Kluczowa rola poziomu wód gruntowych w ograniczaniu emisji gazów cieplarnianych z użytkowanych gleb organicznych będących osuszonymi torfowiskami

Opracowanie:

Mariusz Lamentowicz[1], Bogdan Chojnicki[2]

[1] *Pracownia Ekologii Zmian Klimatu, Wydział Nauk Geograficznych i Geologicznych, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań, Bogumiła Krygowskiego 10, 61-680 Poznań*
[2] *Pracownia Bioklimatologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94B, 60-649 Poznań*

Warszawa, 2025

Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Słowicza 32; 02-170 Warszawa
tel.: 22 37 50 525, fax: 22 37 50 501
e-mail: sekretariat@ios.edu.pl

Sfinansowano ze środków NARODOWEGO FUNDUSZU OCHRONY ŚRODOWISKA i GOSPODARKI WODNEJ

Niniejszy materiał został sfinansowany ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Za jego treść odpowiada wyłącznie Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy.

Spis treści

1 WPROWADZENIE 3

2 TORFOWISKA, TORF I TEMPO AKUMULACJI TORFU 6

3 OSIADANIE TORFOWISK 8

4 DŁUGOTERMINOWE PODSTAWY EKOHYDROLOGICZNE I PROGI KRYTYCZNE 11

5 EMISJE GHG Z TORFOWISK VS POZIOM WODY – POMIARY I REDUKCJE EMISJI 15

6 REKOMENDACJE 23

7 PODSUMOWANIE 26

8 LITERATURA 28

1 Wprowadzenie

Większość ekosystemów na Ziemi pozostaje pod silnym wpływem działalności człowieka – zarówno tej współczesnej, jak i prowadzonej w przeszłości. Lokalne ingerencje, takie jak osuszanie, intensywne użytkowanie rolnicze czy zanieczyszczenia, w długiej perspektywie kumulują się i przenoszą na poziom globalny, oddziałując na klimat i cykle biogeochemiczne (Steffen et al., 2018). Skala antropopresji była tak znacząca, że uzasadniła propozycję wyodrębnienia nowej epoki geologicznej – antropocenu – którego ślady zapisane są w osadach, torfie czy rdzeniach lodowych (Summerhayes et al., 2024). Współcześnie działalność człowieka silnie kształtuje globalny obieg węgla, dynamikę bioróżnorodności oraz tempo wymierania gatunków.

Torfowiska stanowią jeden z najważniejszych lądowych ekosystemów i magazynów węgla. Zajmują rozległe obszary półkuli północnej, szczególnie w Syberii Zachodniej, Kanadzie i Europie, gdzie wciąż można znaleźć fragmenty stosunkowo bliskie stanowi naturalnemu (Rydin & Jeglum, 2013). Jednocześnie są one wyjątkowo wrażliwe na zmiany stosunków wodnych. Najgroźniejsze skutki powoduje obniżenie zwierciadła wód gruntowych, będące następstwem melioracji i eksploatacji torfu (Doelman et al., 2023). Zabiegi te miały przygotować torfowiska do celów gospodarczych – zalesiania, uprawy czy wydobycia – lecz w praktyce doprowadziły w wielu miejscach do nieodwracalnej degradacji (Loisel & Gallego-Sala, 2022). Przez ostatnie trzy stulecia w Europie, zwłaszcza zachodniej, ogromne połacie torfowisk uległy systematycznemu osuszaniu i fragmentacji, co poważnie zaburzyło ich funkcje ekologiczne i klimatyczne oraz ograniczyło bioróżnorodność, jednocześnie nasilając emisję węgla do atmosfery (Lamentowicz et al., 2021) w konsekwencji, torfowiska w Europie to nieliczne żywe torfowiska i duże obszary użytkowanych gleb organicznych będących osuszonymi torfowiskami.

Na terenach rolniczych konsekwencje te są szczególnie dotkliwe. Zdegradowane torfowiska tracą zdolność zatrzymywania wody, stabilizowania mikroklimatu i przeciwdziałania suszom glebowym, a przy tym zwiększają podatność na pożary (Biancalani & Avagyan, 2014). Już w średniowieczu dodatkowym obciążeniem było pylenie z odlesionych gleb, które negatywnie wpływało na funkcjonowanie ekosystemów bagiennych (De Vleeschouwer et al., 2009). W efekcie większość torfowisk europejskich utraciła charakter ekosystemów pierwotnych, a wtórna sukcesja w wielu przypadkach doprowadziła do stanu silnie zdegradowanego, pozbawionego dawnych zbiorowisk roślinnych (Michael Succow Stiftung, 2023).

Mimo to część torfowisk zachowała strukturę i bioróżnorodność zbliżoną do naturalnej. Przetrwały w nich także ślady dawnej różnorodności genetycznej, obecne zarówno w makroszczątkach roślin, jak i w zespołach mikroorganizmów (Słowińska et al., 2022). Pełnią one dziś funkcję refugiów –

analogicznych do roli, jaką dla lasów odgrywa Puszcza Białowieska – i są niezwykle cenne w zdegradowanym krajobrazie Europy (Chylarecki et al., 2020).

Skuteczna ochrona i zarządzanie torfowiskami wymagają spojrzenia w perspektywie długich skali czasowych w kontekście eksperymentów i monitoringu (Lamentowicz et al., 2016). Badania pokazują, że eksploatacja zasobów, zanieczyszczenia i zmiany klimatyczne od dawna wpływały na ich dynamikę (Bąk et al., 2025). Kluczowe znaczenie ma skład gatunkowy, w szczególności gatunków torfotwórczych – inżynierów ekosystemu odpowiadających za wiązanie węgla i akumulację torfu (Belyea & Clymo, 2001). Zmiany w strukturze ich populacji prowadzą do gwałtownego spadku zdolności torfowisk do akumulacji węgla. Większość zaburzeń wywołana jest przez odwodnienia, co prowadzi do zaniku roślin torfotwórczych i degradacji torfu (Deng et al., 2025). Gleba torfowa w warunkach niedoboru wody ulega stałej i nieuchronnej degradacji. Proces ten obejmuje utratę materii organicznej, która na skutek osiadania torfu nie zawsze wyraża się spadkiem jej procentowej zawartości, lecz prowadzi do zmniejszenia miąższości warstwy organicznej. Równocześnie dochodzi do pogorszenia struktury i właściwości wodnych gleby, związanych z przekształcaniem torfu w hydrofobowy mursz (Ilnicki & Szajdak, 2016).

Współczesne badania dowodzą, że nawet niewielkie zmiany hydrologiczne mogą powodować głębokie przeobrażenia w składzie gatunkowym roślin (Andrews et al., 2021). Kluczowym zagadnieniem staje się więc identyfikacja progu krytycznego – granicy, po której przekroczeniu degradacja staje się trudna lub niemożliwa do odwrócenia (Albert-Saiz et al., 2025). Wiedza o tym progu ma fundamentalne znaczenie praktyczne, pozwalając określić optymalny poziom wód gruntowych, który należy utrzymywać, aby torfowisko mogło pełnić swoje funkcje (Baird & Low, 2022; Lamentowicz et al., 2025).

Odtwarzanie torfowisk oraz właściwe gospodarowanie nimi przyczynia się do poprawy retencji i jakości wód, zwiększenia zdolności do magazynowania węgla oraz ograniczenia emisji gazów cieplarnianych (GHG, ang. *greenhouse gases*), a także wspiera zachowanie różnorodności biologicznej (Erwin, 2009; Harenda et al., 2018). Zaniechanie eksploatacji torfu oraz odpowiednia ochrona gleb organicznych mają kluczowe znaczenie z punktu widzenia interesu publicznego (Loisel et al., 2021), a torfowiska – ze względu na ich fundamentalną rolę w stabilizacji klimatu – powinny korzystać ze szczególnego statusu ochronnego (Tanneberger et al., 2021a). W sytuacji, gdy większość polskich torfowisk pozostaje odwodniona, bierne formy ochrony okazują się niewystarczające. Niezbędne jest więc aktywne przywracanie ich funkcji, przede wszystkim poprzez ponowne nawodnienie z wykorzystaniem specjalistycznych technologii (Makles et al., 2014).

Kluczowym działaniem jest podniesienie poziomu wód gruntowych (często poprzez różnorodne bariery na rowach melioracyjnych) do wysokości sprzyjającej redukcji emisji gazów szklarniowych oraz rozwojowi roślin torfotwórczych, które poprzez akumulację biomasy zapoczątkowują proces tworzenia się torfu (Kreyling et al., 2021). Dzięki temu roślinność efektywnie wychwytuje dwutlenek węgla, co nie tylko ogranicza tempo globalnego ocieplenia, ale również kompensuje część emisji powodowanych działalnością człowieka (Giergiczny et al., 2022). Z tego względu nawadnianie torfowisk traktowane jest jako jedno z kluczowych rozwiązań opartych na zasobach przyrody (Nature-based Solutions, NBS). Skala tego typu działań rośnie na całym świecie, a w Europie przodują w tym zakresie Wielka Brytania i Niemcy (Couwenberg et al., 2011; Andrew & Dominic, 2014; Bonn et al., 2014; Andersen et al., 2017; Joosten et al., 2017; Tanneberger et al., 2021a; Bockermann et al., 2025).

W Polsce pierwsze inicjatywy związane z przywracaniem nawodnienia torfowisk podejmowały organizacje pozarządowe, takie jak Klub Przyrodników (Pawlaczyk et al., 2001) czy Centrum Ochrony Mokradeł (Jabłońska et al., 2021). Obecnie coraz większą rolę odgrywają w tym obszarze instytucje publiczne. Na szczególną uwagę zasługuje projekt LIFE realizowany przez Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej (BULiGL), którego wyniki mogą istotnie przyczynić się do poprawy stanu mokradeł w lasach. Również projekt prowadzony przez Nadleśnictwo Woziwoda, obejmujący obszary Borów Tucholskich, koncentrował się na poprawie stosunków wodnych i stopniowym przywracaniu procesów torfotwórczych (Lamentowicz & Konczal, 2024).

Choć tego rodzaju przedsięwzięcia mają ogromne znaczenie dla klimatu, nadal poważnym problemem pozostaje wykorzystywanie torfu w szkółkach leśnych lub ogrodnictwie. Jego duże zużycie generuje dodatkowe emisje CO_2 i wpływa na krajowy bilans węglowy. Tymczasem istnieją alternatywne rozwiązania, które mogą ograniczyć popyt na torf. Jednym z nich jest rolnictwo bagienne – paludikultura – umożliwiające produktywne użytkowanie nawodnionych gruntów torfowych przy jednoczesnym zachowaniu ich funkcji ekologicznych (Wichmann et al., 2012). System ten, chroniąc glebę torfową przed mineralizacją, redukuje emisję CO_2 i przeciwdziała degradacji zasobów organicznych (Wichmann & Nordt, 2024).

Paludikultura oferuje szeroki wachlarz korzyści ekosystemowych, w tym zwiększoną retencję wód, akumulację biogenów, tworzenie mikroklimatu i siedlisk dla rzadkich gatunków (Jurasinski et al., 2016). W jej ramach uprawiane są m.in. olsza czarna, trzcina pospolita, torfowce i pałka wodna, których biomasa może być z powodzeniem stosowana jako zamiennik torfu w produkcji kompostu. Stanowi to jedną z najbardziej obiecujących alternatyw dla torfu pozyskiwanego na potrzeby ogrodnictwa i rolnictwa. Aby jednak rolnictwo bagienne mogło się dynamicznie rozwijać w Polsce, konieczne są inwestycje oraz pogłębione analizy jego potencjału.

Gleby organiczne będące osuszonymi torfowiskami w krajobrazie rolniczym mogą stać się strategicznym narzędziem łączącym ochronę przyrody z gospodarką. Przywracanie odpowiednich warunków hydrologicznych w celu ograniczania degradacji stanowi podstawę wzmocnienia ich roli w bilansie węglowym oraz w gospodarce wodnej obszarów rolniczych.

Celem ekspertyzy jest określenie progu poziomu wody gruntowej, który jest najbardziej efektywny w kontekście nawadniania. Szczegółowe cele dotyczą odpowiedzi na pytania:

1. Jaki poziom wody na osuszonym torfowisku powinien zostać przywrócony, by było możliwe odtworzenie wychwytywania węgla przez torfowisko, tj. przełączenie ze stanu „emitera gazów cieplarnianych" w stan „pochłaniacza"?
2. Jaki poziom wody na osuszonym torfowisku powinien być przywrócony, by:

a) zatrzymać proces degradacji torfu/gleby torfowej i postępującej utraty materii organicznej?

b) wyzerować lub maksymalnie ograniczyć emisję gazów szklarniowych?

Na potrzeby niniejszego opracowania głębokość wód gruntowych/zwierciadła wody (GWT) definiujemy jako odległość od powierzchni ziemi w konkretnym punkcie (np. studzience) do poziomu, na którym zaczyna się woda w gruncie/glebie. Oznacza to, na jakiej głębokości znajdziemy wodę, gdy wykopiemy dół lub zajrzymy do studzienki.

