

下層植生が消失した針広混交林における樹木根系の 露出とその制御要因

阿部, 隼人
九州大学大学院生物資源環境科学府

付, 東川
九州大学大学院生物資源環境科学府

久米, 朋宣
九州大学大学院農学研究院

片山, 歩美
九州大学大学院農学研究院

<https://doi.org/10.15017/4776829>

出版情報 : 九州大学農学部演習林報告. 103, pp.13-20, 2022-03-29. 九州大学農学部附属演習林
バージョン :
権利関係 :

下層植生が消失した針広混交林における樹木根系の露出とその制御要因

阿部隼人¹, 付東川¹, 久米朋宣², 片山歩美²

九州大学宮崎演習林の三方岳団地では、ニホンジカの植生採食に伴い1980年台から土壌侵食が生じていると考えられる。しかし、本地域でこれまでに生じた土壌侵食の程度は明らかになっていない。土壌層の剥離に伴い土中から空中へ露出した樹木の根系（露出根）は、土壌侵食の程度を示す有用な痕跡である。本研究は三方岳団地で出現した露出根の分布や露出高さとその制御要因を明らかにすることを目的に行った。調査ではツガ、ウラジロガシ、ブナ、ミズナラ、ホオノキを対象に、土壌面から露出根までの垂直高さ（露出高）を計測した。また、樹高や林床のリター量などの要因と露出高の関係から樹木周りの土壌侵食の制御要因を検討した。調査地では調査木より斜面下方に露出根が出現する傾向があった。全樹種の露出高の最大値（最大露出高）は 17.1 ± 6.5 cmで、樹種に関わらず樹高と正の相関関係があり（ピアソン相関係数： $r = 0.35$, $p = 0.07$ ）、リター量と負の相関関係があった（ $r = -0.35$, $p = 0.07$ ）。以上から、本調査地では樹木周りの土壌侵食が空間的に不均一に発生し、また樹高が高く林床のリター量が少ない立木の周囲では強い土壌侵食が発生していると言えよう。

キーワード：九州、シカ食害、土壌侵食、リター被覆

Since around 1980, soil erosion has been progressing due to the reduction of the understory vegetation caused by the overpopulation of Sika deer (*Cervus nippon*) in the Shiiba Research Forest, Kyushu University. The exposed tree roots can be used as an index of soil erosion. This study aims to evaluate the characteristics of the exposed roots and clarify the factors relating to the exposed root in the Shiiba Research Forest. We investigated the vertical height from the soil surface to exposed roots (exposed root height) of *Tsuga sieboldii*, *Quercus salicina*, *Quercus crispula*, *Fagus crenata*, and *Magnolia obovata*. We evaluated the relationship between exposed root height and tree size, slope angle, and litter amount on the forest floor. Exposed roots tended to appear downslope of the study trees. The maximum exposed root height of all tree species was 17.1 ± 6.5 cm. Regardless of tree species, the maximum exposed root height was positively correlated with tree height (Pearson correlation coefficient: $r = 0.35$, $p = 0.07$) and negatively correlated with litter amount ($r = -0.35$, $p = 0.07$). These results suggested that extent of soil erosion around trees and among trees were spatially heterogeneous, especially strong in around trees with high tree height and low litter amount on the forest floor.

Key words: Kyushu, deer overgrazing, soil erosion, litter coverage

1 はじめに

現在、日本では年間約3000–7000 haもの森林で、ニホンジカ (*Cervus nippon*) による下層植生の過度な採食が発生している (林野庁 2021)。下層植生の衰退・消失した林地では雨水によるリターや土砂の移動量が増大することが報告されている (古澤ら 2003; 初ら 2010)。このため、下層植生の消失は、継続的な土壌侵食を発生させると考えられる。土壌侵食は、土壌中の腐植や無機塩類、埋土種子などを流出させ、深刻な土壌劣化を引き起こすことが懸念されている (García-Fayos *et al.* 2010; Yao *et al.* 2019; Flores *et al.* 2020)。したがって、土壌劣化を防ぐためには下層植生消失下の林分においてどの程度の土壌侵食が生じているのか把握することが必要不可欠である。

土壌侵食は様々な要因の影響を受けることが知られてい

る。例えば、斜面の傾斜 (若原ら 2008) や林床のリター被覆 (Miura *et al.* 2003)、そして樹高などの樹木のサイズ (南光 2013) が土壌侵食速度を増減させることが近年調べられている。また、樹種によってリターの形態やリターフォール量、胸高直径や樹高が異なることで土壌侵食速度が変化することも報告されている (Miura *et al.* 2002; 渡邊ら 2016)。したがって多様な樹種が混在する天然林においては、傾斜などの微地形に加え、樹高やリター被覆など樹木に起因する要因によって土壌侵食が空間的に不均一に発生している可能性がある。このことから、下層植生消失下の天然林において土壌侵食を面的に評価するためには、土壌侵食の程度と樹木由来の要因の関係性を明らかにする必要があるのである。

土壌侵食によって土壌層が剥離されると、樹木の根系の

Hayato Abe*, Dongchuan Fu, Tomonori Kume, Ayumi Katayama: Exposure of tree roots and its control factors in a mixed temperate forest with no understory vegetation

* 責任著者 (Corresponding author): Email. abehayato0906@gmail.com 〒 811-2415 福岡県糟屋郡篠栗町津波黒 394

1 九州大学大学院生物資源環境科学府

Graduate School of Bioresource and Bioenvironmental Sciences, Kyushu University, Japan

