

線形混合モデルによる野菜のカドミウム吸収における品目間 差異の推定

誌名	日本土壌肥料学雑誌 = Journal of the science of soil and manure, Japan
ISSN	00290610
著者	戸上, 和樹 吉住, 佳与 工藤, 一晃 青木, 和彦 三浦, 憲蔵
巻/号	82巻3号
掲載ページ	p. 191-199
発行年月	2011年6月

線形混合モデルによる野菜のカドミウム吸収における品目間差異の推定*

戸上和樹・吉住佳与・工藤一晃・青木和彦・三浦憲蔵

キーワード 野菜品目, カドミウム, 土壌 pH, 線形混合モデル

1. はじめに

日本人のカドミウム (Cd) 摂取量における食品群別摂取割合 (1992~2001 年平均値) は, 野菜等 (有色野菜と野菜・海草の合計) の 20% に対し, コメが 49% と約半分を占める (厚生労働省, 2003). 一般的な日本人における食品からの Cd 摂取が健康に悪影響を及ぼす可能性は低いと考えられるが, 野菜等の寄与率の低い農作物についても, Cd 低吸収性品種・品目への転換や土壌改良資材の施用による Cd 吸収抑制対策, 植物浄化技術 (ファイトレメディエーション) 等の低減対策を講じることが求められている (厚生労働省, 2009). また, 2005 年にコーデックス委員会により野菜等の Cd 濃度の国際基準値が設定され, Cd 濃度低減が求められているが, 国内の野菜可食部 Cd 濃度に関する報告は, 極めて少なく (菊地ら, 2006), 対策技術の開発に必要となるデータの蓄積は十分でない。

一方, 作物の Cd 吸収は, 土壌溶液の Cd 濃度に影響されるが, 土壌溶液の Cd 濃度は, 土壌固相の Cd 濃度だけでなく, 液相への Cd の移動を制御する土壌 pH や他の理化学的要因の組み合わせに影響される (Alloway *et al.*, 1990). 水稻の場合, 湛水管理により土壌を還元状態に保つことにより玄米の Cd 濃度を低減できる (伊藤・飯村, 1976; 稲原ら, 2007) が, 畑土壌では, 土壌 pH を上げることが作物の Cd 濃度低減に最も有効である (Adriano, 2001). また, 土壌中の Cd 濃度を低減させるファイトレメディエーション技術が確立されつつあり (村上, 2006), その効果を評価するためには, 可食部 Cd 濃度に対する土壌中 Cd 濃度の影響を調べる必要がある。したがって, 野菜の各品目における対策技術の開発には, 可食部 Cd 濃度に対する土壌 pH と土壌中 Cd 濃度の影響を把握しておく

必要がある。

ところで, 可食部 Cd 濃度の品目間差異に関する報告は, Kuboi *et al.* (1986) のように 1~3 点の限られた土壌を用いた試験によるものが多い。そのため, 土壌の種類やその理化学性の違いが可食部 Cd 濃度や吸収特性に及ぼす影響は明らかにされていない。また, 作物の可食部 Cd 濃度に対する土壌 pH や土壌中 Cd 濃度の影響は, 重回帰分析により検証できる (McBride, 2002). しかし, 重回帰分析は, サンプルが互いに共通した情報をもたないというサンプルの独立性を前提としており, 多数の土壌で試験を行った場合に解析に用いるのは 1 土壌につき 1 データが原則である (Graffen and Hails, 2002). そのため, 可食部 Cd 濃度に対する土壌 pH の影響を調べる際, 多くの土壌における栽培試験のデータが必要となる。一方, 線形混合モデルは, 各土壌において条件を数段階にして得られるグループ化されたデータを解析可能であり, また, 各土壌において回帰を検証することにより擬似反復を避け, すべての土壌の平均的な傾向である固定効果と各土壌における固定効果からの差を変量効果としている (Jose and Douglas, 2000). すなわち各土壌の違いを変量として組み入れ, 回帰分析において誤差に含まれていた土壌の差異を推定すると同時に, 土壌の影響を除いた固定効果を検証することが可能となる。

本研究では, 9~11 点の各土壌の目標 pH を 5.8~6.5 の 2~3 段階に設定し, グループ化したデータを扱うことが可能な線形混合モデルにより, 野菜の可食部 Cd 濃度の品目間差異, および可食部 Cd 濃度に対する土壌 pH と土壌中 Cd 濃度の影響を明らかにすることを目的とした。

2. 方 法

1) 供試土壌

ポット栽培試験に供試した土壌は, 表 1 に示したとおり, 土壌 Cd 濃度 (0.1 mol L^{-1} 塩酸浸出法による) が概ね $0.1 \sim 4.0 \text{ mg kg}^{-1}$ の範囲にある黒ボク土壌 (黒ボク土, 黒ボクグライ土) と低地土壌 (褐色低地土, 灰色低地土, 低地水田土) の作土とした。土壌試料は, ポット栽培試験の直前に現地圃場から採取, 調製した。供試土壌の調製には, 礫および作物残渣を除去し, ロータリークラッシャー (石井製作所, RKM-81MA, 8 mm) により粉碎して十分混合した。

* 本研究は, 新たな農林水産政策を推進する実用技術開発事業「野菜等の品目別カドミウム濃度の解明と吸収抑制技術の開発」(2007~2009 年度) の一部として実施した。また, 本報告の一部は, 日本土壌肥料学会 2010 年度東北支部大会, および北海道大会において発表した。

(独) 農業・食品産業技術総合研究機構 東北農業研究センター (020-0198 盛岡市下厨川字赤平 4)

Corresponding Author: 戸上和樹

2010 年 10 月 14 日受付・2011 年 1 月 18 日受理

日本土壌肥料学雑誌 第 82 巻 第 3 号 p.191~199 (2011)

2) 栽培試験

作物中のCd濃度は土壌水分や気象等の栽培条件にも影響される (Adriano, 2001). さらに、圃場栽培試験では、土壌中のCd濃度や土壌pHが表層と下層および同一圃場内でも地点により異なる場合があり、土壌中Cd濃度および土壌pHと可食部Cd濃度との精密な解析が困難となる。そのため、ポット栽培試験により栽培条件と土壌中Cd濃度および土壌pHの条件を均一にして試験を行った。ここでは、ポット栽培試験が可能な野菜のうち、エダマメ (*Glycine max* (L.) Merr.), チンゲンサイ (*Brassica rapa* var. *chinensis*), ニンジン (*Daucus carota* L.), レタス (*Lactuca sativa* L. var. *capitata*), キャベツ (*Brassica oleracea* L. var. *capitata*), ハクサイ (*Brassica rapa* var. *glabra* Regel), ブロッコリー (*Brassica oleracea* var. *italica*) を供試した。エダマメは2007年, チンゲンサイ, ニンジン, レタスは2008年, キャベツ, ハクサイ, ブロッコリーは2009年にそれぞれ東北農業研究センター (盛岡市) 内のポット栽培試験室で試験を行った。チンゲンサイは1/5000 a, 他の品目は1/2000 a ワグネルポットを使用し, 1株栽培を3反復で行った。作物の耕種概要を表2に示した。施肥は, 基肥, 追肥とも化成肥料 (エダマメ N:P₂O₅:K₂O=5:15:15, その他 N:P₂O₅:K₂O=15:15:

