

Rozdział 4

Ryszard Oleszczuk

Wielkość emisji gazów cieplarnianych i sposoby jej ograniczenia z torfowisk użytkowanych rolniczo

Wstęp

Torfowiska stanowią bardzo ważny element obiegu węgla na świecie. Szacuje się, że na ich relatywnie niewielkim obszarze, jaki zajmują na powierzchni Ziemi (ok. 3-4%) zgromadzone jest około 30% światowych zasobów glebowego węgla organicznego. Analizie poddano wielkości emisji gazów cieplarnianych (CO₂, N₂O, CH₄) z odwodnionych i użytkowanych rolniczo gleb torfowych, wykazując również szereg czynników wpływających na te procesy. Dokonano przeglądu empirycznych zależności pomiędzy wielkością emisji dwutlenku węgla i najważniejszych parametrów wpływających na to zjawisko. W pracy scharakteryzowano również zabiegi i działania ograniczające wielkość emisji wyżej wymienionych gazów do atmosfery z rolniczo użytkowanych torfowisk.

Ogólne informacje o torfowiskach, ich roli w środowisku naturalnym i użytkowaniu

Torfowiska zajmują na świecie w przybliżeniu 3 732 500 km², co stanowi około 3% powierzchni Ziemi [ILNICKI 2002]. Występują one w każdych warunkach klimatycznych, jednak największe ich obszary znajdują się na terenach, gdzie ilość opadów atmosferycznych przewyższa wielkość parowania (Ameryka Północna, Kanada, Stany Zjednoczone, północne tereny Rosji, Skandynawia, Anglia, Irlandia) i maleją wraz ze wzrostem temperatury w kierunku południowym. Torfowiska występują także w krajach tropikalnych takich jak Indonezja i Malezja. Tereny te powstawały w warunkach wysokiego uwilgotnienia, jako efekt niekompletnego rozkładu szczątków roślinnych porastających zbiorniki wodne i tereny dolinowe w procesach bagiennych. Obszary torfowisk pełnią w środowisku naturalnym wiele

ważnych funkcji: jako obszary podmokłe są naturalnymi zbiornikami wodnymi magazynującymi około 10% światowych zasobów słodkiej wody, która po okresie zimowym zasila sąsiednie tereny. Powyższe właściwości tych terenów przyczyniają się do rozładowania w okresie wiosennym fali powodziowej. Filtracja wody w głąb złoża torfowego powoduje usuwanie i wychwytywanie wielu zawieszin i związków chemicznych, dostarczając w zamian duże ilości tlenu. Właściwości tych gleb spowodowały zakładanie przez człowieka na ich wzór sztucznych złóż hydrofitowych podczyszczających różnego rodzaju wody ściekowe. Torfowiska są często siedliskami rzadkich zbiorowości roślinnych i zwierzęcych zagrożonych wyginięciem i będących pod ochroną. Bagna odznaczają się wysokimi aspektami estetycznymi będąc naturalnymi formami krajobrazu, które mogą być wykorzystywane do rekreacji (myślistwo, wędkarstwo, żeglarstwo, turystyka piesza, obserwacje ptactwa wodnego). Obszary torfowisk są wysoko produkcyjnymi ekosystemami masy roślinnej, które mogą być przeznaczone na pasze dla zwierząt oraz do hodowli ryb. Biorąc pod uwagę te fakty, tereny torfowe na przestrzeni wieków zaczęto wykorzystywać w celach rolniczych jako użytki orne lub łąkowe. W przypadku produkcji rolniczej, wymagane jest obniżenie uwilgotnienia i wprowadzenie chociaż minimalnej ilości powietrza do strefy korzeniowej uprawianych roślin. W przypadku łąkowego użytkowania, wymagane jest obniżenie i utrzymywanie zwierciadła wody gruntowej na poziomie około 30-80 cm, natomiast w przypadku użytkowania ornego, poziom zwierciadła wody powinien być utrzymywany na głębokości 1-1,2 m [OKRUSZKO 1993]. Obecnie na świecie około 15-20% torfowisk użytkowanych jest rolniczo z różną intensywnością tego zagospodarowania w poszczególnych krajach: przykładowo w Holandii jest to około 85%, a w Finlandii około 2% [OLESZCZUK i in. 2008]. Torfowiska użytkowane są jako tereny leśne (np. Finlandia), wykorzystywane również są do celów energetycznych (brykiety na opał), w ogrodnictwie (jako podłoża kwiatowe i substraty do produkcji warzywniczej) oraz w medycynie (produkcja leków, balneologia).

Odwodnienie torfowiska doprowadza do przerwania dotychczasowego procesu akumulacji węgla organicznego w postaci masy organicznej, dochodzi do zachwiania jego dotychczasowej równowagi wewnętrznej. Obniżenie zwierciadła wody powoduje zanik siły wyporu powodując proces osiadania gleb, które jest najbardziej widoczne w pierwszych latach po odwodnieniu [ILNICKI 1972; JURCZUK 2000]. Zmiana dotychczasowych naturalnych warunków wodnych uruchamia wiele niekorzystnych procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych pogarszających właściwości gleb torfowych. W przypadku właściwości fizycznych, oprócz wcześniej wspomnianego osiadania, obserwuje się zagęszczanie masy torfowej szczególnie w wierzchnich warstwach i zmniejszenie się porowatości. Proces kurczenia towarzyszący zmniejszaniu się uwilgotnienia powoduje powstawanie szczelin pionowych i poziomych powodujących przepływ preferencyjny (z ominięciem macierzy glebowej), utrudnienie podsiąku kapilarnego oraz przekształcanie się struktury włóknistej masy torfowej w amorficzną i gruzelkową. Pogarszają się również właściwości hydrauliczne i retencyjne magazynowania wody [OLSZTA, JAROS 1991; OKRUSZKO 1993; BRANDYK i in. 2003; OLESZCZUK 2006;

