

# 富栄養化

## —森林生態系の窒素—

木 庭 啓 介

### 1 はじめに

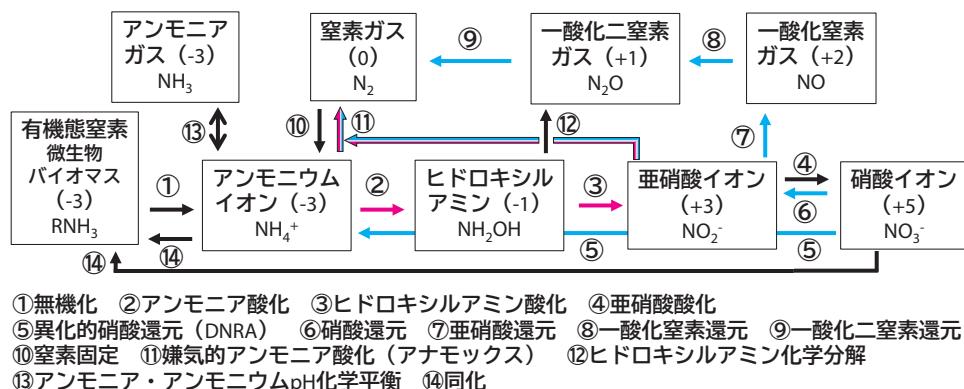
窒素は大気の 78 % 程度を占める元素であり、そのほとんどは  $N_2$  ガスという極めて安定な形で存在している。一方で DNA やタンパク質などに窒素が含まれるよう、生物にとって窒素は必須の元素である。また、実際に生物が利用できる窒素（可給態窒素）はごく少量でしかなく、窒素固定や大気からのインプット（大気沈着）により供給された窒素は、生態系そして生体内でさまざまな酸化数を取り、特有の化学的特徴を持つ窒素化合物として存在し、その機能は異化同化によるエネルギー代謝、シグナル伝達など様々に渡る（図 1）。

生態系における窒素を分析する際には、1. 様々な窒素化合物が様々な形態（ガス態、溶存態、固体）をとること、2. 窒素化合物が物理化学的に反応してしまうこと（土壤吸着など）、3. 生物による要求性が高いため、重要な窒素化合物の濃度が低く、かつその回転速度が高いこと、といった困難さがある。この状況の中、比較的分析およびその解析が定量的に行いややすい海洋や湖沼にて窒素循環研究は進展してきた。たとえば本稿の題目にある「富栄養化」については、栄養素としての窒素增加

によるアオコの発生や沿岸域の貧酸素状態などの現象がよく知られている<sup>1)</sup>。

一方で陸上生態系、特に森林生態系では、窒素循環の重要な要素である土壤が極めて高い空間的異質性を取ること、一次生産者の樹木のバイオマスが巨大かつ生長量が相対的に小さくその動態が追跡しにくいことなどがあり、研究はなかなか進んでいない。しかし人間活動の増大により、森林生態系への窒素供給は増大しており、その結果森林の富栄養化（窒素過多）状態が生じている。この窒素過多状態は、「窒素飽和」とよばれ、酸性雨問題が生じていた欧米で 1980 年代後半に概念が提唱されている<sup>2)~5)</sup>（図 2）。

そこで本稿では生態系として森林生態系を取り上げ、どのように森林窒素循環を分析してゆくことが可能か、そして森林の富栄養化というものをどのように捉えることが可能かについて、特に鍵となる可給態窒素の分析を紹介しながら解説してゆくこととする。



様々な酸化数（括弧内）を取る物質が様々な生物化学反応によって生成・消費されている。一般的な従属栄養微生物による反応ではなく独立栄養微生物による反応（赤色）、また一般的な酸化的環境ではなく還元的（低酸素）環境で生じる反応（青色）が混在していることが特徴である。また一般に②③④をあわせて「硝化」、⑥⑦⑧⑨をあわせて「脱窒」と呼ぶ（図 2）。

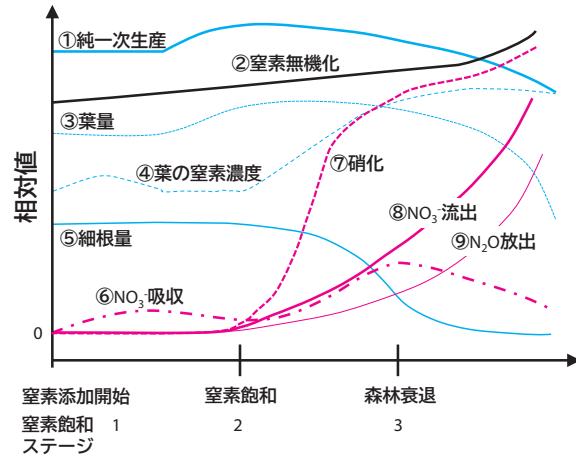
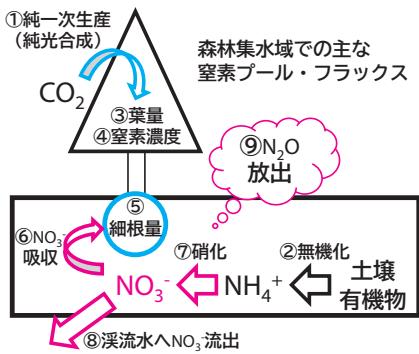


