

Akumulacja i emisja węgla przez torfowiska, w tym przez torfowiska alkaliczne

Paweł Pawlaczyk

Klub Przyrodników

www.alkfens.kp.org.pl



Paweł Pawlaczyk

Akumulacja i emisja węgla przez torfowiska, w tym przez torfowiska alkaliczne

© Wydawnictwo Klubu Przyrodników

Świebodzin, 2014

Niniejsza publikacja powstała w oparciu o dostępne w temacie dane literaturowe oraz została wydana w ramach projektu pt. „**Ochrona torfowisk alkalicznych (7230) w młodości krajobrazie Polski północnej**” współfinansowanego ze środków programu LIFE+ oraz Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.



Spis treści

| | |
|---|----|
| Wstęp | 3 |
| Próby i deklaracje włączenia torfowisk do bilansów gazów cieplarnianych | 6 |
| Torfowiska alkaliczne w szacunkach emisji i absorpcji gazów cieplarnianych | 7 |
| Szacunki bilansu węgla w torfowiskach na świecie i w Europie | 8 |
| Polskie szacunki emisji CO ₂ i bilansu węgla w torfowiskach..... | 15 |
| Węgiel wynoszony z wodą | 17 |
| Inne gazy cieplarniane | 19 |
| Niestabilność i nieliniowość oszacowań | 22 |
| Wycena usług ekosystemowych związanych z magazynowaniem węgla i ich utraty związanej z emisją gazów cieplarnianych | 23 |
| Wnioski wyciągane na świecie i w Europie | 24 |
| Wnioski z niniejszej analizy..... | 25 |
| Literatura | 27 |

Wstęp

Torfowiska zajmując ok. 3,7 mln km² = ok. 2,5% lądów Ziemi, gromadzą ok. 25 – 30% zasobów węgla zakumulowanego w ekosystemach (Ilnicki 2002, Oleszczuk 2012), co odpowiada szacunkowo 60 – 75% zasobów węgla w atmosferze i dwukrotności zasobów węgla zgromadzonym przez lasy. Żywe torfowiska, akumulując biomasę w postaci torfu, akumulują także zasoby węgla. Degradacja torfowiska, np. jego przesuszenie, powoduje murszenie i rozkład torfu i uwalnianie dwutlenku węgla. Na poziomie ogólnym oczywiste jest więc, że gromadzenie i emisja węgla z torfowisk ma istotne znaczenie w światowym bilansie węgla. Dla zapobieżenia emisji CO₂ do atmosfery istotne jest zapobieganie uwolnieniu węgla zakumulowanego w już istniejących torfowiskach, jak również wychwytywanie i akumulowanie przez torfowiska węgla z atmosfery w przyszłości.

Wg szacunków Wetlands International, światowa emisja CO₂ ze zdegradowanych torfowisk świata wynosi ok. 2×10⁹ ton rocznie (w innych źródłach spotyka się szacunki 1,3 – 5 ×10⁹ ton rocznie, panuje jednak zgodność co do rzędu wielkości), z trendem wzrostu o ok 2% rocznie. Powierzchnia zdegradowanych, wymagających odtworzenia torfowisk na świecie jest szacowana na co najmniej 0,5 mln km². Emisja dwutlenku węgla ze zdegradowanych antropogenicznie torfowisk jest szacowana na ok. 5-6% łącznej antropogenicznej emisji tego gazu, a ok. 30% emisji wynikającej z użytkowania ziemi i zmian tego użytkowania. Do tych szacunków nie są wliczane emisje naturalne.

W Polsce powierzchnia torfowisk jest szacowana na 1211 tys. ha (=12,11 tys. km²). Czaplak i Dembek (2000) oszacowali, że z ok. 817 tys. ha torfowisk użytkowanych łąkowo zachodzi rocznie emisja 14,5 mln t CO₂, co odpowiada ok. 4% rocznej polskiej emisji dwutlenku węgla ze spalania paliw kopalnych. Jurczuk (2012) szacuje obecną emisję dwutlenku węgla z polskich torfowisk, zmeliorowanych w celu rolniczego użytkowania, na 6,7 Mt, co stanowiłoby 2% emisji ze spalania paliw kopalnych. Szacunki te nie uwzględniają jednak innych torfowisk, np. torfowisk porośniętych lasem. Joosten (2010), na podstawie powierzchni torfowisk zalesionych i użytkowanych rolniczo oraz średnich wskaźników emisji szacuje roczną emisję CO₂ z wszystkich zdegradowanych torfowisk w Polsce na 25,8 mln ton, czyli 7,5% w porównaniu do emisji ze spalania paliw kopalnych. **Stawiałoby to Polskę w grupie 10 największych światowych emiterów CO₂ z powierzchni zdegradowanych torfowisk.**

W niektórych krajach rola torfowisk w bilansie gazów cieplarnianych i w rezultacie w zapobieganiu zmianom klimatycznym jest szczególnie silnie akcentowana. Np. w silnie zatorfionej Szkocji ochrona i odtwarzanie torfowisk są wskazywane jako istotne działania zapobiegające zmianom klimatu. Pojawiają się próby brania tego aspektu pod uwagę w ocenach oddziaływania przedsięwzięć na środowisko. Niekiedy zasadniczo zmienia to ocenę np. oddziaływania farm wiatrowych na środowisko: lokalizowane na „nieużytecznych” zatorfionych terenach okazują się „emiterami netto” dwutlenku węgla, gdyż szacowana emisja CO₂ wynikająca ze związanej z budową wiatraków degradacji torfowisk okazuje się większa, niż oszczędność emisji na wyprodukowaniu energii z siły wiatru zamiast ze spalania węgla (Madsen i Ebmeier 2012 i lit. tam cyt.). Szacuje się też, jak może wpłynąć na bilans węgla odtworzenie torfowisk (np.

zdaniem Artz i in. 2012 jest to efekt pomiędzy 0,6 i 8,3 ton równoważnika CO₂ na hektar odtworzonego torfowiska rocznie).

W rzeczywistości je dnak **mechanizm interakcji między torfowiskami i ich stanem a bilansem tzw. gazów cieplarnianych i w konsekwencji ewentualnymi zmianami klimatycznymi nie jest tak prosty, jak często się zakłada. W szczególności:**

- **Bilans węgla konkretnego torfowiska jest cechą indywidualną i silnie zależną od ekohydrologii indywidualnego obiektu** (por. Worall et al. 2011). Jest mocno wątpliwe, czy uśrednione oszacowania pochodzące z badań na wrywkowo badanych torfowiskach – a tylko takimi danymi naukowymi dysponujemy – mogą w ogóle być podstawą uogólnionych szacunków. Jest raczej pewne, że nie mogą one być odnoszone do innych obiektów, niż były objęte badaniami i że na podstawie „standardowych, uśrednionych parametrów” nie można w ogóle, nawet zgrubnie, szacować emisji/wychwytywania dwutlenku węgla dla konkretnego torfowiska.
- **Emisja dwutlenku węgla z torfowisk zachodzi drogą bezpośrednią, ale także pośrednią:** przez wymywanie z torfowiska związków organicznych i tzw. rozpuszczonych związków węgla, które rozkładają się do dwutlenku węgla poza torfowiskiem - w ciekach i innych wodach. Mechanizmy te są bardzo słabo poznane, a ich rola może być nawet przeważająca nad emisją bezpośrednią.
- Poza udziałem w obiegu węgla, **torfowiska emitują metan i podtlenek azotu, które także są gazami cieplarnianymi**, a w dodatku ich wpływ na klimat jest szacowany odpowiednio jako 20-25 i 300-350 razy silniejszy niż dwutlenku węgla. Procesy emisji metanu są typowe dla naturalnych, dobrze uwodnionych torfowisk i – przeciwnie niż emisja dwutlenku węgla – są hamowane na torfowiskach przesuszonych i zdegradowanych.
- Mechanizmy odpowiedzialne za emisję gazów cieplarnianych i wychwytywanie dwutlenku węgla przez ekosystemy torfowiskowe są na pewno nielinearne, tj. w znacznej części mają charakter układu „przełączników” (*switch off*), np. związanych z włączaniem i wyłączaniem aktywności biochemicznej enzymów, albo też z innymi, nie poznanymi mechanizmami (por. np. Fenner i Freeman 2011). Oznacza to, że **zastosowanie linearnych modeli matematycznych do szacowania emisji z torfowisk jest w ogóle niepoprawne metodycznie.**
- Niewątpliwie **mogą istnieć sprzężenia zwrotne między zmianami klimatycznymi** (ocieplenie, lokalne ochłodzenie, wzrost częstotliwości i głębokości okresów suchych, czy nawet bezpośrednio wzrost stężenia dwutlenku węgla), **a akumulacją węgla w torfowiskach**, lecz ich nie znamy i najprawdopodobniej nie poznamy inaczej niż *post factum*. Istnieją poparte danymi naukowymi teorie, że zmiany klimatyczne spowodują nagły wzrost emisji gazów cieplarnianych z torfowisk (dodatknie sprzężenie zwrotne – por. np. Freeman, Ostle i Kang 2001, Fenner i Freeman 2011), jak również, że ocieplenie klimatu wzmoże wychwytywanie dwutlenku węgla z atmosfery przez torfowiska (por. np. Blodau, Siems i Beer 2011, Charman i in. 2013). W rzeczywistości, nie znamy nawet dokładnego charakteru oczekiwanych zmian klimatycznych, przewidywanie, w jaki sposób wpłyną one na funkcjonowanie geoeosystemów torfowisk, jest bardzo wątpliwe.

