

序 章 研究の目的および従来の研究

本研究は、放牧草地における養分循環の特徴を明らかにし、乳用育成牛の排泄物の肥料的評価を行うことにより、放牧草地の合理的施肥法を確立するための基礎的知見を得ようとするものである。

狩猟や牧畜が人間の生業として始まる以前から、動物の排泄物は自然界の養分循環を支える重要な構成要素であった。そこへ人間が介在しても、遊牧に典型的に見られるように、あくまでも動物の行動が主導的であり¹⁰²⁾、人間はそれに便乗して生業を営んでいるにすぎない。わが国の農業においては、特に最近の20年間の農業機械の増加、化学肥料、農薬の単位面積当たり施用量の増加は著しく、いわば農業の「工業化」ともいえる現象が見られた。しかし、家畜放牧については、その実態は太古から本質的に変わっていないと言って良いであろう。すなわち、放牧技術は人間による「工業化」を容易に受け入れがたい特性を内包していると考えられる。

これは、まず第1に、放牧が広い草地の上にしか成り立たないことに表われている。例えば、北海道東部の放牧草地における化学肥料の単位面積当たり施用量（10 a 当たり 8 kg N, 8 kg P₂O₅, 12 kg K₂O*¹⁾）は、放牧に要する面積が広いために、機械力をもってしても、わが国農業の各作目の中では¹¹³⁾、比較的低い水準に抑えられている。

第2に、一層重視すべきこととして、放牧草地の諸現象についての理解の不十分さを指摘できる。それは、わが国における放牧技術の研究の歴史が浅いことのほかに、次のような本質的な問題が存在すると考えられる。すなわち、放牧草地における現象は、畑や水田などの土壌～植物のシステムに比べ、家畜の採食、排泄、踏みつけ、さらに累年変化が加わるため、きわめて複雑であり、例えば、牧草の現存量の変化や土壌中養分含有量などの実態を把握することさえ困難を伴うこと⁷¹⁾が

多い。したがって、放牧技術は経験的に対応せざるを得ない場面が多い。

しかし、食糧生産の一端を放牧草地に担わせる限り、そこでの生産力を高めることは不可欠でありそのためには、経験的な放牧技術をより一般的、普遍的なものとして合理化をはかる必要がある。

その際、放牧技術を放牧草地の構成要素に対応して、土壌管理、植生管理、家畜管理の3分野に区分することも可能であろう。しかし、食糧生産を考察するためには、それら構成要素間のエネルギー流と養分循環に着目することがより適切と考えられる。すなわち、放牧技術の合理化は、土壌～植物～家畜系におけるエネルギー流と養分循環の制御法を確立することである。また、一般に施肥技術に関して、従来はエネルギーの利用効率を中心課題とし、その補助的な制御手段として施肥を位置づける傾向¹⁰¹⁾もみられた。しかし、養分循環を独自のプロセスとしてエネルギー流と対等に位置づけ、その制御法の確立として施肥法を考察することは、環境保全はもとより、資源の有効利用、ひいてはエネルギーの有効利用の見地から有効と考えられる。

ところで、放牧草地における土壌～植物～家畜の養分循環経路上の特徴的現象について、次のような知見が得られている。

乳牛の排泄量^{2,53,54,56,90)}は、品種、年齢、飼養条件等により異なるが、概算のためには1日1頭当たりふん（乾物）3.5 kg；12回、尿 6 kg；10回として良いであろう。含まれる養分は、ふんでは窒素、りんに富み、カリウム、カルシウム、マグネシウムが多い。また、尿は窒素とカリウムがほとんどであり、その他の養分は少ない。1回当たりの排泄物により被覆される面積は地形などのためきわめて不定であるが、ふんでは0.06～0.13 m²、尿では0.17～0.4 m²という調査結

*1) 放牧草地の施肥量の実態は、正確な把握がなされていないので、ここでは昭和53年制定の北海道施肥基準量を揚げた。

果^{10,16,23,40,53,91)}がみられる。その結果、排泄地点ではきわめて高濃度に養分が添加され、土壌中の窒素やカリウムが増加し、そこに生育する牧草の窒素、カリウム含有率も上昇することがしばしば報告されている^{11,13,14,16,17,63,65,89,91,107)}。排尿直後の土壌 pH の上昇により硝酸化成、脱窒が促進される¹⁶⁾。放牧草地土壌の微生物数が多いことも報告されている⁷²⁾。それらは、牧草生産量、草種構成、飼料としての品質などに影響を及ぼし^{51,56,73,108,109,110)}、影響の持続期間は、尿の場合、3 か月から2 年間で報告されている^{14,17,91)}。

また、排泄物は斑点状に添加されるため、土壌中の養分は偏在し、土壌および牧草中の養分含有率のばらつきが大きく、変異係数 (CV) は採草地などに比べ著しく大きい^{32,35)}。放牧草地の牧草現存量のばらつきも大きく、採草地の CV が 15% 前後であるのに対し、放牧草地では 65% 前後である⁷¹⁾。すなわち、排泄物周縁に与える影響が大きい⁵⁰⁾ 反面、他所には影響が及んでいない。しかし、これらの現象については Petersen らの先駆的報告^{84,85,87)} があるとはいえ、放牧草地における排泄物の肥料的評価を行うためには、さらに定量的な検討が必要である。

以上のような知見をもとに、養分循環を検討す

るに先立って、放牧草地において具体的な循環の実態を把握し問題点を明らかにしておくことが必要と考えられる。そこで、第 1 章において、放牧草地に対する施肥試験の調査結果について、養分循環の観点から肥効の解析を行うことにより、放牧草地の排泄物の肥料的評価を行うことの重要性を指摘し、そのための問題点を整理する。

ついで、第 2 章で放牧草地特有の排泄物の斑点状の還元の実態について調査し、一枚の放牧草地における排泄物の分散パターンのシミュレーションが可能なことを示す。第 3 章では、個々の排泄地点の、主として土壌中での養分の動態を明らかにし、第 4 章においては、排泄物の牧草に対する影響の特徴とその持続性を追跡する。第 5 章では、第 4 章までの検討結果を、従来の知見と共に総合化する試みとして、乾物生産とカリウム循環についてダイナミックモデルを構成し、若干の考察を加える。最後に第 6 章において、それらの結果の整合性をシミュレーションによって検証することを試み、放牧牛排泄物の総合的な評価につき考察を行う。

なお、本研究においては主として乳用育成牛を供試したので、泌乳のプロセスは検討の対象から除外した。

第1章 放牧草地の養分循環の調査

実際の乳用育成牛放牧草地において放牧試験を実施し、その結果を養分循環の観点から解析し、放牧牛排泄物の肥料的評価を行うに当たっての問題点を整理する。

試 験 方 法

1. 放牧草地に対する施肥試験

供試草地（北海道中標津町計根別）は、44kg P/haを投入して荒廃草地を更新し、4年間カリウム単用の施肥管理で放牧利用してきた、チモシーおよびシロクロバ中心の放牧草地である。

その1（放牧試験）…施肥処理として、カリウム単用区（K区と略記；窒素は主としてクロバの固定窒素に依存し^{34,36)}、りんは造成時の土壌改良資材に依存する⁷⁷⁾）と、それに対して窒素・りんを併用しカリウムを増施した区（NPK区と略記）の2区を設け、2年間（1966～1967年）試験を実施した。年間施肥量はK区では83kg K/ha、NPK区は20kg N/ha、13kg P/ha、100kg K/haで、りんは早春全量、他は早春と夏に半量ずつ分施した。肥料の種類は、窒素が塩化アンモニウム、りんが過りん酸石灰、カリウムが塩化カリウムである。放牧方法は、公共放牧草地を想定した昼夜放牧で、各区は、1haずつであり、それぞれ4区分し、1牧区に7日間滞牧、28日間で1周することを原則とし、春から秋まで4回の輪換を実施した。掃除刈はいっさい行わなかった。供試牛は、入牧時8～10か月齢、体重200～250kgの乳用育成牛であり、第1年目は両区とも3頭づつ、2年目はK区3頭、NPK区4頭であった。

草量調査は、各区からの退牧時に現存量をプロテクトケージ法で、また残草量を刈取り法により測定し、現存量と残草量の差を採食草量とした。

ふん周や踏倒し個所に生じた不食過繁草量は、その面積比率を測定し現存量を乗じて算出した。牧草はグラスとクロバに分け^{*}、窒素、りん、カリウムをそれぞれ、セミマイクロケルダール法、湿式分解液につきモリブデンブルー比色法、同炎光光度法にて分析した。

その2（肥料3要素試験）…放牧区：上記と同様の牧区を設け、年4回の輪換放牧（4頭/牧区）を行い、4つの輪換牧区のそれぞれの内に、3要素区、無窒素区、無りん区、無カリウム区、無肥料区の5処理区（1区220m²）を設け4反復とした。年間基準施肥量は20kg N/ha、13kg P/ha、83kg K/haとし、りんは春施用、他は、春と夏の2回に分施した。刈取り法により、各放牧期の入牧直前の現存量を調査した。

