

共同開発団体 宮川森林組合・株式会社 里と水辺研究所
担当責任者 岡本 宏之（宮川森林組合）
技術開発名 ニホンジカ過密化地域における森林生態系にかかる総合対策技術
技術開発課題 【防止技術】

1.目的

林業経営の低迷から針葉樹人工林を伐採後、放置される造林未済地が拡大傾向にある中、これまでの様に防鹿対策にコストを費やす事は困難であると予測される。又、造林未済地を放置してもシカ食害を主原因として森林が更新されず、森林生態系の保全や防災上等、深刻な問題を有している。

森林被害における防鹿対策としては、パッチディフェンスが優位性が高く、手法として確立されつつある。しかし、実効性のある技術として確立するためには、詳細な仕様、コスト、設置容易性、耐久性、維持管理費を総合的に評価・検証が必要である。また、全国的にシカの森林生態系への被害対策の必要性が高まっており、地域レベルの条件への対応が望まれている。多雪地域においては、パッチディフェンスを設置する場合、斜面雪圧によって防鹿柵の倒壊が想定されるため、雪の荷重に対応できる新たな資材及び仕様の検討を行う必要があると考えられる。

昨年度までの成果としては、事業初年度（平成 22 年度）は従来型の防鹿対策と比較し、パッチディフェンスの優位性を実証した。平成 23 年度は初年度に試験施工を行った 17 タイプのパッチディフェンスを基本例としてモニタリングを行い、資材・設置面積の最適化を検討し、低コスト化が期待できる結果となった。森林生態系の保全や生物多様性回復を目的とした場合の造林未済地でのパッチディフェンスの配置手法について、マニュアルを作成し、実効性の高い技術として提案した。さらに、多雪地域対応型資材・工法を立案し、試験施工を行った。しかし、造林未済地への広葉樹植栽地や工事法面など特定の条件下における適用に留まっており、人工林植林地や人工林成林地、自然林成林地における対策としては未だ課題が残されている。

本年度は、試験施工として行ったパッチディフェンスのモニタリングを継続し、適応性の検討を行う。また、人工林植林地や人工林成林地、自然林成林地へのシカのはく皮被害対策としては、特定の箇所において、シカを誘引して捕獲することで全体としてシカの個体数を減少させることが効果的であると考えられるため、パッチディフェンスの特性を活用した捕獲対応型の資材及び仕様の検討を行い、試験施工を行う。

以上により、パッチディフェンスの特性を利用しながら様々な林地条件下で対応できる対防鹿技術を開発することで、さらなる汎用性の向上が期待できる。また、パッチディフェンスによる防鹿対策と捕獲対策を組み合わせることで、総合的な被害対策としても活用可能となると考えられる。

2.方法

2-1 新たな鳥獣被害防止技術の開発

(1) パッチディフェンス試験施工地モニタリング

パッチディフェンスは防鹿柵を必要な箇所にものみ設置することがあり、かつ再侵入確率が低いことがこれまでの事業結果から明らかとなっており、面積当たりの防鹿柵距離は長くなるものの、低いメンテナンスコスト、高いパフォーマンスが期待され、トータルコストとしての低減化が可能であることが前年度までの成果で明らかにしてきた。

昨年度は、試験施工地に設置されたタイプの異なるパッチディフェンスを基本例として継続したモニタリングを行い、資材・工法の最適化を行い、さらなる低コスト化を行った。

本年度は、平成22年度に試験施工として行ったパッチディフェンスのモニタリングを継続し、防鹿柵の資材・コスト及び工法の継続した効果比較を行い、適正仕様の絞り込みを行う。試験施工地は大台町内の造林未済地、工事法面に設定した(図1)。仕様は、ネットが亀甲金網(スカートネット併用)と獣害防止ネット(ポリエチレン/ダイニーマ)、形状が方形状と水平帯状を基本に(図2)、網高、支柱間隔、辺長の異なる17タイプのパッチディフェンスを設置している。

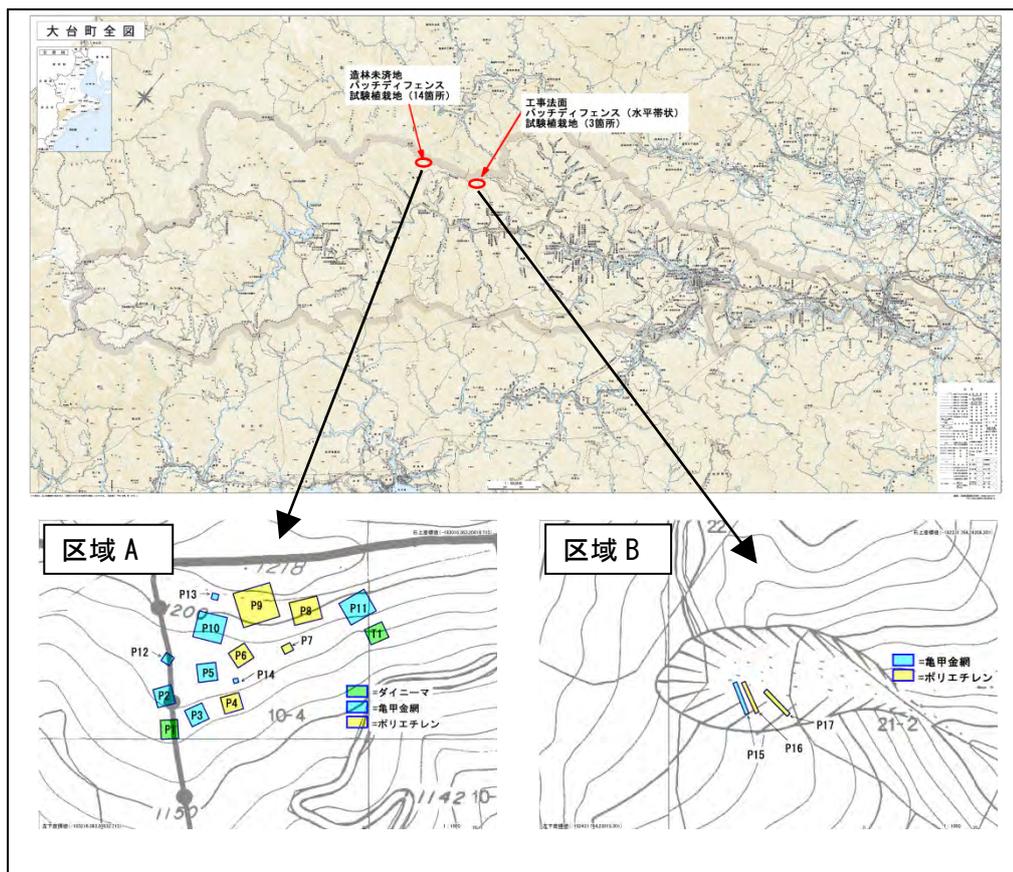
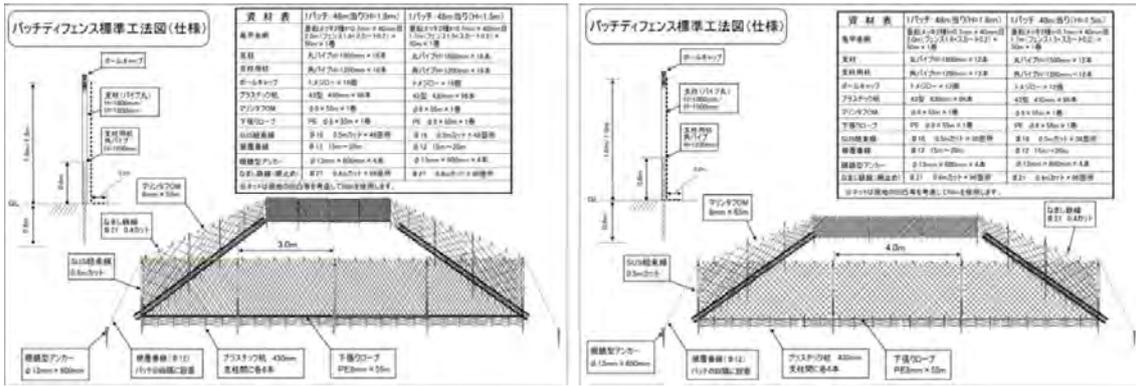
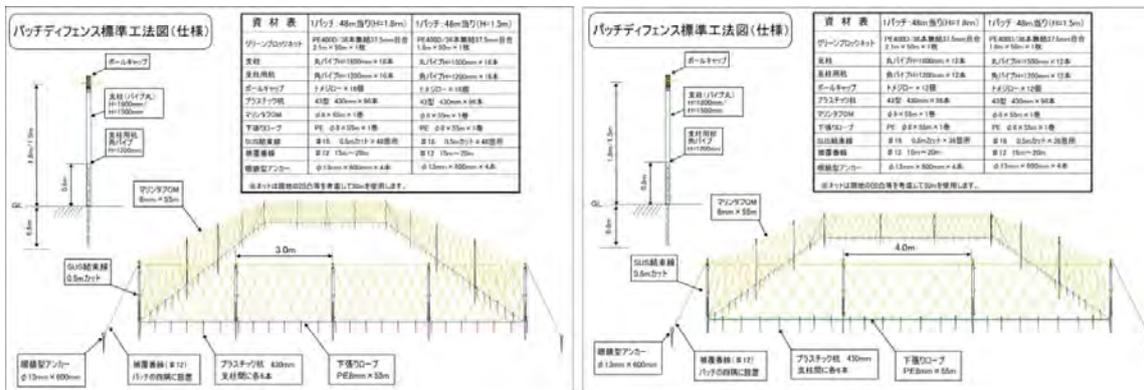


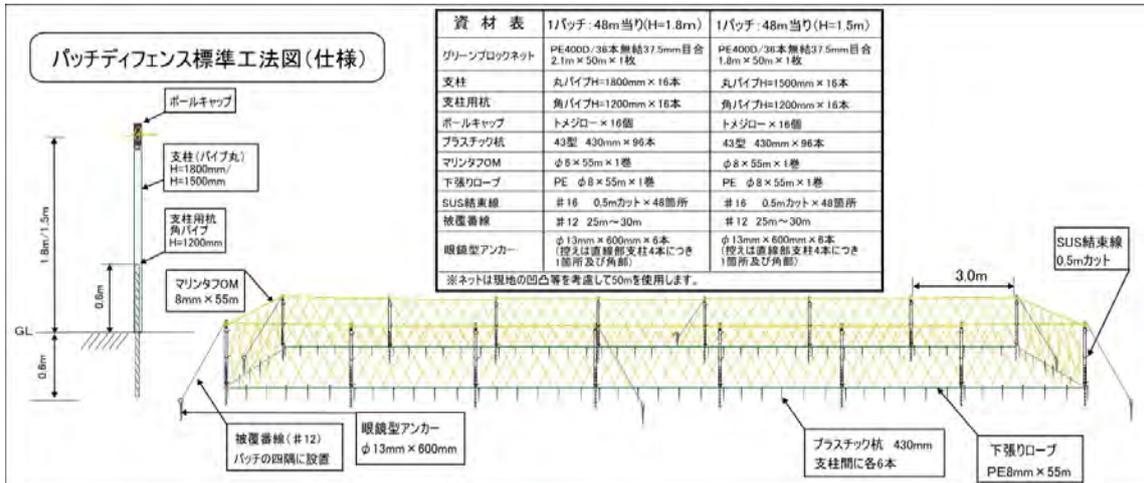
図1 試験施工地(標準型)



亀甲金網 方形状 仕様



獣害防止ネット (PE/ﾀﾞｲｰﾏ) 方形状 仕様



獣害防止ネット (PE/ﾀﾞｲｰﾏ) 水平帯状 仕様

図2 標準型パッチディフェンス工法図及び設置状況
工法図は基本仕様（一辺長 12m）。パッチディフェンスの設置面積により、辺長は変化する。

2-2 効果的な鳥獣捕獲技術の開発

(1) 人工林成林地における鳥獣被害対策の検討

大台町では、平成22年より森林立地評価をもとにした森林施業計画の立案を試行している(図3)。立地条件を詳細に調査することで人工林の適地性判断を行い、将来、価値向上が見込める場所では長伐期による大径化を目的とした定性間伐を実施し、価値向上が見込めない場所では林相転換を目的とした群状間伐を実施している。群状間伐は人工林内に小規模(間伐区域の30%以上)に伐区を設定する手法であり、間伐後はパッチディフェンスによる植栽が可能である。

パッチディフェンス周辺において植生回復の影響を受けてシカが誘引されていることやシカが間伐地の路網を利用して移動している痕跡が多いことが現地観察及び調査から報告されている。そのため、群状間伐跡地においてパッチディフェンスによりシカの被害を防止するとともに、シカの誘引箇所として利用して捕獲することで、全体としてシカの個体数を減少させることが効果的であると考えられる。

したがって、人工林成林地においては、森林立地評価によって適切な森林の管理、施業を実施する中で森林生態系の復元と併せた獣害被害対策を検討する必要がある。

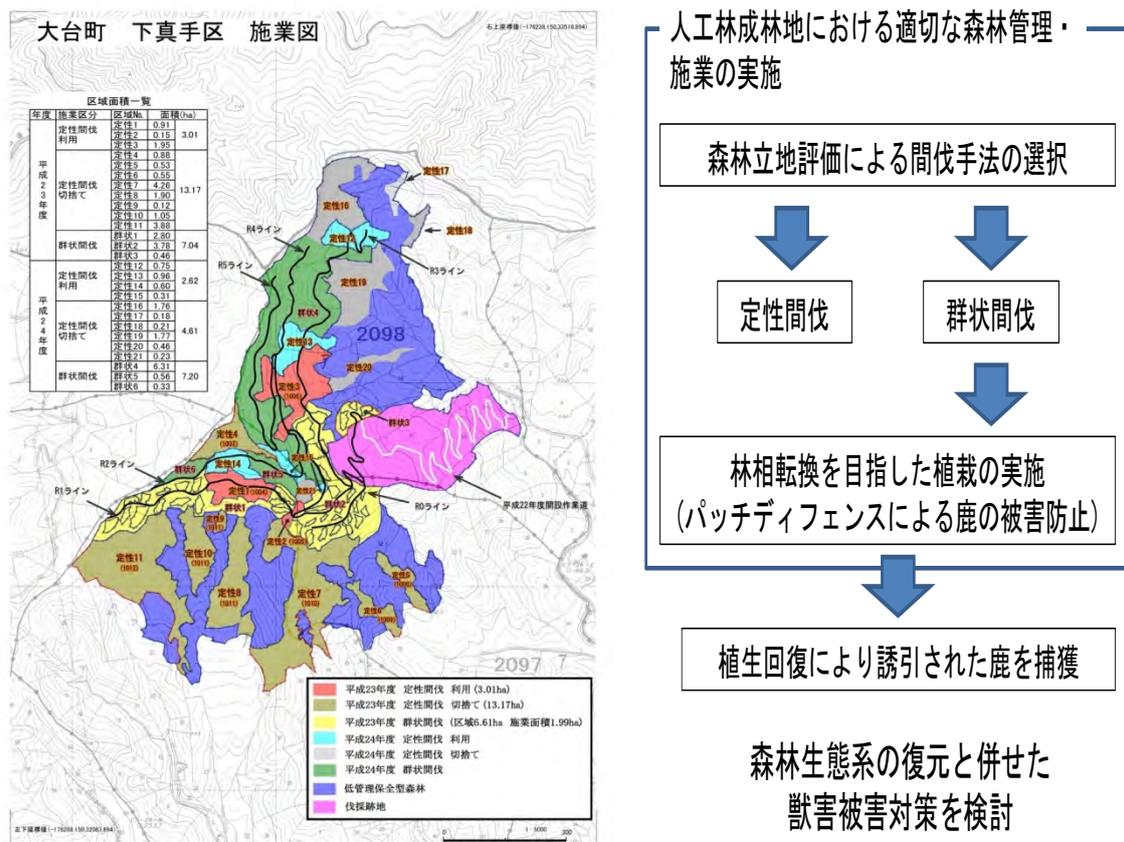


図3 森林立地評価をもとにした人工林施業計画

(2) 捕獲対応型資材・工法の開発の立案及び試験施工

捕獲用資材については、静岡県農林技術研究所・林業研究センターが技術開発を行っているセルフロックスタンションを使用した。セルフロックスタンションは安全かつ容易に運搬、設置、捕獲が可能であり、パッチディフェンスと組み合わせることで、防鹿と捕獲の効果が期待できる。

試験施工は大台町の人工林成林地及び造林未済地で行った(図4)。人工林成林地は、群状間伐跡地にパッチディフェンスを1パッチ新設し、セルフロックスタンションを2箇所設定した。造林未済地は、広葉樹植栽地の既存のパッチディフェンスを1パッチ利用し、セルフロックスタンションを2箇所設定した。

