



Title	八甲田山における地温変化が土壌窒素無機化速度に及ぼす影響
Author(s)	新井, 孝尚; Arai, Takahisa; 福澤, 加里部 他
Citation	日本生態学会誌, 74(1), 1-9 https://doi.org/10.18960/seitai.74.1_1
Issue Date	2024-03-30
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/95105
Rights(URL)	https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/
Type	journal article
File Information	arai_2024_74_1.pdf



原著論文

八甲田山における地温変化が土壌窒素無機化速度に及ぼす影響

新井 孝尚¹・福澤 加里部^{2,*}・黒川 紘子³・彦坂 幸毅¹・中静 透^{1,3}・柴田 英昭²

¹ 東北大学大学院生命科学研究科

² 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター

³ 森林研究・整備機構 森林総合研究所

Effect of soil temperature change on soil nitrogen mineralization rate in the Hakkoda mountain range

Takahisa Arai¹, Karibu Fukuzawa^{2,*}, Hiroko Kurokawa³, Kouki Hikosaka¹, Tohru Nakashizuka^{1,3} and Hideaki Shibata²

¹ Graduate School of Life Sciences, Tohoku University

² Field Science Center for Northern Biosphere, Hokkaido University

³ Forestry and Forest Products Research Institute

要旨：森林生態系における土壌窒素の形態変化は、生態系の一次生産や養分循環にとって重要なプロセスである。本州北部の八甲田山において、標高別の土壌窒素無機化・硝化速度の特性、標高に沿った地温の違いによる速度変化を調べた。標高 400～1,400 m の範囲で、標高 200 m おきに計 6 地点を調査地に設定した。各調査地においてバリード・バッグ法とレジンコア法を用いて標高別の正味窒素無機化・硝化速度を求めた。正味窒素無機化・硝化速度は標高傾度に沿った単調変化を示さなかった。全体として正味アンモニウム態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) の生成が正味硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) の生成よりも高い傾向が認められた。また、土壌内で生成した $\text{NH}_4\text{-N}$ は降雨浸透によって速やかに下層へ溶脱し、それが $\text{NO}_3\text{-N}$ 動態や正味窒素無機化速度に影響を及ぼしていることが示唆された。これらの結果と、標高 600 m および 1,000 m で採取した土壌を用いた現地移動培養実験の結果を組み合わせると、将来の地温上昇によって土壌微生物による $\text{NH}_4\text{-N}$ や $\text{NO}_3\text{-N}$ の正味生成速度が上昇することが示唆された。

キーワード：窒素循環、土壌微生物、地球温暖化、現地培養実験、標高傾度

はじめに

森林土壌の窒素の形態変化（無機化、硝化、脱窒など）は主に土壌微生物の作用で進行し、それによる土壌内における窒素養分の動態変化は、樹木を中心とした森林生態系の光合成や一次生産に重要な役割を担っている (Vitousek 1982 他)。また、土壌からの窒素溶脱は、地下水や河川水への窒素養分の重要な供給源となる。土壌微生物による窒素無機化・硝化速度は、土壌内のアンモニウム態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) の養分利用可能性 (nutrient availability) を決定する上で重要であり、土壌内の環境変化（温度、水分、酸素濃度など）、土壌有機物の質（炭素・窒素含有率、リグニン含有率など）、土壌微生物の群集組成、外部からの攪乱要因（森林伐採、大気沈

着、森林火災ほか）等によって変動することが知られている (Pastor et al. 1984 ; Sierra 1997 ; Urakawa et al. 2016 他)。地球温暖化に代表される気象・気候変動は、土壌内の温度や水分環境を変化させる要因であることから、地温や水分率の変化に伴う窒素無機化、硝化速度の変化についてこれまで多くの研究が行われてきた (Shibata et al. 2013, 2016 ; Hishi et al. 2017 他)。

現地にて土壌の窒素無機化・硝化速度を調べる方法として、バリード・バッグ法 (Eno 1960) とレジンコア法 (柴田ほか 2010) が考案されている。どちらも現地において植生根による窒素吸収を遮断した条件で培養する方法であり、培養期間の現地の地温変化に応じた正味の窒素無機化・硝化速度を求めることができる。さらに、レジンコア法は、降雨浸透のあるカラム内での培養であり、変化する現地の土壌水分条件下で測定することができる (柴田ほか 2010)。

2023 年 2 月 4 日受付、2023 年 7 月 20 日受理

* e-mail: caribu@fsc.hokudai.ac.jp

地球温暖化によって生態系がどのような影響を受けるのかという点について多くの関心が寄せられている。また、その影響については地域間差が大きく、その地域における生物や環境の特性によって変動することが予想される。日本列島の多くは山地で構成されており、標高によって植生や土壌環境の変化に富むことが特徴である。特に亜高山地域は気象条件が厳しく、土壌養分等の資源に乏しいことから、地球温暖化等の変化に対して脆弱なシステムであることが懸念されている (Shimazaki et al. 2011; Hikosaka et al. 2021)。

本研究は日本の代表的な亜高山帯を含む八甲田山地において、標高系列での土壌窒素無機化・硝化速度に着目し、(1) 標高傾度に沿って土壌窒素無機化・硝化速度の特性はどのように異なるのか、(2) 将来予想される地温変化に対して、土壌窒素無機化・硝化速度はどのように変化するのか、という点を解明するため、標高別の現地土壌培養実験と移動培養実験を行った。