2 Torfowiska, torf i tempo akumulacji torfu

Torf powstaje z obumarłych części roślin, które przy odpowiednio wysokim poziomie wody unikają dekompozycji. Torfowiska to mokradła torfotwórcze. W Polsce torfowisko to obiekt z miąższością torfu od 30 cm. Kryterium identyfikacji torfowiska jest obecność torfu. Zaburzone/odwodnione torfowiska – powierzchownie są wykorzystywane jako gleby organiczne w rolnictwie, choć posiadają status torfowiska, szczególnie dlatego że poniżej zniszczonej powierzchni zalega często warstwa słabo rozłożonego torfu. Gleby organiczne (będące osuszonym torfowiskami) i zdrowe torfowiska powinny mieć status torfowisk, różni je jedynie brak lub obecność procesu torfotwórczego. W języku angielskim pojęcie torfowiska – *peatlands* obejmuje zdrowe i zdegradowane obiekty, a *mires* to zdrowe, dobrze uwodnione obiekty z roślinnością torfotwórczą (Joosten et al., 2017).

Średnia miąższość torfowisk w Polsce to ok. 1,7 m (Bitner, 1958), choć zdarzają się obiekty mające ok. 12 m miąższości (Poolma et al., 2025). Skład botaniczny torfu zależny jest od kompozycji

roślin torfotwórczych, tj. od składu gatunkowego roślin tworzących ekosystem torfowiska (Tobolski, 2000). Znaczną część świata pokrywają torfowiska zdominowane przez torfowce (*Sphagnum*), natomiast obszar Polski charakteryzuje się dominacją torfowisk niskich, zdominowanych przez rośliny naczyniowe (Katz, 1975; Charman, 2002). W praktyce większość gleb organicznych Polski to osuszone i zmeliorowane torfowiska niskie, które służą jako lokalizacje dla wspomnianych trwałych użytków zielonych, a tylko nieznaczną część ogólnej puli tych ekosystemów w Polsce stanowią kwaśne torfowiska wysokie (Jabłońska et al., 2021). Większa trofia i jednocześnie produktywność torfowisk niskich buduje ich większą użyteczność do wykorzystania w rolnictwie (Ilnicki, 2002).

Proces akumulacji torfu jest bardzo powolny. Przykładem jest Torfowisko Jaczno z obszaru Suwalszczyzny, które posiadając optymalny poziom wody gruntowej rozwijało się dynamicznie, osiągając bardzo wysoką średnią wartość tempa akumulacji torfu (TAT) równą 1,38 mm/rok w ciągu ostatnich 1500 lat (Marcisz et al., 2020). Wyższe średnie wartości TAT odnotowano jedynie w torfowisku Mechacz Wielki, położonym około 50 km na zachód od Jaczna (TAT = 2,75 i 2,3 mm/rok (Gałka et al., 2017), w torfowisku Gązwa w północno-wschodniej Polsce (1,45 mm/rok) (Gałka et al., 2015) oraz w Bagnie Kusowo w północno-zachodniej Polsce (2 mm/rok) (Lamentowicz et al., 2015). Inne torfowiska zlokalizowane w Europie Środkowo-Wschodniej miały średni TAT na poziomie 1 mm/rok, na przykład w Polsce (De Vleeschouwer et al., 2009; Gałka et al., 2013; Kajukało et al., 2016), Czechach (Dudová et al., 2013; Dudová et al., 2014), na Słowacji (Galova et al., 2016), w Rumunii (Gałka et al., 2016) czy w krajach bałtyckich (Stivrins et al., 2014).

Zbadano także tempo akumulacji torfu (TAT) w ciągu ostatnich dwóch tysiącleci na 28 dobrze datowanych, nienaruszonych torfowiskach europejskich. Uzyskane wartości mieszczą się w zakresie od 0,05 do 4,48 mm/rok (średnio = 1,18 mm/rok). Wyniki te dostarczają istotnego kontekstu dla powszechnego stwierdzenia, że torfowiska europejskie akumulują torf w tempie ~0,1 cm rocznie (Swindles et al., 2025). Warto podkreślić takie wartości, żeby zaakcentować długoterminowy kontekst czasu, potrzebny do efektywnej akumulacji materii organicznej oraz jej odpowiedniego zachowania. Głównym czynnikiem sterującym tym procesem jest poziom wody gruntowej na torfowisku oraz w zlewni (Baird & Low, 2022). W torfowiskach wysokich to głównie woda opadowa decyduje o dobrej kondycji torfowiska, na torfowiskach niskich i przejściowych woda pochodzi także ze zlewni, rzek, strumieni, a także źródeł (Wołejko, 2015). Niski stopień rozkładu torfu w stropowej części torfowiska - w uproszczeniu 1 górnym metrze, świadczy o dobrym stanie zachowania obiektu. Niski stopień rozkładu oraz znaczna miąższość torfu torfowisk stanowi główną cechę zdrowych i efektywnych długoterminowo torfowisk, która może być poparta występowaniem określonych gatunków roślin torfotwórczych (Rydin & Jeglum, 2013). W przypadku torfowisk niskich obecność mchów brunatnych i turzycowatych, a w przypadku torfowisk wysokich dominacja określonych gatunków torfowców

(Michael Succow Stiftung, 2023). Torfowiska są integralnym elementem krajobrazu rolniczego. Poza tym, że stanowią element gospodarki rolnej to także są ważnymi centrami bioróżnorodności (Michael Succow Stiftung, 2023). Zdrowe, odpowiednio uwodnione torfowiska funkcjonują jako aktywne pochłaniacze dwutlenku węgla (Ryc. 1.).

Rycina 1. Niezaburzone torfowisko stanowi cenne siedlisko wielu rzadkich i chronionych gatunków roślin oraz zwierząt. Dzięki stale wysokiemu poziomowi wód gruntowych rozkład materii organicznej jest praktycznie zahamowany, a torf jest stopniowo akumulowany. W efekcie torfowisko działa jak długoterminowy magazyn węgla, pochłaniając dwutlenek węgla z atmosfery i regulując klimat. To ekosystem o dużej bioróżnorodności, w którym zachodzą procesy sprzyjające naturalnej retencji wody i utrzymaniu równowagi środowiskowej, dzięki czemu torfowisko pełni rolę naturalnego magazynu węgla. Jednocześnie utrzymuje ono funkcje retencyjne, stabilizuje lokalny mikroklimat i ogranicza ryzyko pożarów. Tylko ok. 15% powierzchni polskich torfowisk pozostaje w takim stanie – reszta została osuszona (https://www.greifswaldmoor.de/about-us.html).

3 Osiadanie torfowisk

W czasie ostatniego 1000 lat, pierwotna roślinność torfowisk została zaburzona i zamieniona bezpośrednio lub pośrednio przez wylesienia i rozwój rolnictwa. W ostatnich 200 latach takie zmiany nabrały charakteru intensywnego (Okruszko, 1993; Bąk et al., 2024). W efekcie ponad 85% torfowisk

jest osuszona, przy czym całkowita powierzchnia torfowisk nieleśnych to ponad 1 mln ha (Jabłońska et al., 2021) przez co emitują znaczne ilości dwutlenku węgla (Kotowski, 2021) (Ryc. 2.). Większość tej powierzchni funkcjonuje w warunkach pogłębiającej się suszy, przez co obecnie wymaga uwagi oraz umiejętnego nawadniania (Hedberg et al., 2013).

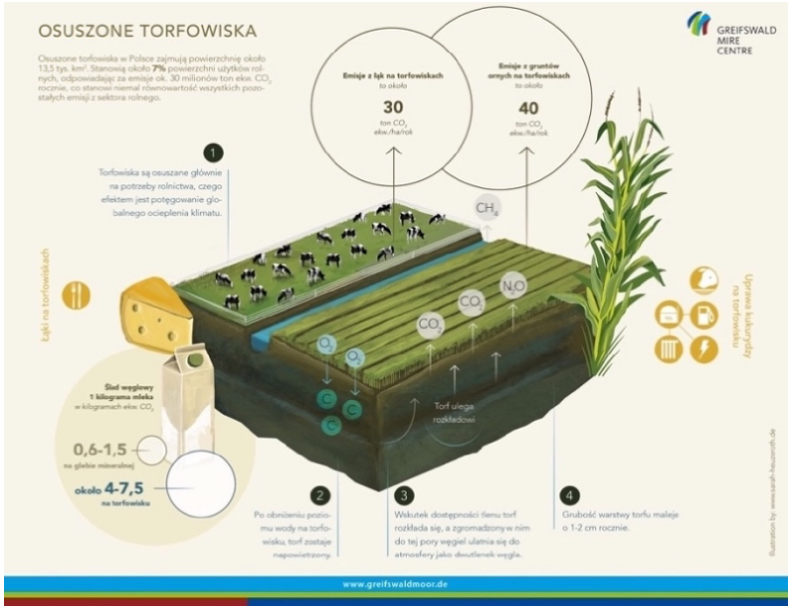
W ostatnim tysiącleciu zaburzenia torfowisk spowodowane są przez działalność człowieka, rolnictwo, leśnictwo i wydobycie torfu (Gałka et al., 2022; Karpińska-Kołaczek et al., 2022). Z tymi działaniami związane są odwodnienia torfowisk (Ryc. 2). Tempo akumulacji torfu jest niezwykle powolne w kontraście do osiadania i zanikania torfowisk. W efekcie odwodnień i obecnej zmiany klimatu torfowiska zanikają (Ilnicki & Szajdak, 2016). Torf ulega rozkładowi a węgiel w nich zgromadzony trafia do atmosfery w postaci dwutlenku węgla (Leifeld et al., 2011). Tempo osiadania i zanikania torfowisk w Polsce jest różnorodne, choć jednak uderzająco wysokie w kontraście do tempa akumulacji.

Proces degradacji torfowisk niskich został szczegółowo opisany w literaturze (Gąsowska et al., 2019). Osiadanie powierzchni torfowiska przebiega zwykle w dwóch etapach, a jego tempo jest zróżnicowane w zależności od sposobu użytkowania, rodzaju i miąższości utworu torfowego, głębokości oraz czasu trwania odwodnienia (Ilnicki, 2002). Pierwsza faza rozpoczyna się bezpośrednio po odwodnieniu i może trwać do około 10 lat, powodując obniżanie powierzchni o kilka centymetrów rocznie (Ilnicki, 1972; Hillman, 1997; Jurczuk, 2000). W tym okresie głównym mechanizmem jest wzrost nacisku wierzchnich warstw torfu na warstwy leżące głębiej. Jednak nawet po stabilizacji zwierciadła wody gruntowej proces osiadania nie ustaje, gdyż związany jest z postępującą mineralizacją, kurczeniem się i zagęszczaniem materii organicznej (Okruszko, 1993). Druga faza, określana jako zanik torfowiska, charakteryzuje się wolniejszym tempem obniżania powierzchni, rzędu 1–3 cm rocznie (Lipka, 1978; Jurczuk, 2000; Grzywna, 2016). Proces zanikania torfowiska to dramatyczna konsekwencja odwodnienia przez którą następuje ubytek gleby organicznej w kontekście przestrzennym. Badania prowadzone w Stacji Doświadczalnej Biebrza wykazały, że tempo zanikania torfowiska wzrasta wraz z jego miąższością. (Szuniewicz et al., 1991) stwierdzili, że przy miąższości torfu wynoszącej 1,3 m powierzchnia obniżyła się o 6 cm, natomiast przy 5,0 m – już o 18 cm. Jednocześnie torf pod łąkami zanika mniej intensywnie niż torf użytkowany jako grunt orny.

Poprzez osiadanie i zanikanie torfu dochodzi do fizycznej utraty węgla, który w procesie mineralizacji i murszenia uwalniany jest do atmosfery w postaci dwutlenku węgla. Należy podkreślić, że choć w wyniku kompakcji pozostałe warstwy torfu mogą wykazywać wyższy procentowy udział materii organicznej, nie oznacza to zachowania zasobów węgla – wręcz przeciwnie, ich znaczna część ulega nieodwracalnej stracie (Okruszko, 1993; Joosten & Clarke, 2002). Kompakcja nie jest więc w stanie zrównoważyć ubytku wynikającego z dekompozycji i przekształcania się torfu w mursz

(Schothorst, 1977). Proces ten znajduje odzwierciedlenie w zjawisku subsydencji, charakterystycznym dla osuszonych torfowisk i gleb organicznych. Subsydencja oznacza nie tylko obniżenie powierzchni terenu, lecz przede wszystkim utratę materii organicznej, której konsekwencją są emisje dwutlenku węgla do atmosfery (Hooijer et al., 2010). W praktyce oznacza to, że każdy centymetr obniżenia powierzchni osuszonego torfowiska jest bezpośrednio powiązany z uwolnieniem znacznych ilości węgla (Leifeld et al., 2011), a tym samym subsydencja staje się jednoznacznym wskaźnikiem emisji gazów cieplarnianych (Hooijer et al., 2012).

Zanikanie przeważa co najmniej 10 krotnie nad tempem akumulacji torfu zakładając, że 1 mm na rok to „dobre" tempo akumulacji w relacji do obniżania powierzchni - 1 cm na rok.