Nawet jeśli przyjąć, że torfowiska w stanie naturalnym są per saldo pochłaniaczami gazów cieplarnianych, a torfowiska zdegradowane – ich emiterami, to nie oznacza to automatycznie, że renaturyzacja torfowisk wpłynie pozytywnie na bilans tych gazów. Pod pojęciem renaturyzacji torfowisk rozumie się najczęściej ich ponowne nawodnienie. Jednak, tak powstałe układy

ekologiczne nie są i nigdy nie będą identyczne z torfowiskiem nieznieskształconym. Wiedzy o emisji i pochłanianiu dwutlenku węgla, metanu i podtlenku azotu przez naturalne torfowiska nie można przenieść na torfowiska zrenaturyzowane. Rzeczywiste dane dotyczące emisji i pochłaniania gazów cieplarnianych przez torfowiska wtórnie nawodnione są bardzo skąpe, a wyniki nie są oczywiste (por. np. Beyer i Höper 2014).

Próby i deklaracje włączenia torfowisk do bilansów gazów cieplarnianych

Mimo powyższych wątpliwości metodycznych, od kilkunastu lat formułowane są postulaty włączenia torfowisk do światowych i krajowych bilansów gazów cieplarnianych, a docelowo do systemu handlu emisjami. Pierwsze wytyczne na temat sposobu tego włączenia zawierał przewodnik Międzynarodowego Panelu Klimatycznego do opracowywania krajowych bilansów gazów cieplarnianych z 2006 r. (IPCC 2006). Nad zaproponowanymi tam współczynnikami emisji toczyła się następnie kilkuletnia dyskusja (zob. Couwenberg 2009).

Na konferencji klimatycznej w Durbanie (2011) przyjęta została deklaracja (decyzja 2/CMP.7) na temat możliwości włączenia emisji gazów cieplarnianych wynikających z użytkowania ziemi, zmian użytkowania ziemi i leśnictwa do krajowych bilansów emisji. Z założenia w bilansach uwzględniana jest emisja antropogeniczna, a więc z torfowisk zagospodarowanych, pomijana jest natomiast emisja z naturalnych i nie zagospodarowanych torfowisk. Jesienią 2013 r. opublikowany został (IPCC 2013) tzw. Suplement Mokrałowy (*Wetlands Supplement*) do wytycznych metodycznych Międzynarodowego Panelu Klimatycznego, odnoszący się do szacowania emisji z tych źródeł.

Aktualne wytyczne (IPCC 2013) rekomendują, jako podstawową metodę szacunku (tzw. Tier 1 – poziom 1), przyjęcie typowych współczynników emisji z odwodnionych gleb organicznych w zależności od typu użytkowania ziemi. Wytyczne zakładają, że przedmiotem wliczania do krajowych szacunków gazów cieplarnianych są emisje antropogeniczne, nie szacują więc emisji z naturalnych torfowisk. Zebrane w wytycznych, standardowe współczynniki, wyrażone są w „tonach węgla w dwutlenku węgla emitowanym antropogenicznie z hektara rocznie” ($t\ CO_2-C$), co może być przeliczone na tony dwutlenku węgla współczynnikiem 3,67 i wynoszą przykładowo:

| Kategoria powierzchni | Standardowy współczynnik emisji ton CO_2-C / ha rocznie (średnia i 95% przedział ufności) | Standardowy współczynnik emisji ton CO_2 / ha rocznie (średnia) |
|---|---|---|
| Lasy na ubogich siedliskach odwodnionych torfowisk strefy borealnej | 0,25 (-0,23-0,73) | 0,91 |
| Lasy na żyznych siedliskach odwodnionych torfowisk strefy borealnej | 0,93 (0,54-1,3) | 3,41 |
| Lasy na odwodnionych torfowiskach strefy umiarkowanej | 2,6 (2,0-3,3) | 9,54 |
| Uprawy rolne na odwodnionych torfowiskach strefy borealnej i umiarkowanej | 7,9 (6,5-9,4) | 28,99 |

| | | |
|--|------------------|-------|
| Użytki zielone na odwodnionych torfowiskach strefy borealnej | 5,7 (2,9-8,6) | 20,91 |
| Użytki zielone na ubogich, odwodnionych torfowiskach strefy umiarkowanej | 5,3 (3,7-6,9) | 19,45 |
| Użytki zielone na żyznych, płytko odwodnionych torfowiskach strefy umiarkowanej | 3,6 (1,8-5,4) | 13,21 |
| Użytki zielone na żyznych, głęboko odwodnionych torfowiskach strefy umiarkowanej | 6,1 (5,0-7,3) | 22,39 |
| Torfowiska odwodnione w celu eksploatacji (nie licząc emisji z wyeksploatowanego torfu), strefy borealnej i umiarkowanej | 2,8 (1,1-4,2) | 10,28 |

Współczynniki te zostały zebrane na podstawie prac naukowych zawierających odpowiednie oszacowania. Przykłady takich prac omówiono dalej.

Torfowiska alkaliczne w szacunkach emisji i absorpcji gazów cieplarnianych

Nie ma praktycznie wyników pomiarów emisji dwutlenku węgla, ani innych gazów cieplarnianych, które odnosiłyby się konkretnie i jednoznacznie do torfowisk alkalicznych – tj. siedliska przyrodniczego 7230. Na obszarach o klimacie kontynentalnym, naturalne torfowiska mechowiskowe charakteryzują się szybszym przyrostem złoża i intensywniejszą sekwestracją (akumulacją) węgla niż torfowiska wysokie. Z drugiej strony, częściej niż torfowiska wysokie są też przekształcane na łąki, co oznacza degradację torfowiska. Nie ma jednak danych, które pozwoliłyby wyróżnić, pod względem roli w bilansie węgla, torfowiska alkaliczne od pozostałych torfowisk niskich. Teoretycznie rola tego konkretnego typu torfowisk może być szczególna, gdyż węgiel akumulowany jest nie tylko w torfie, lecz także w wytrąceniach węglanowych, odkładanych w torfowisku; zagadnienie to nie doczekało się jednak analiz ilościowych.

Niektóre z torfowisk badanych pod kątem bilansu węgla, wymienionych w niniejszej analizie, były odwodnionymi torfowiskami pomechowiskowymi. Opisy obiektów badawczych nie umożliwiają jednak precyzyjnej diagnozy pod tym względem.

Szacunki bilansu węgla w torfowiskach na świecie i w Europie

W wielu miejscach na świecie i w Europie podejmowane były próby określenia emisji dwutlenku węgla z naturalnych i zdegradowanych torfowisk. Przegląd wyników uzyskanych dotychczas w Europie zestawili Byrne i in. (2004), Couwenberg (2009), Jassens i in. (2005) i Lindroth i in. (2007), a w ślad za nimi, z uzupełnieniami także o inne publikacje - Klimkowska (2008). Przykładowe dane (za Klimkowska 2008) podano poniżej:

| Lokalizacja | Typ torfowiska | Emisja - Ton CO ₂ /ha rocznie (=3,67 x ton C/ha rocznie) Wartości ujemne oznaczają akumulację CO ₂ | Źródło (dane szczegółowe źródłowych publikacji znajdują się w pracy Klimkowskiej 2008). |
|-----------------|--|---|--|
| Europa | Naturalne torfowiska | -1,28 | Janssens i in. 2005 |
| Finlandia | Torfowiska niskie (fens) | -2,93 do -7,34 | Lindroth et al. 2007 |
| Finlandia | Torfowisko niskie (fen) | -2,06 | Aurela et al. 2007 |
| Szwecja | Ubogie torfowisko turzycowe | -2,01 | Sagerfors et al. 2008 |
| Holandia | Wtórnie zabagniona łąka na torfie | -11,34 | Hendriks et al. 2007 |
| Holandia | Pólnaturalna łąka na zdegradowanym torfowisku przepływowym | -5,32 | Jacobs et al. 2007 |
| Holandia | Dwukośna łąka na torfowisku niskim (fen) | 15,56 | Veenendaal et al. 2007 |
| Holandia | Intensywnie użytkowana, nawożona łąka na torfie | 4,04 | Jacobs et al. 2007 |
| Wielka Brytania | Wilgotna, ekstensywna łąka na torfie | 2,16 | Lloyd 2006 |
| Holandia | Łąka na torfie w ramach intensywnej produkcji mlecznej | 15,52 | Veenendaal et al. 2007 |
| Europa | Odwodnione torfowiska (łąki i lasy) - średnio | 4,40 | Jassens i in. 2005 |
| Holandia | Łąka trzęślicowa na zdegradowanym, odwodnionym torfowisku | 6,60 | Jacobs et al. 2007 |

| | | | |
|-----------------|---|-------|---------------------|
| Holandia | Łąka na torfie | 8,07 | Jacobs et al. 2007 |
| Wielka Brytania | Łąka na torfie | 20,18 | Bellamy et al. 2005 |
| Europa | Grunty orne na zdegradowanym torfowisku | 24,22 | Jassens i in. 2005 |

Podobne zestawienia przedstawił także Oleszczuk (2012):

Emisja z torfowisk wysokich

(dane szczegółowe z źródłowych publikacji znajdują się w pracy Oleszczuka 2012)

| Lokalizacja | Sposób użytkowania | Zwierciadło wody (m) | Wapniowanie 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 | Kunze [1992] |
| Szwecja | łąka | zdrenowana | | 12,8 | Hillebrand [1993] |
| Bezpośrednie pomiary w warunkach polowych | | | | | |
| S Niemcy | łąka | zdrenowane (50 lat) średnia roczna: 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] |

Emisja z torfowisk niskich

(dane szczegółowe źródłowych publikacji znajdują się w pracy Oleszczuka 2012):

| Lokalizacja | Sposób użytkowania | Zwierciadło wody (m) | Wapniowanie 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 gleb | | | | | |
| Polska (Biebrza) | gleba orna | 0,7 – 0,9 | nawożona | 41,1 | Okruszko [1989] |
| NW Niemcy | gleba orna | 0,8 – 1,8 | nawożona | 39,9 – 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, zboże | 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] |
| | | | | | Kasimir – |

