特集・酸性雨による森林生態系等への影響

酸性雨に対する生態系の感受性の評価

一臨界負荷量の推定と問題点一

新 藤 純 子*

1. はじめに

日本においても、原因が明らかでない樹木の枯死、森林の衰退現象が各所で報告されている。日本で観測される降雨はヨーロッパや北アメリカの雨に匹敵する水素イオン、硫酸、硝酸イオンを含んでおり¹⁾、また、近い将来、中国や韓国から飛来する酸性物質が増加することも懸念されている。このような状況から、生態系の酸性降下物に対する感受性の定量的評価への要求が高くなりつつある。生態系の感受性は、生息する動植物の耐性、土壌の性質、土地利用、地形、気候などに依存するが、特に土壌の酸性化による間接的な影響に注目した広域的な推定がいくつか行われている。

第1に、「酸性雨の土壌への影響予察図²⁾」では、日本の土壌種が、その平均的なpHや交換性塩基量、また河川水や地下水からの塩基の供給されやすさ（地形要因）等に基づいて、6段階に分類された。最強および強のグループには、グライ土、暗赤色土、低地土類、黒ボク土などが分類され、最弱、弱のグループには砂丘未熟土、岩屑土、火山灰未熟土、赤黄色土などが属する。

第2は、スコットランド環境研究所(SEI)により提案された酸性雨相対感受性地図で、母岩(地質)、土壌型、土地利用(植生)、降水量などの要因を、酸性化に対する感受性の観点から各々数段階に評点化し、これらの重ね合わせとして、ヨーロッパを対象に作成された³⁾。国土数値情報を用いてわが国へ同方法を適用する試み⁴⁾、アジア、アフリカなど発展途上国地域に対する適用のための手法の改良⁵⁾などが行われている。

第3は定量的な評価を目的とした臨界負荷量であ

る。生態系が悪影響を受けることのない範囲で受容できる酸性物質の年間最大負荷量と定義され、1980年頃からその概念が提唱された。酸性降下物による被害の深刻な北欧、中欧において汚染質の発生量規制の指針を得ることを目標として推定が進められた。UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) のプロジェクトにおいて、既にヨーロッパを対象とした臨界負荷量地図が作成され⁶⁾、1994年の二酸化硫黄削減第2次協定の根拠として用いられるなど、実用的利用が始まっている。さらに、日本を含むアジアについても同様の推定がなされつつある⁷⁾。

これらの酸性物質に対する生態系の感受性評価法はお互いに密接に関連しているが、本稿では臨界負荷量の概念と推定方法、日本への適用例を紹介し、他の方法による推定結果と比較しつつ問題点、今後の課題について検討する。

2. 定常マスバランスモデルによる
臨界負荷量推定

臨界負荷量は、土壌や水の化学的な性質に関する指標で酸性化限界を表し、この指標が限界値を越えない状態を保つことのできる酸性物質の年間最大負荷量と定義される。土壌-植物系内でのいくつかのプロセスによる酸の消去と生成速度を年当たりのフラックスとして表し、酸性化の前記指標で定義した限界状態において、酸性物質の収支が均衡を保つ沈着速度として、次式の定常マスバランスモデルを用いて推定される。

$$CL = BC_{We} + H_{le,crit} + Al_{le,crit} \quad (1)$$

$$= BC_{We} + \left[\{Al_{le,crit}/Q\} / K_{glibb} \right]^{1/3} Q + Al_{le,crit}$$

