

AKTYWNOŚĆ RESPIRACYJNA GLEB POBAGIENNYCH W WARUNKACH ICH UTRZYMYWANIA W CZARNYM UGORZE

Janusz TURBIAK

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Wielkopolsko-Pomorski Ośrodek Badawczy w Bydgoszczy

Słowa kluczowe: aktywność respiracyjna, czarny ugor, emisja CO₂, gleby pobagiennie

Streszczenie

W pracy przedstawiono 3-letnie wyniki badań aktywności respiracyjnej gleb pobagiennych zaliczonych do czterech prognostycznych kompleksów wilgotnościowo-glebowych. Aktywność respiracyjną tych gleb określano na podstawie emisji CO₂. Średnia emisja CO₂ wynosiła od 461 mg·m⁻²·h⁻¹ na kompleksie mokrym do 485 mg·m⁻²·h⁻¹ na kompleksie wilgotnym. Na kompleksie mokrym wahania poziomu wody gruntowej w zakresie od 0 do 45 cm stymulowały aktywność respiracyjną gleby torfowo-murszowej. W warunkach utrzymywania się ustabilizowanego poziomu wody gruntowej na głębokości 23 cm aktywność respiracyjna gleby na tym kompleksie była 11-krotnie mniejsza niż w okresie wahań poziomu wody. Proces decesji masy organicznej w glebie murszowatej właściwej przebiegał z podobnym natężeniem, jak w glebach torfowo-murszowych. W drugim i trzecim roku badań średnie straty masy organicznej w glebie murszowatej właściwej, obliczone na podstawie emisji CO₂, wynosiły 11,2 Mg·ha⁻¹, natomiast w glebach torfowo-murszowych od 9,6 do 11,4 Mg·ha⁻¹.

WSTĘP

Gleby organiczne powstają w warunkach utrzymywania się wysokiego poziomu wody gruntowej. Obniżenie poziomu wody w tych glebach, związane najczęściej z ich rolniczym użytkowaniem, zwiększa tempo dyfuzji tlenu, co prowadzi do zwiększenia ich aktywności respiracyjnej i tempa mineralizacji masy organicznej [CHIMNER, COOPER, 2003; OKRUSZKO, PIAŚCIK, 1990]. Aktywność respiracyjna gleb jest oceniana między innymi na podstawie emisji CO₂ [CHAPMAN, THURLOW,

1996; GLIŃSKI, STĘPNIIEWSKI, ŁABUDA, 1983]. Wielkość emisji CO₂ jest jednocześnie miarą tempa mineralizacji węgla organicznego oraz metodą oceny dynamiki rozkładu związków organicznych w glebie [MERCİK, RUMPEL, STĘPIEŃ, 1999].

Na podstawie pomiarów emisji CO₂ w warunkach obecności roślin trudno jest określić, jaka część CO₂ emitowanego w okresie wegetacyjnym jest związana z rozkładem masy glebowej, a jaka wytwarzana jest przez systemy korzeniowe roślin oraz jako produkt rozkładu wydzielanych przez korzenie związków organicznych. W ekosystemach trawiastych udział systemów korzeniowych w całkowitej emisji dwutlenku węgla może wynosić 15–90% [WANG, GUO, OIKAWA, 2007]. Dlatego też w celu określenia podstawowej aktywności respiracyjnej gleb pomiary emisji CO₂ prowadzi się na powierzchni gleby trwale pozbawionej roślin [KUZIAKOV, 2006; LOHILA i in., 2003].

Celem prowadzonych badań było określenie aktywności respiracyjnej gleb pobagiennych utrzymywanych w czarnym ugorze.

OBIEKTY I METODY BADAŃ

Badania prowadzono w latach 2006–2008 na glebach pobagiennych w Dolinie Noteci na czterech kompleksach wilgotnościowo-glebowych: mokrym (A), wilgotnym (B), posuszonym (C) i okresowo suchym (CD). W obrębie kompleksu mokrego (A) badania prowadzono na glebie torfowo-murszowej MtIaa o miąższości warstwy murszowej 14 cm, wytworzonej ze słabo rozłożonego torfu mechowiskowego. W obrębie kompleksu wilgotnego (B) – na glebie MtIIbb o miąższości warstwy murszowej 30 cm, wytworzonej ze średnio rozłożonego torfu turzycowiskowego, natomiast w obrębie kompleksu posusznego (C) – na płytkiej (60 cm) glebie torfowo-murszowej MtIIIc1 o miąższości warstwy murszowej 40 cm, wytworzonej z silnie rozłożonego torfu turzycowiskowego. W obrębie kompleksu okresowo suchego (CD) badania prowadzono na glebie murszowatej właściwej. Średni poziom wody gruntowej na kompleksach A, B, C i CD utrzymywał się odpowiednio na głębokości 25, 59, 60 i 118 cm. Podstawowe właściwości fizyczne oraz ogólną zawartość makroelementów w glebach przedstawiono w tabeli 1.

