

地下水面の浅い火山灰土壤における
地中水および家畜尿窒素の挙動

(04660258)

平成6年度科学研究費補助金(一般研究(C))

研究成果報告書

平成7年3月

研究代表者 豊満幸雄

(宮崎大学農学部助手)

は し が き

宮崎のように年雨量が2500～3000mmを越える地域では、少雨の時期には地下水面が地表から3 m以深にある火山灰土壌地帯であっても、集中多量の降雨が発生すると地上へ湛水するような場合がある。多雨の時期（6月～9月）では地表から30cm以深の土壌水分は長期にわたりpF 1.5以下の過湿になることも珍しくない。これを水分制御の視点から見ると、汎用農地化ならびに宮崎県の農業の特徴である早期水稲の裏作の難しさを示唆している。一方、このような地域を放牧草地として利用する場合、多量の降雨および地表付近での地下水面の変動のために、草地に還元された家畜の糞尿中の無機成分（N、P、Kなど）が溶脱され易く、他の地域に比べ地下水しいては河川水を汚染する可能性が大きい。本研究は、土壌中の水、家畜の排尿に伴うアンモニア態および硝酸態窒素の挙動を明らかにして、多雨地域の放牧草地における土壌－植物－家畜系、およびこれを取り巻く環境への窒素の流れを把握することにより、農業生産と水質汚染等の環境との関わりを明らかにしようとするものである。

研究組織

研究代表者：豊 満 幸 雄（宮崎大学農学部助手）

研究分担者：武 藤 勲 （宮崎大学農学部助教授）

研究分担者：杉 本 安 寛（宮崎大学農学部教授）

研究経費

平成4年度 1, 400千円

平成5年度 400千円

平成6年度 400千円

計 2, 200千円

研究発表

（1）学会誌等

- 1) 杉本安寛・永松勝彦・上野昌彦・武藤勲・豊満幸雄、牧草地における尿窒素の動態に関する研究 2. パヒアグラス (*Paspalum notatum* Flugge) 草地における¹⁵N-尿素態窒素を指標とした牛尿窒素の動態、日本草地学会誌、第40巻第3号、1994年10月

（2）口頭発表

- 1) 武藤勲・豊満幸雄・杉本安寛、牧草地における家畜尿窒素の動態に関する研究、農業土木学会大会講演会、1993年7月
- 2) M. S. Alam・Y. Toyomitsu・I. Muto・Y. Sugimoto、Relation Between Movement of Ground Water and Nitrate Nitrogen in the Volcanic Ash Soil、農業土木学会九州支部講演会、1994年10月

目 次

調査圃場の位置と土壌物理性	1
土壌水移動量の把握に必要な 圧力ポテンシャル測定時間の間隔	3
地下水面の浅い火山灰土壌における地中水の挙動	7
土壌中の無機態窒素の溶脱	17
土壌中の硝酸態窒素の溶脱	24
バヒアグラス (Paspalum notatum Flugge) 草地 における ¹⁵ N-尿素態窒素を指標とした牛尿窒素の動態	30

調査圃場の位置と土壌物理性

1. 調査圃場の位置と概要

調査圃場は宮崎大学農学部（宮崎市学園木花台西1-1）内の圃場で、台地上に位置する。黒ボク、黒ニガ、赤ホヤが堆積する火山灰土壌地帯である。調査圃場は年間を通して地下水面が浅く位置し、多雨時には湛水する場合がある。少雨時の最も地下水面が低い時期でも地表面下3m程度である。

2. 調査圃場の土壌物理性

調査圃場の土壌断面調査と土壌物理性の測定結果を表-1に示す。

また、土層の層序を図-1に示す。20~25cmの層に硬盤層が存在し、この層で固相率が最も大きく、飽和透水係数は最も小さい（表-1、図-1）。深さ120cmまでは火山灰土壌で、それより以深は砂質土からなる。飽和透水係数は40cm以深ではほとんど 10^{-2} cm/s台で概ね透水のよい土壌である。

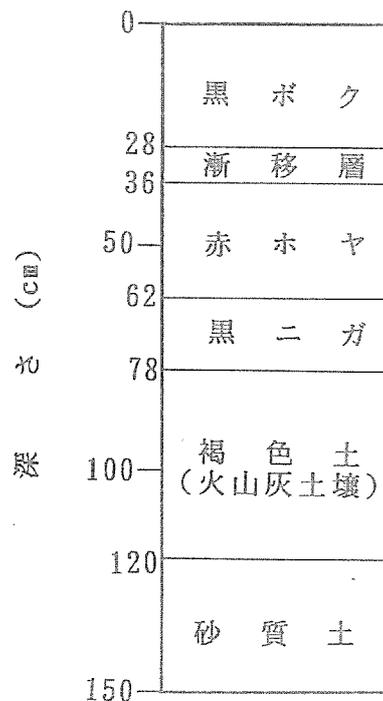


図-1 調査圃場の土壌の層序

表 - 1 調査圃場の土壌物理性

深 さ (cm)	真比重	仮比重 (g/cm ³)	三相分布 (%)			飽和透水係数 (cm/s)
			固相	液相	気相	
5~10	2.57	0.856	33.7	43.1	23.2	3.2×10^{-3}
10~15	2.58	0.852	33.0	41.5	25.5	5.7×10^{-3}
20~25	2.56	0.981	38.3	49.8	11.9	4.6×10^{-4}
30~35	2.46	0.426	17.3	70.5	12.2	1.3×10^{-3}
40~45	2.59	0.361	14.0	68.4	17.6	1.5×10^{-2}
50~55	2.57	0.388	15.1	64.7	20.2	2.7×10^{-2}
60~65	2.67	0.502	18.9	53.9	27.2	5.4×10^{-2}
70~75	2.57	0.488	19.0	65.8	15.2	2.2×10^{-2}
80~85	2.65	0.507	19.2	61.1	19.7	3.6×10^{-2}
90~95	2.66	0.490	18.4	58.8	22.8	3.5×10^{-2}
100~105	2.69	0.474	17.6	56.3	26.1	2.6×10^{-2}
110~115	2.68	0.510	19.1	61.9	19.0	2.6×10^{-2}
120~125	2.69	0.613	22.8	65.5	11.7	9.6×10^{-3}
130~135	2.72	0.681	25.0	64.3	10.7	1.2×10^{-2}
140~145	2.72	0.673	24.7	64.2	11.0	1.3×10^{-2}
150~155	2.70	0.729	27.0	64.9	8.1	1.3×10^{-2}

土壌水移動量の把握に必要な 圧力ポテンシャル測定時間の間隔

1. はじめに

多くの場合、集中多量の降雨あるいは小雨の場合でも降雨前の土壌水分が多い場合は、雨水は短期間に土壌中に侵入し、地下水を涵養する。土壌水の移動量を把握するために土壌水の圧力ポテンシャルの変化を連続して精度高く測定する必要がある。そこで、集中多量の降雨後、どの程度の測定時間間隔で土壌水の圧力ポテンシャルを測定すればよいかを、簡便に自動計測ができる半導体圧力計式テンシオメータを用いて検討した。

2. 測定方法

土壌水の圧力ポテンシャルを測定するために、水銀マノメータ式テンシオメータ（以下、水銀式と書く）を10cm毎に10cmから150cm深さまで15本設置し、半導体圧力計式テンシオメータ（以下、圧力計式と書く）を10cmから150cm深さまで20cm毎に8本設置した。圧力計式の装置の概要を図-1に示す。圧力計の精度は±1cm程度、測定範囲は0～-500cm（この範囲は製造時に任意に設定できる）である。水銀式は毎日16:00前後に1回測定を行い、圧力計式は、通常は30分間隔で、また、測定時間間隔を決めるために10分間隔で自動計測を行った。

3. 結果および考察

1) 水銀式と圧力計式との測定値の比較

1日1回測定の水銀式とほぼ同時刻に測定した圧力計式の30cm深さの圧力ポテンシャルの測定値を図-2に示す。これらの値はほぼ一致する。このことから、両者で測定した圧力ポテンシャルは妥当なものと判断する。また、水銀式は圧力計式に比べ水の出入りを多く必要とするために時間遅れの可能性があっ

たが、この程度の圧力ポテンシャルの変化では問題ないようである。

2) 測定時間間隔の検討

図-3、4に圧力計式による30分毎の測定と1日1回測定の場合の降雨直前から降雨後の乾燥過程に向かう30cm深さと150cm深さの圧力ポテンシャルの時間変化をそれぞれ示す。図-3において、1日1回の測定では11月8日1:00からの急激な圧力ポテンシャルの変化をとらえきれないことがわかる。150cm深さにおいても、1日1回の圧力ポテンシャル測定値から土壌水の移動量を計算すると、11月7日16:00から11月8日16:00では土壌水の移動量を過大に見積もることになり、11月8日16:00から11月9日16:00では過少に見積もることになる(図-4)。したがって、土壌水の移動量をより正確に把握するためには、少なくとも1日1回の圧力ポテンシャルの測定では不十分である。そこで、適当な測定時間間隔の検討を行うために、測定時期は上に述べた時期とは異なるが、10分間隔に測定した例を図-5に示す。10分間隔で測定した期間の中で最も圧力ポテンシャルの変化が大きかった場合である。最大で $5\text{cmH}_2\text{O}$ の誤差が生じるが場所による圧力ポテンシャルのばらつき等を考慮すると、本調査地では30分間隔で測定すれば降雨直後の大きな土壌水の圧力ポテンシャルの変化を把握できると考える。

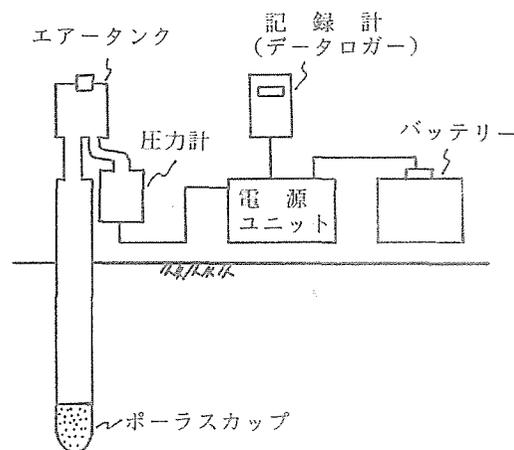


図-1 圧力計式テンシオメータ装置の概要

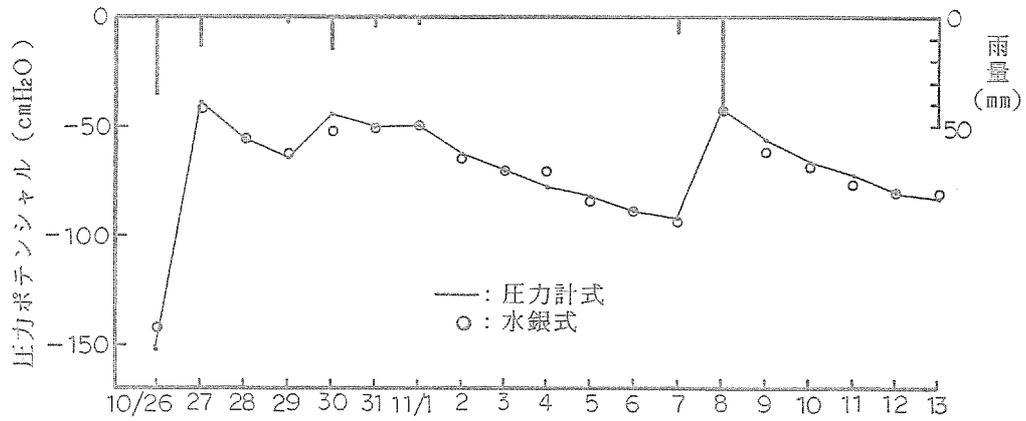


図-2 圧力計式と水銀式による圧力ポテンシャル測定値の比較
(24時間間隔の測定値, 30cm深さ 1991)

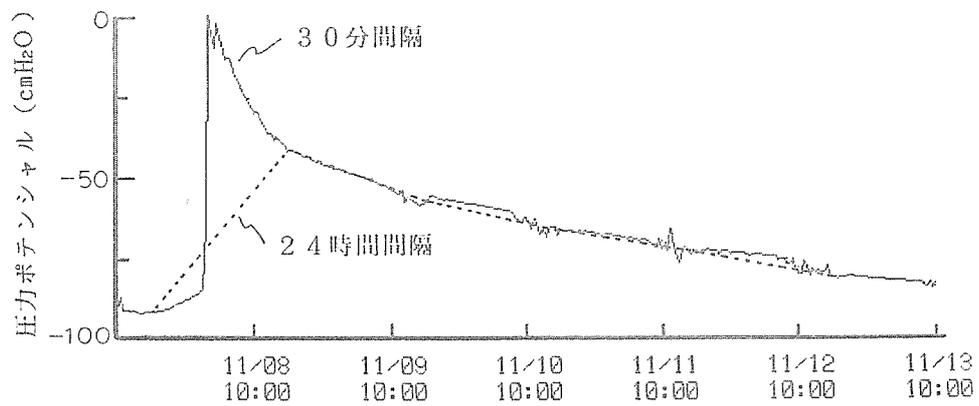


図-3 異なる測定時間間隔における圧力ポテンシャル変化の相違
(30cm深さ 1991)

