

愛知県の田畑輪換を含めた水田土壌における 土壌炭素動態モデルを用いた陽イオン交換容量の将来予測

中村嘉孝¹⁾・日置雅之²⁾・尾賀俊哉³⁾・久野智香子⁴⁾・大橋祥範⁵⁾・安藤 薫⁶⁾・大竹敏也⁷⁾

摘要: 愛知県の田畑輪換を含めた水田土壌における有機質資材の施用に伴う陽イオン交換容量(CEC)の将来予測技術の確立に向けて、全炭素(TC)含量とCECの関係を明らかにするとともに、土壌炭素動態モデル(Rothamsted Carbon Model及びこれを水田向けに改良したモデル)を活用してTC含量の変化量からCECの変化量を予測する手法の適合性を検証した。有機質資材の連用試験から、TC含量で 1.000 g kg^{-1} の変化量に対するCECの変化量は $0.299 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ であった。土壌の種類や粘土含量、有機質資材の施用歴が異なる水田土壌において、土壌炭素動態モデルによるTC含量の変化量の予測値から、CECの変化量を予測した。その結果、CECの予測値と実測値の二乗平均平方根誤差から本予測手法の適合性が高いことが示された。

キーワード: 水田土壌、土壌炭素動態モデル、全炭素含量、陽イオン交換容量、将来予測

Prediction of Content and Cation Exchange Capacity in Paddy and Paddy-Upland Rotation Soils in Aichi Prefecture Using a Soil Carbon Dynamics Model

NAKAMURA Yoshitaka, HIOKI Masayuki, OGA Toshiya, KUNO Chikako,
OHASHI Yoshinori, ANDO Kaori and OTAKE Toshiya

Abstract: To develop a technique for predicting the cation exchange capacity (CEC) associated with the application of organic materials to paddy and paddy-upland rotation soil in Aichi Prefecture, we investigated the relationship between soil total carbon (TC) content and CEC. We additionally verified the suitability of a method for predicting changes in CEC based on changes in TC content using a soil carbon dynamics model (the Rothamsted Carbon Model and an improved version of this model for paddy soils). Continuous-use tests on organic materials showed that a change in TC content of 1.000 g kg^{-1} resulted in a change in CEC of $0.299 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$. The CEC predicted by the soil carbon dynamics model was comparable to that measured in rice paddy soils of varying soil types, clay concentrations, field rotation histories, and organic material application histories. These results show that the prediction method is suitable.

Key Words: Paddy soils, Soil carbon dynamics model, Total carbon content, Cation exchange capacity, Prediction

¹⁾環境基盤研究部(現普及戦略部) ²⁾作物研究部(現環境基盤研究部) ³⁾作物研究部(現西三河農林水産事務所) ⁴⁾環境基盤研究部(現作物研究部) ⁵⁾環境基盤研究部(現研究戦略部) ⁶⁾環境基盤研究部 ⁷⁾環境基盤研究部(退職)

緒言

愛知県における水田の土壌有機物含量の平均値は17 g kg⁻¹で、全国平均の28 g kg⁻¹に比べて少ない¹⁾。このため、堆肥等の有機質資材の施用は、愛知県の水田の作物生産性を高める上で極めて重要な土壌管理である。また、有機質資材の施用により土壌有機物含量を高めることは土壌中に炭素を貯留することにつながり、地球温暖化の要因とされる二酸化炭素の純排出量を減らすことにも寄与する。

有機質資材の施用に伴う土壌有機物含量の変化は緩やかで、その施用効果は施用後の1作の栽培期間だけでなく長期間に及ぶ。有機質資材の施用に伴う土壌有機物含量の変化は、施用する有機質資材の種類、施用量及び施用期間だけでなく、気象条件等によっても変化することから、有機

質資材の施用効果を明らかにするためには様々な条件で長期間にわたる試験を実施しなければならず、多大な労力を必要とする。

これまでに、愛知県の畑土壌において土壌炭素動態モデルを用いた全炭素含量の将来予測から、全窒素含量や可給態窒素含量、陽イオン交換容量(CEC)といった土壌有機物に関連した土壌特性を予測できることが報告されている²⁾。また、愛知県の田畑輪換も含めた水田土壌における全炭素含量の将来予測について、土壌炭素動態モデル(Rothamsted Carbon Model³⁾及びそれを水田向けに改良したモデル⁴⁾、田畑輪換水田ではこれら2モデルの組み合わせモデル⁵⁾が適合することが明らかにされている⁶⁾。畑土壌と同様に²⁾、水田土壌における全炭素含量と、土壌有機物に関連する土壌化学性の関係を明らかにすることができれば、有機質資材の施用に伴う土壌化学性の変化を予測できると考えられる。

