

酸性雨の土壌へ及ぼす影響

伊藤 和子

I 緒言

一般に、pHが5.6以下の雨水は酸性雨といわれており、工場などのばい煙や自動車の排出ガスからの硫黄酸化物や窒素酸化物が大気中に放出され、雲の中で硫酸イオンや硝酸イオンに変化し、雨水中に取り込まれるために生じると考えられている⁵⁾。1983年から1987年までの5年間の降雨について全国調査を行った結果によると、国内ほぼ全土にわたって平均pH 4台の雨が降っていることが明らかになった。現在のところ、この酸性雨による被害は顕在化していないとされているが、本県においては、白根山地域における森林の衰退（先枯れ、立枯れ、倒木等が発生している状況）の原因のひとつとして首都圏等から移流した大気汚染物質を含む雨や霧による影響が指摘されている。

酸性雨が土壌に及ぼす影響は、常に肥料によってpH矯正がなされている耕地土壌よりも、森林などの非耕地土壌により顕著に現れると考えられる。したがって、県内の代表的な土壌である黒ボク土と灰色低地土の非耕地土壌について、酸性雨による影響を調査した。さらに、白根山の森林衰退地域において、土壌の理化学性を調べ、土壌の酸性化と森林衰退の関係について検討したので報告する。

II 調査方法

1. 土壌年次調査

宇都宮市（農業試験場）と栃木市（農業試験場栃木分場）の非耕地土壌を対象に、降雨による土壌理化学性の変化を調べるため、年1回土

壌を採取した（平成3～5年）。土壌の採取地点及び土の性質は次のとおりである。

1) 宇都宮市

農業試験場内の広葉樹及び針葉樹の混合林の非耕地土壌で、土壌の種類は表層多腐植質黒ボク土（七本桜統）土性Lである。

2) 栃木市

栃木分場内の針葉樹が点在する雑草地の土壌で、20年前までは耕地であった。土壌の種類は細粒灰色低地土灰褐色系（金田統）土性CLである。

2. 人工酸性雨によるモデル実験

年次調査で対象とした2種類の土壌を1/2000 aワグネルポットに充填し、平成3年から5年まで年1回、下記の処理を施し、ポットからの流出液（以下流出液）及び土壌のイオン組成の変化をみた。

1) 処理

蒸留水及びpH3.0, 3.5, 4.0に調整した希硫酸溶液を用い、週1回100mm降雨に相当する量を、連続15週にわたって、希硫酸溶液が土層を均一に流下するように土壌表面にガラス繊維ろ紙を敷き、点滴かん水法によってかん水した。なお1回の処理時間は約24時間であった。処理後、土壌から出る流出液を全量採取した。この実験では処理した希硫酸水の濃度を一定として用いたため、pHは毎回若干異なっていた。pH3.0の希硫酸水の実際の平均pHは2.8、pH3.5は3.2、pH4.0は3.7であった。蒸留水の平均pHは5.8であった。

2) 調査内容

土壌については、pH、電気導伝率（EC）、交換性塩基（Ex-Base）、陽イオン置換容量（C

E C), 可給態リン酸, 吸着陰イオンを分析した。流出液は, 全量採取し 4℃以下に保存した。分析にあたっては, ポットごとに1~5回目までの流出液, 6~10回目までの流出液及び11~15回目までの流出液をそれぞれ全量混合し, pH, E C, 陽イオン, 陰イオン, Siを測定した。

3. 白根山における土壌調査

1) 土壌採取地点及び採取月日

白根山における土壌調査は第1表のとおりである。A地点は, 衰退がみられるダケカンバ林の急傾斜地であり, B地点は衰退していない針葉樹(コメツガ, オオシラビソ)の緩傾斜地である。土壌採取は1992年8月3日と1993年8月2日に行った。1992年はA地点2カ所, B地点1カ所を調査し, 1993年はA地点3カ所, B地点3カ所を調査した。

2) 土壌溶液採取方法

土壌試料は5mmのふるいをとおし, 約3カ月間凍結保存した。解凍後, 高速遠心機を用い, 5000r.p.m. (pF3.58相当) 30分間遠心し, 土壌溶液を採取した。

第1表 白根山土壌調査

地点	1 層 cm	2 層 cm	3 層 cm	4 層 cm
A	0~7	7~19	19~26	26~38
B	0~5	5~20	—	—

3) 分析方法

土壌pHは乾土に対し2.5倍重になるように純水及びKClを加え, 振とう後, 1時間以上放置したものをガラス電極法によって測定した。

Ex-Baseは, 風乾土壌をpH 7, 1M酢酸アンモニウム液で浸出したものについて, 原子吸光法によって測定した。CECはSchollenberger法, 全窒素, 全炭素はCNコーダー(SUMIGRAPH NC-80 AUTO)を用い分析した。