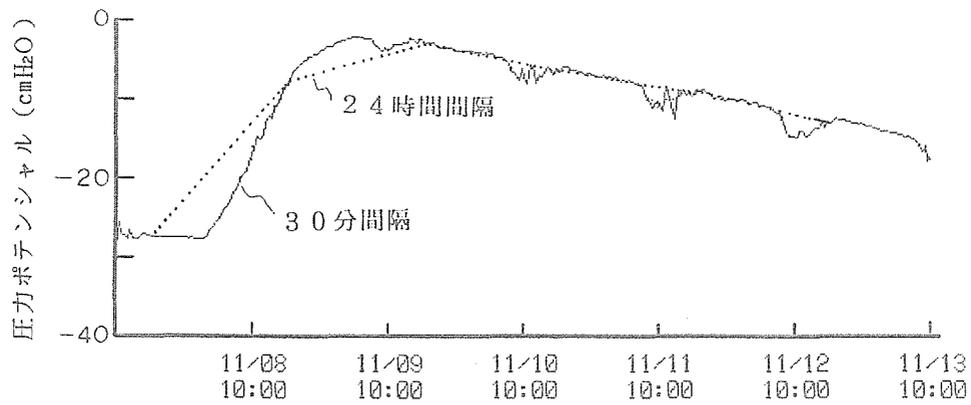


図-4 異なる測定時間間隔における圧力ポテンシャル変化の相違
(150cm 深さ 1991)

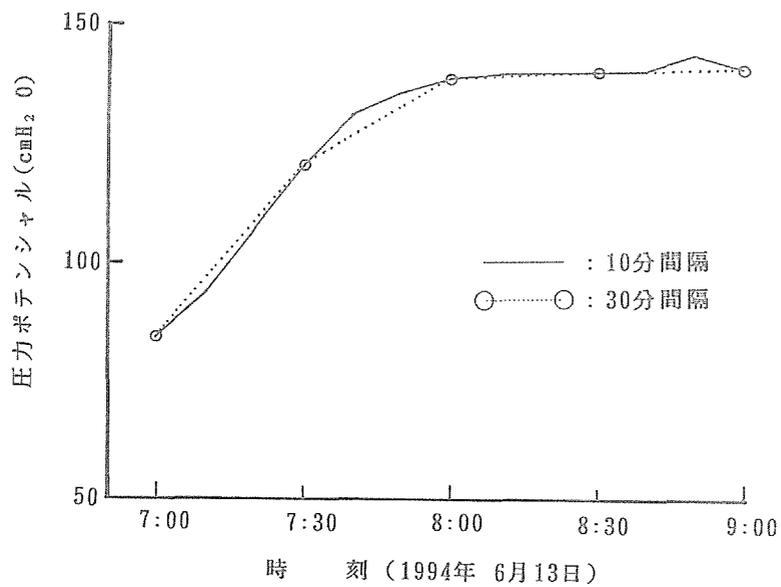


図-5 測定時間間隔が10分の場合と30分の場合との
圧力ポテンシャル変化の相違

地下水面の浅い火山灰土壌における地中水の挙動

1. はじめに

本研究は地下水面の浅い火山灰土壌における地中水の挙動を明らかにするために、降雨開始後の地中水の圧力ポテンシャルの反応時間、降雨後の排水について検討する。このことにより、地中水とともに移動する家畜尿窒素の挙動および作物が生育する場としての土壌水分環境を明らかにするための一助となろう。

2. 研究方法

実験圃場は、宮崎大学農学部内実験圃場の裸地である。土壌の条件は前述の通りである。また、測定は半導体圧力計式テンシオメータで地中水の圧力ポテンシャルと地下水位を30分間隔で測定した。測点は、30cm深さから150cm深さまで20cm毎の7点と地下水位の1点である。また、データロガーを接続した転倒マス型雨量計で降雨量を観測した。降雨量は0.5mm毎にパルス信号としてデータロガーに送られ時刻として記録される。このことにより、降雨の形態（降雨分布や積算時間雨量）が容易に解析できる。

なお、測定は1991年10月から1995年2月までほぼ連続的に行ったが、ここでは1993年1月から1994年12月の期間を対象にした。地下水位は地下水面の地表面下の深さで示した。

3. 結果と考察

(1) 降雨開始後の地中水の圧力ポテンシャルの反応時間

地中水の圧力ポテンシャルの反応時間は雨水の到達時間を示す場合もあるが単に圧力の伝達を示すだけの場合もある。また、地下水位の上昇も雨水の到達による場合と雨水の侵入により土壌水が押し出された場合とがあり、雨水の移動そのものを表現していない。しかしながら、地中水の圧力ポテンシャルの反

応時間は地中水の移動速さと関係があると考えられるので検討した。

降雨開始後の地中水の圧力ポテンシャルの反応時間は、降雨開始直前の土壤水分状態によって影響されるものと考えられる。また、地下水面が浅い場合は土壤水分状態は地下水位によって影響されるであろう。さらに、降雨強度によっても影響されると考えられる。これらのことを次の3例により示し、本調査地における降雨開始後の地中水の圧力ポテンシャルの反応時間を検討する。

1) 降雨開始直前の土壤水分環境が影響する場合の例

1993年12月10日（以下、①と書く）と1994年7月22日（以下、②と書く）の場合を例として示す。図-1はこれらの降雨開始直前の土壤水の圧力ポテンシャルの分布を示す。①の土壤水の圧力ポテンシャルが②より大きく、②より①のほうが降雨開始直前の土壤水分が多い。また、①と②の積算雨量と時間の関係を図-2に示す。一雨降雨量は①が11mm、②が128.5mmであり大きく異なるが、降り始めから19時間はほぼ同じ降雨形態である。したがって、この時間帯の降雨強度は同じ条件であったと判断される。地下水位は、それぞれ162cm、196cmと①の方が浅い。

①、②の降雨開始後の地中水の圧力ポテンシャルの反応時間を図-3に示す。明らかに降雨開始直前の土壤水分が多い①の場合のほうが反応時間が早く、150cm深さで降雨開始後19.5時間、地下水面の上昇開始が降雨開始後24時間である。②の方は150cm深さが降雨開始後32.5時間、地下水面の上昇開始が降雨開始後34.5時間であった。

2) 降雨強度の影響が大きい場合の例

1993年10月6日（以下、③と書く）と1993年10月28日（以下、④と書く）の場合を例として示す。図-4はこれらの降雨開始直前の土壤水の圧力ポテンシャルの分布を示す。③の土壤水の圧力ポテンシャルが④より大きく、土壤水分が多い。地下水位はそれぞれ151cm、171cm深さであった。また、③と④の積算雨量と時間の関係を図-5に示す。③の一雨降雨量は124mm、④のそれは105mmであったが、降雨強度は④が③より大きい。

③、④の降雨開始後の地中水の圧力ポテンシャルの反応時間を図-6に示す。より大きい降雨強度の④の場合のほうが反応時間が早く70cm深さから150cm深さまで降雨開始後8.5時間と同時間であり、地下水面の上昇開始も同時間である。③は④より遅く70cm深さから150cm深さが降雨開始後13時間、地下水面の上昇開始も同時間であった。③、④ともに70cm深さから150cm深さまで地下水面上の毛管飽和帯かそれに近い土壤水分状態であったと思われる。

3) 降雨開始直前の土壤水分環境と降雨強度が影響する場合の例

1994年3月12日(以下、⑤と書く)と1994年3月22日(以下、⑥と書く)の場合を例として示す。図-7はこれらの降雨開始直前の土壤水の圧力ポテンシャルの分布を示す。⑤では3日前に降雨があったために70cm深さまでの土壤水の圧力ポテンシャルが⑥より大きく、⑥より⑤のほうが土壤水分が多い。また、⑤と⑥の積算雨量と時間の関係を図-8に示す。⑤の一雨降雨量は30mm、⑥のそれは41.5mmであったが、降雨開始後10時間までの降雨強度は⑤の方が⑥より大きい。地下水位はそれぞれ192cm、195cmとほぼ同じ深さであった。90cm以深は一年のうち最も土壤が乾燥状態の時期である。

⑤、⑥の降雨開始後の地中水の圧力ポテンシャルの反応時間を図-9に示す。明らかに降雨開始直前の土壤水分が多く、降雨強度が大きい⑤の場合のほうが反応時間が早く150cm深さで降雨開始後6.5時間、地下水面の上昇開始が降雨開始後7時間である。⑥の方は150cm深さが降雨開始後22時間、地下水面の上昇開始が降雨開始後16.5時間であった。地下水面の上昇開始の時間が150cm深さの地中水の圧力ポテンシャルの反応時間より短くなっている。この場合だけでなく他の場合にもこのような結果が出ており、地下水流上流部の影響などが考えられるが、今後の検討課題である。

以上のことから、降雨開始後の地中水の圧力ポテンシャルの反応時間は、降雨開始直前の土壤水分状態や降雨強度によっても影響されることがわかる。しかしながら、これらを数値化するまでには至っていない。本調査地域では、降雨開始後の地中水の圧力ポテンシャルの反応時間は長くても50時間以内、短い

場合には数時間であることが分かった。

(2) 降雨後の排水

降雨後の排水過程を検討するためには降雨後に干天が続く場合が望ましいが、多雨地域であるために先行降雨の影響を残したまま次の降雨があるという場合が多いため2例について検討する。

1) 地下水位が浅く、土壌が比較的湿っている時期の場合

1994年 6月22日の16:29 に雨が降り出し、翌日 6月23日1:44までに38.5mm、20:51 までに44mmを降らせた降雨について検討する。

降雨の降り始めから終了までの降雨形態を図-10に示す。6月23日1:00~1:44の時間帯の降雨強度が最も大きい。このような雨に対して、降雨直前からその後の圧力ポテンシャル分布の変化の様子と地下水面の位置を図-11に示す。地下水位は94cmから降雨開始12時間後に最も上昇して77cmになり、大半の降雨が終了した 6月23日1:44から約49時間後に初期状態の94cmの位置まで降下した。この時、土壌中の圧力ポテンシャル分布もほぼ初期状態に戻っている。

2) 地下水位が深く、土壌が比較的乾燥している時期の場合

1993年 1月13日の23:26 に雨が降り出し、翌日 1月14日7:44までに56.0mmを降らせた降雨について検討する。ただし、1月14日の 18:00~21:00 までの1mmの降雨と1月15日の2:50~7:40までの2.5mmの降雨は無視した。

降雨の降り始めから終了までの降雨形態を図-12に示す。比較的短時間に降っていることが分かる。このような雨に対して、降雨直前からこの圧力ポテンシャル分布に戻るまでの、圧力ポテンシャル分布の変化を図-13に示す。地下水位は260cm から降雨開始約90時間後に最も上昇して229cm になり、降雨が終了した 1月14日7:44から2週間後の 1月28日7:30に250cm となり初期状態には戻っていない。この後は、圧力計のトラブルで計測できていないが、少なくとも初期状態には戻るためには降雨終了後2週間以上必要であることが分かる。

以上のことから、排水の速度は降雨前の土壌水分状態と降雨形態（降雨量、

降雨分布と降雨強度)に影響されると思われる。

4. おわりに

降雨後の地中水の移動は降雨前の土壤水分状態と降雨形態（降雨量と降雨強度）に影響され、本調査地域では数時間から数日で土壤水の圧力ポテンシャルが伝達あるいは雨水の移動が150cm 深さまではあることが分かった。降雨終了後の排水過程では降雨前の土壤水分条件によって数日から数十日を要することが推測された。今後さらにデータを蓄積して土壤水分状態と降雨形態による地中水の移動速さ、移動量などについて検討する予定である。