Na wszystkich kompleksach badania prowadzono co 10 dni od połowy kwietnia do końca października. Do pomiaru emisji CO₂ zastosowano metodę komorową. Metoda ta polega na określeniu przyrostu stężenia CO₂ w komorze instalowanej na powierzchni gleby. Pomiar emisji CO₂ odbywał się za pomocą selektywnych czujników zawartości CO₂, pracujących na zasadzie pomiaru podczerwieni nierozproszonej (NDIR). Pomiary emisji CO₂ prowadzono na powierzchni gleby utrzymywanej w stanie czarnego ugoru, który uzyskano po ścięciu darni z powierzchni 1,2×1,2 m (1,44 m²). Pojawiające się na powierzchni ugoru rośliny były opryskiwane herbicydem Roundup. Na powierzchni gleby instalowano stalową ramkę z zamontowaną na jej obwodzie rynienką, w którą wkładano komorę pleksiglasową

Tabela 1. Podstawowe właściwości fizyczne oraz ogólna zawartość składników pokarmowych w glebach
Table 1. Basic physical properties and total nutrients content in soils

Kompleks Complex	Warstwa Layer cm	Rodzaj utworu Kind of formation	Popielność Ash content %	Gęstość objętościowa Bulk density Mg·m ⁻³	pH _{KCl}	Zawartość ogólna Total content		
						g·kg ⁻¹ s.m. g·kg ⁻¹ DM		
						N	P	Fe
Mokry Wet	0–14 >14	mursz muck torf peat	39,23 31,29	0,298 0,168	7,5 5,9	27,7 23,8	3,8 10,7	8,0 65,6
Wilgotny Moist	0–30 >30	mursz muck torf peat	20,03 18,35	0,320 0,176	5,9 6,0	38,0 37,0	3,2 2,7	17,6 18,7
Posuszny Drying	0–40 >40	mursz muck torf peat	46,85 28,36	0,450 0,249	5,6 6,5	21,7 28,1	13,3 4,9	161,4 28,7
Okresowo suchy Periodical- ly dry	0–23	murszowaty mucky	86,90	1,152	5,6	5,7	1,0	6,8

o wymiarach 40×40 cm i wysokości 35 cm. Komorę uszczelniano poprzez napełnienie rynienki wodą. Miernik CO₂ umieszczano w połowie wysokości komory. Zapis stężenia CO₂ w komorze był prowadzony automatycznie co minutę. Czas pomiaru wynosił ok. 15 minut. Do oceny wielkości emisji CO₂ wykorzystywano zakres pomiarów, obejmujący pierwsze 10 minut, w czasie których przyrost stężenia CO₂ był liniowy. Przyrost CO₂ w ppm był przeliczany na jednostki masy, tj. mg·m⁻²·h⁻¹. W okresie badań na każdym kompleksie wykonano 54 pomiary emisji CO₂. Każdorazowo określano także poziom wody gruntowej, temperaturę powietrza pod kloszem oraz temperaturę gleby.

WYNIKI BADAŃ

Aktywność respiracyjna gleb pobagiennych utrzymywanych w czarnym ugorze, oceniana na podstawie emisji CO₂, była na wszystkich kompleksach wilgotnościowo-glebowych bardzo podobna. Średnia emisja tego gazu na kompleksach mokrym (A), wilgotnym (B), posuszonym (C) i okresowo suchym (CD) wynosiła odpowiednio 461, 485, 481 i 475 mg·m⁻²·h⁻¹ (tab. 2).