ILNICKI 2002]. Obniżenie zwierciadła wody i uwilgotnienia powoduje zwiększenie zawartości powietrza, co przyczynia się do uruchomienia wielu procesów chemicznych, takich jak murszenie i mineralizacja masy torfowej. Rozpoczyna się wydzielanie do atmosfery dwutlenku węgla, podtlenku azotu (powyższe procesy będą omówione dokładnie poniżej) powodując obniżanie się zawartości węgla w wierzchnich warstwach i akumulację azotu. Powstają nowe przypowierzchniowe warstwy murszowe różniące się pod względem właściwości od warstw torfowych zalegających poniżej. W warstwach tych obserwuje się zawężenie stosunku C:N, który informuje o zaawansowaniu procesu murszenia i mineralizacji. Wierzchnie warstwy zasobne są w fosfor, żelazo i potas, natomiast następuje w nich ubytek wapnia na skutek jego ługowania. W konsekwencji zbyt intensywne odwodnienie tych gleb może prowadzić do ich osiadania, zmniejszania się miąższości, a w konsekwencji nawet do zaniku [OKRUSZKO 1993; ILNICKI 2002; OKRUSZKO, PIAŚCIK 1990; GOTKIEWICZ 2007; ŁACHACZ 2001; BRANDYK i in. 2008; SZAJDAK 2002].

Wielkość emisji gazów cieplarnianych z torfowisk użytkowanych rolniczo

Torfowiska powstawały na przestrzeni tysiącleci jako produkt niekompletnego rozkładu materii organicznej, tj. szczątków roślinnych w procesie humifikacji bez dostępu powietrza w warunkach wysokiego uwilgotnienia i położenia zwierciadła wody. Roślinność torfotwórcza pochłaniając dwutlenek węgla z atmosfery w procesie fotosyntezy, magazynuje węgiel organiczny w swoich złożach (proces akumulacji). Szacuje się, że torfowiska pomimo relatywnie małej powierzchni, jaką zajmują na kuli ziemskiej (ok. 3-4%), magazynują w sobie około 30% światowych zasobów glebowego węgla organicznego [ILNICKI 2002]. Czyni to, więc z tych terenów bardzo ważny element obiegu węgla w przyrodzie. Odwodnienie torfowisk i związane z tym ich zagospodarowanie powoduje przerwanie procesu bagiennego i rozpoczęcie tzw. decesji, polegającej na stopniowym przeobrażaniu tych gleb. Jedną z konsekwencji obniżenia zwierciadła wody i uwilgotnienia jest wzrost zawartości powietrza, które rozpoczyna utlenianie (spalanie) i mineralizację materii organicznej. Wynikiem tego procesu jest m.in. emisja dwutlenku węgla (CO₂), potlenku azotu (N₂O) oraz przerwanie emisji metanu (CH₄) do atmosfery. Powyższe gazy pochłaniające promieniowanie podczerwone nazywa się gazami cieplarnianymi. Wyemitowane do atmosfery przebywają w niej odpowiednio 150 lat w przypadku CO₂ i N₂O oraz 10 lat w przypadku CH₄. Emisja wyżej wymienionych trzech gazów w około 75% przyczynia się do efektu cieplarnianego, z czego na dwutlenek węgla przypada 49%, podtlenek azotu 6% i metan 18% [SAPEK 2000].

Emisja dwutlenku węgla z gleb torfowych do atmosfery zależy głównie od głębokości odwodnienia, warunków klimatycznych, miąższości złoża, rodzaju torfu i jego użytkowania (gleba orna lub użytek łąkowy) oraz wielkości nawożenia [OKRUSZKO 1989; ILNICKI, IWANISZYNIEC 2002; OLESZCZUK i in. 2008]. Wielkość emisji tego gazu jest dosyć zróżnicowana, co wynika z czynników wymienionych powyżej, jak również z zastosowania różnych technik pomiarowych, terminów pomiarów oraz wyrażania wyników w różnych jednostkach. W tabelach 1 i 2

przedstawiono wielkości emisji dwutlenku węgla odpowiednio dla wysokich i niskich torfowisk użytkowanych rolniczo.

Tabela 1

Emisja CO₂ z torfowisk wysokich użytkowanych rolniczo [OLESZCZUK i in. 2008, zmodyfikowano]

Lokalizacja	Sposób użytkowania	Zwierciadło wody (m)	Wapnowanie, nawożenie	Emisja CO ₂ (t · ha ⁻¹ · rok ⁻¹)	Literatura
Określenie na podstawie osiadania gleb torfowych					
NW Niemcy	gleba orna	zdrenowana	nawożona i wapnowana	16,1	Eggelsmann i Bartels, [1975], Höper i Blankenburg [2000]
NW Niemcy	łąka	zdrenowana	nawożona i wapnowana	17,7	Kuntze [1992]
Szwecja	łąka	zdrenowana		12,8	Hillebrand [1993]
Bezpośrednie pomiary w warunkach polowych					
S Niemcy	łąka	zdrenowane (50 lat) średnia roczne: 0,29; wahania: 0,54	–	16,2 ±2,6	Drösler [2005]
S Niemcy	łąka	zdrenowana (50 lat)	–	9,0 ±1,7	Drösler [2005]
Rosja	łąka	zdrenowana	–	20,0	Krestapova i Maslov [2004]

Pomiary emisji dwutlenku węgla przeprowadzone w warunkach naturalnych przy użyciu różnych metod pomiarowych wykazały, że skala tego procesu zależy od wielu czynników: warunków klimatycznych, rodzaju torfowisk (niskie lub wysokie), stopnia zaawansowania procesu murszenia, sposobu użytkowania (gleby orne lub użytki zielone), położenia zwierciadła wody oraz faktu czy gleby te są nawożone i wapnowane. Torfowiska wysokie emitują CO₂ w przedziale od około 9 do około 20 t/ha/rok (tab. 1). W przypadku torfowisk niskich zaobserwowano znacznie większe zróżnicowanie, które wynosi od około 6 do nawet 92 t/ha/rok (tab. 2). Większe wartości emisji zaobserwowano w przypadku głębszego zalegania zwierciadła wody gruntowej oraz użytkowania tych terenów jako gleby orne. W krajach europejskich największą emisję CO₂ na podstawie danych zaobserwowano w Szwecji, najmniejszą zaś w warunkach klimatycznych Kanady

(tab. 2). Wielkość emisji dwutlenku węgla zależy również od pory roku (największa w okresie letnim). Wykazano dobowy jej rozkład z maksimum przypadającym na godziny południowe [ILNICKI 2002]. Skala wydzielania się tego gazu uzależniona jest m.in. od temperatury gleby. Na podstawie badań opracowano empiryczne zależności pomiędzy wielkością emisji a czynnikami, które są z nią powiązane (tab. 3).

