

酪農学園文京台地区の飼料作物生産圃場における土壌炭素隔離

石田 清二¹⁾・澤本 卓治²⁾

Soil carbon sequestration in forage crop fields in the Bunkiyodai area
of Rakuno Gakuen, Hokkaido, Japan

Seiji ISHIDA¹⁾ and Takuji SAWAMOTO²⁾
(Accepted 4 December 2023)

1. はじめに

土壌中に存在する有機物のうち、生きている有機物（植物の根・土壌動物・土壌微生物）はせいぜい5%程度であり、残りの95%以上はそれ自体生命を持たない死んだ有機物である（筒木, 1994）。ここから粗大有機物（新鮮および分解不十分な動植物遺体）を除いたものは腐植（humus）あるいは土壌有機物（soil organic matter）と呼ばれる。研究者によっては両者を区別する場合もあるが、同義語として用いる場合も多い（Singer and Munns 1999; 松中, 2018）ので、本論文では区別せず土壌有機物と記す。

土壌有機物に含まれる腐植物質は黒色を呈する高分子化合物であり、シルト粒子や粘土粒子と有機・無機複合体を形成することで、きわめて重要な機能を持つことが知られている。すなわち、植物への養分供給、団粒の形成と土壌構造の安定化（保水性と排水性の向上）、吸熱効果と保温促進、多様な土壌微生物の維持などといった重要な機能が土壌有機物によってもたらされている（松中, 2018; 青山, 2022）。したがって、土壌を使用しない水耕栽培は別として、土壌有機物の維持は上記の重要な機能が十分に働く質の高い土壌に強く関係する。

施用された堆肥等の有機物は、その一部が分解されにくい土壌有機物となり長期間土壌中に貯留される。土壌有機物には多くの炭素が含まれており、炭素の質量割合は約58%である（JA 全農 肥料農薬

部, 2010; 青山, 2022）。この炭素は植物が光合成で大気から吸収した二酸化炭素に由来するので、堆肥施用等による土壌有機物の増加は大気中の二酸化炭素が土壌に移転されたことになる。これを土壌炭素隔離（soil carbon sequestration）と呼ぶ。したがって、土壌炭素隔離による土壌炭素貯留量の増加は大気中の二酸化炭素濃度上昇の抑制につながる。

この点について、もう少し詳しく説明する。農耕地では様々な炭素の流れがある。農耕地に流入してくる主なものは、作物体の光合成による大気CO₂の取り込み（①）、および、土壌に施用される農耕地外からの有機物（堆肥等）に含まれる炭素（②）である。流出する主なものは、作物体地上部の呼吸によるCO₂の放出（③）、作物根の呼吸によるCO₂の放出（④）、土壌有機物の分解で生じるCO₂の放出（⑤）、および、作物体の一部（収穫部位等）の農耕地外への持ち出し（⑥）である。農耕地における炭素の増加は流入と流出の差（①+②-③-④-⑤-⑥）である。ここで、①-③-④は光合成によってできた作物体であり、①-③-④-⑥は作物残渣（⑦）として土壌に入るものである。よって、農耕地における炭素の増加は（②+⑦-⑤）となるが、これは土壌に流入する炭素と土壌有機物から流出する炭素の差であるので、土壌有機物の増加に相当する。①と同様に②も元々は光合成による大気CO₂の取り込みに由来するので、「土壌有機物の増加は大気中の二酸化炭素が土壌に移転されたこと」になる。

1) 酪農学園大学大学院 酪農学研究科 酪農学専攻修士課程 作物生産科学専攻 土壌植物栄養学分野 (069-8501 北海道江別市文京台緑町 582 番地)

Soil Science and Plant Nutrition, Crop Production Science, Dairy Science (Master's Course), Graduate School of Dairy Science, Rakuno Gakuen University Graduate School. (582, Bunkiyodai-Midorimachi, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan)

2) 酪農学園大学 農食環境学群 循環農学類 土壌環境学研究室 (069-8501 北海道江別市文京台緑町 582 番地)

Soil and Environmental Science, Department of Sustainable Agriculture, College of Agriculture, Food and Environment Sciences, Rakuno Gakuen University. (582, Bunkiyodai-Midorimachi, Ebetsu, Hokkaido 069-8501, Japan)

責任著者 (corresponding author): 澤本 卓治 (Takuji SAWAMOTO), sawataku@rakuno.ac.jp

所属する学会: 日本土壌肥科学会

このように、土壤炭素貯留量の増加、すなわち土壤炭素隔離は多くの複雑なプロセスによる結果として生じるものである（松中，2018；澤本，2023）。

人為的な温室効果ガス排出の補償として世界の農地等における土壤有機物（土壤炭素）の量を年間0.4%増加させること、すなわち、農業生産性向上と気候変動緩和を両立しうる取組「土壤炭素4パーミルイニシアティブ」が2015年のCOP21期間中に立ち上げられた（The international “4 per 1000” Initiative, 2023）。このことについて、Minasny *et al.* (2017) は世界各地の土壤管理による研究結果をレビューした。その結果、堆肥などの有機物施用、作物残渣の還元、簡易耕・不耕起、輪作などによって土壤有機物を増加させることが可能であり、これにより全世界の管理された農耕地における土壤炭素隔離は、年間の温室効果ガス排出の20～35%を補償する潜在的能力があると総括している。

わが国の「農林水産省地球温暖化対策計画」（農林水産省，2021a）では、農地及び草地の土壤による炭素貯留を農業分野の地球温暖化対策のひとつとして政策的に位置付けている。すなわち、2030年度の農地及び草地の土壤による炭素貯留の目標は、農林水産分野における温室効果ガス排出削減目標の2割程度を占め、堆肥やバイオ炭の農地施用等で炭素貯留を推進するとしている。これは「みどりの食料システム戦略」（農林水産省，2021b）における「2050年までに目指す姿」のひとつである「農林水産業のCO₂ゼロエミッション化の実現」にも関係する。以上の国内外の情勢をふまえ、農地の土壤有機物を増加させることへの要請や機運が高まってきている。

著者らの前報（石田ら，2021）では、酪農学園の圃場で2019年秋に採取された風乾細土の簡易分析から、自然的要因（土壤生成）と人為的要因（飼料作物生産圃場としての利用、長期間の草地未更新や重放牧）によって、土壤炭素含量が高まっていると考察した。これは2019年秋における「空間的変動」を評価した結果である。本論文では、土壤炭素含量の「時間的変動」を評価する。すなわち、土壤炭素含量の経年的変化の有無とその要因を明らかにし、土壤炭素隔離を見積もることを目的とする。得られる結果は、多くの圃場を持つ農業経営体において、土壤有機物の増加による土壤の質向上と地球温暖化緩和へのヒントになるかもしれない。

2. 材料および方法

1) 圃場と供試土壤

酪農学園フィールド教育研究センター酪農生産ス

テーションは文京台地区に約53haの圃場を有する。その大部分が飼料用トウモロコシ畑もしくは採草地として利用されており、化学肥料と有機質肥料の両方が施用されている。すなわち、飼料用トウモロコシ畑においてはバイオガスプラント消化液が春に6t/10a程度、堆肥が秋あるいは春に2～4t/10a程度全面全層施用されている。採草地においてはバイオガスプラント消化液が秋と春のいずれかまたはその両方に、秋施用の場合3～6t/10a、春施用の場合2～4t/10a程度で表面施用されている。また、チモシー基幹草地では1番草収穫後にバイオガスプラント消化液が2t/10a程度表面施用される場合もあった。堆肥は、草地更新時に2～4t/10a程度で鋤き込まれている。これらの施用量は作付け作物ごとにほぼ一定であったが、2015年度以降、草地の草種構成や圃場の肥沃度に応じて上記の幅で調節されるようになった。化学肥料の施用量も有機質肥料の施用量に応じて、作付け作物ごとにほぼ一定であったが、2015年度以降、土壤診断と有機物施用に基づく施肥対応（北海道農政部，2020）に準じ、圃場ごとに調整されるようになった。化学肥料の施肥時期は早春および前番草の収穫後を基本とし、施肥配分は北海道施肥標準（北海道農政部，2020）におおむね準じていた。

以上のように施肥管理されている酪農生産ステーション内の35圃場（圃場番号：No.03, No.05～20, No.22～39）の作土を対象とした。これらは基本的に飼料作物生産圃場であり、No.22圃場のみ放牧地として利用されている。また、No.33とNo.38圃場については長期間にわたり草地更新が行われていない。なお、客土もしくは砂やがれきの混入があったとの情報があるためNo.40圃場は対象外とした。各圃場の地理情報（緯度・経度、面積等）は前報告（石田ら，2021）で示した。表1に、本研究で調査対象とした35圃場における栽培履歴（2010～2020年）を示す。

2014, 2016, 2018, および2020年の秋に作土が採取された。採取時には圃場内のばらつきを抑えるために5地点以上から作土を採取し、袋の中で混和し、これらが室内で風乾された。2014～2018年の風乾土は目開き0.5mmのふるいに通されたが、2020年の風乾土は目開き2mmのふるいに通された。以上の作業が同センターの技師らによって行われ、これらの風乾細土を供試試料とした。なお、No.22, No.23, No.28, およびNo.30圃場はそれぞれ2014年, 2014年, 2018年, および2020年の風乾細土がなく、残りの31圃場では4カ年の風乾細土が

表1 本研究で調査対象とした圃場における栽培履歴 (2010~2020年)