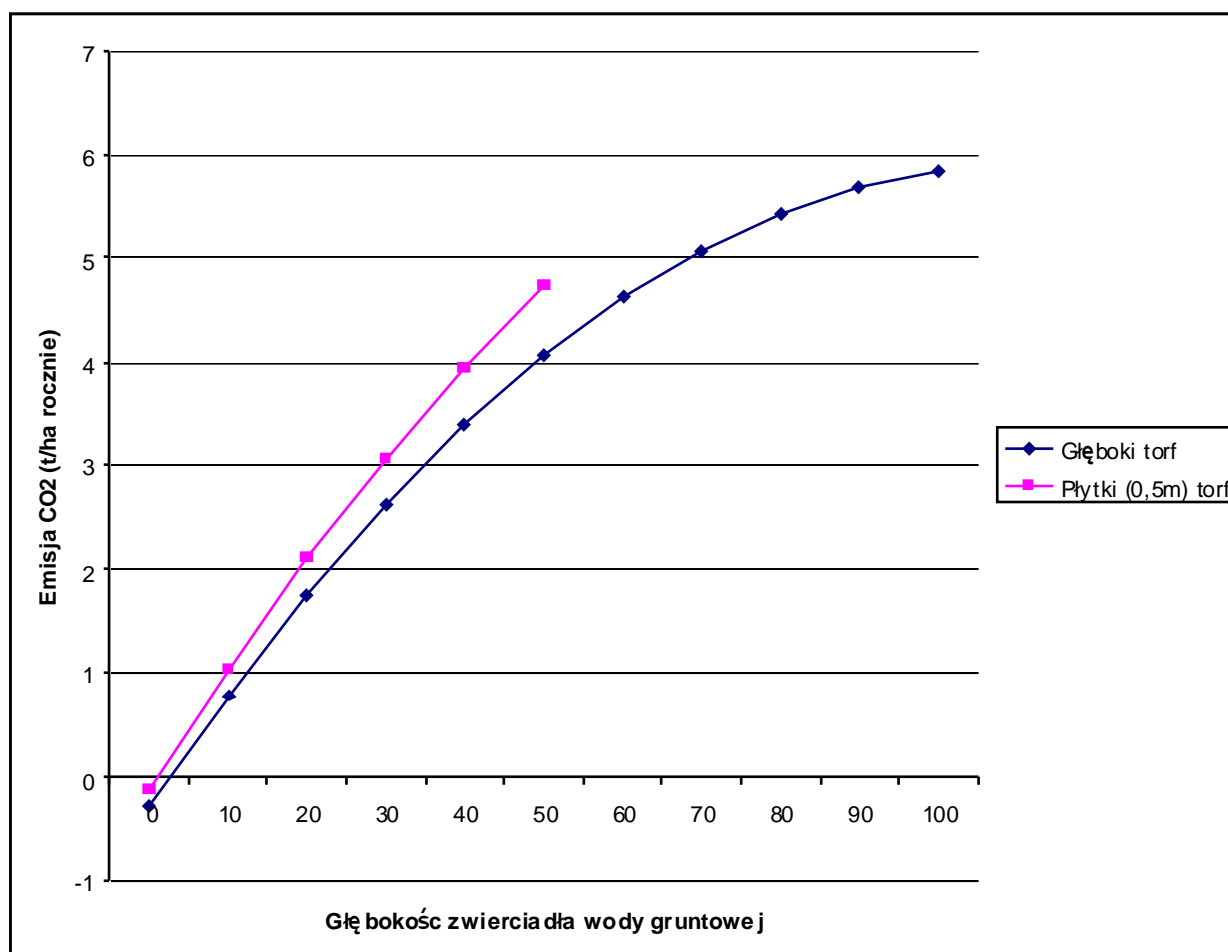
| | | | | | |
|---|-----------------|----------------------------|------------------------|-------------|-----------------------------------|
| Holandia | łąka | - | - | 8,0 – 30,0 | Klemedtsson i in [1997] |
| Szwecja | łąka | - | - | 15,0 – 30,0 | Kasimir – Klemedtsson i in [1997] |
| Bezpośrednie 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 | nawożona, wapnowana | 14,4 – 14,7 | Nykänen i in [1995] |
| NW Niemcy | nawadniana 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] |

Od podawanych zwykle w literaturze wartości odbiegają co do rzędu wielkości oszacowania Păcurar et al. 2010 – emisja CO₂ z torfowiska w wysokości ponad 600 t/ha rocznie.

Oleszczuk (2012) zestawiał też zaproponowane przez różnych autorów równania empiryczne do szacowania emisji CO₂ z odwodnionych torfowisk (dane szczegółowe źródłowych publikacji znajdują się w pracy Oleszczuka 2012):

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

Szczególnie interesujące są równania wykorzystujące głębokość zwierciadła wody gruntowej (głębokość odwodnienia torfowiska), gdyż parametr ten – w przeciwieństwie do temperatury i wilgotności gleby – w praktyce ochrony przyrody jest często mierzony. Równanie Augustina musi jednak zawierać błąd, gdyż daje absurdalne wyniki. Sensowne, przynajmniej co do rzędu wielkości, wyniki daje natomiast model Rengera i in.:



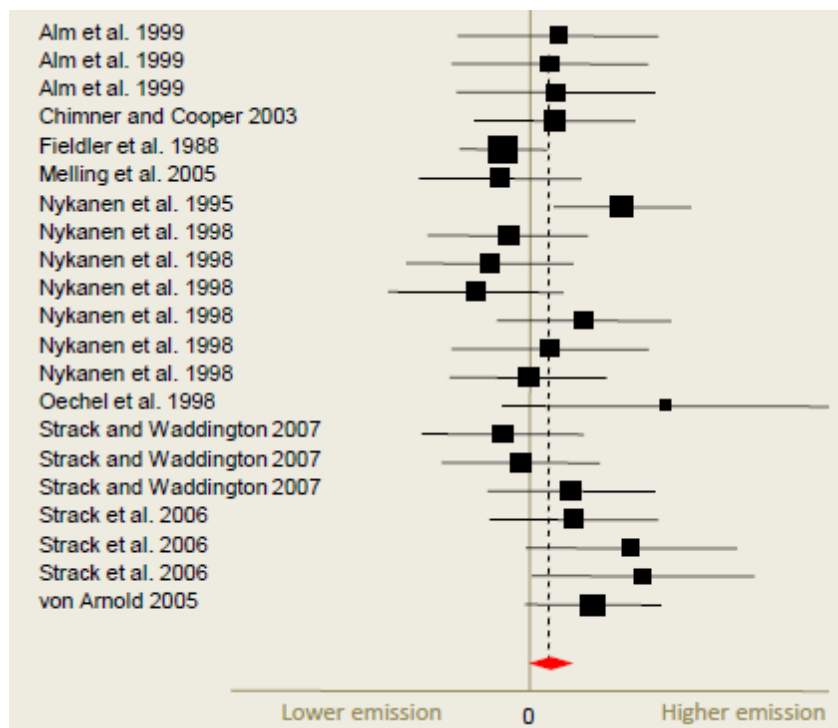
Pomiary emisji dwutlenku węgla przeprowadzone w warunkach naturalnych przy użyciu różnych metod pomiarowych wykazały, że skala tego procesu zależy od wielu czynników: warunków klimatycznych, rodzaju torfowisk (niskie lub wysokie), stopnia zaawansowania procesu murszenia, sposobu użytkowania (gleby orne lub użytki zielone), położenia zwierciadła wody oraz faktu czy gleby te są nawożone i wapnowane. Torfowiska wysokie emitują zwykle CO₂ w przedziale od około 9 do około 20 t/ha/rok. W przypadku torfowisk niskich zaobserwowano znacznie większe zróżnicowanie, które wynosi od około 6 do nawet 92 t/ha/rok. Szacowane wartości emisji CO₂ z torfowisk są jednak znacznie zróżnicowane. Nie ma wystarczających

danych, by to zróżnicowanie wyjaśnić. W szczególności, **nie ma wystarczających danych do powiązania wartości emisji z typem ekohydrologicznym torfowiska.**

Wyraźnie rysuje się jednak zależność emisji dwutlenku węgla od stanu zachowania torfowisk. Dobrze zachowane torfowiska cechują się akumulacją CO₂. Im bardziej odwodnione i zdegradowane torfowisko, tym emisja z niego większa.

Przykładowo, Oleszczuk (2012) podaje za literaturą: 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 i Rizeba cyt. za Oleszczuk 2012). Jednak dalsze obniżanie zwierciadła wody i w konsekwencji przesuszanie wierzchnich warstw gleb torfowych prowadzi do ograniczenia emisji dwutlenku węgla. 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 (Bergelund i in. 2007 cyt. za Oleszczuk 2012). 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.

W ramach serii Environmental Evidence (przeglądowe analizy literatury naukowej na temat rozmaitych zagadnień środowiskowych), w 2009 r. wykonano m. in. przegląd dotyczący emisji gazów cieplarnianych od uwilgotnienia torfowisk (Bussell i in. 2010). Wyniki wskazują, że odwodnione torfowiska rzeczywiście emitują więcej CO₂ niż torfowiska o naturalnym uwodnieniu. Średnia różnica wyniosła jednak tylko 0,5 t CO₂/ha rocznie. Niemal wszystkie dane dotyczą jednak porównań między torfowiskami aktualnie zachowanymi w stanie naturalnym i zdegradowanymi. Brak jest badań towarzyszących procesowi osuszania torfowisk, jak również bardzo nieliczne są prace towarzyszące procesowi wtórnego nawadniania (renaturyzacji torfowisk). Przegląd wyników różnych autorów (cyt. za Bussell i in. 2010) zestawionych w raporcie Environmental Evidence przedstawiał się następująco:



Zbliżona analiza w ramach Environmental Evidence w 2014 r. (Haddaway i in. 2014) doprowadziła do podobnych rezultatów.

