

## 大洞沢試験流域における林床植生の空間分布特性

五味高志\*・平岡真合乃\*・坂上賢\*・アン ファム ティ クイン\*\*・  
内山佳美\*\*\*

### Characteristics for the spatial distribution of vegetation ground cover in the Oborazawa monitoring watersheds

Takashi GOMI\*, Marino HIRAOKA\*, Ken SAKAGAMI\*, Pham Thi Qyunh ANH\*\*,  
and Yoshimi UCHIYAMA\*\*\*

#### 要 旨

大洞沢試験流域内の流域No.3および流域No.4における林床植生分布を把握することを目的とし、林床被覆状態、地形条件、土壌条件、上層木の植生状態を測定した。2流域について53カ所のプロットで調査し、被覆状態を6段階で評価した結果、流域No.3より流域No.4において、裸地化している面積割合が大きい傾向があり、かつ溪流沿いの急斜面で大きくなっていった。林床植生の分布には、樹冠開空率と斜面勾配が強く影響を及ぼしていると考えられた。流域の林床植生はシカの不着好性種および耐性種が優占しており、シカの採食圧の影響を受けていると考えられた。土壌保全上、100 g / m<sup>2</sup>程度の植生バイオマス量を維持することが必要であると考えられ、そのためには、10%以上の樹冠開空度もしくは20%以上の相対照度が必要であると予想された。斜面における侵食土壌の溪流への流入を検討するためには、急勾配における落葉や植生の定着状態や、森林状態や流域内の立地特性を考慮した、林床状態の変化を継続的に観測する必要があると考えられた。

#### I はじめに

日本各地の山林において、ニホンジカ (*Cervus Nippon*: 以下シカとする) やエゾシカ (*Cervus nippon yezoensis*) の増加による植生変化(古林・丸山, 1977; 梶, 1993; 田村ほか, 2007) やそれに伴う生態系 (Sakai *et al.*, 2012) の変化が報告されている。神奈川県の水源地域である森林域でも、シカの過密化により1970年代からスズタケ (*Sasamorpha borealis*) が衰退し、その後も林床植生の衰退と林床の裸地化が進行している。特に丹沢山地では、1990年代以降、鳥獣保護区のブナ林において、シ

カの過密化により、林床植生が衰退し表層土壌の侵食が局所的に起こっている (山根, 2003; 石川, 2008; 若原ほか, 2008; 山根, 2010)。神奈川県では、平成19年度より水源環境保全税を導入し、市町村と連携し、水源林整備などの対策事業を推進している (内山・山根, 2008)。この取り組みは、順応的管理 (中村, 1999; Berkes *et al.*, 2000) により推進、実行する方針とされ、対策事業の実施効果をモニタリングする調査が盛り込まれている。そこで、平成20年度より試験流域を順次設定し、モニタリングの基礎データとなる降水量や河川水量、土砂流出を始めとした観測が開始されている。特に、森林流域

\* 東京農工大学 農学府 (〒183-8509 東京都府中市幸町3-5-8)

\*\* 東京農工大学連合農学研究科 (〒183-8509 東京都府中市幸町3-5-8)

\*\*\* 神奈川県自然環境保全センター 研究企画部 研究連携課 (〒243-0121 厚木市七沢657)

に対する各種対策事業の効果検証を目的として、対照流域法 (Bosch and Hewlett, 1982) による水や土砂の流出、流域植生などの総合的な森林の水源かん養機能モニタリングが進められている。

これらのモニタリング調査では、ニホンジカの個体数変化に伴う採食圧変化、林床植生分布や量の変化の把握が重要である。林床植生は、森林環境の種の多様性を維持するのみならず (Miller *et al.*, 2002)、土壌侵食を抑制する効果 (初ほか, 2010) や高い浸透能を維持する効果も大きい (平岡ほか, 2010)。林床植生やリターが土壌侵食を防止する機能として、①樹冠下で大きくなる雨滴エネルギーを抑える効果、②落葉や植生根系により浸透能が向上し地表流量を減少させる効果、③斜面粗度により発生した地表流の流速を抑え土壌への浸透を促す効果、④植生根系による土粒子の緊縛による土壌粒子の拡散防止の効果などが重要である。裸地化した土壌では、上記の効果が得られないことから、降雨による雨滴侵食、浸透能の低下による地表流の発生により表土流亡が起こっている (恩田ほか, 2005)。

流域スケールで見ると林内の光環境分布やシカの採食圧の程度により、林床植生やリターの分布は一様ではない (Miller *et al.*, 2002)。例えば、清野 (1990) は林内の光環境の林床植生への影響を示し、林内照度の増加に伴って林床植生が増加することを報告している。林床植生生育の第一要因として光環

境を挙げているが、林内相対照度と植被率の関係には大きなばらつきが存在していることも示している。また、三浦 (2000) は林床植生とリターを一体として林床被覆として捉え、林床被覆は林内の光環境のみならず、樹種や林齢により変化することを示している。さらに、山地斜面では林床のリターは移動することから (若原ほか, 2008)、流域内における地形条件などによって、林床リターの分布も異なると考えられる。したがって、林床植生や裸地分布の不均質な流域における、斜面から溪流への侵食土壌の移動や表面流の流出などを検討する場合 (Gomi *et al.*, 2002, 2008)、流域スケールでの植生分布を把握する必要がある。

そこで、本研究では流域スケールで林床植生の分布を調査し、それぞれの斜面地形や斜面位置、土壌や林分状態との対応を把握することによって、(1) 流域スケールにおける林床植生分布の特徴の把握、(2) 流域内に優占する林床植生の把握、(3) 林床植生分布を特徴づける地形、土壌などの要因について解析することを目的とする。