2 九州大学大学院農学研究院

Faculty of Agriculture, Kyushu University, Japan

一部は土壌中から地上に露出する。露出した樹木根（露出根）は土壌侵食の指標として用いることができ（Stoffel & Bollschweiler 2008; Osterkamp *et al.* 2012），露出根の土壌面からの垂直高さ（露出高）が侵食深として評価されている（Hupp & Carey 1990; Bodoque *et al.* 2005; Pelfini & Santilli 2006; Pérez-Rodríguez *et al.* 2007; Chartier *et al.* 2009）。先行研究では斜面崩壊（Hupp & Carey 1990），人の踏圧（Bodque *et al.* 2005; Pelfini & Santilli 2006），放牧（Chartier *et al.* 2009）の影響によって発生した露出高が報告されている。したがって，下層植生の消失した森林における露出高を先行研究と比較することで，下層植生の消失によってどの程度の土壌侵食が発生するのか相対的に明らかにすることができる。

宮崎県椎葉村に位置する九州大学農学部附属演習林宮崎演習林（以下，宮崎演習林）にはツガ，モミなどの針葉樹とブナ，ミズナラなどの広葉樹からなる天然性の針広混交林が存在する（榎木ら 2013）。本地域の多くではニホンジカの個体数増加に伴い下層植生の優占種であるスズタケ（*Sasa borealis*）が消失し，無下層植生地が発生している（猿木ら 2004）。本研究では，下層植生の消失した針広混交林で発生した土壌侵食の程度とその制御要因を明らかにすることを目的とした。この目的のために，宮崎演習林において5樹種計27個体の露出根の分布や露出高を調べ，既存研究で報告されている他の侵食要因によって発生した露出高と比較することで，下層植生の消失による土壌侵食の程度を明らかにした。さらに，根の露出程度を表す指標と，樹幹構造やリター量といった樹木由来の要因や斜度との関係を調べることで，樹木に起因する要因が根の露出程度に与える影響を評価した。

2 方法

2.1 調査地

本研究は宮崎県椎葉村に位置する宮崎演習林内の三方岳団地35林班（北緯32°22′，東経131°10′，標高1100m）で行った。調査地には基岩として千枚岩が分布する（橋本1957）。調査地はブナ，ミズナラ，ヒメシャラなどの落葉広葉樹と，モミ，ツガ，アカマツなどの常緑針葉樹が混交した冷温帯林である。調査地の下層植生はかつてスズタケが優占していたが，シカの個体数増加に伴い1980年台から衰退し（村田ら2009; 長ら2016），2003年までに消失した（猿木ら2004）。スズタケの消失後，調査地の林床は下層植生の無い状態が維持されている。

調査地から約4km離れた宮崎演習林事務所（北緯32°22′，東経131°8′，標高600m）で2003年–2011年に観測された年平均気温と年平均降水量はそれぞれ13.2°C，2750mmである（榎木ら2013）。

2.2 樹木サイズ・根系露出高・立地環境の計測

本研究では根系露出の樹種間や個体間の変動を検証するために，調査地林分の主要構成樹種5種（ツガ，ウラジロガシ，ミズナラ，ブナ，ホオノキ）を調査対象とした。調

査地周辺を踏査し，各樹種につき根の露出が観察された5–6個体を任意に選木した（図1）。

各調査木の樹高と生枝下高，胸高直径（1.3m高さ）を，レーザー距離計（TruPulse360, Laser Technology, CO, USA）とスチールメジャー（YNS-20BL, TJM design, Japan）を

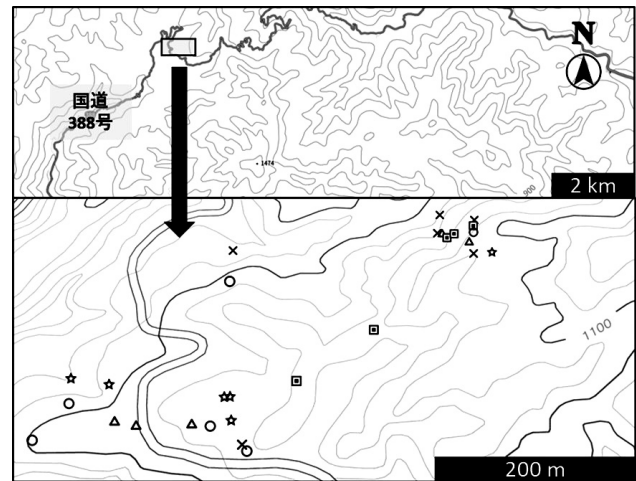


図1 調査地と調査木の位置

国土地理院の提供する地理院タイルを加工して作成した。図中の等高線は上段が100m間隔，下段が10m間隔で作図されている。

○印：ツガ，△印：ウラジロガシ，二重の□印：ブナ，×印：ミズナラ，☆印：ホオノキ

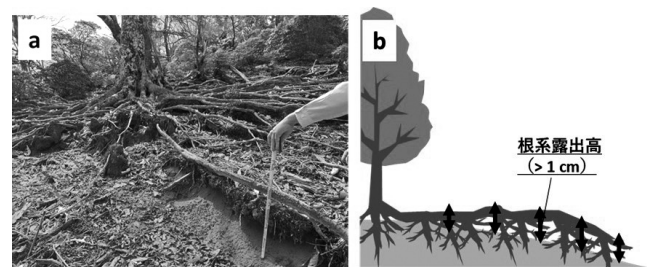


図2 本研究で計測した露出根の例 (a) と露出高の計測長さ (b)