刈取り区：隣接する更新以来の禁牧区に3要素区（40kg N/ha、22kg P/ha、83kg K/haを使用）と無肥料区の2区（1区400m²）を作り、刈取り区とした。

肥料の種類は、上記放牧試験と同じである。

結果および考察

1. 放牧試験における窒素、りん、カリウムの循環

本試験は2年間実施した。しかし、両年の結果がほぼ同様の傾向であったので、以下、2年目の結果を中心に述べる。

草地生産の概略…現存量は放牧によって採草量と残草とに分かれ、残草はさらに可食残草と不食過繁草（排泄ふんによって採食を忌避された部分）に分かれる。したがって、図1においては、現存量を、さらに、採草量、可食残草、不食過繁草の三部に分けて示した。

* 本研究では、原則としてa)イネ科牧草（クサイやイネ科雑草を含む場合もある）、b)マメ科牧草、c)広葉雑草と枯葉、の3種に分別し比率を求め、刈取り草量に乘じ各々の草量を求めた。以下、表現の便宜上、a)、b)をそれぞれグラス、クロバと記すこととする。

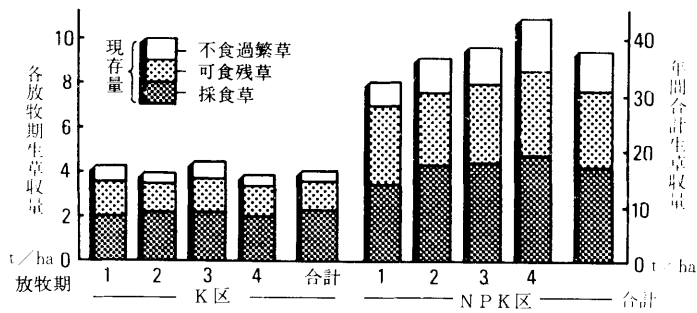


図1 各放牧期毎ならびに年間の現存量およびそれらの採食草、可食残草、不食過繁草への分割

現存量は、NPK 区が K 区を大きく上回った(図1)。採食草も放牧頭数の多い NPK 区が多かった。可食残草と不食過繁草は、現存量、放牧頭数、滞牧日数、休牧間隔および放牧牛の行動など多くの要因に左右されるが、本試験では、主として NPK 区の現存量が放牧頭数に比べて多かったため、NPK 区のこれらの残草は K 区より多く、頭数を増してもなお利用不足と考えられる。

放牧牛の増体量(表1)から肥料の増施効果を見ると、NPK 区は、放牧頭数を増したうえで良好な日増体量を示した。1 ha 当たりの増体量は第3放牧期以外は NPK 区が K 区にまさり、年間合計では約40%まさった。さらに上記のとおり草量

に余裕があった。

すなわち、肥料の増施効果は、牧草生産および

表1 供試育成牛の増体

	K 区	NPK 区
入牧頭数(頭)	3	4
入牧時総体重(kg/ha)	639	846
日平均増体量(kg/日/頭)	0.94	0.96
放牧期毎増体量(kg/ha)*		
第1放牧期	71(23.7)	120(30.0)
第2放牧期	68(22.7)	132(33.0)
第3放牧期	81(27.0)	80(20.0)
第4放牧期	81(27.0)	91(22.8)
計	301(100.3)	423(105.8)

* () 内は1頭当たり増体量

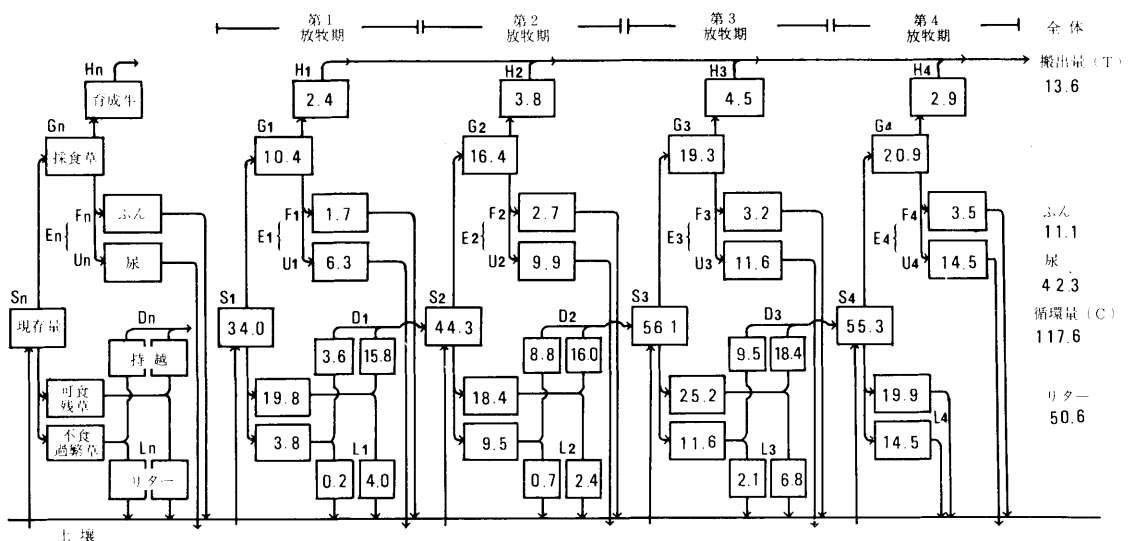


図2 放牧試験(NPK 区)におけるカリウムの循環

注) 施肥は図示の対象からはずした。また、流亡、溶脱については未測定のため不明である。

家畜生産の両面から認められた。

放牧試験における養分循環の概要…まず、各放牧期ごとの循環を検討する。養分循環の経路を1放牧期について考えると、図2の左側に示したようになる。すなわち、土壌中から牧草に吸収された養分は、放牧・採食を受けると、牛体にとり込まれたある量が体構成などに使われ、他の部分は体謝産物の一部とともに排泄により土壌に還元される。可食残草、不食過繁草は、一部がリターとして土壌に還元され、他は次回放牧期に持ち越される。積雪寒冷地帯では、このような循環のプロセスが夏期の各放牧期ごとに展開し、最終放牧期後、可食残草および不食過繁草に含まれる養分の多くが土壌に還元されて越冬する。図2には、このプロセスを、NPK区のカリウムについて各放牧期の草量と化学分析値から算出して示した。なお、このほかに溶脱、流亡などが考えられるが、それらについては未測定のため図示しなかった。

ついで、循環による年間の収支をみるのに先立ち、各養分ごとの循環量、搬出量(率)、還元量(率)を計算手順に即して示す。各記号は、図2中にも示した。

循環量(C)：土壌中から牧草によって吸収され循環系に入った養分の総量。各放牧期に再生した牧草に含まれる養分の年間合計値であり、次式により推定した。

$$C = \sum_{n=1}^4 S_n - \sum_{n=1}^3 D_n$$

ここに、 S_n は各放牧期の現存量にともなう養分量、 D_n は各放牧期の残草のうち次期放牧期の現存量部分へ持ち越された養分量。 n は放牧期を表わす。

搬出量(T)：放牧牛の体構成などに使われて、放牧草地から持ち出された養分の総量。

$$T = \sum_{n=1}^4 H_n$$

H_n は各放牧期に牛体にとり込まれた養分量で、次式による計算値である。

$$H_n = G_n - F_n - U_n$$

ただし、 G_n は採食草、 F_n はふん、 U_n は尿にともなう養分量であり、 G_n の H_n 、 F_n 、 U_n への分配率は、辻・原植の乾乳期の成牛についてのデータ¹⁰⁰⁾によった。

還元率(R)：リター化した残草と排泄物にともなう土壌に添加された養分の総量。

$$R = \sum_{n=1}^4 L_n + \sum_{n=1}^3 E_n \quad (1)$$

ここに、 L_n は各放牧期にリター化した残草(調査に基づく値)、 E_n は排泄物に含まれる養分量。

これら3者間には、

$$C = T + R \quad (2)$$

の関係がある。

なお、搬出率(P_T)および還元率(P_R)とは、循環量に対する百分率、つまり、

$$P_T = \frac{T}{C} \times 100, \quad P_R = \frac{R}{C} \times 100$$

である。

これらを、NPK区のカリウムについてみる(図2、表2)と、循環量は、117.6kg、搬出量は13.6kg、還元量は104kg、搬出率は12%、還元率は88%であり、循環系に入った養分の大部分が再