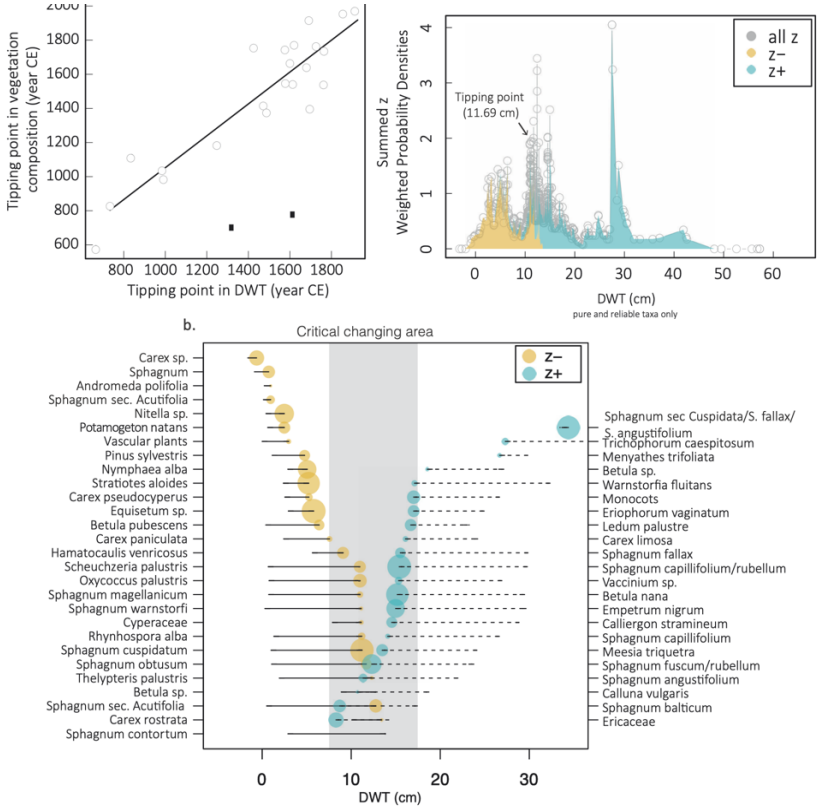
Rycina 2. Torfowisko osuszone i użytkowane. Zaburzone torfowisko charakteryzuje się obniżonym poziomem wód gruntowych, przyspieszoną mineralizacją torfu i wysokimi emisjami dwutlenku węgla. Dochodzi w nim do zaniku roślin torfotwórczych i spadku bioróżnorodności, a miejsce gatunków typowych zajmują rośliny sucholubne. Jednocześnie pogarszają się jego funkcje retencyjne, co zwiększa ryzyko pożarów i dalszej degradacji ekosystemu (https://www.greifswaldmoor.de/about-us.html).

4 Długoterminowe podstawy ekohydrologiczne i progi krytyczne

Celem ekspertyzy jest określenie GWT (głębokość wód gruntowych/zwierciadła wody), który jest najbardziej efektywny w kontekście ponownego nawadniania gleb organicznych będących osuszonymi torfowiskami użytkowanymi rolniczo. Badania skupione na hydrologii torfowisk pokazują znaczny stopień kompleksowości czynników wpływających na ich uwodnienie (Rydin & Jeglum, 2013). Biorąc pod uwagę różnorodność typów torfowisk w kontekście roślinności i geomorfologii, zmiany poziomu w torfowiskach charakteryzują się znaczną zmiennością w przestrzeni i czasie (Charman, 2002). Kontekst zaburzeń antropogenicznych związanych z ich osuszaniem utrudnia określenie optimum hydrologicznego będącego celem odtwarzania torfowisk. Niezbędne dla określenia zakresu funkcjonowania torfowisk są badania długoterminowe (Bertrand et al., 2021). W praktyce długoterminowy monitoring torfowisk w Polsce jest bardzo rzadki i jednocześnie pomiary realizowane są w odwodnionych torfowiskach, które egzystują w warunkach ocieplającego się klimatu (Słowińska et al., 2022). Dlatego stan odniesienia opisujący docelowy, precyzyjny poziom wody korzystny jako cel nawadniania musi odnosić się do przeszłych warunków w skali setek lat, kiedy torfowiska nie były jeszcze pod presją intensywnego osuszania. Musimy mieć świadomość, że powrót do takich samych ekosystemów jak „kiedyś" będzie niemożliwy (Kreyling et al., 2021), ale istnieje duże prawdopodobieństwo, że poprzez nawadnianie, będzie możliwe ponowne uruchomienie procesu torfotwórczego, a także pochłaniania netto dwutlenku węgla w długiej perspektywie czasowej, nawet jeśli struktura roślinności będzie zupełnie inna niż ta sprzed zaburzenia (Bonn et al., 2016). **Celem krótkookresowym jest natomiast zatrzymanie postępu degradacji, zatrzymanie emisji gazów cieplarnianych. Przy czym zarówno szybkie zatrzymanie degradacji jak i długoterminowe myślenie o odtwarzaniu procesów torfotwórczych wymaga podobnych warunków wodnych – odpowiedniego nasycenia profilu torfowego wodą.**

Szczegółowe badania rdzeni torfowych przeprowadzone w wielu miejscach Polski i Europy pokazują w jakich warunkach hydrologicznych funkcjonowały torfowiska w relacji do zmian roślinności i akumulacji materii torfu (Dobrowolski et al., 2016; Fiałkiewicz-Kozieł et al., 2016). Długoterminowe średnie GWT zrekonstruowane w tych badaniach (Draga et al., 2025), są wartościowe w świetle przyszłych długoterminowych (od dekad do setek lat) wysiłków na rzecz nawadniania torfowisk w krajobrazie rolniczym.

Analiza przeszłych punktów krytycznych stanowi podstawę do lepszego zrozumienia, w jaki sposób poszczególne gatunki i całe ekosystemy będą reagować na przyszłe zmiany klimatu, co jest kluczowe dla skutecznej ochrony bioróżnorodności (Lamentowicz et al., 2019). W badaniach obejmujących ostatnie 2000 lat z siedmiu polskich torfowisk przeanalizowano zależności między roślinnością a GWT, wykorzystując makroszczątki roślin, ilościowe rekonstrukcje hydrologiczne na podstawie ameb skorupkowych oraz cech funkcjonalnych mszaków. Analiza progowa (**threshold indicator taxa analysis**) wykazała, że skład zbiorowisk roślinnych silnie się ujednolica przy **GWT około 11,7 cm, co wskazuje na istnienie krytycznego progu ekosystemowego (Ryc. 3)**. Zidentyfikowano 45 taksonów roślin, których udział względny wyraźnie wzrastał lub malał w zakresie **GWT** od 8 do 17 cm. Dodatkowo analiza cech funkcjonalnych zbiorowisk roślinnych pokazała, że ich różnorodność funkcjonalna pozostawała stabilna w czasie, mimo wrażliwości poszczególnych gatunków na warunki hydrologiczne. Wynika to z faktu, że zmiany składu gatunkowego wiązały się z zastępowaniem się gatunków pełniących podobne funkcje ekologiczne. W efekcie podstawowe procesy, takie jak zdolność fotosyntetyczna, tempo wzrostu i produktywność, a tym samym potencjał akumulacji węgla przez zbiorowiska torfowców, pozostawały stabilne mimo fluktuacji poziomu wody. Choć potrzebne są dalsze badania nad plastycznością cech gatunkowych, uzyskane wyniki wskazują, że naturalne torfowiska wykazują znaczną odporność funkcjonalną na zmiany hydrologiczne (Lamentowicz et al., 2019).



Rycina 3. Punkt krytyczny w składzie roślinności. (a) Wykres dwuwymiarowy punktów przełomowych w składzie roślinności (oś NMDS 1) względem punktów przełomowych w GWT w każdym stanowisku. Czarne kwadraty oznaczają dwie zamaskowane wartości (usunięte z regresji) w stanowisku Kusowo, gdzie dostępnych było niewiele zrekonstruowanych wartości GWT. (b) Punkty zmiany występowania gatunków roślin wzdłuż gradientu poziomu wody (czystość >99%, $p < 0,05$ w >99% bootstrapów), przedstawiające 5% i 95% przedziały percentylowe bootstrap; kolory kropek wskazują gatunki, których udział wzdłuż gradientu GWT wzrasta (z+) lub maleje (z-). Krytyczny obszar zmiany odpowiada zakresowi percentyli 5–95% (na szaro) punktu zmiany zbiorowiska (zob. podrysunek c). (c) Punkt zmiany zbiorowiska roślinnego wzdłuż gradientu GWT, pokazujący próg zbiorowiska (linia przerywana) przy max([sum(z_)]) oraz zakres percentyli bootstrap 5–95%. Wartości [sum(z_)] oznaczają sumę reakcji dla każdego możliwego punktu zmiany wzdłuż gradientu (Lamentowicz et al., 2019).

Utrzymanie odpowiedniego uwodnienia torfowisk, zwłaszcza poprzez zapobieżenie antropogenicznym spadkom poziomu wody gruntowej, lub ich jak najpilniejsze odwrócenie, gdy już do nich doszło jest kluczowe dla ich ochrony, odtwarzania oraz ograniczania emisji gazów cieplarnianych. W badaniach z obszaru Polski, Niemiec, Niderlandów i Austrii oceniono długoterminowy wpływ zmian hydrologicznych, głównie spowodowanych osuszeniem, na torfowiska wysokie w Europie (Draga et al., 2025; Lamentowicz et al., 2025). Analizy wykonano na bazie danych paleoekologicznych z siedmiu rdzeni torfowych pobranych z obiektów poddanych zróżnicowanemu

wpływowi antropogenicznemu. Fluktuacje poziomu wody zostały zrekonstruowane w wysokiej rozdzielczości na podstawie szczątków roślin i zespołów mikroorganizmów. Analiza pozwoliła na identyfikację zarówno progów odpowiedzi poszczególnych gatunków, jak i całych zbiorowisk na zmiany głębokości wód gruntowych. **Wykazano dwa wyraźne punkty krytyczne: pierwszy, przy około 7 cm, odpowiada warunkom sprzyjającym roślinom torfotwórczym, natomiast drugi, w pobliżu 22 cm, wiąże się z dominacją indykatorów suszy i sygnalizuje potencjalną degradację ekosystemu**. Przedział między tymi wartościami stanowi strefę przejściową pomiędzy warunkami optymalnymi a suboptymalnymi dla funkcjonowania torfowisk. Dodatkowe analizy wskazują, że degradacja torfowisk nasiliła się w ostatnich dwóch stuleciach i uległa przyspieszeniu w ostatnich dekadach. **Wyniki pokazują także, że nawet po regeneracji zbiorowiska roślin i mikroorganizmów często pozostają odmienne od tych w torfowiskach niezakłóconych. Podkreśla to znaczenie ochrony obszarów o zachowanych warunkach bliskich naturalnym.**

Na podstawie uzyskanych wyników, zgodnych z wcześniejszymi badaniami, rekomendujemy utrzymywanie lustra wody gruntowej w sensie nawodnienia na poziomie około 10 cm GWT jako wartości optymalnej dla ochrony i odtwarzania torfowisk na obszarach rolniczych. Takie warunki sprzyjają obecności procesu torfotwórczego, ograniczają emisje gazów cieplarnianych i wspierają akumulację torfu, wzmacniając rolę torfowisk wysokich jako długoterminowych magazynów węgla oraz nie ograniczają możliwości użytkowania.

Inna analiza 28 dobrze udokumentowanych torfowisk europejskich z ostatnich 2000 lat wykazała, że tempo akumulacji torfu wahało się od 0,005 do 0,448 cm/rok (średnio 0,118 cm/rok) (Swindles et al., 2025). Najwyższe wartości odnotowano w regionach skandynawskim i bałtyckim, a istotnym czynnikiem okazała się zarówno temperatura lata, jak i głębokość zwierciadła wody. Największe tempo akumulacji torfu obserwowano przy poziomie wody **5–10 cm GWT**. Z kolei zbyt wysokie uwodnienie (GWT < 0 cm) lub głębokie odwodnienie (>25 cm) skutkowały spadkiem produktywności i nasilonym rozkładem materii organicznej. **Wyniki wskazują, że optymalny GWT dla maksymalnej akumulacji torfu wynosi około 10 cm. Oznacza to, że utrzymanie takiego uwodnienia sprzyja zarówno funkcjonowaniu ekosystemu, jak i długoterminowemu pochłanianiu węgla, co ma kluczowe znaczenie dla strategii odtwarzania i ponownego nawadniania torfowisk w kontekście działań klimatycznych.**

Odpowiednie piętrzenie wód gruntowych jest kluczowe dla ochrony torfowisk przed odwodnieniem i degradacją. Sezonowe wahania hydrologiczne silnie wpływają na te ekosystemy: niski poziom wody zwiększa dostęp tlenu i rozkład materii organicznej, natomiast wysoki sprzyja akumulacji torfu i ogranicza aktywność mikroorganizmów uczestniczących w dekompozycji materii organicznej. Ekstremalne zdarzenia klimatyczne i działalność człowieka mogą powodować wahania poziomu wody,

prowadząc do nieodwracalnej degradacji. Przegląd literatury (Albert-Saiz et al., 2025) współczesnych badań torfowisk wykazał, że **próg zmian** na torfowiskach niskich wynosi ok. 14 do 12 cm **GWT**.

