草地土壌の酸性化に伴うアルミニウム溶出と牧草生育*

宝示戸雅之** 佐藤辰四郎*** 高尾 欽弥**

異なる窒素質肥料（硫安，塩安，尿素）を用いたN用量試験（年間6，12，24kgN/10a）によって，草地土壌の経年化に伴う土壌化学性変化の実態を明らかにし，それらと牧草生育の関連を解析した。草地土壌は繰り返し表面施用される肥料に随伴するアニオンの作用で塩基が流亡し，表層が著しく酸性化した。酸性化の進行に伴い表層の土壌溶液にはアルミニウム（Al）が溶出した。その濃度はN施用量に比例して増加し，施肥後の期間，土層深，および土壌含水比に反比例し，最高50ppm以上に達した。その結果牧草生育は抑制されたが，その直接要因は牧草のP吸収抑制にあった。すなわち，酸性化区では土壌溶液のP濃度および牧草根部のP含有率が高く，牧草根面に多量のAlが付着している反面，牧草体（地上部）のP含有率が低いことから，土壌の酸性化に伴って溶出したAlが牧草根面でP吸収を抑制しているものと考えられた。

I 緒 言

草地では造成または更新後の年数を経るにつれて牧草収量が低下すると言われている。この経年化に伴う収量低下の原因として植生の悪化[22]，地力窒素の減少，および土壌理化学性の悪化[9]などが考えられているが，これらはいずれも草地特有の肥培管理体系と密接な関連がある。すなわち，草地は造成から次の更新までの数年以上は耕起せずに連続的に利用され，しかも刈取りの都度肥料が表面散布される。その結果，造成後数年経過した草地では養肥分や植物遺体など有機物が土壌の表面に集積し，C, N, Pなどがごく表層（0－2 cm土層）に集中的に存在している。一方で施肥および刈取り時の機械走行などによって土壌は経年的に堅密化する。このような養肥分の表層偏在，土壌の堅密化に伴い，牧草根系は経年的に表層に集中化する[9]。

1983年9月1日受理
*本報の一部は1981年度日本土壌肥料学会北海道支部大会で発表した。
**北海道立天北農業試験場，098-57 枝幸郡浜頓別町
***同上（現北海道立北見農業試験場，099-14常呂郡訓子府町）

このように，草地土壌は一般の畑地土壌にはみられない特徴をもっており，この特徴は他方で前述の経年化に伴う収量低下を招来しているものと考えられる。すなわち，単に草地利用期間が長いことのみによっても植生が変遷し，養分収奪によって潜在的地力が消耗するなど低収化の要因は増加するが，さらに連続的な肥料の表面散布は後述の土壌の酸性化を招来し，このことによっても牧草収量は低下すると考えられる。つまり，我が国のように降水量が年間1,000ミリを越える地域では雨水による塩基溶脱が進行し，土壌は酸性化する方向にあり，これに生理的酸性肥料が加わると塩基溶脱の速度は一段と助長されると言われている。草地の場合，1回の施肥量は2～6 kg N/10aと畑地などに比してそれほど多くないにもかかわらず，施肥位量が表層に限られしかも連続的に施用されるために，土壌表層での塩基溶脱が経年的に進行し，酸性化の方向に進むものと予想される。このことと前述のように牧草根系の表層集中化を併せ考えると，土壌の酸性化に対して永年生の牧草が他の一年生作物とは異なった様相を呈すことが考えられる。

そこで天北地域に広く分布する鉱質重粘土の草地土壌について，経年化に伴う土壌化学性変化の実態と牧草生育との関連を検討し，若干の解析を

試みた。

II　試験方法

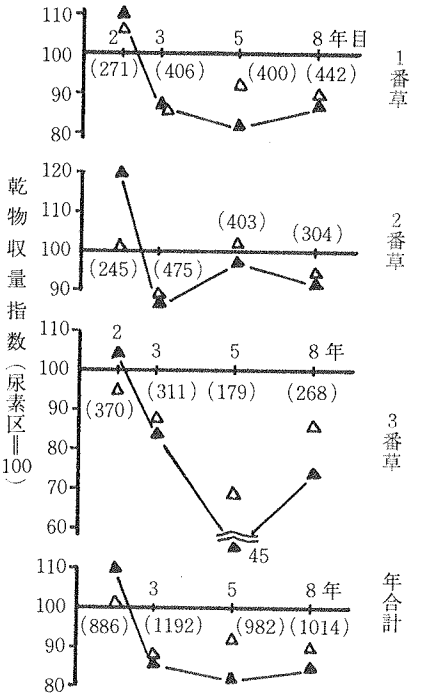
本試験は肥料形態の異なる窒素肥料の用量試験（圃場試験）と，この解析手段として行なったポット試験から構成される。