15), 過リン酸石灰 (N:P₂O₅:K₂O=0:17.5:0) の粒状肥料を用い, 基肥は供試土壌と混和, 追肥はポットの縁から2~3 cmの箇所に株元を中心とする円状に散布した。目標土壌pHは, エダマメが6.0と6.5の2段階, 他の品目が5.8, 6.2, 6.5の3段階に設定した。土壌pHの調整は, 採取時土壌pHよりアルカリ側への矯正には微粉碎した苦土石灰 (アルカリ分55%), 酸性側への矯正には硫酸 (50 mmol程度) を用いた。pH調整用資材の施用量は, 各供試土壌においてポット当たりの土壌充填量と中和石灰量 (緩衝曲線法) (千葉・新毛, 1977) から求めた土壌重量あたりの資材量から決定した。試験開始前に充分灌水し, その1週間後に播種または定植を行った。栽培期間中の散水には水道水を用い, 自動散水機により過湿潤または過乾燥とならないよう給水量を調節した。

収穫については, 各品目の収穫適期における同時収穫を基本としたが, ブロッコリーは株により熟期に差があったため, 出荷規格に達したのから順次収穫し, ハクサイは供試土壌により生育に差が見られたため, 各土壌で同時収穫とした。

3) 分析

栽培前と栽培後の土壌分析は, 風乾細土 (<2 mm) を供試した。土壌中Cdと亜鉛 (Zn) 濃度は, 0.1 mol L⁻¹

表1 供試土壌のCdおよびZn濃度と理化学性

土壌ID ¹⁾	土壌統群 ²⁾	土壌中Cd濃度 ^{3)*} (mg kg ⁻¹)	土壌中Zn濃度 ^{3)*} (mg kg ⁻¹)	T-C [*] (g kg ⁻¹)	CEC [*] (cmol _c kg ⁻¹)	リン酸吸収係数 [*] (g P ₂ O ₅ kg ⁻¹)	粘土含量 [*] (g kg ⁻¹)	採取時土壌pH		
								2007年	2008年	2009年
A1	多腐植質普通黒ボク土	0.07±0.01	3.3±0.2	72.3±5.0	45.8±5.4	23.6±0.5	230±10	6.5	6.5	6.5
A2	典型普通黒ボクグライ土	0.90	14.2	31.7	38.3	16.0	170	5.1		
A3	多腐植質普通黒ボク土	1.05	18.8	80.8	47.4	23.2	220		5.8	
A4	典型普通黒ボクグライ土	1.99±0.23	12.3±4.5	50.2±6.1	37.1±3.8	16.2±0.1	210±10	5.2	5.6	5.5
A5	多腐植質普通黒ボクグライ土	2.39±0.47	20.8±1.6	71.9±0.4	47.3±2.3	18.5±0.2	150±30	5.3	5.4	5.2
A6	多腐植質普通黒ボク土	2.99	30.6	92.4	44.6	19.7	220			5.6
A7	腐植質普通黒ボク土	4.03	64.3	39.1	25.3	17.1	400	5.3		
L1	細粒質普通灰色低地土	0.41±0.04	7.1±0.3	29.6±6.5	22.6±4.5	9.4±1.1	160±40	5.3	5.5	6.1
L2	細粒質普通褐色低地土	0.45±0.05	7.4±1.0	19.2±1.0	28.9±0.8	10.8±1.1	160±10	5.8	5.7	5.6
L3	中粒質灰色化低地水田土	1.12±0.10	28.5±2.3	26.1±0.5	17.6±0.1	7.9±0.4	90±0		5.9	6.0
L4	中粒質グライ化灰色低地土	1.89	81.1	14.5	18.8	8.6	110		5.9	
L5	細粒質普通褐色低地土	2.16	65.8	25.6	19.5	9.7	270	5.1		
L6	細粒質灰色化低地水田土	2.21	155.5	29.9	30.3	12.7	360	5.0		
L7	細粒質普通褐色低地土	2.66	36.1	33.0	24.6	12.8	200	5.2		
L8	細粒質普通褐色低地土	2.93	123.2	19.6	27.9	10.1	240			5.7
L9	細粒質グライ化灰色低地土	3.35±0.29	135.5±13.9	15.5±2.1	23.1±0.5	10.5±0.6	160±10	6.2	6.0	6.6

¹⁾ 黒ボク土壌をA, 低地土壌をLとし, 土壌中Cd濃度が低い方より番号を付与した。

²⁾ 農耕地土壌分類第3次改訂版 (農耕地土壌分類委員会, 1995) による。

³⁾ 0.1 mol L⁻¹ 塩酸浸出法による。

* 複数年栽培に供試した土壌は, 平均値±標準偏差。

表2 ポット栽培試験の耕種概要

栽培年度	品目	基肥 (kg ha ⁻¹)			播種日	定植日	追肥日	追肥 (kg ha ⁻¹)			収穫日
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O				N	P ₂ O ₅	K ₂ O	
2007	エダマメ	6	25	18	6月26日					9月3日	
2008	チンゲンサイ	15	20	15	5月27日					7月7日	
	レタス	12	20	12	5月11日	6月5日				7月22日	
2009	ニンジン	15	20	15	5月27日		6月24日	8	8	8	8月25日
	ハクサイ	12	21	12	4月24日	5月16日	5月27日	6	6	6	6月27日~7月10日
	キャベツ	12	21	12	4月13日	5月12日	6月3日	6	6	6	7月21日
	ブロッコリー	15	20	15	7月6日	8月2日	9月14日	8	8	8	9月29日~10月9日

塩酸浸出法, pH (H₂O), 陽イオン交換容量 (CEC), リン酸吸収係数, 粘土含量の分析は定法 (土壤環境分析法編集委員会, 1997) により行った. 全炭素含量 (T-C) は, 微粉碎した試料を全自動元素分析装置 (vario MAX, Elementar) により測定した. 収穫した野菜の可食部は, 新鮮重の測定の後, 80°C で通風乾燥して乾物重を測定し, 乾物率を求めた. 可食部とした部位は, エダマメ: 莢から取り出した未熟子実, チンゲンサイ: 地上部, レタス, キャベツ, およびハクサイ: 外葉を除いた結球部, ブロッコリー: 花蕾の上から 15 cm までの茎を含む部分とし, ニンジン は根皮に土壤が付着することによる汚染を考慮し, 皮を除いた根部とした. 可食部の乾物を微粉碎した試料 0.5 g と 5 mL の濃硝酸 (60%) を加圧分解用容器に入れ, 150°C で 2 時間加熱し, 放冷減圧後, 分解液とした. なお, この湿式分解法を用いた玄米粉末標準試料 (NIES CRM No.10 玄米粉末) の Cd 濃度は, 保証値と ±5% 以内で一致することを確認した. 可食部分解液と 0.1 mol L⁻¹ 塩酸浸出法による抽出液の Cd 濃度は, ロジウム (Rh) を内部標準元素とし, ICP 質量分析装置 (SHIMADZU, ICPM-8500) により測定した. 0.1 mol L⁻¹ HCl 浸出法による Zn 濃度は, ICP 発光分析装置 (ThermoFisher, iCAP6300) により測定した. 野菜の可食部 Cd 濃度は, 乾物重あたりの Cd 濃度に乾物率を乗じ, 新鮮物重あたりの濃度で示した.