Odpowiednie zarządzanie **GWT** jest kluczowe dla ochrony torfowisk przed odwodnieniem i degradacją. Albert-Saiz et al. (2025) analizując globalną literaturę i dostępne metadane wykazali, że niski poziom wody sprzyja mineralizacji materii organicznej i zmianom w roślinności, natomiast wysoki – akumulacji torfu i ograniczeniu dekompozycji. Zmiany klimatu i działalność człowieka powodują wahania **GWT**, które mogą przekroczyć progi nieodwracalnej degradacji. Analiza pokazała, że w torfowiskach wysokich do poważnych zaburzeń ekosystemu dochodzi dopiero przy większym obniżeniu poziomu wód (31 do 23 cm), natomiast w torfowiskach niskich już przy płytszym spadku (14 do 12 cm). Niektóre procesy, takie jak zakwaszenie czy niestabilność sukcesji roślinnej, szczególnie silnie zależą od poziomu wód w dobrze zachowanych torfowiskach. Określenie tych krytycznych progów jest kluczowe dla skutecznej ochrony i odtwarzania tych ekosystemów.

Podsumowując podniesienie średniego GWT do głębokości 10 cm pozwala na zatrzymanie degradacji torfowiska, a w dłuższej perspektywie czasowej wzrost roślin torfotwórczych i efektywną akumulację materii organicznej. W praktyce nawadniania przyjmuje się, że dla zatrzymania emisji CO_2 i stabilizacji torfu konieczne jest utrzymywanie zwierciadła wody przez większość roku w zakresie blisko powierzchni torfowiska (Couwenberg, 2011)**.**

5 Emisje GHG z torfowisk vs poziom wody – pomiary i redukcje emisji

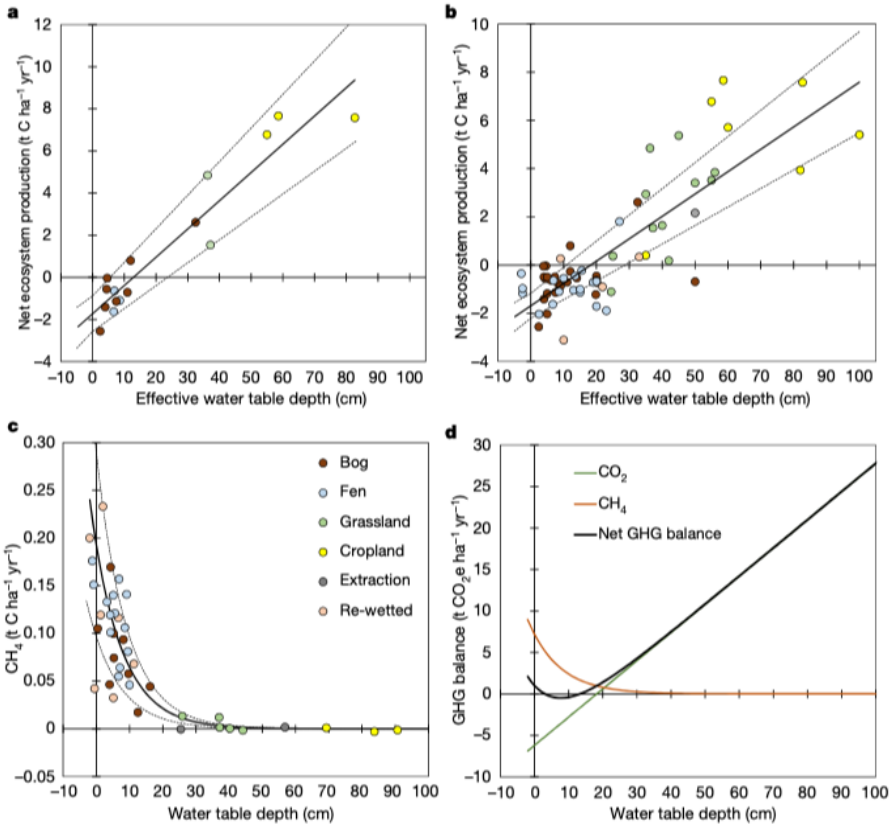
W ostatnich latach coraz większą uwagę zwraca się na ryzyko związane z pozostawianiem zdegradowanych torfowisk bez działań zarządczych (Günther et al., 2020; Zak & McInnes, 2022). Szacuje się, że globalnie osuszono nawet 15% torfowisk (Joosten & Clarke, 2002), które odpowiadają za ok. 5% antropogenicznych emisji CO_2 (Fernández-Martínez et al., 2019; Michael Succow Stiftung, 2023), nie licząc emisji CH_4 czy N_2O. Europa, po Indonezji, jest największym emitentem gazów szklarniowych (greenhouse gases, GHG) z osuszonych torfowisk (Joosten, 2010). Polskie torfowiska emitują 33,9 Mt ekw. CO_2, z czego 30,3 Mt ekw. CO 2 (89,4%) przypada na sektor rolnictwa, a 3,6 Mt ekw. CO_2 (10,6%) na sektor LULUCF (leśnictwo). Torfowiska Polski plasują nas jako jeden z 10 największych emitentów CO_2 z torfowisk na świecie (Joosten, 2009).

Ocenia się, że 25% europejskich torfowisk jest zdegradowanych, a w UE – nawet 50% (Tanneberger et al., 2021b). Skutki klimatyczne pozostawienia torfowisk w złym stanie są znaczne,

ponieważ emisja z tych ekosystemów stanowi dodatkowy ładunek gazów szklarniowych powodujących dodatkowe wymuszenie radiacyjne w systemie Ziemia-Atmosfera (intensyfikacja efektu szklarniowego), a ich nawadnianie stanowi kluczowy element ograniczania emisji.

Badania i praktyka pokazują, że odtwarzanie torfowisk jest możliwe choć w długich skalach czasowych (Zak & McInnes, 2022). Początkowe etapy ponownego nawodnienia wiążą się ze wzrostem emisji metanu, jednocześnie nawodnienie szybko i znacząco redukuje emisje CO_2 poprzez ograniczenie procesu dekompozycji torfu (Huth et al., 2022). Metan działa silnie na efekt szklarniowy a jego potencjał globalnego ocieplenia wynosi 28-36 równoważnika CO_2 (IPCC 2021), lecz jego czas życia w atmosferze (~12 lat) jest znacznie krótszy niż CO_2 (~100 lat) (Günther et al. 2020). Długoterminowo nawadnianie zawsze zwiększa akumulację węgla oraz blokuje emisje dwutlenku węgla z torfowisk (Jurasinski et al., 2016; Tanneberger et al., 2021a).

Prace związane z pomiarami emisji CO_2 i CH_4 z torfowisk wykazują, że przy określonym **GWT** następuje spadek i w dużej części zablokowanie emisji. Evans et al. (2021) zaprezentowali wyniki badań wykonanych metodą kowariancji wirów z 16 lokalizacji oraz pomiarach komorowych z 41 lokalizacji w Wielkiej Brytanii i Irlandii, uzupełnionych o opublikowane wyniki z głównych biomów torfowiskowych, wykazały, że średnia roczna efektywna głębokość zwierciadła wód gruntowych (**GWT**) jest kluczowym czynnikiem kontrolującym emisje gazów cieplarnianych. Autorzy szacują, że każde 10 cm redukcji GWT zmniejsza efekt ocieplający emisji CO_2 i CH_4 o równowartość co najmniej 3 t CO_2 ha^{-1} rok^{-1}. **Wykazali, że przy takim nawodnieniu obserwuje się bilans netto pochłaniania CO_2, kompensujący emisje CH_4 - przy GWT ok 10 cm jest progiem ograniczania emisji węgla z jednej strony w postaci CH_4 (za mokro) a z drugiej CO_2 (za sucho)**. Wyniki sugerują, że emisje gazów cieplarnianych z torfowisk odwodnionych na potrzeby rolnictwa mogłyby zostać znacząco ograniczone bez konieczności całkowitego zaprzestania ich użytkowania produkcyjnego. Na przykład, zmniejszenie o połowę głębokości położenia zwierciadła wód gruntowych (WTD_e) we wszystkich odwodnionych torfowiskach rolniczych mogłoby obniżyć emisje o równowartość ponad 1% globalnych antropogenicznych emisji (Ryc. 4)**.**



Rycina 4. Roczne średnie wartości strumieni dwutlenku węgla i metanu w zależności od średniej głębokości zwierciadła wody. a–c, Wartości strumieni dla (a) CO_2 na podstawie badań metodą kowariancji wirów w Wielkiej Brytanii i Irlandii; (b) CO_2 na podstawie wszystkich opublikowanych badań metodą kowariancji wirów na torfowiskach borealnych i umiarkowanych; (c) CH_4 na podstawie statycznych pomiarów w Wielkiej Brytanii i Irlandii. pomiary komorowe. d, Najlepiej dopasowane regresje z paneli b i c przeliczone na t CO_2e ha^{-1} rok^{-1} i połączone w celu pokazania łącznego wpływu klimatycznego CO_2 i CH_4 w zależności od głębokości zwierciadła wody (na podstawie GWP100). Linie ciągłe w panelach a–c przedstawiają najlepiej dopasowany model, linie przerywane – zakresy niepewności (Evans et al. 2021).

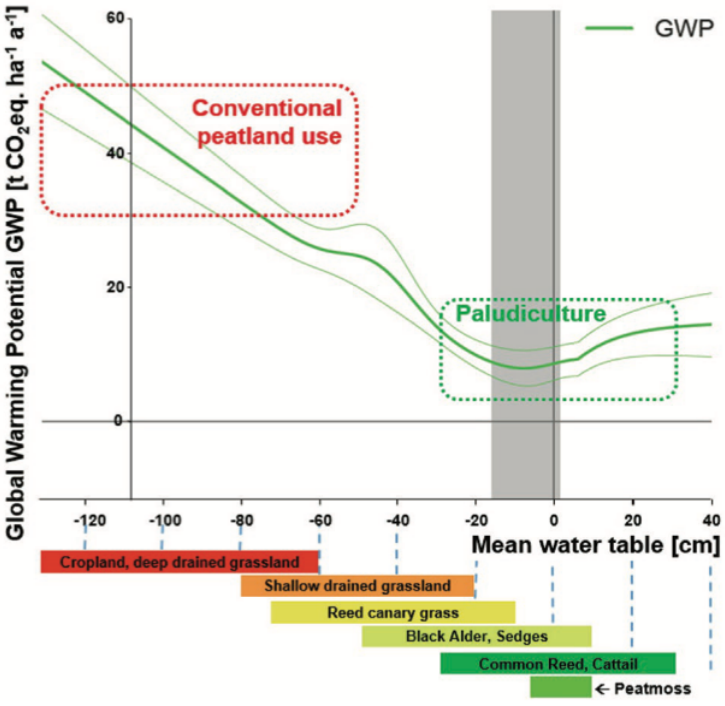
Podobne wnioski przedstawili Fortuniak et al. (2021), wskazując na optymalność poziomu wody gruntowej w granicach ok 5-10 cm dla zachowania funkcji pochłaniania węgla w warunkach torfowiska niskiego w dolinie Biebrzy. Utrzymanie takiego poziomu nie tylko sprzyja regeneracji torfowisk, ale także może realnie ograniczać koncentrację GHG w atmosferze. Ważny argument dotyczy tego, że badania wykonywane były w warunkach torfowisk niskich, które dominują w krajobrazie Polski. **Niezależnie wartości optymalnego GWT w kontekście emisji GHG z torfowisk wysokich i niskich są zbieżne.**

Należy jednak podkreślić, że odtwarzanie jest procesem złożonym, kosztownym i długotrwałym, zależnym od lokalnych warunków hydrologicznych (Zak & McInnes, 2022). Nasze analizy wskazują, że nawet krótkotrwałe zakłócenia reżimu wodnego prowadzą do gwałtownych zmian w

składzie gatunkowym, co potwierdzają także inne badania (Couwenberg et al., 2011). Tymczasem pełne efekty nawadniania wymagają dekad (Kreyling et al., 2021), a odtworzone torfowiska często różnią się od tych nigdy nieosuszonych.

Kustina et al. (2025) sugerują, że podnoszenie poziomu wód gruntowych do głębokości około **10 cm**, osiągane dzięki **nawadnianiu torfowisk**, stanowi kluczowy efekt ich odtwarzania. Wzrost ten skutecznie ogranicza rozkład torfu poprzez redukcję strefy tlenowej, co zmniejsza emisje CO_2 i sprzyja odbudowie akumulacji węgla. Choć początkowo towarzyszy temu wzrost emisji CH_4, w perspektywie długoterminowej bilans klimatyczny pozostaje korzystny.

