

# 森林の保全・再生対策に係るモニタリング結果概要（2022.2時点）

自然環境保全センター

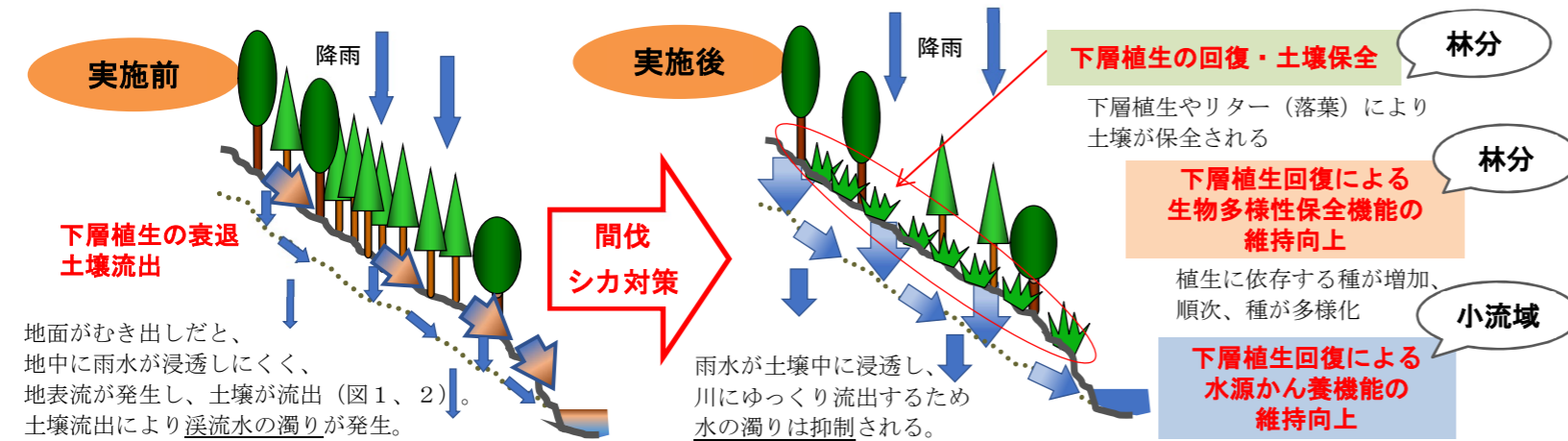
## 1 森林の特別対策事業のねらいと事業効果の検証内容

### 事業実施前

人工林の間伐遅れや高密度化したシカの影響により、下層植生が衰退し、土壌が流出している状態。水源かん養機能の低下が危惧される。

### 事業実施後

下層植生が回復し土壌が保全される（1次的アウトカム）。下層植生に依存する昆虫などが増加し、土壌流出に由来する水の濁りが減少し河川流量も安定化すると考えられる（2次的アウトカム）。



## 下層植生回復と水源かん養機能の維持向上の関係（林分スケール）

### 下層植生回復による土壌保全

下層植生の乏しい箇所では年間で2~10mmの土壌流出  
下層植生回復箇所では土壌流出はほとんど発生しない

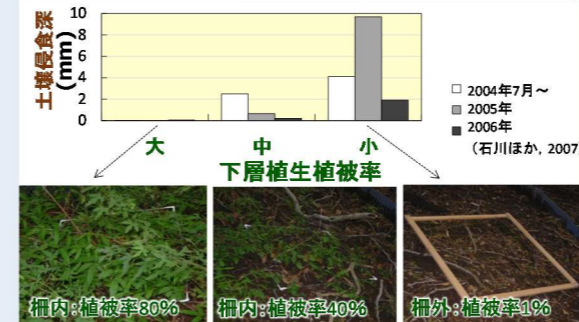


図1 下層植生植被率と土壌侵食深の関係

### 下層植生回復による雨水浸透の改善

林床の被覆率増により地表流減少（土壌への浸透増）  
被覆率75%以上では大雨でも雨水の90%以上が浸透

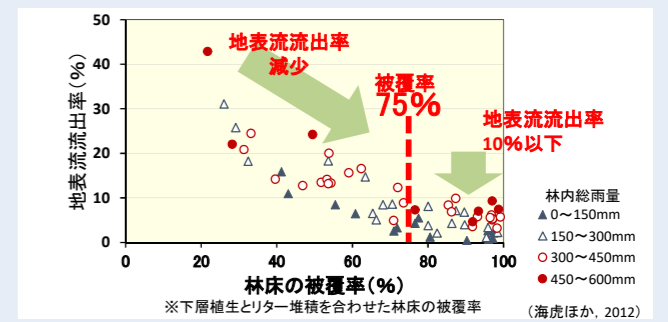


図2 林床の被覆率と地表流出率の関係

## 2 モニタリング項目と調査地点

水源の森林エリアにおける面的な事業展開に対応し、地区（丹沢・箱根・小仏）や標高帯（高標高・中低標高）、林相（人工林、広葉樹林）等の条件の相違を考慮して、斜面の小区画の調査プロット（林分スケール）や数 ha 程度の試験流域（小流域スケール）の調査地点を設定（図3）。

### 事業モニタリング項目

- ① 森林整備による事業効果の検証
- ② 土壌保全対策による事業効果の検証
- ③ ブナ林等の再生の事業効果の検証
- ④ 中高標高域におけるシカ管理の事業効果と植生の回復状況の検証
- ⑤ 溪畔林整備による事業効果の検証

