

Wpłynęło 29.11.2013 r.
Zrecenzowano 06.02.2014 r.
Zaakceptowano 01.03.2014 r.

A – koncepcja
B – zestawienie danych
C – analizy statystyczne
D – interpretacja wyników
E – przygotowanie maszynopisu
F – przegląd literatury

WPŁYW INTENSYWNOŚCI UŻYTKOWANIA ŁĄKI NA GLEBIE TORFOWO-MURSZOWEJ NA WIELKOŚĆ STRUMIENI CO₂ I JEGO BILANS W WARUNKACH DOŚWIADCZENIA LIZYMETRYCZNEGO

Janusz TURBIAK ABCDEF

Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Kujawsko-Pomorski Ośrodek Badawczy w Bydgoszczy

Streszczenie

Celem prowadzonych badań było określenie wpływu intensywności użytkowania łąki na glebie torfowo-murszowej na wartość strumieni CO₂ oraz jego bilans. Badania prowadzono w latach 2010–2013 na stacji lizymetrycznej w dolinie Noteci. Strumienie CO₂ były określane metodą komorową. Największą aktywność respiracyjną stwierdzono w ekosystemie łąkowym nieużytkowanym – średnio 2,57 g·m⁻²·h⁻¹, następnie w ekosystemie użytkowanym intensywnie – 2,05 g·m⁻²·h⁻¹, a najmniejszą w ekosystemie użytkowanym ekstensywnie – 1,85 g·m⁻²·h⁻¹ CO₂. Stwierdzono, że intensywne użytkowanie łąki na glebie torfowo-murszowej powodowało ograniczenie strat CO₂ w porównaniu ze stratami z łąki użytkowanej ekstensywnie i nieużytkowanej. Ekstensywny sposób użytkowania łąki prowadził do degradacji runi łąkowej, z kolei całkowity brak użytkowania łąkowego – do zwiększenia strat CO₂ w ekosystemie w stosunku do ekosystemu użytkowanego intensywnie. Średnie straty CO₂ w ekosystemie nieużytkowanym były o 32,5% większe, a w czwartym roku badań o 158,1% większe niż straty z łąki użytkowanej intensywnie.

Słowa kluczowe: bilans węgla, fotosynteza brutto, ogólna aktywność respiracyjna, poziom wody gruntowej

Do cytowania For citation: Turbiak J. 2014. Wpływ intensywności użytkowania łąki na glebie torfowo-murszowej na wielkość strumieni CO₂ i jego bilans w warunkach doświadczenia lizymetrycznego. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 14. Z. 2(46) s. 127–140.

WSTĘP

Zmniejszenie pogłowia bydła w Polsce (z 10,7 mln szt. w 1989 r. do 5,4 mln szt. w 2011 r. [GUS 2012]) oraz sposobu jego żywienia spowodowało zmniejszenie zapotrzebowania na pasze objętościowe, a tym samym zmniejszenie intensywności użytkowania trwałych użytków zielonych. W Polsce w latach 2000–2008 powierzchnia łąk użytkowanych intensywnie, z których zbierano przynajmniej dwa pokosy siana, wynosiła średnio 58,4%. Z 24,2% powierzchni łąk zbierano jeden pokos, natomiast 17,4% łąk nieużytkowano [WASILEWSKI 2009]. W 2011 r. powierzchnia łąk nieużytkowanych była szacowana na 9,9% [GUS 2012]. Zmniejszenie się powierzchni łąk nieużytkowanych było związane przede wszystkim z wymogiem zbioru przynajmniej jednego pokosu siana w celu otrzymania dopłat obszarowych.

Dotychczasowe badania dotyczące wpływu intensywności użytkowania na ekosystemy łąkowe koncentrowały się głównie na określeniu wielkości plonu, zmian składu botanicznego runi i jej wartości paszowej (np. DUCKA, BARSZCZEWSKI [2012], MASTALERCZUK [2006], SMOROŃ [2013], WASILEWSKI [2013]) oraz na ocenie zmian właściwości fizycznych gleby (m. in. CHRZANOWSKI [2002], GAWLIK [1994], OLESZCZUK i in. [2008]). W ostatnich latach prowadzono badania, których celem było rozpoznanie wielkości wymiany węgla w ekosystemach na podstawie pomiarów strumieni CO₂, tj. określenie ilości węgla pobieranego przez rośliny w procesie fotosyntezy i emitowanego w procesie respiracji [ALM i in. 1997; BLODAU i in. 2004; ELSGAARD i in. 2012; JASZCZYŃSKI i in. 2010; LOHILA i in. 2003; MALJANEN i in. 2004; TURBIAK 2013].

Istotnym zagadnieniem jest określenie wpływu użytkowania ekstensywnego i braku użytkowania rolniczego na wielkość strumieni CO₂ i bilans węgla w ekosystemach łąkowych. W warunkach użytkowania ekstensywnego jest wytwarzana mniejsza ilość biomasy roślin, co powoduje ograniczenie aktywności respiracyjnej ekosystemu i może przyczynić się do poprawy bilansu węgla. Z drugiej strony mniejsza biomasa roślin jest przyczyną ograniczenia procesu fotosyntezy i przychodu węgla do ekosystemu, co może spowodować pogorszenie jego bilansu.