図2 森林窒素循環（上図）が窒素沈着に伴い、どのように変化してゆくか、についての概念図（下図：文献2より改訂）

上図と下図にある窒素プール・フラックスの番号はそれぞれ対応している。

窒素が足りない大気窒素沈着の増大前（ステージ0）から、大気窒素沈着が増大し、窒素添加が開始されてから「窒素飽和」となり、森林が衰退してゆくまでをステージ1、2、3と定義して、それぞれのステージ内で窒素沈着が継続してゆくにつれてどのような窒素循環パラメーターが変化してゆくかを相対的に示している。

## 2 森林生態系における窒素循環：土壤、集水域レベルでの議論

### 2・1 森林土壤窒素プール測定

#### 2・1・1 土壤サンプリングと可給態窒素の抽出

森林土壤は森林生態系内の窒素の大部分を蓄積する重要な窒素プールである。土壤窒素のほとんどが植物・微生物由来の窒素と鉱物が複雑に混合した有機態窒素である。この有機態窒素のほとんどは微生物や植物が利用可能な窒素（可給態窒素）ではなく、その濃度オーダーは、土壤有機態窒素》土壤微生物バイオマス窒素》可給態窒素（数～数十 mg-N/kg 乾燥土壤）である（表1）。本稿ではこの「可給態窒素」をアミノ酸のようなモノマー、またはアンモニウムイオンや硝酸イオンのようにイオン状態で溶存しているものとするが、重要なことはその量が土壤窒素全体の1%にも満たないことがある（表1の太枠内が可給態窒素）。

この可給態窒素の測定については（1）土壤水（土壤

表1 森林土壤窒素の内訳

	窒素濃度 (mg-N/kg 土壌)	%
有機態窒素	555.43	94.14
微生物バイオマス窒素	34.33	5.82
アンモニウム態窒素	0.18	0.03
硝酸態窒素	0.06	0.01

（京都大学上賀茂研究林鉱質土壤 0～5 cm 深；木庭ら未発表データ）

溶液）を採水し、そこに含まれる可給態窒素の濃度を測定する、（2）土壤を採取し、溶液と混合し、溶存態、イオン交換態の可給態窒素を抽出し、その濃度を測定する、という2種類のアプローチが可能である。（1）での採水については、採水セラミックカップを土壤に設置し、内部を減圧することで土壤水を採水する方法（テンションライシメーター法）や、ちりとりのような受け皿を土壤に埋設し、土壤中を流れてくる水を回収する方法（テンションフリーライシメーター法）などがある<sup>6)</sup>。どちらもひとたび土壤に設置して、ライシメーター設置による根の裁断などの搅乱の影響がおさまれば、その後同一地点から時系列的にサンプルを採取できる利点がある。一方でそもそも土壤水分が少ないと採水が不可能であること、また可給態窒素の溶液濃度は得られるものの、土壤中にどれだけ可給態窒素が存在したかという体積的、面的な濃度情報を得ることができないことが欠点である。

一方（2）は、土壤を採取し抽出できさえすれば乾燥時期でも確実に濃度情報を得ることができ、一定底面積、一定体積の土壤コアをサンプリングに利用することで単位体積、単位面積土壤あたりの窒素量を取得できるという長所があるため、こちらが一般的である。この土壤抽出においては、1 M または 2 M KCl 溶液か 0.5 M K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 溶液が抽出液として頻用される。これは、アンモニウムイオンとイオン半径が近く、その土壤粒子への吸着様式が類似していると考えられる<sup>7)</sup>カリウムイオンによるイオン交換で、土壤に吸着しているアンモニウムイオンを抽出できるためである。可給態窒素の一種であるアミノ酸についても、その土壤粒子への吸着は主に土壤粒子のイオン交換サイトで生じていると考えられるので、KCl や K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 溶液により土壤に吸着されている、利用可能なアミノ酸が抽出されると考えられる。

#### 2・1・2 土壤微生物バイオマス窒素の抽出

比較的のプールが大きく重要な土壤微生物バイオマス窒素（表1）については、クロロホルム蒸気にて1日燻蒸し、土壤微生物細胞中の窒素を抽出可能にした土壤と未燻蒸土壤との間で抽出可能窒素濃度を差し引き、抽出効率をかけ交わせて算定するクロロホルム燻蒸抽出法<sup>8)</sup>がよく用いられている。この方法においては、基礎となる