圃場 番号	年 (西暦)										
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
No.03	T	T	T	T	T	T	C	C	C	T	T
No.05	O	O	C	C	C	C	C	C	C	T	T
No.06	A	A	A	A	A	C	C	C	C	C	C
No.07	A	A	A	A	A	C	C	C	C	C	T
No.08	T	T	C	C	C	C	O/P	O/P	O/P	O/P/A	O/P/A
No.09	T	T	C	C	C	C	O/P	O/P	O/P	O/P/A	O/P/A
No.10	C	T	T	T	T	T	C	T	T	T	T
No.11	C	T	T	T	C	C	C	T	T	T	T
No.12	C	T	T	T	C	C	C	T	T	T	T
No.13	C	C	T	T	T	T	T	T	T	T	T
No.14	C	C	T	T	T	T	T	T	T	T	T
No.15	A	A	A	C	C	C	C	C	T	T	T
No.16	A	A	A	C	C	C	C	C	T	T	T
No.17	A	A	A	A	A/O	A/O	A/O	C	C	C	C
No.18	A	A	A	A	A/O	A/O	A/O	C	C	C	C
No.19	A	A	A	A	A/O	A/O	A/O	C	C	C	C
No.20	T	T	T	T	T	T	T	C	C	T	T
No.22	GR	GR	GR	GR	GR	GR	GR	GR	GR	GR	GR
No.23	T	C	C	C	T	T	T	T	T	T	T
No.24	C	C	C	C	C	O/P	O/P	O/P	O/P	O/P	O/P
No.25	T	T	T	T	T	T	T	T	C	C	C
No.26	T	T	T	T	T	T	T	T	C	C	C
No.27	T	T	T	T	T	T	T	T	C	C	C
No.28	A	A	A	C	C	C	C	C	T	T	T
No.29	A	C	C	C	T	T	T	T	T	T	T
No.30	T	T	T	T	T	T	T	T	T	LS	LS
No.31	C	C	C	T	T	T	T	T	T	T	C
No.32	C	C	C	T	T	T	T	T	T	T	C
No.33	T	T	T	T	O	O	O	O	O	O	O
No.34	C	C	C	C	C	O/P	O/P	O/P	O/P	O/P	O/P
No.35	O	O	O	O	O	O/P	O/P	O/P	O/P	O/P	O/P
No.36	A	C	C	C	T	T	T	T	T	T	T
No.37	A	C	C	C	T	T	T	T	T	T	T
No.38	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
No.39	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T

飼料畑利用として「C」は飼料用トウモロコシを示す。採草地利用として「A」はアルファルファ、「O」はオーチャードグラス、「P」はベレニアルライグラス、「T」はチモシーを示す。「/」の左側の方の優占度が高いことを示す。その他として「GR」は放牧を、「LS」は畜舎を示す。

酪農学園フィールド教育研究センター報告、および、酪農学園大学附属農場報告を一次情報としたものであるが、本学の三枝教授による判断や助言で変更した点がある。大きな変更点等を以下に記す。

No.08 および No.09 の 2012 年について：年報では飼料用トウモロコシとチモシーの記載が両方あった。チモシーとすると、当時飼養していた全乳牛へ与える飼料用トウモロコシが全体的に不足するので、飼料用トウモロコシであったとした。

No.23 について：年報では長期連用圃場と記載されている。2004 年から圃場内を無施用区、堆肥区、消化液区、化学肥料区 (各 2 反復) とした栽培がされてきた。そのため、今回供試された風乾細土はこれらの複数の区から採取されている。

No.33 の 2014~2016 年について：年報ではチモシーと記載されている。しかし、この年からオーチャードグラスに優占されたとのことであるため、オーチャードグラスであったとした。なお、草地更新されたわけではないとのことである。

No.33 の 2019 年および 2020 年について：年報では 2019 年はチモシーあるいはオーチャードグラスなどの混播、2020 年はオーチャードグラスとベレニアルライグラスと記載されている。しかし、2014 年からオーチャードグラスに優占されたとのことであるため、オーチャードグラスとした。なお、草地更新されたわけではないとのことである。

No.39 の 2019 年について：すべての年でチモシーであるが、2019 年にチモシーに (再) 更新されたとのことである。

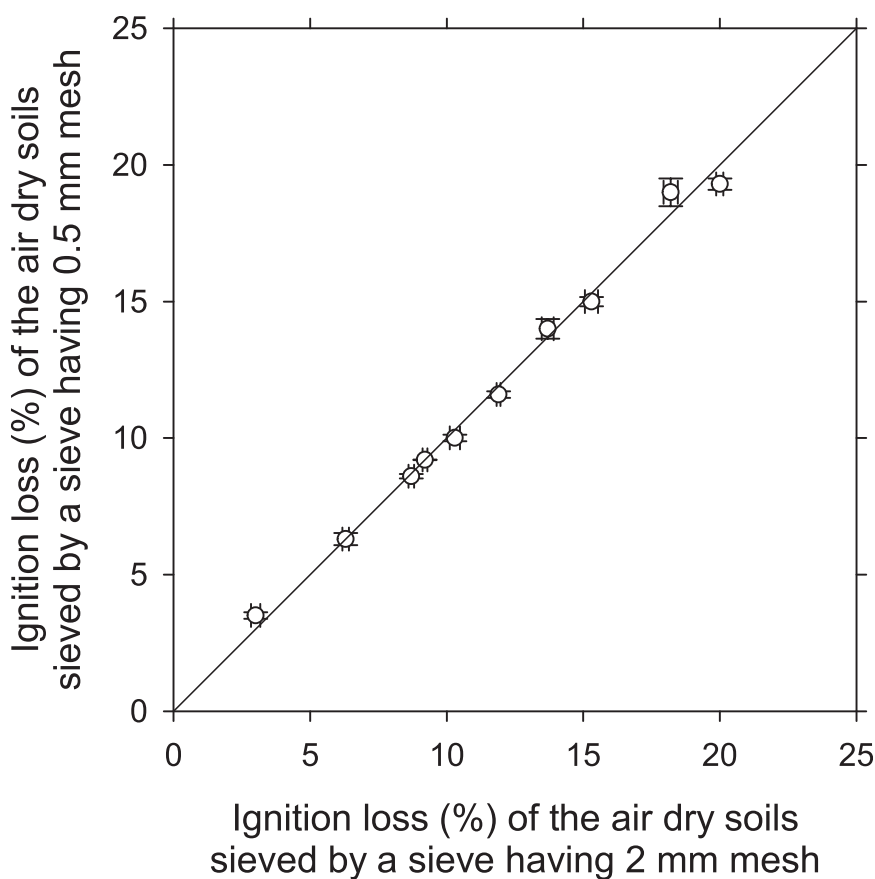


図1 目開きの大きさが異なるふるいによる強熱減量

供試した風乾細土は10点である。横軸は目開き2mmのふるいを通した際の強熱減量、縦軸は目開き0.5mmのふるいを通した際の強熱減量を示す。プロットとその誤差棒は測定値(3反復)の平均と標準偏差を示す。斜めの実線は1:1の対応関係を示す。対応のあるt検定の結果、目開きの大きさによる有意差は認められなかった($P=0.944$)。

あるため、供試試料数は136点である。

2) 強熱減量の測定

強熱減量は簡易な操作で土壌有機物含量を推定できるよい方法である。著者らの前報(石田ら, 2021)では、酪農学園圃場の土壌において強熱減量と全炭素含量に対応関係があることを確認済である($TC = -1.703 + 0.447IL$, $R^2 = 0.993$: TCは乾土あたりの全炭素含量%, ILは乾土あたりの強熱減量%)。本研究においても、田中・村田(2018)に準拠した方法で強熱減量を測定した。まず、るつぼの風袋をひょう量した(W_1)。次に約11gの風乾細土をるつぼに入れ、これを105°Cで一晩絶乾させ、室温に戻してからひょう量した(W_2)。さらに、マッフル炉に入れて550°Cで約5時間加熱し、室温に戻してからひょう量した(W_3)。以下より強熱減量を計算した。

強熱減量 IL (%) =

$$\frac{(W_2 - W_3)}{(W_2 - W_1)} \times 100$$

なお、上記の風乾細土(136点)の強熱減量を3反復で測定した。それぞれの反復内においてランダム化した順で測定し、平均値を得た。

3) ふるいの目開きの違いが強熱減量に与える影響の検討

上述したように、ふるい目開きは0.5mmと2mmであったため、この違いが強熱減量に何らかの影響を及ぼす可能性が考えられた。そこで、目開きのちがいで強熱減量に差が生じていないかどうかを検討した。文京台地区の酪農生産ステーション5圃場(No.06, No.12, No.27, No.34, No.39)と同地区の作物生産ステーション5圃場(FB13, FB15, FB26, FC02, FC06)にて、2020年秋に得られた10点の風乾細土(目開き2mm)の一部を適度に摩砕し、目開き0.5mmのふるいを通して10点

の風乾細土（目開き 0.5 mm）を得た。これらの風乾細土の強熱減量を 3 反復で測定し、ふるい目サイズの違いが強熱減量に与える影響を検討した。

4) データ解析

データの整理・解析には Microsoft の Excel2016 と Systat Software の Sigmaplot15 を用いた。有意性の基準として P 値を 0.05 未満にするのが通例だが、これは絶対的なものでなく変動の大きいフィールド研究では P 値を 0.1 未満とする研究もある (Song Liang *et al.*, 2019; 2020)。本研究で扱う土壤有機物含量も空間変動が大きい (石田ら, 2021) ことを鑑み、本報告における回帰や分散分析では P 値が 0.1 未満で有意とした。

3. 結果および考察

1) ふるいの目開きの違いが強熱減量に与える影響

目開き 0.5 mm のふるいを通した風乾細土の強熱減量値と目開き 2 mm のふるいを通した風乾細土の強熱減量値を比較した。結果を散布図として示す (図 1)。ほぼすべての試料が 1:1 の直線上にプロットされた。対応のある t 検定の結果、目開きの大きさによる有意差は認められなかった ($P=0.944$)。以上から、ふるいの目開きの違いは強熱減量に影響せず、2014, 2016 年、および 2018 年試料の強熱減量値 (目開き 0.5 mm) と 2020 年試料の強熱減量値 (目開き 2 mm) は区別することなく扱えると判断した。