4) 統計解析

統計解析には, R (ver. 2.11.1) を使用し, 線形混合モデルに nlme パッケージ (Pinheiro *et al.* 2009) を使用した.

土壤 *i* の *j* 番目のデータにおけるモデル式を以下に示した.

$$\log([\text{可食部 Cd 濃度}]_{i,j}) = \text{切片} + a([\text{0.1 mol L}^{-1} \text{ 塩酸浸出 Cd 濃度}]_i - 0.21) + b([\text{栽培後の土壤 pH}]_{i,j} - 6.1) + [\text{各土壤のランダム切片}]_i + [\text{残差}]_{i,j}$$

ここで, 目的変数の可食部 Cd 濃度は, 誤差を正規分布とするため, 対数とした. 説明変数の土壤中 Cd 濃度は, 土壤中の Cd 濃度の指標として使用されている 0.1 mol L⁻¹ 塩酸浸出による栽培前の Cd 濃度とした. また, 野菜の生育中期から後期における成長速度の上昇による土壤養分の吸収量が増加することに伴い, Cd 吸収量も増加が予測される. そのため, 栽培前と比べて栽培後の土壤 pH の方が可食部 Cd 濃度への影響の解析に適すると判断し, 説明変数の土壤 pH は栽培後の土壤 pH とした. 土壤の違いを統制する線形混合モデルのランダム要因に各供試土壤を指定した. *a*, *b* はそれぞれ土壤中 Cd 濃度と土壤 pH の係数, 右辺 1~3 項までが固定効果, 4~5 項が変量効果となる. 線形混合モデルは, 各土壤の傾きが一定で, 切片が異なるランダム切片モデルとし, 尤度の査定に最尤法を用いた. 一般的に切片は, 説明変数が 0 の予測値であるが, pH 0 の土壤は現実的に存在しない. さらに栽培後の土壤 pH と離れているため, 各土壤の切片とランダム切片の和は, 土

壤 pH の係数と相関が高くなる. また, ランダム切片モデルでは, 切片の基準が変化しても説明変数の係数が変化しない. 切片の解釈を現実的なものにするため, このモデルの切片を日本の畑土壤の平均値である土壤 0.1 mol L⁻¹ 塩酸浸出 Cd 濃度 0.21 mg kg⁻¹ (日本土壤協会, 1984), 土壤 pH 6.1 (小原, 2000) に設定し, これを可食部 Cd 濃度の品目間差異の検討に使用した.

3. 結果および考察

1) 目標土壤 pH と可食部新鮮重

目標土壤 pH における各品目の可食部新鮮重を図 1 に示した. すべての品目において目標 pH による可食部新鮮重の違いは認められなかったが, 土壤により変動が見られた. これは, 各土壤で肥沃度が異なるため, 可食部新鮮重が異なると考えられる. エダマメの L6 は, 他の土壤と比較して著しく新鮮重が低くなった. L6 の 0.1 mol L⁻¹ HCl 浸出 Zn 濃度が供試土壤の中で最も高く (表 1), 重金属の過剰症が推察されたが, その原因を明らかにできなかった. また, 線形混合モデルは, 各土壤における固定効果からの差をランダム切片として算出する. L6 のランダム切片により可食部新鮮重の低さが可食部 Cd 濃度には及ぼす影響を評価するため, L6 を含めて解析を行うこととした.

2) 栽培後の土壤 pH と可食部 Cd 濃度

各品目における栽培後の土壤 pH と可食部 Cd 濃度を図 2, 3 にそれぞれ示した. 目標 pH の高低と栽培後の土壤 pH の高低関係は, 全ての土壤において一致したが, 目標 pH の設定にも関わらず, 土壤と作物により栽培後の土壤 pH が異なった (図 2). これは, 従来の室内実験により求めた各土壤の目標 pH に調整するために必要な資材施用量では土壤 pH が必ずしも揃うとは限らないため, さらに各品目における土壤中の硝酸やカルシウム, マグネシウムの吸収特性が異なるためと考えられる.

可食部 Cd 濃度を各土壤で比較すると, pH の上昇とともに既して低下傾向が認められた (図 3). しかし, 栽培後の土壤 pH が目標 pH の高低と一致しているにも関わらず, ニンジンの場合, 土壤 ID が A4, A5, L1, L3, L9, レタスの場合, A5, L1 において可食部 Cd 濃度が目標 pH および収穫後の土壤 pH の高低関係と異なっていた. これは, 各品目の土壤 pH の変化に対する反応性の違いによると考えられ, 特にニンジンは, 他の品目と比較して土壤 pH による可食部 Cd 濃度に対する影響が低いと推察された.

全品目の栽培試験において共通した目標 pH は, 6.5 であり, 供試土壤は 6 点 (土壤: A1, A4, A5, L1, L2, L9) である. 目標 pH と供試土壤が共通した条件で品目間差異を検討するため, 図 3 のデータから各品目の可食部 Cd 濃度に 7 品目目の順位をつけ, 集計した. その結果, 順位の平均が高い順にニンジン (3, 1, 1, 1, 1, 1: 平均 1.3), チンゲンサイ (2, 2, 2, 2, 2, 3: 平均 2.2), エダマメ (1, 4, 4, 4, 6, 2: 平均 3.5), レタス (4, 3, 3, 3, 3, 5: 平均 3.5), ハクサイ (5, 6, 5, 5, 4, 6: 平均 5.2), ブロッコリー (6, 5, 6, 6, 5, 4: 平均 5.3),

