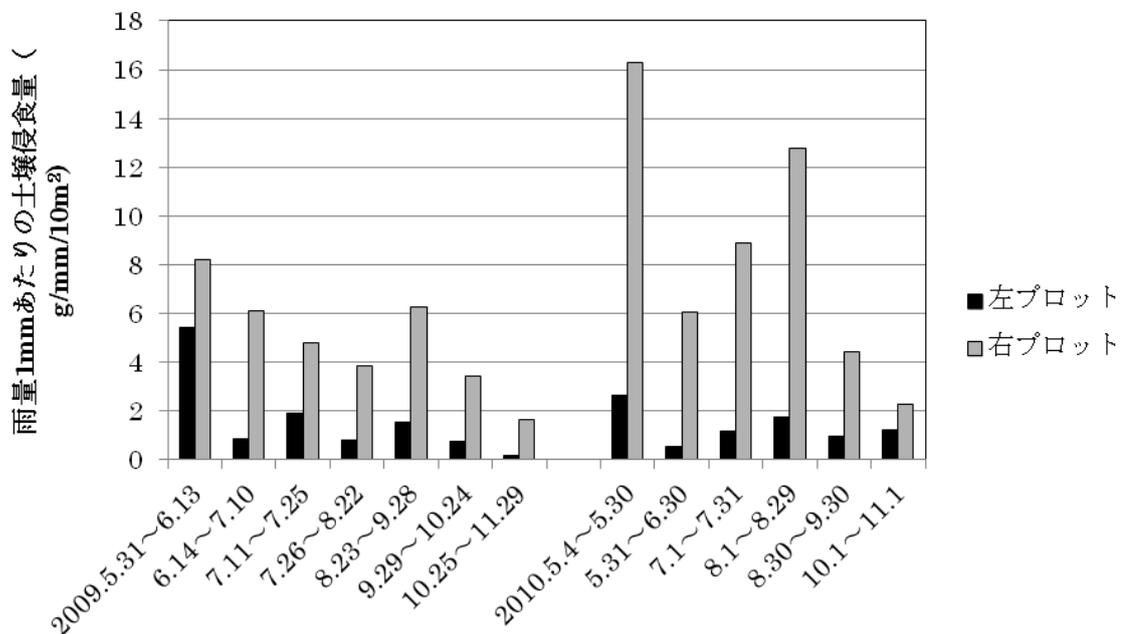


図-4 単位降雨あたりの土壌侵食量の変化（被覆率一小：千手ヶ浜）

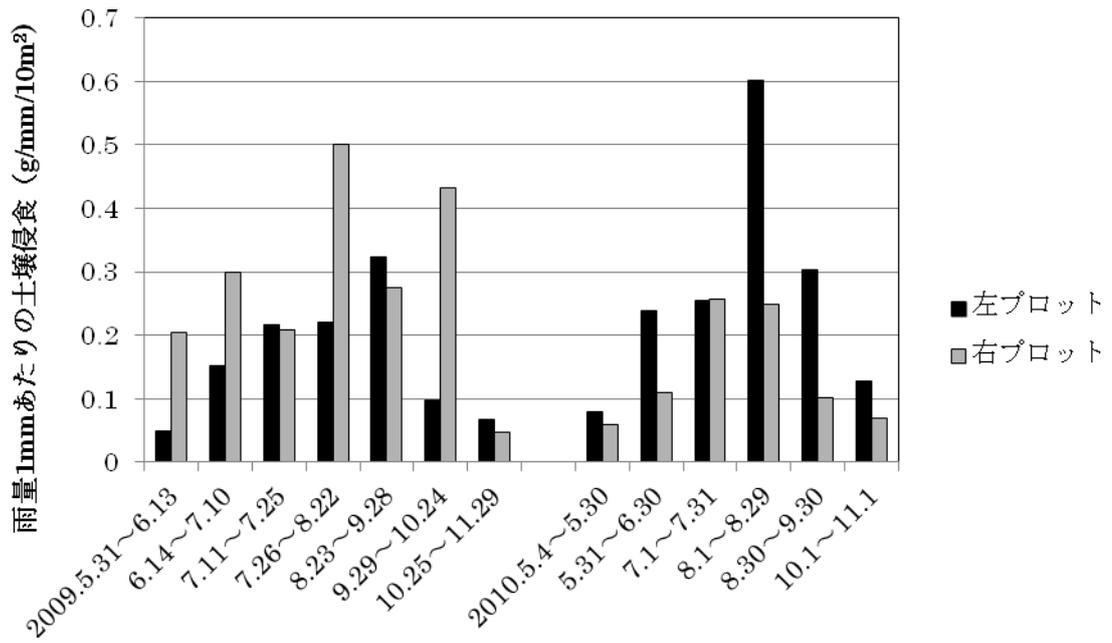


図-5 単位降雨あたりの土壌侵食量の変化（被覆率一中：大平）

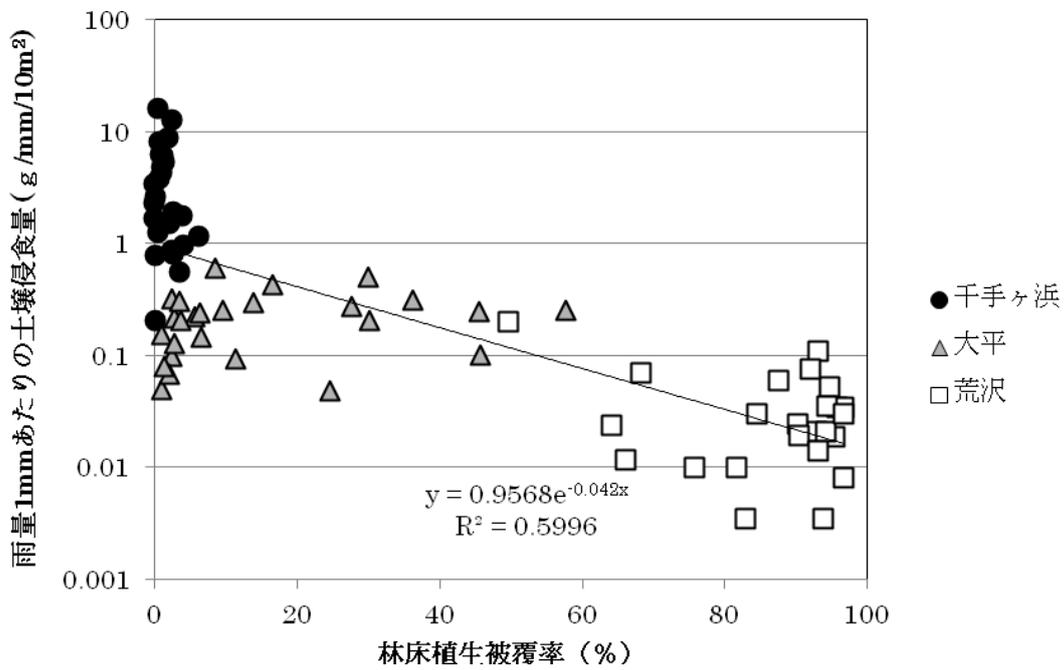


図-6 林床植生被覆率と土壌侵食量

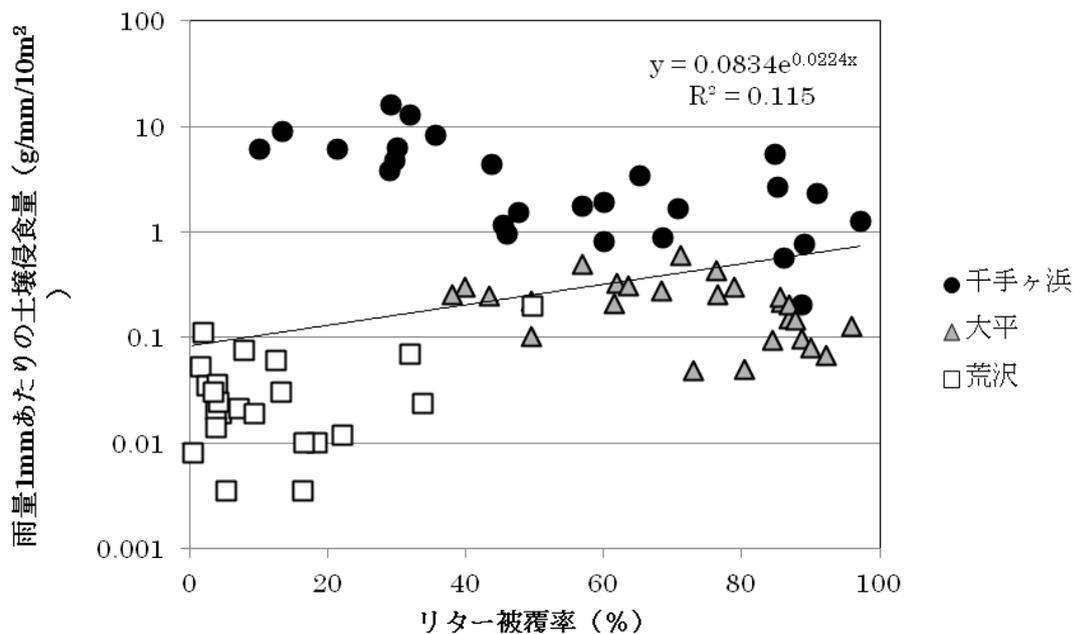


図-7 リター被覆率と土壌侵食量

日光地区における林床合計質量と雨量1mmあたりの土壌侵食量の関係を図-8に示す。両者の間には高い相関が認められる。さらに林床合計被覆率と雨量1mmあたりの土壌侵食量の関係を図-9に示す。両者の間にも高い相関があることが分かる。土壌侵食量はリターと林床植生の両方により影響を受けるため、両方を考慮する必要があると考えられる。

図-8より雨量1mmあたりの土壌侵食量 (E) と林床合計質量 (M) との関係は式(1)により表される。

$$E = 5.2321 \exp(-0.004 \times M) \quad (1)$$

また、図-9より雨量1mmあたりの土壌侵食量 (E) と林床合計被覆率 (F) との関係は式(2)により表される。

$$E = 47.478 \exp(-0.066 \times F) \quad (2)$$

式(1)、(2)ともに指数関数的な負の相関があることを示している。

式(1)、(2)を用いると林床合計質量、林床合計被覆率を測定することにより雨量1mmあたりの土壌侵食量を精度良く推定できると考えられる。式(2)の雨量1mmあたりの土壌侵食量と林床合計被覆率の関係は、初ら(2010)により丹沢で得られた結果とほぼ同様であり、異なる地区の森林斜面でも適用できることがわかった。広域での土壌侵食危険度を判断する上では調査の簡便性から林床合計被覆率により土壌侵食量の推定を行うことが適切であると考えられる。

(2) 奥日光地区における林床植生被覆率、リター被覆率、林床合計被覆率の分布調査

(2.1) 調査地および調査方法

調査地としてシカ食害による林床植生の衰退が著しく、林床植生被覆率が小の中禅寺湖西側の千手ヶ浜を選定した(図-1, 表-1)。

中禅寺湖西側の千手ヶ浜地区(東西約8km、南北約6km)において、道路や登山道沿いに調査ルートを設定して2010年8月～10月上旬に調査を行った。調査ルート沿い、ほぼ100m毎に調査ルートの両側に計649地点で1m×1mのコドラートを設定して林床の写真を撮影するとともに、現地調査および

写真判定により、林床植生被覆率、リター被覆率および林床合計被覆率（林床植生被覆率+リター被覆率）を5段階（被覆率 0~10%、11~25%、26~50%、51~75%、76~100%）に分けて調査した。さらに、主な上層木の種類、主な林床植生に種類についても調査を行った。さらに、シカの食害により衰退を起こしやすいササについても同様に5段階で被覆率を調査するとともに、その種類の調査を行った。