Wzrost temperatury powoduje zwiększenie emisji CO₂ z odwodnionego torfowiska, nawet gdyby nie uwzględniać, że wzrost temperatury oznacza zwykle zarazem pogłębienie przesuszenia. W przypadku gdyby wzrost stężenia CO₂ w atmosferze prowadził do ocieplenia klimatu (nie jest to oczywiste w związku ze złożoną naturą zmian klimatycznych, prowadzących do zmian cyrkulacji atmosferycznej i prądów morskich, co może wywoływać trudno przewidywalne zmiany klimatów lokalnych, nie zawsze będące ociepleniem), to zależność ta tworzy mechanizm niebezpiecznego, dodatniego sprzężenia zwrotnego.

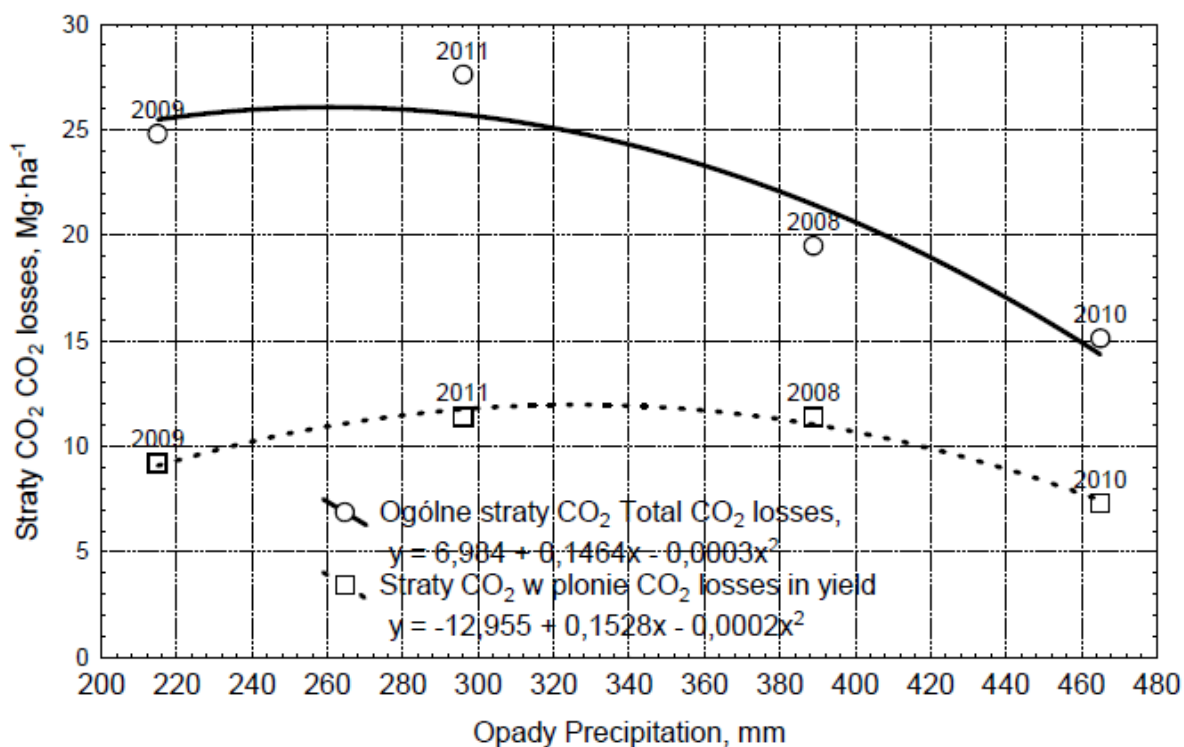
Polskie szacunki emisji CO₂ i bilansu węgla w torfowiskach.

Polskich badań nad emisją dwutlenku węgla oraz bilansem węgla w torfowiskach jest niewiele. Istniejące dane dotyczą raczej gleb torfowo-muszowych, tj. zdegradowanych i przesuszonych torfowisk, analizowanych jako gleby łąkowe i stąd ujmowanych wg „łąkarskiej” typologii.

Turbiak i Miatkowski (2011) na glebach torfowo-muszowych w dolinie Noteci, w tym pomechowskich, o różnym uwilgotnieniu (śr. głębokość wody 18-118 cm, warstwa muszowa 18-40 cm do gleby muszowatej) mierzyli emisję CO₂ metodą komór zamkniętych statycznych. Maksymalna emisja miała miejsce na średnio zmurszałych glebach kompleksu wilgotnego (30cm warstwa muszu), wynosząc 110 t/ha rocznie. Na kompleksie mokrym, posuszonym i okresowo suchym zanotowano odpowiednio emisje 66,8; 95,7; 66,5 t/ha rocznie. Letnie obniżenia poziomu

wody gruntowej na kompleksie mokrym i wilgotnym skutkowały znacznym wzrostem emisji. Przy pełnym nasyceniu profilu wodą następuje zatrzymanie dekompozycji torfu i związanej z nią emisji CO₂, ale w sezonie wegetacyjnym wciąż utrzymuje się aktywność respiracyjna korzeni roślin i mikroorganizmów glebowych na poziomie emisji ok. 39 t/ha rocznie. Są to bardzo wysokie wartości w porównaniu ze średnimi ze światowych danych literaturowych.

Turbiak (2012) badał pełen bilans węgla w ekosystemach łąkowych na odwodnionych glebach torfowo-murszowych. Na badanych powierzchniach w okresie wegetacyjnym roślinność łąkowa pobierała średnio 78,9 t/ha CO₂, natomiast emisja CO₂ z ekosystemu łąkowego wynosiła 90,8 t/ha CO₂. Oznacza to, że średnio w okresie wegetacyjnym straty węgla, wyrażone w ekwiwalencie CO₂, wynosiły 11,9 t/ha. Uwzględniając straty węgla związane ze zbiorem siana, sumaryczne średnie straty CO₂ wynosiły 21,8 t/ha. Oznacza to ubytek 5,9 t/ha węgla lub stratę 10,6 t/ha masy organicznej o zawartości 56% węgla. Analizując bilans węgla w poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego stwierdzono, że w okresie badań akumulacja węgla zachodziła tylko w maju i wynosiła średnio -0,6 t/ha. W pozostałych miesiącach stwierdzono straty węgla. Największe straty węgla, w formie CO₂, stwierdzono w kwietniu -2,8 t/ha, oraz w miesiącach letnich, tj. w sierpniu i lipcu, odpowiednio 2,40 i 2,27 t/ha. Analizując wpływ warunków meteorologicznych na straty węgla w ekosystemie łąkowym stwierdzono, że były one zależne głównie od wielkości opadów. Największe straty węgla stwierdzono w latach o niskich sumach opadów, tj. w 2009 i 2011 r., odpowiednio 24,8 i 27,6 t/ha CO₂, a najmniejsze w latach, w których sumy opadów wynosiły ponad 380 mm, tj. w 2008 i 2010 r. – odpowiednio 19,5 i 15,1 t/ha CO₂. Za mechanizm wyjaśniający to zjawisko, Autor uważa silniejszy rozwój systemów korzeniowych roślin – i w konsekwencji ich większą aktywność - w latach suchych, wymuszony koniecznością sięgania do głębiej położonej wody.



Turbiak (2014a) wykazał, że aktywność respiracyjna ekosystemu łąkowego na glebie torfowej jest najmniejsza przy pełnym wysyceniu wodą ($1,51\text{g/m}^2 \times \text{h}$), im niższy poziom wody tym wyższa. Turbiak (2013) szacował straty węgla z gleby murszowatej na średnio 17 t/ha rocznie, największe w okresach posusznych.

W przypadku polskich torfowisk użytkowanych łąkowo, Czaplak i Dembek (2000) na podstawie tempa mineralizacji oraz bezpośrednich pomiarów emisji dwutlenku węgla szacują uśrednioną wielkość emisji dwutlenku węgla do atmosfery. Zależy ona od stopnia zaawansowania procesu mineralizacji i uwilgotnienia torfu:

| Grupa | Powierzchnia (ha) | Ubytek materii organicznej | Ubytek węgla organicznego | Emisja CO ₂ do atmosfery |
|---------------------------|-------------------|----------------------------|---------------------------|-------------------------------------|
| | | t/rok | | |
| Łąki zmiennowilgotne MtI | 463 850 | 4 638 500 | 2 551 175 | 8 349 300 |
| Łąki świeże i suche MtII | 335 300 | 5 029 500 | 2 766 225 | 6 035 400 |
| Łąki świeże i suche MtIII | 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

Oleszczuk (2012) przytacza za Szymanowskim (1999) oszacowania emisji CO₂ z odwodnionych torfowisk w Dolinie Biebrzy, zależnie od stopnia ich zmurszenia:

| Stopień zaawansowania murszenia | Emisja CO ₂ t/ha rocznie | |
|---------------------------------|-------------------------------------|------------|
| | Bez nawodnień | Nawadniana |
| Mt I | 36,5 | 28,5 |
| Mt II | 36,5 | 28,5 |
| Mt III | 21,9 | 17,1 |

Węgiel wynoszony z wodą

Oprócz emisji i absorpcji dwutlenku węgla na torfowiskach, istotnym elementem bilansu węgla jest wynoszenie związków węgla z wodami wypływającymi z torfowisk. Zjawisko to obejmuje:

- wynoszenie tzw. cząsteczkowego węgla organicznego (= żywej i martwej materii organicznej, POC = particulate organic carbon),

- wynoszenie tzw. organicznego węgla rozpuszczonego (tzw. DOC – dissolved organic carbon),
- wynoszenie tzw. rozpuszczonego węgla nieorganicznego (jony węglanowe i wodorowęglanowe).

Wynoszony w ten sposób węgiel może być przekształcany w dwutlenek węgla i emitowany do atmosfery poza torfowiskiem.