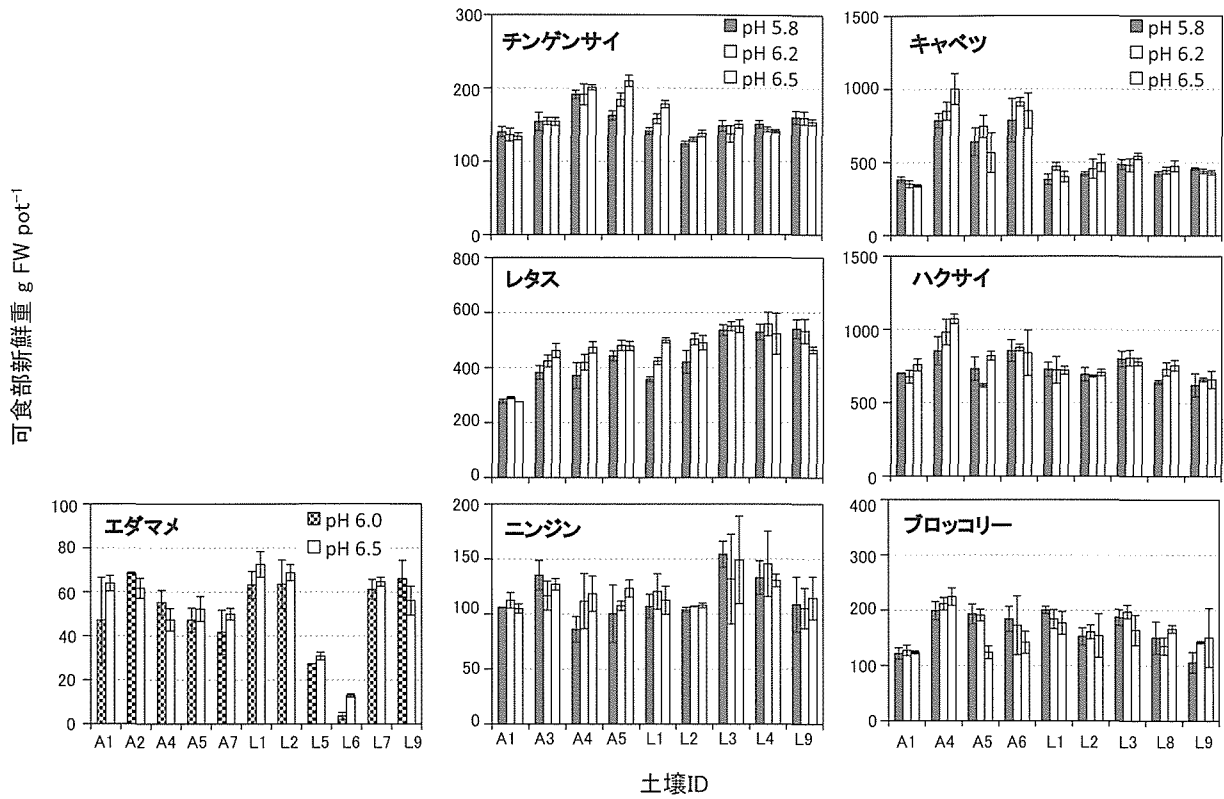


図1 各品目の目標 pH に対する可食部新鮮重
 エラーバーは、標準偏差 (n=3). 全ての品目の可食部新鮮重に対する pH 処理効果の p 値 > 0.05 (エダマメ Paired t-test, その他 One-Way Repeated-Measures ANOVA)

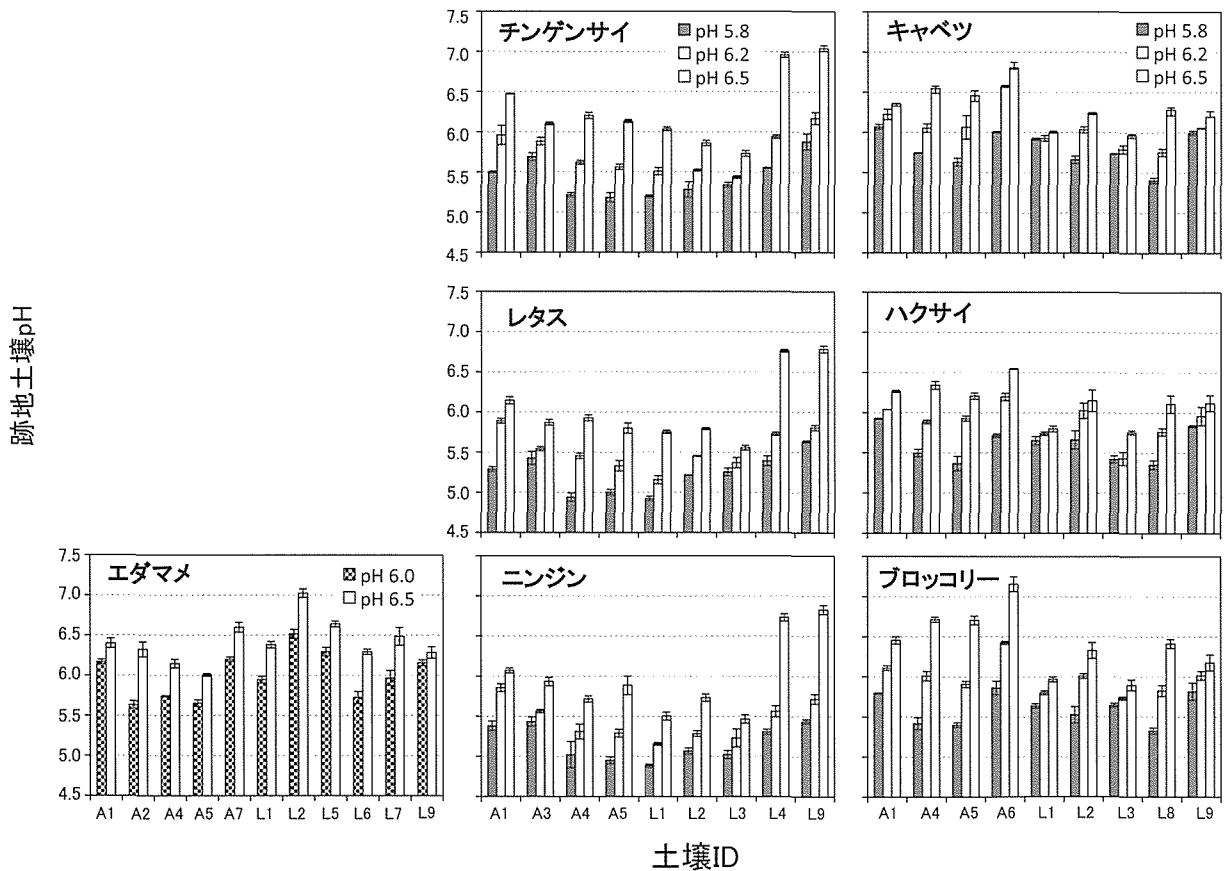


図2 各品目の目標 pH に対する栽培後の土壌 pH
 エラーバーは、標準偏差 (n=3).

