

## 神奈川県の見沢試験流域における窒素動態特性

辻千智\*・戸田浩人\*\*・崔東寿\*\*

### Characteristics of nitrogen movement in Kaisawa experimental catchments, Kanagawa prefecture

Chisato TSUZI\*, Hiroto TODA\*\* and Dong Su CHOI\*\*

#### 要 旨

相模湖の見沢流域に設置された対照流域法試験地において、水源林整備の施業前の窒素（N）動態特性を明らかにするとともに、施業や時空間的変動による溪流からのN流出の変化を予測する方法を検討した。3つの対照試験流域の水を介したN移動特性に大差はなかったが、溪流へのN流出量は流域3が多く、高齢林化によるN吸収量の減退が示唆された。一方、土壌と植生のN供給と吸収からN流出を予測するPnET-CNモデルの値は、流域2と3でN流出量が実測値よりも著しく高く、特に高齢林の流域3で予測値が高くなった。3つの流域の下層土による $\text{NO}_3^-$ 吸着力は、流域3 > 流域1 > 流域2の順に高く、PnET-CNモデルの予測値と実測値との誤差に下層土の $\text{NO}_3^-$ 吸着力が影響していると考えられた。また、 $A_0$ 層のN蓄積量は流域3で多く、 $A_0$ 層のN回転率も遅いことから、リター分解が遅延し有機物として林床などにN保持されている可能性がある。以上のように、流域3はN動態が安定しており、“対照”流域として妥当である。

キーワード： N動態モデル、N保持能、 $\text{NO}_3^-$ 吸着、溪流水質、水源林

#### I はじめに

森林は様々な公益的機能を有するが、その一つに水源涵養機能がある。日本は多くの森林が水源地域に位置しており、その影響は大きい。しかし近年、間伐が遅れるなど、管理が不十分な人工林が増加し、その結果、水源に位置する人工林でも、下層植生が衰退し表土が流亡するなど水源涵養機能が低下することが懸念されている。

神奈川県について見てみると、森林面積は40%と日本平均に比べ低く、さらにそのほとんどが水源地域に位置している。また、人口も多いため、水源涵養機能の低下が多くの人々に影響を及ぼす。そこ

で、神奈川県は近年、森林・水資源を持続的に利用するために「かながわ水源の森林づくり（森林所有者を主とした県民・企業・団体と協力し、水源地域の私有林の公的管理・支援を推進する）」を進めている。この事業の中で、水源涵養機能を高める施業方法として、複層林化、針広混交林、巨木林化などの施業が検討されている。このような施業の中から、適切な管理方法を選定するための有効な手段の1つに、対照流域法がある。これは、集水域単位で対照地を設けてモニタリング調査を行うものである。地形や気象条件などが類似した、隣接する複数の流域において異なる施業を行い、流域の自然環境や水収支などの変化を時系列的に比較・検討する際に対照流域

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

\*\* 東京農工大学大学院 農学研究院（〒183-8509 東京都府中市幸町3-5-8）

法は、気象条件など時間と共に変化する要因を排除して検討できるという利点がある。

そこで、本研究では、対照流域法試験地の各流域における物質循環特性を明らかにし、施業の効果を検証するための基礎的情報を得ること目的とした。特に、植物の生育に不可欠でありながら、下流に流出すれば富栄養化の原因ともなる窒素動態を中心に調査を行った。さらに、本試験地の調査結果を利用して、施業や時空間的変動（例えば他流域や同流域の過去、未来）にともなう、溪流水質の変化を予測する方法を検討した。

## II 調査方法

### 1 貝沢流域の概況

調査地は、神奈川県相模原市与瀬にあり、相模湖の北面（相模川水系相模川上流部）に位置する貝沢流域である。年降水量は、1717.3mm（相模湖アメダス〔北緯 36.8 度 36.8 分、東経 139 度 11.6 分、標高 188m〕1990～2011 年平均）、年平均気温は 15.53℃（海老名アメダス〔北緯 35 度 26 分、東経 139 度 23.2 分、標高 18m〕1990～2011 年平均）である。流域面積は約 96ha、流域内平均傾斜は、22.4°で、尾根付近の一部を除けば、傾斜は比較的緩やかである。標高は 255～633m、母材は砂岩、頁岩である。流域内の植生は、スギ（*Cryptomeria japonica*）、ヒノキ（*Camaecyparis obtusa*）の針葉樹人工林が中心で、一部にコナラ（*Quercus serratta*）を主とした落葉広葉樹二次林がある。流域全体の特徴としては、人工林率が高い、シカ採食圧の影響がほとんどみられないことが挙げられる。この貝沢流域内の流域 1、2、3 の 3 つの小流域を対照流域法試験地として設置した（図 1）。どの流域も 90%以上が針葉樹人工林となっており、流域間の概況に大きな差はないが、流域 3 は林齢がやや高く、立木密度が低い（表 1）。流域 1、2、3 の末端及び 3 つの流域の合流地点には、量水堰が設置され、流量観測が行われている。

基礎情報として、各流域の土壌の化学性を表 2 に示す。分析試料は、各流域の源頭部と尾根部の A 層、B 層をそれぞれ 2 回繰り返して採取し、全 C、N 量を C N コーダ（Yanako CN CORDER MT-700）を用い