圃場試験として，1975年にオーチャードグラス・ラジノクローバ混播で造成した草地に硫安・塩安・尿素を各々年間6，12，24kg N/10a相当施用し，これを8年間継続した。共通肥料としてP_2O_5，K_2Oを各々年間10，15kg/10a施用し，P_2O_5は過石を用い早春全量施用（4月下旬），K_2Oは硫加を用い5 kgずつ3回の刈取りに合せて施用した。牧草の刈取りは6月上旬，8月上旬，9月下旬の3回刈りとした。供試圃場は天北農試圃場で酸性褐色森林土。1区面積9 m²，4反復。主に経年的な牧草収量の推移，土壌化学性の変化を追跡した。また，土壌のアルミニウム溶出実態を調査するために圃場容水量（水分率約32%）に調整した土壌サンプルから遠心分離法によってpF 4.2までの土壌溶液を採取した。土壌溶液および作物体のアルミニウム分析は原子吸光法（亜酸化窒素—アセチレンを用いた高温バーナ使用）により行なった。作物体の分析には前処理として中性洗剤による洗浄を行なった。土壌溶液のりん（P）はアスコルビン酸を用いた硫酸モリブデン法による直接比色法，塩素イオン（Cl^-）はチオシアン酸水銀法，硫酸イオン（SO_4^{2-}）は塩化バリウム—ゼラチン比濁法を用いた。1975-1982年の試験期間のうち1978，1981年以外はおおむね6～8月に少雨傾向であった。特に1979，1980年は7～8月の降水量が79，67ミリとかなり少なく干魃気味であった。なお，圃場試験では当初マメ科牧草を混播したがN用量年間12kg/10a以上の処理区では数年以内にマメ科牧草は消滅した。このため本報ではイネ科牧草（オーチャードグラス）を中心に検討を加えた。その際N用量の記載方法は年間12kg/10aをN12，同24kg/10aをN24と略記した。圃場試験と平行して行なったポット試験の内容については調査結果の中で説明することとする。

III　試験結果

1．経年化に伴う牧草収量の変化

まず，図1に草地造成後の経年化に伴う塩安区



（△塩安N12，▲塩安N24）

図1　塩安区乾物収量指数の経年変化
（尿素区＝100，（　）内は尿素N24区実数kg／10a）

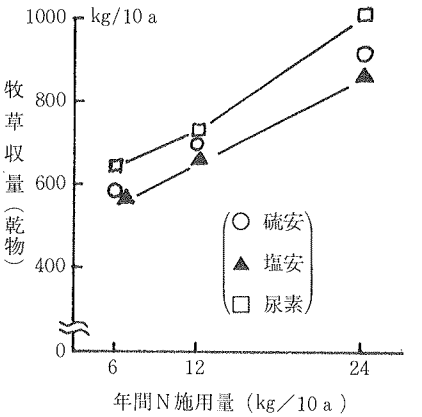


図2　経年草地におけるN形態・N用量別牧草収量（8年目・年間乾物重）

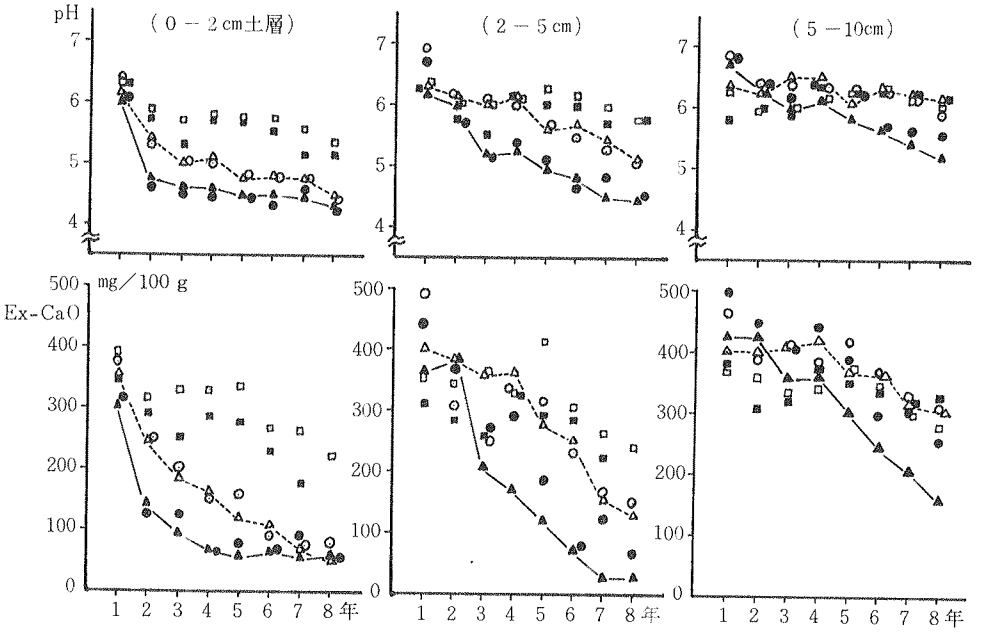
の牧草収量の変化を尿素区に対する指数で示した。N12, N24ともに塩安区の収量は尿素区に比べて明らかに低く，特に1・3番草において収量低下が著しいことが認められる。造成後8年目のN形態・N用量別牧草収量を図2に示した。N形態別の収量傾向は尿素＞硫安＞塩安区の順で，いずれもN施用量に比例して増加しているが，尿素と硫安・塩安間の収量差はN24で最も大きかった。

このように牧草収量はN用量に比例して増加しているが，草地の経年化に伴って硫安・塩安区の収量は尿素区に比べ低下している。そこで，これらのことを踏まえた上で，土壌化学性の経年的な変化を検討し，次にそれらと牧草生育との関連を解析することとした。