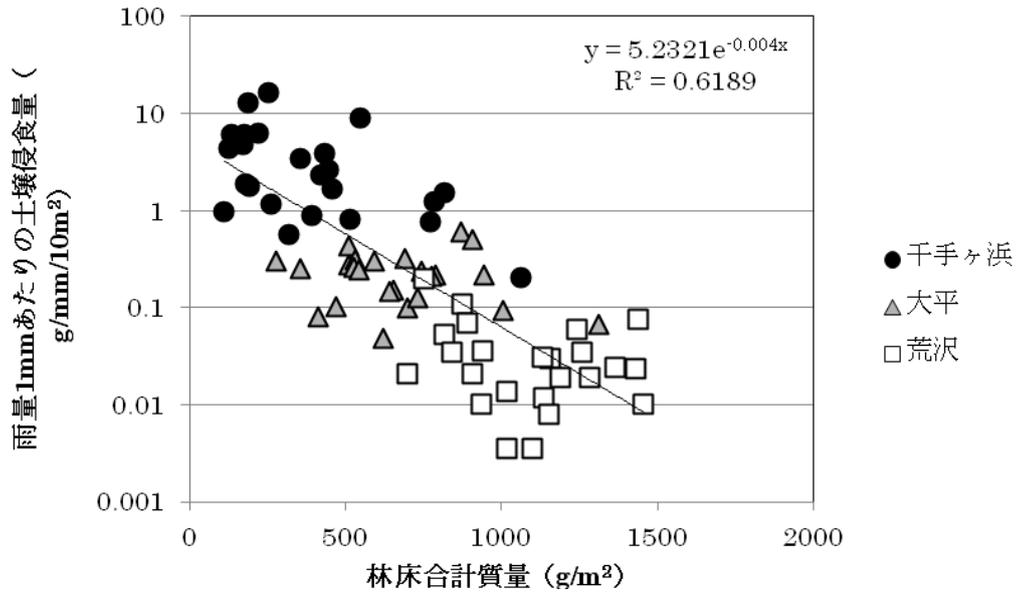


図-8 林床合計質量と土壌侵食量

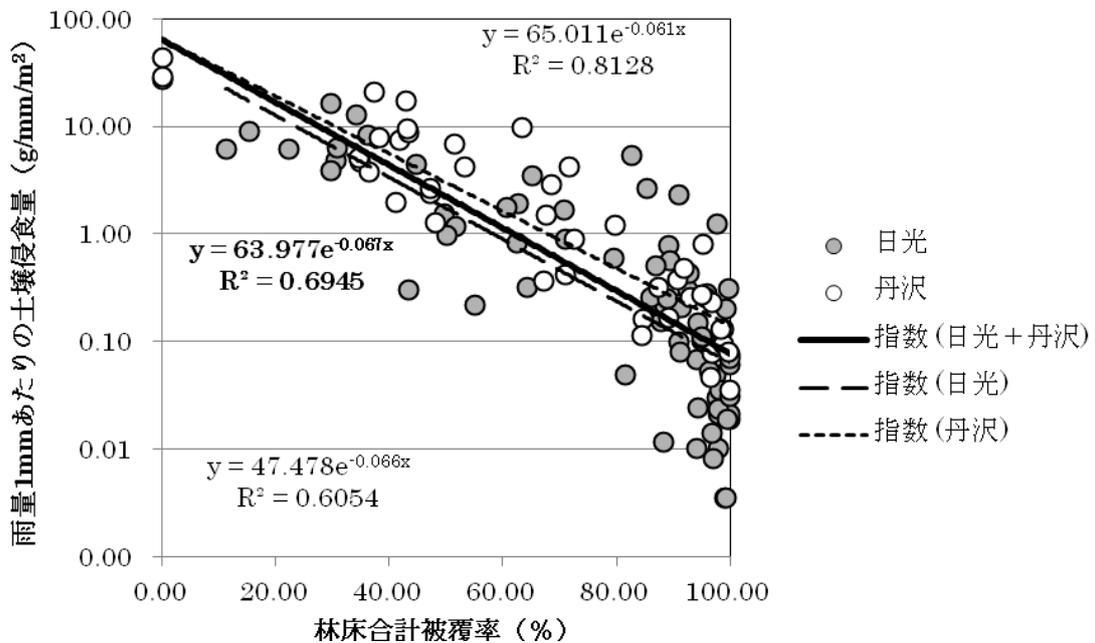


図-9 日光と丹沢における雨量 1mm あたりの土壌侵食量と林床合計被覆率

(2.2) 調査結果

調査地域内の林床植生被覆率分布を図-10 に示す。林床植生被覆率が50%以下の地域がほぼ5割を占め、流域に広く分布している。それらの中でも林床植生被覆率が25%以下の範囲は調査範囲の西北部、西南部の山岳地に多い。一方、千手が浜の平坦地と高山から北の平坦地では林床植生被覆率が高い。千手が浜の平坦地ではシロヨメナやマルバダクブキなどのシカの不着好性植物が繁茂しており、高山から北の平坦地では植生保護柵の設置によりササ類が繁茂している。調査地域の山岳地ではシカの食害により林床植生被覆率が低く、土壌侵食軽減および水源涵養機能の向上の意味からも林床植生被覆率を向上させる必要がある。

調査地域内のリター被覆率分布を図-11 に示す。リター被覆率が50%以下の地域は調査範囲の西北部、西南部の山岳地に多い。一方、千手が浜の平坦地と高山から北の平坦地ではリター被覆率が高い。全体的なりター被覆率の分布は林床植生被覆率分布の分布と類似している。

調査地域内における林床合計被覆率（林床植生被覆率+リター被覆率）の分布を図-12 に示す。土壌侵食危険度が大～中の林床合計被覆率が75%以下の地区は林床植生被覆率が25%以下の範囲とほぼ重なっており、調査範囲の西北部、西南部の山岳地に分布している。土壌侵食危険度が大の林床合計被覆率が25%以下の地区は局所的に点在しているだけであるが、これは、主としてリター被覆率が高いためである。

流域全体として林床合計被覆率が75%以下の地区は狭いが、これは山岳地に分布しているので何らかの土壌侵食軽減対策が必要と考えられる。長期的には林床植生の回復が必要である。

引用文献

- ・初磊・石川芳治・白木克繁・若原妙子・内山佳美（2010）丹沢堂平地区のシカによる林床植生衰退地における林床合計被覆率と土壌侵食量の関係、日林誌92：261-268

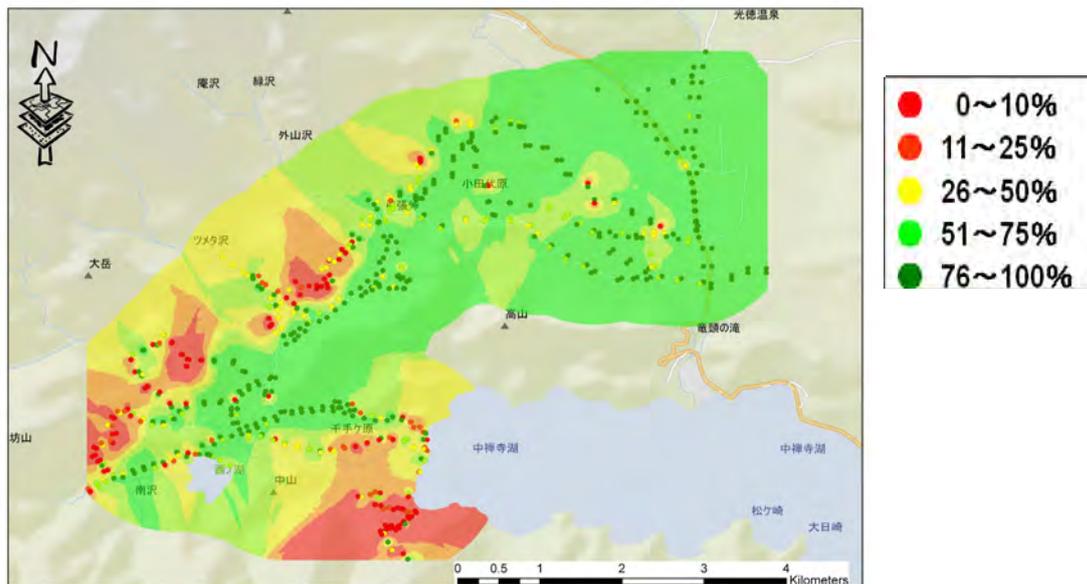


図-10 林床植生被覆率分布（奥日光、千手が浜地区）

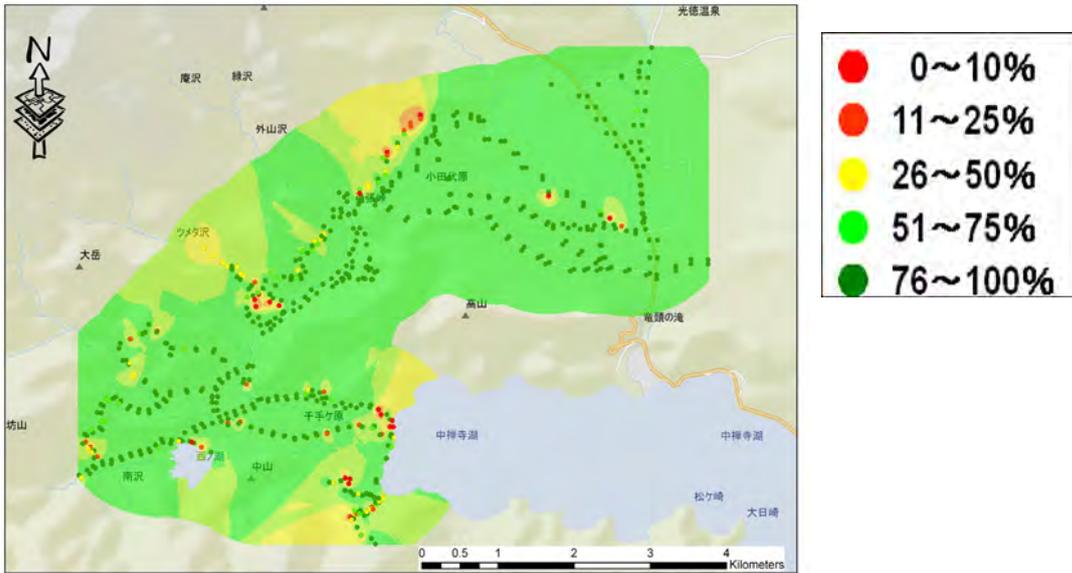


図-11 リター被覆率分布（奥日光、千手が浜地区）

林床合計被覆率	地点数	土壤侵食危険度
■ 0~10%	8	大
■ 11~25%	19	
■ 26~50%	38	中
■ 51~75%	38	
■ 76~100%	546	小

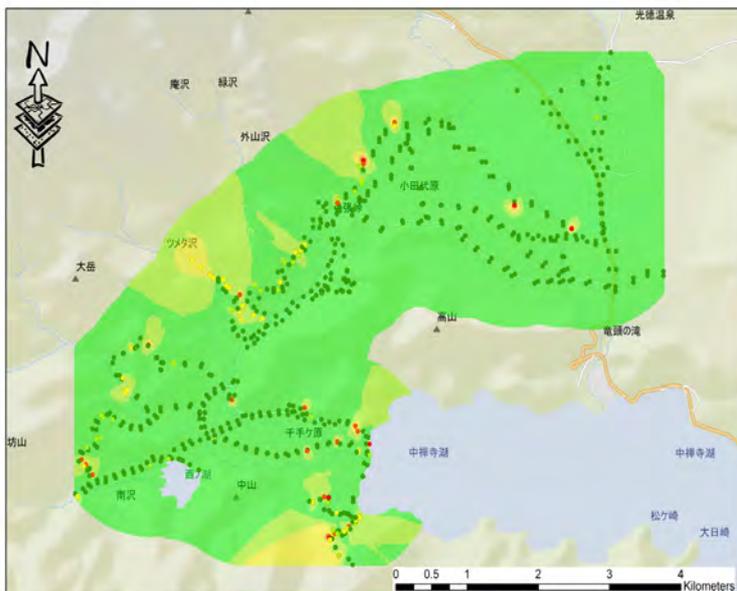


図-12 林床合計被覆率分布（奥日光、千手が浜地区）

課題 1-3 広域スケールでのシカによる森林生態系被害評価手法の確立
技術開発主体 ひょうごシカ保護管理研究会
担当責任者 藤木大介

はじめに

近年、ニホンジカ *Cervus nippon*(以下、シカと呼ぶ)の生息密度増加に伴う森林植生の衰退が各地で生じており、森林生態系保全を目的としたシカの管理を行う必要性が増している(Hino et al. 2003; Tokida et al. 2004)。シカの地域個体群は通常、数十 km²~数千 km²もの分布域をもつことと、シカの管理は日本では都道府県行政に委ねられていることから、管理を目的にシカによる森林植生の衰退状況をモニタリングするためには、少なくとも都道府県スケールをカバーするような形での広域調査を行う必要がある。しかし、通常の林分スケールの調査で用いられている毎木調査や群落組成調査を都道府県スケールで網羅的に行うことは、労力上の制約から不可能である。解決方法としては、より簡略な調査手法を用いて広域多地点調査を実施した上で、そのデータに基づいて森林植生の衰退状況を面的推定する手法を開発することだろう。このため、より簡略な調査手法を開発する必要があるが、調査労力と精度の間にはトレードオフの関係があるため、いたずらな調査手法の簡略化は調査に必要な精度を損なうことになる。したがって、調査に必要な精度を損なわない範囲での調査手法の簡略化を図る必要がある。

調査手法の簡略化の一つとして、落葉広葉樹林の場合は、森林植生の衰退程度の指標として低木層の被度を用いることが有効かもしれない。なぜなら通常、森林内においてシカは、口が届く範囲である地上高 1.6m 程度までの高さの枝葉を主に採食しているからである。シカの採食可能エリアであるこの空間内には通常、低木層と草本層の 2 つの層が存在するが、低木層が発達する落葉広葉樹林では、低木層は草本層に比べて卓越した被度をもっている。そのため、落葉広葉樹林では、シカの採食の影響は低木層の被度の変化として最も顕著に現れるだろう。実際、Kishimoto et al. (2010)によると、シカが分布する地域では低木層の被度の説明要因として、植生タイプや立地などの環境要因より、シカ密度の方が強く効いていることを示している。以上のことから、少なくともシカの影響による落葉広葉樹林の低木層の衰退程度は、低木層の被度を用いて評価できると考えられる。

シカによる森林植生の衰退としては、低木層の衰退以外にも、高木種の稚幼樹個体群の衰退(Shimoda et al. 1994)、剥皮による高木層・亜高木層の衰退(Akashi & Nakashizuka 1999)、土壌侵食の発生などによる地表層の衰退(Furusawa et al. 2003)などが報告されているが、これらの衰退と低木層衰退との関係は十分整理されていない。しかし、もし低木層の衰退がこれらの構成要素の衰退と並行して進むならば、低木層の被度によって、低木層の衰退程度のみならず、森林植生の全体的な衰退程度をも表せるに違いない。そこで本研究では、様々な森林構成要素の状態変化と低木層の被度との関係を明らかにすることで、森林植生

の全体的な衰退程度の指標として低木層の被度が有用かどうかを検討することをひとつの目的とした。

都道府県スケールで森林植生の衰退状況を面的推定する手法のひとつとしては、広域多地点調査で得られたデータを地理情報システム(GIS)上で空間内挿処理を行う手法が考えられる。そこで、2006年と2010年に実施した広域多地点調査で収集した低木層の被度データを用いて、兵庫県域スケールで落葉広葉樹林の下層植生の衰退を空間推定し、その精度を検証した。また2006年データと2010年データの空間推定結果を比較することで、この手法によって各衰退段階の落葉広葉樹林の分布や面積の経年変化を適切にモニタリングできるかどうか検討した。最後に、結果を踏まえて、管理を目的に都道府県スケールでシカによる森林植生の衰退状況のモニタリングを行ううえで、低木層の被度を林分衰退の指標として用いることの利便性について議論した。