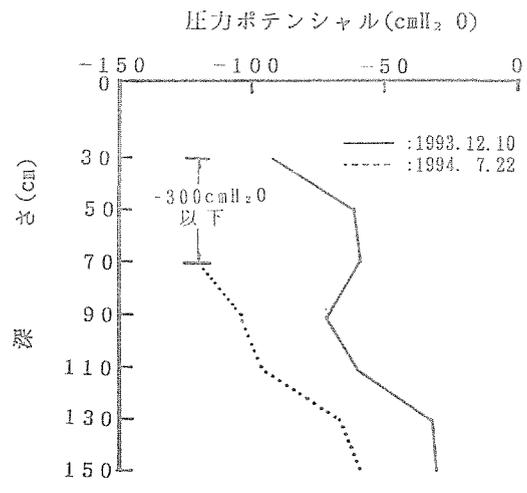


図-1 降雨開始直前の土壌水の圧力ポテンシャル分布

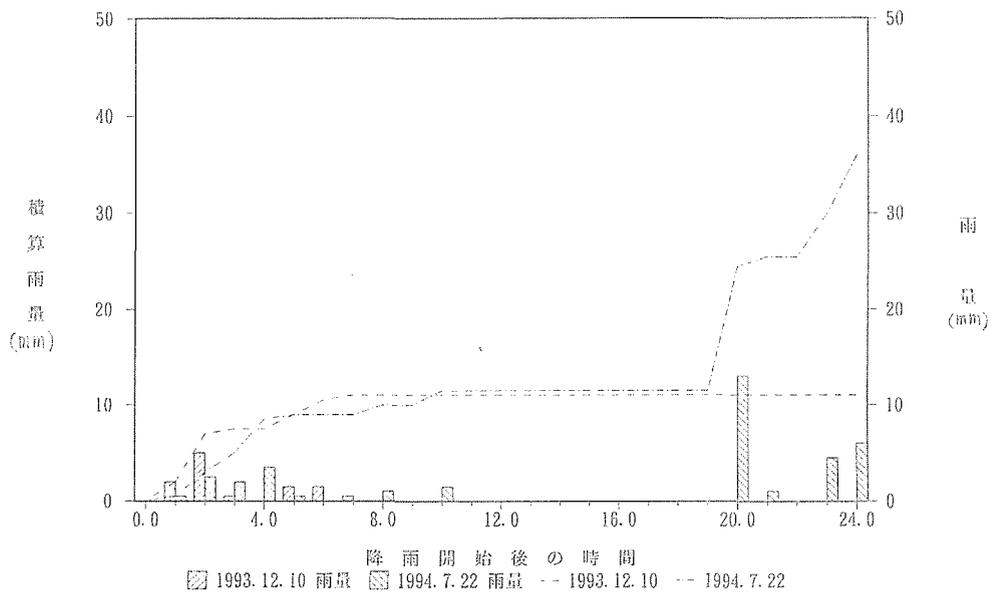


図-2 積算雨量と時間の関係

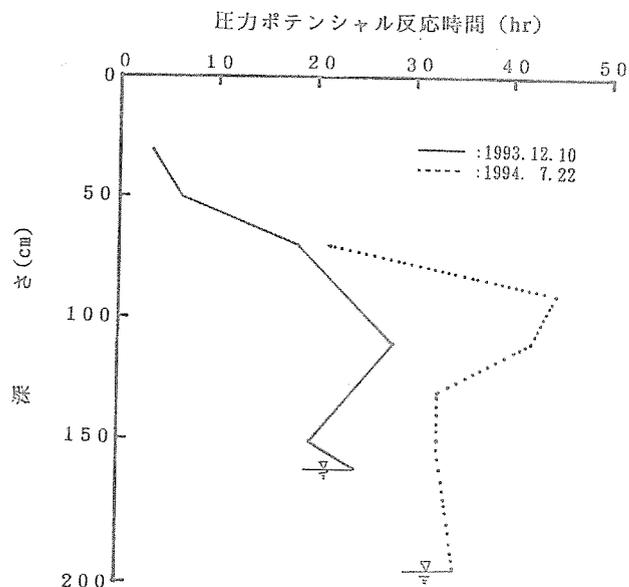


図-3 降雨開始後の土壌水の圧力ポテンシャル反応時間

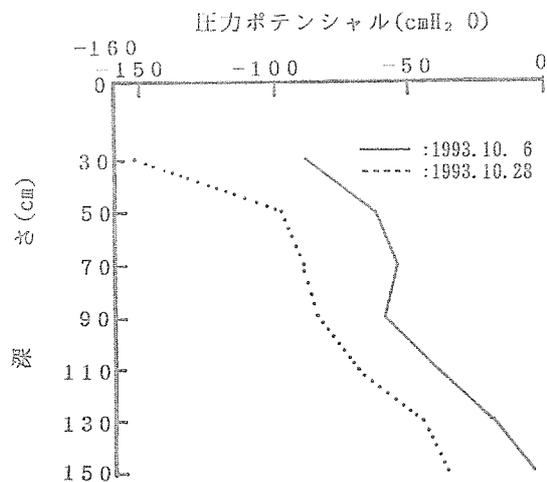


図-4 降雨開始直前の土壌水の圧力ポテンシャル分布

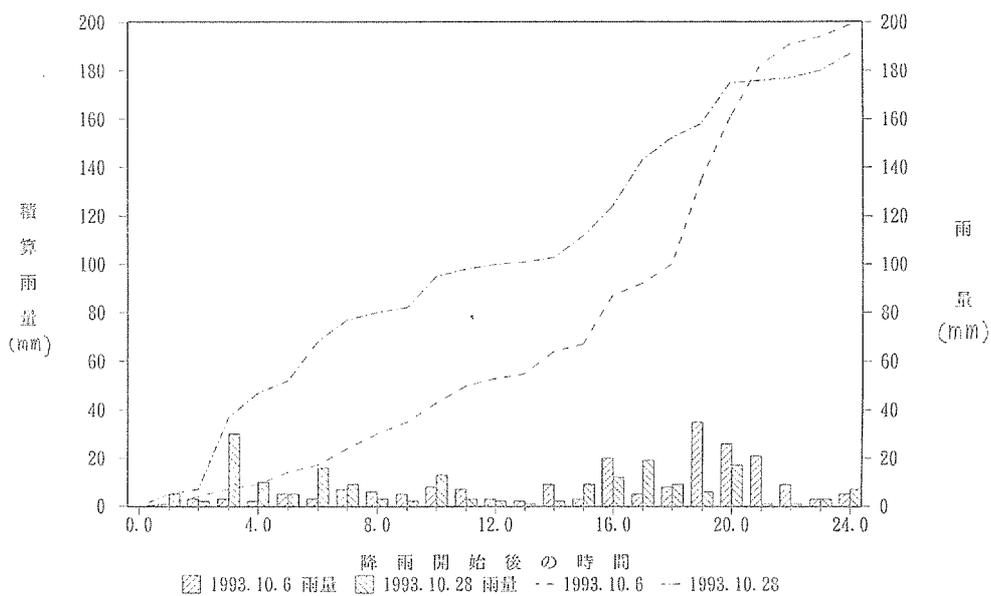


図-5 積算雨量と時間の関係

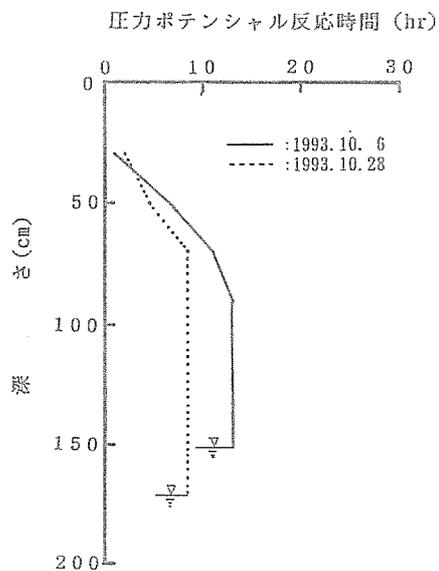


図-6 降雨開始後の土壌水の圧力ポテンシャル反応時間

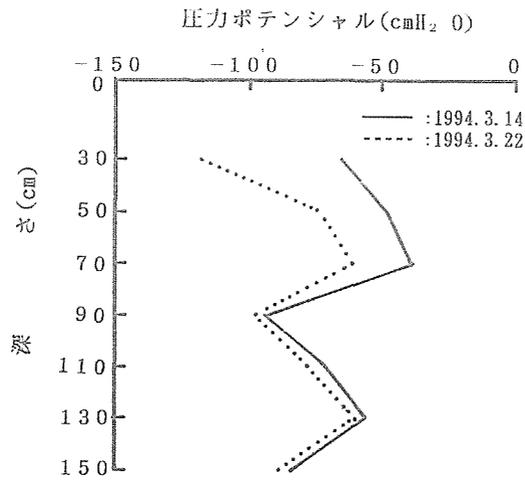


図-7 降雨開始直前の土壌水の圧力ポテンシャル分布

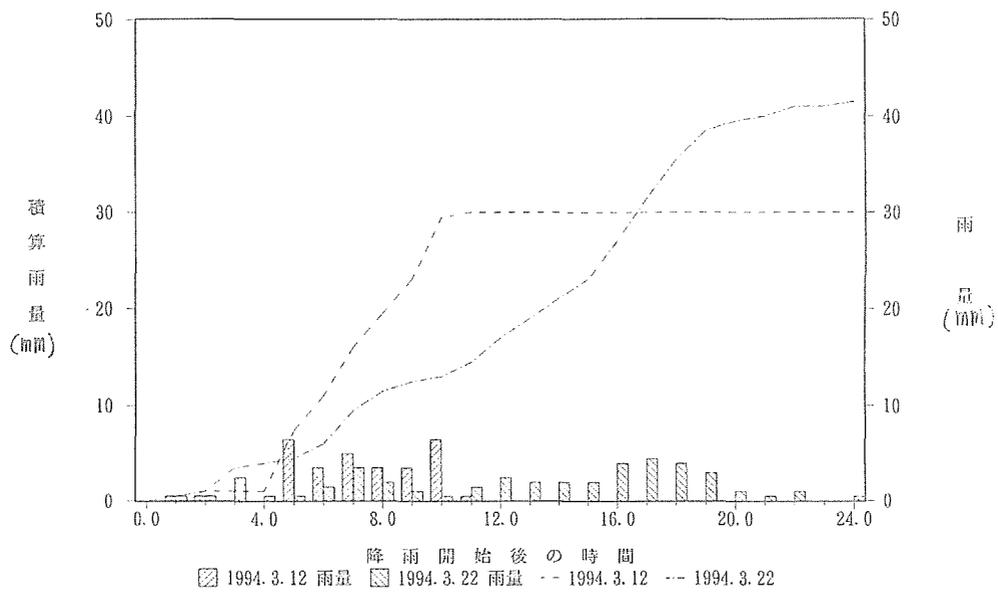


図-8 積算雨量と時間の関係

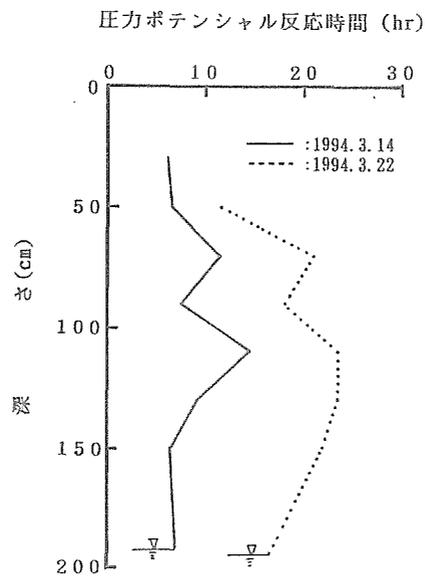


図-9 降雨開始後の土壌水の圧力ポテンシャル反応時間

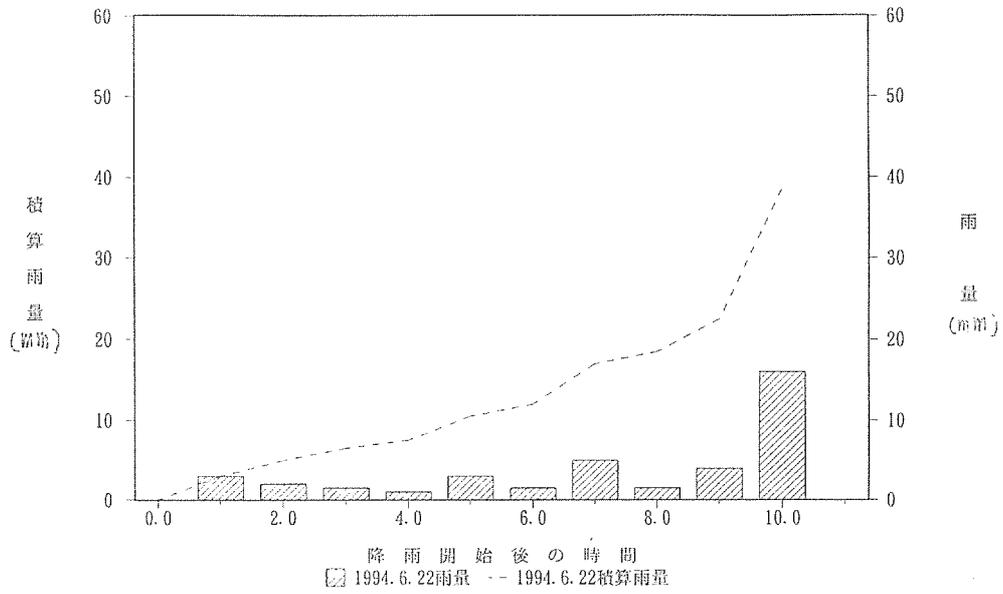


図-10 積算雨量と時間の関係

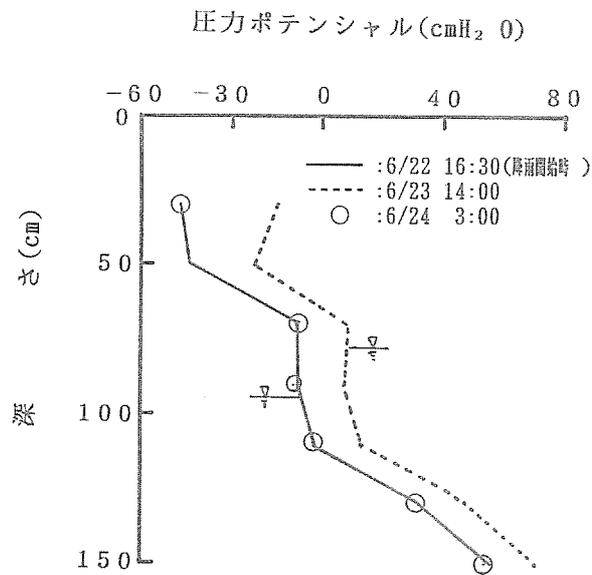


図-11 降雨開始後の土壌水の圧力ポテンシャルの変化

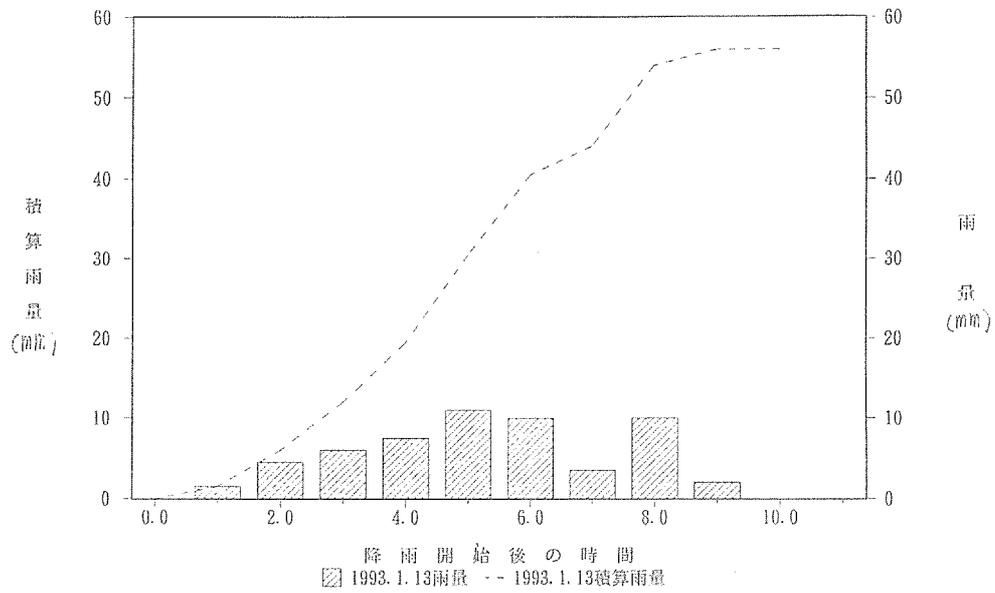


図-12 積算雨量と時間の関係

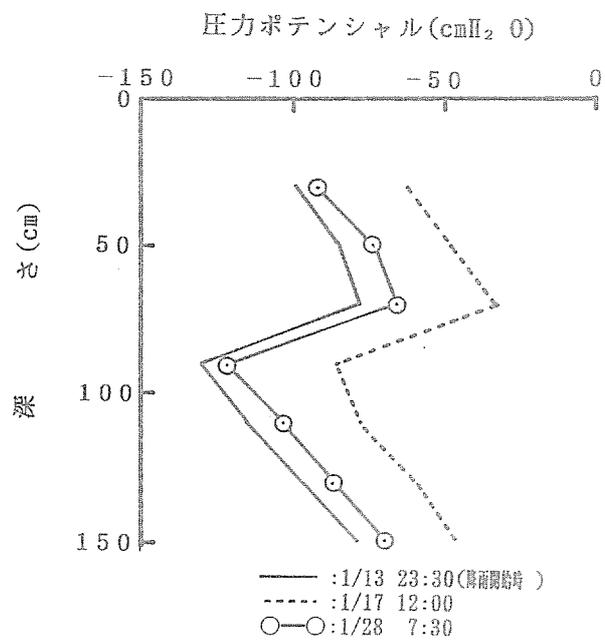


図-13 降雨開始後の土壌水の圧力ポテンシャルの変化

土壤中の無機態窒素の溶脱

1. まえがき 筆者等は、牧草地における農業生産ならびに環境保全様式の特徴と問題点を、窒素の流れから把握しようと試みている。

放牧家畜に採食された窒素の75~95%は家畜の糞、あるいは尿中に排泄され、その一部は幾つかの経路を経て、草地生態系の外に損失すると考えられる。そのなかで、溶脱はわが国のように降水量の多い地域では主要な損失形態になると推定される。筆者等は家畜尿からの窒素の溶脱に関して一連の研究を行っているが、本研究では、土壤中の水環境と、圃場に牛尿を施用して土壤水の硝酸態窒素の時期的変動を追跡し、窒素溶脱と水環境との関係を明らかにしようとした。

2. 実験材料と方法 実験は宮崎大学農学部キャンパス内圃場のバヒアグラス草地で、1991年 6月より1992年 1月まで行った。

水環境として日降水量、土壤水の圧力ポテンシャルおよび地下水位の変化を調査した。また、1991年 6月 4日および同年 8月 8日に 8 gN/ℓ に調整した牛尿を7.5 ℓ / m² 施用し、Fig.1 に示した土壤水採水用パイプを用いて、地表より30cm、60cm、90cm、120cm および150cm の深さから 2~ 3回/週毎に土壤水を採取した。採取した土壤水の硝酸態窒素濃度をイオンクロマトグラフによって測定した。

3. 結果と考察

(1) 雨量、土壤水の圧力ポテンシャルと地下水位の変化(Fig. 2)

降水は 6月および 8月下旬~ 9月に多くみられ、また、 8月下旬~ 9月は、集中性降雨の発生頻度が高い。

30cm層における土壤水の圧力ポテンシャルは90cmや150cm と比べ時期による変動が大きい。また、30cm層の圧力ポテンシャルは 7月

上旬～ 8月中旬に低い値を示しており、この時期は降雨量が少なく、土壌の乾燥化が進む時期に相当する。

地下水位は 6月上旬～下旬に上昇し、6月23日には地表近くに達した。その後低下したが、8月下旬より再び上昇し、9月下旬には地表に達した後下降した。

(2) 6月尿施用区における土壌水の硝酸態窒素濃度変化(Fig. 3)

深さ30cm層の硝酸態窒素は、尿施用後3日目から急激に上昇し、20日目に最高値の59.7ppmに達した後、急激に低下した。尿施用後37日目(第1回施肥後5日目)から再び高くなった。尿施用後50日目に25.9ppmに達した後低下し、尿施用後73日目から112日目(第2回施肥後5日目)まで硝酸態窒素はほとんど検出されなかった。尿施用後112日目から最高値が10.9ppmの増加が認められた。その後測定終了の190日目まで、硝酸態窒素はほとんど検出されなかった。

深さ60cm層では、尿施用後6日目から徐々に高くなり、17日目から急激に上昇し43日目に最高値の73.3ppmに達した。その後73日目まで緩やかに低下し、73日目から105日にかけて急激に低下した。尿施用後112日目(第2回施肥後5日目)から最高値が5ppm程度の値を示す一時的上昇が認められた。その後測定終了の190日目まで硝酸態窒素はほとんど検出されなかった。

深さ90cm層では、尿施用後8日目から高くなり、15日目に最高値が17.6ppmの一時的上昇を示した後、29日目に1.7ppmまで低下した。55日目から再び緩やかに上昇を続け、90～100日目に約16ppmに達した後、120日目まで低下し、その後176日目まで緩やかに低下した。176日目から測定終了の190日目まで硝酸態窒素はほとんど検出されなかった。

深さ120cm層では、尿施用後100～110日目に最高値で3.0ppmの値を示した以外は、測定期間中ほとんど検出されなかった。

深さ150cm層では、測定終了の190日目まで硝酸態窒素はほとんど検出されなかった。

対照区では、深さ60cm、90cmおよび120cm層で2回施肥後に若干の硝酸態窒素が検出されたが、それ以外は全層にわたり硝酸態窒素は検出されなかった。

(3) 8月尿施用後における土壌水の硝酸態窒素濃度変化(Fig. 4)