材料と方法

研究地点

調査は本州北部に位置する青森県の八甲田山地で行った (Hikosaka et al. 2021)。この山地は海拔 1,200 m 以上の

いくつかの峰からなり、最高峰の大岳 (北緯 40°41′、東経 140°52′) は海拔 1,584 m である。酸ヶ湯アメダス観測所 (北緯 40°39′、東経 140°51′、標高 900 m) における 1990 年から 2009 年の年平均気温は 4~6℃、年降水量は 1300~2300 mm、最大積雪深は 3~5m であった (Shimazaki et al. 2011; Nakashizuka et al. 2016)。標高 400~600 m では 4 月下旬に積雪がなくなるが、標高 1,200 m 以上では 6 月に積雪が残る。この山地では、標高 300 m 以上では自然植生が比較的よく保たれている。標高 400~800 m では、ブナ *Fagus crenata* Blume の落葉広葉樹林が、標高 1,000~1,400 m にはオオシラビソ *Abies mariesii* Mast の亜高山針葉樹林が優占し、標高 800~1,000 m はそれら 2 種類の森林が移行している (Hikosaka et al. 2021)。調査地の主要な土壌は未熟黒ボク土である (「日本土壌インベントリー (農研機構)」、<https://soil-inventory.rad.naro.go.jp/index.html>、2023 年 1 月 27 日確認; 鳥居ほか 1987)。深さ 0~5 cm の表層土壌 pH は 3.6~4.2、炭素含有率は 8~25 %、窒素含有率は 0.3~1.4 % の範囲にある (Kurokawa et al. 未発表)。この地域では植生の長期観察区が赤倉岳西斜面 (A ライン) と高田大岳東斜面 (B ライン) に標高 400 m から 1,400 m まで標高 200 m おきに計 14 ケ所が設置されている (図 1、Hikosaka et al. 2021; Kurokawa et al. 未発表)。本研究では現地へのアクセスや作業量を考慮に入れて、そのうち B ラインの標高

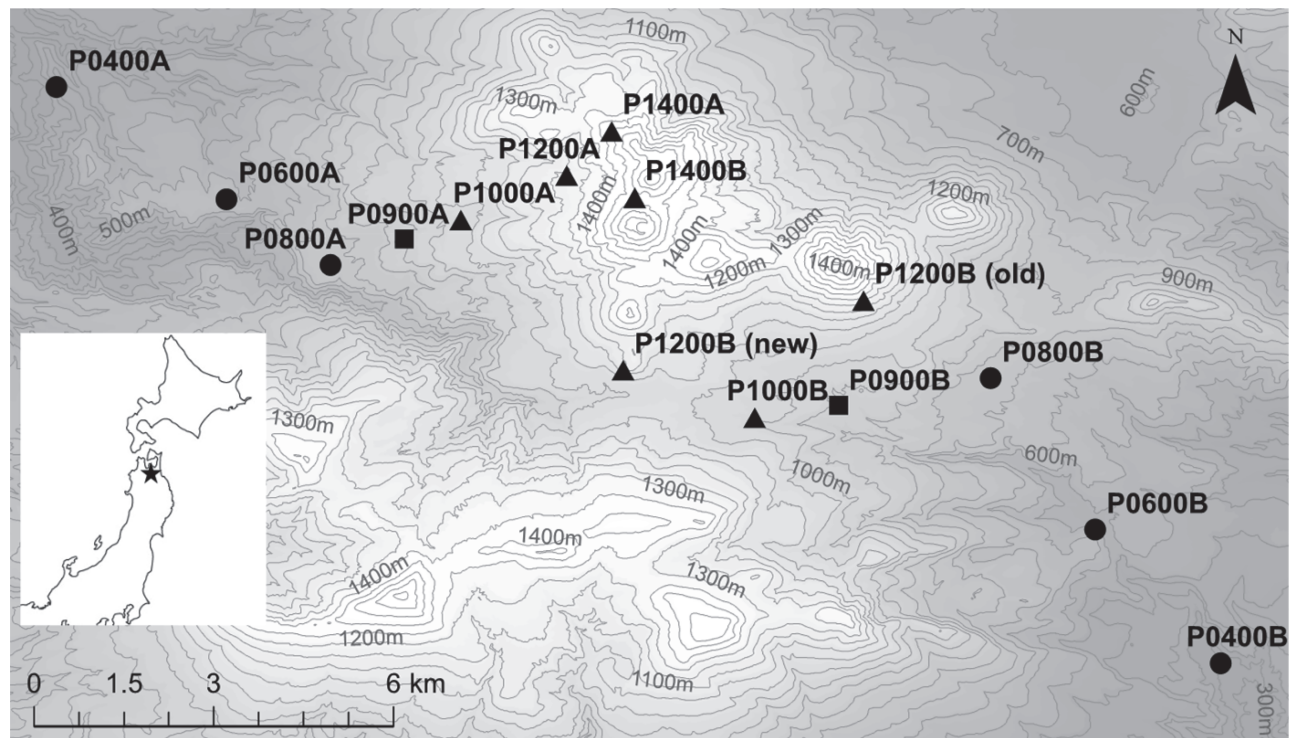


図 1. 八甲田山地に分布する調査地の概略図。赤倉岳の西斜面に A ライン、高田大岳の東斜面に B ラインを設定した。丸印はブナ優占林、三角印はオオシラビソ優占林、四角印はブナ-オオシラビソ混交林を示す。

379 m（以下では 400 m と表記）、636 m（以下では 600 m と表記）、776 m（以下では 800 m と表記）、A ラインの 985 m（以下では 1,000 m と表記）、1,200 m、1,312 m（以下では 1,400 m と表記）の計 6 サイトを用いた（サイト詳細は Hikosaka et al. 2021 を参照のこと）。

現地培養実験

土壌の窒素無機化・硝化速度を調べるために、バリード・バッグ法 (Eno 1960) とレジンコア法 (柴田ほか 2010) を用いた。ともに現地において植生根による窒素吸収を遮断した条件下での培養前後の無機態窒素量の差分を培養日数で除することにより速度として評価する方法である。バリード・バッグ法は土壌をポリエチレン袋に入れて土壌内に埋め戻し、現地の温度条件下で培養する方法として広く用いられている。レジンコア法では、さらに塩化ビニル円筒管に土壌を入れ、円筒の上下端にイオンを吸着できるイオン交換樹脂を取り付けて培養を行うことにより、降雨浸透の影響下、すなわち変化する現地の土壌水分条件下での正味窒素無機化・硝化速度を求めることができる (Shibata et al. 2013)。また、培養期間内の正味無機窒素生成速度の内訳として、土壌内における正味変化と、土壌から下層への溶脱量に分離して評価することができる。なお、上端のイオン交換樹脂カラムは自然降雨をそのまま浸透させる一方、土壌へのイオン流入を防ぐ機能を有する。レジンコア法の培養期間は、イオン交換樹脂の吸着能を考慮して 100 日間程度で行われることが多い (浦川ほか 2018)。本研究ではバリードバッグ法とレジンコア法について、それぞれ Christopher et al. (2008)、Shibata et al. (2013) に記載されている方法を参考にした。