微生物バイオマス炭素（溶存有機炭素）濃度測定において、 $K_2SO_4$  溶液を抽出液として利用するのが一般的である。これは測定法開発当時に用いられていた二クロム酸カリウムによる比色法では、塩化物イオンによる干渉<sup>9)</sup>があるためである。

### 2・1・3 窒素濃度測定

採取された溶液サンプルに含まれる窒素化合物は、IC 法などを用いて定量されることもあるが、上記の  $KCl$  や  $K_2SO_4$  土壤抽出液中の窒素化合物は一般に吸光光度法で測定されることが多い<sup>10)</sup>。ここで注意すべきは、対象とする窒素化合物が低濃度である場合が多いことに加え、土壤抽出液に含まれる様々な夾雜物、そして高塩濃度が測定に影響を与える可能性があることである。たとえば硝酸イオン濃度は亜硝酸イオンへカドミウムなどを用いて還元したのちに、ナフチルエチレンジアミン吸光光度法で測定されることが多いが<sup>10)</sup>、腐植物質などの溶存有機物が亜硝酸イオンへの還元反応を阻害するだけでなく、測定波長 (540 nm) に吸光をもってしまい、測定吸光度が過大評価される可能性がある。このような問題に対応するためには、土壤抽出液の吸光特性を前もって確認すること、さらには濃度定量に用いる検量線が純水と  $KCl$  や  $K_2SO_4$  溶液で異なる可能性があるかの検討を行うことが重要であり、対応が難しい場合は標準添加法による測定を考慮に入れる必要があるであろう。

## 2・2 土壤窒素フラックス測定

### 2・2・1 純速度測定

より大きな問題は、前項の (1) も (2) も、ある時点での濃度（量、プール）情報を与えるだけであり、どれだけ窒素が動いているか、というフラックス情報は与えてくれないことがある。可給態窒素は植物も微生物も利用するため、その濃度は一般に低く保たれており、濃度の大小だけで可給態窒素の動態を議論することは極めて困難である。そこで (2) においては、採取した土壤を実験室または野外で一定期間（たとえば 1 か月）培養し、培養前と培養後の可給態窒素濃度の増減をみるとことで、見かけの生成・消費速度を見積もることができる（純速度測定）。野外培養の場合は土壤コアをビニール袋に入れ、採取した地点に戻し 1 か月後に掘り出す。室内培養の場合は、土壤をビーカーなどにいれ、培養器にて一定温度で、定期的に乾燥して失われる水分を補給しながら 1 か月間培養し、その後、抽出して分析する。培養期間中、培養土壤に含まれている可給態窒素は植物によって吸収されることはないと想定し、土壤と土壤微生物との間での窒素循環情報が得られ、土壤窒素供給潜在能評価が可能となる。事実、この窒素可給化（無機化）純速度が、作物の窒素吸収速度の良い指標となるという論文もあり<sup>11)</sup>、その容易さもあって、純無機化速度はさまざまな土壤で測定されてきた。