III 結果及び考察

1. 人工酸性雨によるモデル実験

1) 流出液の分析結果

処理した希硫酸水のpHが低くなるにしたがい, 流出液のpHは低下した(第1図)。pHの低下は, 特に黒ボク土において著しかった。流出液のイオン総量は第2表のとおり, 流出したイオンのカチオンとアニオンのイオンバランスはほぼ均衡していた。流出液中のイオンの量は, 処理したpHが低くなるほど増加する傾向を示した。植物の生育に害を与えると考えられているアルミニウムは, 黒ボク土壌ではpH3.0の処理において増加していたが, 灰色低地土では一定の傾向はみられなかった。

2) 土壌の分析結果

使用した土壌の処理前の分析結果を第3表に示した。

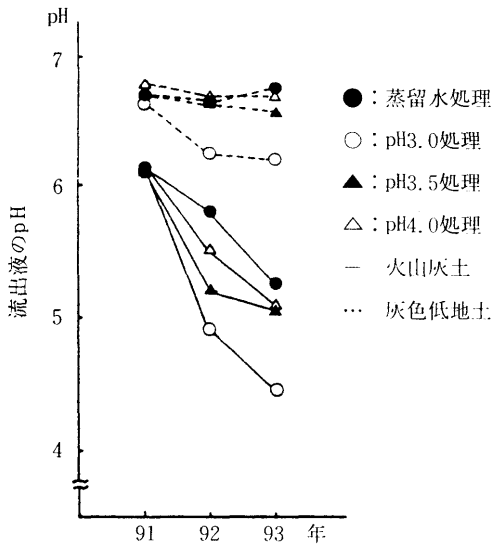
人工酸性雨処理後の土壌について, 毎年分析

第2表 人工酸性雨モデル実験 流出液のイオン総量 (1991~1993年)

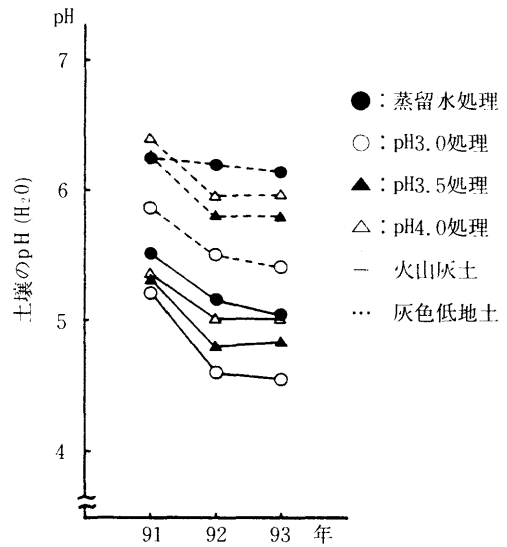
土 壤	処 理	液 量 l	Ca me/l	Mg me/l	K me/l	Na me/l	Al me/l	Mn ^o me/l	NH ₄ me/l	CATION me/l	Cl me/l	NO ₃ me/l	SO ₄ me/l	HCO ₃ me/l	ANION me/l	Si mg/l
黒ボク土	蒸留水	204.0	0.29	0.09	0.05	0.06	0.02	0.01	0.08	0.60	0.04	0.34	0.18	0.12	0.68	2.58
	pH3.0	201.3	0.47	0.10	0.06	0.08	0.09	0.03	0.08	0.91	0.03	0.50	0.34	0.12	0.99	3.70
	pH3.5	202.4	0.37	0.10	0.05	0.07	0.02	0.02	0.07	0.70	0.04	0.42	0.20	0.11	0.77	2.94
	pH4.0	204.1	0.29	0.08	0.05	0.06	0.02	0.02	0.05	0.57	0.04	0.34	0.19	0.10	0.67	2.77
灰色低地土	蒸留水	207.4	0.57	0.17	0.17	0.07	0.12	-	0.01	1.11	0.03	0.68	0.13	0.18	1.02	10.74
	pH3.0	204.9	1.54	0.40	0.26	0.09	0.02	-	0.01	2.32	0.02	0.68	1.79	0.14	2.63	11.28
	pH3.5	204.6	0.88	0.25	0.21	0.07	0.02	-	0.01	1.44	0.02	0.75	0.64	0.13	1.54	10.11
	pH4.0	205.0	0.65	0.19	0.19	0.08	0.05	-	0.01	1.17	0.03	0.71	0.26	0.16	1.16	10.42

o : 1993年のみ測定

酸性雨の土壤へ及ぼす影響



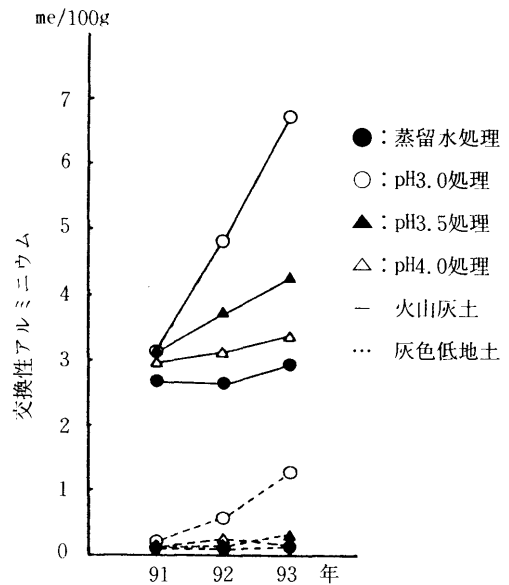
第1図 流出液のpHの年次推移 (1991~93年)