調査地域

調査地域は、兵庫県本州部(面積 7,800km²)とした(図 1)。調査地域の大半を占める兵庫県本州部の森林面積は約 5,294km²、このうち約半分をアカマツ林や落葉広葉樹林が占めている。残りの大半は針葉樹人工林である。落葉広葉樹林の多くは、ナラ属が優占する暖温帯林であるが、一部にブナ属やナラ属が優占する冷温帯林も存在する。調査地域内に分布する落葉広葉樹林の大半は、低木層に低木あるいは、チマキザサやチシマザサなどの大型のササが繁茂する群落構造タイプの植生である(Miyawaki 1984)。気候は暖温帯から冷温帯で、年降水量は 1,200mm-2,100mm 程度である。

調査地域におけるシカの生息頭数は 1980 年以前は少なく、その分布は内陸部に限定されていたが、1980 年頃からシカの生息頭数増加と分布拡大が認められるようになった (Wildlife Management Office 1994)。1990 年以降は、南西部を除く調査地域のほぼ全域においてシカの生息分布が確認されている。シカの生息密度は内陸部で高く、沿岸部へ向かうほど低くなる傾向がある。内陸部では生息密度が 10~30 頭/km²の地域が広がっている推定され

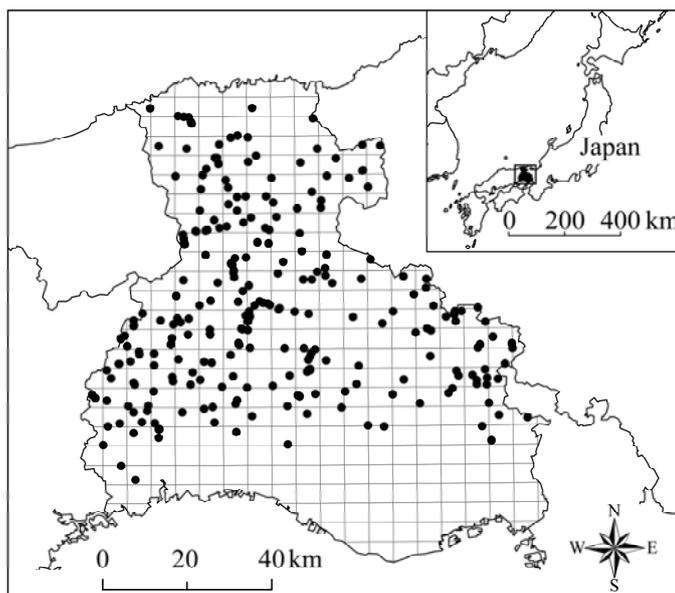


図 1 調査地域と調査地点位置図

ている(Wildlife Management Office 2000)。内陸部は 1980 年以前からシカが生息していたことから、比較的長期間、シカ密度が高い状態が継続していると推測される。

調査方法

調査地域内の落葉広葉樹林を調査対象とした。なお、林冠にアカマツが混交する落葉広葉樹林は、他の落葉広葉樹林と同様に低木層が発達するため、調査対象に含めた。林分の選定に当たっては、低木層の光条件や人為的な伐採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以上の林分であること、2) 林冠が閉鎖している林分であること、3) 伐採痕など人為的な攪乱痕跡がない林分であること、4) 林縁部からの光が入らない程度、林縁から離れた林分であること。アセビ等の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 1)。

調査は、2006 年と 2010 年の 2 回、植物の着葉期間である 2006 年の春から秋にかけて実施した。ハンディ型 GPS(Garmin 社 GPSmap60CS)を用いて、定められた調査林分に赴き、調査前にその場所において 20m四方の調査区を設置した。調査区における調査項目のうち主要なものは以下の 11 点である。1) 低木層における木本類の被度、2) 低木層におけるササの被度、3) 低木層における高木種稚幼樹の有無、4) ディアラインの形成、5) クロモジの食害の有無、6) リョウブの樹皮剥ぎ本数割合、7) 林冠木への剥皮の有無、8) 剥皮による亜高木層の衰退程度、9) 地表におけるリターの被覆度、10) 面状侵食の面積、11) 立地環境属性(林分高、斜面方位、斜面勾配など)。尚、各調査項目のデータは、カテゴリカル・データ形式で採取した。調査項目の詳細について、付表 1 に示した調査票を参照されたし。

解析方法

低木層の被度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衰退程度(Shrub-layer decline rank ; SDR)を以下の 6 段階に区分した。No decline(ND) : シカの食痕が全く確認されなかった林分。Decline 0(D0) : シカの採食を受けている林分のうち、低木層の被覆度が 75.5%以上の林分、Decline 1(D1) : 被度 75.5%未満 38%以上の採食あり林分、Decline 2(D2) : 被度 38%未満 18%以上の採食あり林分、Decline 3(D3) : 被度 18%未満 9%以上の採食あり林分、Decline 4(D4) : 被度 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被度の合計値を用いた。合計値の算出にあたっては、それぞれの被度カテゴリーの中央値を用いた。

様々な森林構成要素の状態変化と SDR の関係を明らかにするため、相関分析を行った。相関係数の算出は、グッドマンとクラスカルの γ 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(Fortin and Dale 2005)による空間内挿処理を行った。内挿にあつ

では、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内挿を行い、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、調査地点のうち再外郭の 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・ソフトウェア(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。

結 果

1. SDR と各変数の関係

高木種の稚幼樹の林床での出現の有無と SDR の間には負の相関がみられた(図 2, $n=253$, $\gamma=-0.639$, $p<0.001$)。ディアラインの形成と SDR の間には正の相関がみられた(図 3, $n=344$, $\gamma=0.560$, $p<0.001$)。

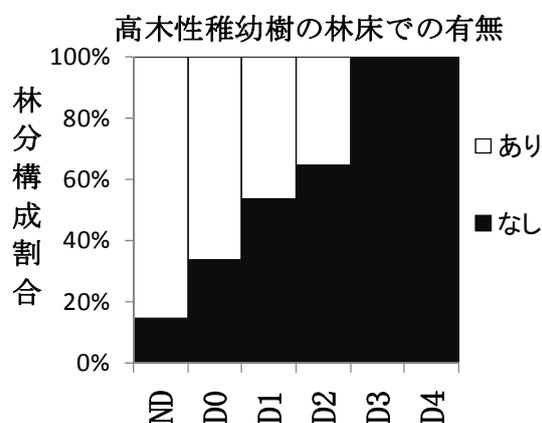


図 2 高木性稚幼樹の林床での有無と SDR の関係

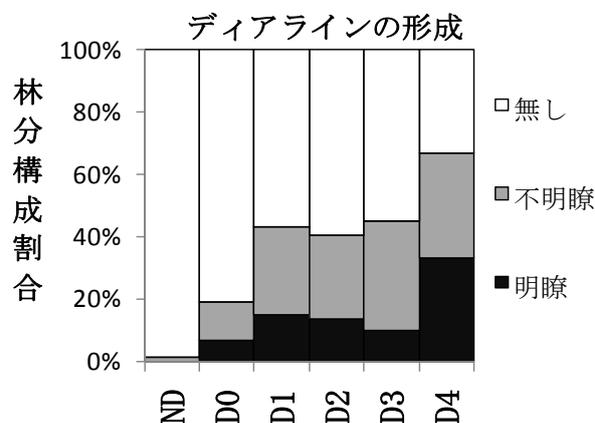


図 3 ディアライン形成と SDR の関係

クロモジの食害の有無と SDR の間には正の相関がみられた(図 4, $n=196$, $\gamma=0.865$, $p<0.001$)。リョウブの樹皮剥ぎ被害割合と SDR の間には正の相関がみられた(図 5, $n=215$, $\gamma=0.842$, $p<0.001$)。

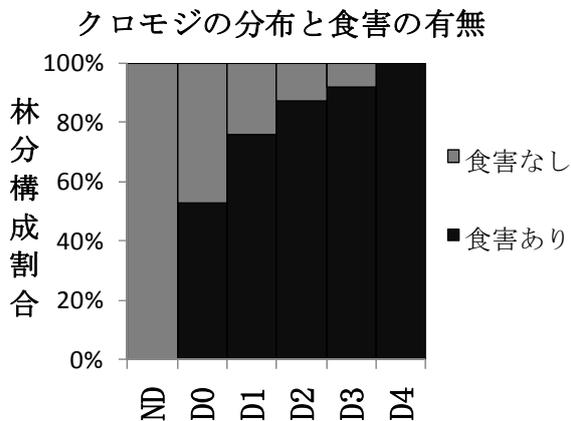


図4 クロモジの食害の有無と SDR の関係

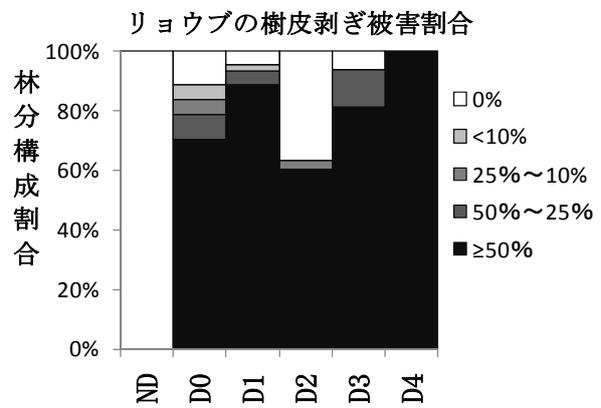


図5 リョウブの樹皮剥ぎ被害割合と SDR の関係

林冠木への樹皮剥ぎと SDR の間には正の相関がみられた(図 6, $n=345$, $\gamma=0.711$, $p=0.018$)。樹皮剥ぎによる亜高木層の衰退程度と SDR の間には正の相関がみられた(図 7, $n=328$, $\gamma=0.668$, $p<0.001$)。

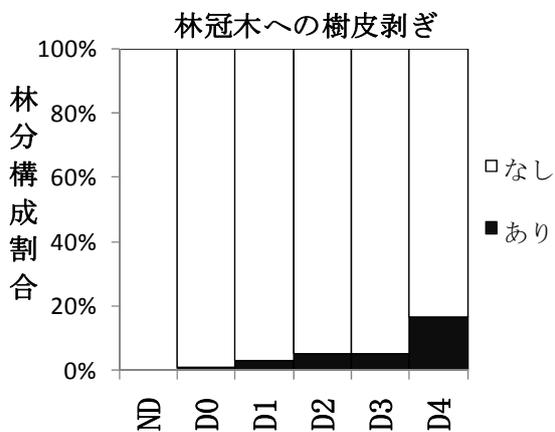


図6 林冠木への樹皮剥ぎと SDR の関係

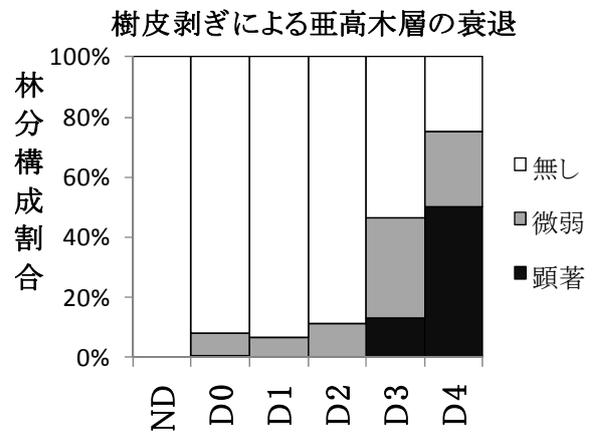


図7 樹皮剥ぎによる亜高木層の衰退と SDR の関係

地表における落葉層の被覆率と SDR の間には、急傾斜～並傾斜の林分(図 8 左, $n=193$, $\gamma=-0.504$, $p<0.001$)と緩傾斜～平坦地の林分(図 8 右 $n=126$, $\gamma=-0.391$, $p=0.002$)の両方で、有意な負の相関が認められた。特に急傾斜～並傾斜の林分では、SDR の増加に伴い落葉層の被覆率が 50%未満の林分割合の増加が著しく、ND の林分では 0.0%($n=43$)であったのが、D4 では 66.7%($n=3$)となった。一方、緩傾斜～平坦地の林分では、SDR の増加に伴い落葉層の

被覆率が 99%以上の林分が減少し、99%未満の林分が増加したが、50%未満の林分はほとんど発生しなかった。

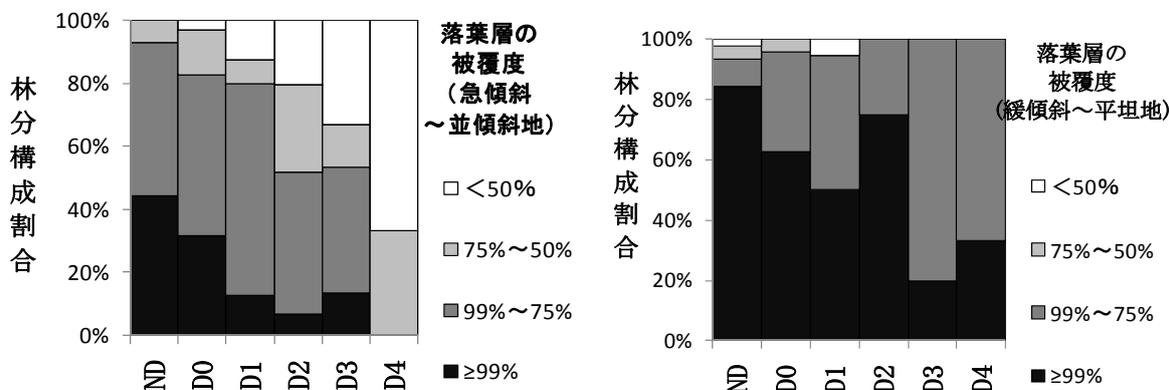


図8 落葉層の被覆度と SDR の関係(左：急傾斜～並傾斜地、右：緩傾斜～平坦地)