表2 育成牛による窒素、りん、カリウムの搬出および還元量 (kg/ha/年)^{a)}

	K 区			N P K 区		
	N	P	K	N	P	K
循環量	57.8(100)	5.6(100)	63.4(100)	115.6(100)	10.1(100)	117.6(100)
└ 搬出量	9.3(16)	0.2(14)	9.0(14)	16.1(14)	0.3(3)	13.6(12)
└ 還元量	48.5(84)	5.4(96)	54.4(86)	99.5(86)	9.8(97)	104.0(88)
└ 残 草	17.8(31)	1.8(32)	19.9(31)	46.7(40)	3.9(39)	50.6(43)
└ 排泄物 ^{b)}	30.7(53)	3.6(64)	34.5(55)	52.8(46)	5.9(58)	53.4(45)

a) ()内は各養分の循環量を100とした時の相対値。

b) 各養分の採食草から排泄物への分配率は、辻・原植(1976)の乾乳期の成牛についてのデータによる。

び土壌にもどされ、持ち出された量はわずかであった。窒素、りん、カリウムについて、両区の集約結果を表2に掲げた。

循環量：おもに現存量の多少に支配され、NPK区がK区を大きく上回った。

搬出量：窒素、りん、カリウムともNPK区が高かったが、これは同区の放牧頭数が多く、かつ1頭当たり増体量が両区ほぼ等しかったためである。牛個体中平均含有率は窒素について3%という値⁶⁶⁾が知られているので、その値と増体量から換算した値とを比較すると、搬出量がK区9kg、NPK区16kgに対し、増体量からの換算値はそれぞれ9.12kgであった。りんおよびカリウムの搬出量はいずれもNPK区がK区より高かった。搬出率は各養分ともK区がやや高かった。

還元量：NPK区の還元量はK区に比べるときわめて多かった。両区の還元率はほぼ等しく、循環量に対して、窒素、カリウムでは80数%、りんでは90数%が土壌に還元された。これらのうち、残草による還元量はNPK区に比べK区が著しく少なかった。他方、排泄物による還元量は多く、3要素ともNPK区がK区を上回り放牧頭数を反映したが、比率ではK区が高かった。

循環の検討によるNPK区の肥効解析…循環の検討からわかるとおり、肥料の増施処理によって、第1に循環量が変わり、第2には、搬出量と排泄物による還元量が放牧延頭数に規制されるのに対し、リターによる還元量が大きく異なる。しかし、(1)、(2)式のとおり、リターによる還元量も、結局は循環量と放牧延頭数によってきまり、その多少は放牧利用率の問題となる。したがって、肥料の処理効果を検討するためには、各養分の循環量を中心に検討すれば良い。

肥料の増施にともなう循環量およびリターによる還元量の増加、つまり、窒素、りん、カリウムについて、

$$\Delta F = F_{NPK} - F_K$$

$$\Delta C = C_{NPK} - C_K$$

$$\Delta L = L_{NPK} - L_K$$

を表3に示した。ここに、 ΔF 、 ΔC 、 ΔL は、それぞれ、施肥量、循環量、リターによる還元量の増加分を示し、 F_{NPK} はNPK区の施肥量、 F_K はK区の施肥量、 C_{NPK} はNPK区の循環量、 C_K はK区の循環量、 L_{NPK} はNPK区のリターによる還元量、 L_K はK区のそれを示す。

窒素とカリウムの ΔC は ΔF を上回った。つまり、増肥に伴い余計に投入された量以上の窒素と

表3 各養分の施肥量、循環量、リター量のNPK区とK区との差 (kg/ha)

	N	P	K
施肥量 (ΔF)	20.0	13.0	17.0
循環量 (ΔC)	57.8	4.5	54.2
リター量 (ΔL)	28.9	2.1	30.7

注) $\Delta F = F_{NPK} - F_K$, $\Delta C = C_{NPK} - C_K$, $\Delta L = L_{NPK} - L_K$, ここに F , C , L はそれぞれ施肥量、循環量およびリター量を表わし、添字 NPK および K はそれぞれNPK区とK区を表わす。

カリウムが循環量において増えたことを示した。これは、データは省略したが、第1年目の結果についても同様であったので1年目の残効とは考えにくい。また、ガラスの窒素、カリウムの含有率の最高値は、K区のNが2.1%、Kが2.5%、NPK区のNが2.5%、Kが2.5%であり、いずれもぜいたく吸収をしたと考えられなかった。したがって、これは、増肥した肥料の効率の良さを示したものと考えられる。また、りんの ΔC が ΔF より少なかった。その原因として、土壌固定による肥料の利用率低さがあげられる。しかし、同時にK区ではりんが牧草生産にとって制限要因になっており、3要素施用、特にりんの働きで生育が良好になり、窒素とカリウムをも良く利用する結果になったと考えられる。

家畜生産を目的とする放牧草地の生産の向上には、牧草の良好な利用率の確保が必要である。K区とNPK区の放牧頭数が同じであった1年目の ΔL は3要素とも ΔC とほぼ等しかったので、その場合は増肥による循環量増加分がそのままリターとして還元されたことになる。しかし、表2に示した2年目では、 ΔL は ΔC の約50%であり、放牧頭数を増したことによる放牧利用率の向上を反映していた。

肥料3要素試験によるNPK区の肥効解析…

NPK区の肥効を解析するために、放牧条件下で窒素、りん、カリウムの3要素試験を行った。結果は表4に示すとおりである。

放牧区と刈取り区について、無肥料区の年間生草収量を比較すると、刈取りの場合、3要素区の22%であるのに対し、放牧の場合は3要素区の約70%であった。このちがいはおもに放牧牛の排泄

物による養分還元の有無によると推定される。しかし、放牧の無肥料区と3要素区との差(約30%)は、養分還元のうえにさらに3要素の施用効果があることを示している。

肥効の最も大きかったのは、各要素欠除区の収量によればりんであった。これは、造成時の土壤改良資材のりんが、この時点では不足する状態に至っていたためと考えられる。造成時に十分施用

表4 放牧区と刈取区における施肥反応の比較

	放 牧 区 ^{a)}					刈 取 区 ^{a)}	
	NPK	PK	NK	NP	無肥料	NPK	無肥料
年間生草収量 (t/ha)	42.2	37.3	33.4	39.7	29.9	38.3	8.4
(%) ^{b)}	100	88	79	94	71	100	22

^{a)} 放牧区の施肥：N 20, P 13, K 83 (kg/ha)、刈取区の施肥：N 40, P 22, K 83 (kg/ha)、NとKは春と夏に、Pは春に施用した。

^{b)} NPK区に対する百分率

していれば、りんの追肥効果はもっと少なかった⁷⁷⁾と推定される。ついで、窒素の肥効が認められた。牧区はクローバの固定窒素にある程度依存できる^{34,36)}。放牧試験のK区は年平均クローバ率が40%であった。この程度のクローバ率であっても、固定窒素によって必要量を確保できなかったと考えられる。

カリウムの肥効が小さかったのは、主として供試以前からの施肥によって十分補給されていたためであろう。しかし、放牧試験の無カリウム区の収量が3要素区に比べやや低かったのは、放牧牛の排泄物による還元量が多いことに比較して収量は増加せず、換言すれば、収量に対する排泄物の肥料的効果が大きくないためと推測される。すなわち、排泄物が斑点状に局部的に還元されるため、肥効が草地の一部分にしか表われない結果と解釈される。この点は、本研究における仮説のひとつとなるものである。

このような排泄物の還元を、以下では、斑点状還元と呼ぶこととする。なお、この現象は、窒素、りんについても拡張できると考えられる。

以上のことから、放牧試験の増肥による草地生産の向上は、制限要因であったりんを補給し、窒素の不足分を埋め、かつ、排泄物の斑点状還元による肥料的効果の低下を補ったことによると考え

られる。なお、わが国の草地農業においては、りんの補給は草地改良事業により保障され、基本的には解決をみているところである。

論 議

以上の検討から、放牧草地の養分循環においては排泄物の役割が大きく、放牧技術にとってはその肥料的評価が重要な課題であることが明らかとなった。そこで、そのための問題点を整理すると図3のとおりである。排泄物の肥料的評価のためには、斑点状還元現象の解明が重要であるが、この現象は、大別して、(a)排泄物の平面的な分散の仕方と、(b)牧草生産への影響とに分けられる。そして、(b)については、個々の排泄地点における養分の動態の解明に基づく牧草養分含量や生育への影響の検討とともに、その持続性を明らかにすることが必要である。