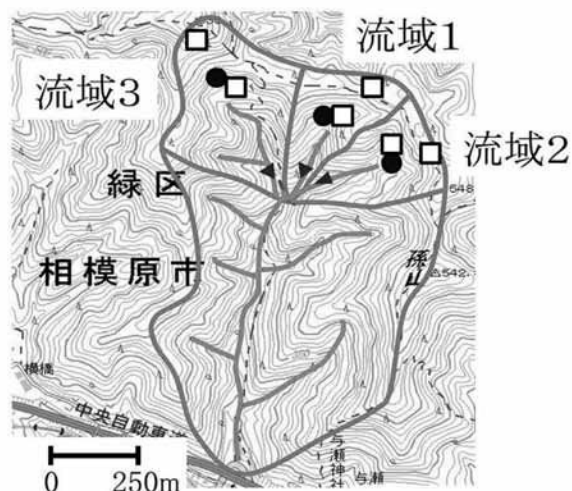


図1 貝沢対照流域試験地の概要

▼溪流水採取点、□リタートラップ、イオン交換樹脂パック、地温計、●林内雨採取、林内雨量計

表1 貝沢対照流域の概況

|     | 流域面積<br>ha | 植生<br>%                   | 立木密度<br>本/ha | 傾斜<br>° | 目標林形 |
|-----|------------|---------------------------|--------------|---------|------|
| 流域1 | 6.7        | スギ 70<br>ヒノキ 20<br>広葉樹 10 | 1500         | 29.6    | 複層林  |
| 流域2 | 9.2        | スギ 80<br>ヒノキ 10<br>広葉樹 10 | 1500         | 30.7    | 複層林  |
| 流域3 | 15.2       | スギ 90<br>ヒノキ 10           | 700          | 31.5    | 巨木林  |

表2 調査流域の土壌の化学性

|     |     |    | 全 C  | 全 N | C/N | NO <sub>3</sub> -N | NH <sub>4</sub> -N |
|-----|-----|----|------|-----|-----|--------------------|--------------------|
|     |     |    | g/kg |     |     | mg/kg              |                    |
| 流域1 | 尾根  | A層 | 54.5 | 3.9 | 14  | 1.5                | 2.6                |
|     |     | B層 | 20.8 | 1.8 | 12  | —                  | —                  |
|     | 源頭部 | A層 | 36.6 | 3.3 | 11  | 3.2                | 3.3                |
|     |     | B層 | 13.6 | 1.8 | 8   | —                  | —                  |
| 流域2 | 尾根  | A層 | 39.9 | 3.2 | 12  | 2.2                | 3.1                |
|     |     | B層 | 21.3 | 2.0 | 11  | —                  | —                  |
|     | 源頭部 | A層 | 37.3 | 3.4 | 11  | 1.0                | 5.5                |
|     |     | B層 | 35.4 | 3.4 | 10  | —                  | —                  |
| 流域3 | 尾根  | A層 | 52.9 | 3.9 | 14  | 3.9                | 3.2                |
|     |     | B層 | 16.3 | 1.7 | 10  | —                  | —                  |
|     | 源頭部 | A層 | 40.8 | 3.4 | 12  | 2.4                | 3.2                |
|     |     | B層 | 20.2 | 2.1 | 10  | —                  | —                  |

注) 無機態Nは年平均値

て分析した。3つの流域間で、土壌のCおよびN濃度とC / Nに大きな違いはみられなかった。

### 2 窒素移動特性

対照流域法により施業の効果を検証するために

は、施業前の状況を十分に把握することが重要となる。そこで、3つの対照流域における窒素移動特性を把握するため、以下の調査を実施した。各調査のおよその地点を図1に示す。

リターフォールによる地表面への窒素供給量を把握するため、リタートラップを各流域の源頭部と尾根部にそれぞれ3つずつ設置し、月1回程度の頻度で回収した。調査期間は、2009年10月～2011年12月までである。回収した試料は、針葉樹葉、広葉樹葉などに分別して計量した後、粉碎し、全C、N量を測定した。また、2011年7月に各流域においてA<sub>0</sub>層を採取し、リターフォールと同様に全C、N量を分析した。同時に温度計ロガーを各地点の地表面に設置し、1時間ごとの地表面温度を測定した。

林内雨の水質分析用試料を、大型ロート（直径30cm）を取り付けたバケツを用い、月1回、各流域で、3回繰り返して採取した。同時に転倒マス式雨量計（Davis Instrument Rain Collector II）を各流域に設置し、1時間ごとの林内雨量をロガー（HOB0 Pendant Event/Temp Logger）で記録した。渓流水を、各流域の末端部で平水時に月1回採取した。以上の採取・測定期間は、2009年9月～2011年12月である。林内雨、土壌水、渓流水は、イオンクロマトグラフ（DIONEX ICS-1100 Anion カラム：Ion Pack AS4A-SC 4X、Cation カラム：Ion Pack CS12A 4 X）を用い、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>濃度およびNH<sub>4</sub><sup>+</sup>濃度を測定した。

土壌水によるイオンの移動量は、イオン交換樹脂バック法（生原ら、1990）を用い、2009年9月～2010年3月と2010年3月～2010年9月までの半年間ずつ埋設して測定した。埋設したのは、各流域の源頭部と尾根部で土壌深0cmと10cmの2深度、それぞれ6回繰り返して行った。半年間埋設後、回収したイオン交換樹脂は生原ら（1990）にしたがって、1M-KClと1M-酢酸アンモニウム（pH7）でそれぞれ抽出し、土壌水と共に土層を移動した無機態Nの量を測定した。また、土壌の無機態N現存量を次項のプロセスモデルの因子とするため、2009年～2010年にかけて5回、各流域の各地点において3地点でA層土壌を採取し、土壌：2N-KClを1：5で抽出、無機態Nを測定した（結果は表2に示した）。NO<sub>3</sub>-Nはフェノールジスルホン酸法、NH<sub>4</sub>-Nはモリブデンブルー法で分析した。

