

愛知県の畑土壌における土壌炭素動態モデルと養分収支モデルを用いた 土壌 pH の予測

中村嘉孝¹⁾・山本 拓²⁾・久野智香子³⁾・大橋祥範³⁾・安藤 薫³⁾・大竹敏也³⁾

摘要: 愛知県の畑土壌における土壌pHの変化を下記の手順により予測できる手法を明らかにした。①土壌炭素動態モデルから土壌全炭素含量を予測する。②土壌全炭素含量と陽イオン交換容量(CEC)の回帰式を用いて、土壌全炭素含量の予測値からCECを予測する。③養分収支モデルから交換性カルシウム(Ca)含量及び交換性マグネシウム(Mg)含量を予測する。④CEC、交換性Ca含量及び交換性Mg含量の予測値から交換性Caと交換性Mgの合計飽和度を算出する。⑤土壌pHと交換性Caと交換性Mgの合計飽和度の回帰式を用いて、交換性Caと交換性Mgの合計飽和度の予測値から土壌pHを予測する。

キーワード: 畑土壌、土壌 pH、土壌炭素動態モデル、養分収支モデル、飽和度

Prediction of Changes in Soil pH Using the Soil Carbon Dynamic Model and Nutrient Balance Model in Upland Fields in Aichi Prefecture

NAKAMURA Yoshitaka, YAMAMOTO Taku, KUNO Chikako, OHASHI Yoshinori,
ANDO Kaori and OTAKE Toshiya

Abstract: We have developed a method for predicting changes in soil pH in upland fields in the Aichi Prefecture as follows. (1) Predict the change in total soil carbon content from the soil carbon dynamics model. (2) Predict the change in cation exchange capacity (CEC) from the predicted value of total soil carbon content using the regression equation of total soil carbon content and CEC. (3) Predict the change in exchangeable calcium (Ca) and exchangeable magnesium (Mg) from the nutrient balance model. (4) Calculate the total saturation of exchangeable Ca and Mg from the predicted values of CEC, exchangeable Ca, and exchangeable Mg. (5) Predict the soil pH from the predicted values of the total saturation of exchangeable Ca and exchangeable Mg using the regression equation of soil pH and the total saturation of exchangeable Ca and exchangeable Mg.

Key Words: Upland fields, Soil pH, Soil carbon Dynamic model, Nutrient balance model, Saturation

緒言

土壌が酸性化すると、鉄、マンガン、ホウ素、銅、亜鉛等の微量元素の溶解度が高まり、作物に過剰害が生ずるおそれがある。一方、土壌がアルカリ化するとこれらの微量元素の溶解度は低下し、作物に欠乏症が生ずるおそれがある¹⁾。作物の生育に適した土壌pHを維持することは、作物の生産性を維持、向上するために重要である。

日本は多量の降雨に伴う土壌中の交換性塩基の溶脱により、土壌が酸性化しやすい。地力保全基本調査において、愛知県の畑における不良土壌(III~IV等級)の中で最も面積が広い阻害要因は、交換性カルシウム(Ca)や交換性マグネシウム(Mg)の不足、酸度(塩化カリウム液による土壌抽出液をアルカリ溶液で中和するのに必要な滴定量)が高い、といった土壌pHに関する土壌の特性であった²⁾。このため、生産者はCaやMgを含むアルカリ資材を施用し、作物の栽培に適するように土壌pHを管理している。しかし、このような土壌改良は1作だけで完了するものではないため、アルカリ資材の施用に伴う中長期的な土壌pHの変化を予測し、作物栽培に適した土壌環境を実現していくことは重要である。

土壌pHは塩基飽和度と有意な相関関係を示すことから³⁾、塩基飽和度を予測できれば土壌pHを予測できると考えられる。塩基飽和度は陽イオン交換容量(CEC)に対する交換性塩基の割合であることから、塩基飽和度を予測するためにはCECや交換性塩基含量を予測する必要がある。CECは、土壌全炭素含量と相関関係にあることから、土壌炭素動態モデルを用いた土壌全炭素含量の予測からCECを予測できる可能性が報告されており⁴⁾、交換性Ca含量や交換性Mg含量は、養分収支に基づいた簡易な予測モデルでその変化を予測できることが報告されている^{5,6)}。

そこで、本研究では愛知県の畑土壌における土壌pHの予測に基づいた土壌管理技術の確立に向けて、土壌炭素動態モデルと養分収支モデルを用いて土壌pHを予測する手法を明らかにすることを目的とした。

表1 試験ほ場の概要

試験番号	試験地(市)	解析期間(年)	粘土含量 ¹⁾ (%)	CEC ²⁾ (cmol _c kg ⁻¹)	関連する既報
1	長久手	2002-2020	5	7.7	文献4、7-9
2	長久手	2013-2020	5	6.0	文献10
3	長久手	2016-2021	5	5.6	文献11
4	豊橋	2005-2019	40	14.5	文献12、13
5	豊橋	1981-1994	40	12.8	文献14
6	豊橋	1981-1982	40	12.8	文献15
7	豊橋	1988-1995	8	7.5	文献16
8	豊橋	2013-2016	10	8.2	-
9	安城	1975-1981	24	11.8	文献17

1) 作土あたり

2) 解析開始時点の有機質資材を無施用とした処理区の陽イオン交換容量
試験ほ場の土壌はいずれも黄色土

材料及び方法

1 土壌炭素動態モデルを用いた陽イオン交換容量の予測

(1) 土壌全炭素含量と陽イオン交換容量の関係

愛知県農業総合試験場(愛知県長久手市、豊橋市及び安城市)で実施した有機質資材の施用試験(表1、表2)^{4,7-17)}の報告値を用いて、土壌全炭素含量とCECについて回帰分析を行った。

(2) 土壌全炭素含量からの陽イオン交換容量の予測

1(1)で用いた試験データのうち、Ca及びMgの養分収支データが算出でき、粘土含量と試験地が異なる試験^{14,7-9)}、試験^{4^{12,13)}}及び試験^{9¹⁷⁾}の報告値を用いて、土壌全炭素含量の予測値からCECの予測を行った。各試験の土壌全炭素含量の予測値は、Rothamsted Carbon Model(RothCモデル)バージョンRothC-26.3¹⁸⁾により求めたモデル値とした。すなわち、各試験においてRothCモデル値を求めた報告値⁴⁻¹⁹⁾または、既報¹⁹⁾と同様にして、新たに土壌全炭素動態モデル値を算出した。次いで、1(1)で得られた土壌全炭素含量とCECの回帰式の傾きから、試験開始時における土壌全炭素含量1.000 g kg⁻¹の変化に対するCECの変化を0.288 cmol_c kg⁻¹として、試験開始時のCECからその後のCECを予測した。

2 改良・養分収支モデルを用いた交換性カルシウム含量及び交換性マグネシウム含量の予測

(1) 養分収支に基づいた予測モデルの改良

交換性Ca含量及び交換性Mg含量の予測値は、北村⁶⁾に準じた養分収支に基づいた推定式に、下記の変更を行ったモデルを用いて算出した(式①と式②を組み合わせたモデル。以下、改良・養分収支モデル)。式①は、既報⁵⁾で追加の必要性が指摘されている降雨画分を新たにに加え、予測期間を1作毎ではなく1年単位とした。降雨成分の数値は、愛知県内で実施された酸性雨等調査結果²⁰⁾から、長久手市のほ場は「名古屋市」、豊橋市及び安城市のほ場は「刈谷市」の2003~2019年の平均値を用いた。

$$\text{式①: } Y = SB \cdot Sk + (FB \cdot Fk + OB \cdot Ok + WB \cdot Wk + RB \cdot Rk - PU) / (\rho \cdot D \cdot 1000)$$

Y: 1年後の交換性塩基含量(g kg⁻¹)

SB: 予測開始時の土壌の交換性塩基含量(g kg⁻¹)

Sk: 土壌の交換性塩基の消長係数

FB: 施肥成分量(g m⁻²) Fk: 施肥成分の消長係数

OB: 施用有機質資材中の成分量(g m⁻²)

Ok: 施用有機質資材中の成分の消長係数

WB: かんがい水由来の成分量(g m⁻²)

Wk: かんがい水由来の成分の消長係数

RB: 降雨中の成分量(g m⁻²) Rk: 降雨成分の消長係数

PU: 作物による成分の吸収量(g m⁻²)

ρ: 乾燥密度(g cm⁻³) D: 作土深(m)

式①で予測値が負の値を示す場合があったため、下記の条件式(式②)を追加した。下限値は、Mgを含む炭酸カルシウム肥料を無施用とした試験土壌²¹⁾において最も低かった交換性Ca飽和度及び交換性Mg飽和度から、交換性Ca飽和度は20%、交換性Mg飽和度は9%とした。

式②:式①の予測値 \geq 下限値* の場合→式①の予測値

式①の予測値 $<$ 下限値 の場合→下限値

*下限値:交換性Ca含量は交換性Ca飽和度20%、交換性Mg含量は交換性Mg飽和度9%から算出した値

(2) 消長係数の変更

2(1)の変更にあわせて、式①の消長係数を0以上1未満の間で変更した。まず、有機質資材を無施用とした試験1(堆肥無施用区)、試験4(家畜ふん堆肥無施用区)及び試験9(化学