第2図 土壤のpH (H₂O)の年次推移 (1991~93年)

を行った。処理した希硫酸水のpHが低くなるにしたがい、土壤のpHは低下した(第2図)。また、交換性アルミニウムの量は年々増加し(第3図)、特に黒ボク土において著しかった。置換酸度を測定した結果を第4図に示した。pH3.0処理において特に増加が著しく、黒ボク土で顕著な増加がみられた。人工酸性雨として負荷した硫酸は、黒ボク土では1/5~1/6が流出し、それ以外は土壤に吸着され、灰色低地土では、逆に1/4~1/6が吸着され、それ以外は流出していた。硫酸の流出量と吸着量を合わせたものを負荷量と比較してみると、灰色低地土ではほぼ同量となった。黒ボク土では、pH3.0においてほぼ同量であったが、pH3.5では負荷量の約2倍、pH4.0では約5.7倍となっていた。これは、もともと黒ボク土にかなりの量が吸着されていたためかとも思われたが、原因についてははっきりとはわからなかった。

両土壤とも酸性雨に対する耐性評価ではグループ強に分類されている⁴⁾。しかし、今回の結果から比較すると、黒ボク土は灰色低地土より酸性化しやすいと推定できる。土壤の酸中和能



第3図 交換性アルミニウムの年次推移 (1991~93年)

とそれに伴う土壤の酸性化については、4段階に分けられると考えられている。第1段階が炭酸塩・重炭酸塩による中和、第2段階がEx-Baseによる中和、第3段階が二次鉱物による中和(酸吸着やアルミニウムの溶解)、第4段階が岩

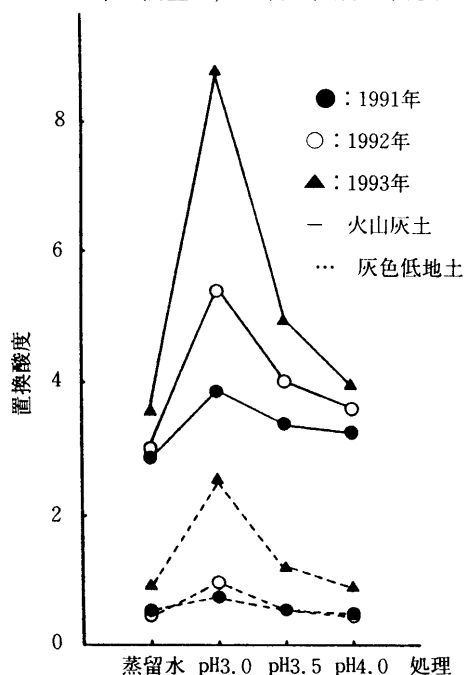
第3表 処理前の土壌の分析結果

土 壤	pH	pH	EC	トルオーグ	CEC	Ex-base					
	(H ₂ O)	(KCl)	μS/cm	mg/100g	me/100g	Ca	Mg	K	Na	Al	Mn
						me/100g	me/100g	me/100g	me/100g	me/100g	me/100g
黒ボク土	5.1	4.5	50.2	1.20	41.77	0.340	0.151	0.171	0.132	2.51	0.056
灰色低地土	5.9	4.9	58.7	4.80	27.17	8.997	1.318	0.804	0.534	0.05	0.067

石及び造岩鉱物の風化に伴う塩基の放出による中和である。両土壌とも、第1段階による中和はほとんどみられなかった。灰色低地土では、Ex-Base による中和がみられ、アルミニウムの溶解はみられなかったことから第2段階まで、黒ボク土ではEx-Baseによる中和と硫酸の吸着、アルミニウムの溶解がみられたことから、第3段階まで進んでいたと推定される。しかし、黒ボク土は林床の未耕地土壌であったが、灰色低地土は、20年前までは水田として使用された耕地土壌であったため、その影響がどのくらいでているのかはわからない。