深さ30cm層では、尿施用後1日目から徐々に高くなり、13日目から急激に上昇し、27日目に最高値の167.2ppmに達した。その後急激に低下したが、尿施用後42日目(第2回施肥後6日目)から若干高くなった。その後減少し尿施用後92日目以降硝酸態窒素はほとんど検出されなくなった。6月尿施用区と比較して、硝酸態窒素濃度が急激な上昇を開始した日が10日、最高値に達した日が7日遅くなった。また、硝酸態窒素濃度の最高値は6月尿施用区の約2.8倍の値を示した。

深さ60cm層では、36日目から急激に上昇し、50日目に最高値の79.2ppmに達した。その後90日目まで低下傾向が比較的強くみられ、それ以後、緩やかに低下したが、尿施用後の172日目においても10ppm程度の値を示した。

深さ90cm層では、尿施用後36日目から上昇し、71日目に最高値の30.3ppmに達した。その後緩やかに低下したが、尿施用後172日目においても10ppm以上の値を示した。

深さ120cm層では、尿施用後48日目(第2回施肥後4日目)から尿施用後64日目までの16日間および尿施用後18日目から若干の硝酸態窒素が検出された。深さ150cm層では、尿施用直後から第2回施肥を含め172日目までは、硝酸態窒素はほとんど検出されなかった。

対照区では、深さ30cm、60cm、90cmおよび120cm層で尿施用後42日目(第2回施肥後)から若干の硝酸態窒素が検出された以外は、いずれの深さおよび時期についても硝酸態窒素はほとんど検出されなかった。

以上の結果に基づいて、6月尿施用区と8月尿施用区の溶脱の発生する時期について考察を加える。6月尿施用区では、深さ30cm

層で尿施用後20日から36日の 6月下旬から 7月上旬の硝酸態窒素濃度の低下にともない、深さ 60 cm 層で硝酸態窒素濃度の上昇が認められた。一方、深さ60cm層では、尿施用後85日から111 日目の 8月下旬から 9月上旬に硝酸態窒素濃度が急激に低下したが、深さ90cmではこの低下に見合う硝酸態窒素濃度の上昇が認められなかった (Fig. 3)。

ところで、Fig. 5 には30~40cm層、50~60cm層、70~90cm層における全ポテンシャル勾配の変化が示してある。全ポテンシャル勾配が負のときは水分上昇、正の時は水分下降を示す。30~40cm層の水分は調査期間中を通して上昇と下降を交互に繰り返している。

60~70cm層は 7月下旬と 8月中旬内の一時期のみが水分上昇となり、それ以外では全て下降流である。70~90cm層では全期間にわたり下降流のみになる。したがって、調査期間中のゼロフラックス面は60~70cm深さ程度のところにあると判断できる。ゼロフラックス面より深い土層の水分は全て下降流となるため、土壤水分に輸送される硝酸態窒素はゼロフラックス面以深では常に溶脱し続ける。つまり、Fig. 3 は 8月下旬から 9月上旬に60cm層に存在した硝酸態窒素がそれより深い土層に溶脱し、溶脱量の多くは90cmより深い土層に移動したことを示していよう。

また、 8月下旬から 9月末までの総雨量は869mm あり、その間では200mm を越える一雨雨量が 2回発生している。こういった集中多量な降雨により地下水面は地表に達している。Fig. 5 から明らかのように、 8月下旬以降の60~70cm層の水分は全て地下水面に向かう下降流であり、Fig. 3 の結果を併せ読むと60cm以深層からの溶脱の大きさは想像するに難くない。

8月尿施用区では、深さ30cm層で尿施用後29日目の 9月上旬から中旬にかけて急激に硝酸態窒素濃度が低下した。60cmおよび90cm層では、時間遅れをともなって、30cm層の硝酸態窒素濃度の低下に見合う上昇が認められる。90cm層は尿施用後50日目から95日目の 9月下旬から11月上旬にかけて硝酸態窒素濃度が急激に低下したが、深

さ120、150cm層では上層の低下に見合う濃度上昇は認められなかった(Fig.4)。しかしFig.5の示すところにより、9月上旬以降にもたらされる60cm以深層の硝酸態窒素濃度の増加分は、より深部土層に溶脱されると推定できる。

硝酸態窒素濃度が大幅に変動する時期は深さにより異なるものの、強い溶脱の発生時期は多量降雨のともなう9月上旬から11月上旬までとみなせる。それは、地下水が地表まで急上昇し、その後急低下する時期に相当する。

この様に8月尿施用区では6月尿施用区に比べると、多量の溶脱が予測される時期はやや遅れるが、両施用区とも1日当たりの降水量が多く、それに応じて地下水が上昇した後さらに下降する時期に多量の溶脱が起きていると推察される。

最後に、6月と8月尿施用区の硝酸態窒素溶脱量の違いを検討したい。

深さ30cm層では、土壤中の硝酸態窒素濃度が6月尿施用区に比べ8月尿施用区では約2.8倍と高い値を示した。このように溶脱の可能性が高い硝酸イオンが、8月尿施用区では6月尿施用区に比べて生成されやすい条件にある。さらに8月上旬の尿施用の場合には、硝酸化成がほぼ終了した直後から多量降雨の発生頻度が高く、地下水の上昇と下降の伴う時期に当たる。6月尿施用区では施肥直後から1カ月あまりにわたり多量の降雨が発生し、30~70cm層の水分は下降移動する頻度が高い。これは、短期間で70cm以深層に多量の溶脱をもたらす可能性を高めるが、8月尿施用区よりも表層土の硝酸態窒素濃度は低いため、8月尿施用区に比べ窒素の溶脱量は少ないと推定される。

以上、6月尿施用区および8月尿施用区のいずれも多量の溶脱が起こると考えられるが、8月に尿施用した場合が6月に尿施用場合よりも窒素の溶脱量は多くなると推定される。

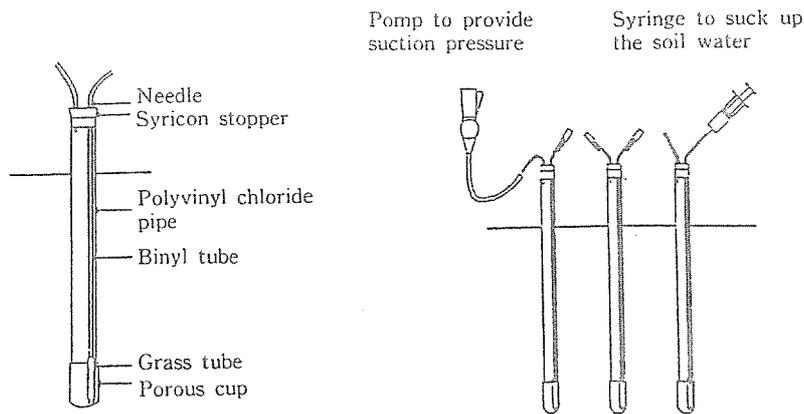


Fig.1 Structure of appalatus (A), and sampling method (b) employed for taking the soil water.