2．経年化に伴う酸性化とアルミニウム溶出

草地造成後8年の経年過程で土壌化学性にいくつかの変化がみられたが，そのうち最も特徴的な変化は土壌表層部での酸性化現象であった。図3に土壌pHおよびE_x-CaOの経年的な変化を土層ごとに示した。まず土壌pHについてみると，N形態別では硫安，塩安区で酸性化が速く進行し，尿素区では緩やかである。さらにN施用量が多いほど土壌の酸性化が著しい。土層ごとでは0－2 cm（ごく表層）の酸性化が最も著しく，特にN24区では2-3年のうちにpH 4台まで低下した。2－5 cm土層での酸性化は幾分緩やかではあるが，ごく表層に追随して同様に酸性化が進行しており，硫安，塩安区では5年目（N24），8年目（N12）にはそれぞれ0－5 cm土層全体がpH 4台の強酸性に転じている。5－10cm土層の酸性化現象は表層の0－5 cm土層に比べるとはるかに緩やかではあるが，4年目以降は硫安，塩安区と尿素区との間に明らかな差が生じている（N24）。このように経年化に伴う草地土壌の酸性化は表層ほど顕著でしかもN用量に比例し，尿素区での酸性化はきわめて緩やかであるという特徴をもっている。そこで今後，硫安，塩安区を酸性化区，尿素区を酸性化しない対照区として取り扱うこととする。

経年化に伴う土壌酸性化は，土壌コロイド表面に吸着されているCa^{2+}，Mg^{2+}，K^{+}，Na^{+}などいわゆる交換性塩基の流亡による現象と思われる。供試圃場のごく表層土壌（0－2 cm）のE_x-CaO，E_x-K_2Oはそれぞれ350, 25, 30mg/100gであり，



（○硫安N12，△塩安N12，□尿素N12，黒つぶしは各N24）

図3　土層別跡地土壌 *pH，Ex-CaOの経年変化
（＊3番草刈取り後）

E_x-CaO の占める割合が著しく高いが，経年的な酸性化の傾向（土壌 pH の推移）とこの E_x-CaO 減少傾向はよく符合していた。そして 5—10cm 土層では pH より E_x-CaO の方がさらに顕著な減少を示し，4年目以降にはこの土層にまで酸性化の影響が及んでいる。このことから経年化に伴う土壌酸性化はごく表層で著しいが，5—10cm といった比較的下層にまでその影響は確実に及んでいると言えよう。E_x-MgO についても同様の傾向が認められたが，E_x-K_2O では明瞭ではなかった。

次に，土壌酸性化現象を土壌溶液の組成面から検討してみる。一般に土壌溶液の組成は土壌の化学的性質および施肥，栽培管理などで異なり，土壌の水分状態に応じて絶えず変化しているが，草地造成後8年目の塩安区と尿素区の土壌溶液組成の経時変化を図4に示した。塩安区では肥料に随伴するアニオンとほぼ等量的にカチオンが土壌溶液に溶出し，流亡するというパターンで交換性塩基が減少し，酸性化していく様子が読みとれる。一方，尿素区では随伴するアニオンがほとんどないために溶液中のカチオン濃度が低く，したがってカチオン流亡量が少なく，そのために酸性化の程度がごく緩やかである。硫安と塩安の間の随伴アニオン種の違いは施肥後のイオン総量となって現れている（表1）。これは塩素イオン（Cl^-）と硫酸イオン（SO_4^{2-}）とでは形成される塩の溶解度が著しく異なり（例えば $CaCl_2$：59.5，$CaSO_4$：