### 水環境モニタリング項目

- ⑥ 対照流域法等による森林の水源かん養機能調査
- ⑦ 森林生態系効果把握調査

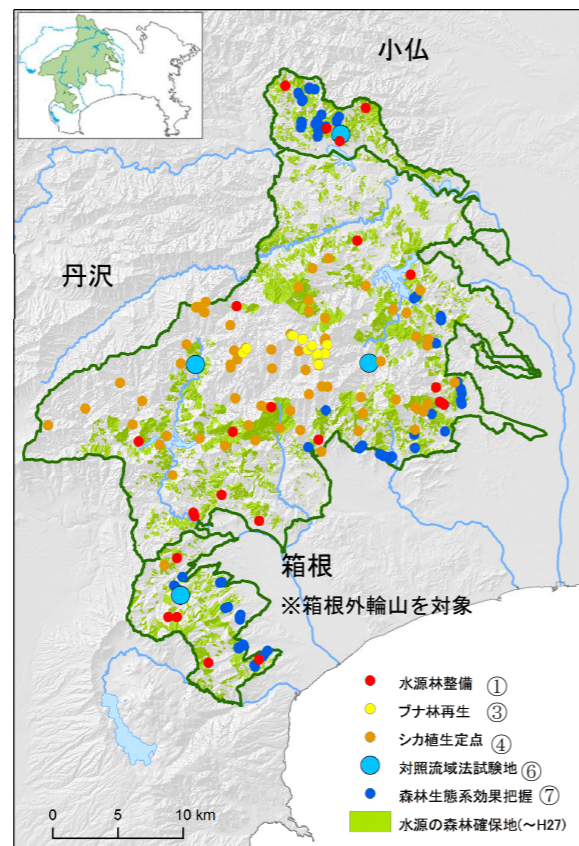


図3 主な定点調査地点

※凡例の数字は、左のモニタリング項目に対応。  
②と⑤の調査地点は図に無いが事業実施地で調査。

## 3 森林における現時点までのモニタリング結果（総括）

上記の特別対策事業のねらいと事業効果の検証内容に基づき、森林におけるモニタリングを行い、次のような結果が得られた。

間伐や植生保護柵などの整備地では下層植生は増加傾向であるものの、水源地域全体の定点調査地点では2期から3期にかけて全体的な植被率はやや減少傾向となった（図4）。地区別にみると丹沢高標高では植被率増加、一方箱根では大部分が減少、小仏と丹沢中標高人工林で減少地点が比較的多くなっていた（図5）。丹沢高標高では事業による効果、箱根や小仏では近年のシカの生息拡大による影響が下層植生にも及んでいるためと考えられる（別紙）。このため、水源地域全体の下層植生維持・回復に向け、引き続き対策を行っていく必要がある。

水源かん養機能や生物多様性機能に関しては、下層植生の維持・回復による流量の安定化や水質維持向上に加えて動物相の小型哺乳類までの波及効果が見えてきている（別紙）。このため、水源地域の森林の機能維持向上のためにはやはり下層植生回復が鍵となるが、大きくは地区によって立地環境や再生のステージが異なり、さらに林分ごとにも立地環境や植生タイプ、整備履歴等が多様であることから、評価基準を見極めつつ、モニタリング結果をより効果的な事業展開に反映させていく必要がある。

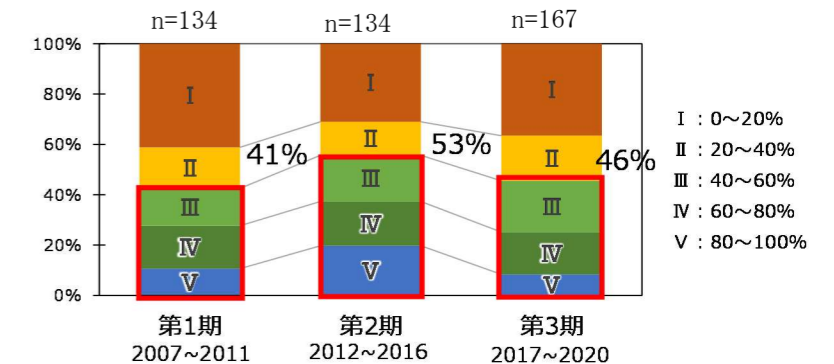


図4 植被率が高い（40%以上）森林の割合（施策の効果を示す指標①）※第3期は暫定値(n=167)  
※高さ0~1.5mの植被率

※指標については、総合的な評価（中間評価）報告書を参照。  
<http://www.pref.kanagawa.jp/docs/pb5/cnt/f7006/p1230000.html>

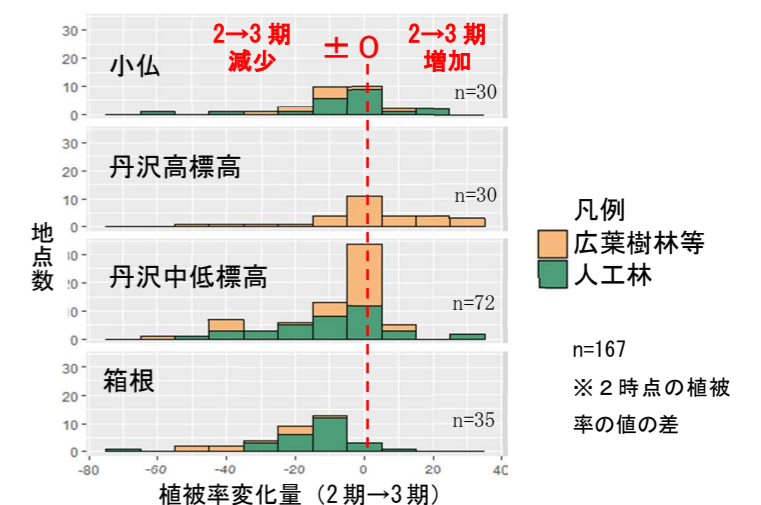


図5 第2期から第3期の植被率の変化量の分布

※各モニタリングの具体内容は点検結果報告書を参照。  
[http://www.pref.kanagawa.jp/docs/pb5/cnt/f7006/r1\\_tenken\\_kekka.html](http://www.pref.kanagawa.jp/docs/pb5/cnt/f7006/r1_tenken_kekka.html)