2010 年 7 月に各標高のサイト内から 0~10 cm 深の鉞質土壌（主に A 層からなる）を 5 反復で採取し、よく混合した。5 mm メッシュの篩（ふるい）を用いて、混合土壌試料から粗大根系や石礫を取り除いた。各標高サイトから採取したそれらの混合土壌試料を用いて、以下で述べる方法で土壌試料を採取したサイトと同じサイトで現地土壌培養を行った（標高別培養実験）。

各標高サイトで採取した土壌試料を用いて、バリード・バッグ法、レジンコア法の 2 種類の方法で 5 反復にて現地培養を行った。約 50 g の新鮮土壌をチャック付きのポリエチレン袋に入れ、採取した深さの中央付近（深さ約 5 cm）に埋め戻した（バリード・バッグ法）。また、約 100 g の新鮮土壌を塩化ビニル製円筒容器（150 cm³、内径 6.7 cm）に入れ、円筒容器の上下端には同じ径の塩化ビニル製円筒容器（厚さ約 2 cm）に 40 g のイオン交換樹脂（ア

ンバーライト MB-1、オルガノ社製）を取り付けた（レジンコア法）。上端のイオン交換樹脂カラムが地表と同じ高さになるようにレジンコア容器（土壌＋イオン交換樹脂）を現地に埋め戻した。培養期間中の地温を計測するため、データロガー付き地温センサー (Onset Computer 社製、UA-001-64) を各標高サイトで土壌深 5 cm に埋設し、10 分ごとの地温を計測した。

また、標高 600 m（ブナ帯）、1,000 m（オオシラビソ帯）の土壌を用いて、上で述べたバリードバッグ法により、各標高サイトで 5 反復となるように、それぞれ埋設・培養した（移動培養実験）。

標高別培養実験、移動培養実験は共に 2010 年 7 月中旬～10 月中旬の約 90 日間で行った（各培養日数は正確に記録し、以下で述べるデータ解析に用いた）。

化学分析

土壌は培養前と培養後の試料について、以下に述べる方法で化学分析を行った。土壌含水率は新鮮土壌を 110 ℃、48 時間以上で乾燥させ、前後で重量を測定して求めた。新鮮土壌 10 g に 2 mol L⁻¹ の塩化カリウム溶液 100 mL を加えて 1 時間振とうした。イオン交換樹脂については 4 g のイオン交換樹脂に対して、1 mol L⁻¹ の塩化カリウム溶液 250 mL で 1 時間振とう抽出した。振とう後の抽出液を定量濾紙（アドバンテック社製、5B）で濾過し、抽出液を得た。イオン交換樹脂の抽出においては振とう・濾過を 2 回繰り返した。抽出液は濃度分析まで冷凍庫で保管した。土壌及びイオン交換樹脂の抽出液に含まれる NH₄-N、NO₃-N 濃度は、連続流れ分析装置（BL テック社製、AACS-4）を用いて比色定量法で求めた。本研究では溶存有機態窒素は研究対象としなかった。

データ処理と統計解析

土壌及びイオン交換樹脂に含まれる窒素含有率は、抽出液に含まれる濃度から、抽出に用いた試料重量とその含水率を用いて、土壌乾燥重量当たりの含有率に換算した。培養前後における乾燥土壌あたりの窒素含有率の変化量を培養日数で除して、1 日あたりの正味変化速度 (mg N kg⁻¹ day⁻¹) を求めた。レジンコアについては、NH₄-N と NO₃-N の土壌内での正味変化速度、両イオンの下層への溶脱速度（下端カラムのイオン交換樹脂に捕捉された窒素イオン量）の合計値を正味生成速度とした。正味 NH₄-N 生成速度と正味 NO₃-N 生成速度の合計を正味窒素無機化速度とした。また、レジンコア法において、硝化率と NO₃-N 溶脱率を以下の式 1、2 で求めた。

硝化率 = 正味 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成速度 / 正味窒素無機化速度

式 (1)

$\text{NO}_3\text{-N}$ 溶脱率 = $\text{NO}_3\text{-N}$ 溶脱速度 / 正味 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成速度

式 (2)

培養実験で得られた標高別の各パラメーターの有意差検定にはウィルコクソン順位和検定を用いた。また、レジコア法で得られた各パラメーター間の相関関係については、各パラメーター値を対数変換した後でスピアマンの順位相関係数を求め、ボンフェローニ法で補正した P 値によって評価した。その際、各データが負値（正味減少を示す値）を含む場合があったので、全てのデータに 1 を加えてから対数変換を行った。また、培養期間中の各標高サイトにおける平均地温を算出した。移動培養実験で得られた窒素生成速度を対数変換し、平均地温による回帰モデルを一般化線形モデルにより求めた。標高 600 m 土壌と 1000 m 土壌の間の回帰モデルの傾きの違いについては、地温に対する土壌種と窒素生成速度の交互作用項の有意性から評価した。回帰モデルを構築する際には、標高 600 m 土壌・標高 800 m 培養の 1 サンプルにおいて中央値との比率が他と比べて著しく異なっていたため（図 4）、外れ値として解析から除外した。回帰モデルの傾き（ β ）を用いて、温度が 10°C 上昇したときに反応速度が何倍になるかを示す温度依存性の指標である Q_{10} 値を求めた（ $Q_{10} = e^{10 \times \beta}$ ）。統計分析には統計ソフト R（version 4.0.5）を用いた。なお、本論文での解析に用いたデータセットは JaLTER データベース（<https://db.cger.nies.go.jp/JaLTER/metacat/metacat/JaLTER-Hakkoda.2.1/jalter>, 2023 年 1 月 27 日確認）に全て公開されている。