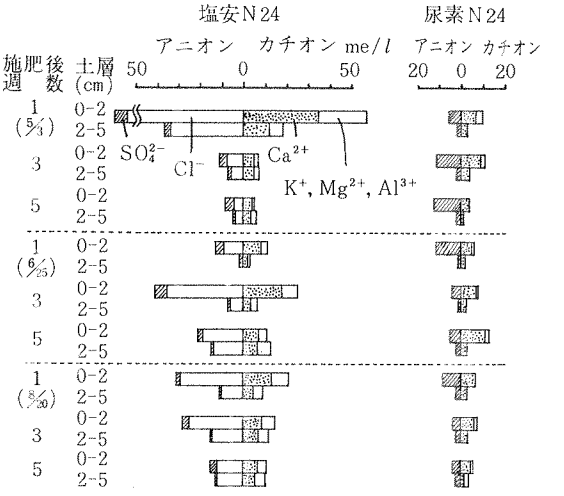


図4　土壌溶液代表的組成の経時変化（1982年）

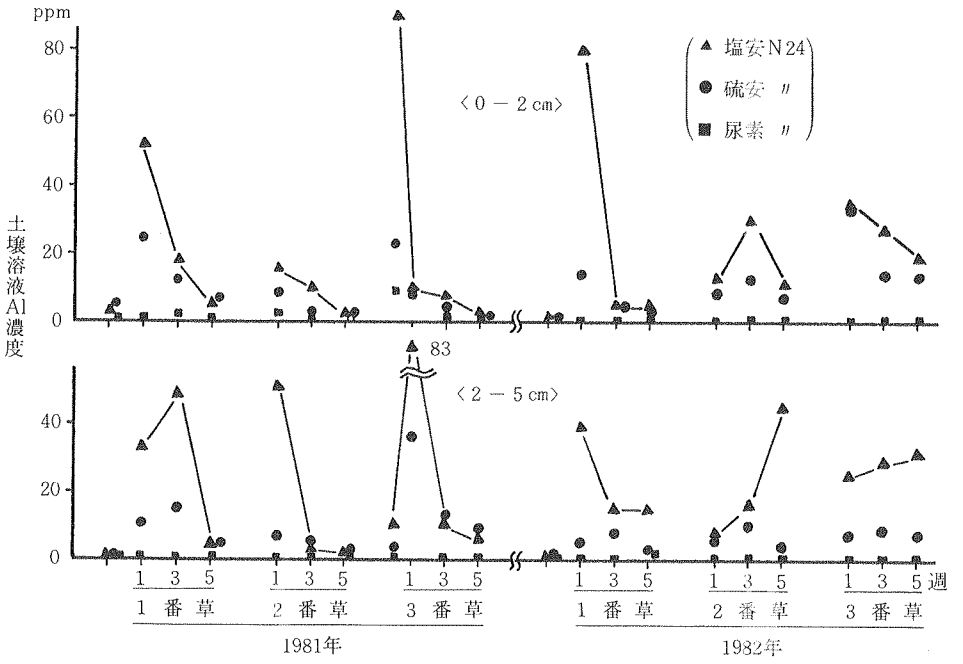


図5　土層別，N形態別の土壌溶液Al濃度の推移

表1　硫安区と塩安区の土壌溶液イオン濃度（0－2cm，1982年1番草）

施肥後週数	1				3				5			
	カチオン*	アニオン**	EC***	pH	カチオン	アニオン	EC	pH	カチオン	アニオン	EC	pH
硫安N24	11.6	21.8	2.6	4.23	5.1	4.0	0.7	4.02	3.7	0.7	0.4	4.22
塩安N24	57.3	111.1	9.5	3.92	6.5	11.5	1.0	4.18	5.0	8.6	0.6	4.04

*；$Ca^{2+}+K+Mg^{2+}+Al^{3+}$me/ℓ　**；$SO_4^{2-}+Cl^-$me/ℓ　***；mmho/cm

0.30)，SO_4^{2-}の溶解速度がCl^-に比べて遅いこと[10]，および強酸性条件下におけるAEC（アニオン交換容量）の増加[11]によって土壌溶液中のSO_4^{2-}濃度が制限された結果，イオン濃度全体に差が生じたものと考えられる。

さて，土壌の酸性化が進行した硫安，塩安両区の土壌表層では土壌溶液中に植物に対して有害なアルミニウム（以下Alと略記）の溶出がみられた。その様子をN形態別，土層別に図5に示した。N形態別では塩安＞硫安＞尿素の順に高濃度であり，しかもN施用量に比例して増加している。土層別では施肥の影響を直接に受けるごく表層（0－2 cm)で著しく高く，塩安区では50ppm以上にも達している。5 cm以下の土層ではほとんど溶出していないが，2－5 cm土層でも相当な濃度が観察された。時期的な変動は施肥直後をピークとして降雨に伴い漸減するパターン（0－2 cm）と，そのピークが後にずれたパターン（2－5 cm）とみることができる。

このようなAl溶出現象は土壌溶液のpHや他のイオン濃度と密接な関係にあった（表2）。Al溶出量が多い硫安，塩安区の土壌溶液pHは4.0前後の極端な酸性を示し，その中でもpHが低い場合にAl濃度が高まっていた。また，Al濃度の経時的な減少は牧草による吸収や降雨に伴うイオンの下層移動と関連しているようであり，このことは各イオン濃度とAl濃度間に高い相関が認められることによっても裏付けられる（表3）。同じpHレベルにある硫安と塩安のAl濃度の差は，随伴アニオンの溶存量に基づくものと考えられる。

一方，Al濃度は土壌水分の多寡にも影響されていた。すなわち，55年に土壌水分を調整せずに採

表2　土壌溶液組成の経時変化（1982年，0－2cm）

処理区・組成 ＼ 施肥後の期間（週）			1番草			2番草			3番草		
			1	3	5	1	3	5	1	3	5
塩安N24	Al	ppm	79.5	4.6	5.0	13.3	30.0	10.7	35.0	26.8	19.1
	CaO	〃	967	134	109	230	504	204	378	252	203
	MgO	〃	147.1	13.5	8.9	19.1	45.1	22.5	46.8	37.2	27.6
	Cl	〃	3,800	260	152	336	1,256	656	1,048	880	420
	EC	mmho/cm	9.50	0.98	0.59	1.40	3.99	2.05	3.27	2.19	1.41
	pH		3.92	4.18	4.04	4.04	3.92	4.02	3.92	3.96	3.92
硫安N24	Al	ppm	14.2	4.6	3.6	8.3	13.0	7.6	33.8	14.0	13.7
	CaO	〃	167	101	79	152	211	152	224	174	171
	MgO	〃	43.1	11.5	7.4	14.4	21.6	16.9	28.9	24.4	21.6
	SO_4	〃	1,045	190	35	178	615	425	680	408	423
	EC	mmho/cm	2.61	0.68	0.39	0.82	1.53	1.09	1.62	1.13	0.97
	pH		4.23	4.02	4.22	4.13	3.99	4.03	3.98	3.92	3.92

表3　土壌溶液Al濃度と他のイオン濃度との相関係数（1982年）

	土層	Ca	Mg	K	SO_4	Cl	EC	pH
塩安N24	0－2cm	0.972**	0.984**	0.919**	0.254	0.974**	0.975**	−0.738*
	2－5cm	0.842**	0.968**	0.270	0.341	0.901**	0.887**	−0.738*

*，**；5%，1%水準で有意

取した土壌溶液中のAl濃度を測定したが，その際の含水比とAl濃度間の関係を図6に示す。0—2 cmのごく表層土壌では土壌含水比とAl濃度間には明らかな負の相関が認められ，土壌水分が多いものほどAl溶出濃度が小さい。このことと，これまでに述べたことからAl溶出現象は一応，次のように要約できる。1)pHが非常に低い条件のもとでアニオンが施用されることによりAlが他のカチオンと同じように溶出する。2)アニオン量によってAl溶出量は決定されるので，N施用量が多いほど，施肥後の期間が短いほど，施肥位置である表層に近い部分ほど，そして土壌水分が少ないほどAlは高濃度である。