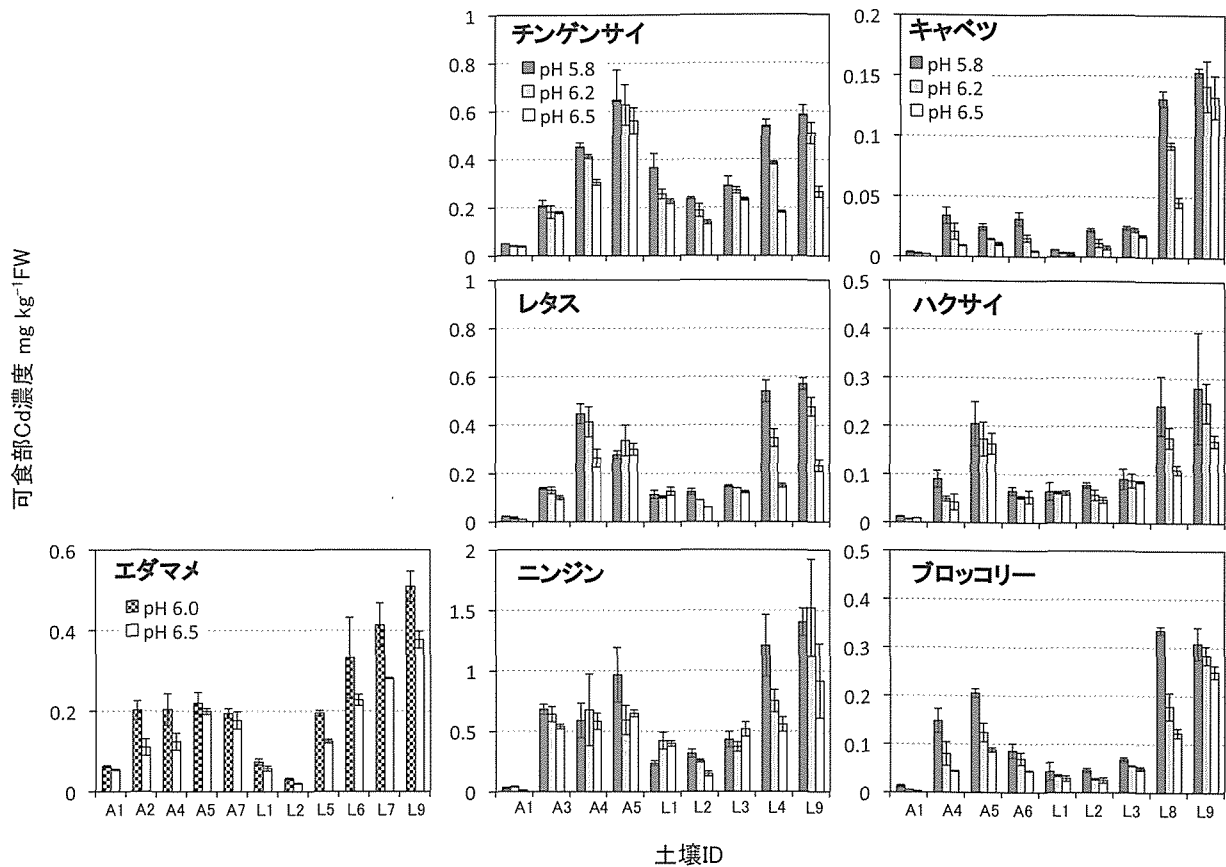


図3 各品目の目標 pH に対する可食部 Cd 濃度
エラーバーは、標準偏差 ($n=3$)。

キャベツ (7,7,7,7,7,7: 平均 7.0) となった。キャベツ可食部 Cd 濃度は、供試土壌 6 点のすべてで 7 位となったが、他の品目では土壌により順位が異なった。このように各品目の可食部 Cd 濃度は、土壌により変動し、さらに土壌 pH に影響されやすいため、可食部 Cd 濃度の品目間差異は、同じ土壌 pH で比較することが理想的である。しかし、図 2 に示すように土壌 pH を目標 pH に合わせるのは困難であり、目標 pH を水準とした解析では、可食部 Cd 濃度に対する土壌 pH の詳細な影響の検証は困難である。そこで、土壌 pH を量的変数として線形混合モデルにより解析を行った。

3) 可食部 Cd 濃度の品目間差異

線形混合モデルでは、各土壌で回帰式が求まり、その実測値と予測値との差である残差の分布、および対数尤度から求めた決定係数 (Kramer, 2005) を図 4 に示した。決定係数は、ニンジンで最も低く、これは、土壌 pH の上昇による可食部 Cd 濃度の低下の効果が認められない土壌が存在したためと考えられた。

図 5 に各品目における切片の値を示した。切片の値は、日本の畑土壌の平均と考えられる土壌中 Cd 濃度 0.21 mg kg^{-1} 、土壌 pH 6.1 における可食部 Cd 濃度の推定値の対数である。切片は、高い方からニンジン、チンゲンサイ、エダマメ、レタス、ハクサイ、ブロッコリー、キャベツの順となり、上記の可食部 Cd 濃度の順位と一致した。

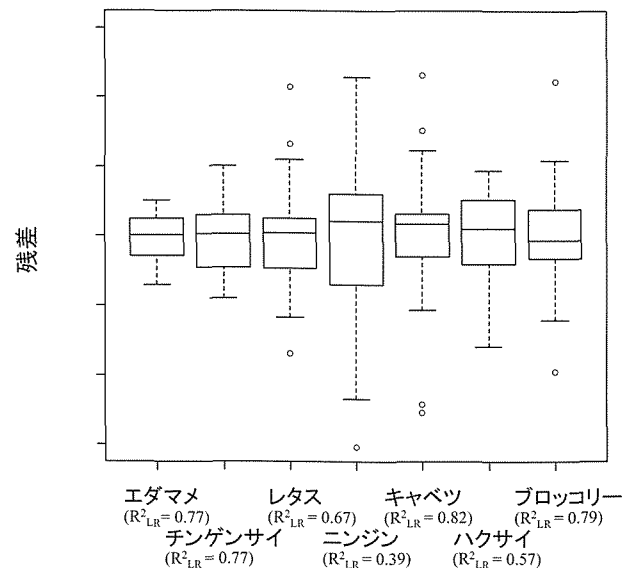


図4 各品目の線形混合モデルにおける残差の分布
エダマメ (観測数 22, 土壌数 11), その他 (観測数 27, 土壌数 9). 箱の下辺: 第 1 四分位 (25%), 上辺: 第 3 四分位 (75%), 中央の線: 中央値 (50%). ひげの長さは、箱の端から箱の長さ 1.5 倍以内の最も外れた値までを示す。 R^2_{LR} は、対数尤度から計算された決定係数 (Kramer, 2005)。

以上の解析手法は、土壌条件 (土壌の種類, 土壌中 Cd 濃度, 土壌 pH) が異なる場合でも同一条件における品目間差異を推定可能であり、可食部 Cd 濃度の高まりにくい

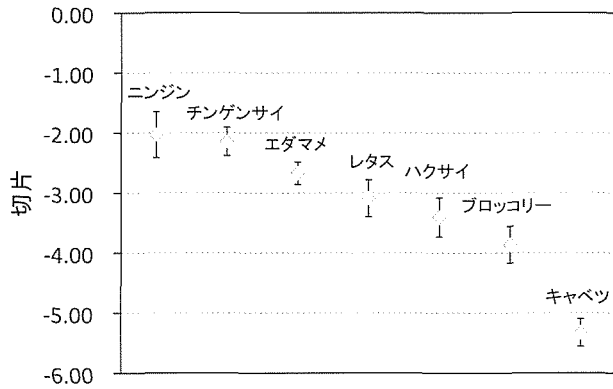


図5 線形混合モデルにおける各品目の切片
エラーバーは、標準誤差 (全品目の切片の p 値 < 0.01 , 自由度 エダマメ : 10, その他 : 17)

品目への転換対策に有用な情報となる。

4) 土壤中 Cd 濃度と土壤 pH の影響

線形混合モデルによる土壤中 Cd 濃度と土壤 pH の係数は、可食部 Cd 濃度に対してそれぞれ正、負の影響を示し、品目により大きさが異なった (図6)。土壤中 Cd 濃度の係数は、チンゲンサイ、ハクサイ、エダマメと比較して、ニンジン、キャベツ、レタス、ブロッコリーで大きく、可食部 Cd 濃度に対する土壤中 Cd 濃度の影響が強い傾向にあると推察された。土壤 pH の係数の絶対値は、チンゲンサイ、ハクサイ、レタス、エダマメ、ブロッコリーと比較して、ニンジンで小さく、キャベツで大きくなった。したがって、可食部 Cd 濃度に対する土壤 pH の影響は、ニンジンで弱く、キャベツで強い傾向にあると考えられた。