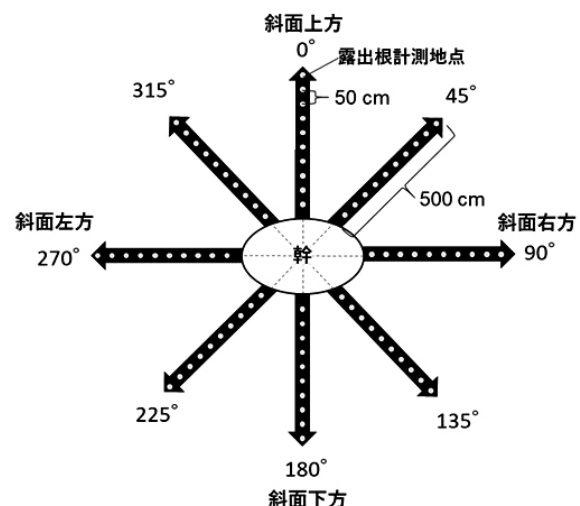


図3 根系露出高の計測ラインと計測位置

用いて計測した。

本研究では、直径1 cm以上の根で、一部分もしくは全体が地上に1 cm以上露出しているものを露出根とした(図2 a)。そして、露出根の上端から地面までの高さを露出高とした(図2 b; Pelfini & Santilli 2006)。

各調査木の幹を中心に、斜面直上を0°として時計回りに45°ずつ、計八方向に水平距離で500 cmのラインを引き、ライン内を調査対象とした(図3)。各ライン上で、幹の表面を始点(0 cm)とし、50 cm置きに露出高の計測位置を設定した(図3)。各計測位置では、ラインに直交する補助線(50 cm)を引き、補助線内で調査木の露出根の有無を確認した。露出根が存在した場合、最も高い垂直高さを露出高(cm)として計測・記録した。なお、すべての調査木の露出根は幹から500 cm以上離れた位置には存在していなかった。

調査木ごとに斜面の傾斜角と地表に堆積するリター量を計測した。傾斜角は調査木の根元の位置で計測した。リターは調査木の近傍1 m以内で、0.2 m × 0.2 m (0.04 m²)の面積をサンプリングした。サンプリング後、リターを70℃恒温のオープン(DKN812, Yamato Scientific, Japan)で48時間乾燥させ、乾燥重量をリター量(g)とした。

2.3 データ解析

各調査木における露出根の空間的な分布を調べるために、各斜面方向で、幹からの距離ごとに露出根が出現した調査木の個体数を集計した。また各斜面方向で、最も幹から離れたところで観察された露出根と幹までの距離を、露出根の露出距離(cm)とした。

各調査木における侵食程度を表す指標として、本研究で

は露出根の計測地点数、最大露出高(Bodoque *et al.* 2005)、平均露出高、累積露出高を用いた。計測地点数は侵食箇所が発生量の指標として表した。最大露出高は各調査木における侵食のポテンシャルを表す指標として表した。平均露出高は各個体における平均的な侵食程度の指標として表した。調査木のなかには、露出根の計測地点数は少ないが露出高が高い個体や、露出根の計測地点数は多いが露出高が低い個体が存在したため、平均露出高では適切に侵食程度を適切に評価できない可能性がある。したがって、露出根の計測地点数と露出高の両方を表す指標として、各調査木の露出高の合計値を求め、累積露出高とした。計測地点数、平均露出高、最大露出高、累積露出高それぞれの樹種間差を一元配置分散分析によって評価した。樹種にかかわらず根系露出の程度を制御する要因について検討するために、全調査木のデータをプールして、計測地点数、平均露出高、最大露出高、累積露出高と樹高、生枝下高、胸高直径、傾斜角、リター量との関係をピアソン相関係数によって評価した。計測地点数、平均露出高、最大露出高、累積露出高とその他の計測項目間の相関が $p < 0.1$ で有意な場合、その関係について樹種を変数に追加した共分散分析を実施し、樹種による相関関係への影響を評価した。すべての統計解析はR ver. 4.1.0 (R Core Team 2021)によって実施した。