以上，経年化に伴う草地土壌の酸性化とAl溶出実態について述べたが，土壌が酸性化することによって溶出する物質としてAl以外に鉄，マンガンなどがある。本試験ではこれら元素の溶出濃度，牧草体含有率を調査したが，いずれも牧草生育に直接の影響を及ぼしているとは考えられなかった。

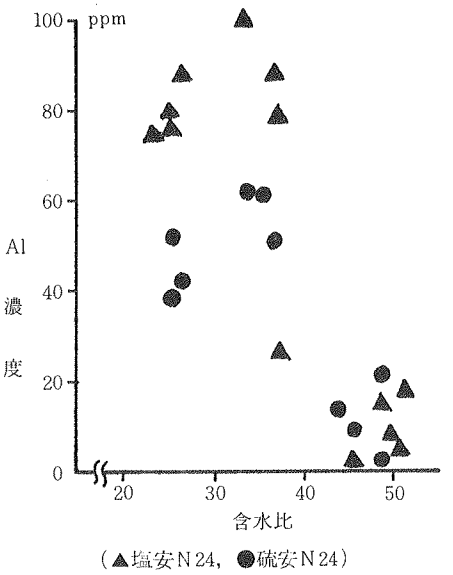


図6　土壌水分と土壌溶液Al濃度の関係
（0－2 cm，1980年）

3．酸性化に伴うAl溶出と牧草生育

これまでに述べてきたように硫安，塩安区では経年化に伴う土壌の酸性化によってAlが溶出し，一方で牧草収量は低下していた。そこで，土壌の酸性化による収量低下に対してAlがどのように関係しているかを検討するためにいくつかの実験を進めた。まず，牧草が溶出したAlを吸収することによる生育障害，すなわちAl過剰症に関する観点から牧草の地上部Al含有率を経時的に追跡した（図7）。その結果，Al含有率は春先に高く，夏・秋に低い傾向を示し，処理間では酸性化が進みAl溶出量が多い塩安区で高く，尿素区で低かった。しかしその差は小さく，春の活動開始直後を除く夏～秋の含有率20～50ppmは絶対値としても高くないと考えられる[16,17]。このように牧草体のAl含有率の面からは土壌溶液にAlが溶出することによる牧草のAl過剰害は発現していなかったと考えられる。この点を確認するためにポット栽培したオーチャードグラス（以下Ogと略記）に塩化アルミニウム粉末を散布し，牧草のAl含有率を調査した（表4）。その結果，土壌溶液のAl濃度が100ppm前後まではOgの体内Al含有率が低く保たれており，この草種ではAl過剰に対する抵抗性が強いものと考えられた。

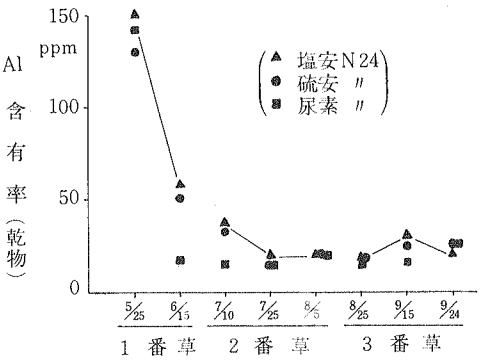


図7　牧草体Al含有率の推移（地上部・1981年）

次に，土壌酸性化とそれに伴うAl溶出による収量低下の原因として考えられる問題点はりん酸（以下Pと略記）の吸収抑制である。1976～1982年の牧草（Og）のP含有率とP吸収量の平均値を表5に示した。いずれにも尿素＞硫安＞塩安の関係が認められる。このことから，酸性化・Al溶出の影響は牧草のP吸収抑制という形で顕在化していたと言えよう。さらに，牧草のP吸収に対しては土壌の可給態P量の多寡が大きな影響を及ぼすと考えられるが，草地土壌は経年過程で酸性化する一方で施肥Pが表層に蓄積するという特

表4　土壌溶液Al濃度と牧草体Al含有率（オーチャードグラス）

	＊1		＊2		＊3		＊4	
	尿　素	塩　安	−Al	+Al	−Al	+Al	−Al	+Al
土壌溶液 Al ppm	0.5	4.0	1.0	18	40	70	80	240
牧草体 Al ppm	15	22	38	59	32	33	43	125
乾物重 g/ポット	10.85	10.06	2.83	2.60	5.90	5.70	8.02	5.57

＊1　15×15×5 cmの木箱に牧草を発芽させた後，尿素または塩安と硫加でN−K_2O＝16−16kg/10a施用し，その後21日間生育させた。
＊2　同様の木箱に牧草を発芽させた後，N−K_2O＝9−9kg/a（硫安・硫加）と同時に塩化アルミニウム粉末1g/箱を表面散布し，その後21日間生育させた。
＊3　a/5000ポットに牧草を生育させ1回刈取った後N−P_2O_5−K_2O＝25−20−25kg/10aとともに塩化アルミニウム粉末0.5g/ポット表面散布し1ヶ月間生育させた。
＊4　＊3の後，N−K_2O＝10−10kg/10aと塩化アルミニウム粉末1g/ポットを表面散布し45日間生育させた。

