

## 課題 2 鳥獣被害を受けた森林生態系の復元技術の開発



**課題2-1 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**  
**共同開発団体 東京農工大学・宇都宮大学・栃木県**  
**担当責任者 戸田浩人（東京農工大学）**

**I 事業計画と目的**

森林生態系を復元するためには広域を対象としかつ長期間の時間が必要であり、その達成には被害をもたらす野生動物の捕獲・防除と合わせた効率的な技術投入が必要である。本事業では昨年度までに、森林・自然生態系へのニホンジカによる被害が甚大である奥日光の自然公園において、生態系許容限界密度指標（ELAC）を用い、森林生態系へのインパクトの大きさ、虚弱性、復元の可能性とレベルの評価を行ってきた（図1）。その結果、土壌有機物の分解や理化学性の低下をとまなう土壌侵食量は、林床合計被覆率（林床植生被覆率+リター被覆率）の減少にともなう急速に増加することが明らかとなり、他の地域でもほぼ同様の普遍性があることを明らかにした（図2）。これは、不可逆的な生態系の破壊に対する評価指標となる。また、植物群落の種組成と構造、特に下層植生のササやシカ不嗜好性植物の状態から、食害が顕著となる以前の自然植生への復元を目標とする場合には、対策の初期段階にはササ類の指標性が高いことを見出した。さらに、そのササ・バイオマスの非破壊的調査法を開発し奥日光エリアをマッピングするとともに、別途ササ林床復元の流域調査地を設定した。

奥日光のような自然公園においては、森林生態系の復元可能性を把握し、きめ細かい優先的対策や当面の復元目標設定の判断技術を開発する必要がある。そこで本年度は、①奥日光での潜在ササ類別マップの重ね合わせによる虚弱性の評価、およびササ類衰退後のシカ不嗜好性植物の立地による侵入種の変化マッピング、②ササ衰退前後に設置したシカ防除柵内外の植生変化およびササ回復による養分保持能力の評価、③シカ冬季餌資源と越冬地の植生（日光・ササ、足尾・ススキ）との関係を把握するなど、シカ密度の変遷と時空間的な植生変化を解析する情報を蓄積した。

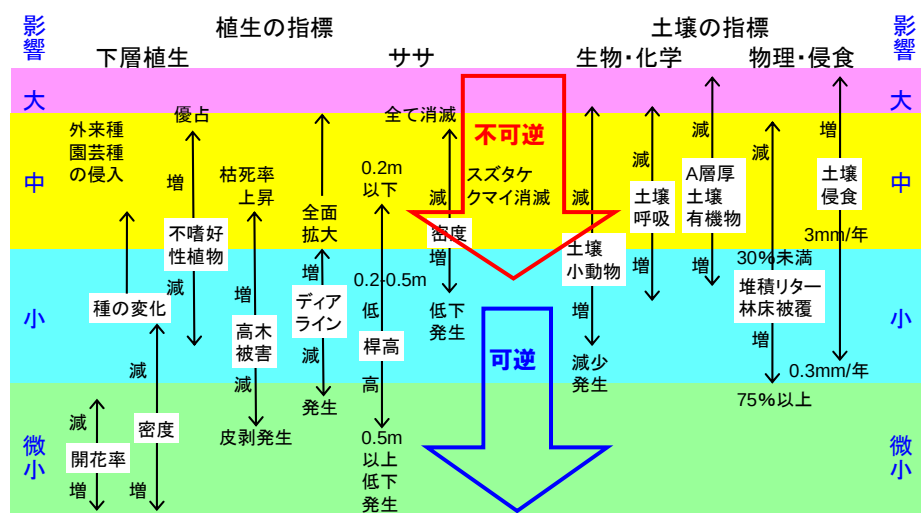


図1 奥日光における生態系限界密度指標（ELAC）の例

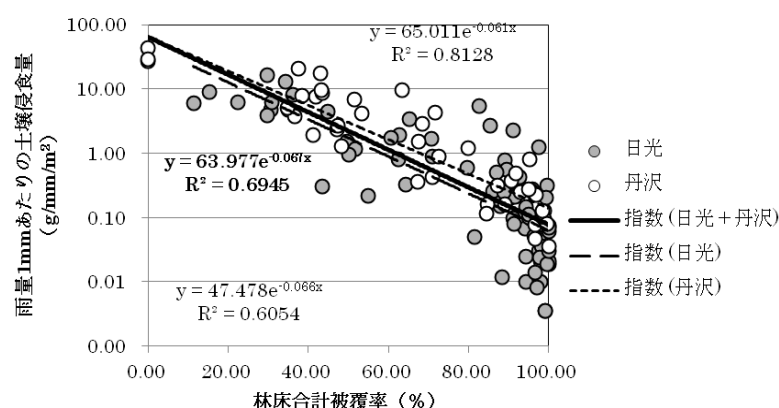


図2 林床合計被覆率と雨量1mmあたりの土壌侵食量

## II 結果と考察

### 1. 奥日光でのササ類分布と不嗜好性植物の侵入

#### 1) ササ種類別の特徴と ELAC

シカの食害がほとんどみられない時代の奥日光には、太平洋側に分布するミヤコザサとスズタケ、日本海側に分布するクマイザサとチシマザサが混在する特異な地域であった（薄井、1961）。現在、特にササ類の衰退が激しい小田代原から千手ヶ原地域は、ミヤコザサ、スズタケ、クマイザサが分布していた。一般的に太平洋側と日本海側のササ類分布は、冬季の積雪による地上部の保護の有無で説明されるが、その形状および生活形から、この3種のササについてシカの採食圧による強弱を判定すると、ミヤコザサ（ミヤコザサ節）＞クマイザサ（チマキザサ節）＞スズタケ（スズタケ属）の順に強いと考えられる（表1）。その理由は、同順に新芽の位置が地際であり、地下部への蓄積が大で、地上部の寿命が短いため回復が速いので採食耐性が強いという特徴による。

表1 奥日光に分布するササの特徴

|                   | 分布要因 |        | 生態    |      |        | 地上部の食害への抵抗性 | ELAC<br>現状の指標化<br>(シカ高密度下) |
|-------------------|------|--------|-------|------|--------|-------------|----------------------------|
|                   | 積雪   | 土層・地下茎 | 新芽の位置 | T/R率 | 地上部の寿命 |             |                            |
| ミヤコザサ<br>(ミヤコザサ節) | 浅    | 深      | 地際    | 低    | 1.5年   | 強           | 矮小化                        |
| クマイザサ<br>(チマキザサ節) | 深    | やや深    | 全体    | 高    | 3年超    | やや弱         | 裸地化                        |
| スズタケ<br>(スズタケ属)   | やや浅  | 浅      | 上部    | 高    | 3年超    | 弱           | 不嗜好性<br>植物の優占              |

戦場ヶ原から千手ヶ原地域において、現在のササ類バイオマス・マップと薄井（1961）のササ分布図を重ねると、ミヤコザサの分布域にはまだ回復可能な量が残存し、クマイザサの分布域では下層植生のほとんどが不嗜好性植物に置き換わっており、スズタケの分布域では下層植生がほとんど見られず下層の裸地化が進んでいた（図3）。奥日光ではシカが季節移動をしており、積雪期には南部の足尾地域を越冬地としているため、春から秋にかけて多くのシカが観測される（丸山、2006）ので、この時期のササ類への採食圧が大きいといえる。このことから、ミヤコザサのシカ採食圧に対する耐性の強さがうかがえる。かつてスズタケが分布してい

た地域で下層の裸地化が目立つのは、傾斜地への分布が多かったためと思われ、スズタケの衰退はすぐに林床合計被覆率の低下・土壌侵食量の増加につながる恐れがある。

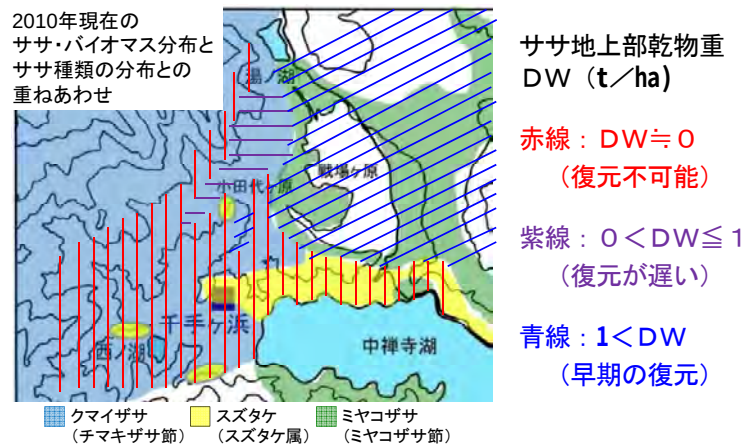


図3 奥日光のササ・バイオマスと潜在的ササ種類別分布

## 2) 不嗜好性植物の侵入と分布

ササ類バイオマスのほとんどなくなった千手ヶ原において、ササ衰退後に侵入した不嗜好性植物等の分布を、主要な林冠構成種（カラムツ林、ミズナラ林、ハルニレ林）ごとに調査した。方法として、林冠構成種と主な林床優先型のバランスを考慮し、100m<sup>2</sup>の調査区を51箇所設け、ロンドの十進階級法に基づく植生調査を実施した。

千手ヶ原の主な林床優占種はシロヨメナ、ヒメスゲ、マルバダケブキであった。いずれの林下でもシロヨメナの分布域が最も多く70～90%を占め、横走地下茎を持つクローナル植物で、不嗜好性植物であるシロヨメナの立地適応性の広さと繁殖力の高さを反映していると考えられる（図4）。林床にシロヨメナが優占する地域では、草本類が出現種数の多くを占めており、木本の実生・稚樹の出現種数割合は少なかった。シロヨメナに次いで、カラムツ林下ではヒメスゲの分布が多く（図5）、ヒメスゲ優占型では木本種の侵入割合が高かった（表2）。ミズナラ林下では低植被（裸地化）が多く、木本とツル植物の種数が比較的多かった。ハルニレ林では川沿いの林床にマルバダケブキが分布しており、不嗜好性植物の分布が目立ち、木本の出現種数割合は低かった。

現在優占しているシロヨメナやマルバダケブキは、ササ枯れ前の1970年代におこなわれた植生調査資料ではほとんど出現していない（長谷川 2008）。したがって、林縁部などに生育していた種が林内に侵入拡大した可能性が高い。本地域では、上述のようにシロヨメナ的环境に対する適応範囲が広いことが、シロヨメナ型林床が大きな面積を占める理由であろう。ハルニレ林のマルバダケブキ型は、河川沿いの湿潤な立地に広がっている。マルバダケブキは森林の林床よりも亜高山の高茎草原に多く生育する種であるため、千手ヶ原では河川沿いの明るい林縁部に生育していたものが、ササの枯死によって林内への進入が可能になり、河川沿いの湿潤な立地を中心に分布を拡大したものと考えられる。一方、ヒメスゲは奥日光では河床堆積物上などの明るい乾生立地に多く生育する種である。水はけのよい火山噴出物の段丘上に植栽されたカラムツ林では、ササ枯れによって林床が明るくなったことで、ヒメスゲが拡大したと考えられる。しかし、このようなササ衰退後の林床植生の立地による違いは、同時に測定した単

純な土壌水分では説明ができなかった（表2）。自然公園の植生復元にあたっては、以上のような林冠優占種および立地環境によって特徴的に分布する林床植生種の存在を認識しておく必要がある。