### 3 プロセスモデル解析

長期的な森林生態系の物質循環について考えるとき、対照流域法などのモニタリング調査を行うだけでなく、プロセスモデルを用いた研究も行うことが非常に有効である（Aber and Driscoll, 1997）。プロセスモデルを活用することにより、環境変動に対する生物地球化学プロセスの応答や、時空間変化を解明することができる。また、プロセスモデルで予測を行うことで、その予測を森林管理に活かせる可能性もある。しかし、日本における物質循環モデルの開発はまだ途上であり（徳地ら、2006）、すでに開発されたモデルを日本の森林生態系に適応することが簡便である。本研究では、代表的なプロセスモデルであり河川へのN流出予測ができる、PnET-CN（Photosynthesis Evapo Transpiration model of Carbon and Nitrogen in Forest Ecosystem）（Aber and Driscoll, 1997）を用いた。

PnET-CNモデルは、森林生態系における植生－土壌系における物質循環を記述したモデルである。樹木の光合成と蒸散の樹木生理モデルが中心となっており、月別の気象、大気沈着データを入力することで、生態系のC、N、水の動態をモデル化している。このモデルは、①葉のN含有率が最大光合成速度と直線関係にあり、②葉の水利用効率が飽差（Vapor pressure deficit；空気中の飽和水蒸気圧と実際の蒸気圧の差）の関数で示される、という2つの単純化した樹木プロセスを中心としているという特徴がある。また、大気中のCO<sub>2</sub>濃度やオゾン濃度、気象、酸性雨の経時変動や、森林伐採などの土地利用変動に関する過去の履歴を含んだシミュレーションや、環境変動や人為攪乱に対する将来予測を行うことも可能である（柴田、2006）。

モデルのパラメータは大きく分けると、植生、Scenario（攪乱、施肥、オゾンについて）、Site（緯度やバイオマスなど調査地の基本条件、モデル稼働条件など）、気象（大気沈着含む）の4つの項目がある。モデル内には、Hubbard Brook Experiment ForestやHarvard Forestなど北東アメリカの複数の試験地のデータセットが用意されている。また、植生については、Red Maple and Red Oak、Northern Hardwood、Spruce、Red Pineの4つのデー

タセットがある。必ず用意しなければならないデータは、気象データセット(数年間分の月降水量、気温、光合成有効放射束密度(PAR)、林内雨の $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 濃度)と緯度、経度であり、その他についてはモデル内のデータセットを選択、または選択後一部変更して利用することができる。

気象データセットは、気温を海老名アメダス、降水量を相模湖アメダス、PARは東京アメダスを利用し、1985年から2011年までのデータセットを用意した。PARは、全天日射量と日中の時間から求める。日中の時間は、日の出から日の入りまでを太陽の上辺で測るが、日中の時間のデータがなかったため、可照時間(日の出から日の入りを太陽の中心で測る)で代用した。可照時間は、アメダスの日照時間と日照率から算出した。林内雨の $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 濃度は貝沢流域における実測値を用いた。Siteパラメータでデフォルトから変更したのは、バイオマス量、C蓄積量、土壌 $\text{NH}_4^+$ 現存量などである。地上部バイオマス量は、戸田ら(1991)や原田ら(1972)の調査結果を用いて推定し、土壌の値は貝沢の実測値を入力した。以上の条件でシミュレーションを行い、その結果(予測値)と実測値を比較して、その精度を検証すると共に、誤差の原因を検討した。

#### 4 下層土の硝酸吸着能

上述のPnET-CNモデルは、植物生理を中心とした植物-土壌系のモデルであるため、植物の影響の及ばない範囲のプロセスは組み込まれていない。そのため、植生により吸収されなかった無機態Nは全て溪流に流出するという設定になっている。日本では、火山灰性土壌が多くみられ、下層土の $\text{NO}_3^-$ 吸着が報告されている(例えば、浦川ら, 2007・2009; 田村ら, 2011など)。貝沢においても、下層土の $\text{NO}_3^-$ 吸着が生じている可能性があり、流出の予測値に影響を及ぼすと考えられる。また、地質や地形など下層土の吸着能とその発揮に影響する要因を把握することで、流域ごとに $\text{NO}_3^-$ 流出が起こりにくい施業を考えるうえでの基礎情報となる。そこで、本研究では、下層土による $\text{NO}_3^-$ 吸着能評価と $\text{NO}_3^-$ 吸着能に影響を及ぼす要因の解析を行った。

貝沢に加え、地質が異なる神奈川県内の、大洞沢、ヌタノ沢、クラミおよびフチヂリ沢で調査を行った。

これらの流域は、神奈川県水源林モニタリングの対照流域法試験地として設定されている。大洞沢は、東丹沢中心部の宮ヶ瀬湖上流に位置する、中津川流域の支流であり、地質は安山岩および玄武岩である。ヌタノ沢は、西丹沢中心部の丹沢湖上流に位置する、中川川の支流であり、地質は石英閃緑岩である。クラミおよびフチヂリ沢は、南足柄の狩川上流の隣り合う支流であり、地質は狩野溶岩グループである。貝沢は堆積岩、大洞沢とヌタノ沢は火成岩、クラミおよびフチヂリ沢は火山灰・火山噴出物に大別できる。