表5　牧草体P含有率・P吸収量（1976〜1982年の平均値）

処理区	P含有率＊（P_2O_5%）			年間P吸収量（P_2O_5kg/10a）	施肥P利用率（%）
	1番草	2番草	3番草		
硫安N12	0.75	0.81	0.99	6.3	53
塩安 〃	0.71	0.70	0.96	5.7	57
尿素 〃	0.76	0.97	1.09	6.6	66
硫安N24	0.71	0.68	0.84	7.6	76
塩安 〃	0.69	0.63	0.81	6.9	69
尿素 〃	0.79	0.80	1.01	8.8	88

＊乾物

徴を併せもっている。図8に跡地土壌有効態P（Bray No. 2）の経年変化を示したが，8年目には100mg以上（0−2 cm）とかなりのレベルで蓄積されており，N形態間では硫安≒塩安＞尿素という差が認められる。これは土壌の酸性化によってPの不溶化が起こりあるいは牧草のP吸収が抑制された結果P収奪量に差が生じ，P収奪量の少ない硫安，塩安区では残存P量が多くそれが蓄積量として現れたものと考えられるが，いずれにせよAl溶出量が多い塩安区には多量の可給態Pが蓄積されていた。次に牧草根の養分吸収の直接の場となる土壌溶液のP濃度を測定した（図9）。その結果，0−2 cm土層には0.5〜3.0ppm（P_2O_5）という高い濃度のPが検出され，しかも硫安≧塩安＞尿素という濃度関係が認められた。つまり，酸性化・Al溶出によってP吸収が抑制されている根圏にはPが高濃度に溶出しているという，一見矛盾した現象が観察された。そこでこのことを理解するための手掛かりとして，牧草根部のAl付着状況をアルミノン染色法[1]によって観察した（表6）。その結果硫安，塩安両区では根面

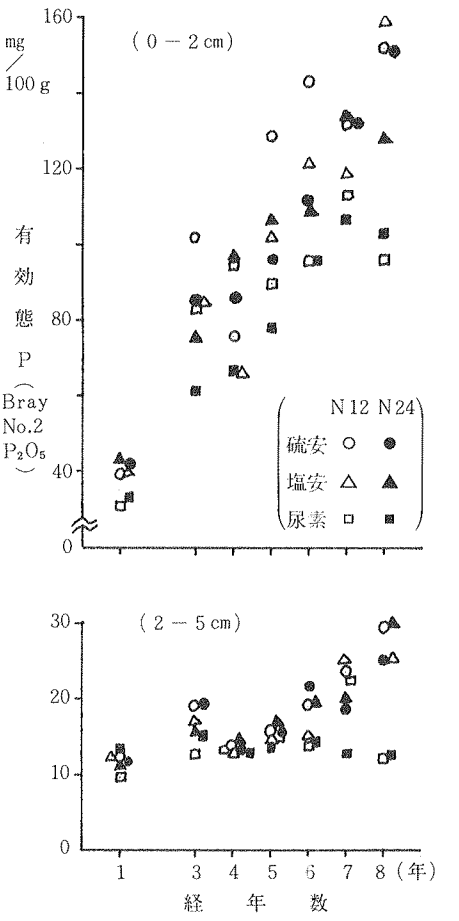


図8　跡地土壌有効態Pの経年変化
（Bray No.2 P_2O_5mg/100g乾土）

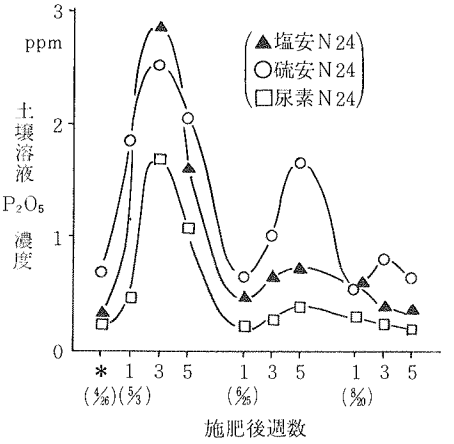


図9　土壌溶液P濃度の経時変化
（1982年，0－2cm，P_2O_5 ppm）

表6　根部Al付着状況

尿　素	硫　安	塩　安
±	＋＋＋	＋＋＋＋

アルミノン染色法による。
N24区の2－5cm根部を用いた（1982年8月）。

表7　牧草根*のP含有率（P_2O%・乾物）

処理＼月/日	1982.9/4	9／19	1983.4/19	4／28
尿素N24	0.26	0.22	0.25	0.26
硫安 〃	0.28	0.24	—	—
塩安 〃	0.30	0.29	0.30	0.33

＊：2－5cm土層の根部

に多量のAlが付着していた。一方，これらの根部のP含有率は塩安＞硫安＞尿素の順に高かった（表7）。これらのことから酸性化・Al溶出によるP吸収低下の原因は，根面におけるP吸収阻害が主なものと考えられた。

IV　考　　察

草地は化学肥料の施用によって経年的に土壌中のE_x-CaOが減少し，数年のうちに土壌表層が酸性化する。このような肥料による土壌の酸性化現象は施肥量の多い野菜畑土壌[8]などにもみられるが，草地の場合，1回の施肥量がそれほど多くない（N 2～6 kg）にもかかわらず経年的に集積した形で土壌が酸性化しており，このことが草地土壌の一つの特徴とも言える。

土壌酸性化の機構として，化学肥料に随伴するアニオン（SO_4^{2-}，Cl^-など）によって土壌の交換性塩基（Ca^{2+}，Mg^{2+}，K^+，Na^+など）が等量的に溶出・流亡することによる塩基飽和度の低下が主なものと考えられ，硫安，塩安と尿素区の間の酸性化進行速度の違いがこの論拠となった。