Tabela 2

Emisja CO₂ z torfowisk niskich użytkowanych rolniczo [OLESZCZUK i in. 2008, zmodyfikowano]

Lokalizacja	Sposób użytkowania	Zwierciadło wody (m)	Wapnowanie, nawożenie	Emisja CO ₂ (t · ha ⁻¹ · rok ⁻¹)	Literatura
Bezpośrednie pomiary w lizymetrach, gleba bez roślinności					
NE Niemcy		0,3	–	10,5-14,3	Mundel [1976]
NE Niemcy		0,6	–	14,6-20,6	Mundel [1976]
NE Niemcy		0,9-1,2	–	13,7-24,5	Mundel [1976]
Określenie na podstawie osiadania gleby					
Polska, Biebrza	gleba orna	0,7-0,9	nawożona	41,1	Okruszko [1989]
NW Niemcy	gleba orna	0,8-1,8	nawożona	38,9-60,5	Eggelsmann i Bartels [1975]
S Niemcy	gleba orna	zdrenowana	nawożona	24,2-36,3	Schuch [1977]
Szwecja	gleba orna, zboże	zdrenowana	–	31,0-62,0	Kasimir-Klemedtsson i in. [1997]
Szwecja	gleba orna, zboża	zdrenowana	–	62,0-92,0	Kasimir-Klemedtsson i in. [1997]
Polska, Biebrza	łąka	0,5-0,7	nawożona	31,5	Okruszko [1989]
Polska	łąka		–	10,0-18,0	Czaplak i Dembek [2000]
NE Niemcy	łąka	zdrenowana	–	24,2	Lorenz i in. [1992]
S Niemcy	łąka	lato: 1,0-2,0	nawożona	16,9	Weinzierl [1997]
Holandia	łąka	0,7-1,0	nawożona	14,1-16,9	Schothorst [1976]
Holandia	łąka		–	8,0-30,0	Kasimir-Klemedtsson i in. [1997]
Szwecja	łąka		–	15,0-30,0	Kasimir-Klemedtsson i in. [1997]
Bezpośrednie pomiary w warunkach polowych, gleba nie pokryta roślinnością					
Kanada	gleba orna	0,2-0,9	–	5,9-6,4	Glenn i in. [1993]
Kanada	łąka	>0,5	–	7,0	Glenn i in. [1993]
Finlandia	łąka	0,2-1,2	wapnowana, nawożona	14,4-14,7	Nykänen i in. [1995]
NW Niemcy	nawadnianą łąka	zima: 0,1-0,4 lato: 0,5	–	14,1-17,6	Meyer i in. [2001]
NW Niemcy	łąka	zima: 0,3-0,5 lato: 0,6	–	15,1	Meyer i in. [2001]

Tabela 3

Równania empiryczne opisujące wielkość emisji CO₂ z odwodnionych gleb torfowisk niskich w zależności od wybranych czynników glebowych

Opis gleby torfowej	Równanie empiryczne	Literatura
Temperatura gleby		
Płytkie złożo torfu (do 0,5 m) Głębokie złożo torfu (powyżej 0,5 m)	$y = -0,076 + 0,3371x$ $y = 0,860 + 0,4542x$	Mundel [1976]
	gdzie: y – emisja CO ₂ [g · d ⁻¹]; x – temp. gleby na głębokości 10 cm [°C]	
Torfowo-murszowe	$y = 0,198x + 2,17$	Szanser [1992]
	gdzie: y – emisja CO ₂ [g · m ⁻² 12 h ⁻¹]; x – temperatura gleby [°C]	
Zwierzciadło wody		
Płytkie złożo torfu (do 0,5 m) Głębokie złożo torfu (powyżej 0,5 m)	$y = -593,57x^2 + 4520,4x - 3916$ $y = -618,57x^2 + 5303,4x - 4544$	Augustin [2001]
	gdzie: y – emisja CO ₂ [kg · ha ⁻¹ · rok ⁻¹]; x – położenie zwierciadła wody [cm]	
Płytkie złożo torfu (do 0,5 m) Głębokie złożo torfu (powyżej 0,5 m)	$y = 121x - 0,482x^2 - 121$ $y = 113x - 0,5179x^2 - 298$	Renger i in. [2002]
	gdzie: y – emisja CO ₂ [kg · ha ⁻¹ · rok ⁻¹]; x – położenie zwierciadła wody [cm]	
Temperatura gleby i głębokość zwierciadła wody		
Gleby torfowisk niskich	$y = -15 + 2,515x_1 + 1,83x_2$	Flessa i in. [1997]
	gdzie: y – emisja CO ₂ [mg · m ⁻² · h ⁻¹]; x ₁ – temperatura gleby na gł. 10 cm [°C]; x ₂ – położenie zwierciadła wody [cm]	
Wilgotność gleby		
Gleby torfowo-murszowe	$y = 2,953 + 0,113x - 0,00093x^2$	Szanser [1992]
	gdzie: y – emisja CO ₂ [g · m ⁻² · 12 h ⁻¹]; x – wilgotność gleby [% obj.]	

Wzrost temperatury powoduje liniowe zwiększenie emisji tego gazu. Przykładowo, utrzymywanie zwierciadła wody na głębokości 50 cm pod powierzchnią gleby, w przypadku torfowisk w Holandii, powoduje emisję CO₂ na poziomie 10 t/ha, a na przy tej samej głębokości wody na Florydzie wynosi około 40 t/ha. Obniżenie poziomu wody na powyższych obiektach do poziomu 90 cm skutkuje wzrostem emisji do 30 t/ha w przypadku Holandii i 75 t/ha w przypadku Florydy [WÖSTEN, RITZEMA 2001]. Jednak dalsze obniżanie zwierciadła wody i w konsekwencji