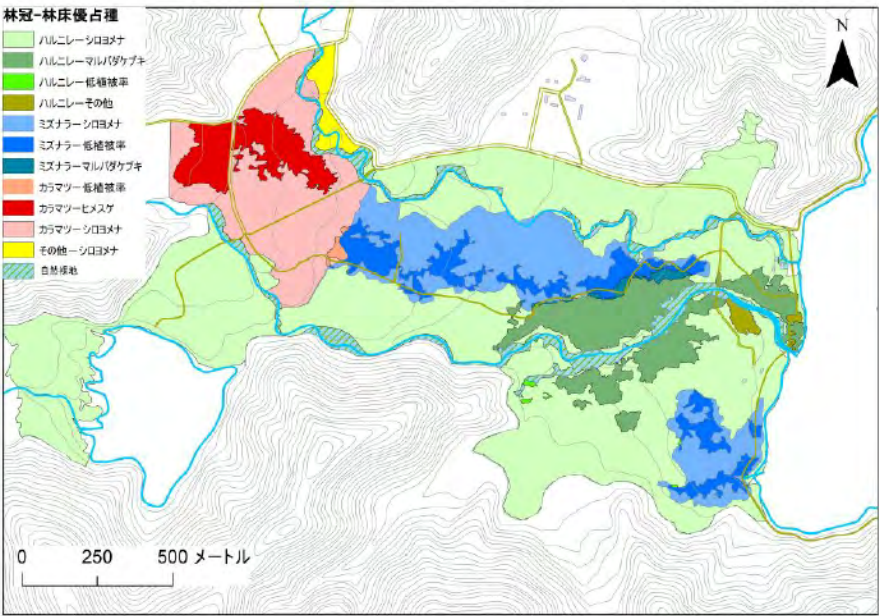


図4 千手ヶ原地域の林冠構成種と下層植生の状況

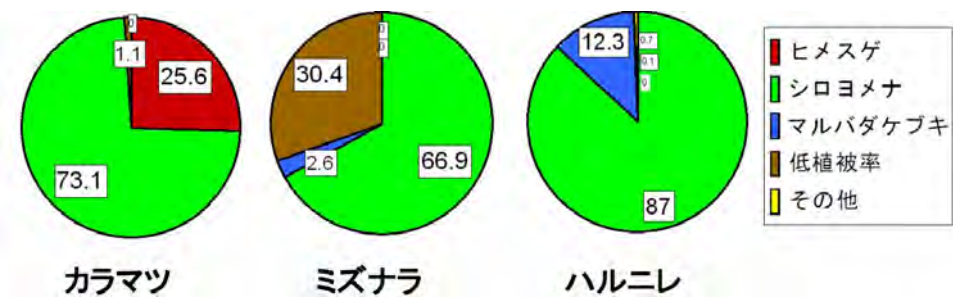


図5 千手ヶ原地域における林冠構成種ごとの林床優占型の面積割合

表2 千手ヶ原地域の林冠構成種ごとの林床優占型における出現種数と土壌含水率

| 林床型   |          | n  | 平均出現種数 |      |      |       | 土壌含水率(%) |
|-------|----------|----|--------|------|------|-------|----------|
|       |          |    | 総種数    | 木本   | 多年草  | 一、二年草 |          |
| ハルニレ林 | シロヨメナ型   | 12 | 35.4   | 9.5  | 21.8 | 3.8   | 49.4     |
|       | マルバダケブキ型 | 7  | 44.8   | 11.3 | 28.7 | 4.1   | 48.7     |
| ミズナラ林 | シロヨメナ型   | 6  | 40.8   | 11.7 | 22.3 | 10.2  | 43.5     |
|       | 低植被型     | 8  | 29.0   | 14.8 | 12.5 | 1.4   | 51.2     |
| カラマツ林 | シロヨメナ型   | 6  | 35.2   | 7.7  | 24.5 | 2.5   | 34.4     |
|       | ヒメスゲ型    | 5  | 23.8   | 11.4 | 11.4 | 1.0   | 42.2     |



## 2. ササ衰退後の植生変化とササ回復試験

### 1) ササ衰退後の防鹿柵内外での植生変化

栃木県では 2004 年より小田代原および千手ヶ原において植生保護柵を設置し、植生回復に関する調査を実施している。両調査地とも防鹿柵設置時には、すでにササ類は衰退しており不嗜好性植物のシロヨメナ等が繁茂していた。防鹿柵の設置で嗜好性の草本や低木の侵入はみられたものの、高木性木本の実生・稚樹の侵入がみられないため、シロヨメナの刈取りや掘取りといった人為を加えた試験地を設けた。柵内外とも刈取りはあまり効果がなかったが、防鹿柵内で埋土種子があれば掘取りによって高木性木本の稚樹の生育が見込まれた（墨谷、2010）。

2005 年からの両調査地の防鹿柵内外における、下層植生の種組成の経年変化を DCA 解析した。その結果、小田代原では柵外区は大きな植生変化が認められないのに対して、柵内区では嗜好性植物が回復して DCA 第 2 軸のスコアが増加し、柵内外の差が拡大していた（図 6 上）。これに対して、千手ヶ原の柵内区と柵外区は同じような動向を示し、両者に大きな違いは生じなかったが、柵内が柵外よりも若干変化が大きかった。

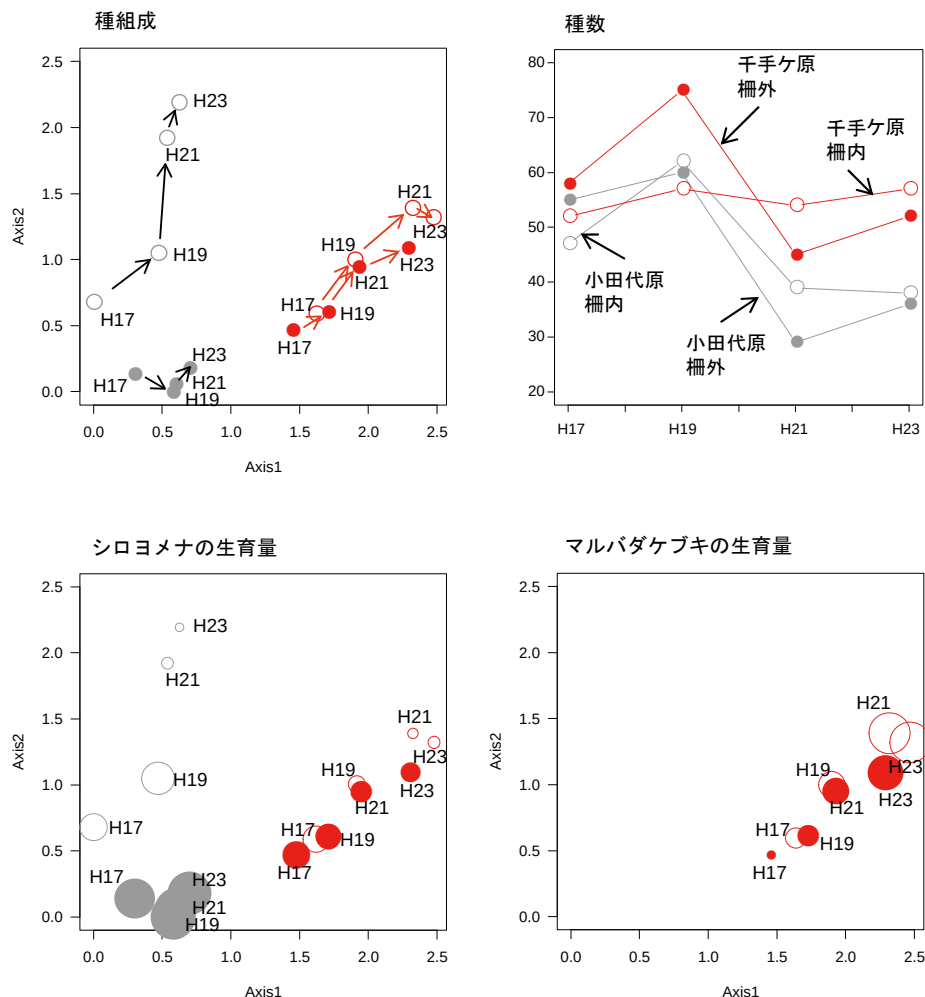


図 6 小田代原および千手ヶ原の植生保護柵設置による植生変化

柵内外で出現した植物種は小田代原では減少傾向、千手ヶ原では増減はあるもののあまり変化しておらず、種数の増加は認められなかった。また、両調査地の経年変化の方向が異なることから、立地等による植生復元の違いが示唆された。小田代原と千手ヶ原はともにシカによってクマイザサが退行した場所であるが、両調査地ともササ類の回復はみられず、ササ衰退後では防鹿柵をしても奥日光の森林下層植生を復元できない。千手ヶ原において柵内外で違いが生じなかったのはシロヨメナの退行の後、不嗜好性植物のマルバダケブキが増加してきたことが主な要因と考えられた（図6下）。このようにシカ柵を設置しても不嗜好性植物が繁茂することで柵設置による植生回復が遅延する可能性があることがわかった。

## 2) ササ衰退前の防鹿柵によるササ復元

シカ採食圧に強いミヤコザサが、採食圧によって矮小化しながらも残存している小流域で、防鹿柵によるササ植生復元の試験を実施した。日光・足尾の南に位置する東京農工大学フィールドミュージアム草木のミズナラが優占する二次林において、2010年10月に小流域全体0.29haを防鹿柵で囲うことで、ササ植生の復元による生態系機能、特にバイオマス回復による養分保持の1年目の効果について調査した。隣接する同様のミズナラ二次林の防鹿柵をしていない小流域を対照地として設定した。なお、ササの地上部バイオマスは、昨年度本事業で開発した非破壊的調査法を用いて実施し、ササの地下部バイオマスは、2011年8月と11月の掘り取り調査により測定した。ササ林床下でのササ・リターフォールによる養分還元量も、同時に調査した。さらに、水にともなう養分移動量をA<sub>0</sub>層通過水と土壌深10cm（ササの地下茎内）と30cm（ササの地下茎下）においてイオン交換樹脂法により測定し、小流域の下部から流出する渓流水を採取・測定した。

矮小化したミヤコザサの被度が高かった地点（以降、被度大）において、防鹿柵内外ともササ地上部バイオマスは春～夏季に増加したが、秋季以降は採食圧が影響して防鹿柵外区で減少した（図7）。そのため、防鹿柵設置1年後の2011年11月時点でミヤコザサ全体のバイオマス（地上部+地下部）は、防鹿柵内区が外区よりも510kg/ha大きくなった（図8）。ササのリターフォールも防鹿柵内区が外区より170kg/ha増え（図9）、合わせてササ由来の有機物として防鹿柵内の森林生態系に685kg/haが増大した。この量は、防鹿柵で囲われてからの1年間の積算量であるため、概ね当地域近辺のシカによるササの年間採食量と考えることができる。これを含有養分量にすると、防鹿柵内区が外区に比べ例えば窒素では約12kg/ha増大し（図10、表3）、落葉広葉樹林のリターフォールで林地に還元される25～40%に当たる量が生態系に回復したことになる。また、奥日光のササ・バイオマスの現状から、以前の健全なササから失われた窒素量は約35kg/haと見積もられ、矮小化していてもササ被度が高い地点であればシカ採食圧の排除によって、その窒素の約1/3が1年間で回復したことになる。一方、ササの被度が低かった地点では、防鹿柵内と柵外に大きな差がなく、柵設置1年間での急激な回復はみられなかった。

A<sub>0</sub>層通過水から土壌水中養分量は、被度大において、防鹿柵内区では土壌深10cmから30cmにかけて減少し、外区では増加した（図11）。このことから、外区ではササによる養分吸収が減退し、地下茎以下の土層に流亡していると考えられる。しかし、渓流水質や表層土壌の化学性には防鹿柵による影響がみられず、柵設置1年目以降、徐々にササ・バイオマスがさらに回復することで養分保持への効果が及んでくるものと思われる。



定点カメラによる撮影  
(手前が柵外)  
8月までは柵内外とも  
ササが葉を伸ばしている。  
9月頃より柵外で採食跡が  
みられ、11月には内外の  
差が歴然となった。



