J. Jpn. Soc. Soil Phys.
土壌の物理性
No. 149, p.37 ～ 46 (2021)

JpGU 特集
論　文
Original Paper

気温および大気中二酸化炭素濃度の上昇が津軽地域リンゴ園における土中 CO_2 動態におよぼす影響

加藤千尋 [1]・遠藤 明 [1]・伊藤大雄 [1]・石田祐宣 [2]

Effects of elevated air temperature and CO_2 concentration on soil CO_2 dynamics in an apple orchard

Chihiro KATO[1], Akira ENDO[1], Daiyu ITO[1] and Sachinobu ISHIDA[2]

Abstract: In this study, we conducted continuous monitoring of the soil moisture, temperature, and soil CO_2 concentration at depths of 15 cm and 40 cm during the non-snowfall period, and the measurement of CO_2 efflux from the soil surface in October in experimental greenhouses where apples were cultivated under the condition of elevated air temperature (+3 °C) and atmospheric CO_2 concentration (+0.02 %).

The soil temperature at depth of 15 cm increased by approximately 3 °C accompanied by the rising air temperature. The soil CO_2 concentration at depth of 15 cm and CO_2 efflux from the soil surface was high in the order of (C) "elevated both air temperature and CO_2 concentration" > (B) "elevated air temperature" > (A) "control" conditions. The CO_2 efflux from the soil surface which was measured near an apple tree was larger than that away from a tree. The difference of the CO_2 efflux from the soil surface among the three conditions ((A) ～ (C)) was more conspicuous when that was measured near a tree than away from a tree. In addition to elevated air temperature, high atmospheric CO_2 concentration might result in increased biomass and both above- and under-ground dry matter weights of apple trees and undergrowth, thus accelerating the respiration rate or soil CO_2 production rate of both plant roots and microorganisms.

Key Words: global warming, soil CO_2 concentration, CO_2 efflux from the soil surface, apple orchard

1. 背景

現在の大気中 CO_2 濃度は，世界平均（2019 年）で 0.0411 %，国内観測点（綾里，南鳥島，与那国島）の平均（2020 年）で 0.0417 % と報告されており（気象庁, 2021），今後も継続して増加することが見込まれる．また，日本における都市化の影響が比較的小さいとみられる地点の気温上昇率は 100 年あたり 1.26 °C であり，高温の年が頻出する要因として CO_2 等の温室効果ガスの増加に伴う地球温暖化及び数年 ～ 数十年程度で繰り返される自然変動の影響が指摘されている（気象庁, 2021）．

土壌は地球規模で大気のおよそ 2 倍の炭素を貯留し，土壌から大気への二酸化炭素放出，すなわち土壌呼吸が地球上の炭素循環に及ぼす影響は大きい（IPCC, 2013）．さらに，土壌呼吸により大気に放出される二酸化炭素（CO_2）量は，人間活動による化石燃料の燃焼で排出される量の約 10 倍に相当する（Bond-Lamberty and Thomson, 2010; Xu and Shang, 2016）．京都議定書において，各国の CO_2 の吸収源活動として土壌の炭素貯留を高める農地管理が選択可能となり，さらに 2015 年の気候変動枠組み条約第 21 回締約国会議（COP21）と同時に立ち上がった「4/1000 イニシアチブ」にみるように，地球温暖化緩和策として世界的に土壌の炭素貯留能が期待されている．我が国においても農地への有機物施用が励行され（農林水産省, 2008），2021 年に策定された「みどりの食料システム戦略」の中でも，改めて農地への炭素の長期・大量貯蔵について言及されている（農林水産省, 2021a）．効果的に農地土壌の炭素貯留能を発揮するには，適切な有機物施用に加え，耕起法（耕起深や耕起 / 不耕起）の選択や施肥管理，灌漑などの圃場管理により，土中の炭素量を一定のレベルに維持することが求められる（農林水産省, 2008）．適切な圃場管理によって CO_2 放出を抑制するには，いつ，どの深さから CO_2 が生成されるかを把握することが重要である．そのためには地表面から放出される土壌呼吸量とともに各深さの土中 CO_2 濃度変動を把握し，土中で生じる有機物分解を含めた土中の CO_2 動態を検討することが有用である（加藤ら, 2013）．

気温や大気中 CO_2 濃度の上昇は土壌呼吸速度を増加させることが報告されている．土壌呼吸速度の温度依存性は 10 °C 温度が上昇したときの土壌呼吸速度の増加率を表す Q10 値が広く用いられ，Q10 は気候帯，土壌，土地利用形態（森林，農耕地など）によって異なる（崔・井上, 2004; 野中ら, 2004; Hashimoto, 2005 など）．他

[1]Faculty of Agriculture and Life Science, Hirosaki University, 3, Bunkyo-cho, Hirosaki, Aomori, Japan, Corresponding author: 加藤千尋　弘前大学農学生命科学部
[2]Graduate School of Science and Technology, Hirosaki University, 3, Bunkyo-cho, Hirosaki, Aomori, Japan.
2021 年 7 月 27 日受稿　2021 年 9 月 28 日受理

方，大気中 CO_2 濃度の増加が土壌呼吸速度に及ぼす影響はオープントップチャンバーや FACE（Free Air CO_2 Enrichment）実験によって検討され，大気中 CO_2 濃度と土壌呼吸速度は正の相関を持つことが確認されている（De Graaff et al., 2006; Zhou et al., 2010）．その要因として，大気中 CO_2 濃度の増加に伴い光合成や地上部および地下部の成長が促され土壌炭素の供給量が増加すること，根分泌物や腐敗根など土壌微生物呼吸の基質となる根由来の炭素が増加すること，根のバイオマス量増加や根の伸長によって根の呼吸速度が増加することが挙げられる（Rouhier et al., 1996; Janssen et al., 1998; Liberloo et al., 2006; Zhou et al., 2010; Wang et al., 2012 など）．一方，大気中 CO_2 濃度増加が土壌微生物に及ぼす影響は，微生物バイオマス量よりも土壌微生物群集の機能的特徴（増殖速度や窒素無機化速度など）がセンシティブに変化することが報告されている（Blagodatskaya et al., 2010; Yu et al., 2018 など）．

青森県は国内のリンゴの主産地であり，リンゴ栽培面積は 2020 年度で 20,400 ha と我が国の半分以上，また，当県の畑地面積（田を除く）の 3 割程度を占めている（農林水産省, 2021b）．果樹は気候に対する適応性の幅が狭く，樹木であるため水稲や畑作物などの一年生作物と比較して作期の調整が難しい（杉浦, 2007），また永年作物のため前年の気象の影響が翌年以降の生育にも関わるうえ，一度植栽すると数十年間は品種変更も難しい（伊藤, 2020; 杉浦, 2007）．地球温暖化がリンゴ栽培に及ぼす影響として，我が国では，高温によるリンゴのフェノロジーの変化や，着色不良などの品質の変化が報告されており（伊藤, 2020; 農林水産省, 2020 など），温暖化条件下のリンゴ栽培における適応策 · 緩和策の検討が急務である．温暖化に適応したリンゴ栽培を検討するため，弘前大学では高温 · 高 CO_2 濃度条件を再現し，温暖化気候がリンゴ個体群に及ぼす影響や管理法に関する研究を遂行中である（伊藤ら, 2020a; 2020b）．