Podobne trudności w określaniu bilansu węgla występują w ekosystemach nieużytkowanych. Stała obecność roślin może przyczynić się do jego poprawy ze względu na ciągłość procesu fotosyntezy, która – w przeciwieństwie do fotosyntezy na łąkach koszonych – zachodzi przez cały okres wegetacyjny. Z drugiej strony stała obecność roślin, w warunkach braku nawożenia mineralnego, może przyczynić się do intensywniejszego rozwoju systemów korzeniowych, a tym samym do zwiększenia aktywności respiracyjnej mikroorganizmów glebowych i tempa mineralizacji masy organicznej.

Celem badań było określenie wpływu intensywności użytkowania łąki na glebie torfowo-murszowej na wartość strumieni CO₂ oraz bilansu węgla w badanych ekosystemach w warunkach doświadczenia lizymetrycznego.

OBIEKT I METODY BADAŃ

Badania bilansu węgla prowadzono w latach 2010–2013 na stacji lizymetrycznej zlokalizowanej na obiekcie Frydrychowo (53°00'01"N, 17°57'26"E), położonym w dolinie Noteci, na kompleksie łąk łąbszyńskich, w województwie kujawsko-pomorskim. Na obiekcie występowała średnio zmurszała gleba torfowo-murszowa MtlIbb, wytworzona z torfu szuwarowego. W warstwie 0–20 cm gęstość objętościowa gleby wynosiła $0,369 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$, pH – 5,85, zawartość masy organicznej – $800 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, a azotu ogólnego – $37 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Lizymetry o powierzchni $0,16 \text{ m}^2$ i wysokości 1,0 m zostały napełnione glebą, bez naruszania jej struktury, jesienią 2009 r.

Założono trzy warianty doświadczenia, w trzech powtórzeniach:

- 1) łąka użytkowana intensywnie, trzykośna, nawożona nawozami mineralnymi w ilościach (w $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$): N – 70, P_2O_5 – 46 i K_2O – 110.
- 2) łąka użytkowana ekstensywnie, trzykośna, bez nawożenia mineralnego,
- 3) łąka nieużytkowana.

Pierwszego zbioru roślin dokonywano na początku czerwca, drugiego – pod koniec lipca, natomiast trzeciego – w połowie października. W wariantcie nawożonym fosfor wysiewano w całej dawce wiosną, na początku okresu wegetacyjnego, natomiast azot i potas – wiosną i po pierwszym pokosie, w dwóch równych dawkach. We wszystkich wariantach doświadczenia poziom wody gruntowej utrzymywano na głębokości 50 cm. Łącznie pomiary prowadzono na 9 lizymetrach.

Strumienie CO_2 mierzono w odstępach dekadowych, od połowy kwietnia do końca października, w godzinach od 9³⁰ do 14³⁰. W latach 2010, 2011, 2012 i 2013 wykonano odpowiednio 20, 20, 19 i 16 cykli pomiarowych. Pomiary strumieni CO_2 wykonywano metodą komór zamkniętych statycznych i dynamicznych. Pomiary metodą komór zamkniętych statycznych wykonywano z zastosowaniem miernika dyfuzyjnego, który był umieszczany wewnątrz komory pomiarowej, natomiast metodą komór zamkniętych dynamicznych – z wykorzystaniem miernika fotoakustycznego, który zasysał próbkę powietrza z wnętrza komory. Pomiary miernikiem dyfuzyjnym wykonywano dwa razy, natomiast miernikiem fotoakustycznym jeden raz w miesiącu. W trakcie pomiaru komorę o wymiarach $45 \times 45 \times 35 \text{ cm}$ umieszczano w osadzonych na lizymetrach stalowych ramkach, które były wyposażone we wbijane w glebę okrągłe ostrze długości 15 cm.

Strumienie CO_2 mierzono w warunkach dopływu energii słonecznej, określając w ten sposób wartość wymiany ekosystemu netto *NEE* (ang. net ecosystem exchange) i po zaciemnieniu komory nieprzepuszczającym światła pokrowcem, określając wartość ogólnej aktywności respiracyjnej *TER* (ang. total ecosystem respiration) [ALM i in. 1997]. Na podstawie par wyników pomiarów ogólnej aktywności respiracyjnej ekosystemu *TER* i wymiany ekosystemu netto *NEE* obliczano wartość fotosyntezy brutto P_G ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) (ang. gross photosynthesis), która oznacza całkowitą ilość CO_2 pobranego przez rośliny:

$$P_G = TER - NEE \quad (1)$$

W opisie wyników przedstawiono bezwzględne wartości P_G . Uzyskane wartości TER , NEE i P_G poddano analizie wariancji, a ich wartości średnie porównano testem Tukeya, za pomocą programu Statistica 7.1.

Bilans węgla w ekosystemie był obliczany na podstawie zmian stężenia CO_2 w powietrzu komory, dlatego emisję CO_2 z ekosystemu TER traktowano jako przychód węgla do atmosfery i wartość ta była oznaczana znakiem plus. Wartość NEE była zależna od natężenia procesu fotosyntezy i respiracji. Jeżeli natężenie fotosyntezy było większe niż respiracja, to wartość NEE była oznaczana znakiem minus, co oznaczało ubytek węgla z atmosfery. Gdy natomiast natężenie fotosyntezy było mniejsze od respiracji, to wartość NEE była oznaczana znakiem plus.