2011.7.1 撮影



2011.10.24 撮影



2011.7.1 撮影

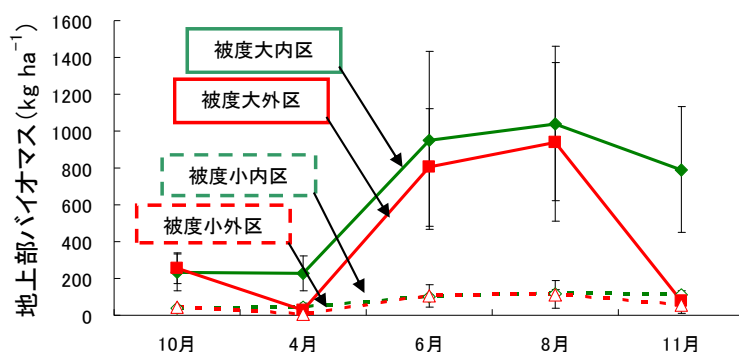


図7 防鹿柵設置後のササ地上部バイオマスの経時変化

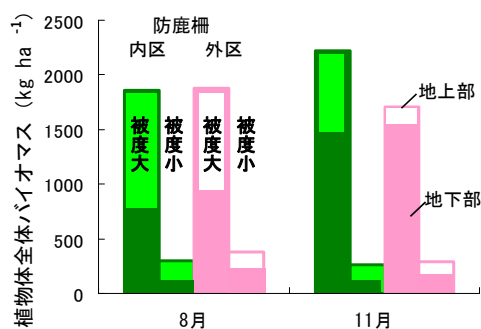


図8 防鹿柵設置後1年におけるササ・バイオマスの差異

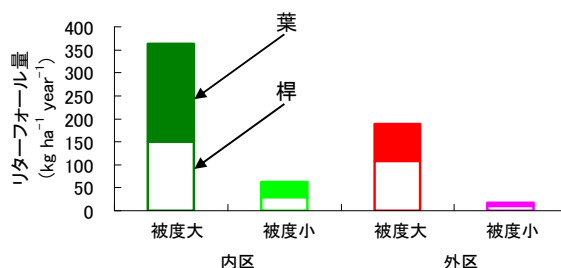


図9 防鹿柵設置後1年におけるササ・リターフォールの差異

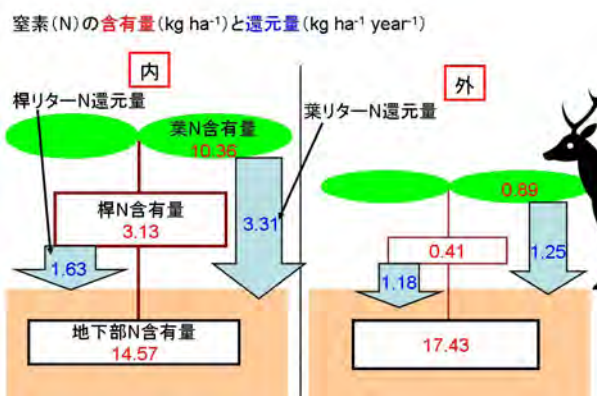


図10 防鹿柵内外のササによる窒素保持および還元量

表3 防鹿柵内外のササによる養分保持・還元量 (kg ha⁻¹ yr⁻¹)

|    | 防鹿柵  |      |      |
|----|------|------|------|
|    | 内区   | 外区   | 差    |
| N  | 33.0 | 21.2 | 11.8 |
| P  | 1.64 | 1.05 | 0.58 |
| K  | 13.5 | 10.3 | 3.2  |
| Ca | 2.3  | 0.5  | 1.7  |
| Mg | 1.40 | 0.58 | 0.82 |

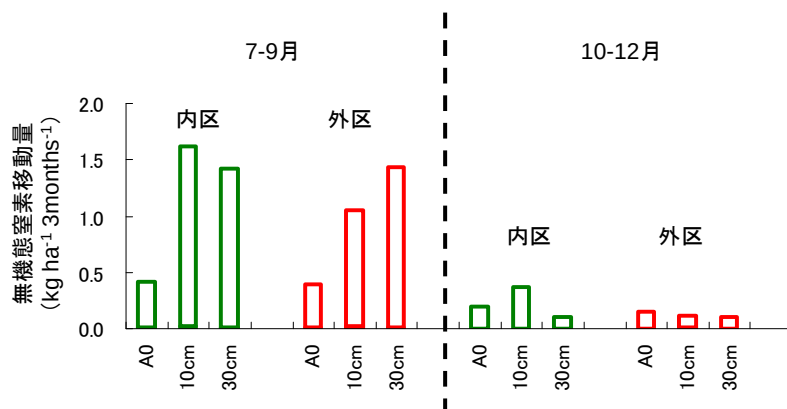


図 11 ササ林床下（被度大）における A<sub>0</sub> 層通過水・土壌水の無機態窒素移動量

### 3. シカの冬季餌資源と越冬地の植生

奥日光の森林生態系の植生復元において、防鹿柵による防除には限界があり、シカの捕獲による密度調整を行わなければならない。そのために ELAC による評価を行ってきたが、ササを中心とした下層植生に対するシカの密度と食性の特性を明らかにしておく必要がある。本事業地域である日光地域と足尾地域は、栃木県から群馬県にかけての山岳地帯に分布するシカ個体群の重要な越冬地となっている。また、前述のように奥日光のシカは季節移動し、足尾地域を越冬地としている。日光地域の越冬地における主な下層植生はミヤコザサ、足尾地域ではススキであり、その植生の違いがシカ食性にどのような影響を及ぼすか、冬季の捕獲個体の胃内容物を経年的に比較することで検討した。さらに、ススキのような低質な餌を利用することで、シカの体サイズや妊娠率に及ぼす影響も調査した。

日光地域ではササ、足尾地域ではグラミノイドを主要な採食物としており、越冬地の植生を反映していた（図 12）。日光地域においては、シカ密度の高かった 1990 年代にササの代替餌として枝・樹皮が多くみられ、シカ密度が低下した 2000 年代でも積雪深の著しく多かった 2005 年には枝・樹皮の利用が多かった。

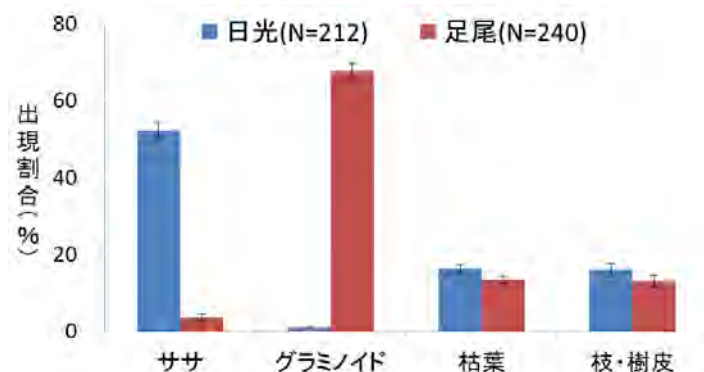


図 12 日光・足尾地域の冬季のシカ胃内容物における主要な餌の出現割合

したがって、多項回帰モデルの解析では、シカ密度および積雪深の上昇でササから枝・樹皮の利用の増加がみられた（図 13）。シカ密度を低下させても、積雪深の少ない年が続くと、栄養価の高いササによって越冬の成功率が高まるといえる。足尾地域においては、ススキ群落高

が 60cm で積雪が少なく、またススキ・バイオマスも大きいため、積雪深やシカ密度の上昇によるグラミノイドの利用制限は生じていなかった。体サイズは、日光地域が足尾地域よりも大きく（表 4）、妊娠率も 4 歳以上では日光地域が高かった。以上のように、低質でも多量に存在する越冬地におけるススキ植生の利用が、シカを高密度に維持する機構として働いていることが示唆された。

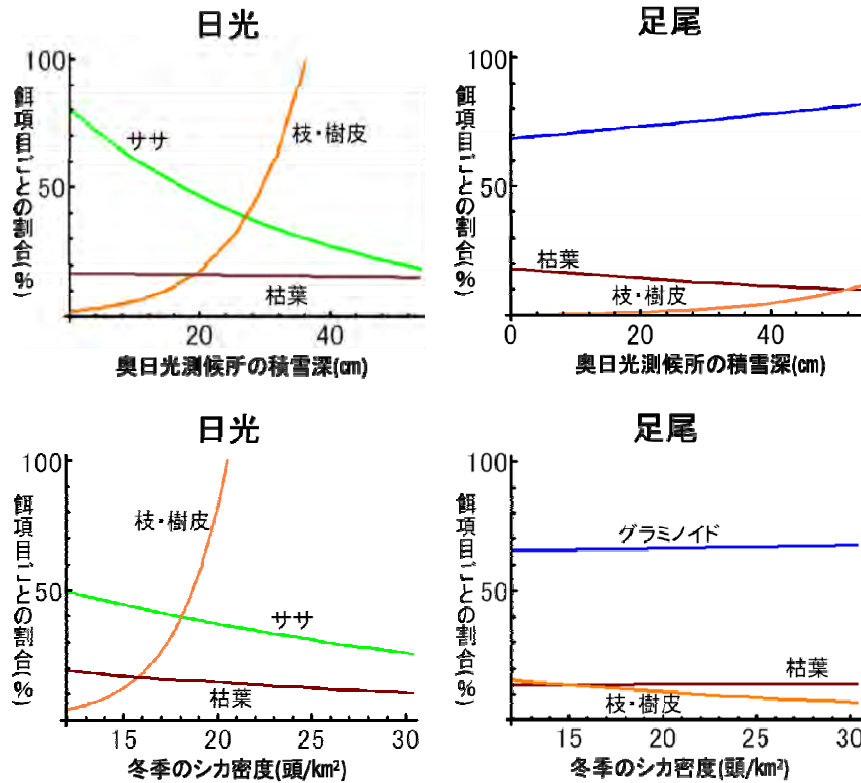


図 13 日光・足尾地域のシカ成獣メスの胃内容物における主要な餌の出現割合が積雪深およびシカ密度から受ける影響

表 4 日光・足尾地域のシカの全長・体重・後足長に von Bertalanffy の成長曲線をあてはめた際の漸近値の 95%信頼区間

|          | 日光            | 足尾            |
|----------|---------------|---------------|
| 全長 (cm)  |               |               |
| オス       | 158.0 ~ 161.0 | 150.8 ~ 154.0 |
| メス       | 147.9 ~ 150.0 | 144.9 ~ 146.3 |
| 体重 (kg)  |               |               |
| オス       | 67.4 ~ 70.9   | 60.9 ~ 64.1   |
| メス       | 48.3 ~ 49.9   | 45.9 ~ 47.0   |
| 後足長 (cm) |               |               |
| オス       | 44.8 ~ 45.4   | 43.5 ~ 44.1   |
| メス       | 42.1 ~ 42.6   | 41.6 ~ 41.9   |

### III まとめと今後の展開

奥日光の自然公園は太平洋側と日本海側の下層植生が混在する特異な生態系であり、シカ採食圧による生態系劣化レベルの検証に適し、その復元指標としてササ類があげられる。ササ衰退後の不嗜好性植物等の侵入状況や、植生保護後の下層植生の変遷は立地特異性があった。ササ類が完全に衰退した地域では、防鹿柵でシカ採食圧をゼロにしてもササ類の復元は困難であり、不嗜好性植物の繁茂によって高木性の木本実生の侵入も制限され、森林の更新も危ぶまれる。ササが矮小化していても被度がまだ高い段階でシカ採食圧を排除すると、1年間でかなりのバイオマス復元が可能であった。また、当地域周辺のシカはササが衰退しても、越冬地として足尾の豊富なススキ・バイオマスを利用し高密度を維持すると考えられた。以上のことから今後、自然公園の地域ごとの復元目標と復元レベルの評価、シカ採食圧排除のタイミングおよび強度などを、防除技術・捕獲技術と合わせ ELAC を用いて管理していくための調査方法を確立していく必要がある。

防除・復元・捕獲の ELAC による管理の導入は、自然公園のようなきめ細かい生態系復元評価には有効な技術であり、一定程度の専門的なモニタリングができる人材と、自然公園管理など森林管理に明確な目的と合意ができる範囲において適用可能であり、不可欠な技術といえる。また、土壌流出の危険度、復元後の植生変化や生態系機能の回復程度などは、科学的な情報として普遍的に利用可能である。一方、一般林地で求められる広域でかつ必ずしも専門的でない人員での被害調査には向かず、新たに地域の森林管理の目標設定を行う合意形成ツールとして適用するには、簡便な調査法に要約していく必要がある。