Na wszystkich kompleksach największą emisję CO₂ stwierdzono w pierwszym roku badań, czyli 2006. Emisja tego gazu na kompleksach mokrym (A), wilgotnym (B), posuszonym (C) i okresowo suchym (CD) była wówczas odpowiednio o 56, 31, 11 i 13% większa niż średnia emisja CO₂ z tych kompleksów w latach 2007–2008 (tab. 2). Większa emisja CO₂ w pierwszym roku prowadzenia badań była związana z rozkładem świeżej masy organicznej, pozostałej w glebie po ścięciu darni.

Tabela 2. Emisja CO₂ (mg·m⁻²·h⁻¹) z gleb pobagiennych utrzymywanych w czarnym ugorze¹⁾**Table 2.** CO₂ emission (mg·m⁻²·h⁻¹) from post-bog soils kept as bare fallow¹⁾

Rok Year	Kompleks wilgotnościowo-glebowy Moisture-soil complex			
	mokry wet	wilgotny moist	posuszny drying	okresowo suchy periodically dry
2006	606 ± 280	575 ± 280	515 ± 233	514 ± 273
2007	392 ± 185	405 ± 185	428 ± 216	475 ± 222
2008	385 ± 273	474 ± 208	499 ± 213	436 ± 199
Średnia Mean	461 ± 406	485 ± 237	481 ± 221	475 ± 233

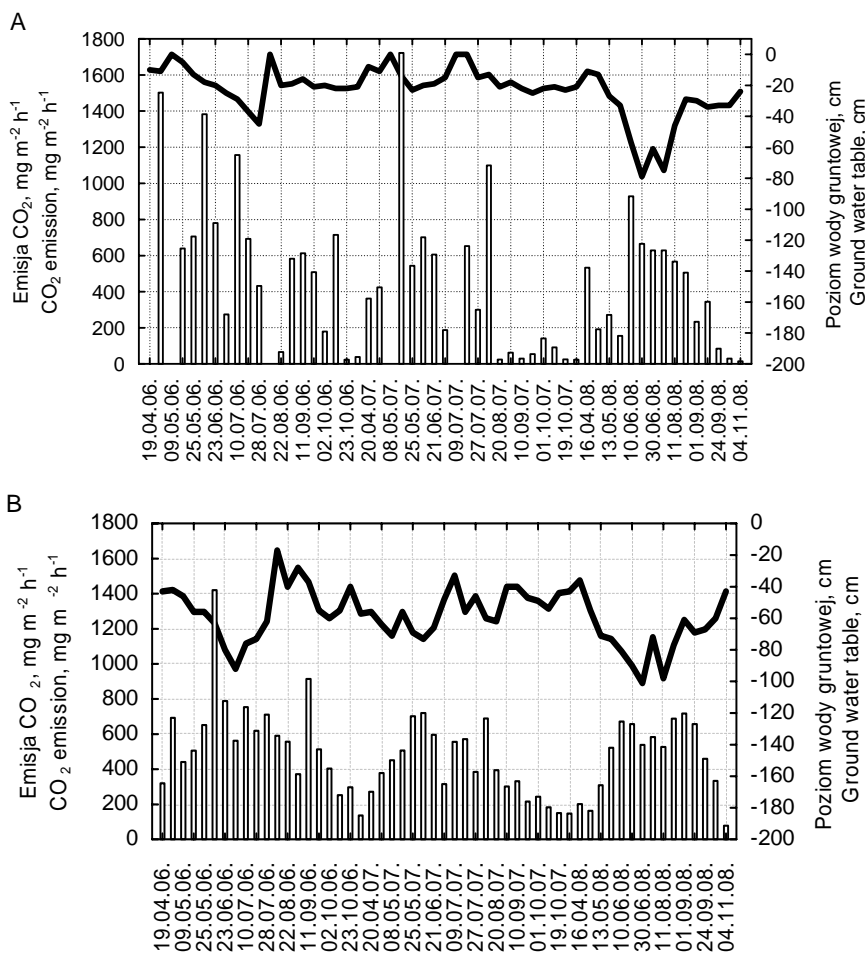
¹⁾ Wartości średnie ± odchylenie standardowe.

¹⁾ Mean values ± standard deviation.