表2 各処理区における栽培品目と施用有機質資材の概要

試験番号	処理区 ¹⁾	栽培品目 (栽培月間)	有機質資材		
			資材名	施用量 ²⁾ (t ha ⁻¹)	施用月 (月)
試験1	牛ふん堆肥区	1作目スイートコーン(4~7月)	牛ふん堆肥	20	7~8
	豚ふん堆肥区	2作目キャベツ(8~1月)	豚ふん堆肥	10	7~8
	堆肥無施用区		-	-	-
試験2	豚ふん堆肥施用区	1作目タマネギ(11~5月)	豚ふん堆肥	10	10~11
	豚ふん堆肥無施用区		-	-	-
試験3	堆肥と緑肥区	1作目ソルガム(5~7月)	豚ふん堆肥、ソルガム	10	5、7
	堆肥区	2作目キャベツ(7~12月)	豚ふん堆肥	10	5
	堆肥緑肥無し区		-	-	-
試験4	牛ふん堆肥7.5t区	1作目スイートコーン(5~7月)	牛ふん堆肥	7.5	8
	牛ふん堆肥15t区	2作目キャベツ(9~1月)	牛ふん堆肥	15	8
	牛ふん堆肥22.5t区		牛ふん堆肥	22.5	8
	豚ふん堆肥5t区		豚ふん堆肥	5	8
	豚ふん堆肥10t区		豚ふん堆肥	10	8
	豚ふん堆肥15t区		豚ふん堆肥	15	8
	牛ふん堆肥45t/3y区		牛ふん堆肥	45	8(3年に1回)
	家畜ふん堆肥無施用区		-	-	-
試験5	稲わら堆肥10t区	1作目ソルガム(5~9月)	稲わら堆肥	10、10	4~5、9
	稲わら堆肥20t区	またはスイートコーン(4~8月)	稲わら堆肥	20、20	4~5、9
	稲わら堆肥30t区	2作目キャベツ(9~2月)	稲わら堆肥	30、30	4~5、9
	稲わら堆肥40t区	またはハクサイ(9~12月)	稲わら堆肥	40、40	4~5、9
	稲わら堆肥無施用区		-	-	-
試験6	下水汚泥肥料10t連用区	1作目ソルガム(5~9月)	下水汚泥肥料	10、10	5~7、9~10
	下水汚泥肥料20t残効区	2作目キャベツ(9~2月)	下水汚泥肥料	20	7(初作のみ)
	下水汚泥肥料40t残効区	またはハクサイ(9~2月)	下水汚泥肥料	40	7(初作のみ)
	稲わら堆肥10t連用区		稲わら堆肥	10、10	5~7、9~10
	稲わら堆肥20t残効区		稲わら堆肥	20	7(初作のみ)
	稲わら堆肥40t残効区		稲わら堆肥	40	7(初作のみ)
	有機質資材無施用区		-	-	-
試験7	汚泥発酵肥料10t連用区	1作目スイートコーン(5~7月)	汚泥発酵肥料	10、10	4、7
	汚泥発酵肥料60t残効区	2作目キャベツ(8~12月)	汚泥発酵肥料	60	4(初作のみ)
	汚泥発酵肥料20t区 ³⁾		汚泥発酵肥料、バーク堆肥	20(5)	4、7
	豚ふん堆肥+バーク堆肥区 ³⁾		豚ふん堆肥、バーク堆肥	20(10)	4、7
	汚泥発酵肥料無施用区		-	-	-
試験8	豚ふん堆肥連用区	1作目キャベツ(2~6月)	豚ふん堆肥	10	7
	豚ふん堆肥中断区	2作目キャベツ(8~12月)	豚ふん堆肥	10	7(初作のみ)
	豚ふん堆肥無し区		-	-	-
試験9	稲わら堆肥区	1作目ムギ(11~5月)	稲わら堆肥	15*	11、6
	家畜ふん堆肥区	2作目ソルガム(6~10月)	豚ふん堆肥	30*	11、6
	化学肥料区		-	-	-

1) 処理区の名前は引用文献中の試験区名とは異なる

2) 1回当たりの施用量。1年間に2回施用した場合は1作目、2作目の順に記載

印(*)がある場合は現物重、印(*)がない場合は乾物重を表す。試験7の括弧()内はバーク堆肥の施用量

3) 1993年から施用有機質資材をバーク堆肥へ変更

肥料区)の各処理区のデータ(表3～表7)を用いて、土壌の交換性塩基、施肥成分、かんがい水由来の成分及び降雨成分の消長係数を実測値と予測値の残差平方和が最小となる同一値とした。次に、家畜ふん堆肥を施用した試験1(牛ふん堆肥区、豚ふん堆肥区)、試験4(牛ふん堆肥7.5t区、牛ふん堆肥15t区、牛ふん堆肥22.5t区、豚ふん堆肥5t区、豚ふん堆肥10t区、豚ふん堆肥15t区、牛ふん堆肥45t/3y区)及び試験9(家畜ふん堆肥区)の各処理区のデータを用いて、施肥成分量、かんがい水由来の成分量及び降雨中の成分量の消長係数は有機質資材を無施用とした処理区から得られた消長係数とし、土壌の交換性塩基含量及び施用有機質資材の消長係数は実測値と予測値の残差平方和が最小となる同一値とした(表8)。

3 土壌炭素動態モデルと改良・養分収支モデルを用いた土壌pHの予測

(1) 塩基飽和度と土壌pHの関係

1(1)と同様に、有機質資材の施用試験のデータ(表1、表2)を用いた。愛知県内の畑土壌において、交換性Ca飽和度が100%を超えると土壌pHの上昇は小さく、直線回帰しないことが指摘されている²²⁾。このため、土壌pHが7または塩基飽和度が100%を超えた土壌は解析から除いた。交換性Ca飽和度、交換性Mg飽和度、または交換性Caと交換性Mgの飽和度の合計値(交換性CaMg飽和度)、のそれぞれと土壌pHについて回帰分析を行った。

(2) 土壌pHの予測

1(1)の試験1^{4,7,8,9)}、試験4^{12,13)}及び試験14¹⁷⁾のデータを用いて、土壌pHの予測と検証を行った。各試験で、1(2)で得られたCECの予測値と、2(1)で得られた交換性Ca含量及び交換性Mg含量の予測値から、交換性CaMg飽和度の予測値を算出し、3(1)で得られた交換性CaMg飽和度と土壌pHの回帰式を用いて土壌pHを予測した。

4 土壌特性値の分析法

土壌特性値は、既報の報告値^{4,7-17)}か、報告値がない場合は新たに分析した。すなわち、土壌pHは土壌に純水を添加しpHメーターで測定された報告値を用いた。また、新たに分析した土壌pHは、土壌10 gに純水50 mLを添加して30分間振とう後の懸濁液をpHメーターで測定した。土壌全炭素含量は乾式燃焼法で、CEC、交換性Ca含量及び交換性Mg含量は、セミマイクロSchollenberger法で抽出後、アンモニア態窒素をホルモール法で、Ca及びMgを原子吸光法で測定した。

結果及び考察

1 土壌炭素動態モデルを用いた陽イオン交換容量の予測

(1) 土壌全炭素含量と陽イオン交換容量の関係

有機質資材の施用試験において、いずれの試験も土壌全炭素含量とCECは有意な正の相関関係が見られた(表9)。

表3 試験1のカルシウム収支

年	牛ふん堆肥区				豚ふん堆肥区				堆肥無施用区			
	化肥	堆肥	収穫物	余剰	化肥	堆肥	収穫物	余剰	化肥	堆肥	収穫物	余剰
2002	39	40	24	56	36	143	17	162	74	0	22	53
2003	45	46	21	69	45	125	23	147	77	0	20	57
2004	45	61	9	97	45	46	14	77	77	0	10	67
2005	44	49	25	68	44	34	28	50	77	0	23	54
2006	22	70	20	72	22	79	21	80	77	0	24	52
2007	58	54	5	107	58	71	4	125	134	0	5	129
2008	115	53	8	160	115	103	9	209	192	0	8	183
2009	105	66	2	169	105	96	5	196	180	0	2	178
2010	48	78	8	118	48	109	8	149	122	0	8	115
2011	0	56	1	55	0	47	3	45	73	0	2	71
2012	0	45	2	43	0	62	2	59	73	0	2	70
2013	0	25	2	23	0	58	2	56	73	0	3	70
2014	0	54	1	53	32	82	3	111	73	0	3	70
2015	0	36	3	34	32	61	4	89	73	0	5	68
2016	32	40	5	67	64	60	4	120	105	0	5	100
2017	96	42	3	135	96	52	4	145	137	0	2	135
2018	193	50	6	237	193	67	5	255	169	0	4	165
2019	193	38	3	227	193	58	4	247	169	0	3	166
2020	0	51	3	47	0	54	5	49	22	0	2	20

収支の単位は CaO(g m⁻²)