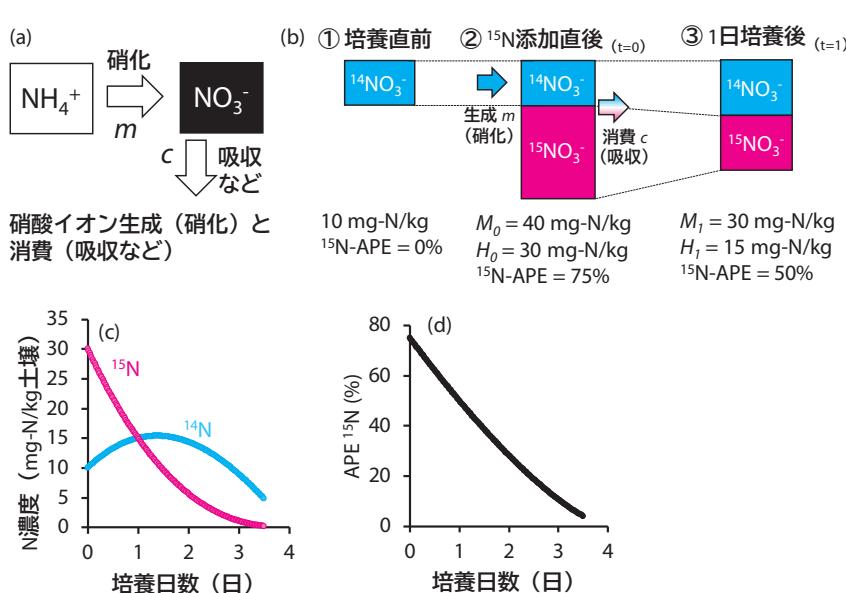


図 3 同位体希釈法による硝酸イオンの総生成速度・総消費速度の推定例

(a) 硝酸イオンの生成（硝化）と消費（吸収など）。テキスト中の総生成速度 ( $m$ ) と総消費速度 ( $c$ ) を対応させて示している。  
(b) 採取した土壤 (①) に  $^{15}N$  でラベルした硝酸イオンを添加し (②), 1 日間培養後 (③),  $M$  ( $^{14}N + ^{15}N$  濃度),  $H$  ( $^{15}N$  濃度) を測定し、テキストにある計算式を用いて  $m$  と  $c$  を計算する。培養中に生成される  $NO_3^-$  のほとんどが  $^{14}NO_3^-$  であり、 $^{14}NO_3^-$  は同時に消費も受ける。一方  $^{15}NO_3^-$  はもっぱら消費だけを受ける。今回の例 ( $m: 24.1$  mg-N/kg/day,  $c: 14.1$  mg-N/kg/day) では  $^{15}NO_3^-$  は単調減少するが、 $^{14}NO_3^-$  プールは  $m$  と  $c$  のバランスの結果、培養 1 日後ではむしろ大きくなっている (c)。また、純生成速度は  $-10.0$  mg-N/kg/day ( $M_1 - M_0$ ) であり、 $m$  とは全く違うことに注意されたい。(c), (d) 得られた総速度を元に、シミュレーションした培養期間中の  $^{14}N$  と  $^{15}N$  濃度および  $^{15}N$  レベルの変化。

※ APE : atom % excess の略で  $^{15}N$  自然存在比率（約 0.366 %）から  $^{15}N$  が何 %、より濃縮されているかを示す指標。

## 2・2・2 同位体希釈法による総速度測定

純速度は必ずしも総速度と同じ傾向を示さない。実際<sup>15</sup>N ラベルした硝酸イオンを土壤に添加し、硝酸イオンの総生成・消費、回転速度を見積もる「同位体希釈法」を用いた研究<sup>12)</sup>では、硝酸イオンが極低濃度かつ純生成（硝化）速度も低かった森林土壤中で、実は硝酸イオンはかなりの総生成速度と同時に総消費速度を持ち、大変速く回転している（1日程度の滞留時間）ことが明らかとなった。ここで用いられた同位体希釈法（図3）は、いわゆる<sup>15</sup>N トレーサー法の一種であるが、基質（硝化の場合アンモニウムイオン）を<sup>15</sup>N でラベルするのではなく、生成物（硝化の場合硝酸イオン）を<sup>15</sup>N でラベルし、<sup>15</sup>N ラベルされた硝酸イオンが消費されると同時に、<sup>14</sup>N を持つ硝酸イオンがアンモニウムイオンから生成されてゆくのに従う、全硝酸イオン濃度とそこに含まれる<sup>15</sup>N 濃度の変化を追跡するものであり、基質濃度を上昇させて測定対象反応を促進させることができない点が長所である。総生成速度（m）と総消費速度（c）は以下のような式で算出される<sup>13)</sup>：

$$m = \frac{M_0 - M_1}{t} \times \frac{\log(H_0 M_1 / H_1 M_0)}{\log(M_0 / M_1)}$$

$$c = \frac{M_0 - M_1}{t} \times \frac{\log(H_0 / H_1)}{\log(M_0 / M_1)}$$

ここでMは<sup>14</sup>N+<sup>15</sup>N の濃度、Hは<sup>15</sup>N の濃度、0, 1という添え字はそれぞれ培養初期、終了時を表し、tは培養時間である。<sup>15</sup>N 濃度についてはアンモニウムイオンや硝酸イオンはそれぞれ回収後、元素分析計（EA）によりN<sub>2</sub>ガスへ燃焼され、安定同位体比質量分析計（IRMS）を用いて測定される。この測定では多量の窒素が必要となることと、一般的ではないEA-IRMSを利用するという欠点があるので、近年ではGC/MSを用いた測定法も確立されている<sup>14)</sup>。

この同位体希釈法の短所は、EA-IRMSに供するまでの前処理、および<sup>15</sup>N 測定が大変複雑かつ困難であること、<sup>15</sup>N トレーサーの土壤への均一な添加に限界があること、そして回転速度が培養時間と比較して速すぎる場合に総速度推定が困難になることである。しかし、これらの欠点にもかかわらず、本来の窒素循環像に近いフラックスを測定できる方法として、この同位体希釈法は1990年以降、土壤窒素循環測定で重要な測定法となっている。