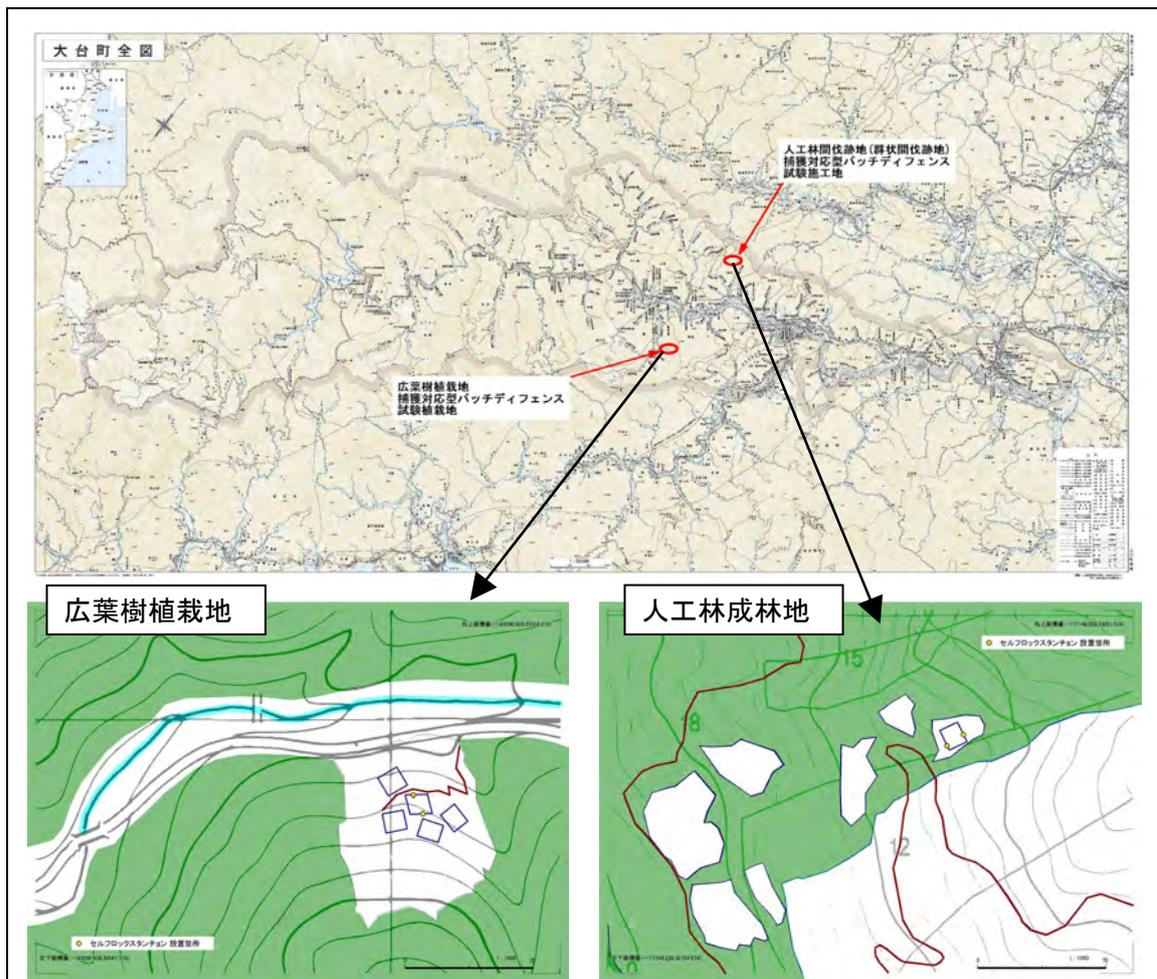


図4 試験施工地(捕獲対応型)

3 結果

3-1 新たな鳥獣被害防止技術の開発

(1) パッチディフェンス試験施工地モニタリング

全てのパッチディフェンスに対して柵及び柵内の植栽苗木の状態を確認した結果を表 1 に示す。区域 A (写真 1) の造林未済地に設置された 15 種類のパッチディフェンスの柵の内、No.3 は斜面上部側の亀甲金網に一箇所破損が確認された (写真 2)。柵内の苗木に食害等の痕跡が見られなかったことから、シカ等の生物的原因よりも、転石等により破損した可能性が高いと考えられる。No.3 以外については、柵及び柵内の苗木ともに経過は良好であった。

区域 B (写真 3) の工事法面に設置された 3 種類のパッチディフェンスの内、No.15 及び 16 は平成 23 年度に斜面上部からの崩落により全壊したため、本年度は調査対象外とした。No.17 については、柵及び柵内の苗木ともに経過は良好であった (写真 4)。

表 1 モニタリング結果

No.	網の材質	網高 (m)	支柱 間隔 (m)	辺長 W (m)	辺長 D (m)	面積 (m ²)	モニタリング結果			
							H23		H24	
							柵	柵内苗木	柵	柵内苗木
1	PE・ダイニーマ	1.8	3.0	12.0	12.0	144.0	良好	良好	良好	良好
2	亀甲金網	1.5	3.0	12.0	12.0	144.0	良好	良好	良好	良好
3	亀甲金網	1.8	3.0	12.0	12.0	144.0	良好	良好	一部 破損	良好
4	PE(ポリエチレン)	1.5	4.0	12.0	12.0	144.0	良好	良好	良好	良好
5	亀甲金網	1.8	4.0	12.0	12.0	144.0	良好	良好	良好	良好
6	PE(ポリエチレン)	1.5	3.0	12.0	12.0	144.0	良好	良好	良好	良好
7	PE(ポリエチレン)	1.8	3.0	6.0	6.0	36.0	良好	良好	良好	良好
8	PE(ポリエチレン)	1.5	3.0	18.0	18.0	324.0	良好	良好	良好	良好
9	PE(ポリエチレン)	1.8	3.0	24.0	24.0	576.0	良好	良好	良好	良好
10	亀甲金網	1.8	3.0	18.0	18.0	324.0	良好	良好	良好	良好
11	亀甲金網	1.5	3.0	18.0	18.0	324.0	良好	良好	良好	良好
12	亀甲金網	1.5	3.0	6.0	6.0	36.0	良好	良好	良好	良好
13	亀甲金網	1.5	4.0	4.0	4.0	16.0	良好	良好	良好	良好
14	亀甲金網	1.5	3.0	3.0	3.0	9.0	良好	良好	良好	良好
15	亀甲金網	1.8	3.0	21.0	3.0	63.0	全壊	シカ食害	—	—
16	PE(ポリエチレン)	1.5	3.0	21.0	3.0	63.0	全壊	シカ食害	—	—
17	PE(ポリエチレン)	1.8	3.0	21.0	3.0	63.0	一部 破損	柵修復 後、良好	良好	良好



写真1 区域A 全景



写真2 No8 破損状況



写真3 区域B 全景



写真4 No.17 状況

3-2 効果的な鳥獣捕獲技術の開発

(1) 捕獲対応型資材・工法の開発の立案及び試験施工

現在開発されているセルフロックスタンションは捕獲後にシカが暴れて転倒しないよう立木に固定する設計となっている。パッチディフェンスに組み込む際には、捕獲後にネットに負荷がかからないよう、鋼管パイプを地面に埋め込み、鋼管パイプとセルフロックスタンションを番線で固定する仕様とした（写真5 図5）。



写真5 捕獲用資材（1基分）

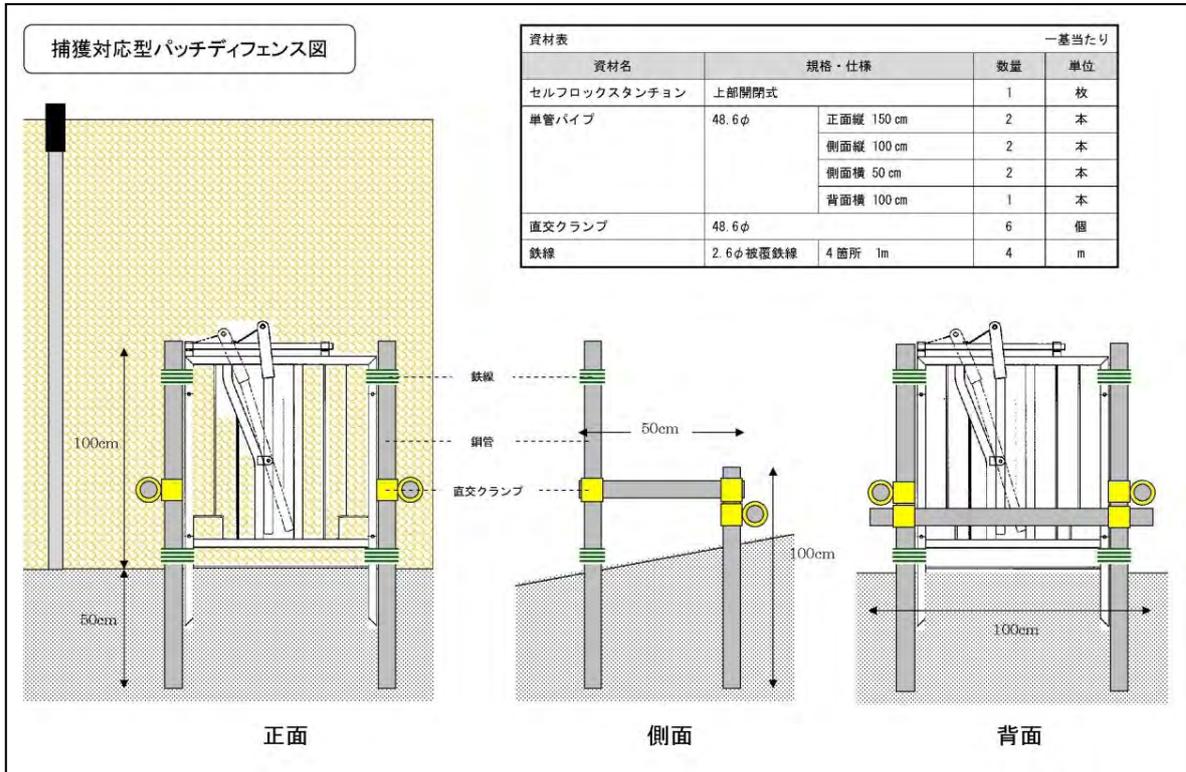


図5 捕獲対応型工法図

試験施工では、シカの出現が想定される場所付近に捕獲用資材を設置した。また、パッチ側面に斜面に沿って捕獲用資材を設置することは困難であるため、斜面上部側と下部側に水平に設置した（写真6～9）。



写真6 広葉樹植栽地設置状況



写真7 群状間伐跡地設置状況



写真 8 上部設置状況



写真 9 下部設置状況

設置後、出現が確認されなかったため、エサによる誘因を行い、捕獲用資材への反応から捕獲の可能性について検討を行った。誘因エサにはヘイキューブを使用し、パッチディフェンスの周囲数箇所と捕獲用資材外側及び内側で給餌を行った。広葉樹植栽地ではパッチディフェンスの周囲及び捕獲用資材外側の採食が確認されたが、内側のエサの採食は確認されず、捕獲まで至らなかった。なお、赤外線カメラ撮影写真より、少なくともメス3頭の出現が確認された。



写真 10 赤外線カメラ



写真 11 カメラ設置状況



写真 12 シカの出現状況

4 評価

4-1 新たな鳥獣被害防止技術の開発

(1) パッチディフェンスの適応性評価

パッチディフェンスの適応性評価については、保護対象が限られた区域であれば適応性が高いものの、広域におよぶ人工林、自然林の森林区域については捕獲技術等を組み合わせた対策が必要になると思われる。又、スギ/ヒノキ造林地では造林大系を含め防鹿対策と捕獲対策の組み合わせによる総合的な被害対策が必要である。

(2) 資材・工法の違いによる防鹿効果と適正

本年度は、パッチディフェンスのモニタリング結果より、防鹿柵の資材・コスト及び工法の継続した効果比較を行った。また仕様別資材コスト削減率を表3、4に示す。

標準型パッチディフェンスについては、モニタリング結果より、資材コスト低減率が高いと考えられる亀甲金網、支柱間隔4.0m、網高1.5m、辺長24×24m、水平帯状を適用した仕様（※標準仕様：ダイニーマ、支柱間隔3.0m、網高1.8m、辺長12×12m、正方形）でも防鹿効果が認められた。今後、網、上張りロープの耐久性についてモニタリングを継続し、適正資材の絞り込みを行う。

表2 パッチディフェンスの仕様別効果と適正(1)

資材・工法	仕様	防鹿効果		適正
		H23	H24	
網の材質	亀甲金網	○	○	亀甲金網でも防鹿効果あり（耐久性について、モニタリングが必要）
	ポリエチレン	○	○	
	ダイニーマ	○	○	
支柱間隔 (m)	4.0	○	○	支柱間隔4.0mまで防鹿効果あり（上張りロープのたわみについて、モニタリングが必要）
	3.0	○	○	
網高 (m)	1.5	○	○	網高1.5mまで防鹿効果あり
	1.8	○	○	
辺長 (m)	24×24	○	○	辺長24×24mまで防鹿効果あり
	18×18	○	○	
	12×12	○	○	
	6×6	○	○	
	4×4	○	○	
	3×3	○	○	
形状	正方形	○	○	形状によらず防鹿効果あり
	水平帯状	○	○	

表3 パッチディフェンス仕様別資材コスト削減率

資材・工法	仕様	資材金額 (円)	防鹿柵延長 (m)	資材単価 (円/m)	資材コスト 削減率(%)
網の材質	亀甲金網	60,425	48	1,259	38.34
	ポリエチレン	73,280	48	1,527	25.22
	ダイニーマ	98,000	48	2,042	0.00
支柱間隔 (m)	4.0	91,600	48	1,908	6.56
	3.0	98,000	48	2,042	0.00
網高 (m)	1.5	87,000	48	1,813	11.21
	1.8	98,000	48	2,042	0.00

表4 パッチディフェンス仕様別資材コスト削減率(2)

資材・工法	仕様	資材金額 (円)	防鹿柵面積 (m ²)	資材単価 (円/m ²)	資材コスト 削減率(%)
辺長 (m)	24×24	196,000	576	340	50.07
	18×18	148,300	324	458	32.75
	12×12	98,000	144	681	0.00
	6×6	49,940	36	1,387	-103.67
	4×4	32,087	16	2,005	-194.42
	3×3	26,270	9	2,919	-328.63
形状	正形状	98,000	144	681	0.00
	水平帯状	98,000	63	1,556	-128.49

4-2 新たな鳥獣被害防止技術の開発

(1) 防鹿対策と捕獲対策の組み合わせによる総合的な被害対策

捕獲対応型パッチディフェンスについては、資材・工法の立案と試験施工を行った。資材は既存の防鹿柵を併用し、シカの誘引はパッチ内で回復する植生を利用することができるため、捕獲の費用を抑えることが可能である。しかし、今年度は捕獲までは至らなかったため、今後、パッチ内の植生が成長する時期においても出現および捕獲状況のモニタリングを行い、資材の改良を含め人工林成林地における鳥獣被害対策の検討を進める。

5 課題

- ・パッチディフェンスのモニタリングを継続し、資材・工法の適正仕様の絞り込みを行う。
- ・多雪地域のモニタリングを実施し、新たな資材の開発とコストの削減について検討する。
- ・パッチディフェンスによる植生復元技術とシカ捕獲技術の組み合わせ
- ・人工林成林地における森林管理・施業の中での森林生態系への被害対策技術について、林業経営を含めて検討する。

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)里と水辺研究所）
技術開発名 環境機能と生産性を重視した防鹿対策と森林再生技術
技術開発課題 【復元技術】

I. 技術開発の目的

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ランダム集中配植による森林再生手法の提案を行った。また森林再生技術は鳥獣被害防止技術と一体の技術であり、パッチディフェンス手法とセットによる技術開発を提案した。

それを踏まえて、平成 22 年度にシカ食害により植生回復が見込めない造林未済地を対象に試験植栽地を立ち上げた。森林生態系の復元の可能性、適切な仕様、利点・課題点の抽出、適応シーンの整理を行い、汎用性のある技術としての開発を行うものである。

II. 技術開発の成果

1. 調査位置

- ・試験地は大台町水谷地先に平成 22 年 12 月に標高約 1200m のブナ林に隣接するシカ食害を受けた造林未済地で、事業地面積約 0.7ha を対象としている。
- ・シカの推定生育密度は秋季 14.01 頭/km²・冬季 12.10 頭/km²（(株)野生動物保護管理事務所 2012）である。
- ・試験区はパッチサイズ、網高、網材質の異なるパッチディフェンス 15 地点とランダム集中配植による苗木植栽（パッチディフェンス内 14 地点）により構成される。
- ・上記の他、対照区として試験地内のパッチ外 2 箇所（100m²）、試験地に隣接するブナ林ほか夏緑広葉樹林をモデル林として設定した。