温暖化条件下の土中 CO_2 動態の解明は，これまで主に森林や草地などの自然植生や，水田 · 畑地などを対象に検討が行われてきたが，圃場管理が施される樹園地についての検討例は少ない（Testi et al., 2008; Zanotelli et al., 2013）．また，多くは地上に放出される CO_2 に着目しており，土中の CO_2 濃度に言及している例はほとんどない．気温や大気中 CO_2 濃度の上昇と土中 CO_2 動態の関連の解明は，温暖化が進行する状況下のリンゴ樹園地において，適切な圃場管理や緩和策の検討に有用である．リンゴ園においては，果樹に加え下草が分布し，下草刈りや摘葉，剪定，摘果などの栽培管理や落葉落枝によって土壌炭素が供給されることも土中 CO_2 動態を変化させる一因として考慮が必要である．

以上を踏まえ本研究では，青森県津軽地域の灰色低地土リンゴ群落を対象に，気温および大気中 CO_2 濃度の上昇が土中 CO_2 動態に及ぼす影響を明らかにすることを目的とし，2 か年の連続観測によって検討した．

2. 材料と方法

2.1 栽培試験区

本研究は青森県南津軽郡藤崎町の弘前大学農学生命科学部附属藤崎農場内の 3 棟（A ～ C 棟）のリンゴ栽培ビニールハウス（間口 : 7.2 m，棟高 : 5.1 m，奥行 : 栽培室 17 m および前室 3 m （A 棟は前室無し））において行った．藤崎農場内リンゴ樹園地における深さ 50 cm 程度までの土壌は，国際土壌学会法による土壌分類はシルト質壌土，飽和透水係数は $10^{-5} \sim 10^{-4}$ cm s^{-1} のオーダーである（遠藤ら, 2014）．2014 年 11 月に 5 t/10 a の堆肥を散布したのち，2015 年 4 月に列間 3 m，樹間 2 m の間隔でリンゴ樹を植え付け，その後刈り草や剪定などの圃場管理を続け，2018 年秋に各棟 8 本 ×2 列のリンゴ樹が配置されるように 3 棟のビニールハウスを建設した．3 棟のビニールハウスにおいて，大気中 CO_2 濃度と気温の上昇がリンゴ栽培に及ぼす影響を明らかにするため 2019 年 4 月から CO_2 濃度制御および加温を開始した．ここで，中庸な RCP（Representative Concentration Pathway）シナリオである RCP4.5 および 6.0 とそれに基づく気温上昇予想（IPCC, 2013）を参考に，本実験地において今世紀後半までに現状と比較して年平均気温が 3 °C，大気中 CO_2 濃度が 0.02 % 上昇すると想定し，A 棟 : 対照区（側面を開放し，外気と同じ条件），B 棟 : 高温区（外気温 +3 °C），C 棟 : 高温高 CO_2 区（外気温 +3 °C，大気中 CO_2 濃度 +0.02 %）と定めた（伊藤ら, 2020a, 2020b）．ハウス内は降雨が遮断されるため，週 2 回，地下水（4 ～ 6 月は 4 mm day^{-1}, 7 ～ 11 月は 7 mm day^{-1}）を，吊り下げ式のスプリンクラー散水によって与えた．また，この定期的な散水に加え，5 ～ 11 月までの奇数月に 2 か月に 1 回の頻度で多量（50 mm day^{-1}）の散水 （以降，“特別灌水” と呼ぶ）を施した．4 ～ 11 月の総灌水量の設定値は，同期間の弘前市の平年降水量の約 80 % に相当する．なお，ハウス内の環境制御は 4 ～ 11 月までの非積雪期間に行い，冬季の積雪期は屋根のビニールを撤去した．

2.2 土中二酸化炭素濃度 · 土壌水分 · 地温の連測観測

A ～ C 棟のビニールハウスにおいて，土中 CO_2 濃度を測定するため，各棟に土壌ガス採取管（DIK-5212，大起理化工業社製）と小型チューブ埋設型土壌ガスモニタリングシステム（Compact Buried Tubing soil Gas Monitoring System（C-BT-GMS）; 加藤ら, 2013）を設置し，冬季を除く 2019 年 7 月 ～ 2020 年 11 月に深さ 15 cm および 40 cm の土中 CO_2 濃度を連続観測した．加藤（2001）は，本研究対象地の藤崎農場と同じ沖積土壌のリンゴ樹園地において，深さ 10 cm 以浅に下草の根の 80 % 以上（重量）が存在していると報告しており，深さ 40 cm と比較すると，深さ 15 cm における土中 CO_2 生成には下草の根呼吸の寄与が高いと考えられる．土壌ガス採取管，C-BT-GMS ともに，リンゴ樹から半径 1 m

程度の場所を選定して設置した．本研究では，約 2 週間に 1 回の頻度で土壌ガス採取管からガスを採取し，真空バイアルに入れて実験室に持ち帰り，ガスクロマトグラフ（GC-8A，SHIMADZU 社製）を用いて CO_2 濃度を定量した．C-BT-GMS は，非分散型赤外線式 CO_2 濃度変換器（GMP251，Vaisala 社製）を密封したガス透過性を持つシリコン樹脂チューブ（肉厚 0.5 mm）を所定の深さに埋設したものである．CO_2 濃度変換器はデータロガー（MIJ-01，日本環境計測社製）に繋ぎ，30 分おきにデータを記録した．加藤ら（2013）と同様，土中に埋設した C-BT-GMS のシリコン樹脂チューブには地上に繋がるナイロンチューブを備えており（通常はチューブの先端をコックで閉鎖），適宜，99 % 以上の窒素ガスを送り込むことでシリコンチューブ内の空気を入れ替えた．

別途，土壌水分 · 地温センサ（5TE，METER 社製）を深さ 15 cm と 40 cm に埋設し，データロガー（Em50，METER 社製）に接続して 30 分おきにデータを取得した．また，2019 年 8 月と 11 月に各ハウスにおいて地表面深さ 0 ～ 5 cm の土壌を採取し，CN アナライザー（vario EL cube，Elementar 社製）によって炭素含有率を測定した．

2.3 地表面における CO_2 放出フラックスの測定

2020 年 10 月 14 日に，A ～ C 棟の各棟において地表面における CO_2 放出フラックス（土壌呼吸速度に下草の地上部呼吸速度を加えた値）を測定した．測定には自動開放 / 閉鎖式チャンバー（Liang et al., 2010）を用いた．各棟内の地点におけるリンゴ樹の根の影響の大小を区別するため，各棟においてリンゴ樹周囲（リンゴ樹から距離 50 ㎝）とハウス中央のリンゴ樹から離れた地点（距離 150 ㎝）を 3 点ずつ，計 6 点の測点を設けた．ここで得られる測定値は，おおよそ，リンゴ樹周囲は「リンゴ樹根 + 下草 + 土壌微生物」，ハウス中央は「下草 + 土壌微生物」の呼吸速度を反映していると考えられる．