面状侵食の発生面積割合と SDR の関係は、急傾斜～並傾斜の林分では有意な正の相関が認められたが(図9左, $n=191$, $\gamma=0.584$, $p<0.001$)、緩傾斜～平坦地の林分では相関がなかった(図9右, $n=126$, $\gamma=0.370$, $p=0.934$)。面状侵食の地表面積割合が 50%以上の林分は、急傾斜の衰退度 1 以上の林分でのみ存在した。SDR の増加に伴いその割合は増加し、衰退度 4 では 66.7%($n=3$)に達した。

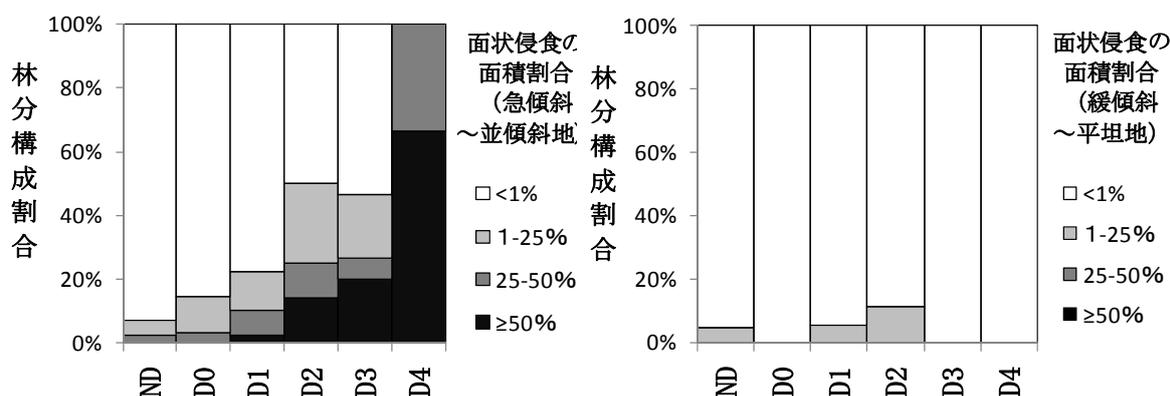


図9 面状侵食の面積割合と SDR の関係(左：急傾斜～並傾斜地、右：緩傾斜～平坦地)

2. IDW 法による SDR の空間推定結果

2006 年のデータを用いて空間内挿を行った結果、兵庫県内の落葉広葉樹林における SDR の地理的変異を示すことができた(図 10 左)。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林分が分布するが、内陸地域へ向かうにつれ、より下層植生が衰退した

樹林域へと変化していく地理的傾向があることが示された。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樹林がまつまって存在することが示された。

2010 年のデータを用いて空間内挿を行った結果、2006 年に比べて、SDR で ND と DO のランクの樹林域が減少する一方、D1 以上のランクの樹林域が増加したことが示された(図 10 右、表 1)。特に D1 と D2 の樹林域の拡大は顕著で、この 4 年間でそれぞれ 240.9km² と 311.8km² もの面積増加があったものと推定された(表 1)。

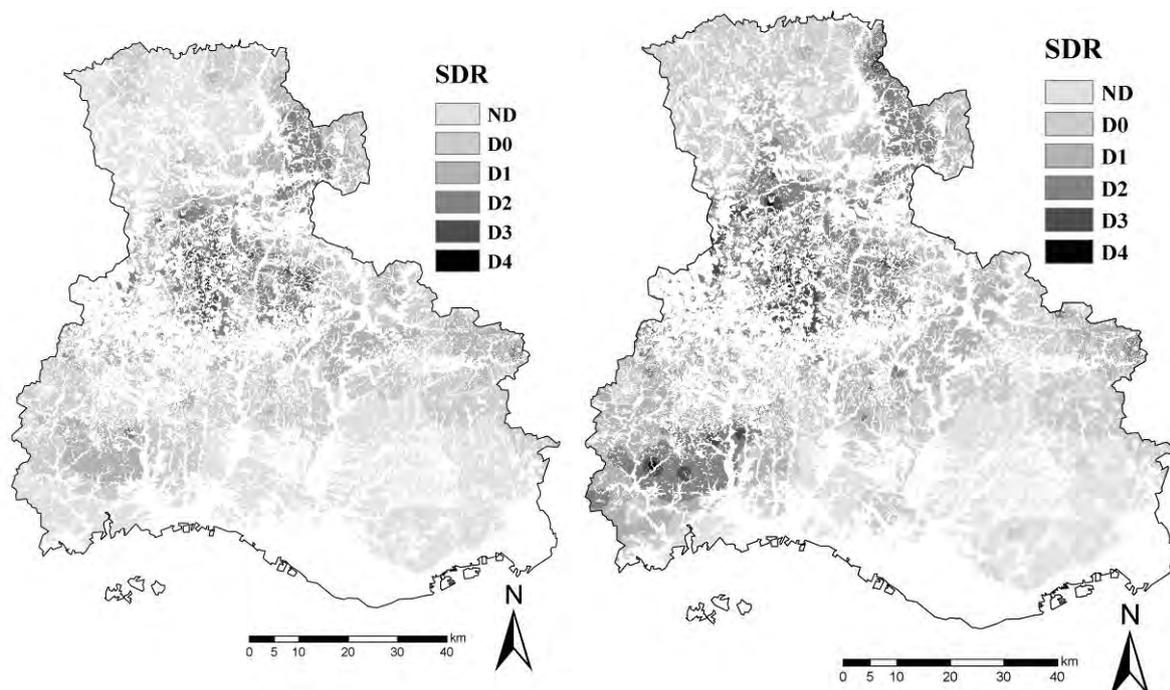


図 10 IDW 法による落葉広葉樹林の SDR の空間推定結果 (左：2006 年、右：2010 年)

表1 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		ND	D0	D1	D2	D3	D4	合計
2006	km ²	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	km ²	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	km ²	-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

Leave-one-out 交差検定法を用いて、2006 年データと 2010 年データの空間内挿結果の精度

検証を行った結果、それぞれ 53.2%、42.4%の地点で推定値と実測値が一致し、92.7%、86.4%の地点で推定値と実測値の誤差が 1 ランク差以内に収まった(図 11)。誤差の平均値はそれぞれ 0.01 と -0.04 であり、二乗平均平方根誤差(RMSE)はそれぞれ 0.70 と 1.09 であった。

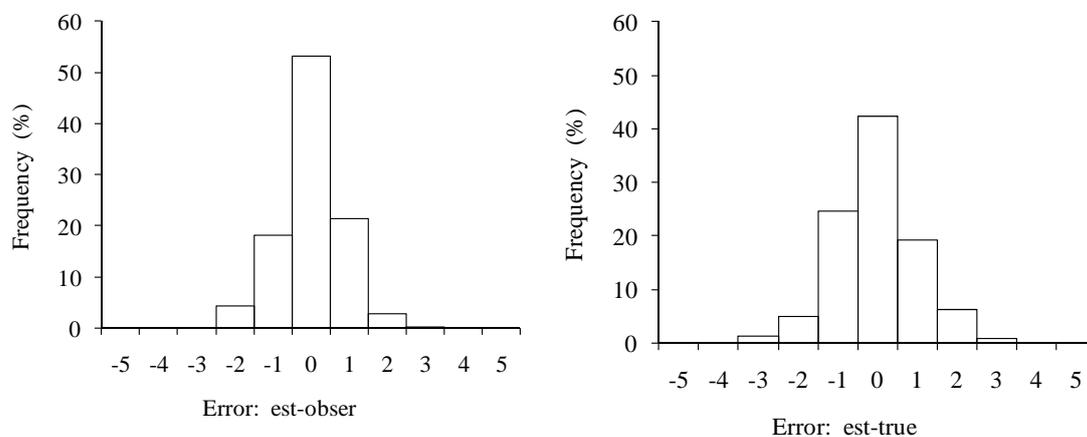


図 11 推定値と実測値の誤差の頻度分布 (左：2006 年の結果、右：2010 年の結果)

考 察

1. シカによる落葉広葉樹林の物理構造衰退の指標としての SDR の妥当性

様々な森林構成要素の状態変化と SDR の関係を検討した結果、これらの状態変化はひとつの例外(図 9 右)を除き、いずれも SDR に応じて進んでいった(図 2~9)。したがって、SDR は、単にシカによる低木層の被度の減少程度を表しているだけではなく、これらの要素の状態変化の進行も反映しているといえる。

SDR に応じてこれらの要素の状態変化が進む理由としては、それぞれの要素の状態変化には、低木層の衰退と同様にシカの採食圧の高まりが作用しているか、あるいは低木層の植物群の減少がこれらの要素の状態変化の要因として作用していることが推測される。SDR が進むにつれ、高木性稚幼樹の出現率が減少したことや(図 2)、ディアラインの形成が進んだこと(図 3)、クロモジへの食害が高まったこと(図 4)、リョウブへの樹皮剥ぎ(図 5)、林冠木への樹皮剥ぎ(図 6)、樹皮剥ぎによる亜高木層の衰退(図 7)が激化したことは、シカの採食圧の高まりという同一要因が作用したためであろう。一方、急斜面において、SDR が進むにつれ、落葉層の被覆度が減少していったことは(図 8 左)、落葉が斜面下に流れるのを妨げる障害物として機能していた低木層構成木の根幹が減少したことが影響していると推測される。さらに、落葉層の被覆度の減少に伴い、直接、雨滴が鉍物質土壌に当たる面積が増加することとなり、その結果、面状浸食もまた激化したものと考えられる(図 9 左)。

以上のことから、様々な森林構成要素と SDR の連動した変化にはシカの採食圧という同一の要因、あるいは森林構成要素と SDR 間での直接的な相互作用が働いていることが推測

される。したがって、SDR を、落葉広葉樹林の全体的な物理構造の衰退程度の指標とすることには十分妥当性があるものと判断する。

2. IDW 法による空間推定の精度

Leave-one-out 交差検定法による精度検証の結果(図 11)から、SDR の空間推定結果(図 10)は大半の地点で実際の SDR と前後一ランク以内の誤差範囲に収まっているといえる。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である。以上のことから、IDW 法による SDR の空間推定結果の精度は高いものと判断できる。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、その地理的パターンを把握できる程度の精度は保持していると判断できる。

3. 都道府県スケールのモニタリングにおいて SDR を指標に用いることの利便性

本調査では、ある一定の基準で林分の選定を行ったうえで、低木層の被度を目視で 5 段階評価を行った。このようなラフで簡便な調査にも関わらず、SDR はシカによる落葉広葉樹林の低木層の衰退程度を評価できるうえ(Kishimoto et al. 2010)、本研究によって林分の全体的な物理構造変化の指標としても妥当であることが示された。さらに、広域多地点調査で取得した SDR データを用いて、兵庫県域スケールで落葉広葉樹林域における SDR の空間分布を推定した結果、SDR の分布や面積を精度高く推定できたうえ、経年的な変化もモニタリングできることが明らかになった。以上のことから、SDR を用いることによって、少なくとも都道府県スケールでシカによる落葉広葉樹林の物理構造の衰退状況をモニタリングできることが実証されたといえる。

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だろう。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。

引用文献

- Akashi N, Nakashizuka T (1999) Effects of bark-stripping by sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. *For Ecol Manage* 113: 75-82
- Fortin M-J, Dale M (2005) *Spatial analysis. A guide for ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Furusawa H, Miyanishi H, Kaneko S, Hino T (2003) Movement of soil and litter on the floor of a temperate mixed forest with a impoverished understory grazed deer (*Cervus nippon centralis* Temmink). *J. Jpn. For. Soc.* 85: 318-325 (in Japanese with English summary)
- Hino T, Furusawa H, Ito H, Ueda A, Takahata Y, Ito MT (2003) Forest ecosystem management based on an interaction network in Ohdaigahara. *Japanese Journal of Conservation Ecology* 8: 145-158 (in Japanese with English abstract)
- 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. *J For Res.* 15: 265-273
- Miyawaki A (1984) *Vegetation of Japan vol. 5*. Shibundo, Tokyo (in Japanese)
- Shimoda K., Kimura K., Kanzaki M. & Yoda K. (1994) The regeneration of pioneer tree species under browsing pressure of Sika deer in an evergreen oak forest. *Ecological Research* 9: 85-92.
- Tokida K, Torii T, Miyaki M, Okada H, Kohira M, Ishikawa Y, Satoh K, Kaji K (2004) A deer management approach to promote ecosystem management in National Parks: a case study of sika deer in Shiretoko, Hokkaido Island, Japan. *Japanese Journal of Conservation Ecology* 9: 193-202 (in Japanese with English Summary)
- Wackernagel H (1995) *Multivariate geostatistics*. Springer-Verlag, Berlin
- Wildlife Management Office (1994) Report of Heisei 5 year on analysis for the population dynamics of sika deer. Hyogo Prefecture, Hyogo (in Japanese)
- Wildlife Management Office (2000) Report of Heisei 11 year on analysis for the population dynamics of sika deer. Hyogo Prefecture, Hyogo (in Japanese)

付表1 野外調査に用いた調査原票

シカによる森林植生衰退状況調査票

【調査場所】 アカマツ林 【調査日時】 【GPS記録番号】

【調査者氏名】 コナラーアベマキ林 クリーミズナラ林 尾根上部 斜面下部

【林の種類】 その他() 【地 形】 尾根 谷 斜面上部 斜面下部

【傾 斜】 急斜面 並斜面 緩斜面 平地 南 西 北 東 東南 南 北 西 北 東

【傾 向】 急斜面 並斜面 緩斜面 平地 南 西 北 東 東南 南 北 西 北 東

【調査の目的】 (斜面下部の方位) 東 東南 南 北 西 北 東

調査の前 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也

[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 □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 □よくわからぬ

[2-2] リョウブの樹皮剥ぎ □50%以上 □25%未満 □10%未満 □0%

被害個体割合 25%以上 10%以上

□リョウブの分布なし □よくわからぬ

3. 低木層 (樹高1~3mの植物の植生)