przesuszenie wierzchnich warstw gleb torfowych prowadzi do ograniczenia emisji dwutlenku węgla. TURBIAK [2006] prowadząc badania emisji CO₂ gleb torfowomurszowych, będących w zasięgu leja depresji kopalni Bełchatów (zwierciadło wody od kilkunastu do dwustu kilkudziesięciu metrów pod powierzchnią), zaobserwował mniejszą emisję tego gazu do atmosfery o około 20-30% w porównaniu do podobnego rodzaju gleb, w których zwierciadło wody znajdowało się na głębokości 0,2-1,0 m. W ostatnich latach badania lizymetryczne dotyczące wielkości emisji CO₂ prowadzono w północnej części Europy (Wielka Brytania, Szwecja) w zależności od głębokości poziomu wody. W przypadku obniżenia zwierciadła wody z poziomu 40 cm do 80 cm, wielkość emisji dwutlenku węgla z poziomu 919 mg · m⁻² · h⁻¹ zmalała do 754 mg · m⁻² · h⁻¹ [BERGLUND i in. 2007]. Podobne badania na monolitach glebowych pobranych na torfowiskach Wielkiej Brytanii, wykazały przy poszczególnych poziomach wody (0, 30 i 50 cm) znacznie większą rozbieżność emisji wynoszącą odpowiednio: 0,6-1,6, 0,3-2,1 i 0,01-2,2 g · m² · doba⁻¹ [KECHAVARZI i in. 2007]. SZANSER [1992] w przypadku Bagien Biebrzańskich przedstawił zakres wartości uwilgotnienia (50-70% obj.), w którym zaobserwowano największą emisję dwutlenku węgla do atmosfery. Na uwagę zasługuje równanie liniowe zaproponowane przez FLESSE i in. [1997], które do określenia wielkości emisji uwzględnia dwa czynniki, tj. temperaturę gleby na głębokości 10 cm i położenie zwierciadła wody gruntowej (tab. 3).

W przypadku odwodnionych gleb torfowych, kolejnym gazem cieplarnianym emitowanym do atmosfery jest podtlenek azotu (N₂O). Emisja tego gazu kształtuje się na niskim poziomie, wzrastając wraz z intensywnością odwodnienia. Skala emisji tego gazu uzależniona jest od zachodzących procesów nityfikacji i denityfikacji, zawartości NO₃⁻, uwilgotnienia gleby, jej napowietrzenia, nawożenia azotowego, odczynu oraz temperatury gleby. Odwodnione gleby torfowe emitują rocznie średnio od około 2 do 56 kg N₂O/ha w krajach europejskich [FLESSA i in. 1998; MALJANEN i in. 2002], ale emisja ta może również dochodzić nawet do około 165 kg/ha na Florydzie [ILNICKI 2002]. W warunkach polowych zaobserwowano bardzo dużą zmienność emisji N₂O nawet w skali rozpatrywanej kwatery na torfowisku wykorzystywanym łąkowo, gdzie wartość współczynnika zmienności waha się w granicach od 170 do 500%. Powyższa prawidłowość spowodowana może być zmiennością przestrzenną właściwości tych gleb, wielkością nawożenia, temperatury oraz uwilgotnienia [VAN DEN POL-VAN DASSELAAR i in. 1998]. Wielkość emisji podtlenku azotu jest mniejsza w przypadku torfowisk wysokich z racji niższych wartości odczynu (pH) oraz zawartości azotu w porównaniu z torfowiskami niskimi. W przypadku odwodnionych gleb torfowisk niskich w Niemczech i Finlandii, wzrost emisji powiązано ze wzrostem uwilgotnienia gleby i jej temperatury [NYKÄNEN i in. 1995; AUGUSTIN i in. 1998; JOOSTEN i CLARKE 2002; MALJANEN i in. 2002].

Torfowiska w stanie naturalnym (nie odwodnione) emitują około 22% światowej ilości metanu do atmosfery [BOUWMAN 1989]. Odwodnienie tych terenów w celu antropogenicznego ich użytkowania (m.in. do celów rolniczych) powoduje przerwanie emisji tego gazu do atmosfery. Niemniej nawet na zdrenowanych glebach torfowych obserwuje się przypadki emisji metanu w okresie wiosennym po

roztopach śniegu przy wysoko położonym zwierciadle wody gruntowej (ok. 20 cm pod powierzchnią) lub po intensywnych opadach atmosferycznych. Temperatura gleby, jej odczyn oraz uwilgotnienie to główne czynniki wpływające na wielkość emisji CH₄ do atmosfery. W warunkach Finlandii na odwodnionych torfowiskach do celów rolniczych, zaobserwowano maksymalne wartości tego gazu na poziomie 9 kg/ha/rok [REGINA i in. 2007]. W warunkach gleb torfowych Poleskiego Parku Narodowego, emisja metanu z powierzchni kształtowała się na najniższym poziomie od około 0,013 t/ha/rok do około 0,822 t/ha/rok. Wielkość emisji wzrastała wraz z głębokością torfowiska i kształtowała się odwrotnie proporcjonalnie do poziomu wód gruntowych. Strefa intensywnej metanogenezy na tych terenach znajduje się poniżej poziomu wód gruntowych, na głębokości nie mniejszej niż 40-50 cm pod powierzchnią [STĘPNIEWSKA i in. 2004].

Wielkość emisji dwutlenku węgla na przykładzie europejskich torfowisk użytkowanych rolniczo

W przypadku polskich torfowisk użytkowanych łąkowo, których powierzchnię oszacowano na około 816 800 ha, CZAPLAK i DEMBEK [2000] na podstawie tempa mineralizacji oraz bezpośrednich pomiarów emisji dwutlenku węgla wyznaczyli uśrednioną wielkość emisji tego gazu do atmosfery. W tabeli 4 przedstawiono średnią roczną wielkość emisji dwutlenku węgla do atmosfery z polskich nieleśnych torfowisk, w zależności od stopnia zaawansowania procesu mineralizacji i uwilgotnienia tych terenów.