Zagadnienia te są słabo poznane. Tymczasem, dla torfowisk alkalicznych mogą być szczególnie ważne, ponieważ wypływ wody z takich torfowisk jest zwykle szczególnie silny, a procesy biogeochemiczne z udziałem węglanów i wodorowęglanów są na tych torfowiskach szczególnie znaczące. Brak jest jednak wyników badań na ten temat, mimo że może to być bardzo ważne zjawisko.

Wytyczne Międzynarodowego Panelu Klimatycznego (IPCC 2013), w związku z brakiem danych na temat wynoszenia węgla ze zdegradowanych torfowisk, rekomendują uwzględnienie tego aspektu w bilansie węgla wyłącznie w zakresie rozpuszczonego węgla organicznego (DOC) i wyłącznie za pomocą bardzo zgrubnych współczynników: Zakłada się, że w strefie borealnej z naturalnych torfowisk jest wynoszone 0,08 t węgla/ha rocznie, a w strefie umiarkowanej 0,21 t/ha; a odwodnienie torfowisk zwiększa tę wartość o 60%, co po przeliczeniach daje równoważnik w tonach dwutlenku węgla/ha rocznie odpowiednio 0,44 t/ha i 1,14 t/ha.

W ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat, w wodach całej strefy umiarkowanej obserwuje się wzrostowy trend zawartości rozpuszczonego węgla organicznego DOC (Freeman 2004, Evans, Monteith, Cooper 2005), co sugeruje, że zachodząca w ten sposób emisja węgla z torfowisk zwiększa się. Istnieją różne hipotezy co do wyjaśnienia tego zjawiska i dalszego prognozowania: Freeman (2001, 2004) uważa że jest to wynik wzrostu aktywności enzymu peroksydazy fenolowej, spowodowanego wprost przez wzrost stężenia dwutlenku węgla w powietrzu, a w konsekwencji że mamy do czynienia z dodatnim sprzężeniem zwrotnym, które dodatkowo przyspieszy zmiany stężenia CO₂ i zmiany klimatyczne. Zdaniem tego autora, w ciągu 50 lat wskutek tego sprzężenia, emisja węgla z torfowisk może zrównać się z emisją ze spalania paliw kopalnych! Istnieją też hipotezy, że wzrost wymywania DOC jest skutkiem zachodzących zmian klimatu – ocieplenia, zwiększenia odpływu powierzchniowego, przesunięcia ciężaru opadów na półkocze letnie (za Freeman 2004, Evans, Monteith, Cooper 2005). Monteith i in. 2007 sugerują natomiast, że wzrost wynoszenia DOC jest reakcją ekosystemów na acidyfikację spowodowaną depozycją dwutlenku siarki z zanieczyszczeń powietrza, co oznacza, że proces ten możliwy jest do zahamowania.

Mimo braku danych na temat relacji między stanem torfowisk i ich uwodnieniem, a wynoszeniem z nich węgla w różnych formach z wypływającą z torfowisk wodą, **można oczekiwać, że wynoszenie to jest silniejsze z torfowisk zdegradowanych**, o zaburzonych warunkach wodnych. Aspekt ten może mieć kluczowe znaczenie dla bilansu węgla w torfowiskach, w tym szczególnie właśnie w torfowiskach soligenicznych. Do precyzyjnych oszacowań brak jest jednak danych. Jaszczynski, Urbaniak i Nawalny (2013) stwierdzili nad Biebrzą, że im większym stopniem zmuśnienia charakteryzuje się gleba torfowa, tym wyższe były stężenia rozpuszczonego węgla organicznego w wodzie z niej odpływającej. Przeglądowa analiza w ramach serii tzw. Environmental Evidence (Haddaway i in. 2014) nie ujawniła korelacji między

stanem torfowiska (w tym odwadnianiem i renaturyzacją torfowisk) a wymywaniem węgla rozpuszczonego.

Inne gazy cieplarniane

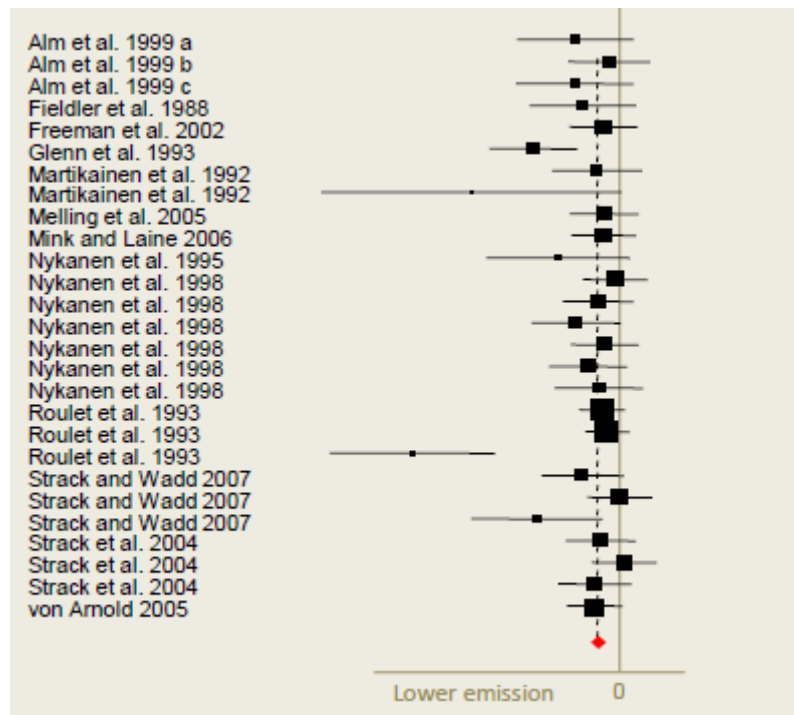
Gazem cieplarnianym jest nie tylko dwutlenek węgla, ale również metan i podtlenek azotu. Wpływ tych gazów na efekt cieplarniany odnosi się do wpływu dwutlenku węgla za pomocą współczynników równoważnikowych. Przykładowo taki współczynnik dla metanu na 100 lat szacuje się na ok. 20-25, a podtlenku azotu 280-320. To oznacza, że emisja 1 miliona ton metanu i N₂O da taki sam efekt cieplarniany jak odpowiednio 20-25 i 280-320 milionów ton dwutlenku węgla.

Torfowiska w stanie naturalnym (nie odwodnione) są emiterami metanu i emitują około 22% światowej ilości metanu do atmosfery. Ich odwodnienie powoduje przerwanie emisji tego gazu do atmosfery. Proces ten działa przeciwnie do emisji CO₂ i może – przynajmniej w pewnym stopniu – niwelować korzyści związane z akumulacją CO₂ przez naturalne torfowiska.

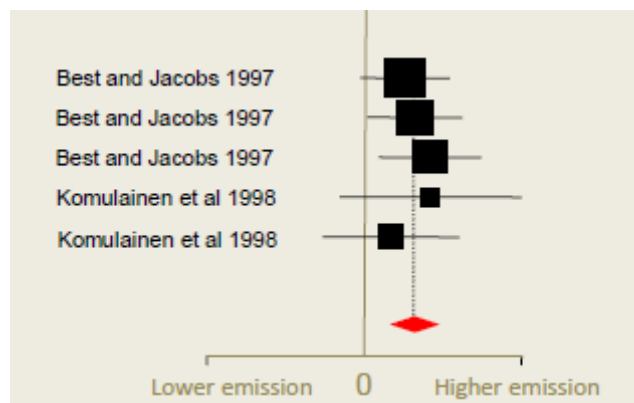
Na odwodnionych torfowiskach obserwuje się przypadki emisji metanu w okresie wiosennym po roztopach śniegu przy wysoko położonym zwierciadle wody gruntowej (ok. 20 cm pod powierzchnią) lub po intensywnych opadach atmosferycznych. Temperatura gleby, jej odczyn oraz uwilgotnienie to główne czynniki wpływające na wielkość emisji CH₄ do atmosfery (Oleszczuk 2012).

Wytyczne Międzynarodowego Panelu Klimatycznego (IPCC 2013), rekomendują na podstawowym poziomie przybliżenia, uwzględnienie tego aspektu w bilansie węgla i gazów cieplarnianych za pomocą standardowych współczynników emisji. Dla bagiennych łąk w strefie umiarkowanej proponowany jest współczynnik 39 kg metanu/ha rocznie, dla lasów na torfowiskach od 2 do 7 kg/ha rocznie, a na zupełnie odwodnionych torfowiskach użytkowanych jako grunty orne – 0. Najwyższa wartość – 143 kg/ha rocznie – dotyczy nie występujących w Polsce upraw ryżu. IPCC (2013) zaleca jednak dodawanie do w/w wartości emisji z rowów odwadniających, która może być bardzo wysoka - osiąga wartości od 217 kg/ha rocznie w rowach na wilgotnych łąkach i w lasach, po ok. 1200 kg/ha w rowach na bardzo silnie odwodnionych torfowiskach.

W ramach serii Environmental Evidence (przeglądowe analizy literatury naukowej na temat rozmaitych zagadnień środowiskowych), w 2009 r. wykonano m. in. przegląd dotyczący emisji gazów cieplarnianych od uwilgotnienia torfowisk (Bussell i in. 2010). Wyniki wskazują, że odwodnione torfowiska emitują istotnie mniej CH₄ niż torfowiska o naturalnym uwodnieniu. Przegląd wyników różnych autorów (cyt. za Bussell i in. 2010), porównujących torfowiska odwodnione do naturalnych, zestawionych w raporcie Environmental Evidence przedstawiał się następująco:



Analogiczna analiza pokazuje, że wtórne nawodnienie torfowisk powoduje wzrost emisji metanu:



Dane zestawione w cytowanej analizie Environmental Evidence sugerują, że zmniejszenie emisji metanu w związku z odwodnieniem torfowisk równoważy lub przewyższa zmniejszenie emisji dwutlenku węgla i podtlenku azotu.