結果と考察

標高別の土壌窒素無機化・硝化速度

バリード・バッグ法で得られた正味 $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成速度は 400~600 m で低く、標高 1,000 m で高い値を示し、標高 1,400 m に向かって低くなる傾向が認められたが、標高 800 m 以上のデータにばらつきが大きく、標高間の多重比較の結果はどれも統計的に有意な差は検出されなかった（図 2）。正味 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成速度、正味窒素無機化速度についても、標高間での有意差は認められなかった。正味窒素無機化速度の大部分は正味 $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成が占めており、標高 800 m を除いては、標高別の正味窒素無機化速度の変化傾向は正味 $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成速度と類似していた（図 2）。

レジコア法で得られた各パラメーターにおいても 5

反復でのばらつきが大きく、標高間での統計的な有意差は認められなかった（図 3）。レジコア法における土壌内の正味 $\text{NH}_4\text{-N}$ 変化速度は、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶脱速度と比べるとやや低い値であった。また、一部の土壌については正味

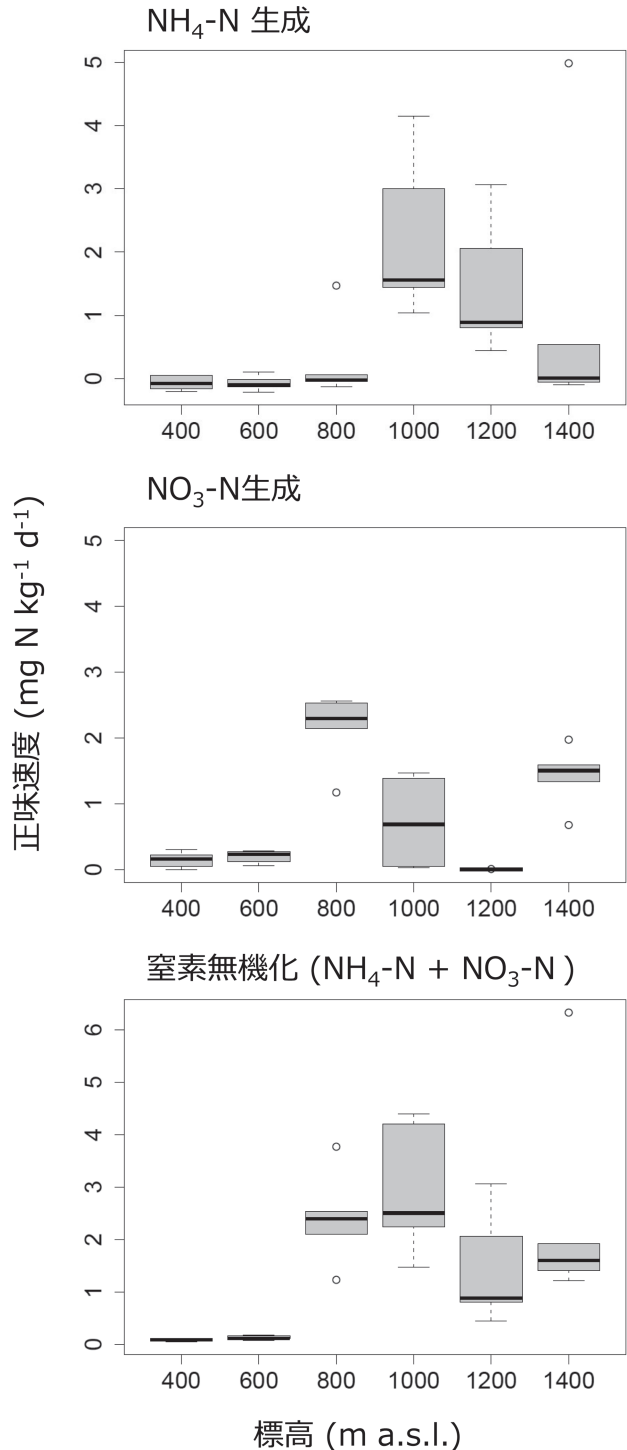


図 2. バリード・バッグ法で求めた各標高での正味アンモニウム態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）生成、正味硝酸態窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ）生成、正味窒素無機化（ $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ ）速度。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 変化速度が負の値となり、培養期間中に土壌内に存在する $\text{NH}_4\text{-N}$ の一部が微生物に取り込まれたり（有機