Bilans węgla obliczono metodą przedstawioną w pracy TURBIAKA [2012]. Ilość CO_2 pobranego w ekosystemie ($g \cdot m^{-2} \cdot \text{miesiąc}^{-1}$) określano mnożąc średnią dla danego miesiąca wartość P_G ($mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$) przez współczynnik 0,6 oraz średnią długość dnia i liczbę dni w danym miesiącu. Wartość współczynnika wyznaczono jako stosunek wartości P_G obliczonych za pomocą zmodyfikowanego równania Michaelisa Menten [ELSGAARD i in. 2012] do wartości pomierzonych. Ilość CO_2 wyemitowanego z ekosystemu ($Mg \cdot ha^{-1} \cdot \text{miesiąc}^{-1}$) obliczono jako sumę emisji CO_2 z okresu dziennego i nocnego. Emisję w okresie nocnym obliczano mnożąc średnią z danego miesiąca wartość TER ($mg \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$) przez współczynnik 0,7 i średnią w danym miesiącu długość nocy oraz ich liczbę, natomiast w okresie dziennym – mnożąc wartość TER przez współczynnik 0,8 oraz średnią długość dnia i liczbę dni w danym miesiącu. Bilans węgla B ($Mg \cdot ha^{-1}$) dla okresu wegetacyjnego obliczano według równania:

$$B = P_G + TER \quad (2)$$

W wariantach doświadczeń użytkowanych kośnie uwzględniono także straty węgla związane ze zbiorem siana. Ścięte rośliny suszono w warunkach laborato-

Tabela 1. Plon siana ($g \cdot m^{-2}$) na stacji lizymetrycznej w dolinie Noteci

Table 1. Hay field ($g \cdot m^{-2}$) in lysimetric station in the Noteć River valley

Rok Year	Plon sian Hay field			średni mean
	z łąki użytkowanej intensywnie intensively		from meadow use ekstensywnie extensively	
	2010	983	646	
2011	1190	1086	1138	
2012	1138	850	994	
2013	1170	668	919	
Średnia Mean	1120	813	966	

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

ryjnych w temperaturze 40°C, w celu określenia plonu suchej masy. Plon siana (tab. 1) przeliczano na CO₂, przyjmując że siano zawiera 88% absolutnie suchej masy, a zawartość węgla w suchej masie wynosi 40%. Zawartość węgla przeliczano na CO₂, mnożąc jej wartość przez współczynnik 3,67. Opady (tab. 2) mierzono na automatycznej stacji meteorologicznej zlokalizowanej na stacji lizymetrycznej.

Tabela 2. Miesięczne sumy opadów na stacji meteorologicznej we Frydrychowie, mm

Table 2. Monthly precipitation sums in the meteorological station at Frydrychowo, mm

Rok Year	Miesiąc Month							Suma Sum
	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	
2010	32,6	100,2	13,0	113,0	121,6	80,0	4,2	464,6
2011	8,2	38,1	100,6	99,8	19,1	19,5	10,4	295,7
2012	23,5	28,9	114,4	86,0	37,6	35,4	39,0	364,8
2013	17,9	95,0	52,2	42,8	63,6	61,2	20,6	353,3
1972–2003 ¹⁾	25,0	44,0	58,0	76,0	49,0	44,0	36,0	332,0

¹⁾ ŁABĘDZKI, KASPERSKA-WOŁOWICZ [2005].

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

WYNIKI BADAŃ

OGÓLNA AKTYWNOŚĆ RESPIRACYJNA EKOSYSTEMU

W latach 2010–2013 średnia ze wszystkich wariantów doświadczenia wartość ogólnej aktywności respiracyjnej *TER* ekosystemu łąkowego na glebie torfowo-murszowej wynosiła 2,16 g·m⁻²·h⁻¹ CO₂ (tab. 3). Istotnie większą aktywność respiracyjną stwierdzono w wariancie nieużytkowanym rolniczo, z którego emitowane

Tabela 3. Średnie wartości ogólnej aktywności respiracyjnej *TER* (g·m⁻²·h⁻¹)

Table 3. Mean values of total ecosystem respiration *TER* (g·m⁻²·h⁻¹)

Rok Year	<i>TER</i>			
	z łąki użytkowanej from meadow used			średnia mean
	intensywnie intensively	ekstensywnie extensively	nieużytkowanej unused	
2010	1,99±0,88	1,71±0,76	1,87±0,79	1,86 c
2011	2,19±0,99	2,27±0,96	2,76±1,08	2,41 a
2012	1,92±0,64	1,76±0,62	2,80±1,04	2,16 b
2013	2,09±0,89	1,66±0,66	2,85±1,27	2,20 b
Średnia Mean	2,05 b	1,85 c	2,57 a	2,16

Objaśnienie: wartości oznaczone różnymi literami różnią się istotnie na poziomie $\alpha = 0,05$.

Explanation: values marked with different letters differ significantly at $\alpha = 0.05$.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

było średnio $2,57 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ dwutlenku węgla. Duża aktywność respiracyjna w tym wariacie doświadczenia była związana ze stałą obecnością roślin przez cały okres wegetacyjny oraz mineralizacją zalegających na powierzchni gleby ich obumarłych części. Aktywność respiracyjna w wariacie użytkowanym intensywnie wynosiła $2,05 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, natomiast w wariacie użytkowanym ekstensywnie – $1,85 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Istotnie mniejsza aktywność respiracyjna ekosystemu użytkowanego ekstensywnie była spowodowana mniej intensywnym rozwojem roślin w warunkach braku nawożenia mineralnego.