2) 強熱減量の経年変化

酪農生産ステーションの 35 圃場について、採取された土壤の強熱減量の結果を表 2 および図 2 に示す。表 2 には、採取年と強熱減量 (%) を直線回帰したときの傾き (単位: % -IL/year), 相関係数, および P 値も示す。

表 2 より、 P 値が 0.1 未満であった 5 つの圃場 (圃場 No.16, 18, 25, 30, および 37) において、強熱減量に有意な経年的変化があったと判断した。このうち圃場 No.18 のみで回帰式の傾きが負 (-0.165% -IL/year) である一方、残りの 4 圃場では傾きが正 (+0.305 ~ +0.525% -IL/year) である。よって、6 年間 (2014~2020 年) において、前者の 1 圃場では土壤有機物含量が低下したが、後者の 4 圃場では上昇したと判断される。なお、上記の 5 圃場以外の 30 圃場では有意な回帰が認められなかったため、6 年間において、土壤有機物含量に有意な変化 (上昇ないし低下) が検出されなかったといえる。

3) 土壤炭素含量の変化

強熱減量に有意な経年的変化があった 5 圃場について、土壤炭素含量の変化について検討する。まず、採取年と強熱減量の回帰式の傾きは、圃場 No.16, 18, 25, 30, および 37 において、それぞれ、+0.470, -0.165, +0.305, +0.400, および +0.525% -IL/year であった (表 2)。これらの値に、前述した強熱減量と全炭素含量の関係式の傾き 0.447 (単位: % -TC/% -IL) を乗ずると、土壤全炭素含量の年変化率を得ることができる。すなわち、上記の圃場順に、+0.210, -0.074, +0.136, +0.179, および +0.235% -TC/year が得られる。正值は土壤炭素含量が上昇傾向であり、負値は低下傾向であることを示す。これらの正值は地球温暖化緩和へ貢献するものであると考えられる。ただし、年変化率が圃場間で負値から正值でばらついていることは、地区内において土壤炭素貯留量が増加する圃場と減少する圃場が分布していることを示している。よって、一定以上の農地面積を持つ営農単位で評価する場合、土壤炭素含量を変化させる要因を明らかにすることが重要であろう。このことは、次節以降で検討する。

4) 年間土壤炭素貯留増加量

年間土壤炭素貯留増加量を概算する。作土 0~10 cm 深の土壤を評価対象とすれば、面積あたりの土壤体積は $100 \text{ m}^3/10 \text{ a}$ である。土壤の体積を乾土質量に変換するためには容積重 (仮比重) が必要であるが、圃場ごとのデータは整備されていない。よって、風乾細土から簡易的に求められた値 (酪農学園フィールド教育研究センター, 2021) を参考に容積重として 1.1 g/cm^3 を用いる。これらの値と上述の土壤全炭素含量の年変化率を乗ずれば、年間土壤炭素貯留増加量を計算することができる。すなわち、上記の圃場順に、230, -80, 150, 200, および 260 $\text{kg-C } 10\text{a}^{-1} \text{ year}^{-1}$ と概算される。土壤環境基礎調査の結果から堆肥連用期間が 8 年以上ある地点 (普通畑 26 地点) の土壤炭素データを分析し、普通畑に堆肥 1.5 t/10 a 施用した場合の年間土壤炭素貯留増加量は、黒ボク土、褐色森林土、黄色土、および灰色低地土で、それぞれ 40, 60, 70 および 170 $\text{kg-C } 10\text{a}^{-1} \text{ year}^{-1}$ という報告がある (農林水産省, 2012)。この報告と本学を比較すると、土壤タイプ、土地利用、および有機質肥料の散布量等が異なるが、年間土壤炭素貯留増加量に大差はない。よって、本研究の結果は国内事例の範囲内にあるといえる。

表2 強熱減量 (IL: 単位%) および回帰分析の結果

圃場 番号	2014年		2016年		2018年		2020年		年変化率 %-IL/year	相関 係数	有意性	
	IL	(SD)	IL	(SD)	IL	(SD)	IL	(SD)			P-値	P<0.1
No.03	14.7	0.11	11.4	0.21	12.5	0.10	12.6	0.13	-0.260	-0.487	0.513	
No.05	12.9	0.03	13.2	0.14	15.8	0.02	12.9	0.14	0.130	0.239	0.761	
No.06	13.7	0.19	12.4	0.20	14.5	0.08	11.9	0.07	-0.165	-0.358	0.642	
No.07	15.1	0.10	11.6	0.20	13.5	0.10	11.3	0.13	-0.475	-0.691	0.309	
No.08	10.5	0.09	11.8	0.21	13.2	0.14	12.4	0.11	0.355	0.805	0.195	
No.09	13.9	0.23	13.4	0.13	14.7	0.20	14.1	0.06	0.095	0.456	0.544	
No.10	10.3	0.08	9.9	0.11	11.6	0.17	10.5	0.05	0.115	0.408	0.592	
No.11	7.8	0.20	9.3	0.08	11.3	0.02	9.5	0.14	0.355	0.639	0.361	
No.12	8.2	0.16	8.3	0.12	10.6	0.12	8.7	0.10	0.190	0.438	0.562	
No.13	10.2	0.25	10.1	0.18	13.8	0.17	10.1	0.02	0.170	0.239	0.761	
No.14	9.3	0.10	10.0	0.04	12.4	0.17	12.0	0.08	0.525	0.899	0.101	
No.15	8.8	0.07	8.7	0.04	10.1	0.14	9.6	0.11	0.190	0.734	0.266	
No.16	8.4	0.21	9.2	0.16	11.1	0.02	10.9	0.12	0.470	0.924	0.076	※
No.17	9.6	0.16	11.0	0.13	10.9	0.20	8.9	0.26	-0.110	-0.278	0.722	
No.18	11.7	0.10	11.4	0.04	11.1	0.13	10.7	0.17	-0.165	-0.997	0.003	※
No.19	12.4	0.17	12.8	0.10	12.0	0.12	12.0	0.03	-0.100	-0.674	0.326	
No.20	10.7	0.08	13.0	0.30	13.3	0.14	10.9	0.06	0.045	0.085	0.915	
No.22	N/A		17.5	0.03	22.9	0.12	18.9	0.32	0.350	0.250	0.839	
No.23	N/A		10.9	0.14	12.1	0.07	11.1	0.08	0.050	0.156	0.901	
No.24	16.9	0.07	17.5	0.15	20.2	0.18	17.8	0.09	0.270	0.481	0.519	
No.25	13.0	0.13	13.7	0.13	14.4	0.09	14.8	0.01	0.305	0.993	0.007	※
No.26	13.9	0.21	15.3	0.16	15.1	0.14	14.4	0.08	0.065	0.260	0.740	
No.27	19.5	0.13	20.7	0.16	19.5	0.15	20.0	0.13	0.015	0.068	0.932	
No.28	13.1	0.14	12.0	0.07	N/A		12.8	0.10	-0.014	-0.077	0.951	
No.29	10.3	0.12	13.1	0.23	13.4	0.06	12.3	0.17	0.315	0.583	0.417	
No.30	12.3	0.10	13.2	0.04	13.9	0.06	N/A		0.400	0.997	0.046	※
No.31	9.6	0.10	11.1	0.08	10.6	0.09	10.2	0.21	0.065	0.265	0.735	
No.32	9.2	0.05	10.0	0.02	11.1	0.14	8.7	0.14	-0.020	-0.049	0.951	
No.33	13.6	0.10	13.8	0.14	14.3	0.06	10.6	0.09	-0.425	-0.655	0.345	
No.34	9.7	0.07	10.3	0.05	11.6	0.02	10.3	0.19	0.155	0.499	0.501	
No.35	15.3	0.07	12.9	0.18	14.6	0.10	11.4	0.19	-0.500	-0.737	0.263	
No.36	10.9	0.14	12.1	0.14	14.2	0.11	12.9	0.07	0.405	0.754	0.246	
No.37	9.8	0.27	11.6	0.18	12.2	0.02	13.1	0.10	0.525	0.973	0.027	※
No.38	13.8	0.12	13.9	0.18	16.3	0.07	12.7	0.04	-0.045	-0.077	0.923	
No.39	19.1	0.12	19.9	0.06	19.6	0.15	15.3	0.24	-0.585	-0.705	0.295	

各年の右列 (SD) は繰り返し測定 (3反復) の標準偏差を示す。

N/A は供試土壌がなかったことを示す。

5) 土壤炭素含量を変化させる要因

(1) 土地利用

トラクターなどで耕うんすると土壤中に酸素が積極的に供給され、有機物分解が活発になり、土壤有機物含量が低下する (西尾ら, 2000)。また、草地更新後、耕うんされず草地として維持されれば土壤有

機物含量が経年的に増加することも報告されている (三木, 1993)。したがって、本研究においても、耕うんの有無を含めた土地利用は土壤炭素含量を変化させる要因となりうると思われるので、ここで検討する。