貝沢は流域1~3、ヌタノ沢は隣り合う2つの小流域、大洞沢、クラミおよびフチヂリ沢は各流域で1箇所ずつ土壌断面を作成し、A層およびB層を採取した。土壌採取地点は、攪乱や崩壊の形跡がなく、安定した場所を選定した。各地点の $\text{NO}_3^-$ 吸着能は以下のバッチ実験にて評価した。土壌10gに対して、0、100 mgN/Lの $\text{NaNO}_3$ を30ml添加し、1時間浸透後、遠心分離した。その上澄み液を、シリンジフィルターを用いてろ過し、フェノールジスルホン酸法で $\text{NO}_3^-$ -N濃度を分析した。

$\text{NO}_3^-$ 吸着能に影響を及ぼす要因として、 $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ 、 $\text{pH}(\text{KCl})$ 、アロフェン含有量を分析した。 $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ 、 $\text{pH}(\text{KCl})$ は、風乾土10gに対して、 $\text{CO}_2$ 不含水または1N-KClを25ml加え、常法にてガラス電極を用いて測定した。得られたpH値より、 $\Delta \text{pH}$ ( $\text{pH}(\text{KCl}) - \text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ の絶対値)を算出した。この $\Delta \text{pH}$ が小さいほど、アロフェンのアルミニウムは変異荷電として陰イオンを吸着しやすくなるとされている(田村ら, 2011)。アロフェン含有量は、アロフェンに含まれるケイ素を、酸性シュウ酸塩で抽出し、モリブデン青法により吸光光度計を用いて測定した。アロフェン量は酸性シュウ酸塩可溶ケイ素(%)  $\times$  7.14 = アロフェン(%)として算出した(足立・岩田, 2003)。

### III 結果と考察

#### 1 窒素移動特性の比較

##### (1) リターフールと $\text{A}_0$ 層

各流域の源頭部、尾根部および流域平均の年間リターフール量と、全Cおよび全N量を表3に示す。

表3 調査地のリターフォール、 $A_0$  層の量およびC、N量

|     |                    |      | 乾重   | 全C  | 全N    |
|-----|--------------------|------|------|-----|-------|
|     |                    |      | t/ha |     | kg/ha |
| 流域1 | リター<br>フォール<br>/yr | 尾根   | 5.8  | 3.1 | 40.5  |
|     |                    | 源頭部  | 3.6  | 2.0 | 34.5  |
|     |                    | 流域平均 | 4.7  | 2.6 | 37.5  |
|     | $A_0$ 層            | 流域平均 | 8.4  | 3.4 | 45.1  |
|     |                    | 回転率  | 1.8  | 1.3 | 1.2   |
| 流域2 | リター<br>フォール<br>/yr | 尾根   | 5.8  | 3.1 | 39.7  |
|     |                    | 源頭部  | 3.4  | 1.9 | 19.9  |
|     |                    | 流域平均 | 4.6  | 2.5 | 29.8  |
|     | $A_0$ 層            | 流域平均 | 9.2  | 3.6 | 45.1  |
|     |                    | 回転率  | 2.0  | 1.5 | 1.5   |
| 流域3 | リター<br>フォール<br>/yr | 尾根   | 6.2  | 3.9 | 45.0  |
|     |                    | 源頭部  | 4.8  | 1.7 | 28.0  |
|     |                    | 流域平均 | 5.5  | 2.8 | 36.5  |
|     | $A_0$ 層            | 流域平均 | 11.3 | 3.2 | 76.9  |
|     |                    | 回転率  | 2.1  | 1.1 | 2.1   |

年間リターフォール量は、斜面の源頭部でやや平坦な尾根部より少ない傾向があり、流域平均では乾物量で4.6～5.4 t/ha、N量で30～38 kg/haと3つの流域で明確な差はなく、温帯常緑針葉樹林における年間リターフォール量  $4.57 \pm 1.42$  t/ha、N供給量  $33 \pm 13$  kg/ha (堤, 1987) の範囲内であった。

$A_0$  層の乾物量およびN含有量は、8.4～11.3 t/ha および 45～77 kg/ha であり、 $A_0$  層の回転率 ( $A_0$  層 / リターフォール) は、乾物量で1.8～2.1年、N含有量で1.2～2.1年となり、流域3でやや大きくリター分解の速度が遅かった (表3)。これらの値は、北関東のスギ・ヒノキ林における  $A_0$  層量およびN含有量の4.9～17.6 t/ha および 45～265 kg/ha、 $A_0$  層の回転率の乾物量1.3～4.7年およびN含有量1.4～8.8年 (戸田, 2012) とくらべ、全体的に低めの値であった。本調査地の年平均地温は12～13℃であり、北関東の9～10℃とくらべて2～3℃も高く、温度に依存した  $A_0$  層分解の速さが示唆され、鉱質土層への有機物およびN供給速度が北関東よりも速いと考えられる。一方、こうした広域比較に比べ、3つの流域に大きな差異はないといえる。

## (2) 水の移動にともなう窒素動態

林内雨の無機態N濃度を図2に示す。 $NH_4^+$  および  $NO_3^-$  濃度ともに、2010年2月、2011年11月にピークがあり、次いで夏季に高い傾向であった。2月と11月に濃度が高いのは、該当調査期間の雨量が少なく、樹冠に沈着した成分が濃縮したためと思われる。夏季は気温が上昇し生物活動が活発になるため、