表1 有機質資材の連用試験の概要

試験番号	試験地	土壌	解析期間(年)	施用有機質資材 ¹⁾
試験1(文献7)	日進市	灰色低地土	1977-1982	稲わら(5.0 t ha ⁻¹ y ⁻¹)、家畜ふん堆肥(10.0 t ha ⁻¹ y ⁻¹)
試験2(文献8)	日進市	灰色低地土	1984-1997	稲わら(5.0 t ha ⁻¹ y ⁻¹)、家畜ふん堆肥(10.0 t ha ⁻¹ y ⁻¹)
試験3(文献9)	長久手市	灰色台地土	2015-2020	牛ふん堆肥(20、30、40 t ha ⁻¹)を2年に1回施用
試験4(文献9)	長久手市	灰色台地土	2016-2020	2007-2015年に牛ふん堆肥(20 t ha ⁻¹ y ⁻¹)*

いずれの試験も有機質資材を無施用とした処理区を含む

1) 現物施用量。印(*)がある試験4のほ場における解析期間の有機質資材は無施用。

表2 現地調査した水田の概要

ほ場 番号	所在 市町	土壌	解析期間 (年)	粘土 含量 (%)	作土深 (cm)	乾燥 密度 (g cm ⁻³)	予測開始時 ¹⁾		近隣の 気象観測 地点 ²⁾
							全炭素 (t ha ⁻¹)	CEC (cmol _c kg ⁻¹)	
1	小牧市	褐色低地土	1979-2014	21.9	13.5	1.1	46	14.2	名古屋
2	犬山市	低地水田土	1984-2014	30.9	13.4	1.0	38	23.0	美濃加茂
3	犬山市	灰色台地土	1979-2014	23.8	13.8	1.2	38	11.8	美濃加茂
4	半田市	グライ低地土	1979-2014	17.7	14.1	1.2	21	6.9	東海
5	美浜町	未熟低地土	1984-2014	16.2	15.4	1.1	14	13.3	南知多
6	豊田市	灰色低地土	1985-2016	16.0	15.1	1.1	23	11.7	豊田
7	豊田市	黄色土	1985-2016	30.7	14.4	1.2	22	11.2	豊田
8	豊田市	黄色土	1980-2016	33.6	13.5	1.3	24	8.0	豊田
9	安城市	黄色土	1985-2016	20.3	15.5	1.3	27	11.2	岡崎
10	安城市	黄色土	1980-2016	26.7	13.5	1.3	22	9.2	岡崎
11	安城市	灰色台地土	1980-2016	11.3	15.5	1.3	21	4.5	岡崎
12	西尾市	グライ低地土	1980-2010	24.0	14.0	1.0	26	10.2	蒲郡
13	豊田市	灰色低地土	1980-2016	13.9	15.0	1.0	24	7.9	豊田
14	安城市	灰色低地土	1980-2016	13.8	17.0	1.2	30	6.5	岡崎
15	西尾市	グライ低地土	1980-2010	11.5	14.8	1.0	25	9.5	蒲郡
16	豊川市	褐色森林土	1981-2014	23.3	16.4	0.7	65	23.7	豊橋
17	豊橋市	低地水田土	1981-2014	24.1	13.9	1.1	34	16.5	豊橋
18	豊橋市	低地水田土	1986-2014	11.8	14.3	1.2	11	7.6	豊橋
19	田原市	低地水田土	1986-2014	20.9	15.0	1.2	26	16.7	伊良湖
20	あま市	灰色低地土	1982-2015	14.3	14.1	1.1	17	14.0	名古屋
21	稲沢市	灰色低地土	1982-2015	17.3	13.9	0.9	18	10.0	愛西
22	愛西市	灰色低地土	1982-2015	9.6	15.8	0.9	23	9.9	愛西
23	愛西市	グライ低地土	1982-2015	18.2	16.1	0.9	20	11.2	愛西
24	愛西市	グライ低地土	1982-2015	5.8	14.3	1.2	16	6.2	愛西
25	愛西市	グライ低地土	1982-2015	8.6	16.5	1.0	14	6.0	愛西
26	弥富市	グライ低地土	1982-2015	8.5	15.9	0.9	20	7.5	愛西