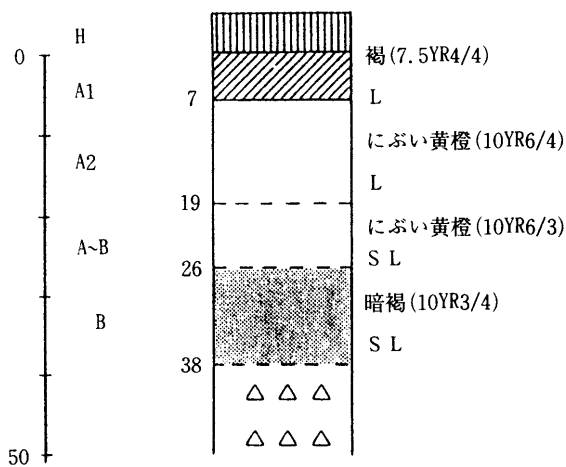
2. 白根山における土壌調査

1992年の調査は、土壌の種類を確認するため



第4図 置換酸度の年次変動

に一般的な土壌調査を行った。その結果、調査地点の土壌はポドゾル土壌に属し、代表地点における土壌断面の特徴の柱状図を第5図に示した。ポドゾル土壌は腐植層(H層)が集積発達し、腐植酸による溶脱層(A層)と遊離酸化物等の集積層(B層)が分化発達している酸性の土壌である。土性はL~SLで、壤質の透水性の良い土壌である(第4表)。なお、酸性雨の土壌への影響予察図によれば、酸性雨に対する耐性評価は中~弱に属する土壌である。pHは4.1~4.6の範囲にあり、ポドゾル土壌の生成過程からみて、かなり以前から本調査地点付近はこの程度の値を示していたものと推定される。A2層~B層は、イオン交換体となる腐植及び粘土の含量が少なく、CECは6~10meの範囲にあり、陽イオン交換容量の小さい土壌である。また、交換性カルシウム、マグネシウム、カリ



第5図 土壌断面柱状図

酸性雨の土壌へ及ぼす影響

ウム等の塩基含量も極めて少なく塩基不飽和の酸性化が進んだ土壌である。一方、交換性アルミニウムの含量は高く、アルミニウム飽和度の高い土壌である(第5表)。酸性土壌における植物の生育阻害要因としては、アルミニウムの過剰害が最も大きな要因と考えられる。土壌中におけるアルミニウムは一次鉱物や結晶性粘土鉱物の構成成分としてのアルミニウム、非晶質の鉱物成分中のアルミニウム及び土壌コロイドに吸着されているものや、土壌溶液中に遊離のもの等が存在している⁶⁾。このように、土壌中のアルミニウムは種々の形態で存在しているが、酸性土壌における生育阻害要因としてはアルミニウムイオン (Al^{3+}) が最も重要と考えられており、この Al^{3+} としては土壌溶液に存在するものと、土壌コロイドに吸着されているものがある。交換性アルミニウムはこの両者を含めたものであるが、土壌溶液中のアルミニウムは土壌コロイドに吸着されているアルミニウム

全量の1/100以下に過ぎないと言われている。しかし、植物根の生育はpH4.5以下で抑制されると言われているが、これは、pH4.5以下になると土壌溶液中に急激に増加するアルミニウムとの関係が大きいとされている。そこで、1993年はこの土壌溶液中のアルミニウムを中心とした調査を行った。

1993年に採取した土壌のpHを測定した結果、第6表に示すようにダケカンバ衰退地で低い傾向がみられた。第7表には、採取した土壌の土壌溶液のpH、各イオンを測定した結果を示した。その測定値を、加藤のプログラム³⁾に入れ、各アルミニウム化合物の濃度を計算した結果を第8表に示した。土壌溶液中のアルミニウム化合物の種類は、次式のように考えられている。

$$\begin{aligned} \text{Total Al} = & Al^{3+} + 6Al_6(OH)_{15}^{3+} + Al(OH)_2^{2+} \\ & + Al(OH)_2^{2+} + Al(OH)_3^0 + AlSO_4^+ \end{aligned}$$

このプログラムから計算されたアルミニウムイオンの活動度の逆数の対数 ($p(Al^{3+})$) と、土壌溶液のpHとの相関をみると、第6図のように強い相関がみられ、加藤のグラフと近似した。さらに、 Al^{3+} の活動度は、ダケカンバ衰退地上層>無衰退地上層>ダケカンバ衰退地下層>無衰退地下層の順番になっていた。土

第4表 土壌の理化学性

地点	層	砂 %	シルト %	粘土 %	土性
A-1	1(0~7cm)	64.0	21.6	14.5	L
	2(7~19cm)	64.2	22.9	12.9	L
	3(19~26cm)	70.0	19.7	10.2	S L
	4(26~38cm)	80.2	13.8	6.0	S L

第5表 土壌の化学性

地点	層	pH		T-C	T-N	CEC	Ex-base					
		(H ₂ O)	(KCl)	(%)	(%)	me/100g	Ca me/100g	Mg me/100g	K me/100g	Na me/100g	Al me/100g	Mn me/100g
A-1	1(0~7cm)	4.2	3.8	5.70	0.65	22.29	0.856	0.205	0.115	0.036	8.97	0.012
	2(7~19cm)	4.6	4.2	1.11	0.62	7.56	0.257	0.045	0.081	0.028	3.37	0.004
	3(19~26cm)	4.6	4.3	0.73	0.60	5.74	0.309	0.048	0.077	0.038	2.19	0.007
	4(26~38cm)	4.6	4.4	2.37	0.32	10.28	0.417	0.043	0.053	0.033	2.35	0.010
A-2	1(0~5cm)	4.1	3.7	4.53	0.56	21.08	0.726	0.172	0.151	0.557	7.98	0.018
	2(5~15cm)	4.6	4.2	1.21	0.37	7.57	0.306	0.050	0.151	0.737	3.58	0.006
B-1	1(0~5cm)	4.3	4.0	2.17	0.56	12.12	0.262	0.096	0.120	0.034	4.83	0.022
	2(5~20cm)	4.6	4.3	1.39	0.36	7.66	0.343	0.063	0.107	0.119	2.55	0.051