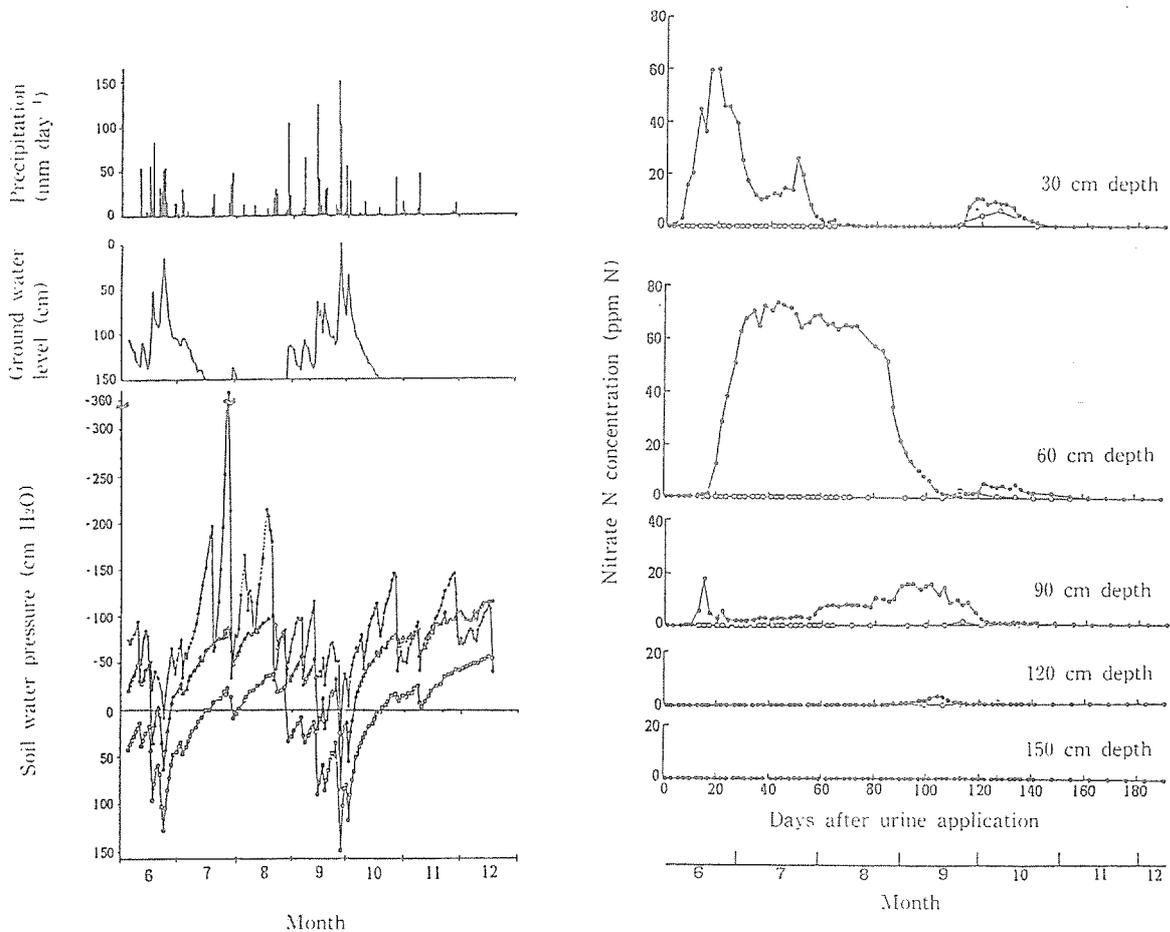


Fig.2 Daily precipitation, groundwater level and soil water pressure at 30 cm (●), 60 cm (Δ) and 90 cm (○) soil depth.

Fig.3 Changes of nitrate N concentration in soil water at different soil depth in control (○) and June treatment (●).

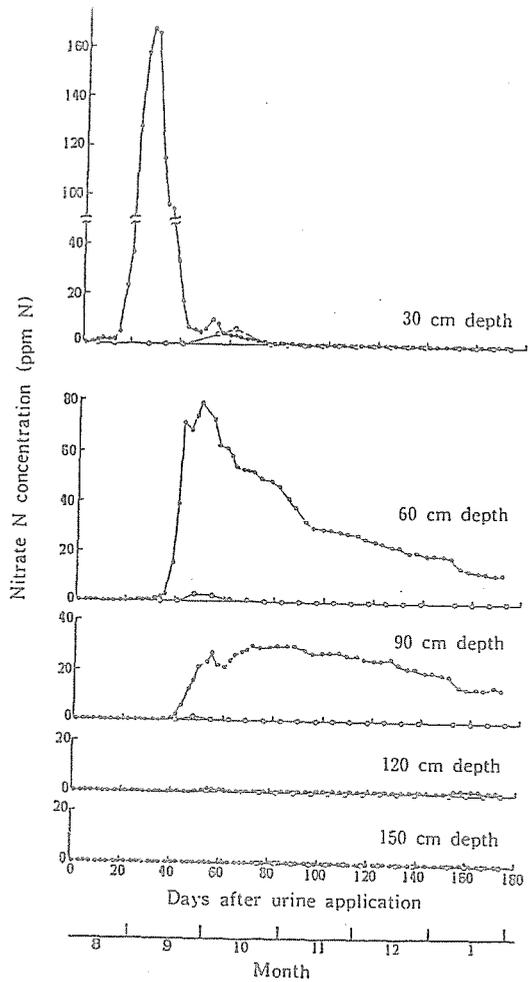


Fig.4 Changes of nitrate N concentration in soil water at different soil depth in control (○) and August treatment (●).

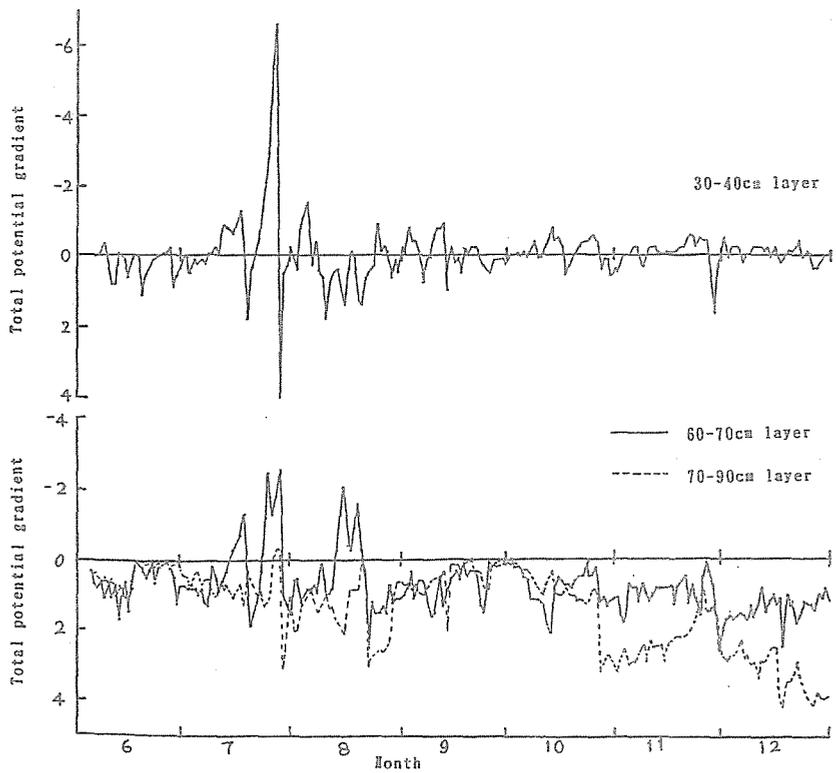


Fig.5 Total potential gradient changes

土壤中の硝酸態窒素の溶脱

1. まえがき 筆者等は、農用地における環境保全ならびに農業生産様式の特徴と問題点を、窒素の流れから把握しようと試みている。家畜排泄物中の窒素の一部は草地生態系外に移動し、降水量の多いわが国では土壌からの溶脱が主要な移動形態になると推定される。筆者等は家畜尿からの窒素の溶脱に関して一連の研究を行っている^{1, 2, 3)}。本報では、圃場に牛尿を施用し、その後の土壌の硝酸態窒素を追跡して、窒素溶脱の一面を明らかにしようとした。

2. 実験方法 実験はバヒアグラス草地において行った。実験地は地表から120cm まで火山灰土壌、それ以深は砂質土から成っている。実験地には牛尿を多雨時期にあたる8月と少雨時期にはいる10月に与え、尿施用後はハンドオーガを用いて、原則として1～2週間毎に150cm 深さまで土壌採取した。土壌中の硝酸態窒素は10%KCl で抽出し、抽出液をアンモニア態窒素に還元した後、デジタルケルダール法により測定した。地表から150cm までの土壌水の圧力ポテンシャルをテンシオメータで求め、降水量は実験地に設置した雨量計により求めた。

3. 結果と考察

(1) 硝酸態窒素の下降移動速さ

施尿後の土壌中の硝酸態窒素の下降速さを窒素垂直分布のピーク位置の移動からみると、8月施尿の多雨時期を中心とする時期では、硝酸態窒素のピークが20cm程度深さに達するのは施尿後の17日目である。40cm深さ程度と80cm深さ程度に達するのはそれぞれ施尿後の29日と64日目になる。施尿後の148 日目には硝酸態窒素が全土層にわたりほぼ均一に分布し、大部分の硝酸態窒素は対象土層から消失

する（図-1）。10月施尿の少雨期を中心とする時期の硝酸態窒素の移動には、地表から20cm程度深さへ達するのに45日間を要し、40cm程度深さには108日間、60cm程度深さまでには194日間を要する。施尿後の267日目までには、全土層にわたり硝酸態窒素がほぼ均一に分布し、硝酸態窒素の大部分は対象土層内から消失する（図-2）。

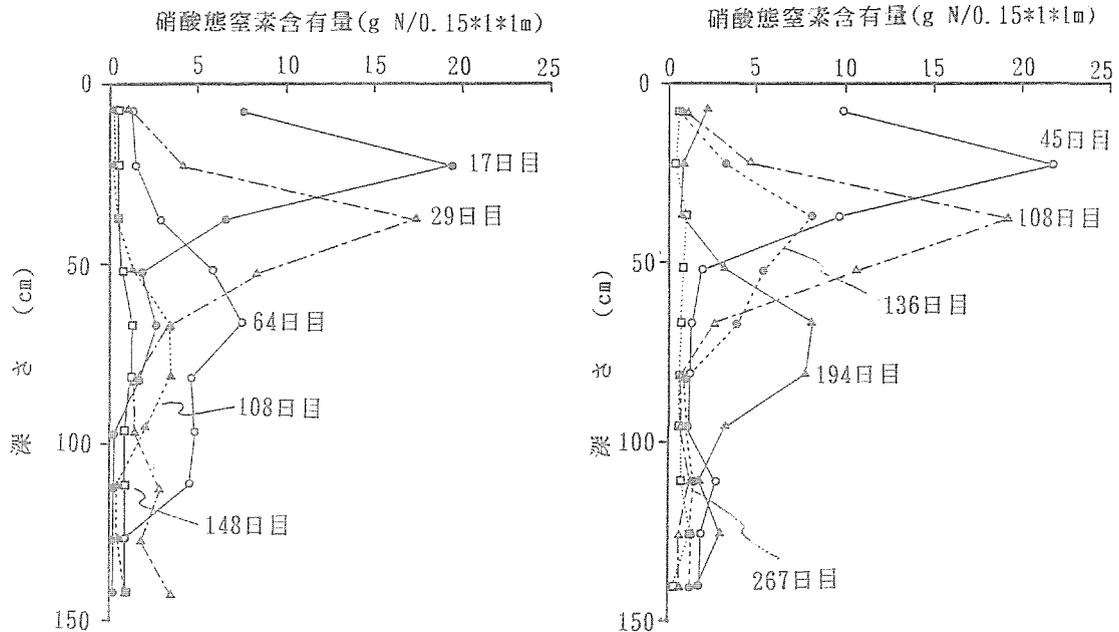


図-1 施尿後の硝酸態窒素の分布（8月施尿地） 図-2 施尿後の硝酸態窒素の分布（10月施尿地）

8月施尿地と10月施尿地では硝酸態窒素の下降速さが大きく異なる。これを降雨と土壤水分を介してみると（図-3, 4, 5）、8月施尿地では、施尿後の12日目（8月20日）から10月1日までの43日間で870mmの大量かつ強度の大きい降雨がもたらされ、土壤水分が増す（図-3）。これにより浅層から深層に向かい各層の硝酸態窒素は短期間で順次に増加する。硝酸態窒素の増加量は浅い層ほど大きく、深くなるにつれて小さくなる。特に1mより浅い層の窒素の増加量が多い。その後、11月から翌年1月までの3ヶ月で264mmの降雨が発生するが、50mm/day程度以下の散発的な降雨が多く、それらの降雨により、各土層の硝酸態窒素は増加することなく減り続ける。図-1で示した硝酸態窒素の素早い下降移動は、集中した大降