1) 解析期間の初年における実測値 2) 解析に用いたほ場の近隣にある気象庁観測所の観測地点¹⁰⁾

そこで、本研究では愛知県内の水田土壌における有機質資材の適切な施用管理技術の確立に向けて、全炭素含量とCECとの関係を明らかにするとともに、生産者が管理する水田における土壌炭素動態モデルを用いたCECの予測手法の適合性を明らかにすることを目的とした。

材料及び方法

1 全炭素含量と陽イオン交換容量の関係解明

解析には、愛知県農業総合試験場が長久手市及び日進市の水田で実施した有機質資材の連用試験(連用試験)^{7,9)}の調査値を用いた。表1に試験の概要を示した。

試験1は、水稻の移植栽培で、冬作は休閑した⁷⁾。毎年3月に稲わらを還元した区、家畜ふん堆肥を施用した区、稲わらの還元も家畜ふん堆肥も施用しなかった区の計3処理区のデータを用いた。

試験2は、試験1とは別の日進市のほ場において、水稻の移植栽培で、冬作は休閑した⁸⁾。毎年3月に稲わらを還元し

表3 水稻連作水田において解析に用いた炭素投入量

ほ場 番号 ¹⁾	水稻		堆肥 ²⁾	
	投入量 (t ha ⁻¹) ³⁾	栽培期間 (年)	投入量 (t ha ⁻¹)	施用年 (年)
1	2.87	(1979-2014)		
2	2.76	(1984-2014)		
3	2.70	(1979-2014)		
4	2.70	(1979-2014)		
5	2.41	(1984-2014)		
6	2.89	(1985-2016)		
7	2.79	(1985-2016)		
9	2.85	(1985-2016)	1.65(牛) (1985-1987) 2.48(鶏) (2014-2016)	
17	2.88	(1981-2014)		
18	0.13	(1986-2003)		
	2.36	(2004-2014)		
20	2.60	(1982-1998)		
	0.14	(1999-2003)	3.31(牛) (2009-2012)	
21	2.60	(2004-2015)		
	0.15	(1982-1998)		
	2.81	(1999-2003)		
	0.15	(2004-2007)		
22	2.81	(2008-2015)		
	3.03	(1982-2008)		
23	0.16	(2009-2013)		
	3.03	(2014-2015)		
24	0.16	(1982-1983)		
	3.02	(1984-2015)		
25	0.15	(1982-1983)		
	2.82	(1984-2015)		
26	0.13	(1982-1983)	2.92(鶏) (2009-2012)	
	2.53	(1984-2015)		
26	0.15	(1982-1983)		
	2.86	(1984-2015)		

1) 表2に同じ 2) 括弧内は畜種。

3) 残渣のすき込みの有無により炭素投入量をわけた

た区、家畜ふん堆肥を施用した区、稲わらの還元も家畜ふん堆肥も施用しなかった区の計3処理区のデータを用いた。

試験3は、水稻を不耕起直播栽培後、コムギを栽培し、その翌年の夏作はダイズを栽培し、翌々年はまた水稻とコムギを栽培する田畑輪換のほ場において、毎年1~2月に牛ふん堆肥を施用し、施用量が異なる3区と、堆肥を施用しなかった区の計4処理区のデータを用いた⁹⁾。

試験4は、2007年から2015年まで10月に牛ふん堆肥を施用し水稻を不耕起直播栽培で栽培し、冬作は休閑とした履歴をもつほ場において、2015年から水稻を不耕起直播栽培後にコムギを、その翌年の夏作はダイズを栽培し、翌々年はまた水稻とコムギを栽培して田畑輪換とした期間のデータを用いた⁹⁾。