Stwierdzono wyraźnie różnice w kierunku zmian aktywności respiracyjnej ekosystemów w zależności od sposobu ich użytkowania w kolejnych latach. W wariacie użytkowanym intensywnie aktywność respiracyjna w kolejnych latach była bardzo podobna i wynosiła od $1,92 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ w 2012 r. do $2,19 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ w 2011 r. (tab. 3). W wariacie użytkowanym ekstensywnie wartość *TER* od 2011 r. zmniejszała się, natomiast w wariacie nieużytkowanym – zwiększała się w całym okresie badań. Było to powodowane obserwowanymi zmianami w biomacie roślin i w składzie runi łąkowej. W 2011 r. w wariacie użytkowanym ekstensywnie, pomimo braku nawożenia mineralnego, plon siana był tylko o 8,7% mniejszy niż w wariacie użytkowanym intensywnie (tab. 1), a skład gatunkowy runi był podobny. W kolejnych latach obserwowano zmniejszenie udziału traw, głównie wyżyńca łąkowego (*Alopecurus pratensis* L.) i wiechliny łąkowej (*Poa pratensis* L.) oraz zwiększenie udziału chwastów. Plony siana w wariacie użytkowanym ekstensywnie w latach 2012 i 2013 były mniejsze niż w 2011 r. odpowiednio o 21,7 i 38,5% (tab. 1). Można więc stwierdzić, że ekstensywne użytkowanie łąki w warunkach braku nawożenia mineralnego przyczyniło się do degradacji runi łąkowej, a tym samym do zmniejszenia natężenia emisji CO_2 .

Zwiększanie się aktywności respiracyjnej w wariacie nieużytkowanym także było częściowo powodowane zmianami w składzie botanicznym runi. W tym wariacie w 2013 r. gatunkiem dominującym była mozga trzcinowata (*Phalaris arundinacea* L.). Można przypuszczać, że w warunkach braku nawożenia i jednocześnie stałego dopływu do gleby produktów fotosyntezy z nadziemnych części roślin, trawa ta wytwarzała bardziej rozbudowane, głębokie systemy korzeniowe, co stymulowało zwiększenie aktywności respiracyjnej mikroorganizmów ryzosferowych.

Zwiększenie aktywności respiracyjnej w warunkach braku nawożenia stwierdzono także w 2011 r. w wariacie użytkowanym ekstensywnie. Aktywność respiracyjna była w tym roku o 3,7% większa, natomiast w kolejnych latach, tj. 2012 i 2013, odpowiednio o 9,1 i 25,9% mniejsza niż w wariacie użytkowanym intensywnie. Zwiększenie wartości *TER* w wariacie użytkowanym ekstensywnie w drugim roku po zaniechaniu stosowania nawożenia wskazuje, że – podobnie jak w wariacie nieużytkowanym – rośliny wytwarzały bardziej rozbudowane systemy korzeniowe, co powodowało zwiększenie aktywności respiracyjnej ekosystemu. Niedobór składników pokarmowych w kolejnych latach powodował jednak wypo-

danie z runi wartościowych gatunków traw i systematyczne zmniejszanie się wartości *TER*.

Aktywność respiracyjna w okresie wegetacyjnym była największa w miesiącach letnich (tab. 4), tj. od maja do sierpnia. We wrześniu i październiku aktywność respiracyjna była wyraźnie mniejsza od wartości uzyskanych w miesiącach letnich. Tak duże zmniejszenie wartości *TER* w październiku było związane przede wszystkim ze zmniejszeniem się natężenia promieniowania słonecznego i temperatury.

Tabela 4. Średnie miesięczne wartości ogólnej aktywności respiracyjnej ekosystemu *TER* ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)

Table 4. Monthly mean values of total ecosystem respiration *TER* ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)

Miesiąc Month	<i>TER</i>			średnia mean
	z łąki użytkowanej from meadow used			
	intensywnie intensively	ekstensywnie extensively	nieużytkowanej unused	
IV	1,46±0,17	1,32±0,21	1,55±0,37	1,44 d
V	2,71±0,76	2,50±0,97	3,09±1,14	2,77 ab
VI	2,58±0,57	2,15±0,37	3,29±0,76	2,67 b
VII	2,75±0,26	2,38±0,34	3,56±0,54	2,90 a
VIII	2,54±0,10	2,42±0,19	3,25±0,61	2,73 ab
IX	1,52±0,26	1,46±0,39	2,16±0,51	1,71 c
X	0,78±0,17	0,73±0,18	1,09±0,26	0,87 e

Objaśnienie: wartości oznaczone różnymi literami różnią się istotnie na poziomie $\alpha = 0,05$.

Explanation: values marked with different letters differ significantly at $\alpha = 0.05$.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

WYMIANA EKOSYSTEMU NETTO

W okresie badań średnia ze wszystkich wariantów wartość wymiany ekosystemu netto *NEE* wynosiła $-1,49 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Największą bezwzględną wartość *NEE* stwierdzono w wariantcie użytkowanym intensywnie $-1,82 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, następnie w wariantcie użytkowanym ekstensywnie $-1,41 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, a najmniejszą w wariantcie nieużytkowanym $-1,23 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ (tab. 5).