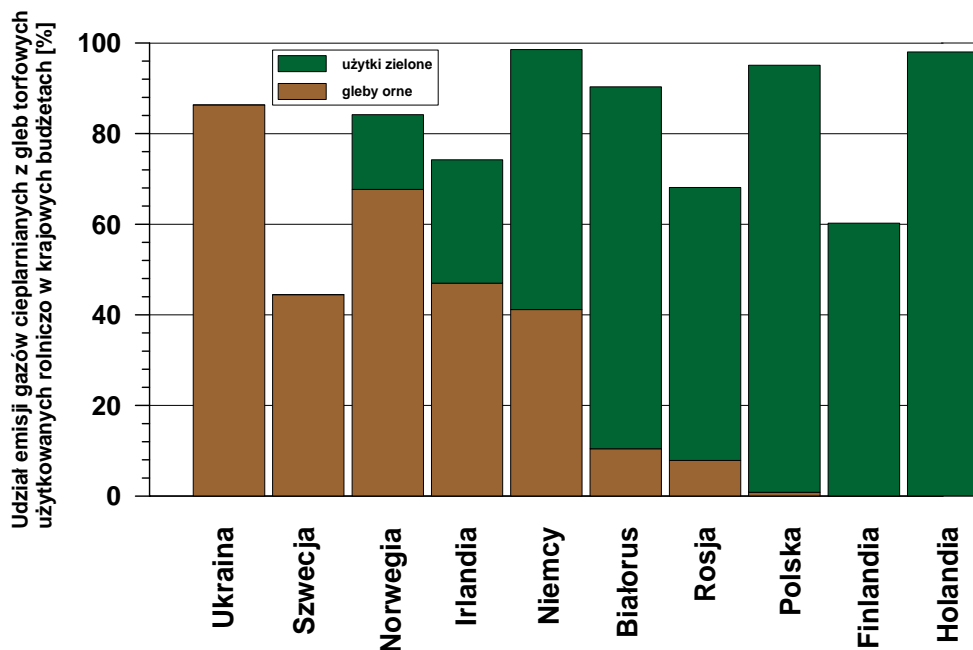
Tabela 4

Roczny ubytek materii organicznej, węgla organicznego oraz emisja CO₂ do atmosfery w Polsce na torfowiskach nieleśnych [CZAPLAK i DEMBEK 2000].

Grupa	Powierzchnia (ha)	Ubytek materii organicznej	Ubytek węgla organicznego	Emisja CO ₂ do atmosfery
		t/rok		
Łąki zmiennowilgotne Mt I	463 850	4 638 500	2 551 175	8 349 300
Łąki świeże i suche Mt II	335 300	5 029 500	2 766 225	6 035 400
Łąki świeże i suche Mt III	17 650	264 750	145 612	190 620
Razem	816 800	9 932 750	5 473 012	14 575 320

Z danych przedstawionych w tej tabeli wynika, że największe wartości emisji (ok. 18 t/ha/rok) zaobserwowano w przypadku łąk zmiennowilgotnych Mt I i łąk świeżych i suchych Mt II, mniejsze zaś (ok. 10,8 t/ha/rok) w przypadku łąk

świeżych i suchych o silnym stopniu zaawansowania procesu murszenia i mineralizacji Mt III. Powyższe dane są zgodne z wynikami badań OKRUSZKI [1989], SZANSERA [1992] i SZYMANOWSKIEGO [1999], którzy stwierdzili że największą emisję tego gazu obserwuje się w pierwszych latach po odwodnieniu przy słabym zaawansowaniu procesu murszenia. W przypadku torfowisk europejskich BYRNE i in. [2004] opracowali raport, w którym przedstawili zestawienie wyników badań dotyczących wielkości emisji gazów cieplarnianych (dwutlenku węgla, metanu oraz podtlenku azotu) dla 41 europejskich państw w poszczególnych sektorach, w jakich torfowiska są wykorzystywane (leśnictwo, rolnictwo: gleby orne i użytkowane łąkowo oraz wydobywanie torfu). Na podstawie opracowanego raportu Autorzy stwierdzili, że na europejską część Rosji przypada około 37% emisji gazów cieplarnianych w Europie (CO₂: 25%, CH₄: 52%, N₂O: 26%). W przypadku Niemiec, których torfowiska w skali Europy zajmują jedynie 3,2%, na skutek intensywnego rolniczego ich użytkowania gleby te emitują około 12 % europejskiego budżetu gazów cieplarnianych. Polska na tle pozostałych krajów europejskich również zaliczana jest do państw o stosunkowo wysokim udziale emisji gazów cieplarnianych, spowodowanej głównie przez rolnicze wykorzystanie tych obszarów [BYRNE i in. 2004]. Udział emisji gazów cieplarnianych na skutek rolniczego użytkowania gleb torfowych w stosunku do budżetów krajowych dla wybranych krajów zaprezentowano na rysunku 1. Dodatkową zaletą danych przedstawionych na tym rysunku jest fakt informujący o strukturze użytkowania rolniczego (użytkowanie orne, użytkowanie łąkowe).



Rys. 1. Udział emisji gazów cieplarnianych z torfowisk użytkowanych rolniczo w budżetach krajowych wybranych krajów europejskich [BYRNE i in. 2004, zmodyfikowano].

Z danych przedstawionych na rysunku 1 wynika, że w przypadku Niemiec, Holandii i Polski prawie cała emisja gazów cieplarnianych pochodzi z rolnictwa, co potwierdza intensywne wykorzystanie torfowisk w tym sektorze. Najmniejszą emisję gazów cieplarnianych wywołanych rolniczym użytkowaniem zaobserwowano w Szwecji i Finlandii. Spowodowane jest to faktem, iż duża część torfowisk wykorzystywana jest przez leśnictwo oraz wydobycie torfu na cele energetyczne i do przygotowania podłoża ogrodniczych. Na powyższym rysunku dokonano przeglądu sposobu rolnego użytkowania gleb torfowych w analizowanych krajach. W przypadku Ukrainy i Szwecji gleby te użytkowane są jedynie jako użytki orne, w przypadku Holandii, Finlandii i Polski (ok. 0,5% gleby orne) tereny te użytkowane są jako użytki zielone (łąki i pastwiska). W przypadku struktury użytkowania rolniczego torfowisk w Niemczech są one w jednakowej ilości użytkowane łąkowo i ornie.

Sposoby ograniczania emisji gazów cieplarnianych z odwodnionych torfowisk

Odwodnione torfowiska stanowią znaczne źródło emisji do atmosfery gazów cieplarnianych, szczególnie dwutlenku węgla. W związku z tym zachodzi coraz większa potrzeba monitoringu emisji tych gazów, jak również ograniczania ich wydzielania się do atmosfery z tych terenów. Gleby torfowe, które z różnych powodów wyłączane są z produkcji rolniczej, mogą być ponownie nawadniane w przypadku dostatecznej ilości wody do tego typu zabiegów. Podniesienie zwierciadła wody i w konsekwencji uwilgotnienia powoduje ograniczenie oraz zaniechanie emisji dwutlenku węgla i podtlenku azotu, przyczynia się natomiast do ulatniania się metanu z powyższych terenów.