化、不動化）、土壌に吸着されたりしたことを示唆していた。一方、レジンコア法における $\text{NO}_3\text{-N}$ 溶脱速度は、土

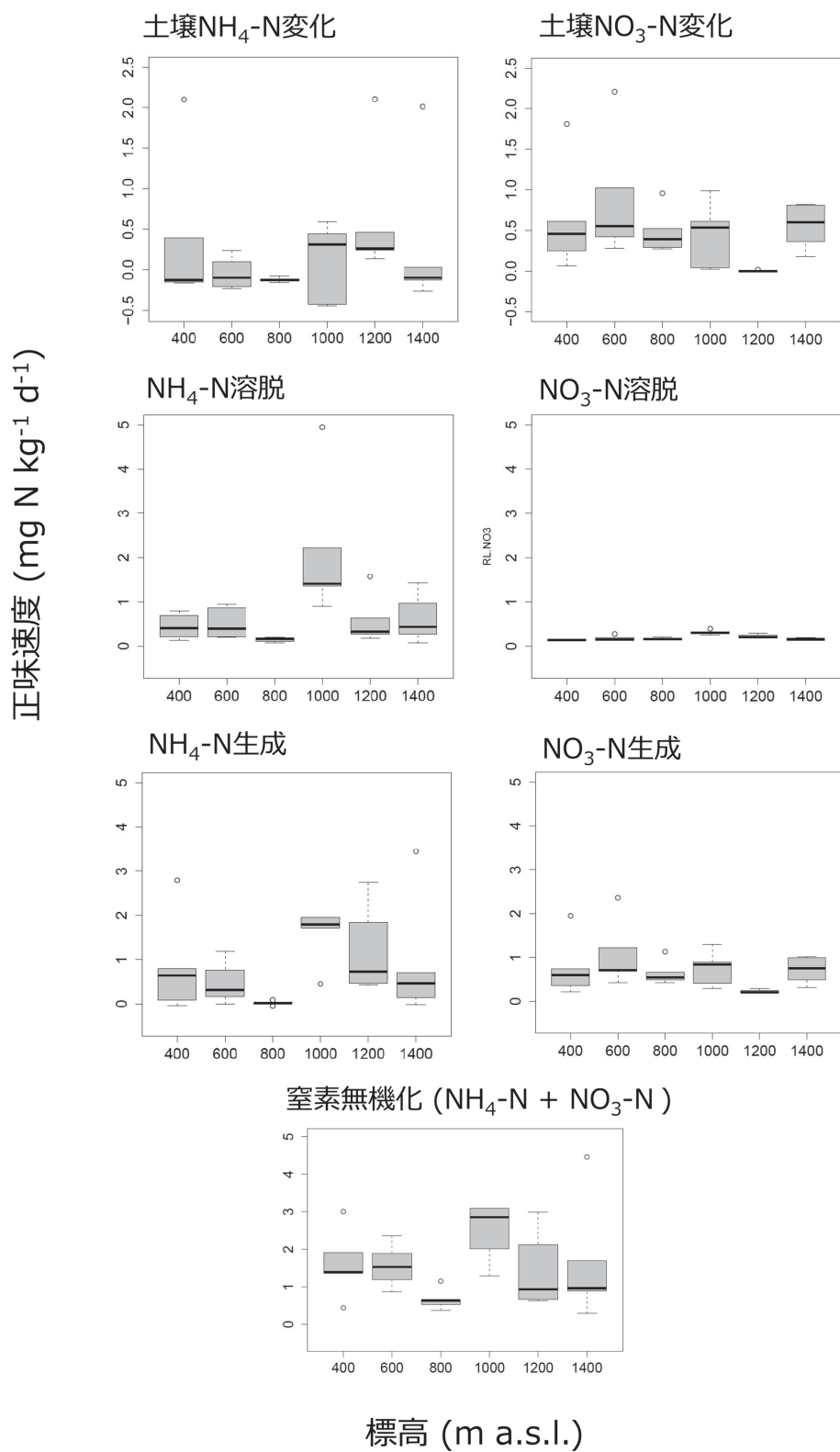


図 3. レジンコア法で求めた各標高での土壌内の正味 $\text{NH}_4\text{-N}$ ・ $\text{NO}_3\text{-N}$ 変化速度、 $\text{NH}_4\text{-N}$ ・ $\text{NO}_3\text{-N}$ 溶脱速度、正味 $\text{NH}_4\text{-N}$ ・ $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成速度および正味窒素無機化速度。

壤内の正味 $\text{NO}_3\text{-N}$ 変化速度と同じレベルか、若干低い傾向にあった。また、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 溶脱速度は $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶脱速度と比べて全体的に低い傾向が認められた（図 3）。

レジソコア法で得られた各パラメーター間の相関関係を表 1 に示す。特に有意な相関が強い関係（ $P < 0.001$ ）に着目すると、正味 $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成速度は土壤 $\text{NH}_4\text{-N}$ 変化速度と $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶脱速度と正の相関関係にあり、正味 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成速度は土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 変化速度と正の相関関係にあった。また、土壤 $\text{NH}_4\text{-N}$ 変化速度は硝化率と負の関係にあり、土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 変化速度は $\text{NO}_3\text{-N}$ 溶脱率と負の関係があった。硝化率は正味 $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成速度及び $\text{NO}_3\text{-N}$ 溶脱率と負の関係にあった。

以上の結果から、培養期間中に土壤内で生成された $\text{NH}_4\text{-N}$ は降雨浸透によって速やかに表層土壤から溶脱されたことが示唆された。一般に、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は陽イオンであるために土壤に吸着されやすく、陰イオンである $\text{NO}_3\text{-N}$ は溶脱されやすいとされている。上に述べたように本研究ではそれに反して、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶脱が優占的であった（図 3）。硝化の基質である $\text{NH}_4\text{-N}$ が表層土壤から溶脱によって速やかに失われることによって、その後の硝化速度が低くなり、結果として $\text{NO}_3\text{-N}$ 溶脱速度や正味 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成速度が高まらない傾向にあることが推察される（表 1）。バリード・バッグ法とレジソコア法の間で、正味 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成速度やその標高間での変動傾向に違いが見られる要因は、上記のような降雨浸透の影響による $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ 溶脱の有無にあるかもしれない。その影響の強さは降雨浸透による溶脱速度、土壤への吸着速度、微生物への有機化速度のバランスによって決定されるものと考えられる。黒ボク土は一般的に間隙率が高く透水性に富むことが知られている（成岡・駒村 2000）。透水性の高さが $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶脱が起こりやすい一因になった可能性があるが、水の浸

透と土壤粒子に吸着しやすい性質をもつ $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶脱は同義ではないため、詳細なメカニズムの解明は今後の課題である。また、浦川ほか（2018）はレジソコア下部の土壤からの拡散による $\text{NO}_3\text{-N}$ 吸着の可能性を示唆している。しかし、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の拡散速度は $\text{NO}_3\text{-N}$ に比べて小さいため、レジソコア下部の土壤からの拡散が $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶脱量が大きい主要な理由にはならないと考えられる。現地培養実験によって土壤窒素養分の利用可能性を評価するためには、気象条件、土壤特性、土壤微生物活性（養分要求度）を考慮に入れた方法を選ぶ必要があるだろう。

Urakawa et al. (2016) は全国 38 ケ所の森林土壤を用いて室内培養（20℃）により土壤窒素無機化ポテンシャル、硝化ポテンシャルを求め、それぞれ $-0.09 \sim 3.23 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 、 $0 \sim 3.00 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ であることを報告した。本研究での正味窒素無機化速度、正味 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成速度（図 1、2）はそれらと同程度の値であった。Shibata (2016) は日本の多雪寒冷地域では土壤窒素無機化において $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成よりも $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成が主体となる傾向があることを報告しており、本研究での傾向（図 2、3）はそれを支持するものであった。また、低い土壤 pH が土壤の窒素無機化速度・硝化速度を低下させることが報告されており（Zebarth et al. 2015）、本研究において特に $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成速度が低い要因の一つとして、調査地の土壤 pH が低いことが影響している可能性がある（Kurokawa et al. 未発表）。