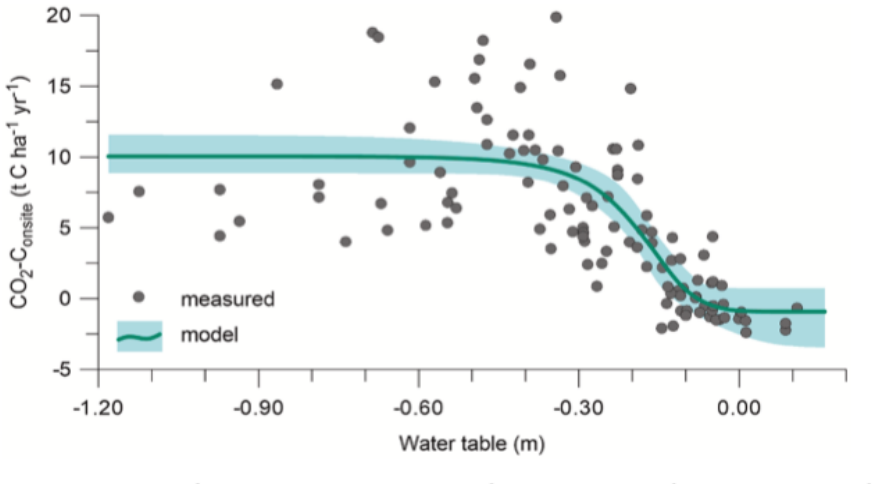
Stabilne uwodnienie umożliwia regenerację roślinności torfotwórczej, zwiększa odporność ekosystemu na suszę i pożary oraz przywraca jego funkcje hydrologiczne. Wartość 10 cm można traktować jako praktyczny wskaźnik skuteczności zabiegów nawadniania i minimalny próg poprawy funkcjonowania torfowisk z jednoczesnym zablokowaniem emisji dwutlenku węgla i metanu (Jurasinski et al., 2016)**.**



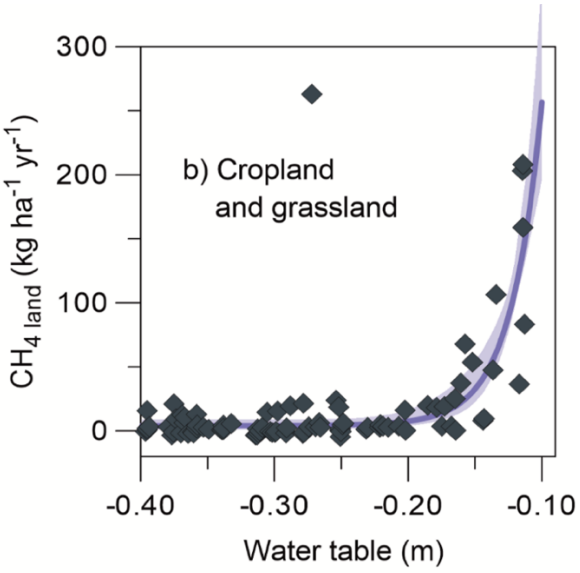
Rycina 5. Wyniki metaanalizy strumieni gazów cieplarnianych (CO_2, CH_4) w torfowiskach strefy umiarkowanej oraz średniego poziomu wód gruntowych, z uwzględnieniem typowych zakresów uwodnienia dla tradycyjnych form użytkowania i paludikultury. Wyniki bieżących pomiarów strumieni są systematycznie integrowane z bazą danych emisji Greifswald Mire Centre's (GMC's). Najnowsze analizy wskazują, że emisje z odwodnionych torfowisk są jeszcze wyższe (Tanneberger et al., 2020).

Jurasinski et al. (2016) i Tanneberger et al. (2020) (Ryc. 5 i 6) szeroko opisują efekty nawadniania na emisję gazów szklarniowych. Dużą część tych emisji można ograniczyć poprzez ponowne nawodnienie i odtwarzanie torfowisk (Couwenberg, 2011). Jednak stosunkowo wysokie emisje gazów szklarniowych mogą utrzymywać się także po nawadnianiu, zwłaszcza przy wahaniach poziomu wód gruntowych (Yli-Petäys et al., 2007) dlatego należy dbać o możliwie stabilny wysoki poziom wody w ciągu roku. W pierwszych latach po nawadnianiu emisje CH_4 są zwykle niższe w torfowiskach wysokich, a wyższe w torfowiskach niskich, gdzie mogą przejściowo przewyższać emisje ze stanu odwodnionego (Blain & others, 2014). Bardzo wysokie emisje CH_4 stwierdzano jednak tylko na terenach trwale zalanych (Augustin & Chojnicki, 2008), sięgając nawet 4300 kg CH_4 ha^{-1} a^{-1}.

W Niemczech, na podstawie danych z ponad 1000 piezometrów i 250 bilansów GHG z 118 stanowisk, określono zależności emisji CO_2 i CH_4 od poziomu wód gruntowych oraz wskaźniki emisji dla różnych sposobów użytkowania gleb organicznych (Tiemeyer et al., 2020). Osuszone gleby emitują ponad 55 mln ton CO_2-eq rocznie (91% to CO_2), co stanowi ok. 6,6% emisji krajowych i największe źródło GHG w rolnictwie. Emisje CO_2-C z wilgotnych gleb organicznych (GWT ≤ 10 cm) były na ogół bliskie zeru (Ryc. 5). Jednocześnie Począwszy od poziomu wód gruntowych około 20 cm, emisje CH_4 z lądu na ogół rosną liniowo (Levy et al., 2012) lub wykładniczo (Turetsky et al., 2014). Praca Tiemeyer et al. (2020) pokazuje, że zalane torfowiska charakteryzują się gwałtownym wzrostem emisji metanu (Ryc. 7).



Rycina 6. Odpowiedź emisji CO_2-C z gleb organicznych in situ na średnioroczny poziom wód gruntowych (Tiemeyer et al., 2020).



Rycina 7. Odpowiedź emisji metanu z gleb organicznych (CH_4) na średnioroczny poziom wód gruntowych (GWT) dla: gruntów ornych i użytków zielonych, Szare pasma przedstawiają przedziały ufności 95% uzyskane metodą bootstrapu. Dane dotyczące strumieni przy WT < −0,40 m nie zostały pokazane dla większej przejrzystości (Tiemeyer et al., 2020).

W swoim opracowaniu Kotowski (2021) oszacował wartość emisji węgla z torfowisk na poziomie 33,9 Mt ekw. CO_2 , z czego 30,3 Mt ekw. CO_2 (89,4%) przypada na sektor rolnictwa, a 3,6 Mt ekw. CO_2 (10,6%) na sektor LULUCF (leśnictwo). Oszacowano, że nawodnienie wszystkich odwodnionych torfowisk Polski poprzez zatrzymanie odpływu wody rowami melioracyjnymi pozwoliłoby zredukować emisje gazów cieplarnianych o około 21,7 Mt ekw. CO_2, przy czym 88% potencjalnych redukcji (12,1 Mt ekw. CO_2 rocznie) przypada na obszary rolnicze, a 11,7% (2,53 Mt ekw. CO_2 rocznie) na lasy Kotowski (2021).

Dotychczas nie było do końca jasne co oznacza optymalne nawadnianie torfowisk. Obecny stan wiedzy pozwala nam określić poziom wody gruntowej na nieco poniżej poziomu gruntu (Ryc. 8). Dokładniej, podniesienie poziomu wody do średniej rocznej wartości 10 cm pomoże szybko zredukować emisje GHG (Ryc. 9A i 9B) Jurasinski et al. (2016; 2020) **i pozwoli na ponowne wywołanie akumulacji węgla w dłuższej perspektywie czasu.**

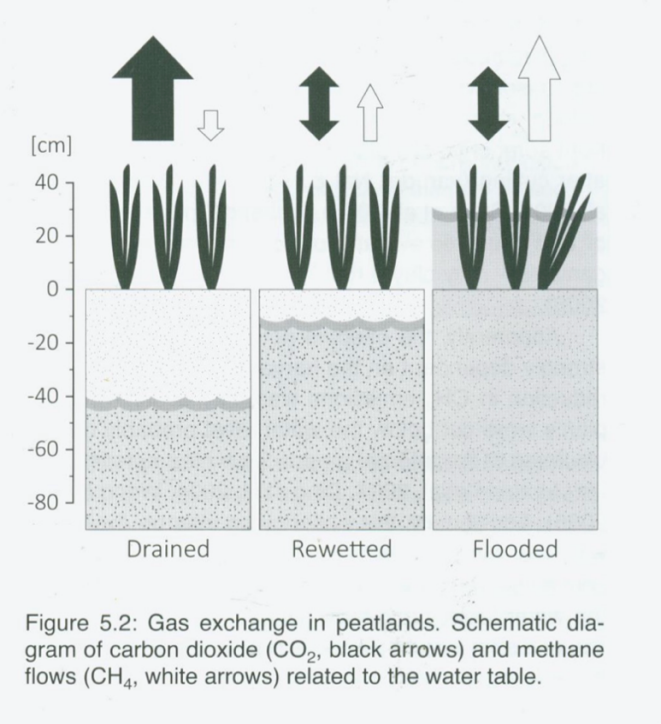
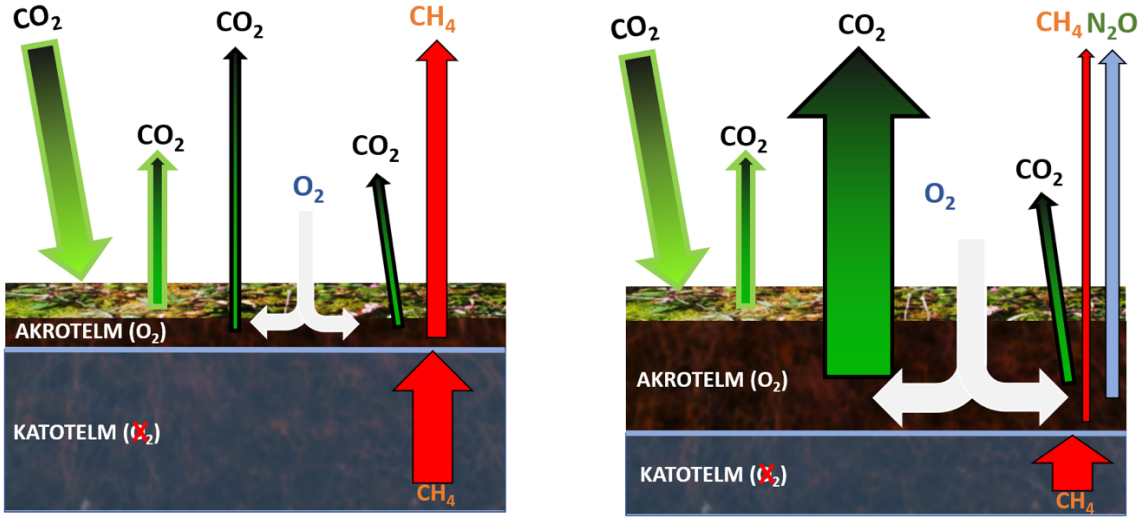


Figure 5.2: Gas exchange in peatlands. Schematic diagram of carbon dioxide (CO_2, black arrows) and methane flows (CH_4, white arrows) related to the water table.

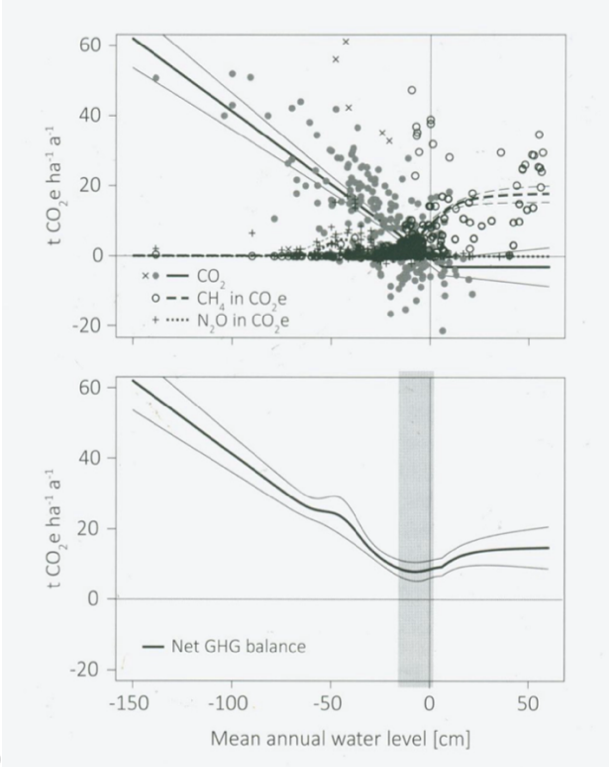
Rycina 8. Wymiana gazowa w torfowiskach: schemat przepływów CO_2 (czarne strzałki) i CH_4 (białe strzałki) w zależności od poziomu wód gruntowych (Jurasinski et al., 2016)**.**

Badania wykonane na obszarze Niemiec w kontekście nawadniania potwierdzają istotny potencjał ograniczania emisji gazów cieplarnianych dla testowanych gatunków roślin oraz wykazuje funkcję pochłaniania węgla w paludikulturze (Bockermann et al., 2025). Wstępne współczynniki emisji wynoszą −0,1 oraz −12,0 t ekwiwalentu CO_2 ha^{-1} rok^{-1} odpowiednio przy umiarkowanym nawodnieniu (n = 39) i przy pełnym nawodnieniu (n = 43). Zidentyfikowano optymalny średnioroczny poziom wód gruntowych (GWT) 7 cm dla maksymalizacji redukcji GHG oraz że średnioroczny GWT ≥ 12 cm umożliwia funkcję netto pochłaniania węgla. Przy konwersji użytków rolnych do paludikultur możliwy jest potencjał redukcji emisji do −51,9 t CO_2 ekwiwalentu na hektar rocznie. Wyniki te wskazują, że dobrze zarządzana paludikultura może znacząco przyczynić się do osiągnięcia politycznych celów dotyczących pochłaniania CO_2 w sektorze LULUCF (skrót od *Land Use, Land-Use Change and Forestry, Użytkowanie gruntów, zmiany użytkowania gruntów i leśnictwo*).