## II 調査地概要

本研究は、神奈川県愛甲郡清川村煤ヶ谷地区宮ヶ瀬ダム上流域に位置する、大洞沢観測流域内の流域No.3と流域No.4を対象に行った (図1)。丹沢山地

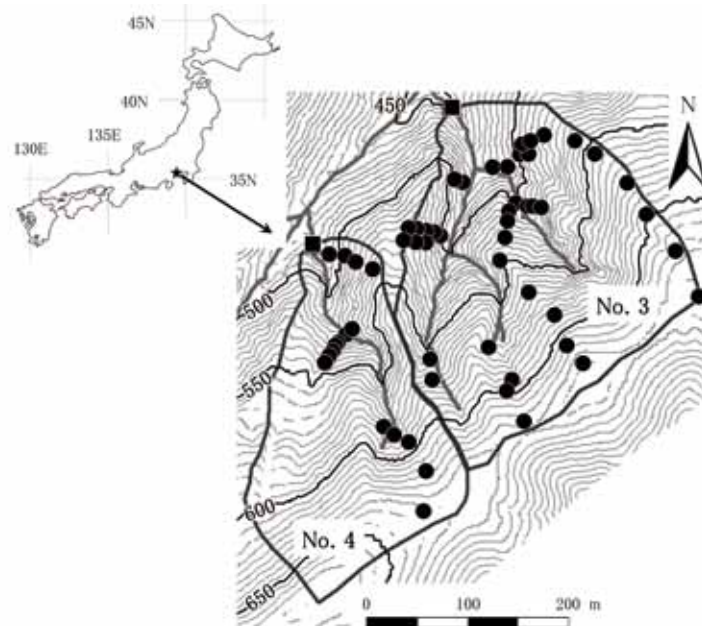


図1 調査地位置図

は伊豆半島の衝突による急激な褶曲を受けた山地であり、変成作用を受けた脆弱な地層が多く、崩壊が発生しやすい。地質は新第三紀層丹沢層群大山亜層群に属する。丹沢層群は比較的古い海成堆積層で、その見かけの厚さは10 kmに達する。新第三紀層堆積岩は、礫・砂・シルトが酸化鉄又は石灰質で膠結（こうけつ）され形成されている。これらの膠結剤は二酸化炭素と雨水の影響で風化・流亡しやすい。そのため、森林土壌の形成が不十分なところではこの風化は広範囲に及ぶ表層崩壊を発生させる。また、新第三紀層の裸地は風化により表面侵食をも受けやすい。そのため、地形が比較的急峻であり、複雑な深い谷を形成している。

大洞沢全体の流域面積は48.3 ha、標高432～878 m、年降水量は約3,000 mmである。土壌は火山灰（関東ローム）の影響を強く受けており、粗孔隙の割合が比較的大きい（白木ほか, 2007）。土壌型はほとんどが適潤性褐色森林土で、一部に弱湿性褐色森林土が見られる。土壌は全般的に構造発達が悪いが、急傾斜地や尾根部分でも1 m以上の厚さを持つ。1997年の調査では、流域面積の約97%が森林であり、林況はスギ（*Cryptomeria japonica*）やヒノキ（*Chamaecyparis obtusa*）の人工林が59.2%、その他針葉樹林が0.8%、広葉樹林が18.6%、針広混交林が18.1%、その他3.2%となっていた。大洞沢試験流域（48 ha；流域No.1）には、昭和56年より林野庁の補助事業である重要水源地域整備治山事業によって本流の量水堰において水文観測が開始され、現在も継続されている（内山・山根, 2008）。これまでに本流を対象とした水や土砂流出観測が行われてきた（例えば、矢部ほか, 2000；白木ほか, 2007）。

対照流域法による森林管理事業検証のために、平成20年度に新たに二つの隣接する支流を操作流域（流域No.3）、対照流域（流域No.4）を設定し、水流出と土砂流出を観測する施設を設けた（図1）。流域面積は、流域No.3は7.0 ha、流域No.4は4.6 ha、標高はそれぞれ、471～637 mと484～670 mである。平成21年から23年度の3年は、現況のまま流域内の気象や河川水量、水質等の観測など操作前の状態での観測を行い、流域の特性を把握している（五味ほか, 2012）。その後、平成23年末に操作流域にお

いて植生保護柵の設置を行い、整備の前後での変化や整備を行わない対照流域との差異を調査する。平成24年度からは植生保護柵設置後の観測が行われて操作実験が開始された。本対象地域におけるシカ生息密度は16.2頭/km<sup>2</sup>である（田村ほか, 2007）。本研究は、植生保護柵設置前の状態を対象としている。

### III 調査方法

#### 1 現地調査

流域No.3と流域No.4において尾根、谷、斜面の側線上に50×50 cmのプロットを設置し、2010年8月および10月に現地調査を実施した（図1）。林床被覆状態の分類はブラウン-ブランケ（Braun-Blanquet, 1964）の指標を参考にして、被覆度1：裸地、被覆度2：リター被覆のみ少量あり、被覆度3：リター被覆のみ多あり、被覆度4：植生被覆が40%以下、被覆度5：林床被覆が40～80%、被覆度6：植生被覆が80%以上の6段階に分類した（図2）。ここでは、林床植生があればリターも十分捕捉されるとして、林床植生はないあるがリター被覆のあるない被度は設定しなかった。

植生バイオマス量を把握するために、各プロット内の高さ1 m以下の林床植生を全て刈り取り、電気乾燥炉で80℃、24時間以上乾燥させ、乾燥重量を計量した。植物種はプロット付近の1×1 m四方の範囲に生育している種を同定した。プロット周辺の林相としてスギ林、ヒノキ林、広葉樹林などを記述した。



図2 被覆度クラスの例

樹冠開空率を得るために、デジタルカメラ (Nikon D 40) と魚眼レンズ (Sigma Fish Eye Lens 8mm) を使用しプロット直上の全天空写真を撮影した。撮影画像はGap Light Analyzer (Frazer *et al.*, 1999) を用いて、樹冠開空率を求めた。広葉樹については、十分葉のある状態での樹冠開空率としている。

リター厚はプロット近辺の土壌を鉛直掘削し、A<sub>0</sub>層の厚さを測定した。雨滴侵食の簡易的な目安として、プロット付近で形成されている土柱高を測定した (Sidle *et al.*, 2004)。降雨時に土壌が露出している地表面では雨滴による侵食が起こるが、小石など雨滴を遮蔽するものが存在している箇所は雨滴エネルギーが土壌に伝わらず侵食されない。その結果、柱状の微地形が形成され、土柱となる。塚本ら (1998) により土柱は土壌侵食強度が増すにつれて増加することが示され、土柱が土壌侵食強度の間接的な指標として有効であることが報告されている。土柱高は各プロットの内外の3箇所測定し、平均値を算出した。

土壌硬度は山中式土壌硬度計を使用し計測した。土壌水分はCampbell土壌水分計を使用し計測した。土壌硬度、土壌水分の値はそれぞれ、プロットで3回計測し平均値を得た。土壌サンプルは林床植生やリター層を取り除き、地表面から直径11.7cm、深さ2.5cmの円筒を用いて土壌を採取した。土壌密度は植物遺体や根系、実生を取り除き、電気乾燥炉で105°C、12時間以上乾燥後、計量した。粒度分布は乾燥させた土壌サンプルを20.00mm、5.66mm、4.76mm、2.00mm、1.00mm、0.50mmの篩にかけた後、それぞれの重量を計量した。