[3-1] 低木の植生率 □50%以上 □25%未満 □10%未満 □1%未満 □未

25%以上 10%以上 1%以上

[3-2] ササの植生率 □50%以上 □25%未満 □10%未満 □1%未満 □未

(種名:) 25%以上 10%以上 1%以上 1%以上 未

[3-3] ササの状態 □健全 □枯死様多数 □ほぼ全枯れ

[3-4] 低木層の優占種 □ヒサカキ □アセビ □シキミ

(種数回答可) □その他() □特になし □よくわからぬ

[3-5] 低木層構成樹へのシカの採食

50%以上の個体に採食痕がみられる

50%未満10%以上の個体に採食痕がみられる

10%未満の個体に採食痕がみられる

採食痕は全く認められない

構成樹が少なすぎて、判断不能。

[3-6] ティアラインの形成 □明瞭 □不明瞭 □無し □よくわからぬ

4. 草本層 (地上高1m以下の植物の植生)

[4-1] ササの植生率 □50%以上 □25%未満 □10%未満 □1%未満 □未

(種名:) 25%以上 10%以上 1%以上 1%以上 未

[4-2] その他の草本の植生率 □50%以上 □25%未満 □10%未満 □1%未満 □未

25%以上 10%以上 1%以上 1%以上 未

[4-3] ササの状態 □健全 □枯死様多数 □ほぼ全枯れ

[4-4] シカの採食 □有

5. 地表層

[5-1] リター層の被覆度 □99%以上 □99%未満 □75%未満 □50%未満 □未

75%以上 50%以上 50%以上 50%以上

[5-2] 鉱物質土壌の露出度 □1%未満 □25%未満 □1%未満 □50%未満 □未

1%以上 25%以上 25%以上 25%以上

[5-3] 面状侵食の面積割合 (土柱形成) □10%未満 □25%未満 □50%未満 □50%以上

リル侵食 10%以上 25%以上 25%以上

6. シカの生息感

[6-1] 糞 □有 □無

[6-2] シカ道 □有 □無

7. その他

[7-1] 高木性幼樹の林床での有無 □有(樹種:) □無

#種数樹種回答可

8. 備考

#調査林分の選定に関する注意!

調査の対象とする林分は、①アカマツ林、②アベマキコナラ林、③クリーミズナラ林、④アベマキの4種類である。但し、シカの採食の影響を著しく受けた特徴的な林分がある場合は、上記以外の林分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 アベマキコナラ林 : アベマキ、またはミズナラが優占する林

⑤ その他 : 不明な点に関する問い合わせ先

(備考)

【3-6】 特定低木層の分布と食害の有無

林内における分布 □有 □無 枝葉上のシカの採食痕 □有 □無

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(顕著な食害を受けていた植物) □有 □無 □有 □無

課題 1-4 パッチディフェンスによる新たな鳥獣被害防止技術の開発
技術開発主体 宮川森林組合・(株)里と水辺研究所
担当責任者 岡本宏之（宮川森林組合）

背景（はじめに）

1980年代から、スギ/ヒノキ新植地に対してシカによる苗木食害が発生し始め、防鹿柵による食害対策を継続して行ってきた。当初は防鹿柵の効果が得られていたものの徐々にその効果が薄れ、近年においては、その効果が非常に乏しく苗木食害が拡大している。又、スギ/ヒノキの成木に対する樹皮剥ぎ被害も拡大しており、低迷している林業に被害を与えている。結果、造林コストに対する費用対効果の悪化を招いている。

さらに、10数年程前から実施されている広葉樹植樹地においても防鹿対策の効果が得られず、既往の防鹿対策では木を育てられない状況に瀕している。

一方、自然林では林床植生の被害が甚大で、シカの不嗜好植物が占める植生に推移している。さらに、自然林の成木についても人工林同様、樹皮剥ぎ被害が発生しており倒木被害につながっていると推察される。倒木による、ギャップに生育するはずの後継樹に対しても食害がひどく、天然更新が極めて困難な状態に瀕している。この様な自然林のギャップの拡大と造林未済地さらに食害による新植不良地は、シカの不嗜好植物が占める単一的な草地化もしくは、裸地化が進行しており、土壌侵食から山腹崩壊へと推移していく事が危惧される状況下にある。

以上の事から、現状の森林を管理育成するだけでは、森林生態系を保全できないばかりか、山腹崩壊の危険性を含む危機的な状況化にあると思われる。

目的及び方法

- ・上記の背景から、数年前から実施しており経過が良好なパッチディフェンスを基本に、新たな防鹿技術として確立する為の根拠を明確にする。
- ・既往の防鹿対策の効果と問題点を整理し、適用性と改善点を明らかにした上で、今後の継続性を再評価する。
- ・森林で発生している食害対象の整理を行い、保護対象毎に適切な防鹿技術を提案する。
- ・詳細な仕様、コスト、設置容易性、耐久性、維持管理費を評価・検証し、より実効性のある技術にする。
- ・試験施工地を設定し、検討した仕様・工法を基に防鹿柵を設置し、効果及び作業性・耐久性等を検証する。
- ・継続してモニタリングを実施し、初期効果の評価にとどまらず、森林が形成するに至るまでの評価を可能な限り行う。

結果

1. 評価対象の抽出と整理

評価対象工法を下表 1 に示す様に 3 タイプとし、その概要をまとめた。表 1

対策手法	ゾーンディフェンス	マンディフェンス	パッチディフェンス
工法	柵で造林地の外周を囲う方法	苗木及び成木の単木を網及び筒状の資材で保護する方法	造林地内に小規模に柵を点在させる方法
特徴	人工造林地に適している。一旦、柵内へ侵入されると、被害は大きい。工法上、食害リスクは高い。伐採跡地の人工造林等、1ha～10ha 程度の広範囲の面積を囲う事が多い。	成木をラス網等で保護する場合と苗木を筒、ネットで保護する可能性がある。工法上、食害リスクは低い。近年、広葉樹植樹に使用されるケースが多く、0.1ha 程度の小規模植樹から 3ha 程度中規模植樹に使用されている。	シカの視界で全体像がある程度、捉えられるサイズ (100 m ² 程度)。小規模柵を組み合わせで設置し、密度は ha あたり、25 箇所～30 箇所程度で設置される事が多い。数年前から実施されており、小規模植樹から大規模植樹まで使用されており、汎用性は高い
設置例			

評価対象地点を下図 1 に示す通り設定し、標高差 700m、宮川を挟んで可能な限り、広範囲に分布する様、務めた。

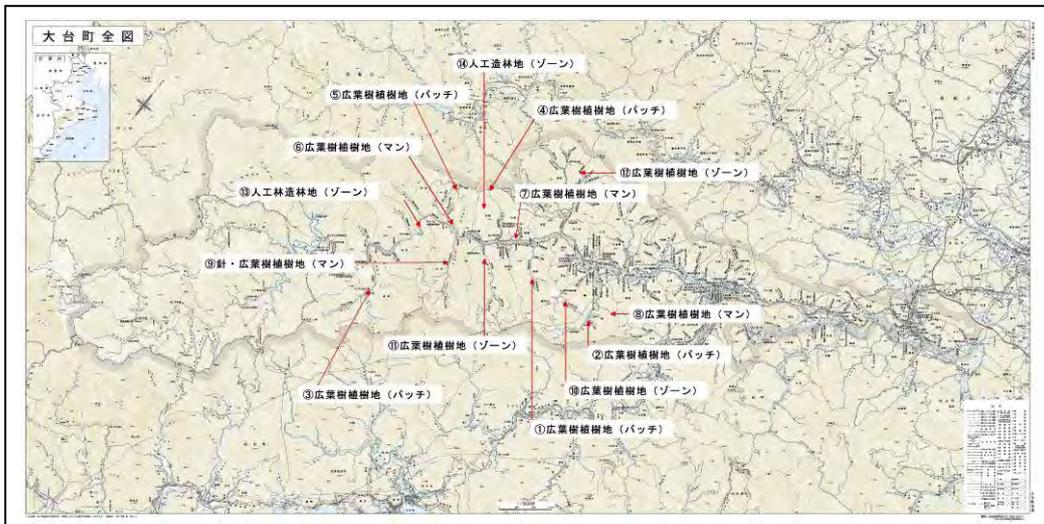


図 1

又、各調査地の概要は下表 2 に示す通りである。

調査地点 No.	工法	造林内容	造林面積	樹種数	経過年数
1	パッチディフェンス	広葉樹植樹	1.00ha	60	3
2	パッチディフェンス	広葉樹植樹	0.62ha	48	1
3	パッチディフェンス	広葉樹植樹	0.14ha	43	1
4	パッチディフェンス	広葉樹植樹	3.76ha	56	1
5	パッチディフェンス	広葉樹植樹	0.07ha	19	1
6	マンディフェンス	広葉樹植樹	0.55ha	29	5
7	マンディフェンス	広葉樹植樹	0.28ha	14	3
8	マンディフェンス	広葉樹植樹	0.93ha	8	4
9	マンディフェンス	針・広葉樹植樹	0.90ha	10	5
10	ゾーンディフェンス	広葉樹植樹	0.80ha	5	13
11	ゾーンディフェンス	広葉樹植樹	1.16ha	4	11
12	ゾーンディフェンス	広葉樹植樹	0.62ha	22	1
13	ゾーンディフェンス	人工造林	1.64ha	2	2 及び 9
14	ゾーンディフェンス	人工造林	3.76ha	2	13

表 2

2.評価方法

各工法に対する評価方法を下表 3 の様に定めた。

工法	評価方法	評価対象 地点数
パッチディ フェンス	<ul style="list-style-type: none"> 各調査地に設置されているパッチディフェンス全数の状況確認の実施 柵内の苗木生育状況の確認 調査地毎の資材仕様及び経過年数に対する資材耐久性の評価 	5 地点
マンディフ ェンス	<ul style="list-style-type: none"> 調査地毎に無作為に連続した 100 本の調査対象を設定 食害状況・苗木生育状況及び防護施設の耐久性の現地調査の実施 	4 地点
ゾーンディ フェンス	<ul style="list-style-type: none"> 調査地毎の柵設置全延長に対する現地調査の実施 柵内の苗木生育状況の確認 調査地毎の柵の資材仕様及び経過年数に対する資材耐久性の評価 	5 地点

表 3

3.調査結果

上記に定めた調査地点及び評価方法に基づき、現地調査を実施した。工法毎に調査結果を下表4に示す。

No.	工法	資材仕様 及びタイプ	調査延長 距離及び 本数	被害箇所数				被害 頻度	事業実施 年
				自然 要因	動物 要因	人為 要因	その 他		
1	PD	下図2及び3	717m (17パッチ)	0	0	0	0	無し	H19/20 /21
2	PD	下図3	693m (16パッチ)	0	0	0	0	無し	H21
3	PD	下図3	158m (4パッチ)	0	0	0	0	無し	H21
4	PD	下図3	2,883m (64パッチ)	0	0	0	0	無し	H21
5	PD	下図4(水平帯 状)	222m (2パッチ)	0	0	0	0	無し	H21
6	MD	ヘキサチューブ H=1.8m	100本	62	0	0	0	62%	H17
7	MD	ヘキサチューブ H=1.8m	100本	27	0	0	0	27%	H19
8	MD	幼齢木ネット (ラクトン)H=1.7m	100本	59	0	0	0	59%	H18
9	MD	幼齢木ネット (ラクトン)H=1.7m	100本	49	0	0	0	49%	H17
10	ZD	下図5	547m	21	12	2	0	16m/箇 所	H9
11	ZD	下図6	660m	6	2	3	1	55m/箇 所	H11
12	ZD	下図7	360m	0	5	4	0	40m/箇 所	H21
13	ZD	下図6/7の一部2 重張り	603m	0	7	1	1	67m/箇 所	H13/H20
14	ZD	下図8	995m	6	11	1	0	55m/箇 所	H9