A)



B)



Rycina. 9. A) Schematyczna zmiana emisji gazów szklarniowych z powierzchni torfowiska pod wpływem różnych głębokości GWT, B) Poziom wody na torfowisku wraz z emisjami w kontekście potencjału globalnego ocieplenia (Jurasinski et al., 2016)**.**

Naturalne torfowiska zachowane w stanie bagiennym zazwyczaj charakteryzują się ujemnym bilansem węgla. Średnia emisja metanu dla torfowisk półkuli północnej wynosi ok. 90 kg CH_4-C ha^{-1} rok^{-1} (Abdalla et al., 2016), a jednocześnie jest ona z nadwyżką kompensowana przez pochłanianie dwutlenku węgla na poziomie około 300 kg CO_2-C ha^{-1} rok^{-1} (Frolking et al., 2011). Rzeczywisty efekt

klimatyczny jest jednak bardziej złożony niż prosty bilans wymiany węgla pomiędzy torfowiskiem a atmosferą. Z jednej strony metan to znacznie silniejszy gaz cieplarniany niż CO_2, lecz z drugiej – jego czas życia w atmosferze jest relatywnie krótki, bo po ok. 10-12 latach ulega utlenieniu do CO_2.

Oznacza to, że siła wymuszenia radiacyjnego metanu względem CO_2 zależy od horyzontu czasowego analizy: w krótkich przedziałach czasowych torfowiska wykazują dodatnie wymuszenie radiacyjne (działają ogrzewająco), w skali kilku–kilkudziesięciu lat – są neutralne, a przy analizie okresów dłuższych niż kilkadziesiąt lat – stają się elementami chłodzącymi klimat. Właściwa ocena wpływu torfowisk na efekt cieplarniany wymaga więc uwzględnienia nie tylko bieżącego bilansu gazów cieplarnianych, ale także scenariuszy dotyczących stabilności lub przekształceń danego ekosystemu.

Z tego względu przywracanie torfowisk przez ich ponowne nawodnienie może być traktowane jako działanie łagodzące zmiany klimatu jedynie wtedy, gdy projekt ma charakter długoterminowy i zapewnia trwałość efektów w skali co najmniej dziesięcioleci – a w praktyce powinien być nieodwracalny.

Niezaburzone torfowiska stanowią naturalny element globalnego systemu klimatycznego. Wszelkie zmiany w bilansie gazów cieplarnianych wynikające z działalności człowieka należy natomiast klasyfikować jako antropogeniczne. Dotyczy to zarówno zwiększonej emisji wskutek osuszania, użytkowania rolniczego czy leśnego oraz wydobycia torfu, jak i – z drugiej strony – ograniczania emisji poprzez renaturyzację. Z tego powodu zarówno emisje, jak i ich redukcje powinny być ujmowane w raportach składanych przez państwa-strony Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie Zmian Klimatu (UNFCCC).

Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu (IPCC) opracował w tym celu szczegółowe wytyczne – tzw. Wetland Supplement (Hiraishi et al., 2014), zawierający standardowe wskaźniki emisji gazów cieplarnianych z odwodnionych torfowisk w zależności od regionu klimatycznego i formy zagospodarowania. Dla strefy klimatu umiarkowanego kontynentalnego, obejmującej większość obszaru Polski, średnie emisje CO_2 wynoszą od ok. 10 do nawet 30 ton CO_2 ha^{-1} rok^{-1} (tj. 2,5–8 ton CO_2-C).

W praktyce oznacza to, że tempo emisji węgla z torfowisk odwodnionych jest o jeden do dwóch rzędów wielkości wyższe niż tempo jego akumulacji w torfowiskach naturalnych.

6 Rekomendacje

Znaczenie mokradeł dla funkcjonowania obszarów rolniczych staje się coraz bardziej widoczne w obliczu narastającego deficytu wody, związanego z globalnym ociepleniem. Na pogłębiającą się suszę

narażone są nie tylko same mokradła, lecz także pola uprawne na glebach organicznych. W ostatnich dekadach szczególnego znaczenia nabrały torfowiska, które efektywnie magazynują zarówno wodę, jak i materię organiczną. W tym kontekście obszary bagienne – w tym doliny zalewowe i mokre łąki – zyskują na wartości jako kluczowe elementy krajobrazu rolniczego i leśnego (Lamentowicz & Konczal, 2024). Odtwarzanie mokradeł staje się obecnie jednym z priorytetowych zadań ochrony przyrody i adaptacji rolnictwa do zmian klimatu, wymagającym silnego wsparcia środowisk naukowych (Jabłońska et al., 2021).

Rekomendacje dotyczące torfowisk i nawadniania obszarów rolniczych:

1. ***Ponowne nawadnianie mokradeł***

Plan odtwarzania gleb organicznych będących osuszonymi torfowiskami powinien obejmować działania ukierunkowane na podniesienie poziomu wód gruntowych, a w konsekwencji redukcję emisji gazów szklarniowych i przywrócenie procesu torfotwórczego na gruntach rolnych. Rekomendowany, docelowy poziom wody gruntowej na nawodnionym torfowisku to średnia roczna wartość 10 cm poniżej powierzchni gruntu, z sugestią utrzymywania takiego lustra wody gruntowej w ciągu roku.

2. ***Kompleksowa inwentaryzacja torfowisk w krajobrazie rolniczym***

Niezbędne jest pełne rozpoznanie torfowisk w Polsce, z uwzględnieniem miąższości i rodzaju torfu oraz zasobów węgla i wody. Dane te powinny stanowić podstawę do opracowania strategii ochrony i restytucji w warunkach narastających zmian klimatu – antropogenicznego globalnego ocieplenia. Próby zastąpienia inwentaryzacji terenowej przez fotointerpretację i modelowanie są mało efektywne. Jedynie szeroko zakrojone prace terenowe skoncentrowane na pełnych wierceniach i sondowaniach miąższości, stopnia rozkładu i rodzaju torfu mogą dać dobrej jakości bazę danych.

3. ***Ograniczenie działań szkodliwych dla torfowisk***

W ramach programów małej retencji i działań utrzymaniowych należy zakazać pogłębiania rowów odwadniających mokradła, budowy/kopania zbiorników wodnych w torfowiskach oraz pozyskiwania torfu. Norma GAEC-2, mająca na celu zachowanie torfowisk w warunkach użytkowania rolniczego przynajmniej w niepogorszonym stanie powinna (zwłaszcza gdy samo jej przestrzeganie miałoby uprawniać do płatności za ekoschemat) wykluczać jakąkolwiek orkę (także płytką orkę w ramach rekultywacji użytku zielonego) oraz konserwację rowów odwadniających. Należy też promować zasypywanie rowów jako sposób na ograniczenie odpływu wody z torfowisk. Najbardziej efektywną

formą ochrony jest zachowanie torfowisk w stanie nienaruszonym, co służy zarówno bioróżnorodności, ochronie klimatu, jak i retencji wody w krajobrazie.

4. *Hydrologiczne podstawy planowania*

Wprowadzenie operatów ekohydrologicznych jako obowiązkowego elementu planowania w gospodarce rolnej umożliwi skuteczniejsze zatrzymywanie wody w torfowiskach i ograniczanie emisji gazów cieplarnianych.

5. *Monitoring i ocena efektów działań*

Potrzebne jest wdrożenie systemu krajowego monitoringu torfowisk obejmującego stan siedlisk, bilans węglowy, dynamikę hydrologiczną i efekty restytucji. Należy opracować metodologię szacowania redukcji emisji gazów cieplarnianych (CO_2, CH_4, N_2O) w wyniku działań nawadniających.

6. *Zrównoważone rolnictwo na terenach podmokłych*

W kontekście użytkowania rolniczego torfowisk rekomenduje się rozwój paludikultury, czyli upraw roślin bagiennych dostosowanych do wysokiego poziomu wody. Pozwoli to ograniczyć degradację torfu, utrzymać retencję wodną i wytwarzać surowce organiczne, które mogą zastępować torf w szkółkarstwie i ogrodnictwie np. płyty konstrukcyjne z pałki, trzcina na pokrycia dachowe, biomasa do ogrzewania (paludikulturowe siano z bagiennych łąk).

7. *Edukacja i szkolenia*

Wprowadzenie szkoleń podstaw ekohydrologii dla doradców rolnośrodowiskowych i administracji lokalnej w zakresie roli torfowisk w gospodarce wodnej, klimatycznej i rolnej. Rekomenduje się także opracowanie poradników praktycznych dla rolników.

8. *Integracja z polityką wodną i rolną*

Odzyskiwanie naturalnych funkcji torfowisk powinno być powiązane z polityką rolną (Wspólna Polityka Rolna, programy retencji, działania przeciw suszy). Szczególny nacisk należy położyć na dostosowanie systemów melioracyjnych do potrzeb ochrony przyrody i klimatu poprzez wprowadzanie rozwiązań opartych na kontrolowanej retencji.

9. Potencjalne działania na terenach trwałych użytków zielonych

Utrzymanie średniej głębokości GWT na głębokości 10 cm nie wyklucza produkcji rolnej na obszarach, gdzie przywracane jest odpowiednie nawodnienie gruntu, należy rozważyć opracowanie nowego

modelu funkcjonowania trwałych użytków zielonych, który będzie polegać na hybrydowym uzyskiwaniu zysków wynikających z jednoczesnego pozyskiwania zielonki i ograniczanie emisji gazów szklarniowych.

7 Podsumowanie

Opracowanie syntetyzuje wiedzę o funkcjonowaniu torfowisk w krajobrazie rolniczym i wskazuje ekohydrologiczne progi krytyczne dla ich ochrony, odtwarzania i redukcji emisji gazów cieplarnianych. Torfowiska, będące ważnymi magazynami węgla i ostojami bioróżnorodności, są szczególnie wrażliwe na obniżenie zwierciadła wód gruntowych. Historyczne osuszanie spowodowało rozległą degradację i emisje CO_2, a znaczna część dawnych torfowisk funkcjonuje dziś jako gleby organiczne, które należą do głównych źródeł emisji w rolnictwie. Proces torfotwórczy jest powolny (ok. 1 mm/rok), podczas gdy osiadanie odwodnionych torfowisk i gleb organicznych zachodzi w tempie 1–3 cm/rok, co obrazuje asymetrię między akumulacją a degradacją. Analizy paleoekologiczne i współczesne pomiary strumieni CO_2/CH_4 wskazują, że warunki optymalne dla zatrzymania degradacji gleb organicznych i akumulacji torfu mieszczą się w zakresie 5–10 cm poniżej powierzchni, a krytyczny próg degradacji występuje przy ~22–25 cm. Zaleca się utrzymywanie średniorocznego GWT ~10 cm najlepiej na podobnym wysokim poziomie przez cały rok, inwentaryzację torfowisk i gleb organicznych, włączenie operatów hydrologicznych do planowania rolniczego, ograniczenie działań osuszających oraz rozwój paludikultur. Skuteczna ochrona i odtwarzanie torfowisk w krajobrazie rolniczym wymaga ponownego nawodnienia i utrzymywania średniorocznego poziomu wód gruntowych na głębokości ok. 10 cm, co pozwala ograniczyć emisje gazów cieplarnianych i przywrócić proces torfotwórczy. Działania te powinny być oparte na kompleksowej inwentaryzacji torfowisk i gleb organicznych, obejmującej miąższość, typ torfu oraz zasoby węgla i wody, prowadzonej w ramach szeroko zakrojonych prac terenowych. Kluczowe jest równoczesne ograniczenie praktyk szkodliwych, takich jak pogłębianie rowów, pozyskiwanie torfu czy orka na glebach organicznych, przy jednoczesnym promowaniu zasypywania rowów i zachowania torfowisk w stanie nienaruszonym. Podstawą planowania powinny stać się operaty ekohydrologiczne, a realizację działań wspierać musi system krajowego monitoringu obejmujący hydrologię, bilans węglowy i efekty restytucji. W obszarach użytkowanych rolniczo należy wdrażać paludikultury, czyli uprawy roślin bagiennych dostosowanych do wysokiego poziomu wody, a na trwałych użytkach zielonych rozwijać modele hybrydowe łączące produkcję zielonki z redukcją emisji. Równolegle potrzebne są szkolenia i poradniki dla rolników oraz doradców rolnośrodowiskowych w zakresie ekohydrologii i praktyk zrównoważonego gospodarowania wodą. Całość działań powinna być zintegrowana z polityką rolną i wodną, w tym systemami melioracyjnymi i

programami retencji, tak aby odbudowa funkcji ekosystemowych torfowisk wzmacniała jednocześnie bioróżnorodność, ochronę klimatu i bezpieczeństwo kraju.