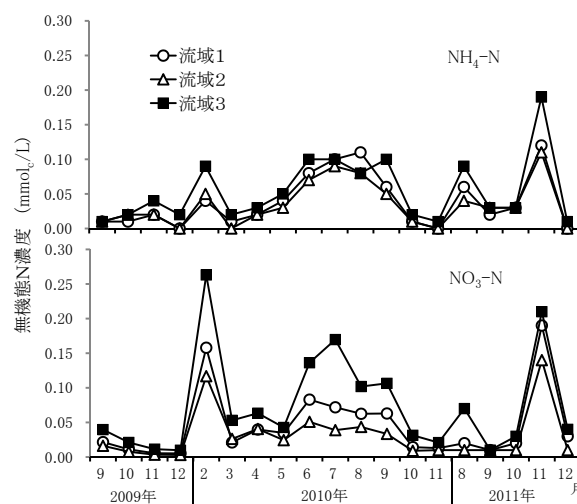
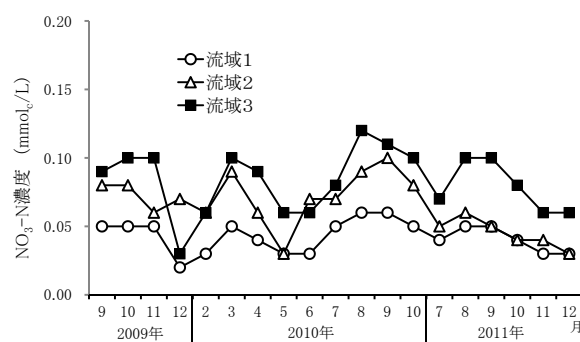


図2 貝沢対照流域法試験地における林内雨中の無機態N濃度の季節変化

樹冠から溶脱する無機態N濃度が高くなったと考えられる。無機態N濃度およびその季節変化は3つの流域で顕著な違いはなく、流域3で若干高い程度であった。渓流水中の無機態Nは、 $NH_4^+$  での流出はほとんど見られず、大部分が  $NO_3^-$  であった。渓流水の  $NO_3^-$  濃度は0.01～0.12 mmol/Lの範囲で季節変化し、林内雨と同様に流域3でやや濃度が高かった (図3)。


 図3 貝沢対照流域法試験地における渓流水中の  $NO_3^-$ -N濃度の季節変化

3つの流域の無機態N量移動量を図4に示す。林外雨は、過去の測定値を参考にした (武田・小松, 2009)。 $A_0$  層通過水、土壌深10cmの値は、イオン交換樹脂パックの分析結果から求めた。無機態N移動量は、どの流域も林外雨→林内雨→ $A_0$  層通過水までは増加し、 $A_0$  層通過水→土壌深10cm→渓流水では減少に転じ、植生の根によるN吸収が顕著であ

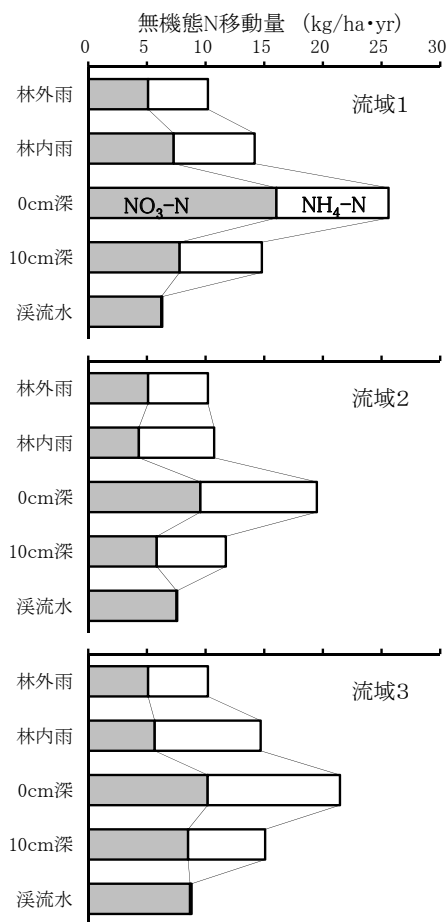


図4 貝沢対照流域法試験地の年間無機態N移動量  
0cm深および10cm深: A<sub>0</sub>層直下および土壌  
10cm深に設置したイオン交換樹脂バックで測定。

ることがわかる。いずれの流域も、流入（林外雨）に対して流出（渓流水）が少なく、流域外部からのNを内部循環系に取り込む水質浄化が機能していた。流域ごとの特徴をみると、流域1は林外雨からA<sub>0</sub>層通過水まで大幅に増加するが、渓流水からの流出が少なかった。流域2は林外雨からA<sub>0</sub>層通過水までの増加も、渓流水にむかっでの減少も少なかった。流域3は林外雨から林内雨への増加が他の2流域よりやや多いものの、渓流水にむかっでの減少は少なく、溪流からのN流出が最も多かった。これは、流域3が最も林齢が高く、植生によるN吸収量の少ないことが影響している可能性があり、対照流域法としてモニタリングする際に林齢の影響も考慮する必要性が示唆される。

既往の研究では、老齢林で植生のN吸収量が減少し、溪流のN流出が多くなると報告されている（例えば、Vitousek and Reiners, 1975; Latty ら,