いずれの試験も、毎年または各作物を栽培後の土壌の全炭素含量を説明変数、CECを目的変数として単回帰分析を行った。

2 土壌炭素動態モデルを用いた陽イオン交換容量の予測手法の適合性の検証

(1) 現地調査した水田の概要

検証には、愛知県内で生産者が管理する同一ほ場で継続的な調査(土壌環境基礎調査(1979~1997年)、土壌機能モニタリング調査(1999~2007年)及び農地管理実態調査(2009~2016年))が実施された、水稻連作水田と田畑輪換水田の計26ほ場の調査データを用いた(表2~4)。

土壌の全炭素含量はチューリン法または乾式燃焼法で、CECはセミクロSchollenberger法で抽出後、アンモニア態窒素をホルモール法で測定した。

(2) 土壌炭素動態モデルを用いた全炭素含量の予測値からの陽イオン交換容量の変化量の予測手法

作土の全炭素含量の予測値は、既報⁹⁾と同様に算出した。すなわち、土壌炭素動態モデル(Rothamsted Carbon Model³⁾及びRothamsted Carbon Modelを水田向けに改良したモデル⁴⁾を用いて、夏作が水稻の場合は水田向けに改良したモデルを、夏作が畑作物の場合はRothamsted Carbon Modelとした)を用いた。土壌炭素動態モデルの入力パラメータである月別平均気温、月別平均降水量は、現地調査した水田の近隣にある気象庁観測所の観測データ¹⁰⁾を用いた(表2)。月別の水面蒸発量は、Thornthwaiteの可能蒸発散量¹¹⁾から算出した。月別の植被の有無は栽培履歴から求めた。また、炭素投入量は、検証に用いたデータに欠損値があったため、小川ら¹²⁾による各種作物の部位別乾物重構成比を用いて、解析期間の平均収量から乾物重を換算し、炭素含有率を40%として算出した。また、作物残渣の有無は炭素投入量に影響することから、残渣のすき込みの有無を反映して、炭素投入量を求めた。そして、結果及び考察の1で得られた全炭素含量とCECの回帰式の傾きから、全炭素含量1.000 g kg⁻¹の変化に対するCECの変化を0.299 cmol_c kg⁻¹として、土壌炭素動態モデルから求めた全炭素含量の変化量から作土のCECの変化量を予測し、予測開始時のCECに予測したCECの変化量を加算してCECの予測値とした(式①)。

式①: $CECf = CECs + (TCf - TCs) \times 0.299$

CECf: 将来予測したCEC($cmol_c kg^{-1}$)

CECs: 予測開始時のCEC($cmol_c kg^{-1}$)

TCf: 土壌炭素動態モデルから将来予測した全炭素含量
($g kg^{-1}$)

TCs: 予測開始時の全炭素含量($g kg^{-1}$)