測定においては各測点にて下草の植生やリターを残したままチャンバー（内径 30 cm，高さ 30 cm）を設置し，チャンバーのふたが閉鎖してから 3 分間のチャンバー内 CO_2 濃度を，据え付けのデータロガーに 10 秒ごとに記録した．測定中は，土壌とチャンバー底部の縁に隙間が生じないよう，チャンバーを上から押さえた．測定後，このチャンバー内 CO_2 濃度の時間変化割合によって以下の式（1）（Liang et al., 2010）を用いて CO_2 放出フラックスを算出した．

$$R_S = \frac{VP}{RST}\frac{\Delta C}{\Delta t} \tag{1}$$

ここで，R_s は CO_2 放出フラックス（μmol m^{-2} s^{-1}），V はチャンバーの容積（m^3），S はチャンバーの底面積（m^2），P は大気圧（Pa），T は気温（K），$\Delta C/\Delta t$ はチャンバー内 CO_2 濃度の時間変化率（μmol mol^{-1} s^{-1}），R は気体定数（8.314 Pa m^3 K^{-1} mol^{-1}）である．

3. 結果と考察

3.1 気温と CO_2 濃度の制御

2020 年 5 月を例にとると，平均気温は B，C 棟ともに昼夜を問わず概ね目標通り（外気温 +3 °C）に制御できた．一方，平均 CO_2 濃度を外気と比較すると，B 棟では夜間に +140 ppm（+0.014 %）程度，昼間に −10 ppm（−0.001 %）程度，C 棟では夜間に +300 ppm（+0.03 %）程度，昼間に +150 ppm（+0.015 %）程度となった．夜間に B，C 棟の濃度が目標値より 0.01 ～ 0.014 % 程度高くなった要因は，2 時間毎に数分間の換気を実施したものの，土壌や植物体からの CO_2 放出で濃度が上昇したためである．また C 棟で昼間の平均濃度が目標値と比較して 50 ppm（0.005 %）程度低かった理由は，日射が強い時間帯に気温上昇を防ぐために強い換気が行われ，CO_2 発生器を稼働させても目標濃度まで上昇させることが出来なかったためである（伊藤ら, 2020b）．他の年次 · 期間についても概ね上記と同様に制御できた（データ省略）．

3.2 土中 CO_2 濃度 · 土壌水分 · 地温

Fig. 1（a）～（c）に，A ～ C 棟の深さ 15 cm および 40 cm の土中 CO_2 濃度変動について，C-BT-GMS によるモニタリングデータと，採取ガスの定量データ（2019 年のみ）および同じ深さの地温を示す．データがない期間は，センサーまたはロガー，あるいはガス採取管の故障に伴う欠測である．また，Fig. 1（d）に B 棟および C 棟近傍の屋外で測定した日平均気温の平均値の推移を示す．ただし，本研究では気温測定を自然通風で行い，また，ハウスの陰を避けるため測定高を地上 3.5 m とした．さらに，Table 1 および Table 2 に C-BT-GMS によるモニタリングで得られた深さ 15 cm および深さ 40 cm の，月ごとの 3 棟の CO_2 濃度を示す．ひと月のうち 10 日以上欠測がある場合は，平均値を計算せず「−」で示している．

全棟において深さ 15 cm，40 cm ともに，気温の変動に伴う地温の季節変動および日変動が確認され，また高温条件の B，C 棟の地温は，対照区の A 棟と比較して 3 °C 程度高かった（Fig. 1（a）～（d））．

採取ガスの定量データとモニタリングデータの季節変動の傾向は一致していた．しかし，採取ガスのデータは，モニタリングデータと比較すると常に低い値となった．これは，土中において採取管周囲の隙間から土壌空気が大気に拡散していたことや，現場におけるガス採取から分析までの間のバイアルからの漏れ等が考えられる．そこで以降の議論においては，C-BT-GMS によるモニタリングデータに着目する．

全期間を通じて深さ 15 cm の CO_2 濃度は，深さ 40 cm と比較して低かった（Fig. 1（a）～（c）; Table 1 および Table 2）．これは，浅い地点ほど，土壌空気が大気に拡散しやすいためであり，既往の研究においても同様の

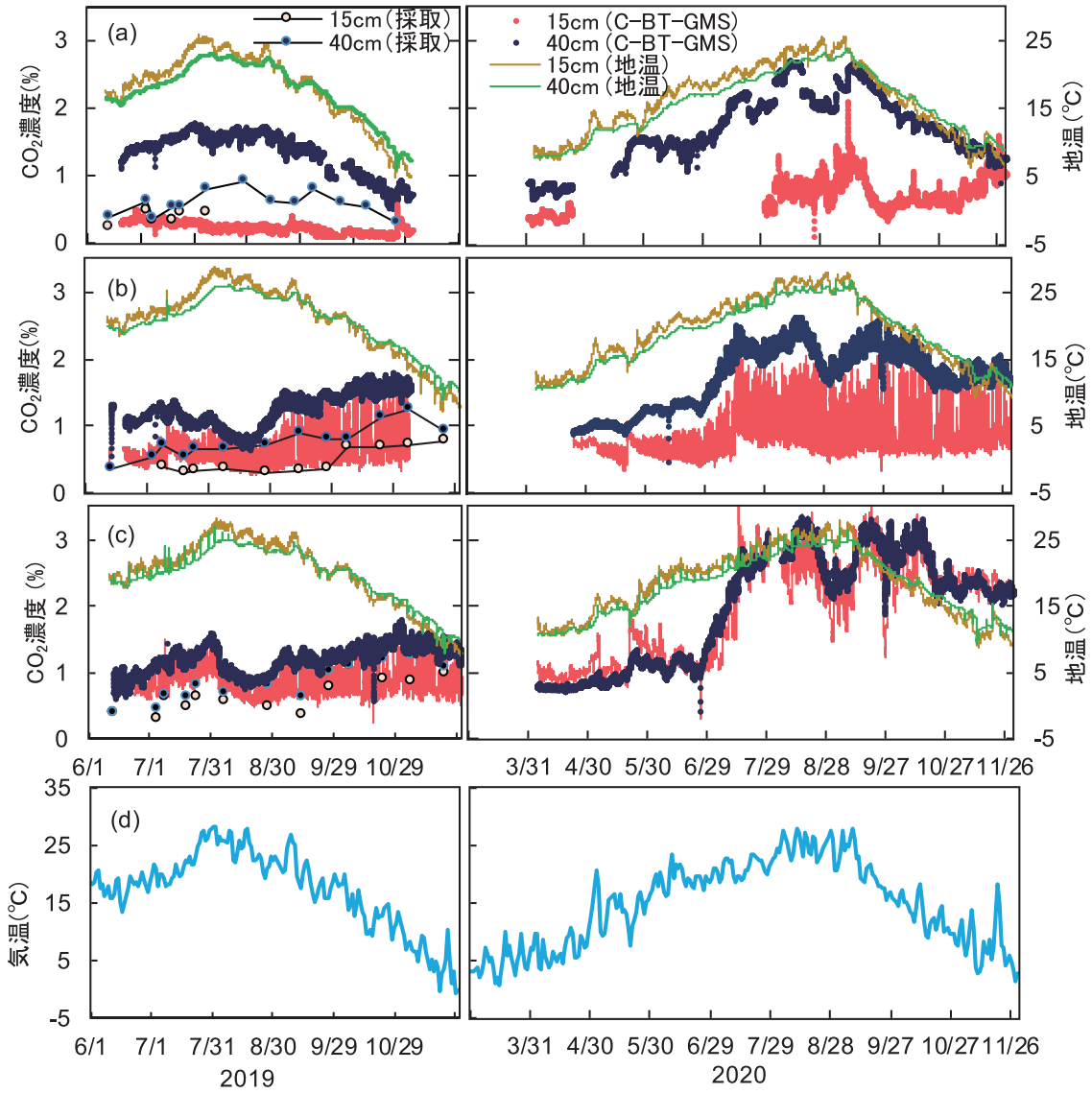


Fig. 1　各棟の土中 CO_2 濃度・地温の比較と外気温　（a）：A 棟（対照区），（b）：B 棟（高温区），（c）：C 棟（高温高 CO_2 濃度区），（d）：日平均外気温．
Comparison of soil CO_2 concentration and soil temperature among three experimental conditions, and daily air temperature; (a) A : Control, (b) B: Elevated air temperature, (c) C: Elevated air temperature and CO_2 concentration, (d) Daily air temperature outside the greenhouses.