## 2・2・3 ガスフラックス測定

上述したとおり土壤中の窒素動態を追跡することは難しいが、土壤から放出されるガスのフラックスのうち、一酸化窒素や一酸化二窒素といった一部のガスについては比較的容易に測定可能となっている。一酸化窒素ガスは化学発光法、一酸化二窒素ガスは電子捕獲型検出器

（ECD）-GCで、大気濃度レベルの濃度定量が可能であるため、土壤を閉鎖容器に一定時間入れ、容器内の一酸化窒素や一酸化二窒素ガス濃度の上昇から、ガス発生フラックスを算出することが可能である。またその<sup>15</sup>N トレーサー濃度をGC/MSやGC-IRMS、レーザー分光計を用いて測定することで、一酸化窒素や一酸化二窒素の生成および消費過程の解析が可能となる。問題点は、一酸化窒素や一酸化二窒素放出フラックス速度が小さいことから、大量のガスサンプルを濃縮するなどの前処理または測定機器の改造が必要になる場合があること、一酸化窒素ガスは反応性が高いために、容器をテフロンコーティングし常にガスサンプルを流しながら測定する必要があること、測定のために十分な一酸化二窒素濃度を確保しようと長期間土壤を閉鎖培養する場合、同時に大量の二酸化炭素ガスの蓄積、酸素ガスの消費が進むため、微生物生理活性に大きな影響があるだけでなく、測定阻害の可能性もあること、などが挙げられる。

## 3 集水域としての森林、土壤—植物系における窒素循環

### 3・1 森林の窒素循環：窒素制限から窒素飽和へ

水分・光ならび、植物への窒素供給は植物の一次生産を制限する要素である<sup>15)</sup>。植物と土壤微生物が窒素を要求するため、土壤中の可給態窒素濃度は低く抑えられているが、人間活動、特に化石燃料の燃焼や化学肥料の利用の増加により、森林生態系への窒素供給は近年増大している。降水に溶存した形での窒素供給を湿性窒素沈着、エアロゾルのような形での窒素供給を乾性窒素沈着と呼ぶが、この窒素沈着が長期間にわたり高いレベルで保たれた場合に、元々窒素が足りなかつた森林はそれまでとは異なる窒素循環像を示し始める（図2）。森林は広大であるが、主な物質輸送媒体である水に着目し、水の收支を考察できる空間単位（集水域）を生態系の境界条件として扱うことが多い。それぞれの森林が持つ集水域（多くの場合山の尾根で囲まれた空間で、水は最終的に一つの湧水地点から渓流水として系外へ放出される）において、沈着速度、ガス放出速度、そして渓流水として流出する窒素を測定することで、異なる生態系の窒素状況を比較することが可能となる<sup>10)</sup>。集水域の構成要素である植物と土壤の窒素についてみてみよう（図2）。

そもそも森林は植物にとって窒素が足りない状態であるが、窒素沈着が増大し始めたステージ1では、供給された窒素を用いて植物の葉の窒素濃度は上昇し（これは一次生産増大に繋がる）、その窒素濃度の高い葉が土壤へと供給されるため、土壤窒素無機化は少しづつ増大する。さらに沈着が継続すると（ステージ2）、土壤中では窒素無機化がさらに進み、生成された大量のアンモニウムイオンをもはや土壤微生物が同化しきれなくな

り、特殊な独立栄養微生物である硝化菌が硝化し始める。結果、土壤・土壤溶液中の硝酸イオン濃度は上昇し、脱窒が促進されるため中間生成物である一酸化二窒素放出が増大、また硝酸イオンが溪流水とともに流出する。この状態では生態系に供給される窒素量と生態系から失われる窒素量がほぼ釣り合うような異常事態であり、窒素が足りず土壤や植物体に窒素が蓄積していく当時の状態とは全く異なる。このような状態を窒素飽和と呼んでいる。さらに窒素沈着が継続し、森林が衰退しているステージ3となると、もはや植物の一次生産は逆に減少してしまう。

### 3・2 窒素飽和判定

#### 3・2・1 溪流水硝酸イオン

窒素飽和は欧米の問題というわけではなく、国内でも窒素飽和森林が増大しているという懸念が広がっている。この状況把握が急務ではあるが、図2にある指標を単発的に測定するだけでは窒素飽和状態の判定は極めてむずかしい。たとえば窒素飽和の指標としてよく用いられている溪流水硝酸イオン濃度であっても国内森林で大きな幅があり<sup>16)</sup>、高濃度であるからと言ってその森林が衰退しているわけではないということもわかっている。図2をよく見れば、その指標の大半は濃度ではなくフラックスであり、単なる濃度測定では窒素飽和状態の判定ができず、フラックス測定が必要であることが示唆されている。しかしこれまで見てきたとおり窒素のフラックスを求ることは土壤に関してだけでも困難であり、さらに植物がどれだけ窒素を吸収しているかを測定することは極めてむずかしい。溪流水による硝酸イオン流出フラックスの算定においては、流出する溪流水の量、そこに含まれる硝酸イオン濃度の両方を高時間分解能で長期間（少なくとも数年間）観測する必要があり、大変な労力が必要である。