移動培養による正味窒素無機化・硝化速度の変化

植生の優占樹種が異なる標高 600 m（ブナが優占）と標高 1,000 m（オオシラビソが優占）で採取した土壤を、各標高サイトでそれぞれ培養した結果（移動培養実験）を図 4 に示す。両土壤ともに、正味 $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成速度、正味 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成速度、正味窒素無機化速度は標高が高くなる

表 1. レジソコア法を用いた標高別の現地培養試験で得られた各速度および相対比率（硝化率、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 溶脱率）の相関関係。

表内の値は、それぞれ対数変換した値を用いたスピアマンの順位相関係数の P 値（ボンフェローニ調整）を示す。Soil、Out、Net はそれぞれ土壤内変化、溶脱、正味生成速度を示す。Net NO_3 ratio と Out NO_3 ratio は硝化率と $\text{NO}_3\text{-N}$ 溶脱率をそれぞれ示す（計算方法は本文参照のこと）。 $P < 0.05$ は太字で示し、数字の右にある (+)、(-) はそれぞれ正の相関、負の相関であることを示す。

	標高	Soil NH_4	Soil NO_3	Out NH_4	Out NO_3	Net NH_4	Net NO_3	Net NO_3 ratio
Soil NH_4	0.319							
Soil NO_3	0.15	0.002(-)						
Out NH_4	0.299	0.146	0.738					
Out NO_3	0.046	0.199	0.417	0.001(+)				
Net NH_4	0.285	<0.001(+)	0.135	<0.001(+)	0.002(+)			
Net NO_3	0.261	0.002(-)	<0.001(+)	0.852	0.893	0.253		
Net NO_3 ratio	0.224	<0.001(-)	0.003(+)	<0.001(-)	0.003(-)	<0.001(-)	0.007(+)	
Out NO_3 ratio	0.075	0.002(+)	<0.001(-)	0.246	0.015(+)	0.026(+)	<0.001(-)	<0.001(-)

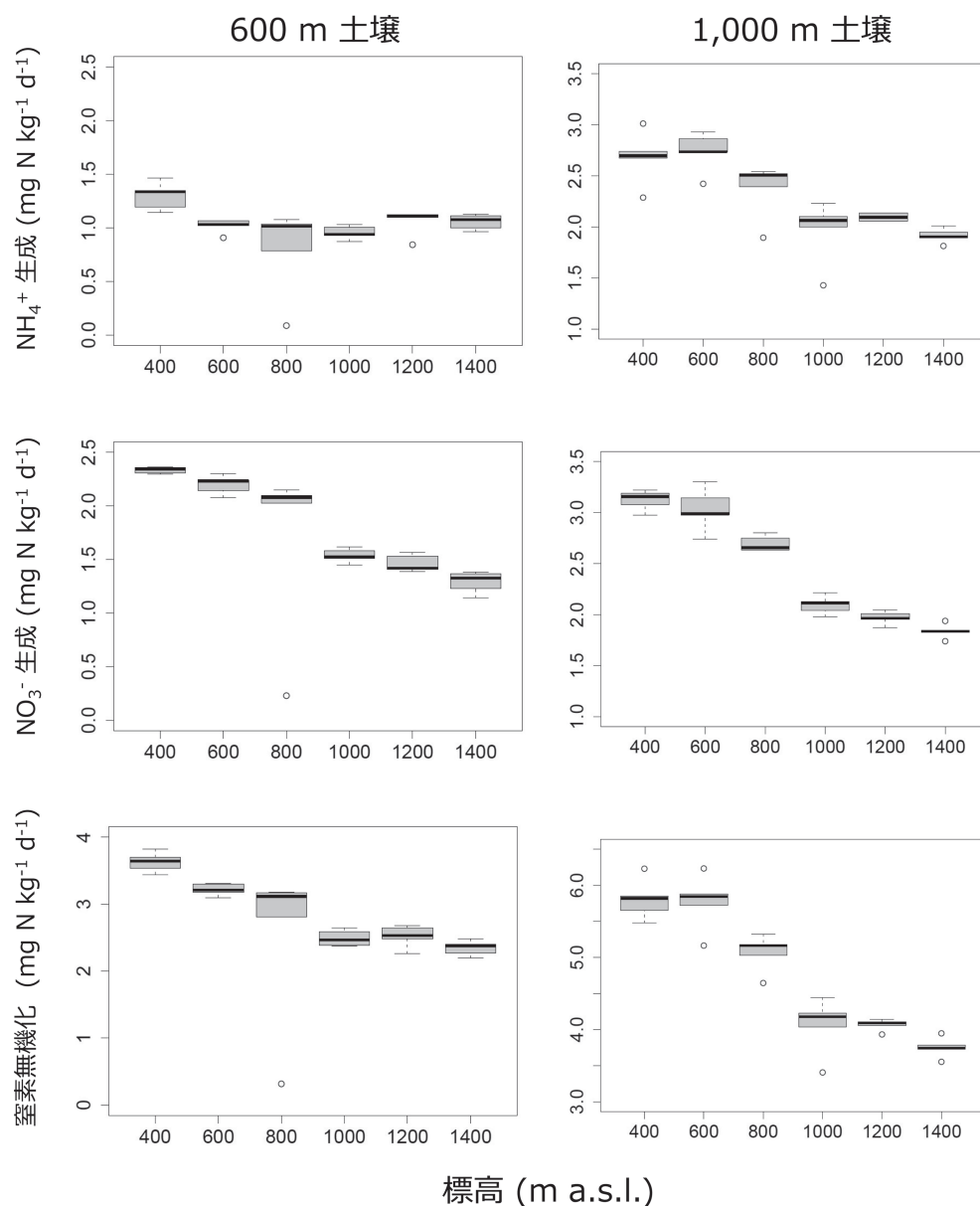


図4. 現地移動培養実験における各標高での正味 $\text{NH}_4\text{-N}$ ・ $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成速度、正味窒素無機化速度。左：標高 600 m で採取した土壌、右：標高 1,000 m で採取した土壌。

につれて低くなる傾向が認められた。また、それぞれの速度について、標高 1,000 m から採取した土壌の方が、標高 600 m から採取した土壌よりも高い値を示していた。そのことは、図 2、3 で示した標高別での傾向と同様であった。培養期間中における平均地温との回帰モデルの傾きは全て統計的に有意であった（図 5）。回帰モデルの傾きは標高 600 m 土壌の正味 $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成速度について、1,000 m 土壌よりも小さい傾向があったものの、3 つのパラメーター共に 600 m 土壌と 1,000 m 土壌の間で回帰モデルの傾きに統計的な有意差は認められなかった。