W przypadku gleb torfowych ok. 20% ich powierzchni wykorzystywane jest rolniczo i pomimo rozwoju technologii i zwiększenia wydajności produkcji żywności nadal w wielu krajach tereny torfowisk będą wykorzystywane rolniczo. W przypadku gleb torfowych, które są nadal wykorzystywane rolniczo, zamiana użytkowania ornego na łąkowe powoduje już ograniczenie emisji gazów cieplarnianych (poprzez poniesienie zwierciadła wody). Powyższe różnice w wielkości emisji, w zależności od sposobu użytkowania rolniczego, potwierdzają dane zawarte w tabeli 1 i 2. Nawadnianie torfowisk użytkowanych łąkowo zmniejsza wielkość emisji CO₂ o ok. 20%, potwierdzają to m.in. badania SZYMANOWSKIEGO [1999], który dla torfowisk z doliny Biebrzy, o różnym stopniu zaawansowania procesu mineralizacji, przeprowadził badania w powyższym zakresie (tab. 5). Podobną redukcję emisji gazów cieplarnianych z torfowisk, w zależności od sposobu ich użytkowania, zaobserwowali m.in. HÖPER i BLANKENBURG [2000] oraz BYRNE i in. [2004].

Duży wpływ na ograniczenie emisji CO₂ może powodować utrzymywanie przynajmniej ekstensywnych trwałych użytków zielonych na wcześniej odwodnionych torfowiskach. W przypadku nieużytkowanych gleb torfowych, na których obserwuje się naturalną sukcesję roślin zaroślowych, emisja tego gazu wzrasta około 30% w porównaniu z przynajmniej raz w roku koszonymi łąkami [JASZCZYŃSKI i in. 2010].

Tabela 5

Średnia wielkość wydzielanego CO₂ w okresie wegetacji z gleb torfowych o różnym stopniu zaawansowania procesu murszenia [SZYMANOWSKI 1999].

Stopień zaawansowania procesu murszenia	Ilość CO ₂ wydzielanego z gleby do atmosfery (mg/100 cm ² /dość)	
	Bez nawodnień	Nawadniana
Mt I	100	78
Mt II	100	78
Mt III	60	47

Większość opracowań naukowych dotyczących ograniczenia emisji gazów cieplarnianych zaleca jedynie nawadnianie tych gleb [m.in. JOOSTEN i CLARKE 2002, BRANDYK i in. 2008]. W tabeli 6 GENSIOR i ZEITZ [1999] dokonali przeglądu różnych metod nawadniania gleb torfowych sugerując, iż relatywnie szybkie podniesienie zwierciadła wody ponad powierzchnię gleby może doprowadzić do ograniczenia wegetacji roślinności będącej w danym momencie na torfowisku. Według powyższych autorów, najlepszym rozwiązaniem jest powolne podnoszenie i precyzyjne regulowanie położenia zwierciadła wody gruntowej.

Tabela 6

Wielkość emisji dwutlenku węgla z gleb torfowisk niskich w zależności od sposobu gospodarowania na nich wodą [GENSIOR i ZEITZ 1999].

Gospodarka wodna	Wielkość emisji CO ₂ – C (g/m ² /rok)
Odwodnione – zdrenowane	560
Nawadniane	267
Nawilżane	205
Podpiętrzanie poziomu wody	143

Biorąc pod uwagę wielkość uzyskiwanego plonu, tempo mineralizacji, jak również wielkość emisji gazów cieplarnianych, RENGGER i in. [2002] zalecają utrzymywanie zwierciadła wody gruntowej na głębokości 30 cm poniżej powierzchni terenu. Według tych Autorów powyższa głębokość gwarantuje

uzyskanie ok. 90% średniego plonu (użytkowanie ekstensywne) oraz zredukowanie o ok. 30-40% tempa mineralizacji i emisji gazów cieplarnianych. Powyższe położenie zwierciadła wody nie powoduje jeszcze znacznej emisji metanu do atmosfery [SCHRAUTZER 2001]. Wielkość emisji CO₂ z gleb użytkowanych rolniczo może być również ograniczona poprzez stosowanie nawożenia azotowego, potasowego i fosforowego [GOTKIEWICZ i in. 1975].

W ostatnich latach w warunkach naturalnych podjęto próbę nawodnienia odwodnionych poleskich gleb torfowych na Białorusi (ok. 42 tys. ha) w kontekście ograniczenia emisji dwutlenku węgla i podtlenku azotu przy jednoczesnym finansowym wyliczeniu powyższego przedsięwzięcia. Według przyjętych założeń dla tej części Europy przyjęto, że w perspektywie 50 lat nawodnienie 42 tys. ha zapewni zmniejszenie emisji CO₂ o ok. 10-20 milionów ton [JOOSTEN i AUGUSTIN 2006].

Podsumowanie i wnioski

Torfowiska są w środowisku naturalnym ogromnym depozytariuszem węgla glebowego, magazynując w sobie ok. 30% jego zasobów światowych. Tereny te stanowią więc ważny element obiegu tego pierwiastka w przyrodzie. W warunkach naturalnych nieodwodnione gleby torfowe pochłaniają dwutlenek węgla z atmosfery w procesie fotosyntezy roślin, będąc zbiornikami i „pułapką” tego gazu, emitują natomiast metan. W przypadku odwodnienia tych terenów, w celu m.in. rolniczego ich użytkowania, ustaje emisja metanu, a rozpoczyna się emisja dwutlenku węgla i podtlenku azotu czyniąc te tereny emitorem gazów cieplarnianych. W celu minimalizacji emisji gazów cieplarnianych z torfowisk użytkowanych rolniczo, zaleca się zmianę sposobu ich użytkowania z ornego na łąkowe, ograniczenie intensywności produkcji z intensywnej na ekstensywną (łąki dwukośne), odpowiednie nawożenie mineralne oraz podniesienie zwierciadła wody i uwilgotnienia wierzchnich warstw. Większość istniejących systemów melioracyjnych na terenach torfowisk wyposażonych jest jedynie w urządzenia odwadniające. Na obszarach tych zaleca się renowację i przebudowę istniejących systemów, która umożliwi dwustronną regulację stosunków powietrzno-wodnych, tj. odwodnienie wierzchnich warstw w okresie wiosennym i nawodnienie w okresie letnim w trakcie największego zapotrzebowania na wodę przez roślinność trawiastą.