現象が確認されている（加藤ら, 2013）．ただし C 棟では，両深度の土中 CO_2 濃度が同程度となった．これは，リンゴ栽培条件下においてはリンゴ樹の根群分布が面的に一様ではなく，且つ，伸長を続けるため，リンゴ樹の周囲は測点によって土中 CO_2 濃度の分布にばらつきが生じやすいためと考えられる．

一般に，土壌微生物および植物根呼吸速度は気温あるいは地温が高いほど高くなる（Fang and Moncrieff, 2001; Hashimoto, 2005 など）ため，土中 CO_2 濃度は高温の夏季に高くなる（加藤ら, 2013）．本研究においても，深さ 15 cm，40 cm ともに，地温の季節変動に伴い 7 ～ 9 月に土中 CO_2 濃度が増加する傾向が確認された（Fig. 1, Table 1 および Table 2）．また，加藤ら（2013）と同様，地温の日変動に伴う土中 CO_2 濃度の増減も生じていた．

既往の研究において，土壌水分が不飽和の状態では，土壌が湿潤になるほど土壌微生物や植物根の呼吸速度の上昇，および，土中から大気へのガス拡散速度の低下のため，土中 CO_2 濃度が高くなることが確認されている（中本ら, 2002; 遠藤ら, 2010; 加藤ら, 2013 など）．Fig. 2（a）に，モニタリング期間中の土壌水分変動の例として B 棟の深さ 15 cm および 40 cm の体積含水率の推移を，Fig. 2（b）に 2020 年 5 月の 1 か月間の B 棟における体積含水率と土中 CO_2 濃度を拡大して示す．本研究では 50 mm day^{-1} の特別潅水（例えば 2020 年 5 月 20 日）直後に，特に深さ 15 cm において土中 CO_2 濃度の一時的な増加が確認された．

Table 1　各棟の深さ 15 cm における土中 CO_2 濃度の月平均値の比較．アルファベットは Tukey-Kramer 法による有意差（有意水準 5 %）を示す．
Comparison of monthly average soil CO_2 concentration at depth of 15 cm among three experimental conditions. Alphabets show significant differences calculated by Tukey-Kramer test (significance level 5 %).

年月	深さ 15 cm	月平均土中 CO_2 濃度（%）	
	A	B	C
2019 年 7 月	0.31±0.02^a	0.62±0.07^b	0.99±0.11^c
8 月	0.24±0.03^a	0.50±0.10^b	0.77±0.15^c
9 月	0.23±0.03^a	0.66±0.10^b	0.82±0.07^c
10 月	0.16±0.05^a	0.74±0.15^b	0.85±0.10^c
11 月	0.16±0.07^a	–	0.89±0.13^b
2020 年 5 月	–	0.67±0.09^a	1.24±0.23^b
6 月	–	0.63±0.06^a	1.19±0.12^b
7 月	–	0.98±0.22^a	2.24±0.66^b
8 月	0.72±0.30^a	1.01±0.13^a	2.57±0.32^b
9 月	0.84±0.30^a	0.91±0.11^a	2.64±0.44^b
10 月	0.65±0.06^a	0.90±0.12^b	2.60±0.25^c
11 月	1.00±0.18^a	0.90±0.11^b	2.35±0.09^c

Table 2　各棟の深さ 40 cm における土中 CO_2 濃度の月平均値の比較．アルファベットは Tukey-Kramer 法による有意差（有意水準 5 %）を示す．
Comparison of monthly average soil CO_2 concentration at depth of 40 cm among three experimental conditions. Alphabets show significant differences calculated by Tukey-Kramer test (significance level 5 %).

年月	深さ 40 cm	月平均土中 CO_2 濃度（%）	
	A	B	C
2019 年 7 月	1.54±0.10^a	1.16±0.09^b	1.27±0.13^c
8 月	1.59±0.05^a	0.92±0.09^b	1.01±0.14^c
9 月	1.52±0.11^a	1.37±0.07^b	1.20±0.06^c
10 月	0.82±0.50^a	1.55±0.07^b	1.38±0.12^b
11 月	0.81±0.12^a	–	1.38±0.08^b
2020 年 5 月	–	1.06±0.09^a	1.02±0.15^a
6 月	1.46±0.08^a	1.30±0.07^b	1.17±0.13^c
7 月	1.94±0.20^a	2.00±0.21^a	2.33±0.41^b
8 月	2.29±0.27^a	2.18±0.23^b	2.86±0.32^c
9 月	2.34±0.19^a	2.11±0.16^b	2.79±0.31^c
10 月	1.81±0.13^a	1.90±0.19^a	2.69±0.31^b
11 月	1.41±0.12^a	1.74±0.07^b	2.29±0.08^c

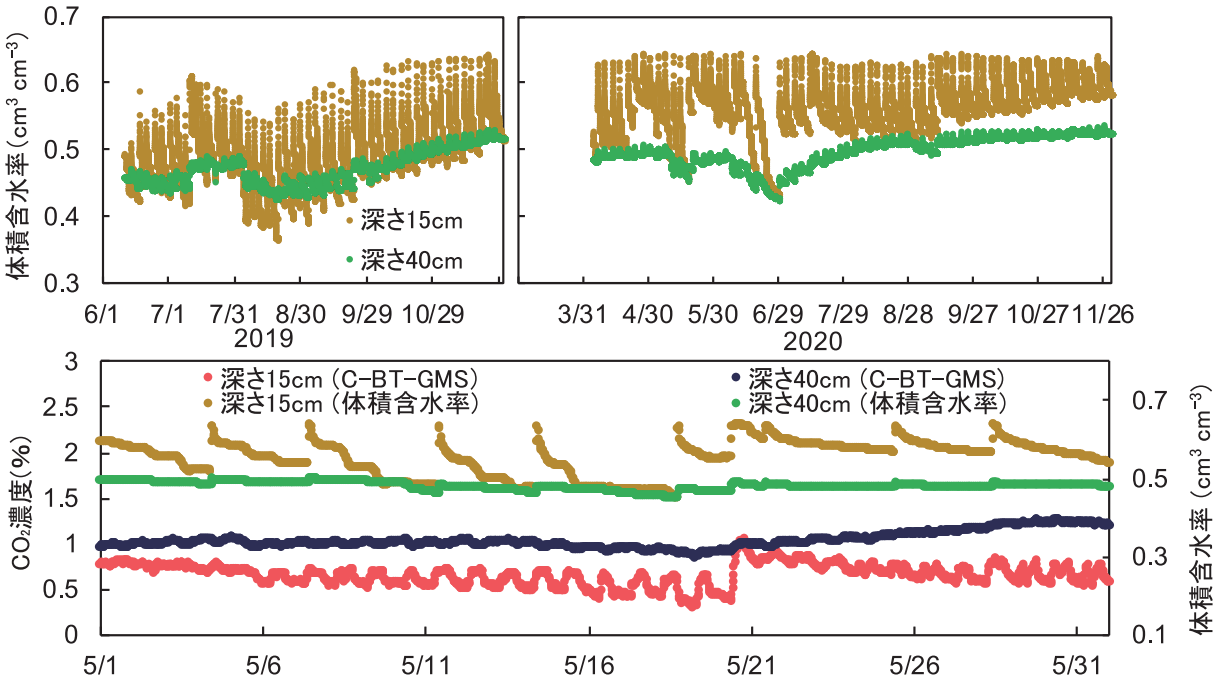


Fig. 2　（a）B 棟の深さ 15 cm および 40 cm の体積含水率変動　（b）特別潅水（50 mm day^{-1}; 2020 年 5 月 20 日）前後の B 棟の体積含水率および土中 CO_2 濃度変動．
(a) Changes in soil moisture under the condition of elevated air temperature, (b) Changes in soil moisture and soil CO_2 concentration before and after "irregular excessive irrigation (50 mm day^{-1}; May 20th)" .