余剰＝化肥(化学肥料由来の投入量)＋堆肥(施用有機質資材由来の投入量)－収穫物(作物による収奪量)

しかし、各試験土壌における土壌全炭素(x)とCEC(y)の回帰式における切片は最小値は2.9に対して、最大値は10.2と大きく異なった。試験1の家畜ふん堆肥を連用した砂質畑土壌において、土壌全炭素含量(単位は g kg^{-1})とCEC(単位は $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)の回帰式における切片は、同土壌の土壌有機物を分解処理して測定したCECと同程度であったことが報告されている⁹⁾。各試験で得られた回帰式における切片は土壌有機物を含まない条件下におけるCECであり、無機物である粘土に起因するCECを表していると考えられる。粘土に起因するCECは、粘土鉱物の種類によって大きく異なるものの、本研究で解析に用いた試験土壌はいずれも黄色土で試験土壌の粘土鉱物の組成は類似していたと考えられる。

そこで、本研究の試験土壌の粘土含量と、土壌全炭素含量とCECの回帰式の切片の関係についてみると、有意な正の相関関係が見られた(図1)。このことから、この回帰式の切片で表されるCECは無機物である粘土に起因するとともに、回帰式の傾きは土壌有機物含量の違い、すなわち土壌全炭素含量の違いに起因すると考えられる。また、各回帰式における切片の差は粘土含量の差を表していると考えられる。

粘土含量の少なかった試験1~3における土壌全炭素含量とCECの回帰式の傾きは0.254~0.354で、粘土含量の多かった試験4~6における傾きは289~0.325で、粘土含量の違いによる回帰式の傾きの差は明らかではなかった。家畜ふん堆肥を施用した試験1~4及び試験8におけるこの回帰式の傾きは0.254~0.383で、稲わら堆肥を施用した試験5は

0.325で資材間の差は明らかでなかった。施用した有機質資材そのもののCECは異なると考えられるが、土壌全炭素含量とCECの回帰式の傾きに、施用した有機質資材の違いは明らかではなかった。このことから、土壌に施用された後の有機質資材は類似したCEC特性を持つ土壌有機物に変化し、土壌有機物含量の差がCECの違いに影響したと考えられる。

土壌全炭素含量とCECの回帰式の傾きは試験ごとによらつきがあるものの、試験1~9までの土壌全炭素含量とCECの回帰式の傾きの平均値は0.288であった。この値は高知県の褐色森林土において、稲わら、オガクズ、バーク堆肥、牛ふん堆肥または豚ふん堆肥を施用した土壌における土壌全炭素含量とCECの回帰式の傾き(土壌全炭素含量の単位を本研究と同じ g kg^{-1} に換算した値0.283)²³⁾と類似しており、本関係を支持していると考えられる。

ただし、土壌全炭素含量とCECの回帰式の切片は土壌によって大きく異なった。このため、土壌全炭素含量からCECを予測する場合、土壌診断によって評価開始時のCECを明らかにしたうえで、将来のCECを土壌全炭素含量から予測することが適していると判断した。

(2) 土壌全炭素含量からの陽イオン交換容量の予測

CECの実測値と、RothCモデルによる土壌全炭素含量の予測値から算出したCECの予測値は、有意な正の相関を示し、その値は1:1の直線上に図示された(図2)。このことから、RothCモデルを用いた土壌全炭素含量の予測からCECを予測できると考えられる。

表4 試験1のマグネシウム収支

年	牛ふん堆肥区				豚ふん堆肥区				堆肥無施用区			
	化肥	堆肥	収穫物	余剰	化肥	堆肥	収穫物	余剰	化肥	堆肥	収穫物	余剰
2002	0	14	7	8	0	49	6	42	15	0	7	8
2003	0	21	5	16	0	57	6	51	15	0	5	10
2004	0	24	3	21	0	14	4	10	15	0	3	12
2005	0	25	8	17	0	12	7	5	15	0	6	9
2006	0	27	5	22	0	28	5	24	15	0	5	10
2007	0	21	2	19	0	24	2	22	15	0	2	13
2008	0	21	2	20	0	34	2	32	15	0	2	13
2009	0	33	1	32	0	33	2	31	15	0	1	14
2010	0	38	1	36	0	30	2	29	15	0	1	14
2011	0	27	1	27	0	17	1	16	15	0	1	14
2012	0	23	1	21	0	18	1	17	15	0	1	14
2013	0	12	1	10	0	26	2	24	15	0	2	13
2014	0	12	1	10	15	18	2	31	15	0	2	13
2015	0	17	2	15	15	31	3	42	15	0	3	12
2016	15	18	2	31	30	29	3	56	30	0	2	28
2017	45	9	2	53	45	10	2	53	45	0	2	43
2018	90	17	2	105	90	26	2	114	60	0	2	58
2019	90	18	2	107	90	25	2	113	60	0	2	58
2020	0	21	1	19	0	26	2	23	0	0	1	-1

収支の単位は $\text{MgO}(\text{g m}^{-2})$

余剰=化肥(化学肥料由来の投入量)+ 堆肥(施用有機質資材由来の投入量)- 収穫物(作物による収奪量)

試験4^{12,13})及び試験14¹⁷)では、有機質資材を施用した各処理区のCECの実測値は経時的に増加したことが報告されている。試験1⁹)では牛ふん堆肥区や豚ふん堆肥区のCECの実測値に増加傾向は見られなかったものの、堆肥無施用区のCECの実測値は有意な減少傾向を示し、有機質資材の施

用によるCECの増加効果が認められている。これらのことから、1(1)において明らかとなった、土壌全炭素含量1.000 g kg⁻¹の増加(あるいは減少)に伴いCECは0.288 cmol_c kg⁻¹増加(あるいは減少)する回帰式を用いて、有機質資材の施用に伴う土壌全炭素含量からCECを予測できると考えられる。

表5 試験4のカルシウム収支

項目	年	牛ふん堆肥				豚ふん堆肥			家畜ふん堆肥 無施用区
		7.5t 区	15t 区	22.5t 区	45t/3y 区	5t 区	10t 区	15t 区	
化肥	2005-2008	83	58	58	58	48	48	48	114
	2009-2010	83	68	68	68	48	48	48	114
	2011	83	52	52	52	58	32	32	114
	2012	99	84	84	84	74	64	64	114
	2013	47	84	32	84	32	64	32	114
	2014-2018	- ¹⁾	84	-	-	-	64	-	114
堆肥	2005	8	17	25	51	59	119	178	0
	2006	14	27	41	0	47	95	142	0
	2007	9	19	28	0	54	107	161	0
	2008	12	23	35	70	50	101	151	0
	2009	8	17	25	0	46	91	137	0
	2010	12	24	36	0	38	75	113	0
	2011	18	36	54	107	34	69	103	0
	2012	12	24	36	0	40	80	121	0
	2013	21	41	62	0	57	114	171	0
	2014	-	33	-	-	-	79	-	0
	2015	-	26	-	-	-	85	-	0
	2016	-	30	-	-	-	76	-	0
	2017	-	48	-	-	-	96	-	0
2018	-	36	-	-	-	103	-	0	
収穫物	2005	3	3	3	2	3	4	3	3
	2006	4	4	4	3	4	4	4	4
	2007	4	4	4	3	5	4	5	4
	2008	4	4	4	3	5	5	5	4
	2009	4	4	4	3	4	5	4	4
	2010	3	3	3	2	4	4	4	3
	2011	2	2	2	1	2	2	2	2
	2012	5	6	6	3	6	7	6	5
	2013	4	3	4	2	4	5	4	4
	2014	-	4	-	-	-	5	-	3
	2015	-	6	-	-	-	6	-	5
	2016	-	5	-	-	-	5	-	4
	2017	-	3	-	-	-	2	-	2
2018	-	3	-	-	-	2	-	3	
余剰	2005	88	72	80	107	104	163	223	111
	2006	92	81	95	55	91	139	186	110
	2007	88	73	83	55	97	151	204	110
	2008	90	77	89	124	93	144	194	109
	2009	87	80	89	65	90	134	181	110
	2010	92	89	101	65	82	120	158	110
	2011	99	86	104	158	90	99	133	112
	2012	106	102	114	81	108	138	179	108
	2013	64	122	90	82	85	173	199	110
	2014	-	113	-	-	-	139	-	110
	2015	-	103	-	-	-	143	-	108
	2016	-	110	-	-	-	134	-	109
	2017	-	130	-	-	-	158	-	112
2018	-	117	-	-	-	165	-	111	

1) 試験中止

収支の単位は CaO(g m⁻²)

余剰=化肥(化学肥料由来の投入量)+堆肥(施用有機質資材由来の投入量)-収穫物(作物による収奪量)

2 改良・養分収支モデルを用いた交換性カルシウム及び交換性マグネシウムの予測

いずれの処理区においても、交換性Ca含量及び交換性Mg含量の予測値は、実測値と同様な増減傾向を示した(図3～図8)。

式①に改良する前の北村⁶⁾の養分収支に基づいた推定式において、頁岩風化土を除いた交換性Ca及び交換性Mgにおける土壤の交換性塩基、施肥成分由来の成分、有機質資材の成分の消長係数はいずれも0.75であった。しかし、有機質資材を施用しなかった処理区において、降雨成分を加えた土壤の交換性塩基、施肥成分及びかんがい水由来の成