# ①丹沢における林分スケールのモニタリング結果概要

## <高標高域の自然林における土壌保全対策の効果>

### ① シカ影響に対する植生保護柵の効果

植生保護柵の設置後は概ね5年で下層植生回復効果が認められ、その後も継続し、特に木本類の割合が増加した。一方で、柵の破損等により効果は失われた。

### ② ガリー侵食の進行に対する金網筋工の効果

未施工箇所では侵食が5cm程度進む一方で、施工箇所では施工後5年で40~50cmの落葉等の堆積があり金網筋工による明らかな土壌保全効果が確認された(たとえば写真1)。

### ③ 踏圧等の影響に対する構造階段・木道の下層植生回復効果

施工時の攪乱により一時的に植生量は減少するものの、3~4年程度で植生量は施工前の約2倍に増加し、5年以上が経過すると約4倍に増加した。また設置後5年が経過すると、木本類の増加も確認できた。

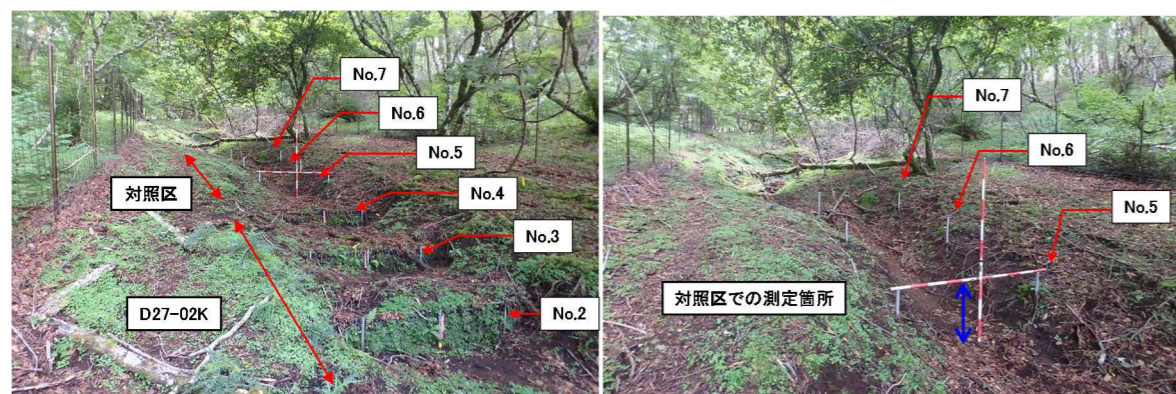


写真1 石棚山地区の金網筋工の施工箇所の状況

## <定点調査地点の下層植生の変化>

丹沢全体で見ると、植被率の顕著な増加がみられていない場所が多い。シカが低密度化した場所の一部では植被率の増加がみられるが、林内では植被率の増加は一進一退の状況であり、特に生息環境管理エリア(中標高域)では植被率増加は低調である(図7、8)。また、植被率の増加がみられる場所も大部分は不嗜好性植物であり稚樹の成長も低調である。

定点調査地点の第2期から第3期の植被率の変化に着目すると、人工林は施策開始前からの事業地で植被率の減少が比較的大きく第3期は低植被率となっている(図8)。個々の調査地点の状況は精査中であるが、地点ごとに要因が異なる可能性があり、丁寧に検証する必要がある。

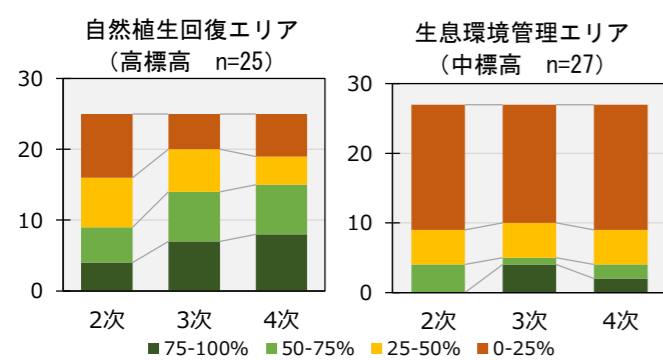


図7 自然林定点調査地点の植被率の推移

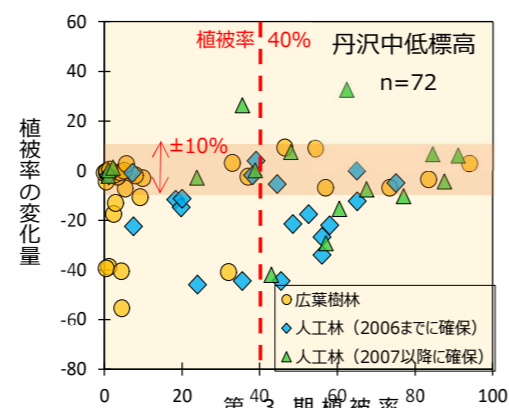


図8 丹沢中低標高の定点調査地点における第3期植被率と2→3期植被率の変化量

## <人工林の間伐と植生保護柵の組合せの効果>

溪畔林整備地の溪流沿いに連続した斜面において、各種の整備区と非整備区を設け、整備後6~11年経過後に下層植生回復効果を検証した。その結果、間伐のみ、柵のみでも効果は認められたが、間伐と柵を組み合わせると効果がより高まる傾向がみられた。特に群状間伐+柵の場合が最も効果が高く、植被率は密生状態を示すとともに樹木が約半数を占め顕著な樹高成長も認められた(表1)。

表1 間伐と植生保護柵の組合せの効果

整備内容	下層植生 植被率(%)	下層植生の相対優先度(%)	
		不嗜好性	樹木
整備なし	6	51	20
間伐のみ	18	48	28
柵のみ	49	28	21
間伐+柵	53	18	42
群状間伐+柵	87	13	49

※植被率は草本層のみ対象。(低木は整備前生育個体あるため)  
 ※相対優先度の不嗜好性種は草本・樹木の両方を対象。  
 ※相対優先度の樹木は不嗜好性種を除いた値。

## <間伐による下層植生回復が動物相に与える影響>

人工林の間伐による下層植生の回復状況と動物相との関係を調べたところ、昆虫に関しては下層植生の植物種数が多く植被率の高い林分でハムシ、ゾウムシ類の種数と個体数が多く、鳥類では下層植生が繁茂したスギ、ヒノキ林では藪性鳥類の種数が多いことが示唆された。