前報において、活性アルミニウムテスト得点と強

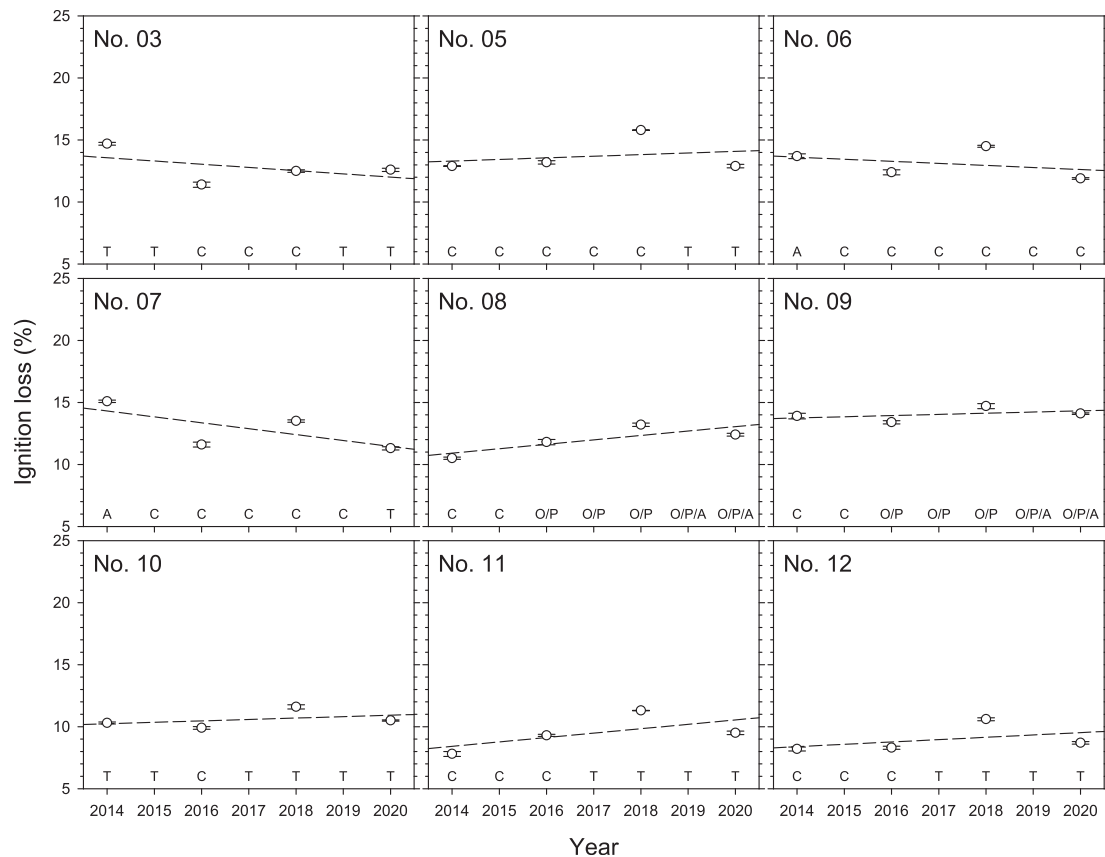


図2-1 作土の強熱減量の年次推移（圃場 No.03～12）

横軸は年を、その上にある英文字は土地利用を示す（表1を参照）。縦軸は作土の強熱減量を示す。プロットとその誤差棒は測定値（3反復）の平均と標準偏差を示す。採取年と強熱減量を直線回帰したときの結果を点線として示す。平均と標準偏差、回帰式の傾き、その有意性の有無等は表2を参照。本図では $P < 0.1$ の有意性が認められた圃場はなかった。

熱減量の関係から文京台地区全体を俯瞰することで、No.22, 33, および38圃場では土壤有機物が著しく高まっていると報告した。その原因として、No.33および38圃場では約30年間にわたり草地が未更新であり、ほとんど耕うんされていなかったためと考察した。No.22圃場では約20年間にわたって重放牧されており、耕うんされなかったことに加えて乳牛の排せつ物で有機物も供給されたためと考察した(石田ら, 2021)。以上からこれらの3圃場では、本調査の6年間ににおいても土壤炭素含量が経年的に上昇していたことを予想していた。しかし、表2および図2に示されたように、いずれの圃場においても有意な変化は認められなかった。この原因として、土壤炭素含量が高いレベルで平衡状態（飽和状態）に達しつつあるのかもしれない。また、耕うんされないことによる植生（根）分布や乳牛の排せつ位置により土壤有機物の空間的変動が大きくなり(三枝, 2018; 三枝ら, 2021)、ホットスポットのようところで土壤が採取された可能性もある。これが原因で経年変化が覆い隠された可能性もある。実

際、No.22圃場における強熱減量%の範囲（最大値-最小値）は5.4ポイントと35圃場の中で最も大きかった。

次に、No.22圃場を除くすべての圃場における「土地利用変化」が強熱減量（土壤炭素含量）にどのような影響を与えていたか検討する。土地利用(表1)を採草地の草種を問わない「草地」と飼料用トウモロコシが栽培された「畑」の2つに単純化する。そして、土地利用変化を、「畑→畑」「畑→草地」「草地→畑」「草地→草地」の4つに区分し、これに対応する強熱減量の変化を求める。例えば、「No.03圃場における2014年から2016年の2年間」では、土地利用は2014年草地→2015年草地→2016年畑と単純化し、土地利用変化は「草地→畑」に区分した。これに対応する強熱減量の変化は表2の値を用い、 $-1.65\% - IL/year (= (11.4 - 14.7)/2)$ と求められる。このようにして、2年間の土地利用変化と強熱減量変化の組み合わせを作ることができる。

この作業によって98の組み合わせを得ることができた。土地利用変化の区分ごとの強熱減量変化を

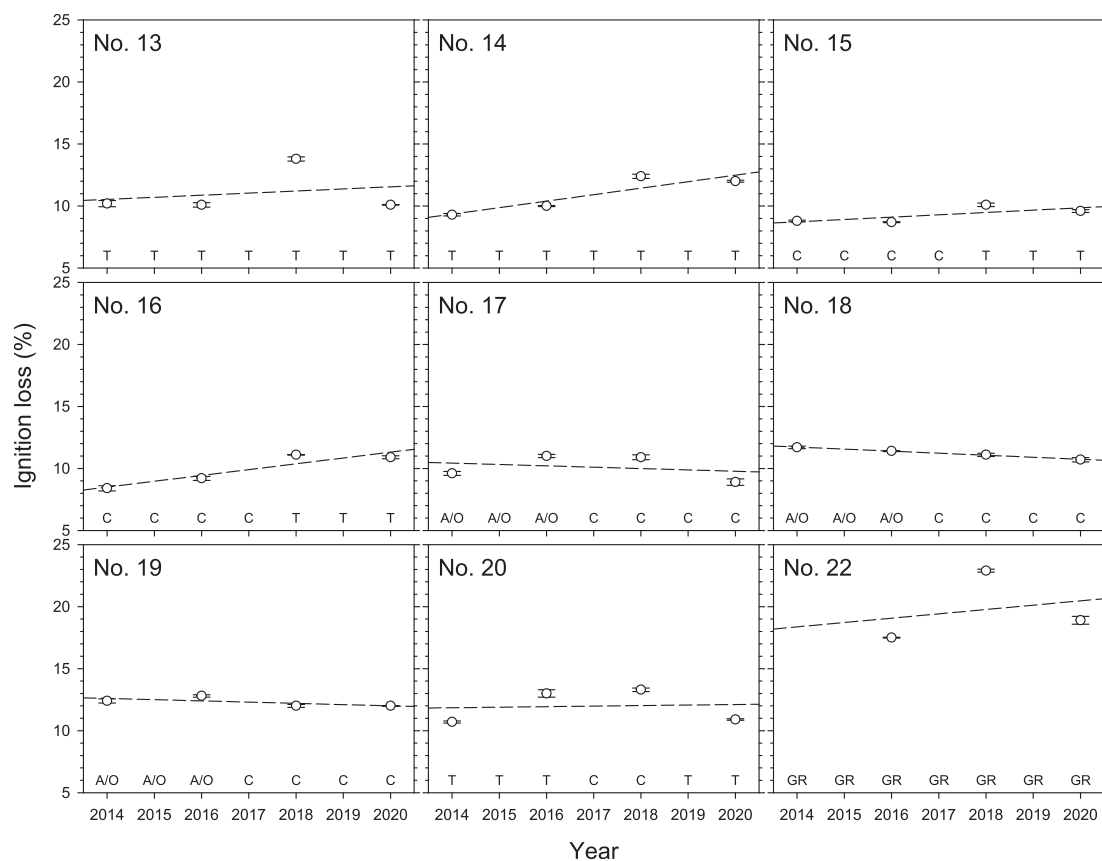


図2-2 作土の強熱減量の年次推移（圃場 No.13～22）

フォーマットは図2-1と同様である。本図では $P < 0.1$ の有意性がNo.16およびNo.18の2圃場で認められた。

図3に示す。データのばらつきは大きい、「草地→畑」の区分がその他の区分よりも低い傾向を示しているように見える。データが正規性を有していなかった（Shapiro-Wilk 検定： $P = 0.007$ ）ため、Kruskal-Wallisの順位に基づく分散分析を行ったところ、 $P < 0.1$ の有意性が認められた（ $P = 0.065$ ）。各区分の強熱減量変化の中央値は、「畑→畑」、「畑→草地」、「草地→畑」、および「草地→草地」において、それぞれ、 $+0.15$ 、 $+0.30$ 、 -0.20 、および $+0.25\%$ $-IL/year$ であった。2つの区分を比較する多重比較においては、「草地→畑」と「草地→草地」の比較のみで $P < 0.1$ の有意差が認められた（Dunnの検定： $P = 0.087$ ）。

「草地」では更新時以外は耕うんされず「畑」は毎年耕うんされるので、上記の結果は、本学文京台地区の飼料生産圃場において、耕うんと土地利用変化が強熱減量（土壤炭素含量）に影響を与えていることを示唆している。具体的には、①「草地→畑」の中央値が有意に低くマイナス値の傾向にあることから、採草を耕うんして飼料畑にすることは土壤炭素含量を低下させられると思われる。②「畑→草地」と