3. 結果

露出根は個体間差があるものの、樹種に関わらず斜面上方より斜面下方で多く出現していた(図4)。斜面下方では最長で幹から450 cmの位置まで露出根が出現していた。

ツガの露出距離は135°、180°、225°(斜面下方)が 233 ± 126 cmで、他の斜面方向(160 ± 22 cm)より約1.5倍

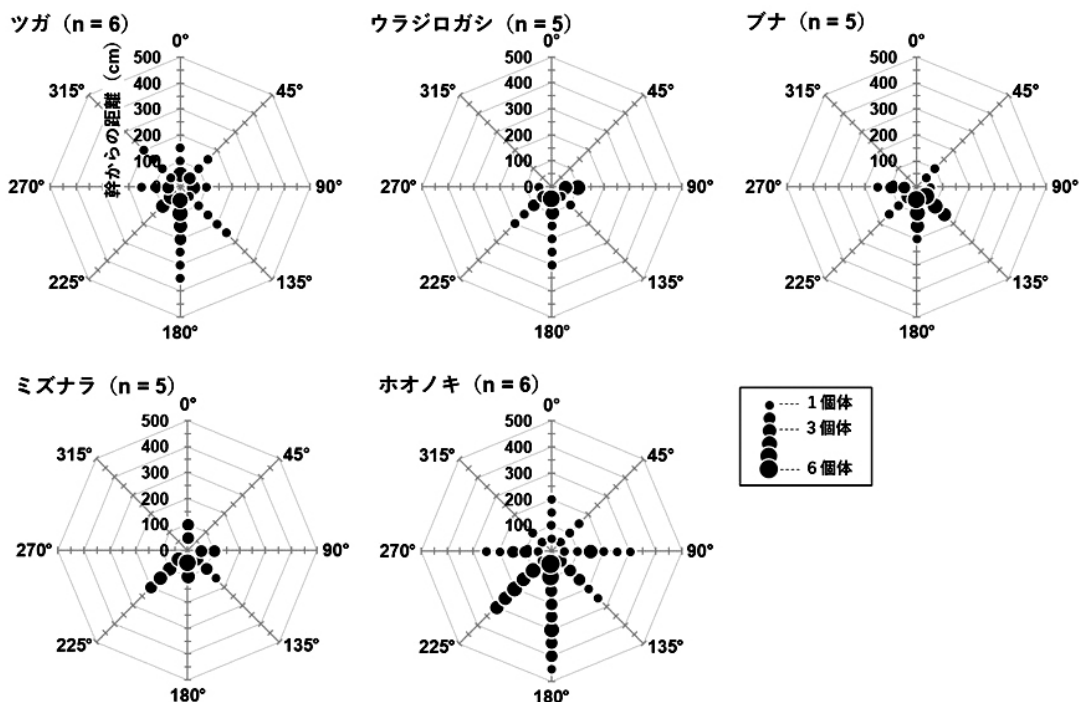


図4 各斜面方向と幹からの距離において露出根が出現した個体数

表1 各調査項目の平均値 (±標準偏差)

	全樹種	ツガ	ウラジロガシ	ブナ	ミズナラ	ホオノキ
個体数	28	6	5	5	6	6
樹高 (m)	11.6 ± 2.7	12.4 ± 4.2	11.8 ± 2.1	11.5 ± 2.3	12.0 ± 1.4	10.4 ± 2.9
生枝下高 (m)	6.4 ± 2.0	6.0 ± 1.3	6.5 ± 2.9	6.6 ± 2.3	6.5 ± 2.2	6.7 ± 1.9
胸高直径 (cm)	42.8 ± 17.3	37.6 ± 14.2	57.6 ± 25.7	41.8 ± 19.2	43.0 ± 7.6	36.2 ± 14.8
傾斜角 (°)	27.3 ± 6.4	23.8 ± 5.0	30.0 ± 5.3	30.0 ± 5.8	26.7 ± 10.0	27.0 ± 4.2
リター量 (g)	31.1 ± 23.0	32.6 ± 12.7	55.6 ± 41.4	15.8 ± 12.1	26.6 ± 13.2	26.5 ± 11.6
露出根の計測地点数	9.1 ± 8.6	10.3 ± 7.3	5.6 ± 3.1	8.2 ± 2.4	7.7 ± 8.6	13.0 ± 14.5
平均露出高 (cm)	10.3 ± 3.1	10.7 ± 3.8	10.5 ± 2.8	12.0 ± 2.1	8.8 ± 2.7	9.7 ± 3.7
最大露出高 (cm)	17.1 ± 6.5	18.7 ± 9.3	13.4 ± 4.1	20.2 ± 2.5	19.8 ± 5.9	13.4 ± 6.0
累積露出高 (cm)	92.6 ± 97.5	117.3 ± 127.8	55.8 ± 30.1	95.6 ± 20.4	58.5 ± 92.2	130.2 ± 142.3

表2 分散分析に基づく露出根の計測地点数, 平均露出高, 最大露出高, 累積露出高に対する樹種の影響。残差の平方和, 自由度, 平均平方は () 内に示している。

	平方和	自由度	平均平方	F	p
計測地点数	178.01 (1796.67)	4.00 (23)	44.50 (78.12)	0.57	0.69
平均露出高	31.26 (226.9)	4.00 (23)	7.81 (9.87)	0.79	0.54
最大露出高	259.67 (875.46)	4.00 (23)	64.92 (38.06)	1.71	0.18
累積露出高	25923.65 (230845.71)	4.00 (23)	6480.91 (10036.77)	0.65	0.64

表3 共分散分析に基づく露出根の計測地点数, 最大露出高, 累積露出高に対する樹高と樹種の影響

	計測地点数				最大露出高				累積露出高			
	自由度	平方和	F	p	自由度	平方和	F	p	自由度	平方和	F	p
樹高	1	377	6.79	0.02	1	137	4.03	0.06	1	49683	5.95	0.03
切片 (樹種)	4	300	1.35	0.29	4	322	2.37	0.09	4	39687	1.19	0.35
交互作用 (樹高×樹種)	4	297	1.34	0.3	4	65	0.48	0.75	4	17176	0.51	0.73
残差	18	1000			18	612			18	150223		

表4 共分散分析に基づく最大露出高と累積露出高に対するリター量と樹種の影響

	最大露出高				累積露出高			
	自由度	平方和	F	p	自由度	平方和	F	p
リター量	1	141	4.01	0.06	1	39470	5.19	0.04
切片 (樹種)	4	178	1.27	0.32	4	23555	0.77	0.56
交互作用 (リター量×樹種)	4	183	1.3	0.31	4	56958	1.87	0.16
残差	18	633			18	136787		

長かった。ホオノキの露出根もすべての斜面方向に存在していた。露出距離は斜面下方 (333 ± 104 cm) が他の斜面方向 (200 ± 79 cm) より約 1.7 倍長かった。ブナとミズナラの露出根は斜面下方には存在していたが, 0°, 45°, 315

° (斜面上方) には存在していない場合があった。ブナの斜面下方の露出距離 (167 ± 29 cm) は他の斜面方向 (60 ± 65 cm) より約 2.8 倍長く, ミズナラの斜面下方の露出距離 (150 ± 50 cm) は他の斜面方向 (40 ± 54 cm) より約

3.8 倍長かった。ウラジロガシの露出根は斜面上方には存在していなかった。ウラジロガシの斜面下方の露出距離は 200 ± 100 cm で、他の斜面方向 (30 ± 45 cm) より約 6.7 倍長かった。