他方，B，C 棟の深さ 15，40 cm の土中 CO_2 濃度が，気温および地温が高まる 2019 年 8 月上旬から中旬にかけて，また 2020 年 8 月中旬から下旬にかけて一時的に低下し，それぞれ 2019 年 9 月上旬および 2020 年 9 月下旬にかけて再び上昇した（Fig. 1（b），（c））．また，A 棟の深さ 40 cm においても，2020 年の同時期に土中 CO_2 濃度の低下，上昇が確認された（Fig. 1（a））．この時の土壌水分変動について，まず 2019 年は定期的な灌水によって土中体積含水率が増減を繰り返しながらも，土中 CO_2 濃度が低下した 8 月上旬から中旬に体積含水率の

Table 3 各棟の 2020 年 10 月 14 日の地表面における CO_2 放出フラックス平均値および平均気温，平均地温の比較（±標準偏差を併記. $n = 6$）．アルファベットは Tukey-Kramer 法による有意差（有意水準 5 %）を示す．
Comparison of average CO_2 efflux from the soil surface, air temperature and soil temperature. (±standard deviation. $n = 6$). Alphabets show significant differences calculated by Tukey-Kramer test (significance level 5 %).

	CO_2 フラックス ($mgCO_2\ m^{-2}\ hr\text{-}1$)	気温 (℃)	地温 (℃)
A	520.5 ± 184.5^a	17.2	15.8
B	606.2 ± 330.8^a	18.3	18.7
C	643.3 ± 466.7^a	18.4	17.7

低下，8 月中旬以降は体積含水率の上昇が確認され，土中 CO_2 濃度と体積含水率の低下・上昇のタイミングがほぼ一致していた（Fig. 2（a））．土壌の乾燥と湿潤が，土中 CO_2 濃度の低下・上昇の要因の一つとなった可能性がある．

他方，2020 年 8 月中旬以降の体積含水率は，8 月中旬から 9 月上旬にかけて低下，その後 2020 年 9 月 10 日の特別灌水（50 mm day^{-1}）以降に上昇した．土中 CO_2 濃度は 8 月下旬以降上昇に転じており，体積含水率変動のタイミングとは一致しなかった．以上の体積含水率の変動は，A 棟および C 棟においても同様の傾向であった（データ非掲載）．土壌微生物や植物根の呼吸速度の変化は，温度や土壌水分状態以外に，例えば呼吸基質の量や分布，植物根の分布，CO_2 濃度と相補的な関係にある酸素濃度等が影響する（Suarez and Šimůnek, 1993）が，ここでは要因を特定できなかった．

また，B 棟と C 棟において，2020 年 6 月下旬に土中 CO_2 濃度が一時的に低下し，その直後から 7 月下旬にかけて急上昇した（Fig. 1（b），（c））．6 月下旬に B 棟と C 棟において 1 週間程度灌水が行われなかったため土壌の乾燥が進み（Fig. 2（a）），その後灌水の再開によって土壌水分量が高まると，地温の上昇とともに土中 CO_2 濃度も上昇したと考えられる．潅水の再開によって，深さ 15 cm の日平均体積含水率は約 0.55 $cm^3\ cm^{-3}$ となり（Fig. 2（a）），この値は対象地土壌（10 cm 深）の保水性曲線（遠藤ら, 2014）によるとマトリックポテンシャルにしておよそ −100 cmH_2O である．他方，既往の研究（Williams et al., 1972; Suarez and Šimůnek, 1993）において，土中の CO_2 生成に最適な土壌水分状態として −100 cmH_2O が提案されている．したがって灌漑が再開された後，B，C 棟の土壌は，土中 CO_2 生成に適した環境であったと推察される．なお，A 棟については，計画通りに灌漑が行われていた（データ非掲載）．

次に環境制御条件の違いによる土中 CO_2 濃度を比較すると，深さ 15 cm の土中 CO_2 濃度はモニタリング期間を通して，C 棟＞ B 棟＞ A 棟の順に高かった（Table 1）．他方，深さ 40 cm の土中 CO_2 濃度は 2019 年 9 月までは A 棟が最も高く，2020 年 7 月以降は C 棟が最も高くなった（Table 2）．深さ 40 cm には下草の根がほとんど分布していない（加藤, 2001）とすれば，環境制御を開始した 2019 年 4 月以降，高 CO_2 濃度条件の C 棟においてリンゴ地下部の乾物重が他棟よりも大きくなり，その結果深さ 40 cm におけるリンゴ樹根の呼吸速度が他棟と比較して増加した可能性が考えられる．

3.3 地表面における CO_2 放出フラックス

Table 3 に，各棟の地表面における CO_2 放出フラックス（以降，“CO_2 フラックス” と称す）と，測定時の平均気温および平均地温の比較を示す．この値は，リンゴ樹からの距離に関わらず各棟 6 つの測点における測定結果の平均値である．本研究対象地である藤崎農場内の別圃場で CO_2 フラックスを測定した Ito and Ishida（2016）の結果と同程度であり，妥当な結果であったと考えられる．測定は午後に A 棟，B 棟，C 棟の順に行い，その間，外気温は徐々に低下していった．測定時のハウス内気温は，B 棟≒ C 棟＞ A 棟（A 棟と B，C 棟の差は 1 °C 程度），深さ 15 cm における地温は B 棟＞ C 棟＞ A 棟（B 棟と A 棟の差は 3 °C 程度），CO_2 フラックスは C 棟＞ B 棟＞ A 棟の傾向が得られた．

ここで Table 4 に各棟の CO_2 フラックス測定時の体積含水率測定値（深さ 15 cm），気相率，Millington and Quirk（1960）モデル（以降，“M-Q モデル”; 式（2））を用いて予測した土中のガス拡散係数，CO_2 フラックス測定時の土中 CO_2 濃度測定値，大気中 CO_2 濃度（設定条件に基づく推定値）を示す．

$$D_a = D_{as} \frac{\theta_a^{\frac{10}{3}}}{p^2} \tag{2}$$

ここで，D_a は土中のガス拡散係数（$m^2\ s^{-1}$），D_{as} は気相中のガス拡散係数（$m^2\ s^{-1}$），θ_a は気相率（= 間隙率 − 体積含水率; $m^3\ m^{-3}$），p は間隙率（$m^3\ m^{-3}$）である．