丹沢山地では、1970年代の拡大造林に重なり、シカによる林業被害が出たことから (古林・丸山, 1977)、1970年代後半から神奈川県は植生保護柵を設置するなどの対策を施した。対象流域内には1983～1985年の人工林植栽と同時に設置された植生保護柵が残存している (図1)。過去の資料や現地踏査により、設置当初は両流域の境界線や尾根部に沿って柵は連続しており、流域の南部は完全に囲まれていたと考えられる。しかし、調査時の2010年では、一部撤去されている部分や、動物の移動による穴などがあり、野生動物が行き来している痕跡

もある。そこで、これらの植生保護柵が林床植生に与える影響を調べるため、その位置を地形図に記すとともにプロットの位置が植生保護柵内部か外部であるかを記録した。

## 2 解析方法

得られた各要素については、Personの相関分析を行うことによって要素間の関連性を把握した。また、主成分分析 (PCA: Principal Component Analysis) を行うことによって、観測された多数の項目について、それらの項目全体が示す、森林環境、地形条件、土壌侵食など相互的な傾向の解析を行った。

現地調査で得られたデータをもとにArcGISを用いて林床被覆分布図を作成した。プロットによる被覆状態の調査を得られなかった箇所については、踏査による現地観察から被覆状態を把握した。林床植生被覆図については、ArcGIS Spatial AnalystのKringingによる空間補間手法を利用した。作成図から被度ごとの面積を計算し、流域に占める割合を求めた。同様に、ArcGISを用いてLiDAR地形計測による5mメッシュDEMから、斜面傾斜分布図を作成した。

## IV 結果および考察

### 1 プロットの特徴

流域No.3およびNo.4の58箇所のプロットについては、被覆度1が9か所、被覆度2が10か所、被覆度3が8か所、被覆度4が12か所、被覆度5が8か所、被覆度6が11か所であった (表1)。広葉樹は全体に見られるが被覆度が低い箇所は広葉樹林に出現する傾向がみられた。一方、スギ、ヒノキ林は被覆度が高いところで多くみられる。1980年代の植生保護柵内外別のプロット箇所数についてみると、被覆度4～6のプロットは50～100%以上が柵内部のスギ、ヒノキの人工林を中心に分布し、被覆度1～3のプロットは、おおむね柵外部の広葉樹林に分布していた (表1)。

プロットの平均勾配は被覆度1～6のそれぞれ41.8°、40.1°、35.6°、30.8°、34.4°、29.8°であった (表1)。被覆度3～6は緩勾配の斜面に

表1 植生被覆度クラスごとの調査項目概要

	被覆度												総計	
	1		2		3		4		5		6			平均
	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差
データの個数 / 立木樹種	9		10		8		12		8		11		58	
広葉樹割合	100.0		100.0		87.5		33.3		12.5		9.1		55.2	
勾配(°)	41.8	2.5	40.1	3.4	35.6	12.4	30.8	7.6	34.4	6.7	29.8	10.4	35.1	9.1
開空率(%)	3.9	2.2	4.6	2.5	3.8	1.8	5.4	4.1	6.9	3.9	12.8	6.7	6.4	5.2
バイオマス量(g/m <sup>2</sup> )	2.0	5.7	1.4	3.1	1.8	2.8	15.3	17.5	45.0	31.5	95.5	54.5	28.3	45.0
リター厚さ(cm)	0.0	0.0	2.2	1.5	6.4	4.2	2.1	1.9	1.3	1.7	0.9	1.0	2.0	2.8
未分解層(cm)	0.0	0.0	0.8	0.7	2.3	1.3	0.8	0.9	0.6	1.0	0.2	0.4	0.7	1.1
土柱高(cm)	2.2	1.6	2.8	0.8	1.5	1.0	1.0	1.0	1.5	1.3	0.4	0.6	1.5	1.4
土壌硬度(kPa)	42.9	27.1	51.1	43.5	55.2	44.4	86.8	47.7	57.7	33.0	92.2	47.2	66.5	46.1
土壌水分(%)	19.7	5.7	23.4	9.9	20.8	8.0	22.8	5.7	22.6	5.9	27.2	7.5	23.0	7.7
土壌密度(g/cm <sup>3</sup> )	0.7	0.1	0.6	0.1	0.5	0.2	0.5	0.4	0.6	0.2	0.5	0.2	0.5	0.3
草本種数	0.8	1.9	0.2	0.6	1.1	1.4	4.4	2.0	5.1	2.4	5.5	1.9	3.0	2.8
木本種数	0.1	0.3	0.4	1.2	0.5	0.7	2.3	2.3	1.5	1.1	2.3	2.0	1.3	1.8
さく内の割合	0		0		12.5		50		100		100		0	

分布しており、裸地もしくは落葉被覆の少ない被覆度1と2のプロットは40°付近の急勾配斜面に出現していた。

平均バイオマスは、被覆度1～6のそれぞれで2.0 g / m<sup>2</sup>、1.4 g / m<sup>2</sup>、1.8 g / m<sup>2</sup>、16.7 g / m<sup>2</sup>、45.0 g / m<sup>2</sup>、95.5 g / m<sup>2</sup>であり、ばらつきはあるものの植生被覆率の増加に伴いバイオマス量が多くなる傾向が見られた(図3)。特に、被覆度4～6では、ばらつきが大きくなり、同一の被度クラスであっても、植生高の違いや優占種の生育状況により、バイオマス量に差が生じると考えられた。

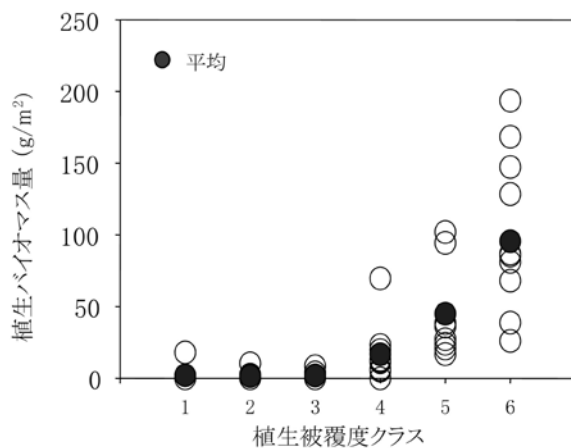


図3 被覆度クラスと植生バイオマス量

樹冠開空率の平均は被覆度1～6まで3.9%、4.6%、3.8%、5.4%、6.9%、12.8%であった(表1)。被覆度1～3のクラスでは樹冠開空率に差は見られなかった。被覆度4～6では植生被覆率が上がるとともに樹冠開空率は高くなる傾向がみられた。