Piśmiennictwo

- AUGUSTIN C.J. 2001. Emission, Aufnahme und Klimarelevanz von Spurengasen. In: Landschaftsökologische Moorkunde. M. Succow, H. Joosten (Eds), Stuttgart: 28-40.
- AUGUSTIN C.J., MERBACH W., STEFFENS L., SNELIŃSKI B. 1998. Nitrous oxide fluxes of disturbed minerotrophic peatlands. Agric. Res. 51(1): 47-57.
- BERGLUND Ö., BERGLUND K., PERSSON L. 2007. Effect of drainage depth on the emission of CO₂ from cultivated organic soils. W: Wetlands: Monitoring, Modelling and

- Management. T. Okruszko, E. Maltby, J. Szatyłowicz, D. Świątek, W. Kotowski (Eds). Taylor & Francis Group, London: 133-137.
- BOUWMAN A.F. 1989. The role of soil and land use in the greenhouse effect. *Netherlands J. of Agricultural Science* 37: 13-19.
- BRANDYK T., GOTKIEWICZ J., ŁACHACZ A. 2008. Zasady racjonalnego wykorzystania torfowisk w rolnictwie. *Postępy Nauk Rolniczych* 1(332): 15-26.
- BRANDYK T., SZATYŁOWICZ J., OLESZCZUK R., GNATOWSKI T. 2003. Water-related physical attributes of organic soils. In: *Organic soils and peat materials for sustainable agriculture*. L.E. Parent, P. Inicki (Eds), CRC Press, Boca Raton: 33-66.
- BYRNE K.A., CHOJNICKI B., CHRISTENSEN T.R., DRÖSLER M., FREIBAUER A., FRIBORG T., FROLKING S., LINDROTH A., MAILHAMMER J., MALMER N., SELIN P., TURUNEN J., VALENTINI R., ZETTERBERG L. 2004. EU Peatlands: Current Carbon Stocks and Trade Gas Fluxes, report 7/2004, specific study 4, s. 58.
- CZAPLAK I., DEMBEK W. 2000. Torfowiska Polski jako źródła emisji dwutlenku węgla. *Zeszyty Edukacyjne IMUZ* 6: 61-71.
- DRÖSLER M. 2005. Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany. PhD thesis, Technical University of Munich, ss. 179.
- EGGELSMANN R., BARTELS R. 1975. Oxidativer Torfverzehr im Niedermoor in Abhängigkeit von Entwässerung, Nutzung und Düngung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 22: 215-221.
- FLESSA H., WILD U., KLEMISCH M., PFADENHAUER J. 1997. C- und N- Stoffflüsse auf Torfstichsimulationensflächen im Donaumoos. *Z. Kulturtech. Landentwickl.* 38: 11-17.
- FLESSA H., WILD U., KLEMISCH M., PFADENHAUER J. 1998. Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *Eur. J. Soil Sci.*, 49: 327-335.
- GENSOR A., ZEITZ J. 1999. Einfluss einer Wiedervernässungs-massnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoors. *Arch. Natursch. und Landschaftsforschung*: 267-302.
- GLENN S., HEYES A., MOORE T. 1993. Carbon dioxide and methane fluxes from drained peat soils, southern Quebec. *Global Biogeochem. Cycles* 7: 247-257.
- GOTKIEWICZ J. 2007. Azot i fosfor w glebach hydrogenicznych. W: *Torfowiska i mokradła*. E. Biernacka (red.). Wydawnictwo SGGW, Warszawa: 63-74.
- GOTKIEWICZ J., KOWALCZYK Z., OKRUSZKO H. 1975. Przebieg mineralizacji związków azotu i węgla w podstawowych rodzajach murszów torfowych o zróżnicowanych stosunkach powietrzno-wodnych. *Rocz. Nauk Rol.*, F (1): 131-150.
- HILLEBRAND K. 1993. The greenhouse effects of peat production and use compared with coal, oil, natural gas and wood. VTT Tiedotteita – Meddelanden – Research Notes 1494, Technical Research Centre of Finland, Espoo.
- HÖPER H., BLANKENBURG J. 2000. Emissionen klimarelevanter Gase aus niedersächsischen Mooren and Möglichkeiten der Reduzierung. *NNA-Berichte* 13(2): 110-117.
- ILNICKI P. 1972. Osiedlenie powierzchni torfowisk w dolinie Noteci będących w długotrwałym rolniczym użytkowaniu w zależności od ich budowy i intensywności odwodnienia. *Rozprawy WSR Szczecin*, nr 30.
- ILNICKI P. 2002. *Torfowiska i torf*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, ss. 606.