8 Literatura

Abdalla, M., Hastings, A., Truu, J., Espenberg, M., Mander, Ü., & Smith, P. (2016). Emissions of methane from northern peatlands: a review of management impacts and implications for future management options. *Ecol Evol*, *6*(19), 7080–7102. https://doi.org/10.1002/ece3.2469

Albert-Saiz, M., Lamentowicz, M., Rastogi, A., & Juszczak, R. (2025). Unveiling water table tipping points in peatland ecosystems: Implications for ecological restoration. *CATENA*, *257,* 109149. https://doi.org/10.1016/j.catena.2025.109149

Andersen, R., Farrell, C., Graf, M., Muller, F., Calvar, E., Frankard, P. et al. (2017). An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology*, *25*(2), 271–282. https://doi.org/10.1111/rec.12415

Andrew, M., & Dominic, M. (2014). UK peatland restoration: Some economic arithmetic. *Science of The Total Environment*, *484,* 114–120. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.033

Andrews, L. O., Rowson, J. G., Caporn, S. J. M., Dise, N. B., Barton, E., Garrett, E. et al. (2021). Plant community responses to experimental climate manipulation in a Welsh ombrotrophic peatland and their palaeoenvironmental context. *Glob Chang Biol*, *28*(4), 1596–1617. https://doi.org/10.1111/gcb.16003

Augustin, J., & Chojnicki, B. (2008). Austausch von klimarelevanten Spurengasen, Klimawirkung und Kohlenstoffdynamik in den ersten Jahren nach der Wiedervernässung von degradiertem Niedermoorgrünland [Exchange of climate relevant trace gases, climate impact and carbon dynamic in the first years after rewetting of degraded fen grassland] Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetals in Mecklenburg-Vorpommern – Status, Steuergrößen und Handlungsmöglichkeiten. *Berichte des IGB*, *26,* 50–67.

Baird, A. J., & Low, R. G. (2022). The water table: Its conceptual basis, its measurement and its usefulness as a hydrological variable. *Hydrological Processes*, *36*(6), https://doi.org/10.1002/hyp.14622

Bąk, M., Lamentowicz, M., Kołaczek, P., Wochal, D., Jakubowicz, M., Andrews, L. et al. (2025). Twentieth-century ecological disasters in central European monoculture pine plantations led to critical transitions in peatlands. *Biogeosciences*, *22*(15), 3843–3866. https://doi.org/10.5194/bg-22-3843-2025

Bąk, M., Lamentowicz, M., Kołaczek, P., Wochal, D., Matulewski, P., Kopeć, D. et al. (2024). Assessing the impact of forest management and climate on a peatland under Scots pine monoculture using a multidisciplinary approach. *Biogeosciences*, *21*(22), 5143–5172. https://doi.org/10.5194/bg-21-5143-2024

Belyea, L. R., & Clymo, R. S. (2001). Feedback control of the rate of peat formation. *Proc R Soc Lond B Biol Sci*, *268*(1473), 1315–1321.

Bertrand, G., Ponçot, A., Pohl, B., Lhosmot, A., Steinmann, M., Johannet, A. et al. (2021). Statistical hydrology for evaluating peatland water table sensitivity to simple environmental variables and climate changes application to the mid-latitude/altitude Frasne peatland (Jura Mountains, France). *Sci Total Environ*, *754,* 141931. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141931

Biancalani, R., & Avagyan, A. (Eds.). (2014). *Towards climate-responsible peatlands management*. Food and Agiculture Organization of the United Nations (FAO).

Bitner, K. (1958). Torfowiska w Polsce ich ilość powierzchnia i zasoby. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, *15,* 77–90.

Blain, D., & others (2014). Methane emissions from restored peatlands: variability and controls. *Biogeosciences*, *11,* 651–663.

Bockermann, C., Eickenscheidt, T., & Drösler, M. (2025). Greenhouse Gas Mitigation Potential of Temperate Fen Paludicultures. *Glob Chang Biol*, *31*(8), e70385. https://doi.org/10.1111/gcb.70385

Bonn, A., Allott, T., Evans, M., & Stoneman, R. (2016). Peatland Restoration and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice. 517.

Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., & Stoneman, R. (Eds.). (2016). *Peatland Restoration and Ecosystem Services. Science, Policy and Practice*. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/cbo9781139177788

Charman, D. (2002). Peatlands and Environmental Change.

Chylarecki, P., Gutowski, J. M., Jaroszewicz, B., Kowalczyk, R., Kujawa, A., Latałowa, M. et al. (2020). Puszcza Białowieska, miniprzewodnik naukowy.

Couwenberg, J. (2011). Greenhouse gas emissions from managed peat soils: is the IPCC reporting guidance realistic? *Mires and Peat*, *8,* 1–10.

Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärisch, S., Dubovik, D. et al. (2011). Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, *674*(1), 67–89. https://doi.org/10.1007/s10750-011-0729-x

De Vleeschouwer, F., Piotrowska, N., Sikorski, J., Pawlyta, J., Cheburkin, A., Le Roux, G. et al. (2009). Multiproxy evidence of `Little Ice Age' palaeoenvironmental changes in a peat bog from northern Poland. *The Holocene*, *19*(4), 625–637. https://doi.org/10.1177/0959683609104027

Deng, Y., Boodoo, K. S., Knorr, K., & Glatzel, S. (2025). Assessing the impact of land use on peat degradation in bogs in the Enns Valley, Austria. *Soil Use and Management*, *41*(1), 1-16,https://doi.org/10.1111/sum.70013

Dobrowolski, R., Bałaga, K., Buczek, A., Alexandrowicz, W. P., Mazurek, M., Hałas, S. et al. (2016). Multi-proxy evidence of Holocene climate variability in Volhynia Upland (SE Poland) recorded in spring-fed fen deposits from the Komarów site. *The Holocene*, *26*(9), 1406–1425. https://doi.org/10.1177/0959683616640038

Doelman, J. C., Verhagen, W., Stehfest, E., & van Vuuren, D. P. (2023). The role of peatland degradation, protection and restoration for climate change mitigation in the SSP scenarios. *Environmental Research: Climate*, *2*(3), 035002. https://doi.org/10.1088/2752-5295/acd5f4

Draga, M., Gałka, M., Knorr, K.-H., Glatzel, S., Chojnicki, B., Fritz, C. et al. (2025). Long-Term Ecological Baselines and Critical Thresholds in Ombrotrophic Peatlands of Europe: Implications for Restoration Strategies. *bioRxiv*, 1-34. https://doi.org/10.1101/2025.05.16.654541

Dudová, L., Hájková, P., Buchtová, H., & Opravilová, V. (2013). Formation, succession and landscape history of Central-European summit raised bogs: a multiproxy study from the Hrubý Jeseník Mountains. *The Holocene*, *23,* 230–242. https://doi.org/10.1177/0959683612460790

Dudová, L., Hájková, P., Opravilová, V., & Hájek, M. (2014). Holocene history and environmental reconstruction of a Hercynian mire and surrounding mountain landscape based on multiple proxies. *Quaternary Research*, *82,*107–120. https://doi.org/10.1016/j.yqres.2014.03.006

Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, *17*(1), 71–84.

Evans, C. D., Peacock, M., Baird, A. J., Artz, R. R. E., Burden, A., Callaghan, N. et al. (2021). Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature*, *593*(7860), 548–552. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03523-1

Fernández-Martínez, M., Sardans, J., Chevallier, F., Ciais, P., Obersteiner, M., Vicca, S. et al. (2019). Global trends in carbon sinks and their relationships with CO2 and

temperature. *Nature Climate Change*, *9*(1), 73–79. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0367-7

Fiałkiewicz-Kozieł, B., Smieja-Król, B., Frontasyeva, M., Słowiński, M., Marcisz, K., Lapshina, E. et al. (2016). Anthropogenic- and natural sources of dust in peatland during the Anthropocene. *Sci Rep*, *6,* 38731. https://doi.org/10.1038/srep38731

Fortuniak, K., Pawlak, W., Siedlecki, M., Chambers, S., & Bednorz, L. (2021). Temperate mire fluctuations from carbon sink to carbon source following changes in water table. *Sci Total Environ*, *756,* 144071. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144071

Frolking, S., Talbot, J., Jones, M. C., Treat, C. C., Kauffman, J. B., Tuittila, E.-S. et al. (2011). Peatlands in the Earth's 21st century climate system. *Environmental Reviews*, *19*, 371–396. https://doi.org/10.1139/a11-014

Gałka, M., Knorr, K.-H., Tobolski, K., Gallego-Sala, A., Kołaczek, P., Lamentowicz, M. et al. (2022). How far from a pristine state are the peatlands in the Białowieża Primeval Forest (CE Europe) – Palaeoecological insights on peatland and forest development from multi-proxy studies. *Ecological Indicators*, *143,* 109421. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109421

Gałka, M., Miotk-Szpiganowicz, G., Goslar, T., Jęśko, M., van der Knaap, W. O., & Lamentowicz, M. (2013). Palaeohydrology, fires and vegetation succession in the southern Baltic during the last 7500 years reconstructed from a raised bog based on multi-proxy data. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, *370,* 209 – 221. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.palaeo.2012.12.011

Gałka, M., Miotk-Szpiganowicz, G., Marczewska, M., Barabach, J., van der Knaap, W. O., & Lamentowicz, M. (2015). Palaeoenvironmental changes in Central Europe (NE Poland) during the last 6200 years reconstructed from a high-resolution multi-proxy peat archive. *The Holocene*, *25*(3), 421–434. https://doi.org/10.1177/0959683614561887

Gałka, M., Tanţău, I., Ersek, V., & Feurdean, A. (2016). A 9000year record of cyclic vegetation changes identified in a montane peatland deposit located in the Eastern Carpathians (Central-Eastern Europe): Autogenic succession or regional climatic influences? *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, *449,* 52–61. https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2016.02.007

Gałka, M., Tobolski, K., Lamentowicz, Ł., Ersek, V., Jassey, V. E. J., van der Knaap, W. O. et al. (2017). Unveiling exceptional Baltic bog ecohydrology, autogenic succession and climate change during the last 2000 years in CE Europe using replicate cores, multi-proxy data and functional traits of testate amoebae. *Quaternary Science Reviews*, *156,* 90–106. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2016.11.034

Galova, A., Hajkova, P., Ciernikova, M., Petr, L., Hajek, M., Novak, J. et al. (2016). Origin of a boreal birch bog woodland and landscape development on a warm low mountain summit at the Carpathian-Pannonian interface. *The Holocene*, *26*(7), 1112–1125. https://doi.org/10.1177/0959683616632884

Gąsowska, M., Oleszczuk, R., & Urbański, J. (2019). Ocena tempa osiadania odwodnionego torfowiska oraz weryfikacja równań empirycznych opisujących ten proces. *Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, *28*(1), 95–104. https://doi.org/10.22630/pniks.2019.28.1.9

Giergiczny, M., Valasiuk, S., Kotowski, W., Galera, H., Jacobsen, J. B., Sagebiel, J. et al. (2022). Re-meander, rewet, rewild! Overwhelming public support for restoration of small rivers in the three Baltic Sea basin countries. *Restoration Ecology*, *30*(5), 5. https://doi.org/10.1111/rec.13575

Grzywna, A. (2016). Zanikanie powierzchni torfowiska na odwodnionych użytkach zielonych Polesia Lubelskiego. *Acta Sci. Pol. Formatio Circumiectus*, *15*(1), 81–89. https://doi.org/10.15576/ASP.FC/2016.15.1.81

Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebsch, F. et al. (2020). Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications*, *11*(1), 1644, https://doi.org/10.1038/s41467-020-15499-z

Harenda, K. M., Lamentowicz, M., Samson, M., & Chojnicki, B. H. (2018). The Role of Peatlands and Their Carbon Storage Function in the Context of Climate Change. In T. Zielinski, I. Sagan, & W. Surosz (Eds.), *GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences: Interdisciplinary Approaches for Sustainable Development Goals* (pp. 169-187). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71788-3_12

Hedberg, P., Saetre, P., Sundberg, S., Rydin, H., & Kotowski, W. (2013). A functional trait approach to fen restoration analysis. *Applied Vegetation Science*, *16*(4), 658–666. https://doi.org/10.1111/avsc.12042

Hillman, G. R. (2018). Effects of engineered drainage on water tables and peat subsidence in an Alberta treed fen. In C. C. Trettin, M. F. Jurgensen, D. F. Grigal, M. R. Gale, & J. K. Jeglum (Eds.), *Northern forested wetlands ecology and management* (pp. 253-272). Routledge. https://doi.org/10.1201/9780203745380-18&type=chapterpdf

IPCC. (2014). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands.