表6 試験4のマグネシウム収支

項目	年	牛ふん堆肥				豚ふん堆肥			家畜ふん堆肥 無施用区
		7.5t 区	15t 区	22.5t 区	45t/3y 区	5t 区	10t 区	15t 区	
化肥	2005-2010	23	23	23	23	23	23	23	30
	2011	23	15	15	15	23	15	15	30
	2012	30	30	30	30	30	30	30	30
	2013	15	30	15	30	15	30	15	30
	2014-2018	- ¹⁾	30	-	-	-	30	-	30
堆肥	2005	5	11	16	33	14	28	42	0
	2006	7	14	21	0	19	37	56	0
	2007	5	10	15	0	19	39	58	0
	2008	6	13	19	38	19	37	56	0
	2009	5	9	14	0	17	35	52	0
	2010	7	14	21	0	17	34	51	0
	2011	8	17	25	50	14	29	43	0
	2012	5	10	15	0	18	37	55	0
	2013	8	16	25	0	22	44	66	0
	2014	-	15	-	-	-	36	-	0
	2015	-	12	-	-	-	41	-	0
	2016	-	15	-	-	-	38	-	0
	2017	-	23	-	-	-	46	-	0
2018	-	18	-	-	-	47	-	0	
収穫物	2005	2	2	2	1	2	2	2	2
	2006	2	2	2	1	2	2	2	2
	2007	2	2	2	2	2	3	3	2
	2008	2	3	2	2	3	3	3	2
	2009	2	2	2	2	2	3	3	2
	2010	2	2	2	2	3	3	3	2
	2011	1	1	1	1	1	1	1	1
	2012	2	2	2	1	2	3	3	2
	2013	2	2	2	1	2	3	2	2
	2014	-	2	-	-	-	3	-	2
	2015	-	3	-	-	-	3	-	2
	2016	-	2	-	-	-	3	-	2
	2017	-	2	-	-	-	2	-	1
2018	-	1	-	-	-	1	-	1	
余剰	2005	26	32	37	54	35	48	62	28
	2006	28	35	42	21	39	57	76	28
	2007	26	30	36	21	40	59	78	28
	2008	27	33	39	59	38	57	75	28
	2009	25	30	34	21	38	55	72	28
	2010	28	34	41	21	37	54	71	28
	2011	30	31	39	65	36	43	57	29
	2012	33	38	43	29	46	64	82	28
	2013	22	44	38	29	35	72	79	28
	2014	-	42	-	-	-	63	-	28
	2015	-	39	-	-	-	67	-	28
	2016	-	42	-	-	-	65	-	28
	2017	-	51	-	-	-	74	-	29
2018	-	47	-	-	-	76	-	29	

1) 試験中止

収支の単位は MgO(g m⁻²)

余剰＝化肥(化学肥料由来の投入量) + 堆肥(施用有機質資材由来の投入量) - 収穫物(作物による収量)

分の消長係数を変更し、残さ平方和が最小となった値は0.69前後で既報⁶⁾よりも小さかった(表8)。これは改良・養分収支モデルは新たに降雨中の成分を追加したことから投入量が増加したことよりも、改良・養分収支モデルの予測期間を既報⁶⁾の1作よりも長い1年としたことから溶脱による損失量が増えたことで既報⁶⁾よりも小さい値となったと考えられる。また、式①における牛ふん堆肥または豚ふん堆肥の施用有機

質資材中の成分の消長係数を1.0としても実測値と予測値の残さ平方和は最小とならなかったため、土壌を含めた消長係数の変更を行ったところ、本研究における有機質資材を施用しなかった処理区の交換性Ca及び交換性Mgの消長係数はそれぞれ、0.69、0.62であった。既報⁶⁾において、家畜ふん堆肥のCa及びMgの消長係数は土壌や畜種の違いによらず、それぞれ0.90、0.75とされている。しかし、本研究の結果

表7 試験9のカルシウム収支及びマグネシウム収支

年	カルシウム収支(g-CaO m ⁻²)								マグネシウム収支(g-MgO m ⁻²)							
	家畜ふん堆肥区				化学肥料区				家畜ふん堆肥区				化学肥料区			
	化肥	堆肥	収穫物	余剰	化肥	堆肥	収穫物	余剰	化肥	堆肥	収穫物	余剰	化肥	堆肥	収穫物	余剰
1975	148	102	6	244	148	0	6	141	0	41	6	35	0	0	6	-6
1976	148	97	11	234	148	0	9	138	0	37	12	24	0	0	9	-9
1977	92	117	10	199	92	0	8	83	0	39	6	33	0	0	5	-5
1978	148	67	8	207	148	0	8	140	0	33	7	26	0	0	6	-6
1979	92	164	9	247	92	0	8	84	0	54	9	45	0	0	6	-6
1980	68	66	0	133	68	0	0	67	0	21	1	20	0	0	1	-1

余剰=化肥(化学肥料由来の投入量)+堆肥(施用有機質資材由来の投入量)-収穫物(作物による収奪量)

表8 改良・養分収支モデルにおける消長係数

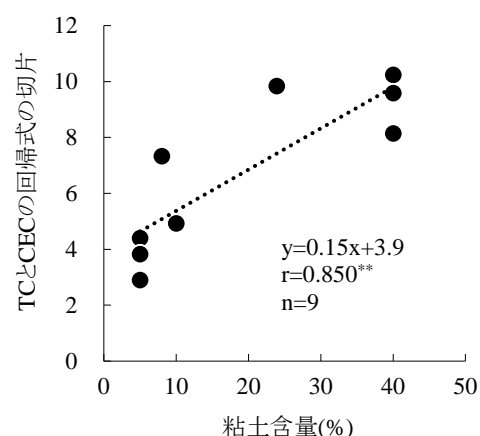
土壌特性	土性 ¹⁾	有機質資材	消長係数 ²⁾		
			Sk	Fk,Wk,Rk	Ok
交換性CaO	細粒質	無し	0.69	0.69	-
		牛ふん堆肥	0.89	0.69	0.89
		豚ふん堆肥	0.78	0.69	0.78
中粗粒質	無し	無し	0.69	0.69	-
		牛ふん堆肥	0.79	0.69	0.79
		豚ふん堆肥	0.68	0.69	0.68
交換性MgO	細粒質	無し	0.62	0.62	-
		牛ふん堆肥	0.77	0.62	0.77
		豚ふん堆肥	0.66	0.62	0.66
中粗粒質	無し	無し	0.62	0.62	-
		牛ふん堆肥	0.65	0.62	0.65
		豚ふん堆肥	0.52	0.62	0.52

- 1) 細粒質:粘土含量>15% 中粗粒質:粘土含量≤15%
 2) Sk:土壌の交換性塩基 Fk:施肥成分
 Wk:かんがい水由来の成分 Rk:降雨成分
 Ok:施用有機質資材

表9 土壌全炭素含量と陽イオン交換容量の関係

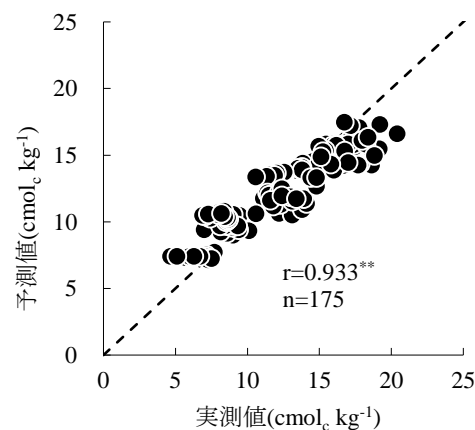
試験番号	解析数	回帰式 ¹⁾	
試験1	54	y = 0.270 x + 4.4	(r = 0.695 ^{**})
試験2	16	y = 0.354 x + 2.9	(r = 0.646 ^{**})
試験3	204	y = 0.254 x + 3.8	(r = 0.738 ^{**})
試験4	186	y = 0.311 x + 8.1	(r = 0.536 ^{**})
試験5	101	y = 0.325 x + 10.2	(r = 0.865 ^{**})
試験6	29	y = 0.289 x + 9.6	(r = 0.556 ^{**})
試験7	50	y = 0.222 x + 7.3	(r = 0.712 ^{**})
試験8	21	y = 0.383 x + 4.9	(r = 0.654 ^{**})
試験9	30	y = 0.185 x + 9.8	(r = 0.883 ^{**})