図 1 位置図

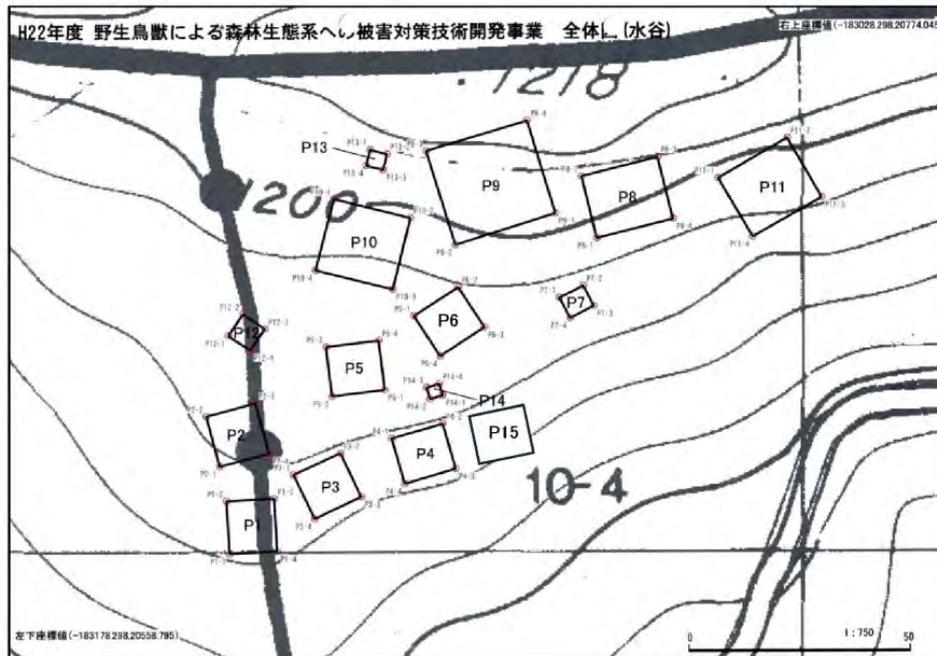


図2 試験植栽地平面図



図3 試験植栽地の景観

表1 試験植栽地の概要

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
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

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、及び柵外に2箇所の定置枠を設置する。

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：パッチディフェ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 100m² 統一した。調査地点別の実施状況は以下の通りである。

- ・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 100m² に統一するが、100m² 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（昨年度実施）

- ・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 100m² に統一する。
- ・調査項目は表 2 の通りである。

表 2 植生調査項目

調査項目	調査面積	調査時期
・階層構造	100m ² ※100m ² に満たない パッチはその面積	秋期(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（昨年度調査済）		
・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 3 の通りとする。

表 3 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) 植生調査

①種多様性

- ・種多様性を評価するための指標として、パッチ内外、及びモデル林に出現する 100m² 当たり出現種数を整理した。
- ・試験施工後 2 年間の経過で、パッチ外に出現しない多くの出現種がパッチ内で確認された。
- ・100m² 当たり出現種数の比較では、パッチ外の 36.5 種に比較して、パッチ内 67.2 種と 2 倍近い出現種数となっている。
- ・その中にはモデルとなる夏緑林の要素が多く含まれ、由来は周辺森林ソースからの自然新入と苗木の導入による。
- ・夏緑木本の出現種数について見ると、モデル林の 19.3 種に対してパッチ内 33.9 種、パッチ外 8.5 種で、パッチ内の多様性が高い。
- ・ただし、その中にはイチゴ類など目標とならない先駆要素が多く含まれる。
- ・その他パッチ内では遷移の初期に出現する多年草、一年草の出現も多くなっている。

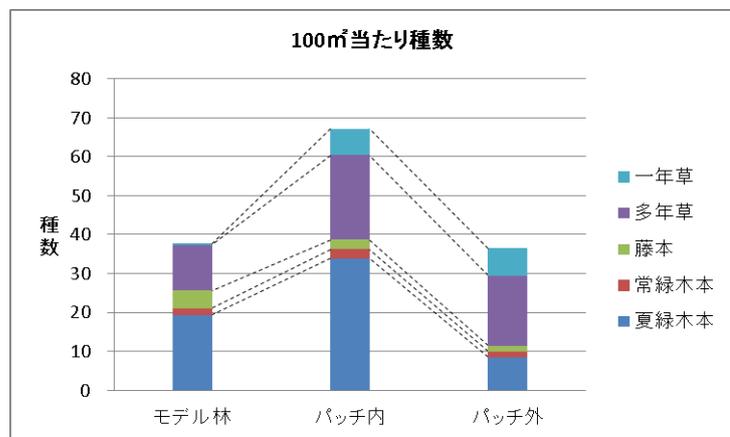


図4 100m² 当たり出現種数の比較

②シカ嗜好性による種組成

- ・パッチディフェンス内外の種組成（苗木による導入種を除く）について、シカ嗜好性により整理を行った。
- ・パッチ内では不嗜好植物の植被度、出現割合が大きく減少し、グラミノイド、ササ類などの嗜好性植物、その他植物が増加している。

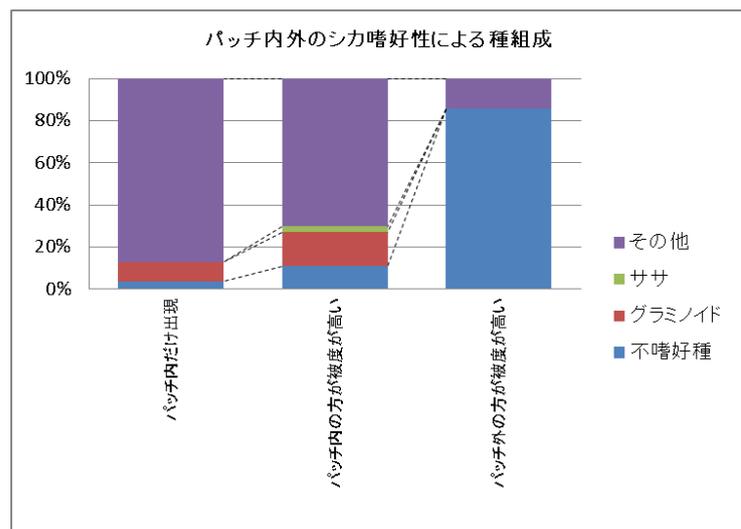


図5 シカ嗜好性による種組成の比較

②群落構造

- ・パッチディフェンス設置 2 年後において階層構造の大きな変化はなく、モデル林と比較して、群落構造は乖離している。
- ・モデル林では第 2 低木層以下が貧弱であるが、これらはシカの食害による劣化と考えられる。
- ・パッチ内外の比較では、パッチ内において草本層の植被率が増加している。
- ・またパッチ内において第 2 低木層以下の構造が見られるが、これらは苗木の導入により出現した階層である。
- ・パッチディフェンス設置 2 年後において階層構造の大きな変化はなく、モデル林と比較しての構造は乖離している。
- ・モデル林では第 2 低木層以下が貧弱であり、これらはシカの食害による劣化と考えられる。
- ・パッチ内外の比較では、パッチ内において草本層の植被率が増加し、また第 2 低木層以下の構造が見られる。これは苗木の導入により出現した階層である。
- ・パッチ外では不嗜好植物の優占する草本層のみよりなる。伐採後 25 年を経過しているが、構造の発達は見られない。

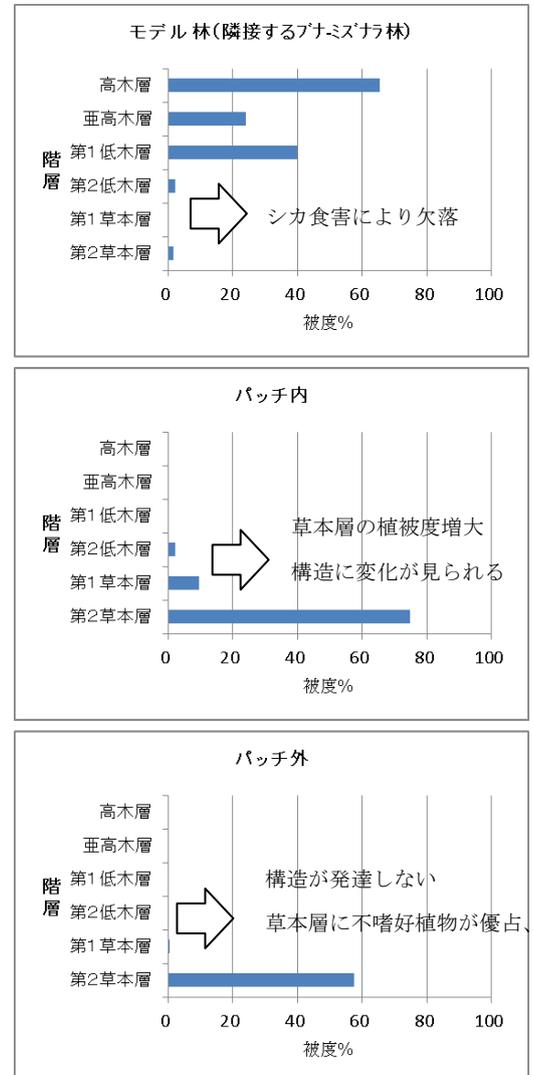


図 6 群落構造の比較

③出現種

- ・パッチディフェンスの設置、ランダム集中配植によるパッチ内外での出現種と植被率の変化を生活形とシカ嗜好性の区分によりとりまとめた。

表4 パッチ内外の植物の出現状況

パッチディフェンスの中だけに出現する種					パッチ外に対してパッチ内の被度の大きな種						
生活形	嗜好区分	種名	パッチ外	パッチ内	パッチ内被度	生活形	嗜好区分	種名	パッチ外	パッチ内	パッチ内被度
夏緑高木		アオハダ	-	0.033	(0.018)	夏緑高木		エゴノキ	0.100	2.391	(0.164)
夏緑高木		アサミ	-	0.027	(0.023)	夏緑高木	不嗜好	ヒメジャラ	0.050	0.719	(0.328)
夏緑高木		アカメカシワ	-	0.045	-	夏緑高木		フナ	0.005	0.018	-
夏緑高木		アサガラ	-	0.109	(0.091)	夏緑高木		ミズメ	0.005	0.039	(1.029)
夏緑高木		イヌシ	-	0.373	(0.118)	夏緑高木		リュウブ	0.050	1.488	(0.501)
夏緑高木		イロハモミジ	-	0.110	(0.100)	夏緑高木		カマツカ	0.005	0.355	(0.237)
夏緑高木		ウラジロノキ	-	0.137	(0.136)	夏緑高木	不嗜好	コガクツギ	0.005	1.709	-
夏緑高木		ウリハダカエデ	-	0.273	(0.245)	夏緑高木	不嗜好	タンナサウワタギ	0.005	0.337	-
夏緑高木	不嗜好	オオイヤメイゲツ	-	0.002	-	夏緑高木	不嗜好	ナガバモミジイチゴ	0.100	11.136	-
夏緑高木		カナクノキ	-	0.182	-	夏緑高木	不嗜好	ニガイチゴ	0.350	4.818	-
夏緑高木		クマシデ	-	0.023	(0.018)	夏緑高木	不嗜好	ヤマツツジ	0.100	0.487	-
夏緑高木		シナノキ	-	0.046	(0.045)	夏緑高木		ミヤマイボタ	0.050	0.241	-
夏緑高木		ヌルデ	-	0.128	-	夏緑高木		ミツバアケビ	0.005	0.056	-
夏緑高木		フサザクラ	-	0.001	-	夏緑高木		ツルマサキ	0.005	0.009	-
夏緑高木		マルバアオダモ	-	0.009	-	ササ		ササsp	0.100	7.464	-
夏緑高木		ヤマザクラ	-	0.255	(0.255)	多年草		グラミノイデ	0.100	0.506	-
夏緑高木		ヤマボウシ	-	0.101	(0.038)	多年草	不嗜好	イヌタデ	0.030	2.365	-
夏緑高木		ウツギ	-	0.782	(0.018)	多年草		イワガラミ	0.005	0.046	-
夏緑高木		ガクウツギ	-	0.182	(0.182)	多年草		オニタビラコ	0.010	0.046	-
夏緑高木		ガマズミ	-	0.312	(0.129)	多年草	グラミノイデ	オニツルギサ科sp.	0.005	0.291	-
夏緑高木		キブシ	-	0.002	-	多年草		カンアオイsp.	0.005	0.100	-
夏緑高木		クマイチゴ	-	1.391	-	多年草		キクムグラ	0.005	0.028	-
夏緑高木		クロウメモドキ	-	0.002	-	多年草		キヌタウ	0.010	0.074	-
夏緑高木		コアシサイ	-	0.027	-	多年草		コナシバ	0.175	0.620	-
夏緑高木		コツクバネウツギ	-	0.045	-	多年草	不嗜好	コバノシカガメ	1.000	2.282	-
夏緑高木		コバノガマズミ	-	0.309	(0.227)	多年草		シシガシラ	0.050	0.075	-
夏緑高木		コバノミツバツツジ	-	0.005	-	多年草		タチツボスミレ	0.010	0.495	-
夏緑高木		タラシキ	-	0.209	-	多年草	グラミノイデ	チヂミザサ	0.005	0.009	-
夏緑高木		テリハノイバラ	-	0.368	-	多年草		ツルキンバイ	0.030	1.055	-
夏緑高木		ニオイバラ	-	0.091	-	多年草		スカガ	0.005	0.027	-
夏緑高木		ハッコヤナギ	-	0.027	-	多年草		ヒビノネゴザ	0.055	0.355	-
夏緑高木		ミヤコバ	-	0.227	-	多年草		ヘビノネゴザ	0.005	0.565	-
夏緑高木		ミヤマイボタ	-	0.241	-	多年草	グラミノイデ	ヘビノネゴザ	0.010	0.652	-
夏緑高木		ムラサキシキブ	-	0.068	(0.009)	多年草		ヤマザウ	0.155	1.400	-
夏緑高木		ヤナギsp.	-	0.002	-	多年草		ヨツバムグラ	0.010	0.092	-
夏緑高木		ヤブイバラsp.	-	0.027	-	1年草	不嗜好	ハシカクサ	0.005	0.005	-
夏緑高木	不嗜好	ヤブツツジ	-	0.465	(0.218)	1年草		ベニバナボロギク	0.050	0.066	-
夏緑高木		ヤマアジサイ	-	0.036	-						
夏緑高木		アマツル	-	0.009	-	パッチ内に対してパッチ外の被度が大きいか同等の種					
夏緑高木		サルナシ	-	0.105	-	生活形	嗜好区分	種名	パッチ外	パッチ内	パッチ内被度
夏緑高木		センニンソウ	-	0.009	-	夏緑高木	不嗜好	メギ	0.800	0.282	-
夏緑高木		ノブドウ	-	0.002	-	多年草	不嗜好	イロヒメワラビ	53.500	32.545	-
夏緑高木		ボタツツル	-	0.018	-	多年草	不嗜好	カタバミ	0.005	0.005	-
夏緑高木		ヤマノイモ	-	0.001	-	多年草	不嗜好	ミカフ	1.500	0.069	-
常緑針葉高木		スギ	-	0.001	-	多年草	その他	その他	0.005	0.000	-
常緑針葉高木		ヒノキ	-	0.001	-	1年草	不嗜好	ダントボロギク	0.005	0.005	-
常緑針葉高木	不嗜好	ソヨゴ	-	0.027	-	1年草	不嗜好	ハナタデ	0.025	0.021	-
常緑高木		イヌツツジ	-	0.001	-						
常緑高木		イワナンテン	-	0.005	-	苗木の植栽によるのみ出現する種					
常緑高木		ミヤマシキミ	-	0.545	-	生活形	嗜好区分	種名	パッチ外	パッチ内	パッチ内被度
多年草		アケショウマ	-	0.009	-	夏緑高木		ウワミズザクラ	-	-	(0.264)
多年草		アキチヨウジ	-	0.001	-	夏緑高木		オオモミジ	-	-	(0.018)
多年草		アキノタムラソウ	-	0.009	-	夏緑高木		ケヤキ	-	-	(0.428)
多年草		アリトウグサ	-	0.027	-	夏緑高木		ヤマハンノキ	-	-	(2.648)
多年草		イタドリ	-	0.045	-	夏緑高木		イタヤカエデ	-	-	(0.082)
多年草		イヌトウバナ	-	0.055	-	夏緑高木		キハダ	-	-	(0.046)
多年草		イヌホオズキ	-	0.003	-	夏緑高木		グリ	-	-	(0.009)
多年草		イワニカナ	-	0.364	-	夏緑高木		コシアブラ	-	-	(0.018)
多年草		オオチドメ	-	0.364	-	夏緑高木		コバウチワカエデ	-	-	(0.041)
多年草		オツタチカタハミ	-	0.011	-	夏緑高木		シラギ	-	-	(0.455)
多年草		オトコエシ	-	0.003	-	夏緑高木		タムシバ	-	-	(0.137)
多年草		コヌカグサ	-	0.545	-	夏緑高木		チドリノキ	-	-	(0.009)
多年草		コムヤマカタハミ	-	0.745	-	夏緑高木		トチノキ	-	-	(0.091)
多年草		サワオトギリ	-	0.006	-	夏緑高木		ナナカマド	-	-	(0.009)
多年草		サワハコベ	-	0.005	-	夏緑高木		ホオノキ	-	-	(0.091)
多年草	グラミノイデ	スゲsp.	-	0.355	-	夏緑高木		ミズキ	-	-	(0.237)
多年草	グラミノイデ	ススキ	-	2.645	-	夏緑高木		ミズナラ	-	-	(0.100)
多年草		スミレ	-	0.049	-	夏緑高木		ヤシヤブ	-	-	(0.137)
多年草		セイタカアワダチソウ	-	0.025	-	夏緑高木		ウリカエデ	-	-	(0.046)
多年草		セリバオウレン	-	0.009	-	夏緑高木		カスミザクラ	-	-	(0.100)
多年草		ゼンマイ	-	0.002	-	夏緑高木		マユミ	-	-	(0.082)
多年草		タケニグサ	-	0.009	-	夏緑高木		ヤブツツジ	-	-	(0.009)
多年草	グラミノイデ	チゴユリ	-	0.002	-	常緑高木		ヤブツバキ	-	-	(0.009)
多年草		ツルニガクサ	-	0.025	-	常緑針葉高木		モミ	-	-	(0.328)
多年草	不嗜好	バイケイソウ	-	0.164	-	常緑針葉高木		ツガ	-	-	(0.328)
多年草		ハシゴシダ	-	0.001	-						
多年草		ハリガネウラボ	-	0.018	-						
多年草		ヒカゲノカズラ	-	0.001	-						
多年草		ヒメヨツバムグラ	-	0.013	-						
多年草		ヒロハノハネガヤ	-	0.009	-						
多年草		フモトスミレ	-	0.009	-						
多年草		フユノハナウラボ	-	0.001	-						
多年草		ホナガタツナミソウ	-	0.001	-						
多年草		マムシグサ	-	0.010	-						
多年草		ミツバツチグリ	-	0.036	-						
多年草		ミヤマゴボウ	-	0.005	-						
多年草		メリケンカルカヤ	-	0.042	-						
多年草		ヤマイヌワラビ	-	0.010	-						
多年草		ヤマジノホトキス	-	0.005	-						
多年草	グラミノイデ	ヤマズズメノヒエ	-	0.009	-						
多年草		ヤウランダ	-	0.001	-						
多年草	不嗜好	ヨシノアザミ	-	1.373	-						
多年草		ミス	-	0.165	-						
一年草	グラミノイデ	アキノエノコログサ	-	0.027	-						
一年草		エノキグサ	-	0.001	-						
一年草	グラミノイデ	エノコログサ	-	0.001	-						
一年草		オオアレチノギク	-	0.004	-						
一年草		キツネノマゴ	-	0.013	-						
一年草	グラミノイデ	キンエノコロ	-	0.001	-						
一年草	グラミノイデ	コツキンエノコロ	-	0.009	-						
一年草		タニソバ	-	0.009	-						
一年草		チチゴクサモドキ	-	0.018	-						
一年草	グラミノイデ	ヌカキビ	-	0.652	-						
一年草	不嗜好	ネバリタデ	-	0.292	-						
一年草		ノミ/フスマ	-	0.001	-						
一年草	グラミノイデ	ヒメイヌビエ	-	0.009	-						
一年草		ヒメジョオン	-	0.001	-						
一年草		ヒメムカシヨモギ	-	0.011	-						