Hooijer, A., Page, S., Canadell, J. G., Silvius, M., Kwadijk, J., Wösten, H. et al. (2010). Current and future CO2 emissions from drained peatlands in Southeast Asia. *Biogeosciences*, *7*(5), 1505–1514. https://doi.org/10.5194/bg-7-1505-2010

Hooijer, A., Page, S., Jauhiainen, J., Lee, W. A., Lu, X. X., Idris, A. et al. (2012). Subsidence and carbon loss in drained tropical peatlands. *Biogeosciences*, *9*(3), 1053–1071. https://doi.org/10.5194/bg-9-1053-2012

Huth, V., Günther, A., Bartel, A., Gutekunst, C., Heinze, S., Hofer, B. et al. (2022). The climate benefits of topsoil removal and Sphagnum introduction in raised bog restoration. *Restoration Ecology*, *30*(1), 21. https://doi.org/10.1111/rec.13490

Ilnicki, P. (1972). Osiadanie powierzchni torfowisk niskich w dolinie Noteci będących w długotrwałym rolniczym użytkowaniu w zależności od ich budowy i intensywności odwodnienia. *Rozprawy Naukowe*, 30),

Ilnicki, P. (2002). *Torfowiska i torf.* Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu.

Ilnicki, P., & Szajdak, L. W. (2016). *Zanikanie torfowisk*. Wydawnictwo Poznańskiego Towarzystwa Przyjaciół Nauk.

Jabłońska, E., Kotowski, W., & Giericzny, M. (2021). Strategia ochrony mokradeł w Polsce na lata 2022-2032.

Joosten, H. (2009). The global peatland CO2 picture peatland status and emissions in all countries of the world [Draft]. *Greifswald: Greifswald University*,

Joosten, H. (2010). *The Global Peatland CO2 Picture. Peatland status and drainage related emissions in all countries of the world*. Wetlands International.

Joosten, H., & Clarke, D. (2002). Wise use of mires and peatlands. *International mire conservation group and international peat society*, *304*

Joosten, H., Tanneberger, F., & Moen, A. (Eds.). (2017). *Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation*. Schweizerbart Science Publishers.

Jurasinski, G., Guenther, A., & Glatzel, S. (2016). Ecosystem services provided by paludiculture. W W. Wichtmann, C. Schröder, & H. Joosten (Red.), *Paludiculture – productive use of wet peatlands: Climate protection – biodiversity – regional economic benefits* (s. 79). Schweizerbart Science Publishers.

Jurczuk, S. (2000). Wpływ regulacji stosunków wodnych na osiadanie i mineralizację gleb organicznych. *Biblioteczka Wiadomości IMUZ*, *96*

Kajukało, K., Fiałkiewicz-Kozieł, B., Gałka, M., Kołaczek, P., & Lamentowicz, M. (2016). Abrupt ecological changes in the last 800 years inferred from a mountainous bog using testate amoebae traits and multi-proxy data. *Eur J Protistol*, *55*(Pt B), 165–180. https://doi.org/10.1016/j.ejop.2016.04.003

Karpińska-Kołaczek, M., Kołaczek, P., Czerwiński, S., Gałka, M., Guzowski, P., & Lamentowicz, M. (2022). Anthropocene history of rich fen acidification in W Poland - Causes and indicators of change. *Sci Total Environ*, *838*(Pt 1), 155785. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155785

Katz, N. J. (1975). Bagna kuli ziemskiej. PWN, Warszawa.

Kotowski, W. (2021). *Oszacowanie emisji gazów cieplarnianych z użytkowania gleb organicznych w Polsce oraz potencjału ich redukcji*. Raport WWF Polska / Centrum Ochrony Mokradeł.

Kreyling, J., Tanneberger, F., Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C., Blüml, V. et al. (2021). Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nat Commun*, *12*(1), 5693. https://doi.org/10.1038/s41467-021-25619-y

Kustina, R., Pilicita, J. C., & Grygoruk, M. (2025). Issues of Peatland Restoration Across Scales: A Review and Meta-Analysis. *Water*, *17*(16), 2428. https://doi.org/10.3390/w17162428

Lamentowicz, M., Gałka, M., Marcisz, K., Słowiński, M., Kajukało-Drygalska, K., Dayras, M. D. et al. (2019). Unveiling tipping points in long-term ecological records from Sphagnum-dominated peatlands. *Biol Lett*, *15*(4), 20190043. https://doi.org/10.1098/rsbl.2019.0043

Lamentowicz, M., Gałka, M., Lamentowicz, Ł., Obremska, M., Kühl, N., Lücke, A. et al. (2015). Reconstructing climate change and ombrotrophic bog development during the last 4000 years in northern Poland using biotic proxies, stable isotopes and trait-based approach. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, *418,* 261–277. https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2014.11.015

Lamentowicz, M., Słowińska, S., Słowiński, M., Jassey, V. E. J., Chojnicki, B. H., Reczuga, M. K. et al. (2016). Combining short-term manipulative experiments with long-term palaeoecological investigations at high resolution to assess the response of Sphagnum peatlands to drought, fire and warming. *Mires and Peat*, *18*(20), 1–17. https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.244

Lamentowicz, M., Chojnicki, B. H., M. K., Słowiński, M., Kołaczek, P., & Kotowski, W. (2021). Znaczenie torfowisk dla bilansu węgla w lasach w kontekście globalnego ocieplenia i kryzysu ekologicznego. *Drzewa i lasy w zmieniającym się środowisku*, *Konferencja naukowa Kórnik–Poznań, 11–13 października 2021,* 23–34.

Lamentowicz, M., Gałka, M., Draga, M., Jassey, V. E. J., Fritz, C., Glatzel, S. et al. (2025). Investigating ecological baselines and critical thresholds in ombrotrophic nemoral peatlands: implications for ecological restoration. 0. https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-3047

Lamentowicz, M., & Konczal, S. (2024). *Jak chronić torfowiska w lasach?* ArchaeGraph Wydawnictwo Naukowe.

Leifeld, J., Müller, M., & Fuhrer, J. (2011). Peatland subsidence and carbon loss from drained temperate fens. *Soil Use and Management*, *27*(2), 170–176. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00327.x

Levy, P. E., Burden, A., Cooper, M. D. A., Dinsmore, K. J., Drewer, J., Evans, C. et al. (2012). Methane emissions from soils: synthesis and analysis of a large UK data set. *Global Change Biology*, *18*(5), 1657–1669. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02616.x

Lipka, K. (1978). Zanikanie torfowisk dawno zmeliorowanych w okolicach Rudnika nad Sanem, Leżajska i Przeworska. *Roczniki Nauk Rolniczych*, *79*(4), 95–127.

Loisel, J., Gallego-Sala, A. V., Amesbury, M. J., Magnan, G., Anshari, G., Beilman, D. W. et al. (2021). Expert assessment of future vulnerability of the global peatland carbon sink. *Nature Climate Change*, *11*(1), 70–77. https://doi.org/10.1038/s41558-020-00944-0

Loisel, J., & Gallego-Sala, A. (2022). Ecological resilience of restored peatlands to climate change. *Communications Earth & Environment*, *3*(1), 86. https://doi.org/10.1038/s43247-022-00547-x

Makles, M., Pawlaczyk, P., & Stańko, R. (2014). *Poradnik najlepszych praktyk ochrony mokradeł*. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych.

Marcisz, K., Kołaczek, P., Gałka, M., Diaconu, A.-C., & Lamentowicz, M. (2020). Exceptional hydrological stability of a Sphagnum-dominated peatland over the late Holocene. *Quaternary Science Reviews*, *231,* 106180. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106180

Michael Succow Stiftung. (2023). *PEATLAND ATLAS. Facts and figures about wet climate guardians*. https://www.succow-stiftung.de/en/peatland-atlas

Okruszko, H. (1993). Transformation of fen-peat soils under the impact of draining. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, *406,* 3–73.

Pawlaczyk, P., Wołejko, L., Jermaczek, A., & Stańko, R. (2001). *Poradnik ochrony mokradeł*. Wydawnictwo Lubuskiego Klubu Przyrodników.

Poolma, E., Marcisz, K., Amon, L., Fiutek, P., Kołaczek, P., Leszczyńska, K. et al. (2025). The most complete Holocene peat record from Central Europe: multi-proxy reconstruction of postglacial wetness changes and climate events from Linje peatland, Poland. 1-32, https://doi.org/10.5194/egusphere-2025-2087

Rydin, H., & Jeglum, J. K. (2013). The biology of peatlands. *Second Edition*397.

Schothorst, C. J. (1977). Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands. *Geoderma*, *17*(4), 265–291.

Słowińska, S., Słowiński, M., Marcisz, K., & Lamentowicz, M. (2022). Long-term microclimate study of a peatland in Central Europe to understand microrefugia. *Int J Biometeorol*, *66*(4), 817–832. https://doi.org/10.1007/s00484-022-02240-2

Steffen, W., Rockstr\"om, J., Richardson, K., Lenton, T. M., Folke, C., Liverman, D. et al. (2018). Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *115*(33), 8252–8259. https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115

Stivrins, N., Kalnina, L., Veski, S., & Zeimule, S. (2014). Local and regional Holocene vegetation dynamics at two sites in eastern Latvia. *Boreal Environment Research*, *19*(4), 310-322.

Summerhayes, C. P., Zalasiewicz, J., Head, M. J., Syvitski, J., Barnosky, A. D., Cearreta, A. et al. (2024). The future extent of the Anthropocene epoch: A synthesis. *Global and Planetary Change*, *242,* 104568. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2024.104568

Swindles, G. T., Mullan, D. J., Brannigan, N. T., Fewster, R. E., Sim, T. G., Gallego-Sala, A. et al. (2025). Climate and water-table levels regulate peat accumulation rates across Europe. *PLoS One*, *20*(7), e0327422. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0327422

Szuniewicz, J., Jaros, H., & Nazaruk, G. (1991). Gospodarka wodna gleb torfowych. *Biblioteczka Wiadomości IMUZ*, 77, 43–58.

Tanneberger, F., Abel, S., Couwenberg, J., Dahms, T., Gaudig, G., Günther, A., Kreyling, J., Peters, J., Pongratz, J., & Joosten, H. (2021). Towards net zero CO2 in 2050: An emission reduction pathway for organic soils in Germany. *Mires and Peat*, *27*, 1-17. https://doi.org/10.19189/MaP.2020.SNPG.StA.1951

Tanneberger, F., Appulo, L., Ewert, S., Lakner, S., Ó Brolcháin, N., Peters, J., & Wichtmann, W. (2021). The Power of Nature-Based Solutions: How Peatlands Can Help Us to Achieve Key EU Sustainability Objectives. *Advanced Sustainable Systems*, *5*(1), 149. https://doi.org/10.1002/adsu.202000146

Tanneberger, F., Moen, A., Barthelmes, A., Lewis, E., Miles, L., Sirin, A. et al. (2021b). Mires in Europe—Regional Diversity, Condition and Protection. *Diversity*, *13*(8), 381. https://doi.org/10.3390/d13080381

Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E. A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S. et al. (2020). A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, *109,* 105838. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838

Tobolski, K. (2000). Przewodnik do oznaczania torfów i osadów jeziornych. *Vademecum Geobotanicum*, 508.

Turetsky, M. R., Kotowska, A., Bubier, J., Dise, N. B., Crill, P., Hornibrook, E. R. C. et al. (2014). A synthesis of methane emissions from 71 northern, temperate, and subtropical wetlands. *Global Change Biology*, *20*(7), 2183–2197. https://doi.org/10.1111/gcb.12580

Wichmann, S., Gaudig, G., Krebs, M., & Joosten, H. (2012). *Paludiculture–Ecosystem services of Sphagnum farming on rewetted bogs in NW Germany*. In *Proceedings of the 14th International Peat Congress*. https://www.researchgate.net/profile/Sabine_Wichmann/publication/268447922_PALUDICULTURE_-_ECOSYSTEM_SERVICES_OF_SPHAGNUM_FARMING_ON_REWETTED_BOGS_IN_NW_GERMANY/links/546bb6050cf20dedafd53715/PALUDICULTURE-ECOSYSTEM-SERVICES-OF-SPHAGNUM-FARMING-ON-REWETTED-BOGS-IN-NW-GERMANY.pdf

Wichmann, S., & Nordt, A. (2024). Unlocking the potential of peatlands and paludiculture to achieve Germany's climate targets: obstacles and major fields of action. *Frontiers in Climate*, *6*0. https://doi.org/10.3389/fclim.2024.1380625

Wołejko, L. (Ed.). (2015). *Torfowiska Pomorza – identyfikacja, ochrona, restytucja*. Klub Przyrodników.

Yli-Petäys, M., Laine, J., Vasander, H., & Tuittila, E.-S. (2007). Carbon gas exchange of a re-vegetated cut-away peatland five decades after abandonment. *Boreal Environment Research*, *12,* 177–190.

Zak, D., & McInnes, R. J. (2022). A call for refining the peatland restoration strategy in Europe. *Journal of Applied Ecology*, *59*(11), 2698–2704. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14261