#### 3・2・2 <sup>15</sup>N 追跡

海外では森林の広範囲に<sup>15</sup>Nでラベルしたアンモニウマイオンや硝酸イオンを窒素沈着と見立てて散布し、<sup>15</sup>Nが樹木にどれだけ蓄積したかで窒素吸収量を見積もある研究が多く展開されている<sup>17)</sup>。<sup>15</sup>Nでラベルした硫酸アンモニウムなどを森林に散布し、定期的に植物体や土壤を採取し、EA-IRMSで<sup>15</sup>N含量を測定することで、どれだけ散布された<sup>15</sup>Nが森林内のどこに保持されているかについての定量的な議論が可能である。しかし、一度散布した窒素は森林のなかで何度も再循環され、その結果可給態窒素の<sup>15</sup>N濃度は急激に減少してゆくため、<sup>15</sup>N散布後数年経過してしまうと、植物の窒素吸収速度を正確に見積もるにはシミュレーションモデル計算とそのシミュレーションのために土壤、可給態窒素、樹体内窒素など様々なコンパートメントの<sup>15</sup>N濃度測定が必要となり、大変な労力を必要とする<sup>18)</sup>。

全く別のアプローチとして、生態系窒素循環が定常状態であると仮定し、土壤からの脱窒の同位体効果により土壤窒素の<sup>15</sup>N自然存在比が上昇するはずとして脱窒速度を見積もる試み<sup>19)</sup>や、さらに脱窒の実際の基質である硝酸イオンの集水域へのインプットとアウトプット、さらにそれらの<sup>15</sup>N、<sup>18</sup>O、<sup>17</sup>O自然存在比を組み合わせた集水域総硝化速度と脱窒速度の推定の試みが展開されている<sup>20)</sup>。しかし、たとえば窒素飽和状態へと移行している状態の生態系を定常状態と見なして議論することが果たして可能かという大きな問題が残っている。

#### 3・2・3 ガスフラックス測定

フラックスとして測定が比較的容易なものは、溪流水による窒素流出と、ガス態窒素損失の中の一酸化二窒素ガス放出速度である。脱窒（図1）の最終放出産物はN<sub>2</sub>ガスであり、大気N<sub>2</sub>ガスが余りに高濃度であるため、土壤からのN<sub>2</sub>放出速度を見積ることはほぼ不可能であるが、中間生成物である一酸化二窒素については前述の通り、土壤からの放出速度の見積もりがクローズドチャンバー法<sup>21)</sup>などを用いて可能な状態にある。また理想的には、一酸化二窒素がN<sub>2</sub>ガスへと還元される割合を様々な土壤環境で測定することで関数化することができれば、一酸化二窒素の連続観測にその関数（または変換係数）を適用することで、一酸化二窒素とN<sub>2</sub>ガスとしてどれだけの窒素が放出されているかを推定できるはずである。しかし現在までの所、一酸化二窒素からN<sub>2</sub>ガスへの還元割合推定は不確かで<sup>22)</sup>、脱窒速度の正確な見積もりには至っていない。観測された一酸化二窒素がどれだけN<sub>2</sub>ガスに還元された残りなのかが判明すれば大きな手がかりになるため、一酸化二窒素の<sup>15</sup>N、<sup>18</sup>O自然存在比、並びにN-N-Oの中心のN原子（分子内同位体分布<sup>23)</sup>）に関して、同位体効果（軽い<sup>14</sup>Nや<sup>16</sup>Oが重い<sup>15</sup>Nや<sup>18</sup>Oと比較して速く反応すること）により<sup>15</sup>Nや<sup>18</sup>O濃度が上昇することを利用して、一酸化二窒素がどれだけ還元を受けているかを推定する試みも行われている<sup>24)</sup>。

#### 3・2・4 リモートセンシング

フラックスを直接観測することが難しい場合、プールの時空間的分解能を上昇させプール変化の時系列情報から生態系の状態を捉えるというアプローチも妥当なものだと思われる。図2にある一次生産、葉量、葉の窒素濃度などについては、リモートセンシング技術によって現在様々に測定が可能となりつつある。これまで地道に葉をサンプリングし、乾燥粉碎し、EAにて炭素窒素濃度を測定し、最終的に個葉の情報を面的にかけ算していく、といったことが、より広域により高い時間分解能で、非破壊で実現可能となってきている。流出窒素についても、水質モニタリング技術の発展により、たとえば溪流水中の水質について様々な水質をUVセンサーでモ