Stwierdzono wyraźną różnicę w wartości *NEE* w pierwszym roku badań w porównaniu z wartościami w pozostałych latach. Bezwzględna, średnia ze wszystkich wariantów, wartość *NEE* w 2010 r. była ponad dwukrotnie mniejsza niż w kolejnych latach. Było to związane ze znacznie mniejszą biomasą nadziemnych części roślin w tym roku (tab. 1). Przyczyną wytworzenia mniejszej biomasy było prawdopodobnie uszkodzenie systemów korzeniowych roślin w warstwie darniowej, które powstało podczas napełniania lizymetrów glebą. W latach 2011–2013 wartości bezwzględne *NEE* w wariantcie użytkowanym intensywnie były podobne, natomiast w wariantcie użytkowanym ekstensywnie stwierdzono ich wyraźne zmniejszenie.

Tabela 5. Średnie wartości wymiany ekosystemu netto *NEE* ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)**Table 5.** Mean values of net ecosystem exchange *NEE* ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)

Rok Year	<i>NEE</i>			średnia mean
	z łąki użytkowanej from meadow used			
	intensywnie intensively	ekstensywnie extensively	nieużytkowanej unused	
2010	-1,06±0,68	-0,56±0,53	-0,61±0,40	-0,74 a
2011	-2,02±1,02	-1,85±0,79	-1,48±0,67	-1,79 bc
2012	-2,12±0,95	-1,68±0,75	-1,69±1,12	-1,83 c
2013	-2,07±0,68	-1,57±0,56	-1,13±0,63	-1,59 b
Średnia Mean	-1,82 c	-1,41 b	-1,23 a	-1,49

Objaśnienie: wartości oznaczone różnymi literami różnią się istotnie na poziomie $\alpha = 0,05$.

Explanation: values marked with different letters differ significantly at $\alpha = 0.05$.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

szenie. Jak już wspomniano było to związane ze zmniejszeniem się udziału traw w runi łąkowej.

Wartości wymiany ekosystemu netto w poszczególnych miesiącach były zależne od biomasy roślin. Największe bezwzględne, średnie ze wszystkich wariantów, wartości *NEE* stwierdzono w maju, lipcu i we wrześniu – odpowiednio 2,23, 1,90 i 1,84 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Wyraźnie mniejsze wartości bezwzględne *NEE* w czerwcu i sierpniu były związane z mniejszym tempem pobierania CO_2 przez rośliny po zbiorze roślin. Najmniejszą bezwzględną wartość *NEE* stwierdzono w październiku – 0,79 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$.

Tabela 6. Średnie miesięczne wartości wymiany ekosystemu netto *NEE* ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)**Table 6.** Monthly mean values of net ecosystem exchange *NEE* ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)

Miesiąc Month	<i>NEE</i>			średnia mean
	z łąki użytkowanej from meadow used			
	intensywnie intensively	ekstensywnie extensively	nieużytkowanej unused	
IV	-1,56±0,43	-1,12±0,65	-1,12±0,60	-1,27 b
V	-2,63±0,69	-2,05±0,88	-2,01±0,88	-2,23 a
VI	-1,41±1,02	-1,23±0,71	-1,70±1,36	-1,45 b
VII	-2,51±0,83	-1,82±0,66	-1,38±0,54	-1,90 a
VIII	-1,41±1,04	-0,95±1,07	-0,44±0,32	-0,93 bc
IX	-2,26±0,51	-1,93±0,50	-1,34±0,22	-1,84 a
X	-0,95±0,73	-0,82±0,60	-0,61±0,33	-0,79 c

Objaśnienie: wartości oznaczone różnymi literami różnią się istotnie na poziomie $\alpha = 0,05$.

Explanation: values marked with different letters differ significantly at $\alpha = 0.05$.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

FOTOSYNTENZA BRUTTO

Fotosynteza brutto P_G określa całkowitą ilość CO_2 pobranego przez rośliny w procesie fotosyntezy. Średnia ze wszystkich wariantów wartość P_G w okresie badań wynosiła $3,64 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Największe wartości fotosyntezy brutto stwierdzono w wariacie użytkowanym intensywnie i nieużytkowanym – odpowiednio $3,87$ i $3,80 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Podobna wartość P_G uzyskana w tych wariantach wskazuje, że stała obecność roślin w wariacie nieużytkowanym rekompensowała straty CO_2 związane z ograniczeniem fotosyntezy po pokosach, które występowało w wariacie użytkowanym intensywnie. Najmniejszą wartość P_G stwierdzono w wariacie użytkowanym ekstensywnie – $3,26 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Porównując ten wariant z wariantem nieużytkowanym można stwierdzić, że straty CO_2 związane z ograniczeniem fotosyntezy po ścięciu roślin wynosiły średnio $16,8\%$.