次に、以上のような問題点を解明しようとする場合、どのような手法により研究をすすめるかが課題となる。これは、序章で示した系の複雑性に関連するものである。

放牧草地における養分循環の研究は、1970年以前は、本節で行ったような静的な試算に基づく考察^{15,19,62)}がほとんどであった。その背景となる

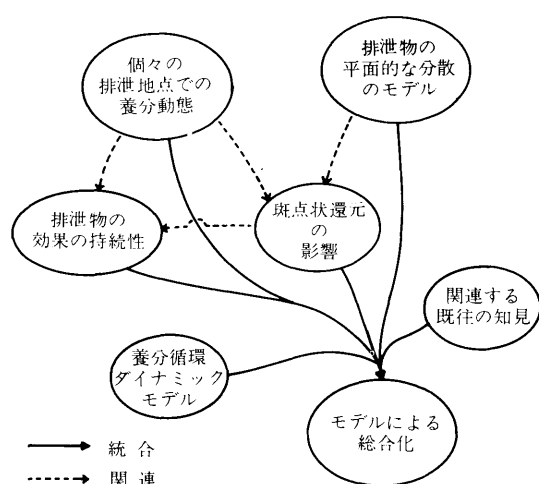


図3 放牧草地の排泄物の肥料的評価のために解明を要する問題点

循環経路上の個々の現象についての知見は、放牧草地の調査のほか伝統的な方法であるほ場試験によるものであった。

1970年代に入ると、分析・測定技術の高度化、効率化により、多種の現象や素材間の比較や相互作用の研究が飛躍的にすすみ、あわせて、コンピューター利用の拡大に伴って、1960年代に導入された多因子試験法などの実験計画法の発展、多変量解析などの数理統計的手法の定着をみるように

なった⁸⁰⁾。しかし、放牧草地のように多要因が作用する不均質な場における養分循環を総合的に考察する際には、それらの手法をもってしても対応できないことが多い。

すなわち、個々の排泄地点という「点」としての把握とともに、草地全体における排泄物などの分散という「面」としての把握をも併せて追求し、さらにはその経時の変化をも含めて、土壌～植物～家畜の生態系における総合的な評価を行い、施肥技術への活用をはかる必要がある。

そのためには、システムを、相互に作用する要素の複合体とみて要素およびシステムの評価をしようとするシステム科学における諸手法¹⁾の導入が有効と考えられる。すでに、草地の研究においてもシステムをモデル化して評価しようとするいくつかの成果が発表されている^{7,8,12,42)}が、そのような研究の現状は、個々の研究者やグループが試行を重ねる段階にあり、今後の検討にゆだねるべき点が多い。本研究においては、各問題点ごとに目的に適った手法の利用を考慮し、後述するそれぞれの実験・解析の方法を採用した。ついで、そこから得られた結果に基づき、ダイナミックモデル^{21,105)}などのモデルにより総合的に考察することを試みた。このような手法についての評価も本論文の一課題となるものである。

第2章 放牧草地における排泄物の分散

放牧牛の排泄物は草地内に点々とばら撒かれるため、その肥料的評価を行うことは容易でないが、その現象を説明する簡単なモデルは、その課題の解決にとって有効な情報を提供することとなる。

そこで、本章では、放牧草地特有の現象である排泄物の分散のパターンを、実際の放牧草地における調査結果に基づきモデル化する。次いで、放牧施設に起因する片寄りをもつ分散パターンをシミュレーションにより再現し、養分循環の平面的な変化を考察する準備を行う。

〈第1節〉分散パターンのモデルとその適用条件

放牧草地における排泄物の分散パターンについては、既に幾人かの研究者が報告している^{70,84,85,87)}。1950年代に Petersen ら^{84,85)}が、またその後、Richards と Walton⁸⁷⁾が示したように、排泄物の分散は、放牧強度の低い時にはポアソンモデルで表現できるが、放牧を繰り返したり、放牧強度を増すと負の二項モデルが良く適合することが判明している。しかし、これらの研究が行われた時代のコンピューター利用上の制約により、本研究の目的のためには不十分な面があるので、それらと同様な調査に基づき検討を加えたものである。

すなわち、これらの確率モデルの利用に際しては、放牧施設、コドラートの大きさおよび排泄物密度の影響による分布型の相違を明らかにしておくことが不可欠である。また、負の二項分布を考える場合、パラメータ k (後述) の値は採食・排泄行動および環境条件により変化することがあると考えられ、特にシミュレーション実験を行おうとする場合には k 値をどう設定するかが重要課題となる。

方 法

1. 育成牛の排泄物の分散様式の調査

放牧草地における乳牛の排泄物の分散パターンを、北海道根室管内の公共育成牧場（開陽台および共和）で調査した。調査方法は次の2つである。

1) タイプ1：行動調査を開陽台では14時間、共和では12時間にわたって行い、ふんおよび尿の排泄地点を牧区の見取図（1/1,000縮尺）上に記録した。

2) タイプ2：ふんについて、放牧牛が牧区から移出後、全面積の踏査を行い、排泄地点を記録した。

両調査とも約10haの牧区の内約4haを供試した。両牧区ともホルスタイン系育成牛（約5～15か月齢）が放牧されており、前回放牧後20日間を経て生草で約5t/haの収量があった。得られた排泄物の分散図は25m²（5m×5m）相当のコドラートに区画し、その中の排泄物個数を数え頻度分布として整理した。

隣り合わせのコドラートを合わせて、順次0.5, 1, 2, 4 および8aのコドラートを作り、上記と同様の頻度分布表を作り以下の検討に供した。

2. 排泄物の頻度分布に対する理論分布型のあてはめ

ポアソン又は負の二項分布のあてはめ…前項で得られた頻度分布にポアソン又は負の二項分布をあてはめ⁹²⁾、あてはまりの良さをカイ二乗検定により判定した。

ひとつのコドラート中に x 個の排泄地点がある確率は次のとおりである：ポアソン分布については、

$$Px = e^{-\mu} \cdot \frac{\mu^x}{\Gamma(x+1)}, \quad x = 0, 1, 2, \dots \quad (2.1)$$

ここに μ は x の平均の期待値であり、分散 σ^2 は μ に等しい； e および Γ はそれぞれ自然対数の底

およびガンマ関数を表わす。

負の二項分布については、

$$P_x = q^{-p} \cdot \frac{\Gamma(x+k)}{x! \cdot \Gamma(k)} \cdot \left(\frac{p}{q}\right)^x, \\ x = 0, 1, 2, \dots \quad (2.2)$$

ここに p および $k (> 0)$ はパラメーターであり $q = p + 1 (> 0)$ 。 μ と σ^2 はそれぞれ、 $\mu = kp$ および $\sigma^2 = kpq$ 。

なお、 k は分布のかたまり度合を表わす。 k が小さいほど、より集中的であり、大きいほどランダムに散っており、 $k \rightarrow \infty$ ではポアソン分布と一致する。

「共通の k 」…ある動物個体群が増殖の結果負の二項分布を形成する時、その種特有の k の値を持つ^{*)}ことから、伊藤は、他の原因による場合も「共通の k 」⁶⁾が存在することを示唆している⁴⁴⁾。それに基づき、負の二項分布の「共通の k 」の推定を行い、有意性をカイ二乗検定によって検定した。この値が決まると、分布の平均値を与えることにより分布が定まる。

$\hat{C}_s$ 指数…久野⁴⁸⁾は、頻度分布のひずみ度を表わす指数として $\hat{C}_s$ 指数を導入した。これは、Anscombe³⁾ が示唆したものと同一の内容である：

$$\hat{C}_s = \frac{\bar{x} (M_3 - 3s^2 + 2\bar{x})}{(s^2 - \bar{x})^2},$$

ここに、 $\bar{x}$ および s^2 はそれぞれ平均 μ および分散 σ^2 の推定値であり、 M_3 は標本平均のまわりの三次のモーメントの推定値である。 $\hat{C}_s$ は理論的には、その分布がネイマン A 型^{**)}の時 は 1.0、負の二項分布の時 は 2.0 となり、離散対数正規型^{**)}の時 は 3.0 以上となり、それらは平均 μ および分散 σ^2 にかかわりなく成立する³⁾。多数のサンプルについて得た $\hat{C}_s$ の頻度分布のモードによ

って分布型を判定する⁵⁾。

3. 森下の $I\delta$ 指数による分散パターンの解析

排泄物の分散パターンならびにかたまりを生じた場合のその大きさを森下の $I\delta$ 指数^{67,68)}を用いて解析した。

排泄物がランダムに分散している場合 $I\delta$ は 1 となり、均一あるいは集中的に分散している時はそれぞれ 1 より小あるいは大となる。ランダム分散から有意にかけ離れているかどうかは、 F 値の観測値

$$F_0 = \frac{I\delta(N-1) + n - N}{n - 1}$$

; N は総個数, n はコドラート数,

を F 表の F^{n-1} (0.05) と比較して判定した。

$I\delta(S)$ および $I\delta(2S)$ をそれぞれコドラートの大きさ S および $2S$ の時の $I\delta$ 値とすれば、 S をいろいろに変化させた時の $I\delta(S)/I\delta(2S)$ のピークにおけるコドラートの大きさは、かたまりの大きさを表わす⁶⁷⁾。

結 果

1. 排泄物個数の頻度分布(I)……放牧施設に起因するかたまりを含む場合

調査の結果得られた排泄物の分散図のうち、共和のタイプ 1 について図 4, 5 に例示した。各コドラート毎のデータに対し、前項で示した理論モデルのあてはめを試みた。