ニタリングできるという報告が出てきている<sup>25)</sup>。これらのモニタリング技術により、窒素フラックスのいくつかについては劇的にその見積もり精度が上昇する可能性がある。特に窒素飽和の指標として重要な渓流水硝酸イオン濃度は、降水、それに伴う流出水量の増減に敏感に反応することが知られており、一般的に行われる定期観測での採水だけでは、大きな流出フラックスを見逃す可能性がある。連続的な水質モニタリングが進むことで、森林の窒素流出の詳細な状況把握が実現し、さらに、たとえば硝酸イオン濃度が高まる時期だけより高時間分解能で自動サンプリングを行うといった、より定量的に窒素フラックスを議論するためのモニタリング体制の見直しが可能になると期待されている。

### 3・2・5 窒素飽和状態判定の新指標

窒素飽和の全体像を描くことはむずかしいにせよ、その一端を追跡することは可能である。たとえば窒素沈着で供給される窒素化合物のうち、硝酸イオンだけに着目し、どれだけ大気沈着硝酸イオンが森林生態系で除去されているかという点に着目すると、通常の窒素制限森林では大気沈着硝酸イオンは植物や土壤微生物により利用され、渓流水硝酸イオンは土壤中で硝化により生成されたものとなっているはずである。逆に窒素飽和で窒素が余っている状態であれば、渓流水硝酸イオンには大気沈着硝酸イオンが混じっているであろう。実は同じ硝酸イオンではあるものの、大気沈着硝酸イオンは<sup>18</sup>O や<sup>17</sup>O に富むことが知られており、渓流水の硝酸イオンの<sup>17</sup>O 自然存在比（正確には<sup>17</sup>O 異常濃縮度）を精密に測定することで、渓流水硝酸イオンにどれだけ大気沈着硝酸イオンが混入しているかを定量的に測定することが可能である<sup>26)</sup>。渓流水硝酸イオン濃度が高い森林ほどこの<sup>17</sup>O 異常濃縮度が高いことが報告されており<sup>27)</sup>、今後、様々な森林での測定が進むことで、この新指標の代表性がより担保されてゆくと期待されている。

## 3 おわりに

森林という広大な対象での複雑な窒素循環について、どのようなアプローチがあり得るのかということを、可給性窒素、窒素飽和という面から、異なる測定法で異なる特徴付けができてしまうこと、窒素循環が生物地球化学的に様々な要素を持っていることから、その特徴付けについては単一指標での切り口では足りないこと、などを議論してきた。日本の森林生態系の多くは、高温多雨なアジアモンスーン地域で、火山活動・造山活動が活発なため土壤にミネラルが豊富であり土壤の酸中和能力が比較的高いなど、世界的にみても希有な特徴を有している<sup>28)</sup>。風化が進み土壤にミネラル分がすでに足りないことがある欧米の森林、リンが足りなくなっているために、相対的に窒素が飽和している状態にあると考えられている熱帯雨林などいろいろな状態の森林があるが、全

世界的には窒素沈着が増大すると予想されている。このような状況の中、日本の森林は将来どのような応答を示すのかという点を理解し、健全な森林の維持管理へとつなげることは、窒素循環の包括的な理解とともに、SGDsに代表される社会的基礎基盤の保全に大きく寄与するものである。窒素循環は複雑、特に土壤窒素循環は大変複雑で、という声は常にあるが、その複雑さに様々なアプローチを駆使して対峙してゆくことが急務となっており、本稿がその中の一助になれば大変うれしいことである。