結果及び考察

1 全炭素含量と陽イオン交換容量の関係解明

いずれの連用試験においても、各試験の全炭素含量とCECとの間には有意な正の相関関係がみられた(表5)。

表4 田畑輪換水田において解析に用いた炭素投入量

ほ場 番号 ¹⁾	水稻		コムギ		ダイズ		キャベツ		堆肥 ²⁾	
	投入量 ($t ha^{-1}$) ³⁾	栽培期間 (年)	投入量 ($t ha^{-1}$)	栽培期間 (年)						
8	2.25	(1980-1982)	2.86	(1982-1983)	1.01	(2014)			0.97(鶏)	(1980-1981)
	2.25	(1984)	2.86	(1984-1985)	1.01	(2016)				
	2.25	(1986)	2.86	(1986-1987)						
	2.25	(1988-1998)	2.86	(1998-1999)						
	2.25	(2000)	2.86	(2000-2001)						
	2.25	(2002-2013)	2.86	(2013-2014)						
	2.25	(2015)	2.86	(2015-2016)						
10	2.78	(1980-1984)	3.81	(1984-1985)						
	2.78	(1986)	3.81	(1986-1987)						
	2.78	(1988)	3.81	(1988-1989)						
	2.78	(1990)	3.81	(1990-1991)						
	2.78	(1992-1997)	3.81	(1997-1998)						
	2.78	(1999)	3.81	(1999-2000)						
	2.78	(2001)	3.81	(2001-2002)						
11	2.80	(1980-2004)	3.33	(2004-2005)						
	2.80	(2006)	3.33	(2006-2007)						
	2.80	(2008-2016)								
12	2.11	(1980-1995)	3.33	(1995-1996)	0.75	(2000)				
	2.11	(1997)	3.33	(1997-1998)	0.75	(2002)				
	2.11	(1999)	3.33	(1999-2000)	0.75	(2004)				
	2.11	(2001)	3.33	(2001-2002)						
	2.11	(2003)	3.33	(2003-2004)						
13	2.54	(1980-1984)	1.71	(1984-1985)						
	2.54	(1986)	1.71	(1986-1987)						
	2.54	(1988-2016)								
14	2.72	(1983-1999)	3.49	(1980)	0.50	(1980)			3.31(牛)	(2013-2016)
	2.72	(2001)	3.49	(1981)	0.50	(1981)				
	2.72	(2003)	3.49	(1982)	0.50	(1982)				
	2.72	(2005)	3.49	(1999-2000)						
	2.72	(2007)	3.49	(2001-2002)						
	2.72	(2009-2016)	3.49	(2003-2004)						
			3.49	(2005-2006)						
15	0.14	(1980-1992)	4.28	(2003-2004)	1.01	(2004)				
	2.25	(1993-2003)	4.28	(2005-2006)	1.01	(2006)				
	2.25	(2005)	4.28	(2007-2009)	1.01	(2008)				
	2.25	(2007)			1.01	(2010)				
	2.25	(2009)								
16	2.40	(1981-2005)	4.28	(2005-2006)	1.51	(2006)			0.72(豚)	(1981-1983)
	2.40	(2007)	4.28	(2007-2008)	1.51	(2008)				
	2.40	(2009)	4.28	(2009-2010)	1.51	(2010)				
	2.40	(2011)	4.28	(2011-2012)	1.51	(2012)				
	2.40	(2013-2014)								
19	0.15	(1986-1988)					1.15	(1986-1998)	3.31(牛)	(2004-2012)
	2.75	(1993-2014)							4.96(牛)	(2013-2014)

1) 表2に同じ 2) 投入量の数値の右括弧内は畜種。 3) 残渣のすき込みの有無により炭素投入量をわけた

畑土壌において、全炭素含量とCECの回帰式の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であることが示唆されている¹³⁾。そこで、本研究の各試験土壌の粘土含量と、全炭素含量とCECの回帰式の切片の関係についてみると、有意な正の相関がみられた(図1)。これは、試験1と試験2は灰色低地土、試験3と試験4は灰色台地土で土壌の種類は異なったものの、試験ほ場同士は2 km範囲内と近隣していたことから粘土組成が類似していたこと、既報¹³⁾と同様に全炭素含量とCEC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していることが考えられる。

畑土壌において、全炭素含量とCECの回帰式における傾きは全炭素含量の変化量に対するCECの変化量であることが示されており¹³⁾、水田土壌においても、全炭素含量とCECの回帰式における傾きは、土壌の全炭素含量の変化量に

表5 連用試験における全炭素含量と陽イオン交換容量との関係

試験番号	点	粘土含量 (%)	回帰式 ¹⁾
試験1	18	20	$y = 0.215x + 7.2 (r=0.796^{**})$
試験2	42	14	$y = 0.221x + 3.8 (r=0.570^{**})$
試験3	28	26	$y = 0.211x + 12.2 (r=0.658^{**})$
試験4	80	26	$y = 0.547x + 10.3 (r=0.815^{**})$

1) 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 $cmol_c\ kg^{-1}$)の回帰式
 ** 1%水準で有意性あり