平均に対する分散の比 (σ^2/μ) は、理論的にはポアソン分布で 1、負の二項分布では 1 以上の値をとる。分散および平均の推定値 (各 $s^2, \bar{x}$) の関係を図 6 に掲げた。ポアソン分布のあてはめは $s^2/\bar{x} \leq 1.05$ の場合、また負の二項分布のあてはめは $s^2/\bar{x} > 2.00$ の場合に行い、 $1.05 < s^2/\bar{x} \leq 2.00$ の時は両分布のあてはめを検討し、カイ二乗

*) そのような時、 k と増殖率 (一定期間内の平均個体数に対するその期間内の産子又は卵の数) は一定の関係をもち、動物の増殖率は種によって定まっている⁴⁴⁾。

**) ネイマン A 型分布は、平均値の異なるポアソン分布が複合して出来たと考えられる分布の一種であり、離散対数正規型分布は対象物の個数の対数が正規分布に従う分布である。Anscombe は、これらの分布型につき負の二項分布などと共に、集中的な分散を表わす分布型として理論的に比較検討した⁴⁾。

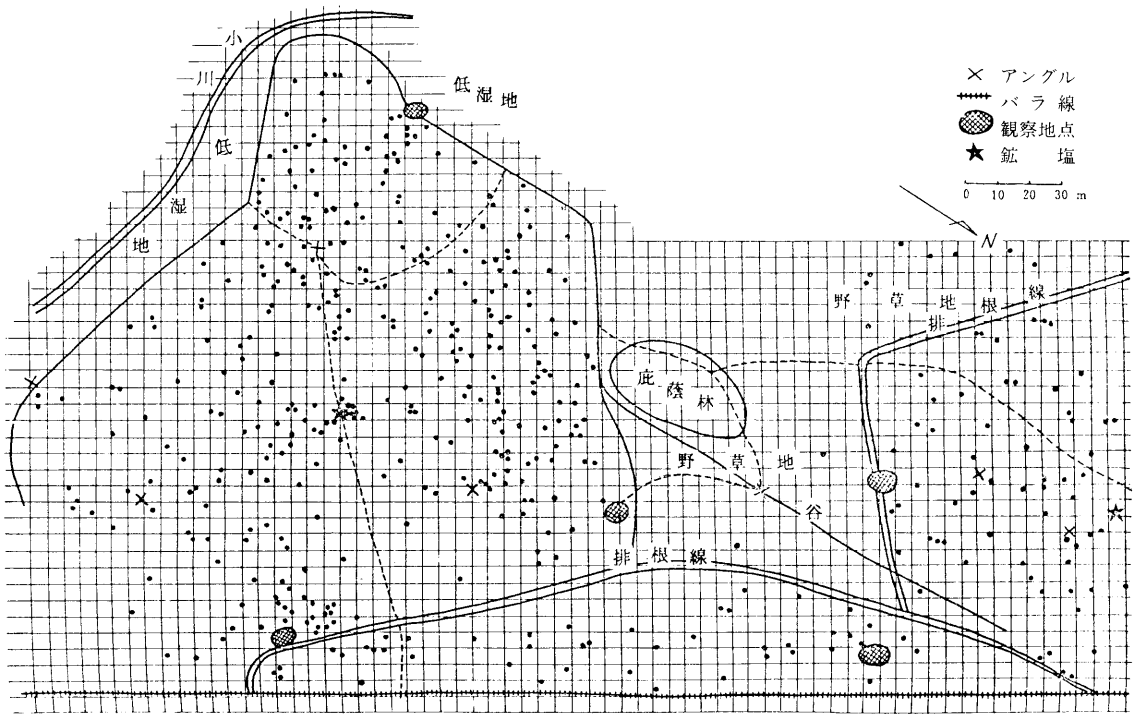


図4 ふんの分散図，共和，タイプ1の調査結果

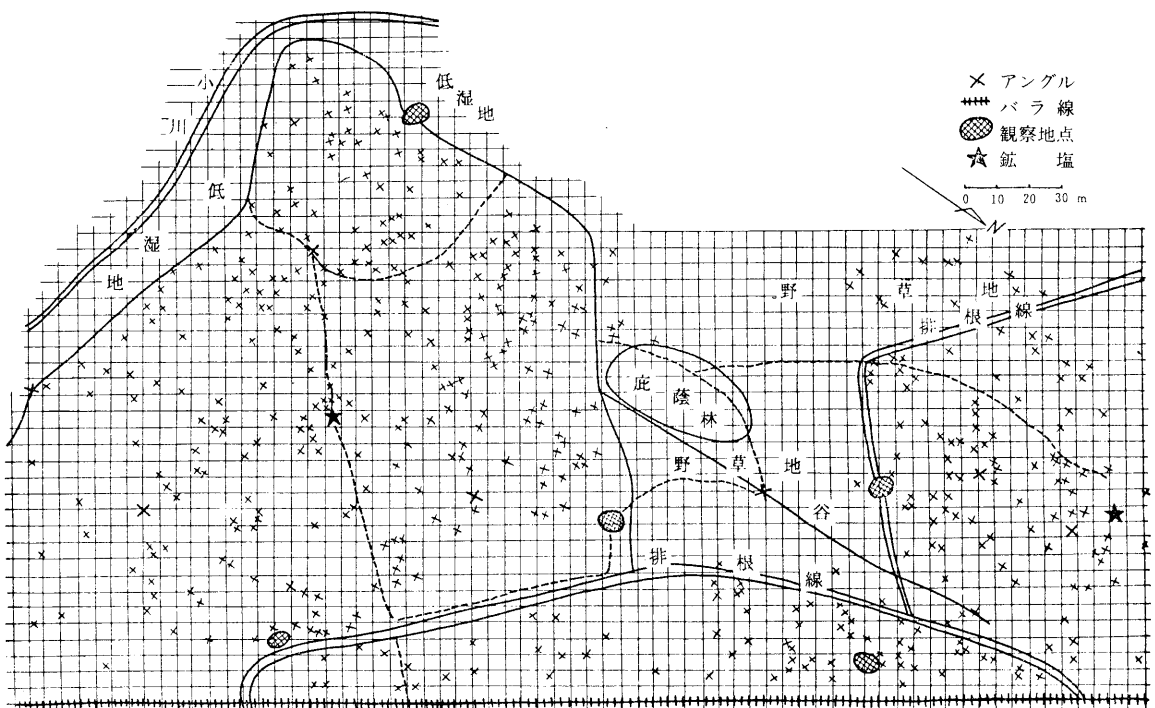


図5 尿の分散図，共和，タイプ1の調査結果

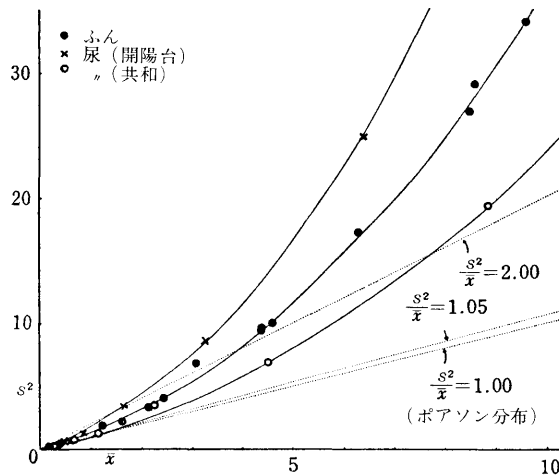


図6 ふん・尿の頻度分布の平均($\bar{x}$)と分散(s^2)の関係

値の小さい方の分布型を採用した。1.05および2.00という基準は経験的なものである。あてはめの結果を表5に示した。

ふん……ポアソン分布に従うと判定されたものは、タイプ1の調査では開陽台は0.25～2aのコードラート、共和は0.25～0.5aの場合であった。それ以上の大きさのコードラートでは、 $s^2/\bar{x}$ が2.00以下であってもポアソン分布のあてはまりは不良であった。タイプ2の対象となった排泄物の排泄時間がタイプ1の場合に比較して長い場合、タイプ2の調査から得られた平均値はタイプ1のそれより大であった。同時に、タイプ2における分散 s^2 はタイプ1の場合より大であった。タイプ2にお

ける $s^2/\bar{x}$ はすべて1.05より大きく、半数以上は2.00より大であった。ふんのデータの大半はランダムとは言い難く、従って0.25, 0.5aのような小さなコードラートの場合を除いてポアソン分布には従わないことを表5は示している。他方、負の二項分布はコードラートの大きさや平均値にかかわらずかなり良く適合すると考えられる。

尿……ポアソン分布は開陽台の0.25a、共和の0.25～1および8aの場合に良くあてはまった。特に0.25aの場合は $s^2/\bar{x}$ はほとんど1に等しく、カイ二乗値も小さく、典型的なポアソン分布を示していた。一方、負の二項分布は、開陽台の0.25aを除き $s^2/\bar{x}$ が1.05より大きい場合に良くあ