ここで、CLは臨界負荷量 (eq ha⁻¹yr⁻¹)、BC_{We}は土壌中の鉱物風化(鉱物溶解)による塩基(Ca+

* 農業環境技術研究所
Junko SHINDO

Mg+K+Na) 供給速度 ($\text{eq ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$), Q は土層を通過する流出水量 (m^3), H_{ie} と Al_{ie} は各々水素イオン及び無機態アルミニウムイオンの流出量, 添字 crit は酸性化の限界状態を表す変数であること示す. $H_{\text{ie,crit}}$ はギブサイト平衡を仮定することにより $Al_{\text{ie,crit}}$ を用いて表される (K_{gibb} は平衡定数 ($\text{m}^6 \text{eq}^{-2}$)). なお, 鉱物風化速度 BC_{we} は, 母岩の物理的・化学的過程による風化 (土壌生成) の速度とは異なり, 土壌中に存在する土壌の母材となる鉱物が溶解する速度を表す. CL は生態系内での酸中和機構として鉱物の風化のみを考えているが, 酸性物質の沈着量と比較するためには, 植生や微生物の関与する反応による酸の中和・生成など生物学的な過程も考慮する必要がある. これを臨界沈着量 (CD : critical deposition) と呼ぶこととする.

$$CD = CL - \text{ACID}_{\text{bio1}} \quad (2)$$

$\text{ACID}_{\text{bio1}}$ は生物的過程による正味の酸生成量であり, 樹木の正味成長のための塩基吸収による酸生成 (BC_{gu}), 窒素吸収 (N_{gu}), 脱窒 (N_{de}), 窒素の土壌有機物としての不動化 (N_{im}) による酸中和などの過程が含まれる. アンモニウムイオンは, 植物によって吸収された残りは全て土壌中の硝酸化成作用により硝酸に変化すると仮定されており, このとき 1 モルのアンモニウムイオン当たり 2 モルの水素イオンを生じるので, 潜在的な酸とみなされ, 酸性物質の沈着量は $\text{H}^+ + 2\text{NH}_4^+$ の量として測られる.

(1), (2) 式において酸性化の限界は限界アルミニウム流出量 ($Al_{\text{ie,crit}}$) で表されるが, これに直接数値を設定する根拠はなく, 植物影響に関して量反応関

係がある程度わかっている変数等を指標として用いて定式化される必要がある. 現在までに表 1 に示す 3 通りの方法が提案されている. 苗木を用いた実験やフィールド調査に関する多くの文献からのデータの総合化により, BC/Al 比が Al 濃度よりも樹木の生長阻害との関係が明確であると考えられており, 現在までの推定例では, BC/Al 比に基づいたものが多く, 他の 2 つの指標は補助的に使われている. なお, 3 番目の指標は, アルミニウム酸化物の枯渇を防ぐことを目的としたものである.

3. 日本への適用

定常マスバランスモデルをわが国に適用する方法を検討した^{8),9)}. $\text{ACID}_{\text{bio1}}$ として, 植物による塩基と窒素の吸収のみを考慮した. (1), (2) 式中の各項は, 国土数値情報等の全国データベースをもとに図-1 に示した手順により, 各々簡単なモデルや仮定を用いて推定した. 流出水量は年降水量からソーンスウェイト法を用いて推定した蒸発散量を差し引いて推定し, 植物による塩基と窒素の吸収量は, 樹木の正味成長量 (純生産量-落葉枝分) と樹体の塩基, 窒素含量から推定した. 自然林は正味成長を 0 と仮定し, 純生産量は気温 T から推定し, 他のデータは森林タイプごとに文献値を用いた. 鉱物風化速度の推定法は次項に述べる.

表 2 に 3 種類の酸性化限界指標ごとの CL と CD の試算結果の全国平均値と範囲を, 図-2 に BC/Al 比を指標とした場合の CD の分布を示す. 推定結果には限界指標により大きな違いが見られ, BC/Al 比に基づいた結果は他の指標によるものに比較して平