(2) 苗木調査

- ・苗木は植栽後2年を経過したところであり、導入初期における苗木の生育評価の指標として主に植栽後の活着率について整理を行った。
- ・約70%の苗木が活着しており、緑化の所期の目的の達成に向けて導入段階としては一定の成果が認められる。
- ・中長期目標である夏緑林の成立予測については、植生調査による目標種の新入状況と今後の苗木の生長パラメータを追跡しながら評価を行う。

表5 苗木による導入種

区分	導入種	植栽数量(本)
肥料木	ヤシャブシ、ヤマハンノキ	57
林冠	夏緑 アオハダ、アカシデ、アサガラ、イタヤカエデ、イヌシデ、イロハモミジ、ウラジロノキ、ウリカエデ、ウリハダカエデ、ウワミズザクラ、エゴノキ、オオイタヤメイゲツ、オオモミジ、カスミザクラ、キハダ、クマシデ、クリ、ケヤキ、コシアブラ、コハウチワカエデ、シナノキ、シラキ、タムシバ、チドリノキ、トチノキ、ナナカマド、ヒメシャラ、ブナ、ホオノキ、ミズキ、ミズナラ、ミズメ、ヤマザクラ、ヤマボウシ、リョウブ	1,381
	照葉 ヤブツバキ	6
	常緑針葉 ツガ、モミ	30
林床	夏緑 ウツギ、オンツツジ、カマツカ、キブシ、センリョウ、コバノガマズミ、マユミ、ムラサキシキブ、ヤブウツギ、ヤマツツジ	256

表6 苗木の平均樹高・活着率

区分	植栽数量(本)	平均樹高(m)	活着率(%)	
肥料木	57	1.28	85%	
林冠	夏緑	1,381	0.75	63%
	照葉	6	0.70	16%
	常緑針葉	30	0.62	76%
林床	夏緑	256	0.65	87%
	合計・平均	1,730	0.75	68%

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

条件区に関わらず、現時点まではシカの侵入はみとめられていない

- ・防鹿効果については、パッチサイズ、材質、網高による差異は認められず、いずれの条件でもシカの侵入は認められない。
- ・亀甲金網については1箇所破損が認められた。

パッチディフェンス設置により種多様性が向上した

- ・0.7haの事業地において、計15箇所0.32haのパッチディフェンスの設置による2年間の経過において、パッチ内にしか出現しない種108種、パッチ外に対して被度の大きな種37種が認められ、種多様性が向上した。
- ・種組成においては、パッチ内では不嗜好種の比率が減少し、食害を受けていたグラミノイド類、ササ類、その他植物の割合が増し、多様性が向上した。

- ・こうした種の供給には、隣接する夏緑林の森林が供給ソースとして強く働いているものと考えられる。
- ・一方パッチ内での出現種には遷移の初期段階に現れる先駆低木林の要素も含まれており、種数による多様性評価については、なお今後の動態を追跡する必要がある。
- ・また、パッチサイズによる種数、種組成の違いは来年度の課題とする。

2. 苗木のランダム集中配植の効果

ランダム集中配植により導入された苗木の初期生育はおおむね良好である

- ・導入された苗木の平均約70%程度が活着し、初期段階としては一定の成果が認められる。

苗木の導入によって目標植生の誘導をコントロールできる可能性がある

- ・中長期の成林予測、所期の目標達成については評価できる段階にないが、周辺から供給されていない夏緑林の要素も多く、苗木の導入は目標植生への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。

IV. 汎用的技術としての可能性

1. 広葉樹林を目標とした森林生態系再生技術としての可能性

シカ被害を受けた森林生態系の再生に当たって、規模、地形、メンテナンス性等の条件によっては、パッチディフェンスが有効に働く場合がある。

2. 群状間伐地における汎用性のある林相転換技術としての可能性

林相転換を目的としたスギ・ヒノキ植林群状間伐地において、規模や地形条件、目標植生の点においてパッチディフェンスは適応性が高い。

また、林相転換の目標となる夏緑林等の森林ソースが隣接して存在しない場合など、ランダム集中配植による苗木導入が有効に働く可能性がある。

3. シカ嗜好植物によるシカの誘引と捕獲場所の提供

パッチディフェンス内には設置後2年という短い期間で、グラミノイド類やササなどシカ嗜好種の新入、拡大が認められ、嗜好植物の繁茂によるシカ誘引と捕獲場所の提供の可能性はある。

共同開発団体 芦生生物相保全プロジェクト
 担当責任者 高柳 敦（京都大）
 技術開発名 生態系の保全・回復のための防鹿柵のコスト
 技術開発課題 【防止技術】

1. 本年度の目的

シカによる森林被害は、人工林においては植栽直後から壮齢林まで様々な被害が発生する（図1）。植栽直後には、苗木の引き抜き、踏み倒しなどが発生し、樹高150cmを越えるまでは、枝葉を食べる枝葉摂食被害が発生する。この高さになると幹や枝を折って枝先の枝葉を食べる幹・枝折被害と角研ぎ被害が発生し始める。さらに樹高2mを越えると樹皮摂食被害も発生する恐れがある。樹皮摂食被害は、樹皮が厚くなって剥くのが困難になると被害がみられなくなる傾向があり、樹種により違いはあるが胸高直径30~40cmになるまで発生する恐れがある。角研ぎ被害は、さらに太い樹木でも発生することがあるが、発生頻度は地形条件によって異なる傾向が見られる。また、胸高直径10cm程度から体をこすりつける被害も起きるが、極めてまれな被害である。これらの被害は、シカがいたら必ず発生するというわけではなく、地域によって被害に遭う危険性は異なってくる。しかしながら、西日本ではこれらの被害が全て発生する可能性のある地域もあり、それらの地域では、植栽直後から長期間にわたって被害を防除できることが求められる。

天然林の植生衰退では、本事業における植生回復速度を見る限り、衰退した植生が回復するまで極めて長い時間がかかると予想される。そして、植生が衰退しなくて済むシカ個体数を安定的に維持できる保護管理体制も、短期間に構築できるとは思われない。

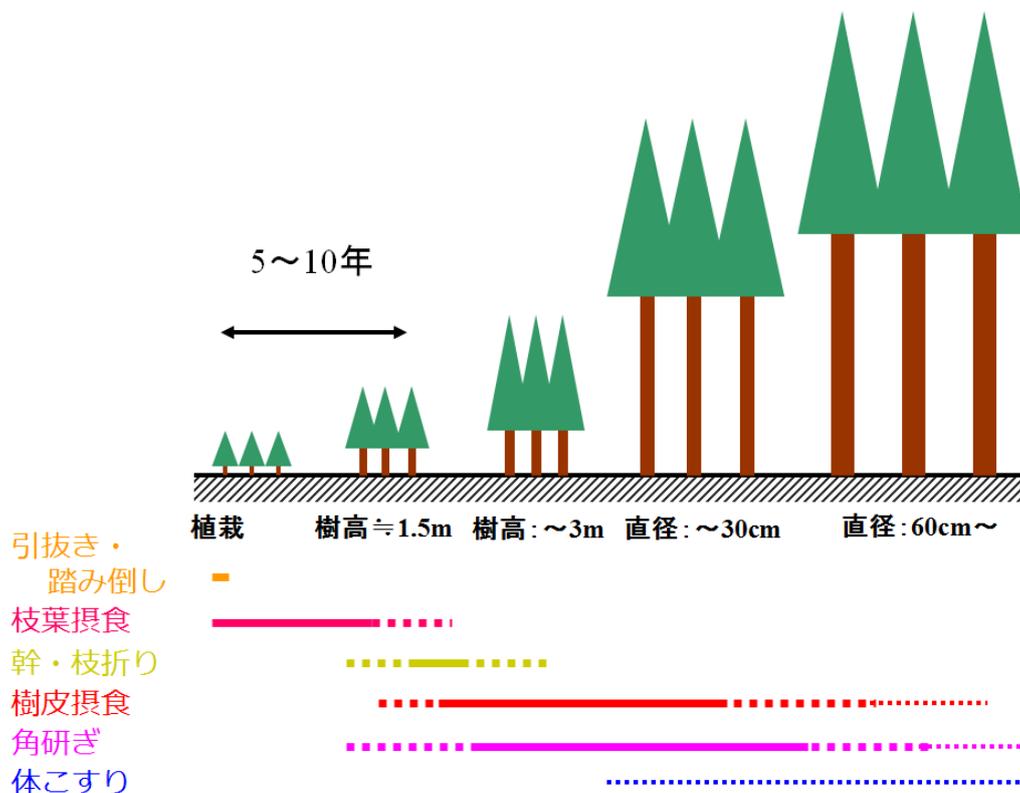


図1 針葉樹人工林の生育段階とシカによる被害形態

このように森林被害を防除するためには、10年程度の長期の防除だけでなく、30年を超える超長期にわたる防除が必要になる恐れがある。現在、大台ヶ原では超長期の防除を目指した防護柵が設置されているが、単価が高く一般に導入できる技術とは言いがたい。そこで、より単価の安い防護柵を用いた超長期の防除技術について検討することが必要と考える。

本事業では、昨年度は、森林で有効な防鹿柵の新たな規格を目指したAF柵の運用技術に関して検討した。本年度は、その運用技術を踏まえ、さらに本年度新たに発生した運用上の課題についても整理した上で、AF柵の設置から、維持管理、更新、回収までのコストについて検討することで、超長期防除技術について検討する。また、森林被害防除の保護管理上の位置づけがまだ不十分であるため、人工林であれば育林体系において明確に位置づけられるべき防除技術がおおざなりに取り扱われている。前年度には集水域防除の意義について検討したが、改めて森林における被害防除の保護管理上の位置づけも行う。

2. 技術の検証項目

AF柵のコストの検討は、設置に関しては2006年の設置時のデータを用いて、資材費と人件費にわけて検討する。維持管理については、昨年検討した作業内容に加え、2006年からの補修状況を加味してする。ただし、本年度、新たに維持管理上の問題が発生したため、それも新たに考慮に入れる。更新に関しては、新たに更新作業を行って検討する。回収に関しては、更新作業の内、前の柵の撤去に要した作業をもとに検討する。

3. 事業地および防鹿柵

事業地京都大学芦生研究林にある集水域を囲むように防鹿柵を設置した集水域防除試験区である(図2)。2006年6月21日に設置され、防鹿柵で囲んだ集水域の面積は約13ha、周囲の総延長約1.6kmで、集水域の出口が谷である以外は、全て尾根上に柵が設置されている。冬季には積雪が2mを越えることもあるため、積雪による倒壊を回避するため、12月から翌年4月下旬までネットを外して降ろしている。この場所では、毎年12月に区画法により個体数調査を行っており、

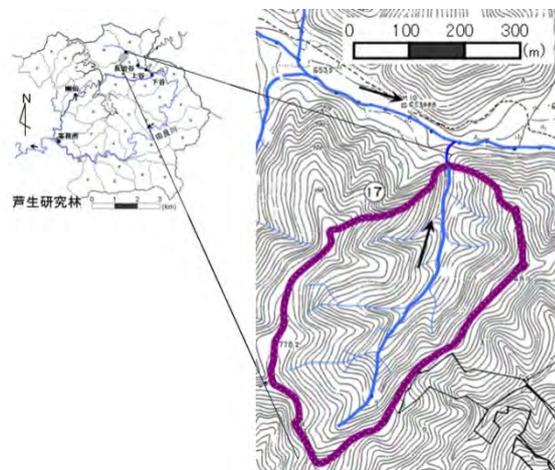


図2 事業地の集水域.

昨年12月1日と2日に調査を計画した。毎年2つの調査区(長治谷調査区(95.12ha)、中山神社調査区(86.95ha))を二日間繰り返して、計4回の調査を行ってきたが、昨年は積雪のため1つの区画を1回ともう一つの区画の約半分の面積(中山神社調査区36.71ha)を1回調査できたのみであった。その結果では最大5.45頭/km²、平均1.72頭/km²となった。シカの個体数密度は高くなくてもこれまで植生の回復は見られていなかったが、昨年は林床に植生が若干みられる場所があった。

防鹿柵は、幅2.3mの5cm目のポリエチレン製のネットを用い、高さ2mとし、地際の外側30cmの地面を覆っている(図-3)。支柱には、コストを削減するためにFRP製の支

柱の他に立木も利用している。地面は ABS アンカーを用いて 50cm 間隔で固定してある。

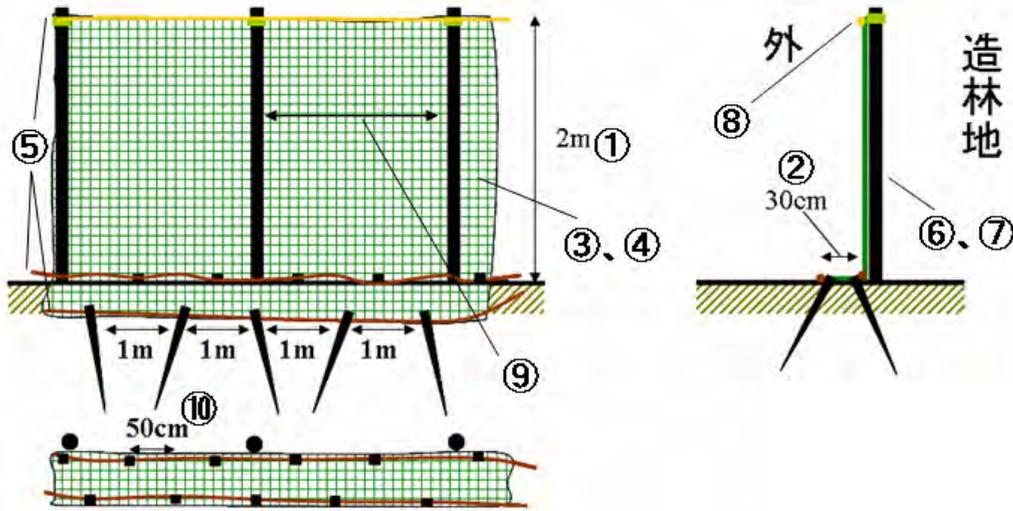


図3 AF 柵の構造.