### 参考文献

- 長谷川順一（2008）栃木県の自然の変貌 自然の保全はこれでよいのか．自刊．
- 丸山哲也・金子賢太郎（2006）自動撮影法を用いたニホンジカ個体群モニタリングの試み．野生鳥獣研究紀要 32 : 41-45．
- 墨谷祐子（2010）シカ不嗜好性植物（シロヨメナ）優占地域に設置したシカ柵内外の5年間の植生変化．第121回日本森林学会大会学術講演集．
- 薄井宏（1961）ササ型林床優占種の植物社会学的研究．宇都宮大農学術報 11 : 1-35．

**課題 2-2 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**  
**共同開発団体 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）**

神奈川県丹沢山地のブナなど落葉広葉樹を主体とする森林生態系は、1990年代以降、各種の複合要因によりシカが過密化し下層植生の劣化、土壌流出の拡大などが発生し問題化している。神奈川県は2003年より生態系劣化を食い止めるためニホンジカ管理事業を刷新し、さらに2007年には総合的な自然環境調査の結果を踏まえて自然再生を旗印にシカ保護管理事業と連動した森林生態系復元事業のさらなる強化を進めている。その結果、森林生態系の復元の兆しは一部の地域で見られる一方、山岳地における過密化の解消や中標高域における森林管理とシカ管理の一体化の必要性等の課題も明らかになってきている。このため、各種事業におけるモニタリングデータなどを活用して、早期に的確な対策実施のための判断材料を開発するとともに、試験段階の植生・土壌などの各種再生復元技術の評価と総合化が求められている。また、シカ過密化の早期解消には、現行の組猟によるシカ捕獲に加えて急峻でアクセスの悪い山岳地の過密化地区における効率的なシカ捕獲技術開発が求められている。そこで本事業では、効果的・予防的な対策を展開するための総合的なモニタリングデザインについて開発し、これらの成果について様々な情報を共有できる枠組みについても検討した。

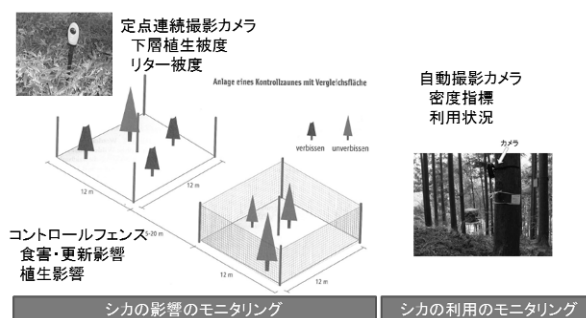


図1. 人工林施業地における  
モニタリングデザイン

## 結果

事業や対策の評価・見直しに関するモニタリングは大きく分けるとシカの密度・利用とシカによる影響に2つに分けられる。そこでまずこれまで行ってきたモニタリング手法について整理した上で、本年度は人工林施業地における効率的・省力的なモニタリングデザインについて検討した（図1）。

さらに、シカと森林に関する様々な情報を共有できる枠組みとして情報共有ポータルサイトを試作した。試作したポータルサイトは、4つのコンテンツ（シカ・シカと森林の関係・事例紹



図2. 情報共有ポータルサイトの  
トップ画面イメージ

介・Best Practice) から構成されている(図 2)。Best Practice とは、本来ある結果を得るのに最も効率的な技法・手法・プロセス・活動などがあるとする考え方であるが、これまで行われている有効な事例や取り組み、技術を集積したものとして位置付けた。コンテンツには、神奈川県における土壌保全対策検討結果等や収集した国内事例や海外事例の翻訳・要約等も取りまとめる予定である。また、各地で開発した技術についても説明・評価した事例も紹介する。

### **課題の適用可能性**

モニタリングデザインは今回人工林施業地のサイトスケールでの動態把握を目的としたデザインである。人工林施業地では広葉樹林等の自然林と比べてシカが森林に与える影響の生態的プロセスは比較的シンプルであり汎用性があると考えられる。そのため人工林以外ではその地域におけるシカと森林の関係や問題特性に応じたモニタリングデザインを検討する必要がある。



**課題 2－3**      **環境機能と生産性を重視した防鹿対策と森林再生技術**  
**共同開発団体**    **株式会社里と水辺研究所・宮川森林組合**  
**担当責任者**      **辻 秀之（株式会社里と水辺研究所）**

## I. 技術開発の目的

従来型の規則的で一様な造林手法は、一定規格の用材を一定収量得るために必要とされてきた技術であり、森林生態系の復元、生物多様性への配慮、材の用途の変化や多様化など昨今の社会的背景より、場合によっては見直す必要性がある。

一方、シカ食害など鳥獣被害による裸地化や特定の不嗜好植物の繁茂は、森林生態系のバランスを壊し、本来有していた森林のもつ生物多様性を大きく低下させている。

そこで技術開発に当たっては、森林生態系の復元や森林の持つ生物多様性を保全し、多様化する社会ニーズに応えうる手法として、森林立地の適切な評価に基づき多様な地域性系統の苗木を用いる、適地適木型の「ランダムで集中的な配植(以下ランダム集中配植)による森林再生手法」の開発を提案する。また、鳥獣被害地における森林再生技術は、鳥獣被害防止技術と一体の技術であり、別途宮川森林組合で取り組まれている「新たな鳥獣被害防止技術の開発＝パッチディフェンス手法」と共同で技術開発を行う。確実性の高い防鹿技術と多様性の高い森林再生手法を組み合わせることにより、鳥獣被害を受けた森林生態系の復元技術として優位性のある技術開発が可能と考えられる。

## II. 技術開発の成果

### 1. 調査位置

調査位置は、三重県多気郡大台町における、ランダム集中配植＋パッチディフェンス手法による夏緑広葉樹林を目標植生とする既往植林地（事業地 1～4）、並びに平成 22 年度に施工された同手法による試験植栽地の合計 5ヶ所とする。

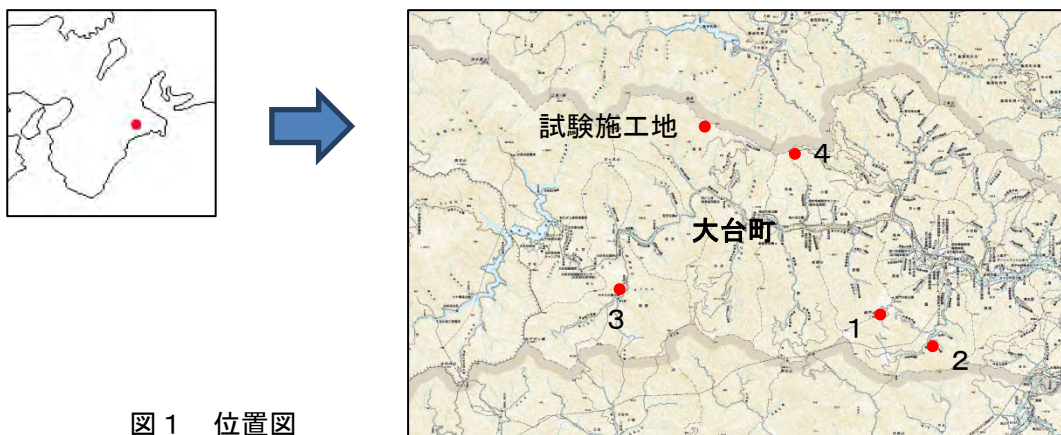


図 1 位置図

表 1 調査位置の概要

| 位置    | 目標植生   | 事業年度 | 事業地面積 (ha) | PD*面積 (ha) | PD 箇所 | 周辺植生     |
|-------|--------|------|------------|------------|-------|----------|
| 事業地 1 | 夏緑広葉樹林 | H19  | 0.29       | 0.04       | 6     | スギ・ヒノキ植林 |
| 事業地 2 | 夏緑広葉樹林 | H21  | 0.62       | 0.15       | 16    | スギ・ヒノキ植林 |
| 事業地 3 | 夏緑広葉樹林 | H21  | 0.14       | 0.03       | 4     | スギ・ヒノキ植林 |
| 事業地 4 | 夏緑広葉樹林 | H21  | 3.76       | 0.65       | 46    | 夏緑広葉樹林   |
| 試験植栽地 | 夏緑広葉樹林 | H22  | 0.70       | 0.32       | 15    | 夏緑広葉樹林   |

\*PD：パッチディフェンスを示す

PD 面積、箇所数は事業年度時点の数値を示す。



事業地 1 (H19 施工)



事業地 2 (平成 21 年施工)



事業地 3 (平成 21 年施工)



事業地 4 (平成 21 年施工)



試験植栽地は、パッチディフェンスによる防鹿機能の検証のほか、費用対効果の高いディフェンスの規格、材質を検証するため、パッチサイズ、網高、材質の組み合わせによりいくつかの試験区を設置する。

試験区内にはランダム集中配植による苗木植栽を行い、夏緑広葉樹林を目標とした森林再生を試みる。また、対照区として苗木を導入しないパッチ（P15）を1ヶ所設置する。

試験植栽地の概要は表2の通りである。

表2 試験植栽地の概要

| No.  | サイズ     | 網高   | 材質    | 目標植生   | 配植     |
|------|---------|------|-------|--------|--------|
| P 1  | 12m×12m | 1.8m | ダイニーマ | 夏緑広葉樹林 | ランダム集中 |
| P 2  | 12m×12m | 1.5m | 亀甲金網  |        |        |
| P 3  | 12m×12m | 1.8m | 亀甲金網  |        |        |
| P 4  | 12m×12m | 1.8m | P E   |        |        |
| P 5  | 12m×12m | 1.8m | 亀甲金網  |        |        |
| P 6  | 12m×12m | 1.5m | P E   |        |        |
| P 7  | 6m×6m   | 1.8m | P E   |        |        |
| P 8  | 18m×18m | 1.5m | P E   |        |        |
| P 9  | 24m×24m | 1.8m | P E   |        |        |
| P 10 | 18m×18m | 1.8m | 亀甲金網  |        |        |
| P 11 | 18m×18m | 1.5m | 亀甲金網  |        |        |
| P 12 | 6m×6m   | 1.5m | 亀甲金網  |        |        |
| P 13 | 4m×4m   | 1.5m | 亀甲金網  |        |        |
| P 14 | 3m×3m   | 1.5m | 亀甲金網  |        |        |
| P 15 | 12m×12m | 1.8m | P E   | —      | 植栽なし   |



図2 試験植栽地パッチ配置図

写真 試験植栽地の現況→



## 2. 調査方法

調査は植生調査と苗木の生育調査に分けて実施する。

### ①植生調査

目的：パッチディフュランス内外における種多様性および森林構造の比較検討

植生調査の実施にあたっては、種多様性を比較検討するために、調査面積を可能な限り 100 m<sup>2</sup>に統一した。調査地点別の実施状況は以下の通りである。

#### ○既往植栽地（事業地 1～4）

- ・調査位置ごとに、パッチ面積 100 m<sup>2</sup>程度の代表 3 パッチを選び、対照区として未対策部分より 1 地点を加え、合計 4 地点の調査枠を設置し植生調査を実施する。
- ・出現種数比較のため、1 地点の調査面積を 100 m<sup>2</sup>に統一する。
- ・調査枠は追跡調査のため定置枠とし、現地に境界杭でマーキングする。

#### ○試験植栽地

- ・全パッチ 15 地点に加えて、対照区として、未対策部分（パッチ外）より 2 地点を追加し、合計 17 地点の調査枠を設置し植生調査を実施する。
- ・調査面積は 100 m<sup>2</sup>に統一するが、100 m<sup>2</sup>に満たないパッチについては、パッチ面積を調査面積とする。