- 1) 土壌全炭素含量(x,単位は g kg⁻¹)と陽イオン交換容量(y,単位は cmolc kg⁻¹)の直線回帰
^{**} 1%水準で有意性あり



** 1%水準で有意性あり

図1 粘土含量と土壌全炭素含量(TC)と陽イオン交換容量(CEC)の回帰式の切片の関係



図中の点線は1:1を示す ** 1%水準で有意性あり

図2 陽イオン交換容量の実測値と土壌全炭素含量の予測値から算出した陽イオン交換容量の予測値の関係

から、同一家畜ふん堆肥を用いた場合で、粘土含量が少ない試験1(粘土含量は5%)と粘土含量が多い試験4と試験9(粘土含量はそれぞれ40%、24%)を比較すると、粘土含量が多い試験4と試験9の方が0.10~0.14高かった。また、同一試験土壤において、牛ふん堆肥と豚ふん堆肥を比較すると、牛ふん堆肥の方が0.11~0.13高かった。

粘土含量が少ない砂質な土壤ほど土壤の透水性は高く、保水性が低いことから、試験1における消長係数が他の試験土壤よりも低かったことは、粘土含量の違いを反映していたと考えられる。豚ふん堆肥と化学肥料を併用した砂質畑土壤では余剰窒素量が多く、投入窒素の硝酸化成によって土壤中の交換性Caや交換性Mgが交換浸出し、さらに硝酸イオン

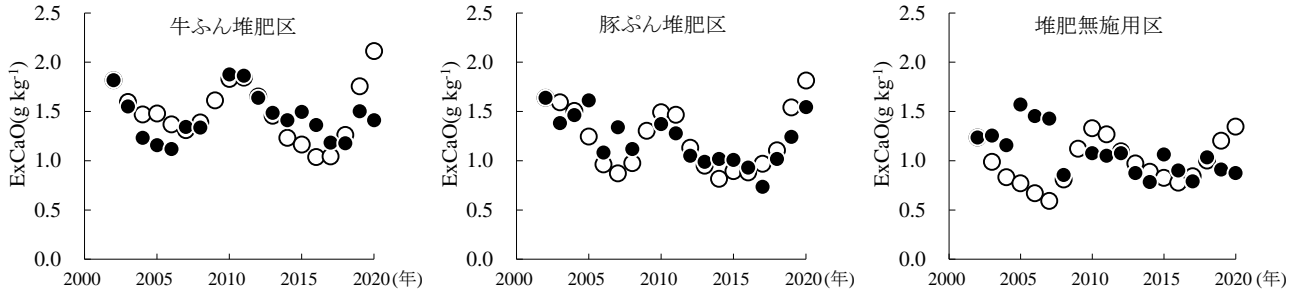


図3 試験1における交換性カルシウム含量の実測値(●)と予測値(○)の経時変化

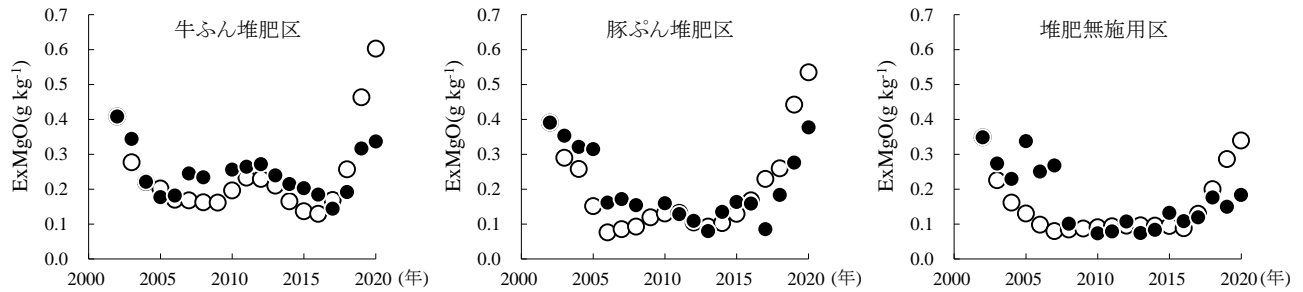


図4 試験1における交換性マグネシウム含量の実測値(●)と予測値(○)の経時変化

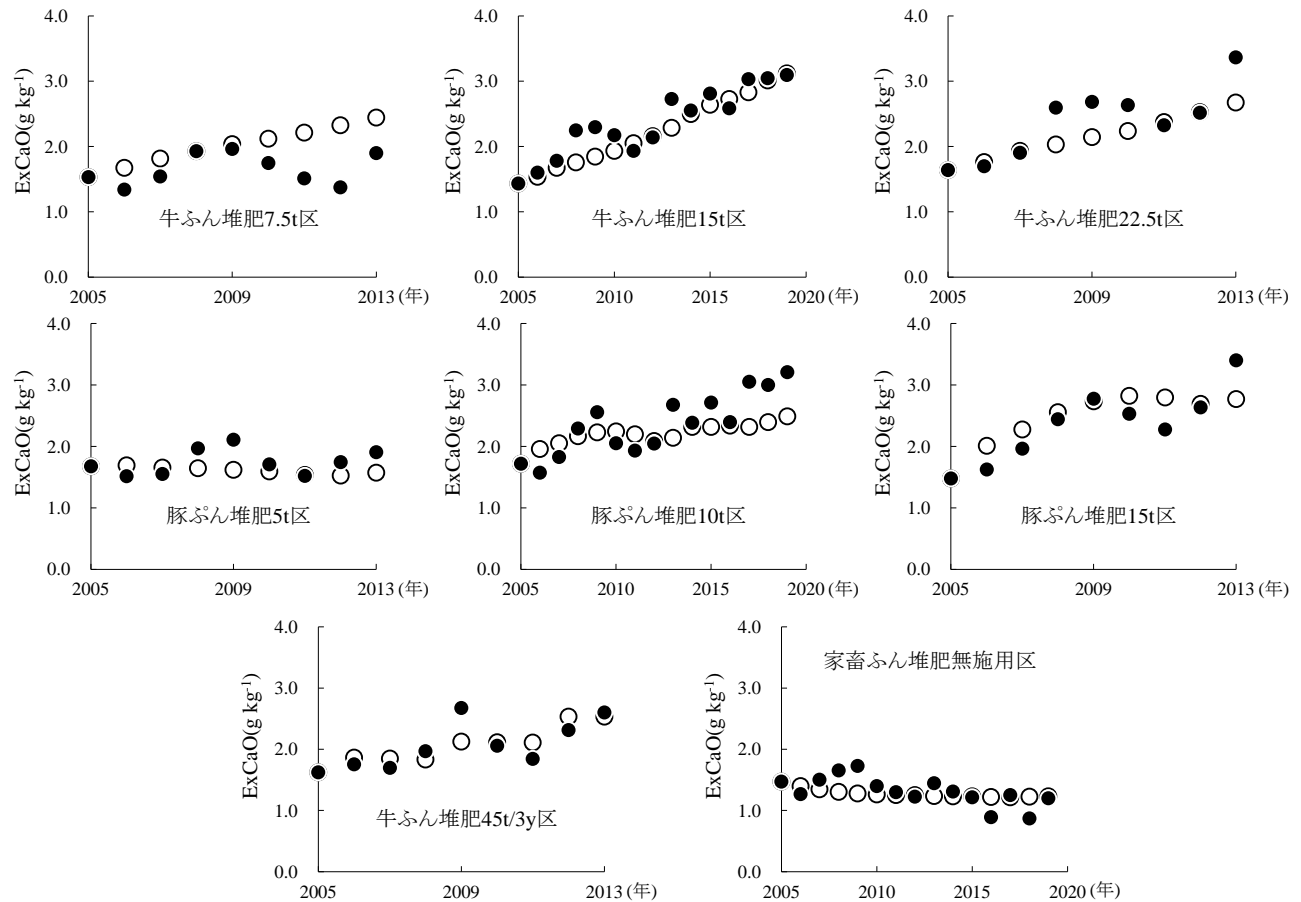


図5 試験4における交換性カルシウム含量の実測値(●)と予測値(○)の経時変化

とともに溶脱して土壌pHが低下したことが報告されている⁷⁾。本研究において、牛ふん堆肥よりも豚ふん堆肥の消長係数が小さかったことは、豚ふん堆肥からの投入窒素量が多く、交換性Ca及び交換性Mgの溶脱量が多かったことを反映していたと考えられる。そのため、家畜ふん堆肥を施用した場合には、粘土含量と畜種に応じて土壌の交換性塩基の消長

係数を異なる値とした(表8)。

試験9において、Mgの化学肥料を無施用としたことから、1980年を除いて、化学肥料区のMgの余剰量は負の値となった。この収支を反映し、同区の交換性Mg含量の実測値は減少傾向を示した(図8)。また、同区における改良・養分収支モデルの式①の交換性Mg含量の予測値は負の値を示した