PD：パッチディフェンス/MD：マンディフェンス/ZD：ゾーンディフェンス

表4

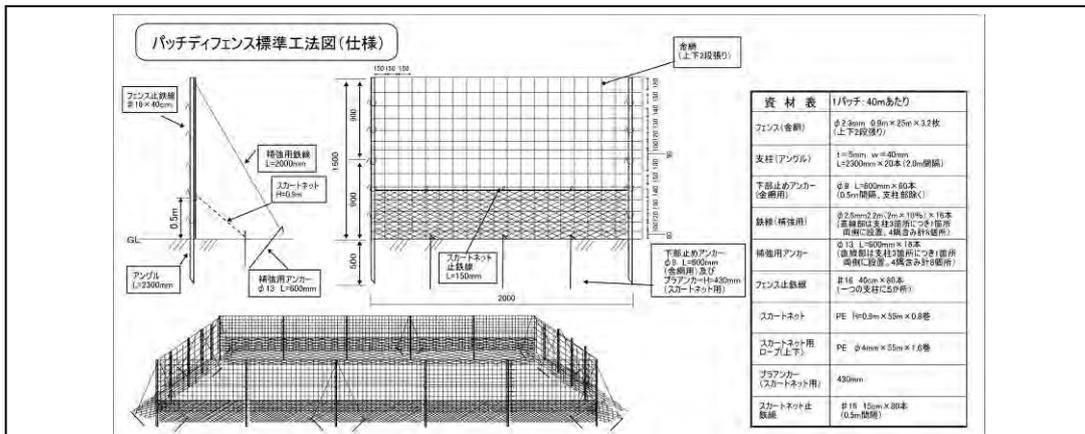


図 2

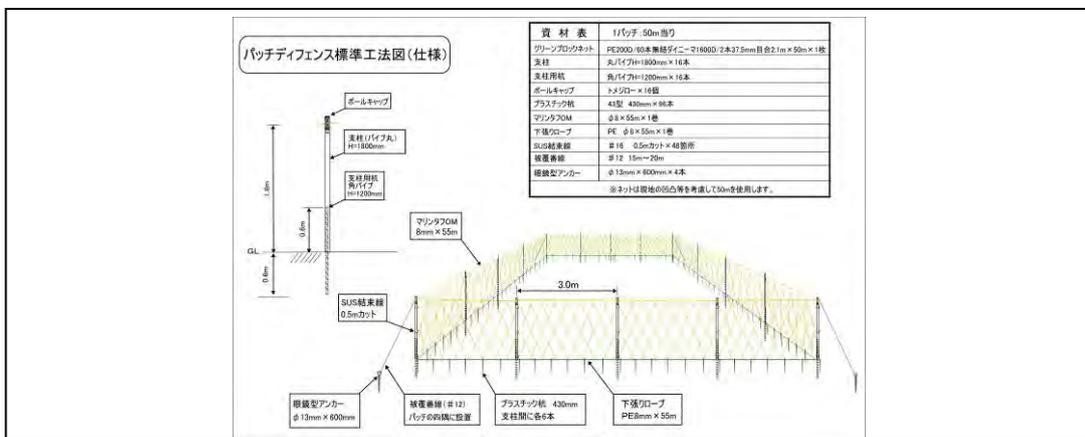


図 3

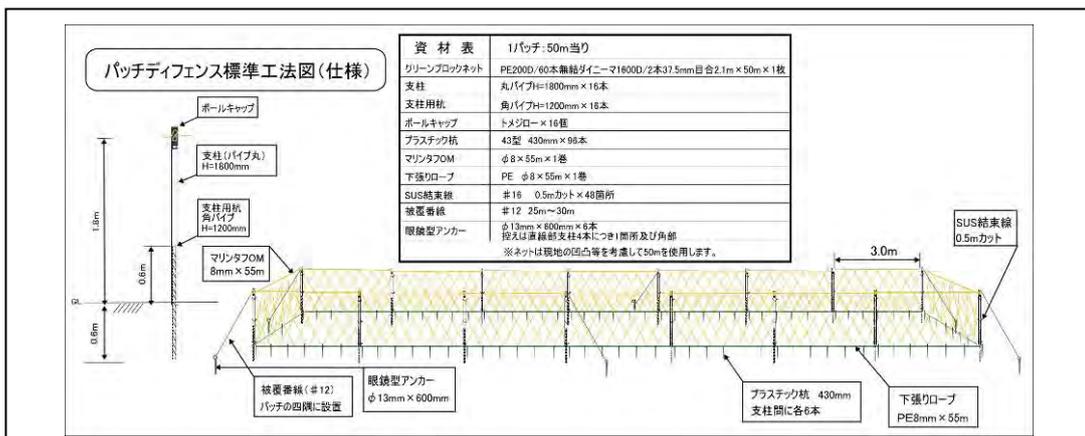


図 4

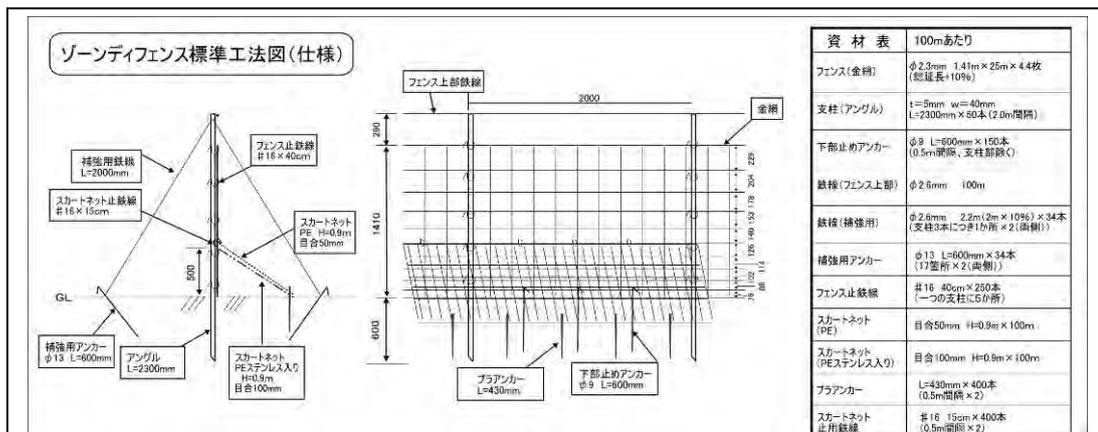


図 8

調査地 1~5 のパッチディフェンス (PD) は、被害箇所は無く、良好な結果を示している。資材としては 2 タイプ存在したが、いずれも被害箇所はなく、あまり資材の種類に依存せず、効果が得られる事が推察された。さらに、実効性を高めていく上で、設置容易性を含めたコスト性、設置範囲及び耐久性の検証を進める事にする。

調査地 6~9 のマンディフェンス (MD) は、筒状のヘキサチューブとネット状の幼齢木ネットの 2 タイプを評価対象とした。被害率は 27%~62% と一見、幅があるものの、事業実施年が新しい調査地の被害率が極端に低い事から経年劣化する事が予測される。又、現場での考察とも一致する。被害内容は倒壊及び破損であるが、風及び落石等による自然的な要因か、シカ等による押し倒しの動物的な要因かを特定するには、至らなかった。マンディフェンスの場合、資材の被害と苗木の被害は他の工法と比較して関係性が薄く、資材被害がなくとも、苗木の食害被害が発生している事が大きな特色でもある事から、苗木の生育状況を踏まえた被害頻度を別途下表 5 に特記する。

No.	タイプ	調査本数	苗木変形	苗木食害	苗木枯損	苗木倒壊	生育不良	資材被害 倒壊・破損	被害頻度
6	ヘキサチューブ H=1.8m	100	19	56	10	1	0	62	88%
7	ヘキサチューブ H=1.8m	100	4	19	16	0	2	27	56%
8	幼齢木ネット (ラクトン) H=1.7m	100	2	47	26	0	8	59	88%
9	幼齢木ネット (ラクトン) H=1.7m	100	3	19	60	0	0	49	87%

表 5

上記の結果から、設置後 5 年程度経過すると 8 割~9 割程度の資材及び苗木に被害が発生しており、さらに構造上、苗木のルーピングが発生する事も問題視される。表 5 の

被害箇所数は、苗木食害と資材被害が重複している箇所があり、単純な加算を行う事は出来ない。

調査地 10～14 のゾーンディフェンス(ZD)は、木製支柱による魚網ネット、鋼製 L 型支柱による金網、異形被覆鋼管支柱によるステンレス入りネットの 3 タイプを評価対象とした。資材強度、耐久性等、異なるタイプの資材であるが、被害頻度は No.10 を除くと、40m/箇所～67m/箇所となり、一定の傾向がみられる。No.10 は木製支柱であり、施工後 13 年程経過している事から、支柱の腐食がすすみ、柵の破損頻度が高い事から、16m/箇所との結果になっている。破損要因としては、土砂による押し倒し、崩落、倒木等の自然要因と、シカによる噛み切り、潜り込み等の動物要因及び、隣接する人工林の間伐木による押し倒し、柵設置施工の不備等の人的要因の 3 タイプが確認出来た。以上の事から、資材強度を優先して、柵を設置したとしても、その耐用年数を待たずして、10 年以内で 50m/箇所程度の破損が発生する事から、資材強度等の仕様を追求する事より、リスク分散を考慮した工法上の工夫と継続したメンテナンスが重要であると考えられる。

防護施設内の苗木の生育状況については、写真 1～3 の様に、被害箇所が無いパッチディフェンス内は良好である一方、マンディフェンス及びゾーンディフェンスについては、成林させる事が困難な状態である。



写真1 (パッチディフェンス)



写真2 (マンディフェンス)



写真3 (ゾーンディフェンス)

この様な結果を踏まえ、パッチディフェンスを基本にこれから整理する食害対象への対応を行う事とする。

4.食害対象の整理

シカ食害による森林被害を条件別に下表 6 で整理した。

条件	被害対象	状 況
造林未済地 造林不良地	造林苗木 林床植生	造林苗木及び自然侵入草本及び木本がシカにより壊滅的な食害を受けており、イワヒメワラビ等の単一的な不嗜好植物が占める草地在広がっている。又、一部土壌侵食が始まっており、表土が流れ、裸地化が進行している。
人工林 ・成林地	スギ/ヒノキ成木 林床植生	造林木の樹皮剥ぎ被害が発生しており、建築用材として収穫時期に到達した木材価値の低下を招いている。又、間伐後に回復する林床植生の被害も甚大で、積極的に行われている間伐施業が結果としてシカの餌資源の増大を招いていると思われる。
自然林 ・成林地	自然林成木 林床植生	天然木の樹皮剥ぎ被害が発生しており、被害箇所から腐食が始まり、倒木との関係性が強いと推察する。又、林床についても、ディアラインが明確に見られる。
自然林 ・ギャップ	天然更新木 林床植生	倒木等で形成されたギャップについても、天然更新木が食害を受けており、後継樹が育たず、不嗜好植物が占める林床となっている。
工事法面	吹き付け牧草 自然侵入木本	厚層基材吹き付けによる牧草がシカ食害に合い、法面保護に影響を及ぼす状況下にある。又、自然侵入木本も食害に合い長期的な法面安定化にも影響を及ぼす事が懸念される。さらに、吹き付けられた牧草が頻繁にシカにより被食されており、新旧の糞が現場で大量に確認され、餌資源となっている事が危惧される。

表 6

以上の事から、森林全体がシカによる食害を受けており、経済的な林業被害と環境的な生態系への被害及び公共的な被害が混在している。代表的な現場調査状況を写真 4～9 で示す。

各種防鹿対策の効果と表 6 の条件下での適応性を検討し、条件別に具体的な防鹿対策を検討する事とした。ただし、コスト評価を行った上でこれらの検討を実施しないと、対策の実効性が損なわれる事が懸念される為、過去の実績から先ず、コスト評価を行う事にする。



写真4 (造林不良地)



写真5 (人工林 成林地)



写真6 (自然林 成林地)



写真7 (自然林 ギャップ)



写真8 (土壌侵食状況)



写真9 (10年以上経過した工事法面)

5.防鹿工法のコスト評価

コスト評価については、防鹿対策被害状況調査結果を踏まえ、防鹿効果が経年劣化する事を考慮し、初期投資の評価にとどまらず、防鹿効果が最低限必要と想定される 15 年を評価対象期間として定め、ランニングコストを含め行う事とした。評価結果を下表 7 にまとめた。

防鹿工法	パッチディフェンス	マンディフェンス	ゾーンディフェンス
設定条件	造林面積：1ha 植栽本数：3,000 本	造林面積：1ha 植栽本数：3,000 本	造林面積：1ha 柵設置距離：500m
初期コスト	2,500,000 円～ 4,800,000 円	3,600,000 円～ 6,000,000 円	1,000,000 円～ 1,600,000 円
単価	2,000 円/m～3,200 円/m 設置延長距離を 1,250m ～1,500m とする。	1,200 円/本～2,000 円/本	2,000 円/m～3,200 円/m
維持管理	定期的な巡視 (年間 6 回実施)	防鹿筒の径以上に生長する前の資材撤去及び新たな樹皮剥ぎ対策の実施	強風、豪雨の翌日の迅速な巡視・補修及び定期的な巡視(年間 20 回実施)
ランニングコスト (15 年)	巡視(必要な場合の補修) 60,000 円/年×15 年 =900,000 円(想定)	防鹿資材撤去費 600,000 円(想定)	巡視・補修費 250,000 円/年×15 年 =3,750,000 円(想定)
ランニングコスト (15 年)		防鹿資材処理費 50,000 円(想定) 追加樹皮剥ぎ対策費 1,500,000 円(想定)	
トータルコスト(15 年)	3,400,000 円～ 5,700,000 円	5,750,000 円～ 8,150,000 円	4,750,000 円～ 5,350,000 円

表 7

以上の結果から、現状のままでは、防鹿対策費だけで最低でも 3,400,000 円/ha 程度必要とし、地拵え、苗木代及び植栽費等の造林コストを含めると、広葉樹造林の場合、最低でも 6,500,000 円/ha 程度必要になる。造林経費の内、50%以上を防鹿対策が占める事から、安価な資材等による対策を検討する事にする。一方、ゾーンディフェンスによるこれまでの人工造林(スギ/ヒノキ 3,000 本植栽)の場合、最低でも 5,500,000 円/ha 程度必要になり、費用対効果も含め検討を深める必要がある事がわかった。

6.防鹿対策の適応性

防鹿対策毎の被害対象への適用性を下表 8 にまとめる。

被害対象地	防鹿対象	パッチディフェンス	マンディフェンス	ゾーンディフェンス
造林未済地及不良地	・天然更新 草本/木本 ・造林苗木	広葉樹を中心とした多樹種混合造林に適する。自然再生/治山/多収穫型林等、造林目的は多様。	調査結果から苗木の保護には不向き。林床植生の回復にも効果が期待できない。	人工造林に適する。リスク軽減の為の仕切りや2重構造による防鹿柵の設置等、工夫が必要。防鹿対策とセットで徹底した維持管理が必要。
人工林成林地	・スギ/ヒノキ成木 ・下層植生	将来の森林施業時に障害になる事を考慮すると、成木保護には不向き。ただ、下層植生の保護は可。	成木保護に適しているが、下層植生の回復は見込めない。コストは、800,000 円/ha 程度になると思われる。	保護する林分を絞って、設置する事で、成木保護と下層植生の保護が可能。維持管理を含め、コストが非常に高い。
自然林成林地	・自然林成木 ・下層植生	成木と下層植生の保護が可。林地全体を保護する事は出来ないが、保護対象地を選定し、点在して設置可。	成木保護には適しているが、下層植生の回復は見込めない。保護対象木が明確な場合に適する。	保護する林分を絞って、設置する事で、成木保護と下層植生の保護が可能。維持管理を含め、コストが非常に高い。
自然林ギャップ	・天然更新草本 ・天然更新木本	天然更新を誘導する事が出来、適している。又、周辺に種子供給源が少ない場合、植栽とセットで実施する事が出来る。	状況から判断すると不適。又、植栽を実施して保護しても、調査結果から効果は期待できない。	大きいギャップの場合、選択肢の一つとしては考えられるが、パッチディフェンスの優位性が高い。
工手法面	・吹付け牧草/苗木 ・自然侵入草本/木本	水平帯状型に防鹿柵を何段も設置する事で雨水による縦侵食を緩和し、シカ道による法面崩壊を防止する二次的効果があり有効性は高い。	牧草及び自然侵入草本/木本の保護は不可。又、苗木保護も調査結果から不適。	吹付け牧草を保護する場合に有効であるが、自然侵入木が生育するまで、長期間の維持管理が必要。