4. 防護柵の点検作業の再検討

4.1 本年度に発生した破損と侵入

昨年度は、4月26日にネットを上げて防鹿柵を設置した(表1)。最初の見回りは6月14日と約1ヶ月半経過していたが、破損はなかった。ただし、ネット上げの時にネットをうまく上げることができにくくなっているのか、全体に低くなっていた。上部ネットとの結束により進入を防いでいる。6月に来た台風では、2箇所の破損が生じた。1箇所は支柱に倒木があたって支柱が折れ、もう1箇所はネットに倒木がかかり高さ50cmとなっていた。ネットを上継ぎ足すことで応急処置をしておき、25日にチェーンソーで倒木を除去した。

それ以外には大きな破損はなかったが、11月2日に他の研究者より、柵内で新しいシカの糞を見たとの連絡があり、緊急点検を行った。その結果、ウサギがネットの絡んで死んだときにできたと思われる穴(図4)が3箇所発見されたので、ネットを当てて補修した。柵内にシカが明確に存在するかしないかの確認を行ったが、シカの痕跡は見られても、シカそのものは発見できなかった。なお12月2日の区画法調査の時に、降雪がありシカの有無を確認する絶好の条件となったが、その時にも柵の外柵際にはシカの足跡はあったが、柵内には痕跡は認められなかった。

今回、ウサギの穴を見落としたのは、点検時に大きな破損を中心にチェックしていたからと考えられた。穴のあった場所は地際で、ネットが弛んでいたため丁寧にネットをめくるようにチェックしないと発見できなかった。ネットをそのように丁寧に見回るとすると、必要時間は3時間程度になると予想された。



図4 ネットの穴.

ネットのねじれと毛の付着から、ウサギがネットに引っかかってきたと推測される。

表 1 集水域防除の防鹿柵の点検・保守 (2012)

		人数	時間	備考
4月26日	シカの追い出しとネット 上げ	22	約3時間	
	ネットの点検と補強	20	約2時間	
6月14日	ネットの点検・保守	1	1時間	破損なし。ただし、ネットの低いところがある
6月20日	ネットの点検・保守	1	1時間20分	破損2箇所。1箇所は倒木で除去できなかったため、低い部分をネットで塞いで応急処置
6月25日	ネットの点検・保守	1	2時間	チェーンソーで倒木除去
7月18日	ネットの点検・保守	1	2時間	破損なし。ネットの低いところがあるため、上部ネットを追加
8月23日	ネットの点検・保守	1	1時間30分	ネットの下部に兎によると思われるネットの切断箇所あり。他に破損なし。まだ低いところがある。
9月28日	ネットの点検・保守	1	1時間	破損なし
11月4日	ネットの点検・保守	1	2時間	進入情報があり緊急点検。大きな破損がないかのチェックのみ
11月5日	ネットの点検・保守	1	4時間20分	ウサギがネットにかかって死んだときにできたと思われる穴が3箇所
	柵内の状況確認	1	3時間	痕跡が見られる
11月8日	柵内の状況確認	1	1時間	痕跡が増えているようにも見えるが、大きく変わっていない
11月12日	柵内の状況確認	2	20分	大きな変化は見られない
12月2日	柵内にシカの有無確認	12	2時間	降雪があったが、柵の外の柵際にはシカの足跡はあったが、柵内にはなかった

5. 防護柵のコストと設置計画

5.1 防護柵のコスト

ここでは、防護柵の設置、維持管理、更新、撤去のそれぞれの資材費と人件費を試算し、そのコストを概観する。

5.1.1 設置コスト

本事業地の防護柵は、2006年に設置された。設置時には、多くの学生・教職員にボランティアで参加してもらい、泊まり込みで3日連続で作業を行い、最終日の午後には柵内のシカの追い出し作業を行って柵を閉鎖した。資材の運搬は毎日作業地に向かうときに行った。設置時にはAFネットはまだ試作段階であったが、大量発注することで価格を抑えられた。また、コストを下げるために立木を支柱として利用した。作業を3日間で終えなければならなかったため、毎日の作業時間は10時間程度になった。人件費の計算は、柵の設置作業は重い資材を運ばなければならず比較的重労働となるので、高めの日当1万2千円とし、事前調査は日当1万円として計算した。標準的な施工では、支柱間隔を3mとし、地形対応で増える支柱の本数を約1割として計算した。以上のような条件を考慮すると、今回の事業地では、AF柵で集水域防除を行う場合約490万円の費用が必要となり、単価は、資材費で1,826円/m、人件費込みで2,808円/mと、支えがほとんどないため単価が安めになった。

表2 集水域防除における防鹿柵 (AF柵 : L=1740m) の設置コスト①
 - 実際にかかったコスト (2006年6月19日 (29人)、20日 (37人)、21日 (38人)) -

資材費					
特注ネット	H2.3m*50m 50mm目 PE400D×60(無結)	31,800	35		1,113,000
上段ロープ	φ8mm	1,800	35		63,000
中・下段ロープ	φ6mm	1,400	70		98,000
支柱	φ38mm×2700mm	1,600	295		472,000
支柱用フックボルト	φ38mm用	320	295		94,400
支え用支柱(長) ¹⁾	φ38mm×2100mm	1,300	10		13,000
支え用支柱(短) ¹⁾	φ38mm×600mm	800	10		8,000
ユニバーサルクランプ ¹⁾	φ38mm用	250	7		1,750
立木用フック ²⁾	Sカン 5mm	95	247		23,465
立木巻き付け用ロープ ²⁾	φ6mm	1,400	10		14,000
アンカー	ABS製400mm	145	3,480		504,600
小計					2,405,215
人件費					
設置場所確認 ³⁾	1人・日+2人・日	10,000	3		30,000
資材運搬 ⁴⁾	7人・日	12,000	7		84,000
設置作業 ⁵⁾	89人・日	12,000	89		1,068,000
追い出し ⁶⁾	15人・日	12,000	15		180,000
小計					1,362,000
合計					3,767,215

- 1)支柱の長・短各1本とクランプ2個がセット。急傾斜地の10本にのみ支えを入れた。
 2)コストを下げてかつ強度を保つ目的で立木を利用した。立木にロープを巻きSカンをつるしてフックとした。
 3)設置ルート確認:1人・日、50m巻き尺による資材量把握のための簡易測量とネット位置決定:2人・日。
 4)各作業日の最初に全員で資材を運搬(約1kmのなだらかな山道)。荷造り・移動・荷ほどきで片道30分。
 5)追い出し作業4時間×30人を104人・日から除外した人工数。
 6)追い出しは2回行った。やや急いで行って4時間を要した。4時間×30人/8時間で15人・日とした。

表3 集水域防除における防鹿柵 (AF柵 : L=1740m) の設置コスト②
 - 標準的仕様、作業でのコスト -

資材費					
下部ステンレス入りネット	H2.3m*50m 50mm目 PE400D×60(無結) 下1m0.29ステン4本入	36,000	35		1,260,000
上段ロープ	φ8mm	1,800	35		63,000
中・下段ロープ	φ6mm	1,400	70		98,000
支柱 ¹⁾	φ38mm×2700mm	1,600	638		1,020,800
支柱用フックボルト	φ38mm用	320	638		204,160
支え用支柱(長)	φ38mm×2100mm	1,300	10		13,000
支え用支柱(短)	φ38mm×600mm	800	10		8,000
ユニバーサルクランプ	φ38mm用	250	20		5,000
アンカー	ABS製400mm	145	3,480		504,600
小計					3,176,560
人件費					
設置場所確認	1人・日+2人・日	10,000	3		30,000
資材運搬 ²⁾	13人・日	12,000	13		156,000
設置作業 ³⁾	112人・日	12,000	112		1,344,000
追い出し ⁴⁾	15人・日	12,000	15		180,000
小計					1,710,000
合計					4,886,560

- 1)支柱間隔3mとし、地形対応のため1割増しとした。
 2)資材運搬を単独で行う場合作業地との往復で1工程1時間とした。
 3)実際の作業時間は通常より毎日2時間程度延長したので、その分を加えた。
 4)40人で3時間かけて1回で済ませることとして計算した。

なお、設置資材費を簡単に計算できるようにエクセルで必要な数値を入れるだけで資材費が計算できる試算表（図5）を作成した。

新型防塵柵(AF規格準拠)価格試算表

延長	460 m	
ネット	D	ネット説明シート参照
ネット端ステン入りロープ使用	しない	
支柱間隔	3 m	3m以上では支柱の数が(延長/間隔)の1割増しとなる
支柱直径・仕様	セハレート (33mm)	積雪地で冬季にネットを張りっぱなしにした実績なし
φ33mm支柱用のネット留め	フックケール	38mmはフックボルトのみで、柱を選んでも反映されない
等間隔の支柱の支え(片支え)	10 本毎	
支柱の支え(片支え)必要箇所	0 箇所	等間隔に入らなかった場合や急傾斜地などで追加が必要があるときに設
支柱の支え(コーナー・両支え)	0 箇所	ネットを緊張して張るには最低4箇所は必要
支えに木杭を使用	しない	若干安くなるが、業者は揃えていないので、要別途購入
作業効率化のため長ボルトを使用	する	フックボルトとユニバーサルランプ用。作業効率が格段に違う。要別途購入
結束バンドを正和商事で購入	しない	正和商事は無理に購入しているので価格が高い。防除効果を高めるのに必
ABSアンカー間隔	50 cm	50cm間隔を推奨
入り口	1 箇所	
支柱打ち込み器	個	

表示の色が に変わった場合は、別途、自分で購入する必要がある(正和商事は扱わない)資材が含まれます

合計額 1,066,542 円 (送料2,000円を含む) 2,315 円/m ※単価計算からは、支柱打ち込み器代と送料を除く

※これはあくまで試算表です。単価は変動しますので、正式の金額は正和商事にお問い合わせ下さい。

品名・規格	重量(kg)	数量	単位	総重量(kg)	単価(外税)	金額	消費税	備考
A. ポリエチレンAFネット H2.3m×50m 50mm目 PE400D×60(無結)	16.00		枚		31,800			ネットの色は基本は緑(緑も可だが黄緑ネット使用)
B. ポリエチレンAFネット 右結・軽量タイプ H2.3m×50m 50mm目 PE400D×30(有結)	9.50		枚		34,500			有結で強度を確保、軽量となるため黄緑ネットが好ましい。色は指定可
C. 下部強化AFネット H2.3m×50m 50mm目 PE400D×48(無結) 下1m0.25ステン4本	22.18		枚		45,000			ネットの色は基本は緑(緑も可だが黄緑ネット使用)
D. 下部強化AFネット 軽量タイプ H2.3m×50m 50mm目 PE400D×30(無結) 下1m0.25ステン4本	12.19	10	枚	121.9	36,000	360,000	18,000	ネットの色は基本は緑(緑も可だが黄緑ネット使用)
E. ポリエチレンAFネット 重量目 H2.3m×50m 37.5mm目 PE400D×44(角目・無結)緑ロープ	17.00		枚		46,000			ネットはロープで張り替えており、ロープの購入は不要
ポリエチレンロープ 8mm×55mL	1.70	10	本	17.0	1,950	19,500	975	ネット上側のロープ
ポリエチレンロープ 6mm×55mL	1.00	20	本	20.0	1,520	30,400	1,520	増設した下側のロープ
ステン入りロープ 6mm×55mL	1.20		本		2,500			ウヤリによる痛みが早いので、ネット下部に使用
ロープ通し作業費	-	30			1,000	30,000	1,500	ネット1枚につき
ABS樹脂製 アンカー 4DOL (黒色)	0.10	920	本	92.0	143	131,560	6,578	
FRP丸柱 (表面被覆) φ38mm×L2700mm 支柱用	1.35		本		1,600			支柱の両端は樹脂1m程度まで残さず切断
FRP丸柱 (表面被覆) φ38mm×L2100mm 支え・入り口用	1.05		本		1,300			支柱の両端は樹脂1m程度まで残さず切断
FRP丸柱 (表面被覆) φ38mm×L600mm 支え用	0.30		本		800			支柱の両端は樹脂1m程度まで残さず切断
FRP丸柱 (表面被覆) φ33mm×L2700mm 支柱用	1.08		本		1,300			通常支柱、支柱の両端は樹脂30cm程度まで残さず切断
FRP丸柱 (表面被覆) φ33mm×L2100mm 支え・入り口用	0.84	17	本	14.3	1,080	18,360	918	通常支柱、支柱の両端は樹脂30cm程度まで残さず切断
FRP丸柱 (表面被覆) φ33mm×L600mm 支え用	0.24	16	本	3.8	800	12,800	640	通常支柱、支柱の両端は樹脂30cm程度まで残さず切断
ポール用フックボルト φ38mm用	0.10		個		320			
フックケール φ33mm用		169	個	0.0	380	64,220	3,211	
枝吊キヤップ φ33mm用	0.11		個		240			支柱を網面に2.3mの高さに打ち込む必要がある
セハレート支柱 (φ33mm) カポッチボール φ33mm×L2100mm 基礎ボールにかぶせる	0.84		本		1,000			支柱の両端が平らで、高さを確保し、基礎ボールを50mmの高さに打ち込み、支柱の両端にカポッチボールをかぶせて使用する
カポッチボール φ33mm×L2400mm 基礎ボールにかぶせて使	0.58	169	本	98.0	900	185,900	9,295	
カポッチ基礎ボール φ25mm×L1000mm 高強度	0.58	169	本	98.0	900	152,100	7,605	
カポッチキヤップ	0.08		個		250			管端でネットを張る場合に管端のみ管端での使用には不要
ユニバーサルクランプ φ30mm用	0.07		個		230			支柱側 クランプ裏面がネットと密着しないので注意
ユニバーサルクランプ φ33mm用	0.06	32	個	1.9	250	8,000	400	支柱側 クランプ裏面がネットと密着しないので注意
ユニバーサルクランプ φ40mm用	0.08		個		300			支柱側 支柱に木杭を刺さる場合
耐候性結束バンド 200mm 100本入り	0.10		袋		1,200			ネットを支柱に固定するのに必要
支柱打ち込み器(φ33mm、φ38mm共用)			個		17,000		0	
送料	-	1	件		2,000	2,000	100	
小計				369 kg		1,014,840	50,742	1,065,582 円
フックボルト用長ボルト 鉄 六角ボルト(金ねじ) M8×40mm	0.02		個		10			作業効率が高い。φ33mm支柱に用いる場合は不要
クランプ用長ボルト 鉄(-)ナベ頭 小ねじ(金ねじ) M5×40mm	0.01	32	個	0.3	5	160		作業効率が高い
耐候性結束バンド 200mm 100本入り *正和商事で購入しない場合	0.10	2	袋	0.2	400	800		
耐候性結束バンド リビートタイプ 200mm 50本入り	0.14		袋		500			入り口に固定するための使用
木杭 φ50mm×900mm	0.50		本		350			支柱側 FRP支柱で、FRP支柱
小計				1 kg				960 円
合計				369 kg				1,066,542 円

※別途購入資材について：正和商事で扱っていないため各自で購入して差し付けなければなりません。それぞれの資材について、詳しくは別途購入資材のシートをご覧ください。

図5 AF柵資材費試算表

5.1.2 維持管理コスト

維持管理は、春先の柵上げが 30 人・日で人件費 30 万円に資材費 1 万円で 31 万円となる。点検・保守を 5～11 月まで毎月 1 回のルーチンに台風などの臨時出動 3 回を加えて年 10 回、2 人（一人でも可能だが安全を考慮して 2 人とする）で行うとして人件費 20 万円に年間で資材費が 1 万円として 21 万円となる。積雪前にネットをおろすのに 3 人で 1 日として、人件費が 6 万円となる。あわせて、毎年 58 万円となる。

5.1.3 更新コスト

柵のネットは耐用年数が 7 年以上とされている。森林内では紫外線量が減少するので、実際には 10 年程度の長期使用には耐えられる。しかし、30 年以上の超長期にはネットを更新しなければならない。支柱は FRP 製であり、耐用年数はかなり長いと考えられるので更新対象としない。アンカーも ABS 製で耐用年数はかなり長いと思われる。したがって、引き抜いて再利用することとした。

更新作業の人件費を算出するため、12 月 9 日にネットの交換作業を行った。すでに、冬前にネットを下ろした状態であったが、更新作業内容に特に大きな影響はないと判断した。更新は 1 スパン 50m のみとなった。更新作業は、両サイドのネットからの切り離し、アンカーの回収、新規ネットの展開、ネットの調整、両サイドのネットへの連結、アンカー打ち、の 6 工程に分けて時間を計測した。作業者は柵の設置に慣れている者 2 名、それほど慣れていない者 1 名の 3 名で行った。作業時間は、ネットの切り離しに 12 分、アンカーの回収に 46 分、ネットの展開に 42 分、ネットの調整に 47 分、ネットの連結に 11 分、アンカー打ちに 24 分の合計 3 時間 2 分であった。今回は、新規ネットなどの資材を事前に運び込んだ状態で始めており、実際に資材運搬なども含めるとさらに多くの時間を要する。資材運搬の人工数は交換するネットの場所によって大きく異なるが、平均 3 人で 1.5 時間とすると、一つのネットを張り替えるのに 13.5 時間・人を必要とし、35 スパンの全てのネットを張り替えるには、約 59 人・日程度の人工数が必要となった。アンカーは回収されたのが 69 本であったが、もともと間隔が空いて打ち込まれていたようで、最初から本数が少なかったと考えられ、回収率は 9 割程度と思われる。ネット 1 枚、アンカー追加 10 本、結束バンドを 1 スパン分の資材とすると資材費が約 37,000 円となり、日当を一人 1 万 2 千円とすると、総費用は 200 万 3 千円と試算された。