Na kompleksie mokrym w 2006 r. średnia emisja CO₂ wynosiła 606 mg·m⁻²·h⁻¹ i była większa niż na kompleksach wilgotnym (B), posuszonym (C) i okresowo suchym (CD) odpowiednio o 5,4, 17,7 i 17,9%. Tak duża emisja CO₂ na tym kompleksie była związana przypuszczalnie z wahaniami poziomu wody gruntowej. Obniżenie poziomu wody w lipcu 2006 r. do głębokości 45 cm (rys. 1A) spowodowało utlenienie żelaza znajdującego się w torfie (tab. 1) do Fe₂O₃, które było widoczne w formie czerwonego osadu na powierzchni agregatów glebowych. Obecność w glebie utlenionych związków mineralnych, a także świeżej masy organicznej umożliwia zachowanie dużej aktywności respiracyjnej gleby nawet po całkowitym wypełnieniu porów glebowych wodą [GLIŃSKI, STĘPNIEWSKI, ŁABUDA, 1983; TODOROVA, SIEGEL, COSTELLO, 2005].

W 2007 r. średnia emisja dwutlenku węgla na kompleksie mokrym wynosiła 392 mg·m⁻²·h⁻¹ i była od 3,3 do 21,2% mniejsza niż na pozostałych kompleksach (tab. 2). Zmniejszenie to było związane z wyraźnym ograniczeniem emisji CO₂ w drugiej połowie okresu wegetacyjnego. Od drugiej dekady sierpnia do końca października 2007 r. emisja CO₂ wynosiła średnio 57 mg·m⁻²·h⁻¹ i mieściła się w przedziale od 24 do 141 mg·m⁻²·h⁻¹ (rys. 1A). Emisja CO₂ w tym okresie była ok. 11-krotnie mniejsza niż w pierwszej połowie okresu wegetacyjnego, kiedy emitowane było średnio 660 mg CO₂·m⁻²·h⁻¹ i 6-krotnie mniejsza w porównaniu z analogicznym okresem 2006 r., w którym średnia emisja CO₂ wynosiła 341 mg·m⁻²·h⁻¹. Ograniczenie emisji CO₂ było związane przypuszczalnie z niedoborem tlenu w związku z utrzymywaniem się wysokiego poziomu wody gruntowej (ok. 23 cm). W 2008 r., mimo obniżenia się poziomu wody do 80 cm poniżej powierzchni, średnia emisja CO₂ wynosiła 385 mg·m⁻²·h⁻¹ i w żadnym terminie nie przekroczyła 1000 mg·m⁻²·h⁻¹.

Duża emisja CO₂ na kompleksie mokrym w okresie występowania wahań poziomu wody gruntowej mogła być związana także z akumulacją CO₂ w glebie. Po obniżeniu się poziomu wody gruntowej i natlenieniu gleby zwiększała się aktywność respiracyjna mikroorganizmów oraz emisja CO₂ związana z uwalnianiem się tego gazu zakumulowanego w glebie w okresie jej podtopienia. Zwiększenie tej



Rys. 1. Emisja CO₂ i poziom wody gruntowej na kompleksach mokrym (A) i wilgotnym (B) w okresie badań

Fig. 1. CO₂ emission rate and ground water levels in wet (A) and moist (B) complexes during the study

emisji po obniżeniu poziomu wody gruntowej stwierdzili także CHIMNER i COOPER [2003]. W warunkach utrzymywania się poziomu wody gruntowej przy powierzchni gleby emisja CO₂ wynosiła 312,5 mg C-CO₂·m⁻²·h⁻¹ (1147 mg CO₂·m⁻²·h⁻¹), natomiast trzy godziny po jego obniżeniu zwiększyła się do 1345,4 mg C-CO₂·m⁻²·h⁻¹ (4936 mg CO₂·m⁻²·h⁻¹). Zwiększenie emisji CO₂ autorzy ci wyjaśniali uwalnianiem się tego gazu zakumulowanego w glebie i mineralizacją labilnych związków węgla w powierzchniowej warstwie profilu glebowego.

Prezentowane w literaturze wyniki emisji dwutlenku węgla z gleb organicznych w warunkach utrzymywania się wysokiego poziomu wody gruntowej są bardzo zróżnicowane. W dwóch siedliskach, w których poziom wody gruntowej