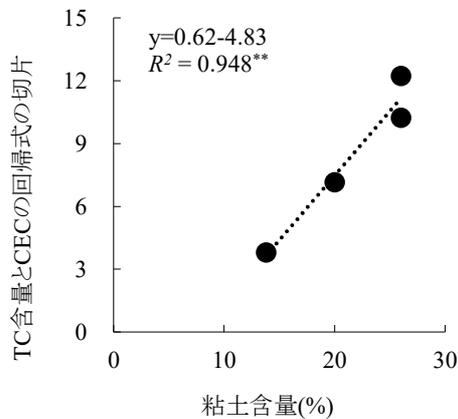


図1 粘土含量と全炭素含量(TC)と陽イオン交換容量(CEC)の回帰式の切片との関係

** 1%水準で有意性あり

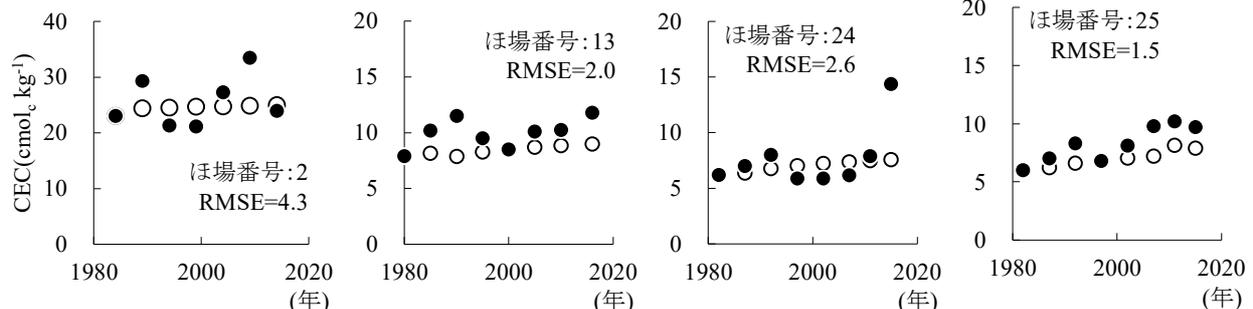


図2 現地調査した水田(ほ場番号 2、13、24、25)における陽イオン交換容量(CEC)の実測値(●)と予測値(○)の経時変化

するCECの変化量を表していると考えられる。本研究における全炭素含量とCECの回帰式の傾きは、試験1～3は0.211～0.221であったのに対し、試験4は0.547で他の試験よりも大きかった。試験1～3は有機質資材を継続的に施用したのに対し、試験4は有機質資材の施用を中止した期間を評価した。このことから、有機質資材の残効における全炭素含量とCECとの関係についてはさらなる検討が必要である。ただし、試験4も含めた全炭素含量とCECの回帰式の傾きの平均値は0.299で、この数値は同様にして求めた畑土壌における全炭素含量とCECの回帰式の傾き(0.288)¹³⁾に近似していた。このことから、水田や畑といった土壌管理の違いによらず、全炭素含量の変化量とCECの変化量には一定の傾向がある可能性が考えられる。また、実際の水田における有機質資材の施用は、連用する場合だけでなく、数年に1回といった施用がなされており、残効も含めた全炭素含量とCECの関係も考慮する必要がある。よって、田畑輪換も含めた水田におけるCECの推定には、試験4の0.547も含めて平均した0.299を採用すべきと判断した。

表6 水稲連作水田におけるCECの予測値と実測値の二乗平均平方根誤差(RMSE)

ほ場番号 ¹⁾	RMSE	
	全炭素	CEC
1	6.4	3.9
2	6.0	4.3
3	5.6	2.6
4	6.7	1.8
5	3.6	1.4
6	1.8	2.1
7	6.4	1.9
9	4.2	1.4
17	3.4	3.5
18	8.4	0.9
20	5.2	5.1
21	5.7	2.5
22	4.3	1.0
23	3.7	1.5
24	4.3	2.6
25	4.1	1.5
26	3.9	1.4
平均値	4.9	2.3
最大値	8.4	5.1
最小値	1.8	0.9

1) 表2に同じ

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(表5)。このことから、全炭素含量からのCECの予測にあたっては、粘土と有機物の両方に起因する予測開始時のCECを明らかにしたうえで、全炭素含量の変化量に対するCECの変化量を推定すべきであると考えられる。

2 現地調査した水田における土壌炭素動態モデルを用いた陽イオン交換容量の予測手法の適合性の検証

(1) 土壌炭素動態モデルの適合性の検証

全炭素含量の予測値と実測値の二乗平均平方根誤差(RMSE)の平均値は水稲連作水田が4.9(表6)、田畑輪換水田が6.5(表7)で、最大値は、水稲連作水田が8.4、田畑輪換水田が12.6であった。全国の水田における土壌炭素動態モデルのRMSEの平均値は水稲単作⁴⁾で9.3、田畑輪換⁵⁾で9.26と報告されている。愛知県で実施された有機質資材の連用試験における同モデルの予測値と実測値のRMSEは1.5~7.5であった⁶⁾。現地調査した水田におけるRMSEはこれらの既報⁴⁾⁶⁾と同程度であったことから、土壌炭素動態モデルが愛知県の水田に適合することが改めて示された。