## 文 献

- 1) 門脇浩明, 立木佑弥：“遺伝子・多様性・循環の科学 生態学の領域融合へ”, (2019), (京都大学学術出版会).
- 2) J. D. Aber, K. J. Nadelhoffer, P. Steudler, J. M. Melillo : *Bioscience*, **39**, 378 (1989).
- 3) J. Aber, W. McDowell, K. Nadelhoffer, A. Magill, G. Bernntson, M. Kamakea, S. McNulty, W. Currie, L. Rustad, I. Fernandez : *Bioscience*, **48**, 921 (1998).
- 4) J. L. Stoddard : “Long-term changes in watershed retention of nitrogen ; Its causes and aquatic consequences”, p223-284 (1994) in L. A. Baker (ed) *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, (Washington (DC)), (American Chemical Society).
- 5) 林健太郎, 柴田英昭, 梅澤 有：“図説 窒素と環境の科学人と自然のつながりと持続可能な窒素利用”, (2021), (朝倉書店).
- 6) 小杉賢一朗：水文・水資源学会誌, **13**, 462 (2000).
- 7) J. B. Page, L. D. Bauer : *Soil Science Society of America Proceedings*, **4**, 150 (1939).
- 8) P. C. Brookes, A. Landman, G. Pruden, D. S. Jenkinson : *Soil Biology & Biochemistry*, **17**, 837 (1985).
- 9) J. G. Guinn, M. Salomon : *Soil Science Society of America Proceedings*, **28**, 456 (1964).
- 10) 柴田英昭：“森林集水域の物質循環調査法”, (2015), (共立出版).
- 11) K. J. Nadelhoffer, J. D. Aber : *Plant and Soil*, **80**, 321 (1984).
- 12) E. A. Davidson, J. M. Stark, M. K. Firestone : *Ecology*, **71**, 1968 (1990).
- 13) E. A. Davidson, S. C. Hart, C. A. Shanks, M. K. Firestone : *Journal of Soil Science*, **42**, 335 (1991).
- 14) K. Isobe, Y. Suwa, J. Ikutani, M. Kuroiwa, T. Makita, Y. Takebayashi, M. Yoh, S. Otsuka, K. Senoo, M. Ohmori, K. Koba : *Microbes and Environments*, **26**, 46 (2011).
- 15) P. M. Vitousek, R. W. Howarth : *Biogeochemistry*, **13**, 87 (1991).
- 16) 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：地球環境, **15**, 133 (2010).
- 17) X. Zhou, A. Wang, E. A. Hobbie, F. Zhu, Y. Qu, L. Dai, D. Li, X. Liu, W. Zhu, K. Koba, Y. Li, Y. Fang : *New Phytologist*, **229**, 3184 (2021).
- 18) W. S. Currie, K. J. Nadelhoffer, J. D. Aber : *For. Ecol. Manage.*, **196**, 109 (2004).
- 19) B. Z. Houlton, E. Bai : *Proc. Nat. Acad. Sci. U. S. A.*, **106**, 21713 (2009).
- 20) 柴田英昭編：“大気窒素沈着による森林生態系の窒素飽和現象 安定同位体を用いた研究アプローチ”，森林と物質循環, p. 14, (2018), (共立出版).
- 21) 森林立地調査法編集委員会編：“地表面のガスフラックス”，森林立地調査法—森の環境を測る, p. 209 (2010),

(博友社).

- 22) C. Scheer, K. Fuchs, D. E. Pelster, K. Butterbach-Bahl : *Curr. Opin. Environ. Sustainability*, **47**, 72 (2020).
- 23) N. Yoshida, S. Toyoda : *Nature*, **405**, 330 (2000).
- 24) 木庭啓介：海洋科学研究, **31**, 10 (2018).
- 25) J. Pesáñez, C. Birkel, G. M. Mosquera, P. Peña, V. Arízaga-Idrovo, E. Mora, W. H. McDowell, P. Crespo : *Hydrological Processes*, **35**, e14357 (2021).
- 26) 角皆 潤, 中川書子：エアロゾル研究, **31**, 5 (2016).
- 27) F. Nakagawa, U. Tsunogai, Y. Obata, K. Ando, N. Yamashita, T. Saito, S. Uchiyama, M. Morohashi, H. Sase : *Biogeosciences*, **15**, 7025 (2018).
- 28) 大手信人：陸水学雑誌, **67**, 259 (2006).



木庭啓介 (Keisuke KOBA)

京都大学生態学研究センター(〒520-2113  
滋賀県大津市平野 2-509-3). 京都大学  
大学院農学研究科博士課程退学. 博士(農学).  
『現在の研究テーマ』主に安定同位体を用  
いた, 自然生態系における生元素循環. 『主  
な著書』“Earth, Life and Isotopes” N. Ohkouchi,  
I. Tayasu, K. Koba, (Kyoto University Press.)  
pp430, (2010), ISBN 978-87698-960-  
7. 『趣味』読書, 音楽鑑賞.

## 原稿募集

「技術紹介」の原稿を募集しています

対象：以下のような分析機器、分析手法に関する紹介・解説記事

- 1) 分析機器の特徴や性能および機器開発に関わる技術, 2) 分析手法の特徴および手法開発に関わる技術, 3) 分析機器および分析手法の応用例, 4) 分析に必要となる試薬や水および雰囲気などに関する情報・解説, 5) 前処理や試料の取扱い等に関する情報・解説・注意事項, 6) その他, 分析機器の性能を十分に引き出すために有用な情

### 報など

新規性：本記事の内容に関しては、新規性は一切問いません。新規の装置や技術である必要はなく、既存の装置や技術に関わるもので構いません。また、社会的 requirement が高いテーマや関連技術については、データや知見の追加などにより繰り返し紹介していただいても構いません。

### お問い合わせ先：

日本分析化学会『ぶんせき』編集委員会  
(E-mail : bunseki@jsac.or.jp)