全調査木の露出根の計測地点数は 9.1 ± 8.6 地点であった。また平均露出高、最大露出高、累積露出高はそれぞれ 10.3 ± 3.1 cm, 17.1 ± 6.5 cm, 92.6 ± 97.5 cm であった (表 1)。分散分析の結果、計測地点数 ($F = 0.57$, $p = 0.69$), 平均露出高 ($F = 0.79$, $p = 0.54$), 最大露出高 ($F = 1.71$, $p = 0.18$), 累積露出高 ($F = 0.65$, $p = 0.64$) に有意な樹種間差はなかった (表 2)。

各調査木における平均露出高はいずれの要因とも有意な相関関係はなかったが、計測地点数、最大露出高、累積露出高は樹高と正の相関関係があった (図 5, 計測地点数; $r = 0.45$, $p = 0.02$, 最大露出高; $r = 0.35$, $p = 0.07$, 累積露出高; $r = 0.44$, $p = 0.02$)。また、最大露出高および累積露出高はリター量と負の相関関係があった (図 5, 最大露出高; $r = -0.35$, $p = 0.07$, 累積露出高; $r = -0.39$, $p = 0.04$)。累積露出高は樹高とリター量の両方と有意な相関関係があり、かつ相関係数が最も高かった。

共分散分析の結果、樹高を説明変数とした露出根の計測地点数と累積露出高の回帰直線では、樹高と樹種の交互作用が有意でなく (計測地点数; $F = 1.34$, $p = 0.30$, 累積露出高; $F = 0.51$, $p = 0.73$, 表 3), 切片も有意差がなかった (計測地点数; $F = 1.35$, $p = 0.29$, 累積露出高; $F = 1.19$, $p = 0.35$)。樹高を説明変数とした最大露出高の回帰直線では、樹高と樹種の交互作用が有意でなかったが ($F = 0.48$, $p = 0.75$, 表 3), 切片には有意差があった ($F = 2.37$, $p = 0.09$)。リター量を説明変数とした最大露出高、累積露出高の回帰直線では、リター量と樹種の交互作用は有意でなく (最大露出高; $F = 1.30$, $p = 0.31$, 累積露出高; $F = 1.87$, $p = 0.16$, 表 4), 切片も有意差がなかった (最大露出高; $F = 1.27$, $p = 0.32$, 累積露出高; $F = 0.77$, $p = 0.56$)。

4. 考察

本調査地では調査木より斜面下方に根が多く露出している傾向があった。また、最大露出高に基づく 17.1 ± 6.5 cm 土壌面が低下している場所が存在することが明らかになった。最大露出高を計測した先行研究によると、本研究の結果 (17.1 ± 6.5 cm) は、斜面崩壊が起きた森林地 (9.4 ± 6.1 cm, Hupp & Carey 1990) の 1.8 倍、トレイルランニングによる踏圧が発生している森林地 ($3.8\text{--}7.8$ cm, Bodoque *et al.* 2005; Pelfini & Santilli 2006) の 2.2–4.5 倍、高放牧下下の草地 ($1.9\text{--}2.6$ cm, Chartier *et al.* 2009) の 6.6–9.0 倍大きな値を示した (表 5)。これまで、森林地で下層植生が消失すると土壌侵食が発生することは報告されてきた (若原ら 2008; 初ら 2010) が、他の土壌侵食要因と比べてどの程度の侵食が生じているのかは明らかでなかった。本研究と先行研究の調査地は地質や気候といった要因が異なるものの、下層植生の消失は斜面崩壊やトレイルランニング、放牧の影響に相当もしくは上回る土壌侵食を発生させる可能性がある。一方で、本調査地では下層植生の生えている林地でも土砂の移動が確認されているため (榎木・高橋 2016), 本研究結果は下層植生の消失以前の土壌侵食も反映している可能性がある。露出根が土壌面から露出した時期は、露出根の年輪解析を行うことで特定することができる (Stoffel *et al.* 2013)。今後露出根の年輪解析結果と本研究の結果を組み合わせることで、本調査地の土壌侵食の発生時期や土壌侵食速度を明らかにすることが望まれる。

露出根の計測地点数、最大露出高、累積露出高は樹高と正の相関関係があった (図 5)。高い樹高は雨滴の滴下エネルギーを増大させることが報告されている (Nanko *et al.* 2004)。樹高と計測地点数との相関関係から、樹種に関わらず樹高が高い樹木の樹冠下では広範囲で雨滴侵食が発生することが示唆された。また、樹高と最大露出高の正の相関関係から、樹高が高い樹冠下では土壌層がより深く剥離されることが示唆された。最大露出高と累積露出高はリター量と負の相関関係があった (図 5)。リター被覆は滴

表 5 土壌侵食の発生要因と発生期間 (年), および最大露出高 (±標準偏差) の比較

調査地 (国)	年平均気温 (°C)	年降水量 (mm)	地質 (基岩層)	傾斜角 (°)	発生要因	調査木	期間 (年)	最大露出高 (cm)	引用
日本	13.2	2750	千枚岩	11–40	下層植生の消失	ツガ, ウラジロガシ, ブナ, ミズナ ラ, ホノノキ	17–41 ^a	17.1 ± 6.5	本研究
アメリカ	不明	1153	沖積層	23–38	斜面崩壊	<i>Q. montana</i>	22–39	9.4 ± 6.1	Hupp & Carey 1990
スペイン	6	1400	花崗岩	23	人の踏圧	<i>P. sylvestris</i>	7–101	7.8 ± 2.8	Bodoque <i>et al.</i> 2005
スペイン	11–12	450	花崗岩	14	人の踏圧	<i>Q. ilex</i>	34–61	3.8 ± 1.7	Bodoque <i>et al.</i> 2005
イタリア	不明	不明	不明	不明	人の踏圧	<i>L. decidua</i>	20–25	$7.4\text{--}9.3^b$	Pelfini & Santilli 2006
アルゼンチン	12.5	258	沖積層	1–5	放牧	<i>M. pinnatus</i>	8–9	1.9 ± 0.2	Chartier <i>et al.</i> 2009
アルゼンチン	12.5	258	沖積層	2–3	放牧	<i>M. pinnatus</i>	9–10	2.6 ± 0.2	Chartier <i>et al.</i> 2009