2004）。また、北関東の94年生の老齢なスギ・ヒノキ林小流域では、年間N移動量が林外雨で11kg/ha、林内雨で20kg/ha、渓流水で14kg/haでありN飽和が疑われている（小柳ら, 2002）。一方、奈良県のスギ人工林流域では、皆伐直後から30年生までは、林齢とN流出に負の相関が認められ、スギの成長によるN吸収力が流域のN保持に重要であるとしている（Fukushima ら, 2009; Tateno ら, 2009; Fukushima ら, 2011）。しかし、30年生以降にスギ成長量が減少してもN流出の増加はみられず、植生の吸収以外にも流域内で土壌や有機物・微生物などがNを保持している可能性を指摘している。

## 2 プロセスモデルの適合度

PnET-CNモデルによる渓流水中の無機態N濃度予測値を、貝沢の実測値と共に図5に示す。その結果、いずれの流域も冬季は実測値より過大評価であるのに対して、夏季は実測値に流域1で近く、流域2で過小、流域3で過大となった。この原因のひとつとして、冬雨型であるPnET-CNモデル開発地の北東アメリカと、アジアモンスーン気候の日本では降水パターンが異なることがあげられる（大手, 2006）。夏季に降水量が多い地域では、土壌有機物の分解・無機化が好条件で進み、地下水位も高くなりやすく、微生物的にも水文条件としてもNO<sub>3</sub><sup>-</sup>が流出しやすい状態となる。一方、冬雨型では、夏季に植物のN吸収が微生物による無機化を上回ることに加え、地

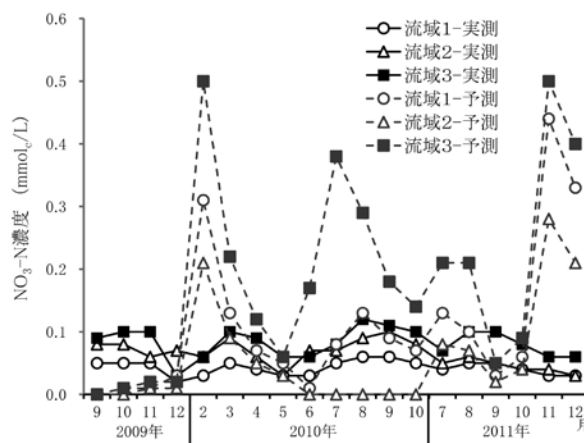


図5 貝沢対照流域法試験地における渓流水中のNO<sub>3</sub>-N濃度の実測値とPnET-CNモデルによる予測値の季節変化

下水位の低下や土壌水分の低下が起こるため、溪流への $\text{NO}_3^-$ 流出は抑制される傾向にある。また、冬季の積雪が融ける春先などは、冬雨型でより水文条件としても $\text{NO}_3^-$ が流出しやすいといえる。

次に、渓流水のモデルによる無機態N濃度の予測値と流量から、年間の無機態N流出量を算出し、実測値と比較した（表4）。その結果、流域2では年間N流出量が $1 \text{ kg/ha}\cdot\text{yr}$ 程度の差であったが、流域1で3倍、流域3で4倍もの過大評価となった。前述のように、PnET-CNモデルは植物のN吸収が及ばない下層土での現象は無視されていることから、このような過大評価の原因として、火山灰性の土壌でみられる下層土の $\text{NO}_3^-$ 吸着能によるN流出遅延や脱N等の影響が考えられる。この他にも、急峻な斜面に森林が成立している日本では、斜面上での物質循環の異質性が高いが、PnET-CNモデルでは土壌層が1層のみで、深度方向の異質性が考慮されていないことなどが、モデル適用の課題として挙げられている（徳地，2006）。このようなモデルを適用し、施業によるN流出への影響の精度を高めるためには、土壌中の物質移動を再現した他のモデルと組み合わせる、パラメータの調整をするなど、今後も改善をしていく必要がある。

表4 PnET-CNモデルによる渓流水からの年間N流出量の予測値と実測値

|     | PnET-CNモデルの<br>予測値<br>kg/ha・yr | 実測値 | 予測値／<br>実測値 |
|-----|--------------------------------|-----|-------------|
| 流域1 | 18.9                           | 6.3 | 3.0         |
| 流域2 | 6.2                            | 7.6 | 0.8         |
| 流域3 | 38.6                           | 8.8 | 4.4         |

### 3 下層土の硝酸吸着能評価

調査地点を母材の種類ごとに分けて、各調査地点の下層土の $\text{NO}_3^-$ 吸着能を図6に示す。火山噴出物・火山灰性の土壌で $\text{NO}_3^-$ 吸着能が高い傾向であった。 $\text{NO}_3^-$ 吸着能は、アロフェンなどの非晶質、準結晶質鉱物を主要な粘土鉱物とする火山灰性土壌で見られる。 $\text{NO}_3^-$ 吸着が発生するのは、アロフェンが正荷電、負荷電を同時に持つという性質があるためである。正荷電の量は、アロフェン量やpH、イオン強度、

吸着イオン種に影響を受けるということが知られている（田村ら，2011）。本研究でも、土壌のアロフェン量が多いほど、 $\text{NO}_3^-$ 吸着能も高くなる傾向がみられた（図7）。

$\Delta \text{pH}$ はアロフェン量と負の相関が高く、陰イオン吸着能を有する鉱物含量の有効な指標とされている（三浦，2011）。本調査地の $\Delta \text{pH}$ と $\text{NO}_3^-$ 吸着能との関係では、全体としては明瞭な関係がみられなかったが、火山噴出物・火山灰を母材とする地域では、 $\Delta \text{pH}$ と $\text{NO}_3^-$ 吸着能に負の相関がみられた（図8）。 $\Delta \text{pH}$ はアロフェン量よりも容易に測定でき、火山灰性の土壌ではアロフェン量の指標となるものの、すべての土壌に適用するのは難しいと考えられ