5.1.4 撤去コスト

撤去コストは、更新作業の内、ネットを外すまでの作業時間で計算すると、3 人で 1 時間となった。撤去した資材の運搬柵に、柵全体を平均して 3 人で 1.5 時間を要するとすると、 $(3 \text{ 人} \times 3.5 \text{ 時間} \times 35 \text{ スパン}) \div 8 \text{ 時間} \cdot \text{日}$ で約 33 日となるので、人件費は 39 万 6 千円となった。

5.2 防護柵を用いた保護計画

防護柵を設置して植生を 30 年の超長期にわたって保護する場合の総コストについて検討する。防護柵を設置する初年度には、設置後に中のシカを追い出す作業が必要となる。シカを追い出す作業は落葉後の方が圧倒的に作業が行いやすい。春先の展葉前に設置するのは時間的には極めて難しいことが予想されるので、ここでは初年度には晩秋に設置する

がネットを下げてすぐに冬に備えるとする、初年度は489万円からシカの追い出し費用18万円を差し引いて約470万円、その後は毎年58万円の維持管理費が30年間で1,740万円、途中2回の更新にかかる費用が400万円、最終的に撤去費用40万円とすると、合計2,650万円となった。単純に30年で割ると、88万3千円のコストとなる。13haを保全するのにこれが高いかどうかは、主体によって異なるだろうが、決して極めて高いコストではないだろう。

また、今回は積雪を考慮して冬季にネットを下げているため、維持管理費が高くなり、総費用の2/3を縮めている。このネットの上げ下げがなければ、より安いコストで植生防ぐことができる。たとえば、積雪のほとんどない地域であれば上げ下げは不要となるし、芦生のような多雪地でもボランティアを募集して行えばコストをかなり削減できる。また、芦生のように積雪が2mを越えることもあるような多雪地では通常の金属柵でも構造的に耐えられない可能性が高いが、積雪1m程度までであれば、資材費のメートル単価が1,000～2,000円の金属柵を用いることで上げ下げが不要となることも考えられる。その場合は、倒木などによる破損にどれだけ迅速に対応できるかが課題になるだろう。

6. 防除の保護管理における位置づけ

6.1 野生動物保護管理における3つの管理

被害防除は野生動物保護管理における位置づけは、まだ十分とは言えない状況にある。本来であれば、被害防除、被害管理は人工林であれば育林体系の中に組み込まれるべきであるが、そのような視点も欠落している。ここでは、被害防除の保護管理における位置づけについて簡単に整理しておきたい。野生動物保護管理には、生息環境管理、個体群管理、被害管理の3つの管理がある(図6)。生息環境管理は、生物多様性を維持増大することを目的として、対象動物の生息環境を整えることである。個体

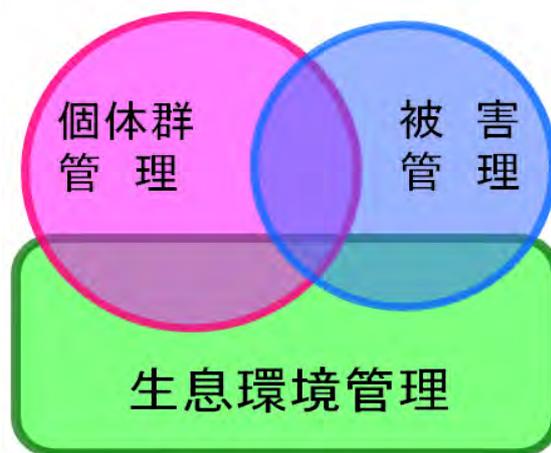


図6 野生動物保護管理の3つの管理

群管理の目的は、そうして整えられた生息環境において社会的に最も望ましいと個体群の状態を実現することであり、被害管理は、そうした生息環境と個体群がある中で、最も効率的に被害を許容限界以下にすることを目的とする。個体群管理がうまく行ったとしても、自然環境内には、野生動物の餌環境として自然よりも遙かに好適な人間が作り出した環境がモザイク状に存在する。そこにおける被害を防ぐことを個体群管理だけで行おうとすると、おそらく極めて小さい個体群にならざるを得ないだろう。望ましい個体群状態を維持しながら被害を許容限界如何にするためには、被害管理すなわち被害防除が不可欠である。

6.2 自然再生手段の両輪をなす捕獲と防除

被害防除は対症療法とみなされることが多い。確かに、自然林内に防護柵がある状態は「自然」とは言いがたい。しかし、自然植生が大きく衰退し、その再生、回復が求められるときには、捕獲と防除を適切に組み合わせることが不可欠である。被害対策として捕獲と防除にはそれぞれ特徴（図7）がある。それぞれの特長を活かしつつ、短期、長期、超長期のそれぞれの視点に立って、限られた資金を効果的に運用できる計画を立てることが重要である。増大する個体数を削減することは極めて緊急性が高いが、一方で、なくなってしまった植物種が戻ってこないのも確かである。保全の重要性を考慮しながら、捕獲と防除のベストミックスを探ることが適切な再生計画の実現には不可欠であると考えられる。

捕獲

捕獲→密度減少→被害減少(間接的効果)
※加害個体の除去ではすぐに被害が減少
計画的な捕獲を続けなければならない
コスト:ハンターや地方公共団体が負担
ハンターしかできない
ハンターの減少→捕獲が困難に

防除

被害地・被害木から動物を排除(直接的効果)
効果的な防除→被害は減る
被害の可能性のある限り必要
点検・補修が不可欠
コスト:主に農林業家が負担
誰でもできる
農林業従事者が減ったら都市住民でも可能

図7 被害対策としての捕獲と防除の特徴

7. まとめ

7.1 技術開発の成果

防護柵を集水域を囲むように設置して集水域全体を保護する集水域防除は、規模が大きいことから実施が困難と思われがちであるが、適正な構造の防護柵を用い、きちんとした維持管理計画を立てれば、決して不可能なことではないことが明らかとなった。特に、県立自然公園などで保全の重要性が高い地域などでは、この方法で比較的広い面積を保全することが可能となる。このような大面積の保全地域は、保全のシンボリックな場所としても認識され、多くの人の興味と共感を得て保全を進めるのにも役に立つと考えられる。実際に、芦生においてもこの事業地への関心は次第に高まっており、大面積を保護することの重要な副次効果と言える。

7.2 技術の客観的評価

集水域防除は、10haを越える場所を確実にシカの採食圧から解放するのに極めて効果的な手法と言える。捕獲によって10haを越える場所からシカを完全に排除するためには、捕獲頻度を高めることが必要となると予想される。特に、植生が回復してくれば来るほどシカを引き寄せやすくなる一方で、見通しが悪くなって捕獲が困難になることを考えると、捕獲によってシカを排除することは難しくなるだろう。したがって、一度衰退した自然植生を回復させる過程にあっては、防護柵による防除もきわめて重要な手段となる。今年度の成果からコスト的にも決して極めて高いコストというわけではないことが判明したので、今後は、捕獲によって個体数密度の削減を進める一方で、特に重要な自然地域は防護柵で保護する計画が、植生回復計画には不可欠であると考えられる。大台ヶ原でもすでにその方式で自然再生計画が進められており、今回AF柵を用いることで、より多くの主体が同様の再生計画を立てることが可能になったと言える。

7.3 適用条件

集水域防除が適用できる場所は、比較的緩やかな尾根で周囲を囲まれている谷であることが望ましい。また、車が乗り入れられる場所から 1km 以上離れると資材の運搬だけでなく、維持管理も実施しにくくなる。それらの条件を考慮した場合、保全可能なサイトがどの程度あるかなどを検討する必要がある。

7.4 今後の課題

防護柵の構造の比較がまだ不十分である。昨年度は大台ヶ原で実施されている柵と資料上では比較したが、現場での設置状況については確認できていない。また、大台ヶ原以外にも、戦場ヶ原や知床などでも大規模柵が設置されている。また、海外でもいくつかの事例があり、それらの情報収集と整理が、より多面的な検討のために重要である。また、昨年度、丹沢に集水域防除の事業地が新たに作られた。その事業地と比較することで、集水域防除の新たな課題や可能性を検討する必要がある。また、集水域以外の防除への防鹿柵への応用を考えると、破損しやすさに対する地形条件などをあらかじめしておくことが、造林との被害防除には不可欠であると思われる。

共同開発団体	芦生生物相保全プロジェクト
担当責任者	福島慶太郎・阪口翔太・山崎理正・高柳敦（京都大）・ 井上みずき（秋田県大）・藤木大介（兵庫県大）・境優（東京農工大）
技術開発名	大規模防鹿柵を用いた森林生態系機能復元技術の実証
技術開発課題	【復元技術】

1. 物質循環からみた復元技術の検討

森林生態系において下層植生は、林冠を形成する高木層の実生段階に生育する場であり、森林の更新動態に重要な役割を果たす。また、食植生昆虫や訪花昆虫の資源や生息地を供給する役割や、被覆効果による土壌保全や土砂流出抑制機能の役割を果たし、さらに養分保持効果によって森林の物質循環にも寄与する。

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)。大型の草食哺乳類によって森林下層植生が過剰に採食されていることは、日本のみならず世界的な問題となっている。採食圧が高まることに伴って、森林林床の裸地化あるいは不嗜好性種が優占する植生の単純化を招き、不可逆的な生物多様性の損失を引き起こすことが懸念されている。そして単に生物多様性の減少にとどまらず、生食・腐食連鎖や生物間相互作用を通じて、森林の生態系機能に直接的・間接的な影響が及ぶと考えられる (Rooney, 2001; Côté et al., 2004; McGraw and Furedi, 2005; Bardgett and Wardle, 2010)。

大型動物による下層植生の過採食の問題を扱う際には、大型動物の侵入を防ぐ防除柵を用いてその後の変化をたどるのが一般的である。これまでの研究はプロットスケールの研究であり、樹木実生の更新や多様性が評価されている (Tsujino and Yumoto, 2004; Kumar et al., 2006; Olofsson 2006; Takatsuki and Ito, 2009)。また、土壌養分動態や土壌動物相に着目した植物-土壌系の内部循環過程 (Pastor et al., 1993; Ritchie et al., 1998; Harrison and Bardgett 2004; Furusawa et al., 2005; Niwa et al., 2011) を把握する研究も見られる。しかしながら、地形の異質性を考慮した植物相の評価 (阪口ら, 2008; 阪口ら, 2012) や、物質循環過程を通じた渓流水質の変化 (福島・徳地, 2008)、河床堆積物への影響を介した水生昆虫相の変化 (Sakai et al., 2012) については、集水域スケールで防除柵を設置しなくては得られない知見である。

20世紀後半になって、日本でも各地の森林でニホンジカ (*Cervus nippon centralis*, 以下シカ) の個体数の増加、生息地域の拡大とともに下層植生の過剰な採食が問題視されてきた (Suzuki et al., 2008; Takatsuki, 2009; 田村, 2010; Fujiki et al., 2010)。森林生態系の保全のために、様々なシカの管理対策が立てられているが、いずれも植物の種多様性や被度といった直接的な指標が保全基準になっており、相互作用系を介した生態系機能全体までを十分に評価できていない (梶ら, 2006; 湯本・松田, 2006)。集水域スケールで着目することにより、シカによる下層植生の衰退が、森林生態系内の陸上昆虫や水生昆虫、渓流水質や物質循環などの生態系機能への波及効果を示すことが喫緊の課題であるといえる。

一般に温帯域の森林生態系では、窒素(N)が植物の一次生産を制限する要因であり、植物と土壌の間には窒素の吸収・合成・分解・無機化を含む内部循環系が卓越している (福島, 2012)。そのため、一般に降雨による生態系からの窒素流入量よりも溪流への窒素流出量が少ない (Vitousek and Howarth 1991)。渓流水に含まれる物質の中でも硝酸態窒素(NO_3)は、土壌から流亡しやすい窒素の形態であり、植物の成長期・休眠期に合わせて渓流水中の

NO₃濃度が変化することが知られている(Stoddard, 1994; Goodale et al., 2009)。一方で、急傾斜な森林生態系では土壤中での水の動きが複雑であるため、生物の成長期・休眠期と水質変化が必ずしも同期しない場合も報告されている(Ohte et al., 2010)。

森林生態系において下層植生は、林冠を形成する木本植物と比べてバイオマスが少ないものの、ギャップや溪流沿いに高密に存在し、高い生産性を有している。Gilliam (2007)は、下層植生が土壌形成や養分保持など、生態系機能の発現に重要な役割を担っている可能性を指摘している。したがって、日本各地で深刻化しているシカによる下層植生の喪失は、物質循環や渓流水質に少なからず影響を与える可能性がある(福島・徳地, 2008)。

本研究の対象地である京都大学フィールド科学教育研究センター芦生研究林は、原生的な冷温帯針広混交林が大面積で保存されている。芦生の動植物相は多様性が非常に高く、生物地理学上、分類学上重要な種も多い。しかし1990年代後半から増加傾向にあるシカにより、芦生でもわずか数年で森林の下層植生が不嗜好性植物のみを残して壊滅的状態となったことが報告された。そこで2006年に13haに及ぶ集水域レベルの大規模シカ排除柵(防鹿柵)が設定され、下層植生の喪失・回復が渓流水質に影響を与えるか否かを評価することが可能となった。本研究では、防鹿柵を設置した集水域と設置していない対照集水域において渓流水質を比較し、防鹿柵設置後の下層植生回復効果を明らかにすることを目的とした。その際、渓流水中のNO₃濃度の季節変化に着目して下層植生の消長の影響を把握するとともに、渓流水の流量をもとに生態系からの窒素流出量を算出して柵内外で比較した。また、下層植生の分布の空間的異質性を考慮して集水域全体の下層植生のバイオマス及び窒素吸収量を推定し、窒素流出量が下層植生の窒素保持に規定されるかを検討した。なお、復元技術の実証では、昨年度は植生回復に関する報告のみであったので、本年度は物質循環に関して、昨年度の成果を含めて報告する。なお、本事業で実施した調査は、岩井有加、橋本智之との共同研究として行った。

2. 調査地と方法

2-1. 調査地の概要

本研究は、京都府南丹市京都大学フィールド科学教育研究センター芦生研究林にある2つの集水域で行った(北緯35.21度、東経135.44、標高654-796m; 図1)。調査地の斜面上~中部では主にアシウスギ *Cryptomeria japonica* var. *radicans* が、斜面下部では主にブナ *Fagus crenata* が、そして谷部を中心にトチノキ *Aesculus turbinata* やサワグルミ *Pterocarya rhoifolia* が林冠を構成している。芦生では126科438属801種に及ぶ種子植物が記録されている(Yasuda and Nagamatsu, 1995)が、近年、シカの採食圧が急激に高まったことによって、研究林内やその周辺地域の下層植生が衰退・単純化し、シカの不嗜好性植物が増加してきたとの報告がある(Kato and Okuyama, 2004; 藤井, 2007; 福田・高柳, 2008; 田中ら, 2008)。

下層植生の改変を防ぐため、2006年6月に、13haの集水域全体を全長1.4kmの防鹿柵で囲った。隣接する19haの集水域を対照区として比較することで、防鹿柵設置後の下層植生の回復過程(阪口ら, 2008; 2012)やそれに伴う土壌動物(Saitoh et al., 2008)・水生生物相の変化(Sakai et al., 2012)、物質循環の変化(福島・徳地, 2008)を把握することができる(井上ら, 2008; 藤木・高柳, 2008; 福島ら, 2011)。柵設置当初の下層植生については阪口ら(2008)に詳しい。

本調査地から約 5km 離れた芦生研究林事務所(標高 680m)での観測によると、1976~2005 年までの年平均気温と年平均降水量は、芦生研究林事務所で 11.9 °C, 2298 mm である(京都大学フィールド科学教育研究センター, 2007)。また、調査地周辺では冬季に 2~3m 程度の積雪が見られ、冬季(12-4 月)の間、防鹿柵のネットは取り外される。本調査地における土壌は谷部から斜面中腹にかけて適潤性褐色森林土(B_D 型), 尾根付近で弱乾性褐色森林土(B_C 型)が見られ、局所的に乾性ポドゾル(P_D 型)も見られる(四手井ら 1958, 上田ら 1993)。地質は中古生層の堆積岩で、砂岩, 粘板岩, 頁岩, チャート等を含む。