#### ○試験植栽地周辺モデル植生

- ・試験植栽地と連続する、同様の方位をもつ山腹斜面に自生する森林植生をモデル植生とし、相観と森林立地によって次のタイプに区分し、植生調査を実施する。

植生タイプ：ブナ林タイプ、ケヤキ林タイプ、サワグルミ林タイプ、ツガ林タイプ

- ・調査面積は 100 m<sup>2</sup>に統一する。

調査項目は表 3 の通りである。

表 3 植生調査項目

| 調査項目                 | 調査面積                                                            | 調査時期   |
|----------------------|-----------------------------------------------------------------|--------|
| ・階層構造                | 100 m <sup>2</sup><br><br>※100 m <sup>2</sup> に満たない<br>パッチはその面積 | 夏期（1回） |
| ・階層ごとの全植被度%          |                                                                 |        |
| ・階層ごとの出現種と出現種ごとの植被度% |                                                                 |        |
| 森林立地に関する項目           |                                                                 |        |
| ・方位                  |                                                                 |        |
| ・傾斜                  |                                                                 |        |
| ・地質：残積土・ほこう土・崩積土     |                                                                 |        |
| ・土壌：石目・土目・粘土目        |                                                                 |        |

## ②苗木生育調査

目的：経年的な苗木の生長パラメータの記録による、目標植生達成の予測検討

苗木生育調査の実施にあたっては、以下の点に留意して実施する。

- ・原則として調査対象としたパッチ内に植栽された苗木の毎木調査とする。
- ・当初に導入された苗木の導入種、数量については、設計図書に基づく。

調査項目は表4の通りとする。

表4 苗木調査項目

| 調査項目      | 調査本数      | 調査時期   |
|-----------|-----------|--------|
| ・生残率%     | ・調査枠内全数計測 | 秋期（1回） |
| ・樹高（m）    |           |        |
| ・DBH（cm）※ |           |        |

※樹高が1.2mに満たない苗木についてはDBHは計測せず、参考値としてD30を計測する。

## 3. 調査結果

### (1) 各植栽地の種多様性

パッチディフェンスの有無がもたらす種多様性への影響について、100㎡あたりの出現種数をパッチ内平均値、パッチ外（対照区）で比較した。比較にあたっては、出現種を植栽由来の種（苗木）、自然侵入の種に分け、さらに自然侵入種は木本種、藤本種、草本種、外来種に区分して整理した。

#### ①既往植栽地（事業地1～4）

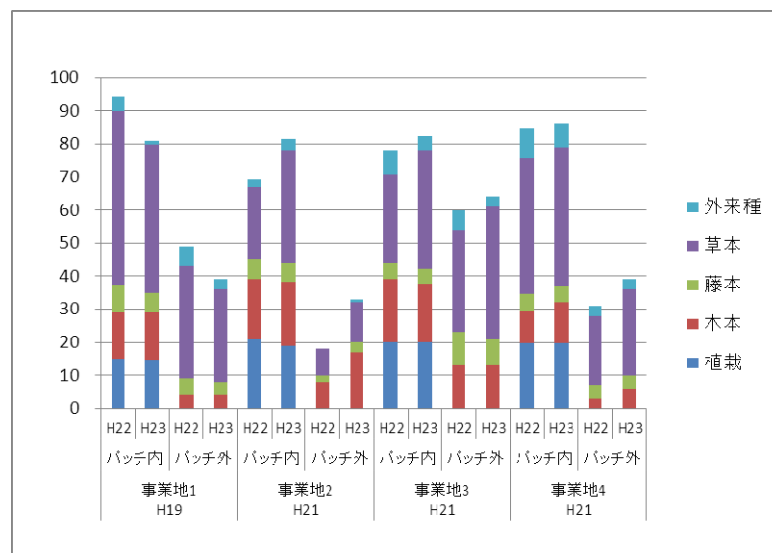


図3 既往植栽地出現種数一覧

- ・平成 22 年度から平成 23 年度にかけて、種組成の大きな変動は見られない。
- ・パッチ内へのシカの侵入は、事業地 1 のパッチ内試験区のうち、平成 23 年度に 1 箇所において認められた。※ 1
- ・すべての事業地に共通した傾向として、いずれもパッチ内の出現種がパッチ外に比較して種数が多く、外来種を除く種多様性も高くなっている。
- ・自然侵入による木本種、草本種の種組成、種数の比較では、パッチ内とパッチ外で差が大きく、パッチ外では、イワヒメワラビ、コシダ、ミカエリソウなどシカ不嗜好性植物に偏った種組成になっている。
- ・パッチ内における自然侵入による木本種の大部分は、事業年度に関わらずヒメコウゾ、アカメガシワ、ナガバモミジイチゴ、オオバライチゴ、ウツギといった先駆要素や林縁要素、コガクウツギやヒサカキ、ヤブムラサキといった林床要素である。
- ・パッチ内でみられる林冠要素のほとんどは苗木による植栽由来のものであり、侵入したものは少ない。



溪流の氾濫により大岩が移動し、一部損壊したパッチディフェンス。シカは岩を足場に侵入したと考えられる。

※ 1 : 平成 23 年の台風 12 号および 15 号の被害によって、事業地 1 内の溪流が氾濫し、押し流された巨岩によりパッチの一部が損壊し、損壊箇所よりシカが侵入したものと見られる。

## ②試験植栽地

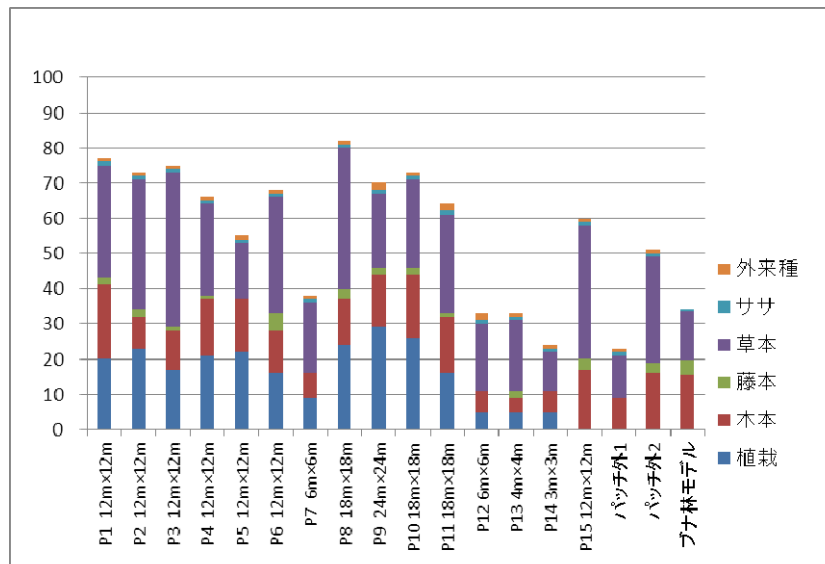


図 4 試験植栽地出現種数一覧

相対的に出現種数の少ない試験区は、面積が 100 m<sup>2</sup>に満たないものである。

- ・パッチサイズ、網高、材質にかかわらず、パッチ内へのシカの侵入の形跡は認められない。
- ・実験系を立ち上げてから初年度の調査であり、出現種はパッチ内外共にそれまでのシカ食害の影響を強くとどめている。このため、植栽により導入された苗木以外に大きな組成の差は認められないが、草本種ではヤマジノホトトギス、ヤマハコベ、ヒメイスビエなどパッチ内部に特有の種も出現し始めている。
- ・モデルとした直近のブナ林との比較では、モデル林では草本や低木種において出現種数が少なく、長期にわたるシカの食害を受け、林床が劣化していることを示唆している。

## (2) 森林構造

パッチディフェンスの有無が森林構造へ与える影響、ランダム集中配植による苗木の導入が森林構造に与える影響について把握するために、各階層の全植被率の変化を比較検討した。

### ①既往植栽地（事業地1～4）

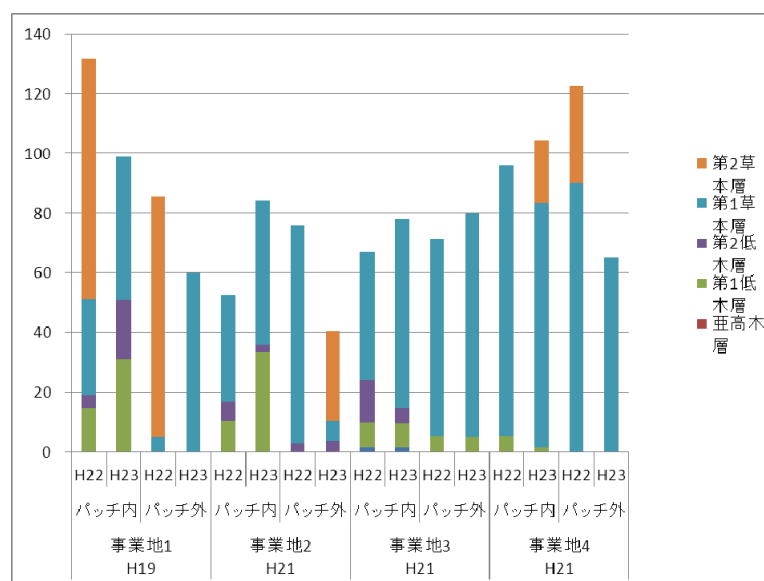


図5 既往植栽地の植生構造

- ・時間の経過に伴い、パッチ内において低木層が発達する傾向が認められる。この低木層は、導入された苗木の生長の結果、形成された階層である。
- ・事業年度の最も早い事業地1では、パッチ内の構造の発達に伴い、林床の草本層（草原要素）の植被率が減少傾向にある。これは、低木層の発達により、林床に到達する光が減少したことが要因と考えられる。
- ・パッチ外では、階層構造がほとんど発達せず、事業地2を除いて、イワヒメワラビなど不嗜好植物の優占する草本層のみで構成される。



## ②試験植栽地

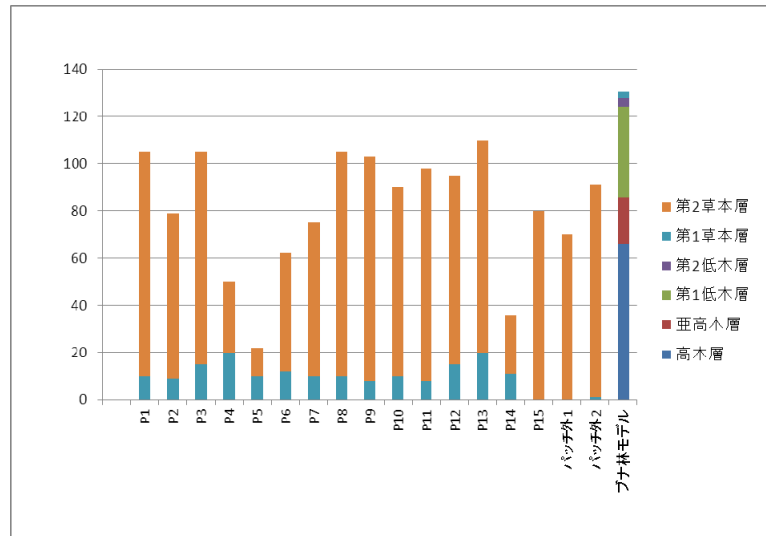


図6 試験植栽地の植生構造

- ・試験植栽地の立ち上げ後、1年目の調査である。
- ・森林構造は発達せず草本層のみからなる。
- ・パッチ内に導入した苗木の高さは今回の調査時点で1 m程度であるため、第1草本層として評価している。パッチ内で確認されている第1草本層の植物は、すべて導入された苗木である。
- ・パッチ内の第2草本層の植被率はパッチの位置によって大きな幅がある。これは、防鹿柵を設置する以前の植被に依存する。
- ・現時点では、苗木を植栽しないパッチ (P15) とパッチ外は第2草本層のみからなり、森林構造に大きな差は見られない。
- ・モデルとしたブナ林の階層は5層に分かれ、森林構造がよく発達している。ただし、シカ食害の影響を強く受けているため、第2低木層以下の林床植生の植被率は6%と低く、貧弱である。

### (3) 導入された苗木の生育状況

パッチディフェンス内に導入された苗木の生育状況については、導入種を先駆種(肥料木)・林冠構成種・低木種の3タイプに区分した上で、それぞれの平均生残率と樹高生長により整理した。生残率は設計数量との比較により算出した。