調査木の属名は Q; *Quercus*, P; *Pinus*, L; *Larix*, M; *Margyricarpus* を意味する。

- a 本調査地の土壌侵食の発生期間は明らかになっていないが、1980 年ごろからスズタケの衰退がみられ (猿木ら 2004), 2004 年にはスズタケはほとんど消失した (村田ら 2009) ことから、1980 年または 2004 年から現在 (2021 年) まで土壌侵食が発生したと仮定して 17–41 年と記載している。
- b 論文中では最大露出高のデータが記載されていなかったため、代わりに侵食速度 (0.37 cm yr⁻¹) と発生期間 (20–25 年) から最大露出高の範囲 ($7.4\text{--}9.3$ cm) を推定している。

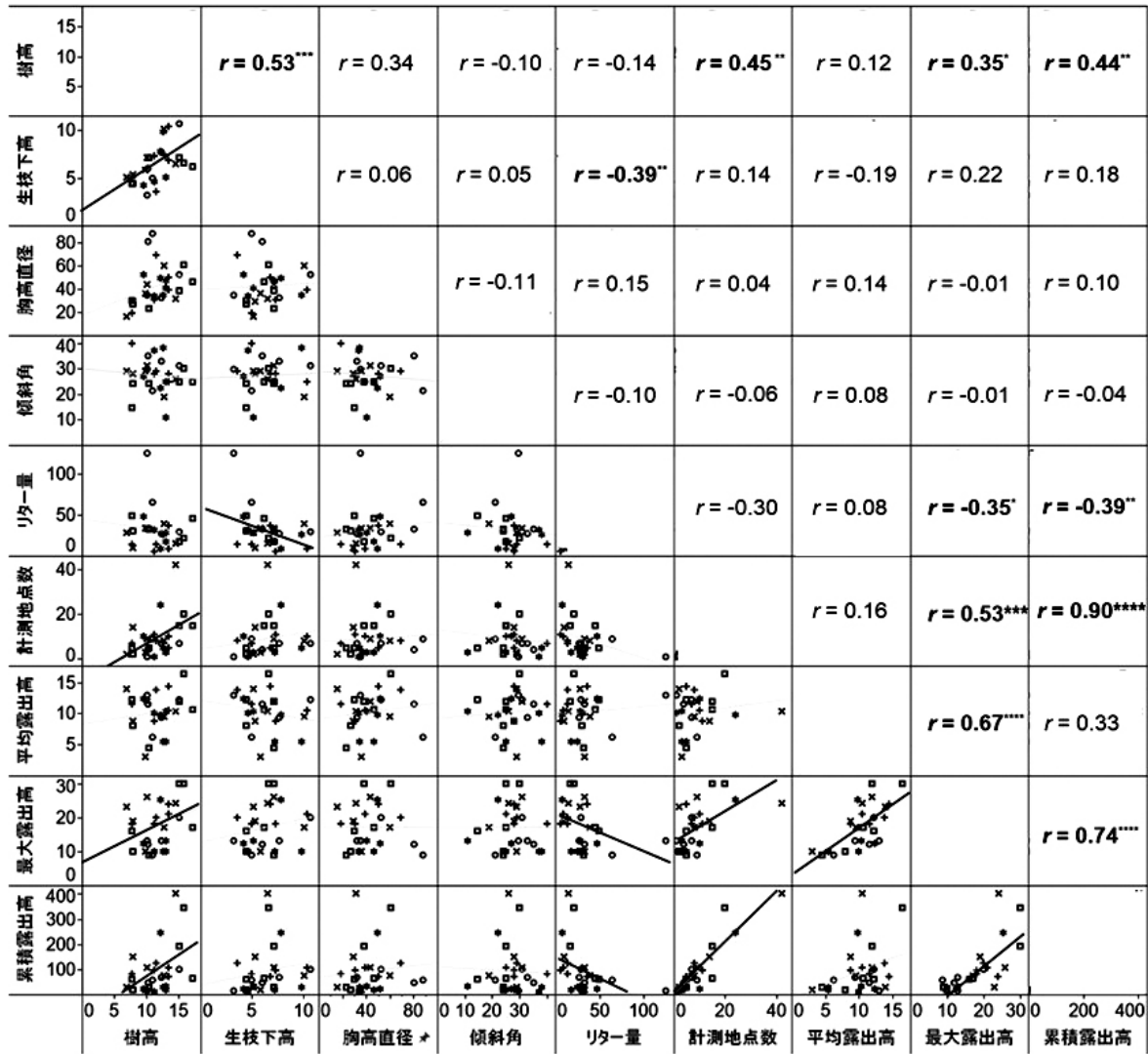


図5 計測項目の散布図行列と相関行列

散布図中の□印はツガ、○印はウラジロガシ、+印はブナ、*印はミズナラ、×印はホオノキの値を示す。また、黒い実線は $p < 0.1$ の相関関係を示す。相関係数の値は $p < 0.1$ の場合太字で示している。また、値の末尾に $p < 0.1$ の場合*、 $p < 0.05$ の場合**、 $p < 0.01$ の場合***、 $p < 0.001$ の場合****を付している。

下エネルギーを減衰することが報告されている (Li *et al.* 2014; Miura *et al.* 2015) ため、樹種に関わらずリター量が少なくなると、雨滴侵食が大きくなり、土壌層がより深く剥離されることが示唆された。