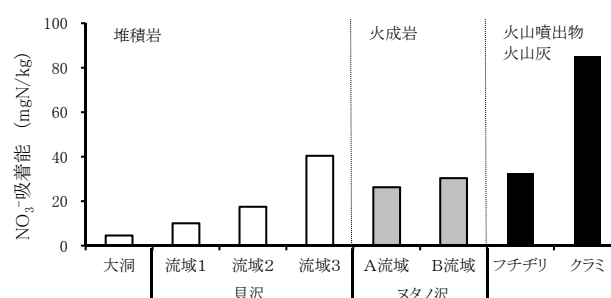


図6 神奈川県対照流域における下層土(B層)の $\text{NO}_3^-$ 吸着能

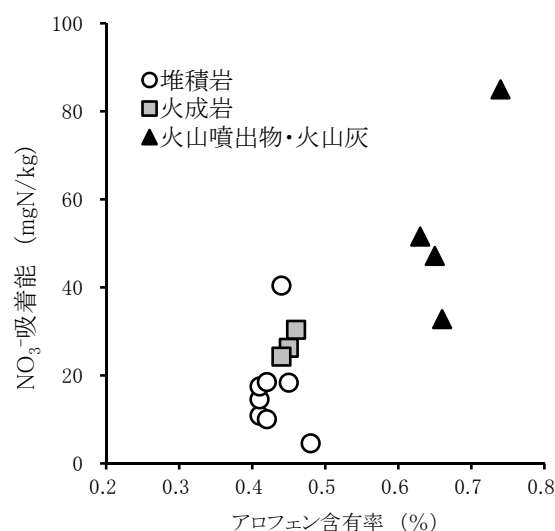


図7 神奈川県対照流域土壌のアロフェン含有率と $\text{NO}_3^-$ 吸着能の関係  
全体で相関係数  $r = 0.827$

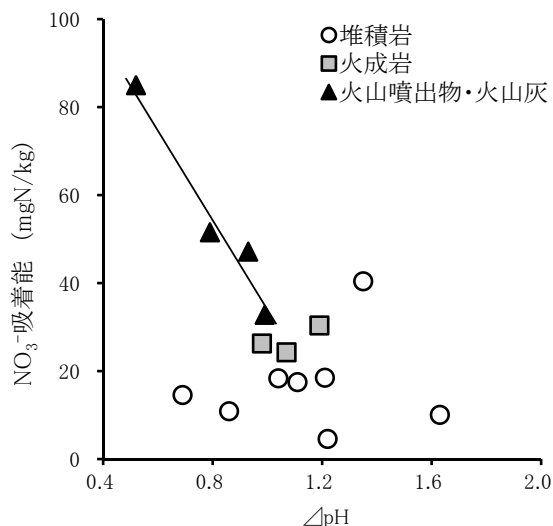


図8 神奈川県対照流域土壌のアロフェン含有率と  $\text{NO}_3^-$  吸着能の関係  
近似線は火山噴出物・火山灰のみ ( $r = -0.980$ )

る。また、本研究の土壌において、アロフェン量や母材は  $\text{NO}_3^-$  吸着能に影響を及ぼしているが、これらの要因だけでは  $\text{NO}_3^-$  吸着能を完全に評価しきれないといえる。

貝沢の3つの流域において、下層土（B層）の  $\text{NO}_3^-$  吸着ポテンシャルを概算した。土壌層の厚さや土壌物理性については、神奈川県の調査結果（私信）を用いた。その結果、流域3: 290 kg/ha > 流域1: 130 kg/ha > 流域2: 97 kg/ha の順に  $\text{NO}_3^-$  吸着ポテンシャルが大きかった。これは、前述の年間の溪流からのN流出量を PnET-CN モデルと実測値と比較した際の、差の大きい順序と一致しており、下層土による  $\text{NO}_3^-$  吸着が誤差を生じた原因のひとつとして示唆される。

#### IV おわりに

貝沢の3つの対照流域におけるN動態を比較すると、著しい違いはないものの、流域3の人工林の高齢化による溪流からのN流出増が示唆された。流域3からN流出の多さは、PnET-CN モデルによる予測ではより極端に表れ、実測値でN流出が抑制されている原因の1つとして、下層土による  $\text{NO}_3^-$  吸着の影響が考えられた。下層土に吸着した  $\text{NO}_3^-$  は、いずれ流出することになるが、貯留されている（急速に流出しない）間に脱Nなどで消費される可能性が

高くなるといえる。

また、3つの流域のリターフォールによるN供給量は大きな差がなく、温帯の常緑針葉樹としては平均的であるが、 $A_0$  層のN蓄積量は流域3で多く、 $A_0$  層のN回転率も遅かった。 $A_0$  層のC / Nからは流域3のリター分解が遅いとはいえないことから、高齢林では別の理由（例えば、アレロパシー様物質やリン（P）などの微生物が要求する養分とのバランス）で、リター分解が遅延し有機物として林床などにN保持されている可能性がある。この有機態でのN保持も、高齢林の流域3で PnET-CN モデルによる予測よりもN流出が少ない（Nが保持されている）原因の一つと考えられる。今後、PnET-CN のようなモデルを活用しながら、日本の気候や森林タイプにあったパラメータやN保持機構を組み入れいるなど、改善をすすめる必要がある。