#### ①既往植栽地（事業地1～4）

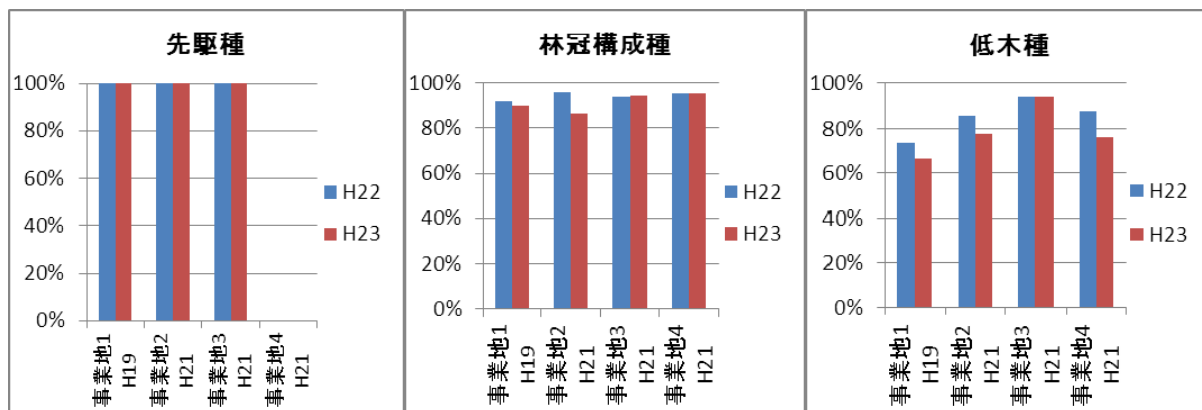


図7 苗木の生残率(%)

- ・先駆種は、平成23年度時点でいずれの事業地でも生残率が100%である。
- ・林冠構成種の生残率は、時間の経過に伴い生残率がやや低下するものの、平成23年時点で90%内外、低木種では、事業年度の古い事業地1において66%とやや低くなっているほかは80%内外を示しており、安定した水準を維持している。

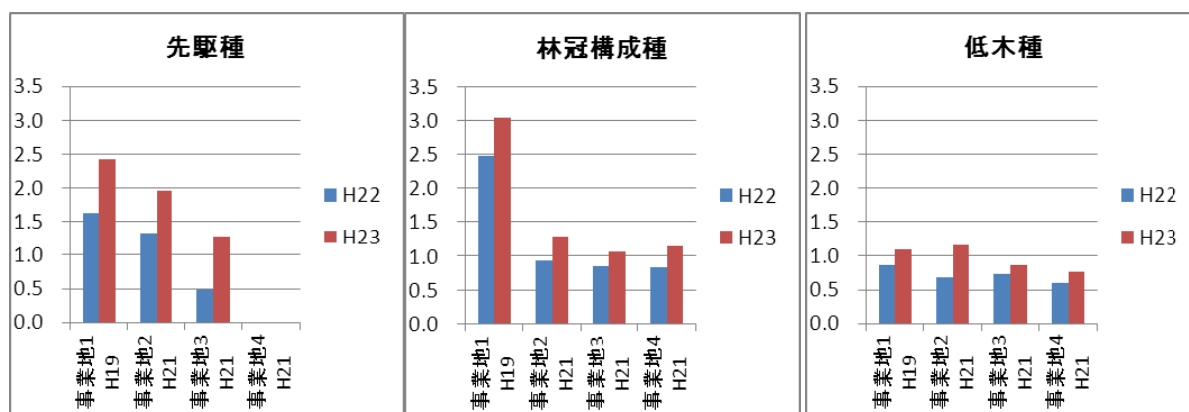


図8 苗木の樹高生長(m)

- ・苗木の導入時の設計規格は樹高0.5m（低木種）～0.8m（先駆種・林冠構成種）である。
- ・樹高生長を見ると、先駆種では植栽後4年の経過で平均2.4m（事業地1）、林冠構成種はすでにそれを超えて平均3m以上となっている。植栽後2年では先駆種で平均1.6m、林冠構成種では平均1.2m程度であり（事業地2～4）、林冠構成種では、植栽後3年目以降の生長が顕著になることが推察される。
- ・低木種では、樹高生長はあまり顕著でなく、1m程度で推移している。

## ②試験植栽地

表5 苗木の生残率(%)と樹高生長(m)

|       | 生残率% | 樹高 m |
|-------|------|------|
| 林冠構成種 | 100% | 0.82 |
| 低木種   | 100% | 0.74 |
| 先駆種   | 98%  | 1.01 |

- ・ 植栽当年の生残率は概ね 100%である。
- ・ 樹高は苗木の設計規格を反映しており、当年の値をもって樹高の初期値とする。

## III. 開発中の技術の客観的評価

### 1. パッチディフェンスの効果

これまでの成果では、例外的に自然災害による被害を受けたパッチ以外ではシカの侵入の形跡は認められない。今回調査を行ったパッチディフェンス周辺のシカの生息状況については、別途(株)野生生物保護管理機構がシカ密度調査、並びに餌資源調査を行っている。それによると周辺地域は餌資源に乏しく、比較的シカ生育密度が高いと推定される地域としている。パッチディフェンス内ではすでに豊富な餌資源が回復しており、それでも侵入を許していないことから、一定の防鹿効果が認められると評価できる。また、今回発生したような自然災害等によるイレギュラーな柵の損壊は充分想定される事態であり、パッチディフェンスであれば、仮に損壊を受けても被害がそのパッチに限定される利点もある。

一方でパッチディフェンスは、復元すべき森林面積に対して相対的に長い延長を必要とする。また、回復すべき森林生態系やフロラに対して、これを満足するために必要なパッチ面積の割合も課題となる。

こうした視点をふまえて、今後のモニタリングにより費用対効果の高いパッチサイズ、設置面積を検証してゆく必要がある。

### 2. 苗木のランダム集中配植の効果

パッチディフェンス内における苗木の植栽は、いずれの調査地点においても先駆種と目標種を組み合わせ、植栽地の立地評価に応じて適地適木を配植したランダム集中配植を採用している。これまでの成果では、導入された苗木は所期の目標に向けて順調に生育しており、今後のモニタリングを待つ必要があるが、さらに数年を経れば成林が予測できる段階に至ると考えられる。

一方で、パッチディフェンス内においても周辺環境からの木本種の侵入は先駆種と低木種が認められる程度で、森林の林冠要素の定着は少ない。こうした遷移は一定の速度では進まないと考えられ、成林にかかる時間の予測が難しいが、苗木の導入は遷移の速度をコントロールできる可能性があり、場合によって採用すべき手段となりうる。

苗木の導入には多様な材料の確保や遺伝子保存上の課題を伴い、防災など緑化の緊急度、周辺森林ソースとの距離関係や森林生態系の劣化程度などケースに応じた判断と、導入する場合には多様な地域性系統苗木の供給体制をセットで考える必要がある。

**課題 2－4      大規模防鹿柵を用いた森林生態系機能復元技術の実証**  
**共同開発団体      芦生生物相保全プロジェクト**  
**担当責任者      阪口翔太（京都大）**

## **1. 事業計画と目的**

ニホンジカ（以下、シカ）個体群の高密度化は、日本各地の森林で下層植生の衰退・樹木の更新阻害・林冠木の樹皮剥ぎなどの問題を引き起こしている（Takatsuki、2009）。とりわけ、自然度の高い天然林が多く分布する奥山地域は、森林依存性の高い生物群集や希少種を多く擁することから、地域の生物多様性ホットスポットとして知られる。しかし近年、これまで分布不適地として考えられてきた多雪地域や奥山地域にも、シカの個体群が拡大する様相を見せており、そうした生物群集の多様性や希少種が失われてしまうことが危惧されている（例：神奈川県丹沢、奈良県大台ヶ原、兵庫県氷ノ山）。こうした問題を根本的に解決するためには、森林内でのシカの分布密度を低減させることが必要であるが、シカの捕獲には多くのコストが必要となるうえ、短期間に密度を低下させることは困難である。そこで、シカが生物群集に与える過剰なインパクトを排除する目的で、防鹿柵が設置される場合がある。防鹿柵には設置面積や施工技術が様々なものがあり、設置目的とコストによって最適な方法を選択することが重要である。地域の生物相を保全するという目的においては、できるだけ大きな面積を防鹿柵で囲うことが有効であると考えられる。なぜなら、生物群集の種多様性の大部分は森林内に局所的に分布する低頻度種で担われることが多く、それらを包括的に保全するためには、集水域程度の空間スケールを保全する必要があるからである。また、集水域スケールで群集を保全することができれば、各種についてある程度の個体群サイズを保証できるうえ、生態系機能も保全することが可能となる。しかしながら、集水域スケールで防鹿柵を設置した場合に、種多様性や群集構造の保全効果がどの程度見込めるのか、保全効果は生物分類群や設置条件によってどの程度ばらつくのかなど、これまでに十分に評価されていない。今後、森林内の生物多様性を保全するために防鹿柵を導入する際には、こうした点を事前に把握しておくことによって、設置効果を最大化できると考えられる。

京都府北東部に位置する京都大学芦生研究林では、1990年代後半からシカの過採食による下層植生の荒廃が顕在化しており、当地での生物相を保全する目的で約 13ha の集水域に防鹿柵が設置されている。この集水域と、隣接する対照集水域では、2006 年から多様な項目について生物相・生態系機能がモニタリングされている（芦生生物相保全プロジェクト <http://www.forestbiology.kais.kyoto-u.ac.jp/abc/>）。本課題では、この調査地で得られてきたモニタリングデータを解析することによって、生態系の根幹をなす植物群集の多様性保全効果を検証した。

## **2. 調査地と方法**

### **2－1. 調査地の概要**

京都大学芦生研究林は京都府・福井県・滋賀県の県境域に位置し（図 1a）、冬季には高標高域で積雪が 2m を超える多雪地域である。芦生研究林ではアシウスギを主体として、ブナやミズナラを交える林分が尾根から斜面にかけて優占する一方、谷部にはトチノキやサワグルミ、カツラなどから構成される溪畔林が分布する。これらの森林の大部分は人為

の影響が比較的小さいと考えられる老齢林であり、数多くの希少な生物の生息地として機能している（阪口ら、2008；渡辺、2008）。また、本地域は中部地方から南西に連なるブナクラスの天然林の最西端にあたる（図 1a）ことから、多くの亜高山性・冷温帯性生物種の遺存集団を擁するなど、森林保全上の価値が高い。芦生研究林では、1990 年代後半よりシカの個体群密度が増加したことで、2000 年代前半に森林下層植生の衰退とシカの不嗜好性植物の拡大が顕在化したことが報告されている（Kato and Okuyama、2004）。こうした背景を受け、当地の生物多様性を保全する目的で、2006 年に一つの集水域（約 13ha）に防鹿柵が設置され、内部からシカを含む大型動物が排除されている（図 1b）。ただし 12 月中旬から 4 月中旬の間は、積雪による破損を避けるため、防鹿柵のネットが撤去されている。防鹿柵の設置とともに、総延長約 3.4km・幅 4m の固定ベルトトランセクトが、柵を設置した集水域と対照区となる集水域（約 19ha）に設定され（図 1b）、10m 間隔で地形要因や開空度などの基盤データが採取された。同じトランセクトサイト上において、防鹿柵を設置した 2006 年と、4 年後の 2010 年に森林下層（地上高 130cm 未満）に出現した全ての維管束植物の在・不在データが記録された。