雨の発生とそれに応じる土壌水分の増加による。

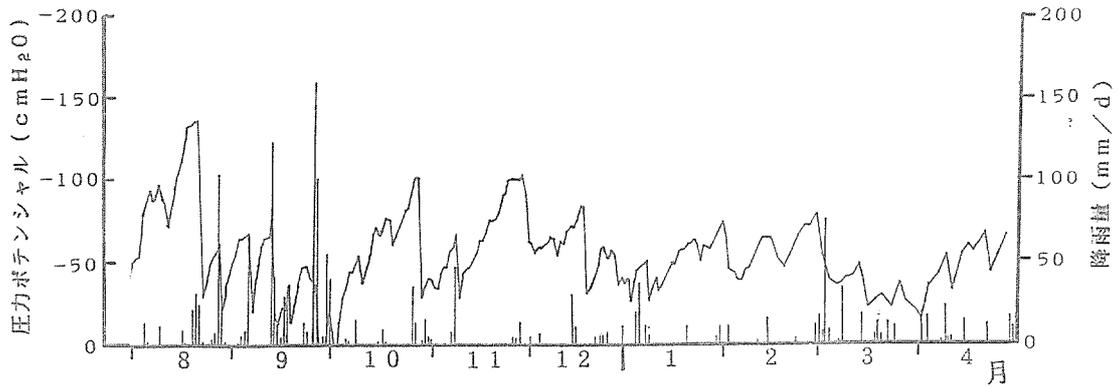


図-3 圧力ポテンシャルの変動

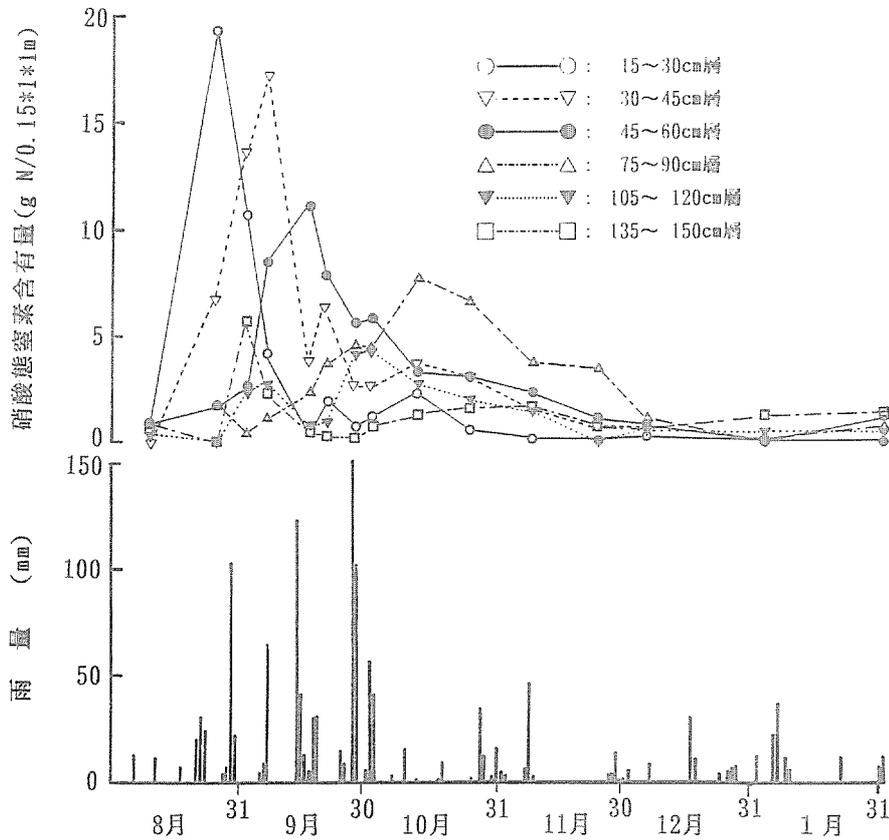


図-4 代表土層における硝酸態窒素の変動（8月施肥地）

10月施肥地は8月施肥地にくらべ、実験期間を通して降雨量が大中に少ない。とくに11月～2月間は雨の発生頻度が小さく、小中降

雨が多い。10月下旬～11月上旬間ならびに12月下旬～1月上旬間にはそれぞれ128mm、148mmのまとまった降雨があるため50cm深さの土壤水分は増加する。これにより地表から45cm深さまでの硝酸態窒素は、8月施肥地のそれに比べると相当に遅い速度をもって増加し、その後も遅い速度で減少する。45～60cm層は10月から12月にかけての季節にまたがる降雨の影響を受け、1月にはいると増加へ移るが、75～90cm層の硝酸態窒素は春期の降雨増とそれに応ずる水分の増加を待って増加へ移る。90cmより深い土層では、全期間にわたり硝酸態窒素の目立った増加を認めない(図-5)。

8月施肥地と比して、格段に遅い10月施肥地の窒素の下降移動は、相対的に雨量と強度の小さい降雨条件に勝れて影響される。

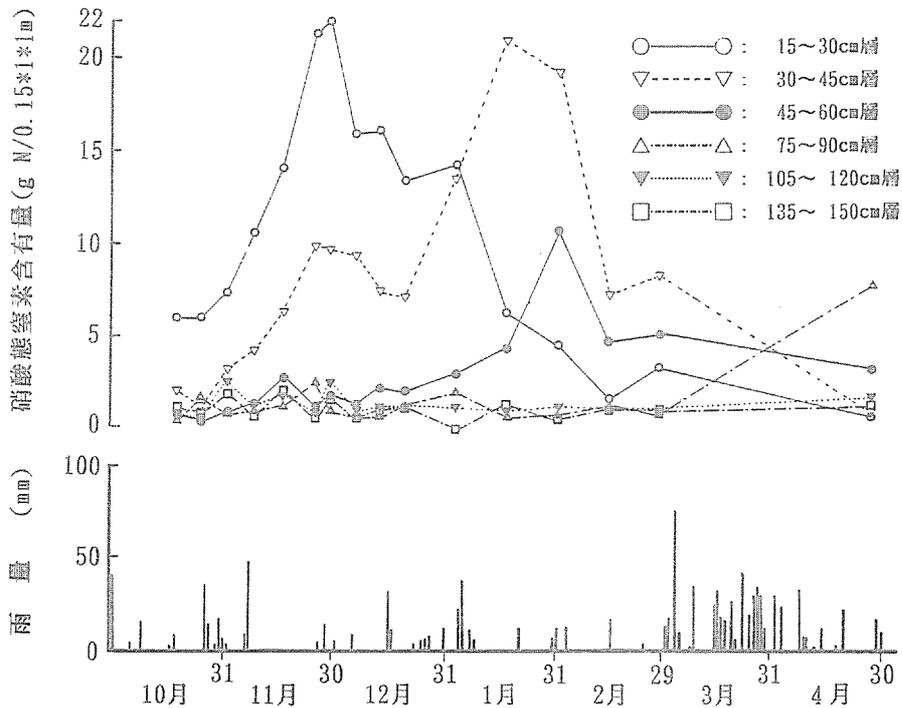


図-5 代表土層における硝酸態窒素の変動(10月施肥地)

(2) 硝酸態窒素の溶脱

年間を通して上昇と下降を繰り返す土壤水分の移動方向を、圧力ポテンシャルの測定値から求めた全ポテンシャル勾配によって判読すると、実験期間中の蒸発散による水分を補給する層と深部土層に水

分を補給する土層の境界は地表から50~60cm深さの所にある。したがって、その境界面を上限、1.5m深さを下限位置とした土層（溶脱層とおく）に分布する硝酸態窒素はすべて下降移動する。土壤水分に輸送され溶脱層へ移動した硝酸態窒素は、時間の経過と共に下降し続け、やがて系外の深部土層へ消失する。

図-6には上層から下降移動して溶脱層内に保持されている硝酸態窒素量と、地表から1.5m深さまでの全土層が保持する硝酸態窒素量の経時変化を併せ描いてある。

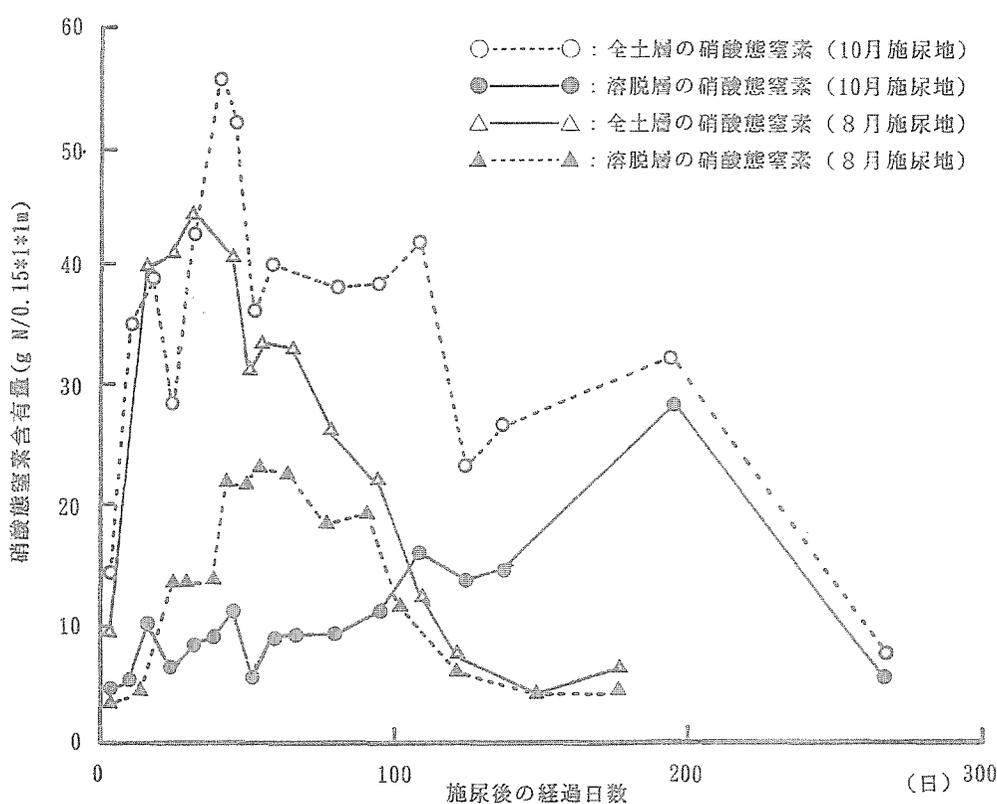


図-6 溶脱層と全土層の硝酸態窒素

8月施肥地では、施肥後の翌日には土壤中の硝酸態窒素の3.7gが溶脱層へ移動しており、溶脱が始まっている。その後、溶脱層の硝酸態窒素は時間の経過につれて増え続け、9月13日~10月1日までの19日間で614mmの大量降雨の直後に溶脱を終える。溶脱期間は54日間である。硝酸態窒素の全溶脱量は22.8g、実験地に施用した窒素は1㎡当り60gであるから、8月施肥地の土壤からの溶脱は38%

になる。

窒素の溶脱は時間とともに一様に増加するわけではない。8月25日～9月1日間の溶脱量は9.2g、これは施用窒素の15.3%にあたり、短期間で多量の硝酸態窒素が溶脱している。その間の8月28日と29日の2日間で126mmの集中降雨が発生している。また、9月16日～9月20日の溶脱量は8.1gで施用窒素の13.5%になる。9月13日～9月16日には242mmの連続降雨が発生している。集中多量な雨の発生時期と溶脱の盛んな時期は重なっており、降雨量の大きさが勝れて溶脱量の大きさに影響することを示す。

10月施肥地では、施肥後の3日目までに土壌中の硝酸態窒素の約3%が溶脱層へ移動し溶脱が始まっている。溶脱層の硝酸態窒素は8月施肥地にくらべて相当に遅い速度で増え続け、多雨時期への移行期にあたる4月下旬に溶脱をほぼ完了する。溶脱期間は194日間、土壌からの溶脱は47%になる。

以上要するに、溶脱現象は降雨環境に勝れて影響され、夏期の施肥では、夏・秋にかけての集中・多量の降雨に応じて、土壌中の硝酸態窒素は約2ヶ月間で38%が溶脱する。秋期の施肥では、冬季の少雨期を経て降雨量の増す春期にいたるまで溶脱が続き、硝酸態窒素の47%が溶脱される。少雨時期と多雨時期では溶脱速度の違いが大きい。

引用文献

- 1) 杉本・永松・平田・上野：牧草地における尿窒素の動態に関する研究、1・牛尿パッチからのアンモニア揮発による窒素の損失、日草誌、39、162-168(1993)
- 2) 武藤・豊満・杉本：牧草地における家畜尿窒素の動態に関する研究、土壌中の硝酸態窒素の溶脱、農業土木学会講演要旨(1993)
- 3) 杉本・永松・上野・武藤・豊満：牧草地における尿窒素の動態に関する研究：2・バヒアグラス草地の土壌-植物系における牛尿窒素の動態（投稿中）

バヒアグラス (*Paspalum notatum* Flugge) 草地における

¹⁵N-尿素態窒素を指標とした牛尿窒素の動態

I. 緒言

放牧草地は、土-草-家畜を通じての窒素循環が行われることが大きな特徴であり、窒素循環を通じて対象とする放牧草地の機能と特徴の一面を明らかにすることが可能と考えられる。筆者らは九州の低標高地帯の放牧草地として持続性の優れたバヒアグラス (*Paspalum notatum* Flugge) 草地を対象に、窒素循環の面から本草地の機能と特徴を明らかにしようと試み、その一部はこれまでに報告した¹²⁻¹⁵⁾。

ところで、家畜に摂取された窒素の75-95%は糞あるいは尿として体外に排泄されることが知られているので^{7, 13, 23)}、放牧草地における窒素循環を把握する場合、糞および尿に含まれる窒素の流れを明らかにする必要がある。糞や尿に含まれている窒素の一部は再び牧草に吸収され、草地生態系を再循環するが、一部は系外へ移行し、損失する。窒素損失の主要な経路はアンモニア揮発、脱窒および溶脱であるが、筆者らの検討結果によると、糞に含まれる窒素がこれら3経路を通じて損失する比率は平均的な大きさの糞塊で10%以下であり、排糞を通じての窒素損失は比較的少ないと考えられる^{16, 17)}。

尿中に含まれる窒素は、糞と比較してアンモニア揮発や溶脱による損失が大きいことが指摘されている^{2, 3, 5, 6, 9-11, 17-22)}。他方、尿窒素が牧草によって吸収され収穫部分に移行する比率は、既往の成績よると11-55% (平均値 22.7%) の範囲にあり^{3, 4, 9, 20, 21)}、測定値間の差異が大きい。これは測定方法のほか、測定地の気象 (温度, 降水量など), 土壌, 植生など, 測定条件の影響を大きく受けるためである。

糞尿や肥料として施用された窒素が牧草に吸収される比率を求める方法としては、窒素施用区における牧草の窒素吸収量から、窒素無施用区における牧草

の窒素吸収量を差し引いた値を窒素施用量で除して求められるが、この方法ではかなりの誤差が生じる場合がある。近年植物による窒素の吸収利用に関して重窒素（以下、 ^{15}N と表記する）を使用する方法が一部で採られるようになった。この方法では施用した窒素に含まれる ^{15}N を直接追跡するために植物-土壌系における窒素の動態を比較的正確に把握することができる^{8, 18)}。

他方、哺乳動物の尿窒素の大部分は尿素態であることが知られているので、 ^{15}N で標識した尿素を牛尿に添加し、 ^{15}N を追跡することによって、牛尿窒素の動態を概略把握することが可能であると考えられる。

本研究では、バヒアグラス草地を対象に、 ^{15}N をトレーサーとして植物-土壌系における窒素の動態を追跡し、本草地での窒素循環における特徴を把握しようとした。