被覆度3のみリター厚は1～14 cmの高い値となったが、他の被覆度では平均2 cm程度であった(表1)。立木樹種別のリター厚は広葉樹が平均2.3 cm、スギが3.1 cm、ヒノキが0.7 cmであった。ヒノキのみやや小さい値となった。ヒノキのリターは鱗片化し、移動・流亡し、表層土壌に混入する特質がある(三浦, 2000)。特に、三浦(2000)では、夏期にヒノキのリターが林床から消失することを示している。そのため、スギ林や広葉樹林では落葉の定着が見られたが、ヒノキ林ではリター量が少なかったと考えられた。

被覆度1～6の平均土柱高は2.2、2.6、1.5、1.0、1.5、0.4 cmとなっていた。ばらつきがあるものの被覆度が大きいほど、土柱高が小さくなる傾向がみられた。土柱高は雨滴侵食の強度と受食性により決まると考えられる(Sidle *et al.*, 2004)。そのため、村井ら(1975)や塚本ら(1998)の既往の研究が示したように、リターや林床植生などの林床地被物には雨滴侵食抑止効果があるという結果が本研究でも得られた。

土壌水分は、プロットごとのばらつきは大きいものの、被覆度ごとの平均値に大きな差はみられず、20から27%であった(表1)。土壌硬度も、プロットごとにはばらつきがあるものの、被覆度ごとの平均値は48～95 kPaであり、被覆度1で最小値、被覆度2で最大値が計測された。土壌密度は被覆度1から3の平均で55～75 g / cm<sup>3</sup>と比較的高い傾向があり、植生被覆の大きい被覆度4から6の平均は45～55 g / cm<sup>3</sup>と小さくなる傾向がみられた。

表2 出現草本および木本リスト

	種和名	別和名	種学名	見かけ被度						出現回数
				1	2	3	4	5	6	
草本	マツカゼソウ		<i>Boeninghausenia albiflora</i>	●		●	●	●	●	27
草本	ケチヂミザサ	チヂミザサ	<i>Oplismenus undulatifolius</i>	●	●	●	●	●	●	21
草本	ヒゴクサ		<i>Carex japonica</i>			●	●	●	●	10
草本	コアカソ		<i>Boehmeria spicata</i>			●	●	●	●	9
草本	アシボソ		<i>Microstegium vimineum</i>				●	●	●	8
草本	タチツボスミレ		<i>Viola grypoceras</i> var. <i>grypoceras</i>				●	●	●	8
草本	アオミズ		<i>Pilea pumila</i>			●	●	●	●	7
草本	イヌワラビ		<i>Athyrium niponicum</i>			●	●	●	●	5
草本	クサアジサイ		<i>Cardiandra alternifolia</i>				●	●	●	5
草本	ゲジゲジシダ		<i>Thelypteris decursivepinnata</i>				●	●	●	5
草本	ヒメチドメ		<i>Hydrocotyle yabei</i>					●	●	5
草本	イストウバナ		<i>Clinopodium micranthum</i> var. <i>micranthum</i>			●	●	●	●	4
草本	ススキ		<i>Miscanthus sinensis</i>					●	●	4
草本	タイアザミ	トネアザミ	<i>Cirsium nipponicum</i> var. <i>incomptum</i>				●	●	●	4
草本	クワガタソウ		<i>Veronica miqueliana</i>	●			●	●	●	3
草本	ツルキンバイ		<i>Potentilla rosulifera</i>	●			●	●	●	3
草本	テンニンソウ		<i>Leucosceptrum japonicum</i>						●	3
草本	ハウチワテンナンショウ	ヒガンナムシゲサ	<i>Arisaema aequinoctiale</i>				●	●	●	3
草本	フモトシケシダ		<i>Deparia pseudoconillii</i>	●			●	●	●	3
草本	ミスヒケ		<i>Persicaria filiformis</i>	●		●	●	●	●	3
草本	エイザンスミレ		<i>Viola eizanensis</i>		●		●			2
草本	カタバミ		<i>Oxalis corniculata</i>						●	2
草本	アカネ		<i>Rubia argyi</i>	●						1
草本	アザミ sp.		<i>Cirsium</i> sp.				●			1
草本	イネ sp.		<i>Poa</i> sp.				●			1
草本	イノデ sp.		<i>Polystichum</i> sp.					●		1
草本	ウツバミソウ		<i>Elatostema involucratum</i>					●		1
草本	カントウカンアオイ	カンアオイ	<i>Asarum nipponicum</i> var. <i>nipponicum</i>					●		1
草本	キッコウハグマ		<i>Ainsliaea apiculata</i>				●			1
草本	サワギク		<i>Nemesenece nikoensis</i>					●		1
草本	ジャノヒゲ		<i>Ophiopogon japonicus</i>					●		1
草本	スミレ sp.		<i>Viola</i> sp.				●			1
草本	セントウソウ		<i>Chamaele decumbens</i>						●	1
草本	チゴユリ		<i>Disporum smilacinum</i>						●	1
草本	ツリガネニンジン		<i>Adenophora triphylla</i> var. <i>japonica</i>						●	1
草本	ツルニガクサ		<i>Teucrium viscidum</i> var. <i>miquelianum</i>						●	1
草本	トウゴクサバノオ		<i>Dichocarpum trachyspermum</i>			●				1
草本	イストウバナ		<i>Clinopodium micranthum</i>				●			1
草本	ナガバヤブマオ		<i>Boehmeria sieboldiana</i> Blume				●			1
草本	ナギナタコウジュ		<i>Elsholtzia ciliata</i>						●	1
草本	ノササゲ		<i>Dumasia truncata</i>						●	1
草本	ハリガネワラビ		<i>Thelypteris japonica</i>						●	1
草本	ヒヨドリバナ		<i>Eupatorium makinoi</i>					●		1
草本	ホウチャクソウ		<i>Disporum sessile</i>					●		1
草本	マルバスマシレ		<i>Viola keiskei</i>				●			1
草本	ミヤマタニタデ		<i>Circaea alpina</i> subsp. <i>alpina</i>					●		1
草本	ヒロハヤマトウバナ		<i>Clinopodium multicaule</i> var. <i>latifolium</i>						●	1
草本	ヤマネコノメソウ		<i>Chrysosplenium japonicum</i>				●			1
草本	ヨゴレネコノメ		<i>Chrysosplenium macrostemon</i> var. <i>atrardrum</i>				●			1
木本	ニガイチゴ		<i>Rubus microphyllus</i>	●				●	●	7
木本	マルバウツギ		<i>Deutzia scabra</i>				●	●	●	6
木本	ムラサキシキブ		<i>Callicarpa japonica</i>				●	●	●	5
木本	モミジイチゴ		<i>Rubus palmatus</i>		●		●	●	●	5
木本	ヤブムラサキ		<i>Callicarpa mollis</i>				●	●	●	5
木本	ウツギ		<i>Deutzia crenata</i>				●	●	●	4
木本	ケヤキ		<i>Zelkova serrata</i>		●		●	●	●	4
木本	エビガライチゴ		<i>Rubus phoenicolasius</i>				●	●	●	3
木本	オオバアサガラ		<i>Pterostyrax hispida</i>				●	●	●	3
木本	ミヤマシキミ		<i>Skimmia japonica</i> var. <i>japonica</i>				●	●	●	3
木本	アズマイバラ		<i>Rosa onoei</i> var. <i>oligantha</i>				●	●	●	2
木本	カタバミ		<i>Oxalis corniculata</i>					●	●	2
木本	サンショウ		<i>Zanthoxylum piperitum</i>				●	●	●	2
木本	タマアジサイ		<i>Hydrangea involucrata</i>					●	●	2
木本	テイカカズラ		<i>Trachelospermum asiaticum</i>				●	●	●	2
木本	ヒメウツギ		<i>Deutzia gracilis</i>				●	●	●	2
木本	アカシデ		<i>Carpinus laxiflora</i>		●					1
木本	アブラチャン		<i>Lindera praecox</i>			●				1
木本	イヌシデ		<i>Carpinus tschonoskii</i>		●					1
木本	イワガラミ		<i>Schizophragma hydrangeoides</i>					●		1
木本	ウグイスカグラ		<i>Lonicera gracilipes</i>						●	1
木本	ガクウツギ		<i>Hydrangea scandens</i>			●				1
木本	ガジカエデ		<i>Acer diabolicum</i>						●	1
木本	キブシ		<i>Stachyurus praecox</i>				●			1
木本	クマヤナギ		<i>Berchemia racemosa</i>				●			1
木本	コバノガマズミ		<i>Viburnum erosum</i>				●			1
木本	コボタンヅル		<i>Clematis apiifolia</i> var. <i>biternata</i>					●		1
木本	ハナイカダ		<i>Helwingia japonica</i>				●			1
木本	バライチゴ		<i>Rubus illecebrosus</i>						●	1
木本	ハンショウヅル		<i>Clematis japonica</i>			●				1
木本	マルバアオダモ		<i>Fraxinus sieboldiana</i>			●				1
木本	ミズキ		<i>Cornus controversa</i>						●	1
木本	ムクノキ		<i>Aphananthe aspera</i>				●			1