表 8

パッチディフェンスにおいては、人工林の植林地及び人工林の成木保護に適合性が低いものの、その他の条件では適合性が高く、効果が期待できる。

マンディフェンスにおいては構造上、下層植生の保護は不可能であり、調査結果から苗木保護についても適合性は低い。人工林及び自然林の成木保護について適合性はあるものの、樹木生長に応じて張替が必要になる。又、自然林の場合、生態系の保全の観点から、成木だけの保護にとどまり有効性が低い。従って、人工林の成木保護に効果が期

待できると思われる。

ゾーンディフェンスにおいては、リスク分散や維持管理の低減等の課題はあるものの、人工造林地の植林地への適合性が高い。また、自然林の成木及び下層植生の保護を行う上でも、一定の区域を柵で囲う事で、たとえ破損箇所が発生したとしても、柵内のシカの頭数低減に寄与する可能性は十分にあると思われる。今後はこれらの事も踏まえ、検証する事が望まれる。

以上の事から、パッチディフェンスを基本とし、経過が良好である既往の資材に対して、仕様及び設置面積等を改善課題とし、コスト低減に向けて数種類の試験仕様を定め、試験施工を実施し、経過を確認する事とする。又、柵内の植栽については、森林再生技術の検証の場とし、「株式会社里と水辺研究所」と連携して進める事とする。さらに、これらの結果はゾーンディフェンスにも応用できると考える。

7.試験仕様

試験施工地を下図 9 の位置に定め、下表 9 の 17 種類の仕様で、設置する。設置箇所は、既にシカの食圧を高頻度で受けている区域を優先する事に留意して選定した。

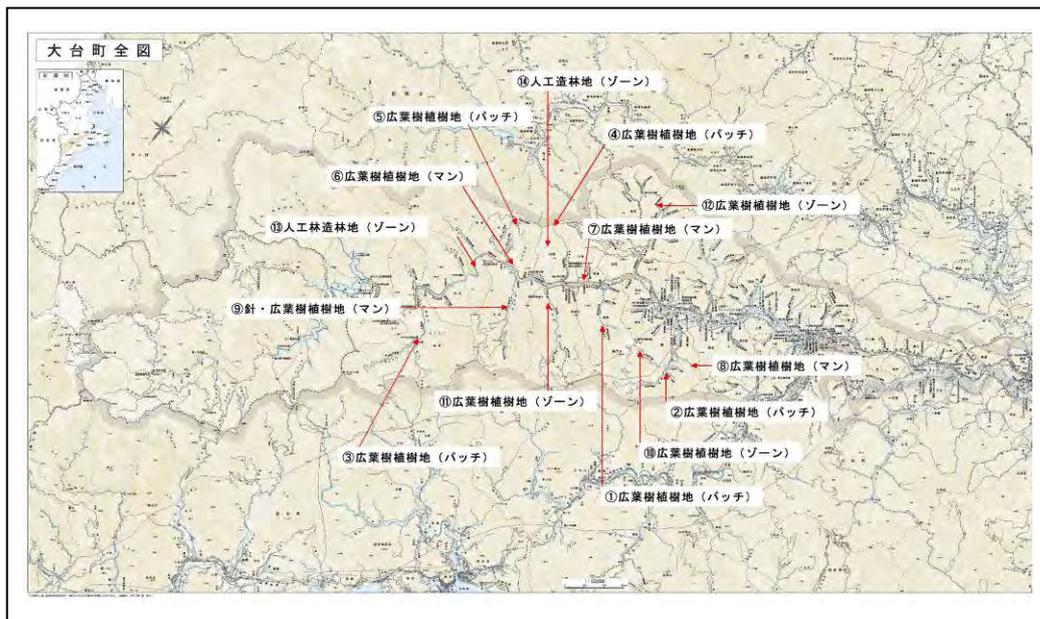


図 9

さらに各試験施工地内のパッチディフェンス設置位置図を下図 10 及び 11 に示す。

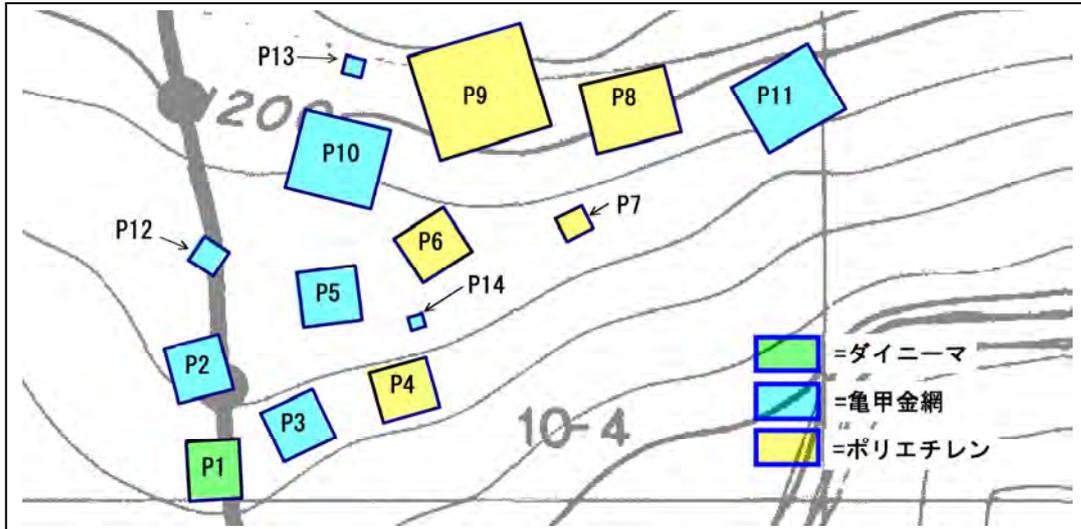


図 10 (造林未済地、パッチディフェンス試験施工測量平面図)

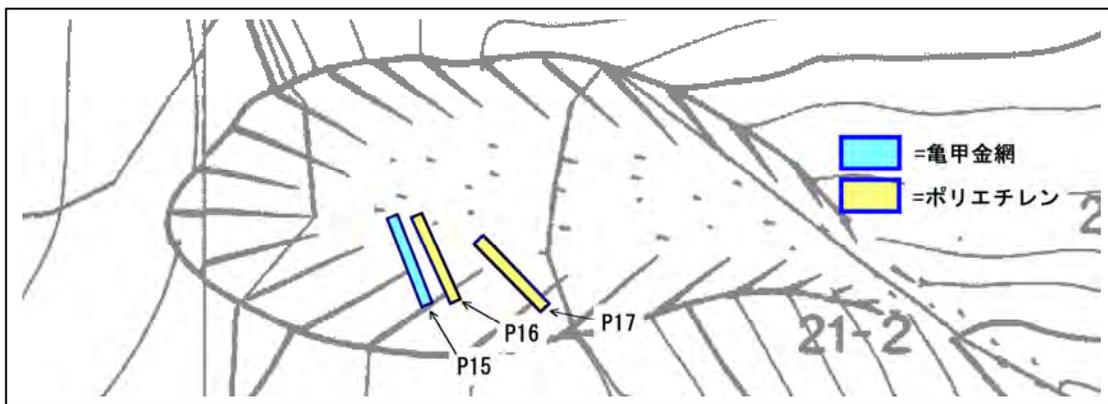


図 11 (工事法面、水平帯状パッチディフェンス試験施工測量平面図)

試験施工地の現地状況は写真 10~13 のとおりである。



写真 10



写真 11

写真 10 及び 11 は、造林未済地パッチディフェンス試験施工地の状況。標高約 1,200m の台高山系の稜線付近に位置する。伐採後 25 年程度経過しているが、イワヒメワラビが優占する植生となっており、一部土壤侵食が始まっている。



写真 12



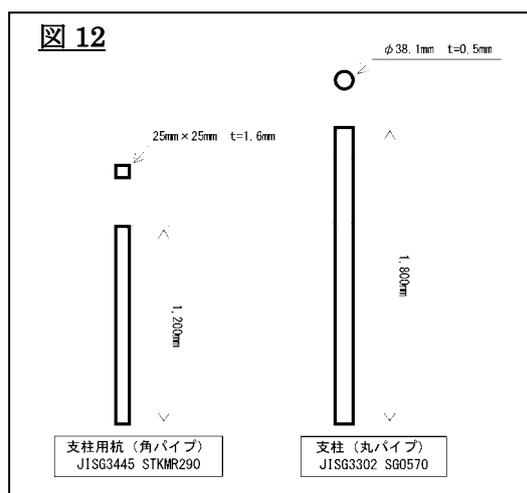
写真 13

写真 12 及び 13 は、工事法面水平帯状パッチディフェンス試験施工地の状況。標高 850m の台高山系の稜線下部に位置する。治山法面工事が行われ、マンディフェンスによる植栽工が実施されて 8 年程度経過しているが、植栽苗木は全滅し、植生の回復も見られない。一部、法面崩壊が始まっている。

No	柵形状	基本仕様	施工地	網の材質	網高(m)	支柱間隔(m)	辺長W(m)	辺長D(m)	面積(m ²)
1	正方形(既往型)	図 3	造林未済地	PE・ダイニーマ	1.8	3.0	12.0	12.0	144.0
2	正方形	図 13	造林未済地	亀甲金網	1.5	3.0	12.0	12.0	144.0
3	正方形	図 13	造林未済地	亀甲金網	1.8	3.0	12.0	12.0	144.0
4	正方形	図 14	造林未済地	PE(ポリエチレン)	1.5	4.0	12.0	12.0	144.0
5	正方形	図 13	造林未済地	亀甲金網	1.8	4.0	12.0	12.0 </td <td>144.0</td>	144.0
6	正方形	図 14	造林未済地	PE(ポリエチレン)	1.5	3.0	12.0	12.0	144.0
7	正方形	図 14	造林未済地	PE(ポリエチレン)	1.8	3.0	6.0	6.0	36.0
8	正方形	図 14	造林未済地	PE(ポリエチレン)	1.5	3.0	18.0	18.0	324.0
9	正方形	図 14	造林未済地	PE(ポリエチレン)	1.8	3.0	24.0	24.0	576.0
10	正方形	図 13	造林未済地	亀甲金網	1.8	3.0	18.0	18.0	324.0
11	正方形	図 13	造林未済地	亀甲金網	1.5	3.0	18.0	18.0	324.0
12	正方形	図 13	造林未済地	亀甲金網	1.5	3.0	6.0	6.0	36.0
13	正方形	図 13	造林未済地	亀甲金網	1.5	4.0	4.0	4.0	16.0
14	正方形	図 13	造林未済地	亀甲金網	1.5	3.0	3.0	3.0	9.0
15	水平帯状	図 15	工事法面	亀甲金網	1.8	3.0	21.0	3.0	63.0
16	水平帯状	図 16	工事法面	PE(ポリエチレン)	1.5	3.0	21.0	3.0	63.0
17	水平帯状	図 16	工事法面	PE(ポリエチレン)	1.8	3.0	21.0	3.0	63.0

表 9

網高は支柱高 1.8m 及び 1.5m に対して 2.1m 及び 1.7m の規格を採用している。これは、十数年にわたる現地施工の経験上、多様な現地微地形に伴い地面を基準にして設置すると高さを保つ事が出来ず又、高さを基準にして設置すると下部に隙間が出る為、20~30cm のあそびを設け地山の起伏に対応する事にした。支柱の構造は、右図 12 の仕様とし、支柱用杭を約 60cm 打ち込み、支柱を差し込む資材を採用した。これは、地形や地質により杭の打ち込み深度にばらつきが生じても高さを保つ事が出来る。又、従来の長尺タイプの支柱の場合、急斜面地では、斜面に対して垂直に打ち込む事が極めて困難であり、網高の規格寸法を下回る欠点があった。この支柱を採用する事により、そのような問題を解決し、さらに、運搬性、施工性も良好であると判断した。