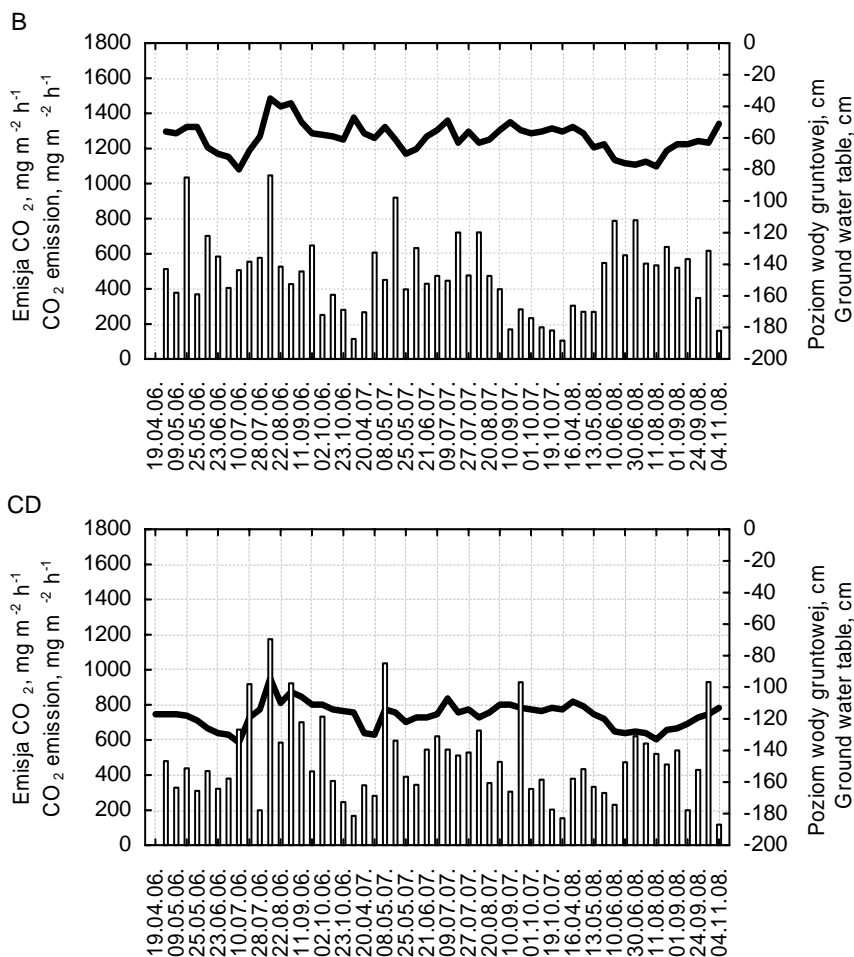
utrzymywał się 1 cm poniżej powierzchni, a temperatura wynosiła 10°C, a które porastały wełnianka wąskolistna (*Eriophorum angustifolium* Honck.) i mech, THOMAS i in. [1996] stwierdzili, że emisja CO₂ wynosiła odpowiednio 517 i 567 μmol·m⁻²·h⁻¹ (22,7 i 24,9 mg CO₂·m⁻²·h⁻¹). AERTS i LUDWIG [1997] natomiast w warunkach braku roślin, gdy poziom wody gruntowej znajdował się przy powierzchni gleby, a temperatura wynosiła 20°C, stwierdzili emisję CO₂ z torfu eutroficznego i mezotroficznego odpowiednio na poziomie 13,1 i 15,2 g·m⁻²·d⁻¹ (546 i 633 mg·m⁻²·h⁻¹). W badaniach MOORE'A [1989] emisja tego gazu w warunkach utrzymywania się poziomu wody gruntowej na głębokości od 25 do 35 cm wynosiła od 0,1 do 6,2 g·m⁻²·d⁻¹ (od 4 do 258 mg·m⁻²·h⁻¹). Tak duże zróżnicowanie tej emisji mogło być związane z różną zawartością utlenionych związków mineralnych w glebach. Wskazuje to, że na wartość emisji CO₂ wpływ ma nie tylko wilgotność gleby w trakcie prowadzenia pomiarów, lecz także przed ich rozpoczęciem.

Na kompleksach wilgotnym (B) i posuszonym (C) przez większą część okresu wegetacyjnego utrzymywały się korzystne warunki wilgotnościowe dla rozwoju mikroorganizmów tlenowych, jednak emisja CO₂ w żadnym terminie nie była większa od maksymalnych wartości uzyskanych na kompleksie mokrym. Na kompleksie B emisja ta w poszczególnych terminach wynosiła 136–1421 mg·m⁻²·h⁻¹, natomiast na kompleksie C 105–1046 mg·m⁻²·h⁻¹ (rys. 1, 2). Również na tych kompleksach stwierdzano w pojedynczych przypadkach zwiększenie aktywności respiracyjnej gleby w związku ze zmianą warunków wilgotnościowych, jednak nie były one tak wyraźne, jak na kompleksie mokrym (A).