ところで，我が国のように比較的降水量の多い条件では雨水による塩基溶脱に起因する酸性化が進行すると言われている。水の下層への移動に伴う塩類の溶脱機構は，一般に溶質の拡散よりも土壌孔げき中の水の流れによって分散された溶質が水と共に流亡する方が支配的であり，したがって透水性が良く保水性の小さい土壌で塩類の溶脱は起こりやすい。天北地域に広く分布する酸性褐色森林土は透水係数10^{-3}～10^{-4}cm/sec.の範囲にあって有効水分量が少なく[5]，総体的に塩基が溶脱しやすい土壌と言える。また道東地域に広く分布する火山性土もこの条件に当てはまり，塩基溶脱による土壌酸性化現象は道内に分布する草地一般に起こると考えられる。

さて，経年化に伴って徐々に表層のみが酸性化する草地土壌の場合と一般の酸性土壌とを対比して考えてみたい。普通の酸性土壌で作物の生育が不良となる土壌的な原因は1)Ca, Mg, Kなど塩基の不足，2)可給態Pの不足，3)低pHにより可溶化するAl，Fe，Mnなどの害作用，4)低pHそのもの，5)微生物の種類・活性の異常，などが考えられる[16,17]。これらの因子のうち実際に生育障害の原因となるものは土壌や作物の種類によって異なる[18]。本試験の場合，1)Caなど塩基類は土壌側で減少しているものの牧草の吸収量には問題がなく，2)可給態Pは不足しておらず，3)土壌溶液のFe, Mnの影響も問題ないと思われ，4)低pHそのものの影響は解析できなかった。そして，低pHによるAlの溶出とそれに伴うP吸収の抑制が牧草生育に直接の影響を与えていたものと思われる。

一般に，作物が生育する培地のAl濃度が数ppmを越えると作物生育は不良となり，Alは作物根部の伸長阻害や生理機能の低下をもたらすと言われている。[15]。植物の地上部Al含有率は一般に数10～数1,000ppmと広範囲に分布するが，Al集積型の特殊な植物（茶・アジサイなど[16]）を除けば，普通の作物は200—300ppm程度にあるものが多く[16,17]，またAl耐性の強い作物ほどAl含有率

が低く[17]，一方でAlは体内移行性がきわめて小さく根部に集積されることが多い[15]。これらのことと，本試験の結果―土壌溶液のAl濃度が50 ppmを越える期間があっても牧草Al含有率が20―50ppmに維持され，Al過剰症が観察されなかったこと―を考え併せると，この草種（Og）のAl耐性がかなり強いものであると言えよう。このことはOgがAl耐性が強く，耐酸性も強いという田中・早川の報告[17]と一致する。

さて，酸性化・Al溶出の影響によってP吸収量は明らかに減少していた。培地のpHが低下しAlが溶出した場合に作物地上部へのP移行が低下することはトウモロコシ[3]などで認められているが，その原因を但野[15]は1)Al共存による培地P濃度の低下，2)根部におけるAlとPの共沈[7,20,21]，3)Alによる根のP代謝の異常[4,13]，4)Alによる根の伸長阻害に伴う吸収面積の減少，5)Alによる根の呼吸能の低下に伴うP吸収能の低下，などにあると取りまとめている。本試験では土壌溶液中のP濃度は硫安≧塩安＞尿素の順であり，Alが溶出した区で高かった。すなわち，Alが溶出しているにもかかわらず土壌溶液のP濃度は高く，しかもP吸収量は抑制されたという事実は上述の1)培地P濃度の低下，では説明できない。これに対しAl溶出区の牧草根面に多量のAlが付着していたこと，根部のP含有率がAl溶出区で高いことと，土壌溶液中のP濃度が高いということを考え併せると，酸性化とこれに伴うAl溶出によるP吸収抑制の仕組みとして，上述の2)根部におけるAlとPの共沈，あるいは3)根部におけるP代謝の異常，という考え方が有力と思われる。

低pH・Al溶出区（硫安・塩安区）の土壌溶液P濃度が高pH・AI非溶出区（尿素区）よりも高くなる原因として，1)土壌溶液のpHが4前後のレベルでpHの高い方がP溶解度が小さいという関係に支配されている場合，2)根によるP吸収速度の差が残存P濃度の差として現れた場合，3)土壌の蓄積P量の差が溶液P濃度に反映した場合，などが考えられる。この点について田中ら[19]はAlとPのモル比を一定にしてpHを変えた水耕実験で，pH4.6以下で溶存P濃度が上昇することを認めている。また酸性土壌に石灰を施用してpHを上げた場合に土壌の可給態Pが減少するという報告[2,12,14]もみられる。こういった事例からも，pHが4.5を下回るような酸性土壌で，しかもPがある程度蓄積されているにもかかわらずP吸収が抑制されるような場合には，低pHによるP供給能の低下という直接的な関係以外に，Alを介したP吸収抑制が起きる可能性があるものと判断される。

謝　辞　本研究の遂行に際し，天北農試土壌肥料科山神正弘研究員（現中央農試），同三木直倫研究員，同東田修司研究員には御協力と有益な御助言をいただいた。また天北農試場長南松雄博士には懇切丁寧な御校閲を賜った。各位に深く謝意を表する。