「草地→草地」の中央値がやや高いことから、採草地にすることや採草地の維持は土壤炭素含量を維持もしくは高められると思われる。③「畑→畑」の中央値は①と②のあいだであるので、飼料畑の維持は短期的には土壤炭素含量の変化は小さいが、毎年耕うんされるので中長期的には低下させられると思われる。なお、長期間ほとんど耕うんされなかったNo.22, 33, および38圃場で土壤有機物が著しく高まっている（石田ら, 2021）ことも、②の長期的な効果であると説明されるだろう。

ところで、採草地では一般的に表層に根が多い（鈴木・小林, 1990；三枝, 2018）ため、根分泌物や一部の根の枯死などにより、表層で土壤有機物が多くなる（松中, 2018）。文京台地区の飼料作物生産圃場では、維持管理段階の採草地では0～5 cmの土壤が採取され、それ以外の圃場では0～15 cmの土壤が採取されている。したがって、「草地→畑」の強熱減量変化の中央値が他の土地利用変化と比較して有意に低く、かつマイナス値の傾向にあることについては、耕うんによる垂直方向の希釈効果によるものとも解釈できる。しかし、前報（石田ら, 2021）では

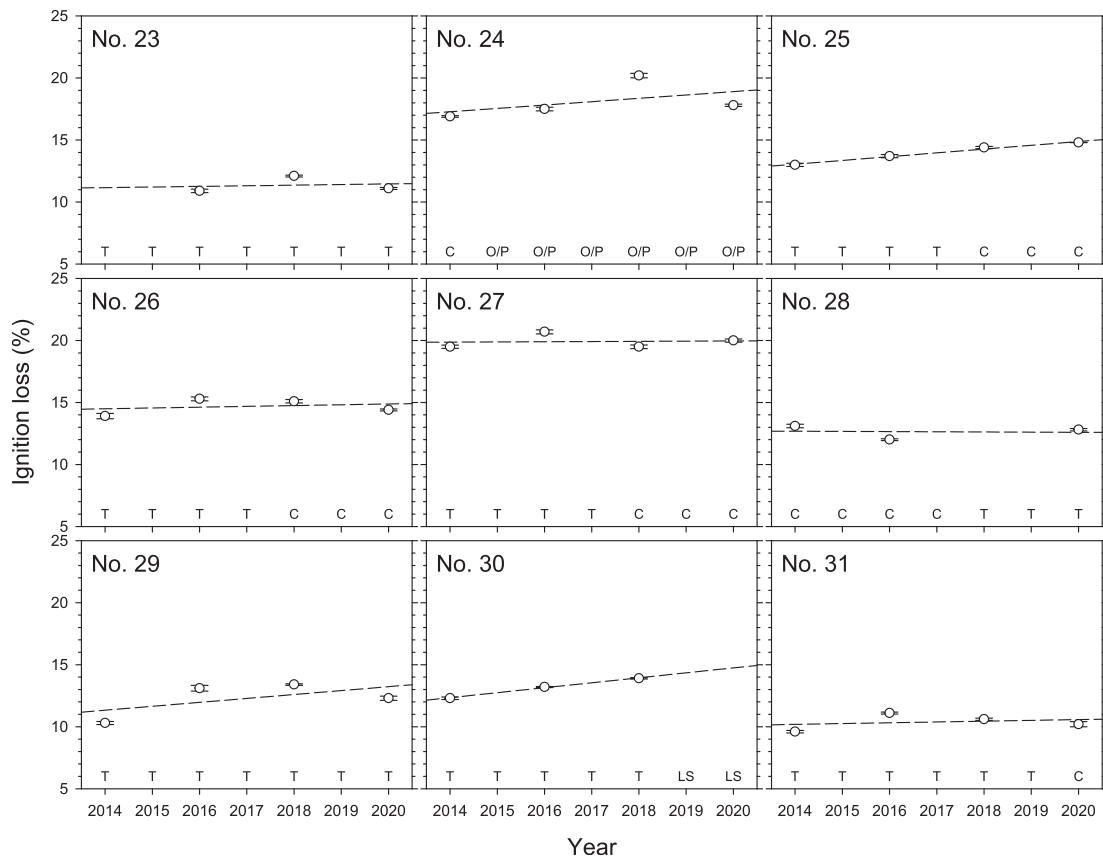


図 2-3 作土の強熱減量の年次推移（圃場 No.23～31）

フォーマットは図 2-1 と同様である。本図では $P < 0.1$ の有意性が No.25 および No.30 の 2 圃場で認められた。

上記の異なる採取深による強熱減量に有意差を認めなかった。よって、希釈効果を否定するものではないが、上述①は成立していると思われる。圃場の土壤炭素含量変化をより正確に評価をするためには、採草地でも飼料畑でも耕うん深全体を含むように土壌を採取・分析をすることが望ましいといえよう。

(2) 土壤炭素含量の高低による影響

前報（石田ら，2021）では自然的要因（土壌生成）により、文京台地区の低位段丘面のうち標高が相対的に低い圃場群で強熱減量が高くなっているとされた。今回のデータにおいても、この圃場群のうち No.27 圃場では 2014 年の強熱減量は 19.5%であり、この年の全圃場の中で最も高かった。これに対して No.27 圃場に隣接して標高が高い No.26 圃場、同じく No.25 圃場の強熱減量はそれぞれ 13.9%および 13.0%であった（表 2）。そして、大変興味深いことに、これらの 3 圃場は 2010 年から同じ土地利用で管理されている（表 1）にも関わらず、No.25 圃場のみ強熱減量に有意な上昇が認められた。この理由として強熱減量（土壤炭素含量）の高低があるように思われる。土壌は開放系でその環境において動的平

衡にある（岡島，1989）ので、土壤炭素含量を高める要因があった場合は土壤炭素含量が低い圃場の方がその上昇が起りやすいと思われる。この視点から土壤炭素含量が有意に上昇した 4 圃場について検討してみる。

これら 4 圃場は No.16, 25, 30, および 37 であったが、2014 年時の強熱減量はそれぞれ、8.4, 13.0, 12.3, および 9.8%であった。同年の 33 圃場内で強熱減量の順位（降順）は、上記圃場順に 31, 13, 16, および 24 位であった。つまり、強熱減量が中位（12～22 位）もしくは下位（23～33 位）の圃場においてその有意な上昇が認められている。また、前述した回帰式の傾きは、強熱減量中位の No.25 および 30 圃場では、それぞれ +0.305 および +0.400% -IL/year であるのに対して、下位の No.16 および 37 圃場では、それぞれ +0.470 および +0.525% -IL/year と相対的に高い。このことは、土壤炭素含量を高める要因があった場合は土壤炭素含量が低い圃場の方がその上昇が起りやすいことを支持していると思われる。前報（石田ら，2021）において、文京台地区においては、黒ボク土特徴の指標である

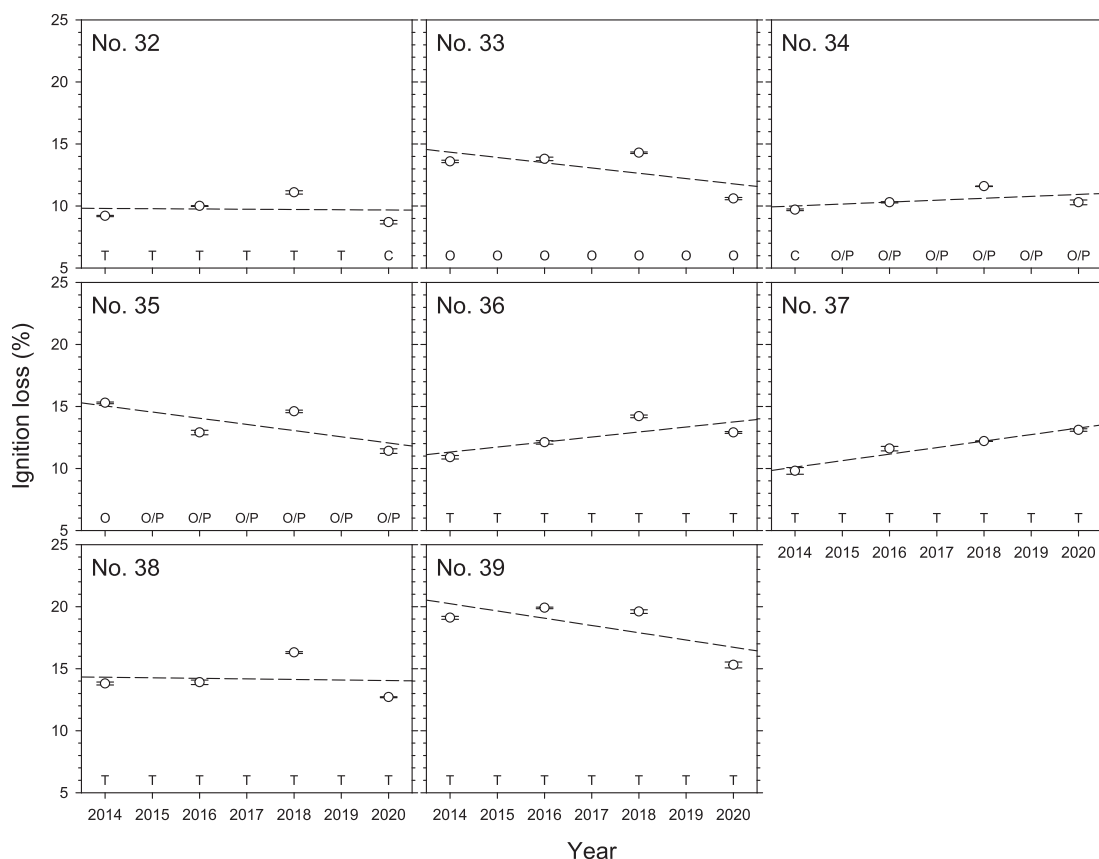


図2-4 作土の強熱減量の年次推移（圃場 No.32～39）

フォーマットは図2-1と同様である。本図では $P < 0.1$ の有意性がNo.37圃場で認められた。

活性アルミニウム得点と強熱減量に弱い正の有意な相関が認められたことも考慮すると、本地区では、土壤炭素含量が低く、黒ボク土特徴が強くない地点において上昇しやすい傾向にあると思われる。