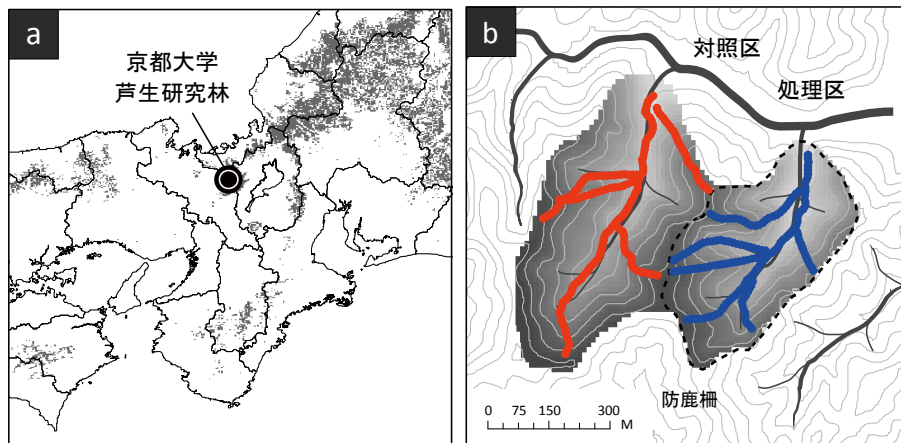


図 1 (a) 京都大学芦生研究林の位置と、潜在的なブナクラス植生の分布(灰色部)。(b) 調査地である 2 つの集水域の位置関係。植物分布調査が行われたベルトトランセクトの位置は線で示されている(処理区:青色, 対照区:橙色)。防鹿柵は破線で示されている。

## 2-2. データ解析

### (1) 防鹿柵の設置が植物群集構造に与える影響の評価

調査地における植物群集構造を評価するために、種の順位・出現頻度曲線を作成した。この曲線では、トランセクト上での出現頻度に応じて並び替えた種の順位に対して、出現頻度がプロットされる。この曲線を集水域間や調査年間で比較することで、防鹿柵が群集構造に及ぼす影響を評価した。また、4 年間で消失・加入した種の割合を集水域間で比較した。

### (2) 種の出現に影響する要因の評価

データが採取された単位面積（40m<sup>2</sup>）における植物の在・不在に影響を及ぼす要因を、植物生活型別に解析した（高木性種・低木性種・草本性種・小型種・ツル性種）。ここでいう高木性種とは林冠層を構成する種とし、それ以外の木本性種（ツル性種を除く）は低木性種とした。また、草本性の種の中で、草丈が 10cm 未満の種を小型種として定義した。

植物生活型別に解析を行ったのは、本調査地において生活型で分布の地形依存性が異なるという報告があるほか、草本性種と小型種ではシカの採食の影響の程度が異なると思われたためである。データ解析には、誤差構造に二項分布を仮定した一般化線形混合モデルを適用した。フルモデルで考慮した固定要因は、(a) 防鹿柵の設置の有無 (カテゴリ変数)、(b) 調査年度 (カテゴリ変数)、(c) (a) と (b) の交互作用項、(d) 植物の種特性 (クローン繁殖の有無、多年生か一年生か、常緑性か落葉性か; 全てカテゴリ変数)、(e) 環境・地形要因 [開空度、土壤水分指数、土壤栄養塩 (硝酸態・アンモニア態窒素濃度)、土壤リター層の厚さ、斜度、斜面方位、斜面曲率] である。(c) の項は、防鹿柵の設置の効果が年度によって異なることを表現するために考慮したもので、本研究ではこの項が採択された場合に防鹿柵の設置効果が検出されたと判断する。加えて、APG3 分類体系に基づく科分類と、個々のトランセクトサイトをランダム要因としてモデルに考慮することで、植物系統とサイトにおける自己相関構造に対処した。モデルのあてはめには、R2.12.0 (R Development Core Team, 2010) に実装されている lme4 パッケージの lmer 関数を利用し、ラプラス近似計算を行った。また、フルモデルからヌルモデルまでの一連のモデル群の中から、最小の AIC 値を持つモデルを最適モデルとして選択した。

### (3) 不嗜好性種の出現に影響する要因の解析

本地域では、植物群集内に少数のシカの嗜好性が低い種が含まれることが報告されている。こうした種は、シカの採食圧下で出現しやすくなる一方で、防鹿柵を施した場合には種間競争によって群集内での出現頻度が減少すると予想される。よって、これらは多くの嗜好性種とは異なる防鹿柵への応答を示すと考えられた。この可能性を検証するため、本解析では、解析 (2) と同じ変数セット (d の項と植物系統ランダム項以外) を用いて、阪口ら (改訂中) で報告のある低嗜好性種の在・不在データを解析した。

### (4) 常緑性の嗜好性種の出現に影響する要因の解析

調査地に設置された防鹿柵の特性上、冬季は処理区内の植物はシカの採食リスクに晒される。そうした場合、冬芽が休眠状態にある落葉性種に比べて、冬季も葉が展開している常緑性の嗜好性種は採食の対象になりやすい可能性がある。この可能性を検証するため、本解析では、解析 (2) と同じ変数セット (d の項と植物系統ランダム項以外) を用いて、出現頻度の高かった常緑性の嗜好性種の在・不在データを解析した。

## 3. 結果と考察

2 カ年に渡る植物調査によって、合計 289 種の維管束植物が記録された。これらの約 34% にあたる 98 種は出現頻度が 1%未満であり、調査地の植物群集プールの大半を低頻度種が担っていることが明らかになった。また、出現種の中には 25 種の希少種 (環境省・近畿地方・京都府レッドデータブック記載種) が含まれていた。

図 2a には、防鹿柵処理を施す前の処理区集水域内の特定の斜面の景観が示されている。この写真は初夏にあたる 6 月 21 日に撮影されたものであるが、森林下層に植生被覆がほとんど無いことが分かる。それに対して、防鹿柵を設置してから 4 年後の 2010 年には、同じ地点の森林下層の大部分が植物によって覆われている。

このような景観変化は、植物群集の種多様性の回復も伴った。つまり、トランセクト上



で記録された出現総種数に着目すると、対照区では、2006年から2010年の4年間で11種減少したのに対し、処理区では33種増加した。また、局所的な種多様性（/40m<sup>2</sup>）に着目した場合には、2006年の段階で処理区と対照区では出現種数に大きな差はなかったものの（図2c）、2010年には防鹿柵内の谷地形のサイトを中心に種多様性が大きく増加していた（図2d）。最も種多様性が高かったサイトでは、40m<sup>2</sup>当たりで60種以上の維管束植物種が記録された（図2d）。その一方で、対照区となった集水域では、4年間で大きな種数の変化がみられず、40種以上の出現種が記録されたサイトはほとんどなかった。（図2d）。

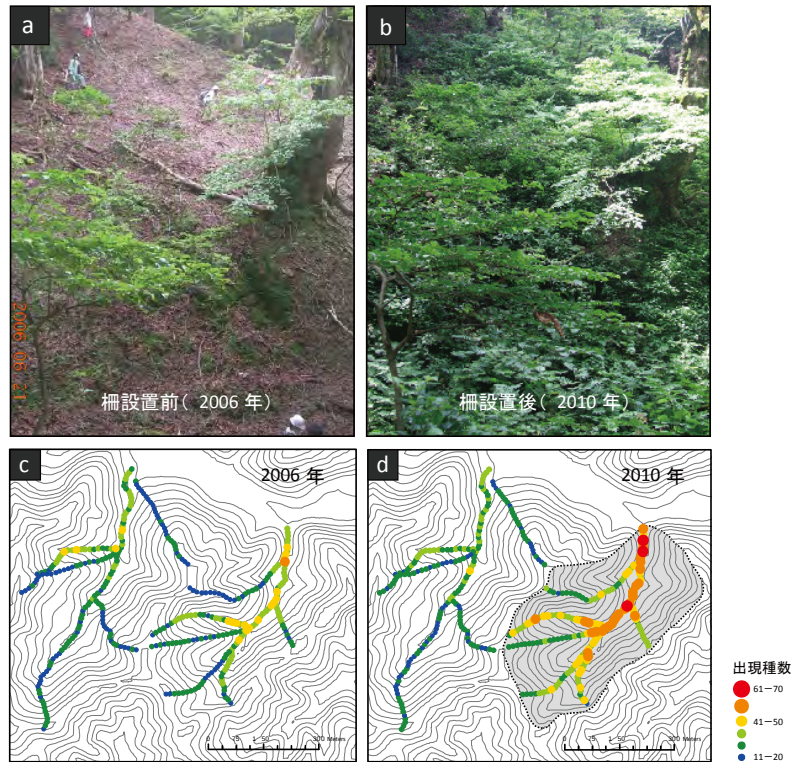


図2. (a) 処理区に防鹿柵が設置される前に撮影された柵内の景観（2006年）と、(b) 防鹿柵設置から4年が経過した同じ地点での景観（2010年）。(c) 2006年における出現種数（/40m<sup>2</sup>）の空間分布と、(d) 4年後の出現種数（/40m<sup>2</sup>）の空間分布。

### （1）防鹿柵の設置が植物群集構造に与える影響

図3には、対照区及び、防鹿柵を設置した処理区での、種の順位・出現頻度曲線の時間変化が示されている。曲線の形状に着目すると、対照区では種の順位の低いクラスにおいて曲線が出現頻度の低い方向に移行した一方で、処理区では順位の高低に関わらず、曲線が頻度の高い方向に移行していた。このような対照的な群集構造の変化は、対照区ではシカの採食の影響のために種の出現頻度の減少と消失が起こりやすかったのに対し、処理区では防鹿柵の効果によって、個々の種の出現頻度が増加したことを反映していると考えられる。

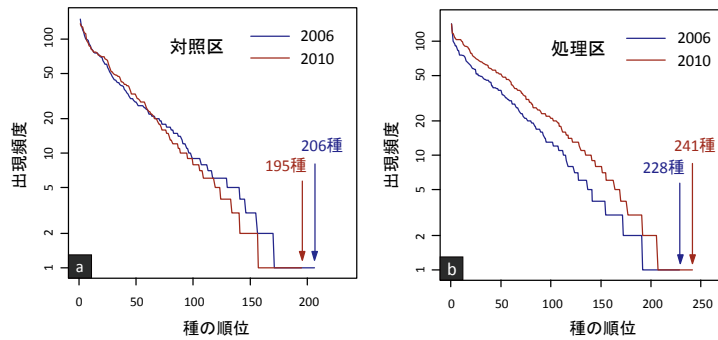


図 3. 種の順位-出現頻度曲線 (a: 対照区, b: 処理区). 2006 年の曲線は青色で, 2010 年の曲線は赤色で示されている. 出現頻度は対数軸で示されている.

調査を行った 4 年間における種の入れ替わりは図 4 に示されている。2006 年に出現した 250 種に関しては、対照区と処理区ともに 80%以上の種が 2 カ年に渡って出現していた。2006 年には出現したもの、2010 年には消失していた種は、処理区で 10.1%であったのに対し、対照区では 18.4%であった。2006 年時での出現頻度が 1%未満であった 108 種に着目すると、出現全種での動態に比べて消失種と新規加入種の占める割合が高くなっていた。この結果は、低頻度種はもともと個体群サイズが小さいために、確率的な過程で出現頻度変動しやすいという特性を反映しているものと考えられる。処理区では 2006 年に出現していた低頻度種のうちの 36.5%が 2010 年には消失していた一方で、対照区では 65.7%もの種が消失していた。対照区で低頻度種がより高い割合で消失していたのは、確率的な過程に加えて、シカによる採食圧が決定論的要因として働いた結果として解釈できる。ただし対照区では、低頻度種における消失種と新規加入種の割合が同じであったことから、対照区での出現総種数の減少は、比較的出現頻度の高かった種が消失したことにも関係していると考えられる。

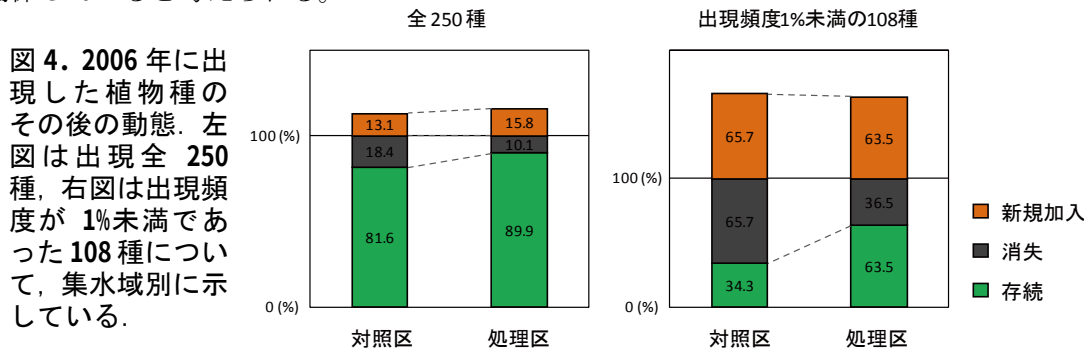


図 4. 2006 年に出現した植物種のその後の動態. 左図は出現全 250 種, 右図は出現頻度が 1%未満であった 108 種について, 集水域別に示している.