小型哺乳類に関しては、野ネズミの生息状況を調べたところ、下層植生が多い地点ほど捕獲頻度が高く、間伐による下層植生回復が小哺乳類の生息にもプラスに影響することが示唆された(図6)。

林床植生状況	サイトA	サイトB	サイトC
*1)種数	28種	48種	68種
*2)植被率	20%	57%	91%

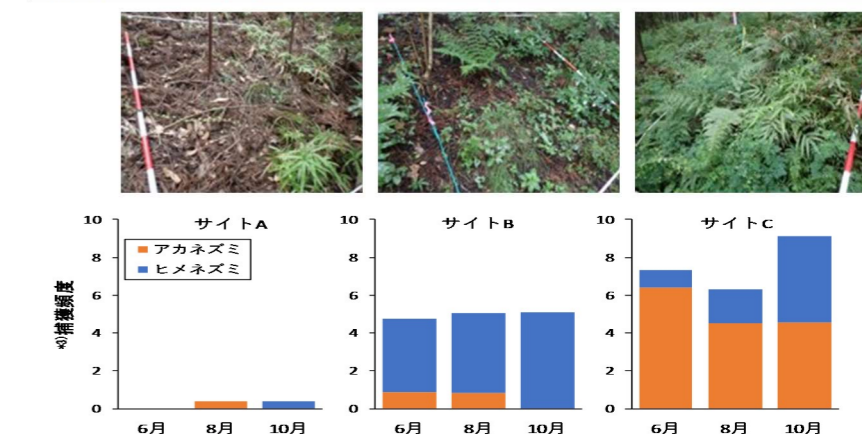


図6 下層植生状態が異なる人工林の整備地における野ネズミの捕獲頻度

\*1 種数: 2x2mのコードラート10個で出現した植物種数  
 \*2 植被率: 10個のコードラートの植被率の平均値  
 \*3 捕獲頻度: 100トラップ・ナイトあたりの野ネズミ捕獲個体数

## <シカ生息状況の推移>

依然として高密度地は多いものの、第1次ニホンジカ保護管理計画時点(2003~2005年)と比較して、km<sup>2</sup>あたり20頭を超えるような極端な高密度地は顕著に減少している(図9)。

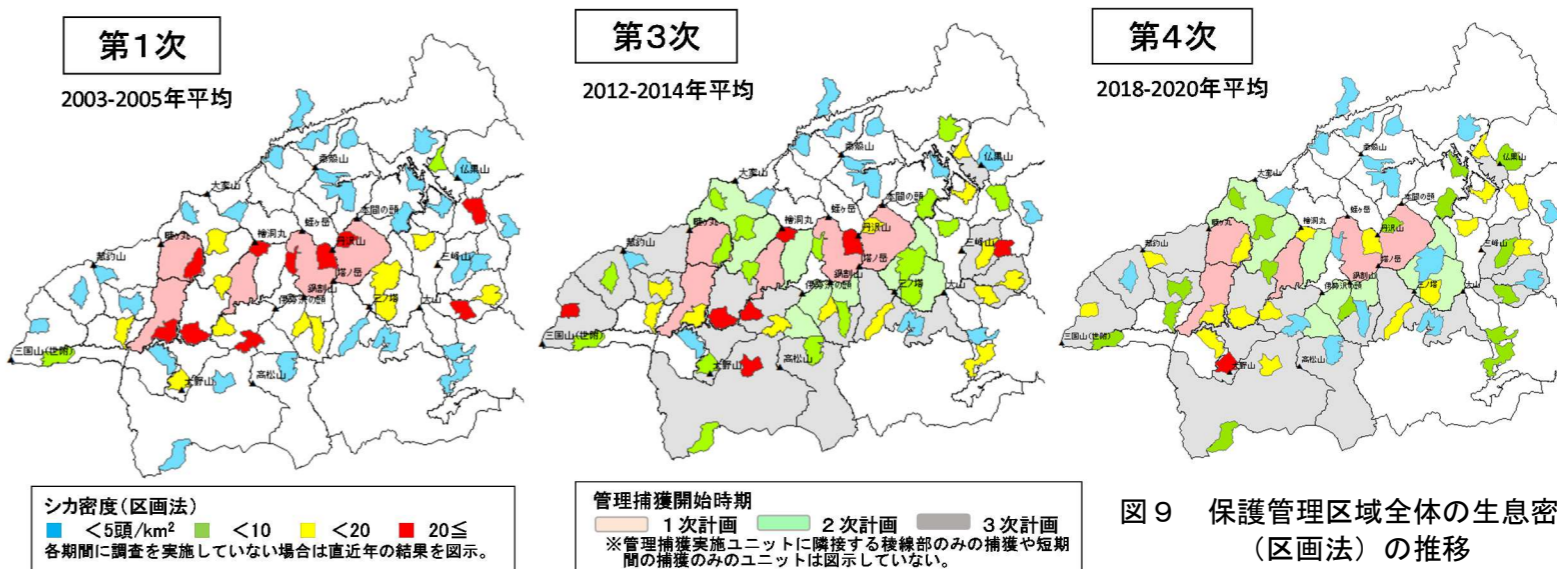


図9 保護管理区域全体の生息密度(区画法)の推移

## ②箱根・小仏における林分スケールのモニタリング結果概要

### <定点調査地点の下層植生の変化>

箱根では人工林と広葉樹林ともに2期から3期にかけて植被率が減少した地点が多く、大幅な減少地点もみられる。第3期からシカ捕獲を開始したものの、シカの生息は増加傾向が続いていることから、シカ影響による下層植生衰退が進行していると考えられる。特に累積的なシカ影響により不嗜好性種が大部分となった丹沢と比べて、箱根ではシカの採食影響が拡大しつつある段階であるため、当面は急速に下層植生が衰退する可能性がある。