- ILNICKI P., IWANISZYNIEC P. 2002. Emissions of greenhouse gases (GHG) from peatland. In: Restoration of carbon sequestration capacity and biodiversity in abandoned grassland on peatland in Poland. P. Ilnicki (Ed.), Wydawnictwo AR Poznań, s. 19-57.
- JASZCZYŃSKI J., TURBIAK J., URBANIAK M. 2010. Rozpraszanie związków węgla z gleb torfowo-murszowych w dolinie środkowej Biebrzy. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 10, 4(32): 65-77.
- JOOSTEN H., AUGUSTIN J. 2006. Peatland restoration and climate: on possible fluxes of gases and money. In: Peatland restoration and climate. Proc. of the Inter. Confer. "Peat in solution of energy, agriculture and ecology problems" Minsk, s. 412-417.
- JOOSTEN H., CLARKE D. 2002. Wise use of mires and peatlands. International Mire Conservation Group & International Peat Society, ss. 304.
- JURCZUK S. 2000. Wpływ regulacji stosunków wodnych na osiadanie i mineralizację gleb organicznych. *Biblioteczka Wiadomości IMUZ* 96, ss. 120.
- KASIMIR-KLEMEDTSSON A., KLEMEDTSSON L., BERGLUND K., MARTIKAINEN P., SILVOLA J., OENEMA O. 1997. Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil Use and Manag.*, 13: 245-250.
- KECHAVARZI C., DAWSON Q., LEEDS-HARRISON P.B., SZATYŁOWICZ J., GNATOWSKI T. 2007. Water-table management in lowland UK peat soils and its potential impact on CO₂ emission. *Soil Use and Manag.*, 23: 359-367.
- KRESHTAPOVA V.N., MASLOV B.S. 2004. Contents of carbon compounds in reclaimed peat soils as a function of the properties of peat organic matter. Proc. of 12th International Peat Congress, Tampere, vol. 2: 988-992.
- KUNTZE H. 1992. Peat losses by liming and fertilization of peatlands used as grassland. Proc. 9th International Peat Congress, vol. 2: 306-314.
- LORENZ W.D., SAUERBREY R., ESCHNER D., LEHRKAMP H., ZEITZ J. 1992. Zustand der landwirtschaftlich genutzten Niedermoore in der ehemaligen DDR. *Wasser und Boden* 44: 58-61.
- ŁACHACZ A. 2001. Geneza i właściwości płytkich gleb organogenicznych na sandrze mazursko-kurpiowskim. *Rozprawy i Monografie UWM w Olsztynie* 49, ss. 119.
- MALJANEN M., MARTIKAINEN P.J., AALTONEN H., SILVOLA J. 2002. Short-term variation in fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in cultivated and forested organic boreal soils. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 577-584.
- MEYER K., HÖPER H., BLANKENBURG J. 2001. Spurengashaushalt und Klimabilanz von Niedermooren unter dem Einfluß des Vernässungsmanagements. In: *Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. R. Kratz, J. Pfadenhauer J. (Eds). Ulmer, Stuttgart: 104-111.
- MUNDEL G. 1976. Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren. *Arch. Acker Pflanzenbau Bodenk.* 20: 669-679.
- NYKÄNEN H., ALM J., LÄNG K., SILVOLA J., MARTIKAINEN P.J. 1995. Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *J. Biogeography* 22: 351-357.
- OKRUSZKO H. 1993. Transformation of fen-peat soils under the impact of draining. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 406: 3-73.
- OKRUSZKO H., PIAŚCIK H. 1990. Charakterystyka gleb hydrogenicznych. Wydawnictwo ART Olsztyn, ss. 291.

- OKRUSZKO H. 1989. Wirkung der Bodennutzung auf die Niedermoorentwicklung. Ergebnisse eines längjährigen Feldversuches. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 30: 167-176.
- OLESZCZUK R. 2006. Analysis of shrinkage process of raised bog peat. Polish J. Environ. Stud. 15(5d): 86-89.
- OLESZCZUK R., REGINA K., SZAJDAK L., HÖPER H., MARYGANOVA V. 2008. Impact of agricultural utilization of peat soils on the greenhouse gas balance. W: Peatlands and Climate Change. M. Strack (Ed.), International Peat Society, Jyväskylä, Finlandia: 70-97.
- OLSZTA W., JAROS H. 1991. Wpływ intensywnego odwodnienia na zdolności zatrzymywania wody, kurczliwości oraz przewodnictwa kapilarnego gleb torfowo-murszowych. Wiad. IMUZ 16(3): 37-56.
- REGINA K., PIHLATIE M., ESALA M., ALAKUKKU L. 2007. Methane fluxes on boreal arable soils. Agriculture Ecosyst. Env. 119: 346-352.
- RENGER M., WESSOLEK G., SCHWÄRZEL K., SAUERBREY R., SIEWERT Ch. 2002. Aspects of peat conservation and water management. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165: 487-493.
- SAPEK A. 2000. Emisja gazów cieplarnianych z rolnictwa do atmosfery. Zeszyty Edukacyjne IMUZ 6: 9-21.
- SCHOTHORST C.J. 1976. Subsidence of low moor peat soils in the Western Netherland, Proceedings of the 5th International Peat Congress, Poznań, vol. 1: 206-217.
- SCHRAUTZER J. 2001. Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihre Funktion im Habil-Schrift, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Niemcy, ss. 350.
- SCHUCH M. 1977. Das Donaumoos und einige seiner gegenwärtigen Hauptprobleme. Telma 7: 167-173.
- STĘPNIĘWSKA Z., STĘPNIĘWSKI W., BENNICELLI R., OSTROWSKA A., KOTOWSKA U. 2004. Gas emission from wetlands. W: „Soil – Plant – Atmosphere Aeration and Environmental Problems”. Institute of Agrophysics PAS Lublin: 30-36.
- SZAJDAK L. 2002. Właściwości chemiczne torfu W: Torfowiska i torf. P. Ilnicki (Red.) Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu: 432-450.
- SZANSER M. 1991. CO₂ diffusion from peat-muck soils. I. Dependence of diffusion on temperature, moisture content and origin of soil. Pol. Ecol. Stud. 17: 85-99.
- SZYMANOWSKI M. 1999. Ocena wielkości mineralizacji gleby torfowej w zależności od warunków odwodnienia. Synteza, IMUZ Falenty (maszynopis), ss. 16.
- TURBIAK J. 2006. Emisja CO₂ z gleb torfowo-murszowych położonych w zasięgu leja depresji wody gruntowej. Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowania Środowiska, 15, 2(34): 199-208.
- Van den Pol-van DASSELAAR A., CORRE W.J., KLEMEDTSSON Å.K., WESLIEN P., STEIN A., KLEMEDTSSON L., OENEMA O. 1998. Spatial variability of methane, nitrous oxide and carbon dioxide emission from drained grasslands. Soil Sci. Soc. Am. J. 62: 810-817.
- WEINZIERL W. 1997. Niedermoore in Baden-Württemberg – Bilanzierung der CO₂-Emission am Beispiel des Donaurieds. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85: 1059-1062.
- WÖSTEN J.H.M., RITZEMA H.P. 2001. Land and water management options for peatland development in Sarawak, Malaysia. Int. Peat J. 11: 59-66.

Ryszard Oleszczuk

Katedra Kształtowania Środowiska
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
ul. Nowoursynowska 159
02-776 Warszawa
e-mail: ryszard_oleszczuk@sggw.pl