※ 学名引用: 米倉浩司・梶田忠 (2003-) 「BG Plants 和名-学名インデックス」(YList), [http://bean.bio.chiba-u.jp/bgplants/ylist\\_main.html](http://bean.bio.chiba-u.jp/bgplants/ylist_main.html) (2012年10月5日)。

## 2 出現植物種

本対象流域では、神奈川県周辺の山地で確認されるササ類はみられなかった。田村ほか (2007) の分類にあるように、短茎草本類の優占する林床植生であった。優占していた草本類はマツカゼソウ (*Boenninghausenia japonica*) やケチヂミザサ (*Oplismenus undulatifolius* var. *undulatifolius*)、ヒゴクサ (*Carex japonica*) であった (表2)。木本類では、ニガイチゴ (*Rubus microphyllus*)、マルバウツギ (*Deutzia scabra*)、ムラサキシキブ (*Callicarpa japonica*) などがみられた (表2)。草本類の出現種が多くかつ、シカが好んで採食しない不嗜好性種、あるいはシカに採食されても再生できる耐性種 (田村ほか, 2007) が優占する傾向がみられた。

柵内外を比較すると、柵外部においては、マツカゼソウ、ケチヂミザサ、ヒゴクサ、アシボソ (*Microstegium vimineum*)、タチツボスミレ (*Viola grypoceras*) などが優占していた。柵内部ではマツカゼソウ、ケチヂミザサ、コアカソ (*Boehmeria spicata*)、アオミズ (*Elatostema japonicum*) であった。その他、タイアザミ (*Cirsium nipponicum*) などの不嗜好性種、ヒメチドメ (*Hydrocotyle yabei*) などの耐性種などが優占していた。いずれもシカの不嗜好性種、耐性種が林床植生を優占していたことから、過去に設置された植生保護柵については、柵内外いずれもシカの採食圧を受けていると考えられた。また、本調査地域のシカ生息密度は 16.2 頭 / km<sup>2</sup> で、神奈川県下の密度と比較すると中程度であり (田村ほか, 2007)、本調査期間中も、流域内全域にシカの糞塊がみられたことから、シカの採食圧の影響を顕著に受け、不嗜好性種や耐性種が優占していると考えられた。

しかし、流域No.4内には、過去に設置された植生保護柵により囲まれている 20 m四方の小区画が確認でき、柵内部は被覆度5もしくは被覆度6であった。この区画内では、不嗜好性種でも耐性種でもないクサアジサイ (*Cardiandra alternifolia*) がみられた。以上のことから、流域内の一部では、過去に設置した植生保護柵が機能しており、今後、流域スケールでの植生回復を考える場合、このようなパッチ状の保全された箇所が種子の供給源などになると予想された。