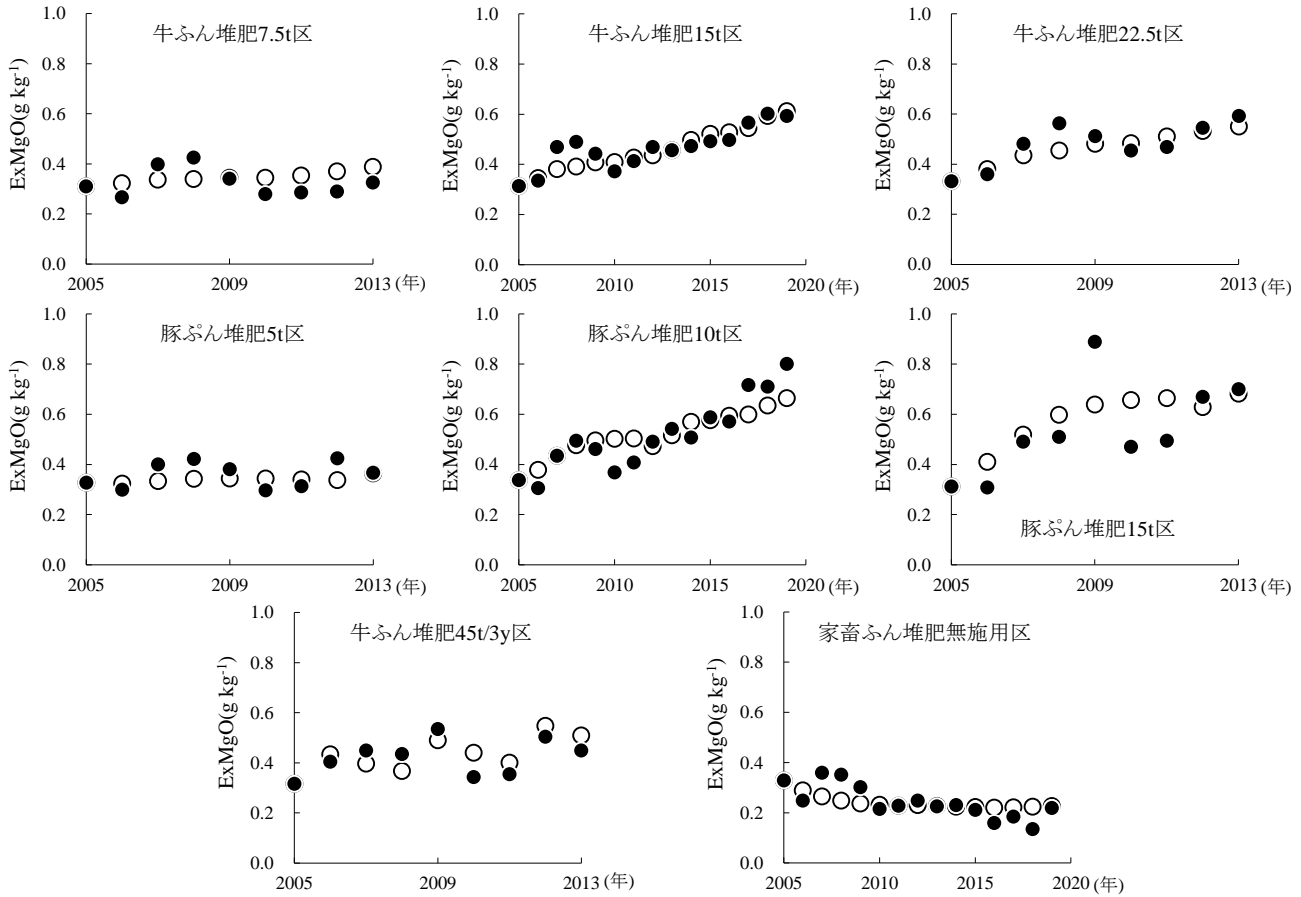


図6 試験4における交換性マグネシウム含量の実測値(●)と予測値(○)の経時変化

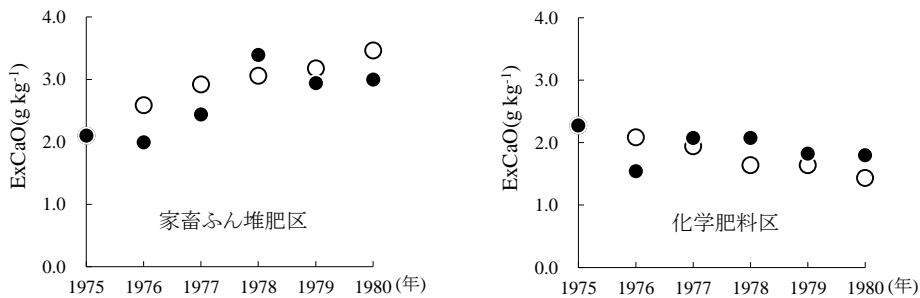


図7 試験9における交換性カルシウム含量の実測値(●)と予測値(○)の経時変化

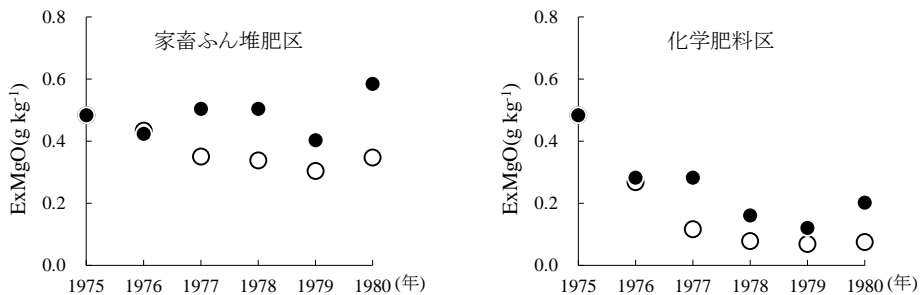


図8 試験9における交換性マグネシウム含量の実測値(●)と予測値(○)の経時変化

ことから、改良・養分収支モデルの式②により下限値の補正を行った。この下限値は、Mgの化学肥料の無施用により作物の障害が発生した土壌の交換性Mg飽和度²¹⁾から設定したが、同区の実測値と同程度であった。本研究で改良・養分収支モデルの式①の予測値が交換性Mg飽和度から算出した下限値以下となった処理区は、この試験9の化学肥料区の交換性Mg含量のみであり、交換性Ca含量の下限値も含めて、さらなる検証が必要である。改良・養分収支モデルでは余剰量が負の値となる条件が継続すると、予測値は負の値となるため、下限値の補正式(改良・養分収支モデルの式②)を組み込むことは有効と考えられる。

一方、北村⁵⁾は、交換性カリウムの予測値が負の値に対して、実測値が正の値であったことは鉱物の風化によるカリウムの供給と考察している。本研究における交換性Mg含量の改良・養分収支モデルの式①における予測値は負の値を示しても実測値は正の値を示したことは、土壌中に交換性として評価される形態以外のMgが交換性に変化し、下限値で表される最低限の含有量が維持されることが示唆された。

今後、本研究で得られた消長係数の適合性については他の土壌や有機質資材における検証が必要である。しかし、既報⁵⁾においてCECが他の土壌よりも大きい頁岩風化土を除いた土壌同士の消長係数は同一値であったことから、頁岩風化土を除いた土壌における本消長係数の適合性はあると考えられる。

3 土壌炭素動態モデルと改良・養分収支モデルを用いた土壌pHの予測

(1) 塩基飽和度と土壌pHの関係

愛知県内の畑土壌において、土壌pHは交換性Ca飽和度と密接に関係していることが報告されている²²⁾。本研究においても、交換性Ca飽和度と土壌pHは有意な正の相関関係を示した(表10)。しかし、交換性Ca飽和度と土壌pHの相関係

数よりも交換性Mg飽和度と土壌pHの相関係数の方が高かった。このため、交換性Ca飽和度に交換性Mg飽和度を加えた相関係数の方が交換性Ca飽和度と土壌pHの相関係数よりも高かった。交換性Caは交換性塩基の中で最も多量に存在する塩基であり土壌pHに関連する主要な土壌特性であるが、作物の養分吸収におけるCaとMgは互いに拮抗関係にあることと、交換性Ca飽和度に交換性Mg飽和度を加えた方が土壌pHとの相関係数が高かったことから、土壌pHの改良にむけた土壌pHの予測では交換性Ca含量だけでなく、交換性Mg含量と併せた予測を行うことが望ましい。

よって、土壌pHは、土壌pHと交換性CaMg飽和度の回帰式を用いることが適していると判断した。

(2) 土壌pHの予測

試験9の家畜ふん堆肥区を除いた処理区において、土壌pHの予測値は、実測値と同様な増減傾向を示し、実測値と予測値は有意な相関を示した(図9～図12)。特に、試験1は2018年からMgを含む炭酸カルシウム肥料を増肥させたことから⁸⁾、交換性Ca含量及び交換性Mg含量の増加とそれに伴う土壌pHの上昇が見られたが、予測値も実測値と同様の変化を示した。また、試験9の家畜ふん堆肥区の土壌pHの予測値は、実測値よりも高かったが、試験最終年では実測値と近似していた。このことから、本手法を用いることで土壌pHを予測できると考えられる。

本研究における土壌pHの予測値の上限について、土壌pHが7より大きい、または塩基飽和度が100%を超える土壌データを除いたため、土壌pHが7を超える場合や塩基飽和度が100%を超える場合の予測精度は確かではない。しかし、愛知県の土壌診断基準²⁴⁾において、土壌pHの土壌診断基準の上限値が7より大きい作物はハウレンソウ及びアスパラガスの2作物であった。このような好塩基性作物を除いて、ほとんどの作物における土壌pHの診断基準は7以下である。土壌pHを7まで予測できれば、アルカリ資材の施用量の増減を