Fotosyntezę brutto P_G obliczano jako różnicę aktywności respiracyjnej TER i wymiany ekosystemu netto NEE , dlatego kierunki zmian wartości tego parametru w kolejnych latach były podobne jak TER i NEE . Wartości P_G w kolejnych latach okresu 2011–2013 w wariacie użytkowanym intensywnie były podobne, natomiast w wariacie użytkowanym ekstensywnie – wykazywały tendencje spadkowe (tab. 7). Zmniejszanie się w kolejnych latach wartości fotosyntezy brutto w wariacie użytkowanym ekstensywnie wynikało głównie z obserwowanych zmian składu botanicznego runi łąkowej. W wariacie nieużytkowanym wartość P_G nie wykazywała jednakowego kierunku zmian. Zmniejszenie tej wartości w 2013 r. było przypuszczalnie związane z dominacją w runi mozgi trzcinowatej (*Phalaris arundinacea* L.). Trawa ta wytwarzała sztywne źdźbła, na których w drugiej połowie okresu wegetacyjnego utrzymywały się zaschnięte blaszki liściowe. Ich obecność mogła ograniczać dostęp światła, a tym samym tempo pobierania CO_2 w procesie fotosyntezy.

Tabela 7. Średnie wartości fotosyntezy brutto P_G ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)

Table 7. Mean gross photosynthesis P_G ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)

Rok Year	P_G			średnia mean
	z łąki użytkowanej		from meadow used	
	intensywnie intensively	ekstensywnie extensively	nieużytkowanej unused	
2010	3,05±1,01	2,27±0,81	2,48±0,92	2,60 c
2011	4,21±1,83	4,12±1,66	4,25±1,63	4,19 a
2012	4,04±1,38	3,43±1,11	4,48±1,87	3,99 ab
2013	4,17±1,25	3,23±0,93	3,98±1,22	3,79 b
Średnia Mean	3,87 a	3,26 b	3,80 a	3,64

Objaśnienie: wartości oznaczone różnymi literami różnią się istotnie na poziomie $\alpha = 0,05$.

Explanation: values marked with different letters differ significantly at $\alpha = 0.05$.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

Największe średnie ze wszystkich wariantów wartości P_G stwierdzono w maju i lipcu, bezpośrednio przed zbiorem pierwszego i drugiego pokosu siana (tab. 8). Wynosiły one odpowiednio 5,00 i 4,80 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Wyraźnie mniejsze tempo pobierania CO_2 w czerwcu i sierpniu – odpowiednio 4,12 i 3,66 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, było związane z prowadzeniem pomiarów po zbiorze roślin. Najmniejszą wartość P_G stwierdzono w październiku (1,66 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$). Zmniejszenie wartości P_G w tym miesiącu było związane głównie ze zmniejszeniem natężenia energii słonecznej i temperatury.

Tabela 8. Średnie miesięczne wartości fotosyntezy brutto P_G ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)

Table 8. Monthly mean gross photosynthesis P_G ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)

Miesiąc Month	P_G			średnia mean
	z łąki użytkowanej from meadow used		nieużytkowanej unused	
	intensywnie intensively	ekstensywnie extensively		
IV	3,03±0,49	2,43±0,68	2,67±0,97	2,71 c
V	5,34±1,07	4,55±1,65	5,10±1,78	5,00 a
VI	3,99±1,01	3,38±0,76	5,00±1,77	4,12 b
VII	5,26±0,72	4,20±0,83	4,94±0,90	4,80 a
VIII	3,94±0,97	3,36±1,08	3,69±0,45	3,66 b
IX	3,77±0,73	3,39±0,86	3,50±0,70	3,55 c
X	1,73±0,87	1,54±0,70	1,69±0,57	1,66 d

Objaśnienie: wartości oznaczone różnymi literami różnią się istotnie na poziomie $\alpha = 0,05$.

Explanation: values marked with different letters differ significantly at $\alpha = 0.05$.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

BILANS WĘGLA

Głównym celem przedstawionego bilansu było określenie względnych różnic wymiany CO_2 w zależności od sposobu użytkowania łąki na glebie torfowo-murszowej. We wszystkich ekosystemach łąkowych na glebie torfowo-murszowej, niezależnie od sposobu ich użytkowania, stwierdzono straty dwutlenku węgla. Średnie w okresie badań straty CO_2 wynosiły 1,77 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$. Najmniejsze straty CO_2 stwierdzono w wariantcie użytkowanym intensywnie – 1,57 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$, następnie w ekosystemie użytkowanym ekstensywnie – 1,65 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$, a największe w ekosystemie nieużytkowanym – 2,08 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$. Wynika stąd, że intensywne użytkowanie łąki powodowało ograniczenie strat CO_2 w porównaniu z łąką użytkowaną ekstensywnie i łąką nieużytkowaną.

W wariantcie użytkowanym ekstensywnie średnie w okresie badań straty CO_2 były tylko o 6,4% większe niż w wariantcie użytkowanym intensywnie. W kolejnych latach straty CO_2 w wariantcie użytkowanym ekstensywnie były wyraźnie zróżnicowane. W 2010 r. były one zbliżone do strat w wariantcie użytkowanym in-

Tabela 9. Bilans CO₂ w różnie użytkowanych ekosystemach łąkowych (kg·m⁻²)

Table 9. CO₂ balance in differently used meadow ecosystems (kg·m⁻²)