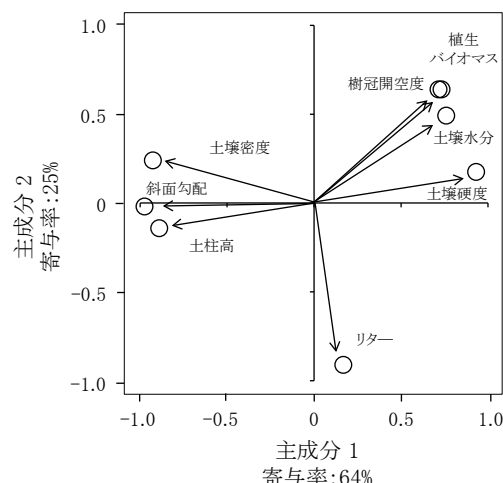


図4 PCAによる分析結果

## 3 林床植生、樹冠構造、土壌侵食の関係

各プロットの特徴を説明する要因解析として、主成分分析を行い、各計測項目間の傾向を把握した (図4)。第一主成分については、樹冠開空度や林床被覆が正の方向を示し、土柱高や斜面勾配などが負の方向を示した。第一主成分が全体の 64% のばらつきを説明していることから、植生被覆にとまなう土壌侵食の有無が、プロット間のばらつきを説明していると考えられた。第二主成分については、全体の 25% のばらつきを説明しており、リター量のみが特徴づけられていた。以上の結果から、流域内の林床植生分布については、樹冠開空度や斜面勾配などと関連する植生被覆条件が重要な要因であり、次いでリター被覆条件が全体のばらつきを説明する要因となっていると考えられた。このことは、林床被覆の回復を目指す対策について検討する場合、樹冠構造や斜面勾配に対応した対策方法を立案することが、林床植生回復やリターの定着を促す要因になると考えられた。

そこで、観測項目個別の相互作用を分析するために、相関分析を行った (表3)。斜面勾配が大きい斜面では、土壌硬度 ( $p=0.012$ ) や土壌密度 ( $p=0.007$ ) も大きくなる傾向がみられ、かつ土柱高 ( $p=0.007$ ) との相関も有意であった (表3)。また、土壌硬度と土柱高に有意な相関 ( $p=0.027$ ) がみられることや、土壌水分と土壌密度に有意な相関 ( $p=0.035$ ) がみられた。このことは、急勾配斜面では、裸地化し、土壌侵食量が顕著であるととともに土壌物理性が

表3 相関分析の結果

Factor	被覆度	斜面勾配	樹冠開空度	植生バイオマス	リター量	土柱高	土壌硬度	土壌水分	かさ密度	土壌粒度(<1mm)
被覆度	R	-0.91 *	0.83 *	0.87 *	-0.06	-0.85 *	0.79	0.77	-0.75	0.53
	P-value	0.01	0.04	0.02	0.91	0.03	0.06	0.07	0.09	0.25
斜面勾配	R	-	-0.69	-0.70	-0.09	0.93 *	-0.93 *	-0.67	0.88 *	-0.63
	P-value		0.13	0.12	0.87	0.01	0.01	0.14	0.02	0.18
樹冠開空度	R		-	0.99 *	-0.37	-0.73	0.74	0.91 *	-0.51	0.16
	P-value			0.00	0.47	0.10	0.10	0.01	0.31	0.76
植生バイオマス	R			-	-0.37	-0.76	0.69	0.85 *	-0.47	0.18
	P-value				0.47	0.08	0.13	0.03	0.35	0.74
リター量	R				-	0.00	-0.10	-0.26	-0.34	-0.08
	P-value					1.00	0.85	0.62	0.51	0.88
土柱高	R					-	-0.86 *	-0.57	0.68	0.37
	P-value						0.03	0.24	0.14	0.47
土壌硬度	R						-	0.77	-0.84 *	0.59
	P-value							0.08	0.04	0.22
土壌水分	R							-	-0.68	0.32
	P-value								0.14	0.54
かさ密度	R								-	-0.66
	P-value									0.16
土壌粒度(<1mm)	R									-
	P-value									-

注)p<0.05を\*で示した。

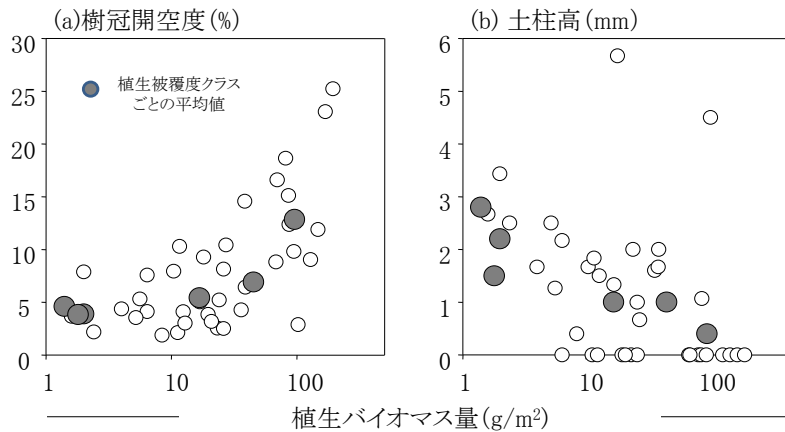


図5 植生バイオマス量と樹冠開空度および土柱高

変化していたと考えられた (Schlesinger, 1997)。今後、植生被覆や落葉の蓄積に伴う土壌の変化や、植生被覆とその根茎に発達による土壌物理性の変化について、検討する必要もある。

バイオマス量と樹冠開空度では、ばらつきがあるものの、樹冠開空率が10%以上では、概ね林床植生のバイオマス量は100 g / m<sup>2</sup>であった (図5)。清野 (1990) によると、100 g / m<sup>2</sup>程度の植生バイオマスの維持には、相対照度として20%程度の光環境が必要であることから、本研究でも同様の林床の光環境改善が必要であると考えられた。

また、被覆度が小さくなるほど、土柱高が大きくなり、斜面の雨滴侵食や表面土壌の削剥などの土壌侵食が発生していることが示された。土柱高と植生バイオマスの関係は統計的に有意でないものの (表3)、バイオマスが、10 g / m<sup>2</sup>以上になると、平均土柱高は1 cm以下になり、100 g / m<sup>2</sup>以上で土柱高

の形成が0 cmとなるプロットが増える傾向があった (図5)。このことから、大洞沢流域における土壌侵食防止を目標とした植生回復を行う場合、初期の目標として10 g / m<sup>2</sup>以上の植生回復を目指し、最終的に100 g / m<sup>2</sup>程度の植生回復を行う必要があると推察された。しかし、土壌侵食を抑制する林床被覆として落葉も重要であり、初ほか (2010) などが示す林床合計被覆率などの指標や落葉による被覆の季節的な変動については、落葉の供給時期 (平岡ほか, 2013) を把握する必要がある。

#### 4 林床被覆、バイオマス、土壌侵食の空間分布

プロットで得られた被覆度クラスと現地踏査による被覆度の補足調査から林床被覆の空間分布を作成した (図6)。両流域ともに林床被覆状態が良い箇所は尾根部沿いに分布しており、かつスギやヒノキの人工林の箇所であった。谷部でかつ人工林である