(2) 土壌炭素動態モデルを用いた陽イオン交換容量の予測手法の適合性の検証

ア 予測開始時の陽イオン交換容量を把握する必要性

ほ場番号2は、全解析期間を通じて水稲が連作され、有機質資材は無施用であったが、CECの実測値と予測値はともに25 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ 前後で推移し、他の水田よりも高かった(図2)。ほ場番号24も、全解析期間を通じて水稲が連作され、

表7 田畑輪換水田におけるCECの予測値と実測値の二乗平均平方根誤差(RMSE)

ほ場番号 ¹⁾	RMSE	
	全炭素	CEC
8	4.4	2.5
10	5.1	1.2
11	5.1	1.8
12	5.1	2.8
13	1.8	2.0
14	4.9	1.6
15	7.6	2.3
16	12.6	2.4
19	12.3	2.2
平均値	6.5	2.1
最大値	12.6	2.8
最小値	1.8	1.2

1) 表2に同じ

有機質資材は無施用であったが、2015年の実測値を除いたCECの実測値と予測値はともに7 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ 前後で推移し、他の水田よりも低かった。この2ほ場の粘土含量は、ほ場番号2が30.9%で多く、ほ場番号24が5.8%で少なかった。前述の1の連用試験における全炭素含量とCECの回帰式の切片の関係が示すとおり、粘土含量が多いとCECは高く、少なくなると低くなる。

このことから、この2ほ場におけるCECの違いは、粘土含量の違いを反映していたと考えられる。さらに、このことはCECにおける粘土の種類やその含量の影響が大きいことを示している。よって、全炭素含量のみでCECを予測することは不適であることから、予測開始時のCECを把握する必要があると考えられる。

イ 全炭素含量が増加した場合の本予測手法の適合性

ほ場番号13とほ場番号25のCECの実測値は、それぞれ予測開始時の8 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ 、6 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ から10 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ 前後まで増加傾向を示した(図2)。両ほ場とも、全炭素含量の実測値と予測値も増加傾向を示した(図3)。

全炭素含量は、土壌管理の変更時点の全炭素含量と、変更に伴う投入炭素量の変化によって増減することが報告されている⁶⁾。ほ場番号13は水稲とコムギの田畑輪換が実施されたが、稲わらや麦稈がすき込まれ、ほ場番号25は予測初期には稲わらを持ち出していたがその後は稲わらをすき込むとともに鶏ふん堆肥を施用したことにより、これら2ほ場の全炭素含量は増加し、それに伴ってCECも増加傾向を示したと考えられる。

これらのことから、予測開始時のCECを求める必要があるものの、全炭素含量の変化量からCECの変化量を予測し、予測開始時のCECに反映させることでCECを予測できると考えられる。

ウ 田畑輪換を含む水田土壌における本予測手法の適合性

CECの予測値と実測値のRMSEの平均値は、水稲連作水田が2.3(表6)、田畑輪換水田が2.1(表7)であった。CECの簡易な推定法において、頁岩土壌を除いた愛知県の野菜畑土壌における風乾土含水率からのCECの推定のRMSEは2.7¹⁴⁾、千葉県の畑土壌のうち黒ボク土は施設などを除いた普通畑と野菜畑に限ると土色から $\pm 5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ の誤差で、褐色低地土は触感による土性から $\pm 4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ の誤差で、褐色森林土は仮比重から $\pm 5 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ の誤差で推定できると報告されている¹⁵⁾。これらのことから、土壌炭素動態モデルを用い