引　用　文　献

1) 相見霊三，村上　高．“作物の生育におよぼすアルミニウムの影響に関する細胞生理学的研究”．農技研報告．D-**11**, 331-394 (1964).
2) Bartlett, R. J.; Picarelli, C. J. “Availability of boron and phosphorus as affected by liming and acid potato soil”. Soil Sci. **116**, 77-83 (1973).
3) Clark, R. B.; Brown, J. C. “Differential phosphorus uptake by phosphorus-stressed corn inbreds”. Crop Sci. **14**, 505-508 (1974).
4) Clarkson, D. T. “Effect of aluminum on the uptake and metabolism of phosphorus by barley seedlings”. Plant Physiol. **41**, 165-172 (1966).
5) 北海道開発局編．“重粘土構造分類報告書”．1967, p.55～60.
6) McCormic, L. H.; Borden, F. Y. “Phosphate fixation by aluminum in plant roots”. Soil Sci. Soc. Am. Proc. **36**, 799-802 (1972).
7) Naidoo, G.; Stewart, J. M.; Lewis, R. J. “Accumulation sites of Al in snapbean and cotton roots”. Agron. J. **70**, 489-492 (1978).
8) 野本亀雄．“畑土壌中における塩基の行動に関する研究．I．石灰の溶脱について”．東海近畿農試研報．**4**，140-145（1957）．
9) 大崎亥佐雄，奥村純一．“根圏土壌の理化学性が牧草生育に及ぼす影響．I，土壌ち密度と牧草生育の関係”．北海道立農試集報．**27**, 77-88 (1973).
10) 岡島秀夫，今井弘樹．“土壌の養分供給能に関する研究．IV，畑苗代土壌溶液の無機イオン組成と濃度”．土肥誌．**47**，256-262（1976）．
11) 今井弘樹，岡島秀夫．“土壌の養分保持能に関する研究．III，NO_3吸着について”．土肥誌．**51**，102-106（1980）．

12) Rhue, R. D.; Hensel, D. R. "The effects of lime on the availability of residual phosphorus and its extrability by dilute acid". Soil Sci. Soc. Am. J. **47**, 266-270 (1983).
13) Sampson, M. D.; Clarkson, D. T.; Davies, D. D. "DNA synthesis in aluminum treated roots of barley". Science. **148**, 1476-1477 (1965).
14) 下野勝昭，平井義孝．"畑作物の生育，収量に対する土壌pHの影響"．日本土壌肥料学会講演要旨集．**29**，125（1983）．
15) 但野利秋．"酸性土壌の作物生育阻害要因とそれらに対する作物の耐性—特に普通作物について"．田中明編，我が国と熱帯間の酸性土壌の特性とその改良法に関する比較研究（文部省科学研究費補助金研究成果報告書）．1983，p.37-48．
16) 高橋英一．"比較植物栄養学"．養賢堂，1979．p. 153-183．
17) 田中 明，早川嘉彦．"耐酸性の作物種間差．II，耐Al性および耐Mn性の種間差—比較植物栄養に関する研究—"．土肥誌．**46**，19-25（1975）．
18) 田中 明，櫃田木世子．"酸性土壌の作物生育阻害要因の解析的研究（予報）"．土肥誌．**51**，119-125（1980）．
19) 田中 明，但野利秋，吉田志郎．"Al-P系水耕液における作物生育に対するpHの影響"．土肥誌．**52**，475-480（1981）．
20) Wright, K. E. "Internal precipitation of phosphorus in relation to aluminum toxicity". Plant Physiol. **18**, 708-712 (1943).
21) Wright, K. E.; Donahue, B. A. "Aluminum toxicity studies with radioactive phosphorus". Plant Physiol. **28**, 674-680 (1953).
22) 山神正弘．"生態的観点からみた草地の生産性"．北海道土肥研究通信．**25**，13-27（1978）．

The Acidifying of Grassland Accompanied with Dissolved Aluminum and Its Effects upon Grass Growth

Masayuki HOJITO*, Tatsushiro SATO** and Kinya TAKAO*

Summary

Nitrogen arranged experiments with different nitrogen fertilizers were carried out on grassland with orchardgrass for 8 years for the purpose of studying the realities of grassland acidifying caused by fertilizers and its effects upon grass growth. The results are as follows:

The surface of the grassland was acidified by the repeated use of fertilizers containing anions. This caused the exchangable bases to be washed away. The acidifying intensity was: ammonium chloride≒ammonium sulfate≫urea.

Aluminum (Al) was dissolved into a soil solution of strongly acidified surface soil in which the pH was about 4.3. The Al concentration was in proportion to the amount of nitrogen, and was in inverse proportion to the length of time after fertilizing, soil depth and water contents of the soil. The maximum concentration of the Al came to more than 50 ppm.

Consequently, the growth of the grass grown in acidified soil was suppressed in comparison with that grown in non-acidified soil.

The grass grown in acidified soil did not uptake Al very much, but the phosphate (P) contents of that grass was lower than that grown in non-acidified soil. So, the main reason for the growth suppression was thought to be the inhibition of P uptake by the Al.

The P concentration of the soil solution of acidified soil was higher than that of non-acidified soil, a lot of Al adhering at the root surface was observed in the acidified soil, and the P concentration of that root was higher than that grown in nonacidified soil. Therefore, the mechanism of the inhibition of P uptake was considered to be that the Al inhibited the P uptake at the root surface.

*Hokkaido Prefectural Tenpoku Agricultural Experiment Station. Hamatonbetsu, Hokkaido, 098-57, Japan

**Hokkaido Prefectural Kitami Agricultural Experiment Station. Kunneppu, Hokkaido, 099-14, Japan