Rok Year	Strumień CO ₂ CO ₂ flux	Bilans CO ₂ CO ₂ balance			średnia mean
		z łąki użytkowanej from meadow used		nieużytkowanej unused	
		intensywnie intensively	ekstensywnie extensively		
2010	<i>P_G</i>	-5,08	-3,77	-4,13	-4,32
	<i>TER</i>	7,17	6,16	6,75	6,69
	z plonu from yield	1,27	0,83	0,00	0,70
	bilans balance	3,36	3,23	2,62	3,07
	<i>P_G</i>	-8,17	-7,97	-8,25	-8,13
2011	<i>TER</i>	7,87	8,16	9,95	8,66
	z plonu from yield	1,53	1,40	0,00	0,98
	bilans balance	1,24	1,59	1,70	1,51
	<i>P_G</i>	-7,68	-6,50	-8,67	-7,61
	<i>TER</i>	6,90	6,34	10,07	7,77
2012	z plonu from yield	1,47	1,10	0,00	0,85
	bilans balance	0,69	0,94	1,40	1,01
	<i>P_G</i>	-8,01	-6,19	-7,66	-7,29
	<i>TER</i>	7,53	5,98	10,25	7,92
	z plonu from yield	1,47	1,07	0,00	0,85
2013	bilans balance	1,00	0,87	2,58	1,48
	<i>P_G</i>	-7,23	-6,11	-7,18	-6,84
	<i>TER</i>	7,37	6,66	9,25	7,76
	z plonu from yield	1,43	1,10	0,00	0,85
	bilans balance	1,57	1,65	2,08	1,77
Średnia 2010–2012 Mean 2010–2012					

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

tensywnie, w 2011 i 2012 r. były odpowiednio o 28,2 i 36,2% większe, natomiast w 2013 r. – o 7,9% mniejsze. Wynika stąd, że użytkowanie ekstensywne prowadziło do degradacji runi łąkowej i pogorszenia bilansu węgla w 2011 i 2012 r. Skutkiem obserwowanej degradacji runi było zmniejszenie wielkości strumieni CO₂ i poprawa jego bilansu. Konieczna jest jednak kontynuacja badań w celu określe-

nia, czy stwierdzona poprawa bilansu zostanie zachowana także w kolejnych latach.

W wariancie nieużytkowanym średnie straty CO₂ były o 32,5% większe niż w wariancie użytkowanym intensywnie. W pierwszym roku badań straty te były o 22,0% mniejsze niż w wariancie użytkowanym intensywnie, co było prawdopodobnie związane z uzupełnianiem strat węgla w związku ze stałą obecnością roślin w całym okresie wegetacyjnym. W kolejnych latach straty CO₂ w wariancie nieużytkowanym były znacznie większe niż w wariancie użytkowanym intensywnie: w 2011 r. – o 37,1, w 2012 r. – o 102,9, a w 2013 r. – o 158,0%. Zwiększanie się strat CO₂ w 2013 r. było związane ze zwiększaniem się aktywności respiracyjnej i zmniejszaniem fotosyntezy brutto. Jednym z czynników stymulujących zwiększanie się wartości *TER* mogło być przemieszczanie się do gleby składników pokarmowych z obumarłych roślin. Można więc stwierdzić, że brak użytkowania łąki prowadził do wyraźnego zwiększenia strat CO₂, pomimo stałej obecności roślin w okresie wegetacyjnym.

WNIOSKI

1. Ogólna aktywność respiracyjna ekosystemu łąkowego na glebie torfowo-murszowej była zależna od intensywności użytkowania. W latach 2010–2013 największą aktywność respiracyjną stwierdzono w ekosystemie łąkowym nieużytkowanym (średnio 2,57 g·m⁻²·h⁻¹), następnie w ekosystemie użytkowanym intensywnie (2,05 g·m⁻²·h⁻¹), a najmniejszą w ekosystemie użytkowanym ekstensywnie (1,85 g·m⁻²·h⁻¹) CO₂.

2. Fotosynteza brutto w warunkach ekstensywnego sposobu użytkowania łąki była o 15,8% mniejsza niż w warunkach użytkowania intensywnego, natomiast w warunkach całkowitego braku użytkowania – zbliżona do *P_G* w wariancie użytkowanym intensywnie.

3. Ekstensywny sposób użytkowania łąki, tzn. bez nawożenia mineralnego z jednoczesnym koszeniem, powodował degradację runi łąkowej i zmniejszenie natężenia strumieni dwutlenku węgla. Uzyskane w okresie badań wyniki nie pozwalają na jednoznaczne określenie wpływu tego sposobu użytkowania łąki na bilans węgla.

4. Całkowity brak użytkowania ekosystemu łąkowego prowadził do zwiększenia strat CO₂ w stosunku do ekosystemów użytkowanych intensywnie i ekstensywnie. Średnie straty CO₂ w ekosystemie nieużytkowanym były o 32,5%, a w czwartym roku badań – o 158% większe niż straty z łąki użytkowanej intensywnie.

5. Intensywne użytkowanie łąki na glebie torfowo-murszowej powodowało ograniczenie strat CO₂ w porównaniu ze stratami z łąki użytkowanej ekstensywnie i łąki nieużytkowanej.