可食部 Cd 濃度に対する土壤 pH と土壤中 Cd 濃度の影響を検証するため、固定効果より計算された各品目における可食部 Cd 濃度予測値の等高線図および土壤中 Cd 濃度 0.5 から 2.0 mg kg⁻¹、土壤 pH 5.5 から 6.5 の変化に対する可食部 Cd 濃度の変動率を図7に示した。土壤 pH 5.5 の場合、土壤中 Cd 濃度 2.0 から 0.5 mg kg⁻¹ の低下により、可食部 Cd 濃度は、キャベツでは約 8 割、エダマメ、ブロッコリーで約 6 割、ハクサイ、レタスで約 5 割、チンゲンサイで約 4 割、ニンジンで約 3 割の低減が予測された。一方、土壤中 Cd 濃度 2.0 mg kg⁻¹ の場合、土壤 pH 5.5 から 6.5 の上昇により、可食部 Cd 濃度は、キャベツでは約 8 割、エダマメ、ブロッコリーで約 6 割、ハクサイ、レタスで約 5 割、チンゲンサイで約 4 割、ニンジンで約 3 割の低減が予測された。したがって、ニンジンは、土壤 pH 上昇による可食部 Cd 濃度の低減効果が低いのに対し、土壤中 Cd 濃度低下による低減効果は高い。一方、キャベツは、土壤 pH 上昇と土壤中 Cd 濃度低下の両方による低減効果が高い。

以上の結果は、ファイトレメディエーションやアルカリ資材施用等の可食部 Cd 濃度低減技術の開発のための基礎として有用な情報と考えられる。しかし、ポット栽培試験による結果であるため、圃場試験における検証が必要である。

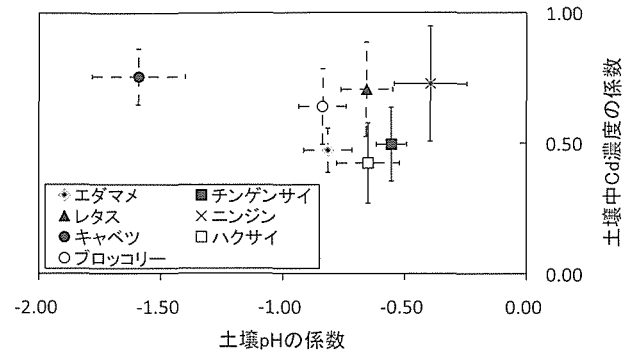


図6 線形混合モデルにおける土壤中 Cd 濃度と土壤 pH の係数
エラーバーは、標準誤差 (土壤 pH の自由度 エダマメ : 10, その他 : 17, 土壤中 Cd 濃度の自由度 エダマメ : 9, その他 : 7)。太線のエラーバーで示す係数は、 $p < 0.05$, 点線の係数は、 $p < 0.01$ で有意。

5) 可食部 Cd 濃度に対する他の要因の影響

線形混合モデルは、各土壤において回帰式を求めるため、各土壤でランダム切片と残差が算出され、ランダム切片は結果変数として解析が可能である (Kreft and Leeuw, 2002)。図8に各品目における土壤ごとのランダム切片を示した。ランダム切片の値は、その土壤に対する可食部 Cd 濃度の固定効果からの高低を示している。すなわち、可食部 Cd 濃度が土壤中 Cd 濃度と土壤 pH により完全に説明される場合、ランダム切片は 0 となるが、それ以外の要因が関係すると土壤によりランダム切片をもつ。土壤中 Cd 濃度と土壤 pH 以外に可食部 Cd 濃度に関係すると思われる土壤要因として、T-C (White and Chaney, 1980), CEC (Haghir, 1974), 粘土含量, 塩化物イオン濃度 (National Cadmium Minimisation Committee, 2003), Zn 濃度 (Oliver *et al.*, 1994), 鉄およびマンガン酸化物 (Backes *et al.* 1995) が報告されている。これらの要因は、互いに複雑に関係して可食部 Cd 濃度に影響を及ぼしているため、影響の大きさを個別に検討するのは困難であるが、ランダム切片の値は、土壤中 Cd 濃度と土壤 pH 以外に可食部 Cd 濃度に影響する要因の効果を総合的に示している。

エダマメ可食部新鮮重が他の土壤と比較して著しく低い L6 のランダム切片をみると 0.33 となり、エダマメの低地土壤における平均土標準偏差 (0.09 ± 0.37) の範囲内であった。このことから、L6 のエダマメ可食部新鮮重が低いことによる可食部 Cd 濃度の影響は低いと推察された。

また、ランダム切片の標準偏差が大きい品目ほど、土壤 Cd 濃度と土壤 pH 以外の要因を受けやすいと考えられる。ランダム切片の標準偏差を、供試土壤が同じ 2008 年と 2009 年の各 3 品目で比較すると、ニンジン > レタス > チンゲンサイ、ハクサイ > ブロッコリー > キャベツの順で高く、この順で土壤 Cd 濃度と土壤 pH 以外の要因が可食部 Cd 濃度に及ぼす影響が大きくなることが推察された。