表5 排泄物の頻度分布に対するポアソン、負の二項分布のあてはめ
……放牧施設に基づくかたまりを含む場合

コードラート 面積 (a)	ふん								尿			
	ポアソン				負の二項				ポアソン		負の二項	
	タイプ1		タイプ2		タイプ1		タイプ2		タイプ1		タイプ2	
	開陽台	共和	開陽台	共和	開陽台	共和	開陽台	共和	開陽台	共和	開陽台	共和
0.25	P	P	ns	ns	ns	(NB)	NB	NB	P	P	ns	—
0.5	P	(P)	ns	ns	(NB)	NB	NB	NB	ns	P	NB	—
1	(P)	ns	—	—	NB	NB	NB	NB	ns	P	NB	(NB)
2	P	ns	—	—	ns	NB	NB	NB	—	ns	NB	NB
4	—	—	—	—	NB	NB	NB	NB	—	(P)	NB	NB
8	—	—	—	—	NB	NB	NB	NB	—	P	NB	(NB)

注) P, NB はそれぞれポアソン、負の二項モデルを仮定した場合、 χ^2 検定において5%水準で否定されなかったことを示す。ns は共に否定された場合、— は分散/平均比が不適 (本文参照) のために、あてはめは行わなかったことを示す。() 内は、両モデルのうち χ^2 値がより小であることを示す。

てはまった。

$\hat{C}_s$ 指数による最適な集中分布モデルの確認

排泄物の分散が、負の二項モデル以外の集中分布モデルに、より良く従うことがないか否かを確認しておくことが必要である。そこで、 $\hat{C}_s$ 指数を用いて検討が可能な分布型として負の二項分布のほかにネイマン A 型と離散対数正規型を採り上げた。

$\hat{C}_s$ 指数の計算は、久野⁴⁸⁾に従って、指数のばらつきを抑えるため $\bar{x} \geq 0.5$ でかつ $s^2/\bar{x} > 2.0$ の基準に適合した場合について実施し、その頻度分布を図 7 に掲げた。その結果、ふんについての $\hat{C}_s$ のモードは 2.0 であるので、これら 3 種のモデルのうちでは、負の二項モデルが最も適当であると判断できる。なお、尿については、頻度分布を作成するに足りなかったため、 $\hat{C}_s$ による検討は実施しなかった。

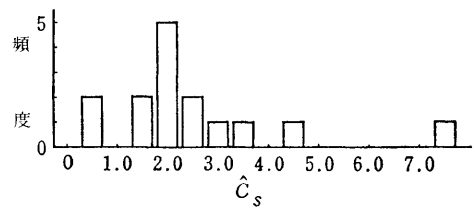


図 7 ふんの $\hat{C}_s$ 指数の頻度分布
($\bar{x} \geq 0.5$, $s^2/\bar{x} \geq 2.0$ のデータについて)

2. 集中度およびかたまりの場所と大きさ

森下の $I\delta$ 指数とコドラートの面積との関係を図 8 に掲げた。

ふん……タイプ 1 の調査データについての $I\delta$ 値は 2 草地とも 1.1~1.4 を示し、タイプ 2 では開陽台が 1.2~1.4、共和が 1.2~1.3 であった。有意性検定によれば、ふんの分散は、開陽台の 0.5a、両草地の 0.25a のコドラートの場合を除きランダ

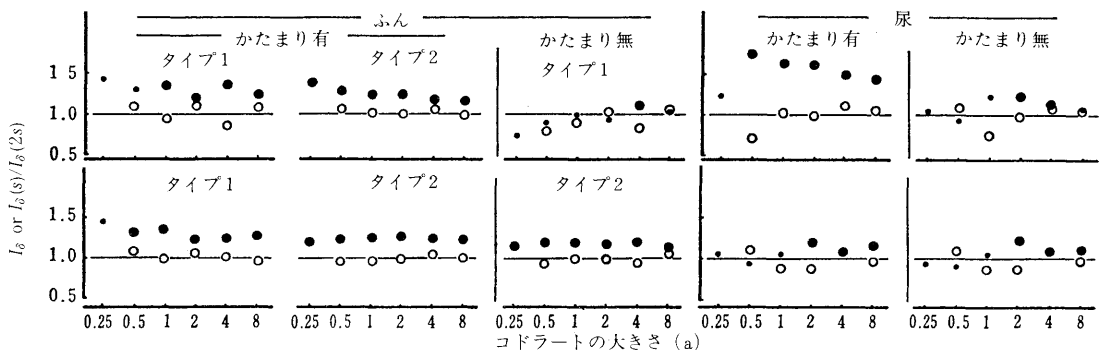


図 8 排泄物の分散図に基づく $I\delta$ および $I\delta(s)/I\delta(2s)$ のコドラートの面積との関係。●, $F_0 > F_{n-1}^{-1}(0.05)$ の $I\delta$ 値, すなわち, 有意なかたまりを持つ; ○, $F_0 < F_{n-1}^{-1}(0.05)$ の $I\delta$ 値, すなわち, 有意なかたまりを持たない; ○, $I\delta(s)/I\delta(2s)$ 。図の上側が開陽台, 下側が共和, 図中に記した「かたまり」とは, 放牧施設によって生じた有意なものを示す。

ムとは言い難かった。

そこで、かたまりの大きさを推定するために $I\delta(S)/I\delta(2S)$ を計算し、図 8 中に併記した。開陽台では 8a, 4a, 2a, 0.5a, 共和では 4a, 2a, 0.5a などにピークが見られ、実際の分散図上でもそれらに相当すると考えられるかたまりを確認できた。8a, 4a および 2a のかたまりは、大半が飲水場または給塩場の周辺に認められた。しかし、0.5a のものは放牧施設あるいは牧区の地形などによって生じたとは考えにくい。

次に、かたまりが放牧施設に影響されて生じたと考えられる場合には、それを除外して $I\delta$ 指数を計算した。その結果、各コドラートの大きさに相当する $I\delta$ 指数は、除外しなかった場合に比べて小さくなり、開陽台のタイプ 1 においては、4a 以外はいずれもランダムと判定される。しかし、共和のタイプ 2 においては、各サイズのコドラートの $I\delta$ 指数は小さくなったとは言え、ランダムと判定することはできない。

尿……かたまりを含んだままの $I\delta$ 指数は、開

陽台で1.1~1.8, 共和で0.9~1.2であった。 F 検定によれば, 開陽台の0.5~8 a, 共和の2~8 a においては, ランダム分散から有意にかけ離れていた。

$I\delta(S)/I\delta(2S)$ によれば, 両草地の4 a, 共和の0.5a においてピークが認められ, 開陽台では該当するかたまりが給塩場付近に見られた。しかし, 共和の0.5a のかたまりは放牧施設との関連はないものと考えられる。

そこで, 放牧施設周辺のかたまりを除いて $I\delta$

値を計算した結果, 共和ではほとんど変化が見られず, 開陽台では, 1.1~1.8であったものが0.96~1.25に減少した。

3. 排泄物個数の頻度分布(Ⅱ)……放牧施設に起因するかたまりを除去した場合

以上の検討から, 放牧施設に起因するかたまりが頻度分布型に影響していることがうかがわれたので, それらを除去し, 理論分布のあてはめを試みた。その結果を表6に掲げた。

表6 排泄物の頻度分布に対するポアソン, 負の二項分布のあてはめ
……放牧施設に基づくかたまりを除いた場合

コドラート サイズ (a)	ふ		ん		尿			
	ポアソン		負の二項		ポアソン		負の二項	
	開陽台	共和	開陽台	共和	開陽台	共和	開陽台	共和
0.25	P	(P)	—	NB	P	P	—	—
0.5	P	ns	—	NB	P	P	—	—
1	P	ns	—	NB	P	P	(NB)	(NB)
2	ns	—	—	NB	ns	(P)	NB	NB
4	ns	—	NB	NB	(P)	(P)	NB	NB
8	P	—	(NB)	NB	P	ns	(NB)	NB

注) P, NB, ns, —, (), は表5の注) 参照, ふんの開陽台はタイプ1, 共和はタイプ2の調査結果。

ふん……開陽台のタイプ1の調査では, かたまりの除去によってポアソン分布に近づいたが, 共和のタイプ2においては除去前後の変化はほとんど認められなかった。

尿……開陽台の場合, 給塩場周辺のかたまりを除去すると, 2 a 以外のコドラートにおいてポアソンモデルが良く適合した。

4. 負の二項分布における「共通の k 」の推定

図6のコドラート当たりの排泄物密度 x と分散 s^2 との関係を見ると, ふんの場合, 両草地のタイプ1, 2とともにほぼ同一の二次曲線上にプロットされ, 「共通の k 」を持つと推測される⁶⁾。他方, 尿の場合は, 開陽台と共和とで別個の曲線となり両草地間で k は異なると考えられる。そこで, ふんについての「共通の k 」を, 放牧施設に起因するかたまりを除去したデータについて求め, 表7にその結果を示した。