LITERATURA

- ALM J., TALANOV A., SAARNIO S., SILVOLA J., IKKONEN E., AALTONEN H., NYKÄNEN H., MARTIKAINEN P. 1997. Reconstruction of the carbon balance for microsites in a boreal oligotrophic pine fen, Finland. *Oecologia*. Vol. 110 s. 423–431.
- BLODAU CH., BASILIKO N., MOORE T.R. 2004. Carbon turnover in peatland mesocosms exposed to different water table levels. *Biogeochemistry*. Vol. 67 s. 331–351.
- CHRZANOWSKI S. 2002. Właściwości retencyjne gleb użytkowanych pod lasem i łąką na przykładzie Torfowiska Łokieć. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 2. Z. 1 (4) s. 101–114.
- DUCKA M., BARSZCZEWSKI J. 2012. Degradacja runi łąkowej w warunkach optymalnego uwilgotnienia i zróżnicowanego nawożenia. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 12. Z. 3 (39) s. 39–51.
- ELSGAARD L., GÖRRES C.M., HOFFMANN C.CH., BLICHER-MATHIESEN G., SCHELDE K., PETERSEN S.O. 2012. Net ecosystem exchange of CO₂ and carbon balance for eight tempera organic soils under agricultural management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 162 s. 52–67.
- GAWLIK J. 1994. Wpływ głębokiego i długotrwałego odwodnienia gleb hydrogenicznych na ich fizyczno-wodne właściwości. *Wiadomości IMUZ*. T. 18. Z. 2 s. 9–28.
- GUS 2012. Użytkowanie gruntów, powierzchnia zasiewów i pogłowie zwierząt gospodarskich w 2012 r. [CD-ROM]. Warszawa.
- JASZCZYŃSKI J., TURBIAK J., URBANIAK M. 2010. Rozpraszanie związków węgla z gleb torfowo-murszowych w dolinie środkowej Biebrzy. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 10. Z. 4 (32) s. 53–64.
- LOHILA A., AURELA M., REGINA K., LAURILA T. 2003. Soil and total ecosystem respiration in agricultural fields: effect of soil and crop type. *Plant and Soil*. Vol. 251 s. 303–317.
- ŁABĘDZKI L., KASPERSKA-WOŁOWICZ W. 2005. Zmienność warunków meteorologicznych i ewapotranspiracji użytków zielonych w dolinie Górnej Noteci w latach 1972–2003. W: *Rola stacji terenowych w badaniach geograficznych*. Kraków. Inst. Geogr. i Gosp. Przestrz. UJ s. 238–246.
- 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 Biology and Biochemistry*. Vol. 36. Iss. 11 s. 1801–1808.
- MASTALERCZUK G. 2006. Zawartość składników pokarmowych w organach roślin łąkowych w warunkach różnej intensywności użytkowania. *Łąkarstwo w Polsce*. Nr 9 s. 131–140.
- OLESZCZUK R., BRANDYK T., GNATOWSKI T., SZATYŁOWICZ J., KAMIŃSKI J. 2008. The comparison of soil moisture content changes in the moorsh layer under shrubs and grass vegetation. *Agronomy Research*. Vol. 6(1) s. 141–148.
- SMOROŃ S. 2013. Dynamika plonowania łąk górskich po zaniechaniu nawożenia w okresie dwudziestopięciolecia. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 13. Z. 2(42) s. 111–120.
- TURBIAK J. 2012. Bilans węgla w ekosystemie łąkowym na średnio zmurszałej glebie torfowo-murszowej. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 12. Z. 4(40) s. 281–294.
- TURBIAK J. 2013. The effect of an extensive use of meadow on moderately decomposed peat-muck soil on carbon balance. *Journal of Water and Land Development*. No. 18 s. 65–72.
- WASILEWSKI Z. 2009. Stan obecny i kierunki gospodarowania na użytkach zielonych zgodnie z wymogami wspólnej polityki rolnej. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 9. Z. 2 (26) s. 169–184.
- WASILEWSKI Z. 2013. Ocena wpływu ekstensywnego użytkowania na skład botaniczny runi łąk położonych w trzech siedliskach i koszonych w dwóch terminach. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 13. Z. 2(42) s. 161–176.

Janusz TURBIAK

**THE EFFECT OF THE INTENSITY OF MEADOW USE ON PEAT-MUCK SOIL
ON CO₂ FLUXES AND BALANCE IN LYSIMETRIC EXPERIMENT**

Key words: *carbon balance, gross photosynthesis, ground water level, total respiration activity*

S u m m a r y

The aim of the studies was to determine the effect of the intensity of meadow use on peat-muck soil on CO₂ fluxes and balance. The studies were carried out in the years 2010–2013 in a lysimetric station in the Noteć River valley. CO₂ fluxes were determined by the chamber method. The highest (2.59 g·m⁻²·h⁻¹ on average) respiration activity was found in an unused grassland ecosystem, then in an intensively used ecosystem (2.05 g·m⁻²·h⁻¹) and the lowest – in an extensively used ecosystem (1.86 g·m⁻²·h⁻¹ of CO₂). Intensive meadow use on peat-muck soil reduced CO₂ losses compared with the extensively used meadow and the unused one. Extensive way of meadow use led to meadow sward degradation. On the other hand, complete abandonment of meadow use increased CO₂ losses in the ecosystem in relation to intensively used ecosystem. Mean CO₂ losses in unused ecosystem were by 32.5% higher, and in the fourth study year – by 158.1% higher compared with the intensively used meadow.

Adres do korespondencji: dr inż. J. Turbiak, Kujawsko-Pomorski Ośrodek Badawczy ITP w Bydgoszczy, ul. Glinki 60, 85-174 Bydgoszcz; tel. +48 52 375-01-07, e-mail: j.turbiak@itep.edu.pl