Podobną emisję CO₂ z optymalnie uwilgotnionych gleb torfowo-murszowych utrzymywanych w czarnym ugorze uzyskali MALJANEN i in. [2004] – na poziomie 158 mg C-CO₂·m⁻²·h⁻¹ (580 mg CO₂·m⁻²·h⁻¹). W badaniach LOHILI i in. [2003] emisja tego gazu z gleby torfowej w uprawie ornej, przed pojawieniem się roślin jęczmienia, wynosiła 0,24 mg CO₂·m⁻²·s⁻¹ (864 mg·m⁻²·h⁻¹). Większa emisja mogła być spowodowana przez zabiegi uprawowe, obecność w glebie kiełkujących ziaren jęczmienia, a także wyższą temperaturę gleby w okresie prowadzenia pomiarów – średnio 18,1°C. W Dolinie Noteci średnia temperatura gleby na kompleksach B i C wynosiła odpowiednio 14,7 i 14,5°C.

Na kompleksie okresowo suchym (CD) gleba murszowata zawierała ponad dwukrotnie mniej masy organicznej w warstwie powierzchniowej niż gleby torfowo-murszowe, mimo to średnia emisja dwutlenku węgla z tego kompleksu była podobna, jak z gleb torfowo-murszowych (tab. 2). Na tym kompleksie wynosiła ona w poszczególnych terminach od 155 do 1174 mg·m⁻²·h⁻¹ (rys. 2). Emisję CO₂ na poziomie 1174 mg·m⁻²·h⁻¹ stwierdzono w terminie, w którym pomiary prowadzono w warunkach nawilżenia gleby po długotrwałym okresie suszy.

Na podstawie wielkości emisji dwutlenku węgla obliczono straty masy organicznej (o zawartości 56% węgla). Do obliczeń wykorzystano wyniki uzyskane w latach 2007–2008, ponieważ w pierwszym roku badań (2006) na uzyskane war-



Rys. 2. Emisja CO₂ i poziom wody gruntowej na kompleksach posuszonym (C) i okresowo suchym (CD)

Fig. 2. CO₂ emission rate and ground water levels in drying (C) and periodically dry (CD) complexes

tości emisji mógł mieć wpływ rozkład świeżej masy organicznej pozostającej w glebie po usunięciu warstwy darniowej. Średnie straty masy organicznej w latach 2007–2008 wynosiły na kompleksach mokrym, wilgotnym, posuszonym i okresowo suchym odpowiednio 9,6, 10,8, 11,4 i 11,2 Mg·ha⁻¹ (tab. 3).

Uzyskane wartości są zgodne z ubytkami masy organicznej w glebach torfowo-murszowych, podawanymi przez różnych autorów. Według OKRUSZKI i PIAŚCIKA [1990] średnie ubytki masy organicznej w warunkach Polski wynoszą ok. 10 Mg·ha⁻¹·rok⁻¹. GOTKIEWICZ i SZUNIEWICZ [1987] – na podstawie 24-letnich badań – określili ubytki masy organicznej na 15,6 Mg·ha⁻¹. SZYMANOWSKI [1997], stosu-

Tabela 3. Ubytki masy organicznej w okresie wegetacyjnym (210 dni), $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ **Table 3.** Organic mass losses during the growing season (210 days), $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$

Lata Years	Ubytki na kompleksie Losses in complex			
	A	B	C	CD
2006	14,9	14,1	12,6	12,6
2007	9,6	9,9	10,5	11,7
2008	9,5	11,6	12,3	10,7
Średnia Mean	12,2	12,0	11,6	12,1

jąc metodę izolowanych próbek, określił straty masy organicznej na 8,5–15,8 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Natomiast FRACKOWIAK [1980] oszacował mineralizację masy organicznej w glebach torfowo-murszowych na 9,3–13,9 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Z kolei JURCZUK [2000] na podstawie 30-letnich badań stwierdził, że roczne ubytki masy organicznej w zmeliorowanych glebach organicznych były największe w pierwszych pięciu latach po melioracji – 9,4–15,8 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, natomiast średnie ubytki masy organicznej w tym okresie wynosiły 5,0–5,3 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$.