II. 実験材料と方法

1. 実験草地

実験は宮崎大学農学部内の年間を通じてバヒアグラス以外の植物種をほとんど含まないバヒアグラス優占草地で行った。本草地は1985年9月にバヒアグラスを播種し、その後、化成肥料（窒素10%、リン酸7%およびカリ6%含有）200kg/10aを4月、7月および9月の3回に分けて均等に施肥し、年間に数回の刈取りを行いながら管理してきたものである。

本草地土壌は十文字統に属し、その断面は表層より0-28 cm;黒ボク、28-36 cm;漸移層、36-62 cm;赤ホヤ、62-78cm;黒ニガ、78-150 cm;火山性土であった。なお、飽和透水係数はこれらの土層のなかで漸移層が $4.6 \times 10^{-4} - 2.02 \times 10^{-5}$ cm/sと最も小さく、その他の層は $10^{-3} - 10^{-2}$ cm/sの範囲にあった。

2. 供試牛尿の採取、調製および施用

本実験では ^{15}N を添加した牛尿をそれぞれ、春期尿施用区として1991年6月4日、夏期尿施用区として1991年7月24日、および秋期尿施用区として1991年10月14日に施用し、その後それぞれについて1年間にわたり ^{15}N を追跡した。

実験に用いた牛尿は宮崎県畜産試験場（宮崎県西諸県郡高原町）の乳用牛より採取し、採取した牛尿は10 atom% の¹⁵Nを含む尿素態窒素を1.6g/l添加し尿中の¹⁵Nが2 atom%前後になるように調整した。また、尿中の窒素量は約8g/lとなるように尿素あるいは蒸留水で調整した（表1）。

各尿施用区ごとに尿施用日の約1ヵ月前に、縦1m×横1mの区画の中央部に内径20cm、長さ40cmの塩化ビニル製のパイプを地下35cmの深さまで打ち込んだものを14個準備した。

尿施用直前に草地植生を地際より約7.5cmの高さに刈り揃えた後、排尿直後の液温である約37℃に調整した¹⁵N尿素添加尿をパイプの内側に、単位面積当たりの平均排尿量（平均窒素投入量）である235.6ml（約60 g N/m²）施用した。また、パイプの外周30cmまでの部分には¹⁵Nを添加しない尿を3.5 l（約60 g N/m²）それぞれ施用した。

3. 植物体および土壌の採取

各尿施用区の実験圃場はパイプ内も含めて、5月より11月まで4週間隔で地際より7.5cmの高さで刈り取りを行い、7.5cm以上に含まれる牧草を採取した。以下これを収穫部と記す。

¹⁵N尿素添加尿を施用した塩化ビニル製のパイプの内側に存在する収穫部、刈株、ほふく茎および根（以下刈株、ほふく茎および根を合せて残存部と記す）、地表および地下リターおよび地表下0-35cm層の土壌は、尿施用後2, 4, 8, 16, 24, 52週目の計6回、各採取日ごとにパイプを2本ずつ取り出して採取した。

採取後の全植物体と地表および地下リターは85℃で72時間通風乾燥し、乾物重を測定した後0.5mmメッシュ以下に粉碎した。土壌は、室温で通風乾燥した後、0.5 mmメッシュで篩別した。

また、実験期間における日平均気温は本実験地より約50 m離れた地点で測定し、日降水量は実験地に隣接して設置した自記雨量計により求めた。

4. 化学分析

牧草および土壌中の全窒素含有率および¹⁵N atom% はニュージーランドの

Lincoln大学土壌学研究室 (Department of Soil Science) に分析を依頼して求めた。供試尿中の全窒素含有量はケルダール法により求め、 ^{15}N atom% は S I 分析センター (昭光通商株式会社 杉戸研究所内) に分析を依頼して求めた。

5. ^{15}N excess%の算出

^{15}N は自然界に若干存在するので、供試した ^{15}N の動態を明らかにするためには供試試料中の ^{15}N atom%から自然界に存在する ^{15}N atom% (自然 ^{15}N 同位元素存在率) を差し引いた値である ^{15}N excess% を求めなければならない。そのために ^{15}N 添加尿を施用する直前に採取した植物体および土壌の ^{15}N atom%を数点測定して、その平均値 (0.369%) を自然界に存在する ^{15}N atom% とし、各試料の ^{15}N atom%からこの値を差し引いて ^{15}N excess%を求めた。

6. ^{15}N 回収量、 ^{15}N 回収率および非回収部分の算出方法

収穫部、残存部、リターの現存量、土壌の地表下 0-35 cm層における乾土重量に、それぞれの全窒素含有率を乗じて全窒素含有量を算出した。全窒素含有量にそれぞれその ^{15}N excess%を乗じた値を算出し、 ^{15}N excess量とした。

牧草によるある時点の ^{15}N 回収量は、その時点までに収穫部として採取された部分に含まれる ^{15}N excess 量と、その時点において残存部に含まれる ^{15}N excess量との和とした。リターおよび土壌の ^{15}N 回収量は、その時点における各部分の ^{15}N excess量とした。

各部分の ^{15}N 回収率は、上記の ^{15}N 回収量を施用した尿に含まれる ^{15}N excess 量 (表1) で除して算出した。

また、施用尿に含まれる ^{15}N excess 量から、牧草、リター、および土壌の ^{15}N 回収量を差し引いた値を非回収部分とした。

III. 実験結果

1. 平均気温および降水量

図1には実験期間内における日平均気温および日降水量を示した。

実験開始時の1991年 6月上旬から10月上旬の日平均気温は約20-30℃の範囲で

推移したが、10月中旬から低下し、11月中旬から翌年の2月下旬には約 5-15℃の範囲で推移した。日平均気温は3月より上昇し、4月中旬から7月上旬には約 15-25℃の範囲で推移した後、7月下旬から9月上旬は約25-30℃の範囲にあった。9月中旬から10月中旬は約15-25℃の範囲で推移した。

降水量は、1991年の6月から9月に多く、月降水量は199 mmから654 mmの範囲にあった。その後1991年の11月から1992年の4月までは、1992年3月の降水量が465.0 mmの高い値を示した以外は少なかった。1992年の5月から9月までの降水量は多く、月降水量は154-489.5 mmであった。

なお、春期、夏期および秋期尿施用区における尿施用後1年間の降水量はそれぞれ、2847 mm、2952 mmおよび2602 mmであった。

2. 牧草、リター、および土壌における¹⁵N回収量

表2には春期、夏期および秋期尿施用区の各採取日における全植物体、リターおよび土壌の¹⁵N回収量の推移を示した。

(春期尿施用区) 牧草の¹⁵N回収量は尿施用4週後まで増加し、最高値の357.9 mg N/m²に達した後、8週以降は若干低下し、314.8-342.2 mg N/m²の範囲で推移した。

リターの¹⁵N回収量は、12.1-27.8 mg N/m²の範囲で推移し、実験期間を通じて大きな変動は認められなかった。

土壌における¹⁵N回収量は、尿施用2週後の504.8 mg N/m²から16週後の124.8 mg N/m²まで大きく減少し、16週以降は105.0-124.8 mg N/m²の比較的狭い範囲で推移した。

(夏期尿施用区) 牧草の¹⁵N回収量は、尿施用8週後までは顕著な増加をみせ、尿施用16週後に最高値の328.6 mg N/m²に達した後は若干減少する傾向を示した。

リターの¹⁵N回収量は実験期間を通じて、15.7-19.2 mg N/m²の範囲で推移した。

土壌の¹⁵N回収量は、尿施用2週後に850.3 mg N/m²を示した後、16週目まで急

激に減少し、16週以降は118.1-145.7mg N/m²の範囲で推移し、大きな変動は認められなかった。

(秋期尿施用区) 牧草の¹⁵N回収量は、尿施用8週後に376.8mg N/m²に達するまで増加し、その後は330.8-390.4 mg N/m²の範囲で推移した。

リターの¹⁵N回収量は実験期間を通じて、14.1-23.4 mg N/m²の範囲で推移した。

土壌の¹⁵N回収量は尿施用1週から4週後までは1000mg N/m²程度の高い値で推移したが、16週以後は大きく減少して52週後には96.6 mg N/m²を示した。

(各尿施用区間の比較) 収穫部の¹⁵N回収量は尿施用後4週および8週まで春期>夏期>秋期尿施用区であったが、52週経過後には秋期>春期>夏期尿施用区となった。

残存部の¹⁵N回収量は尿施用後4週および8週まで、秋期>夏期>春期尿施用区であったが、52週経過後には尿施用区間にほとんど差異が認められなかった。

土壌の¹⁵N回収量は尿施用後4週後までは区間に大きな差がみられ、秋期>夏期>春期尿施用区であったが、24週以後は大差が認められなかった。

3. 牧草、リターおよび土壌の¹⁵N回収率。

表3には春期、夏期および秋期尿施用区の牧草、リター、および土壌におけるそれぞれの¹⁵N回収率を示し、表4には牧草、リターおよび土壌を合せた土壌-植物系における¹⁵N回収率と非回収部分の比率を示した。

(春期尿施用区) ¹⁵Nが1年間に収穫部に回収された比率は30.1%であった。また、収穫部と残存部を合せた牧草の¹⁵N回収率は尿施用4週後に最高値の36.4%に達するまで上昇した後、32.0-34.8%の範囲で推移し、1年後は32.7%であった。

リターの¹⁵N回収率は、実験期間を通じて1.2-2.8%の比較的低い値で推移した。

土壌における¹⁵N回収率は、尿施用2週後に51.3%と低く、さらに16週後まで低

下して12.7%となったが、それ以後は比較的安定して推移し、1年経過後の ^{15}N 回収率は12.2%であった。

非回収部分は尿施用16週後に51.8%に達した後、ほとんど変化せず1年経過後には53.6%を示した。

(夏期尿施用区) 1年間に収穫部に回収された ^{15}N の比率は春期尿施用区よりも低く、21.8%であった。牧草の ^{15}N 回収率は尿施用16週後に30.3%を示した後ほとんど変化しなかった。

リターの ^{15}N 回収率は夏期尿施用区と同様に、実験期間を通じて1.4-1.8%の低い範囲で推移した。

土壌の ^{15}N 回収率は、尿施用後2週目に78.5%を示した後は急激に低下し、尿施用16週以降は10.9-13.5%の範囲で推移した。

非回収部分の比率は、尿施用8週後に45.4%に達した後も若干増加し、1年後には59.9%を示した。

(秋期尿施用区) 収穫部の ^{15}N 回収率は春期尿施用区と類似した値(29.5%)を示した。牧草の ^{15}N 回収率は尿施用8週後に34.2%に達するまで増加し、その後は30.0-35.4%の範囲で推移し、1年後の ^{15}N 回収率は35.4%であった。

リターの ^{15}N 回収率は実験期間を通じてそれぞれ1.3-2.5%の低い値で推移した。

土壌の ^{15}N 回収率は尿施用4週後に96.0%と高かったが、その後時間の経過に伴って1年後に8.8%を示すまで低下が続いた。

非回収部分の比率は、尿施用4週から16週後の42.8%に達するまで急速に増加し、その後もわずかに増加傾向がみられ、1年後には54.5%を示した。

(各尿施用区間の比較) 尿施用4-8週後における収穫部の ^{15}N 回収率は春期>夏期>秋期尿施用区であり、他方、残存部は逆に秋期>夏期>春期尿施用区であった。しかし、いずれの部位も時間の経過に伴って尿施用区間の差異が縮小し、1年経過後には大差が認められなくなった。また、牧草による ^{15}N 回収率はいずれの尿施用区においても4-8週後にほぼ最高値に達した。

尿施用2-4週までの土壌-植物系における ^{15}N 回収率は秋期>夏期>春期尿施用区であった。しかし、その時点で ^{15}N 回収率が高かった尿施用区においても時間の経過とともに土壌の ^{15}N 回収率が低下し、24週以後の土壌-植物系における ^{15}N 回収率には尿施用区間に大差が認められなくなった。

IV. 考 察

尿施用1年経過後の ^{15}N 回収率(表3)は、春、夏、秋の尿施用時期を通じて、牧草で28-35%、リターが1.3-1.5%、土壌中で9-12%と比較的狭い範囲にあった。また、 ^{15}N の54-60%が土壌-植物系に見出されなかった(表4)。なお、収穫部には既往の成績の値(11-55%)のほぼ中間的な値である22-30%が見出された。このように土壌-植物系の各部分における尿施用1年経過後の ^{15}N 回収率および系外への損失率には、3回の尿施用時期を通じて大差は認められなかった。しかし、尿施用後2-8週までの土壌-植物系の ^{15}N 回収率は尿施用時期によってかなり異なった値を示し、秋期>夏期>春期の順であった。これは尿施用直後の気温、降水量、バヒアグラスの生育状況などの影響によるものと考えられる。例えば、春期尿施用区の場合は尿施用直後の気温が比較的高いために、アンモニア揮発による損失も多く²⁰⁾、また、この時期は降水量も多いので、溶脱や脱窒による損失が高くなる可能性が指摘される。このように、春期は尿施用直後における窒素損失が起りやすい条件にあり、土壌の ^{15}N 回収率も低い値を示している(表3)。

家畜によって摂取された窒素の大部分(75-95%)は糞あるいは尿として、狭い面積に集中的に高濃度で還元されるのが放牧草地の特徴のひとつである。特に尿窒素の大部分は尿素態であるので、土壌中のウレアーゼにより急速に加水分解され、可給態のアンモニウムイオンが生成される。施尿直後の尿窒素の一部はアンモニア揮発などによって大気中に拡散するが、大部分のアンモニウムイオンは硝化作用により硝酸態窒素となって土壌に集積し、牧草に吸収される。ただ、表2および表3にみられるように、牧草の ^{15}N 回収量および回収率はいずれの尿施用区においても4-8週以後ほとんど増加していない。尿窒素は糞窒素