貝沢の対照流域モニタリングでは、流域3の目標林形を巨木林とし、しばらくは積極的に手を入れない“対照”の流域としている。これは、本研究の結果から考えても、流域3はN動態が安定していて、森林生態系のN保持能がよく発揮されている流域として妥当であるといえる。流域1は植生のN吸収も土壌のN保持も機能しており、植生によるN循環が盛んであるため、強度間伐などの施業影響を受けにくく緩衝力が高いと考えられる。一方、流域2は植生のN吸収がN保持の多くを占めていると考えられ、それを極端に減退させる施業を行うとN流出への反応が顕著に起るといえる。以上のようなN動態の違いは、林齢だけでなく地形・地質や土層圧の分布が影響していると考えられ、今後、数値地形解析などの情報解析を進め、N保持能の流域評価ができるようにしていく必要がある。

#### V 謝 辞

神奈川県自然環境保全学センターの皆様には、貝沢対照流域法試験地の設置・管理および試料分析に関して多大なご協力をいただきました。また、溪流水量について東京農工大学大学院の白木克繁准教授に、ご教示いただきました。ここに記して、御礼申し上げます。

# VI 引用文献

- Aber, J. D. and C. T. Driscoll (1997) Effects of land use, climate variation and N deposition on N cycling and C storage in northern hardwood forests. *Global Biogeochemical Cycles*, 11: 639-48.
- 足立泰久・岩田進牛 編著 (2003) 土のコロイド現象、土・水環境の物理化学と工学基礎. 451pp、学会出版センター、東京.
- Fukushima, K., Tateno, R. and Tokuchi, N. (2011) Soil nitrogen dynamics along stand development after clear-cutting in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) plantations. *Journal of Forest Research* 16: 394-404.
- Fukushima, K., Tokuchi, N., Tateno, R. and Katsuyama, M. (2009) Water yield and nitrogen loss during regrowth of Japanese cedar forests after clearcutting. In Taniguchi, M., Fukushima, Y., Burnett, W. C., Haigh, M. and Umezawa, Y. (eds.) *From Headwaters to the Ocean: Hydrological Change and Watershed Management*. Taylor & Francis. 97-104.
- 生原喜久雄・相場芳憲・川島裕 (1991) イオン交換樹脂による森林土壌浸透水の移動イオン量の測定. *日生態会誌* 40: 19-25.
- 原田洸・佐藤久男・堀田庸・蜂屋欣二・只木良也 (1972) スギ壮齢林の養分含有量に関する研究. *林試研報* 249: 17-74.
- Latty, E. F., Canham, C. D. and Marks, P. L. (2004) The effects of land-use history on soil properties and nutrient dynamics in northern hardwood forests of the Adirondack Mountains. *Ecosystems* 7: 193-207.
- 三浦憲蔵 (2010) アロフェン質黒ボク土野菜畑における硝酸態窒素の垂直分布と窒素収支の関係. *土肥誌* 82: 200-206.
- 大手信人 (2006) 森林流域を対象とする渓流水質予測モデルを構築する際に考慮すべき水文過程の影響について. *陸水学会誌* 67: 259-266.
- 小柳信宏・浦川梨恵子・生原喜久雄・戸田浩人 (2002) スギ・ヒノキ壮齢人工林小流域における降雨の移動に伴う溶存有機態窒素および溶存有機態炭素の動態. *森林立地* 44: 11-20.
- 柴田英昭・大手信人・佐藤冬樹・吉岡崇仁 (2006) 森林生態系の生物地球化学モデル: PnET-CN モデルの適用と課題. *陸水学雑誌* 67: 235-244.
- 武田麻由子・小松宏昭 (2009) 相模川上流域における大気由来の窒素負荷量調査. *神奈川県環境科学センター研究報告* 32: 62-69.
- 田村和杏・中原治・田中正一・加藤英孝・長谷川周一 (2011) 見かけの塩吸収によるアロフェン質黒ボク土下層土の硝酸イオン吸着と移動遅延. *日土肥誌* 82: 114-122.
- Tateno, R., Fukushima, K., Fujimaki, R., Shimamura, T., Ohgi, M., Arai, H., Ohte, N., Tokuchi, N. and Yoshioka, T. (2009) Biomass allocation and nitrogen limitation in a *Cryptomeria japonica* plantation chronosequence. *Journal of Forest Research* 14: 276-285.
- 徳地直子・館野隆之輔・福島慶太郎 (2006) 森林生態系の攪乱影響と長期影響評価に向けた PnET-CN モデルの適用の検討. *陸水学会誌* 67: 245-258.
- 戸田浩人 (2012) 人工林の資源利用. 64-74. *森のバランス*. 森林立地学会編. 300pp、東海大学出版、東京.
- 戸田浩人・生原喜久雄・新井雅夫 (1991) スギおよびヒノキ壮齢林小流域の養分循環. *東農工大演報* 28: 1-22.
- 堤利夫 (1987) 森林の物質循環. 124pp、東京大学出版会、東京.
- 浦川梨恵子・戸田浩人・生原喜久雄 (2007) 高齢化したスギ・ヒノキ人工林小流域における下層土の  $\text{NO}_3^-$  吸着による窒素流出の遅延効果. *日林誌* 89: 190-199.
- 浦川梨恵子・戸田浩人・生原喜久雄・崔東寿 (2009) スギ・ヒノキ伐採流域における火山灰土壌の陰イオン吸着特性が  $\text{NO}_3^-$  の長期流出に及ぼす影響. *日林誌* 91: 184-191.
- Vitousek, P. M. and Reiners, W. A. (1975) Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *Bioscience* 25: 376-381.