6) 土壤炭素含量を変化させる条件や管理

以上の結果と考察をふまえつつ、土壤炭素含量が有意に上昇・低下した5つの圃場を手掛かりとして、文京台地区の酪農生産ステーション圃場における土壤炭素含量を変化させる条件や管理を明らかにする。

(1) No.16圃場とNo.37圃場

No.16圃場およびNo.37圃場では土壤炭素含量に有意な上昇が認められた。両圃場では2014年の土壤炭素含量（強熱減量）が全体の下位（31および24位）であり、「畑→草地」の土地利用変化（飼料畑3年間以上の継続の後、土壤採取期間内に採草地となりそのまま継続）であった。一方、別の4圃場（No.11, 12, 15, および34）も同じ条件であった。すなわち、2014年の土壤炭素含量（強熱減量）は全体の下位（33, 32, 30, および25位）で、かつ、「畑→

草地」の土地利用変化であったが、いずれの圃場も有意な変化（上昇）は認められなかった。ただし、これらの6圃場における強熱減量の年変化率（表2）を昇順にならべると、+0.155, +0.190, +0.190, +0.355, +0.470*, および+525* %-IL/year（*は有意）であり、土壤炭素含量は上昇傾向にあるようにみえる。

同じ条件でも2圃場のみで有意に上昇した理由について検討する。隣接しているNo.10～12圃場および隣接しているNo.15～17圃場はやや強い傾斜面であり、年代は不明であるがかなり以前に谷間を均平化した場所があるという報告もある（天野・水野, 2002）。このことから、No.16圃場の土壤炭素含量上昇の原因は、土壤侵食によって圃場内の低い部分に炭素含量が高い粘土画分が堆積しつつあったことを検出したのかもしれない。一方、No.37圃場も隣接しているNo.28-29-36-37の斜面最下方に位置するが、傾斜は緩いため土壤侵食の影響は考えにくい。むしろ、採草地の継続が最も長い6年間であったことが、No.37圃場において土壤炭素含量上昇が検出された原因かもしれない。

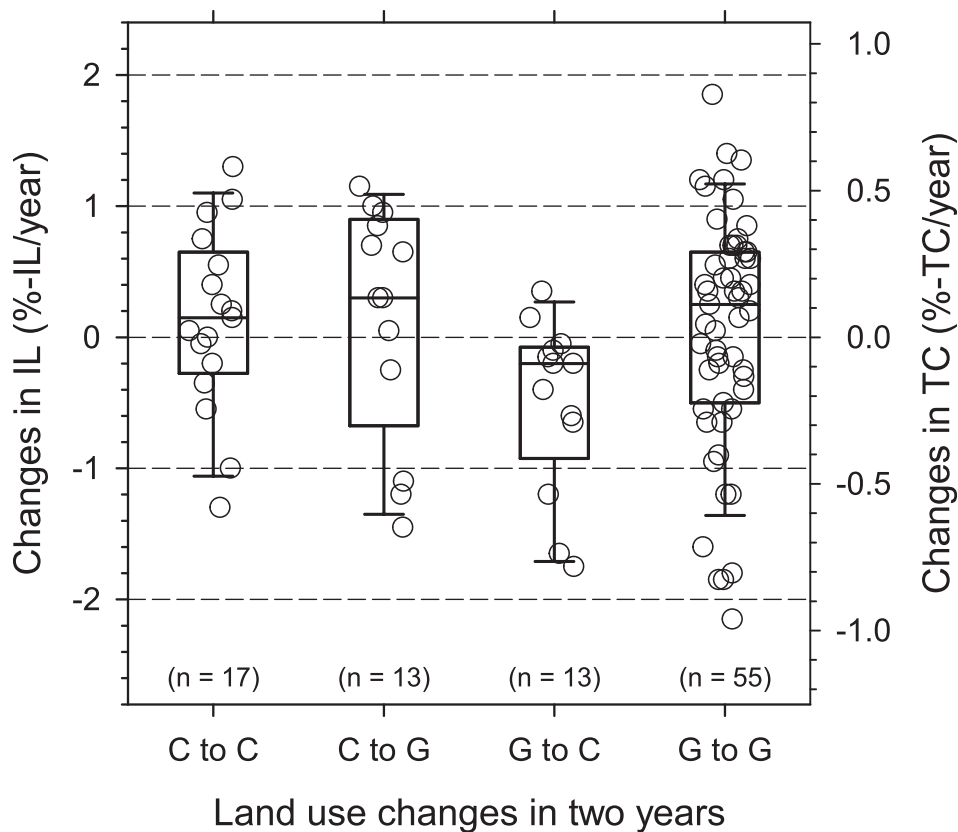


図3 土地利用変化（2年間）における作土の強熱減量変化（土壤炭素含量変化）

横軸は土地利用変化を示す。「C」および「G」はそれぞれ草地および畑（飼料用トウモロコシ畑）利用の記号であり、「C to C」「C to G」「G to C」および「G to G」はそれぞれ「畑→畑」「畑→草地」「草地→畑」および「草地→草地」の利用変化区分に対応する（本文も参照）。左側の縦軸は年あたりの強熱減量変化を示し、これを炭素含量変化に換算したものが右側の縦軸である。のべ98の事例があるが、利用変化区分ごとの事例数は横軸の上に示してある。各事例の値をジッタープロットで示し、これに箱ひげ図（10、25、50、75、および90パーセンタイル）を重ねて示す。

データは正規性を有していない（Shapiro-Wilk 検定： $P=0.007$ ）。Kruskal-Wallis の順位に基づく分散分析の結果、 $P<0.1$ の有意性が認められた（ $P=0.065$ ）。各区分の強熱減量変化の中央値は、左から+0.15、+0.30、-0.20、および+0.25%-IL/year である。多重比較では、「草地→畑」（G to C）と「草地→草地」（G to G）の比較のみで $P<0.1$ の有意差が認められた（Dunn の検定： $P=0.087$ ）。

以上を小括すると、土壤炭素含量が低い圃場において飼料畑を採草地に転換する土地利用変化が土壤炭素含量を上昇させていると思われる。そして、これを微地形による土壤侵食や草地継続年数が強めているのかもしれない。

（2）No.30 圃場

No.30 圃場では土壤炭素含量に有意な上昇が認められた。この圃場では2014年の土壤炭素含量（強熱減量）は全体の中位（16位）であり、採草地としての利用が8年以上継続していた。一方、No.13 圃場およびNo.14 圃場では、2014年の土壤炭素含量（強熱減量）は全体の下位（23および28位）であり、2012年から8年間にわたり採草地として利用されていた。よって、これまでの考察からNo.13 圃場およびNo.14 圃場においても土壤炭素含量（強熱減量）

が有意に上昇してもよさそうであるが、検出されなかった。ただし、これらの3圃場における強熱減量の年変化率（表2）を昇順にならべると、+0.170、+0.400*、および+0.525%-IL/year（*は有意）であり、土壤炭素含量は上昇傾向にあるようにみえる。

No.30 圃場のみで有意に上昇した理由について検討する。これらの3圃場はいずれも斜面地にあり、その下方が北西に向いているが、No.30 圃場は小面積（0.3 ha）でその東・南・西側が林で囲まれて日当たりが悪いのに対し、隣接しているNo.13 圃場およびNo.14 圃場は大面積（それぞれ2 ha 弱）で林に囲まれておらず日当たりが良い。この違いが地温および微生物による土壤有機物分解に影響を与えた可能性がある。すなわちNo.30 圃場では地温および土壤有機物分解速度が低い傾向にあり、土壤炭素含量が

上昇しやすかった可能性がある。No.13 圃場および No.14 圃場ではその逆で土壤炭素含量が上昇しにくかった可能性がある。

なお、No.33, 35, 38, および 39 圃場も 10 年以上の中長期にわたり採草地として維持されていた。しかし、2014 年の土壤炭素含量（強熱減量）は全体の上位（11, 4, 9, および 2 位）であり、土壤炭素含量に有意な変化は認められなかった。ただし、これらの 4 圃場における強熱減量の年変化率（表 2）を昇順にならべると、 -0.585 , -0.500 , -0.425 , および -0.045% -IL/year であり、土壤炭素含量は低下傾向にあるようにみえる。すでに考察したように大きな空間的変動のためにこのような値になった可能性もあるが、土壤炭素含量が低下傾向にあった可能性もある。

以上を小括すると、土壤炭素含量が中～低位の場合、長期の草地維持は土壤炭素含量を上昇させ、さらに、低い地温はそれを強めると思われる。

（3）No.25 圃場と No.18 圃場

No.25 圃場では土壤炭素含量に有意な上昇が認められ、No.18 圃場では逆に有意な低下が認められた。両圃場とも、2014 年の土壤炭素含量が中位（13 および 17 位）であり、「草地→畑」の土地利用変化（採草地 3 年間以上の継続の後、土壤採取期間内に飼料畑となりそのまま継続）であった。このように同じ条件下であったが、土壤炭素含量変化の方向性が異なっていた。No.06, 07, 17, 19, 26, および 27 圃場も同じ土地利用変化であったが、これらの 6 圃場では土壤炭素含量に有意な変化が認められなかった。これらの圃場における 2014 年の土壤炭素含量は順に 10, 5, 26, 15, 7, および 1 位とばらついていて、よって、土壤炭素含量の高低から説明できない。これらの 8 圃場における強熱減量の年変化率（表 2）を昇順にならべると、 -0.475 , -0.165^* , -0.165 , -0.110 , -0.100 , $+0.015$, $+0.065$, $+0.305^*\%$ -IL/year（* は有意）となり、No.25 圃場の高い値を除けばゼロ付近からマイナスに偏っている。このことは、2 年間の土地利用変化と強熱減量変化の組み合わせによる「草地→畑」の傾向（図 3）と一致している。なお、No.25 圃場における有意な上昇の理由は不明である。以上を小括すると、採草地から飼料畑へ転換して飼料畑を継続することは土壤炭素含量を低下させる可能性が高いといえる。