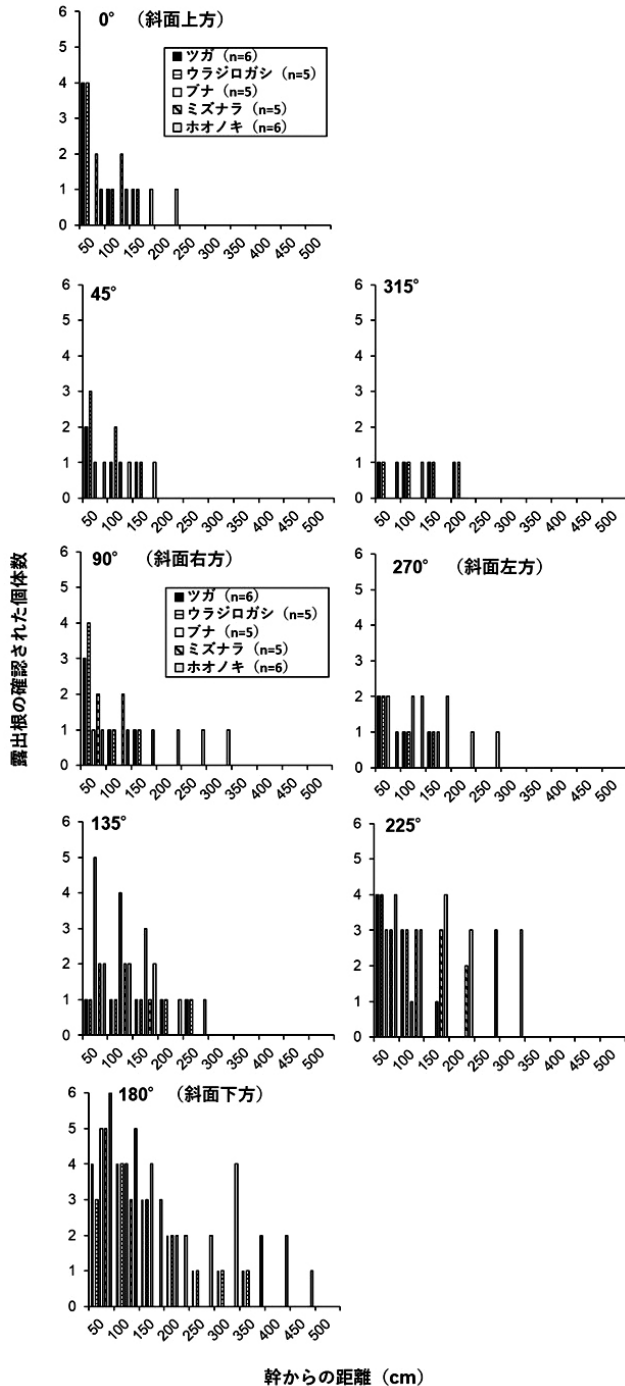
共分散分析の結果によると、樹高を説明変数とした最大露出高の回帰直線では樹種ごとに切片に有意差があった (表3)。共分散分析の切片の有意差は樹高以外の要因、すなわち生枝下高やリター量等の差によると考えられる。露出高の変動要因の相対的な重要度は本研究では明らかにできていないため、今後の課題である。

本調査地では根系露出高の計測によって、樹木の周囲では根系露出が空間的に不均一に発生しており、特に樹木の斜面下方で発生していることが明らかになった。また、立木スケールにおける露出根の露出箇所や露出高は調

査木間で異なり、その要因として立木の樹高と林床のリター量が考えられた。本研究結果は調査地内の一部の立木を対象とした標本調査によって得られたため、調査地全体の土壌侵食の空間変動や、それに影響する要因間の相対的重要性は厳密に評価できていない。今後、下層植生消失下の天然林で土壌侵食を面的に評価するためには、調査地内にプロットを設定して全立木の露出根を調査するなど、本研究で得られた知見を林分スケールの現象と照合していく必要がある。

調査地ではシカの個体数が減少しておらず (長ら 2019)、近い将来、下層植生が急速に回復する見込みがほとんどないため、本研究で明らかになった露出根の露出箇所や露出高は今後さらに増加することが予想される。さらに、本研究の実施時には根系が露出しておらず、露出高を計測でき

なかった地点も、将来的に土壤侵食が深刻化する可能性がある。土壤侵食による土壤面の低下は土壤劣化 (Lal 2005) を招き、また樹木の衰退を引き起こす可能性がある (Raddi *et al.* 2009)。継続的な土壤侵食が生態系に与える影響を今後評価するためには、根系の露出程度を示す指標値と土壤劣化や樹木衰退との関係性を評価し、土壤劣化や樹木衰退に対して、侵食の範囲と深さがどのように影響するのか明らかにしていくことが必要である。



付図1 各斜面方向と幹からの距離における露出根の出現頻度
凡例は樹種の違いを示す。

引用文献

Bodoque JM, Diez-Herrero A, Martín-Duque JF, Rubiales JM, Godfrey A, Pedraza J, Carrasco RM, Sanz MA (2005) Sheet erosion rates determined by using dendrogeomorphological analysis of exposed tree roots: Two examples from Central Spain. CATENA 64: 81–102

Chartier MP, Rostagno CM, Roig FA (2009) Soil erosion rates in rangelands of northeastern Patagonia: A dendrogeomorphological analysis using exposed shrub roots. Geomorphology 106: 344–351

長慶一郎・榎木勉・鍛冶清弘・山内康平・緒方健人・椎葉康喜 (2016) ニホンジカの摂食圧増加にともなうスズタケの動態. 九大演報 97: 7–10

長慶一郎・菱 拓雄・鍛冶 清弘・壁村 勇二・山内 康平・佐々木 寛和・井上 幸子・緒方健人・南木大祐・久保田勝義・椎葉康喜・馬渕哲也・宮島裕子・田代直明・内海泰弘・榎木勉・矢部恒晶・村田育恵 (2019) 九州大学宮崎演習林におけるニホンジカ生息数推定方法間の比較. 九大演報 100: 29–34