黒ボク土壤と低地土壤におけるランダム切片の標準偏差を比較すると、エダマメ、キャベツの場合は同程度であっ

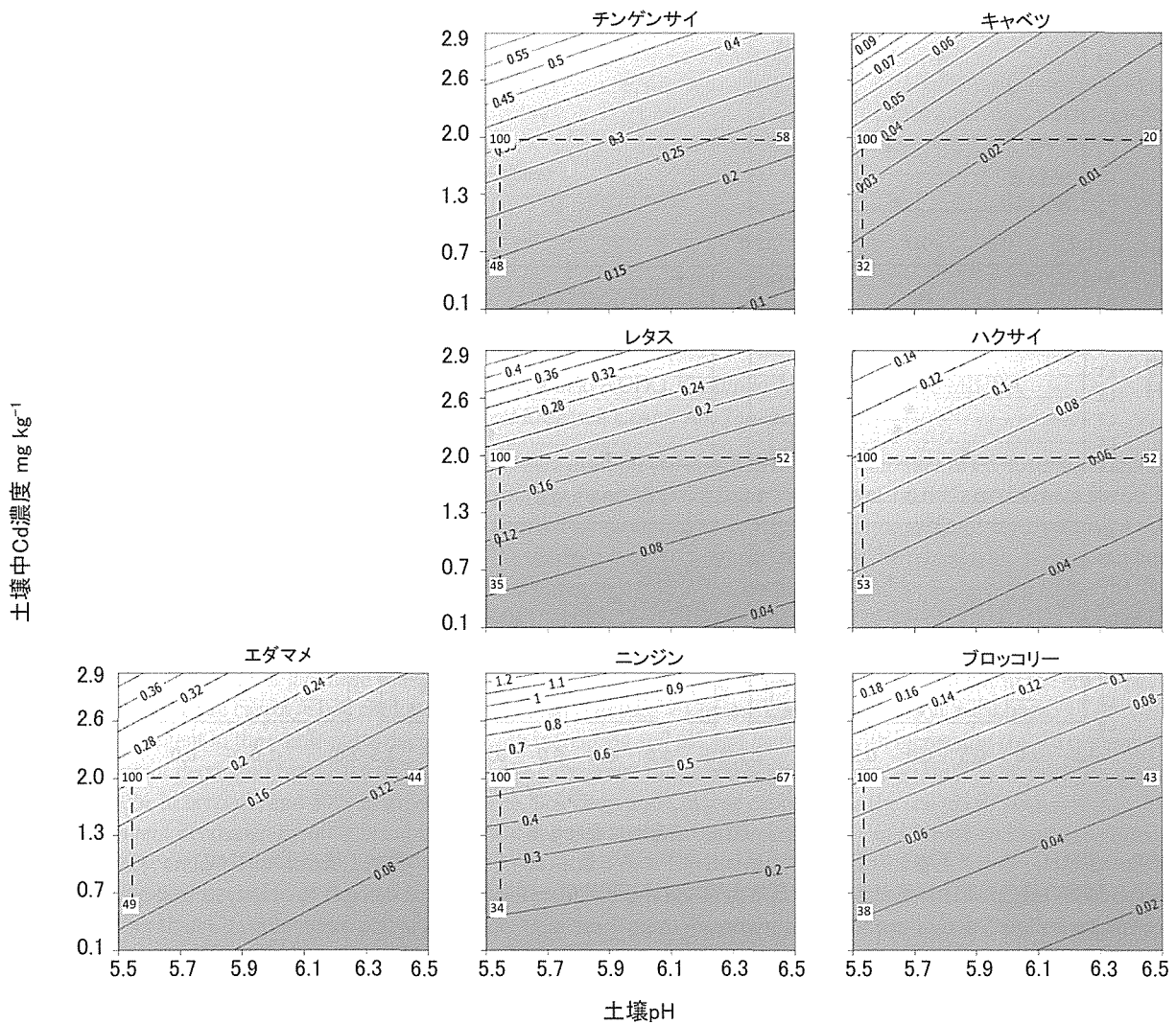


図7 品目別可食部Cd濃度予測値の等高線図

色が薄いほど、濃度が高いことを示す。図中の白枠内の数字は、土壤中Cd濃度 2.0 mg kg^{-1} で土壤pH 5.5における可食部Cd濃度を100とした場合、土壤中Cd濃度 2.0 mg kg^{-1} で土壤pH 5.5から6.5に上昇した時の可食部Cd濃度の値および土壤pH 5.5で土壤中Cd濃度 2.0 から 0.5 mg kg^{-1} に低下した時の可食部Cd濃度の値を示す。

たが、その他の品目では、黒ボク土壌においてランダム切片の標準偏差が大きくなった。したがって、チンゲンサイ、レタス、ニンジン、ハクサイ、ブロッコリーの場合、黒ボク土壌において土壤中Cd濃度と土壤pH以外の要因が可食部Cd濃度に及ぼす影響が大きいと考えられた。

要 約

エダマメ、チンゲンサイ、レタス、ニンジン、キャベツ、ハクサイ、ブロッコリーにおける可食部Cd濃度の品目間差異とCd吸収特性を調べるため、Cd濃度が異なる9～11点の土壌を用い、目標pHを2～3段階にしてポット栽培試験を行った。可食部Cd濃度は、土壤pHに影響されるため、 0.1 mol L^{-1} 塩酸浸出Cd濃度と栽培後の土壤pHを説明変数、可食部Cd濃度の対数を目的変数、各供試土壌をランダム要因に組み入れ、線形混合モデルで解析した。

1) 日本の畑土壌の平均的条件(土壤pH 6.1, 土壤Cd濃度 0.21 mg kg^{-1})における可食部Cd濃度は、高い方か

らニンジン、チンゲンサイ、エダマメ、レタス、ハクサイ、ブロッコリー、キャベツとなった。

2) 全品目の可食部Cd濃度に対する土壤中Cd濃度、土壤pHの影響は、それぞれ正、負の影響が認められた。土壤中Cd濃度が 2.0 から 0.5 mg kg^{-1} の低下により、キャベツ、ニンジン、レタスの可食部Cd濃度は約7割、ブロッコリーは約6割、エダマメ、チンゲンサイ、ハクサイは約5割の低減が予測された。また、土壤pH 5.5から6.5の上昇により、キャベツの可食部Cd濃度は約8割、エダマメ、ブロッコリーは約6割、ハクサイ、レタスは約5割、チンゲンサイは約4割、ニンジン、ハクサイは約3割の低減が予測された。

3) ランダム切片の解析により、黒ボク土壌においてチンゲンサイ、レタス、ニンジン、ハクサイ、ブロッコリーの可食部Cd濃度に対する土壤中Cd濃度と土壤pH以外の要因の影響が大きいと推察された。

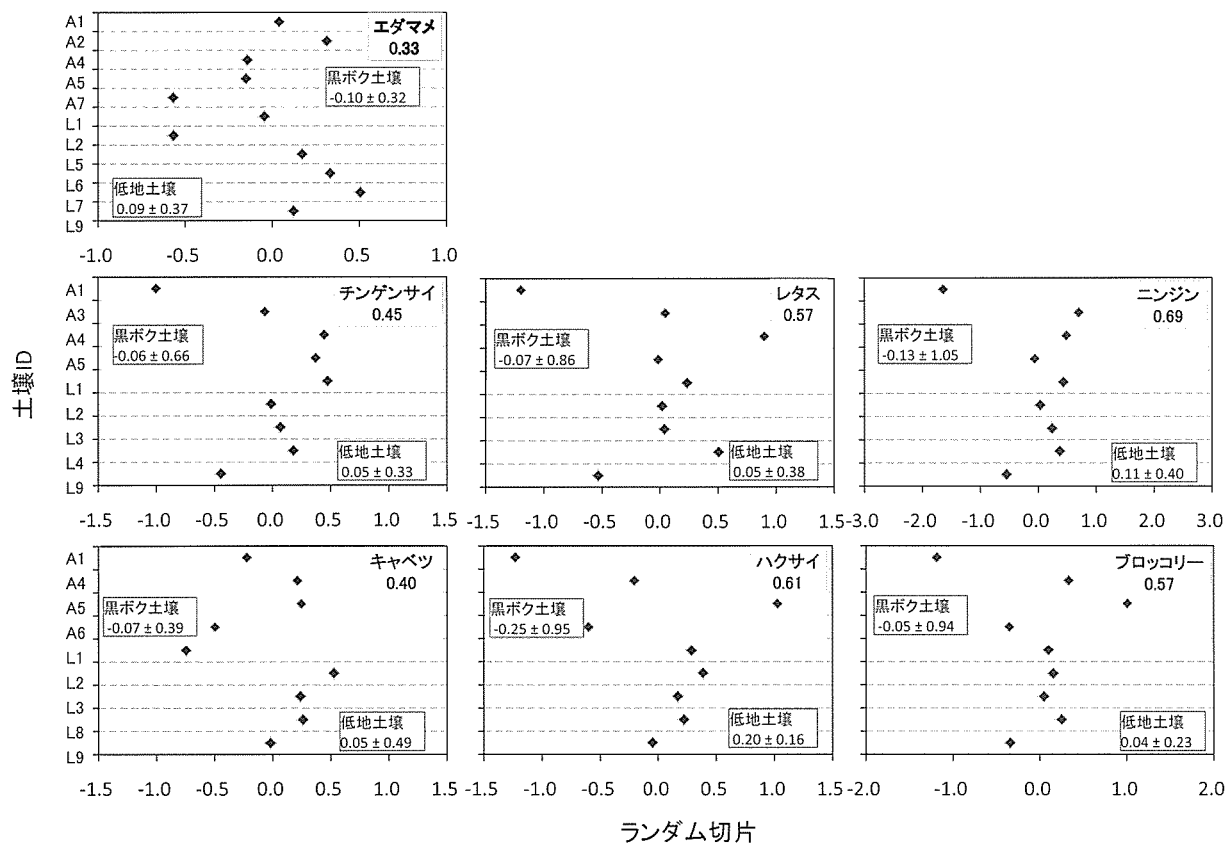


図8 各品目におけるランダム切片

灰色の領域は、黒ボク土壌を示す。図中の品目名の下にある数字は、その品目の供試土壌全体におけるランダム切片の標準偏差。図中の枠内の数字は黒ボク土壌と低地土壌における平均値±標準偏差。

文 献

Adriano, D.C. 2001. Cadmium. Trace Elements in Terrestrial Environments Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals, Second Edition, 263–314, Springer, New York.