以上を総括すると、文京台地区の酪農生産ステーション圃場では、以下の条件や管理が土壤炭素含量を変化させると考えられる。

- 土壤炭素含量が低位の圃場：飼料畑から採草地

への転換が土壤炭素含量を上昇させる。

- 土壤炭素含量が中～低位の圃場：草地の長期的維持が土壤炭素含量を上昇させる。
- 採草地から飼料畑へ転換し、それを維持すること：土壤炭素含量を低下させる。

7) 圃場群全体における土壤炭素隔離

強熱減量に統計的に有意な経年的変化があったのは 35 圃場のうち 5 圃場のみであった（表 2）。圃場群全体の土壤炭素隔離を評価する場合、有意な経年的変化が認められなかった 30 圃場における土壤炭素貯留量変化をゼロと考え、残り 5 圃場のうち 4 圃場の年間土壤炭素貯留量に増加が認められたので、「圃場群全体としては土壤炭素隔離が生じていた」と判断できると思われる。ただ、これでは定性的な判断にとどまる。

前節で述べたように土壤炭素含量は一定の条件や管理で変化していると考えられるが、有意な変化として検出されない場合もあると思われる。よって、強熱減量に統計的に有意な経年的変化が認められない場合でも、計算された年変化率（表 2）をゼロと考えずに、すべての圃場において、作土深 10 cm と容積重 1.1 g/cm^3 を仮定して、採取年と強熱減量（%）の直線回帰の傾きから年間土壤炭素貯留増加量を概算し、それらを俯瞰して定量的に土壤炭素隔離を推定することには意味があろう。

図 4 にすべての圃場における概算した年間土壤炭素貯留増加量（すなわち、年間土壤炭素隔離）を示す。箱ひげ図に示されるように分布はプラスに偏っており、平均値および中央値はそれぞれ 38 および $47 \text{ kg-C } 10\text{a}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。一方、棒グラフでは各圃場の面積が棒の幅として示されているため、各棒の広さ（幅×高さ）の合計が圃場群全体の年間土壤炭素隔離に相当する。全体的には増加が減少を上回っているようにみえる。合計値として 21t-C/year （面積加重平均 $42 \text{ kg-C } 10\text{a}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ）という値が得られた。すなわち、今回対象とした酪農生産ステーション 35 圃場（51.2 ha）においては、土壤炭素隔離として年間 21 トンの炭素が土壤に移転されており、土壤が地球温暖化を緩和する機能を有していることを示している。ただし、有意でない強熱減量の年変化率が多く使用されているため、この推定には大きな不確実性が含まれていることに留意する必要がある。

ところで、酪農学園フィールド教育研究センターの酪農生産ステーションと作物生産ステーションでトラクターに使用された軽油は 27.9 kL/year

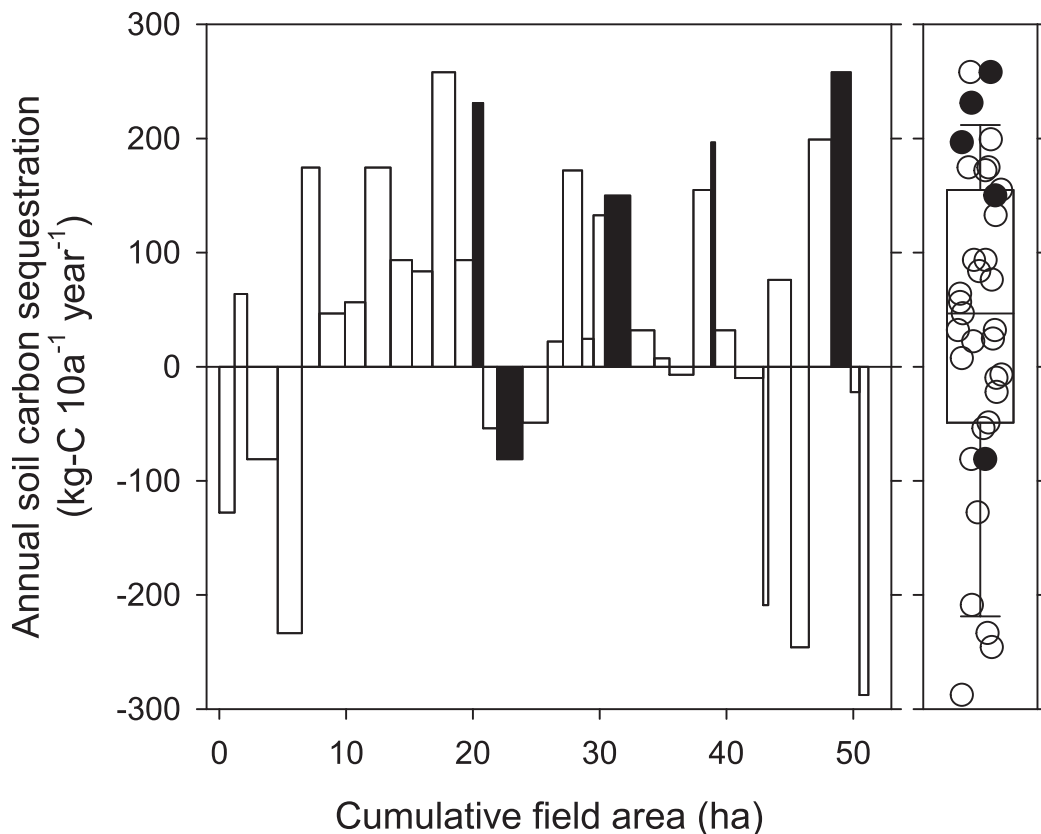


図4 圃場ごとの年間土壤炭素隔離

左側の図における横軸および縦軸は、それぞれ圃場面積（積算値）および年間土壤炭素隔離を示す。棒グラフは圃場番号順（左端がNo.3で右端がNo.39）であり、採取年と強熱減量に有意な回帰を認めた5圃場（No.16, 18, 25, 30, 37）を黒塗りで示している。各棒の幅がその圃場面積を示し（合計は51.2ha）、各棒の高さが年間土壤炭素隔離を示す。したがって、各棒の広さ（幅×高さ）が各圃場の年間土壤炭素隔離の量を示す。この合計値は21t-C/year、面積加重平均は42kg-C 10a⁻¹ year⁻¹である。

右側の図は35圃場の年間土壤炭素隔離をジッタープロットで示し、これに箱ひげ図（10, 25, 50, 75, および90パーセントイル）を重ねて示す（黒塗りプロットは同上）。平均値および中央値はそれぞれ38および47kg-C 10a⁻¹ year⁻¹である。

（2014～2020年度の平均値）とのことである。これに排出係数2.58kg-CO₂/L（環境省, 2020）および換算係数12/44kg-C/kg-CO₂を乗じると、トラクターから排出された二酸化炭素は19.6t-C/yearと推定される。この値は、上述の土壤炭素隔離と同程度である。よって、本研究の結果は、土壤有機物を増加させることは飼料作物生産のための土壤の質の向上に加え、土壤炭素隔離が農業経営体における二酸化炭素排出の一部を相殺することによる地球温暖化緩和にも貢献できる可能性を示している。

8) 今後の課題

今後の課題は大別すると2点であり、土壤炭素貯留量の推定を精緻化すること、そして土壤炭素隔離を増加させることである。

まず、土壤炭素貯留量の推定を精緻化するためには、①調査の長期的継続、②圃場内の空間的変動へ

の対策、ならびに③炭素フローの把握の3つの方策が考えられる。

①調査の長期的継続については、対象である土壤炭素含量は実測によって得られること、さらに前述したように土地利用変化の影響は長期的に検討する必要があることから、長期にわたり継続的に土壤炭素含量をモニタリングすることは必須であるといえよう。

②圃場内の空間的変動への対策として、現時点では「5地点以上から作土を採取し、袋の中で混和」としているがこれでは不十分かもしれない。強熱減量の年変化率は、採取年との回帰によれば±0.5%-IL/yearの範囲であるが（表2）、2年ごとの変化では±2%-IL/yearの範囲と大きい（図3）。これは、採取年による回帰が大きな空間的変動を抑えているようにみえるので調査の長期化の必要性を支持しているが、加えて採取時に空間的変動を小さくす

ることができれば、有意な経年変化の検出を増やすことにつながるだろう。そのためには多点サンプリングが必要である。この点に関連して、松中・三枝(2016)は土壌化学性の適切な代表値を得るためには、土壌 pH なら 1 点/ha、有効態リンや交換性カリウムでは採草地で 20~50 点/ha は、放牧地で 20~200 点/ha と項目や土地利用によって異なるが、1 圃場 20 点前後を目安にして土壌を採取し、それをよく混合して 1 圃場 1 点するのが現実的対応となると述べている(ただし、土壌有機物については述べていない)。

③炭素フローの把握についてであるが、前述したように土壌炭素含量の変化は圃場の様々な炭素フローの結果である。したがって、それらを把握することで、土壌炭素含量変化の要因を明らかにできる可能性がある。具体的には、施用される有機質資材および作物残渣の量とその炭素含量等の性状、土壌水分や地温等の把握が考えられる。ただし、有機質資材以外の情報を得るためには多大な労力や機材が必要である。以上を小括すると、調査の長期化、土壌採取の多点化、および、施用有機質資材の量と質の把握が重要である。