表10 土壌 pH と各土壌特性値の関係

土壌特性値	回帰式
交換性 Ca 飽和度	$y = 0.0086 x + 5.52$ ($r = 0.222^{***}$)
交換性 Mg 飽和度	$y = 0.0627 x + 5.15$ ($r = 0.512^{***}$)
交換性 Ca 飽和度 + 交換性 Mg 飽和度	$y = 0.0120 x + 5.17$ ($r = 0.345^{***}$)

各土壌特性値(x)と土壌 pH(y)の回帰式(n=728)

*** 0.1%水準で有意性あり

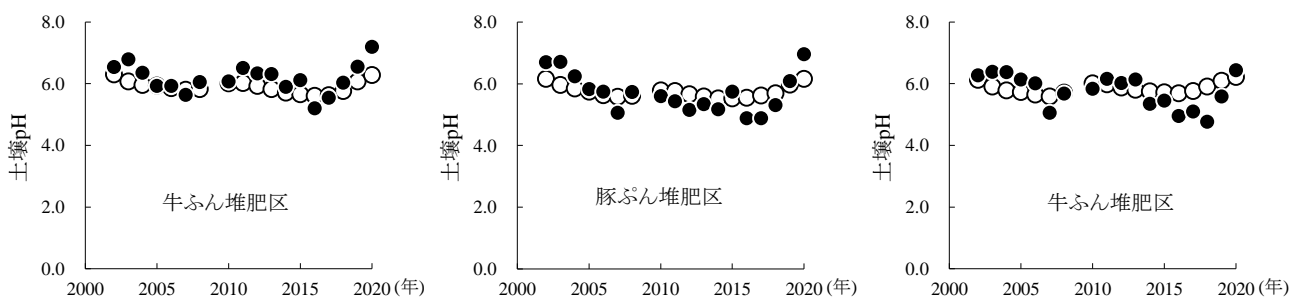


図9 試験1における土壌 pH の実測値(●)と予測値(○)の経時変化

診断できると考えられる。また、ハウレンソウ及びアスパラガスの土壌pHの適正域はそれぞれ6.4~7.2、6.3~7.2で弱酸性域にも適応pHを持つことから、土壌pHが7までの範囲であればこれらの作物の土壌pHの管理にも活用できると考えられる。よって、土壌pHが7以上の予測値は不確かであるものの、作物栽培に向けた土壌pHの管理範囲における本手法の有効性は高いと考えられる。

4 土壌炭素動態モデルと養分収支モデルを用いた土壌pHの予測の活用と課題

土壌pHの測定法は種々あり、測定法により得られる値は異なる。本報で評価対象とした土壌に純水を添加して測定

する土壌pHは、土壌診断の測定項目に採用されており、予測値を既存の土壌診断基準²⁴⁾と比較できることから、予測値を現場の土壌管理にすぐに活かすことができる。この土壌に水を添加して測定する土壌pHは、硫酸塩や硝酸塩の中性塩の肥料を施用した場合で新たな水素イオンの投入がなくとも、肥料に含まれる陽イオンにより土壌中の交換性水素イオンが土壌溶液中に遊離することによって低下する²⁵⁾。このため、施肥後の土壌pHを実測値と予測値で比較すると、本研究で用いた手法における予測値の方が実測値よりも高いことが考えられる。しかし、この交換性水素イオンは硫酸イオンや硝酸イオンの対イオンとして降雨により流亡し、降雨後の土壌pHは再び上昇するとされる²⁶⁾。降雨の影響をうけやす

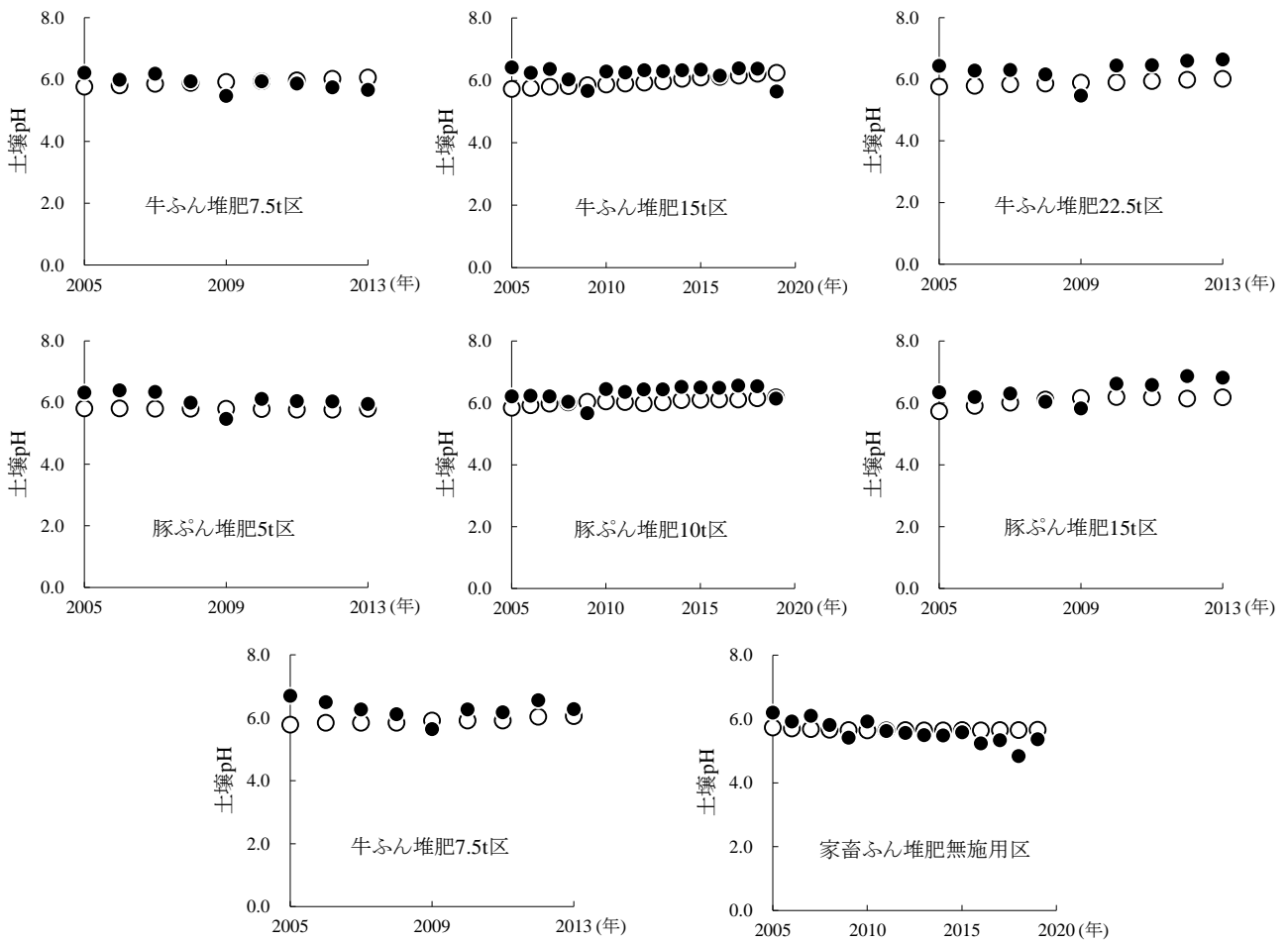


図10 試験4における土壌 pH の実測値(●)と予測値(○)の経時変化

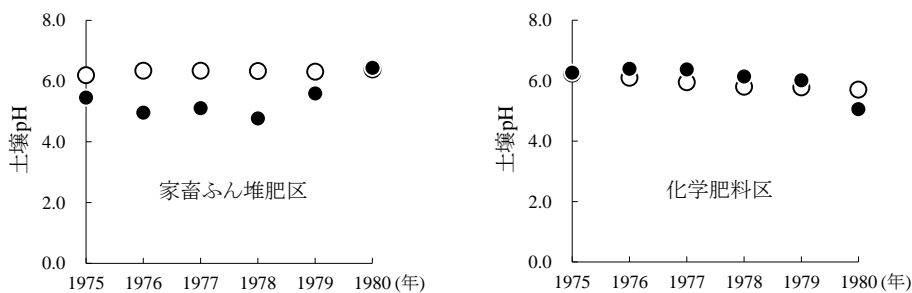
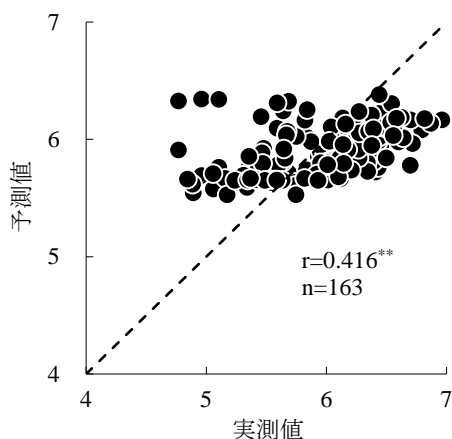