0.5a, 1 a, 2 a, 4 a および 8 a の各コドラートについて計算した「共通の k 」は, 信頼限界も

すべて重なり, ほとんど同一と見なし得ると考えられ, それらの平均値は4.40, 区間推定値としては4.00~4.88が得られた。0.25a の場合は, コドラート当たりのふん密度が低く「共通の k 」を得ることができなかった。このことは, 0.25a の場合ポアソン分布が良く適合した表6の結果に符合するものである。

表7 負の二項分布の「共通の k 」の推定と χ^2 検定,
(ふん: 放牧施設に基づくかたまりを除いた場合)

コドラートサイズ a)	共通の k^a (信頼限界 ^{b)})	χ^2	確 率
0.5	3.87(3.18-4.96)	3.43	0.10-0.05
1	4.18(3.43-5.33)	2.91	0.10-0.05
2	4.50(3.65-5.86)	2.06	0.20-0.10
4	4.82(3.85-6.45)	1.25	0.60-0.50
8	5.52(4.21-8.40)	4.75	0.10-0.05
平 均	4.00(4.00-4.88)	16.54	0.30-0.20

注 a) 開陽台と共和の各タイプ1, 2についての頻度分布より求めた。

b) 確率0.05水準における t 値は1.960

考 察

1. 接近方法について

タイプ1の調査における放牧強度は約10頭・日/ha、タイプ2においては約40頭・日/haと推定される。調査時間が比較的短かったために、通常の放牧強度（北海道の公共草地では通常50～100頭・日/ha）より軽放牧であった。Petersen⁸⁴⁾、Richards と Walton⁸⁷⁾は50～200頭・日/haの放牧強度における排泄物の分散について報告している。その中で、彼らは、供試牧区の物理的条件は全面均一ないし基本的に同一、と仮定して取り扱っている。そして、その仮定に基づいて、より軽放牧下において得られた原図面を重ね合わせて、新しいより重放牧下の図面を作成し検討を加えた。しかし、この仮定は本節で見たとおり必ずしも現実的とは言い難い。そこで、本研究では軽放牧条件下の原図面から明瞭なかたまりを除去しデータに依拠してモデルを導出し、それによって検討するという接近方法をとった。

2. 排泄物の分散の特徴とモデル

ここで得られた $I\delta$ 値のほとんどが統計的に有意に1からかけ離れていた。その最高値は1.8であったが、生物個体群⁶⁷⁾や微生物¹⁰⁴⁾においては一層高い値が報告されている。このことから、排泄物の分散は集中度がきわめて高いとはいい難く、そのためにポアソンならびに負の二項の両分布によって表わし得る領域が重複したものと考えられる。

ところで、排泄物の分散において負の二項分布が生ずる要因としては、1) 場の環境的不均一さ、および2) 牛個体群の行動様式、が考えられる。第1の要因としては、地形や草種の不均一さのほかに、飲水場、給塩場、柵、排根線、避陰林などのような放牧施設の存在が挙げられる。大きなふんのかたまりは2～8a、尿のそれは4aであり、それらのほとんどは主として飲水場又は給塩場の周辺に存在し、それら施設が明らかにかたまり発生の原因となっていた。したがって、図面上でそれらのかたまりを除去すると、 $I\delta$ 値は減少し、ポアソン分布が良く適合するようになった。

なお、この調査においては、地形に基づくかたまりや柵近辺における密度の高まりは確認できなかった。

他方、0.5a といった小さなかたまりは、施設によるよりも放牧牛の行動により惹起されたと考えられる。2～4aのかたまりであっても、施設と無関係な場合も見られた。特に、共和の尿の分散については、給塩場周辺のかたまりを除去しても変化がほとんどうかがえなかった。これらのかたまりは第2の要因によると考えることができる。

したがって、排泄物の分散の基本モデルは、放牧施設の影響を除去した場について考えることが妥当であろう。

3. モデルの適用条件

Petersen ら⁸⁴⁾は、 k 値を記載していないが、論文中に示されたデータからの計算によれば1.6～

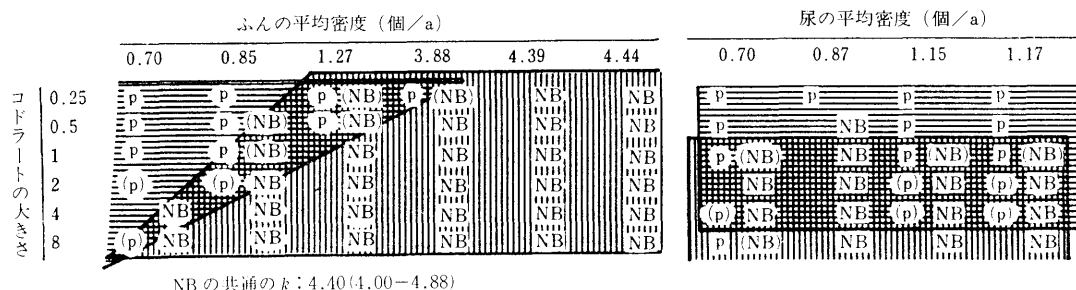


図9 排泄物の平均密度とコドラートの大きさとの関係からみたポアソン (P: ≡) と負の二項 (NB: |||) モデルの適用条件。図中 () 内記号は、P と NB の両者が有意な場合に () 内の分布の有意性が低い (χ^2 値が小さい) ことを示す。

2.8である。Richards と Wolton⁸⁷⁾によれば2.7～17.0で、平均は6.7であったという。本節における4.4という「共通の k 」は、それらの中間の値であり、ふんの場合の一般的値として使用できると考える。

ところで、分布の形は一般にコドラートの面積と対象物の密度とに依存する。図9は、排泄物の分散がどのモデルで最も良く表現できるかを、コドラートの面積と単位面積当たりの排泄物密度との関連の下で示したものである。

〈第2節〉分散の片寄りについてのシミュレーション

前節では、排泄物の分散の片寄りを惹起する2つの要因について論じ、いずれの場合も多くは負の二項モデルにより単位面積当たり排泄物個数を良く表現できることが明らかとなった。しかし、負の二項モデルによる分散の形成プロセスを厳密に知ることはかなり難しい。そこで、本節では、主として放牧施設の要因について扱い、環境の平面的かたよりに従って平均値が変化するポアソンモデルによってこのプロセスを明らかにすることを考える。そして、このモデルを第6章において養分循環モデルと結合して、排泄物の肥料としての評価を試みるために使用する。

方 法

1. 排泄物の分散パターンの調査

育成牛の排泄物の分散パターンを、平坦な方形牧区(1 ha)において、8月、9月および10月の3回にわたって調査した。その牧区の4周は有刺鉄線で囲まれており、その一辺上に飲水場がある(図10)。グラス、クローバの混播草地で、8、9、10月にそれぞれ、2.6、2.1、2.7 ton/haの生草収量があった。前2回は、3頭の育成牛(ホルスタイン系、約10か月齢)を放牧し、3回目は4頭を供試した。それらの育成牛はいずれも6月以来、当該牧区を含む牧場で放牧されて来た。牧区内の排泄箇所は行動調査により図面上に記録した。

2. コンピューター・シミュレーション

次の2つの仮定を置く：1) 均一な環境の下(飲水場がない場合)では、排泄物の分散パターンはランダムとなる；2) 飲水場がある場合、排泄物の単位面積当たり個数は飲水場からの距離に応じた平均値を持つポアソンモデルによって表現できる。

シミュレーションは、次の条件の下で実行した：

- 1) 牧区の形と面積は実際の調査を行った牧区と同じ(1 ha)とした。
- 2) 単位面積(10m×10m)当たりの排泄物個

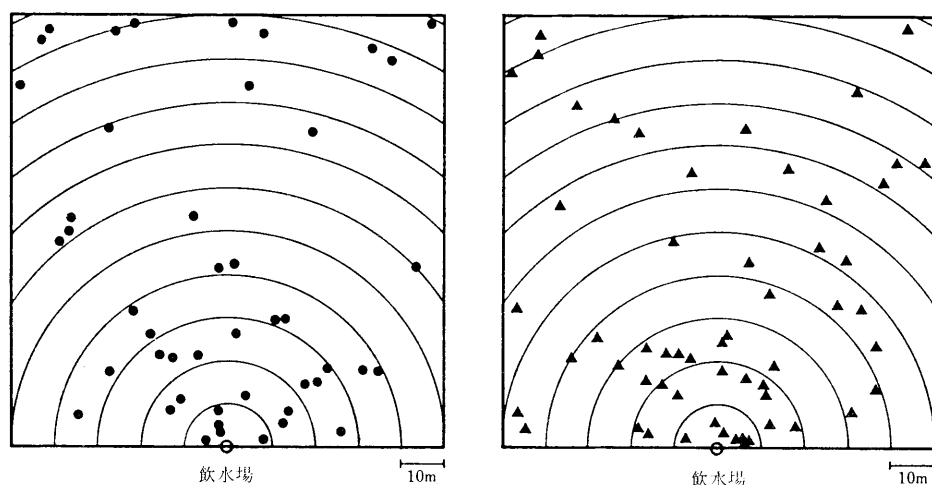


図10 ふん(左)と尿(右)の分散図(調査結果)
平均密度：ふん0.46個/a；尿0.57個/a

数は、与えられた平均値（後述）を持つポアソン乱数によって求めた。

- 3) 各単位面積内における排泄個所の座標は、縦・横各1個の一樣乱数によって求めた。

3. 分散パターンの解析

調査およびシミュレーションの結果は、単位面積当たりの排泄物個数の頻度分布にまとめ、それらに対して、前節と同様にポアソン又は負の二項分布のあてはめ⁹²⁾を試み、集中度は森下の $I\delta$ 指数^{67,68)}により検討した。