M-Q モデルで推定した深さ 15 cm における土中ガス拡散係数は A 棟＞ B 棟＞ C 棟となり，A 棟と C 棟は 10^2 オーダーの差があった．他方，深さ 15 cm における土中 CO_2 濃度は，C 棟が A 棟および B 棟と比較して 3 ～ 5 倍程度高かった．土中のガス拡散フラックス q（$\mu mol\ m^{-2}\ s^{-1}$）は，式（3）に基づいて計算される（遅澤，1998）．

$$q = D_a \frac{dC}{dz} \tag{3}$$

ここで，z は距離（m），dC/dz は CO_2 濃度の変化率である．

地表面から深さ 15 cm 程度まで気相率がほぼ一様であるとすれば，土中から地表面への上向きのガス拡散フラックスの計算値は（A 棟＞ B 棟＞ C 棟）となり，この計算値には下草の地上部呼吸速度が含まれないものの，地表面における CO_2 フラックスの測定結果（C 棟＞ B

Table 4　各棟の地表面における CO_2 放出フラックス測定時の体積含水率実測値，気相率，M-Q モデルに基づく土中ガス拡散係数予測値，土中 CO_2 濃度実測値，大気中 CO_2 濃度推定値の比較.
Comparison of measured soil volumetric water content, air filled porosity, calculated soil gas diffusivity with M-Q model, measured soil CO_2 concentration, and estimated air CO_2 concentration at the time when CO_2 efflux from the soil surface was measured.

	体積含水率 (深さ 15 cm) 実測値 $m^3\ m^{-3}$	間隙率 (深さ 15 cm) $m^3\ m^{-3}$	気相率 (深さ 15 cm) $m^3\ m^{-3}$	気相中の ガス拡散係数 $m^2\ s^{-1}$	土中の ガス拡散係数 予測値 $m^2\ s^{-1}$	土中 CO_2 濃度 実測値 %	大気中 CO_2 濃度 推定値 %
A	0.409	0.627	0.218	1.59×10^{-5}	2.52×10^{-7}	0.697	0.04
B	0.519	0.646	0.127	1.59×10^{-5}	3.92×10^{-8}	0.897	0.04
C	0.601	0.637	0.036	1.59×10^{-5}	6.04×10^{-10}	3.08	0.06

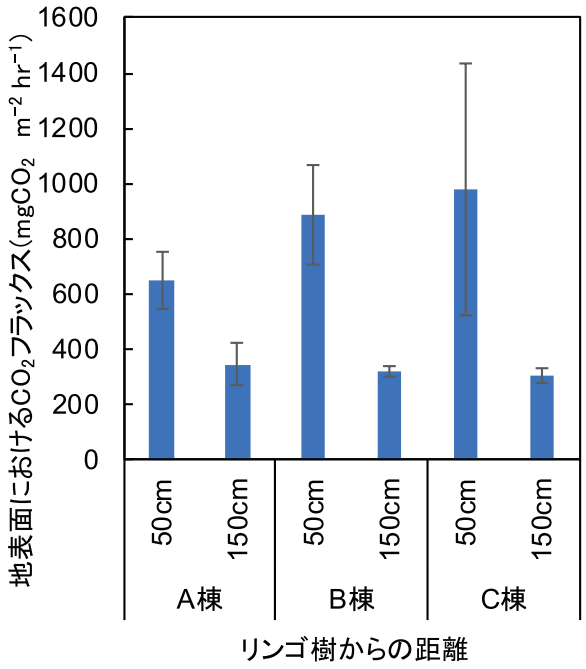


Fig. 3　リンゴ樹からの距離と地表面における CO_2 フラックスの関係（エラーバーは標準偏差を示す．$n = 3$）．アスタリスクは Tukey-Kramer 法による有意差（有意水準 5 %）を示す.
Relationship between the distance from an apple tree and CO_2 efflux from the soil surface (Error bars mean Standard deviation. $n = 3$). Asterisks show significant differences calculated by Tukey-Kramer test (significance level 5 %).

Table 5　2019 年 8 月および 11 月の各棟の表層土壌の全炭素含有率の比較（± 標準偏差を併記. $n = 3$）．アルファベットは Tukey-Kramer 法による有意差（有意水準 5 %）を示す.
Comparison of total carbon contents among three experimental conditions in August and November, 2019 (±standard deviation. $n = 3$). Alphabets show significant differences calculated by Tukey-Kramer test (significance level 5 %).

	平均炭素含有率（%）	
	8 月	11 月
A	3.48 ± 0.17^a	3.04 ± 0.05^a
B	3.26 ± 0.05^a	2.73 ± 0.02^a
C	3.95 ± 0.04^b	3.33 ± 0.10^b

棟＞ A 棟）と一致しない．実際のリンゴ樹群落においては，地上部のリンゴ樹や下草の存在の有無，また枝葉の分布によって降雨が遮断される地点があり，面的な土壌水分分布にばらつきがあると考えられる．それに対し今回は体積含水率の測定を 1 点で代表させており，特に C 棟の気相率を低く見積もっている可能性がある．樹園地において土中ガス拡散係数やそれに基づく CO_2 フラックスの算出精度を向上させるには，体積含水率や土中 CO_2 濃度の測点を複数設けることが望ましいといえる．以降では，チャンバーを用いた CO_2 フラックス実測結果に基づいて考察する.

Fig. 3 に，リンゴ樹から測点までの距離と CO_2 フラックスの違いの比較を示す．全棟において，リンゴ樹周囲（リンゴ樹から距離 50 cm）の CO_2 フラックスが，ハウス中央付近（リンゴ樹から距離 150 cm）を上回った．リンゴ樹周囲はハウス中央付近と比較してリンゴ樹根の呼吸速度の寄与が高く，リンゴ樹からの距離に伴う CO_2 フラックスの差は，リンゴ樹根の呼吸速度に起因すると考えられる.

リンゴ樹周囲の CO_2 フラックスは C 棟＞ B 棟＞ A 棟の順で高くなる傾向が確認された一方，ハウス中央付近の CO_2 フラックスは 3 棟でほとんど差がなかった（Fig. 3）．10 月中旬は，気温や日射量が低下しつつあり，下草の乾物生産量が春季や夏季と比較して減少する時期である．本測定時も全棟において下草が少なく，下草の根および地上部の呼吸速度は小さく，ハウス中央付近は土壌微生物呼吸（有機物分解）の割合が高かったと考えられる．測定時の地温が B 棟と A 棟で 3 °C 程度の差があり，温度条件としては B 棟で有機物分解（微生物呼吸）が促進されると考えられるものの，CO_2 フラックスがさほど変わらなかった要因として，例えば，高温の B 棟において夏季に有機物分解が促進されて炭素量が減少し，呼吸基質量が減少していたことが考えられる（後述：3.4）．ただし本観測では 10 月の 1 回のみの測定であり，今後，測定時期も含め，測定回数を増やした上で結果を検証する必要がある.