Oleszczuk (2012) podaje za Stępniewską (2004, cyt. za Oleszczuk 2012), że 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 poziomowi wód gruntowych. Strefa intensywnej metanogenezy na tych terenach znajduje się poniżej poziomu wód gruntowych, na głębokości nie mniejszej niż 40-50 cm pod powierzchnią. Turbiak (2012) badał emisję metanu z torfowisk nad Biebrzą, a Turbiak i Jaszczyński (2011) nad Notecią i Biebrzą. Największa była emisja z torfowisk w pełni uwodnionych. W okresie

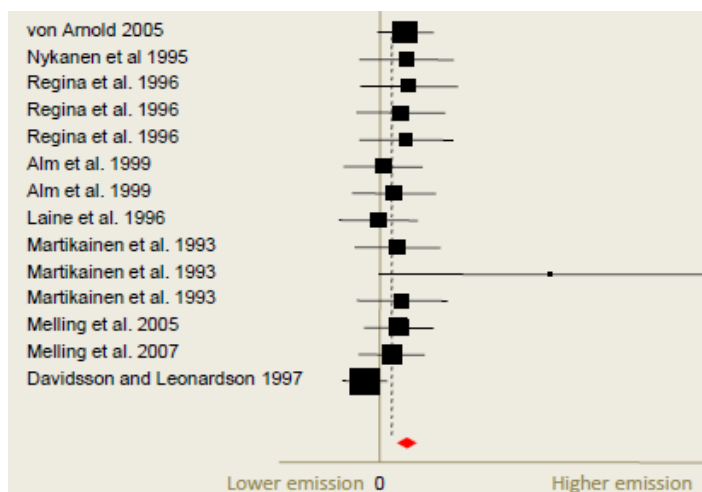
wegetacyjnym, w warunkach poziomu wody gruntowej utrzymywanego na głębokości 0, 25, 50 i 75 cm p.p.t., średnia emisja CH₄ wynosiła odpowiednio 386, 249, 175 i 120 kg/ha, a w drugiej serii badawczej - 502, 361, 198, 141 kg/ha. Warto zwrócić uwagę, że podawane wartości są o rząd wielkości wyższe, niż zalecane standardowe wartości wg IPCC (2013).

Wytyczne Międzynarodowego Panelu Klimatycznego (IPCC 2013), rekomendują na podstawowym poziomie przybliżenia, uwzględnienie tego aspektu w bilansie węgla i gazów cieplarnianych za pomocą standardowych współczynników emisji. Dla bagiennych łąk w strefie umiarkowanej proponowany jest współczynnik 39 kg metanu/ha rocznie

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 nitrifikacji i denitrifikacji, zawartości NO₃⁻, uwilgotnienia gleby, jej napowietrzenia, nawożenia azotowego, odczynu oraz temperatury gleby. Podtlenek azotu oddziałuje na efekt cieplarniany ok. 300 razy silniej, niż dwutlenek węgla.

Wytyczne Międzynarodowego Panelu Klimatycznego (IPCC 2013), rekomendują na podstawowym poziomie przybliżenia, uwzględnienie tego aspektu w bilansie węgla i gazów cieplarnianych za pomocą standardowych współczynników emisji. Przykładowo, dla lasów na odwodnionych torfowiskach w strefie umiarkowanej proponowany jest współczynnik 2,8 kg/ha rocznie, dla słabo odwodnionych łąk – 1,6 kg/ha, a dla silnie odwodnionych łąk na dawnych torfowiskach – od 4,3 do 8,2 kg/ha rocznie. W Polsce metodę tą – w poprzedniej jeszcze wersji z 2006 r. – stosowali do szacunków emisji N₂O z gleb województwa wielkopolskiego Nyckowski, Leśny i Olejnik (2012).

W ramach serii Environmental Evidence w 2009 r. wykonano m. in. przegląd dotyczący emisji gazów cieplarnianych od uwilgotnienia torfowisk (Bussell i in. 2010). Wyniki wskazują, że odwodnione torfowiska emitują istotnie więcej N₂O niż torfowiska o naturalnym uwodnieniu. Niemal wszystkie dane dotyczą jednak porównań między torfowiskami aktualnie zachowanymi w stanie naturalnym i zdegradowanymi. Brak jest badań towarzyszących procesowi osuszania torfowisk, jak również bardzo nieliczne są prace towarzyszące procesowi wtórnego nawadniania (renaturyzacji torfowisk). Przegląd wyników różnych autorów (cyt. za Bussell i in. 2010) zestawionych w raporcie Environmental Evidence przedstawiał się następująco:



Wg Oleszczuka (2012), odwodnione gleby torfowe w Europie emitują rocznie średnio od około 2 do 56 kg N₂O/ha w krajach europejskich. W warunkach polowych zaobserwowano bardzo dużą zmienność emisji N₂O nawet w skali pojedynczej rozpatrywanej kwatery na torfowisku wykorzystywanym łąkowo, gdzie wartość współczynnika zmienności waha się w granicach od 170 do 500%. Wielkość emisji podtlenku azotu jest mniejsza w przypadku torfowisk wysokich z racji niższych wartości odczynu (pH) oraz zawartości azotu w porównaniu z torfowiskami niskimi.

Turbiak i in. (2011) przytaczają wyniki europejskich badań zjawiska: emisja N₂O w Polsce ma kształtować się na poziomie 4,4 kg/ha rocznie. W Finlandii określili emisję N₂O w ciągu całego roku na 18,4 kg, przy czym w okresie wegetacyjnym emitowane było 11,4 kg/ha. W Holandii określono emisję N₂O z torfowiska użytkowanego kośnie w warunkach wysokiego (0,3 m) i niskiego (0,5 m) poziomu wody gruntowej odpowiednio na 14,0 i 28,0 kg/ha. W Finlandii na użytkowanym kośnie torfowisku stwierdzono mniejszą emisję: 4,3 kg/ha, a w innych badaniach fińskich od 5,0 do 6,4 kg/ha.

Turbiak i in. (2011) na torfowisku Kuwasy w dolinie Biebrzy stwierdzili, że w okresie od sierpnia do października, emisja N₂O z gleby torfowo-murszowej na łąkach na torfowisku Kuwasy w dolinie Biebrzy w wariancie z poziomem wody gruntowej 0 cm, wynosiła 10,5 kg/ha, a w wariantach ze zwierciadłem wody gruntowej utrzymywanym na głębokości 25, 50 i 75 cm odpowiednio 11,4, 27,4 i 36,9 kg/ha. Należy pamiętać, że są to średnie dla okresu wegetacyjnego, a nie średnie dla całego roku. Są to jednak wartości wyższe od średnich europejskich. Zdaniem autorów, wielkość emisji zależy przede wszystkim od panujących w ekosystemie warunków wodnych – jest silniejsza z torfowisk odwodnionych. Zwracają oni jednak uwagę, że w warunkach długotrwałego podtopienia terenu, np. w wyniku powodzi lub podczas rewitalizacji torfowisk, może okresowo dochodzić do dużej emisji N₂O, w związku z procesami biogeochemicznymi blokującymi aktywność enzymu glebowego – reductazy podtlenku azotu.

Niestabilność i nieliniowość oszacowań

Powyższy przegląd pokazuje, że istniejące oszacowania roli torfowisk w bilansach gazów cieplarnianych i węgla, przedstawiane przez różnych autorów, znacznie się różnią, nawet co do rzędów wielkości. Istnieją przesłanki, że biogeochemiczny system torfowiska nie jest układem liniowym, tj. że emisje i pochłanianie gazów cieplarnianych nie są prostą funkcją warunków fizycznych i ew. typu torfowiska, ale że mogą zależeć np. od aktywności enzymatycznej w torfie, włączanej i wyłączanej przy określonych warunkach progowych (por. Freeman, Ostle, Kang 2001, Turbiak i in. 2011). Procesy te mogą zależeć także od drobnych elementów budowy torfowiska, nie ujmowanych w typowym modelu akrotelm – katotelm (Holden 2005), przy czym mogą występować silne, lokalne, a nie rozpoznane dotychczas sprzężenia zwrotne między warunkami wodnymi, strukturą torfowiska, aktywnością enzymatyczną i procesami wpływającymi na emisję i pochłanianie gazów cieplarnianych.

W rezultacie, nie jest wcale pewne, czy próby modelowania bilansu gazów cieplarnianych w torfowiskach i szacowania „średnich współczynników emisji” są w ogóle prawidłowe metodycznie.

Wycena usług ekosystemowych związanych z magazynowaniem węgla i ich utraty związanej z emisją gazów cieplarnianych

Jeżeli założyć, że potrafimy poznać bilans węgla w naturalnym lub zdegradowanym torfowisku, pojawia się pokusa by spróbować oszacować pieniężną wartość usługi ekosystemowej polegającej na magazynowaniu węgla, albo też pieniężną wartość strat związanych z utratą tej usługi ekosystemowej przez zdegradowane torfowisko.

Pozornie jest to proste. Istnieje europejski rynek uprawnień do emisji CO₂. Znana jest więc „cena” emisji tony dwutlenku węgla, jak również znane są przeliczniki umożliwiające przeliczenie emisji innych gazów cieplarnianych na równoważną ilość dwutlenku węgla. Wg stanu na lipiec 2014 r. (KOBiZE 2014), średnia cena uprawnień do emisji 1 tony CO₂ (tzw. EUA) wynosiła ok. €6. Szacując bardzo zgrubnie i ambitnie, utrzymanie przeciętnego torfowiska alkalicznego w postaci naturalnej, nieodwodnionej, wiążąc się z uniknięciem emisji ok. 10 t CO₂/ha rocznie, przynosiłoby korzyść ok. € 60 rocznie. Jest to raczej górna granica takiego oszacowania. Gdyby różnica w emisji CO₂ między naturalnym a odwodnionym torfowiskiem wynosiła raczej 0,5 tony /ha rocznie, korzyść ta byłaby wyceniona na zaniebdywalną sumę € 3 / ha.