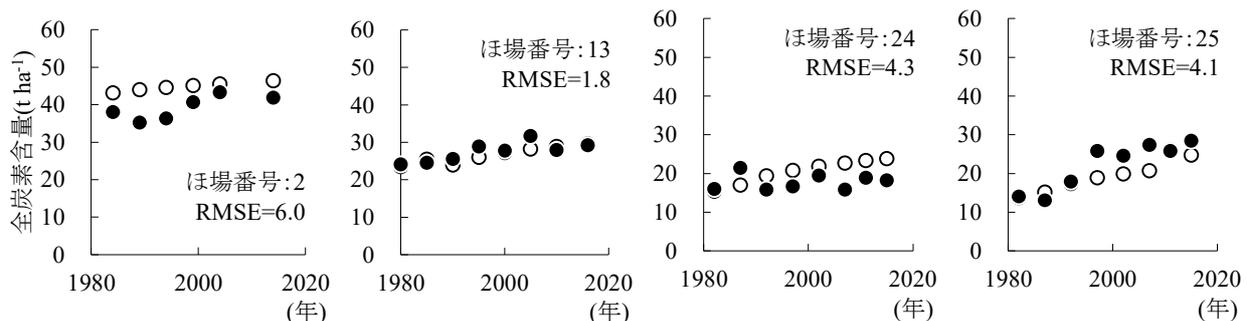


図3 現地調査した水田(ほ場番号2、13、24、25)における全炭素含量の実測値(●)と予測値(○)の経時変化

た全炭素含量の予測からのCECの将来予測手法は、簡易な推定法の推定精度以上であったことから、水稻連作水田と田畑輪換水田ともに、本予測手法の適合性は高いことが示された。

これらのことから、本予測手法を用いれば、田畑輪換を行う場合も含めた水田における有機質資材の施用に伴うCECの変化を予測することができ、適切な有機質資材の施用技術の確立に寄与すると考えられる。

引用文献

1. 加藤保. 有機物施用を中心とした土壌管理による土壌への炭素蓄積-愛知県における調査成績から-. 土肥誌. 74(1), 99-104(2003)
2. 中村嘉孝, 山本拓, 久野智香子, 大橋祥範, 安藤薫, 大竹敏也. 土壌炭素動態モデルを用いた愛知県の畑土壌における土壌化学性の将来予測技術の開発. 土肥誌. 94(3), 192-195(2023)
3. Jenkinson, D. S. and Rayner, J. H. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*. 123(5), 298-305(1977)
4. Shirato, Y. and Yokozawa, M. Applying the Rothamsted Carbon Model for long-term experiments on Japanese paddy soils and modifying it by simple tuning of the decomposition rate. *Soil Science and Plant Nutrition*. 51(3), 405-415(2005)
5. Shirato, Y., Yagasaki, Y. and Nishida, M. Using different versions of the Rothamsted Carbon model to simulate soil carbon in long-term experimental plots subjected to paddy-upland rotation in Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*. 57(4), 597-606 (2011)
6. 中村嘉孝, 日置雅之, 尾賀俊哉, 久野智香子, 大橋祥範, 安藤薫, 大竹敏也. 愛知県の水田における土壌炭素動態モデルの適合性の検証. 愛知農総試研報. 54, 21-28(2022)
7. 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.113-157(1983)
8. 愛知県農業総合試験場. 昭和59年度~平成9年度土壌保全関係試験成績概要集. p.35-61(1998)
9. 久野智香子, 浅野智也, 小田紫帆里, 森崎耕平, 武井真理, 瀧勝俊, 大竹敏也. 2年3作輪作体系のダイズ作を対象とした地力改善指標の確立. 愛知農総試研報. 53, 17-24(2021)
10. 気象庁. 2019. 過去の気象データ検索. <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>. (2020.10.30参照)
11. 久保次郎. 蒸発散位とその推定. 天気. 2(10), 21-24(1955)
12. 小川和夫, 竹内豊, 片山雅弘. 北海道の耕草地におけるバイオマス生産量及び作物による無機成分吸収量. 北海道農試研報. 149, 57-91(1988)
13. 中村嘉孝, 山本拓, 久野智香子, 大橋祥範, 安藤薫, 大竹敏也. 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. 愛知農総試研報. 54, 29-42(2022)
14. 中村嘉孝, 安藤薫, 大橋祥範. 愛知県の野菜畑における風乾土含水率によるリン酸吸収係数および陽イオン交換容量の推定. 土肥誌. 95(3), 138-141(2024)
15. 八槇敦, 安西徹郎. 千葉県畑土壌における陽イオン交換容量の推定法. 千葉農試研報, 40, 29-35(1999)