W glebach murszowatych właściwych (o zawartości od 10 do 20% masy organicznej) osiadanie jest bardzo małe [OKRUSZKO, PIAŚCIK, 1990], dlatego też na podstawie osiadania i zmian gęstości objętościowej trudno określić tempo mineralizacji masy organicznej w tych glebach. Uzyskane wyniki wskazują, że także w glebach murszowatych, w warunkach braku roślin, zachodzi intensywny proces decesji masy organicznej, a jego natężenie jest podobne, jak w glebach torfowo-murszowych.

Na kompleksie mokrym straty masy organicznej w okresie wegetacyjnym 2007 r. wynosiłyby 16,2 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, gdyby założyć średnią emisję CO_2 na podobnym poziomie, jak w pierwszej połowie tego okresu, tj. 660 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, natomiast przyjmując emisję CO_2 wynoszącą 57 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ (druga połowa okresu wegetacyjnego) – 1,4 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Wynika z tego, że nawet krótkotrwałe obniżenie poziomu wody gruntowej w glebach torfowo-murszowych, w wyniku którego dochodzi do utlenienia związków mineralnych, a także podtopienia najbardziej aktywnej biologicznie warstwy korzeniowej, mogą spowodować zwielokrotnienie tempa mineralizacji masy organicznej. Natomiast w warunkach utrzymywania się stabilnego, wysokiego poziomu wody gruntowej tempo mineralizacji masy organicznej w glebach torfowo-murszowych jest bardzo małe i może być rekompensowane przez związki organiczne wnoszone do gleby przez rośliny. Potwierdzają to badania JURCZUKA [2000], który stwierdził, że gdy średni poziom wody gruntowej wynosi 23 cm i nie dopuści się do obniżenia się go w okresie letnim poniżej 50 cm, w glebach torfowo-murszowych nie dochodzi do osiadania powierzchni.

WNIOSKI

1. Aktywność respiracyjna badanych gleb pobagiennych utrzymywanych w czarnym ugorze była podobna. Średnia emisja CO₂ z gleb pobagiennych zaliczonych do kompleksów: mokrego (A), wilgotnego (B), posusznego (C) i okresowo suchego (CD) wynosiła odpowiednio 461, 485, 481 i 475 mg·m⁻²·h⁻¹.

2. W glebie torfowo-murszowej kompleksu mokrego (A) wahania poziomu wody gruntowej w zakresie od 0 do 45 cm stymulowały jej aktywność respiracyjną. W okresie utrzymywania się ustabilizowanego poziomu wody gruntowej aktywność respiracyjna gleby na tym kompleksie była 11-krotnie mniejsza niż w okresie wahań jej poziomu.

3. Aktywność respiracyjna gleb pobagiennych utrzymywanych w czarnym ugorze była największa w pierwszym roku badań. Zmniejszenie się tej aktywności w kolejnych latach było związane z brakiem dopływu do gleby związków organicznych wytwarzanych przez rośliny.

4. Proces decesji masy organicznej w glebach pobagiennych, w warunkach braku roślinności, przebiega z podobnym natężeniem. Obliczone na podstawie emisji CO₂ straty masy organicznej w glebie wynosiły od 9,6 Mg·ha⁻¹ w glebie torfowo-murszowej kompleksu mokrego do 11,4 Mg·ha⁻¹ w glebie kompleksu posusznego.

Praca naukowa finansowana ze środków KBN w latach 2004–2007 jako projekt badawczy 2P06S 04027.