W rzeczywistości jednak cena EUA nie wyraża dobrze wartości usług ekosystemowych związanych z zapobieganiem wzrostowi emisji dwutlenku węgla i innych gazów cieplarnianych. Rzeczywista wartość tych usług powinna być raczej szacowana jako odpowiednik wartości strat powodowanych przez zmiany klimatyczne, przypadająca na tonę wyemitowanego CO₂. Do takiej kalkulacji nie ma jednak – i najprawdopodobniej nigdy nie będzie – dostatecznie realistycznych danych.

WNIOSKI

Wnioski wyciągane na świecie i w Europie

Mimo znacznych rozbieżności w oszacowaniach, dość powszechna jest zgoda, że zniekształcanie – a w szczególności przesuszenie i degradacja torfowisk – wpływa negatywnie na bilans węgla, powodując wzrost emisji gazów cieplarnianych. Co prawda, degradacja torfowisk ogranicza zachodzący w nich proces metagenezy i emisji metanu, co najmniej niektóre wyniki badań sugerują jednak, że – w przypadku degeneracji torfowisk i murszenia złoża torfowego – wzrost emisji CO₂, N₂O oraz wzrost wynoszenia węgla z wodami przeważają nad ograniczeniem emisji metanu. Dlatego ochrona i zachowanie naturalnych torfowisk są wskazywane jako istotny element ograniczania zmian klimatycznych. Co prawda, zestawienie Bussell i in. 2010 dostarcza przeciwnych wniosków.

Jako element ograniczania zmian klimatycznych wskazuje się także odtwarzanie, renaturyzację torfowisk – najczęściej polegającą na ich ponownym nawadnianiu. W tym przypadku efekt klimatyczny nie jest jednak oczywisty. Istniejące dowody, że torfowiska dobrze uwodnione są korzystniejsze z punktu widzenia bilansu gazów cieplarnianych, niż torfowiska odwodnione, dotyczą w zdecydowanej większości porównywania zdegradowanych w różnym stopniu torfowisk. **Nie wynika z nich wcale, że wystarczy zdegradowane torfowisko nawodnić, by poprawić bilans gazów cieplarnianych.** Rzeczywistych analiz skutków ponownego nawadniania torfowisk dla bilansu gazów cieplarnianych jest bardzo niewiele (Strack 2008, Bussell i in. 2010, Beyer i Höper 2014 i lit. tam cyt.), a ich wyniki nie są oczywiste. Renaturyzacja torfowisk może przynieść korzystne efekty dla bilansu gazów cieplarnianych raczej w długiej perspektywie czasowej odtwarzając proces torfotwórczy (Schumann i Joosten 2008). Prawidłowa renaturyzacja torfowisk ma prawdopodobnie potencjał poprawy bilansu gazów cieplarnianych, ale zagadnienie to nie jest bynajmniej oczywiste (Worall i in. 2010)

Zalecenia dotyczące ograniczania zmian klimatycznych przez ochronę, odtwarzanie (rehabilitację) i zrównoważone użytkowanie torfowisk zebrali Joosten, Tapio-Biso i Tol (2012) w podręczniku opublikowanym przez organizację Wetlands International. Ich głównym przesłaniem jest, że mokre torfowiska powinny być utrzymane mokre, a przesuszone torfowiska powinny być ponownie nawodnione. Autorzy podają także przykłady korzyści gospodarczych i społecznych, uzyskiwanych na torfowiskach utrzymywanych w stanie bagiennym, lub też wtórnie zabagnianych.

Na bazie przekonania o roli torfowisk w światowej sekwestracji węgla, rozwijane są modele gospodarczego wykorzystywania torfowisk zachowującego ich uwodnienie – tzw. paludikultury, zakładającej pozyskiwanie i wykorzystywanie tej części biomasy, która nie jest niezbędna do procesu torfotwórczego. Przykładami mogą być próby uprawy torfowców dla przemysłu ogrodniczego, pozyskiwanie i wykorzystywanie biomasy bagiennej do produkcji materiałów izolacyjnych, czy też bagienne leśnictwo olszowe. Modele te stanowią atrakcyjny kompromis między ochroną torfowisk a ich gospodarczym wykorzystaniem, ich rzeczywisty wpływ na procesy akumulacji i uwalniania gazów cieplarnianych nie jest jednak dobrze rozpoznany. Ponadto, takie wykorzystanie torfowisk może silnie je przekształcać i negatywnie

wpływać na torfowiskową różnorodność biologiczną: nawet jeżeli zalesianie torfowisk soligenicznych olszą przyczyniłoby się do większej akumulacji węgla na tych torfowiskach, to nie jest to jednak sposób zagospodarowania, który należałoby rekomendować.

W literaturze spotykane są nawet propozycje „geoinżynierii torfowiskowej”, mającej zoptymalizować wpływ torfowisk na klimat, a obejmującej wprowadzanie genetycznie zmodyfikowanych torfowców, nawożenie torfowisk siarczanem amonu, czy wbijanie w torfowisko drewnianych pali, które miałyby docelowo pozostać w nim jako zakumulowany zasób węgla (Freeman, Fenner i Shirs at 2012).

Wnioski z niniejszej analizy

1. Istnieją przekonujące argumenty, że z punktu widzenia ograniczania zmian klimatycznych przez ograniczenie emisji gazów cieplarnianych, istotna jest ochrona i zachowanie w dobrym stanie naturalnych torfowisk. Ilościowa rola torfowisk w bilansie gazów cieplarnianych jest niemal na pewno znacząca. Jednak, wiarygodne oszacowanie ilościowe tej roli nie wydaje się możliwe, ze względu na złożoność mechanizmów biogeochemii węgla w torfowiskach, indywidualność różnych obiektów torfowiskowych oraz niedoskonałość istniejących metod pomiaru.
2. Być może odtwarzanie bagiennych warunków wodnych na torfowiskach jest sumarycznie korzystne z punktu widzenia ograniczania emisji gazów cieplarnianych. Jednak, na rzeczywistych obiektach torfowiskowych, mogą wskutek odtworzenia warunków wystąpić różne efekty, ze wzrostem emisji gazów cieplarnianych łącznie.
3. Nie ma danych, które umożliwiłyby formułowanie specyficznych wniosków w przedmiotowym zakresie dla alkalicznych torfowisk soligenicznych, czyli dla siedliska przyrodniczego 7230, tzn. na obecnym stanie wiedzy nie ma przesłanek, by pod względem roli w bilansie gazów cieplarnianych torfowiska te wyróżnić spośród innych typów torfowisk.
4. Postulowany niekiedy – nawet na obszarach chronionych – „kompromis” między ochroną torfowisk a umożliwieniem ich rolniczego użytkowania jako użytków zielonych (takie użytkowanie jest w wielu przypadkach warunkiem zachowania różnorodności biologicznej), w którym – biorąc pod uwagę możliwości pracy typowego sprzętu rolniczego – sugeruje się utrzymywanie poziomu wody na ok. 30 cm ppt., z okresowym obniżaniem w okresie sianokosów do 80 cm ppt.) jest akurat reżimem wodnym maksymalizującym emisję gazów cieplarnianych z torfowisk. Jeżeli chcąc chronić złoża torfowe i wykorzystywać torfowiska do akumulacji węgla, a równocześnie chcąc dla zachowania różnorodności biologicznej półnaturalnych ekosystemów kosić roślinność na nich, to model taki musiałby być realizowany jako specyficzne „rolnictwo bagienne”: z dostosowaniem technik rolniczych i sprzętu do warunków wodnych, a nie odwrotnie.
5. Próby pieniężnej wyceny wartości usługi ekologicznej polegającej na akumulacji węgla w konkretnym torfowisku nie mają i najprawdopodobniej nie będą mieć racjonalnych podstaw. Na obecnym poziomie wiedzy wiemy już, że mechanizmy biogeochemii węgla w torfowisku są złożone i nieliniowe; w szczególności mogą funkcjonować na zasadzie „przełączeń” pomiędzy różnymi procesami po przekroczeniu warunków progowych, mogą w nich także występować dodatnie i ujemne sprzężenia

zwrotne. Oznacza to, że szacowanie bilansu węgla w torfowiskach na podstawie uśrednionych, standardowych wartości dla określonych typów torfowisk i dla zadanych warunków abiotycznych, choć może nadawać się do oszacowania globalnych emisji, nie jest i nie będzie poprawne dla indywidualnego, konkretnego torfowiska. Nawet gdybyśmy te mechanizmy w pełni poznali, to uzyskanie danych wejściowych do wiarygodnego oszacowania emisji gazów cieplarnianych dla konkretnego torfowiska jest i pozostanie droższe, niż wynik wyceny, tj. pieniężna wartość emisji lub pochłaniania gazów cieplarnianych, jakkolwiek by ją szacować.

6. **Próby kierowania się próbami takiej wyceny przy podejmowaniu decyzji co do sposobu ochrony torfowisk byłyby w dodatku bardzo ryzykowne.** Wprawdzie na wysokim poziomie ogólności zachowanie naturalnych torfowisk jest zbieżne z zachowaniem roli torfowisk jako miejsc akumulacji węgla, ale bardziej szczegółowe, „geoinżynierskie” próby maksymalizacji wychwytu gazów cieplarnianych przez torfowiska mogą być destrukcyjne dla ekosystemów torfowiskowych i ich różnorodności biologicznej.