小仏では、全体的に2期と3期の植被率の変化が少ないが、植被率は低めである。特に人工林で植被率の低い地点が多いため、立地環境や整備との関係など丁寧にみていく必要がある。

なお、箱根と小仏の生態系効果把握調査の調査では、間伐後の時間経過とともに植被率が緩やかに増加し、2回目の間伐が行われた地点でも継続して増加する傾向であり、間伐後の経過年数に着目すると整備の効果はみられている。

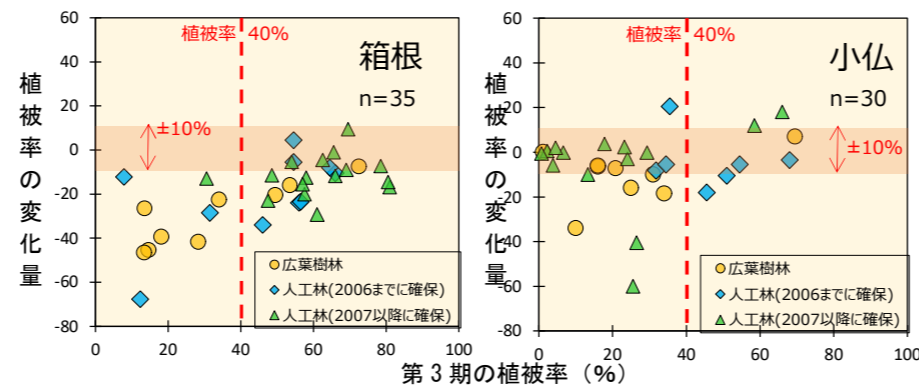


図10 定点調査地点における第3期植被率と2→3期植被率の変化量

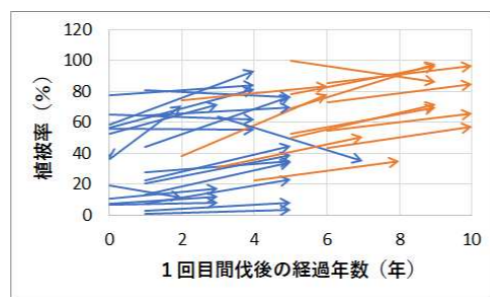


図11 間伐後の経過年数と植被率の関係 (箱根・小仏)

※矢印は1巡目調査時→2巡目調査時の推移を示す。青色は2巡目までに1回間伐、オレンジ色は2回間伐(1巡目前に1回、2巡目までにもう1回)が行われた地点。

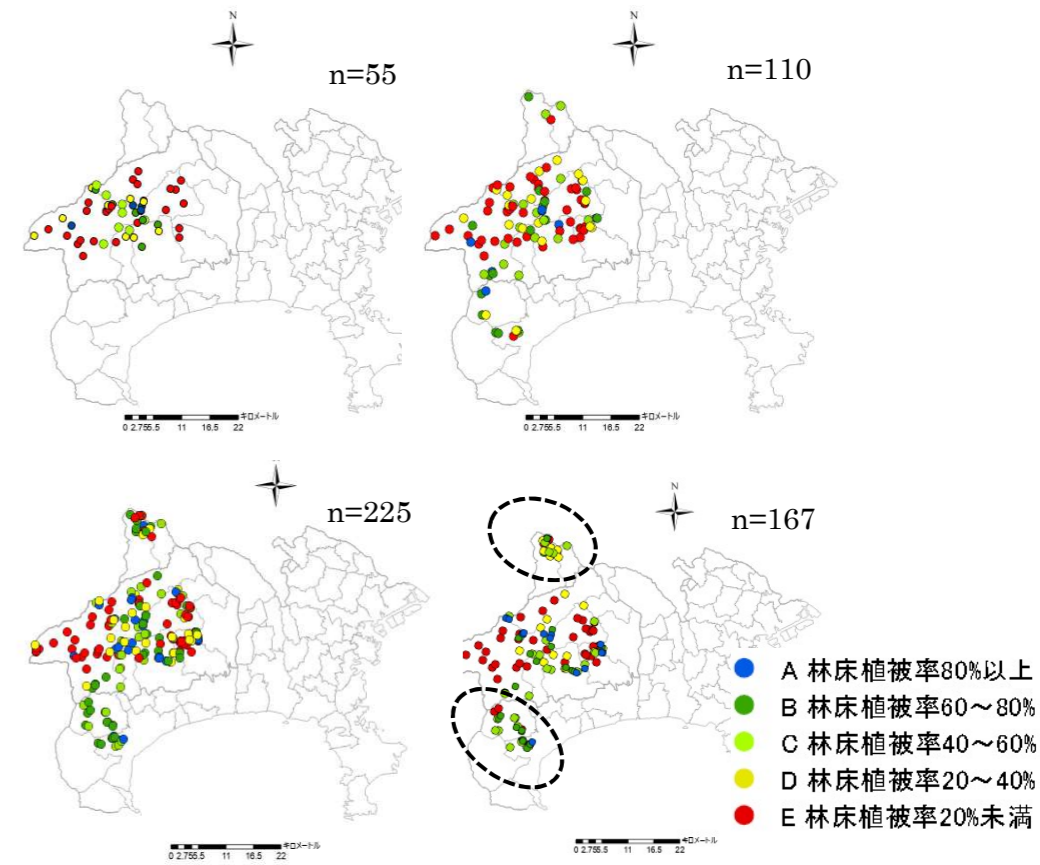


図12 下層植生植被率の推移 (全調査地点)

### <シカの生息状況の推移>

シカの糞塊法による調査結果から、第3期計画期間中は、丹沢でシカ個体数の緩やかな減少傾向が確認されているのに対して、箱根や小仏では増加傾向がみられる(図13)。

森林生態系効果把握調査の各調査地点で2時期にセンサーカメラを用いて中大型哺乳類のモニタリングを実施したところ、丹沢ではシカの撮影頻度が全体の半数を占めるものの1巡目(2014-2015年)と2巡目(2017-2019年)での大きな増減は見られなかった。対して、小仏と箱根では、2巡目のほうが夏と冬ともシカの撮影頻度が増加しており、特に箱根外輪山の夏の増加が目立った。箱根ではよりシカの定着が進み、小仏ではシカの定着が進みつつある段階と考えられた(図14)。なお、センサーカメラによる手法は、カメラ台数や周辺の局所的な環境変化にも影響を受けるため、他のモニタリング結果も踏まえて総合的に判断する必要がある。