土壌有機物機能の維持・向上と地球温暖化緩和の両方に貢献するためには、土壌炭素隔離を増加させる必要がある。したがって、有機質資材の施用量や作物残渣の土壌還元量を増やす必要がある。ただし、それらをただ単純に増やせば良いというわけではない。それらを増やすほど、養分バランスが崩れる可能性があるため、有機質資材の性状を把握した上で土壌診断に基づく適切な量を守る必要がある。なお、適量施用で少しずつ土壌有機物が増加すると、いずれ高いレベルで平衡状態(飽和状態)に達するので、そうなると土壌炭素隔離の増加は見込めない。すなわち、地球温暖化緩和への貢献にも限度があることに留意する必要がある。

ところで、この限界を打破する(土壌炭素貯留量のレベルを上げる)には、農法を変えることが有効かもしれない。例えば、簡易耕や不耕起がある。Koga *et al.* (2006) は、北海道十勝における畑作で慣行耕起と簡易耕を比較し、慣行耕起と比較して簡易耕は土壌炭素含量を高め、燃焼消費による二酸化炭素排出および土壌からの温室効果ガス(二酸化炭素、一酸化二窒素、メタン)排出の合計量を減らすことができたとして報告している。また、昨今話題のカーボンファーミング(Carbon Farming)やリジェネラティブ農業(Regenerative Agriculture)では、土をかき乱さない(簡易耕や不耕起)に加え、土を覆う

こと、植物と動物の多様性を高めること、土の中に生きた根を保つこと、動物を組み込むことを原則としているため(Brown, 2018)、さらに土壌炭素貯留量のレベルが上がると思われる。

4. 要 約

酪農学園フィールド教育研究センター酪農生産ステーションにおける土壌炭素貯留を調査した。文京台地区 35 圃場(合計 51.2 ha)において 2014~2020 年に採取された作土の強熱減量を測定し、土壌炭素含量を求めた。解析の結果、土壌炭素含量が低い圃場では飼料畑から採草地への転換が土壌炭素含量を上昇させること、土壌炭素含量が高くない圃場では草地の長期的維持が土壌炭素含量を上昇させること、採草地から飼料畑へ転換してそれを維持することは土壌炭素含量を低下させることが示唆された。35 圃場における年間土壌炭素隔離は 21 t-C/year であったと概算した。一方、トラクター使用による年間二酸化炭素排出量は 19.6 t-C/year と推定された。本研究の結果は、計画的な土地利用で土壌有機物を増加させることは飼料作物生産のための土壌の質の向上に加え、土壌炭素隔離が農業経営体における二酸化炭素排出の一部を相殺することによる地球温暖化緩和にも貢献できる可能性を示している。

5. 謝 辞

研究を遂行するにあたり、酪農学園フィールド教育研究センターの技師のみなさまに多大な支援と情報提供をいただいた。本学の三枝俊哉教授には多くの助言や情報をいただいた。ここに記して感謝します。

6. 引用文献

本稿は石田清二の修士論文「酪農学園圃場の作土の土壌有機物含量に関する考察」(2022 年)の一部に内容を追加・編集し、とりまとめたものである。

天野洋司・水野直治 2002. 酪農学園の自然(土壌篇)野幌層の誕生と学園の土壌, p.40. 酪農学園大学, 江別.

青山正和 2022. 腐植. 地力アップ大事典: 有機物資源の活用で土づくり, p.185-190. 農山漁村文化協会, 東京.

Brown, G. 2018. *Dirt to Soil: One Family's Journey into Regenerative Agriculture*. (ゲイブ・ブラウン(著), 服部雄一郎(訳) 2022. 土を育てる: 自然をよみがえらせる土壌革命, p.14-18.

- NHK 出版, 東京.)
- 北海道農政部 2020. 北海道施肥ガイド 2020 (施肥基準・診断基準・施肥対応), p.179-208. 公益社団法人北海道農業改良普及協会, 札幌.
- 石田清二・小金昇平・澤本卓治 2021. 酪農学園の圃場における土壌有機物含量を高める要因に関する一考察. 酪農学園大学紀要自然科学編, 46, 21-31.
- JA 全農 肥料農薬部 2010. だれにでもできる土壌診断の読み方と肥料計算, p.40. 農山漁村文化協会, 東京.
- 環境省 2020. 算定・報告・公表制度における算定方法・排出係数一覧. https://ghg-santeikohyo.env.go.jp/files/calc/itiran_2020_rev.pdf (閲覧日 2023 年 10 月 4 日)
- Koga, N., Sawamoto, T., and Tsuruta, H. 2006. Life cycle inventory-based analysis of greenhouse gas emissions from arable land farming systems in Hokkaido, northern Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 52, 564-574.
- 松中照夫 2018. 新版土壌学の基礎: 生成・機能・肥沃度・環境, p.30-35: 186-191. 農山漁村文化協会, 東京.
- 松中照夫・三枝俊哉 2016. 草地学の基礎: 維持管理の理論と実際, p.131-132. 農山漁村文化協会, 東京.
- 三木直倫 1993. 寒冷地における草地土壌の有機物並びに窒素の経年的動態とそれに基づく窒素施肥管理法に関する研究. 北海道立農業試験場報告, 79, 1-98.
- Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., *et al.* 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59-86.
- 西尾道徳・古在富樹・奥 八郎・中筋房夫・沖 陽子 2000. 基礎農学セミナー作物の生育と環境, p.74-75. 農山漁村文化協会, 東京.
- 農林水産省 2012. 食料・農業・農村政策審議会企画部会地球環境小委員会 林政審議会施策部会地球環境小委員会 水産政策審議会企画部会地球環境小委員会 合同会議, 配布資料 3-3 農林水産分野における温暖化対策 農地による炭素貯留について (2012 年 2 月) https://www.maff.go.jp/j/council/seisaku/kikaku/goudou/13/pdf/data3_3.pdf (閲覧日 2021 年 12 月 16 日)
- 農林水産省 2021a. 農林水産省地球温暖化対策計画 (令和 3 年 10 月 27 日改定) <https://www.maff.go.jp/j/kanbo/kankyo/seisaku/climate/ta>
- isaku/attach/pdf/top-17.pdf (閲覧日 2023 年 4 月 10 日)
- 農林水産省 2021b. みどりの食料システム戦略の策定について (令和 3 年 5 月 12 日) <https://www.maff.go.jp/j/press/kanbo/kankyo/210512.html> (閲覧日 2023 年 4 月 12 日)
- 岡島秀夫 1989. 土の構造と機能—複雑系をどうとらえるか—, p.123-159. 農山漁村文化協会, 東京.
- 酪農学園フィールド教育研究センター 2021. 酪農学園フィールド教育研究センター報告 第 6 号, p.59-61. 酪農学園フィールド教育研究センター, 江別.
- 三枝俊哉 2018. 草地の土づくり《第 2 回》草地土壌の特徴, 酪農ジャーナル電子版【酪農 PLUS+】, 酪農学園大学発行. <https://rp.rakuno.ac.jp/archives/feature/821.html> (閲覧日 2023 年 9 月 21 日)
- 三枝俊哉・奥井達也・塚崎顕太郎・八木隆徳・小玉哲大・小川健太 2021. UAV 空撮画像を用いた Iδ 指数による放牧草地の養分分布における不均一性の評価. 酪農学園大学紀要自然科学編, 45, 1-10.
- 澤本卓治 2023. 農業に由来する環境負荷 (1) 温室効果ガス. 日本土壌肥料学会・日本ペドロロジー学会監修, 波多野隆介・真常仁志・高田裕介編集, 日本の土壌の事典—分布・生成から食料生産・保全管理まで—, p.148-150. 朝倉書店, 東京.
- Singer, M. and Munns, D. 1999. Soils: an introduction, 4th ed., p. 501, Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ, USA.
- Song, L., Yoshihira, T., and Sato, C. 2019. Grain yield responses to planting density in twin and narrow row cultivation of early cultivars in maize. *Grassland Science*, 66, 183-193.
- Song, L., Yoshihira, T., and Sato, C. 2020. Differences in grain yield responses to planting density in twin and narrow row cultivation between early and late maize cultivars. *Grassland Science*, 67, 185-197.
- 鈴木創三・小林裕志 1990. 造成草地の土壌形成に關与する生物因子—生態学的草地造成法の提言—. 土壌の物理性, 61, 31-42.
- 田中治夫・村田智吉 2018. 土壌環境調査・分析法入門, p.186. 講談社, 東京.
- The international "4 per 1000" Initiative 2023. <https://www.4per1000.org/>

//4p1000.org/?lang=en (閲覧日 2023 年 4 月 12 日)

筒木 潔 1994. 土壤有機物の特性と生成過程. 土壤生化学, p.73-96. 朝倉書店, 東京.

Abstract

We investigated soil carbon sequestration in forage crop fields (35 fields, 51.2 ha total) in the Bunkyodai area of Rakuno Gakuen, Hokkaido, Japan. Annual changes in soil carbon contents were assessed by measuring soil organic matter (SOM) via loss on ignition from 2014 to 2020. Our results suggest that (i) in soils with low carbon content, land use change from maize field to meadow increases the soil carbon content, (ii) in soils with medium or low carbon content, preserving meadow land use increases the soil carbon content, and (iii) land use change from meadow to maize field decreases the soil carbon content over time. We estimated annual soil carbon sequestration, in the form of SOM, was 21 t-C year⁻¹ in the 35 fields. Annual carbon dioxide emission (diesel fuel combustion in tractors) was estimated at 19.6 t-C year⁻¹. Our findings indicate that increasing SOM by land use planning contributes to both improving soil quality for forage crop production and mitigating global warming by offsetting farm equipment carbon dioxide emissions through soil carbon sequestration.