LITERATURA

- AERTS R., LUDWIG F., 1997. Water-table changes and nutritional status affect trace gas emissions from laboratory columns of peatland soils. *Soil Biol. Biochem.* 29 11/12 s. 1691–1698.
- CHAPMAN S. J., THURLOW M., 1996. The influence of climate on CO₂ and CH₄ emission from organic soils. *Agricult. Forest Meteor.* 79 s. 205–217.
- CHIMNER R.A., COOPER D.J., 2003. Influence of water table levels on CO₂ emissions in a Colorado subalpine fen: an in situ microcosm study. *Soil Biol. Biochem.* 35 (3) s. 345–351.
- FRĄCOWIAK H., 1980. Dynamika i wielkość mineralizacji związków azotowych w dawno odwodnionych glebach torfowo-murszowych na tle warunków siedliskowych i nawożenia. *Falenty: IMUZ rozpr. habil.* ss. 136.
- GLIŃSKI J., STĘPNIŃSKI W., ŁABUDA S., 1983. Pobieranie tlenu i wydzielanie dwutlenku węgla w środowisku glebowym. *Probl. Agrofiz.* z. 39 ss. 72.
- GOTKIEWICZ J., SZUNIEWICZ J., 1987. Przeobrażanie się siedlisk i gleb w rejonie doświadczenia agrotechnicznego. W: Wyniki 25-letniego stałego doświadczenia nad porównaniem wpływu sposobu użytkownia i nawożenia na glebę torfową w Zakładzie Doświadczalnym Biebrza. *Bibl. Wiad. IMUZ* 68 s. 33–41.
- JURCZUK S., 2000. Wpływ regulacji stosunków wodnych na osiadanie i mineralizację gleb organicznych. *Bibl. Wiad. IMUZ* 96 ss. 116.

- KUZYAKOV Y., 2006. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biol. Biochem.* 38 s. 425–448.
- LOHILA A., AURELA M., REGINA K., TUOMAS L., 2003. Soil and total ecosystem respiration in agricultural fields: effect of soil and crop type. *Plant Soil* 251 2 s. 303–317.
- MALJANEN M., KOMULAINEN V.M., HYTONEN J., MARTIKAINEN P.J., LAINE J., 2004. Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. *Soil Biol. Biochem.* 36 (11) s. 1801–1808.
- MERCIK S., RUMPEL J., STĘPIEŃ W., 1999. Zawartości oraz dynamika rozkładu organicznych związków węgla i azotu w zależności od wieloletniego nawożenia mineralnego i organicznego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* z. 467 s. 159–167.
- MOORE T.R., 1989. Plant production, decomposition, and carbon efflux in a subarctic patterned fen. *Arctic Alpine Res.* 21 s. 156–162.
- OKRUSZKO H., PIASCIK H., 1990. Charakterystyka gleb hydrogenicznych. Olsztyn: Wydaw. ART ss. 291.
- SZYMANOWSKI M., 1997. Wstępna ocena tempa mineralizacji różnie odwodnionych gleb torfowych metodą częściowo izolowanych próbek. *Wiad. IMUZ* t. 19 z. 2 s. 43–60.
- THOMAS K. L., BENSTEAD J., DAVIES K. L., LLOYD D., 1996. Role of wetland plants in the diurnal control of CH₄ and CO₂ fluxes in peat. *Soil Biol. Biochem.* 28 1 s. 17–23.
- TODOROVA S.G., SIEGEL D.I., COSTELLO A.M., 2005. Microbial Fe(III) reduction in a minerotrophic wetland- geochemical controls and involvement in organic matter decomposition. *Appl. Geochem.* 20 s. 1120–1130.
- WANG W., GUO U., OIKAWA T., 2007. Contribution of root to soil respiration and carbon balance in disturbed and undisturbed grassland communities, northeast China. *J. Biosci. Indian Acad. Sci.* 32 (2) s. 375–384.

Janusz TURBIAK

RESPIRATION ACTIVITY OF POST-BOG SOILS KEPT AS FALLOW

Key words: bare fallow, CO₂ emission, post-bog soils, respiration activity

S u m m a r y

Results of a 3-years study on respiration activity of postbog soils attributed to four prognostic moisture-soil complexes are presented in the paper. Respiration activity of these soils was determined based on CO₂ emission rate. Mean CO₂ emission was from 461 mg·m⁻²·h⁻¹ in the wet complex to 485 mg·m⁻²·h⁻¹ in the moist complex. In the wet complex the ground water level fluctuation ranging from 0 to 45 cm stimulated respiration activity of peat-muck soil. Under the conditions of a stable ground water level at a depth of 23 cm soil respiration activity in this complex was eleven times less than in the period of water table fluctuations. The process of organic mass decomposition in a proper mucky soil ran with similar intensity as in peat-muck soils. In the second and third year of the study mean organic mass losses in a proper mucky soil, calculated from CO₂ emission rate, were 11.2 Mg·ha⁻¹ while in peat-muck soils from 9.6 to 11.4 Mg·ha⁻¹.

Recenzenci:

prof. dr hab. Jan Gliński

prof. dr hab. Zofia Stępniewska

Praca wpłynęła do Redakcji 10.07.2008 r.