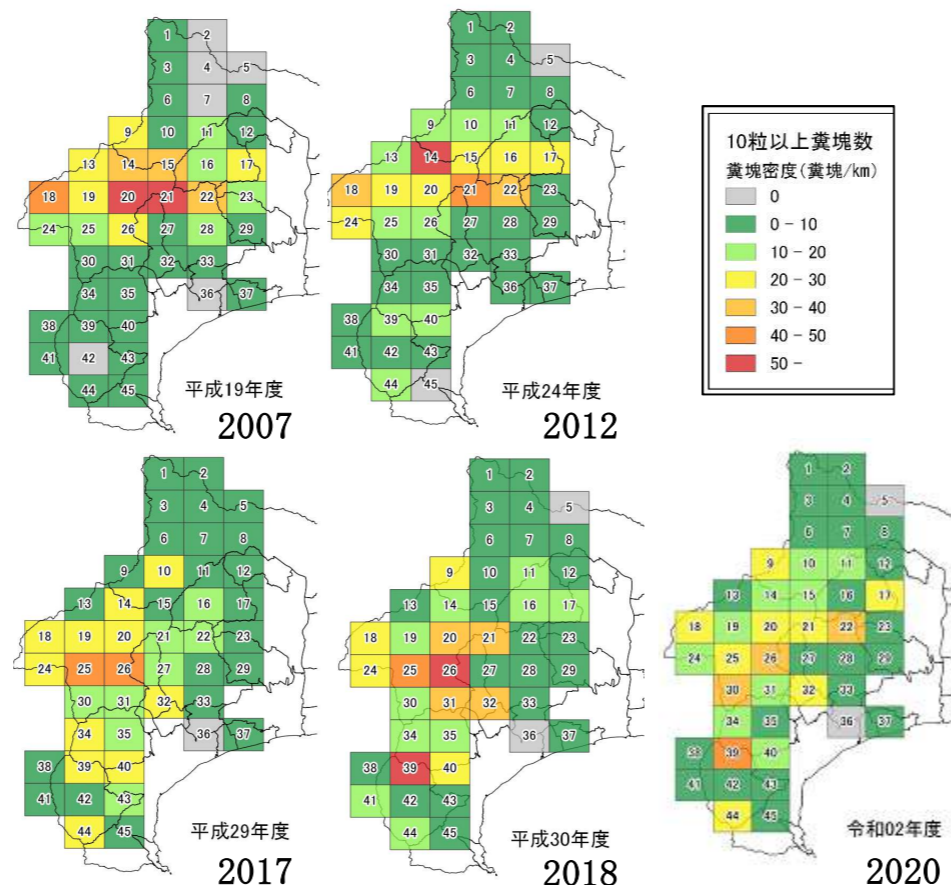


図13 シカ糞塊密度の変化

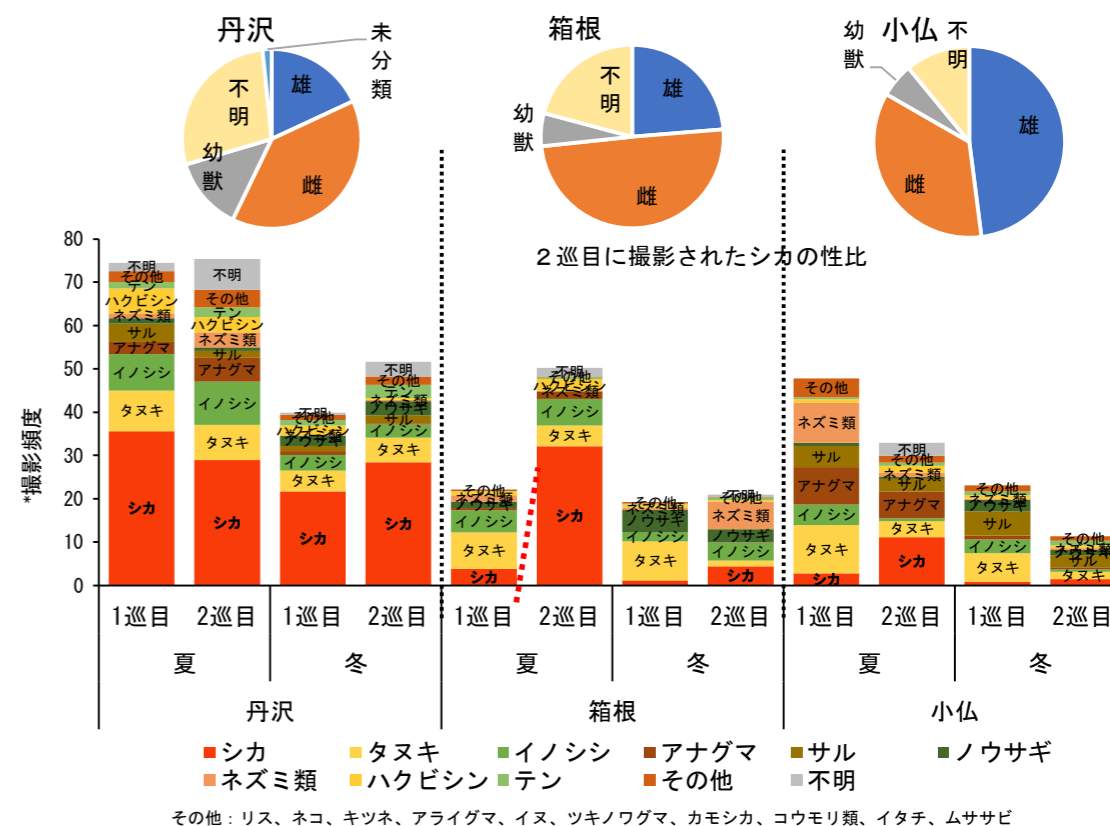


図14 中大型哺乳類の撮影頻度

平成25年～28年度(1巡目)と平成29年度～令和2年度(2巡目)に、各地点に2台ずつセンサーカメラを設置した。撮影頻度は100カメラ・稼働日あたりの撮影個体数

### ③小流域スケールのモニタリング結果概要

#### <植生保護柵を設置した流域の下層植生回復、水の濁りの減少>

シカの影響により下層植生が衰退した西丹沢ヌタノ沢に試験流域を設けて、小流域スケールでシカ対策の効果を検証した(図15)。当初は実施流域と対照流域ともに下層植生は乏しかったが、2014年に実施流域を植生保護柵で囲んだところ谷筋を中心に下層植生が顕著に回復しつつある(図16、17)。

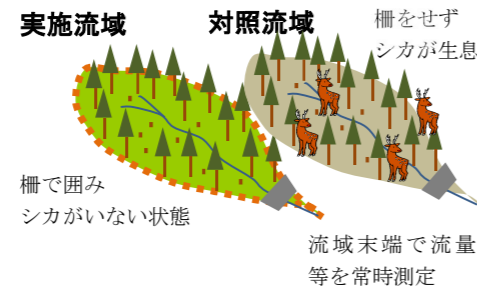


図15 丹沢の試験流域における対照流域法による検証方法

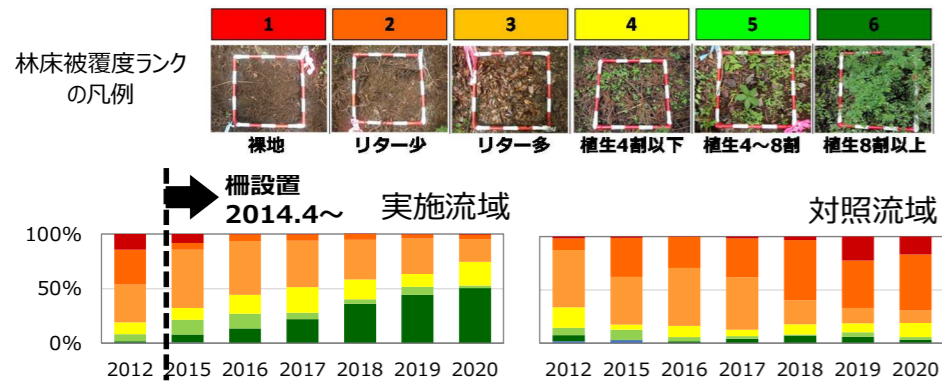


図16 夏季の林床被覆度ランクごとの流域内分布割合の推移

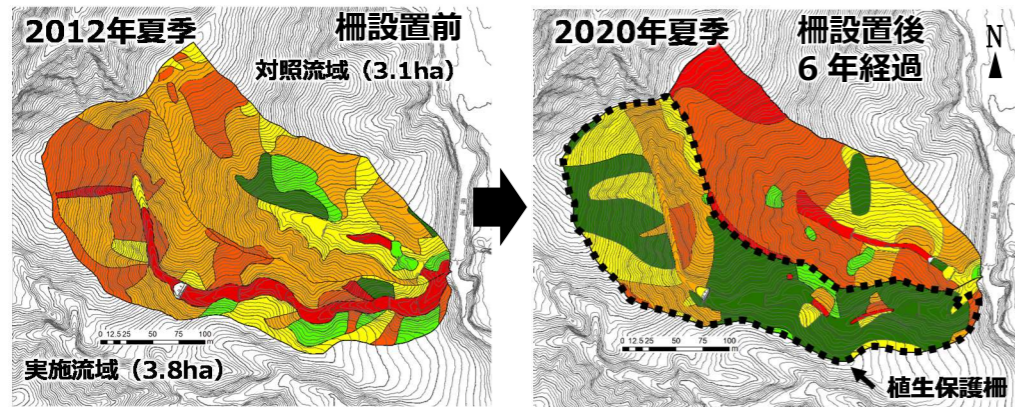


図17 夏季の林床被覆度ランク区分による流域内分布 ※図16と凡例共通