Literatura

- Artz, R., Chapman, S., Donnelly, D. and Mathews R. 2012. Potential Abatement from Peatland Restoration. Research Summary. Climate Exchange.
- Aurela, M., Riutta, T., Laurila, T., Tuovinen, J-P., Vesala, T., Tuittila, E-S., Rinne, J., Haapanala, S., Laine, J. 2007. CO₂ exchange of a sedge fen in southern Finland - the impact of a drought period. *Tellus B* 59: 826-837.
- 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.
- Beyer C, Höper H. 2014. Greenhouse gas emissions from rewetted bog peat extraction sites and a *Sphagnum* cultivation site in Northwest Germany. *Biogeosciences Discuss.*, 11, 4493–4530.
- Blodau C., Siems M., Beer J. 2011. Experimental Burial Inhibits Methanogenesis and Anaerobic Decomposition in Water-Saturated Peats. *Environ. Sci. Technol.*, 2011, 45(23): 9984–9989.
- Brandyk T., Szatyłowicz J., Oleszuk R., Gnatowski T. 2003. Water-related physical attributes of organic soils. In: *Organic soils and peat materials for sustainable agriculture*. L.E. Parent, P. Iłucki (Eds), CRC Press, Boca Raton: 33-66.
- Bussell, J., Jones, D.L., Healey, J.R. & Pullin, A.S. 2010. How do draining and re-wetting affect Carbon stores and greenhouse gas fluxes in peatland soils? *Environmental Evidence CEE* 08-012.
- Byrne K.A., Chojnicki B., Christensen T.R., Drösler M., Freibauer A., Friberg T., Frohking 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.
- Charman D. J., Beilman D.W., Blaauw M., Booth R. K., Brewer S., Chambers S. F. M., Christen J. A., Gallego-Sala A., Harrison S. P., Hughes P. D. M., Jackson S. T., Korhola A., Mauquoy D., Mitchell F. J. G., Prentice I. C., van der Linden M., De Vleeschouwer F., Yu Z. C., Alm J., Bauer I. E., Corish Y. M. C., Garneau M., Hohl V., Huang Y., Karofeld E., Le Roux G., Loise J., Moschen R., Nichols J. E., Nieminen T. M., MacDonald G. M., Phadtare N. R., Rausch N., Sillasoo U., Swindles G. T., Tuittila E-S, Ukonmaanaho L., Valiranta M., van Bellen S., van Geel B., Vitt D. H., Zhao Y. 2013. Climate-related changes in peatland carbon accumulation during the last millennium. *Biogeosciences*, 10, 929–944.
- Couwenberg J. 2009. Emission factors for managed peat soils (organic soils, histosols) An analysis of IPCC default values. *Wetlands International*.
- Czaplak I., Dembek W. 2000. Torfowiska Polski jako źródła emisji dwutlenku węgla. *Zeszyty Edukacyjne IMUZ* 6: 61-71.
- Evans C. D., Monteith D.T., Cooper D.M. 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution* 137, 1: 55–71

- Fenner N., Freeman C. 2011. Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience* 4: 895–900
- Freeman C., Fenner N., Shirsat A. H. 2012. Peatland geoengineering: an alternative approach to terrestrial carbon sequestration. *Phil. Trans. R. Soc. A* 2012 370.
- Freeman C., Fenner N., Ostle N. J., Kang H., Dowrick D. J., Reynolds B., Lock A. A., Sleep D., Hughes S., Hudson J. 2004. Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. *Nature* 430, 195-198.
- Freeman C., Ostle N., Kang H. 2001. An enzymic 'latch' on a global carbon store. *Nature* 409: 149.
- Freeman C., Evans D., Monteith D. T., Reynolds B., Fenner N. 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature* 412: 785
- Haddaway N. R., Burden A., Evans C. D., Healey J. R., Jones D. L., Dalrymple S. E., Pullin A. S. 2014. Evaluating effects of land management on greenhouse gas fluxes and carbon balances in boreo-temperate lowland peatland systems. *Environmental Evidence* 2014, 3:5.
- Holden J. 2005. Peatland hydrology and carbon release: why small-scale processes matters. *Phil. Trans. R. Soc. A* 2005 363.
- Holmgreen et al. 2011. PeatImpact. Greenhouse gas calculation methodologies for fuels based on peat and peat grown biomass. Service contract to improve understanding of greenhouse gas impacts of using peat or peat grown biomass for transport fuels or other types of energy. Contract no 070307/2009/546431/SER/C3 - Final report.
- Ilnicki P., Iwaszyniec 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 (Red.), Wydawnictwo AR Poznań, s. 19-57.
- IPCC (2006) 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme (eds. Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K). IGES, Japan.
- IPCC 2014, 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraiishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). Published: IPCC, Switzerland
- Janssens, I. A., Freibauer, A., Schlamadinger, B., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A. J., Heimann, M., Nabuurs, G.-J., Smith, P., Valentini, R., Schulze, E.-D. 2005. The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. *Biogeosciences* 2: 15-26.
- Jaszczyński J., Urbaniak M., Nawalny P. 2013. Wpływ stopnia zmuszenia gleb torfowych na wzbogacanie wody gruntowej w związku azotu, fosforu i RWO. *Woda--Środowisko--Obszary Wiejskie*. 13, 3(43): 63–77.
- Joosten 2010. The Global Peatland CO₂ Picture. Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world. Wetlands International.
- Joosten H., Tapio-Biström M. L., Tol S. 2012. Peatlands - guidance for climate change mitigation through conservation, rehabilitation and sustainable use. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Wetlands International.

- Jurczuk S. 2012. Emisja dwutlenku węgla ze zmeliorowanych gleb organicznych w Polsce. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 12, 3(39): 63-76.
- Klinkowska A. 2008. Restoration of severely degraded fens: ecological feasibility, opportunities and constraints. PhD thesis, University of Antwerp.
- KOBIZE 2014. Raport z rynku CO₂. Lipiec 2014 r. Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami, 9 str.
- Lindroth, A., Lund, M., Nilsson, M., Aurela, M., Christensen, T.R., Laurila, T., Rinne, J., Riutta, T., Sagerfors, J., Ström, L., Tuovinen, J.-P. 2007. Environmental controls on the CO₂ exchange in north European mires. *Tellus B* 59: 812–825.
- Madsen K., Ebmeier S. 2012. Peatlands and climate change. Scottish Parliament Information Centre Briefing.
- Monteith D. T., Stoddard J. L., Evans C. D., de Wit H. A., Forsius M., Högåsen T., Wilander A., Skjelkvåle B. L., Jeffries D. S., Vuorenmaa J., Keller B., Kopáček J., Vesely J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450, 537-540.
- Nyckowiak J., Leśny J., Olejnik J. 2012. Ocena bezpośredniej emisji N₂O z gleb użytkowanych rolniczo województwa wielkopolskiego w latach 1960–2009 według metodologii IPCC. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 12. Z. 4(40) s. 203–215.
- Nykänen H., Alm J., Lang 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.
- Oleszczuk R. 2006. Analysis of shrinkage process of raised bog peat. *Polish J. Environ. Stud.* 15(5d): 86-89.
- Oleszczuk R. 2012. Wielkość emisji gazów cieplarnianych i sposoby jej ograniczania z torfowisk użytkowanych rolniczo.. W: *Wybrane problemy ochrony mokradeł. Współczesne problemy kształtowania i ochrony środowiska, Monografie 3.*
- 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 torfowomuszowych. *Wiad. IMUZ* 16(3): 37-56.
- Păcurar I., Clapa D., Șandor M., Sână S., Șotropa A., Dunca M., Buta M. 2010. Research on CO₂ Emissions from Peat Bog "Valea Morii", Cluj County. *ProEnvironment Promediu* 3, 6: 375.
- Schumann M., Joosten H. 2008. *Global Peatland Restoration Manual*. Institute of Botany and Landscape Ecology, Greifswald University, Germany.
- Strack M. (ed.) 2008. *Peatlands and Climate Change*. International Peat Society.

- Turbiak J. 2012. Bilans węgla w ekosystemie łąkowym na średnio zmurszałej glebie torfowo-murszowej. *Woda – Środowisko - Obszary Wiejskie* 12,4(40): 281-294.
- Turbiak J. 2012. Methane emission from peat-muck soil in the Biebrza river valley in relation to ground water level and fertilisation. *J. Water Land Dev.* 17: 77-82.
- Turbiak 2013. Ocena ubytku masy organicznej w glebie murszowatej na podstawie pomiarów strumienia emisji dwutlenku węgla. *Woda – Środowisko - Obszary Wiejskie* 13,2(42): 147-159.
- Turbiak J. 2014. Ocena wpływu poziomu wody gruntowej na wartość wymiany CO₂ między ekosystemem łąkowym a atmosferą w warunkach doświadczenia lizymetrycznego. *Woda – Środowisko - Obszary Wiejskie* 14,2(46): 115-125
- Turbiak J. 2014. Wpływ intensywności użytkowania łąki na glebie torfowo-murszowej na wielkość strumienia CO₂ i jego bilans w warunkach doświadczenia lizymetrycznego. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 14. Z. 2(46) s. 127–140.*
- Turbiak J., Jaszczyński 2011. Emisja metanu z gleb torfowo-murszowych w zależności od poziomu wody gruntowej. *Woda – Środowisko - Obszary Wiejskie* 11, 4(36): 229-238.
- Turbiak J., Miatkowski Z., Chrzanowski S., Gąsiewska A., Burczyk P. 2011. Emisja podtlenku azotu z gleby torfowo-murszowej w dolinie Biebrzy w zależności od warunków wodnych. *Woda – Środowisko - Obszary Wiejskie* 11, 4(36): 239-245.
- Turbiak J., Miatkowski Z. 2010. Emisja CO₂ z gleb pobagiennych w zależności od warunków wodnych siedlisk. *Woda – Środowisko - Obszary Wiejskie* 10, 1(29): 201-210.
- Turbiak J., Miatkowski Z. 2011. Wpływ warunków wodnych i intensywności użytkowania na bilans węgla w glebach pobagiennych. *Nauka, Przyroda, Technologie* 5, 5: 1-9.
- Worrall F., Chapman P., Holden J., Evans C., Artz R., Smith P., Grayson R. 2010. Climate Change Mitigation & Adaptation Potential. Draft scientific review. IUCN UK Peatland Programme's Commission of Inquiry into Peatland Restoration.