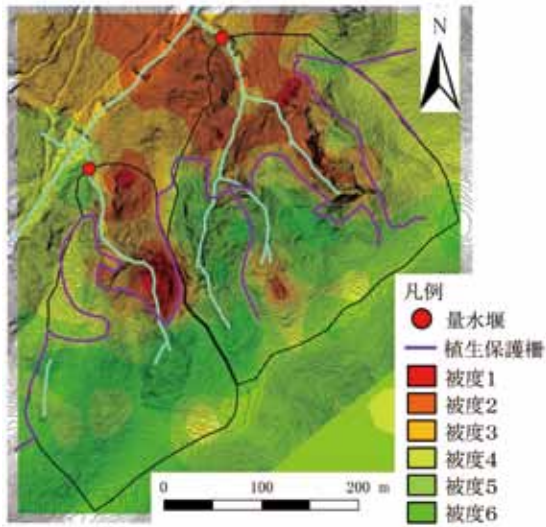


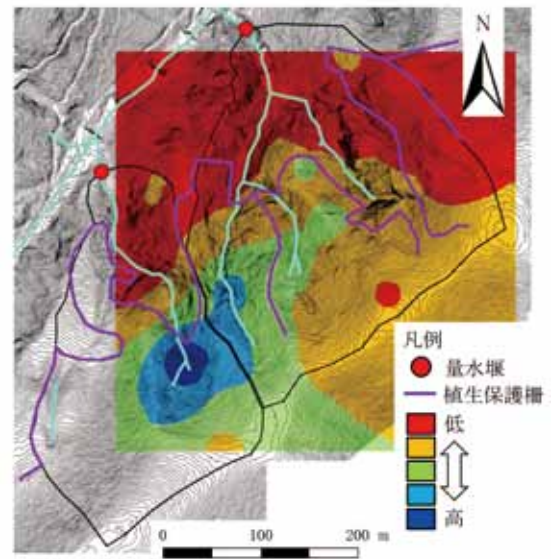
図6 被覆度クラスの分布図

箇所、被覆率の小さい場所は、近年の斜面崩壊跡地であり、表土の削剥により裸地化している箇所であった。また、尾根部付近では、スギやヒノキ人工林内においても小面積パッチ状に被覆率が小さい箇所が点在していた。この箇所では、スギ林が高密度に植栽されており、林内の光環境低下による林床植生の衰退が確認された（図6）。

両流域ともに、流域末端部から上流の流路沿い300 m程度までは、被覆度3以下で、裸地あるいは落葉被覆のみの林床であった。特に裸地化している被覆度1は河道沿いの急勾配斜面に分布していた。裸地面積を計算した結果、流域No.3で1.3 ha、流域No.4で0.7 haであった。裸地が流域面積に占める割合はそれぞれ19%、15%であった。傾斜分布から、どちらの流域でも40°以上の急傾斜が流路に面した斜面に多く見られた。特に、流路に面した急勾配(>40°)の斜面と被覆度1~2のような裸地斜面の分布が重なる傾向が見られた。

樹冠開空率と土柱高についても、空間分布図を作成し、検討した結果、流路沿いの急勾配斜面では、樹冠開空率が低く（図7a）、土柱高は高く（図7b）なっていた。特に、流域No.3の溪流沿いの斜面では、流域No.4と比べて、樹冠開空率、バイオマス量は低く、土柱高は高い結果となった。このことから、流域No.3では、流域No.4と比べて、裸地面積の流域に占める割合も大きく、かつ土壌侵食も活発であることが予想された。五味ほか(2012)や平岡ほか(2013)

(a) 樹冠開空度 (%)



(b) 土柱高 (mm)

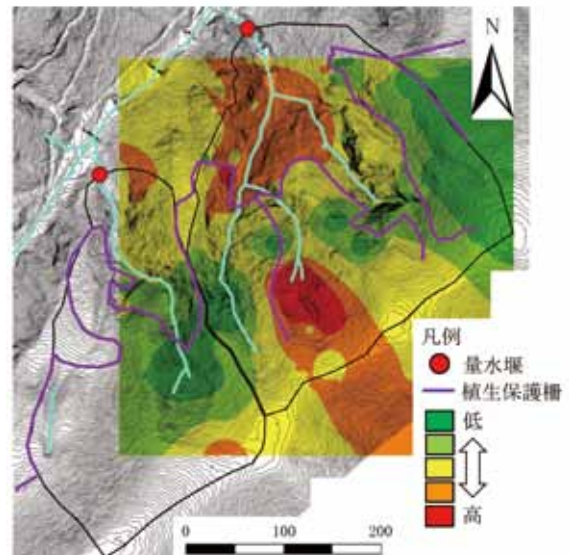


図7 樹冠開空度と土柱高の分布図

では、流域No.3の末端における流出土砂量が流域No.4の3倍程度と報告されており、斜面における侵食土壌が流域の流出量に影響を及ぼしていると考えられた。

## V まとめ

本研究から、流域スケールでの林床植生の分布を把握することができた。本研究の結果で明らかになった点は以下のようにまとめられる。①広葉樹林の谷部あるいは河道沿いでは、急勾配斜面であり、林床被覆度、林床植生バイオマス量は低く、土壌侵食が顕著に起こっている傾向があった。②流域全域

で、林床植生はシカの不嗜好種や耐性種が優占していたことから、シカの採食圧の影響が考えられ、多様度は低いと考えられた。③土壌保全上、100 g / m<sup>2</sup>程度の植生バイオマス量回復が必要であると考えられ、そのためには、10%以上の樹冠開空度、もしくは20%以上の相対照度が必要であると予想できた。④林床被覆分布図から、ヒノキやスギ人工林の植栽地である尾根部では林床被覆率、バイオマス量が高い傾向にあった。⑤流域スケールの植生や土壌の保全では、流路沿いの急勾配斜面の植生回復が必要であり、そのためには、樹冠開空率の上昇にともなう植生バイオマス量の変化とともに、急勾配における落葉や植生の定着が必要であると考えられた。このような林床状態の変化が、斜面における侵食土壌が直接溪流に流出することを抑える効果を発揮すると予想される (Gomi *et al.*, 2002)。