結果および考察

1. 飲水場に起因する平面的に片寄った排泄物密度の数式化

排泄物の分散図（図10）によれば、ふんおよび尿は飲水場付近にかたまっている。

なお、牧区の反対側にはやや多量のふんが認められるが、左右の側面には見られなかった。この違いの原因は不明なので、以下の検討においては牧区の周縁部の片寄りについては対象から除外する。

飲水場を中心に、10m間隔の半円型を描き、各円弧間の排泄物個数を数え、密度（個/アール）を計算した。排泄物密度と飲水場からの距離（m）との関係を図11に掲げたが、これは明らかに、飲水場が排泄物の集中をひき起こすことを示している。この図から、減衰指数関数がこの関係をよく表現できると考えられる：

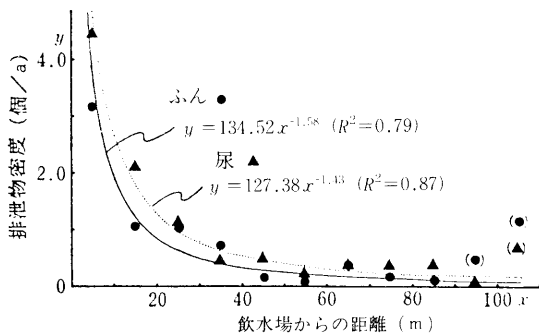


図11 排泄物密度と飲水場からの距離との関係。 R^2 は寄与率。 () データは回帰の計算から除外した。

$$y = ax^{-b}, \quad x \geq 0,$$

ここに y, x はそれぞれ排泄物密度（個/アール）および飲水場からの距離（m）を示し、 a および b は定数（いずれも非負）である。ふん又は尿について得られた関数を図11中に示した。寄与率 R^2 は、あてはまりが良いことを示している。

これらの結果を使用して以下の検討を行った。

2. 排泄物分散のシミュレーション

ポアソンモデルによる平面的に均一な排泄物分散のシミュレーション

前節において、排泄物の平均密度と、採用する枠面積との関係（図9）において、どのモデルが最も良く適合するかを論じた。ここで扱うデータでは、コドラートを1a（10m×10m）に設定すると、平均密度はふんが0.46、尿が0.57なので、1) 牧区内に放牧施設がない場合にはふん個数の頻度分布に対してはポアソンモデルが良く適合し、2) 尿のデータにはポアソンおよび負の二項の両モデルが適合し、どちらかと言えばポアソンモデルがより良い適合を示すと判断できる。したがって、以下ではポアソンモデルを基本的なモデルとして取り扱う。

平面的に均一な密度を仮定したシミュレーションにより得られた分散図は掲げなかったが、勿論、全域にわたってランダムであり集中傾向は認められなかった。

ポアソンモデルによる平面的に片寄った分散のシミュレーション

ポアソン分布の平均値（ λ ）を、放牧施設と排泄個所までの距離（ x ）に応じて次式のとおり変えることにより、平面的に環境条件が片寄った牧区における単位面積当たり排泄物個数を求めた。

$$\lambda = 134.52x^{-1.58} \quad \text{ふんについて, (2.3)}$$

$$\lambda = 127.38x^{-1.43} \quad \text{尿について, (2.4)}$$

平面的に片寄った牧区についてのシミュレーションの結果、図12のとおり均一な牧区とほぼ同じ平均値が得られたが、その差は乱数の誤差の範囲と考えられる。結果は、飲水場の反対側の辺を除いて、実用的には実際の場合（図10）ときわめて類似していた。

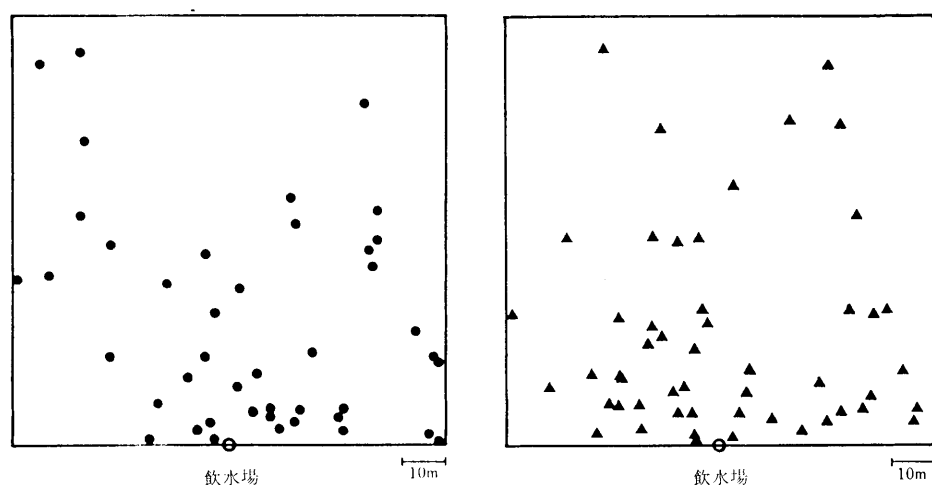


図12 ふん(左)と尿(右)の分散図(シミュレーション結果).
平均密度: ふん0.43個/a; 尿0.51個/a

3. 排泄物分散の頻度分布(観測値とシミュレーション結果)

実測およびシミュレーションから得た単位面積当たり排泄物個数の頻度分布について、ポアソン又は負の二項分布のあてはめ、ならびに集中の度合いを検討し、それらの結果を表8に掲げた。実測のふん尿の頻度分布についてのあてはめでは、カイ二乗値はポアソン分布の場合より負の二項分布の場合がより小さかった。ただし、頻度が5以下の階級は併合したため、自由度が無くなり、負

の二項分布についてのカイ二乗検定における確率の算出はできなかった。 $I\delta$ 値(ふんは2.00, 尿は1.76)は、実際の分散パターンがランダムでなく強く集中していることを示し、排泄物の頻度分布が負の二項分布であることと一致する。

他方、均一な場における尿のシミュレーション結果は、ポアソンモデルで良く表現できる。平面的に片寄りのある場でのシミュレーション結果は、カイ二乗値の確率が小さいためポアソン分布に従うと判断できなかった。負の二項分布の期待頻度

表8 排泄物密度が均一又は片寄った場合の頻度分布のシミュレーション結果、および観測値に対するポアソン又は二項分布のあてはめ、および集中度

	カ イ 二 乗 検 定		I δ 指 数	
	ポ ア ソ ン ^{b)}	負の二項	I δ	$F_0^{(c)}$
◎ 観 測 値				
ふん	1.70 (0.2 ~0.1)	0.018	2.00	1.39
尿	1.09 (0.3 ~0.2)	0.042	1.76	1.45
◎ シミュレーション				
・ 均一な場合 ^{d)}				
ふん	1.04 (0.4 ~0.3)	—	0.93	0.95
尿	0.07 (0.8 ~0.7)	—	0.85	0.91
・ 片寄りのある場合				
ふん	8.42 (0.005~0.001)	0.40	2.33	1.56
尿	6.91 (0.01 ~0.005)	0.35	2.04	1.52

注 a) コドラートサイズは1a, b) ()内は帰無仮説についての確率

c) F の計算値: ちなみに, F 表の $F_{n-1}^{(0.01)}$ は1.35

d) 負の二項分布のあてはめは, 自由度が0のため不可能

は実測結果に近似していたが、自由度がないためカイ二乗検定は実施できない。 $I\delta$ 値によれば、片寄りのある場においてはランダムではないと判断できる。したがって、片寄りのある場を想定してシミュレートした尿は、負の二項分布に従うと言って良いであろう。

平面的に片寄りのある場合のふんの分布も、同

様に負の二項分布に従うと判断できる。

以上のシミュレーションの結果、飲水場のような放牧施設が、排泄物の片寄った分散をひき起すと共に、排泄物個数の平面的な片寄りを数式化すれば、排泄物の片寄った分散はポアソンモデルで表現できることが実証された。