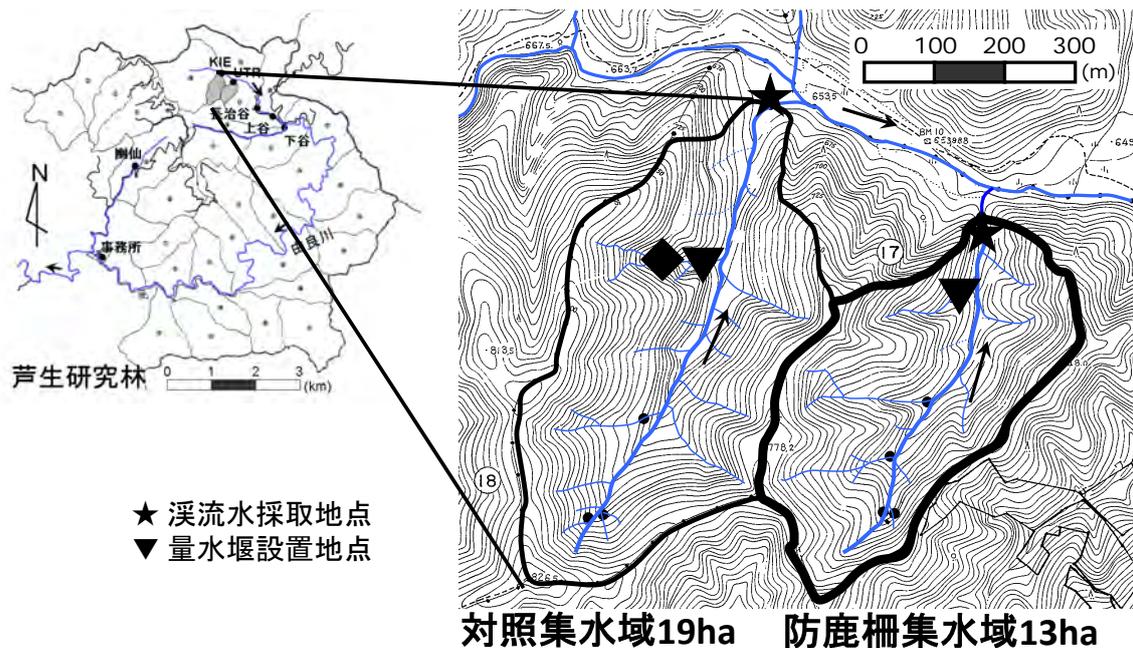


図 1. 調査地の位置および渓流水を採取した地点, 量水堰を設置した地点の概要。

2-2. 調査方法

防鹿柵を設置した集水域と設置していない对照集水域の末端で 2006 年 7 月から月に 1 度の頻度で渓流水を採取した(図 1)。現場で孔径 0.45 μm のセルローズアセテート製シリンジフィルター(ADVANTEC, CS045)を用いて濾過したものを 50 mL ポリボトルに採取した。サンプルは芦生研究林事務所に持ち帰り、水質分析までの間 4°C で冷蔵保存した。水質測定にあたっては、採水時に pH をガラス電極法(TOA-DKK 社製, HM-20P)で、EC を交流 2 電極法(TOA-DKK 社製, CM-21P)で測定した。実験室に持ち帰ったサンプルについて NO₃⁻ 濃度(mgN/L)をイオンクロマトグラフィ(Dionex 社製, ICS-90)で、全窒素(TDN)濃度(mgN/L)を熱分解法(Shimadzu 社製, TNM-1)で測定した。相川ら(2002)による芦生研究林の主要木本植物の展葉・落葉フェノロジーの結果から、成長期を 5 月~10 月, 休眠期を 11 月から翌 4 月までとして成長期・休眠期間中の水質の平均値を算出した。

防鹿柵集水域及び对照集水域内の支流に、2009 年から積雪期間を除いて 5 インチのパーシャルフリューム(竹内鉄工所社製)を設置し、自記式水位計(Trutrack 社製, SE-TR/WT500)を用いてフリューム内の水位を 5 分間隔で計測した(図 1)。観測期間中には、適宜水位と流

量を測定し、水位-流量曲線から流出水量を求めた。流量データは1日ごとに積算し、集水域面積で除することで比流量を算出した(mm/d)。窒素流出量(kgN/ha/yr)に関しては、採水日間のNO₃濃度およびTDN濃度を比例配分によって内挿し、日単位で比流量と濃度を乗じて積算した。

2010年9月と2011年9、10月に両集水域内において、下層植生の被度と現存量の関係を把握するため、刈り取りを行った。防鹿柵集水域内で112点、対照集水域内で48点の計160点に1m×1m四方のコドラートをランダムに設置し、全ての維管束植物(高さ1.3m以下)の種ごとの被度を5%刻みで記録した。その後地上部を全て刈り取り、乾燥重量(g)を測定した。その後、別に両集水域で調査して判明している出現順位上位19種(表1、阪口ら、

表1. 下層植生の空間分布の推定および現存量・窒素吸収量の算出を行う本調査地でみられる主要19種のリスト。これ以外の種は、生活型(落葉性草本, 常緑性草本, 落葉性木本, 常緑性木本, シダ類)ごとにまとめて解析した。

和名	学名
草本	
ウバミソウ	<i>Elatostema umbellatum</i>
イワウチリ	<i>Shortia uniflora</i>
オオワカガミ	<i>Schizocodon soldanelloides</i>
ミゾソバ	<i>Polygonum thunbergii</i>
木本	
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>
スギ	<i>Cryptomeria japonica</i>
コアジサイ	<i>Hydrangea hirta</i>
ヤマアジサイ	<i>Hydrangea serrata</i>
ウスギヨウラク	<i>Menziesia ciliicalyx</i>
サワグルミ	<i>Pterocarya rhoifolia</i>
オオバアサガラ	<i>Pterostyrax hispida</i>
クマイチゴ	<i>Rubus crataegifolius</i>
バライチゴ	<i>Rubus illecebrosus</i>
ナガハモシヅイチゴ	<i>Rubus palmatus var. palmatus</i>
タンナサワフタキ	<i>Symplocos coreana</i>
シダ類	
シノブカガマ	<i>Arachniodes mutica</i>
リョウモンタ	<i>Arachniodes standishii</i>
コバノイシカガマ	<i>Dennstaedtia scabra</i>
イワヒメワラビ	<i>Hypolepis punctata</i>

2008 など)について、種ごとに乾燥重量(g)を測定し、ミルで粉碎後、植物体中の窒素濃度(%)をNCアナライザー(住化分析センター社製, NC-800)で測定した。その19種については、被度(%)と現存量(t/ha)の関係式(一次式)を作成した。多年生木本は当年枝とそれ以外に分けて作成した。

次に、下層植生の空間分布を推定するため、2011年8月から10月にかけて両集水域で下層植生の調査を行った。5m×5m四方のコドラートを防鹿柵集水域内で120点、対照集水域内で127点、ライン上に設置し(図5)、全ての維管束植物(高さ1.3m以下)の種ごとの被度を1%刻みで記録した。調査地点においてハンディGPS(GARMIN GPSmap 60CSx)で測位を行い、位置情報を取得した。ここで得られた被度データは、10mメッシュの数値標高モデル(DEM)データを用いて、地形要因[斜度, 斜面方位, 曲率, 標高, 土壤水分指数(WI)]をもとに解析し、集水域ごとに主要な下層植生19種とその他の種の被度(%)の分布予測モデルを構築した。モデルは、斜度, 斜面方位, 曲率, 標高, WIを独立変数に、種ごとの下層植生の被度(%)を従属変数にとり、GLM(一般化線形モデル)により回帰した。GLMの一般式は以下の通りである。

$$\text{被度} = \text{Intercept} + f_1*(\text{斜度}) + f_2*(\text{曲率}) + f_3*(\text{斜面方位}) + f_4*(\text{WI}) + f_5*(\text{標高}) \dots(1)$$

各種の被度の実測値と地形要因から係数 f_n ($n=1\sim 5$)と Intercept を求め、分布予測モデルを作成した。モデルは総被度(%)と主要 19 種について作成したが、19 種以外の主要でなかったものについて、5 つの生活型(落葉性草本・常緑性草本・落葉性木本・常緑性木本・シダ類)ごとに再分類し、それぞれの被度についても分布予測モデルを作成した。防鹿柵集水域、対照集水域それぞれの地形データをもとに 10m メッシュごとの推定被度(%)を集水域ごとに出力し、各集水域に存在する下層植生の被度を推定した。

分布予測モデルから推定された 10m メッシュ被度に対して、先に算出した被度(%)と現存量(t/ha)の関係式、さらに窒素濃度(%)をかけ合わせ、各集水域における下層植生現存量(kg/ha)及び窒素吸収量(kgN/ha)を推定した。窒素吸収量は、単年生草本・木本の葉や枝はその年に吸収した窒素すべてを含むものとみなし、多年生草本・木本の葉に関しては窒素現存量を葉寿命で除することでその年の窒素吸収量とみなした。また多年生木本の枝について、当年枝はその年に吸収した窒素すべてを含み、1 年枝以上は窒素現存量を着枝年数で除してその年の窒素吸収量とみなした。

3. 結果

3-1. 渓流水中の NO_3^- 濃度および窒素流出量

防鹿柵を設置した直後の 2006 年から 2007 年の 1 年間では、防鹿柵設置集水域・対照集水域間で渓流水質に違いが認められなかった(福島・徳地, 2008)。しかしながら、渓流水の NO_3^- 濃度に関しては、2007 年以降集水域間で差が認められるようになった(図 2)。植物の成長期間、休眠期間中の平均値を毎年算し、2006 年の植物成長期を 1 としたときの相対値を集水域間で比較すると、両集水域とも植物成長期に低く、休眠期に高い傾向を示していた。加えて防鹿柵集水域では、2007 年以降 NO_3^- 濃度が低下し続け、2011 年成長期には 2006 年成長期の 5 割程度にまで、休眠期においても 2010 年時には 6 割程度にまで低下した。一方対照集水域でも 2007 年以降やや低下する傾向が認められるが、2006 年成長期に比べて 2010 年休眠期で訳 9 割、2011 年成長期で約 8 割にとどまった(図 3)。

集水域からの流出水量と NO_3^- 濃度から算出した NO_3^- の流出量は、観測期間中で防鹿柵・対照集水域で 2009 年には 2.40kgN/ha・4.64kgN/ha, 2010 年には 1.85kgN/ha・3.68kg/ha, 2011 年には 2.84kgN/ha・6.29kgN/ha であり、集水域間の差が 2009 年で 2.24kgN/ha, 2010 年で 1.83kgN/ha, 2011 年で 3.45kgN/ha と、対照集水域の方が全ての年で高かった。

先述の通り防鹿柵設置以降、防鹿柵設置集水域で下層植生が徐々に回復し続けている。したがって、防鹿柵設置集水域において、防鹿柵設置後から下層植生による養分吸収が増加し、窒素保持能力が増加したことによって、渓流水の NO_3^- 濃度および流出量が低下したことが考えられる。下層植生のバイオマスは、林冠を形成する上層木に比べるとわずかではあるが、土壌からの養分吸収を介して渓流水質に影響を与えることが示された。

3-2 下層植生による窒素吸収量の推定

被度と現存量の関係式を作成するために設置した1m×1m方形コドラートにて出現した下層植生の種数は、コドラートあたりの平均種数、全出現種数いずれも防鹿柵集水域の方で多かった(表2)。そのうちの主要19種及びそれ以外の種については生活型グループにおける被度と現存量の関係式を表3(a), (b)に示した。種により回帰式の R^2 値が異なっており、直線回帰で当てはまりのよいもの、悪いもの様々であった。これは植物の垂直構造(匍匐・直立性や分枝の多寡)に依存するものと考えられる。

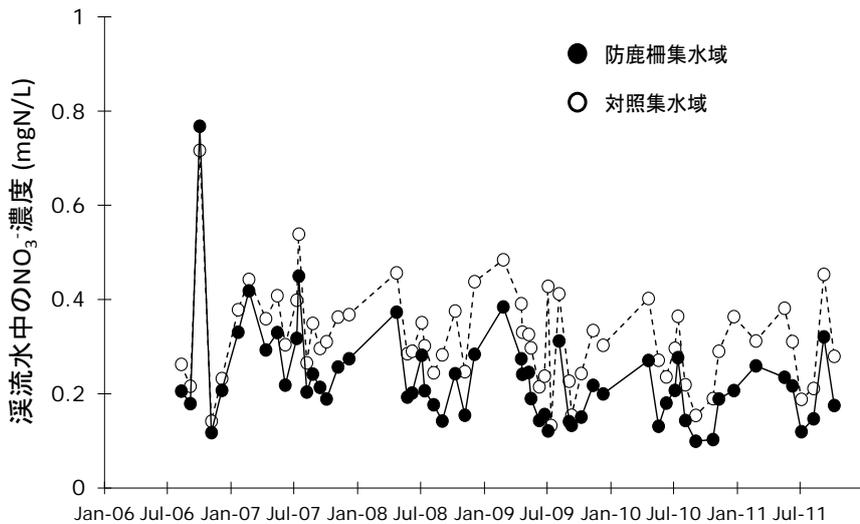


図2. 防鹿柵集水域および対照集水域における渓流水中の NO_3^- 濃度の季節変化。

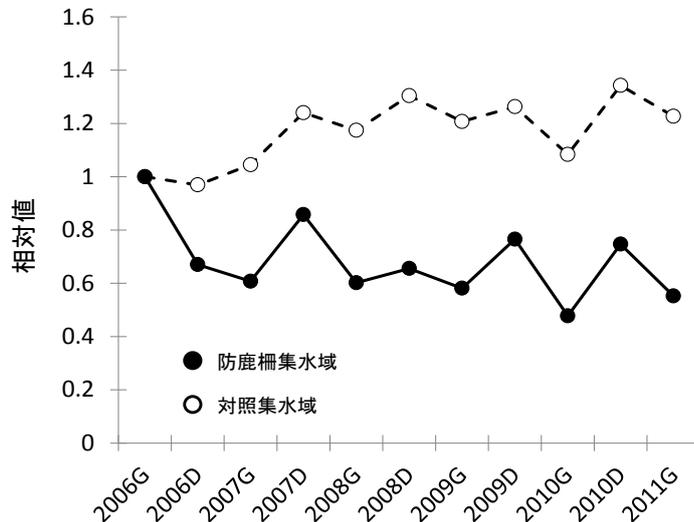


図3. 防鹿柵集水域および対照集水域における渓流水中の NO_3^- 濃度の相対値の変化。各年で植物成長期と休眠期の期間中の平均値を算出し、2006年成長期の値を1としたときの相対値を示した

下層植生の被度の空間分布推定モデルを作成するために設置した5m×5m方形コドラートにて出現した下層植生の種数は、コドラートあたりの平均種数、全出現種数いずれも防

鹿柵集水域の方で多かったが(表 4)、被度 1%未満のものを記録していないため、上述の被度と現存量の関係式の際に出現した種数よりも少なかった。そのうち主要 19 種が占めた割合は防鹿柵集水域で 60%、対照集水域で 84%だった。対照集水域ではコバノイシカグマ、スギ、オオバアサガラといったシカの不嗜好性植物が被度の 60% を占めていたのに対し、防鹿柵集水域ではそれらの種が占める割合は 10%程度で、残りはシカの嗜好性種がほぼ同じ割合で存在していた。すなわち、防鹿柵集水域内では少ない被度で多様な植生構成であるのに対し、対照集水域では限られたシカの不嗜好性種が拡大していることが示された。

表 2. 下層植生の被度-現存量の式を算出するために設置した 160 点の 1m×1m コドラート中に出現した下層植生の種数のコドラートあたりの平均値(±標準偏差)および全出現種数。

	防鹿柵集水域	対照集水域
平均出現種数	13.6 ± 5.51	8.7 ± 3.7
全出現種数	147	75

度(データ省略)を用いた下層植生による窒素吸収量を主要 19 種、および生活別型に示した 19 種以外の種の合算値は、防鹿柵集水域・対照集水域それぞれ 447 kg/ha・327 kg/ha および 5.5 kgN/ha・3.3 kgN/ha であった。集水域内の分布をみると、総被度では両集水域とも谷部に高い値を示したが、防鹿柵集水域の方が全面に渡って高い被度を示した(図 4)。種別にみると、シカ嗜好性植物であるコアジサイなどの落葉性木本、ウワバミソウなどの落葉性草本の被度はいずれも防鹿柵集水域内で高く、不嗜好性であるオオバアサガラなどの落葉性木本、イワヒメワラビなどのシダ植物の被度は対照集水域で高かった(図 5)。この結果は、実際に現場で視認される結果とおおむね一致していた。

窒素吸収を担う下層植生は、対照集水域では窒素吸収の全体量に対して 90%をスギ、コバノイシカグマというシカの不嗜好性植物が占めていた。それに対して防鹿柵集水域では、被度で 4 割を占めたスギとコバノイシカグマは、窒素吸収量で 24%を占めるに留まり、ひとつの種が占める被度が小さくても出現種数が多い、すなわち多様性が高いことによって窒素吸収量が高く維持されていることが明らかとなった。

各集水域で作成した空間分布推定モデルにおいて、選択された独立変数、推定係数、モデル精度の結果を、主要種の一部について表 5 に示した。種により回帰式の R² 値が異なっており、0.015~0.457 とモデルの当てはまりは様々であった。説明変数として標高、WI、傾斜方向が選択された種が多く存在した。