と異なって急速に可給化され、一時的に植物が吸収可能な量をはるかに上回る無機態窒素が供給されると推察される。従って、尿窒素は急速に吸収されるものの、牧草は4-8週程度の比較的短時間では施用尿窒素の30%前後の吸収で窒素栄養に富んだ状態に達するのであろう。

春期尿施用区の尿施用4週から8週、夏期および秋期尿施用区の24週から52週にかけてみられるように、バヒアグラスの刈株、ほふく茎や根などに蓄積されていた窒素化合物は収穫部へ移行して、牧草の窒素吸収能は再び高くなると推察される。しかし、表2、3にみられるように、4-8週以後の牧草による ^{15}N 回収量および回収率はいずれの尿施用区でも増加していない。これは、施用尿窒素の10%程度は土壌中に残存するが、その大部分は土壌微生物に取り込まれたり、あるいは粘土と結合して、植物体には容易に吸収できない状態で残存し、他方、大部分の ^{15}N は牧草による窒素吸収が不可能な深さまで移動したことによると推察される。

以上のことから、尿窒素は尿施用後1-2カ月間に30%前後が牧草に吸収され、10%前後は土壌に残存するが、残りの大部分はアンモニア揮発、溶脱および脱窒作用などによって土壌-植物系から損失したと推察される。

自然に対して人為的操作が加えられる農業生態系における窒素の循環は、自然生態系と比べるとより開放的である。家畜の排泄物によって栄養塩類が土壌に直接還元される放牧草地でも窒素の循環はかなり開放的であり、本実験で尿窒素は50%以上の損失がみられることを ^{15}N を用いて定量的に明らかにすることができた。

また、秋期尿施用区のように気温が比較的低温で尿施用後の降水量が少ない場合でも、他の時期ほど窒素損失は急速ではないが、24週後の土壌-植物系にみいだされる ^{15}N 量は他の施用時期とほぼ等しく、約50%であった。このことは、土壌に浸透した降水が下降方向への移動水分になる地域¹⁾では、放牧草地を含め、農地に窒素が集中的に還元された場合には、植物の要求量を越えて過剰に集積された硝酸態窒素が土壌水の下降移動に伴って溶脱し、窒素が損失しやすい

条件にあることを示唆している。

引用文献

- 1) 雨宮悠・武藤勲・中野政詩 (1981) 台地不飽和土壌水分帯域の保水と移動—シラス地帯における土の特性と水の動態(Ⅲ)。農土論集 93, pp.13-21.
- 2) BALL, P. R., D. R. KEENEY, P. W. THEOBALD and P. NES (1979) Nitrogen balance in urine-affected areas of a New Zealand pasture. Agron. J. 71, 309-314
- 3) BALL, P. R., D. R. KEENEY (1981) Nitrogen losses from urine-affected areas of New Zealand pasture, under contrasting seasonal conditions. Proc. XIV Int. Grassl. Congr. pp.342-344
- 4) BALLOU, N. J. and L. J. LAMBOURNE (1962) Partition of excreted nitrogen, sulphur and phosphorus between the faeces and urine of sheep being fed pasture. Aust. J. Agric. Res. 13, 461-471.
- 5) CARRAN, R. A., P. R. BALL, P. W. THEOBALD and M. E. G. COLLINS (1982) Soil nitrogen balances in urine affected areas under two moisture regimes in Southland. N. Z. J. Exp. Agric. 10, 377-381.
- 6) FIELD, T. R. O., P. R. BALL and P. W. THEOBALD (1985) Leaching losses of nitrate from cattle urine applied to a lysimeter. Proc. N. Z. Grassl. Assoc. 46, 137-141.
- 7) HENZELL, E. F. and P. J. ROSS (1973) Chemistry and biochemistry of herbage (Eds. G. W. BUTLER and R. W. BALLEY), vol. 2, Academic Press, London, pp. 227-245.
- 8) 木村武・倉島健次 (1988) グリーンエネルギー計画成果シリーズⅢ系 No. 4 農林水産技術会議事務局. pp. 52-76.

- 9) LEDGARD, S.F. and W.H.M. SAUNDERS (1982) Effect of nitrogen fertiliser and urine on pasture performance and the influence of soil phosphorus and potassium status. N. Z. J. Agric. Res. 25, 541-547.
- 10) LOCKYER, D.R. (1984) A system for the measurement in the field of loss of ammonia through volatilisation. J. Sci. Food Agric. 35, 837-848.
- 11) RYDEN, J.C., D.C. WHITEHEAD, D.R. LOCKYER, R.B. THOMPSON, J.H. SKINNER and E.A. GARWOOD (1987) Ammonia emission from grassland and livestock production systems in the UK. Envir. Pollu. 48, 173-184.
- 12) 杉本安寛・平田昌彦・上野昌彦 (1987) バヒアグラス放牧草地におけるエネルギーと物質の流れ IV. 乳用育成牛を輪換放牧した場合における窒素の流れ. 日草誌, 32, 313-320.
- 13) 杉本安寛・平田昌彦・上野昌彦 (1987) バヒアグラス放牧草地におけるエネルギーと物質の流れ V. 乳用育成牛群の排泄行動に関する2,3の観察. 日草誌, 33, 8-14.
- 14) 杉本安寛・平田昌彦・上野昌彦 (1987) バヒアグラス放牧草地におけるエネルギーと物質の流れ VI. 乳用育成牛の糞および尿による窒素排泄量について. 日草誌, 33, 121-127.
- 15) 杉本安寛・平田昌彦・上野昌彦 (1991) バヒアグラス放牧草地におけるエネルギーと物質の流れにおよぼす家畜の排糞の影響 V. 窒素の流れ. 日草誌, 36, 376-383.
- 16) SUGIMOTO, Y., P.R. BALL and P.W. THEOBALD (1992) Dynamics of nitrogen in cattle dung on pasture, under different seasonal conditions. 1. Breakdown of dung and volatilization of ammonia. J. Japan. Grassl. Sci. 38, 160-166.
- 17) SUGIMOTO, Y., P. R. BALL and P.W. THEOBALD (1992) Dynamics of ni-

- trogen in cattle dung on pasture, under different seasonal conditions. 2. Denitrification in relation to nitrate and moisture levels in the surface soil. J. Japan. Grassl. Sci. 38, 167-174.
- 18) SUGIMOTO, Y., M. HIRATA and M. UENO (1985) Fate of ^{15}N -labelled fertilizer nitrogen applied at different times of the year on bahia-grass pasture. Proc. XV Int. Grassl. Congr. 495-497.
- 19) 杉本安寛・永松勝彦・平田昌彦・上野昌彦 (1993) 牧草地における尿窒素の動態に関する研究 1. 牛尿パッチからのアンモニア揮発による窒素の損失. 日草誌, 39, 162-168.
- 20) THOMAS, R. J., K. A. B. LOGAN, A. D. IRONSIDE and J. A. MILNE (1986) Fate of sheep urine-N applied to an upland grass sward. Plant and Soil, 107, 173-181.
- 21) THOMAS, R. J., K. A. B. LOGAN, A. D. IRONSIDE and G. R. BOLTON (1988) Transformations and fate of sheep urine-N applied to an upland U.K. pasture at different times during the growing season. Plant and Soil, 107, 173-181.
- 22) VALLIS, I., L. A. HARPER, V. R. CATCHPOOLE and K. L. WEIER (1982) Volatilization of ammonia from urine patches in a subtropical pasture. Aust. J. Agric. Res. 33, 97-107.
- 23) WHITEHEAD, D. C. (1970) The role of nitrogen in grassland productivity. Commonw. Agric. Bur. Bul. 48, Farnham Royal, Bucks, UK. pp. 21-26.

Table 1. Nitrogen content and ^{15}N excess % of urine and amount of ^{15}N excess applied to the small experimental plot.

Seasons of application ¹⁾	N content (g N/1)	^{15}N excess % (%)	Amount of ^{15}N excess (mg $^{15}\text{N}/\text{m}^2$)
Spring	8.2	1.59	983.2
Summer	7.9	1.82	1082.9
Autumn	8.2	1.80	1101.8

¹⁾ ^{15}N labelled with ^{15}N -urea (10.5 atom %) was applied on 4 June (spring application), 24 July (summer application) and 14 October (autumn application) in 1991.

Table 2. Amount (mg $^{15}\text{N}/\text{m}^2$) of ^{15}N recovered in plant, litter and soil.

Seasons of application ^{a)}	Parts	Weeks after ^{15}N application					
		2	4	8	16	24	52
Spring	Harvested ^{b)}	147.7	236.5	259.5	279.0	286.8	295.9
	Remained ^{c)}	103.5	121.4	55.3	47.5	55.4	25.5
	(Whole plant) ^{d)}	(251.2)	(357.9)	(314.8)	(326.5)	(342.2)	(321.4)
	litter ^{e)}	19.8	27.8	12.1	22.7	22.2	15.5
	Soil	504.8	297.3	315.4	124.8	105.0	120.4
Summer	Harvested	55.7	122.2	160.0	174.4	178.2	236.4
	Remained	137.6	133.2	157.3	154.2	130.7	61.8
	(Whole plant)	(193.3)	(255.4)	(317.3)	(328.6)	(308.9)	(298.2)
	litter	19.2	18.1	18.4	18.7	15.7	17.8
	Soil	850.0	676.9	256.0	135.9	145.7	118.1
Autumn	Harvested	38.6	72.5	80.1	91.2	108.1	325.4
	Remained	126.5	164.5	296.7	239.5	258.0	65.1
	(Whole plant)	(165.1)	(237.0)	(376.8)	(340.7)	(366.1)	(390.5)
	litter	19.1	23.4	27.0	19.4	18.8	14.1
	Soil	1034.4	1057.2	594.8	280.3	148.3	96.6

^{a)} ^{15}N labelled with ^{15}N -urea (10.5 atom %) was applied on 4 June (spring application), 24 July (summer application), and 14 October (autumn application) in 1991.

^{b)} Cumulative value of amount of ^{15}N in harvested part (7.5 cm above soil surface)

^{c)} ^{15}N in stubble, stolon and root.

^{d)} Harvested and remained parts.

^{e)} Above and below ground litters.

Table 3. Percentage of ^{15}N recovery in plant, litter and soil, and unaccounted for ^{15}N .

Seasons of application ^{a)}	Parts	Weeks after ^{15}N application					
		2	4	8	16	24	52
Spring	Harvested ^{b)}	15.0	24.1	26.4	28.4	29.2	30.1
	Remained ^{c)}	10.5	12.3	5.6	4.8	5.6	2.6
	(Whole plant) ^{d)}	(25.5)	(36.4)	(32.0)	(33.2)	(34.8)	(32.7)
	litter ^{e)}	2.0	2.8	1.2	2.3	2.3	1.5
	Soil	51.3	30.2	32.0	12.7	10.7	12.2
Summer	Harvested	5.1	11.3	14.8	16.1	16.5	21.8
	Remained	12.7	12.3	14.5	14.2	12.1	5.7
	(Whole plant)	(17.8)	(23.6)	(29.3)	(30.3)	(28.6)	(27.5)
	litter	1.8	1.7	1.7	1.7	1.4	1.6
	Soil	78.5	62.5	23.6	12.6	13.5	10.9
Autumn	Harvested	3.5	6.6	7.3	8.3	9.8	29.5
	Remained	11.5	14.9	26.9	21.7	23.4	5.9
	(Whole plant)	(15.0)	(21.5)	(34.2)	(30.0)	(33.2)	(35.4)
	litter	1.7	2.1	2.5	1.8	1.7	1.3
	Soil	93.9	96.0	54.0	25.4	13.5	8.8

^{a)-e)} See Table 2.

Table 4. Percentage of ^{15}N recovery in soil-plant, system and percentage of unaccounted for ^{15}N .

Seasons of application ^{a)}	Parts	Weeks after ^{15}N application					
		2	4	8	16	24	52
Spring	Soil-plant ^{b)}	78.8	69.4	65.2	48.2	47.8	46.4
	Unaccounted	21.2	30.6	34.8	51.8	52.2	53.6
Summer	Soil-plant	98.1	87.8	54.6	44.6	43.5	40.0
	Unaccounted	1.9	12.2	45.4	55.4	56.5	60.0
Autumn	Soil-plant	110.6	119.6	90.7	57.2	48.4	45.5
	Unaccounted	—	—	9.3	42.8	51.6	54.5

^{a)} See Table 2.

^{b)} Sum of ^{15}N recovery ^{15}N in Whole plant, litter and soil.

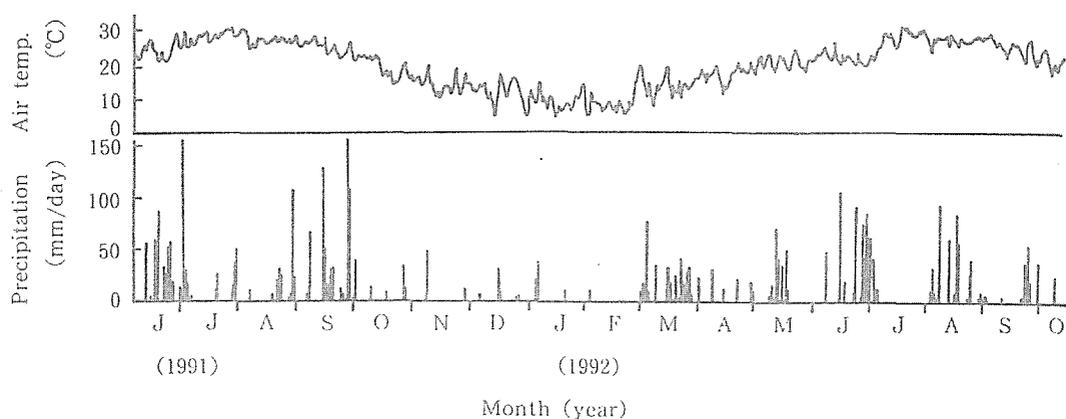


Fig. 1. Seasonal changes in mean air temperature and precipitation over the experimental period.