壤溶液中の Al^{3+} の活動度が植物根の生長抑制に大きな影響を及ぼすという報告が多くある¹⁾。ダケカンパの衰退状況及び各土層の土壤溶液の Al^{3+} 活動度を考慮すると、本調査の結果も土壤溶液の Al^{3+} 活動度が植物に影響を与えている可能性を示唆している。一方、土壤溶液中の Al^{3+} は pH4.5 以下で急激に発現するもので、pH4.5 以上のアルミニウム害を十分には説明できないとし、pH4.5 以上で土壤溶液中に存在割合が増加する重合塩基性アルミニウムイオン

に注目する報告も数多くある^{2,10)}。それらの報告によると、 Al^{3+} は根の CEC 以上に吸着されないのに対し、重合塩基性アルミニウムイオンは、吸着後、重合・沈澱が起きるために毒性が高いと推論されている⁶⁾。

本研究で測定した 6 重合性アルミニウムイオン（第 8 表）を土壤溶液中の Al^{3+} の場合と同じように逆数の対数を計算し、土壤溶液の pH との相関を調べた。第 7 図に示すように明確な関連はみられず、濃度も無衰退地の方がむしろ高くなっていった。

重合塩基性アルミニウムイオンの毒性の研究は水耕栽培に基づいて推論されている。pH4.5～5.0 の酸性土壌における生育障害要因となり得るか否かは、さらに詳細な検討が必要であるとされている。土壌は粘土粒子あるいは有機物など各種物質が共存し、さまざまな相互作用を及ぼしあっている。6 重合性アルミニウムイオンの植物根への毒性も、水耕栽培のように単純には発現されない可能性も考えられる。酸性土壌では、粘土や腐植等の界面近傍に露出した種々の形態のアルミニウムイオンの影響を植物根が強く受ける可能性も考えられる。

農作物に関してのアルミニウム耐性について

第 6 表 土壌の pH

地 点	層	pH (H ₂ O)	pH (KCl)
A-3	1	4.6	4.1
	2	4.8	4.3
A-4	1	4.7	4.1
	2	4.5	4.4
A-5	1	4.5	4.0
	2	4.8	4.4
	3	5.0	4.5
	4	5.2	4.6
B-2	1	4.7	4.1
	2	4.8	4.4
B-3	1	4.6	4.4
	2	4.9	3.9
B-4	1	4.9	4.3
	2	5.0	4.3