次に、被度の空間分布推定モデルと、被度と現存量の関係式から算出された集水域内の下層植生現存量、および各種の窒素濃

表 3. (a)下層植生の被度-現存量の回帰式の結果。(b)木本種の被度-当年枝現存量の回帰式の結果。N は解析点数, a は単回帰式の傾きを示す。

(a) 和名	N	a	R ² 値	(b) 和名	N	a	R ² 値
草本				リュウブ [*]	11	0.014	0.705
ウワバミソウ	12	0.011	0.235	スキ [*]	14	0.038	0.602
イウチワ	9	0.019	0.440	コアシサイ	16	0.013	0.564
オオイワカガミ	11	0.012	0.699	ヤマアシサイ	16	0.006	0.773
ミヅソバ	7	0.012	0.813	ウスギヨウラク	6	0.030	0.148
木本				サワグルミ	18	0.006	0.730
リュウブ [*]	11	0.008	0.082	オオハアサガラ	5	0.005	0.551
スキ [*]	14	0.068	0.774	タンナサワフタギ [*]	19	0.013	0.547
コアシサイ	16	0.012	0.816				
ヤマアシサイ	16	0.010	0.717				
ウスギヨウラク	6	0.005	0.482				
サワグルミ	18	0.006	0.826				
オオハアサガラ	5	0.004	0.643				
クマイチゴ [*]	9	0.010	0.540				
ハライチゴ [*]	6	0.008	0.974				
ナガバモミジイチゴ [*]	17	0.013	0.690				
タンナサワフタギ [*]	19	0.005	0.678				
シダ類							
シブカゲマ	10	0.010	0.278				
リュウメンシダ	24	0.006	0.730				
コバノイシカゲマ	53	0.010	0.723				
イワヒメワラビ	14	0.014	0.617				
その他の種							
落葉性草本	-	0.010	-				
落葉性木本	-	0.008	-				
常緑性草本	-	0.014	-				
常緑性木本	-	0.068	-				
シダ類	-	0.010	-				

	防鹿柵集水域	対照集水域
平均出現種数	9.9 ± 4.8	2.6 ± 1.3
全出現種数	106	34

表 4. 下層植生の空間分布を推定するために防鹿柵集水域内に 120 点, 対照集水域内に 127 点設置した 5m×5m コドラート中に出現した下層植生の種数のコドラートあたりの平均値(±標準偏差)および全出現種数。

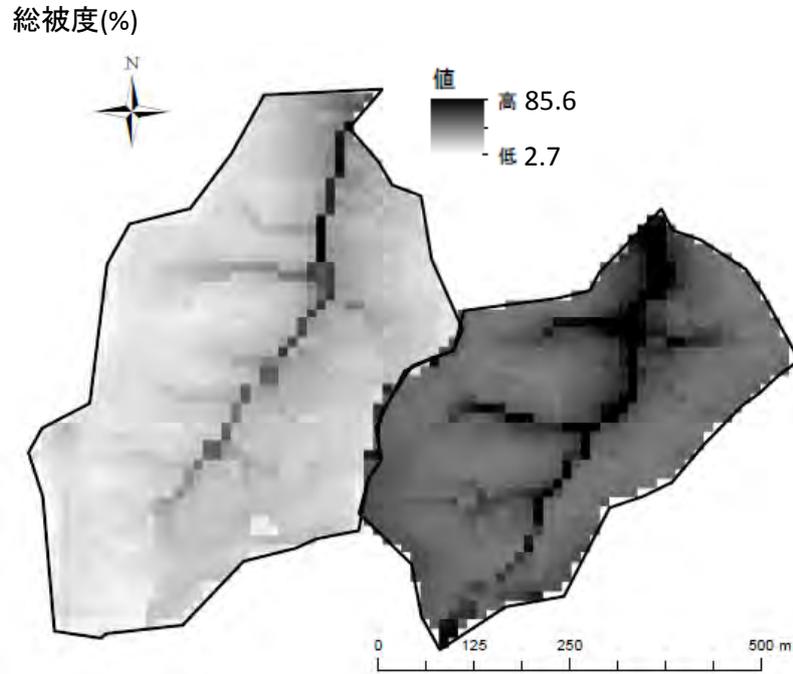


図 4 防鹿柵集水域および対照集水域の下層植生総被度の空間分布の推定結果。集水域ごとに、主要 19 種およびそれ以外の 5 つの生活型それぞれで推定した結果を合算した。

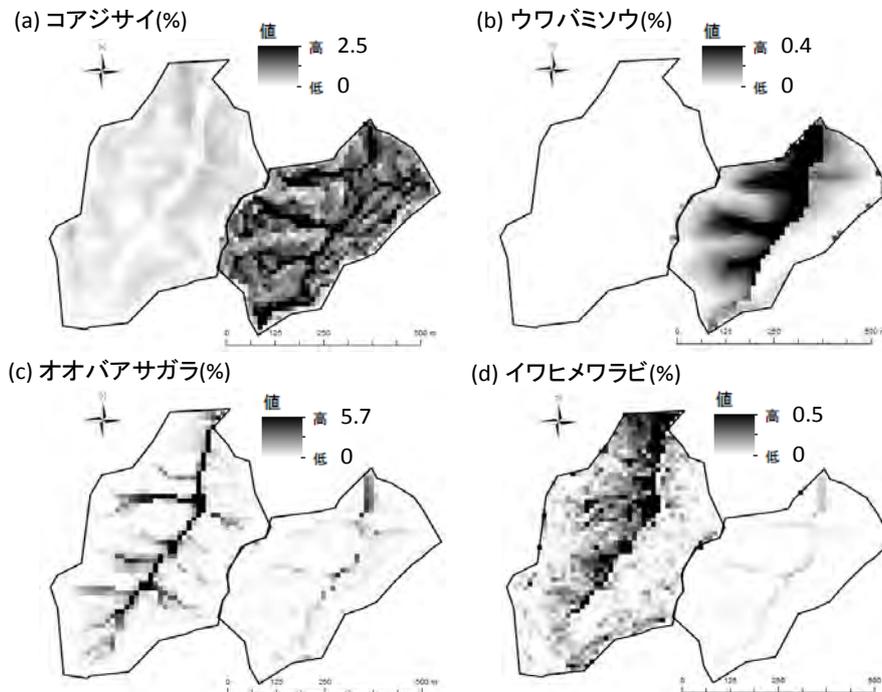


図 5 シカ嗜好性種(a)コアジサイ(木本), (b)ウワバミソウ(草本), およびシカ不嗜好性種(c)オオバアサガラ(木本), (d)イワヒメワラビ(シダ類)の被度の空間分布推定結果。

まとめと課題

●技術開発の成果

本研究で推定された下層植生による窒素吸収量は、防鹿柵集水域で 5.5 kgN/ha、対照集水域で 3.3 kgN/ha であり、その差は 2.2 kgN/ha となった。これは 2011 年の夏季の調査結果から推定された値であり、一年の内で下層植生の現存量が最大となる時期である。したがって、この時期の下層植生中に含まれる窒素量が、ほぼ年間の窒素吸収量に相当すると考えられる。渓流水中の NO₃⁻濃度および流量から算出された植物成長期における NO₃⁻流出量が 1.83 ~ 3.45 kgN/ha (2009~2011 年；平均 2.50 kgN/ha)であったことから、下層植生による窒素吸収あるいは窒素保持が、渓流への窒素流出を規定していることが示唆される。しかしながら、たとえ皆伐等で植物がすべてなくなったとしても、植物が吸収していた窒素がただちに全量渓流に流出することはなく、リターに含まれる有機態窒素の形態変化過程や土壌への蓄積・吸着などである程度は土壌に保持される(Fukushima 2009)。本研究では、下層植生のリター供給による土壌への窒素蓄積量については考慮されておらず、下層植生と土壌間での窒素内部循環系における窒素保持量は対照集水域よりも防鹿柵集水域の方が高いものと推察される。また、今回の下層植生の評価が地上部だけであったことも考えると、下層植生の衰退が地上部のみならず、地下部や土壌までを対象とすれば渓流水への窒素流出量の差よりも多くなる可能性も考えられる。ただ、地上部の窒素吸収の評価だけでも、渓流への窒素流出の 88% (2011 年だけでの比較だと 64%)を占めていたことから、シカによる下層植生の衰退が渓流水質、あるいは窒素収支に与える影響は無視できないものであることを明らかにした。

●開発中の技術の客観的評価

防鹿柵設置後に観測された渓流水質(NO₃⁻濃度)や窒素流出の変化は、下層植生の窒素吸収が回復したことによるものであり、下層植生の存在が森林生態系の窒素循環、渓流水質形成に重要な役割を担っていることが示された。すなわち、シカの過採食による森林下層植生の衰退は、その窒素吸収量の低下を通して渓流水質にも影響を及ぼしていることを明らかとしたことは、集水域防除が水質の保全にもたらす利点を示している。

防鹿柵設置後 6 年が経過し、防鹿柵内でシカの嗜好性の高い種を中心に多種の植物が拡大する一方で、柵外では、不嗜好性の高い、イワヒメワラビやコバノイシカグマ、テツカエデなどの限られた植物種が拡大し始めており、単純な植物のバイオマスでは、柵内外の差が不明瞭になりつつある。下層植生の種構成の違いが水質の保全などにどのような影響をもたらすかを検証するためには、さらに長期の観測が必要となる。したがって、シカの過採食が生態系にもたらす影響を知るには、そのような長期間に渡って、防鹿柵の維持管理および植生や水質のモニタリングを継続できる体制を構築することが重要な課題である。

●開発中の技術の適用条件

集水域防除による生態系への影響評価は、防鹿柵の範囲が広いため、多くの研究者が関わってモニタリングできる体制を構築しておくことが重要である。それがなければ、生態系レベルでの変化を把握することが困難となり、集水域単位で防除した意義が半減してしまう。現在の ABC プロジェクトでも、昆虫類などへの影響が十分に評価されておらず、より多くの研究者が参画できるような形で進めてゆくことが必要である。

引用文献

- 相川高信・館野隆之輔・武田博清. 2002. 冷温帯落葉広葉樹林における高木・亜高木種の開葉・落葉フェノロジーの斜面位置による違い. 森林研究 74: 21-33.
- Bardgett RD, Wardle DA. 2010. Aboveground-Belowground Linkages. Oxford Univ Press, New York. 301pp.
- Côté SD, Rooney TP, Tremblay J-P, Dussault C, Waller DM. 2004. Ecological impact of deer overabundance. Annu Rev Ecol Evol Syst 35: 113-147.
- 藤井伸二. 2007. 滋賀県西部におけるカツラカワアザミ(キク科)へのニホンジカの食害状況. 保全生態学研究 12: 66-71.
- 藤木大介・高柳敦. 2008. 京都大学芦生研究林においてニホンジカ(*Cervus nippon*)が森林生態系に及ぼしている影響の研究-その成果と課題について. 森林研究 77: 95-108.
- Fujiki D, Kishimoto Y, Sakata H. 2010. Assessing decline in physical structure of deciduous hardwood forest stands under sika deer grazing using shrub-layer vegetation cover. J For Res 15: 140-144.
- 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 77: 5-11.
- Fukushima K. 2009. Process and mechanism of change in nitrogen cycling during a forest development after clear-cut in Japanese cedar plantations. Dissertation, Kyoto Univ.
- 福島慶太郎. 2012. 森林生態系の物質循環および溪流水質からみた攪乱影響評価の可能性. 森林立地 54: 51-62.
- 福島慶太郎・徳地直子. 2008. シカの食害が森林生態系の物質循環に与える影響: 溪流水質の予備調査から. 森林研究 77: 77-87.
- 福島慶太郎・井上みずき・阪口翔太・藤木大介・山崎理正・境優・齊藤星耕・中島皇・高柳敦. 2011. ニホンジカによる過採食が芦生の冷温帯天然林の生物多様性と生態系機能に及ぼす影響の解明. プロ・ナトゥーラ・ファンダ第 20 期助成成果報告書. pp 183-201.
- Furusawa H, Hino T, Kaneko S, Araki M. 2005. Effects of dwarf bamboo (*Sasa nipponica*) and deer (*Cervus nippon centralis*) on the chemical properties of soil and microbial biomass in a forest at Ohdaigahara, central Japan. Bull FFRPI 4: 157-165.
- Gilliam FS. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. BioScience 57: 845-858.
- Goodale CL, Thomas SA, Fredriksen G, Elliott EM, Flinn KM, Butler TJ, Walter MT. 2009. Unusual seasonal patterns and inferred processes of nitrogen retention in forested headwaters of the Upper Susquehanna River. Biogeochemistry 93: 197-218.
- Harrison KA, Bardgett RD. 2004. Browsing by red deer negatively impacts on soil nitrogen availability in regenerating native forest. Soil Biol Biochem 36: 115-126.
- 井上みずき・合田禄・阪口翔太・藤木大介・山崎理正・高柳敦・藤崎憲治. 2008. 「ニホンジカの森林生態系へのインパクト-芦生研究林」企画趣旨. 森林研究 77: 1-4.
- 梶光一・宮木雅美・宇野裕之. 2006. エゾシカの保全と管理, 北海道大学出版会. 266pp.
- Kato M, Okuyama Y. 2004. Changes in the biodiversity of a deciduous forest ecosystem caused by

- an increase in the Sika deer population at Ashiu, Japan. *Contributions from Biological Laboratory, Kyoto Univ* 29: 433-444.
- Kumar S, Takeda A, Shibata E. 2006. Effects of 13-year fencing on browsing by sika deer on seedlings on Mt. Ohdaigahara, central Japan. *J For Res* 11: 337-342.
- 京都大学フィールド科学教育研究センター. 2007. 芦生研究林観測所. 第 14 回演習林気象報告 63pp, 17-23.
- McGraw JB, Furedi MA. 2005. Deer browsing and population viability of a forest understory plant. *Science* 307: 920-922.
- Niwa S, Mariani L, Kaneko N, Okada H, Sakamoto K. 2011. Early-stage impacts of sika deer on structure and function of the soil microbial food webs in a temperate forest: A large-scale experiment. *For Ecol Manage* 261: 391-399.
- Ohte N, Tokuchi N, Fujimoto M. 2010. Seasonal patterns of nitrate discharge from forested catchments: Information derived from Japanese case studies. *Geography Compass* 4: 1358-1376.
- Olofsson J. 2006. Short- and long-term effects of changes in reindeer grazing pressure on tundra heath vegetation. *J Ecol* 94: 431-440.
- Pastor J, Dewey B, Naiman RJ, McInnes PF, Cohen Y. 1993. Moose browsing and soil fertility in the boreal forests of Isle Royale National Park. *Ecology* 73: 467-480.
- Ritchie ME, Tilman D, Knops JMH. 1998. Herbivore effects on plant and nitrogen dynamics in oak savanna. *Ecology* 79: 165-177.
- Rooney TP. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74: 201-208.
- Saitoh S, Mizuta H, Hishi T, Tsukamoto J, Kaneko N, Takeda H. 2008. Impacts of deer overabundance on soil macro-invertebrates in a cool temperate forest in Japan: a long-term study. *森林研究* 77: 63-75.
- 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* 77: 43-61.
- 阪口翔太・藤木大介・井上みずき・山崎理正・福島慶太郎・高柳敦. 2012. ニホンジカが多雪地域の樹木個体群の更新過程・種多様性に及ぼす影響. *森林研究* 78: xx-xx.
- Sakai M, Natuhara Y, Imanishi A, Imai K, Kato M. 2012. Indirect effects of excessive deer browsing through understory vegetation on stream insect assemblages. *Popul Ecol* 54: 65-74.
- 四手井綱英・堤利夫・木村隆臣. 1958. 京都大学芦生演習林の土壌調査報告(第 1 報). *京都大学演習林報告* 27: 1-18.
- Stoddard JL. 1994. Long-term changes in watershed retention of nitrogen. In: Baker LA (ed) *Environmental chemistry of lakes and reservoirs, advances in chemistry series, vol 237*. Am Chem Soc, Washington, pp 223-284.
- Suzuki M, Miyashita T, Kabaya H, Ochiai K, Asada M, Tange T. 2008. Deer density affects ground-layer vegetation differently in conifer plantations and hardwood forests on the Boso Peninsula, Japan. *Ecol Res* 23: 151-158.
- Takatsuki S. 2009. Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. *Biol Conserv* 142: 1922-1929.

- Takatsuki S, Ito TY. 2009. Plants and plant community on Kinkazan Island, Northern Japan, in relation to sika deer herbivory. In: McCullough et al. (ed.) Sika Deer. Springer, pp 125-143.
- 田村淳. 2010. ニホンジカの採食圧を受けてきた冷温帯自然林における採食圧排除後 10 年間の下層植生の変化. 森林立地 49: 103-110.
- 田中由紀・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 palmate*)群落の衰退について. 森林研究 77: 13-23.
- Tsujino R, Yumoto T. 2004. Effects of sika deer on tree seedlings in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan. Ecol Res 19: 291-300.
- 上田晋之助・安藤信・神崎康一. 1993. 京都大学芦生演習林の土壌調査報告(第 2 報)-土壌型と粒形組成, 理化学的性質について-. 京都大学演習林報告 65: 94-112.
- Vitousek PM, Howarth RW. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? Biogeochemistry 13: 87-115.
- Yasuda S, Nagamasu H. 1995. Flora of Ashiu, Japan. Contributions from the Biological Laboratory, Kyoto Univ 28: 367-486.
- 湯本貴和・松田裕之. 2006. 世界遺産をシカが喰う シカと森の生態学. 文一総合出版. 212pp.