降水量200mm以上の月を対象に、月単位の浮遊土砂量を柵設置前と柵設置後で比較した。降水量、最大日降水量、流量は柵設置前後で同程度かやや設置後のほうが大きい。浮遊土砂量比率(実施流域/対照流域)は、柵設置前が平均3.7倍、設置後が2.5倍であり、設置後のほうがやや小さかった(図18)。

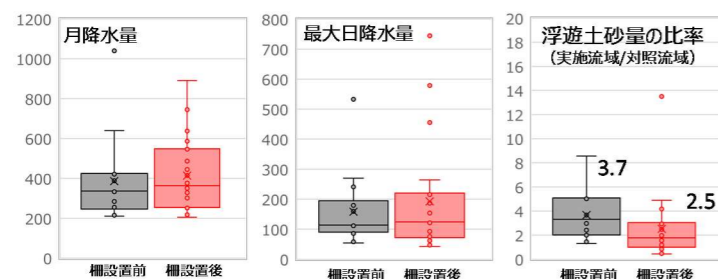


図18 月単位の降水量、最大日降水量、浮遊土砂量比率の柵設置前後の比較

#### <植生保護柵を設置した流域の下層植生回復>

累積的にシカの影響を受けている東丹沢の大洞沢試験流域において、小流域スケールの植生保護柵を設置し6年経過後の効果を検証した。柵内では部分的に低木層発達などの植生回復部がみられるが依然として裸地も分布し、全体的には柵内外の顕著な差はみられなかった(図19)。むしろ斜面位置(尾根・中腹・谷)による植生被覆状態に差があり樹冠開空度・土壌含水率・土壌粒度分布等の立地条件が影響していると考えられた。林床の被覆状態を柵設置前後で比較したところ柵内外ともに尾根部が裸地化していた。尾根部は人工林が分布しており、時間経過に伴う樹冠の閉鎖によるものと考えられた。また、下層植生の出現種数では、上位10種の構成種は柵内外で大きな差がなかったが、全出現種でみると柵内の不嗜好性種数は柵外の1/3、採食耐性種と採食衰退種の種数合計は柵内27種、柵外10種と柵内で多かった。