流域スケールでの植生回復や土壌保全を検討する場合、急勾配裸地斜面にどのように植生が回復していくかを観測する必要がある。特に、谷部の広葉樹林帯では、夏季の照度が低いことから、シカの採食圧のみならず、そもそも林床植生の生育には十分でない立地である可能性も示唆できた。また、人工林において過密状態のため樹冠開空率が低い箇所では間伐が必要である。流域の林床植生はマツカゼソウ、ケチヂミザサなどのシカの不嗜好性種、耐性種が優占しており、草本類および木本種の稚樹は出現頻度が低くなり、シカの食害採食圧が土壌の形成や樹木の更新を阻害している恐れがある。森林のもつ多面的な機能を維持するためには、土壌侵食の防止のみならず、生物多様性や生態系保全を合わせて考える必要があり、シカの個体数管理や、植生保護柵の導入のみならず、間伐などの森林管理や、植生回復のための対策工などの総合的な対策が必要であると考えられる。

## VI 謝 辞

本研究を推進するにあたり、東京農工大学の学生・院生諸氏には現地調査の協力をいただいた。また、石川芳治教授、白木克繁准教授には様々なアドバイスをいただいた。ここに感謝、御礼申し上げる。

## VII 引用文献

- Berkes, F., Colding, J., and Folke, C. (2000) Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications* 10:1251-1262.
- Bosch, J.M. and Hewlett, J.D. (1982) A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55: 3-23.
- Braun-Blanquet, J. (1964) *Pflanzensoziologie*, Springer-Verlag, Wien. (鈴木時夫訳 (1971) 「植物社会学 I, II」. 朝倉書店, 東京)
- 初磊・石川芳治・白木克繁・若原妙子・内山佳美 (2010) 丹沢堂平地区のシカによる林床植生衰退地における林床合計被覆率と土壌侵食量の関係. *日本森林学会誌* 92(5) : 261-268.
- Frazer, G.W., Canham, C.D., and Lertzman, K.P. (1999) Gap Light Analyzer (GLA), Version 2. 0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation.
- 古林賢恒・丸山直樹 (1977) 丹沢山塊札掛におけるシカの食性. *哺乳動物学雑誌* 7: 55-62.
- Gomi, T., Sidle, R.C., and Richardson, J.S. (2002) Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience*, 52: 905-916.
- Gomi, T., Sidle, R.C., Miyata, S., Kosugi, K., and Onda, Y. (2008) Dynamic runoff connectivity of overland flow on steep forested hillslopes: scale effects and runoff transfer. *Water Resources Research* 44: W08411.
- 五味高志・小田智基・鈴木雅一・平岡真合乃・宮田秀介・内山佳美・山根正伸 (2012) 丹沢山大洞沢観測流域における水と土砂動態観測. *砂防学会誌* 65(1) : 73-77.
- 平岡真合乃・恩田裕一・加藤弘亮・水垣滋・五味高志・南光一樹 (2010) ヒノキ人工林における浸透能に対する下層植生の影響. *日本森林学会誌* 92(3) : 145-150.

- 平岡真合乃・五味高志・小田智基・熊倉歩・宮田秀介・内山佳美 (2013) 大洞沢試験流域における流出土砂量と土砂生産源の季節変動. 神奈川県自然環境保全センター報告 10;71-79
- 石川芳治 (2008) 丹沢山地でのシカによる林床植生衰退地における土壌浸食機構と対策手法. 森林科学 53 : 48-52.
- 梶光一 (1993) シカが植生をかえる. 242-249. 生態学からみた北海道. 東正剛・阿部永・辻井達一編, 373pp, 北海道大学図書刊行会, 北海道.
- 清野嘉之 (1990) ヒノキ人工林における下層植物群落の動態と制御に関する研究. 森林総合研究所研究報告 359 : 1-122.
- Miller, T.F., Mladenoff, D.J., and Clayton, M.K. (2002) Old-growth northern hardwood forest: Spatial autocorrelation and patterns of understory vegetation. *Ecological Monographs* 72(4) : 487-503.
- 三浦覚 (2000) 表層土壌における雨滴浸食保護の視点からみた林床被覆の定義とこれに基づく林床被覆率の実態評価. 日本林学会誌 82(2) : 132-140.
- 村井宏・岩崎勇作 (1975) 林地の水および土壌保全機能に関する研究 -1- 森林状態の差異が地表流下, 浸透および侵食に及ぼす影響. 林業試験場研究報告 274 : 23-84.
- 中村太士 (1999) 流域一貫森と川と人のつながりを求めて. 138pp, 築地書館株式会社, 東京.
- 恩田裕一・辻村真貴・野々田稔郎・竹中千里 (2005) 荒廃したヒノキ人工林における浸透能測定法の検討. 水文・水資源学会誌 18(6) : 688-694.
- Sakai, M., Natuhara, Y., Imanishi, A., Imai, K., and Kato, M. (2012) Indirect effects of excessive deer browsing through understory vegetation on stream insect assemblages. *Population Ecology* 54:65-74.
- Schlesinger, W.H. (1997) *Biogeochemistry: an introduction of global change (2nd edition)*, Academic Press.
- 白木克繁・若林妙子・石川芳治・鈴木雅一・内山佳美 (2007) 大洞沢の降雨と流出. 丹沢大山総合調査学術報告書 : 405-409.
- Sidle, R.C., Sasaki, S., Otsuki, M., Noguchi, S., and Nik, A.R. (2004) Sediment pathways in a tropical forest: effects of logging roads and skid trails. *Hydrological Processes* 18: 703-720.
- 田村淳・永田幸志・小林俊元・栗林弘樹・山根正伸 (2007) 第1次神奈川県ニホンジカ保護管理事業における植生定点モニタリング. 神奈川県自然環境保全センター報告 4 : 7-20.
- 塚本良則 (1998) 森林・水・土の保全—湿潤変動帯の水文地形学. 朝倉書店.
- 内山佳美・山根正伸 (2008) 森林における水環境モニタリングの調査設計 - 大洞沢における検討事例 -. 神奈川県自然環境保全センター報告 5 : 15-24.
- 矢部和弘・中嶋伸行・西尾邦彦 (2000) 東丹沢大洞沢における流出土砂量推算式の検討. 東京農大農学集報, 45(3) : 217-225.
- 山根正伸 (2003) ニホンジカ被害問題に残されている課題. 神奈川県丹沢山地の経験から. 森林科学 39 : 35-40.
- 山根正伸 (2010) 神奈川県におけるニホンジカ保護管理の新展開. 日本鹿研究 創刊号 : 2-8.
- 若原妙子・石川芳治・白木克繁・戸田浩人・宮貴大・片岡史子・中田亘・鈴木雅一・内山佳美 (2008) ブナ林床植生衰退地におけるリター堆積量と土壌浸食量の季節変化 - 丹沢山地堂平地区のシカによる影響 -. 日本森林学会誌 90(6) : 378-385.