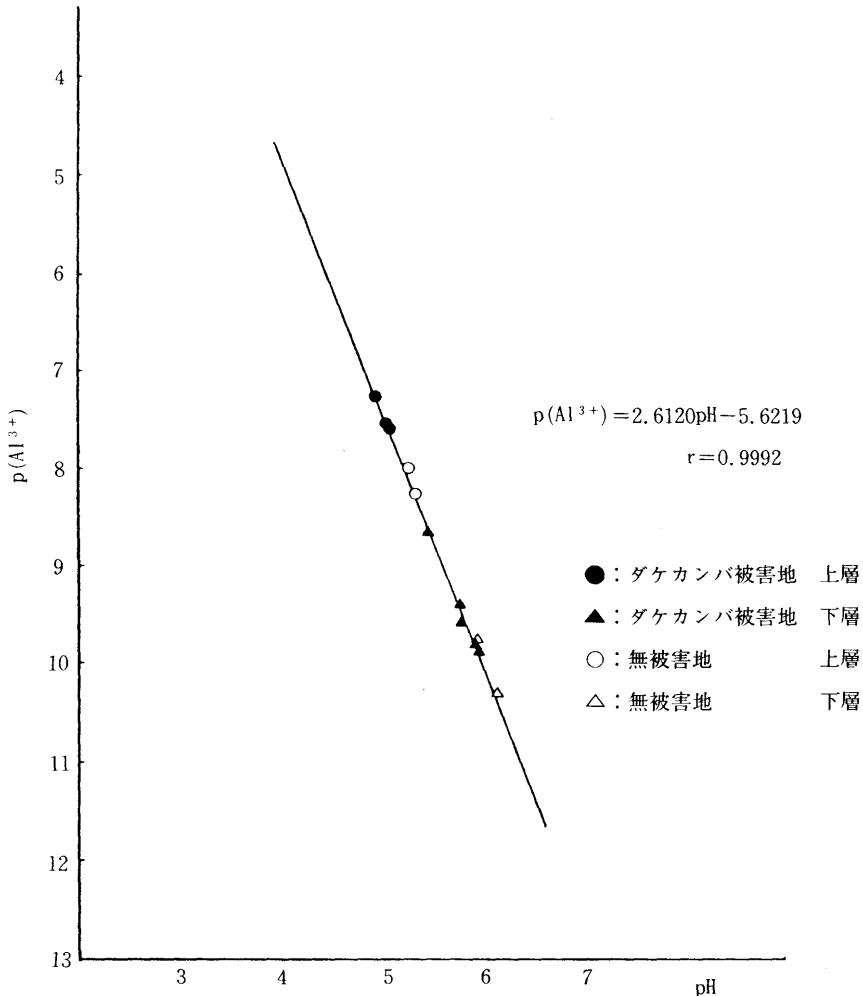
第 7 表 土壤溶液の pH, 各イオン濃度

地 点	層	pH (H ₂ O)	Al mmol/l	Ca mmol/l	Mg mmol/l	K mmol/l	Na mmol/l	Cl mmol/l	NO ₃ mmol/l	SO ₄ mmol/l
A-3	1	5.0	0.0141	0.209	0.092	0.129	0.084	0.094	0.941	0.011
	2	5.8	0.0085	0.123	0.049	0.065	0.123	0.098	0.495	0.009
A-4	1	5.1	0.0159	0.348	0.162	0.187	0.104	0.128	1.372	0.028
	2	6.0	0.0063	0.104	0.040	0.034	0.094	0.050	0.366	0.009
A-5	1	5.1	0.0170	0.160	0.098	0.262	0.130	0.087	1.319	0.025
	2	5.5	0.0063	0.108	0.065	0.099	0.090	0.046	0.672	-
	3	5.8	0.0015	0.017	0.019	0.062	0.063	0.074	0.320	0.009
	4	6.0	0.0041	0.002	0.006	0.049	0.051	0.038	0.176	0.017
B-2	2	6.2	0.0104	0.010	0.005	0.039	0.051	0.034	0.080	0.024
B-3	1	5.3	0.0608	0.045	0.014	0.068	0.072	0.094	0.154	0.036
	2	6.0	0.0204	0.021	0.011	0.041	0.085	0.079	0.123	0.025
B-4	1	5.4	0.0219	0.007	0.006	0.095	0.032	0.067	0.087	0.044
	2	6.0	-	0.015	0.008	0.085	0.054	0.097	0.119	0.031