また、長期にわたる下層植生の衰退は土壌の物理性劣化をもたらしていると考えられるが、土壌物理性調査から植被率は土粒子剥離軽減につながるものの土壌条件の回復には根系量や形態(特に木本種数)も重要であることが示唆された。

さらに柵内の植生回復状況の異なる斜面に寄与域の大きい(斜面長の長い)プロットを設けて夏季に生産土砂量を比較したところ、裸地や草本斜面と比べて低木種の定着した斜面で土砂生産が抑制されていた。

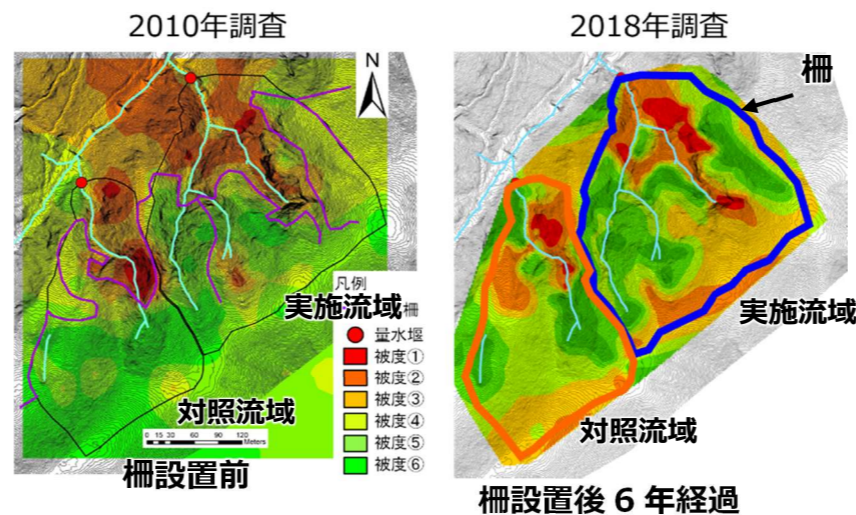


図19 夏季の林床被覆度ランク区分による流域内分布

※図16と凡例共通

#### <間伐による流量の安定化、水質の維持>

貝沢試験流域の下層植生豊富な人工林において、20m×20mの群状間伐を5か所で行い、流域全体では定性間伐(間伐率17%)を行った。流域内では重機を用いず簡易架線集材とし、作業道も新設せず溪流沿いの地表かく乱が無いよう留意した。整備前と比較して整備後の流量の増加が認められ、その量は年間降水量を1,800mmとすると、流量100mmの増加であり、内訳は直接流出の増加が40mm、基底流出の増加が60mmと推定された。森林整備後には浮遊土砂量の増加や渓流水の窒素濃度上昇は認められず、本試験流域で行った間伐・搬出方法では水質も維持された。さらに、蒸発散量の変化も踏まえて間伐による水循環への影響を評価する取組みを、貝沢及び大洞沢試験流域で実施中である。

#### <ダム上流域における土壌流出量の面的評価(水循環モデル解析値)>

宮ヶ瀬ダム上流域を対象とする水循環を再現できるモデルを構築し、施策実施前(A)、平成30年時点(B)、仮想的シナリオ(全域で森林再生(C) 全域で森林劣化進行(D))の各ケースについて、下層植生衰退に伴って発生する地表流による土壌侵食深の面的評価を行った。その結果、宮ヶ瀬ダム上流域のうち裸地と同レベルの土壌侵食深(赤色)と推定されたエリアは、施策実施前(A)では全体の12%であり、森林劣化が進行した場合(D)は74%、森林が再生する(C)は4%となった(図20)。

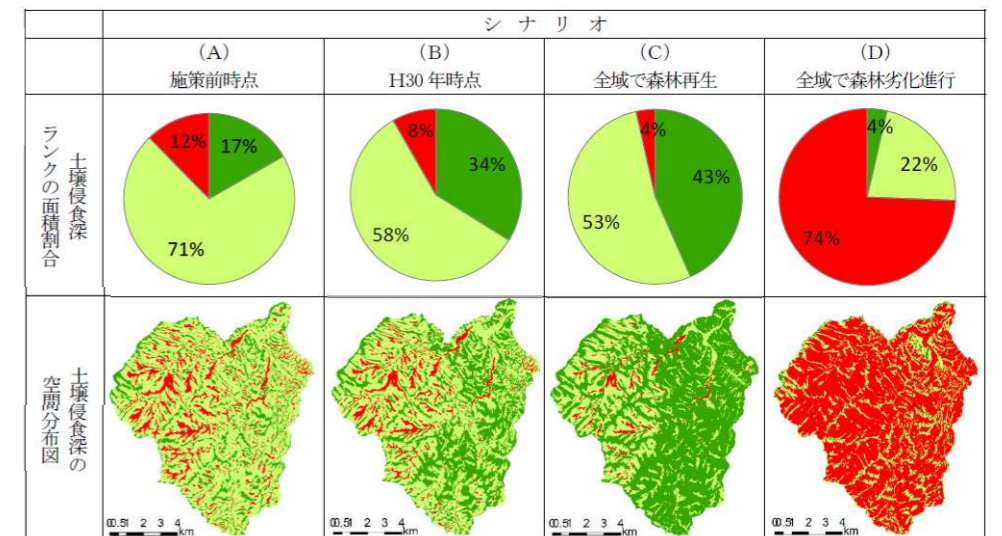


図20 ダム上流域における土壌流出のランク別面積割合