## (2) 種の出現に影響する要因

トランセクトサイトで採取された在・不在データ (約 19.6 万件) を生活型別に分割し、防鹿柵の設置および種特性、環境・地形要因を考慮して解析した結果が表 1 に示されている。草本性・ツル性・低木性・高木性種では、調査年度 (2010 年) と集水域 (処理区) の有意な正の交互作用項が検出され、防鹿柵を設置した処理区において 2010 年に植物の分布確率が増加した可能性が示された。これは、出現種のほぼ全てに当たる嗜好性種が、柵内で採食を免れたことで分布確率が増大したことを反映していると考えられた。それに対して、草丈 10cm 以下の小型種では交互作用項が最適モデルに採択されなかった。本調査

地においては、タニギキョウやノチドメなどの小型種においてシカの採食痕がほとんど観察されないことが報告されている（阪口ら、改訂中）ほか、小型種はシカの採食を回避できる可能性が高く、結果として採食耐性を示すことが知られている（Suzuki et al., 2009）。それに対して、防鹿柵を設置した集水域では、草丈の高い草本や樹木の稚樹が多数回復してきていることから（阪口ら、印刷中）、このような競争種の回復によって小型種は被陰され、時間経過とともに小型種は柵内で減少していく可能性がある。以上から、柵外ではシカの採食圧の影響を大きく受けなかった一方で、柵内では草丈の高い競争種が回復してきたことにより、小型種の分布に対する防鹿柵の設置効果が相殺された可能性がある。

総面積 32ha に及ぶ本調査地では、調査地内での地形に対応して植物群集の組成が変化する（阪口ら、2008）。今回、生活型別に在・不在データを解析した結果からも、全ての生活型の分布が、環境・地形要因の影響を受けていることが示された。草本性種・小型種・ツル性種では、緩やかな凹地形で、リターの堆積が少なく、土壌水分や土壌中の硝酸濃度の高い立地において分布しやすいのに対し、低木性種と高木性種では乾燥していて光環境の良い尾根部で分布確率が高まると予測された（表 1）。このような生活型グループ間での分布立地環境への応答の違いは、生理特性や環境ストレス耐性がグループ間で分化していることを反映していると考えられる。本調査では、尾根地形のサイトに比べると谷地形のサイトにおいて、出現種数が多くなる傾向が見られたが（図 2c、d）、これは谷地形において多くの草本性種・小型種・ツル性種が出現したことに関係していると考えられる。したがって、複雑な地形ハビタットを包含する山地では、植物種の分布、ひいては種多様性を理解する上で、生活型別に地形がどのように影響するのかを評価することが重要になるだろう。

表 1. 生活型別にトランセクトサイトでの在・不在を解析した結果。固定項のうち、最適モデルに含まれた項の推定係数の正負を符号で示している。

|          | 保護<br>効果           | 種の形質        |             |                  | 環境・地形要因 |     |     |     |         |     |               |     |
|----------|--------------------|-------------|-------------|------------------|---------|-----|-----|-----|---------|-----|---------------|-----|
|          | 年<br>度：<br>防鹿<br>柵 | 多<br>年<br>性 | 常<br>緑<br>性 | 無<br>性<br>生<br>殖 | 斜度      | 曲率  | 光   | 方位  | リタ<br>ー | 硝酸  | アン<br>モ<br>ニア | 水分  |
| 草本性<br>種 | (+)                | (-)         | (+)         | (+)              |         | (-) |     | (+) | (-)     | (+) | (-)           | (+) |
| 小型種      |                    |             |             | (+)              | (-)     |     |     | (-) | (-)     |     |               | (+) |
| ツル性<br>種 | (+)                |             | (-)         | (+)              | (+)     |     |     | (-) |         | (+) | (-)           | (+) |
| 低木性<br>種 | (+)                |             |             | (-)              | (+)     | (+) |     | (+) |         | (-) | (-)           | (-) |
| 高木性<br>種 | (+)                |             | (-)         | (+)              |         | (+) | (+) | (+) |         | (-) |               | (-) |

### （３）不嗜好性種の出現に影響する要因

シカは嗜好性の高い種を採食することで、柵外の下層植生での低嗜好性種の優占を引き起こす。よって、防鹿柵を設置した場合には、回復してきた嗜好性種との競争が激化することで、低嗜好性種の分布が減少することが予想された。しかし、シカの嗜好性の低い 11 種について在・不在データを解析した結果、9 種（アシウスギ、コバノイシカグマなど）では防鹿柵と年度の交互作用項が選択されず、残りの 2 種に関しては正の効果が検出された。この結果は、シカの間接効果によって優占するようになった種の多くは、4 年間の防鹿柵処理を施しても柵内外で分布確率が異ならないことを意味している。よって、柵内で回復してきた嗜好性種による競争排除が起こるには、より長い年月を要すると考えられる。

### （４）常緑性の嗜好性種の出現に影響する要因の解析

シカの嗜好性の高い常緑性植物 12 種について、（３）と同様の解析を行ったところ、防鹿柵処理の正の効果が検出されたのはソヨゴとチシマザサの 2 種にとどまった。また残りの 10 種のうちの 8 種では、年度と防鹿柵の交互作用項が選択されず、2 種（ヒサカキとナツエビネ）では防鹿柵処理の負の効果が検出された。このように、シカの嗜好性の高い常緑性種の多くにとって、4 年間の防鹿柵処理による保全効果は限定的であった。前述の通り、調査地に設置されている防鹿柵は、冬季の積雪による破損を回避するために、積雪期にネットが撤去されている。芦生研究林ではササ類やハイイヌガヤなどの常緑性植物が、冬期におけるシカの重要な食料となっていたことが報告されている（福田・高柳、2008；田中ら、2008）。実際、本調査地で 4 月にネットを再設置する際に、チシマザサや常緑性低木種にシカの食痕が残されていたことから、これら常緑性植物の柵内における回復は、積雪期のシカの採食によって妨げられたと考えられる。加えて、一般に常緑性植物は落葉性植物よりも光合成速度が低いため、そもそも柵内での回復速度が遅くなると考えられる。低い光合成速度を持つ種が群集内で維持されるためには、葉寿命を長くすることによって、葉が枯れるまでに光合成生産量を高くする必要がある。しかし、こうした生活史戦略をもつ常緑性植物の葉が、シカによる採食によってその寿命を全うできなくなれば、個体を維持することができなくなるだろう。したがって現状が続く限りにおいて、多くのシカの嗜好性の高い常緑性植物が柵内で回復することは困難であり、光合成速度の高い落葉性種に取って代わられる可能性が高い。

## 4. まとめと課題

### ●技術開発の成果

本課題では、多雪地にも設置可能なネット型の防鹿柵を用いて、植物群集の多様性を集水域スケールで保全する上での保全効果と問題点について検証した。4 年間に渡って防鹿柵処理を施した集水域では出現総種数が増加し、低頻度種の消失率も対照区より低くなっていた。また、シカの採食の影響を受けにくい小型種以外の生活型の植物では、防鹿柵処理によって植物の分布確率が増加した。これらの結果は、シカの過採食の影響で植生が後退し始めてから 10 年程度の地域であれば、防鹿柵の設置は十分な保全効果を持っていることを示している。

それと同時に、調査地における植物の分布には、山地特有の複雑な地形や、環境要因、種特性も影響していた。今回の検証事例では、現地で測量した地形・環境データを解析に

利用したが、国土交通省・国土地理院が無償提供している高密度な数値標高モデル（10mメッシュ）を用いることで、現地で実測することなく推定することも可能である。よって、種の分布とこうした要因との関係をあらかじめ検証しておけば、どのような条件の場所で保全のターゲットとなる種が回復しやすいのかを予測することができだろう。

以上のことから、限られた予算の中で、森林生態系における植物群集の種多様性を効率的に保全するためには、（１）保全対象となる種や群集の分布予測に基づいて、防鹿柵を設置する場所を選定すること、そして（２）本課題で採用されたような、比較的安価で丈夫なネット型の防鹿柵を導入し、できるだけ広範囲を保全することが重要であると考えられる。

#### ●開発中の技術の客観的評価

今回の課題を検証した京都府・芦生研究林は豪雪地であるため、冬季には設置した防鹿柵のネットを撤去しなければならなかった。この処理は、ネットの破損を防ぐために必要なものであったが、撤去期間においてシカの採食を防げなかったために、シカの嗜好性が高い常緑性植物に関しては、十分な保全効果が認められなかった。こうした種については、固定式の小規模な防鹿柵を同時に導入したり、個体群を短期的に域外保全したりするなど、別途の対応が必要になると考えられる。ただし、冬季に積雪がほとんどない太平洋側の地域においては、季節に応じてネットを撤去する必要がないため、同様の問題は発生しないと予想される。

また、植生が荒廃した地域に防鹿柵を導入した場合、その設置による種多様性の回復効果は、その地域がどの程度の期間に渡ってシカの過採食圧にさらされてきたのか、という時間スケールにも依存する可能性がある。本調査地ではシカの過採食が問題化したのが10年程度の時間スケールであったが、それ以上の時間に渡って下層植生が衰退したような状態が続けば、回復源となる植物個体や土壌中の埋土種子数が減少していく可能性が高い。そうした場合、本課題で示されたような急速な多様性回復が見られない可能性すらある。こうした問題はこれまでにほとんど解明されていないが、防鹿柵導入による種多様性の回復効果を予測する上で、今後取り組まなければならない重要な課題であるといえる。

## 引用文献

- 1) 福田淳子・高柳敦 (2008) 京都府の多雪地におけるニホンジカ *Cervus nippon Temminck* によるハイイヌガヤ *Cephalotaxus harringtonia* var. *nana* の採食にみられる積雪の影響. *森林研究*, 2008, 5-11.
- 2) Kato, M. and Okuyama, Y. (2004) Changes in the biodiversity of a deciduous forest ecosystem caused by an increase in the Sika deer population at Ashiu, Japan. *Contribution from Biological Laboratory, Kyoto University* 29, 433-444.
- 3) R Development Core Team (2010) R version 2.12.0: A language and environment for statistical computing.
- 4) 阪口翔太・藤木大介・井上みずき・高柳敦 (2008) 芦生上谷流域の植物多様性と群集構造・トランセクトネットワークによる植物群集と希少植物の検出-. *森林研究*, 2008, 43-61.
- 5) 阪口翔太・藤木大介・井上みずき・山崎理正・福島慶太郎・高柳敦 (in print) ニホンジカが多雪地域の樹木個体群の更新過程・種多様性に及ぼす影響. *森林研究*.
- 6) 阪口翔太・藤木大介・井上みずき・山崎理正・福島慶太郎・高柳敦 (under revision) 日本海側冷温帯性針広混交林におけるニホンジカの植物嗜好性. *森林研究*.
- 7) Suzuki, R.O., Kato, T., Maesako, Y. and Furukawa, A. (2009) Morphological and population responses to deer grazing for herbaceous species in Nara Park, western Japan. *Plant species biology*, 24, 145-155.
- 8) Takatsuki, S. (2009) Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biological Conservation*, 142, 1922-1929.
- 9) 田中由紀・高槻成紀・高柳敦 (2008) 芦生研究林におけるニホンジカ(*Cervus nippon*) の採食によるチマキザサ(*Sasa palmata*)群落の衰退について. *森林研究*, 77, 13-23.
- 10) 渡辺弘之 由良川源流・芦生原生林生物誌. ナカニシヤ出版, 京都