図 5 に示した回帰モデルは、両土壌の窒素無機化・硝化

速度が現地の地温変化に応じて変化することを示しており、将来の気候変動に対して土壌微生物の窒素代謝が変化し、土壌内における窒素養分の利用可能性が変化することが示唆された。また、標高別培養実験でのレジンコアの結果を考慮に入れると、それらの地温による変化は土壌から下層への窒素溶脱量の変化にも影響が及ぶ可能性があるだろう。回帰モデルの傾きから求めた窒素無機化・硝化速度の各 Q_{10} 値は 1.4~3.8 にあり、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成でやや低く、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 生成でやや高い傾向があった（表 2）。

標高別の現地培養実験（図 2、図 3）では、標高が高ま

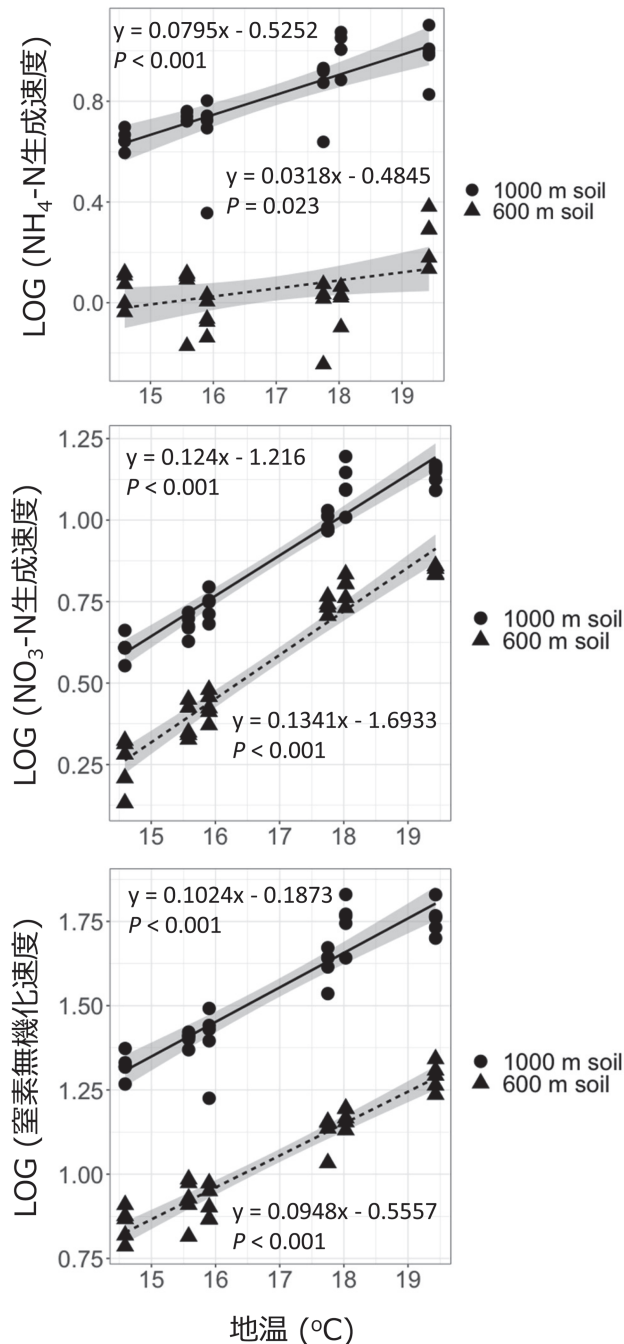


図 5. 一般化線形モデルによる正味 NH₄-N 生成 (上図)、正味 NO₃-N 生成 (中図)、正味窒素無機化速度 (下図) の地温 (培養期間中の平均値) による回帰モデル。Y 軸の窒素生成速度 (mg N kg⁻¹ d⁻¹) のデータは対数変換値。著しく値の異なるデータ (標高 800 m の 1 反復; 図 4 参照) は外れ値として除外した。バーの周囲の網掛けは回帰モデルの 95 % 信頼区間を示す。

るほど地温は低下するにも関わらず、窒素無機化・硝化速度等のパラメーターは標高傾度に沿った単調変化を示さず、また標高間での統計的な有意差は認められなかつ

表 2. 正味 NH₄-N 生成、正味 NO₃-N 生成、正味窒素無機化速度の Q_{10}

	NH ₄ -N 生成	NO ₃ -N 生成	窒素無機化
600 m 土壌	1.4	3.8	2.6
1000 m 土壌	2.2	3.5	2.8

Q_{10} 値は、図 5 に示した平均地温 (x) に対する各速度の回帰式の傾き (β) から求めた ($Q_{10} = e^{10\beta}$)。600 m 土壌の NH₄-N 生成、NO₃-N 生成、窒素無機化の回帰式は、それぞれ $y = 0.616e^{0.0318x}$ 、 $y = 0.1839e^{0.1341x}$ 、 $y = 0.5737e^{0.0948x}$ 、1000 m 土壌の NH₄-N 生成、NO₃-N 生成、窒素無機化の回帰式は、それぞれ $y = 0.5914e^{0.0795x}$ 、 $y = 0.2964e^{0.124x}$ 、 $y = 0.8292e^{0.1024x}$ であった。