表 1 アルミニウム限界流出量 $Al_{\text{ie,crit}}$ 設定のための指標および計算式と適用例

$Al_{\text{ie,crit}}$ 設定のための指標とその限界値	アルミニウム限界流出量の計算式
$(BC^*/Al)_{\text{crit}} = 1 \text{ mol/mol}$ $[Al^{3+}]_{\text{crit}} = 0.2 \text{ eq} \cdot \text{m}^{-3}$ $(Al_{\text{ie}}/Al_{\text{we}})_{\text{crit}} = 1$	$\frac{1.5 \max[BC^*_{\text{we}} + BC^*_{\text{dt}} - BC^*_{\text{gu}}, [BC^*_{\text{ie}}]_{\min} Q]}{(BC^*/Al)_{\text{crit}}}$ $[Al^{3+}]_{\text{crit}} Q$ $f_{Al/BC} (Al_{\text{ie}}/Al_{\text{we}})_{\text{crit}} BC_{\text{we}}$
BC^* : 塩基のうち, Al 害と拮抗し, 植物に養分として利用され得るイオン ($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K}$ または $\text{Ca} + \text{Mg}$ のケースがある) BC_{dt} : 大気からの塩基沈着量 ($\text{eq ha}^{-1}\text{yr}^{-1}$), $[BC^*_{\text{ie}}]_{\min}$: 土層からの塩基流出濃度の最小値, 植物による吸収可能な最小塩基濃度, ($0.002 \sim 0.015 \text{ eq} \cdot \text{m}^{-3}$ 程度の濃度を仮定) 第 1 項のイオン収支に基づく流出量と, 最小塩基流出量 ($[BC^*_{\text{ie}}]_{\min} Q$) の大きい方の値を塩基流出量とする $f_{Al/BC}$: 鉱物風化による水酸化アルミニウム生成速度 Al_{we} の塩基放出速度 BC_{we} に対する比 ($Al_{\text{we}}/BC_{\text{we}} = 2.0 \text{ eq eq}^{-1}$ と仮定)

図一 定常マスバランスモデルによる臨界負荷量推定の方法

表 2 臨界負荷量（CL）、臨界沈着量（CD）試算結果
全国平均と範囲（eq ha⁻¹yr⁻¹）

酸性化限界指標	臨界負荷量（CL）			臨界沈着量（CD）		
	全国平均	最小	最大	全国平均	最小	最大
$(BC^*/Al)_{crit} = 1 \text{ mon/mol}$	2269	240	9265	1930	0	9265
$[Al^{3+}]_{crit} = 0.2 \text{ eq. m}^{-3}$	5146	5	12893	4683	0	12417
$(Al_{le}/Al_{we})_{crit} = 1$	5118	5	12721	4636	0	12721

均的に小さい値であった。図一 2 の空間分布は、風化速度の分布をかなり反映し、酸性岩未熟土の分布する瀬戸内海沿岸地域、岩石地など土壌の未発達な本州中部高山地域、東北、北海道の粗粒な土壌の分布する地域で小さな値となった。アルミニウム酸化物の枯渇を防ぐ指標も相対的には類似した分布を与えた。一方、アルミニウム濃度を指標とした場合は、流出水量分布の影響を受け、流出水量の多い日本海側や、紀伊半島、四国、九州の南部で大きな推定値となった。ここに示した結果は暫定的な試算例であり、今後モデルやデータの改良が必要である。特に、日本の生態系に対して適切な限界指標の決定が重要である。

4. 鉱物風化速度の推定精度に関する検討

臨界負荷量推定値の信頼性は、酸性化指標も含むモデルの妥当性ととも、用いるデータの精度によって決定される。ここでは、定常マスバランスモデルにおいて最も重要な長期的酸緩衝機構と考えられている鉱物溶解速度 BC_{we} の精度について検討した。

前節の推定において、BC_{we} はヨーロッパにおける推定法を参考

図一 2 酸性化限界指標として BC/Al 比を用いた場合の臨界沈着量（CD）の分布（単位：eq ha⁻¹yr⁻¹）

に、母材の酸性度（酸性、中性、塩基性の3分類）と粘土含量に基づいて設定された値を温度補正して求めた¹⁰⁾。母材の酸性度は表層地質から、粘土含量は土壤種に基づいて推定した。この方法の妥当性検討のため、土壤の全分析濃度と粒径分布に基づき、鉱物溶解の反応速度論的モデル（PROFILE モデル¹¹⁾）により鉱物風化速度（ $BC_{we}(P)$ ）を求め、表層地質、土壤種との関係を調べた。