Alloway, B. J., Jackson, A. P., and Morgan, H. 1990. The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources. *Sci. Total Environ.*, 91, 223–236.

Backes, C. A., McLaren, R. G., Rate, A. W., and Swift, R. S. 1995. Kinetics of Cadmium and Cobalt desorption from iron and manganese oxides. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59, 778–785.

千葉 明・新毛晴夫 1977. 炭酸カルシウム添加・通気法による中和石灰量の測定. *土肥誌*, 48, 237–242.

土壌環境分析法編集委員会 1997. 土壌環境分析法, p. 24–29, 195–197, 208–211, 262–264, 351–353, 369, 博友社, 東京.

Grafen, A., and Hails, R. 2002. Checking the models A: Independence. *Modern Statistics for the Life Sciences*, 136–152, Oxford University Press, New York.

Haghir, F. 1974. Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc, and soil temperature. *J. Environ. Qual.*, 3, 180–183.

稲原 信・雄川洋子・東 英男 2007. 生育後期の湛水管理による水稲のカドミウム抑制技術. *土肥誌*, 78, 149–155.

伊藤秀文・飯村康二 1976. 水稲によるカドミウムの吸収・移行および生育障害—亜鉛との対比において、重金属による土壌汚染に関する研究 (第1報). *北陸農業試験場報告*, 19, 71–139.

Jose, C. P., and Douglas, M. B. 2000. Linear Mixed-Effects Models. *Mixed-Effects Models in Sand S-PLUS*, 3–96, Springer, New York.

菊地 直・山崎浩道・木村 武・宮地直道・村上弘治 2006. 野菜のカドミウム濃度に対するカドミウム吸収抑制技術の効果. *野菜茶業研究所研究報告*, 5, 25–32.

厚生労働省 2003. 薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会食品規格・乳肉水産食品・毒性合同部会資料. <http://www.mhlw.go.jp/shingi/2003/06/s0603-5.html>

厚生労働省 2009. 薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会資料. <http://www.mhlw.go.jp/shingi/2009/10/s1006-4.html>

Kramer, M. 2005. R2 statistics for mixed models. *Proceedings of the Conference on Applied Statistics in Agriculture*, 17, 148–160.

Kreft, I., and Leeuw, J. D. 2002. Varying and Random Coefficient models. *Introducing Multilevel Modeling*. 35–56, SAGE Publications, London.

Kuboi, T., Noguchi, A., and Yazaki, J. 1986. Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants. *Plant Soil*, 92, 405–415.

McBride, M. B. 2002. Cadmium uptake by crops estimated from soil total Cd and pH. *Soil Sci.*, 167, 62–67.

村上政治 2006. カドミウム汚染土壌の栽培植物を用いた修復. *農林水産技術研究ジャーナル*, 29, 20–23.

National Cadmium Minimisation Committee 2003. *VEGE notes, Managing Cadmium in Vegetables*. <http://www.cadmium-management.org.au/documents/Vegenotes.pdf>

日本土壌協会 1984. 土壌汚染環境基準設定調査—カドミウム等重金属自然賦存量調査解析: 昭和58年度環境庁委託業務結果報告書, 211, 日本土壌協会, 東京.

農耕地土壌分類委員会 1995. 農耕地土壌分類第3次改訂版. *農業環境技術研究所資料*, 17, 1–79.

- 小原 洋 2000. 定点調査データの概要と農耕地土壌の全国的な傾向. *ペドロジスト*, **44**, 134–142.
- Oliver, D. P., Hannam, R., Tiller, K. J., Wilhen, N. S., Merry, R. H., and Cozens, G. D. 1994. The Effects of zinc fertilization on cadmium concentration in wheat grain. *J. Environ. Qural.*, **23**, 705–711.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., and Sarkar, D. 2009. nlme : Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. <http://cran.r-project.org/web/packages/nlme/index.html>
- White, M. C., and Chaney, R.N. 1980. Zinc, Cadmium and Manganese Uptake by Soybean from Two Zinc- and Cadmium-Amended Coastal Plain Soils I. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **44**, 308–313.

Estimation of differences in cadmium uptake among vegetable species with linear mixed-effects models

Kazuki TOGAMI, Kayo YOSHIKUMI, Kazuaki KUDO, Kazuhiko AOKI, and Kenzo MIURA
National Agricultural Research Center for Tohoku Region

We investigated differences in the cadmium (Cd) content in edible parts and in the characteristics of Cd absorption among green soybean (*Glycine max* (L.) Merr.), bok choy (*qing-geng-cai*; *Brassica rapa* var. *chinensis*), lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *capitata*), carrot (*Daucus carota* L.), cabbage (*Brassica oleracea* L. var. *capitata*), Chinese cabbage (*Brassica rapa* var. *glabra*), and broccoli (*Brassica oleracea* var. *italica*). We used a pot experiment with 9 to 11 soils treated with magnesium lime or sulfuric acid to adjust the pH to two or three levels ranging from 5.8 to 6.5, because Cd uptake is sensitive to soil pH. For statistical analyses we used linear mixed-effects models that included the predictive factors of soil pH and soil Cd (0.1 mol L⁻¹ HCl-extractable Cd) content and a random effect associated with soil type.

(1) In conditions typical of Japanese soils (pH 6.1; total soil Cd 0.21 mg kg⁻¹), the estimated Cd content in the edible parts decreased in the order of carrot > bok choy > green soybean > lettuce > Chinese cabbage > broccoli > cabbage.

(2) The Cd content in the edible parts decreased with increasing soil pH and increased with increasing soil Cd content. As the soil Cd content decreased from 2.0 to 0.5 mg kg⁻¹, the Cd content in the edible parts decreased by 70% in cabbage, carrot and lettuce, 60% in broccoli, and 50% in green soybean, bok choy, and Chinese cabbage. As the soil pH increased from 5.5 to 6.5, the Cd content decreased by 80% in cabbage, 60% in green soybean and broccoli, 50% in Chinese cabbage and lettuce, 40% in bok choy, and 30% in carrot.

(3) The standard deviation of random intercepts calculated from the linear mixed-effects models suggest that the soil properties (other than Cd content and pH) of Andosols were much more important to Cd content in bok choy, lettuce, carrot, Chinese cabbage, and broccoli than those of lowland soils.

Key words: cadmium, linear mixed-effects models, soil pH, vegetable species

(Jpn. J. Soil Sci. Plant Nutr., **82**, 191–199, 2011)