た。上に述べたように、標高 400~800 m はブナが優占する森林であるのに対し、標高 1,000~1,400 m はオオシラビソが優占している。標高 1,000 m 以上で正味 NH₄-N 生成速度や正味窒素無機化速度がやや高い傾向にある理由は、そのような植生の違いにあると推察される。高標高に分布するオオシラビソの単位温度あたりの落葉分解速度がブナよりも高く、土壌の炭素・窒素濃度も高いことが観測されており (Kurokawa et al. 未発表)、高標高域における土壌の窒素無機化速度が高い一因かもしれない。また、標高 800~1,000 m の一部は両植生の移行帯に含まれるため、その影響も受けているかもしれない。しかしながら、本研究では植生の変化による影響のみを抽出して、それを十分に検証できるデザインとはなっていないため、今後の研究課題として残された。また、標高 400~800 m は高田大岳の東斜面、標高 1,000~1,400 m は赤倉岳の西斜面に位置しており、両ラインは数 km 離れている (Hikosaka et al. 2021; Kurokawa et al. 未発表)。Hishi et al. (2017) 他で示されているように、斜面向きの違いによって、降雨や降雪、日射量等、それに伴う蒸発散量の違い等を通じて土壌微生物の窒素代謝活性が変化する可能性もある。本研究で得られた結果には斜面方向、微地形等を含むその他の立地環境の違いによる影響が含まれていることは否定できず、今後の研究課題として残された。

結 論

八甲田山系の標高 400~1,400 m における土壌窒素無機化・硝化速度を現地培養実験によって調べたところ、正味窒素無機化・硝化速度は標高傾度に沿った単調変化を示さなかった。また標高に関わらず正味 NH₄-N 生成が正味 NO₃-N 生成よりも優占しており、生成した NH₄-N の一部は降雨浸透により速やかに下層に溶脱するポテンシャルがあることが示された。また、標高別の移動培養実験の結果から、将来の気候変動の影響で地温が変化することにより、現地での土壌窒素養分の利用可能性が影響を受

けることが示唆された。

謝 辞

本研究を行うにあたり東北大学植物園八甲田山分園ならびに北海道大学北方生物圏フィールド科学センター森林圏ステーション北管理部の関係各位には、現地調査と試料分析でご協力頂いたことに謝意を表する。森林総合研究所の小黒芳生博士には図1の地図を作成いただいた。本研究の一部は、文部科学省「気候変動リスク情報創生プログラム」、文部科学省「統合的気候モデル高度化研究プログラム」(JPMXD0717935498)、国立研究開発法人科学技術振興機構(JST)「ベルモント・フォーラム共同研究活動(ABRESOプロジェクト)」、三井物産環境基金研究助成(R11-G4-1046)の支援を受けた。本研究は日本長期生態学研究ネットワーク(JaLTER)及び国際長期生態学研究ネットワーク(ILTER)の活動の一環として実施された。

引用文献

- Christopher SF, Shibata H, Ozawa M, Nakagawa Y, Mitchell M (2008) The effect of soil freezing on N cycling: Comparison of two headwater subcatchments with different vegetation and snowpack conditions in the northern Hokkaido Island of Japan. *Biogeochemistry*, 88:15-30
- Eno CF (1960) Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Science Society of America Proceedings*, 24:277-279
- Hikosaka K, Kurokawa H, Arai T, Takayanagi S, Tanaka HO, Nagano S, Nakashizuka T (2021) Intraspecific variations in leaf traits, productivity and resource use efficiencies in the dominant species of subalpine evergreen coniferous and deciduous broad-leaved forests along the altitudinal gradient. *Journal of Ecology*, 109:1804-1818
- Hishi T, Urakawa R, Shibata H (2017) Effects of soil origin and current microclimate conditions on nitrogen mineralization in forest soil on different slope aspects in Hokkaido, Japan. *Ecological Research*, 32:725-733
- Nakashizuka T, Shimazaki M, Sasaki T, Tanaka T, Kurokawa H, Hikosaka K (2016) Influences of climate change on the distribution and population dynamics of subalpine coniferous forest in the Hakkoda Mountains, Northern Japan. In: Kudo G (ed), *Structure and Function of Mountain Ecosystems in Japan: Biodiversity and Vulnerability to Climate Change*, 1-15. Springer Japan, Tokyo
- 成岡 市, 駒村 正治 (2000) 固相配列と排水特性からみた関東ローム表層黒ボク土の粗間隙の特徴. *農業土木学会論文集*, 210:19-27
- Pastor J, Aber JD, McClaugherty CA, Melillo JM (1984) Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology*, 65:256-268
- Shibata H (2016) Impact of winter climate change on nitrogen biogeochemistry in forest ecosystems: A synthesis from Japanese case studies. *Ecological Indicators*, 65:4-9
- Shibata H, Hasegawa Y, Watanabe T, Fukuzawa K (2013) Impact of snowpack decrease on net nitrogen mineralization and nitrification in forest soil of northern Japan. *Biogeochemistry*, 116:69-82
- 柴田 英昭, 戸田 浩人, 稲垣 善之, 館野 隆之輔, 木庭 啓介, 福澤 加里部 (2010) 森林源流域における窒素の生物地球化学過程と渓流水質の形成. *地球環境*, 15:133-143
- Shimazaki M, Sasaki T, Hikosaka K, Nakashizuka T (2011) Environmental dependence of population dynamics and height growth of a subalpine conifer across its vertical distribution: an approach using high-resolution aerial photographs. *Global Change Biology*, 17:3431-3438
- Sierra J (1997) Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores. *Soil Biology and Biochemistry*, 29:1557-1563
- 鳥居 厚志, 河室 公康, 吉永 秀一郎 (1987) 八甲田山の火山灰土壌にみられるA層の発達様式について. *ペドロジスト*, 31:26-38
- Urakawa R, Ohte N, Shibata H, Isobe K, Tateno R, Oda T, Hishi T, Fukushima K, Inagaki Y, Hirai K, Oyanagi N, Nakata M, Toda H, Kenta T, Kuroiwa M, Watanabe T, Fukuzawa K, Tokuchi N, Ugawa S, Enoki T, Nakanishi A, Saigusa N, Yamao Y, Kotani A (2016) Factors contributing to soil nitrogen mineralization and nitrification rates of forest soils in the Japanese archipelago. *Forest Ecology and Management*, 361:382-396
- 浦川 梨恵子, 柴田 英昭, 戸田 浩人 (2018) レジンコア法による土壤窒素無機化・硝化量の測定時におけるイオン交換樹脂の使用上の留意点. *森林立地*, 60:87-90
- Vitousek P (1982) Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *The American Naturalist*, 119:553-572
- Zebarth BJ, Forge TA, Goyer C, Brin LD (2015) Effect of soil acidification on nitrification in soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 95:359-363