各土壤サンプルを6種の表層地質（花崗岩質、流紋岩質、安山岩質、はんれい岩質、火山灰、堆積岩）に分類した場合の、 $BC_{we}(P)$ のグループ平均と標準偏差を示した（図-3）。酸性岩である花崗岩質と流紋岩質岩石の表層地質で溶解速度 $BC_{we}(P)$ は他の表層地質に比べて明らかに小さく、表層地質の酸性度に基づいて鉱物溶解速度を推定することは、定性的には妥当と考えられた。しかし同一地質内でのばらつきは大きい。土壤種に関しては、 $BC_{we}(P)$ は未熟土と黄色土で小さく、黒ボク土で大きい傾向があったが、表層地質に比べて違いは顕著でなかった。図-4に $BC_{we}(P)$ と対応するメッシュの BC_{we} とを比較した。同一酸性度、同一粘土%に分類された土壤の $BC_{we}(P)$ のばらつきは、特に中性、塩基

性地質の土壤で大きい。また、酸性岩土壤では BC_{we} は、 $BC_{we}(P)$ と比較して大きく、中性岩土壤では反対の傾向があるなど、推定に偏りがあることが明らかとなった。ヨーロッパで用いられた風化速度推定法は日本の土壤には十分ではなく今後改良が必要である。なお、溶出塩基の合計量に関して、PROFILE モデルによる風化速度と、塩酸による土壤溶解実験による溶出濃度との間にかなり高い相関が見られた。

5. 手法間の比較および推定法の問題点

他の手法による酸感受性地図は、臨界負荷量によるものと全体的な傾向は類似しているが、かなり異なる部分もある。SEI 法による感受性地図では、土地利用が最も大きく寄与している様に見え、常緑針葉樹林地で一般に感受性が高く（特にそのうち表層地質が酸性火成岩である地域で高感受性）、低地土や黒ボク土の農耕地が最も低い結果である⁴⁾。瀬戸内海を中心とした西日本で相対的に感受性が高いことは、臨界負荷量による推定と共通である。土壤の影響予察図では、これらに比べて更に西日本の高感受性が協調されている。

表層地質、土壤、植生など同じデータベースを用いているにも関わらず、臨界負荷量と SEI 法とで結果が異なる原因の一つは、個々の要因が酸性化にどの様に寄与するかについての捉え方に違いがあることである。例えば SEI 法では、樹種の違いは有機物層の酸性度に寄与すると考え、針葉樹林ではリターの分解が遅く有機酸を多量に生成するとして感受性が高く分類されているのに対して、臨界負荷量では樹種は塩基や窒素の正味の吸収量の違いに反映される（一般に落葉広葉樹の塩基吸収量が多いため、広葉樹林で相対的に小さな臨界負荷量となった）。また、SEI 法では降水量が多いことは土壤から塩基を流亡させるので感受性を高める方向に寄与としているが、臨界負荷量では多くの酸の流出を許容するので大きな値（低感受性）となる（式(1)）。信頼性の高い感受性評価のためには、これらを含めた各要因の、土壤及びそれを含む生態系の緩衝能および酸性化過程への寄与を整理する必要がある。

臨界負荷量推定のための定常マスバランスモデルに関しては、酸性化の限界指標の定義と限界値の設定が第一の問題である。ヨーロッパにおける実験や調査の結果、 BC/Al 比が樹木成長の阻害と最も関連

図-3 PROFILE モデルにより推定した鉱物溶解速度 ($BC_{we}(P)$) の表層地質による違い

図-4 鉱物風化速度推定法の比較

BC_{we} : 表層地質と土壤種より, $BC_{we}(P)$: PROFILE モデルによる

A, I, B: 表層地質岩石の酸性度 clay: 土壤種から推定した粘土%