榎木勉・久保田勝義・鍛冶清弘・壁村勇二・椎葉康喜・井上幸子・内海泰弘 (2013) 九州大学宮崎演習林の長期森林動態モニタリングプロット. 九大演報 94: 40–47

榎木勉・高橋一太 (2016) ニホンジカの採食により下層植生が衰退した林地斜面における土壤の移動. 九大演報 97: 1–6

Flores BM, Arie S, Jakovac CC, Hirota M, Holmgren M, Rafael SO (2020) Soil erosion as a resilience drain in disturbed tropical forests. Plant Soil 450: 1125

古澤仁美・宮西裕美・金子真司・日野輝明 (2003) ニホンジカの採食によって林床植生の劣化した針広混交林でのリターおよび土壤の移動. 日林誌 85: 318–325

García-Fayos P, Bochet E, Cerdà A (2010) Seed removal susceptibility through soil erosion shapes vegetation composition. Plant Soil 334: 289–297

橋本勇 (1957) 九州大学農学部附属宮崎演習林三方団地の地質. 九大演報 28: 73–99

Hupp CR, Carey WP (1990) Dendrogeomorphic approach to estimating slope retreat, Maxey Flats, Kentucky. Geology 18: 658–661

Lal R (2005) Soil erosion and carbon dynamics, Soil Tillage Res 81: 137–142

Li X, Niu J, Xie B (2014) The effect of leaf litter cover on surface runoff and soil erosion in Northern China. PloS One 9: e107789

Miura S, Hirai K, Yamada T (2002) Transport rates of surface materials on steep forested slopes induced by raindrop splash erosion. J For Res 7: 201–211

Miura S, Ugawa S, Yoshinaga S, Yamada T, Hirai K (2015) Floor cover percentage determines splash erosion in *Chamaecyparis obtusa* forests. Soil Sci Soc Am J 79: 1782–1791

- Miura S, Yoshinaga S, Yamada T (2003) Protective effect of floor cover against soil erosion on steep slopes forested with *Chamaecyparis obtusa* (hinoki) and other species. *J For Res* 8: 27–35
- 村田育恵・井上幸子・矢部恒晶・壁村勇二・鍛治清弘・久保田勝義・馬淵哲也・椎葉康喜・内海泰弘 (2009) 九州大学宮崎演習林におけるニホンジカの生息密度と下層植生の変遷. *九大演報* 90: 13–24
- 南光一樹 (2013) ヒノキ人工林における林内雨の運動エネルギーと樹高・生枝下高・樹冠長の関係. *日林誌* 95: 234–239
- Nanko K, Hotta N, Suzuki M (2004) Assessing raindrop impact energy at the forest floor in a mature Japanese cypress plantation using continuous raindrop-sizing instruments. *J For Res* 9: 157–164
- Osterkamp WR, Hupp CR, Stoffel M (2012) The interactions between vegetation and erosion: new directions for research at the interface of ecology and geomorphology. *Earth Surf Process Landform* 37: 23–36
- Pelfini M, Santilli M (2006) Dendrogeomorphological analyses on exposed roots along two mountain hiking trails in the Central Italian Alps. *Geogr Ann A* 88: 223–236
- Pérez-Rodríguez R, Marques MJ, Bienes R (2007) Use of dendrochronological method in *Pinus halepensis* to estimate the soil erosion in the South East of Madrid (Spain). *Sci Total Environ* 378: 156–160
- Raddi S, Cherubini P, Lauteri M, Magnani F (2009) The impact of sea erosion on coastal *Pinus pinea* stands: A diachronic analysis combining tree-rings and ecological markers. *For Ecol Manag* 257: 773–781
- 林野庁 (2021) 森林における鳥獣害対策について. <https://www.rinya.maff.go.jp/j/hogo/higai/attach/pdf/tyouju-84.pdf> 2021年8月19日参照
- 猿木重文・井上晋・椎葉康喜・長澤久視・大崎繁・久保田勝義 (2004) 九州大学宮崎演習林においてキュウシユウジカの摂食被害を受けたスズタケ群落の分布と生育状況. *九大演報* 85: 47–54
- Stoffel M, Bollschweiler M (2008) Tree-ring analysis in natural hazards research — an overview. *Nat Hazards Earth Syst Sci* 8: 187–202
- Stoffel M, Corona C, Ballesteros-Cánovas AJ, Bodoque JM (2013) Dating and quantification of erosion processes based on exposed roots. *Earth Sci Rev* 123: 18–34
- 渡邊仁志・井川原弘一・茂木靖和・横井秀一・平井敬三 (2016) 植栽樹種の違いが同一斜面のヒノキ, スギ, アカマツ人工林の表土移動に及ぼす影響. *日林誌* 98: 193–198
- 若原妙子・石川芳治・白木克繁・戸田浩人・宮貴大・片岡史子・鈴木雅一・内山佳美 (2008) ブナ林の林床植生衰退地におけるリター堆積量と土壤侵食量の季節変化—丹沢山地堂平地区のシカによる影響—. *日林誌* 90: 378–385
- 初福・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壤侵食量の関係. *日林誌* 92: 161–268
- Yao X, Yu K, Wang G, Deng Y, Lai Z, Chen Y, Jiang Y, Liu J (2019) Effects of soil erosion and reforestation on soil respiration, organic carbon and nitrogen stocks in an eroded area of southern China. *Sci Total Environ* 683: 98–108

(2021年10月20日受付: 2022年1月19日受理)