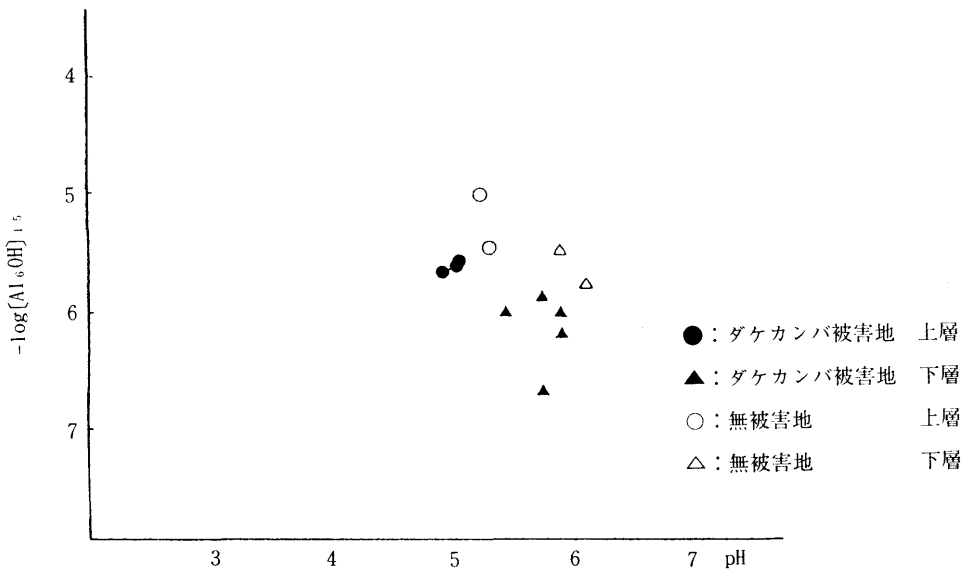
酸性雨の土壤へ及ぼす影響

第8表 土壤溶液のAl³⁺活動度, 各アルミニウムイオンペア濃度

地点	層	(Al ³⁺)	Al ₆ (OH) ₁₅ ³⁺ mol/l	Al(OH) ₂ ⁺ mol/l	Al(OH) ₂ ⁺ mol/l	Al(OH) ₃ ⁰ mol/l	AlSO ₄ ²⁻ mol/l
A-3	1	5.71×10 ⁻⁸	2.19×10 ⁻⁶	4.6×10 ⁻⁸	7.9×10 ⁻⁷	2.1×10 ⁻⁸	1×10 ⁻⁹
	2	4×10 ⁻¹⁰	1.36×10 ⁻⁶	2×10 ⁻⁹	2.74×10 ⁻⁷	5.1×10 ⁻⁸	0
A-4	1	2.93×10 ⁻⁸	2.51×10 ⁻⁶	3.1×10 ⁻⁸	7.0×10 ⁻⁷	2.4×10 ⁻⁸	1×10 ⁻⁹
	2	1.6×10 ⁻¹⁰	1.00×10 ⁻⁶	1×10 ⁻⁹	2.2×10 ⁻⁷	5.8×10 ⁻⁸	0
A-5	1	2.64×10 ⁻⁸	2.70×10 ⁻⁶	3.0×10 ⁻⁸	7.0×10 ⁻⁷	2.5×10 ⁻⁸	1×10 ⁻⁹
	2	2.1×10 ⁻⁹	9.82×10 ⁻⁷	6×10 ⁻⁹	3.7×10 ⁻⁷	3.4×10 ⁻⁸	0
	3	2.7×10 ⁻¹⁰	2.11×10 ⁻⁷	2×10 ⁻⁹	2.0×10 ⁻⁷	3.8×10 ⁻⁸	0
	4	1.3×10 ⁻¹⁰	6.42×10 ⁻⁷	1×10 ⁻⁹	2.0×10 ⁻⁷	5.5×10 ⁻⁸	0
B-2	2	5×10 ⁻¹⁰	1.69×10 ⁻⁶	1×10 ⁻⁹	1.9×10 ⁻⁷	8.0×10 ⁻⁸	0
B-3	1	1.04×10 ⁻⁸	1.00×10 ⁻⁷	1.8×10 ⁻⁸	6.9×10 ⁻⁷	4.0×10 ⁻⁸	1×10 ⁻⁹
	2	1.8×10 ⁻¹⁰	3.34×10 ⁻⁶	2×10 ⁻⁹	2.6×10 ⁻⁷	7.1×10 ⁻⁸	0
B-4	1	5.8×10 ⁻⁹	3.55×10 ⁻⁹	1.2×10 ⁻⁸	5.3×10 ⁻⁷	3.6×10 ⁻⁸	0
	2	-	-	-	-	-	-



第6図 土壤溶液のpHとP(Al³⁺)との関係



第7図 土壤溶液のpHと $-\log [Al_6(OH)_{15}]$ との関係

は既知の報告がある⁸⁾。しかし、樹木については検討例がほとんどなく、ダケカンバのアルミニウム耐性は知られていない。今後、酸性雨や酸性霧の調査を通してデータを積み重ねる予定である。

3. 総合考察

人工酸性雨によるモデル実験後（3年間実験後）の土壌についても、土壌溶液の分析を行った(第9表)。その結果、黒ボク土のpH3.0処理後の土壌では、ダケカンバ衰退地上層の Al^{3+} 活動度の約27倍の値を示していた。それに対し、

灰色低地土では、全処理区とも Al^{3+} の活動度は小さい値であり、処理による差は認められなかった。

人工酸性雨によるモデル実験では、 SO_4^{2-} の負荷量として、1990年宇都宮市における湿性の酸性降水物中の SO_4^{2-} を基準にすると⁹⁾、pH3.0の処理では41年分、pH3.5の処理では13年分、pH4.0の処理では4年分の量を1年間で負荷していることになる。このような極端な処理を行ったために、土壌への顕著な影響がみられたと考えられるので、現況ではすぐに被害が

第9表 人工酸性雨モデル実験後の土壌溶液のpH、 Al^{3+} 活動度、各アルミニウムイオンペア濃度

土 壤	処理	pH (H ₂ O)	(Al ³⁺)	Al ₆ (OH) ₁₅ ³⁺ mol/l	Al(OH) ₂ ⁺ mol/l	Al(OH) ₃ ⁺ mol/l	Al(OH) ₃ ⁰ mol/l	AlSO ₄ ²⁻ mol/l
黒ボク土	蒸留水	5.7	1.07×10^{-9}	2.10×10^{-6}	4×10^{-9}	3.54×10^{-7}	4.6×10^{-8}	0
	pH3.0	4.5	1.56×10^{-6}	2.84×10^{-6}	4.00×10^{-7}	2.15×10^{-6}	1.8×10^{-8}	7.20×10^{-7}
	pH3.5	5.9	2.1×10^{-10}	1.45×10^{-6}	2×10^{-9}	2.44×10^{-7}	5.8×10^{-8}	0
	pH4.0	6.0	1.1×10^{-10}	1.45×10^{-6}	1×10^{-9}	2.12×10^{-7}	6.7×10^{-8}	0
灰色低地土	蒸留水	6.4	1×10^{-11}	9.63×10^{-7}	0	1.29×10^{-7}	9.8×10^{-8}	0
	pH3.0	6.3	3×10^{-11}	1.13×10^{-6}	0	1.54×10^{-7}	8.5×10^{-8}	0
	pH3.5	6.5	1×10^{-11}	9.63×10^{-7}	0	1.19×10^{-7}	1.04×10^{-7}	0
	pH4.0	5.9	2.0×10^{-10}	1.62×10^{-6}	2×10^{-9}	2.45×10^{-7}	6.0×10^{-8}	0