3.4 表層土壌の全炭素含有率

Table 5 に，2019 年 8 月および 11 月に採取した表層土

壌の全炭素含有率の比較を示す．全棟において，8 月の値が 11 月を上回った．8 月から 11 月にかけての A ～ C 棟の土壌炭素の減少割合は，それぞれ 12.7 %，16.3 %，15.6 % であった． 9 月以降，気温の低下とともに下草の成長が抑制され炭素の供給速度が減少する状況で微生物による有機物分解が進んだために，11 月は炭素量が減少したと考えられる．上述のように，高温の B，C 棟は A 棟と比較して土壌炭素量の減少率が大きく，高温の影響で有機物分解が進みやすかったと推察される．

また，8 月，11 月ともに C 棟（高温高 CO_2 区）の炭素量が最も高かった．環境制御開始時の土壌炭素量が 3 棟でほぼ同程度であったとすると，高 CO_2 条件によってリンゴや下草の生長が旺盛になり，炭素供給量が A 棟や B 棟と比較して多かった（伊藤ら, 2021）ことが要因と考えられる．B 棟（高温区）の土壌炭素含有率が他条件，特に A 棟と比較して低かった要因として，高温のため有機物分解速度が大きかったことが考えられる．

3.5 気温および大気中 CO_2 濃度の上昇が土中 CO_2 動態に及ぼす影響

本研究では，約 2 か年の測定期間を通して，同じ時刻の深さ 15 cm におけるリンゴ群落土中の CO_2 濃度は，C 棟＞ B 棟＞ A 棟の順に高かった．通常の地温の範囲では，酵素反応である呼吸速度は，アレーニウス則に従い地温が高くなるほど土中の CO_2 生成速度が高くなることが報告されており（たとえば Hashimoto and Komatsu, 2006），高温条件下の B 棟と C 棟が A 棟を上回るのは，同時刻における地温が B 棟と C 棟において高いことが要因の一つと考えられる．他方，B 棟と C 棟の地温は同時刻でほぼ等しいが，土中 CO_2 濃度は C 棟＞ B 棟であった．また，2020 年 10 月に測定した地表面における CO_2 フラックスは，C 棟＞ B 棟となったが，この測定時の地温は B 棟が C 棟と比較して 1 °C 程度高かった．以下では土壌構造や乾燥密度などの土壌物理性は棟間で差がないものとし，大気中 CO_2 濃度上昇に起因する土中の CO_2 生成（植物根呼吸と微生物呼吸）速度の変化に関して考察する．

まず，植物根呼吸について，リンゴ樹園地には，リンゴ樹と下草が存在する．伊藤ら（2021）の調査によると，リンゴ樹と下草をあわせた地上部乾物生産量は，2019 年には C 棟 （2.6 kg m^{-2}）＞ B 棟 （2.2 kg m^{-2}）＞ A 棟（2.0 kg m^{-2}）であった．この傾向は 2020 年も継続しているのに加え，2021 年 3 月現在のリンゴ樹地上部現存量も C 棟＞ B 棟＞ A 棟である（未発表）．大気中 CO_2 濃度の増加は光合成速度を増大させ，植物の成長を促進することが報告されており（Zhou et al., 2010），妥当な結果と考えられる．伊藤ら（2021）の調査は地上部のみであるが，地下部（根）の乾物生産量や現存量もこの棟間の差を反映している（Zhou et al., 2010）ならば，リンゴ樹と下草を合わせた根呼吸速度は C 棟＞ B 棟＞ A 棟となる可能性がある．

次に土壌微生物呼吸について，定常的に供給される有機物量は呼吸基質として呼吸速度に大きく影響する（Janssens et al., 1998）．当該リンゴ群落においては，地上から定常的に土壌に供給される主な有機物として，刈り取られた下草，摘果されたリンゴ果実，夏季剪定されたリンゴの新梢，リンゴ樹からの落葉が挙げられる．これらを合計した乾物量は 2019 年には C 棟（1.3 kg m^{-2}）＞ B 棟（1.1 kg m^{-2}）＞ A 棟（1.0 kg m^{-2}）であった（伊藤ら, 2021）．ただし，枯死根に由来する土中での有機物供給量は調査されていない．また土壌微生物の呼吸速度は，土壌有機物の全量のみではなく，溶存有機炭素量と相関があることが知られ（Sato and Seto, 1999; Wagai and Sollins, 2002; Kato et al., 2014 など），今後さらに検討が必要である．

4. 結論

本研究ではリンゴ樹園地において高温高 CO_2 条件を再現し，土中の深さ 15 cm および深さ 40 cm の土壌水分 · 地温と CO_2 濃度変動をモニタリングした．外気温 +3 °C の高温条件によって，深さ 15 cm の地温はリンゴの生育期間を通して 3 °C 程度上昇した．深さ 15 cm における土中 CO_2 濃度および 10 月の地表面における CO_2 フラックスは高温高 CO_2 区＞高温区＞対照区の順に高くなった．また，リンゴ樹周囲の CO_2 フラックスは，主に土壌微生物呼吸に由来するハウス中央付近の CO_2 フラックスと比較して高く，棟間の差が大きかった．高温条件に加え，高 CO_2 条件によって地上部および地下部のリンゴ樹や下草の現存量および乾物生産量が増し，一部の炭素は刈草や剪定，摘果などの圃場管理によって土壌に供給され，植物根呼吸と微生物呼吸の両者が増加したと考えられる．

謝辞

本研究は，JSPS 科研費（JP18H03964 , JP19K15934）の支援を受けた．弘前大学農学生命科学部の青山正和名誉教授，殿内暁夫教授，前多隼人准教授には実験機器の利用で便宜を図っていただいた．同学部卒業生の花岡美来氏，板橋拓也氏，大越達也氏，田村建樹氏に圃場観測に協力いただいた．ここに記し謝意を表します．

引用文献

Bond-Lamberty, B. and Thomson, A. (2010): A global database of soil respiration data. Biogeosciences, 7: 1915–1926.

Blagodatskaya, E., Blagodasky, S., Dorodnikov, M. and Kuzyakov, Y. (2010): Elevated atmospheric CO_2 increases microbial growth rates in soil: results of three CO_2 enrichment experiments. Global Change Biology, 16: 836–848.

崔 毅年 · 井上吉雄 (2004): 黒ボク畑地における CO_2 フラックスの動態と熱赤外放射測温による土壌面温度との関

係. 農業気象. 60(1): 33–41.

De Graaff, M.A., van Groenigen, K.J., Six, J., Hungate, B. and van Kessel, C. (2006): Interactions between plant growth and soil nutrient cycling under elevated CO_2: a meta-analysis. Global Change Biology, 12: 2077–2091.

遠藤敏史, 常田岳志, 井本博美, 西村 拓, 宮崎 毅 (2010): 埋設型ガスモニタリングシステムを用いた降雨時の不飽和黒ボク土壌中 CO_2 ガス濃度変化の検討. 農業農村工学会論文集, 269: 25–31.

遠藤 明, 加藤千尋, 佐々木長市, 伊藤大雄 (2014): 施肥・無施肥リンゴ園土壌の無機態窒素の浸透流出挙動. 農業農村工学会論文集, 294: 75–83.

Fang, C. and Moncrieff, J.B. (2001): The dependence of soil CO_2 efflux on temperature. Soil Biology & Biochemistry, 33: 155–165.

Hashimoto, S. (2005): Q10 values of soil respiration in Japanese forests. Journal of Forest Research, 10: 409–413.

Hashimoto, S. and Komatsu, H. (2006): Relationships between soil CO_2 concentration and CO_2 production, temperature, water content, and gas diffusivity: Implications for field studies through sensitivity analyses. Journal of Forest Research, 11: 41–50.

IPCC (2013): Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom/New York, NY. USA.

伊藤大雄 (2020)：21 世紀の気候変動が北東北のリンゴ栽培に及ぼす影響. 生物と気象, 20: 76–83.