網上部の上張りロープについては、経年劣化によるロープの伸びによる網のたるみを防止するため、従来のPE製ロープの使用を避け、PP製ロープを使用する。

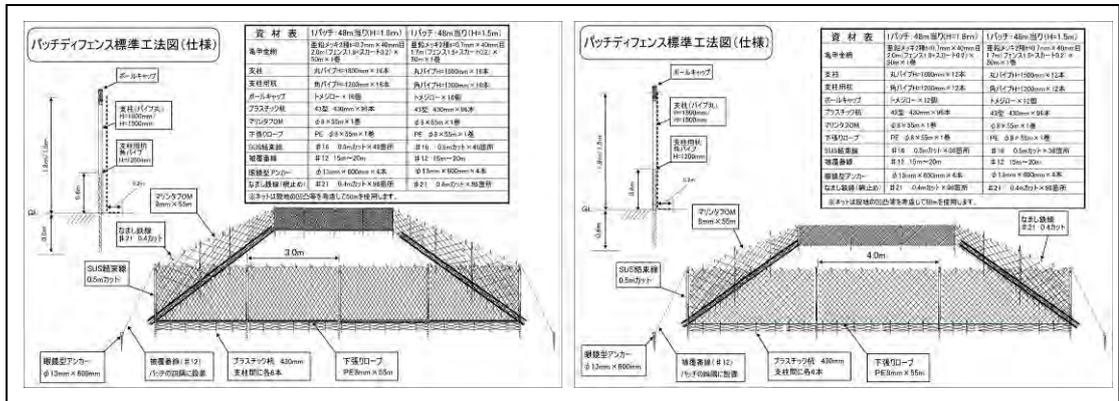


図 13

一辺長を 12m の基本仕様を図化しているが、パッチディフェンスの設置面積により、辺長は変化する。

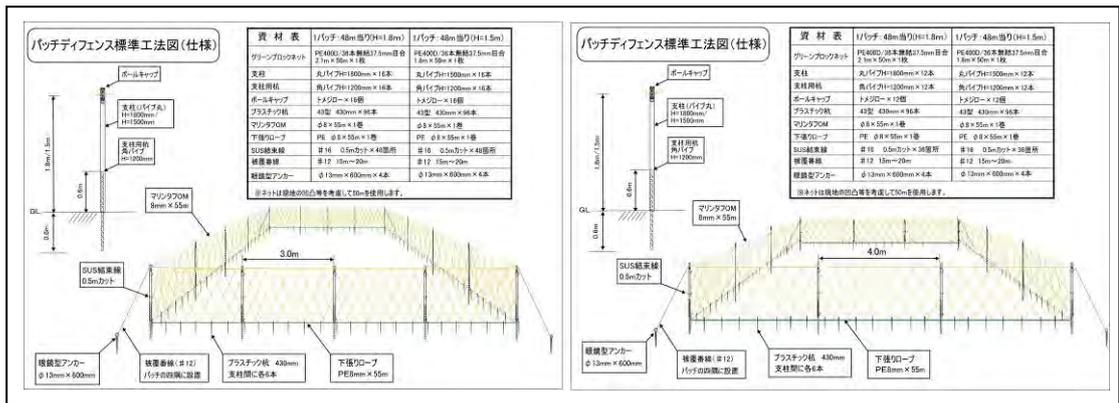


図 14

一辺長を 12m の基本仕様を図化しているが、パッチディフェンスの設置面積により、辺長は変化する。

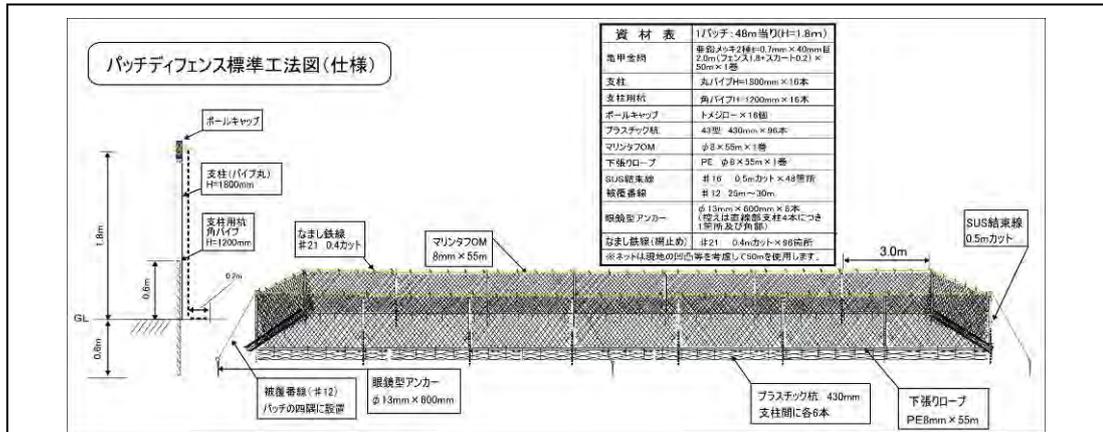


図 15

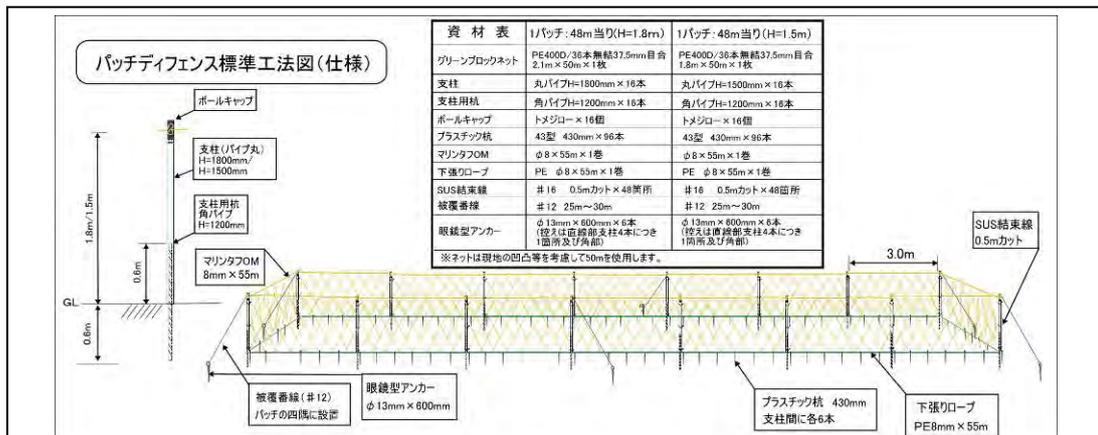


図 16

設置するにあたり作業時間を計測し資材単価を含めコスト評価を実施した。評価結果に基づき、資材単価、設置容易性及び設置効率を総合的に判断し、経済性の順位をつけた。資材コストに関する結果を下表 10 にまとめ、施工性を含めた防護面積 100m²あたりの評価結果を下表 11 にまとめた。

No.	網の材質	網高 (m)	支柱 間隔 (m)	防鹿柵 延長 (m)	資材 金額(円)	資材 単価 (円/m)	資材コスト 削減率	資材コスト 評価順位
5	亀甲金網	1.8	4	48	54,025	1,126	44.90%	1
13	亀甲金網	1.5	4	16	19,062	1,191	41.70%	2
2	亀甲金網	1.5	3	48	58,205	1,213	40.60%	3
11	亀甲金網	1.5	3	72	87,308	1,213	40.60%	3
3	亀甲金網	1.8	3	48	60,425	1,259	38.30%	5
10	亀甲金網	1.8	3	72	90,638	1,259	38.30%	5
15	亀甲金網	1.8	3	48	60,425	1,259	38.30%	5
12	亀甲金網	1.5	3	24	30,403	1,267	38.00%	8
14	亀甲金網	1.5	3	12	16,501	1,375	32.60%	9
4	PE(ポリエチレン)	1.8	4	48	71,600	1,492	26.90%	10
6	PE(ポリエチレン)	1.5	3	48	73,280	1,527	25.20%	11
8	PE(ポリエチレン)	1.5	3	72	109,920	1,527	25.20%	11
16	PE(ポリエチレン)	1.5	3	48	73,280	1,527	25.20%	11
9	PE(ポリエチレン)	1.8	3	96	154,700	1,611	21.10%	14
17	PE(ポリエチレン)	1.8	3	48	78,000	1,625	20.40%	15
7	PE(ポリエチレン)	1.8	3	24	40,300	1,679	17.80%	16
1	PE・ダイニーマ	1.8	3	48	98,000	2,042	0.00%	17

表 10

No.1 は既に設置実績があり、経過が良好なため基本的な資材とし、そこからさらにコスト削減を行う様に設定した。結果から、網の資材、支柱間隔の順にコストとの関係性が深くなる事がわかり、削減率は最大で 44.90%になった。

No.	平均傾斜(°)	最大面積(m ²)	防鹿柵延長(m)	設置効率(m ² /m)	100m ² あたりの設置距離(m)	100m ² あたりの資材金額(円) A	述べ作業時間(運搬込み)(分)	述べ作業金額(円) ※	100m ² あたりの作業金額(円) B	100m ² あたりの総金額(円) A+B	総コスト評価順位
9	22	576	96	6	16.7	26,858	1,168	59,897	10,399	37,256	1
11	30.5	324	72	4.5	22.2	26,947	841	43,128	13,311	40,258	2
10	21	324	72	4.5	22.2	27,975	1,027	52,667	16,255	44,230	3
8	36.5	324	72	4.5	22.2	33,926	814	41,744	12,884	46,810	4
5	20	144	48	3	33.3	37,517	497	25,487	17,699	55,217	5
2	16.5	144	48	3	33.3	40,420	550	28,205	19,587	60,007	6
4	27.5	144	48	3	33.3	49,722	455	23,333	16,204	65,926	7
3	25.5	144	48	3	33.3	41,962	683	35,026	24,323	66,285	8
6	24.5	144	48	3	33.3	50,889	520	26,667	18,519	69,407	9
1	26.5	144	48	3	33.3	68,056	552	28,308	19,658	87,714	10
12	8.5	36	24	1.5	66.7	84,453	262	13,436	37,322	121,775	11
7	30	36	24	1.5	66.7	111,944	300	15,385	42,735	154,679	12
15	35.0	63	48	1.31	76.3	95,913	723	37,077	58,852	154,765	13
16	35.0	63	48	1.31	76.3	116,317	562	28,821	45,747	162,064	14
17	21.5	63	48	1.31	76.3	123,810	580	29,744	47,212	171,022	15
13	22.5	16	16	1	100	119,138	176	9,026	56,410	175,548	16
14	25.5	9	12	0.75	133.3	183,344	119	6,103	67,806	251,151	17

表 11

※人件費を 20,000 円/日(諸経費込み)として労働時間を 6.5 時間/日と設定し、二人一組で作業を実施した。

以上の結果を基に過去のパッチディフェンスによる植樹事業の ha あたりのパッチディフェンス設置面積率を算出し、防鹿柵設置事業費の算出を下表 12 で行った。

資材費を含めた設置費全体のコストからは、基本としている No.1 のタイプが 10 位になり今後は、上位のタイプに注目する必要があると思われる。又、資材単価よりも設置面積との関係性が深い事があらためて実証された。したがって、設置コストを優先すると、被害リスクが上がり、維持管理費が高くなる事から、施業地への関わり方に応じて、柔軟な対応が求められる事が示唆された。

No.	100m2 あたりの 事業実施額 (円) (材工込み)	ha あたりの パッチディフェン ス 占有面積を 2,500m2 と した場合の事業費	ha あたりの パッチディフェン ス 占有面積を 3,000m2 と した場合の事業費	ha あたりの パッチディフェン ス 占有面積を 3,500m2 と した場合の事業費
1	87,714	2,192,850	2,631,420	3,069,990
2	60,007	1,500,175	1,800,210	2,100,245
3	66,285	1,657,125	1,988,550	2,319,975
4	65,926	1,648,150	1,977,780	2,307,410
5	55,217	1,380,425	1,656,510	1,932,595
6	69,407	1,735,175	2,082,210	2,429,245
7	154,679	3,866,975	4,640,370	5,413,765
8	46,810	1,170,250	1,404,300	1,638,350
9	37,256	931,400	1,117,680	1,303,960
10	44,230	1,105,750	1,326,900	1,548,050
11	40,258	1,006,450	1,207,740	1,409,030
12	121,775	3,044,375	3,653,250	4,262,125
13	175,548	4,388,700	5,266,440	6,144,180
14	251,151	6,278,775	7,534,530	8,790,285
15	154,765	3,869,125	4,642,950	5,416,775
16	162,064	4,051,600	4,861,920	5,672,240
17	171,022	4,275,550	5,130,660	5,985,770

表 12

上記の結果から当初、表 7 で示したパッチディフェンス事業費（初期コスト）の 2,500,000 円～4,800,000 円に対し、大幅なコスト削減への可能性を見出せた。これまで、標準タイプとして設置しており、良好な成果を収めている No.1 のタイプにおいても、2,192,850 円～3,069,990 円の範囲に収まっている。

今後は継続して資材耐久性及び被害状況等のモニタリングを実施し、経済性と有効性のある適切な資材選定及び工法を定める事とする。

今後の課題

本取組は、既往の実施例より良好な成果を得ているパッチディフェンスの有効性を他の工法と比較して評価する事に主眼を置き実施しており又、工事法面を含め未植栽地に限られた条件下での試験施工を行うにとどまっている。パッチディフェンスの汎用性及び効果は高いと思われるものの、人工造林地対策、人工林成木保護、自然林成木保護及び自然林ギャップ対策等、その他多数の条件下での具体的な対策と試験施工が必要であると考え。今後はこれらの条件下での対策を本取組の経過を考慮しながら、整理し具体的な手法を立案し、現地実証を行い、あらゆる林地条件下での防鹿手法を早急に確立する事が課題になる。

さらに、継続して試験施工地のモニタリングを実施し、品質の向上に努めるとともに、森林再生技術の確立に取り組んでいる「株式会社里と水辺研究所」と連携し、あらゆる自然条件下での造林及び森林再生手法を具体的に提示し、防鹿対策費が許容できる森林づくりを行う必要があると考える。

また、対策の緊急性を把握する上でも、ハザードマップに取り組まれている研究機関とも連携していきたい。

まとめ

大台町内で考えると、森林面積が約 33,800ha で 93%が森林で占め、殆どの林地においてシカによる何らかの食害を受けていると思われる。さらに残りの 7%に含まれるわずかな農地においてもシカをはじめとする鳥獣被害が発生している。ただ、これら全ての区域に対して、鳥獣被害対策を実施する事は不可能であり、捕獲対策と森林施業が連動して実施される事で、防鹿対策費の軽減に繋げる取組みを行う必要があると思われる。

林業の視点から考えると、現在の人工林の林齢分布は 50 年付近をピークに非常に偏った林齢構造となっている。中山間地域が担っている安定した木材資源の供給の観点からも、林齢構成の平準化は必要であり今後、皆伐後、再造林が行われる林地も存在すると思われる。さらに本事業で調査を実施した造林未済地、自然林等でも対策の緊急性が高い林地が随所に見られた事から、本事業で取り組んだ鳥獣被害対策技術が寄与する事を目指し、各種問題に対する実効性のある対応策を今後も継続して確立・実施していきたい。