生じてくることはないが、長期的にみると、酸性降下物の増加が予想され⁷⁾、土壌の塩基が溶脱して緩衝能が低下し、植物に有害なアルミニウム、マンガンが溶出し、植物の生育に悪影響を与えることが心配される。

大気汚染が問題となってから約30年が経過している。白根山における森林衰退は、長期間にわたって負荷されている酸性物質の影響がひとつの要因となっているものと考えられる。樹木の衰退は単一の原因によるものではなく、種々の要因が複合的に影響を及ぼしていると考えられる。植物に強い毒性を示すアルミニウムの形態についてはまだはっきりとはわかっていないが、今回の調査結果では土壌溶液中の Al^{3+} の活動度と樹木の衰退との間に関連が認められたので、衰退の要因のひとつとして考察し得る。

Ⅳ 摘 要

栃木県内の2種類の土壌（黒ボク土・灰色低地土）について、人工酸性雨によるモデル実験を行った。処理した希硫酸水のpHが低くなるにしたがい、流出液・土壌のpHは低下し、交換性アルミニウムの量は増加した。その割合は黒ボク土の方が大きかった。流出液中のアルミニウムは、黒ボク土のpH3.0処理区において増加が認められたが、灰色低地土では一定の傾向はみられなかった。置換酸度と土壌溶液中のアルミニウムイオンの活動度については、黒ボク土で顕著な増加が認められた。土壌の酸性化の段階としては、灰色低地土では交換性塩基による中和の段階、黒ボク土ではその先の二次鉱物による中和の段階まで進んだと考えられた。

白根山のダケカンバ林衰退地の土壌を調査した結果、酸性のポドゾル土壌であり、塩基含量が極めて少なく、アルミニウム飽和度の高い土壌であることがわかった。土壌溶液中のアルミニウムの活動度を調べた結果、ダケカンバ林の衰退との間に関連が認められた。

謝 辞

本調査を行うにあたり、宇都宮大学の加藤秀正教授、群馬県農業試験場の山田正幸独立研究員、栃木県農務部普及教育課の鶴野慶吉特別専門技術員、本場土壌肥料部の亀和田國彦主任研究員にご指導・ご助言いただきました。ここに深く感謝の意を表します。

引用文献

1. Adams, F. and Lund, Z.F. (1966) Soil Sci. 101:193-198
2. Bartlett, R.J. and Riego, D.C. (1972) Soil Sci. 114:194-200
3. 加藤秀正 日本土壌肥科学雑誌 投稿中
4. 環境庁水質保全局土壌農業課 (1990) 酸性雨：土壌・植生への影響
5. 村野健太郎 (1993) 酸性雨と酸性霧
6. 三枝正彦 (1991) 日本土壌肥科学雑誌 62:451~459
7. 大気汚染研究協会 (1993) 地球大気環境問題とその対策—アジアからの視点—
8. 田中明 (1984) 酸性土壌とその農業利用
9. 栃木県公害研究所 (1992) 栃木県公害研究所年報 第15号
10. Wagatsuma, T. and Kaneka, M. (1987) Soil Sci. 33:57-67
11. Wright, R.J., Baligar, V.C. and Ahlrichs, J.L. (1989) Soil Sci. 148: 293-302

Effects of acid rain on soil

Kazuko ITOH

Summary

We investigated the effects of acid rain on soil by model tests using dilute sulfuric acid (pH 3.0, 3.5, 4.0) as artificial acid rain. Tested soils were andosol and gray lowland soil that are typical soils in Tochigi Prefecture.

As the pH of the dilute sulfuric acid solution decreased, the pH of the soil and the percolated water decreased and the exchangeable aluminum increased. Andosol showed such trends more than gray lowland soil. The amount of the aluminum in the percolated water was high when the andosol was treated with pH 3.0 solution. However, the gray lowland soil did not show a constant tendency. The exchange acidity and the aluminum ion activity of soil water increased significantly in andosol, but not in gray lowland soil. Therefore, we concluded that andosol is easy to acidify than gray lowland soil.

We investigated the soil under the woods of birch at Mt. Shirane. These woods are declining recent years, and the air pollution, like acid rain or acid mist, is considered one of the causes of the decline. The soil was proved to be podzol, acid, scarce of ions, and highly saturated with aluminum. The aluminum activity of soil water extracted from the soil of birch woods at Mt. Shirane was related to the decline of birch. We inferred from the results of the investigation and the model tests that the acidity of the soil caused the decline of birch woods.

[Bull. Tochigi Agr. Exp.
Stn. No.42 : 25~34 (1994)]