図11 試験9における土壌 pH の実測値(●)と予測値(○)の経時変化



図中の点線は 1:1 を示す

** 1%水準で有意性あり

図12 土壌 pH の実測値と予測値の関係

い露地畑では土壌pHの実測値を得るための土壌の採取時期に留意し、実際に土壌pHの改善のためにアルカリ資材を施用する場面においては、土壌診断と合わせて予測値を活用していくことが望ましい。

砂質露地畑において、多量の窒素の投入による硝酸化成によって水素イオンの生成と、生じた硝酸態窒素により塩基の溶脱が促進されて土壌pHが低下したことが報告されている⁷⁾。本研究における改良・養分収支モデルで豚ふん堆肥が牛ふん堆肥よりも消長係数が小さかったことは、畜種や施用量の違いによるCaやMgの投入量の差だけではなく、投入窒素量の差、すなわち硝酸化成に伴う水素イオンの発生とそれに伴う交換性陽イオンの交換と溶脱量の差も反映していたと考えられる。土壌pHの予測について、酸を窒素や硫黄の投入量、アルカリをCa、Mg及びカリウム等の投入量として、これらの差分から求められることが報告されている²⁷⁾。本研究における予測手法は、有機質資材の施用の有無に伴うCECの経時変化や、改良・養分収支モデルにおいてCaやMgの動態が反映されているものの、既報²⁷⁾で報告されている酸としての窒素肥料や硫黄及びその化合物の影響を加味することで、より予測精度を高められる可能性があり、その反映方法については今後の課題である。

本研究で検証した土壌pHの予測手法は、土壌pHに関連する塩基飽和度を予測するために交換性塩基とCECをそれぞれ予測していることから、各モデルの予測精度の高さが求められる。特に、塩基の予測に用いた改良・養分収支モデルにおける消長係数については、CECや土壌の透水性が異なる現地ほ場での適合性や投入される肥料の影響についての検証が必要である。一方で、改良・養分収支モデルは土壌pHの改良資材の成分であるCa及びMgの収支に基づいた予測であることから、土壌pHの予測と合わせて改良に必要なCaやMgを含むアルカリ資材量を同時に試算できる。また、土壌診断から得られる値と既存モデルを用いるだけで簡易に土壌pHを予測することができる。

これらのことから、土壌炭素動態モデルと土壌全炭素含量と塩基飽和度の回帰式から土壌全炭素含量の変化に伴うCECを予測し、改良・養分収支モデルによる交換性塩基の

予測値から交換性CaMg飽和度を算出し、交換性CaMg飽和度と土壌pHの回帰式から土壌pHを予測する本手法は、各作物栽培に適した土壌pHとするために必要な中長期的な土壌pHの管理に活用できると考えられる。

引用文献

1. 藤原俊六郎, 安西徹郎, 加藤哲郎. 土壌診断の方法と活用. 農山漁村文化協会. 東京. p.87-112(1996)
2. 愛知県農業総合試験場. 地力保全基本調査総合成績書. 愛知県農業総合試験場. p.594-607(1978)
3. 松中照夫. 土壌学の基礎. 農山漁村文化協会. 東京. p.123-127(2003)
4. 中村嘉孝, 安藤薫, 瀧勝俊. 土壌炭素動態(RothC)モデルを用いた砂質露地畑における土壌炭素の変動解析と土壌化学性の変動予測の可能性. 愛知農総試研報. 52, 23-30(2020)
5. 北村秀教. 土壌塩基類消長の簡易予測方法. 愛知県農業総合試験場研究報告. 33, 229-236(2001)
6. 北村秀教. 土壌化学性の簡易な未来予測. 日本土壌肥料学雑誌. 74, 679-683(2003)
7. 中村嘉孝, 恒川歩, 糟谷真宏. 家畜ふん堆肥を連用した砂質畑土壌における土壌pHの低下要因. 日本土壌肥料学雑誌. 89, 227-231(2018)
8. 中村嘉孝, 安藤薫, 糟谷真宏, 瀧勝俊. 家畜ふん堆肥を連用した砂質露地畑におけるカルシウムの施肥がリンの溶脱に及ぼす影響. 愛知農総試研報. 52, 121-124(2020)
9. 中村嘉孝, 安藤薫, 糟谷真宏, 瀧勝俊. 家畜ふん堆肥を連用した砂質露地畑土壌における陽イオン交換容量の変化. 日本土壌肥料学雑誌. 91, 249-254(2020)
10. 山本岳, 安井俊樹, 鈴木玉与, 菅野淳夫, 瀧勝俊. 畑地における豚ふん堆肥連用による一酸化二窒素排出量の評価. 愛知農総試研報. 53, 57-66(2021)
11. 中村嘉孝, 糟谷真宏, 安藤薫, 大橋祥範, 瀧勝俊, 大竹敏也. 砂質露地畑における夏季休閑期の豚ふん堆肥の施用とソルガム栽培が秋冬作キャベツ栽培と土壌中の養分動態に及ぼす影響. 愛知農総試研報. 53, 37-48(2021)
12. 糟谷真宏, 荻野和明, 廣戸誠一郎, 石川博司, 鈴木良地. 牛ふん堆肥または豚ふん堆肥を連用する黄色土野菜畑における5年間の養分動態. 愛知農総試研報. 43, 137-149(2011)
13. 辻正樹, 山本拓, 糟谷真宏, 鈴木良地, 竹内将充. 牛ふん堆肥を3年一括施用した露地畑における野菜の収量と養分動態. 愛知農総試研報. 48, 91-99(2016)
14. 今川正弘, 河合伸二, 木下忠孝, 真弓洋一, 大嶋秀雄. 鉍質畑土壌における炭素の蓄積とその効果. 愛知農総試研報. 21, 281-288(1989)
15. 今川正弘, 加藤保, 河合伸二, 木下忠孝, 真弓洋一. 畑地土壌及び野菜に及ぼす汚泥施用の影響に関する研究(第1報). 愛知農総試研報. 18, 158-167(1986)
16. 豊橋農業技術センター. 下水汚泥コンポストの施用が畑

- 土壌並びに作物に及ぼす影響-肥料的及び土壌改良的効果-. 平成7年度試験研究成績概要書. 521(1995)
17. 愛知県農業総合試験場. 昭和50～57年度土壌環境基礎調査(基準点調査)成績書. p.1-62(1983)
 18. Coleman, K. and Jenkinson, D. S. RothC-26.3 A model for the turnover of carbon in soil. Evaluation of Soil Organic Matter Models: Using Existing Long-Term Datasets, Ed. by Powlson, D. S. Smith, P. and Smith, J. U. Springer. Berlin. p.237-246(1996)
[https://www.rothamsted.ac.uk/rothamsted-carbon-model-rothc\(2019.6.5.DL\)](https://www.rothamsted.ac.uk/rothamsted-carbon-model-rothc(2019.6.5.DL))
 19. 中村嘉孝, 山本拓, 久野智香子, 大橋祥範, 山本岳, 安藤薫, 瀧勝俊, 大竹敏也. 有機質資材の施用法が異なる愛知県の露地畑におけるRothamsted Carbon Modelの適合性の検証. 愛知農総試研報. 53, 25-36(2021)
 20. 愛知県. 酸性雨等調査結果. 酸性雨等実態調査結果.
<http://kankyojoho.pref.aichi.jp/Taiki/Taiki/sanseiu.html>
(2022.1.27参照)
 21. 中村嘉孝, 大橋祥範, 安藤薫, 大竹敏也. 砂質露地畑においてマグネシウムを含む炭酸カルシウム肥料の無施用により生じた土壌の酸性化と作物の生育障害. 愛知農総試研報. 54, 15-21
 22. 北村秀教, 瀧勝俊, 今泉諒俊. 県内主要畑土壌の塩基組成変動. 愛知農総試研報. 20, 339-350(1988)
 23. 北村明久, 久保田増栄. 鉍質畑の地力に対する有機物連用の影響第1報土壌中の各種有機物の分解と集積ならびに土壌理化学性の変化と作物生育. 高知県農林技術研究所報告. 17, 63-77(1985)
 24. 愛知県農業水産局農政部農業経営課. 農作物の施肥基準. 愛知県. (2021)
<https://www.pref.aichi.jp/soshiki/nogyo-keiei/sehikijun.html>
1 (2021.5.7参照)
 25. 橋本武, 中村和弘. 施肥による土壌酸性化ならびに中和に関する研究(第1報)土壌と肥料との化学反応ならびに硝酸化成による土壌pHの変化. 日本土壌肥料学雑誌. 42, 453-458(1971)
 26. 橋本武, 中村和弘, 横田弘司. 施肥による土壌酸性化ならびに中和に関する研究(第2報)溶脱による土壌pHの変化. 日本土壌肥料学雑誌. 45, 213-218(1974)
 27. 山田正幸, 海老原武久, 松村蔚. 汚泥連用による土壌pHの変化の予測. 群馬農業研究A総合. 7, 31-36(1990)