Ito, D. and Ishida, S. (2016): Short-and long-term effects of soil moisture on soil respiration in an apple orchard. Journal of Agricultural Meteorology, 72(2): 63–71.

伊藤大雄, 石神靖弘, 石田祐宣 (2020a): CO_2 収支解析に基づくビニールハウス内リンゴ個体群の光合成速度の評価（講演要旨）. 東北の農業気象, 64: 31–32.

伊藤大雄, 石神靖弘, 荒川 修, 石田祐宣 (2020b): 高温・高 CO_2 環境がリンゴ生産に及ぼす影響. アグリバイオ, 4：64–66.

伊藤大雄, 日里恭一, Hassan, R. (2021)：気候変動による高温および高 CO_2 環境がリンゴ園の物質生産に及ぼす影響（予報）（講演要旨）. 東北の農業気象, 65: 19–20.

Janssens, I.A., Crookshanks, M., Taylor, G. and Ceulemans, R. (1998): Elevated atmospheric CO_2 increases fine root production, respiration, rhizosphere respiration and soil CO_2 efflux in Scots pine seedlings. Global Change Biology, 4: 871–878.

加藤千尋, 井本博美, 西村 拓, 宮崎 毅 (2013): 小型チューブ埋設型土壌ガスモニタリングシステムを用いた農地土壌中 CO_2 ガス濃度変動の検討. 土壌の物理性, 124: 25–33.

Kato, C., Nishimura, T., Imoto H. and Miyazaki, T. (2014): Predicting soil CO_2 dynamics in arable land of Andisol using SOILCO2 model. Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste, 18: 04014007- 1-10.

加藤 正 (2001): わい性台リンゴ樹の土壌管理法に関する研究. 青森県りんご試験場報告, 32: 1-94.

気象庁 (2021): 気候変動監視レポート 2020.

Liang, N., Hirano, T., Zheng, Z-M., Tang, J. and Fujinuma, J. (2010): Soil CO_2 efflux of a larch forest in northern Japan. Biogeosciences, 7: 3447–3457.

Liberloo, M., Tulva, I. Raïm, O., Kull, O. and Ceulemans, R. (2006): Photosynthetic stimulation under long-term CO_2 enrichment and fertilization is sustained across a closed Populus canopy profile (EUROFACE), New Phytologist, 173: 537–549.

Millington, R.J and Quirk, J.P. (1960): Transport in porous media, pp. 97–106. In F.A. van Beren et al. (ed.) Transactions of 7^{th} international congress of soil science. Vol.1. Madison, WI, 14–24 August 1960, Elsevier, Amsterdam.

中本恭子, 神近牧男, 早川誠而 (2002): 砂丘圃場における土壌中 CO_2 濃度の降水に伴う変化. 日本砂丘学会誌, 49(2): 57–66.

野中圭介, 青木正敏, 堀江勝年 (2004): 輪作体系化における土壌表面から放出される CO_2 フラックス. 農業気象 60(3): 197–207.

農林水産省 (2008): 地球温暖化防止に貢献する農地土壌の役割について.

農林水産省 (2020): 農業分野における気候変動・地球温暖化対策について.

農林水産省 (2021a): みどりの食料システム戦略 ～ 食料・農林水産業の生産力向上と持続性の両立をイノベーションで実現 ～ .

農林水産省 (2021b): 耕地及び作付面積統計.

遅澤省子 (1998): 土壌中のガス拡散測定法とその土壌診断やガス動態解析への応用. 農業環境技術研究所報告, 15：1–66.

Rouhier, H., Billès, G., Billès, L. and Bottner, P. (1996): Carbon fluxes in the rhizosphere of sweet chestnut seedlings (Castanea sativa) grown under two atmospheric CO_2 concentrations:^{14}C partitioning after pulse labelling. Plant and Soil, 180: 101–111.

Sato, A. and Seto, M. (1999): Relationship between rate of carbon dioxide evolution, microbial biomass carbon, and amount of dissolved organic carbon as affected by temperature and water content of forest and an arable soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 30 (19 & 20): 2593–2605.

杉浦俊彦 (2007): 地球温暖化が日本各地の果樹生産に及ぼしている影響. 農業および園芸, 82(8): 845–851.

Suarez, D.L. and Šimůnek, J. (1993): Modeling of carbon dioxide transport and production in soil 2. Parameter selection, sensitivity analysis, and comparison of model prediction to field data. Water Resources Research, 29(2): 499–513.

Testi, L., Orgaz, F. and Villalobos, F. (2008): Carbon exchange and water use efficiency of a growing, irrigated olive orchard. Environmental and Experimental Botany, 63: 168–

177.

Wagai, R. and Sollins, P. (2002): Biodegradation and regeneration of water-soluble carbon in a forest soil: leaching column study. Biology and Fertility of Soils, 35: 18–26.

Wang, X., Nakatsubo, T. and Nakane, K. (2012): Impacts of elevated CO_2 and temperature on soil respiration in warm temperate evergreen Quercus glauca stands: an open-top chamber experiment. Ecological Research, 27(3): 592–602.

Williams, S.T., Shameemullah, M., Watson, E.T. and Mayfield, C.I. (1972): Studies on the ecology of actinomycetes in soil, IV. The influence of moisture tension on growth and survival. Soil Biology and Biocheistry, 4: 215–225.

Xu, M. and Shang, H. (2016): Contribution of soil respiration to the global carbon equation. Journal of Plant Physiology, 203: 16–28.

Yu, H., Deng, Y., He, Z., van Nostrand, J.D., Wang, S., Jin, D., Wang, A., Wu, L., Wang, D., Tai, X. and Zhou, J. (2018): Elevated CO_2 and warming altered grassland microbial communities in soil top-layers. Frontiers in Microbiology, 9: 1790. doi: 10.3389/fmicb.2018.01790

Zanotelli, D., Montagnani, L., Manca, G. and Tagliavini, M. (2013): Net primary productivity, allocation pattern and carbon use efficiency in an apple orchard assessed by integrating eddy covariance, biometric and continuous soil chamber measurements. Biogeoscience, 10: 3089–3108.

Zhou, Y., Li, M.H., Cheng, X.B., Wang, C.G., Fan, A.N., Shi, L.X., Wang, X.X. and Han, S. (2010): Soil respiration in relation to photosynthesis of Quercus mongolica trees at elevated CO_2. PLoS ONE 5(12): e15134.

要　　旨

本研究では気温および大気中 CO_2 濃度がそれぞれ 3 °C および 200 ppm 上昇した条件のリンゴ群落を再現し，根圏における土壌水分，地温，土中 CO_2 濃度変動の連続観測と地表面における CO_2 フラックスの測定を行った．外気温 +3 °C の条件によって，深さ 15 cm の地温はリンゴの生育期間を通して 3 °C 程度上昇した．深さ 15 cm における土中 CO_2 濃度および 10 月の地表面における CO_2 フラックスは高温高 CO_2 区＞高温区＞対照区の順に高くなった．また，リンゴ樹周囲の CO_2 フラックスは樹から離れた場所と比較して高く，試験区間の差が大きかった．高温条件に加え，高 CO_2 条件によって地上部および地下部のリンゴ樹や下草の現存量および乾物生産量が増し，植物根と微生物の両者による呼吸速度すなわち土中 CO_2 生成速度が増加したことが要因と考えられる．

キーワード：地球温暖化，土中 CO_2 濃度，地表面における CO_2 放出フラックス，リンゴ園地